

固氮添加剂降低厨余垃圾堆肥中 NH_3 和 H_2S 排放

张红玉^{1,2}, 李国学^{2*}, 袁京², 臧冰², 杨青原²

(1. 北京建筑材料科学研究总院/固废资源化利用与节能建材国家重点实验室, 北京 100041;

2. 中国农业大学资源与环境学院, 北京 100193)

摘要: 为了降低厨余垃圾堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 恶臭气体的排放, 该研究通过向堆肥物料中添加 $\text{H}_3\text{PO}_4+\text{Mg}(\text{OH})_2$ 、 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 、 FeCl_3 和 β 环糊精 4 种不同的氮素控制材料, 同时以不添加控制材料的处理作为对照, 研究控制材料添加对 NH_3 和 H_2S 排放的影响。结果表明控制材料的添加降低了堆肥体系的 pH 值, 明显降低了堆肥物料的损失率; 从电导率 (electric conductivity) 和发芽率指数 (germination index) 来看, 5 个处理的堆肥产品均达到腐熟的要求; 4 种控制材料的添加均不同程度减少了 NH_3 和 H_2S 的排放, 但是减排机理不尽相同。总体来看 FeCl_3 对 NH_3 和 H_2S 的控制效果最好, 与对照相比, NH_3 和 H_2S 的累积排放量分别降低了 64.2% 和 52.0%。该研究结果为厨余垃圾堆肥过程中恶臭物质控制材料的筛选提供参考。

关键词: 堆肥, 氮, 垃圾, NH_3 , H_2S

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2013.23.024

中图分类号: X705

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2013)-23-0173-06

张红玉, 李国学, 袁京, 等. 固氮添加剂降低厨余垃圾堆肥中 NH_3 和 H_2S 排放[J]. 农业工程学报, 2013, 29(23): 173—178.

Zhang Hongyu, Li Guoxue, Yuan Jing, et al. Nitrogen fixation additive reducing emission of NH_3 and H_2S during composting of kitchen waste and cornstalk[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(23): 173—178. (in Chinese with English abstract)

0 引言

厨余垃圾堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的排放不但降低堆肥的养分含量, 而且会引发严重的臭气污染^[1-2]。因此, 从提高堆肥养分含量和降低臭气排放角度而言, 堆肥过程 NH_3 和 H_2S 的排放一直是各国学者研究的热点。大量研究表明, 镁盐和钙盐对堆肥化中的 NH_3 排放有良好的抑制效果^[3]。镁盐和磷酸的联合使用形成鸟粪石, 鸟粪石不但能够沉淀氨氮, 而且其本身是一种性能优异的缓释肥, 近年来该技术在堆肥过程中被广泛的研究和应用^[4]。有学者认为堆肥物料 C/N 比过低, 会使废弃物中的氮以氨气的形式挥发损失, 散发出臭味^[5]。Ogunwande 等通过在堆肥过程中添加纤维素类物质提高 C/N, 以降低 NH_3 排放^[6]。目前有机废弃物堆肥过程中控制 NH_3 的排放方面已探索出多种成熟的方法。对堆肥

过程中 H_2S 的控制研究相对较少, 且多数研究主要针对有机废弃物厌氧发酵过程中 H_2S 的控制。归显扬等研究了赤铁矿和氧化镁对养殖粪污厌氧发酵的 H_2S 的抑制作用, 结果表明这 2 种添加剂可以很好的抑制 H_2S 的产生^[7]。Bernardo 等发现添加亚硝酸钠和钼酸钠可以有效控制猪粪中 H_2S 的排放^[8]。然而对于同时控制厨余垃圾堆肥过程中 NH_3 和 H_2S 的研究很少见到。本次研究通过在堆肥过程中使用多种氮素控制材料, 比较控制材料的使用对 NH_3 和 H_2S 2 种恶臭物质排放的影响, 从而为厨余垃圾堆肥过程中臭气控制材料的筛选提供依据。

1 材料与方法

1.1 堆肥材料

采集北京市南城地区马家楼转运站筛分的 15~80 mm 粒径段垃圾, 经人工进一步大类粗分为厨余垃圾、其他垃圾和可回收垃圾, 将厨余垃圾作为堆肥原料。厨余垃圾中 53% 为蔬菜废弃物, 24% 的果皮垃圾, 19% 的肉类废物和 4% 的树叶。玉米秸秆取自中国农业大学上庄试验站, 经风干后粉碎至 2~3 cm 备用。堆肥原料基本性状见表 1。堆肥装置采用 60 L 的密闭发酵罐, 发酵罐结构见参考文献^[2]。

