

特集：東日本大震災特集 放射性物質の健康影響

< 総説 >

放射線の健康リスク評価

緒方裕光

国立保健医療科学院 研究情報支援研究センター

Health risk assessment of exposure to ionizing radiation

Hiromitsu OGATA

Center for Public Health Informatics, National Institute of Public Health

抄録

放射線被ばくが人体に与える健康影響を科学的に把握し、被ばく線量に関する様々な防護基準を決めるためには、リスク評価のプロセスが必要不可欠である。放射線のリスク評価においては、「被ばく線量」および「リスク」という2つの基本的要素があり、疫学あるいは実験データ等を用いて、これら2要素間の関連、すなわち線量とリスクとの関連性を定量的に把握することが主要な課題の1つとなる。一般公衆の健康に対する影響という観点からは特に低線量の被ばくによる発がんリスクが重要であり、そのリスクを推定するためにいくつかの統計的なモデルが用いられている。本稿では、リスク評価において被ばく線量と発がんリスクとの関係を定量的に記述するための基本的なモデルと方法について概説する。また、定量的なリスク推定値は、リスク評価の本質的な限界に起因する不確実性をともなっている。ここでは、リスク評価研究の限界や問題点についても述べる。

キーワード：放射線，リスク評価，健康影響，リスク・モデル，発がん

Abstract

Risk assessment is an essential process for evaluating the human health effects of exposure to ionizing radiation and for determining acceptable levels of exposure. There are two major components of radiation risk assessment: a measure of exposure level and a measure of disease occurrence. For quantitative estimation of health risks, it is important to evaluate the association between exposure and disease occurrence using epidemiological or experimental data. In these approaches, statistical risk models are used particularly for estimating cancer risks related to exposure to low levels of radiation. This paper presents a summary of basic models and methods of risk assessment for studying exposure-risk relationships. Moreover, quantitative risk estimates are subject to several sources of uncertainty due to inherent limitations in risk assessment studies. This paper also discusses the limitations of radiation risk assessment.

Keywords: radiation, risk assessment, health effects, risk model, cancer

連絡先：緒方裕光

〒351-0197 埼玉県和光市南 2-3-6

2-3-6, Minami, Wako, Saitama, 351-0197, Japan.

Tel:048-458-6203 Fax:048-469-0326

E-mail: ogata@niph.go.jp

[平成23年8月25日受理]

I. はじめに

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震とそれに伴う津波（同地震と津波による災害全般は東日本大震災と呼ばれる）による東京電力福島第一原子力発電所の事故は、大量の放射性物質を環境中に放出するという深刻な事態を引き起こした。その結果、放射線被ばくの健康影響に関して、現在もなお大きな不安を社会に与え続けている。このような状況下では、放射線の危険性を科学的根拠に基づいて正しく理解することが重要である。放射線の健康影響については、これまでに原爆被爆者などの疫学調査をはじめ動物実験や生物学的実験など広範な研究が行われている。国際放射線防護委員会（International Commission on Radiological Protection: ICRP）や原子放射線の影響に関する国連科学委員会（United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR）などの国際機関はこれらの研究成果をとりまとめ、放射線防護に関する多くの科学的根拠を提示している [1-5]。

膨大な量の科学的な研究を現実の放射線防護につなげるためには、具体的な手法として「リスク評価」のプロセスが必要不可欠である。放射線のリスク評価には、被ばく線量の測定（または推定）と健康リスクの測定という 2 つの基本的要素がある。さらに、放射線を原因とする健康リスクを科学的に評価するためには、これら 2 つの要素間の定量的関係、すなわち被ばく線量とリスクとの関連性を量的に把握する必要がある。特に低線量の放射線被ばくによる主な健康リスクは「発がん」であり、発がんリスクを推定するために、いくつかの統計学的なモデルが用いられている。本稿では、放射線防護の基礎となるリスク評価に関して、その中心課題である被ばく線量と発がんリスクとの関係を定量的に記述するためのモデルと方法について概説する。また、定量的なリスク推定値は、リスク評価そのものの本質的な限界に起因する不確実性をともなっている。ここでは、リスク評価研究の限界に関する議論についても述べる。

