

镉铅的固化对苧麻生长和重金属吸收的效应

刘 金¹, 殷宪强^{1,2}, 孙慧敏^{1,2}, 吕家珑^{1,2}, 韦革宏³, 何 磊¹

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2. 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西 杨凌 712100;

3. 西北农林科技大学生命科学学院, 陕西 杨凌 712100)

摘 要: 为探明镉、铅重金属污染土壤固化处理对苧麻生长和重金属吸收的影响, 通过盆栽试验研究了镉、铅复合污染黄褐土中施加硅藻土、膨润土、石灰石粉和沸石粉对土壤中镉、铅各形态含量的影响以及对苧麻生物量、叶片丙二醛含量及重金属镉、铅积累特性的影响。结果表明: 添加沸石粉和高浓度(9~12 g·kg⁻¹)硅藻土、膨润土可以显著减少土壤中镉的酸可提取态含量; 添加硅藻土、膨润土和沸石粉对降低土壤中酸可提取态铅有很好的效果, 降低量可达 43.1%。固化剂的施加使得苧麻各部位吸收镉、铅减少, 全株镉、铅累积量分别降低 9.9%~62.7% 和 5.8%~28.4%, 且固化剂施加量达到 9 g·kg⁻¹, 对苧麻吸收镉、铅影响增大。除石灰石粉外, 其他三种固化剂均使得苧麻生长受到的不良影响降低。

关键词: 污染土壤; 固化处理; 苧麻; 生长; 镉; 铅

中图分类号: S153.6⁺1; S563.1 **文献标志码:** A

Effect of Cd and Pb immobilization by natural soil amendments on growth and heavy metal uptake of ramie (*Boehmeria nivea*)

LIU Jin¹, YIN Xian-qiang^{1,2}, SUN Hui-min^{1,2}, LU Jia-long^{1,2}, WEI Ge-hong³, HE Lei¹

(1. College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2. Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agri-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling,

Shaanxi 712100, China; 3. College of Life Science, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China)

Abstract: Pot experiments under greenhouse condition were carried out to evaluate the growth and heavy metal uptake of ramie in heavy metal contaminated yellow-cinnamon soils amended with diatomite, bentonite, limestone, zeolite at different application rates. In our study, the biomass, leaf malondialdehyde (MDA) content, the concentrations of Cd and Pb in different parts of ramie, and fractionations of Cd and Pb in soils were determined. The results showed that zeolite, diatomite (12 g·kg⁻¹) and bentonite (9~12 g·kg⁻¹) amendment significantly reduced acid-extractable Cd concentration in soil. Furthermore, diatomite, bentonite and zeolite at all rates reduced acid-extractable Pb concentrations by up to 43.1%. Application of amendments decreased total Cd and Pb concentrations in different parts of ramie plants. Cd and Pb concentrations in whole plants grown in amended soils were reduced by 9.9%~62.7% and 5.8%~28.4%, respectively. Least Cd and Pb uptake was attained at application rate of 9 g·kg⁻¹. Except for limestone, other amendments alleviated the inhibitory effects of heavy metals on plant growth.

Keywords: contaminated soil; immobilization; ramie (*Boehmeria nivea*); growth; lead; cadmium

土壤是人类赖以生存的主要自然资源之一,也是生态环境的重要组成部分,土壤重金属污染引发的土壤生态功能破坏和农产品质量下降等问题日益受到大众的关注,特别是镉和铅对土壤的污染尤为突出。镉具有毒性强、移动性强、易被植物吸收等特

性,它不仅抑制农作物生长发育,降低产量,而且土壤中的镉可以随食物链传递最终危害人体健康^[1-4]。铅是生物非必需元素和毒性最强的重金属污染物之一,主要来自于重金属矿区冶炼过程中产生的“三废”,可抑制植物生长,造成植物失绿、枯死

收稿日期: 2015-06-20

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863 计划)(2012AA101402); 国家自然科学基金(201207106; 201207107); 陕西省自然科学基金研究计划项目(2012JQ5012; 2014JQ5184); 中央高校基本科研业务专项项目(QN2011017; QN2011151)

作者简介: 刘 金(1989—),男,河北唐山人,硕士研究生,主要从事土壤污染及修复研究。E-mail: sauking0@sina.cn。

通信作者: 殷宪强(1977—),副教授,主要从事微量元素迁移转化和土壤污染及修复方面的研究工作。E-mail: xianqiangyin@yahoo.com。

等毒害症状,导致一些农作物减产,甚至绝收^[5-7]。

土壤重金属污染的修复难度较大,主要是通过物理、化学和生物的方法,切断重金属向食物链的迁徙。其中,土壤重金属固化是向土壤中加入固化剂,调节和改变土壤的理化性质,通过沉淀作用、吸附作用、配位作用、有机络合和氧化还原作用等改变重金属在土壤中的存在形态和化学形态,降低其迁移性和生物有效性,达到修复受污染土壤的目的^[8]。由于固化材料来源广泛,许多行业的废弃物都可以作为重金属固化材料,这样既能治理污染,又能变废为宝,使得化学固化技术成为治理重金属污染中应用愈来愈多的技术之一。有研究表明,硅藻土、膨润土、沸石等对重金属具有良好的吸附作用^[9-12]。硅藻土对带正电荷的重金属离子具有一定的吸引能力^[13],能使重金属离子在硅藻土表面发生表面络合吸附^[14],此外,微孔吸附、离子交换吸附、表面配位吸附等作用也可以促进硅藻土对重金属离子的吸附^[15]。施用石灰能够提高土壤 pH 值,促进重金属形成碳酸盐、氢氧化物沉淀,降低土壤重金属的有效性,进而降低作物体内镉、铅含量^[16-17]。

