

黄土区土壤放射性的生物循环

张钟先* 王 农 郝玉怀 刘普灵 (中国科学院西北水土保持研究所, 陕西杨陵 712100)

【摘要】 研究了不同类型土壤中放射性物质的生物学循环和平衡问题. 结果表明, 土壤中放射性核素剖面分布的总趋势是沿发生层往下逐步减少, 其生物积聚系数因不同核素而变动在 1.06—1.44 间. 放射性物质在各类植物体内的含量顺序是: 牧草 > 农业作物 ≥ 灌木 ≥ 果树 > 乔木. 植物对 α 放射性的富集系数一般均小于 0.10, 而 β 放射性的富集系数大都处于 0.5—1.0 间. 不同土地利用情况下土壤放射性可分为积累、消耗和中间 3 种平衡类型.

关键词 土壤放射性 生物循环

Biocycle of soil radioactivity in loess area. Zhang Zhongxian, Wang Nong, Hao Yuhuai and Liu Puling (Northwestern Institute of Soil and Water Conservation, Academia Sinica, Yangling 712100). - Chin. J. Appl. Ecol., 1993, 4(4): 381-387.

Biocycle and equilibrium of radioactive substances in different soils are studied in this paper. The results show that the content of radionuclides in soil profile decreases gradually along with genetic horizons. The biological accumulation coefficients of different nuclides range from 1.06 to 1.44, and the content of radioactive substances in different plants is in order of fodder grass > crop ≥ shrub ≥ fruit tree > arbor. The concentration coefficient of plants for α radioactivity is less than 0.10 and that for β radioactivity is 0.5—1.0. Three equilibrium types (accumulation, consumption and medium) of soil radioactivity under different land utilizations are put forward.

Key words Soil radioactivity, Biocycle.

1 引言

土壤放射性是对生命机体产生潜在影响的生态因素之一. 这些不易被人觉察的放射性对人体的危害要比一般化学毒性大若干数量级. 放射性物质进入人体主要通过食物, 而人类所消费的食物大部分来自陆地, 土壤又供养着整个陆地生态系统. 因此可以认为, 土壤是陆地生态系统中天然放射性元素的源泉和生物循环的基础.

随着能源开发和农业化学化进程, 天然放射性元素逐渐往农业生态系统转移、富集, 使得土壤-植物环节内的放射性水平增高. 通过食物链给人体以较高的辐照量. 因此, 研究黄土地区在不同土地利用情况下土壤放射性物质的生物循环与平衡问题有其普遍意义.

2 研究方法

在黄土高原选择黄绵土、黑垆土、红油土和黑壮土 4 种类型土壤, 按发生层次取样. 同时选取植物 10 种 (包括农作物、牧草、果树和乔灌木), 分根、茎、叶、果穗等部位采集. 经风干、粉碎后拌匀取样, 灰化成灰样待测.

总 α 、 β 放射性在 FJ-2603 型 α 、 β 弱放射性测量装置内测定, 重复 3 次. 总 α 测量的相对偏差为 8—15%; 总 β 为 2—5%.

天然放射性核素 ^{226}Ra 、 ^{232}Th 和 ^{40}K 用 NaI(Tl) 低本底探头配合多道 γ 能谱仪测定. 能谱解析用逐道最小二乘法解谱程序在微机上进行. ^{238}U 用中子活化分析法测量. 其测量准确度是: U, 5%; Th, 6.5%; Ra, 6.0%; K, 1.0%.

3 结果与讨论

3.1 土壤放射性元素含量与剖面分布

本地区土壤主要发育在黄土风化壳上, 并由东南往西北分别在森林草原、干草原和荒漠

* 现在福建农业科学院中心实验室工作.

本文于 1991 年 6 月 24 日收到, 1992 年 10 月 29 日改回.

