

不同发酵工艺对猪粪中重金属活性的影响

侯月卿^{1,2,3}, 沈玉君^{2,3}, 孟海波^{2,3}, 刘树庆¹, 王飞⁴, 程红胜^{2,3}

(1. 河北农业大学 资源与环境科学学院, 河北 保定 071000; 2. 农业部规划设计研究院, 北京 100125;
3. 农业部农业废弃物资源化利用重点实验室, 北京 100125; 4. 农业部农业生态与资源保护总站, 北京 100125)

摘要:以猪粪和秸秆为原料, 研究自然发酵、强制通风发酵、厌氧干发酵 3 种不同发酵工艺对发酵效果及重金属 Cu、Pb、Zn 形态的影响。结果表明: 强制通风发酵处理对 Cu、Pb、Zn 的有效态钝化效果分别达 45.42%、60.18%、32.21%; 自然发酵处理对 Cu、Pb、Zn 的有效态钝化效果分别达 39.60%、28.68%、6.19%; 厌氧干发酵处理对 Cu、Pb、Zn 的有效态钝化效果分别为 3.08%、24.19%、-1.11%。相对于厌氧干发酵处理, 自然发酵处理和强制通风处理更有利于重金属有活性较高的形态向活性较低的形态转化。从发酵的品质效果看, 发酵过程中自然发酵处理和强制通风发酵处理可以利用高温期有效杀害猪粪中病原菌和杂草种子, 且强制通风发酵处理在 55℃ 以上的高温期约为自然发酵处理的 2 倍, 厌氧干发酵处理始终保持 40℃ 左右的中温发酵; 发酵结束后, 强制通风发酵处理的 EC 值为 1.79 mS/cm, 自然发酵处理和厌氧发酵处理的 EC 值较高, 分别为 5.67、6.36 mS/cm, 较高的 EC 值具有潜在的土壤盐渍化风险。自然发酵由于氧气供应不足导致肥料无法完全无害化, 为保证肥料完全腐熟, 需延长自然发酵时间; 而厌氧干发酵的有机肥难以无害化, 因此需继续进行好氧发酵以实现完全腐熟。综合考虑 3 种工艺的发酵效果及重金属的钝化效果认为, 强制通风发酵工艺对提升发酵产品质量更具优势。

关键词:自然发酵; 强制通风发酵; 厌氧干发酵; 猪粪; 重金属

中图分类号:S 141 **文献标识码:**A **文章编号:**1001-0009(2015)10-0149-06

有机肥生产集农业废弃物处理和环保型肥料生产于一体, 契合农业可持续发展的方向, 目前正得到较广

泛的推广应用。禽畜养殖业从分散的农户养殖转向集约化、工厂化的养殖, 禽畜粪便污染大幅度增加, 已成为农村主要污染源之一, 并且有机肥中的重金属污染问题也是影响该产业健康发展的瓶颈因素之一^[1-2]。目前, 以畜禽粪便为原料制备有机肥的生产工艺主要集中于常规的自然发酵工艺、工厂化高温好氧发酵和厌氧干发酵等。传统的自然发酵工艺比较简单且应用较广, 堆肥过程中靠翻抛补充氧气; 强制通风发酵工艺是在传统堆肥的基础上, 通过增加强制鼓风以及自动控制系统, 实

第一作者简介:侯月卿(1989-), 女, 硕士研究生, 研究方向为土壤环境质量监控与评价及农业废弃物资源化。E-mail:houyueqing321@163.com.

责任作者:孟海波(1972-), 男, 博士, 研究员, 现主要从事农业生物质利用与环境等研究工作。E-mail:newmh7209@163.com.

基金项目:公益性行业(农业)科研专项资助项目(201203045)。

收稿日期:2015-02-03

(1. Agricultural Vocational and Technical College of Liaoning, Yingkou, Liaoning 115009; 2. Aquatic Products Research Institute of Yingkou, Yingkou, Liaoning 115000)

Abstract: Taking 4-year-old *Ficus carica* as materials, using three different microbial agent bacteria (fermentation agent, photosynthetic bacteria agent, and compound bacterium agent) of piggery biogas slurry once two weeks since bud stage. The influence of different microbial agent bacteria on the shoot length, diameter, yield per tree and quality of *Ficus carica* was studied. The results showed that, compound bacterium agent was the best for *Ficus carica*. The length and width of shoot was 66.81 cm and 0.54 cm respectively, and the yield and quality of *Ficus carica* were the best.

