

狗牙根根际土壤 pH、有机质含量及重金属形态分布

张云¹, 费艳旭¹, 孙琪旗¹, 蒋芳舒¹, 陈金发²

(1. 西昌学院资源与环境学院, 四川 西昌 615000; 2. 凉山州林业和草原局, 四川 西昌 615000)

摘要:以矿渣土和自然土为基质,对狗牙根进行盆栽实验,测量种植前后土壤 pH 值、有机质(SOM)及 5 种重金属 Pb、Zn、Cd、Cr、Cu 全量及弱酸提取态(F1)、可还原态(F2)、可氧化态(F3)、残渣态(F4)的形态含量。结果表明:与种植前相比,狗牙根种植 100 d 后土壤的 pH 均下降 0.10~0.25 个单位,变化率为 1.31%~3.21%,有机质含量均上升,相对增加 0.163%~1.854%。两种土壤的 5 种重金属含量不同,自然土为 Zn>Cu>Pb>Cr>Cd,矿渣土为 Zn>Pb>Cu>Cr>Cd。各重金属含量在狗牙根种植 100 d 后均下降,其中,自然土的 5 种重金属变化特征为 Cd>Zn>Cr>Pb>Cu,而矿渣土的变化特征为 Cd>Cr>Cu>Pb>Zn。5 种重金属均以残渣态形态为主,弱酸提取态含量在各金属价态中占比均较低。4 种存在形态都有变化,其中弱酸提取态、可还原态和可氧化态含量降低,而除 Cd 外,残渣态含量升高。综合分析表明,狗牙根是重金属污染土壤修复的较好的物种之一。

关键词:狗牙根;重金属;土壤;生物利用有效性

中图分类号:S688.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1009-5500(2021)05-0099-07

DOI: 10.13817/j.cnki.cyycp.2021.05.014

铜冶炼渣是铜冶炼行业中一种主要的固体废弃物,组成成分复杂,渣中不但含铜、铁、锌、金、银等有色金属,也含有砷、铅等剧毒原物物质^[1]。铜冶炼废渣因露天堆放,不但占用大量的土地资源,废渣中的重金属也会随着雨水冲蚀及地表径流进入土壤中。土壤重金属污染会影响植物的生理生化过程且会通过植物进入食物链,最终进入人体,而当人体重金属浓度超过安全阈值时,就会引发癌症、免疫系统疾病、神经疾病和糖尿病等多种健康问题^[2]。环境科学研究表明,土壤中重金属元素除了总浓度外,还应该测定元素的存在形态,才能全面地评价重金属元素对环境和生态体系的影响^[3]。国内外学者对重金属的形态类型进行了不同的分类,1979年, Tessier 等^[4]提出的可交换态、碳酸

盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态;1985年,欧共体标准测量与检测局(Bureau Community of Reference, BCR)提出 BCR 三步提取法^[5],1999年, Rauret 等^[6]提出改进的 BCR 形态分析法,将重金属形态分为弱酸提取态、可还原态、可氧化态和残渣态。重金属对环境的影响和生物毒性不仅与重金属总量息息相关,还与重金属的形态密不可分,土壤中有害重金属元素的弱酸提取态、可还原态、可氧化态均为不稳定形态,易在环境中迁移转化而对生物产生危害,而土壤中的残渣态相对比较稳定,不易被植物吸收^[7]。土壤重金属各形态的含量受土壤理化性质影响,其中土壤 pH 与其关系密切^[8],而土壤有机质因含有羟基、羧基、甲氧基及胺基等功能基团,能与重金属进行交换吸附或发生络合反应,对重金属在土壤中的存在形态也有一定影响^[8-10]。重金属在土壤中能够被植物吸收的主要是其活性部分,即有效态部分,重金属形态变化会影响到其对生物毒性及植物对其的吸收^[11]。故明确土壤植物修复过程中 pH 和有机质对重金属形

