

·通讯·

有关氡子体平衡因子对暴露量和有效剂量估算值影响的初步讨论

李素云

(中国辐射防护研究院, 太原 030006)

1 前言

平衡因子 F 定义为平衡等效氡浓度与空气中母体核素氡放射性浓度的比值。它表征了用 α 潜能表示的空气中短寿命子体混合物与其母体核素之间的不平衡状态。近年来, 在氡水平调查中, 有不再测量氡子体的趋势, 在剂量评价中采用 ICRP 及 UNSCEAR 推荐的平衡因子 F 值。本文对该因子对暴露量和有效剂量估算值的影响进行初步讨论。

表 1 我国部分矿山井下氡子体平衡因子 F 值

矿 山	F 值	参考文献
铀矿	0. 31	[3]
铀矿	0. 33	[3]
铀矿	0. 35	[3]
铀矿	0. 42	[3]
铀矿	0. 30	[3]
铀矿	0. 32	[4]
铀矿	0. 15	[4]
铀矿	0. 33	[5]
铀矿	0. 65	[6]
7 个铀矿	0. 33	[7]
煤矿	0. 34	[8]
铜矿	0. 45	[4]
铅锌矿	0. 45	[4]
铅锌矿	0. 72	[6]
金矿	0. 57	[6]
钼矿	0. 40	[6]
铅矿	0. 38	[6]
金矿	0. 43	[6]
萤石矿	0. 17	[6]
金矿	0. 68	[6]
硼矿	0. 68	[6]
煤矿	0. 68	[6]
4 个金属矿山	0. 51	[7]

2 F 值对暴露量估算值的影响

ICRP 第 65 号出版物和 UNSCEAR 1993 年报告^[1, 2]中给出, 矿下和室内空气中的平衡因子 F 值取为 0. 4, 室外空气中的取为 0. 8。但是, 实际上平

衡因子 F 值受通风率、气溶胶浓度等诸多因素的影响, 矿与矿之间有一定的差别。表 1 汇总了我国 32 个铀矿和非铀矿山井下氡子体平衡因子 F 平均值^[3~8], 其范围为 0. 15~0. 72。假如用 $F=0. 4$ 去估算暴露量, 则其中约有 60% 的矿山暴露量高估或低估不超过 20%。暴露量被高估的多为铀矿山, 被低估的多为非铀矿山。

美国、法国、挪威、瑞典、英国和波兰等国家铀矿和非铀矿井下氡子体平衡因子平均值为 0. 17~0. 7^[9]。

对于住宅室内外氡子体照射, 本文以中国天然辐射本底水平的数据为例进行分析^[10], 12 个省、市室内空气中氡子体平衡因子 F 均值范围为 0. 31~0. 54(见表 2), 假如取 $F=0. 4$ 来估算暴露量, 约有 60% 的估算值与实测结果相比不会偏离 20% 以上。12 个省、市室外空气中氡子体平衡因子 F 均值范围为 0. 15~0. 66(见表 3), 假如采取推荐的 F 值 0. 8 来估算暴露量, 结果均是高估的, 除了个别的一个城市 $F=0. 15$ 以外, 高估的范围约为 18%~44%。

美国、德国、奥地利、瑞典、加拿大、挪威及芬兰等国家住宅室内的平衡因子约为 0. 38~0. 62^[9]。

表 2 室内空气中氡子体平衡因子^[10]

地 区	平衡因子
湖北	0. 53
广东	0. 54
石家庄	0. 42
辽宁	0. 49
江西修水三县	0. 43
连云港	0. 48
内蒙古	0. 31
浙江	0. 44
青海	0. 43
宁夏	0. 48
甘肃	0. 38
江西	0. 54

近年来, ICRP 出版物和 UNSCEAR 报告根据各国的测量数据给出了氡子体平衡因子的推荐值, 表

4 列出部分推荐的平衡因子 F 值。根据表 4 中给出的 F 值, 假如取铀矿井下 $F=0.3$ 来估算暴露量, 则对于表 1 所列的铀矿山, 有 80% 以上的估算值与实测结果相比, 不会偏离 20% 以上, 假如取 $F=0.7$ 来估算非铀矿山的暴露量, 则表 1 所列的大部分非铀矿山暴露量被高估。如果取 $F=0.45$ 来估算室内氡子体暴露量, 则 90% 以上的室内暴露量估算值与实测结果相比, 偏离不会超过 20%。如果用 $F=0.6$ 来估算室外氡子体暴露量, 则 80% 以上的估算值与实测值相比, 偏离不会超过 20%。实际上, F 值实测结果也带有若干不确定性。

