

食品の基準値の導出について

1 規制対象核種の移行経路

食品への放射性核種の主な移行経路を図1に示す。新しい基準値は、食品中の放射性セシウムとそれ以外の核種の比率を算出した上で介入線量レベルを超えないよう設定することとしている。このため、基準値の導出の前に、図1に示す経路別に、各規制対象核種の食品への移行を評価した。

1.1 陸域産物に関する移行経路の評価の考え方

農作物に関しては、事故直後には、放射性核種の農作物への直接沈着が汚染の主体であったが、今後、耕作土壌から吸収された放射性核種による汚染が支配的となってくると考えられ、この経路を評価することとした。果実等では、事故直後に樹皮、葉等に付着した放射性核種が、次年度以降、再転流（最初に吸収・移行した部位からさらに植物体内の別の部位に移ること）によって可食部に移行する経路もあるが、植物表面からのウェザリング（降水や風等の気象現象による除去）によって、樹皮、葉等の残存率は非常に少なくなると考えられ、経路としては考慮しなくても良いと考えられた。

畜産物については、福島原発事故から数ヶ月間は、放射性核種が直接沈着した稲藁を給餌したことに起因する牛肉の汚染が報告されたが、このような経路は、今後考えにくくなると考えられた。このため、農作物と同様に耕作土壌から飼料作物（牧草等）に吸収された放射性核種が、家畜に給餌されることによって、畜産物に移行する経路を評価することとした。一方、家畜の飲用水については、後述するように土壌から飼料への移行係数比について、安全側に高い値を与えれば、セシウムに対する他の核種の比率という観点では考慮する必要はないと考えられた。

淡水産物については、事故直後は、大気から河川等に沈着した放射性核種が淡水産物に取り込まれて高い濃度が検出されたが、今後は、周辺流域から淡水系に流入した放射性核種や、堆積物に収着した放射性核種が再度淡水中に溶脱して、淡水産物に取り込まれる経路の評価が必要と考えられた。

1.2 海産物に関する移行経路の評価の考え方

海産物については、大気中に放出されたのち海洋に流れ込んだもの及び発電所サイトから直接海洋に放出されたものの双方からの移行が考えられる。このうち、発電所サイトから直接海洋に放出された核種の量や組成についての情報

は十分ではなく、陸域のように環境モニタリングデータを用いての評価は困難であると考えられた。

このため、海産物摂取による線量については、安全側に、他の放射性核種による線量と、放射性セシウムによる線量の寄与が等量になると仮定して評価を行うこととした。

この仮定については、海産物の実測により、妥当性を随時検証する必要があるが、現時点までに実施した測定結果では、海産物中の放射性核種は放射性セシウムが支配的であり、上記の想定は相当に安全側の評価であると考えられる。

1.3 原材料と製造食品・加工食品の扱いについての考え方

一部の製造食品及び加工食品については、製造・加工の過程において放射性核種の濃度比が変化する可能性がある。

しかしながら、そのような食品が摂取量全体に占める割合は大きくないと考えられる。従って、食品の製造や加工による放射性核種の濃度比の変化は、原材料に関する評価を安全側に行えば、個々に考慮する必要はないと考えられた。

2. 環境媒体中の放射性核種の初期濃度比

2.1 土壌における放射性核種の初期濃度比

土壌における放射性核種の初期濃度比は、①文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータが存在する場合は、そのデータを用いる、②当該放射性核種の同位体が測定されている場合は、そのモニタリングデータと、保安院試算値の合計欄の同位体核種間の比率を用いる、③当該核種及び同位体のいずれもモニタリングデータが存在しない場合は、保安院試算値の合計欄のCs-137濃度に対する比率を用いることとした。

なお、文部科学省が公表しているデータでは、土壌中の放射性核種の濃度は全て平成23年6月14日時点に換算されているため、この濃度の比率から、原子炉が停止した3月11日における比率を求めて、当該放射性核種の比率の初期値とした。

2.1.1 Cs-134とCs-137の比

Cs-134とCs-137の土壌中濃度比は、文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータを用いた。Cs-134とCs-137の土壌中濃度の関係を図2に示す。Cs-137に対するCs-134の比は安定しており、その算術平均は 9.2×10^{-1} である。よって、地表面に沈着したCs-134のCs-137に対する土壌中濃度比として、 9.2×10^{-1} （平成23年6月14日時点）

を用いた。

2.1.2 ストロンチウム-90 (Sr-90) と Cs-137 の比

Sr-90 と Cs-137 の土壤中濃度比は、文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータを用いた。Sr-90 と Cs-137 の土壤中濃度の関係を図3に示す。Sr-90 が検出された土壤試料における Cs-137 に対する Sr-90 の土壤中濃度の比率は、 $1.6 \times 10^{-4} \sim 5.8 \times 10^{-2}$ であり、算術平均は 2.6×10^{-3} である。Sr-90 濃度の Cs-137 濃度に対する比は、Cs-137 濃度が高い地点では比較的低く、Cs-137 濃度が低い地域では比較的高くなる傾向が見られた。そこでは、Cs-137 に対する Sr-90 の土壤中濃度の比率の算術平均が 2.6×10^{-3} であったこと、Cs-137 の土壤中濃度が比較的高い地域、すなわち食品中濃度が高くなる可能性のある地域では、この比率が低くなる傾向があること（算術平均値である 2.6×10^{-3} よりも十分低いこと）を考慮し、地表面に沈着した Sr-90 の Cs-137 に対する土壤中濃度比として、 2.6×10^{-3} を高い値に丸めた 3×10^{-3} （平成23年6月14日時点）から換算して用いた。

2.1.3 プルトニウム同位体 (Pu-238、Pu-239、Pu-240 及び Pu-241) と Cs-137 の比

プルトニウム同位体濃度と Cs-137 の土壤中濃度との比は、文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータを用いた。ただし、Pu-239 と Pu-240 については、測定方法の制約により両方を合計した「Pu-239+240」としてデータが取得されており、それぞれの核種濃度となっていないこと、Pu-241 については実測されていないことから、プルトニウム同位体濃度の Cs-137 濃度に対する比は、まず Pu-238 の Cs-137 に対する比をモニタリングデータから推定し、Pu-239、Pu-240 及び Pu-241 については、保安院試算値におけるそれぞれの核種の Pu-238 に対する比を、Pu-238/Cs-137 比に乗じることによって推定値とした。Pu-238 の Cs-137 に対する土壤中濃度の関係を図4に示す。

