

城市生活污水污泥堆肥过程中重金属钝化规律及影响因素的研究

葛 骁¹, 卞新智¹, 王 艳², 张盛华¹, 褚艳春¹, 丁 敬¹, 王小治^{1*}, 封 克¹

(1.扬州大学环境科学与工程学院, 江苏 扬州 225127; 2.江苏里下河地区农业科学研究所, 江苏 扬州 225007)

摘 要:城市污泥中重金属含量及其生物有效性是限制污泥农用的主要因素之一,研究污泥堆肥过程中重金属形态及其生物迁移规律具有重要意义。用BCR顺序提取法浸提堆体中各种形态重金属,研究堆肥过程中不同形态重金属的变化规律以及主要影响因素。结果表明:除Zn、Cd外,城市污泥中Cu、Ni、Cr、Pb主要以可氧化态及残渣态存在,生物有效性较低;堆肥处理改变了重金属的形态分布,使污泥中的酸溶态及可还原态的重金属向更稳定的可氧化态及残渣态转变,显著降低了重金属的生物有效性;堆肥结束时Cu、Zn、Ni、Cd、Cr、Pb六种重金属残渣态含量比堆肥初始均有所增加,增幅分别达6.3%、6.7%、22.0%、15.2%、11.0%、40.5%;不同形态重金属含量与DOC含量相关性显著,而与OM相关性不强;pH主要影响可还原态及生物有效态重金属的分布,与其他形态相关性不强。

关键词:城市污泥;堆肥;重金属形态;相关性分析

中图分类号:X705 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)03-0502-06 doi:10.11654/jaes.2014.03.015

Immobilization and Its Influencing Factors of Heavy Metals During Composting of Sewage Sludge

GE Xiao¹, BIAN Xin-zhi¹, WANG Yan², ZHANG Sheng-hua¹, CHU Yan-chun¹, DING Jing¹, WANG Xiao-zhi¹, FENG Ke¹

(1.College of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225127, China; 2.Jiangsu Institute of Agricultural Sciences in the Lixiahe District, Yangzhou 225007)

Abstract: Contents and bioavailability of heavy metals in municipal sewage sludges are the main factors limiting their agricultural uses. This study examined changes and their influencing factors of various forms of heavy metals at different stages during sewage sludge composting processes using BCR sequential extraction method. Cu, Ni, Cr and Pb, except Zn and Cd, in sewage sludge were mainly in an oxidation state and residual state, with low bioavailability. Composting processes significantly reduced the bioavailability of heavy metals, and altered the distribution of heavy metals among various forms, transforming acid-soluble and reducible heavy metals into more stable forms, oxidation state(OXI) and residual state(RES). Residual fraction of Cu, Zn, Ni, Cd, Cr and Pb at the end of the composting increased by 6.3%, 6.7%, 22.0%, 15.2%, 11.0% and 40.5%, respectively, compared with those at the beginning of the process. Heavy metal forms were significantly correlated with DOC content, but not with OM. pH mainly affected distribution of reducible and bioavailable fractions of heavy metals.

Keywords: sewage sludge; compost; heavy metal forms; correlation analysis

城市污泥中含有丰富的有机物质和氮、磷等营养元素^[1],其土地利用被认为是污泥资源化的最有效处

理方式之一^[2-3]。但污泥中含有大量的重金属等有害物质,是限制污泥农用的主要因素之一^[4-5]。研究表明重金属总量不能准确反映其对环境的潜在影响^[6],因此研究各种形态的重金属生物有效性及其环境行为具有更重要的意义^[4,7-8]。

堆肥是污泥无害化及资源化利用的重要途径之一^[9]。将污泥进行堆肥处理,可以降解有机污染物质,杀灭病原菌,改变重金属的赋存形态。已有研究表明堆肥可以提高污泥中重金属的稳定性,降低重金属的

收稿日期:2013-07-20

基金项目:江苏省普通高校研究生科研创新计划资助项目(CXLX13-910);江苏省高等学校大学生创新创业训练计划(201311117025Z);扬州市-校企合作项目(YZ2011146)