表 3 室外空气中氡子体平衡因子^[10]

地 区	平衡因子
湖北	0.62
广东	0.55
辽宁	0.61
太原	0.66
福州	0.15
连云港	0.59
内蒙古	0.50
浙江	0.45
青海	0.63
宁夏	0.64
甘肃	0.54
江西	0.61

表 4 部分推荐的平衡因子 F 值

来源	平衡因子推荐值		
	室内	室外	矿山
ICRP 65	0.4	0.8	0.4
ICRP 50	0.45	0.7	
ICRP 47			0.5
UNSCEAR 82	0.5	0.6	0.3(铀矿) 0.7(非铀矿)
UNSCEAR 93	0.4	0.8	

3 F 值对有效剂量估算值的影响

有效剂量是根据暴露量及暴露量—有效剂量转换因子计算得出的。在给定的剂量转换因子情况下, 应该说, 假定的 F 值对暴露量的影响与对有效剂量的影响是一样的。然而, 当从剂量学的角度仔细进行分析时, 平衡因子 F 对有效剂量的影响与上述的情况有所不同。

氡子体的平衡因子随气溶胶浓度和结合率的升高增大, 不论在有壁沉积还是无壁沉积的情况下, 平衡因子均随通风率的加大而减小。但是, 氡子体未附着份额 f_p 值随气溶胶浓度的升高而减小, 随通风率的加大而增大。有关 f_p 和 F 值的同时测量结果表明^[11-13], f_p 和 F 值呈负相关, 表 5 所列数据也说明了这一点。未附着在气溶胶上的氡子体几乎全部沉积在支气管树内, 给肺组织造成较高的剂量, 因

此, 随着 f_p 值的增加, 剂量也增加。另一方面, 对 f_p 值不变的给定氡气浓度来说, 剂量随着平衡因子 F 的上升而增加。由于 f_p 值与 F 值呈负相关, 所以, 在给定条件下, f_p 和 F 对剂量的影响相互抵消。

表 5 室内氡子体平衡因子 F 和未附着份额 f_p 值同时测量结果^[11]

房 间	f_p	F
1	0.068	0.35
2	0.061	0.32
3	0.083	0.49
4	0.144	0.19
5	0.099	0.40
6	0.116	0.20
7	0.116	0.24
8	0.112	0.18

这样一来, 采用推荐的平衡因子 F 值来估算有效剂量时所带来的影响更小些。UNSCEAR 1993 年报告^[2]指出, 鉴于在对住房的调查中优先测量氡气而不是其子体, 采用实测氡气浓度与有效剂量之间的转换系数看来会有一些优点, 并且非常方便, 但要采用最合适的系数。由于在分析剂量—效应关系时, 感兴趣的是受照者实际接受的剂量, 所以关注有效剂量估算值是必然的。

最后, 还应强调指出, 由于测量方法及取样代表性等因素会使平衡因子实测结果带有若干不确定性, 加之本文给出的只是部分资料, 所以这里只是一种探讨。

参考文献

1 ICRP. Protection Against Radon— 222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Oxford: Pergamon Press, 1994.

2 UNSCEAR Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 1993 Report, New York: United Nations, 1993.

3 李素云, 侯海全, 李燕玲. 我国某些铀矿井下氡子体平衡因子的现状. 辐射防护, 1997, 17(3): 232.

4 曾新元. 矿内大气中氡与氡子体平衡系数的测量. 辐射防护, 1982 2(2): 143.

5 王蒙, 李克明, 陈建华, 等. 大茶园矿氡及其子体监测方法和工人的受照剂量. 辐射防护, 1986, 6(3): 207.

6 孟文斌, 马俊杰. 辽宁省部分矿山氡水平的测试. 氡水平、效应及危害评价专题讨论会论文汇编. 苏州, 1995.

7 张智慧. 铀矿山的平衡因子 F. 辐射防护通讯, 1983. 3(6): 45.

