

表 1_D. 19 歳以上男性の初期の 1 ヶ月間の野菜摂取による甲状腺の等価線量分布[mSv]の推計結果（日々の平均濃度を使った場合）

%tile	50%	90%	95%	97.5%	99%	99.5%	99.9%	99.99%	100%
dose	3.3	4.1	4.3	4.5	4.8	5.0	5.5	6.2	6.9

表 2_A. 初期の 1 ヶ月間の野菜摂取による甲状腺の等価線量分布[mSv]の推計結果（日々の平均濃度を使った場合）

（1-6 歳男性）

%tile	50%	90%	95%	97.5%	99%	99.5%	99.9%	99.99%	100%
dose	2.5	5.4	6.8	8.3	10	12	16	31	40

（7-12 歳男性）

%tile	50%	90%	95%	97.5%	99%	99.5%	99.9%	99.99%	100%
dose	1.2	2.2	2.6	3.1	3.8	4.4	5.5	7.7	8.7

（13-18 歳男性）

%tile	50%	90%	95%	97.5%	99%	99.5%	99.9%	99.99%	100%
dose	0.6	1.6	2.0	2.4	3.0	3.4	4.5	6.1	7.6

（19 歳以上男性）

%tile	50%	90%	95%	97.5%	99%	99.5%	99.9%	99.99%	100%
dose	0.4	1.0	1.3	1.5	1.9	2.2	2.9	3.8	4.8

表 3. 13-18 歳児に対する確率論的な線量推計結果[mSv/年間摂取]

	緊急時摂取制限	新規格
50 パーセンタイル	0.2	0.2
90 パーセンタイル	0.3	0.3
99 パーセンタイル	0.5	0.4
99.9 パーセンタイル	0.9	0.5
99.99 パーセンタイル	1.8	0.7
100 パーセンタイル	3.9	1.0

食品中の放射性銀について教えてください

この資料は、薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会放射性物質対策部会が示した『食品中の放射性銀の管理に関する考え方について』¹⁾の元となったものであり、厚生労働省から平成23年8月12日に示された「食品中の放射性物質の検査結果について（第157報）」²⁾に記述された放射性銀に関するコメントの元となったものである。

1. Ag-110mの基本的な説明

質問-1：Ag-110mとは何ですか？

回答-1：天然の銀の安定同位体には、Ag-107とAg-109があります。Ag-110mは、銀の放射性同位体で、放射性の銀のことです。

Ag-110mは、Ag-109が中性子を捕獲することで作られる放射性核種です。

中性子捕獲で生成されるので中性子過剰となり β^- 崩壊します。

銀は中性子が照射されると放射化（放射性物質に変わる。ここでは中性子を捕獲し放射性核種に変わる）されやすい性質があります。

医療用加速器などでも生成されることがあります。

質問-2：原子炉事故で、放出されるのですか？

回答-2：銀は中性子を吸収しやすい性質を持つことなどから、原子炉で用いられています。

放射性銀は原子炉事故で放出されることが知られています。

質問-3：Ag-110mの基本的な性質を教えてください。

回答-3：Ag-110mは、半減期約250日の放射性物質です。（中性子捕獲による放射化であり中性子が過剰であることから） β^- 崩壊により、 β^- 線と γ 線を出して崩壊し、Cd-110（安定同位体）になります（1.36%は核異性体転移でAg-110を経由します）。（ β^- 崩壊し、 β^- 線と γ 線を放出するという観点では、I-131やCs-137と似ています。mは核異性体を示します）

食品などの経口摂取による実効線量係数[Sv/Bq]は、3月児：2.7E-8、1歳児：1.4E-8、5歳児：7.9E-9、成人：2.8E-9です。つまり、Ag-110mの実効線量係数は成人では放射性セシウムよりも小さい値です。このことは同じ放射性物質の量であれば、放射性セシウムよりもAg-110mから受ける線量が小さく、従ってリスクが小さいことを意味します。ヒトはヘモシアニンを持たないので、放射性銀がどこかの臓器に特異的に集積することはありません。

