

钝化剂对土壤重金属镉含量及其在川麦冬中累积的影响

蒋 攀^{1,2}, 王钰茜^{1,3}, 赵钰婷², 赵志杰², 王金玲¹, 李 辉¹, 闫秋洁¹, 黄泰涵¹, 刘 雷¹, 杜世章^{1*}

1. 绵阳师范学院, 四川 绵阳 621000

2. 西南科技大学, 四川 绵阳 621010

3. 重庆师范大学, 重庆 400030

摘 要: **目的** 通过盆栽实验, 综合评价不同钝化材料对土壤镉的钝化以及对川麦冬 Cd 含量降解的影响。**方法** 以一年生川麦冬为供试材料, 采用土壤盆栽实验方法研究了钝化材料汉白玉 (Ar)、秸秆生物炭 (Br)、粉煤灰 (Fh)、菌渣 (Me)、硅藻土 (Dm) 对土壤总 Cd、有效 Cd 和川麦冬各部 Cd 吸收累积的影响。**结果** 2 种 Cd 污染程度土壤, 不同钝化材料处理下均能提高土壤 pH 值; 土壤阳离子交换量均极显著高于对照组, 与土壤 pH 值成正相关; 土壤总 Cd 含量和土壤有效 Cd、麦冬地上部和地下部 Cd 含量较对照均极显著降低。综合各项指标发现, Ar 对重金属 Cd 的钝化效果最佳, Br 和 Fh 效果其次。**结论** 结合盆栽实验结果来看, Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 能够有效降低土壤总 Cd 含量、有效 Cd 含量和麦冬各部 Cd 含量, 还能促进麦冬的稳收增产; 综合分析, Ar、Fh 和 Br 对重金属 Cd 钝化效果最好, 可作为涪城麦冬种植区土壤钝化修复首选材料。

关键词: 土壤; 钝化修复; 镉污染; 川麦冬; 汉白玉; 秸秆生物炭; 粉煤灰; 菌渣; 硅藻土

中图分类号: R286.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-2670(2021)24-7638-07

DOI: 10.7501/j.issn.0253-2670.2021.24.027

Effects of passivators on content of heavy metal cadmium in soil and its accumulation in *Ophiopogon japonicus*

JIANG Pan^{1, 2}, WANG Yu-xi^{1, 3}, ZHAO Yu-ting², ZHAO Zhi-jie², WANG Jin-ling¹, LI Hui¹, YAN Qiu-jie¹, HUANG Tai-han¹, LIU Lei¹, DU Shi-zhang¹

1. Mianyang Teachers' College, Mianyang 621000, China

2. Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China

3. Chongqing Normal University, Chongqing 400030, China

Abstract: Objective A pot experiment was conducted to comprehensively evaluate the effects of different passivation materials on the passivation of cadmium in soil and the degradation of Cd content in *Ophiopogon japonicus*. **Methods** Using one-year-old *O. japonicus* as experimental material, the effects of passivation materials such as white marble (Ar), straw biochar (Br), fly ash (Fh), bacterial residue (Me), and diatomite (Dm) on the absorption and accumulation of soil total Cd, available Cd and Cd in different parts of *O. japonicus* were studied by soil pot experiment. **Results** In the two Cd contaminated soils, the soil pH value was increased under different passivation materials treatments, and the soil cation exchange capacity was significantly higher than that of the blank control group, which was positively correlated with the soil pH value, while the total soil Cd content and soil available Cd content, and the Cd content of the aboveground and underground parts of *O. japonicus* were significantly lower than those of the control. According to all the indexes, it was found that the passivation effect of Ar on heavy metal Cd was the best, followed by Br and Fh. **Conclusion** Combined with the results of pot experiment, Ar, Br, Fh, Me and Dm could effectively reduce the total Cd content, effective Cd content and Cd content of *O. japonicus*, and also promote the stable harvest and yield of *O. japonicus*. Comprehensive analysis, Ar, Fh and Br have the best passivation effect on heavy metal Cd and can be used as the preferred materials for soil passivation remediation in the planting area of *O. japonicus* in Santai. **Conclusion** Based on the results of pot experiments, Ar, Br, Fh, Me and Dm can effectively reduce the total Cd content, effective Cd content and Cd content of *Ophiopogon japonicus* in various parts of the soil, and can also promote the stable

收稿日期: 2021-09-02

基金项目: 四川省科技厅项目 (2018JY0329); 绵阳师范学院研究生创新实践基金资助项目 (CX201912); 四川省大学生创新创业实践项目 (201910639030)

作者简介: 蒋 攀 (1995—), 男, 四川绵阳人, 博士在读, 主要从事环境经济与管理、生态环境监测与治理研究。Tel: 15508167880 E-mail: 2945323566@qq.com

*通信作者: 杜世章 (1965—), 男, 四川乐山人, 博士, 教授, 主要从事生态学研究。Tel: 13628080619 E-mail: 2667047352@qq.com

income and production of *Ophiopogon japonicus*; comprehensive analysis, Ar, Fh And Br has the best passivation effect on heavy metal Cd, and can be used as the first choice for soil passivation restoration in the *Ophiopogon japonicus* planting area in Fucheng.

