

张晓东, 热沙来提·买买提, 刘志刚. 荠菜对土壤重金属镉(Cd)和铅(Pb)的修复效应[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(4): 477–481.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.04.133

荠菜对土壤重金属镉(Cd)和铅(Pb)的修复效应

张晓东¹, 热沙来提·买买提¹, 刘志刚²

(1. 巴音郭楞职业技术学院生物工程学院, 新疆库尔勒 841000; 2. 新疆鄯善县农技推广中心, 新疆鄯善 838200)

摘要:采用盆栽试验研究了荠菜(*Capsella bursa-pastoris*)对不同水平镉(Cd)和铅(Pb)污染的耐性及富集效应, 并施加不同水平整合剂初步探讨荠菜净化重金属污染的应用潜力。结果表明:(1)在低水平 Cd 和 Pb 处理时对荠菜株高、干质量和叶绿素含量等有轻微的促进作用, 而高水平 Cd 和 Pb 处理时则对其有抑制作用, 在土壤 Cd 和 Pb 添加量为 150 mg/kg 时, 荠菜的株高、干质量和叶绿素含量达到最大;(2)荠菜植株中脯氨酸含量随 Cd 和 Pb 添加量的增加而增加, 当土壤 Cd 和 Pb 含量为 250 mg/kg 时, 荠菜体内脯氨酸含量达到最高, 分别比对照组增加了 16.13 倍和 18.41 倍;(3)荠菜体内重金属含量大小均表现为:地下部>地上部, 各部位重金属含量均随着土壤重金属添加量的增加呈增加趋势;(4)荠菜不同部位 Cd 和 Pb 含量与不同水平处理 Cd 和 Pb 浓度之间的回归方程均达到极显著水平($P < 0.01$), 说明了添加重金属后土壤中重金属能被植物有效吸收, 并且各部位对重金属的吸收主要依赖于土壤中重金属含量;(5)荠菜具有修复 Cd 和 Pb 污染土壤的潜力, 对重金属 Cd 和 Pb 的吸收富集表现出较为一致的特点, 但相比之下, 荠菜对土壤中 Pb 的吸收富集能力强于 Cd;(6)荠菜地上和地下部 Cd 和 Pb 含量随着整合剂浓度的增加而逐渐增加, 说明了添加整合剂能明显提高荠菜对土壤中 Cd 和 Pb 的转运和吸收。

关键词:荠菜; 土壤重金属; Cd 污染; Pb 污染; 植物修复

中图分类号: X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)04-0477-05

随着现代化农业生产中各种含有重金属的农药和化肥大量使用、城市生活污水和垃圾处理不当以及工业三废的不合理排放, 导致土壤重金属污染问题日趋严重^[1-2]。土壤重金属元素通过食物链危及人类的生命和健康, 重金属污染土壤的修复和治理成为全球面临的一个亟待解决的环境问题^[3]。镉(Cd)和铅(Pb)是毒性较强的重金属元素, 在土壤中具有积累、稳定和不易分解等性质, 通过在食物链中积累对人体及生态环境产生严重危害^[4]。植物提取是利用植物将土壤中的重金属吸收、转移到植物的可收获部分, 通过收获植物来减少土壤重金属含量, 是目前研究最多并且最有发展前景的一种植物修复技术^[2,5]。目前较为完善的土壤 Cd 和 Pb 污染治理技术主要通过植物修复, 利用超富集植物吸收土壤中大量富集重金属, 通过定期收割植物, 将重金属元素从土壤中带走以达到清除土壤污染的目的^[6]。就目前研究成果来看, 寻找对重金属具有较高吸收能力同时又能够耐受重金属毒性的植物成为植物修复技术的关键^[2,5]。据不完全统计, 全世界发现了超过 400 种超富集植物, 我国陆续报道的超富集植物有蜈蚣草(富集 As)、东南景天(富集 Zn)、商陆(富集 Mn)、龙葵(富集 Cd)等^[1-2,6]。大多数超富集植物植株矮小、生长缓慢、生物量低且没有太多经济效益, 这些因素限制了植物修复技术的广泛应用^[7]。因此, 选择生物量高、对重金属吸收能力强、具有经济效益的植物(如荠菜、玉米、豌豆、大麦、荞麦、荠菜和白菜等, 主要针对蔬菜), 促进土壤中重金属的溶解、运输和转移, 提高其修复效率已经成为当前该领域研究的新热点。

