

监测分析

中国几个地区土壤中 $^{239,240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am
和 ^{137}Cs 等放射性核素的测定

沙 连 茂

(中国辐射防护研究院)

山本政儀 小村和久 上野馨

(日本金泽大学低水平放射性实验室)

摘要 分别从北京、太原、石家庄和济南地区采集了深度为0—5和5—20cm的土壤样品,进行了 $^{239,240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am 、 ^{137}Cs 、 ^{40}K 以及天然铀、钍系放射性核素的测定。估计了样品中放射性核素的水平和分布。结果表明, $^{239,240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am 和 ^{137}Cs 的平均累积沉降量分别为 24 ± 13 、 10 ± 5 和 $1230 \pm 700 \text{ MBq/km}^2$ 。 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 活度比为 $0.016—0.026$ (平均值 0.020 ± 0.004)、 $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 活度比为 $0.35—0.49$ (平均值 0.43 ± 0.05)。还讨论了这些核素与土壤中“过剩” ^{210}Pb 之间的关系。

关键词 环境监测, $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{137}Cs , 土壤。

超铀元素钚广泛地存在于环境中,主要是由于大气层核试验后全球性散落的结果^[1]。除了钚以外,由软 β 放射体 ^{241}Pu 衰变而生成的 ^{241}Am 也是散落物中的重要成分^[1]。随着核燃料循环的开发,这些核素被事故泄漏到环境中的可能性在不断地增加。 $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 均为长半衰期和极毒性的 α 放射性核素,它们已经成为环境研究的对象。

在陆地环境中,土壤是超铀元素的主要贮存库。世界许多国家已经进行了不少研究,并提供了诸如它们的现有水平、分布和行为、污染来源的估计、通过再悬浮吸入的危险、植物根部的摄入以及对人的危害评价等大量的信息^[2-10]。

在中国,有些研究人员^[11-14]已经进行了尿、空气和食品中 $^{239,240}\text{Pu}$ 或 ^{241}Am 的测定,但是有关土壤中 $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 的分析结果的报道甚少。我们于1990年初分别采集了中国4个地区的表土进行了 $^{239,240}\text{Pu}$ 、 ^{137}Cs 以及天然放射性核素的分析测定,本文报道了这些核素在土壤中的水平及分布等测量结果。

一、实验部分

1. 样品

从北京、太原、石家庄和济南四个地区选择了七个采样点,分别采集了0—5和5—20cm深度的表土。所有样品除去碎石和植物等杂质后在室温下晾干,用200目筛子过筛。

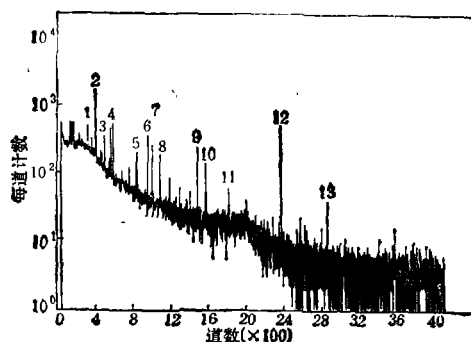
2. γ -核素的测量

图1 用Ge(Li)探测器获得的土壤中 γ -射线能谱图

采样地点: 北京 样品重量: 30.1866g

测量时间: 1396.5 min

1为185keV ^{210}Ra 2为239keV ^{212}Pb 3为295keV ^{214}Pb
4为352keV ^{214}Pb 5为511keV ^{208}Tl 6为583keV ^{208}Tl
7为609keV ^{214}Bi 8为662keV ^{137}Cs 9为911keV ^{228}Ac
10为969keV ^{228}Ac 11为1238keV ^{214}Bi 12为1461keV ^{40}K
13为1765keV ^{214}Bi

