

氡子体比的现场测量及其 对剂量转换系数的影响

赵桐可¹, 郑平辉¹, 阿不都莫明·卡地尔¹, 张磊², 郭秋菊^{1,*}

(1. 北京大学 物理学院 核物理与核技术国家重点实验室, 北京 100871;

2. 中国人民解放军防化研究院 第二研究所, 北京 102205)

摘要: 氡子体比是指其短寿命子体²¹⁸Po、²¹⁴Pb、²¹⁴Bi的活度浓度的比值, 是氡子体剂量评价中的重要参数, 但环境中氡子体比的数据非常有限。为了解和把握城市典型环境中氡子体比的现状, 并分析其对剂量转换系数的影响, 本文利用便携式 α 谱仪, 现场测量了城市典型室内外环境的氡子体比, 并通过分析室内外环境氡子体比数据的特点, 讨论了环境氡子体比对剂量转换系数的影响。测量结果显示, 城市典型室内环境中氡子体比的平均值为 $1:0.59:0.58$, 典型室外环境中氡子体比的平均值为 $1:0.50:0.67$ 。因各子体的剂量系数与它们的 α 潜能呈正比, 所以氡子体比对剂量转换系数的影响很小。

关键词: 现场测量; 氡子体比; 剂量转换系数

中图分类号: TL72

文献标志码: A

文章编号: 1000-6931(2015)09-1705-06

doi: 10.7538/yzk.2015.49.09.1705

Field Measurement of Activity Ratio of Radon Progeny and Its Influence on Dose Conversion Factor

ZHAO Tong-ke¹, ZHENG Ping-hui¹, ABDUMOMIN Kadir¹, ZHANG Lei², GUO Qiu-ju^{1,*}

(1. State Key Laboratory of Nuclear Physics and Technology, School of Physics, Peking University, Beijing 100871, China; 2. Research Institute of Chemical Defense, Beijing 102205, China)

Abstract: The activity ratio of radon progeny is the ratio of radon short-lifetime progeny (²¹⁸Po, ²¹⁴Pb and ²¹⁴Bi) activity concentration. The activity ratio of radon progeny is one of the most significant parameters in the calculation of radon progeny dose conversion factor, which can be affected by many environmental factors, such as the characteristics of aerosols, ventilation rate and so on. In order to add and update the data of activity ratios of radon progeny in the typical urban environments, and analysis its influence on the dose conversion factor, the field measurement studies were performed in the typical urban indoor and outdoor environments by a portable α spectrometer, and the corresponding radon progeny dose conversion factor was calculated through LUDEP. The results show that the average disequilibrium activity ratio of radon progeny in the typical

收稿日期: 2014-05-05; **修回日期:** 2014-07-03

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(11475009)

作者简介: 赵桐可(1991—), 女, 辽宁抚顺人, 博士研究生, 从事辐射防护与环境保护研究

* **通信作者:** 郭秋菊, E-mail: qjguo@pku.edu.cn

urban indoor environment is 1 : 0.59 : 0.58, while that in outdoors is 1 : 0.50 : 0.67. According to the calculation results through LUDEP, the dose conversion factor in indoor environment is 34.28-34.76 nSv/(Bq · h · m⁻³), and that in outdoor environment is 78.11-79.38 nSv/(Bq · h · m⁻³).

Key words: field measurement; activity ratio of radon progeny; dose conversion factor

空气中的氡及其短寿命子体所致人类呼吸道剂量约占人类受到的天然辐射剂量总量的一半以上^[1],其中绝大部分的剂量贡献来源于氡子体暴露。在计算氡子体剂量转换系数时,不同暴露环境的氡子体比是一个重要参数^[2]。ICRP^[3]在报告中指出在剂量评价工作中有必要针对不同的暴露环境给出不同的氡暴露剂量参数。

氡子体比是指其短寿命子体²¹⁸Po、²¹⁴Pb、²¹⁴Bi活度浓度的比值。各子体处于放射性平衡时²¹⁸Po、²¹⁴Pb、²¹⁴Bi的活度浓度比为1 : 1 : 1,当只有²¹⁸Po时,该比值为1 : 0 : 0,但这种极端情况较少见。实际环境中由于氡子体气溶胶的附壁沉降现象^[4]、流动空气的清除等原因,该比值多处于上述两者之间。