十字花科芸薹属植物中有很多种基因型具有较强的吸收富集重金属的特性。其中荠菜又名地菜, 俗称“百岁羹”, 生长期短、地上生物量大、经济价值高^[8-9]。有资料表明某些荠菜具有修复 Cd 和 Pb 污染土壤的能力, 且在污染条件下具有高生物量, 如果它们对重金属也具有较强的吸收富集能力, 那么将其作为特色经济植物用于土壤重金属修复具有重要的实用价值和经济意义^[8,10]。印度荠菜是通过杂交产生的荠菜新品种, 地上部生物量较大, 如果它对重金属也具有较强的吸收富集能力, 那么将其作为修复植物用于重金属污染土壤的修复具有重要的实际意义^[2,5]。有鉴于此, 本研究通过盆栽土培试验法研究了土壤不同浓度重金属 Cd 和 Pb 污染下印度荠菜的生长和累积效应及其对重金属 Cd 和 Pb 污染土壤的修复潜力, 并对整合剂辅助下荠菜的修复效果进行了初步的探讨, 以为受 Cd 和 Pb 污染土壤的修复提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试供材料

供试土样为采自新疆巴音郭楞职业技术学院生物工程学院周边的农田潮土(表层), 自然风干后混合均匀, 除去杂物, 过 2 mm 筛, 室温保存备用。土壤基本理化性质为:pH 值 8.3(水土比为 2.5:1), 有机质 15.29 g/kg, 全氮 1.23 g/kg, 全磷 0.94 g/kg, 全钾 3.58 g/kg, 有效氮 62.31 mg/kg, 有效磷 423.56 mg/kg, 有效钾 1.78 mg/kg, Cd 含量 12.78 mg/kg, Pb 含量 38.25 mg/kg, 供试植物为荠菜(*Capsella bursa-pastoris*), 2013 年购于新疆农业科学院。

1.2 试验方法

采用直径 30 cm、高度 40 cm 带有托盘的塑料盆进行土培试验, 每盆盛装 5.0 kg 风干土样, 根据荠菜生长需求配制底

收稿日期: 2015-07-13

作者简介: 张晓东(1980—), 男, 重庆开县人, 硕士, 讲师, 从事园艺和土壤修复等教学与研究。E-mail: xiaodong_zhangxj@163.com。

肥:尿素、磷酸二氢钾和硫酸钾分别为1 500、350、300 mg/kg。以分析纯 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5 \text{H}_2\text{O}$ 作为 Cd 污染试剂, $\text{PbCl}_2 \cdot 2.0 \text{H}_2\text{O}$ 作为 Pb 污染试剂,去离子水配成母液,逐级稀释配成溶液,其质量浓度分别为0、50、100、150、200、250 mg/kg,共6个处理,每个处理3个重复(每盆作为1个重复),共36盆,将配制好的试剂分别喷洒到盆栽试验的土壤中,充分搅拌保证 Cd 和 Pb 均匀分布,同时,保持土壤湿度为田间持水量的60%~70%,在温室中稳定3周,温室中控制温度为25~40℃,空气湿度25%~46%。

2014年3月中旬,在生物工程学院温室大棚中选取生长健壮、长势和个体大小一致的荠菜幼苗分别移栽至塑料盆中,每盆控制5~8株。荠菜在温室的大棚自然光照下生长,定期以称质量法加自来水(pH值7.6,水中未检出 Cd^{2+} 和 Pb^{2+})浇灌保证其健康生长,待幼苗移栽生长40 d后测定株高,同时采集叶片测定叶绿素、游离脯氨酸含量,然后挖取每个塑料盆中的2~3株荠菜,洗净晾干整个植株(分为地上部和地下部),105℃杀青30 min,70℃烘干至恒质量,电子天平称取地上和地下部分干质量(精确到0.01 g),烘干植物样品粉碎过30目筛,用于测定重金属Cd和Pb含量,四分法采集每个塑料盆土壤(0~20 cm)测定土壤中Cd和Pb含量;50 d后添加螯合剂(0、2、4、6、8、10、12、14、16 mmol/kg)进行螯合强化试验,螯合剂为:EDTA+乙酸(浓度比2:1,pH值4.2),加入螯合剂15 d后收获所有植株,按照上述步骤测定植株各部分重金属Cd含量。

1.3 测定指标

1.3.1 植物生长及生理指标 卷尺测定株高;移栽40 d后烘干称质量法测定单株地上和地下部分干质量;采集部分新鲜叶片,80%丙酮提取,分光光度法测定叶绿素含量;氨基水杨酸酸性茚三酮比色法^[11]测定游离脯氨酸。

