

快速后温好氧堆肥过程中关键酶活性变化规律研究

徐超¹, 李兵^{1*}, 俞雯雯², 岳远¹, 董志颖¹

(1. 宁波大学 建筑工程与环境学院, 浙江 宁波 315211; 2. 宁波浙环科环境技术有限公司, 浙江 宁波 315040)

摘要: 实验利用一套自行设计的水浴式供能好氧堆肥系统, 以典型有机垃圾-餐厨垃圾为原料进行了3批堆肥处理试验, 第1批实验利用太阳能供能, 第2批利用太阳能辅助电能供能, 第3批无任何外加能量, 研究了此3种供能堆肥过程中物质降解与关键性酶的活性变化规律。实验结果显示: (1)第1批受外界天气影响较大, 堆温变化波动幅度大, 最高堆肥只有43℃, 仅为中温堆肥; 第2批实验最高堆温可达56℃, 高温堆肥期有4d; 第3批实验完全为常温堆肥, 反映出外界环境温度的影响较大; (2)第2批实验最终的C/N值为10.2, 低于第1批的12.1与第3批的13.7, 表明第2批实验中物料降解更彻底; (3)第2批实验过程中, 过氧化氢酶、脲酶、蛋白酶的活性均高于第1批与第3批实验, 表明第2批实验过程中的生化反应更剧烈。其中, 过氧化氢酶和脲酶活性在初期较高, 堆体温度上升后迅速下降, 并保持在较低水平; 蛋白酶活性初期较高, 随堆温的升高而上升, 反映出在堆肥的不同阶段发挥主导作用的酶活性不同。

关键词: 餐厨垃圾; 太阳能; 好氧堆肥; 酶活性

中图分类号: X706

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2019) 02-0016-07

餐厨垃圾主要指家庭、餐馆以及在食品加工以及用餐过程等环节产生的废弃物, 具有高含水率、易腐败变质、高油脂含量、低有害物质含量的特点, 且产量逐年升高, 如处置不当, 将会影响社会环境与居民身体健康; 因其无害化、减量化、资源化得到广泛关注^[1-4]。餐厨垃圾含大量有机物、营养丰富, 诸多研究表明餐厨垃圾高温好氧堆肥处理切实可行, 且可工程化应用^[5-7]。

由于堆体初始温度低, 特别是在外界气温较低的情况下, 或者堆肥过程中的相关操作, 诸如翻堆、搅拌, 物料不能很快进入快速的生物降解进程。有学者研究认为, 如利用快速后温技术, 即对堆体的初始温度进行人工干预, 使之快速提高, 则会加快有机生活垃圾的降解速度, 使堆肥周期大为缩短^[8-9]。目前, 快速后温技术的研究多集中在升温技术手段以及堆肥过程中常规指标参数现象的描述^[10-11], 但对生化降解过程中酶活性研究较少。而微生物分解有机物的过程是一种酶促反应, 通过

微生物分泌的酶进行作用, 研究酶活性变化可以揭露堆肥腐熟过程的本质, 因而有必要对堆肥过程关键酶的变化规律进行研究。

因此, 为了研究餐厨垃圾堆肥过程中的关键酶活性变化规律, 本文借助一套以太阳能/电能作为能量输入方式的水浴式供能好氧堆肥系统, 使得试验堆体能够在无能量输入、不稳定能量输入以及稳定能量输入三个状态下运行; 并以宁波某大学食堂餐厨垃圾为堆肥原料进行好氧堆肥试验, 过程中检测温度、TOC、TN、蛋白质、脂肪、蛋白酶、脲酶、过氧化氢酶等指标, 通过这些数据对比分析, 研究快速后温技术条件下的物质降解与酶活性变化规律, 揭示其降解机理。

1 材料与方法

1.1 试验设备

本研究采用自行设计的水浴式供能好氧堆肥装置, 该试验装置具体分为反应器和能量供给2个

收稿日期: 2018-04-13.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journal.lg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 浙江省公益基金(LGF19E080006); 宁波市科技局科研项目(2015C50043)。

第一作者: 徐超(1991-), 男, 安徽阜阳人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 有机废物生物处理。E-mail: xuchao166@126.com