Ag-110mの経口摂取でもっとも線量を受ける臓器は、大腸下部壁で、その預託等価線量換算係数[Sv/Bq]は1歳児：6.3E-8、5歳児：2.8E-8、10歳児：2.2E-8、15歳児：1.4E-8です（INDESによる結果です。ICRPが与えている線量換算係数は大腸下部壁に対して、1歳児：6.3E-08、5歳児：3.5E-08、10歳児：2.2E-8、15歳児：1.4E-8です）。

質問4：銀は、Ag-110mの他にも放射性同位体がありますか？

回答-4： Ag-110mの他にも放射性同位体がありますが、半減期が短い不安定なものがほとんどです。今回の原発事故で環境中に放出されたことが確認されたものでは、Ag-108mがあります。

半減期が418年のAg-108mもAg-110mと同様の機序で生成されますが、反応の断面積（＝反応の起こりやすさ）が小さいために（＝生成しづらいために）、Ag-110mに比べると生成量は百分の1以下と考えられます。

（参考：茨城大学理学部物理学コースのHPに、空間中の放射線計測からAg-108mの存在をスペクトル分析で示した結果が示されています³⁾

2. 東京電力福島第一原子力発電所事故とAg-110mについて

質問5：これまでに環境中でAg-110mは検出されていますか？

回答-5： 過去には、チェルノブイリ原子力発電所事故でも環境に放出され、我が国でも観測されています。

東京電力福島第一原子力発電所事故後では、大気粉塵中でCs-137の1/100程度検出されている例があります（理化学研究所の測定例⁴⁾。

環境放射能水準調査での定時降下物のモニタリング⁵⁾（月間降下物、平成23年3月、4月）では、神奈川県や長野県でも報告されています。

東京電力のプレス発表によると福島第一原子力発電所のサブドレインで180Bq/kgのAg-110mが検出されています⁶⁾。海底土（平成23年8月13日公表）からも検出されています⁷⁾。文部科学省はAg-110mによる土壌の汚染状況を示しています。文部科学省による放射線量等分布マップ（テルル 129m、銀 110mの土壌濃度マップ）の作成について（平成23年10月31日公表⁸⁾

3. 海産生物中のAg-110m

質問6：イカでAg-110m濃度が高いのは何故ですか？

回答-6： ヘモシアニンを持つ軟体動物や節足動物（無脊椎動物）では銀が濃縮されることが知られています。ヘモシアニンは、軟体動物などでの血液色素で、ヒトでのヘモグロビンにあたります。ヘモシアニンの銅が銀に置換されるため軟体動物などでは濃度が高くなると考えられています。この事象は今回の原発事故以前から、国内でもすでに確認されています。なお、ヘモシアニンを持たないゴカイやナマコでは濃縮されません。

【中央水産研究所による機構解明研究成果】

頭足類と藻類への人工放射性元素の蓄積機構の解明⁹⁾ (pdf file, 623kB) イカ・タコでの人工放射性核種の蓄積のされ方について¹⁰⁾

質問7：イカでAg-110m濃度が高い臓器はどこですか？

回答-7：イカの肝臓（中腸腺）の濃度が高いことが知られていますが、これは、肝臓には血液が多く含まれるからだと考えられます。一番濃度の濃い臓器は、心臓と鰓心臓だと考えられます。なお、「するめいか」は内臓を取り除いた状態で測定したデータをもとに食品成分表が作成されているために、通常のモニタリングでは、中腸腺は除いて測定されることがありえるとも考えられます。

質問-8：生物では、どの程度濃縮されますか？

回答-8：IAEA. Safety Reports Series No. 19¹¹では、淡水魚：5、海水魚：500、海産物：10,000

IAEA. Technical Reports Series No. 422¹²では、海水魚：10,000、甲殻類：200,000、軟体動物：60,000と報告されています。

これらの係数の差は海水中のAg-110m濃度の評価が異なることが原因と考えられます。海水中の細菌の細胞表面に海水中のAg-110mが電気化学的に吸着することも考えられます。