Pu-238 が検出された6地点の Cs-137 に対する Pu-238 の土壤中濃度の比率は、 $8.3 \times 10^{-8} \sim 1.1 \times 10^{-6}$ であり、算術平均は 5.1×10^{-7} である。この比率から他のプルトニウム同位体の Cs-137 に対する比率を求めるにあたり、Pu-238 が検出された土壤サンプル数が少ないことから、過小評価となることを避けるため、ここでは Cs-137 に対する Pu-238 の土壤中濃度の比率の最大値を高い値に丸めた 2×10^{-6} （平成23年6月14日時点）から換算して用いた。 その他のプルトニウム同位体は、この比率から算出された初期値に、保安院試算値の合計欄におけるそれぞれの核種の Pu-238 に対する比率（Pu-239： 1.7×10^{-1} 、Pu-240： 1.7×10^{-1} 、

Pu-241: 6.3×10^1) を乗じることによって求めた。

2.1.4 ルテニウム-106 (Ru-106) と Cs-137 の比

Ru-106 及びその同位体は、文部科学省によるモニタリングの実測値が得られていないため、保安院試算値の合計欄における Cs-137 に対する比率 (1.4×10^{-7}) を初期値として用いることとした。

2.2 淡水における放射性核種の初期濃度比

淡水（河川水、湖沼水等）中の放射性核種の濃度は、淡水産物への放射性核種の移行の評価に用いる他、これらを水源とする飲料水における放射性物質の濃度を評価する上でも使用する。

文部科学省によるモニタリングにおいて、河川水中の放射性核種濃度は、Sr-90 と Cs-137 が測定されている。この調査は第1期（平成23年6月29日、30日）と、第2期（平成23年8月1日、2日）の二回にわたって実施されている。河川水中の Cs-137 に対する Sr-90 の濃度の比率は $3.3 \times 10^{-3} \sim 1.4 \times 10^{-2}$ であり、算術平均は 8.4×10^{-3} である。このため、Sr-90/Cs-137 比はこの結果から安全側に 2×10^{-2} を用いる（図5参照）。なお、この比率は第1期と第2期の中間である平成23年7月15日時点とし、平成23年3月11日時点に換算して用いる。

その他の核種（プルトニウム同位体及び Ru-106）については、モニタリングデータが得られていないため、淡水中濃度比の推定には、土壌中濃度比及び放射性核種の固相-液相間分配係数 (K_d) を用いた。 K_d は以下の式によって定義される。

$$K_d \text{ (L/kg)} = \text{(固相中濃度) (Bq/kg)} / \text{(液相中濃度) (Bq/L)}$$

ここで、固相中濃度は、単位重量当たりの放射性核種濃度 (Bq/kg-乾) であり、液相中濃度は、溶液中の溶存の放射性核種濃度 (Bq/L) である。淡水中濃度比は、土壌中濃度比を、設定した K_d 比で割ることにより求めた。

3 パラメータ設定の考え方について

3.1 基本方針

図1に示した移行経路により、食品中における放射性核種の比率を求めるためには、いくつかの環境移行パラメータが用いられる。環境移行パラメータは、わが国において取得されたデータと、国際原子力機関 (IAEA) (以下、「IAEA」という。) のレポートに基づいて設定することとした。

3.2 土壌から農作物への移行係数

一般に土壌から農作物への移行を評価する場合、農作物中の放射性核種濃度が土壌中濃度に比例するモデルが用いられる。このモデルの比例係数が、土壌-農作物間の移行係数 (Transfer factor, TF) ^{#1}である。

今回は、独立行政法人放射線医学総合研究所、財団法人環境科学技術研究所及び独立行政法人農業環境技術研究所において得られた放射性核種及び安定元素による移行係数データと、IAEAが2010年に取りまとめたテクニカル・レポート・シリーズ (TRS) No. 472 (以下、「IAEA TRS No. 472」という。) に示された放射性核種の移行係数を参照した。

その際、4機関のデータを比較し、最も高い比を示す値を選択し、過小評価とならないようにした。また、農作物毎に複数のデータがある場合には農作物毎の幾何平均値を、また、穀類 (小麦、大麦)、玄米、白米、芋類、葉菜類、根菜類、豆類、果菜類の分類毎に複数のデータがある場合には分類毎の幾何平均値を用いた^{#2}。なお、穀類とコメとを分類したのは、我が国での消費の実態を反映させることを考慮したためである。

また、コメについては、玄米と白米の両方のデータを比較し、玄米の方が、ストロンチウムのセシウムに対する移行係数の比が高いことから、玄米だけを食する人でも安全が担保できるよう、コメの移行係数比として玄米の移行係数比を採用した。

土壌から農作物への移行係数比を表1に示す。

^{#1} 土壌-農作物移行係数(TF)の導出方法は以下の式を用いている。

$$\text{移行係数(TF)} = (\text{農作物中濃度}) / (\text{土壌中濃度})$$

放射性核種の場合、単位重量当たりの放射能濃度 (Bq/kg)、安定元素の場合、単位重量当たりの元素濃度 (mg/kg)。本調査では移行係数比を求めることが目的であるため、農作物の単位重量を乾物重でも生重でも可としているが、比を求める際には乾物重若しくは生重に統一して行っている。

^{#2} 幾何平均値を用いたのは、移行係数の分布が対数正規分布に一致することが多いことが知られているためである。

3.3 土壌から飼料及び飼料から畜産物への移行係数

3.3.1 土壌から飼料への移行係数

乳牛、肉牛ともに、国産飼料を使用する場合には、牧草やトウモロコシ、ふすまや穀類等を与えることが考えられる。そこで、牛用の飼料作物への移行係数としては、安全側の想定として、牧草と穀物への移行係数のうち、セシウムに対する比が高い方を用いることとした。

また、豚と鶏に関しては、配合飼料に用いられている国産材料が、ふすま、糠及び飼料米などであることを踏まえ、穀物への移行係数を用いることとした。

牧草への移行係数は、財団法人環境科学技術研究所のデータがある場合にはそれを用い、無い場合には IAEA TRS No. 472 の牧草への移行係数のうちセシウムに対する比率が高いデータを用いた。牧草へのデータが無い場合には葉菜類を用いた。穀物への移行係数は前述の農作物と同様とした。

3.3.2 飼料から畜産物への移行係数

飼料から畜産物への移行係数は、IAEA TRS No. 472 と IAEA が 1994 年に取りまとめた TRS No. 364 (以下、「IAEA TRS No. 364」という) のうちセシウムとの比率が高いデータを用いることとした。

なお、飼料から牛肉への移行係数のうち、一部の核種については、IAEA TRS No. 364 に子牛のデータが掲載されている。しかしながら、平成 21 年度食肉検査等情報還元調査によれば、成牛に対して、子牛の処理頭数が占める割合は 0.88% と非常に小さく、子牛の肉量が成牛の肉量の 20~30% 程度であることを考え合わせ、流通量が非常に少ない子牛のデータは用いないこととした。

