

厚生経済学的手法の適用可能性

岡敏弘 (福井県立大学)

1 厚生経済学的アプローチ

よくわからない危険に対処するとき、国などが定める基準値を基に判断する習慣は根強いが、原発事故に起因する放射性物質汚染による被曝の危険については、避難指示の基準となった年間 20mSv の他に、平常時の線量限度であり除染の長期目標ともされた年間 1mSv があり、年間 1mSv を参照しながら決められた食品の放射性物質の基準値 100Bq/kg(一般食品) や、廃棄物が指定廃棄物となる基準 8000Bq/kg など、様々な基準があり、それらの根拠や体系が複雑でわかりにくいのに加えて、国への不信感が強まったこともあって、基準を満たしていることによって安心が得られるという状況ではなくなった。そもそも、明確な閾値が設定できないという放射線の危険の特性から、基準値設定の論拠の弱いところがあり、それが基準値によって安心を生むのを難しくしている原因とも見なせる。

こうして、ある程度の被曝が避けられない中で、1人1人が自分で危険の程度を判断して行動を決めなければならないという状況が生まれた。そして、明確な閾値が示されないということは、どこまでの危険を受け入れるかについての意思決定をしなければならないということの意味する。最終的にはすべて個人の判断によるという考え方もできるかもしれないが、生活のすべてが個人主義的に行われているわけではなく、国はもちろんのこと、地方自治体も、住民にどの程度の安全を提供するかを決めなければならないし、学校や保育園などの公共施設は、児童や生徒にどの程度の安全を提供するかを決めなければならない。それらは公共的な意思決定である。

経済学は 20 世紀の初めから中頃にかけて、そのような、個人レベルと公共レベルの意思決定をつなぐ理論を発展させた。20 世紀の後半には、その理論は厚生経済学の体系を形作り、環境経済学に結実し、環境汚染などによる健康への危険を公共的にどう管理するかについての方法論が発達し、それを現実に適用するための計測が行われるようになった。

その理論は、個人は基本的に自分の効用が最も大きくなるように行動しているということを基礎前提とし、危険の度合いの選択についても、危険を冒すことと引き換えに得られている便益があるなら、同じことだが、危険を減らそうとすると逆に失うものがあるなら、両者を秤にかけて、効用が最大になるような危険の水準を選んでいるだろうと仮定する。個人のレベルでは、このように、危険と他の便益とは、効用(または負の効用)を与えるという同じ秤の上で比較されているので、効用を生むいろいろの財を購入する力としての貨幣と危険度も、同じ秤の上で比較されうると考えられる。そこで、危険度のある大きさだけ下げることに対して支払っても効用が低下しない最大貨幣額というものを考えることができる。これを危険度低減への支払意思額 (WTP: willingness to pay) と呼ぶ。逆に、危険度がある大きさだけ上げることと引き換えに受け取るならば効用が下がらないような最小貨幣額を考えることもできる。これを受入補償額 (WTA: willingness to accept) と呼ぶ。

この、個人について定義される WTP や WTA を公共の意思決定に結びつける理論が、補償原理であり、その応用が費用便益分析である。危険度を下げる公共政策、例えば基準値を決めて避難を指示したり、食品の流通を規制したりする政策は、被曝の危険度を下げるが、それに対して諸個人は自分自身の WTP をもつ。これ

がそれらの個人にとっての政策の便益である。それを社会全体にわたって集計したものが、政策の総便益である。それと引き換えに、避難によって失われるものや、食品流通規制によって失われるものがある。それへのWTAの総計が、規制の総費用である。費用の中には、直接に市場価格などの貨幣額で計測できるものがあるが、精神的損害など、貨幣額で計測するのが簡単ではないものもある。それもWTAとしては貨幣額で表され、結局、便益も費用も貨幣額で表される。個人が自分で決める行動と異なって、このような公共的な規制などでは、その便益を受ける人と費用を被る人とが異なり、便益や費用の大きさも、個人個人で異なるから、それによって効用の高まる人もいれば効用を下げる人もいる。しかし、総便益が総費用を上回れば、WTPやWTAの定義によって、効用を高めた人が効用を低めた人に適切に補償して、万人が効用を高めることが可能である。仮に適切に補償が行われれば、誰もが効用を高めうるような政策は、効率的と見なしてよいだろうというのが補償原理である。効率性を判定するために便益と費用を測ることは費用便益分析と呼ばれる。

