

陈镇新, 檀笑, 解启来, 等. 不同辅料配比对城市污泥堆肥效果及重金属形态转化的影响[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(1): 227-234. doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.01.064

# 不同辅料配比对城市污泥堆肥效果及重金属形态转化的影响

陈镇新<sup>1</sup>, 檀笑<sup>2</sup>, 解启来<sup>1</sup>, 陈烁娜<sup>1</sup>, 郭景恒<sup>1</sup>, 朱秀辉<sup>1</sup>, 张别鱼<sup>3</sup>, 曹雪莹<sup>3</sup>

(1. 华南农业大学资源环境学院, 广东广州 510642; 2. 环境保护部华南环境科学研究所, 广东广州 510655;

3. 东莞市圣茵城市景观农业工程研究中心, 广东东莞 523059)

**摘要:**采用高温好氧堆肥工艺, 研究蘑菇渣、废白土为辅料的不同配比对城市污泥堆肥效果的影响。通过测定堆肥过程中温度、含水率、pH值、电导率、有机质含量、总氮含量、总磷含量、总钾含量、种子发芽率、重金属含量以及重金属各形态分布等指标, 在确保堆肥产品达到安全农用要求的前提下, 探讨不同辅料配比对污泥堆肥中重金属迁移转化的影响。结果表明, 经过26 d的堆肥, 各处理的污泥均达到腐熟程度, 有机质含量、总养分含量、种子发芽率及重金属含量均符合园林绿化用泥质和农用泥质的各项指标; 不同辅料配比对污泥堆肥效果影响明显, 重金属镉(Cd)、锌(Zn)、铜(Cu)、铅(Pb)的形态分布总体上呈易迁移态向难迁移态转化, 堆肥过程对Zn、Cu的形态转化影响最明显, 其中以处理C(污泥: 蘑菇渣: 废白土 = 12: 10: 3)对污泥堆肥中重金属钝化的处理效果最佳。

**关键词:**城市污泥; 好氧堆肥; 辅料配比; 土壤重金属形态转化; 辅料配比

**中图分类号:** X705 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)01-0227-07

城市污泥是城市污水处理产生的副产物。近些年来, 随着我国经济发展和城市化进程的加快, 城市污水处理率逐年提高, 城市污水污泥产量也急剧增加<sup>[1]</sup>。据统计, 截至2014年初, 全国污泥年产量近4 000万t(含水率为80%)<sup>[2]</sup>, 其处理处置已成为当前的一大难题<sup>[3]</sup>。城市污泥富含氮、磷、钾等营养物及大量有机质, 将污泥进行堆肥处理后再供土地利用是污泥无害化、资源化的重要途径之一<sup>[4]</sup>, 但是污泥中存在重金属元素成为其土地利用的限制因素<sup>[5-6]</sup>。对于污泥中的重金属污染, 其含量并不能全面反映污染状况和对环境的影响, 更多地取决于其在环境中的赋存形态<sup>[7]</sup>。因此, 研究重金属的形态分布变化可以更好地了解污泥堆肥后重金属的潜在迁移性和生物可利用性。

在污泥堆肥过程中, 由于城市污泥自身性质通常很难满足堆肥过程所需的条件, 需要添加不同的辅料来降低污泥含水率、提高孔隙度, 从而满足好氧微生物生长繁殖的需求, 以保证堆肥快速高效进行。近年来, 已有许多学者采用秸秆、稻壳、木屑、猪粪等有机废弃物作为堆肥辅料进行研究<sup>[8-11]</sup>, 结果表明, 不同辅料在污泥堆肥中所起的作用不同, 对堆肥的温度、全氮和有机质含量等指标有较大影响。蘑菇渣含有丰富的有机质和植物必需的营养物质, 可作为肥料或土壤调理剂改良土壤, 促进植物的生长<sup>[12-13]</sup>, 目前已有研究将其作为污

泥堆肥的辅料之一<sup>[14-17]</sup>。废白土是油脂厂精炼工艺后的副产品, 有机质含量约为40%~50%, 重金属含量极低, 经复配后可作为一种良好的生物有机肥<sup>[18]</sup>, 可改善堆肥过程中产生臭味的情况。蘑菇渣和废白土属有机固体废弃物, 在生产中大量产生, 将其与城市污泥混合堆肥, 可以实现其资源化利用, 但是目前国内关于将蘑菇渣和废白土联合作为辅料应用于城市污泥堆肥的研究还很少。因此, 本研究以蘑菇渣、废白土为辅料进行城市污泥堆肥, 通过现场堆肥跟踪, 在确保堆肥产品达到安全农用要求的前提下, 探讨蘑菇渣、废白土为辅料的不同配比对城市污泥堆肥效果的影响, 及在污泥堆肥过程中对重金属形态变化和迁移转化的影响, 以期筛选合理有效的辅料配比, 为城市污泥、蘑菇渣、废白土等固体废弃物的资源化利用提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 材料

供试城市污泥取自广州市区某污水处理厂, 蘑菇渣取自东莞市某蘑菇种植场, 废白土取自东莞市某油脂加工厂。堆肥原辅材料的基本性质见表1。

### 1.2 试验方法

**1.2.1 污泥堆肥处理** 按不同的物料质量配比设置3个处理堆体, 分别为处理A(污泥: 蘑菇渣: 废白土 = 10: 3: 3)、处理B(污泥: 蘑菇渣: 废白土 = 11: 6: 3)、处理C(污泥: 蘑菇渣: 废白土 = 12: 10: 3)。每个处理原辅材料总质量为500 kg, 充分混匀后堆置成圆锥形堆体, 采用高温好氧静态通风的方式进行堆肥, 人工翻堆。

**1.2.2 污泥堆肥样品采集** 分别在堆肥试验的0、1、4、7、10、13、16、19、23、26 d采样, 按不同位置、不同深度多点采集样品。混合均匀后按四分法取样品, 分成2份, 1份用于pH

收稿日期: 2016-05-03

基金项目: 广东省东莞市科技计划(编号: 2013108101037); 广东省广州市科技计划(编号: 2014Y2-00523)。

作者简介: 陈镇新(1989—), 男, 广东普宁人, 硕士研究生, 研究方向为城市污泥资源化利用。E-mail: czx441546066@163.com。

通信作者: 檀笑, 硕士, 高级工程师, 研究方向为固体废物资源化。E-mail: tanxiao@scies.org。

表1 堆肥原辅材料的基本性质

物料	含水率 (%)	pH 值	电导率 (mS/cm)	有机质含量 (%)	全碳含量 (g/kg)	全氮含量 (%)	总磷含量 (%)	总钾含量 (%)
污泥	74.16	6.34	1.04	22.57	130.94	1.92	2.58	1.48
蘑菇渣	54.34	4.77	2.16	75.17	435.99	1.60	1.97	0.53
废白土	23.59	5.17	1.15	39.00	226.22	0.10	0.36	0.16

