

木耳菜在 4 种土壤中对 Cs 的吸收与转运研究

邹 玥^{1,2}, 唐运来^{1,2*}, 王 丹^{1,2}, 罗学刚^{1,2}

(1 西南科技大学 生命科学与工程学院, 四川绵阳 621000; 2 西南科技大学 核废物与环境安全国防重点学科实验室, 四川绵阳 621000)

摘 要: 土壤类型是 Cs 污染植物修复技术的重要影响因素。采用盆栽试验, 将木耳菜分别移栽在紫色土、水稻土、红壤和黄壤土中, 待 3 叶期, 分别施加不同浓度的 Cs[0、20、40、80、120 mg · kg⁻¹ CsCl] 处理 10、20、30 d 后取样, 分析木耳菜在 4 种土壤中对 Cs 的吸收与转运差异, 探讨不同土壤类型、土壤 pH 值以及速效钾含量对木耳菜富集 Cs 的影响机制。结果显示: (1) 不同土壤类型中木耳菜的 Cs 含量均与 Cs 施加浓度和处理时间呈显著正相关关系, 植物各器官间 Cs 积累量大小依次为根>叶>茎, 表明木耳菜的根、茎、叶在不同类型土壤中均能积累 Cs, 随着处理时间的延长, 其吸收量随 Cs 施加浓度的增大而增加, 但以根部的富集能力最强、积累量最大。(2) 在不同土壤类型中和不同处理时间段, 木耳菜对 Cs 的富集系数和转运系数均存在显著差异, 其富集与转运能力随着 Cs 施加浓度的增大以及处理时间的延长表现为先增后减, 其地下部分富集系数显著高于地上部分, 且黄壤土中木耳菜对 Cs 的富集能力明显高于其它 3 种土壤。(3) 土壤中的钾含量和 pH 值影响木耳菜对 Cs 的吸收和富集, 与紫色土、水稻土和红壤相比, 黄壤土中的速效钾含量较低, pH 适中, 在不同处理时间段, 木耳菜在黄壤土中对 Cs 的富集效率都最高, 表明土壤中低含量的速效钾以及适中的 pH 值更利于木耳菜对 Cs 的吸收。

关键词: 木耳菜; 铯; 土壤类型; 生物富集

中图分类号: Q945.79

文献标志码: A

Uptake and Transfer of Cesium in *Gynura cusimbua* Growing in Four Types of Soils

ZOU Yue^{1,2}, TANG Yunlai^{1,2*}, WANG Dan^{1,2}, LUO Xuegang^{1,2}

(1 Life Science and Engineering College, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621000, China; 2 State Defense Key Laboratory of the Nuclear Waste and Environmental Security, Southwest University of Science and Technology, Mianyang, Sichuan 621000, China)

Abstract: Soil types have important influence on the biomediation of Cs contaminated soil. In order to investigate how soil types affect the absorption and transfer of Cs in *Gynura cusimbua* (D. Don) S. Moore, we cultivated *G. cusimbua* in four types of soils which are Purplish, Paddy, Red and Yellow from Sichuan Province, respectively, and then soils were treated with different concentrations of CsCl (0, 20, 40, 80, 120 mg · kg⁻¹) after three-leaf stage. The Cs content in roots, stems and leaves were analyzed after 10, 20 and 30 d, to explore the possible correlations between the bio-enrichment of Cs, soil pH value and soil bio-available potassium. The results showed that: (1) in four types of soils, Cs content was significantly positively correlated with the treatment concentration and time, and there were obviously differences in *G. cusimbua* among

收稿日期: 2015-08-09; 修改稿收到日期: 2015-12-24

基金项目: 国家核设施退役及放射性废物治理科研重点项目(14ZG6101); 西南科技大学核废物与环境安全国防重点学科实验室预研基金(15yyhk09); 四川省生物资源利用与改性工程技术研究中心开放基金项目(13zxsk02)

作者简介: 邹 玥(1990—), 女, 在读硕士研究生, 主要从事生物学研究。E-mail: 810862601@qq.com

* 通信作者: 唐运来, 男, 博士, 副教授, 主要从事核废物的生物效应与生物修复研究。E-mail: tyl@swust.edu.cn

the different organs, and the order of Cs content from high to low was roots, leaves and stems, which mean that the organs of *G. cusimbua* had accumulation ability of Cs. (2) In different soils, the bio-enrichment coefficient and transfer factor of *G. cusimbua* were quite different at each treatment stage. The *G. cusimbua*'s abilities of bio-enrichment and transfer increased at low concentration before 20d, and then decreased. Meanwhile, in the four soils, *G. cusimbua*'s bio-enrichment of down-ground parts outweighed its up-ground parts, and plant had the highest accumulation of Cs in Yellow soil. (3) There were some correlations among the bio-available potassium, soil pH value and cesium accumulation of *G. cusimbua*. Compared with other three soils, *G. cusimbua* had the highest Cs accumulation in Yellow soil because of its natural soil pH value and low concentration of bio-available potassium.

Key words: *Gynura cusimbua*; cesium; soil type; bio-enrichment

元素 Cs 作为碱金属中最稀少的元素,其同位素 ^{137}Cs 是放射性尘埃和核燃料废料废物中主要的核素之一,引起环境保护者的广泛关注^[1]。随着核工业的高速发展,核原料的大力开采和加工、放射性废物的排放量加大以及核异常事故等因素造成土壤中 ^{137}Cs 本底值大幅增加^[2],且 ^{137}Cs 常被当作钾的营养类似物被植物吸收进入生态系统,从而对人类生存环境造成威胁^[2-4]。

