铜尾矿库剑叶金鸡菊根际尾矿和植株的 重金属元素含量及相关性分析

徐德聪1,2,孙庆业2,沈章军1,①,陈延松1

(1. 合肥师范学院生命科学学院,安徽 合肥 230601; 2. 安徽大学资源与环境工程学院,安徽 合肥 230601)

摘要:以安徽省铜陵市杨山冲铜尾矿库复垦区(覆土复垦)和未复垦区生长的剑叶金鸡菊(Coreopsis lanceolata Linn.) 为研究对象,对 2 个区域剑叶金鸡菊根际尾矿的基本理化性质和 6 种重金属元素含量进行了比较,并对 2 个 区域剑叶金鸡菊不同器官的重金属元素含量及其转移系数和富集系数,以及 Ca 和总磷含量及其比值(R)进行了比 较;在此基础上,对不同器官重金属元素含量与根际尾矿相应重金属元素含量以及相应器官 Ca 和总磷含量及 R 值 进行了Pearson 相关性分析。结果表明:2个区域的根际尾矿均偏碱性;复垦区根际尾矿的电导率及有机质、总碳、 总氮、总磷、速效磷、速效钾、Cu、Zn、Pb 和 Cd 含量均高于未复垦区;并且,2 个区域根际尾矿的 Cu、Zn、As 和 Cd 含 量均超过国家土壤二级标准。2 个区域剑叶金鸡菊各器官的 Cu、Zn 和 Mn 含量均较高 ,而 Pb、Cd 和 As 含量较低 ; 主根和须根的 Cu 和 As 含量以及茎叶的 Cd 和 Zn 含量均较高。与未复垦区相比,复垦区剑叶金鸡菊主根的 Zn、 Pb、Cd、Mn 和 As 含量较高,而茎叶的重金属元素含量却较低。2个区域剑叶金鸡菊中 Cd 的转移系数最大,而 Cu 和 As 的转移系数分别为最小和未检出;并且,复垦区剑叶金鸡菊中 Zn、Pb、Cd 和 Mn 的转移系数显著(P<0.05)低 于未复垦区。2 个区域剑叶金鸡菊不同器官重金属元素的富集系数大多较低。另外,复垦区剑叶金鸡菊主根的 Ca 和总磷含量以及须根和茎叶的总磷含量均高于未复垦区。相关性分析结果表明: 剑叶金鸡菊主根和须根的 Pb 含 量与根际尾矿的 Pb 含量分别呈显著和极显著(P<0.01)正相关,茎叶的 Cu 和 Zn 含量与根际尾矿的相应重金属元 素含量分别呈极显著和显著负相关;主根的 Mn 含量与 Ca 和总磷含量呈显著正相关;须根的 Cd 和 As 含量与 Ca 含 量分别呈极显著和显著负相关, Mn 含量与总磷含量呈显著负相关; 茎叶的 Cu、Zn 和 Cd 含量与 Ca 含量以及 Cu 和 Mn 含量与 R 值均呈显著正相关, Mn 含量与 Ca 含量呈极显著正相关。综合分析结果显示: 剑叶金鸡菊对 6 种重金 属元素均有一定的吸收和积累能力,属于多重金属耐性植物;并且,覆土复垦可显著降低重金属元素从剑叶金鸡菊 根部向茎叶转移,建议将其作为 Cu 和 As 污染地植物固定修复的物种。

关键词: 剑叶金鸡菊; 铜尾矿库; 重金属元素; 转移系数; 富集系数; Pearson 相关性分析

中图分类号: S812; X171.4 文献标志码: A 文章编号: 1674-7895(2018)01-0027-10 DOI: 10.3969/j.issn.1674-7895.2018.01.04

Analyses on contents of heavy metal elements in rhizosphere tailings and plants of *Coreopsis lanceolata* in copper tailings and their correlations XU Decong^{1,2}, SUN Qingye², SHEN Zhangjun^{1,©}, CHEN Yansong¹ (1. School of Life Sciences, Hefei Normal University, Hefei 230601, China; 2. School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China), *J. Plant Resour. & Environ.*, 2018, **27**(1): 27–36

Abstract: Taking *Coreopsis lanceolata* Linn. growing in reclamation (soil covering land reclamation) and non-reclamation areas of Yangshanchong copper tailings in Tongling City of Anhui Province as research objects, basic physicochemical properties and contents of six heavy metal elements in rhizosphere tailings

收稿日期: 2017-08-10

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(41171418);安徽省自然科学基金面上项目(1608085MC64; 1608085MC62);安徽省高校优秀青年人才支持计划重点项目(gxyqZD2016236)

作者简介:徐德聪(1974一),女,安徽舒城人,博士,副教授,主要从事植物生态学和土壤重金属污染控制机制与工程研究。

^①通信作者 E-mail: shenzhangjun@ 163.com

of C. lanceolata in two areas were compared, and contents of heavy metal elements and their transfer coefficient and enrichment coefficient, and contents of Ca and total phosphorus and their ratio (R) in different organs of C. lanceolata in two areas were compared. On the basis, Pearson correlation analysis on contents of heavy metal elements in different organs with those of corresponding heavy metal elements in rhizosphere tailings, and with contents of Ca and total phosphorus and R value in corresponding organs were conducted. The results show that rhizosphere tailings in two areas are alkalescent; electric conductivity and contents of organic matter, total carbon, total nitrogen, total phosphorus, available phosphorus, available potassium, Cu, Zn, Pb, and Cd in rhizosphere tailings of reclamation area are higher than those of non-reclamation area; in addition, contents of Cu, Zn, As, and Cd in rhizosphere tailings of two areas exceed grade II national soil standard. Contents of Cu, Zn, and Mn in each organ of C. lanceolata in two areas are relatively high, while those of Pb, Cd, and As are relatively low; contents of Cu and As in main and fibrous roots and those of Cd and Zn in stem and leaf are relatively high. Compared with non-reclamation area, contents of Zn, Pb, Cd, Mn, and As in main root of C. lanceolata in reclamation area are higher, while contents of heavy metal elements in stem and leaf are lower. Transfer coefficient of Cd in C. lanceolata in two areas is the largest, while that of Cu and As is the smallest and undetected, respectively; in addition, transfer coefficients of Zn, Pb, Cd, and Mn in C. lanceolata in reclamation area are significantly (P<0.05) lower than those in non-reclamation area. Most of enrichment coefficients of heavy metal elements in different organs of C. lanceolata in two areas are relatively low. Moreover, contents of Ca and total phosphorus in main root, and total phosphorus content in fibrous root and stem and leaf of C. lanceolata in reclamation area are higher than those in nonreclamation area. The correlation analysis results show that there are significantly and extremely significantly (P<0.01) positive correlations of Pb content in main and fibrous roots of C. lanceolata with Pb content in rhizosphere tailings, respectively, and extremely significantly and significantly negative correlations of contents of Cu and Zn in stem and leaf with those of corresponding heavy metal elements in rhizosphere tailings, respectively. There are significantly positive correlations of Mn content with contents of Ca and total phosphorus in main root. There are extremely significantly and significantly negative correlations of contents of Cd and As with Ca content in fibrous root, respectively, and significantly negative correlation of Mn content with total phosphorus content. There are significantly positive correlations of contents of Cu, Zn, and Cd with Ca content and contents of Cu and Mn with R value in stem and leaf, and extremely significantly positive correlation of Mn content with Ca content. The comprehensive analysis results show that C. lanceolata has a certain absorption and accumulation abilities to six heavy metal elements and belongs to multiple heavy metal tolerant plant. In addition, soil covering land reclamation can significantly reduce the transfer of heavy metal elements from root to stem and leaf of C. lanceolata, it is suggested to take C. lanceolata as photostabilization remediation species in Cu and As pollution areas.

