

文章编号:0253-9950(2011)01-0018-07

放射性污染区内沙漠植物中⁹⁰Sr的含量及分布

徐辉,金玉仁*,李伟平,田梅,曾可,王卫宪,甘宗煜

西北核技术研究所,陕西西安 710024

摘要:为评估沙漠植物受⁹⁰Sr污染状况,寻找⁹⁰Sr超积累植物,研究了沙漠植物中⁹⁰Sr的含量及分布。通过采集放射性污染区内的植物,分析其⁹⁰Sr含量,研究了生长在某污染场地的芦苇、黑果枸杞、河西苜蓿、盐生草、刚毛柽柳、沙拐枣、盐节木等7种沙漠植物中⁹⁰Sr的含量及其与植物种类、部位和生长周期的关系。结果表明,所研究沙漠植物受⁹⁰Sr污染但不严重,7种沙漠植物体内⁹⁰Sr的比活度为(3.6±4.3) mBq/g(干重)。沙漠植物中⁹⁰Sr的含量与植物种类、生长发育期关系密切,且因部位而异。7种沙漠植物中⁹⁰Sr的比活度大小顺序为:盐生草>河西苜蓿>黑果枸杞>刚毛柽柳>芦苇>沙拐枣>盐节木;植物生长期采集样品中⁹⁰Sr的比活度更高;芦苇各部位中⁹⁰Sr比活度大小依次为根>穗≈叶>茎。未清洗芦苇样品中⁹⁰Sr的含量比清洗干净的芦苇样品中的含量高得多,表明再悬浮是植物受污染的主要原因。

关键词: ⁹⁰Sr;放射性污染;沙漠植物;比活度;分布

中图分类号:X508 文献标志码:A

Specific Activity and Distribution of ⁹⁰Sr in Desert Plants From a Contaminated Site

XU Hui, JIN Yu-ren, LI Wei-ping, TIAN Mei, ZENG Ke, WANG Wei-xian, GAN Zong-yu

Northwest Institute of Nuclear Technology, Xi'an 710024, China

Abstract: The specific activity and distribution of ⁹⁰Sr in desert plants benefit not only to the assessment of its pollution situation but also to the survey of ⁹⁰Sr hyperaccumulation plants. Seven desert plants, phragmites australis, lycium ruthenicum, hexinia polydichotoma, halogeton glomeratus, tamarix hispida, calligonum mongolicum and halocnerrum strobilaceum, which from a contaminated site were collected, and the specific activities of ⁹⁰Sr in these plants were determined. The influence factors such as plant species, tissue, live stages were studied. The plants are slightly contaminated by ⁹⁰Sr with the average specific activity of (3.6±4.3) mBq/g, which depend on plant species, live stages and variational in different tissue. The specific activity of ⁹⁰Sr in these desert plant is decreased as halogeton glomeratus> hexinia polydichotoma > lycium ruthenicum > tamarix hispida > phragmites australis > calligonum mongolicum > halocnerrum strobilaceum. The specific activity of $a(^{90}\text{Sr})$ in growing plants is higher than that in grown ones. For the different tissues of phragmites australis, $a(^{90}\text{Sr})$ decreases in the sequency of roots>leaves≈tassels>stems. The specific

收稿日期:2009-11-24;修订日期:2010-06-13

作者简介:徐辉(1979—),男,四川资阳人,硕士,工程师,放射化学专业

* 通讯联系人:金玉仁,研究员, jinyuren@sohu.com

activity of ⁹⁰Sr in plants analysed as fetched is higher than that had been rinsed, that means resuspension is the main source of the contamination.

