

青城子铅锌尾矿区植物对重金属的吸收和富集特征研究

孙约兵^{1,2}, 周启星^{1,3}, 任丽萍¹, 王 林^{1,2}

(1. 中国科学院沈阳应用生态研究所, 中国科学院陆地生态过程重点实验室, 辽宁 沈阳 110016; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039; 3. 南开大学环境科学与工程学院, 环境污染过程与基准教育部重点实验室, 天津 300071)

摘要:通过实地调查分析了青城子铅锌尾矿废弃地的优势植物对 Cu、Cd、Pb 和 Zn 的吸收、转运和富集特征。结果表明,烟管头草(*Carpesium cernum*)对 Cd、地榆(*Sanguisorba officinalis*)对 Cd 和 Cu、苦苣菜(*Ixeris clementulata*)对 Cd、Zn 地上部富集系数和转移系数均大于 1.0,兴安毛连菜(*Picris dawurica*)、万寿菊(*Tagetes erecta*)、白花败酱(*Palrinia villosa*)的地上部 Pb 含量都超过 1 000 mg·kg⁻¹,达到 Pb 超富集植物临界含量标准。同时,这些植物对重金属污染有很强的耐性能力,对污染土壤治理和植被重建具有一定的实践意义。

关键词:尾矿废弃地;超富集植物;重金属污染;植物修复

中图分类号:X173 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)06-2166-06

The Identification of Hyperaccumulative Plants in Tailing Dumps of the Qingchengzi Lead-Zinc Mining Area

SUN Yue-bing^{1,2}, ZHOU Qi-xing^{1,3}, REN Li-ping¹, WANG Lin^{1,2}

(1. Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Science, Shenyang 110016, China; 2. Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; 3. Key Laboratory of Pollution Process and Environmental Criteria, Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China)

Abstract: A field survey on soils and plants growing in the tailing dumps in the Qingchengzi lead-zinc mining area was carried out. The concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in roots and shoots of weed species were measured. The results showed that the bioaccumulation coefficient and translocation factor of Cd in *Carpesium cernum*, Cd, Cu in *Sanguisorba officinalis* and Cd, Zn in *Ixeris clementulata* were greater than 1.0, respectively. The contents of Pb in *Picris dawurica*, *Tagetes erecta* and *Palrinia villosa* were higher than 1 000 mg·kg⁻¹, all of them exceeded the threshold value as a Pb-hyperaccumulator. Furthermore, those plants had strong tolerance to heavy metal contamination, which indicated that they could be useful for harnessing and rehabilitating contaminated soils by heavy metals in the future.

Keywords: tailing dump; hyperaccumulator; heavy metal contamination; phytoremediation

在自然界中,存在着对重金属具有富集能力和耐性特征的植物种类^[1],目前已报道的超富集植物已有 400 余种,但大多数超富集植物有生长缓慢、植株矮小和生物量低等缺点,从而导致综合治理重金属污染土壤中存在一定局限性,不利于大规模商业化应用。因此,寻找更多更为理想的超富集植物仍然是污染土

壤植物修复技术的基础和关键之所在^[2]。通常,筛选超富集植物的方法主要有:微量分析法、野外试纸初步诊断法、采样分析法和温室营养液或土壤盆栽模拟法^[3]。而目前筛选出的超富集植物绝大多数是利用野外采样分析法^[4-5],即从重金属污染较重的矿山附近地区采集植物及土壤样品,通过测定样品中重金属含量,从而鉴定其对重金属富集能力,进而确定其是否为超富集植物。本文旨在通过分析研究铅锌矿废弃地优势植物对重金属的吸收富集特点,探讨它们在重金属污染土壤植物修复上的应用潜力,期为重金属污染土地的植被重建和生态修复提供科学依据和基础材料。

收稿日期:2008-01-21

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)项目(2006AA06Z386);中俄自然资源与生态环境联合研究中心资助

作者简介:孙约兵(1978—),男,安徽枞阳人,博士研究生,主要研究方向为污染土壤的植物修复与生态治理。

通讯联系人:周启星 E-mail:zhouqx@iae.ac.cn

1 材料与方法

1.1 调查地区自然地理概况

调查的铅锌矿区位于辽宁省凤城满族自治县西北部,地理位置为 123°37'E、40°41'N,海拔 300~500 m,属暖温带大陆季风型气候区,年平均气温 5.5~8.2 °C,1 月平均气温 -17.1 °C,7 月平均气温 28.2 °C;气候比较湿润,年均降水量在 892 mm 左右,降水随季节分配不均;历年平均无霜期为 156 d。矿区主要母岩为大理石和云母片岩,土壤为棕壤,矿体以铅锌矿为主。