4. 安全基準

質問-9：放射性銀の摂取限度は定められているのですか？

回答-9：放射性銀による線量への寄与が小さいと推測されることから、現在は、特別な基準は設けられていません。その理由は、放射性セシウムの基準が安全側に定められていることや、Ag-110mが特異的に蓄積する食品が軟体動物や節足動物の内臓であって日常的に大量に摂取することは考えられないことから、現在測定されているような濃度では、Ag-110mの摂取が原因で食品に由来する線量が目標とする基準を超えることはないと考えられるためです。ただし、海の中での放射性物質の動きや、海洋生物への取込みは、陸上よりも複雑と考えられることから、薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会放射性物質対策部会では、海産生物中での放射性物質の割合を測定によっても明らかにし、その線量への寄与などを長期的な観点から慎重に検討すべきとしています¹³。そのためにも、今後広範囲かつ長期的にモニタリングすることが望ましいと考えられます。

質問-10：放射性銀による線量を教えてください。

回答-10：イカの血液が多く含まれる臓器のAg-110mの濃度を200Bq/kgとし、イカの血液が多く含まれる臓器を利用した加工食品ではそれが2倍に濃縮され、それを安全側の見積もりとして一日50g食べた場合、一日のAg-110mの摂取量は、20Bq/日となります。

毎日この量を食べ続けた場合には、年間での摂取量は7,300Bq/年程度となります。成人のAg-110mの預託実効線量係数は $2.8E-6$ [mSv/Bq]ですので、年間の摂取に伴う預託実効線量は 20μ Sv程度にとどまります。

5. 測定

質問-11 : Ag-110mの規制値を設ける必要がありますか?また、規制が必要だとすると、計測はどのような注意が必要ですか?

回答-11 : 食品安全委員会からの答申予定資料では(答申資料では言及なし)、放射性核種毎の規制値は示されておらず、前述したように現時点ではAg-110mの寄与は小さいと考えられることから、東京電力福島第一原子力発電所事故への対応として、Ag-110mの規制値を設ける必要性は乏しいと考えられます。
前述したように放射性物質対策部会ではセシウム以外の放射性核種についても検討する必要があると指摘しており、Ag-110mについても、必要に応じて放射性物質対策部会で検討していくことになります。

【NaI検出器ではCs-137(やCs-134)とAg-110mの弁別は困難】

Ag-110mを評価するという観点からは、NaI検出器を使った測定では、Ag-110mと放射性セシウムを弁別して測ることは不可能です。一方で、試料中にAg-110mが存在する場合、NaI検出器による測定では、放射性セシウム濃度はAg-110mの濃度が上乗せされて評価されます。

【NaIでの測定結果からリスクは安全側に評価できます】

Ag-110mの実効線量線量換算係数は、Cs-137と比較し、成人では1/20であり、乳幼児を含む小児ではやや大きくなるが、ほぼ同等です。このため、線量を評価する上では安全側となり、NaI検出器による測定が非安全側となることはありません。

表 預託実効線量換算係数(Sv/Bq)

年代	3月児	1歳児	5歳児	成人
Ag-110m	2.7E-8	1.4E-8	7.9E-9	2.8E-9
Cs-134	3.0E-08	1.6E-08	1.3E-08	1.9E-08
Cs-137	2.5E-08	1.2E-08	9.6E-09	1.4E-08

質問-12 : Ag-110mの濃度は検査されているのですか?

質問-13 : Ag-110mの濃度が高い食品が流通する可能性はありますか?

回答-12、-13 : エネルギー弁別された検査でCs-137のピークと分離できれば、Ag-110mも定量的に評価することができます。NaI検出器のようにエネルギー弁別していない検査では、一定のレベル以上のAg-110mがあれば、放射性セシウムとしてのスクリーニング基準を超えると考えられます。

質問-14 : NaI検出器を用いた測定で、結果としてAg-110mによる線量を過小評価することはありませんか?