Key words: ⁹⁰Sr; radioactive contamination; desert plant; specific activity; distribution

⁹⁰Sr 是典型的裂变产物,产额高,为纯 β 放射性核素,半衰期较长(28.79 a)^[1]。其化学性质与钙相似,生物可给性强,是典型的亲骨性元素,易通过食物链向人转移,并贡献一定的辐射剂量^[2]。在⁹⁰Sr 的土壤-植物-动物-人转移过程中,植物吸收是第一步,因此,植物中⁹⁰Sr 的含量及分布研究备受关注。自 20 世纪 60 年代以来,开展了许多针对⁹⁰Sr 在植物中的含量及分布的研究,分析比较了不同种类植物中⁹⁰Sr 的含量及分布,获得了一些规律性认识^[3-7],重点研究了各种生态系(农业、森林、牧场等)作物和野生植物中⁹⁰Sr 的含量、分布及变化趋势,植物浓集吸收和转移⁹⁰Sr 的机制^[8]以及用于⁹⁰Sr 污染场地修复超富集植物的找寻。目前,已发现可用于⁹⁰Sr 污染场地修复的植物有:印度芥菜、反枝苋和宽菜豆等^[3]。但关于沙漠植物中⁹⁰Sr 含量及分布的研究很少^[9]。沙漠植物能在极度干旱、高盐、低养分等苛刻环境下生长,而国际上有多位于沙漠地区的放射性污染场地,因此,研究放射性污染区内沙漠植物中⁹⁰Sr 的含量及分布,不仅可获得沙漠植物吸收和转移⁹⁰Sr 规律的认识,还有可能从中发现⁹⁰Sr 超积累植物。本工作拟测定某放射性污染区内芦苇、黑果枸杞、河西苜蓿、盐生草、刚毛怪柳、沙拐枣、盐节木等 7 种典型沙漠植物中⁹⁰Sr 的含量,分析沙漠植物中⁹⁰Sr 含量与植物生长期、植物种类及其部位的关系。

1 实验部分

1.1 研究区域概况

所选研究区的年平均降水量为 25 mm,年蒸发量在 2 000 mm 以上,年平均相对湿度仅为 28.4%,年平均绝对湿度 4 g/m³,属温带极端干旱的大陆性气候。区内地表为戈壁荒漠,植物生长环境恶劣,地表少有植被,只在区内的泉眼或季节性河道附近长有零星的藜科(chenopodiaceae)、菊科(compositae)和豆科(fabaceae)类植物,主要种类有芦苇(phragmites australis)、黑果枸杞(lycium ruthenicum)、刚毛怪柳(tamarix hispida)、盐生草(halogeton glomeratus)、河西苜蓿(hexinia polydichotoma)、沙拐枣(calligonum kuerlese)、盐节木(halocnerrum strobilaceum)

等。区内植物一般在每年 5 月开始复苏,3 至 4 个月内发育成熟,11 月至来年 4 月均处于“休眠”状态。研究区受²³⁹Pu、⁹⁰Sr 等人工放射性核素的污染。对照区选在为同纬度相似生境的无污染区。

1.2 仪器与试剂

FM-3 型密闭制样机,北京永光明医疗仪器厂;HYP 型消化炉,上海纤检仪器有限公司;LD5-2A 型低速离心机,北京医用离心机厂;LXJ-II B 型大容量低速离心机,上海安亭科学仪器厂;PSFO2.0 型 ICP-AES,美国 Leeman 公司;MINI20 型低本底 α/β 计数器,法国 EM 公司。

所用试剂均为分析纯。铁载体质量浓度为 10 g/L,钡载体质量浓度为 20 g/L;锶载体质量浓度为 50 g/L,钇载体质量浓度为 20 g/L,均按国标 GB11222.1^[10]所述方法配制和标定。⁹⁰Sr-⁹⁰Y 标准溶液,购自中国原子能科学研究院;⁹⁰Sr-⁹⁰Y 平面监督源,由中国剂量科学研究院标定。

1.3 样品采集与预处理

分别在污染区和对照区采集处于生长发育期(7 月)和成熟期(9~10 月)的植物全样。样品在现场喷水冲洗后趁湿封装在塑料袋中(事先设定不清洗的样品例外),带回实验室后彻底清洗沾附的灰尘并分割出根、茎、穗,置于滤纸上待表面阴干后称重。

