

园林废弃物高温堆肥过程的水溶性有机物转化特征^{*}

李伟雄 曾 雷 谢继红 陈颖乐

(广东省森林培育与保护利用重点实验室/广东省林业科学研究院, 广东 广州 510520)

摘要 为了明确园林废弃物等难降解有机物的堆肥腐殖化过程及机制, 采用激发—发射矩阵—平行因子分析 (EEM-PARAFAC) 等多重光谱学方法研究了园林废弃物与鸡粪共堆肥过程中水溶性有机物 (DOM) 的结构特征和演变规律。堆肥理化性质和光谱学分析结果表明, 园林废弃物在 $\geq 50\text{ }^{\circ}\text{C}$ 高温条件下发酵 170 d 左右达到完全腐熟。随着堆肥腐熟过程, DOM 中来自鸡粪的类蛋白质物质和类富里酸物质等腐殖化中间产物几乎完全转化为类腐殖质物质。偏最小二乘结构模型 (LPS-PM) 分析显示, 类富里酸物质转化和类腐殖质物质形成分别是直接和间接影响园林废弃物堆肥腐熟度的重要因素。

关键词 堆肥; 园林废弃物; 水溶性有机物; 荧光光谱—平行因子分析; 偏最小二乘路径模型

中图分类号: Q815 **文献标志码:** A **文章编号:** 2096-2053 (2021) 03-0008-07

Transformation Characteristics of Dissolved Organic Matter during Thermophilic Composting of Agro-forestry Wastes

LI Weixiong ZENG Lei XIE Jihong CHEN Yingle

(Guangdong Provincial Key Laboratory of Silviculture, Protection and Utilization/Guangdong Academy of Forestry, Guangzhou, Guangdong 510520, China)

Abstract In order to clarify the humification process and mechanism of refractory organic compounds of agro-forestry wastes, the structural characteristics and evolution of dissolved organic matter (DOM) in the co-composting process of agro-forestry wastes and chicken manure were studied by excitation-emission matrix spectral-parallel factor analysis (EEM-PARAFAC). The results of physicochemical and spectroscopic analyses showed that the agro-forestry wastes could be completely decomposed after 170 d at a high temperature of $\geq 50\text{ }^{\circ}\text{C}$. With the composting process, the humic intermediates from chicken manure in DOM, such as protein-like substances and fulvic-like substances, were almost completely transformed into humus-like substances. Partial least-square path model (PLS-PM) analysis indicated that the transformation of fulvic-like substances and the formation of humus-like substances were the important factors that directly and indirectly affected the maturity of agro-forestry wastes composting, respectively.

Key words composting; agro-forestry wastes; DOM; EEM-PARAFAC; PLS-PM

随着城市绿化覆盖率上升, 树叶、草屑、树木与灌木剪枝等园林废弃物产量剧增^[1-3], 利用焚烧等方式进行处置不仅造成资源浪费, 而且导致大量碳排放与空气污染^[2,4]。高温堆肥 (好氧发酵)

在微生物作用下将有机废弃物转化为可供土壤利用的腐殖质, 是实现园林废弃物资源化利用的重要手段^[4]。但园林废弃物主要成分为木质纤维, 直接堆肥时碳氮比 (C/N) 过高, 微生物难以降解

^{*} 基金项目: 广东省林业科技计划项目 (2019-16)。

第一作者: 李伟雄 (1965—), 男, 高级工程师, 主要从事城镇园林废弃物资源化与绿色循环利用研究, E-mail: 2386492208@qq.com。

与利用^[5-7]。鸡粪等畜禽养殖废弃物含有丰富的氮素和养分, 可作为园林废弃物堆肥时的优良辅料(调节堆体 C/N)^[8]。共堆肥处理不仅能减少畜禽养殖废弃物排放造成的环境风险, 而且可显著提高堆肥效率和堆肥产品肥效。

目前, 促进园林废弃物高温堆肥的主要方法包括: 优化堆肥原料配比^[5]、添加高效降解菌剂^[1]、提高堆体温度^[8-9]等, 但相关研究未能深入探讨园林废弃物堆肥过程的腐殖化特征及有机物转化机制, 促进园林废弃物资源化利用。由于堆肥体系的所有生化反应均发生在液-固两相界面, 水溶性有机物(DOM)作为该界面最为活跃的组分, 不仅为微生物代谢提供碳源, 而且能充分反映堆肥过程的有机物转化规律^[8]。激发-发射矩阵-平行因子分析(EEM-PARAFAC)等现代光谱学方法是解析 DOM 分子结构特征与演变规律的重要手段^[10-11]。例如, Liu 等^[9]采用上述组合方法研究了超高温堆肥过程的 DOM 转化规律, 在分子层面揭示了高温对堆肥腐殖酸形成的影响及作用机制。为此, 本文以添加鸡粪作为辅料的园林废弃物堆肥过程为研究对象, 采用 UV-vis 和 EEM-PARAFAC 等多重光谱学方法研究园林废弃物在持续高温堆肥条件下的 DOM 结构特征与转化规律, 明确相关参数与堆肥腐殖化过程的关系, 以期为实现难降解有机固体废弃物的高效资源化利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

