

畜禽粪污异位发酵床处理残渣组成特征研究

刘庆玉^{1,2}, 美 英³, 王宪革^{1,2}, 孙 越^{1,2}, 王玉欣^{1,2}, 郑 敬^{1,2}, 何小松^{1,2*}

1. 中国环境科学研究院, 环境基准与风险评估国家重点实验室, 北京 100012

2. 生态环境部地下水污染模拟与控制重点实验室, 北京 100012

3. 内蒙古工业大学能源与动力工程学院, 内蒙古 呼和浩特 010000

摘要: 异位发酵床是处理畜禽粪污的常用技术, 目前针对异位发酵床的研究基本是在半年以内的短期跟踪, 对于一年以上异位发酵床处理后残渣的组成特征及利用潜力仍不清楚, 限制了发酵后残渣的处理和资源化利用。本研究选择浙江省 3 个典型养猪场, 采集了畜禽粪污经异位发酵床处理半年 (S1 组)、1 年 (S2 组) 及 2 年 (S3 组) 剩下的残渣, 采用微生物高通量测序、色谱分离结合常规理化指标测试, 对异位发酵床发酵剩余残渣中的微生物、无机物、重金属及有机物组成和含量进行测定, 并据此评估了残渣的土地利用潜力。结果表明: 长期运行下异位发酵床物料微生物趋于一致, S2 组和 S3 组具有相似的微生物群落组成。发酵过程每日的翻抛有利于粪污中氮的转化, 三组样品中溶解态 NH_4^+ 含量均显著低于 NO_3^- 和 NO_2^- 含量; 经长时间发酵, 有机物降解后, 无机物累积, 残渣中无机盐含量增加, 但其总电导率均低于 $3\,000\,\mu\text{S}/\text{cm}$, 处于植株安全生长范围; 畜禽粪污的长期投加, 有机物降解为可挥发的二氧化碳和水, 重金属却只能被保留在发酵床中, 不断富集和累积, 但残渣中重金属含量仍低于《有机肥料》(NY/T 525—2021) 浓度限值, 满足有机肥制作标准。三维荧光光谱及色谱分析显示, S1 组和 S2 组残渣中腐殖质组分种类多, 且含有多种小分子有机组分, 而发酵 2 年的 S3 组残渣中腐殖质种类少、分子量大、结构更加单一稳定。本研究揭示了畜禽粪污长期异位发酵床处理后残渣组成特征及土地利用潜力, 即经异位发酵床长期处理的畜禽粪污部分指标无法满足《畜禽粪污还田技术规范》(GB/T 25246—2010), 因此无法直接还田施用, 但能满足《有机肥料》(NY/T 525—2021), 可制成有机肥料后还田, 这为长期异位发酵床残渣的后续处理和资源化利用提供了参考。

关键词: 异位发酵床; 微生物; 溶解性有机质 (DOM); 分子量排阻色谱; 三维荧光光谱

中图分类号: X705

文章编号: 1001-6929(2024)09-2030-12

文献标志码: A

DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2024.06.12

Research on Composition Characteristics of Residues from Long-Term Ectopic Fermentation Bed Treatment of Livestock and Poultry Manure

LIU Qingyu^{1,2}, MEI Ying³, WANG Xiang^{1,2}, SUN Yue^{1,2}, WANG Yuxin^{1,2}, ZHENG Jing^{1,2}, HE Xiaosong^{1,2*}

1. State Key Laboratory of Environment Criteria and Risk Assessment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

2. Key Laboratory of Groundwater Pollution Simulation and Control, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100012, China

3. College of Energy and Power Engineering, Inner Mongolia University of Technology, Hohhot 010000, China

Abstract: Ectopic fermentation bed is a common technology for treating livestock and poultry waste. At present, most of the research on ectopic fermentation beds is short-term, lasting less than 6 months. The composition characteristics and utilization potential of the residue after more than one year of treatment in the ectopic fermentation bed are still unclear, which limits the processing and utilization of the fermentation residue. In this study, three typical pig farms in Zhejiang Province were selected, and the residues were collected after the livestock and poultry manure were treated in ectopic fermentation bed for 0.5 years (S1), 1 year (S2), and 2 years (S3). Microbial high-throughput sequencing, chromatographic separation, and conventional physical and chemical indicators were used to determine the inorganic substances, heavy metals, and organic matter composition and content in the fermentation residue to evaluate the land use

收稿日期: 2024-03-11

修订日期: 2024-06-11

作者简介: 刘庆玉 (2000-), 女, 山东德州人, acyanfish0503@163.com

* 责任作者: 何小松 (1982-), 男, 湖南永州人, 研究员, 博士, 主要从事固废处理处置与资源化研究, hexs82@126.com

基金项目: 内蒙古自治区科技计划项目 (No.2022YFHH0089)

Supported by Project of Inner Mongolia Science and Technology Plan, China (No.2022YFHH0089)

potential of the residue. The results showed that the microorganisms in the ectopic fermentation bed tended to remain consistent during long-term operation, and S2 and S3 had similar microbial community compositions. Daily flipping was beneficial for the transformation of nitrogen. The dissolved NH_4^+ concentration in the three groups was significantly lower than that of NO_3^- and NO_2^- . After a long-term fermentation process, organic matter degraded and inorganic matter accumulated, leading to an increase in the inorganic salt content in the residue. However, the total conductivity remained below 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, which is within the safe growth range for plants. Dosing livestock and poultry waste fermentation for an extended period allows for fermentation. During this process, organic matter degraded into CO_2 and water evaporated, which lead to the accumulation of heavy metals in the fermentation bed. However, the heavy metal content in the residue was lower than the concentration limit specified in *Organic Fertilizer* (NY/T 525-2021), meeting the standards for organic fertilizer production. Three-dimensional fluorescence spectroscopy and chromatographic analysis revealed that S1 and S2 residues contained various types of humus components and a variety of small molecular organic components. In contrast, S3 residue had fewer types of humus, higher molecular weight, and more stable structure. This study reveals the composition characteristics and land use potential of livestock and poultry manure residues after long-term ectopic fermentation bed treatment. After long-term ectopic fermentation bed treatment of livestock and poultry manure, some indicators of the fermentation residue could not meet the *Technical Specifications for Livestock and Poultry Manure Returning to the Field* (GB/T 25246-2010), so it could not be directly returned to the fields. However, it could meet the requirements of *Organic Fertilizer* (NY/T 525-2021) and could be returned to the field after being processed into organic fertilizer. This finding provides a reference and scientific basis for the subsequent treatment and resource utilization of long-term ectopic fermentation bed residue.

Keywords: ectopic fermentation bed; microorganisms; dissolved organic matter (DOM); size exclusion chromatography (SEC); 3D fluorescence spectroscopy

随着社会经济的高速发展,中国畜牧经营形式从分散转变为产业化、规模化和集约化^[1]。集约化养殖业产生了大量的畜禽养殖粪污,对我国生态环境造成了极大负担。《第二次全国污染源普查公报》显示,2017年我国化学需氧量(COD)的排放量高达 $2\,144\times 10^4\text{ t}$,其中畜牧养殖业排放占46.67%,较2007年增加了4.80%^[2-3]。近年来,我国畜禽粪污年产生量均高达 $38\times 10^8\text{ t}$,其中养猪产生的粪污达 $18\times 10^8\text{ t}$,占畜禽粪污总量的47%^[4],而农业农村部的数据显示,我国2022年畜禽粪污资源化综合利用率却不足80%^[5]。畜禽粪污处理方式包括厌氧消化、好氧堆肥、原位生物发酵床和异位生物发酵床。原位生物发酵床在处理畜禽粪污方面具有较高效率,但是由于畜禽生活在垫料上,导致翻抛不便,容易发生死床现象,并且发酵床内部温度过高而影响上层畜禽生长繁殖,限制了其推广和使用^[6]。异位发酵床将畜禽粪污运至室外进行处理,可以定期翻抛物料供氧,不仅有有机物转化效率高,而且不影响畜禽生长,与传统静态堆肥相比,异位发酵床中微生物发酵更加高效^[7],此外,相对于堆肥处理,异位生物发酵床能够同时处理粪水和粪便,不需要另外再对含水率高的粪水进行压滤和脱水处理,避免了传统堆肥需要对粪污进行脱水预处理这一问题,因此在我国被广泛推广和使用^[8]。