阴干后的样品置于瓷托盘中,在鼓风干燥箱中于 60 °C“杀青”10~30 min,再升温至 105 °C 烘干 4~6 h,冷却,称重,用铡刀剪切至 2~5 cm,再于 105 °C 烘干 1~2 h,趁热用植物粉碎机粉碎,使其完全通过 100 目筛,贮存备用。称取一定质量的干燥植物粉碎样置于陶瓷灰化皿中,置于马弗炉中于 300 °C 碳化 3 h,再升温至 550 °C 灼烧 8 h,转入干燥器内冷却至室温,称植物灰重,计算干灰比。

1.4 植物灰中⁹⁰Sr 的分析方法

1.4.1 植物灰消解 准确称量植物灰于玻璃消化管中,用水润湿后加入锶载体和一定体积的 2:1 稀王水(固液比为 0.1 kg/L),于消化炉中加热浸取 1 h;取下稍冷后滴加 1 mL H₂O₂,继续煮沸 1 h,取下冷却;搅拌下滴加浓氨水调节溶液 pH 至 8.0~9.0,继续煮沸 15 min,离心分离,弃去沉淀,用水洗涤沉淀 2~3 次,得到消解液。

1.4.2 ^{90}Sr 分离纯化 在约 200 mL 植物灰的消解液中加入 15 g 碳酸铵,加热煮沸后室温静置陈化 4 h,离心分离,弃去上清液,沉淀用 4 mol/L HNO_3 溶解,稀释至约 30 mL,加入 1 mL 铁载体,水浴煮沸 3~5 min,滴加新鲜氨水至出现红褐色絮状沉淀($\text{pH}\approx 10$),煮沸使絮状沉淀凝聚,趁热离心分离。弃去沉淀,保留上清液,记录锶、钇分离时刻 t_1 (^{90}Y 开始增长的时刻)。加入 1 mL 钇载体溶液,1 mL 6 mol/L 乙酸溶液,2 mL 3 mol/L 乙酸铵溶液,煮沸 2 min,搅拌下滴加 3 mL 0.3 mol/L 铬酸钠溶液,煮沸 5 min,冷至室温,离心分离,弃去沉淀。将上清液转移至 50 mL 容量瓶中,加入 1.000 mL 钇载体溶液,用 4 mol/L HNO_3 定容(放置液),放置 14 d 以上,使 ^{90}Sr 与 ^{90}Y 达到放射性衰变平衡。

1.4.3 制源与测量 准确移取 1.00 mL 放置液用 2% HNO_3 稀释 50 倍,用锶载体溶液配置标准系列,ICP-AES 分析测定锶回收率 $Y(\text{Sr})$ 。将剩余放置液转入离心管中,用氨水调节溶液 pH 至 8~9,水浴煮沸使沉淀凝聚,冷却后离心分离,弃去溶液。记录锶、钇分离时刻 t_2 (^{90}Y 开始衰变的时刻)。用少量 4 mol/L HNO_3 溶解沉淀,重复上述操作 2 次。最后的沉淀用少量 4 mol/L HNO_3 溶解,用水稀释并转移溶液至 100 mL 烧杯中,加入 5 mL 饱和草酸溶液,用氨水调节 pH 至 1.5~2.0。电热板上加热,微沸 5~10 min,使沉淀凝聚,水浴冷却。在可拆卸式漏斗上抽滤,依次用 5 mL 1%草酸溶液、5 mL 无水乙醇洗涤,得到草酸钇的滤纸源,转入干燥箱中于 110 $^{\circ}\text{C}$ 烘至恒重,放入干燥器中冷至室温,称量,按草酸钇 $[\text{Y}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}]$ 的分子式计算钇的回收率 $Y(\text{Y})$ 。用 α/β 低本底计数器测量草酸钇滤纸源 ^{90}Y 的 β 计数,记录测量中间时刻 t_3 。仪器对 ^{90}Y 的探测效率按国标 GB11222.1^[10]方法进行校准。