针对受到放射性核素 Cs 污染的土壤,采用环境友好且价格低廉的植物修复技术具有重要意义。但在植物修复的实际操作过程中,“超富集植物”出现吸附核素量较少、生长情况不佳甚至是死亡的情况,研究表明,这和实验条件下筛选的“超富集植物”不能够适应土壤的土质有关。同时, Cs 的长期有效性主要取决于生态系统的选择性,特别是土壤的性质。 ^{137}Cs 经沉降到达地表后就迅速被粘土矿物和有机质紧密吸附,且不易向下淋溶、迁移。一旦 ^{137}Cs 被土壤中的粘土矿物和有机质吸附或固定后,很难被各种提取剂解吸^[5-10],因此,在粘土矿物和有机质含量丰富的土壤系统里,从土壤中进入生物体的 ^{137}Cs 量极少。但在其它具有低阳离子交换容量的砂性土壤系统里,则有相对大量的 ^{137}Cs 进入到生态循环。姜让荣等^[11]分析不同土壤层中放射性核素的分布表明, ^{137}Cs 主要分布于 4~12 cm 深度的土壤层中^[11]。其它研究表明: ^{137}Cs 在非耕作土壤中主要集中在 0~5 cm 的土层中,而在耕作土壤中则分布较均匀,受翻耕和土壤颗粒组成等多种因素影响^[5,12]。另外,由于土壤性质的差异和土壤中 K^+ 的形态及含量的不同,土壤中 K^+ 含量对植物吸收 Cs 也有较大影响。

不同科植物吸收 ^{137}Cs 的量按如下顺序递减:十字花科、葫芦科、藜科、菊科、蓼科、茄科(豆科)、胡麻科、云香科(禾本科)^[13]。鉴于目前对 Cs 污染土壤进行生物修复的植物主要是藜科、苋科或菊科植

物^[14],因此本试验选用四川省盛产菊科菊三七属高大草本植物木耳菜 [*Gynura cusimbua* (D. Don) S. Moore] 作为供试材料,以四川省 4 种基本土壤类型为研究对象,利用植物修复方法,探究母质紫色土、耕作水稻土、黄壤、红壤^[15]对植物吸附 ^{133}Cs 吸收转移机制以及富集量的差异(^{133}Cs 与 ^{137}Cs 具有相似化学性质,它们在植物中的吸收与转运相似^[16]),以期完善植物修复不同土壤中放射性核素 Cs 的理论基础及技术途径。

1 材料和方法

1.1 试验材料

试供植物木耳菜种子购于四川省绵阳市青羊村绿色农业生态园。试验土壤水稻土采自西南科技大学水稻实验基地中水稻田地表 0~30 cm 的土壤;黄壤采自西南科技大学龙山山顶地表层 0~30 cm 的土壤;红壤则采自于西昌市樟木乡茅坡村地表 0~30 cm 的土壤;紫色土采自于西南科技大学龙山山腰地表层 0~30 cm 的土壤。

1.2 试验设计

采用模拟土壤 Cs 污染温室盆栽试验,栽培盆直径 28 cm、高 20 cm,底部有孔并带托盘。各类型试供土壤自然风干,剔除草根、碎石后过 2 cm 的筛,定量称取 3kg 土壤移入栽培盆中。试验设置土壤 Cs 浓度梯度分别为 20、40、80 和 120 mg/kg(用 $^{133}\text{CsCl}$ 以水溶液的方式均匀浇灌),以不添加 Cs 作为对照(CK);每种土壤设置 5 个处理,每个处理 5 个平行重复,共 25 盆,于西南科技大学玻璃温室花房内静止平衡 2 周。

选取 2 叶期且长势一致的健康木耳菜幼苗移栽至 Cs 污染土壤花盆中,每盆定植 3 株,保持栽培盆土壤含水量约为田间持水量的 60%,以确保外源加入的 Cs 含量不因含水量过大而造成流失。待木耳菜的幼苗长至 3 叶期,按试验设计分别进行 Cs 处理

(加入 Cs 后,定期灌溉土壤;花盆底部放置托盘以确保沥出物能重新被盆中土壤吸收)。分别于处理 10、20、30 d 后收获植物,进行相关指标分析。

1.3 测定指标及方法

1.3.1 木耳菜生物量 将植株从盆中连根移出,清理附着在植物根系以及表面的土壤并用蒸馏水洗净后,将植物的根、茎及叶分开,分别称取鲜重(g)再分装入袋,105 ℃杀青 30 min 后,在 75 ℃下于烘箱中烘干至恒重后称取干重(g),每个处理 5 个重复。

1.3.2 木耳菜 Cs 富集量 称取烘干后的木耳菜材料粉末 0.1~0.3 g(不同的部位称取的量依据具体情况而定)加入 20 mL 硝酸,利用石墨消解仪(SH220)进行消解,并采用原子吸收光谱(AA700,美国 PE 公司)测定木耳菜根、茎及叶中消解样品中 Cs 质量浓度,每个部位重复 3 次,并计算 Cs 的富集系数和转运系数。

富集系数(BCFs)=植物体内 Cs 浓度/(施入 Cs 浓度+土壤本底值)

转运系数(T_F)=植物地上部分 Cs 含量/地下部分 Cs 含量

1.3.3 土壤 pH 值、速效钾以及本底 Cs 含量 待各类供试土壤样品自然风干后,由四川农业大学资源学院土壤学实验室进行土壤 pH 值、速效钾含量以及土壤本底 Cs 含量基础指标的测定,每种土壤类型各 5 个平行重复。

1.4 数据分析

利用 DPSv 7.05 计算平行样的平均值和标准差,使用 SPSS 22.0 进行显著性检验及单因素方差分析,并采用 OriginPro 9.0 绘图。

2 结果与分析

2.1 各类型土壤的 pH 值、速效钾以及本底 Cs 含量比较

如表 1 所示,在不同土壤类型中,土壤本底的 pH 值以及速效钾和 Cs 含量均存在较大的差异。其中,通过分析土壤 pH 值发现,紫色土以及水稻土属于碱性土壤,且紫色土的土壤碱性大于水稻土壤;相对于前两类土壤,红壤呈现出较强酸性性质,而黄壤呈弱酸性接近中性。同时,发现 4 种类型土壤速效钾含量差异显著,并表现为红壤>水稻土>紫色土>黄壤;红壤作为速效钾含量最高的土壤,是黄壤的 6.714 倍。另外,各类土壤中本底 Cs 含量依次为水稻土>红壤>黄壤>紫色土,且存在显著性差异;虽然水稻土中本底 Cs 含量要显著高于其它 3 种土

壤,但其土壤中 Cs 含量仍远低于中国土壤 Cs 背景值的均值($8.24\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),因此,4 种土壤中本底 Cs 含量对本研究影响不显著。

