

龙葵、大叶井口边草和短萼灰叶对 Pb、Cd 和 As 污染农田的修复研究

熊国焕¹, 何艳明¹, 栾景丽¹, 潘义宏^{2①}, 王宏镔³, 高建培³ (1. 昆明冶金研究院, 云南 昆明 650031; 2. 云南瑞升烟草技术(集团)有限公司, 云南 昆明 650106; 3. 昆明理工大学环境科学与工程学院, 云南 昆明 650093)

摘要: 以云南省个旧市重金属污染农田为研究对象,通过野外田间试验研究 7 种配置种植方式下龙葵(*Solanum nigrum*)、大叶井口边草(*Pteris cretica* var. *nervosa*)和短萼灰叶(*Tephrosia candida*)对 Pb、Cd 和 As 的吸收特征,探讨 3 种植物不同配置方式对 Pb、Cd 和 As 复合污染农田的修复潜力。结果表明:供试农田土壤 Cd 和 As 含量均超出 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的三级标准。所有不同植物配置种植方式中,龙葵地上部对 Cd 的吸收量最大,为(6.99±0.25) mg·kg⁻¹,大叶井口边草地上部对 As 的吸收量最大,为(326.98±93.99) mg·kg⁻¹,短萼灰叶地上部对 Pb 的吸收量最大,为(32.96±5.65) mg·kg⁻¹,均低于超富集植物的临界阈值(Cd 100 mg·kg⁻¹, As 1 000 mg·kg⁻¹, Pb 1 000 mg·kg⁻¹)。比较 7 种植物配置方式对污染土壤中重金属的提取效率发现,单作龙葵条件下,龙葵地上部对 Pb、Cd 和 As 的吸收量最大,年吸收量分别为 1 004.97、152.04 和 1 534.47 g·hm⁻²,若将 Cd 和 As 污染农田土壤修复达到 GB 15618—1995 中的三级标准,提取效率分别为 2.811 6% 和 1.413%。这说明单作龙葵对 Pb、Cd 和 As 复合污染农田具有一定修复潜力,但不适用于修复高浓度重金属污染农田。

关键词: 重金属; 植物修复; 龙葵; 大叶井口边草; 短萼灰叶; 农田

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2013)04-0512-07

Cd-, As- and Pb-Polluted Farmland Remediation Potentials of *Solanum nigrum*, *Pteris cretica* var. *nervosa* and *Tephrosia candida*. XIONG Guo-huan¹, HE Yan-ming¹, LUAN Jing-li¹, PAN Yi-hong², WANG Hong-bin³, GAO Jian-pai³ (1. Kunming Metallurgical Research Institute, Kunming 650031, China; 2. Yunnan Reascend Tobacco Technology (Group) Co., Ltd., Kunming 650106, China; 3. Faculty of Environmental Sciences and Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, China)

Abstract: A field trial was conducted in heavy metal-contaminated agricultural land located in Gejiu City, Yunnan Province to investigate characteristics of Pb, Cd and As absorption and Pb, Cd and As contaminated farmland remediation potentials of *Solanum nigrum*, *Pteris cretica* var. *nervosa* and *Tephrosia candida* as affected by planting mode of the plants. The mean concentrations of Cd and As in the experiment soil were both beyond the criteria of Grade III in the "Environment Quality Standard for Soils" (GB 15618-1995). Regardless of planting mode, Cd uptake or concentration was the highest in the shoots of *S. nigrum*, reaching (6.99±0.25) mg·kg⁻¹, As uptake the highest in the shoots of *P. cretica* var. *nervosa*, reaching (326.98±93.99) mg·kg⁻¹, and Pb uptake the highest in the shoots of *T. candida*, reaching (32.96±5.65) mg·kg⁻¹. However, these values are still lower than the threshold concentrations for hyperaccumulators i. e. 100 mg·kg⁻¹ for Cd, 1 000 mg·kg⁻¹ for As and 1 000 mg·kg⁻¹ for Pb. Comparison of planting modes show that in the mode of *S. nigrum* being planted alone, Pb, Cd and As uptake was all the highest in the shoots of the plant, reaching 1 004.97, 152.04 and 1 534.47 g·hm⁻²·a⁻¹, respectively. If the Cd and As contaminated farmland is to be remedied up to the criteria of Grade III in the "Environment Quality Standard for Soils" (GB 15618-1995), the phytoextraction rate of Cd and As should be 2.811 6% and 1.413%, respectively, which indicates that the planting mode of monocropping of *S. nigrum* is a potential method to remedy Pb, Cd and As contaminated farmland, but not fit for remediation of farmlands highly contaminated with heavy metals.

