

菌剂和含磷添加剂联合添加对污泥堆肥污染气体排放及堆肥品质的影响

李旺旺, 刘燕, 李国学, 杨佳, 杨燕, 马若男, 袁京

引用本文:

李旺旺, 刘燕, 李国学, 杨佳, 杨燕, 马若男, 袁京. 菌剂和含磷添加剂联合添加对污泥堆肥污染气体排放及堆肥品质的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 878-887.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0868>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

工厂化条件下外源添加剂对猪粪堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的减排效果

宋修超, 郭德杰, 成卫民, 罗佳, 徐焯红, 王光飞, 刘新红, 马艳

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 2014-2020 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0221>

Fe_2O_3 对鸡粪堆肥过程中含硫臭气排放的影响

陈文旭, 李国学, 马若男, 刘燕, 袁京

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2465-2471 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0857>

含硫添加剂对猪粪堆肥过程甲烷与臭气排放的影响

闫召伟, 杨菲宇, 高兴祖, 陈杰, 李施雨, 李国学, 罗文海

农业环境科学学报. 2021, 40(11): 2448-2455 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0980>

磷石膏和石膏对稻壳与油枯堆肥的影响及基质化利用评价

赵兵, 王宇蕴, 陈雪娇, 徐智

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2481-2488 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0558>

不同镁/磷盐添加剂对蓝藻堆肥的氮素损失控制效果

唐尚柱, 赵晓海, 斯鑫鑫, 王顺永, 李珊珊, 张学胜, 李玉成

农业环境科学学报. 2021, 40(2): 428-435 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0940>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李旺旺, 刘燕, 李国学, 等. 菌剂和含磷添加剂联合添加对污泥堆肥污染气体排放及堆肥品质的影响[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(4): 878-887.

LI W W, LIU Y, LI G X, et al. The effect of microbial agent and phosphorus-containing additives on compost maturity and pollutant gas emissions during sewage sludge composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(4): 878-887.



开放科学 OSID

菌剂和含磷添加剂联合添加对 污泥堆肥污染气体排放及堆肥品质的影响

李旺旺¹, 刘燕², 李国学², 杨佳², 杨燕², 马若男², 袁京^{2*}

(1. 湖北孝环环境技术有限公司, 湖北 孝感 432100; 2. 中国农业大学资源与环境学院农田土壤污染防控与修复北京市重点实验室, 北京 100193)

摘要:以脱水污泥和玉米秸秆堆肥为对照, 采用实验室规模系统, 研究了外源添加微生物菌剂(VT菌剂)和含磷添加剂(过磷酸钙和磷石膏)对污泥堆肥腐熟度、污染气体排放以及产品品质的影响。结果表明: 菌剂添加显著促进堆肥腐熟, 最终种子发芽率指数为126%~158%。菌剂和两种含磷添加剂混合添加可更大程度降低污染气体的排放, 其中菌剂和过磷酸钙联合添加可减少63.3%的NH₃和42.8%的H₂S排放量, 菌剂和磷石膏联合添加可减少97.6%的NH₃和54.4%的H₂S排放量。添加剂处理均可降低CH₄的排放。添加菌剂可以降低30.7%的N₂O排放, 但是菌剂与过磷酸钙和磷石膏联合添加会增加堆肥前期的N₂O排放。含磷添加剂处理可提高18.3%~22.9%的总养分(TN+P₂O₅+K₂O)含量。研究表明, VT菌剂和含磷添加剂联合使用是提高堆肥产品品质、减少堆肥过程污染气体排放的有效方法。

关键词:污泥; 堆肥; 菌剂; 含磷添加剂; 腐熟度; 污染气体

中图分类号: S141.4; X705 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2022)04-0878-10 doi:10.11654/jaes.2021-0868

The effect of microbial agent and phosphorus-containing additives on compost maturity and pollutant gas emissions during sewage sludge composting

LI Wangwang¹, LIU Yan², LI Guoxue², YANG Jia², YANG Yan², MA Ruonan², YUAN Jing^{2*}

(1. Hubei Xiaohuan Environmental Technology Co., Ltd., Xiaogan 432100, China; 2. Key Laboratory of Farmland Soil Pollution Prevention and Remediation, College of Resource and Environmental Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: The effects of VT microbial agents and phosphorus-containing additives (superphosphate and phosphogypsum) on compost maturity and gas emission during dewatered sludge and corn stalk composting was investigated in a laboratory-scale system. The results showed that microbial agent addition had a higher final germination index (GI), (126%~158%), which significantly promoting compost maturity. The microbial agent combined with superphosphate reduced NH₃ and H₂S emissions by 63.3% and 42.8%, respectively. The combined addition of a microbial agent and phosphogypsum reduced NH₃ and H₂S emissions by 97.6% and 54.4%, respectively. All additive treatments reduced CH₄ emissions and microbial agent addition reduced N₂O emissions by 30.7%. However, combined addition of the microbial agent with superphosphate or phosphogypsum increased N₂O emissions in the early stage of composting. Two treatments involving phosphorus additives increased the total nutrient content (TN+P₂O₅+K₂O) from 18.3% to 22.9%. Therefore, combined addition of the VT microbial agent and phosphorus-containing additives is an effective method for improving the compost maturity and reducing pollutant gas emissions.

Keywords: sewage sludge; composting; microbial agent; phosphorus-containing additives; maturity; pollutant gas

收稿日期: 2021-08-02 录用日期: 2021-11-05

作者简介: 李旺旺(1987—), 湖北孝感人, 硕士研究生, 从事固体废物资源化利用及处理处置、大气污染防治研究。E-mail: 295004530@qq.com

*通信作者: 袁京 E-mail: jingyuan@cau.edu.cn

基金项目: 三亚崖州湾科技城管理局资助项目(SYND-2021-09)

Project supported: Project of Science and Technology Administration of Sanya Yazhou Bay in China (SYND-2021-09)

污泥作为城镇污水处理的副产物,其本质是一种半固体废弃物。据住建部统计,截至2017年6月底,全国城镇累计建成污水处理厂4 063座,污水处理能力达 $1.78 \times 10^8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,年产生含水率80%的污泥超过5 000万t^[1]。但是,目前我国仍有大量污泥得不到规范化处理,随意抛弃、倾倒现象较为普遍,这不仅占用大量土地,而且直接造成“二次污染”,危害生态环境^[1]。污泥堆肥处理是利用污泥中的好氧微生物对污泥进行发酵的过程,是实现污泥稳定化、无害化和减量化的有效途径,可将污泥生物转化为稳定的土壤改良剂。腐熟的污泥堆肥产品在合适的施用量下,可以大幅提高农产品的产量和品质^[2-3]。我国作为农业大国,污泥的资源化利用是我们迫切需要的。

然而污泥含水率高、碳氮比(C/N)低的性质使其不适合直接堆肥,在实际堆肥过程中,通常需要以辅料与脱水污泥联合来启动堆肥。常见的辅料包括秸秆、稻草、锯末、园林废弃物等^[4]。玉米秸秆是一种来源广泛的农业废弃物,也是堆肥中常用的辅料。相关研究显示,玉米秸秆作为辅料与脱水污泥联合能成功启动堆肥,且堆肥产品可达到卫生标准和腐熟标准^[5]。以一定比例的菌菇渣和秸秆作为辅料,与污泥混合进行好氧堆肥,可满足国家无害化卫生标准,堆肥结束时也可达到完全腐熟的要求^[6]。

