

国际放射防护委员会第 65 号出版物

住宅和工作场所 氡-222 的防护

原子能出版社

3
12

中文版前言

国际放射防护委员会(ICRP)及其出版物表述的辐射防护标准、原则和方法已得到各国的普遍认同。ICRP 出版物已成为辐射防护界人士的不可或缺的书藉。

自 ICRP 出版物诞生以来,在中国核工业总公司(原核工业部)有关司局支持下,原子能出版社系统地翻译和出版了其中大部分,对指导和推动我国辐射防护事业的发展起到很重要的作用。

中国核学会辐射防护学会注意到人们对 ICRP 出版物日益增长的需求,也注意到改革开放和市场经济发展对科技书刊出版发行带来的影响和新的机制。我们决定在国家有关部门的支持下,联合有关企事业单位共同出资,翻译出版 ICRP 出版物的中文版本。这些单位是国家环境保护局、中核总科技局、安防局、国家核安全局、广东核电合营公司和国务院核应急办公室及中国核学会辐射防护学会。目前限于经费情况,尚只能有选择的翻译出版某些出版物。诚恳欢迎其他有关单位积极支持这一工作,参与资助。

核能事业的发展对辐射防护工作提出了更高的要求,为适应新的形势,我们辐射防护工作者要学习和引入国际上新的思想和成果。更要结合国内的实践加以应用和发展,让我们的经验和成果走上国际防护界的舞台。在学习国际辐射防护经验的同时,也努力作出我们的贡献。

为便于交流和联系,给出 ICRP 出版物翻译工作组联系地址:北京 2102-23 信箱(邮编 100822)。欢迎联系、指导和赞助。

中国核学会辐射防护学会

1997.6

前 言

委员会在其 1990 年会议上成立了一个第 4 分委员会的工作组，来准备有关建筑物内氡防护的报告。1991 年委员会成立了一个专题调查委员会，来准备有关矿山工作人员辐射照射限值的报告。

委员会的专题调查委员会成员有 W. Jacobi(主席)和 H. J. Dunster。第 4 分委员会工作组的成员有 R. V. Osborne(主席), J. H. Harley', A. C. James, M. C. O' Riordan, A. G. Scott, G. A. Swedjemark 和 P. Zettwoog。

两份报告均提交给委员会在其 1992 年 11 月会议上讨论，后来决定将这两份报告合并成一个有关住宅和包括矿山在内的工作场所中氡的防护报告，这个合并了的报告由委员会工作组来准备，其成员如下：

R. H. Clarke(主席)

H. J. Dunster

W. Jacobi

R. V. Osborne

1993 年 4 月委员会给出该报告的草稿征求意见，1993 年 9 月修订本被批准出版。

目 录

前言

1 引言	(1)
1.1 报告的结构	(1)
1.2 氡的历史	(2)
1.3 氡及其子体	(3)
1.4 专用量和单位	(4)
1.5 防护的原则	(7)
2 吸入氡及其子体的健康效应	(8)
2.1 暴露于氡的矿工的肺癌	(11)
2.1.1 流行病学研究	(11)
2.2 慢性照射时肺癌危险估计	(13)
2.2.1 肺癌危险预测模式	(13)
2.2.2 慢性职业性照射产生的终生危险	(14)
2.2.3 公众慢性照射产生的终生危险	(15)
2.2.4 危害系数	(16)
2.2.5 从暴露量到有效剂量的转换	(16)
3 建筑物内的氡	(17)
3.1 建筑物内氡浓度	(17)
3.2 建筑物内停留	(18)
3.3 识别氡易析出地区的意义	(18)
3.4 补救和预防措施	(19)
4 住宅内防护途径	(20)
4.1 政策问题	(20)
4.2 住宅内的实用防护	(21)
4.2.1 对于住宅内干预的行动水平	(21)