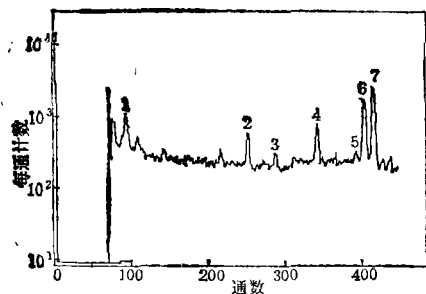


图2 用 Ge-LEPS 获得的土壤中低能光子能谱图

采样地点:太原 样品重量:30.3409g 测量时间:4186min

1为(Bi-Lx) ^{210}Pb 2为46.5keV ^{210}Pb 3为53.2keV ^{214}Pb 4为63.2keV ^{232}Th 5为75.0keV Pb 和 Bi K-X 射线 6为77.1keV Pb 和 Bi K-X 射线 7为79.3keV Pb 和 Bi K-X 射线

称取约30g土壤样品在 200 kg/cm^2 的压力下制成直径为50mm的计数样品源,用聚酯薄膜密封约1个月,使样品中的 ^{226}Ra 与其子体达到放射性平衡。样品源先用Ge(Li) γ -谱仪测定 ^{137}Cs (662 keV)、 ^{40}K (1462keV)、 ^{226}Ra (其子体 ^{214}Pb :295和352 keV)和 ^{228}Ra (其子体 ^{228}Ac :911和969 keV),然后用Ge-LEPS(Low Energy Photon Spectrometer)测定 ^{210}Pb (46.5 keV)和 ^{238}U (其子体 ^{214}Th :63.3keV)。图1为北京土壤的 γ -射线能谱图,图2为太原土壤的低能光子能谱图。

测定上述核素的含量,除了了解土壤中天然放射性核素的水平外,还有两个特殊的目的:一是通过土壤中 ^{210}Pb 和 ^{226}Ra 含量为进一步了解放射性的沉降水平提供依据;其次通过土壤中 ^{137}Cs 的含

