

城市污泥混合青霉素菌渣堆肥实验

温沁雪,陈 希,张诗华,陈志强

(哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 150090 哈尔滨)

摘 要:为分析抗生素残留对菌渣堆肥过程的影响,以青霉素菌渣、市政脱水污泥和木屑为原料,研究好氧堆肥过程温度、碳素、氮素等理化参数的变化及青霉素的降解情况. 首先通过 0.4 m^3 的大堆体研究菌渣好氧堆肥的可行性,然后通过 5 个 6 L 的小堆体详细研究菌渣污泥混合堆肥过程. 结果表明:菌渣污泥混合堆肥升温效果优于对照的单纯污泥. 堆肥菌渣质量分数与堆肥物料总有机碳(TOC)质量分数成正比,堆体的 TOC 质量分数随堆肥时间不断下降且趋于稳定,菌渣残留的青霉素未影响堆肥过程 TOC 的变化趋势. 投加菌渣增加了堆体的水溶性有机碳(WSOC)质量分数,生物可利用碳源的增加促进了堆肥过程微生物的转化作用,有助于堆肥过程温度的升高. 添加菌渣有助于减少堆肥原料中的氮素损失,且在第 5 天已检测不到菌渣中的抗生素残留. 可以通过混合堆肥实现菌渣的资源化利用及药物残留的分解.

关键词:青霉素;菌渣;城市污泥;好氧堆肥

中图分类号: X787

文献标志码: A

文章编号: 0367-6234(2014)04-0043-07

Experimental study on co-composting of municipal sewage sludge and penicillin fermentation dregs

WEN Qinxue, CHEN Xi, ZHANG Shihua, CHEN Zhiqiang

(State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, 150090 Harbin, China)

Abstract: Penicillin fermentation dregs, municipal sludge and saw dust were used as composting raw material to analyze the effect of antibiotic residue on aerobic composting process in this paper. The variation of such physicochemical parameters as temperature, carbon and nitrogen and the degradation of penicillin were analyzed during the aerobic compost process. The feasibility of composting with fermentation dregs was analyzed using 0.4 m^3 volume reactors and the detail compost process were analyzed using five 6 L volume reactor. Results show that the temperature rise rate of co-compost process has an advantage over municipal sludge compost process. The content of total organic carbon (TOC) in mixed material is directly proportional to fermentation dregs, which also decreases with compost time and tends to stable finally. Results also show that the penicillin residue doesn't affect the TOC variation trend. The water soluble organic carbon (WSOC) and microbial utilization carbon increases with the adding fermentation dregs, which is helpful to microbial transformation and contribute to increase the compost temperature. Adding fermentation dregs is also helpful to reduce the loss of nitrogen and no penicillin residue can be detected on the 5th day of composting process, which shows the resource utilization of fermentation dregs and the degradation of antibiotic residue can be achieved by co-compost process.

Keywords: penicillin; fermentation dregs; municipal sludge; aerobic composting

抗生素菌渣是一种固态废弃物,主要成分为

抗生素发酵生产过程中的剩余培养基,同时残留少量未被提取的抗生素、微生物的代谢产物以及发酵菌丝体^[1]. 因含有大量的有机质特别是蛋白质成分,抗生素菌渣自 20 世纪 50 年代以来广泛用作动物饲料添加剂或蛋白饲料,其中残余的抗

收稿日期: 2013-04-10.

基金项目: 环保部公益项目(201209024).

作者简介: 温沁雪(1977—),女,副教授,博士生导师;

陈志强(1974—),男,教授,博士生导师.

通信作者: 陈志强, czqh@163.com.

生素可能会富集在动物体内,进而进入肉、蛋、奶等农产品中,如果食用了这一类农产品可能会在体内形成耐药菌群^[2-3],从而威胁人体健康.目前,抗生素菌渣已被列入《国家危险废物名录》(HW02),但专门针对其的处理处置技术规范或控制标准还未制定,目前燃烧基本是唯一用来处理菌渣且具备相应技术规范的无害化处理方法^[1].但由于抗生素菌渣热值低且含水率很高^[4],焚烧处理只会消耗大量能源,不能很好利用菌渣的剩余价值,并不是一种经济的处置方法^[5-10].好氧堆肥法长久以来在国内外广泛地应用于固体废弃物的无害化和资源化处理^[1],抗生素菌渣经过堆肥处理后可以有效降低抗生素残留水平,且堆肥法成本低,堆肥成品是一种很好的有机肥料,因而利用好氧堆肥法处理抗生素菌渣具有很好的经济效益.