Key words: soil; passivation remediation; cadmium pollution; *Ophiopogon japonicas* (Linn. f.) Ker-Gawl; Ar; Br; Fh; Me; Dm

土壤重金属污染,已经逐渐发展为一个不容忽视的环境问题^[1]。1972 年,重金属镉(cadmium, Cd)在国际环境会议上被列为高危害有毒的物质之一^[2]。过量的重金属 Cd 进入到水-土壤-生物循环体系,通过食物链的迁移、转化和累积,能对人的健康造成极大威胁^[3]。研究表明,目前我国不少土壤或多或少受到 Cd 污染,部分地区还存在 Cd 污染超标的现象^[4-6]。根据 2014 年四川省土壤污染状况调查公报来看,四川省土壤污染更加严重,其中重金属 Cd 点位超标率高达 20.8%,三台县涪城麦冬种植区土壤 Cd 含量高于全国平均水平^[7]。同时,四川省农业厅在三台县设置了 1122 个农产品产地土壤重金属污染监测点位,经测试分析表明,三台县农产品产地土壤重金属 Cd 含量在 0.072~1.820 mg/kg,平均含量为 0.329 mg/kg。总体上三台县农产品产地土壤重金属 Cd 质量分数相对较高^[8]。对全县农产品产地土壤重金属 Cd 质量分数的异常值状况进行筛选发现,三台县农产品产地土壤重金属 Cd 含量属于异常值的监测点位分散分布在花园镇、刘营镇、永明镇、乐安镇和百顷镇等 33 个乡镇,主要分布在两江工业园片区和芦溪工业园片区,其含量均超过 0.923 mg/kg,全县最大含量达到 1.820 mg/kg^[8]。

本研究针对三台县涪城麦冬种植区土壤 Cd 污染和麦冬 Cd 富集问题,从川中丘陵地区现状考虑和种植户的实际情况,选择了 5 个对环境友好、取材方便且符合 Cd 钝化原理的钝化材料。通过盆栽试验,对 5 种材料的钝化效果进行综合评价,以期能够为麦冬种植区 Cd 污染土壤的修复治理和麦冬

品质的提升提供技术支持和理论依据。

1 材料和仪器

1.1 材料

1.1.1 供试土壤 取自绵阳市三台县涪城麦冬产区永明镇某农田 0~20 cm 的农田土壤,分别为低浓度 Cd 污染土壤和高浓度 Cd 污染土壤,其性质见表 1。

1.1.2 供试种苗 均采摘自涪城麦冬种植区争胜乡木鱼村某农田上长势一致、水肥管理安全一致的上季老苗,经绵阳师范学院罗明华教授鉴定为百合科沿阶草属直立性麦冬 *Ophiopogon japonicus* (Linn. f.) Ker-Gawl。经测定,麦冬种苗样总 Cd 质量分数为 0.12 mg/kg。

1.1.3 供试钝化材料 秸秆生物炭(Br,农业废弃物)、粉煤灰(Fh,工业废弃物)、汉白玉(Ar,碱性物质)、硅藻土(Dm,黏土矿物)和菌渣(Me,有机物料),不同钝化材料基本性质见表 2。其总 Cd 含量在 GB4284-1984《农用污泥中污染物控制标准》、GB18877-2009《有机-无机复混肥料国家标准》和 GB8173-1987《农用粉煤灰中污染物控制标准》允许值内。 $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ (分析纯 99%) 0.551 g/kg、 $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (分析纯 85%) 0.496 g/kg 和 KCl(分析纯 99.8%) 购于上海麦克林生化科技有限公司。

1.2 仪器

3300AAS 型火焰原子吸收光谱仪(Thermo Scientific™),DHG-9023A 电热恒温鼓风干燥箱(苏州江东有限公司),UV-1800 型紫外可见分光光度计(日本岛津公司),高速冷冻离心机(奥斯特罗德热电实验),HH-M8 型恒温水浴锅(金坛春兰有限公司)。

