

养猪舍不同发酵床重金属累积特征初探

张丽萍^{1,2}, 盛 婧^{1,2}, 孙国锋^{1,2}, 郑建初^{1,2*}

(1.江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014; 2.江苏省农业科学院循环农业研究中心, 南京 210014)

摘 要:以节约经济成本和适宜猪生长发育为前提选取 3 种发酵床垫料组合:40%稻壳+60%菌糠(FJ)、40%稻壳+60%锯木屑(FD)、40%稻壳+60%酒糟(FW),采用物质流分析的方法分析了在一个养猪周期内 3 种垫料 Zn、Cu、As 全量的累积过程;同时测定了不同垫料剖面层次中 3 种重金属的含量变化;并通过测定有效态 Zn、Cu、As 含量分析 3 种重金属在垫料和表层土壤中的活性;最后应用瑞典科学家 Hakanson 提出的潜在生态危害指数法分析和评价该区域表层土壤的重金属污染指数和潜在生态危害。结果表明,经过一个养殖周期,Zn 和 Cu 含量随垫料层次加深逐层递减,而 As 含量则随垫料层次加深逐层递增,尽管如此,绝大部分 Zn、Cu、As 仍作为库存累积在垫料中,只有极少部分通过淋溶作用渗漏到床底表层土壤中;不同垫料对 3 种重金属的吸纳效果、活性大小的影响均不同;经过生态危害评价分析,3 种垫料在养猪结束后其 Zn、Cu、As 的潜在生态危害均未超过轻微生态危害临界值($RI \leq 150$),为了最好地控制 Cu、Zn、As 污染并保留有机肥营养,建议发酵床使用年限为 3 年左右。

关键词:发酵床垫料;重金属累积;有效态重金属;潜在生态危害评价;物质流分析

中图分类号:X713 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)03-0600-08 doi:10.11654/jaes.2014.03.029

Accumulation of Heavy Metals in Different Pig Bio-Beds

ZHANG Li-ping^{1,2}, SHENG Jing^{1,2}, SUN Guo-feng^{1,2}, ZHENG Jian-chu^{1,2*}

(1.Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2.Circular Agriculture Research Center, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China)

Abstract: Bio-bed is a novel ecological system for pig raising. Its impacts on the environment are arousing concerns. This study was designed to examine accumulation of Zn, Cu and As in three different bio-beds:40% rice husk+60% mushroom bran(FJ), 40% rice husk+60% sawdust(FD) and 40% rice husk+60% Vinasse(FW) using material flow analysis(MFA). The profile distribution of Zn, Cu and As in bio-beds and their activities in the soil underneath were also investigated. The potential ecological risk index of Hakanson was applied to evaluate the potential ecological risk to the area. After one production cycle, contents of Cu and Zn decreased, but As increased with the bio-bed depth. Most of three heavy metals were detained in the bio-beds, with only a very small part leaked into the soil underneath through eluviations. Different bio-beds were different in absorption and activities of heavy metals. Zn, Cu and As did not exceed the minimal ecological risk threshold($RI \leq 150$) in three bio-beds. Three years of life span for a bio-bed were recommended to control Cu, Zn and As pollution and retain nutrients in organic fertilizers.

Keywords: bio-bed; heavy metal accumulation; available heavy metals; potential ecological risk; material flow analysis(MFA)

发酵床养猪最早由日本发展而来,他们于 1970 年建立了第一个以木屑为垫料的发酵床系统^[1]。后经多次改造优化,现在发酵床的垫料主要由锯木屑、稻壳、菌糠、酒糟等材料配比一定的有益微生物菌种混

合而成,不但有利于猪的生长,而且富含氮、磷、钾以及有机质等大量的营养元素,清理之后仍可作为有机肥施于农田,而且由于发酵床养猪具有低排放、低污染的优良特性,越来越受到人们的重视^[2]。然而养猪过程中因猪的采食、排便等原因不可避免地会使饲料中添加的重金属(主要是 Zn、Cu、As)滞留在垫料中^[3],进而通过渗漏作用沉积到垫料下的表层土壤中(0~20 cm)。众所周知,土壤既是自然环境的构成要素,又是农业生产最重要的自然资源。因此垫料中留存的重金

收稿日期:2013-07-30

基金项目:集约化农区种养结合生产技术集成与工程示范(201203050-2)