費用便益分析が補償原理に基づいていることから、その限界は明らかである。補償は仮に行われると仮定されるだけで実際に行われるかどうかかわからないし、行われても不十分かもしれないから、現に効用を下げる人がいることは排除されない。そこで、いかに効率的な政策でも、特定の集団に費用を押しつける場合には、倫理的に受け入れられないし、また、非効率な政策と判定されても、その政策を行わないことによって特定集団の大きな負担が解消しない場合には、あえて非効率な政策を行うことが社会的に正当化されうる。また、便益や費用はWTPやWTAとして定義されるが、これらの大きさは、個人の支払能力に依存する。そして、個人の支払能力を決めるのは、所得や資産であるから、貧富の差が、便益・費用の大きさに大きく影響する。そこで、貧富の無視できない差があって、便益を受ける人や費用を被る人が、豊かさの異なる集団に偏って生じる場合には、効率的な政策がそれ自体非倫理的という可能性がある。

これらは一括して公平性の側面と言ってよいだろう。費用便益分析は効率性を判定する道具だが、効率性は公平性と対立することがあり、両者を統一的に評価する公共政策評価論は確立していない。要するに、費用便益分析は、公平性の問題が大きい場合には、適用できないという限界をもっているのである。なお、費用便益分析は功利主義に基づいていると言われることがあるが、厚生経済学では、功利主義は、個人の効用が計測できて、個人間で比較もでき、社会全体にわたってそれを足し合わせるができるという考え方を指し、それが支配的だったのは20世紀初頭である。補償原理は、効用は測れないという事実から出発しており、功利主義を脱した考え方と見なされている。

こうした費用便益分析の意義も限界も、20世紀の半ばにはすべて確立したことであり、その後、画期的な発展はない。費用便益分析はその限界を踏まえて適用しなければならない。実際、それは環境政策の分野であまり活用されてはこなかった。放射線防護の分野でも、正当化とか最適化という考え方が、費用便益分析と親和的であるにもかかわらず、あからさまには適用されてこなかった。平常時には、危険を下げることで失われるものもそれほど大きくなく、費用を明示的に考える必要がなかったということがあろう。事故後の状況では、危険を下げるための費用は無視できない大きさになっており、人々は個人あるいは集団のレベルで実際そのような費用を負担している—避難を強いられたり、農産物の出荷を止められたり、活動を制限されたり、あるいはそれに対して補償したり、補償を間接的に負担したりという形で—が、それは危険レベルの選択において、明示的ではなく、暗黙に考慮されているに過ぎない。公平性への配慮がその適用を妨げているという面もあるだろうが、その他の要素も複雑に絡んで影響しているだろう。費用が無視できないのなら、もっと明示的に考慮した方が、論理的で一貫性のある意思決定ができるのではないかというのが、厚生経済学のアプローチの出発点である。

さて、本研究の目的は、保育や地域保健分野での、放射線防護上の、日常の悩み・課題の解決に役立つ判断の基準を提供するというところにある。この場面は、個人の意思決定と、規制基準を決めるといった政府の意思決定との中間の、どちらかといえば個人の意思決定に近いところにある。上で述べたように、厚生経済学は、

個人は基本的に自らの効用を最大にするように行動していると仮定するから、個人の決定に口を出すいわれはないのであるが、それでも放射線の危険の管理といった、これまでにあまり経験が無い分野で、危険の大きさを明示し、便益や費用のおおざっぱな大きさを示すことによって個人の決定を支援することにも意味はある。さらに、公共的側面が強くなればなるほど、意味は増大するだろう。公平性への配慮は必要だが、上で述べたように、それは、費用・便益の帰属の大きな偏りがある場合に特に問題となる。その点に留意しつつ、非常に大きな偏りがないような問題を取り上げて、主として効率の観点から何が言えるかを検討することにしよう。