回答-14 : 検体にAg-110mが含まれている場合、NaIでの測定結果をもとに被ばく線量を評価すると過大評価になります。

【NaIの測定でMCAも用いる場合】

658keVのピークをCs-137と計測した場合は、結果としてCs-137を過大に評価し、放射能濃度としては、Ag-110mではなくCs-137であった場合と比較し1割程度過大。Cs-137とAg-110mが同じ量含まれる試料では、Ag-110mの存在を認識せず評価すると、Cs-137の量を2倍以上過大に評価することになります。→成人の線量としては、Cs-134も同

量があると仮定した場合は、13倍の過大評価 → 幼児の線量としては、Cs-134も同量があると仮定した場合は、3.2倍の過大評価

【NaIの測定でMCAを用いない場合】

結果としてCs-137とCs-134を過大に評価（放射能濃度としては2.9倍程度過大）

質問-15：Ag-110mが原因で誤って放射性セシウムの暫定期制値を超過したと判定することはないのでしょうか？

回答-15：規制値を超えた否かの判断は、簡易法でスクリーニングされた場合であっても、Ge半導体検出器による再測定の結果を基にされますので、タイプ1エラー（＝基準を超えていないものを、基準を超えたと間違えて判定すること）が増加することは考えられません。

6. イカ以外の食品

質問-16：イカ以外の海産物でもAg-110mが検出されることはありますか？

回答-16：タコ、貝類、カニ、エビでも、これらの生物の血球細胞中の濃度が高くなることが考えられます。北海道は、ホタテからAg-110mが検出されたことを平成23年8月4日に発表しています。水産物以外にも陸上のヘモシアニンを持つ節足動物でも、濃度が高くなり得ると考えられます。

質問-17：イカを食べるアンコウではAg-110mの濃度が高くなるのではないですか？

回答-17：アンコウは高くなりません。ヘモシアニンを持たないためです。

質問-18：イカの調理法を工夫することで、Ag-110mの摂取量を減らすことができますか？

回答-18：Ag-110mはイカやカニなどの内臓に多く蓄積しますので、身など内臓以外の部分のみを食べる場合は、Ag-110mの摂取量は極めて小さくなります。また、イカスミはメラニンのために、Ag-110m濃度は低いです。イカやカニの内臓を食べる調理法はいくつかありますが、一般にはイカの身と一緒に食されますので、内臓だけを長期的に大量に摂取することはないと考えられます。

質問-19：銀以外に海産生物での放射性物質の生物濃縮の例がありますか？

回答-19：

【ヨウ素】

平常時でも海藻で微量の放射性ヨウ素（医療由来）が検出されることがあります。

【コバルト】

東シナ海のタコの肝臓では微量のCo-60（由来は明確ではないようです）が検出されたことがあります¹⁴。

質問-20：カキにも放射性銀が濃縮されると聞きましたが、どの程度の濃度になりますか？

Question -20: How about the concentration of oyster? 回答-20：チェルノブイリ事故時には、Ag-110m降下量約0.3 Bq/m²に対して（宮城県原子力センター年報 第5巻）、

カキ中のAg-110m濃度は約3 Bq/kg生程度でした（宮城県原子力センター年報 第9巻）。今回の東京電力福島原発事故では、東北地方～関東地方で約10～20 Bq/m²程度のAg-110mが降下しているとすると、大気放出由来によりカキには100～200 Bq/kgぐらゐに濃縮されることが考えられます。さらに、今回の事故では大気以外に海洋にも放射性物質が放出されましたので、より濃度が高くなることが考えられます。

質問-21：今後、イカ中のAg-110mの濃度はどの程度になり得ますか？

回答-21：チェルノブイリ事故時には、5Bq/kg-wet程度であったことから、上と同様に考えると200-300 Bq/kg-wet程度と計算されます。ただし、汚染水からの影響が評価できないために推定です。東京電力福島第一原子力発電所の1号機サブドレンで平成23年6月20日に採取された試料では、Cs-137が4Bq/cm³であるのに対して、Ag-110mが0.066Bq/cm³検出されています。

表 東京電力福島第一原子力発電所の1号機サブドレンの放射性核種の濃度 [Bq/cm³]

測定日	平成23年6月20日	平成23年6月22日	平成23年6月24日	平成23年6月27日
Cs-137	4	23	10	16
Ag-110m	6.6×10^{-2}	1.7×10^{-1}	1.1×10^{-1}	1.8×10^{-1}
Ag-110m/Cs-137	6.6×10^{-2}	7.4×10^{-2}	1.1×10^{-2}	1.1×10^{-2}