Key words: Coreopsis lanceolata Linn.; copper tailings; heavy metal element; transfer coefficient; enrichment coefficient; Pearson correlation analysis

尾矿库是由矿石选别后排出的尾矿砂或其他工业废渣被筑坝拦截后形成的场所,结构松散、持水力差、养分匮乏、富含重金属,植物定居困难。在尾矿库扬沙沉降和地表径流过程中,重金属严重污染了周边的土壤和下游水体[1-3],并破坏了周边环境,因此,亟待对尾矿库进行复垦,修复其生态环境。

目前,关于尾矿库复垦的技术较多^[4-6],植物修复技术为尾矿库复垦的常用方法之一,具有安全、廉价等优点。根据植物修复的作用过程和机制,植物修复技术可分为植物提取(phytoextraction)和植物固定(phytostabilization)2种类型^[7],其中,植物提取技术

要求植物生物量大且根系发达,能够将土壤中大量的重金属元素转移至植物的地上部;植物固定技术是利用植物将土壤中的重金属元素吸收并固定在植物的根部。为了提高尾矿库植物修复的成功率,人们对植物吸收和积累重金属元素的特征进行了大量研究[8-12],从而发现一些重金属元素的耐性植物和超积累植物,但是,这些植物大多具有生长缓慢、生物量小、地域性强、机械化操作困难及不能适应尾矿库的恶劣环境等特性,严重制约了植物修复技术在尾矿库复垦方面的应用。

相关研究结果[13-15]表明:野生的乡土植物大多

较重金属积累植物更适于作为当地尾矿库的植物修复材料。剑叶金鸡菊(Coreopsis lanceolata Linn.)为多年生宿根花卉,根系发达,易栽培,常可通过根部大量繁殖,地上部可多次收获,不必每年播种[16-17];2年生剑叶金鸡菊在4月底至5月初开花,花期至10月中旬,具有很高的观赏价值[17-18]。根据作者对安徽省铜陵市杨山冲铜尾矿库区及周边生境的野外调查结果,剑叶金鸡菊在岭地、坡地、石缝、石窝和砂粒中均生长发育良好并形成了优势种群。人工种植的剑叶金鸡菊在杨山冲铜尾矿库复垦区生长旺盛并开花结果,且自然定居到尾矿库的未复垦区。

为了探明剑叶金鸡菊对重金属的吸收和积累特征,作者对安徽省铜陵市杨山冲铜尾矿库复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿的基本理化性质和重金属元素含量及不同器官的重金属元素含量进行了比较,并对剑叶金鸡菊重金属元素的转移和富集能力进行了分析,以期了解剑叶金鸡菊对尾矿库的生态修复潜力,为利用乡土植物进行尾矿库的生态修复提供科学依据和实践参考。

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区概况

实验地位于安徽省铜陵市的杨山冲铜尾矿库 (北纬 30° 46′ 05″ ~ 31° 08′ 43″、东经 117° 42′ 18″ ~ 118°11′46″),主导风向为东北风,海拔 60~100 m。 该区域属亚热带湿润季风气候,光热资源丰富、降水 充沛,光、热、水分配较均衡;年均温 17.4 ℃,1 月份 均温 3.2 ℃,7 月份均温 28.8 ℃;年均降水量 1 346 mm,且主要集中在夏季;无霜期237~258 d,日均温 大于等于 10 ℃的年积温为 4 944. 4 ℃~5 463. 9 ℃, 年均日照时数 2 050 h;年均空气相对湿度 75%~ 81%。该尾矿库已经被弃置约25 a,属于山谷型尾矿 库,总面积约 20 hm²,其东北角有 1 个面积约 2 000 m² 并人工种植剑叶金鸡菊的复垦区(采用覆土复垦 技术在尾矿上覆盖厚度 5 cm 的土层),并且,剑叶金 鸡菊已经自然定居到复垦区周边的未复垦区,定居面 积约 1 500 m², 复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊的盖度 分别为90%和50%。尾矿库周围山坡上的植被主要 为人工马尾松(Pinus massoniana Lamb.) 林和灌木-高草群落,尾矿库内现存的天然植物群落主要有白茅 [Imperata cylindrica (Linn.) Beauv.] 群落、中华结缕 草(Zoysia sinica Hance)群落及木贼(Equisetum hyemale Linn.)群落。尾矿库的基质主要为直径 35 μm 的细粉砂粒,呈赤色或褐色,主要矿物成分为钙铁榴石、石英和辉石。

1.2 方法

1.2.1 样品采集及处理方法 采用蛇形法^[19]在尾矿库的复垦区和未复垦区分别设置 5 个采样点,每个采样点随机采集 3 株完整的剑叶金鸡菊植株,将每个样点的样株混合在一起,总质量约 1.5 kg;在样株根周围采集深度 20 cm 的根际尾矿样品,每个样株采集 2 个根际尾矿样品,将同一采样点的 6 个根际尾矿样品混匀,总质量约 2.5 kg。将样株和根际尾矿样品按照采样点分别装入无菌塑料袋中,复垦区和未复垦区的样株和根际尾矿样品各 5 份。

用自来水将采集的剑叶金鸡菊样株冲洗干净并分成茎叶、主根和须根3个部分;用浓度20 mmol·L⁻¹ Na₂-EDTA 溶液浸泡主根和须根15 min,茎叶、主根和须根用超纯水漂洗后沥干;置于105℃条件下杀青30 min,再于70℃条件下烘干至恒质量;将干燥的样品磨碎后,过孔径0.5 mm筛,置于自封袋中于室温条件下保存、备用。

