环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.9
第41卷 第9期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第9期
2020年9月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第9期 2020年9月
Vol.41, No.9 Sep., 2020

云南兰坪铅锌矿区优势植物重金属富集特性及应用潜力

张龙[1], 张云霞[1], 宋波[1,2*], 吴勇[3], 周子阳[1]
(1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 桂林 541004; 2. 桂林理工大学岩溶地区水污染控制与用水安全保障协同创新中心, 桂林 541004; 3. 桂林理工大学地球科学学院, 桂林 541004)

摘要: 为筛选适合云南高原地区重金属污染土壤修复治理以及矿区生态复垦的植物材料, 通过实地野外调查, 采集云南兰坪铅锌矿区 18 种优势植物样品及相应根系土壤, 测定其 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量, 计算植物对重金属的富集和转运系数, 通过聚类分析方法, 综合评估植物的应用潜力. 结果表明, 18 种优势植物分属 18 属 13 科, 均为草本植物. 植物体内多种重金属含量均高于植物正常含量, 其中, 延胡索(*Corydalis yanhusuo*)、旱芹菜(*Carum bretschneideri*)和毛连菜(*Picris hieracioides*)地上部 Cd 含量分别达到 62.29、76.49 和 85.09 mg·kg^{-1}, Cd 富集系数分别为 0.57、0.58 和 0.66, 转运系数分别为 0.89、0.45 和 1.48, 有着较强的吸收和转移土壤重金属 Cd 能力, 具有修复 Cd 污染土壤潜力. 狼毒(*Euphorbia fischeriana*)和倒提壶(*Cynoglossum amabile*)地上部 Cd 含量分别为 0.46 mg·kg^{-1} 和 0.23 mg·kg^{-1}, 富集系数均小于 0.01, 属于重金属低积累植物, 适合在中国西南高海拔地区生长, 两种植物可以考虑作为 Cd 污染农田安全利用经济植物. 其余 13 种植物对矿区重金属污染有着较好的耐性, 可以用作矿区植被修复.

关键词: 铅锌矿; 重金属; 富集系数; 转运系数; 聚类分析
中图分类号: X171.5 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)09-4210-08 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202001019

Potential of Accumulation and Application of Dominant Plants in Lanping Lead-zinc Mine, Yunnan Province

ZHANG Long[1], ZHANG Yun-xia[1], SONG Bo[1,2*], WU Yong[3], ZHOU Zi-yang[1]
(1. College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 2. Collaborative Innovation Center for Water Pollution Control and Water Safety Guarantee in Karst Area, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China; 3. College of Earth Sciences, Guilin University of Technology, Guilin 541004, China)

Abstract: A field investigation in the abandoned lead-zinc mines in Yunan Province was conducted to assess the accumulation potential of dominant plant species and six heavy metals in mine soils. Eighteen types of plants were selected for the analysis. Local plants and soil were sampled and analyzed for cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni), lead (Pb), and Zn (zinc) concentrations. Bioconcentration and translocation factors were calculated. Cluster analysis was performed to calculate the accumulation potential. The results showed that all dominant plants (18 species and 13 families) were herbaceous plants. The content of heavy metals in these plants was higher than their normal content in plants. The above-ground Cd content of *Corydalis yanhusuo*, *Carum bretschneideri*, and *Picris hieracioides* reached 62.29, 76.49, and 85.09 mg·kg^{-1}. The bioconcentration factors of Cd in these three plants were 0.57, 0.58, and 0.66, and the translocation factors were 0.89, 0.45, and 1.48, respectively. These plants have a strong ability to absorb and transfer Cd in soil; hence, they have the potential to remediate the Cd-contaminated soil. The above-ground Cd content of *Euphorbia fischeriana* and *Cynoglossum amabile* were 0.46 mg·kg^{-1} and 0.23 mg·kg^{-1}, respectively, and the bioconcentration factors were less than 0.01. These two plants accumulate low levels of heavy metals and thus, are suitable for growth in high altitude areas of Southwest China. They are considered economic plants for safe use in Cd-contaminated farmlands and have high application value. To protect the ecological environment of the mining areas, the other 13 plants having good tolerance to heavy metal pollution can be used as vegetation restoration plants in mining areas.

Key words: lead-zinc mining sites; heavy metals; enrichment coefficient; transfer coefficient; cluster analysis

矿产资源的开发极大推动了国民经济的发展, 同时也带来了严重的环境污染问题, 矿产开采过程中, 废水排放、废石和尾矿的堆放及淋滤使矿区及周边土壤积累大量的重金属[1~3]. 重金属元素的释放、迁移会导致区域性的重金属污染、生态系统破坏, 并通过接触、呼吸和食物链等途径直接或间接地危害人体健康, 严重影响人们的生产和生活[4,5]. 云南的矿产资源种类繁多, 储量在我国位居前列, 由于矿业经济发展迅速, 加上产业布局和结构不合理, 资源无序开采, 环境监管能力不足, 对重金属污染重视不够等原因, 导致矿区及周边农田土壤重金属污染严重[6]. 因此需要尽快进行矿区植被重建, 减少矿区重金属对环境的污染, 同时修复矿区周边重金属污染的农田也刻不容缓.