表 1 供试土壤基本性质

Table 1 Basic properties of tested soil

污染程度	pH	有机质/(g·kg ⁻¹)	CEC/(cmol ⁺ ·kg ⁻¹)	总氮/(mg·kg ⁻¹)	总磷/(mg·kg ⁻¹)	总钾/(mg·kg ⁻¹)	全 Cd/(mg·kg ⁻¹)	有效态 Cd/(mg·kg ⁻¹)
低浓度	5.94	19.9	12.6	23.2	10.4	14.8	1.19	0.389
高浓度	5.61	19.2	12.1	21.7	9.8	15.1	2.07	0.693

表 2 供试钝化材料基本性质

Table 2 Basic properties of tested material

材料	产地	pH	C/%	N/%	P/%	K/%	Cd/(mg·kg ⁻¹)	粒径/mm
Ar	四川雅安	8.54	—	—	—	—	0.07	0.15
Br	四川绵阳	9.20	52.18	0.87	0.24	2.41	0.28	0.15
Fh	四川成都	10.86	—	—	—	—	0.17	0.15
Me	四川绵阳	7.34	36.59	1.49	1.02	0.94	0.31	2.00
Dm	四川米易	6.62	—	—	—	—	0.18	0.15

2 方法

2.1 盆栽试验设计

进行土培盆栽试验, 采用种植区原土壤, 筛除土壤中杂质后风干, 称取 2.5 kg 风干土至于培养盆 (24 cm×22 cm, 容积约为 3 L) 中, 拌入适量百菌清杀菌 (购自四川绵阳, 利尔化工股份有限公司), 充分混匀, 放置平衡 7 d。将 5 种钝化剂研细过百目筛, 均按照土壤干质量的 5% 添加, 充分混匀, 以不添加任何钝化材料为对照, 2 种 Cd 污染程度种植区土壤共计 12 个处理: 低浓度污染 (对照、Ar₁、Br₁、Fh₁、Me₁、Dm₁) 和高浓度污染 (对照、Ar₂、Br₂、Fh₂、Me₂、Dm₂) 每处理设置 5 次重复, 随机排列。然后, 按照 CH₄N₂O (GR 99%, 上海麦克林生化科技有限公司) 0.551 g/kg、Ca(H₂PO₄)₂·H₂O (分析纯 85%, 麦克林生化) 0.496 g/kg 和 KCl (分析纯 99.8%, 麦克林生化) 0.180 g/kg 加入底肥。每盆扦插 3 颗分蘖麦冬繁殖, 控制苗间距 10 cm。培养过程中不定期浇水, 土壤含水量保持在田间持水量的 80% 左右。培养期间于 7 月、9 月和 11 月追肥 3 次, 日常田间照料除草。

2.2 样品采集与制备

麦冬生长周期较长, 于次年麦冬成熟期 (培养时间 300~320 d), 进行收获并同步采集土壤样品 (全盆混合采样)。收获的麦冬样品, 经自来水洗净、去离子水润洗后再用吸水纸擦干水分, 分部分在 105 ℃ 杀青 30 min, 在 70 ℃ 下烘干至恒定质量, 称量、粉碎待测。土壤样品自然风干完全后, 剔除杂质, 用研钵研细, 过 100 目筛留存待测。

2.3 测定项目及方法

土壤基本理化性质按照常规方法测定, 参照鲁如坤《土壤农业化学分析方法》^[9]; 土壤 pH 值使用电位法测定; 土壤铵态氮、有效磷、速效钾联合浸提-比色法测定; 参照《LY/T 1243-1999》方法测定土壤阳离子交换量 (cation exchange capacity, CEC); 全氮使用凯氏法测定; 土壤 Cd 采用石墨炉原子吸收分光光度法测定; 土壤有效态 Cd 含量采用火焰原子吸收法测定。麦冬地上部和地下部 Cd 含量, 采用硝酸-高氯酸消解, 火焰原子吸收分光光度法测定。

2.4 数据处理

数据经过 Office 2019 处理后, 使用 DPS9.01 软件进行统计分析, 多重比较采用最小显著差异法 (LSD), 图表设计制作采用 Excel 2019、GraphPad Prism 5 和 Origin 2018。