收稿日期:2020-10-12; **修回日期:**2021-01-19

基金项目:国家自然科学基金(E08042);西昌学院“两高”项目基金(LGLZ201906)资助

作者简介:张云(1988-),女,四川会理人,博士研究生,讲师。E-mail:495570814@qq.com

态转化的影响,才能更好地了解植物修复重金属污染土壤过程中的影响因素,对重金属污染土壤的植物修复提供更多理论基础。

植物修复与其他土壤治理方法如化学修复技术、物理修复技术、固化/稳定修复技术相比,具有高效、安全及生态协调性等优势^[12]。狗牙根(*Cynodon dactylon*),隶属于禾本科(Gramineae)狗牙根属,是暖季型草种之一,广泛分布在热带、亚热带及温带沿海地区。狗牙根具有耐践踏、耐盐碱、耐旱、适应性强、繁殖快、根茎发达等特点。李凤梅等^[13]研究发现狗牙根体内重金属镉、锰、铅和锌的含量均高于正常植物重金属含量,为重金属耐性物种。狗牙根也被诸多学者列为矿山修复的优选植物之一^[14]。本文选择狗牙根进行盆栽试验,研究狗牙根对不同基质内重金属形态及基质化学性质的影响,为重金属污染土壤的修复、治理提供理论基础。

1 材料和方法

1.1 供试土壤

供试土壤分别取自西昌市某冶炼厂矿渣堆放地和西昌学院校内空地,土壤分别为矿渣土和自然土,采集时取 0~20 cm 的表层土壤。采样时间均为 2018 年 10 月 13 日,采集后马上运至实验室,自然风干,捡出里面的石块和植物残体,过 10 目尼龙筛备用。

1.2 供试狗牙根

供试狗牙根分别采集于西昌市某冶炼厂矿渣堆放地和西昌学院校内,挑选长势相近的茎秆,截取 5 cm 长的狗牙根茎,保留 2 个芽点。将其扦插进预先准备好的盛有营养土的育苗盘中,放在实验室阴凉处,进行培育。喷水十次/d,保持土壤微微湿润。40 d 左右,将成活后外形相近的植株移栽进塑料盆中。

1.3 盆栽实验

塑料盆内分别盛过筛后的矿渣土(标记 K)、自然土(标记 Z)500 g,每个塑料盆(内径 12.5 cm)内种植 1 株成活的狗牙根,共设 4 个处理:采用自然土的狗牙根—自然土(标记 ZZ)、采自自然土的狗牙根—矿渣土(标记 ZK)、采自矿渣土的狗牙根—自然土(标记 KZ)和采自矿渣土的狗牙根—矿渣土(标记 KK),每个处理设置 10 个平行样,置于实验室内培养,每天用去离子水浇透,100 d 后收集植物根系土壤。采用抖落法分别取每个处理存活植株的根际土壤混合样,置于牛皮

纸上自然风干,风干土壤分成 2 份,1 份过 20 目筛用于测定 pH 值和有机质,1 份过 100 目筛用于测定土壤重金属含量及各形态含量。

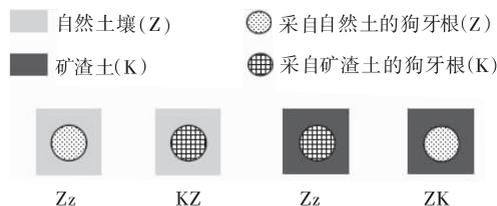


图 1 不同处理方法标识示意图

Fig. 1 Identification diagram of different treatment methods

1.4 测定指标与方法

土壤的 pH 值采用去离子水提取,电位法测定(液土比为 2.5:1);土壤有机质(SOM)采用水合热重铬酸钾氧化-比色法^[16]测定;土壤中 Pb、Zn、Cd、Cr 和 Cu 含量采用微波消解仪(上海屹尧 WX-4000)用 HNO₃-HCl-HF(6 mL+3 mL+2 mL)进行消解后赶酸,定容后用原子吸收分光光度法(北京普析 TAS-990)测定;土壤中 Pb、Zn、Cd、Cr 和 Cu 的化学形态采用改进 BCR 连续提取法^[17]测定。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH 值和有机质变化