腐熟度是堆肥过程中需首要关注的问题,如果将未腐熟的物料施入土壤环境,则会在一段时间内造成潜在的氧缺乏和间接毒性,并可能伴随大量的臭味产生,从而影响堆肥产品的推广与可持续利用^[4]。其次是堆肥过程中污染气体和温室气体的排放问题。相关研究显示,传统堆肥过程中,氨气(NH_3)挥发对氮损失的贡献率为40%~80%,是氮损失的主要形式, NH_3 也是一种污染严重的臭气^[7-9]。硫化氢(H_2S)的检测阈值较低,会产生强烈的恶臭气味,同时还是一种具有腐蚀性和剧毒的堆肥副产物,其在堆肥过程中的释放量占挥发性硫化物总释放量的39.0%~43.0%^[10]。甲烷(CH_4)和一氧化二氮(N_2O)是重要的温室气体,其100 a温室效应分别是 CO_2 的25倍和298倍。传统污泥堆肥过程中 CH_4 和 N_2O 的 CO_2 排放当量(以干污泥计)为133.13~170.11 $\text{kg} \cdot \text{t}^{-1}$ ^[18,11]。这些气体的排放不仅降低了堆肥产品的营养价值,而且严重污染大气,加剧了全球温室效应。此外,还需关注污泥堆肥过程中各类营养元素和养分含量的变化情况。

基于有机肥产业的发展现状,为达到减少堆肥污染气体排放、提高堆肥产品品质的效果,使用来源广

泛的经济型添加材料仍是有机肥生产企业的首选。其中,接种外源微生物已经成为加速堆肥腐熟的重要研究方向之一。VT菌剂是一种用于有机废弃物堆肥的复合微生物菌剂,其富含纤维素分解菌、固氮微生物等菌株^[12]。相关研究发现,向鸡粪或猪粪堆肥物料中添加VT菌剂可在一定程度上加快堆肥初期有机质降解速率和物料升温进程,同时有利于减少 NH_3 挥发,提高堆肥肥力^[12-13]。国内外一些学者对低成本含磷添加材料进行了研究。LUO等^[14]和YANG等^[15]研究认为,猪粪堆肥过程中添加10%(基于干质量)的磷石膏(PPG)可减少 CH_4 和 NH_3 的排放。可能是PPG中的硫酸盐还原菌与产甲烷菌争夺相同的有机碳和其他能源,从而降低了 CH_4 的产生^[16]。PPG对 NH_3 的减排作用则与 $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 、游离磷酸对 NH_4^+ 和 NH_3 的吸收作用以及鸟粪石结晶的形成有关^[17]。在堆肥中加入过磷酸钙(SSP)可同时减少 CH_4 、 N_2O 和 NH_3 的释放^[18,17-18]。

为进一步验证微生物菌剂在堆肥过程中的促进作用,探究微生物菌剂与低成本含磷添加材料混合对堆肥氮素损失和温室气体排放的影响,本试验选用SSP、PPG和生产上常用的VT菌剂作为污染气体控制剂,研究添加剂对污泥堆肥过程碳、氮、硫素损失的影响,并确定最佳的添加剂使用方式。

1 材料与方法

1.1 试验材料与试验设计

试验所用脱水污泥取自北京市海淀区肖家河污水处理厂污泥脱水车间,该污泥为未经厌氧消化的生污泥;玉米秸秆取自中国农业大学上庄试验站,经粉碎机切割为3 cm左右的秸秆段。原材料的理化性质见表1。

试验使用的含磷添加材料SSP和PPG均购于肥料市场。SSP产地为河北涿鹿, P_2O_5 质量分数 $\geq 18\%$;PPG产地为湖北宜昌, P_2O_5 质量分数 $\leq 0.8\%$, $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 质量分数 $\geq 75\%$ 。VT菌剂由北京沃土天地生物科技股份有限公司提供,VT菌剂为复合菌剂,内含酵母菌、侧孢芽孢杆菌、黑曲霉、细黄链霉菌、乳酸菌等。

污泥堆肥原料为85%的污泥和15%的玉米秸秆(占初始物料总质量的百分比,湿基)。试验共设计4个处理,其中,CK作为对照组不添加任何添加剂,具体试验设计见表2。

各处理的通风率均设定为 $0.2 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ (基于干质量),通风方式为连续通风。将污泥与玉米秸秆充分混合后,各处理分别添加对应的添加剂,再次进

表1 初始物料物理化学性质

Table 1 Physical and chemical characteristics of the raw materials

物料 Material	含水率 ^a Moisture content/%	TC ^b /%	TN ^b /%	C/N	NH ₄ ⁺ -N ^b / (g·kg ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N ^b / (g·kg ⁻¹)	pH ^a	密度 ^a Density/(kg·m ⁻³)
脱水污泥 Dewatered sludge	85.39±0.85	23.28±0.04	4.00±0.03	5.83	7.76±0.35	0.52±0.04	7.09±0.08	786.00±5.43
玉米秸秆 Corn stalk	8.70±0.96	40.12±0.11	1.01±0.02	39.66	0.05±0.01	0.24±0.01	7.24±0.02	183.00±0.93

注:^a 湿基测定;^b 干基测定。

Note:^a Wet basis determination;^b Dry basis determination.

表2 试验设计

Table 2 Design of experiment

处理 Treatment	脱水污泥 ^a Sewage sludge/%	玉米秸秆 ^a Corn stalk/%	VT菌剂 ^a VT bacteria/%	过磷酸钙 ^a Superphosphate(SSP)/%	磷石膏 ^a Phosphogypsum(PPG)/%
CK	85	15	—	—	—
VT	85	15	0.1	—	—
SSP+VT	85	15	0.1	3.5	—
PPG+VT	85	15	0.1	—	3.5

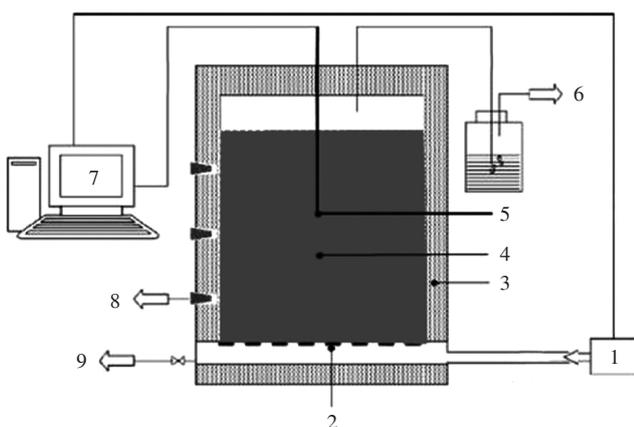
注:^a 基于湿基。CK, 空白对照; VT, 仅添加菌剂; SSP+VT, 添加菌剂和过磷酸钙; PPG+VT, 添加菌剂和磷石膏。下同。

Note:^a Wet basis determination. CK, blank control; VT, VT bacteria alone; SSP+VT, combination of VT bacteria and superphosphate; PPG+VT, combination of VT bacteria and phosphogypsum. The same below.

行混拌,直至物料与添加剂混合均匀。将混合物料堆置于容积为60 L的圆柱型密闭式发酵罐中进行好氧发酵,为防止堆肥热量损失,发酵罐由两层不锈钢材料制成,内外壁之间设置5 cm的绝热层。堆肥试验共持续35 d,每周翻堆1次。发酵罐结构见图1。发酵罐底部设置通风口和渗滤液出口,顶部连接温度探头以在线连续记录堆体温度,发酵罐顶盖预留气孔,用于收集和测定堆肥过程中产生的气体。

1.2 测定指标和分析方法

温度通过连接反应器和电脑的温度传感器直接读取,每0.5 h自动记录一次。



1. 空气泵;2. 筛板;3. 绝热层;4. 堆肥原料;5. 温度传感器;6. 气体样采集口;7. 自动化控制系统;8. 固体样采集口;9. 渗滤液收集口
1. Air pump;2. Lattice cell;3. Heat insulation layer;4. Compost materials;5. Temperature sensor;6. Gas outlet sampling;7. Automatic control system;8. Solid sampling ports;9. Leachate sampling port

