

超积累植物龙葵及其对镉的富集特征

魏树和, 周启星*, 王新

(中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016)

摘要:超积累植物筛选是重金属污染土壤植物提取修复的基础和核心问题, 同时也是污染环境植物修复的难点及前沿。杂草具有抗逆境能力强、生长迅速、繁殖能力强以及在环境条件适宜情况下生物量能够急剧提高等特点, 可以弥补现有超积累植物的某些缺点和不足, 是较理想的超积累植物资源。本文通过室外盆栽模拟试验及重金属污染区采样分析试验, 首次发现并证实杂草龙葵(*Solanum nigrum* L.) 是一种 Cd 超积累植物。其中, 盆栽试验表明, 在 Cd 污染水平为 25 mg/kg 条件下, 龙葵茎及叶的 Cd 含量分别超过了 100 mg/kg 这一公认 Cd 超积累植物应达到的临界含量标准, 其地上部 Cd 含量大于其根部 Cd 含量, 且地上部 Cd 富集系数大于 1, 同时, 与对照相比, 植物的生长未受到抑制。污染区采样分析试验进一步表明, 龙葵对 Cd 的富集符合 Cd 超积累植物的基本特征。这一通过未污染区对超积累植物进行筛选的方法, 可以为 Cd 污染土壤的植物修复获得更多具有实用价值的新材料。

关键词:镉超积累植物; 龙葵(*Solanum nigrum* L.); 污染土壤; 植物修复

中图分类号: X506 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)03-0167-05

Cadmium Hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and Its Accumulating Characteristics

WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin

(Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China)

Abstract: It is main groundwork and the first step of phytoextraction of its commercial application on a large scale to screen out a series of ideal hyperaccumulators that can effectively remedy contaminated soil by heavy metals, which is also difficult point and front field of contaminated environment phytoremediation. With the properties of strong endurance to adverse environment, fast growing and high reproduction, especially the characteristic of the biomass could increase sharply under feasible environmental factors, weed can supply a gap of discovered hyperaccumulating plants, so it is a kind of ideal remediative resource. A cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. (weed) was first discovered by using the pot-culture method arranged in outdoor and sampling-analyzing experiments carried out in heavy metal contaminated areas. The pot-culture experiments show that the average concentration of Cd in stems and leaves of *S. nigrum* growing in soil added with 25 mg/kg of Cd were all greater than the accepted critical concentration of 100 mg/kg what Cd hyperaccumulator should accumulate. The Cd concentration in its overground parts was higher than that in its roots, and the Cd accumulation coefficient in its overground parts was higher than 1 too. Compared with the control, the overground biomass of *S. nigrum* under the condition of 25 mg/kg (Cd) was not decreased significantly. Furthermore, it was also confirmed that *S. nigrum* had basic characteristics of Cd hyperaccumulator by sample-analyze experiment in contaminated area with heavy metals. This kind of method of identifying hyper accumulators in a clean area is useful to the discovery of materials applied to the phytoremediation of contaminated soils with Cd.

Key words: Cd hyperaccumulator; *Solanum nigrum* L.; contaminated soil; phytoremediation

尽管国际上报道的超积累植物的总数已有几百种之多, 但大多是 Ni 超积累植物, 其总数约 300 多种, 此外还有 Co 26 种、Cu 24 种、Se 19 种、Zn 16 种、Mn 11 种、As 2 种和 Cd 1 种^[1, 2], 而且这些超积累植物大多数处于保密状态, 并且通过专利等各种方式加以保护。具有我国自主知识产权的超积累植物近年来虽有报道但数量较少, 如 Zn 超积累植物东南景天^[3]、As 超积累植物蜈蚣草^[4]、Cd 超积累植物油菜^[5]和宝山堇菜^[6]以及 Mn 超积累植物商陆^[7], 仅为有限的几种, 这与我国是一个植物资源十分丰富的大国地位是十分不相称的。况且, 我国

受重金属污染的农田土壤约 $2.5 \times 10^7 \text{ hm}^2$, 每年被重金属污染的粮食多达 $1.2 \times 10^7 \text{ t}$ 。如此大面积的污染土壤采用传统的物理和化学方法均因经济或技术等原因难以实施, 目前基本处于未修复状态^[8]。利用超积累植物的超量富集作用以去除污染土壤中超标重金属的植物提取修复技术具有操作简单, 经

收稿日期: 2004-09-02; 修订日期: 2004-11-16

基金项目: 国家杰出青年科学基金项目(20225722); 国家自然科学基金重点项(20337010)

