

红薯对 Pb、Cd 的吸收累积特征及根际土壤 Pb、Cd 形态分布研究

寇士伟, 吴锦标, 谢 素, 蔡素英, 亦如瀚*

(暨南大学环境工程系; 广东省高校水土环境毒害性污染防治与生物修复重点实验室, 广州 510632)

摘 要: 为了解土壤在 Pb、Cd 单一以及复合污染条件下红薯对 Pb、Cd 的吸收和积累规律, 通过盆栽试验对红薯地上部和地下部的生物量和重金属含量进行测定, 分析了单一及复合污染土壤中重金属 Pb、Cd 形态分布特点。结果表明, 相对于对照, 较低浓度的 Pb、Cd 能显著促进红薯的生长 ($P<0.05$), Pb 超过 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd 超过 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 红薯生长受到显著抑制 ($P<0.05$), Cd 是影响红薯生长的主要因素; 随着试验处理浓度的升高, 红薯体内重金属含量也随之升高, 二者之间存在极显著的相关性 ($P<0.01$), Pb、Cd 共存对红薯吸收累积 Pb、Cd 具有明显的交互作用, Pb 促进 Cd 向地上部转移, Cd 促进 Pb 在地下部积累。根际土壤中 Pb、Cd 以可交换态与碳酸盐结合态为主, 二者均占总量的 55% 以上, 在复合污染条件下, Pb 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时其活性系数显著高于其他 Pb 处理 ($P<0.05$), 并在很大程度上促进有效态 Cd 含量的增加。

关键词: 红薯; 生物量; 吸收累积特点; 重金属形态分布

中图分类号: X503.231 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2011)04-0677-07

Absorption and Accumulation of Pb and Cd in Sweet Potato and Species Distribution of Pb and Cd in Rhizosphere Soil

KOU Shi-wei, WU Jin-biao, XIE Su, CAI Su-ying, YI Ru-han*

(Department of Environmental Engineering, Jinan University, Key Laboratory of Water/Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation, Department of Education of Guangdong Province, Guangzhou 510632, China)

Abstract: In present study, effects of single and combined pollutants Pb, Cd and Cd-Pb on the growth, accumulating potentialities and Pb, Cd form distribution in sweet potato-rizosphere soil system were studied with a 60-day pot experiment. As the results of single pollutants treatments, the suitable concentrations of Cd ($1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Pb ($10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) were found to improve, and the threshold concentrations of Cd ($>3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), Pb ($>50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) were found to inhibit the growth of sweet potato ($P<0.05$). The major affecting factor for sweet potato accumulation was concentration of Cd, and there was very positive significant correlation between them ($P<0.01$). In treatments of combined pollutants Cd-Pb, there was marked interactions between concentrations of Cd-Pb and sweet potato accumulation, namely Pb stimulated Cd to transfer from sweet potato root to its top, while Cd stimulated Pb to accumulate in sweet potato root. The available Cd and Pb contents accounted for more than 55% of the total Pb, Cd, and the activity index of Pb in the concentration of $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ was significantly ($P<0.05$) higher than that in the other concentrations of Pb under combined pollutants Cd-Pb, moreover it markedly improved the available Cd contents in rizosphere soil.

Keywords: sweet potato; biomass; absorption and accumulation characteristics; heavy metal form distribution

我国面临的土壤环境安全问题日益突出, 受重金属污染的耕地面积近 2 000 万 hm^2 , 约占耕地总面积的 1/5, 主要污染物为 Pb、Cd、Hg、Cu 等, 已成为农产

品质量安全的严重隐患^[1]。植物对重金属的吸收累积受土壤理化性质、重金属元素种类、污染程度、环境因素等影响, 不同植物对重金属元素的吸收富集能力有所差异。许多研究表明, 在低浓度和高浓度下, 重金属间的交互作用对植物吸收重金属元素的影响是不同的; 同时重金属的交互作用在不同类型的植物中的表现也不同。当多种元素存在时, 其交互作用更为复杂^[2]。因此, 研究农作物在重金属复合污染下的生长以

收稿日期: 2010-09-12

基金项目: 国家自然科学基金委-广东联合基金(U0933002)

作者简介: 寇士伟, 男, 硕士研究生, 研究方向为环境修复技术与应用。

E-mail: koushiwei123@163.com

* 通信作者: 亦如瀚 E-mail: tyiruhan@jnu.edu.cn

及吸收、累积特征,对重金属污染土壤的安全利用以及农业安全生产具有重要参考价值。红薯种植广泛,对生长条件要求低,耐旱、耐贫瘠,产量高,是一种重要的粮食作物,目前国内外利用红薯对重金属耐性以及富集的研究报道较少。本试验以红薯为试验材料,对重金属 Pb、Cd 单一与复合污染条件下,Pb、Cd 元素交互作用进行了探索,分析了两种重金属对红薯生长的影响,以及 Pb、Cd 在根际土壤中的形态分布,以期为红薯对重金属复合污染土壤的耐性及其安全性的进一步研究,提供数据支撑。

