

邓玉兰, 徐小逊, 张世熔, 等. 不同镉浓度下绿穗苋根际环境特征与镉形态分布[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):288–293.

DENG Yu-lan, XU Xiao-xun, ZHANG Shi-rong, et al. Characteristics and Cd fractions of rhizospheric soil of *Amaranthus hybridus* L. under different cadmium concentrations[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2):288–293.

## 不同镉浓度下绿穗苋根际环境特征与镉形态分布

邓玉兰, 徐小逊\*, 张世熔, 蒲玉琳, 张驰强, 霍庆霖, 董袁媛

(四川农业大学环境学院, 成都 611130)

**摘要:**为了解镉(Cd)富集植物根际环境对镉的活化和耐受作用,通过土壤盆栽试验,研究了Cd胁迫下绿穗苋根际环境特征变化和镉形态分布。研究表明:绿穗苋根际pH低于非根际,并随Cd浓度升高总体呈下降趋势;根际DOC含量高于非根际,且随着Cd浓度的增加呈逐渐上升趋势。随着Cd浓度的升高,绿穗苋根际土壤交换态Cd所占比例上升,铁锰氧化物结合态Cd所占比例先升高后降低,碳酸盐结合态Cd、有机结合态Cd和残渣态Cd所占比例均逐渐降低。各处理根际土壤过氧化氢酶、脲酶和磷酸酶活性均高于非根际,根际土壤脲酶和磷酸酶活性均随处理浓度升高呈先升高后降低的趋势,过氧化氢酶活性随处理浓度升高持续下降。结果表明,Cd胁迫下绿穗苋根际pH和DOC的变化对Cd活化具有重要作用,根际土壤酶活性特征表明其对Cd毒性有一定的缓解作用。

**关键词:**根际环境;DOC;Cd形态;土壤酶活性

**中图分类号:**X503.233 **文献标志码:**A **文章编号:**1672–2043(2016)02–0288–06 **doi:**10.11654/jaes.2016.02.012

### Characteristics and Cd fractions of rhizospheric soil of *Amaranthus hybridus* L. under different cadmium concentrations

DENG Yu-lan, XU Xiao-xun\*, ZHANG Shi-rong, PU Yu-lin, ZHANG Chi-qiang, HUO Qing-lin, DONG Yuan-yuan

(College of Environmental Sciences, Sichuan Agricultural University, Chengdu 611130, China)

**Abstract:** *Amaranthus hybridus* L. is Cd-tolerant plant. Here a pot experiment was carried out to investigate the effects of cadmium (Cd) stresses on the characteristics and Cd fractions of *A. hybridus* rhizospheric soil. Results showed that pH in the rhizospheric soil was lower than that in non-rhizospheric soil, while dissolved organic carbon (DOC) concentrations and catalase, urease and phosphatase activities were just opposite. Increasing Cd concentrations reduced pH and catalase activity, but increased DOC concentrations. With Cd concentrations increasing, exchangeable Cd fraction was increased, while iron and manganese oxides bound Cd fraction was decreased initially but increased later. Carbonates bound, organic matter bound and residual Cd fractions were all decreased. These results suggest that pH and DOC in rhizospheric soil of *A. hybridus* could be an important factor influencing the distribution of Cd fractions, and enzymatic activities in the rhizospheric soil could play a role in mitigating Cd toxicity.

**Keywords:** rhizosphere; DOC; Cd fraction; soil enzyme activities

近年来,随着开矿、施肥、冶炼、电镀和电池制造等生产活动的加剧,土壤中Cd含量明显上升,土壤

收稿日期:2015–10–14

基金项目:国家自然科学基金(41401328);四川省烟草专卖局2015年科技计划项目——植烟土壤质量提升关键技术与集成应用(SCYC201504)

作者简介:邓玉兰(1991—),女,四川成都人,硕士研究生,主要从事环境生态和污染土壤植物修复等方面的研究。

E-mail: 472487495@qq.com

\*通信作者:徐小逊 E-mail:Xuxiaoxun2013@163.com

Cd污染日益严重<sup>[1–3]</sup>。我国Cd及其他重金属污染的土壤面积已占总耕地面积的20%<sup>[4–5]</sup>。土壤重金属污染修复方法有多种,植物提取法因其环境友好、成本较低日益受到重视。该方法主要利用富集或超富集植物将土壤中的重金属元素转移到植物地上部,并通过回收达到降低或去除土壤中重金属的效果<sup>[6]</sup>。然而,Cd在土壤中的活性不高,很难被一般植物吸收,富集植物能够有效地吸收、转运和富集土壤中的Cd,表明其

