

内閣府食品安全委員会事務局
平成 23 年度食品安全確保総合調査

放射性物質の食品健康影響評価に関する情報収集調査

報 告 書

平成 23 年 5 月

財団法人 原子力安全技術センター

放射性物質の食品健康影響評価に関する情報収集調査

目次

	頁
1. はじめに	1- 1
1.1. 背景	1- 1
1.2. 調査の目的と内容	1- 1
1.3. 調査方法	1- 3
2. 事故における汚染実態	2- 1
2.1. 福島第1原子力発電所事故による汚染状況の整理	2- 1
2.1.1. モニタリングデータについて	2- 1
2.1.2. 食品などのモニタリング結果	2- 3
2.2. 国内におけるその他の事故による放射能汚染	2- 85
2.2.1. 東海村 JCO ウラン加工工場臨界事故	2- 85
2.2.2. 東海再処理施設アスファルト固化施設の火災爆発事故	2- 87
2.3. 原子力施設に起因する放射能汚染の海外での事例	2- 89
2.3.1. チェルノブイリ事故	2- 89
2.3.2. 米国の核兵器製造施設サイトを対象とした環境影響調査	2-104
2.3.3. ウィンズケールの事故	2-114
3. 事故における食物摂取制限	3- 1
3.1. 食物摂取制限の設定の手法	3- 1
3.1.1. WHO における手法	3- 1
3.1.2. 我が国の防災指針における手法	3- 5
3.2. チェルノブイリ事故を対象とした摂取制限の事例について	3- 20
3.2.1. 旧ソ連圏で実施された介入について	3- 20
3.2.2. 各国での輸入制限を含む摂取制限について	3- 22
4. 日本及び諸外国の規制、基準値	4- 1
4.1. 日本の基準	4- 1
4.1.1. 原子炉施設等の通常運転時における規制	4- 1
4.1.2. 緊急時に係る規制	4- 4
4.2. 国際放射線防護委員会の基準	4- 6
4.2.1. 被ばく限度	4- 6
4.2.2. 内部被ばくモデル	4- 14

4.3. 介入レベルに関する基準	4- 34
5. 放射性降下物の環境挙動及び人体影響	5- 1
5.1. 大気中核実験関連	5- 1
5.1.1. UNSCEAR 報告書における大気中核実験影響評価	5- 1
5.1.2. 日本における研究の整理	5- 8
5.2. 放射性核種の環境移行評価研究	5- 22
5.2.1. 生物圏における放射性核種の移行-UNSCEAR 報告	5- 22
5.2.2. 生物圏における放射性核種の移行-その他の国際機関	5- 28
5.2.3. 日本における環境中の放射性核種移行研究	5- 38
6. 放射性物質に汚染された食品の健康影響評価に関する文献	6- 1
6.1. 代謝（生体内動態）・動物に対する毒性	6- 2
6.2. 疫学調査（ヒトへの影響）	6- 9
6.2.1. 厚生労働省の疫学調査レビュー	6- 17
6.3. ECRR の報告書に対して	6- 18
6.3.1. ECRR の概要	6- 18
6.3.2. ECRR 報告書（勧告）の概要	6- 18
6.3.3. ECRR 報告書（勧告）に対する批判	6- 20
6.3.4. ECRR 報告書に関する国会・政府機関での言及	6- 20
6.3.5. ECRR などの論拠となっている文献	6- 22
7. 国際評価機関等の評価書等	7- 1
7.1. ICRP によるリスク勧告値	7- 1
7.1.1. 線量・線量率効果係数	7- 1
7.1.2. 組織荷重係数	7- 2
7.1.3. 名目リスク係数	7- 3
7.1.4. 小児がんのリスク	7- 3
7.2. UNSCEAR による科学的な評価	7- 3
7.3. 勧告値の根拠	7- 6
7.3.1. 組織荷重システム策定のステップ	7- 6
7.3.2. 組織荷重係数の決定	7- 13
7.3.3. 遺伝性疾患の放射線リスク推定のステップ	7- 14
7.4. 勧告値の不確かさ	7- 18
7.4.1. しきい値なしのモデル	7- 18
7.4.2. 線量・線量率効果係数	7- 19

7.4.3. 発がんリスク	7- 19
7.4.4. 遺伝性影響のリスク	7- 23

別添資料 第2章で提示した食品汚染経過図のデータ

1. はじめに

1.1. 背景

平成23年3月11日に、東北地方太平洋沖地震に伴い、東京電力福島第一原子力発電所において事故が発生し、これに伴い放出された放射性物質が周辺環境から検出されたことを受けて、厚生労働省は、平成23年3月17日に飲食に起因する衛生上の危害の発生を防止し、もって国民の健康の保護を図ることを目的とする食品衛生法の観点から、当面の間、原子力安全委員会により示された「飲食物摂取制限に関する指標」を暫定規制値とし、これを上回る食品については食品衛生法第6条第2号に当たるものとして食用に供されることがないよう各自治体に通知した。

この暫定規制値は、緊急を要するために食品健康影響評価を受けずに定めたものであることから、厚生労働大臣は、平成23年3月20日、食品安全基本法第24条第3項に基づき、食品安全委員会（小泉直子 委員長）に食品健康影響評価を要請した。

食品安全委員会は要請に基づき食品健康影響評価を実施し、平成23年3月29日、『放射性物質に関する緊急とりまとめ』の通知（以下、「緊急とりまとめ」という。）を厚生労働大臣に通知した。ただし、「今回は、緊急的なとりまとめを行ったものであり、今後、諮問を受けた内容範囲について継続して食品健康影響評価を行う必要がある。」とされた。

1.2. 調査の目的と内容

(1) 調査の目的

食品安全委員会は、緊急とりまとめを提出した後、食品安全委員会で評価を継続するため、平成23年4月14日、放射性物質の曝露状況等も把握した上での評価や、放射性物質の発がん性、胎児への影響等に係る詳細な検討等を行うため、これらを専門とする専門委員等の参加を得て、「放射性物質の食品健康影響評価に関するワーキンググループ」（以下、「WG」という。）を設置した。

本報告書は、WGでの審議に資することを目的として、放射性物質による食品健康影響評価に必要な最新の知見を広く収集・分析し、その調査結果をとりまとめたものである。

(2) 調査内容

2-1) 調査目的

放射性物質による食品健康影響評価を行うに当たり、専門的かつ広範囲な知見に基づく、適切なリスク評価を行う必要があることから、緊急に以下の核種（以下「調査対象物質」という。）に関し、最新の毒性知見、疫学調査結果、国際機関・諸外国のリスク評価等の科学情報を収集・分析する。

(調査対象核種)

- ・放射性ヨウ素（混合核種の代表核種： ^{131}I ）
- ・放射性セシウム（ ^{134}Cs 、 ^{137}Cs ）
- ・放射性ストロンチウム（ ^{89}Sr 、 ^{90}Sr ）
- ・ウラン
- ・プルトニウム及び超ウラン元素（ ^{238}Pu 、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 、 ^{242}Pu 、 ^{241}Am 、 ^{242}Cm 、 ^{243}Cm 、 ^{244}Cm ）

2-2) 調査項目

①文献等の収集・検索

上記 2-1) の調査対象核種について食品が汚染された例を中心に、生体への影響に関連する内容を含む、以下の文献等を収集し、整理を行った。なお、平成 17 年度に実施された「放射性物質に汚染された食品の健康影響評価等に関する文献調査」に記載の知見については、最新の情報に更新した。

イ) 過去の事故（チェルノブイリ原子力発電所事故、東海村 JCO ウラン加工工場臨界事故等）及び東京電力福島第一原子力発電所での事故における汚染実態、汚染事例、放射能測定結果などのモニタリングデータ（事故発生後の追跡データを含む）に関する文献及び情報。

ロ) 諸外国における原子力発電所等の事故発生時の飲食物摂取制限に関する文献及びその根拠となる文献。

ハ) 日本及び諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献

ニ) 放射性降下物の環境中の挙動（土壌から植物への移行、畜産物等への生物濃縮の機構等）及び人体への影響に関する文献

ホ) 放射性物質により汚染された食品の健康影響評価に関する文献

ヘ) 国際機関等における評価書及び評価書中に引用されている文献等、並びに商用データベースによって検索されたリスク評価に必要な文献を、調査対象核種ごとに収集した。

②文献等の分析・整理方針

①で収集した文献について、調査対象核種ごとに以下の項目に従って整理・分析した上で取りまとめる。

イ) 一般情報

存在形態、物理化学的性質、環境中の挙動、現行規制及びその根拠

ロ) 生体内挙動（代謝）

ヒト又は実験動物が調査対象核種を摂取した際の代謝等（吸収、分布・蓄積、代謝、排泄、毒性発現メカニズム）の体内挙動。

ハ) 疫学調査（ヒトへの影響）

ヒトが調査対象核種を摂取した際の健康影響（急性毒性、慢性毒性、発がん性、

次世代影響（特に、胎児、乳幼児への影響等）。発がん性については、経口摂取だけでなく、吸入摂取等についても広く整理し、摂取経路別に取りまとめる。）

ニ）動物に対する毒性

動物を用いた各種毒性試験（急性毒性試験、反復投与毒性試験、生殖・発生毒性試験、神経毒性試験、遺伝毒性試験、発がん性試験）等の毒性情報（経口摂取、吸入摂取等、投与経路別に取りまとめる）。なお、該当する毒性試験がない場合には、その旨記載する。

ホ）国際機関等の評価とその根拠

放射線影響評価に係る以下の国際機関

U N S C E A R（原子放射線による影響に関する国連科学委員会）、

I A E A（国際原子力機関）、I C R P（国際放射線防護委員会）、

W H O（世界保健機構）、I A R C（国際癌研究機関）。

その他、諸外国（米国、EU）等の評価についても考慮する。

また、評価の根拠となった科学的な知見についても、整理する。

1.3. 調査方法

(1) 調査の方針

収集・整理する文献は、食品安全委員会が行うリスク評価に活用されることを考慮し、科学的知見あるいは客観的評価として妥当性が確認されたデータ・情報を主とした。

(2) 委員会の設置

表 1.1 で示す、有識者から構成される委員会を設置し、助言・指導を頂きながら文献調査及び整理作業を実施した。

表 1.1 「放射性物質の食品健康影響評価に関する情報収集調査」委員会名簿

氏名	所属
黒瀧 克己	放射線影響協会 研究参与
下 道國	藤田保健衛生大学医療科学部客員教授
白石 久仁雄	元独立行政法人 放射線医学総合研究所 緊急時被ばく医療センター被ばく線量評価部内部被ばく評価室長
米原 英典	独立行政法人 放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター 規制科学総合研究プログラムリーダー

上記の有識者の他にも甲斐倫明氏（大分県立看護大学 教授）にも、助言を頂き調査を実施した。

2. 事故における汚染実態

本章では、原子力施設の事故を中心にして、事故により環境中に放出された放射能による汚染の実態について、モニタリング活動等による結果を収集整理し、緊急時における食品摂取制限の根拠となるデータのとりまとめを行う。対象は、我が国及び海外での主要な事例を対象とし、事故に伴い公表されるデータについては、その出典が明らかで適切な正確さで実施されたモニタリング活動に基づくもので可能な限り確認できるものを中心とした。

2.1. 福島第1原子力発電所事故による汚染状況の整理

平成23年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震は、マグニチュード9.0という巨大な地震であり、福島第一原子力発電所は安全システムが働き原子炉を停止できたのであるが、その直後に発生した大規模な津波により福島第一原子力発電所は全電源喪失という事態に陥った。その結果、燃料を冷却することができなくなり、水素爆発が発生するとともに、環境中へ大量の放射能が漏えいする事態となった。

事故により環境中へ漏えいした放射能は立地県の福島県のみならず、隣接県や関東周辺へも汚染を拡大させることとなった。本節では、立地県、隣接県及び関東地方において実施されてきているモニタリング結果に基づいて、食物摂取制限の根拠となる汚染状況についてデータの収集及び整理を行った。

2.1.1. モニタリングデータについて

事故に伴うモニタリングについては、発電所周辺を中心とした文部科学省の公表データ、そして隣接県や関東地方では、自治体が独自に実施したモニタリング活動による結果が適宜更新されながら公表されてきている。文部科学省では、「緊急時迅速放射能影響予測ネットワークシステム（SPEEDI）」による評価結果を適宜公表しており、放射性ヨウ素及びセシウムの拡散に伴う累積被ばく線量評価結果を図示する形で示している。その評価結果は、事故後、施設から漏えいした放射性物質による汚染状況の概況の把握に利用されている。一方、原子力安全委員会は、文部科学省が発表している「環境モニタリング結果」をもとにして評価を行うとともに、文部科学省が実施したSPEEDIによる積算線量の試算結果を分布図の形で公表している。

これらの評価結果は、実際の地上におけるモニタリング結果と比較的よくあっているとされる。今後はモニタリングデータも合わせ、長寿命核種を含めたより正確な汚染マップ作りが必要となる。また、短寿命核種ではあるが、放射性ヨウ素の汚染マップについても、住民の正確な被ばく評価を行うため、SPEEDIの評価結果等とモニタリング結果を合わせた評価が必要となる。

(1) 国によるモニタリング

国が直接実施しているモニタリングとしては、サイト近傍で文部科学省が担当してお

り、その実施結果について整理を行った。

ダストサンプリング、環境試料及び土壌モニタリングの測定結果については、毎日更新されている。(平成 23 年 5 月の時点)

文科省が公表しているデータの特徴としては、

①ダスト (Bq/m³) や土壌(Bq/kg)の測定結果を、サンプリング地点における空間線量率も合わせて示している。

②対象核種は ¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs としている。

③サンプリングの対象

イ) ダスト

ロ) 土壌

ハ) 雑草 (葉菜)

ニ) 陸水 (池水)

ホ) 陸土 (土壌)

④海域データ

イ) 表層、中層、下層に分けてサンプリングを実施し、当該地点の海上の空間線量測定も行っている。

ロ) 福島第 1 原子力発電所及び福島第 2 原子力発電所の海域を囲むように定点観測が行われており、対象核種は ¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs である。

ハ) 海水のみで魚介類についてはサンプリングを行っていない。

(2) 自治体によるモニタリング

発災地である福島県、隣接県である茨城県、山形県、栃木県、そしてその他としては、岩手県、秋田県、群馬県、埼玉県、千葉県、東京都、神奈川県、新潟県、山梨県、長野県、静岡県等で自治体独自のモニタリングが実施されている。モニタリングポストやサーベイメータによる空間線量率の測定、自治体の農産物を考慮した食品汚染モニタリングなど、モニタリングの実施項目や実施頻度はそれぞれの自治体の特徴を踏まえたものとなっており、各自治体が運営するホームページ上で公開されている(空間線量はほぼ定期的に更新、農産物の汚染測定結果は不定期に更新されている)。食品汚染の対象核種としては、¹³¹I や ¹³⁷Cs 等が中心である。

各自治体の実施したモニタリング結果は厚生労働省へ提出され、厚生労働省がそれらを表形式で整理して適宜公開している。本調査では、個々の自治体のホームページに掲載されたものではなく、次節で示すように、直接的には厚生労働省が公表しているデータを中心にし、それを補う形で各自治体発表のデータを用いて整理を行った。

なお、宮城県については、地震・津波の影響で事故直後から放射性降下物の観測がなされていなかった。

2.1.2. 食品などのモニタリング結果

本節では、文部科学省が公表したモニタリング結果、そして各自治体が実施したモニタリングや食品汚染評価結果についての厚生労働省によるとりまとめ結果等に基づいて、モニタリング項目毎に図表の形式で整理を行った。本節で図表作成に用いたデータのうち、厚生労働省がとりまとめを行ったものについては、そのデータを別添資料として掲載した。

(1) 環境中の放射能

1-1) 定時降下物のモニタリング調査結果

食品に影響する放射能は、主に降下物の付着または土壌および水中の放射能の取り込みによるものであると考えられる。

文部科学省のホームページに掲載されている「環境放射能水準調査結果（定時降下物）」結果をもとに、3月18日9時から5月26日9時までの合計を表2.1.2-1に、その推移を図2.1.2-1および図2.1.2-2に示す。（「環境放射能水準調査結果（定時降下物）」は、3月18日分より公開されている。事故直後の3月11日から3月18日まで、および、宮城県は全期間、福島県は3月27日以前のデータが欠測している。）

定時降下物は、毎日24時間、降水採取装置により降下物を採取し、ゲルマニウム半導体核種分析装置を用いて核種分析調査を行ったものである

データの無い福島県、宮城県を除くと、降下量の多いのは、茨城県、東京都、山形県、埼玉県、栃木県、千葉県、群馬県、岩手県、神奈川県、山梨県の順であった。

表 2.1.2-1 3月18日9時～5月26日9時までの定時降下物の合計

				単位:MBq/km ²			
	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs*1		¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs*1
北海道	3	2	ND	滋賀県	ND	ND	ND
青森県	62	36	43	京都府	ND	ND	ND
岩手県	8,216	852	118	大阪府	ND	ND	ND
宮城県*2	—	—	—	兵庫県	ND	ND	ND
秋田県	217	118	76	奈良県	ND	ND	ND
山形県	68,692	8,839	109	和歌山県	25	ND	ND
福島県*2	24,022	3,342	1,110	鳥取県	ND	ND	ND
茨城県	211,854	28,687	103	島根県	18	ND	ND
栃木県	60,779	3,080	138	岡山県	16	ND	ND
群馬県	21,846	1,486	10	広島県	ND	ND	ND
埼玉県	68,593	4,161	273	山口県	ND	ND	ND
千葉県	45,787	4,896	127	徳島県	ND	ND	ND
東京都	84,941	7,005	24	香川県	ND	ND	ND
神奈川県	5,694	543	ND	愛媛県	2	4	ND
新潟県	197	16	ND	高知県	4	2	ND
富山県	6	ND	ND	福岡県	ND	ND	ND
石川県	8	ND	ND	佐賀県	2	ND	ND
福井県	22	6	2	長崎県	ND	ND	ND
山梨県	1,133	115	ND	熊本県	ND	ND	ND
長野県	190	ND	ND	大分県	ND	ND	ND
岐阜県	ND	5	ND	宮崎県	5	ND	ND
静岡県	360	128	ND	鹿児島県	ND	ND	ND
愛知県	ND	ND	ND	沖縄県	5	ND	ND
三重県	36	ND	ND	NDは、検出限界値以下を示す。			

*1:¹³⁴Csのデータは、4月24日以降のみ。

*2:宮城県は、全期間データ無し。福島県は、3月26日以前のデータ無し。

(出典：文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(定時降下物)」より改編)

この期間の定時降下物の合計では、¹³¹I と ¹³⁷Cs の比は、約 10:1 であった。

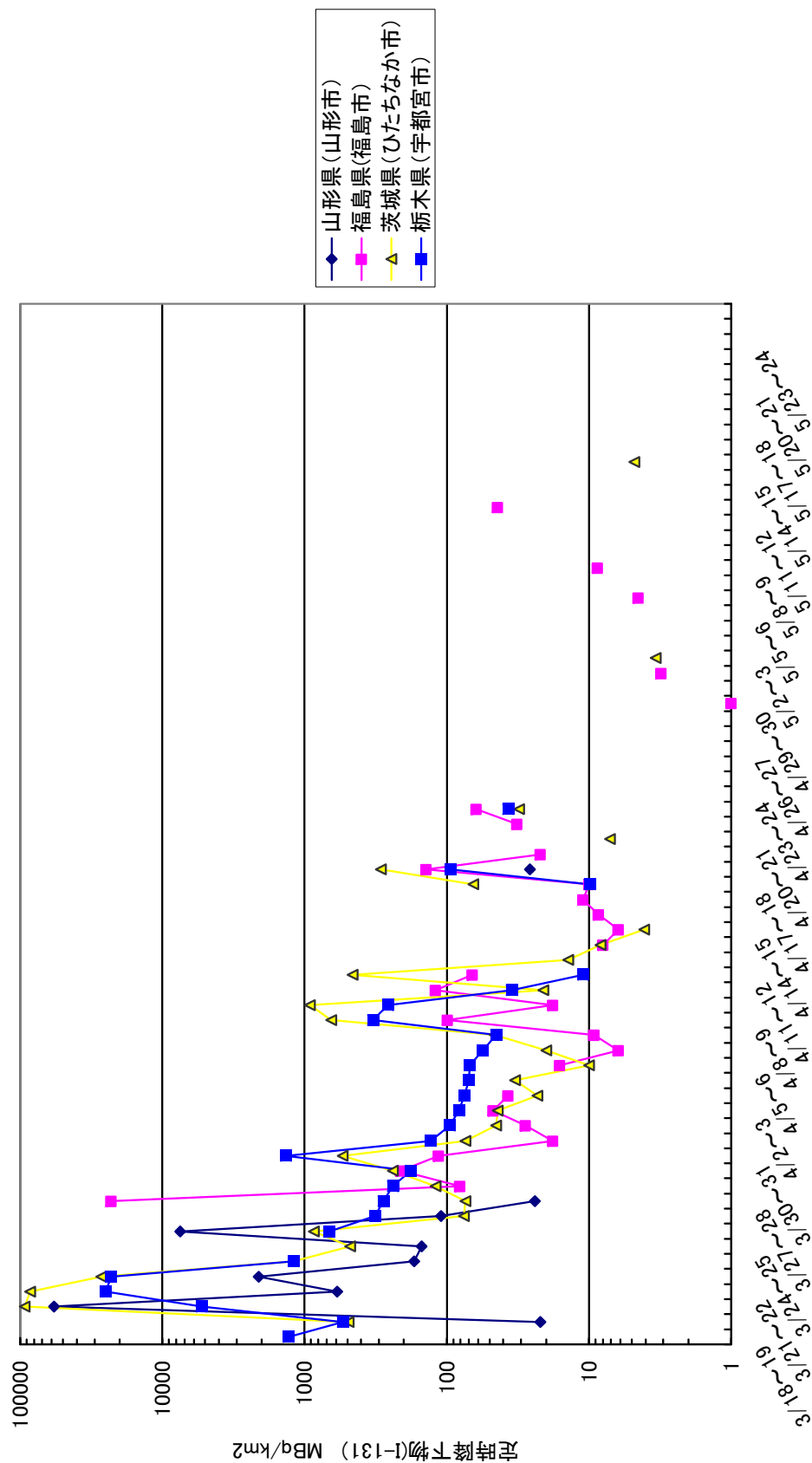


図2. 1. 2-1(1) 福島県および隣接県の定時降下物 (I-131) の推移(宮城県は全期間欠測。福島県は3月27日以降のみ)
(出典:文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(定時降下物)」より改編)

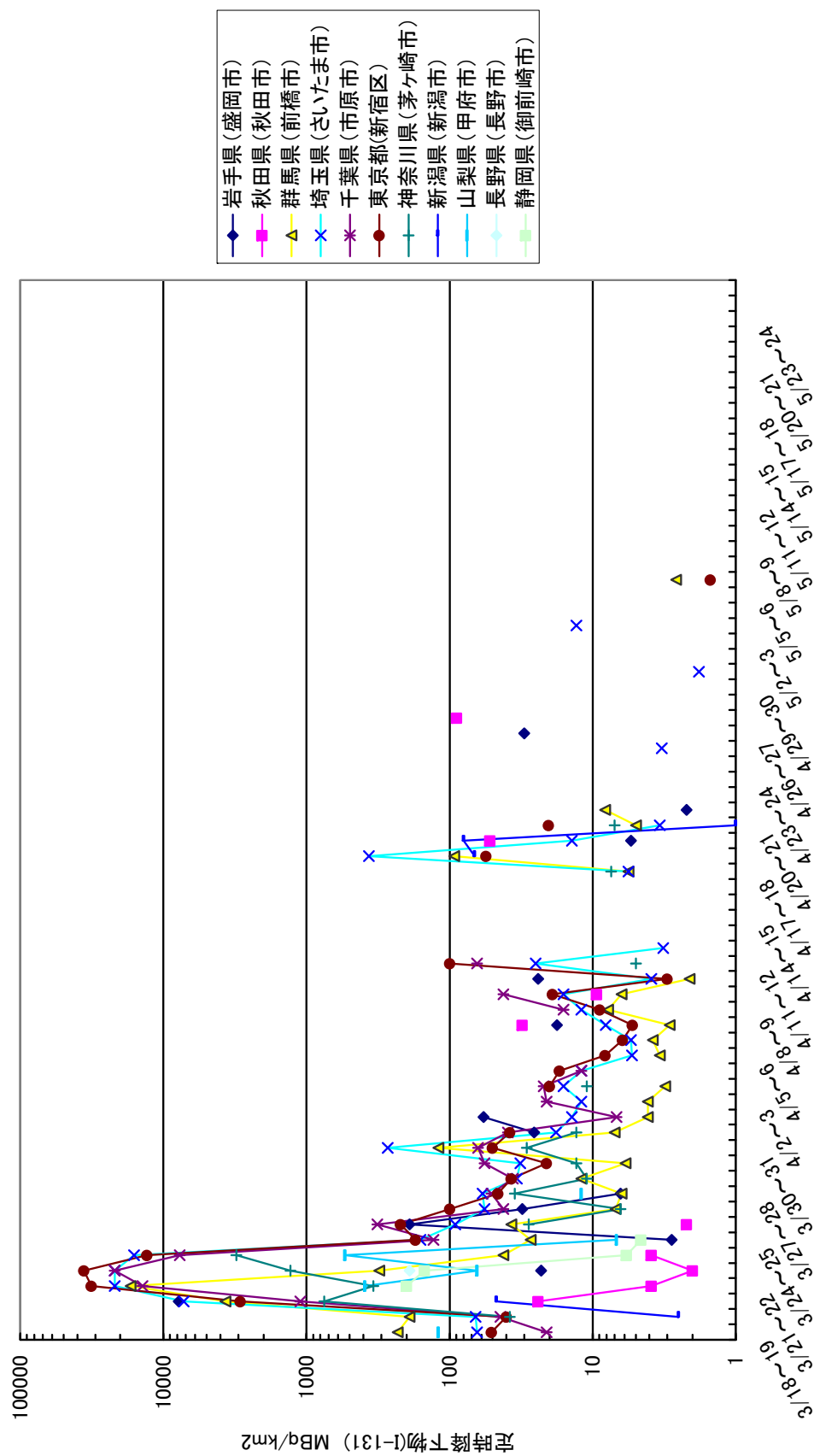


図2.1.2-1(2) 福島県および隣接県の以外の主な都県の定時降下物 (I-131) の推移
(出典:文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(定時降下物)」より改編)

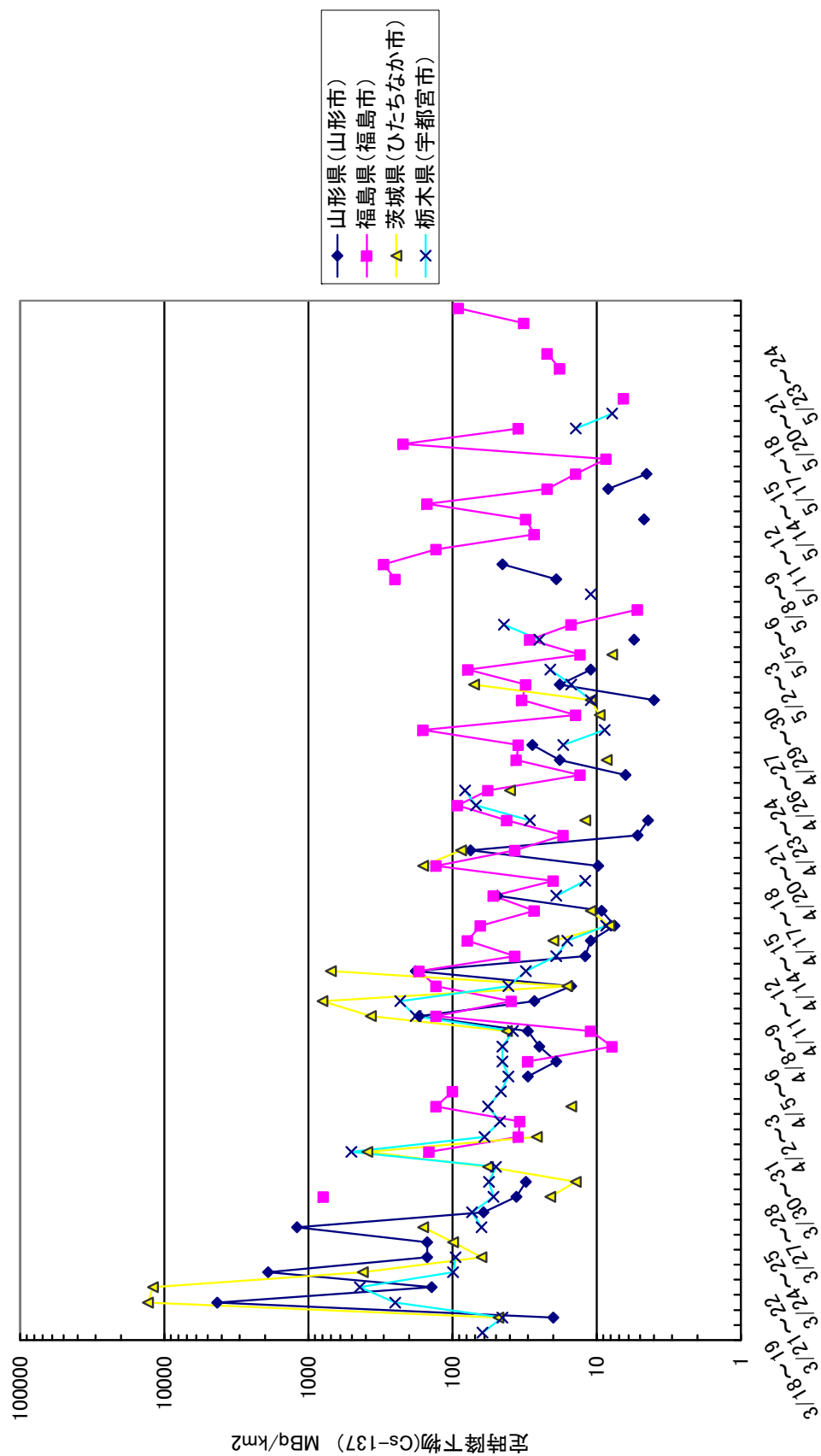


図2.1.2-2(1) 福島県および隣接県の定時降下物 (Cs-137) の推移(宮城県は全期間欠測。福島県は3月27日以降のみ)
 (出典:文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(定時降下物)」より改編)

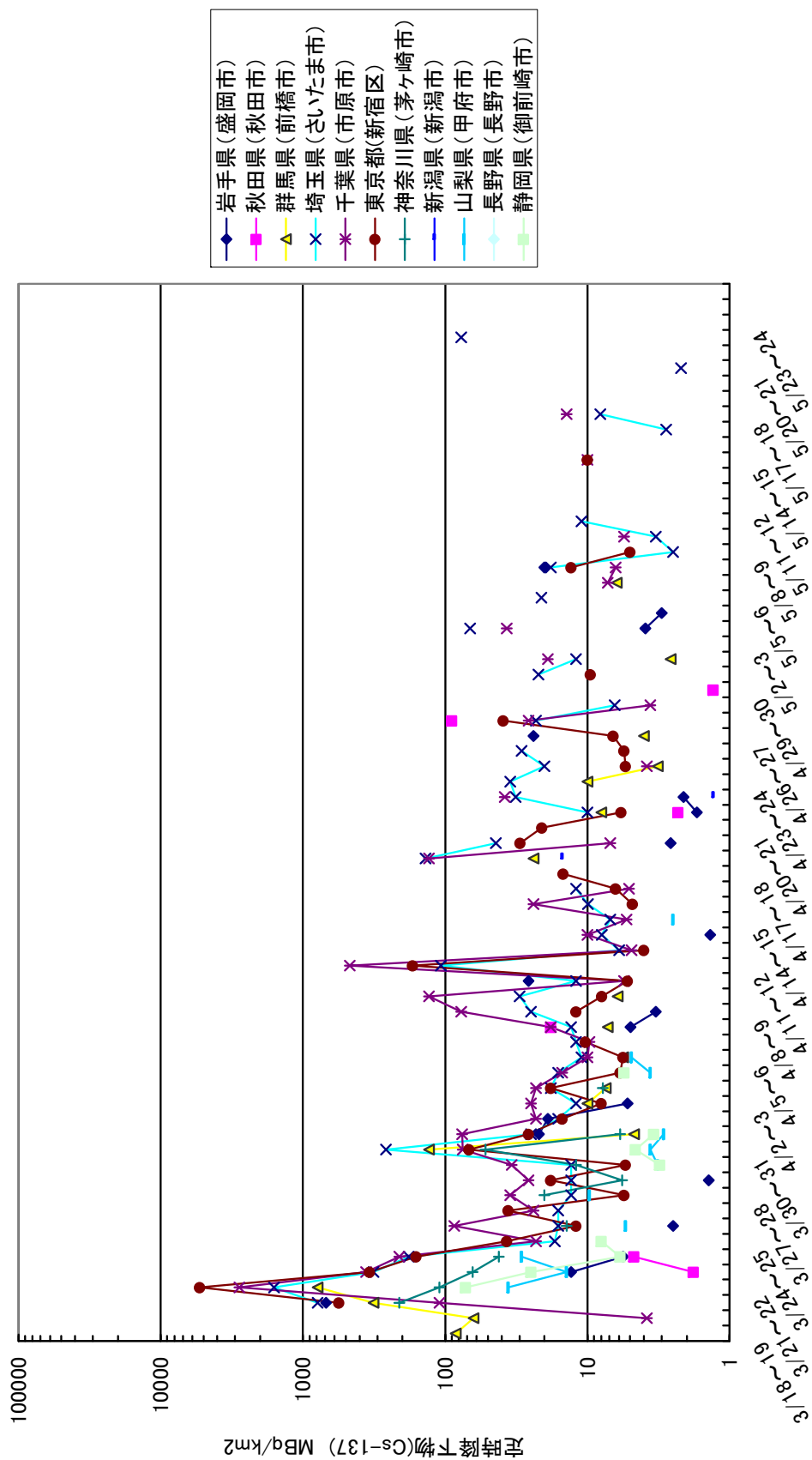


図2.1.2-2(2) 福島県および隣接県の以外の主な都県の定時降下物 (Cs-137) の推移
(出典: 文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(定時降下物)」より改編)

福島第一原子力発電所の事故直後の 3 月 11 日から 18 日までの降下量が不明であるが、これらの図から福島第一原子力発電所の事故による放射性物質の放出は、事故後も数日間継続していることがうかがえる。

降下物のうち ^{131}I は、4 月後半には降下量が散発的になったが、 ^{137}Cs は、継続して降下が見られる。

1-2) 放射性セシウムの地表面への蓄積量

降下物による ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の地表面への蓄積量が、文部科学省より「文部科学省及び米国エネルギー省による航空機モニタリング結果について」（5 月 6 日）として公表されている。

その結果から福島第一原子力発電所から 80km 圏内の ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の地表面への蓄積量は図 2.1.2-3 のとおりである。これによると 80km 圏内では、主に北西（浪江町・飯舘村）方向に高い値が見られる。

なお、上記の蓄積量の評価は、文部科学省及び米国エネルギー省（以下、「米国 DOE」という。）が共同で航空機モニタリング等を実施したものである。

^{134}Cs の地表面への蓄積量は、航空機モニタリング結果および米国が地上において、 γ 線エネルギー分析装置を用いて測定した結果をもとに算出し、 ^{137}Cs の地表面への蓄積量は、米国が地上において、 γ 線エネルギー分析装置を用いて測定した ^{134}Cs 、 ^{137}Cs の分析値に基づき、 ^{134}Cs の蓄積量から算出されている。

文部科学省及び米国DOEによる航空機モニタリングの結果
(福島第一原子力発電所から80km圏内のセシウム134, 137の地表面への蓄積量の合計)

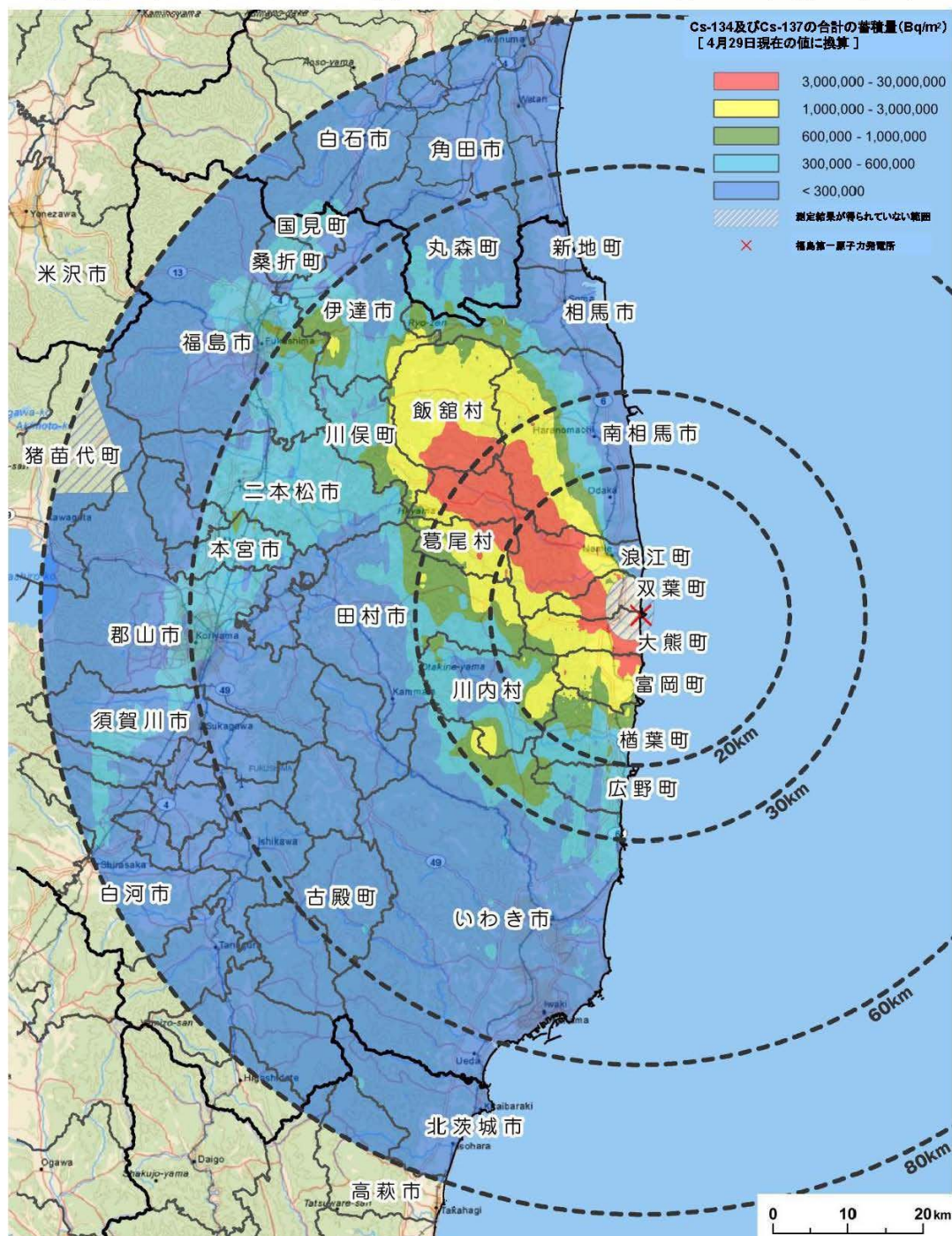


図 2.1.2-3 福島第一原子力発電所から 80km 圏内の地表面へのセシウムの蓄積
(出典：文部科学省及び米国 DOE による航空機モニタリング結果)

1-2) 土壌中の放射性セシウム

各県のホームページで掲載されている 5 月 27 日までに公表された、農用地の土壌中の ^{134}Cs と ^{137}Cs (以下、「放射性セシウム」という。) の合計の最高値を表 2.1.2-2 に、市町村ごとの測定値を表 2.1.2-3 に示す。