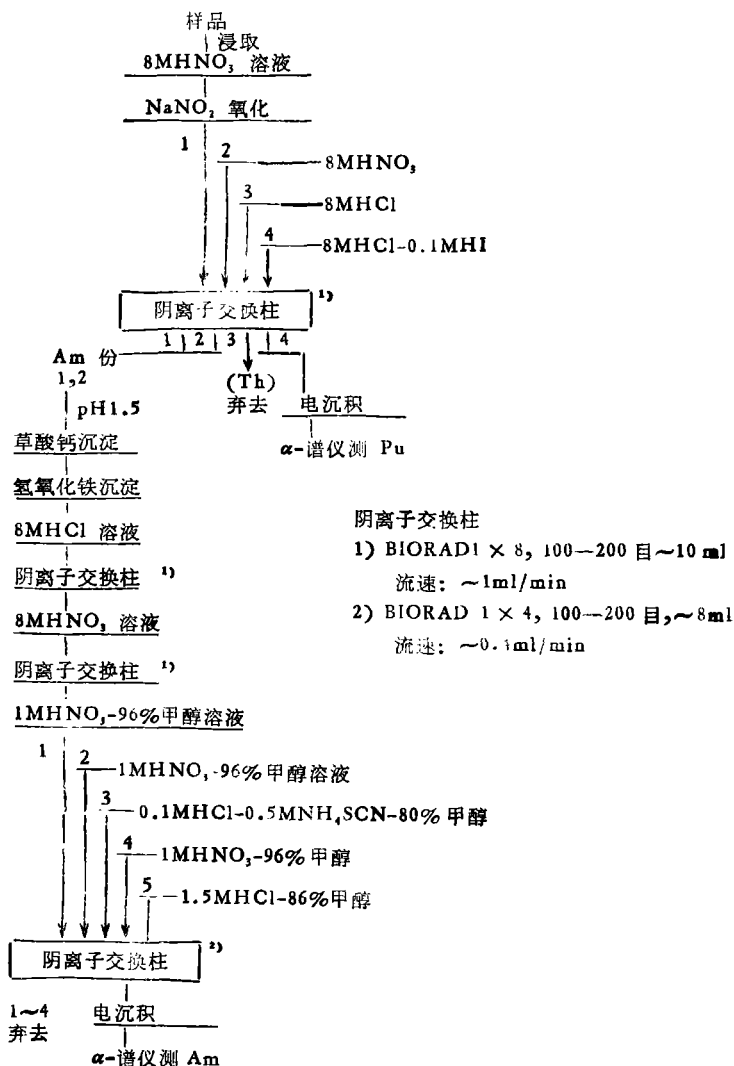


图3 Pu 和 Am 的分离流程图

量可以大致估计 ^{239}Pu 和 ^{241}Am 的水平,从而决定分析的土壤量。

3. $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 的放射化学分析

依据 ^{137}Cs 含量估计的 $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 的水平和方法的最低检出限称取 50—100 g 土壤进行 $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 的放射分析。分析程序^[15]如图 3 所示。

开始分析时向样品加入 ^{242}Pu 和 ^{243}Am 分别作为 $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 的化学产额指示剂。经电沉积后的样品源用 Si(Au) 面垒型探头的 α -射线谱仪测量。探头的活性面积为 500 mm², 与 1 K 道脉冲高度分析器相连。典型的 Pu 和 Am 的 α 谱如图 4 所示。

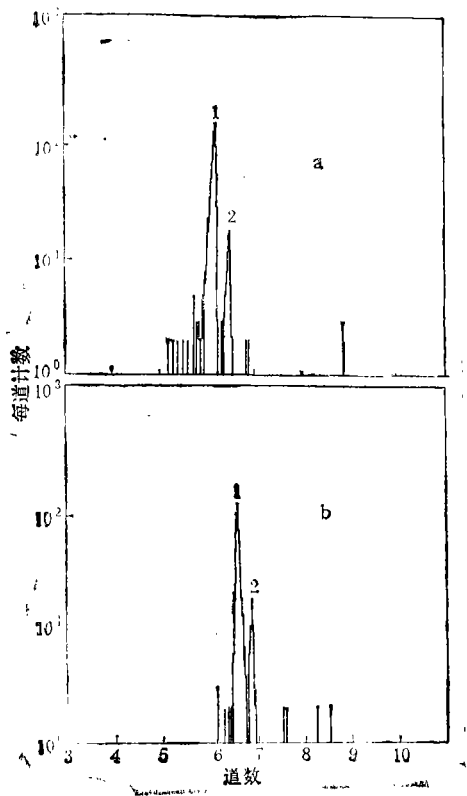


图 4 用 Si(Au) 面垒型探测器获得的土壤中 Pu(a) 和 Am(b) 的 α -射线能谱图

a: 采样地点: 济南 样品重量: 50g 测量时间: 2087.32min

1. ^{242}Pu 2. $^{239,240}\text{Pu}$

b: 采样地点: 济南 样品重量: 50g

测量时间: 1548min

1. ^{243}Am 2. ^{241}Am

二、结果与讨论

1. 天然放射性核素的含量

表 1 列出土壤中铀系和钍系的一些放射性核素和 ^{40}K 的测量结果。各种核素的均值及标准差为 ^{238}U : $36 \pm 4 \text{ Bq/kg}$ ($3.0 \pm 0.3 \text{ ppm}$); ^{226}Ra : $32 \pm 3 \text{ Bq/kg}$; ^{210}Pb : $60 \pm 15 \text{ Bq/kg}$; ^{228}Ra : $45 \pm 5 \text{ Bq/kg}$; ^{40}K : $625 \pm 45 \text{ Bq/kg}$ (相当于 K : $2.0 \pm 0.2\%$)。从表 1 可见,除 ^{210}Pb 以外,上述核素在不同土壤中的含量差别不大。 ^{238}U 、 ^{226}Ra 和 ^{40}K 在土壤中的含量比 UNSCEAR 报告^[16]的世界平均值(分别为 25, 25 和 370 Bq/kg)约高 1.5 倍,但与中国所有地区表土中的平均值(分别为 40, 39 和 570 Bq/kg)^[17]接近。