诸多研究表明,堆肥法对于抗生素菌渣或其他堆肥基质中的抗生素残留具有很好的降解作用^[10-18].青霉素作为中国产量最高的抗生素之一,其生产过程中产生的菌渣量非常大,使用堆肥法处理青霉素菌渣,在保证无害化处理的同时实现资源化,是一种非常具有前景的处置手段.但青霉素菌渣是一种单一发酵剩余底物,菌群种类单一,单独堆制菌渣可能很难达到良好的升温效果.考虑到城市污泥也常被用作堆肥原料^[19],相比青霉素菌渣,其养分含量低,但微生物菌群种类比较丰富,将城市污泥与菌渣混合进行堆肥可以有效弥补菌渣的不足^[1].本实验拟采用市政脱水污泥混合青霉素菌渣进行混合堆肥,同时用木屑调理相关参数,全面监测堆肥过程中主要参数的变化,同时考察残留的抗生素对堆肥过程的影响,初步探索青霉素菌渣堆肥处理工艺,为其今后的资源化利用提供理论依据.

1 实 验

1.1 堆肥原料来源

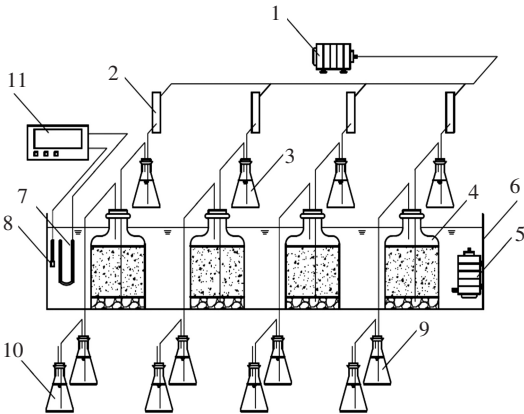
实验用污泥取自哈尔滨文昌污水处理厂脱水车间,菌渣来自哈尔滨制药厂生产车间,木屑购自哈尔滨某木材加工厂.原料分析结果见表 1.

表 1 堆肥原料性质

堆肥原料	TOC/ (g·kg ⁻¹)	TN/ (g·kg ⁻¹)	含水率/%	碳氮比
青霉素菌渣	440.35	76.60	75.70	5.75
脱水污泥	297.80	21.45	78.17	13.88
木屑	449.10	3.70	19.90	121.38

1.2 实验装置及工艺流程

实验采用水浴保温型好氧小型堆肥装置,如图 1 所示.碱洗瓶分别去除进气中和微生物活动产生的 CO₂,酸洗瓶吸收 NH₃;在水浴槽内安装微型潜水泵以保持水流流动,维持装置内水温均衡.为使进气均匀,在罐底铺一层浮石.使用温控仪实时监测槽内水温,并控制加热棒对水浴温度进行调节,每隔 12 h 通过温度计读取堆肥罐内的实测温度,同时调节温控仪的设定温度,使得水浴槽内水温始终略低于堆肥罐内温度,保证小堆体维持自升温状态,且不致于散失过多热量.



1—鼓风机; 2—流量计; 3—进气碱洗瓶; 4—反应罐;
5—离心泵; 6—水槽; 7—加热铁棒; 8—温度探头;
9—尾气碱洗瓶; 10—尾气酸洗瓶; 11—温控仪

图 1 水浴保温型强制通风小型堆肥装置示意

对照组的堆料填充在两个 1 m×0.63 m×0.63 m 的铁皮制方形箱(简称大反应器)内,箱体外包裹上海绵层以实现一定的保温效果.箱内底部铺设曝气管,用鼓风机对堆体进行强制通风.

1.3 实验方法

根据物料配比不同共设 5 个处理,控制各堆体含水率在 60%左右,碳氮比在 25:1 左右.计算后具体物料配比如表 2 所示.

表 2 堆肥物料配比

编号	青霉素菌渣	脱水污泥	木屑	水
堆 1	0	740	260	0
堆 2	210	420	370	20
堆 3	300	300	400	40
堆 4	370	190	440	60
堆 5	580	0	420	50

堆肥周期内始终保持堆体温度高于水浴温度 2~3 ℃.曝气模式为连续曝气,根据 CJJT52—1993《城市生活垃圾好氧静态堆肥处理技术规程》规定,标准状态下每立方米垃圾的通风量为 0.05~0.2 m³/min,小堆体保温效果较差,初始曝气量取下限为 0.4 L/(min·kg),换算后约为

0.04 m³/(min · m³), 即 0.2 L/min. 在堆肥中后段由于微生物活动减弱, 需氧量降低, 曝气量改为 0.1 L/min.