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of test soils

pH (1:2.5)	有机质 OM /(g·kg ⁻¹)	CEC /(cmol·kg ⁻¹)	全氮 Total N /(g·kg ⁻¹)	全磷 Total P /(g·kg ⁻¹)	全钾 Total K /(g·kg ⁻¹)	铅 Pb /(mg·kg ⁻¹)	镉 Cd /(mg·kg ⁻¹)
7.80	38.54	18.21	1.32	1.12	17.56	204.54	95.2

1.1.2 供试固化剂 硅藻土(编号 G),化学纯,购自启东市名成化工有限公司;膨润土(编号 P),化学纯,购自山东宏源化工有限公司;沸石粉(编号 F),20~40目,化学纯,购自国药集团化学试剂有限公司;石灰石粉(编号 S),分析纯,购自北京康普汇维科技有限公司。所有固化剂中均未检测出镉、铅。

1.1.3 供试苧麻 供试苧麻为湘苧七号,购自湖南农业大学苧麻研究所。

1.2 试验方法

1.2.1 重金属形态实验 将硅藻土(G)、膨润土(P)、石灰石粉(S)、沸石粉(F)4种固化剂分别与20g污染土壤混合均匀于塑料瓶中,设置CK和3,6,9,12g·kg⁻¹4个水平的固化剂施用浓度,共17个处理,每个处理重复3次,恒温(20±1℃)培养20d,培养期间用称重法补水,维持土壤湿度为田间持水量的70%左右。20天后,用BCR连续提取法测定土壤中镉和铅的形态和含量^[23]。

1.2.2 盆栽实验 土壤过2mm尼龙筛,充分混匀,装入上缘直径20cm,底面直径16cm,高25cm的塑

料盆,每盆加土4.5kg,按0.5g·kg⁻¹(NH₄)₂SO₄,0.3g·kg⁻¹ KH₂PO₄,0.5g·kg⁻¹ K₂SO₄施加底肥,分别将硅藻土(G)、膨润土(P)、石灰石粉(S)、沸石粉(F)4种固化剂按照3,6,9g·kg⁻¹土的施用水平均匀混入土壤,设置CK(只添加底肥),共13个处理,每个处理4盆。6月上旬,选取株高20cm左右,长势良好相近的苧麻进行移栽,每盆一株。植株在温室内自然光照条件下生长,温度18℃~30℃。生长期间每天以称重法,使用量筒等量加入去离子水使土壤的湿度保持在田间持水量的60%左右。移栽50d后,采集新鲜叶片,称重后测定叶片中丙二醛(MDA)含量。在8月下旬,将苧麻植株挖出,用蒸馏水洗净,将根、茎、叶分开,烘干粉碎备用。

1 材料与方法

1.1 供试材料

1.1.1 供试土壤 本次试验选择镉、铅高度污染的土壤,采集0~20cm表层土壤。土壤采自陕西省宝鸡市某冶炼厂区外农田,土壤类型为黄褐土,土壤的基本理化性质见表1。

料盆,每盆加土4.5kg,按0.5g·kg⁻¹(NH₄)₂SO₄,0.3g·kg⁻¹ KH₂PO₄,0.5g·kg⁻¹ K₂SO₄施加底肥,分别将硅藻土(G)、膨润土(P)、石灰石粉(S)、沸石粉(F)4种固化剂按照3,6,9g·kg⁻¹土的施用水平均匀混入土壤,设置CK(只添加底肥),共13个处理,每个处理4盆。6月上旬,选取株高20cm左右,长势良好相近的苧麻进行移栽,每盆一株。植株在温室内自然光照条件下生长,温度18℃~30℃。生长期间每天以称重法,使用量筒等量加入去离子水使土壤的湿度保持在田间持水量的60%左右。移栽50d后,采集新鲜叶片,称重后测定叶片中丙二醛(MDA)含量。在8月下旬,将苧麻植株挖出,用蒸馏水洗净,将根、茎、叶分开,烘干粉碎备用。

1.3 测定项目和方法

土壤风干后过0.15mm(100目)尼龙筛备用。土壤有机质(OM)、阳离子交换量(CEC)以及氮、磷、钾等基本性质测定方法参照《土壤农化分析》^[24],土壤全镉、全铅测定方法为用EPA3052方法消解(硝

酸-氟氢酸消煮), 萃取, 然后用原子吸收分光光度计火焰法测定^[25]; 土壤 pH 值采用电位法(水土比为 2.5:1)测定。对于植物样品先用去离子水洗净, 擦干, 称鲜重, 105℃ 杀青后 80℃ 烘干至恒重, 粉碎备用。植株镉含量采用 HNO₃-HClO₄ (V1:V2 = 4:1) 消解, 原子吸收分光光度法测定(Hitachi Z-5000)。丙二醛含量的测定用硫代巴比妥酸法^[26]。