*通信作者: 李兵(1977-), 男, 江苏泰州人, 博士/副教授, 主要研究方向: 固体废物处理与资源化。E-mail: libing@nbu.edu.cn

系统, 具体图例如图 1 与图 2 所示。

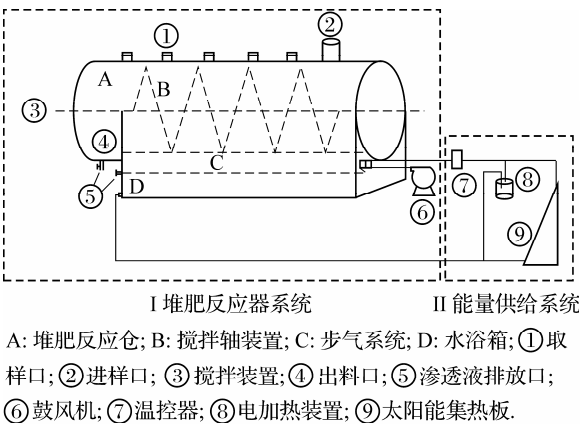


图 1 水浴式堆肥系统示意图

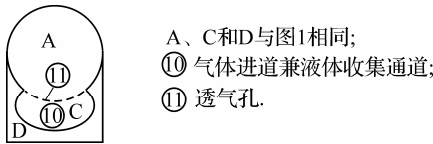


图 2 堆肥反应器侧面图

堆肥仓为卧式圆桶型, 尺寸为 4 200 mm×420 mm×5 mm(长×内径×壁厚)。在堆肥仓顶部, 共设置 5 个取样口, 同时用作温度测定口。堆肥仓的下半部分置入水浴箱中, 水浴箱与堆肥仓之间设置布气腔, 并且与空气压缩机相连接。在堆肥仓与布气腔衔接处设置大量透气孔, 该透气孔也作为物料渗滤液排出口; 在透气孔内加层滤网, 防止物料堵塞透气孔。在堆肥仓的外部采用保温层包裹。装置中采用可控转速电机连接搅拌轴, 并利用鼓风机对堆肥仓供气。通过具有保温层的钢管连接水浴箱与能量供给系统, 其中能量供给系统由平板太阳能集热器、电加热器及温度控制器组成。在堆肥试验过程中, 水浴箱内温度设定为 40℃, 当水温低于 40℃时, 则温控器启动, 开始对水箱内的水进行加热。

1.2 试验材料

试验所需的 2 批样品均取自于宁波某大学学生食堂的餐厨垃圾。样品取回后进行预处理, 将餐巾纸、塑料袋、纸杯等不可降解物挑出, 样品剩余主要成分为米饭、青菜叶、鸡肉、猪肉、豆制品等, 其初始性质见表 1。试验过程中, 第 1 批样为太阳能提供能量, 第 2 批样为太阳能辅助电能供给能量, 第 3 批样为无任何外加能量试验, 以作比较。表 1 数据表明, 在 2 批原料的初始性质中, 含水率都比

较高; 可降解有机质含量大, C/N 值处于最佳比值 (25~30):1 之内^[12-13]。

表 1 原料初始性质

批次	含水率/%	pH	TOC/%	TN/%
第 1 批样	83.2	5.52	50.41	1.72
第 2 批样	81.7	5.63	49.89	1.89
第 3 批样	83.6	5.57	50.66	1.79

批次	C/N	脂肪/%	蛋白质/%
第 1 批样	29.3:1	12.3	27.37
第 2 批样	26.4:1	9.6	23.60
第 3 批样	28.3:1	11.8	27.10

1.3 试验方法

堆肥过程中, 将温度计置于堆体中心, 直接测堆体温度, 取 8:00 和 20:00 的温度平均值。每天从堆体的上、中、下 3 个部分取料混匀后测其理化性质。参数均测定 3 个平行样, 取平均值作为最终数值, 试验中所测参数及对应测定方法见表 2。

表 2 试验各参数测定方法

参数名称	测定方法
含水率	灼烧减重法
温度	温度计
TN	CJ/T 96-2013 半微量开氏法
TOC	重铬酸钾-硫酸银催化容量法
脂肪	酸水解法(GB 5009.6-85)
蛋白质	凯氏微量法
蛋白酶	蛋白酶活力测定法
脲酶	苯酚钠比色法
过氧化氢酶	高锰酸钾滴定法