小堆体由于比表面积大, 容易受外界温度、曝气量和堆体含水率等因素影响, 甚至取样时的扰动也会影响其升温^[1], 同时考虑到菌渣中残留的抗生素可能会影响堆料中微生物活性, 进而导致堆肥无法顺利升温, 为此, 设置两个大堆体作为对照组, 其中一组不含菌渣, 以观察无外加热源条件下堆体升温情况, 验证污泥与菌渣混合堆肥的可行性, 同时进行定性分析. 对照组同样采用上述 3 种堆肥原料, 具体配比如表 3 所示. 使用温度探头实时读取堆体的上、中、下部温度数据. 曝气模式同样为连续曝气, 大堆体由于自重较大, 物料密实程度较高, 为防止堆体内出现厌氧环境, 实验设置了相对较高的起始曝气量, 为 1 L/(min · kg), 经换算两个堆体分别为 3.3 和 2.9 m³/h, 除以堆体体积后分别为 0.138 和 0.122 m³/(min · m³), 均在 CJJT52—1993 规定范围内.

表 3 大堆体物料配比

编号	青霉素菌渣/kg	脱水污泥/kg	木屑/kg	碳氮比
对照 1	20	70	46	27.99
对照 2	0	75	22.5	31.70

1.4 测试分析方法

1.4.1 常规指标检测

TOC 采用高锰酸钾氧化法 (NY525—2011) 测定, DOC 按鲜样 (g) 与水 (mL) 为 1 : 10 的比例振荡 16 h 后采用元素分析仪测定; 全氮采用凯氏定氮法测定, NH₄⁺-N 采用 0.04 mol/L KCl 溶液按 1 : 10 的比例浸提堆肥样品, 用 0.45 μm 的微孔滤膜真空抽滤浸提液, 然后采用钠氏试剂分光光度法进行测定, NH₃ 使用 NaOH 吸收后滴定.

1.4.2 青霉素检测方法与条件

为检测堆肥样品中的青霉素残留, 首先需对样品进行预处理, 方法参照 GBT23385—2009《饲料中氨苄青霉素的测定》并进行适当调整. 取阴凉处自然风干 3 d 后的堆肥样品磨碎, 过 40 目筛, 准确称取 0.5 g 过筛样品, 精确至 0.000 1 g, 置于 100 mL 三角瓶中, 准确加入 10 mL 0.1% 甲酸溶液, 振荡 5 min, 充分提取样品中抗生素残留, 然后转入离心管中, 12 000 r/min 离心 10 min, 用 0.45 μm 滤膜过滤上清液.

滤后液体采用高效液相色谱测定^[1], 仪器: Waters—2695 高效液相色谱仪, Waters—2489 紫外检测器; 色谱柱: Waters C18 柱 (150 mm×4.6 mm,

5 μm); 柱温: 25 ℃; 流动相: 0.1% 甲酸水溶液与乙腈比为 1 : 1; 进样量 10 μL; 流速: 1.2 mL/min; 检测波长: 220 nm.

使用该方法检测青霉素 G, 样品质量分数在 0.005 ~ 0.5 mg/mL 与峰面积呈良好的线性关系, 以信噪比约为 3 计, 最低检测限约为 0.001 mg/mL; 青霉素出峰时间在 3 min 左右.

2 结果与讨论

2.1 大堆体温度变化

图 2 描述了对照组两个大反应器内的温度变化. 可以看出, 1#堆体在堆肥初期有一个剧烈升温过程, 堆肥中部温度在通气后的第 2 天已经达 64.3 ℃, 1 d 后堆体温度开始下降, 在实验进行 8 d 后降至接近室温. 随后, 减小曝气量至 1 m³/h, 即 16.67 L/min, 堆体开始二次升温, 在第 14 天达到接近 60 ℃ 的高温, 在 55 ℃ 以上维持 3 d 后逐渐下降. 2#未加入菌渣的堆体升温相对缓慢, 堆体中部到达的最高温度也较低, 仅为 55 ℃. 减小通气量后, 二次升温的过程同样存在. 由于青霉素菌渣中易降解有机质非常丰富, 微生物分解有机质产生大量热量, 推动了堆体温度快速升高, 因而 1#堆体在升温段的升温速度和达到的最高温度均高于 2#堆体.