收稿日期: 2013-06-03 修订日期: 2013-10-20

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (41075110) 国家“十二五”科技支撑项目 (2012BAD14B01, 2012BAD15B01, 2012BAD14B06)

作者简介: 张红玉 (1983—), 女, 陕西省合阳县人, 博士, 主要从事固体废物处理与资源化研究。北京 北京建筑材料科学研究总院有限公司, 100041。Email: zhyycj6688@163.com

*通信作者: 李国学 (1963—), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事固体废物处理与资源化研究。北京 中国农业大学资源与环境学院, 100193。Email: ligx@cau.edu.cn

表 1 堆肥初始物料的基本性状

堆肥原料 Compost material	总有机碳 Total organic carbon/%	总氮 Total nitrogen/%	含水率 Moisture content/%	固相 碳氮比 C/N ratio
厨余垃圾 Kitchen waste	35.1±3.4	2.5±0.5	69.6±5.2	16.2
玉米秸秆 Corn straw	43.4±2.9	0.8±0.2	9.1±0.3	52.9

1.2 试验设计和堆肥方法

各试验处理氮素损失控制材料的添加如表 2 所示, 堆肥主料以厨余垃圾为主, 辅料为玉米秸秆, 二者湿基质量比为 5.7:1^[9]。除 β 环糊精的添加量按照堆肥原料湿基质量的 1% 添加外 (依据实验室堆肥模拟试验确定添加量), 其余氮素控制材料按初始总氮的 10% 等摩尔量添加。试验采用预先将主辅原料混合均匀后, 再按照表 2 所示依次混入控制材料。最后装填在 60 L 密闭堆肥化装置中进行高温好氧堆肥, 采用强制连续通风方式供氧, 每千克干物质每分钟的通风量为 0.2 L。堆肥时间为 30 d, 期间分别在 0、2、7、9、15、18、30 d 从发酵罐顶部排气口采集气体样品, 测定不同堆肥阶段 NH_3 和 H_2S 。堆置过程中每周翻堆 1 次, 翻堆的同时取固体样 150 g 左右, 同时对各阶段发酵罐中物料的质量进行称量。

表 2 试验设计

编号 No.	1	2	3	4	5
控制材料 Control material	$\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	FeCl_3	Beta- Cyclodextrin (β 环糊精)	—
缩写 Abbreviation	P+M	CaP	FC	CD	CK

1.3 分析方法

堆肥温度, 通过连接电脑的温度传感器直接读取。用 twin pH B-212pH 计 (成都光谱科学仪器有限公司) 测 pH 值; 总有机碳 (total organic carbon) 和总氮 (total nitrogen) 的测定参考有机肥料标准 (NY 525-2002); 堆肥物料在 105℃ 下烘干至恒质量, 根据烘干前后垃圾质量计算堆肥物料含水率; 氨气 (NH_3) 用硼酸溶液吸收后, 采用 H_2SO_4 滴定法测定; 堆肥过程中的 H_2S 采用生物气体测定仪测定 (biogas, Britain, Geotech)。各处理堆肥过程中物料的损失率按照公式 (1) 计算。

$$N = \frac{W_0 - W_n + \sum_{i=1}^n W_i}{W_0} \times 100 \quad (1)$$

式中, N 为堆肥物料的损失率, %; W_0 为堆肥原料的初始质量, kg; W_n 为第 n 次取完样后堆肥物料的总质量, kg; W_i 为第 i 次所取堆肥样品的总质量,

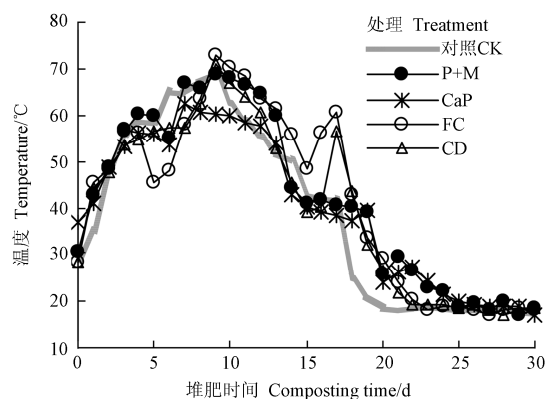
kg; i 为取样次数, $i=0$ 和 $i=n$ 分别代表堆肥的始、末状态。