存在活化 Cd 的机制。

根际环境中土壤 pH、溶解性有机碳(DOC)和土壤酶等根际特征的变化与 Cd 活化有密切关系<sup>[7]</sup>。降低 pH 和增加 DOC 含量可增加土壤中重金属的溶解和释放,促进有机-络合物的形成,提高其生物有效性<sup>[8-9]</sup>。土壤酶参与土壤中的各个物质能量转化过程,在土壤养分循环利用、降解土壤有毒物质和消除土壤污染方面起重要作用,如脲酶、过氧化物酶和磷酸酶等对重金属比较敏感,可指示土壤中重金属毒性的大小<sup>[10-11]</sup>。Cd 形态与其生物有效性有密切关系,Wei 等<sup>[12]</sup>研究发现球果藻菜根际交换态 Cd 含量低于非根际,根际交换态和碳酸盐结合态 Cd 向铁锰氧化物结合态和有机态 Cd 转化;李瑛等<sup>[13]</sup>却得出根际交换态 Cd 含量高于非根际,根际残渣态 Cd 向交换态转化。这表明,不同植物在遭受 Cd 胁迫时的根际特征存在差异,有进一步研究的必要性。

绿穗苋(*Amaranthus hybridus* L.)为苋科苋属一年生植物,生命力旺盛,是一种常见的农田杂草,在我国有较广泛的分布。前期研究发现绿穗苋能耐受较高浓度的 Cd 胁迫,并且具有较强的 Cd 富集能力,盆栽试验条件下在 Cd 浓度为  $180 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,其地上部 Cd 含量可达  $241.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,是一种潜在的 Cd 污染土壤植物修复材料<sup>[14]</sup>。然而目前的研究对绿穗苋富集和耐受 Cd 的机制认识远不够深入,尤其对于 Cd 胁迫下其根际特征的变化尚未见报道。因此,本研究拟通过盆栽根袋试验,分析不同 Cd 浓度下绿穗苋的根际特征与 Cd 形态分布,为深入揭示其富集和耐受 Cd 的机制提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

供试绿穗苋种子采集自汉源富泉铅锌矿区( $29^{\circ}24'N, 102^{\circ}38'E$ )。

### 1.2 盆栽试验

供试土壤为水稻土,采自四川省成都市温江区( $30^{\circ}43'04"N, 103^{\circ}52'13"E$ ),土壤 pH 为 7.18,全氮和有机质分别为  $1.05, 19.86 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,碱解氮、有效磷和有效钾分别为  $74.24, 15.65, 142.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,Cd 含量为  $0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,机械组成为粘粒 26.1%、砂粒 34.4%、粉粒 39.5%。

采集表层土(0~20 cm),将土样自然风干、压碎,过 5 mm 尼龙网筛后备用。准备规格为 30 cm×20 cm 的塑料桶 21 个,每桶中装入 6.0 kg 土样,同时以

$\text{NH}_4\text{NO}_3$  和  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  的形式施以  $4.0 \text{ g}$  复合肥(N:P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>:K<sub>2</sub>O=17:17:17),设置 6 个 Cd 处理浓度及 1 个对照处理(0、5、10、25、50、100、150  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),重金属 Cd 以  $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$  形式加入,每个处理设置 3 组重复。土壤中混匀肥料和 Cd 后,把土从桶中倒出,将 300 目尼龙丝网缝制成半径约 10 cm 的根袋并放入塑料桶中央,再把土装入桶中,静置 4 周,待重金属 Cd 在土壤中达到平衡状态后进行幼苗移栽。试验于 2015 年 3 月开始育苗,6 月中旬选取长势一致的绿穗苋幼苗(5~6 片叶子)进行移栽,每桶 3 株,至 9 月初收获植物。以根袋内土壤为根际土,距离根袋 20 mm 以外为非根际土进行土壤采集,土壤样品经风干、磨碎、过筛后备用。