1.4.4 ^{90}Sr 比活度的计算 按式(1)计算植物样品中 ^{90}Sr 的比活度:

$$a(\text{Sr}) = \frac{1\ 000N_0\omega}{60mY(\text{Sr})Y(\text{Y})\eta(\text{Y})(1 - e^{-\lambda(t_2-t_1)})e^{-\lambda(t_3-t_2)}} \quad (1)$$

式中, $a(\text{Sr})$ 为样品中 ^{90}Sr 的比活度, mBq/g (干重); ω 为植物样品干灰比; N_0 为草酸钇源中 ^{90}Y 的净计数率, min^{-1} ; m 为植物样品灰取样分析质量, g ; $Y(\text{Sr})$ 为锶的化学回收率; $Y(\text{Y})$ 为钇的化学回收率; $\eta(\text{Y})$ 为低本底 α/β 计数器对 ^{90}Y 的探

测效率; $\lambda = \ln 2/T_{1/2}$, $T_{1/2}$ 为 ^{90}Y 的半衰期(64.2 h); t_1 为第一次锶、钇分离的时刻(^{90}Y 开始增长的时刻); t_2 为第二次锶、钇分离的时刻(^{90}Y 开始衰变的时刻); t_3 为 ^{90}Y 测量中间的时刻。

2 结果和讨论

2.1 分析方法的可靠性和探测限

^{90}Sr - ^{90}Y 标准电镀源 α/β 低本底计数器探测效率监测结果表明,仪器探测效率稳定;试剂空白计数率与仪器的本底计数率在 95%置信水平下没有显著差异;6 个样品 4 次平行分析结果的相对标准偏差均小于 5%,在实际分析的 49 对平行样中,最大标准偏差不大于 15%;样品源的放射性纯度检验表明草酸钇源中基本不含其它 β 放射性杂质;该法给出的 ^{90}Sr 分析结果与 P204 萃取色层法^[10]在 7%范围内吻合。 α/β 低本底计数器在预置测量条件和 95%置信度下的探测限 $N_{\text{仪}}$ 为 0.20 min^{-1} 。

植物灰取样量 m 为 10 g, ^{90}Y 探测效率 $\eta(\text{Y}) = 46\%$,钇的化学回收率 $Y(\text{Y}) = 90\%$,锶的化学回收率 $Y(\text{Sr}) = 50\%$,放置平衡时间 $(t_2 - t_1) = 14 \text{ d}$, ^{90}Y 开始衰变至测量中间时刻的间隔 $(t_3 - t_2) = 6 \text{ h}$,测量时间为 300 min,植物样品的干灰比为 90 时,方法对植物样品中 ^{90}Sr 的检出限为 0.17 mBq/g (干重)。

2.2 植物地上部分 ^{90}Sr 的比活度

研究区植物样品中 ^{90}Sr 分析结果列入表 1。用植物地上部 ^{90}Sr 含量来表征其受污染状况。除未清洗样品外,取自污染区 7 种植物地上部分经清洗的样品,按干重加权平均得到地上部 ^{90}Sr 的比活度,对其进行统计得到污染区植物地上部 ^{90}Sr 含量的平均值为 $(3.6 \pm 4.3) \text{ mBq/g}$ ($n=25$),最大值为 20.23 mBq/g ,中值为 2.3 mBq/g ,最小值为 0.33 mBq/g 。

污染区和对照区刚毛柾柳和芦苇样品中 ^{90}Sr 的比活度测定结果列于表 2。由表 2 可见,污染区刚毛柾柳中 $a(^{90}\text{Sr})$ 是对照区的 4.3 倍,污染区内芦苇中的 $a(^{90}\text{Sr})$ 是对照区的 7.6 倍,污染区中植物体内存在受当地 ^{90}Sr 污染的迹象。但污染区植物中 ^{90}Sr 比活度远小于某放射性污染区青苔等植物^[7]中 ^{90}Sr 的含量($24 \sim 240\ 000 \text{ mBq/g}$),总体上小于澳大利亚非污染环境牧草^[4]中 ^{90}Sr 的含量($5.6 \sim 49.7 \text{ mBq/g}$),表明污染区植物体内受 ^{90}Sr 污染的程度不严重。

