

超高温好氧堆肥厨余垃圾技术研究

黄殿男,侯文涛,刘 闯,赵超越,傅金祥

(沈阳建筑大学市政与环境工程学院,辽宁 沈阳 110168)

摘要 目的 研究超高温好氧堆肥处理高油、高盐、低 pH 厨余垃圾技术,提高厨余垃圾的处理效率。方法 采用 $m(\text{辅料}):m(\text{牛粪}):m(\text{厨余})=3:1:1$ 的比例进行堆肥,把不添加菌剂的高温好氧堆肥设为对照组,把添加嗜热菌菌剂的超高温好氧堆肥设为实验组。通过增加堆体温度,加速腐殖化进程来缩短发酵周期。结果 超高温堆肥不依靠外源热源加热,平均温度能够达到 $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上,最高温度达到了 $84\text{ }^{\circ}\text{C}$,堆体当中添加嗜热菌剂使堆肥的发酵温度比高温堆肥高 $20\sim 30\text{ }^{\circ}\text{C}$,发酵时间降低到 13 d,处理效率高。在超高温作用下,电导率前期变化快,较高温堆肥增长了 0.297 mS/cm ,在末期电导率达到了 0.872 mS/cm ,比高温堆肥低 0.193 mS/cm ,高油、高盐厨余垃圾降解程度高,满足了植物正常生长的需求,已为无害资源。超高温好氧堆肥末期测得种子发芽率为 98% ,碳氮质量比为 8.95,堆肥产物符合腐熟要求,厨余垃圾已没有毒性。结论 超高温好氧堆肥技术能够高效率去除高油、高盐、低 pH 的厨余垃圾,实现了餐厨垃圾的无害、无毒、资源化处理。

关键词 餐厨垃圾;好氧堆肥;堆料温度;超高温;共基质

中图分类号 X705

文献标志码 A

Aerobic Compost with Super-high Temperature Bacteria for Kitchen Waste Treatment

HUANG Diannan, HOU Wentao, LIU Chuang, ZHAO Chaoyue, FU Jinxiang

(School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168)

Abstract: Ultra-high temperature aerobic composting technology was studied for treatment of kitchen waste with high oil, high salt and low pH in order to further improve the treatment efficiency of the kitchen waste. A 3:1:1 mix of $m(\text{accessories})$, $m(\text{cow dung})$ and $m(\text{kitchen waste})$ was used for compost. The high temperature aerobic compost without bacterial agent was set as the control group, and the ultra-high temperature aerobic compost with thermophilic bacteria was set as the experimental group. The average composting temperature can reach more than $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ without external heat source heating, moreover the highest temperature can reach $84\text{ }^{\circ}\text{C}$. The stack

收稿日期:2020-10-06

基金项目:国家重点研究计划项目(2018YFD1100500)

作者简介:黄殿男(1983—),女,副教授,博士,主要从事固体废弃物处理处置等方面研究。

with adding thermophilic agent has the fermentation temperature 20 ~ 30 °C higher than that of the stack without adding the agent, the fermentation time reduced to 13 d, and has high treatment efficiency. Under the action of ultra-high temperature, the conductivity(EC) changes rapidly in the early stage, increased 0. 297 mS / cm higher than that of high temperature composting, while at the end of the experiment EC reached 0. 872 mS/cm, 0. 193 mS / cm lower than the high temperature compost; the high oil and salt of kitchen waste can be effectively degraded, and its products meet the requirements of normal growth of plants, has become a harmless resource. The seed germination rate(GI) measured at the end of ultra-high temperature aerobic composting was 98% , and the carbon-nitrogen mass ratio was 8. 95. The composting products met the humus requirements, and the kitchen waste was no longer toxic. Ultra-high temperature aerobic composting technology can efficiently remove the kitchen waste with high oil, high salt and low pH, and realize the harmless, non-toxic and resource treatment of restaurant-kitchen waste.