Key words: heavy metal; phytoremediation; *Solanum nigrum*; *Pteris cretica* var. *nervosa*; *Tephrosia candida*; farmland

超富集植物超量积累重金属^[1-2]和螯合剂诱导大生物量的非超富集植物超量积累重金属^[3-4]是应用较多的2种植物修复技术。有关超富集植物应用于重金属污染土壤的修复研究已有较多报道,但大部分研究均为水培或土培的室内试验,且室内试验往往停留在超富集植物积累重金属的生理或机理方面^[5-7],而直接利用超富集植物修复重金属复合污染农田潜力的研究还较少^[8]。在实际中,重金属污染一般是由几种重金属元素形成的复合污染,复合污染条件下重金属之间作用并非是单纯的加和、协同或颉颃关系,这就增加了植物修复的难度。如何合理配置已经筛选出来的超富集植物,发挥其整体功效,是当前重金属污染农田植物修复过程中急需解决的重要问题,也是该研究拟要解决的问题。

通过野外田间小区试验,研究了 Cd 超富集植物龙葵(*Solanum nigrum*)^[9]、As 超富集植物大叶井口边草(*Pteris cretica* var. *nervosa*)^[10]和 Pb 超富集植物短萼灰叶(*Tephrosia candida*)^[11]不同配置种植条件下植物吸收积累重金属的特征,初步探讨植物不同配置方式修复 Pb、Cd 和 As 复合污染农田的潜力,期望筛选出能修复 Pb-Cd-As 复合污染农田的种植方式。

1 材料与方法

1.1 试验条件

田间试验地点为位于云南省个旧市鸡街镇的面积为 232 m² 的某长方形(50.9 m×4.5 m)农田。20 世纪 70 年代初,试验农田附近尾矿库溃坝,大量尾矿涌入附近农田,导致农田重金属污染。虽然尾矿溃坝事件的发生已有 40 余 a,但该区域土壤重金属含量仍较高。试验地点所在区域具有典型的亚热带高原型湿润季风气候特征,冬无严寒,夏无酷暑,无霜期长,干雨季分明,湿度大;年均气温 11.5~23.0 °C,最高气温 25.9 °C,最低气温 -4.5 °C;年平均降水量 878.90~1 815.31 mm,年均蒸发量 1 203.1 mm。该区四季不甚分明,但旱、雨季节区分明显,每年 5—10 月为降水季节,降水量约占全年的 80.3%,其余月份多为旱季。该区相对湿度 84%,全年无霜期约 287 d,一般每年 10 月至次年 1 月多雾,2—3 月多风,主导风向为西南风,平均风速约 3.8 m·s⁻¹。

1.2 供试材料

供试龙葵和短萼灰叶种子购自昆明市小板桥种子批发市场,龙葵和短萼灰叶种子在未受污染的腐殖土中育苗,生长到 2~3 片小叶后选取长势整齐

的幼苗进行移栽。大叶井口边草幼苗采自中国科学院昆明植物所,选取 5~7 cm 高、带 3~5 片小叶、长势一致的幼苗进行田间试验。

1.3 田间小区试验

野外试验时间为 2011 年 4 月—7 月底,采用田间小区试验方法,共设 32 个小区,每个小区长 3 m,宽 2 m,小区间间隔 0.5 m。试验小区随机设对照(CK,不种植植物)、龙葵单作(C)、大叶井口边草单作(A)、短萼灰叶单作(P)、龙葵和大叶井口边草间作(AC)、龙葵和短萼灰叶间作(CP)、大叶井口边草和短萼灰叶间作(AP)以及龙葵、大叶井口边草和短萼灰叶间作(ACP)8 种植物种植方式,每种种植方式设 4 个重复。每小区种植 60 株植物,2 种植物间作时每种植物 30 株,3 种植物间作时每种 20 株。植物移栽前 1 周施加 N(NH₄Cl)、P(KH₂PO₄)和 K(KCl),施用量分别为 100、50 和 75 kg·hm⁻²。植物种植 4 个月后收获,并采集植物根区土壤。

1.4 样品处理及测定方法

植物样品分为地上部和根部,用自来水冲洗干净后再用去离子水淋洗 2~3 次,于 105 °C 条件下杀青 30 min,在 70 °C 条件下烘至恒质量,测定干质量。将植物干样磨碎后过 0.3 mm 孔径尼龙筛,采用 HNO₃-HClO₄ 法消解^[12],原子吸收光谱仪(美国 Varian AA240FS 型)测定 Pb 和 Cd 含量;采用氢化物发生-原子吸收光谱法测定总 As。土样风干后过筛。土壤 pH 值测定采用电位法;总 Pb 和总 Cd 含量测定采用王水-高氯酸消煮原子吸收光谱法;总 As 测定采用氢化物发生-原子吸收光谱法。具体操作方法参照文献[13-14]。

空白样品、茶叶标准样品(GBW-08505)、土壤标准样品(GBW-08303)以及 As、Pb 和 Cd 标准溶液购自国家标准物质研究中心。各元素的加标回收率均在 90%~99%之间,符合元素含量分析质量控制要求。

1.5 数据处理

土壤重金属提取效率^[15]=植物地上部重金属累积量/[土壤重金属总含量-土壤重金属的三级标准值]×土壤质量]×100%;土壤质量^[16]=土壤密度×种植面积×根际土壤深度;植物重金属提取量=植物体内重金属含量×植物地上部干质量×植株密度;预计植物修复茬数=土壤质量×(土壤重金属含量-土壤重金属的三级标准值)/植物重金属提取量。