作者简介:张丽萍(1983—),女,山东淄博人,博士,助研,目前从事的研究方向为农业资源与利用。E-mail:lp.zhang@hotmail.com

* 通信作者:郑建初 E-mail:zhengjianchu@hotmail.com

属含量的多少会对其后续作为有机肥施用于农田产生一定的影响,进而影响农产品的质量安全。

目前,发酵床养猪作为新兴生态养殖模式,其对环境的影响尤其是重金属累积和残留影响受到普遍关注。Tiquia 等^[4]发现随着时间的推移,以木屑为原料的发酵床垫料中 Cu、Zn 含量会不断增高,而水溶性 Cu、Zn 含量则相反,随着时间推移含量不断减少。王福山等^[5]为评估发酵床养殖垫料潜在的重金属污染风险,初步调查并分析测定了饲料与垫料中重金属 Cu、Zn 的含量。监测分析结果表明,随着垫料使用时间的延长,垫料重金属含量有较明显的累积趋势,累积量受饲料中重金属含量的影响。黄静等^[6]为评估发酵床养猪垫料作为有机肥的安全性,分别分析测定了使用 18 个月和 24 个月的养猪垫料中重金属残留,发现垫料中有大量 Zn、As 残留,但经过综合评定发现这两种垫料均符合国家二级有机肥标准。同样,土壤重金属污染作为土壤环境健康质量恶化的重要标志之一,也受到国内外学者的普遍关注。针对重金属的土壤环境污染问题,也有学者从潜在生态风险及评价的角度评估土壤重金属的环境质量状况。如钟晓兰等^[7]以江苏太仓市为例,研究了长江三角洲地区土壤重金属污染特征,其中养殖区 Cu、Zn、As 的潜在生态危害系数 RI 仅为 26.65,远小于轻微生态危害临界($RI \leq 150$)。另有国外学者分别从土壤重金属污染的“源”与“汇”^[8-9]、污染评价方法^[10-11]、空间分布特征^[12]等方面进行了研究。

以上研究分别针对某种发酵床重金属 Cu、Zn、As 的累积进行研究,并对发酵床垫料安全性作出评价。然而不同原料的发酵床养猪用垫料及发酵床下部土壤重金属累积状况与生态风险评价鲜有报道。本文以猪舍发酵床为例,以物质流分析的方法研究了不同材料的发酵床垫料中重金属 Cu、Zn、As 的累积变化,并对这些垫料及该区域表层土壤 Cu、Zn、As 累积的潜在生态风险做出评价,以评估在重金属控制方面发酵床的最佳使用年限。

1 材料与方法

1.1 实验设计

通过前期试验,试验区以节约经济成本和适宜生猪生长发育为前提研究确定了 3 种较好的垫料材料:40%稻壳+60%菌糠(FJ)、40%稻壳+60%锯木屑(FD)、40%稻壳+60%酒糟(FW)。每个猪栏面积为 37 m²,存栏仔猪 15 头,仔猪初始体重分别为 FJ(28.75±1.21)

kg、FD(28.09±2.01)kg、FW(27.91±1.49)kg,每天消耗饲料量为 25 kg。由于物料的孔隙度、比重及容重不尽相同,为了使发酵床床体厚度达到 50 cm,C/N 接近 25:1,3 种发酵床投入的垫料总量分别为 FJ 11 800 kg、FD 6000 kg、FW 9700 kg。

1.2 样品采集与分析

整个饲养周期为 150 d,分别在养猪前和养猪结束后采集样品。鉴于猪的生活习性,每个栏区划分 4 个采样区:饮水区、重排便区、轻排便区、活动区(采用多点测量并通过不规则多边形计算确定各个区域的面积);按照垫料层厚度,每个小区域分层取样(0~20 cm、20~50 cm),每个样品至少 3 个重复,每个重复的样品留取 1/2 制成混合样。所有样品均风干后过 100 目筛备用。

样品分析按照我国农业部发布的 NY/T 1613—2008 行业标准采用三酸(HCl-HNO₃-HClO₄)法消解样品,用 ICP 测定样品中的全量 Cu、Zn;按照我国农业部发布的 NY/T 1121.11—2006 行业标准采用王水消解样品,电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP-AES)测定样品中总 As 的含量;有效态重金属用 0.1 mol·L⁻¹ 的 HCl 浸提^[13],ICP 测定含量。数据分析采用 SPSSV 17.0 和 Excel 软件分析。

1.3 分析评价方法

应用物质流分析的方法,能够较全面地反映一种或几种重金属在发酵床养殖过程中各个阶段的含量变化^[14-15]。物质流总量遵循质量守恒定律,其公式为:物质的输入量(Inputs)=物质的输出量(Outputs)+库存净增量(NAS)^[16-17]。

本文采用瑞典科学家 Hakanson 提出的潜在生态危害指数法分析和评价表层土壤重金属的潜在生态风险。该法是 Hakanson 根据重金属性质及环境行为特点,从沉积学角度提出来的对土壤或沉积物中重金属污染进行评价的方法。具体公式为:

$$RI = \sum E_i^i; E_i^i = T_i^i \times C_{ij}^i; C_{ij}^i = C_{\text{表层}}^i / C_n^i$$

式中: C_{ij}^i 为单个重金属污染系数; $C_{\text{表层}}^i$ 表示土壤某重金属全量浓度实测值; C_n^i 为参比值,此处参比值采用当地实测背景值; T_i^i 为某重金属的毒性响应系数,反映重金属毒性水平及土壤对重金属污染的敏感程度,据 Hakanson 的元素丰度原则与元素释放度原则标准化重金属毒性系数,取 As=10、Cu=5、Zn=1^[18]; E_i^i 为某重金属潜在生态危害系数; RI 为多种重金属潜在生态危害指数。重金属污染生态危害系数和生态危害指数分级标准列于表 1。

表 1 E_r 和 RI 的分级标准
Table 1 Grading criteria of E_r and RI

污染系数 E_r	污染指数 RI	污染程度
≤ 40	≤ 150	轻微生态危害
40~79	150~299	中等生态危害
80~159	300~600	强生态危害
160~320	>600	很强生态危害
>320		极强生态危害