### 1.3 测定方法

土壤 pH:用水浸提使水土质量比为 2.5:1,静置 30 min 后用 pH 计测定。过氧化氢酶活性采用高锰酸钾滴定法<sup>[15]</sup>,以 20 min 内 1 g 土壤分解过氧化氢( $\text{H}_2\text{O}_2$ )毫克数表示。脲酶活性采用苯酚-次氯酸钠比色法<sup>[15]</sup>,以 24 h 后 1 g 土壤中  $\text{NH}_3\text{-N}$  的毫克数表示。磷酸酶活性采用比色法<sup>[16]</sup>,以 24 h 后 1 g 土壤释放的酚毫克数表示。土壤溶解性有机碳(DOC)用  $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的  $\text{K}_2\text{SO}_4$  溶液浸提,采用总有机碳分析仪(岛津 TOC-VCPH)测定。土壤 Cd 形态用 Tessier 连续提取法<sup>[17]</sup>,采用 FAAS-M6 原子吸收火焰分光光度计测定。

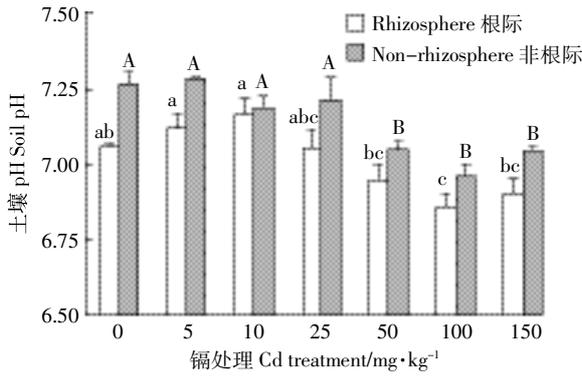
### 1.4 数据处理

用 Microsoft Office Excel 2007 软件进行数据整理和图表分析,用 SPSS 17.0 统计软件进行单因素方差(ANOVA)检验,采用新复极差法(Duncan)在  $P<0.05$  水平作处理间多重比较。

## 2 结果与分析

### 2.1 根际土壤 pH 和 DOC 变化

Cd 处理下,绿穗苋根际土壤 pH 均低于非根际(图 1)。随着 Cd 浓度的升高,pH 呈先升高后降低再升高的趋势。当 Cd 浓度为  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,根际 pH 为 7.16,达到最大值;在 Cd 浓度为  $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,根际 pH 降至最低,为 6.86。各处理根际 DOC 含量均高于非根际(图 2),随着 Cd 浓度的升高,根际与非根际 DOC 含量均呈上升趋势,且根际 DOC 含量增长幅度高于非根际。与对照相比,当 Cd 浓度  $\leq 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,根际土壤的 DOC 含量无显著增加,随着 Cd 浓度升高,根际土壤 DOC 含量显著增加( $P<0.05$ ),增长幅度为 6.97%~15.20%。非根际土壤中 DOC 含量变化趋势



不同小(大)写字母表示根际(非根际)处理间差异显著( $P < 0.05$ ),下同  
Different lower case letters(upper case letters) indicate significant difference in rhizosphere(non-rhizosphere) at  $P < 0.05$  level. The same below

图 1 绿穗苋根际与非根际土壤 pH 变化

Figure 1 pH in rhizosphere and non-rhizosphere of *A. Hybridus*

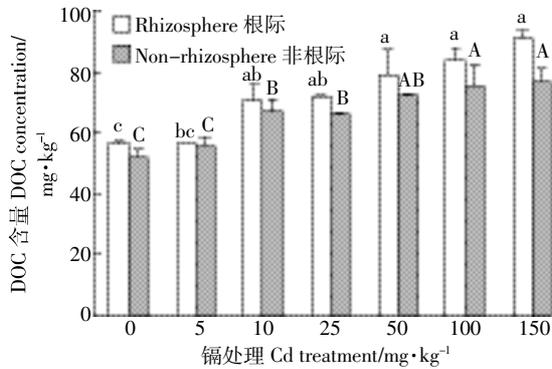


图 2 绿穗苋根际与非根际土壤 DOC 含量变化

Figure 2 DOC concentrations in rhizosphere and non-rhizosphere of *A. Hybridus*

与根际一致,当 Cd 浓度达到  $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,比根际土壤中 DOC 含量低 14.35%。

### 2.2 根际 Cd 形态转换

绿穗苋根际和非根际土壤中 Cd 的主要形态分布一致(图 3),在土壤含量均表现为交换态 Cd>碳酸盐结合态 Cd>铁锰氧化物结合态 Cd>有机态 Cd>残渣态 Cd,且各形态 Cd 含量随着 Cd 浓度升高显著增加( $P < 0.05$ )。根际土壤中各形态 Cd 含量均低于非根际,表明植物从根际土壤中吸收了更多的 Cd。

