食品中放射性物質規制への費用便益分析の適用

岡 敏 弘^{*1}

(2012 年 7 月 11 日受理)

(2012 年 8 月 6 日再受理)

Application of Cost-Benefit Analysis to the Regulation of Foodstuffs Contaminated with Radioactive Substances

Toshihiro OKA^{*1}

It is examined how and to what extent cost-benefit analysis can be used in the decision-making concerning the regulation of foodstuffs contaminated with radioactive substances released from the accident of the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plants. Cost per life-year saved is calculated for the ban of the distribution of the vegetables harvested in March and April 2012 just after the accident. It is estimated at 20 million yen. Cost per life-year saved is also estimated for the stop of the distribution of the rice harvested in autumn in some parts of the three municipalities at 1.0 billion yen. The former is smaller and the latter is larger than the values for the cost per life-year saved for the past regulation of toxic chemicals. The former is as large as the value of a life-year based on willingness to pay for risk-reduction, but the latter is much larger than that. Limit values for foodstuffs are proposed which would make the cost of regulation never exceed its benefit. The limitations of cost-benefit analysis are discussed, and what is necessary for the future regulation is suggested.

KEY WORDS: cost-benefit analysis, Fukushima Daiichi Nuclear Power Plants, radioactive contamination of foodstuffs, regulation of foodstuffs, cost-per life-year saved, value of a life-year, willingness to pay.

I は じ め に

放射線のがんのリスクについては、閾値がないものとして管理するという考え方が、ICRP（国際放射線防護委員会）などの場を通じて形成されてきた。閾値のないリスクを管理するのに、化学物質では、「事実上リスクがない」と見なせる水準を決めてそれ以下に抑えるという考え方（リスク・ベースト原則）が定着している分野があるが、放射線ではそのような考え方は一般的でなく（おそらく事実上無理だろう）、リスクと引き替えに得る便益を考慮してリスクとの間でバランスを取るという考え方—化学物質では「リスク便益原則」と言われたも

の¹⁾が、1970年代から現在までを通じて、ICRPの勧告の基礎をなしてきた。ICRP勧告に言う「正当化」も「最適化」もそうした原則を表現したものである。

ところが、福島第一原子力発電所の事故に起因する放射能汚染への対処では、閾値がないことが、限りなくリスクゼロを追求することに結びつけられて、種々の混乱を来し、ICRP等の場で積み上げられてきたものやリスク論の成果が活かされていないという印象を受ける。ICRPの1977年の勧告では、最適化は、理想的には費用便益分析によって実現されると言われ²⁾、2007年の勧告も、「意志決定支援の技術は、最適化された放射線防護の解を客観的に見つける上でいまだに重要である」³⁾と述べ、そのような技術の例として費用便益分析を挙げている。しかし、原発事故後の「現存被ばく状況」で、避難、帰還、除染や食品規制で、最適化や正当化の考えを具体的にどう実現していくかはそれほどはっきりしていないし、費用便益分析が実際にそのどこにどう役立つか

^{*1} 福井県立大学経済学部；福井県吉田郡永平寺町松岡兼定島4-1-1（〒910-1195）

Faculty of Economics, Fukui Prefectural University; 4-1-1 Kenjojima, Matsuoka, Eiheiji-cho, Yoshida-gun, Fukui 910-1195, Japan.

E-mail: oka@fpu.ac.jp.

は、なおさら曖昧なままである。

そこで、本論文では、人の健康リスクに関わる費用便益分析について、環境経済学がこれまで積み上げてきたことに基づいて、放射性物質汚染食品の規制の意思決定に、費用便益分析がどのように適用されるかを考えようと思う。まず、リスク便益原則の考え方を示した後、食品中放射性物質規制でリスク1単位を減らすのにかけている費用を推定する。次に、費用効果分析ではこれについて何が言えるかを論じる。そして、費用便益分析の基礎をなす補償原理やWTP (willingness to pay)・WTA (willingness to accept) の概念について解説した上で、これを食品の規制に適用したら何が言えるかを示す。最後に、費用便益分析の限界を論じた上で、今後の課題と可能性に言及しよう。