在过去的现场测量中,氡子体比测量的相关数据非常少,现有的测量结果大部分完成于20世纪70年代之前。1967年,Haque等^[5]在进行室内氡及其子体所致呼吸系统的剂量评价时,利用氡子体与氡气的平衡因子推导出室内4种不同通风情况下的氡子体比。1972年Toth^[6]对封闭的室内环境进行了大规模测量,并给出了氡子体比的相关情况。Yeates等^[7]在美国进行大范围的室内环境调查时,选取了14个地点,给出了26个氡子体比数据。而在过去的剂量评价中,关于氡子体比的数据大多为假设或根据室内氡子体模型推算,如Ishikawa等^[8]在其剂量评价中使用的结合态子体比为1 : 0.54 : 0.24,未结合态子体比为1 : 0.1 : 0,Wasiolok等^[9]在其剂量评价中将子体比假设为1 : 0.65 : 0.4。

随着氡子体浓度测量手段的进步,现场氡子体比数据亟需补充及更新。本文选取典型城市室内外环境,使用滤膜对空气中的氡子体进行采样,并利用能谱法测量不同子体的浓度情况,得到氡子体比数据,并分析其对氡子体剂量转换系数的影响。

1 实验

1.1 氡子体测量方法

氡子体(²¹⁸Po、²¹⁴Pb、²¹⁴Bi)测量主要包括采样和测量两个过程。由测量过程得到的 α 或 β 粒子计数(或计数率),结合氡子体在采样测量过程中的衰变规律,可计算得到所测量的氡子体活度浓度。在氡子体测量中有3个基本假设:采样过程中氡子体活度浓度不变、抽气泵标定采样流速不变、探测器的探测效率不变。环境参数对测量过程的影响可忽略。

本研究基于Kerr^[10]氡子体测量方法,利用滤膜对空气中的氡子体进行采样,时间为10 min,采样后的第2~12 min及15~30 min利用 α 谱仪测量滤膜的放射性,通过能谱分析技术区分²¹⁸Pb和²¹⁴Pb的能峰。该方法能有效甄别氡子体能峰,排除钍射气子体的干扰。使用第一个时间段的²¹⁸Pb计数 M_1 和²¹⁴Pb计数 M_2 以及第二个时间段的²¹⁴Pb计数 M_3 计算氡子体活度浓度,计算公式如下:

$$C_1 = \frac{1}{fE\eta K_a} \times 0.283 \times 10^{-4} M_1 \quad (1)$$

$$C_2 = \frac{1}{fE\eta K_a} (-0.035M_1 - 0.066M_2 + 0.075M_3) \times 10^{-4} \quad (2)$$

$$C_3 = \frac{1}{fE\eta K_a} (0.005M_1 + 0.070M_2 - 0.032M_3) \times 10^{-4} \quad (3)$$

其中: C_1 、 C_2 、 C_3 分别为3种子体(²¹⁸Po、²¹⁴Pb、²¹⁴Bi)的活度浓度,Bq/m³; f 为抽气泵采样流速,L/min; E 为探测效率; η 为滤膜的过滤效率, $\eta=1$; K_a 为滤膜对 α 粒子的自吸收修正系数, $K_a=1$ 。

1.2 不确定度和探测下限

该实验使用SARAD公司的5011pro便携式 α 谱仪进行样品测量,使用²⁴¹Am和²³⁹Pu标准混合电镀面源标定和测量探测效率,测得其探测效率 E 为30.09%,其不确定度 σ_E 为0.27%。

抽气泵标定采样流速 f 为 19.54 L/min, 使用皂膜流量计标定, 其不确定度 σ_f 为 0.04 L/min。

该氡子体浓度测量方法的不确定度计算是基于误差传递公式, 同时考虑了抽气泵采样流速 f 的不确定度 σ_f 、探测效率 E 的不确定度 σ_E 和谱仪计数 M 的统计涨落 σ_M 。将上述各参数的值代入误差传递公式可得氡子体浓度测量不确定度的计算公式:

$$\sigma_{C_1} = 0.288M_1^{1/2} \quad (4)$$

$$\sigma_{C_2} = (1.26 \times 10^{-3}M_1 + 4.50 \times 10^{-3}M_2 + 5.86 \times 10^{-3}M_3)^{1/2} \quad (5)$$

$$\sigma_{C_3} = (3.12 \times 10^{-5}M_1 + 5.09 \times 10^{-3}M_2 + 1.06 \times 10^{-3}M_3)^{1/2} \quad (6)$$