将采集的根际尾矿样品置于室内通风处进行自然风干,过孔径 2.0 mm 筛,置于自封袋中于室温条件下保存、备用。

1.2.2 根际尾矿基本理化性质及重金属元素含量测 定 称取 20.0 g 根际尾矿样品,参照 Xu 等[1]的方法 加入50 mL蒸馏水,搅匀后静置30 min,使用 Mettler Toledo FE20 pH 计[梅特勒-托利多仪器(上海)有限 公司]和雷磁 DDB-303A 电导率仪(上海仪电科学仪 器股份有限公司)分别测定 pH 值和电导率;称取 5.0 g根际尾矿样品,采用烧失量法[20]测定有机质含量; 参照 Lopes 等[21]的方法,使用 Vario EL Ⅲ元素分析 仪(德国 Elementar 公司)测定总碳和总氮含量:称取 0.5 g 根际尾矿样品,参照 Xu 等[1]的方法加入 8 mL 体积分数 65% HNO。溶液和 2 mL 体积分数 40% HF 溶液,使用 Speedwave-4 微波消解仪(德国 Berghof 公 司)进行微波消解,将消解液加热浓缩至体积为5 mL,加入2 mL 体积分数 72% HClO₄ 溶液,继续加热 浓缩至体积为2 mL,定容至25 mL,使用IRIS Intrepid Ⅱ XSP ICP-AES(美国 Thermo Fisher 公司)测定总 磷、总钾和各重金属元素的含量;称取 2.5 g 根际尾 矿样品,在室温下用 50 mL 浓度 0.5 mol·L⁻¹

NaHCO₃ 溶液浸提 30 min,采用钼锑抗比色法[20]测定速效磷含量;称取 5.0 g 根际尾矿样品,采用乙酸铵浸提法[22],使用 50 mL 浓度 1.0 mol·L $^{-1}$ 乙酸铵溶液 (pH 7.0)进行提取,使用 IRIS Intrepid II XSP ICP-AES 测定速效钾含量。每个样品各指标均重复测定 3 次,结果取平均值。

1.2.3 样株中Ca和总磷及重金属元素含量测定称取 0.5 g 干燥的各器官样品,参照 Xu 等[1]的方法加入 10 mL 体积分数 65% HNO₃ 溶液,使用Speedwave-4微波消解仪进行微波消解,将消解液加热浓缩至体积为 2 mL,定容至 25 mL,使用 IRIS Intrepid II XSP ICP-AES 测定 Ca、总磷及各重金属元素的含量。各指标均重复测定 3 次,结果取平均值。

1.3 数据处理及统计分析

根据检测结果计算剑叶金鸡菊对各重金属元素的转移系数和富集系数,计算公式分别为某重金属元素的转移系数=茎叶中该重金属元素的含量/主根中该重金属元素的含量;某一器官某重金属元素的富集系数=此器官中该重金属元素的含量/根际尾矿中该重金属元素的含量。

采用 SPSS 19.0 统计分析软件对数据进行处理和统计分析,采用独立样本 t 检验法分析复垦区和未

复垦区相关指标间的差异,采用 Pearson 相关性分析 法进行双变量相关分析。

2 结果和分析

2.1 铜尾矿库剑叶金鸡菊根际尾矿的基本理化性质 及重金属元素含量分析

2.1.1 基本理化性质分析 检测结果(表 1)表明:复垦区和未复垦区根际尾矿的 pH 值分别为 pH 7.7 和 pH 7.8,均偏碱性。复垦区根际尾矿的电导率以及有机质、总碳、总氮、总磷、速效磷和速效钾含量均高于未复垦区,而 pH 值和总钾含量均低于未复垦区;并且,复垦区和未复垦区根际尾矿的有机质和速效磷含量差异显著(P<0.05)。

2.1.2 重金属元素含量分析 检测结果(表 2)表明:复垦区根际尾矿的重金属元素含量从高到低依次为 Cu、Mn、Zn、As、Pb、Cd,而未复垦区根际尾矿的重金属元素含量从高到低则依次为 Mn、Cu、Zn、As、Pb、Cd。其中,复垦区根际尾矿的 Cu、Zn、Pb 和 Cd 含量均高于未复垦区,分别为后者对应重金属元素含量的1.8、1.6、1.5 和 1.2 倍,而 As 和 Mn 的含量则低于未复垦区;并且,复垦区和未复垦区根际尾矿的 Cu、Zn和 Pb 含量差异显著。

表 1 铜尾矿库复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿的基本理化性质 $(\bar{X}\pm SD)^{1)}$ Table 1 Basic physicochemical properties of rhizosphere tailings of *Coreopsis lanceolata* Linn. in reclamation and non-reclamation areas of copper tailings $(\bar{X}\pm SD)^{1)}$

采样区 Sampling area	pH 值 pH value		隆/μS·cm ⁻¹ c conductivity		含量/g・kg ⁻¹ matter content	总碳含量/g·k Total carbon cor	
复垦区 Reclamation area	7.7±0.1a	285	33±6. 51a	8. 90	6±2. 11b	10. 40±3. 64	a 2. 17±0. 32a
未复垦区 Non-reclamation area	7. 8±0. 1a	243	67±17. 90a	4. 80	0±1.04a	8. 28±1. 32	a 1. 95±0. 03a
采样区 Sampling area	总磷含量/g· Total phosphorus	0	总钾含量/g Total potassium	0		identification in the second	速效钾含量/mg・kg ⁻¹ Available potassium content
复垦区 Reclamation area	0.32±0.0	4a	8. 45±1.	44a	4. 25:	±1.84b	2. 97±1. 42a

¹⁾ 同列中不同的小写字母表示差异显著(P<0.05) Different lowercases in the same column indicate the significant difference (P<0.05).

表 2 铜尾矿库复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿中各重金属元素的含量 $(\overline{X}\pm SD)^{1)}$

Table 2 Content of each heavy metal element in rhizosphere tailings of *Coreopsis lanceolata* Linn. in reclamation and non-reclamation areas of copper tailings $(\bar{X}\pm SD)^{1}$

采样区 Sampling area	各重金属元素的含量/mg·kg-1 Content of each heavy metal element					
	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As
复垦区 Reclamation area	2 812. 81±440. 99b	422. 80±34. 23b	44. 35±14. 30b	2. 60±0. 26a	1 759. 29±206. 75a	179. 78±51. 23a
未复垦区 Non-reclamation area	1 536. 78±204. 43a	257. 02±17. 34a	29. 56±3. 47a	2. 15±0. 21a	1 960. 32±89. 63a	193. 49±65. 80a

¹⁾ 同列中不同的小写字母表示差异显著(P<0.05) Different lowercases in the same column indicate the significant difference (P<0.05).