1 材料与方法

1.1 药品与仪器

岛津 AA-7000 原子吸收分光光度计(日本岛津公司);pHS-3C 精密 pH 计(上海雷磁仪器厂);KDC-40 低速离心机(科大创新股份有限公司);HH 数显恒温水浴锅(江苏省金坛宏华仪器厂)。本试验所用药品均为分析纯,购自广州化学试剂厂。

1.2 试验设计

盆栽试验在暨南大学环境工程系温室中进行。供试土壤为水稻土,取自华南农业大学试验基地。土壤基本理化性质为 pH5.8,有机质 27.09 g·kg⁻¹、全氮 1.24 g·kg⁻¹、全磷 0.81 g·kg⁻¹、碱解氮 87.97 mg·kg⁻¹、速效磷 34.33 mg·kg⁻¹、速效钾 51.49 mg·kg⁻¹、阳离子交换量 7.66 cmol·kg⁻¹。土壤风干后,过 4 mm 筛。单一污染试验见表 1,复合污染试验为 2 因素 3 水平的正交试验,共 9 个处理,每个处理重复 3 次,见表 2。土壤自然风干,磨碎过 4 mm 筛,装入内径 22 cm、深 18 cm 的瓦盆,每盆装土 4 kg。根际土的采集采用自制根袋法,即用 300 目的尼龙网做成高 15 cm、周长 20 cm 的根袋,将 500 g 过 40 目筛的风干土装入根袋作为根际土,3.5 kg 土装入盆内,置于根袋外围。将分析纯 Pb(NO₃)₂·3H₂O、CdCl₂·2.5H₂O 配制成一定浓度的溶液,取一定量溶液加入供试土壤,作为外源铅、镉的来源,同时一并施入底肥(N 0.30 g·kg⁻¹、P₂O₅ 0.20 g·kg⁻¹、K₂O 0.30 g·kg⁻¹),分别以 NH₄NO₃、KH₂PO₄、KNO₃ 施入,平衡 1 周。供试红薯品种为“广紫 1 号”,购自广州市白云

表 1 单一污染试验的因素和水平					
Table 1 Experimental factors and levels of single pollution					
重金属种类	试验水平/mg·kg ⁻¹				
Cd	0	1	3	10	20
Pb	0	10	50	500	1 000

表 2 复合污染试验的因素和水平					
Table 2 Experimental factors and levels of compound pollution					
试验编号	1	2	3	处理浓度/mg·kg ⁻¹	
	Cd	Pb	Cd×Pb	Cd	Pb
1	1	1	1	1	10
2	1	2	2	1	50
3	1	3	3	1	500
4	2	1	2	3	10
5	2	2	3	3	50
6	2	3	1	3	500
7	3	1	3	10	10
8	3	2	1	10	50
9	3	3	2	10	500

区农科所,于 2009 年 5 月 10 日种植,每盆 2 株。

1.3 样品测定方法

在 60 d 土培后还未产生地下块茎时,结束试验,沿着土表面收割红薯的地上部,取样,取样时用自来水反复冲洗根系及叶片,再用蒸馏水冲洗 2~3 遍,用吸水纸吸干植株表面水分,将植株的根、茎、叶分离、杀青、烘干至恒重,分别称量红薯地上部(茎、叶)和地下部(根)的干重,然后按根、茎、叶分别粉碎,待测。植物样品采用干灰化法消解^[3]。土壤重金属形态连续提取采用 Tessier 法^[4],原子吸收分光光度法测定重金属含量。分析过程加入国家标准参比物质土壤及植物样品(GSS-1,GSS-4,GSV-1),并选取 20%的样品重复 3 次,以进行分析质量控制。

1.4 数据分析

本文结果均为平均数±标准误差,使用 SPSS13.0 软件对数据进行分析。

2 结果与分析

2.1 Pb、Cd 单一及复合污染条件下红薯地上部、地下部的生物量

由表 3、表 4 可知,与对照相比,当 Cd 的浓度为 1 mg·kg⁻¹,红薯地上部(叶片与地上茎的总和,下同)与根部(不含地下块茎,下同)干重分别增加 9.34%、5.38%,Pb 的浓度为 10 mg·kg⁻¹ 时,红薯地上部与根部干重分别增加 17.53%、5.77%,均达到显著性水平(P<0.05);而当 Pb 的浓度大于等于 500 mg·kg⁻¹、Cd 的浓度大于等于 10 mg·kg⁻¹ 时,红薯地上部与根部干重显著低于对照,其中 Pb 处理最大降幅分别达到 13.4%、29.65%,Cd 处理最大降幅分别为 42.1%、54.34%。上述结果表明,在试验的浓度范围内,相对于