2 结果与分析

2.1 养殖过后发酵床垫料及表层土壤重金属累积特征

通过垫料剖面分层取样,分别测定了垫料中 3 种重金属的全量和有效态含量。随着垫料层次的加深,3 种垫料全量 Cu、Zn 含量自表层向下逐次递减。FJ 与 FW 下降程度比较高,FJ 的全量 Cu、Zn 含量分别从 22.89、32.46 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 下降到 18.83、22.88 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$;FW 的全量 Cu、Zn 含量分别从 20.49、33.29 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 下降到 17.21、26 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。同样 3 种垫料的有效态 Cu、Zn 含量也随着垫料层次的加深逐渐减少,FJ 与 FW 的有效态 Cu 含量下降程度也较 FD 高,但有效态 Zn 含量下降程度无明显差别。由此初步推断,全量 Cu、Zn

和有效态 Cu 在 FJ 与 FW 两种垫料中主要分布在 0~20 cm 的表层(图 1),在 FD 中分布较均匀;而有效态 Zn 在 3 种垫料中的分布都较均匀。综合而言,3 种垫料中大部分的 Cu、Zn 会滞留在垫料中,此结果与土壤中重金属 Cu、Zn 的层次分布规律一致^[7]。

本研究同时测定了垫料中 As 的全量和有效态含量。由图 2 可知,随着垫料层次的加深,全量 As 含量自表层向下逐次递增;同样有效态 As 含量也随着垫料层次的加深逐渐增多,此结果也与土壤中重金属 As 的层次分布规律一致^[7]。其中,FJ 的全量和有效态 As 含量上升幅度较大,分别从 0.67、0.09 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 上升到 0.79、0.10 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,有可能该发酵床垫料中 As 主要沉积在垫料底部,至于是否有大量 As 渗漏到表层土壤中尚需进一步分析。而 FD 与 FW 两种垫料的全量 As 和有效态 As 含量虽然随着垫料层次的增加而递增,但是递增幅度较小,相对来说分布较均匀。

通过对比分析,研究不同材料组合的发酵床对 3 种重金属的吸纳能力。由表 2 可知,养猪结束后垫料中 Cu、Zn、As 的总累积量显著高于垫料背景值,而不同材料组合的垫料其 Cu、Zn、As 的累积量也不同。3 种垫料中,以 FJ 的 Cu 累积量最高,达 183.86 g,其次

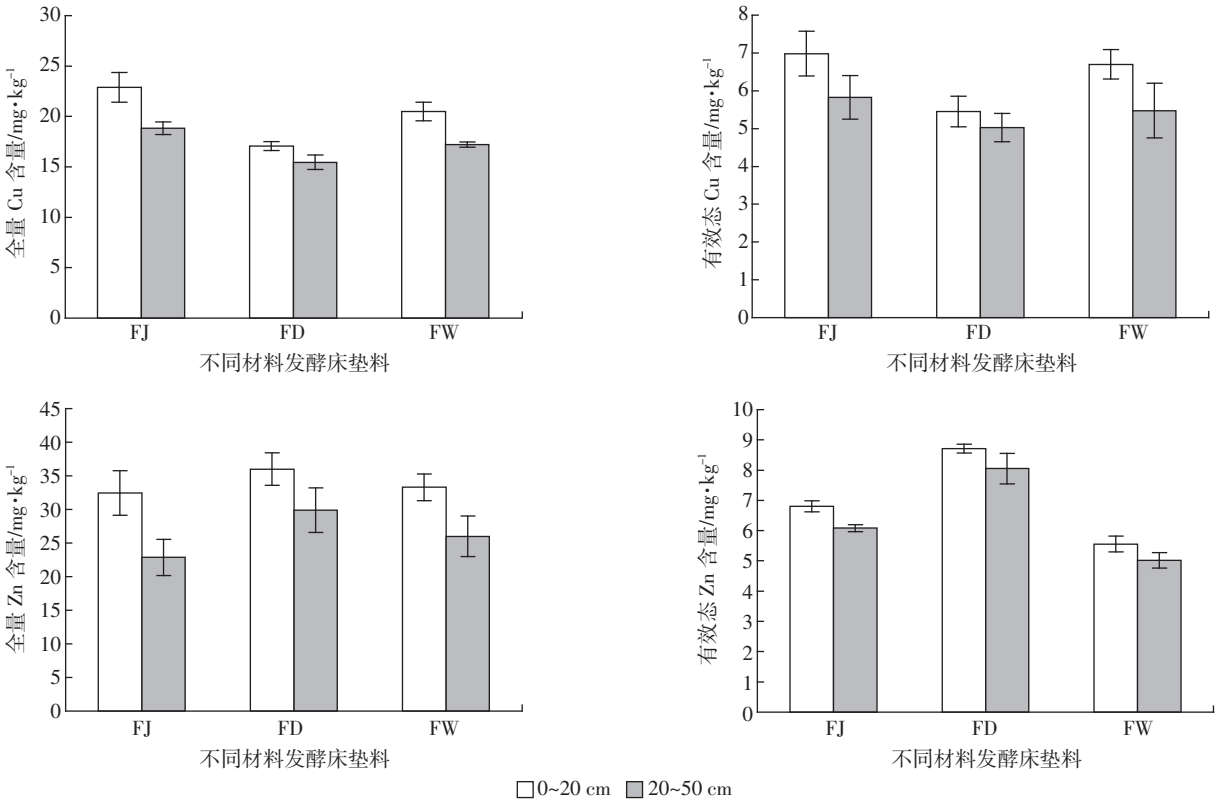


图 1 垫料的不同剖面层次 Cu 和 Zn 分布特征
Figure 1 Profile distribution of Cu and Zn in different bio-beds