4.2.2 行动水平的实施	(22)
4.2.3 用于新住宅	(23)
5 工作场所中防护途径	(24)
5.1 有关的工作场所的选择	(25)
5.1.1 需要干预的工作场所	(25)
5.1.2 应当采用关于实践的防护体系的工作场所	(25)
5.1.3 公众成员使用的工作场所	(26)
5.2 工作场所中的实用防护	(26)
5.2.1 暴露量限值的选定和应用	(27)
5.2.2 防护体系的应用	(28)
6 小结	(29)
参考文献	(32)
附件 A 暴露于氡及其子体的矿工流行病学的一个说明性 例子	(37)
A.1 主要研究组	(37)
A.2 暴露量-危险关系	(38)
A.3 危险预测模式	(44)
A.3.1 ICRP 第 50 号出版物(ICRP,1987) 采用的模式	(44)
A.3.2 BEIR IV 模式	(44)
A.3.3 GSF 模式	(45)
A.3.4 超额终生危险	(45)
附件 B 暴露量限值可能被修正的幅度	(46)
B.1 肺癌以外的危害	(46)
B.2 在研究组中外照射和矿尘引起的肺癌	(48)
附件 C 术语汇编	(48)
矿山和住宅内氡问题的历史	(50)
参考文献	(56)

1 引言

(1) 天然放射性惰性气体氡(^{222}Rn)存在于室外空气和含工作场所所在的所有建筑物中,因此,它既是住宅内又是工作场所一个不可避免的辐射照射源。在某些地理位置,包括工作场所在内的建筑物内空气中可出现高的氡水平,这在诸如地下矿山、天然岩洞、隧道、温泉医疗地区及处理或储存氡浓度高的地下水的供水设施等工作场所内尤其如此。

(2) 该报告概述有关吸入氡及其子体所产生的健康效应的现有知识范围,并对住宅和工作场所内这种照射的控制提出若干建议,目的在于为国家咨询和管理机构及有关住宅和工作场所内氡放射防护的专业人员提供一个导则。

1.1 报告的结构

(3) 委员会在其 1990 年建议书,即 ICRP 第 60 号出版物(ICRP,1990)中,分别论及实践和干预及职业性照射和公众照射,在所有这些情况下,都牵涉到氡的照射。氡存在于所有建筑物中。在现有住宅内,只能采用某种形式的干预来减少照射。在工作场所,必须既考虑干预(补救措施)的需要(如同在住宅内)又考虑作为工作场所中所进行的实践的一部分的氡照射的连续控制。新建筑物内未来的照射也应予以考虑。本报告打算连贯地论及所有这些问题,其结构如下。

(4) 本章余下内容提供了有关氡的介绍资料及确定氡浓度和暴露量时所采用的量和单位,紧接是用于氡防护的主要原则的概述。在整个报告中,“氡”一词常用来包括其短寿命子体(未必处于平衡状态),然而,“氡浓度”一词则只指母体核素的浓度。

(5) 第 2 章论及有关氡照射产生的健康效应的现有资料,给出工作人员和公众氡子体终生照射所致死亡和危害系数的估计,然后

利用这些系数在同等危害的基础上给出氡暴露量和有效剂量之间的直接转换。

(6) 第3章简述建筑物内的氡,指出降低氡及其子体浓度的实用途径。第4章论及限制住宅内氡的政策,引出住宅内氡行动水平的建议,高于该水平时应采取补救措施(干预),也讨论了对于新建筑物的要求。

(7) 第5章论及工作场所的氡。在所有的工作场所中都有氡,并且可能需要采取行动来降低现有浓度,给出一个关于氡浓度的导则,高于该浓度时应当采取补救措施(干预)来降低氡浓度。在ICRP第60号出版物中委员会建议,实践的防护体系中不应包括工作时氡的照射,除非有关管理机构另有规定。第5章给出作出那种规定时应当采用的有关氡照射水平的导则。

(8) 一旦决定采用委员会的防护体系,就必须使用暴露量限值,根据与委员会推荐的剂量限值等效的有效剂量所产生的危害相同的危害水平来导出这一限值。还给出关于工作场所内实用的控制措施的某些补充导则。

1.2 氡的历史

(9) 远在1600年以前在中欧矿工中就有死亡率高的记载,其主要死因在19世纪末期被确认为肺癌(Haerting and Hesse, 1879)。1924年有人提议,这种癌症可能归因于氡的照射(Ludewig and Lorenser, 1924)。

(10) 早先环境测量大都限于室外空气,用来研究诸如大气电学、大气迁移及气体从土壤中发散等不同现象。首次室内测量是在50年代进行的(Hultqvist, 1956),但没引起什么注意。近年来,掀起一个对住宅和工作场所内氡有兴趣的高潮。

