

钒冶炼厂周边陆生植物对重金属的富集特征

林海^{1 2)}, 田野^{1 2)}, 董颖博^{1 2)}✉, 张海丽^{1 2)}, 刘璐璐^{1 2)}, 陈思^{1 2)}

1) 北京科技大学环境工程系, 北京 100083 2) 工业典型污染物资源化处理北京市重点实验室, 北京 100083

✉ 通信作者, E-mail: ybdong@ustb.edu.cn

摘 要 对某钒冶炼厂周边土壤和植被进行现场采样, 共采集到高等植物 20 科 29 种, 土壤样品 7 个, 采用 ICP-MS 和 ICP-OES 分析本土植物和土壤中重金属含量。结果表明, 冶炼厂周边土壤普遍存在 V、Cr 和 Cd 污染现象, 重金属 V 和 Cr 的污染问题突出。29 种植物体内均检测到 V、Cr、Cd 和 Pb, 其中 V 含量相对较高。本土植物蜈蚣草体内重金属 V 含量最高, 其地上部分 V 积累量为 $86.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 地下部分为 $814.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 野胡萝卜对 Cd 的富集和转运能力显著高于其他植物, 地上部分和地下部分 Cd 含量分别为 $18.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。两种植物表现出对钒冶炼导致周边复合重金属污染极高的耐受性, 可作为钒冶炼厂周边土壤重金属污染植物修复的先锋物种。

关键词 重金属; 钒冶炼厂; 植物富集; 生态修复

分类号 TF841.3; X53

Phytoaccumulation of heavy metals by terrestrial plants around vanadium smelters

LIN Hai^{1 2)}, TIAN Ye^{1 2)}, DONG Ying-bo^{1 2)}✉, ZHANG Hai-li^{1 2)}, LIU Lu-lu^{1 2)}, CHEN Si^{1 2)}

1) Department of Environmental Engineering, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China

2) Beijing Key Laboratory on Resource-Oriented Treatment of Industrial Pollutants, Beijing 100083, China

✉ Corresponding author, E-mail: ybdong@ustb.edu.cn

ABSTRACT Twenty-nine species samples of higher plants which belong to twenty families and seven soil samples were collected from a vanadium smelter. The contents of heavy metals in the native plants and soil were analyzed by ICP-MS and ICP-OES. The results show that the soil of the smelting plant area has general Cr, Cd and V pollution phenomena; moreover, V and Cr pollution is conspicuous. V, Cr, Cd and Pb are detected from all these collected polluted higher plants, and the content of V is the highest. *Pteris vittata* L, the native plant, has the highest V content; the accumulation amounts of the aboveground part and the underground part are $86.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $814.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. The enrichment and transport capacity of *Daucus carota* L is obviously higher than that of other plants; the accumulation amounts of the aboveground part and the underground part are $18.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $5.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. These two kinds of plants show high tolerance to heavy metal pollution in the vanadium smelting plant area, and they can be used as pioneer species of pollution remediation.

KEY WORDS heavy metals; vanadium smelters; phytoaccumulation; ecological rehabilitation

重金属毒害是有色金属矿区和冶炼厂周边普遍存在且最为严重的问题之一, 冶炼产生的尾渣、废水和烟尘中含有的重金属对周边土壤、地下水、河流等产生污染。目前对铜、铅、锌、镍等有色金属冶炼导致的重金属污染以及植物修复研究较多, 而对钒冶炼研究较少。

某钒矿冶炼厂位于南水北调中线工程水源地丹江口水库上游, 为了查明该冶炼厂周边的重金属污染状况以及优化选择植物修复物种, 本文调查该冶炼厂周边自然定居和人工种植的植物, 测试植物及所在土壤的重金属含量, 分析土壤重金属污染特征及其

收稿日期: 2015-11-30

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2015ZX07205003)

与本土植物体内重金属的关系,探讨它们用于钒矿区重金属污染土壤生态修复的可行性,为我国有色金属冶炼(尤其是钒冶炼)重金属污染土壤的治理和生态修复提供科学依据,为南水北调中线工程的水质安全提供支持。

1 研究地点概况

调研区域位于某钒矿区冶炼厂,冶炼厂的提钒工艺为“立窑复合焙烧——罐式循环堆浸”,原矿为含钒煤矸石。该钒冶炼厂座落于山北坡,地势总体表现为南高北低。土壤呈弱酸性(pH 值约 6.8),属于亚热带大陆性季风气候,全年平均气温 15.4℃,年均总降水量为 700~800 mm,年均日照为 1874 h。本区水热条件优越,有利于植物生长,为植物修复污染土壤提供了良好条件。

