

堆肥过程中有机质和微生物群落的动态变化

张园¹, 耿春女^{2,3}, 何承文⁴, 蔡超^{1*}

1. 中国科学院城市环境研究所城市环境与健康重点实验室, 福建 厦门 361021; 2. 上海市环境科学研究院, 上海 200233;
3. 中国科学院南京土壤研究所/土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 江苏 南京 210008; 4. 北京科技大学, 北京 100083

摘要: 利用 3 个容积约为 50 L 的平行生物反应装置研究堆肥过程中温度、湿度(水分含量)、pH 值和有机质的动态变化情况。按照 Van Soest 方法根据有机质不同的溶解特性将其分为: 溶于沸水的有机质 H₂O、溶于中性试剂的有机质 SOLU、半纤维素(HEMI)、纤维素(CELL)和木质素(LIGN)。结果表明: 反应装置内环境湿度调控在 60%左右时, 堆肥系统内借助生化反应, 温度最高可达到约 50 °C。堆肥材料在反应初期呈现偏酸性(pH=6.5), 而随着反应的发生, pH 逐渐变为中性或弱碱性(pH=7.4)。经过 20 d 的堆肥实验, 有机质总量降解了约 47%。在微生物作用下的各类有机质的降解率不同, 按大小排序为 H₂O>HEMI>CELL>SOLU>LIGN, 其降解率分别是 85%、56%、36%、32%和 27%。为了深入理解堆肥过程中有机质的降解机制, 文章采用磷脂脂肪酸(PLFAs)技术对体系中的微生物群落变化进行了初步分析, 发现微生物优势群落随反应温度的改变发生明显变化, 在堆肥初期和堆肥中期, 细菌占优势, 而堆肥末期时真菌比例较高。在堆肥的过程中, 革兰氏阴性菌的比例呈下降趋势, 而革兰氏阳性菌的比例呈上升趋势。

关键词: 堆肥; 有机质; Van Soest 方法; 磷脂脂肪酸(PLFAs); 主成分分析法(PCA)

中图分类号: X799.3

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906(2011)11-1745-08

堆肥过程是一个利用微生物降解有机物的生化过程, 在这样一个生化反应中, 有机质是微生物赖以生存和繁殖的重要因素。由于堆肥原料来源广泛, 堆肥中有机质的成份复杂多样且可变, 因此有机物含量的多少、成份的变化等均会对堆肥过程产生一定的影响。例如, 有机质中可溶性部分的含量在堆肥初期会迅速下降, 这主要是因为水溶性物质的快速降解, 其是有机质中最不稳定的部分, 也是最容易矿化的部分^[1]。另一方面, 木质素和纤维素间的高比例保证了堆肥最终产物的稳定性^[2], 而这又与堆肥的矿化过程中大量的碳元素损失相关联。除了有机质自身的性质外, 一些环境因素也会直接影响它们在堆肥过程中的降解: 首先是温度^[3], 它直接决定了微生物的活动; 其次是曝气量, 良好的通风保证了微生物代谢所需的足够氧气; 再次湿度直接影响到通风效果的好坏, 研究表明最佳湿度(水分含量)应控制在 50%~80%^[4]; 此外 C/N^[5]比例也很重要, 因为 C 和 N 是微生物生长必需的营养物质。除此之外, pH 值^[3]也会在一定程度上影响堆肥过程中有机质的降解。然而微生物在堆肥体系中, 群落结构随着温度变化有怎样的演替, 对于有机质的分解又有着怎样的作用, 一直以来都因堆肥系统的复

杂多变性而未有明确的答案, 也因此成为本实验拟探讨的主要问题。

1 实验材料和方法

本实验在中法联合赞助下完成, 其中堆肥实验主要在中科院生态环境研究中心完成, 而使用 Van Soest 方法^[6]测定有机质组分的实验则在法国国家农业研究院完成(INRA-EGC)。

1.1 反应装置

本实验采用容积为 50 L 的圆筒形铁质反应装置(图 1), 高 60 cm, 直径为 27 cm。装置外围使用 2 mm 厚度的中空层, 填充石英棉以绝热。反应装置内靠近底部放置一个孔径为 5 mm(6%的孔隙度)的带孔平板, 便于装置内的堆肥材料均匀曝气。反应装置底部有两个出口, 均与硅胶管相连, 一个为直径 5 mm 的渗滤出口, 用于回收渗滤液, 回收的渗滤液称重后用于计算质量损失。另外一个直径 10 mm 的出口用于连接气泵, 对反应装置内部进行曝气, 曝气量控制在 100 L·h⁻¹(反应初期)至 25 L·h⁻¹(反应后期), 以保证整个过程处于好氧反应。反应装置顶端使用可移动的密封盖密封。盖上打有 4 个孔, 分别用于安装两个温度传感器(直径 20 mm)、一个湿度传感器(直径 25 mm)和一个二氧化碳传感器(直径 5 mm)。

基金项目: 中国科学院知识创新工程重大项目 (kzcx1-yw-06-03); 厦门市科技计划项目 (3502Z20111049); 上海市自然科学基金 (10ZR1425300); 土壤与农业可持续发展国家重点实验室基金 (Y052010026)

作者简介: 张园 (1982 年生), 女, 中法联合培养博士研究生, 主要从事环境毒理学和环境治理研究。E-mail: yuanzhang@iue.ac.cn。备用邮箱: zycjjsabel@yahoo.com.cn