(11) 在这期ICRP年鉴中,作为一个单独的出版物给出有关氡历史的更为综合的评论。

1.3 氡及其子体

(12) 氡的两个重要同位素为源于天然放射性核素铀系的镭-226 的直接衰变产物氡-222 及源于钍系的镭-224 的直接衰变产物氡-220, 由于它们的起源, 这两种同位素通常称为氡和钍射气。该元素为一种惰性气体, 两个同位素均衰变成固体元素的同位素, 其原子本身附着在空气中的凝聚核和灰尘粒子上。氡-220(钍射气)带来的问题远不如氡-222 带来的问题普遍, 并且通常较易处理, 对于钍射气的防护, 通常控制其衰变产物铅-212(半衰期为 10.6 h)的摄入量就足够了。本报告涉及氡-222 的防护。表 1 列出短寿命子体的主要衰变特性, 氡-222 经由 α 辐射衰变到钋-218, 半衰期为 3.82 d, 钋-214 衰变到铅-210, 后者的半衰期为 23.3 a, 并最终衰变到稳定的铅-206。

表 1 氡-222 及短寿命子体的衰变特性

放射性核素	半衰期	主要辐射能量和产额 (γ)					
		α		β		γ	
		能量 (MeV)	γ (%)	能量(最大值) (MeV)	γ (%)	能量 (MeV)	γ (%)
^{222}Rn	3.824 d	5.49	100	—	—	—	—
^{218}Po	3.05 min	6.00	100	—	—	—	—
^{214}Pb	26.8 min	—	—	1.02	6	0.35	37
		—	—	0.70	42	0.30	19
		—	—	0.65	48	0.24	8
^{214}Bi	19.9 min	—	—	3.27	18	0.61	46
		—	—	1.54	18	1.77	16
		—	—	1.51	18	1.12	15
^{214}Po	164 μs	7.69	100	—	—	—	—

来源: (Browne and Firestone, 1986) 及 (ICRP, 1983)。

(13) 吸入氡及其子体引起肺癌危险增加的生物过程是复杂的。用于氡而提出的专用量在给出暴露量与危险之间简单关系的实践中被证实是有用的,然而,用于此用场它们的定量意义可能被在定义这些量本身时未包括在内的物理因素所改变,比如未附着份额(见附件C)。

1.4 专用量和单位

(14) 本节叙述为表征空气中氡短寿命子体浓度及所产生的吸入暴露量而采用的专用量和单位。

α 潜能

(15) 氡衰变链中一个原子的 α 潜能 ϵ_p 是这个原子衰变到稳定的 $^{210}\text{Pb}^*$ 的过程中发射的总 α 能量。所考虑的单位活度(Bq)的放射性核素的 α 潜能为 $\epsilon_p/\lambda_t = (\epsilon_p t_{1/2}/\ln 2)$, 其中 λ_t 是衰变常数, $t_{1/2}$ 是该核素的放射性半衰期。表 2 中列出了 ϵ_p 及 ϵ_p/λ_t 值。

表 2 每个原子及单位活度的 α 潜能

放射性核素	半衰期	α 潜能			
		每个原子		单位活度	
		(MeV)	(10^{-12} J)	(MeV Bq $^{-1}$)	(10^{-10} J Bq $^{-1}$)
氡(^{222}Rn)子体					
^{218}Po	3.05 min	13.69	2.19	3615	5.79
^{214}Pb	26.8 min	7.69	1.23	17840	28.6
^{214}Bi	19.9 min	7.69	1.23	13250	21.2
^{214}Po	164 μs	7.69	1.23	2×10^{-3}	3×10^{-6}
总计(平衡状态), 每 Bq 氡				34710	55.6

* ^{210}Pb 不是稳定的。——译者注

空气中浓度

(16) 空气中短寿命氡子体任何混合物的 α 潜能浓度 c_p 是单位体积空气中存在的这些原子 α 潜能之和。因此, 如果 c_i 是衰变产物核素 i 的放射性浓度, 则子体混合物 α 潜能浓度为

$$c_p = \sum_i c_i (\epsilon_{p,i} / \lambda_{t,i})$$

该量用 SI 单位 J m^{-3} 来表示 ($1 \text{ J m}^{-3} = 6.242 \times 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$)

