

表 1 淋巴结显像 (^{131}I 标记的CEA抗体)

原发癌部位	病人数	腹股沟		腋淋巴结	
		淋巴结	淋巴结	(+)	(-)
乳腺癌	9	0	0	8	1
直肠, 乙状结肠癌	11	4	7	0	11
其它胃肠道癌	5	0	5	2	3
泌尿生殖系癌	9	2	7	0	9
肺癌	5	0	5	0	5
会阴癌	3	3	0	0	3

五、用 αfp 抗体治疗肝癌

Koje^[17]曾用人的 αfp 去免疫马, 马产生的抗血清, 经亲和层析提纯。提纯的马抗血清(450mg)用0.9%NaCl溶解, 然后给一例未能切除的肝癌静脉注入, 注射后这例病人未出现急性不良反应。经治疗后继续查病人血中 αfp 的水平, 发现血中低水平 αfp 一直持续4个月。这一现象的解释是病人体内能生产 αfp 的肿瘤组织受到抑止。目前已知, 原发性肝癌细胞包括有二种成分, 一种是能产生 αfp 的肝癌细胞, 另一种是不能产生 αfp 。如果给予的马抗 αfp 抗血清, 只是与能产生 αfp 的癌细胞作用, 那么对不能产生 αfp 的癌细胞就会失去治疗效果, 抗血清的前途不大。但从动物材料已证明, 用 αfp 抗血清可治愈动物的肝癌^[18], 因此另一种解释是 αfp 抗血清, 杀伤了的癌细胞, 或者被抗体包裹的癌细胞对病人产生了良好的免疫效果, 病人体内总的免疫能力的提高, 对治疗肝癌是有帮助。

关于试用HCG抗体, Currie氏^[19]曾有报道, 他们发现在细胞培养中的滋养细胞加入抗HCG抗体, 滋养细胞受到很大杀伤。他们用抗HCG抗体, 治疗了7例对化疗有抗药性的绒毛膜上皮癌, 其中4例得到缓解, 表明这种疗法有一定疗效。

参考文献

1. Richet C et al, Seances Acad Science 120:948, 1895.
2. Bale WFJ, Immunol 80:480, 1955.
3. Spar IL et al, Cancer Res 20:1501.
4. Mccardle R et al, J Nucl med 7:837, 1966.
5. Gold P et al, J Exp Med 121:439, 1965.
6. Primus FJ, Cancer Res 37:1544, 1977.
7. Reif AE et al, J Surg Oncol 6:133, 1974.
8. Goldberg DM, N Engl J Med 298:1384, 1978.
9. Goldberg DM, Cancer Res 40:2984, 1980.
10. Deland FH et al, Curr Top Pathol 63:289, 1976.
11. Nishis et al, Cancer Res 30:2507, 1970.
12. Kim EE et al, Cancer Res 40:3008, 1980.
13. Ghose T et al, Radiol 116:445, 1975.
14. Order SE et al, Cancer 35:1487, 1975.
15. Potanski J et al, Arch Immunol Ther Exp 27:177, 1979.
16. Deland FH et al, Cancer Res 40:2997, 1980.
17. Koji T et al, Cancer Res 40:3013, 1980.
18. Wepis HT et al, Inter J Cancer (in press) 1980.
19. Currie GA et al, J Obstet Gynaecol 74:841, 1967.

铊钷镅在植物中吸收分布

浙江人民卫生实验院 陆龙根综述 王功鹏* 章仲侯**审

随着核动力工业的发展, 正常生产和使用超铀元素过程中的释放和意外事故的释放, 大气核试验放射性落下灰的沉降都会污染环境。生物学上绝大多数有害的放射性核素属长寿期元素。Makay指出, 超U元素 Np、Pu、

Am和 Cm 是反应堆运行时产生最多、危害最大的放射性元素^[1]。以Pu为例, 1973年美国土壤表面沉降Pu的浓度为20飞居里/克土壤,

* 中国军事医学科学院

** 苏州医学院

Pu的全球贮存量要是均匀分布的话,则每平方米地球表面约为0.6纳居里。据Francis报导,到2050年美国核动力工业使Pu累积量达1000兆居里以上。Weinber⁽²⁾等估算²⁴¹Am的年产量可达兆居里。Pigford预计到2000年²⁴¹Am的α放射性达11兆居里。