2 结果与分析

2.1 温度的变化

好氧微生物在新陈代谢活动中释放出大量热量在物料内部累积, 造成堆体温度上升, 而温度是直观反映堆肥成功启动的重要参数, 并且温度升高又决定了微生物的代谢活性^[14]。试验开始时, 外界温度均在 10℃以下, 取样处理后的物料放入堆肥装置时, 堆体温度基本与外界温度一致。图 3 表明, 堆肥开始 1 d 时, 微生物代谢活性增强并大量繁殖, 2 个批样的温度明显升高, 第 1 批样的堆体温度由初始的 9℃上升至 29℃, 第 2 批样由 8℃上升至 22℃, 而未采取供能措施的堆体最高温度只达

到 31℃, 且持续时间较短, 可见堆体温度上升的速度受外界环境影响比较明显. 随着堆肥的进行, 2 个批样的温度都经历了先升高后降低的过程. 原因在于堆肥初始阶段, 嗜温菌担负着大部分的代谢活动, 微生物活性增强, 进而堆体温度提高. 紧接着嗜热菌取代了嗜温菌, 随着物料中有机质的消耗, 微生物生长受到限制, 堆体温度下降^[15]. 从图 3 还可以看出, 堆肥开始的第 4 天, 第 1 批样就达到了最高温度 43℃, 第 5 天温度开始下降. 由于天气原因, 太阳能难以持续供能, 水浴温度波动较大, 则受此供能的第 1 批样温度在整个堆肥过程中温度下降快. 而未采取供能的堆体, 温度上升较慢, 而且持续时间较短, 这表明如果没有供能系统, 虽然有保温层的存在, 但堆肥依然在很大程度上受外界环境的影响. 第 2 批样在第 5 天时上升到 53℃, 之后连续 4 d 超过了 50℃以上的高温, 堆肥进入高温降解阶段. 第 7 天时达到了最高温度 56℃, 其中, 50℃以上的高温保持 4 d, 达到了无害化的要求^[16-17]. 由于持续供能, 堆肥较早进入高温阶段, 高温环境下的微生物更为活跃, 餐厨垃圾堆肥腐熟时间缩短. 由此可见, 通过持续供能可以解决低温环境对堆肥试验的不利影响, 能加快好氧堆肥的启动.

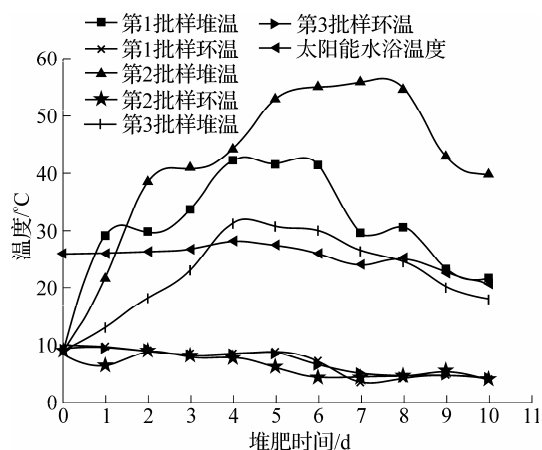


图 3 温度随堆肥时间的变化

2.2 C/N 的变化

如图 4 所示, 在堆肥过程中, 3 个批样的 C/N 基本呈下降趋势, 第 1 批样由初始的 29.3 下降至 12.1, 第 2、3 批分别由初始的 26.4 和 28.3 下降至 10.2 和 13.7. 由于 TOC(总有机碳)与 TN(总氮)的波动直接影响 C/N 的变化. 在堆肥初始阶段, 微生物