(17) 空气中氡子体任何混合物的 α 潜能浓度也可用其母体核素氡的所谓平衡等效浓度 c_{eq} 来表示, 与空气中氡子体不平衡混合物相应的平衡等效浓度是这样—个氡的放射性浓度, 与其处于放射性平衡的短寿命子体同实际的不平衡混合物具有相同的 α 潜能浓度 c_p 。平衡等效浓度的 SI 单位为 Bq m^{-3} 。

(18) 平衡因子 F 定义为平衡等效浓度与空气中母体核素氡放射性浓度的比值。该因子表征了用 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。

个体吸入暴露量

(19) 个体的氡子体“暴露量” P 这个量定义为该个体所暴露的空气中 α 潜能浓度 c_p 或相应的氡平衡等效浓度 c_{eq} 在给定时间 T 内例如一年的时间积分。

$$\alpha \text{ 潜能暴露量} \quad P_p(T) = \int_0^T c_p(t) dt$$

$$\text{平衡等效暴露量} \quad P_{eq}(T) = \int_0^T c_{eq}(t) dt$$

(20) 暴露量 P_p 这个量的单位是 J h m^{-3} , 而暴露量 P_{eq} 这个量的单位为 Bq h m^{-3} 。工作人员的 α 潜能暴露量 P_p 常用旧单位 WLM (Working Level Month) 来表示, 最初 1WL 定义为与 100 pCi l^{-1} (3700 Bq l^{-1}) * 相平衡的氡子体产生的 α 潜能浓度, 该浓度约为 1.3

* 此处应为 3700 Bq m^{-3} 。——译者注

$\times 10^5 \text{ MeV l}^{-1}$, 而准确数值取决于每衰变 α 能量的估计。现在 1WL 定义为 $1.300 \times 10^8 \text{ MeV m}^{-3}$ 的 α 潜能浓度。因为引入该量用来确定职业性暴露量, 所以取 1 月为 170 h。由于 $1 \text{ MeV} = 1.602 \times 10^{-13} \text{ J}$, 因此, 旧单位与 SI 单位之间的关系如下:

$$1 \text{ WLM} = 3.54 \text{ mJ h m}^{-3}$$

$$1 \text{ mJ h m}^{-3} = 0.282 \text{ WLM}$$

(21) 这里及本报告的其他地方, 对在以后的计算中将采用的数值可能给出的有效数字比通常需要的要多, 有时给出的比认为数据的精确度是正当的还多, 每当为在其后的计算中将采用的量而给出四舍五入数值时, 在这些计算中总是保留使用不舍入的数值。大部分数值以 SI 单位给出, 然而, 旧单位仍广泛地被使用, 在其很可能有帮助的地方还给出换算数值。

(22) 表 3 给出浓度量之间, 即 α 潜能浓度 c_p 与平衡等效浓度 c_{eq} , 和暴露量之间, 即 α 潜能暴露量 P_p 与平衡等效暴露量 P_{eq} 的转换系数。

表 3 有关氡-222 不同浓度量及相应的暴露量的转换系数

商	转换系数
c_p/c_{eq}	$5.56 \times 10^{-9} (\text{J m}^{-3}) / (\text{Bq m}^{-3})$
c_{eq}/c_p	$1.80 \times 10^8 (\text{Bq m}^{-3}) / (\text{J m}^{-3})$
P_p/P_{eq}	$5.56 \times 10^{-9} (\text{J h m}^{-3}) / (\text{Bq h m}^{-3})$
	$1.57 \times 10^{-6} \text{ WLM} / (\text{Bq h m}^{-3})$
P_{eq}/P_p	$1.80 \times 10^8 (\text{Bq h m}^{-3}) / (\text{J h m}^{-3})$
	$6.37 \times 10^5 (\text{Bq h m}^{-3}) / \text{WLM}$

