

王 硕,李德生,俞 洋,等. 萱草对 Cd、Pb、Zn 复合污染土壤的修复潜力[J]. 江苏农业科学,2019,47(24):281-284.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.24.062

萱草对 Cd、Pb、Zn 复合污染土壤的修复潜力

王 硕¹,李德生¹,俞 洋¹,王 静¹,张 才²

(1. 天津理工大学环境科学与安全工程学院,天津 300384; 2. 山东省乳山市林业局,山东乳山 264500)

摘要:以盆栽萱草为试验对象,研究萱草对不同浓度梯度镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)复合污染土壤的修复效果。结果表明,Cd、Pb、Zn 复合污染对萱草地上生物量有明显的促进作用;萱草对 Pb、Zn 的吸收能力较弱,对 Cd 的吸收能力相对较强;落叶前,复合重金属胁迫下萱草叶片对 Cd、Pb、Zn 的吸收有一定的促进作用;落叶后,低浓度复合重金属胁迫下萱草叶片对 Cd、Pb、Zn 的吸收有一定的促进作用,而高浓度复合重金属胁迫有抑制作用;随复合污染浓度升高,萱草根中 Cd、Pb、Zn 含量总体呈下降趋势;落叶前后,随重金属污染浓度的上升,萱草叶片对 Cd、Pb、Zn 的富集系数多呈下降趋势;萱草对 Cd、Pb、Zn 的转移系数多大于 1.0。总之,萱草可用于 Cd、Pb、Zn 复合污染土壤的修复。

关键词:萱草;Cd;Pb;Zn;复合污染;富集系数;转运系数

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)24-0281-04

近年来,伴随着工业化和城市化进程的不断推进,生态环境正在遭受严重破坏,而最为典型和直观的是土壤重金属污染问题^[1]。目前,常见形成土壤污染的重金属主要有镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)等,这 3 种重金属在土壤环境中表现为协同作用,而正是这种协同作用严重威胁了环境安全,会使土壤肥力降低而导致作物的产量与品质下降,进而恶化环境,高浓度下甚至会对植物产生毒害,在食物链中富集进入人体,危害人体健康^[2]。

植物修复作为一种高效且清洁的重金属修复方式,主要是利用对重金属具有高度富集作用的植物去吸收土壤中的重金属,使重金属在土壤中的浓度下降,使土壤能重新投入正常使用。与传统的环境修复技术不同,植物修复技术具有三大特性,即治理成本的低廉性、环境美学的兼容性、治理过程的原位性^[3]。萱草(*Hemerocallis fulva*)为百合科萱草属多年生宿根草本植物,别称金针花、黄花菜,可修复受重金属污染的土壤^[4],在我国栽培历史悠久,具有花色鲜艳、花期长、花型丰富、适应性强等特点,被广泛应用于园林绿化,而在欧洲及北美地区,萱草也是重要的花园植物之一^[5]。本试验旨在研究萱草落叶前后对镉、铅、锌复合污染土壤的修复效果,以期为植物修复重金属污染土壤奠定理论基础。

1 材料与方法

1.1 材料

萱草,长势基本相同;栽培基质为天津理工大学校园内土

壤与以草木灰为主的营养土按体积比 10:1 的混合土,校园土壤基本理化性质为有机质含量 16.01 g/kg, pH 值为 6.79, 含水率为 12%, Cd、Pb、Zn 含量分别为 11.17、43.83、179.33 mg/kg。试验用 Cd、Pb、Zn 分别为 CdCl₂、Pb(NO₃)₂、ZnSO₄。

1.2 试验方法

试验以 CdCl₂、Pb(NO₃)₂、ZnSO₄ 模拟配制 4 个重金属复合污染物,每个污染物按 Cd、Pb、Zn 使用浓度不同,各设 4 个处理,以不使用 Cd、Pb、Zn 为对照(表 1)。将按比例配制好的各复合元素均匀加入到混合土中,装入口径为 19.1 cm 的塑料小盆,每盆装土 2.7 kg;2016 年 4 月,将萱草栽种于天津理工大学环安学院 3 楼平台,单盆为 1 个处理,重复 3 次。

