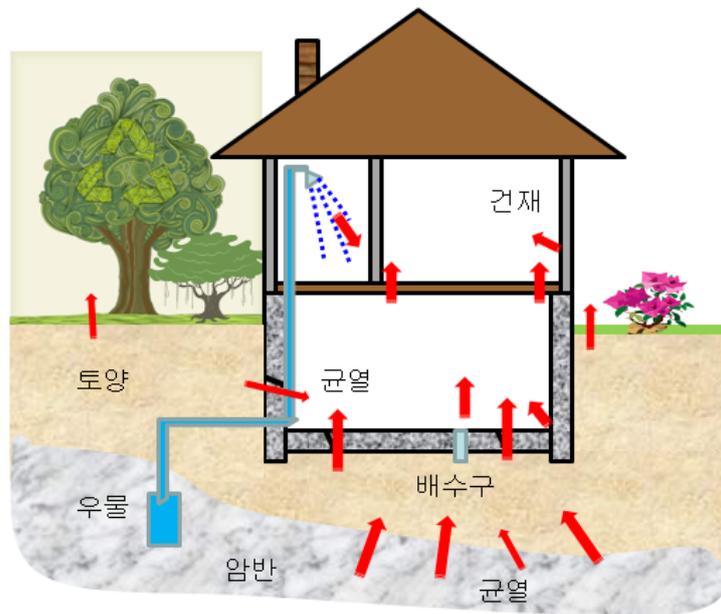


라돈과 자손핵종에 의한 폐암 위험

Lung Cancer Risk from Radon and Progeny



대한방사선방어학회

이 번역본 발간은 2011년도 원자력안전위원회 방사선안전기술 개발사업 과제 지원(한국동위원소협회로부터 위탁)으로 이루어졌습니다.

ICRP Publication 115

라돈과 자손핵종에 의한 폐암 위험

Lung Cancer Risk from Radon and Progeny

ICRP를 대신한 저자

M. Tirmarche, J.D. Harrison, D. Laurier, F. Paquet,
E. Blanchardon, J.W. Marsh

역주: 이재기

이 ICRP 간행물의 우리말 번역본은 ICRP의
허락(2011년 10월)을 받았으며 ICRP 정신에
따라 무료로 배포합니다.

국제방사선방호위원회

역자 서문

라돈은 인류의 총 방사선피폭으로 볼 때 최대 피폭원으로 간주되어 왔다. 그런데 최근 CT처럼 환자선량이 유의하게 높은 진단절차 빈도가 급증하면서 선진국의 경우는 의료피폭이 2배로 늘어(예: 미국 NCRP 160 참조) 라돈선량을 초과했다면 평가도 있었다. 그런데 이제 이 보고서 결론에 따라 라돈의 선량계수가 거의 2배로 증가함에 따라 라돈선량도 2배로 증가하게 되어 라돈이 다시 영예(?)의 1위를 되찾을 모양이다.

우리나라 라돈 준위는 UNSCEAR에 보고된 국가들의 평균 수준보다는 높으므로 사소한 선원은 아니다. 선량계수가 수정되기 전인 2002년도에 역주자가 평가한 국민 라돈피폭량은 연간 1.2 mSv 수준이었으니 이제 새로운 선량계수를 적용한다면 적어도 연간 2.2 mSv로 예상되어 우리나라민의 연간 자연방사선 피폭량은 평균 4 mSv에 근접하게 되었다. 원전에서 실제로 방사선작업에 참여하는 종사자들의 연평균 선량이 3 mSv 정도인 것과 비교하면 괄목할 선량이다. 나아가 우리나라 방사선작업 종사자는 통틀어서 10만 명 정도(10만명 전부에 대한 연평균 선량은 1 mSv 미만이다.)인데 라돈을 피폭하는 국민은 5천만 국민 전부이므로 500배나 많다. 이러니 그 원천이 천연방사성물질이라 하더라도 라돈피폭 관리에 관심을 두지 않을 수 없다.

그렇다고 모든 가옥이나 직장에서 라돈이 문제되는 것은 아니다. 라돈은 어디나 있는 것이기 때문에 평균적 수준은 본질적으로 방호대상으로 보지 않는다. 따라서 라돈 관리를 접근할 때는 스크리닝을 통한 조사에서 관찰된 분포의 75%까지는 '평균적 수준'으로 간주하여 이를 차감한 준위에 대해서만 방호를 적용하는 것이 적절하다고 본다. 즉, 방호를 고려하는 경우는 평균보다 월등히 높은 농도(선량으로 환산하면 연간 수십 mSv)가 관찰되는 가옥인데 주로 지반으로부터 라돈 방출이 많은 소위 '라돈 유의지역'에서 발견된다.

라돈 피폭은 크게 두 갈래이다. 하나는 주거에서 피폭하는 것이고 다른 하나는 직장에서 피폭하는 것이다. 같은 라돈에 피폭하는 것이지만 그 책임소재가 달라 방호개념이나 접근도 달라진다.

가정 또는 주택 실내 공기 중 라돈으로부터 피폭은 소위 기존피폭상황이다. 사실 '기준'이 핵심 개념은 아니며 광범하며 책임이 모호한 것이 특징이다. 따라서 피폭감축 비용이 높아 어느 정도 인상된 피폭을 감내하게 된다. 피폭상황이 의도적으로 도입된 것이 아니므로 선량한도 적용 대상이 아니라 피폭을 참조준위 아래로 유지하되 방호를 최적화한다.

주택 라돈에 대한 방호책임은 기본적으로는 건물주에 있다고 본다. 건물주가 거주하는 경우에는 본인 책임이지만 임대하는 경우에는 임차인에게 실내 라돈 상황에 대한 정보를 제공할 의무가 있다고 볼 수 있다. 아직 국내에서는 라돈 문제 인식이 보편화되지 않아 특정 제도가 없지만 외국에서는 주택의 거래나 임대차 계약의 조항에 라돈 관련 항목을 두어 책임을 밝히는 경우가 더러 있다.

직장 실내 공기 중 라돈으로 직원이 피폭하는 것은 직무피폭이다. 직무피폭으로 주목받는 곳은 광산이나 지하공간이지만 지상 건물에도 라돈 농도가 높을 수 있다. 경영주는 직원의 피폭을 선량한도 아래로 유지할 책임이 있고 방호를 최적화해야 한다. 공공건물에서 관리하는 직원의 직무피폭 관점에서 다루는 것으로 적당할 것으로 보인다.

가정이든 직장이든 라돈문제에 대응하기 위해서는 먼저 상황을 파악해야 하고 이는 측정을 요구한다. 그러나 모든 주택, 모든 직장의 라돈준위를 측정하고 후속 관리대책을 강구하도록 요구하는 것은 합당하지 않은 부담을 초래할 수 있다. 정부는 라돈 유의지역, 유의공간 등을 고시하고 안내하여 효과적 측정과 관리가 이루어지게 해야 한다. 공공건물은 유의지역이 아니라도 라돈 준위를 확인하는 것이 신중한 접근으로 본다.

이를 위해서 먼저 정부 부처별 소관을 분명히 할 필요가 있다. 환경부는 이미 주거공간에 대한 라돈관리 대책을 수립하여 추진하고 있으므로 가정 라돈에 대한 관리는 환경부가 관할함이 마땅해 보인다. 직장 라돈피폭도 직무피폭이므로 다른 방사선원으로 인한 직무피폭과 일체로 관리되어야 한다. 현재 직무피폭 관리가 진단X선 종사자(식품의약품안전청)와 원전 등 기타분야 종사자(원자력안전위원회)로 양분되어 있지만 라돈의 속성은 원자력안전위원회와 가깝다. 진단X선 종사자 직무피폭도 통합하여 단일 체계를 유지하는 것이 합당하다.

라돈피폭에 주목하는 높은 관심에도 불구하고 아직 라돈피폭과 ICRP 방호체계 사이 개념이 잘 정리된 것 같지는 않다. 직장에서 라돈피폭을 기존피폭상황으로 보거나 그러한 피폭이 1000 Bq/m^3 이상일 때 직무피폭으로 간주한다는 성명의 접근 개념에 역주자는 동의하기 어렵다. 생활주변의 라돈문제는 이미 수십 년 전부터 인식되어왔으므로 경영주는 직원이 선량제한치를 초과하여 피폭하지 않도록 관리할 책임이 있다. 1000 Bq/m^3 에 연간 2000시간 노출되면 총 선량은 17 mSv에 근접한다. 직무피폭 관리 진입점이란 개념도 마땅하지 않지만 이를 둔다면 200 Bq/m^3 수준이 방어논리가 미치는 수준으로 본다. 이 번역본이 국가 라돈 방호정책의 계획과 이행에 도움이 되면 좋겠다.

2012년 2월

역주자

한양대학교 교수 이 재 기

서 문

2005년 ICRP는 제1분과위원회에 알파방출 방사성핵종의 위험에 관한 조사와 보고를 수행할 작업그룹을 설치하였다. 초기 데이터 수집기간이 지난 2007년에는 라돈과 그 자손의 위험에 집중하도록 이 작업그룹에 요구하였다. 이 작업그룹의 위원은 제1, 2, 4분과위원회 위원들을 포함한다.

이 보고서는 가정과 지하광산에서 라돈과 자손 흡입에 따른 폐암에 대한 역학연구를 검토한다. 다른 알파방출 방사성핵종의 위험에 대해서는 작업그룹이 계속 조사하고 있다.

작업그룹 위원은 다음과 같다.

M. Tirmarche(위원장)	J.D. Harrison	F. Paquet
M. Blettner	D. Laurier	N. Shilnikova
E. Blanchardon	J.F. Lecomte	M. Sokolnikov
E. Ellis	J.W. Marsh	

객원위원은 다음과 같다.

B. Grosche	J. Lubin	C.R. Muirhead
------------	----------	---------------

조언을 제공한 자문위원은 다음과 같다.

F. Bocchichio	L. Tomášek	D. Chambers
---------------	------------	-------------

보고서 초안을 검토한 사람은 다음과 같다.

J. Boice	D. Chambers	J. Lochard
----------	-------------	------------

2005-2009년 기간 제1분과위원회 위원은 다음과 같다.

J. Preston(위원장)	C.R. Muirhead	M. Tirmarche
A. Akleyev	R. Ullrich	P-K. Zhou
M. Blettner	D.L. Preston	R. Charkraborty
W. Ruhm	J. Hendry	R.E. Shore
W.F. Morgan	F.A. Stewart	

2005-2009년 기간 제2분과위원회 위원은 다음과 같다.

H-G. Menzel(위원장)	K.F. Eckerman	A.S. Pradhan
------------------	---------------	--------------

M. Balonov	J.D. Harrison	Y-Z. Zhou
V. Berkovski	N. Ishigure	W.E. Bolch
P. Jacob	A. Bouville	J.L. Lipsztein
G. Dietze	F. Paquet	

2009-2013년 기간 제1분과위원회 위원은 다음과 같다.

J. Preston(위원장)	C.R. Muirhead	D. Stram
T. Azizova	N. Nakamura	M. Tirmarche
R. Charkraborty	W. Ruhm	R. Wakeford
S. Darby	S. salomaa	P-K. Zhou
J. Hendry	A.J. Sigurdson	W.F. Morgan
F.A. Stewart		

2009-2013년 기간 제2분과위원회 위원은 다음과 같다.

H-G. Menzel(위원장)	G. Dietze	J.L. Lipsztein
M. Balonov	K.F. Eckerman	J. Ma
D.T. Bartlett	A. Endo	F. Paquet
V. Berkovski	J.D. Harrison	N. Petoussi-Henss
W.E. Bolch	N. Ishigure	A.S. Pradhan
R. Cox	R. Leggett.	

라돈 선언¹⁾

2009년 11월 ICRP 채택

(1) 국제방사선방호위원회ICRP는 2007년 방사선방호체계를 위한 권고를 개정하여 발행했는데, 이는 방사선원으로부터 피폭을 관리하는 지침을 업데이트, 압축하고 보완하여 개발된 것이며 1990년 ICRP 권고(ICRP 1991)를 공식적으로 대체한다. ICRP는 이전에 ICRP 65(1993)에서 직장과 가정에서 라돈 방호에 관한 권고를 발행한 바 있다.

(2) ICRP는 최근 라돈과 그 붕괴생성물 피폭으로 인한 보건영향에 관해 가용한 과학적 정보를 전면 검토했는데 그 결과가 이 선언을 이끌었다. 검토 결과 ICRP는 이제 방사선방호 목적으로 자손과 평형에 있는 라돈-222 가스 피폭에 대해 모든 연령 집단의 위해조정 명목위험계수로 Bq/m³ 당 8×10^{-10} (즉, WLM 당 5×10^{-4})을 권고한다. ICRP의 이 소견은 유엔방사선영향과학위원회UNSCEAR가 유엔총회에 제출한 평가(UNSCEAR 2009)를 포함하는 다른 포괄적 평가와 일치한다.

(3) 2007년 권고에 따라 ICRP는 방사성핵종 흡입과 취식에 대한 수정된 선량계수를 발행할 것이다. 이와 동일한 접근으로 ICRP는 이제 라돈과 자손의 섭취에도 기준 생물역동학과 선량계측 모델을 사용할 것을 제안한다. 흡입된 에어로졸의 특성 및 라돈과 자손 사이 비평형을 고려하여 가정에서 피폭과 직무피폭의 여러 기준조건에 대해 선량계수를 제공할 것이다. 폭넓은 상황에 구체적 계산이 가능하도록 충분한 정보를 제공할 것이다. 라돈과 자손에 대한 선량계수는 라돈과 외부 방사선 위험을 비교하는 역학연구로부터 도출된 명목 방사선위험 값에 근거한 ICRP 65의 선량환산합의를 대신하게 된다. 현행 선량환산치는 선량계수가 가용할 때까지 계속 사용할 수 있다. ICRP는 이 변화가 단위피폭 당 유효선량을 약 2배 증가시킬 것임을 조언한다.

1) <역주> 이 ‘라돈선언’은 본래 ICRP 115의 제2부로 실렸지만 중요성을 감안하여 역자가 제1부인 이 보고서 내용 앞에 배치하였다. 그런데 이 선언을 인용하려 할 때 ICRP 115 part 2로 인용하면 2011년 4월 성명이 2010년 Ann. ICRP 40(1)으로 표기되는 모순이 발생한다. 이는 ICRP 간행물 발간이 지연되었기 때문이다. 그 어색함을 해소하려면 자료원을 다음처럼 웹페이지로 하는 것이 좋겠다: ICRP. 2011. Radon Statement. <http://www.icrp.org>.

(4) ICRP는 지각에 있는 상태의 라듐-226 농도로 인한 가옥에서 라돈피폭, 혹은 ICRP 방호체계 안에서 행해지지 않은 과거 행위로부터 라돈피폭은 기존피폭상황임을 재확인한다. 나아가 이러한 기존피폭상황에 대한 ICRP 방호정책은, 피폭감축 조치가 거의 확실히 합당한 것으로 보는 수준을 라돈으로 인한 연간선량 약 10 mSv로 설정함에 계속 근거를 둔다. 따라서 새 결과를 고려하여 ICRP는 가옥에서 라돈가스에 대한 참조준위 상한치를 2007년 권고의 600 Bq/m³로부터 300 Bq/m³로 수정하였다. 국가 당국은 현지 사정에 따라 더 낮은 참조준위 설정을 고려해야 한다. 방호최적화 원칙을 사용하여 라돈피폭을 국가 참조준위 아래로 감축하는 모든 합리적 노력을 경주해야 한다. 세계보건기구(WHO 2009)도 현재 유사한 접근을 권고하고 있음도 유의할 점이다.

(5) 가정과 직장에서 소비하는 시간의 차이 약 3배를 고려하여 라돈가스 농도 약 1000 Bq/m³를 라돈피폭에 대한 직장 방호요건 적용 진입점으로 규정한다. ICRP 103(2007)에서 ICRP는 직장 안전표준의 국제적 조화를 위하여 국제적으로 수립되어 있는 값인 1000 Bq/m³를 세계적으로 사용해야 한다고 밝혔다. ICRP는 이제 1000 Bq/m³를 라돈피폭에 대해 직장 방사선방호 요건을 적용할 진입점으로 권고한다. 그러면 그 상황은 계획피폭상황²⁾으로 관리될 것이다.

(6) ICRP는 계획피폭상황에 대해서는 직무의 결과로 발생하는 종사자의 모든 라돈피폭이 비록 작더라도 직무피폭으로 고려되어야 함을 재확인한다(ICRP 103 제178항 참조).

참고문헌

ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3).

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).

UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report. Annex E. Sources-to-Effects

2) <역주> 원문은 ‘기존피폭상황’으로 적고 있으나 ICRP 103 표4에서 보듯이 원론적으로 직무피폭은 기존피폭상황으로 보기 어려워 ‘라돈피폭’으로 고쳐 적었다. 그래야 다음 문장에서 ‘계획피폭상황으로 관리될 것이라.’라는 설명이나 제6항의 기술 내용과 맥락을 같이 한다.

Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.

WHO, 2009. WHO Handbook on Indoor Radon: a Public Health Perspective. WHO Press, Geneva.

목차

역자 서문.....	iii
서문.....	v
라돈 선언.....	vii
사용약어.....	xii
객원논설.....	xiii
요지.....	xv
요약.....	1
용어집.....	5
제1장 서론.....	11
제2장 주거공간 라돈과 라돈자손 피폭 기인 폐암위험의 역학.....	15
2.1. 서론.....	15
2.2. 1990년 이래 발표된 연구.....	16
2.3. 통합연구.....	18
제3장 지하광산에서 라돈과 자손 피폭 관련 폐암위험의 역학.....	25
3.1. ICRP 65 이후 결과 검토.....	25
3.2. 100WLM 당 초과상대위험 평가치 요약.....	26
3.3. 라돈과 흡연으로 인한 폐암위험.....	28
제4장 라돈과 자손 피폭으로부터 위해 평가.....	33
4.1. 폐암 이외 위험.....	33
4.2. 지하광부에 대한 생애 폐암위험 평가치 계산.....	34
4.3. 지하광산과 가정 피폭의 결과 비교.....	37
제5장 결론.....	43
부록 A. 지하광부 역학조사 결과.....	45

부록 B. 선량계측.....	47
B.1. 라돈.....	47
B.2. 토론.....	51

〈역주〉 사용 약어

AMAD	activity median aerodynamic diameter	방사능중간 공기역동학 중간직경
AREVA	프랑스의 복합 에너지 그룹	
BEIR	Biologic Effects of Ionizing Radiation(Committee)	
	(미국)전리방사선생물학적영향(위원회)	
CEA	Commissariat à l'énergie atomique et aux énergies alternatives (프랑스)	
	원자력대체에너지위원회	
CI	confidence interval	신뢰구간
COGEMA	프랑스 핵물질회사(AREVA의 전신).	
EEC	equilibrium equivalent concentration	평형등가농도
EPA	Environmental Protection Agency	미국환경청
ERR	excess relative risk	초과상대위험
HRTM	human respiratory tract model	사람호흡기모델
IARC	International Agency for Research on Cancer	국제암연구국
ICRP	International Commission on Radiological Protection	국제방사선방호위원회
LEAR	lifetime excess absolute risk	생애절대초과위험
NEA	Nuclear Energy Agency	경제협력개발기구(OECD) 원자력국
NRC	National Research Council	미국연구위원회
TSE	time since exposure	피폭 후 경과시간
UNSCEAR	UN Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation	
	유엔방사선영향과학위원회	
WHO	World Health Organization	세계보건기구
WL	working level	워킹레벨
WLM	working level month	WLM

라돈

라돈은 알려진 폐암 원인이다. 가스인 Rn-222은 우라늄-238 붕괴연쇄 구성원이다. 직전 어머니인 라듐-226이 지각에 만연하므로 라돈은 지하공간은 물론 모든 건물 내에도 존재한다. 라돈은 일반인 방사선피폭의 주요 선원이며 때로는 직장에서도 주된 피폭원이기도 하다. 그러나 피폭수준은 지역의 지질, 건물 유형과 환기, 나아가 거주자의 행동에 따라서 매우 큰 폭으로 변한다.

