

水旱轮作条件下畜禽有机肥氮素矿化特征

沈仕洲, 万辰, 马瑛骏, 胡玉康, 王风, 张克强

引用本文:

沈仕洲, 万辰, 马瑛骏, 等. 水旱轮作条件下畜禽有机肥氮素矿化特征[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(11): 2513–2520.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1032>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

洱海流域不同有机肥替代对土壤理化性质及油菜产量的影响

万辰, 马瑛骏, 张克强, 王风, 沈仕洲

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2494–2502 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-1026>

长期施用有机肥对潮土土壤肥力及硝态氮运移规律的影响

李彦, 孙翠平, 井永苹, 罗加法, 张英鹏, 仲子文, 孙明, 薄录吉, 刘兆辉

农业环境科学学报. 2017, 36(7): 1386–1394 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0316>

沼液与有机肥配施条件下氮损失风险的研究

周炜, 孙国峰, 王鑫, 童红玉, 盛婧

农业环境科学学报. 2019, 38(8): 1743–1750 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1614>

洱海流域典型农区不同施肥处理下稻田氨挥发变化特征

吴凡, 张克强, 谢坤, 王风, 王瑞琦, 尹高飞, 沈仕洲

农业环境科学学报. 2019, 38(8): 1735–1742 <https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1621>

施用鸡粪有机肥对种植小油菜土壤微生物群落结构多样性的影响

李可, 孙彤, 孙涛, 徐应明, 孙约兵

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2316–2324 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0036>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

沈仕洲, 万辰, 马瑛骏, 等. 水旱轮作条件下畜禽有机肥氮素矿化特征[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(11): 2513–2520.

SHEN S Z, WAN C, MA Y J, et al. The nitrogen mineralization characteristics of organic fertilizer for livestock and poultry under paddy–upland rotation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(11): 2513–2520.



开放科学 OSID

水旱轮作条件下畜禽有机肥氮素矿化特征

沈仕洲^{1,2}, 万辰^{1,2,3}, 马瑛骏^{1,2,4}, 胡玉康^{1,2,3}, 王凤^{1,2}, 张克强^{1,2*}

(1. 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2. 国家农业环境大理观测实验站, 云南 大理 671004; 3. 云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201; 4. 东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150030)

摘 要:为探究水旱轮作条件下不同畜禽有机肥氮素矿化特征, 试验设置空白、羊粪、牛粪、鸡粪和猪粪共 5 个处理, 采用田间原位培养法监测了不同有机肥施用后 300 d 内铵态氮和硝态氮的矿化规律。结果表明: 有机肥矿化过程中矿质氮主要为铵态氮, 而硝态氮含量很低; 不同有机肥处理的铵态氮含量总体呈先上升后逐渐稳定的变化趋势, 鸡粪处理的铵态氮含量显著高于其他有机肥处理; 不同有机肥处理的硝态氮含量呈波动下降趋势, 硝态氮含量在前 30 d 迅速下降, 不同有机肥处理间硝态氮含量差异随时间延长逐渐减小; 雨季淹水条件促进有机肥矿化作用, 但抑制了硝化作用发生, 各有机肥处理的净氮矿化速率在雨季淹水条件培养下较高, 旱季好气条件下有机肥矿化速率平稳, 无明显上升或下降, 各有机肥处理的净氮矿化速率较低; 各有机肥处理的净氮矿化速率在培养前期较高, 集中在前 60 d, 不同处理间差异显著, 其中鸡粪和牛粪处理显著高于其他处理, 培养后期各处理的净氮矿化速率较低且稳定, 不同处理间差异较小。经过 300 d 培养, 鸡粪、牛粪、羊粪和猪粪处理的氮素累积矿化量分别为 32.99、17.60、13.90、12.83 mg·kg⁻¹, 总体来看各处理氮素矿化效果表现为鸡粪>牛粪>羊粪>猪粪。

关键词:水旱轮作; 有机肥; 畜禽粪便; 氮素矿化

中图分类号: S141 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)11-2513-08 doi:10.11654/jaes.2021-1032

The nitrogen mineralization characteristics of organic fertilizer for livestock and poultry under paddy–upland rotation

SHEN Shizhou^{1,2}, WAN Chen^{1,2,3}, MA Yingjun^{1,2,4}, HU Yukang^{1,2,3}, WANG Feng^{1,2}, ZHANG Keqiang^{1,2*}

(1. Agro–Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 2. Dali Observation and Experimental Station of National Agricultural Environment, Dali 671004, China; 3. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 4. College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin 150030, China)

Abstract: The objective of this study was to explore the nitrogen mineralization characteristics of different organic fertilizers for livestock and poultry and provide a basis for scientific fertilization under the paddy and dry rotation mode. The experiment included five treatments: blank, sheep manure, cow manure, chicken manure, and pig manure. The field in situ cultivation method was used to monitor the ammonium nitrogen and nitrate within 300 days after application of organic fertilizers. The results showed that the mineral nitrogen of organic fertilizer was mainly ammonium nitrogen, and the nitrate nitrogen content was very low. The ammonium nitrogen content of different

收稿日期: 2021-09-06 录用日期: 2021-10-19

作者简介: 沈仕洲(1990—), 男, 云南临沧人, 硕士, 助理研究员, 主要研究方向为农业面源污染防治。E-mail: shenshizhou@126.com