采用 SAS 9.0 软件对试验数据进行单因素方差分析,采用 Tukey's HSD 法进行多重比较。采用 Or-

igin 8.0 软件作图并进行相关性分析, $P < 0.05$ 表示差异显著, $P < 0.01$ 表示差异极显著。

2 结果与分析

2.1 土壤重金属含量分析

由表 1 可知, 各处理土壤重金属 Pb、Cd 和 As

含量波动较大, 但处理间差异均未达显著水平 ($P > 0.05$)。土壤 Cd 和 As 含量平均值均超过 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的三级标准, 即保障农林业生产和植物正常生长的土壤(旱地, pH 值 > 6) 临界值: Cd $1.0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, As $40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

表 1 各处理土壤 pH 值和重金属含量

Table 1 Pb, Cd, and As concentration and pH in soils different in treatment

处理	pH 值	$w(\text{Pb})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		$w(\text{Cd})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$		$w(\text{As})/(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	
		平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围
CK	7.20±0.24 ^a	521.0±106.8 ^a	399.0~597.5	3.46±0.11 ^a	3.33~3.55	304.0±46.1 ^a	251.0~327.2
C	7.17±0.14 ^a	457.9±136.2 ^a	375.2~615.1	3.33±0.26 ^a	3.13~3.62	294.4±71.3 ^a	231.3~371.8
A	7.25±0.17 ^a	474.7±147.5 ^a	339.1~631.8	3.41±0.32 ^a	3.04~3.64	307.1±92.1 ^a	212.7~396.7
P	7.32±0.17 ^a	470.2±132.0 ^a	356.9~615.1	3.77±0.49 ^a	3.24~4.19	300.6±83.5 ^a	246.2~396.8
AC	7.25±0.18 ^a	496.7±106.3 ^a	395.1~607.1	3.79±0.11 ^a	3.65~3.87	271.4±43.1 ^a	235.1~319.1
CP	7.17±0.11 ^a	482.9±133.0 ^a	395.3~636.0	3.73±0.46 ^a	3.43~4.26	316.2±65.2 ^a	265.7~389.8
AP	7.26±0.22 ^a	487.4±138.7 ^a	356.1~632.4	3.45±0.13 ^a	3.32~3.58	320.3±71.2 ^a	246.0~388.0
ACP	7.20±0.04 ^a	529.3±103.3 ^a	415.9~618.1	3.67±0.12 ^a	3.55~3.79	309.2±57.7 ^a	242.8~346.5

CK 为不种植物; C 为龙葵单作; A 为大叶井口边草单作; P 为短萼灰叶单作; AC 为龙葵和大叶井口边草间作; CP 为龙葵和短萼灰叶间作; AP 为大叶井口边草和短萼灰叶间作; ACP 为 3 种植物间作。数据为平均值±标准差, $n=4$ 。同一列数据后英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著 ($P < 0.05$), 英文小写字母相同表示差异不显著 ($P > 0.05$)。

2.2 植物生长状况

由表 2 可知, 在 Pb、Cd 和 As 复合污染条件下, 不同植物配置种植方式对龙葵株高以及地上部和根部干质量均无显著影响 ($P > 0.05$), 最大值分别为 93 cm 、 $69.52 \text{ g} \cdot \text{株}^{-1}$ 和 $9.22 \text{ g} \cdot \text{株}^{-1}$ 。就大叶井口边草而言, 与处理 A 相比, 处理 AC 和 ACP 株高均显著降低 ($P < 0.05$); 与处理 A 和 AP 相比, 处理 AC

大叶井口边草地上部干质量显著下降 ($P < 0.05$), 而不同配置种植方式对大叶井口边草根干质量没有显著影响 ($P > 0.05$)。就短萼灰叶而言, 处理 CP 和 ACP 株高和地上部干质量显著低于处理 P 和 AP ($P < 0.05$); 但不同植物配置种植方式对短萼灰叶根部干质量无显著影响 ($P > 0.05$)。

表 2 不同植物配置种植方式下的植物生物量

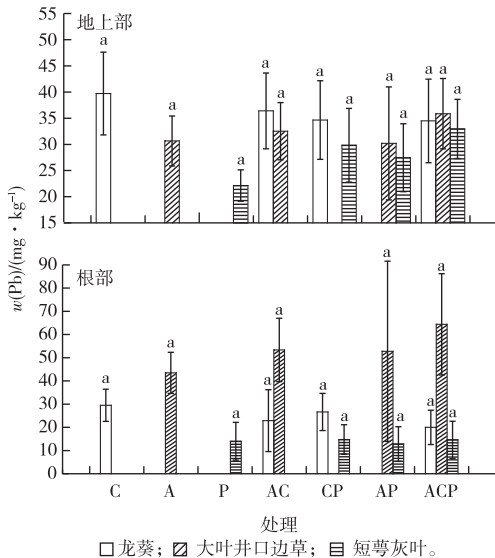
Table 2 Biomass of the tested plants as affected by planting mode