草原 3 个生物气候带影响下,依次形成了褐土、黑垆土和灰钙土 3 种类型的自然土壤。同时由于黄土高原强烈的土壤侵蚀和人类长期的农业生产活动,又分别形成了初育的黄绵土和耕种性壤土。

从表 1 可见,各类型土壤间放射性元素含量的顺序是:黄绵土<黑壮土≤黑垆土≤塋土。 ^{40}K 及其总 β 放射性分异较小。可见,黄土区土壤中天然放射性元素含量从西北往东南逐渐增大,具有明显的地带特征。这主要受黄土母质粘粒含量所制约,但成土过程中的生物积聚作用亦不容忽视。随着生物量自北往南加大,这种积聚作用也逐渐增强,以致放射性元素地带性分布的差异更为明显。此外,人类的生产活动也是重要的影响因素。

放射性元素在土壤发生层中的分布模式不仅反映其成土历程,而且还决定了它们通过植物吸收进入食物链的数量和强度。本地区土壤中放射性元素剖面分布的总趋势是沿着发生层往下含量逐渐减少。除钙积层因碳酸钙含量高达 15—25%,所含放射性元素量受稀释而接近或稍低于母质外,其余发生层的含量均程度不同地高于母质层。其积聚系数可达到 1.34。这表明在干旱的黄土高原,土壤中放射性元素的生物积聚作用超过了降水的淋移作用。

^{40}K 在剖面上分布比较均匀,除黑壮土外各发生层的积聚系数均不超过 1.20。而 ^{238}U 、 ^{232}Th 和 ^{226}Ra 却大量集聚在富含粘粒的古耕、腐殖质和粘化层内,在剖面的中上部各形成一个明显的含量高峰¹⁷。其中以 ^{238}U 的积聚能力较强,平均积聚系数为 1.16, ^{226}Ra 次之, ^{232}Th 较小(1.06)。

各类型土壤间放射性元素的剖面分布各不相同。幼年性的黄绵土缺乏地带性土壤剖面特征,放射性元素量的剖面分异不明显。在梢林植被下发育的黑壮土中,地表枯枝落叶腐解所形成的腐殖质层富含 ^{40}K ,其积聚系数高达 1.42。黑垆土是草本植被下发育的土壤。草本植物生物量丰富,且其富集放射性元素能力为农作物和乔灌木的 1—4 倍。这些草丛腐解后释放出来

的放射性元素积聚在腐殖质层。该层富含粘粒和有机质,对重金属元素有较大的吸收容量,因而各种放射性元素在腐殖质层均出现峰值。塋土是一种有数千年耕种历史的古老土壤。长期施用大量厩肥,使牧草从草地土壤吸收的放射性元素人为地转移到农地。因此,虽然耕层表现出元素淋失的迹象,但整个熟化层中 ^{238}U 和 ^{226}Ra 的积聚系数仍高达 1.25—1.28, ^{232}Th 和 ^{40}K 为 1.10—1.13。

土壤的 Th/U 值一般均随发生层往下逐渐增大,熟化度高的耕种性土壤尤为明显。这是由于铀常为有机质强烈螯合,积聚在熟化土壤中,而钍却形成一种“螯合淋溶物”缓慢下移。因此上层熟化土壤的 Th/U 值相对偏低。

3.2 几种植物对土壤放射性的吸收富集

各种植物体内放射性水平差别悬殊。仅就 10 种植物的各部位间,总 α 放射性的变化幅度达 3.7—174.5 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$,相差 47 倍;总 β 放射性的变幅为 74—865.8 $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$,相差 12 倍。若按放射性含量大小,各类植物可排序为:牧草>农作物≥灌木≥果树>乔木。这似乎与植物生育期间的生长势有关。两种放射性在植株各部位的分布情况亦略有不同(表 2)。总放射性趋于分布在植株的基部,其含量顺序大致是:根部>叶片>茎枝>穗>果实。总 β 放射性的分布趋势是叶片>茎>穗>根>果实。这与钾素在植物体的分布情况类同。