*通信作者: 张克强 E-mail: kqzhang68@126.com

基金项目: 云南省基础研究青年基金项目(2019FD120); 云南省重大科技专项计划项目(202102AE090011); 云南省专家工作站项目(202005AF150204); 国家重点研发计划项目(2017YFD0800103)

Project supported: Yunnan Basic Research Youth Fund (2019FD120); Major Science and Technology Special Plan Project of Yunnan Province (202102AE090011); Yunnan Province Expert Workstation Project (202005AF150204); The National Key Research and Development Program of China (2017YFD0800103)

organic fertilizer treatments increased first and then gradually stabilized. The ammonium nitrogen content of the chicken manure treatment was significant and higher than the other organic fertilizer treatments. The nitrate nitrogen content of the different organic fertilizer treatments fluctuated and declined rapidly in the first 30 days. The differences in the nitrate nitrogen content between the different organic fertilizer treatments gradually decreased with time. Flooded conditions promote the mineralization of organic fertilizers; however, it inhibits their nitrification. The net nitrogen mineralization rate of each organic fertilizer treatment was higher under the flooded conditions during the rainy season, whereas it was stable under the aerobic conditions during the dry season. There was no significant increase or decrease; however, the net nitrogen mineralization rate of each organic fertilizer treatment was low. The net nitrogen mineralization rate of each organic fertilizer treatment was higher during the early cultivation stage, concentrated in the first 60 days, and the difference between different treatments was significant. The treatment of chicken manure and cow manure was significantly higher than that of the other treatments. The net nitrogen mineralization rate of each treatment during the later culture period was low and stable, and the difference between the different treatments was small. After 300 d of culture, the cumulative nitrogen mineralization amounts of the chicken manure, cow manure, sheep manure, and pig manure treatments were 32.99, 17.60, 13.90, 12.83 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. Therefore, the nitrogen mineralization effect of each treatment was in the order of chicken manure > cow manure > sheep manure > pig manure.

Keywords: paddy and drought rotation; organic fertilizer; livestock manure; nitrogen mineralization

随着规模化、集约化畜禽养殖业的快速发展,畜禽粪便的排放量日益增加,这给农村生态环境治理带来了巨大压力^[1]。畜禽粪便中含有丰富的有机质以及氮、钾、磷等营养元素,是一种优质的有机肥源^[2-3],无害化处理后用作农作物肥料,不仅能提高作物产量和品质^[4],还能改善土壤结构和培肥土壤^[5],同时可减轻畜禽粪便对环境的污染^[6]。氮素是限制作物生长和产量形成的首要因素,畜禽粪便等有机物料中的氮主要以有机氮形式存在^[7],需经过矿化作用转化为铵态氮和硝态氮才能被植物吸收利用^[8]。有机肥种类繁多,包括人粪尿、厩肥、堆肥、绿肥、饼肥、沼气肥等,不同有机肥具有不同的性质及组成^[9],通过影响土壤中微生物活动,使得不同有机肥施入土壤后氮素矿化特征存在差异^[10]。郑福丽等^[11]在种植生姜时,分别施入发酵鸡粪、精制有机肥和生物有机肥,通过测定分析,发现发酵鸡粪、生物有机肥和精制有机肥的氮素矿化率分别为30.48%、25.24%、27.02%;CASSITY-DUFFER等^[12]采用好气培养法研究了47种有机物料的氮素矿化过程,发现不同种类的商业有机肥、家禽粪便和堆肥肥料的净氮矿化率分别为25%~93%、10%~15%、1%~5%。因此施用有机肥不能简单参照化肥施用量方式,按照其全氮含量制定施用量,而应根据相关试验研究来确定有机肥矿化率,科学制定有机肥的施用量。盲目施用有机肥不但不能使作物持续增产,还会造成氮磷养分在土壤中过量累积并通过淋溶和径流等多种途径进入自然水体,进而加剧水体富营养化等环境污染问题^[13-15],对生态环境造成破坏。研究表明,有机肥对环境的影响主要源于硝态氮污染^[16],有机氮施入土壤后,除部分被土壤固定以及

被植物吸收利用外,大部分经硝化作用转化为硝态氮^[17],这不仅会对土壤和水体环境造成潜在威胁,还会造成作物体内硝酸盐含量累积^[18],影响作物品质。因此,探究有机肥施入土壤后的氮素矿化特征,对合理、高效施用有机肥有重要指导意义。本研究通过田间原位培养试验测定水旱轮作条件下有机肥氮素矿化量,探究4种有机肥(鸡粪、羊粪、猪粪和牛粪)氮素矿化特征,为预估有机肥供氮能力和其高效合理施用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于云南省大理市云南大理农田生态系统国家野外观测研究站内(25°53'34"N, 100°10'27"E)。试验地气候属于典型的低纬度高原中亚热带西南季风气候,平均海拔1 980 m,年平均气温14.6℃,主导风向为西南风,多年平均降雨量为1 048 mm且多集中在6—10月^[19]。

1.2 试验设计

本试验为田间原位培养试验,共设置5个施肥处理:不施肥处理(CK)、羊粪处理(ShM)、牛粪处理(CoM)、鸡粪处理(ChM)和猪粪处理(PiM)。供试土壤采自云南大理农田生态系统国家野外观测研究站内农田耕层土壤(0~20 cm),样品经过风干后过1 mm筛备用。供试有机肥采自洱河流域典型养殖场,包括羊粪、牛粪、鸡粪和猪粪,样品经堆肥腐熟和风干后过1 mm筛备用。供试土壤及有机肥基本理化性质见表1。

