王　硕,李德生,朱秀锦,等. 石榴对镉、铅、锌复合污染土壤的修复效果[J]. 江苏农业科学,2019,47(2):250 - 254.
doi:10.15889/j.issn.1002 - 1302.2019.02.061

石榴对镉、铅、锌复合污染土壤的修复效果

王　硕[1], 李德生[1], 朱秀锦[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:以石榴为供试材料,通过盆栽试验研究石榴在不同浓度梯度的镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)复合污染土壤下对重金属的吸收、富集、转运规律。结果表明:低浓度的复合重金属污染(Cd^{2+} 浓度≤5 mg/L,Pb^{2+} 浓度≤500 mg/L,Zn^{2+} 浓度≤500 mg/L)对石榴生长有明显的促进作用,大致表现为铅 + 锌 > 镉 + 锌,镉 + 铅 > 镉 + 铅 + 锌;石榴对镉的吸收能力较好,对铅和锌的吸收能力相对较弱;石榴在重金属复合污染下,其各个部位对重金属的富集受到抑制作用,在高浓度梯度下(Cd^{2+} 浓度为50 mg/L,Pb^{2+} 浓度为 1 500 mg/L,Zn^{2+} 浓度为 1 500 mg/L)抑制作用更为明显,具体表现为镉 > 铅 > 锌;重金属污染对石榴从叶转运重金属到茎再到根有一定的促进作用。石榴在低浓度重金属污染(Cd^{2+} 浓度≤5 mg/L,Pb^{2+} 浓度≤500 mg/L,Zn^{2+} 浓度≤500 mg/L)中生长旺盛,对镉、铅、锌吸收、富集及转运能力较好,可作为镉、铅和锌复合污染重金属土壤的修复植物。

关键词:石榴;重金属复合污染;吸收能力;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)02 - 0250 - 04

我国土壤受镉(Cd)、铅(Pb)、锌(Zn)等重金属污染的影响越来越明显,重金属通过食物链富集在人体内,危害人类健康[1]。自 20 世纪 90 年代至今,植物修复作为一种生物修复方法,因其成本低、对土壤环境扰动小,越来越受到国内外学者的关注[2-5]。植物修复的核心工作是寻找生物量大的超积累植物,目前国内发现镉超积累植物宝山堇菜、锌超积累植物东南景天,国外发现芥菜对镉、铅、锌等多种重金属的吸收和富集效果很好。但是目前的研究大多是针对单一重金属污染土壤的植物修复,而事实上重金属污染土壤几乎都是复合型污染,重金属复合污染土壤对植物修复的要求更高,情况也更复杂。已经研究的重金属复合污染修复以草本为主,如菠菜[6]、蜈蚣草[7]、水芹[8]、甘蔗[9]、弯囊苔草[10]等,木本植物的研究较少。可见植物修复重金属污染土壤仍任重道远。

石榴在我国南北方均可栽培,其适应性强,含有丰富的维生素 C 并且其叶、皮、花、根均可入药,兼具观赏和食用双重价值,是园林常用品种之一。近年来的研究表明,石榴皮可作为一种吸附剂或者低成本的活性炭富集水中镉、锌、铅等重金属,并且发现石榴皮与铅的结合能力最强[11-12],而国内外缺少石榴修复污染土壤的相关研究。故本研究以石榴为试验材料,探讨石榴对土壤中镉、铅、锌的积累、富集、转运效果及其生物量变化,深入分析石榴对重金属复合污染土壤的修复效果,为重金属复合污染土壤的修复开拓更多方法。

收稿日期:2017 - 09 - 27
基金项目: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);国家自然科学基金(编号:41303057);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,主要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,博士,副教授,主要从事环境生态学研究。E - mail:595399921@qq.com。

1　材料与方法

1.1　供试材料

供试植物为石榴嫩枝,供试土壤取样于天津理工大学校园内,并加入营养土(草木灰)按 $m_{校园土}$∶$m_{营养土}$ = 10∶1 比例混合。利用盆栽技术,2016 年 4 月进行石榴枝扦插,在天津理工大学环安学院 3 楼露台开始栽培。测得土壤基本理化性质如下:有机质含量 16.01 mg/kg,pH 值 6.79,含水率 12%。土壤所含镉、铅、锌含量分别为 4.18、40.26、142.69 mg/kg。

