

DOI: 10.5846/stxb201506261297

马文超, 刘媛, 孙晓灿, 陈锦平, 魏虹. 镉在土壤-香根草系统中的迁移及转化特征. 生态学报, 2016, 36(11): - .

Ma W C, Liu Y, Sun X C, Chen J P, Wei H. Transfer and transformation characteristics of cadmium from soil to *Vetiveria zizanioides*. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(11): - .

镉在土壤-香根草系统中的迁移及转化特征

马文超, 刘媛, 孙晓灿, 陈锦平, 魏虹*

西南大学生命科学学院, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400715

摘要:以无植物组处理为对照, 采用盆栽试验方式探讨不同 Cd 浓度胁迫条件下香根草根际土壤中重金属 Cd 的积累、迁移及转化特征。土壤 Cd 处理设 4 个浓度梯度, 分别为 0、2、20 和 80 mg/kg 土壤干重。结果表明: (1) 香根草可以显著降低土壤中生物有效态 Cd 和总 Cd 含量。(2) 香根草各部 Cd 积累量随处理浓度的增加和处理时间的延长而增加, 90 d 时 80 mg/kg 处理组地上部分和根的 Cd 积累量分别高达 180.42 mg/kg 和 241.54 mg/kg。(3) 各浓度 Cd 处理下, 富集系数随着 Cd 处理浓度的增加而显著降低, 随处理时间的延长而升高。(4) 香根草地上部分 Cd 含量小于根部, 各处理转移系数均小于 1。随着处理时间的延长, 中低浓度处理组的转移系数稍有降低, 高浓度处理组的转移系数则显著上升。(5) 种植香根草使其根际土中残渣态的 Cd 转化为生物有效态 Cd, 提高 Cd 清除效率。研究结果表明, 香根草能够有效地吸收土壤中的 Cd, 降低土壤中总 Cd 含量, 提高土壤安全性, 可作为 Cd 污染地区植物修复的备选物种。

关键词: 香根草; Cd; 迁移与转化; 植物修复

Transfer and transformation characteristics of cadmium from soil to *Vetiveria zizanioides*

MA Wenchao, LIU Yuan, SUN Xiaocan, CHEN Jinping, WEI Hong*

Key Laboratory of Eco-environment in the Three Gorges Reservoir Region of the Ministry of Education, College of Life Science, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: Soil cadmium (Cd) contamination poses serious environmental concerns. The arable land area contaminated with Cd has been increasing in recent years, and it has now reached $2 \times 10^5 \text{ km}^2$, which accounting for 1/5 of the country's arable land. Soil Cd contamination has already jeopardized food security in China. Cd is one of the most phytotoxic heavy metals, and it is easily taken up by plants owing to its high bioavailability. Thus it easily enters the food chain and poses considerable threat to human health. This environmental concern can be overcome by phytoremediation—a powerful environment-friendly technique that involves growing plants for the extraction of toxic metals from contaminated soil. The ideal plant species for phytoremediation would be a high biomass-producing plant that can both tolerate and accumulate the desired soil contaminants. Exploitation of heavy metal uptake into plant biomass as a method of soil decontamination is limited by plant productivity and the metal concentration achieved. Therefore, more information is needed to identify the optimum plant species for phytoremediation, particularly in Cd contaminated soils. This study aimed to bridge this gap and evaluated the usefulness of *Vetiveria zizanioides* as a candidate species for phytoremediation. *V. zizanioides* is a tall (1—2 m), fast-growing and perennial tussock grass, and eurytopic in terms of habitat choice. It develops a long (3—4 m), massive and complex root system, which can penetrate the deeper layers of the soil. This species is known to have potential

基金项目: 国家国际科技合作专项 (No. 2015DFA90900); 三峡后续工作库区生态与生物多样性保护专项项目 (5000002013BB5200002); 重庆市林业重点科技攻关项目 (渝林科研 2015-6); 中央财政林业科技推广示范项目 (渝林科推 [2014-10])

收稿日期: 2015-06-26; 修订日期: 2015-11-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: weihong@swu.edu.cn

