宋楚轩,孙士权,刘丽娟,等.富里酸对淤泥堆肥中重金属赋存形态的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5596-5606.
Song C X, Sun S Q, Liu L J, et al. Effects of fulvic acid on the speciation of heavy metals during dredged sediment composting [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5596-5606.

富里酸对淤泥堆肥中重金属赋存形态的影响

宋楚轩[1],孙士权[1,2*],刘丽娟[1],李雪凝[1],周成宇[1],杨岁芹[1],孙聚龙[1],张 伟[1],高 阳[1],周乐安[1],飛田和義行[3] (1.长沙理工大学水利与海洋工程学院,湖南 长沙 410114；2.洞庭湖水环境治理与生态修复湖南省重点试验室,湖南 长沙 410114；3.Sofuken 株式会社,东京 新宿区高田马场 1-10-15-204)

摘要：为探究富里酸(FA)对淤泥调配生物质固废堆肥中重金属赋存形态的影响,以淤泥、秸秆与餐厨垃圾为原料进行为期 44d 的好氧堆肥试验,研究了添加 100,200,400mg/kg FA 对重金属的影响.结果表明,添加 FA 提高了堆肥的温度峰值、高温期持续时长、阳离子交换量(CEC)、挥发性固体(VS) 降解率、发芽指数(GI).同时,FA 显著促进了重金属向残渣态转化,试验组的残渣态钴(RES-Co)、镍(RES-Ni)和铜(RES-Cu)含量分别较对照组提高 11.0%~16.9%、4.1%~6.8%和 0.8%~6.0%.通过促进溶解性有机物(DOM)中芳香族碳积累和特定菌群(如变形杆菌门、拟杆菌门)的富集,FA 加速了堆肥腐殖化进程,提高了重金属钝化效果.GI、CEC、pH 值和 RES-Ni 是影响微生物群落变化的主控因子.400mg/kg FA 处理加速 DOM 腐殖化,优化微生物群落组成结构并促进重金属钝化的效果最佳.

关键词：富里酸；淤泥；好氧堆肥；重金属；溶解性有机质；微生物群落
中图分类号：X705 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5596-11

Effects of fulvic acid on the speciation of heavy metals during dredged sediment composting. SONG Chu-xuan[1], SUN Shi-quan[1,2*], LIU Li-juan[1], LI Xue-ning[1], ZHOU Cheng-yu[1], YANG Sui-qin[1], SUN Ju-long[1], ZHANG Wei[1], GAO Yang[1], ZHOU Le-an[1], YOSHIYUKI Hidawa[3] (1.School of Hydraulic and Ocean Engineering, Changsha University of Science and Technology, Changsha 410114, China；2.Hunan Provincial Key Laboratory of Dongting Lake Water Environment Management and Ecological Restoration, Changsha 410114, China；3.Sofuken Co., Ltd., Takadanobaba, Shinjuku ku, Tokyo 1-10-15-204, Japan). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5596~5606

Abstract：To investigate the effect of fulvic acid (FA) addition on heavy metal speciation during aerobic composting of sludge-based biomass waste, a 44-day aerobic composting experiment was conducted using sludge, straw, and food waste as raw materials. The effects of FA at 100, 200, and 400mg·kg^{-1} on heavy metal transformation dynamics were examined. Results showed that FA addition increased peak temperature, cation exchange capacity (CEC), volatile solids (VS) degradation rate, and germination index (GI). FA notably facilitated the conversion of heavy metals into more stable residual fractions, with residual cobalt (RES-Co), nickel (RES-Ni), and copper (RES-Cu) contents increasing by 11.0%~16.9%, 4.1%~6.8%, and 0.8%~6.0%, respectively, compared to the control. By enhancing the accumulation of aromatic carbon in dissolved organic matter (DOM) and enriching specific microbial taxa (e.g., Proteobacteria and Bacteroidetes), FA accelerated humification and enhanced the immobilization of heavy metals. GI, CEC, pH, and RES-Ni were identified as key factors influencing microbial community shifts. The 400mg/kg FA treatment exhibited the most significant heavy metal passivation effect, primarily by accelerating the humification of dissolved organic matter and optimizing the microbial community structure.

Key words：fulvic acid；sludge；aerobic composting；heavy metals；dissolved organic matter；microbial community

小微水体被喻为江河湖库的“毛细血管”,其黑臭化问题治理工作至关重要[1].淤泥的处理处置是治理小微黑臭水体的关键问题之一[2].淤泥被认为是污染物最大的源与汇,易在扰动下向上覆水释放重金属等污染物,危害生态环境和居民健康[3].常用的封存填埋等工艺已难以满足当前淤泥处理处置需求[4].由于淤泥富含硅、铝、铁、磷、硫、氮等养分,其受到了学者们的广泛关注[5-6].好氧堆肥处置能够实现淤泥的同步修复与资源化利用,产品还可用于改良土壤性质,促进作物生长[7-8].相较于传统淤泥修复手段,好氧堆肥具有绿色高效、适用性广的独特优势[9-10].

收稿日期：2025-03-10
基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFE0105600);国家自然科学基金资助项目(42207337,52200185,52300191);湖南省自然科学基金资助项目(2024JJ5038,2024JJ5013,2022JJ40482,2022JJ40507)
* 责任作者, 教授, Shiquan_sun@csust.edu.cn

然而,淤泥通常受污染程度高、污染物成分复杂,导致传统淤泥堆肥普遍存在起爆缓慢、高温期短等问题[11-12].淤泥通常碳氮比(C/N)、有机质含量较低,需添加适量餐厨垃圾、秸秆等生物质固体废弃物作为调理剂协同堆肥,以调整原料整体含水率,碳氮比,有机质等参数[3,13].此外,淤泥中富集的重金属是制约其堆肥处置的关键痛点,例如钴(Co),镍(Ni),铜(Cu)等重金属的硫化物易在曝气条件下释放强酸和金属离子,造成二次污染[14].因此,开发绿色、高效的生物促进剂以调控堆肥进程、提高重金属钝化效率,是优化淤泥堆肥技术的关键所在[15].

富里酸(FA)是微生物发酵产生的一种天然有机物,是腐殖质的主要成分之一[16-17].因其富含含氧官能团,FA 能够与重金属污染物发生吸附、螯合和氧化还原反应,已被广泛用于淤泥的修复与资源化技术[18-19].相关研究[20]发现添加 FA 有利于加速蘑菇堆肥进程,减少高温期的气体排放.同时,FA 也有助于提高堆肥中发酵微生物活性,富集芽孢杆菌、红杆菌等有益微生物.另一项研究表明[21],添加 FA 与发酵剂可使堆肥中的链霉素和磺酰胺抗性基因的丰度显着降低了 79%~97%,并有效降低了伽马蛋白杆菌的丰度,从而促进了芳香族化合物的降解,减少了 NO 气体的排放.然而,现有研究多聚焦于 FA 在传统农业废弃物堆肥中的调理作用,其在淤泥-生物质复合基质堆肥中对重金属迁移转化行为的影响相关研究仍较少,特别是尚缺乏对溶解性有机质(DOM)光谱特征变化与微生物响应机制的系统解析.此外,不同浓度 FA 对堆肥系统中 Co、Ni、Cu 等典型重金属的赋存形态转化及其环境风险的调控机制尚不明确.

鉴于此,本研究以淤泥调配生物质固废(芦苇秸秆,餐厨垃圾)进行为期 44d 的好氧堆肥,考察添加不同浓度 FA 对堆肥过程中 3 种典型重金属(Co、Ni、Cu)赋存形态的影响.结合 DOM 光谱特性分析与微生物群落组成结构的高通量分析,揭示 FA 影响重金属赋存形态的潜在机制,为淤泥堆肥技术优化与发展提供科学依据与理论支持.