2 结果与讨论

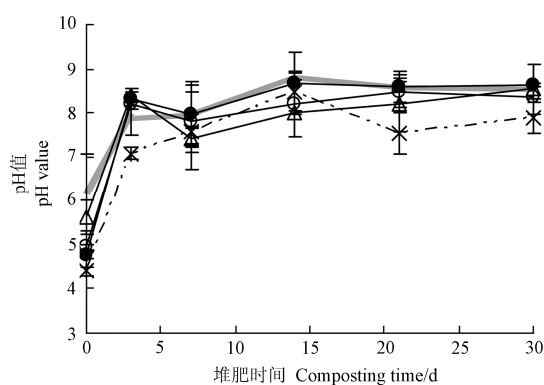
2.1 温度和 pH 值的变化

温度是影响好氧堆肥顺利进行的重要因素^[10]。中国生活垃圾堆肥厂运行管理规范 (DB11/T 272—2005) 规定好氧堆肥在高温期的时间 ($>55^\circ\text{C}$) 须维持 5~7 d^[11]。5 个处理温度的变化趋势基本一致 (图 1a), 均呈现先上升后下降的趋势, 这主要是因为堆肥初期物料中的易降解物质迅速分解促使堆体温度快速上升, 随后由于可降解物质的逐步耗尽, 堆肥反应趋于平缓, 堆体温度也逐渐下降并趋于平稳。与对照相比, 在堆肥初期添加氮素控制材料处理的温度值均略低于 CK, 但是差异不显著 ($P>0.05$), 其原因可能是 $\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$ 、 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 、 FeCl_3 均为酸性, 对堆肥中的微生物产生了一定的抑制作用, 影响了有机物的分解转化。随着堆肥的进行, 这些抑制作用不断减弱, 因此堆肥后期添加氮素控制材料处理的温度值均略高于 CK。总体来看, 所有处理在高温期 ($>55^\circ\text{C}$) 均持续了 5~7 d, 根据生活垃圾堆肥厂运行管理规范, 均达到无害化的要求。

由于受堆肥原料和条件的影响很大, 所以 pH 值只作为堆肥腐熟的一个必要条件。一般认为腐熟堆肥为中性或弱碱性, pH 值在 8~9 左右^[12]。图 1b 是堆肥过程中各处理 pH 值的变化, 可以看出堆肥原料的 pH 值均相对较低, 由于 $\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$ 、 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 、 FeCl_3 均具有酸性, 其添加明显降低了堆肥原料的 pH 值, β 环糊精的添加对 pH 值的影响较小。在堆肥过程中, 各处理的 pH 值呈先上升后下降的趋势, 堆肥 7 d 后, 各堆肥处理的 pH 值缓慢上升并趋于平稳。各处理相比, CK 在整个堆肥过程中的 pH 值均高于其他处理, 控制材料的添加降低了堆肥的 pH 值, 增强了堆肥物料的酸性, 酸



a. 温度
a. Temperature



注: CK为对照; P+M为添加 H_3PO_4 和 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 的处理; CaP为添加 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的处理; FC为添加 FeCl_3 的处理; CD为添加Beta-cyclodextrin的处理。下同。
Note: Treatment CK as control; P+M is the treatment of adding H_3PO_4 and $\text{Mg}(\text{OH})_2$; CaP is the treatment of adding $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$; FC is the treatment of adding FeCl_3 ; CD is the treatment of adding Beta-cyclodextrin. The same as below.

图 1 不同堆肥处理温度和 pH 值的变化

Fig.1 Changes of temperature and pH value of different treatments during composting

化影响最大的是 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的处理, 相应堆肥过程中的温度也较低 (图 1a), 说明酸化环境影响了微生物对有机物的分解转化。统计分析结果表明, 处理间 pH 值变化差异显著 ($P < 0.05$)。单从 pH 值的变化来看, 5 个堆肥产品的 pH 值均大于 8, 符合腐熟堆肥呈弱碱性的要求。

2.2 堆肥物料损失率

堆肥过程中各处理堆肥物料的损失率由于不同控制材料的添加而呈现出较大差异 (图 2)。对照处理在堆肥的前 20 d, 有机物分解迅速, 物料损失率呈快速上升的趋势, 后 10 d 的物料损失率基本维持在 53% 左右。由于控制材料的添加改变了堆肥物料的生化反应环境, 一定程度抑制了微生物对有机物的分解, 尤其是添加 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的处理抑制效果更明显, 有机物的分解速度显著下降, 这种效果在堆肥初期比较明显, 随着堆肥的进行, 抑制作用逐渐下降, 因此即使在堆肥的后期有机物分解仍很强烈。堆肥结束后, 对照处理的物料损失率最高, 为 55.0%, 其次是 $\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$ 的处理, 损失率为 45.1%, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的物料损失率较低, 仅为 36.8%。统计分析结果表明, 各处理间堆肥物料损失率的变化差异显著 ($P < 0.05$)。