作者简介:葛 骁(1987—),男,江苏新沂人,硕士研究生,研究方向为固废处理处置及资源化利用。

E-mail: gexiao20072008@163.com

* 通信作者:王小治 E-mail: xzwang@yzu.edu.cn

生物有效性^[10]。浸提方法对重金属的测定结果有较大影响,因此不同的浸提方法会影响对重金属生物有效性的判断。BCR 法是欧共体标准物质局在 Tessier 方法的基础之上提出的,较 Tessier 法简单易行,且重现性强^[11],已被广泛应用于包括污泥、湖泊、土壤和海底沉积物中各种形态重金属的提取^[12]。王玉军等^[13]将鸡粪与玉米秸秆混合堆肥,发现混合菌剂对鸡粪中重金属形态没有显著影响。孙文彬等^[14]将污泥中添加油菜、小麦、玉米、水稻秸秆进行好氧堆肥,发现调理剂的种类对重金属钝化效果不同,应根据污泥中重金属选择合适的调理剂。这些学者对于堆肥中重金属形态变化的影响因素进行了相关研究,但对于影响重金属形态变化关键因素的分析仍有所缺乏,如 pH 值、有机质、DOC 等。本文以 BCR 顺序提取法浸提堆肥样品中各种形态的重金属,研究堆肥过程中重金属的生物有效性变化规律,分析不同因素与重金属形态之间的相关性,探讨污泥堆肥过程中重金属钝化的机理,以为城市污泥的资源化利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

脱水污泥取自扬州市汤汪污水处理厂。菌菇渣、秸秆取自附近农田,使用前粉碎为粉末状,其基本性质见表 1。

1.2 试验方法

本文按湿重比 1:0.4:0.025 设置堆肥处理,即添加污泥量为 1750 kg,菌菇渣量为 694 kg,秸秆量为 43 kg,同时添加 0.2%堆肥菌剂。各物料按比例均匀混合,堆体高约 1.2 m,截面呈半圆形,人工翻堆,堆肥的第一周 3 d 翻堆一次,之后每周翻堆一次,翻堆时将堆体底部污泥充分翻出混匀,堆肥周期为 90 d。

1.3 采样及测定

每次翻堆时,多点采样,每次采集不少于 500 g 的样品,采用常规分析方法测定含水率、pH 值、电导率、凯氏氮、有机质、铵态氮、硝态氮、可溶性有机碳以及 Cu、Zn、Cr、Pb、Cd、Ni 等重金属总量。Cu、Zn、Cr、

Pb、Cd、Ni 各形态的测定采用 BCR^[15]法浸提,原子吸收分光光度计测定,提取步骤如表 2 所示。

表 2 BCR 顺序提取步骤

提取步骤	提取时间	形态
(1) 0.1 mol·L ⁻¹ HAc 浸提	振荡 16 h	酸溶态(EX)
(2) 0.1 mol·L ⁻¹ HNH ₃ OH·HCl, 浸提 (pH=2)	振荡 16 h	可还原态(RED)
(3) 20 mLH ₂ O ₂ 氧化, 1 mol·L ⁻¹ NH ₄ Ac 浸提(pH=2)	振荡 16 h	可氧化态(OXI)
(4) HF-HNO ₃ -HClO ₄ 消解		残渣态(RES)

每个样品设 3 个重复,取平均值作为最终的结果,各残渣态的重金属含量等于总含量与其余 3 种形态含量之差,所有测定结果均以干重计。为保证实验的准确性,样品测定过程中同时加入标准样品测定,加标回收率为 92%~102%。

2 结果及分析

2.1 堆肥过程中堆体基本性质变化

堆肥结束时,堆肥污泥呈黑褐色,颗粒松散,并带有泥土气味,堆体的温度达到 55 ℃以上的天数为 8 d,能够有效地杀死污泥中的病原微生物。种子发芽指数为 99.6%,污泥堆肥产品对植物生长无毒害作用。