2 采样点布置和样品处理方法

冶炼厂占地 18 hm²,根据冶炼厂周边土壤重金属污染源的不同,将采样点分为原矿堆放区采样点 1、沉钒废水池采样点 2、焙烧炉采样点 3、堆浸废水池采样点 4、尾渣库南坡采样点 5、尾渣库采样点 6 和尾渣库北坡采样点 7,具体采样点位置如图 1 所示。在每个采样区域内按梅花布点法^[1]随机采集三个土壤样品,将三个土壤样品混合为一个样,采样深度为 0~20 cm。采集每个采样区域内生长旺盛的本土植物。共采集到高等植物 20 科 29 种,土壤样品 7 个,所有样品用聚乙烯塑料袋封装后运回实验室。

土壤样品烘干至恒重后碾碎,过尼龙筛,称取 0.2000 g 样品于 15 mL 聚四氟乙烯消解罐中,加入 HNO₃、HF 和 H₂O₂ 按设定的溶样程序^[2]启动微波加热。待程序执行完毕,进行赶酸处理。用 1% 稀硝酸稀



图 1 采样点示意图

Fig.1 Sketch map of sampling sites

释至刻度,摇匀,静置。随同做空白实验。于 ICP-OES 仪器选定条件下进行测试。

植物样品先用自来水冲洗数遍,再用去离子水冲洗 2~3 遍,烘干至恒重后,将其分为地上和地下两部分,用植物粉碎机分别进行粉碎,过尼龙筛,取 0.2000 g 样品于 15 mL 聚四氟乙烯消解罐中,进行微波消解^[3]。随同做空白实验。于 ICP-MS 仪器选定条件下进行测试。

3 结果与讨论

3.1 钒冶炼厂厂区土壤重金属含量

7 个采样点土壤中重金属平均含量测试结果见表 1。结果显示,7 个采样点土壤中除重金属 Mn 外,其他四种重金属含量均显著高于全国土壤背景值^[4],V 污染最严重的为区域 1,V 含量分别为全国土壤背景值的 212 倍。Cr、Cd 和 Pb 污染最严重的同样是区域 1,其 Cr 含量为全国土壤背景值的 63 倍,Cd 含量为全国土壤背景值的 71 倍,Pb 含量为全国土壤背景值的 6 倍左右。

表 1 采样点土壤重金属元素含量

Table 1 Heavy metal concentrations in sampling sites soils

mg•kg⁻¹

采样点	采样区域	V	Cr	Cd	Pb	Mn
1	原矿堆放区	17451.7	3842.1	7.11	152.9	404.4
2	沉钒废水池	4431.2	1230.5	1.67	58.2	686.5
3	焙烧炉	760.6	498.8	0.53	50.5	706.8
4	堆浸废水池	1438.8	543.9	1.56	54.3	354.4
5	尾渣库南坡	366.5	220.8	0.55	40.4	764.0
6	尾渣库	1171.0	800.0	1.52	58.6	755.6
7	尾渣库北坡	196.3	168.0	0.43	37.4	656.7

土壤中重金属 V 含量由高到低依次为原矿堆放区>沉钒废水池>堆浸废水池>尾渣库>焙烧炉>尾渣库南坡>尾渣库北坡,原矿堆放区土壤重金属 V 污染现象最为严重,其 V 含量超过土壤环境质量二级标

准规定限值的 133 倍。尾渣库北坡土壤重金属 V 污染相对较轻,其含量超过土壤环境质量二级标准规定限值的 0.5 倍左右。

土壤中重金属 Cr 含量由高到低依次为原矿堆放

区 > 沉钒废水池 > 尾渣库 > 堆浸废水池 > 焙烧炉 > 尾渣库南坡 > 尾渣库北坡, 原矿堆放区土壤重金属 Cr 污染现象最严重, 其含量超过土壤环境质量二级标准的规定限值 18 倍. 只有尾渣库北坡土壤重金属 Cr 未超过土壤环境质量二级标准的规定限值, 但已接近规定限值. 调研时该企业已停产 1 年, 恢复生产后区域 2 中土壤重金属 Cr 含量极有可能出现超标现象. 国内外实例均表明有色金属矿区生产期间会产生一定程度的重金属污染^[5].

土壤中重金属 Cd 含量由高到低依次为原矿堆放区 > 沉钒废水池 > 堆浸废水池 > 尾渣库 > 尾渣库南坡 > 焙烧炉 > 尾渣库北坡, 原矿堆放区土壤重金属 Cd 污染现象最严重, 其含量过土壤环境质量二级标准规定限值的 15 倍. 尾渣库北坡中土壤重金属 Cd 未超过土壤环境质量二级标准的规定限值.

7 个采样点中, 原矿堆放区土壤中 Pb 含量超标, 超过土壤环境质量二级标准规定限值的 1 倍左右, 其他 6 个采样点未出现 Pb 含量超标现象.