II 食品規制のリスク削減費用

1. リスク便益原則

閾値のないリスクをどこまで我慢して受け入れるかを、そのリスクと引き替えにどれだけの便益を得るかを考慮に入れて決めるという考え方がリスク便益原則である。リスクが大きければ大きいほど、そのリスクは受け入れがたいが、便益が大きければ、受け入れてよいリスクは大きくなる。そこで、便益をリスクの大きさに割った値を指標にして意思決定するのが、この原則に合っているということになる。リスクを回避したり減らしたりする文脈で考えると、それは、リスクを減らすと失われる便益を、減らすリスクの量で割った値の大小でそのリスクを減らすかどうかを決めるということに等しい。失われる便益は費用と言ってよいから、リスクを減らすのにかかる費用を減らすリスクの量で割った値という基準になる。これを「単位リスク削減費用」と呼ぼう。

健康へのリスクを測る尺度はいろいろあるが、様々な原因に広く適用でき、害の重さを矛盾なく反映しうる尺度として損失余命^{4,5)}がある。リスクの尺度として損失余命を採ったときには、単位リスク削減費用は、余命1年延長費用になる。この余命1年延長費用が小さければ、リスク削減策の効率が良いが、この値があまりに大きければ、その削減策は非効率で、他でリスクを減らす方が得策ということになる。

2. 単位リスク削減費用—野菜の場合

原発事故に起因する放射性物質によって汚染された食品の規制のいくつかの現実のケースについて、余命1年延長費用を求めてみよう。原発事故直後から、福島県や

関東地方の野菜と牛乳から、放射性ヨウ素と放射性セシウムが検出され始め、政府は、暫定規制値を決めて2011年3月21日から出荷制限等の規制を始めた。3月16日から4月末までに、福島県産の野菜637点が検査された。そのうち、出荷制限の対象となった品目の値は428件あるが、その放射性ヨウ素と放射性セシウムの濃度は、品目別にTable 1のようになっている⁶⁾。

出荷制限されなかったとしたら平均730 Bq/kgの放射性セシウムを含む野菜が人の口に入っていたであろうと仮定すると、この規制によって、それだけの摂取が防がれたことになる。

原爆被爆存者の疫学調査から、プレストンら⁷⁾が出した、30歳で1 Sv被ばくして70歳に到達したときの超過相対リスク(ERR)が、男で0.35、女で0.59で、ERRが、被爆時年齢が10増す毎に31%下がり、到達年齢割る70の0.7乗に比例するというモデルを、日本の2009年簡易生命表とがん死亡率に当てはめると、Table 2のような被ばく線量当たりの損失余命を得る。ICRPが発表している放射性セシウムの経口摂取の線量係数をそれにかけて、放射性セシウムの放射エネルギーあたりの損失余命が得られる(これもTable 2)。

これを使うと、730 Bq/kgの放射性セシウムを含む野菜の消費を止めることで、野菜1 kgあたり、0~9歳の子どもの0.012日、全年齢平均で0.0045日の損失余命を回避したことになる。

これらの野菜には結球野菜も非結球野菜も含まれているが、結球野菜の出荷価格は数十円~百数十円/kg、非結球野菜の出荷価格は二百円~千円/kgである。2008年から2009年の福島といわきの青果物卸売市場のデータから、出荷量で重み付けした平均価格を算出すると、

Table 1 Average level of radioactive caesium for the vegetables produced in Fukushima Prefecture from 16 March to 30 April, 2012.*¹

	No. of measurement	Level of radiocaesium (Bq/kg)
Cabbage	55	226
Spinach	105	2,341
Crown daisy	2	35
Broccoli	44	1,343
Lettuce	11	0
Spring onion	6	21
Leek	20	17
Others	185	1,915
Average* ²		730

*¹ ND is regarded as zero.

*² Weighted by the magnitude of production in 2008–09.

Table 2 Loss of life expectancy (LLE) due to the exposure of 1 mSv and due to the intake of 1 Bq of radiocaesium.

Age	LLE due to the exposure of 1 mSv (days)	Ingestion dose coefficients ^{*1} (mSv/Bq)	LLE due to the intake of 1 Bq of radiocaesium (days)
0	1.7	2.4×10^{-5}	4.1×10^{-5}
0-9	1.5	1.1×10^{-5}	1.7×10^{-5}
10-19	0.99	1.6×10^{-5}	1.6×10^{-5}
20-34	0.59	1.6×10^{-5}	9.5×10^{-6}
35-49	0.31	1.6×10^{-5}	4.9×10^{-6}
50-	0.066	1.6×10^{-5}	1.1×10^{-6}
Average	0.42		6.1×10^{-6}

^{*1} ICRP(1996), Publication 72, Annals of the ICRP, 26 (1). The same amounts of radioactivity of Cs-134 and Cs-137 are assumed to exist in foodstuffs.