1　材料与方法

1.1　试验材料与装置

堆肥原料主要由淤泥与芦苇秸秆、餐厨垃圾按质量比 1:1:1 比例(干基,g/g)调配而成,以调节堆肥碳氮比(C/N)至(25.0±5.0),堆肥原料理化性质如表 1 所示.淤泥取自长沙郊区兴隆院子村内某处小微黑臭水体(112.93°N,28.08°E)的表层淤泥(10~ 100mm).采集的淤泥经自然阴干 15d 后粉碎并过 10 目筛.淤泥中的主要重金属含量如表 2 所示,Cd、Cr 等重金属含量超出 CJ/T 340−2016《绿化种植土壤》规范要求[22],可见淤泥不适宜直接作为苗木基质利用,需要进一步调配生物质材料协同堆肥,并添加适宜的修复剂以强化重金属钝化效果.芦苇秸秆购自江苏省连云港市东海县白塔埠镇程厚村,晒干后粉碎至 1mm 以下.餐厨垃圾均收集自长沙理工大学食堂,主要为弃置的饭菜和蔬菜的根、茎和叶,均粉碎至 10~15mm.FA 购自上海麦克林生化科技股份有限公司,纯度为 95.0%(Shanghai Macklin Biochemical Technology Co.,Ltd).

表 1　原料理化性质

Table 1　Physical and chemical properties of raw materials

材料	有机质(g/kg)	含水率(%)	TOC(g/kg)	TN(g/kg)	C/N
淤泥	18.32±0.11	3.01±0.47	19.62±0.40	0.97±0.07	20.22±0.14
芦苇秸秆	656.23±0.36	12.21±0.55	546.45±1.26	6.20±0.15	88.01±0.36
餐厨垃圾	780.5±0.92	91.17±0.98	409.86±3.27	56.30±1.01	7.28±0.83

表 2　淤泥中主要重金属含量

Table 2　Heavy metal content of sludge

测试元素	取样量 (g)	样品元素含量 (mg/kg)	样品元素含量 (%)
Cu	0.10	39.90	0.004
Zn	0.10	161.82	0.016
Ni	0.10	35.22	0.004
Cr	0.10	859.61	0.086
Pb	0.10	65.52	0.007
Cd	0.10	12.32	0.001

堆肥试验在长沙理工大学温室中进行,采用自制体积为 50L 堆肥装置,在装置外层包裹 20mm 厚塑料隔热层以减少热量散失,其示意图如图 1 所示.在各反应器中投加 24kg 物料,分别在四组堆肥桶中添加 0,100,200 和 400mg/kg 的 FA 进行堆肥试验[20].好氧堆肥共进行 44d,采用间歇曝气方式,即通过定时开关开启曝气泵 5min 后关闭 15min,曝气量设置为 0.35L/(kg·min).各反应器均进行遮光处理.为维持有氧条件,每隔一周翻堆 1 次.在第 1,3,6,15,32,44d 对

堆肥进行人工取样,取样方法采用剖面多高度等量取样法,于每段的多个高度(上层 0~10cm、中层 10~20cm 和底层 20~30cm)分别采集等量样品,混合均匀后利用多次四分法分取样品 80g 后分成 2 份保存[23].一部分保存于−4℃冰箱,测定常规理化性质.另一部分保存于−50℃冷冻柜中,测定重金属总浓度与赋存形态的变化、DOM 光谱特性以及微生物多样性[23].

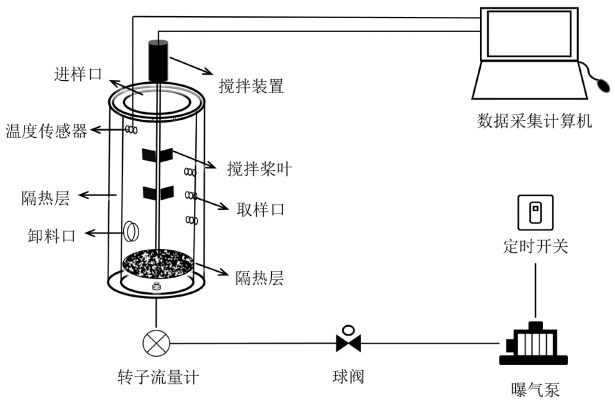


图 1 堆肥装置

Fig.1 Composting device

1.2 测定分析

1.2.1 理化性质 每天 16:00 利用温度传感器测定,记录堆肥中心温度和环境温度[17].将堆肥样品以 1:10 比例(g/g)加入超纯水中,以 200r/min 的转速振荡 30min,再以 8000r/min 的转速离心 10min,最后用孔径 0.45μm 滤膜过滤得到堆肥提取物,利用上海仪电科学仪器有限公司提供的多功能 pH 值检测仪测定样品 pH 值[24].阳离子交换量(CEC)检测方法参考《HJ 889−2017》三氯化六合氨合钴浸提分光光度值法进行测[23].挥发性固体(VS)含量、碳氮比(C/N)检测方法见参考文献[10,15].发芽指数(GI)检测方法如下,首先将干燥的滤纸放入无菌培养皿中,分别在不同的培养皿中移取 10.0mL 超纯水和堆肥提取物.将 10 粒小白菜种子均匀地置于滤纸上,培养皿上盖上扎相同数量小孔的塑料薄膜,用橡皮筋固定.培养皿遮光处理后置于 25℃环境培养 48h.依据式(1)计算发芽指数.

$$GI=(P1\cdot L1)/(P2\cdot L2)\times 100\% \quad (1)$$

式中:GI 为发芽指数,%;P1 为堆肥提取物培养种子的发芽率,%;L1 为堆肥提取物培养种子的根长,mm;P2 为超纯水培养种子的发芽率,%;L2 为超纯水培养种子的根长,mm.

1.2.2 重金属总浓度与赋存形态 采用改良 BCR 法对样品中的 Co、Ni 和 Cu 进行分级提取[15,25].利用 ICP−MS(Agilent,ICP−MS 7850,美国)测定样品中重金属浓度及 4 种不同赋存形态重金属的浓度.为确保重金属测定结果的准确性,每份样品均设平行样(n=3),并重复检测 3 次,相对标准偏差(RSD)均小于 5%.同时,设置空白组以排除背景干扰.标准曲线相关系数(R^2)均大于 0.9995.4 种赋存形态的生物毒性从 EXC、RED、OXI 至 RES 组分依次递减[26].根据式(2)计算重金属的生物利用度(BF):

$$BF=(C_{EXC}+C_{RED})/C_{总}\times 100\% \quad (2)$$

式中:BF 为重金属的生物利用度,%;C_{EXC} 为可交换态重金属的浓度,mg/kg;C_{RED} 为可还原态的浓度,mg/kg;$C_{总}$为重金属的总浓度,mg/kg.

1.2.3 堆肥 DOM 光谱特性 将冷冻干燥后的样品与去离子水以 1:10 比例(g/g)充分混合后置于水浴摇床中,在 25°C 下水平摇晃 16h.之后将悬浮液以 11000r/min 离心 20min,并通过 0.45μm 膜过滤器过滤,以获得 DOM 提取液[27].将冷冻干燥后的 DOM 粉末与无水溴化钾以 1:50 体积比例充分混合,并在玛瑙研钵(<2μm)中研磨以确保样品均匀性,利用傅里叶红外光谱仪(FTIR)分析 DOM 表面官能团结构变化[15,28].通过三维荧光光谱(EEM)仪分析堆肥过程中 DOM 组成变化,利用安捷伦 Cary Eclipse 三维荧光光谱仪(Agilent Technologies Inc.)检测记录荧光光谱.由于堆肥中重金属的钝化主要与堆肥中、后期积累的微生物代谢产物与类腐殖质有关,故激发波长(E_x)设置为 200~450nm,发射波长(E_m)设置为 280~550nm[29].狭缝宽带为 5nm,扫描速度设置为 2400nm/min[8,30].利用 MATLAB R2024a 软件与 DOMFluor 工具包(www.models.life.ku.dk)去除瑞丽散射与拉曼散射,之后积分计算各荧光区域的荧光面积指数,以 $P_{i,n}$ 表示每个荧光区域面积占总面积的比例[27].