Key words: kitchen waste; aerobic compost; stack temperature; super high temperature; co-matrix

我国城市厨余垃圾快速增加,占生活垃圾的比例已经达到了 30% ~ 50%^[1],尤其是餐厨垃圾还具有高油、高盐、低 pH 等难处理的特点。如何实现无害化、资源化处理厨余垃圾,已成为亟待解决的问题^[2]。焚烧、填埋等传统处理方式,资源化程度低,而且又增加了二次污染的风险。主流的厨余垃圾的处理方法主要有好氧堆肥、厌氧发酵两种方式,尤其是好氧堆肥法具有高减量率、有害程度低、营养程度较高等优点^[3-5],在厨余垃圾处理方面具有巨大的优势。但高温堆肥技术仍然存在发酵温度低、发酵周期较长、无害化不够彻底、臭气污染严重等缺点。笔者采用超高温好氧堆肥技术,利用嗜热菌,使堆肥的平均温度能够达到 80 °C 以上,比高温堆肥高 20 ~ 30 °C,通过增加堆体温度,加速腐殖化进程来缩短发酵周期,提高厨余垃圾的处理效率。

1 实验

1.1 实验材料

厨余垃圾取自沈阳建筑大学学生食堂,主要成分为米饭、面食、蔬菜、肉类、菜汤和骨头等,预处理后通过三相分离提取出油,废水直接排入管网。牛粪由沈阳市苏家屯杨千村收集。辅料由稻壳和堆肥发酵完成产物组成。实验材料具体参数如表 1 所示。超高温好氧堆肥菌剂为嗜热菌。

表 1 实验材料参数

Table 1 Parameters of experimental materials

材料	pH	含水率/%	w(TN)/% w(有机质)/%	m(C): m(N)
厨余	5.34	75.42	2.46 78.32	18.5
牛粪	6.53	83	2.03 62.9	18
辅料	7.54	27.33	0.65 42.74	41.32

1.2 实验装置

槽体由 5 块聚乙烯塑料板围成,边长为 90 cm。内部有效容积为 0.78 m³。在槽体底部设有 3 根内径 2 cm 的曝气管,曝气管间距为 30 cm,两侧曝气管与墙体的间距为 15 cm,曝气管在下部侧面每间隔 10 cm 设一个两侧向下成 120°依次交错的 5 mm 的气孔(见图 1)。

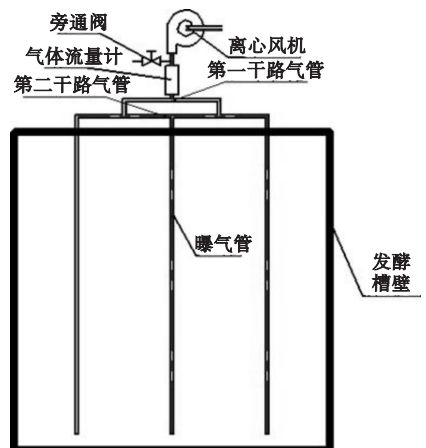


图 1 反应器装置图

Fig. 1 Reactor plant diagram

1.3 实验方案

采用 $m(\text{辅料}):m(\text{牛粪}):m(\text{厨余}) = 3:1:1$ 进行堆肥,把不添加菌剂的高温好氧堆肥设为对照组,把添加嗜热菌菌剂的超高温好氧堆肥设为实验组。然后通过搅拌机进行

搅拌混合,对照组、实验组的初始含水率分别为 51.21%、49.55%,将其搅拌均匀倒入槽体当中。曝气方式为连续曝气,初始、升温、高温、降温阶段选择不同的通风量(见表2)。

表2 实验方案

Table 2 Experimental program

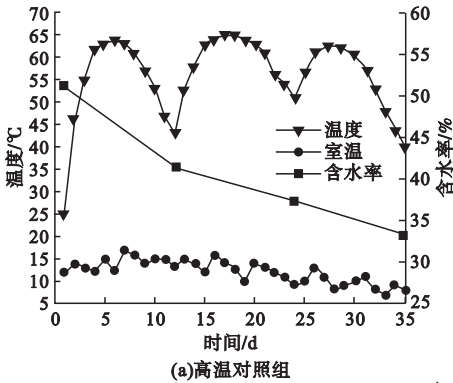
组别	室温/ $^{\circ}\text{C}$	初始含水率/%	堆肥材料/kg				通风量/ $(\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1})$			
			厨余	牛粪	返料	菌水	初始阶段	升温阶段	高温阶段	降温阶段
对照组	20	51.21	100	100	300	0	3	5	7	2.5
实验组	20	49.55	100	100	300	40	4	5	8	3