原矿堆放区土壤中由于掺杂有较多废弃的石煤原矿, 小的原矿颗粒已经混入表层土壤中^[6], 这是导致原矿堆放区土壤中 V、Cr、Cd 和 Pb 均超标, 且为所有采样点中污染最严重的重要原因.

沉钒废水池周边土壤中 V、Cr 和 Cd 污染仅次于原矿堆放区, 由于工艺的落后性, 沉钒废水污染土壤的现象时有发生^[7], 且暴雨季节沉钒废水池池水溢出均会造成周边土壤重金属污染. 堆浸废水池周边土壤污染成因与沉钒废水池周边土壤污染成因基本一致. 另外沉钒废水池地势低于原矿堆放区, 地表径流会造成尾渣中重金属迁移至此区域^[8].

焙烧炉周边土壤, 受焙烧尾渣影响较大^[9], 但土壤中重金属 V 含量显著低于沉钒废水池采样点, Cr 含量略低于沉钒废水池采样点, 重要的原因则是该采样点生长有大量的蜈蚣草, 蜈蚣草体内重金属 V 含量高, Cr 含量较高, 大量蜈蚣草的生长对土壤中重金属 V 和 Cr 的削减起到了重要的作用. 同时, 我国研究学者谢景千^[10]利用蜈蚣草为修复物种, 进行了周期为两年的重金属污染土壤原位修复试验, 取得良好的效果, 在土壤重金属 As 含量高达 $1000 \sim 1400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的条件下, 蜈蚣草去除 As 的平均值为 $1.55 \times 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$.

尾渣库内长期的尾渣堆放, 地表径流侵蚀使重金属溶出迁移至土壤中, 造成此区域土壤中重金属 V、Cr 和 Cd 均超标, 尾渣堆放是冶炼厂尾渣库土壤重金属污染严重的重要原因^[11].

3.2 钒冶炼厂优势植物体内重金属积累特征

本次调研所取植物样品, 经过与中国植物物种信息数据库进行对比分析, 均已完成植物物种鉴别, 共记录高等植物 20 科 29 种, 其中菊科植物种类数量居首

位, 共计 5 种; 禾本科植物次之, 共计 4 种.

3.2.1 调研区域优势植物体内重金属含量

调研区域优势植物体内重金属含量见表 2. 表 2 的结果表明, 本土植物体内 V 的含量表现出物种间的差异性和区域间的差异性. 不同的植物对重金属的富集量有着显著的差别: 蜈蚣草根对重金属 V 的富集量最大, 能够达到 $600 \sim 800 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 而其他多数植物, 如野菊花、白茅和狗尾草, 根部对 V 的富集量只有 $30 \sim 60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右. 方维萱等^[12]在陕西紫阳伴生硒、钼和钒矿的石煤地区发现的钒富集植物群落主要有薇菜、紫阳春茶、大叶绞股蓝等, 植物体内钒含量基本在 $20 \sim 30 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 远小于蜈蚣草体内钒含量.

不同采样点的同种植物间, 表现出不同的重金属 V 富集量. 原矿堆放区的蜈蚣草地下部分重金属 V 含量接近 $600 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而焙烧炉周边的蜈蚣草地下部分 V 含量高达 $814.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 显著高于原矿堆放区的蜈蚣草. 但是原矿堆放区土壤中重金属 V 的平均含量 ($17451.7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 远高于焙烧炉周边土壤中重金属 V 的平均含量 ($760.6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 并未表现出富集量随外界环境中重金属含量升高而升高的趋势. 究其原因, 从调研现场来看, 原矿堆放区土壤中掺杂着大量废弃的原矿石, 这是导致区域 1 土壤中 V 含量极高的主要原因之一, 而废弃原矿石中 V 大部分是以类质同象取代硅酸盐矿物(主要是含钒云母和高岭石)中铝和硅, 形式非常稳定^[13], 并非植物所能利用的有效态 V^[14], 难被植物所吸收. 焙烧炉周边土壤中 V 污染主要来自于焙烧炉对钒矿石的焙烧过程, 钒矿石经过焙烧后 V 元素易浸出^[15], 变成植物易吸收的有效态 V, 焙烧炉周边土壤中重金属 V 含量虽然远低于原矿堆放区, 但其主要来自于焙烧炉中的钒矿石, 植物能够利用的有效态 V 较多, 因此焙烧炉周边的蜈蚣草体内重金属 V 含量高于原矿堆放区的蜈蚣草体内重金属 V 含量. 同样地, 沉钒废水池土壤中重金属 V 含量显著低于原矿堆放区, 沉钒废水池周边茅叶荇草体内重金属 V 含量高于原矿堆放区的茅叶荇草体内重金属 V 含量.