处理	植物种类	株高/cm		地上部干质量/($\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$)		根部干质量/($\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$)	
		平均值	范围	平均值	范围	平均值	范围
C	龙葵	80 ^a	55~93	57.72 ^a	50.46~65.78	7.14 ^a	6.62~8.54
A	大叶井口边草	41 ^a	35~45	3.25 ^a	2.26~4.12	2.68 ^a	1.52~3.67
P	短萼灰叶	46 ^a	35~52	10.23 ^a	7.52~14.68	1.68 ^a	1.25~1.92
AC	龙葵	74 ^a	52~89	52.21 ^a	42.46~69.52	8.87 ^a	6.42~9.22
	大叶井口边草	23 ^b	18~27	1.25 ^b	1.15~1.45	1.25 ^a	0.98~1.46
CP	龙葵	64 ^a	62~67	59.87 ^a	58.20~62.15	7.35 ^a	6.42~8.22
	短萼灰叶	25 ^b	18~31	1.26 ^b	0.67~1.69	0.87 ^a	0.81~0.92
AP	大叶井口边草	35 ^{ab}	24~42	3.25 ^a	2.15~4.28	1.26 ^a	0.98~1.56
	短萼灰叶	44 ^a	41~49	8.94 ^a	8.21~9.82	0.96 ^a	0.52~1.79
ACP	大叶井口边草	22 ^b	19~26	1.58 ^{ab}	1.25~1.86	2.54 ^a	1.25~3.66
	龙葵	56 ^a	52~62	51.21 ^a	49.36~59.62	6.23 ^a	5.87~8.26
	短萼灰叶	18 ^b	14~21	1.16 ^b	0.62~1.45	1.68 ^a	0.22~1.87

就同种植物而言, 同一列数据后英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著 ($P < 0.05$), 英文小写字母相同表示差异不显著 ($P > 0.05$), $n=4$ 。

2.3 植物对重金属的吸收量

不同植物配置种植方式下 3 种植物体内 Pb 含量见图 1。由图 1 可知,在 Pb、Cd 和 As 复合污染土壤中,不同植物配置种植方式间同种植物地上部 Pb 含量无显著差异($P>0.05$)。龙葵地上部 Pb 含量以处理 C 为最大,达(39.71 ± 7.01) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。Pb 超富集植物——短萼灰叶地上部 Pb 含量均小于龙葵。不同植物配置种植方式对 3 种植物根部 Pb 含量影响规律同地上部一致,即不同植物配置种植方式间同种植物根部 Pb 含量无显著差异($P>0.05$)。大叶井口边草根部对 Pb 的吸收量均大于其他 2 种植物,以处理 ACP 为最大,达(64.40 ± 21.82) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

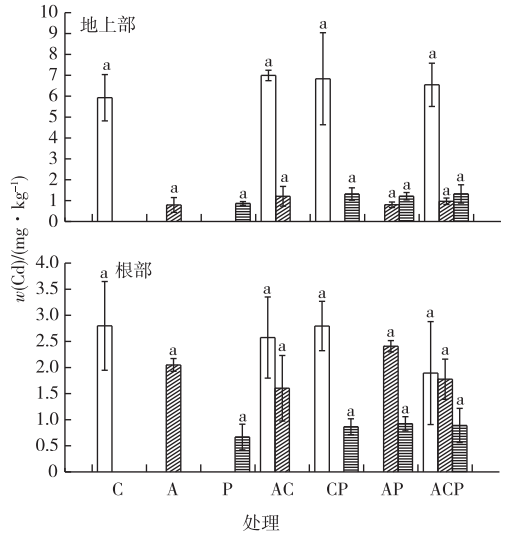


□ 龙葵; ▨ 大叶井口边草; ▤ 短萼灰叶。
C—龙葵单作; A—大叶井口边草单作; P—短萼灰叶单作;
AC—龙葵和大叶井口边草间作; CP—龙葵和短萼灰叶间作;
AP—大叶井口边草和短萼灰叶间作; ACP—3 种植物间作。
就同种植物地上部或根部而言,英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$),英文小写字母相同表示差异不显著($P>0.05$), $n=4$ 。

图 1 不同植物配置种植方式下植物体内 Pb 含量
Fig. 1 Effect of planting mode on Pb concentration in the plants