在PET材质塑料瓶(8.5 cm×6.5 cm)中装入156 g风干土样,再称取一定质量的风干有机肥加入土样中

表1 供试土壤及有机肥的基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of tested soil and organic fertilizer

供试材料 Test material	pH	碳氮比 C/N	全氮 TN/(g·kg ⁻¹)	全磷 TP/(g·kg ⁻¹)	全钾 TK/(g·kg ⁻¹)
土壤 Soil	7.13	12.09	3.41	0.97	19.31
羊粪 ShM	7.82	25.12	9.84	5.23	4.21
牛粪 CoM	8.14	16.79	6.13	9.39	16.78
鸡粪 ChM	8.21	9.81	33.80	20.68	12.53
猪粪 PiM	8.51	11.33	30.92	28.3	9.91

充分混匀,施氮量为 $185\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,通过各有机肥氮素含量计算有机肥添加量,供试有机肥添加量见表2,最后加入200 mL蒸馏水,在土样表面形成约3 cm水层以达到淹水条件,将试验装置埋入试验区土壤表层以下5 cm进行培养。试验时间为2020年12月1日—2021年10月1日,培养时长依照水旱轮作时长设为300 d,0~150 d为雨季淹水培养,180~300 d为旱季好气培养,分别于培养第30、60、90、120、150、180、210、240、270、300 d进行破坏性采样。

表2 供试有机肥添加量

Table 2 Tested amount of organic fertilizer

供试有机肥 Test organic fertilizer	含水率 Moisture content/%	添加量 Add amount/g
羊粪 ShM	14.00	2.12
牛粪 CoM	14.30	3.22
鸡粪 ChM	17.50	0.60
猪粪 PiM	13.10	0.63

1.3 测定项目及方法

各试验处理按照设定时间采集培养装置中的土样,土样搅拌均匀后称取20 g于浸提瓶中,另加入100 mL浓度为 $2\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的氯化钾浸提液,在恒温振荡器中振荡1 h。振荡完成后,将浸提瓶中水样过滤收集,土壤铵态氮采用靛酚蓝比色法测定,土壤硝态氮采用氯化钾浸提-分光光度法测定^[20]。

1.4 统计与分析

矿质氮含量=铵态氮含量+硝态氮含量

氮素累积矿化量=测定矿质氮含量-初始矿质氮含量

净氮矿化速率=氮素累积矿化量/培养时间

氮素矿化率=(有机肥处理氮素累积矿化量-对照处理氮素累积矿化量)/添加物料全氮含量 $\times 100\%$

利用SPSS 25.0对数据进行处理及显著性差异分

析,用Origin 2019b绘图。

2 结果与分析

2.1 不同有机肥处理土壤铵态氮和硝态氮的变化

由图1可以看出,各有机肥处理初始铵态氮含量均较低,在 $3.18\sim 6.29\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间。CK处理铵态氮含量在整个试验周期内呈缓慢上升趋势,铵态氮浓度变化不显著。在0~30 d,CoM、ChM和PiM处理铵态氮含量迅速上升,ShM处理变化不显著。在30~60 d,ShM处理铵态氮含量迅速下降,第60 d时仅有 $1.74\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,ChM处理略微下降,其他施肥处理持续上升。在60~90 d,CoM、PiM处理铵态氮含量显著下降,下降幅度分别为14.54%和28.62%,其他处理呈上升趋势。在60~150 d,除CoM在120~150 d铵态氮含量下降4.08%外,其他处理均呈持续上升趋势,其中ChM和ShM处理铵态氮含量显著升高,在第150 d,ChM处理土壤铵态氮含量达到最大值,各处理土壤铵态氮含量大小为 $\text{ChM}>\text{CoM}>\text{PiM}>\text{ShM}>\text{CK}$,分别为 62.61 、 30.51 、 27.88 、 23.32 、 $13.30\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在150~180 d,除ChM处理铵态氮含量下降外,其余各有机肥处理均呈上升趋势,且均达到最大值,CoM、ShM和PiM处理铵态氮含量分别为 35.32 、 34.03 、 $31.20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。在180~300 d,各有机肥处理土壤铵态氮含量均呈下降趋势,ChM和PiM铵态氮含量迅速下降,下降了 $5.69\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $4.52\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,CoM和ShM铵态氮含量略有下降。第300 d各处理土壤铵态氮含量大小为 $\text{ChM}>\text{CoM}>\text{ShM}>\text{PiM}>\text{CK}$,土壤铵态氮含量分别为 55.84 、 33.54 、 33.53 、 26.68 、 $15.51\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