量: c_p — α 潜能浓度; c_{eq} —平衡等效氡浓度; P_p — α 潜能浓度时间积分暴露量; P_{eq} —平衡氡浓度时间积分暴露量。

(23) 从表 3 中可获得在住宅和工作场所年暴露量和氡浓度之间的关系。在大多数场合, 采用平衡因子 0.4 及工作时每年停留时

间 2000 h 或室内 7000 h 是适当的 (UNSCEAR, 1988), 在此基础上, 1 Bq m^{-3} 的氡浓度的连续照射导致在住宅内年暴露量为 $1.56 \times 10^{-2} \text{ mJ h m}^{-3}$ ($4.40 \times 10^{-3} \text{ WLM}$), 工作场所相应的数字为 $4.45 \times 10^{-3} \text{ mJ h m}^{-3}$ ($1.26 \times 10^{-3} \text{ WLM}$)。

1.5 防护的原则

(24) 在 ICRP 第 60 号出版物中, 对住宅和工作场所中天然辐射源的防护均给予了注意, 这里给出建议书有关氡方面的关键摘录。

(25) 委员会区分了辐射照射的两种情况, 一种情况为, 人类活动引入新的照射源或方式, 从而增加了总照射; 另一种情况为, 人类活动减少了现有源的照射。第一种称为实践, 第二种为干预。它也区别了可能需要服从委员会关于实践的防护体系的工作时氡照射的情况及应当考虑需要采取行动来防止住宅内氡照射的情况。氡出现在所有建筑物中, 并且建筑物间浓度差别很大。在工作场所中, 有时难于在应作为实践引起的或可能需要干预的已有状况引起的氡浓度之间进行明显的区别。本报告的目的之一是给出该区别的导则。

(26) 委员会对拟议中的与正在继续进行中的实践建议的放射防护体系, 基于以下的通用原则。这里和整个文件中, 从 ICRP 第 60 号出版物中的直接引文和段落引用以楷体字印刷, 下面摘录引自 112 段。

“(a) 涉及照射的实践, 除了对受照个人或社会能产生足够的利益可以抵偿它所引起的辐射危害的, 就不得采用 (实践的正当性)。

(b) 对一项实践中的任一特定源, 个人剂量的大小, 受照的人数, 以及在不是肯定受到照射的情形下其发生的可能程度, 在考虑了经济和社会因素后, 应当全部保持在可以合理做到的尽量低的程度。这一程序应当受到限制个人剂量的约束 (剂量约束), 对潜在照射则应受到限制个人危险的约束 (危险约

束),以便限制内在的经济和社会判断容易带来的不公平(防护的最优化)。

- (c)个人受到所有有关实践联合产生的照射,应当遵守剂量限值,或者在潜在照射情形下遵守对危险的某些控制。其目的是为了保证个人不会受到从这些实践来的在正常情况下被断定为不可接受的辐射危险。不是所有的源均能在源的所在处采取行动施加控制,所以在选定剂量限值前应先规定哪些源应包括在内作为有关的源(个人剂量和危险限值)。”

(27) 对于干预,委员会建议要遵循两条一般原则,这些一般原则在 113 段中阐明,其有关部分内容是:

“(a)拟议中的干预应当利多于害,即由于降低剂量而减少的危害,应当足以说明干预本身带来的危害与代价,包括社会代价在内,是值得的。

(b)干预的形式、规模及持续时间应当谋求最优化,使得降低剂量而获得的净利益即减低辐射危害而得到的利益扣除干预带来的危害后为最大值。”

(28) 委员会在 131 段中阐述了这一建议,其有关部分内容是:

“委员会建议的剂量限值旨在用于实践的控制。使用这些剂量限值或任何其它预定好的剂量限值作为决定干预的依据,可能涉及与所得的利益极不相称的措施,这将与正当性原则发生矛盾,所以委员会反对应用剂量限值来决定干预是否需要及其范围。但存在着某些剂量水平,接近这些水平就将引起严重的确定性效应,这时某种干预将成为几乎是强制要做的了。”