繁殖速度加快, 物料中易降解的有机物首先被快速降解, 有机碳被快速分解, 这就导致 TOC 含量下降较快^[18]; 堆肥初期使易分解物质被大量降解, 堆肥后期, 剩余的是多位难降解的有机物, TOC 降解速率缓慢, 但总量仍在持续下降^[19]. 试验过程中, 第 2 批样温度比第 1 批样高, 因而第 2 批样中微生物降解效率高, 导致 TOC 减量较多. 与此同时, 堆肥初期 TN 呈上升趋势, 其原因可能是^[12,20]: (1)在堆肥过程中, 微生物大量繁殖, 物料中有机物被较快分解, 随着物料体积的减少, 堆体中 TN 含量相对增加; (2)微生物通过氨化作用促使含氮有机物快速降解, 转化为 $\text{NH}_3\text{-N}$, 在 pH 值较低、物料含水率较高的条件下, $\text{NH}_3\text{-N}$ 转变 NH_3 损失的量较小. 第 1 批样在第 4 天由于氨化作用产生氨气和硝化作用产生硝态氮淋失与 N 的“浓缩”效应之间的动态平衡. 随着堆肥的进行, 由于氮含量的持续相对浓缩、氮损失综合效应, TN 含量变化较小, 逐渐趋于平衡. 有研究认为, 在堆肥试验后期, 通过添加固氮菌剂可以使堆体 TN 含量升高^[21]. 因而在整个堆肥过程中, TOC 的减少和氮的相对增加导致 C/N 呈现下降趋势、堆肥初期下降幅度大.

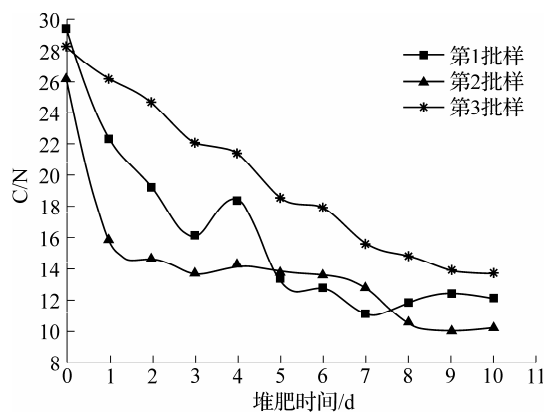


图 4 C/N 随堆肥时间的变化

2.3 脂肪含量的变化

图 5 表明, 在堆肥期间, 第 1 批样与第 2 批样中脂肪百分率分别从初始 12.3%和 9.6%下降至 3.6%和 0.25%, 第 3 批样脂肪百分率由 11.8%降至 4.8%, 且降解规律基本一致. 1~5 d 内, 采取供能措施的 2 个批样的脂肪含量下降速率较快, 这是因为堆体温度升高, 含水率适宜, 脂肪分解菌大量繁殖, 与脂肪降解相关的过氧化氢酶活性较高, 堆体中易降解脂肪得到快速分解; 第 3 批样由于堆体温度

较低,分解速度较慢.随着堆肥的进行,过氧化氢酶活性逐渐下降,且保持稳定状态,脂肪含量的趋势与过氧化氢酶活性保持一致.由于餐厨垃圾中的脂肪属于易降解有机物,堆肥过程开始后,脂肪即进入快速降解期,与文献[22]所研究的脂肪易被嗜温菌分解结论相同.

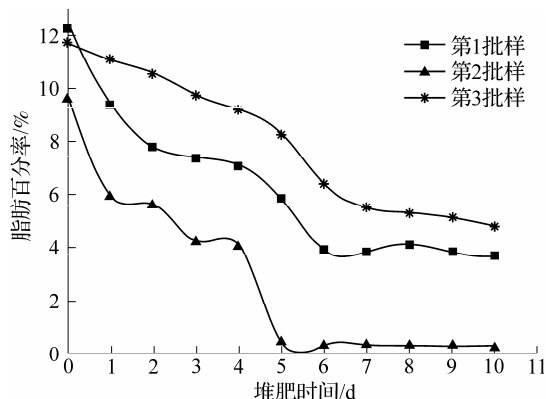


图5 脂肪百分率随堆肥时间的变化

2.4 过氧化氢酶活性的变化

氧化还原类酶是好氧堆肥过程中参与作用的重要酶之一,其中过氧化氢酶是氧化还原酶中重要的一种.因此过氧化氢酶的活性程度是堆肥过程中的重要参数指标^[23-24].