1.2 土壤和植物样品的采集

植物和土壤样品采自矿藏丰富的南山、甸南、杨树铅锌矿区尾矿废弃地,通过采用交叉间隔布点法在选好的样区进行采样,选取代表性、生长旺盛和数量较多的植物,且每种植物仅采一个单样,将植物样品装入聚乙烯塑料袋子密封保存,带回到实验室后立即进行预处理,每个植物样 3 个重复。同时在植物样品采集点采集相应的土壤样品(约 0~15 cm 表层土壤)。本研究共采集了 8 科 26 种植物(见表 1)以及土壤样品。

1.3 样品分析与数据处理

植物样品分为根和地上部(包括茎、叶、果实和花序或籽),先用自来水充分冲洗以去除粘附在植物样品上的泥土和污物,然后再用蒸馏水冲洗 2~3 遍,沥去水分,于 105 °C 下杀青 5 min,然后在 75 °C 下烘

干至恒重,磨碎后通过 60 目尼龙筛;土壤样品经过自然风干后磨碎,过 100 目尼龙筛,过筛后的植物样品和土壤样品采用 HNO₃-HClO₄ 法消化(二者体积比为 3:1),用原子吸收分光光度法测定样品的 Cu、Cd、Zn 和 Pb 的含量。

所有检测的数据都重复 3 次,在计算机上用 Microsoft Excel 2003 进行平均值和标准差的运算,以 Mean±SD 形式表示。并利用 SPSS10.0 进行植物样品最小显著性差异测验(LSD 测验),同时运用线性回归分析处理土壤-植物、植物地上部-根系以及富集系数-转移系数的重金属含量之间的关系。

2 结果与分析

2.1 尾矿土壤重金属含量变化

分析结果发现(见表 2),青城子铅锌矿土壤中重金属的含量总体上以 Pb>Zn>Cu>Cd,4 种重金属的平均含量分别为 8 749.22±9 045.40 mg·kg⁻¹,5 296.06±3 557.08 mg·kg⁻¹,149.18±162.50 mg·kg⁻¹,27.33±22.71 mg·kg⁻¹;同时,3 个废弃地的重金属含量也差异显著,其中南山坑口土壤中 Cd、Pb 和 Zn 均显著高于甸南和杨树,而 Cu 的含量以杨树>南山>甸南;然而,就同一矿区不同的采集点来看,重金属含量差异也很大,其范围 Cd 为 0.52~56.46 mg·kg⁻¹,Pb 为 641.13~29 497.75 mg·kg⁻¹,Cu 为 21.15~598.28 mg·kg⁻¹,Zn 为 297.81~11 027.63 mg·kg⁻¹。与全国土壤重金属元素背景值比较^[6],尾矿废弃地土壤的 Pb、Zn、Cu 和 Cd 平均含量高出 336、71、6 和 281 倍,与先前的研究测定的土壤含量也有一定幅度地提高^[7]。造成这种现象的原因可能与裸露岩矿加速风化过程,堆置于土壤上的采矿碎石和尾砂的雨水淋洗过程,采矿散发物质的大气回降过程以及其他界面过程的存在有关^[8]。

2.2 植物对重金属的富集特征

2.2.1 植物体内重金属的含量

从植物体内重金属的含量来看,植物对 Pb、Cd、Cu 和 Zn 吸收程度各不相同(表 3),总体而言,植物体内 Zn 含量最高,依次是 Pb、Cu 和 Cd;地上部和根系的差异也很大,而且大多数植物的根系中重金属含量大于地上部分,这可能与植物对金属的耐性机制有关,植物通过根部一定的结构或生理特性限制重金属离子由根部向地上部转移,使得地上部保持较低的重金属含量,或者通过落叶同时将重金属排出体外^[9-10],以减轻重金属对地上部的毒害。3 个尾矿废弃地植物中重金属的含量和土壤含量分布规律不同(见表 2),植物中