*通讯作者: 蔡超, 博士, 主要从事土壤修复与生物地球化学研究。E-mail: ccai@iue.ac.cn

收稿日期: 2011-07-18

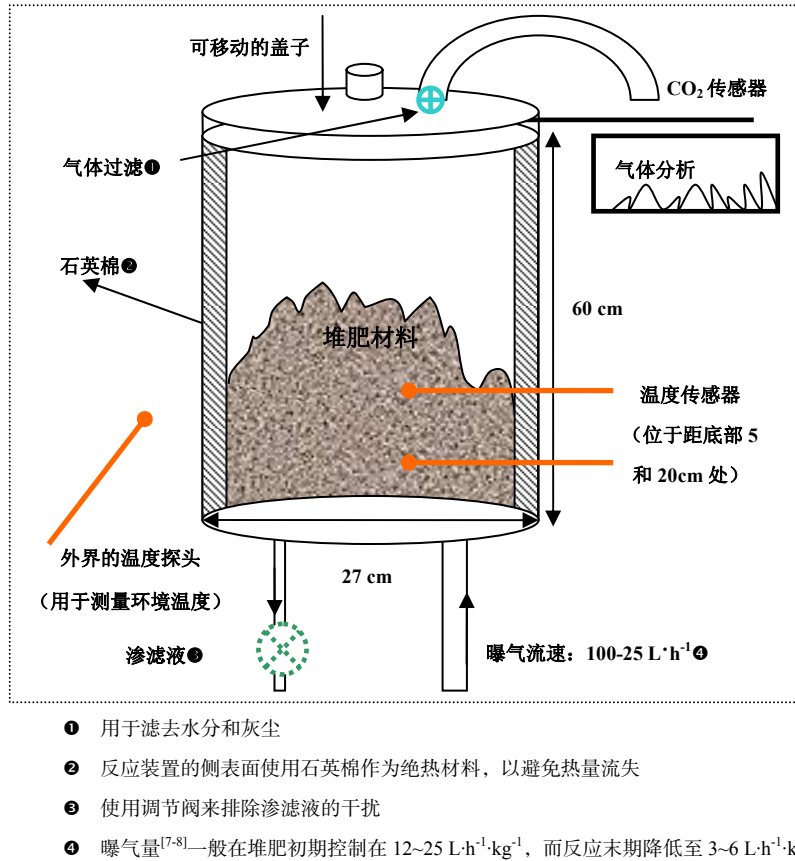


图 1 堆肥反应装置
 Fig.1 Composting reactor design

1.2 堆肥材料的制备

首先将绿色垃圾磨碎过 2 mm 筛, 然后与污泥均匀混合, 具体成分见表 1。堆肥材料以自然状态填充到反应装置中, 不压实。堆肥材料的水分质量分数控制在 60%。C/N 比中的有机碳和氮的含量主要是通过燃烧的方法借助 CHN 分析仪进行基础的微量元素分析而测定的。

表 1 堆肥材料的成分组成
 Table 1 The initials components of composts

| 成分 | 绿色垃圾 | | 污泥 |
|-----------|------------|------|---------|
| | 树叶&草 | 树枝 | 污水处理厂污泥 |
| m(质量)/kg | 6.28 | 0.66 | 3.00 |
| w(干物质)/% | 96.4 | | 3.6 |
| w(初始水分)/% | 6.8 | | 92.0 |
| C/N | (37±2) : 1 | | |

堆肥材料在反应初期呈现偏酸性(pH=6.45), 而随着反应的发生, pH 逐渐变为中性并偏向碱性(pH=7.4)发展。这一现象是由于堆肥材料中包含底泥, 而底泥在降解过程中会生成铵, 并且 NH₄⁺在反应过程中会随之挥发, 从而导致 pH 值上升。而我

们实验中所观测出的 pH 范围与 Morel 等^[9]发现绿色垃圾中 pH 范围在 5~9 之间的结果也是相符的。

1.3 有机质的测定

1.3.1 有机质中干物质的测定

大约称量 1 g 样品放置在铝制坩埚中, 每个样品 3 个重复。在 105 °C 下烘 12 h, 通过质量减少量计算物质干质量, 然后在 480 °C 下烘 6 h, 通过可挥发质量损失量计算可得到有机质总量。

1.3.2 Van Soest 方法测定有机质成分(NF U 44-160)

有机质中的生化组成通过 Van Soest^[6]方法进行测定。这一方法依据有机质中组分在不同的有机提取液中的溶解性不同而分为 4 大类: 可溶性成份(H₂O)、半纤维素(HEMI)、纤维素(CELL)以及木质素(LIGN)。其中可溶性成份包括两部分: 可溶于沸水的部分(SOLW)和可溶于中性提取液中减去 SOLW 的部分 SOLU。具体测定方法详见法国 XPU 44-162 标准^[10]。

1.4 PLFA 方法分析微生物群落

为了深入理解堆肥过程中有机质降解的生物机理, 本研究采用传统的 PLFAs 研究技术对有机质中的微生物群落进行初步的探讨和研究, 试验数据

采用主成分分析法(PCA)分析。其目的是监测在中温堆肥发酵过程中微生物群落的动态变化过程,并探讨其与有机质降解的相互关系。

1.4.1 PLFAs/FAME 介绍

磷脂脂肪酸(PLFAs)生物标记法是一种可定性和定量分析土壤中微生物群落多样性的方法。磷脂是所有生物活细胞重要的细胞膜组分,PLFAs是磷脂构成成分,具有结构多样性和生物特异性^[11-12]。PLFAs的存在及其丰度可揭示特定生物或生物种群的存在及其丰度,这是由于在死亡的细胞中PLFA是无法累计存在的,磷脂组分可以迅速水解^[13-14],并且不同的环境有不同的磷脂脂肪酸标记。