由图6可见,不同堆肥温度环境中的过氧化氢酶活性的变化规律是不同的,前2个批样的过氧化氢酶活性在堆肥初期呈现出下降的趋势,但随着堆体温度的上升,酶活性也在逐渐上升,堆肥过程出现波动,在堆肥后期呈现下降趋势,并逐渐趋于稳定状态.1~4 d,3个批样的过氧化氢酶活性呈直线下降趋势,第1批样由第1天的 $0.32 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$ 降至 $0.26 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$,在之后的几天内大致保持在 $0.25 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$ 左右,而第2批样由第1天的 $0.324 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$ 降至 $0.25 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$,在第5天开始上升至 $0.279 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$,从第6天开始基本保持在 $0.26 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$ 左右,第3批样从第4天开始基本稳定保持在 $0.23 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{min})^{-1}$.持续供能的第2批样,过氧化氢酶活性高于第1批与第3批样.在堆肥初期过氧化氢酶活性较高,随着堆肥成功启动,受堆温影响,过氧化氢酶活性较快下降,随着堆温的适宜以及微生物的分解,过氧化氢酶活性逐渐上升,并最后趋于稳定,这与谭小琴等^[25]的研究结果一致.上述说明,过氧化氢酶活性受温

度环境条件影响明显.

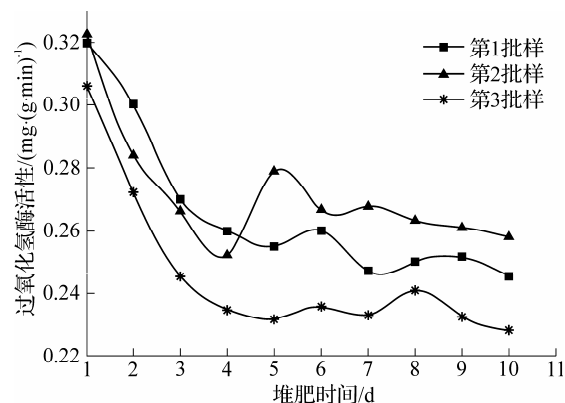


图6 过氧化氢酶活性随堆肥时间的变化

2.5 蛋白质含量的变化

图7表明,在堆肥期间,第1批样与第2批样中蛋白质含量总体呈下降趋势,分别从初始含量27.37%和23.6%下降至12.22%和10.6%,无外加供能的第3批样由27.1%降至16.55%.第1批样由于受外界环境温度的影响,微生物没有良好的生长环境,蛋白酶活性不够高,导致蛋白质在降解过程中波动较大,1~4 d内,蛋白质含量基本无变化,在第5天及之后开始明显下降.第2批样由于温度较为稳定,所以降解趋势较为规律,在整个堆肥过程中,初期蛋白质含量持续下降,在堆肥后期,随着物料中有机物含量的不断减少,加之堆温有所下降,堆体内微生物活性降低,蛋白质含量逐渐趋于稳定.第3批样的堆体蛋白质含量也在持续下降,但由于堆体温度不高,降解速度较慢,到堆肥后期还处于较高水平.这些都说明在堆温较高期间,蛋白质降解速度较快,蛋白酶活性对蛋白质的降解起主导作用^[26].