堆肥过程中物料的理化性质如表 3 所示。堆肥物料的含水率从最初的 74.41%降至 39.56%,其中堆肥的前 10 d 含水率降低较显著。堆肥过程中 pH 值的变化不大,在堆肥 20 d 时显著升高,随后有所降低,一直稳定 7~9 之间,有利于微生物的生命活动。堆体中电导率值一直稳定在优质肥料控制的 3 mS·cm⁻¹^[16]以下。随着堆肥过程的进行,有机物质在整个堆肥过程中呈降低的趋势,堆肥结束时有机物质降解达 22.24%。DOC 在堆肥的前 20 d 呈降低的趋势,随后有所升高,至 40 d 时达 6.5 g·kg⁻¹,显著高于其他时间段,堆肥 90 d 时降至 3 g·kg⁻¹。

2.2 堆肥过程中重金属总量变化

堆肥可以浓缩或者稀释污泥中的重金属^[17-18],降低

表 1 堆肥原料的基本性质

Table 1 Basic properties of materials used in experiment

物料	含水率/%	有机质/%	总磷/g·kg ⁻¹	凯氏氮/g·kg ⁻¹	硝态氮/g·kg ⁻¹	铵态氮/g·kg ⁻¹	pH 值	电导率/mS·cm ⁻¹	DOC/g·kg ⁻¹
污泥	81.0	48.7	23.3	37.2	1.0	2.1	6.8	1.3	1.8
菌菇渣	57.2	79.8	1.2	10.1	—	—	—	—	—
秸秆	9.3	77.1	4.7	9.37	—	—	—	—	—

表 3 堆肥各个阶段物理化学性质
Table 3 Physico-chemical properties of sludge mixture
at different stage of composting

物料性质	0 d	10 d	20 d	30 d	40 d	90 d
含水率/%	74.41a	63.20b	64.96b	60.54b	60.83b	39.56c
pH	7.76b	7.97b	8.02a	7.44d	7.54c	7.53c
电导率/ $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$	1.51c	1.49c	1.42c	1.50c	1.68b	1.93a
凯氏氮/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	21.16c	24.14a	21.05d	16.40f	18.58e	21.26b
有机质/%	59.98a	52.69ab	49.06b	48.08b	46.70b	46.64b
DOC/ $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$	3.40b	2.20b	2.09b	3.52b	6.50a	3.00b

注:同行相同字母表示差异不显著($P>0.05$)。

Note: Values followed by same letters within a row are not significantly different at $P>0.05$ level.

是由于重金属随着渗滤液溶出,增高则是因为有机物质的矿化所致。如图 1 所示,堆肥中重金属含量大小顺序为: $\text{Zn}>\text{Cr}>\text{Cu}>\text{Ni}>\text{Pb}>\text{Cd}$ 。除 Cr 外,堆肥结束时重金属

含量比堆肥初期均有所增加,表明堆肥过程中有机物质的降解起主导作用,重金属在堆料中得到浓缩。

2.3 堆肥过程中重金属形态变化

如图 2(a、c、e)所示,堆肥过程中,Cu、Ni、Cr 的主要赋存形态为 RES、OXI,这两种形态之和占各重金属总量的 85%以上,生物有效性较低。堆肥初期 EX-Cu 及 RED-Cu 所占比例较小,分别为 2.5%、0.3%。堆肥过程中 EX-Cu 与 RED-Cu 变化不大,OXI-Cu 有所降低,堆肥结束时 OXI-Cu 降低了 6.6%。而 RES-Cu 呈增加的趋势,增加幅度为 6.3%,达 42.8%。堆体中有效态 Ni (以 EX-Ni 和 RED-Ni 计) 变化不大,OXI-Ni 呈增加的趋势,至 40 d 时 OXI-Ni 达到最高值 76.4%,随后降至 38.7%。堆肥结束时,RES-Ni 从 29.9%增至 51.9%,Ni 生物有效性明显降低。堆肥过

