

归 静, 刘 娟, 高 伟, 等. 藨草用于干旱地区土壤镉和铜污染修复的潜力[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(2):281–287.

GUI Jing, LIU Juan, GAO Wei, et al. Phytostabilization potential of *Phalaris arundinacea* L. for cadmium and copper contaminated soil in arid area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(2):281–287.

藨草用于干旱地区土壤镉和铜污染修复的潜力

归 静, 刘 娟, 高 伟, 王隽珍*

(西北农林科技大学动物科技学院草业科学系, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:利用三因素三水平正交设计, 采用盆栽土培法研究了重金属镉(Cd)和铜(Cu)以及水分胁迫对藨草(*Phalaris arundinacea* L.)生物量、生理指标及积累特性的影响, 评估藨草用于干旱地区土壤 Cd 和 Cu 污染修复的潜力。结果表明:20%田间持水量胁迫下, 藨草失绿、皱缩和萎蔫, 生物量最低, MDA 和脯氨酸含量显著增加, 其余处理组与对照组差异不显著, 显示藨草对 Cd、Cu 和水分胁迫有一定耐性;对藨草生物量和 MDA 含量影响程度依次为土壤水分含量>Cd 浓度>Cu 浓度, 对脯氨酸含量的影响程度依次为土壤水分含量>Cu 浓度>Cd 浓度。Cd 和 Cu 在藨草组织中的积累表现为地下部>地上部;藨草 Cd 富集系数大于 1, Cu 富集系数基本大于 1, Cd 富集系数>Cu 富集系数, Cd 和 Cu 转移系数均小于 1。这表明藨草可用于适度干旱地区 Cd 和 Cu 污染土壤的植物固定, 通过 Cd 和 Cu 富集系数的比较, 其更宜用于 Cd 污染土壤。

关键词:藨草; 积累特性; 干旱; 植物固定; 重金属

中图分类号:X171.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2016)02-0281-07 **doi:**10.11654/jaes.2016.02.011

Phytostabilization potential of *Phalaris arundinacea* L. for cadmium and copper contaminated soil in arid area

GUI Jing, LIU Juan, GAO Wei, WANG Quan-zhen*

(Department of Grassland Science, College of Animal Science and Technology, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: A pot experiment was carried out in greenhouse to examine the phytostabilization potential of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) for cadmium (Cd) and copper (Cu) polluted soil in arid regions. An orthogonal experimental design with three factors (i.e., Cd, Cu, and soil moisture) and three levels (i.e., Cd at 50, 110, and 170 mg·kg⁻¹, Cu at 100, 275, and 450 mg·kg⁻¹, and soil moisture at 20%, 50%, and 80%) of each factor was employed. Biomass, MDA, and proline content as well as Cd and Cu accumulation of the grass were examined. At soil moisture of 20%, the grass exhibited chlorosis, shrinkage, and wilting, and its biomass was the lowest, but content of MDA and proline was significantly increased. However, no significant differences were found between the other treatments and the control. These three factors influenced biomass and MDA content in order of soil moisture content>Cd concentration>Cu concentration, while they affected proline content in sequence of soil moisture content>Cu concentration>Cd concentrations. The accumulation of Cd and Cu in roots was higher than that in shoots. The bioaccumulation factors of both cadmium and copper were greater than 1, with that of cadmium being greater than that of copper. The translocation factors of cadmium and copper were lower than 1. These results suggest that *Phalaris arundinacea* L. has a certain tolerance to cadmium and copper as well as water stress, and is a promising candidate for phytostabilization of Cd and Cu polluted soil in moderate drought areas.

Keywords: reed canary grass; accumulation; drought; phytostabilization; heavy metal

土壤和水是人类赖以生存的自然环境和农业生产的宝贵资源,但是随着矿产资源的不断开发以及全

球水资源的逐渐匮乏,干旱和土壤重金属污染问题日渐严重和突出^[1]。镉(Cd)和铜(Cu)是两种主要的重金属污染物,不能被生物有效降解,会通过食物链进行富集,对生物产生毒害作用甚至导致死亡,严重影响生态环境的健康和稳定^[2]。如何有效防止、缓解和解决重金属对环境的毒害已成为研究的热点问题。通过植

收稿日期:2015-08-17

基金项目:国家自然科学基金(31472138)