2.2 各土壤类型对 Cs 污染环境 下木耳菜生物量的影响

由图 1 可知,在不同 Cs 处理阶段内,水稻土中单株木耳菜生物量明显高于其它 3 种土壤,并随着 Cs 处理浓度增大多在 $80\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 土壤处理浓度

表 1 不同土壤类型的本底 pH 值、速效钾含量及 Cs 含量
Table 1 The pH value, bio-available K and original Cs contents were measured in four type of soils

土壤类型 Soil type	pH 值 pH value	速效钾含量 Bio-available K /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	铯含量 Cs/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
紫色土 Purplish soil	7.9	$99.00\pm5.12\text{c}$	$0.21\pm0.02\text{d}$
水稻土 Paddy soil	7.4	$212.00\pm8.34\text{b}$	$0.86\pm0.09\text{a}$
红壤 Red soil	5.6	$324.67\pm11.66\text{a}$	$0.52\pm0.06\text{b}$
黄壤 Yellow soil	6.9	$48.36\pm3.71\text{d}$	$0.37\pm0.02\text{c}$

注:同列不同小写字母表示不同土壤类型间差异达 0.05 显著水平。
Note: Different normal letters in the same column indicate significant difference among soil types at 0.05 level.

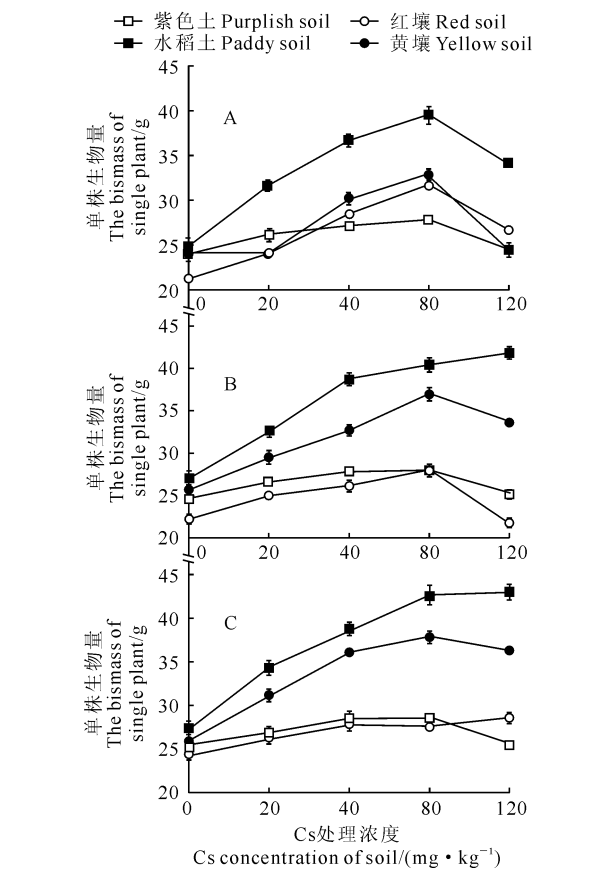


图 1 不同浓度 CsCl 处理木耳菜 10 d(A)、20 d(B)和 30 d(C)时的单株生物量
Fig. 1 The biomass of single plant under different CsCl concentration treatments for 10 d(A), 20 d(B) and 30 d(C)

时达到最大值,且随时间的延长相对应生物量逐渐增加;黄壤中木耳菜单株生物量次之,尤其在 Cs 处理 20 和 30 d 时明显高于红壤和紫色土,并随着 Cs 处理浓度增大先升后降,且随着处理时间的延长增长趋势明显;红壤中木耳菜单株生物量在 Cs 处理 10 d 时要高于紫色土,而在 Cs 处理 20 和 30 d 时略低于紫色土,但红壤和紫色土中单株生物量在整个处理时段内均明显低于水稻土和黄壤。可见,土壤类型对 Cs 污染环境 下木耳菜生长产生显著影响,从而可能影响着木耳菜吸附和累积 Cs 能力。

2.3 土壤类型对木耳菜 Cs 吸收和分布的影响

2.3.1 器官(根、茎、叶)Cs 含量 在 4 种类型土壤中,木耳菜根系对 Cs 的吸收存在明显差异(表 2)。在相同类型土壤条件下,木耳菜根部吸附的 Cs 含量均随 CsCl 处理浓度的增加、处理时间的延长而逐渐提高,且各处理浓度间均存在显著差异,即木耳菜的根部对 Cs 具有一定的富集能力。在相同 CsCl 处理浓度下,黄壤中木耳菜根部对 Cs 的吸附量在 CsCl 处理 10~30 d 内均明显高于其它 3 种土壤;其它 3 种土壤相比较,木耳菜根部 Cs 含量在处理 10 d 时表现为紫色土>红壤>水稻土,处理 20 d 时基本表现为红壤>紫色土>水稻土,且紫色土与水稻土间差异较小,而在处理 30 d 时基本表现为:红壤>水稻土>紫色土,同样紫色土与水稻土间差异不显著。

同时,在 4 种土壤中,木耳菜茎的 Cs 含量同样

存在明显差异(表 3)。木耳菜茎中 Cs 含量的绝对值与 CsCl 处理浓度及其处理时间均呈正相关关系,即随着 CsCl 处理浓度增加和处理时间的延长而提高,且差异显著。土壤类型间相比较,黄壤中木耳菜茎中 Cs 含量明显高于其它 3 种土壤,且其它 3 种土壤茎中 Cs 含量在不同处理时段内均呈现出较大差异。同时,结合表 2 结果可知,木耳菜茎中 Cs 含量明显低于根部的 Cs 吸附量。

另外,各类型土壤和各浓度处理的木耳菜叶片 Cs 含量表现与根、茎相似,其在 4 种土壤类型中均随 CsCl 处理浓度的增加、处理时间的延长而逐渐增加,且各处理浓度间均存在显著差异;叶 Cs 含量在不同土壤类型中表现为:黄壤>水稻土>红壤>紫色土(表 4)。此外,与根部以及茎中 Cs 含量相比,木耳菜叶片 Cs 的含量在紫色土、黄壤以及处理 20 d 以后的红壤中更低,而在水稻土以及处理 10 d 的红壤中则升高,并表现为叶>根>茎。