1.2　试验方法

试验设置 4 种不同类型的镉、铅和锌复合污染,各类型梯度浓度如表 1 所示。将 $CdCl_2$、$Pb(NO_3)_2$、$ZnSO_4$ 分别按浓度梯度配成溶液,均匀混入土中。总计 107 个内径为 26.5 cm 的塑料盆,每盆土质量 5.5 kg。试验每个处理设置 3 个重复。本研究以 Cd + Zn - 1、Cd + Zn - 2、Cd + Zn - 3、Cd + Zn - 4 分别代表镉 + 锌复合浓度 1 mg/L + 100 mg/L、5 mg/L + 500 mg/L、20 mg/L + 1 000 mg/L、50 mg/L + 1 500 mg/L;以 Pb + Zn - 1、Pb + Zn - 2、Pb + Zn - 3、Pb + Zn - 4 分别代表锌 + 铅复合浓度 100 mg/L + 100 mg/L、500 mg/L + 500 mg/L、1 000 mg/L + 1 000 mg/L、1 500 mg/L + 1 500 mg/L;以 Cd + Pb - 1、Cd + Pb - 2、Cd + Pb - 3、Cd + Pb - 4 分别代表铅 + 镉复合浓度 1 mg/L + 100 mg/L、5 mg/L + 500 mg/L、20 mg/L + 1 000 mg/L、50 mg/L + 1 500 mg/L;以 Cd + Pb + Zn - 1、Cd + Pb + Zn - 2、Cd + Pb + Zn - 3、Cd + Pb + Zn - 4 分别代表镉 + 铅 + 锌复合浓度 1 mg/L + 100 mg/L + 100 mg/L、5 mg/L + 500 mg/L + 500 mg/L、20 mg/L + 1 000 mg/L + 1 000 mg/L、50 mg/L + 1 500 mg/L + 1 500 mg/L。

1.3　样品处理与测量方法

2016 年 9 月在天津理工大学环安学院 3 楼露台收集石榴叶、茎,测量生物量并测量土壤及植物各部位镉、铅、锌含

量;2016 年 11 月在天津理工大学环安学院 3 楼露台收集石榴根,测量根周围土壤及根部镉、铅、锌含量。将植物样品用蒸馏水洗净、晾干,放入 100 ℃烘箱内烘至恒质量,用千分之一电子天平称干质量。烘干的样品粉碎后过 80 目尼龙筛呈粉末状,植物样品倒入试管中加 9 mL 硝酸,土壤样品倒入试管中加 9 mL 硝酸和 1 mL 氢氟酸,使用石墨消解仪(型号:SH230,购自济南海能仪器股份有限公司)进行消解。最后用 ICP - OES(即电感耦合等离子发射光谱仪,型号:VistaISTA - MPX 型,购自美国 Varian 公司)检测重金属含量。

表 1　重金属复合污染浓度梯度

污染类型	浓度组合(mg/L)				
	CK	处理 1	处理 2	处理 3	处理 4
Cd + Pb	0 + 0	1 + 100	5 + 500	20 + 1 000	50 + 1 500
Cd + Zn	0 + 0	1 + 100	5 + 500	20 + 1 000	50 + 1 500
Pb + Zn	0 + 0	100 + 100	500 + 500	1 000 + 1 000	1 500 + 1 500
Cd + Pb + Zn	0 + 0 + 0	1 + 100 + 100	5 + 500 + 500	20 + 1 000 + 1 000	50 + 1 500 + 1 500

1.4　数据处理

用 SPSS 17.0 进行统计分析,用 Excel 2007 进行图表处理。

2　结果与分析

2.1　重金属复合污染物对石榴地上生物量的影响

生物量可以反映植物对重金属污染的修复能力[13]。表 2 统计了不同浓度梯度下重金属复合污染对石榴地上生物量的影响。可以看出,石榴的地上生物量随复合污染物浓度的增加整体呈先增后减的趋势,具体表现为铅 + 锌 > 镉 + 锌,镉 + 铅 > 镉 + 铅 + 锌。在 Zn + Cd - 1、Zn + Pb - 1、Pb + Cd - 2、Cd + Pb + Zn - 2 处理下分别高于对照组 77.57%、307.35%、206.99%、166.91%。随着污染浓度的增加,石榴地上生物量没有明显的增加,在 Zn + Cd - 3、Zn + Pb - 4、Pb + Cd - 3、Cd + Pb + Zn - 3 处理下有明显的下降。说明低浓度的复合重金属污染(Cd^{2+} ≤ 5 mg/L, Pb^{2+} ≤ 500 mg/L, Zn^{2+} ≤ 500 mg/L)对石榴生长有明显的促进作用。重金属复合污染不同梯度之间的石榴地上生物量差异显著。