·综述·

氡及其子体研究动态

李 蓉

(第三军医大学, 重庆 400038)

氡及其子体是天然放射性铀系、钍系产生的, 是人类受天然辐射的主要来源之一, 每年约为 1.3mSv , 占天然辐射的 54% , 其中室内氡的贡献约为 $1\text{mSv}^{[1]}$ 。环境中的氡已成为除吸烟外导致肺癌的第二位因素^[2]。氡及其短寿命子体的危害已引起世界各国的普遍关注。我国环境保护局曾对部分地区进行了氡及其子体浓度调查, 但大规模的全国性调查还有待开展^[3]。影响氡及其子体浓度的因素、测量方法、进入室内的机制等均在不断地研究发展之中, 下面概述近年研究动态。

1 室外氡浓度

1.1 室外氡来源

一般认为, 室外氡浓度是由来自地面的通量密度和在大气中的弥散决定的。室外空气的 ^{222}Rn 来自土壤, 其在空气中的浓度及变化也取决于源、析出率和气象因子三要素。陆地物质中 ^{220}Rn 和 ^{222}Rn 的产生取决于存在的 ^{228}Ra 和 ^{226}Ra 的比活度。

1.2 影响因素

影响室外氡及其子体的浓度因素较复杂, 国内外目前研究的很多: (1)昼夜变化, 主要由于大气稳定度的变化引起。据大多数报道, 一般是早晨或上午最高, 下午最低。早晨, 大气呈逆温现象, 影响垂直交流, 空气中氡和氡子体浓度增高; 太阳升起以后, 低层大气被加热。逆温现象消失, 氡和氡子体浓度下降; 傍晚以后氡和氡子体浓度随大气稳定度增

强而增高; (2)季节性变化, 主要由气团环流模式引起, 地区不同, 季节性变化也有差异。如北京地区, 按季节平均, 冬季最高, 递减顺序为秋、春、夏^[4]; (3)温度和湿度, 水的存在使氡的释放增加, 但随含水量的增加, 这种趋势随之逆转。加拿大有学者把夏季室外 ^{222}Rn 水平产生地区性差异的主要原因归结于土壤湿度和 ^{222}Rn 从土壤中释放量的变化, 他们发现所有在 $30\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 以上的测点均是位于年降水量低于 550mm 的干旱地区。土壤湿度模型也显示, 因降水量少, 夏天泥土较干燥, 易碎裂, 从而使氡很容易迁移到地面^[5]。温度上升也使释放增加。有作者^[6]也观察到相对湿度与大气温度的相反关系, 随着大气温度的增加使大气相对湿度减少, 大气放射性含量减少。这个问题有待进一步的研究; (4)气象条件, 晴天, 上午、下午氡子体 α 潜能浓度有显著性差异; 阴雨天上、下午无显著性差异。大雨对空气中氡子体的冲刷效应也会使地表空气吸收剂量率增高, 雾天明显偏高, 大风天最低。日本Masamichi^[7], 等建立了不同空气中 ^{222}Rn 转移的三维数字预报性高动力型气象学模型, 包括 ^{222}Rn 漩涡封闭模型和大气扩散模型, 前者为后者提供气象情况, 这些情况为 ^{222}Rn 转移和扩散的计算所需。该模型能给出地面源、复杂的地形地貌和不同的非稳定大气分布, 模型正在不断完善之中; (5)高度, 大气中氡在对流层内随高度的增加而减少, 当离地表高度为 0.01m 时, 氡

8 陈凌, 刘新华, 王秀江, 等. 北京某煤矿氡水平的调查及剂量估算. 辐射防护, 1998, 18(1): 31.

9 UNSCEAR. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. UNSCEAR 1982 Report Annex D. New York: United Nations, 1982.

10 潘自强, 等. 中国核工业辐射水平与效应. 北京: 原子能出版社, 1996. 24~28.

11 ICRP. Lung Cancer Risk from Indoor Exposure to Radon Daughters. ICRP Publication 50. Oxford: Pergamon Press, 1987.

12 ICRP. Radiation Protection of Workers in Mines. ICRP Publication 47. Oxford: Pergamon Press, 1986.

13 Porstendörfer J, Reineking A, Becker K H. Free fractions, attachment rates and plate-out rates of radon

daughters in houses. P. 285~300 in: Radon and its Decay Products: Occurrence, Properties and Health Effects (Hopke P K ed). Washington, DC: American Chemical Society, 1987.

14 Reineking A, Porstendörfer J. "Unattached" fraction of short-lived Rn decay products in indoor and outdoor environments: an improved single-screen method and results. Health Phys., 1990, 58: 715.

15 Strandén E, Strand T. A dosimetric discussion based on measurements of radon daughter equilibrium and unattached fraction in different atmospheres. Radiat. Prot. Dosim., 1986, 16: 313.

(1998年12月7日收稿)