作者简介: 魏树和(1970~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为污染土壤的植物修复。

* 通讯联系人, E-mail: Zhouq@mail.sy.ln.cn; shuhewei@tom.com

济上和技术上能够大面积实施等优点,是一项十分有前途的修复技术^[8,9],所以超积累植物的筛选既是植物修复技术的基础研究,同时又具有非常重要的现实意义^[10]。有鉴于此,笔者以杂草特别是农田杂草为研究对象,采用室外盆栽模拟试验的方法,对东北沈阳地区 20 科 54 种田间杂草植物进行其重金属耐性及积累能力的初步系统研究。结果发现龙葵(*Solanum nigrum* L.)对 Cd 单一及 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染耐性均较强,对 Cd 有较高的富集系数,具有超积累植物的基本特征^[11]。在此基础上,又进一步利用盆栽浓度梯度试验及不同类型污染区采样分析试验就龙葵对 Cd 的富集潜力及富集特征进行了系统研究。

1 材料与方法

1.1 盆栽浓度梯度试验

试验地点设在中国科学院沈阳生态实验站内,地理位置为东经 123°41′,北纬 41°31′,海拔约 50 m,属温带半湿润大陆性气候,年平均温度 5℃~9℃,大于 10℃的年活动积温 3 100℃~3 400℃,年总辐射量 520~544 kJ/cm²,无霜期 127~164 d,年降水量 650~700 mm。该试验站周围没有污染源,是重金属未污染区。盆栽试验土壤采自该站表土(0~20 cm),土壤类型为草甸棕壤。测定结果表明,盆栽土壤的理化性质为 pH 值 6.65,有机质 16.68 g/kg,全 N 0.73 g/kg,全 P 0.66 g/kg,有效 P 10.29 mg/kg,速效 K 89.01 mg/kg,总 Cd 0.2 mg/kg。

试验共设了 6 个处理,分别为对照(CK),即未投加 Cd 的处理。Cd 污染处理,投加浓度(单位为 mg/kg)分别为:10(T₁)、25(T₂)、50(T₃)、100(T₄)和 200(T₅),投加的重金属形态为 CdCl₂·2.5 H₂O,为分析纯试剂,以固态加入到土壤中,充分混匀,平衡 2 周后待用。

本试验在 2002 年筛选试验基础上于 2003 年春开始,移栽幼苗均采自沈阳生态站内,每盆 2 棵,幼苗高度为 3.1 cm,各处理均重复 3 次,露天栽培。根据盆栽土壤缺水情况,不定期浇自来水(水中未检出 Cd),使土壤含水量经常保持在田间持水量的 80%左右。待植物成熟后收获,生长时间为 95 d。

1.2 污染区采样分析试验

选择了 2 个污染区,一是辽宁凤城青城子铅锌矿,地理位置为东经 123°37′,北纬 40°41′。该矿区年平均温度 6.5~8.7℃,降水量 674.4 mm。矿区主要母岩为大理石和云母片岩,土壤为棕壤性土。

植被覆盖主要为次生林和稀疏的灌丛及部分人工水杉、刺槐林。矿体各坑口海拔约 270~405 m,开采处距地面约 180~390 m。铅锌矿品位约 70%~80%,Cd 主要伴生在闪锌矿晶格中,平均品位约 0.034%,但不单独成矿。由于龙葵是偶见种,因此植物采样采取的是见一棵采一棵的取样方式。

另一个污染区是沈阳张士污灌区,位于沈阳西郊,距中国科学院沈阳生态站约 30 km。1962 年以来,由于不合理引用沈阳卫工明渠含 Cd 工业污水灌溉稻田,灌区大部分农田受到污染,据 1975 年调查,土壤主要是受 Cd 污染而且 Cd 主要分布在土壤表层(约 0~35 cm),土地受 Cd 污染面积约 2.8×10³ hm²,污染较严重地区土壤 Cd 浓度为 5~7 mg/kg^[12]。2003 年于龙葵成熟时采取随采样方法到沈阳张士灌区采集植物及其根区土壤样品。