Keywords: microbial agent; piggery biogas slurry; *Ficus carica*; growth

现堆体完全好氧的一种现代堆肥方式,这2种工艺方法的研究主要集中在发酵过程中控制鼓风速率^[3-6]、物料的C/N^[7-11]、含水率^[12-13]等参数,使堆肥达到较好的品质;厌氧干发酵工艺研究目前主要集中于发酵底物的选取^[14-16]、预处理^[17]、接种^[18-19]、发酵过程管理^[20-21]等方面,然而针对不同生产工艺对畜禽粪便制备有机肥中重金属活性的影响尚鲜见相关研究报道。现以猪粪为主要供试材料,研究常规堆肥、工厂化高温堆肥、厌氧发酵3种工艺条件下,重金属Pb、Cu、Zn 3种主要污染元素从原料到肥料产品的重金属活性变化,以期为深入探讨不

同发酵工艺对重金属的钝化机制提供依据,同时为提升畜禽粪便制备有机肥品质的较优工艺方法提供参考,具有重要的理论价值和应用价值。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试猪粪和玉米秸秆取自北京市大兴区青云店镇孝义营村某养猪场及周边农田,玉米秸秆经过粉碎机粉碎为1 cm左右的小段。供试材料的理化性质见表1。

表1 供试材料的理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the test material

物料 Material	含水率 Moisture rate/%	总碳 Total carbon/%	总氮 Total nitrogen/%	碳氮比 Ratio of C/N	Cu /(mg·kg ⁻¹)	Zn /(mg·kg ⁻¹)	Pb /(mg·kg ⁻¹)
猪粪 Pig manure	66.33±0.01	8.82±0.29	0.57±0.04	14.42	253.16	720.75	54.13
秸秆 Straw	13.37±0.01	42.43±0.87	0.82±0.03	51.74	4.15	12.22	3.42

1.2 试验方法

试验于2013年8月在农业部规划设计研究院大兴区试验基地进行。以猪粪作为氮源,以粉碎为1 cm长的秸秆为碳源,按C/N为25,含水率控制在65%~70%进行配比混合,分别进行自然发酵、强制通风发酵和厌氧干发酵,3种发酵方式的规模控制在60~100 L,传统堆肥通过自然通风进行发酵,高温好氧发酵通过将堆肥物料添加到密闭堆肥化装置中采用强制通风进行发酵,通风量控制在0.2 m³·min⁻¹·m⁻³左右,厌氧发酵采用厌氧干发酵进行。自然发酵处理和强制通风发酵处理发酵时间为30 d,厌氧干发酵处理为20 d,每种堆肥工艺设3组重复试验。堆制期间,每天记录发酵反应温度,分别在发酵0、1、3、6、10、15、20、28 d取样,测定发酵过程中pH值、电导率,发酵结束后测定种子发芽率。发酵前后采集猪粪固体样品200 g,待样品自然风干测定重金属Cu、Zn、Pb总量及形态变化。

1.3 项目测定

1.3.1 发酵期温度 强制通风发酵工艺通过堆肥反应器装置中温度-时间反馈系统实时监测,自然通风发酵工艺和厌氧发酵工艺每天定时记录温度变化。

1.3.2 pH值、EC值(电导率)、GI(种子发芽率指数)的

测定 样品前处理:去离子水浸提鲜样(固液比1:10),滤液保存在4℃冰箱中。pH值用PHS-3C型pH计直接测定,EC值用DDS-307A型电导率仪直接测定。GI测定方法:吸取8 mL上述浸提液,置于垫有滤纸的培养皿中,之后放入20粒小白菜种子,在(20±1)℃培养箱中恒温恒湿培养72 h后测定发芽率,用GI评价堆肥毒性:GI(%)=(浸提液种子发芽率×根长)/(对照种子发芽率×根长)×100%^[3]。