2 结果与分析

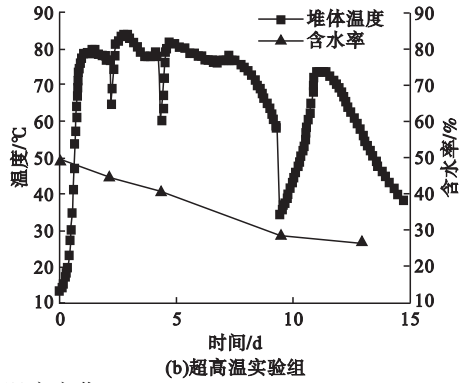
2.1 超高温好氧处理堆肥厨余垃圾的优越性

2.1.1 好氧堆肥的温度变化

温度的上升和堆肥所能达到的最高温度是微生物作用的直观表现。笔者通过好氧堆肥的方式来处理厨余垃圾,好氧堆肥的温度变化如图2所示。



(a)高温对照组



(b)超高温实验组

图2 好氧堆肥的温度变化

Fig. 2 Temperature variation of aerobic compost

从图2(a)可以看出,高温好氧堆肥在室温 10~30 $^{\circ}\text{C}$ 开始进行,3次翻堆温度上升分别用了 6、5、4 d 时间,温度最高为 65 $^{\circ}\text{C}$ 。高温堆肥平均温度达到 50 $^{\circ}\text{C}$ 以上可以维持 20 d 左右。从图2(b)可以看出,通过添加嗜热菌剂,超高温好氧堆肥技术使其发酵温度能够达到 80 $^{\circ}\text{C}$ 以上。超高温堆肥平均温度能够达到 70 $^{\circ}\text{C}$ 以上可以维持 8 d 左右,与高温好氧堆肥相比明显增加生产效率^[6]、减少生产成本^[7]。同时满足《生活垃圾堆肥处理技术规范》(CJ 52—2014)的堆肥无害化要求。

超高温好氧堆肥技术相比较于高温堆肥方法升温时间由 5 d 缩短到 1.5 d,平均温度由 50 $^{\circ}\text{C}$ 上升到 70 $^{\circ}\text{C}$ 左右,反应周期由原来的 38 d 缩短到 13 d 左右。可以看出超高温好氧堆肥因其温度长久保持在 80 $^{\circ}\text{C}$ 以上,微生物的生命活动反应速率加快,相比于高温好氧堆肥,堆肥的减量化效果明显。

2.1.2 好氧堆肥的含水率变化

含水率的变化速度是反应效率的直观反映。根据 S. Gajalakshmi 等^[8] 的实验可知:最优含水率应控制在 45%~55%。当含水率超过 60%, O_2 的移动受到抑制,过程趋于

厌氧^[9]。好氧堆肥的含水率变化如图3所示。

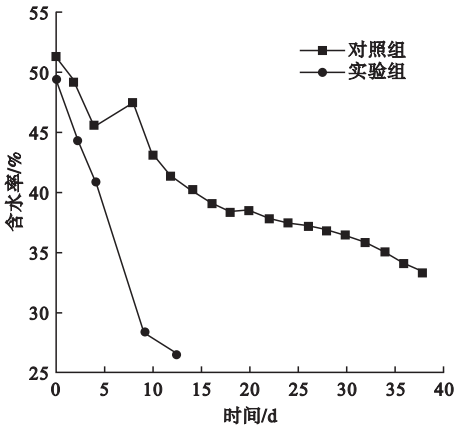


图3 好氧堆肥的含水率变化

Fig. 3 Change of moisture content in aerobic compost

从图3可以看出,对照组含水率由最初的51.21%降低到33.24%,在38 d内降幅程度达17.97%。含水率随着时间延长,下降速率逐渐降低^[10]。实验组含水率由最初的49.55%下降到26.50%,在13 d内降解幅度为23.05%。在超高温的作用下,含水率下降的效果明显。