图1 强制通风发酵装置

Figure 1 Diagram of forced aeration composting reactor

氧气(O₂)利用便携式气体检测仪(BM2K-E000, Geotech, 英国)测定。

分别在堆肥的第0、7、14、21、28、34 d进行翻堆和取样,采集的约200 g固定样品分两部分保存。一部分保存在4℃条件下,用于测定pH、电导率(EC)、E₄/E₆、发芽率指数(GI)以及铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)等指标。另一部分自然风干,粉碎后过0.5 mm筛,用于测定养分、矿物元素和重金属含量。

pH值和EC值通过pH和电导率仪(MP-521, 中国)测定。E₄/E₆采用722型可见分光光度计分别于465 nm和665 nm波长处测定吸光度并取两者比值。GI值测定:取水浸提液5 mL于垫有滤纸的培养皿中,均匀放入10粒饱满的萝卜种子,置于(25±1)℃的培养箱中避光培养48 h,测量发芽率及根长^[4]。NH₄⁺-N和NO₃⁻-N的测定:将10 g鲜样经100 mL浓度为2 mol·L⁻¹的KCl溶液浸提,振荡30 min,过滤后采用流动分析仪(Auto Analyzer 3, Seal, 德国)测定。C、N和S含量采用Vario宏元素分析仪(Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, 德国)测定。矿物元素(K、Na、Mg、Ca、Mn、Fe、Al)以及重金属(Cu、Zn、Cr、Cd、Hg、As、Pb)全量采用硝酸-氢氟酸-高氯酸消解,并通过ICP-MS法测定。

温室气体(CH₄和N₂O)和臭气(NH₃和H₂S)需每日监测1次,每次重复测定3次取平均值。CH₄和N₂O采用静态箱法采集气体样本^[19-20],并使用安装有火焰电离检测器(Flame ionization detector, FID)、电子捕获

检测器(Electron capture detector, ECD)的气相色谱仪(3420A,北京北分瑞利)测定;NH₃用质量分数为2%的硼酸将其捕获在洗涤瓶中,并用0.01 mol·L⁻¹ H₂SO₄溶液进行滴定,指示剂为甲基红溴甲酚绿;H₂S用带三相阀门的注射器(德国)于每日的固定时间进行气体样品采集,随后连接气相色谱仪(GC-A90, Echrom, 中国)进行测定。堆肥过程中气体的排放速率和累积排放量均基于物料的干质量进行计算。

利用 Microsoft Excel 2019 计算数据的平均值和标准偏差,使用 Origin Lab 2019 做图,相关性分析采用 SPSS 26 完成。

2 结果与讨论

2.1 温度和 O₂ 含量

温度是反映堆肥过程中微生物活性及有机物降解情况的重要指标。如图 2a 所示,所有处理均经历了升温期、高温期、降温期和腐熟期 4 个阶段。堆肥初期,适宜的含水率、C/N 和通风量为微生物降解有机质提供了适宜的条件,降解过程释放大热量,因此温度不断升高至高温阶段(>50 °C)。随后,伴随着可生物降解有机质的减少,堆肥进入降温阶段直至腐熟。堆肥结束时,各处理温度均降至环境水平,环境温度始终介于 7.4~16.4 °C 之间。CK 组在堆肥第 6 d 进入高温期,高温持续 4 d,最高温度为 72.2 °C,达到了完全腐熟的要求(GB 7959—2012)。而 VT 组的最高温度仅为 52.9 °C,并且高温期的持续时间缩短为 2 d,未达到完全腐熟的要求,与 CK 组差异显著($P < 0.05$)。已有研究表明,猪粪或鸡粪堆肥过程中添加 VT 菌剂不会对堆肥温度产生负面影响^[12,21]。本研究中的差异可能是污泥特殊的物理性状所致,脱水污泥因大量絮凝剂的使用而呈现胶体状,这使得 VT 菌剂

添加到污泥中后不能直接发挥作用,另外也可能与 VT 菌剂较低的添加量有关。与 VT 组相比,SSP+VT 组和 PPG+VT 组均提高了升温速率。SSP+VT 组还缩短了进入高温期的时间(5 d),提高了峰值温度(67.8 °C)。但 PPG+VT 组由于高温持续时间较短(2 d)而未达到堆肥卫生标准的要求。

堆肥过程中的 O₂ 含量可以反映微生物活动和有机物生物降解率^[22]。如图 2b 所示,由于好氧微生物的降解作用消耗了大量 O₂,导致所有处理的 O₂ 含量均在堆肥初期迅速下降。CK 组的 O₂ 含量下降最快,堆肥第 2 d 从 19.4% 下降到 4.3%,第 6 d 再次下降到 9.1%,表明此阶段微生物活动剧烈。与 CK 相比,VT 组的 O₂ 下降速率较缓,O₂ 消耗量较少,堆肥第 5 d 下降到最低值(12.2%),VT 菌剂的添加可能抑制了土著微生物的活动。SSP+VT 组也在堆肥第 5 d 达到最低值(5.6%),但其 O₂ 消耗量比 VT 组大得多,表明 VT 菌剂和 SSP 联合添加可以促进微生物的降解活动。PPG+VT 组的 O₂ 含量略低于 VT 组,但始终保持在 10% 以上,为好氧微生物代谢繁殖提供了充足的 O₂^[15]。堆肥两周后,各处理的 O₂ 含量开始回升,但 PPG+VT 组仍有明显的下降,这与温度结果一致,表明该时期微生物仍然有较剧烈的活动,这可能是堆肥前期降解速率低导致了降解时间的延长。

2.2 腐熟度指标

pH 值是影响微生物活性及气体排放的重要指标,不同处理的 pH 值变化如图 3a 所示。各组的 pH 值变化趋势相似,始终介于 6.9~8.7 之间,为微生物活动提供了适宜的条件^[17]。堆肥第 1 周,pH 值普遍下降,这与堆肥物料的重新分配以及堆体中原有铵的分解挥发有关。第 2 周,pH 值快速上升,此阶段伴随着高温,主要是可生物降解有机质被快速分解后产生大

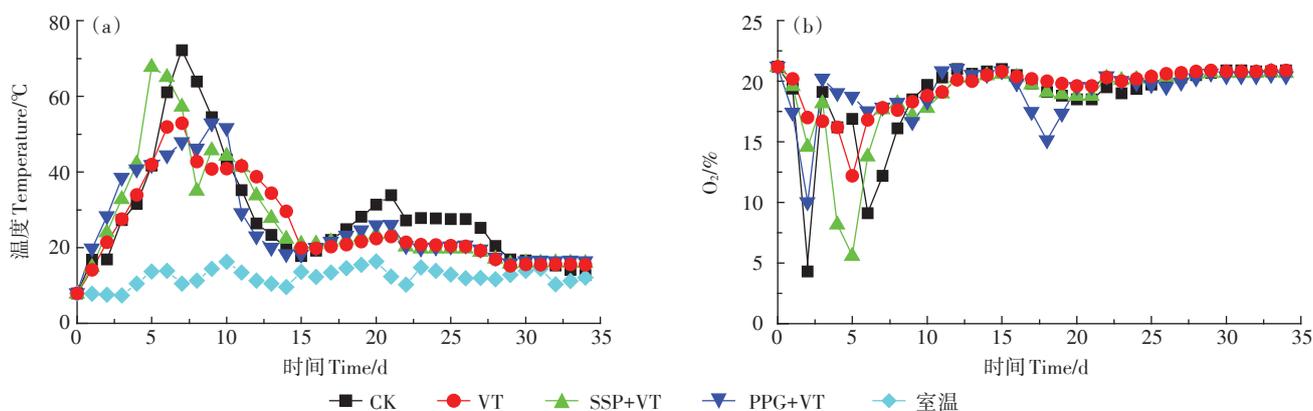


图2 污泥堆肥温度和 O₂ 含量变化

Figure 2 Changes of temperature and O₂ content in different treatments of sludge composting