值(从1 d开始)、电导率(electric conductivity,简称EC)(从1 d开始)、含水率、种子发芽率(germination index,简称GI)的测定;1份风干粉碎过筛,用于有机质、总氮、总磷(从1 d开始)、总钾(从1 d开始)和重金属含量(从1 d开始)的测定。

1.2.3 污泥堆肥样品理化性质的测定 堆肥过程中每天分别于上、下午对堆体进行温度测定记录,每次均选取堆体不同位置、不同深度的7个点进行测量,取其算术平均值为当天测量温度,同时记录环境温度。含水率、pH值、电导率、有机质含量、总氮含量、总磷含量、总钾含量、种子发芽率等参照NY 525—2012《有机肥料》中的相应方法测定。

1.2.4 污泥堆肥样品重金属含量和形态分布分析 重金属总量分析采用硝酸-高氯酸-氢氟酸三酸消煮和火焰原子吸收分光光度计进行测定<sup>[19]</sup>,本研究中测定的重金属主要有镉(Cd)、锌(Zn)、铜(Cu)、铅(Pb)。污泥样品中重金属形态分布采用欧共体标准物质局(European Community Bureau of Reference)提出的三级四步提取法(以下简称BCR法)<sup>[20]</sup>。该方法将重金属分为4个形态:酸可交换态、可还原态、可氧化态和残渣态,目前该方法在国内外已广泛用于重金属污染的研究<sup>[21]</sup>,BCR法具体提取步骤见表2。

表2 BCR法分级提取步骤

步骤	形态	提取方法
1	酸可交换态	20 mL 0.11 mol/L HAc
2	可还原态	20 mL 0.1 mol/L NH <sub>2</sub> OH·HCl,调节pH值为2
3	可氧化态	5 mL 8.8 mol/L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ,25℃水浴1 h; 5 mL 8.8 mol/L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ,85℃水浴1 h; 25 mL 1.0 mol/L NH <sub>4</sub> Ac,调节pH值为2
4	残渣态	2 mL HNO <sub>3</sub> + 1 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> + 0.5 mL HF,160℃

## 2 结果与分析

### 2.1 堆肥过程中污泥理化性质的变化

如图1-a所示,3个处理在堆肥过程中均经历升温期、高温期和降温期,辅料的配比不同,对污泥堆肥的温度变化有所影响。处理B、C在堆肥5d时温度达到55℃左右,并在55℃以上高温维持11d,其中处理C最高温度达到60℃;处理A升温较处理B、C慢,在堆肥7d达到55℃以上高温并维持9d。所有处理均满足堆肥的卫生无害化要求。在降温期的最后,堆体温度下降缓慢,逐渐趋于稳定,表明好氧发酵已基本完成,堆肥达到腐熟阶段。

堆肥过程中所有处理的堆体含水率均呈现明显下降趋势,原污泥堆肥初始含水率约为60%,经过25d堆制后,3个处理污泥含水率分别下降为18.68%、18.69%、17.76%,相比初始值分别降低了69.36%、69.17%、70.27%(图1-b)。相比较而言,处理C下降速率明显较处理A快,处理B次之,这可能是因为处理C的蘑菇渣含量高,堆体孔隙率较大,水

分挥发快,因此减量化效果最好。在堆肥过程中,各处理的pH值均呈现先下降后上升的趋势,这与金芬等研究结果<sup>[22]</sup>一致。堆肥前由于辅料的配比不同,导致处理A、B堆体的pH值偏酸性,在6.4~6.8之间,而处理C堆体的pH值为7.2;在污泥堆肥的升温期,有机物大量分解而产生小分子有机酸和各种离子,导致pH值急剧下降;进入高温期,随着有机酸的分解,生成氨气在堆体内积累使pH值上升,到堆肥6d后,3个处理的pH值均上升到7.0以上,堆体呈碱性环境;在堆肥结束后,所有处理的堆体pH值均稳定在7.4~7.8,偏碱性,满足有机肥料的理化指标(图1-c)。另外,各处理堆体的电导率(EC值)在堆肥过程中均呈现先急剧上升,然后下降,最后又上升的波动变化趋势,所有处理的堆体初始EC值均为1.0 mS/cm,随着堆肥时间的延长,微生物分解活动增强,堆肥物料剧烈分解产生的小分子有机酸和各种离子量增加,使溶质盐的浓度增加,各处理的EC值在堆肥前7d明显上升;当堆肥进入高温阶段,由于微生物活动维持在一定程度,EC值稳定在较高状态;在堆肥结束后,各个处理的EC值均维持在1.62~1.73 mS/cm之间(图1-d)。可以明显看出,处理C的EC值最高,处理B次之,处理A最低,这是因为处理C中蘑菇渣含量较多,易分解有机物较多,因此其上升速率和变化幅度最大。堆肥结束后3个处理的EC值都小于3.00 mS/cm,均在作物生长安全范围内,表明经过堆肥后的污泥不会对植物产生毒害作用。经检测,通过高温好氧处理,各处理的污泥均符合园林绿化用泥质和有机肥料的理化指标(含水率≤30%,pH值为5.5~8.5),已达到安全农用要求。

### 2.2 堆肥过程中养分的变化

在堆肥过程中,堆体有机质含量主要受有机物分解、浓缩效应2个方面共同影响。在初期,各处理污泥堆体的有机质含量快速下降,到堆肥9d后趋于稳定。有机质含量的降低主要发生在堆肥前期,这是因为堆肥前期微生物活性较高,代谢活动剧烈,堆体中的易降解有机物被大量分解,使堆体中有机质含量迅速下降。到堆肥后期,堆体中主要残余的是难降解有机物,分解缓慢,因此有机质含量下降缓慢。从图2-a中可明显看出,由于各处理的辅料配比不同,处理C堆体中蘑菇渣有机质含量较处理A、B中蘑菇渣有机质含量高,表明处理C中木质素、纤维素等难降解有机物含量较处理A、B中的含量高,因此在堆肥后期,处理C中有机质降解速率比处理A、B慢;同时,随着各堆体中含水率的持续下降,堆肥物料质量减少,造成堆体的相对浓缩效应,表现为堆体中有机质含量有所上升,处理C有机质含量在堆肥后期缓慢上升,处理A、B有机质含量在最后有上升的趋势。总体来看,堆肥结束后,各处理的有机质含量分别是263.55、315.46、388.01 g/kg,相比堆肥前分别降低了25.79%、22.71%、15.08%。