目前国内外对于异位生物发酵床的研究集中于数月短期发酵过程中微生物组成和垫料特性上,缺乏

经长达数年发酵后物料组成的分析,如Yang等^[9]研究发现硝化单胞菌相对丰度与pH、含水率和氮浓度呈正相关,而主要反硝化细菌假单胞菌与温度、pH和含水率呈负相关。董立婷等^[10]研究发现,使用55 d的垫料废弃物的各项指标均能达到有机肥的相关标准。近年来,畜禽养殖规模化程度的不断攀升给环境造成巨大压力,尤其是人口密集的东南沿海地区,可用于还田的农用地面积有限,非农季节大量粪污的出路问题日趋严峻^[11],需要通过异位生物发酵床来处理降解畜禽粪污,然而经过长达1~2年发酵处理后,异位生物发酵床中剩余的发酵残渣的组成特征和利用潜力不清,不利于发酵剩余残渣的处理和资源化利用。

本文研究了运行长达2年的异位生物发酵床中发酵残渣的组成特征和利用潜力,通过微生物高通量测序、色谱分离结合常规理化指标测试,拟阐明长期异位生物发酵床处理对畜禽粪污中有机物和氮的处理效果,揭示长期异位发酵床处理物料中无机盐、重金属积累特征,并评估长期异位发酵床处理后腐殖质组成特征和残渣的土地利用潜力,以为畜禽粪污长期异位生物发酵床处理后产生的发酵残渣处理和资源化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

发酵物料为养猪粪污、稻草和木屑。养猪粪污

包括粪便、尿液及冲洗污水,分别来自浙江省衢州市江山市的 3 个养殖场,养殖场 1 采用干清粪模式,粪尿分离,粪便直接拿去做有机肥,尿液、冲洗水及残余粪便采用异位发酵床技术处理,已经运行半年。养殖场 2 和养殖场 3 的粪尿采用混合收集模式,分别运行了 1 年和 2 年。3 个养殖场发酵床垫料包括稻糠和木屑,它们均来自同一供应厂家,垫料铺设高度均为 1 m 左右,每日向发酵床中投入所产生的粪污混合物,并使用翻抛机每日翻抛 1 次,每月投加一次商用菌剂。异位发酵床一直正常发酵,未发生死床。分别在养殖场 1、2、3 采集发酵样品(具体信息见表 1),编号依次为 S1 组、S2 组和 S3 组。为防止偏差,每组各采集两个样本,加冰袋保存运回实验室进行检测。

表 1 发酵物料组成及发酵年限

Table 1 Fermentation material composition and fermentation period

样品编号	发酵物料	发酵时间
S1组	尿液及生产污水	半年
S2组	粪便、尿液及生产污水	1年
S3组	粪便、尿液及生产污水	2年

1.2 光谱分析

发酵样品自然风干,过 2 mm 筛,称取 10 g 样品置于 100 mL 离心管中,以水土比 5:1 加入 50 mL 去离子水,充分摇匀后于 30 ℃、200 r/min 下避光振荡 24 h。然后 4 000 r/min 下离心 15 min。离心后上清液过 0.45 μm 滤膜,即为 DOM 溶液。DOM 溶液装入棕色螺口玻璃瓶中于 4 ℃ 冰箱保存,并及时进行紫外光谱和三维荧光光谱测定,光谱测定前将 DOM 溶液用纯净水调节 DOC 浓度为 20 mg/L,避免内滤效应的干扰。

使用配备 150 W Xe 弧光灯的荧光分光光度计(F-7000,日本日立股份有限公司)在 700 V PMT 电压下扫描获得溶解性有机质(DOM)的三维荧光光谱(EEM),扫描速度为 2 400 nm/min,激发(Ex)和发射(Em)模式的采样间隔分别为 5 nm 和 1 nm。激发波长和发射波长狭缝带宽设置为 5 nm,扫描场的发射光谱范围为 280~550 nm,激发波长范围为 200~450 nm。测试 Milli-Q 水的光谱特征为空白样,并扣除所有样品中空白样光谱特征,以降低一阶和二阶瑞利散射和拉曼散射的影响。

1.3 色谱分析

采用高效液相色谱仪(1100 HPLC,安捷伦科技有限公司,美国)进行定量分析,配有紫外(VWD)和荧

光(FLD)检测器。极性分析采用色谱柱 Polaris5 C18-A (150 mm×4.6 mm),流动相为 5% 乙腈和 95% 乙酸钠(10 mmol/L),进样体积 40 μL,柱温控制在 40 ℃,样品检测器条件设置如下:①荧光检测器的激发波长为 240 nm、发射波长为 280~520 nm;②紫外检测器选择波长 λ 分别为 240、254、340、365 和 436 nm。分子量分析选择的色谱柱为 PL aquagel-OH 30(8 μm, 300 mm×7.5 mm),分子量范围为 100~30 000 Da,流动相为纯水,进样体积 40 μL,柱温控制在 40 ℃,样品检测器条件设置如下:①荧光检测器的 λ_{Ex} 为 240 nm、λ_{Em} 为 280~520 nm。②紫外检测器选择波长 λ 分别为 240、254、340、365 和 436 nm。

1.4 微生物分析

使用试剂盒提取样品细菌总 DNA,用 NanoDrop 超微量紫外分光光度计测定总 DNA 的浓度和纯度,然后采用引物 338F 和 806R 进行细菌 16S rRNA 基因的 PCR 扩增。PCR 扩增体系:10 ng DNA 模板,0.4 μL FastPfu 聚合酶,0.8 μL 引物,2.0 μL 2.5 mmol/L dNTPs,4.0 μL 5×FastPfu 缓冲液。PCR 反应条件:95 ℃ 预变性 3 min;95 ℃ 变性 15 s,55 ℃ 退火 15 s;72 ℃ 延伸 60 s,共 30 个循环;最后 72 ℃ 延伸 10 min。使用 Universal DNA 纯化试剂盒纯化 PCR 产物,纯化产物由上海美吉生物公司利用 Miseq PE300 平台进行高通量测序。

1.5 其他常规指标分析

发酵样品的 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N 和 NO₂⁻-N 含量利用紫外分光光度法进行测定。溶解性有机碳(DOC)含量采用日本岛津公司的 5000-TOC 分析仪进行测定。将未经处理的发酵物料样品和去离子水以 1:10(m:V)的比例混合,在 25 ℃、150 r/min 下振荡 2 h,取振荡液在 4 000 r/min 的离心机中离心 15 min,得到上清液,用酸碱计(pHS-25 型,上海雷磁仪器有限公司)测定 pH,用电导率传感器(DDS-307A,上海仪电科学仪器股份有限公司)测定电导率。有机质含量的测定采用灼烧减量法,将准确称量好的风干堆肥样品置于恒重的坩埚中,放入马弗炉中 550 ℃ 下灼 8 h 直至恒质量,冷却后称量并计算有机质含量。

用万分之一天平称取 0.10 g 过 100 目(相当于 147 μm)筛的粪便样品于消煮管中,加入 8 mL 王水(HCl 与 HNO₃ 的体积比为 3:1)并封住管口,冷消化过夜。次日使用密闭式微波消解法进行样品消解,冷却后将消解液转移并过滤。最终消解液中镉、铅、砷、铬和镍的含量使用等离子体质谱仪(ICP-MS 7700s,安捷伦科技有限公司,美国)测定;铜、锌含量使用电