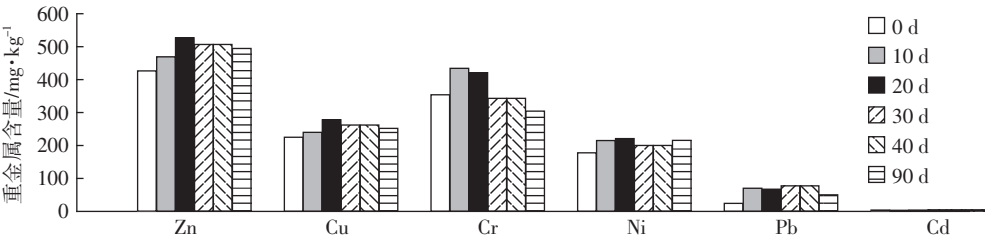


图 1 重金属含量在堆肥过程中的变化
Figure 1 Changes of total heavy metals during composting

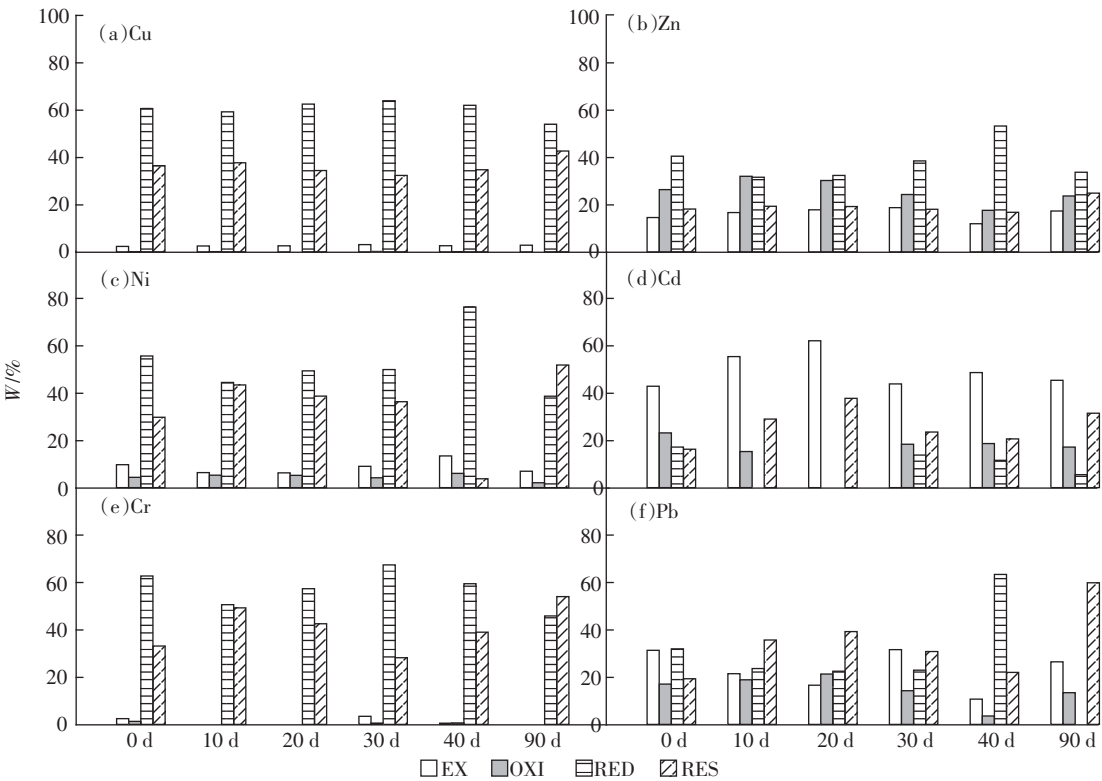


图 2 堆肥过程中重金属的形态分布
Figure 2 Forms of heavy metals during composting

程中 OXI-Cr 呈增加的趋势,至 30 d 时 OXI-Cr 所占比例达到 67.4%,随后降至 45.9%。堆肥 90 d 时 RES-Cr 含量增加近 11%,表明堆肥可以抑制 Cr 的活性,使 OXI-Cr 向 RES-Cr 转移。

如图 2(b)所示,堆肥初期 Zn 主要以 RED-Zn (26.5%)及 OXI-Zn(40.6%)两种形态存在,两者之和占到 67.1%。但经升温期与高温期后,RED-Zn 及 OXI-Zn 均有所降低,降低幅度分别为 2.7%、6.8%,而 EX-Zn 含量略有增加,达 14.7%。但堆肥前后 Zn 的生物有效性(以 EX-Zn 和 RED-Zn 计)不变,均为 41.2%。与堆肥初相比,堆肥结束时 RES-Zn 有较大幅度的增加,增幅达 6.7%。与 Cu 相比,Zn 表现出较高的生物有效性。