1.3 样品分析与数据统计

收获的植物样分为根、茎、叶和籽实 4 部分,分别用自来水充分冲洗以去除粘附于植物样品上的泥土和污物,然后再用去离子水冲洗,沥去水分,之后在烘干前先在 105℃下杀青 30 min,然后在 70℃下于烘箱中烘至恒重。烘干后的植物样品粉碎备用。土壤样品风干后过 100 目筛备用。植物及土壤样品均采用 HNO₃-HClO₄ 法消化(二者体积比为 87%:13%)。原子吸收分光光度计法测定其中的重金属含量,土壤中重金属有效态含量采用 0.1 mol/L HCl 提取和原子吸收分光光度计法测定,重复 3 次^[11]。原子吸收分光光度计为日立 180-80,其 Cd 的波长为 228.8 nm。土壤的有机质含量等基本理化性质的测定采用常规的测定方法^[13]。pH 用 PHS-3B 型 pH 计测定,土水比为 1:2.5。

分析所获数据,在计算机上用 Microsoft Excel 进行平均值和标准差(SD)的计算,并利用 Duncan 氏新复极差测验(SSR 测验)进行盆栽植物地上部干重的差异显著性测验^[14]。

2 结果与分析

2.1 盆栽试验条件下龙葵对 Cd 的耐性及富集特征

图 1 给出了在不同 Cd 浓度处理条件下龙葵的地上部生物量。差异显著性分析表明,与对照相比(CK),龙葵在 Cd 投加浓度为 10 mg/kg 和 25 mg/kg 的处理中,地上部生物量均未下降($p < 0.05$);但在 Cd 污染水平较高时,即投加浓度为 50、100 和 200 mg/kg 情况下,地上部生物量则有所下降($p <$

0.05),说明龙葵对 Cd 的耐性有一定限度.也就是说,在土壤 Cd 浓度低于 25 mg/kg 情况下,龙葵对 Cd 有较强的耐性,具有超积累植物应具有耐性较强的特征^[11].

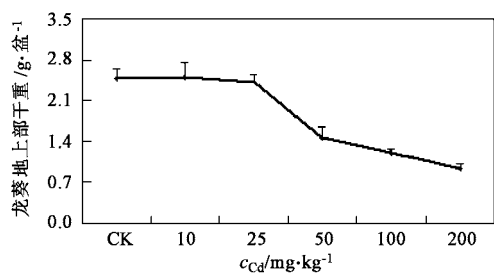


图 1 不同 Cd 浓度处理条件下龙葵地上部生物量
Fig.1 Above-ground biomass of *S. nigrum* grown in soil added various Cd concentrations

植物体内 Cd 含量测定结果表明(表 1),在各个处理中,龙葵地上部 Cd 含量均大于其根部 Cd 含量,亦即转移系数均大于 1,为 1.04~1.27.当土壤中 Cd 投加浓度为 25 mg/kg 时,龙葵茎和叶中 Cd

含量分别为 103.8 mg/kg 和 124.6 mg/kg,达到了 Cd 超积累植物应达到的临界含量标准,即茎或叶 Cd 含量大于 100 mg/kg,而且其地上部 Cd 富集系数为 2.68(明显大于 1),因此从植物对 Cd 的积累特性来看已满足了 Cd 超积累植物的临界含量特征^[9].随着土壤 Cd 污染水平的增加(T₁,T₂,T₃,T₄,T₅),植物体内 Cd 含量也在增加,并在 Cd 投加浓度为 200 mg/kg 时达到最大,分别为根 157.4 mg/kg、茎 252.4 mg/kg、叶 291.4 mg/kg、籽实 45.3 mg/kg,但各处理地上部对 Cd 的富集系数均在减小,尤其是处理 T₅ 地上部富集系数仅为 0.83,说明在此时植物对 Cd 的积累可能已趋近植物所能积累的最大临界含量.

上述试验结果表明,龙葵在土壤 Cd 投加浓度为 25 mg/kg 时,其茎和叶中 Cd 含量均达到了 Cd 超积累植物应达到的临界含量标准,而且其转移系数大于 1,同时对 Cd 耐性较强,完全具有 Cd 超积累植物的基本特征,是 Cd 的超积累植物^[9,15~17].

2.2 采矿污染区龙葵对重金属的富集特征

表 1 盆栽浓度梯度试验龙葵体内 Cd 含量/mg·kg⁻¹

Table 1 Cd concentration of *Solanum nigrum* L. growing in pot/mg·kg⁻¹

处理/mg·kg ⁻¹	根	茎	叶	籽实	地上部	地上部 AC ¹⁾	转移系数 A/R ²⁾
CK	0.1	0.4	0.5	0.2	0.3		
10	28.8	61.5	75.5	11.2	36.6	3.63	1.27
25	59.9	103.8	124.6	23.7	67.3	2.68	1.12
50	97.4	135.5	194.3	33.3	101.1	2.02	1.04
100	113.1	203.6	264.8	40.2	131.3	1.31	1.16
200	157.4	252.4	291.4	45.3	167.2	0.83	1.06

1) AC 为富集系数,下同; 2) A/R 为地上部 Cd 含量与其根中 Cd 含量的比值,下同.