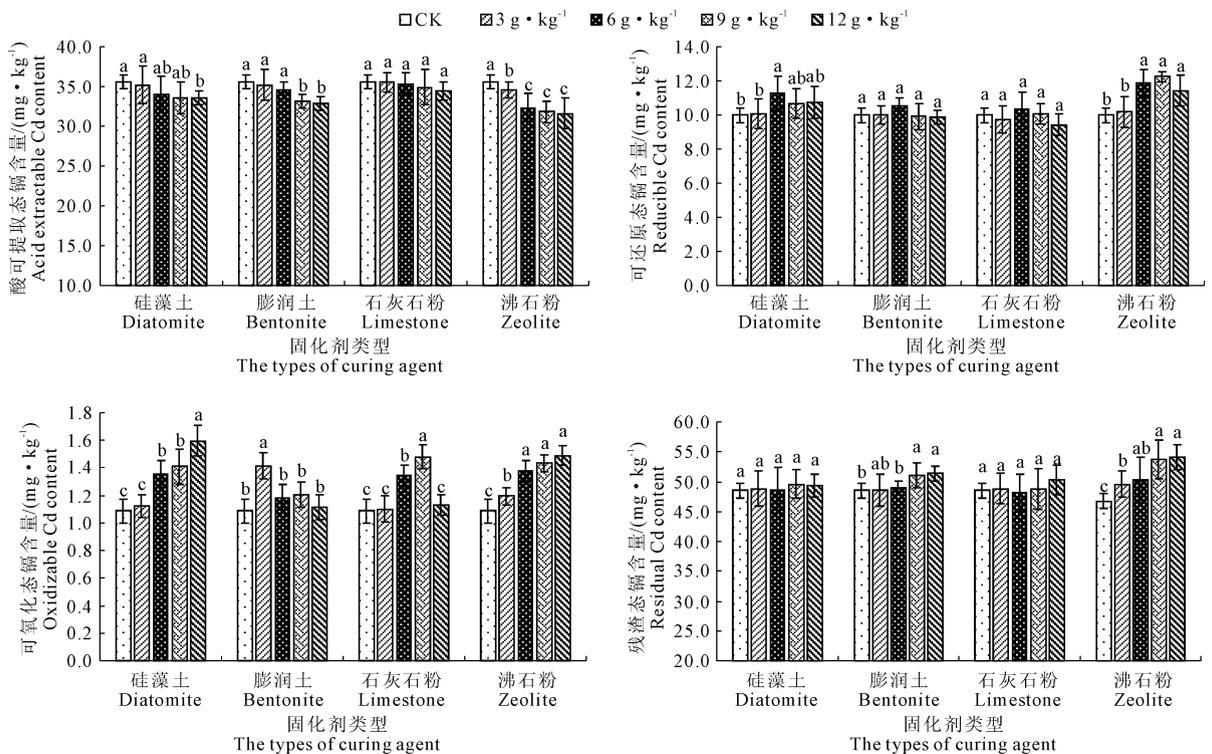
用 Excel 2013 和 SPSS 18.0 进行数据统计与处理。采用的统计方法为 LSD 法, 差异显著水平为 5%。

2 结果与分析

2.1 施用固化剂对土壤中镉、铅各形态含量的影响

由图 1、图 2 可知, 试验采用的污染土壤中不同形态的镉含量为残渣态、酸可提取态 > 可还原态 > 可氧化态, 不同形态的铅含量为可还原态 > 残渣态 > 酸可提取态、可氧化态, 在施加固化剂 20 天后, 土

壤中镉、铅各形态含量均受到不同程度的影响。由图 1 可知, 硅藻土在施用浓度较高(12 g·kg⁻¹)时可显著减少镉的酸可提取态含量, 低浓度时影响不显著; 随着硅藻土施用浓度的增加, 可还原态镉和可氧化态镉含量显著增加, 而残渣态镉含量无显著变化, 表明硅藻土的施用使得酸可提取态镉向可还原态镉和可氧化态镉转化。膨润土在施用浓度较高(9~12 g·kg⁻¹)时, 土壤中酸可提取态镉含量显著减少, 对可还原态镉含量影响不显著, 残渣态镉含量增加。石灰石粉的施用除对可氧化态镉含量产生影响外, 对其他形态镉含量影响不显著。施用沸石粉使得可提取态镉含量显著减少, 最高减少了 11%, 可还原态镉、可氧化态镉以及残渣态镉含量均随着沸石粉施用浓度的增加而增加, 表明沸石粉对各形态镉的转化影响较大, 对土壤镉的潜在固化效果较好。



注: 不同字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.05$), 下同

Note: Different letters mean significant difference at 0.05 level, the followed figure was the same

图 1 固化剂对土壤中不同镉形态含量的影响

Fig. 1 Effects of curing agents on every form of Cd content

由图 2 可知, 土壤中酸可提取态铅的含量均随着硅藻土、膨润土、沸石粉施用浓度的增加显著减低, 分别减少了 18.7%~43.1%、14.9%~35.5% 以及 8.7%~31.1%, 而石灰石粉对酸可提取态铅的含量影响不显著。4 种固化剂对可还原态铅含量影响均不显著, 此外, 除硅藻土外, 其他三种固化剂的

施用均显著增加了可氧化态铅含量, 且随着施用浓度的增加, 可氧化态铅含量增加, 其中膨润土处理增加最为明显, 最高使得可氧化态铅含量增加了 32.2%。随着硅藻土和沸石粉施用浓度的增加, 残渣态铅含量显著增加, 增加幅度分别为 6.8%~28.5%、7.5%~24.0%。由此可知, 硅藻土、膨润土