건물 라돈준위가 적어도 이상적으로는 관리 가능하다는 사실과 함께 피폭원으로서 라돈의 중요성은 ICRP로 하여금 라돈에 대한 방호를 권고하도록 촉구해왔다. 권고는 1993년 ICRP 65(1993)로 발간되었는데 ICRP 방사선방호체계 맥락에서 구축되었다. ICRP의 라돈 방호정책은 그 이상에서는 거의 항상 피폭감축 조치가 합당하다고 보는 라돈의 연간 유효선량 약 10 mSv 수준에 설정하는 것에 바탕을 둔다. 이 선량은 선량환산합의를 이용하여 Bq/m³ 단위의 실용 조치준위로 변환된다. 최근에 ICRP는 공식적으로 1990년 권고(ICRP, 1990)를 대체하는 2007년 권고(ICRP, 2007)를 발행했다. 2007년 권고는 방사선피폭에서 계획피폭과 기존피폭을 구분한다. 대부분 라돈피폭은 관리를 결정할 당시 피폭원이 존재하고 있으므로 기존피폭상황이다. 라돈에 대한 방호는 참조준위와 최적화 적용으로 달성할 수 있다.

라돈피폭으로 인한 보건위험을 이해하는 것이 참조준위를 설정하는 기본이 된다. 라돈에 의한 폐암위험에 관한 이 보고서 작업반은 가정에서 피폭과 직무피폭에 대한 최근 역학연구들을 검토하여 라돈으로부터 보건위험에 관한 정보 현황을 제시한다. 중요 결론의 하나는 라돈피폭에 대한 위해조정 명목위험계수가 과거에 판단했던 값(ICRP, 1993)의 두 배 정도로 보아야 한다는 것이다. 나아가 라돈은 피폭집단의 기저폐암 이환율에 더하기보다는 곱하기 방식으로 작용하는 것 같다. 그래서 라돈피폭에서 흡연자의 라돈 폐암 위험은 비흡연자의 위험보다 상당히 높다. 비교하기는 복잡하지만 주거에서 라돈피폭으로부터 위험도 낮은 농도에 노출된 지하광부 데이터와 일관된다고 말할 수 있으며, 이점이 전반적 결론의 강도를 더한다.

흡연과 상호작용 문제는 어렵다. ICRP가 방호표준을 흡연자에 대해 설정할 것인지, 아니면 비흡연자나 지금처럼 그 혼합에 대해 설정할 것인지 질문을 제기한다. 방사선방호체계의 목적은 피폭원과 피폭을 관리하는 것이지 특정 개인의 방사선 위험을 관리하는 것이 아님을 상기하는 것이 중요하다. 또한 ICRP 방호체계는 세계적 적용을 위한 것이다. 방호체계의 주된 선량계측량인 유효선량은

성별과 연령에 평균된 특성을 포함한 ‘기준인’에 대한 선량으로 평가된다. 조직들의 상이한 방사선민감도를 나타내는 조직가중치도 더하기 및 곱하기 위험투사모델의 혼합을 이용하여 방사선 위험을 집단 사이에 이전함에 근거한 판단이다. 유효선량은 규정된 방사선방호량인데 시간이 경과함에 따라 방사선가중치나 조직가중치에 대한 판단이 바뀌면 변할 수도 있다. 개인에 대한 선량이나 위험의 최적평가 어느 것도 유효선량이 제공하지는 않는다. 그러나 유효선량을 포함한 ICRP 방호체계는 피폭원이나 피폭으로부터 방호에 최적 접근이라고 ICRP는 여전히 믿는다. 나아가 방호체계 내에서 피폭과 직접 연계되지 않는 생활방식을 근거로 개인들을 구분하려는 시도는 방호 증진 없이 불합리한 복잡성만 유발하고 불필요한 부담을 초래하여 차별대우가 될 우려가 있다.

이 보고서와 함께 2009년 포르투갈 Porto회의에서 낸 ICRP ‘라돈 선언’도 실었다. 선언은 이 작업그룹 보고서의 중요한 발견을 고려하고 라돈 명목 위험계수의 변경에 맞춰 주택에서 라돈 참조준위 상한을 하향 조정했다. 유사한 배경에서 ICRP는 작업장 참조준위도 낮춰 단일 값 1000 Bq/m³를 권고했는데 이는 직무피폭 방호요건을 적용할 진입점 역할을 하게 된다. ICRP가 기존의 선량환산합의를 선량계측 접근으로 바꿔 라돈을 다른 내부피폭 핵종과 조화되게 만들려는 의도를 밝힌 점도 중요하다. 선량계측 접근은 피폭과 관련된 다양한 변수를 고려하는데 그 값들은 피폭 여건에 따라 달라질 수 있다. 그래서 주어진 라돈농도도 여건에 따라 다른 선량을 줄 수 있다. ICRP는 선량계측 접근이 마무리되면 라돈 방호정책을 고려하여 일관되고 비례하도록 만들려 한다.

라돈피폭으로 인한 폐암은 세기에 걸쳐서 우라늄광이나 다른 지하광산에서 분명히 발생해 왔지만 라돈이 범인으로 인식된 것은 지난 세기였다. 라돈에 의한 폐암위험에 대한 이 보고서는 21세기 라돈 방호에 기여할 것이다. ICRP는 새 권고를 주택과 직장에서 라돈 방호에 어떻게 적용할 것인가에 대한 조언을 준비 중에 있다.

John Cooper
ICRP 본위원회 위원

참고문헌

ICRP, 1991. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21(1-3).

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).

ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4).

라돈과 자손핵종에 의한 폐암 위험

ICRP 간행물 115 (제1부)

ICRP 승인: 2011년 4월(서울 회의)

요지- 라돈과 그 자손핵종 노출과 폐암 사이의 인과에 대한 최근 역학연구들을 검토했다. 주거공간 피폭의 통합 증례대조연구와 비교적 낮은 농도 라돈에 피폭한 지하광부 코호트에 특별히 중점을 두었다. 주거공간과 광산 역학연구 모두 일관성 있는 폐암 위험 평가치를 제시하는데 연평균 농도 약 200 Bq/m^3 및 누적 직무피폭 50 WLM 수준에서는 유의한 상관성을 보인다. 최근의 광부에 대한 역학연구 통합분석에 근거하여 이제 라돈과 자손 유발 폐암 명목위험으로 과거 ICRP 65(1993)의 값 $2.8 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ (또는 mJh/m^3 당 8×10^{-5})을 대체하여 생애 초과 절대위험 $5 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ (또는 mJh/m^3 당 14×10^{-5})을 사용해야 한다. 폐이외 조직에서 라돈 기인 위험에 대한 현재 지식은 라돈 유발 폐암 치사계수와 다른 위해계수 선정을 정당화하지 못한다.

ICRP 65(2003)에서는 라돈과 자손에 의한 선량을 역학 데이터에 근거한 선량환산합의를 사용하여 계산해야 한다고 권고했다. 이제 라돈과 자손도 다른 방사성핵종과 같은 방법으로 ICRP 방호체계에서 다루어져야 한다고 결론짓는다. 즉, 라돈과 자손으로부터 선량도 ICRP 생리역동학 모델과 선량계측 모델을 사용하여 계산하게 된다. ICRP는 특정 평인인자와 입자특성과 함께 주택이나 직장의 여러 참조조건에 대해 라돈과 자손에 단위 피폭 당 선량계수를 제공할 것이다.

중심어: 라돈, 폐암, 방사선방호, 위험

ICRP를 대신한 저자:

M. Tirmarche, J.D. Harrison, D. Laurier, F. Paquet, E. Blanchardon, J.W. Marsh

참고문헌

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).

요약

(a) 광부의 직무피폭과 가정에서 일반인피폭에 관한 역학연구는 라돈과 자손핵종 흡입에 따른 폐암위험에 대한 강하고 보완적인 증거를 제공했다. 지하광산 광부 대규모 코호트에는 각 개인의 전 종사기간 동안 연간 직무피폭을 고려했다. 따라서 이 연구에서는 피폭연령, 피폭 후 경과시간과 같은 시간종속 수정인자들을 고려한 선량-반응 관계를 분석할 수 있었다. 가정에서 라돈피폭으로 인한 폐암위험은 대규모 증례대조연구를 통해 평가되었는데 폐암진단에 앞선 30년 기간 동안 주택에서 라돈피폭 추정치가 필요했다. 이러한 연구의 약점은 연구기간에 수행된 측정이 전체 피폭기간에 적용된다고 가정하는 것이다. 그러나 중요한 강점은 주택 대상 연구에서는 상세한 면담이 가능하여 통계적 분석에서 흡연이나 기타 가정 또는 직장에서 잠재적 폐암유발물질 노출 영향을 조정할 수 있다.

(b) 1999년 BEIR VI 보고서(NRC, 1999)는 중국, 체코공화국, 미국, 캐나다, 스웨덴, 호주 및 프랑스의 가용한 광부코호트 포괄분석comprehensive study 결과를 제공했다. 광부 폐암에 대한 최근 연구의 특성에는 비교적 낮은 라돈과 자손농도, 긴 추적기간, 각 개인 피폭데이터의 양호한 품질이 포함된다(Tomášek 등 2008, UNSCEAR 2009). 이전 광부 통합연구 분석과 일치하는 이 결과는 50 위 킹레벨월(WLM, 즉 180 mJh/m^3) 정도까지 낮은 누적 라돈피폭과 폐암치사 사이에 유의한 상관성을 보였다. 생애초과절대위험LEAR 계산, ICRP 103(2007)의 백그라운드 선량률, 그리고 통합분석pooled analysis(NRC 1999, Tomášek 등 2008)에서 도출된 위험모델에 근거하여 이제 방사선방호 목적으로 위해조정 명목위험계수로 $5 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ (또는 mJh/m^3 당 14×10^{-5})을 권고한다. 이 명목위험계수는 ICRP 65(1993)의 값 $2.8 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ (또는 mJh/m^3 당 8.0×10^{-5})을 대체한다.

(c) 유럽(Darby 등 2005), 북미(Krewski 등 2005, 2006) 및 중국(Lubin 등 2004)의 주거 증례대조연구는 데이터의 통합분석joint analysis을 제공한 포괄적 간행물 셋이다. 진단에 앞서 30년 이상 피폭을 고려했을 때 각 통합분석은 주택 라돈농도가 증가함에 따라 폐암위험의 증가를 내보였다. 세 통합분석에서 단위 농도 당 폐암증가 평가치는 서로 근접했으며 통계적으로 양립할 수 있었다. 유럽, 북미, 중국에서 얻은 값은 100 Bq/m^3 당 각각 1.08, 1.10, 1.13이었다. 이 세 지역 연구에 대해 계산한 결합평가치는 100 Bq/m^3 당 1.09였다(UNSCEAR 2009). 이들 모든 결과는 흡연습관에 대한 조정 후에 얻은 것이다. 누적 개인피

폭량에 대해 보다 완전한 평가가 있는 증례와 대조에 한정하여 분석하면 선형 피폭-반응 관계의 기울기는 약간 증가하여 100 Bq/m³ 당 1.11로 된다 (UNSCEAR 2009).

(d) 통합분석은 라돈농도 변동 불확실성에 대해서도 조정하였다. 예를 들면 유럽 통합분석(Darby 등, 2005)에서는 측정 불확도에 대한 조정은 상대위험 평가치를 100 Bq/m³ 당 1.08로부터 1.16으로 크게 높였다. 유럽 분석을 상대적으로 낮은 연간 피폭의 증례 및 대조에만 한정하면 200 Bq/m³ 미만에서 위험증가 증거가 있다. 북미와 중국 연구 분석은 더 가변적이고 통계적으로 덜 정밀하다. 그러나 적어도 25년 기간 이상 누적피폭을 고려하면 이 주거연구가 폐암위험에 대해 일관된 평가치를 제공하고 낮게 지속되는 라돈피폭 관련 위험관리의 근거를 제공한다고 결론지을 수 있다.

(e) 비교가 복잡하기는 하지만 주택에서 라돈과 자손 기인 폐암의 누적초과절대 위험 평가치는 낮은 수준에서 광부에 대한 평가치와 일치하게 나타난다.

(f) 유럽 주거피폭 통합분석에서 흡연자의 폐암위험에 유의한 경향이 있었고 또, 독립적으로 비흡연자에게서도 경향이 관찰되었다(Darby 2006). 그러므로 이전 광부연구(Lubin 등 1995)가 그랬던 것처럼 주거공간 라돈도 흡연 없이도 폐암요 인인이 입증되었다. 그러나 생애 폐암위험에 미치는 흡연의 압도적 영향 때문에 주어진 라돈농도 기인 폐암 초과절대위험은 비흡연자보다 오랜 흡연자에게서 훨씬 높다.

(g) 주거피폭은 역학데이터로부터 유도된 단위 피폭 당 폐암위험에 직접 근거하여 가정에서 라돈농도 단위로 관리할 수 있다.³⁾

(h) 그러나 선량한도나 선량제약체로 관리하는 직무피폭 목적에서는 단위피폭 당 선량 평가치가 필요하다. ICRP 65(1993)와 ICRP 66(1994)에서는 라돈과 자손 단위 피폭 당 유효선량을 소위 '선량환산합의'를 사용하여 얻었다. 이 접근은 라돈과 자손 단위피폭에 해당하는 위험을 대개 일본 원폭피해생존자 연구에서 평가된 단위 유효선량으로 유발되는 총 위험과 비교한다(ICRP 1993). 주어진 값은

3) <역주> 주거공간 라돈에 대해서는 일반인이 꺼리는 방사선량 단위로 굳이 표현하지 않고 단순히 실내 라돈농도가 몇 Bq/m³이니 감축대책을 권고한다는 방식으로 관리할 수 있다는 의미이다. 이에 반해 직무피폭은 다른 방사선피폭이 있을 때 이를 합산해야 하므로 결국 선량으로 산출해야 한다.

종사자에 대해서는 5 mSv/WLM(mJh/m³ 당 1.4 mSv), 일반인에 대해서는 4 mSv/WLM(mJh/m³ 당 1.1 mSv)였다.

(i) 라돈과 자손에 의한 선량은 다른 선량계측모델로 계산할 수도 있다. 선량계측 모델로 얻은 라돈자손 단위노출 당 유효선량에 관해 발표된 데이터는 부록B에 포함되어 있다. 유효선량 값은 WLM 당 6-20 mSv(mJh/m³ 당 1.7-5.7 mSv) 범위에 있고 호흡기모델HRTM(ICRP 1994)을 사용한 경우는 피폭 시나리오에 따라 WLM 당 10-20 mSv(mJh/m³ 당 3-6 mSv) 범위에 있다.

(j) 이제 라돈과 자손도 방호체계 내에서 다른 방사성핵종들과 같은 방식으로 취급해야 한다고 ICRP는 결론을 내렸다. 즉, 라돈과 자손으로부터 선량도 ICRP 생물역동학과 선량계측 모델을 이용하여 계산해야 한다. ICRP는 조만간 특정 평형 인자와 부유입자 특성에 따라 가정과 직장 피폭의 여러 참조조건에 대해 라돈과 자손 단위 피폭 당 선량계수를 제공할 것이다.

참고문헌

- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer - detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32(Suppl. 1), 1-84.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23(2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24(1-3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37(2-4).
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137-145.
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung

- cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533–597.
- Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., Edling, C., et al., 1995. Radon-exposed underground miners and inverse dose-rate (protraction enhancement) effects. *Health Phys.* 69, 494–500.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132–137.
- NRC, 1999. *Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report.* National Academy Press, Washington, DC.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125–137.
- UNSCEAR, 2009. *UNSCEAR 2006 Report. Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces.* United Nations, New York.

용어집

증례대조연구^{case-control study}

관심 질환이 있는 대상그룹(예: 폐암 증례)을 특성(성별, 도달연령 등)이 비슷하지만 그 질환이 없는 대상그룹(대조군)과 비교하는 역학연구의 유형. 이런 유형 역학연구 설계가 대부분 실내 라돈연구에 사용된다. 모든 개인에 대해 지금 또는 이전에 거주했던 가옥에서 측정한 라돈농도로부터 과거 피폭을 평가한다.

코호트내 증례대조연구^{nested case-control study}는 증례대조연구의 특별한 유형으로서 증례와 대조 모두가 한 코호트연구에서 추출되는 연구로서 전체 코호트에서 가능한 것보다 상세한 평가를 얻는 것을 목표로 한다.

코호트연구^{cohort study}

여러 수준의 라돈과 자손에 노출된 집단에서 시간 경과에 따라 질환(폐암 포함) 발생 여부를 추적하는 역학연구의 한 유형. 지하 광부연구에는 이 유형 역학연구 설계가 가장 널리 이용된다. 연간 기반으로 각 개인에 대해 시간에 따른 피폭을 고려한다.

위해^{detriment}

위해는 ICRP 개념으로서 방사선원에 의한 어떤 그룹의 피폭 결과로 그 피폭그룹과 후손에서 겪는 총 보건상 해로움을 반영한다. 피해는 다차원 개념인데 그 주된 요소는 통계적인 양으로서 기인치사암 확률, 기인 비치사암 가중확률, 중증유전영향 가중확률, 해악이 발생한 때 수명단축 기간 등이다.

