

绿化植物废弃物对土壤中 Cu Zn Pb 和 Cd 形态的影响

梁 晶, 马光军, 郝冠军, 方海兰

(上海市园林科学研究所, 上海 200232)

摘 要:利用自制的 Cu、Zn、Pb 和 Cd 污染的灰潮土和黄泥土,通过室内培养实验研究了不同绿化植物废弃物添加量和不同培养时间对这两种污染土壤中这 4 种重金属形态的影响。结果表明,绿化植物废弃物的加入抑制了 Cu 的活化,且添加 60%绿化植物废弃物时有机结合态 Cu 的含量最高;绿化植物废弃物与污染土培养 2~3 个月时,残余态 Zn 的含量最高,对植物的毒害最小;绿化植物废弃物添加量为 60%时灰潮土中有效态 Pb 含量较低,而添加量为 30%时黄泥土中有效态 Pb 含量最低;绿化植物废弃物添加量的多少对灰潮土 Cd 形态的影响较小,但黄泥土中的 Cd 则随绿化植物废弃物的增加活性逐渐减弱,且两种土壤均在培养 2~3 个月时可交换态 Cd 的含量最低。

关键词:Cu; Zn; Pb; Cd; 灰潮土; 黄泥土; 绿化植物废弃物; 形态

中图分类号:X53 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)03-0492-08

Effect of Greenery Waste Incorporation on the Speciation of Cu, Zn, Pb and Cd in the Soils

LIANG Jing, MA Guang-jun, HAO Guan-jun, FANG Hai-lan

(Shanghai Institute of Landscape Gardening, Shanghai 200232, China)

Abstract: The transformation of the speciation of Cu, Zn, Pb and Cd in Calcareous Chao Soil and Yellow Clay Soil was studied with incubation experiments. The results showed that the available type of Cu was decreased when the soils incubated with greenery waste, and the content of organic-Cu complexes increased with the increase in greenery waste added and reached the maximum value at the greenery waste/soil mass ratio of 3/2. The soils had the highest content of residual Zn after incubation with greenery waste incorporated for 2 to 3 months, which suggested that the toxicity of Zn to plants was the smallest under this condition. The lowest availability of Pb was observed at the greenery waste/soil mass ratio of 3/2 for the Calcareous Chao Soil and the greenery waste/soil mass ratio of 3/7 for the Yellow Clay Soil. The incorporation of greenery waste had an unobvious effect on Cd speciation in the Calcareous Chao Soil. However, Cd activity in the Yellow Clay Soil decreased with the increase in greenery waste added, and the two soils had the lowest content of exchangeable Cd after incubated with greenery waste for 2 to 3 months.

Keywords: Cu; Zn; Pb; Cd; Calcareous Chao Soil; Yellow Clay Soil; greenery waste; speciation

重金属是土壤环境质量重点控制的污染物之一,不过重金属在土壤中的毒性很大程度上与其在土壤中的形态有关。影响土壤中重金属形态的因素主要有 pH 值、土壤质地、阳离子代换量、有机质含量等^[1-3],其

中有机质由于具有较强的表面络合能力,可以直接改变土壤中重金属的形态分布,从而影响其在土壤中的移动性和生物有效性^[4]。目前关于有机质对土壤中重金属形态影响的研究已有很多,但大多采用的是农业有机废弃物或从农业有机废弃物中提取的水溶性有机物(DOM),如陈建斌等^[5]研究得出,向潮土中添加有机物料稻草和紫云英促进了外源 Cu 向生物有效性较低的有机结合态和无定型铁结合态的转化,即降低了 Cu 的生物有效性,而对 Cd 的影响则恰恰相反;

收稿日期:2009-08-25

基金项目:上海市建设科技委资助项目(重科 2008-006)

作者简介:梁 晶(1981—),女,硕士,从事城市土壤质量评价与废弃物土地利用研究。E-mail:liangjing336@163.com

通讯作者:方海兰 E-mail:fh1_1969@126.com

潘逸等^[6]通过田间微区实验研究表明, DOM 的添加增加了 Cu 和 Cd 的活性, 且对 Cu 活性的促进作用比对 Cd 更加明显。农业有机废弃物堆肥产品也是常用的土壤修复技术之一, 常用于修复被重金属污染的农田、矿山等^[7]。

城市土壤是重金属最容易累积污染的地方^[8], 其中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 在城市土壤中的积累尤为明显^[9-11]。目前, 农业有机废弃物在农田利用方面的研究和应用实例较多, 而在城市中应用时则会存在不同区域、不同系统等实际困难, 因此有必要寻找一种取材方便、对城市土壤重金属形态变化具有积极作用的替代物质, 同时实现变废为宝、废物利用的目的。随着城市绿化的快速发展^[12], 城市绿化植物废弃物的量也逐渐增加, 城市绿化植物废弃物主要指城市绿地或郊区林地中绿化植物自然或养护过程中所产生的乔灌木修剪物(间伐物)、草坪修剪物、杂草、落叶、枝条、花园和花坛内废弃草花等废弃物^[13]。大量的研究已经表明, 绿化植物废弃物能有效改善城市土壤的理化性质^[14], 但他们对土壤污染物形态变化的影响等方面的研究还十分匮乏。相对于污泥、矿化垃圾等有机废弃物而言, 绿化植物废弃物中的重金属含量更低, 具有更清洁安全等方面的优势^[15], 因此其用于污染土壤修复也更有现实意义。

鉴于此, 本研究运用人工模拟的污染土壤, 通过室内培养实验研究了不同绿化植物废弃物添加量和不同培养时间对土壤中重金属 Cu、Zn、Pb 和 Cd 形态的影响, 以期绿化植物废弃物在城市重金属污染土壤修复中的应用提供技术依据。

1 材料与方法

1.1 土壤和模拟污染土样的制备

土壤样品采自华东地区典型的灰潮土和黄泥土分布区域。土样风干磨细后过 2 mm 筛备用, 供试土壤基本物理化学性质见表 1。

模拟污染土样的制备: 重金属溶液用无机盐 CuSO_4 、 ZnSO_4 、 $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ 、 CdCl_2 配制, 溶液中重金属的浓度是国家土壤环境质量三级标准^[16]的 3 倍, 即溶液中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的浓度分别为 1 200、1 500、1 500