²³⁹Pu、²⁴⁰Pu、²⁴¹Am、²³⁷Np和²⁴⁴Cm(尤其是Pu)的重要性是由它们所具有长半衰期和极毒性所决定。这些核素的紧要器官是骨,其最大允许负荷量分别为0.04, 0.05, 0.06和0.1微居里⁽⁴⁾。因此尽可能地防止它们任意扩散到环境中去,以免进而通过吸入或食物链转移到人^(3~5,7,9)。核工业发展以来,科学工作者对此十分重视。Jacobson等于1948年发表了有关植物吸收Pu的第一篇实验结果⁶。半个世纪以来(尤其是70年代)发表了不少关于超U元素Np、Pu、Am和Cm在植物中吸收分布及其影响因素的研究成果,其中最多的是Pu,其次是Am。在我国,随着核能的开发和利用,此类研究已提到议事日程上来。

一、实验方法

超U元素被释放到环境后的危害性,不仅取决于它们在环境中的行为和丰度,而且更重要地取决于植物对各种核素的吸收能力和在植物中的相对量,即这些核素进入食物链的可能性⁽¹⁵⁾。

1. 植物栽培的场所和生根介质的配制

植物一般栽培在可控实验室内或野外的盆中,以研究其对超U元素的吸收转移和分布。植物的生根介质有的是土壤(被落下灰污染或人为地被超U元素所污染的土壤),有的是砂-营养液。通常采用Neubaer幼苗试验法^(1,5,8,11,25,29)将植物栽培在营养液中。超U元素在土壤中的分布形式各不相同,主要有均匀分布和分层分布两种。前者是将超U元素的盐溶液与干净的土壤充分混匀而成,后者是将超U元素的盐溶液加在土壤的表面形成一层土壤污染物,再复盖清洁土壤(或砂)而成。Price认为后者的配制方法是一种简单安全而且模仿了放射性污染时常在土壤表面或接近表面的

野外条件的方法。植物栽培场所和生根介质等见表1。

表1 栽培在不同场所和生根介质中的植物对超U元素的吸收研究

栽培场所	超U元素在生根介质中的分布	实验内容	参考文献	
可控室内	一、均匀分布	1. 从内华达核试验场取回的污染土壤	大麦对Pu和Am的吸收 三叶草对Pu的吸收	2 9
		2. Am均匀分布在土壤中	布兰卡牧草对Am的吸收	21
		3. 将PuO ₂ 粒子污染土壤后与蛭石混匀	苜蓿莴苣,小萝卜对PuO ₂ 粒子的吸收	3
	二、分层分布		风滚草,雀麦草对Np、Pu、Am和Cm的吸收	12,18
		三、砂-培养液	豌豆对Pu的吸收	5
		野外盆栽	一、Np、Pu、Am和Cm在土壤中均匀分布	雀麦草、大麦,豌豆和苜蓿对四种超U元素的吸收
小麦各部分对四种超U元素的吸收	13			
二、放射性落下灰污染的土壤	西红柿、菜豆、大麦和风滚草对Pu的吸收		27	

2. 实验结果的表示方式

在估算这些生物学上有毒物质进入人的食物链所造成的危害时,需要对有关转移参数作出定量表示。其中最重要的一个参数是植物对土壤中超U元素的吸收量⁽¹⁰⁾。Price认为在生态系统中吸收是最重要的转移机理。通常以浓度比(C、R)^(2,3,5,12,18,20,21)也称浓度系数(C、F)⁽¹⁾或甄别系数⁽⁷⁾表示之,其定义为每克干植物中核素的浓度〔居里/每克干土壤中核素的浓度(居里)〕。有的科学工作者用吸收百分率⁽⁸⁾(也称相对吸收量)表示植物各部分的浓度,它的定义为每克干植物中核素的浓度〔居里/每只容器内土壤中核素的总浓度(居里)〕。

