

放射線のリスク評価とその不確かさ[†]甲斐倫明^{††}

放射線リスク評価は、放射線防護基準の策定に利用される。現行の放射線防護基準は、放射線リスク評価とそのリスク推定値の社会の容認性によって決定されている。放射線発がんのリスク推定値は、広島・長崎の原爆被曝生存者の疫学調査結果に基づいている。原爆被曝生存者のデータには、低線量のデータを含むが、高線量率であるために、放射線防護で問題となる低線量・低線量率に適用するために、線量・線量率効果係数（DDREF）を2として、原爆被曝生存者から得られる推定値よりも2分の1低い値として推定されている。これによる不確かさは、リスク推定のもつ不確かさの中で最も大きく、低線量・低線量率での健康影響に関する生物研究が今後重要な役割を果たす必要がある。

Keywords: リスク評価、不確かさ、生涯がん死亡率、リスクコミュニケーション

Estimation of radiation health risk is used for developing radiation protection standard. Current dose limits for radiation protection are determined by radiation risk estimates and its acceptability in society. The risk estimate of radiation-induced cancer is based on the epidemiological studies of the atomic bomb survivors in Hiroshima and Nagasaki. The data on the atomic bomb survivors range in low dose but in high dose rate. Therefore, for radiation protection, dose and dose rate effectiveness factor (DDREF) is recommended for considering the effect of low dose and low dose rate. The ICRP estimates the DDREF to be 2. The choice of DDREF has the largest influence on uncertainty of the magnitude of the low-dose risk of cancer.

keywords: risk assessment, uncertainty, lifetime fatal cancer probability, risk communication

1 はじめに

近年、低線量放射線の健康影響に関する議論が盛んである。本論文では、放射線の防護基準の基礎になっている放射線のリスク評価とその不確かさについて述べ、放射線リスク評価の今後の課題について考える。

2 リスク評価とは何か

まず、リスク評価の問題を分析する前に、そもそも「リスク評価」とは何かについて考えてみる必要がある。リスク評価をある特定の対象者を想定した健康影響の推定と同一して考える専門家は多い。10 mSv を被曝した放射線作業員が将来どんな放射線の健康影響が現れるかを推定することをイメージしているといっている。とくに生物研究者にはそういう傾向が見られる。では、リスク評価とは何か。リスクマネジメントを意図して行われる健康影響の予測である。両者の違いを理解するためさらに説明を加える必要がある。どちらも健康影響の予測あるいは推定という点では同じであるが、リスク評価は、現在の知識に照らして判断した上で間違った判断の確率をできるだけ小さくするように配慮した予測値であることである。もっと簡単にいえば、答えを出す必要があるかないかの違いである。間違った答えを出すことを恐れれば、沈黙することであり、健康影響の推定の立場であれば、「このくらいの可能性があるかもしれないが、よくわからない」で答えは十分である。例えば、医療被曝を

受けた患者さんが放射線に不安をもって相談に来られた場合であれば、「放射線のことは全く心配する必要がありません。それよりも今あなたがかかっている病気の治療に専念することが大切です」と答えることで十分なのである。しかし、リスク評価では、例えば「・・・という確率を超えることはない。あるいはあるレベル以下では影響はない」といった安全を担保するための情報が必要になる。放射線のリスク評価は、目の前の放射線に対してどんな態度をとればよいかを示す指針となる情報なのである。化学物質のリスク評価も放射線と全く同じ意味合いで使われているが、人のデータのない化学物質のリスク評価をどのように行うかは重大な問題である。放射線のように人のデータを基礎にしたリスク評価がほとんどの場合不可能である。放射線に比べればはるかに大胆な判断がなされている。例えば、NOAEL(無毒性量)の評価には、動物実験データに基づいて推定され、人に外挿するために不確実係数と呼ばれる安全係数として10や100が使われる。これは、現在の知識において間違った判断を避けるためのある種の保険と考えることもできる。

このように本質的不確かさをもったリスク評価は、単なる健康影響予測とは違うことが理解できるはずである。リスク評価は常に新しい情報に基づいた評価が求められるのは宿命である。注意すべきは、リスク評価はリスクマネジメントの目的に限定して行われているのであるからその利用は限定されるべきものであるという点である。例えば、ICRPの評価するリスク係数を放射線防護以外の目的に使用するのは避けなければならない。

3 放射線の防護基準

放射線の防護基準は、放射線影響を確定的影響と確率的影響とに分けて設けられている[1]。確定的影響とは、

[†] Estimation of radiation risk and its uncertainty, by Michiaki Kai (kai@oita-nhs.ac.jp).