1.3 测定内容和方法

分别于 2016 年 9 月萱草叶未枯黄期(落叶前)、12 月萱草叶枯黄凋落期(落叶后)测定萱草叶内的 Cd、Pb、Zn 含量,12 月同时测定萱草根内的 Cd、Pb、Zn 含量。操作方法:萱草样品洗净,晒干,烘箱内 100 °C 烘至恒质量,用电子天平称取样品干质量;烘干样品用粉碎机粉碎,过 80 目尼龙筛;取 0.15 g 粉碎样品倒入试管中,加入 9 mL 硝酸,置于消解仪器中消解;用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES 仪)测量 Cd、Pb、Zn 含量。

1.4 数据处理分析

试验数据采用 SPSS 19.0 软件进行统计分析,采用 Excel 2007 软件进行制图。

2 结果与分析

2.1 重金属复合污染物对萱草地上生物量的影响

植物地上生物量可直观反映植物的生长状况,是评价植物对重金属富集能力的重要指标^[6]。由表 2 可知,各重金属复合污染物栽种的萱草,其地上生物量均大于对照(CK),其中,处理 Zn + Cd - 3、Zn + Pb - 4、Pb + Cd - 3、Cd + Pb + Zn - 4 的地上生物量分别为 4.93、6.13、3.90、3.95 g/株,在同一污染物处理中相对最高,分别比对照高 155.44%、217.62%、

收稿日期:2017-09-12

基金项目:国家自然科学基金(编号:41303057);天津市科技支撑计划重点项目(编号:12ZCZDNC00400);天津市应用基础与前沿技术研究计划(编号:14JCYBJC23000);天津理工大学大学生创新创业训练计划(编号:201510060021)。

作者简介:王 硕(1991—),女,江苏徐州人,硕士研究生,从事植物对土壤重金属污染的修复研究。E-mail:394336124@qq.com。

通信作者:李德生,副教授,从事环境生态学研究。E-mail:595399921@qq.com。

表1 重金属元素复合使用设计

处理编号	Cd + Pb 含量 (mg/kg)	处理编号	Cd + Zn 含量 (mg/kg)	处理编号	Pb + Zn 含量 (mg/kg)	处理编号	Cd + Pb + Zn 含量 (mg/kg)
CK	0 + 0	CK	0 + 0	CK	0 + 0	CK	0 + 0 + 0
Cd + Pb - 1	1 + 100	Cd + Zn - 1	1 + 100	Pb + Zn - 1	100 + 100	Cd + Pb + Zn - 1	1 + 100 + 100
Cd + Pb - 2	5 + 500	Cd + Zn - 2	5 + 500	Pb + Zn - 2	500 + 500	Cd + Pb + Zn - 2	5 + 500 + 500
Cd + Pb - 3	20 + 1 000	Cd + Zn - 3	20 + 1 000	Pb + Zn - 3	1 000 + 1 000	Cd + Pb + Zn - 3	20 + 1 000 + 1 000
Cd + Pb - 4	50 + 1 500	Cd + Zn - 4	50 + 1 500	Pb + Zn - 4	1 500 + 1 500	Cd + Pb + Zn - 4	50 + 1 500 + 1 500