II. 放射線のリスク

放射線にはアルファ線、ベータ線、ガンマ線などいくつかの種類があり、その種類によって人体への影響の程度は異なる。そこで、放射線防護の分野では放射線の人体への影響を考慮した単位としてシーベルト (Sv) が使われている。この単位は放射線の種類に関わらず用いられ、この Sv で表わされる数値は一般に「被ばく線量」または「線量」と呼ばれている。以下では、この線量とリスクとの関係、リスクの表現方法、環境中の放射性物質による被ばく線量の算出について述べる。

1. 線量反応関係

線量とリスクとの定量的関係は線量反応関係と呼ばれ

ている。放射線に関する線量反応関係には主に 2 つのパターンがあり、放射線防護体系の上では、これらのパターンによって放射線の健康影響は 2 つに分類されている。第 1 は、ある一定線量（しきい値）以下ではリスクはほとんどゼロであるが、その線量以上になるとリスクが急激に大きくなるパターンである。このような線量反応関係にしたがう影響は「確定的影響」と呼ばれている。放射線影響のうち発がんと遺伝的影響を除くすべての影響（白内障、皮膚損傷、脱毛、不妊、急性被ばくによる死亡など）は確定的影響に分類されている。第 2 は、しきい値が存在せず線量とリスクがほぼ直線的な関係を持つパターンである。このような線量反応関係にしたがう影響は「確率的影響」と呼ばれている。発がんや遺伝的影響は確率的影響と考えられており、これらの影響の線量反応関係にはしきい値が存在しないとされている。ただし、発がんについては、100mSv あるいは 200mSv 程度より低い線量に関しては今のところ科学的根拠が乏しく、しきい値のない直線的関係を仮定することが生物学的に正しいかどうかは今なお議論の余地がある。また、遺伝的影響については、少なくとも疫学研究ではこれまでに明確な結果は得られていない。

確定的影響のしきい値はいずれもひじょうに高い線量であり、通常の放射線管理のもとではこれらのしきい値を超えるような被ばくを受けることはない。一方、低線量の放射線被ばくのリスクの大部分は発がんであり、その線量反応関係にはしきい値がないとされているため、放射線防護上はひじょうに低い線量であってもリスクは完全にゼロにはならない。したがって、公衆衛生学的観点からは、一般住民における低線量の長期的な被ばくに起因する発がんリスクについて考えることが最も重要な課題となる。

2. リスクの表現方法

「リスク」という言葉には様々な意味が含まれており、日常語としての「危険性」とほぼ同じ意味（たとえば、何らかの望ましくない事象そのものや、それに対する心理的脅威などを含む）で用いられる場合もあれば、有害事象の発生確率や、発生確率と結果の大きさを合わせた数学的期待値として用いられる場合もある。リスクを科学的に取り扱うためには何らかの合理的な定義が必要であるが、様々な分野においてそれぞれ関心のある事象や指標が異なっており、統一的な定義をすることは困難である。一般的には、「リスク」は複数の属性（数量化ができる属性とできない属性）を併せ持った 1 つの概念であるといえる。

放射線のリスク評価では、「リスク」は放射線被ばくによって生ずる有害な健康影響の大きさを表現するための定量的概念として用いられており、その表現方法として様々な指標が利用されている。以下では、放射線防護の分野で使われる典型的なリスク指標について、がんによる死亡を例にして統計学的な表現を用いて説明する。

ある特定の瞬間から死亡までの時間を t とおき、0 から t までの間におけるがんによる死亡確率（生存時間が t 以下である確率）を $F(t)$ とおくと、 $S(t) = 1 - F(t)$ は、少なく

とも t で生存している確率を示す。この $S(t)$ は生存時間解析では生存関数（厳密には生存時間分布関数）と呼ばれている。このとき、ある瞬間 t における死亡率（ t まで生存したという条件のもとで $t+\Delta t$ までに死亡する確率、ただし $\Delta t \rightarrow 0$ ）はハザード関数として知られており、これを $\lambda(t)$ とおくと、 $S(t)$ との関係は以下ようになる。

$$\lambda(t) = -\frac{1}{S(t)} \times \frac{d}{dt} S(t) = -\frac{d}{dt} \log S(t)$$