本稿は、日本原子力学会バックエンド部会第14回夏期セミナーにおける講演内容に加筆したものである。

^{††} 大分県立看護科学大学 人間科学講座 環境科学研究室 Laboratory of Environmental Health Science, Department of Health Sciences, Oita University of Nursing and Health Sciences 〒870-1201 大分県津原町廻瀬野2944-9

しきい値のある影響で放射線の線量によって影響の重篤度が変わる。例えば、造血臓器の急性被曝では、0.5 Gy のしきい値で白血球の減少が起きる。生殖腺の急性被曝では、0.15 Gy のしきい値で一時的に精子数の減少が起きる。これに対して、確率的影響は、しきい値のない影響で線量によって発生頻度が変化するもので、発がんや遺伝的影響がこれに区分される。確定的影響に対しては、しきい値を目安として防護基準を設定することで影響を防止することができるが、確率的影響はしきい値がないと考えるために、ICRP は防護基準の設定には次のような考え方を採用している。

4 確率的影響の線量限度の決め方

ICRP1990 勧告では、作業者の線量限度として年平均 20 mSv を勧告している。この数値は労働期間にわたって均等に被曝した場合を想定してトータルで 1 Sv のときに、容認できないレベルの下限值にあたると ICRP は考えている。この決定には、2つの前提が利用されている。第1は、発がんや遺伝的影響のリスク評価である。発がんについては、低線量・低線量率の放射線被曝では 4%/Sv の生涯がん死亡確率でがん死亡が生じると考える。第2は、容認できるかどうかの判断規準である。

容認性の判断規準については、デトリメントの容認レベルに基づいて設定した。ICRP は、容認できない場合を、「耐えることができる」と「容認できる」にわけ、線量限度は「容認できないレベル」と「耐えられるレベル」との境界にあり、容認できない領域の下限值であるとした。デトリメントとして、(1) 死亡の生涯確率、(2) 死亡による時間損失、(3) 平均余命の損失、(4) 死亡確率の発現年齢分布、(5) ハザード率の増加などを指標として、総合的に判断したとされている。その中のひとつの規準として、年間の死亡確率が約 10^{-3} 超えない線量に抑えることが線量限度の設定において重要な役割を果たしていると考えられる[2]。

第1の前提になっている発がんの 4%/Sv の生涯がん死亡確率の評価値がどのような方法で求められているかについては次の節で述べる。

5 放射線リスク評価はどのように推定されているか

放射線の健康影響に関する情報は、化学物質に比べて豊富であることが知られている。これは、放射線被曝によって不幸にも健康影響との関係があきらかになっている事例が過去に多くあり、これらの疫学調査がリスク評価の基礎になっているからである。とくに、UNSCEAR (国連科学委員会報告) および ICRP (国際放射線防護委員会) などの国際機関や委員会がリスク評価の基礎情報として

いるのは、広島・長崎の原爆被曝生存者のデータである。原爆被曝生存者のデータが他の疫学データに比べて重要視されるのは、調査対象数が大きく、男女を含めた広い年齢範囲にわたっていること、基礎疾患をもった患者ではないこと、全身被曝していることから多くの臓器を対象としたりリスク評価が可能であることなどが理由である。原爆データ以外では、治療のために放射線照射を受けた患者からなる集団に対する疫学調査がある。

5.1 原爆データの概要

原爆被曝生存者の疫学データの概要を Table 1 に示す[3]。Table 1 から明らかなように、決して高線量 (>1 Gy) を受けた被曝者ばかりではなく、むしろ、低線量 (<0.2 Gy) に多くの被曝者が存在することにも留意する必要がある。