绿穗苋根际土壤交换态 Cd 所占比例随着 Cd 浓度的升高显著上升,从 49.33% 上升到 64.66%,铁锰氧化物结合态 Cd 则先上升后降低。当 Cd 浓度达到  $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态、有机结合态和残渣态所占比例下降,分别降低了 1.33%、9.02%、4.05% 和 0.94%。非根际土壤交换态 Cd 由 46.25% 上升到 65.39%,铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态、有机结合态和残渣态所占比例分别降低了

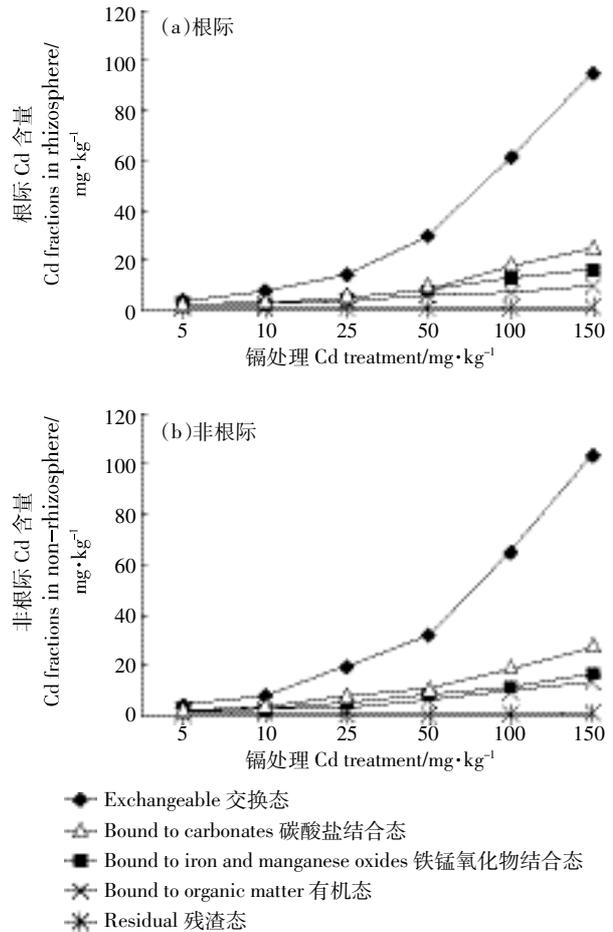


图 3 绿穗苋根际和非根际土壤镉形态含量变化

Figure 3 Variations of Cd fractions in rhizosphere and non-rhizosphere of *A. hybridus*

3.21%、9.88%、4.89% 和 1.14%(图 4)。Cd 的形态由铁锰氧化物结合态、碳酸盐结合态、有机结合态和残渣态向交换态转化,土壤中 Cd 的活性增强。

### 2.3 根际土壤酶活性变化

从表 1 可以看出,根际土壤过氧化氢酶、脲酶和磷酸酶活性均大于非根际。具体表现为随 Cd 浓度升高,根际土壤过氧化氢酶活性呈下降趋势,但各处理与对照相比无显著差异;非根际土壤过氧化氢酶活性随 Cd 浓度升高呈下降趋势,并且在 Cd 浓度  $\geq 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,比对照显著降低( $P < 0.05$ )。当 Cd 浓度  $\leq 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,绿穗苋根际脲酶活性与对照相比无显著变化,随着 Cd 浓度的升高,根际脲酶活性显著降低( $P < 0.05$ ),而非根际脲酶活性从 Cd 浓度  $> 10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  开始显著低于对照( $P < 0.05$ )。当 Cd 浓度为  $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  时,根际脲酶活性为  $0.14 \text{ mg NH}_3\text{-N} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ,比非根际高 15.78%。随 Cd 浓度升高,根际与非根际土壤磷酸酶活性均呈先升高后下降趋势。根际土壤磷