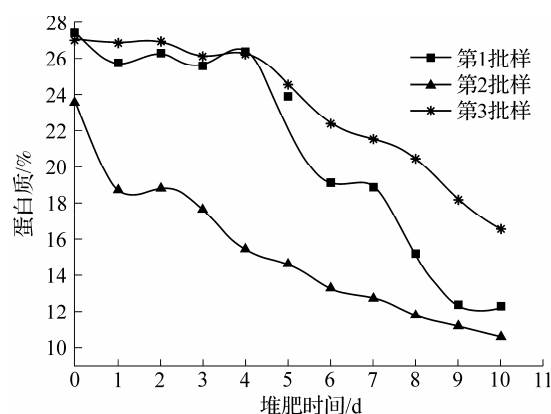


图7 蛋白质百分率随堆肥时间的变化

2.6 蛋白酶活性的变化

蛋白酶是水解酶中重要的一种,在堆肥过程中将物料中的蛋白质水解为氨基酸,在氮素代谢过程中起到重要作用。

由图 8 可见,3 批样的蛋白酶活性程度变化规律呈现相同趋势。第 1 批样由初期的 $2.7 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 至堆肥结束的 $7.9 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,第 2 批样由初期的 $2.6 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 至结束的 $9.2 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,第 3 批样由初期的 $2.62 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 至结束的 $5.7 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 。具体表现为在堆肥开始的初期阶段,蛋白酶活性呈下降状态,且活性较低,其中,通过电能持续加温的第 2 批样,蛋白酶活性最大,在堆肥后期一直处于较高水平;采用太阳能加热的第 1 批样蛋白酶活性略低于电能持续加热的第 2 批样;未采取加温的第 3 批样在整个堆肥过程中,蛋白酶活性始终处于较低水平。随着堆肥的进行,微生物活跃程度加大,蛋白酶活性开始上升。由于餐厨垃圾中含有大量高蛋白物质,因此通过研究堆肥过程中的蛋白酶活性变化可以更深层次地了解堆肥物料在降解过程中的蛋白质转化情况,而蛋白质的降解规律与蛋白酶活性总体保持一致。在堆肥初期阶段,微生物繁殖,堆体中的糖类与脂肪等易降解物质先被降解,此阶段的微生物活跃程度不够,蛋白酶活性较低;堆肥中期,微生物大量繁殖,加之堆体有外加能量供给,堆温迅速提升,此时蛋白质等一些难降解物质开始被微生物所消耗,并产生大量的蛋白酶,蛋白酶的活性大大提升^[27]。

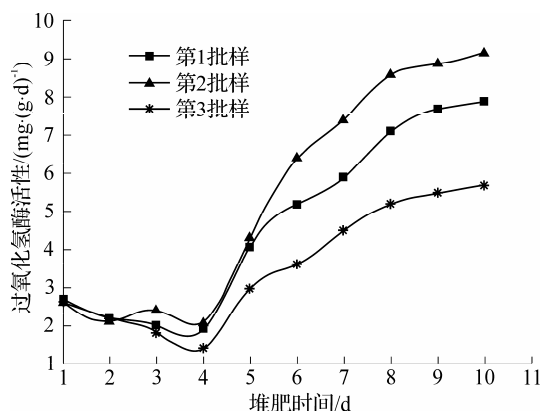


图 8 蛋白酶活性随堆肥时间的变化

2.7 脲酶活性的变化

水解类酶是堆肥过程中有机物矿化的一类关键酶,其活性可以表明有机物降解的速度与强度,

其中脲酶与堆肥过程中的氮元素密切相关,其活性可以表明堆体中微生物的活跃程度,是关键酶中重要的一种。

由图 9 可见,堆肥原料中脲酶活性较高,随着堆肥进行,3 批样脲酶活性初期呈下降趋势,在堆肥后期呈现上升状态。在堆肥前 7 d,第 1 批样与第 3 批样的脲酶活性呈明显下降趋势,其中第 1 批样脲酶活性由第 1 天的 $2.68 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 降至第 6 天的 $1.86 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,第 3 批样由 $2.81 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 降至 $1.77 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,第 7 天降至最低的 $1.65 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 与 $1.64 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$;第 2 批样从第 1 天的 $2.71 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 下降至第 4 天的 $2.03 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$,在随后的几天中稳定保持在 $2.00 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{d})^{-1}$ 左右,始终高于第 1 批样与第 3 批样。李琬等^[28]以及陈智学等^[29]的研究表明,堆肥过程中,脲酶活性在初期阶段呈下降趋势,随着堆肥进行,脲酶活性趋于平稳,到后期有所上升。由本实验结果可知,温度对脲酶活性有直接影响,脲酶活性随着堆体温度的升高呈下降趋势,这主要是由于脲酶活性与堆体中氮元素有关,堆体中氮元素含量较高时,脲酶活性则变高。实验所取的餐厨原料中由于氮素含量高,所以初期脲酶活性高,随着堆肥的进行,堆体温度的升高以及氮元素的减少,造成脲酶活性降低。在堆肥进入腐熟期,堆体温度下降,堆体物质的减少,相对造成含氮量的升高,则出现了在后期脲酶活性升高的状态。

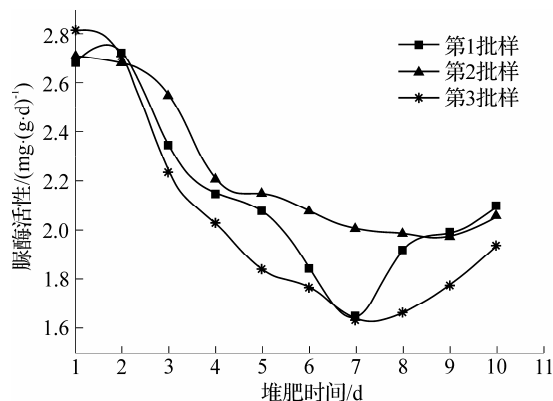


图 9 脲酶活性随堆肥时间的变化

3 结论

本文通过利用太阳能及太阳能辅助电能两种供能方式与未采取供能方式堆肥进行对比试验,

研究了堆肥过程中物质降解与关键酶活性的变化规律,可以得出以下结论:

(1)第1批受外界天气影响较大,堆温变化波动幅度大,最高堆肥只有43℃,仅为中温堆肥;第2批实验最高堆温可达56℃,高温堆肥期有4d;第3批实验完全为常温堆肥,反映出外界环境温度的影响较大。

(2)第2批实验最终的C/N值为10.1,低于第1批的12.1与第3批的13.7;第1批样与第2批样中脂肪百分率分别从初始12.3%和9.6%下降至3.6%和0.25%,第3批样脂肪百分率由11.8%降至4.8%,表明第2批实验中物料降解更彻底。

(3)第2批实验过程中,过氧化氢酶、脲酶、蛋白酶的活性均高于第1批与第3批实验,表明第2批实验过程生化反应更剧烈。其中,过氧化氢酶和脲酶活性在初期较高,堆体温度上升后迅速下降,并保持在较低水平;蛋白酶活性初期较高,随堆温的升高而上升,提示了在堆肥的不同阶段发挥主导作用的酶活性不同。

参考文献:

- [1] 张丽军. 城市餐厨垃圾特点及处理技术分析[J]. 环境与发展, 2017, 29(5):232-234.
- [2] 时朝辉, 张明. 餐厨垃圾处理研究现状[J]. 安徽农学通报, 2017, 23(9):95-96.
- [3] Zhang D Q, Tan S K, Gersberg R M. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges[J]. Journal of Environmental Management, 2010, 91(8):1623-1633.
- [4] 蔡旺炜, 陈俐慧, 王为木, 等. 我国城市厨余垃圾好氧堆肥研究综述[J]. 中国土壤与肥料, 2014(6):8-13.
- [5] 农传江, 徐智, 汤利, 等. 餐厨垃圾特性及处理技术分析[J]. 环境工程, 2014, 32(S1):626-629; 692.
- [6] 金杨. 餐厨垃圾特性及处理技术研究[J]. 绿色环保建材, 2017(7):222.
- [7] Gabhane J, William S P, Bidyadhar R, et al. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost[J]. Bioresource Technology, 2012, 114(2):382-388.
- [8] 石文军. 全程高温好氧堆肥快速降解城市生活垃圾及其腐熟度判定[D]. 长沙: 湖南大学, 2010.
- [9] 曹云, 黄红英, 钱玉婷, 等. 超高温预处理装置及其促进鸡粪稻秸好氧堆肥腐熟效果[J]. 农业工程学报, 2017, 33(13):243-250.
- [10] 任连海, 何亮, 宁娜, 等. 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, 28(5):40-44.
- [11] 李兵, 董志颖, 王英. 两种供能方式对厨余垃圾好氧堆肥的影响研究[J]. 环境工程, 2012, 30(5):86-90.
- [12] Kaosol T, Kiepkudee S, Towatana P. Influence of nitrogen containing wastes addition on natural aerobic composting of rice straw[J]. American Journal of Agricultural & Biological Science, 2012, 7(2):121-128.
- [13] 许晓杰, 冯向鹏, 张锋, 等. 餐厨垃圾资源化处理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2015:30-31.
- [14] 蓝俞静, 刘玉德, 张媛, 等. 餐厨垃圾生物好氧堆肥的影响因素研究[J]. 环境科学与技术, 2013, 36(S1):30-33.
- [15] 林宋, 承中良, 张冉, 等. 产出垃圾处理关键技术与设备[M]. 北京: 机械工业出版社, 2013:47-51.
- [16] 耿晓洒, 汤庆丰, 邢美燕, 等. 城市污泥好氧堆肥研究进展[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(18):107-110.
- [17] 周继豪, 沈小东, 张平, 等. 基于好氧堆肥的有机固体废物资源化研究进展[J]. 化学与生物工程, 2017, 34(2):13-18.
- [18] 唐璐, 曹晓晓, 和苗苗. 好氧堆肥过程中含碳有机物演化特征研究进展[J]. 杭州师范大学学报(自然科学版), 2015, 14(2):217-224.
- [19] 马瑶, 王宏哲, 彭举威, 等. 不同C/N比的村镇剩余污泥堆肥资源化研究[J]. 哈尔滨商业大学学报(自然科学版), 2016, 32(1):29-32.
- [20] 朱新梦, 董雯怡, 王洪媛, 等. 堆肥方式对氮素损失和留存的影响[J]. 中国农学通报, 2017, 33(16):97-104.
- [21] 李兵, 王英, 董志颖. 餐厨垃圾与水葫芦联合好氧堆肥物质组分分类表征[J]. 环境科学学报, 2013, 33(9):2531-2538.
- [22] Raut M P, Prince William S P M, Bhattacharyya J K, et al. Microbial dynamics and enzyme activities during rapid composting of municipal solid waste: A compost maturity analysis perspective[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(14):6512-6519.
- [23] 赵洪颜, 李杰, 刘晶晶, 等. 沼液堆肥和牛粪堆肥发酵过程中酶活性及理化指标变化的差异[J]. 中国农业大学学报, 2013, 18(2):153-157.
- [24] 张凯煜, 谷洁, 赵听, 等. 土霉素和磺胺二甲嘧啶对堆肥过程中酶活性及微生物群落功能多样性的影响[J]. 环境科学学报, 2015, 35(12):3927-3936.
- [25] 谭小琴, 邓良伟, 伍钧, 等. 猪场废水堆肥化处理过程中微生物及酶活性的变化[J]. 农业环境科学学报, 2006(1):244-248.
- [26] 贾传兴, 彭绪亚, 袁荣焕, 等. 生物可降解度判定生活