表2 重金属复合污染下萱草地上生物量

处理编号	地上生物量 (g/株)	处理编号	地上生物量 (g/株)	处理编号	地上生物量 (g/株)	处理编号	地上生物量 (g/株)
CK	1.93 ± 0.14a	CK	1.93 ± 0.14a	CK	1.93 ± 0.14a	CK	1.93 ± 0.14a
Zn + Cd - 1	3.85 ± 0.19b	Zn + Pb - 1	2.14 ± 0.12a	Pb + Cd - 1	2.07 ± 0.20a	Cd + Pb + Zn - 1	1.81 ± 0.23a
Zn + Cd - 2	2.17 ± 0.13a	Zn + Pb - 2	3.25 ± 0.14b	Pb + Cd - 2	1.90 ± 0.10a	Cd + Pb + Zn - 2	3.70 ± 0.15b
Zn + Cd - 3	4.93 ± 0.22b	Zn + Pb - 3	2.54 ± 0.23a	Pb + Cd - 3	3.90 ± 0.25b	Cd + Pb + Zn - 3	2.80 ± 0.12b
Zn + Cd - 4	2.61 ± 0.16a	Zn + Pb - 4	6.13 ± 0.26c	Pb + Cd - 4	1.74 ± 0.11a	Cd + Pb + Zn - 4	3.95 ± 0.26b

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

102.07%、104.66%,说明在试验浓度下,重金属复合污染物对萱草生长有明显的促进作用,其中,较高浓度的复合污染物对萱草生长的促进作用更为明显;Cd、Pb、Zn 两两构成的复合污染物对萱草生长的促进作用不同。

2.2 萱草对土壤重金属复合污染物的积累情况

镉、铅都不是植物的必需元素,且镉的毒性巨大,而锌是

植物生长的必需元素。在植物体内,天然存在的 Cd 含量 $< 3 \text{ mg/kg}$, Pb 含量 $\leq 70 \text{ mg/kg}$, Zn 含量在 $1 \sim 160 \text{ mg/kg}$ 之间^[7]。由图1、图2、图3可知,在重金属复合污染土壤下,萱草体内的 Pb、Zn 含量大多在天然存在值范围内, Cd 含量略有增加,说明萱草对 Pb、Zn 的吸收能力相对较弱,对 Cd 的吸收能力相对较强。