更为详细的有关委员会政策的描述将在第 4 和第 5 章中给出。

2 吸入氡及其子体的健康效应

(29) 电离辐射照射对健康带来的后果的估计最好基于人群的流行病学研究。在辐射情况下,流行病学涉及到确立照射量与健康效

应之间的统计学关系,这些研究毫无疑问地证明,辐射是身体许多器官和组织包括肺在内的致癌因素,而确立定量关系是比较困难的。

(30) 在时间或空间上相关联的事件不一定在起因方面相关联,这是一个重要的统计学原则。实际上,随机联系具有确定的事件发生的可能性。为确立一个定量的因果关系,必须利用基于生物学证据的模式来补充流行病学数据。当提出一系列的这种模式以后,利用流行病学结果来指出它们之间的统计学上的优先选择才是合理的。流行病学结果也可能完善所提出的模式或提出进一步可能的模式,但创立或改变模式只为了改进仅一次流行病学调查数据的统计学拟合是不合理的,还必须要有其它调查中的证实的结果及似乎合理的生物学支持。

(31) 流行病学研究已表明辐射照射量与肺癌增加之间的相关关系,这些包括有关广岛和长崎原爆幸存者的寿命研究,接受治疗的强直性脊椎炎、子宫颈癌、何杰金氏病和乳腺癌的患者,以及工作时暴露于氡的矿工。关于肺受到辐射照射产生的危险定量资料的两个主要来源是寿命研究和对矿工的研究,寿命研究提供有关全肺受到完全均匀的主要是 γ 辐射照射 D_0 的癌症死亡系数的估计值,对矿工的研究给出致死性肺癌发生率与采矿环境中氡子体浓度之间关系的资料。

(32) 在过去的 10 年左右,还有许多目的在于探讨肺癌发生率与住宅内氡暴露量之间关系的研究,其中有一些研究表明了正相关关系,但大多未给出这种关系。Samet(1989)以及 Stidley 和 Samet(1993)对这些研究进行了评述,这些研究的大多数为地理位置相关研究,包括选定两个或更多的地区,一些地区住宅内平均氡浓度高,而另一些地区浓度则低,调查当时肺癌发生率,并进行统计学比较。

(33) 遗憾的是,由于存在若干严重的混淆因素,使得地理位置相关研究难于作出甚至是定性的解释。一个可能存在的混淆因素是氡浓度与其他环境特征相关,高氡地区常为岩石和丘陵地带,而不是人口和工业开发可能集中的江河流域及冲积平原,因此,氡浓度和

工业化可能为相反关系。如果这样的话,在肺癌和工业化之间就存在直接关系,又可能与吸烟有关,这可能掩盖或颠倒肺癌与氡之间的任何联系。

(34) 即使可以对混淆因素进行修正,仍难于得出定量结论,因为在一个地区死亡的人中许多并未始终居住在那个地区。因此,所观察到的浓度不是个人暴露量的典型值。采用队列及病例-对照研究可大大避免这些困难,这当中有几项研究目前(1993)正在进行中。

(35) 当考虑混淆因素问题时,住宅内氡的病例-对照研究[例如(Schoenberg et al., 1990)]并非与矿山的研究不一致,但到目前为止,大多数未给出定量数据。然而,瑞典(Pershagen et al., 1992, 1993)的两个病例-对照研究给出了某些定量数据,尽管在统计学上并不充分。目前,委员会继续主要依靠矿工流行病学研究数据,因为关于住宅的研究缺乏统计上的说服力。

(36) 氡的流行病学调查的不确定性有几种来源,这些包括,受照群体大小施加的统计学限制,需要选定预测模式来估计终生危险,需要假定一个暴露量-响应关系以给出在低于可直接观察到超额危险水平的暴露水平下的危险估计值。除统计学不确定性以外,这些研究中的非随机的不确定性有以下几种来源:

- (a) 个人暴露量估计的不确定性;
- (b) 选择合适的对照组的困难;
- (c) 矿山工作环境的不同,包括其他非放射性矿尘的影响;
- (d) 不同的吸烟习惯;以及
- (e) 平均随访期的差别(大约 2 倍)。

此外,因为诸如吸入气溶胶粒度分布等物理参数的变化,吸入 α 潜能暴露量这个量可能不是最合适的量,但矿工的所有流行病学数据均用这个量来表示。

(37) 委员会通过了一个用于许多情况的改进的呼吸道剂量学模型(ICRP, 1994), 该模型的实际应用尚待开发。用这一模型评价

吸入放射性物质所致死亡和危害系数被几个重要领域内的不确定性所复杂化,该模型的沉积和滞留问题导致包括沉积物质与处于危险的细胞之间几何位置关系在内的不同剂量学阶段,于是,必须评价对呼吸道内不同部位细胞剂量的相对重要性。这些剂量所致癌症概率的现有估计值取决于从寿命研究中得到的低 LET 辐射高剂量率均匀照射产生的肺癌危险系数的估计。统计学的局限性妨碍了小剂量下超额相对危险的直接观察,因此,用这些数据来估计住宅内和工作场所中氡照射产生的危险取决于低 LET 辐射诱发肺癌的剂量和剂量率效能因子的选择以及对 α 辐射的辐射权重因子的选择。