近年来, 植物修复技术成为国内外学者的研究

收稿日期: 2020-01-02; **修订日期**: 2020-03-23
基金项目: 广西科技重大专项(桂科 AA17204047); 广西自然科学基金项目(2013GXNSFEA053002)
作者简介: 张龙(1993~), 男, 硕士, 主要研究方向为区域环境调查与风险评估, E-mail: 1179496866@qq.com
* 通信作者, E-mail: songbo@glut.edu.cn

焦点[7]. 与传统的物理和化学修复相比，植物修复技术具有成本低、环境友好、原位修复且应用广泛等优点，成为目前发展前景较好的一种土壤修复技术[8,9]. 矿区土壤中重金属含量高，成分复杂，大多数重金属超积累和耐性植物都是在矿区经过长期生长繁衍而形成，因此可以从矿区寻找作为重金属土壤修复材料的植物[10,11]. 目前，已有不少学者对生长于矿区的植物展开了调查研究，李俊凯等[12]对南京市铅锌矿采矿场优势植物分析得出井栏边草（*Pteris multifida*）和络石（*Trachelospermum jasminoides*）对 Cd、Cr、Cu、Mn、Pb 和 Zn 均表现出很高的富集能力. 朱光旭等[13]分析了锌冶炼废渣堆场土壤和 18 种优势植物的重金属含量，发现鬼针草（*Bidens pilosa*）和土荆（*Chenopodium ambrosioides*）对 Cd、Pb 和 Zn 有较强的富集和转运能力. 李思亮等[14]通过对浙江省 4 个铅锌矿中自然生长的 16 种优势植物的重金属富集特征进行研究，发现伴矿景天（*Sedum plumbizincicola*）和紫花香薷（*Elsholtzia argyi*）具有 Cd 超富集植物的特征. Wan 等[15]对湖南省内四处矿山上植被重金属含量调查研究，发现柔毛堇菜（*Viola principis*）对 Cd、Pb 和 As 具有超富集能力. 因此，研究金属矿区自然生长的优势植物，筛选出具有重金属富集与耐性的特殊植物，对于金属矿区土壤修复治理和生态恢复具有重要意义.

本研究通过对云南兰坪铅锌矿区优势植物实地调查，对矿区优势植物及其根系土壤进行采样分析，研究优势植物的重金属富集特性，初步筛选出具有高积累和低积累重金属的植物种类，以期为指导矿区污染地区的土壤修复和生态植被恢复提供依据.

1　材料与方法

1.1　研究区域概况

云南兰坪铅锌矿（东经 99°25′，北纬 26°25′）位于云南省西北部的怒江傈僳族自治州兰坪白族普米族自治县，滇北、川西北和藏东三江（金沙江、澜沧江、怒江）成矿带中段，澜沧江流域的东侧. 矿区属于温带气候，年平均气温 10.4 ~ 11.8℃，海拔约 2 380 m，年平均降水量为1 088 mm. 矿区面积 6.9 km^2，其铅锌储量名列世界前五名，为超大型矿床，也是我国目前已探明的最大铅锌矿床，探明铅和锌金属储量共1 547.61 万 t，分别占全国 7.48% 和 13.91%. 而且品位较高，储量集中，埋藏很浅，80% 的储量适宜露天开采[16]. 矿产资源的大量开采，带来经济利益的同时，也带来了严重的环境污染，缪福俊等[17]的研究发现兰坪铅锌矿区周边土壤 Cd、Pb 和 Zn 含量较高，分别达到了 76.38、4 100.4 和 8 367.2 $mg \cdot kg^{-1}$.

1.2　样品采集

2017 年 5 月，对兰坪铅锌区内的植物组成和土壤状况进行调查和采样，利用手持式元素快速检测仪（Innov-X Delta CGSM）初步检测土壤中重金属含量，选择自然生长良好，生物量较大的优势植物，采集其地上部和根部，每个样品采集 3 个重复. 每采集一个植物样品，同时采集植物根际 0 ~ 20 cm 深度的土壤，约 500 g 混合成为一个土壤样品.

1.3　样品处理与分析

将植物样品分为地上部和地下部两个样品，将其用自来水清洗干净，再用流动的超纯水润洗 3 ~ 5 次，放入纸质信封中，于烘箱内 105℃ 杀青 30 min 后，置于 80℃ 烘箱中至恒重. 取出样品用不锈钢打磨机粉碎后装入聚乙烯瓶中编号待分析. 土壤样品在实验室除去石块和植物根系并且使其自然风干，然后用研钵磨碎，每个土壤样品分别过 0.841 mm 和 0.149 mm 尼龙筛网，再将样品装进牛皮信封袋保存，编号待分析.

土壤消解采用美国国家环保署（US EPA）推荐的 HNO_3-H_2O_2 体系，植物样品采用 HNO_3-$HClO_4$ 方法（EPA 3050B）消解，石墨炉原子吸收分光光度计（AA-700）测定 Cd 含量，使用 ICP-OES 测定 Cu、Pb、Zn、Ni 和 Cr 含量. 同时，为保证试验方法的可靠性和所用试剂的可靠性，并尽量减少由于环境和试验操作所产生的误差，在分析样品时加入 10% ~ 15% 的重复数，分析过程加入国家标准土壤样品（GSS-4 和 GSF-4）、国家标准植物样品（GSV-1）进行质量控制，以保证数据的准确度和精确度[18]. 标样回收率分别为：Cd 86.26% ~ 103.1%，Cr 90.32% ~ 102.6%，Cu 88.46% ~ 97.23%，Ni 92.82% ~ 106.7%，Pb 93.61% ~ 105.2%，Zn 89.53% ~ 103.8%. 符合分析质量控制要求，分析过程中所用试剂均为优级纯，所用水均为超纯水.

1.4　数据处理

富集系数（BCF）是植物地上部的重金属含量与土壤中相应重金属含量的比值，反映植物从土壤中吸收重金属的能力[19]. 其计算公式为：

$$BCF = C_p / C_s \quad (1)$$

式中，C_p 表示植物地上部的重金属含量，$mg \cdot kg^{-1}$，C_s 表示土壤中重金属含量，$mg \cdot kg^{-1}$.

转移系数（BTF）是植物地上部分重金属含量和植物的地下部分的重金属含量的比值，反映植物吸收重金属后从根部转移到地上部的能力[20]. 其计算公式为：

$$BTF = C_{地上部} / C_{地下部} \quad (2)$$

式中，$C_{地上部}$ 表示植物地上部的重金属含量，$mg \cdot kg^{-1}$，$C_{地下部}$ 表示植物地下部的重金属含量，$mg \cdot kg^{-1}$.

植物地上部重金属含量与超富集植物重金属含量临界值比值：判定依据于超富集植物重金属含量临界值，比值≥1，则植物体内重金属含量大于或等于超富集植物临界值，说明植物体内重金属含量达到超富集植物要求，比值越大植物体内重金属含量越接近超富集植物临界值，越小越远离.