各种植物对 α 放射性的富集系数较小(表 3)。除灌木的根部和胡枝子的枝叶稍高(>0.20)外,一般均在 0.10 以下。尤其是直接供食用的果穗部分和饲喂家畜的苜蓿、麦秸,其 α 放射性含量仅为土壤的 2—6%。这就有利于控制其进入食物链。 β 放射性的富集系数大都处于 0.5—1.0 之间,果穗和根部则小于 0.5。

植物对铀、钍等放射性元素的吸收和积聚相当程度上取决于土壤中制约这些元素活动性的某些理化因素,即积聚量随着土壤腐殖质、粘粒含量的增加而减低¹⁶。本地区两种多年生植物(苜蓿、苹果树)表现出上述的积聚量变化趋势。小麦植株对土壤放射性的积聚量则基本上

表 1 黄土区主要土类各发生层的土壤特性和放射性元素含量
Tab. 1 Content of radionuclides and characteristics in genetic horizons of soils

地点 Site	土类 Soil type	发生层 Genetic horizon	深度 Depth (cm)	有机质 Organic matter (%)	粘粒含量 Clay content (%)	总 α 放射性 Total α Radio-activity		总 β 放射性 Total β Radio-activity		^{238}U		^{232}Th		Ra		^{40}K		Th/U
						含量 Content (Bq·kg ⁻¹) A.F.	积累系数 Accumulation coefficient	含量 Content (Bq·kg ⁻¹) A.F.	积累系数 Accumulation coefficient	含量 Content ($\times 10^{-6}\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) A.F.	积累系数 Accumulation coefficient	含量 Content ($\times 10^{-6}\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) A.F.	积累系数 Accumulation coefficient	含量 Content ($\times 10^{-13}\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) A.F.	积累系数 Accumulation coefficient	含量 Content ($\times 10^{-6}\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) A.F.	积累系数 Accumulation coefficient	
绥德 Suide	黄绵土 Cultivated loessial soil	耕作层 ¹⁾	0-12	0.65	10.2	662	1.08	673	1.03	2.83	1.03	9.24	1.00	8.51	1.01	2.20	1.07	3.27
		过渡层 ²⁾	12-50	0.34	11.8	562	0.92	670	1.02	2.64	0.96	-	-	-	-	-	-	-
		母质层 ³⁾	50-110	0.28	11.6	614	1.00	655	1.00	2.74	1.00	9.24	1.00	8.42	1.00	2.05	1.00	3.40
合水 Heshui	黑垆土 Gray-drab forest soil	腐殖层 ⁴⁾	15-40	1.09	12.2	858	1.06	751	1.08	2.80	1.12	10.2	0.96	-	-	2.89	1.42	3.64
		过渡层 ²⁾	40-160	0.62	14.0	629	0.78	733	1.05	2.28	0.91	11.0	1.04	-	-	2.52	1.24	4.82
		母质层 ³⁾	160-	0.55	17.3	807	1.00	696	1.00	2.50	1.00	10.6	1.00	-	-	2.03	1.00	4.24
		耕作层 ¹⁾	0-15	0.87	12.2	861	1.83	752	1.16	3.30	1.45	10.6	1.07	10.2	1.13	2.24	1.14	3.21
洛川 Luochuan	黑垆土 Dark loessial soil	古耕层 ⁵⁾	28-45	0.52	15.0	988	2.10	747	1.15	3.10	1.36	10.7	1.08	9.7	1.08	2.24	1.14	3.45
		腐殖层 ⁴⁾	45-125	0.61	19.3	850	1.81	740	1.14	3.47	1.52	11.6	1.17	10.7	1.19	2.33	1.18	3.34
		钙积层 ⁶⁾	125-240	0.29	12.4	573	1.22	636	0.98	2.08	0.91	10.0	1.01	8.0	0.89	2.03	1.03	4.81
		母质层 ³⁾	240-	0.31	15.9	470	1.00	651	1.00	2.28	1.00	9.9	1.00	9.0	1.00	1.97	1.00	4.34
杨凌 Yangling	土壤土 Manured loessial soil	耕作层 ¹⁾	0-17	1.42	20.3	884	1.31	777	1.10	3.31	1.21	11.43	1.06	10.24	1.18	2.26	1.05	3.45
		古耕层 ⁵⁾	49-66	0.69	25.0	772	1.14	836	1.18	3.68	1.34	12.74	1.19	11.39	1.31	2.48	1.15	3.46
		粘化层 ⁷⁾	66-103	0.56	33.7	1059	1.57	755	1.07	3.16	1.15	12.40	1.15	9.78	1.13	2.58	1.19	3.92
		钙积层 ⁶⁾	132-220	0.51	22.5	778	1.15	688	0.97	2.61	0.95	9.93	0.92	8.08	0.93	2.09	0.97	3.80
		母质层 ³⁾	220-	0.44	24.7	675	1.00	707	1.00	2.47	1.00	10.74	1.00	8.68	1.00	2.16	1.00	3.92