狗牙根培养 100 d 后,供试土壤的 pH 都降低。种植于自然土的狗牙根 100 d 后,土壤 pH 值分别下降了 0.22、0.10,相对变化率为 2.87%、1.31%,而种植于矿渣土的狗牙根 100 d 后,土壤 pH 值分别下降了 0.23、0.25,相对变化率为 2.96%、3.21%,其中 KK 处理 pH 值相对变化率最大,KZ 处理 pH 值相对变化率最小,狗牙根在原生环境中 pH 值变化更明显。有机质却呈现相反的趋势,种植于自然土的狗牙根 100 d 后,土壤有机质含量分别上升了 0.300%、0.373%,相对变化率为 7.42%、9.23%,种植于矿渣土的狗牙根 100 d 后,土壤有机质含量分别上升了 0.296%、0.523%,相对变化率为 6.58%、11.63%,其中 KK 处理有机质相对变化率最大,ZK 处理有机质相对变化率最小(表 1)。

2.2 不同处理重金属含量结果和显著性分析

对种植前后土壤中 Pb、Zn、Cd、Cr 和 Cu 重金属含量进行测定,2 种基质中 5 种重金属含量特征表现不一致。自然土中 5 种重金属含量特征为 Zn>Cu>Pb>Cr>Cd,矿渣土为 Zn>Pb>Cu>Cr>Cd。狗牙

表 1 土壤 pH 和有机质含量

Table 1 Soil pH and organic matter content

处理方式	种植前 pH 值	种植后 pH 值	种植前 SOM/%	种植后 SOM/%
Z	7.66	—	4.042	—
ZZ	—	7.44	—	4.342
KZ	—	7.56	—	4.415
K	7.78	—	4.497	—
ZK	—	7.55	—	4.793
KK	—	7.53	—	5.020

表 2 土壤重金属含量

Table 2 Total amount of heavy metals in soil

mg/kg

处理方式	Pb	Cu	Zn	Cd	Cr
Z	151.24±1.72 ^a	158.25±1.31 ^a	482.57±1.84 ^a	2.45±0.40 ^a	25.25±0.44 ^a
ZZ	143.61±2.10 ^b	150.45±1.27 ^b	415.78±3.23 ^c	1.97±0.15 ^{ab}	22.85±1.77 ^b
KZ	141.03±1.22 ^b	152.28±0.37 ^b	433.31±2.43 ^b	1.85±0.07 ^b	22.60±0.67 ^b
K	11 893.75±87.35 ^a	6 881.25±139.31 ^a	32 995.25±989.74 ^a	39.86±1.36 ^a	91.86±0.87 ^a
ZK	11 279.75±90.11 ^b	6 381.39±167.64 ^b	32 283.34±277.17 ^a	34.06±2.08 ^b	84.35±1.69 ^b
KK	11 329.67±203.95 ^b	6 334.17±31.12 ^b	32 194.23±167.34 ^a	35.82±0.59 ^b	85.01±1.78 ^b

注: 同列不同小写字母表示不同处理间差异显著 ($P < 0.01$)

2.3 土壤重金属的形态变化

对种植前土壤以及狗牙根培养后根际土壤中的 Pb、Cu、Zn、Cd 和 Cr 重金属各形态进行测量, 其中 F1 为弱酸提取态、F2 为可还原态、F3 为可氧化态、F4 为残渣态。

2.3.1 Pb 形态变化 在自然土中, Pb 以残渣态为主, 其次是可还原态, 而弱酸提取态和可氧化态占比都较低。在矿渣土中, Pb 同样以残渣态为主, 而可氧化态含量比可还原态高(图 2), 可还原态含量又比弱酸提取态高。在狗牙根种植 100 d 后, 两种土壤弱酸提取态、可还原态和可氧化态的含量均降低, 而残渣态含量都升高。其中, 弱酸提取态变化最明显, 为 26.06%~35.26%。在自然土中, 可还原态、可氧化态和残渣态的变化分别为 9.88%~13.33%、16.40%~21.04%、2.07%~3.21%, 而矿渣土为 18.94%~20.19%、1.76%~2.17%、0.27%~0.66%。