由图2可以看出,各有机肥处理硝态氮含量变化趋势相似。在0~30 d,各有机肥处理的硝态氮含量迅

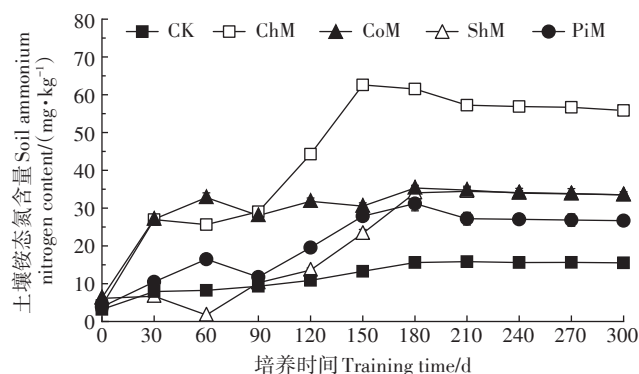


图1 不同处理土壤铵态氮含量变化

Figure 1 Changes of soil ammonium nitrogen content in different treatments

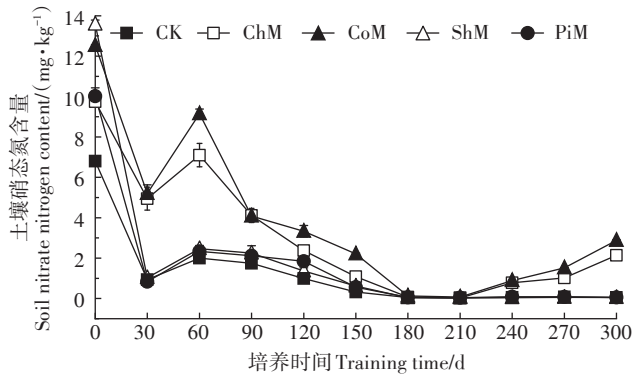


图2 不同处理土壤硝态氮含量变化

Figure 2 Changes of soil nitrate nitrogen content in different treatments

速下降,其中ShM处理下降最为显著,下降了 $12.55 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,CoM、ChM和PiM处理则分别下降了 7.33 、 4.80 、 $7.82 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在30~60 d,各有机肥处理硝态氮含量均升高,第60 d时,CoM和ChM处理分别上升至 $7.10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $9.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著大于其他施肥处理。第60 d后,各有机肥处理硝态氮含量均不断下降,处理间差异不断减小,在180~210 d,不同处理间趋于一致并保持相对稳定。第210 d,ShM、CoM、ChM和PiM处理硝态氮含量分别降至 0.03 、 0.07 、 0.02 、 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,CK处理与施肥处理变化趋势相似,210 d硝态氮含量为 $0.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与施肥处理间差异较小。第210 d后,CoM和ChM处理土壤硝态氮含量出现回升,在第300 d时分别上升至 $2.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $2.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2 不同处理净氮矿化速率的变化

由表3可以看出,各有机肥处理净氮矿化速率呈波动变化。在0~30 d,ChM和CoM处理氮素矿化最剧烈,分别达到 $0.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,远高于其他施肥处理,ShM处理最低,仅为 $-0.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,这一阶段不同施肥处理间的净氮矿化速率差异最为显著。在30~60 d,ChM和CoM处理的净氮

矿化速率出现下降,比前30 d分别下降了95.00%和28.89%,ShM处理净氮矿化速率上升,但仍为负值,PiM处理也出现了上升。这一阶段CoM处理的净氮矿化速率最高,达到 $0.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,ShM处理最低,仅为 $-0.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。在60~90 d,ShM处理上升至 $0.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,CoM和PiM处理迅速下降,变为负值,分别为 $-0.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $-0.16 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,均为试验阶段最低。在90~120 d,除ShM下降 $0.20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 以外,其余各处理均有不同程度上升,ChM和PiM上升量最大,分别上升 $0.44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。在120~150 d,ChM和ShM继续呈上升趋势,其余各处理均呈下降趋势。在150~180 d,ChM处理的净氮矿化速率迅速下降至 $-0.07 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,ShM处理继续上升,达到试验阶段最大值,为 $0.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$,CoM和PiM处理间无显著性差异,均为 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。在180~210 d,各有机肥处理的净氮矿化速率均降低,ShM、CoM、ChM、PiM处理分别为 0.01 、 -0.02 、 -0.14 、 $-0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 。在210 d后,各处理净氮矿化速率无显著性变化,且均接近0。总体上,各处理在培养前期净氮矿化速率较高,培养后期速率较低。

2.3 不同处理氮素累积矿化量的变化

由图3可以看出,各有机肥处理的氮素累积矿化量总体上呈先上升后逐渐下降的趋势。第30 d时,CK和PiM处理氮素累积矿化量为负值,分别为 $-1.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $-2.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,在后续试验阶段均为正值。在前90 d,ChM处理变化不显著,CoM处理在前60 d保持上升,在第60 d时达到最大,为 $23.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,后持续下降。在前120 d,ShM处理氮素累积矿化量均为负值,在第60 d降到最低,为 $-15.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在第120 d,CoM处理氮素累积矿化量趋于稳定,在120~300 d,CoM处理氮素累积矿化量变化在 -14.83% ~ 7.78% 。ChM处理在第120~150 d呈迅速上升的趋

表3 不同处理净氮矿化速率变化($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)Table 3 Changes in the rate of net nitrogen mineralization in different treatments($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

处理 Treatment	0~30 d	30~60 d	60~90 d	90~120 d	120~150 d	150~180 d	180~210 d	210~240 d	240~270 d	270~300 d
空白 CK	-0.04c	0.05c	0.03b	0.03d	0.06c	0.07b	0.01a	-0.01a	0a	-0.01a
鸡粪 ChM	0.60a	0.03c	0.01b	0.45a	0.57a	-0.07c	-0.14b	-0.05ab	-0.20b	-0.09b
牛粪 CoM	0.45b	0.32a	-0.33d	0.10c	-0.08d	0.09b	-0.02a	0a	0.01a	0.04a
羊粪 ShM	-0.40d	-0.12d	0.28a	0.08c	0.30b	0.34a	0.01a	-0.01a	-0.01a	-0.01a
猪粪 PiM	-0.09c	0.25b	-0.16c	0.25b	0.23b	0.09b	-0.13b	0a	-0.01a	-0.01a

注:同列数值后不同小写字母表示处理间差异在 $P<0.05$ 水平显著。下同。

Note: Different letters in the same column indicate significant differences under the multiple comparisons($P<0.05$). The same below.