2 課題の例

2.1 保育園のプールサイドに付着した放射性セシウムからのベータ線被曝

保育園のプールサイドに付着した放射性セシウムからのベータ線被曝を心配する声に対して、ベータ線を遮蔽するマットを敷くという対応の是非について考える。

除染したプールサイドのコンクリートの汚染密度を $10\text{kBq}/\text{m}^2$ とした場合の、接触面の皮膚の吸収線量は $1.4\mu\text{Gy}/\text{h}$ である (ICRU 1996)。夏場に 30 日 1 時間ずつ裸足でそこにいる場合の皮膚の基底細胞の吸収線量は $42\mu\text{Gy}$ である。3 歳児の身長 94.6cm 、体重 13.97kg とすると、体表面は 0.6m^2 程度なので、両足裏の面積を 60cm^2 とすると、皮膚等価線量は $0.4\mu\text{Sv}$ になる。

ベータ線遮蔽マットによってこれを 40 分の 1 に低減できるが、費用が $1\text{万円}/\text{m}^2$ かかるとしよう。 $10\text{m}\times 5\text{m}$ のプールの周りに幅 3m のプールサイドがあるなら、プールサイドの面積は 126m^2 だから、総費用は 126 万円になる。この対策をとるべきか。

皮膚等価線量が $0.4\mu\text{Sv}$ なら、実効線量としては、組織加重係数をかけて 4nSv になる。日本の自然放射線の年間被曝線 2.1mSv と比べて 400 分の 1 以下であり、気にするほどでないという判断も成り立つ。子ども (0 ~ 9 歳) の損失余命係数を $4\times 10^{-3}\text{年}/\text{mSv}$ 、がん死係数を $2\times 10^{-4}\text{件}/\text{mSv}$ とすると、これによって生じるがん死は 10 億人中 1 人以下、損失余命は $2\times 10^{-8}\text{年}$ 、すなわち 0.5 秒程度にすぎない。

それでも、少しでもリスクがあるのなら減らしたいという気持ちがあるかもしれない。その場合は減らすことで失われるものがどれくらいかという考慮が意味を持つ。ここでは対策にかかる費用が、その失われるものに当たる。上で書いたように 126 万円の費用がかかる場合、この対策の恩恵を年間 100 人の園児が受け、マットの耐用年数が不明だが、仮に 5 年もつとすると、この対策で回避される損失余命は、 $8\times 10^{-6}\text{人}\cdot\text{年}$ となるので、1600 億円かけて平均余命を 1 人・年延ばす対策ということになる。

平均的個人がどれくらいの費用をかけても自分の平均余命を 1 年延ばそうと思っているか—「支払意思額 (WTP)」と呼ばれる—に関する調査の結果によれば、米国で 250 万円 ~ 2500 万円、日本のいくつかの研究の平均値で 2000 万円程度となっている (付録参照)。1600 億円はその 8000 倍である。

費用をかけて危険を回避する個人の行動について具体的なイメージを持つために、自動車の車種の選択を考えてみよう。軽自動車と普通乗用車との死亡リスクの違いが、年間 1 台当たり 1.9×10^{-5} くらいある*1。排気量 1L の普通乗用車の死亡リスクが普通乗用車一般と同じリスクとして、軽自動車との年間維持管理の差が、

*1 普通乗用車と軽乗用車の平成 20 年から平成 24 年について、交通事故総合分析センターの交通事故統計データから乗車中の死亡者数を取り出し、自動車検査登録情報協会の自動車保有台数データから保有台数を取り出して、車両 1 台当たりの死亡者数を計算すると、1 年当たりで、普通乗用車が 1.5×10^{-5} 、軽自動車が 2.4×10^{-5} となる。普通車と軽自動車のリスクの差は 8.4×10^{-6} となるが、自動車燃料消費量統計 (平成 22 年以降) と自動車輸送統計 (平成 21 年以前) から走行キロ数を取り出すと、1 台 1 年当たりの走行キロ数が、普通車で 9116、軽自動車で 7662 である (したがって、1 億キロ当たり死亡者数は、普通車が 0.169、軽自動車が 0.310 となる)。仮に軽自動車が普通車並みの距離を走行するとした場合のリスクの差は 1.3×10^{-5} になる。この死亡者数は交通事故による 24 時間以内の死亡者数であり、1 年以内の交通事故死亡者数はその 1.45 倍 (厚生労働省データ) あるので、普通車と軽自動車とのリスクの差は 1.9×10^{-5} になる。