applications for phytoremediation of Cd-contaminated soil. Here, we conducted a microcosm experiment to determine the transfer and transformation characteristics of Cd from soil to *V. zizanioides*. The experiment involved two groups, each comprising four soil Cd-contaminated treatments, with or without plants, and 5 replicates per treatment. These included control, low, medium, and high treatment groups treatments, containing Cd concentrations of 0, 2, 20, and 80 mg/kg soil dry weight, respectively. Groups containing soils planted with *V. zizanioides* were designated CKP, LP, MP, and HP, respectively, and those without plants were designated CK, L, M and H respectively. Cd contents in soil and plant tissues were further analyzed by ICP (inductively coupled plasma) method. The different forms of Cd, including neutral exchange form of Cd concentration extracted by CaCl_2 , chelate form of Cd concentration extracted by chelant DTPA, and residual fractions of Cd in soils were examined to determine the effect of *V. zizanioides* on bioavailable and total Cd in soil. Cd accumulation in the aboveground parts and root of *V. zizanioides*, bio-concentration factor (*BCF*), translocation factor (*TF*), and bioavailability factor (*BF*) were calculated as indicators of the translocation and accumulation capability of plants. The results showed that *V. zizanioides* significantly decreased the bio-available Cd and total Cd in soils. Furthermore, the Cd concentration in aboveground parts and root of *V. zizanioides* increased with increasing soil Cd addition. After 90 days of treatment, Cd concentrations reached 180.42 mg/kg and 241.54 mg/kg in aboveground parts and roots, respectively, under HP treatment. With increasing concentrations of Cd, the *BCF* of *V. zizanioides* decreased significantly, but it increased with prolonged time. Moreover, Cd contents of aboveground parts were lower than those in roots for all treatment, and all *TF*s were lower than 1. Planting *V. zizanioides* could facilitate the transformation of the residual Cd fractions to the bio-available form. These results demonstrate that *V. zizanioides* is suitable for phytoremediation of Cd-contaminated soils and aids in improvement of soil quality from the aspect of food safety.

Key Words: *Vetiveria zizanioides*; Cadmium; bioavailability; phytoremediation

工业排污,农业耕作等生产活动造成的土壤重金属污染问题日益严重。目前,我国重金属污染土壤总面积已达 $2 \times 10^7 \text{ hm}^2$, 占我国耕地总面积的 $1/5$ ^[1]。2014 年全国土壤污染状况调查公报显示我国土壤环境状况不容乐观,土壤总超标率为 16%,无机污染物超标点位占全部超标点位的 82.8%,其中 Cd 的点位超标率高达 7%^[2]。Cd 是毒性最强的重金属元素之一,其易溶于水、有效态含量高,易进入食物链,对人体健康构成巨大威胁^[3]。传统的物理、化学修复方法存在成本高、破坏土壤理化性质、易造成二次污染等弊端^[4]。植物修复 (Phytoremediation) 是利用植物来转移、容纳或转化重金属污染物使其对环境无害的技术,具有成本低,不破坏生态环境等优点^[5-7]。

目前研究者已筛选出遏蓝菜 (*Thlaspi caerulescens*)^[8]、龙葵 (*Solanum Nigrum* L.)^[9]、宝山堇菜 (*Viola baoshanensis*)^[10] 等具有重金属高富集能力的植物,但这些植物生物量小,根系不够发达,限制其对于土壤中重金属的大量富集以及对深层土壤的修复能力,目前国内外研究的热点开始向具有大生物量的植物转移^[11]。香根草 (*Vetiveria zizanioides*) 是禾本科多年生草本植物,生物量大、根系发达、生长迅速、抗逆性强。香根草具有较强的 Cd 耐性,可长时间适应低浓度 Cd 胁迫,甚至是短时间的高浓度 Cd 胁迫^[12]。香根草能吸收 Cd 并储存在体内,具有较强的稳定能力,在 Cd 污染土壤的修复方面有一定应用潜力^[13]。目前对于香根草的研究大多针对其富集能力以及 Cd 胁迫下的生理响应,未综合考虑香根草的富集能力以及对土壤中重金属形态产生的影响,对于 Cd 在土壤-香根草系统中的迁移及转化特征尚不明确。

本文以香根草为研究对象,采用盆栽试验方式,设置梯度浓度 Cd 胁迫,测定香根草各部分组织中 Cd 的含量以及土壤中各种形态的 Cd 含量,通过探究 Cd 在土壤-香根草体系中的迁移及转化特征,明确香根草对土壤中的 Cd 的清除效果,评价香根草是否适用于 Cd 污染土壤的植物修复。

1 材料与方法

1.1 试验材料及方法

本试验以重庆市綦江苗圃基地当年生香根草分蘖苗作为研究对象,2014 年 5 月选取生长基本一致的香根草分蘖苗移栽入培养盆中,每盆一株。盆高 20 cm,内径 15 cm,装入风干后过 5 mm 筛的紫色土 4 kg,土壤基本理化性质见表 1。适应性培养 50d 后选取长势基本一致的香根草 80 盆,随机分为 4 组,采取一次性浇灌的方式向土壤中加入 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$,分别设置 Cd 浓度梯度为 0 mg/kg (无 Cd 处理)、2 mg/kg (低浓度处理)、20 mg/kg (中浓度处理)和 80 mg/kg 土壤干重(高浓度处理),各处理分别定义为无 Cd 处理 (CKP)、低浓度处理 (LP)、中浓度处理 (MP)和高浓度处理 (HP)。同时,设置无植物组相对应处理 4 组,各处理 5 个重复,分别定义为无 Cd 处理 (CK)、低浓度处理 (L)、中浓度处理 (M)和高浓度处理 (H)。所有培养盆置于西南大学三峡库区生态环境教育部重点实验室试验基地大棚下进行培养,试验期间进行常规田间管理。自试验处理之日起,0d、40d 和 90 d 分别从香根草组各抽取 5 个重复对植物进行相关指标测定,同期对两组各处理土壤进行取样并测定。