势,在第150 d达到最大,为 $49.71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,上升幅度为52.11%,后持续下降,第150 d各有机肥处理氮素累积矿化量大小为 $\text{ChM} > \text{PiM} > \text{CoM} > \text{ShM}$,分别为 49.71 、 14.53 、 13.90 、 $4.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在第180 d, PiM的氮素累积矿化量达到最大,为 $17.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。在210 d后,除ChM呈下降趋势外,其余各处理氮素累积矿化量无显著变化,在第300 d各有机肥处理氮素累积矿化量大小为 $\text{ChM} > \text{CoM} > \text{ShM} > \text{PiM}$,分别为 32.99 、 17.60 、 13.90 、 $12.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, CK处理的氮素累积矿化量在培养期间内保持缓慢上升,培养结束时为 $5.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,显著低于各施肥处理。

2.4 不同有机肥氮素矿化率的变化

由表4可以看出, ChM处理氮素矿化率在前150 d不断上升,第150 d时升至最高81.78%,在210~240 d时没有显著变化,后随时间延长不断降低。CoM处理氮素矿化率在第60 d时达到最高12.01%,第90 d时氮素矿化率迅速下降,随后保持稳定。ShM处理氮素矿化率在前120 d为负值,第180 d时上升至18.79%,此后随时间延长氮素矿化无显著变化。PiM处理氮素矿化率在第30 d和第90 d为负值,在150~180 d较高,为22.20%~23.77%,210 d后无显著变化。各有机肥氮素矿化率在培养前期变化较快,210 d后变化趋势减小。在第150 d时,不同有机肥氮素矿化

率差异显著, ChM和PiM处理氮素矿化率较高;在第300 d时, ChM处理氮素矿化率最高,为48.66%, ShM和PiM处理氮素矿化率无显著差异, CoM处理氮素矿化率最低,仅有6.31%。

3 讨论

3.1 水旱轮作下不同有机肥处理对土壤矿质氮的影响

在整个培养期间内,培养装置中的矿质氮主要为铵态氮,而硝态氮含量很低,培养第30 d到培养结束,不同有机肥及CK处理的铵态氮含量占总矿质氮含量的平均值为92.47%。在前150 d淹水培养条件下,铵态氮含量迅速升高,而在后150 d好气培养条件下,铵态氮含量变化不显著。张玉玲等^[21]通过研究水田、旱地利用方式下土壤有机氮矿化特征发现,淹水处理下可供矿化的有机态氮数量较少,且在淹水培养21 d内,可矿化有机态氮就几乎释放殆尽,而旱地培养126 d内,可矿化有机态氮释放缓慢,这与本研究结果一致,说明淹水厌氧条件能促进有机态氮向铵态氮的转化。张璐等^[22]采用淹水密闭培养法研究发现,施用猪粪及牛粪的土壤铵态氮含量呈快速上升趋势,且铵态氮为主要的无机氮形态。这与好氧培养试验结果不同。本研究中试验设置在雨季淹水条件培养时,培养装置中氧气含量很低,硝化作用受到限制,在前

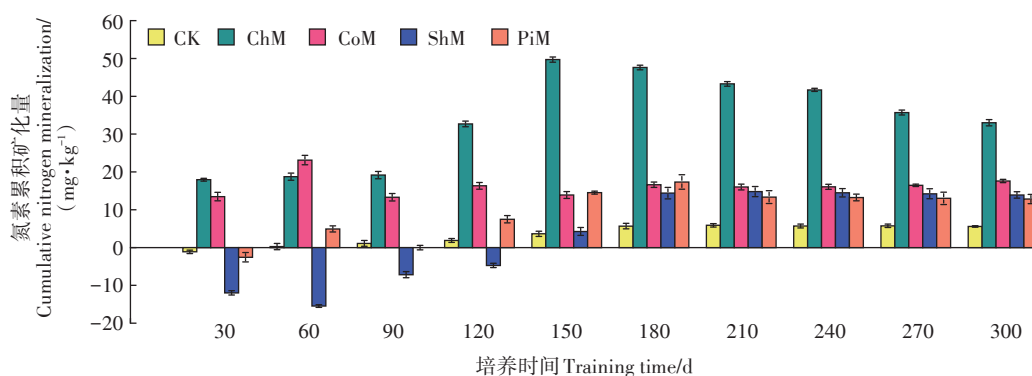


图3 不同处理氮素累积矿化量变化

Figure 3 Changes in cumulative nitrogen mineralization in different treatments

表4 不同有机肥氮素矿化率变化(%)

Table 4 Changes of nitrogen mineralization rate of different organic fertilizers (%)