2.3 NH_3 的排放

堆肥开始后各处理的 NH_3 排放由于添加材料的不同而呈现出不同的规律 (图 3a)。对照处理在堆肥第 6 天时 NH_3 排放达到最大, 经过第 1 次翻堆后, 尚未分解的有机物被转移至 O_2 充足的区域, 在第 12 天 NH_3 达到第 2 个排放高峰, 随后迅速减弱。与对照相比, 控制材料的添加使得 NH_3 的排放高峰期延迟, 主要集中在堆肥的 10~20 d, 占总排

放量的 54.2%, 堆肥初期 NH_3 的排放相对较少。整个堆肥过程中 NH_3 的累积排放量如图 3b 所示, 堆肥过程中 CK、P+M、CaP、FC 和 CD 5 个处理 NH_3 的累积排放量分别为 2283.2、1153.4、1405.3、818.5 和 850.9 mg/kg。与对照相比, P+M、CaP、FC 和 CD 4 个处理的 NH_3 累积排放量分别降低了 49.5%、38.5%、64.2% 和 62.7%, 可见 4 种控制材料均能明显减少 NH_3 的排放, 其中 FeCl_3 的控制效果最好, 其次是 β 环糊精。统计分析结果表明, 各处理的 NH_3 排放差异极显著 ($P < 0.01$)。

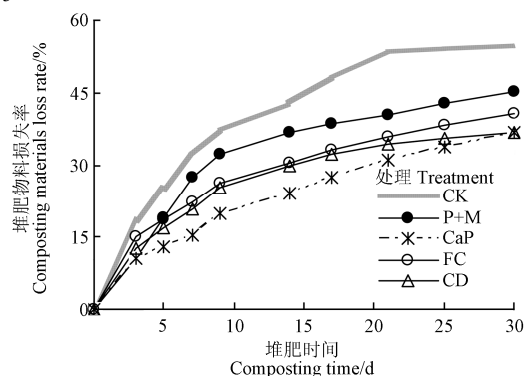
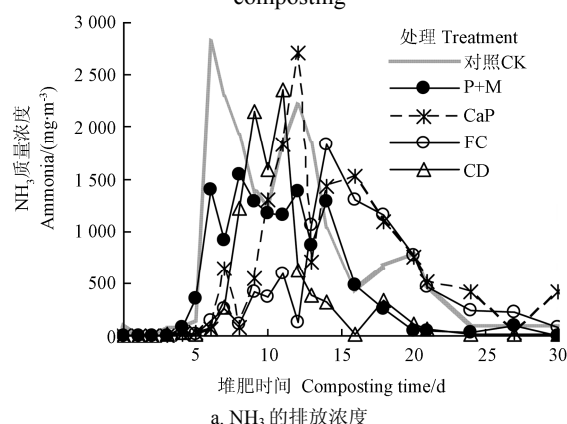
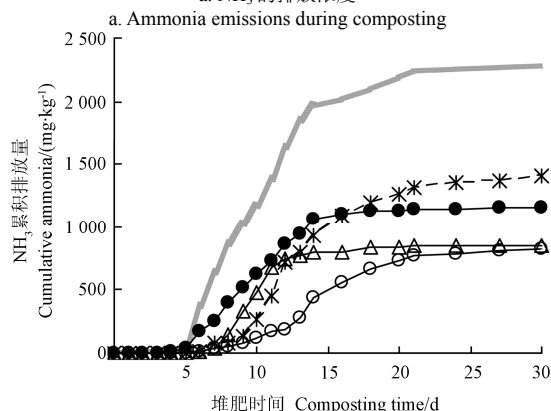


图 2 不同处理堆肥物料的损失率

Fig.2 Changes in composting materials loss rate during composting



a. NH_3 的排放浓度



b. NH_3 的累积排放量

b. Cumulative emissions of ammonia during composting

图 3 不同堆肥处理 NH_3 浓度和累积排放量的变化

Fig.3 Changes of ammonia concentration and cumulative of different treatments during composting