1.4.2 PLFAs 方法

本试验主要参考 Zelles^[14]所提出的 PLFAs 方法。简言之,就是将干质量为 4 g 的样品多次通过混合溶剂提取,提取液是由甲醇-氯仿(体积比 2:1)和冰醋酸按照体积比 4:1 制备的。采用氮吹吹干,然后加入 100 μ L 色谱纯的正己烷溶解提取物,用于 GC-MS(G1034C Version C.02.00)分析,色谱柱采用 HP-5MS column(19091S-433, 30 $\text{m} \times 0.25 \text{mm} \times 0.25 \mu\text{m}$)。

Frostegård^[15]等对于脂肪酸的命名原则进行了描述。单不饱和脂肪酸和环丙基脂肪酸被视为革兰氏阴性菌(G-)的标记物^[14],而异/反分支脂肪酸是革兰氏阳性菌的标记物^[16]。此外,带有甲基功能碳链的羟基脂肪酸则被认为是放线性菌的标记物^[17],而异(i):反异(a)的比率则用于显示压力状况^[18]。

1.5 统计分析

PLFAs 数据结果使用主成分法(PCA)分析并使用 SPSS 软件包(SPSS, IBM Corporation 2010)的版本 16.0 进行相关性分析。在 PCA 中,由 Kaiser^[19]提议出的最大方差法(Varimax)对标准化的数据分析使用了转置的方法。在 Varimax 中,因子的简易性是指因子载荷平方的变化量,因此,当变化量在最大值时因子有最大的解释性和简易型,在这种情况下它的组成成分将趋于 0。一个完全因子矩阵的最大简易性标准是指个体因子的简易性之和的最大化。

2 实验结果与讨论

2.1 堆肥中各环境参数的变化

2.1.1 温度的变化

温度的测定是通过温度传感器每 2 h 记录一次数据实现的。实验过程中的温度变化曲线如图 2。根据堆肥温度变化的节点:T0=反应第 0 天;T1=第 3 天;T2=第 6 天;T3=第 13 天;T4=第 20 天,我们将反应阶段分为 4 部分:嗜温阶段(T0~T1),嗜热阶段(T1~T2),冷却阶段(T2~T3),成熟阶段

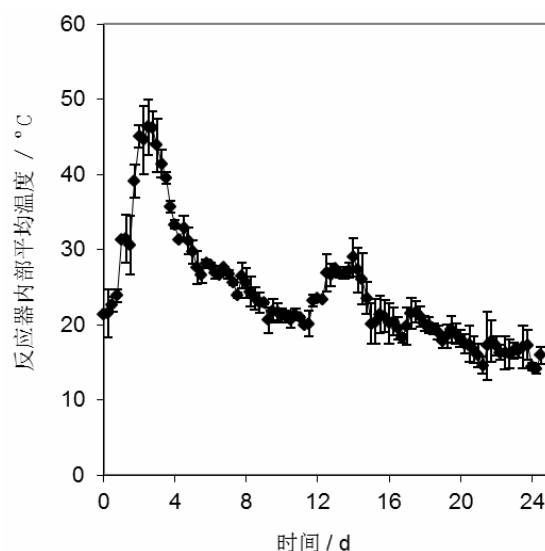


图 2 堆肥过程中反应装置内温度变化

Fig.2 Evolution of temperature on average in reactors during the composting

(T3~T4)。反应初始温度为 20 $^{\circ}\text{C}$,堆肥反应初期反应器内温度迅速上升,到 T1 时达到 50 $^{\circ}\text{C}$ 左右的最髙温,之后缓慢下降,直至降到 20 $^{\circ}\text{C}$ 左右的室温。在反应开始后的第 12 天左右出现温度小峰值可能是由于取样造成的。

2.1.2 湿度的变化

研究表明,堆肥最佳湿度应控制在 50%~80%^[4],且尽量保证湿度恒定,以保证有机质能在最优化的条件下进行堆肥,从而减小湿度作为参数变量对有机质降解的影响。本实验中,以湿度传感器的数据为依据,湿度变化情况见图 3。从图中可以看出,整个堆肥过程中,湿度基本上被控制在 60%左右。

