

酒精加工废弃物与城市污泥混合高温好氧发酵效果

潘恬豪, 陈同斌, 郑国砥, 高 定, 刘洪涛, 周海宾
(中国科学院 地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101)

摘 要: 酒精加工废弃物与城市污泥混合高温好氧发酵,既可以实现酒精加工废弃物资源化利用,又能满足城市污泥无害化处理的需求。研究了木薯酒精加工废弃物与城市污泥高温好氧发酵过程中物料性质的动态变化,结果表明:堆体发酵温度高于 55 ℃且持续 6 d,实现了物料的无害化处理要求;物料含水率、挥发性固体含量、pH 值分别由 65.2%、73.5%、7.6 降至 51.7%、67.8%、7.2;物料电导率在好氧发酵过程中呈上升趋势,发酵产品的电导率为 2 564 $\mu\text{S}/\text{cm}$,不具有植物盐害效应;发酵产品的种子发芽指数为 74.4%,物料实现腐熟、性质趋于稳定。

关键词: 酒精加工废弃物; 城市污泥; 高温好氧发酵

中图分类号: X705 **文献标识码:** C **文章编号:** 1000-4602(2014)13-0106-04

Thermophilic Aerobic Fermentation of Distillery Residues and Sewage Sludge

PAN Tian-hao, CHEN Tong-bin, ZHENG Guo-di, GAO Ding, LIU Hong-tao,
ZHOU Hai-bin

(Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Science and Natural Resources
Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China)

Abstract: Thermophilic aerobic fermentation of distillery residues and sewage sludge can not only achieve the resource utilization of distillery residues but also realize the harmless treatment of sewage sludge. The dynamic variation of material properties during thermophilic aerobic fermentation of distillery residues and sewage sludge was studied. The results indicated that the composting pile temperature was higher than 55 ℃ and maintained for 6 days. The moisture content, volatile solid and pH decreased from 65.2%, 73.5% and 7.6 to 51.7%, 67.8% and 7.2 respectively. Although the conductivity of the material showed an ascending trend during thermophilic aerobic fermentation, the final conductivity of the product was 2 564 $\mu\text{S}/\text{cm}$, which had no plant salt injury effect. The germination index of composting products was 74.4% which reflected that the compost was mature and stable.

Key words: distillery residues; sewage sludge; thermophilic aerobic fermentation

随着酒精的需求量上升,酒精加工废弃物(初始酒糟、消化酒糟以及少量废水污泥)的处置问题也备受关注。酒糟虽然可用作牲口饲料或土壤肥料,但其适口性差、易腐败产生多酚化合物和臭气,处理量十分有限。酒精加工废弃物的有机物含量和

C/N 值较高,将其与城市污泥混合后进行高温好氧发酵,则有望实现酒精加工废弃物的资源化利用,同时也可以满足城市污泥无害化处理的要求。然而目前有关酒精加工废弃物高温好氧发酵处理的研究报道较少。

基金项目: 国家科技支撑计划项目(2012BAC25B03); 国家环境保护公益性行业科研专项(201209022)

笔者拟以木薯酒精加工废弃物为例,进行酒精加工废弃物与城市污泥的好氧发酵试验。基于发酵物料的温度、含水率(MC)、电导率(EC)、挥发性固体(VS)、pH值以及种子发芽指数(GI)的动态变化,分析酒精加工废弃物与城市污泥高温好氧发酵的可行性。

表1 试验物料基本性质

Tab.1 Physicochemical properties of raw materials

项 目	含水率/ % 湿基	挥发性固体/ % 干基	密度/ ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	电导率/ ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	pH 值	C/N 值
酒精加工废弃物	28.2 ± 0.41	87 ± 0.35	0.28 ± 0.04	$1\,298 \pm 14.32$	7.24 ± 0.06	31 ± 2.4
城市污泥	79.3 ± 0.30	57 ± 0.31	1 ± 0.05	758 ± 8.23	7.51 ± 0.04	6.7 ± 0.41