2.3.2 单株 Cs 积累量 木耳菜单株 Cs 富集量在不同土壤中、不同处理时期内存在一定差异(图 2)。其中,在 CsCl 处理 10 d 时,黄壤中各浓度下木耳菜植株对Cs的富集量要明显高于同等时期的其它3种土壤;在 Cs 处理 20 d 时,黄壤中木耳菜植株 Cs 富集量除低于水稻土中 120 mg·kg⁻¹ 处理浓度植株外,明显高于该处理时段内水稻土和其他土壤类型相应浓度处理的单株;在Cs处理30d时,水稻土

表 2 不同类型土壤中 CsCl 处理 10~30 d 木耳菜根系中 Cs 含量

Table 2 The cesium content in roots of *G. cusimbua* seedlings with different CsCl concentration treatments for 10—30 day in different types soils

处理时间 Treatment time/d	CsCl 浓度 CsCl concentration /(mg·kg ⁻¹)	Cs 含量 Cs content/(mg·kg ⁻¹)			
		紫色土 Purplish soil	水稻土 Paddy soil	红壤 Red soil	黄壤 Yellow soil
10	CK	12.37±0.58e	10.60±0.32e	10.77±0.63e	23.07±0.13e
	20	151.79±1.19d	162.16±1.71d	120.79±0.31d	602.23±4.25d
	40	351.47±3.71c	256.36±3.76c	329.54±0.67c	1 092.65±0.19c
	80	531.76±23.62b	272.13±0.41b	352.76±2.10b	1 378.03±1.96b
	120	1 570.13±21.4a	656.79±2.32a	966.81±2.62a	901.77±1.53a
20	CK	15.27±0.63e	12.85±0.62e	20.03±0.08e	17.06±0.15e
	20	185.18±3.81d	184.79±3.81d	275.90±2.39d	687.94±6.19d
	40	391.40±0.93c	369.71±3.81c	381.99±3.78c	1 157.65±5.58c
	80	443.05±2.09b	530.59±4.85b	805.16±4.48b	1 402.06±11.74b
	120	743.86±2.82a	681.29±8.79a	1 005.58±12.95a	1 549.07±3.68a
30	CK	20.25±0.80e	13.47±0.23e	22.65±0.55e	34.29±0.93e
	20	302.72±5.21d	289.59±8.64d	311.72±0.81d	815.74±4.2d
	40	430.78±1.81c	484.44±3.66c	428.20±2.23c	1 247.45±8.56c
	80	502.51±3.47b	664.81±8.14b	982.06±5.80b	1 591.95±5.39b
	120	766.38±2.67a	774.99±5.71a	1 171.90±4.13a	1 693.71±7.08a

注:同列不同小写字母表示不同处理间差异达 0.05 显著水平;下同。

Note:Different normal letters in the same column indicate significant difference among different Cs concentration treatments at 0.05 level. The same as below.

中木耳菜的 Cs 累积量较处理 10 d 时有明显提升,在 80 和 120 mg · kg⁻¹ CsCl 处理浓度下均高于黄壤中木耳菜单株,同时紫色土中木耳菜的单株富集量明显低于其它 3 种土壤。木耳菜单株 Cs 富集量基本趋势为黄壤>水稻土>红壤>紫色土,且随 CsCl 浓度增加土壤类型间差异更大。

在 4 种土壤类型中,黄壤中木耳菜单株 Cs 含量最高但土壤中速效钾含量最低,经单因素方差分析黄壤中不同的 Cs 处理浓度下速效钾含量与单株 Cs

含量,其结果均在 0.05 水平上差异显著,因此认为黄壤中低速效钾含量在一定程度上协助木耳菜吸收 Cs 元素。

以上结果说明木耳菜各器官中 Cs 含量随着土壤中 Cs 浓度增加和处理时间的延长而逐渐增加,且基本表现为根>叶>茎;不同类型土壤间相比较,相同器官 Cs 含量以黄壤土较高,紫色土偏低。各土壤中木耳菜单株 Cs 累积量基本随着土壤中 Cs 浓度增加而增加,并以黄壤土和水稻土明显较高。

表 3 不同类型土壤中 CsCl 处理 10~30 d 木耳菜茎中 Cs 含量
Table 3 The cesium content in stems of *G. cusimbua* seedlings with different CsCl concentration treatment for 10—30 day in different types soils

处理时间 Treatment time/d	CsCl 浓度 CsCl concentration /(mg · kg ⁻¹)	Cs 含量 Cs content/(mg · kg ⁻¹)			
		紫色土 Purplish soil	水稻土 Paddy soil	红壤 Red soil	黄壤 Yellow soil
10	CK	1.39±0.09e	7.57±0.62e	8.54±0.68e	1.77±0.01e
	20	52.78±1.88d	93.64±2.89d	97.61±0.69d	340.65±6.10d
	40	164.24±3.25c	115.64±4.29c	273.46±1.14c	457.12±8.08c
	80	286.69±0.14b	258.26±1.57b	297.20±3.55b	648.77±3.90b
	120	244.97±3.31a	596.50±2.99a	298.95±1.50a	582.24±0.55a
20	CK	9.37±0.51e	10.73±0.07e	13.75±0.40e	2.73±0.05e
	20	72.98±0.93d	107.10±1.55d	77.87±0.92d	381.49±1.34d
	40	216.98±2.51c	216.61±1.87c	165.64±1.35c	581.71±7.49c
	80	301.73±0.61b	361.65±7.77b	304.31±2.64b	731.60±2.50b
	120	335.14±1.97a	515.73±2.57a	356.68±3.45a	816.00±5.45a
30	CK	14.68±0.27e	28.63±0.63e	27.82±0.58e	10.89±0.52e
	20	80.19±1.24d	125.39±3.72d	154.56±0.79d	436.92±2.49d
	40	177.33±2.45c	272.17±5.33c	172.77±2.06c	583.01±1.72c
	80	324.82±1.34b	434.54±3.16b	420.99±2.11b	797.79±5.24b
	120	384.79±3.65a	538.89±5.03a	495.27±3.71a	845.39±3.93a

表 4 不同类型土壤中 CsCl 处理 10~30 d 木耳菜叶片中 Cs 含量
Table 4 The cesium content in leaves of *G. cusimbua* seedlings with different CsCl concentration treatments for 10—30 day in different types soils