2.3.2 Cu 形态变化 在自然土中, Cu 以残渣态为主, 其次是可氧化态、可还原态, 而弱酸提取态的占比最低。在矿渣土中, Cu 同样以残渣态为主, 其次是可

根种植 100 d 后, 土壤的 Pb、Cu、Zn、Cd 和 Cr 5 种重金属含量都有降低, 相对变化分别为 4.74%~6.75%、3.77%~7.95%、2.16%~13.84%、10.14%~24.39%、7.46%~10.50%。2 种土壤重金属变化特征也不一致, 自然土中 5 种重金属变化特征为 Cd>Zn>Cr>Pb>Cu, 而在矿渣土中变化特征为 Cd>Cr>Cu>Pb>Zn, 自然土中 KZ 处理 Cd 相对变化率最大, 矿渣土中 ZK 处理 Cd 相对变化率最大。狗牙根种植前后相比, 除种植于自然土中的狗牙根根际土壤重金属 Zn 存在显著差异外, 两种土壤基质中重金属含量在同种土壤基质不同处理间都不存在显著差异(表 2)。

氧化态, 而弱酸提取态和可还原态占比相差不大且相对较低(图 3)。在狗牙根种植 100 d 后, 两种土壤的弱酸提取态、可还原态和可氧化态含量相较于之前都有降低, 而残渣态的含量都升高。其中, 弱酸提取态变化最突出, 为 20.17%~30.34%, 其次是可还原态, 为 9.15%~21.73%, 可氧化态变化是 6.12%~8.95%, 残渣态变化最不明显, 为 0.66%~1.33%。

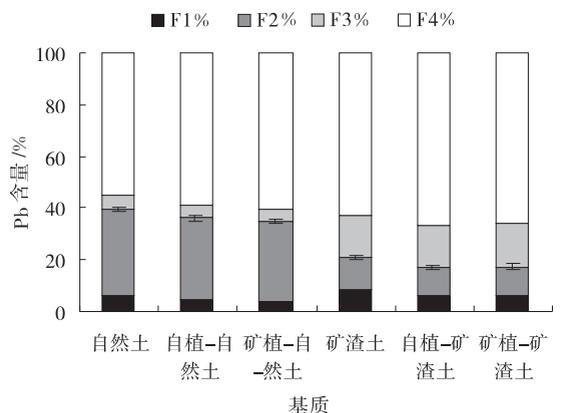


图 2 不同移栽方式下土壤中 Pb 的含量

Fig. 2 Percentage of different forms of soil Pb content under different transplanting methods

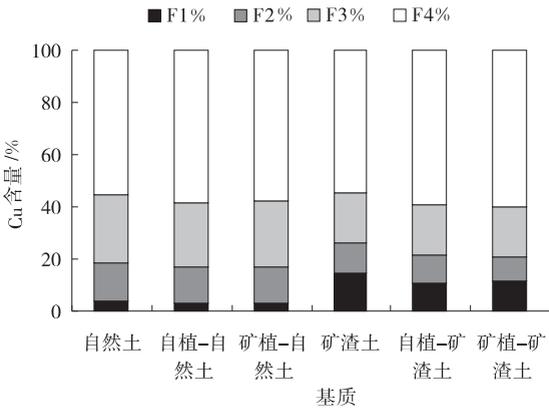


图3 不同移栽方式下土壤中Cu的含量

Fig. 3 Percentage of different forms of soil Cu content under different transplanting methods

under different transplanting methods

2.3.3 Zn形态变化 在自然土中,Zn以残渣态为主,其次是可还原态,弱酸提取态和可氧化态占比相差不大且相对较低。在矿渣土中,Zn同样以残渣态为主,其次是可氧化态、可还原态,而弱酸提取态的占比最低。在狗牙根种植100 d后,两种土壤的弱酸提取态、可还原态和可氧化态含量相较于之前都有所降低,而残渣态的含量都有升高。其中,弱酸提取态和可还原态的变化比较明显,分别为21.93%~30.59%、24.12%~28.59%,可氧化态和残渣态变化相对不显著,自然土的变化分别是5.20%~7.94%、6.03%~9.47%,矿渣土为1.13%~1.30%和0.59%~0.65%。