在 Cd 污染较为严重的铅锌矿区采集到的龙葵植物,从外表特征上看均未表现出受毒害症状,且均已成熟.对这几株植物相应根区土壤进行理化性质及 Cd 含量测定结果表明,采样点土壤基本理化性质为 pH 值 6.53~6.95,有机质 14.31~15.04

g/kg,全 N 0.58~0.72g/kg,全 P 0.49~0.68g/kg,有效 P 9.27~10.72mg/kg,速效 K 80.24~90.43 mg/kg.采样点(1~5)土壤中 Cd 总量为 2.7~7.3 mg/kg,有效态含量为 1.2~3.9 mg/kg,有效态占总量的 45.2%~53.8%(表 2).

表 2 铅锌矿区龙葵及其根区土壤的 Cd 含量/mg·kg⁻¹

Table 2 The concentration of Cd in *S. nigrum* and its corresponding rhizosphere soil of a Pb-Zn mining area/mg·kg⁻¹

植株	植物部位					地上部	转移系数	地上部	土壤	
	根	茎	叶	籽实	地上部	AC	A/R	干重/g·棵 ⁻¹	总 Cd	有效态 Cd
1	3.0	6.7	9.5	0.9	5.2	1.91	1.73	3.96	2.7	1.2
2	2.1	5.5	9.0	0.9	5.1	2.09	2.43	6.85	2.4	1.4
3	9.7	13.7	23.0	1.8	10.4	1.47	1.07	7.40	7.1	3.8
4	8.7	15.9	19.8	1.9	12.9	1.76	1.48	4.87	7.3	3.9
5	7.6	11.4	16.9	1.7	8.5	1.64	1.12	64.00	5.2	2.4

采集的龙葵地上部 Cd 富集系数分别为 1.91、2.09、1.47、1.76 和 1.64,均大于 1 且其转移系数

也均大于 1 为 1.07~2.43(表 2),也表现出具有超积累植物的主要特征^[11].但这些植物的茎和叶 Cd

含量均未达到 100 mg/kg, 这是因为该土壤中 Cd 的浓度仅为 2.7 ~ 7.3 mg/kg, 且其有效态含量也仅为 1.2 ~ 3.9 mg/kg, 与盆栽试验中 Cd 投加浓度为 25 ~ 200 mg/kg 相比其污染水平明显较低, 因此, 同盆栽筛选试验结果^[11]及盆栽浓度梯度试验中土壤 Cd 投加浓度为 10 mg/kg 的结果(表 1)相似, 植物地上部 Cd 富集系数虽大于 1, 但其茎和叶的临界含量却因土壤中 Cd 污染水平过低而没有达到 100 mg/kg. 相关分析表明, 植物地上部 Cd 含量与土壤中 Cd 总量的相关系数为 0.974, 其绝对值超过差异显著性标准值 0.878, 即差异显著($n=5$, $p<0.05$), 说明铅锌矿区重金属自然污染条件下, 该植物对重金属 Cd 的积累随着土壤中该重金属浓

度的增加而增加.

2.3 污灌区龙葵对 Cd 的富集特征

在张士污灌区采集到的龙葵, 从外表特征来看, 也是生长正常的植物, 且已成熟. 这些植物相应土壤样品的基本理化性质为 pH 值 6.51 ~ 6.79, 有机质 16.07 ~ 17.53 g/kg, 全 N 0.69 ~ 0.82 g/kg, 全 P 0.62 ~ 0.71 g/kg, 有效 P 9.85 ~ 10.56 mg/kg, 速效 K 87.69 ~ 90.22 mg/kg. 土壤中总 Cd 浓度为 1.9 ~ 7.0 mg/kg, 有效态 Cd 含量为 1.5 ~ 6.2 mg/kg, 有效态 Cd 占其总量的 59.1 % ~ 88.4 %. 可见, 张士灌区污染土壤中有效态 Cd 含量明显高于青城子铅锌矿区土壤中 Cd 有效态含量(表 2 和表 3).