선량환산합의^{dose conversion convention}

ICRP 65(1993)에 정의된 방법으로서 라돈자손 피폭(WLM나 mJh/m^3 단위로 표현된)을 동일 위해를 근거로 유효선량(mSv 단위)으로 연계하는 데 사용된다.

평형등가농도^{equilibrium equivalent concentration}

동일한 잠재알파에너지를 가짐을 근거로 어떤 주어진 비평형혼합 상태의 라돈농도를 단수명 자손과 평형상태에 있는 라돈가스의 방사능 농도로 환산한 농도.⁴⁾

4) <역주> 원문표현이 난해하여 수정했다.

평형인자^{equilibrium factor}

라돈가스 농도에 대한 평형등가농도의 비. 달리 말하면 라돈 붕괴생성물의 실제 혼합에서 잠재알파에너지 농도의 방사평형에 있을 때 적용될 잠재알파에너지 농도에 대한 비.⁵⁾

기존피폭상황^{existing exposure situation}

관리에 대한 의사결정이 이루어질 당시 이미 존재하는 피폭상황. 기존피폭상황에는 자연 백그라운드방사선 피폭, 천연방사성물질^{NORM} 피폭, ICRP 방호체계 밖에서 이루어진 운영에서 기인된 환경 잔류물 피폭, 원자력사고나 방사선사건에 기인한 오염구역에서 피폭을 포함한다.⁶⁾

사람호흡기모델^{HRTM}

흡입한 입자가 호흡기 기도에서 침적과 제거, 그리고 그로 인한 폐조직 선량을 평가하기 위해 ICRP 66(1994)에서 사용한 모델.

계획피폭상황^{planned exposure situation}

선원의 의도된 도입과 운영에 따른 피폭상황으로서 일어날 것으로 예상한 피폭(정상피폭)과 그렇지 않은 피폭(잠재피폭)을 포함한다.⁷⁾

잠재알파에너지 농도^{potential alpha energy concentration}

공기 중 라돈이나 토론의 단위 자손핵종의 농도로서 납-210까지의 라돈-222 자손, 또는 납-208까지 라돈-220 자손이 완전히 붕괴하는 동안 내는 알파 에너지로 표현한 것, 또는 단위 공기체적 당 단위 라돈-222 혹은 라돈-220 자손

5) <역주> 딸핵종 혼합비율이 다양한 실제 농도를 기준비율(즉, 방사평형상태 비율) 농도로 통일하여 표현하기 위한 인자로서 평형등가농도(EEC_{Rn}) = 라돈농도(C_{Rn}) x 평형인자(f)와 같이 연계된다.

6) <역주> 혼란을 피하기 위해 약간의 보충설명이 필요할 것 같다. 통상 수준의 자연 백그라운드 방사선은 방호대상에서 배제되므로 여기서 말하는 백그라운드란 유의하게 높은 자연방사선으로 이해해야 한다. 모든 NORM 피폭, 잔류물 피폭 또는 오염구역 피폭이 기존피폭은 아니다. 그 피폭이 의도된 것이라면 계획피폭상황이 된다. 즉, 기존피폭인지 계획피폭인지 구분하는 핵심은 그 선원 유형의 문제가 아니라 피폭하는 행위가 의도적인가 자연적(또는 우발적)인가 하는 것이다.

7) <역주> 전혀 만족스럽지 않은 설명이다. 역자는 다음과 같이 계획피폭상황을 설명하고 싶다.

계획피폭상황: 피폭이 잘 예상되어 방호를 계획함으로써 선량을 충분히 낮게 유지할 수 있는 피폭상황.

잠재피폭은 일어나지 않은 피폭으로서 계획피폭상황과 다른 도메인의 사안이다. 계획피폭상황이 잠재피폭을 포함한다고 표현한 것은 오류이다.

의 임의 혼합 알파에너지.⁸⁾

라돈자손radon progeny

이 보고서에서 보다 협의로 사용하는 라돈-222의 붕괴생성물로서 폴로늄-218부터 폴로늄-214까지 단수명 붕괴생성물. 라돈자손은 때로는 ‘라돈 붕괴생성물’로도 불린다.

참조준위reference level

관리 가능한 기준피폭상황에서 참조준위란 그 이상에서는 피폭이 일어나도록 계획하는 것이 부적절하고 그 이하에서는 방호 최적화가 이행되어야 하는 선량이나 위험 준위. 참조준위로 선정되는 값은 고려하는 피폭의 지배적 여건에 따라 달라질 수 있다.

위험risk

위험이란 어떤 유해한 결과(예: 폐암)이 일어날 확률 또는 기회와 관련된다. 위험과 관련된 용어들은 다음과 같다.

- 초과절대위험EAR

방사선피폭으로 인한 초과위험이 선량에 의존하지만 기저의 자연적 또는 백그라운드 위험과는 독립적인 증분으로 기저위험에 더해진다는 가정에 근거한 위험 표현법. 이 보고서에서는 폐암의 생애초과절대위험이 계산된다.

- 상대위험RR

피폭집단에서 관심질환(예: 폐암)의 발생률 또는 그로 인한 사망률의 비피폭집단의 해당률에 대한 비.

8) <역주> 평형등가농도 C_{eq} 는 다음과 같이 산출할 수 있다. 즉, 방사평형 상태에 있다면 ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po 의 방사능이 모두 같으므로

$$\sum_{i=1}^4 C_i \frac{\epsilon_{\beta,i}}{\lambda_i} = C_{eq} \left(\sum_{i=1}^4 \frac{\epsilon_{\beta,i}}{\lambda_i} \right)$$

이고 핵종별 단위방사능 당 잠재알파에너지 값을 대입하면

$$EEC_{Rn} = \frac{5.79 C_{Po18} + 28.6 C_{Pb14} + 21.2 C_{Bi14}}{55.6}$$

이 된다. 여기서 C는 Bq m^{-3} 단위의 농도이다. 그러면 평형인자 F는 다음과 같이 정의된다.

$$F \equiv \frac{EEC_{Rn}}{C_{Rn}}$$

공기중 라돈농도와 평형인자를 알면 평형등가농도는 다음과 같이 산출된다.

$$EEC_{Rn} = F C_{Rn}$$

- 초과상대위험ERR
 피폭집단에서 질병률을 비피폭집단의 질병률로 나눈 값에서 1을 뺀 값. 선량-반응관계 연구에서 이는 (상대위험-1)/단위피폭의 형태로 Gy 혹은 Sv 당 ERR로도 표현된다.
- 위험계수risk coefficient
 단위피폭 또는 단위선량 당 위험 증가. 일반적으로 WLM 당, mJh/m³ 당, 100 Bq/m³ 당 또는 Sv 당 ERR로 나타낸다.
- 위험모델risk model
 피폭후 경과시간, 도달연령, 피폭연령과 같은 수정인자의 함수로서 위험계수의 변화를 설명하는 모델. 위험모델은 어떤 인자로 연령별 기저위험과 연계되거나 (곱하기 모델) 기저위험에 더해진다(더하기 모델)
- 생애위험lifetime risk
 한 개인에게 주어진 연령까지 누적 위험, 이 보고서에서 사용하는 생애위험 평가치는 만성피폭 시나리오와 연계하여 WLM 당 1만 인-년 당 사망자 수로 표현되는 생애초과절대위험이다(때로는 방사선기초사망으로 불린다). 이 보고서에서는 따로 설명하지 않으면 생애기간은 다른 ICRP 간행물에서처럼 90년으로 하며, (직무피폭에 대한) 시나리오는 ICRP 65(1993)에 제안된 것처럼 18세부터 64세까지 연간 2 WLM로 일정하게 낮은 준위 피폭이다.
- 위해조정 위험detriment-adjusted risk
 결과의 심각도를 표현하기 위해 위해의 다른 요소들을 반영하도록 수정된 확률론적 영향의 발생확률.

토론자손thoron progeny

라돈-220의 붕괴생성물로서 이 보고서에는 폴로늄-216부터 탈륨-208까지 단수명 붕괴생성물로 보다 한정적 의미로 사용한다.

비부착률unattached fraction

환경 에어로졸에 부착되지 않은 단수명 라돈자손의 잠재알파에너지 농도 분율.

참조준위 상한upper reference levels

그보다 아래에 국가 참조준위를 설정하도록 ICRP가 국가 당국에 권고한 최대 피폭 값.

워킹레벨⁹⁾working level(WL)

공기 1 L에 1.3x10⁵ MeV의 잠재알파에너지를 내는 임의 조합의 단수명 라돈자

손 농도. $1\text{WL} = 2.08 \times 10^{-5} \text{ J/m}^3$.

WLM¹⁰⁾working level month

1 WM 농도의 공기를 한 달 작업시간인 170 시간 호흡한 누적피폭.

사용 단위

- 줄(J): $1 \text{ J} = 6.242 \times 10^{12} \text{ MeV}$
- 잠재알파에너지 농도
라돈자손 경우: 1 Bq/m^3 평형 라돈 = $3.47 \times 10^4 \text{ MeV/m}^3 = 5.56 \times 10^{-9} \text{ J/m}^3$
토론자손 경우: 1 Bq/m^3 평형 토론 = $4.72 \times 10^5 \text{ MeV/m}^3 = 7.56 \times 10^{-8} \text{ J/m}^3$
- 워킹레벨
 $1 \text{ WL} = 1.3 \times 10^8 \text{ MeV/m}^3 = 2.08 \times 10^{-5} \text{ J/m}^3$
- WLM
 $1 \text{ WLM} = 3.54 \times 10^{-3} \text{ Jh/m}^3 = 6.37 \times 10^5 \text{ Bqh/m}^3$ 평형등가 라돈농도
= $6.37 \times 10^5 / F \text{ Bqh/m}^3$ 라돈 농도, F: 평형인자
 1 Bq/m^3 라돈농도 1년 노출 = $4.4 \times 10^{-3} \text{ WLM}$ (가정)¹¹⁾
= $1.26 \times 10^{-3} \text{ WLM}$ (직장)¹²⁾
 $1 \text{ WLM} = 4.68 \times 10^4 \text{ Bqh/m}^3$ 평형등가 토론농도.

참고문헌

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).

ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24(1-3).

9) <역주> working level(WL)을 직역하면 ‘작업준위’로 적을 수 있겠지만 WL이 라돈과 자손의 농도를 나타내는 단위와 같은 개념으로 사용되기 때문에 평범한 말인 ‘작업준위’로 적어서는 의미전달이 어렵다. 따라서 외래어 표기를 단순히 적용하여 ‘워킹레벨’로 표현함으로써 개념을 특화하고자 했다.

10) <역주> working level month는 라돈과 자손 노출량을 나타내는 특수단위로 사용된다. ICRP 65 번역에서 역주자는 ‘누적워킹레벨’을 사용할 것을 제안했지만 1 WL에서 1개월 작업시간(170 시간) 노출된 특정 노출량을 의미하기에 부적절하므로 ‘WLM’를 직접 사용하는 것이 적절한 것으로 판단하여 여기 수정한다. 다만 단위처럼 사용되지 않고 누적 노출량을 포괄적으로 의미할 때는 ‘누적 워킹레벨’처럼 표현해도 무방할 것이다.

11) 연간 7000시간 실내 체류, F=0.4 가정.

12) 연간 2000시간 근무, F=0.4 가정.

제1장 서론

(1) 라돈-222은 천연 방사성 가스로서 반감기는 3.8일이다. 라돈은 우라늄-238 붕괴연쇄의 구성원인 라듐-226(반감기 1600년)의 붕괴생성물이다. 우라늄과 라듐은 토석에 천연으로 존재하며 지속되는 라돈의 원천이다. 라돈 가스는 지각에서 방출되므로 옥외 공기 및 작업장을 포함한 모든 가옥 내 공기에 존재한다. 실내 공기 중 라돈 농도에는 큰 편차가 있는데 주로 지역 지질과 환기율, 건물난방, 기상조건처럼 실내외 압력차에 영향을 미치는 인자들 때문이다.

(2) 라돈은 불활성이므로 흡입한 양 거의 전부가 날숨으로 나온다. 그러나 라돈-222은 단수명 방사성핵종 시리즈로 붕괴하는데 이들 자손을 흡입하면 호흡기 내에 침적된다. 이들 자손의 짧은 반감기(30분 미만)로 인해 주로 폐에서 제거되기 전에 붕괴한다. 단수명 자손 중 폴로늄-218과 폴로늄-214 들은 알파입자를 방출하는데 이것이 폐 선량과 이로 인한 폐암위험을 지배한다.

(3) 라돈은 오래전부터 폐암 원인으로 알려져 왔으며 1986년에는 세계보건기구로부터 사람 폐암 발암물질로 인정되었다(WHO 1986, IARC 1988). 라돈유발 폐암위험에 관한 주된 정보원은 지하광부에 대한 역학연구였으며(ICRP 1993) 근래 연구에서는 낮은 농도 피폭에서 위험에 대한 유용한 데이터도 나오고 있다(예: Lubin 등 1997, NRC 1999, EPA 1999, 2003, Tomášek 등 2008). 나아가 최근에는 주거공간 라돈피폭과 폐암 증례대조연구의 통합분석도 위험증가를 입증하고 있다(Lubin 등 2004, Darby 등 2005, 2006, Krewski 등 2006).

(4) 우라늄광산 환경에서 적용해온 라돈자손 피폭의 전통적 단위는 위킹레벨월(WLM)인데 단수명 라돈자손의 잠재알파에너지 농도와 연계된다. 1 WLM는 1 위킹레벨(WL) 농도 공기를 월 170 근무시간 동안 호흡함에 따르는 누적 피폭으로 정의된다. 1 WL 농도는 공기 1 L 중 1.3×10^5 MeV의 알파에너지를 낼 단수명 라돈자손의 임의조합이다, 1 WLM는 SI단위로는 3.54×10^{-3} Jh/m³에 해당한다. Bqh/m³ 단위의 라돈가스 방사능농도로도 피폭을 정량화할 수 있다. 이 두 단위는 평형인자(F)에 의해 연계되는데 평형인자는 라돈과 그 단수명 자손 사이 평형 정도의 척도이다($1 \text{ WLM} = 6.37 \times 10^5 / F \text{ Bqh/m}^3$, $1 \text{ Jh/m}^3 = 1.6 \times 10^5 / F \text{ Bqh/m}^3$). 따라서 라돈가스 농도 227 Bq/m³, F=0.4인 주택에 연간 7000시간 머무르면 1 WLM 피폭이 된다.

(5) 라돈으로부터 선량과 위험을 정량화하고 관리함이 복잡한 것은 선량이 소위 ‘역학적’ 접근과 ‘선량계측적’ 접근 두 방법으로 계산될 수 있다는 점이다. ICRP 65(1993)에서는 역학적 접근을 권고했는데 이 접근은 단위 라돈피폭(Jh/m^3 또는 WLM) 당 치명적 폐암위험을 위해로 표현되는 단위 유효선량(Sv) 당 총 위험과 비교한다. 그리하여 mJh/m^3 또는 WLM 당 mSv (유효선량) 값을 얻는데 이를 ‘선량환산합의’라 부른다. 대안으로는 ICRP 모델(ICRP 1994)을 포함한 사람 호흡기의 다양한 모델을 사용하여 라돈과 자손에 단위 노출 당 폐 등가선량이나 유효선량을 평가할 수 있다. 방사선피폭에 따르는 위험 평가나 선량계측 모델을 사용한 선량계산에 내재하는 불확실성을 감안하면 라돈 단위 피폭 당 유효선량을 계산하는 이 두 접근이 다른 값을 주는 것은 놀랄 일이 아니다. 사실 그 차이는 괄목할 정도로 작다. 그러나 ICRP(1993)나 UNSCEAR(2000)와 같은 국제기구가 다른 값을 사용하는 것을 보면 해명과 일관된 접근의 구축이 필요함을 시사한다. ICRP는 이제 라돈과 자손을 다른 방사성핵종과 같은 방법으로 다루려 하며, ICRP 방호체계 내에서 사용하는 모델을 이용하여 계산된 선량계수를 발간할 것이다.

(6) 이 보고서는 ICRP 65(1993)부터 발표된 라돈위험에 대한 역학자료를 낮은 준위에서 장기간 피폭에 특히 집중하여 고려했다. 주거공간 증례대조 통합연구 결과는 제2장에서 논의하며, 제3장은 낮은 피폭을 받은 광부 역학연구 결과를 논의한다. 광부 데이터는 낮은 준위로 라돈과 자손에 장기간 피폭하는 경우 단위 피폭 당 생애 폐암위험 평가치를 수정 권고하는 데 사용된다. 부록은 광부연구로부터 얻은 역학적 결과에 대한 추가 정보를 제공하며(부록 A) 또 사람 호흡기의 선량계측 모델을 사용하여 계산한 라돈과 자손 단위 피폭 당 선량 결과에 대한 발표들을 검토한다(부록 B).

1.1. 참고문헌

Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.

Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer - detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.

- EPA, 1999. Proposed Methodology for Assessing Risks from Indoor Radon Based on BEIR VI. Office of Radiation and Indoor Air, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- EPA, 2003. Assessment of Risks from Radon in Homes. Publication EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- IARC, 1988. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans: Man-made Fibres and Radon. IARC 43. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24(1-3).
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533-597.
- Lubin, J.H., Tomášek, L., Edling, C., et al., 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.* 147, 126-134.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132-137.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125-137.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- WHO, 1986. Indoor Air Quality Research: Report on a WHO Meeting, 27-31 August 1984, Stockholm. World Health Organization, Copenhagen.

제2장

주거공간 라돈과 라돈자손 피폭 기인 폐암위험의 역학

2.1. 서론

(7) 1988년 국제암연구국(IARC¹³⁾)은 높은 농도의 라돈과 그 자손을 피폭한 지하광부들에 대한 역학연구와 동물에서 실험한 데이터에 대한 검토에 근거하여 라돈을 사람 폐암 발암인자로 분류했다. 이 보고서는 라돈과 자손에 상대적으로 낮은 연간 피폭에서, 폐암위험과 선량-반응관계에 관한 정보를 제공할 수 있는 역학연구에 초점을 맞춘다. 개인별 피폭평가와 개인별 잠재적 교란인자 또는 공동인자(흡연처럼)를 포함한 연구에 특히 주목했다. 국가나 지역에 평균한 피폭과 암 빈도에 대한 생태학적 연구는 개인 피폭자료를 제공하지 않으므로 고려하지 않았다. 이러한 연구는 위험에 대한 믿을만한 정보를 주지 않으며 흡연을 포함한 교란인자의 영향을 모르고, 조사지역에 들고나는 인구이동 영향도 모르므로 제한적이다(WHO 1996, NRC 1999).