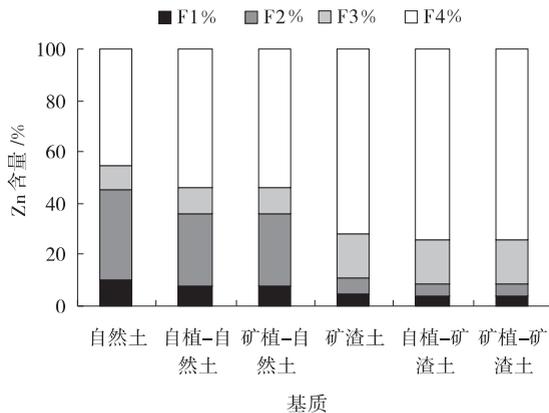


图4 不同移栽方式下土壤中各形态Zn的含量

Fig. 4 Percentage of different forms of soil Zn content under different transplanting methods

under different transplanting methods

2.3.4 Cd形态变化 在自然土和矿渣土中,Cd均以残渣态为主,其次是可还原态、可氧化态,而弱酸提取态的占比最低(图5)。在狗牙根种植100 d后,2种土壤的4种形态含量都有降低。而弱酸提取态、可还原态和可氧化态的变化相对明显,分别为35.45%~

46.31%、17.92%~42.14%和12.96%~40.44%,残渣态变化相对不明显,为0.55%~2.61%。

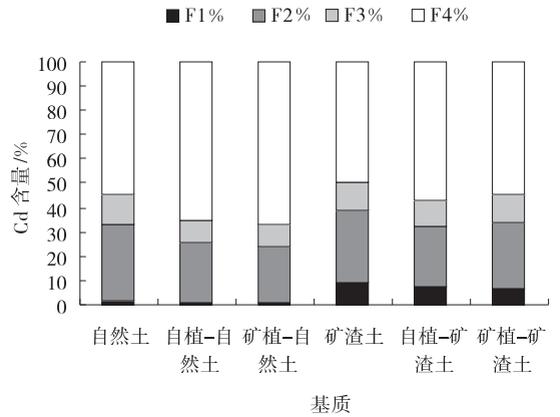


图5 不同移栽方式下土壤中Cd的含量

Fig. 5 Percentage of different forms of soil Cd content under different transplanting methods

under different transplanting methods

2.3.5 Cr形态变化 在自然土和矿渣土中,Cr以残渣态为主,其次是可氧化态、弱酸提取态,而可还原态的占比最低(图6)。在狗牙根种植100 d后,两种土壤的弱酸提取态、可还原态和可氧化态的含量相较于之前都有所降低,而残渣态的含量都升高。在自然土中,可氧化态的变化明显,为27.07%~28.49%,其次是弱酸提取态,为22.23%~25.10%,可还原态的变化为12.24%~15.66%,残渣态变化最不显著,为0.46%~1.75%。在矿渣土中,弱酸提取态和可还原态的变化明显,分别为22.24%~30.77%、28.97%~31.10%,其次是可氧化态,为7.79%~9.73%,残渣态变化也不明显,为0.23%~0.55%。