3 结果与分析

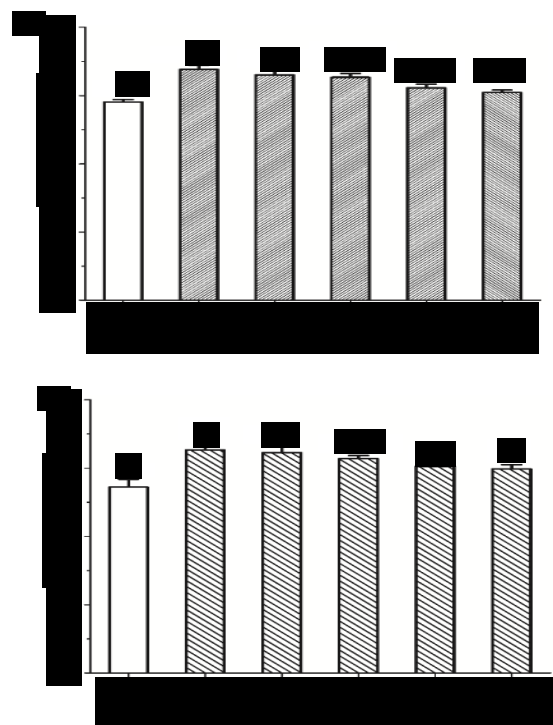
3.1 不同钝化材料对土壤 pH 的影响

由图 1 分析可知, 与对照相比, 不同的钝化材料处理下, 2 种 Cd 污染浓度的土壤 pH 均有不同幅度地提高, 分别较对照提高了 0.28~0.95 和 0.54~1.09。

就低浓度 Cd 污染土壤分析, 经 Ar、Br 和 Fh 3 种钝化材料处理后, 土壤 pH 均极显著高于对照 ($P<0.01$), 比对照分别高出 16.40%、13.65% 和 12.44%; 而 Me 处理后, 土壤 pH 显著高于对照, 比对照高出 7.11%; Dm 处理后土壤 pH 较对照相比, 在 0.05 水平上差异不显著。而经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后, 高浓度 Cd 污染的土壤 pH 也均极显著高于对照 ($P<0.01$), 分别高出 20.02%、18.55%、15.31%、11.08% 和 9.86%。

3.2 不同钝化材料对 CEC 的影响

从图 2 分析可知, 与对照相比, 5 种不同钝化材料处理下, 2 种 Cd 污染浓度的 CEC 均有不同幅度地提高, 分别较对照增加了 12.31%~35.38% 和 12.70%~33.33%。



不同大写字母表示处理间极显著 ($P<0.01$), 不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$), 下同

Different uppercase letters indicate very significant differences between treatments ($P<0.01$), while different lowercase letters indicate significant differences between treatments ($P<0.05$), same as below

图1 钝化材料对低浓度 (A) 和高浓度 (B) 污染土壤 pH 的影响
Fig. 1 Effects of different passivation materials on pH in low (A) and high (B) concentration pollution soil

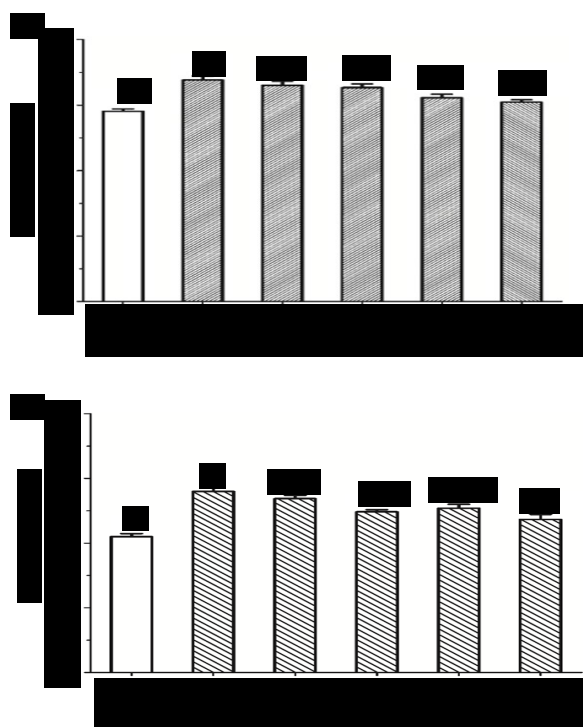


图 2 不同钝化材料对低浓度 (A) 和高浓度 (B) 土壤 CEC 的影响

Fig. 2 Effects of different passivation materials on CEC in low (A) and high (B) concentration pollution soil

经 Ar、Br、Fh 和 Me 4 种钝化材料处理后，低浓度 Cd 污染土壤 CEC 含量均极显著高于对照 ($P<0.01$)，比对照高出 35.38%、28.62%、20.00% 和 18.77%；Dm 处理后土壤 CEC 含量显著高于对照组土壤 CEC 含量 ($P<0.05$)，高出对照 12.31%。从高浓度 Cd 污染土壤分析来看，经 Ar、Br、Fh 和 Me 4 种钝化材料处理后，土壤 CEC 含量均极显著高于对照 ($P<0.01$)，分别高出 33.33%、28.03%、18.25% 和 20.95%。Dm 处理后土壤 CEC 含量显著高于对照组土壤 CEC 含量 ($P<0.05$)，是对照的 1.13 倍。