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。按水:土=5:1 将上述溶液加入到供试土壤中, 连续搅拌 12 h, 静置 48 h 后移去上清液, 将残留土壤自然风干备用。土壤中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量见表 2。

表 2 两种污染土壤 Cu、Zn、Pb 和 Cd 的含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 2 Contents of Cu, Zn, Pb and Cd in two polluted soils($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

项目	Cu	Zn	Pb	Cd
灰潮土污染土	1 396	967.2	1 293	8.39
黄泥土污染土	989.5	735.9	1 072	2.00

1.2 绿化植物废弃物

绿化植物废弃物堆肥产品主要为上海市行道树修剪的枝条, 经粉碎机粉碎成 1~3 mm 粒径后堆肥 6 个月, 各项指标显示已经腐熟, 且其中重金属 Cu、Zn、Pb、Cd 的含量较低, 对土壤重金属含量的影响可以忽略不计, 其理化性质见表 3。

表 3 绿化植物废弃物的理化性质

Table 3 Selected properties of the greenery waste

项目	pH	有机质/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cu/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	Zn/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	Pb/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cd/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
绿化植物废弃物	6.82	502.84	2.27	15.01	7.02	0.10

1.3 培养实验

称取 200 g 自制的风干灰潮土污染土和黄泥土污染土于塑料杯中, 分别添加土重 10%、30%、60% 比例的经过堆制的绿化植物废弃物, 并将它们充分混合均匀, 用去离子水将土壤含水量调节至田间持水量的 70%。将塑料杯用保鲜膜封口, 并在保鲜膜中间留一小孔, 以便气体交换并减少水分损失。每隔 3 d 称重 1 次并补充水分, 以保持土壤含水量恒定。培养实验持续 5 个月, 在培养开始后的第 0、1、2、3、4、5 个月分别采集新鲜土样, 风干过 200 目备用, 对其重金属形态进行测定。其中培养初始即培养 0 个月的处理作为对照。

1.4 重金属形态提取

采用 Amacher 的程序^[17]对土壤重金属元素分级加以测定, 共分为交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机质结合态和残余态 5 种组分, 提取试剂依次为 $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Mg}(\text{NO}_3)_2$ 、 $\text{pH}=5$ 的 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ NaOAc}$ 、 $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} (\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ 、 $0.2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ + $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 抗坏血酸($\text{pH}=3.3$)和 $30\% \text{ H}_2\text{O}_2$ ($\text{pH}=2$), 提取出的对应重金属形态分别为交换态、碳酸盐结合态、氧化物结合态、有机结合态。经过上述提取过程剩

表 1 供试土壤基本性质

Table 1 Selected properties of the tested soils

项目	pH	有机质/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	CEC/ $\text{cmol}(+) \cdot \text{kg}^{-1}$	粘粒含量/%
灰潮土	8.58	9.02	13.4	29.7
黄泥土	5.61	3.04	—	38.9

余的残渣,经 $\text{HNO}_3\text{-HCl-HF}$ 三酸微波消解后用于测定残余态元素的浓度。

提取物中 Cu 和 Zn 的浓度用火焰原子吸收法测定,Pb 和 Cd 的浓度用石墨炉原子吸收法测定,其中原子吸收为 Perkin Elmer 公司生产的 AAnalyst 800。数据的统计分析采用 Excel、SPSS 16.0 软件。且表 2 中 Cu、Zn、Pb 和 Cd 总量与其相应各形态总和相差在 10% 左右。

2 结果与讨论

2.1 绿化植物废弃物对土壤中 Cu 形态的影响

众所周知,重金属的 5 种形态为可交换态、碳酸盐结合态、Fe-Mn 氧化物结合态、有机结合态和残余态,前 3 种形态的重金属生物有效性较高,尤其是可交换态最易于被植物吸收,碳酸盐结合态受环境 pH 值的影响较大,Fe-Mn 氧化物结合态受环境氧化还原电位的影响较大;后两种生物有效性较低,其中残余态几乎不被作物吸收,而有机结合态主要与环境中的有机络合物类型有关^[18]。

图 1 所示为不同添加量的绿化植物废弃物在不同培养时间对灰潮土中 Cu 形态的影响,可以看出,不论培养时间的长短,添加 10%、30% 和 60% 绿化植物废弃物的 3 个处理中,均表现为可交换态 Cu 和残余态 Cu 最小,二者不足总量的 10%,而其余 3 种形态 Cu 在其总量中所占比例达到了 90% 以上。但是,比较相同培养时间条件下不同绿化植物废弃物添加量的 3 个处理中有机结合态 Cu 的比例可以得知,在 3 个处理中有机结合态 Cu 具有随绿化植物废弃物添加量增加而增加的趋势,即添加 60% 绿化植物废弃物 > 30% 绿化植物废弃物 > 10% 绿化植物废弃物。分析

其原因可能有两个:一是添加的绿化植物废弃物与土壤中 Cu 通过络合和螯合作用,形成了有机-Cu 配合物;二可能是由于绿化植物废弃物具有比土壤更多的吸附点位,从而可以作为土壤重金属的“配位体”和“迁移载体”,因此导致了有机结合态 Cu 含量的增加。这与杨佳波研究的水溶性有机物对 Cu 形态影响的结果相一致^[19]。

此外还可发现,与对照样品相比,培养 2~4 个月后 3 个处理中的有机结合态 Cu 均呈现不同程度的提高。如添加 10% 绿化植物废弃物处理,在培养 2~4 个月时有机结合态 Cu 的含量分别为 20.17%、17.72%、15.51%,比培养初期增加了 7.63%、5.19%、2.97%。同样的,添加 30% 和 60% 绿化植物废弃物的处理,在培养 2~4 个月时有机结合态 Cu 分别比培养初期增加了 12.85%、7.76%、9.52% 和 25.82%、19.20%、18.30%。有机结合态 Cu 是指以铜离子为中心离子,以有机质活性基团为配位体发生螯合作用而形成螯合态盐类或是硫离子与重金属生成难溶于水的物质^[20-21]。该形态重金属在自然界中较为稳定^[22-25],可见在添加 60% 绿化植物废弃物并培养 2~4 个月后,土壤中的 Cu 相对比较稳定。