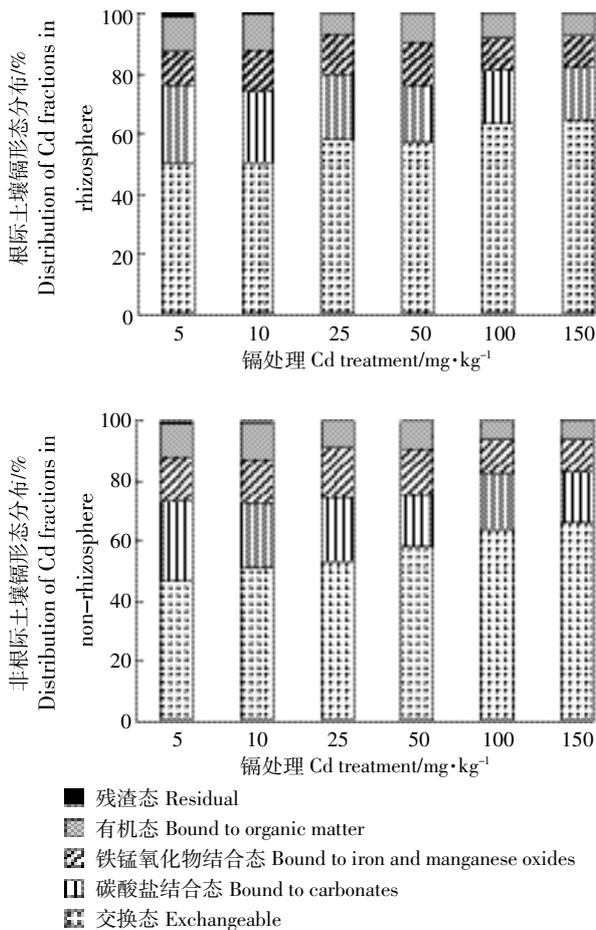


图4 绿穗苋根际和非根际土壤中镉形态分布

Figure 4 Distribution of Cd fractions in rhizosphere and non-rhizosphere of *A. hybridus*

酸酶活性从 25 mg·kg<sup>-1</sup> 开始低于对照,但各处理与对照相比无显著差异;非根际磷酸酶活性从 10 mg·kg<sup>-1</sup> 开始低于对照,但此时变化不显著,在 Cd 浓度 ≥ 50

mg·kg<sup>-1</sup> 时,比对照显著降低( $P < 0.05$ )。

### 3 讨论

通常情况下,酸性条件土壤中 Cd 有效性高,pH 值降低将增加碳酸盐结合态 Cd 和铁锰氧化物结合态 Cd 等难溶态镉的释放和溶解;相反,pH 升高会使土壤胶体的负电荷增加,从而使 H<sup>+</sup> 的竞争作用减弱,土壤中有有机质与 Cd 形成螯合物,减少了有效态 Cd 的释放,影响植物对 Cd 的吸收<sup>[18]</sup>。本试验中土壤 pH 随着 Cd 浓度的增加而减小,根际 pH 均低于非根际,与相关研究一致<sup>[19]</sup>。其原因可能是 Cd 的胁迫改变了绿穗苋的根际过程,促使植物根系分泌的有机酸增加,导致土壤 pH 降低。此外,Cd 胁迫使根际微生物活动增强,释放的 CO<sub>2</sub> 增加,也可能引起土壤 pH 降低。

土壤有机碳是碳循环中的一个重要组成,土壤中 DOC 主要来源于微生物代谢、根系分泌物、植物叶片的分解及有机质水解,其在不同的 pH 下带负电荷,易于在土壤中移动<sup>[20]</sup>。DOC 能够作为有机配位体与重金属离子形成有机-络合物,从而降低重金属离子在土壤表面的吸附性,增强重金属的生物有效性,促进植物的吸收<sup>[9]</sup>。超富集植物球果蕨的根际 DOC 含量大于非根际,且随着 Cd 浓度的升高,DOC 含量呈下降趋势<sup>[12]</sup>。本试验中根际土壤 DOC 也大于非根际,然而,随着 Cd 浓度的增加,DOC 含量却呈不断上升趋势。Gonzaga 等<sup>[19]</sup>也得到类似结果,*Pteris ferns* 在砷胁迫下根际土壤 DOC 含量随砷浓度的升高而增加。这可能是由根际土壤中的根系残留物和根系及微生物的分泌物增多导致。DOC 含量增加,能够与土壤中更多的 Cd<sup>2+</sup> 形成有机-络合物,降低 Cd<sup>2+</sup> 在土壤表面的