(8) 지하광부 연구를 주거공간 라돈농도에 대한 라돈유발 폐암을 추정하는 데 적용 가능여부가 지난 20여년에 걸쳐 중요한 불확실성이었다. 광산에서 가정으로 외삽에는 여러 인자가 고려되어야 하는데, 여기에는 선량-반응관계의 선형성, 성인 남자의 위험과 여성과 아동을 포함하는 일반인 집단의 위험의 가능한 차이, 비소, 석영, 디젤 배기가스 등을 포함한 다른 환경 피폭의 차이, 라돈과 단수명 자손 사이 평형인자 F값의 차이, 호흡률 차이 등이 있다.

(9) 주택 라돈농도와 연계된 직접정보를 갖고자하는 열망으로 1980년대 말경부터 1990년대 초기까지 많은 주거공간 역학연구를 발전시켰다. 나아가 주거피폭 농도에서 유의한 위험이 있음을 내보이는 통계분석력을 얻기 위해서는 데이터의 통합이 필요하다는 인식도 생겼다(Lubin과 Boice 1997). 각 개인의 현재 및 과거 기거 주택에서 장기적 라돈측정과 함께 장기간에 걸친 개인피폭의 믿을만한

13) <역주> International Agency for Research on Cancer는 세계보건기구WHO 하부조직으로 암 연구와 대책에 관한 국제협력을 전문으로하는 조직으로 프랑스 파리에 본부를 두고 있다.

평가는 역학연구의 중요 전제였다. 개인 습관과 가옥의 환기조건도 고려되어야 한다.

2.2. 1990년 이래 발표된 연구

(10) 이 절에서는 장기적 주택 라돈측정과 함께 적어도 200 증례 이상의 폐암을 포함하는 분석학적 역학연구를 고려한다. 표2.1은 1990-2006년 사이에 발표된 증례대조연구 20건을 요약하고 있다. 더 상세한 내용은 다른 자료(UNSCEAR 2000)에서 볼 수 있다.

(11) 대부분 연구에서 가옥의 구체적 상태 차이와 기상 및 계절변화를 통합하기 위해 표준방법을 사용하여 라돈과 붕괴생성물을 다년간 측정하였다. 대부분은 알파 비적검출기를 이용한 농도측정이었으나 소수 연구에서는 유리기반¹⁴⁾ 회구선량계도 사용되었다.

(12) 많은 유럽 연구는 통합분석¹⁵⁾(제2.3절 참조)을 수행할 의도 아래 설계되었다. 여러 나라에서 연구를 착수하기 전에 비슷한 프로토콜을 갖도록 상당한 노력을 기울였다. 모두 증례대조연구였고 증례군(폐암환자)과 대조군(병원 대조군 또는 일반인집단의 대조군) 모두에 대해 가능하면 대면 인터뷰를 수행했다. 흡연량, 직무피폭, 사회경제상태 지표를 조정하여 가정 라돈피폭과 연계되는 폐암위험을 분석하기 위해 동일한 세부 설문이 사용되었다. 연구는 흡연자와 비흡연자에 대해 라돈으로부터 폐암위험에 관한 정보를 제공하는데, 흡연자에 대해서는 흡연 연수, 흡연개시 연령, 끊은 후 연수, 하루 평균 흡연 개피 수에 따라 조정한다. 미국과 캐나다에서 대규모 증례대조연구가 여럿 수행되었고 중국에서도 두 연구(하나는 쉐양, 하나는 간수)가 이루어졌다.

(13) 표2.1에 열거된 목록은 주거 라돈피폭과 폐암 사이 관련을 평가한 것이다. 결과는 100 Bq/m³ 당 상대위험으로 주어졌는데 대부분 연구에서 폐암 진단 전 20-30년 기간에 대해 평균한 값이다. 두 연구는 무흡연력자에 대해서만 이루어

14) <역주> 유리에도 알파입자 비적이 형성되는데 이 정보는 장기간 유지되므로 회구적 선량평가에 응용할 수 있다.

15) <역주> 원문은 ‘pooled analysis’, ‘combined analysis’, ‘joint analysis’가 혼용하고 있으나 역학 전문가에 따르면 원저자에 따라 상이한 용어를 사용할 뿐 조사 원본자료를 묶어 통계적 분석력을 높이려는 방법론적 의미는 같아 혼란을 피하기 위해 이 번역본에서는 모두 ‘통합분석’으로 적는다.

표2.1. 1990-2006년 사이 발표된 폐암 200증례 이상인 증례대조연구(코호트연구 1건)

참고문헌	지역	집단	증례군/대조군 (명)	측정기간	100Bq/m ³ 당 상대위험	95% 신뢰구간
Schoenberg등(1990)	미국(뉴저지)	여자	480/442	1년	1.49	0.89-1.89
Blot 등(1990)	중국(첸양)	여자	308/356	1년	0.95	미상-1.08
Pershagen등(1992)	스웨덴	여자	201/378	1년	1.16	0.89-1.92
Pershagen등(1994)	스웨덴	남녀	1281/2576	3월	1.10	1.01-1.22
Letourneau등(1994)	캐나다	남녀	738/738	1년	0.98	0.87-1.27
Alavanja등(1994)	미국(미조리)	여자, 무흡연력	538/1183	1년	1.08	0.95-1.24
Auvinen등(1996)	핀란드	남녀	517/517	1년	1.11	0.94-1.31
Ruosteenoja등(1996)	핀란드(남부)	남자	318/1500	2월	1.80	0.90-3.50
Darby등(1998)	영국	남녀	982/3185	6월	1.08	0.97-1.20
Alavanja등(1999)	미국(미조리)	여자	477/516	1년	1.27	0.88-1.53
			387/473		1.30	1.07-2.93
Field등(2000)	미국(아이오와)	여자	413/614	1년	1.24	0.95-1.92
Kreienbrock등(2001)	독일(서독)	남녀	1449/2297	1년	0.97	0.82-1.14
Lagarde등(2001)	스웨덴	무흡연력	436/1649	3월	1.10	0.96-1.38
Wang등(2002)	중국(간수)	남녀	768/1659	1년	1.19	1.05-1.47
Kreuzer등(2003)	독일(동독)	남녀	1192/1640	1년	1.08	0.97-1.20
Baysson등(2004)	프랑스	남녀	486/984	6월	1.04	0.99-1.11
Bochicchio등(2005)	이태리	남녀	384/404	6+ 6월	1.14	0.89-1.46
Sandler등(2006)	미국(코네티컷 + 유타/남부 아이다호)	남녀	1474/1811	1년	1.01	0.79-1.21
Tomášek등(2001)	체코공화국	남녀	12000 주민 코호트 중 173 증례	1년	1.10	1.04-1.17

졌고 대부분 연구는 남자와 여자, 흡연자와 비흡연자를 고려했다. 라돈피폭은 흡연습관에 대해 조정되었고, 몇몇 연구에서는 잠재적 폐암 발암물(예: 석면)로 알려진 것의 직무피폭도 조정되었다. 대부분 연구(20개 독립적 연구 중 17 연구)에서 피폭이 증가함에 따라 폐암위험이 증가하는 경향을 보고했지만 소수 경우만 경향이 유의하였다. 소수 연구에서는 증가경향을 볼 수 없다. 따로 고려하면 각 연구는 통계분석력이 낮아 신뢰구간CI이 넓은 단위 피폭 당 위험 평가치를 제공한다. 대부분 연구에서 무흡연력자에게서 폐암증례는 소수만을 포함하고 있어서 비흡연자 집단에서 라돈 자손과 폐암 사이 상관성을 평가하는 데는 한계가 있었다.

(14) 대부분 연구에서 일부 소수 주택에서는 라돈농도를 측정할 수 없었는데(예: 집이 이미 철거됨) 이 경우 통계적 분석을 목적으로 라돈농도를 추정해야 했다. 가정에서 라돈농도를 측정한 경우에도 동일 주택에서 같은 기간 반복 측정이 라돈 준위에 높은 변동을 보인다는 점에서 측정에는 불확실성이 있다. 여러 개별 연구에서 관련성 검출 불가능 원인은 라돈피폭 소급평가가 부적절하거나, 증례가 거의 없거나, 대조군에서 라돈농도가 200 Bq/m³ 이상인 주민이기 때문이기도 했다. 여러 연구에서 증례군이나 대조군이 거주하는 주택에서 시간가중 평균 라돈농도는 낮았고 불과 몇 연구(예: 체코공화국, 핀란드, 프랑스, 스웨덴 및 중국 간수)만 피폭준위가 400 Bq/m³ 이상인 주택에 사는 사람들을 포함하고 있었다.

2.3. 통합연구

(15) 2000년 이래 여러 통합분석이 발표되었는데 여기서는 증례와 대조군의 기본 개인 데이터를 통합하고 선발기준 선정과 통계분석을 위한 표준방법론을 적용한다. 여러 유용한 라돈연구의 메타분석¹⁶⁾meta analysis도 수행되었지만 개별 데이터를 같은 방식으로 다루는 통합분석의 분석력을 갖지 않음에 주의할 필요가 있다(Lubin과 Boice 1997, NRC 1999, UNSCEAR 2009). 유럽(Darby 등 2005), 북미(Krewski 등 2005, 2006)와 중국(Lubin 등 2004) 데이터를 기반으로 통합분석 셋이 수행되었다(표2.2 참조). 각 통합분석은 폐암위험이 가정 누적 라돈피폭과 함께 증가하는 증거를 보였다. 고려한 피폭기간은 북미와 중국 통합분석에서는 30년이었고 유럽 통합분석에서는 진단 전 35년이었다. 지하광부 연구 데이터(NRC 1999)에 근거하여 폐암 유발부터 진단까지 최소 지연시간이 5년

16) <역주> 메타분석은 역학연구 원본자료를 통합하여 분석하는 것이 아니라 발표된 발표된 연구결과를 비교분석하는 방법이다.

으로 가정하므로 각 분석에서 진단 전 5년에 대해 평가된 라돈농도는 고려하지 않았다. 결과적으로 평가된 단위 피폭 당 위험은 진단 전 5-30년(유럽 통합분석에서는 5-34년)의 시간창 동안 시간가중평균 피폭을 근거로 하게 된다. 세 통합분석에서 단위 피폭 당 폐암위험 증가 평가치는 매우 근접하고 통계적으로 양립할 수 있다(표2.2 참조). 그 값은 유럽, 북미 및 중국에서 각각 100 Bq/m³ 당 1.08, 1.10 및 1.13이었다. 유럽-북미-중국 통합평가는 100 Bq/m³ 당 1.09였다(UNSCEAR 2000).

(16) 흡연자와 비흡연자 모두에서 폐암 상대위험이 증가하는 것으로 나타났다. 유럽 통합분석에서는 생애 무흡연력자의 경우 100 Bq/m³ 당 상대위험 평가치는 1.11(95% CI 1.00-1.28)이었고, 북미 통합분석에서는 비흡연자의 상대위험은 같은 수준(1.10)이었으나 유의하지 않았다(95% CI 0.91-1.42).

(17) 누적피폭에 가장 정밀한 평가치가 있는 사람들로 분석을 한정하면(예:지난 20년 같은 집에 산 사람으로 한정) 선형 피폭-반응관계의 기울기가 증가함은 주목할 만하다. 북미 연구에서(Krewski 등 2005, 2006) 주거 안정성(즉, 한두 집만 진단 전 5-30년간 기거)과 라돈감시 완성도(적어도 20년의 고려 기간에 대해 측정) 관점에서 제한한 분석은 100 Bq/m³ 당 평가된 상대위험 1.18을 제시했다. 중국 분석(Lubin 등 2004)에서는 현재 거주 주택에서 30년 이상 살아온 대상들만 고려하여 평가된 상대위험은 1.32(95% CI 1.07-1.91)이었다. UNSCEAR 2006 보고서에 따르면 보다 정밀한 개인 누적피폭 평가치가 있는 증례군과 대조군에 집중하여 분석할 때 이들 세 통합분석을 조합하면 선형 선량-반응관계 기울기는 100 Bq/m³ 당 1.11이었다(UNSCEAR 2009).

표2.2. 측정된 라돈농도에 근거한 주거 라돈피폭과 폐암의 증례대조연구 통합 분석

통합분석	포함된 연구 수	증례 수	대조군 수	100 Bq/m ³ 당 상대위험(95% CI)
유럽(Darby 등 2006)	13	7148	14208	1.08(1.03-1.16)
북미(Krewski 등 2006)	7	3662	4966	1.10(0.99-1.26)
중국(Lubin 등 2004)	2	1050	1995	1.13(1.01-1.36)

CI: 신뢰구간

(18) 통합분석에서는 피폭 변동과 관련한 불확도도 고려하려 했다(Feam 등 2008). 유럽 통합분석(Darby 등 2005, 2006)에서 라돈 측정에서 우발 불확도를 고려하여 평가한 상대위험은 100 Bq/m³ 당 1.08에서 1.16으로 증가하였다.

(19) 유럽연구를 상대적으로 낮은 연간 피폭을 갖는 증례와 대조군으로 분석을 제한하면 200 Bq/m^3 이하 수준에 노출된 사람들에게서도 폐암위험 증가의 확실한 증거가 있다(Darby 2006).

(20) 이 통합분석 강점의 하나는 대부분 연구에서 직접 인터뷰를 바탕으로 구체적인 과거 흡연습관을 수집하려 노력했고 각 분석에서 흡연 조정을 포함한 것이다. 유럽 통합분석(Darby 2005, 2006)에서 주거 라돈피폭과 흡연 사이에 음상관도가 나왔는데, 흡연을 고려하지 않으면 라돈위험 평가치를 영 쪽으로 편중시킴을 의미한다. 흡연을 제외하고 연구, 지역, 연령, 성별에 따라 계층화한 경우 100 Bq/m^3 당 폐암 상대위험은 1.02였다. 흡연도 7 범주(무흡연력, 현재 흡연 15개비/일 미만, 15-24개비/일, 25개비/일 이상, 과거 10년미만 흡연, 과거 10년 이상 흡연, 미상)로 계층화하면 상대위험은 1.05로 증가한다. 현재 흡연자를 흡연 개시 연령으로 계층화하고 과거 흡연자를 흡연 개비 수로 계층화하면 추가로 1.08까지 증가한다.

(21) 결론적으로 주거 라돈피폭으로부터 폐암위험의 통합분석은 피폭기간을 폐암 진단 전 5년 내지 30-35년으로 고려할 때 100 Bq/m^3 당 적어도 8% 증가하는 것을 보인다. 피폭측정이 보다 정확할 것으로 보는 연구로 분석을 제한하면 각 통합분석에서 관찰되는 위험이 더 증가하였다. 유럽 통합분석은 측정된 라돈 방사능농도의 불확도를 고려할 때 100 Bq/m^3 당 16%의 ERR 증가를 보고했다. 이 값을 25-30년 기간에 걸쳐 가정에서 비교적 낮은 피폭을 장기간 받음에 따르는 위험의 합리적인 평가치로 간주할 수 있다.

(22) 일생 무흡연력자로 분석을 한정하더라도 유럽 통합연구(Darby 2006)에서 많은 폐암증례(남자 268명, 여자 616명, 그리고 5000명 이상의 대조군)에 근거하여 유의한 양상관성 경향이 관찰된다.

(23) 유럽 통합분석 결과에 근거하여 일생 무흡연력자의 75세까지 누적 폐암위험은 라돈 방사능농도 0, 100, 400 Bq/m^3 에서 각각 0.4%, 0.5%, 및 0.7%이다. 일생 흡연자의 폐암 기저위험은 무흡연력자 위험보다 25배나 높다.¹⁷⁾ 일생 흡연

17) <역주> 흡연자와 비흡연자의 라돈위험에 이렇게 큰 차이는 두 집단을 평균한 '명목 위험'을 방호목적으로 사용하는 것이 합당한가라는 의문을 수반한다. ICRP는 방호기준을 설정할 때 특정 그룹의 방사선민감도를 반영하기 곤란함을 이유로 성별이나 연령 혹은 인종에 따른 방사선민감도를 평균한 '명목 위험'을 사용해 왔다.

자의 75세까지 누적 폐암위험은 라돈농도 0(이론적 비피폭), 100, 400 Bq/m³에서 각각 10%, 12%, 16%에 가까워 라돈 기여가 있든 없든 흡연이 생애 폐암위험에 지배적 영향을 미친다.

(24) Darby(옥스퍼드대) 주도 아래 ‘세계 통합’분석이 진행 중인데 25 개 연구에서 13700 폐암증례가 고려된다. 이 연구는 보조 연구 셋을 포함하는데 하나는 러시아(우랄) 연구이고 둘은 북미(매서츄세츠와 뉴저지) 연구이다. 이 대규모 통합분석 결과는 조만간 가용할 것이다. 그 결과는 보조요인을 보다 잘 조정할 것이지만 거기서 지배적 연구가 이 보고서에서 유럽, 북미, 중국의 세 통합분석으로 고려되었으므로 ‘주택에서 적어도 30년 이상 기간 거주한 누적 라돈피폭과 연계된 폐암 상대위험 증가의 증거는 명확하다’는 종합적 결론은 같을 것으로 예상된다.

참고문헌

- Alavanja, M.C., Brownson, R.C., Lubin, J., et al., 1994. Residential radon exposure and lung cancer among nonsmoking women. *J. Natl. Cancer Inst.* 86, 1829-1837.
- Alavanja, M.C., Lubin, J.H., Mahaffey, J.A., Brownson, R.C., 1999. Residential radon exposure and risk of lung cancer in Missouri. *Am. J. Public Health* 89, 1042-1048.
- Auvinen, A., Mäkeläinen, I., Hakama, M., et al., 1996. Indoor radon exposure and risk of lung cancer: a nested case-control study in Finland. *J. Natl. Cancer Inst.* 88, 966-972.
- Baysson, H., Tirmarche, M., Tymen, G., 2004. Indoor radon and lung cancer in France. *Epidemiology* 15, 709-716.
- Blot, W.J., Xu, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 1990. Indoor radon and lung cancer in China. *J. Natl. Cancer Inst.* 82, 1025-1030.
- Bochicchio, F., Forastiere, F., Farchi, S., et al., 2005. Residential radon exposure, diet and lung cancer: a case-control study in a Mediterranean region. *Int. J. Cancer* 114, 983-991.

그러나 생애 흡연자와 생애 비흡연자의 라돈위험 차이 25배는 지나치게 커서 명목치를 적용할 경우 흡연자는 위험이 상당히 과소평가되고 비흡연자는 상당히 과대평가된다는 문제의 제기이다. 그러나 현재로서는 그룹별로 차등화하는 것은 마땅하지 않다는 것이 ICRP 입장이다.