2.2 铜尾矿库剑叶金鸡菊的重金属元素含量及其转移和富集能力分析

2.2.1 重金属元素含量分析 检测结果(表3)表 明.复垦区剑叶金鸡菊主根和须根的各重金属元素含 量由高到低依次为 Cu、Zn、Mn、Pb、As、Cd. 而未复垦 区剑叶金鸡菊主根和须根的各重金属元素含量由高 到低则依次为 Cu、Zn、Mn、As、Pb、Cd; 复垦区和未复 垦区剑叶金鸡菊茎叶的各重金属元素含量由高到低 均依次为 Zn、Mn、Cu、Cd、Pb、As(未检出)。其中,复 垦区剑叶金鸡菊主根的 Cu 含量低于未复垦区,而其 余重金属元素含量均高于未复垦区,且复垦区和未复 垦区剑叶金鸡菊主根的 Pb 含量差异显著(P<0.05); 复垦区剑叶金鸡菊须根的 Cu、Zn 和 Mn 含量低于未 复垦区,而其余重金属元素含量均高于未复垦区,且 复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊须根的 Pb 含量差异 显著:复垦区剑叶金鸡菊茎叶的各重金属元素含量均 低于未复垦区,且复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊茎叶 的 Cu、Zn 和 Mn 含量差异显著。

由表 3 还可见:复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊各器官的 Cu 含量均表现为在须根中最高,在主根中次之,在茎叶中最低,且主根和须根的 Cu 含量明显高于茎叶;复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊各器官的 Zn 和 Mn 含量均表现为在茎叶中最高,在须根中次之,在主根中最低,且茎叶的 Zn 含量明显高于主根和须根,而未复垦区茎叶的 Mn 含量明显高于主根和须根,但复垦区各器官的 Mn 含量差异不明显;复垦区

剑叶金鸡菊各器官的 Pb 含量表现为在主根中最高, 在须根中次之,在茎叶中最低,而未复垦区剑叶金鸡 菊各器官的 Pb 含量则表现为在茎叶中最高,在须根 中次之,在主根中最低;复垦区和未复垦区剑叶金鸡 菊各器官的 Cd 含量均表现为在茎叶中最高,在主根 和须根中较低且相近;复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊 各器官的 As 含量均表现为在主根和须根中较高且相 近,在茎叶中未检出。上述研究结果表明:剑叶金鸡 菊的 Cu 和 As 主要分布在根(主根和须根)中,而 Cd 和 Zn 则主要分布在茎叶中。

2.2.2 重金属元素转移和富集能力分析 计算结果 (表 4)表明:复垦区剑叶金鸡菊中 Zn、Cd 和 Mn 的转移系数以及未复垦区剑叶金鸡菊中 Zn、Pb、Cd 和 Mn 的转移系数均大于 1,复垦区剑叶金鸡菊中 Pb 的转移系数以及复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊中 Cu 的转移系数均小于 1,而复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊中 As 的转移系数因在茎叶中未检出而无法计算,说明 Zn、Pb、Cd 和 Mn 的转移系数显著低于未复垦区,Cu 的转移系数略低于未复垦区。

由表 4 还可见:复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊主根、须根和茎叶中 Cu、Zn、Pb、Mn 和 As 的富集系数普遍较低,其中,未复垦区剑叶金鸡菊茎叶中 Zn 的富集系数最高,但仅为 0.304;复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊主根和须根中 Cd 的富集系数也较低,而茎叶中

表 3 铜尾矿库复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊不同器官中各重金属元素的含量 $(\overline{X}\pm SD)^{1)}$ Table 3 Content of each heavy metal element in different organs of *Coreopsis lanceolata* Linn. in reclamation and non-reclamation areas of copper tailings $(\overline{X}\pm SD)^{1)}$

采样区	主根中各重金属元素的含量/mg·kg ⁻¹ Content of each heavy metal element in main root							
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As		
复垦区 Reclamation area	35. 67±17. 25a	26. 18±5. 98a	2. 40±0. 35b	0. 59±0. 13a	22. 46±5. 88a	2. 23±1. 06a		
未复垦区 Non-reclamation area	46. 31±11. 06a	20. 58±2. 10a	0. 52±0. 10a	0. 36±0. 06a	17. 61±3. 08a	1. 48±0. 60a		
采样区	须根中名	须根中各重金属元素的含量/mg·kg ⁻¹ Content of each heavy metal element in fibrous root						
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As		
复垦区 Reclamation area	86. 38±45. 72a	31. 84±1. 54a	2. 33±1. 40b	0. 51±0. 04a	22. 80±6. 86a	2. 08±0. 33a		
未复垦区 Non-reclamation area	90. 65±12. 70a	34. 64±9. 24a	0. 83±0. 29a	0. 45±0. 06a	28. 28±12. 26a	1. 31±0. 46a		
采样区	茎叶中各	重金属元素的含量	/mg · kg ⁻¹ Conte	nt of each heavy me	tal element in stem a	and leaf		
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As		
复垦区 Reclamation area	3. 17±0. 51a	45. 80±10. 62a	1. 05±0. 13a	1. 49±0. 34a	29. 91±4. 99a	—		
未复垦区 Non-reclamation area	5.50 ± 0.64 b	77. 32±14. 13b	1. 14±0. 16a	2. 14±0. 51a	64. 09±6. 52b	_		

¹⁾ 同列中不同的小写字母表示差异显著(P<0.05) Different lowercases in the same column indicate the significant difference (P<0.05). —: 未检出 Undetected.

表 4 铜尾矿库复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊各重金属元素的转移系数和富集系数 $(\overline{X}\pm SD)^{1)}$

Table 4 Transfer and enrichment coefficients of each heavy metal element of *Coreopsis lanceolata* Linn. in reclamation and non-reclamation areas of copper tailings $(\bar{X}\pm SD)^{1)}$