1) Cultivated horizon, 2) Transitional horizon, 3) Parent material horizon, 4) Humus horizon, 5) Old cultivated horizon, 6) Calcium accumulation horizon, 7) Clayed horizon.
AF: Accumulation coefficient.

随着土层放射性贮量的加大而增多,且其生物富集系数相近. Whitehead 等^[2]在含铀地区进行生物地化学勘探中,也发现某些植物的 α 放射性与土壤 α 放射性量呈极显著相关.

表 2 几种植物的放射性含量
Tab. 2 Radioactive content in some plants

植物 Plants	土壤类型 Soil type	总 α 放射性 α radioactivity (Bq. kg ⁻¹)				总 β 放射性 β radioactivity (Bq. kg ⁻¹)			
		根部 Root	茎秆 Stem	叶片 Leaf	果穗 Fruit	根部 Root	茎秆 Stem	叶片 Leaf	果穗 Fruit
小 麦 Wheat	棧土 Manured loe- ssial soil	120. 6	84. 4		27. 0	81. 4	618. 0		558. 7
	黑垆土 Dark loessial soil	100. 6	43. 3		14. 4	74. 0	484. 7		388. 5
	黄绵土 Cultivated loe- ssial soil	45. 1	61. 1		16. 3	74. 0	432. 9		255. 3
	平均值 Average	88. 8	62. 9		19. 2	76. 5	511. 9		400. 8
苜 蓿 Alfalfa	棧土 Manured loe- ssial soil	73. 6	140. 2		-	384. 8	765. 9		-
	黑垆土 Dark loessial soil	79. 2	174. 5		-	407. 0	865. 8		-
	平均值 Average	76. 4	157. 4		-	395. 9	815. 9		-
草木樨 Sweet clover	黄绵土 Cultivated loe- ssial soil	81. 0	75. 5		-	292. 3	592. 0		-
胡枝子 Lespedeza	风沙土 Drift sand	48. 5	118. 8		-	96. 2	351. 5		-
沙 柳 Sand willow	风沙土 Drift sand	66. 6	23. 3		-	196. 1	447. 7		-
柠 条 Chinese peashrub	黑垆土 Dark loessial soil	104. 3	25. 2		-	384. 8	740. 0		-
草果树 Apple	棧土 Manured loe- ssial soil	-	91. 8	109. 5	3. 7	-	188. 7	691. 9	196. 1
	黑垆土 Dark loessial soil	-	86. 2	113. 2	5. 6	-	199. 8	751. 1	277. 5
	黄绵土 Cultivated loe- ssial soil	-	115. 1	127. 7	-	-	159. 1	547. 6	-
	平均值 Average	-	97. 7	116. 8	4. 7	-	182. 5	663. 5	236. 8
山 杨 David poplar	黑壮土 Gray-drab forest soil	-	14. 4	23. 3	-	-	347. 8	566. 1	-
辽东栎 East-Liaoning oak	黑壮土 Gray-drab forest soil	-	59. 2	16. 3	-	-	266. 4	414. 4	-

3. 3 土壤放射性物质的生物循环

在灌、乔木林天然植被中,根系从深层土壤

中吸收的放射性元素逐渐通过枯枝落叶的腐解而富集在地表. 即使乔灌木枝叶的放射性含量不高, 其 α 和 β 放射性含量分别为 $n \times 10 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $n \times 10^2 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. 若按 30 龄辽东栎、白杨林年凋落的枯枝和叶片量分别为 0.46 和 $3.04 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, 则地表放射性的年积累量分别为 7.71×10^4 和 $1.63 \times 10^6 \text{ Bq} \cdot \text{ha}^{-1}$. 虽然这样的自然积累量极为有限, 但按此常年累月周而复始的积累, 终能形成富含放射性元素的腐殖质层.