处理时间 Treatment time/d	CsCl 浓度 CsCl concentration /(mg · kg ⁻¹)	Cs 含量 Cs content/(mg · kg ⁻¹)			
		紫色土 Purplish soil	水稻土 Paddy soil	红壤 Red soil	黄壤 Yellow soil
10	CK	1.55±0.03e	12.37±0.58e	10.59±0.41e	2.67±0.26e
	20	76.95±0.45d	174.46±4.85d	141.02±0.68d	532.29±8.12d
	40	174.57±2.10c	284.81±2.59c	359.97±0.34c	603.26±4.65c
	80	396.10±2.81b	505.10±0.82b	502.63±1.19b	788.47±3.83b
	120	403.06±0.68a	1 270.00±21.44a	459.69±2.01a	879.83±2.40a
20	CK	11.97±0.24e	14.56±0.48e	17.32±0.49e	4.39±0.26e
	20	133.47±1.63d	246.30±3.93d	181.41±1.15d	591.64±5.53d
	40	262.18±2.75c	475.89±3.86c	296.72±2.32c	865.59±4.03c
	80	412.11±2.05b	654.94±1.71b	571.57±5.80b	887.93±4.39b
	120	424.32±3.32a	1 329.43±5.48a	635.03±3.40a	1 026.69±12.69a
30	CK	16.42±0.14e	18.33±0.51e	25.70±0.36e	8.95±0.14e
	20	146.95±1.66d	304.73±3.37d	128.86±1.06d	645.83±4.07d
	40	277.20±3.55c	484.38±1.65c	330.93±5.05c	920.40±4.76c
	80	456.18±0.59b	1 050.74±19.21b	594.24±3.15b	1 060.38±7.59b
	120	476.75±0.32a	1 434.80±7.85a	670.59±5.45a	1 165.23±7.07a

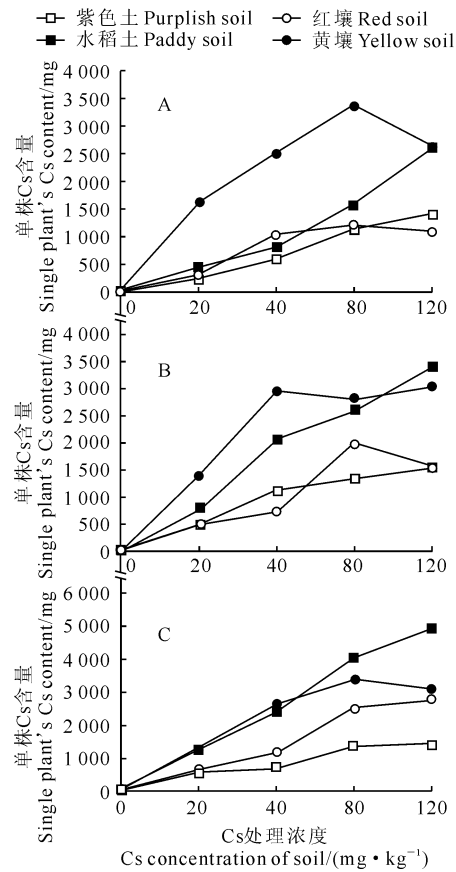


图 2 不同浓度 CsCl 处理木耳菜 10 d(A)、20 d(B)和 30 d(C)时 Cs 的单株积累量
Fig. 2 Cs accumulation of single plant under different CsCl treatments for 10 d(A), 20 d(B) and 30 d(C)

此外,在不同处理时间不同处理浓度下,黄壤中的速效钾含量与木耳菜单株吸附 Cs 含量之间差异显著,表明在速效钾含量低且 pH 值适中的黄壤中更利于木耳菜对 Cs 积累。

2.4 土壤类型对木耳菜 Cs 富集与转运能力的影响

2.4.1 富集系数 富集系数是指植株体内元素含量与环境元素含量的比值,其值越大,则表明植物吸收能力越强。表 5 显示,紫色土中木耳菜地下和地上部 Cs 富集系数在 10 和 20 d 处理时段内均随着 Cs 处理浓度的增加呈现先增加再减小的趋势,并多在 40 mg · kg⁻¹ 浓度下达到最大值;当处理 30 d 时,地上部和地下部 Cs 富集系数均随着 Cs 处理浓度的增加而逐渐减小。水稻土作为熟化程度较高的土壤,无论土壤肥力或人为干预都是 4 种土壤类型中最高的,其上木耳菜地下部 Cs 富集系数在整个处理时段内基本高于地上部;红壤中木耳菜地上和地下部 Cs 富集系数与紫色土中富集系数变化趋势相似,但红壤中地上和地下部富集系数均高于紫色土。土壤类型间比较而言,黄壤中木耳菜地上与地下部 Cs 富集系数要明显高于其它 3 种土壤,且其在 3 个处理时段内均为地下部富集系数高于地上部富集系数,并随着处理浓度的增大而逐渐降低,这与水稻土中木耳菜的富集系数变化趋势基本相同。

2.4.2 转运系数 转运系数能反映 Cs 在植物体内的运输和分布情况,其值越大,说明植物通过根系

表 5 不同类型土壤不同浓度 CsCl 处理 10~30 d 木耳菜地上和地下部分对 Cs 的富集系数
Table 5 The up-ground and down-ground bio-enrichment coefficient (BCF) of *G. cusimbua* seedlings with different CsCl concentration treatments in different types soils for 10—30 day

处理时间 Treatment time/d	CsCl 浓度 CsCl concentration /(mg · kg ⁻¹)	地上富集系数 Up-ground BCF				地下富集系数 Down-ground BCF			
		紫色土 Purplish	水稻土 Paddy	红壤 Red	黄壤 Yellow	紫色土 Purplish	水稻土 Paddy	红壤 Red	黄壤 Yellow
10	CK	—	—	—	—	—	—	—	—
	20	3.17	5.91	5.86	21.11	7.51	7.77	5.89	29.56
	40	4.22	4.72	7.87	13.11	8.74	6.27	8.13	27.06
	80	4.36	4.50	4.89	8.90	6.63	3.36	4.38	17.14
	120	2.76	7.15	3.14	5.92	13.06	5.43	8.02	7.49
20	CK	—	—	—	—	—	—	—	—
	20	5.24	8.31	6.03	24.12	9.16	8.85	13.44	33.62
	40	6.04	8.52	5.66	18.28	9.73	9.04	9.42	28.67
	80	4.52	6.29	5.22	10.02	5.52	6.56	9.99	17.44
	120	3.19	6.92	4.03	7.63	6.18	5.63	8.34	12.86
30	CK	—	—	—	—	—	—	—	—
	20	5.24	10.64	6.99	25.60	14.97	13.88	15.19	40.04
	40	5.51	9.36	6.22	18.17	10.71	11.85	10.56	30.90
	80	4.84	9.51	6.07	11.57	6.26	8.22	12.19	19.80
	120	3.54	8.15	4.73	8.41	6.37	6.41	9.72	14.07