1.3.3 重金属各形态的测定 委托中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心进行测试,各形态重金属的分离采用改进的BCR 3步提取法^[22](表2),测试采用电感耦合等离子体原子发射光谱法测定(Optima 5300DV型光谱仪)。重金属各形态浓度占总浓度的比值称为该重金属不同形态分配率,该试验将对植物具有毒害作用的可交换态和还原态重金属称作有效态进行研究,用此有效态的钝化率表征重金属钝化情况,重金属某形态的分配率及有效态钝化效果分别由下式计算^[23]:分配率(%)=不同形态重金属含量/重金属总量×100%;有效态钝化效果(%)=(发酵前分配率-发酵后分配率)/发酵前分配率×100%。

表2 改进的BCR顺序提取法

Table 2 Modified BCR sequential extraction method

形态 Morphology	浸提剂 Extractant	操作方法 Operation method
可交换态 Exchangeable state	0.11 mol/L 醋酸	固液比1:40,振荡16 h,3 000 r/min 离心20 min
还原态 Reduction state	0.50 mol/L 羟胺和盐酸,浓硝酸 调节pH值为1.5	固液比1:40,振荡16 h,3 000 r/min 离心20 min
氧化态 Oxidation state	8.8 mol/L 过氧化氢,1 mol/L 醋酸铵,浓硝酸调节pH值为2	固液比1:40,加入8.8 mol/L 过氧化氢,85℃水浴蒸干,再按固液比1:50加入1 mL/L 醋酸铵,振荡16 h,3 000 r/min 离心20 min
残渣态 Residual state	5 mL 16 mol/L 浓硝酸+1 mL 12 mol/L 高氯酸	消解残余固体,过滤

1.4 数据分析

采用 Origin 8.0 软件对不同发酵工艺处理的理化性质变化作图分析,采用 SPSS 17.0 软件对重金属 Cu、Zn、Pb 有效态进行单因素方差分析。

2 结果与分析

2.1 不同发酵工艺对猪粪堆肥理化性质的影响

由图 1a 可知,强制通风发酵处理和自然发酵处理都可达到高温期 50℃ 以上,且高温期均持续 10 d,厌氧干发酵处理温度一直稳定在 40℃ 左右。

由图 1b 可知,在发酵初期,由于酸性细菌的作用,使 pH 值下降,随后由于以酸性物料为养料的细菌生长和繁殖,使 pH 值上升。但是强制通风发酵处理明显区别于厌氧干发酵处理,由于以酸性物料为养料的细菌在有氧的条件下能够迅速的的生长和繁殖,在此过程中产生了大量 NH_3 ,致使 pH 值升高,形成了适宜好氧性菌生存的环境,最后 pH 值基本稳定在 8.0~9.0。

从图 1c 可以看出,强制通风发酵处理的电导率虽然略有波动,但是呈下降趋势,从大于 3 mS/cm 逐渐降到 1~2 mS/cm,自然发酵处理虽有波动但稳定在 4~6 mS/cm,而厌氧干发酵处理则是迅速增高,达到 6.5 mS/cm 之后趋于平稳。电导率反映出了溶液的离子性,强制通风发酵工艺处理使电导率逐渐降低,说明其使各离子向稳定态转化,降低活性。这里的种子发芽率有别于传统的概念,是相对于对照空白(清水)试验的百分比,更能反映得到的浸提液是促进还是抑制种子的生长。

从图 1d 可以看出,与自然发酵处理和厌氧干发酵处理相比,强制通风发酵处理能有效的促进种子的发芽。因此,自然发酵由于氧气供应不足导致肥料无法完全无害化,为保证肥料完全腐熟,需延长自然发酵时间;而厌氧干发酵的有机肥难以无害化,因此需继续进行好氧发酵以实现完全腐熟。