このハザード関数は、時間が連続量の場合に定義できる関数であるが、放射線のリスク評価では各年齢別死亡率（ある年齢 x まで生存しているという条件のもとで $x+1$ 歳までに死亡する確率）として取り扱われることが多い。時間 t における被ばく群と非被ばく群の発がんによる死亡率をそれぞれ $\lambda_E(t)$ 、 $\lambda_N(t)$ とおくと、致死がんのリスクとして以下のような指標が用いられる。

被ばく群と非被ばく群の死亡率の差は過剰絶対リスク (Excess Absolute Risk: EAR) と呼ばれ、

$$EAR(t) = \lambda_E(t) - \lambda_N(t)$$

と表わされる。また、両群の死亡率の比は相対リスク (Relative Risk: RR) と呼ばれ、

$$RR(t) = \lambda_E(t) / \lambda_N(t)$$

と表わされる。また、相対リスクから 1 を引いたものは過剰相対リスク (Excess Relative Risk: ERR) と呼ばれ、

$$ERR(t) = RR(t) - 1$$

と表される。よって、過剰相対リスクと両群の死亡率との関係は

$$\lambda_E(t) = \lambda_N(t) \{1 + ERR(t)\}$$

となる。実際のリスク評価では、EAR または ERR（いずれも放射線被ばくによって増加するリスク）に関して線形あるいは線形 2 次などの線量反応関係を仮定する。さらに、線量に加えて年齢、性別、被ばく時年齢、死亡時年齢などが考慮される。

なお、低線量被ばくによるリスク指標として、致死がんの発生確率以外に、寿命の損失、非致死がんの発生確率、重篤な遺伝的影響の発生確率などがあり、ICRP (1990 年勧告) はこれらのリスクをすべて考慮した集成的な定量的リスク指標として「損害 (デトリメント: detriment)」という概念を導入している [4]。

3. 線量評価

線量とリスクとの間の線量反応関係が既に確定しているとすれば、リスクは線量に対応しているので、線量からリスクを推定しうることになる。したがって、医療放射線や環境中放射性物質による被ばくにおいては、個人の被ばく線量を正確に把握することがリスク評価の主な課題となる。このような線量の測定または推定は線量評価と呼ばれる。以下では、例として環境中に存在する放射性物質の線量評価について述べる。

被ばく線量を把握するためには、直接的に測定する方法とモデルを用いて推定する方法があるが、通常は両者を組み合わせた方法がとられる。線量を直接測定する方法とし

ては、個人が装着するフィルムバッジなどの線量計による測定、ホールボディカウンターと呼ばれる測定器を用いた個人の体内放射能の測定、尿などの排せつ物中の放射能の量から線量を算出するバイオアッセイなどがある。ただし、これらの測定は、測定器がなければ実施することはできないために、通常は放射線業務従事者の線量評価に用いられる。これに対して一般住民の被ばくでは、空気中や食物中の放射能の濃度を測定し、それらの数値から計算によって線量が算出される。この場合、線量の推定精度を上げるためには多くの仮定を含んだ複雑なモデルを必要とする。たとえば、大気中の放射性物質の吸入による被ばく線量を推定するためには、吸入量、吸入率、臓器への沈着率、排せつ率といった人体側のパラメータだけでなく、環境中の放射性物質の沈着率、拡散率、浮遊率、濃縮係数など環境側のパラメータも考慮しなければならない。人体が大気中の放射性物質の放射線に被ばくする経路は吸入だけではなく、空気中放射性物質や土壌表面に沈着した放射性物質からの外部被ばく、食物摂取などを経路した内部被ばくなど、多くの経路が存在する [6]。現在、放射性核種の吸入摂取や経口摂取による被ばくについては、ある程度モデル化されており、核種ごとに放射能濃度 (Bq/m³, Bq/kg など) から線量 (Sv) を算出するための換算係数が提示されている。また、自然放射線の中でも被ばく線量の寄与の大きい環境中ラドンについては、空気中濃度と被ばく線量との関係についてこれまでに多くの研究が行われている [7,8]。