表 3 污灌区龙葵及其根区土壤的 Cd 含量/ mg·kg⁻¹

Table 3 The concentration of Cd in *S. nigrum* and its corresponding rhizosphere soil of the Zhangshi sewage irrigation area/ mg·kg⁻¹

植株	植物部位					地上部	转移系数	地上部	土壤	
	根	茎	叶	籽实	地上部	AC	A/R	干重/g·棵 ⁻¹	总 Cd	有效态 Cd
1	7.9	16.0	28.6	10.3	17.6	4.64	2.23	11.50	3.8	2.5
2	5.6	10.7	27.8	5.1	13.2	2.31	2.36	9.89	5.7	3.4
3	4.4	7.3	18.4	4.6	11.1	4.61	2.52	11.80	2.4	2.0
4	4.9	9.7	30.9	7.3	11.1	2.41	2.27	12.00	4.6	3.2
5	6.7	11.0	28.0	7.9	14.4	6.91	2.15	17.20	2.1	1.5
6	7.3	16.5	43.1	12.8	22.3	3.17	3.05	6.67	7.0	6.2
7	5.4	15.0	36.0	7.7	16.9	3.29	3.13	10.00	5.1	3.7
8	12.8	17.7	35.9	9.3	18.3	4.35	1.43	10.60	4.2	2.9
9	5.4	11.4	21.5	8.9	13.2	6.96	2.44	9.35	1.9	1.7
10	5.9	18.1	39.1	5.9	19.6	3.09	3.32	11.20	6.3	5.2
11	1.8	14.0	14.1	1.3	4.1	1.62	2.28	3.60	2.6	2.1

采集的所有龙葵其地上部 Cd 富集系数均大于 1, 而且其转移系数也均大于 1(表 3), 具备了 Cd 超积累植物的主要特征^[9, 15~17]. 但这些植物的茎和叶中 Cd 含量也均未达到 100 mg/kg, 与铅锌矿区龙葵对 Cd 的富集特征相一致, 这是因为土壤中 Cd 污染水平没有达到较高水平而没有使植物对 Cd 的积累达到超积累的临界含量水平, 如该土壤中 Cd 的浓度仅为 1.9 ~ 7.0 mg/kg, 且其有效态含量虽略高于铅锌矿区土壤中 Cd 有效态含量但也仅为 1.5 ~ 6.2 mg/kg, 因此, 同盆栽筛选试验结果^[11]及盆栽浓度梯度试验中土壤 Cd 投加浓度为 10 mg/kg 的结果(表 1)也相似, 植物地上部 Cd 富集系数虽也大于 1, 但其茎和叶的临界含量却因土壤中 Cd 污染水平过低而也没有达到 100 mg/kg.

相关分析表明, 污灌区龙葵地上部 Cd 含量与土壤中 Cd 总量之间的相关系数为 0.642, 其绝对值均超过差异显著性标准值 0.514, 即差异均达到显著水平($n=11$, $p<0.05$), 说明在污灌区人为重

金属污染条件下, 该种植物对重金属 Cd 的积累随着土壤中该重金属浓度的增加而增加.

在上述 3 个试验中, Cd 在植物体内的含量分布均表现为: 籽实 < 根 < 茎 < 叶, 说明茎和叶是积累重金属 Cd 的主要器官, 这也符合超积累植物的主要特征^[9, 15~17].

3 结论与意义

龙葵这一植物, 无论在铅锌矿天然 Cd 高背景区, 还是在污灌条件下 Cd 人为污染区自然生长状态下均表现出 Cd 超积累植物的基本特征, 而在沈阳生态站人为模拟污染条件下, 达到 Cd 超积累植物的全部特征. 因此, 可以认为龙葵是 Cd 超积累植物.

目前报道的超积累植物几乎都是从重金属污染区通过采样分析的方法发现的, 因而通常认为超积累植物是重金属污染区植物对重金属污染长期适应和进化的结果, 超积累植物只分布在较狭窄的污染

区域,这也是超积累植物筛选的重要理论基础之一[18~22]。从文献报道来看,重金属污染区植物并非都是超积累植物,绝大多数也不具有超积累植物通常具有的地上部重金属含量大于根部重金属含量的特点,其茎或叶重金属含量也很难达到超积累植物应达到的临界含量标准,不同植物种之间对重金属的积累也存在着相当大的差别,这说明并非所有植物经过对重金属的长期适应和进化都能成为超积累植物,重金属对植物积累特性的诱导或驯化可能只有通过植物本身所固有的某种或某些基因才能起作用,植物对重金属的积累特性可能是由植物本身所固有的这些特有基因决定的。因此,超积累植物对重金属所表现出的超积累特性可能是植物对污染长期适应与进化的结果,也可能是植物本身就具有某种或某些特有基因而对重金属表现出超积累特性。