作者简介:归 静(1987—),女,在读硕士,主要研究牧草生物能开发和生态修复。E-mail:15229246036@163.com

* 通信作者:王隽珍 E-mail:wangquanzhen191@163.com

物根系吸收土壤污染物并转运到地上部进行储存,从而有效降低污染物浓度和提高土壤安全性的植物提取修复技术^[3],具有较多优势,已引起广泛关注。由于土壤中重金属含量过高,肥力低下,大部分植物不能正常生长或者存活,导致植被覆盖率较低,土壤侵蚀比较严重,土壤重金属随风或雨水冲刷扩散,具有很大的环境危害和安全隐患^[4]。另外,植物提取修复是一个长期且缓慢的过程^[5],因而重金属污染土壤治理的关键在于固定土壤中的重金属,防止其扩散以减少对环境的破坏。植物固定技术是利用对重金属有耐性且根系发达的植物将重金属稳定在根系周围,不向地上部运移^[6],即富集系数要大于1,且转移系数要小于1^[7],以此防止重金属扩散,这主要适用于尾矿的植被恢复^[8]和重金属污染土地的修复。植物固定是较大污染地区土壤修复的第一选择,特别是在干旱半干旱地区^[9]。

藜草(*Phalaris arundinacea* L.)是禾本科多年生草本植物,生育期约118 d,有很强大根状茎,具有较强的抗逆性和竞争性,对土壤和水分条件要求不严。我国北方地区的边际土地往往存在严重的干旱问题,如果种植抗逆性较强的藜草,既能缓解与粮食作物的土地竞争,又能收获生物质原料^[10]。但其能否适应长期干旱逆境,就成为影响其推广和利用的重要因素。所以研究水分胁迫下藜草的抗旱性具有重要意义。有研究报道藜草适宜处理重金属污染土壤^[11],但针对藜草作为植物固定物种来有效治理干旱地区的Cd和Cu土壤污染的研究较少。本实验通过正交实验设计,研究镉和铜及水分的交互作用对藜草地上部分生物量和部分生理指标及重金属积累特性的影响,为干旱和半干旱地区的重金属污染土壤治理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

盆栽试验在西北农林科技大学的全自动草业科学温室(34°28'N, 108°07'E)内进行。试验用圆柱形塑料花盆(直径16.5 cm,盆高14 cm),底部有小孔且带

有托盘。土壤质地为黏土,田间持水量22.75%, pH6.34,土壤有机质含量18.36 g·kg⁻¹,全氮含量0.97 g·kg⁻¹,速效磷含量36.74 mg·kg⁻¹,速效钾含量98.91 mg·kg⁻¹,土壤Cu含量1.54 mg·kg⁻¹,Cd含量0.08 mg·kg⁻¹。土壤自然风干过2 mm筛;将分析纯99%的CdCl₂·2.5H₂O和Cu₂SO₄·5H₂O与土壤混匀,平衡1个月备用。试验植物为繁殖营养期的藜草。

1.2 试验设计

试验采用L₉(3³)正交设计,共9组处理,每个处理设置3个重复。研究Cd(因素A)、Cu(因素B)和水分胁迫(即占田间持水量的百分比,因素C)对藜草地上部分生物量和部分生理指标的影响及重金属积累特性,每因素设置3个水平(表1)。以没有添加重金属离子和正常充足水分供应(即田间持水量的90%)为对照组。

1.3 盆栽试验

每个花盆装3 kg土壤,将苗长为10 cm左右且生长整齐一致的藜草移栽于平衡后的土壤中,置于西北农林科技大学全自动草业科学温室,自然光照,浇灌田间持水量90%的水分,以保证藜草存活,4周之后采用称重法控制土壤水分含量,每天9:00进行称重补水。干旱胁迫65 d后进行指标测定。

1.4 测定项目及方法

丙二醛(MDA)和游离脯氨酸含量的测定采用邹琦^[12]的方法。65 d后将藜草地上部和地下部分别收获,105℃杀青30 min,之后在70℃下烘干至恒重,测定干重作为生物量。称取烘干植物样品采用硝酸-高氯酸(4:1)法进行消解^[13],利用原子吸收分光光度计(Z-2000,日本)测定消解液中Cd和Cu含量。