和沸石粉对土壤中各形态铅的影响较大,潜在固化

效果较好,石灰石粉效果较差。

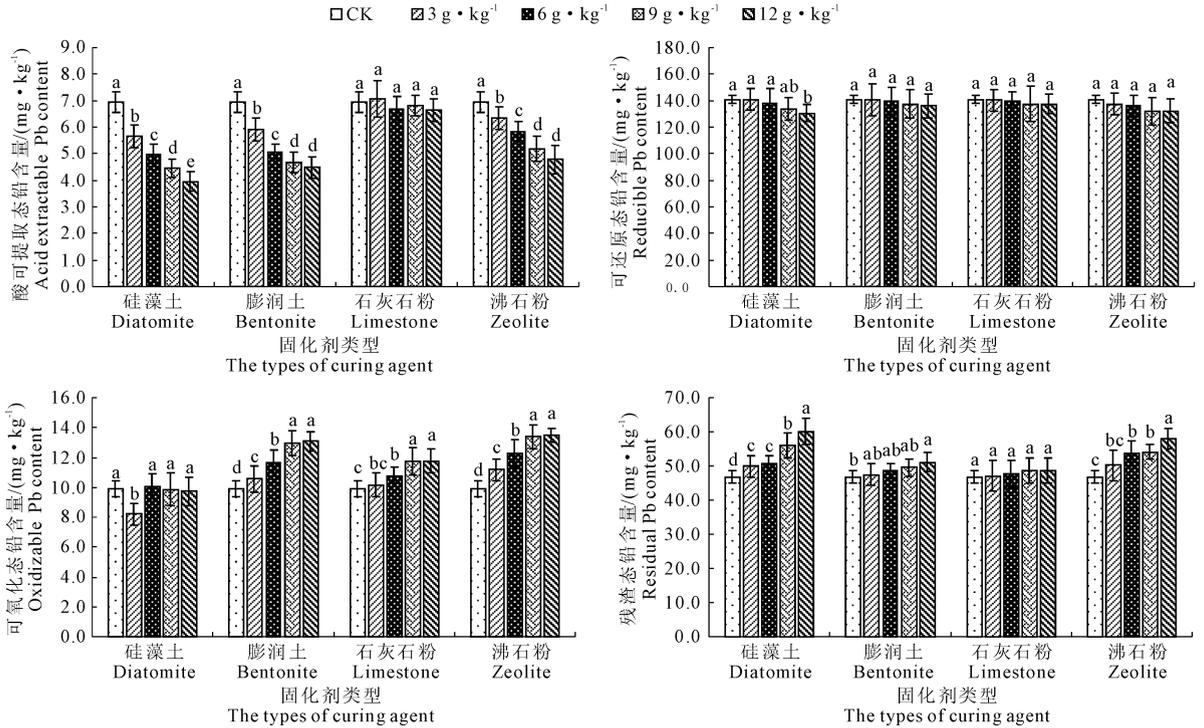


图2 固化剂对土壤中不同铅形态含量的影响

Fig.2 Effects of curing agents on every form of Pb content

2.2 施用固化剂对苎麻生长的影响

生物量是反映植物生长状况的重要指标,由图3可以看出,不同固化剂对苎麻生物量生长的影响不同,施加石灰石粉使得苎麻生物量减小,全株生物量最高减小了10.9%,且苎麻地上部分和根部生物量随着石灰石施用浓度的增加而减小,根部生物量减小更为显著,说明高浓度石灰石粉的施加对苎麻根部正常生长造成了不良影响,并且在盆栽试验中也发现高浓度石灰石粉处理水平的苎麻生长过程中出现茎秆细,叶片发黄、易脱落等现象。施加其他三种固化剂,均不同程度地促进了苎麻生物量的增加,低浓度下生物量增加不显著,随着固化剂施用量的增加,全株生物量增加。硅藻土的施用使得地上部分和根部生物量均有所增加,全株生物量最高增加了14.1%;膨润土和沸石粉的施用对苎麻地上部生物量影响不大,主要促进了苎麻根部生物量的增加,高浓度沸石粉处理使得根部生物量最高增加了27.1%,表明不同固化剂对苎麻生物量的影响不同。施用浓度相同时,硅藻土和沸石粉对提高苎麻生物量的效果最好,膨润土其次,石灰石粉则减少了苎麻生物量。

植物器官衰老或在逆境下遭受伤害,往往发生膜脂过氧化作用,而丙二醛(MDA)是膜脂过氧化的

最终分解产物,其含量可以反映植物遭受逆境伤害的程度,所以可以通过叶片丙二醛含量反映苎麻所受逆境胁迫程度。由图4可知,与CK相比,随着硅藻土施用量的增加,苎麻叶片中丙二醛含量显著降低,降低幅度在5.2%~32.2%之间,表明硅藻土的施用导致苎麻所受重金属的胁迫伤害减轻。膨润土在施用浓度为 $3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,对叶片丙二醛含量影响不显著,施用浓度增加,叶片中丙二醛含量降低13.8%~15.8%。沸石粉在施用浓度为 $3\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,对叶片丙二醛含量影响也不显著,随着沸石粉施用浓度增加,叶片中丙二醛含量降低,降低幅度为9.4%~24.5%。石灰石粉在高浓度($9\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$)施用量时,导致叶片中丙二醛含量上升了14.5%,同样表明高施用量石灰石粉会对苎麻生长产生不良影响。

2.3 施用固化剂对苎麻吸收镉、铅的影响

由表2可知,施用固化剂都会不同程度地降低镉、铅在苎麻植株各部位的含量,并且镉在苎麻植株含量分布为根>茎>叶,铅在苎麻植株含量分布为根>叶>茎。其中,随着硅藻土施用浓度的增加,苎麻植株各部位的Cd、Pb含量降低,相比CK,苎麻叶中Cd含量降低了5.4%~27.2%,Pb含量降低了29.6%~65.2%;茎中Cd含量降低了18.6%~46.6%,Pb含量变化不显著;根中Cd含量降低了