感耦合等离子体发射光谱仪 (ICP-OES 730, 安捷伦科技有限公司, 美国) 测定。

1.6 数据处理

测序数据优化处理、操作分类单元 (operational taxonomic unit, OTU) 聚类分析及注释、多样性及群落结构分析等均在上海美吉生物科技有限公司的 I-Sanger 平台进行, 用 QIIME 1.9.1 软件进行稀疏分析, 以区分 OTU 丰富度及 Alpha 多样性指数, 包括 Shannon-Wiener 指数、Simpson 指数、Chao1 指数和 Ace 指数。基本指标利用 Excel 表格进行数据整合处理。采用 FL Solutions 2.1 for F-7000、Origin 2022 等软件对 EEM 图形数据进行数据处理和绘图, 利用 Matlab 2021a 去除拉曼和瑞利散射。

2 结果与讨论

2.1 发酵过程物料中微生物变化

2.1.1 微生物多样性及结构组成

多样性指数是用于评价微生物丰富度和群落均匀度的综合指标^[12]。Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数均用来指示微生物的多样性, ACE 指数和 Chao1 指数反映了微生物整体群落丰富度。如图 1(a) 所示, 不同发酵时长物料的 Shannon-Wiener 指数和 Simpson 指数存在显著性差异, 微生物多样性呈现 S3 组>S1 组>S2 组的特征, ACE 指数和 Chao1 指数变化趋势一致, 微生物丰富度呈现 S1 组>S3 组>S2 组的特征, 发酵 1 年的残渣 S2 组含有较低的群落多样性和丰富度。

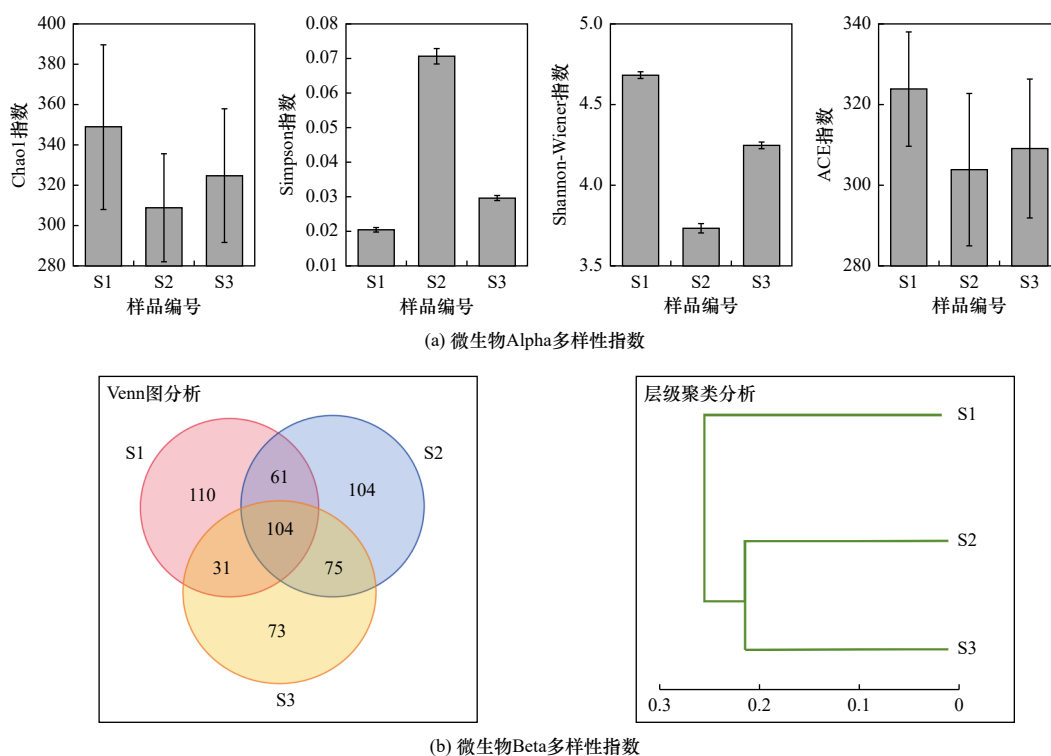


图 1 发酵残渣的微生物多样性指数

Fig.1 Microbial diversity index of fermentation residue

使用 Venn 图对 3 个不同发酵时长的物料微生物组成进行分析。3 组样品共有的细菌有 104 个, 占有所有微生物细菌个数的 21.1% [见图 1(b)], S2 组中有 75 个 OTU 和 S3 共享, 高于 S1 组和 S2 组的特有共享 OTU 数 (61 个) 以及 S1 组和 S3 组的特有共享 OTU 数 (31 个), 表明 S2 组和 S3 组具有更高的相似性。此外, 基于 Bray-Curtis 距离, 对不同发酵年限的微生物菌群进行层级聚类分析, 结果图 1(b) 示, 样本层级聚类结果将样本划分为尿液和生产污水 (S1 组) 及粪污 (S2 组和 S3 组) 两大类, 表明发酵物料相同的

处理样品图谱相似性较高, 能够聚为一簇。

2.1.2 微生物群落结构

在细菌门分类水平上, 三组样品中相对丰度前 4 位的物种均以绿弯菌 (Chloroflexi)、放线菌 (Actinobacteria)、厚壁菌 (Firmicutes) 和变形菌 (Proteobacteria) 为主 [见图 2(a)]。叶世豪等^[13]研究发现, 放线菌、厚壁菌和变形菌是发酵过程的主要细菌, 它们都参与纤维素和木质素的降解。残渣 S1 组、S2 组和 S3 组内绿弯菌的相对丰度依次增加, S3 组中绿弯菌的相对丰度升至 60%, 成为绝对优势菌, 这可能是由于在长时间发

酵后,绿弯菌利用一些难降解有机物生长繁殖。变形菌的细菌主要营兼性或专性厌氧及异养生活,能够参与多种代谢活动,其相对丰度均逐渐降低。放线菌大

部分是腐生菌,其在 S3 组中的相对丰度低于 S2 组,可能是因为有机质随发酵物料被不断分解,营养条件逐渐降低,抑制了放线菌的生长繁殖。

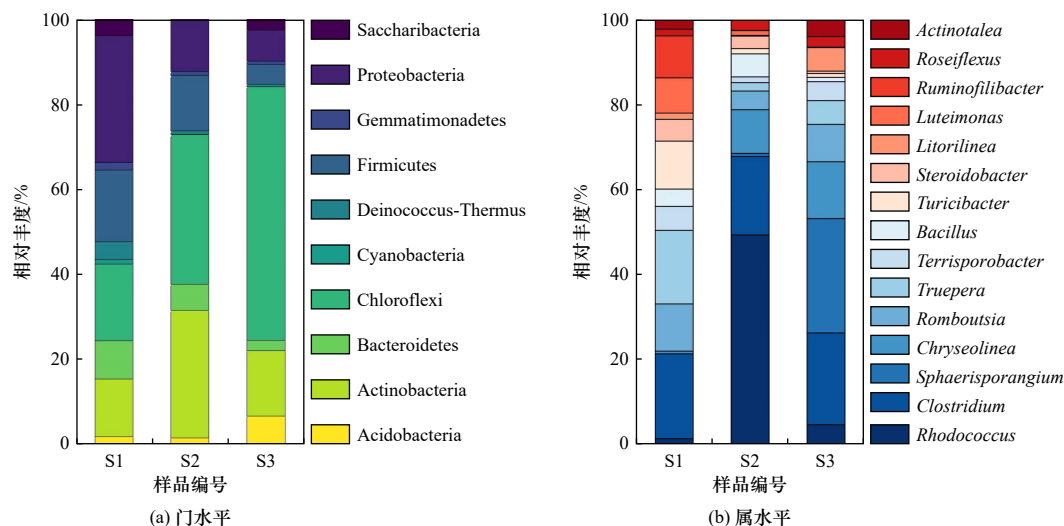


图 2 发酵残渣的微生物群落结构组成

Fig.2 Microbial community structure of fermentation residue

在属分类水平上,3个样品共有的优势菌种 *Clostridium*。*Clostridium* 是一种较为常见的厌氧菌,其在 S1 组、S2 组和 S3 组中的相对丰度分别为 20%、18% 和 22%。S2 组和 S3 组特有的优势菌种 *Chryseolinea* 的相对丰度分别为 10% 和 13% [见图 2(b)]。有研究推测, *Chryseolinea* 具有分解难降解物质的潜在功能^[14],因此其在发酵时长为 2 年的 S3 组中表现出较高的相对丰度。除此之外, S2 组和 S3 组各自的特有优势菌种分别为 *Rhodococcus* (49%) 和 *Sphaerisporangium* (27%)。 *Rhodococcus* 的一些菌株也表现出较高的木质素降解活性。研究表明, *Rhodococci opacus* PD 630 和 *Rhodococcus jostii* 在降解木质素过程中会产生苯酚等芳香族化合物,而这些化合物最终会被红球菌吸收利用,进而促进对木质素的降解活性^[15-16]。 *Sphaerisporangium* 有可能来源于添加的商用菌剂,其相对丰度变化有待进一步分析。三组样品中均含有 *Bacillus*,它不仅能够在一些富含木质素和纤维素的堆体中促进可溶性有机碳的降解^[17],而且对某些植物病原物有明显的拮抗作用,能够抑制相应的植物病害^[18]。