税と保険その他で3万円程度になるが、3万円余分に負担しても、このリスクを回避しようとする人は、余命1年延長するのに4000万円程度以上払ってもよいと思っていることになる。逆にそれでも費用の点から軽自動車を選ぶ人は、余命を1年延ばすのに4000万円以下しか払いたくないと思っていることになる。小型車のリスクが普通自動車一般よりも高いとすると、軽自動車とのリスクの差はもっと小さくなり、上記の費用の差で小型普通車を選ぶ人の支払意思額はもっと高いことになるだろう。

平均余命を1年延ばすのに1600億円かけるということは、普通乗用車と軽自動車との年間費用の差が300万円あっても、リスクを減らすためだけに普通乗用車を選ぶということに等しい。逆に、3万円の追加費用なら安全な普通乗用車を選ぶという行動と整合的な遮蔽マットの値段は400円(1m²あたり3円)である。

表1 ベータ線遮蔽マットの判断に必要な係数

| | | |
|-------------------------------|--|--------------------|
| セシウム-137の放射能汚染密度 接触部のベータ線吸収線量 | ($\mu\text{Gy/h}$)/(kBq/m ²) | 0.14 |
| 子どもの損失余命係数 | (年/mSv) | 4×10^{-3} |
| 子どものがん死係数 | (件/mSv) | 2×10^{-4} |
| 余命1年延長への支払意思額(諸研究の平均) | (円/年) | 2×10^7 |

2.2 食品の基準値を超えるきのこを食べるかどうか

1kgあたり500Bqの放射性セシウム(134と137が1:2としよう)を含む可能性のある野生のきのこを、例えば10kg食べると、5000Bqの放射性セシウムを摂取する可能性がある。1kgあたり5000Bq含む可能性のある物を1kg食べても同じことである。そのような摂取は0.075mSvの被曝をもたらす。

1mSvの被曝が平均的年齢のがん死を 8×10^{-5} 件増加させ、平均余命を 1×10^{-3} 年失わせるとすると、0.075mSvの被曝は、全年齢平均でがん死を 6×10^{-6} 増加させ、 8×10^{-5} 年(40分)の余命を失わせる。

50歳以上の損失余命係数を 3×10^{-4} 年/mSv、がん死係数を 3×10^{-5} とすれば、50歳以上では、 2×10^{-6} のがん死増で、 2×10^{-5} 年(10分)の損失余命である。

出荷制限がかかっていけば出荷はできないが、このようなきのこを自分で食べるかどうかは個人の選択である。食べることの便益がこのリスクを冒すに値すると思う人は食べた方が得である。平均的個人について言えば、1年の余命延長に2000万円の便益があるとすれば、上のきのこを食べることで1500円の便益を失う。きのこ10kg食べることの便益がこれを上回れば、食べた方が得である。わざわざ野生のきのこを採りに行って食べるからには、これくらいの便益(1kgあたり150円)はありそうである。リスク回避で軽自動車を選ばず、1年の余命延長に4000万円以上の便益をもつ人は、きのこの便益が1kgあたり300円以上なければ、食べた方が得にはならない。

50歳以上なら、このきのこを食べることで失う便益は500円である。平均的個人なら、きのこ1kg50円以上の便益があれば、食べた方が得である。リスク回避で軽自動車を選ばず、1年の余命延長に4000万円以上の便益をもつ50歳以上の人は、きのこの便益が1kgあたり100円以上なければ、食べた方が得にはならない。