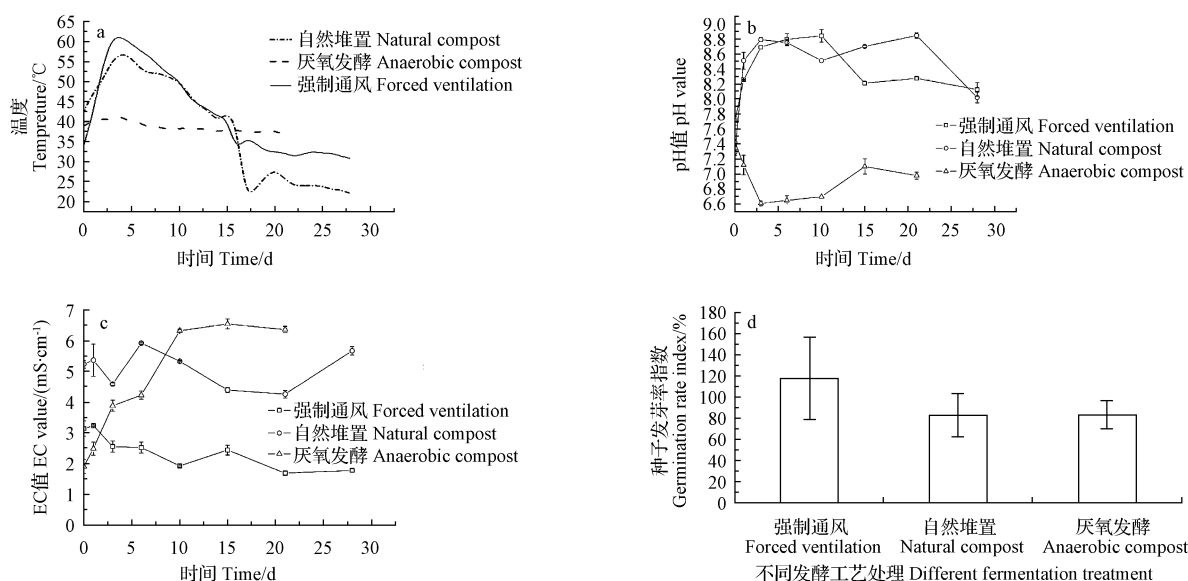


图 1 不同发酵工艺对理化性质的影响

Fig. 1 The effect of physical and chemical properties of different fermentation process

2.2 不同发酵工艺对重金属活性的影响

2.2.1 不同发酵工艺处理对重金属 Cu 活性的影响

由表 3 可知,从 Cu 总浓度变化来看,强制通风发酵处理的总浓度因渗滤液的流失略有降低,降低约 10.93%;厌氧干发酵工艺、自然发酵工艺处理 Cu 总浓度有所升高,其中自然发酵工艺处理 Cu 总浓度升高较明显,约 42.78%,这可能是发酵过程中有机质降解、 CO_2 和挥发性物质损失所致。从 Cu 各形态浓度变化看,自然堆肥处理可交换态 Cu 浓度降低,还原态、氧化态和残渣态浓度有所升高,强制通风好氧发酵处理可交换态和还原态

浓度有所降低,与之对应的后 2 种形态浓度升高,厌氧发酵处理可交换态、还原态和氧化态浓度在发酵结束后升高,残渣态降低。从各形态 Cu 的分配率看,堆肥腐熟后,除厌氧堆肥 4 种形态基本不变外,其余 2 种工艺处理可交换态和还原态的 Cu 分配率之和明显降低,其中自然堆肥降低 14.18 个百分点,好氧发酵处理降低 19.70 个百分点,与之相对的氧化态和残渣态分配率之和升高。从有效态 Cu 的钝化效果看,3 种不同发酵工艺处理均对 Cu 具有钝化效果,其钝化能力由大到小依次为强制通风发酵>自然发酵>厌氧干发酵。自然发酵处理

(39.60%)和强制通风处理(45.42%)的钝化效果显著好于厌氧干发酵(3.08%, $P < 0.05$),强制通风发酵处理和

自然发酵处理差异性不显著($P > 0.05$)。因此,强制通风发酵工艺处理对 Cu 表现出相对较好的钝化能力。

表 3 不同发酵工艺处理下重金属 Cu 活性的变化

Table 3 The change of heavy metal Cu activity by different fermentation treatments