土壌から飼料及び飼料から畜産物への移行係数比を表 2 に示す。

3.4 土壌における固液分配係数

土壌の K_d と、浮遊物質の K_d について、独立行政法人放射線医学総合研究所において得られた放射性核種の K_d データの幾何平均値と、IAEA TRS No. 364 及び IAEA TRS No. 472 に示された放射性核種の K_d の幾何平均値若しくは期待値と記載された値を参照した。 K_d 値は、値が高い程土壌固相に収着されやすい、すなわち、水に溶存態として存在しにくいことを示している。ここでは、放射性セシウムに対し、他の放射性核種濃度が水中でより高くなる可能性を考慮し、一つの元素に対し、複数の K_d 比 (その他の核種の K_d / 放射性セシウムの K_d) が存在する場合には、最も低くなる数値を用いた。

土壌における固液分配係数比を表 3 に示す。

3.5 淡水から淡水産物への移行係数

淡水から淡水産物への移行係数は IAEA TRS No. 472 に記載されている値のうち、淡水魚の組織への移行係数値を用いた。

淡水から淡水産物への移行係数比を表 4 に示す。

3.6 年齢等区分毎の摂取量データ

食品摂取量は年齢や性別によって異なることから、本評価では、「1歳未満」、「1～6歳(男)」、「1～6歳(女)」、「7～12歳(男)」、「7～12歳(女)」、「13～18歳(男)」、「13～18歳(女)」、「19歳以上(男)」、「19歳以上(女)」、「妊婦」の年齢区分毎の摂取量の平均値を用いることとした。

摂取量は、農作物(穀類、コメ、芋類、葉菜類、根菜類、豆類、果菜類)、畜産物(牛乳、乳製品、牛肉、豚肉、鶏肉、鶏卵)、淡水産物、海産物の分類したうえで使用した。これらの分類に当てはまらないもの(キノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等)は、「その他」とした。

使用した年齢区分別・食品部類別の摂取量データを表5に示す。

3.7 線量係数

線量係数は、ICRP Publication No. 72に記載されている経口摂取に係る内部被ばく線量係数を用いた。「1歳未満」は3月児、「1-6歳(男)」及び「1-6歳(女)」は5歳、「7-12歳(男)」、「7-12歳(女)」は10歳、「13-18歳(男)」、「13-18歳(女)」は15歳、「19歳以上(男)」、「19歳以上(女)」、「妊婦」は成人の線量係数を用いる。

評価に用いる線量係数を表6に示す。

4. 線量評価と限度値導出

4.1 土壌及び淡水中の初期濃度比と年平均補正值比

規制対象核種であるセシウム(Cs-134、Cs-137)、ストロンチウム(Sr-90)、ルテニウム(Ru-106)、プルトニウム(Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241)について、その半減期と、2.1に記載した方法によって求めた土壌中における各核種のCs-137に対する濃度比(平成23年3月11日時点の換算値)、及び2.2に記載した方法と3.4に記載した固液分配係数比によって求めた、淡水中における各核種のCs-137に対する濃度比(平成23年3月11日時点の換算値)を表7に示す。なお、3月11日は原子炉が停止した時点であり、まだ放射性核種の放出は生じていないが、ここでは便宜的に平成23年3月11日時点の換算値を「初期濃度比」と記載する。

4.2 飲料水

飲料水は、その水源である淡水中の濃度比が飲料水においてもそのまま維持されると想定した。よって、ある時点を起点とする1年間の、飲料水における各放射性核種のCs-137に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCdw_n(t) = RCw_n^0 \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{Cs-137} t)} dt$$

ここで、

$RCdw_n(t)$: 飲料水における評価年 t の核種 n の年間平均濃度比 (-)

RCw_n^0 : 核種 n の淡水中初期濃度比 (-)

λ_n : 核種 n の物理的壊変定数 (y^{-1})

t' : 平成 23 年 3 月 11 日から評価年 t 当初までの期間 (y)

飲料水に放射性セシウムが 1 Bq 含まれている場合の、ある評価年における、それぞれの核種による線量は、 $RCdw_n(t)$ を用いて、以下の式で求められる。

$$DFdw_n(t) = \frac{RCw_n(t)}{1 + RCw_{Cs-134}(t)} \times DF_n$$

ここで、

$DFdw_n(t)$: 評価年 t の放射性セシウム 1 Bq あたりの核種 n による預託実効線量 (Sv/Bq)

DF_n : 核種 n の預託実効線量係数 (Sv/Bq)

である。よって、評価年 t において、飲料水によって放射性セシウムを 1 Bq 摂取した場合の、全ての規制対象核種による線量 (以下、「対象核種合計線量係数」という。) は、上式で求められた各放射性核種による線量を合計することによって得られる。すなわち、以下の式で求められる。

$$DFdw_{total}(t) = \sum_n DFdw_n(t)$$

ここで、

$DFdw_{total}(t)$: 飲料水における対象核種合計線量係数 (Sv/Bq)

である。この対象核種合計線量係数は経時的に変化し、また年齢区分によっても異なるため、年齢区分毎、評価年毎に算出する必要がある。

4.3 農作物

図 1 に示したように、放射性核種の農作物への移行経路は土壌からの経根吸収を考慮している。よって、ある時点を起点とする 1 年間の、農作物における各放射性核種の Cs-137 に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCc_n(t) = RCs_n^0 \cdot RTFc_n \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{Cs-137} t)} dt$$

ここで

$RCc_n(t)$: 農作物における評価年 t の核種 n の年間平均濃度比 (-)

RCs_n^0 : 核種 n の耕作土壌中初期濃度比 (-)

$RTFc_n$: 核種 n の土壌から農作物への移行係数比(-)

である。農作物への移行係数比は農作物の種類によって異なるため、農作物における対象核種合計線量係数は、農作物分類毎に、飲料水と同様の式で求める。

4.4 畜産物

図1に示したように、放射性核種の畜産物への移行経路は、土壌から飼料作物への経根吸収と、飼料作物から畜産物への移行を考慮している。よって、ある時点を開始とする1年間の、畜産物における各放射性核種のCs-137に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCa_n(t) = RCs_n^0 \cdot RTFf_n \cdot RTFa_n \int_t^{t+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{cs-137} t)} dt$$

ここで、

$RCa_n(t)$: 畜産物における評価年 t の核種 n の年間平均濃度比(-)

$RTFf_n$: 核種 n の土壌から飼料作物への移行係数比(-)

$RTFa_n$: 核種 n の飼料作物から畜産物への移行係数比(-)

である。畜産物への移行係数比は畜産物の種類によって異なるため、畜産物における対象核種合計線量係数は、畜産物分類毎に、飲料水と同様の式で求める。なお、乳製品の対象核種合計線量係数は牛乳と同一とする。