2.1.3 好氧堆肥的有机质与总氮变化

有机质和氮元素作为维持生命活动的必要元素,通过其变化来分析超高温厨余垃圾的处理效果(见图4)。

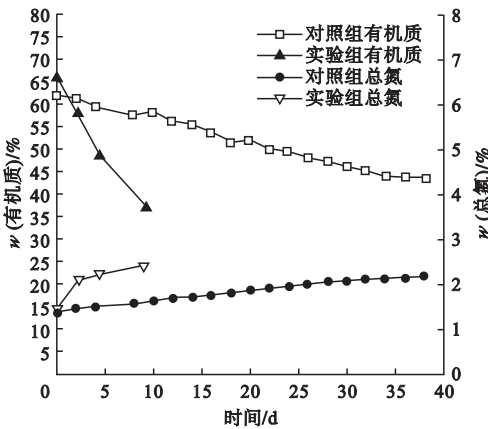


图4 好氧堆肥有机质与总氮的变化

Fig. 4 Changes of organic matter and total nitrogen in aerobic compost

从图4可知,实验组相比较于对照组,厨

余垃圾的处理效果得到了一定的提升。厨余垃圾堆肥时间由38 d减少到13 d,有机质降解率则提升了7.32%,总氮则提升了0.22%。

总氮的变化主要是由于堆肥后期的腐殖化过程,微生物富集矿质化的氮,主要是氨态氮,转化为微生物氮的同时合成腐殖酸氮。M. P. Bernal^[11]认为,由于浓度效应,堆肥过程中总氮浓度增加。图4中变化的凹凸点,是由于其堆肥无机氮挥发损失与N的“浓缩”效应之间出现了波动的动态平衡^[12]。

通过对照组与实验组两条曲线的变化可以看出,在超高温的作用下,实验组无论是堆肥时间还是反应速率相对于对照组提升了许多。由于厨余垃圾的高油、高盐、低pH抑制了微生物的活动,在升温初期,主要以分解牛粪基质为主,使其快速反应升温。实验组在超高温作用下,酸性物质大量分解,加快了油脂的分解,相比于对照组有了较大的提升。由此可知,超高温好氧堆肥来处理厨余垃圾,能够较好地提升对厨余垃圾的处理效果。

2.1.4 好氧堆肥的pH变化

根据 de Bertoldi^[13]可知,pH值为6.7~9.0时堆肥过程中具有良好的微生物活性。通常厨余垃圾的pH值一般在3~5,牛粪的pH值一般保持在6~7,辅料的pH值一般保持在7以上,经过初步的混合,好氧堆肥的pH变化如图5所示。

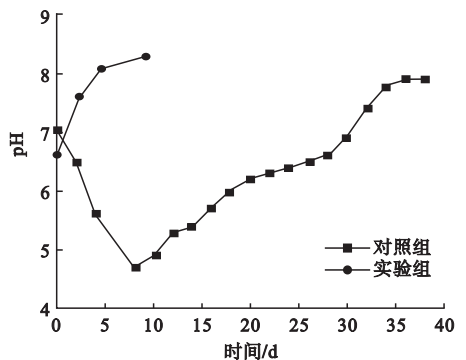


图5 好氧堆肥的pH变化

Fig. 5 Change of pH in aerobic compost

从图5可以看出,对照组的pH值在8d中先降低至4.7,35d后上升到pH=7.9,达到稳定状态。实验组初始pH=6.65,13d达到稳定状态,pH在8.3左右。

对照组和实验组,在堆肥初期时,温度快速上升,堆体内含有的大量有机质超过微生物需求,嗜温微生物快速繁殖,分解有机物产生了大量的小分子,如有机酸、铵盐、磷酸盐等,使其在堆体内得到一定积累^[14]。对照组,pH在堆肥前期开始下降,由pH=7.05下降到pH=4.7。堆肥中期,相比较于对照组,实验组在嗜热微生物的作用下,温度更快上升,最终达到80℃以上,在其超高温作用下,反应效率得到提高,堆体内含氮物质被转化为氨态氮,然后溶于水后呈碱性,而小分子有机酸等受温度影响而挥发^[15],pH开始稳步上升,油脂在高温条件下,和碱性物质反应,大量水解,得到一定的去除。堆肥后期,在碱性条件下,油脂进一步的消除,pH持续上升,稳定到pH=8.3左右,

相比较于对照组,实验组因温度长期的保持在80℃左右,极大程度地去除了堆体中酸性物质,从pH变化到稳定,由35d缩短到13d左右。由于持续的超高温作用,pH从7.9提高到8.3,油脂也得到了一定的去除,说明超高温好氧堆肥对高油、高盐、低pH的厨余垃圾比高温好氧堆肥效果更好。