表 1 土壤基本理化性质
Table 1 The basic physico-chemical characteristics of soils

pH	有机质 Organic matter/ %	全氮 Total N/ (g/kg)	全磷 Total P/ (g/kg)	全钾 Total K/ (g/kg)	碱解氮 Alkali Hydrolysable N/ (mg/kg)	有效磷 Available P/ (mg/kg)	速效钾 Available K/ (mg/kg)	总 Cd Total Cd/ (mg/kg)	有效 Cd Available Cd/ (mg/kg)
7.11	2.62	1.31	1.11	16.82	122.72	29.72	119.54	0.15	0.03

1.2 测定指标

1.2.1 Cd 含量的测定

收获植物全株,将香根草分为地上部分和根,用 20 mmol EDTA- Na_2 漂洗 5 min,去除表面吸附的 Cd 离子,然后迅速用超纯水冲洗干净。放于 80℃烘箱中烘至恒重,将烘干后的样品用球磨仪进行粉碎,密封保存待 3 次取样完成后统一测量。土壤经自然风干,去除杂质,研磨后过 100 目尼龙筛,用简单连续提取法提取土壤中不同形态的 Cd,分别用 CaCl_2 提取中性交换态 Cd,螯合剂 DTPA 提取螯合态 Cd,最终用强酸溶解残渣提取残渣态 Cd^[14]。用 ICAP 6000 电感耦合等离子体发射光谱仪进行 Cd 含量测量。

1.2.2 评价指数计算

利用 Cd 含量数据计算生物富集系数 (BCF)、转移系数 (TF) 和生物有效性 (BF),用以评价香根草对 Cd 的积累及转化能力。计算公式如下:

生物富集系数 (BCF) = 根或地上部分 Cd 浓度 (mg/kg 干重) / 土壤中 Cd 浓度 (mg/kg 干重)^[15];
转移系数 (TF) = 地上部分平均 Cd 含量 (mg/kg 干重) / 根部平均 Cd (mg/kg 干重)^[16];
Cd 的生物有效性指数 (BF) = (中性交换态 Cd 含量+螯合态 Cd 含量)/Cd 总量^[16]。

1.2.3 数据分析

利用统计分析软件 SPSS20.0 进行数据处理,运用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 分析不同浓度 Cd 处理对香根草各部分 Cd 积累量及土壤中各种形态 Cd 含量的影响,双因素方差分析 (Two-way ANOVA) 分析香根草和不同处理浓度对土壤中 Cd 形态的影响。Duncan 多重比较 (Duncan's multiple range test) 检验各处理之间的差异,采用 Origin8.5 作图分析。

2 试验结果

2.1 不同浓度 Cd 胁迫下香根草各部分的积累量

图 1 为香根草地上部分和根部在试验期间 Cd 的积累量。随处理浓度的升高和处理时间的延长,香根草

地上部分和根部的 Cd 积累量均显著上升,香根草根部的 Cd 含量显著高于地上部分。处理 90 d 时,高浓度处理组地上部分和根部的 Cd 积累量分别达到 180.42 mg/kg 和 241.54 mg/kg。在实验期间各浓度处理组香根草的存活率为 100%,随着 Cd 积累量的增大,香根草的生物量有所减少,但未阻碍其正常生长。

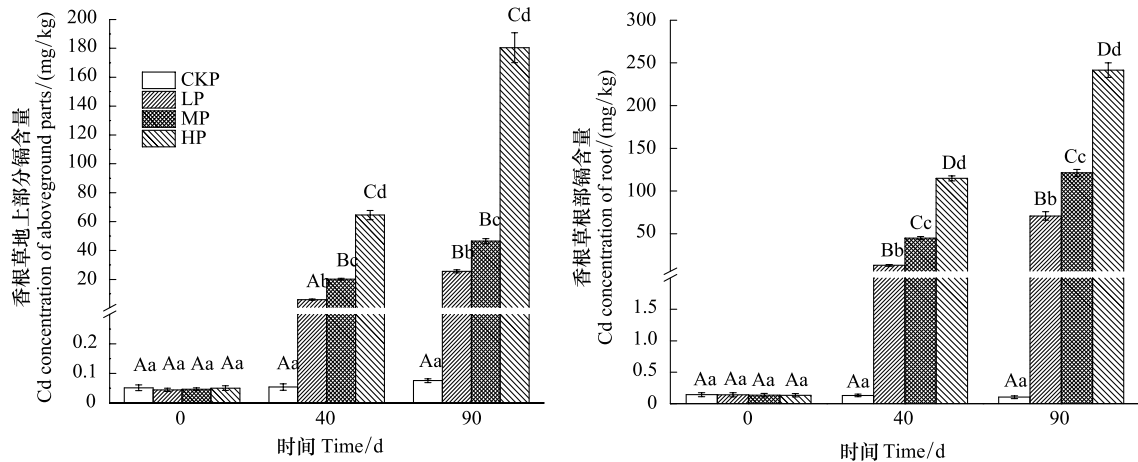


图 1 不同 Cd 浓度胁迫下香根草各部位的 Cd 积累量

Fig.1 Effects of the different Cd concentration on Cd content of *Vetiveria zizanioides*