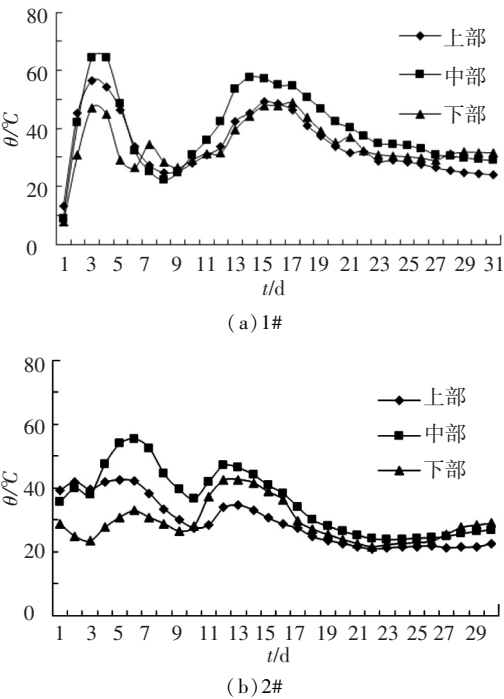


图 2 青霉素 G 对大堆体温度影响

在对堆体进行强制通风后, 堆料中的好氧微生物很快开始活动并产生热量, 但是由于初期曝气量设置过高, 过剩的空气也会带走大量的热, 当热量散失速度大于产生速度时, 堆体温度开始下

降. 减小曝气量后, 此时热量产生速度高于散失速度, 从而造成了两个堆体的二次升温现象. 该现象也说明减小后的曝气量足以维持微生物活动, 这为后期研究提供了一个重要参数.

由于底部物料产生的热量被上升空气带走, 堆肥前期堆体下部温度明显较低; 减小曝气量后, 堆体底部热量得到一定保持, 在堆肥后期 1#堆体下部温度与上部持平, 2#堆体下部温度超过上部. 因为直接接触外部空气, 堆体上部热量随水蒸气的蒸发被带出, 故其温度始终低于堆体中部.

温玉麟^[20]发现, 37℃下, 10 万单位/mL (约 60 mg/mL) 青霉素 G-钾溶液中青霉素的半衰期为 84 h, 而温度每升高 10℃青霉素的降解速率便提高 2~3 倍, 因而大堆体达到的堆肥温度理论上可以保证青霉素的全部降解.

2.2 小堆体堆肥过程中参数变化

2.2.1 物料外观与气味变化

新鲜的青霉素菌渣呈乳白稍带黄色, 放置后逐渐转为深黄色, 脱水污泥呈黑色. 1#堆料为污泥与木屑混合, 呈深黑色; 2、3、4#堆料含有不同比例的菌渣和脱水污泥, 外观均呈深褐色; 5#堆料由于不含污泥且木屑添加量最高, 密度轻, 呈深黄色; 2、3、4、5#堆料均有青霉素特有的刺鼻气味. 堆肥结束后, 5 个堆体基本都不再有刺鼻气味; 3#堆体木屑粒径减小较为显著, 证明其微生物活动比较剧烈, 2、3、4#堆体外观变化不大, 这与木屑本身较难腐熟的性质有关^[19], 其在这次堆肥实验中主要起到了提高物料通透性的作用; 5#堆体转为黄褐色. 5 种堆料均得到了一定程度的干燥, 但由于堆肥过程所达到的最高温度不高, 干燥程度并不明显.

2.2.2 温度、含水率变化

图 3、4 分别描述了 1~5#堆体温度与含水率的变化. 可以看出, 2~5#堆体在堆肥起始阶段均有较明显的升温现象, 在 48 h 时达到各自的最高温度, 其中菌渣与污泥配比如分别为 1:1 和 2:1 的 3、4#堆体温度最高, 分别达 42 和 42.5℃, 比当时的水浴温度 (36℃) 分别高 6 和 6.5℃, 自发热效应明显. 2#和 5#也可观察到自发热现象, 而 1#堆体温度低于水浴温度, 没有自热现象产生. 由于堆肥初期升温快, 堆料水分在高温下蒸发被曝气带出, 在堆肥罐中出气口可以观察到大量水汽凝结, 同时考虑到冬季北方室内非常干燥, 为了维持堆料适宜的含水率, 分别在 24 和 48 h 加水 50 和 100 mL. 但这一操作对堆料的透气性影响较大, 含水率升高后, 氧气在堆料中的传质效率下降, 微

生物活动在缺氧状态下逐渐减弱, 明显影响了堆肥的升温过程. 48 h 后, 2~5#堆肥罐中温度与水浴温度的差值逐渐减小, 堆肥开始 6 d 后水浴温度已经高于 1~5#罐内温度, 表明高温菌的活动已基本停止. 随后, 为了模拟自然堆肥过程的温度变化, 逐渐调低水浴温度, 在堆肥第 17 天回到室温状态, 罐中温度也随之下降.

