

不同植物对高浓度 Sr、Cs 胁迫的响应与修复植物筛选

唐永金^{1,2}, 罗学刚², 曾 峰¹, 江世杰¹

(1.西南科技大学生命科学与工程学院, 四川 绵阳 621010; 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 621010)

摘要:研究不同植物对锶(Sr)和铯(Cs)的抗性及富集能力对于修复锶和铯污染的土壤具有重要理论和实践意义。通过研究和评价10科13种植物对高浓度Sr($500 \text{ mg Sr} \cdot \text{kg}^{-1}$)、Cs($500 \text{ mg Cs} \cdot \text{kg}^{-1}$)的抗性和富集能力,筛选针对土壤Sr或Cs污染的修复植物。结果表明:(1)抗高浓度Sr胁迫能力从大到小依次是芝麻>向日葵>红圆叶苋>菊苣>空心莲子草>西葫芦>蕹菜>黄秋葵>高粱>木耳菜>柳叶苋>四季豆>灰灰菜;(2)抗高浓度Cs胁迫能力从大到小依次是芝麻>蕹菜>四季豆>空心莲子草>西葫芦>黄秋葵>向日葵>柳叶苋>红圆叶苋>灰灰菜>木耳菜>高粱>菊苣;(3)13种植物中西葫芦的Sr含量、转移系数(TF 值)、单位种植面积的Sr积累量、地上器官的Sr积累量均最大;(4)菊苣的Cs含量、 TF 值最大,灰灰菜单位种植面积的Cs积累量、地上部分的Cs积累量最大,空心莲子草次之。综合植物对Sr和Cs的抗性及富集能力,西葫芦、菊苣、木耳菜和黄秋葵可作为修复高浓度Sr污染土壤的植物,灰灰菜、空心莲子草和向日葵可作为修复高浓度Cs污染土壤的植物。

关键词:Sr 胁迫;Cs 胁迫;植物响应;修复植物;筛选

中图分类号:X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)05-0960-06 doi:10.11654/jaes.2013.05.012

The Responses of Plants to High Concentrations of Strontium, Cesium Stress and the Screening of Remediation Plants

TANG Yong-jin^{1,2}, LUO Xue-gang², ZENG Feng¹, JIANG Shi-jie¹

(1.Life Science and Engineering College, Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China; 2.State Defense Key Laboratory of the Nuclear Waste and Environmental Security, Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China)

Abstract:Studies of the resistance and accumulation ability of different plant species to strontium(Sr) and cesium(Cs) has important theoretical and practical significance for the bioremediation of Sr and Cs contaminated soil. The resistance and enrichment ability of high concentrations of Sr($500 \text{ mg Sr} \cdot \text{kg}^{-1}$) or Cs($500 \text{ mg Cs} \cdot \text{kg}^{-1}$) in thirteen plant species were investigated and evaluated in this study, in order to screen remediation plants for governance soil Sr or Cs contamination. The results showed that: (1)The sesame(*Sesamum indicum*) was strongest resistance to high concentration Sr stress, followed by sunflower(*Helianthus annuus*), red circle leaves amaranthus(*Iresine herbstii* ‘*Aureo-reticulata*’), Chicory(*Cichorium intybus*), Hollow lotus seed grass(*Alternanthera philoxeroides*), summer squash(*Cucurbita pepo*), water spinach(*Ipomoea aquatica*), okra(*Hibiscus esculentus*), Sorghum(*Sorghum bicolor*), malabar spinach [*Gynura cusimba*(*D. Don*)*S. Moore*], willow amaranth(*Amaranthus mangostanus*), Snap bean(*Phaseolus vulgaris*), pigweeds(*Chenopodium album*); (2)The sesame was also strongest resistance to high concentration Cs stress, followed by water spinach, snap bean, hollow lotus seed grass, summer squash, okra, sunflower, willow amaranth, red circle leaves amaranthus, pigweeds, malabar spinach, Sorghum, Chicory;(3)summer squash had the biggest of Sr accumulation amount, transfer factor(TF value), the Sr accumulation of unit acreage and the aboveground organs in the thirteen plant species; (4)Chicory had the biggest Cs accumulation amount and TF value, and pigweeds had the biggest Cs accumulation of unit acreage and the aboveground organs, followed by hollow lotus seed grass. Based on the resistance and accumulation capacity of these plants to Sr and Cs , summer squash, Chicory, malabar spinach and okra can be used to repair the high concentration Sr contaminated soil, and pigweeds, Hollow lotus seed grass, and sunflower can be used to repair of the high concentration Cs contaminated soil.