量 NH_4^+-N 的结果。腐熟阶段, pH 值呈波动下降趋势, 主要由于含氮有机质逐渐减少, 而 NH_4^+-N 仍不断转化为 NO_3^--N , 使得 NH_4^+-N 累积量减少。堆肥结束时, 各处理组的 pH 值介于 6.9~7.6 之间, 符合有机肥标准 (NY 525—2021) 对 pH 值的要求 (5.5~8.5)^[17]。堆肥过程中, SSP+VT 与 PPG+VT 组的 pH 值明显低于 CK 和 VT 组, 这是 SSP 和 PPG 本身的酸性特性所致^[17,19-20]。相关性分析显示, 在 CK 和 VT 组中, pH 值与 NH_4^+-N 含量具有显著正相关关系 ($R_1=0.961, P_1<0.01; R_2=0.861, P_2<0.05$), 因此 NH_4^+-N 是影响堆肥酸碱性变化的重要因素。

污泥堆肥过程中各处理的 EC 值变化趋势相似, 见图 3b。升温 and 高温阶段, 堆体产生浓缩效应^[22], 同时有机质快速降解积累了大量水溶性矿物离子, 如磷酸盐、硫酸盐、铵、钠和钾等, 因此 EC 值呈上升趋势。随后, 水溶性矿物离子逐渐被吸收利用, EC 值略有下降, 最终稳定在 $0.97\sim 2.26 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, 满足堆肥产品对 EC 值的要求 ($<4 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)^[22]。VT 和 CK 组的 EC 值没有显著差异 ($P>0.05$), 而 SSP+VT 和 PPG+VT 组的 EC 值明显高于 VT 和 CK 组, 这与 YANG 等^[15]的研究结果相一致, 是与额外离子的引入有关。SSP 主要成分是 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2\cdot\text{H}_2\text{O}$, 其还含有一些游离酸和铁、铝等金属元素, PPG 则主要由 $\text{CaSO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 和少量游离磷酸

组成, 因此 SSP 和 PPG 的添加是影响堆肥 EC 值变化的重要因素。相较而言, 添加 PPG 的 EC 值高于添加 SSP 的处理, 但是两处理均在安全施用的规定范围内, 不影响堆肥产品的农用。

E_4/E_6 是快速评价堆肥腐熟度的腐殖化参数, 其反映了腐植酸品质和芳构化程度, 通常随腐植酸分子量的增加或缩合度的增大而减小, 而与腐植酸分子数量无关。堆肥腐植酸通常随着堆肥时间的延长和堆肥腐熟度的提高而发生变化, 主要向着腐植酸分子越来越大或缩合度越来越高的方向转化。因此, 随着堆肥进程的延长, E_4/E_6 整体呈现降低的趋势^[23]。本研究各处理的 E_4/E_6 如图 3c 所示, 初始物料的 E_4/E_6 值介于 2.00~2.33 之间, 差别较小。堆肥完成后, VT 组的 E_4/E_6 值最低 (1.68), 下降幅度最大 (27.7%), 说明添加菌剂提高了堆体的腐殖化程度。由上述可知, 添加 VT 菌剂虽然降低了堆体的高温期持续时间, 但并没有影响堆肥的腐殖化进程。

GI 值是评价堆肥植物毒性和腐熟度最直观的参数。如图 3d 所示, 各处理的初始 GI 值为 38.5%~50.3%, 具有生物毒性, 不宜直接还田利用。随着堆肥的进行, GI 值不断上升, 这是堆体中小分子有机酸等植物毒性物质被分解利用, 胡敏酸等大分子营养物

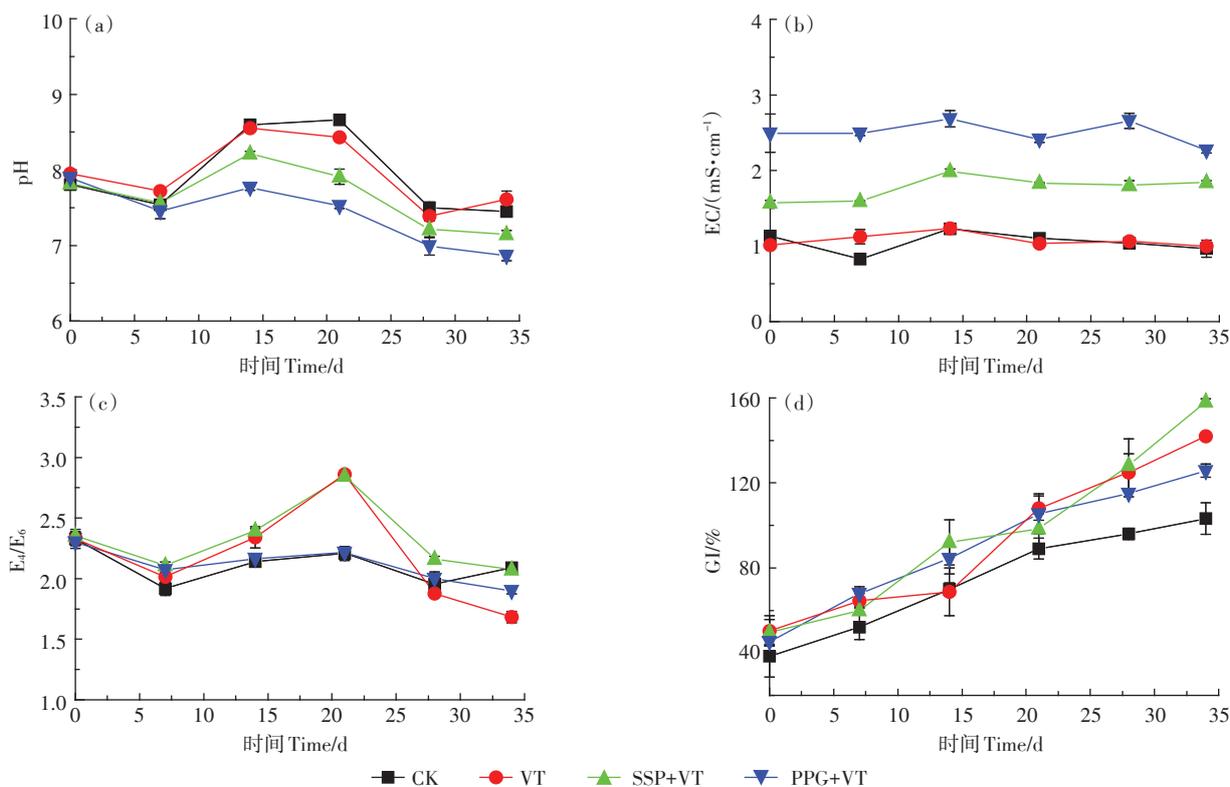


图3 污泥堆肥腐熟度指标变化情况

Figure 3 Changes in maturity index in different treatments during composting of sludge

质不断累积的结果。按照有机肥料标准的要求,GI 值在 70% 以上即达到腐熟^[24]。据此,SSP+VT 和 PPG+VT 组完全腐熟需要两周左右的时间,而 CK 和 VT 组则需要 3 周的时间,因此 SSP 和 PPG 的添加提高了堆肥效率。最终堆肥产品的 GI 值为 SSP+VT 组(158%)>VT 组(142%)>PPG+VT 组(126%)>CK 组(103%),VT 和 PPG+VT 组虽然未达到高温期的卫生标准,但是其腐殖化进程和腐熟度并未受到影响,3 个添加 VT 菌剂组的 GI 值均明显高于 CK 组,其中以 SSP+VT 组的 GI 值最高。