1.5 数据处理

重金属富集系数和转移系数用来评估藜草固定土壤重金属的能力,计算公式如下:

$$\text{富集系数} = \frac{\text{地下部重金属浓度}}{\text{土壤重金属浓度}}$$

$$\text{转移系数} = \frac{\text{地上部重金属浓度}}{\text{地下部重金属浓度}}$$

表1 L₉(3³)正交设计的试验因素和水平的分配表

Table 1 Factors and levels of orthogonal matrix experimental design L₉(3³)

因素 Factor	Cd 浓度(A)Cd concentration/mg·kg ⁻¹	Cu 浓度(B)Cu concentration/mg·kg ⁻¹	土壤水分含量(C)Moisture content/%
水平 Level I	50	100	20
水平 Level II	110	275	50
水平 Level III	170	450	80

注:土壤水分含量为占田间持水量的百分比。

采用 Excel 2010 软件对正交试验结果进行水平和因素的平均值求取以及极差等数据的统计分析,采用 SPSS 18.0 进行各处理组间差异显著性分析。

2 结果与分析

2.1 Cd、Cu 和水分胁迫对藨草地上部生物量的影响

与对照组相比,正交处理组中藨草地上部生物量有一定程度的降低。第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)处理中藨草地上部生物量最低,第 1、6、8 组差异不显著,与其余处理组差异显著(表 2)。从外观上看,第 1 组($\text{Cd } 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)、第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)和第 8 组($\text{Cd } 170 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 275 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)的藨草叶片失绿、部分出现皱缩和萎蔫,其他处理组的叶片长势较好。第 1、6、8 组的土壤水分含量为田间持水量的 20%。由极差 R 值(表 2)得出,不同因素对藨草地上部生物量的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B)。该结果表明,土壤水分含量对藨草生物量的影响要高于 Cd 和 Cu 离子。

2.2 Cd、Cu 和水分胁迫对藨草部分生理指标的影响

Cd、Cu 及水分胁迫下藨草 MDA 和脯氨酸含量都在第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分

含量 20%)处理中出现最大值,MDA 在第 1 组($\text{Cd } 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)和第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)差异不显著,脯氨酸在第 1 组($\text{Cd } 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)、第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)和第 8 组($\text{Cd } 170 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 275 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)差异都不显著(表 3)。由极差 R 值(表 4)得出,不同因素对藨草 MDA 含量的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B),对脯氨酸含量的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A),即土壤水分含量对藨草 MDA 和脯氨酸含量的影响最大,Cd 浓度和 Cu 浓度的影响小于该因素。该结果表明,MDA 和脯氨酸积累对土壤水分含量的敏感程度要高于 Cd 和 Cu 的胁迫。

2.3 Cd、Cu 和水分胁迫对藨草 Cu、Cd 积累浓度的影响

各处理组中不同因素的不同水平对藨草 Cu 和 Cd 积累浓度的影响存在差异。由表 3 的正交试验结果可以看出,地上部 Cu 和 Cd 积累浓度在第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)处理出现最大值,即地上部 Cu 和 Cd 积累浓度在相同条件下达到最大值。对于地上部 Cu 积累浓度而言,第 1 组($\text{Cd } 50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)、第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)和第 8 组($\text{Cd } 170 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 275 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)之间差异不显著,对地上部 Cd 积累浓度而言,第 6 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)和第 8 组($\text{Cd } 170 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 275 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 20%)之间差异不显著(表 3)。在土壤含水量为 20%时,地上部 Cd 和 Cu 积累浓度达到最大。地下部 Cu 积累浓度在第 5 组($\text{Cd } 110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 275 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 80%)处理条件下达到最大值,且与其他处理组存在显著差异(表 3)。地下部 Cd 积累浓度在第 9 组($\text{Cd } 170 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $\text{Cu } 450 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 土壤水分含量 50%)达到最大值。由极差 R 值(表 4)得出,不同因素对藨草地上部 Cu 积累浓度影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A);不同因素对藨草地上部 Cd 积累浓度影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B);不同因素对藨草地下部 Cu 和 Cd 积累浓度的影响程度依次为 Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A)>土壤水分含量(C)。该结果表明,土壤水分含量