添加绿色植物废弃物后,黄泥土中有机结合态 Cu 的含量变化也呈现出类似于灰潮土的规律(见图 2)。有机结合态 Cu 的比例在 3 个处理中有随绿化植物废弃物添加量增加而逐渐升高的趋势,即添加 60% 绿化植物废弃物 > 30% 绿化植物废弃物 > 10% 绿化植物废弃物。但与灰潮土不同的是,黄泥土中有机结合态 Cu 的含量更高,这在添加 60% 绿化植物废弃物的处理上尤其明显,在培养 1~5 个月时,黄泥土中有机结合态 Cu 的含量分别达到了 36.97%、57.34%、62.44%、

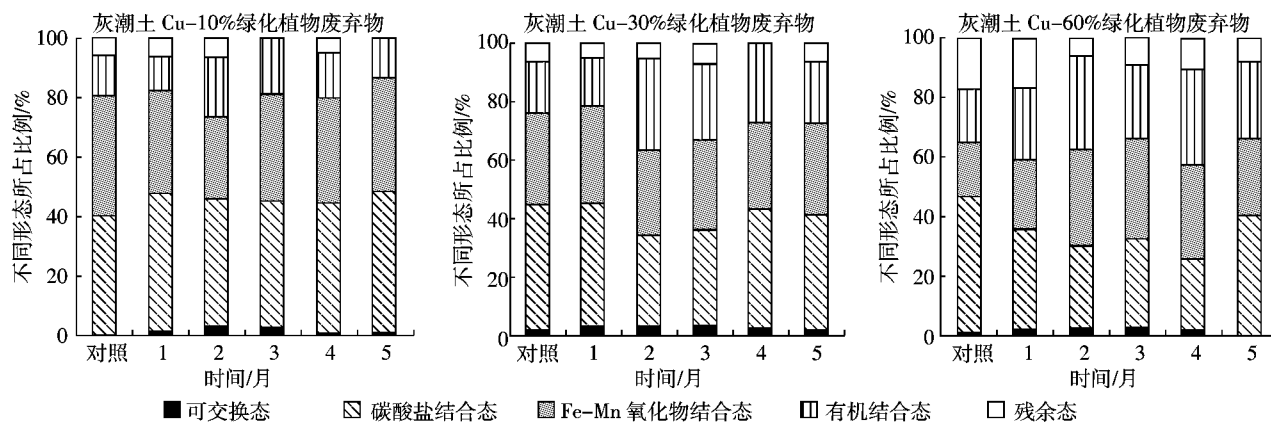


图 1 添加不同量的绿化植物废弃物后灰潮土中 Cu 形态随培养时间的变化趋势

Figure 1 Changing trends of Cu speciation during the incubation of the Calcareous Chao Soil with different amount of greenery waste

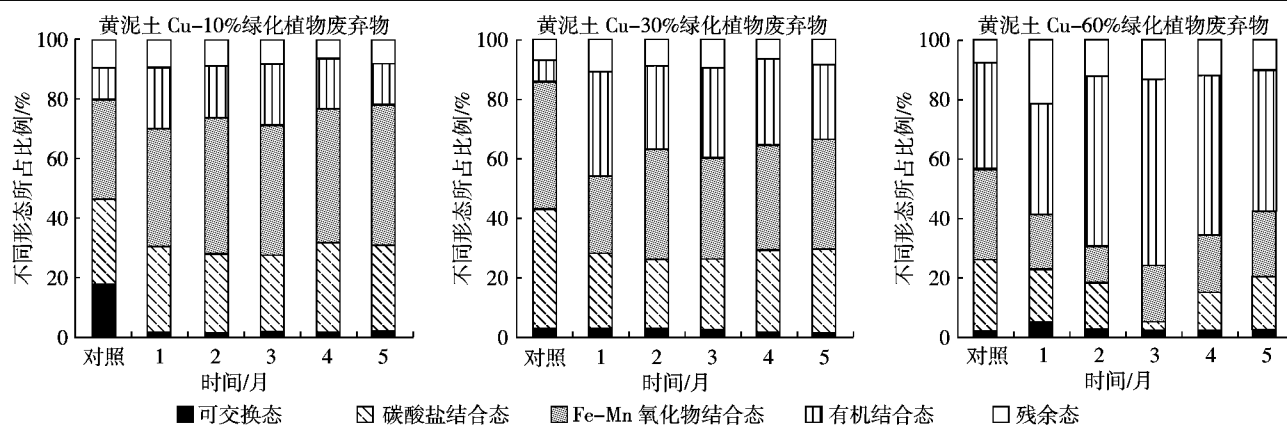


图2 添加不同量的绿化植物废弃物后黄泥土中Cu形态随培养时间的变化趋势

Figure 2 Changing trends of Cu speciation during the incubation of the Yellow Clay Soil with different amount of greenery waste

53.55%和46.46%,分别比对照(有机结合态Cu含量为34.97%)增加了2.00%、22.37%、27.47%、19.08%和11.49%,这可能是多个因素共同作用的结果。首先,随着培养时间的增加,添加的绿化植物废弃物逐渐分解形成腐植酸,一方面通过与Cu形成络合物增加了有机结合态Cu的含量,另一方面绿化植物废弃物的分解消耗了较多的氧,使土壤由氧化条件变成了还原条件^[26],从而使土壤中铁锰氧化物结合态Cu转化成了有机结合态Cu;此外,与灰潮土相比,黄泥土的pH更低,而腐植酸的形或则导致了土壤pH的进一步降低^[27-28],这就促进了土壤中碳酸盐结合态Cu的释放,进而导致了有机结合态Cu含量的增加。陈世俭等^[29]的研究也发现,有机物质对土壤化学活性Cu的控制与Cu对有机物质有较强的亲和力有关。