Keywords:strontium stress;cesium stress;plant responses;remediation plants;screening

收稿日期:2012-10-16

基金项目:国防基础重点科研项目(B3120110001);四川省生物质资源利用与改性工程技术研究中心开放基金资助

作者简介:唐永金(1958—),男,四川射洪人,教授。研究方向为核污染环境的植物修复。E-mail:tangyongjin@swust.edu.cn

在核电站等核事故中,Sr、Cs 等放射性核素对土壤等环境的污染,严重威胁人类健康。利用植物富集作用修复核污染土壤,是成本低廉、切实可行的方法^[1-4]。不同植物对 Sr、Cs 的吸收与富集能力不同^[5-12],筛选抗 Sr、Cs 胁迫和富集能力强、清除效果好的植物是植物修复研究的重要内容。我国表土层(0~20 cm)Sr 和 Cs 的平均含量分别是 $167 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $8.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ^[13]。目前研究锶、铯污染的浓度较低,处理时间较短,主要进行酶活性等生理机制研究^[8-10],对植物性状没有多大影响。研究植物对高浓度 Sr、Cs 胁迫的响应和富集作用,评价不同植物修复能力,筛选修复植物,可为高浓度 Sr、Cs 污染土壤的修复治理提供方法。

1 材料与方法

1.1 试验材料

为保证野外试验安全,用稳定性核素代替放射性核素是核素污染植物修复研究常用的方法^[8-10]。试验采用稳定性 Sr 和 Cs 代替放射性 Sr 和 Cs, 所用药品分别是 $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ 和 CsNO_3 , 均为分析纯。

我国野生植物对 ^{90}Sr 的转移系数(*TF*)较高的有锦葵科、苋科、菊科等;对 ^{137}Cs 的 *TF* 较高的有藜科、锦葵科、苋科等^[12]。本试验所选植物为苋科的柳叶苋(*Amaranth*)、红圆叶苋(*Iresine herbstii* ‘Aureo-reticulata’) 和空心莲子草 [*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.], 藜科的灰灰菜(*Chenopodium album* L.), 菊科的菊苣 (*Cichorium intybus* L.) 和向日葵 (*Helianthus annuus*), 锦葵科的黄秋葵(*Hibiscus esculentus*), 脂麻科的芝麻(*Sesamum indicum*), 落葵科的木耳菜[*Gynura cusimba*(D. Don)S. Moore], 葫芦科的西葫芦 (*Cucurbita pepo* L.), 禾本科的高粱 [*Sorghum bicolor*(L.) Moench], 豆科的四季豆(*Phaseolus vulgaris* var. *humilis* Alef), 旋花科的蕹菜(*water-spinach*), 共计 10 科 13 种植物。

1.2 研究方法

1.2.1 试验方法

试验主要比较植物对外源相同高浓度 Sr 或 Cs 胁迫的响应和吸收富集情况,试验设计为每千克干土分别施用纯核素 500 mg Sr、500 mg Cs,以 0 处理为对照(CK),13 种植物,共计 39 种处理,5 次重复。盆栽,塑料盆口直径 165 mm,高 130 mm。每盆 1 kg 干土。试验在西南科技大学核素生物效应试验场避雨塑料大棚中进行。

试验土壤为农田紫色壤土,Sr、Cs 含量分别为

47.96 、 $11.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, pH 7.5(土:水=1:1),有机质含量 $31.6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 全氮磷钾依次为 2.57 、 0.985 、 $17.9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 碱解氮、有效磷和速效钾分别为 302 、 33 、 $288 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤过 1.4 cm 筛、装盆,于 2011 年 3 月 5 日根据预备试验和设计核素用量,每盆浇施 340 mL 核素溶液或清水(CK),使土壤刚好达到饱和持水量,保证试验土壤得到均匀污染。