堆肥主要原料为园林废弃物, 取自广东省林业科学研究院内的绿植修剪剩余物, 发酵前用树枝粉碎机加工成粒径 2~5 cm 的颗粒; 堆肥辅料为新鲜鸡粪, 取自广州增城一处规模化肉鸡养殖场。堆肥开始前, 以高温发酵菌活跃状态所需养份为参考, 将 2 t 左右新鲜鸡粪与 20 t 园林废弃物均匀混合, 按物料总质量的 0.1% 接种高温发酵菌剂(购自广州佰佳生物科技有限公司), 并以高温发酵菌活跃状态所需温度为参考, 将调节物料含水率至 65% 左右后, 在阳光棚混凝土发酵槽(半封闭)内堆制成 15 m × 4 m × 1.5 m (长 × 宽 × 高)的堆体。发酵过程中, 利用专用翻抛机对堆体进行强制供氧, 整个发酵过程持续 200 d; 在堆肥前期与高温阶段(发酵槽内 >50 ℃)每天翻堆

一次, 之后隔天翻堆一次, 并定期向堆体补充水分保持微生物活性。每天定时监测堆体温度, 并在第 0、30、70、120、200 天采集堆肥样品; 采样位置为堆体两端和中段固定的 3 个点位; 采样时, 将同一点位不同深度样品制成混合样, 每次采样均得到 3 个平行样。新鲜堆肥样品和自然风干后的堆肥样品分别置于 4 ℃ 和常温下保存, 用于后续堆肥理化性质测定和 DOM 样品制备。

1.2 堆肥理化性质测定

利用 WSS301 型工程指针式温度计在 3 个采样点监测堆体温度。用超纯水按 1:10 固液比提取堆肥样品, 利用摇床在室温下 200 rpm 震荡 1 h 后, 采用 pH 计(迅博 PB-10 型)测量滤液 pH 值。总有机碳(TOC)和总氮(TN)参照文献^[10,12]方法测定。TOC 测定方法: 称取 0.20 g 过 0.25 mm 筛后的风干样品置于消解管, 加入 50 mL 0.80 mol/L 重铬酸钾溶液和 8 mL 浓硫酸在 175 ℃ 下消解 90 min 后, 用硫酸亚铁铵溶液滴定。TN 测定方法: 称取 0.50 g 过 0.25 mm 筛后的风干样品置于消解管, 加入 1 mL 50 g/L 的高锰酸钾溶液和 2 mL 8 mol/L 的硫酸溶液, 在 375 ℃ 下消煮 2 h; 消煮液经冷却后用定氮仪(华焯 KDN-103F)蒸馏; 馏出液用硼酸溶液吸收后, 用 0.01 mol/L 的硫酸溶液滴定。

1.3 DOM 的光谱分析

1.3.1 DOM 提取与定量 堆肥样品的 DOM 提取参照文献^[13]报道的方法。称取 5 g 过 0.25 mm 筛后的风干样品, 按质量比 1:10 与超纯水混合后, 在室温下 200 rpm 振荡 24 h。用离心机(Allegra 64R)在 10 000 rpm 转速下将浸提液离心 15 min, 离心后上清液过 0.45 μm 滤膜, 获得的滤液为堆肥样品 DOM 提取液。使用总有机碳分析仪(岛津 TOC-L)测定 DOM 中水溶性有机碳(DOC)的浓度, 光谱测定前用超纯水将 DOM 提取液稀释至 10 mg/L。

1.3.2 DOM 的 UV-Vis 光谱测定 用双束紫外-可见光光度计(普析 TU-1901)对堆肥 DOM 样品进行 UV-Vis 光谱扫描; 扫描波长为 200~400 nm, 波长间隔为 2 nm。在 UV-Vis 光谱测定结果中, 扫描波长 254 nm 和 280 nm 处吸光强度与 DOC 浓度比值分别记为 SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀。