この比（平均は、1.15E-02）を用い海水中のAg-110mの量がCs-137に対して0.017と仮定し、Marine shellfishでの濃縮係数がAgでは10,000に対してCsでは30であることを用いると（IAEA, Safety Report Series, No.19）、Cs-137に比べてAg-110mの濃度が4倍程度になると推測されます。

質問-22：イカでは放射性銀を高度に濃縮するので、Ag-110mの規制を設けるのがよいのではないですか？

答-22：規制影響分析の視点から考えると、規制値を設けるべきかどうかは、規制値を設けない場合に国民が被る不利益（＝規制値を設けることで国民が享受できるリスク低減）、規制値を設けることによる追加の社会的なコスト、規制値を設けることによる消費者の不安解消による安全な食品の消費促進などのバランスで決まります。

摂取限度の導入によりAg-110mに由来した預託実効線量が年間の摂取で0.1mSvを超えないように制御し、結果として、0.05mSvの曝露低減を目指すと考えたと7kBq/kgを超えるものの流通を阻止する必要があります。しかし、7kBq/kgを超えるイカが採れることは考えがたく、規制を設ける意義が乏しいと考えられますが、どうすべきかは利害関係者間で合意形成を目指す必要があると考えられます。

質問-23：魚介類にはPo-210が含まれると聞きますが、その線量の人によってどの程度異なるのですか？

回答-23 Po-210の年間摂取による各自自治体での平均預託実効線量は、0.28±0.22mSvと推定されています。この不確かさは、都市間の差異を示しています^{14, 15}。

質問-24：魚を食べることで線量が増えるのですか？

回答-24：Ag-110mの濃度が高いイカや貝を食べると受ける線量は大きくなりますが、健康への影響は無視できると考えられる範囲と考えられます。また魚は健康の維持に有益な食品であり、バランスよく摂取することが望まれます。

質問-25：線量はできるだけ減らすべきなので、Ag-110mが輸出された海産物の流通を禁止すべきではないですか？

回答-25： 回答-10でも示したように、年間の摂取に伴う預託実効線量は $20\mu\text{Sv}$ 程度にとどまることから、そのような措置は必要ないと考えられます。 流通禁止などの措置を講じるかどうかは、その措置により回避されるリスク低減の効果と介入がもたらす社会の負担などのバランスで決定されます。

質問-26：Ag-110mは半減期249.95日で安定（と考えられる）Cd-110に壊変するので、放射性銀としてだけでなくカドミウムとしての化学毒性も考慮して規制を適用すべきではないですか？

回答-26： Ag-110mは半減期249.95日なので、崩壊定数は $3.2\text{E}-08[1/\text{s}]$ です。 従って、 1Bq のAg-110mは、原子の数としては、 $3.1\text{E}+07$ 個に相当します。 100Bq のAg-110mは、原子の数としては、 $3.1\text{E}+09$ 個に相当します。 Cd-110は1モルで 110g なので、 100Bq のAg-110mが全て崩壊してCd-110になったとすると、 $3.1\text{E}+09$ 個のCd-110は、 0.6pg に相当します。

なお、コメのカドミウムの規格基準は、「玄米及び精米で 0.4ppm 以下」とされており、 1kg のコメには 0.4mg を超えるカドミウムが含まれてはならないとされています。

注釈

- 1)<http://www.mhlw.go.jp/stf/shingi/2r9852000001w5ek.html>
- 2)<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000001m2iu.html>
- 3)http://physics.sci.ibaraki.ac.jp/env_gamma_ray.html
- 4)<http://www.radiochem.org/kinkyu/49.pdf>
- 5)<http://radioactivity.mext.go.jp/ja/>
- 6)http://www.tepco.co.jp/cc/press/betu11_j/images/110714f.pdf
- 7)<http://radioactivity.mext.go.jp/ja/>
- 8)<http://radioactivity.mext.go.jp/ja/>
- 9)<http://nrifs.fra.affrc.go.jp/ugoki/21/pdf/0705.pdf>
- 10)<http://nrifs.fra.affrc.go.jp/ugoki/19/pdf/13.pdf>
- 11)http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1103_scr.pdf
- 12)http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TRS422_web.pdf
- 13)<http://www.mhlw.go.jp/stf/shingi/2r9852000001ip01-att/2r9852000001ipa0.pdf>
- 14)http://www.rist.or.jp/atomica/data/dat_detail.php?Title_Key=09-01-03-06
- 15)平成21年度 厚生労働科学研究費補助金 健康安全確保総合研究分野 食品の安心・安全確保推進研究 食品中の有害物質等の摂取量の調査及び評価に関する研究（主任研究者：松田りえ子） 食品中の放射性核種の摂取量調査・評価研究（分担研究者：杉山英男）
- 16)Hideo Sugiyama, Hiroshi Terada, Kimio Isomura, Ikuyo Iijima, Jun Kobayashi and Kiyoshi Kitamura: "Internal exposure to ^{210}Po and ^{40}K from ingestion of cooked daily foodstuffs for adults in Japanese cities": J. Toxicol. Sci., Vol. 34: No. 4, 417-425. (2009)