2.2 超高温好氧处理堆肥厨余垃圾的资源化

2.2.1 电导率

电导率反映了堆肥当中浸提液中的离子总浓度,即可溶性盐的含量。堆肥中的可溶性盐主要是由有机酸盐类和无机盐类组成,是对作物产生毒害的重要因素之一^[16]。好氧堆肥的电导率变化如图6所示。从图6可以看出,对照组,实验组的电导率均呈先上升后下降的趋势。对照组,实验组堆肥前期的电导率分别从1.423 mS/cm、1.033 mS/cm上升到1.576 mS/cm、1.483 mS/cm,这可能

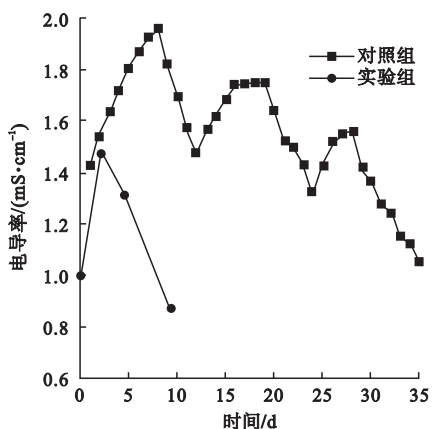


图6 好氧堆肥的电导率变化

Fig. 6 EC change of aerobic compost

是由于牛粪和厨余垃圾当中的大分子物质被微生物分解成小分子,产生大量的热量,导致温度上升。无机物分解、溶解速率加快,电导率得到一定的提高,然后下降到1.336 mS/cm、1.342 mS/cm,这可能是因为在高温作用下小分子物质被微生物进一步利用和水分大量的蒸发,使电导率进一步下降。最后稳定到1.045 mS/cm、0.872 mS/cm,这是由于微生物对营养物质的进一步利用和含水率的持续下降,使得电导率再下降。

实验组在其超高温作用下,无论是电导率的上升,还是最后电导率的下降乃至稳定,相比较于对照组来说,都更加的高效、快捷,当然这也在一定程度上说明了超高温好氧堆肥在处理厨余垃圾方面具有巨大的优势。

当堆肥电导率小于9.0 mS/cm时,一般不会抑制种子发芽^[17]。对照组、实验组两次堆肥的电导率均满足要求,可知对于高油、高盐、低pH的厨余垃圾,超高温好氧堆肥有着较好的处理效果。

2.2.2 碳氮质量比

碳氮质量比是决定堆肥能否顺利进行的关键因素之一,不仅可以能够判断堆肥进程状态,还能评价堆肥产品的腐熟状态。碳氮质量比过大会产生“氮饥饿”现象而不能进行正常堆肥,过小则容易造成氮素损失及产生严重的臭气,因此认为起始堆肥的碳氮

质量比一般为 25 ~ 35 为宜^[18] (见图 7)。

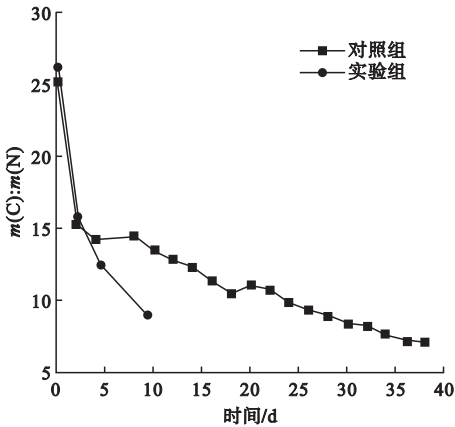


图 7 好氧堆肥碳氮质量比的变化

Fig. 7 Changes of carbon-nitrogen mass ratio in aerobic compost

从图 7 可以看出,堆肥初始的碳氮质量比为 30 左右,随着微生物发酵的进行,总碳和总氮快速下降,由于总氮的下降幅度低于总碳的下降幅度,导致总氮的相对含量增加,使碳氮质量比下降。碳氮质量比的下降意味着物料正在向着稳定化、腐熟化、无害化的方向演变。实验结束时,对照组、实验组的碳氮质量比由最初的 25.33、26.6 降低到 7.08、9.78,说明堆肥已经达到腐熟状态^[19]。