さらに、疫学調査によって環境中の放射性物質の濃度とリスクとの関係が定量的に明らかにされている場合、この関係に基づいて環境中の放射性物質の濃度からリスクを推定する方法もある。ただし、環境中の放射能に関する疫学調査の大部分は、地域相関研究（たとえば、一定の地域における平均的な放射能濃度とその地域に住む集団におけるリスクとの関係を調べる調査など）であり、個人の線量と健康影響が特定されていないために環境中の放射線源とリスクに関して明確に定量的な関係を提示することは難しい。

III. リスク評価モデル

放射線リスク評価の重要な課題の 1 つは、特に致死がんに関して、線量やその他関連する要因（性別、年齢、被ばく歴、喫煙習慣など）に応じてリスクを数量的に推定することである。そのためのアプローチとして直接的にリスクを推定する方法と数学的モデルを用いる方法がある。

直接的にリスクを推定する方法としては、放射線に被ばくした集団と被ばくしていない集団におけるがん死亡率を比較する方法がある。このとき、関心のある要因についてすべて同時に観測する必要がある。しかし、低線量の放射線被ばくでは発がんの確率がひじょうに小さいために、一定の統計的検出力を確保するためには大規模な数の対象者に対して長期間にわたる追跡調査が必要となる。このような疫学研究の問題に対するアプローチの 1 つとして、複数の疫学研究に関してメタ・アナリシスによってリスクを統

合する研究などが行われている [9]. いずれにしても、疫学研究によって直接的に低線量のリスクを推定することはきわめて難しく、それに代わる方法として数学的モデルが用いられている。

数学的モデルには、生物学的メカニズムに基づくモデル（以下、理論的モデル）と統計的データに基づくモデル（以下、統計的モデル）がある。理論的モデルとして、たとえば、発がんメカニズムを数理モデル化した多段階モデル [10] や 2 段階モデル [11] などがよく知られている。これらの理論的モデルは生物学的知見に基づいて作られているため、推定されたパラメータに関して直接的に生物学的解釈が可能であることが大きな利点である。しかし、モデルはメカニズムを近似的に表現しているものであり、放射線による複雑な発がんメカニズムに関して説明しきれない点が多く残っている状況では、今のところ少なくとも人間集団のリスク評価のためのモデルとして十分ではない。

一方、統計的モデルは、日本の原爆被爆者を中心とした疫学調査データに基づいている。以下では、放射線のリスク評価で利用される一般的な統計的モデルについて述べる。このモデルを用いて致死がんのリスクを評価する場合、通常以下のような値がモデルに含まれる：

- a : 到達年齢 (がんによる死亡時の年齢)
- e : 被ばく時年齢
- d : 放射線被ばく線量
- s : 性別 (男=0, 女=1)

なお、必要に応じて被ばく後の経過時間 (t) を用いるが、 $t = a - e$ なので、 a と e を含むモデルは必然的に t も含む。被ばくしていない集団に関しては e と d が関係しないので、被ばくした集団のがん死亡率の一般的な形は、前述のハザード関数と過剰絶対リスク (EAR) を用いて以下の式で表される。

$$\lambda(a, e, d, s) = \lambda_0(a, s) + \text{EAR}(a, e, d, s)$$

ただし、 $\lambda(a, e, d, s)$ は被ばくした集団のハザード関数、 $\lambda_0(a, s)$ は被ばくしていない集団のハザード関数でありバックグラウンドの致死がんのリスク (自然がん死亡率) を示す。

また、過剰相対リスク (ERR) を用いれば以下の式で表される。

$$\lambda(a, e, d, s) = \lambda_0(a, s) \{1 + \text{ERR}(a, e, d, s)\}$$

これらのモデルにおいて、線量に依存する部分 (線量反応関係) を $f(d)$ 、それ以外の要因に依存する部分を $g(a, e, s)$ とおき、EAR および ERR がそれぞれ $f(d)$ と $g(a, e, s)$ との積で表されると仮定すると、EAR および ERR を用いたハザード関数はそれぞれ