2.2 绿化植物废弃物对土壤中Zn形态的影响

Zn是植物、动物和人体生长发育的必要元素,但Zn超过一定的量后则会对植物、动物和人体造成一

定的毒害作用^[30],而土壤全Zn并不能反映土壤对植物提供Zn的能力或者对其的毒害作用,因为为植物提供Zn或者对植物造成毒害作用的往往是有效态Zn^[31]。图3所示为添加绿化植物废弃物后灰潮土中Zn形态的变化,从中可以发现,在对照样品中残余态Zn的含量比较高,而培养过程中残余态Zn呈现出先降低后升高再降低的趋势,培养2~3个月时残余态Zn的含量达到了最大,此时添加10%、30%、60%绿化植物废弃物的3个处理残余态Zn含量均达到了70%左右;培养4~5个月后残余态Zn含量有所减少,而铁锰氧化物态Zn的含量则大幅度升高,在黄泥土中也出现了同样的现象(图4)。这可能是因为随着培养时间的增加,加入的绿化植物废弃物分解所形成的有机酸在环境中解离成质子和有机酸根,引起土壤中pH值和氧化还原电位的变化,促进土壤中重金属原生矿物的风化溶解,释放出了矿物晶格中的Fe、Mn等离子以及结合在其中的Zn,从而导致铁锰氧化态Zn含量的增

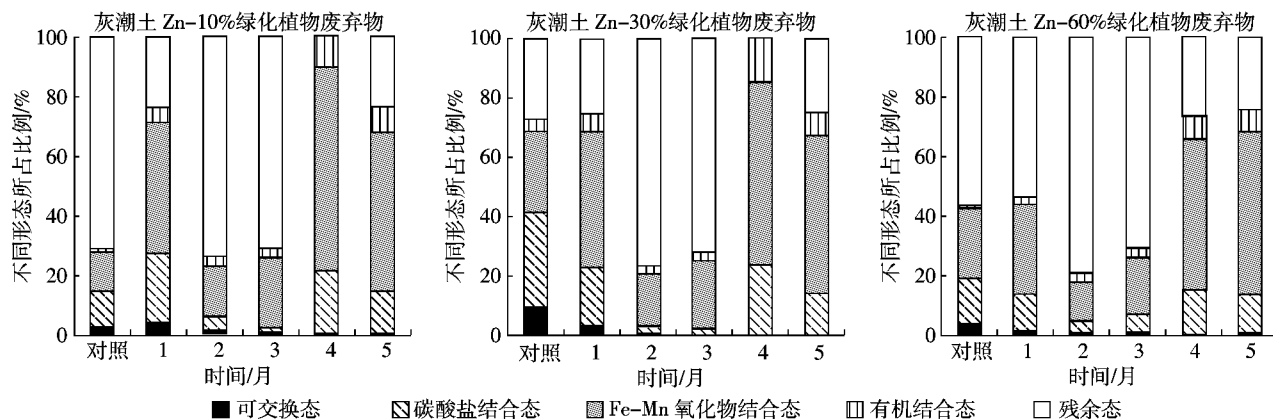


图3 添加不同量的绿化植物废弃物后灰潮土中Zn形态随培养时间的变化趋势

Figure 3 Changing trends of Zn speciation during the incubation of the Calcareous Chao Soil with different amount of greenery waste

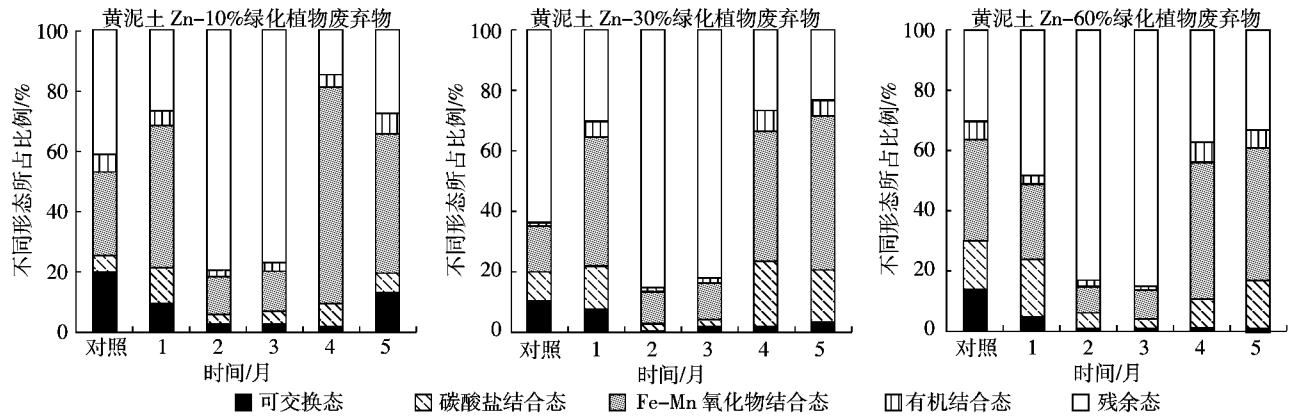


图 4 添加不同量的绿化植物废弃物后黄泥土中 Zn 形态随培养时间的变化趋势

Figure 4 Changing trends of Zn speciation during the incubation of the Yellow Clay Soil with different amount of greenery waste

加^[32]。虽然有机结合态 Zn 所占比例较小,但随着培养时间的增加而逐渐增加,这也从侧面揭示了有机酸的形成,从而为原生矿物风化溶解过程提供间接依据。

绿化植物废弃物对黄泥土中 Zn 形态的影响和灰潮土相似。从图 4 可以看出,在培养 2~3 个月后,土壤中残余态 Zn 的含量较大,可见此时 Zn 对植物的毒害作用最小。与灰潮土相比,添加相同剂量的绿化植物废弃物并培养相同的时间后,黄泥土中 Fe-Mn 氧化物结合态 Zn 的含量较小,这可能是土壤本身的酸碱度所导致的^[30]。从表 1 可以看出,黄泥土的酸性更强,这会抑制绿化植物废弃物的分解^[18],使其长期处于还原状态,不利于 Fe-Mn 氧化物结合态 Zn 的形成。