250 円/kg となる。出荷制限によってこれだけの価値が失われたと推定される。これが費用である。これを、回避された損失余命で割ると、子どもで余命 1 年当たり 1,100 万円、全年齢平均で余命 1 年当たり 2,000 万円となる。これが余命 1 年延長費用である。なお、ここでは放射性ヨウ素の摂取回避によるリスク削減分は計算していない。それを含めると、余命 1 年延長費用は（特に子どもでは）もっと小さくなるだろう。

3. 単位リスク削減費用一米の場合

野菜の放射性物質の濃度はその後下がり、警戒区域や計画的避難区域を除いて、またキノコなどを除いて、出荷制限は解除されていった。しかし、7 月には牛肉から、11 月には米から、暫定規制値（500 Bq/kg）を超える放射性セシウムを含むものが見つかった。このうち米では、福島県の緊急調査の結果、福島市、伊達市、二本松市の計 9 地区で 500 Bq/kg を超える米が見つかり、出荷制限された。12 月に調査対象地域が拡大され、上の地域と合わせて 38 戸で 500 Bq/kg を超える米が、545 戸で 100 ～ 500 Bq/kg の米が見つかった。食品の放射性セシウムの基準値が、暫定規制値の 500 Bq/kg から、100 Bq/kg に強化されるのが確実な状況になっていたことにも影響されて、100 Bq/kg を超える米が出た地域の米は、当初出荷自粛されたが、結局特別隔離米となって、すべて出荷されなかった。

500 Bq/kg を超える米が出た地域で廃棄されることになる米は 4,600 t、その価値は 11 億円と推定される（240 円/kg として）。その米の放射性セシウムの平均濃度は玄米で 58 Bq/kg、白米で 26 Bq/kg であり⁸⁾、ほとんどの人が白米（4,200 t になると仮定）を食べるとして、それによって回避される損失余命は、Table 2 から、全年齢平均で 1.8 人・年となるから、余命 1 年延長費用は 6.0

億円になる。100 ～ 500 Bq/kg の米が出た地域で廃棄される米は 32,000 t と推定され、この価値は 78 億円である。この米の放射性セシウムの平均濃度は玄米で 36 Bq/kg、白米で 16 Bq/kg であり⁸⁾、それを止めることで回避される損失余命は全年齢平均で 7.8 人・年であり、余命 1 年延長費用は 10 億円となる。

III 費用効果分析

初期の野菜の出荷制限と比べて、米の出荷制限（事実上の）は 50 倍も高い費用をかけて同じリスクを回避したことがわかる。これによって、米の出荷制限の方がより非効率的であったと言うことができる。このように、政策効果 1 単位当たりの費用の大小によって諸政策の効率性を比較することは、費用効果分析と呼ばれる。費用効果分析は効率性によって政策に優先順位をつけることができる。しかし、優先順位をつけられた政策の第何位まで実行すべきかを言うことはできない。

あるいは、別の分野の政策と、今対象としている分野の政策との効率性を、費用効果分析によって比較することもできる⁹⁻¹¹⁾。例えば、これまでの化学物質の規制について、削減されたリスク（これも損失余命で表現されている）の 1 単位にいくらの費用をかけたかについて、Table 3 の推定がある¹²⁾。これらの値と比べると、初期の野菜の出荷制限の効率性は非常に高く、米のそれは非常に低いことがわかる。

こうした比較は、日本社会が集団としてとってきた行動の間に整合性を与えることを可能にする。つまり、過去の政策が正しかったのだとすれば、少なくとも、2,000 万円／年－損失余命の費用をかける政策を実行しない理由はないというようにである。