图中数值为平均值±标准误($n=5$);不同小写字母分别表示同批次各处理之间有显著差异($P<0.05$),不同大写字母表示同批次各处理之间有极显著差异($P<0.01$);CKP: 香根草组无 Cd 处理 control check;LP: 香根草组低浓度 Cd 处理 low treatment group with plant;MP: 香根草组中浓度 Cd 处理 medium treatment group with plant;HP: 香根草组高浓度 Cd 处理 high treatment group with plant

2.2 香根草对土壤中 Cd 形态及生物有效性的影响

不同 Cd 浓度处理和种植香根草对处理 90d 土壤中的总 Cd 含量及 Cd 形态影响见表 2。双因素方差分析结果显示,种植香根草对土壤中中性交换态、残渣态、生物有效态 Cd(中性交换态+螯合态)含量有显著影响,对土壤中总 Cd 含量有极显著影响,对螯合态 Cd 含量无显著影响。浓度处理则对 5 个指标均有极显著影响。

表 2 香根草对土壤中不同浓度 Cd 形态的影响

Table 2 Effects of *Vetiveria zizanioides* on Cd forms of different concentration in soils (mg/kg DW)

处理 Treatment	中性交换态 Neutral exchange form	螯合态 Chelate form	残渣态 Residue	生物有效态 Bio-available	总 Cd 量 Total Cd
CK	0.00±0.00 ^{Aa}	0.05±0.02 ^{Aa}	0.09±0.01 ^{Aa}	0.05±0.02 ^{Aa}	0.14±0.03 ^{Aa}
L	0.25±0.01 ^{Aa}	0.51±0.02 ^{Aa}	1.07±0.02 ^{Aa}	0.76±0.02 ^{Aa}	1.82±0.02 ^{Bb}
M	3.27±0.07 ^{Bb}	6.29±0.30 ^{Cc}	9.50±0.34 ^{Bb}	9.56±0.34 ^{Cc}	19.06±0.22 ^{Cd}
H	21.60±0.29 ^{Dd}	20.00±0.12 ^{Dd}	37.30±0.68 ^{Ee}	41.60±0.82 ^{De}	78.89±0.26 ^{Ee}
CKP	0.00±0.00 ^{Aa}	0.03±0.02 ^{Aa}	0.06±0.02 ^{Aa}	0.04±0.02 ^{Aa}	0.10±0.06 ^{Aa}
LP	0.24±0.02 ^{Aa}	0.42±0.02 ^{Aa}	1.05±0.03 ^{Aa}	0.66±0.03 ^{Aa}	1.72±0.02 ^{Bc}
MP	3.14±0.19 ^{Bb}	3.87±0.27 ^{Bb}	11.55±0.50 ^{Cc}	7.02±0.11 ^{Bb}	18.57±0.19 ^{Cd}
HP	19.05±1.33 ^{Cc}	20.94±0.92 ^{Dd}	31.86±0.93 ^{Dd}	40.04±1.15 ^{Dd}	71.89±0.78 ^{Df}
植物处理 Plant treatment	*	ns	*	*	* *
浓度处理 Concentration	* *	* *	* *	* *	* *
植物×浓度 Plant× Concentration	ns	* *	* *	*	*

表中数值为平均值±标准误($n=5$);不同小写字母分别表示同列数据之间有显著差异($P<0.05$),不同大写字母表示同列数据之间有极显著差异($P<0.01$);* *: $P<0.01$; *: $P<0.05$; ns: $P>0.05$;CK: 无植物组无 Cd 处理 control check without plant;L: 无植物组低浓度 Cd 处理 low treatment group without plant;M: 无植物组中浓度 Cd 处理 medium treatment group without plant;H: 无植物组高浓度 Cd 处理 high treatment group without plant;CKP: 香根草组无 Cd 处理 control check with plant;LP: 香根草组低浓度 Cd 处理 low treatment group with plant;MP: 香根草组中浓度 Cd 处理 medium treatment group with plant;HP: 香根草组高浓度 Cd 处理 high treatment group with plant

两者的交互效应对中性交换态 Cd 含量无显著影响,对螯合态和残渣态 Cd 含量有极显著影响,对生物有效态和总 Cd 含量有显著影响。经 90 d 处理后,香根草组与无植物组相比不同浓度处理组土壤中总 Cd 含量均降低,LP、HP 组与相应的无植物组之间差异显著。与无植物组相比,香根草组土壤中生物有效态 Cd 含量降低,其中 MP、HP 组生物有效态 Cd 含量显著低于无植物组。香根草各处理组土壤中性交换态和螯合态 Cd 含量均降低,高浓度处理组显著低于相应的无植物处理组。香根草组残渣态 Cd 低于无植物组,其中 LP 和 HP 显著低于相应的无植物处理组。