1.2.4 微生物群落组成 采用基因组 DNA 试剂盒(CW2091S,ComWin Biotech Co.,有限公司,中国北京)提取基因组 DNA.使用 Nanodrop 分光光度计评估 DNA 产量和纯度.之后用引物 338F(ACTCCTA−CGGGAGGCAGCAG)和 806R(GGACTACHVGG−

TWTCTAAT)根据超变异 V4 区扩增细菌 16S rDNA 片段.将扩增的 PCR 产物送往 MAGIGENE(中国深圳)进行 MiSeq Illumina 测序分析.

1.3　数据分析

通过 Excel 2016(美国微软 Windows)和 Origin 2021(美国 OriginLab)软件进行数据处理.通过 MAGIGENE 云平台(http://cloud.magigene.com/)进行微生物群落多样性、组成结构分析和多元直接梯度分析(RDA/CCA).采用 SPSS 23.0 软件对重金属浓度进行统计分析,结果以(均数±标准差,$\bar{x} \pm s$)表示,多组间比较采用单因素方差分析(ANOVA),多重比较采用 Turkey HSD 法,P 值小于 0.05 视为具有统计学意义.

2　结果与讨论

2.1　理化性质

温度是直观反映堆肥进程和微生物代谢活性的关键指标之一[23].如图 2(a)所示,各组均经历了较明显的升温、高温、降温和腐熟期,均在第 3d 进入高温期(>50℃).与对照组相比,添加 FA 后堆肥升温速率更快,峰值更高.堆肥的最高温度随 FA 添加浓度增大而升高,添加 FA 后堆肥最高温度提高 3.6~6.6℃,并使堆肥在高温期天数延长 2d.400mg/kg FA 组在第 5d 达到最高温度 65.3℃.可见,FA 能够促进堆肥升温,表明堆肥过程中有机质分解加快,原因可能在于 FA 能够介导发酵菌胞外电子传递,提升微生物活性[18,31].如图 2(b)所示,对照组和试验组中 pH 值的变化趋势相似,均快速上升后下降,并逐渐趋于稳定.前 10~15d 内,pH 值的快速增加主要在于秸秆和餐厨垃圾中大量有机氮源的剧烈分解[32].在 15~32d 内,堆肥产生的大量有机酸可能是导致 pH 值降低的主要原因[33].对照组和试验组的 pH 值的峰值分别为 8.8(400mg/kg FA)、8.7(200mg/kg FA)、8.5(100mg/kg FA)和 7.9(对照组),表明 FA 促进了氨氮的释放[24].在堆肥过程中,对照组和试验组中 CEC 值均呈先降后升的变化趋势(图 2(c)),主要由于有机质的快速分解形成有机酸等低分子量物质[34].随着微生物活性的提升,纤维素、半纤维素和蛋白质等大分子物质被降解为较小的有机化合物,使 CEC 逐渐增加.在堆肥腐熟阶段,试验组 CEC 值迅速提高至 23.0cmol/kg 以上.该变化是由于堆肥中产生的腐殖质中存在丰富的负电荷,能够吸附、结合钙、镁、钾等阳离子[19].堆肥后各组的 CEC 值均稳定在 23.4~29.7cmol/kg 范围内,符合 CJ/T 340−2016《绿化种植土壤》规范要求(CEC≥10cmol/kg)[22].

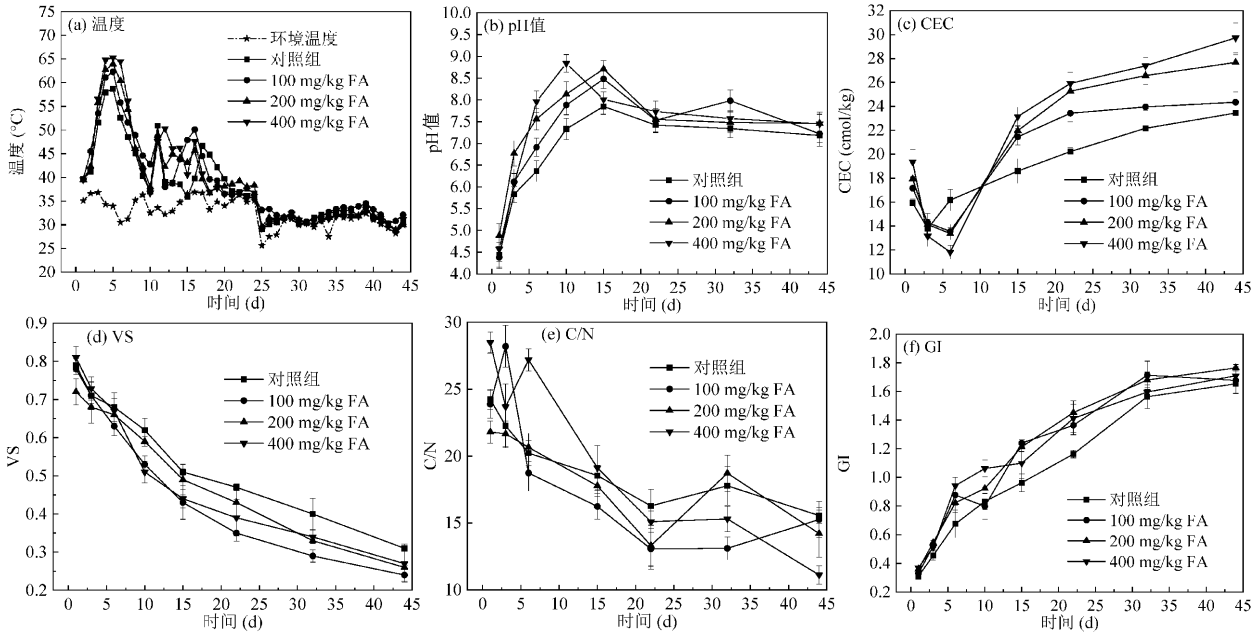


图 2　堆肥理化性质

Fig.2　Physical and chemical properties of compost

如图 2(d)所示,挥发性固体(VS)含量反映了有机质的降解情况,其值随堆肥进程逐渐下降,表明有

机物得到了有效分解.相较于对照组,添加 100,200 和 400mg/kg FA 处理有效促进了基质中的 VS 的降解,降解率较对照组分别提高了 8.5%、3.1%和 5.9%.各组的 C/N 在堆肥过程后迅速降至 16 以下,但加入 FA 处理后的堆肥产品的 C/N 明显低于对照组,表明 FA 促进了堆肥中的有机物更迅速、更彻底地被降解(图 2(e)).具体而言,堆肥后 100,200 和 400mg/kg FA 处理的 C/N 值分别为 11.1、14.2 和 15.2,均低于对照组(15.6)和目前大多数餐厨垃圾的堆肥工艺(通常为 16.0~20.0),表明堆肥产品腐熟度较高[27,35].发芽指数(GI)是评估产品生物毒性和腐熟程度的关键指标.一般而言,GI 值与基质初始 C/N 正相关,而与堆肥产品的 C/N 负相关[36].同时,pH 值、有机质含量、EC 等性能指标也是影响 GI 值的关键因素.各组中 GI 值均随时间增加,并最终稳定在 80%以上(图 2(f)),表明堆肥已充分腐熟.FA 处理略微增加了堆肥产品的 GI 值,提高约 2.4%~11.1%.经过 44d 发酵堆肥后,各组均达已彻底腐熟,pH 值、CEC、C/N 和 GI 等指标均达到 CJ/T 340−2016《绿化种植土壤》要求[22].FA 对堆肥性能具有促进作用,有助于提高堆肥质量及其作为土壤改良剂的适用性.