しかし、過去の政策が正しかったという保証はない。実際、過去の化学物質規制政策は費用を度外視して行わ

れた可能性が高い。また、過去の政策は正しかったとしても、今 10 億円／年－損失余命の費用のかかる政策を採るべきかどうかは判定できない。

IV 費用便益分析

1. 人命の貨幣価値という問題

このような状況に対して、経済学（特に厚生経済学と呼ばれる分野）が用意してきた政策分析の手法が費用便益分析である。費用便益分析では、政策の費用と便益とを比較して、便益が費用を上回れば、効率的であり、実行してよいと判定する。余命 1 年延長費用を求めたという文脈に即していえば、それを余命 1 年延長便益が上回れば効率的ということになる。

これまで、費用は当然のように貨幣額として表したから、それと比較される便益も貨幣額で表されたものでなければならない。それは、人命の貨幣価値をどうやって求めるかという問題に行き着く。人命の貨幣価値ということですが誰かが思い浮かべるのは、交通事故の補償などで使われている逸失利益であろう。それは、生存していたら得たであろう純所得をもって人命の価値とするというものであるが、純所得の小さい人の命は価値が小さいのかという倫理的な問題の他に、厚生経済学的根拠を欠くという、より根本的な問題点がある。

2. 補償原理と WTP・WTA

費用便益分析の厚生経済学的根拠とは次のようなものである。規制とか公共事業といった政府の政策は、人々に様々な利益や損害をもたらす。万人が利益を得る政策は確かに望ましいだろう。しかし、多くの政策では、それによって利益を得る人もいれば、害を被る人もいる。そのようなとき、利益の総和が害の総和を上回れば、政策は効率的だと言いたいところだが、利益や害が貨幣額で表されるとは限らず—実際、利益は健康増進であったり、生活の快適さであったりする（害はその反対）—、

総和を取ることもできない。そこで、利益を得る人が害を被る人にうまく金銭的補償をしたとしたら、すべての人が純利益を得る状態にすることができるならば、そのような政策は効率的と見なしていいだろうという考えが生まれた^{17, 18)}。

異なる個人の間で、あるいは同一個人の中でも、様々な利益や害は足したり引いたりできなくても、1 人の個人の中で、ある利益や害と一定の貨幣額との間の、その人の効用に与える効果は比較可能であろう。つまり、ある利益と引き替えに一定の貨幣額を手放した場合、あるいはある害を受けるのと引き替えに一定の貨幣額を取得した場合、自分の効用が上がったか下がったかについて、個人は明確に言うことができるだろう。実際、自由市場で物を売ったり買ったりするとき、個人はそのような評価をしているに違いない。すなわち、人が、1,000 円である商品を買ったとしたら、それによって効用が上がるから買ったのである。2,000 円なら買わなかったとしたら、買うと効用が下がるから買わなかったのであろう。そうすると、1,000 円と 2,000 円との間のどこかに、その商品を取得するのと引き替えに手放して効用が上がりも下がりもしないちょうど境目の金額というものがあるに違いない。

この境目の金額を支払意思額（WTP）と呼ぶ。市場で売られている商品でも、安全や健康といった抽象的な「良いこと」でもよいが、そのようなものと引き替えに、ちょうどその WTP だけの金額を手放したとき、個人の効用は上がりも下がりもしない。厚生経済学はこの WTP を、そのような商品や「良いこと」の便益と呼ぶことにした。反対に、商品を手放すとか、危険とか不健康といった「悪いこと」を引き受けるのと引き替えに受け取った場合に、効用が上がりも下がりもしない金額というものがあるだろう。これを受入補償額（WTA）と呼ぶ。厚生経済学はこの WTA を、そのような商品の手放しや「悪いこと」の費用と見なすことにした。

Table 3 Cost per life-year saved for the regulations of toxic chemicals.

Regulation	Cost per life-year saved (million yen/year-LLE ^{*1})
Prohibition of chlordane ¹³⁾	45
Mercury regulation in the caustic soda production ¹⁴⁾	570
Mercury removal from dry batteries ¹⁾	22
Regulation of benzene in gasoline ¹⁵⁾	230
Dioxin control (emergency countermeasures) ¹⁶⁾	7.9
Dioxin control (long-term countermeasures) ¹⁶⁾	150

^{*1} Unit risk is expressed as one year prolongation of LLE in this table.