表 1 污染区植物样品中⁹⁰Sr 的比活度
Table 1 Specific activity of ⁹⁰Sr in desert plants from contaminated site

采样时间(Sampling date)	植物种类(Species)	部位(Tissue)	$a(^{90}\text{Sr})/(\text{mBq} \cdot \text{g}^{-1})$ ($\pm 1\sigma$)
2005. 09. 15	刚毛怪柳(Tamarix hispida)	老枝(Grown shoot)	4. 15±0. 08
	刚毛怪柳(Tamarix hispida)	嫩枝叶(Twig and leaf)	4. 23±0. 11
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	20. 23±0. 84
	芦苇(Phragmites australis)	地上部(Overground part)	3. 35±0. 15
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	3. 67±0. 09
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	4. 76±0. 16
	芦苇(Phragmites australis)	地上部(Overground part)	0. 85±0. 03
	刚毛怪柳(Tamarix hispida)	地上部(Overground part)	0. 51±0. 01
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	0. 53±0. 01
	沙拐枣(Calligonum kuerlese)	地上部(Overground part)	0. 49±0. 02
	刚毛怪柳(Tamarix hispida)	地上部(Overground part)	5. 16±0. 91
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	0. 88±0. 02
	刚毛怪柳(Tamarix hispida)	地上部(Overground part)	0. 64±0. 02
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	0. 98±0. 03
	盐节木(Halocnerrum strobilaceum)	地上部(Overground part)	0. 33±0. 02
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	0. 91±0. 03
	沙拐枣(Calligonum kuerlese)	地上部(Overground part)	1. 95±0. 05
	盐生草(Halogeton glomeratus)	地上部(Overground part)	10. 99±0. 86
	刚毛怪柳(Tamarix hispida)	地上部(Overground part)	5. 64±0. 32
	2005. 10. 20	河西苜(Hexinia polydichotoma)	地上部(Overground part)
刚毛怪柳(Tamarix hispida)		地上部(Overground part)	7. 26±0. 19
芦苇(Phragmites australis)		茎(Stem)	9. 36±0. 42*
芦苇(Phragmites australis)		叶(Leaf)	16. 0±1. 2*
芦苇(Phragmites australis)		穗(Tassel)	16. 18±0. 82*
芦苇(Phragmites australis)		根须(Fibre)	8. 39±0. 22
芦苇(Phragmites australis)		根(Root)	2. 27±0. 05
2006. 07. 21	河西苜(Hexinia polydichotoma)	地上死茎(Overground dead stem)	27. 1±1. 4
	河西苜(Hexinia polydichotoma)	地上鲜样(Overground live stem)	6. 37±0. 56*
	河西苜(Hexinia polydichotoma)	根(Root)	5. 92±0. 22
	芦苇(Phragmites australis)	茎(Stem)	2. 31±0. 26
	芦苇(Phragmites australis)	叶(Leaf)	4. 02±0. 11
	芦苇(Phragmites australis)	穗(Tassel)	4. 33±0. 15
	芦苇(Phragmites australis)	根(Root)	13. 15±0. 64
	芦苇(Phragmites australis)	茎(Stem)	1. 63±0. 19
	芦苇(Phragmites australis)	叶(Leaf)	2. 35±0. 02
芦苇(Phragmites australis)	穗(Tassel)	2. 48±0. 08	
芦苇(Phragmites australis)	根(Root)	16. 5±1. 0	
芦苇(Phragmites australis)	茎(Stem)	1. 47±0. 12	
芦苇(Phragmites australis)	叶(Leaf)	3. 2±2. 4	