$$\lambda(a, e, d, s) = \lambda_0(a, s) + f(d)g(a, e, s)$$

および

$$\lambda(a, e, d, s) = \lambda_0(a, s) \{1 + f(d)g(a, e, s)\}$$

となる。前者のモデルは相加モデル、後者は相乗モデルと呼ばれている。

現在の放射線による致死がんのリスク推定では、相乗モデルが用いられている。すなわち、「一定線量 d の放射線

被ばくによって増加したがん死亡率」の「自然がん死亡率」に対する比 (過剰相対リスク) が、生涯にわたって (厳密には潜伏期間終了後からプラトー期間終了までの間) 一定であることを仮定している。上記のモデルのパラメータは原爆被爆者の疫学調査データから推定される。 $f(d)$ の形は白血病では線形 2 次、それ以外の固形がんでは線形 (しきい値のない直線) が適用されている。ICRP は、相乗モデルに基づき、いろいろな被ばく線量の被ばくによって増加する年齢別のがん死亡確率を算出している [4]。図 1 に例として 1mSv, 3mSv, 5mSv のそれぞれの年線量の被ばくを 0 歳から生涯にわたって受けた場合の男性の各年齢における年死亡確率を示した。ただし、後述する線量・線量率効果係数として 2 が用いられている。さらに、被ばくに伴う生涯がん死亡確率の増加分は、基本的に被ばく集団の過剰リスクを年齢で積分することによって得られる (図 1 の曲線の下面積)。ICRP は、性別、年齢、国、競合リスクなどいくつかの要因を考慮したうえで、放射線防護の目的のために世界中で適用できる平均的な数値として 1Sv あたりの致死がん誘発の確率 (被ばくによる増加分) を組織・臓器別に算出している [4]。この確率は名目確率係数と呼ばれており、すべての組織・臓器を合計した場合、放射線業務従事者では $4 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ 、一般人で $5 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ とされている。表 1 に組織・臓器別の名目確率係数を示した。なお、ICRP の 2007 年勧告では、致死がんとは非致死がんを合わせて全集団のがんリスク係数は $5.5 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ とされている [5]。

また、最近の知見では、線量が同じであっても単位時間当たりの線量 (線量率と呼ばれる) が異なれば、その影響も異なることが分かっている [12-15]。線量率が低いほど一定時間内に障害を受けた DNA や細胞の数が少なく、様々なレベル (分子、細胞、組織、個体) での回復機能が働きやすくなり、そのために影響が小さくなると

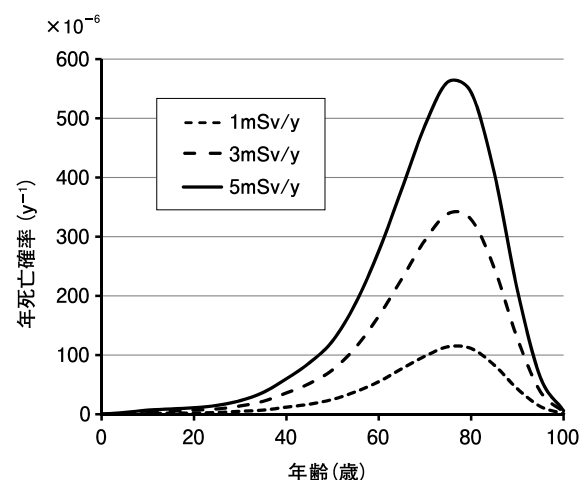


図 1 放射線誘発がんによる年死亡確率の年齢分布の例
0 歳から全生涯にわたりいろいろな年線量を被ばくしたことによる年死亡確率 (男性、100 万人あたりの年間死亡数) を示す。ICRP Pub.60 (1991) より抜粋して作図。相乗モデル、線量・線量率効果係数 = 2 を用いている。

表1 放射線被ばくによる致死がん誘発に関する組織・臓器別名目確率係数

組織・臓器	致死がんの確率 ($10^{-2}/\text{Sv}$)	
	一般人	放射線業務従事者
膀胱	0.30	0.24
骨髄	0.50	0.40
骨表面	0.05	0.04
乳房	0.20	0.16
結腸	0.85	0.68
肝臓	0.15	0.12
肺	0.85	0.68
食道	0.30	0.24
卵巣	0.10	0.08
皮膚	0.02	0.02
胃	1.10	0.88
甲状腺	0.08	0.06
残りの臓器・組織	0.50	0.40
合計	5.00	4.00