表 6 不同类型土壤不同浓度 CsCl 处理 10~30 d 木耳菜对 Cs 的转移系数

Table 6 The transfer factor of *G. cusimbua* seedlings with different CsCl concentration treatments in different type soils for 10—30 day

处理时间 Treatment time/d	CsCl 浓度 CsCl concentration /(mg · kg ⁻¹)	转移系数 Transfer factor			
		紫色土 Purplish soil	水稻土 Paddy soil	红壤 Red soil	黄壤 Yellow soil
10	CK	—	—	—	—
	20	0.422	0.760	0.994	0.714
	40	0.482	0.752	0.968	0.484
	80	0.657	1.339	1.116	0.519
	120	0.211	1.316	0.392	0.790
20	CK	—	—	—	—
	20	0.572	0.938	0.449	0.717
	40	0.621	0.942	0.600	0.638
	80	0.819	0.958	0.523	0.574
	120	0.516	1.229	0.483	0.594
30	CK	—	—	—	—
	20	0.350	0.767	0.460	0.639
	40	0.514	0.789	0.589	0.588
	80	0.773	1.156	0.497	0.584
	120	0.556	1.271	0.486	0.598

吸收后向地上部分迁移的能力越大。由表 6 可知,在紫色土中木耳菜对 Cs 的转移系数随着 CsCl 处理浓度的增加而先增后减,但随着处理时间延长,其相对应的转移系数也随之降低,即紫色土壤中木耳菜对 Cs 转运能力随 Cs 处理浓度先增强后减弱,并随着时间的延长而逐渐减弱。相比较于紫色土,水稻土中木耳菜对 Cs 的转运系数在同一时期内随 Cs 处理浓度增加呈现逐渐增大的趋势且整体水平明显高于紫色土壤中,并随着处理时间的延长而逐渐增大,说明木耳菜在水稻土壤中对 Cs 的转运能力较强,且在 30 d 以内木耳菜对 Cs 转运能力逐渐增强,根系吸收的 Cs 及时转运到地上部分。红壤中木耳菜对 Cs 的转运系数在不同时期内随着处理浓度的增加出现先增后减的趋势;并随着处理时间的延长,相对应转运系数明显下降,说明随着处理时间的延长红壤中木耳菜对 Cs 转运能力显著降低。在黄壤中,木耳菜对 Cs 的转移系数除在 10 d 时出现较大波动外,其转运系数随着处理时间的增加变化较为平稳,且随着处理浓度增加而略微下降。

以上结果表明木耳菜对 Cs 的富集与转运能力随处理 Cs 浓度的增大先增后减,且在 20 d 时达到峰值,后随之降低;土壤类型间比较而言,木耳菜在黄壤中对 Cs 的富集与转运能力最强,紫色土和红壤相对较弱,但各类型土壤中木耳菜对 Cs 的富集能力均是地下部分高于地上部分,表明根部是木耳菜富集 Cs 的主要器官。

3 讨 论

因为不同类型土壤会影响植物对 Cs 的吸收转运,本文研究了速效钾含量和 pH 不同的 4 种土壤中木耳菜对 Cs 的吸收转运情况,其中速效钾含量为红壤>水稻土>紫色土>黄壤,pH 值红壤为酸性,黄壤近中性以及紫色土和水稻土为碱性,结果表明,不同类型土壤中木耳菜富集 Cs 的含量不同,且随着土壤处理 Cs 浓度的增大以及处理时间的延长而呈现为正相关关系,与陈梅等^[17]研究的苋菜、小麦和玉米对 Cs 的吸收结果一致。不同类型土壤中,木耳菜地下部分对 Cs 的吸附含量显著高于地上部分,表明 Cs 主要富集在木耳菜根部,且 Cs 在土壤中的转移能力较差,即 Cs 的生物有效性较低。但不同土壤类型中木耳菜的器官对 Cs 的富集量具有差异性,在紫色土和黄壤中表现为根>叶>茎,在水稻土中表现为叶>根>茎,在红壤中则因不同处理时段表现不同,造成这种差异性的主要原因是不同类型土壤的结构和理化性质影响土壤颗粒对 Cs 的固定,从而影响植物对 Cs 的吸收与转运,并且不同科、属、种的植物和同种植物的不同器官,以及植物的不同发育时期,对 Cs 的吸收与转运存在较大差异^[18-19]。

在水稻土中,木耳菜对 Cs 具有较好的转运能力,且随着 Cs 处理时间的延长而逐渐增加;但随着 Cs 处理浓度增大呈现先升后降的趋势,其转移系数

在土壤 Cs 浓度达到 $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时有所降低,可能原因是植物体内运载 Cs 的载体逐渐趋于饱和,表现为植物对 Cs 的胁迫响应,从而降低木耳菜从地下部向地上部转运的能力,其结果与徐静等^[20]研究的菠菜对 Cs 的吸收转运结果类似;在紫色土中,木耳菜对 Cs 富集表现与水稻土中类似,在处理 20 d 时出现峰值后逐渐下降,且在紫色土中转移系数明显低于同时期水稻土中的转运系数,这可能是因为水稻土比紫色土的熟化程度高,且因长期耕作而土壤肥力更高,更适合植物生长;在红壤中,木耳菜对 Cs 的转运在处理 10 d 时较高,此后随着处理时间的延长而显著下降,这一结果与安冰等^[21]研究的玉米幼苗响应 Cs 胁迫的结果类似,随着 Cs 浓度的增加和处理时间的延长,植株的 POD 和 CAT 活性均表现为先应激性上升后下降的动态变化,抗氧化体系受到抑制,使植物遭受毒害,对 Cs 的转运能力显著下降;在黄壤中,木耳菜对 Cs 的转运能力随着处理浓度的增大和处理天数的延长均略有下降,但整体保持相对平稳。