根据堆肥过程温度变化可以判断, 菌渣混合污泥堆肥可以实现自升温, 相同水浴条件下, 5 个堆体的温度变化有较明显的差异. 将 1#堆体与 2~5#堆体对比, 添加菌渣作为堆肥底物提高了堆肥升温速度和堆肥达到的最高温度, 由于污泥的有机质含量较低, 单纯使用污泥堆肥升温慢甚至不升温; 3#、4#堆体的最高温度分别比 5#堆体高 5% 和 6.25%, 说明污泥的加入有效增加了原菌渣中微生物的数量与种类. 菌渣和污泥的配合使用弥补了各自不足, 取得了良好的效果.

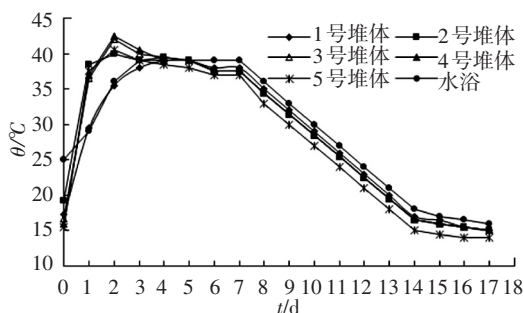


图 3 堆肥过程中温度变化

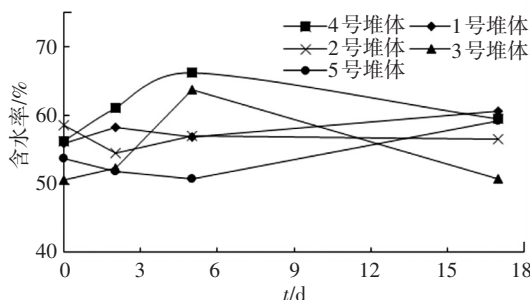


图 4 堆肥过程中含水率变化

综合含水率与温度的变化分析, 含水率高于 60% 之后, 升温过程减缓甚至停止, 说明堆体透气性变差, 在缺氧环境中微生物的活动基本停止. 同时, 由于堆体规模小而比表面积大, 在升温段取样的扰动也可能造成热量散失. 结合对照组的实验结果分析, 小堆体采用的曝气量略高, 堆体热量的产生速度可能小于散失速度. 以上都可能是造成堆肥最高温度不够高的原因.

2.2.3 总有机碳 (TOC)、水溶性有机碳 (WSOC) 变化

图 5 描述了 1~5#堆体总有机碳和水溶性有机碳的变化. 各堆体 TOC 的初始质量分数由于原

料配比不一差异较大,但基本与堆料中菌渣的质量分数成正比. 各堆体的 TOC 质量分数在堆肥开始后均呈下降趋势,其中 3、4#堆体下降最明显,分别从最初的 29.87%和 37.71%下降到第 5 天的 22.78%和 26.17%,分别下降 23.74%和 30.60%. 堆肥进行 5 d 后,TOC 变化趋势渐缓,剩余部分的有机质较难降解,其中 5#堆体从第 5 天到堆肥结束基本无变化,1、3#堆体各自下降了 14.98%和 11.35%,而 2、4#堆体略有上升,但不显著,这可能与取样的均匀度有关. 堆肥结束后,1~5#堆体的 TOC 质量分数分别为 15.585%、26.075%、20.195%、30.295%和 36.21%,均趋于稳定.