表 2.1.2-2 各県ごとの農用地の土壌調査結果(各県の最高値)

単位：Bq/kg 乾土

県	採取 場所	放射性セシウム	区分
宮城県	柴田町	693	水田土壌
山形県	寒河江市	16	畑
福島県	浪江町	28,957	水田
茨城県	龍ヶ崎市	496	水田
栃木県	那須塩原市	1,826	水田土壌
群馬県	下仁田町	569	農用地
埼玉県	秩父市	109	農用地
千葉県	成田市	301	畑
神奈川県	相模原市	202	露地畑

20km 圏内にある福島県浪江町で最高値(28,957Bq/kg 乾土:4 月 12 日に測定)を示している。

福島県の農用地中の放射性セシウムの調査結果は、図 2.1.2-3 に示した航空機モニタリングと合致しているが、福島県外においては、主に南西方向である関東地方(栃木県那須塩原市) に高い値(1,826Bq/kg 乾土)が見られた。この傾向は、表 2.1.2-1 に示す各県ごとの定時降下物の分布と同様の傾向を示している。

表 2.1.2-1 に示す定時降下量が比較的多かった山形県において、土壌中の放射性セシウムの量が他県に比べきわめて少なかった。原因については今後の解析が必要である。

表 2.1.2-2 および表 2.1.2-3 は各県のホームページに掲載された下記資料を取りまとめた。

宮城県：宮城県内の水田土壌の放射能測定結果等について(平成 23 年 4 月 8 日記者発表資料)

山形県：放射性物質に係る農用地の土壌分析調査の結果について(平成 23 年 5 月 6 日山形県広域支援対策本部)

福島県：福島県内各市町村の土壌における放射性物質の測定結果(平成 23 年 4 月 6 日、12 日、22 日、5 月 10 日福島県農林水産部)

茨城県：県内農用地の土壌調査結果について(平成 23 年 4 月 8 日茨城県農林水産部)

栃木県：福島第1原子力発電所事故に伴う放射性物質の県内土壌への影響調査の結果(2011年4月8日)

群馬県：[4月8日] 放射性物質汚染に対する土壌安全検査について(技術支援課)

埼玉県：農用地土壌中の放射性セシウムの分析結果について(2011年4月8日)

千葉県：水田土壌の放射性セシウム濃度の調査結果について(平成23(2011)年4月8日農林水産部)

表2. 1. 2-3 各県市町村ごとの農用地中の放射性セシウムの濃度（1）

単位：Bq/kg乾土

県	採取 場所	放射性セシウム	^{134}Cs	^{137}Cs	区分	採取年月日またはデータ公開日
宮城県	白石市	684			水田土壌	4月1日
宮城県	柴田町	693			水田土壌	4月1日
宮城県	川崎町	175			水田土壌	4月1日
宮城県	丸森町	557			水田土壌	4月1日
宮城県	仙台市	98			水田土壌	4月1日
宮城県	大和町	259			水田土壌	4月1日
宮城県	大崎市	247			水田土壌	4月1日
宮城県	色麻町	146			水田土壌	4月1日
宮城県	美里町	154			水田土壌	4月1日
宮城県	栗原市	511			水田土壌	4月1日
宮城県	登米市	215			水田土壌	4月1日
山形県	山形市	15			水田	4月2日
山形県	寒河江市	16			畑	4月2日
山形県	新庄市	13			水田	4月18日
山形県	南陽市	検出せず			畑	4月2日
山形県	鶴岡市	12			水田	4月2日
山形県	酒田市	検出せず			畑	4月2日
福島県	葛尾村	1,880	857	1,023	水田	4月12日
福島県	広野町	730	336	394	水田	4月12日
福島県	新地町	891	407	484	水田	4月6日
福島県	川内村	1,526	750	776	水田	4月12日
福島県	相馬市	646	304	342	水田	4月6日
福島県	南相馬市	1,043	499	545	水田	4月6日
福島県	飯舘村	28,901	14,176	14,725	水田	4月12日
福島県	浪江町	28,957	14,103	14,854	水田	4月12日
福島県	金山町	176	100	76	水田	5月10日
福島県	昭和村	628	291	337	水田	5月10日
福島県	檜枝岐村	11	0	11	畑	4月22日
福島県	三島町	361	154	208	水田	5月10日
福島県	会津坂下町	868	435	432	水田	4月6日
福島県	会津若松市	258	120	138	水田	4月6日
福島県	会津美里町	137	64	73	水田	4月6日
福島県	喜多方市	208	89	119	水田	4月6日
福島県	西会津町	42	16	27	水田	4月6日
福島県	猪苗代町	220	109	111	水田	4月12日
福島県	湯川村	273	125	148	水田	4月6日
福島県	磐梯町	729	330	398	水田	4月6日
福島県	北塩原村	162	79	83	水田	4月6日
福島県	柳津町	165	90	75	水田	4月6日
福島県	いわき市	486	223	263	水田	4月6日
福島県	鏡石町	514	237	276	水田	4月6日
福島県	玉川村	437	224	213	畑	4月22日
福島県	郡山市	3,752	1,678	2,074	水田	4月12日
福島県	古殿町	223	115	108	畑	4月22日
福島県	三春町	1,807	849	957	水田	4月6日
福島県	小野町	311	162	149	畑	4月22日
福島県	須賀川市	3,303	1,589	1,714	畑	4月22日
福島県	石川町	541	260	281	畑	4月22日

表2. 1. 2-3 各県市町村ごとの農用地中の放射性セシウムの濃度（2）

単位：Bq/kg乾土

県	採取 場所	放射性セシウム	^{134}Cs	^{137}Cs	区分	採取年月日またはデータ公開日
福島県	浅川町	293	143	150	畑	4月22日
福島県	天栄村	1,128	543	585	水田	4月6日
福島県	田村市	1,208	568	640	畑	4月22日
福島県	平田村	238	108	130	水田	4月6日
福島県	平田村	403	188	215	畑	4月6日
福島県	鮫川村	760	334	425	水田	4月6日
福島県	西郷村	1,922	922	1,000	水田	4月6日
福島県	泉崎村	1,715	852	863	畑	4月22日
福島県	棚倉町	942	437	504	畑	4月22日
福島県	中島村	261	133	128	畑	4月22日
福島県	白河市	843	424	419	水田	4月6日
福島県	塙町	278	122	156	水田	4月6日
福島県	矢祭町	203	93	110	水田	4月6日
福島県	矢吹町	544	278	267	水田	4月6日
福島県	伊達市	4,086	1,870	2,216	水田	4月12日
福島県	桑折町	2,283	1,058	1,225	水田	4月6日
福島県	国見町	807	363	445	水田	4月6日
福島県	川俣町	5,690	2,718	2,972	畑	4月6日
福島県	大玉村	7,081	3,473	3,608	畑	4月6日
福島県	二本松市	4,736	2,325	2,411	畑	4月22日
福島県	福島市	2,653	1,222	1,431	水田	4月6日
福島県	本宮市	4,984	2,306	2,677	水田	4月6日
福島県	下郷町	9	0	9	水田	4月12日
福島県	只見町	19	4	15	水田	4月12日
福島県	南会津町	109	52	57	水田	4月12日
茨城県	北茨城市	308			水田	4月8日
茨城県	常陸太田市	168			水田	4月8日
茨城県	常陸大宮市	92			水田	4月8日
茨城県	大子町	195			水田	4月8日
茨城県	水戸市	157			水田	4月8日
茨城県	茨城町	395			水田	4月8日
茨城県	小美玉市	328			畑	4月8日
茨城県	行方市	205			水田	4月8日
茨城県	潮来市	140			水田	4月8日
茨城県	神栖市	192			畑	4月8日
茨城県	土浦市	102			水田	4月8日
茨城県	つくば市	154			水田	4月8日
茨城県	龍ヶ崎市	496			水田	4月8日
茨城県	稲敷市	484			水田	4月8日
茨城県	桜川市	160			水田	4月8日
茨城県	筑西市	155			水田	4月8日
茨城県	八千代町	193			水田	4月8日
茨城県	坂東市	166			畑	4月8日
栃木県	那須町	685	338	347	水田土壌	4月8日
栃木県	那須塩原市	1,826	899	927	水田土壌	4月8日
栃木県	大田原市	746	369	377	水田土壌	4月8日

表2.1.2-3 各県市町村ごとの農用地中の放射性セシウムの濃度（3）

単位：Bq/kg乾土

県	採取 場所	放射性セシウム	^{134}Cs	^{137}Cs	区分	採取年月日またはデータ公開日
栃木県	日光市	1,037	512	525	水田土壌	4月8日
栃木県	矢板市	1,128	549	579	水田土壌	4月8日
栃木県	那須烏山市	182	92	90	水田土壌	4月8日
栃木県	宇都宮市	115	67	48	水田土壌	4月8日
栃木県	鹿沼市	246	123	123	水田土壌	4月8日
栃木県	佐野市	49	26	23	水田土壌	4月8日
栃木県	栃木市	102	60	42	水田土壌	4月8日
栃木県	小山市	218	108	110	水田土壌	4月8日
栃木県	上三川町	275	132	143	水田土壌	4月8日
栃木県	真岡市	126	60	66	水田土壌	4月8日
栃木県	高根沢町	292	144	148	水田土壌	4月8日
群馬県	前橋市	58			農用地	4月1日～2日
群馬県	高崎市	236			農用地	4月1日～2日
群馬県	伊勢崎市	109			農用地	4月1日～2日
群馬県	館林市	150			農用地	4月1日～2日
群馬県	沼田市	208			農用地	4月1日～2日
群馬県	みどり市	206			農用地	4月1日～2日
群馬県	下仁田町	569			農用地	4月1日～2日
群馬県	嬬恋村	485			農用地	4月1日～2日
埼玉県	熊谷市	16			農用地	3月29日～30日
埼玉県	秩父市	109			農用地	3月29日～30日
埼玉県	久喜市	82			農用地	3月29日～30日
埼玉県	鶴ヶ島市	検出せず			農用地	3月29日～30日
千葉県	山武市	113	53	60	水田	3月31日
千葉県	千葉市	90	40	50	水田	3月31日
千葉県	館山市	35	17	18	水田	3月31日
千葉県	香取市	247	120	127	水田	3月31日
千葉県	香取市	262	129	133	畑	3月31日
千葉県	旭市	70	33	37	畑	3月31日
千葉県	長生村	45	21	25	畑	3月31日
千葉県	館山市	24	12	12	畑	3月31日
千葉県	成田市	301	135	166	畑	3月31日
千葉県	木更津市	156	77	79	畑	3月31日
神奈川県	平塚市	72			露地畑	3月25日
神奈川県	相模原市	202			露地畑	3月25日
神奈川県	三浦市	67			露地畑	3月25日
神奈川県	小田原市	97			果樹園	3月30日
神奈川県	海老名市	139			露地畑	3月25日

1-3) その他の核種の分析結果

①ウランとプルトニウム

文部科学省ホームページに掲載されている「福島第一原子力発電所から 20-30km 圏内の土壌試料の Pu、U の分析結果」(4 月 1 日、4 月 26 日公表)、および、「福島第一原子力発電所から 20km 圏内の土壌試料の分析結果 (5 月 19 日公表)」で、ウランとプルトニウムの分析値が公表されている。

4 月 1 日および 26 日公表の分析結果を表 2.1.2-4 に、5 月 19 日公表の分析結果を表 2.1.2-5 に示す。

表 2.1.2-4 福島第一原子力発電所から 20-30km 圏内の土壌試料の Pu、U の分析結果

採取場所	採取日時	空間放射線 量率 [μ Sv/h]	^{238}Pu [Bq/kg]	$^{239+240}\text{Pu}$ [Bq/kg]	$^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$	公表日
葛尾村 小出谷 付近	3月23日 10:20頃	43.5	検出されず (0.1Bq/kg以下)	検出されず (0.1Bq/kg以下)	0.00731	4月1日
浪江町 屋曽根トン ネル東側	3月23日 10:40頃	46.5	検出されず (0.1Bq/kg以下)	検出されず (0.1Bq/kg以下)	0.00726	4月1日
浪江町 赤宇木	3月22日 11:30頃	50.1	検出されず (0.1Bq/kg以下)	検出されず (0.1Bq/kg以下)	0.00723	4月1日
田村市	3月22日 12:15頃	6.40	検出されず (0.0051 $\pm$ 0.0023)	過去の大気圏内核実験 によるものを検出 0.013 $\pm$ 0.0037	—	4月26日
いわき市	3月21日 12:15頃	7.99	検出されず (0.0051 $\pm$ 0.0021)	検出されず (0.0047 $\pm$ 0.0021)	—	4月26日
広野町 北部	3月21日 13:35頃	10.1	検出されず (0.00048 $\pm$ 0.0011)	検出されず (0.0024 $\pm$ 0.0017)	—	4月26日
広野町 西部	3月21日 14:00頃	19.5	検出されず (0.0019 $\pm$ 0.0014)	検出されず (0.0024 $\pm$ 0.0017)	—	4月26日

自然の $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ 0.00725

(出典：文部科学省ホームページ「福島第一原子力発電所から 20-30km 圏内の土壌試料の Pu、U の分析結果(4 月 1 日、4 月 26 日公表)」より改編)

表 2.1.2-5 福島第一原子力発電所から 20-30km 圏内の土壌試料の分析結果(5月19日公表)

図面上の 番号	測定試料採取点	採取日	放射能濃度 (Bq/kg)										その他検 出された 核種
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁶ Cs	¹³⁷ Cs	^{129m} Te	²³⁴ U	²³⁵ U	²³⁸ U	²³⁸ Pu	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
6	大熊町大字熊川 (南南西約4km)	4月30日	9,500	18,000	250	17,000	8,800	6.2	0.21	5.8	不検出 (0.00089±0.00089)	不検出 (0.0067±0.0026)	不検出
41	大熊町大字夫沢 (西南西約3km)	4月29日	11,000	52,000	760	49,000	23,000	18.0	0.82	17.0	不検出 (0.0051±0.0023)	0.05	不検出
A13	大熊町大字夫沢 (西南西約2km)	5月1日	110,000	270,000	3,400	270,000	180,000	11.0	0.47	10.0	不検出 (0.0029±0.0021)	0.027	不検出
A14	双葉郡双葉町大 字山田 (西約7km)	5月1日	7,200	5,000	87	5,000	7,300	5.2	0.22	5.9	不検出 (0.0009±0.0015)	0.020	不検出

土壌中のプルトニウムの濃度について、先日、福島第一原子力発電所の敷地内において事故による放出と見られるプルトニウムの検出がなされた際の²³⁸Pu/²³⁹⁺²⁴⁰Puの放射能濃度比は1程度かそれ以上でした。今般の測定結果では、²³⁹⁺²⁴⁰Puは検出されているものの²³⁸Puは検出されておらず、この点から採取地点の土壌に今回の事故によるプルトニウムの飛散はなく、過去の大気圏内核実験によるプルトニウムを検出したものと考えられます。また、ウランの放射能濃度については、²³⁸Uと²³⁵Uの放射能濃度が同程度となっており、天然に存在するウランを検出したものと考えられます。

(出典：文部科学省ホームページ「福島第一原子力発電所から 20km 圏内の土壌試料の分析結果 (5月19日公表)」より改編)

この結果では、ウラン (²³⁵U/²³⁸U)・プルトニウム (²³⁸Pu、²³⁹⁺²⁴⁰Pu) とともに「検出されず」、または検出されても「自然の存在比」または「過去の大気圏内核実験によるプルトニウムを検出」したものと考えられることから、文部科学省は、今回の採取地点の土壌に、今回の事故によるプルトニウムの飛散はなかったものと考えられるとしている。

②ストロンチウム

文部科学省ホームページに掲載されている「土壌および植物試料の分析結果一覧」(www.mext.go.jp/component/a_menu/other/detail/_icsFiles/fieldfile/2011/04/15/1304935_0412_1.pdf)で、福島県内のストロンチウムの分析結果が公表されている。その結果を表 2.1.2-6 に示す。

表 2.1.2-6 土壌及び植物試料の分析結果一覧

試料名	採取地 (地点番号)	採取日	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁸⁹ Sr	⁹⁰ Sr	単位
陸土	浪江町(31)	3月17日	30,000	2,300	2,300	13	3.3	Bq/kg湿土
陸土	浪江町(32)	3月16日	100,000	20,000	19,000	81	9.4	Bq/kg湿土
陸土	飯舘村(33)	3月16日	160,000	52,000	51,000	260	32	Bq/kg湿土
植物	大玉村	3月19日	43,000	89,000	90,000	61	5.9	Bq/kg生
植物	本宮市	3月19日	21,000	57,000	57,000	28	3.7	Bq/kg生
植物	小野町	3月19日	22,000	12,000	12,000	12	1.8	Bq/kg生
植物	西郷村	3月19日	12,000	25,000	25,000	15	3.8	Bq/kg生

(出典：文部科学省ホームページ「土壌および植物試料の分析結果一覧」より改編)

長半減期である ^{90}Sr (半減期 28.8 年)、および比較的短半減期である ^{89}Sr (半減期 50.5 日) は、サンプリングされた上記 7 地点でいずれも検出されている。飯舘村で ^{90}Sr が 32Bq/kg 湿土、 ^{89}Sr が 260Bq/kg 湿土、と他の地点に比べ高い値を示しているが、放射性セシウムに比べ 1/1,000 から 1/4,000 と、その濃度はきわめて低かった。

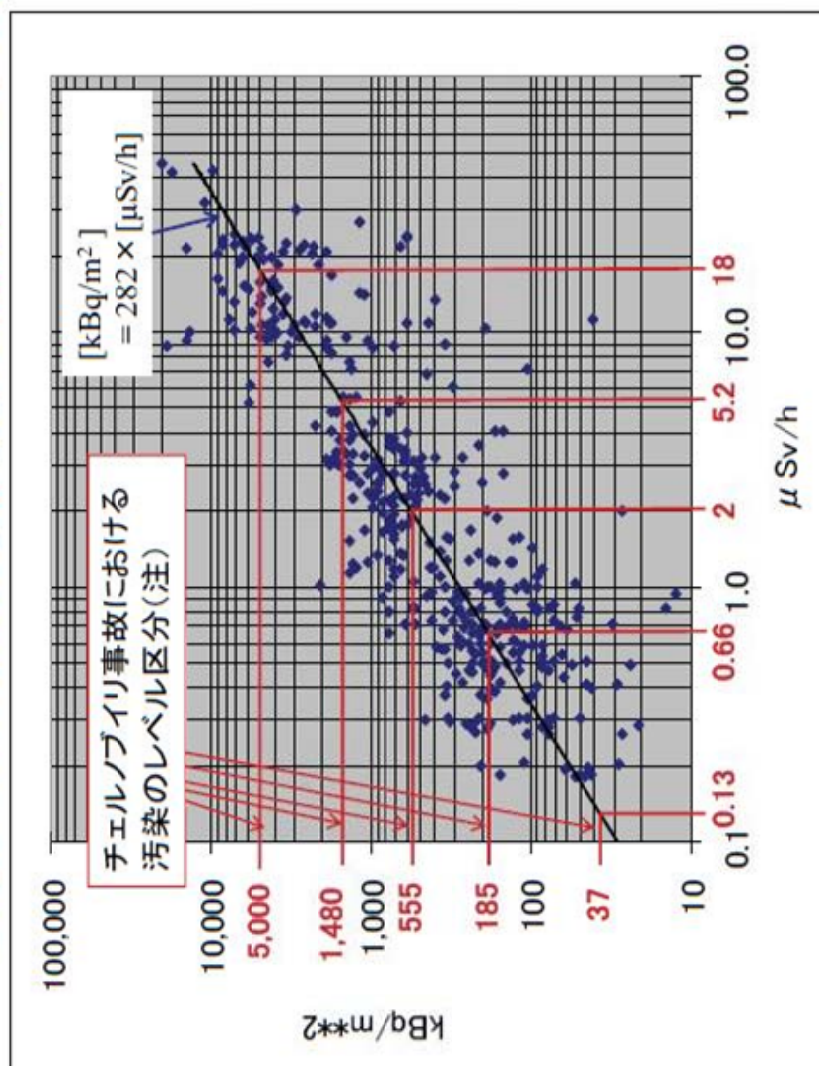
1-4) 土壌の ^{137}Cs 汚染濃度と空間線量率との相関

土壌の ^{137}Cs 汚染濃度と空間線量率との相関について、第 16 回原子力委員会(平成 23 年 5 月 24 日開催)資料第 2 号「土壌汚染問題とその対応」の中に、「土壌の ^{137}Cs 汚染濃度と空間線量率との相関」が公表されている。

その内容を見ると、土壌の ^{137}Cs 汚染濃度と空間線量率との相関は図 2.1.2-4、土壌の ^{137}Cs 汚染濃度測定値と線量率マップの重ね合わせは図 2.1.2-5 のとおりである。

これによると、土壌の ^{137}Cs 汚染濃度が高くなると、空間線量も高くなり、土壌の ^{137}Cs 汚染濃度と空間線量率とはほぼ直線関係にある。

土壌のCs137汚染濃度と空間線量率との相関



(注)

チェルノブイリ事故で設定された汚染のレベル区分とそれにもとづく対策は、放射線防護上はより安全側設定であったが、その便益に比べ、住民の生活への過大な負荷を強いる結果になり、今日では、「最適化」や「正当化」の視点から問題があったとの評価がなされている。

文科省 土壌モニタリング結果(4月30日 10:00時点)をもとに作成(Bq/kg単位をkBq/m²単位に換算)
線量率は福島市の線量率減衰特性を利用して、4月24日時点の値に補正

図2.1.2-4 土壌のCs-137汚染濃度と空間線量率との相関

(出典：第16回原子力委員会(2011.5.24)資料第2号「土壌汚染問題とその対応」)

土壌のCs137汚染濃度測定値と線量率マップの重ね合わせ

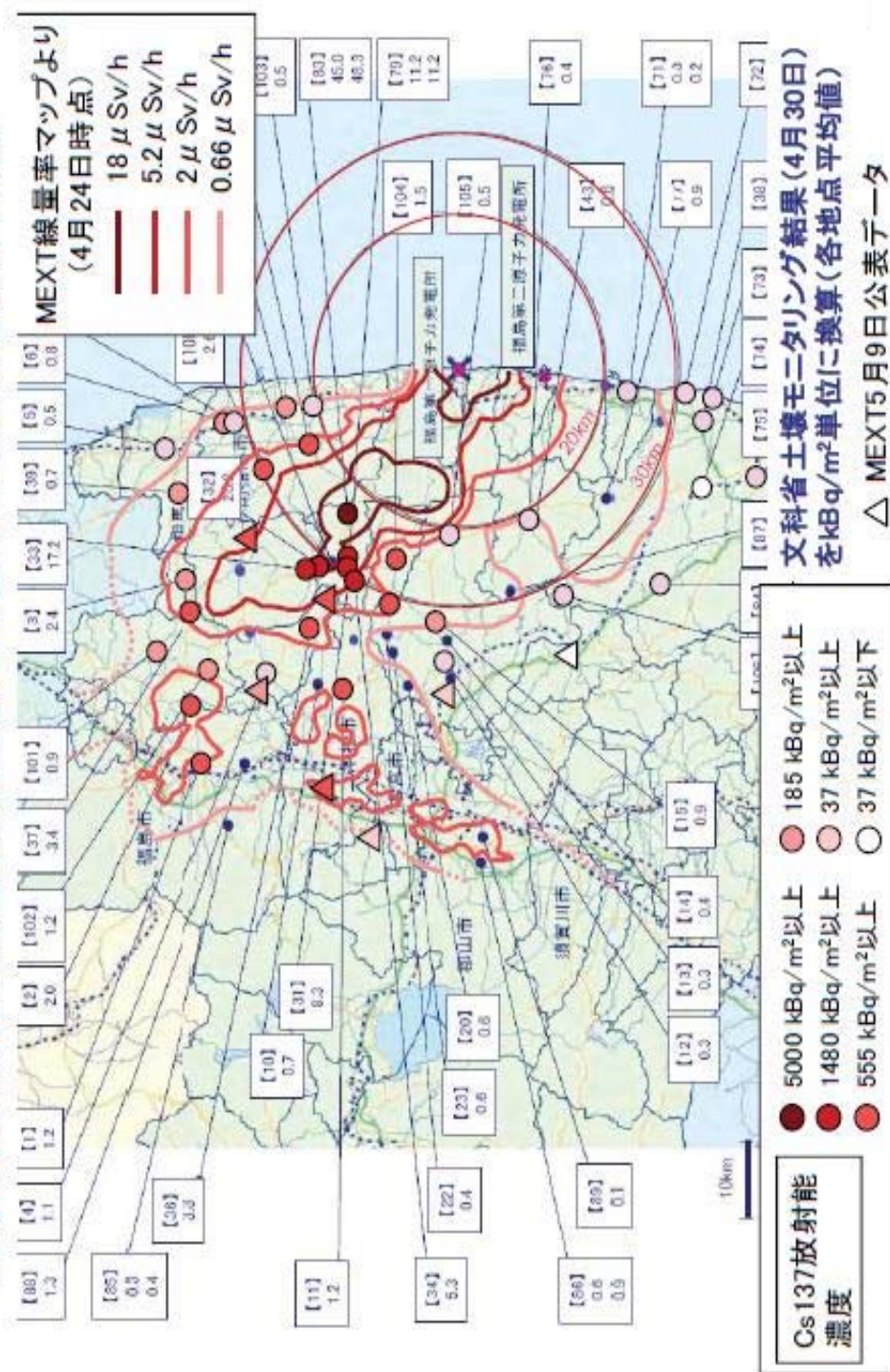


図2.1.2-5 土壌のCs137汚染濃度測定値と線量率マップの重ね合わせ

(出典：第16回原子力委員会(2011.5.24)資料第2号「土壌汚染問題とその対応」)

(2) 食品中の放射性物質

食品中の放射性物質の量については、厚生労働省のホームページ「食品の放射性物質検査について」で公表されている。平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」に掲載されている調査結果(総件数 3,961 件、ただしデータの無い 1 件を除いた 3,960 件)について整理を行った。

平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」に掲載されているデータは、3 月 16 日から 5 月 26 日の間に採取(購入)、検査され、5 月 26 日までに検査結果が厚生労働省から公表されたものである。

検査方法は、厚生労働省「緊急時における食品の放射能測定マニュアル(平成 14 年 3 月)」に記載され、この中で測定試料の調整に当たっては「緊急時におけるガンマ線スペクトロメトリーのための試料前処理法」(平成 4 年)に従うこととされている。この中で「葉菜等については試料相互間の汚染を防止するため水洗いはしない」となっているが、平成 23 年 3 月 17 日付食安発 0317 第 3 号「放射能汚染された食品の取扱について」で、土やほこりを水洗除去してから検査するように通知された。さらに、4 月 20 日付事務連絡信「「緊急時における食品の放射能測定マニュアル」に基づく検査における留意事項について」で、「食品の放射性物質に関する検査における試料洗浄(土壌除去)標準作業書」が出されている。

ここでは、厚生労働省のホームページで公表された「食品の放射性物質検査について」(平成 23 年 5 月 27 日公表分)に掲載されている食品カテゴリー、

- ① 野菜類
- ② 乳・乳製品
- ③ 卵・肉
- ④ 水産物
- ⑤ その他

に分け検討を行った。

食品カテゴリーごとの件数を表 2.1.2-7 に示す。

表 2.1.2-7 食品カテゴリーごとの件数

食品カテゴリー	件数(件)
野菜類	2,834
乳・乳製品	420
卵・肉	143
水産物	417
その他	146
合計	3,960

なお、「食品の放射性物質検査について」の食品カテゴリーで野菜類に分類されている

「ワカメ」「ヒジキ」などの「海藻」については、④の水産物の項に含めた。

各表に記載している「採取日」および図の日付は、基本的に採取日（購入日）を示すが、これらが不明な場合は厚生労働省の公表日を示す。

2-1) 野菜類

①野菜類の分類

野菜類の分類には決まった方法がないので、ここでは厚生労働省の野菜分類を基に一部追加・修正して分類した。

野菜類の分類とその主な品目を表 2.1.2-8 に示す。

表 2.1.2-8 野菜類の分類と主な品目

野菜分類	主な品目
非結球性葉菜類	ホウレンソウ、コマツナ、チンゲンサイ、ナバナ(カキナ)、非結球性レタス(サニーレタス、ロメインレタスなど)、シュンギク、クキタチナ、シノブナ、サントウナ、アブラナ、チヂレナ、コウサイタイ、ルッコラ、アイスペラントなど
結球性葉菜類	キャベツ、ハクサイ、結球レタスなど
花蕾類	ブロッコリー、カリフラワーなど
ネギ属野菜類	ネギ、ニラ、アサツキ、葉タマネギ、葉ニンニクなど
果菜類	トマト、キュウリ、ナス、ピーマン、カボチャなど
未成熟豆類	サヤエンドウ、サヤインゲン、エダマメなど
茎菜類	アスパラガス、セルリー、タケノコ、ワサビなど
根菜類	カブ、ニンジン、ダイコンなど
ハーブ類	パセリ、セリ、ミツバ、オオバなど
果実・果実的野菜類	イチゴ、サクランボ、スイカなど
菌茸類	シイタケ、ナメコなど
山菜類	タラの芽、コゴミなど

②野菜類の検査件数

産地ごとの野菜類の検査件数を表 2.1.2-9 に示す。

表 2.1.2-9 産地別の野菜類の検査件数

単位:件

	非結 球性 葉菜類	結球 性葉 菜類	花蕾 類	ネギ属 野菜 類	果菜 類	未成 熟豆 類	茎菜 類	根菜 類	ハー ブ類	果実・ 果実的 野菜類	菌茸 類	山菜 類	総計
青森県	1												1
岩手県	1												1
宮城県	45	1		1	3		4				6		60
山形県	2			2	5		6			12	3	6	36
福島県	281	110	88	44	59	30	122	77	15	60	187	63	1,136
茨城県	191	76	1	17	10		2	2	35	13	11	1	359
栃木県	98	4	2	11	11		7	4		13	18		168
群馬県	130	8	1	20	48		7	2	3	11	14	5	249
埼玉県	107		7	17	13					2	2		148
千葉県	135	13		4	6	1	17	3	17	3	8		207
東京都	34			4							2	3	43
神奈川県	39	13			1		3			4	6		66
新潟県	194	5	1	6	56		2			34	3		301
長野県	23	5					4			1	5	1	39
岐阜県	1												1
静岡県	2												2
京都府	2			1									3
兵庫県		12											12
愛媛県	1								1				2
総計	1,287	247	100	127	212	31	174	88	71	153	265	79	2,834

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

野菜類の検査は多岐の品目について行われている。また、産地により生産・出荷などによる偏りが見られた。

③産地別の野菜類中の放射性物質

平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」に掲載されている野菜類中の放射性物質の中で、 ^{131}I および放射性セシウムについて産地ごとの最高値を表 2.1.2-10 に示す。

表 2.1.2-10 産地別野菜類の濃度(最高値)

	¹³¹ I				放射性セシウム			
	採取場所	品名	濃度	採取日	採取場所	品名	濃度	採取日
青森県	横浜町	あぶらな	1	4月28日	—			
岩手県	ND				ND			
宮城県	亘里町	春菊	624	3月25日	白石市	たけのこ	180	5月23日
山形県	白鷹町	ほうれんそう	120	3月24日	天童市	さくらんぼ	7	5月11日
福島県	川俣町	信夫冬菜	22,000	3月21日	本宮市	茎立菜	82,000	3月21日
茨城県	日立市	ほうれんそう	54,100	3月18日	鉾田市	パセリ	2,110	3月21日
栃木県	壬生町	ほうれんそう	5,700	3月19日	壬生町	ほうれんそう	790	3月19日
群馬県	伊勢崎市	ほうれんそう	2,630	3月19日	高崎市	かき菜	555	3月19日
埼玉県	熊谷市	ほうれんそう	1,900	3月20日	熊谷市	ほうれんそう	173	3月20日
千葉県	旭市	春菊	4,300	3月20日	市原市	小松菜	204	3月27日
東京都	江戸川区	小松菜	1,700	3月23日	江戸川区	小松菜	890	3月23日
神奈川県	平塚市	ほうれんそう	1,700	3月21日	平塚市	ほうれんそう	230	3月21日
新潟県	村上市	つぼみ菜	7	3月21日	ND			
長野県	上田市	ほうれんそう	120	3月24日	長野市	ほうれんそう	370	4月6日
岐阜県	ND				ND			
静岡県	県東部他	小松菜	32	4月1日	県東部他	小松菜	12	4月1日
京都府	ND				ND			
兵庫県	ND				ND			
愛媛県	ND				ND			

注) ND は検出限界値以下を示す (以下この章において同じ)。

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について (平成 23 年 5 月 27 日公表分)」より改編)

産地別に見ると、表 2.1.2-1 に示す定時降下物が多い県については、野菜類の ¹³¹I、放射性セシウムともに値が高く、福島県と茨城県が他県に比べ飛びぬけて高い値を示している。¹³¹I の最高値は、茨城県日立市の「ほうれんそう」(54,100Bq/kg 3 月 18 日採取)に検出された。放射性セシウムの最高値は、福島県本宮市の「茎立菜」(82,000Bq/kg 3 月 21 日採取)で検出された。

産地別の最高値は「ほうれんそう」「茎立菜」「春菊」などの非結球性葉菜類がほとんどを占めているが、その他の野菜類として、茨城県の「パセリ」、宮城県の「たけのこ」などが見られた。

特記すべき事項として、福島県の 3 月 18 日のデータが無いため、同日のデータで比較することは困難であるが、福島県の ¹³¹I の野菜類の最高値(22,000Kq/kg 3 月 21 日)に比べ、遠隔地である茨城県の ¹³¹I の野菜類の最高値(54,100Bq/kg 3 月 18 日)が、2 倍以上高いことである。

また、福島県の場合、表 2.1.2-1 に示すとおり、定時降下物中の ¹³¹I と ¹³⁷Cs との存在比は、約 10:1 であるが、野菜類中の ¹³¹I の値は逆に低い値であった。

なお、定時降下物が多かったにもかかわらず山形県は、野菜類中の ¹³¹I、放射性セ

シウムとも土壌中の放射性セシウムと同様低い値であった。

④野菜類中の¹³¹Iと放射性セシウムの推移

野菜類の中で検査件数の多い「ほうれんそう」について、¹³¹Iと放射性セシウムの測定結果の推移を図 2.1.2-6 及び図 2.1.2-7 に示す。

「ほうれんそう」の¹³¹Iの最高値は、茨城県日立市(54,100Bq/kg 3月18日採取)、放射性セシウムの最高値は、福島県田村市(40,000Bq/kg 3月21日採取)で検出された。

福島県では、「ほうれんそう」においても、¹³¹Iに比べ放射性セシウムに高い値が見られた。

時間の経過とともに¹³¹Iおよび放射性セシウムともその値が減少している。その原因が、降雨あるいは自主的な出荷制限、分析の際の汚れの除去の徹底などによるものか不明であり、今後の解析が必要と思われる。(半減期 ¹³¹I : 8日 ¹³⁴Cs : 2年 ¹³⁷Cs : 30年)