在堆肥过程中,3个处理的总氮含量均呈现先下降后上升,随后缓慢下降最后上升的趋势(图2-b),这与薛红波等

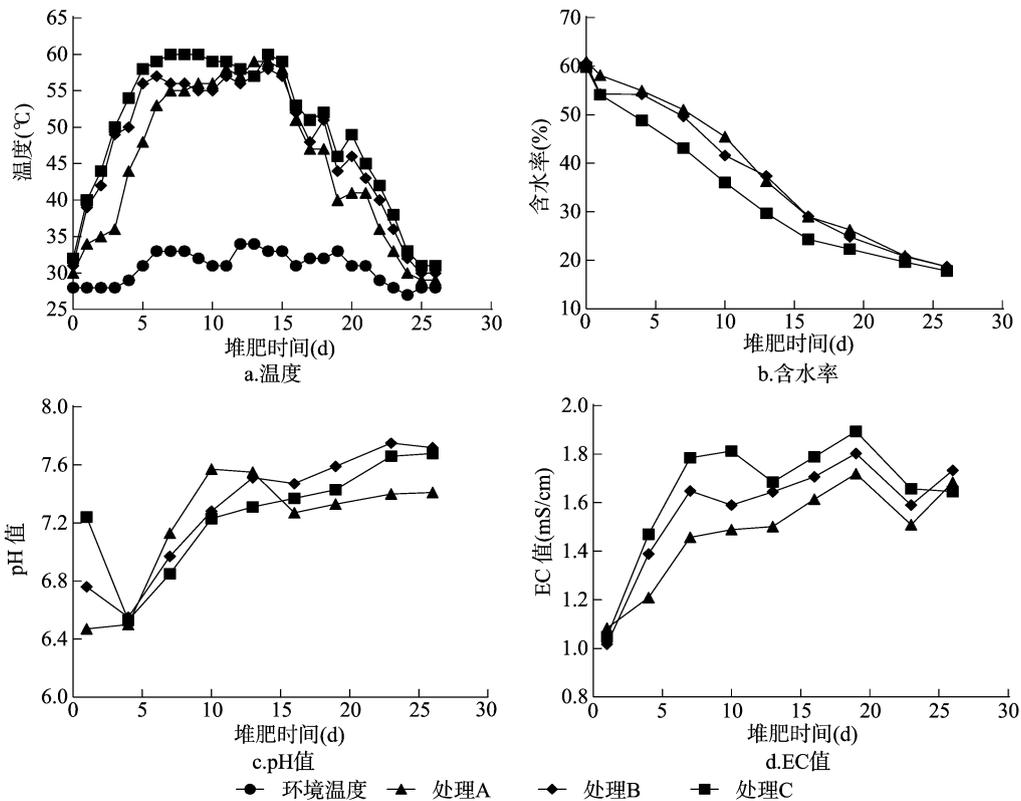


图1 堆肥过程中各理化性质的变化

的研究结果一致<sup>[23]</sup>。在堆肥初期,3个处理的总氮含量均急剧下降,并在堆肥3 d降到最低值,表明堆体在这段时间内微生物代谢活性较高,共同作用下有机氮强烈分解,大量氨产生

并挥发。而随着堆肥的进行,堆肥进入高温期,氨化作用逐渐减弱,总氮含量损失不明显,同时随着含水率的下降,氨的挥发明显减少,由于堆体的相对浓缩效应,综合表现为3个处理