LLE: Lose of life expectancy

そうすると、公共政策によって、良いことを得る人々のその良いことへの WTP を全部足し合わせ、悪いことを被る人々のその悪いことへの WTA を全部足し合わせて、総 WTP から総 WTA を差し引いたものが正であれば、良いことを得た人々から各人の WTP よりわずかに小さい金額を奪い、その総額をうまく分けて、悪いことを被る人々へ、各人の WTA よりもわずかに大きい金額を与えることによって、すべての人の効用を引き上げることができる。このように、政策によってたとえ誰かが損をしても、仮にうまく補償をすれば万人の効用を高めることができる場合には、その政策は効率的と見なせるという考え方を補償原理と言っている。仮に補償すれば万人の効用を高めることができるための条件は、総 WTP が総 WTA を上回ることであり、WTP は便益、WTA は費用だったから、総便益が総費用を上回れば、補償原理によれば、効率的ということになる。

これが費用便益分析の基礎にある考え方である。だから、便益は WTP でなければならない。リスクを減らす政策についても同様である。人命に関わるリスクを減らす便益も WTP に基づいたものでなければならない。あるいは、逆に人命に関わるリスクを増やす費用は WTA に基づいたものでなければならない。逸失利益がそのような WTP と WTA と関係ないことは明らかである。そもそも WTP や WTA は自分自身の生命に関わるものでなければならないが、逸失利益は遺族の生活保障に関わるものである。

3. 確率的生命の価値

自分自身の生命についての WTP とか WTA などというものは、確実な救済や確実な喪失に関しては、およそ考えることはできない。あえて言えば無限大であろう。WTP や WTA が考えられるようになるための鍵は「リスク」という概念である。不確実な、比較的小さい確率の死についてだけ、そのような確率をわずかに下げることへの WTP や、それがわずかに上がることへの WTA というものを考えることができる。そしてそのような WTP や WTA は実在しているであろうと考えられた。なぜなら、人はリスクを減らす対策を現にお金を払って買っているし、逆にリスクが上がることに對する金銭的補償が存在しているからである（例えば危険な仕事の賃金が高いという形で）。死のような重大な害については、不確実なリスクになって初めて、その貨幣価値を考えることができ、費用便益分析の対象にすることができるのである^{19, 20)}。

微小な死亡確率の減少への WTP（あるいは増加への WTA—両者は理論上一致する）を、その死亡確率変化分で割ったものは「確率的生命の価値（VSL: value of a statistical life）」と呼ばれる。「生命の価値」という言い方が誤解を与えることが多いが、これはリスク変化への WTP や WTA を死亡 1 件あたりに換算したものにすぎない。したがって、それを逸失利益や 1 人当たり所得と比較したりすることは無意味である。

人々の実際の WTP や WTA を計測する方法は大きく 2 つに分かれる²¹⁾。1 つは人々の行動の観察から割り出すもので、もう 1 つは質問して答えてもらうというものである。前者の代表は、死亡率の高い仕事の賃金がどれくらい高いかということから推定するもので「賃金リスク法」と呼ばれている。後者は、死亡率を下げるのに役立つ架空の商品を設定して、その価格を提示し、購入の意思を問うというもので、「仮想評価法」などと呼ばれる。多くの計測がされてきたが、米国や英国では早くから、それらの計測値を基に、環境政策や交通政策の費用便益分析に使用する VSL の値を定めようとした。

米国で 1986 年に、環境保護庁が使用する VSL を決めるために諸研究をレビューしたフィッシャーらは 160 万～850 万ドルという報告をした²²⁾。1997 年の大気汚染政策の評価では 480 万ドルという値が使われた²³⁾。2004 年のディーゼル排ガス規制の影響分析では、95% 信頼区間を 100 万～1,000 万ドルとした^{24, 25)}。英国では、交通政策に使う VSL を得るために質問法による調査が行われて²⁶⁾、1985 年に 50 万ポンドという値が決まり、名目 GDP の上昇にあわせてそれが改訂されて使われてきた²⁷⁾。

日本では、交通政策の死亡事故減少の便益は、事故補償と同じ逸失利益に基づいて測られており、VSL の公式の値はどの分野にも存在しない。しかし、計測例は多数ある。完全な横断的分析はなされていないが、得られる推定値を集めて^{21, 28-34)}、平均を取ってみると、約 8 億円になる。これは少し高めだが、米国で妥当とされる範囲内にある。VSL は年死亡率減少への WTP に基づいているから、日本で 1 件の死亡がもたらす損失余命の平均値が約 40 年であることを考えると、8 億円の VSL は、2,000 万円の余命 1 年延長便益に相当する。英米で使われているものと比べると高めの値だろうが、高めの値を採ったとしてもこう言えるという文脈では有効だから、これを食品の規制に適用してみよう。