图 2 为不同 Cd 浓度处理香根草组和无植物组土壤中 Cd 的生物有效性。由图可知,土壤中 Cd 的生物有效性指数随处理浓度的升高而增加。香根草组土壤生物有效性除 HP 组外均低于无植物处理组,其中 LP 组与 L 组间差异显著。

2.3 不同 Cd 胁迫下香根草的富集和转移特性

香根草根部的生物富集系数在 40 d、90 d 两次取样时均随土壤 Cd 处理浓度升高而显著下降(图 2),其地上部分 LP 组的生物富集系数显著高于 MP 和 HP 组,MP 和 HP 组无显著差异。香根草根部 LP 组的富集系数显著高于 MP 和 HP 组,如 40 d 和 90 d 时香根草 MP、HP 组根部生物富集系数较 LP 组分别降低 65.4%、77.8%和 81.4%、91.5%。随着处理时间的延长,90 d 时香根草的生物富集系数均大于 40 d 时的结果,其中 90 d 时香根草 HP 组地上部分和根部的生物富集系数分别是 40 d 时的 2.95 倍和 2.22 倍。

在 40 d、90 d 两次取样时香根草 LP 和 MP 组的转移系数均显著低于 HP 组(图 4),HP 组的转移系数在 40 d 和 90 d 时分别达到 0.56 和 0.74,分别是 LP 组的 1.20 倍和 2.05 倍,是 MP 组的 1.24 倍和 1.94 倍。随着处理时间的延长,90 d 时 LP 组和 MP 组的转移系数较 40 d 天时均降低,与 40 d 相比,90 d 时 HP 组的转移系数有所增加,是 40 d 的 1.34 倍。

3 讨论

用于重金属污染治理的富集植物,其体内重金属积累量直接决定其修复效率。以往研究的焦点集中于超富集植物,即具有能够超量吸收积累重金属能力的植物^[17]。就重金属 Cd 而言,超富集植物即自然条件下叶

片或地上部分干重的 Cd 含量大于 100 mg/kg 的植物^[18]。魏树和^[19]等研究发现龙葵(*Solanum nigrum* L)茎和叶中的 Cd 积累量分别达到 104 mg/kg 和 125 mg/kg;杜瑞英^[20]等研究发现象草(*Pennisetum purpureum*)地上部分 Cd 含量可达 200 mg/kg,根部可达 91 mg/kg。但以上植物的生物量较小,在实际应用中对土壤中 Cd 的修复效果有限。

研究表明香根草对 Cd 有一定的耐性和富集能力,刘国云^[21]等通过水培研究发现香根草对于 Cd 的积累量随处理浓度的升高而增加,本试验结果与其一致,试验中不同处理香根草体内 Cd 含量存在显著差异。香根草对 Cd 的积累量随时间的延长而增加,试验期间香根草生物量在试验中的 Cd 处理浓度和时间范围内未受明显影响,说明香根草可在一定范围 Cd 胁迫下生长。本试验中,处理 90 d 时,高浓度处理组香根草地上部

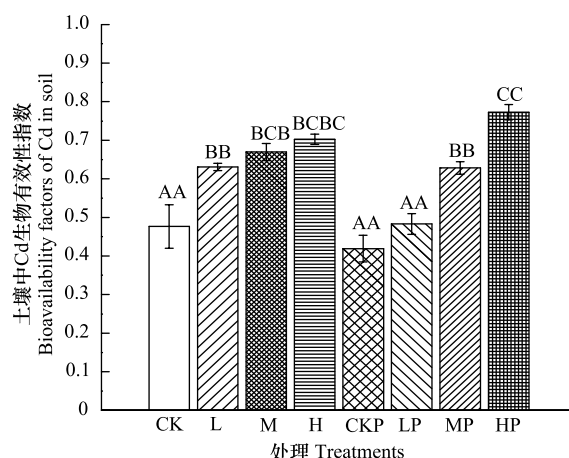


图 2 不同 Cd 浓度处理香根草和无植物土壤中 Cd 的生物有效性指数

Fig.2 Bioavailability factors (BFs) of Cd in soils with *Vetiveria zizanioides* Nash and no plant under different Cd treatments

图中数值为平均值±标准误 ($n=5$);不同小写字母分别表示各处理之间有显著差异 ($P<0.05$),不同大写字母分别表示各处理之间有极显著差异 ($P<0.01$);CK-control check without plant (无植物组无 Cd 处理);L: 无植物组低浓度 Cd 处理 low treatment group without plant;M: 无植物组中浓度 Cd 处理 medium treatment group without plant;H: 无植物组高浓度 Cd 处理 high treatment group without plant;CKP: 香根草组无 Cd 处理 control check with plant;LP: 香根草组低浓度 Cd 处理 low treatment group with plant;MP: 香根草组中浓度 Cd 处理 medium treatment group with plant;HP: 香根草组高浓度 Cd 处理 high treatment group with plant