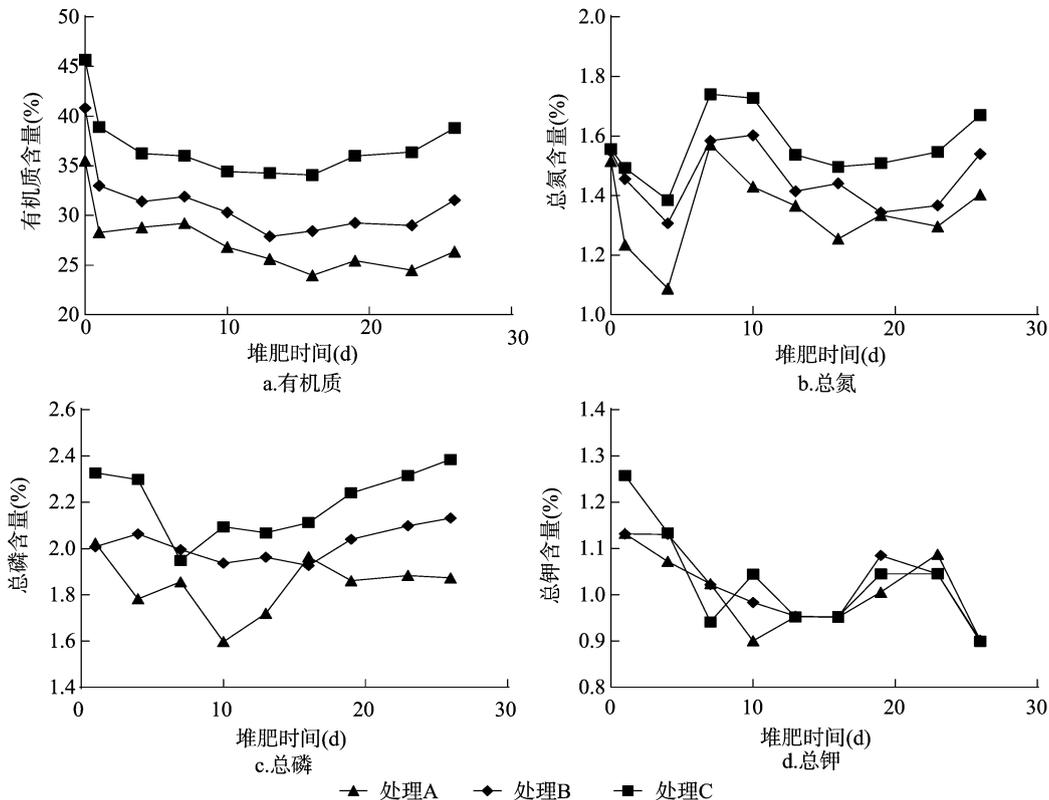


图2 堆肥过程中养分含量的变化

中的总氮含量上升,因此到堆肥后期,总氮含量呈缓慢上升趋势。同时,薛红波等研究提到,蘑菇渣能保持堆体的通透性,增大堆体填料对氮的吸附,表现为总氮含量损失不明显<sup>[23]</sup>,因此处理 C 中由于蘑菇渣含量较高,含水率下降最多,浓缩效应明显,在堆肥吸附的共同作用下,表现为堆体的总氮含量增加。堆肥结束后,处理 A、B 的总氮含量分别为 1.40%、1.54%,分别较堆肥前减少 7.89%、0.54%;而处理 C 的总氮含量为 1.67%,较堆肥前增加了 7.35%。表明添加蘑菇渣、废白土等辅料对堆肥过程有较大影响,添加辅料起到了保氮作用,在促进堆肥同时也有利于增加污泥的养分,堆肥处理对总氮含量影响的效果排序为处理 C > 处理 B > 处理 A。

新鲜污泥的磷含量较高,在堆肥过程中,处理 A、C 的总磷含量先快速下降后又快速上升,但是处理 B 总磷含量相对下降缓慢,从初始的 2% 下降到堆肥 15 d 的 1.92% (图 2-c)。总钾含量整体上呈现先下降后上升,最后下降的趋势(图 2-d)。在堆肥结束后,A、B、C 处理的总磷含量分别是 1.87%、2.13%、2.38%,堆肥前后变化不明显。堆肥后各处理总钾含量均为 0.9%,分别较堆肥开始时下降 20.37%、20.31%、28.51%。堆肥完成后,处理 A、B、C 的有机质含量分别是 26.4%、31.5%、38.8%,总养分含量分别是 4.17%、4.57%、4.95%,均符合园林绿化用泥质的养分指标。蘑菇渣本身含有较高的氮、磷等养分,因此添加蘑菇渣有助于提高污泥堆肥养分。在本试验中,处理 C 的有机质含量最高,氮含量损失最少,总养分含量最高,堆肥效果优于处理 A、B。

### 2.3 堆肥后物料种子发芽率的变化

种子发芽率是通过测试堆肥样品浸出液的生物毒性来评价污泥堆肥的腐熟度,且能够反映堆肥样品的植物毒性,从而判断堆肥无害化效果和腐熟度,是最有效而可靠判断堆肥腐熟的重要指标。一般研究认为,当发芽率达到 80% 以上时,

堆肥完全腐熟<sup>[24]</sup>。堆肥后污泥样品的种子发芽率变化如表 3 所示,新鲜污泥的发芽率为 30%,而在与其他辅料混合后,堆肥初始时各处理堆体的发芽率在 39%~58% 之间,而到堆肥结束时,3 个处理的堆体 GI 均达 80% 以上,其中处理 A 堆体最高,达到 90%,表明在堆肥结束后,各处理均已完全达到腐熟,堆肥产品对植物的生长基本无毒性。

表 3 堆肥前后种子发芽率的变化

堆肥时间 (d)	发芽率 (%)		
	处理 A	处理 B	处理 C
0	39	58	57
22	72	84	64
25	90	86	80

### 2.4 堆肥过程中各重金属总量的变化

从图 3 可以看出,不同堆肥处理前后,各处理堆体的重金属含量均有所下降,这与万利利等的测定结果<sup>[25-26]</sup>一致。堆肥中重金属总量的变化主要与堆肥过程中的淋溶作用和相对浓缩效应有关<sup>[27]</sup>。在堆肥过程中,可观察到堆体底部有明显水渍,可知堆体受淋溶作用产生渗滤液于堆体底部滤出,并带出部分重金属,因此使堆肥后堆体中重金属总含量降低。在堆肥过程中,处理 C 堆体中各重金属含量的下降幅度明显比处理 A、B 的幅度大,重金属 Cd、Pb、Cu、Zn 含量分别下降了 14.06%、20.42%、44.16%、18.68%,可能是由于堆体中辅料的配比不同;处理 C 堆体中蘑菇渣含量较多,堆体空隙率大,产生渗滤液较多,即带出的重金属较多;处理 A 堆体中 Cd、Pb、Cu、Zn 含量分别下降了 17.43%、6.12%、8.36%、7.55%;处理 B 堆体中 Pb、Cu 含量分别下降了 8.09%、22.56%,Zn、Cd 含量变化不明显(图 3)。