2.3 铵态氮和硝态氮

硝化和反硝化是堆肥过程中与氮转化相关的重要生物过程, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 是硝化和反硝化过程的主要参与者。各处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的变化如图 4 所示。堆肥初期,一部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 以 NH_3 或 N_2O 的形式挥发,一部分转化成 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2^-\text{-N}$,因此 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量略有下降^[25]。本研究中,SSP+VT 处理在堆肥初期升温最快、温度较高,促进了有机氮向 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化,因此其 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量得到累积而呈上升趋势。随着堆肥进入高温期,有机质得到快速降解, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量迅速增加。降温 and 腐熟阶段,硝化细菌活性增加使得大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 转化,因此 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量再次降低。各处理中,PPG+VT 组的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量最低,可能由于其 pH 值较低、高温期短、含氮有机物分解速率慢,从而减少了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积量。同时,PPG+VT 组 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量较高,可能是因为添加剂促进了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的转化。各处理的初始 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量为 $0.31\sim 0.35\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。硝化细菌对温度的要求较高,因此高温期几乎不发生硝化反应,硝化反应主要发生在堆肥后期,此时,硝化细菌活跃,促进了 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的转化,因此 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著上升。

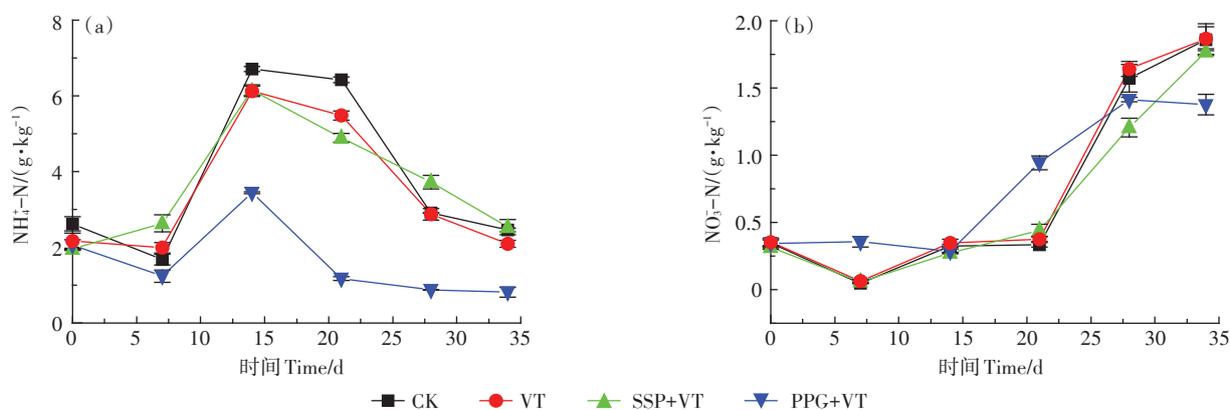


图4 污泥堆肥过程中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化

Figure 4 Changes in $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ content during sludge composting

2.4 污染气体排放

2.4.1 氨气和硫化氢

NH_3 排放是氮素损失的重要途径, NH_3 也是一种污染严重的臭气。污泥堆肥过程中各处理的 NH_3 排放速率和累积排放量如图 5a 和图 5b 所示。 NH_3 的排放主要集中在升温 and 高温阶段,其 NH_3 总排放量的 90% 以上,这与以往的研究结果一致,主要是由含氮有机质快速降解生成的大量 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化而来^[26]。随后,可生物降解有机物减少,硝化作用增强, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 累积量减少, NH_3 的排放速率下降^[27]。堆肥过程中,VT 组的 NH_3 排放速率和累积排放量最高,与 CK 相比增加了 52.9% 的 NH_3 排放量,这可能是因为 VT 菌剂的添加增加了与 N 转化相关的微生物数量。SSP+VT 和 PPG+VT 组则显著降低了 NH_3 排放速率和累积排放量,与 CK 相比,分别减少了 63.3% 和 97.6% 的 NH_3 排放量,这与含磷添加剂的使用有关。已有研究显示,PPG 中含有 $\text{CaSO}_4\cdot\text{H}_2\text{O}$ 和游离磷酸,SSP 中含有 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2\cdot\text{H}_2\text{O}$ 、 CaSO_4 和少量的游离磷酸,因此,PPG 和 SSP 的添加导致 pH 值降低和铵固定能力增强,这是降低 NH_3 排放的主要原因^[16]。总体来说,VT 菌剂和 PPG 或 SSP 联合使用可显著降低 NH_3 排放。

污泥堆肥过程中 H_2S 排放速率和累积排放量如图 5c 和图 5d 所示。 H_2S 的产生主要发生在升温 and 高温阶段,这与 ZANG 等^[28] 的研究结果一致。此阶段有机质快速降解消耗了大量的 O_2 ,因此易形成局部厌氧环境,脱硫菌可在厌氧环境下将硫酸盐转化为 H_2S ,微生物在厌氧条件下分解蛋白质或其他含硫化合物也可产生 H_2S 气体。相关性分析显示, H_2S 排放速率与 O_2 含量呈显著负相关(R 为 $-0.744\sim -0.516$, $P < 0.01$)。从累积排放量来看,CK 处理的 H_2S 排放量最高,为 $0.38\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。与 CK 相比,VT 组减少了 35.9%

的 H_2S 累积排放量,这与其高温阶段较高的 O_2 含量有关。SSP+VT和PPG+VT组则分别减少了42.8%和54.4%的 H_2S 排放量。与VT相比,含磷添加剂的使用进一步减少了 H_2S 的产生,SSP或PPG中含有 Ca^{2+} ,可能是其在堆体中促进了 CaS 沉淀的形成。 NH_3 和 H_2S 均为堆肥过程中重要的致臭气体,含磷添加剂的使用均可显著降低 NH_3 和 H_2S 的排放,其中以PPG+VT组更为适宜。

2.4.2 甲烷和氧化亚氮

污泥堆肥过程中的 CH_4 排放速率和累积排放量如图6a和图6b所示。 CH_4 排放主要集中在升温 and 高温阶段,如上所述,此阶段易形成局部厌氧环境, CH_4 主要在厌氧环境下由产甲烷菌产生。CK组的 O_2 含量相对较低,且最低值在5%以下,因此其 CH_4 排放量最高。与CK相比,VT、SSP+VT和PPG+VT组 CH_4 累积排放量分别减少了74.8%、78.4%和71.2%。添加剂处理均延缓了 CH_4 的释放并降低了其排放量,且添加剂处理之间差别较小,因此 CH_4 的减排与VT菌剂的添加息息相关。可能是VT菌剂与土著产甲烷菌之间的竞争作用降低了产甲烷菌的活性,从而减少了 CH_4 的产生。有研究认为,SSP和PPG中均含有 SO_4^{2-} , SO_4^{2-} 的还原作用可使基质浓度降低或使氧化还原电位升

高至一定水平,从而提高 CH_4 氧化菌的活性,促进 CH_4 的氧化。而本研究中,SSP或PPG与VT菌剂联合使用对 CH_4 排放的影响尚不明确,还有待进一步研究。

堆肥过程中 N_2O 产生于不完全的硝化反应和反硝化反应,从图6c和图6d可以看出,各组 N_2O 排放量差别较大。堆肥初期即有 N_2O 产生,这部分 N_2O 主要是在原始物料堆存过程的厌氧环境中形成^[27]。除此之外, N_2O 排放主要集中在堆肥中后期,此阶段大量 NH_4^+-N 向 NO_3^--N 转化,并且伴随着翻堆,因此好氧区域产生的硝酸盐、亚硝酸盐被转移至局部缺氧区域,经过反硝化反应促进了 N_2O 的产生。从累积排放量来看,CK组的最终 N_2O 累积排放量为 $0.21 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,SSP+VT组与CK组差别较小,VT和PPG+VT组则分别减少了30.7%和10.5%的 N_2O 排放量,且主要通过减少中后期的 N_2O 排放量来实现。单独添加VT菌剂比混合添加含磷添加剂的减排效果好,因此PPG和SSP的添加对 N_2O 的减排效果并不明显,这与YUAN等^[16]的研究结果一致。