表 1 青城子铅锌矿尾矿废弃地采集的植物种类

Table 1 Some weed species collected from tailing dumps of the Qingchengzi zinc-lead mining area

植物科名(Family)	植物种名(Species)
蓼科(Polygonaceae)	辣蓼(<i>Polygonum hydropiper</i>)
车前科(Plantaginaceae)	大车前(<i>Plantago major</i>)
禾本科(Gramineae)	狗尾巴草(<i>Setaria viridis</i>)
金丝桃科(Hypericaceae)	小金丝桃(<i>Hypericum iaxum</i>)
败酱科(Valerianaceae)	白花败酱(<i>Patrinia villosa</i>), 异叶败酱(<i>Patrinia heterophylla</i>)
蔷薇科(Rosaceae)	水杨梅(<i>Geum aleppicum</i>), 地榆(<i>Sanguisorba officinalis</i>), 龙牙草(<i>Agrimonia pilosa</i>)
唇形科(Labiatae)	益母草(<i>Leonurus japonicus</i>), 藜香(<i>Agastache rugosa</i>), 薄荷(<i>Mentha haplocalyx</i>)
菊科(Compositae)	万寿菊(<i>Tagetes erecta</i>), 大籽蒿(<i>Artemisia sieversiana</i>), 猪毛蒿(<i>Artemisia scoparia</i>), 苦苣菜(<i>Ixeris clementulata</i>), 紫菀(<i>Aster tataricus</i>), 红足蒿(<i>Artemisia rubripes</i>), 野艾蒿(<i>Artemisia umbrosa</i>), 林泽兰(<i>Eupatorium lindleyanum</i>), 兴安毛连菜(<i>Picris davurica</i>), 林地蒿(<i>Artemisia sylvatica</i>), 阿尔太紫菀(<i>Heteropappus altaicus</i>), 球花风毛菊(<i>Saussurea pulchella</i>), 一年蓬(<i>Erigeron annuus</i>), 烟管头草(<i>Carpesium cernum</i>)

表2 3个尾矿废弃地土壤和植物中重金属的含量(mg·kg⁻¹)

Table 2 The concentrations of Cd, Cu, Pb and Zn in soils and plants of the three tailing sites

地点	重金属	土壤中的含量 Mean ± SD	土壤中重金属的浓度范围	地上部的含量 Mean ± SD	地上部重金属的浓度范围
南山	Cd	39.52±26.53	1.13~56.46a	11.55±12.74	0.44~37.14a
	Cu	129.56±65.98	21.15~716.13a	14.21±6.45	6.08~52.25a
	Pb	11 759.02±10 852.77	792.52~29 497.75a	374.59±726.46	10.70~2 148.61a
	Zn	5 895.67±3 056.36	950.64~9 083.54a	475.39±394.57	61.57~1 259.12a
甸南	Cd	22.04±19.77	0.52~52.70b	7.77±8.33	0.72~24.58a
	Cu	97.60±81.10	22.11~220.57a	14.76±6.02	7.55~26.61a
	Pb	8 551.88±9 478.45	641.13~25 424.37a	155.13±186.10	6.49~592.43a
	Zn	3 966.71±4 179.44	297.81~10 496.20a	427.20±325.36	47.45~891.35a
杨树	Cd	20.44±18.19	1.17~55.90b	13.80±14.95	1.23~41.56a
	Cu	155.20±178.41	30.06~598.28a	21.19±9.64	9.57~35.23a
	Pb	6 747.12±7 756.87	874.84~9 873.81a	402.00±500.14	8.66~1 338.90a
	Zn	5 823.20±3 476.54	298.66~11 027.63a	634.22±595.52	116.93~1 963.91a

表3 青城子铅锌尾矿废弃地植物中重金属的含量(mg·kg⁻¹)

Table 3 The concentrations of heavy metals in weed species growing in tailing dumps of the zinc-lead mining area