二、超U元素在植物中的吸收分布

实验结果一致表明,植物对超U元素的吸收能力为²³⁷Np > ²⁴¹Am > ²⁴⁴Cm > ²³⁹Pu。

超U元素在植物中的浓度比(C、R)一般为 $Np > Am$ (或 \approx) $Cm > Pu$ (10, 12, 13, 16)。例如, 超U元素在小麦中的浓度比 ^{237}Np 为 $10^{-2} \sim 10^{-3}$, ^{241}Am 为 $10^{-3} \sim 10^{-4}$, ^{244}Cm 为 $10^{-4} \sim 10^{-5}$, ^{239}Pu 为 $10^{-4} \sim 10^{-5}$ (13)。在大麦苗中的浓度比, Am 为 $(58 \sim 156) \times 10^{-6}$, Pu 为 $(8.8 \sim 23) \times 10^{-6}$, 大麦吸收和转移的 Am 比 Pu 多。Cline (11) 和Price (12) 发现植物对 Am 的吸收为对 Pu 的吸收的15~30倍。超U元素在同种植物内各部分的浓度比一般为根>叶>谷壳>谷粒。例如, 四种超U元素在小麦各部分的浓度比次序为杆>麦壳>麦粒 (13)。

Wildug等发现大麦根部 Pu 浓度超过幼苗3到8倍 (4)。Schreckhise等 (9) 报导, 豌豆种籽中 Pu 、 Am 、 Cm 和 Np 的浓度均明显低于除根以外的其它部分(分别低99.57%、99.33%、98.57%和96.67%)。各类植物对超U元素的吸收分布见表2。Brown等认为植物会释放出像柠檬酸和黑乳酸一类的物质, 并能吸收与超U元素形成强螯合物的有机化合物。Romney认为植物对钷的吸收可能主要取决于植物根部和微生物的作用或微生物所释放的有机化合物。许多科学工作者认为植物通过根部从土壤中吸收的超U元素都不是元素态而是超U元素

表2 各类植物对超U元素的吸收分布

核 素	植 物	分析部分	生 长 期	相对吸收量	浓度系数 (C,F)	参考文献
^{237}Np	风滚草	全*	二个月	2.1	0.11	12
	雀麦草	全	二个月	0.12	0.013	12
	小 麦	谷	至成熟	/	3.9×10^{-4}	13
^{239}Pu	风滚草	全	二个月	9.3×10^{-4}	4.0×10^{-6}	12
	雀麦草	全	二个月	1.9×10^{-4}	1.7×10^{-5}	12
	大 麦	全	18天	/	2.0×10^{-4}	11
	菜 豆	全	4天**	/	6.0×10^{-5}	11
	风滚草	全	至成熟	/	4.0×10^{-5}	18
	小 麦	谷	至成熟	/	3.6×10^{-5}	13
^{241}Am	风滚草	全	二个月	0.032	1.4×10^{-3}	12
	雀麦草	全	二个月	0.0072	6.0×10^{-4}	12
	大 麦	全	18天	/	3.0×10^{-3}	11
	菜 豆	全	4天**	/	3.0×10^{-3}	11
	矮菜豆	叶	14天	3.0×10^{-3}	0.075	14
			31天	2.2×10^{-3}	0.054	14
			45天	8.7×10^{-3}	0.22	14
	大 豆	茎	13天	5.5×10^{-3}	0.22	16
			13天	6.0×10^{-3}	0.12	16
			13天	1.2×10^{-3}	0.15	16
小 麦	全	127天	/	5.7×10^{-6}	17	
^{244}Cm	羊茅草	全	28天	<0.003	/	8
	菜 豆	全	28天**	0.03	/	8
	风滚草	全	二个月	0.047	2.2×10^{-3}	12
	雀麦草	全	二个月	0.006	4.0×10^{-4}	12
	风滚草	谷	14天	/	4.0×10^{-3}	18
	小 麦	谷	至成熟	/	6.0×10^{-6}	13