5.2 データ解析法

原爆被曝生存者データを解析する際に用いられている解析手法は、相乗モデルと相加モデルの2つに分けられる。相乗モデルは、放射線による過剰がん発生率(死亡率)が、自然発がん率(死亡率)と掛け算で増加すると仮定され、相加モデルは、自然発がん率の大きさは関係なく増加するものと仮定される。

$$\text{相乗モデル: } h(t, D) = h_0(t)[1 + f(D) \cdot g(t)] \quad (1)$$

$$\text{相加モデル: } h(t, D) = h_0(t) + f(D) \cdot g(t) \quad (2)$$

ここで、 $h(t, D)$ は、線量 D 、到達年齢 t において観察されるがん発生率(死亡率)である。 $h_0(t)$ は、到達年齢 t における自然発がん率(死亡率)を指す。 $f(D)$ は線量反応関係で、一般には、線形 2 次モデル(LQ モデル)が利用される。

$$f(D) = \alpha D + \beta D^2 \quad (3)$$

Table 1 Outline of the life span study of atomic bomb survivors in Hiroshima and Nagasaki.

原爆被曝生存者対象者数	91,228
DS86 で線量評価されている人数	75,991
被曝群の人数	41,719
コントロールの人数	34,272
組織カーマ(Gy)	人数
0	34,272
0.01-0.05	19,192
0.06-0.09	4,129
0.10-0.19	5,172
0.20-0.49	6,558
0.50-0.99	3,616
1.00-1.99	1,946
2.00-2.99	637
3.00-3.99	211
4.00+	258

広島・長崎の原爆被曝生存者において、白血病では LQ モデルが、固形がん（胃がんや肺がんなど）では L モデル（ $\beta=0$ ）が適合することが知られている。 $g(t)$ は、時間反応関係を示す関係式で、到達年齢に関係なく、被曝時年齢の関数として表現されるモデルが一般によく利用されている。以上の関係式をまとめて、固形がんに対して(1)式を書き直す次の式で表される。

$$h(t,D) = h_0(t)[1 + R(E) \cdot D] \quad (4)$$

ここで、 $R(E)$ は、被曝時年齢 E における、過剰相対リスクを表す係数である。式(4)によって与えられるがん発生率（ハザード関数とも呼ばれる）を、観察集団を性、到達年齢、被曝時年齢、線量群、都市によって層化した各集団に観察されるがん発生数にポアソン回帰によって適合する。この結果、式(4)の $R(E)$ の推定値が被曝時年齢ごとに得られる。

5.3 生涯がん死亡確率の推定

過剰相対リスクは、ひとつのリスクの指標となるが、被曝によってどのくらいの割合で影響が現れるのかを示す尺度として利用されるのは、生涯がん死亡確率である。生涯がん死亡確率は、生命表法によって求められるが、ここでは、ハザード関数を用いた数式で記述した場合の式を示す[4]。

$$F(E) = \int_E^{\infty} h_r(t,E) \cdot \exp[-\int_E^t (h_r(\tau,E) + h_0(\tau)) d\tau] dt \quad (5)$$

ここで、 $F(E)$ は、被曝時年齢 E のときの、生涯がん死亡確率、 $h_r(t,E)$ は、被曝時年齢が E で、到達年齢が t のときの放射線による過剰がん死亡率、 $h_0(t)$ は、到達年齢 t のときの放射線以外の死因の死亡率を示す。生涯がん死亡確率は、被曝時年齢および各がんごとに求められる。式(5)からわかるように、生涯がん死亡確率は、評価対象となる集団の自然がん死亡率の関数になっている。このため、ICRP は、5つの自然がん死亡率の異なる集団（日本、米国、英国、プエルトリコ、中国）における白血病も含めたすべてのがんに対する生涯がん死亡確率を求め、5つの集団の平均値を放射線防護のためにすべての国に適用できる値として、一般公衆の生涯がん死亡確率を $5\%Sv^{-1}$ 、職業人の生涯がん死亡確率を $4\%Sv^{-1}$ と評価した。この値は、式(5)で計算される値に対して2分の1になっている。これは、原爆被曝生存者データを低線量・低線量率に適用する場合の補正係数を DDREF（線量・線量率効果係数）として定義し、この値を2と仮定したものである。つまり、低線量・低線量率に適用する場合には、 $1/DDREF$ の値だけ小さい値を採用している。

ICRP の評価値では、被曝時年齢による違いを明確にで

きないので、Table 2 に被曝時年齢および性による生涯がん死亡確率の違いを示す。この Table 2 から、一般公衆の $5\%Sv^{-1}$ という値といっても、被曝時年齢によって大きく異なることがわかる。