其他区域由于重金属污染主要来自原矿碎石、尾渣堆放、厂区扬尘等, 土壤中植物能利用的有效态重金属无较大差异, 因此植物体内的重金属含量基本呈随外界环境重金属含量增加而增加的趋势^[16].

以草本植物体内地上部分 V 含量为第一评价指标, 对所检测草本植物样品进行排序, 排名前 10 的草本植物体内重金属(V、Cr、Cd 和 Pb)含量如图 2 所示. 焙烧炉周边蜈蚣草地上部分和地下部分对 V 的富集量均最高, 分别达到 $86.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $814.25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 沉钒废水池周边茅叶荇草次之, 原矿堆放区蜈蚣草体内重金属含量略低于前两者. 原矿堆放区和焙烧炉周

表 2 调研区域优势植物体内重金属含量
Table 2 Heavy metal concentrations of dominant plants in sampling sites mg•kg⁻¹

采样点	植物名称	V		Cr		Cd		Pb	
		地上	地下	地上	地下	地上	地下	地上	地下
1	蜈蚣草	59.61	591.37	8.01	90.33	0.86	5.23	8.81	26.13
	矛叶荇草	49.93	412.37	22.55	69.43	6.05	16.11	7.81	10.75
	野胡萝卜	28.80	17.23	14.86	14.45	15.84	3.54	5.86	5.65
	地肤	24.55	59.20	9.91	17.31	3.35	6.86	4.38	4.31
2	泥胡菜	29.69	59.45	6.55	13.21	2.23	2.76	2.77	3.67
	野菊花	29.40	51.37	8.73	35.71	5.44	1.93	3.69	4.51
	矛叶荇草	60.21	621.55	29.32	72.57	7.89	18.88	8.21	12.56
	小飞蓬	59.62	190.55	34.22	60.61	9.31	12.11	7.95	7.88
	商陆	39.90	38.81	19.18	15.65	1.77	1.89	4.96	5.11
	白茅	26.21	36.42	10.02	15.27	0.62	0.88	4.03	5.79
	辣蓼	30.03	30.78	8.41	6.62	1.98	2.01	3.57	5.12
	艾蒿	39.97	61.90	9.92	8.51	2.02	1.09	4.92	3.81
3	蜈蚣草	86.51	814.25	13.81	92.46	0.91	0.97	15.21	9.04
4	白三叶草	34.21	60.33	10.11	13.33	1.28	1.56	33.51	20.18
	鹅观草	26.17	90.07	10.51	12.66	1.08	1.06	11.05	11.25
5	艾蒿	28.97	41.90	9.92	8.51	2.02	1.09	4.92	3.81
	苘麻	39.61	51.77	7.07	11.34	1.07	0.92	11.63	12.86
	狗尾草	32.43	35.63	7.12	15.85	0.74	0.78	3.27	3.67
6	小飞蓬	58.59	170.75	29.60	56.46	8.05	10.61	9.04	9.31
	艾蒿	45.75	100.19	12.85	11.25	5.75	4.12	5.25	4.62
	狗尾草	39.21	50.56	8.21	13.66	1.43	1.55	5.33	5.65
7	野胡萝卜	39.77	27.89	16.68	17.55	18.56	5.66	6.68	6.77
	艾蒿	26.10	36.67	4.19	5.91	0.84	0.50	2.41	1.63

边的蜈蚣草体内重金属 V 含量均位居前三,表明蜈蚣草对重金属 V 有相对较强的富集能力,蜈蚣草根系极其发达,通过根系分泌物活化根际土壤中重金属,提高植物所能利用的有效态重金属量^[17],是蜈蚣草地下部分能富集大量 V 可能的原因之一。

对于 Cr 的富集,所列植物地上部分的富集量相差不大,但均低于体内 V 的富集量,而原矿堆放区和焙烧炉周边蜈蚣草地下部分 Cr 含量显著高于其他植物,达到了 92.46 mg•kg⁻¹和 90.33 mg•kg⁻¹,沉钒废液池周边矛叶荇草次之,为 72.57 mg•kg⁻¹。蜈蚣草对重金属 Cr 的富集量未达到 Cr 超富集植物标准,但蜈蚣草所生长的原矿堆放区和焙烧炉周边土壤中重金属 Cr 污染严重,其表现出了较强的耐性,正常生长未受到影响,能够维持较大的生物量,形成蜈蚣草群落。

野胡萝卜地上部分对 Cd 的富集量显著高于其他植物,达到了 18.56 mg•kg⁻¹;矛叶荇草地下部分表现出对 Cd 较高的富集量,原矿堆放区和沉钒废液池的矛叶荇草地下部分 Cd 含量在 15~20 mg•kg⁻¹之间。