2.2 重金属总浓度与赋存形态

堆肥的 Co、Ni 和 Cu 的总浓度变化如表 3 所示,单因素方差分析结合 Tukey HSD 检验表明,各组中重金属总浓度存在显著差异(P<0.05).其中,400mg/ kg FA 处理组的重金属富集效果最为显著,其 Co、Ni 和 Cu 浓度均值分别较对照组显著提高 21.3%、19.0%和 36.4%.这一结果证实,随着有机质分解引起质量浓缩效应,FA 的添加显著增强了堆肥对重金属的富集能力,且富集效果与 FA 添加浓度呈正相关[15,20].试验组整体重金属浓度较对照组提升 2.1%~20.7%,表明 FA 在促进重金属富集方面具有重要作用[37].

除了重金属总浓度,生物利用度(BF)也是评估堆肥产品的生态环境风险的关键指标[5,15].通常而言,重金属的 BF 值越低,其毒性和迁移性越低,环境风险也越小.利用改良 BCR 法将重金属分为可交换态(EXC)、可还原态(RED)、可氧化态(OXI)和残余态(RES)四种组分.RES、OXI、RED 和 EXC 四种组分的迁移能力和生物毒性依次递增[38].图 3 结果表明,堆肥后 3 种重金属中 EXC 组分显著减少,RES 组分增加,整体呈现从高风险向低风险形态转化的趋势,表明堆肥促进了重金属稳定化.各组中重金属赋存形态均表现为 EXC/RED 两种较高风险组分总占比下降,OXI/RES 两种较低风险组分总占比上升,这是由于微生物代谢活动产生了大量能够钝化重金属的腐殖质,降低产品的 BF 值[19,39].

表 3 重金属的总浓度差异性比较分析结果

Table 3 Comparative analysis of total heavy metal concentration differences

组别(n=3)	Co(mg/kg,平均值±标准差)	Ni(mg/kg,平均值±标准差)	Cu(mg/kg,平均值±标准差)
对照组−3d	1.68±0.07f	2.35±0.03e	7.62±0.32c
对照组−44d	4.75±0.11c	5.06±0.22c	9.86±0.29b
100mg/kg FA−3d	2.16±0.09e	2.92±0.10d	7.54±0.09cd
100mg/kg FA−44d	5.21±0.23b	5.82±0.27ab	13.37±0.17a
200mg/kg FA−3d	3.41±0.06d	2.22±0.09e	6.87±0.24d
200mg/kg FA−44d	5.42±0.15ab	5.46±0.18bc	13.43±0.29a
400mg/kg FA−3d	1.15±0.10g	1.99±0.04e	7.05±0.34cd
400mg/kg FA−44d	5.76±0.27a	6.02±0.17a	13.45±0.16a
F	434.450	372.313	442.677
P	0.000**	0.000**	0.000**

注:同列中不同小写字母表示差异显著(P<0.05),相同字母表示差异不显著.**表示差异极显著(P<0.01).

Co 的赋存形态变化如图 3(a)所示.堆肥前后,试验组 Co 的钝化程度均较对照组存在一定程度的提升.堆肥初期,FA 降低了 BF−Co 值,尤其是 400mg/kg FA 处理的 BF−Co 降至 11.5%,较对照组降低 7.7%.堆肥后,对照组和试验组的 BF−Co 值由 11.3%~19.1%下降至 10.0%以下,表明堆肥有效降低了 Co 的 BF 值,实现了 Co 的稳定化.尽管最终 BF 的组间差异不显著,但试验组 RES−Co 组分占比较对照提高 11.0%~16.9%,说明 FA 有助于促进 Co 向稳定形态转化,可能通过增强微生物活性与氧化还原反应实现[40].

Ni 的赋存形态变化趋势与 Co 相似(如图 3(b)所示).堆肥后各组的 BF−Co 均由 6.4%~9.7%降至 5.0%以下.其中,试验组较对照组降低约 2.0%~3.3%,证明 FA 可降低堆肥初期的 BF−Ni 值,缓解 Ni 对升温过程中发酵菌种的胁迫作用.堆肥后,FA 对 RES−Ni 组分的积累同样具有一定的促进效果.对照组,100mg/kg FA,200mg/kg FA 和 400mg/kg FA 组中的 RES−Ni 组分占比最终分别稳定在 71.3%、75.3%、75.1%和 78.0%,表明 FA 对 Ni 的钝化效果具有良好的促进作用.

Cu 的赋存形态分布如图 3(c)所示.堆肥后试验组 BF−Cu 值由 5.3%~10.1%降至 2.0%以下.添加 400mg/kg FA 降低了堆肥中的 OXI−Cu 组分占比,提升了产品中 RES−Cu 组分的占比,含量较对照组提高了 7.1%.相关研究表明,有机质分解过程中腐殖酸的形成有利于铜的钝化,因为腐殖酸对铜有良好的亲和力[34].同时,FA 能够提升微生物的生长代谢活性,促进类腐殖酸物质的形成.因此,FA 对 Cu 的钝化促进效果优于 Co 和 Ni.

综上,FA 能够有效促进堆肥中 Co、Ni 和 Cu 的钝化.其能够降低产品 BF 值,从而提高升温阶段发酵菌的代谢活性,同时促进更多的重金属由 OXI 组分向 RES 组分转化,进一步降低产品中重金属的生态环境风险.

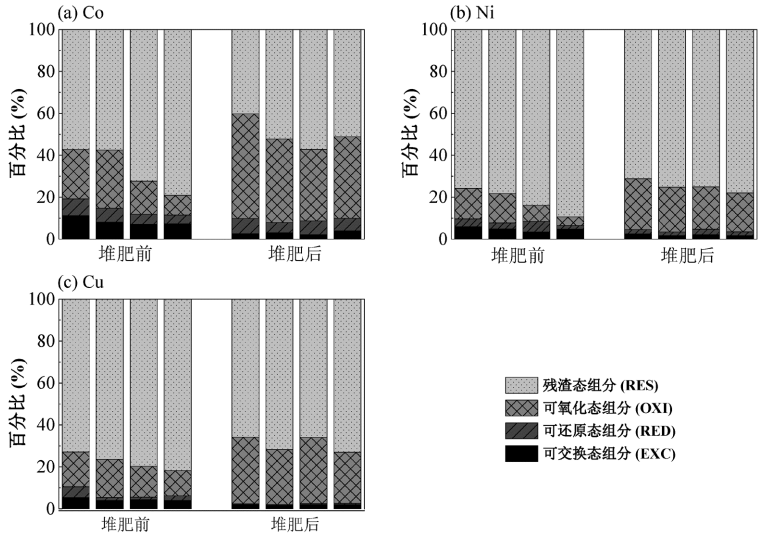


图 3　Co、Ni 和 Cu 的赋存形态变化

Fig.3　Changes in the occurrence forms of Co, Ni, and Cu Caption: Note: From left to right, the control group and the groups treated with 100, 200, and 400mg/kg FA

图中从左至右依次为对照组、100,200,400mg/kg FA 处理组

2.3　堆肥 DOM 的光谱特性

堆肥中 DOM 的转化是影响重金属赋存形态的关键因素之一.利用 EEM 技术研究堆肥过程中 DOM 的组分变化,评估 FA 介导微生物降解有机物的程度.根据荧光光谱图结果,可以划分出 5 个区域,分别代表了不同类型的 DOM.通常认为,发射(E_m)和激发(E_x)波长分别低于 380 和 250nm 的峰与简单小分子芳香族蛋白质有关(分别记为区域 I 和区域 II,下同),区域 I(E_x:200~250nm;E_m:280~330nm)产生的荧光信号主要为酪氨酸类蛋白质物质.区域 II(E_x:200~250nm;E_m:330~380nm)产生的荧光信号则主要来自色氨酸类蛋白质物质.区域 III 中的峰值(E_m>380nm;E_x<250nm)主要与类黄腐酸有机物有关.区域 IV 的峰值(E_m<380nm;E_x:250~280nm)被认为主要与可溶性微生物副产物类物质有关.区域 V 中的峰值(E_m>380nm;E_x>280nm)主要与类腐殖酸有机物有关[27].