6 リスク評価の不確かさ

上記で述べたように、ICRP(1991)は、職業人に対しては、 $4 \times 10^{-2} Sv^{-1}$ 、一般人に対しては、 $5 \times 10^{-2} Sv^{-1}$ というリスクを低線量・低線量率の放射線防護に使用すべき値として勧告している。この値は、原爆被曝者の疫学調査結果など的高線量・高線量率データから導かれた生涯がん死亡確率に DDREF を2として求めた値である。このリスク推定値に対する不確かさを検討するために、米国の NCRP は、W.Sinclair を委員長とする科学委員会を設置し、1997年に NCRP No.126 として不確かさの分析結果を報告した[3]。NCRP レポートでは、不確かさの要因として、

- (1) 疫学調査のもつ不確かさ
- (2) 線量評価のもつ不確かさ
- (3) リスク転換に伴う不確かさ
- (4) リスク予測に伴う不確かさ
- (5) 低線量・低線量率への外挿に伴う不確かさ

の5つを取り上げ、それぞれの不確かさについて分析した。その結果に基づいて、最終的に、それぞれの不確かさを総合した結果として、現行のリスク推定値の不確かさを見積もった。

ここで、疫学調査のもつ不確かさとは、統計学的不確かさ、すなわち死亡数データのばらつきである。さらには、がん死亡の診断に伴う報告の不確かさを取り上げている。

線量評価のもつ不確かさとは、原爆被曝生存者の線量評価がもつランダム誤差、ガンマ線量推定のバイアス、中性子の RBE の不確かさなどを含むものである。

リスク転換に伴う不確かさとは、原爆被曝生存者から得られた過剰がん死亡率を原爆被曝者とベースライン（自然発がん率）の異なる集団に適用する場合に問題となる不確かさである。米国と日本のベースラインには、胃がん、大腸がん、乳がん（女性）では4倍以上の違いがある。リスク転換モデルとしては、2つのモデルが知られ

Table 2 Lifetime fatal cancer probability for each sex and each age at exposure.

(% / Sv)			
被曝年齢	男性	女性	平均
0-19	8.1	12.8	10.4
20-64	3.2	4.2	3.7
65-90	0.8	0.9	0.9
0-90	4.2	5.8	5.0

ている。年平均過剰絶対リスクが観察期間と同じ期間には同様に発生し、その間の米国のベースラインとの相対リスクを観察期間の残りの期間に適用するのが NIH モデルである。これに対して、年平均過剰相対リスクがベースラインの異なる集団においても不変の量であるとして適用するモデルが相乗リスクモデルである。

リスク予測に伴う不確かさとは、生涯がん死亡確率を評価することに伴う不確かさである。1985 年までに原爆被曝者の 39 % が死亡している原爆被曝生存者の疫学調査データを使って生涯がん死亡確率を推定する場合、残りの 61 % に対して今後の予測を行う必要がある。とくに、若年齢被曝の生涯がん死亡確率を予測する際には、これからの発がん率の予測は生涯リスク推定において不確かさをもたらす。これは、10 歳未満の原爆被曝生存者が 1995 年時点で 92 %、2010 年でも 80 % が生存していることを考えると、若年齢被曝の生涯がん死亡確率の予測に伴う不確かさの存在は簡単には消失しないことがわかる。

低線量・低線量率への外挿に伴う不確かさとは、原爆レベルの被曝の大きさを放射線防護で問題となる年あたり数 10 mSv の線量率に適用する場合の不確かさである。動物実験データによると、低 LET 放射線ではトータル線量が同じ場合、低線量率は高線量率に比べて効果が小さいことが知られている。同様に、1 回照射に比べて、同じ線量を分割した場合の方が効果が小さいことも知られている。

NCRP では、上記の不確かさを総合して生涯がん死亡確率の不確かさとして評価した。不確かさは、次の不確かさの伝搬式にしたがって計算されている。

$$R_{US} = R_{HN} \times F(R_{HN}) \times F(R) \times F(D) \times F(T) \times F(P) \times F(Q) / F(E) \quad (6)$$

ここで、

R_{US} : 米国人に対する低線量・低線量率で生涯がん死亡確率

R_{NH} : 原爆被曝者から推定されている広島・長崎における生涯死亡確率、ICRP および NCRP の勧告に従って、 $10 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ とする。この値は DDREF を考慮していない値であることに注意。