处理 Treatment	30 d	60 d	90 d	120 d	150 d	180 d	210 d	240 d	270 d	300 d
鸡粪 ChM	33.84a	32.79a	32.08a	54.68a	81.78a	74.45a	66.39a	63.91a	53.17a	48.66a
牛粪 CoM	7.67b	12.01b	6.41b	7.59c	5.39c	5.75c	5.32d	5.45c	5.63c	6.31c
羊粪 ShM	-23.38d	-33.91c	-17.80d	-14.24d	1.32d	18.79b	19.22b	18.96b	18.25b	17.93b
猪粪 PiM	-2.95c	9.47b	-2.27c	11.44b	22.20b	23.77b	15.21c	15.38b	14.79b	14.77b

150 d,各处理硝态氮含量持续下降,未淹水土壤中氨化细菌和亚硝化细菌数量以及脲酶活性均高于淹水土壤。淹水条件下,土壤中释放出的铵态氮只有部分转化为硝态氮,且在厌氧条件下,硝态氮易发生反硝化作用或异化还原成铵,所以硝态氮含量较低^[23]。本研究在旱季好氧条件培养时,在150~210 d时硝态氮含量继续下降,在210 d后,除鸡粪和牛粪硝态氮含量出现回升外,其余各处理继续下降。原因可能是鸡粪和牛粪在培养150 d后仍有较高的铵态氮释放量,从而在硝化菌的作用下转化成硝态氮。试验中,羊粪、牛粪及猪粪处理的铵态氮含量在培养前90 d变化最大,随着时间延长,变化趋势逐渐减小并趋于稳定,这与沈其荣等^[24]的研究结果相似,本试验中羊粪处理的铵态氮含量在培养前期出现骤降,这和羊粪C/N较高有关。

3.2 水旱轮作下不同有机肥氮素矿化量

本研究表明,淹水条件下施用不同有机物料均显著提高了土壤中矿质氮含量。经300 d培养,不同有机肥处理的氮素累积矿化量为12.83~32.99 mg·kg⁻¹,鸡粪、牛粪、羊粪和猪粪的氮素矿化率分别为48.66%、6.31%、17.93%和14.77%,其中鸡粪的氮素矿化率和氮素累积矿化量显著高于其他有机物料。多个研究中均发现鸡粪的氮素矿化效果显著高于其他有机物料^[25-26],这与鸡粪的C/N较低有关。李涛等^[27]发现在秸秆还田条件下,通过施加无机氮肥调节成低C/N时,土壤无机氮含量较高,王利利等^[28]的研究指出C/N过高或者过低,土壤氮素活性均较低,不利于氮素矿化。本研究中供试羊粪、牛粪和猪粪的氮素矿化率与其他研究相比偏低,这可能是培养条件所致,淹水条件降低了土壤孔隙及氧气含量,从而使微生物活性和数量以及酶活性受到限制^[29]。马芬等^[30]的研究表明,在土壤含水量为70%田间持水量时,土壤氮素矿化速率显著高于40%田间持水量及饱和和110%田间持水量处理。

3.2 水旱轮作下不同有机肥氮素矿化特征

从不同有机物料处理的净氮矿化速率变化趋势来看,培养前150 d,各有机物料处理的净氮矿化速率较快,鸡粪和牛粪处理的净氮矿化速率在0~30 d最快,羊粪和猪粪处理分别在150~180 d和90~120 d最快。随培养时间延长,不同有机物料处理的净氮矿化速率均不断下降并逐渐稳定,且各处理间差异逐渐减小。AZEZ等^[31]在对家禽粪、山羊粪和牛粪的研究中发现,有机物料的氮释放分为3个阶段:初始快速释

放、中期恒定释放、后期下降。本研究中5种有机物料的氮素矿化可大致分为2个阶段,即快速矿化阶段和恒定矿化阶段,没有下降阶段。有机肥处理的氮素矿化出现这一变化的原因是前期各处理土壤中营养物质充足,微生物大量繁殖,极大地促进了氮素矿化作用,随着营养物质的不断消耗,微生物活性降低以及生成腐殖质,氮素矿化受到抑制^[32]。通过有机物料的净氮矿化速率变化可以看出,培养结束时不同处理间氮素矿化量和矿化率的差异,主要来源于前期淹水培养。各有机物料处理土壤铵态氮含量在前60 d或前180 d呈不断上升趋势,随后不断下降,第180 d后相对稳定,整个培养期间雨季以及旱季初期土壤铵态氮含量较高,特别在培养前60 d。鸡粪处理在0~150 d时,矿质氮含量快速上升,在各个时期含量均高,可满足作物不同时期的氮素需求,但较高的氮素矿化率也会造成养分流失以及作物贪青晚熟等风险^[33]。猪粪处理的土壤矿质氮含量在30~60 d上升明显,但矿质氮含量较低,难以满足作物不同时期的氮素需求。牛粪处理的矿质氮含量在前60 d上升迅速,而后各时期氮素矿化率较为平稳,可满足作物养分。而羊粪处理前120 d氮素累积矿化量均为负值,在培养前期矿质氮含量较低,无法满足作物苗期旺盛的养分需求。

4 结论

(1)雨季淹水条件可促进有机肥矿化作用,但却抑制了硝化作用,旱季好气条件下有机肥矿化速率平稳,无明显上升或下降现象。

(2)各有机肥处理的净氮矿化速率在雨季培养期较高,集中在前30 d,且不同处理间差异显著,其中鸡粪和牛粪处理显著高于羊粪和猪粪处理,旱季培养期各处理的净氮矿化速率较低且稳定,不同处理间差异较小。

(3)总体来看,水旱轮作条件下4种畜禽有机肥的氮素矿化效果表现为鸡粪>牛粪>羊粪>猪粪,氮素累积矿化量分别为32.99、17.60、13.90、12.83 mg·kg⁻¹。

参考文献:

- [1] 张维理, 武淑霞, 冀宏杰, 等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策 I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7): 1008-1017. ZHANG W L, WU S X, JI H J, et al. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies I. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in early 21 century[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2004, 37(7): 1008-1017.