在开放型的农业生态系统中, 土地一旦垦殖后, 每年都随着收获物携出一定量的放射性元素. 以携出量除以 2 m 深土层内放射性总量, 求得放射性元素的携出系数. 在 3 种土地利用情况下, 以苜蓿地的携出系数最高, 总 α 、 β 放射性分别为 4.51×10^{-5} 和 3.56×10^{-4} ; 小麦地次之, 分别为 1.00×10^{-5} 和 1.26×10^{-4} ; 苹果园最

小, 仅为 1.35×10^{-6} 和 7.58×10^{-5} . 三者 α 放射性携出系数的比率为苜蓿地: 小麦地: 苹果园 = $33.4 : 7.4 : 1.0$; 而 β 放射性为 $4.7 : 1.7 : 1.0$, 其差异远小于 α 放射性.

同时, 在农业生产中每年也有相当数量的放射性物质随肥料投入系统内¹⁵. 本地区农业主要施用厩肥和氮、磷化肥, 根据肥料实测的放射性量值和当地的施肥水平, 计算出 3 种耕种制度下放射性物质的投入量. 表 4 中数据表明, 随肥料投入的放射性量以苹果园最高, 冬麦玉米连作地次之, 苜蓿地较少; 其顺序与携出量相反. 其中 β 放射性有 95% 以上来自厩肥; α 放射性则依磷肥用量而定, 一般果园用量大, 约有 2/3 来自磷肥, 农地仅有 1/3 左右.

因此, 黄土区土壤在 3 种不同利用情况下放射性物质的平衡状况是: 果园土壤投入量大

表 3 几种植物对土壤放射性的富集系数

Tab. 3 Concentration coefficient of soil radioactivity by some plants

植物 Plants	总 α 放射性 α radioactivity				总 β 放射性 β radioactivity			
	根部 Root	茎秆 Stem	叶片 Leaf	果穗 Fruit	根部 Root	茎秆 Stem	叶片 Leaf	果穗 Fruit
小麦 Wheat	0.11	0.06		0.03	0.12	0.67		0.35
苜蓿 Alfalfa	0.12	0.02		-	0.52	1.42		-
草木樨 Sweet clover	0.10	0.10		-	0.46	0.94		-
胡枝子 Lespedeza	0.10	0.25		-	0.16	0.58		-
沙柳 Sand willow	0.20	0.06		-	0.33	0.75		-
柠条 Chinese peashrub	0.22	0.05		-	0.64	1.23		-
酸刺 Sea buckthorn	-	0.07	0.05	-	-	0.43	0.57	-
苹果树 Apple	-	0.14	0.13	0.02	-	0.25	0.79	0.33
山杨 David poplar	-	0.02	0.03	-	-	0.57	0.92	-
辽东栎 East-Liaoning oak	-	0.07	0.02	-	-	0.43	0.67	-

于携出量, 尤其 α 放射性超出 3 个数量级, 每年积累的总 α 、 β 放射性均为 $n \times 10^7 \text{ Bq} \cdot \text{ha}^{-1}$, 属于放射性物质积累型. 与此相反, 苜蓿地的携出量大而投入量少, 属于放射性物质损耗型, 每年分别减少 $n \times 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{ha}^{-1}$ 和 $n \times 10^7 \text{ Bq} \cdot \text{ha}^{-1}$. 冬麦玉米连作的农地则介于两者之间, α 放射性属于积累型 ($+n \times 10^5 - n \times 10^6 \text{ Bq} \cdot \text{ha}^{-1}$), 而 β 放射性为损耗型 ($-n \times 10^6 - n \times 10^7 \text{ Bq} \cdot \text{ha}^{-1}$). 这种土壤放射性平衡状况与农业生产水

平有关¹¹. 杨陵塬土耕种集约, 放射性物质的流通量较大, 平衡量亦比黑垆土高近 1 个数量级.