厚生労働科学研究費補助金

(厚生労働科学特別研究事業)

環境中における放射性物質動態の実態把握 分担研究報告

分担研究者 高橋 知之 京都大学 原子炉実験所

研究協力者 青野 辰雄 放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター
研究協力者 杉原 真司 九州大学 アイソトープ総合センター
研究協力者 長尾 誠也 金沢大学 環日本海域環境研究センター
研究協力者 栗原 治 日本原子力研究開発機構 東海研究開発センター
研究協力者 福谷 哲 京都大学 原子炉実験所
研究協力者 須賀 新一 日本原子力研究開発機構 原子力人材育成センター
研究協力者 川口 勇生 放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター
研究協力者 田上 恵子 放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター
研究協力者 渡邊 敏明 兵庫県立大学環境人間学部食環境解析学教室
研究協力者 塚田 祥文 財団法人環境科学技術研究所 環境動態研究部
研究協力者 伊藤 伸彦 北里大学 獣医学部

要旨

平成24年4月以降の長期的な状況に適用する食品中放射性核種濃度の規格基準値を設定するため、年間1 mSv を介入線量レベルとし、この線量に相当する食品中放射性セシウムの限度値を導出した。限度値の導出にあたっては、環境モニタリングデータや、放射性核種の環境移行パラメータ等を参照することによって、食品への移行経路毎に放射性核種移行評価を実施し、食品中の放射性核種濃度比を推定した。その結果、規格基準値は、「一般食品」については100Bq/kgとし、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50Bq/kg とすることが妥当であると考えられた。

A. 研究目的

食品安全委員会は、厚生労働大臣の諮問を受け、管理機関が食品中の放射性物質の管理を行う際の目安として、生涯における累積の実効線量として、おおよそ 100mSv 以上で健康影響が見いだされるとの判断を示した¹⁾。この値は、食品からの被ばくを軽減するための行政上の規制値(介入線量レベル)ではなく、放射性物質を含む食品の摂取に関するモニタリングデータに基づく追加的な実際の被ばく線量について適用されるものとしている。これについて、事故直後の平成 23 年 3 月 17 日に設定された暫定規制値に基づく、食品からの追加の実際の被ばく線量は、中央値濃度の食品を継続摂取した場合の推計(決定論的方法)で、預託実効線量が年間 0.1 ミリシーベルト程度、90 パーセントイル値濃度の食品を摂取した場合で年間 0.2 ミリシーベルト程度と推計された。今後、放射性物質の自然減衰や除染が進むことを加味すれば、食品からの実際の被ばく線量が、生涯における累積の実効線量として 100 ミリシーベルトに達する可能性は低いと考えられる。

しかしながら、薬事・食品衛生審議会食品衛生分科会放射性物質対策部会は、合理的に達成できる限り線量を低く保つという考えに立ち、より一層、国民の安全・安心を確保する観点から、介入線量レベルを年間 1 ミリシーベルトに引き下げることが妥当と判断した。よって、年間 1 ミリシーベルトを介入線量レベルとし、この線量に相当する食品中放射性セシウムの限度値することにより、規格基準値を設定する必要がある。そこでこの規格基準値を策定することを目的に調査研究を行った。