- [2] 龚雪蛟, 秦琳, 刘飞, 等. 有机类肥料对土壤养分含量的影响[J]. 应用生态学报, 2020, 31(4): 1403–1416. GONG X J, QIN L, LIU F, et al. Effects of organic manure on soil nutrient content: A review[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(4): 1403–1416.
- [3] 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 S X, LIU H B, HUANG H K, et al. Analysis on the amount and utilization of manure in livestock and poultry breeding in China[J]. *Strategic Study of CAE*, 2018, 20(5): 103–111.
- [4] 陈贵, 赵国华, 张红梅, 等. 长期施用有机肥对水稻产量和氮磷养分利用效率的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2017(1): 92–97. CHEN G, ZHAO G H, ZHANG H M, et al. Effect of long-term organic fertilizers application on rice yield, nitrogen and phosphorus use efficiency[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2017(1): 92–97.
- [5] BEI S, ZHANG Y, LI T, et al. Response of the soil microbial community to different fertilizer inputs in a wheat-maize rotation on a calcareous soil[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2018, 260: 58–69.
- [6] YANG X Y, REN W D, SUN B H, et al. Effects of contrasting soil management regimes on total and labile soil organic carbon fractions in a loess soil in China[J]. *Geoderma*, 2012, 177/178: 49–56.
- [7] 周博, 高佳佳, 周建斌. 日光温室栽培下不同种类有机肥氮素矿化特性研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(6): 1531–1537. ZHOU B, GAO J J, ZHOU J B. Nitrogen mineralization characters from different types of organic manures in sunlight greenhouse[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2011, 17(6): 1531–1537.
- [8] 李玲玲, 李书田. 有机肥氮素矿化及影响因素研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(3): 749–757. LI L L, LI S T. A review on nitrogen mineralization of organic manure and affecting factors[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2012, 18(3): 749–757.
- [9] FLAVEL T C, MURPHY D V, LALOR B M, et al. Gross N mineralization rates after application of composed grape marc to soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 2005, 37(7): 1397–1400.
- [10] 李彦, 孙翠平, 井永苹, 等. 长期施用有机肥对潮土土壤肥力及硝态氮运移规律的影响[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(7): 1386–1394. LI Y, SUN C P, JING Y P, et al. Effects of long-term application of organic manure on soil fertility and nitrate-N transport in fluvo-aquic soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(7): 1386–1394.
- [11] 郑福丽, 姚海军, 张柏松, 等. 不同有机肥料在生姜种植中氮素的矿化特征研究[J]. 中国农学通报, 2018, 34(2): 60–64. ZHENG F L, YAO H J, ZHANG B S, et al. Nitrogen mineralization characteristics of different organic fertilizers in ginger planting[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2018, 34(2): 60–64.
- [12] CASSITY-DUFFEY K, CABRERA M, GASKIN J, et al. Nitrogen mineralization from organic materials and fertilizers: Predicting N release[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2020, 84(2): 522–533.
- [13] 徐云连, 马友华, 吴蔚君, 等. 农田中有机肥氮磷流失的研究[J]. 中国农学通报, 2017, 33(14): 75–80. XÜ Y L, MA Y H, WU W J, et al. Nitrogen and phosphorus loss under organic fertilizer application in farmland[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2017, 33(14): 75–80.
- [14] 武升, 邢素林, 马凡凡, 等. 有机肥施用对土壤环境潜在风险研究进展[J]. 生态科学, 2019, 38(2): 219–224. WU S, XING S L, MA F F, et al. Review on potential risk of soil environment from organic fertilizer application[J]. *Ecological Science*, 2019, 38(2): 219–224.
- [15] ZHANG Q Q, YING G G, PAN C G, et al. Comprehensive evaluation of antibiotics emission and fate in the river basins of China: Source analysis, multimedia modeling, and linkage to bacterial resistance[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(11): 6772–6782.
- [16] 李平, 郎漫, 李煜姗, 等. 不同施肥处理对黑土硝化作用和矿化作用的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(7): 1326–1332. LI P, LANG M, LI Y S, et al. Effects of different fertilization on nitrification and mineralization in black soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(7): 1326–1332.
- [17] 杨杉, 吴胜军, 蔡延江, 等. 硝态氮异化还原机制及其主导因素研究进展[J]. 生态学报, 2016, 36(5): 1224–1232. YANG S, WU S J, CAI Y J, et al. The synergetic and competitive mechanism and the dominant factors of dissimilatory nitrate reduction processes: A review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(5): 1224–1232.
- [18] 王朝辉, 宗志强, 李生秀, 等. 蔬菜的硝态氮累积及菜地土壤的硝态氮残留[J]. 环境科学, 2002, 23(3): 79–83. WANG Z H, ZONG Z Q, LI S Z, et al. Nitrate accumulation in vegetables and its residual in vegetable fields[J]. *Environmental Science*, 2002, 23(3): 79–83.
- [19] 沈仕洲, 杨艳, 王瑞琦, 等. 施肥对云南洱海流域蒜田土壤氨挥发和大蒜产量的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(3): 470–479. SHEN S Z, YANG Y, WANG R Q, et al. Effects of fertilization on ammonia volatilization and garlic yield in Erhai Lake basin of Yunnan Province[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2021, 27(3): 470–479.
- [20] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 2008. LU R K. Analytical methods of soil agricultural chemistry[M]. Beijing: China Agricultural Science Press, 2008.
- [21] 张玉玲, 陈温福, 虞娜, 等. 不同利用方式下土壤有机氮素矿化特征的研究[J]. 土壤通报, 2013, 44(1): 52–56. ZHANG Y L, CHEN W F, YU N, et al. Long-term effects of different land use patterns on mineralizing characteristic of soil organic nitrogen[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2013, 44(1): 52–56.
- [22] 张璐, 文石林, 蔡泽江, 等. 有机肥与化肥不同比例配施下水稻土铵态氮释放特征[J]. 中国土壤与肥料, 2015(4): 15–22. ZHANG L, WEN S L, CAI Z J, et al. The ammonium nitrogen release characteristic of paddy soil with mixed application of different ratios of organic and inorganic fertilizer[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2015(4): 15–22.
- [23] 张燕, 阎百兴. 干湿条件对沟渠沉积物净化水体氮素的影响研究[J]. 水土保持学报, 2011, 25(3): 113–116. ZHANG Y, YAN B X. Research on influence of ditch sediments purifying nitrogen from eater under drying and wetting conditions[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2011, 25(3): 113–116.
- [24] 沈其荣, 沈振国, 史瑞和. 有机肥氮素的矿化特征及其与化学组成的关系[J]. 南京农业大学学报, 1992, 15(1): 59–64. SHEN Q R, SHEN Z G, SHI R H. The characteristics of mineralization of nitrogen