从表 4 可以看出,原污泥中各重金属含量差异较大,其中以 Zn、Cu 的含量最高;由于原污泥的 pH 值为 6.3,对比我国

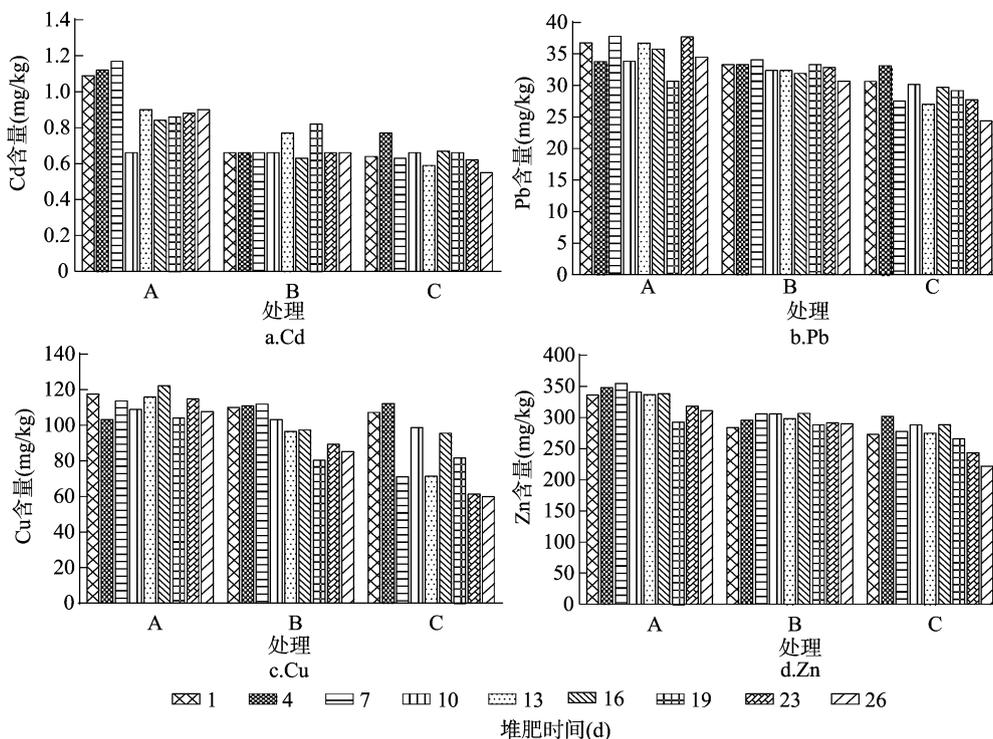


图 3 堆肥过程中各重金属总含量的变化

农用污泥中的控制标准(pH值 $<6.5$ ),此时Zn、Cu含量接近控制标准限值;Pb、Cd的毒性较大,但是其含量较低,远低于我国农用污泥中的控制标准(pH值 $<6.5$ );在堆肥完成后,各处理堆体的pH值在7.4~7.8之间。在堆肥初始阶段,添加蘑菇渣、废白土等辅料混合后,堆体中重金属总含量不变,

但由于辅料的稀释作用<sup>[28]</sup>,表现为各堆体的重金属含量比例有所降低。各处理的重金属含量排序为处理C $<$ 处理B $<$ 处理A,均远低于我国园林绿化用泥质和农用泥质标准限值(pH值 $>6.5$ ),且总Pb、总Cd含量均低于有机肥料中的限量指标,已达到安全农用要求。

表4 原污泥与堆肥后产品中重金属含量

来源	含量(mg/kg)			
	Cd	Pb	Cu	Zn
原污泥	1.17	57.81	206.47	416.44
处理A	0.90	34.51	107.70	311.11
处理B	0.66	30.66	85.17	290.07
处理C	0.55	24.39	59.88	222.06
GB 4284—1984《农用污泥中污染物控制标准》(pH值 $<6.5$ )	5	300	250	500
GB 4284—1984《农用污泥中污染物控制标准》(pH值 $>6.5$ )	20	1 000	500	1 000
NY 525—2012《有机肥料》	3	50		

## 2.5 堆肥过程中各重金属形态分布的动态变化

为了跟踪堆肥过程中各重金属形态分布的动态变化,分别采集堆肥过程中不同阶段的样品,采用BCR分级提取法测定分析样品中重金属的各形态含量,该方法将重金属的形态分为酸可交换态、可还原态、可氧化态和残渣态。其中酸可交换态和可还原态为易迁移态,容易在环境中迁移和被生物所吸收利用;可氧化态、残渣态则属于难迁移态。

由图4可知,堆肥过程中,各处理堆体中物料配比不同,重金属Cd的形态变化也不同。对于可交换态、可还原态,处

理A的分配比例分别由16.60%、28.27%提高到22.47%、30.81%;处理B的分配比例分别由19.98%、35.89%提高到20.25%、36.86%;处理C的分配比例则分别由23.05%、41.14%降低到20.90%、32.57%。对于残渣态来说,处理A、B的分配比例分别由43.00%、26.75%降低到30.54%、23.14%;处理C的分配比例则由13.20%提高到22.83%。由此可知,不同辅料配比对3个处理的Cd钝化效果差别明显,处理C中Cd易迁移态分配比例降低了10.72%,残渣态分配比例提高了9.63%,钝化效果明显优于处理A、B。

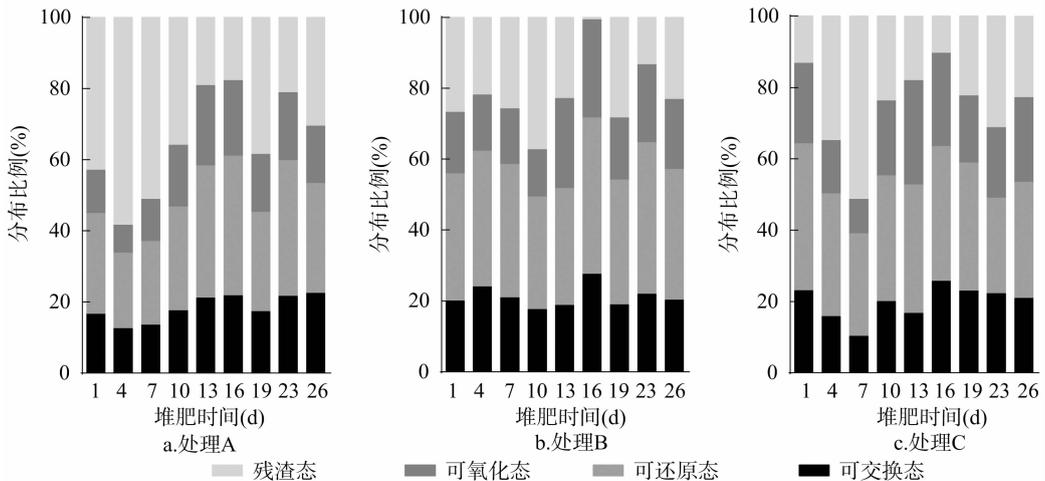


图4 堆肥过程中Cd各形态分布的动态变化

对于重金属Zn,在堆肥前,各处理中重金属Zn主要以可交换态、残渣态的形态存在,占比分别约为27%、33%;其次是可还原态,约占24%;最后是可氧化态,约占13%~15%(图5)。随着堆肥的进行,各处理堆体中Zn可交换态的分配比例明显下降,处理A、B、C分别由26.99%、27.03%、27.81%降低到23.40%、18.92%、18.84%,以处理C的降幅最明显;3个处理堆体中Zn可还原态、可氧化态的分配比例均有所提高,分别由22.96%、13.39%、24.36%、15.19%、24.00%、15.33%提高到29.31%、15.58%、30.17%、15.89%、30.96%、17.62%。即在堆肥过程中,处理A的难迁移态由50.05%降低到47.29%,处理B、C则分别由48.61%、48.19%提高到50.91%、50.20%。这表明由于辅

料的添加比例不同,对各处理中Zn元素的形态向难迁移态转化的影响也不同;与处理A相比,处理B、C的钝化效果更佳,其堆体中Zn元素由易迁移态向难迁移态转化,趋于稳定。