B. 研究方法

新しい基準値は、福島原発事故直後に設けた暫定規制値に代わり、平成 24 年 4 月以降の長期的な状況に対応するものである。このため、基準値の設定において規制の対象とする放射性核種は、比較的半減期が長く、長期的な影響を考慮する必要がある放射性核種とすべきである。

今回の事故で福島原発から大気中に放出されたと考えられる放射性核種について、原子力安全・保安院は、その放出量の試算値²⁾(以下、「保安院試算値」という。)を公表している。これを踏まえ、この保安院試算値のリストに掲載された核種のうち、半減期が 1 年以上の核種すべてを規格基準の設定で考慮することが妥当である。すなわち、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)を規格基準における管理の対象とする。

なお、基準値の設定にあたっては、最も内部被ばく線量に対する影響が大きいと推定され、かつ比較的容易に多数の食品について測定可能な放射性セシウム(Cs-134 及び Cs-137)を対象とし、セシウム以外の核種の影響については、検査の実効性を確保する観点から、放射性セシウムによる被ばく線量に対する当該放射性核種の被ばく線量の比を推定することにより、放射性セシウムに対する規制を行うことで一括して管理する。このためには、食品の摂取による内部被ばくに対する放射性セシウムの寄与を評価する必要がある。よって、食品への移行経路毎に放射性核種移行評価を実施して食品中の放射性核種濃度比を推定することにより、放射性セシウムに対する基準値に反映させることとする。

C. 研究結果

1. 食品への放射性核種の移行評価

1.1 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) 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。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る。

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る。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。

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る。

(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。

なお、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³⁾では、魚類について検出限界未満(検出下限値:0.04Bq/kg-生)であった。そこで本研究では、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0.03Bq/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。

1.2 環境媒体中の放射性核種の初期濃度比

1.2.1 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⁴⁾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する。

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する。

(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（「以下（文科省モニタリングデータ）」を用いる。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）を用いる。

(2) Sr-90 と Cs-137 の比

文科省モニタリングデータによる

Cs-137 に対する Sr-90 の土壌中濃度の比率は、 $1.6 \times 10^{-4} \sim 5.8 \times 10^{-2}$ 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 low、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 の土壌中濃度の比率の算術平均が 2.6×10^{-3} であったこと、Cs-137 の土壌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 に対する土壌中濃度比として、 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）から換算して用いる。

(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 の土壌中濃度との比は、文科省モニタリングデータを用いる。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する。

Pu-238 が検出された 6 地点の Cs-137 に対する Pu-238 の土壌中濃度の比率は、 $8.3 \times 10^{-8} \sim 1.1 \times 10^{-6}$ 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 が検出された土壌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 の土壌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) から換算して用いる。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-239: 1.7×10^{-1} 、Pu-241: 6.3×10^1) を乗じることによって求める。

(4) Ru-106 と Cs-137 の比

Ru-106 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。

1.2.2 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⁵⁾。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。なお、この比率は第 1

期と第 2 期の間である平成 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) を用いる。 K_d は以下の式によって定義される。

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

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る。

2. パラメータ値の設定

2.1 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。

2.2 農作物中核種濃度の評価パラメータ

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⁶⁻⁸⁾、財団法人環境科学技術研究所⁹⁻¹⁴⁾ 及び独立行政法人農業環境技術研究所¹⁵⁾ 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. 472⁶⁾ (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する。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選択する。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ることとする^{#2}。なお、穀類と米とを分類したのは、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する。

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。

2.3 畜産物中核種濃度の評価パラメータ

(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する。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する。

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る。牧草へのデータが無い場合には代替として葉菜類を用いる。穀物への移行係数は前述の農作物と同様である。

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する。

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する。

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る。牧草へのデータが無い場合には代替として葉菜類

を用いる。穀物への移行係数は前述の農作物と同様である。

(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. 364¹⁷⁾ (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。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する。

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。

2.4 飲料水及び淡水産物中核種濃度の評価パラメータ

(1) 固液分配係数(K_d)

淡水中放射性核種濃度比の推定に用いる固液分配係数(K_d)は、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¹⁸⁾ 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する。 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ることとする。土壌における固液分配係数比を表 3 に示す。