- in organic organic manure and its relation to chemical composition of organic manure[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 1992, 15(1):59-64.
- [25] 叶静, 安藤丰, 符建荣, 等. 不同有机肥对土壤中的氮素矿化及对化肥氮固持的影响[J]. *浙江农业学报*, 2008, 20(3):176-180. YE J, AN T F, FU J R, et al. Effects of different organic manures on N mineralization and N retention in the soil[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2008, 20(3):176-180.
- [26] 张若扬, 郝鲜俊, 韩阳, 等. 不同有机肥对采煤塌陷区土壤氮素矿化动态特征研究[J]. *水土保持学报*, 2020, 34(2):188-194. ZHANG R Y, HAO X J, HAN Y, et al. Dynamic characteristics of soil nitrogen mineralization in mining subsidence area with different organic fertilizers[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(2):188-194.
- [27] 李涛, 何春娥, 葛晓颖, 等. 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[J]. *中国生态农业学报*, 2016, 24(12):1633-1642. LI T, HE C E, GE X Y, et al. Responses of soil mineral N contents, enzyme activities and crop yield to different C/N ratio mediated by straw retention and N fertilization[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2016, 24(12):1633-1642.
- [28] 王利利, 董民, 张璐, 等. 不同碳氮比有机肥对有机农业土壤微生物生物量的影响[J]. *中国生态农业学报*, 2013, 21(9):1073-1077. WANG L L, DONG M, ZHANG L, et al. Effects of organic manures with different carbon-to-nitrogen ratios on soil microbial biomass of organic agriculture[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2013, 21(9):1073-1077.
- [29] 于芳芳, 李法云, 贾庆宇. 温度和水分对辽河保护区典型湿地土壤氮矿化的影响[J]. *生态科学*, 2019, 38(6):98-105. YU F F, LI F Y, JIA Q Y. Effects of temperature and moisture on soil nitrogen mineralization of typical wetland in Liaohe reservation zone[J]. *Ecological Science*, 2019, 38(6):98-105.
- [30] 马芬, 马红亮, 邱泓, 等. 水分状况与不同形态氮添加对亚热带森林土壤氮素净转化速率及 N_2O 排放的影响[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(2):379-387. MA F, MA H L, QIU H, et al. Effects of water levels and the additions of different nitrogen forms on soil net nitrogen transformation rate and N_2O emission in subtropical forest soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(2):379-387.
- [31] AZEEZ J O, AVERBEKE W V. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil[J]. *Biore-source Technology*, 2010, 101(14):5645-5651.
- [32] 李京京, 刘文, 任天宝, 等. 不同土壤质地和含水率对炭基肥料氮素矿化的影响[J]. *土壤*, 2020, 52(1):40-46. LI J J, LIU W, REN T B, et al. Effects of soil texture and moisture on nitrogen mineralization rate of biochar-based fertilizer[J]. *Soils*, 2020, 52(1):40-46.
- [33] 张晶, 张定一, 王丽, 等. 不同有机肥和氮磷组合对旱地小麦的增产机理研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, 23(1):238-243. ZHANG J, ZHANG D Y, WANG L, et al. The mechanism of different combinations of organic and N, P fertilizers increasing yield of dry-land wheat[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2017, 23(1):238-243.