因此,对 Zn 污染的土壤而言,绿化植物废弃物添加量的多少对其有效性的影响较小,而培养时间的影响则显得尤为重要,在培养 2~3 个月时其有效性最小。

2.3 绿化植物废弃物对土壤中 Pb 形态的影响

图 5 描述了绿化植物废弃物对灰潮土中 Pb 形态

的影响。所有样品中可交换态 Pb 的含量都较低,不足总量的 10%。与对照样品相比,经过绿化植物废弃物处理后,Fe-Mn 氧化物结合态 Pb 的含量均有一定程度的增加,而残余态 Pb 却逐渐减少,并且残余态 Pb、Fe-Mn 氧化物结合态 Pb 和有机结合态 Pb 三者占总量的 90%以上。这主要是因为,随着培养时间的增加绿化植物废弃物逐渐分解形成腐植酸,溶解风化了部分残余态 Pb,而释放的 Pb 一部分会与 Fe-Mn 氧化物结合^[30],一部分则形成了有机-Pb 配合物^[19]。但是与 Cu 不同的是,10%绿化植物废弃物处理时有机结合态 Pb 的含量较高,其原因有待进一步的研究。此外,添加 60%的绿化植物废弃物时,随着培养时间的增加,残余态 Pb 与有机结合态 Pb 之和逐渐减少,而在 10%和 30%处理中,残余态 Pb 与有机结合态 Pb 之和并没有明显的变化规律,但培养相同的时间时,60%绿化植物废弃物处理的残余态 Pb 与有机结合态 Pb 之和高于其他两个处理,在培养的前 5 个月尤为明

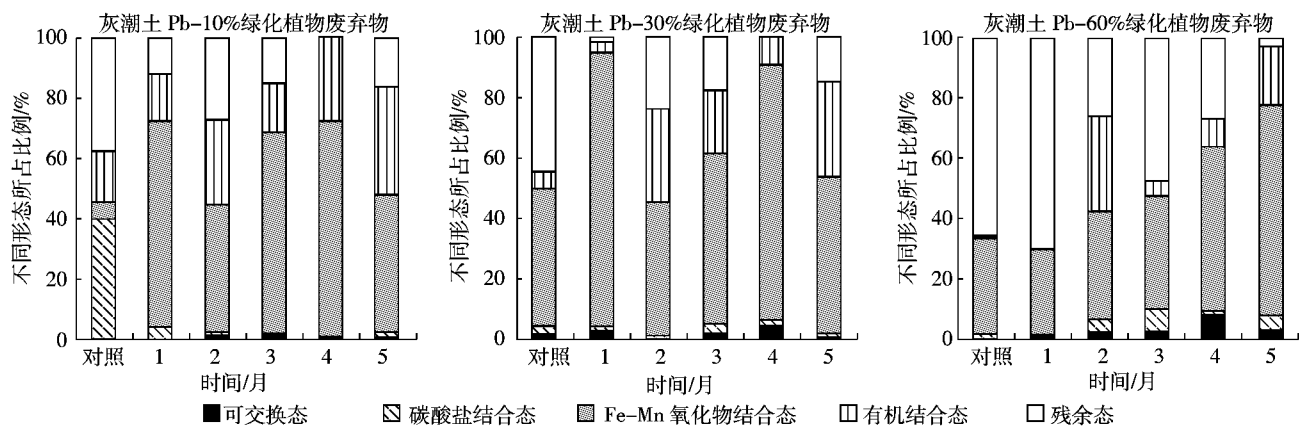


图 5 添加不同量的绿化植物废弃物后灰潮土中 Pb 形态随培养时间的变化趋势

Figure 5 Changing trends of Pb speciation during the incubation of the Calcareous Chao Soil with different amount of greenery waste

显。总体而言,添加 60%绿化植物废弃物对 Pb 活性的抑制作用较大。

黄泥土中 Pb 形态的变化与灰潮土具有一定的相似之处(图 6),残余态、有机结合态、Fe-Mn 氧化物结合态三者之和达到总量的 90%,但黄泥土中 Fe-Mn 氧化物结合态 Pb 的量较灰潮土中小,在添加 10%和 30%绿化植物废弃物时尤为明显,这可能是两种土壤不同的 pH 所导致的(表 1)。黄泥土偏酸性,绿化植物废弃物分解的速度受到了一定的抑制作用,使其长期处于还原状态,从而导致 Fe-Mn 氧化物结合态 Pb 的释放^[26]。此外,60%绿化植物废弃物处理时灰潮土中残余态 Pb 与有机结合态 Pb 之和最大,而黄泥土中该最大值出现在 30%添加量处理中,可见对灰潮土而言,添加 60%绿化植物废弃物时 Pb 对植物的毒害较小,而黄泥土添加 30%绿化植物废弃物时 Pb 的毒害较小。

2.4 绿化植物废弃物对土壤中 Cd 形态的影响

图 7 描述了添加绿化植物废弃物后灰潮土中 Cd

形态的变化。从中可以看出,Cd 与 Cu、Zn 和 Pb 都有所不同,其在土壤中交换态的含量比较大,且绿化植物废弃物添加量的多少对其交换态含量的影响比较小,而培养时间的影响则更加明显,且各处理之间有所不同。绿化植物废弃物的处理量为 10%和 30%时,可交换态 Cd 随培养时间的增加先减少后增加,而处理量增加至 60%时交换态 Cd 含量随培养时间的增加而持续增加,不过 3 个不同处理的交换态 Cd 含量均在培养 4 个月时达到了最大值,均占总量的 80%以上,依次为 84.85%、86.41%和 82.09%,相对于对照,分别增加了 39.80%、28.68%和 66.08%。