2.3 側溝の除染

道路の側溝に、放射性セシウムを多く含む泥がたまって周辺の線量が高くなっている場合、側溝の除染をするかどうか。

幅30cm深さ10cmの道路側溝の底の1cmの厚みの泥(密度2g/cm³)に10万Bq/kgの放射性セシウム(セ

表 2 きのを食べるかどうかの判断に必要な係数

| | | |
|--------------------------|----------|----------------------|
| セシウム-134 の経口摂取の線量係数 | (mSv/Bq) | 1.9×10^{-5} |
| セシウム-137 の経口摂取の線量係数 | (mSv/Bq) | 1.3×10^{-5} |
| 平均的年齢の損失余命係数 | (年/mSv) | 1×10^{-3} |
| 50 歳以上の損失余命係数 | (年/mSv) | 3×10^{-4} |
| 平均的年齢のがん死係数 | (件/mSv) | 8×10^{-5} |
| 50 歳以上のがん死係数 | (件/mSv) | 3×10^{-5} |
| 余命 1 年延長への支払意思額 (諸研究の平均) | (円/年) | 2×10^7 |

シウム 137) がたまっている (60 万 Bq/m) とすると、側溝から 1m の距離で高さ 1m のところの追加空間線量は、線状のセシウム 137 の放射線源から 1m での線量率の係数 $\pi \times 6.2 \times 10^{-8}$ (mSv/h)/(kBq/m) (IAEA 2013, p.88, Table E1) を使って、 $0.06 \mu\text{Sv/h}$ になる。そこを 1 日 1 時間、年間 267 日歩くとすると、これによって年間では $16 \mu\text{Sv}$ 被曝する。除染すると、この被曝を減らせるが、それを行うかどうか。

年間 $16 \mu\text{Sv}$ の被曝は 1mSv の 60 分の 1 以下であるから、取るに足りないという判断も可能である。実際、これによる損失余命は、平均的年齢で 2×10^{-5} 年 (8 分程度) である。それでも、少しでもリスクがあるなら減らしたいという気持ちもありうる。その場合はやはり、減らすことによって失われるものを考慮することになる。除染するとしたらかかる費用がそれである。

道路・側溝の洗浄については、作業費 240 円/m²、フレコンパック 1 袋 (1m³)2 万円、中間貯蔵施設の費用が 3 万円/m³ という情報がある (Yasutaka et al. 2013)。作業の内容が場所に応じていろいろなので、実際にやってみないとわからないが、200m を除染するとすると、面積 60m² で作業費が 14000 円となる。生じる汚染土は 0.6m³ だが、その 1 割増しの余裕を見ると、フレコンパックと中間貯蔵施設の費用が 33000 円になる。計約 5 万円とすると、除染の便益を受ける人が 1 人なら、効果が 5 年続くとして、余命 1 年を 6 億円の費用をかけて延ばす対策ということになる。

リスク削減便益の方が 2000 万円/年-余命だとすると、便益を受ける人が 30 人以上なら、費用に見合う便益を生む対策ということになりそうである。リスク削減便益の方が 4000 万円/年-余命なら、受益人数は 15 人でよい。1 つのリスク原因として見た場合、1 人当たりでは取るに足りない場合でも、安く減らせる場合には対策をとる意味がある例である。

表 3 側溝の除染の判断に必要な係数

| | | |
|--------------------------|-----------------|---------------------------------|
| 線状のセシウム 137 からの線量係数 | (mSv/h)/(kBq/m) | $\pi \times 6.2 \times 10^{-8}$ |
| 平均的年齢の損失余命係数 | (年/mSv) | 1×10^{-3} |
| 平均的年齢のがん死係数 | (件/mSv) | 8×10^{-5} |
| 余命 1 年延長への支払意思額 (諸研究の平均) | (円/年) | 2×10^7 |

2.4 ウッドデッキへの局所的なセシウムの付着

原発事故後 10 万 Bq/m² の降下があったウッドデッキに、屋根に降下したものが雨樋を伝って集まった分が加わって、セシウム 137 が半径 5cm の円の領域に 1kBq/cm² 付着している場合、そこで長時間過ごしてよい