2.4 H₂S 的排放

图 4a 为 5 个处理堆肥过程中 H₂S 的排放情况。在堆肥开始前, 各处理的 H₂S 排放浓度约为 50 mg/m³, 这说明堆肥原料已发生了生化反应, 原料中已含有少量 H₂S, 这主要是因为厨余垃圾含水率高, 易腐败, 在投放、转运过程中极易发生厌氧反应, H₂S 是有机物厌氧发酵过程中的主要副产物。整体来看 5 个处理在堆肥的初始阶段 H₂S 的排放量均较低, 在第 4~7 天达到最大排放浓度, 堆肥过程中 H₂S 的排放主要集中在前 2 周, 一些研究人员也发现了类似的排放规律^[13-15]。与对照相比, 控制材料的添加不同程度均降低了 H₂S 的排放, 但是添加 Ca(H₂PO₄)₂ 的处理对 H₂S 的控制效果并不明显。通过图 4b 的累积排放量可以明显看出 4 种材料对 H₂S 的控制效果, CK、P+M、CaP、FC 和 CD 5 个处理 H₂S 的累积排放量分别为 498.7、303.0、469.4、239.4 和 260.3 mg/kg, 与对照相比, P+M、CaP、FC 和 CD 4 个处理 H₂S 的累积排放量分别降低了 39.2%、5.9%、52.0%和 47.8%, 可见 FeCl₃ 对 H₂S 的控制效果最好, 其次是 β 环糊精, 添加 Ca(H₂PO₄)₂ 的处理对 H₂S 的控制效果最差。统计分析结果表明, 各处理的 H₂S 排放差异极显著 ($P < 0.01$)。

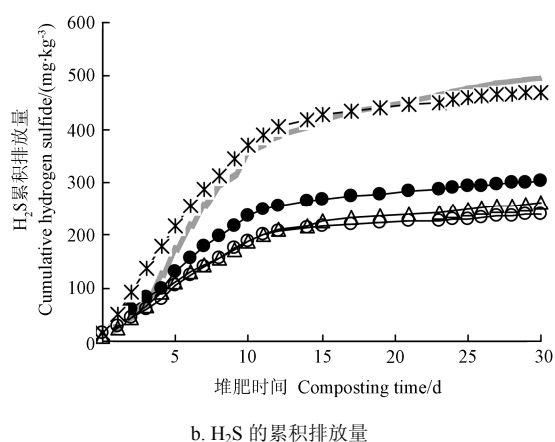
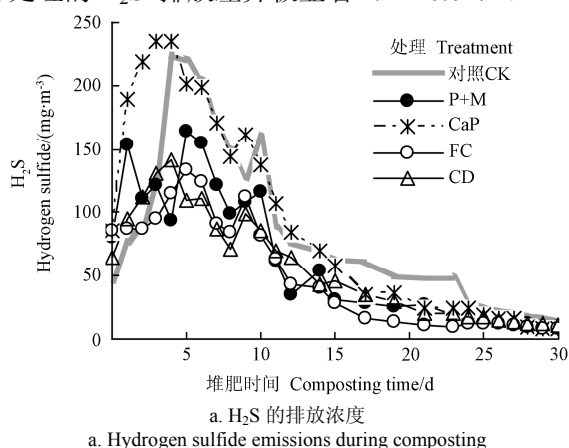
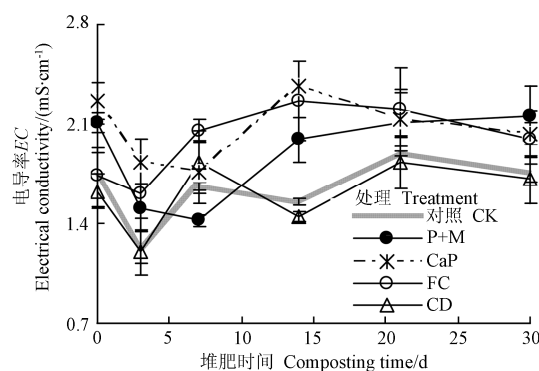


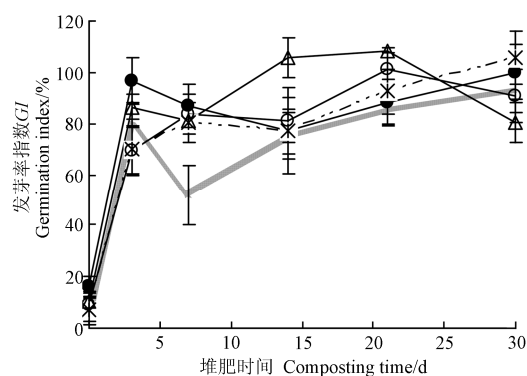
图 4 不同堆肥处理 H₂S 浓度和累积排放量的变化
Fig.4 Changes of hydrogen sulfide concentration and cumulative of different treatments during composting