表1 绿穗苋根际与非根际土壤酶活性变化

Table 1 Enzyme activities in rhizosphere and non-rhizosphere of *A. hybridus*

Cd 处理 Cd treatment/ mg·kg <sup>-1</sup>	过氧化氢酶 Catalase activities/ mgH <sub>2</sub> O <sub>2</sub> ·g <sup>-1</sup> ·(20 min) <sup>-1</sup>		脲酶 Urease activities/ mgNH <sub>3</sub> -N·g <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup>		磷酸酶 Phosphatase activities/ mg Phenol·g <sup>-1</sup> ·d <sup>-1</sup>	
	根际 Rhizosphere	非根际 Non-rhizosphere	根际 Rhizosphere	非根际 Non-rhizosphere	根际 Rhizosphere	非根际 Non-rhizosphere
0	1.41±0.03a	1.36±0.04A	0.30±0.01b	0.22±0.05B	1.39±0.20abc	1.36±0.14AB
5	1.41±0.02a	1.36±0.01A	0.35±0.01a	0.28±0.01A	1.54±0.15a	1.51±0.20A
10	1.41±0.10a	1.36±0.01A	0.31±0.08ab	0.25±0.02B	1.42±0.09ab	1.34±0.12ABC
25	1.37±0.01a	1.32±0.05AB	0.28±0.01ab	0.23±0.01C	1.37±0.04abc	1.31±0.01ABCD
50	1.35±0.15a	1.32±0.01AB	0.25±0.04bc	0.18±0.01D	1.18±0.20bc	1.15±0.18CD
100	1.30±0.17a	1.26±0.04BC	0.18±0.04cd	0.14±0.01E	1.14±0.10bc	1.10±0.09BCD
150	1.25±0.05a	1.23±0.06C	0.14±0.01d	0.12±0.01F	1.10±0.11c	1.02±0.22D

注:数据以平均值( $n=3$ )±SE(标准误差)表示;同列不同小(大)写字母表示根际(非根际)处理间差异显著( $P < 0.05$ )。

Note: Data represent mean ( $n=3$ )±SE (standard error). Treatment significance was analyzed by Duncan multiple range test. Means followed by the same lower case letters (upper case letters) within a column for a given measurement were not significantly different in the rhizosphere (non-rhizosphere) at  $P < 0.05$ .

吸附,增强 Cd 的活性。

Cd 在土壤中的迁移性、生物有效性及毒性与 Cd 在土壤中的形态密切相关。土壤中的交换态 Cd 和碳酸盐结合态 Cd 具有较大溶解性,比其他形态更容易被富集植物吸收<sup>[21]</sup>。本试验中绿穗苋根际土壤中 Cd 的各个形态含量均低于非根际,且随着 Cd 浓度的增加,根际与非根际碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态 Cd 均向交换态 Cd 转化,表明不断有 Cd 被活化并从根际向非根际扩散。李瑛等<sup>[13]</sup>研究发现,在 Cd 浓度 $\geq 5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  的污染条件下,根际土壤中 Cd 的形态由活性较低的残渣态向活性较高的碳酸盐结合态和交换态转化,且根际交换态 Cd 高于非根际,表明根际环境更有利于 Cd 的活化。本试验中根际交换态 Cd 低于非根际,可能的原因是根际活化的 Cd 一部分被绿穗苋有效吸收,另一部分向非根际土壤扩散。研究结果显示,随着 Cd 浓度的升高,根际土壤 pH 呈逐渐降低的趋势,而 DOC 呈不断升高趋势,两者的变化是 Cd 向交换态转移的有力证据。这表明,绿穗苋根际 pH 降低和 DOC 升高可能是其活化 Cd 的重要原因。

土壤酶是土壤中具有催化能力的一类蛋白质,参与许多代谢过程<sup>[22]</sup>。过氧化氢酶促使过氧化氢分解,防止过氧化氢对植物的毒害,一定程度上反应微生物的活性强度。本试验中根际土壤过氧化氢酶活性大于非根际,且随着 Cd 浓度的升高而降低。脲酶是氮素转化中的一个重要指标,脲酶的大量存在可为植物提供自身生长所需要的氮素。本试验中根际土壤脲酶活性大于非根际,低浓度的 Cd( $5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )对土壤脲酶活性有一定的促进作用,当 Cd 浓度继续升高时,脲酶活性降低,与李廷强等<sup>[23]</sup>的研究结果一致。酶活性升高的原因一方面可能是低浓度 Cd 对微生物具有一定浓度范围的刺激作用,另一方面可能是 Cd<sup>2+</sup>作为辅基,酶作为蛋白质,利于酶活性中心和底物的配位结合,从而改变酶促反应平衡性和酶蛋白表面电荷,最终增强酶活性<sup>[24-25]</sup>。当 Cd 处理浓度较高时表现为对土壤酶活性的抑制,一方面可能是 Cd 抑制了土壤微生物生长繁殖,减少其体内酶合成和分泌,另一方面 Cd<sup>2+</sup>与底物竞争,与酶分子中的巯基和含咪唑的配体结合,形成较稳定的络合物,从而降低酶活性<sup>[26]</sup>。磷酸酶能够促进根际难溶磷溶解,有助于植物对磷元素的吸收。土壤根际环境中的含磷化合物可通过根系与真菌联合共生作用和对根际土壤的酸化作用等来影响重金属离子的迁移吸收<sup>[27]</sup>。本试验中 Cd 处理下,根