如图 2(d)所示,Cd 主要是以 EX-Cd、RED-Cd 存在,生物有效性较高。EX-Cd 在堆肥过程前期呈增加的趋势,至 20 d 时达到最高值 62.1%,随后降低,堆肥结束时降至 45.5%。堆肥结束时 RES-Cd 含量增加幅度较大,增幅达 15.2%。从整体上来看 Cd 的稳定性增强,使 OXI-Cd 向 RES-Cd 转变。

如图 2(f)所示,Pb 主要以 OXI-Pb、EX-Pb 两种形态存在,占 Pb 总量的 63.4%。堆肥结束时 EX-Pb 与 RED-Pb 所占比例分别为 26.6%、13.5%,而 RES-Pb 达 59.9%,表明堆肥处理可以促进其他形态的 Pb 向 RES-Pb 转变。

试验表明,堆肥处理改变了重金属的形态分布,明显降低了重金属的生物有效性。由于堆肥过程中各种理化性质的变化对重金属形态分布有重要的影响^[9],本文选取 pH 值、有机质(OM)、可溶性有机碳(DOC)作为研究对象,探讨堆肥过程中重金属的形态与这 3 个关键参数的相关性。

由表 4 可以看出,DOC 的变化显著影响堆肥过程中 Zn、Ni、Cd、Pb 的形态分布。EX-Cu 与 OM 表现出较强的相关性,证实 Cu 与有机物质有较强的结合力^[20]。其中生物有效态 Cu(以 EX-Cu 和 RED-Cu 计)与 pH 值及 OM 呈显著负相关。对 Zn 而言,EX-Zn、OXI-Zn 及生物有效态 Zn(以 EX-Zn 和 RED-Zn 计)与 DOC 含量表现出极显著相关,RED-Zn 与 pH 值的相关性为 0.788*。如表 4 所示,EX-Ni 与 DOC 表现为显著正相关($R=0.990^{**}$),而 OXI-Ni、RES-Ni 和生物有效态 Ni(以 EX-Ni 和 RED-Ni 计)与 DOC 均表现为显著负相关。Cd 受 pH 值的影响比较大,EX-Cd 与 pH 值呈显著正相关,RED-Cd、OXI-Cd 浓度与 pH 值呈负相关。DOC 与 RED-Pb、OXI-Pb 相关性较显著,与生物

表 4 污泥堆肥过程中各种形态重金属与 pH、有机质(OM)及可溶性有机碳(DOC)含量的相关性系数(R)

Table 4 Linear correlation coefficients(R) of heavy metals fractions with pH, organic matter(OM) and dissolved organic carbon(DOC)during sewage sludge(SS) composting

项目		污泥堆肥		
		pH	有机质(OM)	溶解性有机碳(DOC)
Cu	EX	-0.598	-0.717*	-0.093
	RED	-0.456	0.306	0.546
	OXI	0.128	0.072	0.302
	RES	-0.073	-0.023	-0.300
	EX+RED	-0.681*	-0.623*	0.034
Zn	EX	0.182	-0.172	-0.870**
	RED	0.788*	0.420	-0.846*
	OXI	-0.524	-0.119	0.997**
	RES	-0.086	-0.269	-0.554
	EX+RED	0.652*	0.250	-0.944**
Ni	EX	-0.570	-0.054	0.990**
	RED	0.385	0.102	0.441
	OXI	-0.222	-0.042	-0.937**
	RES	0.295	0.034	-0.940**
	EX+RED	0.427	-0.003	-0.941**
Cr	EX	-0.499	0.332	0.222
	RED	-0.391	0.579	0.624*
	OXI	-0.211	0.238	0.399
	RES	0.276	-0.282	-0.398
	EX+RED	-0.495	0.421	0.351
Cd	EX	0.869**	-0.182	-0.406

注:*与**表示相关关系显著性在 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 范围。

Note: * and ** indicate statistically significant at 0.05 and 0.01 levels, respectively.