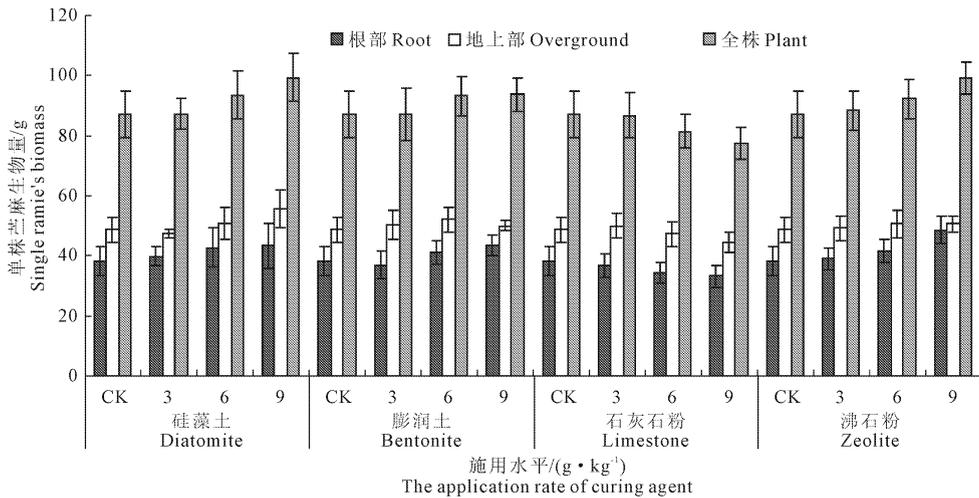


图 3 施用固化剂对苕麻生物量的影响

Fig. 3 Effects of curing agent applications on biomass of ramie

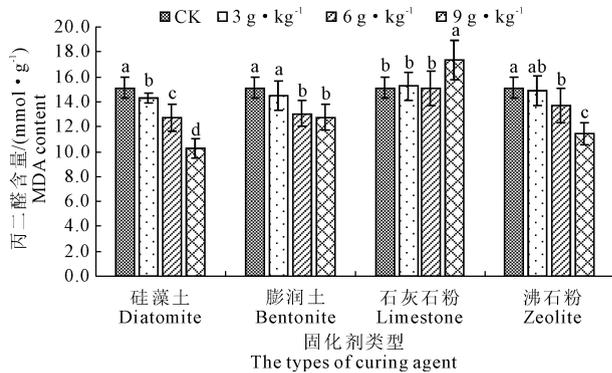


图 4 施用固化剂对叶片中丙二醛含量的影响

Fig. 4 Effects of curing agent applications on MDA contents in leaves of ramie

17.8% ~ 22.8%，不同施用浓度间无显著差异，Pb 含量降低了 15.5% ~ 35.9%；表明硅藻土的施加抑制了苕麻各部位对 Cd 和 Pb 的吸收。膨润土的施用也使得苕麻叶、茎、根中的镉含量降低，降低幅度分别为 3.9% ~ 20.7%、16.4% ~ 39.7%、27.3% ~ 40.4%；苕麻茎中 Pb 含量变化不显著，叶和根中 Pb 含量均随着膨润土施加量的增加而降低，分别降低 34.6% ~ 65.6% 和 9.6% ~ 32.5%。石灰石粉的施用同样使得苕麻叶、茎、根中的镉含量降低，降低幅度分别为 23.6% ~ 39.5%、21.0% ~ 53.0%、6.3% ~ 59.6%；苕麻茎和根中 Pb 含量只有在高浓度施加量下才显著减少，叶中 Pb 含量随石灰石粉施加量的增加而减小。沸石粉的施用使得苕麻叶、茎、根中的镉和铅含量降低，且施用量越大，镉和铅含量降低越显著，其中茎中 Cd 含量最多可降低 55.2%。4 种固化剂的施用均使得苕麻植株各部分的镉和铅含量降低，表明固化剂的施用可能抑制了苕麻对土壤中重

金属镉、铅的吸收富集。同等施用浓度下，沸石粉对苕麻植株各部分镉含量影响更大，石灰石粉对苕麻植株各部分铅含量影响最小。

此外，4 种固化剂的施用都降低了苕麻植株对镉和铅的累积量。其中硅藻土和膨润土各水平处理间，植株镉累积量变化无显著差异，随着石灰石粉和沸石粉施用量的增加，单株苕麻镉累积量随之降低，分别降低 12.3% ~ 62.7% 和 9.9% ~ 36.0%。施用浓度为 $3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，固化剂对苕麻镉累积量的影响，膨润土 > 硅藻土、石灰石粉 > 沸石粉。高浓度下，石灰石粉降低苕麻镉累积量最大，膨润土、沸石粉其次，硅藻土对苕麻镉累积量影响相对较小。苕麻植株铅累积量随着固化剂施用量的增加而降低，硅藻土、膨润土、石灰石粉、沸石粉处理植株中铅累积量分别降低 11.2% ~ 28.4%、12.2% ~ 25.1%、5.8% ~ 28.0%、12.2% ~ 16.2%。施用浓度为 $3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，不同固化剂处理之间苕麻铅累积量差异不显著，施用浓度为 $9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，沸石粉对苕麻铅累积量影响相对较小。

苕麻收割后，土壤中镉、铅含量发生变化（图 5、图 6），相比 CK，不同固化剂处理的土壤中镉、铅含量相对较高，同样反映出固化剂的施用抑制了苕麻对镉、铅的吸收。相比 CK，施用硅藻土处理的土壤中镉和铅含量最大可高出 8.9% 和 38.2%，且随着硅藻土施用浓度的增加显著增加，膨润土、沸石粉也显现出相同趋势。相比 CK，除 $9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 石灰石粉处理土壤铅的含量高出 37.1% 外，其他石灰石处理对土壤镉和铅含量的影响均不显著，这可能是高浓度石灰石粉影响了土壤的正常理化性质造成的。