在第 3d,各组中的 I 区、II 区和Ⅳ区荧光强度较强,已出现较为明显的荧光峰 A 和 B(图 4(a)~(d)),表明堆肥中存在丰富的蛋白质大分子.此外,第 3d 时荧光峰已出现向Ⅲ和 V 区移动趋势,其中添加 200,400mg/kg FA 组已出现较为明显的 V 区荧光峰(峰 C),且荧光峰强度较其它组更高.结果表明,对照组和 100,200,400mg/kg FA 组的 $P_{V,n}$ 分别为 26.6%、33.1%、34.7%和 35.8%.该结果证明添加 FA 能够一定程度上提升微生物的代谢活性[27].堆肥后,100mg/kg FA 组的 $P_{V,n}$ 达到了各组中的最高值(67.13%),较其它组提高 4.2%~10.6%.堆肥后,各组的 $P_{I,n}$、$P_{II,n}$ 和 $P_{IV,n}$ 均低于 5.0%,表明小分子前体物质已充分转化为类富里酸/类腐殖酸物质,堆肥已彻底腐熟.综上,FA 能够有效加速堆肥前期 DOM 的转化,高浓度(400mg/kg)的 FA 对加速堆肥 DOM 的转化进程最佳[41].值得注意的是,由于 E_m 起始波长为 280nm,可能导致各组的 I 区荧光组分的实际

比例偏低,分析结果更多反映淤泥堆肥中后期 DOM 的荧光特征.

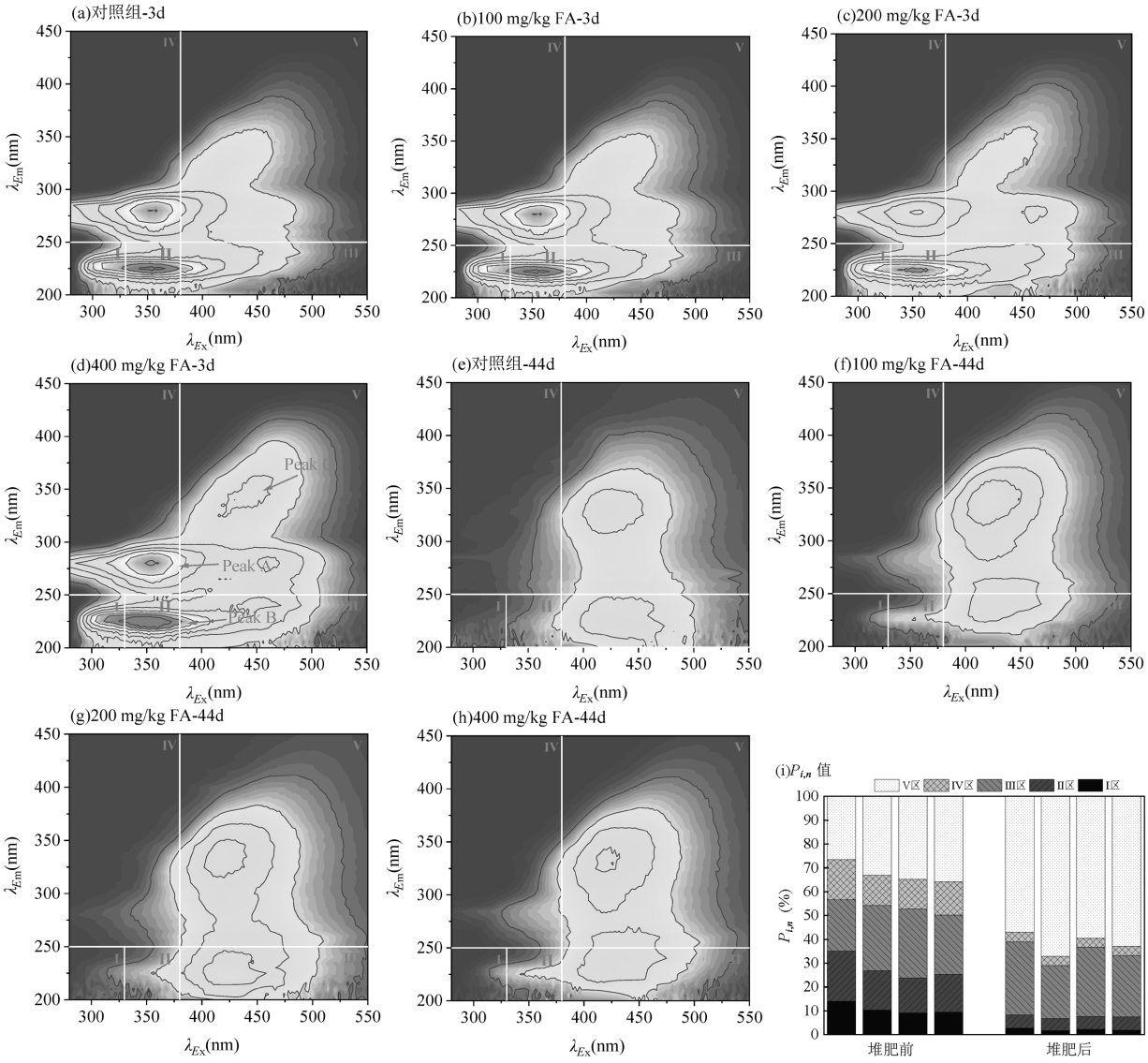


图 4 堆肥前后荧光光谱图与 $P_{i,n}$ 值

Fig.4 Fluorescence spectra before and after composting and corresponding $P_{i,n}$ values

通过 FTIR 对 DOM 的表面官能团特征变化进行分析.如图 5 所示,各组的吸收峰主要位于 3400, 2950,1650,1550,1260 和 1050cm^{-1}.3400cm^{-1} 处的峰值在所有组中逐渐增加,表明DOM上的羟基等O–H官能团增加,发酵过程中 DOM 氧化程度总体增加[42].2950cm^{-1} 处的吸收峰代表了与木质素和脂肪族降解相关的脂肪族基团的 C–H 反对称和伸缩振动[28,43].1650cm^{-1} 处的吸收峰与芳香族 C=C 骨架振动、酰胺基团的 C=O 伸缩和共轭酮振动有关,是堆肥分解程度的重要指标[44].所有组的腐殖化程度都随着时间的推移而增加,400mg/kg FA 组的腐殖度最高. 1550cm^{-1} 处的峰与 N–H 和 C=N 伸缩振动有关,而 1420cm^{-1} 峰对应于脂肪族 C–H、羧基和酚羟基的不对称 C–O 伸缩[45-46].1260cm^{-1} 峰与醚键和酰胺中的芳香醚 C–O–C 伸缩振动以及酚和其他化合物中的 C–O 伸缩振动有关[47].1050cm^{-1} 处的吸收峰与多糖和碳水化合物的 C–O 伸缩振动有关[48].

峰强度比值的变化常用于定量评估 DOM 表面官能团的结构变化,可揭示堆肥过程中的有机组分转化规律[42].如表 4 所示,首先,1650/2950(芳香碳/脂肪碳)比值主要反映了 DOM 芳香化程度,是衡量堆肥腐殖化进程的重要指标.堆肥后该比值在各处理

组均有不同程度升高,表明脂肪族组分在发酵过程中持续降解并转化为芳香族结构,有机质结构随堆肥进行逐渐趋于稳定.其次,1650/1550(芳香碳/酰胺)比值升高,表明蛋白质等含氮类物质中的酰胺键受到破坏,芳香性组分相对增加,反映出有机质分解程度的加深.此外,1650/1420(芳香碳/羧基碳)比值可用于推测 DOM 中的结构比例变化.该比值升高暗示芳香结构与羧基结构之间的比例增加.最后,1650/1050(芳香碳/多糖碳)比值的升高反映了易降解的碳水化合物类物质(如多糖)被有效分解,转化为较为稳定的芳香类物质,表明堆肥腐熟过程中 DOM 结构由简单转向复杂[28,42].从各处理组来看,添加 400mg/kg FA 组的峰强度比均高于其他组,表明该组中 DOM 的芳香碳含量最高,DOM 的腐熟程度最高.FTIR 分析结果进一步验证了荧光光谱分析结论,添加高浓度的 FA(400mg/kg FA)能够更有效地促进堆肥中的脂肪、羧酸和多糖碳向芳香碳转化,加速 DOM 中的小分子物质向类富里酸、类腐殖酸等稳定物质聚合的进程,提高产品腐熟度[8].