从图6可以看出,在堆肥前,重金属Cu在堆体中主要以残渣态的形式存在,占比超过50%;其次是可氧化态,约占25%~35%;可交换态、可还原态合计约占10%。随着堆肥的进行,Cu各形态分布的变化规律明显,各处理的交换态、可还原态、可氧化态的分配比例均呈明显下降趋势,残渣态含量占比明显提高,表明堆肥对Cu的处理效果最佳,能有效使其各形态由易迁移态向难迁移态转化。在3个处理堆体之间,由于辅料的添加比例不同,在不同形态分配比例的变化上又有所不同,表现为各处理堆体中Cu的形态含量变化幅度

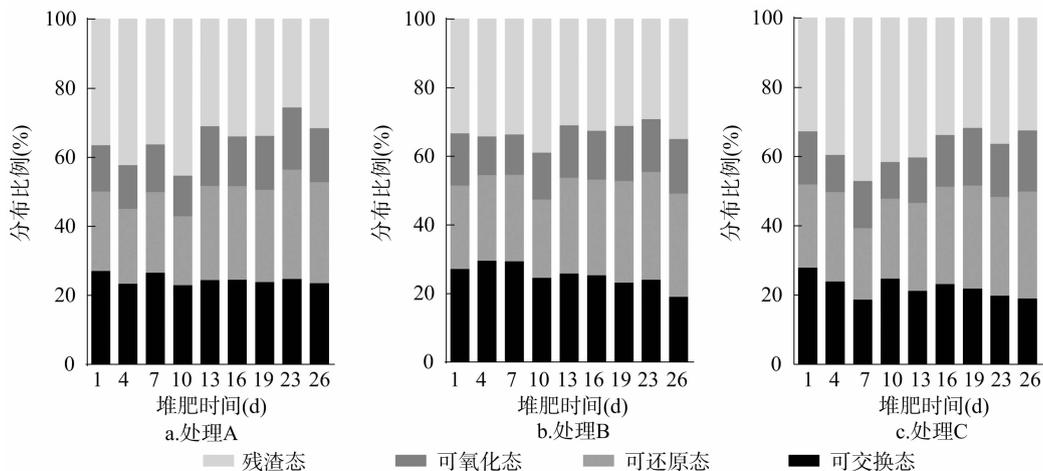


图5 堆肥过程中 Zn 各形态分布的动态变化

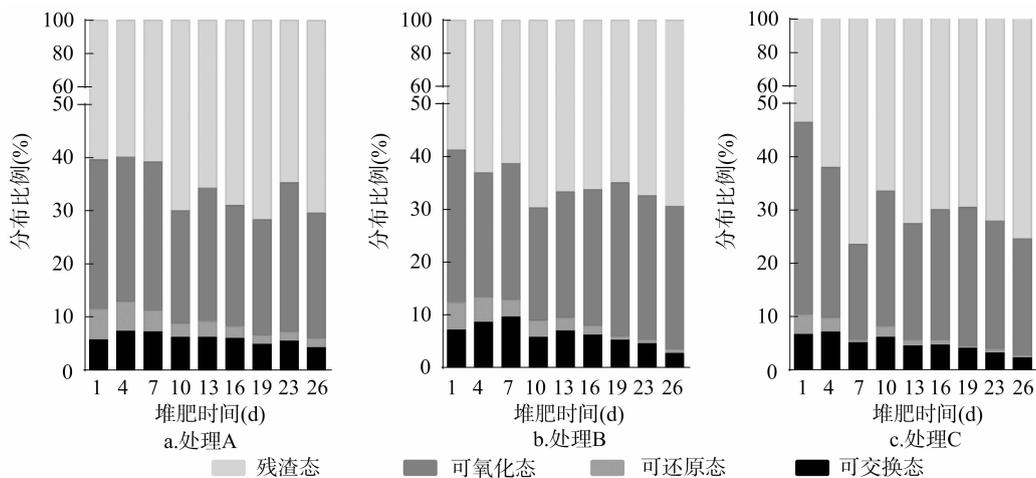


图6 堆肥过程中 Cu 各形态分布的动态变化

不同。处理 A、B、C 堆体中 Cu 可交换态的分配比例分别由 5.68%、7.11%、6.61% 降低到 4.18%、2.63%、2.25%，相比之下处理 B、C 的下降更明显。而可还原态的分配比例则分别由 5.79%、5.26%、3.77% 降低到 1.79%、0.72%、0.33%。对于可氧化态，处理 C 的下降幅度达到 14.11%，远高于处理 A、B（下降幅度分别为 4.58%、1.63%）。对于残渣态，3 个处理在堆肥结束后，其比例分别提高了 10.08%、10.63%、21.91%，均占总含量的 70% 或以上，且处理 C 的增幅远高于其他处理。这表明不同的辅料配比对堆肥中 Cu 元素形态转化的影响较大，其中以处理 C 对重金属 Cu 元素的钝化处理效果最佳。

不同辅料配比对堆肥中重金属 Pb 的形态变化影响不明显。如图 7 所示，重金属 Pb 在堆体中主要以难迁移态，即以残渣态、可氧化态的形态存在，所占比例超过 98%；而易迁移态，即可交换态、可还原态占比合计不超过 2%。表明在污泥堆肥中，重金属 Pb 主要以稳定态存在，不易被植物吸收。随着堆肥的进行，处理 A 的 Pb 各形态的含量分布变化不明显，其难迁移态分配比例提高了 0.1%，而处理 B、C 的残渣态分配比例分别提高了 3.21%、0.21%。总体看出，堆肥化处理对 Pb 元素的迁移性有所降低。

### 3 结论

(1) 采用蘑菇渣、废白土为辅料并以不同配比混合进行城市污泥堆肥，经高温好氧堆肥处理后，3 个处理堆体均能满足堆肥的卫生无害化要求，达到腐熟程度；含水率降到 20% 以下；pH 值均稳定在 7.4~7.8 之间，偏碱性；EC 值维持在 1.62~1.73 mS/cm，在作物生长安全范围之内。各处理的污泥均符合园林绿化用泥质和有机肥料的理化指标，达到安全农用要求。(2) 堆肥完成后，处理 A、B、C 堆体的有机质含量分别是 26.4%、31.5%、38.8%，氮磷钾总养分含量分别是 4.17%、4.57%、4.95%，均符合园林绿化用泥质和农用泥质的养分指标。其中，由于辅料添加比例不同，处理 C 堆体的有机质含量最高，总养分含量最高，堆肥效果明显优于处理 A、B。3 个处理最终的种子发芽率分别为 90%、86%、80%，均达到腐熟程度及安全利用要求，对植物的生长基本无毒性。这表明不同的辅料配比对堆肥效果有明显影响，处理 C（污泥：蘑菇渣：白土 = 12：10：3）的堆肥效果最优。(3) 原污泥中不同种类重金属含量差异较大，其中以 Zn、Cu 含量最高，接近我国农用污泥中的控制标准（pH 值 < 6.5）；Pb、Cd 的含量较低。在堆肥过程中，堆体底部有水渍，由于淋溶作用