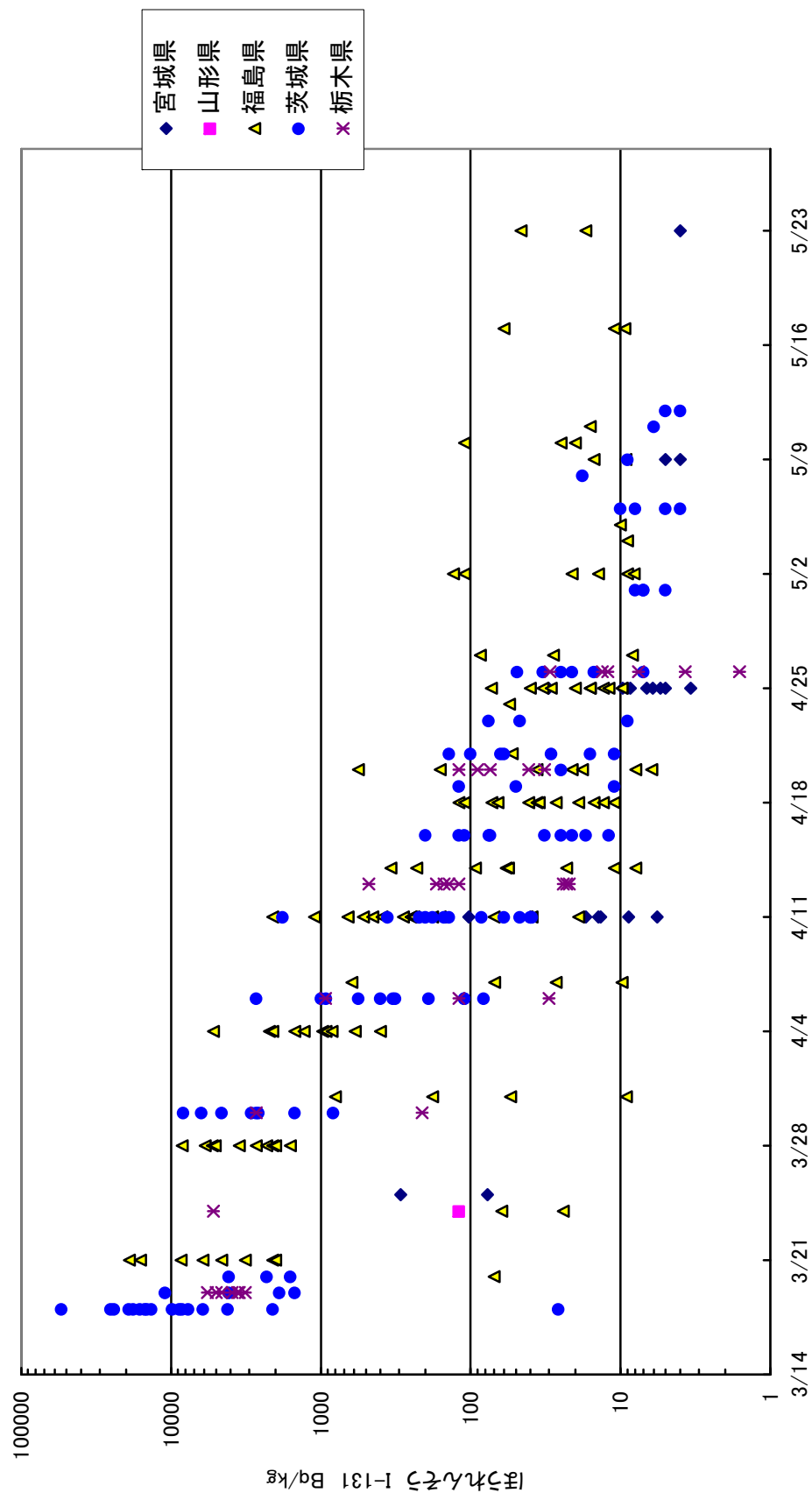


図2.1.2-6(1) 福島県およびその近隣県の「ほうれんそう」中のI-131の推移

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

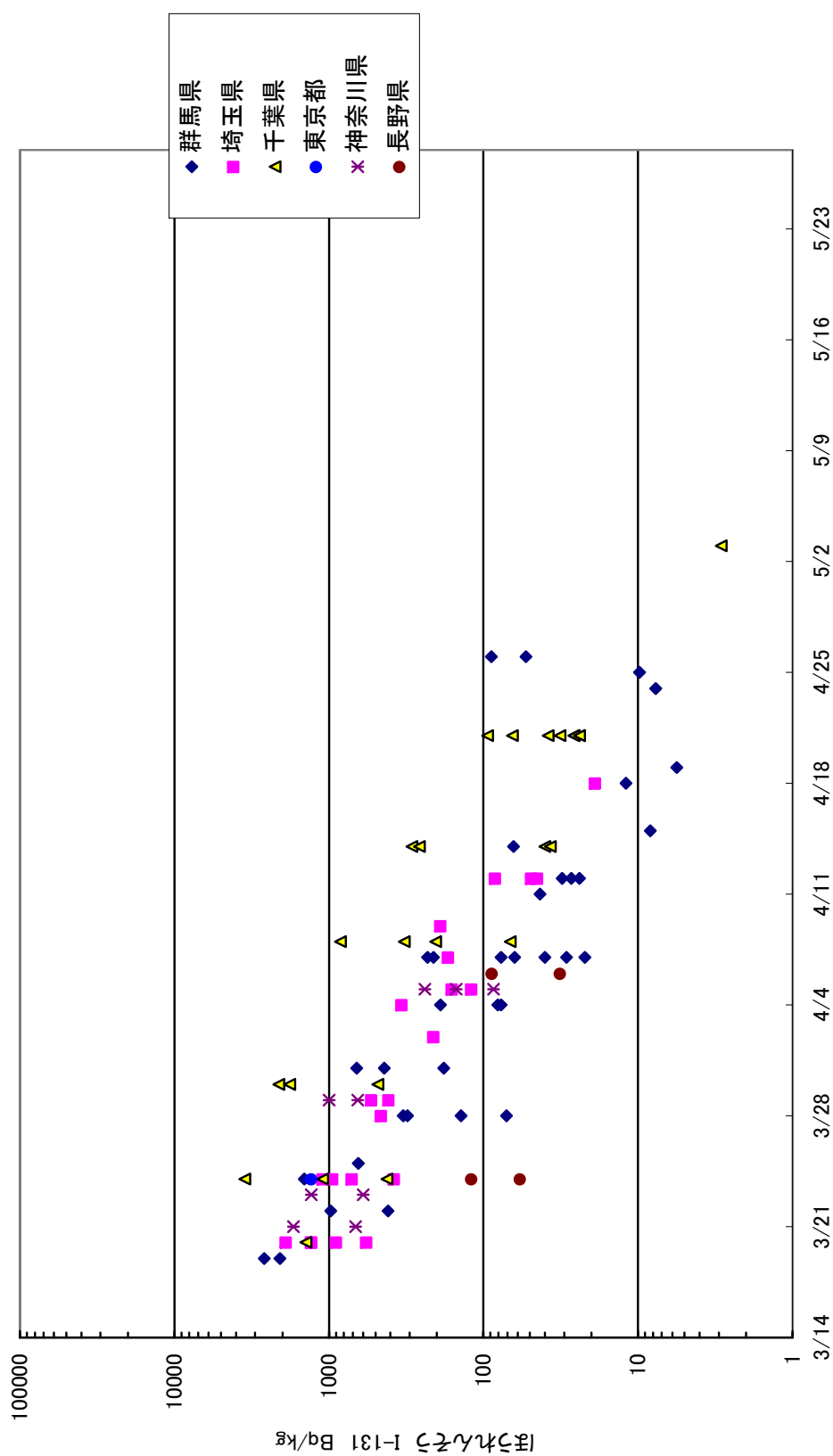


図2.1.2-6(2) 福島県およびその近隣県以外の「ほうれんそう」中のI-131の推移

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

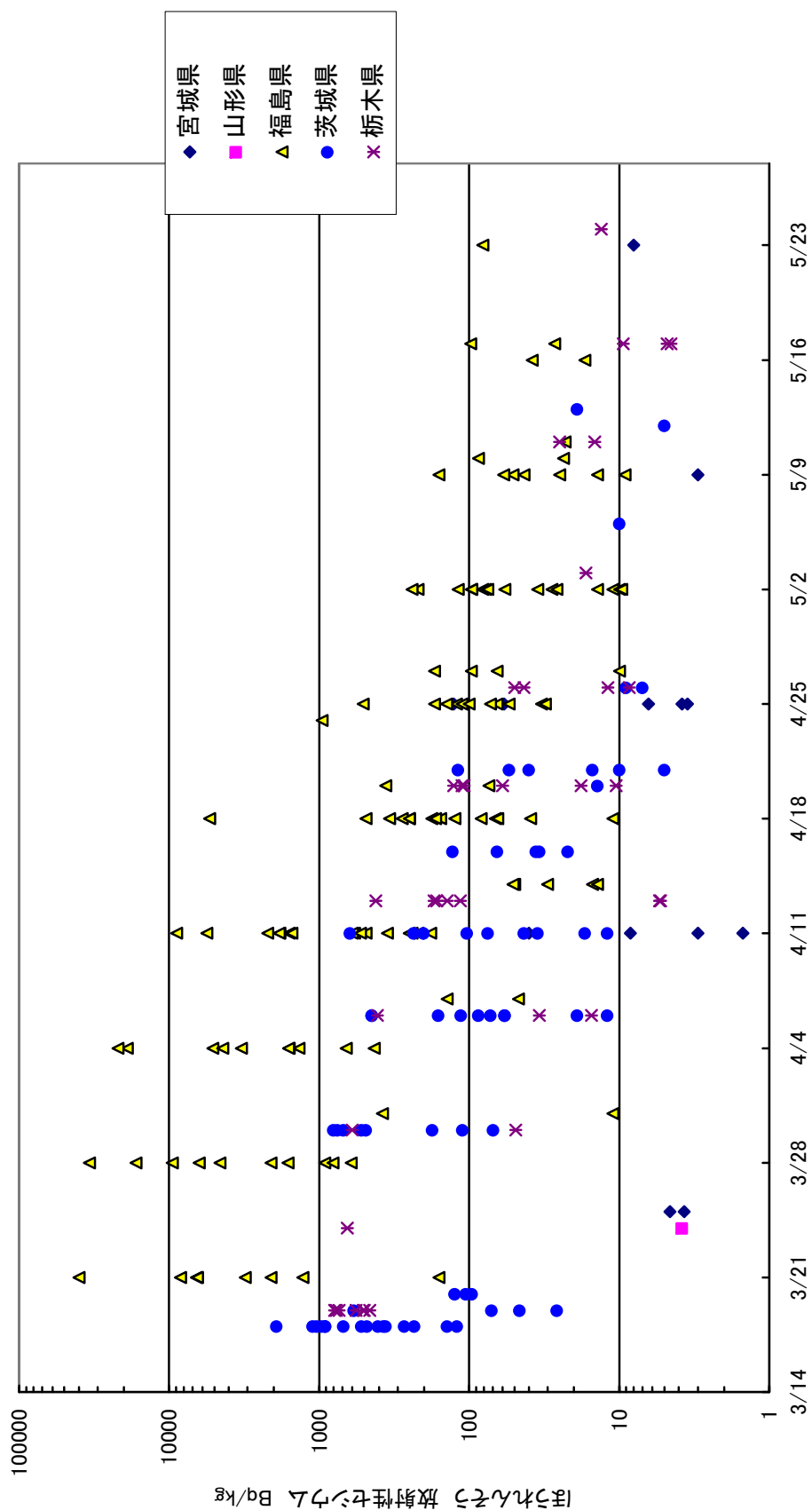


図2.1.2-7(1) 福島県およびその近隣県の「ほうれんそう」中の放射性セシウムの推移

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

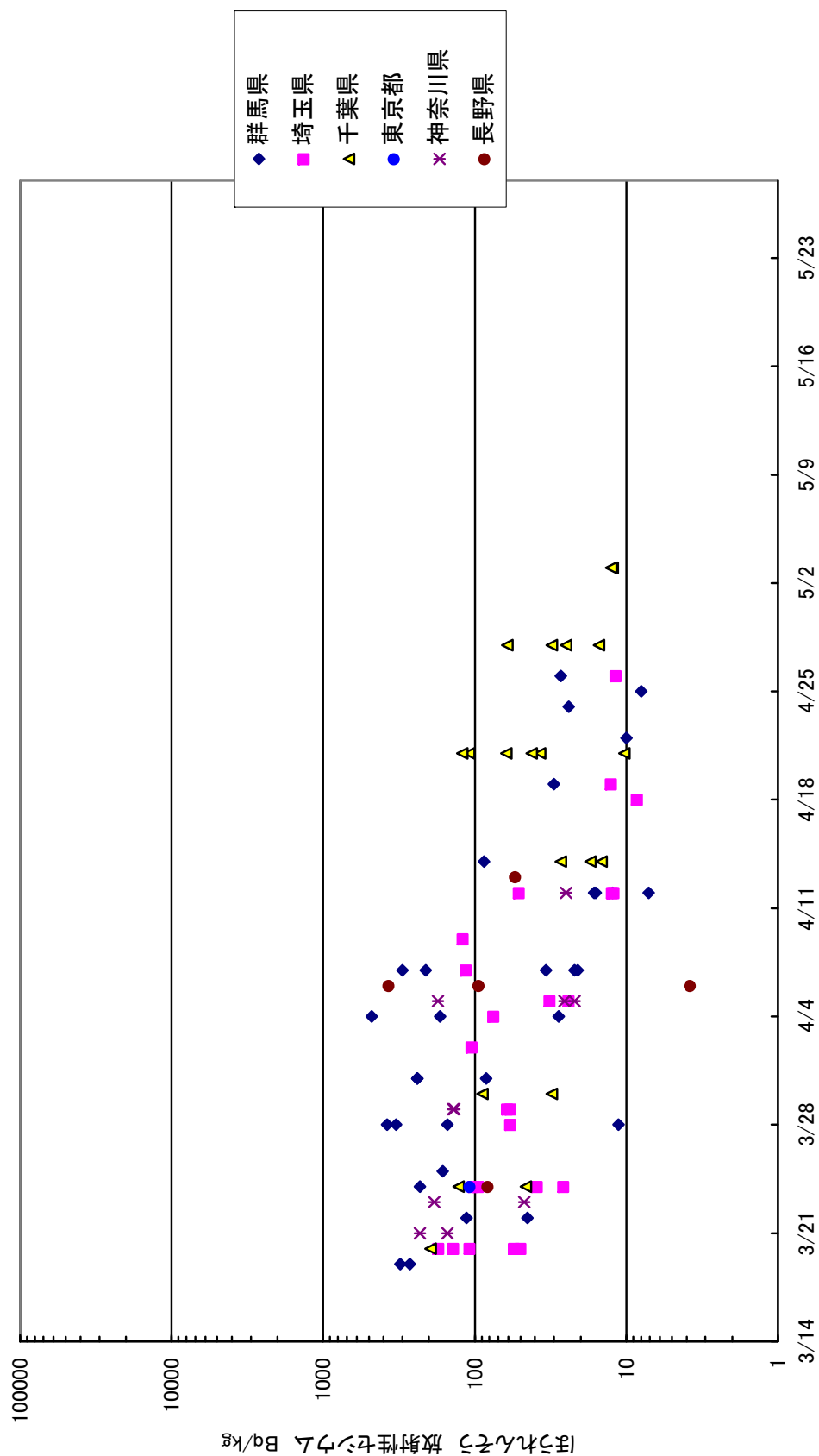


図2.1.2-7(2) 福島県およびその近隣県以外の「ほうれんそう」中の放射性セシウムの推移

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

⑤産地ごとの暫定規制値超過件数

野菜類の分類ごとの暫定規制値超過件数とその割合を表 2.1.2-11 に、産地ごとの暫定規制値超過件数のまとめを表 2.1.2-12 に、その詳細を表 2.1.2-13 示す。

野菜類の飲食物摂取制限に関する指標値(Bq/kg)は、¹³¹I（根菜、芋類を除く）：2,000Bq/kg 放射性セシウム：500Bq/kg である。

表 2.1.2-11 野菜類の分類ごとの暫定規制値超過件数とその割合

分 類	検査件数	超過件数(件)			超過件数の割合 (%)		
		¹³¹ I	放射性セシウム	合計	¹³¹ I	放射性セシウム	合計
非結球性葉菜類	1,287	87	97	184	6.8	7.5	14.3
結球性葉菜類	247	1	5	6	0.4	2.0	2.4
花蕾類	100	6	21	27	6.0	21.0	27.0
ネギ属野菜類	128	0	0	0	0.0	0.0	0.0
果菜類	212	0	0	0	0.0	0.0	0.0
未成熟豆類	31	0	0	0	0.0	0.0	0.0
茎菜類	173	1	28	29	0.6	16.2	16.8
根菜類	88	0	3	3	0.0	3.4	3.4
ハーブ類	71	7	7	14	9.9	9.9	19.7
果実・果実的野菜類	153	0	0	0	0.0	0.0	0.0
菌茸類	265	3	30	33	1.1	11.3	12.5
山菜類	79	0	3	3	0.0	3.8	3.8
合計	2,834	105	194	299	3.7	6.8	10.6

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

暫定規制値を超過した割合の多かったのは、ブロッコリーなどの花蕾類（27%）、パセリなどのハーブ類（20%）、たけのこなどの茎菜類（17%）、ほうれんそうなどの非結球性葉菜類（14%）、シイタケの菌茸類（13%）であった。

ねぎなどのネギ属野菜類、トマト・キュウリなどの果菜類、サヤエンドウなどの未成熟豆類、いちごなどの果実・果実的野菜には、暫定規制値を超過するものはなかった。

¹³¹I と放射性セシウムの超過件数は、¹³¹I に比べ放射性セシウムが約 1.8 倍高かった。

表 2.1.2-12 産地ごとの検査件数とその割合(まとめ)

	検査件数	超過件数(件)			超過件数の割合(%)		
		¹³¹ I	放射性セシウム	合計	¹³¹ I	放射性セシウム	合計
青森県	1	0	－	0	0.0	－	0.0
岩手県	1	0	0	0	0.0	0.0	0.0
宮城県	60	0	0	0	0.0	0.0	0.0
山形県	36	0	0	0	0.0	0.0	0.0
福島県	1,136	47	166	213	4.1	14.6	18.8
茨城県	359	34	20	54	9.5	5.6	15.0
栃木県	168	11	7	18	6.5	4.2	10.7
群馬県	249	2	1	3	0.8	0.4	1.2
埼玉県	148	0	0	0	0.0	0.0	0.0
千葉県	207	11	0	11	5.3	0.0	5.3
東京都	43	0	0	0	0.0	0.0	0.0
神奈川県	66	0	0	0	0.0	0.0	0.0
新潟県	301	0	0	0	0.0	0.0	0.0
長野県	39	0	0	0	0.0	0.0	0.0
岐阜県	1	0	0	0	0.0	0.0	0.0
静岡県	2	0	0	0	0.0	0.0	0.0
京都府	3	0	0	0	0.0	0.0	0.0
兵庫県	12	0	0	0	0.0	0.0	0.0
愛媛県	2	0	0	0	0.0	0.0	0.0
総 計	2,834	105	194	299	3.7	6.8	10.6

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

表 2.1.2-13 産地ごとの野菜類の暫定規制値超過件数（１）

	分 類	品 目	検査件 数(件)	超過件数(件)		
				¹³¹ I	放射性 セシウム	合計
青森県	非結球性葉菜類	あぶらな	1	0	－	0
	合計		1	0	－	0
岩手県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	1	0	0	0
	合計		1	0	0	0
宮城県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	32	0	0	0
		小松菜	6	0	0	0
		春菊	3	0	0	0
		その他	4	0	0	0
		(小計)	45	0	0	0
	結球性葉菜類	レタス	1	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ	2	0	0	0
	果菜類	トマト、キュウリ	3	0	0	0
	茎菜類	たけのこ	3	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ	6	0	0	0
	合計		60	0	0	0
山形県	非結球性葉菜類	ほうれんそう、小松菜	2	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ、ニラ	2	0	0	0
	果菜類	キュウリ、ナス	5	0	0	0
	茎菜類	アスパラガス	6	0	0	0
	果実・果実的野菜類	さくらんぼ	6	0	0	0
		いちご	6	0	0	0
		(小計)	12	0	0	0
	菌茸類	ナメコ	3	0	0	0
	山菜類	たらの芽	3	0	0	0
		うるい他	3	0	0	0
		(小計)	6	0	0	0
	合計		36	0	0	0
福島県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	170	19	39	58
		あぶらな	9	3	6	9
		茎立菜	10	3	5	8
		信夫冬菜	5	3	5	8
		小松菜	32	2	5	7
		紅菜苔	4	2	4	6
		山東菜	3	2	2	4
		水菜	6	1	3	4
		花わさび	6	1	2	3
		ちぢれ菜	1	1	1	2
		ビタミンナ	2	0	2	2
		その他	33	0	0	0
		(小計)	281	37	74	111
	結球性葉菜類	キャベツ	104	1	5	6
		その他	6	0	0	0
		(小計)	110	1	5	6
	花蕾類	ブロッコリー	86	6	21	27
		その他	2	0	0	0
		(小計)	88	6	21	27

表 2.1.2-13 産地ごとの野菜類の暫定規制値超過件数（２）

	分 類	品 目	検査件 数(件)	超過件数(件)		
				¹³¹ I	放射性 セシウム	合計
	ネギ属野菜類	ニラ	30	0	0	0
		ねぎ	7	0	0	0
		アサツキ	7	0	0	0
		(小計)	44	0	0	0
	果菜類	キュウリ	36	0	0	0
		トマト	18	0	0	0
		ミニトマト	5	0	0	0
		(小計)	59	0	0	0
	未成熟豆類	サヤエンドウ	23	0	0	0
		スナップエンドウ	7	0	0	0
		(小計)	30	0	0	0
	茎菜類	たけのこ	60	0	28	28
		アスパラガス他	62	0	0	0
		(小計)	122	0	28	28
	根菜類	かぶ	77	0	3	3
	ハーブ類	せり	2	0	2	2
		その他	13	0	0	0
		(小計)	15	0	2	2
	果実・果実的野菜類	いちご	51	0	0	0
		もも	9	0	0	0
		(小計)	60	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ	81	0	23	23
		しいたけ(露地)	31	3	7	10
		その他	75	0	0	0
		(小計)	187	3	30	33
	山菜類	くさそてつ	15	0	3	3
		わらび	11	0	0	0
		たらの芽	10	0	0	0
		ぜんまい	7	0	0	0
		その他	20	0	0	0
		(小計)	63	0	3	3
	合計		1,136	47	166	213
茨城県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	114	27	14	41
		水菜	39	1	1	2
		サニーレタス	9	1	0	1
		その他	29	0	0	0
		(小計)	191	29	15	44
	結球性葉菜類	レタス	33	0	0	0
		白菜	30	0	0	0
		キャベツ	10	0	0	0
		その他	3	0	0	0
		(小計)	76	0	0	0
	花蕾類	ブロッコリー	1	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ	13	0	0	0
		ニラ	4	0	0	0
		(小計)	17	0	0	0

表 2.1.2-13 産地ごとの野菜類の暫定規制値超過件数（3）

	分 類	品 目	検査件数(件)	超過件数(件)		
				¹³¹ I	放射性セシウム	合計
	果菜類	トマト	6	0	0	0
		ピーマン他	4	0	0	0
		(小計)	10	0	0	0
	茎菜類	セルリー	2	0	0	0
	根菜類	レンコン	2	0	0	0
	ハーブ類	パセリ	32	5	5	10
		その他	3	0	0	0
		(小計)	35	5	5	10
	果実・果実的野菜類	いちご	10	0	0	0
		スイカ	3	0	0	0
		(小計)	13	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ	4	0	0	0
		しいたけ(露地)他	7	0	0	0
		(小計)	11	0	0	0
	山菜類	コゴミ	1	0	0	0
	合計		359	34	20	54
栃木県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	68	9	7	16
		春菊	14	2	0	2
		その他	16	0	0	0
		(小計)	98	11	7	18
	結球性葉菜類	レタス	4	0	0	0
	花蕾類	ブロッコリー	2	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ	7	0	0	0
		ニラ	4	0	0	0
		(小計)	11	0	0	0
	果菜類	トマト	8	0	0	0
		キュウリ他	3	0	0	0
		(小計)	11	0	0	0
	茎菜類	アスパラガス	4	0	0	0
		その他	3	0	0	0
		(小計)	7	0	0	0
	根菜類	大根、かぶ、ニンジン	4	0	0	0
	果実・果実的野菜類	いちご	12	0	0	0
		ぶどう	1	0	0	0
		(小計)	13	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ	6	0	0	0
		しいたけ(ハウス)	6	0	0	0
		しいたけ(露地)	3	0	0	0
		菌床しいたけ	3	0	0	0
		(小計)	18	0	0	0
	合計		168	11	7	18
群馬県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	78	2	0	2
		かき菜	15	0	1	1
		その他	37	0	0	0
		(小計)	130	2	1	3
	結球性葉菜類	レタス	5	0	0	0
		キャベツ他	3	0	0	0
		(小計)	8	0	0	0

表 2.1.2-13 産地ごとの野菜類の暫定規制値超過件数（４）

	分 類 品 目		検査件 数(件)	超過件数(件)		
				¹³¹ I	放射性 セシウム	合計
	花蕾類	ブロッコリー	1	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ	16	0	0	0
		ニラ他	4	0	0	0
		(小計)	20	0	0	0
	果菜類	キュウリ	26	0	0	0
		トマト	14	0	0	0
		ナス	4	0	0	0
		その他	4	0	0	0
		(小計)	48	0	0	0
	茎菜類	ウド	4	0	0	0
		タマネギ他	3	0	0	0
		(小計)	7	0	0	0
	根菜類	大根、ごぼう	2	0	0	0
	ハーブ類	みつば	3	0	0	0
	果実・果実的野菜類	いちご	7	0	0	0
		ウメ、その他	4	0	0	0
		(小計)	11	0	0	0
	菌茸類	しいたけ	4	0	0	0
		しいたけ(露地)	3	0	0	0
		その他	7	0	0	0
		(小計)	14	0	0	0
	山菜類	フキ	3	0	0	0
		その他	2	0	0	0
		(小計)	5	0	0	0
	合計		249	2	1	3
埼玉県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	47	0	0	0
		小松菜	33	0	0	0
		水菜	25	0	0	0
		その他	2	0	0	0
		(小計)	107	0	0	0
	花蕾類	ブロッコリー	7	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ	17	0	0	0
	果菜類	キュウリ	7	0	0	0
		トマト	6	0	0	0
		(小計)	13	0	0	0
	果実・果実的野菜類	ウメ、いちご	2	0	0	0
千葉県	菌茸類	原木しいたけ	2	0	0	0
	合計		148	0	0	0
	非結球性葉菜類	春菊	18	4	0	4
		ほうれんそう	61	2	0	2
		チンゲンサイ	15	1	0	1
		サンチュ	18	1	0	1
		その他	23	0	0	0
		(小計)	135	8	0	8
	結球性葉菜類	キャベツ	12	0	0	0
		レタス	1	0	0	0
		(小計)	13	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ、ニラ	4	0	0	0
	果菜類	トマト、キュウリ他	6	0	0	0

表 2.1.2-13 産地ごとの野菜類の暫定規制値超過件数（５）

	分 類 品 目		検査件 数(件)	超過件数(件)		
				¹³¹ I	放射性 セシウム	合計
	未成熟豆類	サヤエンドウ	1	0	0	0
	茎菜類	セルリー	16	1	0	1
		たまねぎ	1	0	0	0
		(小計)	17	1	0	1
	根菜類	大根、ニンジン	3	0	0	0
	ハーブ類	パセリ	16	2	0	2
		その他	1	0	0	0
		(小計)	17	2	0	2
	果実・果実的野菜類	いちご、スイカ他	3	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ	8	0	0	0
	合計		207	11	0	11
東京都	非結球性葉菜類	小松菜	19	0	0	0
		ほうれんそう	14	0	0	0
		水菜	1	0	0	0
		(小計)	34	0	0	0
	ネギ属野菜類	ワケネギ	4	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ	2	0	0	0
	山菜類	アシタバ	3	0	0	0
	合計		43	0	0	0
神奈川県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	22	0	0	0
		小松菜	17	0	0	0
		(小計)	39	0	0	0
	結球性葉菜類	キャベツ	13	0	0	0
	果菜類	カボチャ	1	0	0	0
	茎菜類	たまねぎ	3	0	0	0
	果実・果実的野菜類	ウメ(生梅)	4	0	0	0
	菌茸類	しいたけ	6	0	0	0
	合計		66	0	0	0
新潟県	非結球性葉菜類	小松菜	88	0	0	0
		ほうれんそう	73	0	0	0
		とうな	15	0	0	0
		春菊	13	0	0	0
		その他	5	0	0	0
		(小計)	194	0	0	0
	結球性葉菜類	キャベツ他	5	0	0	0
	花蕾類	ブロッコリー	1	0	0	0
	ネギ属野菜類	ねぎ	5	0	0	0
		ニラ	1	0	0	0
		(小計)	6	0	0	0
	果菜類	キュウリ	49	0	0	0
		トマト他	7	0	0	0
		(小計)	56	0	0	0
	茎菜類	たけのこ	2	0	0	0
	果実・果実的野菜類	いちご	34	0	0	0
	菌茸類	しいたけ	3	0	0	0
	合計		301	0	0	0

表 2.1.2-13 産地ごとの野菜類の暫定規制値超過件数（6）

	分 類 品 目		検査件 数(件)	超過件数(件)		
				¹³¹ I	放射性 セシウム	合計
長野県	非結球性葉菜類	サニーレタス	12	0	0	0
		ほうれんそう	9	0	0	0
		その他	2	0	0	0
		(小計)	23	0	0	0
	結球性葉菜類	レタス	5	0	0	0
	茎菜類	アスパラガス	4	0	0	0
	果実・果実的野菜類	ウメ	1	0	0	0
	菌茸類	原木しいたけ他	5	0	0	0
	山菜類	わらび	1	0	0	0
	合計		39	0	0	0
岐阜県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	1	0	0	0
	合計		1	0	0	0
静岡県	非結球性葉菜類	小松菜	2	0	0	0
	合計		2	0	0	0
京都府	非結球性葉菜類	小松菜、水菜	2	0	0	0
	ネギ属野菜類	九条ねぎ	1	0	0	0
	合計		3	0	0	0
兵庫県	結球性葉菜類		12	0	0	0
	合計		12	0	0	0
愛媛県	非結球性葉菜類	ほうれんそう	1	0	0	0
	ハーブ類	大葉	1	0	0	0
	合計		2	0	0	0
野 菜 総 計			2,834	105	194	299

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

⑥野菜類の分類ごとの最高値

産地別の野菜類の分類ごとの最高値を表 2.1.2-14 に示す。

表 2.1.2-14 産地別、野菜類の分類ごとの最高値

単位: Bq/kg

	非結球性葉菜類 ほうれんそう、小松菜など		結球性葉菜類 キャベツ、レタスなど		花蕾類 ブロッコリーなど		ネギ属野菜類 ねぎ、ニラなど		果菜類 トマト、キュウリなど		未成熟豆類 サヤエンドウなど	
	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム
青森県	1	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
岩手県	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
宮城県	624	126	ND	ND	-	-	ND	ND	ND	12	-	-
山形県	120	4	-	-	-	-	ND	ND	ND	1	-	-
福島県	22,000	82,000	5,200	2,700	17,000	13,900	410	250	36	171	26	62
茨城県	54,100	1,931	140	75	ND	ND	686	21	97	8	-	-
栃木県	5,700	790	41	11	ND	ND	1,400	250	33	23	-	-
群馬県	2,630	555	ND	3	160	84	150	19	58	23	-	-
埼玉県	1,900	173	-	-	130	52	120	ND	7	5	-	-
千葉県	4,300	204	1,100	122	-	-	910	31	110	43	ND	ND
東京都	1,700	890	-	-	-	-	648	54	-	-	-	-
神奈川県	1,700	230	ND	6	-	-	-	-	ND	ND	-	-
新潟県	7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	-
長野県	120	370	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-
岐阜県	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
静岡県	32	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
京都府	ND	ND	-	-	-	-	ND	ND	-	-	-	-
兵庫県	-	-	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-
愛媛県	ND	ND	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

単位: Bq/kg

	茎菜類 セルリー、たけのこ、アスパラガス		根菜類 かぶ、大根など		ハーブ類 パセリ、大葉など		果実・果実的野菜 いちご、ウメ、スイカなど		菌茸類 原木しいたけなど		山菜類 コゴミ、たらの芽など	
	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム	¹³¹ I	放射性セシウム
青森県	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
岩手県	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
宮城県	ND	180	-	-	-	-	-	-	7	156	-	-
山形県	1	ND	-	-	-	-	ND	7	ND	ND	ND	ND
福島県	11	3,100	1,000	4,100	750	1,960	1,400	340	12,000	13,000	77	1,460
茨城県	25	9	13	ND	12,000	2,110	37	24	20	50	81	10
栃木県	30	2	ND	12	-	-	100	23	ND	ND	-	-
群馬県	7	2	ND	ND	333	44	28	36	8	82	8	9
埼玉県	-	-	-	-	-	-	ND	24	ND	35	-	-
千葉県	2,100	159	ND	ND	3,100	162	91	11	ND	ND	-	-
東京都	-	-	-	-	-	-	-	-	ND	ND	ND	30
神奈川県	ND	ND	-	-	-	-	ND	30	ND	22	-	-
新潟県	ND	ND	-	-	-	-	ND	ND	ND	ND	-	-
長野県	ND	ND	-	-	-	-	ND	ND	ND	12	ND	ND
岐阜県	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
静岡県	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
京都府	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
兵庫県	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
愛媛県	-	-	-	-	ND	ND	-	-	-	-	-	-

(出典: 厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について (平成 23 年 5 月 27 日公表分)」より改編)

野菜類の分類ごとの最高値は以下のとおりであった。

- 「ほうれんそう」などの非結球性葉菜類： ^{131}I ：茨城県日立市「ほうれんそう」(54,100Bq/kg 3月18日採取)、放射性セシウム：福島県本宮市「茎立菜」(82,000Bq/kg 3月21日採取)。
- 「キャベツ」などの結球性葉菜類： ^{131}I ：福島県南相馬市「キャベツ」(5,200Bq/kg 3月21日採取)、放射性セシウム：福島県浅川町「キャベツ」(2,700Bq/kg 3月28日採取)。
- 「ブロッコリー」などの花蕾類：いずれも福島県飯舘村で3月21日採取された「ブロッコリー」 ^{131}I ：17,000Bq/kg 放射性セシウム：13,900Bq/kg。
- 「かぶ」などの根菜類：いずれも福島県須賀川市の4月3日採取の「かぶ」 ^{131}I ：1,000Bq/kg、放射性セシウム：4,100Bq/kg。
- 「ねぎ」などのネギ属野菜類： ^{131}I ：栃木県那須烏山市「ねぎ」(1,400Bq/kg 3月19日採取)、放射性セシウム：栃木県那大田原市「ねぎ」(250Bq/kg 3月19日採取) および福島県福島市「アサツキ」(250Bq/kg 4月4日採取)。
- 「トマト、きゅうり」などの果菜類： ^{131}I ：千葉県旭市「キュウリ」(110Bq/kg 3月22日採取)、放射性セシウム：福島県南相馬市「トマト」(171Bq/kg 5月4日採取)。
- 「サヤエンドウ」などの未成熟豆類： ^{131}I ：福島県伊達市「サヤエンドウ」(26Bq/kg 3月31日採取)、放射性セシウム：福島県福島市「サヤエンドウ」(62Bq/kg 5月4日採取)。
- 「セルリー」などの茎菜類： ^{131}I ：千葉県旭市「セルリー」(2,100Bq/kg 3月22日採取)、放射性セシウム：福島県南相馬市「たけのこ」(3,100Bq/kg 5月19日採取)。
- 「かぶ」などの根菜類：いずれも福島県須賀川市で4月3日採取された「かぶ」 ^{131}I ：1,000Bq/kg 放射性セシウム：4,100Bq/kg。
- 「パセリ」などのハーブ類：いずれも茨城県鉾田市で3月21日採取された「パセリ」 ^{131}I ：12,000Bq/kg 放射性セシウム：2,110Bq/kg。
- 「いちご」などの果実・果実の野菜： ^{131}I ：福島県いわき市「いちご」(1,400Bq/kg 3月24日採取)、放射性セシウム：福島県いわき市「いちご」(340Bq/kg 3月31日採取)。
- なお、チェルノブイリ事故時に注目された「しいたけ」などの菌茸類：福島県飯舘村4月8日に採取された「しいたけ(露地)」 ^{131}I ：12,000Bq/kg 放射性セシウム：13,000Bq/kg。
- 「たらの芽」などの山菜類： ^{131}I ：茨城県「コゴミ」(81Bq/kg 3月30日採取)、放射性セシウム：福島県桑折市「くさそてつ」(1,460Bq/kg 5月5日採取)。

⑦野菜類の分類ごとの推移

野菜類の分類ごとの ^{131}I および放射性セシウムの推移を図 2.1.2-8～図 2.1.2-22 に示す。 ^{131}I については、時間の経過とともに減少しているが、放射性セシウムについては、野菜類の分類、品目によりその推移が異なり、今後の検討が必要である。