表 2 地上部生物量的正交试验结果

Table 2 Biomass results of grass in orthogonal matrix experiment

处理	Cd 浓度(A)/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	Cu 浓度(B)/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	土壤水分 含量(C)/%	生物量/ $\text{g} \cdot \text{盆}^{-1}$
1	50	100	20	2.34±0.23b
2	50	275	50	3.16±0.23a
3	50	450	80	3.35±0.23a
4	110	100	50	3.52±0.27a
5	110	275	80	3.12±0.12a
6	110	450	20	2.28±0.15b
7	170	100	80	3.86±0.32a
8	170	275	20	2.37±0.11b
9	170	450	50	3.87±0.38a
CK	0.08	1.54	90	3.89±0.19a
K_1	2.95	3.24	2.33	
K_2	2.97	2.88	3.52	
K_3	3.37	3.17	3.44	
R	0.42	0.36	1.19	

注:表中 K 是各因素同一水平的平均值; R 是各因素极差。同列数据中不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。下同。

Note: K means the average of every factor at the same level; R represents the range of each factors. Different small letters mean significant difference between treatments at 0.05 level. The same below.

表 3 Cd、Cu 及水分胁迫下藜草体内丙二醛、脯氨酸含量的变化及 Cu 和 Cd 的积累特性的正交试验结果

Table 3 MDA and proline content and Cu and Cd accumulation of plant under Cd, Cu and water stress in orthogonal matrix experiment

处理	丙二醛 MDA/ $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ FW	脯氨酸 Proline/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ FW	Cu 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		Cu 富集系数	Cu 转移系数	Cd 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$		Cd 富集系数	Cd 转移系数
			地上部	地下部			地上部	地下部		
1	10.26±0.51a	2 275.06±143.83a	2.23±0.99a	41.09±1.73b	3.24±0.67a	0.05±0.02bc	0.83±0.37b	15.38±1.11de	2.09±0.37b	0.06±0.02b
2	5.20±0.73bc	208.28±40.81b	0.51±0.04c	31.89±5.85b	1.67±0.38ab	0.02±0.00cd	0.20±0.08cd	13.37±2.57de	2.80±0.71b	0.02±0.01b
3	3.48±0.20c	271.74±45.88b	0.61±0.02bc	21.74±5.83bc	0.64±0.26b	0.03±0.01bcd	0.18±0.05cd	31.09±8.55bc	5.79±1.73a	0.01±0.01b
4	4.68±0.52bc	135.68±7.10b	0.62±0.07bc	36.15±9.99b	3.14±0.93a	0.02±0.01bcd	0.22±0.06cd	43.66±1.72ab	3.53±0.21ab	0.01±0.00b
5	3.28±0.08c	151.48±5.06b	0.68±0.04bc	75.37±12.03a	2.40±0.52ab	0.01±0.00d	0.50±0.07bcd	22.58±1.27cd	1.74±0.09b	0.02±0.00b
6	11.51±2.39a	2 293.33±75.06a	2.40±0.60a	29.93±0.80b	0.96±0.14b	0.08±0.03a	1.85±0.31a	33.60±9.47abc	3.76±1.38ab	0.06±0.10b
7	3.23±0.18c	252.84±13.97b	0.61±0.03bc	34.85±7.98b	3.08±1.11a	0.02±0.00cd	0.67±0.15bc	32.06±0.98bc	2.02±0.26b	0.02±0.01b
8	7.27±1.24b	2 026.78±212.21a	1.75±0.60ab	31.92±6.12b	1.10±0.23b	0.06±0.01ab	1.52±0.10a	38.14±5.08abc	2.02±0.24b	0.04±0.01b
9	3.00±0.18c	216.10±51.68b	0.70±0.16bc	27.87±7.60b	0.57±0.07b	0.02±0.00bcd	0.54±0.08bcd	48.87±6.71a	2.54±0.46b	0.01±0.00b
CK	4.44±0.67bc	72.73±10.06b	0.40±0.05c	5.21±0.28c	3.08±0.64a	0.08±0.01a	0.11±0.05d	0.56±0.13e	3.63±0.65ab	0.22±0.12a