数据使用 Excel 2016 整理，数据统计分析采用 SPSS 21.0，作图采用 SigmaPlot 14.0.

2 结果与分析

2.1 优势植物组成

经调查筛选，采集了 18 种优势植物，分属 13 科，18 属. 其中菊科 4 种（占 22.2%）；大戟科 2 种（占 11.1%）；蓼科 2 种（占 11.1%）；忍冬科，石竹科，罂粟科，唇形科，灯芯草科，虎耳草科，伞形科，蹄盖蕨科，天南星科，紫草科各 1 种，分别占 5.6%（表 1）.

表 1 优势植物种类组成

Table 1 Composition of dominant plant species

植物名称	科	属	生活型[1)]
野艾蒿 *Artemisia indica*	菊科	蒿属	Cr
延胡索 *Corydalis yanhusuo*	罂粟科	紫堇属	Cr
血满草 *Sambucus adnata*	忍冬科	接骨木属	Cr
箐姑草 *Stellaria vestita*	石竹科	繁缕属	Cr
狼毒 *Euphorbia fischeriana*	大戟科	大戟属	Cr
灯心草 *Juncus effusus*	灯心草科	灯心草属	Cr
中华山蓼 *Oxyria sinensis*	蓼科	山蓼属	Cr
毛连菜 *Picris hieracioides*	菊科	毛连菜属	B
倒提壶 *Cynoglossum amabile*	紫草科	琉璃草属	Cr
蓖麻 *Ricinus communis* L.	大戟科	蓖麻属	A
皱叶酸模 *Rumex crispus* L.	蓼科	酸模属	Cr
野韭菜 *Acorus tatarinowii*	天南星科	菖蒲属	Cr
烟管蓟 *Cirsium pendulum*	菊科	蓟属	Cr
中华金腰 *Chrysosplenium sinicum* Maxim	虎耳草科	金腰属	Cr
荔枝草 *Salvia plebeia* R. Br	唇形科	鼠尾草属	A
猴腿 *Athyrium brevifrons* Nakai	蹄盖蕨科	蹄盖蕨属	Cr
旱芹菜 *Carum bretschneideri*	伞形科	葛缕子属	Cr
艾纳香 *Blumea balsamifera*	菊科	艾纳香属	Cr

1）Cr 表示多年生草本植物；A 表示一年生草本植物；B 表示二年生草本植物

表 1 显示，这些植物中，蓖麻（*Ricinus communis* L.）和荔枝草（*Salvia plebeia* R. Br）为一年生草本植物，毛连菜（*Picris hieracioides*）为二年生草本植物，其余均为多年生草本植物. 说明草本植物对兰坪铅锌矿区的环境有较强的适应能力和较强的抗逆性，与草本植物相对较易形成植物的重金属耐性有关[21].

2.2 矿区土壤、优势植物中重金属含量

矿区土壤重金属含量结果见表 2，可以看出土壤中各重金属含量变化较大，变异系数都在 30% 以上，说明该矿区重金属污染存在较大空间变异性. Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量均值分别为 118.3、21.70、20.84、19.27、2 403 和 8 034 $mg \cdot kg^{-1}$. 与云南土壤重金属含量背景值[22]比较，矿区土壤中 Pb、Zn 和 Cd 的平均含量高出 59.2、89.6 和 542.7 倍.

矿区采集的 18 种优势植物体内重金属含量如表 3 所示，结果表明植物体内重金属含量与土壤中的重金属含量存在正相关性，植物体内积累的重金属含量随土壤中重金属含量的增加而增加，研究结果与何东等[9]和贾锐鱼等[23]的基本一致.

表 2 兰坪铅锌矿区土壤重金属含量

Table 2 Heavy metal content in soil in the lead-zinc mining area of Lanping

指标	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
最大值/$mg \cdot kg^{-1}$	244.5	38.02	54.30	41.22	7425	18 620
最小值/$mg \cdot kg^{-1}$	8.78	9.79	7.75	8.38	243.5	686.7
平均值/$mg \cdot kg^{-1}$	118.3	21.70	20.84	19.27	2 403	8 034
标准差/$mg \cdot kg^{-1}$	62.21	7.33	9.82	6.817	1 822	4 416
变异系数/%	52.61	33.79	47.13	35.38	75.82	54.96
云南省背景值/$mg \cdot kg^{-1}$	0.21	65.20	46.30	42.50	40.60	89.70

植物地上部 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量变化范围分别为：0.230 ~ 85.09、0.050 ~ 15.36、0.326 ~ 20.67、0.085 ~ 6.57、2.48 ~ 215.3 和 11.02 ~ 3 650 mg·kg^{-1}. 植物地下部 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 含量变化范围分别为：2.00 ~ 170.2、2.85 ~ 26.05、4.06 ~ 41.91、0.75 ~ 54.92、50.55 ~ 5371 和 389.1 ~ 8 104 mg·kg^{-1}. 其中植物体内 Cd、Cr、Pb 和 Zn 含量变化较大，Cu 和 Ni 含量变化相对较小. 总体可以看出各重金属在植物地下部的含量高于地上部，与李俊凯等[12]的研究结果类似. Pb、Zn、Cd 和 Cr 在植物体内含量较高，总体超过一般植物的正常重金属含量，一般植物的正常重金属含量[24]为：Pb 0.10 ~ 41.70 mg·kg^{-1}，Zn 1.00 ~ 160.0 mg·kg^{-1}，Cd 0.20 ~ 3.00 mg·kg^{-1}，Cr 0.20 ~ 8.40 mg·kg^{-1}和 Cu 0.40 ~ 45.80 mg·kg^{-1}.