1.3.3 DOM 的 EEM 光谱测定 室温下使用荧光光谱仪(Hitachi FP-7000)对堆肥样品 DOM 进行 EEM 光谱扫描, 条件设置如下: 扫描电压 750 mV、扫描速度 2 400 nm/min、激发波长(E_x)

200~450 nm、发射波长 (E_m) 250~550 nm、 E_x 和 E_m 扫描波长间隔均为 5 nm。

1.3.4 PARAFAC 分析 PARAFAC 分析前, 去除 EEM 光谱结果中的拉曼和瑞利散射。采用 MATLAB 7.0 (Mathworks, USA) 和 DOMFluor 工具箱 (<http://www.models.kvl.dk/>) 进行 PARAFAC 分析。根据半分析、残差分析和负载分析确定 DOM 样品中特征荧光峰的组成。

1.4 数据处理

采用 OriginPro 8.5 (OriginLab, USA) 进行数据分析与绘图; 采用 Rstudio 软件 (v 0.4.7) 中 plspm 工具包创建 PLS-PM 模型, 建模参数包括堆肥样品理化性质及 DOM 光谱分析结果。

2 结果与分析

2.1 园林废弃物高温堆肥腐熟过程分析

温度能有效反映堆肥过程中有机质的转化效率和微生物活性, 是指示堆肥腐熟的重要指标。如图 1 (A) 所示, 园林废弃物的堆肥过程大体分为 3 个阶段: (1) 升温阶段 ($<50^{\circ}\text{C}$, 0~5 d); (2) 高温阶段 ($\geq 50^{\circ}\text{C}$, 6~170 d), 温度最高可达 65°C ; (3) 腐熟阶段 (室温 $\sim 50^{\circ}\text{C}$, 171~200 d)。堆肥前期温度逐步上升, 第 5 天达到 50°C 以上的高温期, 并且发酵槽内一直维持时间达到 160 d 左右。在堆肥后期, 随着易降解有机质耗尽, 微生物代谢活性明显减弱, 堆体温度趋近室温。堆肥过程的 pH 呈先上升后降低趋势 (图 1B), 而 120~200 d pH 的下降趋势同样指示微生物代谢活

性降低, 堆肥过程趋于稳定。

水溶性有机碳 (DOC) 在堆肥前期含量显著降低, 反映微生物代谢活性下降; 而 DOC 在 70~120 d 上升, 这可能与堆肥腐殖化过程中富里酸类可溶性有机物的产生有关; 120~200 d 的下降趋势则反映了富里酸向更为稳定的腐殖酸转化。与 pH 变化趋势类似, TN 在 0~120 d 从 11.60 g/kg 增加至 21.59 g/kg , 这可能由于堆肥过程中有机碳被微生物大量消耗。正如图 1 (C) 所示, 整个堆肥过程 TOC 含量从 487.38 g/kg 降至 330.36 g/kg , 这也是堆体能够长时间维持 50°C 以上高温的主要原因, 也进一步证明添加鸡粪作为园林废弃物堆肥辅料能够明显促进木质纤维素类有机物的降解。C/N 是堆肥过程中评价腐熟度的重要指标, 而图 1 (D) 中 C/N 的动态变化很好地指示了园林废弃物高温堆肥过程腐熟度的变化情况。经过 170 d 堆肥后, 堆体的 C/N 由初始 33.16% 下降至 15% 左右, 之后基本稳定, 指示堆肥在 170 d 左右达到完全腐熟。该结果也表明含较多木质纤维的园林废弃物堆肥腐熟时间比污泥^[10]、畜禽粪便^[14]等有机固废的堆肥腐熟时间 (90~120 d) 明显更长。

2.2 UV-vis 光谱分析

UV-vis 光谱被广泛用于表征 DOM 的分子结构特征^[15], 园林废弃物堆肥 DOM 的 UV-vis 光谱如图 2 (A) 所示。随着堆肥进行, DOM 的 UV-vis 曲线逐渐上移, 表明 DOM 中腐殖质类物质 (富里酸、腐殖酸等) 不断生成。SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀ 是用于指示 DOM 中芳烃碳含量的重要