表 2　重金属复合污染下石榴地上生物量

处理组	地上生物量(g/株)	处理组	地上生物量(g/株)	处理组	地上生物量(g/株)	处理组	地上生物量(g/株)
CK	2.72 ± 0.21c	CK	2.72 ± 0.21d	CK	2.72 ± 0.21b	CK	2.72 ± 0.21c
Zn + Cd - 1	4.83 ± 0.43a	Zn + Pb - 1	11.08 ± 0.46a	Pb + Cd - 1	7.74 ± 0.20c	Cd + Pb + Zn - 1	1.18 ± 0.19b
Zn + Cd - 2	3.08 ± 0.39b	Zn + Pb - 2	3.41 ± 0.34b	Pb + Cd - 2	8.35 ± 0.10d	Cd + Pb + Zn - 2	7.26 ± 0.21e
Zn + Cd - 3	1.92 ± 0.34d	Zn + Pb - 3	2.83 ± 0.29c	Pb + Cd - 3	0.51 ± 0.25a	Cd + Pb + Zn - 3	0.68 ± 0.07a
Zn + Cd - 4	2.60 ± 0.56c	Zn + Pb - 4	2.59 ± 0.30e	Pb + Cd - 4	10.28 ± 0.11e	Cd + Pb + Zn - 4	3.77 ± 0.26d

注:同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。

2.2　石榴对土壤重金属复合污染物的积累

图 1、图 2、图 3 分别是石榴在不同复合重金属污染下根、茎、叶内镉、铅、锌含量的统计结果。植物体内天然存在一些重金属,如镉含量 < 3 mg/kg,铅含量≤70 mg/kg,锌含量在 1 ~ 160 mg/kg 之间[14]。结果显示,石榴对镉的吸收能力较好,对铅和锌的吸收能力相对较弱。