对于 Pb 的富集,各植物体内 Pb 含量基本在 5~25 mg•kg⁻¹之间,只有蜈蚣草地下部分 Pb 含量略高于其他植物,但未表现出显著的差异,并未发现对 Pb 表现突出富集能力的植物物种,此种情况可能与调研区域土壤 Pb 污染程度轻有一定关系,当外界土壤环境中重金属含量较低时,植物所能吸收的有效态重金属含量亦相对较低,植物对重金属的吸收量受到限制^[3]。

调研区域乔灌木地上部分重金属含量如图 3 所示。银合欢和构树两种植物地上部分 V 含量高于其他 3 种植物,分别达到 36.74 mg•kg⁻¹和 30.41 mg•kg⁻¹;5 种乔灌木地上部分重金属 Cr 和 Cd 含量无明显差距,均分别在 9 mg•kg⁻¹和 1.5 mg•kg⁻¹左右,对重金属 Cr 和 Cd 的富集效果不明显。银合欢地上部分 Pb 含量最高,为 18.73 mg•kg⁻¹。总体来说,乔灌木对重金属的富集能力弱于草本植物,但乔灌木生物量大于草本植物,重金属富集总量较大,且乔灌木与草本植物的搭配种植提高了物种多样性^[18],有利于冶炼厂周边的生态恢复。在冶炼厂导致的重金属污染生态削减应用中有一

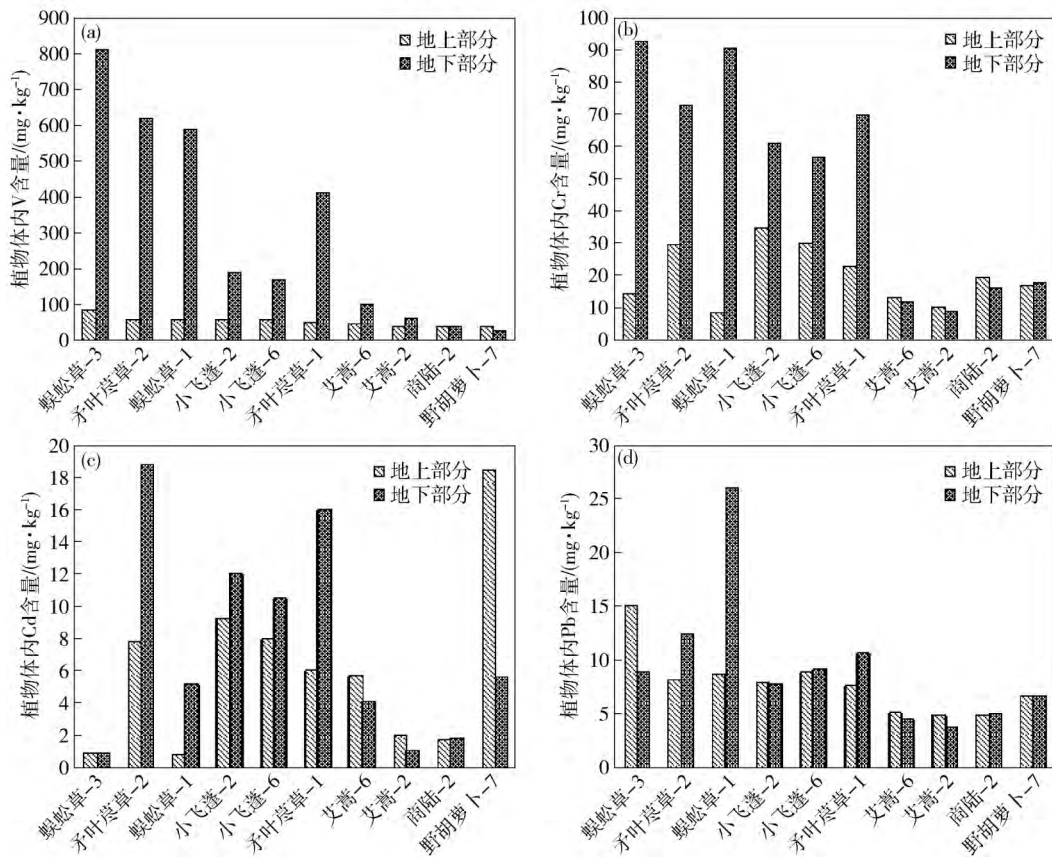


图2 10种植物体内重金属含量。(a) V; (b) Cr; (c) Cd; (d) Pb

Fig. 2 Heavy metal concentrations in ten plant samples: (a) V; (b) Cr; (c) Cd; (d) Pb