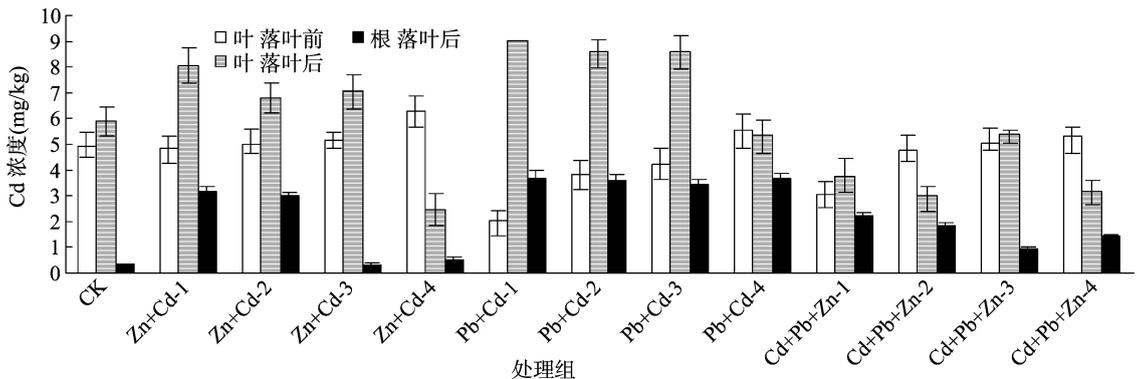


图1 不同重金属复合污染物处理时萱草叶、根中的 Cd 含量

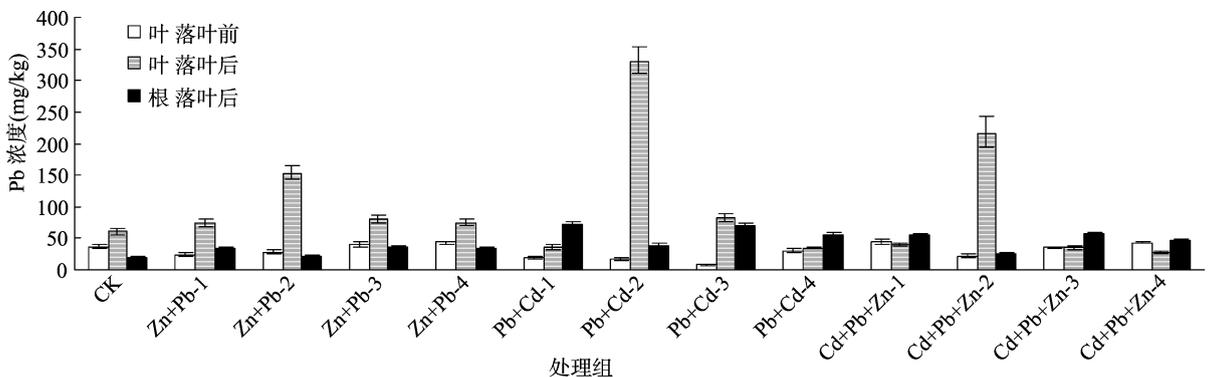


图2 不同重金属复合污染物处理时萱草叶、根中的 Pb 含量

落叶前,随 Zn + Cd、Pb + Cd、Cd + Pb + Zn 复合污染物浓度的升高,萱草叶中 Cd 含量呈上升趋势;随 Pb + Zn 复合污

染物浓度的升高,萱草叶中 Pb 含量呈升高趋势,随 Pb + Cd、Cd + Pb + Zn 复合污染物浓度的升高,萱草叶中 Pb 含量呈先

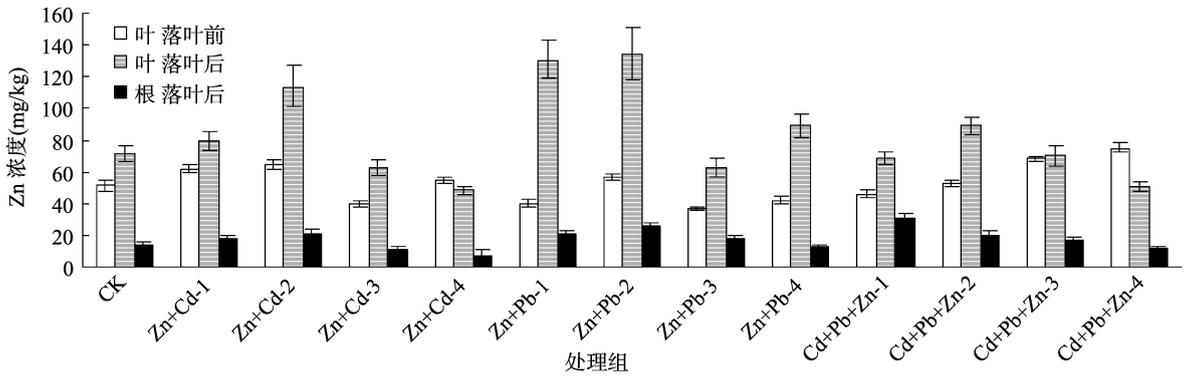


图3 不同重金属复合污染物处理时萱草叶、根中的Zn含量

降低后升高趋势;随Cd+Pb+Zn复合污染物浓度的升高,萱草叶中Zn含量呈升高趋势,随Zn+Cd、Zn+Pb复合污染物浓度的升高,萱草中Zn含量呈先升高后降低趋势;Zn、Cd浓度分别为1500、50 mg/kg时的萱草叶片中Cd含量相对最大,为6.27 mg/kg,为对照的1.27倍,Cd、Pb、Zn浓度分别为1、100、100 mg/kg时的萱草叶片中Pb含量相对最大,为44.64 mg/kg,为对照的1.21倍;Cd、Pb、Zn浓度为20、1500、1500 mg/kg时的萱草叶片中Zn含量相对最大,为74.97 mg/kg,为对照的1.45倍,说明萱草叶枯黄前,这些复合重金属胁迫对叶片吸收Cd、Pb、Zn有一定的促进作用。落叶后,随不同重金属复合污染物浓度的升高,萱草叶中的Cd含量整体呈下降趋势,Zn、Pb含量多呈先升高后降低趋势;Pb、Cd浓度分别为100、1 mg/kg时,萱草叶片中的Cd含量相对最大,为9.01 mg/kg,为对照的1.53倍;Pb、Cd浓度分别为500+5 mg/kg时,萱草叶片中的Pb含量为330.06 mg/kg,相对最大,为对照的5.45倍;Pb、Zn浓度均为500 mg/kg时,萱草叶片中的Zn含量为134.20 mg/kg,相对最大,为对照的1.88倍;在较低浓度复合重金属污染下,萱草叶片内的Cd、Pb、Zn含量多高于对照,说明低浓度复合重金属胁迫对枯黄叶Cd、Pb、Zn的吸收有一定促进作用,而高浓度复合重金属胁迫有抑制作用。另外,落叶后萱草叶内重金属含量普遍大于落叶前,说明叶片枯黄时仍在吸收土壤中的重金属。