经核素处理的土壤在阴凉处放置 8 周^[14],经土壤吸附后播种(空心莲子草种植地下茎)。播种后 2 周计数各处理出苗数,定苗 6 株·盆⁻¹,每 1~2 d 浇水 1 次,保持土壤湿度在田间持水量的 60%~70%,各处理一致。播种后 70 d 收获,收获前 1 周测定叶绿素含量,收获时测定存活株数、苗高(长)和绿叶数。分地上和地下部收获,先用自来水洗净泥土后,用超纯水清洗,用吸湿纸吸去植株表面水分。植物样品在 70 ℃ 中烘至恒重^[14],按地上部和地下部分别测定生物产量。

1.2.2 测定和计算方法

叶绿素相对含量用日本产 SPAD-520 叶绿素仪测定。植物干物质分地上和地下部分,粉碎成细小粉末后,在西南科技大学分析测试中心用意大利 MILESTONE 公司产 ETHOS ONE 微波消解炉消解,定容后用美国产 AA700 原子吸收光谱仪测定锶和铯含量。

植物性状的响应指数或核素的生物效应指数 *BI* (%)=(核素处理生物性状值/ CK 处理生物性状值)×100。*BI*=100 表示核素处理使该性状与 CK 相比没有变化,*BI*>100 表示核素处理使该性状值比 CK 增加,*BI*<100 表示核素处理使该性状值比 CK 减少。

核素含量冠根比(*T/R*)=植物地上部干物质中某核素含量/植物地下部干物质中该核素含量

植物核素含量=(植物地上部干物质中某核素含量×地上部干重+植物地下部干物质中该核素含量×地下部干重)/(地上部干重+地下部干重)

植物核素积累量(盆)=植物核素含量×植物干重(盆)

植物地上部积累量(盆)=植物地上部核素含量×植物地上部干重(盆)

核素转移系数 *TF*=植物干物质中某核素含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ DW)/该核素使用量($500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土)

2 结果与讨论

2.1 植物对 Sr、Cs 胁迫的响应

以 0 处理植物性状值为 100%, 不同植物不同性状对高浓度 Sr、Cs 胁迫有不同的响应(表 1、表 2)。在

高浓度 Sr 胁迫下, 柳叶苋和四季豆的出苗率、存活率、叶绿素含量、苗高、主茎绿叶数和生物产量各性状值均低于对照; 在高浓度 Cs 胁迫下, 红圆叶苋和菊苣这 6 个性状指标也低于对照。发芽出苗和存活生长是修复植物必须的前提条件。本研究表明, 高浓度 Sr 污染土壤将明显抑制柳叶苋、红圆叶苋和蕹菜种子发芽出苗和植株成活生长; 土壤受高浓度 Cs 污染使菊苣、柳叶苋、红圆叶苋和高粱植株的存活受到严重威胁。在选用这些植物来修复高浓度 Sr 或 Cs 污染的土壤时, 对此应予注意。在水培条件下, 高浓度 ($5.0 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$) Sr、Cs 胁迫使鸡冠花幼苗叶绿素含量和干重比对照降低^[9]。本研究表明, 在 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 高浓度 Sr、Cs

胁迫下, 不同植物叶绿素含量和干重有不同的变化。Sr 胁迫使黄秋葵等叶绿素含量增加, 向日葵等叶绿素含量减少; 芝麻等干重增加, 灰灰菜等干重减少(表 1); Cs 胁迫使木耳菜等叶绿素含量增加, 红圆叶苋等叶绿素含量减少; 芝麻等干重增加, 菊苣等干重减少(表 2)。

人们常用酶活性变化来评价植物对核素胁迫的反应^[8,10], 但在植物修复研究中, 生物产量应是评价植物抗胁迫能力的综合指标。表 1 显示, 高浓度 Sr 胁迫使芝麻、向日葵和红圆叶苋生物产量呈增加的正向反应, 其他植物呈减少的负向反应。抗 Sr 胁迫能力强弱依次是芝麻>向日葵>红圆叶苋>菊苣>空心莲子草>