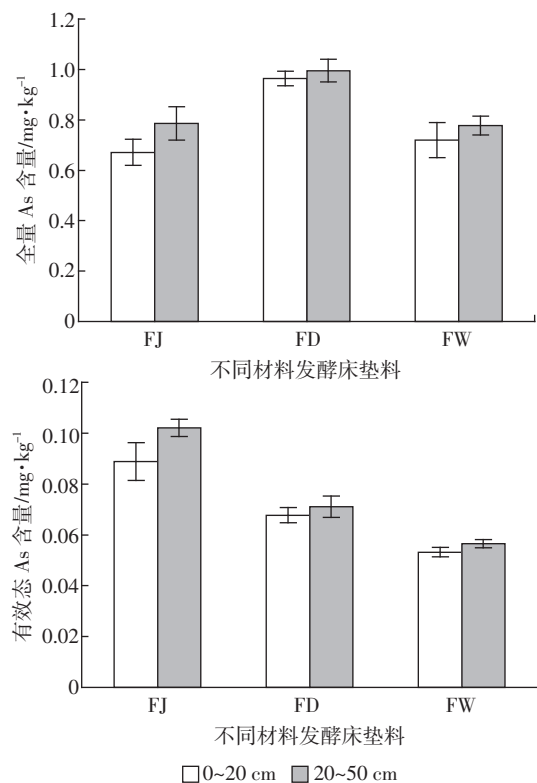


图 2 垫料不同剖面层次 As 分布特征
Figure 2 Profile distribution of As in different bio-beds

表 2 养殖前后 3 种发酵床垫料重金属总量变化
Table 2 Total concentrations of heavy metals in three bio-beds before and after pig raising

重金属	垫料配比	背景值/g	养殖后/g	增量/g	超背景值比率
Cu	FJ	97.32c	183.86c	86.54b	1.89a
	FD	78.17a	154.35a	76.18a	1.98b
	FW	80.37b	162.49b	82.12b	2.02b
Zn	FJ	185.01c	321.07c	136.06b	1.74a
	FD	127.19a	249.69a	122.50a	1.96c
	FW	144.23b	268.39b	124.16a	1.86b
As	FJ	3.82a	6.03a	2.21a	1.58a
	FD	5.08b	7.79b	2.71b	1.54a
	FW	3.76a	6.07a	2.31a	1.61a

注:表中不同小写字母表示在 $P<0.05$ 水平差异显著,下同。

是 FW 的 162.49 g 与 FD 的 154.35 g。从增量来看,FD 中 Cu 增量为 76.18 g,显著低于 FJ 与 FW 配比的发酵床;然而从超背景值比率来看,FJ 中 Cu 的平均总量超背景值比率为 1.89,显著低于 FD 的 1.98 与 FW 的 2.02,从而初步表明以 FD 与 FW 为材料的发酵床垫料对 Cu 的吸纳量可能较大。养猪结束后 FJ 垫料的 Zn 增量为 136.06 g,显著高于 FD 与 FW 组合的发酵床;然而从平均总量超背景值比率来看,FD 组合的垫

料其 Zn 的超背景值比率为 1.96,显著高于 FJ 的 1.74 与 FW 的 1.86。3 种发酵床重金属 Zn 的超背景值比率大小顺序为 $FD>FW>FJ$,从而表明三者对 Zn 的吸纳能力高低顺序为 $FD>FW>FJ$ 。从增量来看,FD 组合的垫料 As 增量为 2.71g,显著高于 FJ 与 FW 组合的发酵床($P<0.05$);然而与之不同的是,就超背景值比率来看,3 种垫料的超背景值比率并不具备显著性差异($P>0.05$),究其原因,可能是背景值不同造成的。

由于淋溶作用,发酵床垫料中的重金属会渗漏到床下表层土壤中进行累积,对这部分土壤(0~20 cm)的 3 种重金属含量进行测定分析后,得知养猪结束后发酵床下部表层土壤中 3 种重金属的累积总量与土壤背景值相比也具有较明显差异(表 3)。就重金属 Cu 而言,FJ 的下部表层土壤 Cu 的增量最大,为 9.56 g,其次是 FD 的 6.54 g,而 FW 下部表层土壤 Cu 增量最小;而从超背景值比率来看,FJ 的土壤 Cu 增率为 1.38,显著高于 FD 与 FW,表明该种组合的垫料养殖过程中渗漏到土壤中的 Cu 较多。因此,结合表 2 与表 3 的情况,可以初步得出结论,在这 3 种材料组合的发酵床中,就其对重金属 Cu 的滞留效果而言,FW 配比的发酵床垫料对重金属 Cu 的吸纳能力较强。

表 3 养殖前后 3 种发酵床下部表层土壤重金属总量变化
Table 3 Total concentrations of heavy metals in the soil underneath bio-beds before and after pig raising

重金属	垫料配比	背景值/g	养殖后/g	增量/g	超背景值比率
Cu	FJ	25.50b	35.05b	9.56c	1.38b
	FD	34.60c	41.14c	6.54b	1.19a
	FW	18.87a	22.33a	3.46a	1.18a
Zn	FJ	79.05b	84.88b	5.83a	1.07a
	FD	87.88c	94.75c	6.87a	1.08a
	FW	69.19a	75.38a	6.19a	1.09a
As	FJ	12.55b	13.90b	1.36b	1.11a
	FD	6.50a	7.54a	1.04a	1.16b
	FW	6.57a	7.86a	1.29b	1.20c