可交换态 Cd 在黄泥土中也有比较高的含量(图 8),但培养相同的时间后,添加 30%和 60%绿化植物废弃物的处理可交换态 Cd 含量均比 10%添加量小,可见绿化植物废弃物的增加对 Cd 的活化有抑制作用。随着培养时间的增加 3 个不同处理的交换态 Cd 的变化趋势也比较相似,均有先减小后增加的趋

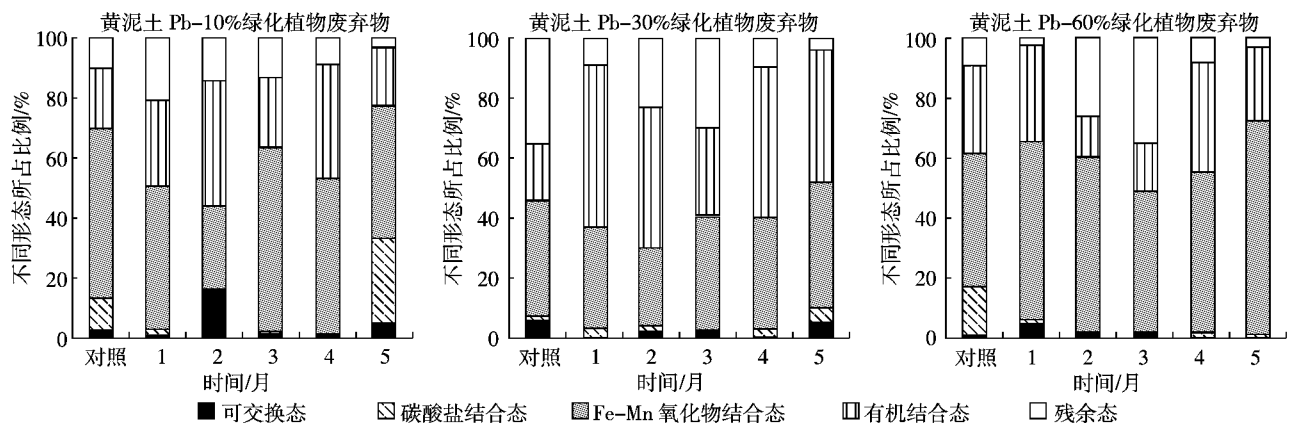


图 6 添加不同量的绿化植物废弃物后黄泥土中 Pb 形态随培养时间的变化趋势

Figure 6 Changing trends of Pb speciation during the incubation of the Yellow Clay Soil with different amount of greenery waste

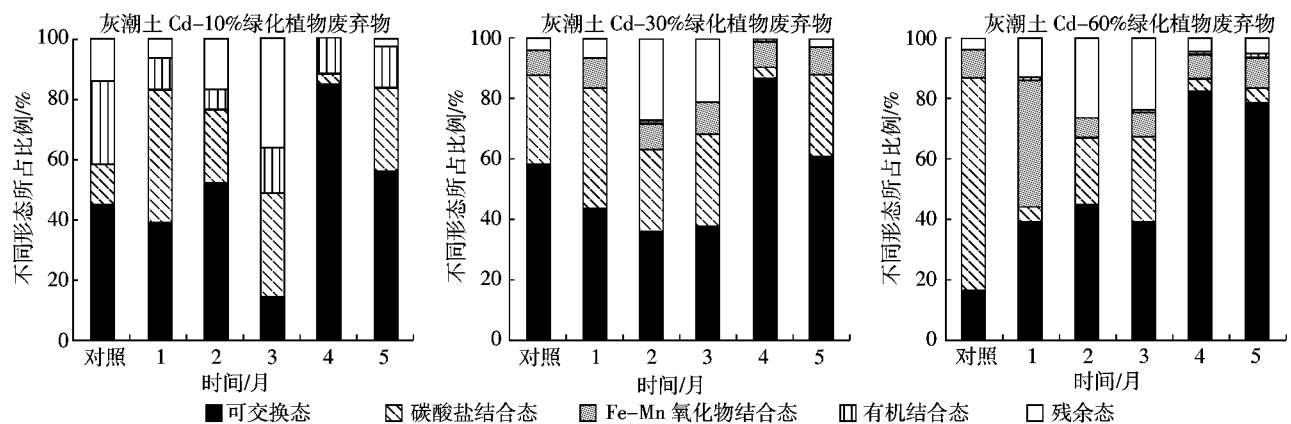


图 7 添加不同量的绿化植物废弃物后灰潮土中 Cd 形态随培养时间的变化趋势

Figure 7 Changing trends of Cd speciation during the incubation of the Calcareous Chao Soil with different amount of greenery waste

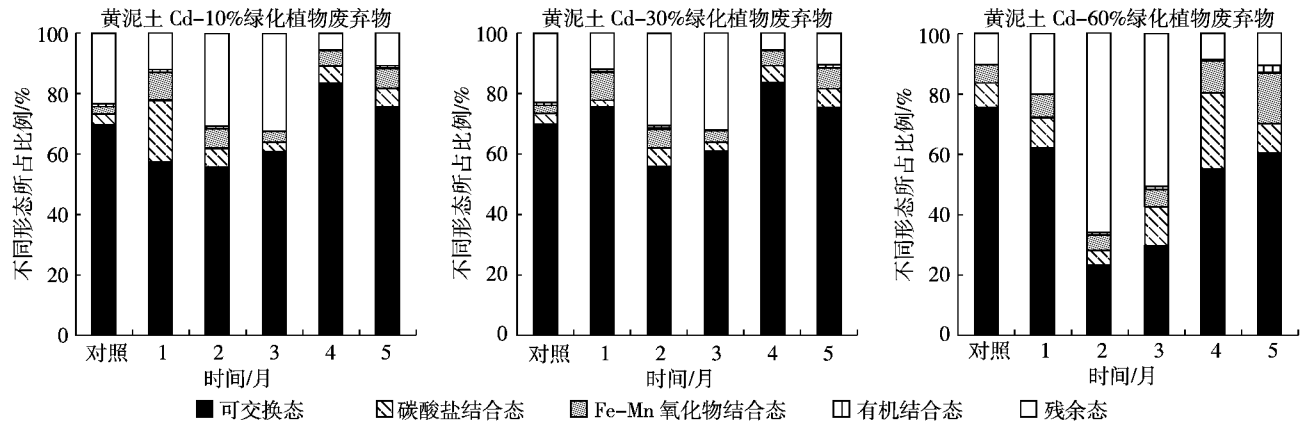


图 8 添加不同量的绿化植物废弃物后黄泥土中 Cd 形态随培养时间的变化趋势

Figure 8 Changing trends of Cd speciation during the incubation of the Yellow Clay Soil with different amount of greenery waste