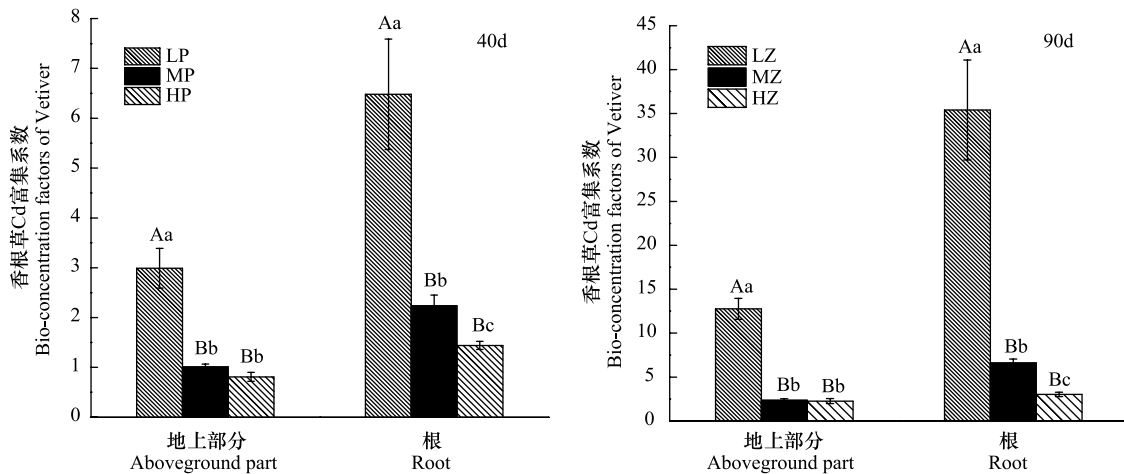


图3 不同浓度的 Cd 胁迫下香根草的富集系数

Fig.3 Effects of the different Cd concentration on Bio-concentration factor of *Vetiveria zizanioides*

图中数值为平均值±标准误 ($n=5$); 不同小写字母分别表示同批次各处理之间有显著差异 ($P<0.05$), 不同大写字母分别表示同批次各处理之间有极显著差异 ($P<0.01$); LP: 香根草组低浓度 Cd 处理 low treatment group with plant; MP: 香根草组中浓度 Cd 处理 medium treatment group with plant; HP: 香根草组高浓度 Cd 处理 high treatment group with plant

分和根系的 Cd 积累量分别高达 180.42 mg/kg 和 241.54 mg/kg, 显示出较强的 Cd 富集能力。

富集系数可以反映植物对于重金属吸收、积累能力, 用以修复重金属污染的植物富集系数在 1 以上为好^[22]。研究表明, 孔雀草 (*Tagetes patula*) 和胡杨 (*Populus euphratica*) 的富集系数随重金属处理浓度的升高而下降^[23-24], 本试验的结果与其一致。香根草对于低浓度的 Cd 富集效果最为明显, 40d 时低浓度处理组香根草地上部分和根部富集系数分别达到 2.99 和 6.48, 显著高于中高浓度处理组。但随着处理时间的延长, 香根草各部分的富集系数显著上升, 90d 时高浓度组地上部分和根部的 Cd 积累量较 40d 时分别增加 66.3% 和 52.6%。

植物通过根系吸收重金属并将部分重金属转移至地上部分, 大多数植物根部的重金属富集量高于地上部分^[11]。植物根细胞可贮存较多的 Cd, 减少 Cd 向地上部分的运输^[25]。研究表明 Cd 可取代叶绿体中的 Fe^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Mg^{2+} 等与其体内富含巯基 (—SH) 的蛋白质结合, 破坏叶绿体微结构, 抑制叶绿素前体的合成, 并导致叶绿素分解, 造成叶绿素含量降低^[26]。本试验两次取样结果均显示香根草根部的 Cd 含量高于地上部分, 香根草 40 d 和 90 d 时高浓度组的转移系数分别为 0.56 和 0.75, 均小于 1。香根草这种 Cd 储藏策略可降低 Cd 对地上部分产生的毒害作用。

通常认为土壤中的总 Cd 含量越高其潜在的危害越大, 但 Cd 在土壤中的生物活性直接决定 Cd 污染的危害程度。沈阳张士灌区长期使用工业废水灌溉农田, 梁彦秋等人研究发现该污染区域土壤中有效态 Cd