- Darby, S., Whitley, E., Silcocks, P., et al., 1998. Risk of lung cancer associated with residential radon exposure in south-west England: a case-control study. *Br. J. Cancer* 78, 394-408.
- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer – detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- Fearn, T., Hill, D.C., Darby, S.C., 2008. Measurement error in the explanatory variable of a binary regression: regression calibration and integrated conditional likelihood in studies of residential radon and lung cancer. *Stat. Med.* 27, 2159-2176.
- Field, R.W., Steck, D.J., Smith, B.J., et al., 2000. Residential radon gas exposure and lung cancer: the Iowa Radon Lung Cancer Study. *Am. J. Epidemiol.* 151, 1091-1102.
- Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Gerken, M., et al., 2001. Case-control study on lung cancer and residential radon in western Germany. *Am. J. Epidemiol.* 53, 42-52.
- Kreuzer, M., Heinrich, J., Wölke, G., et al., 2003. Residential radon and risk of lung cancer in Eastern Germany. *Epidemiology* 14, 559-568.
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137-145.
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533-597.
- Lagarde, F., Axelsson, G., Damber, L., et al., 2001. Residential radon and lung cancer among never-smokers in Sweden. *Epidemiology* 12, 396-404.
- Letourneau, E.G., Krewski, D., Choi, N.W., et al., 1994. Case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada. *Am. J. Epidemiol.* 140, 310-322.
- Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., 1997. Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 89,

49–57.

- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132–137.
- NRC, 1999. *Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report.* National Academy Press, Washington, DC.
- Pershagen, G., Liang, Z.H., Hrubec, Z., et al., 1992. Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women. *Health Phys.* 63, 179–186.
- Pershagen, G., Akerblom, G., Axelson, O., et al., 1994. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *N. Engl. J. Med.* 330, 159–164.
- Ruosteenoja, E., Mäkeläinen, I., Rytömaa, T., et al., 1996. Radon and lung cancer in Finland. *Health Phys.* 71, 185–189.
- Sandler, D.P., Weinberg, C.R., Shore, D.L., et al., 2006. Indoor radon and lung cancer risk in Connecticut and Utah. *J. Toxicol. Environ. Health A* 69, 633–654.
- Schoenberg, J.B., Klotz, J.B., Wilcox, H.B., et al., 1990. Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. *Cancer Res.* 50, 6520–6524.
- Tomášek, L., Kunz, E., Müller, T., et al., 2001. Radon exposure and lung cancer risk – Czech cohort study on residential radon. *Sci. Total Environ.* 272, 43–51.
- UNSCEAR, 2009. *UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces.* United Nations, New York.
- Wang, Z., Lubin, J.H., Wang, L., et al., 2002. Residential radon and lung cancer risk in a high-exposure area of Gansu Province, China. *Am. J. Epidemiol.* 155, 554–564.
- WHO, 1996. *Radon.* World Health Organization, Copenhagen.

제3장

지하광산에서 라돈과 자손 피폭 관련 폐암위험의 역학

3.1. ICRP 65 이후 결과 검토

(25) ICRP 65는 라돈피폭으로 인한 폐암위험을 광부 코호트(미국 Colorado, 캐나다 Ontario, 미국 New Mexico, 캐나다 Beaverlodge, 체코공화국 Western Bohemia, 프랑스 CEA-COGEMA, 스웨덴 Malmberet)에 근거하여 평가했었다(부록의 표A.1 참조). 이들 연구의 광부 총 수는 31486명이었고 100 WLM 당 ERR 가중평균치는 1.34(95% CI 0.82-2.13)이었다. 이 ERR 계수를 5년의 시차기간(최소 잠복기)을 고려하여 20년 추적기간에 적용하였다. 즉, 폐암으로 사망하기 5년 이내에 피폭한 라돈 결과는 분석에서 제외했다. 피폭연령과 피폭 후 경과시간(TSE)을 고려하여 모델을 도출했다(ICRP 1993).

(26) 11개 라돈피폭 광부 코호트에 근거한 포괄적 역학분석 결과가 1994년 발표되었다(Lubin 등 1994). ICRP 65와 비교해서 일부 코호트(Colorado, Ontario, Beaverlodge, Western Bohemia, Malmberget)는 업데이트가 있었고 추가된 코호트(중국 Yunnan, 캐나다 Newfoundland, 캐나다 Port Radium, 호주 Radium Hill)도 있었다. 이 분석에서 100 WLM 당 ERR 0.49(95% CI 0.2-1.0)을 얻었다(Lubin 등 1994). 같은 11개 코호트에 대해 경미한 업데이트 후 새 통합분석 결과가 BEIR VI 보고서(NRC 1999)로 발간되었다. 이 통합분석은 총 60606명 광부 중 2674 폐암사망에 근거한다(부록A 표A.2 참조). 5년 지연시간을 가정하여 평가된 100 WLM 당 통합 ERR은 0.59였다. 누적피폭을 100 또는 50 WLM 미만으로 제한한 분석도 수행되었다(NRC 1999).

(27) BEIR VI(NRC 1999) 이래 체코 West Bohemian(우라늄광)과 North Bohemian(주석광)(Tomášek와 Placek 1999, Tomášek 2002, Tomášek 등 2003), 캐나다 Newfoundland(flourspar 광산)(Villeneuve 등 2007)과 Eldorado(Port Radium과 Beaverlodge 종사자들 포함)(Howe 2006, Lane 등 2010), 미국 Colorado Plateau(Schubauer-Berigan 등 2009), 독일 Wismut

우라늄광(Kreuzer 등 2002, 2008, 2010, Grosche 등 2006, Schnelzer 등 2010, Walsh 등 2010a,b), 프랑스 CEA-COGEMA 광산(Rogel 등 2002, Laurier 등 2004, Vacquire 등 2008, 2009)에 대해 새로운 결과들이 발표되었다,

(28) 2006 UNSCEAR보고서(2009)는 미국 New Mexico와 호주 연구를 제외하고 126000명 광부를 포함한 9개 연구로부터 가용한 역학적 결과에 대한 포괄적 검토를 제공했다(부록A 표A.3 참조). 100 WLM 당 가중평균 ERR은 0.59(95% CI 0.35-1.0)였다.

(29) UNSCEAR 2006 보고서(2009) 이후 체코와 프랑스 광부 코호트에 대한 통합분석 결과가 발표되었다. 이 분석은 비교적 낮은 누적피폭(평균 46.8 WLM)을 받았고 비교적 오래 추적한(평균 약 24년) 광부 10100명을 포함한다. 100 WLM 당 평가된 ERR은 1.6(95% CI 1.0-2.3)이었다(Timarche 등 2003, Tomášek 등 2008).

(30) 다른 광부연구들도 발표되었지만, 대개 라돈과 암위험 사이 관계에 대한 정량적 정보가 없거나 빈약하여 이 보고서나 다른 포괄요약에 포함되지 않았다.

3.2. 100 WLM 당 초과상대위험 평가치 요약

(31) 통합분석 결과를 표3.1에 100 WLM 당 ERR의 단순한 선형평가치로 요약하였다. 이 값들은 고려한 코호트 전체 집단에 적용되지만 코호트 내 또는 코호트 사이 변동을 반영하지는 않는다. 코호트의 일부 특성은 100 WLM 당 평가된 ERR의 변동을 설명하는 것 같은데, 여기에는 추적기간, 도달연령, 종사기간, 피폭수준, 폐암 기저발생률이 포함된다. 따라서 라돈과 자손 피폭에 관련된 위험을 평가할 때 그러한 인자들을 고려하는 것이 중요하다. 그렇지만 현재 가용한 정보의 주류인 세 대규모분석(Lubin 등 1994, NRC 1999, UNSCEAR 2009)은 누적 WLM과 폐암위험 사이에 고도로 일치하는 상관도 평가치를 제공한다.

(32) 모든 통합분석과 일부 개별 연구가 TSE 그리고 약간 미약하지만 도달연령의 수정효과를 내보인다(ICRP 1993, Lubin 등 1994, NRC 1999, Howe 2006, Tomášek 등 2008). 선량률역효과¹⁸⁾inverse dose-rate effect(혹은 분할인상효과

18) <역주> 일반적으로는 동일 선량이라면 생물학적 영향이 선량률이 높을수록 증가한다

표3.1. 광부연구 통합분석에서 얻은 100 Bq/m³ 당 ERR 발표치 요약

참고문헌	코호트 수	광부수	인-년	100 Bq/m ³ 당 ERR	95% CI ^a
ICRP(1993)	7	31486	635022	1.34	0.82-2.13
Lubin 등(1994)	11	60570	908903	0.49	0.20-1.00
NRC(1999)	11	60570	892547	0.59	1.32 ^b
UNSCEAR(2009)	9	125627	3115975	0.59	0.35-1.00
Tomášek 등(2008)	2	10100	248782	1.60	1.00-2.30

a. CI: 신뢰구간, b. 표준오차

표3.2. 낮은 피폭률로 낮은 피폭을 받은 하부그룹에 근거한 WLM 당 ERR 평가치

참고문헌	모델	피폭 (WLM)	100 WLM당 ERR	95% 신뢰구간
NRC(1999)	BEIR VI 제한 범위	<100	0.81	0.30-1.42
NRC(1999)	BEIR VI 제한 범위	<50	1.18	0.20-2.53
NRC(1999)	BEIR VI TSE-연령-농도모델	율<0.5 WL	3.41 ^a	
Howe(2006)	Beaverlodge	평균 85	0.96	0.56-1.56
Kusiak등(1993)	Ontario	평균 31	0.89	0.5-1.5
Vacquier등(2008)	프랑스 코호트, 1956년 이후 고용	평균 17	2.0	0.91-3.65
Tomášek등(2008)	체코-프랑스 결합코호트 ^b	평균 47	2.7 ^a	1.7-4.3

TSE: 피폭후경과시간, WL: 워킹레벨

a. 15-24년 추적에서 도달연령 55-64세에 대해 분석.

b. 라돈피폭을 측정된 광부에 한정.

protraction enhancement effect)가 대부분 연구에서 관찰되었지만(Lubin 등 1994, NRC 1999) 그러한 수정효과는 낮은 누적 WLM 피폭에서는 보이지 않거나 (Lubin 등 1995, Tomášek 등 2008) 개선된 선량계측 데이터를 사용하면 더 이상 나타나지 않았다(Vacquier 등 2009). TSE, 연령, 피폭률의 수정효과를 결합하기 위한 모델도 개발되고 있다. BEIR VI 보고서에는 두 모델을 제안하였는데

고 본다. 그러나 높은 LET 방사선을 적용한 세포실험은 선량률이 높을 때 동일 선량에서 영향이 감소하는 경향을 보이는데 이를 '선량률역효과'라 부른다. 라돈과 자손핵종에 의한 피폭 주로 높은 LET 방사선인 알파입자에 의한 것이다.

TSE-연령-농도 모델과 TSE-연령-경과기간 모델이다(NRC 1999). 이 모델들은 범주변수에 근거한 연령과 농도/경과기간의 추가 수정효과와 함께 상이한 누적피폭 창에 대해 위험계수를 제공한다. 체코와 프랑스 코호트 통합분석에서 다른 접근도 제안된 바 있는데 연속함수로서 누적 라돈피폭과 연계된 위험을 모델링하고 TSE와 도달연령 수정인자를 통합했다(Tomášek 2008).

(33) 현재 방사선방호 목적에 가장 부합하는 광부연구 결과는 낮은 피폭, 긴 추적기간 및 양호한 데이터 품질을 갖는 집단에서 도출된 것이다. 일반적으로 낮은 피폭 코호트(예: Ontario, Beaverlodge, 프랑스 코호트)로부터 평가된 100 WLM 당 ERR은 비록 CI는 넓지만 높은 누적피폭 코호트로부터 평가된 값보다 높다(부록A 표A.3 참조). 일부 연구는 제한된 피폭범위에 대해 분석한 평가치를 제공한다(Lubin 등 1997). BEIR VI보고서에는 그러한 분석으로 0.5 WL 미만의 낮은 피폭률에 대해 100 WLM 당 ERR 3.41을 얻었다(TSE-연령-농도 모델, 도달연령 55-64세, 추적기간 15-25년)(NRC 1999). 프랑스와 체코 코호트에 대한 최근 분석은 피폭평가 품질이 대체로 양호한(측정된 피폭) 낮은 준위 피폭과 관련한 위험 평가치를 제공하는데 100 WLM 당 ERR 값은 2.0과 3.4 사이에 있다(Tomášek 등 2008, Vacquire 등 2008). 이들 위험 평가치의 요약은 표3.2에 주었는데 낮은 준위 누적피폭에서 누적 라돈피폭과 폐암치사율 사이에 유의한 상관도를 보이고 있다.

3.3. 라돈과 흡연으로 인한 폐암위험

(34) 흡연이 지금까지 최강의 폐암 위험인자이지만 대부분 지하광부 연구가 흡연습관을 고려하지 못했다. 중국 Yunan, 미국 Colorado, 캐나다 Newfoundland 형석광부, 스웨덴, 미국 New Mexico, 남호주 Radium Hill 코호트와 같은 몇몇 연구는 부분적 흡연 데이터를 포함한다. 폐암위험에 라돈피폭과 흡연의 상호작용을 조사하기 위한 광부 증례대조연구들이 수행되었다(Oiao 등 1989, Lubin 등 1990, L'Abbé 등 1991, Thomas 등 1994, Yao 등 1994, Brüsker-Hohlfeld 등 2006, Leuraud 등 2007). 코호트와 증례대조 연구로부터 새로운 데이터 세트가 현재 캐나다(Ontario 코호트)와 유럽(체코, 독일, 프랑스 코호트)에서 진행 중이므로 머지않아 라돈과 흡연 모두와 연관된 폐암위험에 대한 추가 정보가 가용할 것이다.

(35) 현재 가용한 데이터를 고려하면 결과는, 흡연습관을 반영할 때 라돈과 폐암

사망 사이 관계는 유지되는 것으로 나타난다. BEIR VI 보고서를 위해 수행된 분석은 라돈피폭과 흡연상태 사이에 이상승작용(sub-multiplicative interaction)을 내보인다(NRC 1999). Newfoundland 형석광부 코호트에서 100 WLM 당 ERR은 무흡연력자(100 WLM 당 0.42)와 흡연력자(100 WLM 당 0.48) 사이에 유의한 차이가 없었다. 일일 흡연 개비 수 증가에 따라서는 100 WLM 당 ERR이 유의하게 증가하는 것으로 나타났다(Villeneuve 등 2007). 근래의 프랑스 코호트 내 증례 대조연구에서 흡연을 조정한 누적 라돈피폭에 관련된 폐암 ERR은 100 WLM 당 0.85였다(Leuraud 등 2007). 흡연만 조정한 경우에는 라돈 관련 폐암위험 변화는 경미하였다(Leuraud 등 2007, Schnelzer 등 2010). Timarche 등(2003)은 현재 가용한 지하광부 코호트로부터 흡연상황을 고려하지 않고 도출된 모델을 흡연자와 비흡연자 모두를 포함하는 집단에서 라돈 관련 폐암위험 평가에 사용할 수 있을 것으로 본다고 결론 내렸다. 흡연상황을 알 때 평가된 ERR은 일반적으로(유의하지는 않지만) 흡연자보다 비흡연자에게서 크다(Lubin 등 1994, Tomášek 등 2002).

3.4. 참고문헌

- Amabile, J.C., Leuraud, K., Vacquier, B., et al., 2009. Multifactorial study of the risk of lung cancer among French uranium miners: radon, smoking and silicosis. *Health Phys.* 97, 613-621.
- Brüske-Hohlfeld, I., Rosario, A.S., Wölke, G., et al., 2006. Lung cancer risk among former uranium miners of the WISMUT Company in Germany. *Health Phys.* 90, 208-216.
- Grosche, B., Kreuzer, M., Kreisheimer, M.A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946-1998. *Br. J. Cancer* 95, 1280-1287.
- Howe, G.R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort: Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23(2).
- Kreuzer, M., Brachner, A., Lehmann, F., 2002. Characteristics of the German uranium miners cohort study. *Health Phys.* 83, 26-34.
- Kreuzer, M., Walsh, L., Schnelzer, M., et al., 2008. Radon and risk of extrapulmonary cancers: results of the German uranium miners' cohort study, 1960-003. *Br. J. Cancer* 99, 1946-1953.

- Kreuzer, M., Schnelzer, M., Tschense, A., et al., 2010. Cohort profile: the German uranium miners cohort study (WISMUT cohort), 1946–2003. *Int. J. Epidemiol.* 39, 980–987.
- Kusiak, R.A., Ritchie, A.C., Muller, J., Springer, J., 1993. Mortality from lung cancer in Ontario uranium miners. *Br. J. Ind. Med.* 50, 920–928.
- L'Abbé, K.A., Howe, G.R., Burch, J.D., et al., 1991. Radon exposure, cigarette smoking, and other mining experience in the Beaverlodge uranium miners cohort. *Health Phys.* 60, 489–495.
- Lane, R.S., Frost, S.E., Howe, G.R., et al., 2010. Mortality (1950–1999) and cancer incidence (1969–1999) in the cohort of Eldorado uranium workers. *Radiat. Res.* 174, 773–785.
- Laurier, D., Tirmarche, M., Mitton, N., et al., 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur. J. Epidemiol.* 19, 139–146.
- Leuraud, K., Billon, S., Bergot, D., et al., 2007. Lung cancer risk associated to exposure to radon and smoking in a case-control study of French uranium miners. *Health Phys.* 92, 371–378.
- Lubin, J.H., Qiao, Y.-L., Taylor, P.R., et al., 1990. Quantitative evaluation of the radon and lung cancer association in a case control study of Chinese tin miners. *Cancer Res.* 50, 174–180.
- Lubin, J., Boice, J.D., Edling, J.C., et al., 1994. Radon and Lung Cancer Risk: A Joint Analysis of 11 Underground Miner Studies. Publication No. 94-3644. US National Institutes of Health, Bethesda, MD.
- Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., Edling, C., et al., 1995. Radon-exposed underground miners and inverse dose-rate (protraction enhancement) effects. *Health Phys.* 69, 494–500.
- Lubin, J.H., Tomášek, L., Edling, C., et al., 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.* 147, 126–134.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Qiao, Y.L., Taylor, P.R., Yao, S.X., et al., 1989. Relation of radon exposure and tobacco use to lung cancer among tin miners in Yunnan Province, China. *Am. J. Ind. Med.* 16, 511–521.
- Rogel, A., Laurier, D., Tirmarche, M., Quesne, B., 2002. Lung cancer risk in the French cohort of uranium miners. *J. Radiol. Prot.* 22, A101–

A106.