续表 1

采样时间(Sampling date)	植物种类(Species)	部位(Tissue)	$a(^{90}\text{Sr})/(\text{mBq} \cdot \text{g}^{-1})$ ($\pm 1\sigma$)
2005. 12. 08(对照区, control plot)	刚毛柽柳(Tamarix hispida)	老枝(Grown shoot)	0.91 \pm 1.12
	刚毛柽柳(Tamarix hispida)	嫩枝叶(Twig and leaf)	1.13 \pm 0.33
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	2.75 \pm 0.33
	河西苜(Hexinia polydichotoma)	地上部(Overground part)	3.7 \pm 1.4
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	地上部(Overground part)	9.28 \pm 0.24
2006. 07. 22(对照区, control plot)	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	根(Root)	5.33 \pm 0.22
	芦苇(Phragmites australis)	茎(Stem)	0.13 \pm 0.01
	芦苇(Phragmites australis)	叶+穗(Leaf and tassel)	0.57 \pm 0.06
	芦苇(Phragmites australis)	根(Root)	0.81 \pm 0.03
	刚毛柽柳(Tamarix hispida)	地上部(Overground part)	0.92 \pm 0.08

注(Note): $n=25$; *, 样品未清洗(The samples were not rinsed)

表 2 污染区和对照区植物中 ^{90}Sr 比活度Table 2 Specific activity of ^{90}Sr in the plants collected from different sampling site

取样点(Sampling site)	$a(^{90}\text{Sr})/(\text{mBq} \cdot \text{g}^{-1})$	
	刚毛柽柳(Tamarix hispida)	芦苇(Phragmites australis)
污染区(Contaminated site)	3.98	2.06
对照区(Control plot)	0.92	0.27 ¹⁾

注(Note): 1) 不同部位系列分样干重加权的平均值(The datum is the dry weighted average of different parts)

2.3 不同种类植物中 ^{90}Sr 的比活度

污染区中芦苇、黑果枸杞和刚毛柽柳 3 种植物地上部分 ^{90}Sr 比活度的统计结果列于表 3。由表 3 可知,这 3 种植物中 ^{90}Sr 比活度的相对大小为:黑果枸杞 $>$ 刚毛柽柳 $>$ 芦苇。对于其它几种分布较少

的植物,因为样品数少,取其 ^{90}Sr 比活度的最高值与取样点附近其它种类植物中 ^{90}Sr 的最大比活度相比较,得出比活度相对大小。7 种植物中 ^{90}Sr 的比活度由高到底的顺序为:盐生草 $>$ 河西苜 $>$ 黑果枸杞 $>$ 刚毛柽柳 $>$ 芦苇 $>$ 沙拐枣 $>$ 盐节木。

表 3 污染区植物地上部的 ^{90}Sr 比活度Table 3 Specific activity of ^{90}Sr in the plants aboveground from different sampling site

项目(Entry)	$a(^{90}\text{Sr})/(\text{mBq} \cdot \text{g}^{-1})$		
	黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	刚毛柽柳(Tamarix hispida)	芦苇(Phragmites australis)
平均值(Ave.)	4.88	3.98	2.06
最大值(Max.)	20.23	7.26	3.35
中值(Median)	2.75	4.68	2.18
最小值(Min.)	0.88	0.64	0.53
标准偏差(STD)	6.94	2.64	1.19
样本数(n)	7	6	6

2.4 不同生长期植物中 ^{90}Sr 的比活度

不同季节采集的 4 种植物样品中 ^{90}Sr 的比活度列于表 4。由表 4 可见,除刚毛柽柳外,芦苇、

黑果枸杞、河西苜等植物中 7 月 ^{90}Sr 的比活度比 9 月的高。 ^{90}Sr 在棉花等作物体内分布及高浓集植物的筛选研究^[11]表明,在三个生长发育阶段(出

表 4 不同季节植物中⁹⁰Sr比活度
Table 4 Specific activity of ⁹⁰Sr
in the plants at different seasons