1.2 试验方法

利用混料机将木薯酒精加工废弃物、城市污泥以1.5:1(体积比)混合。混匀后的发酵物料置于矩形发酵槽进行发酵作业,发酵堆体长为33 m、宽为5 m、高为1.46 m。使用温度传感器监测堆体(几何中心)上部(40 cm)、中部(80 cm)、下部(120 cm)温度,以三者算术平均值作为堆体平均温度。试验地温度由便携气象站(英国 MetPakPro)自动记录。发酵程序启动后,每隔1 d在堆体上、中、下部多点随机取样,剔除杂质、混匀后用于测定MC、VS、EC、pH值、GI;剩余样品冰冻保存。通风方式采用堆体底部强制通风,通风策略由智能好氧发酵程序 Composoft® 基于堆体温度、氧气状况自行调控^[1]。试验发酵第11、18和21天匀翻堆体。

1.3 分析方法

样品MC采用烘干法(105℃,5 h)测定;VS由烘干样品与灰分含量(550℃、灼烧4 h)差值计算;将鲜样、蒸馏水以1 g:10 mL比例混合,振荡1 h后提取浸提液,利用pH玻璃电极(pH-3c型)、电导仪(DDS-12A)分别测定样品pH值、EC;提取上述10 mL浸提液至垫有滤纸的玻璃皿中,均匀排列20粒小白菜种子后放置在25℃恒温培养箱中,同时以蒸馏水作为空白试验,48 h后计算GI^[2,3];样品C/N值由元素分析仪进行测定。

2 结果与分析

2.1 发酵物料的温度与VS含量变化

好氧发酵过程中堆体温度的动态变化如图1所示。可知,在城市污泥与木薯酒精加工废弃物的好氧发酵进程中,堆体温度变化呈抛物线状。在发酵初始阶段(1~2 d),微生物通过分解代谢物料中水

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验于山东省日照市城市污泥处理厂进行。城市污泥来源于日照市第二污水处理厂,木薯酒精加工废弃物(脱水后)取自日照某酒精制造厂。试验物料使用量及基本性质见表1。

溶性、小分子有机物释放大热量,堆体温度迅速升高,并且于第3天达到峰值(64℃)。我国《粪便无害化卫生标准》(GB 7959—87)规定堆体温度应大于50~55℃,并持续5~7 d,本试验堆体温度高于55℃的持续时间为6 d。由此可知,经过高温好氧发酵,木薯酒精加工废弃物与城市污泥实现了无害化处理。随着发酵时间推进,堆体温度逐渐降低(10~21 d),该现象与易降解有机物消耗殆尽、木薯酒精加工废弃物纤维素成分难以被微生物分解利用有关^[4,5]。此外,水分散失也是堆体温度下降的重要原因^[6,7]。当发酵结束时,堆体温度为33℃,接近于环境温度(29.5℃)。

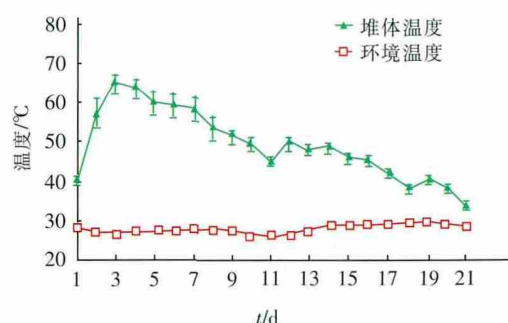


图1 好氧发酵过程中堆体温度的动态变化

Fig.1 Change of pile temperature during composting process

经过21 d的好氧发酵,发酵物料的VS含量由73.5%减至67.8%,仅降低5.7%。Lynch等^[8]认为VS含量变化与发酵物料的物化性质有关。在粪便与锯末的好氧发酵试验中,物料VS降低4%~5%,Huang等^[9]认为锯末的难降解特性影响了物料的VS含量变化。由于木薯酒精加工废弃物含有大量纤维素成分,其对生物酶具有极高抗性^[10],由此