2.5 堆肥的毒性检验

EC 和 GI 作为堆肥毒性检验的指标。电导率 (EC) 反映了堆肥浸提液中的离子浓度, 5 个处理堆肥过程中 EC 的变化如图 5a 所示, 5 个处理的 EC 值的变化趋势基本一致, 在堆肥的 0~3 d, 各处理的 EC 值迅速降低, 随着有机物降解过程中矿物盐分和铵根离子的释放, EC 值开始逐渐上升, 此后由于 CO₂ 和 NH₃ 的挥发, EC 值又逐渐下降。与对照相比, 除添加 β 环糊精的处理, 在整个堆肥过程中 EC 值与对照差别不大, 其余控制材料的添加均不成程度增加了堆肥的 EC 值, 这主要是因为控制材料的添加增加了堆肥物料中的可溶性盐含量, 因而 EC 值较高。堆肥结束时, 各处理的电导率值均低于 3 mS/cm, 在作物生长安全范围之内, 可以排除对作物的毒害作用, 不影响堆肥的品质。统计分析结果表明, 处理间 EC 变化差异显著 ($P < 0.05$)。



a. Changes of electrical conductivity during composting



b. Changes of germination index during composting

图 5 不同堆肥处理 EC 和 GI 的变化
Fig.5 Changes of electrical conductivity and germination index of different treatments during composting

发芽率指数 (GI) 是一个重要的腐熟度指标, Cunha 等认为 $GI > 80\%$ 时, 这种堆肥就可以认为对植物没有毒性^[16]。图 5b 为 5 个处理不同阶段堆肥样品浸提液的发芽率指数, 随着堆肥的进行, 各处理的 GI 均呈上升

的趋势, 表明堆肥处理对降低厨余垃圾的毒害性具有明显作用。堆肥结束时, 5 个处理的 GI 均达到 80% 以上, 说明堆肥产品均已腐熟。统计分析结果表明, 处理间 GI 变化差异显著 ($P < 0.05$)。

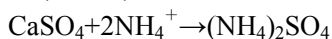
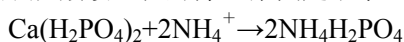
2.6 臭气去除机理讨论

堆肥过程中通过添加氮素控制材料均能实现 NH_3 和 H_2S 的减排, 但是各自的去除效果和去除机理不尽相同。

1) 对 NH_3 的控制机理:

$\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$ 的添加能与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 结合生成鸟粪石晶体, 从而减少了堆肥过程中 NH_3 的排放^[18-19];

过磷酸钙的添加一方面是因为其具有酸性, 降低堆肥的 pH 值, 进而降低了 NH_3 的排放, 另一方面过磷酸钙的主要成分是 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 和石膏 $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 这些成分都能将堆肥中的铵转化为比较稳定的酸性磷酸铵或硫酸铵, 从而将 N 素固定下来。反应如下:



FeCl_3 的添加, 一方面也是由于其具有酸性, 可以降低 NH_3 的排放, 另一方面, FeCl_3 的 Fe^{3+} 具有三价阳离子的吸附架桥作用, 与堆肥中的有机酸结合, 可以固定 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 减少 NH_3 的排放。

β 环糊精是一种表明活性剂, 具有特殊的结构, 在环状糊精的中空结构中由 C1、C4、C5 的氢形成疏水区。相反, 在分子的外侧上端由 C6 的伯羟基构成, 下端由 C2 和 C3 的仲羟基构成, 具有亲水性, 故环状糊精的主要特征是疏水性中空结构内可嵌入各种有机化合物, 从而形成稳定的络合物, 使易挥发的物质变得稳定。

2) 对 H_2S 的控制机理:

堆肥过程中 H_2S 主要是在厌氧区域形成, SRB 通过还原堆肥物料中的硫酸盐、亚硫酸盐或有机物中的硫, 实现自身的生长, 同时产生 S^{2-} , S^{2-} 水解, 最终形成 H_2S 。

H_3PO_4 和 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 主要通过提高堆肥的 pH 值, 减少 H_2S 的排放^[20]; 虽然过磷酸钙呈酸性, 可以抑制微生物对有机物的分解, 但由于其含有 SO_4^{2-} , 在还原条件下会增加 H_2S 的排放量, 因此对 H_2S 的控制效果不明显; FeCl_3 的添加控制 H_2S 的机理主要体现在 2 方面, 一方面是其具有酸性, 一定程度上抑制了有机物的分解, 降低了 H_2S 的排放; 一方面 Fe^{3+} 在厌氧区域中可以被还原成 Fe^{2+} , Fe^{2+} 和 S^{2-} 反应生成 FeS , 从而降低了 H_2S 的排放; β 环糊精是对 H_2S 的控制机理与 NH_3 是相同的, 均是通过自身的特殊结构减少 H_2S 的挥发。