处理 Treatment	样品 Sample	总浓度	可交换态	Exchangeable state	还原态	Reduction state	有效态钝化效果	氧化态	Oxidation state	残渣态	Residual state	
		浓度	分配率	浓度	分配率	浓度	分配率	Available	浓度	分配率	浓度	分配率
		concentration /(mg • kg ⁻¹)	Distribution ratio/%	Concentration /(mg • kg ⁻¹)	Distribution ratio/%	Concentration /(mg • kg ⁻¹)	Distribution ratio/%	passivation effect /%	Concentration /(mg • kg ⁻¹)	Distribution ratio/%	Concentration /(mg • kg ⁻¹)	Distribution ratio/%
自然发酵	A	192.21	56.60	29.45	12.23	6.36	39.60ab	107.68	56.02	15.70	8.17	
Natural compost	B	274.43	32.87	11.98	26.49	9.65		193.00	70.33	22.08	8.04	
强制通风发酵	A	171.19	13.34	7.79	60.92	35.59	45.42a	87.95	51.38	8.98	5.25	
Forced ventilation	B	152.48	10.54	6.91	25.56	16.76		107.24	70.33	9.14	5.99	
厌氧干发酵	A	207.20	40.34	19.47	41.60	20.08	3.08c	97.88	47.24	27.38	13.21	
Anaerobic compost	B	244.10	42.12	17.26	51.44	21.07		124.80	51.13	25.74	10.54	

注:处理间无共同小写字母者表示差异达到 5%显著水平。A 代表发酵前样品,B 代表发酵后样品。

Note: Values followed by different lowercase letters show statistically significantly different ($P < 0.05$). A represents before composting sample, B represents after composting sample.

2.2.2 不同发酵工艺处理对重金属 Pb 活性的影响

由表 4 可知,从 Pb 的总浓度变化来看,自然发酵处理和强制通风发酵处理的浓度有所上升,而厌氧干发酵有小幅下降,总体上变化都不大。由于未检测到可交换态 Pb,故该次分析中只涉及还原态、氧化态和残渣态。从不同发酵工艺处理前后 Pb 各形态浓度变化看,3 种处理还原态均有所降低,氧化态和残渣态均有所升高。从各形态 Pb 的分配率看,不同发酵工艺处理后,还原态的分配率都有明显的降低,其中强制通风发酵处理降幅最大,降低 18.12 个百分点,厌氧干发酵处理降低 4.08 个百分点,自然发酵处理为 6.98 个百分点;与之对应的氧化态和残渣态分配率升高。因未检测到可交换态 Pb,故

重金属 Pb 的钝化效果仅由毒性次之的还原态表征。从 Pb 的钝化效果看,3 种发酵工艺均对重金属 Pb 具有钝化效果,且强制通风发酵处理对 Pb 的钝化效果最好,达 60.18%,传统自然发酵处理次之,为 28.68%,厌氧干发酵处理最小,为 24.19%。通过对还原态 Pb 的钝化效果进行 SPSS 统计 LSD 检验,强制通风发酵处理对重金属 Pb 的钝化效果显著好于与它 2 种发酵处理($P < 0.05$),厌氧干发酵处理与传统自然发酵处理差异性不显著($P > 0.05$),其钝化能力由大到小依次为:强制通风处理 > 自然发酵处理 > 厌氧干发酵处理。因此,强制通风发酵处理对重金属 Pb 表现出相对较好的钝化能力。

表 4 不同发酵工艺处理下重金属 Pb 的活性变化

Table 4 The change of heavy metal Pb activity by different fermentation treatments

处理 Treatment	样品 Sample	总浓度	可交换态	还原态		有效态钝化效果 Available passivation effect /%	氧化态	残渣态		
		Total	Exchangeable state	Reduction state			Oxidation state	Residual state		
		concentration	浓度	浓度	分配率		浓度	分配率	浓度	分配率
		$/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	Concentration	Concentration	Distribution		Concentration	Distribution	Concentration	Distribution
		$/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	$/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	ratio/%	$/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	ratio/%	$/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	ratio/%	
自然发酵	A	40.22	N. D.	9.79	24.34	28.68b	15.03	37.37	15.40	38.29
Natural compost	B	47.63	N. D.	8.27	17.36		19.46	40.86	19.90	41.78
强制通风发酵	A	34.50	N. D.	10.39	30.11	60.18a	12.39	35.92	11.72	33.97
Forced ventilation	B	35.10	N. D.	4.21	11.99		18.59	52.96	12.30	35.05
厌氧干发酵	A	35.73	N. D.	6.02	16.85	24.19b	15.56	43.55	14.15	39.60
Anaerobic compost	B	34.76	N. D.	4.44	12.77		15.70	45.17	14.62	42.06

注:N. D. 表示未检出。

Note: N. D. represents the shape was not detected.