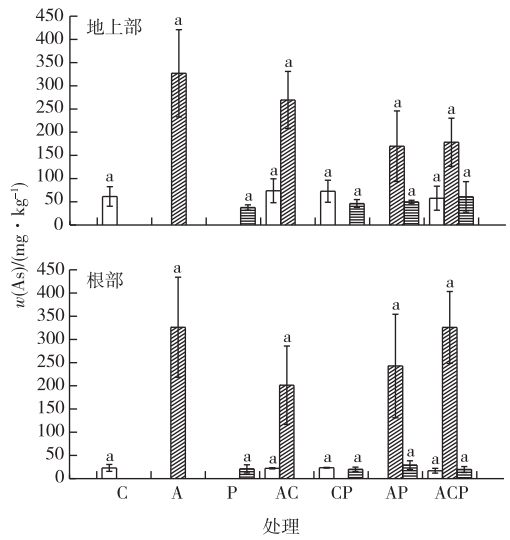
在 Pb、Cd 和 As 复合污染农田中,不同植物配置种植方式下 3 种植物对 Cd 的吸收情况见图 2。龙葵为 Cd 超富集植物,其地上部对 Cd 的吸收量均大于根部,转运系数大于 1。龙葵地上部对 Cd 的吸收量显著高于其他 2 种植物($P<0.05$),最高达(6.99 ± 0.21) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但不同植物配置种植方式间龙葵地上部对 Cd 的吸收量无显著差异($P>0.05$)。

在 Pb、Cd 和 As 复合污染下,不同植物配置种植方式对 3 种植物吸收 As 的影响见图 3。



□ 龙葵; ▨ 大叶井口边草; ▤ 短萼灰叶。
C—龙葵单作; A—大叶井口边草单作; P—短萼灰叶单作;
AC—龙葵和大叶井口边草间作; CP—龙葵和短萼灰叶间作;
AP—大叶井口边草和短萼灰叶间作; ACP—3 种植物间作。
就同种植物地上部或根部而言,英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$),英文小写字母相同表示差异不显著($P>0.05$), $n=4$ 。

图 2 不同植物配置种植方式下植物体内 Cd 含量
Fig. 2 Effect of planting mode on Cd concentration in the plants



□ 龙葵; ▨ 大叶井口边草; ▤ 短萼灰叶。
C—龙葵单作; A—大叶井口边草单作; P—短萼灰叶单作;
AC—龙葵和大叶井口边草间作; CP—龙葵和短萼灰叶间作;
AP—大叶井口边草和短萼灰叶间作; ACP—3 种植物间作。
就同种植物地上部或根部而言,英文小写字母不同表示处理间某指标差异显著($P<0.05$),英文小写字母相同表示差异不显著($P>0.05$), $n=4$ 。

图 3 不同植物配置种植方式下植物体内 As 含量
Fig. 3 Effect of planting mode on As concentration in the plants

由图 3 可知,处理 A 和 AC 大叶井口边草地上部对 As 的吸收量均大于根部,转运系数大于 1。而

处理 AP 和 ACP 大叶井口边草地上部对 As 的吸收量均小于根部。与其他处理相比,处理 A 大叶井口边草地上部和根部对 As 吸收量均达最高,分别为 (326.98 ± 93.99) 和 (326.31 ± 107.69) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。不同植物配置种植方式间同种植物地上部对 As 的吸收量无显著差异 ($P > 0.05$)。

2.4 植物对重金属的提取量和修复效率

不同植物配置种植方式下 3 种植物地上部吸收重金属总量见表 3。与其他种植方式下 3 种植物地上部对 Pb、Cd 和 As 的吸收量相比,处理 C 地上部对 Pb、Cd 和 As 的吸收量最大,一次吸收量分别为 334.99 、 50.68 和 511.49 $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$ 。若按每年收割 3 次计算,处理 C 龙葵地上部对 Pb、Cd 和 As 吸收量分别为 $1\,004.97$ 、 152.04 和 $1\,534.47$ $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。不同配置种植方式下 As 超富集植物——大叶井口边草地上部对 As 的一次吸收量以处理 AC 为最大,高达 295.93 $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$;而不同配置种植方式下,Pb 超富集植物——短萼灰叶地上部对 Pb 的一次吸收量以处理 CP 为最大,高达 158.17 $\text{g} \cdot \text{hm}^{-2}$,均小于处理 C。

表 3 不同植物配置种植方式下植物地上部吸收重金属总量

Table 3 Effect of planting mode on total uptake of heavy metals in shoots of the plants

处理	地上部对重金属的提取量/ $(\text{g} \cdot \text{hm}^{-2})$		
	Pb	Cd	As
C	334.99	50.68	511.49
A	14.53	0.36	151.77
P	33.18	1.35	59.26
AC	141.12	27.32	295.93
CP	158.17	30.61	330.05
AP	25.61	1.01	73.09
ACP	94.64	19.18	170.75

C 为龙葵单作; A 为大叶井口边草单作; P 为短萼灰叶单作; AC 为龙葵和大叶井口边草间作; CP 为龙葵和短萼灰叶间作; AP 为大叶井口边草和短萼灰叶间作; ACP 为 3 种植物间作。

假设受污染土壤密度为 $1.3 \text{ t} \cdot \text{m}^{-3}$,且植物修复主要集中于根际土壤 20 cm 深处。在 Pb、Cd 和 As 复合污染条件下,3 种植物不同配置方式对植物地上部吸收重金属的效率见表 4。表 4 显示,处理 C 龙葵地上部对 Cd 和 As 的吸收量均最大,每茬提取效率分别为 0.937 2% 和 0.471%。在云南个旧市的气候条件下,龙葵生长期大约为 220~250 d,每年可对地上部进行 3 次刈割,按此计算,每年处理 C 龙葵地上部对 Cd 和 As 的提取效率分别为 2.811 6% 和 1.413%。对 Cd 污染农田来说,处理 C 将其修复