表 1 植物性状对 Sr 胁迫的响应指数(BI/%)

Table 1 The biological index of plant traits under Sr stress(%)

植物种类 Plant species	出苗率 Emergence	存活率 Survival	叶绿素含量 Chlorophyll content	苗高 Seedling height	主茎绿叶数 Live leaf number per stem	盆干重 Dry weight/pot
柳叶苋 <i>Amaranth</i>	70.4	39.1	87.7	88.1	94.3	71.6
红圆叶苋 <i>Iresine herbstii</i> ‘Aureo-reticulata’	46.7	43.9	92.6	110.5	118.9	100.9
空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	100.0	100.0	102.4	90.0	100.9	95.7
木耳菜 <i>Gynura cusimba</i> (D. Don) S. Moore	100.0	100.0	99.8	84.5	100.0	72.7
菊苣 <i>Cichorium intybus</i> L.	70.9	100.0	100.4	107.5	112.9	98.6
黄秋葵 <i>Hibiscus esculentus</i>	100.0	75.0	111.3	92.5	157.9	86.9
芝麻 <i>Sesamum indicum</i>	97.9	175.0	104.9	92.4	83.2	181.3
灰灰菜 <i>Chenopodium album</i> L.	100.0	88.0	90.7	84.6	92.7	67.7
西葫芦 <i>Cucurbita pepo</i> L.	100.0	90.0	107.1	112.8	100.0	90.6
高粱 <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	100.0	85.7	101.1	94.0	96.0	81.6
四季豆 <i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>humilis</i> Alef.	94.7	88.9	98.4	91.5	17.2	69.5
蕹菜 <i>waterspinach</i>	71.4	66.7	100.1	101.0	100.0	87.8
向日葵 <i>Helianthus annuus</i>	100.0	95.0	49.3	112.0	129.4	121.0

表 2 植物性状对 Cs 胁迫的响应指数(BI/%)

Table 2 The biological index of plant traits under Cs stress(%)

植物种类 Plant species	出苗率 Emergence	存活率 Survival	叶绿素含量 Chlorophyll content	苗高 Seedling height	主茎绿叶数 Live leaf number per stem	盆干重 Dry weight/pot
柳叶苋 <i>Amaranth</i>	100.0	30.4	88.7	61.2	70.2	29.6
红圆叶苋 <i>Iresine herbstii</i> ‘Aureo-reticulata’	85.0	41.5	77.4	59.2	77.8	26.9
空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	100.0	100.0	108.2	85.7	93.2	79.1
木耳菜 <i>Gynura cusimba</i> (D. Don) S. Moore	100.0	100.0	129.9	56.2	74.4	23.2
菊苣 <i>Cichorium intybus</i> L.	82.1	28.0	93.3	58.2	96.8	7.1
黄秋葵 <i>Hibiscus esculentus</i>	100.0	100.0	88.4	72.6	136.8	47.3
芝麻 <i>Sesamum indicum</i>	87.2	125.0	89.8	52.5	68.8	119.8
灰灰菜 <i>Chenopodium album</i> L.	100.0	100.0	79.7	68.6	96.1	25.3
西葫芦 <i>Cucurbita pepo</i> L.	95.0	100.0	100.4	81.3	0.0	47.7
高粱 <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	78.6	64.3	101.1	55.4	84.0	13.8
四季豆 <i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>humilis</i> Alef.	100.0	100.0	105.9	93.5	84.5	96.2
蕹菜 <i>waterspinach</i>	82.9	96.7	107.2	116.2	111.8	115.0
向日葵 <i>Helianthus annuus</i>	100.0	100.0	100.9	33.1	8.8	35.8

西葫芦>蕹菜>黄秋葵>高粱>木耳菜>柳叶苋>四季豆>灰灰菜。表2说明,高浓度Cs胁迫使芝麻和蕹菜生物产量增加,其他植物生物产量均比CK减少。抗Cs胁迫能力强弱依次是芝麻>蕹菜>四季豆>空心莲子草>西葫芦>黄秋葵>向日葵>柳叶苋>红圆叶苋>灰灰菜>木耳菜>高粱>菊苣。