4.5 淡水産物

図1に示したように、放射性核種の淡水産物への移行経路は、淡水から淡水産物への移行を考慮している。よって、ある時点を開始とする1年間の、淡水産物における各放射性核種のCs-137に対する濃度比は、以下の式で与えられる。

$$RCfp_n(t) = RCw_n^0 \cdot RTFfp_n \int_t^{t+1} \frac{\exp(-\lambda_n t)}{\exp(-\lambda_{cs-137} t)} dt$$

ここで、

$RCfp_n(t)$: 淡水産物における評価年 t の核種 n の年間平均濃度比(-)

$RTFfp_n$: 核種 n の淡水から淡水産物への移行係数比(-)

である。淡水産物は種類の差異を考慮しないため、淡水産物における対象核種合計線量係数は、飲料水と同様の式で求める。

4.6 海産物

海産物については、1.2に記載したように、他の放射性核種による線量と、放射性セシウムによる線量が等量であると仮定(注)して評価を行う。

本事故によるCs-134とCs-137の濃度比は、土壌と海水では差がなく、よって海産物とも差がないと考えられることから、まず以下の式によってCs-134の

Cs-137 に対する海産物中濃度比を求める。

$$RCsp_{Cs-134}(t) = RCs_{Cs-134}^0 \int_{t'}^{t'+1} \frac{\exp(-\lambda_{Cs-134}t)}{\exp(-\lambda_{Cs-137}t)} dt_n$$

ここで

$RCsp_{Cs-134}(t)$: 海産物における評価年 t の Cs-134 の年間平均濃度比(-)
である。よって、海産物における対象核種合計線量係数は、以下の式で求められる。

$$DFsp_{total}(t) = \frac{DF_{Cs-137} + RCsp_{Cs-134}(t) \times DF_{Cs-134}}{1 + RCsp_{Cs-134}(t)} \times 2$$

ここで、

$DFsp_{total}(t)$: 海産物における対象核種合計線量係数(Sv/Bq)
である。

注) この仮定を検証するため、平成 23 年 6 月に福島県小名浜沖で採取された海産物 8 種について、実測調査を行った。8 種のうち、魚類 4 種は筋肉部、内臓部およびアラ部(頭部や骨等)に、イカ 2 種は筋肉部と内臓部に、それぞれ分割し、灰化した各部位別に放射性核種を定量した。

この結果、アルファ核種である Pu-239 と Pu-240 の合計値は、事故以前と同等のレベルであり、今回の事故の影響は見いだされなかった。また、Sr-90 については、これまでの(独)水産総合研究センターによる調査では、魚類について検出限界未満(検出下限値: 0.04 Bq/kg-生)であった。そこで本部会では、ストロンチウムが蓄積する可能性の高い魚類のアラ部の測定を行ったが、魚類 4 種とも Sr-90 は検出下限値未満(約 0.03 Bq/kg-生)であった。これらの結果から、現時点では、この仮定は十分安全側のものであると考えられる。

4.7 その他の食品

「その他の食品」には、キノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等が含まれる。これらの「その他の食品」については、原材料が種々にわたることから、全対象核種線量係数は、4.3~4.6 で求めた、農作物(農作物分類毎)、畜産物(畜産物分類毎)、淡水産物及び海産物の全対象核種線量係数を、その摂取量で加重平均した値を用いることとする。

5 基準値の計算

5.1 計算方法

濃度限度値を誘導するにあたり、流通する全ての食品が放射性核種で汚染されていると考えるのは妥当とはえない。そこで、限度値の計算は、流通する食品の 2 分の 1 に放射性核種が含まれるものと設定し、以下の式により行う。

この計算により「一般食品」の限度値が誘導される。

$$CLf = \min \frac{Df(t)}{\sum_{foods} DF_{total}(t) \times I \times 0.5}$$

ここで、

CLf : 「飲料水」を除く食品の限度値 (Bq/kg)

$Df(t)$: 評価年 t における食品に割り当てられる年間線量 (Sv/y)

$DF_{total}(t)$: 評価年 t における食品区分毎の対象核種合計線量係数 (Sv/Bq)

I : 当該食品区分の年間摂取量 (kg/y)

である。

ここで、評価年 t における食品に割り当てられる年間線量は、介入線量レベルから、飲料水摂取による年間線量を差し引くことによって求められる。なお、飲料水摂取による年間線量は、飲料水の放射性セシウム濃度基準値 (10 Bq/kg) と、飲料水年間摂取量及び飲料水摂取による対象核種合計線量係数の積で求められる。

5.2 計算結果

5.1 の計算により誘導された「一般食品」の限度値の計算結果を、年齢等区分毎に表 8-1～表 8-10 に示す。ここで、食品に対する放射性セシウムの限度値は、安全側に 3 桁目を切り下げて表示している。限度値が最も小さくなるのは、1 年目における 13-18 歳 (男) の 120 Bq/kg であり、想定外の食品摂取をしても安全が確保できるよう、介入線量に一定の余裕 (留保) を持たすため、基準値は、この値を安全側に切り下げて 100 Bq/kg と設定することが妥当である。また、「乳児用食品」及び「牛乳」については、流通する全ての食品が汚染されていたとしても影響がないよう、より安全側に「一般食品」の基準値である 100 Bq/kg の 2 分の 1 の 50 Bq/kg の基準値を設定することが妥当である。

なお、表 8-1～表 8-10 には、それぞれの飲料水及び食品について、上記の基準値を設定した場合の線量の試算値をあわせて記載した。上段の試算値は、「飲料水」「乳児用食品」「牛乳」は流通するすべての食品が放射性核種を含むとし、「一般食品」は流通する食品の放射性核種濃度の平均値が、限度値の 2 分の 1 であるとし算出した線量である。

また、下段の試算値は、より保守的に、コメについて、全てが汚染されていると仮定して算出した線量であるが、この場合でも、すべての年齢で介入線量レベルを超えることはない。

なお、基準値上限の食品を摂取し続けることは想定し得ず、実際の被ばく量は、これらの値より相当程度低いものとなる。

6 評価対象核種の以外の核種の影響に関する考察

6.1 短半減期核種

6.1.1 短半減期核種の影響の評価

本評価は長期的な状況に対応するものであるため、半減期が1年未満の核種については規制の対象とはしていないが、これらの核種による影響を評価すると、施行後1年目が最も大きい、その後数年でほとんど無視しうるものとなる。

6.2 長半減期核種の影響についての考察

今回の解析では、セシウム (Cs-134、Cs-137)、ストロンチウム (Sr-90)、ルテニウム (Ru-106)、プルトニウム (Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241) を規制の対象として検討した。福島原発事故ではその他の長半減期核種も放出された可能性があり、これらの核種の影響について以下に考察する。

6.2.1 トリチウム (H-3)、炭素 (C-14)