2.5 堆肥过程及产品元素分析

堆肥过程中碳氮平衡及温室气体效应分析如表3所示。各处理总碳(TC)损失占初始TC的46.0%~56.0%。其中 CO_2-C 损失最多,占初始TC的29.3%~

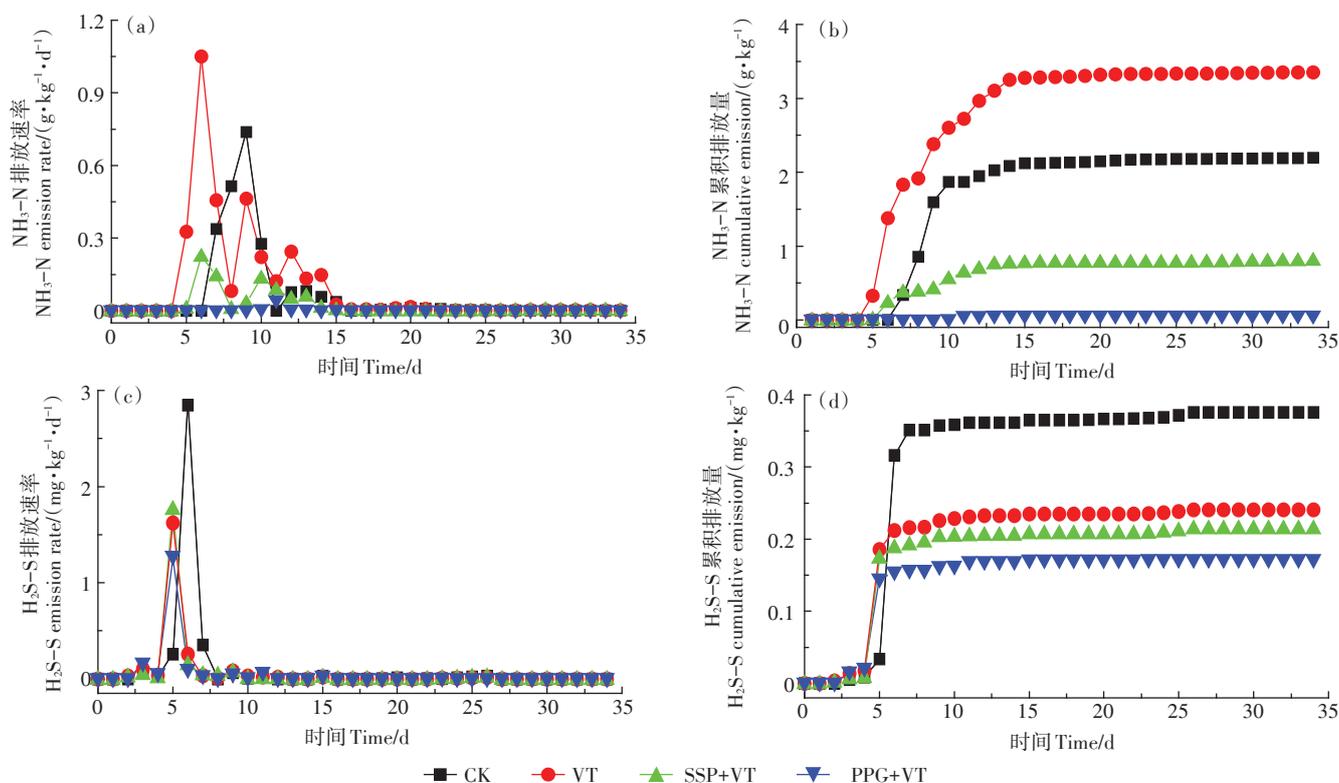
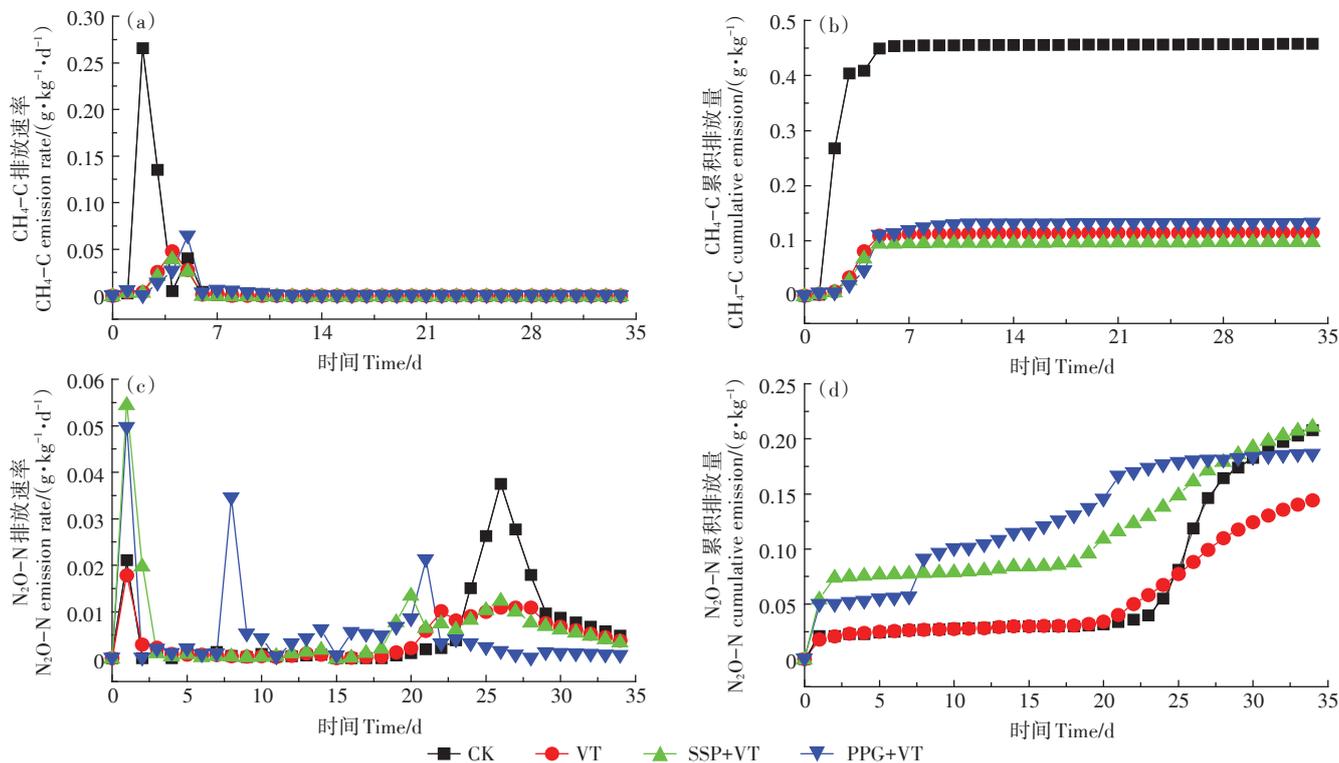


图5 污泥堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的排放速率和累积排放量

Figure 5 The emission rate and cumulative emission of NH_3 and H_2S during sludge composting

图6 污泥堆肥过程中CH₄和N₂O排放速率和累积排放量Figure 6 The emission rate and cumulative emission of CH₄ and N₂O during sludge composting