综合表1和表2可知,Cs胁迫对植物的不利影响大于Sr胁迫,这可能与Cs污染程度大于Sr污染程度有关。本试验土壤背景值Sr、Cs分别为47.96、 $11.14\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,在同样 $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的污染下,Sr污染

量是土壤背景值的10.43倍,Cs污染量是土壤背景值的44.88倍。因此,在外源相同浓度污染下,Cs污染程度比Sr大得多。

2.2 植物对Sr、Cs的吸收、转移与积累

植物核素含量是评价植物吸收能力的重要指标。在高浓度Sr或Cs污染的土壤中,不同植物Sr或Cs的含量不同,同种植物Sr或Cs的含量也不同(表3,表4)。Sr含量西葫芦最高,灰灰菜最低;Cs含量菊苣最高,芝麻最低。

植物核素含量冠根比(T/R)反映植物将吸收的核

表3 植物对Sr的吸收、转移与积累

Table 3 The plant absorption, transport and accumulation of Sr

植物种类 Plant species	地上部含量 Top content/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ DW	地下部含量 Root content/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ DW	T/R	植物含量 Plant content/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ DW	植株积累/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ Plant accumulation/ $\text{mg}\cdot\text{pot}^{-1}$	地上积累/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ Top accumulation/ $\text{mg}\cdot\text{pot}^{-1}$	转移系数 TF
柳叶苋 <i>Amaranth</i>	3 299.7	646.2	5.11	2 835.45	27.89	27.59	5.67
红圆叶苋 <i>Iresine herbstii</i> 'Aureo-reticulata'	2 712.0	814.6	3.33	2 423.69	37.83	33.81	4.85
空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	4 431.9	1 760.4	2.52	3 259.87	33.51	25.57	6.52
木耳菜 <i>Gynura cusimba</i> (D. Don) S. Moore	5 285.9	600.8	8.79	4 976.99	58.88	58.41	9.95
菊苣 <i>Cichorium intybus</i> L.	4 363.1	462.9	9.43	3 747.03	62.39	61.17	7.49
黄秋葵 <i>Hibiscus esculentus</i>	7 351.4	1 202.9	6.11	6 902.30	54.80	54.11	13.80
芝麻 <i>Sesamum indicum</i>	6 814.6	1 659.9	4.11	6 496.24	49.44	48.66	12.99
灰灰菜 <i>Chenopodium album</i> L.	1 574.0	497.3	3.17	1 463.31	26.05	25.14	2.93
西葫芦 <i>Cucurbita pepo</i> L.	13 456.88	9 453.48	1.42	13 299.39	101.47	98.64	26.59
高粱 <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	3 748.03	1 090.35	3.44	3 320.44	47.88	45.35	6.64
四季豆 <i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>humilis</i> Alef.	9 621.05	4 875.68	1.97	9 201.52	46.84	44.64	18.40
蕹菜 <i>waterspinach</i>	7 476.44	4 278.63	1.75	6 851.13	27.68	24.29	13.70
向日葵 <i>Helianthus annuus</i>	4 764.70	2 143.47	2.21	4 602.39	49.79	48.36	9.20