表 4 各因素每个水平的平均值和极差

Table 4 Average and range for each factor

水平		K ₁	K ₂	K ₃	R	顺序
丙二醛 MDA/ $\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ FW	A	6.31	6.49	4.50	1.99	2
	B	6.05	5.25	6.00	0.80	3
	C	9.68	4.29	3.33	6.35	1
脯氨酸 Proline/ $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ FW	A	918.36	860.16	831.91	86.45	3
	B	887.86	795.51	927.05	131.54	2
	C	2 198.38	186.69	225.35	2 011.69	1
Cu 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cu concentrations	地上部 Aboveground	A	1.11	1.24	1.02	3
		B	1.15	0.98	1.24	2
		C	2.13	0.61	0.63	1
	地下部 Underground	A	31.57	47.15	31.55	2
		B	37.37	46.39	26.51	1
		C	34.31	31.97	43.99	3
Cu 富集系数 Bioaccumulation factor	A	1.85	2.17	1.58	0.59	2
	B	3.16	1.72	0.73	2.43	1
	C	1.77	1.79	2.04	0.27	3
Cu 转移系数 Translocation factor	A	0.03	0.04	0.03	0.01	3
	B	0.03	0.03	0.05	0.02	2
	C	0.06	0.02	0.02	0.04	1
Cd 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Cd concentrations	地上部 Aboveground	A	0.40	0.86	0.91	2
		B	0.58	0.74	0.86	3
		C	1.40	0.32	0.45	1
	地下部 Underground	A	19.95	33.27	39.69	2
		B	30.37	24.69	37.85	1
		C	29.04	35.30	28.57	3
Cd 富集系数 Bioaccumulation factor	A	3.56	3.01	2.19	1.37	2
	B	2.55	2.19	4.03	1.84	1
	C	2.62	2.96	3.18	0.56	3
Cd 转移系数 Translocation factor	A	0.03	0.03	0.02	0.01	2
	B	0.03	0.03	0.03	0.00	3
	C	0.06	0.01	0.02	0.05	1

注: A、B 和 C 分别表示三个因素, 即 Cd、Cu 和水分处理。

Note: A, B, and C represent Cd, Cu, and water stress, respectively.

对于藨草地上部重金属积累的影响大于 Cd 和 Cu,而对于地下部重金属积累的影响则相反。

2.4 Cd、Cu 和水分胁迫对 Cu 和 Cd 富集系数的影响

各处理组中不同因素的不同水平对植物 Cu 和 Cd 富集系数的影响差异显著。由表 3 的正交试验结果可以看出,Cu 的富集系数基本大于 1,Cd 的富集系数都大于 1;Cu 富集系数在第 4 组(Cd 110 mg·kg⁻¹, Cu 100 mg·kg⁻¹,土壤水分含量 50%)处理中出现最大值;Cd 富集系数在第 3 组(Cd 50 mg·kg⁻¹,Cu 450 mg·kg⁻¹,土壤水分含量 80%)处理中出现最大值(表 3)。由各因素极差 R 值(表 4)得出,Cu 和 Cd 富集系数的影响程度依次为 Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A)>土壤水分含量(C)。该结果表明,土壤重金属对 Cu 和 Cd 在藨草根部分富集的影响强于土壤水分含量。

2.5 Cd、Cu 和水分胁迫对 Cu 和 Cd 转移系数的影响

各处理组中不同因素的不同水平对植物 Cu 转移系数的影响差异显著,处理组的 Cd 转移系数与对照组存在显著差异,但各处理组之间没有显著差异。由表 3 的正交试验结果可以看出,Cu 和 Cd 的转移系数都小于 1;Cu 转移系数在第 6 组(Cd 110 mg·kg⁻¹, Cu 450 mg·kg⁻¹,土壤水分含量 20%)处理中达到最大值;Cd 转移系数在对照处理中出现最大值。由各因素极差 R 值(表 4)可以得出,对 Cu 转移系数的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A);对 Cd 转移系数的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B)。该结果表明,土壤水分含量对 Cu 和 Cd 在藨草地上部和地下部转移的影响强于土壤重金属。

3 讨论

植物对重金属及水分胁迫的耐性是衡量植物能否用于干旱半干旱地区重金属污染土壤修复的重要先决条件^[14]。植物对干旱和重金属胁迫的抗性和耐性可以通过其生物量得到反映。藨草地上部生物量在土壤水分含量为田间持水量 20%的处理中最低,与对照组差异显著,其余处理组与对照组差异不显著。从外观上可见,在土壤含水量为田间持水量的 20%处理中藨草叶片失绿、部分出现皱缩和萎蔫,其他组处理的叶片长势较好,表明藨草对 Cd、Cu 及水分胁迫有很好的抗性。不同因素对藨草地上部生物量的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B),说明水分是保持植物正常生长和代谢的重要条件。当植物受到严重干旱时,其光合能力降低、呼吸作用和