由植物体内重金属含量（表 3）和植物地上部重金属含量与超富集植物重金属含量临界值比值（图 1）可以看出，延胡索、旱芹菜和毛连菜地上部 Cd 含量分别为 62.29、76.49 和 85.09 mg·kg^{-1}，与 Cd 超富集植物临界值的比值分别达到 0.62、0.76 和

表 3　植物体内重金属含量1)

Table 3　Concentration distribution of heavy metals in plants

植物	部位	重金属含量/mg·kg^{-1}					
		Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
灯心草	地上部	10.10 ± 0.98	2.55 ± 0.08	5.77 ± 0.30	3.41 ± 3.55	15.68 ± 7.93	279.1 ± 0.68
	地下部	10.97 ± 0.85	5.05 ± 0.52	15.32 ± 0.08	3.24 ± 2.08	56.31 ± 14.19	389.1 ± 102.9
箐姑草	地上部	11.99 ± 10.63	2.67 ± 1.351	3.98 ± 0.592	1.11 ± 0.582	47.78 ± 47.61	686.7 ± 782.2
	地下部	92.77 ± 112.2	23.41 ± 12.42	15.25 ± 4.026	32.50 ± 31.05	744.6 ± 677.1	3 635 ± 4 555
狼青	地上部	0.46 ± 0.03	2.38 ± 0.13	6.77 ± 1.56	0.88 ± 0.15	4.91 ± 3.10	169.1 ± 61.94
	地下部	2.00 ± 1.57	5.91 ± 1.81	4.06 ± 0.09	1.21 ± 0.23	114.8 ± 110.5	569.3 ± 139.1
血满草	地上部	3.01 ± 2.33	2.16 ± 0.16	9.60 ± 0.58	0.87 ± 0.40	2.48 ± 1.07	121.6 ± 10.39
	地下部	15.51 ± 5.64	19.61 ± 18.35	4.21 ± 0.32	1.89 ± 1.00	114.8 ± 17.59	607.7 ± 391.9
烟管蓟	地上部	27.02 ± 22.12	5.73 ± 2.65	20.67 ± 1.17	2.37 ± 0.85	143.8 ± 71.23	546.0 ± 278.9
	地下部	27.92 ± 13.17	5.26 ± 0.23	41.91 ± 19.71	6.29 ± 6.70	193.7 ± 181.3	1 099 ± 1 142
延胡索	地上部	62.29 ± 20.58	2.43 ± 0.07	14.59 ± 4.44	1.74 ± 0.94	7.65 ± 3.31	3 650 ± 2 454
	地下部	68.37 ± 13.61	6.39 ± 1.01	20.93 ± 8.23	8.77 ± 8.72	208.6 ± 120.2	3 617 ± 1 743
野艾蒿	地上部	16.73 ± 4.302	9.24 ± 0.99	15.41 ± 0.152	4.68 ± 0.02	100.60 ± 19.77	840.4 ± 170.8
	地下部	7.99 ± 5.51	3.73 ± 1.54	17.15 ± 5.24	10.32 ± 13.41	66.45 ± 18.62	361.2 ± 168.4
中华山蓼	地上部	2.02 ± 0.16	2.31 ± 0.17	6.39 ± 0.12	0.85 ± 0.10	9.68 ± 5.67	236.4 ± 54.53
	地下部	15.17 ± 18.91	8.79 ± 8.36	6.17 ± 3.63	1.46 ± 0.16	400.5 ± 543.2	882.0 ± 859.4
艾纳香	地上部	5.402	15.36	10.95	6.57	215.3	356.0
	地下部	22.84	5.24	18.53	54.9	336.9	480.1
蓖麻	地上部	6.52	2.63	5.58	0.69	29.35	551.1
	地下部	4.49	2.85	5.24	0.75	50.55	412.9
倒提壶	地上部	0.23	0.05	0.32	0.08	2.49	11.02
	地下部	4.49	2.85	5.24	0.75	50.55	412.9
旱芹菜	地上部	76.49	2.63	7.98	2.19	40.34	1 370
	地下部	170.2	26.05	21.7	17.3	5 371	8 104
猴腿	地上部	8.87	2.20	20.25	2.58	3.79	105.1
	地下部	25.65	20.93	12.86	1.56	2 717	2 157
荔枝草	地上部	1.77	2.64	12.59	0.88	14.44	281.2
	地下部	117.9	5.27	14.34	3.01	100.2	2 195
毛连菜	地上部	85.09	4.87	17.13	3.16	120.5	2 306
	地下部	57.22	19.32	14.99	9.01	356.6	3 518
野韭菜	地上部	12.36	11.78	5.48	4.34	85.62	904.1
	地下部	—	—	—	—	—	—
中华金腰	地上部	7.20	2.61	4.27	0.76	16.55	399.8
	地下部	85.56	9.29	7.86	4.33	478.7	2 251
皱叶酸模	地上部	20.55	3.04	7.90	1.38	41.22	525.1
	地下部	14.53	4.96	8.15	1.27	52.16	455.2

1)“—”表示无数据

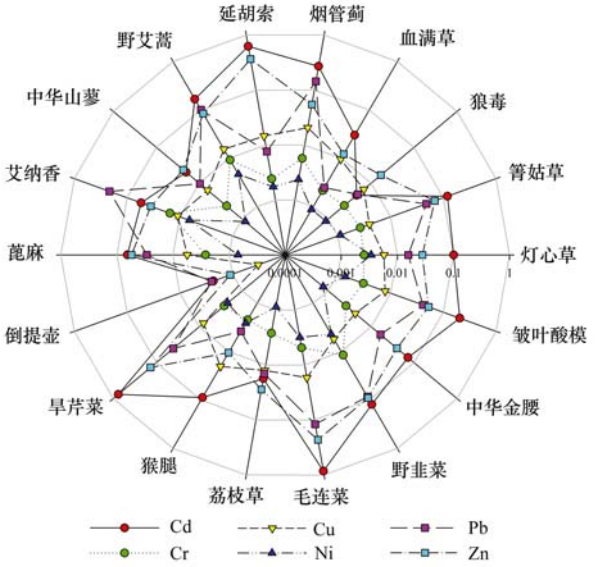

图 1 植物地上部重金属含量与超富集植物重金属含量临界值比值

Fig. 1 Ratio of heavy metal content in plant shoots to critical value of heavy metal content in hyperaccumulators

0.85,说明延胡索、旱芹菜和毛连菜对 Cd 具有较强的吸收能力. 而其他植物体内 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的含量与各重金属超富集植物临界值的比值较小,说明它们不易吸收土壤里的各重金属,对该矿区环境有较强的适应能力,具有一定的金属耐性.