际土壤磷酸酶活性均大于非根际,且随着 Cd 处理浓度的增加,绿穗苋根际土壤磷酸酶活性无显著变化,而非根际显著降低。这表明,绿穗苋根际土壤酶对 Cd 的毒害具有一定的缓解作用。

## 4 结论

(1)盆栽试验下,绿穗苋根际 pH 小于非根际,根际 DOC 含量大于非根际,随着 Cd 浓度的升高,pH 呈下降趋势,DOC 含量呈上升趋势。绿穗苋根际环境更有利于 Cd 的活化。

(2)绿穗苋根际土壤中 5 种形态的 Cd 含量均低于非根际,且随着 Cd 浓度的升高,碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机结合态和残渣态 Cd 向活性更高的交换态 Cd 转化。绿穗苋根际对 Cd 的吸收量大于非根际,根际环境更有利于植物对 Cd 的活化与吸收。

(3)各处理根际土壤过氧化氢酶、脲酶和磷酸酶活性均高于非根际,根际土壤脲酶和磷酸酶活性均随处理浓度升高呈先升高后降低的趋势,过氧化氢酶活性随处理浓度升高持续下降,但根际过氧化氢酶活性与对照无显著差异。绿穗苋根际土壤酶活性维持在一个较高水平,对 Cd 毒性具有一定的缓解作用。

## 参考文献:

- [1] Gardea-Torresdey J L, Peralta-Videa J R, de la Rosa G, et al. Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy[J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2005, 249 (17/18):1797-1810.
- [2] Sun Y B, Zhou Q X, Diao C Y. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L.[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(5):1103-1110.
- [3] 罗 勇,余晓华,杨中艺,等. 电子废物不当处置的重金属污染及其环境风险评价[J]. *生态毒理学报*, 2008, 3(1):34-41.  
LUO Yong, YU Xiao-hua, YANG Zhong-yi, et al. Studies on heavy metal contamination by improper handling of e-waste and its environmental risk evaluation[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2008, 3(1):34-41.
- [4] Li Y H, Wang L, Yang L S, et al. Dynamics of rhizosphere properties and antioxidative responses in wheat (*Triticum aestivum* L.) under cadmium stress[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 102:55-61.
- [5] Li Z Y, Ma Z W, van der Kuijp T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. *Science of the Total Environment*, 2014(468/469):843-853.
- [6] 黄益宗,郝晓伟,雷 鸣,等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(3):409-417.  
HUANG Yi-zong, HAO Xiao-wei, LEI Ming, et al. The remediation technology and remediation practice of heavy metals-contaminated soil