表4 植物对Cs的吸收、转移与积累

Table 4 The plant absorption, transport and accumulation of Cs

植物种类 Plant species	地上部含量 Top content/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ DW	地下部含量 Root content/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ DW	T/R	植物含量 Plant content/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ DW	植株积累/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ Plant accumulation/ $\text{mg}\cdot\text{pot}^{-1}$	地上积累/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ Top accumulation/ $\text{mg}\cdot\text{pot}^{-1}$	转移系数 TF
柳叶苋 <i>Amaranth</i>	4 836.8	3 339.5	1.45	4 643.5	18.34	16.64	9.29
红圆叶苋 <i>Iresine herbstii</i> 'Aureo-reticulata'	7 858.1	7 065.6	1.11	7 763.1	32.37	28.83	15.53
空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	9 186.5	3 398.1	2.70	6 786.6	57.62	45.66	13.57
木耳菜 <i>Gynura cusimba</i> (D. Don) S. Moore	4 190.0	5 874.2	0.71	4 323.9	16.34	13.99	8.65
菊苣 <i>Cichorium intybus</i> L.	15 745.9	15 604.4	1.01	15 719.7	18.71	15.27	31.44
黄秋葵 <i>Hibiscus esculentus</i>	4 598.9	8 990.3	0.51	4 975.0	21.49	18.17	9.95
芝麻 <i>Sesamum indicum</i>	3 108.7	8 623.6	0.36	3 251.2	16.35	15.23	6.50
灰灰菜 <i>Chenopodium album</i> L.	13 026.8	7 063.5	1.84	12 496.9	82.98	78.81	24.99
西葫芦 <i>Cucurbita pepo</i> L.		10 665.14		10 665.14	42.87		21.30
高粱 <i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	4 386.55	3 687.54	1.19	4 216.83	10.25	8.07	8.43
四季豆 <i>Phaseolus vulgaris</i> var. <i>humilis</i> Alef.	5 510.06	7 072.60	0.78	5 732.01	40.35	33.28	11.46
蕹菜 <i>waterspinach</i>	5 635.73	5 741.63	0.98	5 657.15	29.93	10.88	11.31
向日葵 <i>Helianthus annuus</i>	14 440.84	11 873.22	1.21	14 216.17	45.49	42.17	28.43

素从地下器官(根系)转移到地上器官的能力。13种植物对Sr的T/R值在1.42~9.43之间,其中菊苣最大,西葫芦最小(表3);对Cs的T/R值在0.36~2.70之间,其中空心莲子草最大,芝麻最小(表4)。整体而言,植物对Sr从根部转移到茎叶的能力比转移Cs的能力强。

评价植物吸收和富集核素能力的指标很多,TF值是国内外用得最多的一个指标^[12,15-20],它表示把土壤中的核素转移到植物体内的能力。本研究表明,在土壤核素污染量相同的条件下,植物间对同一核素TF值的变化趋势与植物核素含量的变化趋势相同。13种植物对Sr的TF转移系数在2.93~26.59之间,葫芦科的西葫芦最大(表3);对Cs的TF转移系数在6.50~31.44之间,菊科的菊苣最大(表4)。这与韩宝华等^[12]的结果不全一致,可能与土壤核素含量^[21]、土壤和植物种类不同^[22]有关。同种植物对锶和铯的转移系数(TF)不同,芝麻、黄秋葵、木耳菜、西葫芦、四季豆和蕹菜对Sr的TF值大于对Cs的TF值,而菊苣、灰灰菜、红圆叶苋、空心莲子草、柳叶苋、高粱和向日葵对Cs的TF值大于对Sr的TF值。

植物积累核素的能力主要表现在单位面积植物积累核素的数量,尤其是容易收获的地上部器官积累的数量。从表3可见,每盆(盆口面积213.72 cm²)植物Sr积累量为26.05~101.47 mg,西葫芦最大,灰灰菜最小;地上积累量为24.29~98.64 mg,西葫芦最大,蕹菜最小。表4显示,每盆植物Cs积累量为10.25~82.98 mg,地上积累量为8.07~78.81 mg,灰灰菜最大,高粱最小。

在植物修复研究中,田军华等^[1]认为,适合修复的植物对污染物的耐受性和植物的超积累能力更为重要。唐永金等^[23]认为,核素含量冠根比(T/R)、单位面积核素积累量和生物效益指数也是评价植物吸收和富集能力的重要指标。本研究表明,有些植物的抗胁迫能力强(BI>100),但生物产量不高,地上部核素含量较低,单位面积可收获的核素积累量不高,如高浓度Cs污染土壤中的芝麻;有些植物TF值很大,地上部器官核素含量很高,但抗胁迫能力很差,单位面积可收获的核素积累量不高,如高浓度Cs污染土壤中的菊苣;有些植物抗胁迫能力不很强,BI值在70~100之间,但生物产量较高,核素含量较高,单位面积可收获的核素积累量高,如高浓度Sr污染土壤中的西葫芦和菊苣,高浓度Cs污染土壤中的空心莲子草。因此,抗胁迫能力较强、适宜收获的地上器官生物量较