ICRP Pub.60 (1991) より

考えられている。実際に動物実験等の生物学的実験データによれば、低線量・低線量率の被ばくでは、高線量で観察された結果から予想されるリスクより実際のリスクが低くなることが示されている。線量反応関係について、高線量被ばくの疫学データにしきい値なしの直線を当てはめた場合の直線の傾き a_1 と低線量・低線量率の動物実験、生物学的実験で得られたデータに直線を当てはめた場合の傾き a_2 (図2参照) との比 a_1/a_2 を求め、この比を補正係数として用いることによって低線量・低線量率の被ばくによる影響が考慮されている。ICRPはこの補正係数を線量・線量率効果係数 (Dose and Dose Rate Effectiveness Factor: DDREF) と呼んでおり、放射線防護上は、線量が0.2Gy以下、線量率が1時間あたり0.1Gy以下のときにDDREF=2が採用されている(「Gy」は放射線が単位質量当たりの物質に与えるエネルギーの大きさを示す指標で、吸収線量と呼ばれる)。線量反応関係におよぼす線量率の影響は、近年の放射線のリスク研究における大きな課題の1つとなっているが、定量的な関係についてはまだ十分に解明されていない。

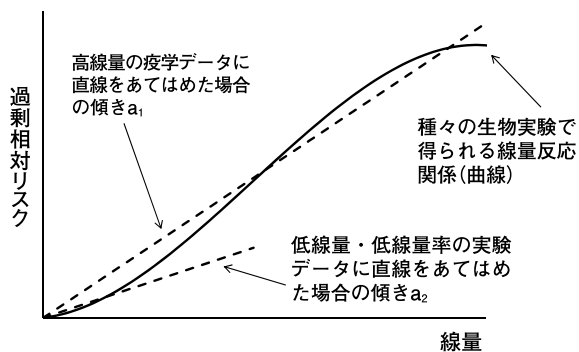


図2 直線または曲線による線量反応関係の模式図
ICRP Pub.60 (1991), BEIR VII Phase2 (2006) などより

IV. 放射線のリスク評価における問題点

放射線のリスク評価では、主に統計的モデルが用いられており、原爆被爆者を中心とした疫学データからそれらのモデルのパラメータが推定されている。しかしながら、100mSvあるいは200mSv程度以下の被ばくについては、現時点では少なくとも人間集団に関して明確な線量反応関係に関する科学的証拠はない。したがって、低線量域のリスク推定には何らかのリスク・モデルを用いざるを得ない。その際、生物学的なメカニズムを根拠としたモデルを用いることが望ましいが、放射線による発がんのメカニズムは現時点で完全に解明されているわけではなく、さらに細胞レベルのメカニズムからリスク評価の対象となる集団の現象に至るまでのプロセスもきわめて複雑である。したがって、理論的モデルによって現実の現象を厳密に説明しようとすればするほど、数多くの仮定と数学的な関数を含む必要がある。数学的な取り扱いはずいぶん容易ではなくなる。一方、統計的モデルは、現象を記述するためのモデルであり、データへのあてはまりの良さや取り扱いの容易さなどがモデル選択の基準となる。現在リスク評価で用いられているリスク・モデルは基本的に統計的モデルであり、以下に示すように主に2つの観点から本質的な不確実性が存在すると思われる。

第1は、疫学データに基づいてパラメータを推定していることによる統計的不確実性である。特に低線量のリスクを推定するためには膨大な調査対象者数を必要とするが、現実的にはそのような疫学調査を実施することは困難であり、線量が低いほどリスク推定値の信頼性は低くなる。放射線防護上は様々な線量規制値が設定されているが、それらはすべてリスクの区間推定(あるいはそれに準ずる一定の範囲)に基づいて決められている値である。すなわち、リスク評価に基づくリスク推定値は一定の幅(統計的不確実性)を持った数値であるといえる。

第2は、リスク・モデルそのものに起因する不確実性である。たとえば、EARやERRが生涯にわたって一定であるとは限らないので、リスクの時間的な変化に関してどのような仮定を置くことが妥当なのか、あるいは集団のデータに基づいて推定されたリスクが他の集団にも適用できるのか(日本の原爆被爆者データから推定されたリスクを外国の集団に適用してよいか)、さらに線量反応関係に及ぼす線量率の影響を定量的に表現できるのか、といった問題は、まだ十分に解決されていない。これらの問題は、すべてリスク推定の不確実性の原因となっている。