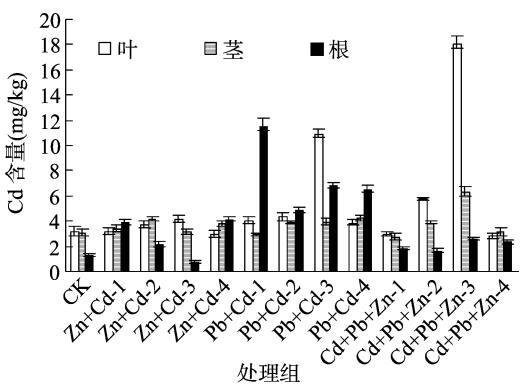


图1　不同复合重金属污染下石榴叶、茎、根的镉含量

由图 1、图 2、图 3 可以看出,不同重金属复合污染下石榴叶片、茎内和根部的镉、铅、锌含量整体上随污染浓度升高呈先增后减的趋势。

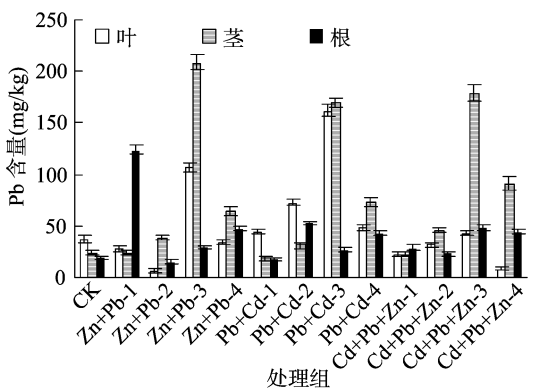


图2　不同复合重金属污染下石榴叶、茎、根的铅含量

在镉 + 铅 + 锌浓度为 20 mg/L + 1 000 mg/L + 1 000 mg/L 时,叶片、茎内镉含量出现最大值,分别是对照的 5.73、2.05 倍;在镉 + 铅浓度为 20 mg/L + 1 000 mg/L 时,叶片铅含量出现最大值,是对照的 4.38 倍;在铅 + 锌浓度为 1 000 mg/L + 1 000 mg/L 时,叶内锌含量出现最大值,是对照的 2.49 倍。说明石榴在重金属复合污染浓度增加到一定值时(Cd^{2+} 浓度为 20 mg/L,Pb^{2+} 浓度为 1 000 mg/L,Zn^{2+} 浓度为 1 000 mg/L),叶片对镉、铅、锌吸收量最大,促进了叶片对重金属的积累。

在铅 + 锌浓度为 1 000 mg/L + 1 000 mg/L 时茎内铅含量

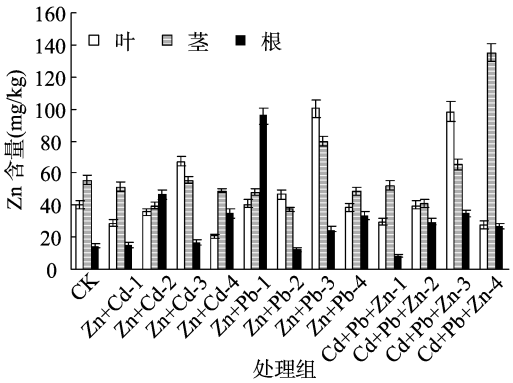


图3　不同复合重金属污染下石榴叶、茎、根的锌含量

出现最大值，是对照的 8.70 倍；在镉 + 铅 + 锌浓度为 50 mg/L + 1 500 mg/L + 1 500 mg/L 时茎内锌含量出现最大值，是对照的 2.43 倍。以上结果与石榴叶片吸收重金属的情况相似。说明石榴在重金属复合污染浓度增加到一定值时（Cd^{2+} 浓度为 50 mg/L，Pb^{2+} 浓度为 1 000 mg/L，Zn^{2+} 浓度为 1 000 mg/L），茎内对镉、铅、锌吸收含量较大，促进了茎对重金属的积累。

在镉 + 铅浓度为 1 mg/L + 100 mg/L 时根部镉含量出现最大值，是对照的 8.64 倍；在铅 + 锌浓度为 100 mg/L + 100 mg/L 时根部铅含量和锌含量出现最大值，分别是对照的 6.62、6.69 倍。在复合重金属污染下，石榴根部的重金属含量明显高于对照，说明复合重金属污染促进了石榴根部对重金属的积累。石榴叶、茎、根对锌的吸收在镉、锌复合污染不同浓度梯度下的变化规律与镉、铅、锌三者复合污染梯度下的变化相似，说明铅的加入对石榴各部位吸收锌的影响不大。

与镉、铅、锌两两复合污染相比，在 3 种重金属复合污染下石榴对镉、铅、锌的吸收量并没有明显减少，说明石榴对多种重金属复合污染有一定的抗性。整体来看，石榴对镉的吸收表现为叶 > 茎 > 根；石榴对铅的吸收表现为茎 > 叶 > 根；石榴对锌的吸收表现为茎 > 叶 > 根。

2.3　石榴对镉、铅、锌的富集能力

富集系数是指植物体中某元素含量与土壤中相应元素含量之比[13]。表 3 结果显示，石榴叶片对镉的富集系数整体上随复合污染浓度的增加而呈先增后减的趋势，茎部和根部镉富集系数基本上随复合污染浓度的增加而呈先增后减、先减后增再减或下降的趋势；石榴叶片、茎部和根部对铅的富集系数多数表现为随复合污染浓度的增加而呈先减后增再减的趋势（其他表现为先减后增、先增后减等趋势）；石榴叶片、茎部对锌的富集系数随锌隔复合污染浓度的增加而呈下降的趋势，叶片、茎部对锌的富集系数随锌铅复合污染和镉铅锌复合污染浓度的增加而呈先减后增再减、先减后增或先增后减的趋势，根部富集系数随复合污染浓度的增加而呈先减后增的趋势（除锌镉处理）。石榴根部对镉、铅、锌的富集与叶片和茎部相比较差。整体上，石榴富集重金属的能力表现为镉 > 铅 > 锌。在重金属复合污染下，石榴各部位对重金属的富集略低于对照。说明石榴在重金属复合污染下，其各个部位对重金属的富集受到抑制，高浓度梯度下（Cd^{2+} 浓度为 50 mg/L，Pb^{2+} 浓度为 1 500 mg/L，Zn^{2+} 浓度为 1 500 mg/L）抑制作用更为明显。