对照,较低浓度的 Pb、Cd 能促进红薯的生长,Pb 用量超过 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd 用量超过 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,红薯生长受到显著抑制($P<0.05$),且由根冠比可知,地下部的下降幅度大于地上部。表 5、表 6 表明,在 Pb、Cd 复合污染条件下,Pb、Cd 均对红薯地下部生物量有极显著影响($P<0.01$),对地上部的影响也达到显著性水平($P<0.05$),且 Pb、Cd 对红薯地下部生物量存在交互作用,但其作用弱于 Pb 和 Cd 的单独作用。由方差分析结果可知,在 Pb、Cd 共存时,Cd 是影响红薯生长的主

表 3 Pb 单一污染对红薯生物量的影响

Table 3 Effects of Pb on biomass of sweet potato

试验处理/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	干物质重/ $\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$		根冠比/%
	地上部	地下部	
CK	14.01±0.34a	2.96±0.04a	13.98
10	16.47±1.40b	3.09±0.26b	18.76
50	14.49±0.47a	2.35±0.71a	16.20
500	12.93±0.23c	1.51±0.04ca	11.67
1 000	12.12±0.41c	1.38±0.04c	11.27

注:同列中相同字母表示没有显著性差异,不同字母表示有显著性差异。下同。

表 4 Cd 单一污染对红薯生物量的影响

Table 4 Effects of Cd on biomass of sweet potato

试验处理/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	干物质重/ $\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$		根冠比/%
	地上部	地下部	
CK	14.01±0.34a	2.96±0.04a	13.98
1	15.32±0.42b	3.01±0.19b	19.67
3	13.93±0.19a	1.99±0.19a	14.26
10	9.62±0.05c	1.02±0.34c	10.58
20	8.11±0.36c	0.89±0.02d	8.57

表 5 Cd、Pb 复合污染对红薯生物量的影响

Table 5 Effects of Cd and Pb compound pollution on biomass of sweet potato

试验处理/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$		干物质重/ $\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$		根冠比/%
Cd	Pb	地上部	地下部	
CK	CK	14.01±0.34b	2.96±0.04a	13.98
1	10	16.62±0.45c	3.12±0.22a	18.78
1	50	14.57±0.11b	2.34±0.33a	16.06
1	500	12.82±0.88b	1.81±0.24c	14.11
3	10	15.67±1.09c	2.71±0.36a	17.21
3	50	11.44±0.90ba	1.75±0.45c	15.29
3	500	10.31±0.30a	1.27±0.17d	12.31
10	10	11.02±0.46a	1.83±0.44c	16.66
10	50	10.48±0.41a	1.28±0.29cd	12.21
10	500	9.57±0.48a	0.98±0.29e	10.24

表 6 Cd、Pb 复合污染条件下红薯正交试验分析结果

Table 6 Analysis results of sweet potato orthogonal experiment under Cd and Pb compound pollution

试验因素		地下部	地上部
Cd	F 值	11.934	8.210
	P 值	0.000 9**	0.003 5**
Pb	F 值	10.917	5.741
	P 值	0.001 3**	0.021 0*
Cd×Pb	F 值	4.061	2.004
	P 值	0.025 8*	0.145 0

注:*, $P<0.05$;**, $P<0.01$ 。下同。

要因素。

2.2 Pb、Cd 单一与复合污染条件下红薯对 Pb、Cd 吸收特征

由表 7、表 8 可知,随着试验处理浓度的升高,红薯体内重金属含量也随之升高,且地下部含量远远高于地上部。当 Pb 的浓度为 $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、Cd 的浓度为 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,Pb、Cd 转移系数较对照明显提高,其他浓度的处理会抑制重金属离子向地上部转移。表 9、表 10 表明,红薯地下部和地上部 Cd、Pb 含量均随 Cd、Pb 加入量的增加而增加。与单污染相比,复合污染条件下 Pb 的存在促进了红薯体内 Cd 的含量,相同 Cd 加入量处理中,随着 Pb 浓度的升高,Cd 在红薯地下部的积累呈下降趋势,而 Cd 的转移系数不断增加,并最终超过 Pb;Cd 的添加能够促进红薯对 Pb 的吸收,相同 Pb 加入量处理中,随着 Cd 浓度的升高,红薯地下部 Pb 含量不断下降,但仍高于单污染条件下各 Pb 处理,而 Pb 向地上部的转移受到抑制。方差分析结果显示,红薯体内 Cd 含量主要受土壤 Cd 的影响,Pb 能够协同 Cd 的吸收,促进 Cd 向地上部转移;土壤 Pb 浓度是红薯体内 Cd 含量的主要影响因素,Cd 可协同 Pb 的吸收,但 Cd 抑制了 Pb 向地上部转移。