落叶后,随不同重金属复合污染物浓度的升高,萱草根中的Cd、Pb、Zn含量总体多呈下降趋势;Pb、Cd浓度分别为100、1 mg/kg时,萱草根内Cd、Pb含量分别为3.69、72.23 mg/kg,相对最大,分别为对照的10.85、3.87倍;Cd、Pb、Zn浓度分别为1、100、100 mg/kg时,萱草根内Zn含量为30.67 mg/kg,相对最大,为对照的2.13倍;低浓度重金属复合污染物处理的萱草根内重金属含量多高于对照,说明重金属胁迫对萱草根吸收Cd、Pb、Zn有一定的促进作用,但随污染浓度的增加,促进作用逐渐削弱。另外,萱草根对重金属的吸收多明显低于叶片。

2.3 萱草对镉、铅、锌的富集能力

富集系数是指植物体内某种重金属含量与土壤中同种重金属含量的比值^[8],用来衡量植物对重金属的吸收富集能力。由表3可见,落叶前后,随复合重金属污染浓度的上升,萱草叶片对Cd、Pb、Zn的富集系数多呈下降趋势,且落叶后萱草叶片对重金属的富集能力比落叶前多略有增加;不同浓度复合重金属胁迫下,萱草叶片对重金属的富集系数多低于

对照;Pb、Cd浓度分别为100、1 mg/kg时,落叶后萱草叶片对Cd的富集系数相对最大,为2.10,为对照的1.60倍;Pb、Zn、Cd浓度均为100 mg/kg时,落叶前萱草叶片对Pb的富集系数相对最大,为1.38,为对照的1.18倍;Pb、Zn浓度均为500 mg/kg时,落叶后萱草叶片对Zn的富集系数相对最大,为2.00,为对照的1.82倍。

表3 不同重金属复合污染下萱草叶片对Cd、Pb、Zn的富集系数

处理组	Cd富集系数		Pb富集系数		Zn富集系数	
	落叶前	落叶后	落叶前	落叶后	落叶前	落叶后
CK	1.83	1.31	1.17	1.44	0.75	1.10
Zn+Cd-1	0.23	1.00			0.44	0.94
Zn+Cd-2	0.19	0.54			0.38	1.15
Zn+Cd-3	0.18	0.91			0.05	0.41
Zn+Cd-4	0.18	0.16			0.08	0.16
Zn+Pb-1			1.14	0.43	0.44	0.64
Zn+Pb-2			0.23	0.51	0.43	2.00
Zn+Pb-3			0.03	0.41	0.15	0.50
Zn+Pb-4			0.03	0.19	0.06	0.19
Pb+Cd-1	0.57	2.10	0.30	0.07		
Pb+Cd-2	0.23	1.04	0.15	0.99		
Pb+Cd-3	0.23	1.08	0.03	0.38		
Pb+Cd-4	0.42	0.60	0.03	0.09		
Cd+Pb+Zn-1	0.67	0.39	1.38	0.09	0.56	0.21
Cd+Pb+Zn-2	0.50	0.19	0.28	0.84	0.43	0.76
Cd+Pb+Zn-3	0.39	0.49	0.05	0.12	0.19	0.24
Cd+Pb+Zn-4	0.84	0.14	0.13	0.05	0.45	0.10