3 结 论

1) 从温度变化来看, 氮素控制材料的添加对

堆肥初期的升温有影响, 初期温度略低于对照处理, 对堆肥后期的影响不大。总体来看所有处理在高温期均持续了 5~7 d, 达到了无害化的要求。

2) 控制材料的添加不同程度降低了堆肥物料的损失率, CK 处理的物料损失率最高, 为 55%, 其次是 $\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$ 的处理, 损失率为 45.1%, 其中以添加 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 的堆肥物料损失率较低, 仅为 36.8%。

3) 从毒性指标电导率 EC 和发芽指数 GI 的变化来看, 除 CD 处理的腐熟程度较差, 其余处理均达到堆肥腐熟的要求, 施入土壤不会对作物产生毒害作用。

4) 4 种控制材料均可以减少 NH_3 和 H_2S 的排放, 但是减排机理不尽相同。 FeCl_3 对 NH_3 和 H_2S 的控制效果最好, 与对照相比, NH_3 和 H_2S 的累积排放量分别降低了 64.2% 和 52.0%。

[参 考 文 献]

- [1] Zhang H Y, Schuchardt F, Li G X, et al. Emission of volatile sulfur compounds during composting of municipal solid waste (MSW)[J]. Waste Management, 2013, 33(4): 957—963.
- [2] 张红玉, 邹克华, 杨金兵, 等. 厨余垃圾堆肥过程中恶臭物质分析[J]. 环境科学, 2012, 33(8): 2563—2568. Zhang Hongyu, Zou Kehua, Yang Jinbing, et al. Analysis of odor pollutants in kitchen waste composting[J]. Environmental sciences, 2012, 33(8): 2563—2568. (in Chinese with English abstract)
- [3] 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, Zhang Yaning, et al. N Loss and its characteristics during high temperature composting[J]. Journal of Agro- Environment Science, 2005, 24(1): 169—173. (in Chinese with English abstract)
- [4] Ren L M, Schuchardt F, Shen Y J, et al. Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk[J]. Waste Management, 2010, 30(5): 885—892.
- [5] Hong J H, Park K J. Compost biofiltration of ammonia from bin composting[J]. Bioresource Technology, 2005, 96(6): 741—745.
- [6] Ogunwande G A, Osunade J A, Adekalu K O, et al. Nitrogen loss in chicken litter compost as affected by carbon to nitrogen ratio and turning frequency[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(16): 7495—7503.
- [7] 归显扬, 陈天虎, 周跃飞, 等. 赤铁矿和氧化镁对养殖粪污厌氧发酵气体中 H_2S 的抑制[J]. 矿物学报, 2011, 31(4): 732—737. Gui Xianyang, Chen Tianhu, Zhou Yuefei, et al. Effects of hematite and magnesium oxide on the H_2S produced in manure anaerobic fermentation[J]. Mineral Journal, 2011, 31(4): 732—737. (in Chinese with English abstract)
- [8] Bernardo P, Mehdi N, Sarah S, et al. Control of H_2S emission from swine manure using Na-nitrite and Na-molybdate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 154(1/2/3): 300—309.
- [9] 张红玉. 碳氮比对厨余垃圾堆肥腐熟度的影响[J]. 环境工程, 2013, 31(2): 87—91. Zhang Hongyu. Effects of C/N Ratio on the maturity during kitchen waste composting[J]. Environmental