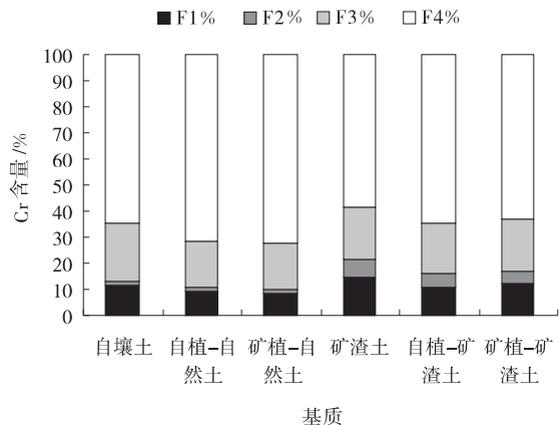


图6 不同移栽方式下土壤中各形态Cr的含量

Fig. 6 Percentage of different forms of soil Cr content under different transplanting methods

under different transplanting methods

在同种土壤5种重金属残渣态所占比例均最大,而弱酸提取态、可还原态和可氧化态在不同的重金属

中呈现出不同的占比。而在两种土壤中,同一重金属的各形态占比也表现出不同的趋势。相较于狗牙根种植前,在栽培 100 d 后,两种土壤中重金属的弱酸提取态、可还原态和可氧化态含量均有下降。除重金属 Cd 的残渣态含量下降外,其他 4 种重金属残渣态含量上升。分析狗牙根种植前后土壤重金属各形态含量,两种土壤在狗牙根种植后与种植前相比,5 种重金属的残渣态基本不存在显著差异,而其他 3 种形态大多表现出显著差异,同种土壤不同处理间重金属各形态含量的差异显著性表现不同。

3 讨论

种植狗牙根后的根际土壤 pH 值均有下降。郭华等^[18]的研究表明,根际土 pH 值在不同时期变化明显。本研究发现根际土壤的 pH 值均下降,可能是植物在生长过程中植物根系分泌有机酸^[19],或是根际土壤中有数量较多的微生物,加强了代谢活动,从而影响养分的溶解度,使来自微生物群体的二氧化碳的浓度较高,导致根际土的 pH 值降低^[20-21]。研究结果表明,狗牙根在原生环境中 pH 变化更加明显,这可能与植物在非原生环境中需要一段时间来适应新环境,而在原生环境中不需要适应有关。

根际土壤的有机质含量均升高,为 0.163%~1.854%,且 KK 处理组中有机质相对变化率最大。这与周蜜等^[22]的研究结论一致,这是因为微生物作为植物根系-土壤系统中的一个重要影响因子,可能是因为植物的生长影响了根系微生态环境,从而导致有机质增加,其机理有待进一步探究。

两种土壤的 Pb、Cu、Zn、Cd 和 Cr 含量表现出不同的特征,自然土中的含量特征为 Zn>Cu>Pb>Cr>Cd,矿渣土为 Zn>Pb>Cu>Cr>Cd。在狗牙根种植 100 d 后,自然土中重金属的变化特征为 Cd>Zn>Cr>Pb>Cu,而在矿渣土中为 Cd>Cr>Cu>Pb>Zn。种植狗牙根前两种土壤基质中 Cd 浓度最低,种植后 Cd 降低幅度均最大,这可能是由于一定 Cd 胁迫能够促进狗牙根的生长^[23-24]而导致植物吸收 Cd 较多,导致土壤中 Cd 降幅较大。分析比较狗牙根种植前后重金属含量差异,说明狗牙根是用于重金属污染土壤修复的较好物种之一。