1.3.2 植物及土壤样品Cd含量测定 称取粉碎后的植物或者土壤样品0.2 g放在聚四氟乙烯消解罐中,1 mL蒸馏水润湿后加入混合酸(HNO_3 和 HClO_4 体积比为5:1)6 mL,新仪MDS6型微波消解仪消解,消解后的样品经加热赶酸后蒸馏水定容到25 mL,日立Z-5000型原子吸收分光光度计测定

其中的Cd和Pb含量(测定条件为波长283.3 nm,狭缝宽1.3 nm,灯电流9.0 mA,空气流量15.0 L/min,燃气流量2.2 L/min,测量器高度7.5 mm)。

植物体内Cd/Pb含量富集系数(BCF)=地上部重金属含量/土壤重金属含量×100%^[12-13]。

1.4 数据处理

采用Excel 2007和SPSS 17.0进行数据统计和检验,单因素方差分析(One-way ANOVA),显著性用Tukey法,经SPSS 17.0最佳曲线拟合,筛选出拟合度最大的曲线分析荠菜对土壤Cd和Pb的吸收规律。

2 结果与分析

2.1 荠菜对Cd和Pb污染的抗耐性

由图1可知,土壤添加外源Cd和Pb在一定程度上影响了荠菜的生长,其中,土壤添加外源Cd和Pb对荠菜生长表现出一致的规律,当土壤Cd和Pb处理水平高于150 mg/kg时,荠菜逐渐出现了植株矮小、叶片失绿、脱落等症状,但并没有死亡。不同水平Cd和Pb处理荠菜的株高和干质量均表现出先增加后降低的趋势,其中,Cd和Pb浓度高于150 mg/kg时,荠菜株高、地上部和地下部干质量急剧降低,此时Cd和Pb对荠菜的生长表现出显著抑制作用;Cd和Pb浓度低于150 mg/kg时,荠菜株高、地上部和地下部干质量则缓慢增加,局部有所波动。当Cd浓度达到150 mg/kg时,荠菜株高、地上部和地下部干质量分别比相应对照增加了4.68%、5.07%和18.70%;当Pb浓度达到150 mg/kg时,荠菜株高、地上部和地下部干质量分别比相应对照增加了6.28%、3.18%和12.17%,地下部干质量反应最为敏感。综合显示低水平的Cd和Pb对荠菜的生长有促进作用,这可能是Cd和Pb重金属的加入促使其他必需营养元素的离子更为有效所致,高浓度的Cd和Pb重金属抑制了荠菜的生长,从生长特征来看,相同浓度情况下,Pb处理下的荠菜生长指标明显低于Cd处理,表明了荠菜对重金属Cd和Pb毒害有较强的抗耐能力,而土壤Pb对其影响较大。