植物种类(Species)	$a(^{90}\text{Sr})/(\text{mBq} \cdot \text{g}^{-1})$	
	7 月(July)	9 月(September)
芦苇(Phragmites australis)	2.55	1.58
黑果枸杞(Lycium ruthenicum)	2.75	2.24
刚毛柽柳(Tamarix hispida)	1.01	3.33
河西苜蓿(Hexinia polydichotoma)	3.65	1.31

苗-拔节-孕穗/蕾阶段;拔节-孕穗/现蕾-抽穗-开花阶段;抽穗-开花-籽实成熟阶段),植物对养分的吸收和积累不同,而且不同植物对⁹⁰Sr的吸收量和浓集能力差异很大。如夏谷等禾本科植物,单位干物质中放射性含量在拔节、孕穗期以茎叶中为最高,抽穗期后逐渐下降,成熟阶段叶片中含量增加很快。主要原因是植物在拔节-孕穗/现蕾-抽穗-开花阶段,营养生长、生殖生长同时进行,生长发育加快,养分的需求和吸收量最大,而在抽穗-开花-籽实成熟阶段,全株干物质的积累加快,同时贮存的营养物质在植株各器官中进行强烈的重新分配,籽实增重加快。研究区植物9~11月为开花-籽实成熟期,植株干物质的积累加快,摄入核素量少;5~8月为生长期,养分的需求和摄入量最大,摄入核素量多,因而植物体内具

有较高的⁹⁰Sr比活度。刚毛柽柳中9月⁹⁰Sr的比活度比7月的高,与其生物特性有关。刚毛柽柳为中生盐生植物,泌盐,其根部10~30cm土层土壤盐分含量可高达35%,根际微域盐分含量可达29%。刚毛柽柳通过根部拒盐、体内耐盐及泌盐腺泌盐来达到其耐盐碱的目的^[12],摄入植物体内的核素可能随植物的泌盐过程而被排出植物体外。

2.5 ⁹⁰Sr在植物不同部位中的分布

植物通过根系吸收土壤中的⁹⁰Sr,经过生理代谢作用,将其转移、运送到地上部各个部分。Sr被植物吸收后易沉积在某些器官中,尤其是老叶中,而不再被转移利用,表现为下部茎叶中⁹⁰Sr的含量高于上部茎叶^[11]。刚毛柽柳及芦苇不同部位的⁹⁰Sr比活度列于表5。从表5可见,刚毛柽柳老枝与嫩枝叶中⁹⁰Sr的比活度相近,而⁹⁰Sr在芦苇各部位的分布存在明显差异,且不同地点采集的芦苇中各部位⁹⁰Sr比活度大小顺序完全一致,均为:根>穗≈叶>茎。根据该分布可以认为芦苇除通过根部吸收⁹⁰Sr,由茎向叶和穗输运外,还存在叶(穗)吸收^[6,11,13]。未经清洗的芦苇中⁹⁰Sr的比活度比清洗过芦苇中的大得多,由此可见,污染区中芦苇等植物主要受放射性再悬浮污染。因此,在考虑通过食物链的摄入量时,主要应考虑再悬浮污染的贡献。

表 5 刚毛柽柳和芦苇各部位中⁹⁰Sr的比活度

Table 5 $a(^{90}\text{Sr})$ in different tissues of the tamarix hispida and phragmites australis

植物名称(Species)	取样时间(Sampling date)	植物部位(Tissues)	$a(^{90}\text{Sr})/(\text{mBq} \cdot \text{g}^{-1})$
刚毛柽柳(Tamarix hispida)	2005.09.15	老枝(Grown shoot)	4.15
		嫩枝叶(Wig and leaf)	4.23
	2006.07.21	老枝(Grow shoot)	0.91
		嫩枝叶(Wig and leaf)	1.13
芦苇(Phragmites australis)	2006.07.21	根(Root)	13.15
		茎(Stem)	2.31
		叶(Leaf)	4.02
		穗(Tassel)	4.33
	2006.07.21	根(Root)	16.46
		茎(Stem)	1.63
		叶(Leaf)	2.35
		穗(Tassel)	2.48
	2006.07.21	茎(Stem)	1.47
		叶(Leaf)	3.19
芦苇(未清洗)(Phragmites australis, not rinsed)	2005.10.20	茎(Stem)	9.36
		叶(Leaf)	15.97
		穗(Tassel)	16.18