有效态 Pb 值呈负相关性,其中 RED-Pb 与 pH 值的相关性较好。

3 讨论

BCR 法将重金属分为酸溶态、可还原态、可氧化态、残渣态,其中,酸溶态、可还原态的重金属容易被植物吸收利用,可氧化态、残渣态比较稳定,不易被植株吸收利用。试验发现污泥中的重金属主要以可氧化态及残渣态存在,除了 Cd 外,其余五种重金属可氧化态及残渣态之和均大于 60%,其中 Cu、Ni、Cr 可氧化态及残渣态之和均高于 90%。经过 90 d 的堆肥处理,残渣态重金属的含量均有明显升高,适量的施用污泥堆肥产品不会对土壤造成重金属污染。

Cu 主要以 OXI-Cu 与 RES-Cu 两种形态存在,与有机物质的结合力较强^[20],生物有效性较低,表现出较强的稳定性。堆肥过程中 OXI-Cu 有所降低,

RES-Cu 逐渐升高, 原因可能是有机物质的大量矿化, 更多的 Cu 与矿物质结合, 而最终向残渣态 Cu 转变。这与周少奇等^[21]研究认为堆肥可以增加 RES-Cu 的比例的结论一致。堆肥过程中 pH 值的变化与生物有效态 Cu (以 EX-Cu 和 RED-Cu 计) 表现为负相关 (表 4), 表明微碱性的堆肥环境 (表 3) 可以提高有机物质与 Cu 的结合强度, 降低生物有效性 Cu 的含量。

堆肥过程中 pH 值呈先升高后降低的趋势 (表 3), 可还原态 Zn 及生物有效态 Zn (以 EX-Zn 和 RED-Zn 计) 随着 pH 值的变化而变化, 验证了 pH 值变化对 RED-Zn、(EX+RED)-Zn 的含量变化有显著的影响 (表 4), 且有机物质的矿化对提高 Zn 的稳定性有重要作用。因此, 保持适宜的 pH 值, 促进堆肥过程中 DOC 的产生, 可以使 Zn 从 EX-Zn、RED-Zn 向着更加稳定的 OXI-Zn 有机形态转变。Zorpas 等^[22]研究表明污泥与高岭土混合堆肥中 25%~29% 的 Zn 是可溶性的, Walter 等^[23]研究表明在堆肥过程中有机结合态锌与交换态锌分别占到 59% 和 37%。本文研究发现堆肥后 EX-Zn 与 OXI-Zn 分别占 17.4% 和 33.8%, 堆肥促进残渣态 Zn 的形成, 降低了 Zn 的生物有效性。

Ni 的生物有效性较低, 堆肥前后主要以可氧化态及残渣态存在。堆肥结束时 RES-Ni 的增加, 证实堆肥可以有效地降低 Ni 的生物活性, 与 Wong 等^[24]研究结论一致。堆肥 10 d 时 OXI-Ni 达到最大可能与堆肥过程中产生的 DOC 有关, DOC 的变化显著影响 Ni 各种形态的分布, 随着有机物的矿化, 产生的可溶性有机碳化合物对 EX-Ni 含量的提高有显著促进作用 (表 4), 而对 OXI-Ni 及 RES-Ni 的形成不利。因此, 堆肥的腐熟度程度及大分子固相腐殖质的产生, 是降低 Ni 的有效性与迁移性的关键。

Cd 是生物有效性较高的重金属, 在堆肥 20 d 左右 EX-Cd 含量达到最高值。原因可能是一方面堆肥过程中 pH 值在堆肥前 20 d 达到最大值, 而 pH 值的变化显著影响 EX-Cd 的形成 (表 4), 另一方面堆肥进入高温期后, 有机物质矿化速度较快, 分解了 RED-Cd 及 OXI-Cd, 形成 EX-Cd。

Cr 在堆肥前后主要以 OXI-Cr 及 RES-Cr 两种形态存在, 堆肥促进了 RES-Cr 的形成。Pb 易于同矿物质结合, 向着稳定的 RES-Pb 转变, 堆肥处理促进了大量 RES-Pb 的形成, 与 Miao-miao He 等^[25]研究结论一致。