表 3　石榴在不同重金属复合污染下的镉、铅、锌富集系数

处理组	镉富集系数			铅富集系数			锌富集系数		
	叶	茎	根	叶	茎	根	叶	茎	根
CK	0.76	0.73	0.47	0.59	0.45	0.32	0.28	0.39	0.16
Zn + Cd - 1	0.52	0.56	0.49				0.29	0.51	0.04
Zn + Cd - 2	1.06	1.18	0.33				0.09	0.09	0.21
Zn + Cd - 3	0.25	0.19	0.25				0.09	0.07	0.03
Zn + Cd - 4	0.06	0.08	0.24				0.01	0.03	0.25
Zn + Pb - 1				0.12	0.11	0.98	0.20	0.24	0.91
Zn + Pb - 2				0.01	0.09	0.28	0.21	0.17	0.03
Zn + Pb - 3				0.06	0.11	0.54	0.99	0.78	0.21
Zn + Pb - 4				0.02	0.04	0.97	0.07	0.09	0.57
Pb + Cd - 1	0.92	0.68	6.05	0.29	0.13	0.03			
Pb + Cd - 2	1.36	0.65	0.36	0.10	0.04	0.06			
Pb + Cd - 3	1.46	0.53	0.93	0.20	0.21	0.23			
Pb + Cd - 4	0.06	0.06	0.41	0.01	0.02	0.02			
Cd + Pb + Zn - 1	0.71	0.66	0.29	0.09	0.09	0.04	0.20	0.36	0.12
Cd + Pb + Zn - 2	1.18	0.79	0.26	0.02	0.03	0.03	0.06	0.06	0.11
Cd + Pb + Zn - 3	3.30	0.54	0.44	0.05	0.22	0.03	0.23	0.15	0.54
Cd + Pb + Zn - 4	0.46	0.52	0.13	0.05	0.61	0.02	0.16	0.77	0.97

2.4　石榴对镉、铅、锌的转运能力

转运系数是地上部分重金属含量与地下部分重金属含量之比[15]。由表 4 可知，石榴茎 - 叶镉转运系数随重金属复合污染浓度的增加而呈先增后减再增或先减后增的趋势，根 - 茎镉转运系数随重金属复合污染浓度的增加而呈先减后增或先减后增再减的趋势；石榴茎 - 叶铅转运系数随锌铅复合污染浓度的增加而呈先增后减的趋势，随铅镉复合污染和镉铅锌复合污染浓度的增加而呈上升的趋势，根 - 茎铅转运系数随锌铅复合污染和镉铅锌复合污染浓度的增加而呈先减后增的趋势，随铅镉复合污染浓度的增加而呈先增后减再增的趋势；石榴茎 - 叶锌转运系数随重金属复合污染浓度的增加而呈先减后增的趋势，根 - 茎锌转运系数随锌镉复合污染浓度

表 4　石榴在不同重金属复合污染下的镉、铅、锌转运系数

处理组	镉转运系数		铅转运系数		锌转运系数	
	茎－叶	根－茎	茎－叶	根－茎	茎－叶	根－茎
CK	0.97	0.43	0.65	0.78	1.38	0.26
Zn + Cd －1	1.07	1.15			1.77	0.29
Zn + Cd －2	1.11	0.53			1.10	1.18
Zn + Cd －3	0.77	0.23			0.82	0.30
Zn + Cd －4	1.27	1.09			2.38	0.71
Zn + Pb －1			0.86	5.29	1.18	2.01
Zn + Pb －2			6.02	0.40	0.81	0.33
Zn + Pb －3			1.97	0.14	0.79	0.31
Zn + Pb －4			1.87	0.74	1.25	0.68
Pb + Cd －1	0.74	3.86	0.43	0.93		
Pb + Cd －2	0.90	1.25	0.44	1.67		
Pb + Cd －3	0.37	1.72	1.05	0.16		
Pb + Cd －4	1.11	1.53	1.50	0.59		
Cd + Pb + Zn －1	0.92	0.67	1.03	1.26	1.77	0.16
Cd + Pb + Zn －2	0.68	0.43	1.45	0.50	1.03	0.73
Cd + Pb + Zn －3	0.35	0.42	4.16	0.27	0.67	0.53
Cd + Pb + Zn －4	1.11	0.75	11.28	0.48	4.90	0.20