地点	植物种	部位	Cd	Pb	Cu	Zn	地点	植物种	部位	Cd	Pb	Cu	Zn
南山	大车前	地上部	22.61	565.02	52.25	1 259.12	杨树	小金丝桃	地上部	10.39	592.43	19.56	679.76
		根系	29.50	1 518.95	51.48	1 336.93			根系	14.14	2 960.61	87.39	1 368.29
	龙牙草	地上部	0.44	10.70	9.53	61.57		异叶败酱	地上部	17.72	102.63	7.55	891.35
		根系	nd	135.91	12.25	106.71			根系	23.30	1 462.63	20.09	562.95
	一年蓬	地上部	1.71	13.27	13.98	102.23		林地蒿	地上部	6.25	32.31	14.87	149.11
		根系	1.06	15.11	25.32	75.16			根系	3.48	131.03	29.06	304.35
	林泽兰	地上部	19.03	51.35	13.16	297.72		大籽蒿	地上部	24.58	221.85	26.12	829.69
		根系	8.51	1 076.75	123.43	379.13			根系	15.71	1 765.95	38.16	819.82
	兴安毛连菜	地上部	37.15	2 148.61	28.11	1 034.33	杨树	苦苣菜	地上部	31.43	282.85	19.65	1 963.92
		根系	27.52	870.35	19.29	1 152.98			根系	26.78	1 573.56	31.89	1 740.54
	薄荷	地上部	3.71	323.59	13.18	441.59		野艾蒿	地上部	4.41	485.23	32.38	577.65
		根系	38.18	4 396.08	97.16	120.53			根系	42.08	3 778.27	103.11	1 636.50
	狗尾草	地上部	9.17	206.54	13.00	829.30		紫菀	地上部	5.47	30.30	12.28	161.75
		根系	21.40	893.47	86.79	2 015.80			根系	6.92	1 191.16	36.99	823.57
	辣蓼	地上部	2.37	20.15	6.08	127.51		万寿菊	地上部	25.77	1 138.78	32.34	787.91
		根系	38.75	3 710.51	36.94	1 059.14			根系	75.69	6 294.40	136.01	2 182.45
	烟管头草	地上部	18.86	222.49	16.65	908.89		白花败酱	地上部	5.35	1 338.90	35.23	749.78
		根系	7.14	518.95	38.68	296.51			根系	10.89	1 877.29	30.86	800.85
甸南	益母草	地上部	1.57	25.45	9.17	224.12		阿尔太紫菀	地上部	41.56	128.83	16.14	987.50
		根系	2.37	51.85	13.32	110.22			根系	31.60	1 957.12	70.38	948.67
	地榆	地上部	0.72	6.49	9.61	47.45		水杨梅	地上部	5.77	180.25	14.08	219.34
		根系	0.72	nd	8.34	239.69			根系	24.55	3 037.78	34.45	1 012.09
	猪毛蒿	地上部	1.01	53.37	16.76	82.78		藿香	地上部	1.23	24.23	9.57	143.19
		根系	nd	10.15	17.88	63.62			根系	2.11	58.74	27.31	53.31
	红足蒿	地上部	4.11	100.21	18.11	571.65		球花凤毛菊	地上部	3.25	8.66	19.04	116.93
		根系	36.72	4 129.62	74.31	1 642.98			根系	3.94	nd	56.90	155.62

注:nd, 未检出。not detected.

Cd、Pb 和 Zn 的含量均以杨树>南山>甸南, 而 Cu 的含量则杨树>甸南>南山。

2.2.2 植物对重金属的富集系数和转移系数

由表 4 可知, 烟管头草、紫菀、白花败酱等 9 种植物对 Cd、Pb、Cu 和 Zn 具有很强的富集作用, 其中 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的富集系数超过 1.0 的植物分别有 6

种、2 种、1 种和 3 种。不同植物对金属的富集作用也差异显著,其中地榆对 Cd 和 Cu 富集系数分别为 1.38 和 1.06;苦苣菜对 Cd 和 Zn 的富集系数分别为 2.76 和 1.37;白花败酱对 Cd 和 Pb 的富集系数分别为 1.18 和 1.13。这 3 种植物表现出同时对两种重金属具有较强的富集系数特征,是植物修复多种金属重金属污染土壤的可选材料。

表 4 几种植物的富集系数和转移系数

Table 4 The bioaccumulation and translocation factors of plants growing in the mining areas