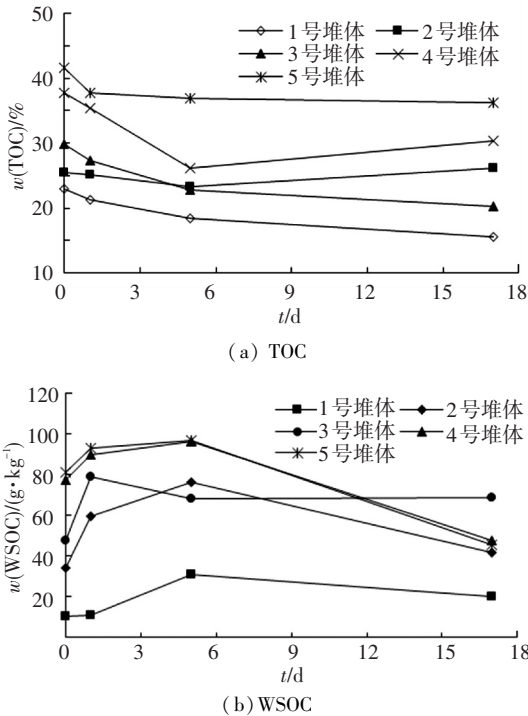


图5 堆肥过程中总有机碳和水溶性有机碳的变化

1~5#堆体水溶性有机碳(WSOC)与总有机碳的质量分数变化基本类似. 堆肥开始后,2~5#堆体的 WSOC 质量分数迅速提高,这是由于在微生物分解与菌渣自身水解的共同作用下,有机质被分解成水溶性的小分子物质^[1];堆肥第 1 天各堆体 WSOC 质量分数升高最为迅速,随后逐渐变缓,在第 5 天达峰值,随后均开始下降;堆肥第 17 天,1~5#堆体的 WSOC 质量分数分别为 19.9, 41.55,68.55,47.6 和 45.55 g · kg⁻¹;1~4#堆体的初始 WSOC 质量分数差异较大,但在堆肥期末均呈下降趋势,且质量分数逐渐趋于一致. 由于堆肥周期较短,5 个堆体在堆肥第 17 天都没有达到 $w(\text{WSOC}) < 17 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的堆肥腐熟标准^[19]. 整个堆肥过程中,含菌渣的堆体 WSOC 质量分数的变化相对显著,而 5#堆体变化程度很小,说明 5#堆体的微生物活动较弱. 结合堆体的温度变化分

析,生物可利用碳源的增加促进了微生物对于堆料的转化作用,有助于堆体温度的升高.

2.2.4 全氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)、氨气(NH₃)变化

图 6 为 1~5#堆体全氮、氨氮及氨气的变化. 5 个堆体的 TN 质量分数在堆肥开始后的第 1 天就分别下降了 7.52%、7.27%、15.80%、12.12%和 30.37%,到第 5 天下降了 18.94%、37.50%、44.81%、39.20%和 45.09%;堆肥前 5 d 含有菌渣堆体的 TN 减少率明显高于未添加菌渣的 1#堆体. 堆肥结束时,1~5#堆体的 TN 质量分数分别为 1.265%、1.925%、1.775%、2.06%和 2.175%,较最初下降了 29.53%、12.50%、23.16%、21.97%和 49.18%,堆肥后期,菌渣与污泥混合堆体的 TN 值有不同程度的回升,说明利用菌渣与污泥混合堆肥对于堆肥原料中氮素的保留有一定的效果.

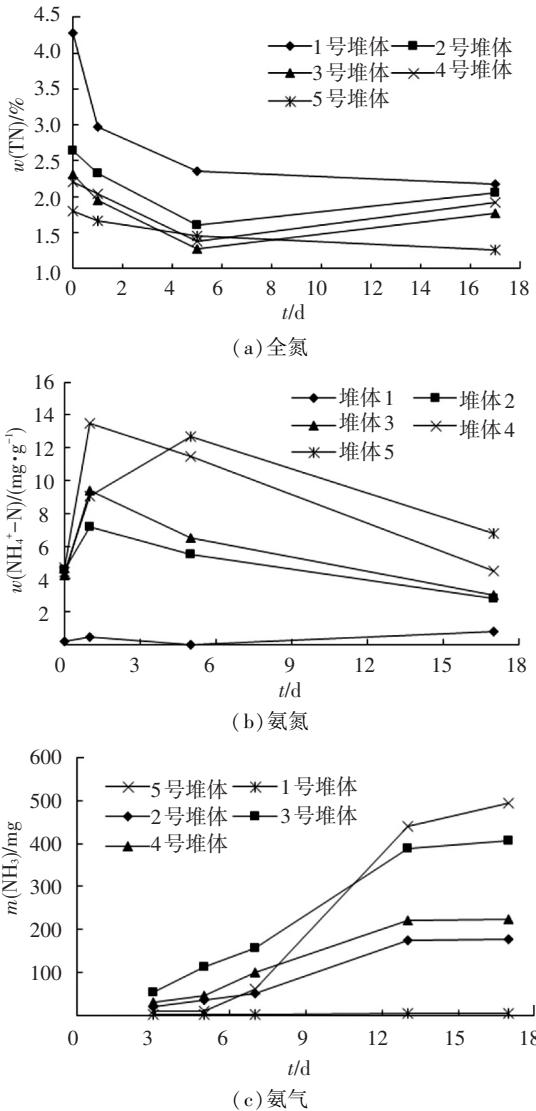


图6 堆肥过程中全氮、氨氮和氨气的变化

堆肥初期,1~5#堆体的氨氮质量分数增加明显,在第 2 天达最大值,分别比初始增加 114.22%、57.51%、121.86%、187.09%和 106.38%;