两种土壤的 Pb、Cu、Zn、Cd 和 Cr 均以残渣态为主,弱酸提取态含量在各金属价态中占比都较低,这与

王昌全等^[25]研究稻麦轮作下水稻土重金属形态特征的结果基本一致,这说明植物能够直接吸收的重金属含量较低。在狗牙根种植 100 d 后,四种价态都有变化,其中弱酸提取态、可还原态和可氧化态含量降低,而除重金属 Cd 的残渣态含量降低外,其余四种重金属残渣态含量均有升高。结果表明残渣态相对稳定性最好,变化范围为 0.23%~9.47%,可氧化态,可还原态和弱酸提取态稳定性较差,变化比较突出。其中,弱酸提取态相对变化最明显,可能是因为植物根毛直接从土壤中吸附存在于弱酸提取态中重金属,从而导致弱酸提取态的含量降低。可还原态和可氧化态在一定条件下可以部分转化为其他形态。刘霞等^[26]研究表明随着 pH 值的下降,铁锰氧化物结合态和碳酸盐结合态的含量呈现出下降趋势。因此,可还原态含量降低可能是受 pH 值下降的影响,使重金属部分溶解,转化为离子交换态被植物吸收。赵冰等^[27]研究表明,土壤有机质含量升高可以使某些重金属如 Cd、Zn 等的溶解性增加,从而增加植物对重金属的吸收量。因此,也有可能是受到有机质的影响导致其含量下降,或者是两者共同作用的效果。而除重金属 Cd 的残渣态含量降低外,其他重金属残渣态含量增加,这可能与植物根系分泌物可增加某些有机物质,有机质和土壤中的重金属形成有机络合物,形成植物难以吸收利用的形态有关。

4 结论

相较于狗牙根栽培前的土壤,在狗牙根栽植 100 d 后, KK 根际土壤的 pH 值下降幅度最大,而有机质含量上升最多,说明矿渣地栽植的狗牙根在胁迫环境中形成了适应能力。种植狗牙根后,两种土壤基质中重金属含量均下降,且对 Zn、Pb、Cu、Cr、Cd 的吸收均以弱酸提取态、可还原态和可氧化态为主,说明狗牙根是重金属污染土壤修复的较好物种之一。

参考文献:

- [1] 廖亚龙,叶朝,王祎洋,曹磊. 铜冶炼渣资源化利用研究进展[J]. 化工进展,2017,36(8):3066-3073.
- [2] 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,1999.
- [3] 韩张雄,王龙山,郭巨权,等. 土壤修复过程中重金属形态的研究综述[J]. 岩石矿物学杂志,2012,31(2):271-278.
- [4] Tessier A P, Campbell P G C, Bisson M X. Sequential ex-

- traction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical chemistry*, 1979, 51(7): 844—851.
- [5] 陈莉薇, 陈海英, 武君, 等. 利用 Tessier 五步法和改进 BCR 法分析铜尾矿中 Cu, Pb, Zn 赋存形态的对比研究[J]. *安全与环境学报*, 2020, 20(2): 344—349.
- [6] Rauret G J F, López-Sánchez, Sahuquillo A, *et al.* Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(1): 57—61.
- [7] 谷金锋. 大兴安岭典型采矿迹地土壤重金属污染分析与生态恢复研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2014.
- [8] 王友保, 张莉, 张凤美, 等. 大型铜尾矿库区节节草(*Hippochaete ramosissimum*)根际土壤重金属形态分布与影响因素研究[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(1): 76—84.
- [9] 王友保, 黄永杰, 甄泉, 等. 铜尾矿库区狗牙根根际土壤铜的形态变化[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(6): 1341—1345.
- [10] 曹人升, 范明毅, 黄先飞, 等. 金沙燃煤电厂周围土壤有机质与重金属分析[J]. *环境化学*, 2017, 36(2): 397—407.
- [11] 韩张雄, 王龙山, 郭巨权, 等. 土壤修复过程中重金属形态的研究综述[J]. *岩石矿物学杂志*, 2012, 31(2): 271—278.
- [12] 安婧, 宫晓双, 魏树和. 重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展[J]. *生态学报*, 2015, 34(11): 3261—3270.
- [13] 李凤梅, 杨胜香, 曹建兵, 等. 湘西典型锰渣库主要优势植物种类及重金属耐性特征[J]. *重庆师范大学学报(自然科学版)*, 2017(4): 113—119.
- [14] 李礼, 刘灿, 徐龙君. 重庆秀山锰矿废弃地优势种植物调查分析[J]. *湖南生态科学学报*, 2017, 4(3): 19—25.
- [15] 曾宪坤. 有色金属矿山强酸性尾矿库无土生态恢复技术研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2017.
- [16] 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, 1999.
- [17] 王其枫. 广东省主要菜地土壤重金属形态分级研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
- [18] 郭华, 陈俊任, 钟斌, 等. 毛竹根际与非根际土壤重金属、理化性质及酶活性特征[J]. *生态学报*, 2017, 37(18): 6149—6156.
- [19] 赵宽, 周葆华, 马万征, 等. 不同环境胁迫对根系分泌有机酸的影响研究进展[J]. *土壤*, 2016, 48(2): 235—240.
- [20] 何欢, 王占武, 胡栋, 等. 根系分泌物与根际微生物互作的研究进展[J]. *河北农业科学*, 2011, 15(3): 69—73.
- [21] 王婷, 房媛媛, 白小明, 等. 修剪频率和留茬高度对草地早熟禾与多年生黑麦草混播草坪质量的影响[J]. *草原与草坪*, 2014, 34(5): 71—75.
- [22] 周蜜, 吴玉环, 刘星星, 等. 镉胁迫对菊芋生理变化及镉富集的影响[J]. *水土保持学报*, 2019, 33(2): 323—330.
- [23] 杨雨婷, 谭淑端, 董方旭, 陈镛. 海南野生狗牙根对镉胁迫的生理生态响应[J]. *西南农业学报*, 2018, 31(10): 2086—2091.
- [24] 董方旭. 水淹条件下狗牙根对镉胁迫的响应及其抗氧化作用[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017.
- [25] 王昌全, 代天飞, 李冰, 等. 稻麦轮作下水稻重金属形态特下及其生物有效性[J]. *生态学报*, 2007, 37(3): 889—897.
- [26] 刘霞, 刘树庆, 王胜爱. 河北主要土壤中 Cd 和 Pb 的形态分布及其影响因素[J]. *土壤学报*, 2003, 40(3): 393—400.
- [27] 赵冰, 沈丽波, 程苗苗, 等. 麦季间作伴矿景天对不同土壤小麦—水稻生长及锌镉吸收性的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(10): 2725—2731.