从黄土区农业生态环境中放射性物质的动向分析, 它主要表现在两个方面: 一是因施用磷、钾等矿质肥料, 使得某些天然放射性元素从磷钾矿藏转移到农田土壤, 造成农业生态系统放射性水平不断提高; 另一是通过作物的深层吸收、收获和施用农家肥料, 使放射性元素在生物链中定向迁移和富集. 黄土地区旱地农业多

表 4 不同土地利用情况下土壤放射性的平衡

Tab. 4 Equilibrium of soil radioactivity under different land utilization

利用类型 Utilization type	项 目 Item	塬土(杨陵) Manured loessial(Yangling)		黑垆土(洛川) Dark loessial soil (Luochuan)	
		总 α 放射性 α radio - activity (Bq \cdot ha $^{-1}$)	总放射性 β radio - activity (Bq \cdot ha $^{-1}$)	总 α 放射性 α radio - activity (Bq \cdot ha $^{-1}$)	总放射性 β radio - activity (Bq \cdot ha $^{-1}$)
果 园 Apple grove	携出量 Carrying out amount	1.74×10^4	1.53×10^6	2.61×10^4	1.35×10^6
	加入量 Additive amount	2.41×10^7	1.42×10^7	1.21×10^7	7.10×10^6
	其中: 厩肥 Barnyard manure	0.89×10^7	1.35×10^7	4.44×10^6	6.72×10^6
	磷 肥 P fertilizer	1.52×10^7	0.74×10^6	7.66×10^6	3.71×10^5
	平衡量 Equilibrium	$+2.41 \times 10^7$	$+1.27 \times 10^7$	$+1.21 \times 10^7$	$+5.75 \times 10^6$
	年变化率 Annual change rate	$+1.25\%$	$+0.84\%$	$+0.60\%$	$+0.34\%$
苜蓿地 Field in alfalfa	携出量 Carrying out amount	1.32×10^6	1.04×10^7	6.55×10^5	3.46×10^6
	加入量 Additive amount	0.71×10^6	1.08×10^6	3.55×10^5	0.54×10^6
	其中: 厩肥 Barnyard manure	0.71×10^6	1.08×10^6	3.55×10^5	0.54×10^6
	磷 肥 P fertilizer	-	-	-	-
	平衡量 Equilibrium	-0.61×10^6	-9.32×10^6	-3.00×10^5	-2.92×10^6
	年变化率 Annual change rate	-0.03%	-0.62%	-0.015%	-0.17%
农 地 Field in crop	携出量 Carrying out amount	0.72×10^6	1.81×10^7	1.17×10^5	2.09×10^6
	其中: 小麦 By wheat	0.42×10^6	4.32×10^6	1.17×10^5	2.09×10^6
	玉米 By corn	0.30×10^6	1.38×10^7	-	-
	加入量 Additive amount	4.07×10^6	4.36×10^6	8.94×10^5	0.46×10^6
	其中: 厩肥 Barnyard manure	2.86×10^6	4.31×10^6	2.89×10^5	0.43×10^6
	磷 肥 P fertilizer	1.21×10^6	0.59×10^5	6.05×10^5	0.29×10^5
	平衡量 Equilibrium	$+3.35 \times 10^6$	-1.37×10^7	$+7.77 \times 10^5$	-1.63×10^6
	年变化率 Annual change rate	$+0.17\%$	-0.91%	$+0.04\%$	-0.10%