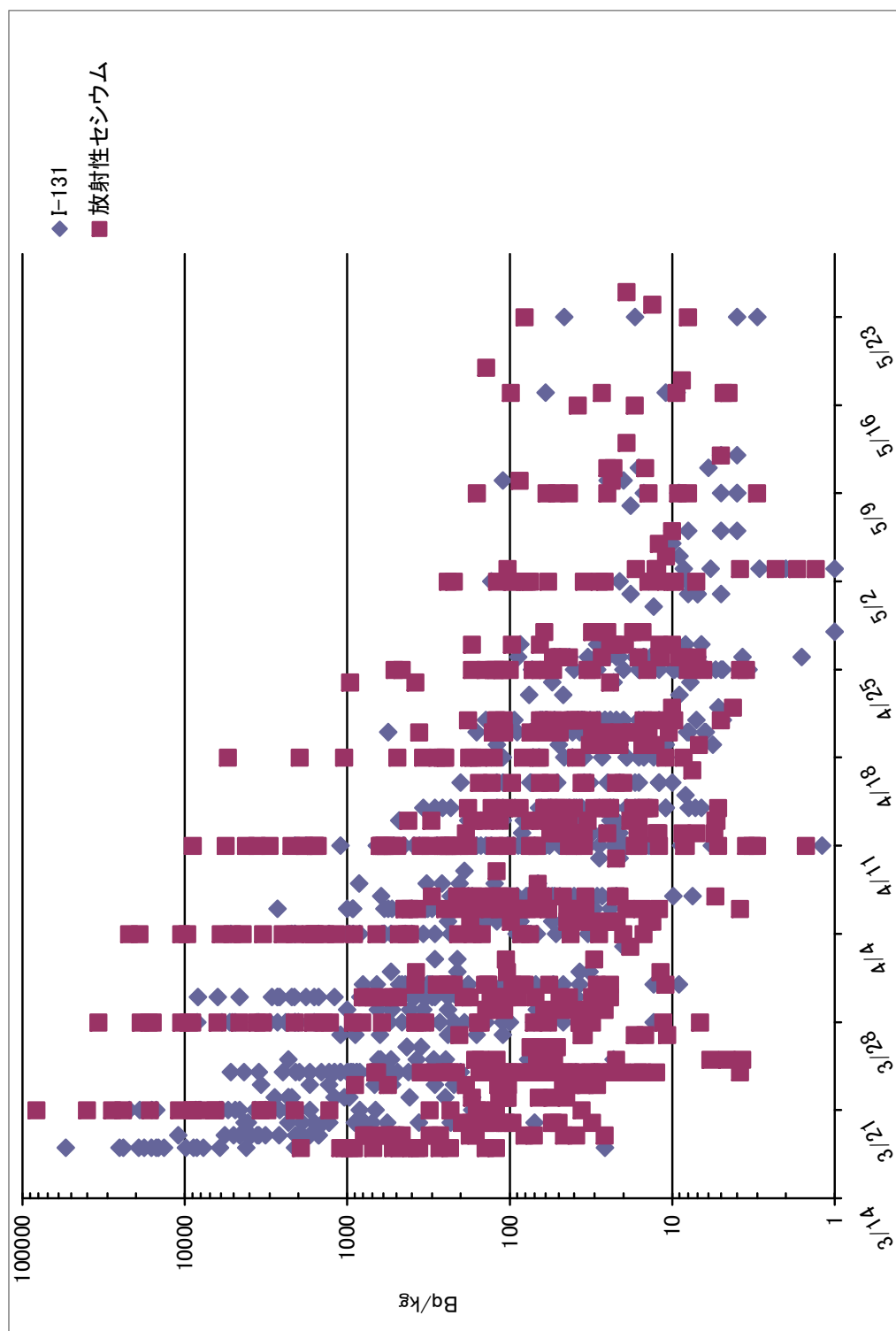


図2.1.2-8 非結球性葉菜類のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

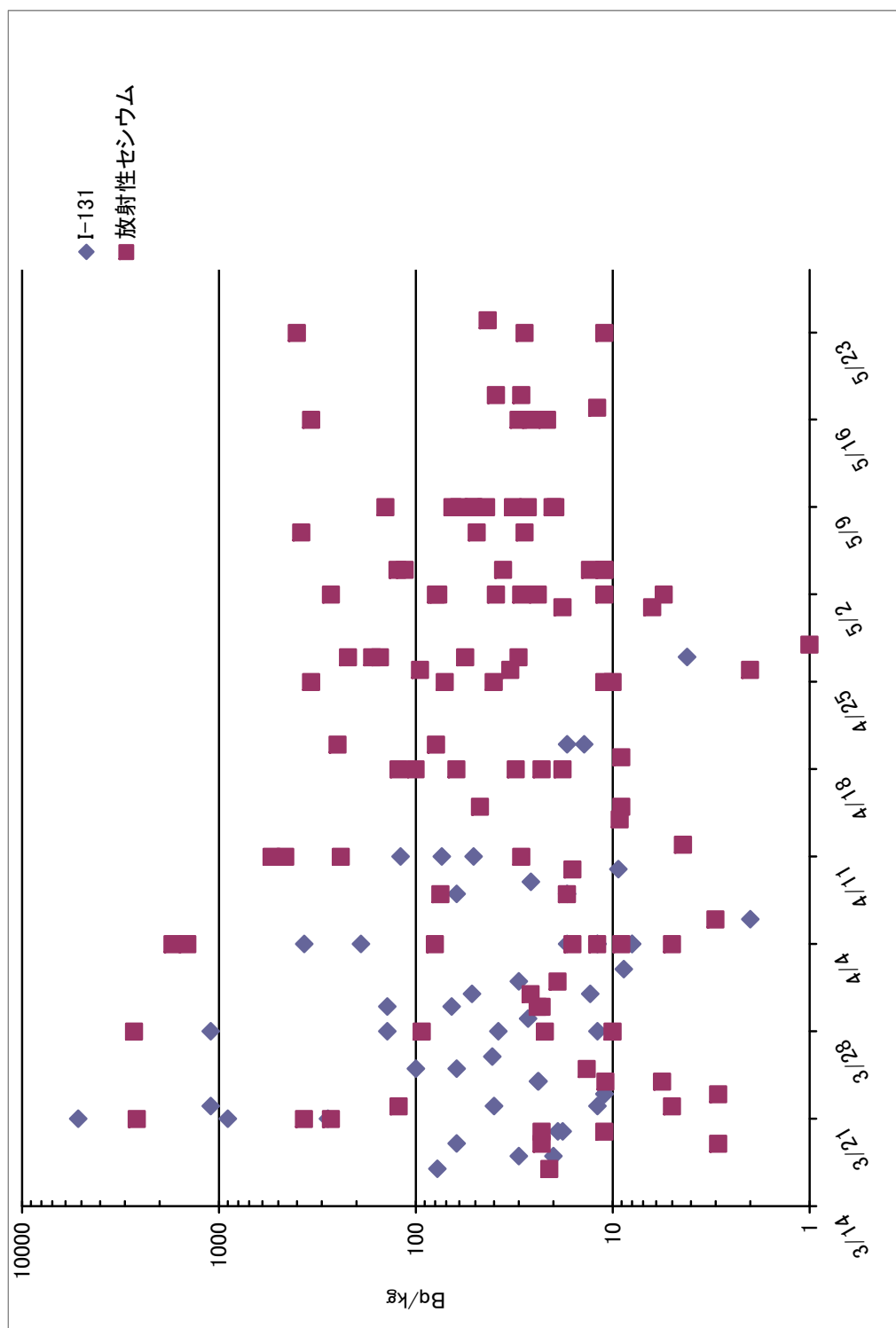


図2.1.2-9 結球性葉菜類のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

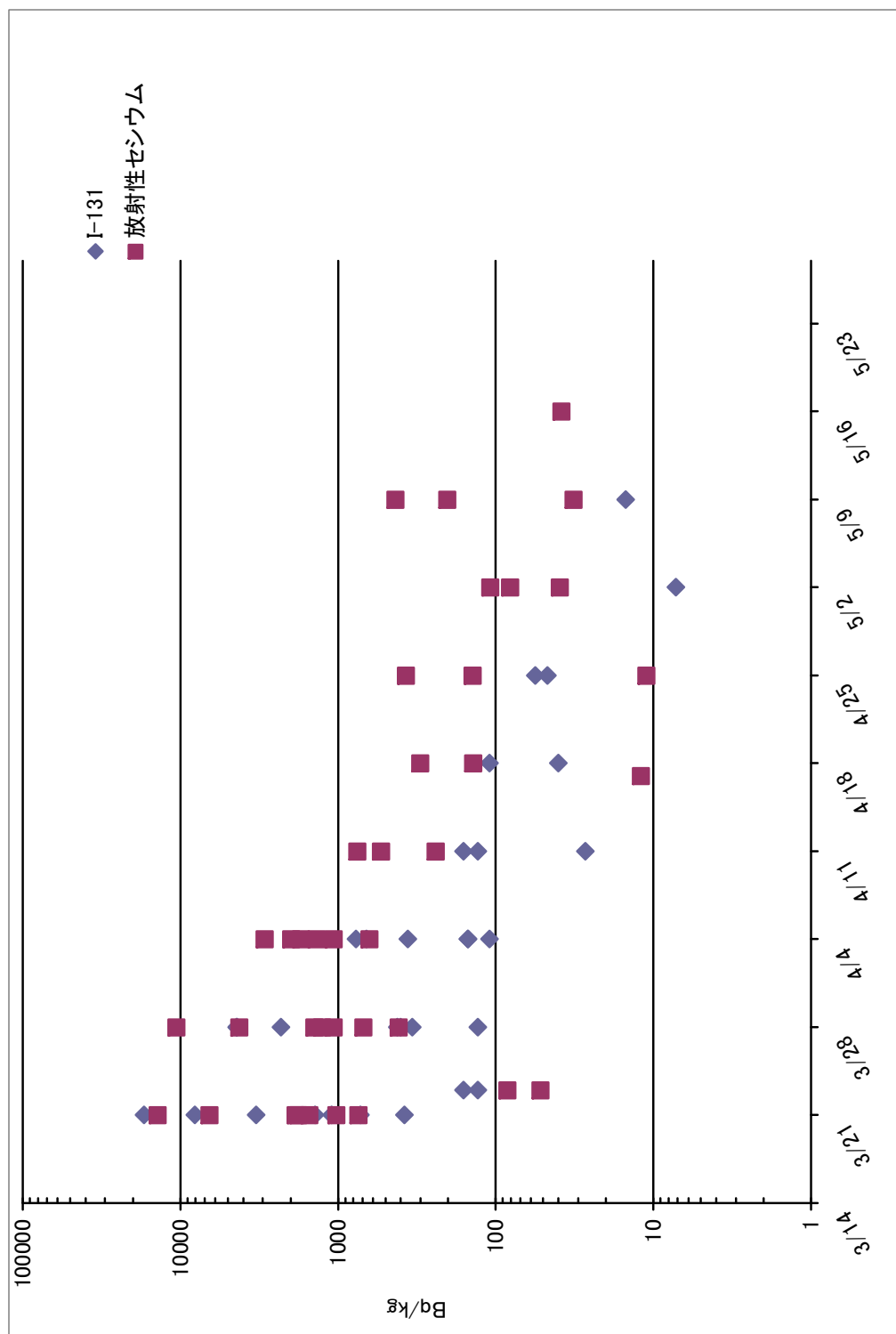


図2.1.2-10 花巻類のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

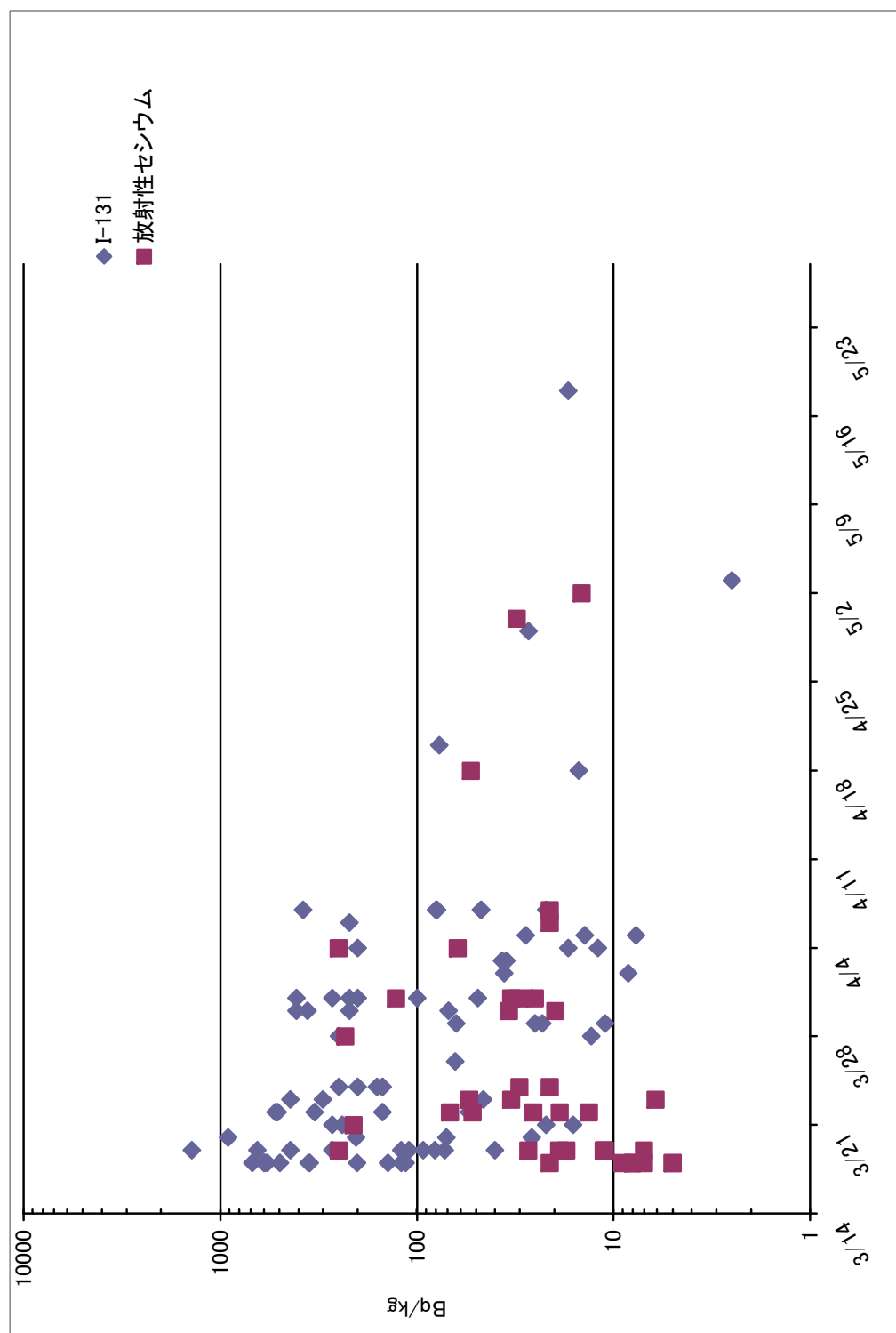


図2.1.2-11 ネギ属野菜類のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

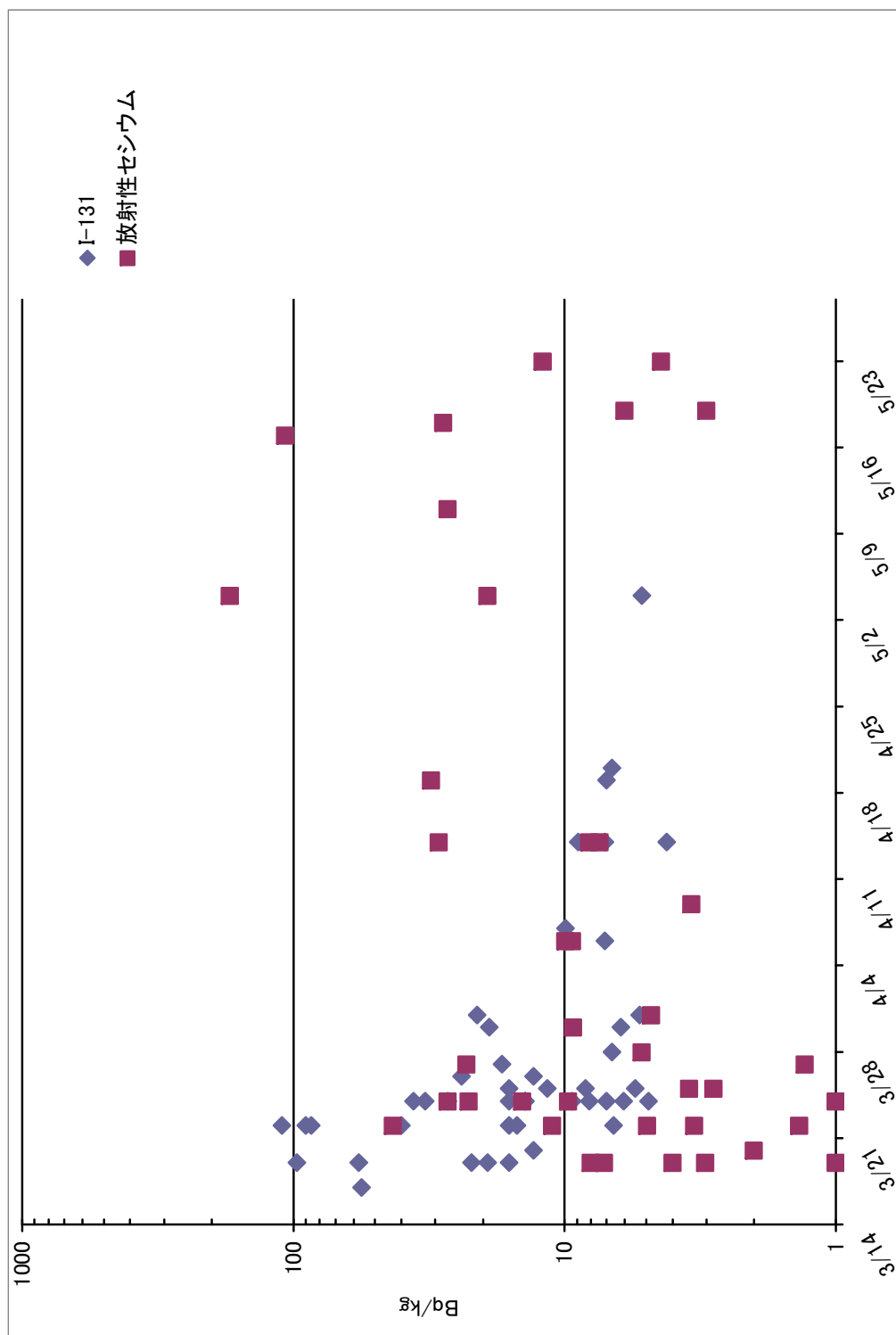


図2.1.2-12 果菜類のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

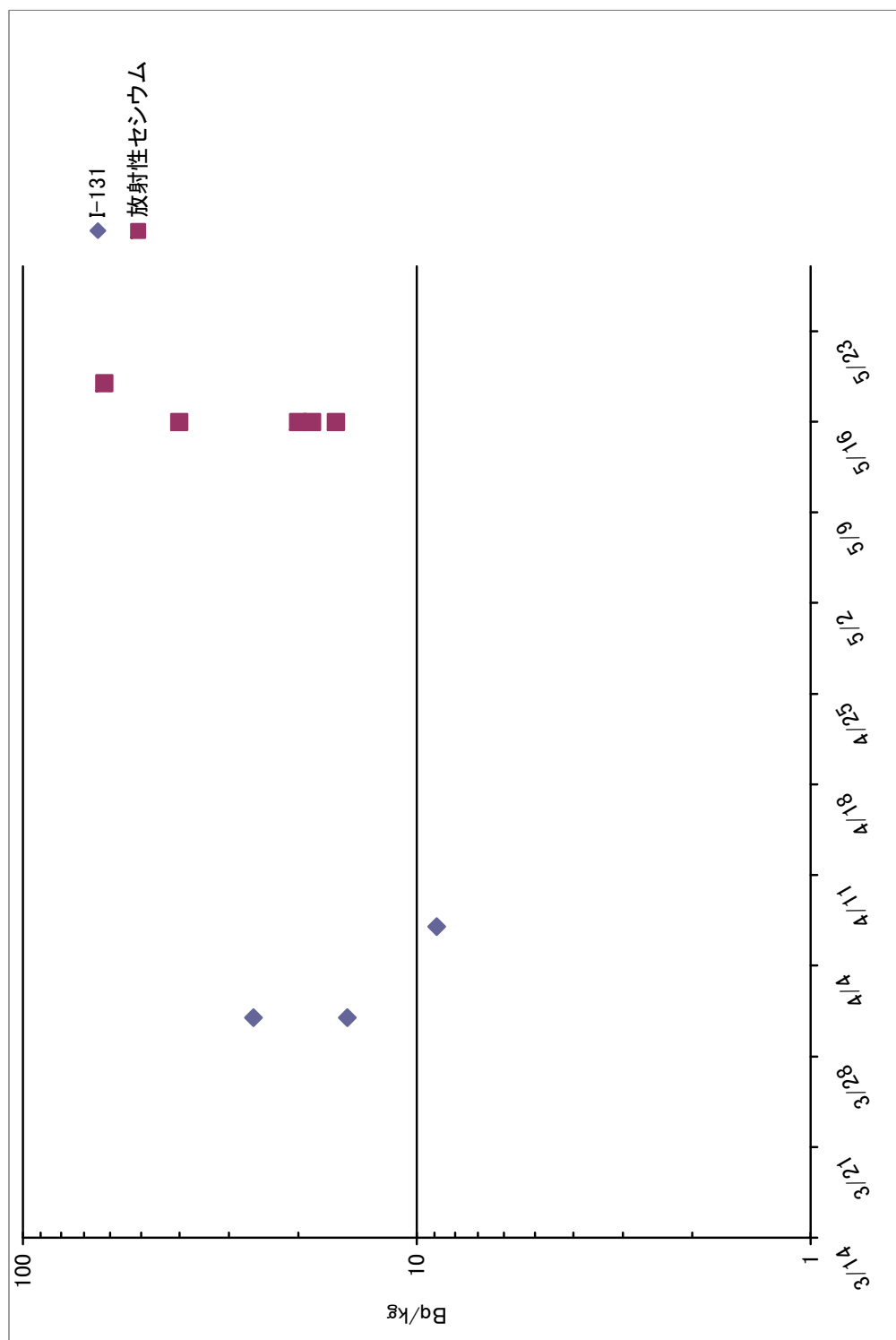


図2.1.2-13 未成熟豆類のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

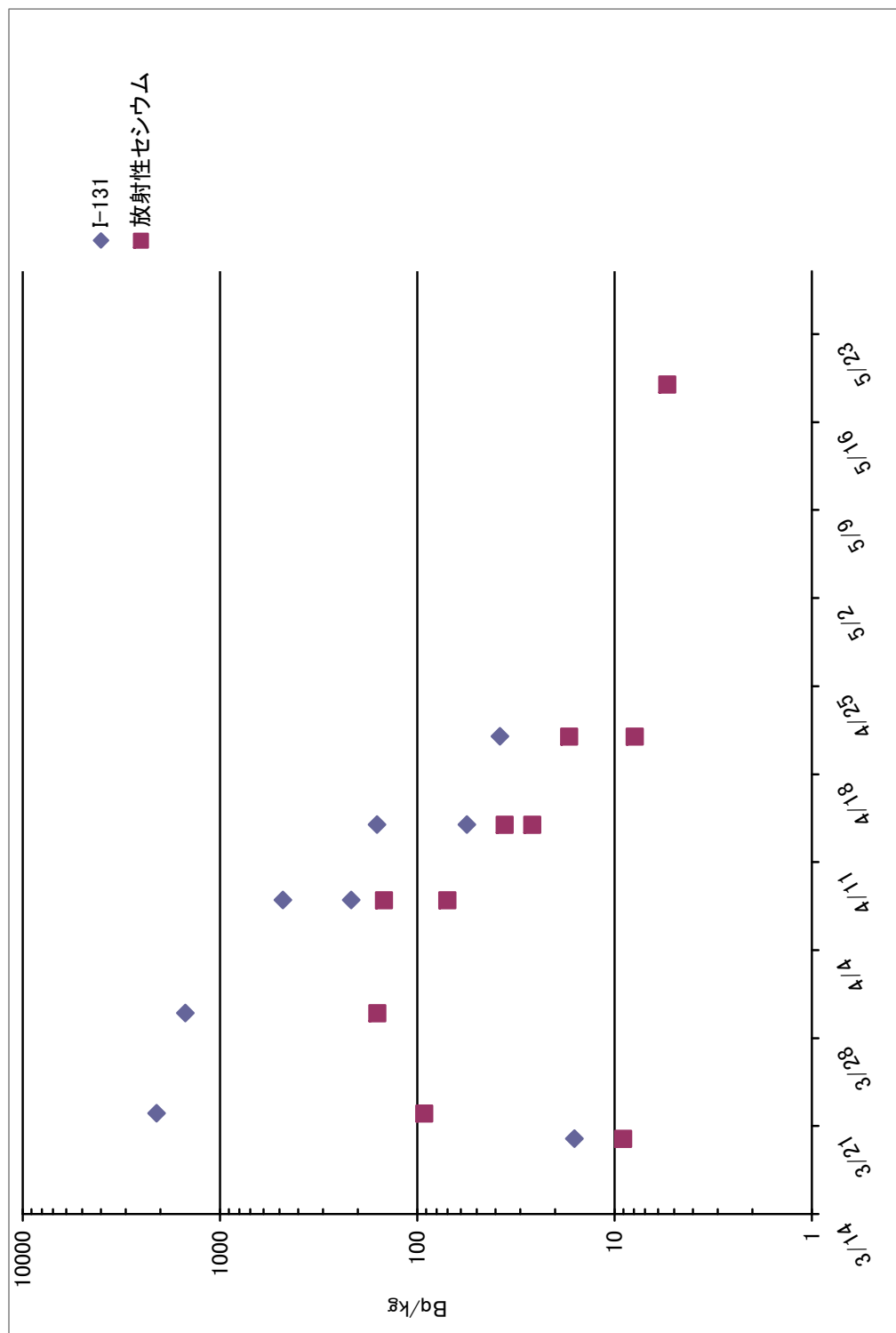


図2.1.2-14 茎菜類(「たけのこ」を除く、セルリーなど)のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

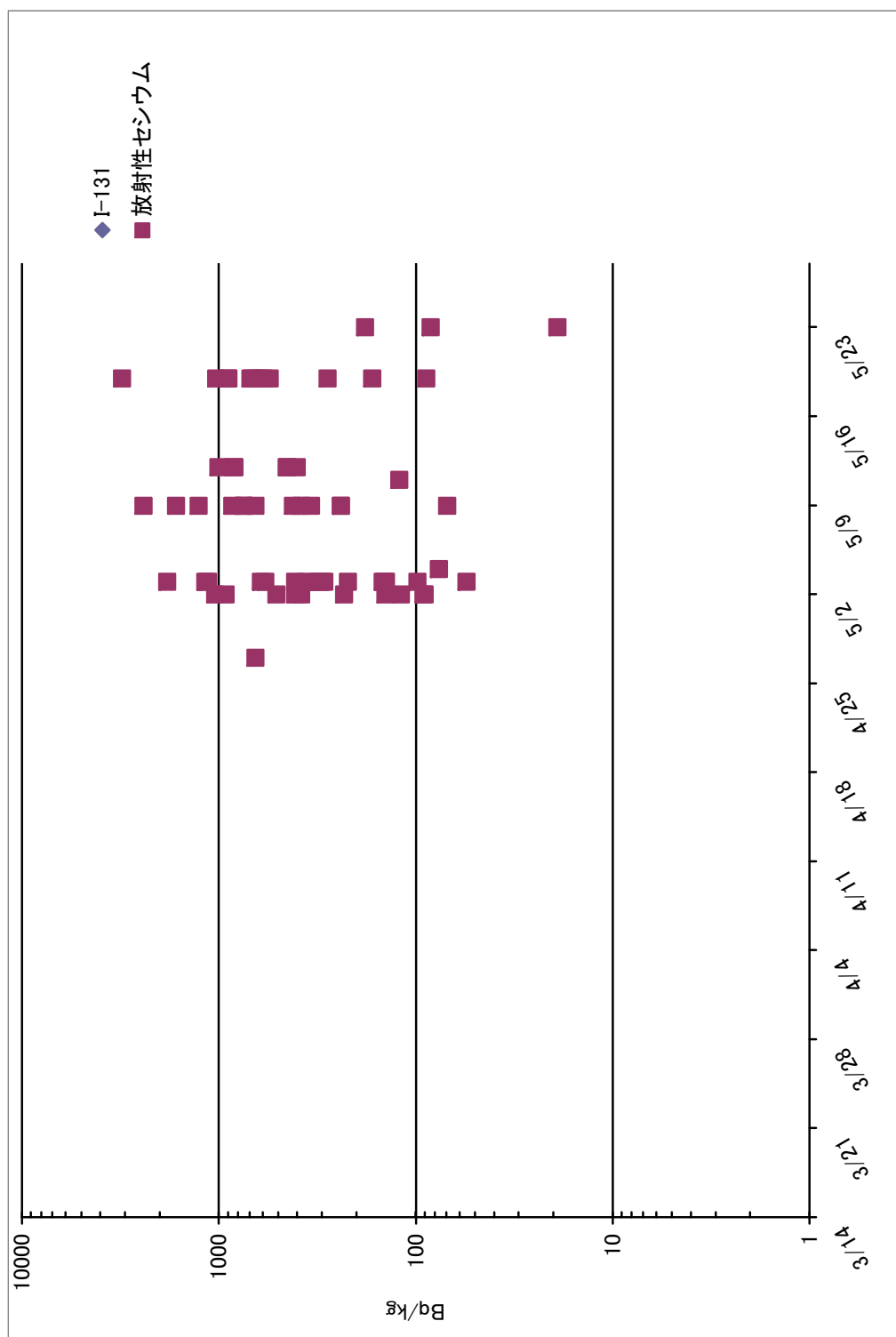


図2.1.2-15 茎菜類（たけのこ）のI-131および放射性セシウムの量の推移
 （出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編）

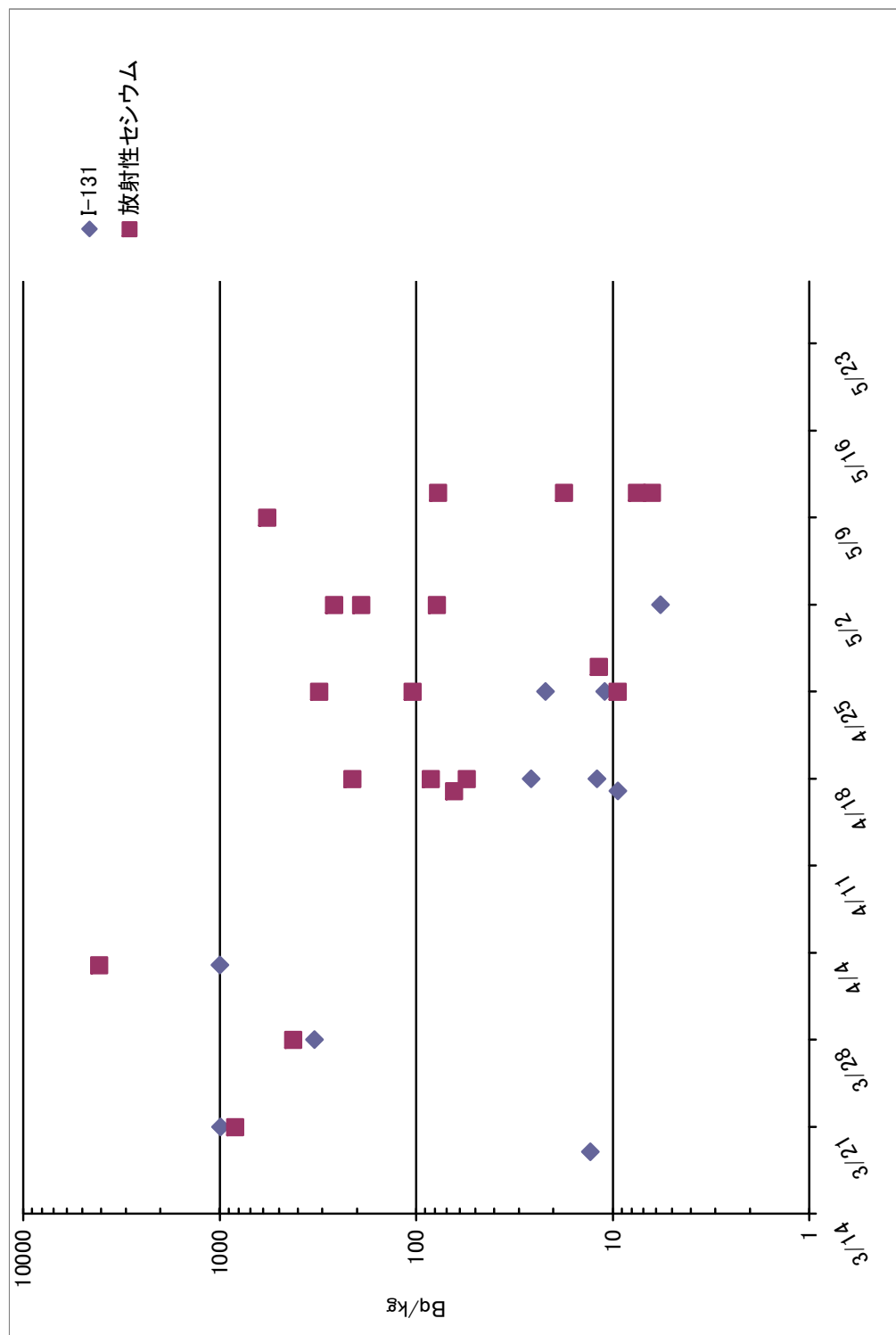


図2.1.2-16 根菜類のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

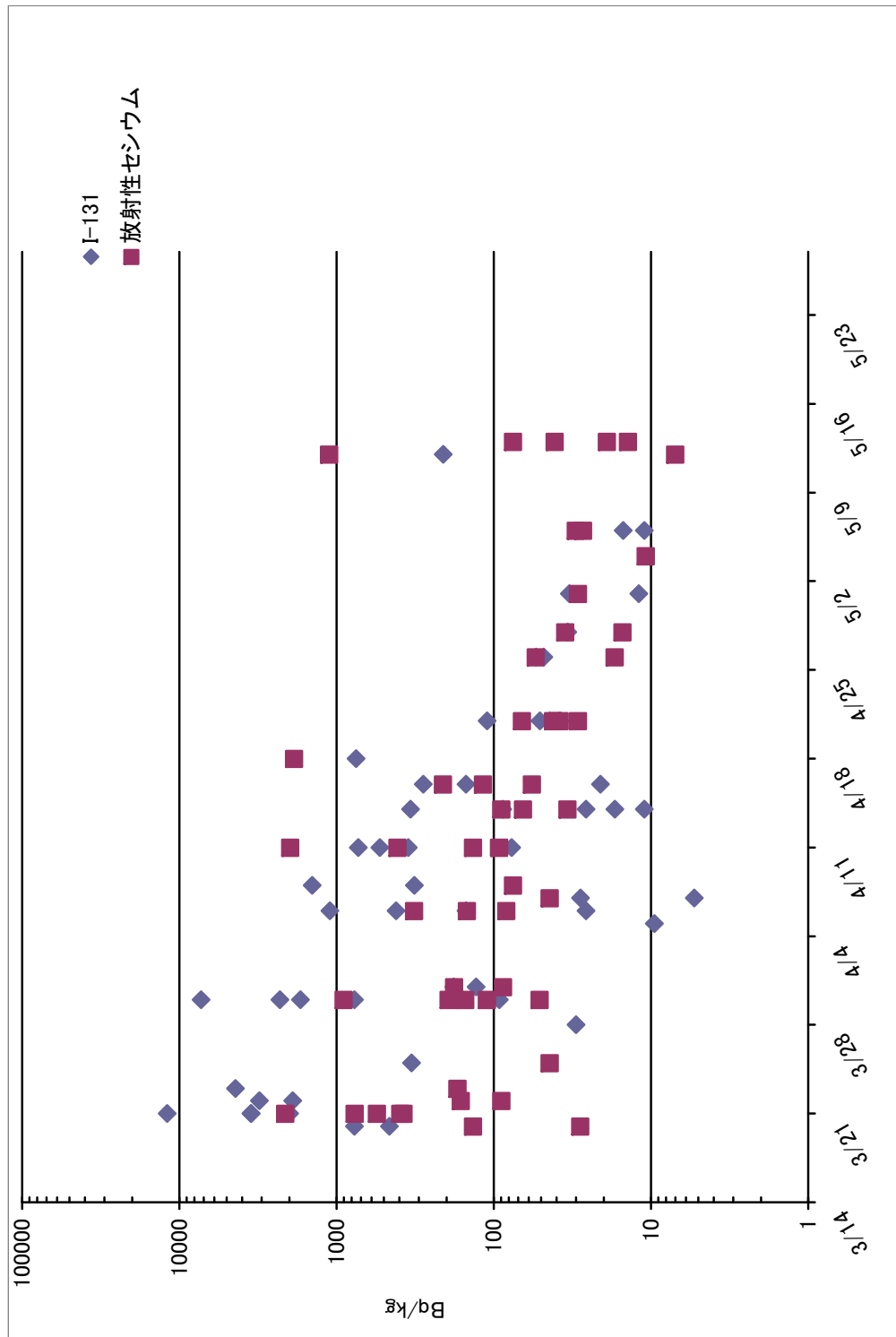


図2.1.2-17 ハーブ類のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

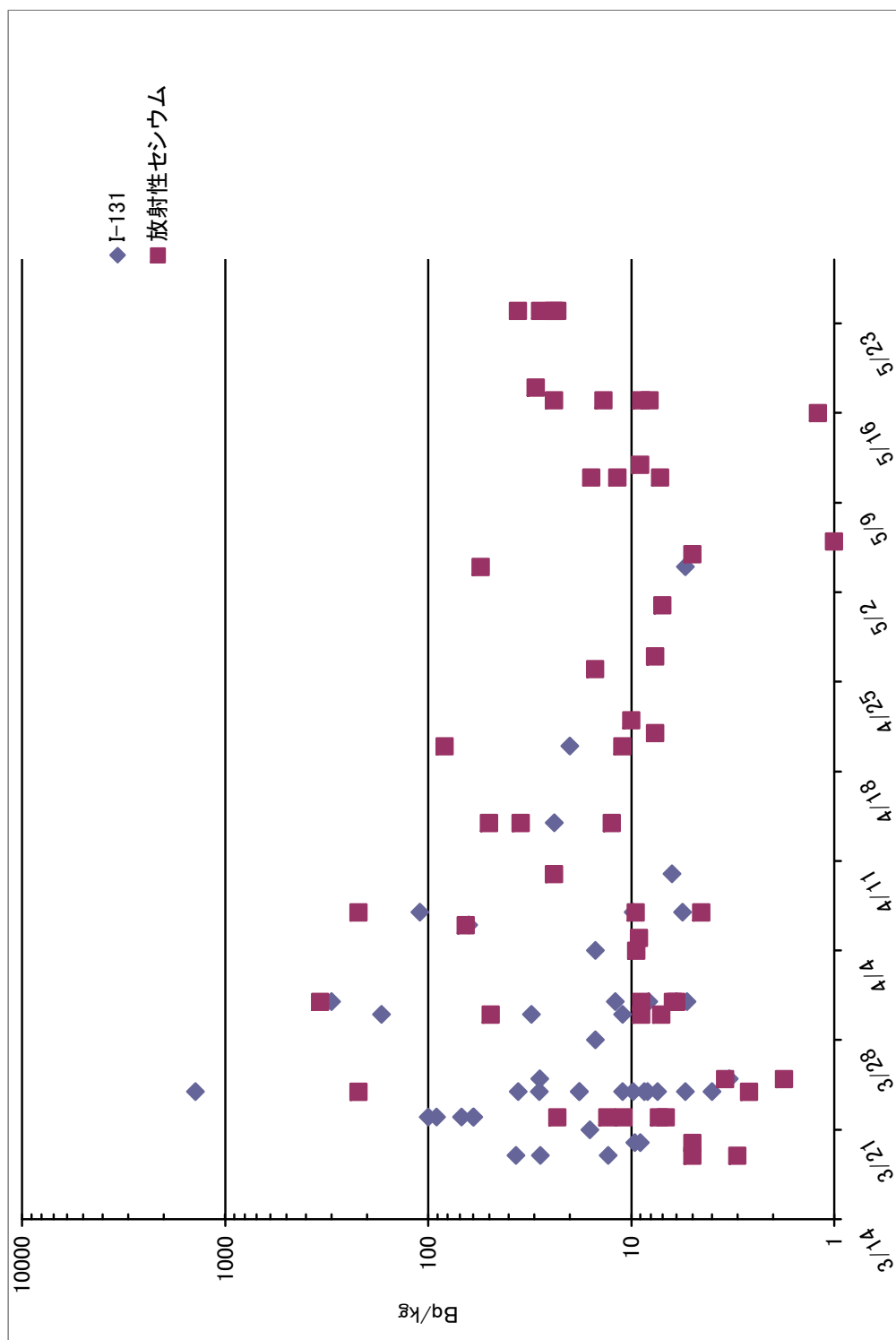


図2.1.2-18 果実・果实的野菜のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

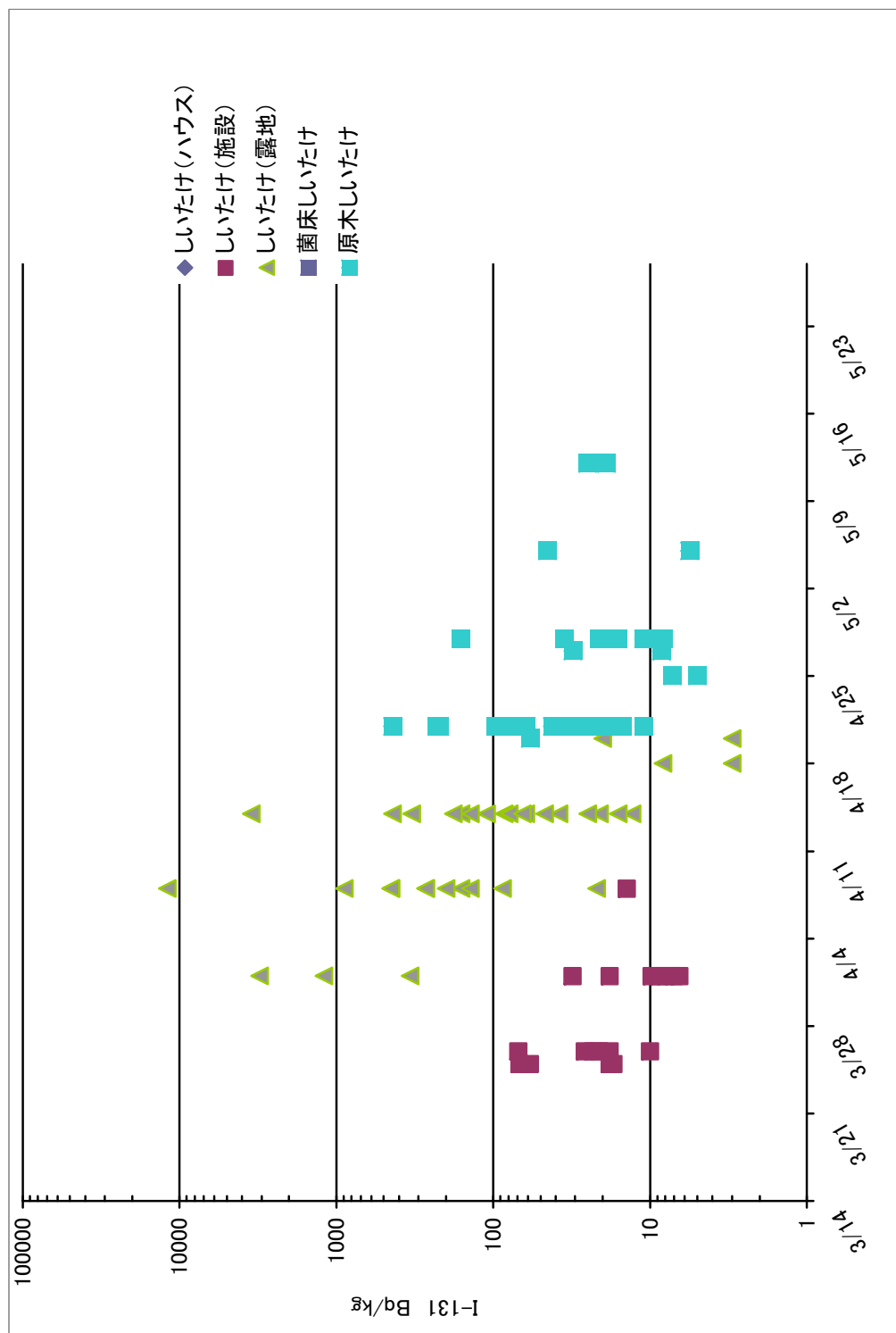


図2.1.2-19 菌茸類（しいたけ）のI-131の量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

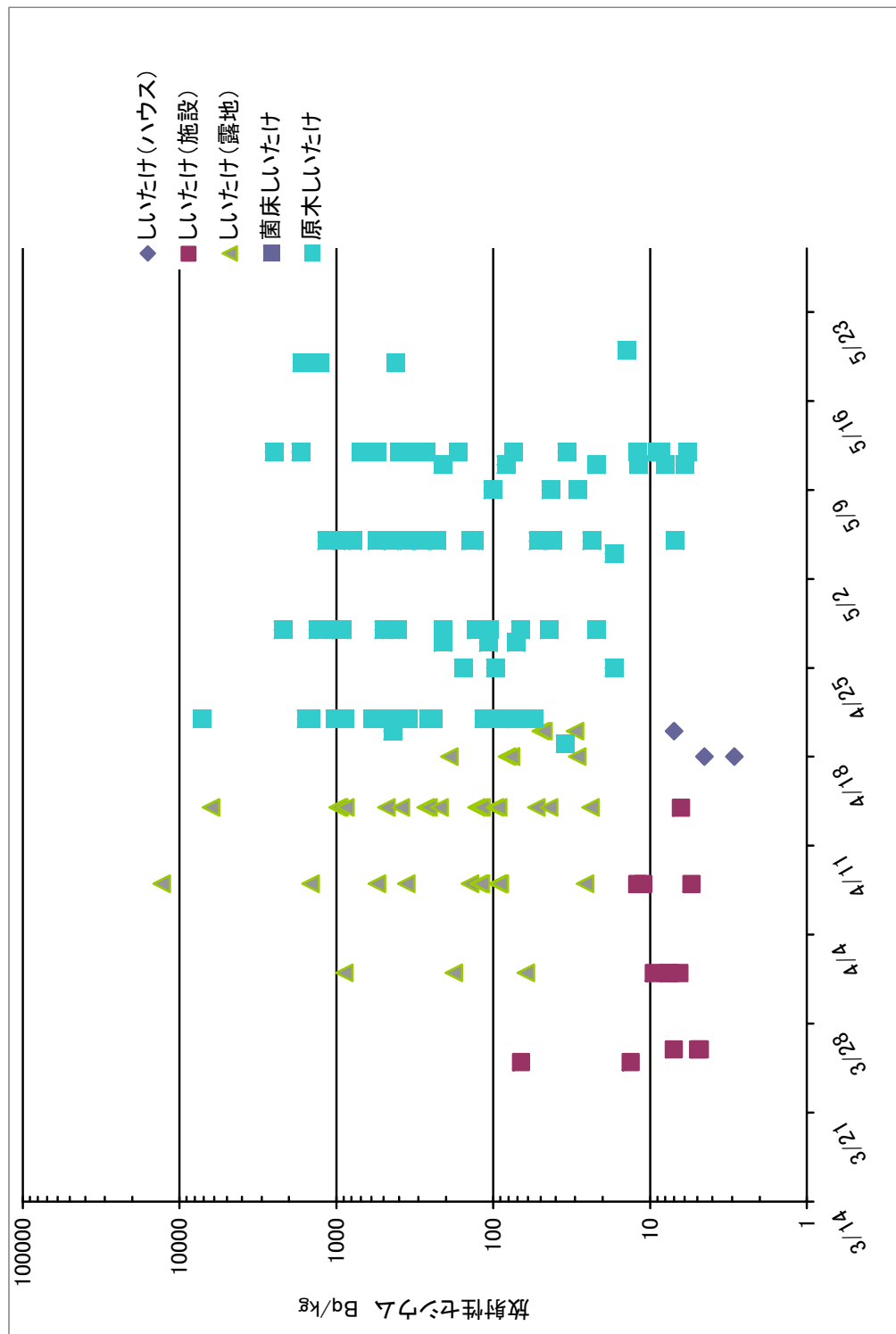


図2.1.2-20 菌茸類（しいたけ）の放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

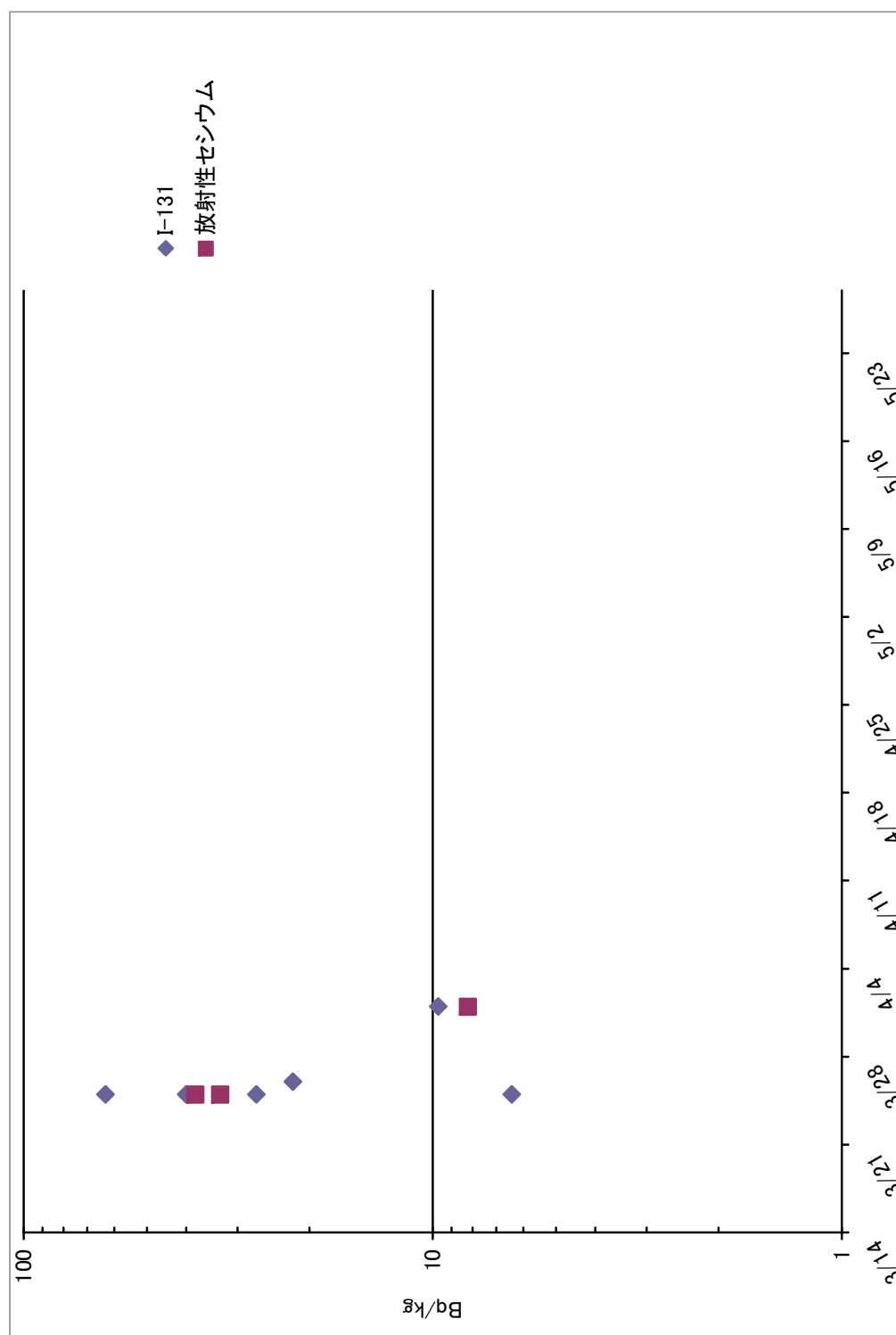


図2.1.2-21 菌茸類（「しいたけ」以外）のI-131および放射性セシウムの量の推移
 （出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編）