达到 GB 15618—1995 中的三级标准所需修复茬数最少为 121 茬(约 40 a),对于 As 污染农田来说,最少为 1 294 茬(约 431 a)。

表 4 不同植物配置种植方式下植物地上部对重金属的提取效率

Table 4 Effect of planting mode on heavy metals uptake rate in shoots of the plants

处理	植物对重金属的提取效率/%			预计所需修复茬数	
	Pb	Cd	As	Cd	As
CK	—	0	0	0	0
C	—	0.937 2	0.471	121	1 294
A	—	0.005 7	0.134	17 414	4 578
P	—	0.018 7	0.053	5 337	11 441
AC	—	0.377 2	0.249	266	2 034
CP	—	0.431 1	0.287	232	2 177
AP	—	0.015 8	0.063	6 310	9 975
ACP	0.124 2	0.276 2	0.134	362	4 101

CK 为不种植物; C 为龙葵单作; A 为大叶井口边草单作; P 为短萼灰叶单作; AC 为龙葵和大叶井口边草间作; CP 为龙葵和短萼灰叶间作; AP 为大叶井口边草和短萼灰叶间作; ACP 为 3 种植物间作。—表示土壤 Pb 含量在 GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的三级标准附近波动,不计算提取效率。

3 讨论

超富集植物修复技术是否成功主要取决于植物地上部重金属富集量和适宜的生物量^[17]。笔者研究中不同配置种植方式下,3 种植物地上部对专性重金属的最大吸收量分别为:龙葵对 Cd, (6.99 ± 0.25) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;大叶井口边草对 As, (326.98 ± 93.99) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;短萼灰叶对 Pb, (32.96 ± 5.65) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。3 者均未达到超富集植物的临界阈值 (Cd $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, As $1\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, Pb $1\,000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[18-20]),这可能与土壤中重金属总量、有效态含量、超累积植物的地域性、土壤酸碱性以及复合污染下重金属之间的相互作用等因素有关。笔者另一研究显示,在采自田间的 Pb、Cd 和 As 复合污染土壤中间作龙葵和大叶井口边草,施加氨三乙酸(NTA)、乙二胺四乙酸(EDTA)和乙二胺二琥珀酸(EDDS)处理龙葵地上部对 Cd 的吸收量最高达 (7.02 ± 0.88) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,大叶井口边草地上部对 As 的吸收量最大,达 (328.54 ± 45.86) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均未达到超富集植物临界阈值^[21]。韦朝阳等^[10]在对 As 超富集植物大叶井口边草的野外调查中发现,在 As 含量为 $111 \sim 299 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的砷矿区土壤中大叶井口边草地上部对 As 的吸收量最高可达 $694 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,As 含量平均值为 $418 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。孙瑞莲等^[6]和 WEI 等^[9]研究土壤中外源 Cd 添加量小于 25

mg · kg⁻¹时,植物体内 Cd 含量未达到超富集植物临界含量(100 mg · kg⁻¹)。比较而言,笔者研究中除大叶井口边草对 As 的吸收量较大以外,与超富集植物临界阈值相比,龙葵对 Cd、短萼灰叶对 Pb 的吸收量较低。最早报道表明,Cd 超富集植物龙葵来自于辽宁省沈阳市^[9],Pb 超富集植物短萼灰叶来自于云南省鹤庆县^[11],这 2 种植物均采自受重金属污染的野外土壤中,而笔者研究中龙葵和短萼灰叶种子购自昆明市小板桥种子批发市场。地域差异以及重金属污染类型和程度的不同可能是导致这 2 种植物对 Pb 和 Cd 的富集量较低的原因。另外,笔者研究中除大叶井口边草对 As 的富集量较大以外,龙葵对 Cd、短萼灰叶对 Pb 的富集量均较小,这可能与土壤 pH 呈中性或偏碱性(表 1)以及土壤中多种金属之间的复合效应导致植物对重金属的吸收较少有关。TU 等^[22]发现,低 pH 值土壤有利于植物对 As 的吸收,随着土壤 pH 值的升高,植物对 As 的吸收量逐渐减少。一些研究发现,土壤中 As 能通过共吸附作用与 Pb、Zn 等金属阳离子发生复合反应,从而降低植物对重金属的吸收^[23-24]。例如,土壤中的 Pb 能与砷酸根离子发生反应结合为不易被植物吸收的砷酸铅物质。笔者另一研究表明,土壤中高浓度 Pb 会显著抑制超富集植物对 As 的吸收^[25]。因此,同一超富集植物在不同地域的富集特性以及土壤中多种金属之间的作用机理有待进一步深入研究。