pH, organic matter and speciation distribution of heavy metals in rhizospheric soil of *Cynodon dactylon*

ZHANG Yun¹, FEI Yan-xu¹, SUN Qi-qi¹, JIANG Fang-shu¹, CHENG Jin-fa²

(1. College of Resource and Environment, Xichang College, Xichang 615013, China;

2. Forestry and Grassland Bureau of Liangshan Yi Autonomous Prefecture, Xichang 615013, China)

Abstract: *Cynodon dactylon* plants were grown in pots filled with either slag soil or natural soil. Soil pH, organic matter (SOM), total content of Pb, Zn, Cd, Cr, Cu, and different forms of heavy metals including extracted (F1), reducible (F2), oxidizable (F3) and residual (F4) forms were measured before and after culture. After 100 days, soil pH decreased by 0.10~0.25 unit (1.31%~3.21%), while soil organic matter content increased by 0.163%~1.854%. The natural and slag soil contained different levels of heavy metals, which followed an order of Zn>Cu>Pb>Cr>Cd in the natural soil, and an order of Zn>Pb>Cu>Cr>Cd in the slag soil. The content of all five heavy metals decreased after planting *Cynodon dactylon* for 100 days, with an order of Cd>Zn>Cr>Pb>Cu in the natural soil, and an order of Cd>Cr>Cu>Pb>Zn in the slag soil. All those five heavy metals were mainly in the form of residue, while the content of weak acid extraction state accounted for a relatively low proportion in each metal valence state. After planting *Cynodon dactylon* for 100 days, the contents of weak acid extracted state, reducible state and oxidizable state all decreased, while the residue state of all five metals except Cd increased. Our results showed that *Cynodon dactylon* is an ideal species for the remediation of heavy metal contaminated soil.

Key words: *Cynodon dactylon*; heavy metals; soil; bioavailability

2021年10月26日—27日,在河南郑州举办的2021中国农业期刊学术年会上《草原与草坪》获得“2021年度中国农业期刊精品期刊”。



《草原与草坪》

2021年度中国农业期刊精品期刊

中国农业期刊网编辑委员会

2021年08月09日