2.2.3 不同发酵工艺对猪粪中重金属 Zn 的影响 由表 5 可知,从 Zn 的总浓度变化来看,3 种发酵工艺处理总浓度均有所增加,这可能是由于发酵过程中有机质降解所致。从不同处理前后 Zn 各形态浓度变化看,自然发酵处理和强制通风发酵可交换态和还原态浓度降低,氧化态和残渣态浓度升高,厌氧干发酵处理可交换态和残渣态浓度降低,而还原态和氧化态浓度升高。从各形态 Zn 的分配率变化看,不同发酵工艺处理后,可交换态

分配率均有所降低,强制通风发酵处理前 2 种形态分配率之和明显降低,达 26.05 个百分点,自然发酵处理和厌氧干发酵处理前 2 种形态分配率之和总体变化不大。从有效态 Zn 的钝化效果看,强制通风发酵处理对重金属 Zn 的钝化效果最好,达 32.21%,3 种发酵工艺处理对 Zn 的钝化能力由大到小分别为强制通风发酵 > 自然发酵 > 厌氧干发酵。强制通风发酵处理对 Zn 的有效态钝化效果效果显著优于自然发酵处理及厌氧干发酵处理

表 5

不同发酵工艺对重金属 Zn 活性的影响

Table 5

The change of heavy metal Zn activity by different fermentation treatments

处理 Treatment	样品 Sample	总浓度 Total concentration /(mg·kg ⁻¹)	可交换态 Exchangeable state		还原态 Reduction state		有效态钝化效果 Available passivation effect /%	氧化态 Oxidation state		残渣态 Residual state	
		浓度 Concentration /(mg·kg ⁻¹)	分配率 Distribution ratio/%	浓度 Concentration /(mg·kg ⁻¹)	分配率 Distribution ratio/%			浓度 Concentration /(mg·kg ⁻¹)	分配率 Distribution ratio/%	浓度 Concentration /(mg·kg ⁻¹)	分配率 Distribution ratio/%
自然发酵 Natural compost	A	670.65	228.41	34.06	299.88	44.71	6.19b	76.67	11.43	65.69	9.79
	B	696.30	224.97	32.31	289.56	41.59		114.24	16.41	67.53	9.70
强制通风发酵 Forced ventilation	A	536.13	365.32	68.14	68.32	12.74	32.21a	86.24	16.09	16.25	3.03
	B	719.67	333.20	46.30	61.40	8.53		298.52	41.48	26.55	3.69
厌氧干发酵 Anaerobic compost	A	698.28	211.68	30.31	369.60	52.93	-1.11bc	60.85	8.71	56.15	8.04
	B	761.81	187.59	24.62	453.60	59.54		75.24	9.88	45.38	5.96

($P < 0.05$), 自然发酵处理与厌氧干发酵处理差异性不显著($P > 0.05$)。因此, 强制通风发酵工艺处理对重金属 Zn 可表现出相对较强的钝化能力。

3 讨论与结论

该试验 3 种不同的猪粪发酵工艺处理具有不同的理化性质变化。自然发酵和强制通风发酵均属于好氧堆肥, 以往研究显示, 堆肥达无害化标准为: 高温期堆肥温度超过 50℃ 且持续时间稳定在 5~7 d, 结束堆肥时 pH 值在 8.0~9.0, 电导率不超过 4.0 mS/cm, GI 达 80%^[24]。在该次试验中, 虽然强制通风高温好氧发酵和自然发酵维持在 50℃ 以上温度的时间差不多, 都在 9 d 左右, 但强制通风在高温期达到的平均温度比较高, 而且在 55℃ 以上的时间约是自然堆肥的 2 倍, 更适合嗜热菌的生长繁殖, 在利用高温杀死堆料中致病微生物和病原体的作用上更加显著。厌氧干发酵的温度变化不大, 基本维持在 37~41℃, 不能很好地利用高温杀菌。发酵结束后, 强制通风发酵处理 EC 值为 1.79 mS/cm, 而自然发酵处理和厌氧干发酵处理 EC 值较高, 分别为 5.67、6.36 mS/cm, 较高 EC 值有机肥施入土壤会带来潜在的土壤盐渍化风险, 不利于作物生长。