2.2 发酵剩余残渣的基本理化指标

2.2.1 重金属与有机质含量特征

畜禽养殖过程中,为促进仔猪吸收营养、预防疾病,一般会在饲料中添加含重金属的饲料或添加剂^[19],因此,养猪粪污中含有一定量的重金属。图 3(a) 及表 2 显示,随着发酵时间的延长,发酵后残渣中各重

金属不断富集,其中 Cu 和 Fe 含量较高, As、Pb、Cd 和 Cr 含量较低,此外, Zn 和 Mn 含量也逐步增加,这与马金智等^[20]的研究结果一致。根据《畜禽粪污还田技术规范》(GB/T 25246—2010), S1 组、S2 组和 S3 组仅能满足旱田作物和果树对于重金属含量的要求,但发酵后残渣能够满足《有机肥料》(NY/T 525—2021) 中的重金属限值要求。结果表明,长期运行的异位发酵床处理产生的残渣虽无法直接还田施用,但仍具有制成有机肥的潜力。

黄绍文等^[21]分析了我国北方 6 省份和南方 12 省份的猪粪有机肥的重金属及有机质含量,并对所有样品的中位数进行了汇总(见表 2)。随发酵进行,有机物降解为无机物,导致物料中有机质含量不断降低,但三组样品的有机质含量仍高于 70%,不仅满足了《有机肥料》(NY/T 525—2021) 中提到的有机肥料技术指标(有机质含量 $\geq 30\%$),且均高于猪粪商品肥;此外,发酵残渣的各重金属含量均低于猪粪商品肥。

2.2.2 含水率特征

如表 2 所示, S1 组含水率高于 S2 和 S3 两组,这可能是由于 S1 组发酵过程添加的是低含固率的畜禽粪污,投加物料的含水率高,营养物质较少,发酵产热和蒸发小,导致 S1 组含水率偏高。S2 组和 S3 组中含固率高、微生物降解产热大,促使物料保持较高温度,加上机械不断翻抛,有利于垫料水分蒸发,但含水率仍能满足异位发酵床垫料中微生物的发酵要

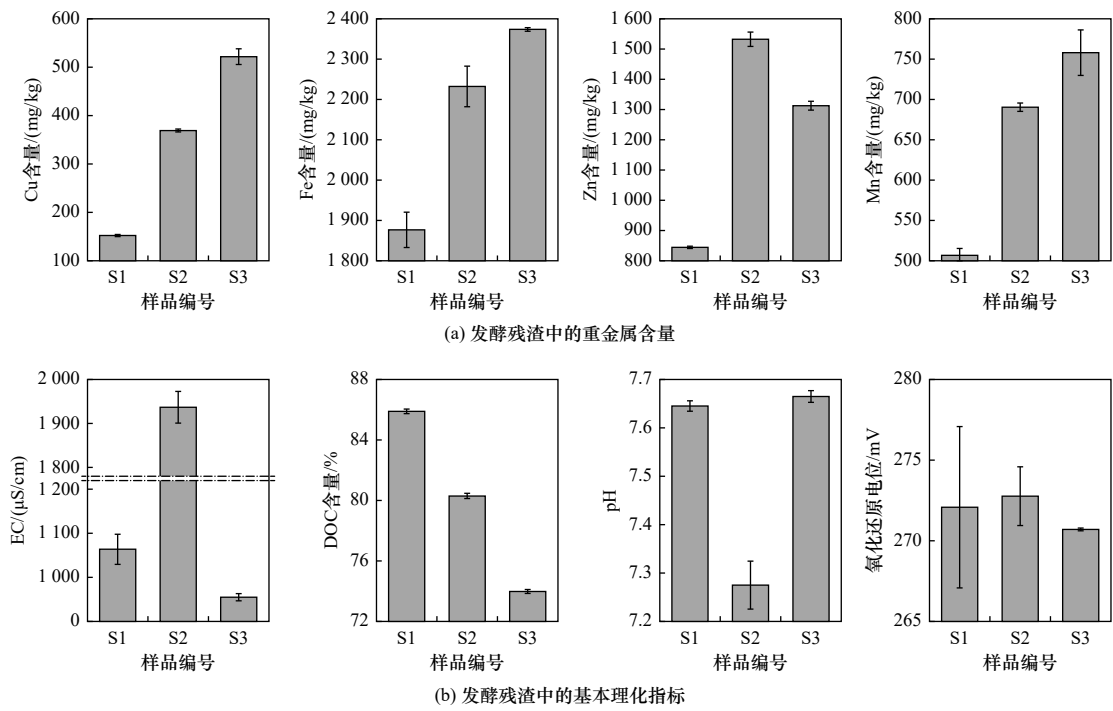


图 3 发酵残渣的重金属含量及基本理化指标

Fig.3 Heavy metal content and basic physicochemical index of fermentation residue

表 2 发酵后残渣有机物含量、pH 及重金属含量

Table 2 Residual organic matter, pH and heavy metal concentration after fermentation

样品	有机质含量/%	pH	含水率/%	As含量/(mg/kg)	Pb含量/(mg/kg)	Cd含量/(mg/kg)	Cr含量/(mg/kg)
S1组	85.86	7.6	72	1.1	5.7	0.4	10.5
S2组	80.3	7.3	59	2.5	6.3	0.6	12.6
S3组	73.98	7.7	66	1.7	6.3	0.6	13.4
商品肥 ^[21]	40.5	6.8		5.9	23.6	1.1	16.3
NY/T 525—2021	≥30	5.5~8.5	≤30	≤15	≤50	≤30	≤150

求。发酵过程中温度为 40~60 ℃。

2.2.3 电导率、pH 及可溶态有机碳含量特征

电导率 (EC) 能够反映发酵物料的盐度^[22], Chang 等^[23] 研究表明, 将电导率高于 3 000 μS/cm 的残渣施用在土壤中可能会对植物生长产生抑制作用。图 3(b) 显示, S2 组的电导率为 1 936.5 μS/cm, 而 S1 组和 S3 组的电导率均只有 S2 组的 1/2, 因此不会对植物生长产生不利影响^[24], 土壤盐渍化风险较小。经 1 年发酵, 小分子有机酸和盐离子逐渐转化为腐殖酸以及无机盐的不断累积, S2 组和 S3 组电导率呈现出显著差距, 致使垫料盐渍化。

根据《有机肥料》(NY/T 525—2021), pH 为 5.5~8.5 的有机肥料可施用于农田, 图 3(b) 显示, 本试验结束时所有发酵床垫料的 pH 最终稳定在 7.3~7.7 之间, 能够满足该标准对于发酵残渣 pH 的要求。

可溶态有机碳是一种高活性的有机碳组分, 可由大分子有机碳经水解作用生成, 也可直接被微生物消耗利用或通过聚合作用形成大分子腐殖质^[25], 这表明经 1 年发酵, S3 生成了更复杂的腐殖质物质, 发酵物料进一步腐熟, 这也使样品 S3 组的可溶态有机碳含量低于 S2 组。