$F(R_{NH})$: 原爆被曝者データから推定する際の統計的ばらつき

$F(R)$: がん死亡数の報告がもつ不確かさ

$F(D)$: 原爆被曝者の線量推定に伴う不確かさ

$F(T)$: リスク転換に伴う不確かさ

$F(P)$: リスク予測に伴う不確かさ

$F(E)$: DDREF の推定に伴う不確かさ

$F(Q)$: 現時点では判明していない未知の要因による不確かさ

モンテカルロ法によって R_{US} のとりうる確率分布を計算

すると、Fig.1 の結果が得られる。この分布の平均は、 $3.99 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ 、メディアンは $3.38 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ 、GSD は $1.83 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ 、90 % 信頼区間は $1.2 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1} \sim 8.84 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ である。平均は ICRP の勧告値である $5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ よりも小さくなっている。現在の推定値はファクターで 2.5 から 3 の不確かさをもっているということを示している。また、どの要因がどの程度影響しているかを調べた結果が、Fig.2 である。このことから、DDREF の不確かさがかもっとも影響を与える要因であることを示している。

7 これからの課題

以上、現在の放射線防護基準の作成の基礎になっているリスク評価についての概要とその評価値のもつ不確かさについて述べた。これからのリスク評価における課題を、(1)リスクコミュニケーションと(2)リスク評価法の 2 つの問題に大別して論じる。

7.1 リスクコミュニケーションの問題

リスク情報の送り手にはリスクを伝える意志があるにもかかわらず、あるべきリスクコミュニケーションが実現されないのは、リスクコミュニケーションの受け手の認知能力の限界と関係していることがさまざまな社会

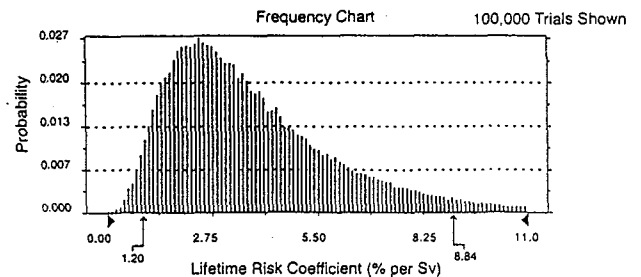


Fig. 1 Probability distribution of the lifetime fatal cancer probability for a United States worker population (NCRP No.126).

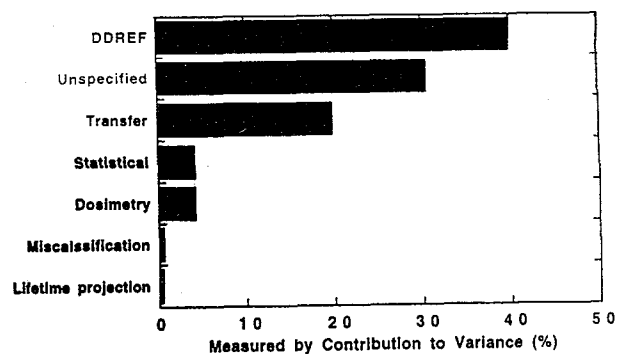


Fig.2 Sensitivity chart of uncertainty component influence.

心理学的研究で示されている[5]、リスクコミュニケーションの技術的問題のひとつとして、確率情報をいかに提示するかは多くのリスクコミュニケーションにおいて重要な課題である。これは、人々は確率情報を必ずしも合理的に処理できるわけではないからである。例えば、30歳の男性が10 mSvの被曝をしたときの放射線の健康リスクの表現について考えみると、(1)「これから生涯の間に、放射線が起因してがんで死亡する確率は0.04%である」、(2)「放射線以外の原因でがんで死亡する確率が0.2%だけ増加する」、(3)「放射線による平均余命損失は0.006年である」、以上3つの表現は同じリスクを別の表現で表したものにすぎないが、リスク情報の受け手には理解のしやすさが異なる場合が多いであろう。リスク提示の仕方を変えてみるだけでリスク認知を変えることができるかもしれないのである。

一方で、確率情報のもつ不確かさを提示するためにはどのような情報を加えればよいかについては今後の大きな課題である。Risk Characterizationの問題ということもできる。これについては、拙著[6]に米国の状況をまとめているので参照されたい。