* 指地上各部分的平均值, **栽培在营养液中的时间

的有机化合物或螯合物。

三、影响植物吸收的因素

超U元素被植物吸收的程度主要取决于植物的种类,土壤或生根介质的性质、超U元素的化学特性、外界的自然条件和植物的生长期等。

1. 植物种类

不同种类的植物对超U元素的吸收能力是不同的。Thomas^[4,15]等进行了无纤维菜豆和高大羊茅草吸收²⁴⁴Cm的实验,结果证明:菜豆能大量吸收²⁴⁴Cm而羊茅草内的²⁴⁴Cm含量则不超过对照组。莴苣和小萝卜对Pu的吸收量大于苜蓿^[8]。Price观察到风滚草对²³⁷Np的吸收量为加入量的2%,而雀麦草对²³⁷Np的吸收量则比风滚草低一个数量级。Cline等报导了单子叶植物对²³⁸Pu的吸收低于双子叶植物。Ricard^[4]等观察到了不同作物幼苗和种籽之间积累的²³⁸Pu能力的差别。如:豌豆苗中积累的Pu比雀麦草约大10倍,但在种籽中积累的Pu则仅为雀麦草种籽的十六分之一。Schreckhise等实验证明,雀麦草、大麦、豌豆和苜蓿对超U元素的相对吸收量有很大差别。一般而言,豆科类积累的放射性是草木类的10倍。在另外一次实验中,生长在落下灰污染土壤中的西红柿可探测到示踪量的放射性,而菜豆,大麦或风滚草则均未测出。

2. 超U元素浓度

Wildung发现,Pu在大麦苗内的浓度随土壤中Pu浓度的升高而升高,但浓度比(C、R)随土壤中Pu浓度升高而降低^[4,10,20]。Raymond等观察到当土壤中Pu浓度为0.05、0.5、10.0微居里/克时,大麦苗中的吸收量相应地为0.28、1.1、 5.5×10^{-4} 微居里/克,而浓度比则分别为5.6、2.1、0.55^[20]。对于²⁴¹Am,当土壤中浓度从1000提高到4000衰变数/克时,大麦苗的浓度比下降了66.7%。但是他指出,当土壤中浓度为每克0.5微居里或更低时土壤中浓度的不同对吸收几乎没有影响。这说明在高浓度(Pu约10微居里/克土壤,²⁴¹Am为0.1毫居里/升)时,会对植物根部和在土壤中

的微生物产生化学损伤和辐射损伤,改变核素在土壤中的溶解度,因而在较高浓度下浓度比反而降低。

3. 粒度大小

粒度大小也是影响植物吸收的一种因素。Little等指出,由于Pu的粒度大小的不同可导致Pu在植物中的浓度改变达几个数量级。植物吸收大粒子的量较低。据Adams报导,生长在含有²³⁸PuO₂粒度为100微米的土壤中的植物,其灰的浓度比仅为 $10^{-7} \sim 10^{-8}$ 。放射性粒子越小,表面积越大,放射性粒子与植物根部表面吸附接触的几率以及从土壤向植物根部迁移的几率就越大,因而转移到植物各部分的能力也越大。但是,Lipton^[5]等将豌豆栽培在含有粒度不同的Pu胶体粒子并加有DTPA螯合剂的土壤中的实验表明,生长在Pu胶体粒度最大(>1.0微米)的污染土壤中的豌豆苗对Pu的吸收量比生长在Pu胶体粒度较小(0.2~1.0微米)的污染土壤中的豌豆苗对Pu的吸收量要多。

4. 化学形式和价态

Pu的化学形式同样影响植物的吸收。Schulz等实验结果表明,小麦吸收硝酸盐形式的Pu比盐酸盐形式的Pu约大100倍。Adams等观察了在不同高温处理下的土壤中,PuO₂粒子被植物吸收的情况,发现生长在Pu的硝酸盐污染后又经高温处理过的土壤中的苜蓿的浓度比大大低于生长在经常温处理过的土壤中的苜蓿的浓度比。这是由于随着温度的升高,难于溶解的PuO₂粒子数相应增高的缘故。

Jacobson^[6]等实验表明,大麦对Pu的相对吸收量很低,并且对于不同价态的Pu的相对吸收量也不同。其转移百分数PuO₂⁺²(0.10%) > Pu⁺⁴(0.0024%) > Pu⁺³(0.00045%)。由于植物吸收不同价态的超U元素的能力不同,所以许多科学工作者在进行植物对超U元素吸收分布的比较实验时,常用在自然界中最普遍存在的元素价态^[10,18]。超U元素在水溶液中稳定的氧化价态:Np为V价、Pu为IV价、Am和Cm为III价。Delaney