V 食品規制の効率性

初期の野菜の余命1年延長費用は子どもで1,100万円、全年齢で2,000万円であった。したがって、全年齢で費用は便益とほぼ釣り合っている。それに対して、米の規制では、費用は余命1年あたり10億円であり、便益をはるかに上回っていて非効率であると言える。

基準値を超える食品がすべて出荷を止められて廃棄されるとして、その費用が便益を上回らないような基準値を考えることができる。放射性セシウム1 Bqあたり損失余命を c 年、飲食物1 kg当たりの放射能を q Bq、食品1 kgあたりの廃棄費用を p 円、余命1年延長便益を v 円とすると、規制の費用がその便益を超えないためには、

$$vcq \geq p$$

でなければならない。ここから、

$$q = \frac{p}{vc} \text{ [Bq/kg]}$$

を超える放射能レベルの食品だけを止めれば、費用が便益を超えない。農産物のお荷時の単価をTable 4のとおりとすれば、費用が便益を超えない基準値も同表に掲げたようなものになる。規制が農産物の廃棄を伴う限り、基準値を超えたものだけが廃棄されるとしても、平成24年4月からの基準値（一般食品で100 Bq/kg）は、主要な食品で非効率的だということがわかる。

なお、暫定規制値の基になった原子力安全委員会の1998年の文書『飲食物摂取制限に関する指標について』³⁵⁾の別冊「飲食物摂取制限に関する最適介入レベルについて」は、今示したのと似た考え方による、最適な食品の基準値を計算している。それによると、価格140円～600円/kgの食品で線量係数 10^{-8} Sv/Bqの核種について回収及び交換のための最適な基準値が2,000～30,000 Bq/kgとなっている。ここで示した値よりもかなり高いが、その理由は、余命1年延長の便益の「下限値」として1人当たりGNP（国民総生産）386万円を採っているからである。上で述べたように、1人当たりGNP

はWTPとは関係ないし、厚生経済学は1人当たりGNPの使用を根拠づける理論をもたない。

この文書（別冊）はまた、食品回収・交換ではなく、汚染されていない飼料を使うなどの農業生産段階での対策を考えた場合の最適な基準値も示している。農産物を廃棄するよりも安い費用で対策がとれるので、値は当然厳しくなる。ここでは、事故後1年以内の対策を対象にして分析したので、出荷制限・廃棄を想定して余命1年延長費用を推定したが、長期になると、農業生産段階での対策の費用を基にした推定が必要である。比較的安い費用の対策で食品中の濃度を減減できる農産物では基準は厳しくても効率的だが、水産物や一部の果樹など有効で安価な対策がなかなかないものでは、廃棄を仮定して推定した費用を基にした基準値に近いものが効率的となるだろう。

費用便益分析は、閾値のないリスクについての公的な管理水準を決めるのに有効な手法であるが、限界がある。費用便益分析の重要な限界は、費用便益分析が補償原理に基づいているという、その厚生経済学的基礎から出てくる。補償原理は、仮に適切に補償すれば、誰もが効用を高めようということをもって効率的とするのだが、補償は仮であって、現実ではないから、現に損失を被る者がいることは排除されない。その損失が重大で、特定の集団にそれが集中して現れる場合には、いかに費用便益分析の結果効率的とされた政策でも、社会は受け入れがたいであろう。例えば、大きいリスクが特定集団に集中している場合、リスク削減政策の便益が費用を下回ったとしても、その政策は非効率だから実施しない方がよいとは言えなくなる。また、リスク削減の費用の方が特定集団に集中する場合もある。

これは、リスクや費用を誰が負担するかという分配の問題である。補償原理は元々、分配の問題を切り離して、純粹に効率性を判定しようとして提案された原理である。それは初めから限界を抱えており、分配の問題が大きくて社会的に重要な状況では、費用便益分析は政策判断のための有効な道具とは言えなくなる。

ICRPの2007年勧告では、「線量拘束値」は、最適化のプロセスが公平性を損なうのを防ぐために導入されているということをほのめかす記述がある³⁾。最適化がもっぱら効率性の観点からなされるプロセスであれば、線量拘束値（計画被ばく状況のための概念だが）が、その限界を補って分配の公平性を確保するという役割分担はわかりやすい。しかし、線量拘束値自体、最適化の中で役割を果たすとも言われており、それが純粹に公平性

Table 4 Limit values for radiocaesium in foodstuffs that guarantee costs are not larger than benefits.