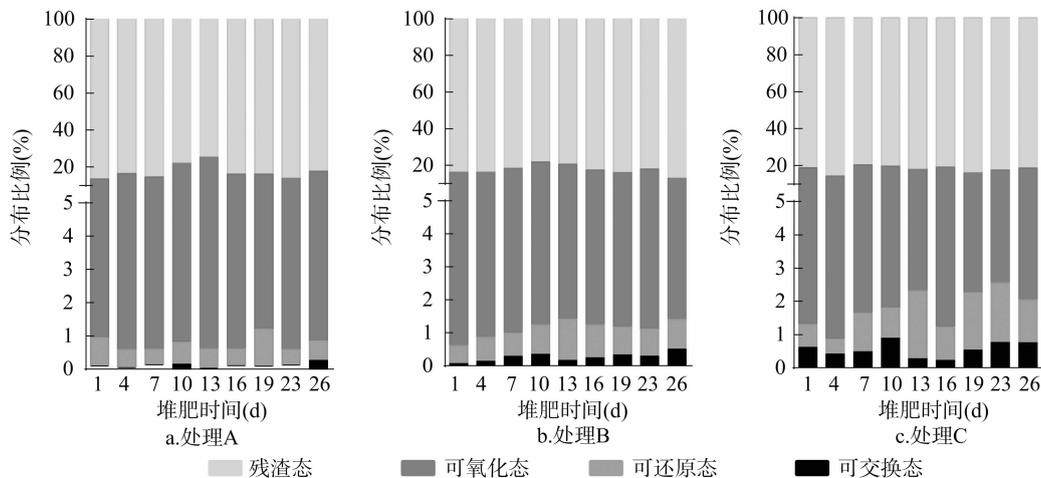


图7 堆肥过程中 Pb 各形态分布的动态变化

使堆体重金属滤出,各处理堆体的重金属含量总体上呈下降趋势;且处理 C 堆体中各重金属含量的下降幅度明显比处理 A、B 的幅度大。堆肥完成后,各处理的重金属含量排序为处理 C < 处理 B < 处理 A,均远低于我国园林绿化用泥质和农用泥质标准限值(pH 值 > 6.5),且总 Pb、总 Cd 的含量均低于有机肥料中的限量指标,已达到安全农用要求。(4) 经过堆肥化处理后,重金属 Cd、Zn、Cu、Pb 各形态分布总体上呈现由易迁移态向难迁移态的转化,其中以对 Zn、Cu 各形态转化的处理效果最佳,Pb 的处理效果不明显。且由于不同的辅料配比,3 个处理间的钝化效果有所差别;与处理 A、B 相比,处理 C 对于重金属 Cd、Zn、Cu 的钝化效果更佳。而对于重金属 Pb,堆肥化处理后总体上迁移性有所降低,但是 3 个处理间的不同辅料对比对堆肥中重金属 Pb 的形态变化影响不明显。总体上看,以处理 C 对堆肥中重金属由易迁移态向难迁移态转化的处理效果最佳。

综上所述,处理 C 堆体的有机质含量、总养分含量、重金属含量以及在堆肥中对重金属钝化效果均优于处理 A、B,故在城市污泥堆肥化处理中,采用此配比(污泥:蘑菇渣:废白土 = 12:10:3)的处理能获得更好的堆肥效果;同时这 2 种辅料的选择,不仅促进堆肥的腐熟,增加污泥养分,有利于重金属解毒,也能实现城市污泥、蘑菇渣、废白土等固体废弃物的资源化利用。

#### 参考文献:

- [1] 戴晓虎. 我国城镇污泥处理处置现状及思考[J]. 给水排水, 2012, 38(2): 1-5.
- [2] 霍敏波, 郑冠宇, 梁剑茹, 等. 生物沥浸处理中微生物菌群和胞外聚合物对城市污泥脱水性能的影响[J]. 环境科学学报, 2014, 34(9): 2199-2204.
- [3] Liu H T, Zheng H X, Chen T B, et al. Reduction in greenhouse gas emissions from sewage sludge aerobic compost in China[J]. Water Science and Technology, 2014, 69(6): 1129-1135.
- [4] Cai Q Y, Mo C H, Wu Q T, et al. Concentration and speciation of heavy metals in six different sewage sludge-composts[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 147(3): 1063-1072.
- [5] Chen M, Li X M, Yang Q, et al. Total concentrations and speciation of heavy metals in municipal sludge from Changsha, Zhuzhou and Xiangtan in middle-south region of China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 160(2/3): 324-329.
- [6] Alonso E, Aparicio I, Santos J L, et al. Sequential extraction of metals from mixed and digested sludge from aerobic WWTPs sited in the South of Spain[J]. Waste Management, 2009, 29(1): 418-424.
- [7] Garcia-Delgado M, Rodriguez-Cruz M S, Lorenzo L, et al. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants[J]. Science of the Total Environment, 2007, 382(1): 82-92.
- [8] Villanar J, Rodriguez L, Fernandez F J. Composting domestic sewage sludge with natural zeolites in a rotary drum reactor[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(2): 1447-1454.
- [9] Yang F, Li G X, Yang Q Y, et al. Effect of bulking agents on maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting[J]. Chemosphere, 2013, 93(7): 1393-1399.
- [10] 葛 骁, 李买军, 张盛华, 等. 调理剂对堆肥产品重金属生物有效性的影响[J]. 环境工程学报, 2014, 8(7): 3047-3052.
- [11] Iranzo M, Canizares J V, Roca-Perez L, et al. Characteristics of rice straw and sewage sludge as composting materials in Valencia (Spain)[J]. Bioresource Technology, 2004, 95(1): 107-112.
- [12] Jordan S N, Mullen G J, Murphy M C. Composition variability of spent mushroom compost in Ireland[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(2): 411-418.
- [13] Paredes C, Medina E, Moral R, et al. Characterization of the different organic matter fractions of spent mushroom substrate[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2009, 40(1/2/3/4/5/6): 150-161.
- [14] 王瀚起, 张银龙, 马爱军, 等. 添加菇渣对城市污泥好氧堆肥质量的影响[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2013, 37(6): 73-76.
- [15] 王守红, 葛 骁, 卞新智, 等. 菌菇渣和秸秆对生活污泥好氧堆肥的影响[J]. 江苏农业学报, 2013, 29(2): 324-328.
- [16] 薛红波, 丁 敬, 张盛华, 等. 不同辅料及配比对生活污泥堆肥效果的影响[J]. 中国给水排水, 2015(19): 72-75.
- [17] 胡伟桐, 余雅琳, 李 喆, 等. 不同调理剂对生物沥浸污泥堆肥氮素损失的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015(12): 2379-2385.
- [18] 陈 钊, 娄 羿, 孔宏卫, 等. 脱色废白土综合利用[J]. 粮食与油脂, 2009(3): 7-9.