(38) 尽管在上述两种途径中均存在不确定性,但它们并未导致大不相同的结果。委员会决定,与间接采用日本数据中的低 LET 辐射流行病学结果相比,采用矿山氡的流行病学结果更直接,因而所含的不确定性较小,更适于本报告的目的。因此,委员会建议,剂量学模型不应当用于评价和控制氡的照射,这样,本报告中的死亡系数基于暴露于氡的矿工的流行病学研究结果。因为这些结果基本上是针对成年男性的,所以,必须作进一步判断,从所观察到的男性危险中来预测女性和儿童的危险,见 2.2.1 和 2.2.3 节。

2.1 暴露于氡的矿工的肺癌

(39) 现已有几项关于暴露于氡的矿工肺癌流行病学研究,这些研究正在继续,并经常由个人和小组(例如,美国国家科学研究委员会 NRC) 来综合和评述研究结果。在准备本报告时,几项研究和评价正在准备或印刷中。作为这种研究的方法学表示法,并为给出典型结果的通用表示法,委员会给出了有限的评述,并汇总在本报告的附件 A 中。在这种演变着的情况下,委员会没有进行它自己的决定性的分析。

2.1.1 流行病学研究

(40) 吸入氡以后诱发肺癌的流行病学证据来自于几个关于地下矿工特别是铀矿工的队列和病例-对照研究,这些研究结果已在其

他报告中 (UNSCEAR, 1986, 1988; NRC, 1988; IARC, 1988; ICRP, 1991) 进行了评述和汇总。对于危险定量分析, 下面几个关于铀矿工队列的研究特别重要: 波希米亚 (Sevc et al., 1988, 1993), 美国科罗拉多 (Whittemore and McMillan, 1983; Hornung and Meinhardt, 1987), 美国新墨西哥 (Samet et al., 1989, 1991), 加拿大安大略 (Muller et al., 1985, 1989), 加拿大萨斯卡其宛(比弗洛奇) (Howe et al., 1986; SENES, 1991; Chambers et al., 1992), 法国 (Tirmarche et al., 1992a) 及加拿大锡道厄姆港 (Howe et al., 1987)。在瑞典马尔姆伯尔盖特铁矿工 (Radford and Renard, 1984)、加拿大纽芬兰荧石矿工 (Morrison et al., 1988)、中国云南锡矿工人 (Lubin et al., 1990; Xiang-Zhen et al., 1993) 及安大略金矿工 (Kusiak et al., 1991) 中也观察到了肺癌超额发生率。

(41) 这些研究中的大多数符合在超额危险与累积暴露量之间存在正比关系(线性无阈), 然而, 某些研究表明, 与整个受照组平均值相比, 暴露量低时单位暴露量的超额相对危险较高 (Darby and Doll, 1992)。美国能源部 (DOE, 1988) 审议的有关大鼠的研究支持低水平照射下线性无阈暴露量-危险关系。对于这个差异有几种可能的解释, 用 α 潜能浓度来表示暴露量可能会掩盖诸如粒度分布、通风率及未附着份额等其他因素的影响, 像砷之类其他致癌因子的存在也可能改变暴露量-危险关系。

(42) 在合并几个研究结果时, 通常以所估计的单位暴露量的超额相对危险为基础, 这意味着利用一个原因相对危险模式, 在该模式中超额危险来自于年龄别基线危险(包括吸烟产生的任何升高)的相乘。然而, 忽略了职业性照射早年部分所引起的基线危险的升高, 如果计入这一升高, 在较高水平照射下, 该模式给出的超额危险会比线性增加得更快, 但没有明显观察到这样的增加。如果原因相对危险模式成立的话, 看来比通常假定的更复杂。