2.3 Pb、Cd 单一与复合污染条件下根际土壤中 Pb、Cd 的形态分布特征

活性系数 MF (mobility factor)能够反映土壤中不同重金属被生物利用,进而对环境构成潜在危害的能力。如式(1)所示。式中 F_1 为可交换态, F_2 为碳酸盐结合态, F_3 为铁锰氧化物结合态, F_4 为有机物结合态, F_5 为残余态。

$$MF = \frac{F_1 + F_2}{F_1 + F_2 + F_3 + F_4 + F_5} \quad (1)$$

由图 1 至图 4 可知,Cd 污染土壤中 Cd 活性系数按处理浓度分别为 64.94%、67.16%、78.22%、81.71%,

Pb 污染土壤中 Pb 活性系数按处理浓度分别为 58.78%、55.03%、77.50%、70.27%,均占到总量的 55% 以上,而有机结合态所占比例较小。就铁锰氧化物结

合态含量所占比例,是 Pb 大于 Cd。在复合污染条件下,Pb 对 Cd 的活性系数有较大影响。在 Pb 浓度为 50 mg·kg⁻¹ 时,Cd 的活性系数明显高于其他 Cd 处理,相同 Pb 加入量处理中,随着 Cd 浓度的不断升高,Pb 的活性系数下降趋势明显,同时,Pb 浓度为 50 mg·kg⁻¹ 时活性系数明显高于其他 Pb 处理。

2.4 根际土壤中 Pb、Cd 的形态特征与红薯吸收 Pb、Cd 的相关性

由表 9、表 10、图 1 至图 4 可知,在单一污染条件下,随处理浓度的升高,Pb、Cd 有效态比例呈上升趋势,红薯对 Pb、Cd 吸收量也随之上升,呈显著正相关 ($P<0.05$),铁锰氧化物结合态、有机结合态、残渣态三者所占比例则不断下降;在复合污染条件下,相同 Cd 加入量处理中,随着 Pb 浓度的升高,红薯对 Cd 的吸收呈下降趋势,而 Cd 有效态所占比例的变化较为复杂,其最大值出现在 Pb 浓度为 50 mg·kg⁻¹ 时,二者之间不存在显著相关性,在相同 Pb 加入量处理中,随 Cd 浓度的升高,红薯对 Pb 的吸收逐渐降低,与之对应,根际土壤中有效态 Pb 所占比例也随之下降。有效态 Pb 所占比例在 Pb 浓度为 50 mg·kg⁻¹ 时高于其他

表 7 Pb 污染下红薯根、茎、叶中 Pb 含量

Table 7 Pb concentrations in root, stem and leaf of sweet potato under Pb single pollution

试验处理/mg·kg ⁻¹	根/mg·kg ⁻¹	茎/mg·kg ⁻¹	叶/mg·kg ⁻¹	转移系数
CK	12.81±3.56a	9.14±1.01a	8.78±1.10a	0.69
10	17.33±3.47a	15.69±2.18a	16.77±1.31b	0.93
50	29.92±5.83b	17.74±2.73a	19.79±2.45b	0.62
500	78.87±5.79c	23.36±4.18ba	20.77±3.64b	0.27
1 000	576.58±23.58d	65.20±7.60c	51.27±2.88c	0.11

表 8 Cd 污染下红薯根、茎、叶中 Cd 含量

Table 8 Cd concentrations in root, stem and leaf of sweet potato under Cd single pollution

试验处理/mg·kg ⁻¹	根/mg·kg ⁻¹	茎/mg·kg ⁻¹	叶/mg·kg ⁻¹	转移系数
CK	0.84±0.09a	0.55±0.07a	0.46±0.05a	0.61
1	1.37±0.10a	1.25±0.32a	0.51±0.04a	0.64
3	2.94±0.14ba	1.79±0.41a	1.13±0.22b	0.49
10	5.33±1.56c	2.21±0.25ba	1.15±0.28a	0.30
20	13.98±1.26d	4.60±0.63b	1.24±0.07b	0.21

表 9 Cd、Pb 复合污染下红薯根、茎、叶中 Cd、Pb 含量

Table 9 Cd and Pb concentrations in root, stem and leaf of sweet potato under Cd and Pb compound pollution

试验处理/mg·kg ⁻¹		Cd 含量/mg·kg ⁻¹			Pb 含量/mg·kg ⁻¹			转移系数	
Cd	Pb	根	茎	叶	根	茎	叶	Cd	Pb
CK	CK	0.84±0.09a	0.55±0.07a	0.46±0.04a	12.81±1.59a	9.14±1.01a	8.78±1.10a	0.61	0.69
1	10	1.96±0.04a	0.28±0.05a	0.21±0.03a	33.11±2.56b	20.51±2.09b	14.27±2.80a	0.20	0.62
1	50	1.31±0.45a	0.75±0.21a	0.63±0.05a	35.71±1.35b	19.91±2.84b	16.21±2.34a	0.56	0.52
1	500	1.03±0.17a	0.51±0.03a	0.51±0.01a	159.19±22.40d	22.28±1.50b	20.41±3.40ba	0.71	0.24
3	10	7.57±1.82b	2.05±0.29a	0.863±0.06ba	33.02±0.977a	17.11±1.62ab	15.53±2.90a	0.19	0.87
3	50	3.47±0.60ca	2.63±0.64ba	1.01±0.11ba	32.79±4.73ab	20.30±2.11b	22.49±1.76ba	0.52	0.62
3	500	3.17±0.15c	2.49±0.46ba	0.767±0.07ba	127.51±8.78c	50.15±5.23d	21.96±1.26ba	0.61	0.25
10	10	13.80±1.37d	3.67±1.24ba	1.41±0.4cb	29.71±1.28b	14.71±2.28ab	13.10±1.94a	0.18	0.28
10	50	12.20±1.51d	6.51±1.34c	2.46±0.33d	30.04±2.73ab	19.31±1.35b	15.01±2.04a	0.37	0.57
10	500	6.46±1.07b	3.75±1.57ba	0.92±0.06ba	115.71±10.1c	31.99±2.61cb	19.99±4.54ba	0.45	0.25