堆肥结束时5个堆体的氨氮质量分数分别为0.81、2.79、2.99、4.47和6.81 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$,其中2、3、4#堆体较初始分别下降了38.96%、29.58%和4.96%,1、5#堆体比初始略微升高。堆肥初期,有机物在微生物分解下发生矿化作用,有机氮被分解, NH_4^+-N 质量分数增加。对比2、3、4#反应器可知,氨氮质量分数与菌渣的质量分数成正比,这是因为混合堆料中的有机氮成分主要来自青霉素菌渣。5#堆体尽管菌渣质量分数最高,但因为菌渣中微生物种类单一,矿化作用较弱,在堆肥前5 d其氨氮质量分数反而低于菌渣质量分数较低的3、4#反应器;后期微生物矿化作用减弱,菌渣自身的水解作用占主导^[1],因而5#堆料中氨氮的质量分数逐渐升至最高。

堆肥初期,氨气产生量很少,随着堆体自升温过程的结束,氨气产生速率提高,氨气量在第13天左右基本达最大值,随后趋于稳定,这可能是堆体的pH发生变化,部分氨氮转化为氨气释放造成的。堆肥前7 d,3#堆体的氨气产量和速度最高,7 d之后5#堆体的氨气产生速度陡然提高,氨气产量也逐渐升至最高,这与氨氮质量分数变化基本一致。

2.2.5 青霉素残留的降解情况

青霉素标准品的出峰位置如图7(a)所示。取堆肥前5 d 1~4#堆体样品分别进行测定,以3#堆体的初始样和堆肥5 d后的样品检测结果为例,如图7(b)、7(c)所示。可以看出,堆肥原料可检出成分复杂,但在该方法下分离良好,于3 min处可观察到明显出峰,经计算,青霉素在新鲜菌渣中的残留质量分数约为1.45 mg/g ,即2 433 U/g。堆肥第5天的样品可检出成分明显减少,且未在3 min处出峰,这表明此时青霉素质量分数已低于该方法检测限,经换算,青霉素残留质量分数低于0.016 2 mg/g ,降解率达98.9%以上,该结果证明堆肥过程有效削减了堆肥原料中的青霉素残留水平。其他几个堆体第5天的样品同样未检出青霉素残留。

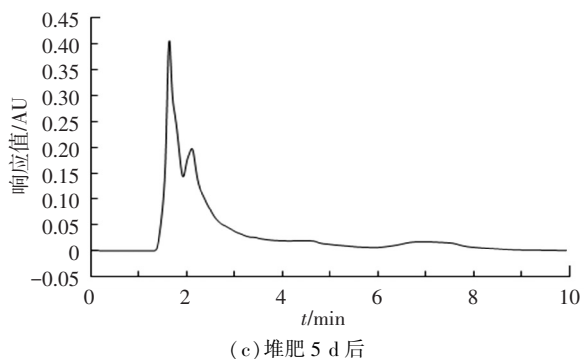
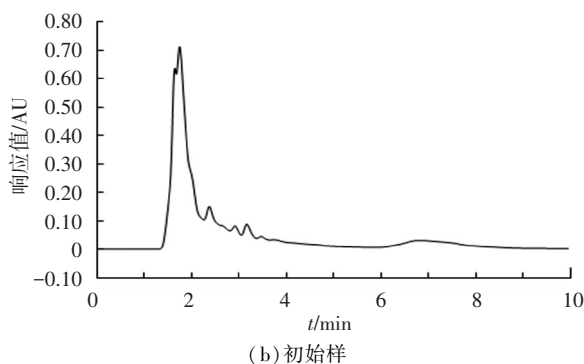
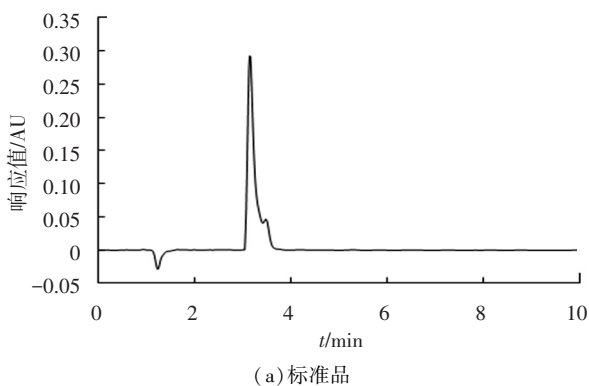