推断木薯酒精加工废弃物的不易降解特性是 VS 损失小的主要原因。

2.2 发酵物料的含水率与 pH 值变化

好氧发酵过程中物料含水率、pH 值的动态变化见图 2。可知,发酵物料的含水率随发酵时间的推进而逐渐降低,由初始值 65.2% 最终降至 51.7%。物料含水率在发酵初始阶段(1~2 d)波动较小,维持在 65% 左右,该现象与微生物活跃的代谢产水活动有关。进入高温阶段(3~9 d),堆体含水率由 64.9% 降至 59.1%,下降速率为 0.96%/d;降温期(10~21 d)的物料含水率则由 57.5% 降至 51.7%,下降速率为 0.52%/d。对比可知,高温期是发酵物料脱水的关键时期,其原因可能与高温期的堆体孔隙度较为理想、气流可轻易穿过堆体有关^[9]。此外,高温有助于提升水分子迁移能力,增加通风水汽携带量。

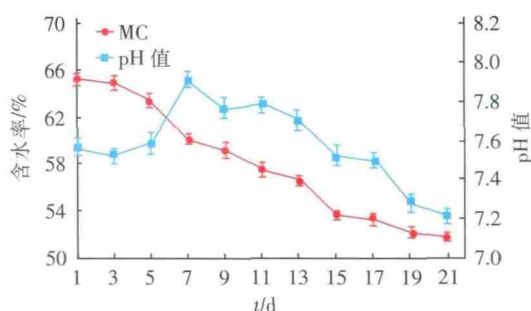


图2 好氧发酵过程中物料含水率、pH值的动态变化

Fig. 2 Change of MC and pH of pile during composting process

由图 2 还可知,在木薯酒精加工废弃物与城市污泥的好氧发酵过程中,发酵物料的 pH 值先升高后降低。当发酵程序启动后,物料 pH 值首先降至 7.51 (第 3 天),然后迅速升高,在第 7 天达到峰值 (7.91)。产酸细菌合成并释放的酸性代谢产物是发酵初期物料 pH 值下降的主要原因^[9]。在此之后,部分有机氮化合物在微生物作用下逐渐转化成碱性氨类物质,物料 pH 值随即升高^[9]。峰值过后,发酵物料的 pH 值逐步降低,该现象可能与氨氮挥发以及硝化细菌代谢所产生的氢离子有关^[9]。经过 21 d 的好氧发酵,木薯酒精加工废弃物与城市污泥混合发酵物料的 pH 值降至 7.2,接近于中性。

2.3 发酵物料的 EC、GI 变化

好氧发酵过程中物料电导率、种子发芽指数的动态变化见图 3。在木薯酒精加工废弃物与城市污

泥混合发酵过程中 EC 呈上升态势,由初始值 1 553 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 逐渐增至第 21 天的最大值 (2 564 $\mu\text{S}/\text{cm}$)。EC 上升与物料分解产生的矿物盐有紧密联系^[9];此外,物料脱水干化作用引起的盐分“浓缩”现象也会促使 EC 升高^[10]。物料 EC 值在发酵末期 (17~21 d) 波动较小,没有明显上升趋势,该现象主要归结于氨气挥发、矿物离子沉淀^[11]。本试验发酵产品的 EC 为 2 564 $\mu\text{S}/\text{cm}$,满足我国《城镇污水处理厂污泥处置 农用泥质》(CJ/T 309—2009) 的规定 (EC < 3 000 $\mu\text{S}/\text{cm}$)。因此,木薯酒精加工废弃物与城市污泥的发酵产品不会对植物生长产生盐害作用。