重金属	植物	富集系数(BF)	转移系数(TF)	
Cd	烟管头草	1.78	2.64	
	地榆	1.38	1.00	
	紫菀	4.68	0.79	
	白花败酱	1.18	0.49	
	万寿菊	1.96	0.34	
	苦苣菜	2.76	1.17	
	Cu	地榆	1.06	3.19
		水杨梅	1.02	0.85
	Pb	白花败酱	1.13	0.71
Zn	小金丝桃	2.28	0.50	
	红足蒿	1.05	0.35	
	苦苣菜	1.37	1.13	

从表 4 可以看出,只有烟管头草、地榆、苦苣菜对 Cd、Pb、Cu 和 Zn 的转移系数都大于或等于 1,具备超富集植物的转移系数特征。从表 4 中还可看出,富集系数较大的植物如紫菀转移系数却只有 0.79;相反,地榆的富集系数为 1.06,转移系数却达到 3.19。同时,从描述富集系数的土壤-地上部和转移系数的地下部-地上部各元素含量的关系(表 5)来看,土壤-地上部重金属之间只有 Cu-Cu 显极相关性($P<0.01$);地上部-地下部重金属之间 Cd-Cd 存在相关性($P<0.05$),Zn-Zn 显极相关性($P<0.01$);富集系数和转移系数中只有 Cu-Cu 呈现相关性($P<0.05$)。可见,富集系数和转移系数有一定的区别,分别表征植物的富集能力和转运能力,与植物的生理、生化和遗传、变异关系密切。

3 讨论

超富集植物是指能超量吸收重金属并能将其不断运移到地上部的植物^[11]。目前关于筛选和确认超富集植物的标准包括 3 个特征:其一是临界含量特征,茎或叶富集重金属的临界含量定为:Zn 和 Mn 为 10 000 mg·kg⁻¹,Pb、Cu、Ni、Co 和 As 为 1 000 mg·kg⁻¹,Cd 为 100 mg·kg⁻¹,Au 为 1 mg·kg^[12-15],或者达到未受

表 5 土壤、根和地上部之间重金属含量的关系

Table 5 Relationships of heavy metal concentrations in soil, roots and shoots of plants

X	Y	回归方程	R ²	F	P
土壤-地上部					
Cd	Cd	Y=0.187 9X+6.32	0.125	3.59	0.070
Pb	Pb	Y=0.016X+175.18	0.089	2.43	0.132
Cu	Cu	Y=0.034X+14.33	0.281**	9.78	0.000
Zn	Zn	Y=0.016X+456.40	0.015	0.39	0.539
根系-地上部					
Cd	Cd	Y=0.286X+6.20	0.184*	5.63	0.026
Pb	Pb	Y=0.085X+180.5	0.084	2.31	0.141
Cu	Cu	Y=0.058X+16.67	0.39	1.02	0.323
Zn	Zn	Y=0.424X+209.92	0.37**	14.97	0.000
富集系数-转移系数					
Cd	Cd	Y=0.123X+0.77	0.031	0.79	0.383
Pb	Pb	Y=-0.315X+0.83	0.002	0.04	0.835
Cu	Cu	Y=0.988X+0.38	0.183*	5.59	0.026
Zn	Zn	Y=-0.370X+1.22	0.005	0.93	0.345

注:** $P<0.01$, * $P<0.05$, $n=26$ 。

污染的普通植物的 10~100 倍^[10,16];其二是具有富集系数和转移系数特征,即富集系数和转移系数都大于 1^[17];其三是具有一定的耐性能力^[18-19]。

由于各种重金属在地壳中的丰度以及在土壤和植物中的背景值存在很大的差异,超富集植物对不同重金属富集浓度界限也会有所不同,作为超富集植物,通常认为其地上部的重金属含量达到或超过普通植物的 10~100 倍^[16,20]。本试验中,超过这标准的植物 Cd 有 10 种,而 Pb 和 Zn 分别有 18 种和 3 种,其中各植物中重金属最大含量分别为:阿尔太紫菀含 Cd 达到 41 倍,为 41.56 mg·kg⁻¹;兴安毛连菜含 Pb 达到 429 倍,为 2 148.61 mg·kg⁻¹;苦苣菜含 Zn 达到 19 倍,为 1 963.92 mg·kg⁻¹。这些植物具有超富集植物的一般特征。如果按照 Baker 和 Brooks 等^[12-13]制定的临界含量标准,兴安毛连菜、万寿菊和白花败酱的地上部分 Pb 含量分别为 2 148.61、1 138.78 和 1 338.90 mg·kg⁻¹,均达到了 Pb 超富集植物的临界含量特征。