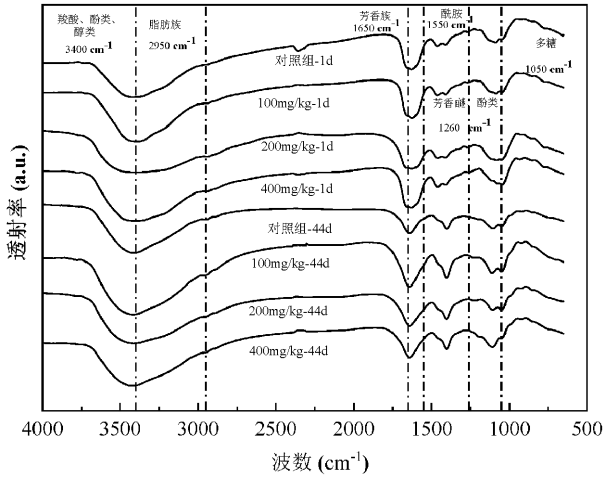


图 5　DOM 的红外光谱特征变化

Fig.5　Changes in infrared spectral characteristics of DOM

表 4　堆肥中 DOM 红外光谱的峰强比

Table 4　Peak intensity ratios of DOM infrared spectra in compost

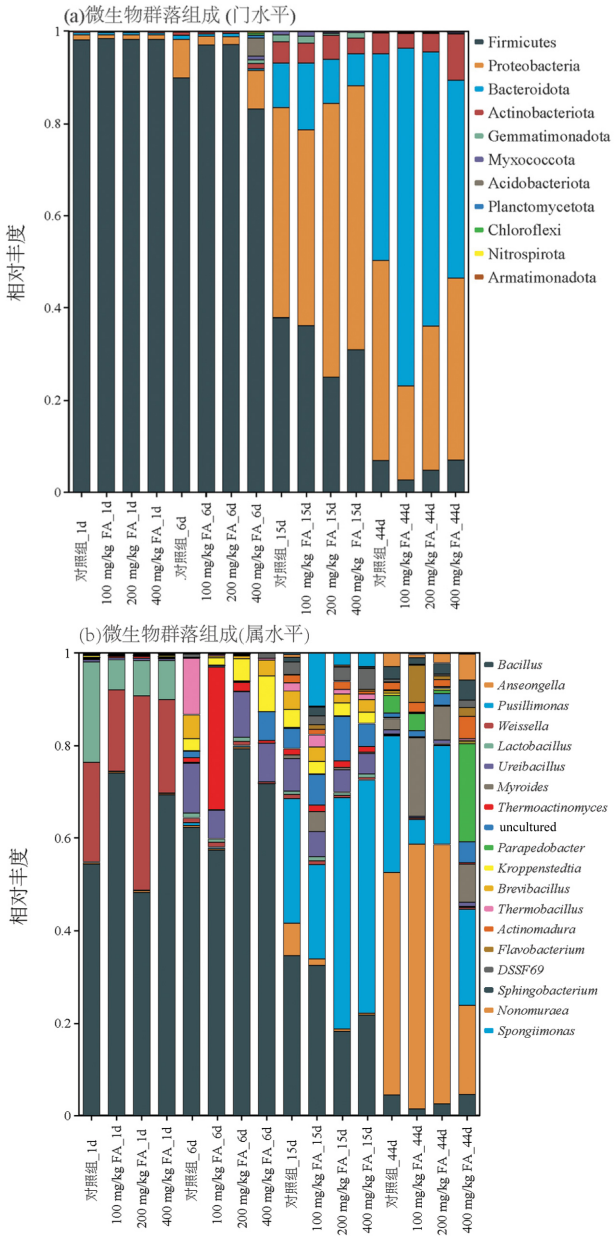
堆肥时间 (d)	1650/2950 (芳香碳/脂肪碳)				1650/1550 (芳香碳/酰胺)				1650/1420 (芳香碳/羧基碳)				1650/1050 (芳香碳/多糖碳)			
	对照组	100mg/kg FA	200mg/kg FA	400mg/kg FA	对照组	100mg/kg FA	200mg/kg FA	400mg/kg FA	对照组	100mg/kg FA	200mg/kg FA	400mg/kg FA	对照组	100mg/kg FA	200mg/kg FA	400mg/kg FA
1	0.97	0.90	0.91	0.88	0.84	0.84	0.90	0.84	0.82	0.84	0.92	0.83	0.79	0.83	0.93	0.83
44	1.04	1.14	1.10	1.17	1.02	1.05	1.02	1.12	0.95	0.96	0.92	0.99	0.87	0.96	0.91	0.99

2.4　微生物群落组成

门、属水平上的微生物群落结构分析如图 6(a)~(b)所示,对照组和试验组中门水平优势菌种演化趋势总体一致,均表现为:厚壁菌(Firmicutes,0~6d)→变形杆菌(Proteobacteria,6~15d)→拟杆菌(Bacteroidota,15~44d).此前的研究指出,Firmicute、Proteobacteria 等是堆肥过程中主要的细菌优势门类,在有机质的降解过程中发挥关键作用[23].添加 FA 有利于提高优势物种丰度,添加 400mg/kg FA 使 Bacteroidota 的相对丰度提高了 11.7%,添加 100mg/kg FA 则使降温期的 Bacteroidota 丰度提高了 28.4%.结果表明,FA 促进堆肥腐熟和重金属钝化的潜在机制之一在于其能够强化堆肥中优势菌种的代谢活性.各组属水平的微生物群落演替趋势与门水平的微生物群落结构分析的结果基本一致.堆肥初期优势菌种主要为芽孢杆菌(*Bacillus*)与魏氏菌(*Weissella*),FA 显著提升了两种优势菌种的总相对丰度,试验组较对照组提高 13.8%~16.1%.其中,添加 100mg/kg FA 对优势菌丰度的提升作用最佳,表面低浓度 FA 对 *Bacillus* 与 *Weissella* 两种重金属钝化相关菌种[49-50]的生长代谢活动具有良好的促进作用.堆肥后期,添加 400mg/kg FA 可显著提高堆肥中类土地杆菌丰度(*Parapedobacter*),促进堆肥基质中的果糖代谢.低浓度 FA 显著促进了高温放线菌属(*Thermoactinomyces*)的生长,丰度占比达到 30.9%,显著高于其它组.结果证明,在堆肥初期添加 FA 能够对微生物群落演替进程产生深远影响,这主要是由于 FA 能够通过吸附、络合、氧化还原作用调控堆肥理化性质与重金属生物毒性,改变微环境下菌种生长条件,从而提高有益发酵菌和重金属钝化相关菌种的物种相对丰度.

通过属水平的 RDA/CCA 分析了理化参数与丰度占比排名前 10 的微生物群落结构之间的关系(图 6(c)).CCA1 和 CCA2 值分别为 36.5%和 18.7%.分析结

果表明,堆肥的理化性质指标与微生物群落组成结构的相关性由强到弱依次为:GI>CEC>RES−Ni>pH>RES−Co>*BF*−Ni>*BF*−Cu>RES−Cu>*BF*−Co>C/N>VS>EC>温度(T),其中 GI 与微生物群落组成的相关性最大.堆肥初期优势菌属主要为 *Weissella*,其次为乳杆菌(*Lactobacillus*),初期微生物群落主要与 *BF*−Cu、*BF*−Ni、*BF*−Co、VS 和 C/N 呈正相关,表明 FA 可能通过改变堆肥启动时微环境下的重金属生物利用度和有机质含量调控微生物群落结构演替进程.在高温期和腐熟期,微生物群落结构发生了显著变化,*Anseongella*、*Myroides* 和 *Parapedobacter*3 种菌成为优势菌种.GI、CEC、VS 和重金属的残渣态组分与优势菌丰度呈密切正相关,表明此类物种有利于植物生长和堆肥腐熟.