これらの核種の食品中濃度が問題となるのは、環境中に大量かつ継続的に放出され、光合成によって植物に取り込まれ、有機物として蓄積する場合である。今回の事故においては、これらの核種は放出されて拡散している可能性があるが、放射性プルームは比較的短期間で通過しており、既に、環境中において拡散希釈されていると考えられる。よって、考慮しなければならないほどの線量となることは考えがたい。

6.2.2 保安院試算値のリストに掲載されていない放射化生成物等

文部科学省が実施している放射線量等分布マップの作成のために測定されたモニタリングデータでは、土壌中からのCo-60等の検出はない。また土壌試料から放射化学分離して検出された事例においても、その量は放射性セシウムに比べて極めて少ない。よって、これらの核種を考慮しなければならないほどの線量となることは考えがたい。

6.2.3 ウラン

敷地内データを含め、天然に存在するウランの同位体比との差異は見られていないことから、放出量は極めて少ないと考えられる。従って、現時点においては、別途基準値を設定する必要性は乏しい。

6.2.4 I-129、Tc-99等の長半減期核種

長期的には、今後の測定によって確認することが必要であるが、寄与は十分小さいと考えられる。

6.2.5 Pu-242、Am-241、Cm-242、Cm-243、Cm-244

現在の暫定規制値は、原子力安全委員会によって「原子力施設等の防災対策について」において示されていた「飲食物摂取制限に関する指標」を規制値としたものだが、この指標には、「プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種 (Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-242、Am-241、Cm-242、Cm-243、Cm-244 の放射能濃度の合計)」も含まれている。ただし、これらの核種は再処理施設の防災対策をより実効性のあるものとするために算定されたものであり、現時点で基準値の設定の必要はないと考えられる。

<参考文献>

- IAEA (2010) Technical Report Series No. 472.
- IAEA (1994) Technical Report Series No. 364.
- IAEA (1982) Safety Series No. 57.
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による、プルトニウム、ストロンチウムの核種分析の結果について (平成 23 年 9 月 30 日)
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による、放射性物質の分布状況等に関する調査研究 (河川水・井戸水における放射性物質の移行調査) の結果について (平成 23 年 10 月 20 日)
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による放射線量等分布マップ (テルル 129m、銀 110mの土壤濃度マップ) の作成について (平成 23 年 10 月 31 日)
- 原子力安全・保安院 (2011) 東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に係る 1 号機、2 号機及び 3 号機の炉心の状態に関する評価について (平成 23 年 6 月 6 日 (10 月 20 日修正))
- Tsukada, H. and Nakamura, Y. (1998) J. Radioanal. Nucl. Chem. 236, 123-131.
- Tsukada, H. and Nakamura, Y. (1999) Sci. Total Environ. 228, 111-120.
- Tsukada, H. Hasegawa, H. Hisamatsu, S. and Yamasaki, S. (2002) J. Environ. Radioactiv. 59, 351-363.
- Tsukada, H. and Hasegawa, H. (2002) J. Radioanal. Nucl. Chem. 252, 219-224.
- Tsukada, H., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2003) J. Radioanal. Nucl. Chem. 255, 455-458.
- Tsukada, H., Takeda, A., Takahashi, T., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2005) J. Environ. Radioactiv. 81, 221-231.
- Uchida, S., Tagami, K. and Hirai, I. (2007) J. Nucl. Sci. Technol. 44., 628-640.
- Uchida, S., Tagami, K. and Hirai, I. (2007) J. Nucl. Sci. Technol. 44., 779-790.
- Uchida, S., Tagami, K., Shang, Z. R. and Choi, Y. H. (2009) J. Environ. Radioactivity 100, 739-745.
- Ishikawa, N., Uchida, S. and Tagami, K. (2008). Waste Management Symposium Proceedings, 34(8093), 1-7.
- Komamura, M., Tsumura, A., Yamaguchi, N., Kihou, N. and Kodaira, K. (2005) Misc. Publ. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci., No. 28. pp. 56. (
- (独) 水産総合研究センター (2011) 水産総合研究センターによる水産物放射性物質調査結果 水産物ストロンチウム調査結果 (第 1 報、第 2 報)、2010 年 8 月 30 日 (<http://www.fra.affrc.go.jp/eq/result.html>)