3.3 不同钝化材料对土壤总 Cd 含量的影响

图 3 表明，与对照相比，经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，土壤总 Cd 含量均极显著低于对照，分别较对照下降了 27.11%~67.25% 和 25.85%~55.85%。

经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，低浓度 Cd 污染土壤的总 Cd 含量均极显著低于对照 ($P<0.01$)，分别降低 67.25%、67.00%、60.06%、34.90% 和 27.11%。而高浓度 Cd 污染土壤经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，其土壤总

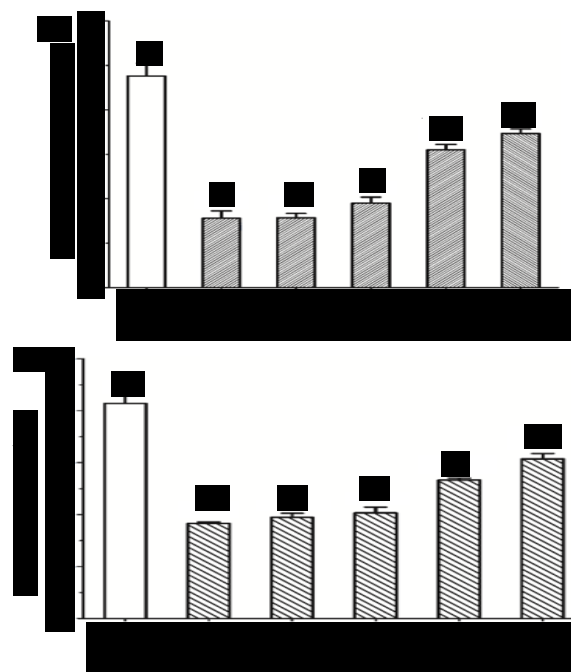


图 3 不同钝化材料对低浓度 (A) 和高浓度 (B) 土壤总 Cd 含量的影响

Fig. 3 Effects of different passivation materials on total Cd content in low (A) and high (B) concentration pollution soil

Cd 含量均极显著低于对照 ($P<0.01$)，分别降低 55.85%、52.95%、50.89%、35.65% 和 25.85%。

3.4 不同钝化材料对土壤有效 Cd 含量的影响

与对照相比，经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，土壤有效 Cd 含量均极显著低于对照，分别较对照降低 17.74%~58.95% 和 12.60%~51.52% (图 4)。

经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，低浓度 Cd 污染的土壤中有有效 Cd 含量均极显著低于对照 ($P<0.01$)，分别低出 58.95%、33.42%、30.59%、18.85% 和 17.74%。而高浓度 Cd 污染土壤经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，其土壤中有有效 Cd 含量均极显著低于对照 ($P<0.01$)，分别下降了 51.52%、42.71%、40.55%、17.32% 和 12.60%。2 种镉污染浓度的土壤，经 Ar 处理后，土壤有效 Cd 含量均极显著低于 Br、Fh、Me 和 Dm 处理后的土壤有效 Cd 含量 ($P<0.01$)。

3.5 不同钝化材料对麦冬各部位 Cd 吸收的影响

就麦冬地上部 Cd 含量而言，从表 3 分析可知，与对照相比，经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后，麦冬地上部 Cd 累积量在 0.19~0.34 mg/kg 和 0.31~0.66 mg/kg，均极显著低于对照组 ($P<0.01$)，分别较对照降低 28.44%~58.72% 和

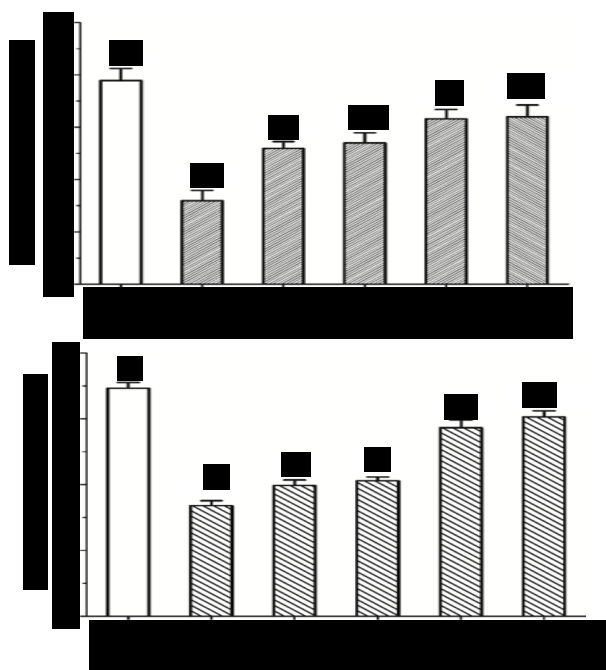


图 4 不同钝化材料对低浓度 (A) 和高浓度 (B) 土壤有效 Cd 含量的影响

Fig. 4 Effects of different passivation materials on available Cd content in low (A) and high (B) concentration pollution soil