2.3 发酵残渣中的无机氮组成特征

发酵物料作为有机肥进入土地, 需要达到有机物稳定化才可以^[26]。堆肥过程中 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 低于 0.16 时, 可用来指示有机物料堆肥已经达到腐熟^[27], 图 4 显示, 发酵物料中 NH_4^+ 浓度低于 NO_3^- 和 NO_2^- , 且各处理组的 $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ 均低于 0.015, 说明三组发酵体系均硝化作用强, 大量 NH_4^+ 经硝化作用被转化为 NO_3^- , 保证了堆肥的腐熟和稳定性。异位发酵床相较于传统堆肥具有更好的通气条件, 残渣在大部分发酵时间内所处的温度较为温和, 能够促进硝化细菌的微生物活动, 使硝化作用和反硝化作用进行得更加充分, 样

品中大量的氨通过硝化作用转化为 NO_3^- , 部分 NO_3^- 再通过反硝化作用生成氮气。

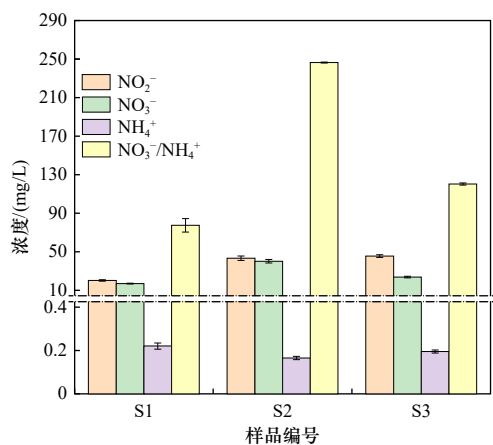


图 4 发酵残渣中不同形态的氮含量

Fig.4 Nitrogen content of different forms in fermentation residue

2.4 发酵残渣中有机质的核磁共振分析

核磁共振 (NMR) 技术作为一种非破坏性方法, 是表征固相有机质结构的一种非常有效的手段^[28]。图 5 显示, 三组样品均在脂肪碳区域有多组信号峰, 在 $\delta 72$ 处 (即化学位移为 72 ppm 处, 下同) 信号强度较高, 说明发酵后残渣中有较多的糖类物质, 在羧基碳区的 $\delta 175$ 处出现峰值, 表明残渣中含有羧基碳和

羧酸。虽然三组样品出现谱峰的位置基本相同, 但是峰的大小、分辨率和化学位移存在明显差异。

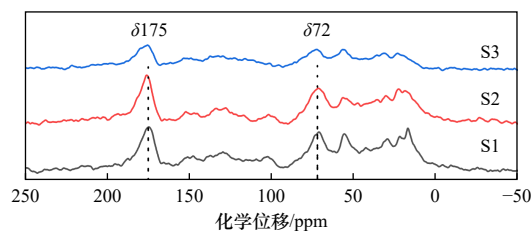


图 5 发酵残渣中有机质的¹³C 核磁共振图

Fig.5 ¹³C NMR diagram of organic matter in fermentation residue

将¹³C-NMR 谱按照不同的化学位移可分为 5 个代表不同官能团的化学区域: 烷基碳 (0~50 ppm)、烷氧基碳 (50~112 ppm)、芳香族碳 (112~163 ppm)、羧基碳 (163~190 ppm) 和羰基碳 (190~215 ppm)。通过计算以上 5 个化学区域光谱的积分面积占比 (见表 3), 评价不同残渣之间官能团强度的差异^[29]。

在所有样品中, 烷基碳、羧基碳和芳香族碳是发酵后残渣中主要的碳组分。经 1 年发酵, 烷氧基碳组分降低, 芳香族碳含量有所增加, 表明经过 1 年发酵, 大量脂肪族物质被降解, 同时形成含苯环结构的腐殖质物质, 物料残渣的芳香化程度和结构趋于复杂和稳定^[30]。

表 3 ¹³C-NMR 谱的 5 个化学区域

Table 3 The 5 chemical regions of the ¹³C-NMR spectrum

编号	积分面积占比/%				
	烷基碳(0~50 ppm)	烷氧基碳(50~112 ppm)	芳香族碳(112~163 ppm)	羧基碳(163~19 ppm)	羰基碳(190~215 ppm)
S1	38	7	16	35	4
S2	32	15	22	30	2
S3	33	5	25	35	3

2.5 发酵残渣中的 DOM 组成

为了深入探究发酵过程 DOM 的转化机制, 采用紫外-可见吸收光谱法 (UV-Vis)、荧光光谱和色谱技术, 对发酵残渣内 DOM 的组分进行研究。

2.5.1 紫外-可见光谱分析

2.5.1.1 DOM 总体变化

有机化合物的紫外吸收光谱决定于分子的结构, 随有机分子复杂度的不同而异。图 6 显示, S1 组和 S2 组的低波段紫外吸光度均大于 S3 组。究其原因, 发酵时间较短的样品中具有较强紫外吸收能力的有机质 (如蛋白质和简单糖类) 分解不完全, 且样品较长时间暴露于阳光下会导致有机物质经历光解作用, 从而整体降低样品的紫外吸光度^[31-32]。

2.5.1.2 DOM 中不同分子量组分变化

DOM 紫外吸收曲线在同一时间点会重叠多种有机物, 因此, 采用色谱分离手段, 对其先进行分离再进行色谱表征和分析。样品腐殖化程度越高, 芳香性越强, 则其紫外吸收能力越强^[33], 图 7(a) 为多发射紫

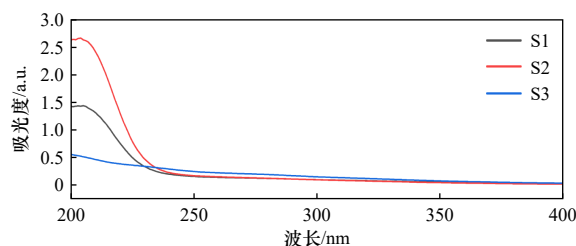


图 6 发酵残渣中 DOM 不同波长的紫外吸收强度

Fig.6 UV absorption intensity of DOM at different wavelengths in residue fermentation

外光谱图 (SEC-VWD), S1 组中出现的各色谱峰的紫外吸收强度均显著低于 S2 组和 S3 组, 说明向发酵物料中添加粪便能够增强发酵产物的腐殖化程度。另外, S1 组和 S2 组的色谱峰形态大致相同, 但在 6.3 min 时, S2 组比 S1 组多一个显著的色谱峰, 这可能是由于相比 S1 组, S2 组的发酵底物还含有粪便, 成

分较为复杂。值得注意的是, 与 S1 组和 S2 组相比, 发酵时长 2 年的 S3 组色谱峰出峰数明显减少, 主要集中在 6 min 之前。这说明经过长时间的发酵, 物料中含有的小分子有机质已被微生物降解或转化为大分子腐殖质。