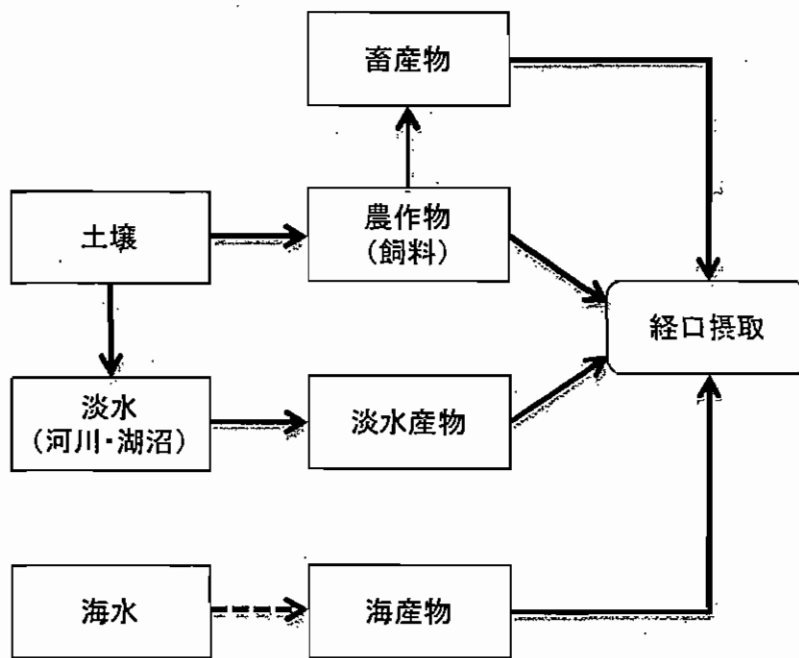


図1 本評価で考慮する放射性核種の移行経路

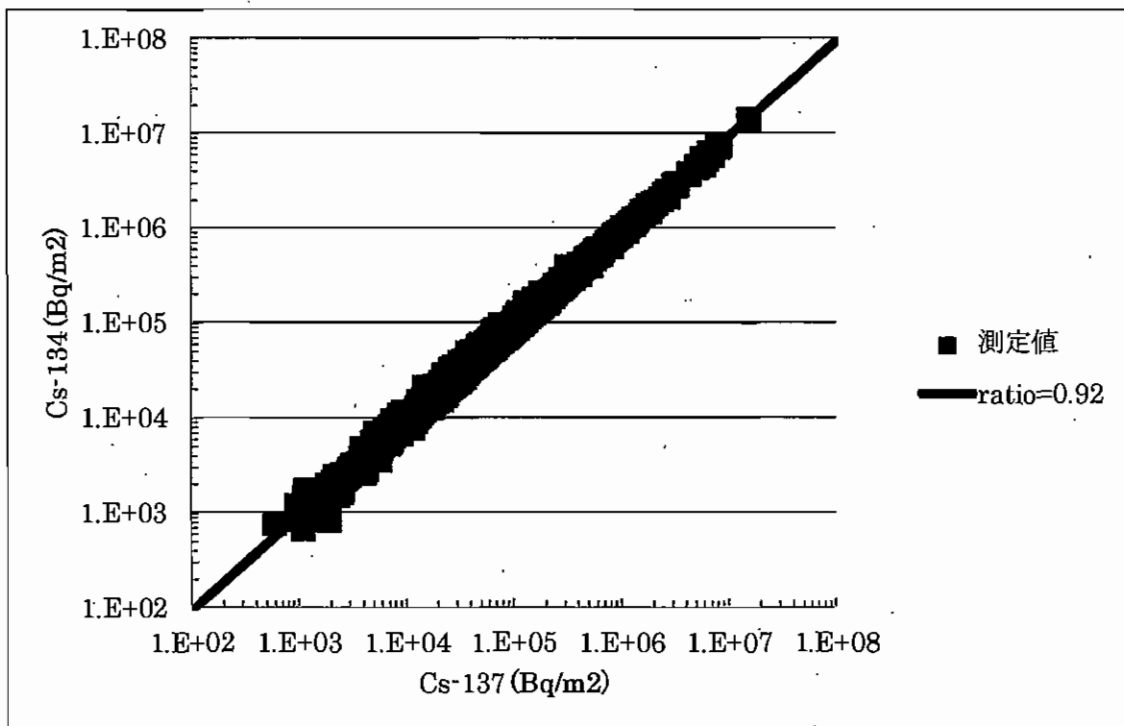


図2 土壌中の Cs-134 濃度/Cs-137 濃度比

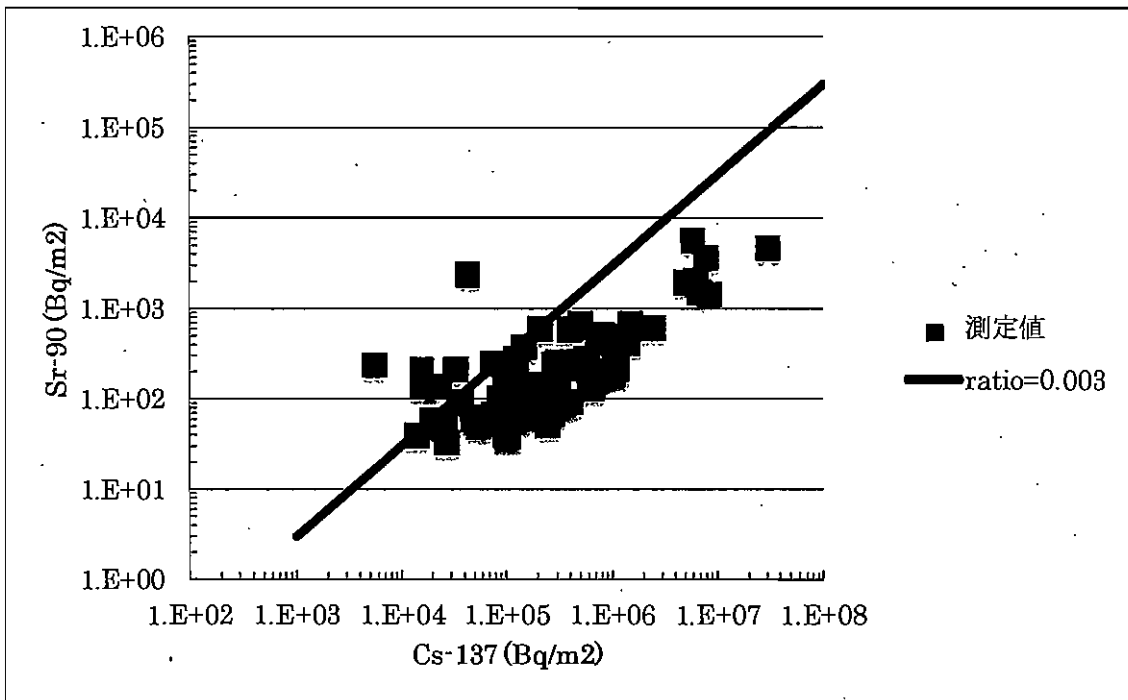


図3 土壤中の Sr-90 濃度/Cs-137 濃度比

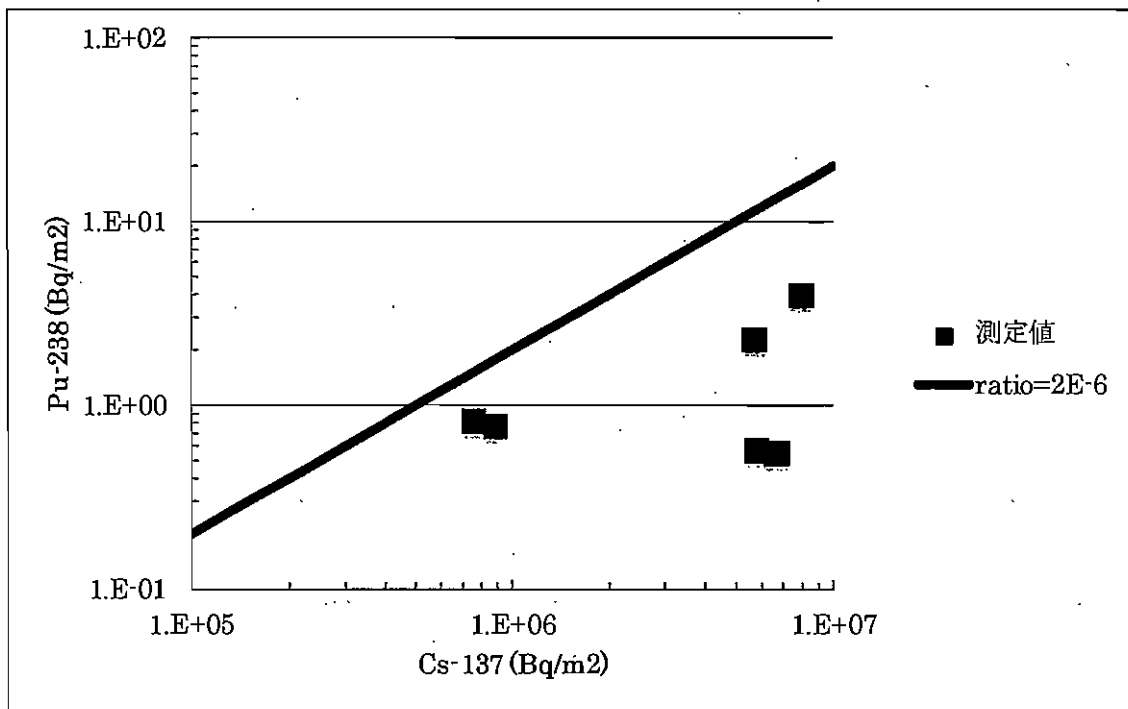


図4 土壤中の Pu-238 濃度/Cs-137 濃度比

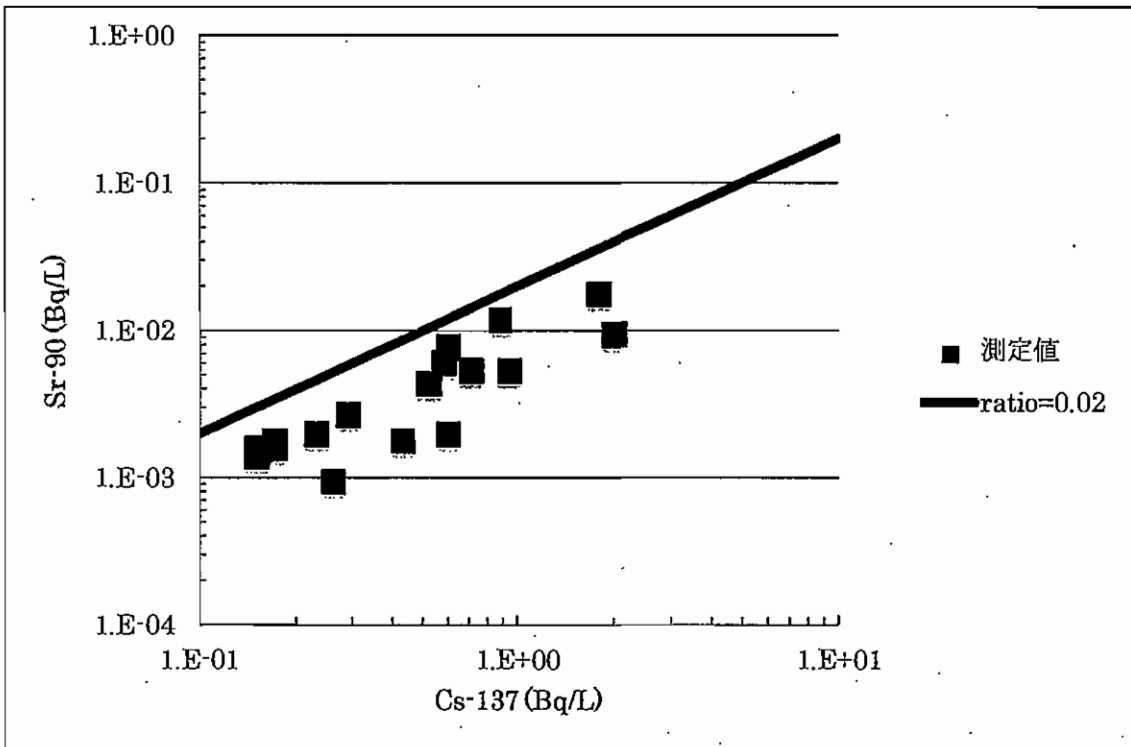


図5 河川水中の Sr-90 濃度/Cs-137 濃度比

表1 農作物に関する環境移行パラメータ(移行係数のセシウムに対する比)

元素	穀類	コメ	芋類	葉菜類	根菜類	豆類	果菜類
Sr	2.0E+01	3.4E+00	4.8E+00	4.1E+01	6.7E+01	3.5E+01	1.7E+01
Ru	1.1E+00	1.1E+00	8.9E-02	1.5E+00	2.4E-01	3.8E-01	9.5E-01
Pu	3.3E-04	3.3E-04	2.0E-03	1.4E-03	9.3E-03	1.6E-03	3.1E-03

○データの参照元

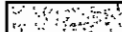


	(独)放射線医学総合研究所の報告による
	(独)農業環境技術研究所の報告による
	IAEA Technical Report Series No.472による

表2 畜産物に関する環境移行パラメータ(移行係数のセシウムに対する比)