此外,大量研究表明 K^+ 通过离子过膜转运被植物体吸收,APT 驱动 H^+ 泵, H^+ 跨膜运输产生电位势, K^+ 沿电位势进出胞膜^[22],帮助 Cs^+ 的协同运输从土壤固相转运到液相中。此外, Sacchi 等^[23]研究表明,高亲和性 K^+ 转运 (H^+/K^+ 协同转运蛋白) 系统对 K^+ 和 Cs^+ 间的选择性较低,从而造成 Cs^+ 和 K^+ 间竞争关系^[24],与植物对 Cs^+ 吸收差异性试验结果一致。 K^+ 对植物吸收 ^{133}Cs 的影响十分复杂, Smolder 等^[25]通过水培和土培实验研究了 K^+ 对春小麦吸收 Cs^+ 的影响。水培实验结果表明,当溶液中 K^+ 浓度较低时,增加 K^+ 的浓度将会大大降低春小麦对 Cs^+ 的吸收量,而当溶液中 K^+ 的浓度超过一定水平时,进一步提高 K^+ 的浓度,其抑制作用没有明显差异;土培实验结果与水培实验相类似,但是由于土壤中影响阳离子被植物吸收的因素更复杂, K^+ 对作物吸收 Cs^+ 的影响不明显。其中,在当

土壤溶液中 K^+ 浓度大于 1 mmol/L 时, K^+ 对植物吸收 Cs^+ 的影响很小,当 K^+ 浓度小于 1 mmol/L 时,增大溶液中 K^+ 浓度,植物根部对 Cs^+ 的吸收量急剧下降,因此没有施 K 肥的土壤会刺激植物根部吸收 Cs。 Schachtman^[26] 和 Maathuis^[27] 研究发现,当土壤中 K 含量低于 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,适当增加土壤中 K 含量会引起植物 Cs 吸收量降低;当土壤中 K 含量处于 $12 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, K 对植物吸收 Cs 的影响会逐步减弱甚至是没有影响。本试验土壤中 K 含量均大于 $40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,但黄壤中 K 含量与 Cs 含量之间显著相关,造成这种现象的主要原因可能有两个:(1)其它 3 类土壤 pH 值偏酸或偏碱性,黄壤 pH 值更偏向于中性,更适宜木耳菜种植;(2)黄壤速效钾的含量较低,其它 3 种土壤速效钾含量远高于 $40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,且不利于木耳菜富集 Cs。

总之,本研究初步探讨了不同类型土壤对植物吸收和富集 Cs 的影响。结果表明:在不同土壤和不同浓度 Cs 处理下,木耳菜中的 Cs 含量与 CsCl 处理浓度、处理时间呈显著正相关;4 种土壤中,黄壤中的木耳菜对 Cs 的富集与转运能力最高,其地下部和地上部均具有较高的 Cs 富集量。同时,土壤中的钾含量和 pH 值可以影响木耳菜对 Cs 的吸收和富集,与紫色土、水稻土和红壤相比,黄壤中的速效钾含量较低、pH 适中,不同处理时间段上其木耳菜对 Cs 的富集效率最高;在较长处理时间条件下,木耳菜在水稻土中对 Cs 的富集效率也较高。但是,土壤的组成成分非常复杂,不同类型土壤对植物吸收富集 Cs 的影响取决于土壤理化性质、土壤养分和土壤微生物等多种因素的综合效应,且同一类型土壤的理化性质、矿质营养和微生物种类都存在显著差异,这些因素均可以影响土壤对 Cs 的吸附和植物的生长发育,从而影响植物对 Cs 的吸收和转运。关于土壤类型对植物吸收富集 Cs 的影响机理还需要系统开展一系列相关研究。

参考文献:

- [1] 黄万抚,李新冬. 铯的用途与提取分离技术研究现状[J]. 稀有金属与硬质合金, 2003, **31**(3): 18-20.
HUANG W F, LI X D. Applications and up-to-date development of extraction separation technology of Cs[J]. *Rare Metals and Cementd Carbides*, 2003, **31**(3): 18-20.
- [2] 梁家伟,戴全厚,张 曦,等. 用 ^{137}Cs 技术研究岩溶高原湿地小流域土壤侵蚀特征[J]. 核农学报, 2014, **38**(1): 116-122.

- LIANG J W, DAI Q H, ZHANG X, et al. Study on soil erosion features of small catchment of karst plateau wetland by ^{137}Cs tracing technology[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2014, **38**(1): 116-122.
- [3] SANCHES N, ANJOS R M, et al. $^{40}\text{K}/^{137}\text{Cs}$ discrimination ratios to the aboveground organs of tropical plants[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008, **99**(7): 1 127-1 135.
- [4] XIONG Z Q, STRINGER J L. Cesium induces spontaneous epi-