定价值。

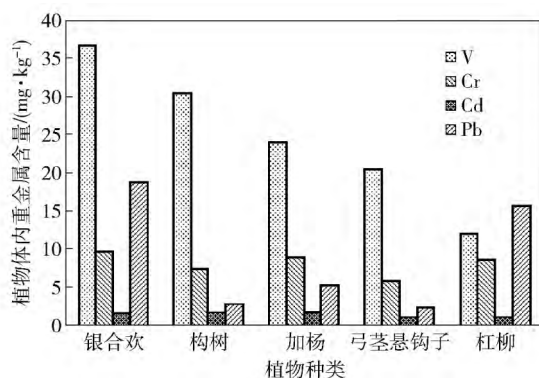


图3 乔灌木地上部分重金属含量

Fig. 3 Heavy metal concentrations in the ground part of the trees and shrubs

3.2.2 调研区域优势植物富集和转运特征

根据调研所取植物样品和土壤样品分析结果, 计算出上述10个优势草本植物样品根部富集系数(BCF_{root})和转运系数(TF), 如表3所示。

富集系数即植物体内某种重金属含量与土壤中同种重金属含量的比值, 它反映了植物对土壤重金属元素的富集能力^[19]。转运系数为植物地上部分重金属含量与植物根中该重金属量之比^[20], 它反映了植物将

重金属从根部向茎叶部转移的能力。

焙烧炉周边蜈蚣草对V的根富集系数为1.07, 大于其他植物, 且大于1, 其余植物对V的根富集系数均远小于1, 表明蜈蚣草根部对土壤中V的富集能力显著大于其他植物。蜈蚣草根部对V表现出突出的富集能力, 可能的原因是蜈蚣草根部通过分泌有机酸来改变根基土壤环境的pH值, 对根基土壤中重金属起到活化的作用, 而且有机酸可以通过与根际土壤中重金属结合, 利于植物的吸收^[21]。蜈蚣草在钒冶炼厂复合重金属污染环境下, 能够保持较大的生物量成为优势植物, 在钒矿区重金属V生态削减应用中有一定的应用前景。目前, 植物对V的富集机理研究尚不够完善, 蜈蚣草可作为进一步研究重金属V富集植物耐性和富集机理的可靠研究材料。

除商陆和野胡萝卜外, 其余植物对V的转运系数均小于1, 表明重金属V在植物体内由根部向茎叶部转移较困难, 体内大部分V积累在植物根部^[22]。

10个植物样品对Cr和Pb的根富集系数和转运系数表现基本一致, 富集系数均远小于1, 在0.01~0.23之间, 普遍较小, 调研区域植物表现出对土壤中Cr和Pb较低的富集能力。10个植物样品对Cr和Pb的转运系数要略高于对V的转运系数, 可能的原因是

表 3 10 个植物样品根部富集系数和转运系数
Table 3 BCF_{root} and TF of the ten plant samples

植物种类	采样点	V		Cr		Cd		Pb	
		BCF _{root}	TF	BCF _{root}	TF	BCF _{root}	TF	BCF _{root}	TF
蜈蚣草	3	1.07	0.11	0.19	0.15	1.83	0.94	0.18	1.68
矛叶荩草	2	0.14	0.10	0.06	0.40	11.30	0.42	0.21	0.65
蜈蚣草	1	0.03	0.10	0.02	0.09	0.74	0.16	0.17	0.34
小飞蓬	2	0.04	0.31	0.05	0.56	7.25	0.77	0.14	1.01
小飞蓬	6	0.15	0.34	0.08	0.52	6.98	0.76	0.17	0.97
矛叶荩草	1	0.02	0.12	0.02	0.32	2.27	0.38	0.07	0.73
艾蒿	6	0.09	0.46	0.01	1.14	2.71	1.39	0.08	1.34
艾蒿	2	0.01	0.66	0.01	1.67	0.65	1.85	0.07	1.29
商陆	2	0.01	1.03	0.01	1.23	1.13	0.94	0.08	0.97
野胡萝卜	7	0.14	1.32	0.10	0.95	13.16	3.28	0.18	0.98

10 个植物样品中根部 V 的积累量要显著大于 Cr 和 Pb 的积累量,当根部重金属积累量增加时,植物对重金属的转运能力要弱于植物对重金属的富集能力,更多的重金属积累在根部,导致转运系数变小^[5]。