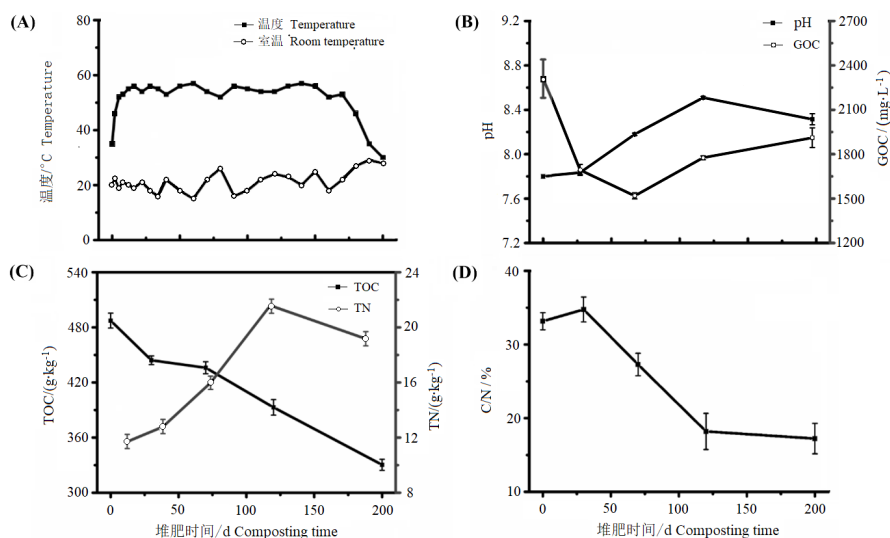


图 1 园林废弃物堆肥过程中温度、pH 和可溶性有机碳 (DOC)、总有机碳 (TOC)、总氮 (TN)、C/N 的动态变化

Fig. 1 Dynamic changes of temperature; pH and dissolved organic carbon (DOC); total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) and C/N in manure green waste composting

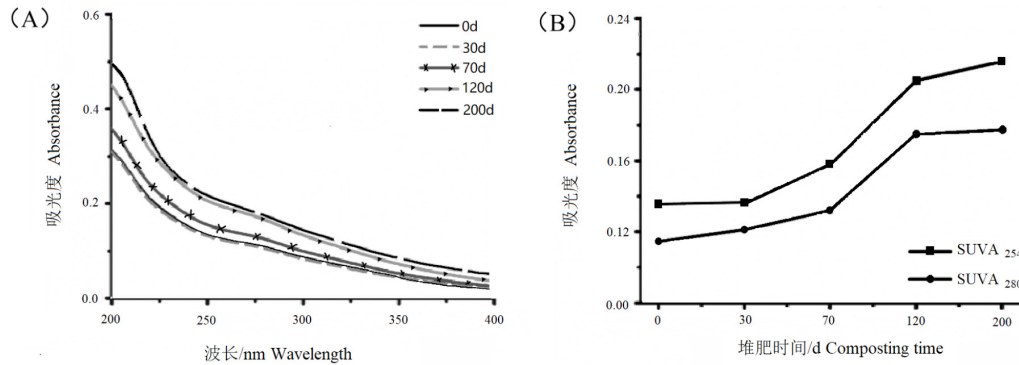


图2 园林废弃物堆肥过程中不同阶段 DOM 的紫外-可见光吸收光谱、SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀ 动态变化

Fig. 2 UV-vis spectra of DOM at different stages; dynamic changes of SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀

指标,与分子量大小有关^[16]。如图2(B)所示, SUVA₂₈₀ 和 SUVA₂₅₄ 值随着堆肥过程分别从 0.11 增加到 0.18 以及从 0.14 增加到 0.22,反映堆肥过程中 DOM 的分子量呈现增加趋势。此外,也有研究表明 SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀ 值与芳香碳含量和芳构化程度有关^[17]。SUVA₂₅₄ 和 SUVA₂₈₀ 值逐渐上升的趋势,同样也反映了园林废弃物堆肥的稳定性和腐殖化程度不断增加。

2.3 EEM 光谱分析

图3直观反映了园林废弃物堆肥过程中 DOM 荧光有机组分的动态变化。检测到的特征荧光峰 $E_x/E_m = 430/275$ 位于典型类腐殖质物质区域^[11]。在 0~120 d,特征峰的荧光强度(SFI)从 1 771 增加到 2 683,而 120~200 d 的 SFI 略有降低,这表明在持续高温堆肥条件下,木质纤维等难降解有机组分也逐渐转化为利于土壤稳定的腐殖质类物质。与已有的堆肥 DOM 荧光光谱相比,园林废弃物堆肥样品 DOM 中未检测到明显蛋白类物质的特征峰^[8,11]。这可能与堆肥原料中富含蛋白类物质的鸡粪添加比例较低有关。