大、地上器官核素含量较高、单位面积易收获器官核素积累量大、收获后后续处理的工作量较小,应是评价和筛选修复植物的重要指标。

3 结论

植物抗高浓度Sr胁迫能力依次是芝麻>向日葵>红圆叶苋>菊苣>空心莲子草>西葫芦>蕹菜>黄秋葵>高粱>木耳菜>柳叶苋>四季豆>灰灰菜;抗高浓度Cs胁迫能力依次是芝麻>蕹菜>四季豆>空心莲子草>西葫芦>黄秋葵>向日葵>柳叶苋>红圆叶苋>灰灰菜>木耳菜>高粱>菊苣。

不同植物对Sr和Cs的吸收富集能力不同。Sr含量西葫芦最高,灰灰菜最低;Cs含量菊苣最高,芝麻最低。西葫芦、四季豆、黄秋葵、蕹菜和芝麻对Sr的TF较大;菊苣、向日葵、灰灰菜、西葫芦对Cs的TF较大。

综合植物抗胁迫能力和富集核素能力,西葫芦、菊苣、木耳菜和黄秋葵可作为修复高浓度Sr污染土壤的植物;灰灰菜、空心莲子草和向日葵可作为修复高浓度Cs污染土壤的植物。

致谢:西南科技大学分析测试中心陶杨老师帮助进行Sr、Cs测定,西南科技大学生命学院唐运来博士帮助修改英文摘要,在此表示谢意。

参考文献:

- [1] 田军华,曾 敏,杨 勇,等.放射性核素污染土壤的植物修复[J].四川环境,2007,26(5):93~96,86.
TIAN Jun-hua, ZENG Min, YANG Yong, et al. Phytoremediation of soil contaminated with radionuclides[J]. *Sichuan Environment*, 2007, 26 (5):93~96, 86.
- [2] 裴同才.探索利用植物净化⁹⁰Sr和¹³⁷Cr污染的土壤[J].农业环境保护,1988,7(5):14~17.
QIU Tong-cai. Exploring the purification of the soil contaminated with ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs by plants[J]. *Agro-environmental Protection*, 1988, 7(5): 14~17.
- [3] 唐秀欢,潘孝兵.植物修复:大面积低剂量放射性污染的新治理技术[J].环境污染与防治,2006,28(4):275~278.
TANG Xiu-huan, PAN Xiao-bing. Phytoremediation for radionuclides cleaning up from large areas of low-level contamination[J]. *Environmental Pollution and Control*, 2006, 28(4):275~278.
- [4] 杨俊诚,朱永懿,陈景坚,等.植物对¹³⁷Cs污染土壤的修复[J].核农学报,2005,19(4):286~290.
YANG Jun-cheng, ZHU Yong-yi, CHEN Jing-jian, et al. Plant remediation of soil contaminated with ¹³⁷Cs[J]. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2005, 19(4):286~290.
- [5] Broadley M R, Willey N J. Differences in root uptake of radio caesium by