野胡萝卜对 Cd 的根富集系数和转运系数均显著高于其他植物,分别达到了 13.16 和 3.28,根富集系数远大于 1,表明野胡萝卜对土壤中 Cd 有相对较强的富集能力,同时野胡萝卜对 Cd 的转运能力也显著强于其他植物,能够将体内大部分 Cd 从根部转运到茎叶部位。相关研究表明,通过盆栽实验在 Cd 含量为 125 mg·kg⁻¹ 时,野胡萝卜地上部分 Cd 含量高达 58.59 mg·kg⁻¹,表现出野胡萝卜对 Cd 有较强的富集能力和耐性^[23]。野胡萝卜在钒冶炼厂复合重金属污染环境下,能够保持较大的生物量成为优势植物,并在调研区域能够形成稳定的种群群落,在钒冶炼产生重金属 Cd 污染生态削减应用中有一定的应用前景。

4 结论

(1) 调研的钒冶炼厂厂区土壤普遍存在 V、Cr 和 Cd 污染,个别区域重金属 Pb 也超过土壤环境质量二级标准规定值。调研区域 V 和 Cr 污染问题较突出,且污染程度与所处的厂区位置、地表径流流向和风向有一定的关系。调研区域整体呈现重金属污染南重北轻趋势,冶炼厂南部区域是恢复的重点和难点。

(2) 草本植物蜈蚣草对重金属 V 的富集量显著高于其他植物,虽然未达到超富集植物的标准,但其对钒冶炼厂复合重金属污染有极强的耐性,生物量大,根系发达,在钒冶炼厂导致的重金属 V 污染生态削减应用中有一定的应用前景,而且可作为进一步研究重金属 V 富集植物耐性和富集机理的可靠研究材料。草本植物野胡萝卜表现出对 Cd 较强的富集能力和转运能

力,在钒冶炼厂周边复合重金属污染环境下能保持较大的生物量,形成稳定种群群落,在重金属 Cd 生态削减应用中有一定的应用前景。

(3) 乔灌木植物中,银合欢地上部分 V、Cr、Cd 和 Pb 含量高于其他四种植物。虽然乔灌木体内重金属含量普遍低于草本植物,但由于其极大的生物量,重金属富集总量大,在钒冶炼厂周边重金属污染生态削减应用中具有一定的价值。

参 考 文 献

[1] Yang S X, Yuan Z Z, Li Z Y, et al. Heavy metal contamination and bioavailability in Huayuan manganese and lead/zinc mine-land, Xiangxi. *Environ Sci*, 2012, 33(5): 1718
(杨胜香,袁志忠,李朝阳,等.湘西花垣矿区土壤重金属污染及其生物有效性. *环境科学*, 2012, 33(5): 1718)

[2] Chen Y X, Li X R, Wei X H, et al. Determination of trace rare earth elements in soils and sediments by inductively coupled plasma-mass spectrometry with microwave digestion. *Rock Miner Anal*, 2011, 30(5): 560
(陈永欣,黎香荣,韦新红,等.微波消解-电感耦合等离子体质谱法测定土壤和沉积物中痕量稀土元素. *岩矿测试*, 2011, 30(5): 560)

[3] Qian Y, Gallagher F J, Feng H, et al. Vanadium uptake and translocation in dominant plant species on an urban coastal brown-field site. *Sci Total Environ*, 2014, 476-477: 696

[4] Wei F S, Chen J S, Wu Y Y, et al. *Elemental Background Contents in the Soil of China*. Beijing: China Environmental Science Press, 1990
(魏复盛,陈静生,吴燕玉,等.中国土壤元素背景值.北京:中国环境科学出版社,1990)

[5] Huang S H. Fractional distribution and risk assessment of heavy metal contaminated soil in vicinity of a lead/zinc mine. *Trans Nonferrous Met Soc China*, 2014, 24(10): 3324

[6] Dang Z, Lu G N, Yang C, et al. Source control and remediation of environmental contamination in metal sulfide mine areas. *J*