采样区	各重金属元素的转移系数 Transfer coefficient of each heavy metal element						
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
复垦区 Reclamation area	0. 108±0. 060a	1. 861±0. 740a	0. 446±0. 102a	2. 647±0. 933a	1. 419±0. 505a	—	
未复垦区 Non-reclamation area	0. 125±0. 039a	3.739±0.312b	2. 243±0. 632b	5. 906±0. 688b	3. 696±0. 628b		
采样区	主根中各重金属元素的富集系数 Enrichment coefficient of each heavy metal element in main root						
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
复垦区 Reclamation area	0. 012±0. 004a	0. 062±0. 013a	0. 057±0. 014b	0. 231±0. 068a	0. 013±0. 004a	0. 013±0. 007a	
未复垦区 Non-reclamation area	0.030 ± 0.004 b	0. 081±0. 013a	0. 018±0. 002a	0. 167±0. 019a	0.009±0.001a	0. 009±0. 005a	
采样区	须根中各重金属元素的富集系数 Enrichment coefficient of each heavy metal element in fibrous root						
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
复垦区 Reclamation area	0. 030±0. 014a	0. 075±0. 003a	0. 050±0. 016a	0. 199±0. 032a	0. 013±0. 006a	0. 012±0. 004a	
未复垦区 Non-reclamation area	$0.059 \pm 0.005 \mathrm{b}$	0. 134±0. 029b	0. 028±0. 009a	0. 212±0. 030a	0. 015±0. 007a	0. 007±0. 002a	
采样区	茎叶中各重金属元素的富集系数 Enrichment coefficient of each heavy metal element in stem and leaf						
Sampling area	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
复垦区 Reclamation area	0. 001±0. 000a	0. 109±0. 027a	0. 025±0. 007a	0. 578±0. 159a	0. 017±0. 004a	_	
未复垦区 Non-reclamation area	$0.004 \pm 0.001 \mathrm{b}$	$0.304 \pm 0.076 \mathrm{b}$	0. 039±0. 007a	0. 995±0. 220a	$0.033 \pm 0.002 \mathrm{b}$	_	

¹⁾ 同列中不同的小写字母表示差异显著(P<0.05) Different lowercases in the same column indicate the significant difference (P<0.05). —: 未检出 Undetected.

Cd 的富集系数较高,其中,复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊茎叶中 Cd 的富集系数分别为 0.578 和 0.995。并且,复垦区剑叶金鸡菊主根中 Cu 和 Zn 的富集系数分别显著和略低于未复垦区,Pb 的富集系数显著高于未复垦区,而 Cd、Mn 和 As 的富集系数均略高于未复垦区;复垦区剑叶金鸡菊须根中 Cu 和 Zn 的富集系数显著低于未复垦区,Cd 和 Mn 的富集系数均略低于未复垦区,而 Pb 和 As 的富集系数则略高于未复垦区。

2.3 铜尾矿库剑叶金鸡菊的 Ca 和总磷含量分析

检测结果(表 5)表明:复垦区剑叶金鸡菊主根的 Ca 和总磷含量以及须根和茎叶的总磷含量均略高于未复垦区;复垦区剑叶金鸡菊主根的 Ca 含量与总磷含量的比值(R)以及须根的 Ca 含量和 R 值均略低于未复垦区,而茎叶的 Ca 含量和 R 值则显著(P<0.05)低于未复垦区。

由表 5 还可见:复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊茎叶的 Ca 含量均显著高于主根和须根,而主根的 Ca 含量略高于须根;复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊主根、须根和茎叶的总磷含量差异较小,且均表现为须根的总磷含量最高、主根的总磷含量最低;复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊茎叶的 R 值显著高于主根和须根,而主根的 R 值略高于须根。

表 5 铜尾矿库复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊不同器官的 ${f Ca}$ 和总磷含量及其比值 $(ar X\pm SD)^{1)}$

Table 5 Contents of Ca and total phosphorus, and their ratio in different organs of *Coreopsis lanceolata* Linn. in reclamation and non-reclamation areas of copper tailings $(\bar{X}\pm SD)^{1)}$

采样区 Sampling area	主根中 Ca 和总磷(TP)的含量及其比值 Contents of Ca and total phosphorus (TP) and their ratio in main root					
area	Ca∕g⋅kg ⁻¹	TP/g⋅kg ⁻¹	R			
RA	3. 83±0. 95a	0. 51±0. 09a	7. 52±0. 82a			
NRA	3. 80±1. 13a	0. 47±0. 19a	8. 05±1. 42a			
采样区 Sampling area	须根中 Ca 和总磷(TP)的含量及其比值 Contents of Ca and total phosphorus (TP) and their ratio in fibrous root					
arca	$Ca/g \cdot kg^{-1}$	$\text{TP/g} \cdot \text{kg}^{-1}$	R			
RA	3. 24±0. 32a	0. 96±0. 12a	3. 36±0. 61a			
NRA	3. 51±0. 36a	0. 62±0. 24a	5. 66±1. 59a			
采样区 Sampling area	茎叶中 Ca 和总磷(TP)的含量及其比值 Contents of Ca and total phosphorus (TP) and their ratio in stem and leaf					
area	Ca∕g⋅kg ⁻¹	TP/g ⋅ kg ⁻¹	R			
RA	13. 29±5. 01a	0. 79±0. 07a	16. 77±5. 18a			
NRA	25. 65 ± 2.50 b	0. 59±0. 17a	43.57±11.61b			

¹⁾ RA: 复垦区 Reclamation area; NRA: 未复垦区 Non-reclamation area. R: Ca 含量与总磷含量的比值 Ratio of Ca content to total phosphorus content. 同列中不同的小写字母表示差异显著(P<0.05) Different lowercases in the same column indicate the significant difference (P<0.05).

2.4 Pearson 相关性分析

2.4.1 剑叶金鸡菊与根际尾矿相应重金属元素含量 的相关性分析 相关性分析结果(表6)表明:剑叶金 鸡菊主根的 Pb 含量与根际尾矿的 Pb 含量呈显著(P< 0.05) 正相关,相关系数为 0.708; 主根的 Zn 和 Cd 含 量与根际尾矿的相应重金属元素含量呈不显著正相 关;主根的Cu、Mn和As含量与根际尾矿的相应重金 属元素含量呈不显著负相关。剑叶金鸡菊须根的 Pb 含量与根际尾矿的 Pb 含量呈极显著(P < 0.01)正相 关,相关系数为 0.948;须根的 Cu、Cd 和 As 含量与根 际尾矿的相应重金属元素含量呈不显著正相关;须根 的 Zn 和 Mn 含量与根际尾矿的相应重金属元素含量 呈不显著正相关。剑叶金鸡菊茎叶的 Cu 含量与根际 尾矿的 Cu 含量呈极显著负相关,相关系数为-0.940; 茎叶的 Zn 含量与根际尾矿的 Zn 含量呈显著负相关, 相关系数为-0.856;茎叶的 Cd 含量与根际尾矿的 Cd 含量呈不显著负相关; 茎叶的 Pb 和 Mn 含量与根际尾 矿的相应重金属元素含量呈不显著正相关。

表 6 剑叶金鸡菊不同器官重金属元素含量与根际尾矿相应重金属元素含量的 Pearson 相关性分析

Table 6 Pearson correlation analysis on content of heavy metal elements in different organs of *Coreopsis lanceolata* Linn. with content of corresponding heavy metal elements in rhizosphere tailings

C ¹⁾	不同器官的各相关系数 ²⁾ Each correlation coefficient in different organs ²⁾					
	主根 Main root	须根 Fibrous root	t 茎叶 Stem and leaf			
Cu	-0. 027	0. 227	-0. 940**			
Zn	0. 634	-0. 127	-0.856 *			
Pb	0. 708*	0. 948**	0. 031			
Cd	0. 500	0.370	-0. 459			
Mn	-0.317	-0. 281	0. 617			
As	-0. 243	0. 087	_			

¹⁾ C: 根际尾矿的重金属元素含量 Content of heavy metal elements in rhizosphere tailings.