养猪结束后 3 种发酵床下部表层土壤中 Zn 的增量分别为 FJ 5.83 g、FD 6.87 g、FW 6.19 g,统计学分析显示,3 种发酵床的 Zn 增量并没有显著性差异;同样从超背景值比率来看,也不具备显著性差异。综合表 2 与表 3,FD 类型的垫料其 Zn 的超背景值比率最高而渗漏到土壤中的 Zn 量与其他两种垫料相比并不具备明显差异,因此可以初步得出结论,在这 3 种组合的发酵床中,就其对重金属 Zn 的吸纳效果而言,FD 配比的发酵床垫料对重金属 Zn 的吸纳能力较强。

同样, 发酵床垫料也发生了重金属 As 渗漏并累积在表层土壤中的情况。FJ 与 FW 的下部表层土壤 As 的增量较大, 分别为 1.36 g 与 1.29 g, 均显著高于 FD 的 1.04 g ($P<0.05$)。与此不同的是, 从 As 的超背景值比率来看, 3 种土壤之间每两者均具有显著性差异, 且以 FW 的超背景值比率最高, 三者大小为 $FW>FD>FJ$ 。表明该种垫料养猪过程中渗漏到土壤中的 As 较多。因此可以初步得出结论, 在这 3 种发酵床中, 就其对重金属 As 的吸纳效果而言, FD 组合的发酵床垫料对重金属 As 的吸纳能力较强。

从物质流分析的角度出发, 设系统边界为 1 个养猪周期, 即 150 d, 研究对象为整个发酵床垫料层, 暂不考虑其他隐藏流。由于重金属的主要来源是饲料添加剂, 而垫料中重金属的输入来源主要为猪粪尿的排放, 因此该部分重金属的总增量即可视为系统总输入的一部分, 而渗漏到表层土壤中的增量则视为系统的总输出。根据物质流守恒定律, 得到该系统物质流公式: 物质总输入(养猪前垫料重金属全量+粪便输入重金属量)=养猪后垫料重金属库存量+土壤重金属输出量(表 4)。

表 4 发酵床垫料重金属累积的物质流分析
Table 4 Material flow analysis of heavy metal accumulation in bio-beds

重金属	垫料配比	猪增重/ kg·头 ⁻¹	粪尿 输入/g	总输入/g	总库 存量/g	总输 出量/g
Cu	FJ	57.49	96.10	193.42	183.86	9.56
	FD	51.71	82.72	160.89	154.35	6.54
	FW	51.47	85.58	165.95	162.49	3.46
Zn	FJ	57.49	141.89	326.90	321.07	5.83
	FD	51.71	129.37	256.56	249.69	6.87
	FW	51.47	130.35	274.58	268.39	6.19
As	FJ	57.49	3.57	7.39	6.03	1.36
	FD	51.71	3.75	8.83	7.79	1.04
	FW	51.47	3.60	7.36	6.07	1.29

因此养猪过后, 由于重金属的累积效应, 垫料中 Cu、Zn、As 的总库存量远远大于总输出量。3 种发酵床垫料中 Cu 的总库存量分别是总输出量的 19.23 倍(FJ)、23.60 倍(FD)和 46.96 倍(FW), 再次表明重金属 Cu 只有很少一部分经渗漏作用沉积到表层土壤中, 大部分滞留在垫料中, 其中 FW 的总库存量相对于总输出量倍数最大, 对 Cu 的吸纳效果最明显。3 种发酵床垫料中 Zn 的总库存量分别是总输出量的 55.07 倍(FJ)、36.34 倍(FD)和 43.36 倍(FW), 表明重

金属 Zn 也只有很少一部分经渗漏作用沉积到表层土壤中, 大部分滞留在垫料中, 而 FJ 的总库存量相对于总输出量倍数最大, 从物质流分析角度来说, FJ 对 Zn 吸纳量最大。同样, 尽管 As 含量随着垫料层次加深逐渐递增, 但由于 As 的基础含量少, 垫料中 As 的总库存量还是高于总输出量。3 种发酵床垫料中 As 的总库存量分别是总输出量的 4.43 倍(FJ)、7.49 倍(FD)和 4.71 倍(FW), 由此表明重金属 As 只有少部分经渗漏作用沉积到表层土壤中, 大部分仍滞留在垫料中, 其中 FD 的总库存量相对于总输出量倍数最大, 因此 FD 对 As 的吸纳效果最好。

2.2 养猪过后发酵床垫料及表层土壤有效态重金属累积特征

土壤中重金属的有效态易于转化和迁移, 其数量受人类生产活动和土壤条件因子所制约, 重金属的有效态易被农作物吸收而进入食物链, 对环境和人畜造成危害。因此, 了解重金属有效态的含量及其所占全量的比率(表 5、表 6), 对于更深层次地了解土壤重金属污染非常重要。

如表 5 所示, 在 3 种垫料中, 虽然 Cu 的有效态含量高低不同, 但其在 3 种垫料中所占比率即活性大小并不具有显著性差异 ($P>0.05$), 表明这 3 种垫料作为有机肥料施用于农田后, 重金属 Cu 在土壤中迁移

表 5 发酵床垫料重金属有效态含量
Table 5 Available contents of heavy metals in three bio-beds

垫料配比	项目	$w(\text{Cu})$	$w(\text{Zn})$	$w(\text{As})$
FJ	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6.85	6.69	0.097
	比率/%	30.10a	19.35b	14.25b
FD	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	5.41	8.63	0.069
	比率/%	32.35a	25.01c	7.06a
FW	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	6.59	5.51	0.032
	比率/%	32.41a	17.76a	7.41a