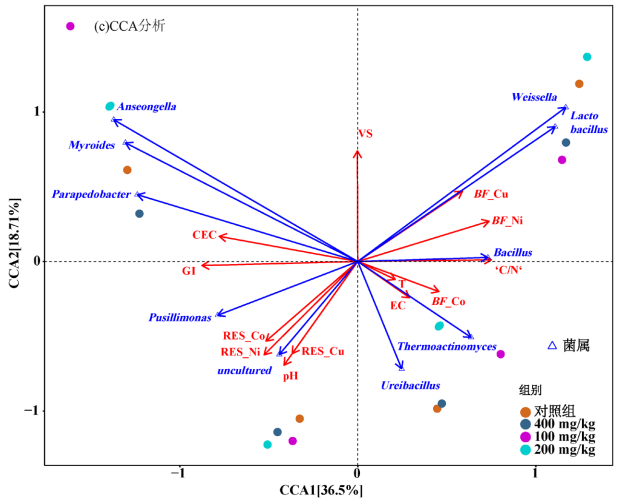


图 6 门水平和属水平的微生物群落结构组成及 RDA/CCA 分析

Fig.6 Microbial community composition at the phylum and genus levels and RDA/CCA

3 结论

3.1 400mg/kg FA 降低了淤泥堆肥初期重金属的 *BF* 值,缓解其对升温期发酵菌的胁迫作用,显著提高了重金属 RES 组分的占比,RES−Co、RES−Ni 和 RES−Cu 组分占比分别较对照组提高了 22.0%、13.7%和 8.9%.

3.2 400mg/kg FA 可促进 DOM 中芳香碳的积累,提高腐熟度和产物品质.该组的 DOM 转化进程得到明显加速,第 3d 已出现明显的 V 区荧光峰,且堆肥产品中类腐殖酸物质含量占比达 62.9%,较对照组提高 5.9%.

3.3 添加 FA 显著提升了淤泥堆肥中优势菌种的丰度,其中 *Proteobacteria* 和 *Bacteroidota* 的相对丰度分别增加 11.7%和 28.4%,并对 *Weissella* 等重金属钝化相关菌属具有激励效应.同时,FA 有效调控了好氧堆肥微环境的 GI、CEC、C/N 及重金属赋存形态,优化了微生物群落组成结构.

参考文献:

[1] 杨 娜,王趁义,徐园园,等.黑臭小微水体治理技术的研究现状与发展趋势 [J]. 工业水处理, 2021,41(5):15−21.
Yang N, Wang C Y, Xu Y Y, et al. Research status and development trends of treatment technologies for small and micro−sized black−odorous water bodies [J]. Industrial Water Treatment, 2021,41(5):15−21.

[2] 胡洪营,孙 艳,席劲瑛,等.城市黑臭水体治理与水质长效改善保持

技术分析 [J]. 环境保护, 2015,43(13):24−26.
Hu H Y, Sun Y, Xi J Y, et al. Analysis of urban black−odorous water remediation and long−term water quality improvement and maintenance technologies [J]. Environmental Protection, 2015,43(13): 24−26.

[3] 任宏伟,田彦芳,路金霞,等.农村黑臭水体沉积物细菌群落结构特征 [J]. 环境科学, 2023,44(11):6205−6214.
Ren H W, Tian Y F, Lu J X, et al. Characteristics of bacterial community structure in sediments of rural black−odorous water bodies [J]. Environmental Science, 2023,44(11):6205−6214.

[4] 宋　闯,李　冰,邱艳茹.河道淤泥处理及资源化应用 [J]. 中国水利, 2018,(23):35−37.
Song C, Li B, Qiu Y R. River sediment treatment and resource utilization [J]. China Water Resources, 2018,(23):35−37.

[5] Chen Y, Tang P, Li Y, et al. Effect of attapulgite on heavy metals passivation and microbial community during co−composting of river sediment with agricultural wastes [J]. Chemosphere, 2022,299.

[6] Huang D, Qin X, Xu P, et al. Composting of 4−nonylphenol−contaminated river sediment with inocula of Phanerochaete chrysosporium [J]. Bioresource Technology, 2016,221:47−54.

[7] 刘佳琪,常瑞雪,李彦明,等.堆肥防治土传病害作用机理及其影响因素研究 [J]. 中国环境科学, 2023,43(2):722−734.
Liu J Q, Chang R X, Li Y M, et al. Mechanism and influencing factors of compost in controlling soil−borne diseases [J]. China Environmental Science, 2023,43(2):722−734.

[8] 席北斗,王　燕,檀文炳,等.土壤中溶解性有机质对不同类型堆肥的响应差异 [J]. 环境科学, 2021,42(7):3565−3576.
Xi B D, Wang Y, Tan W B, et al. Response differences of soil dissolved organic matter to different types of compost [J]. Environmental Science, 2021,42(7):3565−3576.

[9] Krachler R, Krachler R, Valda A, et al. Natural iron fertilization of the coastal ocean by “blackwater rivers”[J]. Science of The Total Environment, 2019,656:952−958.

[10] 宋楚轩,唐文英,罗双雪,等.黑臭水体疏浚底泥耦合生物质材料协同好氧堆肥中试 [J]. 环境工程, 2024,42(3):138−146.
Song C X, Tang W Y, Luo S X, et al. Pilot−scale study on synergistic aerobic composting of dredged sediment from black−odorous water bodies coupled with biomass materials [J]. Environmental Engineering, 2024,42(3):138−146.

[11] 代　浩,李连龙,包　强,等.投加菌剂对清淤底泥好氧堆肥效果的强化作用 [J]. 中国给水排水, 2021,37(13):70−76.
Dai H, Li L L, Bao Q, et al. Enhancement effect of microbial inoculants on aerobic composting of dredged sediment [J]. China Water & Wastewater, 2021,37(13):70−76.

[12] 陈立华,姚宇阗,尚　辉,等.河道淤泥和堆肥蛭石混合发酵制备基质及其育苗效果 [J]. 农业工程学报, 2018,34(22):228−234.
Chen L H, Yao Y T, Shang H, et al. Substrate preparation by mixed fermentation of river sediment and composted vermiculite and its seedling cultivation effect [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018,34(22):228−234.

[13] 葛启隆,王国英,侯　瑞,等.添加剂对污泥堆肥过程中气体排放和酶活性的影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):5873−5883.
Ge Q L, Wang G Y, Hou R, et al. Effects of additives on gas emissions and enzyme activities during sludge composting [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):5873−5883.

[14] Johnson A, Högfors−Rönnholm E, Engblom S, et al. Dredging and deposition of metal sulfide rich river sediments results in rapid conversion to acid sulfate soil materials [J]. Science of The Total Environment, 2022,813:151864.

[15] 栾润宇,高　珊,徐应明,等.不同钝化剂对鸡粪堆肥重金属钝化效果及其腐熟度指标的影响 [J]. 环境科学, 2020,41(1):469−478.
Luan R Y, Gao S, Xu Y M, et al. Effects of different passivators on heavy metal passivation and maturity indicators during chicken manure composting [J]. Environmental Science, 2020,41(1):469−478.

[16] Peng J, Fu F, Ye C, et al. Interaction between Se(IV) and fulvic acid and its impact on Se(IV) immobility in ferrihydrite−Se(IV) coprecipitates during aging [J]. Environmental Pollution, 2022,293: 118552.