谱仪的探测限 L_D 为净计数的最小期望值, 假定第一类误差的概率与第二类误差的概率相同, 则 L_D 可表示为:

$$L_D = K^2 + 2K\sqrt{2M_B} \quad (7)$$

其中: K 为误差的概率; M_B 为本底计数的期望值。

若考虑在 95% 的置信区间内, $K=1.65^{[11]}$, 通过长时间的本底测量, 并根据上述计算公式,

可得该方法对平衡等效氡活度浓度 (EEC) 的探测下限为 0.127 Bq/m³。

1.3 现场环境

室内测量选取北京市区北部相距甚远的 2 座建筑 (建筑 1, 北三环内; 建筑 2, 北四环外) 内的 10 个房间, 分别在不同的通风条件及不同的时间下对 10 个房间进行了共 30 组测量。测量集中在 2013 年 11 月期间, 实验期间室内温度变化范围为 15~23 °C, 湿度变化范围为 12%~48%, 典型气溶胶浓度为 15 000 cm⁻³。

室外环境选取北京市北部地区某楼房三楼楼顶, 分别于 2013 年 11 月和 2014 年 3 月的两个月中选取不同天气情况共进行 51 组测量, 测量期间室外温度变化范围为 5~23 °C, 湿度变化范围为 8%~80%, 典型室外气溶胶浓度为 25 000 cm⁻³。

2 结果与讨论

2.1 室内氡子体比

典型室内环境氡子体比的现场测量结果如表 1 所列。

表 1 室内环境氡子体比测量结果

Table 1 Activity ratios of radon progeny in indoor environment

通风情况	典型换气率/h ⁻¹	样本数	EEC/(Bq·m ⁻³)	氡子体比
关门, 关窗, 关空调	0.26	10	4.62±0.29(1.15~21.3)	1:0.50:0.62
关门, 关窗, 开空调	0.27	4	4.44±0.44(3.09~6.62)	1:0.55:0.56
开门或开窗, 关空调	2.9	11	3.52±0.24(1.72~10.2)	1:0.85:0.69
开门, 开窗, 关空调	3.2	5	4.61±0.39(3.12~8.60)	1:0.70:0.64
平均值			4.13±0.16(1.15~21.3)	1:0.59:0.58

表 1 中室内典型换气率采用 CO₂ 浓度测量仪 TESTER Model 1370 (中国台湾 TES 公司生产) 并根据中国国家标准所推荐的换气率测量方法进行测量^[12]。从表 1 可看出, 城市典型室内环境中的平衡当量氡活度浓度平均值为 (4.13±0.16) Bq/m³, 氡子体比的平均值为 1:0.59:0.58。在室内环境中, 随着换气率的增大, 同一房间的平衡当量氡活度浓度相应降低, 室内氡子体比呈上升趋势, 可见, 换气率是氡子体比的重要影响因素。然而换气率的变化对于室内气溶胶的影响是复杂的: 首先, 换气率增大会导致室内气溶胶浓度增加, 且空气流通使氡子体的附壁效应减小; 其次, 换气率增加也

意味着室内外的氡气氡子体交换增加。

2.2 室外氡子体比

典型室外环境氡子体比测量结果列于表 2。

表 2 典型室外环境氡子体比测量结果

Table 2 Activity ratios of radon progeny in outdoor environment

测量时间	样本数	EEC/(Bq·m ⁻³)	氡子体比
2013.11	8	6.83±0.41(2.06~11.99)	1:0.84:0.81
2014.03	43	2.93±0.12(1.57~6.31)	1:0.46:0.65
平均值		3.23±0.11(1.51~11.99)	1:0.50:0.67

由表 2 可看出,典型室外环境的平衡当量氡活度浓度的平均值为 (3.23 ± 0.11) Bq/m³,平均氡子体比为 1 : 0.50 : 0.67。2013 年 11 月测量样本的平均平衡当量氡活度浓度为 (6.83 ± 0.41) Bq/m³,平均氡子体比为 1 : 0.84 : 0.81,而 2014 年 3 月测量样本的平均平衡当量氡活度浓度为 (2.93 ± 0.12) Bq/m³,平均氡子体比为 1 : 0.46 : 0.65。可见,2013 年 11 月的氡子体比和平衡当量氡活度浓度值明显偏大,推测原因是 11 月时北京进入冬季,大气稳定性好,氡子体的扩散能力较弱;而 3 月时北京正值春季,大气稳定性较差^[13]。