对矿质元素(包括重金属)的吸收运输等都会受到很大影响,进而减缓生物量的累积^[15-16]。植物在胁迫下的耐受能力也可通过其生理指标的变化体现。

MDA 是膜脂过氧化的产物,它能与膜蛋白发生交联作用,使膜透性增大,又能与细胞内的各种成分发生反应,使膜系统中多种酶的生理功能严重受损伤,因此作为膜质过氧化程度的指标^[11]。在土壤含水量为田间持水量 20%处理中,MDA 与对照相比明显升高,表明发生膜质过氧化反应,其余处理组中的 MDA 与对照组差异不显著,也表明藨草对 Cd、Cu 及水分有一定抗性。脯氨酸作为渗透调节物质具有保护细胞膜结构、稳定生物大分子结构和降低膜脂过氧化的作用。在植物逆境胁迫下脯氨酸的积累与抗逆性有关,因为抗性强的植物积累脯氨酸含量要高于敏感型植物^[17]。与对照组相比,处理组中脯氨酸含量增加,且在重度水分胁迫下增加明显,说明藨草对 Cd、Cu 以及水分胁迫有一定的抗性,且水分胁迫对脯氨酸的影响大于土壤 Cd 和 Cu 胁迫对该指标的影响。这与张青等^[1]的研究结果一致。对 MDA 含量的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B),对脯氨酸含量的影响程度为土壤水分含量(C)>Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A)。主要原因是重金属胁迫下,植物体水分含量降低,出现土壤水分胁迫^[18],而且可能重金属加剧了水分胁迫的程度或者是 Cd、Cu 和水分交互作用导致土壤水分含量的影响最大。重金属胁迫下,植物会产生多种限制重金属吸收、转移或者积累^[19]的机制,或者产生一些抗性机制,如外排作用、螯合作用、区域化作用^[20]等以利于植物维持正常的生长发育。在 Cd 和 Cu 共同胁迫下,Cd 可以代替不同细胞质和膜蛋白上的 Cu,从而增加未结合游离 Cu 离子进入细胞^[21],破坏细胞膜完整性和离子稳态,并参与氧化胁迫,刺激渗透调节物质脯氨酸含量的增加。所以土壤 Cu 浓度对藨草体内脯氨酸含量的影响大于土壤 Cd 浓度。Cu 是可以刺激形成活性氧自由基的氧化还原活性金属,而 Cd 没有氧化还原能力,相对于 Cd 而言 Cu 更能导致膜质的过氧化^[22]。而本实验对 MDA 含量的影响结果刚好相反,可能是因为 Cd、Cu 及水分的交互作用产生的影响。

藨草地上部 Cd 和 Cu 浓度明显小于其地下部,藨草对 Cd 和 Cu 的积累主要在根系。当重金属被植物根尖吸收后就会抑制根系代谢中的琥珀酸脱氢酶活性等^[23],使根系活力下降,抑制 Cd 和 Cu 向地上部分转移,从而减轻 Cd 和 Cu 对光合作用及代谢的毒

害^[24],一定程度上提高藨草对 Cd、Cu 的耐性。富集系数和转移系数的大小表示植物修复土壤重金属污染能力的强弱^[25]。不同因素对藨草地上部 Cu 积累浓度和转移系数的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A);不同因素对藨草地上部 Cd 积累浓度和转移系数的影响程度依次为土壤水分含量(C)>Cd 浓度(A)>Cu 浓度(B)。重金属从地下部转移到地上部主要是依靠蒸腾作用和呼吸作用,所以土壤含水量因素的影响较强。对藨草地下部 Cu 和 Cd 积累浓度以及其富集系数的影响程度均为 Cu 浓度(B)>Cd 浓度(A)>土壤水分含量(C)。植物根系对某种重金属的富集受其他重金属的影响^[26],植物根系与土壤重金属环境直接接触,根部细胞壁上存在大量固定重金属离子的交换和结合位点^[27],与细胞壁成分果胶质中的多聚半乳糖醛酸的结合能力是 Cu>Cd^[28],且土壤 Cu 浓度要高于土壤 Cd 浓度,所以土壤 Cu 浓度对地下部 Cd 和 Cu 积累浓度影响最大。在相同 Cd、Cu 或者水分胁迫条件下藨草累积特性有所不同,可能是 Cd、Cu 和水分的交互作用所致。Cd 富集系数大于 1, Cu 富集系数基本大于 1, Cd 富集系数大于 Cu, 且 Cd 和 Cu 转移系数都小于 1。较小的转移系数表明藨草对重金属 Cd 和 Cu 有较强抗性^[29],表明藨草适宜固定 Cd 和 Cu, 且对 Cd 效果更好。这与相关的研究结果一致^[30]。