2.4.2 剑叶金鸡菊重金属元素含量与 Ca 和总磷含量及其比值(R)的相关性分析 相关性分析结果(表7)表明:剑叶金鸡菊主根的 Mn 含量与 Ca 和总磷含量以及 Cu 含量与 R 值均呈显著正相关,相关系数分别为 0.726、0.734 和 0.868;主根的 Zn、Pb、Cd 和 As含量与 Ca 和总磷含量以及主根的 Cu 含量与 Ca 含量均呈不显著正相关;而主根的 Cu 含量与总磷含量以及 Zn、Pb、Cd、Mn 和 As含量与 R 值均呈不显著负相关。剑叶金鸡菊须根的 Cd含量与 Ca含量呈极显

著负相关,相关系数为-0.972;须根的 As 含量与 Ca 含量以及须根的 Mn 含量与总磷含量均呈显著负相关,相关系数分别为-0.765 和-0.827;须根其余重金属元素含量与 Ca 和总磷含量以及各重金属元素含量与 R 值的相关性均不显著。剑叶金鸡菊茎叶的 Mn 含量与 Ca 含量呈极显著正相关,相关系数为 0.945;茎叶的 Cu、Zn 和 Cd 含量与 Ca 含量,以及 Cu 和 Mn 含量与 R 值均呈显著正相关,相关系数分别为 0.865、0.871、0.744、0.822 和 0.820;茎叶的各重金属元素含量与总磷含量的相关性均不显著。

表 7 剑叶金鸡菊不同器官重金属元素含量与相应器官 Ca 和总磷含量及其比值的 Pearson 相关性分析

Table 7 Pearson correlation analysis on content of heavy metal elements in different organs of *Coreopsis lanceolata* Linn. with contents of Ca and total phosphorus and their ratio in corresponding organs

!!• ! → 1\			主根的各	相关系数2	2)		
指标 ¹⁾ Index ¹⁾		Each corr	elation coe	fficient in	main root ²⁾		
Index	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
C _{MR-Ca}	0. 399	0.660	0. 110	0. 484	0. 726*	0.619	
C_{MR-TP}	-0.042	0.596	0. 247	0.472	0.734*	0. 591	
$R_{ m MR}$	0.868*	-0. 115	-0. 432	-0. 172	-0. 266	-0. 185	
114 (-1)			须根的各	相关系数 ²)		
指标 ¹⁾ Index ¹⁾		Each corre	lation coeff	icient in fi	brous root ²⁾		
Index	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
C_{FR-Ca}	-0.036	0.069	-0. 124	-0.972*	* -0.357	-0.765*	
C_{FR-TP}	0. 159	-0.390	0. 278	0. 103	-0.827*	0.546	
$R_{ m FR}$	-0.071	0. 539	-0.360	-0. 254	0. 697	-0. 627	
	茎叶的各相关系数2)						
指标 ¹⁾ Index ¹⁾	E	ach correla	ation coeffi	cient in ste	em and leaf ²)	
Index	Cu	Zn	Pb	Cd	Mn	As	
C_{SL-Ca}	0.865*	0.871*	0. 623	0. 744*	0. 945**	_	
C_{SL-TP}	-0.537	-0. 225	0.359	0.033	-0.498	_	
$R_{ m SL}$	0.822*	0.637	0. 157	0.403	0.820*	_	

3 讨论和结论

3.1 复垦区和未复垦区尾矿重金属元素含量特征

与 GB 15618—1995 中规定的国家土壤二级标准

²⁾ *: P<0.05; **: P<0.01. —: 未检出 Undetected.

²⁾ *: P<0.05; **: P<0.01. —: 未检出 Undetected.

(Cu、Zn、Pb、As 和 Cd 的含量分别为 100、250、300、40 和 0.6 mg·kg⁻¹)相比,复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿的 Cu、Zn、As 和 Cd 含量均超出标准范围,说明该铜尾矿库复垦区和未复垦区的尾矿均属于复合重金属污染。

通常情况下,在对尾矿库进行植物修复前均需要对尾矿库进行覆土复垦,关于覆土复垦后尾矿中各重金属元素的含量、分布和迁移及定居植物的重金属元素含量变化已经成为研究热点^[4,23-26]。安徽省铜陵市杨山冲铜尾矿库复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿的Cu、Zn、Pb和Cd含量均高于未复垦区,这可能是因为未复垦区的根际尾矿处于裸露状态,由于雨水侵蚀、地表径流和渗流作用等导致其中的重金属流失,也可能是因为复垦区的根际尾矿位于覆土层下面,土壤中的多孔颗粒通过吸附作用将向根系迁移的重金属保留在覆土层。

3.2 剑叶金鸡菊对重金属元素的吸收和积累特征

虽然安徽省铜陵市杨山冲铜尾矿库复垦区和未 复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿的 Cu 和 As 含量均超出 一般植物的忍受范围(Cu 为 2~250 mg·kg⁻¹, As 为 0.1~40.0 mg·kg⁻¹)^[10],根际尾矿的 Cd 含量也接近 对植物造成毒害作用的临界值(3~8 mg·kg⁻¹)^[27], 但尾矿库中生长的剑叶金鸡菊未受到明显影响,表明 剑叶金鸡菊具有较强的复合重金属耐性[28]。通常情 况下,植物体内 Cu、Zn、Pb、Cd、Mn 和 As 含量的正常 范围分别为5~25、20~400、0.1~5.0、0.2~0.8、1~ 700 和0.01~5.00 mg·kg^{-1[9-10]}。检测结果表明:复 垦区和未复垦区剑叶金鸡菊主根、须根和茎叶的 Zn、 Pb、Mn 和 As 含量均在正常范围内,但主根和须根的 Cu 含量以及茎叶的 Cd 含量却超出正常范围,说明剑 叶金鸡菊对上述重金属元素均有一定的吸收和积累 能力,并且,其根对 Cu 的积累能力以及茎叶对 Cd 的 积累能力均很强。