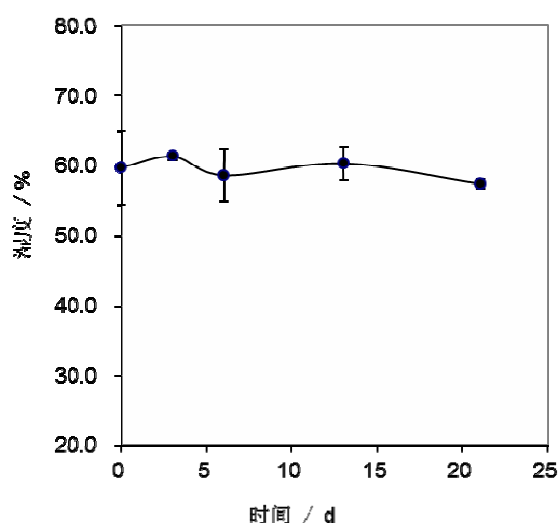


图 3 堆肥中有机物的湿度变化

Fig.3 The evolution of moisture content in the organic matters during composting

2.2 堆肥中有机质的生化变化

2.2.1 质量变化

经过3周的堆肥过程,随着温度的显著变化,有机质在微生物的作用下显著降解,其干质量减少了(38%±5.6%)。

2.2.2 有机质成分变化

经过20 d的堆肥实验,有机质总量被降解了约47%。5种有机质均有不同程度的降解,其降解顺序为H₂O>HEMI>CELL>SOLU>LIGN(图4),其降解率分别为85%、56%、36%、32%和27%。由此可知,有机质中H₂O和HEMI部分降解最快。本研究利用树叶、树枝和农业废弃物(如卷心菜、菠菜、芹菜)进行60 d的堆肥,也发现H₂O和HEMI部分降解最快。但是不同的是其余3部分有机质基本没有降解^[20]。

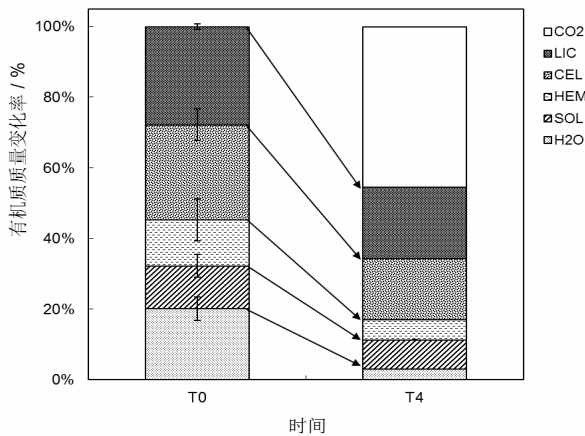


图4 堆肥过程中有机质的降解变化

Fig.4 Evolution of OM (on curve) during the composting

众多研究表明: SOLU 的组成成分中,一部分为可迅速水解而被微生物吸收利用的有机质,也有一部分为降解缓慢的有机质或者是由降解体系中死亡的微生物机体补充形成的有机质。本实验中, SOLU 降解了 32%, 这说明降解率大于补充率。但是树叶、树枝和农业废弃物(如卷心菜、菠菜、芹菜)进行 60 d 的堆肥中,发现 SOLU 部分保持不变,这可能是从其他有机质降解补充这一部分的速率等于这一部分的降解速率^[20]。

CELL 部分的降解性会由于原始成分与木质素的空间分配关系而有所变化^[21],并且植物细胞壁的化学成分主要为木质纤维素,其中木质素约占 20%,木质素由芳香烃的衍生物以 C-C 键和-O-键纵横交联在一起,其侧链由于半纤维素以共价键结合形成一个十分致密的网络结构将纤维素紧紧包裹在里面,以屏蔽效应阻碍了纤维素酶吸附纤维素分子,因而木质素的比例高也会影响纤维素降解^[22]。此外,堆肥材料中氮元素的有效性也可以说明 CELL 部分的低降解情况^[23]。

LIGN 部分总是生物降解中最难进行的一部分,这部分在堆肥过程中变化往往是最小的^[21,24]。木质素的降解缓慢,并且分解率取决于其他化合物的出现例如纤维素和半纤维素。实际上,植物样的分解率很大程度上取决于它包含的木质素数量。木质素含量越高,植物样越难以分解。木质素虽然对生物降解具有很强的抵抗性,但是某些真菌却被证实具有降解木质素的功能。

2.3 堆肥中微生物群落的变化

根据 PLFAs 标记物的测定,本实验中共检测出 26 种 PLFAs 中的 14 种。表 2 显示了这 14 种 PLFAs 在取样的不同阶段的摩尔百分比。

表 2 堆肥过程中 14 种 PLFAs 的摩尔百分比

Table 2 The percentage of total 14 PLFAs during the composting process

| PLFA | 占 14 种 PLFAs 总和的摩尔百分比 | | | | | 类别 |
|-----------|-----------------------|-------------|------------|-------------|------------|-------|
| | T0 | T1 | T2 | T3 | T4 | |
| 10:0,2-OH | 26.57±9.24 | 1.24±0.79 | 4.98±4.37 | 2.50±1.92 | 0.37±0.32 | G- |
| 12:0 | 8.46±6.07 | 0.61±0.33 | 3.24±0.79 | 2.30±2.22 | 0.36±0.01 | G+ |
| 13:0 | 2.63±1.69 | 0.23±0.4 | 2.58±0.43 | 1.79±1.75 | 0.26±0.02 | G+ |
| 12:0,2-OH | 4.91±0.16 | 0.00 | 0.00 | 1.77±0.82 | 0.14±0.24 | G- |
| 13:0,2-OH | 13.22±4.55 | 5.64±5.42 | 0.00 | 4.09±2.62 | 1.23±0.14 | G- |
| 14:0 | 14.67±8.33 | 4.09±2.23 | 17.68±4.06 | 6.18±4.91 | 2.58±0.16 | G+ |
| i15:0 | 13.02±6.67 | 4.71±3.62 | 14.93±2.51 | 10.03±9.70 | 6.73±0.33 | G+ |
| 15:0 | 14.10±5.93 | 4.91±2.38 | 28.00±5.57 | 8.18±4.15 | 2.59±0.20 | G+ |
| 14:0,2-OH | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 14.68±1.00 | 0.00 | G- |
| 14:0,3-OH | 14.07±7.23 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | G- |
| i16:0 | 0.00 | 6.76±6.28 | 28.60±6.58 | 0.00 | 0.00 | G+ |
| i17:0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 15.49±17.58 | 0.00 | G+ |
| 18:1w9 | 0.00 | 64.25±27.55 | 0.00 | 33.00±46.66 | 85.75±0.78 | Fungi |
| 20:0 | 0.00 | 6.39±5.80 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | G+ |