等的实验表明,栽培在以 ^{237}Np 、 $^{237}\text{Pu}(\text{VI})$ 为主的溶液里的植物对Pu的吸收量比栽培在以 $^{237}\text{Pu}(\text{VI})$ 为主的溶液里的大5倍⁽¹⁰⁾。Bondientti等指出,由于现实环境中稳定的Pu为 $+4$ 价,以及Pu(VI)在植物中迁移时被还原成Pu(IV),因而在食用植物中,Pu(IV)的量比Pu(VI)多得多⁽⁴⁾。

5. 土壤特性

(1) 土壤的种类

不同种类的土壤所含有有机质、酸度、阳离子交换能力等物理化学性质不同。因而植物通过根部从不同的土壤中吸收并向植物各部分转移的能力也不同。例如,生长在模拟野外条件下的7种不同土壤中的小麦,其成熟期的谷、秆、叶的超U元素浓度比是不同的,在Lym-an土壤(酸性砂质土)中的浓度比最大,在Egbert土壤(含高有机质)中的浓度比最小。

(13)

(2) 土壤或生根介质的pH

Wilson⁽²⁴⁾等进行了大麦对酸性和碱性土壤中Pu的吸收试验,结果表明对酸性土壤中Pu(IV)的吸收($C, F = 0.002$)大于对碱性土壤中的吸收($C, F = 0.001$)。盆栽实验表明,植物对 ^{241}Am 的吸收明显地受到土壤pH的影响,pH高时吸收低⁽²¹⁾。Wallace发现pH7.7时矮菜豆对 ^{241}Am 的吸收大于pH低于(或高于)7.7时的吸收。他认为pH影响了Am-DTPA螯合物的稳定性。pH7.7时,Am-DTPA最稳定,此时,不仅植物各部分均有较多的 ^{241}Am ,而且 ^{241}Am 的叶/茎之比最大⁽¹⁷⁾。Rediske^(25,26)等的实验表明,随着根部介质的pH从7降低到4, ^{239}Pu 的浓度比从 10^{-4} 提高到 10^{-3} 。Hoyt等认为pH影响元素的溶解度,因而影响元素的吸收量。Rediske等认为Pu的水解和聚合作用的程度可能与pH有关,而在酸性和碱性土壤中的差别则可能是由于Pu和碱性土壤中的难溶性 CaCO_3 的相互作用所引起而并非是pH本身。

(3) 石灰、有机质或合成螯合剂的施加
施加石灰或有机质都会降低植物对超U元

素的吸收。Hoyt⁽²¹⁾等的实验结果见表3。从表3可见,施加石灰的二种土壤上生长的牧草吸收 ^{241}Am 的量明显降低了。同时观察到土壤施加有机质的量越多,植物吸收Am的量就愈少。

表3 石灰或有机质对布兰卡牧草吸收 ^{241}Am 的影响

施加成分	土壤种类	^{241}Am 浓度(皮居里/克干植物)		
		对照组	实验组	
石灰	Troup	12.0	1.0	
	Dothan	35.3	0.2	
有机质(%)	Dothan			
		1.25	45.2	36.9
		2.50	45.2	33.2
		5.0	45.2	14.5

Price和Gelman⁽⁴⁾等发现把有机络合物(醋酸盐,乙二醇盐,草酸盐,柠檬酸盐)加入到土壤后,能降低植物对超U元素的吸收,原因是有机酸与超U元素结合生成非溶性的或稳定的不被植物所吸收的有机络合物。

许多科学工作者确认螯合剂DTPA(二乙撑三胺五醋酸)、EDDHA(二乙胺二原羟基苯醋酸)和RA157(EDDHA的甲苯衍生物)都可促使植物对 ^{239}Pu 、 ^{241}Am 和 ^{237}Np 的吸收。表4为DTPA对植物吸收 ^{241}Am 的影响。

表4 DTPA对植物吸收 ^{241}Am 的影响

植物	生长期	浓度系数		提高倍数	参考文献
		对照组	加DTPA		
风滚草	二个月	0.0014	0.56	400	6
雀麦草	二个月	0.0006	0.1	167	6
矮菜豆	14天	0.075	51	680	14
	31天	0.054	4.8	89	
	45天	0.22	11	50	
风滚草	14天	0.007	0.24	34	18