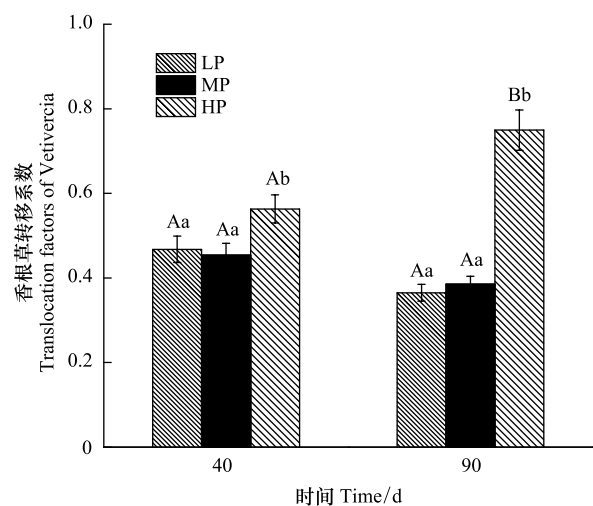


图4 不同浓度的 Cd 胁迫对香根草转移系数

Fig.4 Effects of the different Cd concentration on translocation factor of *Vetiveria zizanioides*

图中数值为平均值±标准误 ($n=5$); 不同小写字母分别表示同批次各处理之间有显著差异 ($P<0.05$), 不同大写字母分别表示同批次各处理之间有极显著差异 ($P<0.01$); LP: 香根草组低浓度 Cd 处理 low treatment group with plant; MP: 香根草组中浓度 Cd 处理 medium treatment group with plant; HP: 香根草组高浓度 Cd 处理 high treatment group with plant

含量占 50%,导致该地区农作物 Cd 含量严重超标^[27]。邓朝阳等人研究发现,土壤有效态 Cd 含量与土壤总 Cd 含量有显著的线性关系^[28]。研究表明植物能够影响其根际土壤中重金属的形态^[29-31],但尚无定论。有研究认为植物通过根际分泌物来对土壤中难溶态的 Cd 进行活化,提高土壤中 Cd 的生物有效性^[31]。李花粉等研究发现根际分泌物中的有机酸可促进难溶态的 Cd 溶解,如小麦和水稻在缺铁的情况下会从根部大量释放植物铁载体,能够活化根际难溶态的 Cd,从而影响土壤中 Cd 的形态^[32]。植物也可通过根系吸附、沉积,或者通过络合作用降低金属离子价态来固定重金属,从而降低土壤中有效态重金属含量^[18]。本试验中,各处理组土壤中总 Cd 的生物有效性指数随处理浓度的增加而增加,说明 Cd 浓度越高,生物活性态 Cd 的含量也就越大,其生物毒性越强。本试验中,香根草组与无植物组相比土壤中生物有效态 Cd 和总 Cd 含量均降低,说明种植香根草可降低土壤中 Cd 含量。与无植物组相比,香根草各处理组残渣态 Cd 含量减少表明种植香根草使残渣态 Cd 转化为生物有效态 Cd,将来研究中需继续关注其具体作用机制。低浓度处理组香根草根际土中 Cd 生物有效性指数显著低于无植物组,随着处理时间的延长,土壤生物有效性有所降低。处理 90 d 时香根草组土壤中的生物有效态 Cd 含量和总 Cd 含量大多显著低于相应的无植物处理组,说明香根草在试验处理范围内对土壤中的 Cd 具有较好的清除效果,且随着处理时间的延长清除效果越显著。

4 结论

(1) 香根草通过根系吸收土壤中的 Cd,将部分 Cd 转移至地上部分,转移系数随处理浓度增加和处理时间延长而增大,但其转移系数始终小于 1。

(2) 香根草能有效降低土壤中的总 Cd 含量,其 Cd 积累量随处理浓度的增高和处理时间的延长而增加,但随着处理浓度的增加,其富集系数显著降低。

(3) 种植香根草使其根际土中 Cd 形态发生转化,可提高香根草对 Cd 清除效率。

本试验中香根草对于不同处理土壤中 Cd 均有清除效果,其中对于 HP 组清除效果最为显著,综合香根草生物量大,生长快速的特点,可考虑将其用于 Cd 污染地区的植物修复。

参考文献(References):

- [1] Willey N. Phytoremediation: Methods and Reviews. Totowa, New Jersey: Humana Press, 2007: 351-379.
- [2] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报. 中国国土资源报, (2014-04-18) [2015-06-25]. http://www.gtzyb.com/yaowen/20140418_62262.shtml.
- [3] DalCorso G, Farinati S, Maistri S, Furini A. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. Journal of Integrative Plant Biology, 2008, 50(10): 1268-1280.
- [4] 王庆仁,崔岩山,董艺婷. 植物修复——重金属污染土壤整治有效途径. 生态学报, 2001, 21(2): 326-331.
- [5] Salt D E, Blaylock M, Kumar N P B A, Dushenkov V, Ensley B D, Chet I, Raskin I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Nature Biotechnology, 1995, 13(5): 468-474.
- [6] 廖晓勇,陈同斌,阎秀兰,聂灿军. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施. 环境科学学报, 2007, 27(6): 881-893.
- [7] 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. 生态学报, 2001, 21(7): 1196-1203.
- [8] Baker A J M, Proctor J. The influence of cadmium, copper, lead, and zinc on the distribution and evolution of metallophytes in the British Isles. Plant Systematics and Evolution, 1990, 173(1/2): 91-108.
- [9] Wei S H, Clark G, Doronila A I, Jin J, Monsanto A C. Cd hyperaccumulative characteristics of Australia ecotype *Solanum nigrum* L. and its implication in screening hyperaccumulator. International Journal of Phytoremediation, 2013, 15(3): 199-205.
- [10] 刘威,束文圣,蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物. 科学通报, 2003, 48(19): 2046-2049.
- [11] Pulford D, Watson C I. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. Environment International, 2003, 29(4): 529-540.
- [12] 高伟,魏虹,贾中民,田晓峰. 香根草对镉胁迫的光合响应. 西南师范大学学报:自然科学版, 2012, 37(10): 59-64.
- [13] 努扎艾提·艾比布,刘云国,曾光明,徐立,宋华晓,陈贝贝. 香根草对镉毒害的生理耐性和积累特性. 环境科学学报, 2009, 29(9): 1958-1963.