按照 Frostegård^[15]等的 PLFAs 分类方法对这些 PLFAs 进行的简单的功能性分类,同时对磷脂脂肪酸的摩尔百分含量进行 log10 变换后用主成分 principal components analysis(PCA)法进行分析。结果表明,由方差最大化旋转矩阵 PCA 产生的组分模式矩阵见表 3。其中第一和第二主成份分别能够

解释 PLFA 谱图总方差的 32.91% 和 23.52%,两者的累计贡献率只达到 56.43%。这说明贡献率有些分散,累积贡献率增长不快,也反映出不同样品间 PLFA 数据的多样性。而前 5 个主成分(PC1 到 PC5)则可充分的对样品进行解释,其累积变化量的贡献率可达到 89.84%。而再加入更多的因子对于提高变

表 3 全样品的组分形式的方差最大化旋转的主成分分析
Table 3 Component pattern matrix for Varimax rotated PCA analysis of all samples

| PLFA | 主成分(Component) | | | | | 类别 |
|-----------|----------------|--------|--------|--------|--------|------------------------------|
| | PC1 | PC2 | PC3 | PC4 | PC5 | |
| 10:0,2-OH | 0.707 | -0.039 | 0.327 | -0.112 | -0.163 | G- |
| 12:0 | 0.516 | 0.066 | 0.568 | 0.078 | 0.277 | G+ |
| 13:0 | 0.206 | 0.022 | 0.899 | 0.300 | -0.124 | G+ |
| 12:0,2-OH | 0.960 | 0.044 | 0.149 | 0.144 | -0.151 | G- |
| 13:0,2-OH | 0.853 | -0.141 | 0.209 | 0.032 | 0.341 | G- |
| 14:0 | 0.130 | 0.961 | 0.071 | -0.109 | -0.120 | G+ |
| i15:0 | -0.004 | 0.971 | -0.120 | 0.065 | -0.117 | G+ |
| 15:0 | 0.110 | 0.101 | 0.941 | -0.082 | -0.054 | G+ |
| 14:0,2-OH | -0.050 | -0.124 | 0.020 | 0.925 | -0.093 | G- |
| 14:0,3-OH | 0.889 | 0.171 | -0.006 | -0.143 | -0.089 | G- |
| i16:0 | -0.471 | 0.814 | 0.091 | -0.233 | 0.048 | G+ |
| i17:0 | 0.002 | 0.040 | 0.131 | 0.951 | -0.006 | G+ (Aerobes) |
| 18:1w9 | -0.366 | -0.789 | -0.454 | -0.133 | -0.030 | Fungi (thermosphic bacteria) |
| 20:0 | -0.079 | -0.134 | -0.080 | -0.102 | 0.955 | G+ |

化量没有显著提高。通过对表 3 的分析可以看出,前 5 个主成分基本上代表了不同类型的 PLFAs,而前 5 个主成分之和囊括了所有 14 种检测出的 PLFAs。

为了更直观地理解 PLFAs 在堆肥阶段的分布状况,我们还计算不同 PLFAs 的因子载荷,得到 R

分析的坐标图,即 PLFA 的主成分分数散点图(图 5)。横坐标代表第一主成分,纵坐标代表第二主成分。进行 PCA 分析一些特定的 PLFAs,包括 12:0、13:0、14:0、15:0 和带羟基的 C10:0, 2-OH、12:0, 2-OH、C12:0, 3-OH 和 C14:0, 2-OH 革兰氏阴性菌,它们都在散点图原点的左侧;而另一些 PLFAs,包