- leptiform activity without changing extracellular potassium regulation in rat hippocampus[J]. *Journal of Neurophysiology*, 1999, **82**(6): 3 339-3 346.
- [5] 郑永春,王世杰. ^{137}Cs 的土壤地球化学及其侵蚀示踪意义[J]. 水土保持学报, 2002, **16**(2): 57-60.
ZHENG Y C, WANG S J. Soil geochemistry characteristics of ^{137}Cs and its theory of tracing soil erosion[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2002, **16**(2): 57-60.
- [6] ZHANG Y, ZHANG H, PENG B Z, *et al.* Soil erosion and its impacts on environment in Yixing tea plantation of Jiangsu province [J]. *Chinese Geographical Science*, 2003, **13**(2): 142-148.
- [7] 张华峰,康 慧,张华强,等. ^{137}Cs 示踪技术在土壤侵蚀研究中的应用综述[J]. 中国水土保持, 2003, (2): 21-22.
ZHANG H F, KANG H, ZHANG H Q, *et al.* Study on soil erosion by ^{137}Cs -tracer technology[J]. *Soil and Water Conservation in China*, 2003, (2): 17-18.
- [8] SCHULLER P, WALLING D E, *et al.* Use of ^{137}Cs measurements to estimate changes in soil erosion rates associated with changes in soil management practices on cultivated land[J]. *Applied Radiation and Isotopes*, 2004, **60**(5): 759-766.
- [9] 华 路,张志刚,冯 琰,等. 用 ^{137}Cs 示踪法研究密云水库周边土壤侵蚀与氮磷流失[J]. 农业工程学报, 2006, **22**(1): 73-78.
HUA L, ZHANG Z G, FENG Y, *et al.* Soil erosion and losses of nitrogen and phosphorus by using ^{137}Cs tracer in the areas around Miyun reservoir[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2006, **22**(1): 73-78.
- [10] 李仁英,杨 浩,唐翔宇. 土壤中 ^{137}Cs 的化学性质及其分布规律[J]. 核农学报, 2001, **15**(6): 371-379.
LI R Y, YANG H, TANG X Y. Chemistry and distribution of ^{137}Cs in soils[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2001, **15**(6): 371-379.
- [11] JIANG R R, ZHAO L L, ZHANG M. Depth profiling of radioactive nuclides in soil[J]. *Nuclear Science and Techniques*, 1995, **6**(2): 121-125.
- [12] WALLING D E, BRADLEY S B. Some application of cesium-137 measurements in the study erosion, transport and deposition[J]. *Erosion, Transport and Deposition Processes* (Proceedings of the Jerusalem workshop, Narch-April 1987). IAHS Publ, 1990, 189: 179-203.
- [13] 任少雄,王 丹,闻方平,等. 4 种植物对 ^{133}Cs 和 ^{88}Sr 污染土壤的修复研究[J]. 西北植物学报, 2012, (7): 1 433-1 439.
REN S X, WANG D, WEN F P, *et al.* Phytoremediation of four plant species in ^{133}Cs and ^{88}Sr contaminated soil[J]. *Acta Bot. Boreal.-Occident. Sin.*, 2012, (7): 1 433-1 439.
- [14] NE M C, HINCHMAN R R. The use of plants for the treatment of radionuclides[C]//RASKIN L, ENSLEY B. Phytoremediation of Toxic Metals Using Plants to Clean up the Environment. New York: John Wiley & Sons Inc, 2000: 107-132.
- [15] 夏建国,邓良基,张丽萍,等. 四川土壤系统分类初步研究[J]. 四川农业大学学报, 2002, (2): 117-122.
XIA J G, DENG L J, ZHANG L P, *et al.* Study on soil Taxonomy in Sichuan[J]. *Journal of Sichuan Agricultural University*, 2002, (2): 117-122.
- [16] 郑洁敏,李红艳,牛天新,等. 盆栽条件下三种植物对污染土壤中放射性铯的吸收试验[J]. 核农学报, 2009, **3**(1): 123-127.
ZHENG J M, LI H Y, NIU T X, *et al.* Uptake of radiocesium by three plants grown in ^{134}Cs contaminated soil under pot experiment condition[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2009, **3**(1): 123-127.
- [17] 陈 梅,安 冰,唐运来. 苋菜、小麦和玉米对铯的吸收和积累差异[J]. 作物研究, 2012, (5): 512-517.
CHEN M, AN B, TANG Y L. Difference in uptake and accumulation of cesium between amaranth, wheat and maize[J]. *Crop Research*, 2012, (5): 512-517.
- [18] EAPEN S, SINGH S, THORAT V. Phytoremediation of radiocesium (^{137}Cs) and radiocesium (^{137}Cs) using giant milky weed (*Calotropis gigantea* R. Br.) plants[J]. *Chemosphere*, 2006, **65**: 2 071-2 073.
- [19] 唐世荣,郑洁敏,陈子元,等. 六种水培的苋科植物对 ^{134}Cs 的吸收和积累[J]. 核农学报, 2004, **18**(6): 474-479.
TANG S R, ZHENG J M, CHEN Z Y, *et al.* Uptake and accumulation of ^{134}Cs by six plant varieties from the Amaranthaceae grown in nutrient solution[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2004, **18**(6): 474-479.
- [20] 徐 静,唐运来,王建宝,等. Cs 对菠菜叶片光合作用影响的研究[J]. 核农学报, 2015, (5): 986-994.
XU J, TANG Y L, WANG J B, *et al.* Study on the effects of cesium on photosynthesis of spinach[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2015, (5): 986-994.
- [21] 安 冰,唐运来,陈 梅,等. 玉米对 Cs^+ 的富集能力及 Cs^+ 对其抗氧化指标影响的研究[J]. 原子能科学技术, 2011, **45**(10): 1 275-1 280.
AN B, TANG Y L, *et al.* Accumulation capability for Cs^+ and effects of Cs^+ on antioxidant parameters in maize[J]. *Atomic Energy Science and Technology*, 2011, **45**(10): 1 275-1 280.
- [22] MARSCHNER H. Mineral Nutrition of Higher Plants[M]. London: Academic Press, 1995: 3-78.
- [23] SACCHI G A, ESOEN L, NOCITO F, *et al.* Cs^+ uptake in subapical maize root segments: mechanism and effects on H^+ release, transmembrane electric potential and cell pH[J]. *Plant and Cell Physiology*, 1997, **38**(3): 282-289.
- [24] ZHU Y G. Effect of external potassium (K) supply on the uptake of ^{137}Cs by spring wheat (*Triticum aestivum* cv. tonic): a large-scale hydroponic study[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2000, **55**(2 001): 303-314.
- [25] SMOLDERS E, KIEBOOMS L, BUYASSE J, *et al.* ^{137}Cs uptake in spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv tonic) at varying K supply II [J]. *Plant and Soil*, 1996, **181**: 211-220.
- [26] SCHACHTMAN D P, SCHROEDER J I, LUCAS W J, *et al.* Expression of an inward rectifying potassium channel by the *Arabidopsis* KAT1 Cdna[J]. *Science*, 1992, **258**: 1 654-1 658.
- [27] MAATHUIS F J M, SANDERS D. Regulation of K^+ absorption in plant cells by external K^+ : interplay of different plasma membrane K^+ transporters[J]. *Journal of Experimental Botany*, 1997, **48**: 451-458.

(编辑:裴阿卫)