2.4 萱草对Cd、Pb、Zn的转运能力

迁移系数是指植物地上部分某种重金属含量与地下部分同种重金属含量的比值^[9]。由表4可见,萱草对Cd、Pb、Zn这3种重金属的转移系数多大于1.0;随复合重金属污染浓度的上升,萱草对Cd、Pb的转移系数大致呈先增后减趋势,而对Zn的转移系数大致呈增加趋势;Zn、Cd浓度分别为1000、20 mg/kg时,萱草对Cd的转移系数相对最大,为21.79,为对照的1.26倍;Pb、Cd浓度为500、5 mg/kg时,萱草对Pb的转移系数相对最大,为8.58,为对照的2.64倍;Pb、Zn浓度均为1500 mg/kg时,萱草对Zn的转移系数相对最大,为7.17,为对照的1.45倍。

3 结论与讨论

有研究表明,东南景天对Zn、Cd的吸收随Zn、Cd处理水平的上升而提高^[10];白彦真等研究发现,红叶苋、绿叶苋可用

表4 不同重金属复合污染下萱草对Cd、Pb、Zn的转运系数

处理组	转运系数		
	Cd	Pb	Zn
CK	17.32	3.25	4.96
Zn + Cd - 1	2.55		4.43
Zn + Cd - 2	2.27		5.48
Zn + Cd - 3	21.79		5.61
Zn + Cd - 4	4.98		6.58
Zn + Pb - 1		2.15	5.17
Zn + Pb - 2		7.01	5.24
Zn + Pb - 3		2.24	5.40
Zn + Pb - 4		2.22	7.17
Pb + Cd - 1	2.44	0.50	
Pb + Cd - 2	2.39	8.58	
Pb + Cd - 3	2.52	1.18	
Pb + Cd - 4	1.46	0.62	
Cd + Pb + Zn - 1	1.69	0.74	2.22
Cd + Pb + Zn - 2	1.61	8.21	4.42
Cd + Pb + Zn - 3	5.75	0.61	4.44
Cd + Pb + Zn - 4	2.20	0.61	4.35

于Pb污染土壤的活化萃取,藜、新麦草对含Pb的重金属复合污染土壤有很好的固定和恢复效果^[11];郭晓宏等研究发现,5种草本植物对Pb有很好的吸收富集效果^[12];关梦茜等研究表明,金娃娃萱草可修复Cd污染的土壤^[13]。

本试验结果表明,土壤在Cd、Pb、Zn复合胁迫下,萱草地上生物量较对照(土壤中不添加Cd、Pb、Zn)多有增加,萱草生长未受到抑制,且不同污染浓度下萱草生物量差异明显,这可能是由于萱草对不同重金属复合污染的耐受性不同。萱草叶枯黄前(落叶前),复合重金属胁迫对叶片吸收Cd、Pb、Zn有一定的促进作用;落叶后,低浓度复合重金属胁迫下萱草叶片对Cd、Pb、Zn的吸收有一定的促进作用,而高浓度复合重金属胁迫有抑制作用;随Cd、Pb、Zn复合污染物含量的上升,萱草根中的Cd、Pb、Zn含量总体多呈下降趋势。在重金属复合污染土壤下,萱草体内的Pb、Zn含量大多在天然存在值范围内,Cd含量略有增加,说明萱草对Pb、Zn的吸收能力相对较弱,对Cd的吸收能力相对较强。