39.5%,这与陈是吏等^[8]的研究结果(30.39%~39.47%)一致,表明CO₂是碳损失的主要气体形式。各处理CH₄-C损失占初始TC的0.6%~1.1%,这与陈是吏等^[8]和袁京等^[5]对污泥堆肥的研究结果相近,而略高于LUO等^[29]对猪粪堆肥和YANG等^[30]对厨余垃圾堆肥的研究结果。主要是因为污泥致密、含水率高且呈现胶体絮凝状的特性影响了O₂的扩散,从而导致较高的CH₄排放。总氮(TN)损失占初始TN的22.0%~37.1%,其中NH₃-N占初始TN的14.3%~31.5%,N₂O-N占初始TN的0.5%~0.9%,这一结果与以往的研究结果相近^[31-32],表明NH₃-N是N损失的主要途径。与CK相比,使用添加剂均可减少TN的损失,VT、SSP+VT和PPG+VT处理可分别减少TN损失2.1、11.0个和15.1个百分点。各组的总GHG(CO₂当量)排放量为45.9~73.4 g·kg⁻¹,与CK相比,VT、SSP+VT和PPG+VT处理分别减少了37.6%、10.9%和20.0%,其中单独添加VT菌剂的温室气体减排效果最好。各组CH₄和N₂O对温室气体排放的贡献率分别为3.8%~15.6%和84.4%~96.2%,二者占比相差较大,以N₂O为主。

堆肥产品的元素含量如表4所示。经过35 d堆肥,CK组养分(TN+P₂O₅+K₂O)含量达到59.5 g·kg⁻¹。与CK相比,VT、SSP+VT和PPG+VT组分别提高了5.0%、18.3%和22.9%,均达到了对有机肥料的要求

(养分含量≥4%)。添加剂处理可通过促进有机质降解以及减少NH₃和N₂O等含N气体排放来提升堆肥产品的养分含量。对于SSP+VT和PPG+VT组而言,含磷添加剂的使用可显著提高P₂O₅的含量,这是养分提升的主要原因。与CK相比,添加剂处理均提高了堆肥产品中矿物元素Ca和S的含量,且以SSP+VT和PPG+VT组更为显著。如上所述,含磷添加剂中额外矿物元素的引入是提高Ca和S含量的主要原因。同时,添加剂处理减少了35.9%~54.4%的H₂S累积排放量,使堆肥产品保留了更多的S,这是提高S含量的又一重要原因。此外,添加剂处理降低了堆肥产品的重金属含量,主要因为添加剂的使用减少了堆肥过程中的物质损失,从而起到了稀释作用,这与YUAN等^[16]的研究结果一致。因此可以消除含磷添加剂在堆肥应用中潜在的重金属污染风险。但下一步还需关注添加剂对重金属形态分布的影响,可通过提高pH值或促进重金属与胡敏酸的络合达到钝化重金属的效果。

3 结论

(1)VT菌剂会影响堆体升温,但是堆肥产品仍能获得较好的腐熟度。含磷添加剂与VT菌剂联合添加,不仅可促进堆体升温,还可促进堆肥腐殖化进程。各组堆肥产品的GI值均达到100%以上,其中磷石

表3 碳氮平衡及温室效应分析

Table 3 Balance of carbon and nitrogen and total greenhouse gas emissions

处理 Treatment	碳平衡 ^a Carbon balance/%			氮平衡 ^b Nitrogen balance/%			CO ₂ 当量 CO ₂ equivalent/(g·kg ⁻¹)		
	CO ₂ -C	CH ₄ -C	TC loss	NH ₃ -N	N ₂ O-N	TN loss	CH ₄	N ₂ O	Total GHG
CK	39.5	1.1	56.0	31.5	0.9	37.1	11.4	62.0	73.4
VT	38.4	1.0	53.6	30.8	0.5	35.0	2.9	43.0	45.9
SSP+VT	30.4	0.6	46.0	17.0	0.9	26.1	2.5	63.0	65.5
PPG+VT	29.3	0.7	47.2	14.3	0.8	22.0	3.3	55.5	58.8

注:^{a,b}原料的初始总碳(TC)和总氮(TN)的百分比,基于干质量。CH₄和N₂O的温室效应分别按100年时间尺度,CO₂的25倍和298倍计算。

Note:^{a,b} The initial carbon (TC) and nitrogen (TN) percentages of the raw materials, based on dry weight. The greenhouse effect of CH₄ and N₂O is calculated on the 100-year time scale, 25 times and 298 times of CO₂, respectively.

表4 堆肥产品元素分析

Table 4 Element analysis of compost products

元素 Element	单位 Unit	CK	VT	SSP+VT	PPG+VT	
养分 Nutrient	TC	g·kg ⁻¹	24.42	24.79	22.36	23.63
	TN	g·kg ⁻¹	2.51	2.42	2.61	2.65
	P ₂ O ₅	g·kg ⁻¹	38.25	43.52	51.53	54.33
	K ₂ O	g·kg ⁻¹	18.78	16.58	16.29	16.20
矿物 Mineral	Ca	g·kg ⁻¹	33.95	38.61	51.35	48.42
	Mg	g·kg ⁻¹	5.90	5.26	5.53	5.75
	S	g·kg ⁻¹	7.80	8.30	14.21	19.20
	Fe	g·kg ⁻¹	49.88	56.24	46.21	47.33
	Mn	g·kg ⁻¹	0.86	0.73	0.73	0.60
	Na	g·kg ⁻¹	2.04	1.79	1.79	1.68
	Al	g·kg ⁻¹	8.72	9.70	8.30	7.80
	重金属 Heavy metal	Cu	mg·kg ⁻¹	78.42	67.14	68.42
Zn		mg·kg ⁻¹	715.64	685.84	639.85	568.16
Cd		mg·kg ⁻¹	—	0.02	0.01	<0.01
Cr		mg·kg ⁻¹	126.18	100.68	88.74	71.76
Hg		mg·kg ⁻¹	7.37	6.92	6.57	6.01
As		mg·kg ⁻¹	6.19	5.00	9.45	5.62
Pb	mg·kg ⁻¹	27.89	28.38	38.52	20.66	

注:一指在检测线以下;元素分析以物料的干基计算。

Note: —refers to below the detection line; Elemental analysis is calculated on the dry basis of the materials.

膏+VT菌剂的GI值高达158%。

(2)菌剂和两种含磷添加剂联合添加,可有效降低污染气体的排放。菌剂和过磷酸钙联合添加降低了63.3%的NH₃和42.8%的H₂S排放;而菌剂和磷石膏联合添加减少了97.6%的NH₃和54.4%的H₂S排放,效果优于前者。所有添加剂处理均降低了CH₄的排放;单独添加菌剂或与磷石膏联合添加可分别减少30.7%和10.5%的N₂O排放量以及37.6%和20.0%的总温室效应。总体而言,菌剂与磷石膏联合添加对减排臭气以及降低温室效应的效果最好。

(3)菌剂和两种含磷添加剂联合添加处理均可提

高总养分含量(TN+P₂O₅+K₂O),同时可提高Ca和S等矿物元素的含量。综合考虑堆肥卫生标准、腐熟度以及污染气体减排效果,磷石膏和菌剂联合添加的效果最佳。

参考文献:

[1] 陈丹丹, 窦昱昊, 卢平, 等. 污泥深度脱水技术研究进展[J]. 化工进展, 2019, 38(10): 4722-4746. CHEN D D, DOU Y H, LU P, et al. A review on sludge deep dewatering technology[J]. *Chemical Industry and Engineering Progress*, 2019, 38(10): 4722-4746.

[2] 牛国祥, 朱豪, 姚雨伽, 等. 污泥堆肥工艺及其应用前景[J]. 广东化工, 2020, 47(11): 142-143. NIU G X, ZHU H, YAO Y J, et al. Sludge composting process and application prospect[J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2020, 47(11): 142-143.

[3] 陈桂梅, 刘善江, 张定媛, 等. 污泥堆肥的应用及其在农业中的发展趋势[J]. 中国农学通报, 2010, 26(24): 301-306. CHEN G M, LIU S J, ZHANG D Y, et al. Application and development of sewage sludge compost in agriculture[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(24): 301-306.