注: 比率=垫料有效态含量平均值/垫料全量平均值 $\times 100\%$ 。

表 6 表层土壤重金属有效态含量
Table 6 Available concentrations of heavy metals in the soil underneath bio-beds

垫料配比	项目	$w(\text{Cu})$	$w(\text{Zn})$	$w(\text{As})$
FJ	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.42	1.24	0.095
	比率/%	16.86c	18.23a	8.68c
FD	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.27	1.36	0.025
	比率/%	8.37a	17.67a	4.12a
FW	平均值/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0.19	1.05	0.037
	比率/%	11.39b	18.07a	5.98b

注: 比率=表层有效态含量平均值/表层全量平均值 $\times 100\%$ 。

速率也不具备明显差异,然而3种垫料的Cu活性均超过30%,可能是由于作为有机肥后Cu的活化作用较强。FD中Zn的有效态所占比例最高,为25.01%,其活性显著高于FJ与FW($FJ>FW$)($P<0.05$),说明该种垫料作为有机肥料施用于农田后,Zn有可能更容易在土壤中迁移,其次分别是FJ与FW。FJ中As的有效态所占比例最高,为14.25%,其活性显著高于FD与FW($P<0.05$),表明As在该种垫料中所受的活化作用较强,且其作为有机肥料施用于农田后As可能更容易在土壤中迁移。

与之不同的是(表6),在发酵床下部表层土壤中,FJ中Cu有效态活性显著高于另外两种($FJ>FW>FD$)($P<0.05$),所占比例高达16.86%。由此可初步得出结论,即3种发酵床垫料中,FJ中渗漏到表层土壤中的全量Cu最多(9.56 g),所含有效态Cu的含量与活性也较大。3种土壤的有效态Zn所占比率高低没有明显差异,也就是Zn活性不具备明显差异,究其原因,可能是因为从垫料渗漏到表层土壤中的Zn全量没有明显差异;然而3种土壤中有效态Zn活性均接近20%,即均具有较强的迁移性。FJ中As有效态活性也显著高于另外两种($P<0.05$),所占比例高达8.68%,此结果可能与FJ表层土壤中As全量增量最大有关。3种土壤As的有效态活性大小为 $FJ>FW>FD$ 。然而影响重金属有效态含量高低的因素有很多,有研究表明,土壤中全量Cu、Zn、As与有效态Cu、Zn、As含量呈正相关,因此其有效态含量高低受到全量含量高低影响最大^[19-20]。然而影响有效态重金属活性大小的因素,不仅与重金属全量有关,而且受元素赋存形态和材料物理化学性质的制约,如材料pH值、有机质含量、铁锰化物等^[21];同时发酵床系统又是一个复杂的微生物微生态系统,不同的微生物群落对重金属的活化、络合及钝化作用不同,因此这3种组合的垫料对3种重金属活性大小的影响还需进一步深入研究。

2.3 发酵床垫料及表层土壤重金属污染评价及潜在的生态危害

由于发酵床垫料能够作为有机肥施用于农田,因此垫料还田后其所含重金属的量对土壤的污染评价及潜在的生态危害就显得极为重要;而发酵床下部表层土壤由于长期渗漏作用也会累积重金属,因此这部分区域的表层土壤其重金属污染和潜在的生态危害也是我们关注的重点。如表7和表8所示,经过一个养猪周期,FD与FW组合的垫料其Cu的潜在生态危

表7 垫料重金属污染潜在生态危害评价结果

Table 7 Assessments of heavy metal potential ecological risk in bio-beds

评价指标		E_i^r			RI
		Cu	Zn	As	
垫料配比	FJ	9.45a	1.74a	15.80a	26.99a
	FD	9.89b	1.96c	15.36a	27.21a
	FW	10.11b	1.86b	16.15a	28.12a

表8 土壤重金属污染潜在生态危害评价结果

Table 8 Assessments of heavy metal potential ecological risk in soil underneath bio-beds

评价指标		E_i^r			RI
		Cu	Zn	As	
垫料配比	FJ	6.88b	1.07a	11.08a	19.03a
	FD	5.96a	1.08a	11.60b	18.64a
	FW	5.92a	1.09a	11.97c	18.98a

害系数 E_i^r 值分别为9.89、10.11,显著大于FJ的9.45;而在土壤中,FJ的 E_i^r 值为6.88,显著大于FD与FW。然而无论是发酵床垫料还是床下部表层土壤,Cu的潜在生态风险均远远小于轻微生态危害的临界值($E_i^r<40$)。3种垫料Zn的潜在生态危害系数 E_i^r 值分别为1.74、1.96、1.86,危害性高低为 $FD>FW>FJ$;而在土壤中则没有显著性差异。然而无论是发酵床垫料还是床下部表层土壤,Zn的潜在生态风险均远远小于轻微生态危害的临界值。同样,3种垫料的As潜在生态危害系数 E_i^r 值并不具备显著性差异($P>0.05$);而在表层土壤中,两两之间均具有显著性差异,其中FW的 E_i^r 值最高,为11.97,表明该种垫料下部表层土壤As的潜在生态危害显著高于FJ与FD。然而无论是垫料还是表层土壤,3种垫料及其下部表层土壤中所含Cu、Zn、As的潜在生态风险都未达到轻微生态危害的临界值,即在1个养猪周期内,单种重金属Cu、Zn、As的累积不会对当地土壤造成生态危害。而3种重金属的 RI 值也远小于150,因此含有Cu、Zn、As的垫料以及Cu、Zn、As渗漏在1个养猪周期结束后不会对当地土壤造成生态危害。