冯丹,邢巧,葛成军,等.木薯渣基炭制备及对热带砖红壤的改良效果[J].江苏农业科学,2017,45(1):234-239.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.01.065

# 木薯渣基炭制备及对热带砖红壤的改良效果

冯丹<sup>1</sup>,邢巧<sup>2</sup>,葛成军<sup>1</sup>,李昉泽<sup>1</sup>,俞花美<sup>1</sup>,陈森<sup>3</sup>

(1.海南大学环境与植物保护学院,海南海口 570228; 2.广西大学轻工与食品工程学院,广西南宁 530004;

3.中国热带农业科学院环境与植物保护研究所,海南海口 571101)

**摘要:**针对海南当地酸性砖红壤,选用5种以木薯渣为前驱物在不同温度(350、450、550、650、750℃)下热解制备的生物质炭,研究施用不同量生物质炭(0、0.1%、0.5%、1.0%、5.0%)对砖红壤理化性质的影响,并初步探讨了生物质炭改良砖红壤的作用机制。结果表明,在所有5种生物质炭中,C含量远远大于其他元素。随着热解温度的升高,pH值逐渐增大,C/H增大,碱性基团增多,酸性官能团降低,生物质炭的比表面积、CEC、灰分均增大。生物质炭能有效降低砖红壤的容重和比重,分别平均下降5.43%和9.58%,增加砖红壤的田间持水量和孔隙度,分别平均上升1.67%和1.94%。添加生物质炭后土壤酸度降低,pH值上升了0.29~2.62。有机质含量、阳离子交换量显著增加,最高可分别增加2.67 g/kg和14.69 cmol/kg。砖红壤在加入生物质炭后有效养分明显增加,有效N增幅为10.38%~43.68%,有效P最高增幅为195.05 g/kg,有效K最高增幅为1226.27 g/kg。生物质炭能够有效改良砖红壤的理化性质,添加5.0%的650℃木薯渣炭改良效果优于其他处理。

**关键词:**木薯渣;生物质炭;砖红壤;理化性质;土壤改良剂;土壤改良效果

**中图分类号:** X712;S156.6 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2017)01-0234-06

海南地处热带,淋溶作用在土壤中极为强烈,导致土壤中可溶盐基离子和交换性盐基离子减少,氢饱和度增加,交换性氢不稳定,会自发转变成交换性铝,引起土壤酸度明显提高<sup>[1-5]</sup>。海南砖红壤主要为酸性或强酸性硫酸盐土,富含铁硫化物以及硫化物和硫酸盐的转化产物<sup>[4,6]</sup>。酸性农业土

壤的特点是pH值低,阳离子交换量(CEC)、有机碳含量较低,土壤酸化会明显导致土壤中钾、钙和镁等盐基性养分降低,酸化也会使土壤吸附固定磷酸盐、硝酸盐、铵盐的能力增加,所以有效氮和磷含量也普遍不高<sup>[1,6-8]</sup>。

改良酸性土壤的传统方法中,施用石灰被证实是一种非常有效的方法,不仅能中和土壤酸度,而且还可以提高土壤中养分的含量,然而只有针对较强酸性土壤(pH值<5.5)才有可能取得较好的效果。石灰种类繁多,不同施用种类和不同组分比例甚至是施用方式对酸性土壤改良影响均不相同<sup>[9-11]</sup>,而且随着施用时间推移,石灰的降酸效果慢慢减弱<sup>[12-13]</sup>。厌氧或是隔绝氧气情况下使生物质热解得到的固体物质为生物质炭。生物质炭自身具有较高的pH值,因此混入酸性土壤中可以有效提高土壤pH值,从而降低土壤的

收稿日期:2015-11-11

基金项目:国家自然科学基金(编号:21467008);海南省自然科学基金(编号:413123);热带作物种质资源保护与开发利用教育部重点实验室开放基金(编号:2013hckled-1)。

作者简介:冯丹(1991—),女,江西抚州人,硕士,研究方向为污染物环境行为。E-mail:fengdan0217@163.com。

通信作者:俞花美,博士,副教授,研究方向为环境生态学。E-mail:yuhuamei3007@163.com。

[19]陈思奇,罗盈,胡洁琼,等.电热板消解-火焰原子吸收法对污泥中铅、铜、锌的测定研究[J].武汉纺织大学学报,2015(3):67-71.

[20]Rauret G, López-Sánchez J F, Sahuquillo A, et al. Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2000, 2(3): 228-233.

[21]刘敬勇,孙水裕,许燕滨,等.广州城市污泥中重金属的存在特征及其农用生态风险评价[J].环境科学学报,2009,29(12):2545-2556.

[22]金芬,孙先锋,高自文,等.不同调理剂对城市污泥好氧堆肥的影响[J].西安工程大学学报,2015(1):62-67.

[23]薛红波,丁敬,张盛华,等.不同辅料及配比对生活污泥堆肥

效果的影响[J].中国给水排水,2015(19):72-75.

[24]Khan N, Clark I, Sanchez-Monedero M A, et al. Maturity indices in co-composting of chicken manure and sawdust with biochar[J]. Bioresource Technology, 2014, 168:245-251.

[25]万利利.微生物菌剂接种对城市污泥堆肥过程的影响研究[D].长沙:中南大学,2014:73.

[26]刘新安,王社平,郑琴,等.城市污泥堆肥过程及重金属形态分析研究[J].中国农学通报,2012,28(8):217-222.

[27]Haroun M, Idris A, Omar S. Analysis of heavy metals during composting of the tannery sludge using physicochemical and spectroscopic techniques[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 165(1/2/3):111-119.

[28]Lazzari L, Spemi L, Bertin P, et al. Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes[J]. Chemosphere, 2000, 41(3):427-435.