3 结 论

所研究的污染区植物中⁹⁰Sr含量明显高于对照区,植物样品中⁹⁰Sr的比活度均值为(3.6±4.3) mBq/g,污染区内植物受⁹⁰Sr污染但不严重。未清洗的芦苇样品中⁹⁰Sr的含量比清洗干净的芦苇样品中的含量高得多,表明污染区内植物主要受再悬浮污染。几种沙漠植物中⁹⁰Sr的含量与植物种类、生长发育期关系密切,且在不同部位的分布有所不同。7种植物中⁹⁰Sr的比活度水平大小次序为:盐生草>河西苜>黑果枸杞>刚毛怪柳>芦苇>沙拐枣>盐节木;生长期采集的样品中⁹⁰Sr比活度更高;芦苇各部位中⁹⁰Sr比活度存在显著差异,依次为根>穗≈叶>茎。

参考文献:

- [1] 卢玉楷. 简明放射性同位素应用手册[M]. 上海:上海科学普及出版社,2004:209.
- [2] Savinkov A, Semioshkina N, Howard B J, et al. Radiostrontium Uptake by Plants From Different Soil Types in Kazakhstan[J]. Sci Total Environ, 2007, 373: 324-333.
- [3] Fuhrmann M, Lasat M M, Ebbs S D, et al. Uptake of Cesium-137 and Strontium-90 From Contaminated Soil by Three Plant Species; Application to Phytoremediation[J]. J Environ Qual, 2002, 31: 904-909.
- [4] Gastberger M, Steinhausler F, Gerzabek M H, et al. Soil-to-Plant Transfer of Fallout Caesium and Strontium in Austrian Lowland and Alpine Pastures[J]. J Environ Radioact, 2000, 49: 217-233.
- [5] Korobova E, Ermakov A, Linnik V. ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr Mobility in Soils and Transfer in Soil-Plant Systems in the Novozybkov District Affected by the Chernobyl Accident[J]. Appl Geochem, 1998, 13(7): 803-814.
- [6] Malek M A, Hinton T G, Webb S B. A Comparison of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs Uptake in Plants via Three Pathways at Two Chernobyl-Contaminated Sites[J]. J Environ Radioact, 2002, 58: 129-141.
- [7] Ramzaev V, Mishine A, Golikov V, et al. ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr in Live and Dead Reindeer Lichen (Genera Cladonia) From the "Kraton-3" Underground Nuclear Explosion Site[J]. J Environ Radioact, 2007, 93: 84-99.
- [8] Krouglov S V, Filipas A S, Alexakhin R M, et al. Long-Term Study on the Transfer of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr From Chernobyl-Contaminated Soil to Grain Crops[J]. J Environ Radioact, 1997, 34(3): 267-286.
- [9] 李建国. 放射性生态学转移参数手册[M]. 北京:原子能出版社,2006.
- [10] 沙连茂,王治惠,赵敏. GB11222.1—1989 生物样品灰中铯-90的放射化学分析方法 二-(2-乙基己基)磷酸酯萃取色层法[S]. 1989.
- [11] 侯兰欣,徐世明,赵文虎,等. ⁹⁰Sr在棉花等作物体内分布及高浓集植物筛选,CNIC-01070 [R]. 中国核科技报告,北京:原子能出版社,1996.
- [12] 郝金标,张福锁,田长彦. 新疆盐生植物[M]. 北京:科学出版社,2006.
- [13] 李书鼎. 放射生态学原理及应用[M]. 北京:中国环境科学出版社,2005.