尽管不同地区土壤中的 ^{238}U 或 ^{226}Ra 的含量差别不大,可是 ^{210}Pb 的含量差别都较大。这是由于 ^{210}Pb 除了从自身土壤存在的 ^{226}Ra 产生以外,它还可以通过大气中的 ^{222}Rn 衰变而沉降到土壤中。不同地区土壤中 ^{210}Pb 含量的差别似乎主要是由于沉降量的差别所致。这种通过沉降而产生的 ^{210}Pb 通常称为“过剩”的 ^{210}Pb , 它近似等于土壤中的 ^{210}Pb 与 ^{226}Ra 含量之差。在本文的后面我们还将继续对它进行讨论。

2. $^{239,240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am 和 ^{137}Cs 的含量

如表 2 所示,在不同地区土壤中 $^{239,240}\text{Pu}$ 、 ^{241}Am 和 ^{137}Cs 的含量有明显的差别,土壤中 $^{239,240}\text{Pu}$ 的含量范围为 0.04—0.23 Bq/kg, ^{241}Am : 0.01—0.09 Bq/kg, ^{137}Cs : 0.3—12 Bq/kg。这些数值一般在日本 1987 年收集的深度为 10 或 15 cm 表土中相应核素含量范围内(分别为 $^{239,240}\text{Pu}$: 0.1—0.6 Bq/kg, ^{241}Am : 0.04—0.20 Bq/kg, ^{137}Cs : 4—36 Bq/kg)*。

上述核素在较深层(5—20 cm)土壤中的含量几乎等于或稍高于表土层(0—5 cm)的含量。山本政儀^[10]曾于 1985 年发现这些核素在土壤中的含量随深度而减少,近似遵从指数衰减规律。中国土壤中上述核素的分布可能由于两方面的原因所致:第一,吸附有较高的人工核素含量的细粒土壤的流失;第二,由于雨水和融雪的作用,使处于上层土壤中的上述核素向下渗透。这个问题有待进一步的研究。

3. 放射性核素累积沉降量的估计

利用上述的结果和必要的参数,通过下式可以粗略估计放射性核素的累积沉降量。

$$I = 10 \times c \times f \times V \times D_i / A$$

* 该工作已于 1990 年由山本政儀、沙连茂等人完成,待发表。

表 1 土壤中 U-系和 Th-系一些核素和 K-40 的含量

采样点	深度 (cm)	U-238 (Bq/kg) (ppm)	Ra-226 (Bq/kg)	Pb-210 (Bq/kg)	Ra-228 (Bq/kg)	K-40 (Bq/kg)
北京 ₁	0—5	39±3 3.2±0.3	30±4	80.1±4.3	48±5	634±46
	5—20	43±3 3.5±0.3	29±4	73.7±4.5	45±5	645±47
北京 ₂	0—5	32±3 2.6±0.2	27±4	42.8±3.2	35±4	666±48
	5—20	28±2 2.3±0.2	28±4	48.0±4.3	34±4	684±50
太原	0—5	38±3 3.1±0.2	35±5	51.5±2.8	47±5	596±44
	5—20	38±2 3.1±0.2	32±5	47.7±1.9	47±5	577±43
石家庄	0—5	38±2 3.0±0.2	35±5	52.1±2.2	51±5	611±45
	5—20	37±3 3.0±0.2	34±4	43.1±3.5	47±5	616±45
济南 ₁	0—5	35±2 2.8±0.2	38±5	72.3±4.3	49±5	685±50
	5—20	35±2 2.9±0.2	34±5	66.9±4.2	48±5	600±44
济南 ₂	0—5	40±3 3.3±0.3	34±5	54.2±3.8	50±5	650±46
	5—20	38±3 3.1±0.2	32±4	45.0±3.5	49±5	674±49
济南 ₃	0—5	38±3 3.1±0.2	30±4	88.9±4.7	41±5	552±41
	5—20	33±3 2.7±0.2	27±4	70.5±3.9	43±5	555±41