孙庆业等^[29]认为,植物对重金属元素的吸收和积累不但与植物对重金属的耐性机制有关,还与重金属元素本身的活动有关。本研究中,不同重金属元素在复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊各器官的吸收和积累特征明显不同,其中,Cu 主要积累在主根和须根中,且Cu 的转移系数很低(0.108~0.125);As 也主要积累在主根和须根中,在茎叶中未检出,说明Cu和As 在剑叶金鸡菊体内的转移受到明显抑制。相关研究结果表明:根中重金属元素含量过高和转移系数

很低说明在重金属污染条件下植物对重金属元素的 吸收和转移具有较高的协调性^[30-31],植物对重金属 污染的抗性可通过逃避机制获得(如将重金属固定 在根中^[32]);Wei等^[33]认为,植物地上部对某些重金属元素具有一定的排斥作用,采取限制重金属元素从根部向地上部转移的忍耐策略来抵御重金属胁迫,据此推测,剑叶金鸡菊很可能采取这种策略来应对 Cu 和 As 胁迫,具体机制有待深入研究。

复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊中 Zn、Pb、Mn 和 Cd 的转移系数均较高,基本上大于 1,仅复垦区剑叶金鸡菊 Pb 的转移系数较小,说明剑叶金鸡菊将 Zn、Pb、Mn 和 Cd 从根部向茎叶转移的能力较强。除了采取限制重金属元素从根部向地上部转移的策略,植物还可以采取使重金属元素尽快离开植物体的方法(即将重金属元素积累到植株容易脱落的器官或组织中[34-35])来减轻重金属胁迫对植物的伤害。由于剑叶金鸡菊为多年生宿根草本植物,每年深秋植株的地上部枯死,因此,剑叶金鸡菊很可能采取这种方式来应对 Zn、Pb、Mn 和 Cd 胁迫,具体机制有待进一步深入研究。

当从植物提取角度考虑物种修复潜力时,重金属元素的富集系数通常是重要因子之一^[36]。本研究中,仅未复垦区剑叶金鸡菊茎叶 Cd 的富集系数接近1,而复垦区和未复垦区剑叶金鸡菊主根、须根和茎叶中 Cu、Zn、Pb、Mn 和 As 的富集系数均小于1,说明剑叶金鸡菊可能对 Cd 胁迫具有较强的植物提取修复潜力,而对 Cu、Zn、Pb、Mn 和 As 胁迫的植物提取修复潜力却较弱。

3.3 剑叶金鸡菊体内重金属元素吸收和转移的影响 因子分析

相关研究结果表明:植物体内的重金属元素含量与其生长基质的重金属元素含量关系密切,并受环境条件、植物自身特性、根际小环境和植物种类等因子的影响^[37-39]。相关性分析结果表明:剑叶金鸡菊主根的 Pb、Zn 和 Cd 含量以及须根的 Pb 含量与根际尾矿的相应重金属元素含量均呈正相关,且相关系数均在 0.5 以上;而茎叶的 Cu 和 Zn 含量与根际尾矿的相应重金属元素含量分别呈极显著(P<0.01)和显著(P<0.05)负相关。另外,铜尾矿库复垦区剑叶金鸡菊根际尾矿的有机质和速效磷含量均显著高于未复垦区,而复垦区剑叶金鸡菊茎叶中 Cu、Zn、Pb、Cd 和 Mn 5 种重金属元素含量均低于未复垦区,由于高含

量的有机质可能会降低重金属元素的生物有效性^[40],据此推测复垦区根际尾矿有机质和速效磷的高含量很可能是限制重金属元素从剑叶金鸡菊根部向地上部转移的重要因子。

Turnau 等[41]的研究结果表明:与对照相比,生长 在铅锌工业废弃物上的耐旱植物叶片的 Ca 含量较 高;Probst 等[42]的研究结果也表明:与正常土壤中蚕 豆(Vicia faba Linn.)相比,铅锌尾矿中蚕豆叶片的 Ca 含量较高。本研究中,复垦区剑叶金鸡菊茎叶的 Ca 和各重金属元素含量均低于未复垦区,且茎叶的 Cu、 Zn、Cd 和 Mn 含量与茎叶的 Ca 含量均呈显著或极显 著正相关,说明剑叶金鸡菊茎叶的 Ca 含量对 Cu、Zn、 Cd 和 Mn 的积累具有明显影响,即 Ca 含量越高,这 些重金属元素在剑叶金鸡菊茎叶中的积累越多。此 外,复垦区剑叶金鸡菊茎叶中 Ca 含量与总磷含量的 比值显著低于未复垦区,而复垦区剑叶金鸡菊中 Zn、 Pb、Cd 和 Mn 的转移系数均显著低于未复垦区,但剑 叶金鸡菊对各重金属元素的转移能力是否与其体内 Ca含量与总磷含量的比值有直接关系还需进一步深 入研究。

综上所述, 剑叶金鸡菊是一种多重金属耐性植物, 能够改善其根际尾矿的理化性质, 对重金属元素具有固定作用; 覆土复垦可显著降低剑叶金鸡菊体内重金属元素从根部向茎叶转移的能力, 因此, 建议将剑叶金鸡菊作为 Cu 和 As 污染地植物固定修复的物种, 而能否将其作为 Cd 污染地植物提取修复的物种则仍需要进一步的深入研究。

参考文献:

- [1] XU D C, ZHOU P, ZHAN J, et al. Assessment of trace metal bioavailability in garden soils and health risks via consumption of vegetables in the vicinity of Tongling mining area, China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2013, 90(2): 103-111.
- [2] 魏 伟,王 丽,周 平,等.安徽铜陵地区河流生态系统健康的多指标评价[J].中国环境科学,2013,33(4):691-699.
- [3] 王少华,杨吉力,刘苏明,等.铜陵狮子山杨山冲尾矿库重金属元素释放的环境效应[J].高校地质学报,2011,17(1):93-100.
- [4] NEJAD Z D, KIM J W, JUNG M C. Reclamation of arsenic contaminated soils around mining site using solidification/ stabilization combined with revegetation [J]. Geosciences Journal, 2017, 21(3): 385-396.
- [5] AKHTAR M S, CHALI B, AZAM T. Bioremediation of arsenic and lead by plants and microbes from contaminated soil[J]. Research in Plant Sciences, 2013, 1(3): 68-73.