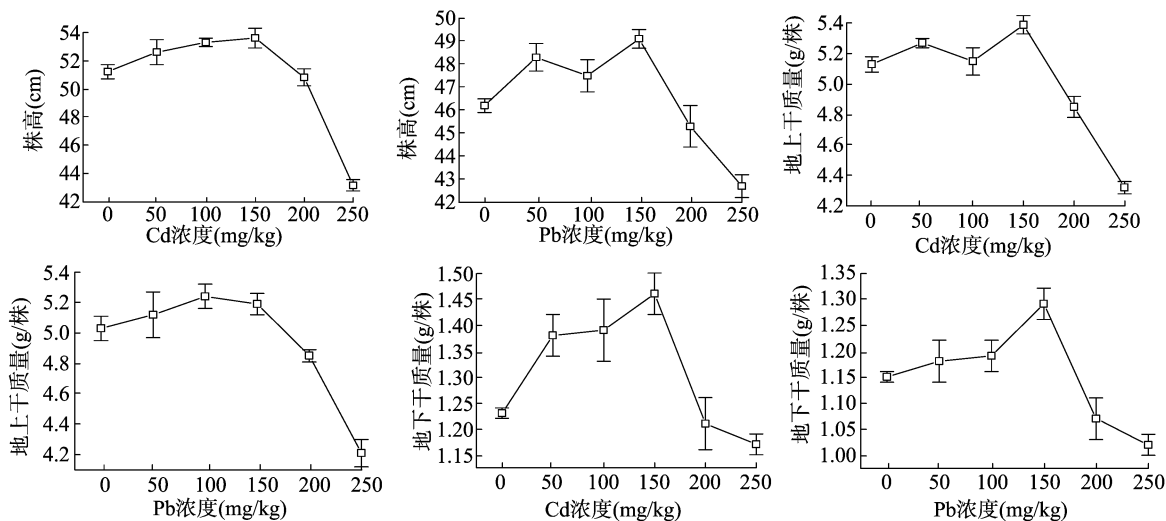


图1 不同水平Cd和Pb处理下荠菜株高和干质量

2.2 Cd 和 Pb 污染对荠菜叶绿素和脯氨酸的影响

叶绿素是植物进行光合作用的重要物质,其含量的多少直接标志着植物生长能力的强弱^[11]。脯氨酸是植物细胞内最重要的渗透调节物质之一,在正常环境下生长的植物体内脯氨酸含量较低,但在干旱、高盐、高温、冰冻、紫外线以及重金属等胁迫条件下,脯氨酸含量可显著增加,因此可将二者作为荠菜对重金属污染的耐性指标^[14]。由图 2 可知,土壤添加外源 Cd 和 Pb 在一定程度上影响了荠菜叶片的生理特性,其中,土壤添加外源 Cd 和 Pb 对荠菜生理特性表现出一致的规律。不同浓度 Cd 和 Pb 处理下荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量均表现出先增加后降低的趋势,其中,Cd 和 Pb 浓度高于 150 mg/kg 时,荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量急剧降低,此时

Cd 和 Pb 对荠菜表现出显著抑制作用;Cd 和 Pb 浓度低于 150 mg/kg 时,荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量则缓慢增加,局部有所波动。当 Cd 浓度达到 150 mg/kg 时,荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量分别比相应对照组增加了 16.53% 和 19.61%;当 Pb 浓度达到 150 mg/kg 时,荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量分别比相应对照增加了 16.81% 和 19.15%。不同浓度 Cd 和 Pb 处理下荠菜脯氨酸含量均表现出增加趋势,其中,Cd 和 Pb 浓度高于 150 mg/kg 时,荠菜脯氨酸含量急剧增加,随着重金属浓度的增加,其增加幅度逐渐增大。当 Cd 浓度为 250 mg/kg 时,与对照相比,Cd 处理下荠菜脯氨酸含量增加了 16.13 倍;Pb 处理下荠菜脯氨酸含量增加了 18.41 倍。