2.5.1.3 DOM 中不同极性组分变化

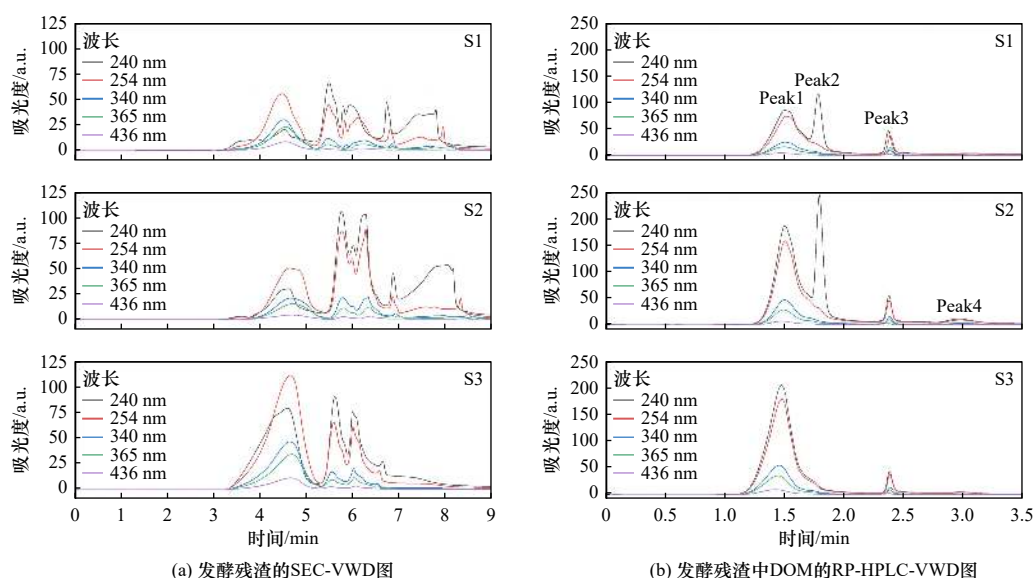


图7 发酵残渣中 DOM 的紫外可见光谱图

Fig.7 UV-vis spectrum of DOM in fermentation residue

图 7(b) 所示的反相高效液相色谱与紫外光谱结合 (RP-HPLC-VWD) 分析结果显示, 在 1.8 min 时, 物料 S1 组和 S2 组检测出了氨氮的吸收峰 Peak2, 而 S3 组中 Peak2 已完全消除, 这也说明硝化反应进行充分。 E_{254}/E_{365} 能够反映木质素和羧酸的比例, 此值越小, 说明含有的有机质相对分子质量就越大^[34]。S1 组、S2 组和 S3 组在 3 个洗脱峰 (Peak1、Peak3 和 Peak4) 处的 E_{254}/E_{365} 均表现为 S2 组>S3 组>S1 组, 其中 S2 组与 S3 组相近, 均大于 S1 组, 说明 S1 组中检测到的有机质相对分子质量较大, 而 S2 组和 S3 组经微生物发酵, 物料中的大分子有机质被降解为小分子物质。 E_{254}/E_{436} 与有机物中木质素的相对含量有关^[35], 而发酵后残渣在 3 个洗脱峰 (Peak1、Peak3 和 Peak4) 处的 E_{254}/E_{436} 均表现为 S2 组>S3 组, 说明经 1 年发酵, 添加粪便的物料中, 木质素类物质经发酵后转变为聚合度高的腐殖质类物质^[36]。另外, E_{254}/E_{240} 与芳环上取代基的类型有关。极性官能团如羰基、羧基、酯基越多, E_{254}/E_{240} 越高^[37]。S1 组、S2 组和 S3 组在 Peak1、Peak3 和 Peak4 处检测到的有机分子的 E_{254}/E_{240} 均表现为 S1<S2<S3, 说明发酵时间越长, 残渣中苯环结构上的极性含氧官能团越多。

2.5.2 荧光光谱法

2.5.2.1 DOM 总体变化

为了揭示有机物的组成和结构, 本研究采用 EEM 光谱对发酵后残渣中的有机物组成和结构进行分析。EEM 光谱可以有效反映发酵过程中腐殖酸的组分变化。在 EEM 光谱中, 发射波长<380 nm 的荧光峰代表类蛋白质物质, 发射波长>380 nm 的荧光峰值代表类腐殖物质^[38]。如图 8 所示, 三组样品均在 Component1(激发波长/发射波长=260 nm/420 nm) 和 Component2(激发波长/发射波长=325 nm/425 nm) 处有明显的荧光峰, 说明发酵后残渣的主要荧光物质为腐殖质。另外, S3 组较 S2 组荧光强度有所增强, 这说明经 1 年发酵, 发酵物料中有机质的腐殖化程度增强^[39]。

2.5.2.2 DOM 中不同分子量组分变化

EEM 光谱中, 由于多种有机物的光谱会在同一波长下发生重叠, 所以采用色谱分离手段对发酵残渣 DOM 进行表征和分析。固定激发波长 (240 nm) 下扫描的发射-时间图可以提供丰富的信息来反映荧光 DOM 的多样性和特异性。体积排阻色谱中, 保留时间较短的馏分其表观分子量较高^[40]。多发射荧光

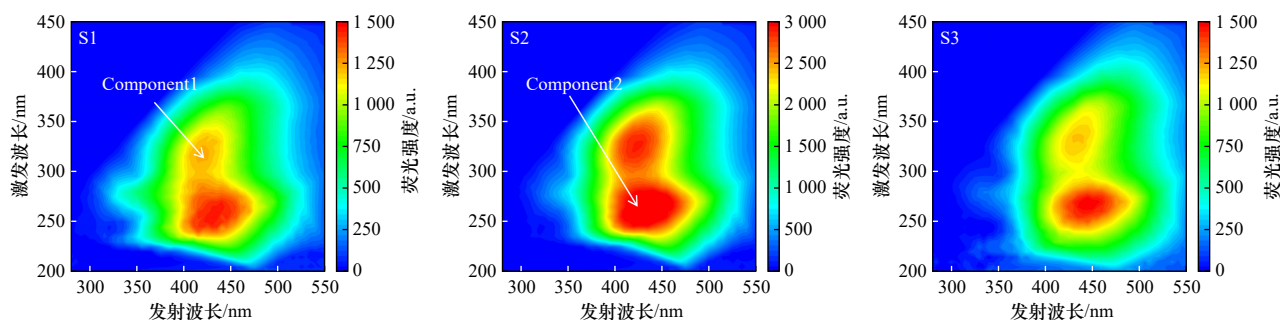


图 8 发酵残渣中 DOM 的三维荧光光谱

Fig.8 Three-dimensional fluorescence spectra of DOM in fermentation residue

色谱图 (SEC-FLD)[见图 9(a)]显示,相比于 S1 组, S2 组和 S3 组含有较多的大分子物质,这是由于 S1 组与其他两组发酵底物不同。而在 3.5 min 处检测到的大分子物质,其发射波长<380 nm,可能是类腐殖物质之间相互作用形成的具有高表观分子量的生物聚合物。在发射波长 440 nm 附近为类腐殖质、富里酸和腐殖质结构单元荧光区域,4.5~6.5 min 附近区域为

类腐殖酸和类富里酸物质,大于 6.5 min 区域为腐殖质结构单元和低分子量化合物^[41]。图 9(a) 还显示,相比于 S1 组和 S2 组, S3 组中腐殖质结构单元和低分子量化合物荧光峰的个数和强度逐渐降低,高分子量类腐殖酸和类富里酸荧光峰强度逐渐增强,说明经过长时间的发酵,残渣中低分子量腐殖质结构单元可能在微生物作用下被转化为大分子腐殖质。