2.3 矿区优势植物对重金属的转运与富集特征

生物富集系数表征重金属从土壤向植物体内迁移的难易程度,是反映植物将重金属吸收到体内能力大小的评价指标[25]. 图 2 显示 18 种优势植物中烟管蓟、毛连菜、延胡索、野艾蒿、荔枝草和皱叶酸模对 Cu 有较强的富集能力,富集系数分别达到了 1.03、1.08、0.86、0.91、0.70 和 0.61. 延胡索、旱芹菜和毛连菜对 Cd 的富集系数较高,分别为 0.57、0.58 和 0.66,说明延胡索、旱芹菜和毛连菜对 Cd 具有较强的富集能力. 其他植物对 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的富集系数较小,其中狼毒、血满草、艾纳香、蓖麻、倒提壶、猴腿、荔枝草、野韭菜和中华金腰等对 Pb、Zn 和 Cd 的富集系数均小于 0.1,说明这些植物不易从土壤中吸收 Pb、Zn 和 Cd.

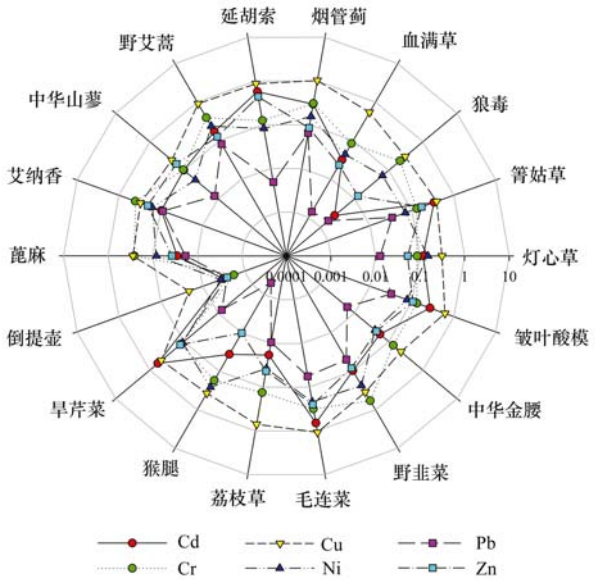

图 2 植物对重金属的富集系数

Fig. 2 Bioaccumulation factors (BCF) of plants for heavy metals

生物转运系数用于衡量植物体对重金属的转移能力,转运系数值越高,说明植物转移重金属的能力越强[20]. 由图 3 可知,烟管蓟、野艾蒿、蓖麻、毛连菜和皱叶酸模对 Cd 的转运系数大于 1,延胡索对 Cd 的转运系数为 0.89,说明对 Cd 有着较强的转运能力. 烟管蓟、野艾蒿、艾纳香对 Cr 的转运系数分别达到了 1.07、2.64 和 2.93,对 Cr 有着较强的转运能力. 对 Cu 有较强转运能力的植物有狼毒、血满草、中华山蓼、蓖麻、猴腿和毛连菜,转运系数均大于 1. 对 Ni 转运能力较强的植物有灯心草、野艾蒿、猴腿和皱叶酸模,转运系数分别为 1.77、2.90、1.65 和 1.08. 烟管蓟和野艾蒿对 Pb 有着较好的转运能力,转运系数分别为 1.62 和 1.61. 烟管蓟、野艾蒿、蓖麻和皱叶酸模对 Zn 的转运系数大于 1,对 Zn 有着较好的转运能力. 倒提壶对 6 种重金属的转运系数均小于 0.1,对各金属的转运能力较弱. 筲姑草、狼毒、猴腿、荔枝草、血满草和中华金腰对 Cd、Cr、Pb 和 Zn 的转运能力较弱,转运系数均小于 0.5.

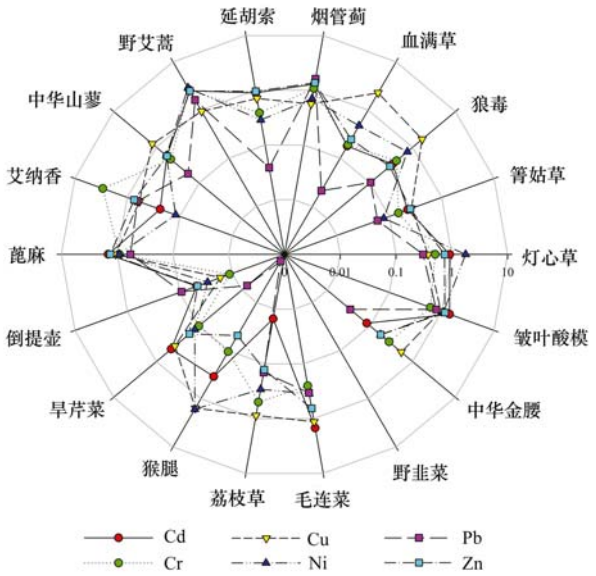

图 3 植物对重金属的转运系数

Fig. 3 Transportation factors (TF) of plants for heavy metals

2.4 矿区优势植物的聚类分析

将植物体内 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 含量与超富集植物含量临界值比值,以及植物对 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 的富集系数和转运系数作为参数,对 18 种优势植物进行聚类分析,图 4 为聚类分析结果的树