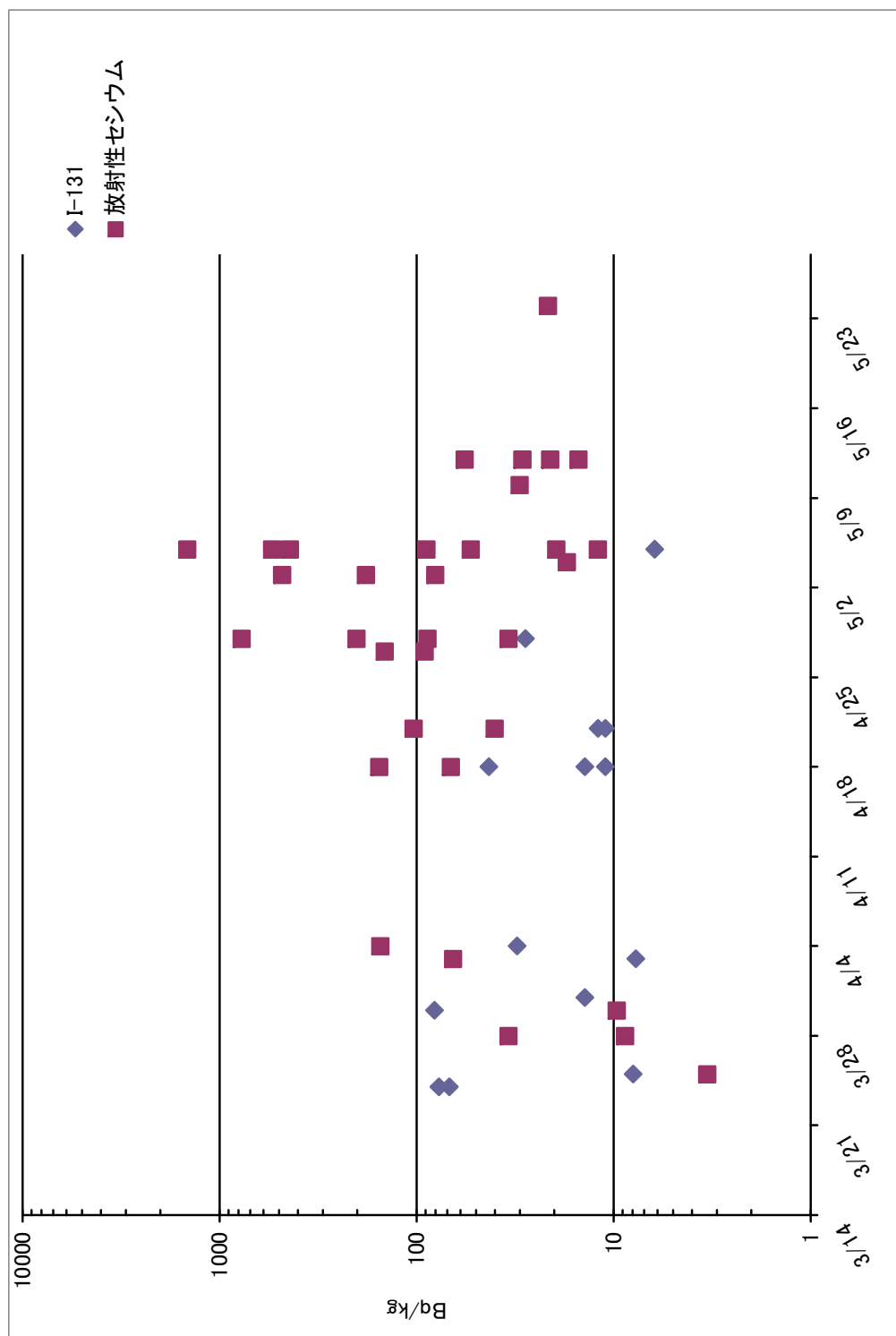


図2.1.2-22 山菜類のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

2-2) 乳・乳製品

①乳・乳製品の最高値

平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」の乳・乳製品のカテゴリーに分類されている原乳の産地ごとの ^{131}I および放射性セシウムの最高値を表 2.1.2-15 に示す。

表 2.1.2-15 産地別原乳中の最高値

	^{131}I			単位: Bq/kg 放射性セシウム		
	採取場所	濃度	採取日	採取場所	濃度	採取日
青森県	むつ市他	ND	4月4日他		—	
宮城県	白石市	6	3月25日	大崎市	12	5月10日
山形県	長井市他	5	3月25日	置賜地域他	ND	5月13日他
福島県	川俣町	5,300	3月20日	飯舘村	420	3月19日
茨城県	水戸市他	1,700	3月19日	笠間市	97	3月19日
栃木県	栃木県北	57	3月20日	県南他	ND	5月25日他
群馬県	高崎地域	40	3月23日	川場村他	1	4月13日
埼玉県	深谷市	28	3月22日	深谷市他	4	3月22日
千葉県	多古町	31	3月23日	多古町	5	3月23日
東京都	青梅市	46	3月19日	青梅市	ND	3月19日
神奈川県	県西	11	3月21日	県西他	ND	3月21日他
新潟県	県央他	ND	4月19日他	県央他	ND	4月19日他
長野県	長野市	ND	4月14日	長野市	ND	4月14日

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

原乳においても野菜類と同じく、他都県に比べ福島県および茨城県に高い値が見られた。原乳中の最高値はいずれも福島県で、 ^{131}I は川俣町（5,300Bq/kg 3 月 20 日採取）、放射性セシウムは飯舘村（420Bq/kg 3 月 19 日採取）であった。

②検査件数と暫定規制値超過件数

産地ごとの検査件数と暫定規制値超過件数を表 2.1.2-16 に示す。

牛乳・乳製品の飲食物摂取制限に関する指標値(Bq/kg)は、 ^{131}I : 300Bq/kg 放射性セシウム : 200Bq/kg である。

なお、厚生労働省医薬食品局食品安全部長信（食安発 0405 第 1 号平成 23 年 4 月 5 日）で、 ^{131}I について 100Bq/kg を超えるものは、乳児用調整粉乳および直接飲用に供する乳にしないよう指導することとされている。

表 2.1.2-16 産地別の検査件数と暫定規制値超過件数

	検査件数(件)				超過件数(件)		
	原乳	牛乳	ヨーグル ト	合計	¹³¹ I		放射性セ シウム
					一般	乳児	
青森県	9	－	－	9	0	0	0
宮城県	14	－	－	14	0	0	0
山形県	3	－	－	3	0	0	0
福島県	219	3	－	222	18	35	1
茨城県	48	－	－	48	5	8	0
栃木県	12	5	－	17	0	0	0
群馬県	16	9	8	33	0	0	0
埼玉県	17	－	－	17	0	0	0
千葉県	11	3	－	14	0	0	0
東京都	3	－	－	3	0	0	0
神奈川県	22	1	－	23	0	0	0
新潟県	14	1	－	15	0	0	0
長野県	2	－	－	2	0	0	0
総計	390	22	8	420	23	43	1

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

暫定規制値超過は、福島県および茨城県の原乳のみであり、そのほとんどが ¹³¹I で、放射性セシウムは 1 件のみであった。

③乳・乳製品中の放射性物質の推移

乳・乳製品中の ¹³¹I および放射性セシウムの推移を図 2.1.2-23 に示す。

原乳中の ¹³¹I および放射性セシウムとも最高値はいずれも福島県で、¹³¹I は川俣町 (5,300Bq/kg 3 月 20 日採取)、放射性セシウムは飯舘村 (420Bq/kg 3 月 19 日採取) 見られたが、これ以降は減少の傾向を示していた。

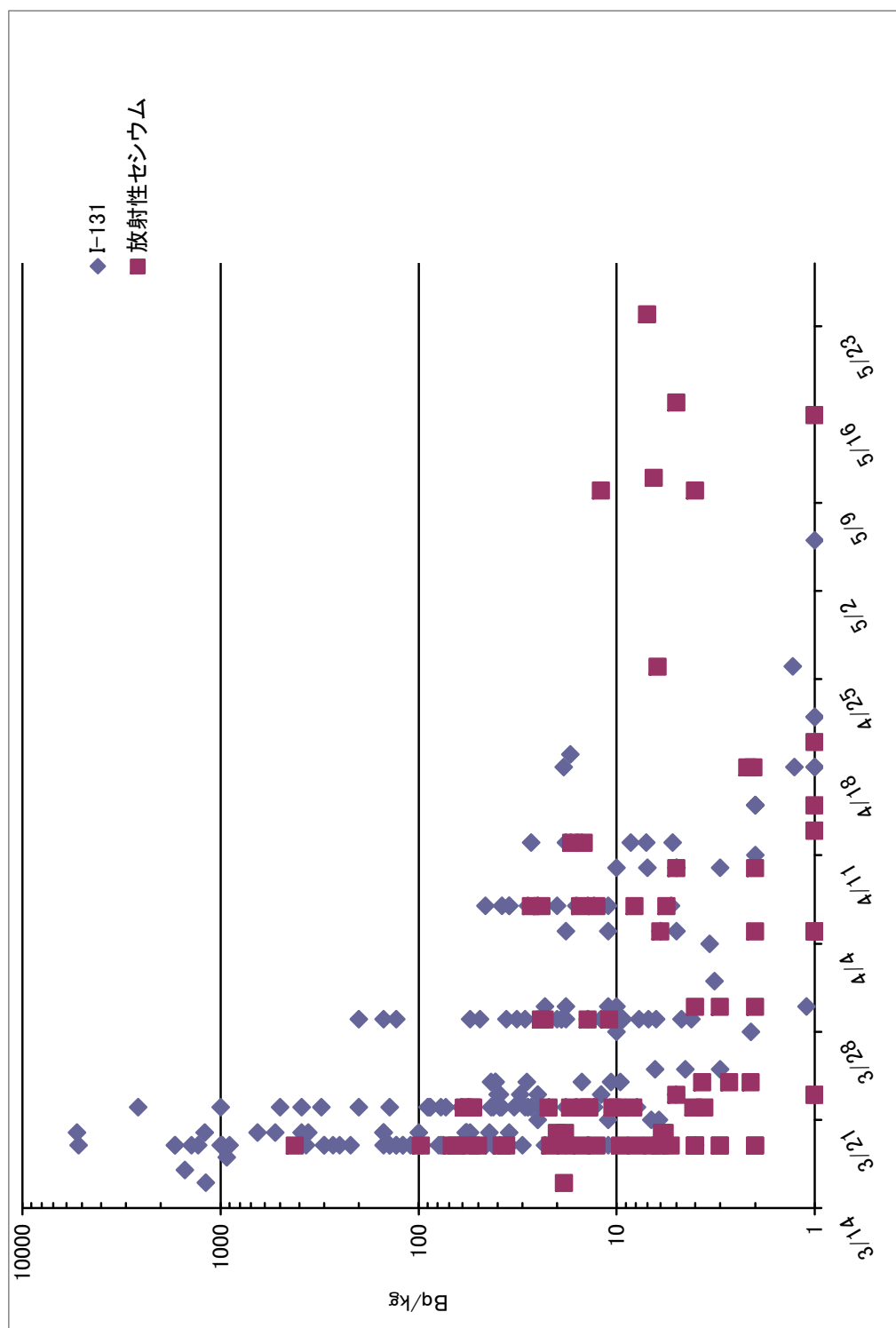


図2.1.2-23 乳・乳製品中のI-131の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

2-3) 卵・肉

①卵・肉の検査件数

平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」の卵・肉のカテゴリに分類されている卵・肉の産地ごとの、卵・肉の検査件数および暫定規制値超過件数を表 2.1.2-17 に示す。

卵・肉の飲食物摂取制限に関する指標値(Bq/kg)は、 ^{131}I ：なし 放射性セシウム：500Bq/kg である。

表 2.1.2-17 県別鶏卵と肉の検査件数

鶏卵

	検査件数 (件)	超過件数(件)		
		^{131}I	放射性セシウム	合計
福島県	28	0	0	0
茨城県	2	－	0	0
栃木県	1	－	0	0
群馬県	1	0	0	0
千葉県	2	0	0	0
総計	34	0	0	0

肉

	検査件数 (件)	超過件数(件)		
		^{131}I	放射性セシウム	合計
山形県	2	－	0	0
福島県	88	0	0	0
茨城県	6	0	0	0
栃木県	4	0	0	0
群馬県	3	0	0	0
千葉県	2	0	0	0
神奈川県	4	0	0	0
総計	109	0	0	0

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

卵および肉においては、検査を行った各県とも超過品目はなかった。

②卵・肉の最高値

産地ごとの最高値を表 2.1.2-18 に示す。なお福島県以外の測定値は全て ND であった。

表 2.1.2-18 卵および肉中の最高値

鶏卵				単位: Bq/kg		
	¹³¹ I			放射性セシウム		
	採取場所	濃度	採取日	採取場所	濃度	採取日
福島県	平田村	45	3月27日	浅川村	11	3月27日
茨城県	—			常総市他	ND	3月20日
栃木県	—			高根沢町	ND	4月27日
群馬県	前橋市	ND	4月8日	前橋市	ND	4月8日
千葉県	—	ND	5月13日	—	ND	5月13日

肉				単位: Bq/kg		
	¹³¹ I			放射性セシウム		
	採取場所	濃度	採取日	採取場所	濃度	採取日
山形県	—				ND	
福島県	大玉村	19	4月6日	川俣町	395	5月10日
茨城県	石岡市	ND	5月18日	石岡市他	ND	5月18日他
栃木県	那須塩原市	ND	5月26日	那須塩原市他	ND	5月26日他
群馬県	前橋市	ND	4月8日	前橋市	ND	4月8日
千葉県	—			—	ND	5月13日
神奈川県	平塚市	ND	4月13日	綾瀬市他	ND	5月11日他

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

鶏卵：¹³¹I の最高値：福島県平田村（45Bq/kg 3 月 27 日採取）、放射性セシウム：福島県浅川村（11.4Bq/kg 3 月 27 日採取）

肉：¹³¹I の最高値：福島県大玉村（19Bq/kg 4 月 6 日採取）、放射性セシウム：福島県川俣町（395Bq/kg 5 月 10 日採取）であった。

③卵・肉中の放射性物質の推移

¹³¹I および放射性セシウムが検出された福島県の測定値の推移を図 2.1.2-24 および図 2.1.2-25 に示す。

鶏卵と肉では検査時期で差が見られた。

福島県の鶏卵に、3 月 27 日に ¹³¹I（平田村 45Bq/kg）および放射性セシウム（浅川村 11.4Bq/kg）に最高値が見られたが、それ以降減少した。4 月 1 日および 2 日の検査では ¹³¹I が検出されたが、放射性セシウムは検出されなかった。その後 4 月 27 日の検査では ¹³¹I および放射性セシウムとも検出されなかった。

肉では、3 月 15 日の採取分から検査結果が公表されているが、¹³¹I および放射性セシウムとも検出されていなかった。その後 3 月 28 日に ¹³¹I が 5Bq/kg（鶏肉 川俣

町)、3月29日に放射性セシウムが12.2Bq/kg(鶏肉 いわき市)検出され、以降時間の経過とともに増加している。4月11日を最後に ^{131}I は検出されていない。放射性セシウムについては、時間経過とともに増加の傾向を示し、5月10日の377Bq/kg(牛肉 川俣町)が最高であった。

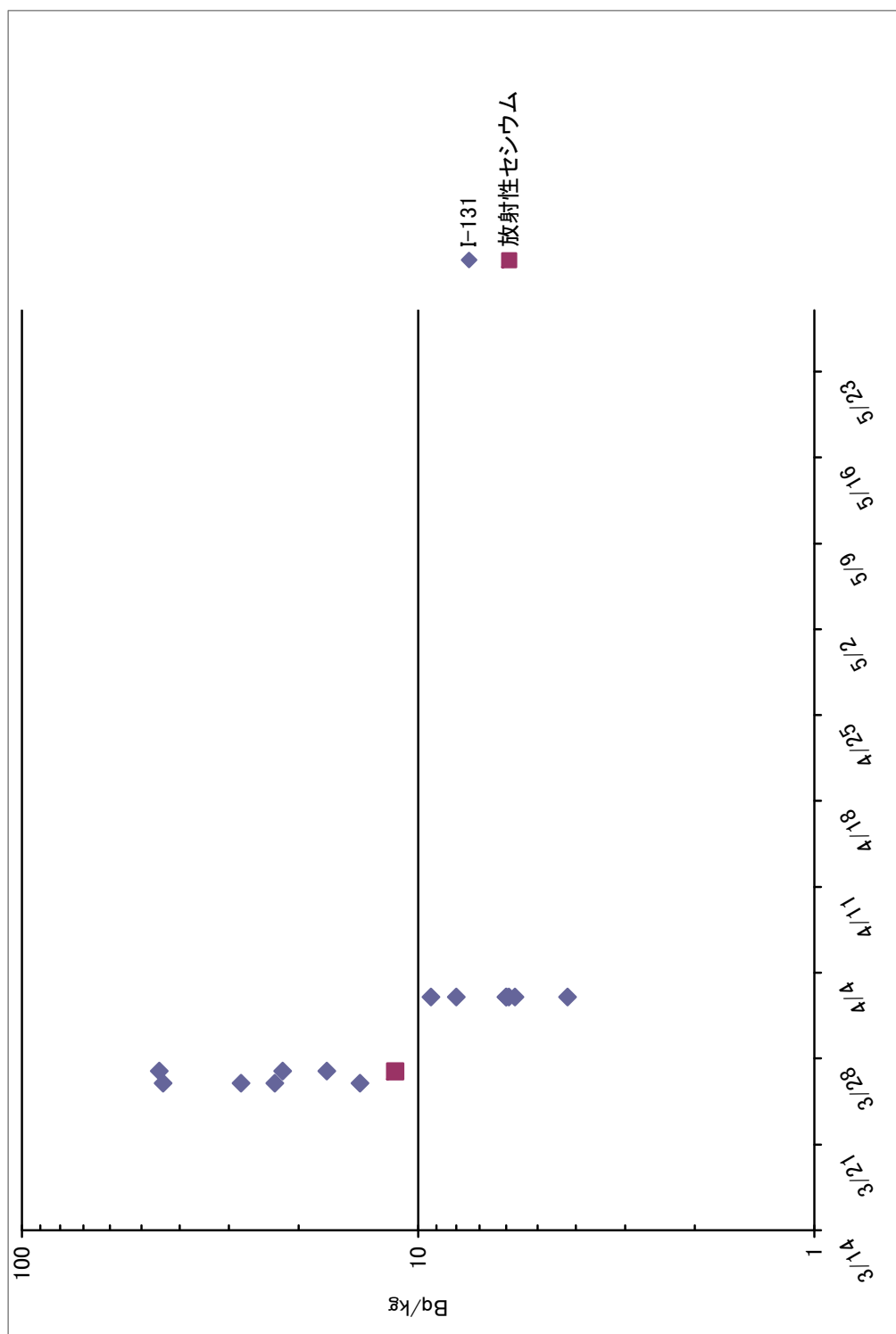


図2.1.2-24 福島県内の鶏卵中のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

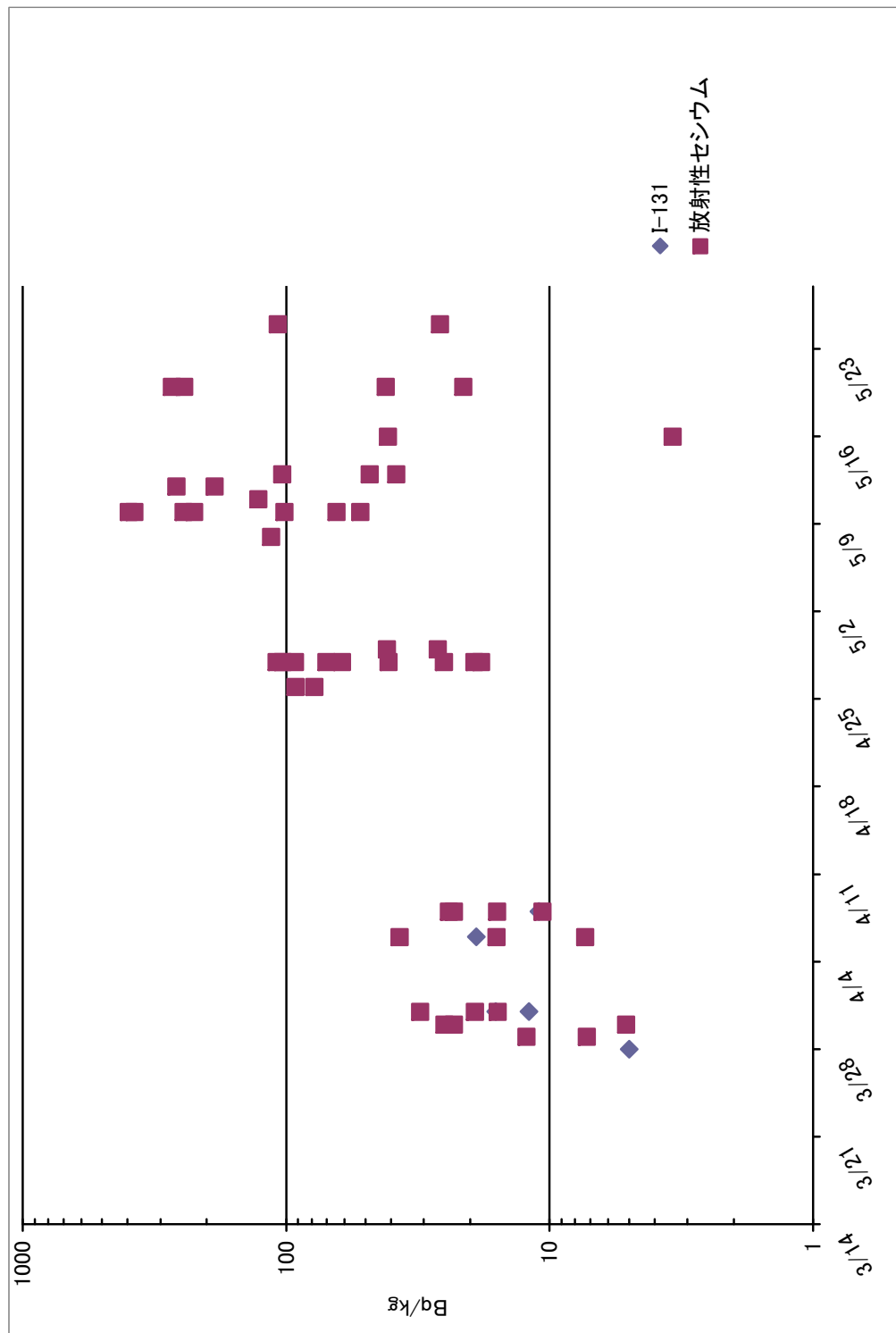


図2.1.2-25 福島県内の肉中のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

2-4) 水産物

①水産物の分類

平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」の水産物のカテゴリーに分類されている水産物について、その種類が多岐にわたるため、ここでは

- 魚介類（海に生息する魚類、軟体動物類、甲殻類など。ただし「イカナゴの稚魚」は、 ^{131}I や放射性セシウムの量が多いので別項目とした。）
- イカナゴの稚魚
- 淡水魚
- 海藻（厚生労働省の食品カテゴリーでは野菜類に分類されているが、ここでは水産物として扱った。）

に分けて調査した。

②水産物の検査件数と暫定規制値超過件数

水産物の検査件数を表 2.1.2-19 に、暫定規制値超過件数を表 2.1.2-20 に示す。

魚の飲食物摂取制限に関する指標値(Bq/kg)は ^{131}I : 2,000Bq/kg、放射性セシウム : 500Bq/kg である。

表 2.1.2-19 産地別検査件数

単位: 件数

	魚介類(イカナゴの稚魚を除く)	イカナゴの稚魚	淡水魚	海藻	総計
北海道	4	1	－	－	5
青森県	－	1	－	－	1
岩手県	－	－	－	3	3
宮城県	11	－	－	－	11
福島県	40	12	48	4	104
茨城県	151	19	5	－	175
栃木県	－	－	5	－	5
群馬県	－	－	7	－	7
埼玉県	－	－	2	－	2
千葉県	74	－	－	1	75
東京都	2	－	2	1	5
神奈川県	19	－	3	2	24
総計	301	33	72	11	417

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

水産物その他は、地震により漁港が津波の被害を受け出漁できないためか、魚種および検査件数に偏りが見られた。

表 2.1.2-20 水産物の分類ごとの超過件数

分類	検査件数	超過件数(件)			超過件数の割合(%)		
		¹³¹ I	放射性セシウム	合計	¹³¹ I	放射性セシウム	合計
魚介類(イカナゴの稚魚を除く)	301	0	4	4	0.0	1.3	1.3
イカナゴの稚魚	33	4	10	14	12.1	30.3	42.4
淡水魚	72	0	8	8	0.0	11.1	11.1
海藻	11	1	3	4	9.1	27.3	36.4
総計	417	5	25	30	1.2	6.0	7.2

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

イカナゴの稚魚および海藻に、暫定規制値を超える割合が高かった。

③水産物の最高値

産地ごとの最高値を表 2.1.2-21 に示す。

表 2.1.2-21 産地ごとの水産物中の最高値

魚介類(イカナゴの稚魚を除く)の最高値					単位: Bq/kg			
	¹³¹ I				放射性セシウム			
	採取場所	品名	濃度	採取日	採取場所	品名	濃度	採取日
北海道	北海道太平洋沖合	シロサケ他	ND	4月14日他	北海道・東北太平洋沖合	カラフトマス	77	5月19日
宮城県	七ヶ浜地先	エゾアワビ	2	5月25日	七ヶ浜地先	エゾアワビ	5	5月25日
福島県	いわき市	ムラサキイガイ	820	5月16日	いわき市	シラス	850	5月9日
茨城県	ひたちなか市	アイナメ他	260	4月4日	北茨城市	キタムラサキウニ	371	5月23日
千葉県	金田魚港	アサリ	7	4月26日	岩和田漁港	カソオ	33	4月5日
東京都	大島町	フクトコブシ	ND	3月30日	大島町	フクトコブシ他	ND	3月30日他
神奈川県	横浜市	アサリ	44	4月18日	柴漁港	スズキ	9	5月9日

イカナゴの稚魚の最高値					単位: Bq/kg			
	¹³¹ I				放射性セシウム			
	採取場所	品名	濃度	採取日	採取場所	品名	濃度	採取日
北海道	島牧村沖	イカナゴの稚魚	ND	5月12日	島牧村沖	イカナゴの稚魚	ND	5月12日
青森県	東通村太平洋側海域	イカナゴの稚魚	ND	4月15日	-	-	-	-
福島県	いわき市	イカナゴの稚魚	12,000	4月13日	いわき市	イカナゴの稚魚	14,400	4月18日
茨城県	-	イカナゴの稚魚	4,080	4月1日	北茨城市	イカナゴの稚魚	1,374	4月29日

淡水魚の最高値					単位: Bq/kg			
	¹³¹ I				放射性セシウム			
	採取場所	品名	濃度	採取日	採取場所	品名	濃度	採取日
福島県	北塩原市	ワカサギ	24	5月10日	福島市他	ヤマメ	990	5月20日他
茨城県	涸沼	ヤマトシジミ	96	4月5日	久慈川	アユ	174	5月19日
栃木県	茂木町	アユ	19	5月13日	茂木町	アユ	460	5月13日
群馬県	利根川他	アユ他	ND	4月14日他	利根川	アユ	150	5月16日
埼玉県	朝霞市他	アユ	ND	5月23日	朝霞市他	アユ	85	5月23日
東京都	多摩川中流域	アユ	ND	5月25日	多摩川中流域	アユ	175	5月25日
神奈川県	相模川他	アユ	ND	5月23日	相模川	アユ	198	5月23日

海藻の最高値					単位: Bq/kg			
	¹³¹ I				放射性セシウム			
	採取場所	品名	濃度	採取日	採取場所	品名	濃度	採取日
岩手県	宮古市他	ワカメ	ND	5月26日	宮古市他	ワカメ	ND	5月26日
福島県	いわき市	ヒジキ	2,200	5月21日	いわき市	ワカメ	1,200	5月16日
千葉県	天津漁港	ヒジキ	65	3月24日	天津漁港	ヒジキ	ND	3月24日
東京都	利島港	トサカナリ	5	4月3日	利島港	トサカナリ	ND	4月3日
神奈川県	金田漁港	ヒジキ	216	4月4日	金田漁港	ヒジキ	ND	4月4日

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

水産物の分類ごとの最高値は以下の通りであった。

- 魚介類（イカナゴの稚魚を除く）：¹³¹I：福島県いわき市「ムラサキイガイ」（820Bq/kg 5月16日採取）、放射性セシウム：福島県いわき市「シラス」（850Bq/kg 5月9日採取）。
- イカナゴの稚魚：¹³¹I：福島県いわき市(12,000Bq/kg 4月13日採取)、放射性セシウム：福島県いわき市(14,400Bq/kg 4月18日採取)。
- 淡水魚：¹³¹I：茨城県涸沼「ヤマトシジミ」（96Bq/kg 4月5日採取）、放射性セシウム：(990Bq/kg 福島県伊達市「ヤマメ」5月17日採取、福島市「ヤマメ」5月20日採取)。
- 海藻：¹³¹I：福島県いわき市「ヒジキ」（2,200Bq/kg 5月21日採取）、放

放射性セシウム：福島県いわき市「ワカメ」(1,200Bq/kg 5月16日採取)。

④水産物中の放射性物質の推移

水産物中の ^{131}I および放射性セシウムの推移を、図 2.1.2-26～図 2.1.2-29 に示す。

水産物への ^{131}I および放射性セシウムの影響は、海水中への ^{131}I および放射性セシウムの放出量、放出の時期、海流による拡散などによって影響を受けられる。