对比表 1、2 中 2013 年 11 月室内、外氡子体比的测量结果可以看出,在同一段时间内,室外氡子体比明显高于室内氡子体比。推测原因是室外的环境较室内环境空旷,氡子体的附壁效应较室内的小,从而室外氡子体比的平均结果较室内的大。

将 2014 年 3 月的测量结果按天气情况进行分类,结果列于表 3。

表 3 室外环境中氡子体比随天气的变化

Table 3 Variety of activity ratio of radon progeny with weather in outdoor environment

天气情况	样本数	EEC/(Bq·m ⁻³)	氡子体比
晴天	25	2.49±0.14(1.57~4.37)	1 : 0.46 : 0.59
阴天	18	3.97±0.22(2.67~6.31)	1 : 0.45 : 0.74
平均值		2.93±0.12(1.57~6.31)	1 : 0.46 : 0.65

由表 3 可见,晴天时的平均平衡当量氡活度浓度为 (2.49 ± 0.12) Bq/m³,明显小于阴天时的平衡当量氡活度浓度 (3.97 ± 0.22) Bq/m³。而晴天和阴天情况下氡子体比变化却并无明显规律。这是因为氡子体比是气溶胶浓度、气溶胶粒径以及风速等因素综合影响的结果^[14-15]。

从室外测量结果中可发现一个值得探讨的

现象:子体的活度浓度大于母体活度浓度,即 $C(^{214}\text{Bi})/C(^{214}\text{Pb})$ 的比值大于 1。该结果与一般的对氡子体比的理解正好相反。Shapiro^[16]、Holub^[17]、Schery^[18-19] 等同样探测到这种现象, Schery 等^[19] 通过建立双粒子粒径模型认为:当环境中气溶胶的浓度处于 1 000~10 000/cm³ 时,母体核素的未结合态份额有可能较子体的大,同时未结合态氡子体的沉降系数更大,故出现母体子体活度大小逆转的现象。

3 氡子体比的变化对于剂量转换系数的影响

首先,基于室内外环境参数的典型值,设室内外环境中的氡子体未结合态份额为 f_p ,未结合态的氡子体比为 $C_1^U : C_2^U = 1 : 0.1$ 。将室内环境中的氡子体比和结合态的氡子体比分别用 $1 : a : b$ 和 $1 : x : y$ 来表示,根据平衡当量氡活度浓度的公式:

$$EEC = 0.105C_1 + 0.516C_2 + 0.379C_3 \quad (8)$$
和潜能未结合态份额的定义,以及 a 、 b 的值得到 x 、 y 的值。

根据剂量转换系数(DCF)的定义,可得:

$$DCF = R \frac{1}{EEC} \left(\sum_i C_i^U D_i^U + \sum_i C_i^A D_i^A \right) \quad (9)$$

其中:下标 i 代表 3 种子体 (²¹⁸Po, ²¹⁴Pb, ²¹⁴Bi); C_i 为子体 i 的活度浓度, Bq/m³; D_i 为子体单位活度所致有效剂量, Sv/Bq; R 为呼吸率, m³/h。

在计算 3 种子体结合态和未结合态单位活度所致有效剂量时,使用基于人类呼吸道模型开发的肺部剂量估算软件 LUDEP^[20],所采用的室内外典型环境参数未结合态子体活度中位粒径(AMTD)、未结合态子体粒径分布几何标准差(GSD_c)、结合态子体粒径分布几何标准差(GSD_n)、潜能未结合态份额 f_p 和呼吸率如表 4 所列^[21-22]。利用 LUDEP 计算得到的各子体单位活度所致的肺部有效剂量如表 5 所列。

表 4 室内外典型环境参数

Table 4 Typical indoor and outdoor environmental parameters

环境	AMTD/nm	GSD _c	AMAD/nm	GSD _n	f_p	呼吸率/(m ³ ·h ⁻¹)
室内	0.8	1.5	200	2.3	0.1	0.78
室外	1.1	1.3	220	2	0.19	1.2