形图. 从中可见，18 种优势植物可以分为 6 类，第一类为：箐姑草、中华金腰、倒提壶和野韭菜，这些植物地上部的 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 含量低，与对应的重金属超富集植物含量临界值比值小于 0.15，对 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 的富集系数和转运系数小于 0.5，对各重金属富集和转运能力较差. 第二类为：延胡索、旱芹菜和毛连菜，它们的地上部 Cd 含量与超富集植物含量临界值比值都高于 0.5，富集系数分别为：0.571、0.583 和 0.662，转运系数分别为 0.89、0.45 和 1.48，对 Cd 有较好的富集和转运能力. 第三类为：狼毒、中华山蓼、荔枝草、血满草和猴腿，它们地上部 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 含量很低，与对应重金属超富集植物含量临界值比值均小于 0.1，对 Cd、Cr、Ni 和 Pb 的富集系数均小于 0.3，转运系数小于 1，对 Cu 的富集系数范围为 0.22 ~ 0.70，转运系数范围为 0.87 ~ 2.28，这些植物对 Cd、Cr、Ni 和 Pb 富集能力较弱，对 Cu 有较好的富集和转运能力. 第四类为：蓖麻、皱叶酸模、灯心草和烟管蓟，它们的地上部 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 含量与对应的重金属超富集植物临界值比值均小于 0.3，烟管蓟对 Cu 富集系数为 1.03，其余植物对 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 的富集系数都小于 0.3，它们对 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 的转运系数较高，除灯心草对 Cu 和 Pb 的转运系数为 0.37 和 0.30 外，其余均高于 0.5，范围为 0.50 ~ 1.62，总体可以得出这些植物对各种金属富集能力较差，但有着较好的转运能力. 第五类为：艾纳香，它对 Cu 的转运系数达到 2.93，高出所有植物对各种金属的转运系数，对 Cu 有很强的转运能力. 第六类为：野艾蒿，它对 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 有着很强的转运能力，对 Cu 的转运系数为 0.94，对 Cd、Cr、Ni 和 Pb 的转运系数大于 2，最大为 2.90.

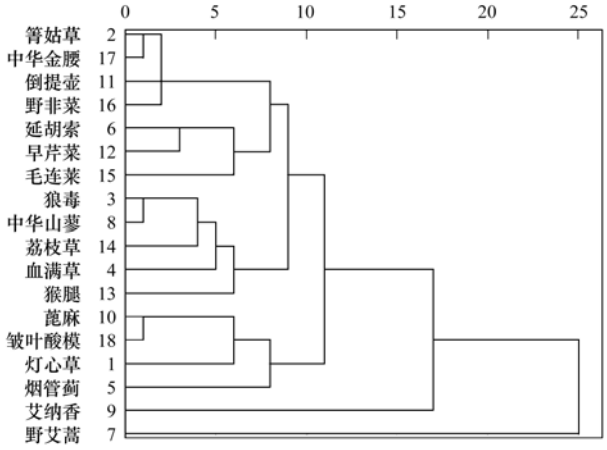

图 4　矿区植物富集特性聚类分析

Fig. 4　Cluster analysis of plant enrichment characteristics in the mining area

3　讨论

铅锌矿区是一个普遍存在的环境污染源[26,27]，矿区的条件极端恶劣，重金属含量严重超标，在矿区生长的植物能够生存繁衍并且在自然群落中占据优势，表明植物体本身具备极强的环境适应能力，且具有抗污染能力[28]，对其进一步研究的价值很大，有可能从中筛选出几种重金属耐性植物和富集植物，这些植物在该地区重金属污染土壤的修复应用中具有巨大的应用潜力[29,30].

兰坪铅锌矿 18 种植物长势良好，能够适应矿区恶劣环境，对重金属具有一定耐性，属于兰坪铅锌矿区的优势植物，可以考虑作为矿区植被重建、重金属污染土壤修复植物和安全利用经济植物. 毛连菜对 Cu 的富集系数和转运系数高，说明植物对 Cu 有较好的富集和转运能力. 但是植物体内 Cu 含量较低，地上部最高仅有 17.13 $mg \cdot kg^{-1}$，远低于 Cu 超富集植物含量临界值，这可能与土壤 Cu 含量较低有关. 延胡索、旱芹菜和毛连菜地上部 Cd 含量与 Cd 超富集植物临界值的比值分别 0.62、0.76 和 0.85，对 Cd 富集系数为 0.57、0.58 和 0.66，转运系数为 0.89、0.45 和 1.48，虽然没有满足 Cd 超富集植物条件，但是具有修复 Cd 污染土壤的潜力，可以对其进一步研究验证. 狼毒和倒提壶地上部 Cd 含量分别为 0.46 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 0.23 $mg \cdot kg^{-1}$，富集系数均小于 0.01，属于 Cd 低积累植物. 烟管蓟、野艾蒿、皱叶酸模和蓖麻对 Cd、Cr、Cu、Ni 和 Pb 的转运系数均高于 0.5，对重金属有着较高的转运能力，具有修复复合重金属污染的潜在价值，可以做进一步研究.

矿区自然生长的植物长期生活在重金属含量较高的环境中，对重金属污染产生了各自的适应方式，不同植物对重金属的吸收、转移和积累机制存在一定差异，可以把矿区对重金属有一定耐性植物划分为富集型植物、根部囤积型植物和规避型植物[31,32]. 比较不同植物重金属含量以及各自的富集和转运系数，并且对 18 种优势植物聚类分析发现，延胡索、旱芹菜和毛连菜对矿区各种金属的富集能力和转运能力较强，符合富集型植物特征，为富集型植物. 箐姑草、猴腿、艾纳香、中华金腰和荔枝草地下部重金属含量较高，转运系数较低，将重金属主要囤积在根部，属于根部囤积型植物. 灯心草、血满草、狼毒、中华山蓼、倒提壶和野韭菜体内重金属含量相对较低，且对重金属富集和转运能力较差，但能在重金属含量较高的土壤中正常生长，属于规避型植物.

为了保护矿区生态平衡，可以根据矿区植物对重金属的不同耐性特征采取相应的植被恢复措施.

富集型植物和耐性植物可以作为先锋植物种植在含量较高冶炼厂附近和尾砂库地区. 根部囤积型植物和规避型植物不易吸收和转运重金属,适宜在矿区周边生活区和农田种植,以减少重金属通过食物链对家畜和人产生毒害[32]. 因此,兰坪铅锌矿区 18 种优势植物可以根据植物自身类型以及对重金属的耐性特征种植在矿区的不同区域,起到治理污染和保持水土的作用. 狼毒和倒提壶不易从土壤中吸收转移重金属 Cd,属于低积累植物,并且两种植物适合在西南高海拔地区生长,花色鲜艳且具有药用价值具备观赏植物的潜力,可以考虑作为西南地区 Cd 中轻度污染农田安全利用观赏经济植物. 另外,狼毒和倒提壶具有药用价值,地上部 Cd 含量低于中药材 ISO 国际标准以及部分国家和地区中草药重金属限量标准的限量值[33],作为药用植物种植的安全风险,仍待进一步研究.