的增加而呈先增后减再增的趋势，根－茎锌转运系数随锌铅复合污染浓度的增加而呈先减后增的趋势，随镉铅锌复合污染浓度的增加而呈先增后减的趋势。在重金属复合污染下，石榴对重金属的转运能力高于对照，说明重金属污染对石榴从叶转运重金属到茎再到根有一定的促进作用。

3　讨论与结论

低浓度的复合重金属污染（Cd^{2+} 浓度≤5 mg/L，Pb^{2+} 浓度≤500 mg/L，Zn^{2+} 浓度≤500 mg/L）对石榴生长有明显的促进作用，具体表现为铅 + 锌 > 镉 + 锌，镉 + 铅 > 镉 + 铅 + 锌。李铮铮发现，鱼腥草在低浓度锌、铅复合污染下（Pb^{2+} 浓度≤500 mg/L，Zn^{2+} 浓度≤500 mg/L）生长良好[16]；孟桂元等发现，苎麻在低浓度镉、锑、铅复合污染下（Cd^{2+} 浓度≤100 mg/L，Pb^{2+} 浓度≤800 mg/L，Sb^{3+} 浓度≤100 mg/L）有很强的耐受性[13]；赵转军等发现，在低浓度镉、锌与低浓度的镉、锌、镍复合污染下胡萝卜生物量有所增长[17]。这是由于低浓度重金属对植物生长的刺激作用促进了植物的生长。

石榴对镉的吸收能力较好，对铅和锌的吸收能力相对较弱。在不同重金属复合污染下石榴叶片、茎内和根部的镉、铅、锌含量整体上随污染浓度升高呈先增后减趋势。这可能由于在高浓度重金属复合污染下，石榴对重金属的吸收受到抑制。石榴对镉的吸收大致表现为叶 > 茎 > 根；石榴对铅的吸收大致表现为茎 > 叶 > 根；石榴对锌的吸收大致表现为茎 > 叶 > 根。

富集系数反映了植物将重金属吸收并转移到体内能力的大小，富集系数越高，植物体内吸收富集的重金属越多[18]。石榴在重金属复合污染下，其各个部位对重金属的富集受到抑制，在高浓度梯度下（Cd^{2+} 浓度为 50 mg/L，Pb^{2+} 浓度为 1 500 mg/L，Zn^{2+} 浓度为 1 500 mg/L）抑制作用更为明显，具体表现为镉 > 铅 > 锌。说明重金属复合污染不利于石榴将重金属从土壤中清除出去，在高浓度重金属污染下更不易清除。许中坚等研究认为，芥菜和油菜在镉、铅、锌复合污染下富集系数大小为镉 > 锌 > 铅[19]；武文飞等研究认为，胡萝卜在镉、锌复合污染下富集系数大小为镉 > 锌[18]。可见草本与木本植物在复合污染下都对镉的富集较好，但草本、木本植物对铅、锌的富集情况仍有不同。

转运系数反映了植物不同部位之间重金属运移能力的大小，转运系数越大，植物从地下向地上部分运移重金属的能力越强[18]。重金属污染对石榴从叶转运重金属到茎再到根有一定的促进作用，说明在重金属污染下石榴更容易将重金属从叶转移到茎部、根部。

参考文献：

[1]杨　卓，陈　婧. 重金属污染土壤植物修复的 EDTA 调控效果[J]. 江苏农业科学，2017，45(2)：258－261.

[2]林诗悦，冯义彪. 镉锌铅复合污染土壤的超富集植物修复能力研究[J]. 环境工程，2017，35(3)：168－173.