势,培养 2~3 个月时可交换态 Cd 含量最小,即此时 Cd 的毒害作用最小。

3 结论

(1)绿化植物废弃物的添加促进了有机结合态 Cu 含量的增加,且添加 60%绿化植物废弃物时有机结合态 Cu 的含量最大,可见绿化植物废弃物对 Cu 的活性有抑制作用。

(2)绿化植物废弃物添加量的多少对 Zn 形态的影响较小,但培养时间的影响较大,在培养 2~3 个月时残余态 Zn 的含量较高。

(3)在添加 60%绿化植物废弃物时灰潮土中 Pb 的有效性最低,而对黄泥土而言,30%添加量时土壤 Pb 的有效性最低。

(4)绿化植物废弃物添加量对灰潮土中 Cd 活性的影响较小,但添加 30%和 60%的绿化植物废弃物能有效抑制黄泥土中 Cd 的活性。此外,培养 2~3 个月时 Cd 的毒害作用最小。

Cu、Zn 和 Pb 是城市土壤中最为典型的 3 种污染元素,合理地添加绿化植物废弃物能明显降低土壤中 Cu、Zn 和 Pb 的活性,同时对降低 Cd 的移动性也有积极的作用。另外,绿化植物废弃物具有重金属含量低、明显改善土壤理化性质、提高土壤肥力等优势,具有作为城市污染土壤修复材料的应用潜力。

参考文献:

- [1] Franz Z, Walter W Wenzel. Nickel and copper sorption in acid forest soils[J]. *Soil Science*, 2000, 55(6):463-472.
- [2] 丁 园. 重金属污染土壤的治理方法[J]. *环境与开发*, 2000, 15(2): 5-28.
- DING Yuan. Harness methods of heavy metal polluted soils[J]. *Environ-*

ment and Exploitation, 2000, 15(2):5-28.

- [3] 陈世宝, 华 璐, 白玲玉, 等. 有机质在土壤重金属污染治理中的应用[J]. *农业环境与发展*, 1997:26-29.
- CHEN Shi-bao, HUA Luo, BAI Ling-yu, et al. Application of organic matters in the improvement of soil polluted by heavy metals[J]. *Agro-Environment and Development*, 1997:26-29.
- [4] 任理想. 土壤重金属形态与溶解性有机物的环境行为[J]. *环境科学与技术*, 2008, 31(7):69-73.
- REN Li-xiang. Heavy metal species in soil and environment behavior of dissolved organic matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 31(7):69-73.
- [5] 陈建斌, 陈必群, 邓朝祥. 有机物料对土壤的外源铜和镉形态变化的不同影响[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(5):450-452.
- CHEN Jian-bin, CHEN Bi-qun, DENG Chao-xiang. Effects of organic material on the forms of added Cd and its bioavailability in soil[J]. *Agro-Environmental Protection*, 2002, 21(5):450-452.
- [6] 潘 逸, 周立祥. 小麦地土壤水溶性有机物动态及对土壤铜镉活性的影响:田间微区试验[J]. *环境科学*, 2007, 28(4):859-865.
- PAN Yi, ZHOU Li-xiang. Dynamics of dissolved organic matter and its effect on copper and cadmium activity in the contaminated wheat soil: Field micro-plot trials[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(4):859-865.
- [7] 马晋荣. 复合型污染场地的识别、诊断及堆肥法修复研究[D]. 南京: 南京农业大学硕士学位论文, 2009.
- MA Jin-rong. Identification, diagnosis and composting remediation of a complex contaminated site[D]. Nanjing Agricultural University Master's Thesis, 2009.
- [8] 史贵涛, 陈振楼, 李海雯, 等. 城市土壤重金属污染研究现状与趋势[J]. *环境监测管理*, 2006, 18(6):9-12, 24.
- SHI Gui-tao, CHEN Zhen-lou, LI Hai-wen, et al. Situation and trend of heavy metal contamination in urban soil[J]. *The Administration Technique of Environmental Monitoring*, 2006, 18(6):9-12, 24.
- [9] 马光军, 梁 晶, 方海兰, 等. 上海市不同功能区绿地土壤中 Cu、Zn、Pb 和 Cr 的污染评价[J]. *城市环境与城市生态*, 2009, 22(5):34-37.
- MA Guang-jun, LIANG Jing, FANG Hai-lan, et al. Distribution characteristics of PAHs in green-belts soils from main roads of Shanghai[J]. *Urban Ecology and City Environment*, 2009, 22(5):34-37.