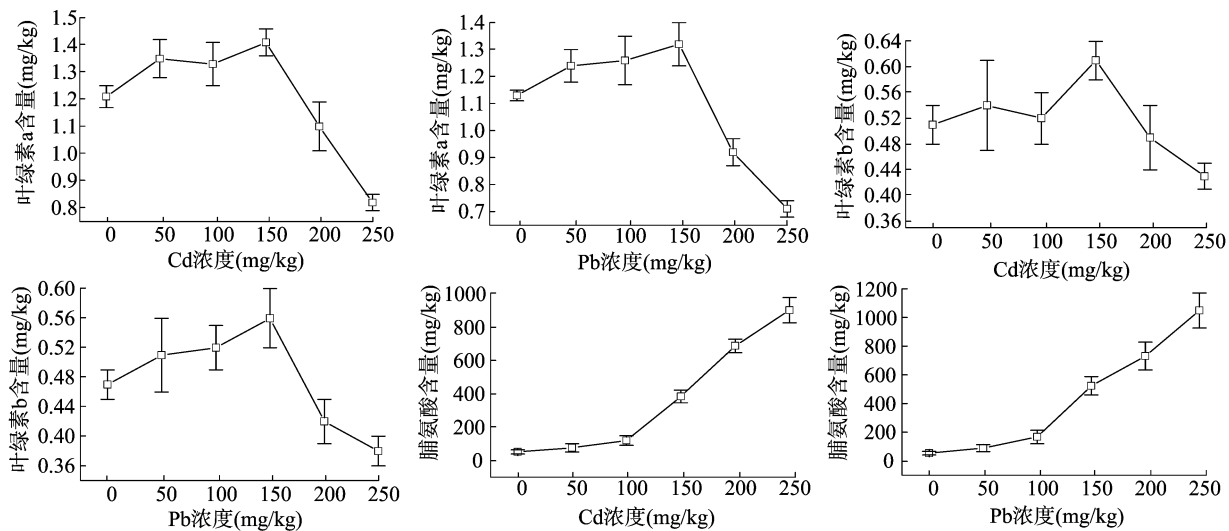


图2 不同水平 Cd 和 Pb 处理下荠菜叶片的叶绿素和脯氨酸含量

2.3 Cd 和 Pb 污染下荠菜植株重金属及其积累作用

植物修复被重金属污染土壤的综合指标是净化率(修复效率),即植物地上部吸收某种重金属的量与土壤中此种重金属总量的百分比^[12-13]。由表 1 可知,荠菜地上部 Cd 浓度为 9.14 ~ 92.15 mg/kg,为对照的 4.8 ~ 58.69 倍,地下部 Cd 浓度为 15.19 ~ 121.57 mg/kg,为对照的 7.48 ~ 59.89 倍,Cd 含量依次表现为土壤 > 地下部 > 地上部;荠菜地上部和地下部 Cd 含量均随着 Cd 处理水平增加呈增加趋势,并且均显著高于对照($P < 0.05$),荠菜对 Cd 的富集系数随着 Cd 处理水

平增加而基本呈增加趋势,当 Cd 的添加量高于 50 mg/kg 时,荠菜对 Cd 的富集系数最大(11.67%)。由表 2 可知,荠菜地上部 Pb 浓度为 28.56 ~ 63.45 mg/kg,为对照组的 1.31 ~ 4.13 倍,地下部 Pb 浓度为 68.37 ~ 327.59 mg/kg,为对照的 1.66 ~ 11.76 倍,Pb 含量依次表现为土壤 > 地下部 > 地上部;荠菜地上部和地下部 Pb 含量均随着 Pb 处理水平增加呈增加趋势,并且均显著高于对照组($P < 0.05$),荠菜对 Pb 的富集系数随着 Pb 处理水平增加而基本呈增加趋势,当 Pb 的添加量高于 50 mg/kg 时,荠菜对 Pb 的富集系数最大(18.22%)。

表 1 不同 Cd 处理水平下荠菜体内含 Cd 量

Cd 处理浓度 (mg/kg)	地上部 Cd 浓度 (mg/kg)	地下部 Cd 浓度 (mg/kg)	土壤 Cd 浓度 (mg/kg)	富集系数 (%)
0 (CK)	1.57 ± 0.23 f	2.03 ± 0.56 d	29.56 ± 4.15 e	5.31
50	9.14 ± 1.57 e	15.19 ± 1.98 c	78.34 ± 9.28 d	11.67
100	18.79 ± 3.58 d	29.37 ± 3.57 c	237.19 ± 23.78 c	7.92
150	56.21 ± 9.14 c	85.26 ± 9.42 b	523.48 ± 65.19 b	10.74
200	79.38 ± 12.38 b	89.35 ± 8.87 b	721.85 ± 58.34 a	11.00
250	92.15 ± 23.17 a	121.57 ± 9.23 a	921.03 ± 42.39 a	10.00

注:不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$),下同。

2.4 Cd 和 Pb 重金属污染下荠菜的吸收效应

为揭示 Cd 和 Pb 污染下荠菜对土壤 Cd 和 Pb 的吸收规律,以不同水平处理 Cd 和 Pb 浓度为自变量 x ,荠菜不同部位

(地上部和地下部)Cd 和 Pb 含量为因变量 y ,将荠菜各部位 Cd 和 Pb 含量与土壤中 Cd 和 Pb 含量之间的关系,拟合回归方程,筛选出最佳拟合曲线(P 值最小),并对数据进行相关

表 2 不同 Pb 处理水平下荠菜体内含 Pb 量

Cd 处理浓度 (mg/kg)	地上部 Cd 浓度 (mg/kg)	地下部 Cd 浓度 (mg/kg)	土壤 Cd 浓度 (mg/kg)	富集系数 (%)
0 (CK)	12.38 ± 2.15 d	25.68 ± 3.26 e	92.35 ± 12.30 e	13.41
50	28.56 ± 4.02 c	68.37 ± 8.21 d	156.78 ± 23.56 d	18.22
100	31.79 ± 3.95 c	57.43 ± 7.54 d	256.12 ± 38.15 c	12.41
150	45.23 ± 2.97 b	123.78 ± 16.48 c	356.79 ± 42.17 b	12.68
200	58.91 ± 6.89 a	285.34 ± 42.31 b	389.34 ± 31.78 b	15.13
250	63.45 ± 9.41 a	327.59 ± 50.12 a	512.78 ± 62.07 a	12.37