4 结论

(1) 藨草对重金属 Cd 和 Cu 及水分胁迫有一定的耐性。地上部生物量、MDA 和脯氨酸对水分胁迫的敏感程度要高于重金属 Cd 和 Cu。

(2) 藨草对 Cd 和 Cu 的积累主要在植株地下部。藨草 Cd 富集系数大于 1, Cu 富集系数基本都大于 1, Cd 富集系数大于 Cu, 藨草 Cd 和 Cu 转移系数小于 1。对地上部重金属积累浓度和转移系数的影响程度为水分胁迫>重金属;对地下部重金属积累浓度和富集系数的影响程度为重金属>水分胁迫。

(3) 藨草可用于干旱和半干旱地区重金属 Cd 和 Cu 污染土壤的植物固定,防止金属离子的扩散,减少对生态环境毒害作用。相对于 Cu 而言,藨草更适用于 Cd 土壤污染的固定。土壤水分含量对重金属吸收和转移影响的生理机制有待于进一步深入研究。

参考文献:

[1] 张青,王进鑫,邹朋,等.水分和铅交互胁迫对国槐幼苗生理生

化特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(3):476-483.

ZHANG Qing, WANG Jin-xin, ZOU Peng, et al. Effects of interactive stress of drought and lead on physiological and biochemical characteristics of *Sophora japonica* L. seedlings[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(3):476-483.

[2] Kang H Z, Lin L P, Rong M C, et al. A cross-reactive sensor array for the fluorescence qualitative analysis of heavy metal ions[J]. *Talanta*, 2014, 129:296-302.

[3] 曹霞,郭朝晖,肖细元,等.海桐(*Pittosporum tobira*)对污染土壤中镉的耐受和吸收特征[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(4):627-632. CAO Xia, GUO Zhao-Hui, XIAO Xi-yuan, et al. Cadmium tolerance and uptake characteristics in *Pittosporum tobira* in contaminated soil[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4):627-632.

[4] 兰晓玲,谢英荷,白彦真,等.14种本土草本植物固定铅污染土壤的试验研究[J]. 水土保持学报, 2013, 27(1):152-157. LAN Xiao-ling, XIE Ying-he, BAI Yan-zhen, et al. Experimental study on stabilization of Pb-polluted soil by 14 native herbaceous plants[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2013, 27(1):152-157.

[5] Hu Y H, Nan Z R, Su J Q, et al. Heavy metal accumulation by poplar in calcareous soil with various degrees of multi-metal contamination: Implications for phytoextraction and phytostabilization[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, 20(10):7194-7203.

[6] Galende M A, Becerril J M, Gómez-Sagasti M T, et al. Agro-industrial wastes as effective amendments for ecotoxicity reduction and soil health improvement in aided phytostabilization[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21(17):10036-10044.

[7] Cheraghi M, Lorestani B, Khorasani N, et al. Findings on the phytoextraction and phytostabilization of soils contaminated with heavy metals[J]. *Biological Trace Element Research*, 2011, 144(1-3):1133-1141.

[8] Galende M A, Becerril J M, Barrutia O, et al. Field assessment of the effectiveness of organic amendments for aided phytostabilization of a Pb-Zn contaminated mine soil[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 145:181-189.

[9] El Aafi N, Saidi N, Maltouf A F, et al. Prospecting metal-tolerant rhizobia for phytoremediation of mining soils from morocco using *Anthyllis vulneraria* L.[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(6):4500-4512.

[10] 朱毅,范希峰,武菊英,等.水分胁迫对柳枝稷生长和生物品质质的影响[J]. 中国农业大学学报, 2012, 17(2):59-64.

ZHU Yi, FAN Xi-feng, WU Ju-ying, et al. Effects of water stress on growth and biomass quality of switchgrass[J]. *Journal of China Agricultural University*, 2012, 17(2):59-64.

[11] Bajji M, Kinet J M, Lutts S. Osmotic and ionic effects of NaCl on germination, early seedling growth, and ion content of *Atriplex halimus* (Chenopodiaceae)[J]. *Canadian Journal of Botany*, 2002, 80(3):297-304.