か。また被曝を減らす方法があるか。

セシウム 137 の点源から 1m のところの線量係数 6.2×10^{-8} (mSv/h)/kBq (IAEA 2013, p.88, Table E1) を使って、付着部から 1m 離れたところの線量率は

$$\pi \times 6.2 \times 10^{-8} \times \log(1 + 0.05^2) \times 10^4$$

すなわち $0.005 \mu\text{Sv/h}$ になる。そこに 250 日 8 時間ずつ滞在すると、 $10 \mu\text{Sv}$ 被曝する。自然放射線の 200 分の 1 以下で取るに足りないという評価が可能である。しかし、少しでもリスクがあるのなら減らしたいという気持ちも根拠がないわけではない。やはり、費用をかけずに、失うもの少なく減らせるかどうかの問題になる。ペットボトルに水を入れておくことによって放射線を遮る方法では、ペットボトル 4 本で半分程度、6 本で 3 分の 1 以下に減らすことができる。費用はほとんど無視してかまわないだろう。美観とか快適さが失われる可能性がある。それを重視する人は、この被曝リスクを受け入れても、損失は無視できる程度だろう。

表 4 ウッドデッキの判断に必要な係数

| | | |
|---------------------|-------------|----------------------|
| 点源のセシウム 137 からの線量係数 | (mSv/h)/kBq | 6.2×10^{-8} |
|---------------------|-------------|----------------------|

3 判断の枠組について

3.1 判断のための係数のまとめ

表 5 に使った係数をまとめておく。

表 5 判断のための係数

| | | |
|--------------------------------|--|---------------------------------|
| セシウム-137 の放射能汚染密度 接触部のベータ線吸収線量 | ($\mu\text{Gy/h}$)/(kBq/m ²) | 0.14 |
| 点源のセシウム 137 からの線量係数 | (mSv/h)/kBq | 6.2×10^{-8} |
| 線状のセシウム 137 からの線量係数 | (mSv/h)/(kBq/m) | $\pi \times 6.2 \times 10^{-8}$ |
| セシウム-134 の経口摂取の線量係数 | (mSv/Bq) | 1.9×10^{-5} |
| セシウム-137 の経口摂取の線量係数 | (mSv/Bq) | 1.3×10^{-5} |
| 平均的年齢の損失余命係数 | (年/mSv) | 1×10^{-3} |
| 子どもの損失余命係数 | (年/mSv) | 4×10^{-3} |
| 50 歳以上の損失余命係数 | (年/mSv) | 3×10^{-4} |
| 平均的年齢のがん死係数 | (件/mSv) | 8×10^{-5} |
| 子どものがん死係数 | (件/mSv) | 2×10^{-4} |
| 50 歳以上のがん死係数 | (件/mSv) | 3×10^{-5} |
| 余命 1 年延長への支払意思額 (諸研究の平均) | (円/年) | 2×10^7 |

3.2 枠組についての考察

ここで考えた例では、ほぼすべての場合で、実効線量として見た被曝は、自然放射線の被曝量や年間 1mSv という目安と比べて、極めて小さいものである。その事実だけで、そのようなリスクを気にしないようにする

という判断は、行動の経済という観点から見て合理的である。そうはいても、少しでもリスクがあるなら減らしたいということにも意味があるし、いったん気になってしまったリスクは、もっと深く追究してから行動を決めるというのも無理のないところである。少しでもリスクがあるのなら減らすという場合に、何を犠牲にしてまで減らすかという観点が不可欠になる。そのような文脈で、そのリスクを損失余命で表し、それを減らすためにかける費用が、それに見合った便益をもたらすかという見方が行動の参考になるのではないだろうか。

ここではすべて、自分でリスクを減らすという状況を想定し、それが得か損かという観点で検討した。つまり、効率性の観点である。一方で、いわれないリスクを負わされたことは人権の侵害であって、これを減らす責任は、国などの社会全体にあるという観点もある。これは公平性の観点である。しかし、それは、年間 1mSv 以上のある値—どの値かについてはっきりした合意はないが、1mSv と 20mSv との間にあるらしい—を超えるような年間総被曝量について言うべきもののように思われる。そこに大きく寄与するのは、生活の大半の時間を過ごす場所の空間線量である。それを下げて個人の年間被曝量が極めて大きくなるのを防ぐことは、社会の責任である。