また、魚介類の品種は多種にわたり、その生態も回遊するもの、一定の場所に固着生活するものなどさまざまである。今後の検討が必要である。

淡水魚中の ^{131}I は減少傾向にあるが、放射性セシウムは増加傾向にある。

海藻は、ヨウ素を取り込みやすいためか、5月21日の時点でも放射性セシウムより高い値が検出された。

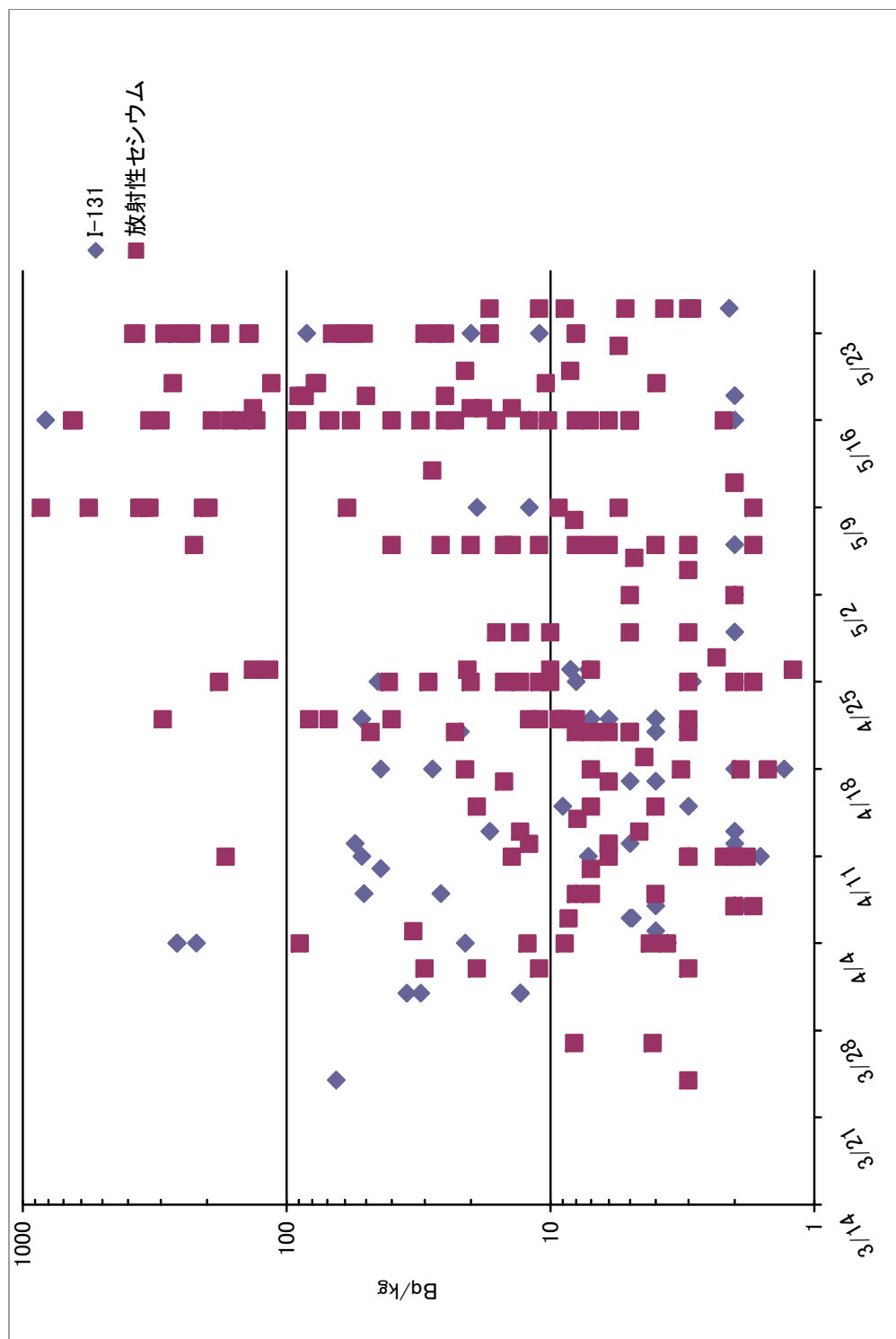


図2.1.2-26 魚介類(イカナゴの稚魚を除く)中のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

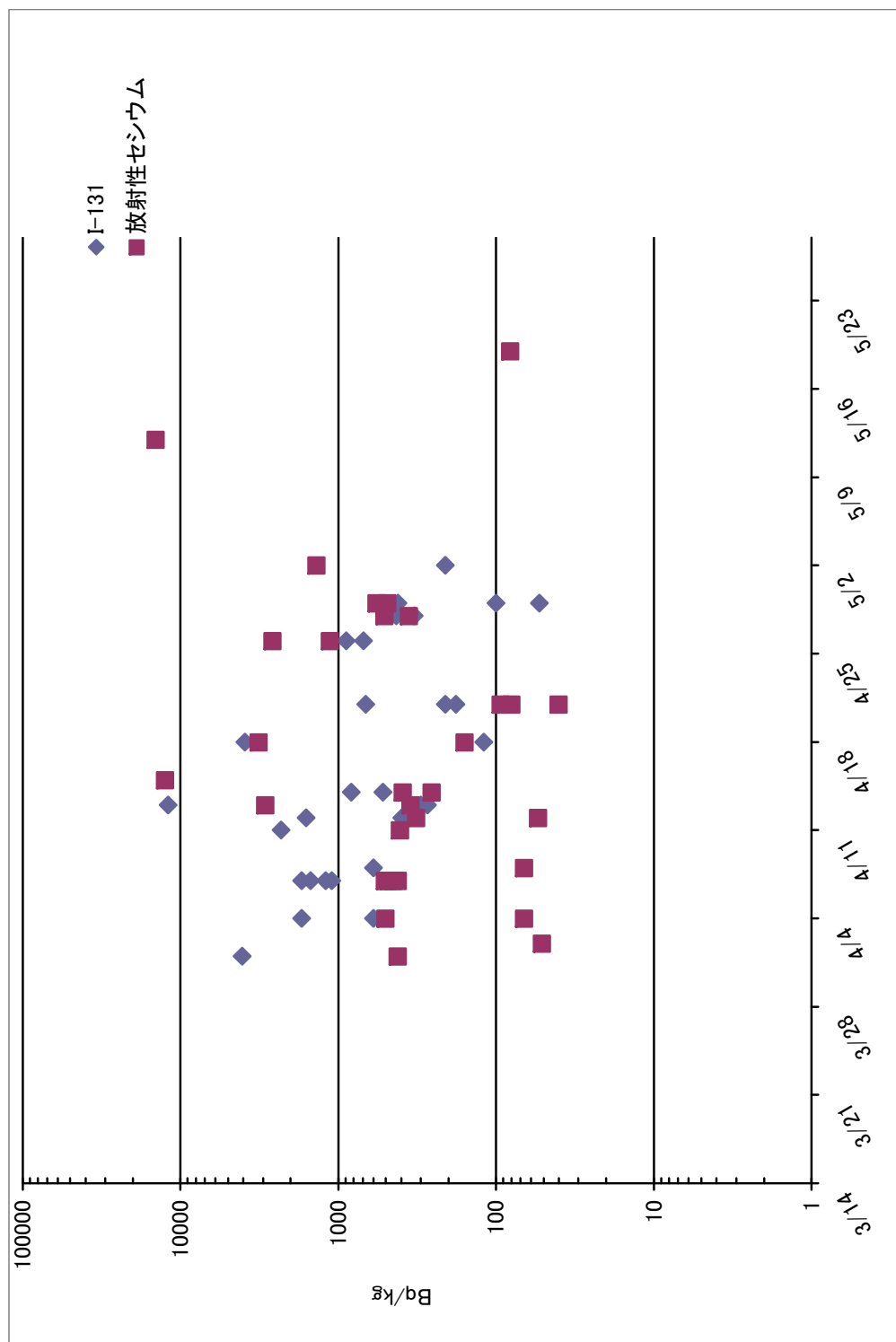


図2.1.2-27 イカナゴの稚魚中のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

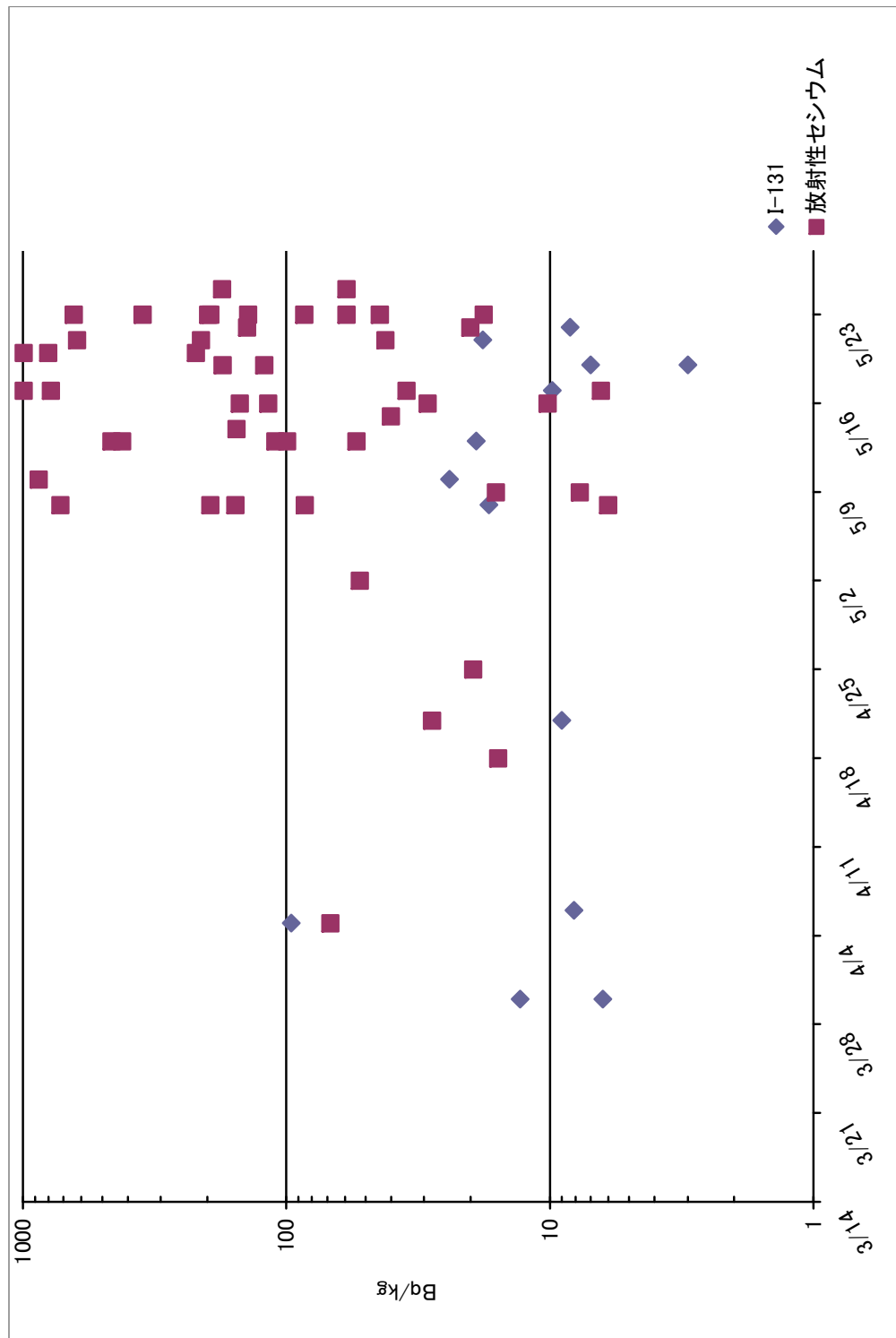


図2.1.2-28 淡水魚中のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

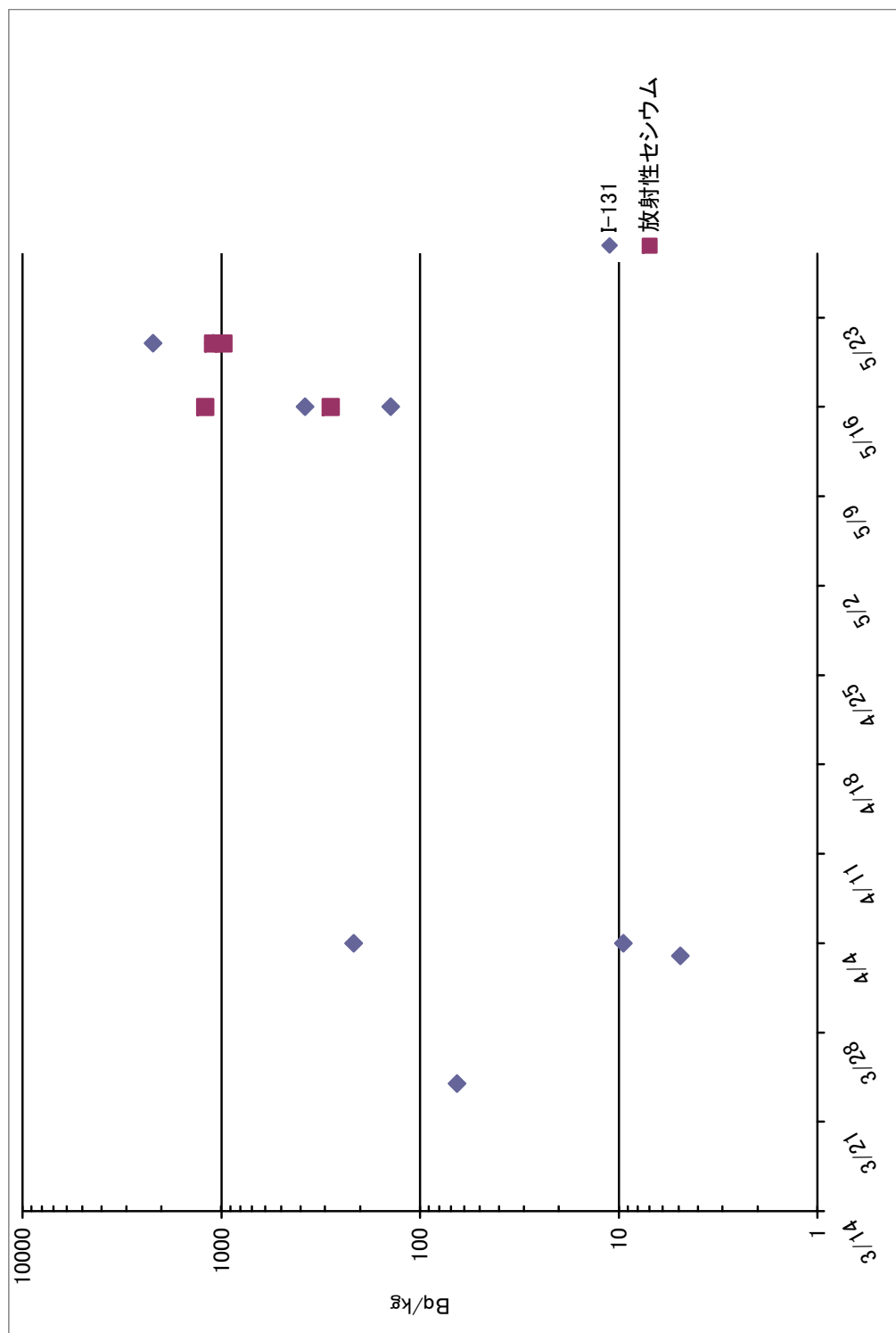


図2.1.2-29 海藻中のI-131および放射性セシウムの量の推移
(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成23年5月27日公表分）」より改編)

2-5) その他

①その他の分類

平成 23 年 5 月 27 日公表の「食品の放射性物質検査について」のその他のカテゴリーには、お茶および水産加工品が含まれているので、お茶および水産加工品に分けて調査した。

②お茶

お茶の検査件数を表 2.1.2-22 に、お茶の暫定規制値超過件数を表 2.1.2-23 に、産地ごとの最高値を表 2.1.2-24 に示す。

お茶の暫定規制値：放射性セシウム 500Bq/kg

表 2.1.2-22 県別お茶の検査件数 単位：件

	茶(生葉)	茶(荒茶)	茶(飲用)	合計
宮城県	1			1
福島県	1			1
茨城県	14		10	24
栃木県	3			3
群馬県	2			2
埼玉県	3		13	16
千葉県	10		3	13
東京都	1		6	7
神奈川県	16	1		17
新潟県	2	1		3
山梨県	5			5
長野県	2			2
静岡県	15		18	33
京都府	1			1
総計	76	2	50	128

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

表 2.1.2-23 暫定規制値超過件数とその割合

分類	検査件数	超過件数(件)			超過件数の割合(%)		
		¹³¹ I	放射性セシウム	合計	¹³¹ I	放射性セシウム	合計
茶(生葉)	76	0	25	25	0.0	32.9	32.9
茶(荒茶)	2	0	1	1	0.0	50.0	50.0
茶(飲用)	50	0	0	0	0.0	0.0	0.0
合計	128	0	26	26	0.0	20.3	20.3

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日

公表分)」より改編)

暫定規制値を超過したのは、生葉と荒茶で、茶(飲用)にはなかった。生葉と荒茶の暫定規制値超過の割合は高かった。

表 2.1.2-24 産地ごとのお茶の最高値

茶(生葉)の最高値				単位:Bq/kg		
	¹³¹ I			放射性セシウム		
	採取場所	濃度	採取日	採取場所	濃度	採取日
宮城県	石巻市	ND	5月23日	石巻市	60	5月23日
福島県	塙町	ND	5月17日	塙町	930	5月17日
茨城県	境町	ND	5月15日	城里町	1,030	5月18日
栃木県	鹿沼市他	ND	5月17日	鹿沼市	890	5月17日
群馬県	渋川市他	ND	5月24日	渋川市	780	5月24日
埼玉県	入間市他	ND	5月13日	入間市	470	5月13日
千葉県	野田市	7	5月24日	八街市	985	5月19日
東京都	瑞穂町	ND	5月15日	瑞穂町	369	5月15日
神奈川県	南足柄市他	ND	5月10日他	小田原市	1,550	5月11日
新潟県	村上市	ND	5月14日他	村上市	ND	5月22日他
山梨県	南部町他	ND	5月13日他	大月市	286	5月16日
長野県	飯田市他	ND	5月16日	飯田市他	ND	5月16日
静岡県	菊川市他	ND	5月7日他	静岡市	139	5月12日
京都府	和束町	ND	5月13日	和束町	ND	5月13日

茶(荒茶)の最高値				単位:Bq/kg		
	¹³¹ I			放射性セシウム		
	採取場所	濃度	採取日	採取場所	濃度	採取日
神奈川県	南足柄市	ND	5月12日	南足柄市	3,000	5月12日
新潟県	村上市	ND	5月22日	村上市	17	5月22日

茶(飲用)茶の最高値				単位:Bq/kg		
	¹³¹ I			放射性セシウム		
	採取場所	濃度	採取日	採取場所	濃度	採取日
茨城県	境町	ND	5月15日	城里町	56	5月18日
埼玉県	入間市他	ND	5月13日他	入間市他	ND	5月20日他
千葉県	八街市他	ND	5月19日	八街市	31	5月19日
東京都	武蔵村山市他	ND	5月6日他	東大和市	29	5月13日
静岡県	磐田市他	ND	5月6日他	小山町	12	5月16日

(出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について（平成 23 年 5 月 27 日公表分）」より改編)

お茶の検査が行われたのは 5 月に入ってからのためか、検出されたのはほとんどが放射性セシウムで、¹³¹I が検出されたのは千葉県の 1 件だけで、その他は全て ND であった。

お茶中の放射性セシウムの推移を、図 2.1.2-30 に示す。

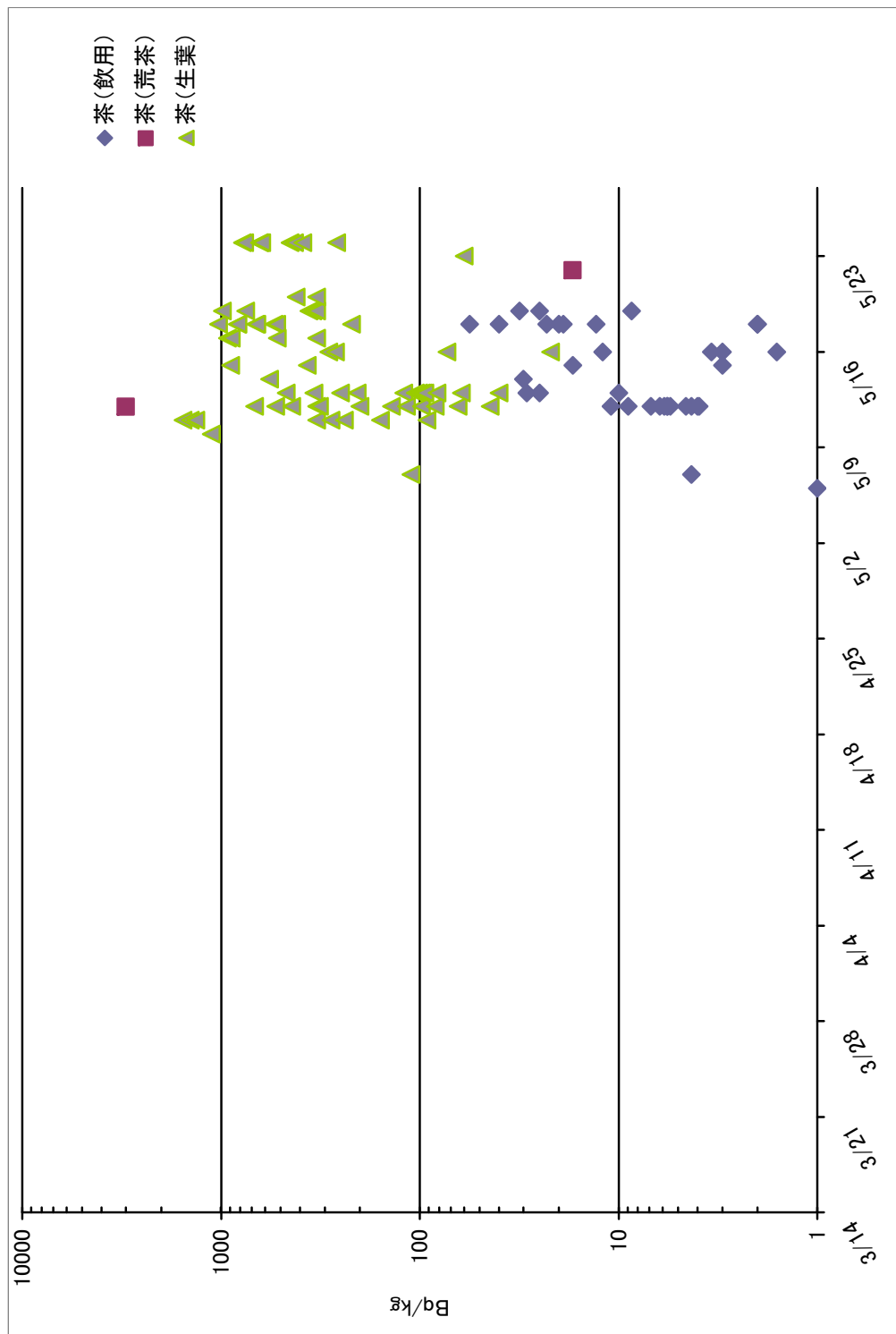


図2.1.2-30 お茶中の放射性セシウムの推移
(出典:厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

③水産加工品

水産加工品の検査は、茨城県のシラス干し、イワシの丸干し、乾燥わかめなど 18 件で、他の県については検査件数がなかった。

茨城県の水産加工品の最高値を、表 2.1.2-25 に、その推移を図 2.1.2-31 に示す。

表 2.1.2-25 水産加工品の検査件数と最高値

	検査件数	単位: Bq/kg							
		^{131}I				放射性セシウム			
		採取場所	品名	濃度	採取日	採取場所	品名	濃度	採取日
茨城県	18	北茨城市沖	乾燥ワカメ	46	5月23日	北茨城市沖	乾燥ワカメ	44	5月23日

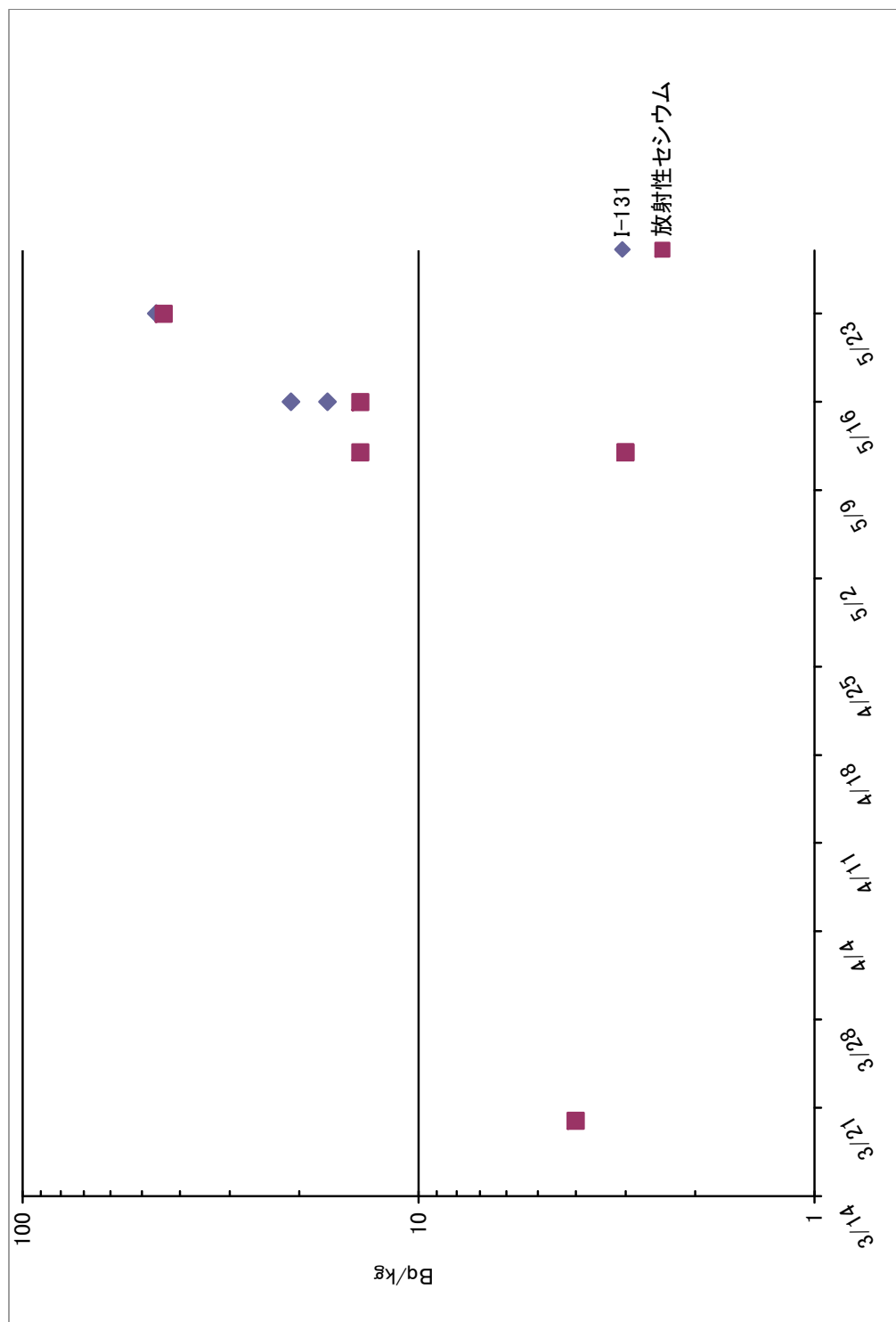


図2.1.2-31 水産加工品のI-131および放射性セシウムの量の推移
 (出典：厚生労働省ホームページ「食品の放射性物質検査について(平成23年5月27日公表分)」より改編)

(3) 水道水中の放射性物質

3-1) 環境放射能(水道水)

水道水は、その管理が各地方公共団体・水道事業者が行っているため、データが多岐に渡る。ここでは文部科学省のホームページ掲載の「環境放射能水準調査結果(上水(蛇口))」(3月18日～5月26日の間に採水したもの)について整理した。

図 2.1.2-32 および図 2.1.2-33 に水道水の ^{131}I 、放射性セシウムの濃度の推移を示す。水道水中の ^{131}I 、放射性セシウムともに時間の経過に伴い減少傾向にある。

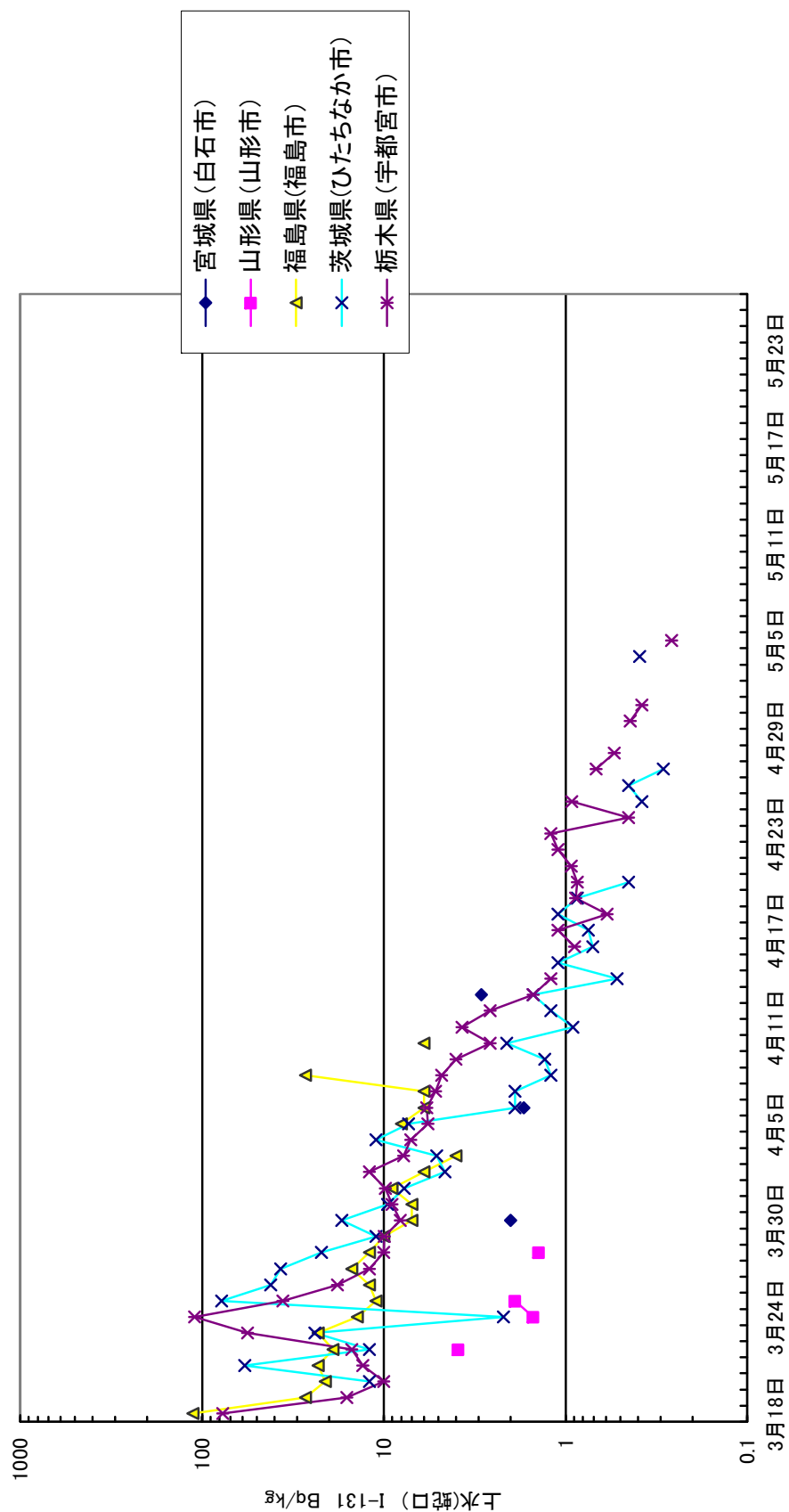


図2.1.2-32(1) 福島県およびその近隣県の上水(蛇口) 中のI-131(主な県のみ)の推移
 (出典：文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(上水(蛇口))」より改編)

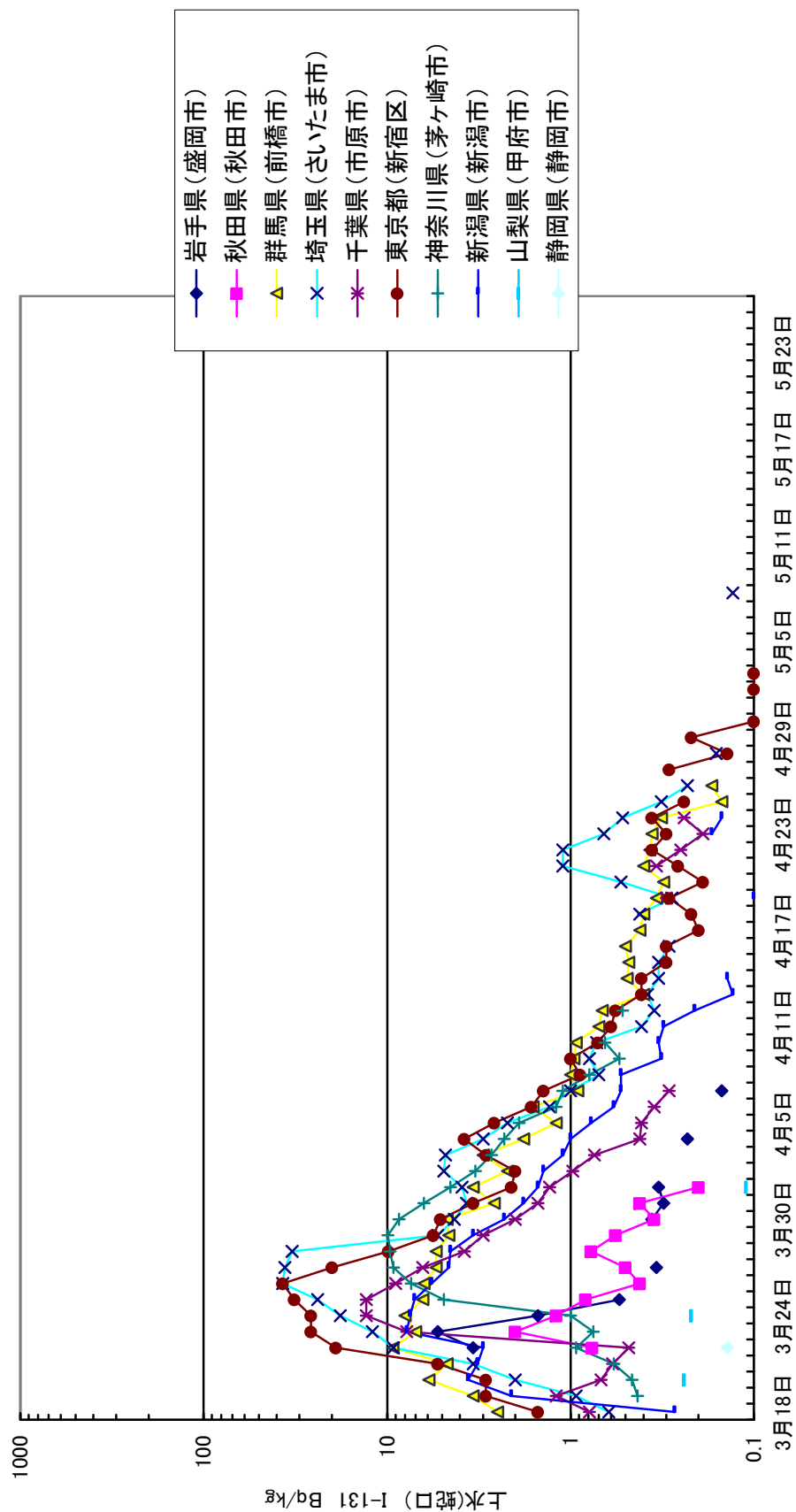


図2.1.2-32(2) 福島県およびその近隣県以外の上水(蛇口) 中のI-131(主な都県のみ)の推移
 (出典：文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(上水(蛇口))」より改編)

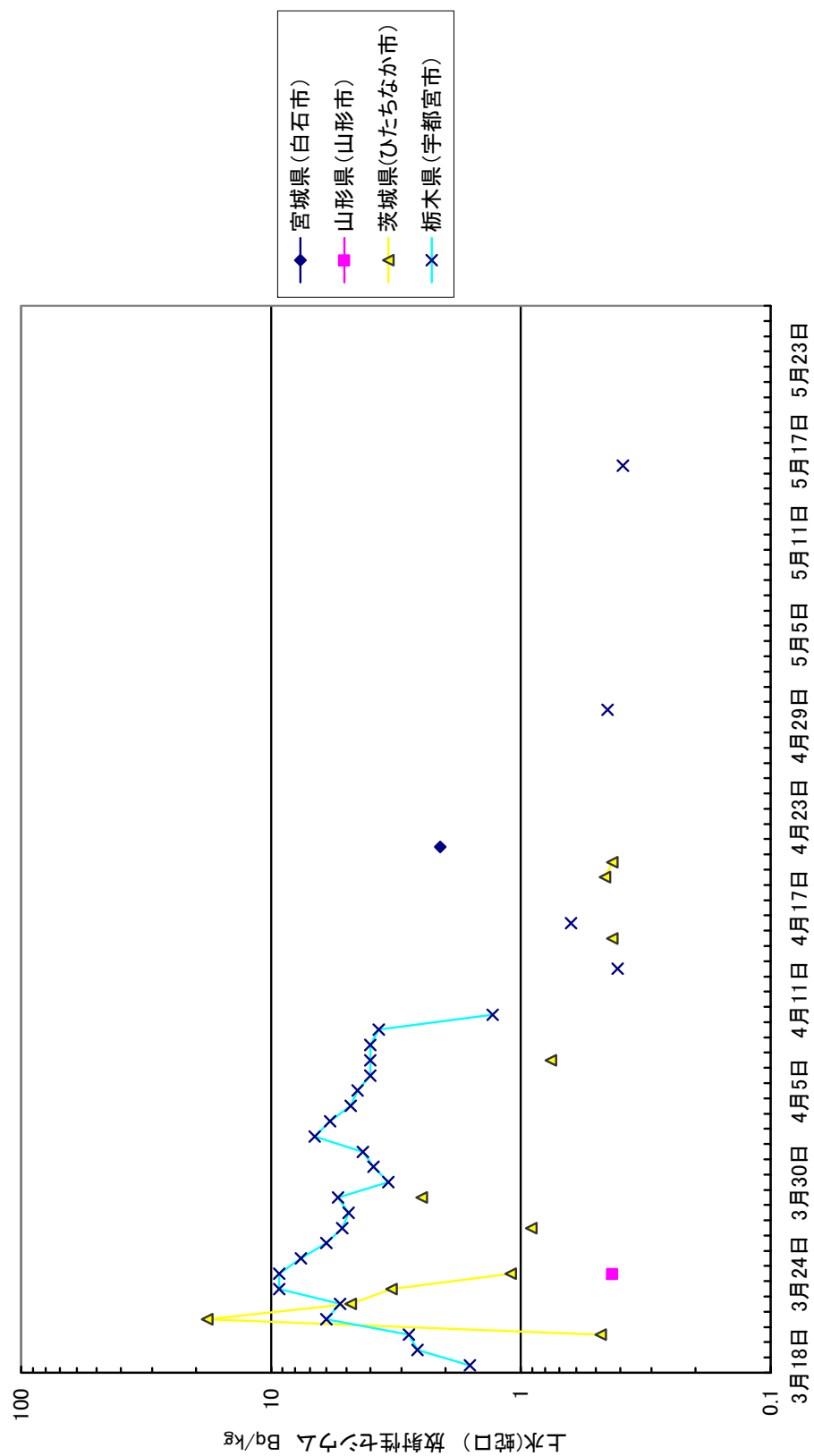


図2.1.2-33(1) 福島県の近隣の県の上水(蛇口)中の放射性セシウムの推移
(主な県のみ。3/18-3/22はCs-137のみの値。福島県(福島市)は全てND)
(出典：文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(上水(蛇口))」より改編)

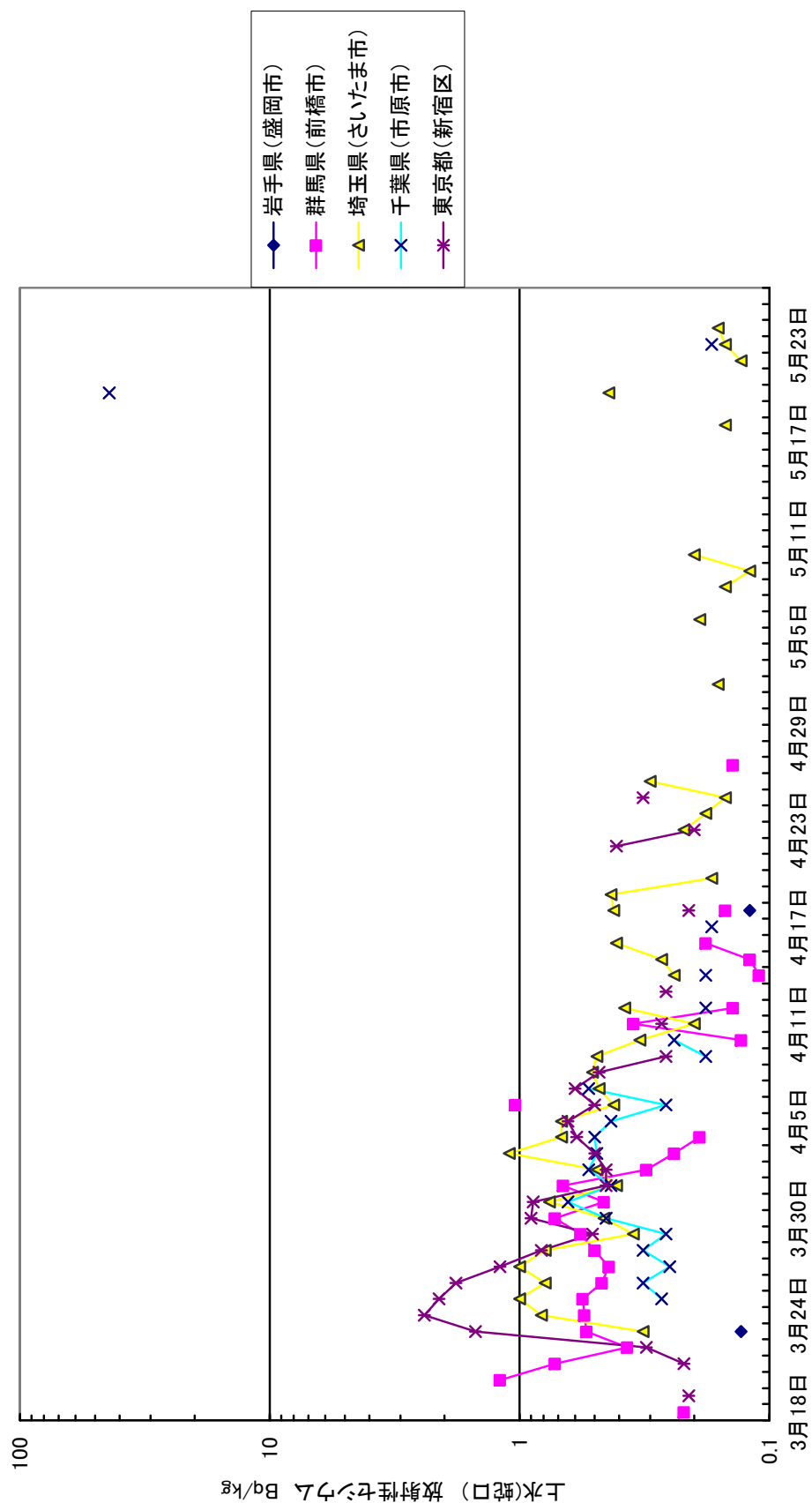


図2.1.2-33(2) 福島県の近隣以外の県の上水(蛇口) 中の放射性セシウムの推移

(主な都県のみ。3/18-3/22はCs-137のみの値)

(出典：文部科学省ホームページ「環境放射能水準調査結果(上水(蛇口))」より改編)

3-2) 水道水の摂取制限等

水道水（原水を含む。）中の ^{131}I が暫定規制値などを超えたため、厚生労働省が一般および乳児に係る水道水の摂取制限および広報を要請した実施状況の一覧と制限等を行った期間前後の最高値を表 2.1.2-26 に示す。