表 10 Cd、Pb 复合污染条件下红薯正交试验分析结果

Table 10 Analysis results of sweet potato orthogonal experiment under Cd and Pb compound pollution

试验因素		红薯体内 Cd 含量			红薯体内 Pb 含量		
		根	茎	叶	根	茎	叶
Cd	F 值	164.48	24.46	27.96	9.289	5.433	2.836 3
	P 值	0.000 1**	0.000 6**	0.000 35**	0.001 4**	0.013*	0.174
Pb	F 值	26.27	2.57	10.35	178.29	33.25	4.713
	P 值	0.002**	0.12	0.002*	0.000 09**	0.000 17**	0.021*
Cd×Pb	F 值	10.814	1.287 3	2.68	3.69	6.62	0.42
	P 值	0.000 8**	0.311 9	0.045*	0.021*	0.012*	0.783

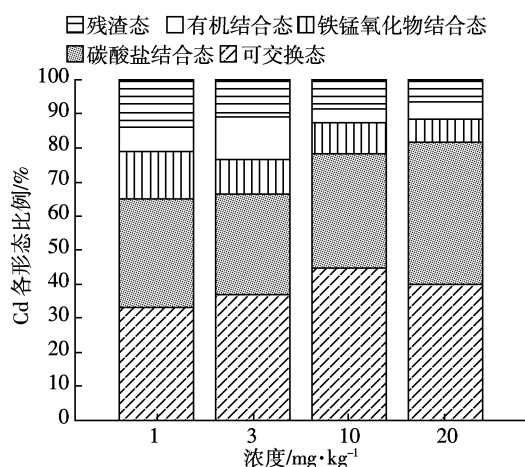


图1 Cd 污染土壤中 Cd 形态分布

Figure 1 Form distribution of Cd in the soil polluted by Cd

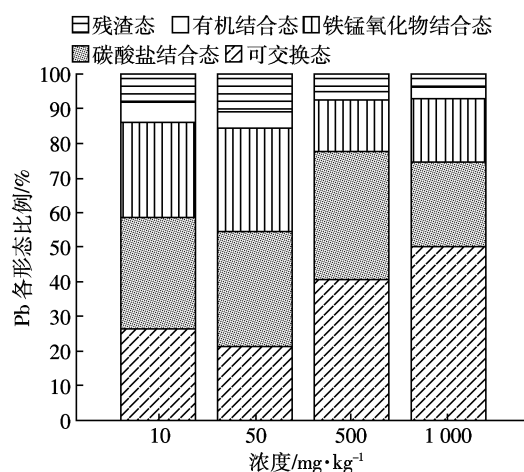


图2 Pb 污染土壤中 Pb 形态分布

Figure 2 Form distribution of Pb in the soil polluted by Pb

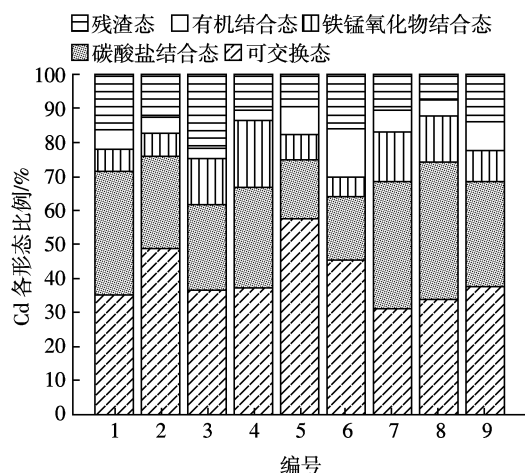


图3 Cd、Pb 复合污染土壤中 Cd 形态分布

Figure 3 Form distribution of Cd in the soil polluted by Cd and Pb

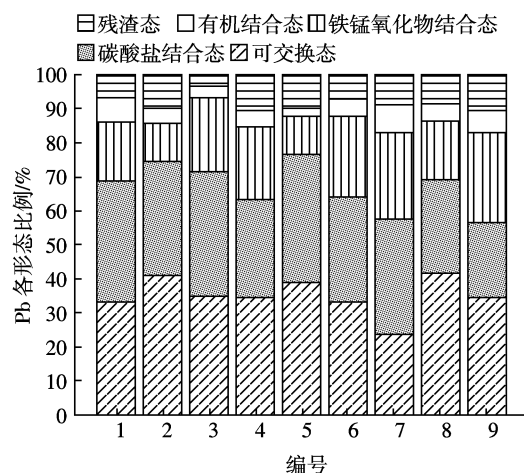


图4 Cd、Pb 复合污染土壤中 Pb 形态分布

Figure 4 Form distribution of Pb in the soil polluted by Cd and Pb

处理,而红薯对 Pb 的吸收量则随土壤 Pb 浓度的升高而升高。

3 讨论

重金属元素以可溶的离子态施入土壤后迅速转化为其他复杂的形态,一方面是植物利用地下部分分泌的特殊有机物,如细胞内的金属硫蛋白、植物螯合肽或者某些有机酸、氨基酸等物质,促进土壤中重金属元素的溶解与地下部的吸收;另一方面是利用一些特殊的蛋白,如金属硫蛋白、金属螯合肽即植物螯合肽等,与重金属离子结合固定,将其吸收的重金属离子累积在根部,或将其大部分运输到地上部,从而减轻毒害^[5]。Nieminen 等^[6]认为,较低浓度的重金属胁迫可促进植物对营养元素的吸收,从而对植物的生长有一定的促进作用。因此,当 Cd 的浓度为 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Pb 的浓度 $\leq 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,红薯生物量较之对照有所增