- Schnelzer, M., Hammer, G.P., Kreuzer, M., et al., 2010. Accounting for smoking in the radon-related lung cancer risk among German uranium miners: results of a nested case-control study. *Health Phys.* 98, 20-28.
- Schubauer-Berigan, M.K., Daniels, R.D., Pinkerton, L.E., 2009. Radon exposure and mortality among white and American Indian uranium miners: an update of the Colorado Plateau cohort. *Am. J. Epidemiol.* 169, 718-730.
- Thomas, D., Pogoda, J., Langholz, B., Mack, W., 1994. Temporal modifiers of the radon-smoking interaction. *Health Phys.* 66, 257-262.
- Tirmarche, M., Laurier, D., Bergot, D., et al., 2003. Quantification of Lung Cancer Risk After Low Radon Exposure and Low Exposure Rate: Synthesis from Epidemiological and Experimental Data. Final Scientific Report, February 2000-July 2003. Contract FIGH-CT1999-0013. European Commission DG XI, Brussels.
- Tirmarche, M., Laurier, D., Bochicchio, F., et al., 2010. Final Scientific Report of Alpha Risk Project. Funded by the European Commission EC FP6 (Ref. FI6R-CT-2005-516483). European Commission DG XII, Brussels. <<http://www.alpha-risk.org>>.
- Tomášek, L., 2002. Czech miner studies of lung cancer risk from radon. *J. Radiol. Prot.* 22, A107-A112.
- Tomášek, L., Placek, V., 1999. Radon exposure and lung cancer risk: Czech cohort study. *Radiat. Res.* 152, S59-S63.
- Tomášek, L., Zarska, H., 2004. Lung cancer risk among Czech tin and uranium miners -comparison of lifetime detriment. *Neoplasma* 51, 255-260.
- Tomášek, L., Plaček, V., Müller, T., et al., 2003. Czech studies of lung cancer risk from radon. *Int. J. Low Radiat.* 1, 50-62.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners - risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125-137.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- Vacquier, B., Caer, S., Rogel, A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners: extended follow-up 1946-1999. *Occup.*

- Environ. Med. 65, 597–604.
- Vacquier, B., Rogel, A., Leuraud, K., et al., 2009. Radon-associated lung cancer risk among French uranium miners: modifying factors of the exposure–risk relationship. *Radiat. Environ. Biophys.* 48, 1–9.
- Villeneuve, P.J., Morrison, H.I., Lane, R., 2007. Radon and lung cancer risk: an extension of the mortality follow-up of the Newfoundland fluorspar cohort. *Health Phys.* 92, 157–169.
- Walsh, L., Dufey, F., Tschense, A., et al., 2010a. Radon and the risk of cancer mortality—internal Poisson models for the German uranium miners cohort. *Health Phys.* 99, 292–300.
- Walsh, L., Tschense, A., Schnelzer, M., et al., 2010b. The influence of radon exposures on lung cancer mortality in German uranium miners, 1946–003. *Radiat. Res.* 173, 79–90.
- Yao, S.X., Lubin, J.H., Qiao, Y.L., et al., 1994. Exposure to radon progeny, tobacco use and lung cancer in a case–ontrol study in southern China. *Radiat. Res.* 138, 326–336.

제4장 라돈과 자손 피폭으로부터 위해 평가

4.1. 폐암 이외 위험

(36) 라돈과 자손은 전신장기나 소화관보다 폐에 훨씬 많은 선량을 전달한다. 그러나 계산은 적색골수와 기타 전신장기도 작은 선량을 받는 것을 나타낸다 (Khursheed 2000, Kendall과 Smith 2002, 2005, Marsh 등 2008).

(37) 지하광부 연구는 라돈피폭과 관련하여 일반적으로 폐암 이외에 다른 초과암을 보이지 않는다(Darby 등 1995, NRC 1999, UNSCEAR 2009). 개별연구에서는 어떤 관련이 제안되기도 했지만 다른 연구에서는 재현되지 않거나 일관된 패턴이 나타나지 않았다. 예를 들면 체코공화국의 최근 연구는 만성임파성백혈병 유발과 관련을 나타냈으나(Rericha 등 2006) 체코의 다른 연구(Tomášek와 Malatova 2006)나 독일 연구(Möhner 등 2006, 2010)에서는 확인되지 않았다. 또, 어떤 분석은 초과 후두암을 제시했으나 다른 연구로 확인되지 않았다(Laurier 등 2004, Möhner 등 2008). 최근에도 라돈피폭으로 비호지킨 림프종, 다발성골수종, 신장암, 간암, 위암 등의 구체적 초과나 경향을 지적했지만(Vacquier 등 2008, Kreuzer 등 2008, Schubauer-Berigan 등 2009), 다른 연구에서는 관찰되지 않았다.

(38) 백혈병과 실내 라돈농도와 관련 가능성에 대해 역학연구들이 수행되어 왔다(Laurier 등 2001, Raaschou-Nielsen 2008). 최근 Evard 등(2005, 2006)의 발견을 포함하여 일부 생태학적 연구에서는 가정 라돈피폭과 아동백혈병 사이의 관련이 관찰되었다. 모든 대상의 가정에 알파 비적검출기를 사용한 측정을 포함하는 여러 대규모 증례대조연구(Lubin 등 1998, Steinbuch 등 1999, UK Children Cancer Study Investigators 2002)에서는 라돈피폭과 백혈병 위험의 관련을 확인할 수 없었다. 덴마크의 근래 연구는 개괄적 모델링을 기반으로 평가한 라돈농도와 급성골수성백혈병 사이에 유의한 상관을 보이면서 급성 비림프성 백혈병과는 유의하지 않은 음상관을 보였다(Raaschou-Nielsen 등 2008). 최근 검토에서는 실내 라돈피폭과 아동 백혈병 사이 관련은 있는 것으로 보이지만 현재의 역학적 증거는 부족하여 개선된 설계로 추가 연구가 필요하다고 했다

(Raaschou-Nielsen 2008).

(39) 결론적으로 가용한 역학적 증거를 검토하여도 라돈농도와 폐암 이외 암과 관련에는 일관된 증거가 없어 보인다.

(40) 가용한 대부분 데이터는 성인집단과 관련된 것임에 유의할 필요가 있다. 선량계측 계산은 단위 피폭 당 선량이 아동과 성인 사이에 크게 다를 수 없음을 보이지만(부록B B10항 참조) 아동기에 받은 피폭 영향을 정량화하기 위해서는 추가 연구가 필요하다.

4.2. 지하광부에 대한 생애 폐암위험 평가치 계산

(41) 대부분 광부연구는 누적 라돈피폭과 폐암위험 관계에 피폭연령이나 TSE와 같은 시간-수정 인자가 있음을 내보인다. 대상집단 특성(도달연령, 추적기간)의 변화 때문에 다른 코호트에서 얻은 ERR을 직접 비교하는 것은 오도할 수도 있다. 그러한 변화는 특정 피폭시나리오에 따르는 생애위험 계산에서 고려될 수 있다(Thomas 등 1992). 생애위험 계산은 다음을 필요로 한다.

- 도달연령 같은 수정인자를 고려했든 않았든 역학연구에서 도출된 위험계수
- 역학연구에서 고려한 범위 밖(피폭 범위, 성별, 연령)으로 위험을 외삽하거나 다른 집단으로 이전할 수 있는 투사모델
- 모든 원인에 대한 기준 기저율과 폐암 사망률, 그리고 라돈농도에 노출되는 시나리오.

(42) 이러한 접근은 ICRP 65에서 지하광부 연구를 기반으로 장기간 라돈피폭과 관련된 폐암위험을 평가할 때 사용되었다(ICRP 1993). 후속으로 생애위험 평가치가 여럿 발표되었으나(NRC 1999, EPA 2003, Tomášek 등 2008a) 평가 본질이나 기반 가정들이 달라 이들을 쉽게 비교할 수 없다. 이 보고서에서는 ICRP 65에서 고려했듯이 라돈과 자손 피폭으로부터 폐암치사의 생애초과절대위험LEAR 평가에 초점을 두며 특정국가에 해당하는 기저율을 위해 도출된 평가치는 배제했다. 개별 연구보다는 통합분석에서 도출된 모델에 우선권을 두었다. 발표된 평가치를 표4.1에 요약했다.

(43) 표4.1에 보인 LEAR 평가에 고려된 피폭시나리오는 ICRP 65(1993)에 제안된 것과 같아서 18세부터 64세의 성년기 동안 연간 2 WLM의 낮은 준위로 일정

하게 피폭하고 위험평가는 90세나 94세까지 수행하는 것이다. ICRP 60(1991)의 폐암 기준 기저율을 사용하여 ICRP 65는 라돈 피폭에 대해 WLM 당 폐암 LEAR(명목 치사확률계수 또는 치사확률로도 불린다.)로 2.8×10^{-4} 을 채택했다. 위하는 전적으로 폐암치사 때문이므로 ICRP는 총 위험계수를 이 치사계수와 같이 채택했다(ICRP 1993).

(44) ICRP 103(2007)에 있는 기저율에 ICRP 65와 같은 위험계수를 적용하여 Tomášek 등(2008b)은 WLM 당 폐암 LEAR을 2.7×10^{-4} 으로 계산했다. 이 비교는 ICRP 60에서 ICRP 103으로 참조집단의 암 기저율 수정이 평가된 LEAR에 작은 영향만 미침을 보여준다.

(45) ICRP 65와 같은 피폭 시나리오와 ICRP 103의 기준 기저율을 사용하여 Tomášek 등(2008b)은 BEIR VI의 TSE-연령-농도 모델(NCR 1999)도 이용하여 LEAR을 계산하기도 했다. 이 모델은 11개 광부 코호트 데이터의 통합분석에 의존하고 도달연령, TSE 및 피폭률의 수정효과를 고려한다(시나리오는 가장 낮은 범주 피폭률만 해당함에 주의). 이 모델을 기반으로 평가된 LEAR은 WLM 당 5.3×10^{-4} 이었다.

표4.1. 지하광산에서 라돈과 자손 농도 관련 폐암 생애초과절대위험(LEAR) 평가치(ICRP 65에 따라 18세부터 64세까지 연간 일정률 2 WLM로 피폭하는 시나리오)

기본 위험모델	투사모델	기준 기저율	LEAR (10^{-4} / WLM)	참고문헌
ICRP 65(1993)	상대위험	ICRP 60(1991)	2.8	ICRP 1993
ICRP 65	상대위험	ICRP 103(2007)	2.7	Tomášek 등 2008b
BEIR VI 모델 TSE-연령-농도(NRC 1999)	상대위험	ICRP 103	5.3	Tomášek 등 2008b
체코-프랑스 결합모델* (Tomášek 등 2008a)	상대위험	ICRP 1033	4.4	Tomášek 등 2008b

ICRP 60 기준율: 다섯 국가, 남녀에 평균함.

ICRP 103 기준율: 아시안과 유럽-미주 집단, 남녀에 평균함.

* 모델은 최선 피폭평가가 되는 작업기간에 의존함.

(46) 동일 가정(ICRP 65 피폭 시나리오, ICRP 103 기준 기저율)에 근거하여 Tomášek 등(2008b)은 체코-프랑스 코호트(Tomášek 등 2008a) 통합분석으로

부터 개발한 모델을 사용하여 LEAR을 산출했다. 이 모델은 최상 품질 피폭평가와 함께 작업한 기간의 피폭 데이터를 사용했고 피폭연령과 TSE의 수정효과도 고려했다. 분석은 낮은 준위에 피폭한 광부에 초점을 맞췄으므로 피폭률 효과는 관찰되지 않았다(Tomášek 등 2008a). 체코-프랑스 모델을 기반으로 평가된 LEAR은 WLM 당 4.4×10^{-4} 이었다(Tomášek 등 2008a).

(47) 표4.1은 BEIR VI 모델과 체코-프랑스 모델을 사용해 평가한 LEAR이 ICRP 65 모델로 평가한 값에 비해 큰 증가를 보여준다. 특정 국가 기준율에 근거하여 ICRP 65에서 평가한 LEAR과 직접 비교하기 어려운 다른 LEAR 평가치도 발표되어 있다(EPA 2003). 이러한 LEAR 증가는 부분적으로는 만성적 낮은 선량률 피폭을 고려한 데서, 또 일부는 최근 연구에서 관찰되는 WLM 당 ERR 평가치의 증가와 관계있다.

(48) 이 보고서 작업반은 발표된 결과를 검증하고 상이한 모델, 시나리오, 기저율을 사용하는 상이한 기반 가설들의 민감도를 분석하기 위해 추가로 LEAR 계산을 수행했다. 내부 품질점검을 위해 일부 계산은 다른 전문가가 독립적으로 수행했다. 그 결과 BEIR VI 모델이나 체코-프랑스 모델을 이용해 평가된 높은 LEAR을 확인했다. 통합분석에서 도출된 이들 모델에 추가하여 단일 연구[프랑스 CEA-AREVA 코호트(Vacquire 등 2008), 캐나다 Eldorado 코호트(Howe 2006), 독일 Wismut 코호트(Grosche 등 2006)]에서 나온 최근 모델들도 고려했다. 이들 연구는 사용한 모델에 따라 WLM 당 LEAR 평가치가 약 3×10^{-4} 에서 7×10^{-4} 까지 변함을 보인다. 모델 선택에 따른 평가치 민감성을 보이는데 그래서 통합분석에서 도출된 모델 선호도를 강화한다. 다른 계산도 LEAR 평가치가 기저율에 민감성을 보였다. 유럽-미주와 아시안 집단, 그리고 남녀 평균한 기준율 대신 유럽-미주 남자에만 평균한 기준율을 사용하여 평가된 LEAR는 약 WLM 당 약 7×10^{-4} 이다. 이 편차는 유럽-미주 남성에서 높은 폐암 기저율 때문이다. 역으로 여성이나 비흡자처럼 낮은 폐암 기저율을 사용하면 WLM 당 LEAR 평가치는 내려갈 것이다.

(49) 이상의 고려에 근거하여 ICRP는 이제 WLM 당 5×10^{-4} (mJh/m³ 당 14×10^{-5}) LEAR을 ICRP 65의 WLM 당 2.8×10^{-4} (mJh/m³ 당 8×10^{-5}) 대신 라돈과 자손 유발 명목 폐암 확률계수로 사용할 것을 권고한다. 폐 이외 장기에서 라돈 관련 위험에 관한 현재 정보는 라돈피폭의 치사계수와 다른 위해계수 선정을 정당화하지 않는다. 그러므로 치명적 폐암 기인확률에 해당하는 폐암사망 LEAR 평가치는 라돈과 자손 피폭과 관련한 생애위해를 반영하는 것으로 간주된다.

4.3. 지하광산과 가정 피폭의 결과 비교

(50) 광부연구와 실내연구로부터 얻은 결과를 비교하는 것은 간단하지 않은데 주로 서로 다른 역학설계(광산에는 대체로 코호트 연구이고 실내 피폭은 증례대조연구임)와 다른 피폭척도(광산은 WLM, 가정은 라돈가스 농도) 때문이다. 광부연구는 개인 라돈피폭의 시간에 걸친 분포를 고려하므로 연령과 TSE의 수정효과를 고려할 수 있는 장점이 있지만 종종 흡연과 같은 보조인자 영향을 고려할 수 없다. 가정의 증례대조연구는 많은 잠재적 보조인자에 대한 상세한 정보를 제공하는 장점은 있지만 지난 수십 년 이전 라돈농도를 평가하기 위해 당시 척도를 사용해야 한다. 이 연구에서는 보통 가정에서 주어진 기간 평균 라돈농도만을 고려하며, 피폭-위험 관계에서 잠재적 시간수정자를 분석할 수 없다.

(51) 평가된 기본 위험계수를 실내 연구에 대해서는 표2.1과 표2.2에, 광부연구에 대해서는 표3.1과 표3.2(그리고 부록A)에 주었다. ICRP 65에 따르면 연간 7000시간 점유와 $F=0.4$ 를 가정할 때 1 Bq/m^3 라돈가스 농도는 4.40×10^{-3} WLM의 실내라돈 피폭이 된다(ICRP, 1993). 대부분 증례대조연구는 진단 전 30년 또는 35년 기간에 대해 피폭 지연시간 5년으로 하여 라돈 농도를 평가했다. 그러므로 30년 기간(즉, 진단 전 최종 35년에 5년의 지연시간 있음)과 100 Bq/m^3 시간가중 평균농도를 고려하면 누적 노출 $2.1 \times 10^7 \text{ Bqh/m}^3$ 는 $F=0.4$ 를 가정할 때 누적피폭 약 13 WLM에 해당한다. 이 값을 사용하면 실내피폭에 대해 100 Bq/m^3 당 ERR 0.16(유럽 통합연구에서 불확도 보정하여 얻은 대로, Darby 등 2006)은 100 WLM 당 ERR 1.2에 해당하는데 이 값은 50 WLM 미만의 낮은 수준 피폭에 한정된 BEIR VI 분석에서 얻은 값(NRC 1999; 표3.2 참조)과 비슷하다. 이 접근에서 실내연구와 낮은 준위 피폭의 광부연구로부터 폐암사망률을 위해 평가한 위험계수 사이에 대체로 좋은 일치성을 보인다. 여러 연구자들이 같은 논거를 제시했고 같은 결론을 내렸다(Zielinski 등 2006, Tomášek 등 2008a, UNSCEAR 2009).

(52) 위 접근은 광부연구에서 나타난 피폭-위험 관계에 나이와 TSE의 수정효과를 고려하지 않았다. 폐암위험의 생애 평가치는 이들 수정인자를 고려할 수 있고 광부연구 결과를 실내라돈 조사 결과와 비교하기 위한 다른 방법을 제공한다. 그렇지만 기저율, 고려하는 수명, 피폭시나리오에서 차이 때문에 광부연구(ICRP 1993, NRC 1999, EPA 2003, Tomášek 등 2008a)에서 얻어 발표한 생애평가치를 실내연구(Darby 등 2006)와 비교하는 데는 상당한 주의가 필요하다.

(53) 광부연구와 유럽 실내연구 사이에 평가된 위험을 비교할 수 있도록 하기 위해서 가용한 데이터 특성을 최대한 가깝게 존중하도록 선정된 변수를 사용하여 추가계산을 수행했다. 구체적 시나리오 하나는 유럽 실내연구에 포함된 사람들의 특성(진단연령 평균에 해당하는 도달연령 70세, 진단 전 5-30년 시간창 동안 100 Bq/m³로 일정하게 피폭)을 반영하기 위해 노력했다. 광부연구는 남성에 대한 위험평가치를 제공함을 반영하기 위해 남성에 대한 유럽 통합분석에서 얻은 100 Bq/m³ 당 ERR 0.25를 사용했다(Darby 등 2006). 이러한 변수를 사용한 광부연구의 두 통합분석(BEIR VI 및 프랑스-체코) 및 유럽 실내피폭 통합분석에서 70세까지 누적 절대위험 평가치는 WLM 당 각각 3.5×10^{-4} , 2.7×10^{-4} 및 2.7×10^{-4} 이었다.