飲料水の飲食物摂取制限に関する指標値(Bq/kg)は、 ^{131}I ：300Bq/kg、放射性セシウム：200Bq/kg である。

なお、水道水の放射性ヨウ素が 100Bq/kg を超える場合には、乳児用調整粉乳を水道水で溶かして乳児に与える等、乳児による水道水の摂取を控えるよう広報するよう厚生労働省健康局水道課長信（健水発 0321 第 1 号平成 23 年 3 月 21 日）が出されている。

最高値は、福島県内の飯舘村簡易水道事業（ ^{131}I ：965Bq/kg 3 月 20 日採取）、他県では千葉県北千葉広域水道企業団（ ^{131}I ：336Bq/kg 3 月 22 日採取）であった。

一般に対する水道水の摂取制限は、福島県飯舘村(3 月 21 日から 4 月 1 日)に、乳児に対する摂取制限は、福島県、茨城県、栃木県、千葉県、東京都に出されたが、福島県飯舘村（3 月 21 日から 5 月 10 日）を除きいずれも 4 月 1 日までには解除された。

表 2.1.2-26 水道水の摂取制限および広報を要請した実施状況の一覧と制限等を行った期間前後の最高値

乳児

	水道事業者等	開始	期間前後の最大値(Bq/kg)			解除
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
福島県	飯舘村飯舘簡易水道事業(飯舘村)	3月21日	965	16	15	5月10日
	伊達市月舘簡易水道事業(伊達市)	3月22日	120	8.4	ND	3月26日
		3月27日	108	68.6	52.9	4月1日
	川俣町水道事業(川俣町)	3月22日	308	15.2	6.1	3月25日
	郡山市上水道事業(郡山市)	3月22日	150	ND	ND	3月25日
	南相馬市原町水道事業(南相馬市)	3月22日	220	41.1	43.3	3月30日
	田村市水道事業(田村市)	3月22日	348	27.3	29.8	3月23日
		3月26日	107	ND	ND	3月28日
茨城県	いわき市水道事業(いわき市)	3月23日	114	ND	16.3	3月31日
	東海村上水道事業(東海村)	3月23日	188.7	-	1.51	3月26日
	水府地区北部簡易水道事業(常陸太田市)	3月23日	245	ND	2.56	3月26日
	北茨城市上水道事業(北茨城市)	3月24日	116.1	-	7.35	3月27日
	日立市水道事業(日立市)	3月24日	298	-	4.33	3月26日
	笠間市上水道事業(笠間市)	3月24日	132	-	ND	3月27日
	古河市水道事業(古河市)	3月25日	142	ND	ND	3月25日
	茨城県南水道企業団上水道事業(取手市)	3月25日	106.5	-	6.49	3月26日
千葉県	千葉県水道事業(ちば野菊の里浄水場、栗山浄水場)	3月23日	220	-	-	3月25日
	千葉県水道事業・印旛広域水道用水供給事業(柏井浄水場(東側施設))	3月26日	130	1.1	1	3月27日
	北千葉広域水道用水供給事業	3月23日	336	7.98	7.03	3月26日
東京都	東京都水道事業(23区5市)	3月23日	210	ND	ND	3月24日
栃木県	宇都宮市上水道事業(宇都宮市)	3月25日	110	9.3		3月25日
	野木町水道事業(野木町)	3月25日	142	ND	ND	3月26日

一般

	水道事業者等	開始	期間前後の最大値(Bq/kg)			解除
			¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	
福島県	飯舘村飯舘簡易水道事業(飯舘村)	3月21日	965	16	15	4月1日

※「乳児」は乳児による摂取制限、「一般」は住民による摂取制限を示す。

※「開始」「解除」はそれぞれ当該摂取制限及び広報の開始、解除を示す。

(厚生労働省「水道水の摂取制限及び広報の要請の実施状況」に各県のホームページで公表されている水道水中の¹³¹I および放射性セシウムの濃度を追加して作成)

(4) まとめ

- ・ 定時降下物の測定結果では、事故直後の 3 月 11 日から 18 日までの間、福島県、宮城県に欠測があり、食品中の測定値と比較検討することができなかった。
- ・ 福島県の野菜類において、降下量が多いと思われる ^{131}I に比べ放射性セシウムの量が高く、今後の検討が必要である。
- ・ 定時降下物の多かった山形県において、野菜類中の ^{131}I および放射性セシウム、農用地の土壌中の放射性セシウムの値がきわめて低かった。
- ・ 各食品中の ^{131}I は、放出の初期に最高値が見られ、その後減少している。放射性セシウムは放出の初期に最高値が見られ、その後減少しているものがある一方、肉、水産物、野菜類の一部には、時間経過とともに放射性セシウムが増加している傾向が見られた。
- ・ 今後、放射性セシウムについて、植物や動物への移行を継続して観察していく必要がある。

2.2. 国内におけるその他の事故による放射能汚染

本節では、福島第一原子力発電所事故以外の国内の原子力事故で、周辺に放射能汚染をもたらした事例について整理を行う。

2.2.1. 東海村 JCO ウラン加工工場臨界事故

(1) 事故概要

JCO ウラン加工工場事故は、硝酸ウラニル溶液の加工中に発生した臨界事故であり、事故影響の最大の懸念は臨界による工場内作業員及び周辺地域住民の外部被ばくであり、内部被ばくについてはその原因である放射能の放出が極わずかであったため、大きな問題とはならなかった。事故については、我が国の原子力安全委員会による調査報告書、国際原子力機関(IAEA)による報告書がある。

(2) 外部被ばく

原子力安全委員会「ウラン加工工場臨界事故調査委員会」による報告書¹では、臨界事故による外部被ばく線量評価が、工場からの距離と関連づけて提示されている。

表 2.2.1-1 JCO 臨界事故における周辺環境の線量評価

(実効線量当量 単位：mSv)

時刻 距離 (m)	9 月 30 日			10 月 1 日	
	11:00	16:00	21:00	2:00	6:15
80	11	44	66	83	92
100	6.1	25	38	48	53
150	2.1	8.6	13	16	18
200	0.91	3.7	5.6	7.1	7.9
300	0.24	1.0	1.5	1.9	2.1
350	0.14	0.58	0.86	1.1	1.2
500	0.033	0.14	0.20	0.26	0.29
1000	0.00075	0.0031	0.0046	0.0058	0.0065
1500	0.000030	0.00013	0.00019	0.00024	0.00026

注 1) 上表の値は、周辺住民等が受けた放射線量を評価するための基礎とすべき線量を時間と距離の関数として求めたもので、実際の周辺住民等の受けた線量はそれぞれの地点と JCO 施設との間の建造物や住民等がいた家屋による遮へいを考慮して評価される。

2) 事故の発生時刻は 9 月 30 日 10 時 30 分、水抜き作業終了で臨界状態が停止したのは 10 月 1 日 6 時 12 分。

(出典：「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」、表Ⅱ-4-2)

(3) 事故で放出された放射能による汚染状況調査結果

極わずかではあったが、臨界事故により放射能が周辺環境に放出された。周辺地域における汚染状況については、様々な形で環境試料のサンプリング調査が実施され、その

¹ 原子力安全委員会 ウラン加工工場臨界事故調査委員会、「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」、平成 11 年 12 月 24 日

結果についても、原子力安全委員会の事故調査委員会報告として公表されている（表 2.2.1-2 参照）。

表 2.2.1-2 JCO 臨界事故における核種分析結果（総括表）

試料名	調査件数	測定結果		
		検出件数	核種	検出範囲
大気塵埃	139	1	^{91}Sr	$2.2 \times 10^{-8} \text{Bq/cm}^3$
		8	^{138}Cs	$1.6 \times 10^{-8} \sim 1.4 \times 10^{-3} \text{Bq/cm}^3$
		1	^{140}Ba	$2.2 \times 10^{-9} \text{Bq/cm}^3$
		1	^{140}La	$4.8 \times 10^{-8} \text{Bq/cm}^3$
大気中ヨウ素	95	5	^{131}I	$7.3 \times 10^{-11} \sim 4.1 \times 10^{-10} \text{Bq/cm}^3$
		3	^{133}I	$1.3 \times 10^{-9} \sim 3.9 \times 10^{-7} \text{Bq/cm}^3$
		2	^{135}I	$1.6 \times 10^{-6} \sim 3.4 \times 10^{-6} \text{Bq/cm}^3$
		3	^{139}Cs	$9.2 \times 10^{-6} \sim 1.4 \times 10^{-5} \text{Bq/cm}^3$
雨水	3	0	—	—
水道水	17	0	—	—
井戸水	31	0	—	—
湖沼水	3	0	—	—
土壌	156	16	^{24}Na	$1.3 \times 10^{-3} \sim 1.3 \times 10^{-1} \text{Bq/g}$
		2	^{56}Mn	$3.7 \times 10^{-2} \sim 1.0 \times 10^{-1} \text{Bq/g}$
		1	^{131}I	$4.5 \times 10^{-4} \text{Bq/g}$
		1	^{133}I	$1.6 \times 10^{-3} \text{Bq/g}$
		106	^{137}Cs	$1.4 \times 10^{-3} \sim 2.6 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$
農産物 (雑草を含む)	133	12	^{131}I	$9.5 \times 10^{-4} \sim 3.7 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$
		7	^{133}I	$3.9 \times 10^{-3} \sim 3.8 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$
		2	^{135}I	$1.3 \times 10^{-2} \sim 1.4 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$
畜産物	19	0	—	—
水産物	12	0	—	—
海水	7	0	—	—

注 1) 法令に定める周辺監視区域外の空气中濃度限度 (Bq/cm^3) を以下に示す。

今回検出された数値はいずれも空气中濃度限度を下回っている。

^{91}Sr	5×10^{-4}	^{138}Cs	5×10^{-3}
^{140}Ba	1×10^{-4}	^{140}La	1×10^{-4}
^{131}I	1×10^{-5}	^{133}I	8×10^{-5}
^{135}I	4×10^{-4}		

2) 今回検出された ^{131}I の最大濃度 $3.7 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$ 、飲食物摂取制限に関する指標（野菜で 2000Bq/kg 以上）の約 $1/50$ のレベルであり、住民の健康及び環境への影響は十分小さいと考えられる。

3) 今回検出された ^{137}Cs は、過去最大の大気圏内核実験による影響で検出される通常値（東海大洗地区における土壌 $1.0 \times 10^{-3} \sim 3.7 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$ ）の範囲内であり、臨界事故によるものではないと考えられる。

（出典：「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」、1999 年 12 月 24 日、表 II-4-1）

2.2.2. 東海再処理施設アスファルト固化施設の火災爆発事故

(1) 事故の概要

当時の動力炉・核燃料開発事業団（以下、「動燃」）の東海再処理施設に付属した、放射性廃液を固化するためのアスファルト固化施設で、平成9年3月11日、充填済みドラム缶数本に火災が発生した。火災発生から約10時間後、アスファルト固化処理施設において爆発が発生し、窓や扉が破損して施設内の放射能が周辺の環境中へ漏えいした。

(2) 放射性物質放出量

動燃が実施した事故評価報告書²の放出量評価によると、固化施設開口部からの放出量については、表2.2.2-1の通りとされている。

表 2.2.2-1 開口部放出量の推定値

	核種	放出量 (GBq)
β 核種	^{60}Co	0.00002～0.002
	^{90}Sr	0.003～0.03
	^{106}Ru	0.005～0.2
	^{129}I	0.009～0.04
	^{125}Sb	0.0005～0.008
	^{134}Cs	0.1～0.4
	^{137}Cs	1～4
	^{141}Ce	0.00008～0.002
	^{241}Pu	0.003～0.05
α 核種	$\text{Pu}(\alpha)$	0.0001～0.002
	^{241}Am	0.0005～0.007

核種	放出量 (GBq)
^{14}C	3～6

注) $\text{Pu}(\alpha)$ は、 $\text{U}(\alpha)$ も含める。

(出典：PNC TN8410 98-048、表 4.2.2.3-2、1998年2月)

(3) 周辺住民の被ばく線量評価

周辺管理区域外の環境モニタリング結果では、大洗地区の空気浮遊塵からCs核種が検出された以外は、検出限界値未満あるいは過去の大気中核実験降下物によるものであったとされている。事故で建物から放出された放射性物質の拡散評価を実施し、周辺住民がそれを呼吸することによってどの程度被ばくするかについての評価が行われた（預託線量の評価）。その結果は、表2.2.2-2の通りであった。

² 「放射性物質の放出量並びに作業員及び公衆の被ばく線量の評価－アスファルト固化処理施設火災爆発事故原因究明・再発防止に関する報告(6/7)」、PNC TN8410 98-048、動力炉・核燃料開発事業団東海事業所、1998年2月

表 2.2.2-2 公衆の預託実効線量当量の推定結果

放出経路	預託実効線量当量(mSv)
窓、シャッター等からの放出	$1.4 \times 10^{-3} \sim 2.0 \times 10^{-2}$
付属排気筒からの放出(3/5~3/12)	1.1×10^{-5}
付属排気筒からの放出(3/13~4/1)	2.5×10^{-10}
E施設局所排気口からの放出	6.8×10^{-8}
Z施設局所排気口からの放出	8.0×10^{-6}

注) 評価地点は、各放出経路における最大濃度地点での値を示す。
(出典：PNC TN8410 98-048、表 5.3.1、1998 年 2 月)

表 2.2.2-3 公衆の預託実効線量当量の核種別推定結果 (単位：mSv)

	窓、シャッター等からの放出	付属排気筒からの放出(3/5~3/12)	付属排気筒からの放出(3/13~4/1)	E施設局所排気口からの放出	Z施設局所排気口からの放出
最大濃度地点	南約 1050m (敷地境界付近)	南約 3000m	北北西約 650m	南約 1050m (敷地境界付近)	
^{14}C	$2.6 \times 10^{-5} \sim 5.1 \times 10^{-5}$	4.0×10^{-6}	N.D.	—	—
^{60}Co	$1.3 \times 10^{-8} \sim 1.3 \times 10^{-6}$	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
^{90}Sr	$1.6 \times 10^{-5} \sim 1.6 \times 10^{-4}$	5.1×10^{-8}	1.6×10^{-11}	N.D.	9.1×10^{-8}
^{106}Ru	$9.1 \times 10^{-6} \sim 3.7 \times 10^{-4}$	N.D.	N.D.	N.D.	7.9×10^{-8}
^{125}Sb	$2.0 \times 10^{-8} \sim 3.2 \times 10^{-7}$	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
^{129}I	$3.4 \times 10^{-6} \sim 1.5 \times 10^{-5}$	6.4×10^{-8}	N.D.	N.D.	8.7×10^{-8}
^{134}Cs	$2.0 \times 10^{-5} \sim 7.9 \times 10^{-5}$	1.3×10^{-7}	2.9×10^{-11}	1.5×10^{-9}	2.0×10^{-7}
^{137}Cs	$1.3 \times 10^{-4} \sim 5.3 \times 10^{-4}$	9.2×10^{-7}	2.0×10^{-10}	1.2×10^{-8}	1.5×10^{-6}
^{144}Ce	$1.2 \times 10^{-7} \sim 2.9 \times 10^{-6}$	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
^{241}Pu	$1.1 \times 10^{-4} \sim 1.8 \times 10^{-3}$	1.6×10^{-6}	—	1.4×10^{-8}	1.5×10^{-6}
$\text{Pu}(\alpha)$	$1.8 \times 10^{-4} \sim 3.7 \times 10^{-3}$	3.1×10^{-6}	N.D.	2.7×10^{-8}	3.0×10^{-6}
^{241}Am	$9.3 \times 10^{-4} \sim 1.3 \times 10^{-2}$	1.1×10^{-6}	N.D.	1.4×10^{-8}	1.6×10^{-6}
$\text{U}(\alpha)$	—	4.8×10^{-8}	N.D.	N.D.	N.D.
合計	$1.4 \times 10^{-3} \sim 2.0 \times 10^{-2}$	1.1×10^{-5}	2.5×10^{-10}	6.8×10^{-8}	8.0×10^{-6}

(出典：PNC TN8410 98-048、表 5.3.2、1998 年 2 月)

2.3. 原子力施設に起因する放射能汚染の海外での事例

2.3.1. チェルノブイリ事故

1986 年 4 月 26 日に発生したチェルノブイリ原子力発電所事故については、国際的な協力に基づいて、これまで長期に渡る調査・研究が実施されてきた。それらの成果については、「原子放射線の影響に関する国連科学委員会」(UNSCEAR: United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation) 報告書の一部として公表されてきた。

本節では、これらの報告書に基づいて、事故で放出された放射性物質による汚染状況や被ばく線量評価結果について整理を行う。

(1) 総放出放射エネルギー

事故で放出された放射エネルギーの評価については、事故後何度か改定が行われ、最新版のものとしては、UNSCEAR2008 年報告書³ANNEX D に整理されているので、それを以下に示す。

表 2.3.1-1 事故で放出された主要核種

放射性核種	半減期	放出量(PBq)
不活性ガス		
⁸⁵ Kr	10.72 年	33
¹³³ Xe	5.25 日	6500
揮発性元素		
^{129m} Te	33.6 日	240
¹³² Te	3.26 日	~1150
¹³¹ I	8.04 日	~1760
¹³³ I	20.8 日	910
¹³⁴ Cs	2.06 年	~47
¹³⁶ Cs	13.1 日	36
¹³⁷ Cs	30.0 年	~85
中程度の揮発性を持つ元素		
⁸⁹ Sr	50.5 日	~115
⁹⁰ Sr	29.12 年	~10
¹⁰³ Ru	39.3 日	>168
¹⁰⁶ Ru	368 日	>73
¹⁴⁰ Ba	12.7 日	240
不溶解性元素 (燃料粒子を含む)		
⁹⁵ Zr	64.0 日	84
⁹⁹ Mo	2.75 日	>72
¹⁴¹ Ce	32.5 日	84
¹⁴⁴ Ce	284 日	~50
²³⁹ Np	2.35 日	400
²³⁸ Pu	87.74 年	0.015
²³⁹ Pu	24065 年	0.013
²⁴⁰ Pu	6537 年	0.018
²⁴¹ Pu	14.4 年	>2.6
²⁴² Pu	376000 年	0.00004
²⁴² Cm	18.1 年	~0.4

(出典 : UNSCEAR 2008 ,Annex D Table 1)

³ “SOURCES, EFFECT AND RISKS OF IONIZING RADIATION”, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 2008

上表の核種は、必ずしも一度に放出されたわけではなく、数日かけて放出されていたものと評価されている。その時間的な変化について、いくつかの核種について UNSCEAR 2000 年報告書⁴に掲載されており、それを図 2.3.1-1 に示す。

(2) 汚染拡大状況

① 発電所周辺での汚染拡大状況

代表的な核種については、その汚染分布について詳細な評価が行われている。発電所のごく周辺についての評価を図 2.3.1-2 に示す。この評価は、IAEA 報告 (1991) ⁵で取り上げられたものである。

② ウクライナ周辺への拡大状況

より広範な汚染状況についての評価事例を、図 2.3.1-3 に示す。これは IAEA 報告 (1991) 及び UNSCEAR 2008 年報告書で取り上げられている。

③ 放射性 Cs 以外の核種による汚染分布状況

イ) ¹³¹I による汚染分布

この核種は、半減期が 8 日間と短く、国際協力に基づく調査が本格化した段階ではかなり減衰していたものと考えられる。汚染分布については、ベラルーシの報告によるものがあり、図 2.3.1-4 に示す。

ロ) ⁹⁰Sr による汚染分布

汚染分布は比較的発電所近辺に限定されており、100kBq/m²を超える汚染の範囲は、ほぼ半径 30km 以内と北側となっており、図 2.3.1-5 に示す。

ハ) ²³⁹Pu 及び ²⁴⁰Pu による汚染分布

これらの核種は重い元素であり、汚染の範囲は発電所から 30km 以内に限られており、図 2.3.1-6 に示す。

④ 欧州全域における放射性 Cs による汚染状況

現在でも、欧州は放射性 Cs により汚染されていることが報告されている。この問題について UNSCEAR2000 年報告書では、EU の 1998 年報告⁶から汚染分布を紹介している。旧ソ連以外の国では、オーストリア、フィンランド、スウェーデン、そしてノルウェーに汚染のレベルが高い地域が存在している。図 2.3.1-7 にその汚染分布図を示す。

⁴ “SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION”, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 2000

⁵ “The International Chernobyl Project – Technical Report, Assessment of Radiological Consequences and Evaluation of Protective Measures”, International Advisory Committee, IAEA, 1991

⁶ “The radiological consequences of the Chernobyl accident”, Proceedings of the first international conference Minsk, Belarus 18 to 22 March 1996, EUR 16544 EN

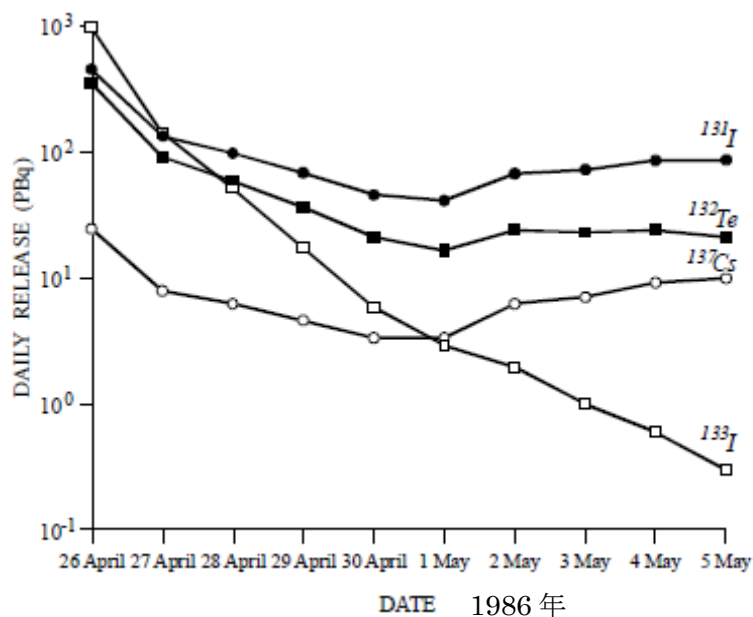


図 2.3.1-1 事故による放射性核種放出率の日変化
(出典：UNSCEAR 2000,ANNEX J Figure II)

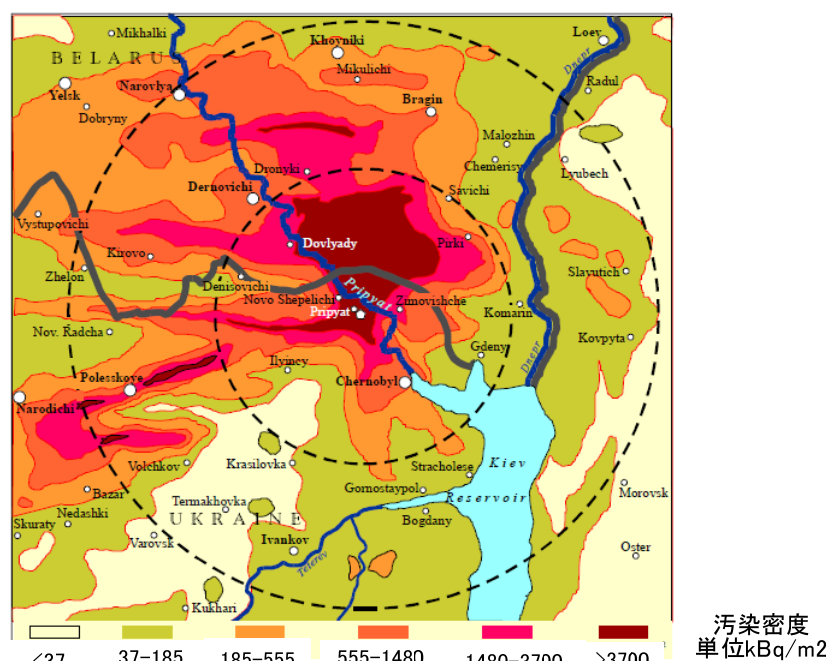


Figure VII. Surface ground deposition of caesium-137 in the immediate vicinity of the Chernobyl reactor [11, 124].
The distances of 30 km and 60 km from the nuclear power plant are indicated.

図 2.3.1-2 発電所周辺における ^{137}Cs による汚染分布
注) 上図において、内側の円は半径 30km、外側の円は半径 60km。
(出典：UNSCEAR 2000,ANNEX J Figure VII)

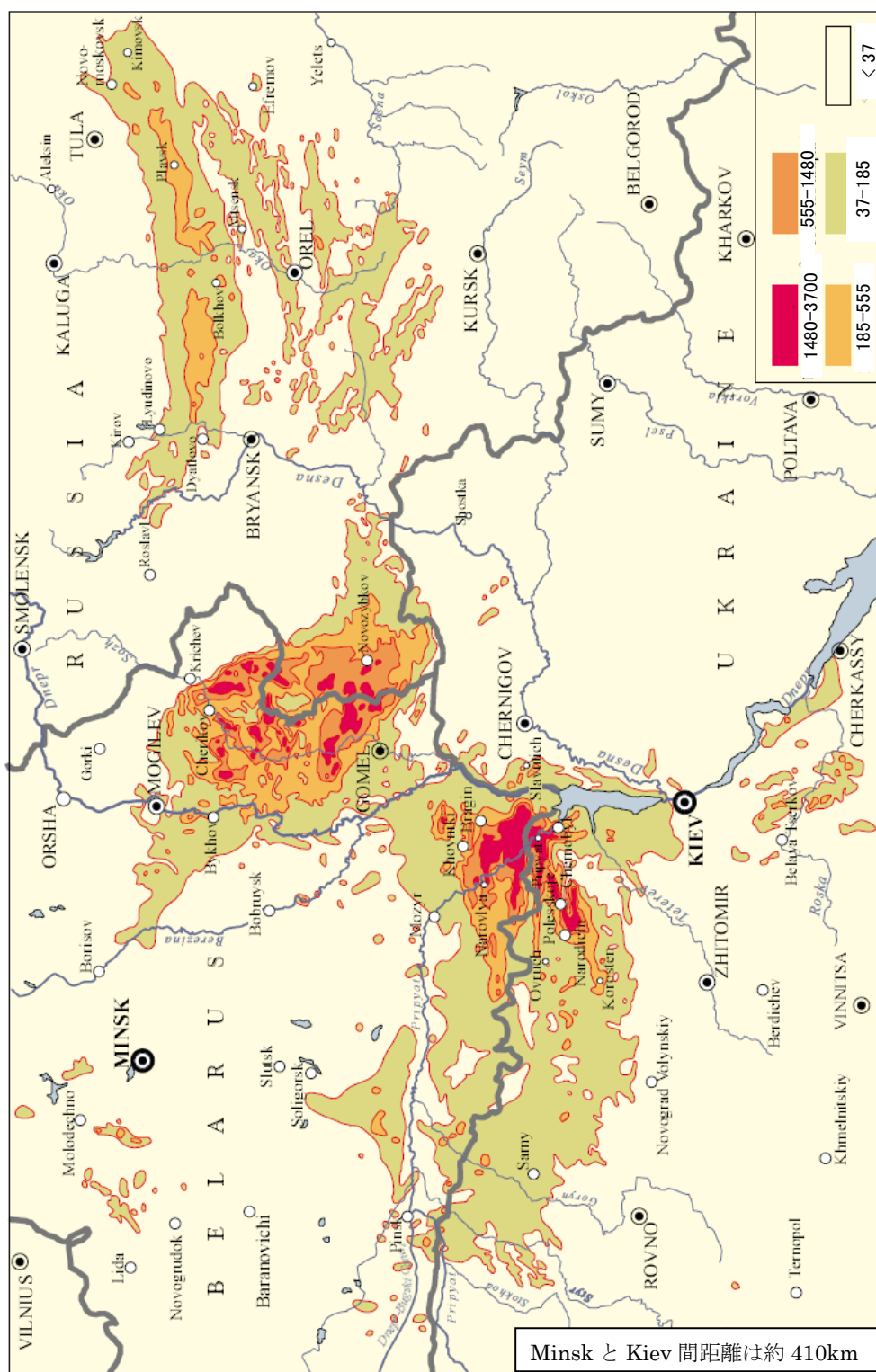


Figure VI. Surface ground deposition of caesium-137 released in the Chernobyl accident [1, 13].

図 2.3.1-3 ウクライナ周辺における ^{137}Cs による汚染分布
(出典 : UNSCEAR 2000, ANNEX J Figure VI)

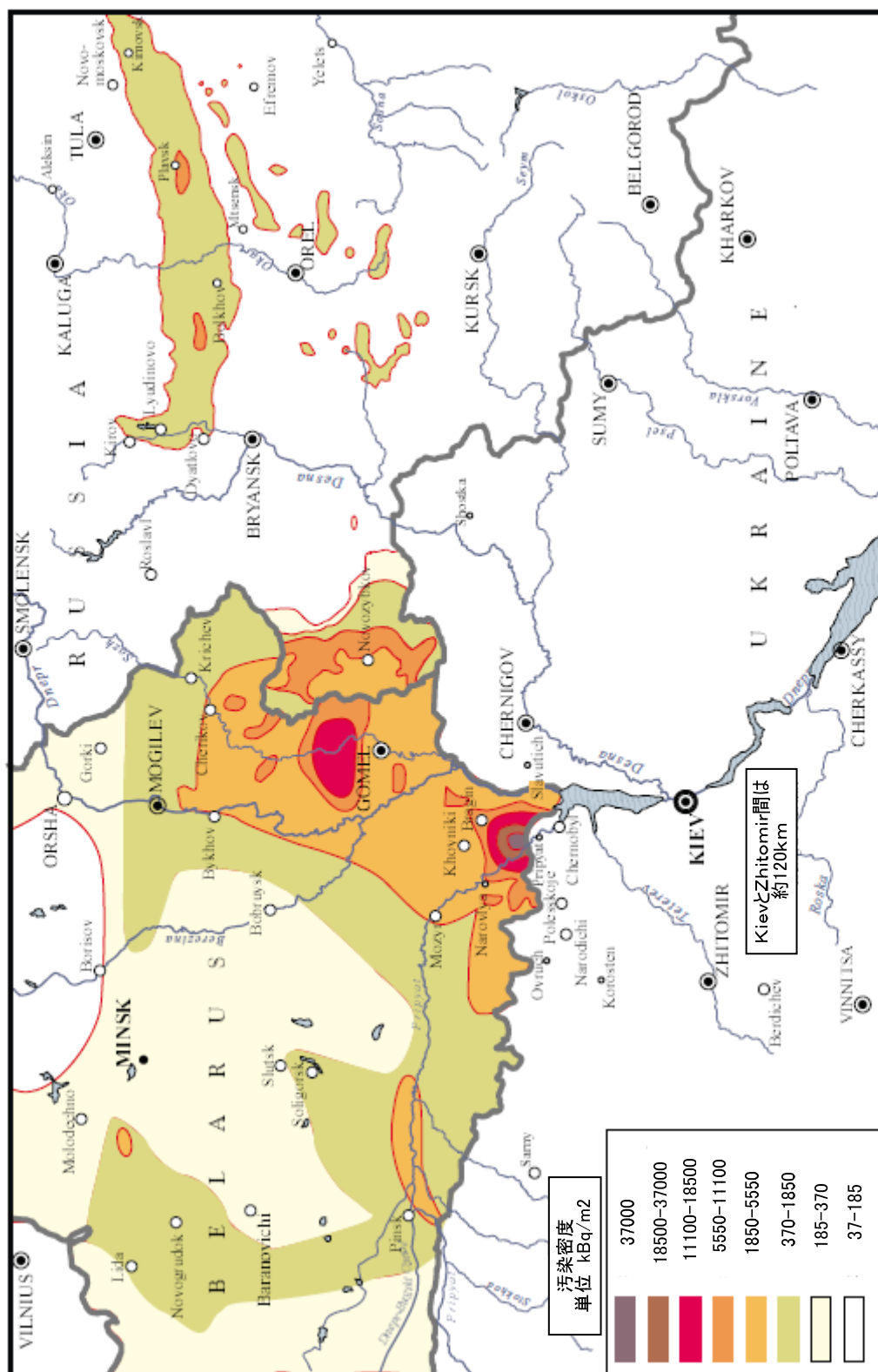


Figure X. Estimated surface ground deposition in Belarus and western Russia of iodine-131 released in the Chernobyl accident [B25, P19].

図 2.3.1-4 チェルノブイリ周辺における ^{131}I の汚染分布
(出典 : UNSCEAR 2000, ANNEX J Figure X)



Figure VIII. Surface ground deposition of strontium-90 released in the Chernobyl accident [11].



Figure IX. Surface ground deposition of plutonium-239 and plutonium-240 released in the Chernobyl accident at levels exceeding 3.7 kBq m^{-2} [11].

図 2.3.1-5 ^{90}Sr 汚染分布

図 2.3.1-6 ^{239}Pu , ^{240}Pu 汚染分布

注) 上図中の円は、いずれも半径 30km の円である。

(出典 : UNSCEAR 2000, ANNEX J)

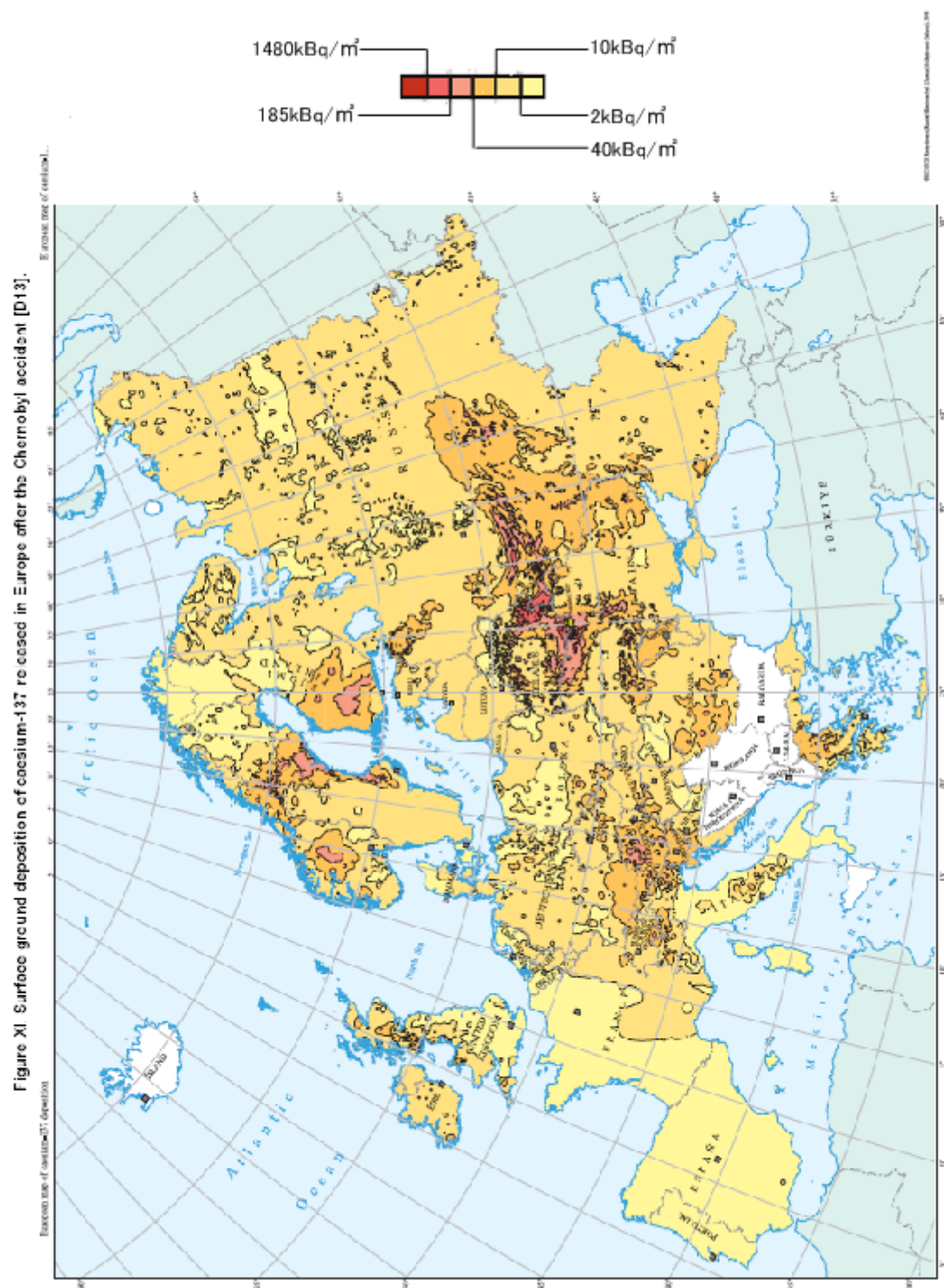


図 2.3.1-7 欧州全域における ^{137}Cs 汚染分布図

(出典：UNSCEAR 2000, ANNEX J Figure XI, 原典：EUR 16733(1998))

(3) 事故による食品汚染の状況

①事故直後の評価値

汚染地域が広範に及びしかも多種多様な食品汚染が伝えられたこともあり、UNSCEAR 1988 年報告書⁷でも扱われた。個々の食品の汚染状況について測定・評価が行われた。事故後最初の1年間での評価値を表 2.3.1-2 に示す。

表 2.3.1-2 事故直後の食品汚染評価結果

国 名	¹³¹ I 濃度 Bq a/kg		¹³⁷ Cs Bq a/kg				
	乳製品	葉菜	乳製品	穀物・ その加工品	葉菜	野菜／果物	肉類
北ヨーロッパ							
デンマーク	0.14	0.6)	1.6	2.1	0.5	0.8	1.3
フィンランド	0.9	3.5	21	3.8	2.9	9.4	66
ノルウェー	(0.8)	(3.0)	14	1.2	7.0	4.3	44
スウェーデン							
領域 1	2	(2)	18	3	10	20	33
領域 2	(0)	(0)	(6)	(3)	(5)	(7)	(11)
領域 3	1	(1)	6	3		7	11
中央ヨーロッパ							
オーストリア	12	(0)	44	15	18	26	57
チェコスロバキア							
領域 1	14	68	7.4	4.9	8	33	15
領域 2	15	68	7.8	13	8	33	15
領域 3	28	68	9.6	8.1	8	33	15
東ドイツ (当時)							
領域 1	15	32	6.0	4.5	0.3	2.6	8.4
領域 2	10	15	17	9.0	0.8	5.1	20
領域 3	3.8	8.0	4.2	36	0.3	3.3	12
西ドイツ (当時)							
領域 1	0.7	5.5	4.6	9	2.3	3	8
領域 2	2.6	12	6.7	5	4.5	6	16
領域 3	6.8	46	24	2	18	24	64
ハンガリー							
領域 1	10	15	13	9	12	10	25
領域 2	6	6	8	5	7	5	25
ポーランド	11	4	25	2	10	10	34
ルーマニア							
領域 1	(11)	(9.1)	(9.7)	(12)	(4.8)	(3.6)	(28)
領域 2	(44)	(36)	(39)	(49)	(19)	(14)	(110)
領域 3	22	18	19	(24)	9.5	(7.2)	56
スイス							
領域 1	37	55	48	(30)	54	(12)	200
領域 2	26	54	11	(7.0)	16	(2.8)	24
領域 3	23	30	8.9	(4.1)	9.1	(1.6)	12
領域 4	7.3	32	2.7	(2.6)	4.8	(1.0)	12

⁷ "SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION", United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), 1988