表 2 土壤中 Pu-239,240,Am-241 和 Cs-137 的含量

采样点	深度 (cm)	Cs-137 (Bq/kg)	Pu-239,240 (Bq/kg)	Am-241 (Bq/kg)
北京-1	0—5	9.48±0.53	0.149±0.015	0.052±0.005
	5—20	1.07±0.61	0.203±0.023	0.073±0.009
北京-2	0—5	3.13±0.37	0.066±0.008	0.032±0.005
	5—20	3.29±0.42	0.049±0.006	0.023±0.004
太原	0—5	1.88±0.32	0.040±0.007	0.022±0.003
	5—20	2.21±0.36	0.061±0.006	0.025±0.003
石家庄	0—5	3.01±0.41	0.075±0.008	0.034±0.003
	5—20	3.51±0.39	0.074±0.018	0.038±0.005
济南-1	0—5	9.07±0.67	0.174±0.015	0.075±0.006
	5—20	9.88±0.64	0.196±0.011	0.073±0.007
济南-2	0—5	0.28±0.27	N.D.	0.010±0.002
	5—20	0.38±0.15	N.D.	0.009±0.002
济南-3	0—5	9.00±0.61	0.119±0.021	0.083±0.007
	5—20	11.80±0.62	0.234±0.015	0.094±0.009

N.D.: 未测定。

式中, I : 放射性核素的累积沉降量, MBq/km²; c : 土壤中放射性核素的浓度, mBq/g; f : 干土壤与湿土壤的重量比; V : 土壤柱的体积; D : 土壤的密度, g/cm³; A : 采样面积, cm²;10: 将 mBq/cm² 变为 MBq/km² 的转换系数。

表 3 为各采样点 ^{239,240}Pu, ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs 和“过剩的”²¹⁰Pb 的累积沉降量,其中 ^{239,240}Pu 的平均累积沉降量为 24±13 (范围 10—36) MBq/km², ²⁴¹Am

为 10±5 (范围 5—16) MBq/km², ¹³⁷Cs 为 1.2±0.7 (范围 0.4—2.0) GBq/km²。

据文献报道,从地球上包括南部的济南至北部的北京 (30°—40°N) 的地表, ^{239,240}Pu 的累积沉降量为 67±22 MBq/km²[1], 地处太平洋沿岸的东京 (36°N, 140°E) 在 1976 年末, ^{239,240}Pu 的累积沉降量约为 44 MBq/km²[18]。根据 20 cm 深的表土的分析,日本的 ^{239,240}Pu 平均累积沉降量为 55—65 MBq/km²[19]。其中靠日本海地区的平均沉降量 (100—110 MBq/km²), 约为靠太平洋地区沉降量 (37—44 MBq/km²) 的 3 倍。中国土壤中 ^{239,240}Pu 的

表 3 土壤中 Pu-239,240 , Am-241 , Cs-137 和 Pb-210 的累积沉降量

采样点	深度 (cm)	累 积 沉 降 量				沉降核素的活度比	
		Pu-239,240	Am-241	Cs-137	$\text{Pb-210}^{1)}$	Am-241	Pu-239,240
		(MBq/km ²)	(MBq/km ²)	(GBq/km ²)	(GBq/km ²)	Pu-239,240	Cs-137
北京 ₁	0—5	7.4	2.6	0.47	2.49		
	5—20	28.3	10.0	1.54	6.22		
	Total	35.7	12.6	2.01	8.71	0.35	0.018
北京 ₂	0—5	3.3	1.6	0.16	0.79		
	5—20	6.8	3.2	0.46	2.78		
	Total	10.1	4.8	0.62	3.57	0.48	0.016
太原	0—5	2.0	1.1	0.09	0.82		
	5—20	8.5	3.4	0.31	2.18		
	Total	10.5	4.5	0.40	3.00	0.43	0.026
石家庄	0—5	3.7	1.6	0.15	0.85		
	5—20	11.1	5.7	0.52	1.35		
	Total	14.8	7.3	0.67	2.20	0.49	0.022
济南 ₁	0—5	7.7	3.3	0.40	1.52		
	5—20	26.2	9.7	1.32	4.38		
	Total	33.9	13.0	1.72	5.90	0.38	0.020
济南 ₂	0—5	5.3	3.6	0.40	0.90		
	5—20	31.1	12.5	1.57	1.73		
	Total	36.4	16.1	1.97	2.63	0.44	0.018
平均值 $\pm$ S.D. ²⁾		23.6 ± 13.0	9.7 ± 4.8	1.23 ± 0.74	4.34 ± 2.50	0.43 ± 0.05	0.020 ± 0.004