为了更好地比较园林废弃物不同堆肥阶段的 DOM 荧光特性,对 EEM 光谱各个区域的积分面积百分比(P)进行了计算。Chen 等^[18]将 EEM 光谱划分为类蛋白质(I+II)、类富里酸物质(III)、可溶性微生物代谢产物(IV)和类腐殖质物质(V)等4个区域。如表1所示,在园林废弃物堆肥过程中, P_{I+II} 值从 5.94% 降低至 4.38%, P_{IV} 值从 8.12% 减少到 5.15%;相反地, P_V 值从 65.51% 上升到 70.17%。与其他有机固废堆肥过程类似, P_{III} 值则呈现先增加后降低的趋势。这些参数的变化趋势表明,在堆肥微生物作用下,蛋白类物质以及微生物代谢副产物均随堆肥腐殖

化过程转化为稳定的腐殖质类物质,而其中的富里酸可能是腐殖酸形成的关键中间产物。

表1 三维荧光光谱图的区域积分面积百分比 %

Table 1 The percent of integral area in fluorescence excitation-emission matrix spectra

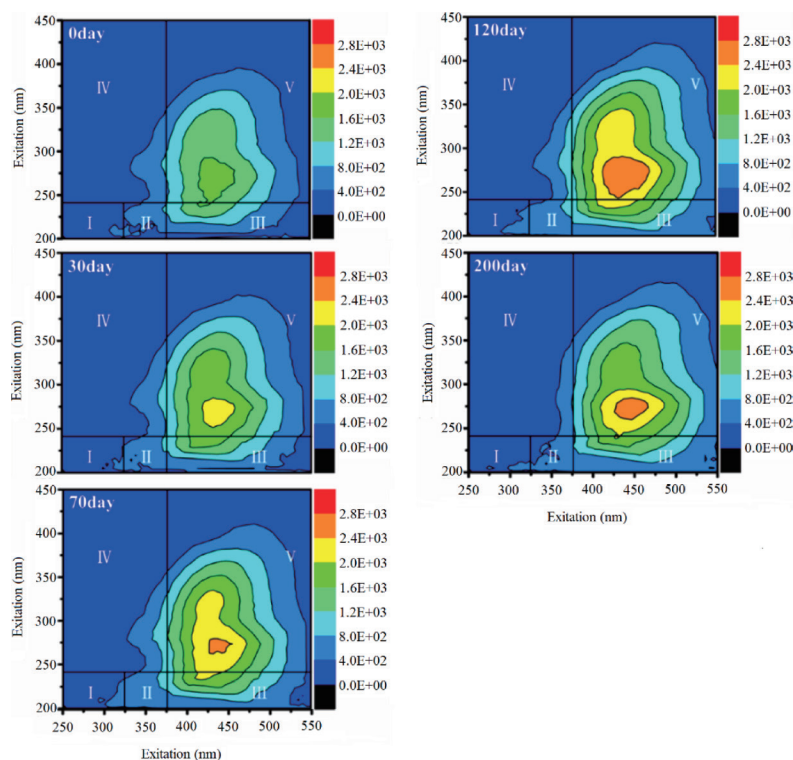
时间/d Time	P_{I+II}	P_{III}	P_{IV}	P_V
0	5.94	20.43	8.12	65.51
30	5.42	20.48	7.69	66.41
70	5.51	20.92	7.55	66.02
120	4.91	20.26	6.80	68.03
200	4.38	20.30	5.15	70.17

注: P_{I+II} 、 P_{III} 、 P_{IV} 和 P_V 分别代表芳香族蛋白类、富里酸类、可溶性微生物代谢物和腐殖酸类物质的区域积分面积百分比。

Note: P_{I+II} , P_{III} , P_{IV} and P_V indicates the percent of integral area in fluorescence excitation-emission regions of tyrosine-like and tryptophan-like substances, fulvic-like substances, soluble microbial byproduct-like materials and humic-like substances, respectively.

2.4 EEM-PARAFAC 分析

为了定量表征园林废弃物堆肥过程 DOM 特征荧光组分的变化,采用 PARAFAC 对 DOM 的 EEM 光谱进行解析。如图4所示,PARAFAC 将 EEM 光谱数据分解成 4 个不同组分, C1: $E_x/E_m = (260, 350)/445$ 、C2: $E_x/E_m = (225, 300)/410$ 、C3: $E_x/E_m = (275, 395)/480$ 和 C4: ($E_x/E_m = (200, 275)/350$ 。其中, C1 和 C3 组分的特征峰位置与类腐殖质物质的荧光峰相似,被鉴定为堆肥 DOM 中的类腐殖质^[19]; C2 组分被鉴定为短波长类腐殖质,主要代表类富里酸^[20]; C4 组分由两类物质组成: $E_x/E_m = 200/350$ 特征峰具有色氨酸类物质的荧光特性。He 等^[21]在研究地下水渗滤液 DOM 组成结构时报道了类似组分。另外, C4 中的 $E_x/E_m = 275/350$ 被鉴定为微生物代谢副产物,因此 C4 组分被鉴定为与微生物代谢相关的类蛋白质组分,其强度变化在一