分析。由表 3 可知,荠菜不同部位 Cd 和 Pb 含量与不同水平处理 Cd 和 Pb 浓度之间的回归方程均达到显著性水平 ($P < 0.01$),荠菜地上部和地下部 Cd 含量与不同水平处理 Cd 浓度的相关系数分别为 0.893 7** 和 0.882 4**,达到极显著正相关 ($P < 0.01$);荠菜地上部和地下部 Pb 含量与不同水平处理 Pb 浓度的相关系数分别为 0.915 2** 和 0.841 7**,达到极显著正相关 ($P < 0.01$)。

表 3 荠菜 Cd 和 Pb 含量与不同水平处理 Cd 和 Pb 浓度之间的回归分析

因变量 (y)	回归方程	显著性 (P)	相关系数 (r)
地上部 Cd 含量	$y = 0.4006x - 7.2010$	0.000	0.893 7**
地下部 Cd 含量	$y = 0.5006x - 5.4481$	0.000	0.882 4**
地上部 Pb 含量	$y = 0.2056x + 14.3500$	0.000	0.915 2**
地下部 Pb 含量	$y = 1.2725x - 11.0260$	0.000	0.841 7**

注:**表示在 0.01 水平上显著相关,*表示在 0.05 水平上显著相关。

2.5 螯合剂对荠菜吸收 Cd 和 Pb 的影响

由图 3 可知,在不同水平螯合剂处理下的荠菜地上部和地下部 Cd 和 Pb 含量均明显高于相应对照 (0 mmol/kg),而地上部 Cd 和 Pb 含量又明显高于同浓度的地下 Cd 和 Pb 含量。其中,不同浓度螯合剂处理下荠菜的地上部 Cd 含量分别比对照增加了 2.48、3.10、4.62、5.86、9.43、12.19、15.57 和 22.14 倍,地下部含 Cd 含量分别比对照增加了 1.88、2.41、6.88、7.94、9.47、11.29、18.59 和 21.06 倍;荠菜的地上部 Pb 含量分别比对照增加了 3.76、5.14、7.07、8.34、10.26、16.52、19.67 和 23.40 倍,地下部 Pb 含量分别比对照增加了 4.45、6.24、6.68、8.34、10.05、10.87、16.42 和 18.37 倍。相同螯合剂处理下,荠菜地上部和地下部 Pb 含量均高于 Cd 含量。

3 讨论与结论

从对荠菜生长发育及其对重金属抗耐性的研究结果来看,荠菜对不同浓度 Cd 和 Pb 污染表现出了一定的抗耐性^[2,5]。低浓度的 Cd 和 Pb 处理对荠菜的生长表现促进作用,高浓度 Cd 和 Pb 处理抑制荠菜的生长,这与前人的研究结果^[2,5-6]相一致。在 Cd 和 Pb 浓度较高时 (≥ 150 mg/kg),荠菜表现出了植株矮小、叶片黄化等毒害症状,但还能够继续生长,浓度过高直接导致后期个别植株出现死亡,其中在 Cd 和 Pb 添加量为 250 mg/kg 时表现最为明显,因此,150 mg/kg 可能是荠菜受 Cd 和 Pb 毒害的临界浓度。从荠菜的生长特

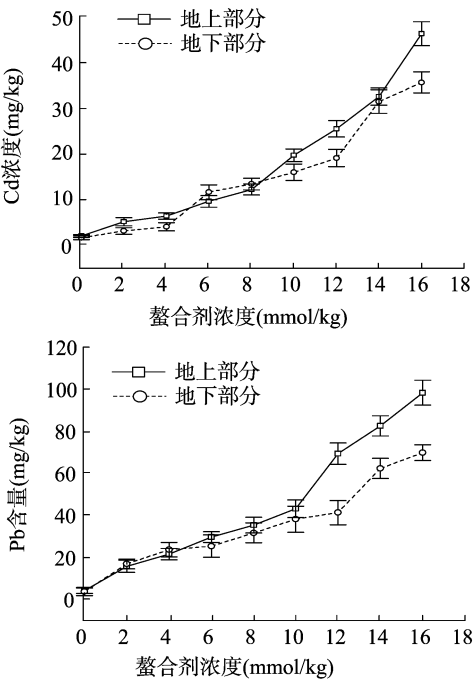


图3 螯合剂对荠菜体内 Cd 含量的影响

性来看,荠菜对重金属 Cd 和 Pb 毒害具有较强的抗耐能力,综合比较而言,Cd 和 Pb 处理下荠菜均受到了不同程度的重金属毒害,而受 Pb 的影响远远大于 Cd,主要由于 Cd 和 Pb 元素的性质不同,Cd 在土壤中的生物活性较高,易向植物体内转移,而土壤对 Pb 的吸持能力强于 Cd,在很大程度上降低了 Pb 污染,而提高了 Pb 污染对植物的直接危害^[6,15-16]。由图 1 可知,随着 Cd 和 Pb 重金属浓度的增加,荠菜地上部生物量反应较为敏感,说明荠菜能够发挥其地上部生物量大的优势,并且对重金属 Cd 和 Pb 具有较强的抗耐性,这对于修复重金属污染土壤是非常有利的。