[4] 孟国欣, 查同刚, 巩潇, 等. 污泥添加园林废弃物堆肥过程参数变化及腐熟度综合评价[J]. 生态环境学报, 2018, 27(8): 1538-1546. MENG G X, ZHA T G, GONG X, et al. Parameter changes and comprehensive evaluation of maturity during the composting process of adding garden waste to sewage sludge[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2018, 27(8): 1538-1546.

[5] 袁京, 何胜洲, 李国学, 等. 添加不同辅料对污泥堆肥腐熟度及气体排放的影响[J]. 农业工程学报, 2016, 32(增刊2): 241-246. YUAN J, HE S Z, LI G X, et al. Effects of different additives on evaluation of maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(Suppl 2): 241-246.

[6] 李思敏, 赵阳悦, 唐锋兵. 辅料配比对市政污泥堆肥效果的影响[J]. 当代化工, 2020, 49(4): 564-567. LI S M, ZHAO Y Y, TANG F B. Influence of additive ratio on municipal sludge composting effect[J]. *Contemporary Chemical Industry*, 2020, 49(4): 564-567.

[7] 陈桂华, 曾环木, 林芷君. 脱水污泥堆肥过程中温室气体释放与检测及其减排措施[J]. 科学技术与工程, 2020, 20(6): 2500-2506. CHEN G H, ZENG H M, LIN Z J. Greenhouse gas emission and detection in dewatered sludge composting process and its reduction and con-

- trol measures[J]. *Science Technology and Engineering*, 2020, 20(6): 2500–2506.
- [8] 陈是吏,袁京,李国学,等. 过磷酸钙和双氰胺联用减少污泥堆肥温室气体及NH₃排放[J]. 农业工程学报, 2017, 33(6): 199–206. CHEN S L, YUAN J, LI G X, et al. Combination of superphosphate and dicyandiamide decreasing greenhouse gas and NH₃ emissions during sludge composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(6): 199–206.
- [9] 赵晨阳,魏源送,葛振,等. 连续流强制通风槽式污泥堆肥工艺的温室气体和氨气排放特征[J]. 环境科学, 2014, 35(7): 2798–2806. ZHAO C Y, WEI Y S, GE Z, et al. Emissions of greenhouse gas and ammonia from sewage sludge composting by continuous aerated turning pile[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(7): 2798–2806.
- [10] YUAN J, DU L, LI S, et al. Use of mature compost as filter media and the effect of packing depth on hydrogen sulfide removal from composting exhaust gases by biofiltration[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(4): 3762–3770.
- [11] 易建婷,杨雨滢,张成,等. 冬季污泥堆肥过程温室气体排放特征[J]. 环境科学, 2016, 37(7): 2738–2744. YI J T, YANG Y H, ZHANG C, et al. Emissions characteristics of greenhouse gas from sewage sludge composting process in winter[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(7): 2738–2744.
- [12] 罗一鸣,张丽丽,吴迪梅,等. VT菌剂对规模养猪场粪便高温堆肥腐熟进程的影响[J]. 环境工程, 2015, 33(增刊1): 610–614. LUO Y M, ZHANG L L, WU D M, et al. Effects of VT microbes on high-temperature composting process of pig manure[J]. *Environmental Engineering*, 2015, 33(Suppl 1): 610–614.
- [13] 霍培书,陈雅娟,程旭艳,等. 添加VT菌剂和有机物料腐熟剂对堆肥的影响[J]. 环境工程学报, 2013, 7(6): 2339–2343. HUO P S, CHEN Y J, CHENG X Y, et al. Effect of inoculating VT microbes and organic matter-decomposing inoculant on high-temperature aerobic composting[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(6): 2339–2343.
- [14] LUO Y, LUO W, LI G, et al. Effect of phosphogypsum and dicyandiamide as additives on NH₃, N₂O and CH₄ emissions during composting[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, 25(7): 1338–1345.
- [15] YANG F, LI G, SHI H, et al. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Waste Management*, 2015, 36: 70–76.
- [16] YUAN J, LI Y, CHEN S, et al. Effects of phosphogypsum, superphosphate, and dicyandiamide on gaseous emission and compost quality during sewage sludge composting[J]. *Bioresourch Technology*, 2018, 270: 368–376.
- [17] LI Y, LUO W, LI G, et al. Performance of phosphogypsum and calcium magnesium phosphate fertilizer for nitrogen conservation in pig manure composting[J]. *Bioresourch Technology*, 2018, 250: 53–59.
- [18] 林小凤,李国学,贺琪,等. 堆肥化过程中氮素损失控制材料的添加试验研究[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(5): 145–148. LIN X F, LI G X, HE Q, et al. Materials of controlling nitrogen loss during composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(5): 145–148.
- [19] JIANG J, HUANG Y, LIU X, et al. The effects of apple pomace, bentonite and calcium superphosphate on swine manure aerobic composting[J]. *Waste Management*, 2014, 34(9): 1595–1602.
- [20] LUO Y M, XU D G, LI G X. Effect of superphosphate as additive on nitrogen and carbon losses during pig manure composting[J]. *Applied Mechanics and Materials*, 2013, 295–298: 1675–1679.
- [21] 胡菊,秦莉,吕振宇,等. VT菌剂接种堆肥的作用效果及生物效应[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(增刊): 604–608. HU J, QIN L, LÜ Z Y, et al. Function and field test of compost inoculated with VT microbes[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(Suppl): 604–608.
- [22] ZHANG D, LUO W, YUAN J, et al. Effects of woody peat and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during pig manure composting[J]. *Waste Management*, 2017, 68: 56–63.
- [23] 魏自民,李晨辰,赵越,等. 生活垃圾微生物接种堆肥水溶性有机物紫外光谱特性研究[J]. 东北农业大学学报, 2015, 46(2): 83–88. WEI Z M, LI C C, ZHAO Y, et al. Research on characteristics of UV-Vis absorbance of DOM in municipal solid waste with inoculation agent[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2015, 46(2): 83–88.
- [24] TIQUIA S M, TAM N F Y. Fate of nitrogen during composting of chicken litter[J]. *Environmental Pollution*, 2000, 110(3): 535–541.
- [25] LEI L, GU J, WANG X, et al. Effects of phosphogypsum and medical stone on nitrogen transformation, nitrogen functional genes, and bacterial community during aerobic composting[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 753: 141746.
- [26] 李丹阳,李恕艳,李国学,等. 添加剂对猪粪秸秆堆肥的氮素损失控制效果[J]. 农业工程学报, 2016, 32(增刊2): 260–267. LI D Y, LI S Y, LI G X, et al. Effects of additive on nitrogen loss during composting of pig manure and corn straw[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(Suppl 2): 260–267.
- [27] 杨帆,欧阳喜辉,李国学,等. 膨松剂对厨余垃圾堆肥CH₄、N₂O和NH₃排放的影响[J]. 农业工程学报, 2013, 29(18): 226–233. YANG F, OUYANG X H, LI G X, et al. Effect of bulking agent on CH₄, N₂O and NH₃ emissions in kitchen waste composting[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2013, 29(18): 226–233.
- [28] ZANG B, LI S, MICHEL F C, et al. Control of dimethyl sulfide and dimethyl disulfide odors during pig manure composting using nitrogen amendment[J]. *Bioresourch Technology*, 2017, 224: 419–427.
- [29] LUO W H, YUAN J, LUO Y M, et al. Effects of mixing and covering with mature compost on gaseous emissions during composting[J]. *Chemosphere*, 2014, 117: 14–19.
- [30] YANG F, LI G X, YANG Q Y, et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. *Chemosphere*, 2013, 93(7): 1393–1399.
- [31] JIANG T, SCHUCHARDT F, LI G X, et al. Gaseous emission during the composting of pig feces from Chinese Ganqinfen system[J]. *Chemosphere*, 2013, 90(4): 1545–1551.
- [32] YUAN J, YANG Q, ZHANG Z, et al. Use of additive and pretreatment to control odors in municipal kitchen waste during aerobic composting[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2015, 37: 83–90.