- 垃圾堆肥处理的稳定性[J]. 中国给水排水, 2006(5):68-70.
- [27] 牛俊玲, 郑宾国, 梁丽珍. 餐厨垃圾堆肥过程中水解酶活性变化的研究[J]. 中国农学通报, 2012, 28(11):284-288.
- [28] 李琬, 许修宏. 外源微生物对堆肥理化性质及酶活影响的研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(3):592-596.
- [29] 陈智学, 谷洁, 高华, 等. 土霉素对堆肥过程中酶活性和微生物群落代谢的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(21):6957-6966.

Study on variations of key enzyme activity in quick start-up aerobic composting process

XU Chao¹, LI Bing^{1*}, YU Wen-wen², YUE Yuan¹, DONG Zhi-ying¹

(1.Faculty of Architectural, Civil Engineering and Environment, Ningbo University, Ningbo 315211, China;

2.Ningbo Zhehuanke Environment Technology Co. Ltd., Ningbo 315040, China)

Abstract: In the experiment a self-designed water bath-type aerobic composting system is used to carry out three sets of composting treatment of typical organic waste-household kitchen waste. In the 1st set of experiments solar energy is utilized, and solar energy is used in addition to electric energy supply for the 2nd set, while in the 3rd set no external energy is added. Study is conducted on degradation of organic matters and variations of enzyme activity during composting. The experimental results show that: 1) The results in the 1st set of experiments are greatly dependent on the outdoors weather, and compost varies with large fluctuation of stack temperature. The highest compost is only 43 °C, belonging to the medium temperature compost; the highest stack temperature in the 2nd set is 56 °C, and the high temperature composting period is 4 d. The 3rd set of experiments is conducted in the completely normal temperature composting, reflecting the greater impact of external environmental temperature; 2) The final C/N value of the 2nd set of experiments is 10.2, lower than both 12.1 in the 1st set and 13.7 in the 3rd set, indicating that the material degradation is completed more thoroughly in the 2nd set of experiments; 3) In the process of the 2nd set of experiments, the activities of catalase, urease and protease are higher than those involving the 1st set and the 3rd set, indicating that the biochemical reaction in the 2nd set of experiments is more active. Among them, the roles played by catalase and urease are more active at the initial stage, and the temperature of the heap rapidly decreases and remains at a low level. The protease activity is more notable at the beginning and increases with the heap temperature growing higher, suggesting the difference in composting. It is found that the enzyme activity playing a leading role varies with the different stage.

Key words: kitchen waste; solar energy; aerobic composting; enzyme activity

(责任编辑 章践立)