土壤添加外源 Cd 和 Pb 在一定程度上影响了荠菜叶片的生理特性,不同浓度 Cd 和 Pb 处理下荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量均表现出先增加后降低的趋势,其中,Cd 和 Pb 浓度高于 150 mg/kg 时,荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量急剧降低,此时 Cd 和 Pb 对荠菜表现出显著抑制作用,Cd 和 Pb 浓度低于 150 mg/kg 时,荠菜叶绿素 a 和叶绿素 b 含量则缓慢增加,而不同浓度 Cd 和 Pb 处理下荠菜脯氨酸含量均表现出增加趋势,这表明高浓度的 Cd 和 Pb 对荠菜叶片叶绿素造成严重的破坏,干扰了叶绿素的生物合成,影响了叶片的光合能力。各浓度 Cd 和 Pb 处理下荠菜叶片叶绿素 b 含量和叶绿素总量与叶绿素 a 含量的变化趋势基本一致,但 Cd 和 Pb 对叶绿素

a 的影响比叶绿素 b 更明显,并且荠菜叶片生理特性受土壤 Pb 的影响较大。当 Cd 和 Pb 浓度为 250 mg/kg 时,比对照相比,荠菜体内脯氨酸含量分别增加了 16.13 倍和 18.41 倍,这也证实荠菜体内存在对重金属 Cd 和 Pb 胁迫的耐性机制,主要是由于脯氨酸在叶片中的积累一定程度上缓解了质膜损伤对植物造成的危害,有利于维持植物体内的代谢平衡,保持植物的正常生长^[14]。这也证实荠菜体内存在对重金属 Cd 和 Pb 胁迫的耐性机制,有利于维持植物体内的代谢平衡和正常生长。

由表 1 和表 2 可知,荠菜体内 Cd 和 Pb 含量随土壤 Cd 和 Pb 添加量的增加而呈上升趋势,可能是由于十字花科植物对土壤 Cd 和 Pb 的吸收和富集上呈现出相一致的规律特点,而荠菜地下部含 Cd 和 Pb 增加幅度明显大于地上部,由此可见,重金属 Cd 和 Pb 主要积累在荠菜地下部,向茎、叶迁移累积的量相对较少,从而使富集系数随之降低,说明了荠菜对重金属 Cd 和 Pb 的吸收富集功能主要体现在地下的作用上,可能由于随土壤 Cd 和 Pb 含量增加,其毒性也不断增强,对植物的机能造成损害也逐渐加重,从而抑制了荠菜植株对土壤 Cd 和 Pb 的吸收及向地上部转运的能力^[2,5-6]。相比较而言,荠菜对 Pb 的富集效应高于 Cd。本研究的结果显示荠菜对土壤 Cd 的吸收能力都较强,表现出了超富集植物的水平(一般认为,超富集植物体内 Cd 含量应达到 100 mg/kg),这说明荠菜具有很强的吸收富集土壤中难溶态 Cd 能力,修复 Cd 污染土壤的应用潜力很大;但是荠菜对土壤 Pb 远没有达到超富集植物的临界标准(1 000 mg/kg),因此在植物修复 Pb 污染方面的应用潜力并不大。Cd 和 Pb 污染下荠菜对土壤 Cd 和 Pb 的吸收规律(表 3)表明,荠菜地上部分 Cd 和 Pb 含量与不同水平处理 Cd 和 Pb 浓度的相关系数均达到显著性水平($P < 0.01$),表明 Cd 和 Pb 添加处理后土壤中 Cd 和 Pb 能被植物有效吸收,土壤 Cd 和 Pb 含量在一定程度上代表着土壤中 Cd 和 Pb 的有效量,在这种条件下,研究土壤中重金属 Cd 和 Pb 之间的关系,既能反映它们的植物有效性,又能说明土壤中 Cd 和 Pb 含量,具有较强的代表性,同时,植物地上部 Cd 和 Pb 含量与土壤 Cd 和 Pb 含量相关系数较高,体现了对土壤重金属的依赖性。