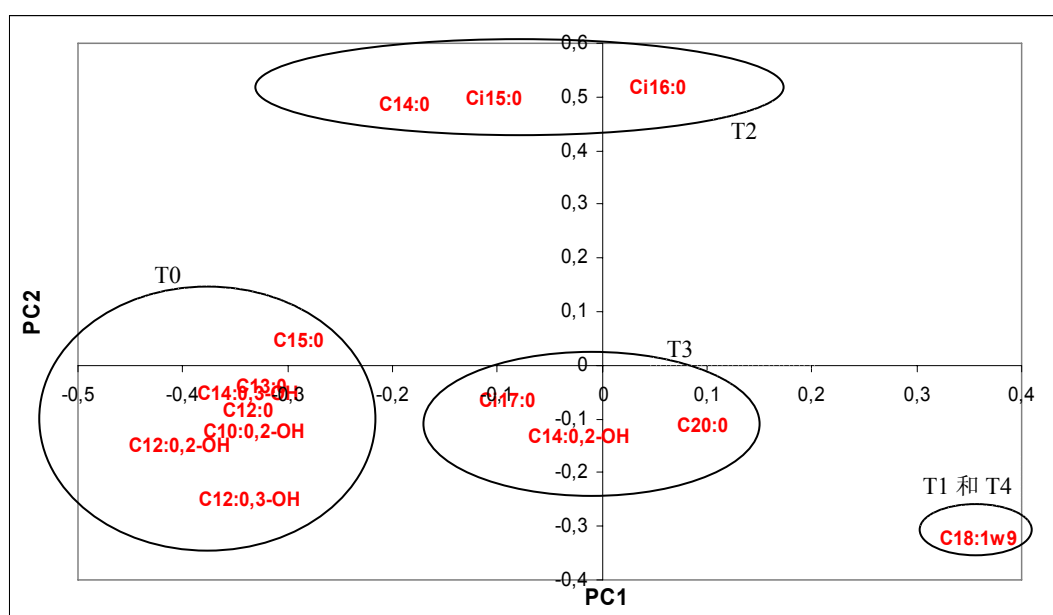


图 5 样品的主成分分数散点图
Fig.5 The distribution of PLFA according to the loading of main components

括带支链的 i16:0, 饱和 20:0 以及 18:1 ω 9 都在散点图原点的右侧。因子载荷的数值表明 12:0、13:0、14:0、15:0 和带羟基的 C10:0, 2-OH、12:0 2-OH、C12:0, 3-OH 与第一主成分有较强的负相关性, 其因子载荷数在 0.3~0.5, 这些 PLFAs 均出现在反应的第 0 天(T0)。这表明在反应开始时, 微生物的群落结构呈多样性, 且主要是革兰氏阴性菌占优势。

随着温度的逐渐上升且达到最高值, 此阶段(T0~T1)微生物的主导群落由耐高温的细菌和真菌所取代。因为在这个高温阶段, 18:1 ω 9 占绝对优势, 这一 PLFA 标记物主要用于代表真菌, 但也有可能代表可以存活于高温的某些细菌^[25], 它与第一主成分有较强的正相关性, 其因子载荷约 0.35。研究^[26]表明, 在超过 40 °C 的堆肥体系中, 主要是嗜热细菌(如放线性菌等)和真菌存在, 而在堆肥材料的好氧细菌之中, 放线性菌在降解木质纤维素方面起着重要的作用。这些细菌可以分解纤维素和溶解木质素; 喜温和耐热的真菌(如白腐真菌^[27])对于降解堆肥材料中的木质纤维素也有着至关重要的作用^[26]。不过, 聚合物例如半纤维素、纤维素和木质素只有在更简单更易的化合物已被微生物消化吸收之后才开始被降解。并且在降解过程中一部分的木质素会被转化为腐殖质。

随着堆肥反应的进行, T1~T2 时, 温度已经开始降低, 不过还处于相对高温阶段, 在这一期间中, PLFAs 14:0, i15:0 以及 i16:0 成为主要微生物的组成, 它们主要来源于革兰氏阳性菌^[28]; 在堆肥反应进入冷却阶段, 即 T3 时, PLFAs 标记物 i17:0、C14:0、2-OH 以及 20:0 成为优势菌群, 但是它们的影响力很小, 主要是通过它们接近于零的因子载荷所体现。在堆肥反应末期 T4(成熟期), 温度降回至 20~25 °C。PLFA 18:1 ω 9 重新占据主导。

根据图 6 所示, 随着堆肥的进行, 细菌比例先下降(T0~T1), 后上升(T1~T2), 最后又下降(T2~T4)。而真菌的变化规律与细菌不同, 在 T0 和 T2 时几乎没有真菌, 在 T1 和 T4 时真菌比例较高随着堆肥的进行, G-的比例呈下降趋势, 而 G+的比例呈上升趋势, 在 T2 时达到最高值, 后又逐渐下降。细菌和真菌的变化规律与我们的另一组研究结果基本一致^[20]。

3 结语

经过 3 周的堆肥处理, 有机质质量明显减少, 这是由于有机质各组分发生程度不一的生化降解而导致。按照 Van Soest 方法分成的 5 大类有机质, 因其水解程度不同, 其降解速率也各不相同。其中溶于沸水的 H₂O 最易水解且被微生物同化吸收, 其次是半纤维素, 其降解率为 56%。

有机质所体现出的不同降解率在本实验中通过传统的 PLFAs 方法已经给出了一些基本的解释: 随着反应的进行, 温度的变化导致堆肥体系中微生物的主导群落发生明显的更替, 而不同的微生物群落针对不同有机质组份发挥降解作用。类似的现象已有研究报道^[21,24,29-30], 但其内在规律还需采用分子手段进行深入探讨, 以进一步确认哪类微生物群落对体系中何种有机质组份具有更强的降解作用。目前已有一些研究涉及此类问题, 如牛俊玲等^[22]认为, 众多纤维素酶生产菌中, 如细菌、放线性菌和丝状真菌等都对纤维素存在降解作用, 但对纤维素降解性最强的是真菌菌株。席北斗等^[31]也认为高温真菌对纤维素、半纤维素和木质素有很强的分解作用, 它们不仅能分泌胞外酶, 而且其菌丝具有机械穿插作用, 可以共同降解堆肥中难降解有机物(如纤维素和木质素等)。不过在不同的堆肥体系中, 各种条件不尽相同, 微生物活动必然存在差异。此外由