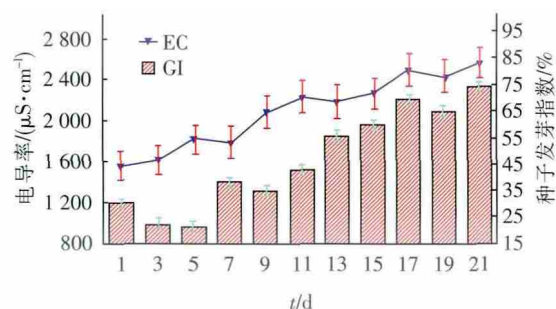


图3 好氧发酵过程中物料电导率、种子发芽指数的动态变化

Fig. 3 Change of EC and GI of pile during composting process

GI 结合了种子发芽率与根系长度,是一种灵敏度高、能够有效反映物料化学成分对植物生长综合影响的腐熟度指标^[9]。试验中 GI 首先由 30.3% (第 1 天) 降至 21.2% (第 5 天),然后逐渐上升,并在发酵结束时 (第 21 天) 达到最大值 (74.4%)。由于早期代谢产物如挥发性脂肪酸等具有植物毒性^[9],所以城市污泥与木薯酒精加工废弃物的 GI 起初呈下降态势,然而上述代谢产物属于中间产物,会随着微生物的分解利用而消失,因此 GI 又逐渐上升^[12]。本试验发酵产品的 GI 为 74.4%,满足 Bernai 等推荐的 GI 值 (> 50%)^[12],以及我国《城镇污水处理厂污泥处置 农用泥质》(CJ/T 309—2009) 的规定 (GI > 60%)。由此可知,木薯酒精加工废弃物与城市污泥经过 21 d 的混合高温好氧发酵可以实现腐熟。

3 结论

在木薯酒精加工废弃物与城市污泥的混合好氧发酵中,堆体发酵温度高于 55 $^{\circ}\text{C}$ 且持续 6 d,发酵物料实现无害化处理;物料含水率、挥发性固体含量、pH 值分别由 65.2%、73.5%、7.6 降至 51.7%、

67.8%、7.2;物料电导率 in 好氧发酵过程中呈上升趋势,发酵产品的 EC 为 $2\,564\ \mu\text{S}/\text{cm}$,不具有植物盐害效应;发酵产品种子发芽指数为 74.4%,物料实现了腐熟、性质趋于稳定。

参考文献:

- [1] Cai L, Gao D, Chen T B, *et al.* Moisture variation associated with water input and evaporation during sewage sludge bio-drying [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 117: 13 – 19.
- [2] Huang G F, Wong J W C, Wu Q T, *et al.* Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust [J]. *Waste Manage*, 2004, 24(8): 805 – 813.
- [3] Gao M C, Liang F Y, Yu A, *et al.* Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios [J]. *Chemosphere*, 2010, 78(5): 614 – 619.
- [4] Pandey A, Soccol C R, Nigam P, *et al.* Biotechnological potential of agro-industrial residues. II: cassava bagasse [J]. *Bioresour Technol*, 2000, 74(1): 81 – 87.
- [5] Lu Y J, Wu X W, Guo J F. Characteristics of municipal solid waste and sewage sludge co-composting [J]. *Waste Manage*, 2009, 29(3): 1152 – 1157.
- [6] Robinzon R, Kimmel E, Avnimelech Y. Energy and mass balances of windrow composting system [J]. *Transactions of the ASAE*, 2000, 43(5): 1253 – 1259.
- [7] Zhao L, Gu W M, He P J, *et al.* Effect of air-flow rate and turning frequency on bio-drying of dewatered sludge [J]. *Water Res*, 2010, 44(20): 6144 – 6152.
- [8] Lynch N J, Cherry R S. Winter composting using the passively aerated windrow system [J]. *Compost Science and Utilization*, 1996, 4(3): 44 – 52.
- [9] Khalil A I, Hassouna M S, El-Ashqar H M A, *et al.* Changes in physical, chemical and microbial parameters during the composting of municipal sewage sludge [J]. *World J Microbiol Biotechnol*, 2011, 27(10): 2359 – 2369.
- [10] Rasapoor M, Nasrabadi T, Kamali M, *et al.* The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method [J]. *Waste Manage*, 2009, 29(2): 570 – 573.
- [11] Wong J W C, Li S W Y, Wong M H. Coal fly ash as a composting material for sewage sludge: effects on microbial activities [J]. *Environ Technol*, 1995, 16(6): 527 – 537.
- [12] Bernai M P, Paredes C, Sánchez-Monedero M A, *et al.* Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes [J]. *Bioresour Technol*, 1998, 63(1): 91 – 99.



作者简介: 潘恬豪(1986 –), 男, 山西运城人, 博士研究生, 研究方向为固体废弃物处理。

E – mail: chentb@ igsnr. ac. cn

收稿日期: 2013 – 12 – 10

以水资源的可持续利用 支持经济社会的可持续发展