2.2.3 种子发芽率

评价有机固体废物腐熟度的指标为种子发芽率。种子发芽率值能够综合体现堆肥样品当中的低毒性(影响根长)或者高毒性(影响发芽),被认为是最敏感、可靠、有效以及反映堆肥产品植物有无毒性的判断。种子发芽率变化如图 8 所示。从图 8 可知,对照组、实验组两次堆肥实验分别由最初的种子发芽率为 72%、78%,先下降到 78%、85%,最后稳定到 91%、98%。对照组、实验组堆肥前期温度上升,油脂、盐分逐渐分解,发芽率由初始的 72%、78% 上升到 78%、85%;堆肥中期,细菌大量繁殖,大量的盐分、油脂分解,发芽率由 78%、85% 上升到 83%、93%;堆肥后期经过微生物的持续消耗,种子发芽率最终稳定到 91%、98%。相对于高温好氧堆肥,

在 80 ℃ 以上的超高温好氧堆肥,对厨余垃圾的无害化、资源化具有更好的效果。根据 F. Zucconi^[20] 的研究表明,当好氧发酵的种子发芽率 > 80% 时,发酵产物已经达到腐熟,可以认为其发酵产物没有毒性。对照组、实验组最终的发芽率分别为 91%、98%,均能够满足要求^[21-22]。

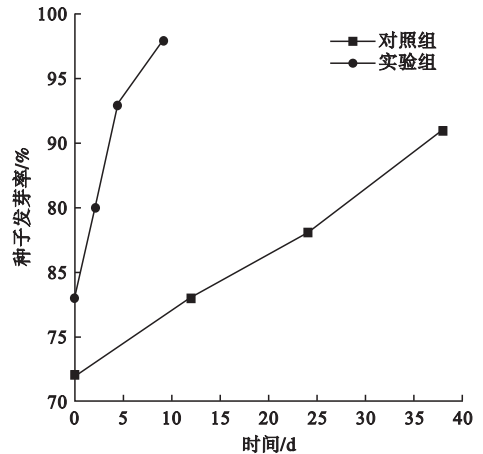


图 8 种子发芽率变化

Fig. 8 Changes of seed germination rate

3 结论

(1)超高温好氧堆肥处理厨余垃圾,温度能够达到 80 ℃ 以上,含水率、有机质下降幅度较高温堆肥有所增加,反应周期缩短到 13 d 左右,其处理效率明显提高。

(2)超高温好氧堆肥相比较于高温好氧堆肥,高油、高盐降解程度高,pH 由 7.9 提高到 8.3;电导率前期较高温堆肥增长了 0.297 mS/cm,在末期电导率达到了 0.872 mS/cm,比高温堆肥低 0.193 mS/cm,当堆肥电导率小于 9.0 mS/cm 时,一般不会抑制种子发芽,厨余垃圾已为无害资源。

(3)超高温好氧堆肥实验的发芽率为 98%,当种子发芽率大于 80% 时,发酵产物已经腐熟,没有毒性;碳氮质量比最终稳定在 9.78,当 $m(C):m(N) < 10$ 时,满足腐熟要求,厨余垃圾已没有毒性,厨余垃圾实现了资源化利用。