放射線のリスク評価の意義は、放射線防護に関する科学的根拠を提示することだけでなく、定量的なリスク推定を通じて他のリスク要因との比較を可能にすることにもある。今後は、発がんや遺伝的影響に関する生物学的メカニズムの研究をはじめ、放射線リスク評価に関する様々な種類の研究が、上に示したようなリスク推定における不確実性を減少させることにつながると考えられる。

V. おわりに

放射線のリスク評価は、放射線の物理的・化学的性質、生物学的な影響のメカニズム、定量的リスク評価のための数学的モデル、医学・公衆衛生的観点からの研究など、きわめて広範囲にわたる科学的知見から成り立っている。これらのプロセスの中には科学的に明確な部分と不明確な部分とが存在しており、十分に解明されていない現象に関しては、仮説やモデル等で補われている。放射線のリスクに関して理解を深めるためには、リスク評価における科学的なプロセスとそれに伴う不確実性を不可分のものとして併せて理解する必要がある。さらに、これらのリスク評価の結果がリスク管理に結びつくまでには、社会的な合意や政策的意思決定といった問題も関係する。したがって、現実の放射線防護や管理においては様々な実効上の判断が含まれることも認識する必要がある。

参考文献

- (日本アイソトープ協会訳, ICRP Pub.103 国際放射線防護委員会の 2007 年勧告, 東京: 丸善;2009)
- [6] ICRP (International Commission on Radiological Protection). Principles of monitoring for the radiation protection of the population (ICRP Publication 43). Ann ICRP. 1985; 15(1):1-20.
- [7] NRC (National Research Council). Health effects on exposure to radon (BEIR VI). Washington, D.C.: National Academies Press; 1999.
- [8] United States Environmental Protection Agency. EPA Assessment of risks from radon in homes. EPA; 2003.
- [9] Ogata H. A review of some epidemiological studies on cancer risk from low-dose radiation or other carcinogenic agents. Radiation Protection Dosimetry. 2011;146:268-71.
- [10] Armitage P, Doll R. The age distribution of cancer and a multistage theory of carcinogenesis. Brit J Cancer. 1954;8:1-12.
- [11] Moolgavkar SH, Knudson AG. Mutation and cancer: A model for human carcinogenesis. JNCI. 1981;66:1037-52.
- [12] Nagasawa H, Little JB, Tsang NM, Saunders E, Tesmer J, Strniste GF. Effect of dose rate on the survival of irradiated human skin fibroblasts. Radiat Res. 1992;132:375-9.
- [13] Magae J, Hoshi Y, Furukawa C, Kawakami Y, Ogata H. Quantitative analysis of biological responses to ionizing radiation including dose, irradiation time, and dose rate. Radiat Res. 2003;160:543-8.
- [14] Ogata H, Furukawa C, Kawakami Y, Magae J. A quantitative model for the evaluation of dose rates effects following exposure to low-dose gamma-radiation. Radioprotection. 2005;40:191-202.
- [15] Cardis E, Gilbert ES, Carpenter L, Howe G, Kato I, Armstrong BK et al. Effects of low doses and low dose rates of external ionizing radiation: cancer mortality among nuclear industry workers in three countries. Radiat Res. 1995;142:117-32.
- [1] UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations; 2000.
- [2] NRC (National Research Council). The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation (BEIR V). Washington, D.C.: National Academies Press; 1990.
- [3] NRC (National Research Council). Health risks from exposure to low levels of ionizing radiation (BEIR VII Phase 2). Washington, D.C.: National Academies Press; 2006.
- [4] ICRP (International Commission on Radiological Protection). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (ICRP Publication 60). Ann ICRP. 1991; 21(1-3). (日本アイソトープ協会訳, ICRP Pub.60 国際放射線防護委員会の 1990 年勧告, 東京: 丸善;1991)
- [5] ICRP (International Commission on Radiological Protection). The 2007 Recommendations of the international commission on radiological protection (ICRP Publication 103). Ann ICRP. 2007; 37(2-4):1-332.