[3]李玉宝，夏锦梦，论东东. 土壤重金属污染的 4 种植物修复技术[J]. 科技导报，2017，35(11)：47－51.

[4]Petrová Š，Rezek J，Soudek P，et al. Preliminary study of phytoremediation of brownfield soil contaminated by PAHs[J]. Science of the Total Environment，2017，599－600：572－580.

[5]Ma Y，Rajkumar M，Moreno A，et al. Serpentine endophytic bacterium *Pseudomonas azotoformans* ASS1 accelerates phytoremediation of soil metals under drought stress[J]. Chemosphere，2017，185：75－85.

[6]韩美清，王路光，赵　琪，等. 复合污染土壤中菠菜对 Pb、Cd、Cu、Zn 吸收和累积规律的研究[C]//河北省环境科学学会环境与健康论坛暨 2008 年学术年会论文集，2008：122－127.

[7]朱启红，夏红霞. 蜈蚣草对 Pb、Zn 复合污染的响应[J]. 环境化学，2012，31(7)：1029－1035.

[8]王友保，代　杰，张晓玮，等. Pb－Zn－Cd 复合污染对水芹的生态毒性与富集的影响[C]//智能信息技术应用学会. 智能信息技术应用学会会议论文集，2011：71－76.

[9]彭　崇，李恒锐，马文清，等. 甘蔗生长期对复合污染土壤重金属的富集能力[J]. 湖北农业科学，2015，54(4)：810－813.

[10]夏传俊，程龙玲，周守标. 弯囊苔草对 Pb－Cd－Zn 复合污染的耐受性及富集能力[J]. 安徽师范大学学报(自然科学版)，2017，40(4)：354－358.

[11]Abedi M，Salmani M H，Mozaffari S A. Adsorption of Cd ions from aqueous solutions by iron modified pomegranate peel carbons：kinetic and thermodynamic studies[J]. International Journal of Environmental Science and Technology，2016，13(8)：2045－2056.

[12]Ozcan M M，Dursun N，Sa ğlam C. Heavy metals bounding ability of pomegranate (*Punica granatum*) peel in model system[J]. International Journal of Food Properties Food Properties，2011，14(3)：550－556.

[13]孟桂元，蒋端生，柏连阳，等. Cd/Sb/Pb 复合污染对苎麻生长及吸收富集特征的影响[J]. 环境科学与技术，2012，35(5)：36－41，183.

[14]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，2005：77－80.

[15]刘小文，齐成媚，欧阳灿斌，等. Pb、Cd 及其复合污染对紫茎泽兰生长及吸收富集特征的影响[J]. 生态环境学报，2014，23(5)：876－883.

[16]李铮铮. 鱼腥草对铅锌复合污染的响应与金属积累特性[D].

苏文豪,甘　淑,赵文栋. 昆明市呈贡区马卡山斜坡非饱和带土体大孔隙分类及影响因素[J]. 江苏农业科学,2019,47(2):254 – 257.
doi:10.15889/j.issn.1002 – 1302.2019.02.062

昆明市呈贡区马卡山斜坡非饱和带土体大孔隙分类及影响因素

苏文豪[1], 甘　淑[1,2], 赵文栋[3]
(1. 昆明理工大学国土资源工程学院,云南昆明 650093; 2. 云南省高校高原山地空间信息测绘技术应用工程中心,云南昆明 650093;
3. 云南师范大学旅游与地理科学学院,云南昆明 650093)

摘要:斜坡非饱和土体中大孔隙直接决定着土体的渗透特征,从而在降雨条件下决定着斜坡土体对水分的吸收 – 渗透能力。研究通过现场试验手段(染色示踪试验),选择亚甲基蓝染色剂,以模拟喷洒降雨方式并开挖斜坡非饱和剖面观察染色剂染色情况,以期得到斜坡非饱和带土体大孔隙的类别及影响因素,从而对斜坡土体大孔隙的存在状态有一个系统的认识。试验结果表明,斜坡非饱和带土体中大孔隙分为植物根系及腐烂后形成的通道、裂隙通道、团聚体间的结构性孔隙、动物通道等 4 类,其中植被是大孔隙形成和演化的决定性因素,植被根系生长延伸、对土体的挤压、死亡腐烂等因素都会形成大孔隙,加上其细小的根系能网捕土体细颗粒而成结构性大孔隙,此外,植被的枯枝烂叶层的覆盖能为大孔隙的长久存在提供保护效应。