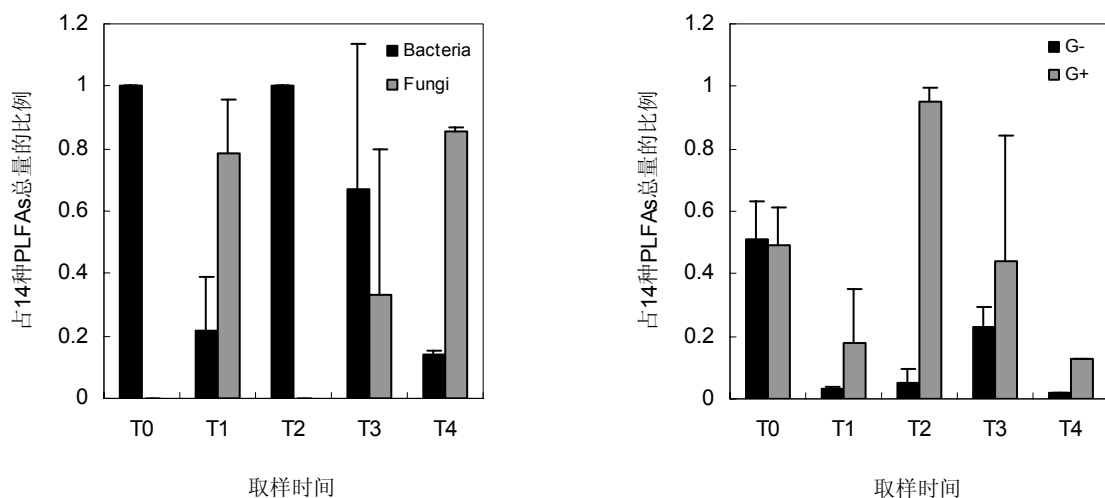


图 6 PLFAs 中细菌, 真菌, 革兰氏阳性菌, 革兰氏阴性菌的含量

Fig.6 The content of bacteria, fungi, G+ and G- in the total PLFAs

于堆肥的材料多采用有机垃圾, 因而势必会引入有机污染物, 那么当污染物进入体系后, 微生物、有机质和污染物之间又存在怎样的关联和相互作用呢? 已有相关研究尝试阐释这一个问题^[32], 但仍然需要我们在未来做更多系统、深入的探讨。

致谢: 感谢我的导师中科院城市环境研究所朱永官研究员对实验的指导和支持, 感谢法国 INRA-EGC 对本实验中有机质测定的技术支持。

参考文献:

- [1] BERNARD O, ZAKARIA H S, DOCHAIN D, et al. Dynamical model developpement and parameter identification for an anaerobic wastewater treatment process [J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2001, 75: 424-438.
- [2] COOK B D, ALLAN D L. Dissolved organic matter in old field soils: total amounts as a measure of available resources for soil mineralization [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1992, 24: 585-594.
- [3] 任连海, 何亮, 宁娜. 餐厨垃圾高效好氧堆肥过程参数的影响因素研究[J]. *北京工商大学学报: 自然科学版*, 2010, 21(5): 40-44.
REN LianHai, HE Liang, NING Na. Study of influencing factors on process parameters of high efficiency aerobic composting for restaurant garbage [J]. *Journal of Beijing Technology and Business University - Natural Science Edition*, 2010, 21(5): 40-44.
- [4] RICHARD T L, HAMELERS H V M, VEEKEN A, et al. Moisture relationships in composting processes[J]. *Compost Science & Utilization*, 2002, 10(4): 387-396.
- [5] 贺琪, 李国学, 张亚宁, 等. 高温堆肥过程中的氮素损失及其变化规律[J]. *农业环境科学学报*, 2005, 24(1): 169-173.
HE Qi, LI Guoxue, LI Yaning, et al. N loss and its characteristics during high temperature composting[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(1): 169-173.
- [6] VAN SOEST P J, WINE R H. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds[R]. IV. Determination of permanganate. *Journal of A. O. A. C.*, 1967, 50, 1: 50-55.
- [7] LAU A K, LO K V, LIAO P H, YU J C. Aeration experiments for swine waste composting[J]. *Bioresource Technology*, 1992, 41: 145-152.
- [8] SADAKA S, TAWHEEL A EL. Effect of aeration and C: N ratio on household waste composting in Egypt[J]. *Compost Science & Utilization*, 2003, 11(1): 36-40.
- [9] MOREL J L, GUCKERT A, NICOLARDOT B, et al. Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage[J]. *Agronomie*, 1986, 6(8): 693-701.
- [10] AFNOR. Norme française NFU 44-162. Amendements organiques et supports de culture – Fractionnements biochimiques et estimation de la stabilité biologique[S]. AFNOR, Paris, France, 2005.
- [11] TORNBERG K, BÅÅTH E, OLSSON S. Fungal growth and effects of different wood decomposing fungi on the indigenous bacterial community of polluted and unpolluted soils. *Biol Fert Soils*, 2003, 37: 190-197
- [12] ZELLES L. Phospholipid fatty acid profiles in selected members of soil microbia communities[J]. *Chemosphere*, 1997, 35: 275-294.
- [13] TOLLEFSON T S, MCKERCHER R B. The degradation of 14C-labelled phosphatidyl choline in soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 1983, 15: 145-148.
- [14] ZELLES L. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: a review[J]. *Biol Fert Soils*, 1999, 29: 111-129.
- [15] FROSTEGÅRD Å, TUNLID A, BÅÅTH E. Phospholipid fatty acid composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals[J]. *Appl Environ Microbiol*, 1993, 59(11): 3605-3617.
- [16] ZELLES L, BAI Q Y, RACKWITZ R, et al. Determination of phospholipid- and lipopolysaccharide-derived fatty acids as an estimate of microbial biomass and community structures in soils[J]. *Biol Fert Soil*, 1995, 19: 115-123.
- [17] ZELLES L, BAI Q Y. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in environmental samples[J]. *Chemosphere*, 1994, 28: 391-411.
- [18] NAVARRETE A, PEACOCK A, MACNAUGHTON S J, et al. Physiological status and community composition of microbial mats of the Ebro Delta, Spain, by signature lipid biomarkers[J]. *Microb Ecol*, 2000, 39: 92-99.
- [19] KAISER H F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis[J]. *Psychometrika*, 1958, 23: 187-200.
- [20] ZHANG Y, ZHU Y-G, HOUOT S, et al. Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contaminated soil through composting with fresh organic wastes[J]. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2011, DOI 10.1007/s11356-011-0521-5.
- [21] DOUBLET J, FRANCOU C, POITRENAUD M, et al. Sewage sludge composting: Influence of initial mixtures on organic matter evolution and N availability in the final composts[J]. *Waste Management*, 2010, 101: 1254-1262.
- [22] 牛俊玲, 高军侠, 李彦明, 等. 堆肥过程中的微生物研究进展[J]. *中国生态农业学报*, 2007, 15(6): 185-189.
NIU Junling, GAO Junxia, LI Yanming, et al. Evaluation of the role of microorganisms in composting[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2007, 15(6): 185-189.
- [23] ABDELHAFID R, HOUOT S, BARRIUSO E. How increasing availabilities of carbon and nitrogen affect atrazine behaviour in soils[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 30: 333-340.
- [24] FRANCOU C, LINERES M, DERENNE S, et al. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99: 8926-8934.
- [25] FROSTEGÅRD A., BÅÅTH E. The use of phospholipid fatty acid analysis to estimate bacterial and fungal biomass in soil[J]. *Biol. Fert. Soils*, 1996, 22: 59-65.
- [26] PEREZ J, MUNOZ-DORADO J, DE LA RUBIA T, et al. Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview[J]. *Int Microbiol*, 2002, 5: 53-63.
- [27] OHKUMA M, MAEDA Y, JOHJIMA T, et al. Lignin degradation and roles of white rot fungi: Study on an efficient symbiotic system in fungus-growing termites and its application to bioremediation[J]. *RIKEN Review No. 42* (December, 2001): Focused on Ecomolecular Science Research.
- [28] WALDROP M P, BALSER T C, FIRESTONE M K.. Linking microbial community composition to function in a tropical soil[J]. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, 32: 1837-1846.