- [14] Maiz I, Arambarri I, Garcia R, Millán E. Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis. *Environmental Pollution*, 2000, 110(1): 3-9.
- [15] Islam M S, Ueno Y, Sikder M T, Kurasaki M. Phytoremediation of arsenic and cadmium from the water environment using *Micranthemum umbrosum* (J.F. Gmel) S.F Blake As A Hyperaccumulator. *International Journal of Phytoremediation*, 2013, 15(10): 1010-1021.
- [16] Park S, Kim K S, Kang D, Yoon H, Sung K. Effects of humic acid on heavy metal uptake by herbaceous plants in soils simultaneously contaminated by petroleum hydrocarbons. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 68(8): 2375-2384.
- [17] 陈同斌, 阎秀兰, 廖晓勇, 黄泽春, 雷梅. 关于 hyperaccumulator 中文译名的探讨. *环境科学学报*, 2005, 25(9): 1148-1150.
- [18] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals--concepts and applications. *Chemosphere*, 2013, 91(7): 869-881.
- [19] 魏树和, 周启星, 王新, 张凯松, 郭观林. 一种新发现的镉超积累植物龙葵 (*Solanum nigrum* L). *科学通报*, 2004, 49(24): 2568-2573.
- [20] 杜瑞英, 聂呈荣, 林初夏, 刘勇. 镉污染土壤对潜在能源植物生长的影响. *生态环境*, 2006, 15(4): 735-738.
- [21] 刘云国, 宋筱琛, 王欣, 闵宗义, 柳思勉. 香根草对重金属镉的积累及耐性研究. *湖南大学学报: 自然科学版*, 2010, 37(1): 75-79.
- [22] Sun Y B, Zhou Q X, Wang L, Liu W T. Cadmium tolerance and accumulation characteristics of *Bidens pilosa* L. as a potential Cd-hyperaccumulator. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 161(2-3): 808-814.
- [23] Liu Y T, Chen Z S, Hong C Y. Cadmium-induced physiological response and antioxidant enzyme changes in the novel cadmium accumulator, *Tagetes patula*. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 189(3): 724-731.
- [24] Sun J, Wang R G, Zhang X, Yu Y C, Zhao R, Li Z Y, Chen S. Hydrogen sulfide alleviates cadmium toxicity through regulations of cadmium transport across the plasma and vacuolar membranes in *Populus euphratica* cells. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2013, 65: 67-74.
- [25] Chardonens A N, Ten Bookum W M, Kuijper L D J, Verkleij J A C, Ernst W H O. Distribution of cadmium in leaves of cadmium tolerant and sensitive ecotypes of *Silene vulgaris*. *Physiologia Plantarum*, 1998, 104(1): 75-80.
- [26] Liang P, Pardee A. Differential display of eukaryotic messenger RNA by means of the polymerase chain reaction. *Science*, 1992, 257(5072): 967-971.
- [27] 梁彦秋, 刘婷婷, 铁梅, 邓斌, 孙鹏, 臧树良. 镉污染土壤中镉的形态分析及植物修复技术研究. *环境科学与技术*, 2007, 30(2): 57-58.
- [28] 邓朝阳, 朱霞萍, 郭兵, 王小玉, 吴九九, 张军. 不同性质土壤中镉的形态特征及其影响因素. *南昌大学学报: 工科版*, 2012, 34(4): 341-346.
- [29] Mench M J, Fargues S. Metal uptake by iron-efficient and inefficient oats. *Plant and Soil*, 1994, 165(2): 227-233.
- [30] 张雯, 魏虹, 孙晓灿, 顾艳文. 镉在土壤-金丝垂柳系统中的迁移特征. *生态学报*, 2013, 33(19): 6147-6153.
- [31] 陈有鑑, 陶澍, 邓宝山, 张学青, 黄艺. 不同作物根际环境对土壤重金属形态的影响. *土壤学报*, 2001, 38(1): 54-59.
- [32] 李花粉, 郑志宇, 张福锁, 毛达如. 铁对小麦吸收不同形态镉的影响. *生态学报*, 1999, 19(2): 170-173.