- 30 plant taxa[J]. *Environmental Pollution*, 1997, 97(2):11–15.
- [6] 张晓雪, 王丹, 张志伟, 等. 水培条件下十种植物对⁸⁸Sr和¹³³Cs的吸收和富集[J]. 北方园艺, 2009(10):65–67.
ZHANG Xiao-xue, WANG Dan, ZHANG Zhi-wei, et al. Uptake and accumulation of ⁸⁸Sr and ¹³³Cs in ten plants of green manure and flower[J]. *Northern Horticulture*, 2009(10):65–67.
- [7] 唐世荣, 郑洁敏, 陈子元, 等. 六种水培的苋科植物对¹³⁴Cs的吸收和积累(英文)[J]. 核农学报, 2004, 18(6):474–479.
TANG Shi-rong, ZHENG Jie-min, CHEN Zi-yuan, et al. Uptake and accumulation of ¹³⁴Cs by six plant varieties from the amaranthaceae grown in nutrient solution[J]. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2004, 18(6):474–479.
- [8] 闻方平, 王丹, 徐长合, 等. 苏丹草对¹³³Cs和⁸⁸Sr胁迫响应及吸收积累特征研究[J]. 辐射研究与辐射工艺学报, 2009, 27(4):212–217.
WEN Fang-ping, WANG Dan, XU Chang-he, et al. Study on the stress responses and the characteristics of uptake and accumulation of *Sorghum sudanense* to ¹³³Cs and ⁸⁸Sr[J]. *J Radiat Res Radiat Process*, 2009, 27(4):212–217.
- [9] 张晓雪, 王丹, 钟鉉芝, 等. 鸡冠花(*Celosia cristata* Linn)对Cs和Sr的胁迫反应及其积累特征[J]. 核农学报, 2010, 24(3):628–633.
ZHANG Xiao-xue, WANG Dan, ZHONG Mu-zhi, et al. Response of *Celosia cristata* Linn to Cs and Sr stress and their accumulation characteristic[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2010, 24(3):628–633.
- [10] 敖嘉, 唐运来, 陈梅, 等. Sr胁迫对油菜幼苗抗氧化指标影响的研究[J]. 核农学报, 2010, 24(1):166–170.
AO Jia, TANG Yun-lai, CHEN Mei, et al. Effects of strontium stress on antioxidant characteristics of oilseed rape seedling[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2010, 24(1):166–170.
- [11] 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, 23(1):123–127.
ZHENG Jie-min, LI Hong-yan, NIU Tian-xin, et al. Uptake of radioactive cesium by three plants grown in ¹³⁴Cs contaminated soil under pot experiment condition[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2009, 23(1):123–127.
- [12] 韩宝华, 李建国. ⁹⁰Sr、¹³⁷Cs在我国野生植物中转移系数的研究现状[J]. 辐射防护通讯, 2007, 27(5):20–23.
HAN Bao-hua, LI Jian-guo. Transfer factors of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs in soil-plant system[J]. *Radiation Protection Communication*, 2007, 27(5):20–23.
- [13] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990:87–90.
China National Environmental Monitoring Center. Soil element background values of China[M]. Beijing: Environmental Science Press, 1990: 87–90.
- [14] Massas I, Skarlou V, Haidouti C. ¹³⁴Cs uptake by four plant species and Cs-K relations in the soil-plant system as affected by Ca(OH)₂ application to an acid soil[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2010, 101:250–257.
- [15] Tsukadaa H, Hasegawaa H, Hisamatsua S, et al. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from paddy soil to polished rice in Aomori, Japan[J]. *Environmental Radioactivity*, 2002, 59:351–363.
- [16] Velasco H, Ayub J, Sansone U. Analysis of radionuclide transfer factors from soil to plant in tropical and subtropical environments [J]. *Applied Radiation and Isotopes*, 2008, 66:1759–1763.
- [17] Hosseini A, Thørring H, Brown J E, et al. Transfer of radionuclides in aquatic ecosystems—Default concentration ratios for aquatic biota in the Erica Tool[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008, 99:1408–1429.
- [18] Vandenhove H, Olyslaegers G, Sanzharova N. Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2009, 100:721–732.
- [19] Sheppard S C, Long J M, Sanipelli B. Plant/soil concentration ratios for paired field and garden crops, with emphasis on iodine and the role of soil adhesion[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2010, 101: 1032–1037.
- [20] Tsukada H, Nakamura Y. Transfer of ¹³⁷Cs and stable Cs from soil to potato in agricultural fields[J]. *The Science of the Total Environment*, 1999, 228:111–120.
- [21] Simon S L, Graham J C, Terp S D. Uptake of ⁴⁰K and ¹³⁷Cs in native plants of the Marshall Islands[J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2002, 59:223–243.
- [22] Ciuffo L E C, Belli M, Pasquale A, et al. ¹³⁷Cs and ⁴⁰K soil-to-plant relationship in a seminatural grassland of the Giulia Alps, Italy[J]. *The Science of the Total Environment*, 2002, 295:69–80.
- [23] 唐永金, 罗学刚. 植物吸收和富集核素的研究方法[J]. 核农学报, 2011, 25(6):224–231.
TANG Yong-jin, LUO Xue-gang. The research methods for plant to absorb and accumulate nuclides[J]. *Journal of Nuclear Agricultural Sciences*, 2011, 25(6):224–231.