表 3 钝化材料对不同镉污染土壤上麦冬 Cd 含量

Table 3 Cd content capacity of crops in different cadmium-contaminated soils

处理	地上部分 Cd 量/(mg·kg ⁻¹)	地下部分 Cd 量/(mg·kg ⁻¹)
对照-1	0.47±0.03aA	0.55±0.03aA
Ar ₁	0.19±0.02dC	0.20±0.02eE
Br ₁	0.24±0.03cdBC	0.24±0.03dDE
Fh ₁	0.27±0.05bcBC	0.25±0.03dD
Me ₁	0.30±0.06bcB	0.37±0.03cC
Dm ₁	0.34±0.03bB	0.46±0.04bB
对照-2	0.77±0.07aA	0.74±0.03aA
Ar ₂	0.31±0.03fD	0.25±0.04eE
Br ₂	0.38±0.04eCD	0.30±0.04dDE
Fh ₂	0.43±0.03dC	0.32±0.03dD
Me ₂	0.60±0.07cB	0.53±0.02cC
Dm ₂	0.66±0.03bB	0.63±0.02bB

同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$), 不同大写字母表示处理间差异极显著 ($P<0.01$)

Different lowercase letters in the same column of the table indicate significant difference between treatments at 0.05 level, Different capital letters indicate significant difference between treatments at 0.01 level

14.06%~59.03%; 不同材料处理的麦冬地下部 Cd 质量分数在 0.20~0.46 mg/kg 和 0.25~0.63 mg/kg, 均极显著低于对照 ($P<0.01$), 分别较对照降低

16.43%~63.42%和 14.54%~65.99%。

从低浓度 Cd 污染土壤分析来看, 经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后, 麦冬地上部 Cd 含量较对照分别降低了 58.72%、49.36%、42.20%、37.23%和 28.44%; 麦冬地下部 Cd 含量较对照分别降低了 63.42%、57.58%、54.21%、32.43%和 16.43%。

从高浓度 Cd 污染土壤分析来看, 经 Ar、Br、Fh、Me 和 Dm 5 种钝化材料处理后, 麦冬地上部 Cd 含量均极显著低于对照 ($P<0.01$), 分别降低了 59.03%、50.22%、43.40%、21.48%和 14.06%; 高浓度 Cd 污染土壤经 5 种钝化材料处理后, 麦冬地下部 Cd 含量均极显著低于对照 ($P<0.01$), 分别降低了 65.99%、59.98%、57.00%、27.91%和 14.54%。2 种不同镉污染浓度土壤, 不同钝化材料处理效果整体表现为 Ar>Br>Fh>Me>Dm。

4 讨论

中药作为是中华民族传统文化的瑰宝, 是在国际市场中, 少数具有国际竞争优势的产业之一。我国中草药品种齐全、资源储量丰富, 能够在国内外市场上占据一定份额, 但也同样面临着诸多困难。中草药出口占比低, 与我国中医药大国地位不匹配, 严重制约了其在国际市场上的竞争优势^[4]。分析其原因, 一方面是药材产业外部因素引起, 另一方面则是由于中草药自身的质量问题造成, 尤其是中草药材中的农药残留和重金属含量的问题^[10]。

韩小丽等^[11]通过对 2008 年以前的 36 种常见中药材重金属污染现状进行统计分析发现, 发现其中重金属 Cd 超标率为 28.5%, 结果在所分析的 5 种常见重金属元素中超标率最高。谭忠谋等^[12]研究发现, 不同产区的常用中草药 (黄芪、丹参、甘草、西洋参、金银花) 大部分均含有有害重金属元素 (Pb、Cd 和 Cu)。蒋翠文^[3]实验表明, 麦冬体内镉的积累量与土壤中镉的积累量呈正相关, Cd 富集分布情况为地下部>地上部。中药材重金属超标问题近年来屡屡被报道, 多次因为重金属超标问题导致药材出口时被销毁, 造成巨大经济损失^[13]。

钝化修复主要是通过降低重金属 Cd 的生物有效性、提高 Cd 残渣态或稳定态来达到土壤修复的目的, 土壤中总 Cd 及其有效态含量、麦冬体内 Cd 含量能够较为直接反应重金属 Cd 的生物有效性, 最为直观体现钝化材料的修复效果^[14]。