参考文献

- [1] 谢炜平,梁彦杰,何德文,等.餐厨垃圾资源化技术现状及研究进展[J].环境生物工程,2008,16(2):43-48.
(XIE Weiping, LIANG Yanjie, HE Dewen, et al. Tablewarecurrent situation and research progress of refuse resource technology [J]. Environmental health engineering, 2008, 16 (2):43-48.)
- [2] 梁政,杨勇华,樊洪,等.厨余垃圾处理技术及综合利用研究[J].中国资源综合利用,2004(8):36-38.
(LIANG Zheng, YANG Yonghua, FAN Hong, et al. A study on treatment technology and comprehensive utilization of kitchen waste [J]. Integrated utilization of Chinese resources, 2004(8):36-38.)
- [3] 谷思玉,蔡海森,闫立龙,等.鸡粪与稻壳好氧堆肥的不同 C/N 研究[J].东北农业大学学报,2015,46(4):51-58.
(GU Siyu, CAI Haisen, YAN Lilong, et al. Study on different C/N of aerobic fertilizer between chicken feces and rice husk [J]. Journal of northeast agricultural university, 2015,46(4):51-58.)
- [4] 张培玉,刘晗.城市污水处理厂污泥的综合利用与资源化[J].环境科学与技术,2009,32(12):109-112.
(ZHANG Peiyu, LIU Han. Comprehensive utilization and resource utilization of sludge from municipal sewage treatment plant [J]. Environmental science and technology, 2009, 32(12):109-112.)
- [5] 朱英,赵由才,李鸿江,等.城镇污水处理厂污泥填埋方法与技术分析[J].中国给水排水,2010,26(20):12-15.
(ZHU Ying, ZHAO Youcai, LI Hongjiang, et al. Analysis on the method and technology of sludge landfill in municipal waste water treatment plant [J]. Water supply and drainage in China, 2010,26(20):12-15.)
- [6] JONG I P, YUN Y S, JONG M P. Long-term operation of slurry bioreactor for decomposition of foodwastes [J]. Bioresource technology, 2002,8(4):101-104.
- [7] OSHIMA T, MORIYA T. A preliminary analysis of microbial and biochemical properties of high-temperature compost [J]. Annals of the new york academy of sciences, 2008,1125(1):338-344.
- [8] GAJALAKSHMI S, ABBASI S A. Solid waste management by composting: state of the art [J]. Environ. sci. technol, 2008,38:311-400.
- [9] DAS K, KEENER H M. Moisture effect on compaction and permeability in composts [J]. Environ. eng, 1997,123:275-281.
- [10] WALKER L P, NOCK T D, GOSETT J M, et al. The role of periodic agitation and water addition in managing moisture limitations during high-solids aerobic decomposition [J]. Process biochemistry, 1999,34:601-612.
- [11] BERNAL M P, NAVARRO A F, ROIG A, et al. Carbon and nitrogen transformation during composting of sweet sorghum bagasse [J]. Biology and fertility of soils, 1996, 22: 141-148.
- [12] DOUBLET J, FRANCOU C, POITRENAUD M. Influence of bulking agents on organic matter evolution during sewage sludge composting; consequences on compost organic matter stability and N availability [J]. Bioresource technology, 2011,102(2):1298-1307.
- [13] DE BERTOLDI M, VALLINI G, PERA A. The biology of composting: a review [J]. Waste managers, 1983,1:157-176.
- [14] 任连海,钱枫,曹栩然,等.餐厨垃圾好氧堆肥过程参数的变化规律分析[J].北京工商大学学报(自然科学版),2007,25(2):1-4.
(REN Lianhai, QIAN Feng, CAO Xuran, et al. Variation of process parameters of restaurant garbage aerobic composting [J]. Journal of Beijing technology and business university (natural science edition), 2007,25(2):1-4.)
- [15] CAYUELA M, MONDINI C, INSAM H. Plant and animal wastes composting: effects of the N source on process performance [J]. Bioresource technology, 2009, 100 (12): 3097-3106.
- [16] KUMAR M, OU Y L, LIN J G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio [J]. Waste management, 2010, 30 (4): 602-609.
- [17] NAKASAKI K, YAGUCHI H, SASAKI Y, et al. Effects of pH control on composting of garbage [J]. Waste management & research, 1993,11(2):117-125.
- [18] VUORINEN A H, SAHARINEN M H. Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system [J]. Agriculture, ecosystems & environment, 1997, 66(1):19-29.
- [19] GOLUEKE C G. Principles of biological resource recovery [J]. Biocycle, 1981,22:36-40.
- [20] ZUCCONI F, PERA A, FORTE M, et al. Evaluating toxicity of immature compost phytotoxicity. [J]. Biocycle, 1982,22:54-57.
- [21] 李微,曾飞,由昆,等. SBRI 工艺处理大蒜废水及污泥菌群结构研究[J].沈阳建筑大学学报(自然科学版),2021,37(2):370-377.
(LI Wei, ZENG Fei, YOU Kun, et al. The treatment of garlic wastewater and sludge microbial structure in SBR process [J]. Journal of Shenyang jianzhu university (natural science), 2021,37(2):370-377.)
- [22] KO H J, KIM K Y, KIM H T, et al. Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure [J]. Waste management, 2008,28:813-820.
(责任编辑:徐玉梅 英文审校:唐玉兰)