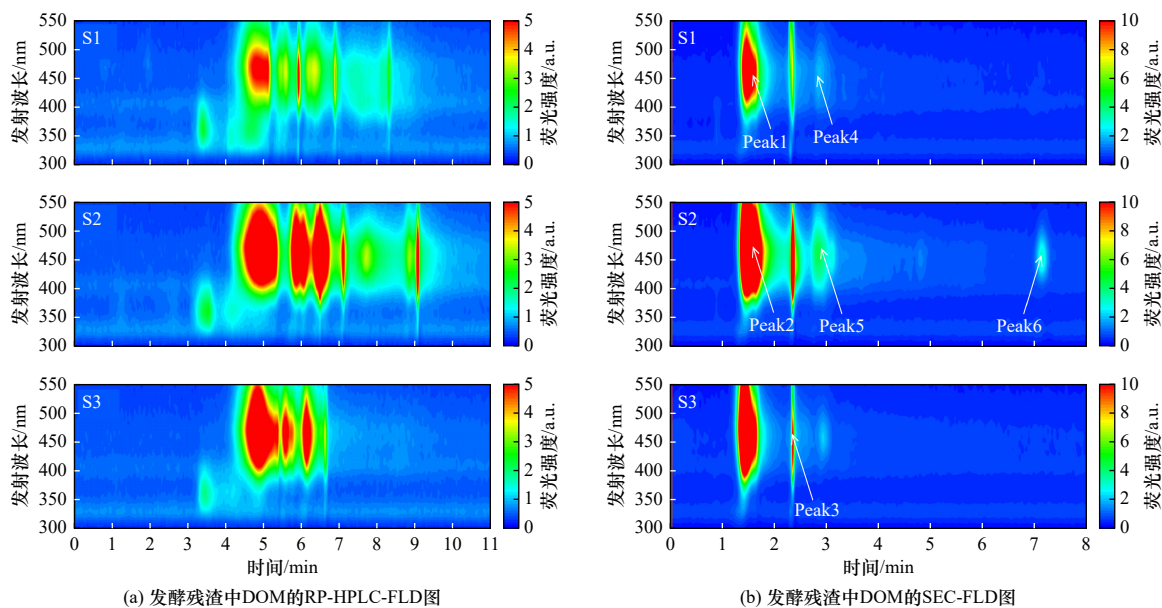


图 9 发酵残渣中 DOM 的荧光色谱图

Fig.9 Fluorescence chromatogram of DOM in fermentation residue

2.5.2.3 DOM 中不同极性组分变化

在固定激发波长 (240 nm) 下扫描获得反相高效液相荧光色谱图 (RP-HPLC-FLD), 根据荧光 DOM 组分极性差异进行分离。在 3 个样品的 RP-HPLC-FLD 图中鉴定出 6 个不同亲疏水性的荧光峰[见图 9(b)], 发射波长分布在 320~550 nm 之间。通常认为, 发射波长>380 nm 的荧光峰表示类腐殖质物质, 而发射波长<380 nm 表示类蛋白质物质^[42]。在反相高效液相色谱中, 相对亲水的组分将在较短的保留时间内洗

脱^[38]。Li 等^[43]研究发现发射波长为 240 nm 处的 Peak1、Peak2 和 Peak3 为不同极性的类腐殖质物质。图 9(b) 显示, 随发酵的进行, 较亲水性的类腐殖质峰 (Peak1 和 Peak2) 先增强再减弱, 而较疏水的腐殖质峰 (Peak3) 先增强, 随后减弱不显著。究其原因, 这类物质可能是亲水性较强的类富里酸物质, 随着发酵的进行, 其腐殖化程度加深, 富里酸和腐殖酸含量升高, 但发酵进一步进行, 富里酸类物被降解^[44], 而类腐殖酸相较于类富里酸更稳定^[45]。另外, 检测到的疏水

峰 Peak4 和 Peak5, 也呈随发酵进行先增强再减弱的趋势; 有研究在其他介质中检测到与 Peak6 性质相似的疏水峰, 并推测其出现可能是由于聚合物芳香族结构之间的共价键断裂造成的^[46]。然而, Peak4、Peak5 和 Peak6 的成分目前仍无法完全确定, 需进一步研究其对应成分, 以更深入地研究畜禽粪便发酵过程中的物质转化。

3 结论与展望

a) 长期运行的异位发酵床垫料残渣中积累的无机盐还田后, 不会对植株生长发育产生抑制作用; 但 Zn 和 Cu 超标严重, 仅能满足部分土地的旱田作物和果树对于重金属含量的要求, 无法直接还水稻和菜田施用。由此可知, 针对长期发酵的畜禽粪污研究是十分必要的, 后续需开展对于无法还田施用的畜禽粪污研究, 如将粪肥及垫料废弃物经处理后运往废弃矿山, 种植不流向食物链的非农用作物, 通过这种途径来处理重金属超标的垫料残渣。

b) 通过极性分析及分子排阻色谱分析发现, 相对于只投加低含固率粪污的处理组 S1, 投加高含固率粪污的处理组 S2 和 S3 的氨氮去除效果更好, 且形成了更加稳定成熟的腐殖质, 说明向异位发酵床运行过程中添加猪粪能够促进木质纤维素降解及腐殖质形成。但比较 S2 组和 S3 组发现, S3 组中腐殖酸含量显著降低, 较不稳定的类富里酸物质被降解或转化, 如若将异位发酵床做成有机肥, 发酵时间不宜过长。

c) 异位发酵床硝化作用和反硝化作用充分, 能有效降低粪便中氨氮含量, 促进畜禽粪便无害化。但发酵过程中仍会产生一部分氨气和温室气体, 可能会对居民生活造成影响。本研究缺乏污染气体排放监测研究, 后续可围绕如何降低异位发酵床的温室气体排放进行更多探讨, 如通过添加酸性基质抑制污染气体的排放。此外, 本研究通过色谱检测到的一些物质目前仍无法确定其具体分子组成, 后续需要进一步的探究。

参考文献 (References):

- [1] ZHANG X, ZHANG X L. Total factor productivity of herdsmen animal husbandry in pastoral areas: regional differences and driving factors [J]. *Sustainability*, 2022, 14(22): 15347.
- [2] 生态环境部. 第一次全国污染源普查公报 [M]. 北京: 国家统计局, 2010: 5-10.
- [3] 生态环境部. 第二次全国污染源普查公报 [M]. 北京: 国家统计局, 2020: 4-8.
- [4] 吴浩玮, 孙小淇, 梁博文, 等. 我国畜禽粪便污染现状及处理与资源化利用分析 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(6): 1168-1176.
- [5] WU H W, SUN X Q, LIANG B W, et al. Analysis of livestock and poultry manure pollution in China and its treatment and resource utilization [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(6): 1168-1176.
- [6] 农业农村部. 中国畜牧业年鉴 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2023: 7.
- [7] 李路瑶, 王汉清, 李艳琴, 等. 原位和异位发酵床控制生猪养殖废弃物污染对比 [J]. *农业环境科学学报*, 2021, 40(10): 2208-2216.
- [8] LI L Y, WANG H Q, LI Y L, et al. Comparative study of *in situ* and ectopic fermentation systems in piggery waste control [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(10): 2208-2216.
- [9] CHEN Q Q, WANG J P, ZHANG H F, et al. Microbial community and function in nitrogen transformation of ectopic fermentation bed system for pig manure composting [J]. *Bioresource Technology*, 2021, 319: 124155.
- [10] LI J B, LIU X, ZHU C X, et al. Bacterial dynamics and functions driven by biomass wastes to promote rural toilet blackwater absorption and recycling in an ectopic fermentation system [J]. *Chemosphere*, 2023, 316: 137804.
- [11] YANG Y F, ZHANG S J, LI N, et al. Metagenomic insights into effects of wheat straw compost fertiliser application on microbial community composition and function in tobacco rhizosphere soil [J]. *Scientific Reports*, 2019, 9(1): 6168.
- [12] 董立婷, 朱昌雄, 马金奉, 等. 微生物异位发酵床养猪废弃填料的安全性评价 [J]. 中国农业科技导报, 2017, 19(1): 118-124.
- [13] DONG L T, ZHU C X, MA J F, et al. Safety evaluation of waste fillers in ectopic microbial fermentation bed for pig farm [J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2017, 19(1): 118-124.
- [14] 周海宾, 丁京涛, 孟海波, 等. 中国畜禽粪污资源化利用技术应用调研与发展分析 [J]. *农业工程学报*, 2022, 38(9): 237-246.
- [15] ZHOU H B, DING J T, MENG H B, et al. Survey and development analysis of resource utilization technology of livestock and poultry wastes in China [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2022, 38(9): 237-246.
- [16] LI C N, LI H Y, YAO T, et al. Microbial inoculation influences bacterial community succession and physicochemical characteristics during pig manure composting with corn straw [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 289: 121653.
- [17] 叶世豪, 沈琦, 李园成, 等. 秸秆垫料的猪粪异位发酵床微生物群落分析 [J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(3): 638-647.
- [18] YE S H, SHEN Q, LI Y C, et al. Analysis of the microbial community of pig manure fermented with straw litter in an ectopic fermentation system [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(3): 638-647.
- [19] WANG S P, SUN Z Y, WANG S T, et al. Bacterial community structure and metabolic function succession during the composting of distilled grain waste [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2022, 194(4): 1479-1495.
- [20] ROELL G W, CARR R R, CAMPBELL T, et al. A concerted systems biology analysis of phenol metabolism in *Rhodococcus*