CEC 表示土壤胶体吸附的所有可交换的阳离

子的和, 主要反映土壤可能保持的养分含量, 即肥性的高低, 是用来评价土壤肥力和土壤缓冲性能的重要指标^[15]。通过对 CEC 的研究, 能够为科学施肥和土壤修复提供重要依据, 对于环境保护和治理具有重要作用^[16]。CEC 很大程度上决定于土壤胶体的表面性质, CEC 与土壤对阳离子的吸附和置换能力成正相关; 土壤 CEC 越高, 土壤对重金属的钝化能力越强, 重金属 Cd 的生物有效性越低^[17]。本实验研究显示, 5 种不同钝化材料处理下, 与对照相比, 2 种 Cd 污染程度土壤 pH 值和 CEC 均有所提高, 土壤中总 Cd 含量及其有效态含量均有不同程度的降低, 与边鹏洋^[18]对水稻土 Cd 有效性的研究结果基本一致。

Cd 生物有效性受其土壤 pH 值、CEC 含量等影响很大。土壤 pH 可以强烈影响土壤重金属的吸附-解吸、沉淀-溶解等作用^[19]。通过本实验研究发现, pH 值与土壤 Cd 含量及土壤有效 Cd 含量之间均成负相关性。土壤中重金属生物有效性的变化很大程度取决于土壤 pH 值的变化, 一般说来, pH 值越小, 则土壤中重金属生物有效性越大, 既土壤越酸重金属生物有效性越大^[20], 这也是产区土壤 Cd 污染严重的原因。Kramer 等^[21]和 Ruby 等^[22]认为土壤中重金属的生物有效性是指在一定的生理条件下, 重金属经过解吸和活化, 然后迁移进入人或动物血液循环系统的那部分元素。

当施入钝化材料后, 可能改变了土壤 pH、CEC 等土壤基本性质, 土壤 Cd 活性可以通过吸附和离子交换等作用而得到降低, 进而提高了土壤中 Cd 固定态含量, 与谢霏等^[23]关于矿物材料对 Cd 的钝化效果研究结果基本一致。刘高洁等^[24]通过在复合重金属污染土壤上添加生物炭 (5% 和 8% 水平) 也发现, 土壤重金属毒性和重金属有效态浸出浓度均显著降低, 其主要原因是由于土壤的 pH 值、CEC 和土壤有机质的提高。同时, 土壤中重金属 Cd 离子可能与钝化材料自身所含的硅、钙等金属元素发生拮抗作用; 土壤中 Cd^{2+} 通过与这些钝化材料自身所含的金属元素竞争植物根表的吸收位点等, 以此来减少植物对 Cd 的接触吸收机会, 从而减轻重金属毒害作用^[25]。苏德纯等^[26]通过室内盆栽实验研究, 发现酸性土壤在施用粉煤灰钝化污泥后其 pH 值得到显著提高, 土壤的电导率和重金属的有效性得到降低; 施用适量的粉煤灰钝化污泥还能增加其氮磷养分, 所种植的玉米地上部干物重也得到显著增加。

Puga 等^[27]通过研究也发现, 秸秆生物炭能够提高土壤 pH 和有机质的含量, 从而减少土壤中 Zn、Pb、Cd 的生物有效性, 抑制油麻藤对三种重金属的吸收, 保护植物的生长。

2 种 Cd 污染程度土壤, 不同钝化材料处理下均能提高土壤 pH 值; 土壤阳离子交换量均极显著高于空白对照组, 与土壤 pH 值成正相关; 土壤总 Cd 含量和土壤有效 Cd 含量均极显著低于对照组; Ar 处理下各指标降低幅度最大, 优于其他钝化材料。通过方差分析和 LSD 多重比较发现, 麦冬地上部和地下部 Cd 含量较对照均极显著降低; 从降低幅度来看, Ar、Br 和 Fh 处理下麦冬地上部和地下部重金属 Cd 含量均极显著低于 Me 和 Dm, 处理效果更佳。综合发现, 添加不同钝化材料后, 其土壤总 Cd 含量、麦冬 Cd 含量均有不同程度降低, Ar 对土壤重金属 Cd 的钝化理效果最佳, 可作为首选钝化材料; Br 和 Fh 效果其次, 可视情况选用。