杨勇等^[26]的研究表明,4 种植物对土壤中 Cd 的年提取效率分别为:烟草 1.0%,遏蓝菜 0.6%(Cd 超累积植物),印度芥菜 0.5%,向日葵 0.08%。4 种植物对土壤中 Cd 的年提取效率均低于笔者研究中单作龙葵对土壤中 Cd 的年提取效率(2.811 6%)。苏德纯等^[27]研究发现,印度芥菜、溪口花籽和朱苍花籽对 Cd 含量为 40 mg · kg⁻¹土壤的提取效率分别为 0.7%、0.4%和 0.5%。笔者研究中 3 种植物不同配置种植方式处理中单作龙葵地上部对 Pb、Cd 和 As 的吸收量最大,年吸收量分别为 1 004.97、152.04 和 1 534.47 g · hm⁻²。若该农田每茬植物对 Cd 和 As 污染农田土壤的修复达到 GB 15618—1995 中的三级标准,则提取效率分别为 0.937 2%和 0.471%,说明单作龙葵对 Pb、Cd 和 As 复合污染农田土壤修复具有一定潜力。但若将该农田修复达到 GB 15618—1995 中的三级标准,则分别需要 40(Cd)和 431 a(As),显然这并不具备现实意义。但这说明植物对重金属污染土壤的修复效率低,耗时长;另一方面,说明单一的植物修复技术不适用于重度重金属污染土壤的治理。重金属污染

土壤的修复效果关键在于植物的富集能力和生物量 2 个方面^[28]。生物量的大小与植物种植密度密切相关,不同种植密度对修复效果的影响有待进一步研究。一些学者认为,虽然大生物量植物体内重金属含量较低,但由于生物量大,更具有实际的修复意义^[29-30]。因此,实际生产中,选用具有大生物量的重金属富集型植物对修复多种金属复合污染土壤具有较好的效果。

如何提高植物对重金属的修复效率,课题组开展了添加螯合剂促进植物对重金属富集的相关研究,并取得了一定效果^[21,31]。在现有超富集植物资源基础上寻找高富集量、大生物量、多种重金属共超富集的植物对重金属污染土壤的修复具有重要作用。结合转基因技术、农艺技术、物理和化学修复等措施选择合适的具有较大生物量的超富集植物用以提高重金属污染土壤的修复效率,以及筛选对重金属低吸收或不吸收的农作物与超富集植物套作,实现边修复边生产的目的是今后需重点研究的科学问题。

4 结论

试验农田土壤 Cd 和 As 含量均超出 GB 15618—1995 中的三级标准。不同植物配置种植方式下,龙葵地上部对 Cd 的吸收量最大,为(6.99 ± 0.25) mg · kg⁻¹,大叶井口边草地上部对 As 的吸收量最大,为(326.98 ± 93.99) mg · kg⁻¹,短萼灰叶地上部对 Pb 的吸收量最大,为(32.96 ± 5.65) mg · kg⁻¹,但均未达到超富集植物的临界阈值。

除单作龙葵处理外,3 种间作处理 AC、CP 和 ACP 对重金属的提取效率绝大多数情况下明显高于其他 2 种单作处理。比较 3 种植物的 7 种配置方式发现,单作龙葵处理地上部对 Pb、Cd 和 As 的吸收量最大,年吸收量分别为 1 004.97、152.04 和 1 534.47 g · hm⁻²。若每茬植物对 Cd 和 As 污染农田土壤的修复达到 GB 15618—1995 中的三级标准,则提取效率分别为 2.811 6%和 1.413%。这说明单作龙葵处理对修复 Pb、Cd、As 轻度复合污染农田具有一定潜力,但不适用于修复重度重金属污染土壤。

参考文献:

- [1] MCGRATH S P, SIDOLI C M D, BAKER A J M, *et al.* The Potential for The Use of Metal-Accumulating Plants for the in Situ Decontamination of Metal-Polluted Soils [C] // EIJSACKERS H J P, HAMERS T. Integrated Soil and Sediment Research: A Basis for Proper Protection. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993: 673-676.