表 2 施用固化剂对苕麻吸收镉、铅的影响

Table 2 Effects of curing agent application on absorption of Cd and Pb in ramie

处理 Treatment	镉含量/(mg·kg ⁻¹) Content of Cd			全株镉 累积量/mg Accumulation of Cd	铅含量/(mg·kg ⁻¹) Content of Pb			全株铅 累积量/mg Accumulation of Pb
	叶 Leaf	茎 Stem	根系 Root		叶 Leaf	茎 Stem	根系 Root	
CK	0.927 ± 0.122a	1.571 ± 0.090a	6.531 ± 0.710a	0.311 ± 0.034a	1.802 ± 0.107a	0.243 ± 0.031a	8.898 ± 0.601a	0.379 ± 0.035a
G3	0.877 ± 0.122ab	1.278 ± 0.105bc	5.370 ± 0.293b	0.264 ± 0.016b	1.267 ± 0.098c	0.274 ± 0.053a	7.524 ± 0.330c	0.337 ± 0.017b
G6	0.854 ± 0.091ab	1.152 ± 0.034bc	5.190 ± 0.677b	0.273 ± 0.022b	1.168 ± 0.083c	0.232 ± 0.016a	6.910 ± 0.186d	0.333 ± 0.011b
G9	0.675 ± 0.011c	0.839 ± 0.069d	5.040 ± 0.309b	0.261 ± 0.016b	0.626 ± 0.125e	0.206 ± 0.033a	5.701 ± 0.197e	0.271 ± 0.013d
P3	0.890 ± 0.010ab	1.313 ± 0.008b	4.745 ± 0.038bc	0.230 ± 0.018c	1.177 ± 0.178c	0.201 ± 0.007ab	8.048 ± 0.172b	0.333 ± 0.011b
P6	0.812 ± 0.084b	1.128 ± 0.076c	4.113 ± 0.533c	0.219 ± 0.026c	0.876 ± 0.137d	0.251 ± 0.024a	6.608 ± 0.550d	0.302 ± 0.027c
P9	0.736 ± 0.034bc	0.946 ± 0.012cd	3.893 ± 0.211c	0.212 ± 0.010c	0.618 ± 0.075e	0.235 ± 0.034a	6.005 ± 0.132e	0.284 ± 0.009d
S3	0.709 ± 0.092bc	1.241 ± 0.101bc	6.117 ± 0.218a	0.273 ± 0.013b	1.400 ± 0.166bc	0.269 ± 0.025a	8.539 ± 0.543ab	0.357 ± 0.025ab
S6	0.602 ± 0.056c	1.000 ± 0.099c	5.070 ± 0.576b	0.212 ± 0.023c	1.231 ± 0.171c	0.212 ± 0.016a	8.961 ± 0.328a	0.343 ± 0.016b
S9	0.561 ± 0.031d	0.737 ± 0.010e	2.635 ± 0.378d	0.116 ± 0.013d	0.917 ± 0.030d	0.162 ± 0.015b	7.476 ± 0.603cd	0.273 ± 0.021d
F3	0.819 ± 0.081b	0.943 ± 0.069cd	6.066 ± 0.660a	0.280 ± 0.029ab	1.570 ± 0.134b	0.214 ± 0.018a	7.350 ± 0.488cd	0.333 ± 0.023b
F6	0.469 ± 0.055e	0.709 ± 0.052e	4.678 ± 0.751bc	0.224 ± 0.034c	1.184 ± 0.155c	0.187 ± 0.016ab	6.628 ± 0.568d	0.311 ± 0.028c
F9	0.420 ± 0.047e	0.704 ± 0.065e	3.523 ± 0.359c	0.199 ± 0.020c	0.891 ± 0.0081d	0.162 ± 0.007b	5.967 ± 0.050e	0.318 ± 0.015c

注: 同列中不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

Note: Different letters in the same column mean significant difference at 0.05 level.

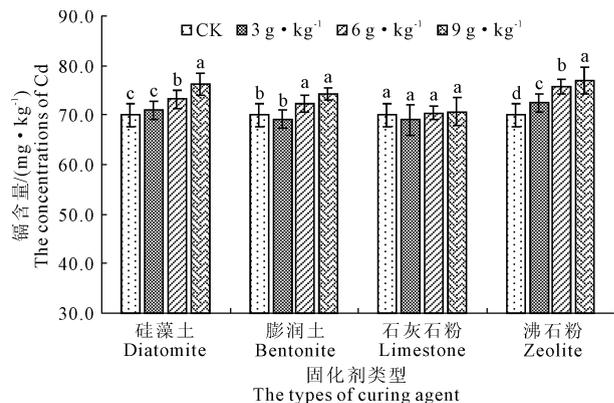


图 5 苕麻收割后土壤中镉的含量

Fig. 5 The concentrations of Cd in the soil after ramie harvest

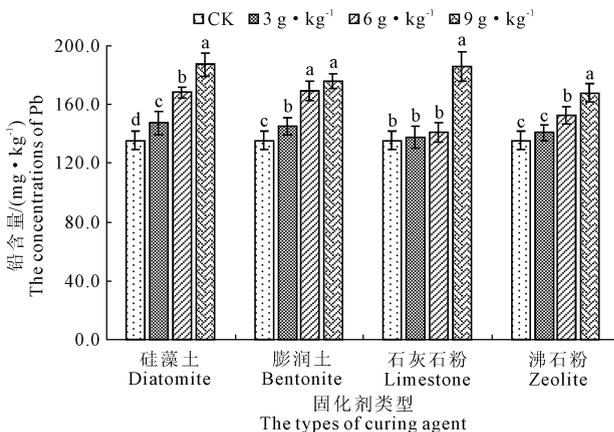


图 6 苕麻收割后土壤中铅的含量

Fig. 6 The concentrations of Pb in the soil after ramie harvest

3 结论与讨论

3.1 讨论

根据 BCR 逐级提取法, 土壤中的重金属分为酸可提取态、可还原态(氧化结合态)、可氧化态(有机结合态)、残渣态。其中, 酸可提取态可以较好地反映土壤中重金属的生物有效性和移动性, 通过酸可提取态重金属的含量可以衡量添加固化剂的修复效果^[27-29]。本试验中, 硅藻土、沸石粉、高浓度(9~12 g·kg⁻¹)膨润土的施用均使得土壤中酸可提取态镉和铅含量降低, 3 种固化剂都表现出对镉和铅的良好固化效果。此外, 有研究表明, 石灰石的添加可使得土壤的 pH 值增加, 使得土壤中的重金属形成氢氧化物沉淀, 生物可以利用的重金属形态降低, 从而降低了重金属污染的风险, 表现出良好的固化效果^[30-32]。但本试验中, 土壤本身 pH 值为 7.8, 石灰石粉的施用对土壤中酸可提取态镉和铅的含量影响并不显著, 固化效果不佳, 所以利用石灰石等碱性物料作为固化剂修复土壤重金属污染, 要充分考虑土壤本身的理化性质。

对苕麻生长的影响方面, 硅藻土、沸石粉和膨润土处理都使得苕麻生物量增加, 叶片中丙二醛含量降低, 这可能与硅藻土、沸石粉和膨润土降低土壤中的酸可提取态重金属含量, 降低重金属对作物的生长胁迫有关。而石灰石粉则减少了苕麻生物量, 并且在高浓度(9 g·kg⁻¹)施用量时, 导致叶片中丙二