注: E_m (nm): 激发波长; E_x (nm): 发射波长; 区域 I: 类酪氨酸物质; 区域 II: 类酪氨酸物质; 区域 III: 类富里酸物质; 区域 IV: 微生物副产物; 区域 V: 类腐殖质物质。Note: E_m (nm): emission wavelength (nm); E_x (nm): excitation wavelength (nm). Region I: tyrosine-like substances; Region II: tryptophan-like substances; Region III: fulvic-like substances; Region IV: soluble microbial byproduct-like materials; Region V: humic-like substances.

图3 园林废弃物堆肥过程中不同阶段 DOM 的三维荧光光谱 Fig. 3 Fluorescence excitation-emission matrix spectra of DOM at different stages of green waste composting

定程度上反映了堆肥微生物活性。

基于 EEM-PARAFAC 得到 C1、C2、C3 和 C4 组分的最大荧光强度 ($F_{\max}$), $F_{\max}$ 随堆肥时间的变化情况如图 5 所示。C1、C2 和 C3 组分的 $F_{\max}$ 值为总荧光强度的 84.28%~87.58%, 与 EEM 图谱中区域积分面积百分比值较为接近。由图 5 可知, C3 组分的 $F_{\max}$ 在整个堆肥过程中明显上升, 从初始的 494.66 增加到 957.24; 而 C1 和 C2 组分的 $F_{\max}$ 先增加后降低, 在堆肥第 120 天时分别达到最大值 1 767.75 和 1 378.50。堆肥后期, C2 组分的 $F_{\max}$ 的下降趋势证实, 富里酸类物质是堆肥腐殖质形成的关键中间体。C4 组分的 $F_{\max}$ 在堆肥前期持续增加并在 70 d 时达到最高 623.70, 之后稳定降低, 表明在堆肥 70 d 左右微生物的分解代谢与腐殖质形成基本达到平衡, 之后堆肥进程主要进入腐殖质合成阶段。

2.5 园林废弃物堆肥腐殖化机制及其影响因素

利用偏最小二乘路径模型 (PLS-PM) 建立了堆肥理化参数、DOM 组分特征与堆肥腐熟度指标的相互关系, 结果如表 2 所示。由于 $SUVA_{254}$ 在本研究与先前大量研究中均被证实能够指示堆肥腐熟过程^[22], 因此被作为 PLS-PM 模型中的堆肥腐熟

度参数。由表 2 可知, 堆肥理化参数与类富里酸物质的变化呈显著负相关 (路径系数 $PC = -0.540$), 而类蛋白质物质与类富里酸物质呈显著正相关 ($PC = 0.618$)。这表明在园林废弃物堆肥过程中各种理化参数和微生物代谢作用是类富里酸物质形成的控制因素。类富里酸物质作为堆肥腐殖质过程的关键中间体, 主要由聚合物蛋白和低分子量的芳香族酸类物质组成^[23]。类富里酸物质直接影响类腐殖质物质的生成 ($PC = 1.045$), 而类腐殖质物质的生成与堆肥腐熟度呈极显著正相关 ($PC = 1$)。

3 结论与讨论

本研究明确了园林废弃物堆肥过程的腐殖化机制及其影响因素, 建立了堆肥理化参数、DOM 组分特征与堆肥腐熟度指标的相互关系。其中, 堆肥理化参数与类富里酸物质的变化呈显著负相关 (路径系数 $PC = -0.540$); 类蛋白质物质与类富里酸物质呈显著正相关 ($PC = 0.618$); 林废弃物堆肥过程中各种理化参数和微生物代谢作用是类富里酸物质形成的控制因素; 类富里酸物质直接影响类腐殖质物质的生成 ($PC = 1.045$), 而类腐殖质物质的生成