图7 青霉素标准品及堆肥样品高效液相色谱图

3 结 论

1)除3#堆体外,其余4个堆体中的木屑形态未见明显变化,推断实验中木屑只是改善了物料通透性,基本没有参与微生物作用,这可能和堆料中缺少纤维素降解菌有关,也可能是堆肥周期过短造成的。

2)青霉素菌渣与污泥混合好氧堆肥可以达到64 $^{\circ}\text{C}$ 的高温且在高温段维持一定时间,而青霉素在最高温度仅为42.5 $^{\circ}\text{C}$ 的堆肥过程中即可实现高于98.9%的降解,证明堆肥法可以有效实现青霉素菌渣的无害化处理,菌渣中青霉素的残留没有影响正常堆肥过程。

3)含有菌渣的堆体可以达到更高的堆肥温度,同时可以在一定程度上保留堆肥原料中的氮素,菌渣与污泥配比在1:1~2:1效果最佳。污泥与菌渣混合堆肥很好地弥补了两种原料本身的不足。

参考文献

- [1] 陈希.青霉素菌渣与城市污泥混合堆肥处理工艺研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2013.
- [2] 李月海,刘冬玲,谢幼梅,等.抗生素菌渣的综合利用[J].山东畜牧兽医,2000(6):28-31.
- [3] 成建华,张文莉.抗生素菌渣处理工艺设计[J].医药工程设计,2003,26(2):31-34.
- [4] 贡丽鹏,郭斌,任爱玲,等.抗生素菌渣理化特性[J].河北科技大学学报,2012,33(2):190-196.

[5] 阮南,黄莉静,徐萌.青霉菌渣固态发酵法生产菌体蛋白饲料的应用研究[J].河北工业科技,2006,23(2): 79-81.

[6] 李秀环.用青霉素菌渣制备酵母膏、酵母粉代用品的方法及应用[J].广西轻工业,2007(5):3-4.

[7] 李士坤,谭天伟.从青霉菌丝体中提取核糖核酸的研究[J].北京化工大学学报,2005(6):23-26.

[8] 周保华,高勤,郭斌,等.碳酸钾化学活化法制备土霉素菌渣活性炭研究[J].南京理工大学学报,2012,36(6):1070-1074.

[9] 周保华,高勤,郭斌,等.响应面法优化青霉素菌渣活性炭制备技术的研究[J].河北科技大学学报,2012,33(6):554-558.

[10] 张红娟,郭夏丽,王岩.林可霉素菌渣与牛粪联合堆肥实验研究[J].环境工程学报,2011,5(1):231-234.

[11] DOLLIVER H, GUPTA S, NOLL S. Antibiotic degradation during manure composting[J]. Journal of Environmental Quality-Abstract, 2007, 27(3): 1245-1253.

[12] KAKIMOTO T, FUNANIZU N. Factors affecting the degradation of amoxicillin in composting toilet [J]. Chemosphere,2007,66(11):2219-2224.

[13] KAKIMOTO T, OSAWA T, FUNAMIZU N. Antibiotic effect of amoxicillin on the feces composting process and reactivation of bacteria by intermittent feeding of feces [J]. Bioresource Technology, 2007,98:3555-3560.

[14] SCHLÜSENER M P, BESTER K. Persistence of antibiotics such as macrolides, tiamulin and salinomycin in soil [J]. Environmental Pollution, 2006, 143(3): 565-571.

[15] KIM K R, OWENS G, OK Y S, et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting[J]. Waste Management, 2012, 32: 110-116.

[16] ARIKAN O A, MULBRY W, RICE C. Management of antibiotic residues from agricultural sources use of composting to reduce chlortetracycline residues in beef manure from treated animals [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 164: 483-489.

[17] WU Xiaofeng, WEI Yuansong, ZHENG Jiayi, et al. The behavior of tetracyclines and their degradation products during swine manure composting [J]. Bioresource Technology,2011, 102: 5924-5931.

[18] RAMASWAMY J, PRASHER SO, PATEL R M, et al. The effect of composting on the degradation of a veterinary pharmaceutical [J]. Bioresource Technology, 2010,101:2294-2299.

[19] 李季,彭生平.堆肥工程实用手册[M].北京:化学工业出版社,2011:1-236.

[20] 温玉麟.青霉素的稳定性[J].中国药学杂志,1964,9: 388-397.

(编辑 刘 彤)