1) “过剩”的 Pb-210 。

2) 按各采样点之和计算。

沉降量似乎比上述数值低。但是,由于分析的样品数有限,而且放射性核素的沉降量还受地球表面的气象条件和地形特性等各种复杂因素的影响,因此,上述的结果还不能作为最后的结论。

在 1951—1980 年间,济南、北京和太原的平均降雨量分别为 688, 645.2 和 463.6 mm/a^[19]。从表 3 看出,这些地区的 $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am 和 ^{137}Cs 的累积沉降量的大小也按此顺序增减。气载 ^{210}Pb 来源于地表释出的 ^{222}Rn 气体,它与沉降核素一起被雨水或降雪捕集而沉降到地表。因此,我们在表 3 中也列出了不同采样点中“过剩” ^{210}Pb 的沉降量,图 5 还示出 ^{210}Pb 与沉降放射性核素沉降量之间的关系。从这些结果可以看出,“过剩” ^{210}Pb 的沉降量似乎可以作为沉降放射性核素 $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am 和 ^{137}Cs 沉降水平的一个指标。

土壤中 $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 沉降量的比值为 0.016—0.026,平均值为 0.020 ± 0.004 ,与日本 1987 年收

集的 10—15cm 深的表土结果 0.021 ± 0.0007 十分吻合。另一方面, $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 比值为 0.35—0.49,平均值为 0.43 ± 0.05 。由于大部分 ^{241}Am 从其母体 ^{241}Pu 中生长,沉降后, ^{241}Am 的放射性会随时间而改变。1984 年,表土中该比值为 0.3,如果将来没有大气层核试验,于 2030 年将达到最大值 0.43 ± 0.05 ^[10]。 $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 的比值在采样时的 1990 年估计应为 0.35—0.40。本文的比值与预测的上限值接近,与上述日本土壤的相应值 (0.37 ± 0.07) 之差也在一个标准差范围内。