表5 子体单位活度所致肺部有效剂量

Table 5 Effective lung does resulted by unit activity radon progeny

氡子体	$D_i / (\text{nSv} \cdot \text{Bq}^{-1})$			
	室内		室外	
	结合态	未结合态	结合态	未结合态
^{218}Po	2.74	18.4	2.18	25.3
^{214}Pb	15.8	82.2	13.0	124
^{214}Bi	11.9	75.6	9.70	93.2

将各子体有效剂量系数、呼吸率、潜能未结合态份额代入式(8)、(9)可得室内环境氡子体剂量转换系数计算公式:

$$\text{DCF} = \frac{x + 0.753y + 0.173}{x + 0.734y + 0.203} \times 21.49 + 13.26 \quad (10)$$

室外环境氡子体剂量转换系数计算公式:

$$\text{DCF} = \frac{x + 0.746y + 0.168}{x + 0.734y + 0.203} \times 24.49 + 54.9 \quad (11)$$

故将由实测值计算得到的 x 、 y 代入剂量转换系数的公式可分别得到室内、外典型环境的剂量转换系数分别为 34.50、78.77 nSv/(Bq · h · m⁻³)。根据室内外环境氡子体比的变化范围得到的室内环境剂量转换系数的变化范围为 34.28~34.76 nSv/(Bq · h · m⁻³)，与文献[23-25]结果相近。室外环境剂量转换系数的变化范围为 78.11~79.38 nSv/(Bq · h · m⁻³)，较文献[26]结果偏大。原因可能是由于两者所使用呼吸道模型不同。文献[26]的剂量评价结果是依据 Zock 等^[27]于 1996 年的呼吸道生成模型计算而得，而本文采用的 LUDEP 软件计算剂量转换系数时使用的是 ICRP^[28]推荐的呼吸道模型。

从计算结果可知，氡子体比对于室内外氡子体剂量转换系数的影响极小，最大只有 0.83% 的影响。通过分析式(11)可知，式中分子和分母中的 x 、 y 系数的比例基本相同，这是造成氡子体比对剂量转换系数影响甚小的直观原因。从肺部剂量评价模型的角度考虑，通过查阅各子体 α 潜能值可得出，各子体的剂量系数与它们的 α 潜能近似呈正比，因此在式(13)、(14)中，分子和分母中的 x 、 y 的系数及常数项之间的比例近似相等。

4 结论

利用便携式 α 谱仪，现场测量城市典型室内外环境的氡子体比情况，得到城市典型室内环境的平衡当量氡活度浓度为 (4.13 ± 0.16) Bq/m³ (1.15~21.3 Bq/m³)，室内环境氡子体比平均值为 1 : 0.59 : 0.58，换气率是影响室内环境氡子体比的重要因素，由此计算得室内环境的氡子体剂量转换系数为 34.50 nSv/(Bq · h · m⁻³)；室外环境中的平衡当量氡活度浓度的平均值为 (3.23 ± 0.11) Bq/m³ (1.51~11.99 Bq/m³)，氡子体比的平均值为 1 : 0.50 : 0.67，由此计算得室外环境的氡子体剂量转换系数为 78.77 nSv/(Bq · h · m⁻³)。综合氡子体剂量转换系数计算结果，可认为氡子体比的变化对氡子体剂量转换系数的计算影响极小。

同时测量中也发现了需要继续深入研究的现象：1) 室内和室外氡子体比的日变化规律，尤其是对室外氡子体比的连续测量，不仅在计算氡子体剂量转换系数方面有意义，还在研究大气氡子体垂直扩散模型及大气总 α 、 β 放射性活度比方面有重要的意义；2) 对于测量中发现的室外环境中 $C(^{214}\text{Bi})/C(^{214}\text{Pb})$ 比值大于 1 的情况需做进一步确认及研究。

参考文献:

- [1] Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation; Sources[M]. Sweden: UNSCEAR, 2000.
- [2] 张智慧. 空气中氡及其子体的测量方法[M]. 北京: 原子能出版社, 1994.
- [3] HARLEY N H, COHEN B S, ROBBINS E S. The variability in radon decay product bronchial dose[J]. Environment International, 1996, 22: 959-964.
- [4] TIRMARCHE M, HARRISON J D, LAURIER D, et al. Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon[M]// Annals of the ICRP. London: ICRP, 2010.
- [5] HAQUE A, COLLINSON A J L. Radiation dose to the respiratory system due to radon and its daughter products[J]. Health Physics, 1967, 13(5): 431-443.
- [6] TOTH A. Determining the respiratory dosage from RaA, RaB and RaC inhaled by the population in Hungary[J]. Health Physics, 1972, 23