極めて小さい被曝量でも積み重ねれば 1mSv を超えるということもあり得るが、それがありそうかどうかは直感的にもわかる。そのような事柄について、リスクのだいたいの大きさをつかんで、それを減らそうとしたら犠牲になるものを見極めて、損得の観点から対処していくことは、生活を豊かにすることに寄与すると思われる。

4 付録: 余命延長への支払意思額について

死亡率の低減がもたらす便益は、そのような低減への諸個人の支払意思額 (WTP: willingness to pay) の総計で測るとというのが、厚生経済学の定説である。そのような WTP の 1 人当たりの平均的な値を死亡率の低減幅で割ったものは「確率的生命の価値 (VSL: value of a statistical life)」と呼ばれる。1990 年代以降計測されてきた日本の VSL を表 6 に掲げる。

表 6 日本の VSL

| 手法 | 出典 | 実施年 | VSL(億円) | | GDP デ フレータ | VSL 2012 年価格 (億円) | |
|-----------------------|----------------------|------|---------|------|---------------|-------------------|------|
| | | | 中央値 | 平均値 | | 中央値 | 平均値 |
| 表 明 選 好 法 | 山本・岡 (1994) | 1993 | 16.7 | 22.4 | 110.9 | 20.2 | 27.1 |
| | 今長 (2001) | 2000 | 4.6 | 14.4 | 110.1 | 5.5 | 17.3 |
| | 松岡ら (2002) | 2001 | 2.5 | 4.2 | 109.5 | 3.1 | 5.0 |
| | | 2001 | 3.1 | 5.3 | 109.5 | 3.7 | 6.3 |
| | Tsuge et al. (2005) | 2004 | 3.5 | - | 101.3 | 3.9 | - |
| | 内閣府 (2007) | 2005 | 4.6 | 6.9 | 96.2 | 4.9 | 7.2 |
| | | 2005 | 2.3 | 2.7 | 96.2 | 2.4 | 2.9 |
| | Itaoka et al. (2007) | 1999 | 0.3 | 1.0 | 106.1 | 0.4 | 1.2 |
| | | 1999 | 0.8 | 3.4 | 106.1 | 0.9 | 4.0 |
| 栗山ら (2012) | 2012 | 5.8 | - | 91.6 | 5.8 | - | |
| 顕示 選好法 | 古川・磯崎 (2004) | 1998 | - | 8.9 | 110.1 | - | 10.7 |
| | 宮里 (2010) | 2002 | - | 19.5 | 104.4 | - | 22.2 |

表明選好法は、仮想評価法とも呼ばれ、インタビューやアンケートで WTP を聞き出すやり方である。「質問法」とでも呼ぶのがわかりやすいだろう。この方法では、推定された中央値を VSL の代表値とすることが多い。しかし、VSL は、リスクの増減を伴う変化で、便益が費用を上回るかどうかを判定する費用便益分析に使われるものであり、費用便益分析は、便益を受ける人の利得の総和が、費用を負担する人の損失の総和を上回るとき、適切に補償がなされれば万人が効用を高めうるという「補償原理」に基づいている。そのように使われる VSL の代表値は平均値でなければならない。にもかかわらず、表明選好法で中央値が代表値と見なされることが多いのは、平均値が、極端なデータによって大きな影響を受け、不安定だからである。つまり、中央値を採用することが正しいのではなく、中央値の方が、むしろ真の平均値に近い値を示しているかもしれないという理由で、中央値が尊重されがちなのである。表 6 に示した研究では、今長 (2001)、Tsuge et al. (2005)、内閣府 (2007)、栗山ら (2012) が中央値を代表値としている。松岡ら (2002) と Itaoka et al. (2007) は平均値を代表値としている。

顕示選好法は、労働市場や商品市場での人々の行動から WTP を割り出す方法である。ここで上げた顕示選好法の 2 つの研究では、価格や賃金の対数を死亡率などの変数によって説明するモデルが使われており、死亡率の係数の推定値に平均価格や平均賃金を乗じたものが平均 WTP になることから、平均値だけが推定されている。