	Price (yen/kg)	Limit value (Bq/kg)
Vegetables	250	750
Milk	83	250
Beef	1,400	4,200
Rice	240	720

のためのものなのか、効率性確保の役割をもになわされているのかは曖昧である。現存被ばく状況での「参考レベル」が公平性のためにあるのかどうかについては、何も言われていない。

効率性と分配とを統合した万能の政策分析手法を開発しようという試みは何度も行われてきたが、成功していない。おそらく永久に不可能であろう。現実の状況を見ながら、いま費用便益分析を適用することが、社会に受け入れられるかどうか（その論理が誤解されていないという条件の下で）を、対象となっている問題毎に、分析を行う経済学者が見極めていくという、いわば常識的なやり方を超えるものは存在していない^{36, 37)}。

そういう観点で、食品の放射能汚染の状況を見ると、流通している食品に関する限り、特定集団にリスクが集中しているということはなく、またそのリスク自体が非常に小さいことから、分配の問題よりも効率性の方が重要だと言えそうである。分配が重要なのは外部被ばくであって、これは食品からの被ばくをはるかに超える大きいリスクをもたらしめている。食品に関しては、規制の費用の側にむしろ分配の偏りがあるが、これは現実には補償がなされることで、ある程度緩和されている。

したがって、食品の規制にはもっと効率性の観点を入れてよいだろう。閾値がないという仮定からは、例えば年間といった、ある程度の期間の、平均的な被ばく量あるいは総被ばく量を管理すべきである。米の場合にそうであったように、100 Bq/kgを超える米が流通する可能性を限りなくゼロに近づけるように、広い地域で出荷を止めるという政策は、効果の割に費用が膨大になり、効率性が低下する。平均被ばく量を効果的に下げるという観点からの基準値の決め方が必要だったと思われる。また、今後は、対策を取ってもなかなか濃度が下がらない食品で、生産を長期にわたって中止するのか、あるいは特定食品についての基準値を緩めるのかという選択が問題になるだろう。そこに費用便益分析が必要になると思われる。

参 考 文 献

- 1) 中西準子；“環境リスク論”，p. 128 (1995), 岩波書店, 東京.
- 2) ICRP; Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 26, p.14 (1977).
- 3) ICRP; The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, pp. 91–93 (2007).
- 4) B. L. COHEN and I. LEE; A catalog of risks, *Health Phys.*, **36**, 707–722 (1979).
- 5) B. L. COHEN; Catalog of risks extended and updated. *Health Phys.*, **61**, 317–335 (1991).
- 6) 厚生労働省；食品中の放射性物質の検査，現在は <http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000001m9tl.html> で月別の値を見ることができる (2011–2012) 閲覧 2012 年 7 月 10 日.
- 7) D. L. PRESTON, Y. SHIMIZU, D. A. PIERCE, A. SUYAMA and K. MABUCHI; Studies of mortality of atomic bomb survivors. Report 13: Solid cancer and noncancer disease mortality: 1950–1997, *Radiat. Res.*, **160**, 381–407 (2003).
- 8) 岡 敏弘；米の出荷制限のリスク便益分析，<http://www.s.fpu.ac.jp/oka/kome.htm> (2012) 閲覧 2012 年 7 月 10 日.
- 9) T. TENGS, M. E. ADAMS, J. S. PLISKIN, D. G. SAFRAN, J. E. SIEGEL, M. C. WEINGSTEIN and J. D. GRAHAM; Five-hundred life-saving interventions and their cost-effectiveness, *Risk Anal.*, **15**, 369–390 (1995).
- 10) T. O. TENGS and J. D. GRAHAM; The opportunity costs of haphazard social investments in lifesaving, R.W. HAHN ed. *Risks, costs, and lives saved*, 167–182 (1996), Oxford University Press, Oxford.
- 11) A. KISHIMOTO, T. OKA and J. NAKANISHI; The cost-effectiveness of lifesaving interventions in Japan: Do chemical regulations cost too much—, *Chemosphere*, **53**, 291–299 (2003).
- 12) 岡 敏弘；“環境経済学”，p. 190 (2006), 岩波書店, 東京.
- 13) T. OKA, M. GAMO and J. NAKANISHI (1997); Risk/benefit analysis of the prohibition of chlordane in Japan: An estimate based on risk assessment integrating the cancer risk and the noncancer risk, *Jpn. J. Risk Anal.*, **8**, 174–86 (1997).
- 14) J. NAKANISHI, T. OKA and M. GAMO; Risk/benefit analysis of prohibition of the mercury electrode process in caustic soda production, *Environ. Eng. Policy*, **1**, 3–9 (1998).
- 15) H. KAJIHARA, S. ISHIZUKA, A. FUSHIMI and A. MASUDA; Exposure assessment of benzene from vehicles in Japan, Proceedings of the 2nd International Workshop on Risk Evaluation and Management of Chemicals, 62–70 (1999).
- 16) A. KISHIMOTO, T. OKA, K. YOSHIDA and J. NAKANISHI; Cost effectiveness of reducing dioxin emissions from municipal solid waste incinerators in Japan, *Environ. Sci.*