Wallace⁽¹⁶⁾观察了在DTPA存在下,矮菜豆的根部处于不同温度时对 ^{241}Am 的吸收分布情况,结果表明,吸收似乎与根部温度无

关。

6. 植物的生长期和修剪次数

生长期(或年龄)是影响植物对超U元素吸收量的一个因素。Neubold^(1,2,3)等报导了植物的吸收与生长期的关系。在三种不同土壤中二年生的黑麦草对Pu的吸收似乎大于一年生的,三年生的约大于前二年中最大吸收量的4倍。Romney等发现生长在核试验场污染土壤中的三叶草,所含Pu的浓度从1958年的3.1衰变数/克提高到1962年的22.6衰变数/克⁽⁴⁾。一些科学工作者认为,增加生长期,使多年生的植物根部与Pu粒子接触的机率更多,同时使较多的来自多年生根部组织腐烂的有机质与Pu螯合,从而导致了植物对Pu的吸收的增加^(1,5)。

修剪次数与布兰卡牧草吸收Am的关系表明,在未用石灰处理的多桑土壤中植物内的²⁴¹Am浓度随修剪次数增加而下降。²⁴¹Am高值出现在第一次修剪的布兰卡牧草中,第三次中最低。Schreckhise等将苜蓿播种在被超U元素污染的土壤中作了三次收割,第二、三次收割的苜蓿中²³⁹Pu、²⁴¹Am、²³⁷Np和²⁴⁴Cm的吸收量均低于第一次⁽⁶⁾。

四、小 结

1. 超U元素Np、Pu、Am和Cm很难被植物吸收。植物吸收超U元素的能力为²³⁷Np > ²⁴¹Am > ²⁴⁴Cm > ²³⁹Pu。超U元素在植物中的浓度比一般为Np > Am > 或 ≈ Cm > Pu。

2. 植物吸收超U元素的量与植物的种类、土壤特性、核素的化学形式和价态有关。为了防止或减少通过食物链对人的危害,可施石灰或有机质到土壤中,以降低植物对超U元素的吸收。

3. 不少科学工作者在估算食用植物对人体危害的剂量模型中常采用整个地上部分的浓度比,但实际证明种籽中的超U元素的浓度比低于整个地上部分。因此当人们食用种籽时,

这种估算往往偏高。当人们食用根部植物时,由于积累在根部的Pu大大高于地上部分,所以这种估算往往偏低。

4. 到目前为止,对超U元素在植物中吸收分布的研究都是在高污染条件下进行的。这些实验结果很难引伸到或应用到实际情况中。所以,实际环境中植物对超U元素的吸收分布尚待进一步研究解决。

参 考 文 献

1. Price KR, J Environ Qual 2:62, 1973.
2. Schulz RK et al, J Environ Qual 5:406, 1976.
3. Brown KW et al, Health Physics 35:481, 1978.
4. PB-287431, P35, 1978.
5. Lipton WU et al, Health physics 31:425, 1976.
6. Jacobson L et al, Soil Sci 65:129, 1948.
7. Francis CW, J Environ Qual 2:67, 1973.
8. Thomas WA et al, Soil Sci 108:305, 1969.
9. Romney EM et al, Health physics 19:487, 1970.
10. Schreckhise RG et al, Health Physics 38:817, 1980.
11. Cline JF, BNWL-714, 1968.
12. Price KR, BNWL-1688, 1972.
13. PB-293657, P1, 1979.
14. Hale VQ et al, Soil Sci 109:262, 1970.
15. Thomas RL et al, LA-6460-MS P1, 1976.
16. Wallace A, Health Physics 22:559, 1972.
17. Wallace A, Radiat Bot 12:433, 1972.
18. Ballou JE et al, Health physics 34:445, 1978.
19. Delaney MS et al, Health physics 34:495, 1978.
20. Raymond E et al, J Agri Food Chemi 22:836, 1974.
21. Hoyt GD et al, J Environ Qual 8:392, 1979.
22. Neubold P, ARCRL-10 P86, 1963.
23. Neubold P et al, ARCRL-8 P81, 1962.
24. Wilson DO et al, Nature 209:941, 1966.
25. Rediske JH et al, HW-30437 P40 1953.
26. Rediske JH et al, HW-36734, 1955.
27. Selders AA et al, HW-27620, 1955.