- [10] 方海兰, 郝冠军, 彭红玲, 等. 上海世博会规划区不同土地利用方式下附属绿地的重金属分布[J]. 生态学杂志, 2008, 27(3): 439-446.
FANG Hai-lan, HAO Guan-jun, PENG Hong-ling, et al. Distribution of heavy metals of attached green-belt soils from different land Utilization in Exposition Area[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2008, 27(3): 439-446.
- [11] 蒋海燕, 刘敏, 黄沈发, 等. 城市土壤污染研究现状与趋势[J]. 安全与环境学报, 2004, 4(5): 73-77.
JIANG Hai-yan, LIU Min, HUANG Shen-fa, et al. Status quo and trend of urban soil contamination research[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2004, 4(5): 73-77.
- [12] 陈科. 上海建设园林城市的政策历程[J]. 城市管理, 2004, 2: 53-56.
CHEN Ke. The policy procedure of Shanghai's construction of garden city[J]. *Urban Management*, 2004, 2: 53-56.
- [13] 方海兰, 吕子文, 杨意, 等. 绿化植物废弃物处置技术规范[S]. 上海市地方标准(DB31/T 404-2009), 上海标准出版社.
Fang Hai-lan, LV Zi-wen, Yang Yi, et al. Technical specification for disposal of greenery waste[S]. Shang Local Standard(DB31/T 404-2009), Shanghai Standard Press.
- [14] 吕子文, 方海兰, 黄彩娣. 美国园林废弃物的处置及对我国的启示[J]. 中国园林, 2007, 23(8): 92-96.
LV Zi-wen, FANG Hai-lan, HUANG Cai-di. The disposing of green waste in USA and the inspiration for its utilization in China[J]. *Chinese Landscape Architecture*, 2007, 23(8): 92-96.
- [15] 梁晶, 吕子文, 方海兰. 园林绿色废弃物堆肥处理的国外现状与我国的出路[J]. 中国园林, 2009, 25(160): 1-6.
LIANG Jing, LV Zi-wen, FANG Hai-lan. Status of composting treatment of green waste at abroad and application in China[J]. *Chinese Landscape Architecture*, 2009, 25(160): 1-6.
- [16] GB 15618—1995, 土壤环境质量标准[S].
GB 15618—1995, Environmental quality standard for soils[S].
- [17] Amacher M C. Nickel, Cadmium and Lead[M]//Sparks D L(ed.). Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods. SSSA and ASA, Wisconsin: Madison, WI, 1996: 739-768.
- [18] 周少奇. 环境生物技术[M]. 广州: 华南理工大学出版社, 2002
ZHOU Shao-qi. Environmental biotechnology[M]. Guangzhou: South China University of Technology Press, 2002.
- [19] 杨佳波. 水溶性有机物的行为及其对土壤中Cu形态的有效性的影响[D]. 北京: 中国农业科学院硕士学位论文, 2007.
YANG Jia-bo. The chemical behavior of dissolved organic matter and its influence on the fractional distribution and bioavailability of Cu in soils[D]. Beijing: The Chinese Academy of Agricultural Sciences Master's Thesis, 2007.
- [20] 王海, 王春霞, 王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分析[J]. 环境化学, 2002, 21(5): 430-435.
WANG Hai, WANG Chun-xia, WANG Zi-jian. Speciations of heavy metals in surface sediment of Taihu[J]. *Environmental Chemistry*, 2002, 21(5): 430-435.
- [21] 彭刚华. 水稻土中重金属Cd的形态含量变化[J]. 福建环境, 2002, 19(2): 34-35.
PENG Gang-hua. The content variety of different forms of Cd in Paddy Soil[J]. *Fujian Environment*, 2002, 19(2): 34-35.
- [22] 宋菲, 郭玉文, 刘效义. 镉、锌、铅复合污染对菠菜的影响[J]. 农业环境保护, 1996, 15(1): 9-14.
SONG Fei, GUO Yu-wen, LIU Xiao-yi. Effects of the compound pollution of Cd, Zn and Pb on Spinach[J]. *Agro-Environment Protection*, 1996, 15(1): 9-14.
- [23] 马运宏, 范瑜, 胡维佳, 等. 重金属在土壤-蔬菜系统中迁移分布规律的分析[J]. 江苏环境科技, 1995, 1: 8-10.
MA Yun-hong, FAN Yu, HU Wei-jia, et al. The analysis of migration and distribution regulation of heavy metals in soil-vegetable plant system[J]. *Jiangsu Environment Science and Technology*, 1995, 1: 8-10.
- [24] 袁可能. 植物营养元素的土壤化学[M]. 北京: 科学出版社, 1983: 20-24.
YUAN Ke-neng. Soil chemistry of plant nutrients[M]. Beijing: Science Press, 1983: 20-24.
- [25] 马利民, 陈玲, 吕彦, 等. 污泥土地利用对土壤中重金属形态的影响[J]. 生态环境, 2004, 13(2): 151-153.
MA Li-min, CHEN Ling, LV Yan, et al. Effects of sewage sludge application to land on species of heavy metals in soil[J]. *Ecology Environment*, 2004, 13(2): 151-153.
- [26] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
HUANG Chang-yong. Soils[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2000.
- [27] 王果, 李建超, 杨佩玉, 等. 有机物料影响下土壤溶液中镉形态及其有效性研究[J]. 环境科学学报, 2000, 20(5): 621-626.
WANG Guo, LI Jian-chao, YANG Pei-yu, et al. Forms and availability of cadmium in solution of soil containing organic materials[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2000, 20(5): 621-626.
- [28] Lee S Z, Allen H E, Huang C P. Prediction soil-water partition coefficients for cadmium[J]. *Environmental Science & Technology*, 1996, 30(12): 3418-3424.
- [29] 陈世俭, 胡霭堂. 土壤铜形态及有机物质的影响[J]. 长江流域资源与环境, 1995, 2(4): 367-371.
CHEN Shi-jian, HU Ai-Tang. Effect of organic matter on fractionation and availability of copper in soil[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 1995, 2(4): 367-371.
- [30] 王治喜. 溶解性有机质对紫色土中锌化学行为的影响[D]. 重庆: 西南农业大学硕士论文, 2006.
WANG Zhi-xi. The effect of dissolved organic matter on behavior of zinc in purple soil [D]. Chongqing: Xi'nan University Master's Thesis, 2006.
- [31] 刘金萍. 酸性紫色土钙、锌、硼的复合效应及机理研究[D]. 重庆: 西南农业大学硕士论文, 2001.
LIU Jin-ping. The Effects of dissolved organic matter on behavior of zinc in purple soil[D]. Chongqing: Xi'nan University Master's Thesis, 2001.
- [32] Shoko L, Chisato T. Effect of dissolved organic matter on toxicity and bioavailability of copper for lettuce sprouts[J]. *Environment Internal*, 2005, 31: 135-141.