[17] 莫锦韬,李　军,路一鸣,等.间歇通风对污泥好氧堆肥过程中腐殖质电子转移能力的影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(5):2393−2403.
Mo J T, Li J, Lu Y M, et al. Effects of intermittent aeration on electron transfer capacity of humic substances during sludge aerobic composting [J]. China Environmental Science, 2023,43(5):2393−2403.

[18] Song C, Sun S, Wang J, et al. Applying fulvic acid for sediment metals remediation: Mechanism, factors, and prospect [J]. Frontiers in Microbiology, 2023,13:1084097−1084097.

[19] Zhang S, Wen J, Hu Y, et al. Humic substances from green waste compost: An effective washing agent for heavy metal (Cd, Ni) removal from contaminated sediments [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019,366:210−218.

[20] Li F, Yu H, Li Y, et al. The quality of compost was improved by low concentrations of fulvic acid owing to its optimization of the exceptional microbial structure [J]. Bioresource Technology, 2021,342.

[21] Niu Y, Guo S, Han Y, et al. Fulvic acid and fermentation agent optimize in situ composting by reducing antibiotic resistance genes abundances and altering succession of bacterial communities [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2024,191:105813.

[22] CJ/T 340−2016　绿化种植土壤.
CJ/T 340−2016　Greening planting soil.

[23] 邹嘉成,杜闫彬,苏凯文,等.粉煤灰添加对城市多源有机废弃物联合堆肥效能及堆体细菌群落的影响 [J]. 环境科学, 2024,45(6):3638−3648.
Zou J C, Du Y B, Su K W, et al. Effects of fly ash addition on composting efficiency and bacterial community in co−composting of urban multi−source organic wastes [J]. Environmental Science, 2024, 45(6):3638−3648.

[24] 徐俊杰,夏　慧,魏枫沂,等.污泥蚯蚓堆肥对染色体和质粒上耐药基因归趋的影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(2):694−701.
Xu J J, Xia H, Wei F Y, et al. Effects of sludge vermicomposting on the fate of antibiotic resistance genes in chromosomes and plasmids [J]. China Environmental Science, 2023,43(2):694−701.

[25] Ahmadipour F, Bahramifar N, Mahmood Ghasempouri S. Fractionation and mobility of cadmium and lead in soils of Amol area in Iran, using the modified BCR sequential extraction method [J]. Chemical Speciation & Bioavailability, 2015,26(1):31−36.

[26] Soliman N F, El Zokm G M, Okbah M A. Risk assessment and

chemical fractionation of selected elements in surface sediments from Lake Qarun, Egypt using modified BCR technique [J]. Chemosphere, 2018,191:262−271.

[27] Li M, Li F, Zhou J, et al. Fallen leaves are superior to tree pruning as bulking agents in aerobic composting disposing kitchen waste [J]. Bioresource Technology, 2022,346:121374.

[28] Hodgkins S B, Tfaily M M, Mccalley C K, et al. Changes in peat chemistry associated with permafrost thaw increase greenhouse gas production [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2014,111(16):5819−5824.

[29] Tan Z, Zhu H, He X, et al. Effect of ventilation quantity on electron transfer capacity and spectral characteristics of humic substances during sludge composting [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022,29(46):70269−70284.

[30] 谭知涵,孙晓杰,席北斗,等.电场对污泥堆肥富里酸结构特征的影响[J]. 中国环境科学, 2023,43(1):244−254.
Tan Z H, Sun X J, Xi B D, et al. Effects of electric field on structural characteristics of fulvic acid during sludge composting [J]. China Environmental Science, 2023,43(1):244−254.

[31] Cheng J, Li H, Ding L, et al. Improving hydrogen and methane co−generation in cascading dark fermentation and anaerobic digestion: The effect of magnetite nanoparticles on microbial electron transfer and syntrophism [J]. Chemical Engineering Journal, 2020,397:125394.

[32] 周 贤,王 建,韩 进,等.畜禽粪便好氧堆肥过程中抗生素的消减规律 [J]. 中国环境科学, 2024,44(3):1613−1621.
Zhou X, Wang J, Han J, et al. Attenuation patterns of antibiotics during aerobic composting of livestock manure [J]. China Environmental Science, 2024,44(3):1613−1621.

[33] Cao Y, Bai M, Han B, et al. Enhanced nitrogen retention by lignite during poultry litter composting [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,277:122422.

[34] Chen Y, Chen Y, Li Y, et al. Evolution of humic substances and the forms of heavy metals during co−composting of rice straw and sediment with the aid of Fenton−like process [J]. Bioresource Technology, 2021,333:125170.

[35] Chenyu S, Yebin W, Juanni K, et al. Improve spent mushroom substrate decomposition, bacterial community and mature compost quality by adding cellulase during composting [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,299:126928.

[36] Danyang L, Jing Y, Jingtao D, et al. Effects of carbon/nitrogen ratio and aeration rate on the sheep manure composting process and associated gaseous emissions [J]. Journal of environmental management, 2022,323:116093.

[37] Wu S, Tursenjan D, Sun Y. 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.

[38] Zhou L, Xue J, Xu Y, et al. Effect of biochar addition on copper and zinc passivation pathways mediated by humification and microbial community evolution during pig manure composting [J]. Bioresource Technology, 2023,370:128575.

[39] Peng X X, Gai S, Cheng K, et al. Roles of humic substances redox activity on environmental remediation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,435:129070.

[40] Li C, Li H, Yao T, et al. Effects of swine manure composting by microbial inoculation: Heavy metal fractions, humic substances, and bacterial community metabolism [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,415:125559.

[41] Zheng X, Xu Z, Zhao D, et al. Double−dose responses of Scenedesmus capricornus microalgae exposed to humic acid [J]. Science of The Total Environment, 2022,806:150547.

[42] Wu S, Tursenjan D, Sun Y. Impact of compost methods on humification and heavy metal passivation during chicken manure composting [J]. Journal of Environmental Management, 2023,325: 116573.

[43] Nasonova A, Levy G J, Borisover M. Bulk and water−extractable organic matter from compost: evaluation of the selective dissolution in water using infrared absorbance ratios [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020,27(34):42644−42655.

[44] Che J, Lin W, Ye J, et al. Insights into compositional changes of dissolved organic matter during a full−scale vermicomposting of cow dung by combined spectroscopic and electrochemical techniques [J]. Bioresource Technology, 2020,301:122757.

[45] Merlo C, Vázquez C, Iriarte A G, et al. Chemical and spectroscopic characterization of humic substances from sediment and riparian soil of a highly polluted urban river (Suquía River, Córdoba, Argentina) [J]. International Journal of Sediment Research, 2020,35(3):287−294.

[46] Song C, Li M, Xi B, et al. Characterisation of dissolved organic matter extracted from the bio−oxidative phase of co−composting of biogas residues and livestock manure using spectroscopic techniques [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2015,103:38−50.

[47] Hussain N, Abbasi T, Abbasi S A. Toxic and allelopathic ipomoea yields plant−friendly organic fertilizer [J]. Journal of Cleaner Production, 2017,148:826−835.

[48] Gao X, Tan W, Zhao Y, et al. Diversity in the Mechanisms of Humin Formation during Composting with Different Materials [J]. Environmental Science & Technology, 2019,53(7):3653−3662.

[49] Verma S, Kuila A. Bioremediation of heavy metals by microbial process [J]. Environmental Technology & Innovation, 2019,14: 100369.

[50] Sevak P, Pushkar B, Mazumdar S. Mechanistic evaluation of chromium bioremediation in Acinetobacter junii strain b2w: A proteomic approach [J]. Journal of Environmental Management, 2023, 328:116978.

作者简介：宋楚轩(1997−),男,湖南长沙人,长沙理工大学博士研究生,主要从事水环境治理与生态修复研究.发表论文 3 篇.21104010706@stu.csust.edu.cn.