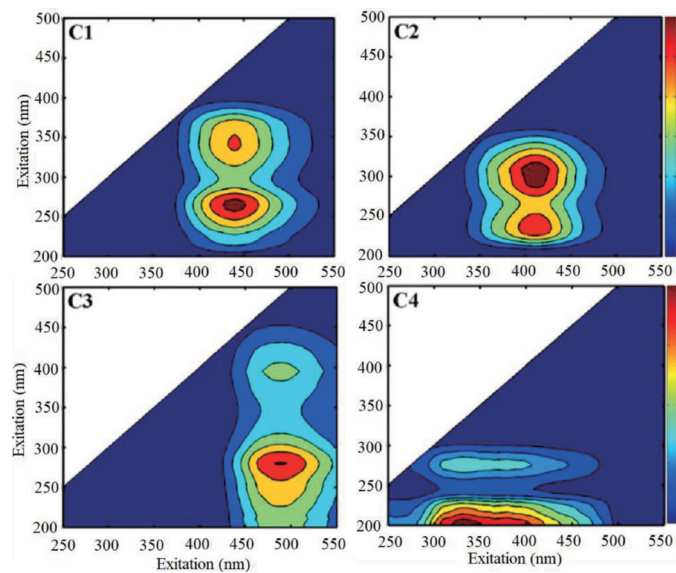


图 4 EEM-PARAFAC 鉴定的园林废弃物堆肥水溶性有机物的 4 种荧光组分

Fig. 4 Four fluorescence components obtained by fluorescence excitation–emission matrix spectra combined with parallel factor analysis during agro–forestry wastes composting

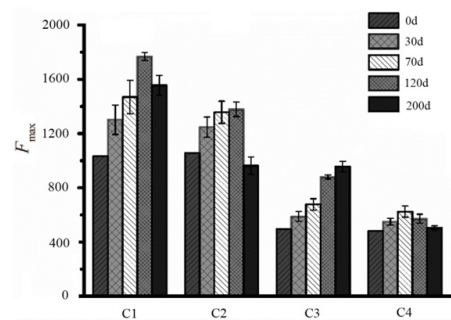


图 5 PARAFAC 定量表征堆肥水溶性有机物 4 种组分的最大荧光强度

Fig. 5 The maximum fluorescence intensity ($F_{\max}$) of four fluorescence components in DOM identified by parallel factor analysis

表 2 园林废弃物堆肥腐殖化过程的关联因素

Table 2 Factors associated with humification process of garden waste composting

影响系数 Impact factor	理化性质 Physicochemical properties	类蛋白质物质 Protein-like substances	类富里酸物质 Fulvic-like substances	类腐殖质物质 Humus-like substances
类蛋白质物质 Protein-like substances ($R^2=0.02$)	0.141			
类富里酸物质 Fulvic-like substances ($R^2=0.58$)	-0.540*	0.618**		
类腐殖质物质 Humus-like substances ($R^2=0.97$)	0.006 8	-0.112 7	1.045***	
腐熟度 Compost maturity ($R^2=1$)	-0.002 9	-0.000 4	0.000 2	1***
拟合度: 0.785 8				

注：利用最小偏二乘路径模型解释影响园林废弃物堆肥腐殖化过程的关联因素，* $P < 0.05$ ，** $P < 0.01$ ，*** $P < 0.001$ 。
Note: PLS-PM revealing the direct and indirect effect factors on the humification process of agro-forestry wastes composting.

与堆肥腐熟度呈极显著正相关（ $PC=1$ ）。这些结果表明，在园林废弃物堆肥过程中，微生物和堆肥理化参数通过直接影响类富里酸物质的转化，间接影

响堆肥类腐殖质物质形成与堆肥腐熟。
在自然条件下，园林废弃物中木质纤维素类的碳转化为土壤中腐殖质碳的周期很长，而在与鸡

粪堆肥的堆体中接种高温发酵菌剂明显促进了园林废弃物中木质纤维类有机物的降解,从而缩短腐殖化周期。杨等也报道鸡粪与园林废弃物共堆肥条件下,高温环境有利于微生物的生长与代谢^[5]。本研究中堆体50℃以上的高温持续160 d左右,也证实鸡粪和发酵菌剂的添加有利于园林废弃物中木质纤维素类物质的降解,并有效杀堆肥原料中的病原体和杂草籽等有害成分^[10]。基于光谱学方法获得的DOM转化特征也表明,鸡粪等高含氮有机物作为园林废弃物堆肥初始C/N的辅料,其核心作用机制则是为微生物代谢提供氮源,并使微生物代谢产物转化为堆肥腐殖化过程的关键中间体类富里酸物质。这也为调控园林废弃物等高含碳有机固废的堆肥快速腐熟提供了理论依据和技术支撑。