为了对中国土壤中 $^{239,240}\text{Pu}$ 和 ^{241}Am 的沉降量和分布作出更为准确的估计,还需要作进一步的工作。

致谢 山东省医学科学院放射医学研究所赵兰才同志和河北省放射卫生研究所孙克新同志分别向我们提供了济南市和石家庄市土壤样品,特此致谢。

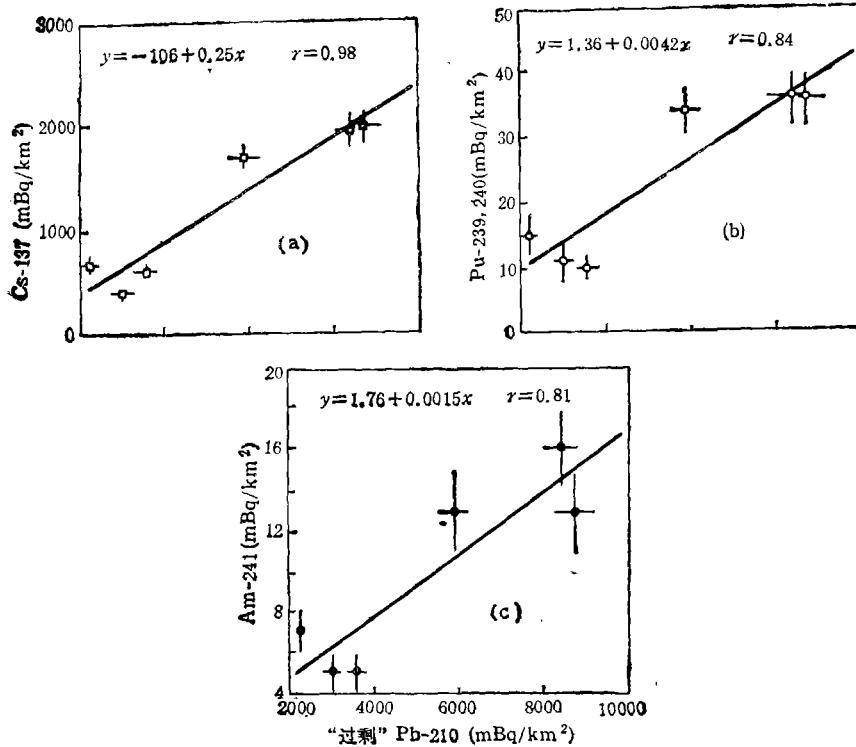


图5 土壤中 Cs-137(a)、Pu-239,240(b)、Am-241(c) 和“过剩”的 Pb-210 累积沉降量之间的关系

参 考 文 献

- [1] Perkins, R.W., Thomas, C.W., in: *Transuranic Elements in the Environment* (Hanson, W.C. Ed.), DOE/TIC-22800, p. 53, 1980.
- [2] Harley, J.H., *J. Radiat. Res.*, 21, 83 (1980).
- [3] Krey, P. M., et al., in: *Transuranium Nuclides in the Environment*, IAEA, Vienna, p. 671, 1970.
- [4] Essington, E.H., et al., *ibid*, p. 157.
- [5] Romney, E. M., et al., *Health Phys.*, 19, 487 (1970).
- [6] Anspaugh, L. R., et al., *Health Phys.*, 29, 571 (1975).
- [7] Uolchou, H. L., et al., *USAEC report HASL-246*, 1972.
- [8] Krey, P. W., Beck, H. L., *USDOE Report EML-400*, 1981.
- [9] Sakanoue, M., T. Tsuji., *Nature*, 234, 92 (1971).
- [10] Yamamoto, M., *Doctor thesis of University of Tsukuba*, 1985.
- [11] 中国科学院原子能研究所, 辐射防护监测技术汇编, 第 285 页, 原子能出版社, 1978 年.
- [12] 陈炳坤等, 辐射防护, 3(5), 392 (1983).
- [13] 王功鹏等, 辐射防护, 6(5), 388 (1986).
- [14] 韩寿岭等, 环境科学, 11(2), 55 (1990).
- [15] Hayashi, N., et al., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 115(2), 369 (1987).
- [16] UNSCEAR Report, p. 63, 66, 1988.
- [17] Japan Chemical Analysis Center (JCAC) Report, 18, 44 (1990).
- [18] Miyake, Y., *Geochemical Study of the Ocean and Atmosphere*, Part I and Part II (Seventieth anniversary collected papers), Geochem. Lab., Metro. Res. Inst., Tokyo, 1978.
- [19] (日本)国立天文台编, 理科年表, 第 63 册, 356 页, 丸善株式会社, 1990 年.

(收稿日期: 1991 年 5 月 4 日)

(上接第 43 页)

- [4] WANG, H. Q. et al., *Journal of Hydrology*, 95(1/2), (1987).
- [5] 彭应登等, 环境保护, (2), 26 (1990).
- [6] 林炳耀, 计量地理学概论, 种 82 页, 高等教育出版社, 北京, 1986 年.
- [7] 清华大学等, 中国环境科学, 6(3), 12 (1986).

(收稿日期: 1991 年 1 月 23 日)

and PAC in PACT Sludge. Zang Bingqi, Zhang Lindi, Xiao Zhicheng (Environmental Protection Research Institute, Shanghai Petrochemical Complex): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(6), 1991, pp. 52-54

Based on mass balance relationship of activated sludge process this paper presents a method for the calculation and determination of biomass and powdered activated carbon (PAC) in PACT sludge. The results of the calculation show that the concentration of PAC in mixed liquor of aeration tank increased with the raise of the dosage of PAC and the ratio of sludge age to hydraulic retention time. From the weight loss of sludge and PAC at different temperatures, the basic coefficients of three simultaneous equation were obtained. These equations were used to predict the concentration of biomass and PAC in actual PACT sludge samples.