- [29] LICHTFOUSE E, CHENU C, BAUDIN F, et al. A novel pathway of soil organic matter formation by selective preservation of resistant straight-chain biopolymers: chemical and isotope evidence[J]. *Organic Geochemistry*, 1998, 28: 411-415.
- [30] PASCUAL J A, GARCIA C, HERNANDEZ T. Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality[J]. *Bioresource Technology*, 1999, 68: 255-264.
- [31] 席北斗, 刘鸿亮, 白庆中, 等. 堆肥中纤维素和木质素的生物降解研究现状[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2002, 3(3): 19-23.
- XI Beidou, LIU Hongliang, BAI Qingzhong, et al. Study on current status of lignin and cellulose degradation in composting process[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2002, 3(3): 19-23.
- [32] ZHANG Y, ZHU Y-G, HOUOT S., et al. Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) contaminated soil through composting with fresh organic wastes[J]. *Environ Sci Pollut Res*, 2011, 18:1574-1584. DOI 10.1007/s11356-011-0521-5.

Dynamics of organic matters and microbial population during aerobic composting process

ZHANG Yuan¹, GENG Chunnv^{2,3}, HE Chengwen⁴, CAI Chao^{1*}

1. Key Laboratory of Urban Environment and Health, Institute of Urban Environment, Chinese Academy of Science, Xiamen 361021, China;

2. Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China;

3. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China;

4. University of Science & Technology Beijing, Beijing 100083, China

Abstract: Three horizontal reactors were used for investigating the evolution of organic substrates during composting process. The variation of the process parameters such as the temperature in each compost layer, moisture (water content) and pH was studied, as well as the hydrolysis constant of each type of organic substrates characterised by the method of Van Soest, which separated the organic substrates into four fractions: soluble in hot water (SOLW); soluble in NDF (SOLU), hemicellulose (HEMI), cellulose (CELL) and lignin (LIGN). The results showed that the surrounding temperature in reactors arrived at about a maximum value of 50°C by controlling the moisture. During the composting process, the pH changed from acidic (pH=6.5) to alkaline value (pH=7.4). With de evolution of temperature, the organic fractions decomposed differently through the microbial activities. The most easily degradable fraction was SOLW with a degradation rate of 70%, no significant change was observed for HEMI and CELL, while the concentration of SOLU and LIGN increased during the composting process. In order to better understand the biological mechanism in the organic matter degradation thoroughly in the compost process, this research used the traditional PLFAs technology for analysis. The results showed that the occupied microbial population varied with the evolution of temperature, which led to the different degradation rate in organic fractions.

Key words: composting; organic substrates; Van Soest method; phospholipids fatty acid (PLFAs); principal component analysis (PCA)