元素	牧草	穀類(飼料)	牛用飼料	牛乳	牛肉	穀類(飼料)	豚肉	鶏肉	鶏卵
Sr	1.2E+01	2.0E+01	2.0E+01	3.5E-01	1.6E-01	2.0E+01	1.7E-01	8.0E-03	8.8E-01
Ru	3.6E-01	1.1E+00	1.1E+00	2.0E-03	1.5E-01	1.1E+00	2.8E+00	8.0E-01	1.3E-02
Pu	1.1E+02	3.3E-04	1.1E+02	2.2E+03	2.0E-04	3.3E-04	3.3E-04	3.0E-04	3.0E-03

○データの参照元


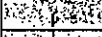
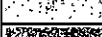



	(財)環境科学技術研究所の報告による
	(独)放射線医学総合研究所の報告による
	IAEA Technical Report Series No.472による
	IAEA Technical Report Series No.364による

表3 淡水中濃度に関するパラメータ(固液分配係数のセシウムに対する比)

元素	土壌Kd比	浮遊物質Kd比	選択されたKd比
Sr *			
Ru	2.0E-01	1.1E+00	2.0E-01
Pu	2.7E-01	1.0E+01	2.7E-01

 IAEA Technical Report Series No.472による
 IAEA Technical Report Series No.364による

* Sr-90については実測値を用いる

表4 淡水産物に関するパラメータ(移行係数のセシウムに対する比)