加。Grill 等^[7]认为,重金属胁迫条件下,植物可以合成束缚重金属离子的多肽类物质——植物螯合肽,可以强烈地螯合重金属, Pb、Cd 开始进入植物就在根部受到严重阻碍从而难以向上运输,所以根部受重金属 Pb、Cd 的胁迫远远大于地上部。

植物对重金属的吸收受其他共存重金属的影响。祖艳群等^[8]认为,植物对某一金属元素的吸收往往是在与其他金属元素相互作用下进行的。许多学者对不同植物进行试验的结果显示, Pb 与 Cd 表现出不同的吸收累积特征。Coughtrey^[9]指出在水培玉米或其他非抗性植物中, Cd、Pb 共存时可大大促进 Cd、Pb 在植株体内的吸收量。HaSsett^[10]报道了在玉米根中,由于 Cd、Pb 复合作用,两种金属都有增加另一种金属在根中含量的趋势。夏增禄和宋菲等对烟草和蔬菜研究均指出, Pb 对 Cd 的吸收表现出协同作用, Cd 对 Pb 的吸收也有一定的影响^[11-12]。任继凯^[13]认为 Cd 减少水稻、

烟草的 Pb 含量,外浓度较高时拮抗明显。本试验结果表明,在 Cd、Pb 复合污染条件下,Pb 促进了红薯体内 Cd 的含量,相同 Cd 加入量处理中,随着 Pb 浓度的升高,Cd 在红薯地下部的含量呈下降趋势,但转移系数不断升高。相关分析结果显示,土壤中 Pb 含量与红薯地下部对 Cd 的吸收量之间呈显著负相关 ($P < 0.05$),而与地上部 Cd 吸收量呈正相关,说明 Pb 的存在促进了 Cd 向地上部的转移,提高了 Cd 的生物活性。这可能是因为 Pb 会夺取 Cd 在土壤中的吸附位而提高土壤中 Cd 的有效性,或者取代根中吸附的 Cd,促进了根中滞留 Cd 的活性,并且随着 Pb 浓度的不断升高这一促进作用更加明显,这与吕建波等的研究结果相似^[14]。Cd 的存在有利于 Pb 在地下部积累,阻碍 Pb 向地上部转移,抑制了 Pb 的生物毒性。本研究表明,Pb 与 Cd 在重金属的转运方面存在拮抗作用,可能是因为 P 型重金属 ATP 酶对 Pb、Cd 选择性运输的结果。P 型重金属 ATP 酶可分为 5 个亚类,其中 P1B 被认为负责转运二价阳离子 Zn^{2+} 、 Co^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 。当 Pb 与 Cd 共存时势必会竞争这类转运蛋白有限的转运能力,而 Cd 更易与这类蛋白结合,因而具有更高的迁移能力^[15]。