リスクコミュニケーションの問題については、工学や医学の分野ではあまり重要視されてこなかったことから、リスク分野におけるこれからの研究課題として認識する必要がある。

7.2 リスク評価法の問題

近年になって放射線のリスク評価に対する関心が高まってきた。これには2つの事実が関係していると私は考えている。ひとつはチェルノブイリ事故である。原子力産業がチェルノブイリ事故によって受けた打撃は大きく、世界各国で原子力に伴う放射線被曝の恐さが助長されたことである。とくに、いかなる微量な被曝でも健康影響の可能性を認めた現行のリスク評価は、人を恐れさせるだけのものであるという批判が強くなってきた。一方、放射線生物分野において放射線ホルミシスや適応応答などの新しい生物研究の動きと並行して低線量が高線量とは質的に異なる性格のものであるという認識が広がってきたことである。現行のリスク評価のように、高線量の放射線被曝を受けた原爆被曝者の疫学調査結果に基づいた予測は必ずしも適切ではないという批判も生まれてきた。いづれも共通しているのは現行のリスク評価は過大評価すぎるといふ批判である。1977年にICRPがはじめてリスク係数を勧告した当時、superlinearityの可能性や生来、免疫的な抵抗力をもった原爆被曝者が生存したはずだからICRPのリスク係数は過小評価であるという批判があったことは対照的である。本質的に不確かさをもったリスク評価が批判を受けるのは宿命であるようだ。現在のリスク評価は上でも述べたように、原爆被曝者

を中心とした人の疫学データに基づいている。このことはマウスなどの動物実験データに頼っている化学物質のリスク評価に比べれば、はるかに信頼できる情報を基礎にしているといっても過言ではない。しかし、放射線生物学の進展によって生まれてきた疑問、例えば、放射線はどんな微量であっても突然変異を起こし、その結果が発がんにつながり結ぶのか。この疑問に対して学問的には解答が得られていないにしても、学問的な知見が明らかになるにつれてどのようにリスク評価を見直していくべきなのか。ひとつは、DDREFのような補正係数で対応していくことも考えられるが、この方式にしても、DDREFが発がんの線量反応関係を前提にした概念であるので、その推定には、例えば突然変異とがんととの量的関係(モデル)が必要である。結局、リスク評価が定量的な解析に基づく限り、モデルを想定することは必須である。近年、従来の統計的モデルに代わって、発がんの仕組みをモデル化した発がん数理モデルの研究が行われるようになってきた[7,8]。従来、放射線分野では線量反応関係の形状について動物実験で検討したりして、疫学研究との接点を見いだしてきたが、それ以上の情報交換ができなかったために、共同で発がんのリスク推定値を見いだすまでには至らなかった。一方、発がん数理モデルは、リスク評価のために定式化される同時に、現象データの定量性をより深く検討を加えるための手段として使われるようになってきた。放射線のリスク評価において、発がん数理モデルは、動物実験や機構研究とリスク評価を橋渡しをする有力なツールとなるものと考えている。

参考文献

- [1] 日本アイソトープ協会 訳: 国際放射線防護委員会の1990年勧告 (ICRP Publ.60), 丸善, 東京 (1991).
- [2] 草間朋子 編: ICRP1990年勧告その要点と考え方, 日刊工業新聞社, 東京 (1991).
- [3] NCRP: Uncertainties in fatal cancer risk estimates used in radiation protection. NCRP Report No.127, National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland (1997).
- [4] 草間朋子, 甲斐倫明, 伴信彦: 放射線健康科学, 杏林書院 (1995).
- [5] 吉川肇子: 医療現場におけるリスクコミュニケーション, 日本リスク研究学会誌 5, 29-35 (1994).
- [6] 甲斐倫明: ハーバード大学院リスク解析センター主催のコース「リスク解析: 科学, 評価, そしてマネジメント」に参加して, 放射線科学 41(3), 126-130 (1998).
- [7] 甲斐倫明: 発がん数理モデル研究の現状, *Isotope News* 1997年9月号, 16-17 (1997).

- [8] Kai, M., Luebeck, E. G., Moolgavkar, S. H.: Analysis of the incidence of solid cancer among atomic bomb survivors using a two-stage model of carcinogenesis. *Radiation Research*, **148**(4), 348-358 (1997).