	移行係数比
Sr	1.2E-03
Ru	2.2E-02
Pu	8.4E+00

 IAEA Technical Report Series No.472による

表5 食品区分ごとの平均1日摂取量*

	1歳未満	1-6歳 【男子】	1-6歳 【女子】	7-12歳【男 子】	7-12歳【女 子】	13-18歳 【男子】	13-18歳 【女子】	19歳以上 【男子】	19歳以上 【女子】	妊婦
穀類	20.8	82.7	82.1	127.5	110.9	127.5	110.9	127.5	110.9	141.6
豆類	69.3	195.5	168.2	319.4	276.3	499.4	323.8	424.0	292.0	228.0
野菜類	13.0	36.8	34.1	85.0	78.2	79.2	67.6	60.0	55.8	57.7
葉菜類	5.7	68.9	61.8	125.1	122.1	139.9	128.3	142.9	130.2	128.3
根菜類	4.5	37.0	35.2	69.3	67.9	77.1	68.4	85.2	78.1	67.1
豆類	10.0	29.1	28.4	66.0	63.0	64.4	61.9	64.3	61.7	48.4
果菜類	66.8	174.9	178.7	151.6	161.2	149.4	156.1	229.7	243.1	230.3
乳製品	22.0	52.6	47.4	28.0	35.4	25.8	35.5	30.6	38.9	47.3
牛肉	0.1	10.2	7.9	15.5	15.0	27.3	19.1	17.7	12.1	21.2
豚肉	0.7	36.8	31.6	51.4	42.5	68.0	50.5	46.6	36.1	43.8
鶏肉	2.0	14.1	14.1	23.6	23.2	39.1	30.7	22.1	16.2	21.7
鶏卵	2.9	28.0	24.3	35.5	32.1	51.4	47.4	39.6	34.5	39.2
淡水産物	3.0	3.2	3.5	5.2	4.7	6.1	5.5	9.4	7.6	4.5
海産物	9.7	38.0	39.5	75.9	67.1	82.3	71.9	111.1	89.9	53.6
その他**	22.6	292.9	310.0	395.2	331.6	398.5	332.7	623.8	374.0	533.6
牛乳	5.8	159.7	139.2	308.2	259.9	216.2	152.2	82.3	87.0	100.2
調製粉乳(粉状)	114.0									
摂取量合計	372.9	1260.4	1206.0	1882.4	1691.1	2051.6	1662.5	2116.8	1668.1	1766.5
	1000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0	2000.0

*単位は全て g/日

**その他にはキノコ類、菓子類、酒類、嗜好飲料、調味料等が含まれる

表6 経口摂取に係る内部被ばく線量係数*

放射性核種	3月児	5歳	10歳	15歳	成人
Cs-134	2.6E-08	1.3E-08	1.4E-08	1.9E-08	1.9E-08
Cs-137	2.1E-08	9.6E-09	1.0E-08	1.3E-08	1.3E-08
Sr-90	2.3E-07	4.7E-08	6.0E-08	8.0E-08	2.8E-08
Ru-106	8.4E-08	2.5E-08	1.5E-08	6.6E-09	7.0E-09
Pu-238	4.0E-06	3.1E-07	2.4E-07	2.2E-07	2.3E-07
Pu-239	4.2E-06	3.3E-07	2.7E-07	2.4E-07	2.5E-07
Pu-240	4.2E-06	3.3E-07	2.7E-07	2.4E-07	2.5E-07
Pu-241	5.6E-08	5.5E-09	5.1E-09	4.8E-09	4.8E-09

*単位は全てSv/Bq

表7 放射性核種の初期濃度比

放射性核種	半減期(年)*	初期土壌中濃度比(-)**	初期淡水中濃度比(-)**
Cs-134	2.06	1.0E+00	1.0E+00
Cs-137	30.17	1.0E+00	1.0E+00
Sr-90	28.79	3.0E-03	2.0E-02
Ru-106	1.02	1.4E-07	7.0E-07
Pu-238	87.7	2.0E-06	7.4E-06
Pu-239	24.11	3.4E-07	1.3E-06
Pu-240	65.64	3.4E-07	1.3E-06
Pu-241	14.35	1.3E-04	4.6E-04

* アイソトープ手帳11版

** Cs-137を1.0とし、有効数字2桁を記載

表8-1 1歳未満の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	9.4E-02	9.4E-02	9.4E-02	9.4E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	9.3E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	9.1E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	470	460	460	460	460	460	460	470	460
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.32	0.29 0.31

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-2 1～6歳(男)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	8.4E-02	8.1E-02	8.0E-02	7.8E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.6E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	310	320	320	330	330	330	330	340	310
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.37 0.41	0.37 0.40	0.36 0.40	0.35 0.39	0.35 0.39	0.35 0.39	0.35 0.39	0.35 0.39	0.35 0.38

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-3 1～6歳(女)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	8.4E-02	8.1E-02	8.0E-02	7.8E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.7E-02	7.6E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	320	330	330	340	340	340	340	350	320
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.36 0.40	0.36 0.39	0.35 0.38	0.34 0.38	0.34 0.37	0.34 0.37	0.34 0.37	0.34 0.37	0.34 0.37

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-4 7～12歳(男)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	9.0E-02	8.7E-02	8.5E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.1E-02	8.1E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.1E-01	9.1E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	190	190	190	200	200	200	200	200	190
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.56 0.63	0.55 0.62	0.54 0.61	0.54 0.60	0.53 0.59	0.53 0.59	0.53 0.59	0.53 0.59	0.52 0.59

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-5 7～12歳(女)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	9.0E-02	8.7E-02	8.5E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.2E-02	8.1E-02	8.1E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	9.1E-01	9.1E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	9.2E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	210	210	220	220	220	220	220	220	210
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.52 0.58	0.51 0.56	0.50 0.56	0.49 0.55	0.49 0.54	0.49 0.54	0.49 0.54	0.49 0.54	0.48 0.53

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-6 13～18歳(男)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.2E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.8E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	120	130	130	130	140	140	140	140	120
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.80 0.94	0.78 0.92	0.76 0.90	0.75 0.88	0.74 0.87	0.74 0.87	0.74 0.86	0.73 0.86	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-7 13～18歳(女)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.2E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.8E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	150	160	160	160	160	170	170	170	150
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.68 0.77	0.66 0.75	0.65 0.74	0.64 0.72	0.63 0.72	0.63 0.71	0.63 0.71	0.62 0.70	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-8 19歳～(男)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.0E-01	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	130	130	140	150	150	150	150	150	130
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.78 0.90	0.75 0.86	0.73 0.84	0.70 0.80	0.69 0.79	0.69 0.79	0.69 0.79	0.68 0.79	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-9 19歳～(女)の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.0E-01	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	160	170	180	190	190	190	190	190	160
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.64 0.72	0.61 0.69	0.59 0.67	0.57 0.64	0.57 0.64	0.56 0.64	0.56 0.63	0.56 0.63	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である

表8-10 妊婦の誘導濃度

年後	1	3	5	10	20	30	50	100	最小値
飲料水摂取による線量(mSv/y)	1.1E-01	1.1E-01	1.1E-01	1.0E-01	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	9.9E-02	
食品に割り当てる線量(mSv/y)	8.9E-01	8.9E-01	8.9E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	9.0E-01	
食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)	160	170	170	180	180	180	180	180	160
設定した基準値の場合の線量(mSv/y)	0.66 0.72	0.63 0.69	0.61 0.67	0.59 0.65	0.58 0.64	0.58 0.64	0.58 0.64	0.58 0.63	

飲料水の放射性セシウム濃度は10Bq/kgとする

食品に対する放射性セシウムの誘導濃度(Bq/kg)は3桁目を切り下げて表示している

設定した基準値の場合の線量は、飲料水、牛乳、調製粉乳は汚染割合を100%とし、下段はさらにコメの汚染割合も100%として計算した値である