ここでは、平均値と中央値との乖離もそれほど小さくなく、平均値だけが推定されている研究もあることから、本来平均値を推定しなければならないという原理を重んじて、平均値の得られないものについては中央値を平均値の代わりにし、各研究の平均値の平均をもって、日本の VSL の代表値としよう。ただし、山本・岡 (1996) の VSL は他と意味が違うことに注意しなければならない。というのも、これだけが生涯超過死亡率を削減することへの WTP から求めた VSL だからである。他の研究では、すべて、当面の 1 年間の死亡率の減少への WTP から VSL が求められている。当面 1 年間の死亡率は、生涯死亡率の同じ値に比べると、損失余命で 4.1 倍くらい重い影響をもつ。したがって、山本・岡 (1996) の VSL の平均値は 22.4 億円だが、その 4.1 倍、すなわち、90.6 億円が、他の研究の値と比較可能なものである。しかしながら、その事実が、この研究の被験者に十分よく認識されていたかどうか疑わしい。そこで、山本・岡 (1996) の値を除いた残りの値から平均値を求める。なお、松岡ら (2002)、内閣府 (2007)、Itaoka et al. (2007) で 2 つの推定値があるのは、リスク削減幅の異なる 2 つのシナリオの下での値を、別々の推定値として取り上げているためである。

GDP デフレータを用いて、各研究の VSL 推定値を 2012 年価格に直した上で、その平均を求めると、7.9 億円になる。標準偏差は 6.5 億円であり、平均値の 90% 信頼区間は 4.6 億円から 11 億円である。なお、各研究の平均値の中央値は 5.8 億円である。当面 1 年間に起こる 1 件の死亡がもたらす損失余命が約 40 年であることから、7.9 億円の VSL は、2000 万円の余命 1 年延長便益 (余命 1 年の価値) を意味する。

参考文献

- [1] 古川俊一・磯崎肇 (2004) 「統計的生命価値と規制政策評価」『日本評価研究』, 4, 53-65.
- [2] ICRU (1997), *Dosimetry of External Beta Rays for Radiation Protection: ICRU Report 56*.
- [3] IAEA (2013), *Generic Procedures for Assessment and Response during a Radiological Emergency*.
- [4] 今長久 (2001) 「道路交通事故の社会的損害額の推計」『道路交通経済』, 2001-7, 98-105.
- [5] Itaoka, K., Krupnick A., Akai, M. Alberini, A. Cropper, M. and Simon, N. (2007), 'Age, Health, and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey in Japan', *Journal of Environmental Economics and Policy Studies*, 8(3), 211-237.
- [6] 岸本充生; 確率的生命価値の公的利用—英国と米国の場合, “会計検査研究” 31, 221-234 (2005).

- [7] 栗山浩一・伊藤伸幸・佐藤真行・吉田友美 (2012) 「放射性物質と食品選択行動—選択実験による分析—」日本農業経済学会 2012 年度大会.
- [8] 松岡俊二・白川博章・本多直子・竹内憲司・松本礼史 (2002) 「東アジアにおける環境政策の効率性評価に関する研究: マレーシア・クアラルンプール、広島市を例に」『国際東アジア研究センター Working Paper Series』 Vol. 2002-10.
- [9] 宮里尚三 (2010) 「労働市場のデータを用いた Value of a Statistical Life の推計」『日本経済研究』 **63**, 1-28.
- [10] 内閣府 (2007) 『交通事故の被害・損失の経済的分析に関する調査研究報告書』.
- [11] T. Tsuge, A. Kishimoto and K. Takeuchi (2005), 'A choice experiment approach to the valuation of mortality', *Journal of Risk and Uncertainty*, **31**, 73-95.
- [12] 山本秀一・岡敏弘 (1994) 「飲料水リスク削減に対する支払意思調査に基づいた統計的生命の価値の推定」, 『環境科学会誌』 **7** 289-301.
- [13] Yasutaka, T., Iwasaki, Y., Hashimoto, S., Naito, W., Ono, K., Kishimoto, A., Yoshida, K., Murakami, M., Kawaguchi, I., Oka, T. and Nakanishi, J. (2013), 'A GIS-based evaluation of the effect of decontamination on effective doses due to long-term external exposures in Fukushima', *Chemosphere*, **93**, 1222-1229.