有研究报道 pH 值与堆肥过程中重金属的形态分布呈显著性相关^[24,26-27], Hsu 等^[28]研究发现 pH 值与

重金属各种形态含量相关性不显著。本研究发现 pH 值与可还原态重金属有显著的相关性 (如 Zn、Cd、Pb), 对生物有效态重金属的分布也有重要影响 (如 Cu、Zn), 表明 pH 值主要对迁移性较高的重金属形态分布有重要影响, 而对比较稳定的可氧化态及残渣态无显著性影响。但 DOC 在堆肥过程中的变化对重金属各种形态的分布有较大的影响 (表 4), 其中生物有效性的重金属 (以 EX+RED 计) 与 DOC 呈显著负相关。由于重金属理化性质的差异, 其与相同或不同参数 (pH 值、OM、DOC) 的相关性不同^[4]。OM、DOC 与各种形态重金属的相关性结果在不同研究中的差异较大^[4,27], 堆肥中添加的辅料、堆肥工艺等条件的不同可能会造成相关性结果的差异; 而堆肥过程中是否有渗滤液流出以及重金属随渗滤液流失的多少也会影响对重金属形态与 OM、DOC 等相关性的判断; 另外浸提方法对重金属的测定结果有较大影响, 不同的浸提方法也会对相关性结果产生影响。为了防止重金属随渗滤液淋失及提高实验的准确度, 本试验在塑料大棚中的水泥地上进行, 以减少渗滤液的下渗, 同时取样时从堆体上端至堆体低端采集整个剖面的样品, 以保证所取样品的代表性。为了科学、合理的判断堆肥污泥中各种形态重金属的含量, 本文选取简单易行、重复性好的 BCR 法提取各种形态的重金属。

4 结论

(1) 堆肥过程中 pH 值变化较为稳定; 有机质在整个堆肥过程中稳定的降低, 无显著性差异; 而 DOC 在堆肥 40 d 时含量达到最高值, 与堆肥各时间段的 DOC 差异性显著。

(2) 堆肥处理显著改变了重金属的形态分布, 使重金属由酸溶态、可还原态向更稳定的残渣态转变, 显著降低了重金属的生物有效性。

(3) 堆肥结束时, 除 Zn (RES-Zn: 25.0%)、Cd (RES-Cd: 31.6%) 外, 其他金属大部分以残渣态存在, 残渣态 Cu、Ni、Cr、Pb 所占比例分别为 42.8%、51.9%、54.1%、60.0%。

(4) DOC 含量与不同形态重金属含量相关性显著; pH 值主要影响迁移性较高的重金属形态分布, 对比较稳定的可氧化态及残渣态无显著影响; 而有机质与重金属形态分布相关性不强。

参考文献:

- [1] Singh R P, Agrawal M. Potential benefits and risks of land application of

- sewage sludge[J]. *Waste Management*, 2008, 28(2):347-358.
- [2] Wong J, Li K, Fang M, et al. Toxicity evaluation of sewage sludges in Hong Kong[J]. *Environment International*, 2001, 27(5):373-380.
- [3] Gao P C, Tang X B, Tong Y N, et al. Application of sewage sludge compost on highway embankments[J]. *Waste Management*, 2008, 28(9):1630-1636.
- [4] Amir S, Merlina G. Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge[J]. *Chemosphere*, 2005, 59:801-810.
- [5] 冯 春, 杨 光, 杜 俊, 等. 污水污泥堆肥重金属总量及形态变化[J]. 环境科学研究. 2008(1):97-102.
FENG Chun, YANG Guang, DU Jun, et al. Study on the changes of total contents and the status of heavy metals for sewage sludge composting[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008(1):97-102.
- [6] 孙西宁, 李艳霞, 张增强, 等. 城市污泥好氧堆肥过程中重金属的形态变化[J]. 环境科学学报, 2009(9):1836-1841.
SUN Xi-ning, LI Yan-xia, ZHANG Zeng-qiang, et al. Extractable forms of heavy metals produced during municipal sludge composting[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009(9):1836-1841.
- [7] 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.
- [8] Hua L, Wu W X, Liu Y X, et al. Reduction of nitrogen loss and Cu and Zn mobility during sludge composting with bamboo charcoal amendment [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2009, 16(1):1-9.
- [9] RSF. Wastewater biosolids to compost[Z]. Lancaster, Pennsylvania: Technomic Publishing Company Inc, 1977.
- [10] Walter I, Martinez F, Cala V. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 139(3):507-514.
- [11] Christine M, Davidson R P T S. Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1994, 291(3):277-286.
- [12] Ana F, Mercedes L, Jose S, et al. Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges[J]. *Chemosphere*, 2004, 54:1039-1047.
- [13] 王玉军, 窦 森, 李业东, 等. 鸡粪堆肥处理对重金属形态的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(3):913-917.
WANG Yu-jun, DOU Sen, LI Ye-dong, et al. Speciation change of heavy metals during composting process of chicken manure[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(3):913-917.
- [14] 孙文彬, 李必琼, 赵秀兰. 不同秸秆与城市污泥好氧堆肥过程中重金属质量分数及形态变化[J]. 西南大学学报:自然科学版, 2012, 34(3):90-94.
SUN Wen-bin, LI Bi-qiong, ZHAO Xiu-lan. Changes in contents and forms of heavy metals in the aerobic co-composting process of urban sludge[J]. *Journal of Southwest University(Natural Science Edition)*, 2012, 34(3):90-94.
- [15] 翁焕新. 污泥无害化、减量化、资源化处理新技术[M]. 北京:科学出版社, 2009:26-27.
- WENG Huan-Xin. New technology on sludge treatment for harmless, minimization, resource[M]. Beijing:Science Press, 2009:26-27.
- [16] Soumare M, Tack F, Verloo M G. Characterisation of Malian and Belgian solid waste composts with respect to fertility and suitability for land application[J]. *Waste Management*, 2003, 23(6):517-522.
- [17] Zorpas A A, Arapoglou D, Panagiotis K. Waste paper and clinoptilolite as a bulking material with dewatered anaerobically stabilized primary sewage sludge(DASPSS) for compost production[J]. *Waste Management*, 2003, 23(1):27-35.
- [18] 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.
- [19] 和苗苗. 有机固体废弃物土地利用的生态风险机制及控制研究[D]. 杭州:浙江大学, 2009.
HE Miao-miao. The mechanism and control of ecological risks on applications of organic solid wastes[D]. Hangzhou:Zhejiang University, 2009.
- [20] Aarab T, Smeyers M, Remy M, et al. The storage of sewage sludge: Influence of liming on the evolution of copper chemical fractions[J]. *Waste Management*, 2006, 26(9):1024-1032.
- [21] 周少奇, 陆伟东. 交替好氧厌氧堆肥化对城市污泥重金属的影响[J]. 华南理工大学学报(自然科学版), 2006, 34(12):1-4.
ZHOU Shao-qi, LU Wei-dong. Effect of alternative aerobic and anaerobic composting on heavy metals in municipal sewage sludge[J]. *Journal of South China University of Technology(Natural Science Edition)*, 2006, 34(12):1-4.
- [22] Zorpas A A, Kapetanios E, Zorpas G A, et al. Compost produced from organic fraction of municipal solid waste, primary stabilized sewage sludge and natural zeolite[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2000, 77(1-3):149-159.
- [23] Walter I, Martinez F, Cala V. Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses[J]. *Environment International*, 2006, 139(3):507-514.
- [24] Wong J, Selvam A. Speciation of heavy metals during co-composting of sewage sludge with lime[J]. *Chemosphere*, 2006, 63(6):980-986.
- [25] He M M, Tian G M, Liang X Q. Phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead during the aerobic composting of sewage sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 163:671-677.
- [26] Zheng G D, Gao D, Chen T B, et al. Stabilization of nickel and chromium in sewage sludge during aerobic composting[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 142(1-2):216-221.
- [27] Liu Y S, Ma L L, Li Y Q, et al. Evolution of heavy metal speciation during the aerobic composting process of sewage sludge[J]. *Chemosphere*, 2007, 67(5):1025-1032.
- [28] Hsu J H, Lo S L. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure[J]. *Environmental Pollution*, 2001, 114(1):119-127.