Key Words: PACT; activated sludge; biomass; PAC mass.

Comprehensive Utilization of Manganese Sulphate Containing Waste water from Hydroquinone Production. Gu Xianghe (Sheyang Chemical Plant of Jiangsu): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(6), 1991, pp. 55-57

Waste water containing manganese sulphate was firstly neutralized to remove Fe and then sulphurated to remove Co and Ni from the water so as to obtain electrolysis liquid up to standard. After addition of Se, the liquid underwent electrolysis for 24 hrs and inactivation to get metallic manganese. Manganese Carbonate was prepared from anode waste water resulting from the electrolysis of manganese sulphate and then ammonium sulphate was recovered from the waste water of manganese carbonate. The purity of the manganese produced herefrom can reach 99.8%. The process proved to be simple and feasible and possess tangible economical and environmental benefit.

Key Words: manganese sulphate; manganese carbonate; electrolysis.

Plutonium-239, 240, Americium-241 and Cesium-137 in Soils from Some Areas in China. Sha Lianmao (China Institute for Radiation Protection, Taiyuan, China) M. Yamamoto, K. Komura, K. Ueno (Low Level Radioactivity Laboratory Kanazawa University, Japan): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(6), 1991, pp. 58-63

The surface soil samples with a set of 0-5cm and 5-20 cm depth were collected from Beijing,

Taiyuan, Shijiazhuang, and Jinan of China in early 1990. The samples were analyzed for $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{137}Cs , including naturally occurring radionuclides, to estimate their present levels and distributions. From these results, the average accumulated depositions were estimated roughly to be $24 \pm 13 \text{ MBq/km}^2$ for $^{239,240}\text{Pu}$, $10 \pm 5 \text{ MBq/km}^2$ for ^{241}Am and $1.2 \pm 0.7 \text{ GBq/km}^2$ for ^{137}Cs , respectively. The activity ratios of $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ and $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ ranged from 0.016 to 0.026 (with a mean value of 0.020 ± 0.004) and 0.35 to 0.49 (with a mean value of 0.43 ± 0.05), respectively. The relation between the inventories of these nuclides and excess ^{210}Pb in soils was also discussed.

Key Words: plutonium; americium; cesium; radionuclide.

Studies on Flow Injection Chemiluminescence Analysis of Trace Nitrite—I₂-EDTA-NO₂⁻ Photochemical Reaction System. Liu Renmin and Liu Daojie (Department of Chemistry, Liaocheng Teacher's College, Shandong): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(6), 1991, pp. 64-66

A flow injection chemiluminescent method for the determination of trace nitrite was developed based on its inhibitory effect on the photochemical reaction between I_2 and EDTA and the chemiluminescent reaction between I_2 and luminol. Optimum analytical conditions were established. The linear range for nitrite determination is 1.0×10^{-7} — $4.0 \times 10^{-6} \text{ mol/L}$ and the detection to limit is $1.1 \times 10^{-8} \text{ mol/L}$. The method was applied to the determination of nitrite in natural water and recoveries of the method were determined to be 93-103.5%.

Key Words: nitrite; flow injection analysis; chemiluminescence analysis; photochemical reaction.

Analysis of Trace Radioactive Thorium in Environmental Samples with N263 Solvent Extraction Technique. Wu Jinhai, Chou Tienpao, Li Jinqian (Institute of Radiation Medicine, Shanghai): *Chin. J. Environ. Sci.*, 12(6), 1991, pp. 67-68

This paper describes a method for the analysis of trace thorium by using N263 solvent extraction technique to separate the element from other elements like uranium, radium and rare earth in the environmental samples. Such influencing factors as extraction, reverse extraction, interfering ion, etc. were examined. The method was used for