- South China Univ Technol Nat Sci Ed*, 2012, 40(10): 83
(党志, 卢桂宁, 杨琛, 等. 金属硫化物矿区环境污染的源头控制与修复技术. 华南理工大学学报(自然科学版), 2012, 40(10): 83)
- [7] Yang J Y, Tang Y, Yang K, et al. Leaching characteristics of vanadium in mine tailings and soils near a vanadium titanomagnetite mining site. *J Hazardous Mater*, 2014, 264: 498
- [8] Li R P, Wang A J, Cao D H. Research on the distribution characteristics of Zn, Cd in the Soil of Jinding Pb-Zn deposit, Lanping County. *Geol Rev*, 2009, 55(1): 126
(李瑞萍, 王安建, 曹殿华, 等. 兰坪金顶铅锌矿区土壤重金属 Zn, Cd 分布特征研究. 地质论评, 2009, 55(1): 126)
- [9] Wang M Y, Wang X W. Research status and prospect of vanadium leaching processes from stone coal. *Chin J Rare Met*, 2010, 34(1): 90
(王明玉, 王学文. 石煤提钒浸出过程研究现状与展望. 稀有金属, 2010, 34(1): 90)
- [10] Xie J Q, Lei M, Chen T B, et al. Phytoremediation of soil co-contaminated with arsenic, lead, zinc and copper using *Pteris vittata* L: a field study. *Acta Sci Circumstantiae*, 2010, 30(1): 165
(谢景千, 雷梅, 陈同斌, 等. 蜈蚣草对污染土壤中 As, Pb, Zn, Cu 的原位去除效果. 环境科学学报, 2010, 30(1): 165)
- [11] Wei B J, Wen X Y, Zhu S C, et al. Detection and evaluation of soil contamination by heavy metals around one of smelters beside Xiangjiang River. *J Cent South Univ Sci Technol*, 2013, 44(12): 5180
(魏本杰, 文新宇, 朱生翠, 等. 湘江流域某冶炼厂周边土壤重金属含量检测及污染评价. 中南大学学报(自然科学版), 2013, 44(12): 5180)
- [12] Fang W X, Wu P W, Zuo J L, et al. Selection of plant species for ecologically geochemical phytoremediation of the environments polluted by Selenium, Molybdenum and Vanadium and Its perspectives. *Bull Mineral Pet Geochem*, 2005, 24(3): 222
(方维萱, 兀鹏武, 左建莉, 等. 硒、钼、钒污染环境的生态地球化学修复物种筛选与展望. 矿物岩石地球化学通报, 2005, 24(3): 222)
- [13] Wang F, Zhang Y M, Liu T, et al. Comparison of direct acid leaching process and blank roasting acid leaching process in extracting vanadium from stone coal. *Int J Miner Process*, 2014, 128: 40
- [14] Hou M, Wang X G. Study on extraction conditions and extractants for available vanadium in soil. *Chin J Soil Sci*, 2010, 41(5): 1241
(侯明, 王香桂. 土壤有效态钒的浸提剂和浸提条件研究. 土壤通报, 2010, 41(5): 1241)
- [15] Zhu X B, Zhang Y M, Liu T. Experiment and mechanism of vanadium extraction from stone coal by roasting with activators. *Chin J Rare Met*, 2013, 37(2): 283
(朱晓波, 张一敏, 刘涛. 石煤活化焙烧提钒试验及机制研究. 稀有金属, 2013, 37(2): 283)
- [16] Khan S, Kazi T G, Kolachi N F, et al. Hazardous impact and translocation of vanadium (V) species from soil to different vegetables and grasses grown in the vicinity of thermal power plant. *J Hazardous Mater*, 2011, 190(1): 738
- [17] Xu J Y, Li H B, Liang S, et al. Arsenic enhanced plant growth and altered rhizosphere characteristics of hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Environ Pollut*, 2014, 194: 105
- [18] Zhong X P, Wang J J, Zhao H W, et al. Investigation of heavy metals pollution in predominant plants around a municipal solid waste incineration plant: a case study in Shenzhen Qingshuihe MSWI plant. *Acta Sci Nat Univ Pekinensis*, 2010, 46(4): 674
(钟秀萍, 王俊坚, 赵宏伟, 等. 垃圾焚烧厂周围优势植物的重金属污染特征研究——以深圳市清水河垃圾焚烧厂为例. 北京大学学报: 自然科学版, 2010, 46(4): 674)
- [19] Audet P, Charest C. Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective. *Environ Pollut*, 2007, 147(1): 231
- [20] Soda S, Hamada T, Yamaoka Y, et al. Constructed wetlands for advanced treatment of wastewater with a complex matrix from a metal-processing plant: bioconcentration and translocation factors of various metals in *Acorus gramineus* and *Cyperus alternifolius*. *Ecol Eng*, 2012, 39: 63
- [21] Silva Gonzaga M I, Santos J A G, Ma L Q. Arsenic chemistry in the rhizosphere of *Pteris vittata* L and *Nephrolepis exaltata* L. *Environ Pollut*, 2006, 143(2): 254
- [22] Hou M, Hu C J, Xiong L, et al. Accumulation, translocation and subcellular distribution of vanadium in *Lycium barbarum* seedling. *J Agro-Environ Sci*, 2013, 32(8): 1514
(侯明, 胡存杰, 熊玲, 等. 钒在枸杞幼苗中积累, 转运及亚细胞分布. 农业环境科学学报, 2013, 32(8): 1514)
- [23] Dong L L, Zhao X G, Chao S J, et al. Study on plants absorbing and phytoremediation of Cd polluted soil. *Syst Sci Compr Stud Agric*, 2008, 24(3): 292
(董林林, 赵先贵, 巢世军, 等. 镉污染土壤的植物吸收与修复研究. 农业系统科学与综合研究, 2008, 24(3): 292)