- Engineering, 2013, 31(2): 87—91. (in Chinese with English abstract)
- [10] 席北斗, 李英军, 刘鸿亮, 等. 温度对生活垃圾堆肥效率的影响[J]. 环境污染治理技术与设备, 2006, 6(7): 34—36. Xi Beidou, Li Yingjun, Liu Hongliang, et al. Effects of temperature on composting process of municipal solid waste[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2006, 6(7): 34—36. (in Chinese with English abstract)
- [11] DB11/T 272—2005. 生活垃圾堆肥厂运行管理规范[S].
- [12] Nakasaki K, Yaguchii H, Sasaki Y, et al. Effect of pH control on composting of garbage[J]. Waste Management and Research, 1993, 11(2): 117—125.
- [13] Schlegelmilch M, Streese J, Biedermann W, et al. Odor control at biowaste composting facilities[J]. Waste Management, 2005, 25(9): 917—927.
- [14] Wu T, Wang X M, Li D J, et al. Emission of volatile organic sulfur compounds (VOSCs) during aerobic decomposition of food wastes[J]. Atmospheric Environment, 2010, 44(39): 5065—5071.
- [15] Bipiro R D, Emhemmed Y, George N, et al. Pretreatment of municipal waste activated sludge for volatile sulfur compounds control in anaerobic digestion[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(4): 3776—3782.
- [16] Cunha Q A C, Ribeiro H M, Ramos A, et al. Study of biochemical and microbiological parameters during composting of pine and eucalyptus bark[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(17): 3213—3220.
- [17] 任丽梅, 李国学, 沈玉君, 等. 鸟粪石结晶反应在猪粪和玉米秸秆堆肥中的应用[J]. 环境科学, 2009, 30(7): 2165—2173. Ren Limei, Li Guoxue, Shen Yujun, et al. Application of struvite crystallization on co-composting of Swine Manure and Cornstalk[J]. Environmental Sciences, 2009, 30(7): 2165—2173. (in Chinese with English abstract)
- [18] 江滔. 堆肥化过程中温室气体产生机理及减排技术研究: [D]. 北京: 中国农业大学, 2011. Jiang Tao. The greenhouse gas formation mechanism during composting and mitigation technologies research[D]. Beijing: China Agricultural University, 2011. (in Chinese with English abstract)
- [19] Gutierrez O, Park D, Sharma K R, et al. Effects of long-term pH elevation on the sulfate-reducing and methanogenic activities of anaerobic sewer biofilms[J]. Water Research, 2009, 43(9): 2549—2557.

Nitrogen fixation additive reducing emission of NH_3 and H_2S during composting of kitchen waste and cornstalk

Zhang Hongyu^{1,2}, Li Guoxue^{2*}, Yuan Jing², Zang Bing², Yang Qingyuan²

(1. Beijing Building Materials Academy of Science Research/Solid Waste Resources Utilization and Energy Saving Building Materials State Key Laboratory, Beijing 100041, China; 2. China College of Resource and Environment Science, China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: In order to reduce odor emissions such as NH_3 and H_2S , this study designed experiments to investigate the effects of $\text{H}_3\text{PO}_4 + \text{Mg}(\text{OH})_2$, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$, FeCl_3 , and β cyclodextrin on producing and releasing NH_3 and H_2S during kitchen waste composting. The composting treatment without adding chemical materials was used as control. The kitchen waste consisted of 53% vegetation waste, 24% fruit wall, 19% meat, and 4% leaves. For all treatments, cornstalks as an additive using the wet weight ratio of 1:5.7 were added to the kitchen waste composting. All treatments were analyzed using 60 L heat insulated composting vessels with forced aeration systems. The vessels were controlled by the C-LGX program, which enables aeration to be controlled automatically by time or inside temperature. Aeration consisted of pumping ambient air into the reactor continuously at a rate of 0.2 L/(kg·min) dry matter.

The TKN and TOC were determined according to the Chinese national standard (NY 525-2002). The pH, EC, and GI were determined in water extracts (20 g of dry weight compost were extracted with 200 ml of distilled water, stirred for 1 h, and then centrifuged at 4000 rpm). pH value was measured with a pH meter, electrical conductivity (EC) was measured by a DDS-12A conductivity meter. The moisture content was determined by drying the samples at 105°C, until the weight was unvarying. The boric acid titration method was used to determine ammonia emission. The H_2S content was analyzed daily using a portable biogas analyzer. Composting gas samples were extracted using a suction pump (built-in biogas analyzer, gas flow: 550 mL/min), and then transferred to the inlet port of the biogas analyzer via a Teflon hose that contained a filter element (2.0 μm PTFE) installed in the middle of the pipe. The measurement was taken for about 90 seconds, and the measured value of H_2S was read directly from the screen.

The results showed that adding nitrogen control material reduced the pH of the composting systems, and the loss rate of the composting materials obviously decreased compared with CK. The analysis of phytotoxicity indexes of EC and GI showed that all treatments reached the compost maturity requirements. Four kinds of control materials could all decrease NH_3 and H_2S emissions, but the reduction mechanism are not the same. Compared with treatment CK, the cumulative emissions of NH_3 were reduced by 49.5%, 38.5%, 64.2%, and 62.7%, and the cumulative emissions of H_2S were reduced by 39.2%, 5.9%, 52.0% and 47.8% for the treatments of P+M, CaP, FC, and CD, respectively. After integrating the reduction of NH_3 and H_2S emission and the phytotoxicity of compost, FeCl_3 was the best nitrogen and sulfur conservation material during kitchen waste composting in this work. This study can provide a reference for the screening of odor control materials in a kitchen waste composting process.

Key words: composting, nitrogen, wastes, ammonia, hydrogen sulfide

(责任编辑: 刘丽英)