- (3): 281-289.
- [7] YEATES D B, GOLDIN A S, MOELLER D W. Natural radiation in the urban environment[J]. Nuclear Safety, 1972, 13(4): 275-286.
- [8] ISHIKAWA T, TOKONAMI S, YONEHARA H, et al. Effects of activity size distribution on dose conversion factor for radon progeny [J]. Hoken Butsuri, 2001, 36(4): 329-338.
- [9] WASIOLEK P T, JAMES A C. Unattached fraction measuring technique and radon lung dose [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2000, 51(1): 137-151.
- [10] KERR G D. Measurement of radon progeny concentrations in air by alpha-particle spectrometry [R]. USA: Oak Ridge National Laboratory, 1975.
- [11] 黄乃明. 低水平放射性测量中的探测限及其计算[J]. 辐射防护通讯, 2004, 24(2): 25-32.
HUANG Naiming. Concept and calculation of detection limit in low level radioactive sample measurement[J]. Radiation Protection Bulletin, 2004, 24(2): 25-32(in Chinese).
- [12] 中华人民共和国卫生部. GB/T 18204.19—2000 公共场所室内换气率测定方法[S]. 北京: 中国标准出版社, 2000.
- [13] 杨贤为, 汪万林. 北京地区冬、春季节大气稳定度演变特征[J]. 气象, 2002, 28(1): 43-46.
YANG Xianwei, WANG Wanlin. Variation features of atmospheric stable degree in winter and spring over Beijing area[J]. Meteorological Monthly, 2002, 28(1): 43-46(in Chinese).
- [14] Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation: Sources[M]. Sweden: UNSCEAR, 1988.
- [15] PORSTENDÖRFER J. Behaviour of radon daughter products in indoor air [J]. Radiation Protection Dosimetry, 1984, 7(1-4): 107-113.
- [16] SHAPIRO M H, KOSOWSKI R, JONES D A. Radon series disequilibrium in southern California coastal air[J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 1978, 83(C2): 929-933.
- [17] HOLUB R F, DROULLARD R F, DAVIS T H. Orphan radon daughters at Denver radium site[M]// Indoor Radon and Lung Cancer: Reality or Myth?: Part 1. United States: Battelle Press, 1992.
- [18] SCHERY S D, WASIOLEK P T. A two-particle-size model and measurements of radon progeny near the earth's surface[J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1993, 98(D12): 22 915-22 923.
- [19] SCHERY S D, WANG R, EACK K, et al. New models for radon progeny near the earth's surface[J]. Radiation Protection Dosimetry, 1992, 45(1-4): 343-347.
- [20] JARVIS N S, BIRCHALL A, JAMES A C, et al. LUDEP 2.0: Personal computer program for calculating internal doses using the ICRP publication 66 respiratory tract model, NRPB-SR287 [R]. Oxon, UK: National Radiological Protection Board, 1996.
- [21] PORSTENDÖRFER J. Radon: Measurements related to dose[J]. Environment International, 1996, 22: 563-583.
- [22] WASIOLEK P T, JAMES A C. Outdoor radon dose conversion coefficient in south-western and south-eastern United States[J]. Radiation Protection Dosimetry, 1995, 59(4): 269-278.
- [23] MARSH J W, BIRCHALL A. Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny[J]. Radiation Protection Dosimetry, 2000, 87(3): 167-178.
- [24] JAMES A C, BIRCHALL A, AKABANI G. Comparative dosimetry of BEIR VI revisited[J]. Radiation Protection Dosimetry, 2004, 108(1): 3-26.
- [25] MARSH J W, BIRCHALL A, DAVIS K. Comparative dosimetry in homes and mines: Estimation of K-factors[J]. Radioact Environ, 2005, 7: 290-298.
- [26] PORSTENDÖRFER J. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products[J]. Radiation Protection Dosimetry, 2001, 94(4): 365-373.
- [27] ZOCK C, PORSTENDÖRFER J, REINEKING A. The influence of biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose [J]. Radiation Protection Dosimetry, 1996, 63(3): 197-206.
- [28] International Commission on Radiological Protection. ICRP publication 66: Human respiratory tract model for radiological protection[M]. Oxford: Elsevier Health Sciences, 1994.