同时,这些植物还表现出对重金属具有一定的耐性特征,如:地榆土壤中 Pb 和 Zn 达到 940.06 和 465.25 mg·kg⁻¹,苦苣菜土壤中 Pb 和 Cu 含量为 8 826.20 和 220.62 mg·kg⁻¹,白花败酱的土壤中 Zn 含量达到 11 027.63 mg·kg⁻¹。超富集植物对重金属的耐性和吸收能力是污染土壤提取修复的两个基本特征^[21],因此当土壤中同时含有几种重金属的复合污染时,植物体不仅表现一定的忍受耐性,同时还表现出很强的

吸收能力,因而它们是植物修复技术在重金属复合污染土壤治理中良好的修复材料。

富集系数和转移系数是衡量超富集植物的重要特征,为了达到更好的提高污染土壤修复效果,不仅植物地上部重金属含量应高于土壤中该金属的含量^[21],而且地上部要高于地下部重金属的含量,即富集系数和转移系数都大于1。据此,富集系数达到这个标准 Cd、Cu、Pb 和 Zn 的植物分别有 6 种、2 种、1 种和 3 种,而转移系数超过 1 的植物仅有 5 种,分别为: Cd 3 种、Cu 1 种和 Zn 1 种。因此,同时具有超富集植物两个基本特征的有烟管头草、地榆、苦苣菜 3 种植物。

总之,从本实验结果来看,烟管头草对 Cd、地榆对 Cd 和 Cu 和苦苣菜对 Cd 和 Zn 具有很强的耐性特征,地上部的富集系数和转移系数都大于或等于 1,具备了超富集植物的富集和转移特征。兴安毛连菜、万寿菊、白花败酱的地上部分 Pb 含量超过 Pb 超富集植物临界含量标准。这些植物不仅根部有很强的吸收重金属能力,而且还有大量将重金属运输到地上部并储存起来的能力^[23-24]。同时,由于自然选择的原因,其已经适应尾矿库的特殊生境,具有耐干旱、贫瘠和重金属胁迫等优点,对矿山植被的重建和土壤的改良有很大意义,因此具有进一步研究价值。近几年来我国的超富集植物研究取得了很大的进展,许多不同重金属的超富集植物相继被发现,如魏树和、周启星等^[25-26]利用矿山植物筛选结合盆栽、小区实验发现 Cd 超富集植物龙葵和球果苘菜,杨肖娥等^[27]利用矿山植物筛选结合水培实验发现 Zn 超富集植物东南景天,等等,都是利用野生植物作为原始的筛选材料,然后结合不同的方法进一步确定其耐性和富集能力,从而发现新的超富集植物。总之,矿山废弃地已成为超富集植物获得提供了十分理想的种质资源库,需要建立超富集植物的特征标准和筛选标准,这样才能发现更多的超富集植物,并能更好地为污染土壤的治理和修复提供丰富的材料。

参考文献:

[1] Chaney R L, Li Y M, Angle J S. Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: Approaches and progress[M]//Terry N, GS Bacuelos eds. Phytoremediation of trace elements. Miami: Ann Arbor Press, 1999. 112-128.

[2] 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 Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Characteristics of 18 species of weed hyperaccumulating heavy metals in contaminated soils[J]. *Jour-*

nal of Basic Science and Engineering, 2003, 11(2): 152-160.

[3] 周启星,宋玉芳,等. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.

ZHOU Qi-xing, SONG Yu-fang, et al. Principles and methods of contaminated soil remediation[M]. Beijing: Science Press, 2004.

[4] Reeves R D, Baker A J M. Metal accumulating plants[C]. Raskin I, Ensley BD. Phytoremediation of toxic: Using plant to clean up the environment. New York: John Wiley, 2000.

[5] Visottiviseth P, Francesconi K, Sridokchan W. The potential of thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land[J]. *Environmental Pollution*, 2002. 118: 453-461.

[6] 中国环境监测站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990. 25-40.

Environmental Monitoring of China. Soil elements background value in China[M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1990. 25-40.

[7] 魏树和,周启星,王新,等. 某铅锌矿坑口周围具有重金属超积累特征植物的研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(3): 33-39.

WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin, et al. Hyperaccumulative characteristics of some weeds distributed round a Pb-Zn mining site[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2004, 5(3): 33-39.

[8] 周启星,任丽萍,孙铁珩,等. 某铅锌矿开采区土壤镉的污染及有关界面过程[J]. 土壤通报, 2002, 3(4): 300-302.

ZHOU Qi-xing, REN Li-ping, SUN Tie-heng, et al. Contaminative and interfacial processes of soil cadmium in a lead-zinc mining area[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2002, 3(4): 300-302.

[9] Adriano D C. Trace elements in the terrestrial environment[M]. New York: Springer Verlag, 1986.

[10] Baker A J M, Walker P L. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plant[M]//Shaw A J. Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects. Boca Raton: CRC press Inc., 1989. 155-178.

[11] Brooks R R, Lee J, Reeves R D. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium species of indicator plants[J]. *Journal Geochemical Exploration*, 1997, 7: 49-77.

[12] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry[J]. *Biorecovery*, 1989, 1: 811-826.

[13] McGrath S W, Zhao F J, Lombi E. Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal-contaminated soils[J]. *Plant Soil*, 2001, 232: 207-14.

[14] Baker A J M, Whiting S N. In search of the Holy Grail a further step in understanding metal hyperaccumulation[J]. *New Phytologist*, 2002, 155: 1-4.

[15] Reeves R D. New Zealand serpentines and their flora[C]//Baker A J M, Proctor J, Reeves R D. The vegetation of ultramafic (serpentine) soils. Andover, UK: Intercept, 1992. 129-137.

[16] Shen Z G, Liu Y L. Progress in the study on the plants that hyperaccumulate heavy metal[J]. *Plant Physiol Commun*, 1998, 34: 133-139.

[17] 周启星,魏树和,张倩茹. 生态修复[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2004.

ZHOU Qi-xing, WEI Shu-he, ZHANG Qian-ru. Ecological remedia-

tion[M]. Beijing:Chinese Environmental Science Press, 2004.

- [18] 孙约兵, 周启星, 任丽萍. 镉超富集植物球果蕓菜对镉-砷复合污染的反应及其吸收积累特征[J]. 环境科学, 2007, 28(6):1355-1360.
- SUN Yue-bing, ZHOU Qi-xing, REN Li-ping. Growth responses of *Rorippa globosa* and its accumulation characteristics of Cd and As under the Cd-As combined pollution[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(6):1355-1360.
- [19] SUN Yue-bing, ZHOU Qi-xing, DIAO Chun-yan. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L.[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99:1103-1110.
- [20] ZU Yan-qun, LI Yuan, Christian Schwartz, et al. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping leadzinc mine area[J]. *China. Environment International*, 2004, 30:567-576.
- [21] Brooks R R, Chambers M F, Nicks L J, et al. Phytomining[J]. *Trends in Plant Science*, 1998, 3(9):359-362.
- [22] Salt D E. Phytoextraction: Present applications and future promise[C]// Wise D L. et al. (Eds). *Bioremediation of contaminated soils*. New York: Marcel Dekker Press, 2000.
- [23] Baker A J M, McGrath S P, Reeves R D, et al. Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-pollution soils[C]//Terry N, Banuelos Q, editors. *Phytoremediation of contaminated soil and water*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2000. 85-197.
- [24] Ozturk L, Karanlik S, Ozkutlu F, et al. Shoot biomass and zinc/cadmium uptake of hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species in response to growth on a zinc-deficient calcareous soil[J]. *Plant Science*, 2003, 164:1095-1101.
- [25] 魏树和, 周启星, 王新. 等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵 (*Solanum nigrum*) [J]. 科学通报, 2004, 49(24):2568-2573.
- WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin, et al. A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L.[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2004, 49(24):2568-2573.
- [26] Wei S H, Zhou Q X. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by *Rorippa globosa* using two-phase planting[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2006, 13(3):151-155.
- [27] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 等. 东南景天 (*Sedum alfredii* H) —— 一种新的锌超积累植物[J]. 科学通报, 2002, 47(13):1003-1006.
- YANG Xiao-e, LONG Xin-xian, NI Wu-zhong, et al. *Sedum alfredii* H: A new Zn hyperaccumulating plant first found in China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2002, 47(13):1003-1006.