4 结论

(1)18 种矿区优势植物,分属 18 属, 13 科,全为草本植物,通过对优势植物不同部位重金属含量测定及分析,发现延胡索、旱芹菜和毛连菜地上部 Cd 含量为 62.29、76.49 和 85.09 $mg \cdot kg^{-1}$,并且对 Cd 有较好的转运和富集能力,具有修复 Cd 污染土壤的潜力. 烟管蓟、野艾蒿、皱叶酸模和蓖麻对重金属有着较高的转运能力,具有修复复合型重金属污染土壤的潜在价值.

(2)狼毒和倒提壶地上部 Cd 含量分别为 0.46 $mg \cdot kg^{-1}$ 和 0.23 $mg \cdot kg^{-1}$,富集系数均小于 0.01,属于重金属低积累植物,适合在中国西南高海拔地区生长,可以考虑作为 Cd 污染农田安全利用经济植物.

(3)箐姑草、猴腿、艾纳香、中华金腰、荔枝草属于根部囤积型植物,血满草、中华山蓼、野韭菜属于规避型植物,两类植物对矿区重金属污染有着较好的耐性,适合用作矿区植被修复.

参考文献:

[1] Esmaeili A, Moore F, Keshavarzi B, *et al*. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran[J]. CATENA, 2014, **121**: 88-98.

[2] Xue S G, Shi L Z, Wu C, *et al*. Cadmium, lead, and arsenic contamination in paddy soils of a mining area and their exposure effects on human HEPG2 and keratinocyte cell-lines [J]. Environmental Research, 2017, **156**: 23-30.

[3] 曾鹏, 郭朝晖, 肖细元, 等. 芦竹和木本植物间种修复重金属污染土壤[J]. 环境科学, 2018, **39**(11): 5207-5216.
Zeng P, Guo Z H, Xiao X Y, *et al*. Intercropping arundo donax with woody Plants to remediate heavy metal-contaminated soil [J]. Environmental Science, 2018, **39**(11): 5207-5216.

[4] 封文利, 郭朝晖, 史磊, 等. 控源及改良措施对稻田土壤和水稻镉累积的影响[J]. 环境科学, 2018, **39**(1): 399-405.
Feng W L, Guo Z H, Shi L, *et al*. Distribution and accumulation of cadmium in paddy soil and rice affected by pollutant sources control and improvement measures [J]. Environmental Science, 2018, **39**(1): 399-405.

[5] 苏焕珍, 刘文胜, 郑丽, 等. 兰坪铅锌矿区不同污染梯度下优势植物的重金属累积特征[J]. 环境工程学报, 2014, **8**(11): 5027-5034.
Su H Z, Liu W S, Zheng L, *et al*. Accumulation characteristics of heavy metals in dominant plant species growing on Lanping lead/zinc mining wasteland with different pollution gradients[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, **8**(11): 5027-5034.

[6] 杨炳旭. 兰坪铅锌矿区周边农田土壤——玉米体系 Pb 含量及其污染特征研究[J]. 环境科学导刊, 2013, **32**(5): 6-9.
Yang B X. Contents and pollution characteristics of pb in the soil of maize field around lead-zinc mine area in Lanping County[J]. Environmental Science Survey, 2013, **32**(5): 6-9.

[7] Sarwar N, Imran M, Shaheen M R, *et al*. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives[J]. Chemosphere, 2017, **171**: 710-721.

[8] Wang L, Ji B, Hu Y H, *et al*. A review on in situ phytoremediation of mine tailings [J]. Chemosphere, 2017, **184**: 594-600.

[9] 何东, 邱波, 彭尽晖, 等. 湖南下水湾铅锌尾矿库优势植物重金属含量及富集特征[J]. 环境科学, 2013, **34**(9): 3595-3600.
He D, Qiu B, Peng J H, *et al*. Heavy metal contents and enrichment characteristics of dominant plants in a lead-zinc tailings in Xiashuiwan of Hunan Province [J]. Environmental Science, 2013, **34**(9): 3595-3600.

[10] Sun Z, J Chen J J, Wang X W, *et al*. Heavy metal accumulation in native plants at a metallurgy waste site in rural areas of Northern China[J]. Ecological Engineering, 2016, **86**: 60-68.

[11] 秦丽, 祖艳群, 李元, 等. 会泽铅锌矿渣堆周边 7 种野生植物重金属含量及累积特征研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, **32**(8): 1558-1563.
Qin L, Zu Y Q, Li Y, *et al*. Heavy metal contents and accumulation characteristic of seven wild plants from the slagheap surrounding of Huize lead-zinc tailings [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, **32**(8): 1558-1563.

[12] 李俊凯, 张丹, 周培, 等. 南京市铅锌矿采矿场土壤重金属污染评价及优势植物重金属富集特征[J]. 环境科学, 2018, **39**(8): 3845-3853.
Li J K, Zhang D, Zhou P, *et al*. Assessment of heavy metal pollution in soil and its bioaccumulation by dominant plants in a lead-zinc mining area, Nanjing [J]. Environmental Science, 2018, **39**(8): 3845-3853.

[13] 朱光旭, 肖化云, 郭庆军, 等. 锌冶炼渣堆场优势植物的重金属累积特征研究[J]. 生态环境学报, 2016, **25**(8): 1395-1400.
Zhu G X, Xiao H Y, Guo Q J, *et al*. Accumulation of heavy metals by dominant plants in zinc smelting slag field[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, **25**(8): 1395-1400.