不同发酵工艺处理对重金属 Cu、Pb、Zn 均具有不同程度的钝化效果。有研究表明, 重金属各形态对植物毒性大小依次为可交换态>还原态>氧化态>残渣态^[25], 其中前 2 种形态对植物生长具有抑制作用, 后 2 种形态为不易被植物吸收的形态^[26]。该次试验中, 强制通风发酵处理对 Cu、Pb、Zn 的有效态钝化效果分别达 45.42%、60.18%、32.21%; 自然发酵处理对 Cu、Pb、Zn 的有效态钝化效果分别达 39.60%、28.68%、6.19%; 厌氧干发酵处理对 Cu、Pb、Zn 的有效态钝化效果分别为 3.08%、24.19%、-1.11%。

综合来看, 强制通风发酵能更有效的达到堆肥所需的高温时间及温度, pH 值范围使好养细菌能活跃生长繁殖, 逐渐降低的电导率说明能降低离子的活跃度, 有利于降低有毒物质的活性, 并且相对的种子发芽率最高。在重金属钝化效果方面, 强制通风发酵相对其它 2 种发酵工艺仍具有优势。

不用的发酵工艺对畜禽粪便有机肥产品中重金属活性具有不同程度的影响。相对于厌氧干发酵处理, 自然发酵处理和强制通风处理更有利于重金属有活性较高的形态向活性较低的形态转化。从发酵的品质效果看, 只有强制通风发酵处理可达到对植物生长的无害化标准。综合而言, 强制通风发酵工艺对提升发酵产品质量更具优势。

参考文献

- [1] 凌云. 畜禽粪便高效降解菌的筛选和应用[D]. 上海: 华东师范大学, 2004.
- [2] 侯月卿, 沈玉君, 刘树庆. 我国畜禽粪便重金属污染现状及其钝化措施研究进展[J]. 中国农业科技导报, 2014, 16(3): 112-118.
- [3] 沈玉君, 李国学, 任玉梅, 等. 不同通风速率对堆肥腐熟度和含氮气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(9): 1814-1819.
- [4] Guo R, Li G X, Jiang T, et al. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost[J]. Bioresource Technology, 2012, 112: 171-178.
- [5] Rasapoor M, Nasrabadi T, Kamali M, et al. The effects of aeration rates on generated compost quality, using aerated static pile method[J]. Waste Manage, 2009, 29: 570-573.
- [6] Gao M, Li B, Yu A, et al. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust[J]. Bioresour Technol, 2010, 101: 1899-1903.
- [7] 吕黄珍, 韩鲁佳, 杨增玲. 猪粪麦秸反应器好氧堆肥工艺参数优化[J]. 农业机械学报, 2008, 39(3): 101-105.
- [8] Huang G F, Wong J W, We Q T, et al. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust[J]. Waste Manage, 2004, 24: 805-813.
- [9] 马迪, 赵兰坡. 畜禽粪便堆肥化过程中碳氮比的变化研究[J]. 中国农学通报, 2010, 26(14): 193-197.
- [10] 赵建荣, 高德才, 汪建飞, 等. 不同 C/N 下猪粪麦秸高温堆肥腐熟过程研究[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(5): 1014-1020.
- [11] 秦莉, 沈玉君, 李国学, 等. 不同 CN 比堆肥氮素物质变化规律研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1388-1393.
- [12] 翟红, 张衍林, 艾平, 等. 不同初始含水率对沼渣和秸秆混合堆肥过程的影响[J]. 湖北农业科学, 2011, 50(21): 4357-4360.
- [13] 雷大棚, 黄为一, 王效华. 发酵机制含水率对牛粪好氧堆肥发酵产热的影响[J]. 生态与农业环境学报, 2011, 27(5): 54-57.
- [14] WHO. The 2006 annual report on commission of intelligence property, innovation and public health[R]. Geneva: WHO, 2006.
- [15] 施建伟, 雷国明, 李玉英, 等. 发酵底物和发酵工艺对沼液中挥发性有机酸的影响[J]. 河南农业科学, 2013, 42(3): 55-58.
- [16] 王媛媛, 张衍林. 以猪粪为发酵底物厌氧发酵产氢工艺的优化[J]. 农

业工程学报,2009,25(9):237-242.

[17] 牛俊玲,何予鹏,张全国.不同粉碎程度对麦秸厌氧干发酵气肥联产效果的影响[J].太阳能学报,2011,32(11):1683-1686.