- [2] BAKER A J M, MCGRATH S P, SIDOLI C M D, *et al.* The Possibility of in Situ Heavy Metal Decontamination of Polluted Soils Using Crops of Metal-Accumulating Plants [J]. Resource Conservation Recycling, 1994, 11(1/2/3/4): 41-49.
- [3] BLAYLOCK M J, SALT D E, DUSHENKOV S, *et al.* Enhanced Accumulation of Pb in Indian Mustard by Soil-Applied Chelating Agents [J]. Environmental Science and Technology, 1997, 31(3): 860-865.
- [4] KAYSER A, WENGER K, KELLER A, *et al.* Enhancement of Phytoextraction of Zn, Cd and Cu From Calcareous Soil; The Use of NTA and Sulfur Amendments [J]. Environmental Science and Technology, 2000, 34(9): 1778-1783.
- [5] 黑亮, 吴启堂, 龙新宪, 等. 东南景天和玉米套种对 Zn 污染污泥的处理效应 [J]. 环境科学, 2007, 28(4): 852-858.
- [6] 孙瑞莲, 周启星, 王新. 镉超积累植物龙葵叶片中镉的积累与有机酸含量的关系 [J]. 环境科学, 2006, 27(4): 765-769.
- [7] 邓金川, 吴启堂, 龙新宪, 等. 几种有机添加剂对遏蓝菜和东南景天吸收提取 Zn 的效应 [J]. 生态学报, 2005, 25(10): 2562-2568.
- [8] MCGRATH S P, LOMBI E, GRAY C W, *et al.* Field Evaluation of Cd and Zn Phytoextraction Potential by the Hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* [J]. Environmental Pollution, 2006, 141(1): 115-125.
- [9] WEI S H, ZHOU Q X, WANG X, *et al.* A Newly Discovered Cd-Hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. [J]. Chinese Science Bulletin, 2005, 50(1): 33-38.
- [10] 韦朝阳, 陈同斌, 黄泽春, 等. 大叶井口边草: 一种新发现的富集砷的植物 [J]. 生态学报, 2002, 22(5): 777-778.
- [11] LIU X H, GAO Y, KHAN S, *et al.* Accumulation of Pb, Cu, and Zn in Native Plants Growing on Contaminated Sites and Their Potential Accumulation Capacity in Heqing, Yunnan [J]. Journal of Environmental Sciences, 2008, 20(12): 1469-1474.
- [12] ZHAO F J, MCGRATH S P, CROSLAND A R. Comparison of Three Wet Digestion Methods for the Determination of Plant Sulphur by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry (ICP-AES) [J]. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 1994, 25(3/4): 407-418.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析 [M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 370-389.
- [14] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1978: 1-14.
- [15] 杨清伟, 束文圣, 林周, 等. 铅锌矿废水重金属对土壤-水稻的复合污染及生态影响评价 [J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(4): 385-390.
- [16] MERTENS J, LUYSSAERT S, VERHEYEN K. Use and Abuse of Trace Metal Concentrations in Plant Tissue for Biomonitoring and Phytoextraction [J]. Environmental Pollution, 2005, 138(1): 1-4.
- [17] LASAT M M. Phytoextraction of Metals From Contaminated Soil; A Review of Plant/Soil/Metal Interaction and Assessment of Pertinent Agronomic Issues [J]. Journal of Hazardous Substance Research, 2000, 2(5): 1-25.
- [18] BAKER A J M, BROOKS R R. Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Element; A Review of Their Distribution [J]. Ecology and Phytochemistry Biorecovery, 1989, 1(2): 81-126.
- [19] MCGRATH S P, ZHAO F J, LOMBI E. Plant and Rhizosphere Processes Involved in Phytoremediation of Metal-Contaminated Soils [J]. Plant and Soil, 2001, 232(1/2): 207-214.
- [20] BAKER A J M, WHITING S N. In Search of the Holy Grail; A Further Step in Understanding Metal Hyperaccumulation [J]. New Phytologist, 2002, 155(1): 1-7.
- [21] 熊国焕, 高建培, 王宏镔, 等. 间作条件下螯合剂对龙葵和大叶井口边草吸收重金属的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(4): 666-676.
- [22] TU S, MA L Q. Interactive Effects of pH, Arsenic and Phosphorus on Uptake of As and P and Growth of the Arsenic Hyperaccumulators *Pteris vittata* L. Under Hydroponic Conditions [J]. Environmental and Experimental Botany, 2003, 50(3): 243-251.
- [23] BOSTICK B C, FENDORF S, MANNING B A. Arsenite Adsorption on Galena (PbS) and Sphalerite (ZnS) [J]. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 2003, 67(5): 895-907.
- [24] GRAFE M, NACHTEGAAL M, SPARKS D L. Formation of Metarsenate Precipitates at the Geothite-Water Interface [J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38(24): 6561-6570.
- [25] 熊国焕. 超富集植物修复 Pb-Cd-As 复合污染农田土壤 [D]. 昆明: 昆明理工大学, 2011.
- [26] 杨勇, 王巍, 江荣风, 等. 超累积植物与高生物量植物提取镉效率的比较 [J]. 生态学报, 2009, 29(5): 2732-2737.
- [27] 苏德纯, 黄焕忠. 油菜作为超累积植物修复镉污染土壤的潜力 [J]. 中国环境科学, 2002, 22(1): 48-51.
- [28] MCGRATH S P, ZHAO F J. Phytoextraction of Metals and Metalloids From Contaminated Soils [J]. Current Opinion in Biotechnology, 2003, 14(3): 277-282.
- [29] KELLER C, HAMMER D. Alternatives for Phytoextraction Biomass Plants Hyperaccumulators [J]. Geophysical Research Abstracts, 2005, 7: 3285-3293.
- [30] 聂发辉. 关于超累积植物的新理解 [J]. 生态环境, 2005, 14(1): 136-138.
- [31] 熊国焕, 潘义宏, 何艳明, 等. 螯合剂对大叶井口边草 Pb、Cd、As 吸收性影响研究 [J]. 土壤, 2012, 44(2): 282-289.

作者简介: 熊国焕(1984—), 女, 云南西双版纳人, 助理工程师, 硕士, 主要从事重金属污染土壤治理研究。E-mail: xgh198412@126.com