[14] 李思亮, 杨斌, 陈燕, 等. 浙江省铅锌矿区土壤重金属污染及重金属超富集植物筛选[J]. 环境污染与防治, 2016, **38**(5): 48-54.
Li S L, Yang B, Chen Y, *et al*. Study of soil heavy metal pollution and screen of heavy metal hyper-accumulation plants in lead-zinc mine areas of Zhejiang province [J]. Environmental

Pollution and Control, 2016, **38**(5): 48-54.

[15] Wan X M, Lei M, Yang J X. Two potential multi-metal hyperaccumulators found in four mining sites in Hunan province, China[J]. CATENA, 2017, **148**: 67-73.

[16] 马娟, 秦德先. 我国铅锌市场形势与兰坪铅锌矿的发展[J]. 昆明理工大学学报(理工版), 2003, **28**(3): 1-5.
Ma J, Qin D X. The civil plumbum and zinc mart status and the development of the lanping plumbum and zinc mine[J]. Journal of Kunming University of Science and Technology (Science and Technology), 2003, **28**(3): 1-5.

[17] 缪福俊, 孙浩, 陈玲, 等. 兰坪铅锌尾矿区土壤与自然发生的5种植物的研究[J]. 环境工程学报, 2011, **5**(1): 189-194.
Miao F J, Sun H, Chen L, *et al*. Study on lead-zinc tailings soil and five plants occurring naturally in lead-zinc mining tailings in Lanping[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, **5**(1): 189-194.

[18] 李酉年. 土壤农业化学常规分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 1983. 195.

[19] 魏树和, 周启星, 王新, 等. 杂草中具重金属超积累特征植物的筛选[J]. 自然科学进展, 2003, **13**(12): 1259-1265.

[20] 邹春萍, 陈金峰, 孙映波, 等. 白花鬼针草对镉的富集与迁移特性试验研究[J]. 南方农业, 2015, **9**(7): 23-26, 42.

[21] 魏树和, 周启星, 王新. 18种杂草对重金属的超积累特性研究[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, **11**(2): 152-160.
Wei S H, Zhou Q X, Wang X. Characteristics of 18 species of weed hyperaccumulating heavy metals in contaminated soils[J]. Journal of Basic Science and Engineering, 2003, **11**(2): 152-160.

[22] 李晓铭, 赵世民, 王道玮, 等. 滇池表层沉积物中重金属污染特征及评价[J]. 地球与环境, 2013, **41**(6): 647-655.
Li X M, Zhao S M, Wang D W, *et al*. Study on the pollution characteristics of heavy metals in surface sediments of Dianchi Lake[J]. Earth and Environment, 2013, **41**(6): 647-655.

[23] 贾锐鱼, 赵晓光, 祖彪. 叶类蔬菜对重金属的敏感性研究[J]. 安徽农业科学, 2011, **39**(11): 6495-6497.
Jia R Y, Zhao X G, Zu B. Research on the sensitivity of leafy vegetables to heavy metal[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2011, **39**(11): 6495-6497.

[24] Gerber G B, Léonard A, Hantson P. Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds[J]. Critical Reviews in Oncology/Hematology, 2002, **42**(1): 25-34.

[25] Mahdavian K, Ghaderian S M, Torkzadeh-Mahani M. Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead-zinc mining area, Iran[J]. Journal of Soils and Sediments, 2017, **17**(5): 1310-1320.

[26] 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.
Liu Y L, Wu J, Tang Y, *et al*. An investigation of heavy-metal concentration in cominant plant species in a zinc-lead mining area in Ganluo county of Sichuan province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, **29**(4): 2020-2026.

[27] 徐佩, 吴超, 邱冠豪. 我国铅锌矿山土壤重金属污染规律研究[J]. 土壤通报, 2015, **46**(3): 739-744.
Xu P, Wu C, Qiu G H. Study on the law of soil heavy metals pollution around lead-zinc mining areas in China[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2015, **46**(3): 739-744.

[28] 朱光旭, 肖化云, 郭庆军, 等. 铅锌尾矿污染区3种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征[J]. 环境科学, 2017, **38**(7): 3054-3060.
Zhu G X, Xiao H Y, Guo Q J, *et al*. Subcellular distribution and chemical forms of heavy metals in three types of compositae plants from lead-zinc tailings area[J]. Environmental Science, 2017, **38**(7): 3054-3060.

[29] 邢丹, 刘鸿雁, 于萍萍, 等. 黔西北铅锌矿区植物群落分布及其对重金属的迁移特征[J]. 生态学报, 2012, **32**(3): 796-804.
Xing D, Liu H Y, Yu P P, *et al*. The plant community distribution and migration characteristics of heavy metals in tolerance dominant species in lead/zinc mine areas in Northwestern Guizhou province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, **32**(3): 796-804.

[30] 王兴利, 王晨野, 吴晓晨, 等. 重金属污染土壤修复技术研究进展[J]. 化学与生物工程, 2019, **36**(2): 1-7, 11.
Wang X L, Wang C Y, Wu X C, *et al*. Research progress in remediation technology of heavy metal contaminated soil[J]. Chemistry & Bioengineering, 2019, **36**(2): 1-7, 11.

[31] Vaculík M, Konlechner C, Langer I, *et al*. Root anatomy and element distribution vary between two *Salix caprea* isolates with different Cd accumulation capacities[J]. Environmental Pollution, 2012, **163**: 117-126.

[32] 雷梅, 岳庆玲, 陈同斌, 等. 湖南柿竹园矿区土壤重金属含量及植物吸收特征[J]. 生态学报, 2005, **25**(5): 1146-1151.
Lei M, Yue Q L, Chen T B, *et al*. Heavy metal concentrations in soils and plants around Shizhuyuan mining area of Hu'nan province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, **25**(5): 1146-1151.

[33] 郭兰萍, 周利, 王升, 等.《中医药-中药材重金属限量》ISO国际标准下中药材重金属污染现状与分析[J]. 科技导报, 2017, **35**(11): 91-98.
Guo L P, Zhou L, Wang S, *et al*. Statistic analysis of heavy metal residues in Chinese crude drugs with the international standards of Chinese medicine-Chinese herbal medicine heavy metal limit[J]. Science & Technology Review, 2017, **35**(11): 91-98.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2020

CONTENTS