用苜蓿、草木樨培肥和饲喂农畜。这些牧草在黄土高原根深达 2—3m, 地上部对土壤放射性的富集系数较大(CF=1.5), 年收获量高。它们从深层土壤中携出的大量放射性元素, 经饲喂家畜后随厩肥施用到农田和果园中。这种垂直和水平迁移终于造成放射性物质在表层土壤中相对富集。随着农业生产水平的提高, 这种迁移的强度必将不断增大。

依照 Архипов 等^[4]推荐的方法, 估算因施肥引起土壤放射性的增长量。结果表明, 关中农业区按现有生产水平, 经过 100 年后农田土壤的总 α 、 β 放射性量分别增加 15% 和 3%, 仍处于正常背景值范围内。预测其达到完全平衡的时间分别为 1.7×10^4 和 400 年。此时总 α 放射性量为现有水平的 6.6 倍, 而总 β 放射性变化不大。果园按此经营 100 年后, 土壤总 α 、 β 放射

性将超过现有值的 90% 和 60%。黑垆土的放射性积累速率较低,其农田和果园的积累量仅为瘠土的 20% 和 50%。由此可见,施肥对土壤放射性水平的影响突出表现在 α 放射性上,而 α 放射性又多直接或间接来源于矿质磷肥。目前商品磷肥中天然放射性元素含量差异悬殊(1—2 数量级),且磷肥制备工艺也影响所含放射性元素的性态。因此,选用富磷原料,生产和施用放射性元素含量和活动性低的磷肥,是控制农田土壤天然放射性积累速度的有效途径。同时实行草田轮作,亦可缓解土壤放射性的极性富集,保持农地与草地间的土壤放射性平衡。

4 结 语

4.1 土壤放射性元素分布特征

黄土区土壤的天然放射性元素含量从西北往东南逐渐增大,具有明显的地带分布特征。这主要受母质的粘粒含量制约,但成土过程中生物积聚作用亦有重要影响。土壤剖面上放射性元素多积聚在富含粘粒和有机质的发生层内,以 ^{238}U 的积聚能力较强; ^{226}Ra 次之; ^{232}Th 较小。 ^{40}K 在剖面上分布较均匀。

4.2 植物对土壤放射性的富集

各类植物的放射性含量顺序是牧草>农作物>灌木>果树>乔木。这与其生育期间的生

长势有关。植物对 α 放射性的富集系数较小,一般均小于 0.10,而 β 放射性的富集系数在 0.5—1.0 之间。

4.3 土壤放射性的生物循环

黄土地区旱地农业生态系统中放射性元素的主要动向是通过作物的深层吸收、收获和施用农家肥料,使土壤放射性从苜蓿地往农地和果园迁移、富集。因此,土地利用情况不同,放射性物质的平衡状况亦有明显的差别。

参考文献

- 1 M. J. 福里赛尔(夏荣基等译). 1981. 农业生态系统中矿物养分循环. 农业出版社,北京,4—19,381—400.
- 2 Whitehead, N. E. and Brooks, R. R. 1969. Radioecological observations on plants of the Lower Buller Gorge region of New Zealand and their significance for biogeochemical prospecting. *J. Appl. Ecol.*, 6:301—310.
- 3 Алексахин Р. М. 1982. Некоторые достижения и задачи в исследовании поведения естественных и искусственных радионуклидов в почвах и растительности. *Почвоведение*, (6):45—52.
- 4 Архипов, Н. П., Федорова, Т. А. и Т. Д. 1981. Изменение содержания естественных радионуклидов в почвах при систематическом внесении фосфорных удобрений. *Почвоведение*, (12):52—61.
- 5 Волкова, М. П., Лисаченко, Э. П. 1980. Влияние естественных радиоактивных примесей в удобрениях на радиоактивность почв и растений ячменя. *Агрохимия*, (5):120—123.
- 6 Иценко, Г. С., Бутник, А. С. 1987. Поступление урана-238 и тория-232 в растения пшеницы из почв средней Азии. *Агрохимия*, (1):86—88.
- 7 Русанова, Г. В. 1964. О поведении радия и калия в системе почва-растения. *Почвоведение*, (3):63—70.