醛含量上升了 14.5%,对苧麻生长表现出不良影响,这可能是因为高浓度的石灰石粉的施加导致土壤 pH 值增高,土壤理化性质受到一定影响,从而使得苧麻生长不良。

固化剂的施加使得苧麻植株各部分镉和铅的含量降低,虽然植株的生物量增加,但是植株对镉和铅的累积量却随着固化剂施用量的增加而降低。施用浓度为 $3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,沸石粉处理的苧麻镉累积量降低较少,其他处理浓度下,硅藻土处理的苧麻镉累积量降低相对较少,沸石粉处理植株铅累积量降低相对较少,对苧麻的累积量影响相对较小。这可能是因为沸石是一种含水的碱性金属或碱土金属的多孔铝硅酸矿物,内部充满了细微的孔穴和通道,具有极高的吸附能力、离子交换能力和催化能力。Lin 的研究表明,沸石的加入能有效增加土体 pH 值。混合土体中离子交换能力的增强以及 pH 值的增加都使得 Cd 的运移性降低从而达到改良 Cd 污染土的目的^[33]。此外需要注意的是沸石的粒径也是有一定影响的,对于砂土而言,添加沸石降低了平均粒径,使得水导率降低,进而使得 Cd 的运移性降低,相反,对于粘土而言,添加沸石会增加水导率。此外,陈炳睿等^[30]研究表明,沸石能有效固定土壤中的重金属镉和铅,当添加量为 $8 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,镉和铅的交换态含量分别下降 40.1% 和 26.4%,浸出量分别下降 17.7% 和 17.3%,对土壤中的镉和铅表现出很好的固化效果,这与本试验研究结果类似。

3.2 结论

(1) 添加沸石粉和高浓度 ($9 \sim 12 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) 硅藻土、膨润土可以显著减少土壤中镉的酸可提取态含量。添加硅藻土、膨润土和沸石粉对降低土壤中酸可提取态铅有很好的效果,且固化效果硅藻土 > 膨润土 > 沸石粉。单独施用同一固化剂,添加量越多对土壤中镉和铅固化效果越好,石灰石粉对镉和铅酸可提取态含量影响不显著,固化效果不佳。

(2) 不同固化处理对苧麻生长产生的影响不同,其中,石灰石粉的施加抑制了苧麻的生长,硅藻土、膨润土、沸石粉的施加降低了苧麻受到的不良影响,促进了苧麻生物量增加。

(3) 土壤固化处理使得苧麻各部位吸收镉、铅减少,全株镉、铅累积量降低,且随着固化剂添加量的增加,苧麻吸收富集镉、铅的量降低。不同施用水水平下,四种固化剂对苧麻吸收镉、铅的影响不同,在利用固化剂对镉、铅污染土壤进行固化处理时,应充分考虑土壤和自然环境,选择合适的固化剂和施用水平进行治理修复。

参考文献:

- [1] 陈涛,常庆瑞,刘钊,等.长期污灌农田土壤重金属污染及潜在环境风险评价[J].农业环境科学学报,2012,31(11):2152-2159.
- [2] 周启星,宋玉芳.污染土壤修复原理与方法[M].北京:科学出版社,2004.
- [3] Varalakshmi L, Ganeshamurthy A. Phytotoxicity of cadmium in radish and its effects on growth, yield, and cadmium uptake[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 2013,44(9):1444-1456.
- [4] 周建斌,邓丛静,陈金林,等.棉秆炭对镉污染土壤的修复效果[J].生态环境,2008,17(5):1857-1860.
- [5] 吕建波,徐应明,贾堤,等.土壤镉、铅污染对油菜生长行为及重金属累积效应的影响[J].天津城市建设学院学报,2005,11(2):107-110.
- [6] 杜连彩.铅对苹果砧木平邑甜茶、八楞海棠的毒害机理及耐性比较研究[D].济南:山东师范大学,2006.
- [7] 刘家女,周启星,孙挺. Cd - Pb 复合污染条件下 3 种花卉植物的生长反应及超积累特性研究[J].环境科学学报,2006,26(12):2039-2044.
- [8] 孙朋成,黄占斌,唐可,等.土壤重金属污染治理的化学固化研究进展[J].环境工程,2014,32(1):158-161.
- [9] Zhu J, Wang P, Wu X, et al. Adsorption of Pb^{2+} ions on diatomite modified by polypropylene acetamide and barium chloride in aqueous solution[J]. African Journal of Agricultural Research, 2012, (24): 3614-3620.
- [10] Yang W, Wang P, Luo W L, et al. The diatomite modified by PAM and applied to adsorb Pb (II) in the simulated wastewater[J]. Advanced Materials Research, 2011, 233 - 235: 382-389.
- [11] 朱健,王韬远,王平,等.硅藻土基多孔吸附填料的制备及其对 Pb^{2+} 的吸附[J].环境科学,2012,32(12):2205-2212.
- [12] 朱健,王平,雷明婧,等.液/固体系中硅藻土对 Pb^{2+} 和 Cd^{2+} 的吸附机制研究[J].环境工程学报,2012,6(11):4123-4128.
- [13] 沈岩柏,朱一民,王忠安,等.硅藻土对水相中 Cd^{2+} 的吸附[J].东北大学学报(自然科学版),2003,24(10):982-985.
- [14] 袁笛,王莹,李国宏,等.硅藻土吸附工业废水中汞离子的研究[J].环境保护科学,2005,128(2):27-29.
- [15] Wu J L, Yang Y S, Lin J H. Advanced tertiary of municipal wastewater after using raw and modified diatomite[J]. Journal of hazardous materials, 2005,127(3):196-203.
- [16] 张建新,纳明亮,徐明岗.土壤 Cu、Zn、Pb 污染对蔬菜根伸长的抑制及毒性效应[J].农业环境科学学报,2007,26(3):945-949.
- [17] Lee T M, Lai H Y, Chen Z S. Effect of chemical amendments on the concentration of cadmium and lead in long-term contaminated soils [J]. Chemosphere, 2004,57:1459-1471.
- [18] Liu Feihu, Li Zongju, Liu Qiyuan, et al. Introduction to the wild resources of the genus *Boehmeria Jacq.* in China [J]. Genetic Resources and Crop Evolution, 2003,50(8):793-797.
- [19] She Wei, Jie Yucheng, Xing Hucheng, et al. Absorption and accumulation of cadmium by ramie (*Boehmeria nivea*) cultivars: A field study [J]. Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science, 2011,61(7):641-647.
- [20] Wang Xing, Liu Yunguo, Zeng Guangming, et al. Subcellular distri-