[18] 马传杰,花日茂,郭亮.接种量对牛粪厌氧干发酵的影响[J].家畜生态学报,2008,29(5):81-84.

[19] Forster-Carneiro T,Pérez M,Romero L I,et al. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste,focusing on the inoculum sources[J]. Bioresource Technology,2007,98:3195-3203.

[20] Hinrich H,Birgitte K. A novel process configuration for anaerobic digestion of source-sorted house-hold waste using hyper-thermophilic post-treatment [J]. Biotechnology and Bioengineering,2005,90:830-837.

[21] Forster-Carneiro T,Pérez M,Romero L I. Influence of total solid and

inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste [J]. Bioresource Technology,2008,99:6994-7002.

[22] 刘甜田,何滨,王亚韩,等.改进 BCR 法在活性污泥样品重金属形态分析中的应用[J].分析实验室,2007,26(增刊 1):17-20.

[23] 杨坤,李军营,杨宇虹,等.不同钝化剂对猪粪堆肥中重金属形态转化的影响[J].中国土壤与肥料,2011(6):43-48.

[24] 宋彩红,贾旋,李明晓,等.沼渣与畜禽粪便混合堆肥发酵效果的综合评价[J].农业工程学报,2013,29(24):227-234.

[25] 陈世俭,胡嵩堂.土壤铜形态及有机质的影响[J].长江流域资源与环境,1995,4(4):367-369.

[26] 方盛荣,徐颖,魏晓云,等.典型城市污染水体底泥中重金属形态分布和相关性[J].生态环境学报,2009,18(6):2066-2070.

Influence of Different Fermentation on Activity of Heavy Metals in Pig Manure

HOU Yue-qing^{1,2,3}, SHEN Yu-jun^{2,3}, MENG Hai-bo^{2,3}, LIU Shu-qing¹, WANG Fei¹, CHENG Hong-sheng^{2,3}

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Agricultural University of Hebei, Baoding, Hebei 071000; 2. Chinese Academy of Agricultural Engineering, Beijing 100125; 3. China Key Laboratory of Energy Resource Utilization From Agriculture Residue, Ministry of Agriculture, Beijing 100125; 4. Rural Energy and Environment Agency, Ministry of Agriculture, Beijing 100125)

Abstract: Taking pig manure and straw as raw materials, the speciation changes of heavy metals Cu, Pb, Zn during three kinds of fermentation, such as natural fermentation, forced ventilation fermentation and anaerobic dry fermentation was studied. The results showed that the passivation effect on heavy metal Cu, Pb, Zn for the forced ventilation fermentation treatment were 45.42%, 60.18%, 32.21%, respectively. The passivation effect on heavy metal Cu, Pb, Zn for the natural fermentation treatment were 39.60%, 28.68%, 6.19%, respectively. The passivation effect on heavy metal Cu, Pb, Zn for the dry anaerobic fermentation treatment were 3.08%, 24.19%, -1.11%, respectively. Compared to the dry anaerobic fermentation treatment, natural fermentation treatment and forced ventilation treatment were more conducive to heavy metals transformed from the higher active forms to the lower forms. From the fermentation quality effect, forced ventilation fermentation and natural fermentation could take advantage of the high temperature period effectively which could kill the pig pathogen and weed seeds during the fermentation process, and the high temperature period more than 55°C for forced ventilation fermentation processing was about twice as great as natural fermentation processing, and anaerobic dry fermentation processing remain about 40°C during the whole fermentation process; after the fermentation, the EC value for the forced ventilation fermentation treatment was 1.79 mS/cm, the other two treatment values were higher than forced ventilation fermentation treatment, which were 5.67 mS/cm, 6.36 mS/cm, respectively. A higher EC value has the potential risk of soil salinization. The natural fermentation need to extend the natural fermentation time due to inadequate oxygen supply cannot be completely harmless. And the anaerobic dry fermentation needs to continue the aerobic fermentation in order to realize completely rotten. In all, taking into account of the effects of fermentation quality and heavy metals passivation, the forced ventilation fermentation process may have more competitive to enhance the quality of fermented products.

Keywords: natural fermentation; forced ventilation fermentation; anaerobic dry fermentation; pig manure; heavy metals