(2) 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る。淡水から淡水産物への移行係数比を表 4 に示す。

2.5 年齢等区分毎の摂取量

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。

摂取量は、農作物 (穀類、米、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」とする。

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。

2.6 線量係数

線量係数は、ICRP Publication No. 72¹⁹⁾ 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。

3. 放射性セシウム 1 Bq 当たりの被ばく線量の評価

3.1 土壌及び淡水中の初期濃度比の評価

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、上述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。

3.2 飲料水の評価

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、ある時点を経点とする 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。

3.3 農作物の評価

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、ある時点を経点とする 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。

3.4 畜産物の評価

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、ある時点を中心とする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。

3.5 淡水産物の評価

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、ある時点を中心とする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。

3.6 海産物の評価

海産物については、上述したように、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。

$$RC_{spCs-134}(t) = RC_{Cs-134}^0 \int_t^{t+1} \frac{\exp(-\lambda_{Cs-134}t)}{\exp(-\lambda_{Cs-137}t)} dt_n$$

ここで

$RC_{spCs-134}(t)$: 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。

$$DF_{sp_{total}}(t) = \frac{DF_{Cs-137} + RC_{spCs-134}(t) \times DF_{Cs-134}}{1 + RC_{spCs-134}(t)} \times 2$$

ここで、

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

3.7 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、3.3~3.6 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。

4. 限度値の計算

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。

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。飲料水に関する基準値は、WHO が飲料水の基準として、放射性セシウム (Cs-134、Cs-137) のガイダンスレベルを 10Bq/kg と示しており、この値を基準値とすることが妥当である。

前述した計算方法により誘導された「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120Bq/kgである。

D. 考察

1. 規格基準値の導出

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120Bq/kgであつ

た。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100Bq/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50Bq/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。

2. 評価対象核種の以外の核種の影響に関する考察

(1) 短半減期核種

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。

(2) 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。

(3) 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。

(4) 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。

(5) 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) 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。

E. 結論

規格基準導出の考え方を設定して、食品への放射性核種の移行評価を行い、放射性セシウム1 Bq 当たりの被ばく線量の評価を行った。その結果、限度値が最も小さくなるのは、1年目における13-18歳（男）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を持たすため、基準値は、この値を安全側に切り下げて100Bq/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50Bq/kgの基準値を設定することが妥当である。

F. 参考文献

- 1) 食品安全委員会(2011) ; 評価書 食品中に含まれる放射性物質、食品安全委員会
- 2) 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))
- 3) (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)、2011年8月30日(<http://www.fra.affrc.go.jp/eq/result.html>)
- 4) 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)
- 5) 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)
- 6) Uchida, S., Tagami, K. and Hirai, I. (2007) J. Nucl. Sci. Technol. 44., 628-640.
- 7) Uchida, S., Tagami, K. and Hirai, I. (2007) J. Nucl. Sci. Technol. 44., 779-790.
- 8) Uchida, S., Tagami, K., Shang, Z. R. and Choi, Y. H. (2009) J. Environ. Radioactivity 100, 739-745.
- 9) Tsukada, H. and Nakamura, Y. (1998) J. Radioanal. Nucl. Chem. 236, 123-131.
- 10) Tsukada, H. and Nakamura, Y. (1999) Sci. Total Environ. 228, 111-120.
- 11) Tsukada, H. Hasegawa, H. Hisamatsu, S. and Yamasaki, S. (2002) J. Environ. Radioactiv. 59, 351-363.
- 12) Tsukada, H. and Hasegawa, H. (2002) J. Radioanal. Nucl. Chem. 252, 219-224.
- 13) Tsukada, H., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2003) J. Radioanal. Nucl. Chem. 255, 455-458.
- 14) Tsukada, H., Takeda, A., Takahashi, T., Hasegawa, H., Hisamatsu, S. and Inaba, J. (2005) J. Environ. Radioactiv. 81, 221-231.
- 15) Komamura, M., Tsumura, A., Yamaguchi, N., Kihou, N. and Kodaira, K. (2005) Misc. Publ. Natl. Inst. Agro-Environ. Sci., No.28. pp. 56.
- 16) IAEA (2010) Technical Report Series No. 472.