本研究显示,在3个不同生态区,同种植物龙葵对Cd的富集特征基本相同,说明龙葵对Cd的超积累作用可能是植物本身所具有的一种特性。因此,采用人为模拟重金属污染土壤的方法在未污染区也是可以筛选出超积累植物的,这对于超积累植物筛选乃至植物耐性生理、遗传和进化等研究可能均有一定的理论与实际意义[22,23]。

龙葵是一年生草本植物,属茄科,茎直立,株高一般为30~100cm,条件适宜时也可达150cm以上。种子繁殖。生于农田和荒地,在全国各地均有分布。龙葵喜欢生在肥沃的微酸性至中性土壤中,花期一般为7~9月,果实8~10月成熟。龙葵在花未开放时,全草晒干可入药,有解热、利尿、解疲劳等作用[24]。龙葵也是一种常见的农田杂草,如与作物相比,具有较强的抗逆境能力,较强的争光、争水和争肥的能力,营养生长迅速、繁殖能力强以及在环境条件适宜情况下生物量能够急剧提高等特点[25]。若对这些特点加利充分利用(这方面内容另有文章报道),有利于弥补现有修复植物生长周期长以及生物量较小等缺点,因而是较理想的植物修复资源。

参考文献:

[1] Brooks R R, Chambers M F, Nicks L J, *et al.* Phytomining[J]. Trends in Plant Science, 1998, 3(9): 359~362.

[2] Ma L Q, Komar K M, Tu C, *et al.* A fern that hyperaccumulates arsenic[J]. Nature, 2001, 409: 579.

[3] 杨肖娥, 龙新宛, 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.

[4] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. 科学通报, 2002, 47(3): 207~210.

[5] 苏德纯, 黄焕忠. 油菜作为超积累植物修复镉污染土壤的潜力[J]. 中国环境科学, 2002, 22(1): 48~51.

[6] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报, 2003, 48(19): 2046~2049.

[7] 薛生国, 陈英旭, 林琦, 等. 中国首次发现的锰超积累植物——商陆[J]. 生态学报, 2003, 23(5): 935~937.

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

[9] Chaney R L, Malik M, Li Y M. Phytoremediation of soil metals[J]. Current Opinions in Biotechnology, 1997, 8: 279~284.

[10] 周启星. 污染土壤修复的技术再造与展望[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(8): 36~40.

[11] 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.

[12] 吴燕玉, 陈涛, 张学询. 沈阳张士灌区镉的污染生态研究[A]. 见: 高拯民. 土壤-植物系统污染生态研究[C]. 北京: 中国科学技术出版社, 1986. 295~301.

[13] 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, 2000.

[14] 马育华. 田间试验和统计方法[M]. 北京: 农业出版社, 1990.

[15] Salt D E, Blaylock M B, Kumar N P B A, *et al.* Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants[J]. Biotechnology, 1995, 13: 468~474.

[16] Salt D E. Phytoextraction: present applications and future promise [A]. In: Wise D L, *et al.* Bioremediation of Contaminated Soils[C]. New York: Marcel Dekker, 2000.

[17] 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.

[18] Baker A J M, Protor J, Van Balgooy M M J. Hyperaccumulation of nickel by the flora of ultramafics of Palawan, Republic of Philippines[A]. Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology. Andover[C], UK: Intercept Ltd. 1996, 291~303.

[19] Koch M, Mummenhoff K, Hurka H. Systematics and evolutionary history of heavy metal tolerant *Thlaspi caerulescens* in Western Europe[J]. Biochemical Systematics and Ecology, 1998, 26: 823~838.

[20] Visoottiviset 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.

[21] 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.

[22] 周启星, 程云, 张倩茹, 等. 复合污染生态毒理效应的定量关系分析[J]. 中国科学, 2003, 33(6): 566~573.

[23] 周启星. 污染生态化学研究与展望[J]. 中国科学院院刊, 2003, 18(5): 338~342.

[24] 李书心. 辽宁植物志(下册)(M). 沈阳: 辽宁科学技术出版社, 1992.

[25] 肖文一, 陈铁保. 农田杂草及防除[M]. 北京: 农业出版社, 1982.