富集系数、转运系数是评价不同植物对土壤重金属富集、转运能力的重要指标^[14],可以判断植物对土壤的修复效果。落叶前后,萱草对重金属Cd、Pb、Zn的富集系数不同,对土壤重金属的吸收能力有所差异,随复合重金属污染浓度的上升,萱草叶片对Cd、Pb、Zn的富集系数多呈下降趋势,且落叶后萱草叶片对重金属的富集能力比落叶前多略有增加,说明萱草叶片在开始枯黄快落叶时从土壤中吸收Cd、Pb、Zn的能力相对较强,与Chuparina等对Zn的研究结果^[15]较为一致,但随土壤重金属污染浓度的增加,这种优势会减弱;不同浓度复合重金属胁迫下,萱草叶片对重金属的富集系数多低于对照处理。萱草对重金属Cd、Pb、Zn的转移效果十分明显,转移

系数多大于1.0,对照处理的转移系数相对高一些,说明萱草能很好地从根部转移Cd、Pb、Zn到叶部,有助于萱草修复土壤后对萱草的后续处理。

须说明的是,本试验中,萱草虽然并未达到超富集植物标准^[16],但其适应能力强,可绿化环境,对Cd、Pb、Zn复合污染土壤具有很大的修复潜力。草本植物对Cd、Pb和Zn污染土壤的修复有不错的前景。

参考文献:

- [1]蒲晨新,余渊,孙大江. 土壤重金属污染现状与植物修复研究[J]. 四川环境,2014,33(5):140-145.
- [2]吴志强,顾尚义,李海英,等. 重金属污染土壤的植物修复及超积累植物的研究进展[J]. 环境科学与管理,2007,32(3):67-71,75.
- [3]鲍桐,廉梅花,孙丽娜,等. 重金属污染土壤植物修复研究进展[J]. 生态环境,2008,17(2):858-865.
- [4]孙徐磊,武荣花. 萱草属植物研究进展[J]. 河南农业科学,2016,45(4):7-11,18.
- [5]关梦茜. 2种萱草对重金属铜、镉胁迫的生理响应研究[D]. 吉林:吉林农业大学,2015:59.
- [6]张渊,杨叶,范益,等. 3种杨树对土壤镉污染的富集特征与能力比较[J]. 环境科学与技术,2017,40(3):138-142.
- [7]唐世荣. 污染环境植物修复的原理和方法[M]. 北京:科学出版社,2006:77-80.
- [8]江洪,张朝晖. 贵州红土型金矿苔藓植物体内重金属富集规律研究[J]. 湖北农业科学,2013,52(17):4077-4079,4148.
- [9]Tanhan P, Kruatrachue M, Pokethitiyook P, et al. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson] [J]. Chemosphere, 2007, 68(2): 323-329.
- [10]万敏,周卫,林葆. 不同镉积累类型小麦根际土壤低分子量有机酸与镉的生物积累[J]. 植物营养与肥料学报,2003,9(3):331-336.
- [11]白彦真,谢英荷,陈灿灿,等. 14种本土草本植物对污染土壤铅形态特征与含量的影响[J]. 水土保持学报,2012,26(1):136-140.
- [12]郭晓宏,朱广龙,魏学智. 5种草本植物对土壤重金属铅的吸收、富集及转运[J]. 水土保持研究,2016,23(1):183-186.
- [13]关梦茜,董然. Cd胁迫对金娃娃萱草生长及生理指标的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版),2015,43(12):174-180.
- [14]汪晶晶. 水稻重金属富集规律研究[J]. 农业灾害研究,2012(6):34-35,45.
- [15]Chuparina E V, Aisueva, Tatiana S. Determination of heavy metal levels in medicinal plant *Hemerocallis fulva* minor miller by X-ray fluorescence spectrometry [J]. Environmental Chemistry Letters, 2011,9(1):19-23.
- [16]金勇,付庆灵,郑进,等. 超积累植物修复铜污染土壤的研究现状[J]. 中国农业科技导报,2012,14(4):93-100.