许多学者对不同形态金属的行为及生物有效性的差异已有大量研究,但关于作物对土壤中金属形态影响的了解相对较少。由于植物吸收、根系活动和微生物降解等作用,根-土界面的物理、化学和生物学性质与一般土体有明显差别。这些差异可能改变重金属在土壤-植物系统中的形态,进而影响其迁移活性和生物有效性。Youssef 等^[16]采用根箱法研究了土壤中镍的迁移,并发现小麦根际土壤中镍的有效性高于非根际土壤。Shumen 等^[17]在研究水稻对重金属形态影响时发现,抗重金属水稻可以通过改变重金属形态而降低其毒性,根际土壤交换态 Cd 与有机态 Cd 含量增加,而交换态 Zn 含量由于向氧化物结合态转化而减少。本研究表明,红薯根际土中有效态重金属 Pb、Cd 占总量的 55% 以上,而有机结合态与残余态含量之和均小于总量的 30%。由于外源的 Cd、Pb 等重金属都是以可溶态的形式添加进去的,所以 Cd、Pb 的可交换态和碳酸盐结合态占总量的比例都比较高,而 Cd 有两种常见的价态,0 价和+2 价,在土壤中只能以二价简单离子或简单配位离子的形式存在于土壤溶液中,如 Cd^{2+} 、 $CdOH^{+}$ 、 $Cd(OH)_3^{-}$ 、 $CdCl^{+}$ 、 $CdHCO_3^{-}$ 等,以难溶态 $Cd(OH)_2$ 、 $CdCO_3$ 、 $Cd_3(PO_4)_2$ 、 CdS 等存在于土壤中, Cd^{2+} 与有机配体形成配合物的

能力很弱,故土壤中有有机结合态 Cd 较少^[18]。此外,铁锰氧化物结合态重金属也有较高含量,占总量的比例在 5.2%~25.4% 之间,可能是土壤氧化物含量比较高的原因。

除残渣态外,其余形态的重金属都可被植物直接或间接的吸收利用。本研究表明,在单污染条件下,Cd、Pb 有效态含量的增加提高了红薯 Cd、Pb 的含量,而有效态所占比例不降反升,这是因为红薯对有效态 Cd、Pb 的吸收促进了铁锰氧化物结合态与有机结合态向有效态转化,故而铁锰氧化物结合态、有机结合态、残渣态三者所占比例不断下降。研究表明,在一定浓度范围内,Pb 可解吸 70% 的 Cd 到土壤溶液中^[19]。此外,不同浓度条件下根际环境存在差别,因而在复合污染条件下,Cd 有效态所占比例在 Pb 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达到最大值,但红薯对 Cd 的吸收量却没有随之增加,这是因为随重金属浓度的升高红薯已受到一定程度的损伤,其吸收重金属的能力也随之下降。Pb 有效态所占比例也在 Pb 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达到最大值,这可能是因为这一浓度水平下的根际环境有利于 Pb 的其他形态向有效态转化,但红薯对 Pb 的吸收能力因生理胁迫而下降。

植物重金属耐性一直是重金属污染研究中的重要课题,对这一问题的透彻研究和应用将会为治理重金属污染土壤提供快速、经济的有效手段。近年来已经筛选出的能吸收、转移和耐重金属的植物,绝大多数属于十字花科,但这些植物通常只能积累某些元素、生长缓慢、生物量低且难以大面积种植,因而培育生长速度快、生物量大、可大规模应用的植物应当作为筛选重金属耐性植物工作的重点。红薯在我国栽培分布广大,具有生物量大、抗逆性强、耐旱耐瘠等特点。本研究初步探讨了红薯对重金属 Cd、Pb 的耐性及吸收转运特点,红薯对 Cd、Pb 表现出较强的耐性,随着技术手段的进步,应用转基因等生物工程手段,红薯作为耐性和富集性工程植物,高效、经济地治理重金属污染将成为可能。本研究还对重金属转运蛋白对 Cd、Pb 的选择性运输做出了假设。目前已鉴定出的重金属运输家族,集中在少数的几种重金属和少数的植物中,且不同蛋白运输金属离子的类型,细胞、组织中的定位都有待进一步研究,因此,本研究结果对相关蛋白质的分离鉴定具有一定的参考价值。

4 结论

(1) Pb、Cd 的施入量较低时能够促进红薯的生

长,当 Pb 用量超过 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Cd 用量超过 $3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,地上部、地下部干重开始下降,在复合污染条件下,地上部、地下部干重较之单一污染有所增加,Pb、Cd 对地下部生物量有明显的交互作用,Cd 是影响红薯生长的主要因素。

(2)在单一污染条件下,随 Pb、Cd 施入量的增加,红薯体内 Pb、Cd 含量逐渐增加,Pb、Cd 转移系数随处理浓度的升高而降低。在复合污染条件下,Pb 能够协同 Cd 的吸收,促进 Cd 向地上部转移,而 Cd 促进了 Pb 在红薯地下部累积,抑制 Pb 向地上部转移。

(3)在单一污染条件下,土壤中的有效态 Pb、Cd 所占比例在 55%以上,残余态与有机结合态含量始终很小。复合污染条件下,在 Pb 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,能够促进有效态 Cd 的含量,同时,Pb 浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时其活性系数明显高于其他 Pb 处理。

参考文献:

- [1] 郑喜坤,鲁安怀,高翔. 土壤中重金属污染现状与防治方法[J]. 土壤与环境, 2002, 11(1): 79-84.
ZHENG Xi-shen, LU An-huai, GAO Xiang. Contamination of heavy metals in soil present situation and method[J]. *Soil and Environmental Sciences*, 2002, 11(1): 79-84.
- [2] 尚爱安,刘玉荣,梁重山. 土壤重金属的生物有效性研究进展[J]. 土壤, 2000, 19(2): 96-98.
SHANG Ai-an, LIU Yu-rong, LIANG Chong-shan. Research progress on the bioavailability of heavy metals in soil[J]. *Soil*, 2000, 19(2): 96-98.
- [3] 杨祖英,马永健,常风启. 食品检验[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003: 222-262.
YANG Zu-ying, MA Yong-jian, CHANG Feng-qi. Food inspection[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2003: 222-262.
- [4] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844-850.
- [5] Verkelij J A C, Schat H. Mechanism of metal tolerance in high plants: Evolutionary aspects[M]. *Boca Raton Florida: CRC Press Inc.*, 1990: 179-193.
- [6] Nieminen T, Helmisaari S L. Nutrient retranslocation in the foliage of *Pinus sylvestris* L. growing along a heavy metal pollution gradient[J]. *Tree Physiology*, 1996, 16(10): 825-831.
- [7] Grill E, Winnacker E L, Zenk M H. Phytochelatins: A class of heavy metal binding peptides from plants, are functionally analogous to metallothioneins[C]. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, USA, 1987: 84, 439-443.
- [8] Zu Yanqun, Li Yuan, Chen Jianjun, et al. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China[J]. *Environment International*, 2004, 4(30): 567-576.
- [9] Coughtrey P J, Martin M H. Cadmium, lead and zinc interactions and tolerance in two populations of *Holcus lanatus* L. grown in solution culture[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 1979, 4(19): 285-290.
- [10] Hassett J J, Miller J E, Koeppel D E. Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots[J]. *Environmental Pollution*, 1970, 4(11): 297-302.
- [11] 夏增禄,穆从如,孟维奇,等. Cd、Zn、Pb 及其相互作用对烟草、小麦的影响[J]. 生态学报, 1984, 4(3): 231-235.
XIA Zeng-lu, MU Cong-ru, MENG Wei-qi, et al. The effects of cadmium, zinc and lead in soil on tobacco and wheat[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1984, 4(3): 231-235.
- [12] 宋菲,郭玉文,刘孝义,等. 镉、锌、铅复合污染对菠菜的影响[J]. 农业环境保护, 1996, 15(1): 9-16.
SONG Fei, GUO Yu-wen, LIU Xiao-yi, et al. The effects of cadmium, zinc and lead in soil on spinach[J]. *Agro-Environmental Protection*, 1996, 15(1): 9-16.
- [13] 任继凯,陈清朗,陈灵芝,等. 土壤中镉、铅、锌及其相互作用对作物的影响[J]. 植物生态学与地植物学丛刊, 1982, 4(6): 320-322.
REN Ji-kai, CHEN Qing-lang, CHEN Ling-zhi, et al. The effect of cadmium, lead, zinc in soil and their interaction on crop plants[J]. *Acta Phytocologica Et Geobotanica Sinica*, 1982, 4(6): 320-322.
- [14] 吕建波,徐应明,贾堤. 土壤镉、铅污染对油菜生长行为及重金属累积效应的影响[J]. 天津城市建设学院学报, 2005, 11(2): 107-110.
LV Jian-bo, XU Ying-ming, JIA Di. Effect of heavy metal Cd and Pb pollution on growth and heavy metal accumulation in rape[J]. *Journal of Tianjin Institute of Urban Construction*, 2005, 11(2): 107-110.
- [15] Arnesnao F, Banci L, Bertini I, et al. Metallochaperones and metal-transporting ATPases: A comparative analysis of sequence and structures[J]. *Genome Research*, 2002, 12(2): 255-271.
- [16] Youssef R A, Fattah A E A, Hilal M H. Studies on movement of Ni in wheat rhizosphere using rhizobox technique[J]. *Egyptin Journal of Soil Science*, 1997, 37(2): 175-187.
- [17] Shuman L M, Wang J. Effect of rice variety on zinc, cadmium, iron and manganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fraction[J]. *Common Soil Science*, 1997, 28(12): 23-26.
- [18] Xian X. Chemical partitioning of cadmium, zinc, and lead in soils near smelters[J]. *Environmental Science and Health, Part A*, 1987, 6: 527-541.
- [19] 余国营,吴燕玉. 土壤环境中金属元素的相互作用及其对吸持特性的影响[J]. 环境化学, 1997, 15(1): 30-36.
YU Guo-ying, WU Yan-yu. Interaction of metals in soil environment and its effects on adsorption characteristics[J]. *Environmental Chemistry*, 1997, 15(1): 30-36.