- opacus* PD630[J].*Metabolic Engineering*,2019,55:120-130.
- [16] SHIN S K,KO Y J,HYEON J E,et al.Studies of advanced lignin valorization based on various types of lignolytic enzymes and microbes[J].*Bioresource Technology*,2019,289:121728.
- [17] 刘东明,孟繁华,郝艳,等.微生物菌剂对堆肥功能微生物重构的影响[J].*环境科学研究*,2020,33(9):2011-2019.
LIU D M,MENG F H,HAO Y,et al.Effect of microbial agent on reconstruction of functional microbes in compost[J].*Research of Environmental Sciences*,2020,33(9):2011-2019.
- [18] WANG L Y,WANG T F,XING Z J,et al.Enhanced lignocellulose degradation and composts fertility of cattle manure and wheat straw composting by *Bacillus* inoculation[J].*Journal of Environmental Chemical Engineering*,2023,11(3):109940.
- [19] 石航源,王鹏,郑家桐,等.中国省域土壤重金属空间分布特征及分区管控对策[J].*环境科学*,2023,44(8):4706-4716.
SHI H Y,WANG P,ZHENG J T,et al.Spatial distribution of soil heavy metals and regional control strategies in China at province level[J].*Environmental Science*,2023,44(8):4706-4716.
- [20] 马金智,朱志平,卢连水,等.通风速率对异位发酵床处理肉鸭粪污的效果研究[J].*中国农业科技导报*,2022,24(3):210-217.
MA J Z,ZHU Z P,LU L S,et al.Effect of ventilation rate on treatment of meat duck manure by ectopic fermentation system[J].*Journal of Agricultural Science and Technology*,2022,24(3):210-217.
- [21] 黄绍文,唐继伟,李春花.我国商品有机肥和有机废弃物中重金属、养分和盐分状况[J].*植物营养与肥料学报*,2017,23(1):162-173.
HUANG S W,TANG J W,LI C H.Status of heavy metals,nutrients, and total salts in commercial organic fertilizers and organic wastes in China[J].*Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*,2017,23(1):162-173.
- [22] 李厚禹,徐艳,成卫民,等.好氧-厌氧两相堆肥过程中抗生素耐药基因的变化特征及影响因素研究[J].*环境科学研究*,2021,34(2):431-438.
LI H Y,XU Y,CHENG W M,et al.Change characteristics and influencing factors of antibiotic resistance genes in aerobic and anaerobic two-phase composting[J].*Research of Environmental Sciences*,2021,34(2):431-438.
- [23] CHANG Y T,LEE C H,HSIEH C Y,et al.Using fluorescence spectroscopy to assess compost maturity degree during composting[J].*Agronomy*,2023,13(7):1870.
- [24] 童彤,纪荣婷,许秋瑾,等.活性污泥萃取液的安全性及对水稻苗期生长和土壤环境的影响[J].*环境科学研究*,2022,35(11):2568-2577.
TONG T,JI R T,XU Q J,et al.Safety of activated sludge extract and its effect on rice seedling growth and soil environment[J].*Research of Environmental Sciences*,2022,35(11):2568-2577.
- [25] BAI L,DENG Y,LI J,et al.Role of the proportion of cattle manure and biogas residue on the degradation of lignocellulose and humification during composting[J].*Bioresource Technology*,2020,307:122941.
- [26] ZHANG W W,SHI M J,HUANG Z H.Controlling non-point-source pollution by rural resource recycling:nitrogen runoff in Tai Lake valley,China,as an example[J].*Sustainability Science*,2006,1(1):83-89.
- [27] EZUGWORIE F N,OKHE O C,ONWOSI C O.Reducing compost phytotoxicity during co-composting of poultry litter,vegetable waste,and corn stalk:mixture experimental design approach[J].*International Journal of Environmental Science and Technology*,2023,20(3):2699-2712.
- [28] WU S H,TURSENJAN D,SUN Y B.Independent and combined effects of sepiolite and palygorskite on humus spectral properties and heavy metal bioavailability during chicken manure composting[J].*Chemosphere*,2023,329:138683.
- [29] FENG Y,WANG G Z,LIU Y W,et al.The impacts of oxytetracycline on humification during manure composting can be alleviated by adjusting initial moisture contents as illustrated by NMR[J].*Journal of Integrative Agriculture*,2021,20(8):2277-2288.
- [30] DO T T,NOLAN S,HAYES N,et al.Metagenomic and HT-qPCR analysis reveal the microbiome and resistome in pig slurry under storage,composting,and anaerobic digestion[J].*Environmental Pollution*,2022,305:119271.
- [31] STAMOU I,ANTIZAR-LADISLAO B.The impact of silver and titanium dioxide nanoparticles on the in-vessel composting of municipal solid waste[J].*Waste Management*,2016,56:71-78.
- [32] LOZINSKI D,BOLYARD S C,REINHART D R,et al.Treatment of leachate organic matter through sunlight driven processes[J].*Waste Management*,2019,94:18-26.
- [33] ZHAO Y,WEI Y Q,LI Y,et al.Using UV-vis absorbance for characterization of maturity in composting process with different materials[J].*Spectroscopy and Spectral Analysis*,2015,35(4):961-965.
- [34] ZHANG L H,ZENG G M,DONG H R,et al.The impact of silver nanoparticles on the co-composting of sewage sludge and agricultural waste:evolutions of organic matter and nitrogen[J].*Bioresource Technology*,2017,230:132-139.
- [35] WANG K,WU Y Q,LI W G,et al.Insight into effects of mature compost recycling on N₂O emission and denitrification genes in sludge composting[J].*Bioresource Technology*,2018,251:320-326.
- [36] HE X S,XI B D,JIANG Y H,et al.Structural transformation study of water-extractable organic matter during the industrial composting of cattle manure[J].*Microchemical Journal*,2013,106:160-166.
- [37] LI K M,SHAHAB A,LI J Y,et al.Compost-derived humic and fulvic acid coupling with *Shewanella oneidensis* MR-1 for the bioreduction of Cr(VI)[J].*Journal of Environmental Management*,2023,345:118596.
- [38] LI W T,XU Z X,LI A M,et al.HPLC/HPSEC-FLD with multi-excitation/emission scan for EEM interpretation and dissolved organic matter analysis[J].*Water Research*,2013,47(3):1246-1256.

- [39] 谷思玉,何鑫,聂艳龙,等.有机肥施用对盐渍土富里酸荧光特性的影响[J].环境科学研究,2016,29(5):724-730.
GU S Y,HE X,NIE Y L,et al.Effects of organic fertilizer application on fluorescence characteristics of fulvic acid in saline soil[J].Research of Environmental Sciences,2016,29(5):724-730.
- [40] JIANG B C,TIAN Y C,JI W X,et al.Identifying and monitoring the landfill leachate contamination in groundwater with SEC-DAD-FLD-OCD and a portable fluorescence spectrometer[J].ACS ES&T Water,2022,2(1):165-173.
- [41] ZHENG J,WANG X G,SUN Y,et al.Natural and anthropogenic dissolved organic matter in landfill leachate:composition, transformation,and their coexistence characteristics[J].[Journal of Hazardous Materials](#),2024,465:133081.
- [42] XING M Y,LI X W,YANG J,et al.Changes in the chemical characteristics of water-extracted organic matter from vermicomposting of sewage sludge and cow dung[J].[Journal of Hazardous Materials](#),2012,205/206:24-31.
- [43] LI W T,XU Z X,WU Q,et al.Characterization of fluorescent-dissolved organic matter and identification of specific fluorophores in textile effluents[J].[Environmental Science and Pollution Research](#),2015,22(6):4183-4189.
- [44] LU X L,WU H,SONG S L,et al.Effects of multi-phase inoculation on the fungal community related with the improvement of medicinal herbal residues composting[J].[Environmental Science and Pollution Research](#),2021,28(22):27998-28013.
- [45] SLEPETIENE A,VOLUNGEVICIUS J,JURGUTIS L,et al.The potential of digestate as a biofertilizer in eroded soils of Lithuania [J].[Waste Management](#),2020,102:441-451.
- [46] YU M D,XI B D,ZHU Z Q,et al.Fate and removal of aromatic organic matter upon a combined leachate treatment process[J].[Chemical Engineering Journal](#),2020,401:126157.
- (责任编辑:周巧富)