[12] 邹琦.植物生理学实验指导[M].北京:中国农业出版社,2000. ZOU Qi. Plant physiology experiment guide[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2000.

[13] Zhang X F, Zhang X H, Gao B, et al. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of an energy

- crop, king grass (*Pennisetum americanum* x *P. purpureum*)[J]. *Biomass & Bioenergy*, 2014, 67:179-187.
- [14] 顾翠花, 王懿祥, 白尚斌, 等. 四种园林植物对土壤镉污染的耐受性[J]. *生态学报*, 2015, 35(8):2536-2544.
- GU Cui-hua, WANG Yi-xiang, BAI Shang-bin, et al. Tolerance and accumulation of four ornamental species seedlings to soil cadmium contamination[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, 35(8):2536-2544.
- [15] Guo Q, Zhang W, Li H. Comparison of photosynthesis and antioxidative protection in *Sophora moercroftiana* and *Caragana maximoviciana* under water stress[J]. *Journal of Arid Land*, 2014, 6(5):637-645.
- [16] Xu W Z, Deng X P, Xu B C, et al. Photosynthetic activity and efficiency of *Bothriochloa ischaemum* and *Lespedeza dawurica* in mixtures across growth periods under water stress[J]. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2014, 36(4):1033-1044.
- [17] Ashraf M, Foolad M. Roles of glycine betaine and proline in improving plant abiotic stress resistance[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2007, 59(2):206-216.
- [18] Ciobanu G, Samide A. Thermogravimetric analysis of plant water content in relation with heavy metal stress[J]. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 2013, 111(2):1139-1147.
- [19] Dal Corso G, Manara A, Furini A. An overview of heavy metal challenge in plants: From roots to shoots[J]. *Metallomics*, 2013, 5(9):1117-1132.
- [20] Upadhyay R K. Metal stress in plants: Its detoxification in natural environment[J]. *Brazilian Journal of Botany*, 2014, 37(4):377-382.
- [21] Janicka-Russak M, Kabala K, Burzynski M. Different effect of cadmium and copper on H⁺-ATPase activity in plasma membrane vesicles from *Cucumis sativus* roots[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2012, 63(11):4133-4142.
- [22] Kovacik J, Backor M, Kadukova J. Physiological responses of *Matricaria chamomilla* to cadmium and copper excess[J]. *Environmental Toxicology*, 2008, 23(1):123-130.
- [23] 努扎艾提·艾比布, 刘云国, 宋华晓, 等. 重金属 Zn Cu 对香根草生理生化指标的影响及其积累特性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(1):54-59.
- NUZA'AITI·Aibibu, LIU Yun-guo, SONG Hua-xiao, et al. Effects of Zn and Cu on physiological and biochemical processes and their accumulation characteristics of vetiver[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(1):54-59.
- [24] Zurayk R, Sukkariyah B, Baalbaki R. Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2001, 127(1-4):373-388.
- [25] Kherbani N, Abdi N, Lounici H. Effect of cadmium and zinc on growing barley[J]. *Journal of Environmental Protection*, 2015, 6(2):160-172.
- [26] Žaltauskaitė J, Šliumpaitė I. Single and combined toxicity of copper and cadmium to *H. vulgare* growth and heavy metal bioaccumulation[C]//E3S Web of Conferences. EDP Sciences, 2013,1:15013.
- [27] 陈俊任, 柳 丹, 吴家森, 等. 重金属胁迫对毛竹种子萌发及其富集效应的影响[J]. *生态学报*, 2014, 34(22):6501-6509.
- CHEN Jun-ren, LIU Dan, WU Jia-sen, et al. Seed germination and metal accumulation of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) under heavy metal exposure[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(22):6501-6509.
- [28] 黄白飞, 辛俊亮. 植物积累重金属的机理研究进展[J]. *草业学报*, 2013, 22(1):300-307.
- HUANG Bai-fei, XIN Jun-liang. Mechanism of heavy metal accumulation in plants: A review[J]. *Acta Prataculture Sinica*, 2013, 22(1):300-307.
- [29] Liu S L, Yang R J, Ma M D, et al. Effects of exogenous NO on the growth, mineral nutrient content, antioxidant system, and ATPase activities of *Trifolium repens* L. plants under cadmium stress[J]. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2015, 37(1):1-16.
- [30] Polechonska L, Klink A. Trace metal bioindication and phytoremediation potentialities of *Phalaris arundinacea* L. (reed canary grass)[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 146:27-33.