- [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(3):409-417.
- [7] Xu J Y, Li H B, Liang S, et al. Arsenic enhanced plant growth and altered rhizosphere characteristics of hyperaccumulator *Pteris vittata*[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 194: 105-111.
- [8] Wenzel W W, Lombi E, Adriano D C, et al. Biogeochemical processes in the rhizosphere: Role in phytoremediation of metal-polluted soils[M] //Springer Berlin Heidelberg: Heavy Metal Stress in Plants, 1999; 273-303.
- [9] 龚玉莲, 杨中艺. 蕹菜不同镉积累品种的根际土壤化学特征[J]. 应用生态学报, 2014, 25(8): 2377-2384.  
GONG Yu-lian, YANG Zhong-yi. Chemical characteristics of the rhizosphere soil of water spinach cultivars differing in Cd accumulation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(8): 2377-2384.
- [10] Malley C, Nair J, Ho G. Impact of heavy metals on enzymatic activity of substrate and on composting worms *Eisenia fetida*[J]. *Bioresource Technology*, 2006, 97(13): 1498-1502.
- [11] Brains M R, Kapil S, Oehme F W. Microbial resistance to metals in the environment[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2000, 45(3): 1198-1207.
- [12] Wei S H, Twardowska I. Main rhizosphere characteristics of the Cd hyperaccumulator *Rorippa globosa*(Turcz.)Thell[J]. *Plant and Soil*, 2013, 372(1/2): 669-681.
- [13] 李 瑛, 张桂银, 李洪军, 等. 根际土壤中 Cd、Pb 形态转化及其植物效应[J]. 生态环境, 2004, 13(3): 316-319.  
LI Ying, ZHANG Gui-yin, LI Hong-jun, et al. Speciation transformation of Cd, Pb in rhizosphere and their effects on plant[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(3): 316-319.
- [14] Zhang X C, Zhang S R, Xu X X, et al. Tolerance and accumulation characteristics of cadmium in *Amaranthus hybridus* L.[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 180(1-3): 303-308.
- [15] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 中国农业出版社, 1987: 35-46.  
GUAN Song-yin. Soil enzymes and their study method[M]. Beijing: China Agricultural Press, 1987: 35-46.
- [16] 赵兰坡, 姜 岩. 土壤磷酸酶活性测定方法的探讨[J]. 土壤通报, 1986(3): 138-141.  
ZHAO Lan-po, JIANG Yan. Discussion on methods of measuring of soil phosphatase activity[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1986(3): 138-141.
- [17] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844-851.
- [18] 张季惠, 王黎虹, 张建奎. 土壤中镉的形态转化、影响因素及生物有效性研究进展[J]. 广东农业科学, 2013(6): 169-171.  
ZHANG Ji-hui, WANG Li-hong, ZHANG Jian-kui. Transformation and influence factors of existing form of cadmium in soils and its effect on cadmium bioavailability[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2013(6): 169-171.
- [19] Gonzaga M I S, Ma L Q, Santos J A G, et al. Rhizosphere characteristics of two arsenic hyperaccumulating *Pteris ferns*[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(16): 4711-4716.
- [20] Dunnivant F M, Jardine P M, Taylor D L, et al. Transport of naturally occurring dissolved organic carbon in laboratory columns containing aquifer material[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1992(56): 437-444.
- [21] 蒋先军, 骆永明, 赵其国. 土壤重金属污染的植物提取修复技术及其应用前景[J]. 农业环境保护, 2000, 19(3): 179-183.  
JIANG Xian-jun, LUO Yong-min, ZHAO Qi-guo. Phytoextraction of heavy metals in polluted soils and its application prospects[J]. *Agro-environmental Protection*, 2000, 19(3): 179-183.
- [22] Pan J, Yu L. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(11): 1889-1894.
- [23] 李廷强, 朱 恩, 杨肖娥, 等. 超积累植物东南景天根际土壤酶活性研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(3): 112-117.  
LI Ting-qiang, ZHU En, YANG Xiao-e, et al. Studies on soil enzyme activity in rhizosphere of hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(3): 112-117.
- [24] 史 艇, 蔡士悦, 阎雨平. 重金属和矿物油对土壤微生物生态活性的影响[J]. 农业环境保护, 1993, 12(3): 105-107.  
SHI Ting, CAI Shi-yue, YAN Yu-ping. The influence of various heavy metal compounds and mineral oil on the ecological activity of soil microorganisms[J]. *Agro-environmental Protection*, 1993, 12(3): 105-107.
- [25] 孟庆峰, 杨劲松, 姚荣江, 等. 单一及复合重金属污染对土壤酶活性的影响[J]. 生态环境学报, 2012, 21(3): 545-550.  
MENG Qing-feng, YANG Jin-song, YAO Rong-jiang, et al. Influence of single and combined pollutions of heavy metal on soil enzyme activity[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, 21(3): 545-550.
- [26] 卢显芝, 金建华, 郝建朝, 等. 不同土层土壤酶活性对重金属汞和镉胁迫的响应[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(9): 1844-1848.  
LU Xian-zhi, JIN Jian-hua, HAO Jian-chao, et al. Responses of soil enzyme activities in different soil layers to single and combined stress of Hg and Cd[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(9): 1844-1848.
- [27] 陈世宝, 朱永官, 杨俊诚. 土壤-植物系统中磷对重金属生物有效性的影响机制[J]. 环境污染治理技术与设备, 2003(8): 1-7.  
CHEN Shi-bao, ZHU Yong-guan, YANG Jun-cheng. Mechanism of the effect of phosphorus on bioavailability of heavy metals in soil plant systems[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2003(8): 1-7.