3 结论

(1)本文对猪舍发酵床垫料和表层土壤重金属Cu、Zn、As累积进行了物质流分析,结果表明,3种发酵床垫料中,Cu、Zn的全量与有效态总量均随着垫料层次的加深而逐层递减,而As的全量与有效态总量均随着垫料层次的加深而逐层递增。虽然有少量Cu、

Zn、As 经由淋溶作用渗漏到床下部的表层土壤中,然而 95%~98% 的 Cu、Zn 和 81%~88% 的 As 都滞留累积在垫料层中。

(2)不同垫料对 Cu 活性大小的影响差异不显著 ($P>0.05$); 而表层土壤中, FJ 中 Cu 有效态活性显著高于另外两种 ($P<0.05$), 所占比例高达 16.86%, 其次是 FW>FD。不同垫料会对 Zn 活性大小产生一定的影响, FD 中 Zn 的有效态所占比例最高, 为 25.01%, 其活性显著高于 FJ 与 FW ($P<0.05$); 而表层土壤中, 3 种土壤的有效态 Zn 活性大小不具备显著性差异。垫料不同也会对 As 活性大小产生一定的影响, FJ 中 As 的有效态所占比例最高, 为 14.25%, 其活性显著高于 FD 与 FW ($P<0.05$); 同样表层土壤中, FJ 中 As 有效态活性也显著高于另外两种 ($P<0.05$), 所占比例高达 8.68%, 3 种土壤中 As 的活性大小为 FJ>FW>FD。活化重金属对土壤和农作物潜在危害较大, 影响有效态重金属活性的因素有很多, 这 3 种垫料哪一种更利于重金属的络合与钝化, 还需深入研究。

(3)1 个养猪周期结束后, 3 种发酵床中累积的经由猪粪便输入的 Cu、Zn、As 有 81% 以上滞留在垫料中, 剩余部分渗漏到表层土壤中作为土壤的重金属增量。通过对猪舍发酵床垫料和表层土壤进行重金属污染的潜在生态危害评价, 发现经过 1 个养猪周期后 (150 d), 垫料与土壤中 Cu、Zn、As 的污染与生态危害均小于轻微生态危害的临界值 (污染指数 $RI \leq 150$), 此阶段垫料与表层土壤中累积的 Cu、Zn、As 不会对该区域造成生态危害。据此初步推算, 若每个发酵床每年养殖两批次的猪, 发酵床垫料大约经过 2.7 年 Cu、Zn、As 累积会达到轻微生态危害临界值; 而下部的表层土壤则经过大概 4 年其重金属污染会达到轻微生态危害, 为了控制重金属 Cu、Zn、As 污染, 建议发酵床的使用年限为 3 年。

(4)就发酵床组合来说, 本文所选取的 3 种垫料中, FD (40% 稻壳+60% 锯木屑) 对 Cu 吸纳能力居中, 渗漏到土壤中的 Cu 量及 E_i 也居中, 而有效态 Cu 活性却最小, 因此从减少 Cu 污染角度出发, 该配比垫料优于 FJ 与 FW; 尽管 FJ (40% 稻壳+60% 菌糠) 对 Zn 吸纳能力最小, 渗漏到土壤中的 Zn 量与有效态活性与其他两种垫料不分高低, 然而其潜在污染系数最小, 因此从减少 Zn 污染角度出发, 该组合的垫料优于 FD 与 FW; FD (40% 稻壳+60% 锯木屑) 对 As 吸纳能力最好, 所含 As 活性最低, 垫料层及表层土壤中 As 的潜在生态危害系数居中, 因此从减少 As 污染的角度出

发, 该组合的垫料优于 FJ 与 FW。综合而言, 就控制重金属 Cu、Zn、As 污染来说, FD 是 3 种垫料中最适合垫料, 然而在实际生产中各地应因地制宜, 就地取材, 并结合养殖成本来选择垫料。

参考文献:

- [1] Gadd J. Tunnel housing of pigs[C]//Collins E, Boon C. Proceeding of livestock environment IV international symposium. Michigan: American Society of Agricultural Engineers, 1993: 1040-1048.
- [2] 崔艳霞, 潘晓亮, 徐亚楠. 发酵床养猪的研究现状与展望[J]. 中国畜牧兽医, 2011, 6: 134-136.
- [3] CUI Yan-xia, PAN Xiao-liang, XU ya-nan. The research status of fermentation bed raisepigs[J]. *China Animal Husbandry & Veterinary Medicine*, 2011, 6: 134-136.
- [4] 郭 彤, 马建民, 赵曾元, 等. 不同使用时间和深度的发酵床垫料成分及重金属沉积规律的研究[J]. 中国畜牧杂志, 2013, 49(10): 51-55.
- [5] GUO Tong, MA Jian-min, ZHAO Zeng-yuan, et al. The study on different utility time and depth of pig-on-litter composition and heavy metal deposition[J]. *Chinese Journal of Animal Science*, 2013, 49(10): 51-55.
- [6] Tiquia S M, Tam N F Y, Hodgkiss I J. Effects of composting on phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter[J]. *Environmental Pollution*, 1996, 93(3): 249-256.
- [7] 王福山, 周 斌, 汪开英, 等. 发酵床养猪垫料中重金属累积初探[C]//包 军, 廖新佛. 畜牧业环境, 生态, 安全生产与管理——2010 年家畜环境与生态学术研讨会论文集, 2010.
- [8] WANG Fu-shan, ZHOU Bin, WANG Kai-ying, et al. The preliminary study on heavy metals accumulation in deep-litter systems[C]//BAO Jun, LIAO Xin-di. Livestock Environment and Ecology Symposium, 2010.
- [9] 黄 静, 康建平, 苏 波, 等. 生物床养猪垫料用作有机肥的安全性研究[J]. 食品与发酵科技, 2011, 47(1): 39-41.
- [10] HUANG Jing, KANG Jian-ping, SU Bo, et al. Safety research on bedding of pig-on-litter used for organic fertilizer[J]. *Food and Fermentation Technology*, 2011, 47(1): 39-41.
- [11] 钟晓兰, 周生路, 赵其国. 长江三角洲地区土壤重金属污染特征及潜在生态风险评价: 以江苏太仓市为例 [J]. 地理科学, 2007, 27(3): 395-400.
- [12] ZHONG Xiao-lan, ZHOU Sheng-lu, ZHAO Qi-guo. Spatial characteristics and potential ecological risk of soil heavy metals contamination in the Yangtze River Delta: A case study of Taicang City, Jiangsu Province [J]. *Scientia Geographic Sinica*, 2007, 27(3): 395-400.
- [13] Nicholson F A, Smith S R, Alloway B J, et al. An inventory of heavy metals inputs to a cultural soils in England and Wales[J]. *Science of the Total Environment*, 2003, 311: 205-219.
- [14] Loska K, Wiechula D, Korus I. Metal contamination of farming soils affected by industry[J]. *Environment International*, 2004, 30(2): 159-165.
- [15] Söderström M. Modelling local heavy metal distribution: A study of chromium in soil and wheat at a ferrochrome smelter in South-Western

- Sweden[J]. *Acta Agriculture Scandinavia*, 1998, 48:2-10.
- [11] Brus D J, De Gruijter J J, Walvoort D J J, et al. Mapping the probability of exceeding critical thresholds for cadmium concentrations in soils in the Netherlands[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(6): 1875-1884.
- [12] Martin R, Antonio J, Arias L. Heavy metals contents in agricultural top-soils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geostatistical methods to study spatial variations[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(3): 1001-1012.
- [13] 国家环境保护总局. 中华人民共和国 环境保护行业标准 HJ/T166—2004. 土壤环境监测技术规范[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.
- SEPA. The People's Republic of China Environmental Protection Industry Standard HJ/T166—2004. Soil environmental monitoring technical specifications[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2004.
- [14] 孙启宏, 李艳萍, 段 宁, 等. 基于 EW-MFA 方法的我国 1990—2003 年资源利用与环境影响特征研究[J]. 环境科学研究, 2007, 20(1): 108-113.
- SUN Qi-hong, LI Yan-ping, DUAN Ning, et al. Study on resource utilization and environmental impact characteristics for China in 1990—2003 based on economy-wide material flow analysis[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2007, 20(1): 108-113.
- [15] 黄和平, 毕 军, 张 炳, 等. 物质流分析研究述评[J]. 生态学报, 2007, 27(1): 368-379.
- HUANG He-ping, BI Jun, ZHANG Bing, et al. A critical review of material flow analysis (MFA) [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(1): 368-379.
- [16] 沈 镭, 刘晓洁. 资源流研究的理论与方法探析[J]. 资源科学, 2006, 28(3): 9-16.
- SHENG Lei, LIU Xiao-jie. Discussion on theories and methods of resources flow[J]. *Resources Science*, 2006, 28(3): 9-16.
- [17] Tachibana J, Hirota K, Goto N, et al. A method for regional-scale material flow and decoupling analysis: A demonstration case study of Aichi prefecture, Japan[J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2008, 52(12): 1382-1390.
- [18] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach[J]. *Water Research*, 1980, 14(8): 975-1001.
- [19] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 等. 土壤有效态 Cd, Cu, Pb 的分布特征及影响因素研究[J]. 地理科学, 2010, 30(2): 254-260.
- ZHONG Xiao-lan, ZHOU Sheng-lu, LI Jiang-tao, et al. Soil available Cd, Cu, Pb distribution characteristic and its influencing factors [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2010, 30(2): 254-260.
- [20] 陈玉娟, 温琰茂, 柴世伟. 珠江三角洲农业土壤重金属含量特征研究[J]. 环境科学研究, 2005, 18(3): 75-87.
- CHEN Yu-juan, WEN Yan-mao, CHAI Shi-wei. The heavy metal content character of agricultural soil in the Pearl River Delta[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2005, 18(3): 75-87.
- [21] 周国华, 谢学锦, 刘占元, 等. 珠江三角洲潜在生态风险: 土壤重金属活化[J]. 地质通报, 2004, 23(11): 1088-1093.
- ZHOU Guo-hua, XIE Xue-jin, LIU Zhan-yuan, et al. Potential ecological risk assessment of heavy metal in soils in the Zhujiang River delta: Heavy metal activation in soils[J]. *Geological Bulletin of China*, 2004, 23(11): 1088-1093.