关键词:非饱和带;大孔隙;类型;影响因素
中图分类号: S181　　**文献标志码**: A　　**文章编号**:1002 – 1302(2019)02 – 0254 – 04

在不同时期,对大孔隙研究的主要方向和出发点都不同。过去的几十年间,研究主要目的是为了保护地下水资源,研究方向集中于耕作土壤。近年来,由于气候变暖、森林斜坡灾害频发、生态环境突出等问题,众多学者逐渐将目光转向斜坡非饱和带土体大孔隙。相关研究指出,土壤水分在非饱和带土体中沿着一些优先途径集中流动而产生优先流的多种表现形式[1],对于生态环境保护提供了研究思路。由于大孔隙具有一个重要特征是水流的快速流动,这能使斜坡大孔隙对斜坡区土壤的入渗产生巨大的影响,进而关系到坡面径流和坡体深层蓄水。当今生态科学研究中森林植被涵养水源的生态功能一直是许多科学家乃至人民群众关注的社会问题。森林涵养水源和调节径流的主要方式是产生壤中流,而大孔隙在这个过程中发挥着重要作用[2]。

随着全球气候变暖趋势的加剧,气候温湿地区的滑坡灾害频发,伴随着极端降雨而发生的山区流域斜坡群发性失稳事件给中国及世界各地等多山国家的人民群众带来了巨大的经济损失和人员伤亡。许多专家学者对其形成机制进行了研究。研究表明,斜坡发育非饱和带土体中的大孔隙能够在强降雨条件下产生大孔隙流或优先流,从而使降雨得到地下水的快速响应。这是斜坡群发性失稳事件发生的主要原因[3]。其次,在强降雨的情况下,斜坡中广泛存在的大孔隙内会形成大孔隙流,导致斜坡土体基本上能够快速吸收渗透来自降雨过程的全部水量,这使得地下水的补给环境能够得到极大地优化,进而在不同程度上加快了地下水对降雨影响的响应,从而造成斜坡尾随降雨失稳的群发性失稳事件。

综上所述,对森林斜坡土体大孔隙的研究是当今社会中一个趋势和必经之路,开展斜坡土体大孔隙研究,可为森林斜坡灾害、生态环境保护提供理论决策依据。

1　大孔隙界定及测定方法

1.1　大孔隙界定

要想深入研究大孔隙的性质、功能和形态,必须对大孔隙进行准确的定义,这也是完善大孔隙研究体系过程中必要的理论基础和依据。然而大孔隙具有空间分布复杂性、形成的多因素性、几何形态多样性等特性,所以在现实研究中,很难对大孔隙进行严格定义。

依据不同的指标来对大孔隙进行定义[4],根据毛管势定义大孔隙,认为大孔隙是可以传导表面滞水穿过土壤剖面管道流的大孔隙,将大孔隙的毛管势定义为 > – 300 Pa,并根据

收稿日期:2017 – 09 – 30
基金项目:国家自然科学基金(编号:41561083);云南省自然科学基金(编号:2015FA016)。
作者简介:苏文豪(1993—),男,云南普洱人,硕士研究生,主要从事资源生态环境遥感研究。E – mail:893811315@qq.com。
通信作者:甘　淑,博士,教授,主要从事资源遥感研究。E – mail:893811315@qq.com。

雅安:四川农业大学,2007.
[17]赵转军,南忠仁,王胜利,等. Cd/Zn 及 Cd/Zn/Ni 复合污染对胡萝卜生长吸收特征的影响[J]. 农业环境科学学报,2010,29(4):642 – 647.
[18]武文飞,南忠仁,王胜利,等. 干旱区绿洲土壤 Cd – Zn 复合污染对胡萝卜的影响及富集迁移规律[J]. 兰州大学学报(自然科学版),2012,48(2):1 – 8,14.
[19]许中坚,吴灿辉,邱喜阳,等. 铅 – 锌 – 镉复合污染物在土壤 – 芥菜/油菜系统中的迁移及交互作用[J]. 水土保持学报,2007,21(6):1 – 6.