利益冲突 所有作者均声明不存在利益冲突

参考文献

- [1] Huang B, Li Z, Chen Z, *et al.* Study and health risk assessment of the occurrence of iron and manganese in groundwater at the terminal of the Xiangjiang River [J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2015, 22(24): 19912-19921.
- [2] 赵中秋, 朱永官, 蔡运龙. 镉在土壤-植物系统中的迁移转化及其影响因素 [J]. *生态环境*, 2005, 14(2): 282-286.
- [3] 蒋翠文. 麦冬、鱼腥草、蛇莓中镉的积累分布情况及影响的研究 [D]. 南宁: 广西大学, 2015.
- [4] 赵连华, 杨银慧, 胡一晨, 等. 我国中药材中重金属污染现状分析及对策研究 [J]. *中草药*, 2014, 45(9): 1199-1206.
- [5] 蔡美芳, 李开明, 谢丹平, 等. 我国耕地土壤重金属污染现状与防治对策研究 [J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(S2): 223-230.
- [6] 蒋攀, 黄怡, 杜艳玲, 等. 土壤镉污染及其修复技术的研究进展 [J]. *广西农业机械化*, 2019(4): 52-56.
- [7] 彭俊生. 三台县川产道地中药材麦冬的农业地质评价 [D]. 成都: 成都理工大学, 2007.
- [8] 四川省农业厅. 四川省积极推进农产品产地土壤重金属污染防治普查工作 [J]. *四川农业科技*, 2013(12): 56.
- [9] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 146-315.
- [10] 玄静, 赵振华, 李哲, 等. 中药材中镉含量研究现状 [J]. *辽宁中医药大学学报*, 2019, 21(8): 138-141.
- [11] 韩小丽, 张小波, 郭兰萍, 等. 中药材重金属污染现状

- 的统计分析 [J]. 中国中药杂志, 2008, 33(18): 2041-2048.
- [12] 谭忠谋, 杨帆, 韦升坚. 5 种常见中草药中有害元素铅、镉、铜的含量测定与分析 [J]. 中南药学, 2011, 9(11): 844-847.
- [13] 王晓亚, 鲁建丽. 川芎和抚芎的多糖和重金属含量分析 [J]. 广东微量元素科学, 2006, 13(1): 49-52.
- [14] 孙约兵, 王永昕, 李烨, 等. Cd-Pb 复合污染土壤钝化修复效率与生物标记物识别 [J]. 环境科学研究, 2015, 28(6): 951-958.
- [15] 刘蓉, 邓茂, 李莹莹, 等. 不同酸碱度土壤阳离子交换量的测定研究 [J]. 中国环境监测, 2020, 36(1): 125-130.
- [16] 杨秀珍, 吴迪, 秦樊鑫, 等. 贵州典型铅锌矿区土壤阳离子交换量水平分析与施肥建议 [J]. 贵州师范大学学报: 自然科学版, 2012, 30(6): 29-32.
- [17] 杨惟薇, 潘丽萍, 张超兰, 等. 生物质炭对污染土壤中的镉生物有效性及阿特拉津消解的影响 [J]. 环境工程学报, 2015, 9(12): 6141-6146.
- [18] 边鹏洋. 蚕沙有机肥对污染水稻土镉有效性的影响及机理研究 [D]. 南宁: 广西大学, 2019.
- [19] 曹心德, 魏晓欣, 代革联, 等. 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展 [J]. 环境工程学报, 2011, 5(7): 1441-1453.
- [20] Paulose B, Datta S P, Rattan R K, *et al.* Effect of amendments on the extractability, retention and plant uptake of metals on a sewage-irrigated soil [J]. *Environ Pollut*, 2007, 146(1): 19-24.
- [21] Kramer B K, Ryan P B. Soxhlet and Microwave Extraction in determining the bioaccessibility of pesticides from soil and mine solids [J]. *Environ Sci Technol*, 2000, 34(2): 424-430.
- [22] Ruby M V, Davis A, Schoof R, *et al.* Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test [J]. *Environ Sci Technol*, 1996, 30(2): 422-430.
- [23] 谢霏, 余海英, 李廷轩, 等. 矿物材料对 Cd 污染土壤中 Cd 的钝化效果 [J]. 环境工程学报, 2017, 11(4): 2548-2553.
- [24] 刘高洁, 周丹丹, 李丽娜, 等. 柠檬酸对生物炭钝化污染土壤中重金属稳定性的影响 [J]. 环境化学, 2020, 39(2): 343-351.
- [25] Song A, Li Z J, Zhang J, *et al.* Silicon-enhanced resistance to cadmium toxicity in *Brassica chinensis* L. is attributed to Si-suppressed cadmium uptake and transport and Si-enhanced antioxidant defense capacity [J]. *J Hazard Mater*, 2009, 172(1): 74-83.
- [26] 苏德纯, 张福锁, Wong J W C. 粉煤灰钝化污泥对土壤理化性质及玉米重金属累积的影响 [J]. 中国环境科学, 1997, 17(4): 321-325.
- [27] Puga A P, Abreu C A, Melo L C A, *et al.* Biochar application to a contaminated soil reduces the availability and plant uptake of zinc, lead and cadmium [J]. *J Environ Manag*, 2015, 159: 86-93.

[责任编辑 时圣明]