(54) 결론적으로 현재 가용한 결과는 광부연구와 실내연구로부터 얻은 폐암위험 평가치 사이에 대체로 양호한 일치를 보이고 있다.

4.4. 참고문헌

- Darby, S.C., Whitley, E., Howe, G.R., et al., 1995. Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 87, 378-384.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer -detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- EPA, 2003. Assessment of Risks from Radon in Homes. Publication EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Evrard, A.S., Hémon, D., Billon, S., et al., 2005. Childhood leukemia incidence and exposure to indoor radon, terrestrial and cosmic gamma radiation. *Health Phys.* 90, 569-579.
- Evrard, A.S., Hémon, D., Morin, A., et al., 2006. Childhood leukaemia incidence around French nuclear installations using a geographic zoning based on gaseous release dose estimates. *Br. J. Cancer* 94, 1342-1347.
- Grosche, B., Kreuzer, M., Kreisheimer, M.A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946-1998. *Br. J.*

- Cancer 95, 1280–1287.
- Howe, G.R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort: Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York.
- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21(1–3).
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2–3).
- Kendall, G.M., Smith, T.J., 2002. Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *J. Radiol. Prot.* 22, 389–406.
- Kendall, G.M., Smith, T.J., 2005. Doses from radon and its decay products to children. *J. Radiol. Prot.* 25, 241–256.
- Khursheed, A., 2000. Doses to systemic tissue from radon gas. *Radiat. Prot. Dosim.* 88, 171–181.
- Kreuzer, M., Walsh, L., Schnelzer, M., et al., 2008. Radon and risk of extrapulmonary cancers: results of the German uranium miners' cohort study, 1960–2003. *Br. J. Cancer* 99, 1946–1953.
- Laurier, D., Valenty, M., Tirmarche, M., 2001. Radon exposure and the risk of leukemia: a review of epidemiological studies. *Health Phys.* 81, 272–288.
- Laurier, D., Tirmarche, M., Mitton, N., et al., 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur. J. Epidemiol.* 19, 139–146.
- Lubin, J.H., Linet, M.S., Boice Jr., J.D., et al., 1998. Case-control study of childhood acute lymphoblastic leukemia and residential radon exposure. *J. Natl. Cancer Inst.* 90, 294–300.
- Marsh, J.W., Bessa, Y., Birchall, A., et al., 2008. Dosimetric models used in the Alpha-Risk project to quantify exposure of uranium miners to radon gas and its progeny. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 101–106.
- Möhhner, M., Lindtner, M., Otten, H., Gille, H.G., 2006. Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. *Am. J. Ind. Med.* 49, 238–248.
- Möhhner, M., Lindtner, M., Otten, H., 2008. Ionizing radiation and risk of

- laryngeal cancer among German uranium miners. *Health Phys.* 95, 725–733.
- Möhner, M., Gellissen, J., Marsh, J.W., et al., 2010. Occupational and diagnostic exposure to ionizing radiation and leukemia risk among German uranium miners. *Health Phys.* 99, 314–321.
- NRC, 1999. *Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report.* National Academy Press, Washington, DC.
- Raaschou-Nielsen, O., 2008. Indoor radon and childhood leukaemia. *Radiat. Prot. Dosim.* 132, 175–181.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, C.E., Andersen, H.P., et al., 2008. Domestic radon and childhood cancer in Denmark. *Epidemiology* 19, 536–543.
- Rericha, V., Kulich, M., Rericha, R., et al., 2006. Incidence of leukemia, lymphoma, and multiple myeloma in Czech uranium miners: a case-cohort study. *Environ. Health Perspect.* 114, 818–822.
- Schubauer-Berigan, M.K., Daniels, R.D., Pinkerton, L.E., 2009. Radon exposure and mortality among white and American Indian uranium miners: an update of the Colorado Plateau cohort. *Am. J. Epidemiol.* 169, 718–730.
- Steinbuch, M., Weinberg, C.R., Buckley, J.D., et al., 1999. Indoor residential radon exposure and risk of childhood acute myeloid leukaemia. *Br. J. Cancer* 81, 900–906.
- Thomas, D., Darby, S., Fagnani, F., et al., 1992. Definition and estimation of lifetime detriment from radiation exposures: principles and methods. *Health Phys.* 63, 259–272.
- Tomášek, L., Malatova, I., 2006. Leukaemia and lymphoma among Czech uranium miners. *Med. Radiat. Radiat. Saf.* 51, 74–79.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008a. Lung cancer in French and Czech uranium miners – risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125–137.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008b. Dose conversion of radon exposure according to new epidemiological findings. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 98–100.
- UK Childhood Cancer Study Investigators, 2002. The United Kingdom Childhood Cancer Study of exposure to domestic sources of ionising radiation: 1: radon gas. *Br. J. Cancer* 86, 1721–1726.

- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- Vacquier, B., Caer, S., Rogel, A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners: extended follow-up 1946-1999. *Occup. Environ. Med.* 65, 597-604.
- Zielinski, J.M., Carr, Z., Repacholi, M., Krewski, D., 2006. World Health Organization's International Radon Project. *J. Toxicol. Environ. Health A* 69, 759-769.

제 5 장 결론

(55) 라돈에 대한 현재의 검토와 분석에서 다음 결론을 얻었다.

- 지하광부에 대한 코호트 연구와 주거 라돈피폭에 대한 증례대조연구로부터 라돈과 자손이 폐암을 초래할 수 있음에는 부동의 증거가 있다. 폐암 외 고형암이나 백혈병에 대해서는 라돈과 자손 피폭과 관련한 어떠한 초과에 설득력 있고 일관된 증거가 없다.
- 유럽, 북미 및 중국의 주거 증례대조 통합연구 셋이 비슷한 결과를 보이며 라돈농도 100 Bq/m^3 증가에 대해 폐암위험이 적어도 8% 증가할 것으로 나타났다(Lubin 등 2004, Daarby 등 2005, Krewski 등 2006).
- 라돈 방사능 측정에서 우연 불확도를 보정한 후 유럽 주거 증례대조 통합연구는 100 Bq/m^3 당 ERR 16%(95% CI 5-31%) 증가를 제시했다(Darby 등 2005). 이 위험이 적어도 25년 기간 피폭과 연계됨을 고려하면, 이 값은 가정에서 상대적으로 낮은 율로 장기적 라돈피폭의 위험관리 목적에 합리적인 평가치로 간주된다.
- 유럽 주거 증례대조 통합연구로부터 장기적 평균농도가 200 Bq/m^3 미만인 수준에서도 폐암위험이 있다는 증거가 있다(Darby 등 2005).
- 무흡연력자에서 75세까지 누적 폐암위험은 라돈 방사능 농도 0, 100 및 400 Bq/m^3 에서 각각 0.4%, 0.5% 및 0.7%로 평가된다. 일생 흡연자에서 이 위험은 각각 10%, 12% 및 16%로 늘어난다(Darby 등 2005, 2006). 여전히 흡연은 가장 중요한 폐암 원인이다.
- 비교적 낮은 준위 피폭 연구를 포함한 지하광부 역학연구 검토에 근거한 위해 조정 명목위험계수 WLM 당 5×10^{-4} (Jh/m^3 당 0.14)이 라돈 단위 피폭 당 폐위해로 채택되었다. WLM 당 5×10^{-4} (Jh/m^3 당 0.14)라는 이 값은 성인기 피폭을 고려한 최근 연구로부터 도출되었는데 ICRP 65(1993)에서 계산된 값의 두 배에 가깝다.

(56) 실내 역학연구에서 얻는 위험 평가치는 일반인 방호를 주택 라돈농도에 근거할 수 있을 만큼 견고하다. ICRP 65는 라돈에 의한 선량은 광부 역학연구에 근거한 선량환산합의를 사용해 계산해야 한다고 권고했다. 이 보고서에서는 그와 같은 환산합의를 제안하지 않는다.

(57) 직무피폭 방호에서는 선량한도나 제약치 준수를 내보이기 위해 선량 평가치가 필요하다. 역학 데이터 검토에 추가하여 라돈과 자손의 선량계산에 대한 발표들도 검토했다(부록 B 참조). 사람 호흡기모델HRTM을 사용하여 유도한 라돈자손 흡입으로부터 유효선량의 발표된 값은 피폭 시나리오에 따라 WLM 당 10-20 mSv(mJh/m³ 당 3-6 mSv) 범위에 있다. 이들 계수는 ICRP 65(1993)에서 도출한 환산계수보다 2배 이상 크다.

(58) 이제 ICRP는 라돈과 자손을 방호체계에서 다른 방사성핵종과 같은 방법으로 다루기를 제안하며 가까운 장래에 선량계수(단위 피폭 당 선량)를 발행하려 한다. 라돈과 자손으로부터 선량은 ICRP 66(1994)의 HRTM과 ICRP 전신 모델을 포함한 ICRP 생물역동학적 모델과 선량계측 모델을 사용하여 계산할 것이다. 이는 라돈과 자손뿐만 아니라 토론과 자손에 대해서도 적용될 것이다(부록 B 참조). 라돈과 자손 단위 피폭 당 ICRP 기준 선량계수를 여러 기준 피폭조건에 대해 명시된 에어로졸 특성 및 F값과 함께 발간할 것이다.

5.1. 참고문헌

- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer - detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23(2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24(1-3).
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533-597.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132-137.

부록 A. 지하광부 역학조사 결과

표A.1. ICRP 65(1993)에 사용된 코호트의 특성

장소	국가	광산 종류	추적 기간	광부 수	누적 피폭 WLM	인-년 ^a	100 WLM 당 ERR	95% CI
Colorado	미국	우라늄	1951 -1982	2975	510	66,237	0.6	0.30-1.42
Ontario	캐나다	우라늄	1955 -1981	11,076	37	217,810	1.42	0.60-3.33
New Mexico	미국	우라늄	1957 -1985	3469	111	66,500	1.81	0.71-5.46
Beaverlodge	캐나다	우라늄	1950 -1980	6895	44	114,170	1.31	0.60-3.01
West Bohemia	체코	우라늄	1953 -1985	4042	227	97,913	1.7	1.21-2.41
CEA- COGEMA	프랑스	우라늄	1946 -1985	1785	70	44,005	0.6	0.00-1.63
Malmberget	스웨덴	철	1951 -1976	1292	98	27,397	1.42	0.30-9.57
계				31,486	120	635,022	1.34	0.82-2.13

ERR: 초과상대위험 CI: 신뢰구간

a. 2000 WLM 미만.

표A.2. BEIR VI 보고서(NRC 1999)에서 고려한 코호트 특성

장소	국가	광산 종류	추적기간	광부 수	누적 피폭 WLM	인-년 ^a	100 WLM 당 ERR	SE
Yunnan	중국	주석	1976-1987	13,649	286	134,842	0.17	
W-Bohemia	체코	우라늄	1952-1990	4320	196.8	102,650	0.67	
Colorado	미국	우라늄	1950-1990	3347	578.6	79,556	0.44	
Ontario	캐나다	우라늄	1955-1986	21,346	31	300,608	0.82	
Newfoundland	캐나다	형석	1950-1984	1751	388.4	33,795	0.82	
Malmberget	스웨덴	철	1951-1991	1294	80.6	32,452	1.04	
NewMexico	미국	우라늄	1943-1985	3457	110.9	46,800	1.58	
Beaverlodge	캐나다	우라늄	1950-1980	6895	21.2	67,080	2.33	
PortRadium	캐나다	우라늄	1950-1980	1420	243	31,454	0.24	
RadiumHill	호주	우라늄	1948-1987	1457	7.6	24,138	2.75	
CEA-COGEMA	프랑스	우라늄	1948-1986	1769	59.4	39,172	0.51	
계				60,606	164.4	888,906	0.59	1.32

ERR: 초과상대위험 SE: 승산표준오차

a. 피폭자만 고려.

표A.3. UNSCEAR(2009)에서 고려한 코호트 특성

장소	국가	광산 종류	추적기간	광부 수	누적 피폭 WLM	인-년	100 WLM 당 ERR	95% CI
Colorado	미국	우라늄	1950 -1990	3347	807	75,032	0.42	0.3-0.7
Newfoundland	캐나다	형석	1951 -2001	1742	378	70,894	0.47	0.28-0.65
Yunnan	중국	주석	1976 -1987	13,649	277	135,357	0.16	0.1-0.2
Wismut	독일	우라늄	1946 -1998	59,001	242	1,801,626	0.21	0.18-0.24
Malmberget	스웨덴	철	1951 -1990	1415	81	32,452	0.95	0.1-4.1
West Bohemia	체코	우라늄	1952 -1999	9979	70	261,428	1.6	1.2-2.2
CEA-COGEMA	프랑스	우라늄	1946 -1994	5098	37	133,521	0.8	0.3-1.4
Ontario	캐나다	우라늄	1955 -1986	21,346	31	319,701	0.89	0.5-1.5
Beaverlodge	캐나다	우라늄	1950 -1999	10,050	23	285,964	0.96	0.56-1.56
계				125,627		3,115,975	0.59	0.35-1.0

ERR: 초과상대위험 CI: 신뢰구간

A.1. 참고문헌

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).

NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.

UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.

부록 B. 선량계측

B.1. 라돈

(B1) 라돈과 단수명 자손 흡입에 따른 폐 등가선량은 HRTM(ICRP 1994)이나 다른 사람 호흡기모델을 사용하여 계산할 수 있다. 흡입된 라돈 가스는 거의 전량이 날숨으로 나오므로 폐 선량의 거의 전부가 라돈 자체가 아니라 라돈자손 흡입으로부터 발생한다. 흡입한 라돈자손의 많은 부분이 폐의 호흡기도에 침적한다. 자손핵종들의 단수명(<30분) 때문에 선량은 입자들이 혈액으로 흡수되거나 소화기로 수송으로 제거되기 전에 폐조직에 전달된다. 라돈자손 중 둘(Po-218과 Po-214)이 붕괴할 때 알파입자를 내는데 상대적으로 높은 폐 선량의 주역이 이 알파입자 에너지이다. 이에 비해 전신 장기나 소화관 영역 선량은 낮아서 폐 등가선량이 유효선량을 지배한다.

(B2) 공기 중 라돈자손 에어로졸은 두 단계로 형성된다. 라돈가스가 붕괴한 후 새로 형성된 방사성핵종(Po-218, Pb-214, Bi-214)이 미량 가스나 에어로졸과 빠르게(<1 초) 반응하고 무리를 형성하여 약 1 nm 크기 입자를 만든다. 이러한 입자들을 ‘미부착입자unattached particle’라 부른다. 미부착입자는 다시 1-100초 사이에 공기 중 기존 에어로졸 입자에 부착하여 ‘부착입자attached particle’를 만든다. 부착입자는 세 종류 대수정규분포의 합으로 설명되는 방사능 크기 삼정분포 trimodal를 가지는 경향이다(Porstendörfer 2001). 세 분포는 방사능중간공기역동학적경AMAD 10-100 nm를 갖는 핵응결모드nucleation mode, AMAD 10-400 nm를 갖는 집적모드accumulation mode, 그리고 AMAD>1 μm 인 굵은모드coarse mode로 구성된다. 일반적으로 최대 방사능은 집적모드에 분포하는데 이 모드의 기하표준편차는 약 2이다.

(B3) 호흡기관에 대한 선량계측 모델에는 형태계측, 흡입 물질의 침적, 호흡기로부터 제거, 위험에 처하는 표적조직과 세포 위치에 대한 서술이 필요하다. 라돈자손의 경우 중요한 것은 폐의 기관지와 기관세지에 있는 표적세포에 주는 선량이다. 상대적으로 허파파리 영역의 선량은 상당히 작다(UNSCEAR 1982, Marsh와 Birchall 2000).

(B4) ICRP(1987)는 가용한 선량계측 모델들(Hofmann 등 1980, Jacobi와 Einfeld 1980, Jacobi와 Einfeld 1982, James 등 1982, Harley와 Pasternak 1982)을 NEA(1983)가 검토한 것에 근거한 라돈 단위 피폭 당 선량 값을 사용했었다. UNSCEAR 보고서(1982, 1988, 1990)도 라돈 흡입으로 인한 선량의 유사한 평가치를 사용했는데 2000년 보고서는 WLM 당 유효선량 값 5.7 mSv(mJh/m^3 당 1.6 mSv 또는 평형등가 라돈농도 EEC Bq/m³ 당 9 nSv)를 실내 및 옥외 피폭에 대해 사용했다(표B.1 참조). 2000년 보고서에서 UNSCEAR는 새로운 선량계측 모델을 사용한 근래 계산이 높은 선량환산인자를 넘을 알아냈다. 그러나 선량환산합의(ICRP 1993)를 적용한 낮은 값 때문에 UNSCEAR는 기존 값인 EEC Bq/m³ 당 9 nSv도 가능한 환산인자 범위에 있고 따라서 선량평가에 계속 사용한다고 결론을 내렸다(UNSCEAR 2000, 2009).

(B5) 표B.1은 ICRP 66(1994)과 결정론적 기관지세대 airway generation 모델(Harley 등 1996, Porstendörf 2001, Winkle-Heil과 Hofmann 2003)이나 통계론적 기관지세대 모델을 포함하는 기타 모델의 HRTM을 이용하여 계산한 단위 노출 당 유효선량 값을 보이고 있다. 근래 계산에서 선발된 결과들이 Marsh 등(2010)이 주었고 표B1에도 제시되어 있다. 1956년부터 1998년 사이에 발표된 값들을 보다 포괄적으로 수록한 표는 UNSCEAR(2000)에 주어졌다.

(B6) 라돈과 자손 단위 피폭 당 폐에 주는 등가선량의 계산에서 주된 가변성과 불확실성은 다음과 같다.

- 라돈자손 에어로졸의 크기분포
- 흡입률
- 에어로졸의 기관 침적에 사용하는 모델
- 폐에서 혈액으로 라돈자손 흡수
- 기관지와 기관세지 표층내 표적세포의 식별
- 세포 유형에 따른 방사선 상대감수성
- 폐 영역별 방사선 감수성 차이.

Marsh와 Birchall(2000)은 가정에서 흔한 조건에서 라돈자손 단위피폭 당 폐 등가선량(H_{lung})에 큰 영향을 미치는 HRTM 변수들을 식별하기 위해 민감도 분석을 수행했다. 다른 민감도 분석도 많다(NCRP 1984, NRC 1991, Zock 등 1996, Tokonami 등 2003). UNSCEAR(1988)는 고려하는 표적세포에 따라 등가선량이 약 3배 달라진다고 했다.