- bution and chemical forms of cadmium in *Beckmeria nivea*(L.) Gaud [J]. Environmental and Experimental Botany, 2008, 62(3): 389-395.
- [21] 龙育堂,刘世凡,熊建平,等.苧麻对稻田土壤汞净化效果研究[J].农业环境保护,1994,13(1):30-33.
- [22] 余玮,揭雨成,邢虎成,等.湖南冷水江锑矿区苧麻对重金属的吸收和富集特性[J].农业环境科学学报,2010,29(1):91-96.
- [23] Davidson C M, Duncan A L, Littlejohn D, et al. A critical evaluation of the three-stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially-contaminated land[J]. Analytica Chimica Acta, 1998,363(1):45-55.
- [24] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.
- [25] Smith C, Hopmans P, Cook F. Accumulation of Cr, Pb, Cu, Ni, Zn and Cd in soil following irrigation with treated urban effluent in Australia[J]. Environmental Pollution, 1996,94(3):317-323.
- [26] 王学奎.植物生理生化实验原理和技术[M].北京:高等教育出版社,2006.
- [27] Ranhawa H S, Singh S P. Zinc fractions in soils and their availability to maize[J]. India Society of Soil Science, 1995,43(2):293-294.
- [28] Wallace A, Berry W L. Dose - Response Curves for Zinc, Cadmium, and Nickel in Combinations of One, Two, or Three[J]. Soil Science, 1989,147(6):411-412.
- [29] 章明奎,方利平,周翠.污染土壤重金属的生物有效性和移动性评价:四种方法比较[J].应用生态学报,2006,17(8):1501-1504.
- [30] 陈炳睿,徐超,吕高明,等.6种固化剂对土壤Pb Cd Cu Zn的固化效果[J].农业环境科学学报,2012,31(7):1330-1336.
- [31] 丁凌云,蓝崇钰,林建平,等.不同改良剂对重金属污染农田水稻产量和重金属吸收的影响[J].生态环境,2006,15(6):1204-1208.
- [32] 李瑞美,王果,等.钙镁磷肥与有机物料配施对作物镉铅吸收的控制效果[J].土壤与环境,2002,11(4):348-351.
- [33] Lin Z, Harsbo K, Ahlgren M, et al. The source and fate of Pb in contaminated soils at the urban area of Falun in central Sweden[J]. Science of the Total Environment, 1998,209(1):47-58.

(上接第230页)

- [18] 姚槐应,黄昌勇.土壤微生物生态学及其实验技术[M].北京:科学出版社,2006.
- [19] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:农业出版社,1986.
- [20] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol [J]. Plant and Soil, 2010, 333(1/2):117-128.
- [21] 王晓辉,郭光霞,郑瑞伦,等.生物炭对设施退化土壤氮相关功能微生物群落丰度的影响[J].土壤学报,2013,50(3):624-631.
- [22] 高海英,何绪生,陈心想,等.生物炭及炭基硝酸铵肥料对土壤化学性质及作物产量的影响[J].农业环境科学学报,2012,31(10):1948-1955.
- [23] 孔丝纺,姚兴成,张江勇,等.生物质炭的特性及其应用的研究进展[J].农业环境科学学报,2015,34(4):716-723.
- [24] 郑瑞伦,王宁宁,孙国新,等.生物炭对京郊沙化地土壤性质和苜蓿生长、养分吸收的影响[J].农业环境科学学报,2015,34(5):904-912.
- [25] 刘玉学,王耀锋,吕豪豪,等.生物质炭化还田对稻田温室气体排放及土壤理化性质的影响[J].应用生态学报,2013,24(8):2166-2172.
- [26] Tammeorg P, Simojoki A, Mäkelä P, et al. Biochar application to a fertile sandy clay loam in boreal conditions: effects on soil properties and yield formation of wheat, turnip rape and faba bean[J]. Plant and Soil, 2014,374(1-2):89-107.
- [27] 姚玲丹,程广焕,王丽晓,等.施用生物炭对土壤微生物的影响[J].环境化学,2015,34(4):697-704.
- [28] Jin H. Characterization of microbial life colonizing biochar and biochar-amended soils[D]. Ithaca, NY: cornell University, 2010.
- [29] 韩光明,孟军,曹婷,等.生物炭对菠菜根际微生物及土壤理化性质的影响[J].沈阳农业大学学报,2012,43(5):515-520.
- [30] Wu F P, Jia Z K, Wang S G, et al. Contrasting effects of wheat straw and its biochar on greenhouse gas emissions and enzyme activities in a Chernozemic soil[J]. Biology and Fertility of Soil, 2013,49(5):555-565.
- [31] 尚杰,耿增超,陈心想,等.生物炭对土壤酶活性和糜子产量的影响[J].干旱地区农业研究,2015,33(2):146-151,158.
- [32] 唐光木,葛春辉,徐万里,等.施用生物黑炭对新疆灰漠土肥力与玉米生长的影响[J].农业环境科学学报,2011,30(9):1797-1802.