- Technol.*, **35**, 2861–6 (2001).
- 17) N. KALDOR; Welfare propositions of economics and interpersonal comparisons of utility, *Econ. J.*, **49**, 549–52 (1939).
 - 18) J. R. HICKS; The foundations of welfare economics, *Econ. J.*, **49**, 696–712 (1939).
 - 19) T. C. SCHELLING; The life you save may be your own, S. B. CHASE Jr. ed. *Problems in Public Expenditure*, 127–162 (1968).
 - 20) E. J. MISHAN; Evaluation of life and limb: a theoretical approach, *J. Polit Econ*, **79**, 687–705 (1971).
 - 21) 岡 敏弘; “環境政策論”, pp. 101–121 (1999), 岩波書店, 東京.
 - 22) A. FISHER, L. G. CHESTNUT and D. M. VIOLETTE; The value of reducing risks of death: a note on new evidence, *J. Policy Anal. Manage*, **8**, 88–100 (1989).
 - 23) U. S. Environmental Protection Agency; The benefits and costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990, EPA 410-R-97-002 (1997), <http://www.epa.gov/airprog/oar/sect812/index.html> 閲覧 2012 年 7 月 10 日.
 - 24) U. S. Environmental Protection Agency; Final Regulatory Analysis: Control of Emissions from Nonroad Diesel Engines, EPA420-R-04-007 (2004), <http://www.epa.gov/nonroaddiesel/2004fr/420r04007a.pdf> 閲覧 2012 年 7 月 10 日.
 - 25) 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).
 - 26) M. W. JONES-LEE, M. HAMMERTON and P. R. PHILIPS; The value of safety: results of a national sample survey, *Econ. J.*, **95**, 49–72 (1985).
 - 27) UK Department for Transportation; 2005 valuation of the benefits of prevention of road accidents and casualties, *Highways Economics Note*, No.1. (2007) <http://www.fightbackwithfacts.com/wpcontent/uploads/2011/07/D.38-Valuation-of-Accidents.pdf> 閲覧 2012 年 7 月 10 日.
 - 28) 山本秀一, 岡 敏弘; 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 (1994).
 - 29) 今 長久; 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 (2001).
 - 30) 古川俊一, 磯崎 肇; 統計的生命価値と規制政策評価, *日本評価研究*, **4**, 53–65 (2004).
 - 31) T. TSUGE, A. KISHIMOTO and K. TAKEUCHI; A choice experiment approach to the valuation of mortality, *Risk Uncertainty*, **31**, 73–95 (2005).
 - 32) 内閣府; “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” (2007).
 - 33) 宮里尚三; 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 (2010).
 - 34) 栗山浩一, 伊藤伸幸, 佐藤真行, 吉田友美; 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* (2012).
 - 35) 原子力安全委員会; “飲食物摂取制限に関する指標について” (1998).
 - 36) E. J. MISHAN; The new controversy about the rationale of economic evaluation, *J. Econ. Issues*, **16**, 29–47 (1982).
 - 37) 岡 敏弘; “厚生経済学と環境政策”, pp. 11–13 (1997) 岩波書店, 東京.