(B7) Winkler-Heil 등(2007)은 HRTM과 함께 동일 입력 값의 결정론적 기관세

표B.1. 선량계측 모델을 사용하여 계산한 라돈과 자손 흡입으로부터 성인 남성 유효선량 발표 값

발표	모델 유형	과폭 시나리오	유효선량 (mSv)	
			WLM 당	mJh/m ³ 당
ICRP(1987)	NEA(1983)	실내	6.4	1.8
		옥외	8.9	2.5
UNSCEAR(2000) Harley 등(1996)	NEA(1983)	실내, 옥외	5.7	1.6
		실내, 광산	9.6 ^a	2.7
Poratendörfer (2001)	Zock 등(1996)	가정 ^b	8	2.3
		직장	11.5	3.2
		옥외	10.6	3.0
Winkler-Heil과 Hofmann(2002)	결정론적 기관지세대모델	가정	7.6	2.1
		광산	8.3	2.3
Winkler-Heil 등 (2007)	결정론적 기관지세대모델 확률론적 생성모델	광산	8.9	2.5
		광산	8.9	2.5
		광산	8.9	2.5
Marsh와 Bircheall(2000)	HRTM	광산	8.9	2.5
		가정	11.8	3.3
James 등(2004)	HRTM	광산 ^c	20.9	5.9
		가정 ^b	21.1	6.0
Marsh 등(2005)	HRTM	광산	12.5	3.5
		가정 ^b	12.9	3.6

HRTM: 사람 호흡기 모델

a. 기관지 영역에 대해 WLM 당 6 mGy 흡수선량이 계산되었다. 다음에 알파입자에 대한 방사선가중치 20과 기관지와 기관세지 영역에 대한 조직가중치 0.08(=0.12x2/3)를 써서 단위과폭 당 유효선량을 계산했다(ICRP 1993).

b. 흡연 없는 주택.

c. 조해성 성장은 없는 것으로 가정했다.

대 모델과 확률론적 기관세대 모델을 사용하여 얻은 라돈자손 유효선량 결과를 비교하였다. 결과는 WLM 당 8.3-11.8 mSv(mJh/m³ 당 2.3-3.3 mSv) 범위에서 유사했다(표B.1 참조). 이 비교에 영향을 미치는 중요한 이슈 하나는 계산된 선량을 기관세대 모델에서 평균하는 절차라고 작업그룹은 생각한다.

(B8) Porstendörfer(2001)은 Zock 등(1996)이 개발한 기관세대 모델을 사용하여 여러 과폭 시나리오에 대해 라돈자손 과폭선량을 계산했다. 가정이나 직장의

정상적 에어로졸 조건에서 계산된 유효선량은 WLM 당 8.0-11.5 mSv(mJh/m³ 당 2.2-3.3 mSv) 범위에 있었다(표B.1 참조). 그러나 높은 입자농도를 형성하는 지배적 에어로졸원(예: 흡연, 디젤엔진 배기)이 있는 장소에서는 유효선량이 WLM 당 4.2-7.1 mSv(mJh/m³ 당 1.2-2.0 mSv)로 낮게 계산되었다. 이 계산에서 사용된 방사능 입자 크기분포와 비흡착분율은 독일의 여러 곳 외부 공기와 작업장 공기 중에서 측정된 결과에 근거했다.

(B9) Baias 등(2010)은 네 범주 흡연자에 대해 확률론적 기관세대 모델을 사용하여 선량환산계수(WLM 당 mSv)를 계산했다. 흡연으로 초래되는 폐의 생리학적, 형태학적 변화는 광산 대기에 고정된 에어로졸 변수 값을 사용하여 고려되었다. 소량 단기 흡연자에서는 계산된 선량이 비흡연자 값(WLM 당 7.2 mSv)와 1% 정도 밖에 차이가 없었다. 소량 장기 흡연자와 심한 단기 흡연자의 WLM 당 유효선량은 점막이 두터워짐에 따라 15% 이상 증가하는 것으로 계산되었다. 그러나 심한 장기 흡연자에서는 주로 약화된 점액섬모청소, 높은 흡입률, 폐색성 폐질환으로 인한 폐체적 감소로 인해 WLM 당 유효선량이 비흡연자에 비해 약 2배 증가하는 것으로 간주되었다.

(B10) James 등(2004)도 HRTM을 사용해 가정과 광산에서 라돈자손에 의한 유효선량을 산출했다. BEIR VI 보고서(NRC 1999)에 주어진 방사능 입자크기 분포를 가정했다. 흡착입자가 호흡기에서 조해성 성장으로 2배로 커지는지 여부, 가정에서 흡연 유무에 따라 광산에서는 WLM 당 18-21 mSv(mJh/m³ 당 5.1-5.9 mSv), 가정에서는 WLM 당 16-21 mSv(mJh/m³ 당 4.5-5.9 mSv)를 얻었다. 이 평가는 다른 평가들에 비해 높은데(표B.1 참조) 사용된 방사능 입자 크기분포가 다른 연구와 다른 것이 주된 원인이다. Marsh 등(2005)도 HRTM과 유럽에서 수행된 측정을 바탕으로 하는 가정과 광산에서 크기분포를 이용한 계산으로 가정과 직장에 대해 WLM 당 약 13 mSv(mJh/m³ 당 3.7 mSv)를 얻었다(표B.1 참조).

(B11) HRTM으로 수행된 계산은 단위피폭 당 폐 등가선량은 나이에 상대적으로 둔감한 것으로 나타났다(NRC 1999, Marsh와 Bircahl 2000, Kendall과 Smith 2005, Marsj 등 2005). 예를 들면 성인과 아동(1세 이상)의 폐 선량을 비교하면 10% 밖에 차이나지 않았다. 이유는 상쇄되는 경쟁인자들이 있기 때문이다. 아동은 호흡률이 낮아 섭취와 선량을 낮추는 데 반해 표적세포 질량이 작아 선량을 증가시키는 것에 의해 부분적으로 보상된다. 또, 아동은 기도가 작아 확산에 의한 침적을 증가시키지만 작은 체류시간으로 확산에 의한 침적을 줄여 이 역시

부분적으로 보상된다.

(B12) HTRM을 사용하여 도출한 라돈자손 흡입에 의한 유효선량 값은 피폭 시나리오에 따라 WLM 당 10-20 mSv(mJh/m³ 당 3-6 mSv)의 범위에 있다.(표B.1 참조). 기정과 광산의 전형적 에어로졸 조건에서 유효선량은 WLM 당 약 13 mSv(mJh/m³ 당 3.7 mSv)이다. 그러나 가정에 대해 같은 에어로졸 조건으로 하되 호흡률을 실내 작업장에 적합한 표준 작업자 호흡률(1.2 m³/h)로 가정하면 유효선량이 WLM 당 13 mSv(mJh/m³ 당 3.7 mSv)에서 약 20 mSv(mJh/m³ 당 6 mSv)로 증가한다.

(B13) ICRP는 라돈과 자손도 방호체계에서 다른 방사성핵종과 같은 방법으로 취급되어야 한다고 결론지었다. 달리 말하면 라돈과 자손으로 인한 선량을 HRTM과 ICRP 전신대사 모델을 포함한 ICRP 생물역동학 모델과 선량계측 모델을 사용하여 계산해야 한다. 이 접근의 이점 중 하나는 폐 이외 장기에 대한 선량을 계산할 수 있는 점이다. ICRP는 주어진 평형인자와 에어로졸 특성에 대해 가정 피폭과 직무피폭의 여러 기준조건에 대해 라돈과 자손 단위피폭 당 선량계수를 제공할 것이다.

B.2. 토론

(B14) 토론(라돈-220) 가스는 라듐-224의 붕괴생성물이고 토륨-232 붕괴연쇄의 일부이다. 토론은 짧은 반감기(56 s)를 가지며 붕괴해서 반감기 10.6 h인 납-212를 포함하는 단반감기 고체 방사성핵종 연쇄를 이룬다. 토론의 짧은 반감기 때문에 생성된 지점으로부터 탈출이 라돈처럼 용이하지 않다. 결과적으로 실내 토론피폭의 가장 흔한 선원은 건축재이다.

(B15) 라돈처럼 토론과 자손 흡입으로 인한 선량은 자손의 붕괴에서 나오는 알파입자이다(Jacobi와 Eisfeld 1989, 1982). 토론의 반감기가 짧아 토론 가스 방사능은 한 방에서도 다를 수 있어 선량평가에 토론 가스 농도를 이용할 수 없다. 따라서 관리목적에서 토론 피폭 평가를 위해서는 토론 자손의 잠재알파에너지 농도를 구해야 한다. 그러나 단위 방사능 흡입 당 납-212의 잠재알파 에너지가 다른 토론자손의 잠재알파에너지보다 약 10배 높기 때문에 방호목적으로는 통상 납-212 섭취를 관리하는 것으로 충분하다(ICRP 1987).

(B16) UNSCEAR(2000)와 BEIR VI 위원회(NRC 1999)는 토론자손과 라돈자손으로부터 오는 잠재알파에너지 농도 비에 대한 데이터를 제공한 바 있다. 그 값은 0.1에서 5까지 변한다. 가장 큰 값은 일본에서 볼 수 있는 목조 뼈대와 진흙으로 지은 집과 이탈리아에서 화산 기원 건축재로 지은 일부 가옥에서 나타났다. 또, UNSCEAR는 영국에서 환기율이 높아 라돈 농도가 비정상적으로 낮은 집에서 그 비율이 30까지 관찰되는 것을 보았다(Cliff 등 1992, UNSCEAR 2000). BEIR VI 위원회는 라돈 농도가 높은 가옥에서는 토론자손이 피폭과 선량의 중요한 선원이 되지 않는 것으로 보인다고 결론지었다(NRC 1999).

(B17) 토론자손에 대해 선량계측 모델을 사용하여 계산한 선량계수 요약을 표 B.2에 주었다. 그 값은 WLM 당 1.5-5.7 mSv 즉, mJh/m³ 당 0.42-1.6 mSv 또는 EEC 농도 Bqh/m³ 당 10-122 nSv였다.

(B18) ICRP50(1987)에 주어진 선량계수는 Jacobi와 Esisfeld(1980, 1982) 및 James 등(1980, 1982)의 모델을 검토한 OECD/NEA(1983) 전문가그룹의 작업에 근거한다. 기관지 상피와 허파파리 세포의 선량만을 고려했다.

(B19) UNSCEAR는 1982년 보고서에서 Jacobi와 Eisfeld(1980)의 연구에 근거한 선량뿐만 아니라 ICRP 30(1979)에 준 선량계측 모델을 적용하여 다른 조직의 선량도 고려했다. 실내와 옥외 피폭에 대해 각각 WLM 당 1.9 mSv(mJh/m³ 당 0.54 mSv)와 WLM 당 2.5 mSv(mJh/m³ 당 0.71 mSv)를 권고했다. 1988년 UNSCEAR 보고서에 준 토론자손 유효선량계수는 Jacobi와 Eisfeld(1982)의 계산에 근거하는데 단위 잠재알파에너지 당 유효선량은 0.7 mSv/mJ에 해당한다. 이 값들이 1993년 보고서(UNSCEAR 1993)에 유지되었고 표B.2에 주어져 있다. 그 이래 UNSCEAR(2000, 2009)는 실내 및 옥외 피폭에 대해 Bqh/m³ 당 40 nSv 값을 채택해왔는데 이는 ICRP 50(1987)에 준 값과 비슷하다.

(B20) HRTM을 사용하여 얻은 선량계수 값들[Marsh와 Birchall(1999), Ishiwaki 등(2007), Kendall과 Phipps(2007)]은 ICRP(1987)나 UNSCEAR(1993)가 권고한 값보다 높다. Kendall과 Phipps(2007)은 HRTM과 납에 대한 최신 생물역동학 모델(ICRP, 1993)을 사용하여 토론자손에 대한 유효선량계수를 계산했다. 이들은 폐 선량이 전형적으로 97% 이상 기여하며 납-212 섭취만도 총 선량의 약 85%를 차지함을 보였다. 다른 연령군들(>1세)에 대한 계산은 단위 피폭 당 선량 차이는 10% 이하로 나타났다(Kendall과 Phipps 2007).

(B21) 방호목적으로 라돈 동위원소도 다른 방사성핵종과 같은 방법으로 다루기로 한 결정에 따라 라돈-222 뿐만 아니라 라돈-220에 대해서도 선량계수를 제공하는 데 생물역동학과 선량계측 모델을 사용할 것이다.

표B.2. 직접 선량계측을 사용해 계산한 토론자손 선량환산계수^a

발표문헌	모델 유형	피폭 시나리오	유효선량(mSv) ^b	
			WLM 당	mJh/m ³ 당
ICRP(1987)	NEA(1983)	실내 및 옥외	1.8	0.51
UNSCEAR(1993)	Jacibi와	실내	1.5	0.42
	Eisfeld(1982)	옥외	0.47	0.13
Marsh와 Birchall(1999)	HRTM(ICRP 1994)	가옥	3.8	1.1
Porstendrfer(2001)	Zock 등(1996)	실내	2.4	0.68
		옥외	2.0	0.56
Ishiwaki 등(2007)	HRTM	실내	5.4	1.5
		Kendall과 Phipps(2007)	HRTM	5.7

HRTM: 사람호흡기모델

a. 성인 남자에 대해 계산.

b. 1 WLM = 4.68×10^4 Bqh/m³(평균등가 토론농도).

B.3. 참고문헌

- Baias, P., Hofmann, W., Winkler-Heil, R., Cosma, C., Dului, O.G., 2010. Lung dosimetry for inhaled radon progeny in smokers. *Radiat. Prot. Dosim.* 138, 111-118.
- Cliff, K.D., Green, B.M.R., Mawle, A., et al., 1992. Thoron daughter concentrations in UK homes. *Radiat. Prot. Dosim.* 45, 361-366.
- Harley, N.H., Cohen, B.S., Robbins, E.S., 1996. The variability in radon decay product bronchial dose. *Environ. Int.* 22 (Suppl. 1), S959-S964.
- Harley, N.H., Pasternack, B.S., 1982. Environmental radon daughter alpha dose factors in a five-lobed human lung. *Health Phys.* 42, 789-799.
- Hofmann, W., Steinhäusler, F., Pohl, E., 1980. Age-, sex-, and weight-dependent dose patterns due to inhaled natural radionuclides. In: *Natural Radiation Environment III*. CONF-780422, US Department of Energy, 1980, Houston, Texas, USA, pp. 1116-1114.

- ICRP, 1979. Limits for intakes of radionuclides by workers, Part 1. ICRP Publication 30. Ann. ICRP 2(3/4).
- ICRP, 1987. Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters. ICRP Publication 50. Ann. ICRP 17(1).
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24(1-3).
- Ishikawa, T., Tokonami, S., Nemeth, C., 2007. Calculation of dose conversion factors for thoron decay products. *J. Radiol. Prot.* 27, 447-456.
- Jacobi, W., Einfeld, K., 1980. Dose to Tissues and Effective Dose Equivalent by Inhalation of Radon-222, Radon-220 and their Short-lived Daughters. GSF-S-626. GSF, Neuherberg.
- Jacobi, W., Einfeld, K., 1982. Internal dosimetry of inhaled radon-222, radon-220 and their short-lived daughters. In: Vohra, K.G., Mishra, U.C., Pillai, K.C., Sadavisan, S. (Eds.), *Proceedings of the 2nd Special Symposium on the Natural Radiation Environment*, January 1981, Bombay. Wiley Eastern, New Delhi, pp. 131-143.
- James, A.C., Greenhalgh, J.R., Birchall, A., 1980. A dosimetric model for tissues of the human respiratory tract at risk from inhaled radon and thoron daughters. *Radiation Protection - a Systematic Approach to Safety*, *Proceedings of the 5th IRPA Congress*, March 1980, Jerusalem, Vol. 2. Pergamon, Oxford, pp. 1045-1048.
- James, A.C., Jacobi, W., Steinhäusler, F., 1982. Respiratory tract dosimetry of radon and thoron daughters. The state-of-the-art and implications for epidemiology and radiobiology. In: Gomez, M. (Ed.), *Radiation Hazards in Mining: Control, Measurements and Medical Aspects*. Soc. Mining Engineers, New York, pp. 42-54.
- James, A.C., Birchall, A., Akabani, G., 2004. Comparative dosimetry of BEIR VI revisited. *Radiat. Prot. Dosim.* 108, 3-26.
- Kendall, G.M., Phipps, A.W., 2007. Effective and organ doses from thoron decay products at different ages. *J. Radiol. Prot.* 27, 427-435.
- Kendall, G.M., Smith, T.J., 2005. Doses from radon and its decay products to children. *J. Radiol. Prot.* 25, 241-256.
- Marsh, J.W., Birchall, A., 1999. The thoron issue: monitoring activities, measuring techniques and dose conversion factors. *Radiat. Prot. Dosim.*

81, 311–312.

- Marsh, J.W., Birchall, A., 2000. Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny. *Radiat. Prot. Dosim.* 87, 167–178.
- Marsh, J.W., Birchall, A., Davis, K., 2005. Comparative dosimetry in homes and mines: estimation of Kfactors. *Natural Radiation Environment VII. Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII)*, May 2002, Rhodes, Greece. *Radioactivity in the Environment*, Vol. 7. Elsevier Ltd, Amsterdam.
- Marsh, J.W., Harrison, J.D., Laurier, D., et al., 2010. Dose conversion factors for radon: recent developments. *Health Phys.* 99, 511–516.
- NCRP, 1984. Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States. NCRP Report No. 78. National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, MD.
- NEA, 1983. Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughters Products. Nuclear Energy Agency Report. NEA/OECD, Paris.
- NRC, 1991. Comparative Dosimetry of Radon in Mines and Homes. National Academy Press, Washington, DC.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Porstendörfer, J., 2001. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiat. Prot. Dosim.* 94, 365–373.
- Tokonami, S., Matsuzawa, T., Ishikawa, T., et al., 2003. Changes of indoor aerosol characteristics and their associated variation on the dose conversion factor due to radon progeny inhalation. *Radiotopes* 52, 285–292.
- UNSCEAR, 1982. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 1982 Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1988. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1993. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 1993 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New

York.

UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.

Winkler-Heil, R., Hofmann, W., 2002. Comparison of modelling concepts for radon progeny lung dosimetry. Proceedings of Fifth International Conference – High Levels of Natural Radiation and Radon Areas: Radiation Dose and Health Effects, September 2000, Munich. Elsevier, Amsterdam, pp. 169–177.

Winkler-Heil, R., Hofmann, W., Marsh, J.W., Birchall, A., 2007. Comparison of radon lung dosimetry models for the estimation of dose uncertainties. Radiat. Prot. Dosim. 127, 27–30.

Zock, C., Porstendörfer, J., Reineking, A., 1996. The influence of the biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. Radiat. Prot. Dosim. 63, 197–206.