参考文献

- [1] 程文娟, 梁海恬, 肖辉, 等. 微生物菌剂在园林废弃物资源化处理中的应用 [J]. 山西园艺科学, 2019, 47 (4): 645-648.
- [2] 乔永, 王小平. 城市污泥和园林废弃物混合堆肥对桑树种子萌发和幼苗生长的影响 [J]. 林业科学, 2020, 56 (3): 164-171.
- [3] 田雪, 周文君, 郑卫国, 等. 不同碳化时间对园林废弃物生物炭氮磷吸附解吸研究 [J]. 林业与环境科学, 2020, 36(5): 41-47.
- [4] 麻瑞阳, 王京超, 周健. 园林废弃物堆肥应用研究 [J]. 现代农业研究, 2020, 49 (1): 77-78.
- [5] 杨海君, 许云海, 肖为, 等. 温度和物料配比对城市园林绿化废物与鸡粪水浴法好氧堆肥的影响 [J]. 水土保持通报, 2019, 39 (6): 35-43;51.
- [6] 连鹏, 范周周, 郭东鑫, 等. 城市污泥与园林废弃物混合堆肥施用对林地土壤微生物量碳、氮及酶活性的影响 [J]. 环境科学学报, 2018, 38 (7): 2842-2848.
- [7] 郭蕾, 郭薇, 李苗苗. 分析园林废弃物的生态处理及资源化利用 [J]. 环境与发展, 2020, 32 (8): 76-77.
- [8] CHEN H, AWASTHI S K, LIU T, et al. Effects of microbial culture and chicken manure biochar on compost maturity and greenhouse gas emissions during chicken manure composting [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 389, 121908.
- [9] LIU X M, HOU Y, LI Z, et al. Hyperthermophilic composting of sewage sludge accelerates humic acid formation: elemental and spectroscopic evidence [J]. Waste Management, 2020, 103: 342-351.
- [10] YU Z, TANG J, LIAO H P, et al. The distinctive microbial community improves composting efficiency in a full-scale hyperthermophilic composting plant [J]. Bioresource Technology, 2018, 265: 146.
- [11] TANG J, ZHUANG L, YU Z, et al. Insight into complexation of Cu(II) to hyperthermophilic compost-derived humic acids by EEM-PARAFAC combined with heterospectral two dimensional correlation analyses [J]. Science of the Total Environment, 2018, 656 (MAR.15): 29-38.
- [12] 李爱英, 谢腾芳. 杉木林改造后的土壤有机质动态研究 [J]. 广东林业科技, 2013, 29(6): 62-65.
- [13] YUAN Y, TAO Y, ZHOU S G, et al. Electron transfer capacity as a rapid and simple maturity index for compost [J]. Bioresource Technology, 2012, 116: 428-434.
- [14] CHE J G, LIN W F, 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: doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122757
- [15] CHEN Y C, JIANG Z, ZHANG X Y, et al. Variation in the humification degree of dissolved organic matter from cattle manure during composting as analyzed by ultraviolet-visible and fluorescence spectroscopy [J]. Journal of Environmental Quality, 2017, 46 (6): 1489-1499.
- [16] SONG C H, LI M X, XI B D, 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.
- [17] SANTOS P S M, SANTOS E B H, DUARTE A C. First spectroscopic study on the structural features of dissolved organic matter isolated from rainwater in different seasons [J]. Science of the Total Environment. 2012, 426: 172-179.
- [18] CHEN W, WESTERHOFF P, LEENHEER J A, et al. Fluorescence excitation-emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter [J]. Environmental Science & Technology, 2003, 37(24): 5701-5710.
- [19] HE X S, XI B D, CUI D Y, et al. Influence of chemical and structural evolution of dissolved organic matter on electron transfer capacity during composting [J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 268 (mar.15): 256-263.
- [20] YU G H, LUO Y H, WU M J, et al. PARAFAC modeling of fluorescence excitation-emission spectra for rapid assessment of compost maturity [J]. Bioresource Technology, 2010, 101 (21): 8244-8251.
- [21] HE X S, XI B D, GAO R T, et al. Using fluorescence spectroscopy coupled with chemometric analysis to investigate the origin, composition, and dynamics of dissolved organic matter in leachate-polluted groundwater [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22 (11): 8499-8506.
- [22] ZHAO X Y, WEI Y Q, FAN Y Y, et al. Roles of bacterial community in the transformation of dissolved organic matter for the stability and safety of material during sludge composting [J]. Bioresource Technology, 2018, 267:378.
- [23] YU Z, LIU X M, ZHAO M H, et al. Hyperthermophilic composting accelerates the humification process of sewage sludge: Molecular characterization of dissolved organic matter using EEM-PARAFAC and two-dimensional correlation spectroscopy [J]. Bioresource Technology, 2019, 274: 198-206.