- [6] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展 [J]. 生态学报, 2001, 21(7): 1196-1203.
- [7] BABAEIAN E, HOMAEE M, RAHNEMAIE R. Chelate-enhanced phytoextraction and phytostabilization of lead-contaminated soils by carrot (*Daucus carota*) [J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2016, 62(3): 339-358.
- [8] 康 薇, 鲍建国, 郑 进, 等. 湖北铜绿山古铜矿遗址区木本植物对重金属富集能力的分析[J]. 植物资源与环境学报, 2014, 23(1): 78-84.
- [9] 刘月莉, 伍 钧, 唐 亚, 等. 四川甘洛铅锌矿区优势植物的重金属含量[J]. 生态学报, 2009, 29(4): 2020-2026.
- [10] HAQUE N, PERALTA-VIDEAB J R, JONES G L, et al. Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA[J]. Environmental Pollution, 2008, 153(2): 362-368.
- [11] FRANCO-HEMÁNDEZ M O, VÁSQUEZ-MURRIETA M S, PATIÑO-SICILIANO A, et al. Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(11): 3864-3869.
- [12] LI M S, LUO Y P, SU Z Y. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China [J]. Environmental Pollution, 2007, 147 (1): 168-175.
- [13] POREBSKA G, OSTROWSKA A. Heavy metal accumulation in wild plants: implications for phytoremediation [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 1999, 8(6): 433-442.
- [14] SARASWAT S, RAI J P N. Phytoextraction potential of six plant species grown in multimetal contaminated soil [J]. Chemistry and Ecology, 2009, 25(1): 1-11.
- [15] NEDUNURI K V, LOWELL C, MEADE W, et al. Management practices and phytoremediation by native grasses [J]. International Journal of Phytoremediation, 2010, 12(2): 200-214.
- [16] 郭运雪, 蒋文伟, 戴 锋, 等. 3 种金鸡菊的光合特性比较[J]. 浙江农林大学学报, 2012, 29(5): 755-761.
- [17] 李治慧. 4 种宿根花卉的耐旱性及园林应用研究[D]. 福州: 福建农林大学园艺学院, 2015: 1.
- [18] 曾建军,肖宜安,孙 敏. 入侵植物剑叶金鸡菊的繁殖特征及 其与入侵性之间的关系[J]. 植物生态学报,2010,34(8): 966-972
- [19] 黄张婷,姜培坤,宋照亮,等.不同竹龄雷竹中硅及其他营养元素吸收和积累特征[J].应用生态学报,2013,24(5):1347-1353.
- [20] ZHAN J, SUN Q Y. Diversity of free-living nitrogen-fixing microorganisms in the rhizosphere and non-rhizosphere of pioneer plants growing on wastelands of copper mine tailings [J]. Microbiological Research, 2012, 167(3): 157-165.
- [21] LOPES C, HERVA M, FRANCO-URÍA A, et al. Multicorrelation models and uptake factors to estimate extractable metal concentrations from soil and metal in plants in pasturelands fertilized with manure [J]. Environmental Pollution, 2012, 166

- (11): 17-22.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 257-282.
- [23] MAITI S K, RANA V. Assessment of heavy metals contamination in reclaimed mine soil and their accumulation and distribution in *Eucalyptus* hybrid [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2017, 98(1): 97-104.
- [24] GAŁUSZKA A, MIGASZEWSKI Z, DUCZMAL-CZERNIKIEWICZ A, et al. Geochemical background of potentially toxic trace elements in reclaimed soils of the abandoned pyrite-uranium mine (southcentral Poland) [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2016, 13(11): 2649-2662.
- [25] 邓红卫, 贺 威, 周科平. 复垦尾矿库重金属分布及生态风险评价[J]. 中国有色金属学报, 2015, 25(10): 2929-2935.
- [26] 毛香菊, 邹安华, 马亚梦, 等. 南京某铁尾矿库复垦土壤重金属污染评价[J]. 矿产保护与利用, 2015(1): 54-58.
- [27] OUTRIDGE P M, NOLLER B N. Accumulation of toxic trace elements by freshwater vascular plants[M]//WARE G W. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology: Vol. 121. New York: Springer-Verlag Inc., 1991: 1-63.
- [28] PICHTEL J, KUROIWA K, SAWYERR H T. Distribution of Pb, Cd and Ba in soils and plants of two contaminated sites [J]. Environmental Pollution, 2000, 110(1): 171-178.
- [29] 孙庆业, 蓝崇钰, 黄铭洪, 等. 铅锌尾矿上自然定居植物[J]. 生态学报, 2001, 21(9): 1457-1462.
- [30] NKOANE B B M, SAWULA G M, WIBETOE G, et al. Identification of Cu and Ni indicator plants from mineralised locations in Botswana [J]. Journal of Geochemical Exploration, 2005, 86(3): 130-142.
- [31] DENG H, YE Z H, WONG M H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China [J]. Environmental Pollution, 2004, 132(1): 29-40.
- [32] GARBISU C, ALKORTA I. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment [J]. Bioresource Technology, 2001, 77(3): 229-236.

- [33] WEISH, ZHOUQX, WANGX. Identification of weed plants excluding the uptake of heavy metals [J]. Environment International, 2005, 31(6): 829-834.
- [34] BAKER A J M, PROCTOR J. The influence of cadmium, copper, lead, and zinc on the distribution and evolution of metallophytes in British Isles[J]. Plant Systematics and Evolution, 1990, 173(1): 91-108.
- [35] MCGRATH S P, ZHAO F J, LOMBI E. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils [J]. Plant and Soil, 2001, 232(1/2): 207-214.
- [36] ZHAO F J, LOMBI E, MCGRATH S P. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator Thlaspi caerulescens[J]. Plant and Soil, 2003, 249(1): 37-43.
- [37] CHEN W P, LI L Q, CHANG A C, et al. Characterizing the solid-solution partitioning coefficient and plant uptake factor of As, Cd, and Pb in California croplands [J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2009, 129(1/3): 212-220.
- [38] HU P J, HUANG J X, OUYANG Y N, et al. Water management affects arsenic and cadmium accumulation in different rice cultivars [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2013, 35 (6): 767-778.
- [39] WANG C, JI J F, YANG Z F, et al. Effects of soil properties on the transfer of cadmium from soil to wheat in the Yangtze River Delta Region, China—a typical industry-agriculture transition area [J]. Biological Trace Element Research, 2012, 148(2); 264-274.
- [40] LIU L N, CHEN H S, CAI P, et al. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost[J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 163 (2/3): 563-567.
- [41] TURNAU K, OSTACHOWICZ B, WOJTCZAK G, et al. Metal uptake by xerothermic plants introduced into Zn Pb industrial wastes[J]. Plant Soil, 2010, 337(1/2): 299-311.
- [42] PROBST A, LIU H Y, FANJUL M, et al. Response of Vicia faba L. to metal toxicity on mine tailing substrate: geochemical and morphological changes in leaf and root [J]. Environmental and Experimental Botany, 2009, 66(2): 297-308.

(责任编辑: 佟金凤)