EDTA 作为最常见的螯合剂,对很多重金属有很好的螯合作用,EDTA 与乙酸混合,一方面可以增加土壤酸性,有利于植物对重金属的吸收;另一方面,乙酸具有解毒作用,可降低重金属离子对土壤微生物和植物的毒性^[17-18]。本研究中荠菜对 Cd 和 Pb 的修复效率与超富集植物相比有较大差距,而辅助以螯合强化措施后,增强了荠菜对 Cd 和 Pb 的生物可利用性,使其移动性大大增加,表明了重金属 Cd 和 Pb 经过一定程度的螯合可能会降低它的生物毒性,明显提高了对 Cd 和 Pb 的转运效率,如果辅助于分子生物学和基因工程技术,将超富集植物的遗传因子克隆给荠菜,并且培育重金属积累能力强、生物量大、适应性广的超积累植物是一种有前景的植物修复技术。

参考文献:

[1] Li Z, Ma Z, van der Kuip T J, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment [J]. The Science of the total environment, 2014, 468/469: 843–853.

[2] Maria G. Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems[M]. Springer Science & Business Media, 2013.

[3] Zhao H, Xia B, Fan C, et al. Human health risk from soil heavy metal contamination under different land uses near Dabaoshan Mine, Southern China [J]. The Science of the Total Environment, 2012, 417/418: 45–54.

[4] Bin C U I, Ling W, Guoyin Z. Status and harm of heavy metal pollution in soil and research progress in remediation technology [J]. Journal of Anhui agricultural sciences, 2012, 1: 149–152.

[5] Gómez – Sagasti M T, Alkorta I, Becerril J M, et al. Microbial monitoring of the recovery of Soil quality during heavy metal phytoremediation [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2012, 223 (6): 3249–3262.

[6] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals: concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91 (7): 869–881.

[7] Ma Y, Rajkumar M, Luo Y, et al. Phytoextraction of heavy metal polluted soils using Sedum plumbizincicola inoculated with metal mobilizing *Phyllobacterium myrsinacearum* RC6b [J]. Chemosphere, 2013, 93 (7): 1386–1392.

[8] Suchkova N, Tsiripidis I, Alifragkis D, et al. Assessment of phytoremediation potential of native plants during the reclamation of an area affected by sewage sludge [J]. Ecological Engineering, 2014, 69: 160–169.

[9] de Haro A, Pujadas A, Polonio A, et al. Phytoremediation of the polluted soils after the toxic spill of the Aznalcollar mine by using wild species collected *in situ* [J]. Fresenius Environmental Bulletin, 2000, 9 (5/6): 275–280.

[10] Orsini F. Unravelling salt stress tolerance: physiological, morphological and genetic components in crop species and model plants [D]. Università degli Studi di Napoli Federico II, 2008.

[11] Galston A W, Sawhney R K. Polyamines in plant physiology [J]. Plant Physiology, 1990, 94 (2): 406–410.

[12] Erdem E, Karapinar N, Donat R. The removal of heavy metal cations by natural zeolites [J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2004, 280 (2): 309–314.

[13] Yongming H, Peixuan D, Junji C, et al. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi'an, Central China [J]. The Science of the Total Environment, 2006, 355 (1/2/3): 176–186.

[14] Houdusse F, Zamarreno A M, Garnica M, et al. The importance of nitrate in ameliorating the effects of ammonium and urea nutrition on plant development; the relationships with free polyamines and plant proline contents [J]. Functional Plant Biology, 2005, 32 (11): 1057–1067.

[15] Cao D, Tang B. Effect of plumbum, cadmium and the combined pollution actate on root tip cell of *Vicia faba* [J]. Acta Laser Biology Sinica, 2004, 13 (4): 302–305.

[16] Shen G Q, Lu Y T, Zhou Q X, et al. Interaction of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals on soil enzyme [J]. Chemosphere, 2005, 61 (8): 1175–1182.

[17] 丁竹红, 胡忻, 尹大强. 螯合剂在重金属污染土壤修复中应用研究进展 [J]. 生态环境学报, 2009, 18 (2): 777–782.

[18] 胡亚虎, 魏树和, 周启星, 等. 螯合剂在重金属污染土壤植物修复中的应用研究进展 [J]. 农业环境科学学报, 2010, 29 (11): 2055–2063.