西ヨーロッパ							
ベルギー	2.9	5.0	1.5	(1.7)	1.1	(0.7)	(2.6)
フランス							
領域 1	0.6	1.4	0.18	0.37	0.13	0.08	0.05
領域 2	1.5	3.3	2.7	1.2	4.4	1.2	0.8
領域 3	4.4	10	13	6.2	9.6	5.6	4.0
アイルランド	3.1	12	10	(6.7)	3.0	(2.7)	18
ルクセンブルク	3.1	18	4.9	(5.4)	(3.5)	(2.2)	(8.1)
オランダ	1.0	8.0	1.5	(3.6)	(2.3)	(1.4)	(5.4)
イギリス							
領域 1	0.8	(0.8)	0.9	(0.2)	(0.2)	(0.08)	(1.8)
領域 2	1.7	(1.7)	10	(3.4)	(2)	(1.4)	(20)
領域 3	2.1	(2.1)	18	(6.0)	(4)	(2.4)	(36)
南ヨーロッパ							
ブルガリア							
領域 1	34	(34)	38	13	(27)	41	200
領域 2	34	(34)	38	13	(27)	41	200
ギリシャ							
領域 1	36	150	76	60	46	46	61
領域 2	14	56	23	20	19	14	18
イタリア							
領域 1	11	65	22	8	27	15	70
領域 2	11	12	13	12	3.5	10	60
ポルトガル	0.01	0.04	0.16	(0.2)	(0.1)	(0.04)	(0.4)
スペイン							
領域 1	0.7	1.2	0.8	(0.7)	(0.5)	(0.2)	(2)
領域 2	(0.01)	(0.04)	(0.16)	(0.2)	(0.1)	(0.04)	(0.4)
ユーゴスラビア							
領域 1	24	210	49	2.6	10	1.0	77
領域 2	11	90	20	1.1	4.3	0.5	33
領域 3	3.6	31	7	0.4	1.5	0.15	11
ソ連（当時）							
領域 1	25	13	90	23	25	33	200
領域 2	31	42	26	6.0	17	8.0	55
領域 3	4.4	2.2	21	6.0	10	10	50
領域 4	4.9	(0)	4.2	(1.7)	(2.1)	(2.6)	14
領域 5	(0.1)	(0)	(0.16)	(0.05)	(0.04)	(0.06)	(0.50)
西アジア							
キプロス	(6.0)	(24)	(3.0)	(2.0)	(3.0)	(0.6)	(2.0)
イスラエル	(1.6)	(15)	(0.8)	(4.0)	(5.0)	(2.0)	(10)
シリア	(2.0)	(0.6)	(1.0)	(0.3)	(0.05)	(0.02)	(0.3)
トルコ	3.0	2.5	21	2.0	6.5	3.5	17
東アジア							
中国	0.48	2.2	(0.18)	(0.47)	(1.1)	(0.19)	(0.78)
インド	0.094	0.095	(0.16)	(0.39)	0.11	(0.046)	(0.18)
日本	0.14	4.6	0.22	0.056	0.29	(0.28)	0.29
北米							
カナダ	(0.10)	(0.10)	(0.05)	(0.08)	(0.03)	(0.02)	(0.09)
米国	(0.15)	(0.15)	(0.04)	(0.13)	(0.03)	(0.02)	(0.08)

注 1) 上表において () 内は推定値。濃度単位 Bq a / kg : a integrated food concentration (同じミルクでもいくつかの種類があり、それぞれの消費量で重み付けする等の統計処理を行って評価した濃度)。

2) 「領域」: 各国でいくつかの地点で測定が実施され、それらの値が記載されているが、具体的にどのような「領域」を定義したかについては記載がない。

(出典 : UNSCEAR 1988, ANNEX D, Table 14 & Table 15 を改編)

②最新の評価結果

チェルノブイリ事故による食品汚染に関する最新のデータとしては、UNSCEAR 2008 年報告書で紹介されている。全体的な傾向として、農作物よりも動物の汚染が大きいということ指摘されている。

表 2.3.1-3 は、事故直後の食品汚染評価結果として紹介されている。

表 2.3.1-3 事故直後の食品汚染評価結果

単位：Bq/kg（生の穀物、ジャガイモ、肉）、Bq/L（ミルク）

地表における ^{137}Cs による汚染	穀物	ジャガイモ	ミルク	肉
ベラルーシ				
>185kBq/m ² (Gomel 州の汚染地域)	30(8~80)	10(6~20)	80(40~220)	220(80~550)
37~185Bq/m ² (Mogilev 州の汚染地域)	10(4~30)	6(3~12)	30(10~110)	100(40~300)
ロシア				
>185kBq/m ² (Bryansk 州の汚染地域)	26(11~45)	13(9~19)	110(70~150)	240(110~300)
37~185Bq/m ² (Kaluga 州、Tula 州及び Orel 州の汚染地域)	12(8~19)	9(5~14)	20(4~40)	42(12~78)
ウクライナ				
>185Bq/m ² (Zhitomir 州、Rovno 州の汚染地域)	32(12~75)	14(10~28)	160(45~350)	400(100~700)
37~185Bq/m ² (Zhitomir 州、Rovno 州の汚染地域)	14(9~24)	8(4~18)	90(15~240)	200(40~500)

（出典：UNSCEAR 2008, ANNEX D, Table A3 を改編）

これまでの自然の浄化作用及び事故後の農地対策により、周辺地域における農作物中の ^{137}Cs 濃度は全体的には国等の許容摂取限度を下回っているが、ベラルーシの Gomel 州、Mogilev 州、ロシアの Bryansk 州の一部の高汚染地区、そしてウクライナの Zhitomir 州や Rovno 州の有機物に乏しい土壌地帯では、食品、特にミルクに含まれる ^{137}Cs 濃度は国の TPL（Temporary Permissible Level：暫定的許容限度）である約 100Bq/kg を超えていたことが報告されている(UNSCEAR 2008 年報告書 ANNEX D)。

③食品汚染レベルの時間変化

ここでは代表的な食品及び放射性核種について、事故後、時間とともにその濃度がどのように変化してきたかを示す。

イ) 穀物、ジャガイモ

Figure A-XIII. Concentrations of ^{137}Cs in grain and potato produced in contaminated districts of the Bryansk oblast, the Russian Federation [F7]

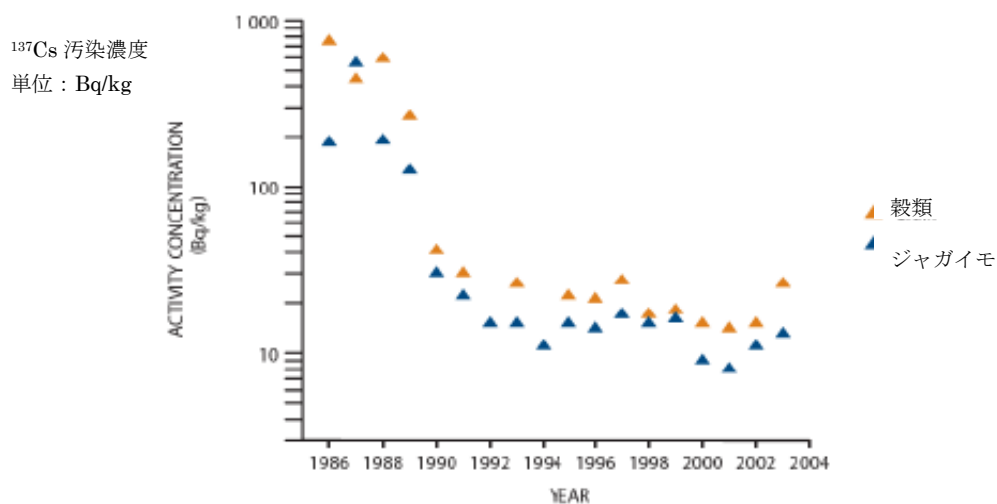


図 2.3.1-8 ロシアの汚染地区における穀物、ジャガイモの汚染の変化
(出典: UNSCEAR 2008, ANNEX D Figure A-XIII)

ロ) 肉、ミルク

Figure A-XIV. Mean activity concentration of ^{137}Cs in meat and milk produced in contaminated districts of the Bryansk oblast, the Russian Federation [F7]

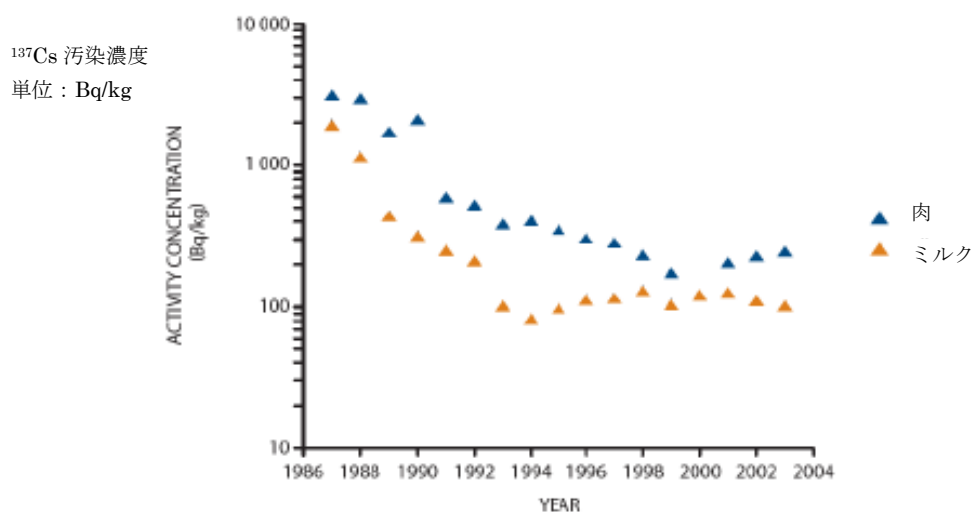
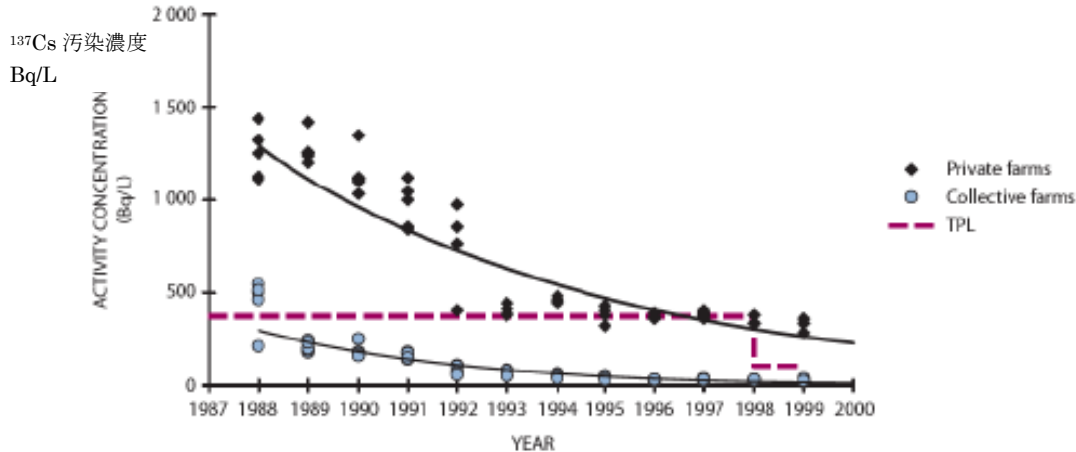


図 2.3.1-9 ロシアの汚染地区における肉、ミルクの汚染の変化
(出典: UNSCEAR 2008, ANNEX D Figure A-XIV)

ハ) 個人経営農場と集団農場におけるミルク中の Cs 濃度の時間変化

Figure A-XV. Typical dynamics of activity concentrations of ^{137}Cs in milk produced on private and collective farms in the Rovno oblast, Ukraine with a comparison to the national temporary permissible level (TPL) [P6]*



* The current Codex Alimentarius Guideline Level for ^{137}Cs in food for use in international trade is 1,000 Bq/kg [C12].

図 2.3.1-10 集団農場と個人農場におけるミルク中の ^{137}Cs 濃度の時間変化

注 1) 現在の CODEX の輸出に係る ^{137}Cs 汚染限度は 1000Bq/kg。

2) TPL(temporary permissible level)：暫定的許容レベル

旧ソ連では、この値を何度か変更してきている。

(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX D Figure A-XV)

図 2.3.1-8～10 は、UNSCEAR2008 年報告書 ANNEX D に掲載されており、核種としては ^{137}Cs について評価が行われている。個人経営農場を対象とした汚染対策は 1991 年頃から実施されており、集団農場と比較して汚染レベルの低下が遅いことが指摘されている。

(4) 被ばく線量評価

チェルノブイリ発電所周辺地域を中心に、欧州全体を含む様々な形で被ばく線量評価が実施されてきた。ここでは、比較的事故直後のもの、そして最近の評価結果について整理した。

4-1) チェルノブイリ周辺地域

事故後、多くの人々の避難・移住が実施され、それらの集団を対象とした線量評価も行われているが、ここではあるレベル以上に汚染された地域に住み続けている集団を対象とした評価を示す。

①甲状腺の被ばく線量評価

これまでは事故後数週間に甲状腺の付近の γ 線量をモニターした結果に基づいて甲状腺の被ばく線量の評価が行われていたが、UNSCEAR 2000 年報告書以降、実際にモニターされなかった人々も含む形で再評価が実施されてきた（モニターが実施されなかった地域も含む）。その評価は、 ^{131}I 及び ^{137}Cs による汚染分布等に基づい

て行われた。その結果を表 2.3.1-4 に示す。

甲状腺の被ばく線量評価については、甲状腺の重量評価の不確かさ、そしてヨウ素の摂取が不足している地域では、放射性ヨウ素の単位摂取量あたりの甲状腺への取り込みが異なることなどが、今後の研究課題として指摘されている。

表 2.3.1-4 ベラルーシ及びウクライナの避難者集団における甲状腺被ばく線量分布

線量区分 Gy	未就学児童		就学児童		青年		成人		全年齢層	
	人数	%	人数	%	人数	%	人数	%	人数	%
ベラルーシ										
<0.05	27	1.2	24	1.0	46	4.1	1587	8.4	1684	6.8
0.05~0.1	48	2.1	73	3.1	59	5.3	1663	8.8	1843	7.5
0.1~0.2	78	3.4	159	6.7	122	10.9	2940	15.6	3299	13.3
0.2~0.5	284	12.2	486	20.5	312	27.8	5144	27.2	6226	25.2
0.5~1.0	337	14.5	535	22.5	225	20.0	3826	20.2	4923	19.9
1.0~2.0	490	21.1	520	21.9	187	16.7	2499	13.2	3696	15.0
2.0~5.0	575	24.7	462	19.4	144	12.8	1070	5.7	2251	9.1
>5.0	486	20.9	118	5.0	28	2.5	171	0.90	803	3.3
合計	2325	100	2377	100	1123	100	18900	100	24725	100
ウクライナ										
<0.05	-	-	143	1.3	97	2.1	2617	4.1	2857	3.2
0.05~0.1	4	0.04	1504	14.0	985	21.0	10306	16.0	12799	14.3
0.1~0.2	458	4.8	1234	11.5	1384	29.6	7090	11.0	10166	11.4
0.2~0.5	1813	18.9	7011	65.4	2071	44.2	42469	65.7	53364	59.6
0.5~1.0	3400	35.5	631	5.9	74	1.6	674	1.0	4779	5.3
1.0~2.0	3525	36.8	133	1.2	51	1.1	1067	1.7	4776	5.3
2.0~5.0	306	3.2	65	0.6	20	0.4	387	0.6	778	0.9
>5.0	81	0.8	-	-	-	-	-	-	81	0.1
合計	9587	100	10721	100	4682	100	64610	100	89600	100

(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX D Table B5 を改編)

②実効線量評価

ベラルーシ、ウクライナ及びロシアにおける汚染地区住民の平均的な被ばく線量を、 ^{137}Cs による汚染レベルによる区分ごとに整理されたものを、UNSCEAR 2008 年報告書から引用する。事故直後の 1986 年における被ばく線量、そして 1986~2005 年の間における外部及び内部被ばく、それらを合計したものとして表 2.3.1-5 に示す。

表 2.3.1-5 ^{137}Cs 汚染地域における内部・外部被ばくによる実効線量評価

¹³⁷ Cs 土壌汚染 kBq/m ²	外部被ばく線量 mSv		内部被ばく線量 mSv		総被ばく線量 mSv		対象人口	集団線量 1986～2005 人・Sv
	1986 年のみ	1986～2005 年の合計	1986 年のみ	1986～2005 年の合計	1986 年のみ	1986～2005 年の合計		
ベラルーシ(Gomel, Vitebsk, Minsk, Minsk City, Grodno, Brest, Mogilev の各州の合計)								
<37	0.10	0.29	0.03	0.11	0.13	0.40	8,280,000	3,330
37～185	1.79	4.18	0.38	1.26	2.17	5.44	1,540,000	8,380
185～555	6.65	18.16	2.25	7.67	8.90	25.83	230,000	6,050
555～1480	14.43	42.12	5.64	19.31	20.07	61.43	85,000	5,220
>1480	30.62	60.65	8.39	25.06	39.01	85.71	13,900	1,190
ロシア(Bryansk, Kaluga, Orel, Tula, その他 15 州を含む)								
<37	0.1	0.4	0.1	0.2	0.2	0.6	34,760,000	23,200
37～185	0.9	2.7	0.7	1.3	1.6	4.0	2,131,000	8,400
185～555	3.7	10.6	2.5	6.0	6.2	16.6	243,000	4,100
555～1480	10.0	28.2	3.0	11.4	13.0	39.6	85,000	3,400
>1480	40.1	120.0	6.7	24.6	46.8	144.6	7,000	1,000
ウクライナ(Vinnytsia, Volyns, Luhans'k, Diplo-petrovs'k, Donents'k, Zhytmyr, Zakarpattia, Zaporizhzhia, Ivano-Frankivas'k, Kyiv, Kirovoh-rad, Crimea, L'viv, Mykolaiv, Odesa, Poltava, Rivne, Sumy, Temopil, Kharkiv, Kherson, Cherkasy, Chernivtsi, Chernihiv, Kyiv City, Sevasto-pol' City)								
<37	0.21	0.56	0.08	0.26	0.29	0.82	48,893,000	39,800
37～185	1.9	5.0	0.6	3.2	2.5	8.2	1,876,100	15,600
185～555	7.0	19.3	0.9	3.6	8.0	22.9	132,000	3,100
555～1480	23.1	62.8	2.6	7.7	25.7	70.3	23,000	1,600
>1480	77.3	210.9	10.8	48.5	88.1	259.4	2,370	600

(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX D Table B13 を改編)

4-2) 欧州を中心とした全世界における現状

①被ばく線量評価

欧州各国における被ばく線量（推定値）を、甲状腺の線量及び実効線量について以下に示す。

表 2.3.1-6 欧州における甲状腺の線量及び実効線量

	甲状腺線量 (mGy)					実効線量 mSv 1986~2005
	未就学児童 (0~6 歳)	就学児童 (7~14 歳)	青年 (15~17 歳)	成人 (>17 歳)	全年齢層	
アルバニア	7.9	4.7	3.3	2.8	3.5	0.52
オーストリア	6.0	2.3	1.1	0.9	1.5	0.98
ベルギー	1.6	0.7	0.4	0.4	0.5	0.03
ボスニア・ヘルツェゴビナ	15.6	9.5	6.7	5.7	7.0	0.41
ブルガリア	13.6	6.7	3.8	3.1	4.5	0.64
クロアチア	17.3	10.2	6.3	5.0	6.8	0.47
キプロス	3.7	2.0	1.3	1.1	1.4	0.08
チェコ	8.5	3.8	2.2	1.7	2.6	0.37
デンマーク	0.09	0.05	0.03	0.02	0.03	0.03
エストニア	1.9	1.3	0.8	0.7	0.9	0.14
フィンランド	0.9	0.7	0.4	0.3	0.4	1.36
フランス	1.5	0.6	0.3	0.3	0.4	0.07
ドイツ	1.6	0.7	0.4	0.3	0.5	0.17
ギリシャ	12.5	4.9	2.6	2.0	3.3	0.72
ハンガリー	4.1	1.7	1.0	0.7	1.2	0.3
アイスランド	-	-	-	-	-	0.01
アイルランド	1.8	0.8	0.5	0.4	0.6	0.21
イタリア	6	2.6	1.5	1.2	1.8	0.33
ラトビア	4.2	2.4	1.7	1.5	1.8	0.1
リヒテンシュタイン	6.2	2.3	1.2	0.9	1.6	0.91
リトアニア	18.4	8.8	5.3	4.3	6.2	0.33
ルクセンブルク	1.8	0.9	0.5	0.4	0.6	0.11
マケドニア	7.9	4.8	3.4	2.8	3.5	0.47
マルタ	5.3	1.9	0.9	0.7	1.2	0.29
オランダ	0.8	0.5	0.4	0.3	0.4	0.05
ノルウェー	0.7	0.4	0.3	0.2	0.3	0.38
ポーランド	5.5	2.1	1.1	0.8	1.4	0.25
ポルトガル	0.007	0.004	0.003	0.002	0.003	0.003
モルドバ	15.9	7.0	4.5	3.9	5.4	0.97
ルーマニア	12.3	4.9	2.6	2.0	3.3	0.61
セルビア&モンテネグロ	7.8	4.7	3.3	2.8	3.5	0.55
スロバキア	12.3	5.0	2.7	2.1	3.4	0.41
スロベニア	17.3	10.6	7.5	6.3	7.8	0.98
スペイン	0.08	0.04	0.02	0.02	0.03	0.009
スウェーデン	0.6	0.3	0.2	0.2	0.2	0.31
スイス	3.9	4.0	2.6	2.0	2.4	0.46
イギリス	0.5	0.2	0.1	0.08	0.1	0.05

(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX D Table B17)

2.3.2. 米国の核兵器製造施設サイトを対象とした環境影響調査

原子力施設の大規模な事故においては、その放出量も多く汚染範囲が広範囲におよぶため、結果としての周辺での汚染状況や周辺住民の被ばく線量等、それらの評価が非常に困難になることが多い。先に紹介したチェルノブイリ事故について得られている評価結果は、大規模な国際支援によるところが極めて大きいと考えられる。

ここで取り上げるのは、事故ではないが、U や Pu を含む様々な放射性核種が環境中に放出されてきた事例である。具体的には、米国ワシントン州にあるハンフォード核兵器製造施設サイトを対象とした。長年に渡る核兵器の製造により、サイトでは放射能が長年に渡って環境中へ漏洩してきたとされており、サイトを流れるコロンビア河で汚染が拡大し、汚染の範囲も広範に及んでいると考えられる。これらの施設は米国エネルギー省(DOE)の管轄下にあるが、環境問題という観点から、長年にわたり膨大な予算と時間をかけて周辺での調査が行われ、測定結果及びその分析結果について報告書が公表されている。

(1) ハンフォードにおける経緯

米国の核兵器製造施設は、米国全土に点在する形で建設されたが、1980年代に入っからの冷戦構造の終結や環境問題への関心の高まりもあり、その多くが生産活動を中止している。施設サイト及びその周辺領域での環境汚染についてはかなり以前から指摘されていた。ハンフォードは核兵器用プルトニウム製造施設サイトとして建設された施設であり、プルトニウムを生産するための原子炉と、その燃料を再処理してプルトニウムを取り出すための再処理関連施設から構成されている。長年にわたる運転で、サイト周辺の環境汚染が指摘されてきており、様々な化学物質を含む高レベルの放射性廃液の貯蔵タンクの安全性が問題となってきた。現在は核兵器製造に係る活動は停止されているようであり、環境汚染の研究、汚染された環境の修復技術開発とその実施、そして高レベル放射性廃液貯蔵タンクの安全性改良が主な活動となっている。

核兵器製造施設は全て DOE の管理下にあるが、その指令によりハンフォードでは、サイトの環境の状況、汚染されたサイト及びその周辺環境の修復活動の進捗状況について、環境報告を提出することが求められている。それらの報告⁸は、インターネット上で公開されている。

ハンフォードのサイトはかなり広大な敷地ではあるが、近くに一般住民が住む町があること、そしてサイトを囲むようにコロンビア河が流れており、地下水等により河が汚染され、その結果下流域も汚染されたことが指摘されていた。従って、毎年提出される「ハンフォードサイト環境報告」では、サイトを含む周辺における汚染状況、毎年の活動でもたらされる被ばく線量の評価も含まれている。

本節では、ハンフォードサイト環境報告に基づいて、環境汚染の現状と被ばく線量評価について整理を行う。

⁸ Hanford Site Environmental Report for Calendar Year 1990, 2009
(<http://hanford-site.pnnl.gov/envreport/>)

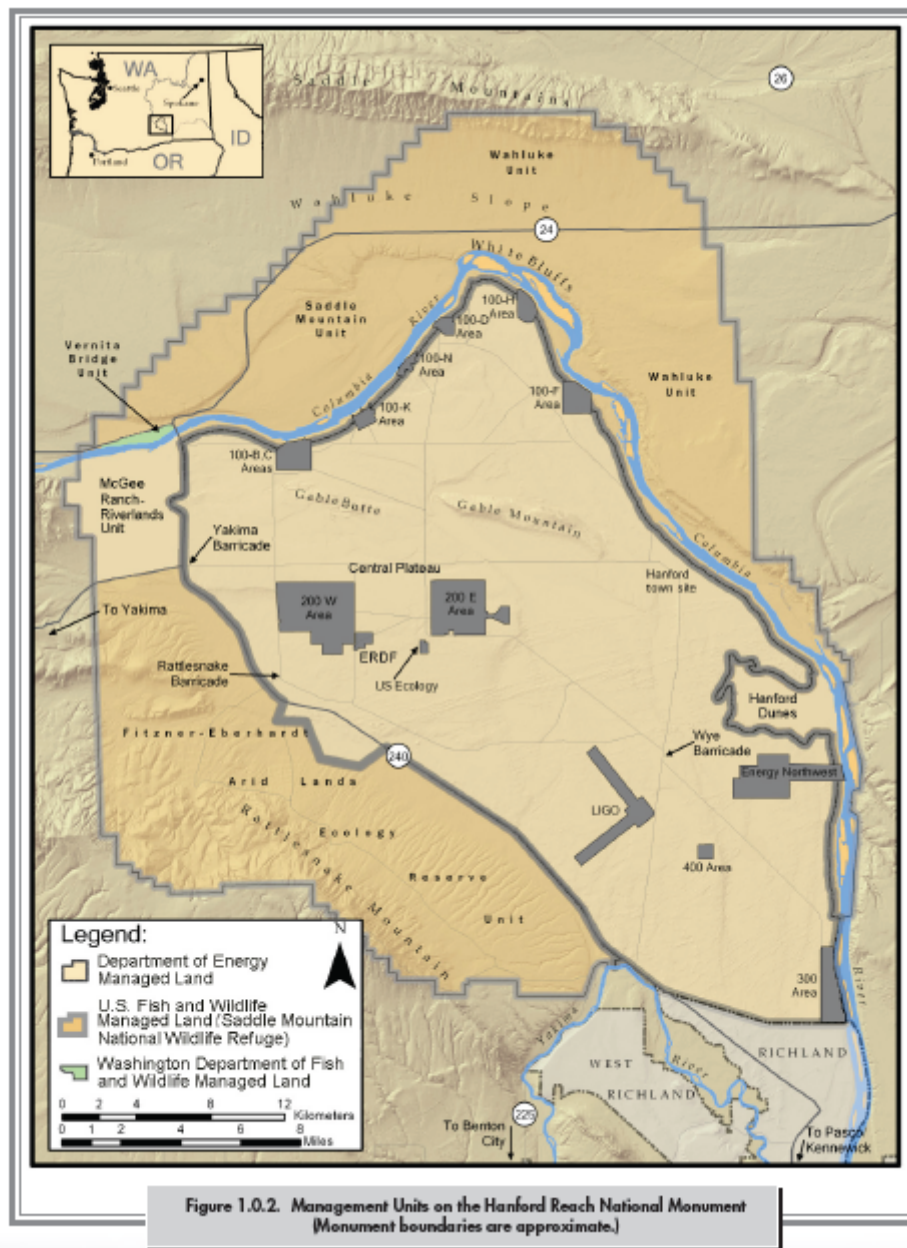


図 2.3.2-1 ハンフォード核兵器製造施設サイト施設配置図

(出典：Hanford 2009, Figure 1.0.2)

(2) サイト及びその周辺における環境汚染

2-1) 1980 年代末における汚染の状況 (Hanford 1990 より)

① サイト内における汚染状況

^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 及び全 U による土汚染モニタリング結果について、1985～1990 年の変化を表 2.3.2-1 に示す。

表 2.3.2-1 サイト内の土壌汚染モニタリング結果（1985～1990 年）

単位：pCi/g 乾燥重量、各データの下の()は Bq/kg に変換した値

環境試料採取場所	1985 年	1986 年	1987 年	1988 年	1989 年	1990 年
⁹⁰ Sr						
東側境界付近	0.14±70% (5.18)	0.26±40% (9.62)	0.13±60% (4.81)	0.14±90% (5.18)	0.15±10% (5.55)	0.09±70% (3.33)
Sunnyside	0.26±200% (9.62)	0.05±20% (1.85)	0.25±10% (9.25)	0.26±20% (9.62)	0.13±10% (4.81)	NS
¹³⁷ Cs						
東側境界付近	0.46±140% (17.0)	0.70±70% (25.9)	0.61±70% (22.6)	0.90±100% (33.3)	1.06±60% (39.2)	0.43±80% (15.9)
Sunnyside	0.36±10% (13.3)	0.09±30% (3.33)	0.29±10% (10.7)	1.0±30% (37.0)	0.48±10% (17.8)	NS
^{239,240} Pu						
東側境界付近	0.0068±150% (0.252)	0.012±80% (0.444)	0.013±80% (0.481)	0.015±120% (0.555)	0.019±50% (0.703)	0.007±100% (0.259)
Sunnyside	0.015±10% (0.555)	0.002±50% (0.074)	0.006±20% (0.222)	0.023±30% (0.851)	0.011±20% (0.407)	NS
			全ウラン		²³⁸ U	全ウラン
東側境界付近	0.84±60% (31.1)	0.60±90% (22.2)	0.58±90% (21.5)	0.87±10% (32.2)	0.6±50% (22.2)	1.51±30% (55.9)
Sunnyside	0.26±30% (9.62)	0.30±30% (11.1)	0.29±30% (10.7)	0.70±60% (25.9)	1.0±30% (37.0)	NS

注) 上表において、±は、±2σ（標準偏差）を示す。

（出典：Hanford 1990, Table 4.13 を改編）

②地表水及び空気のモニタリング結果

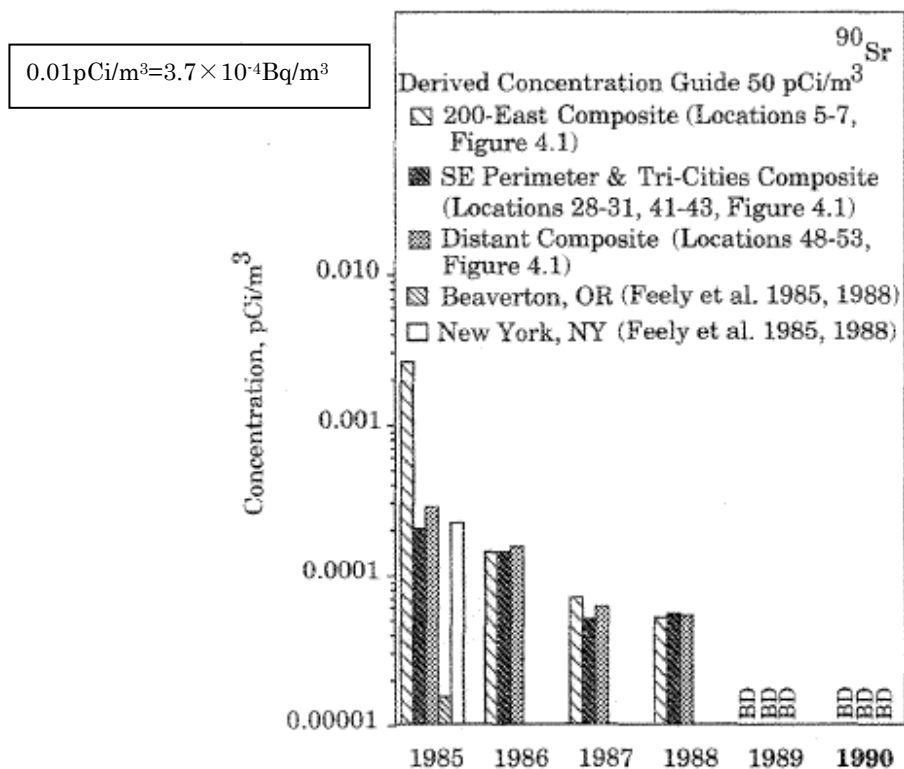
イ) ハンフォード周辺環境における空気のモニタリング

対象各種：³H, ¹⁴C, ⁸⁵Kr, ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹²⁹I, ¹³¹I, ¹³⁷Cs,

U(total), ²³⁸Pu, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, β 核種合計、α 核種合計

測定結果事例：上記核種の中から代表的なものを、図 2.3.2-2 に示す。

A) ^{90}Sr 濃度の変化一年間平均濃度のガイドライン : 50pCi/m^3 (1.85Bq/m^3)



B) $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度の変化

年間平均濃度のガイドライン : $20,000\text{aCi/m}^3$ ($7.4 \times 10^{-4}\text{Bq/m}^3$)

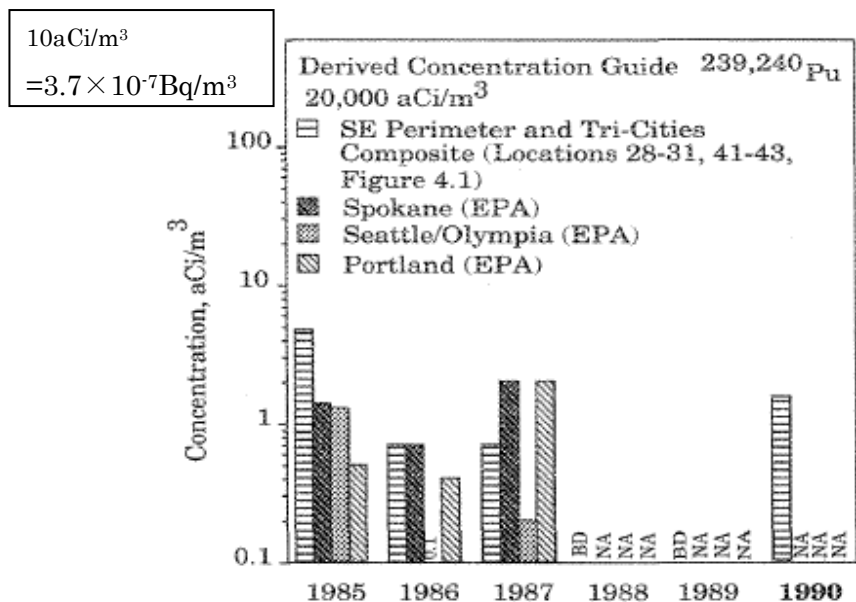


図 2.3.2-2 大気中の放射性核種濃度

注) 上図において、 $\text{a}=10^{-18}$ である。 $\text{aCi/m}^3 = 3.7 \times 10^{-8}\text{Bq/m}^3$ 。

(出典 : Hanford 1990, Figure 4.5 & Figure 4.6)

ガイドラインの値は、年間の被ばく線量が 1mSv となるような濃度として評価されたものである。

ロ) 地表水モニタリング内容

- ・地下水（施設のあるサイト中心付近から河に向かって下り坂となっている）
- ・コロンビア河
- ・対象核種： ^3H , ^{90}Sr , ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U

$$1\text{pCi/L} = 3.7 \times 10^{-2} \text{Bq/L}$$

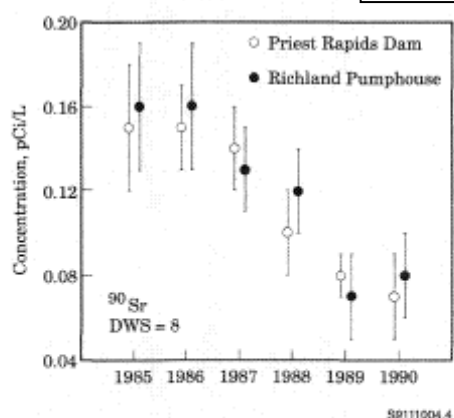


Figure 4.14. Annual Average Strontium-90 (^{90}Sr) Concentrations in Columbia River Water, 1985 Through 1990

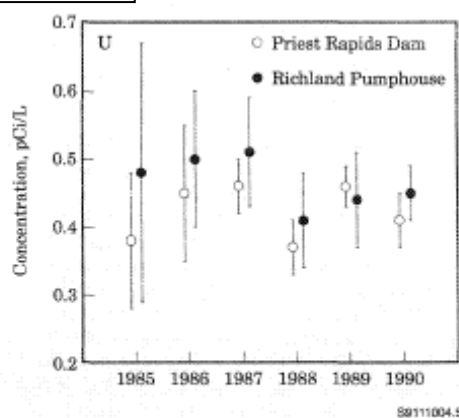


Figure 4.15. Annual Average Uranium Concentrations in Columbia River Water, 1985 Through 1990

図 2.3.2-3 サイト周辺でのコロンビア河の核種濃度(右図 ^{90}Sr 、左図 U)

(出典：Hanford 1990, Figure 4.14, Figure 4.15)

米国環境保護庁(EPA)及びワシントン州がコロンビア河の河川水の汚染問題に適用するために定めた基準を飲料水基準(DWS : drinking water standard)と呼び、 ^{90}Sr の場合は $\text{DWS} = 8\text{pCi/L}$ で、上図で示した最近の値は DWS の約 1%である。

注) $\text{pCi} = 10^{-12}\text{Ci} = 10^{-12} \times 3.7 \times 10^{10}\text{Bq} = 0.037\text{Bq}$

従って、DWS が 8 ということは、 $8 \times 0.037 = 0.296\text{Bq/L}$

③食品汚染検査結果（ミルク、野菜、果物、麦、牛肉、鶏、卵等）

イ) ミルク（対象核種： ^3H , ^{90}Sr , ^{129}I , ^{137}Cs ）

ロ) 葉菜（対象核種： ^{90}Sr , ^{137}Cs ）

- ・ ^{90}Sr 及び ^{137}Cs は世界的な放射性降下物によるものと考えられ、特に 1986 年が高いがこれはチェルノブイリ事故の影響を受けたものと評価されている。

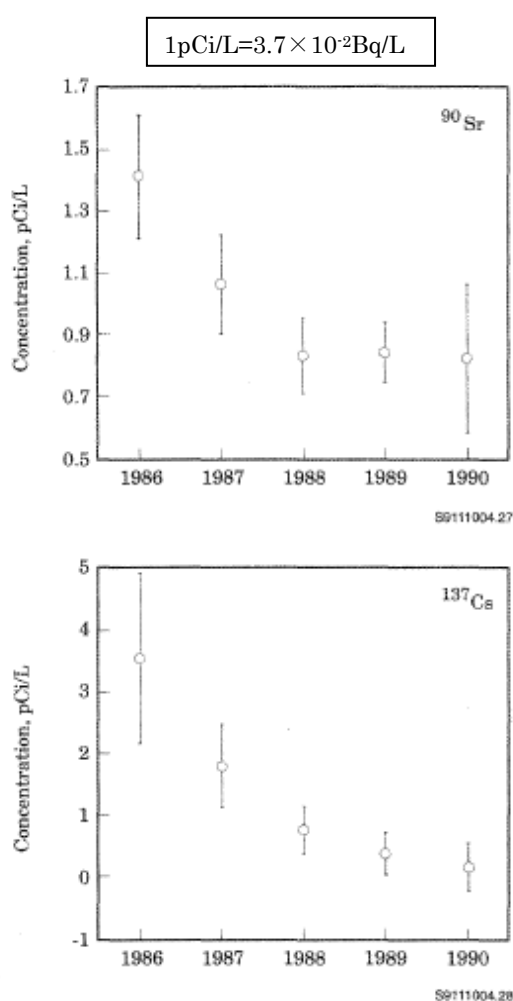


Figure 4.23. Annual Average Cesium-137 (¹³⁷Cs) and Strontium-90 (⁹⁰Sr) Concentrations in Milk for All Sampling Locations, 1986 Through 1990. Values are means $\pm$ 2 times the standard error.

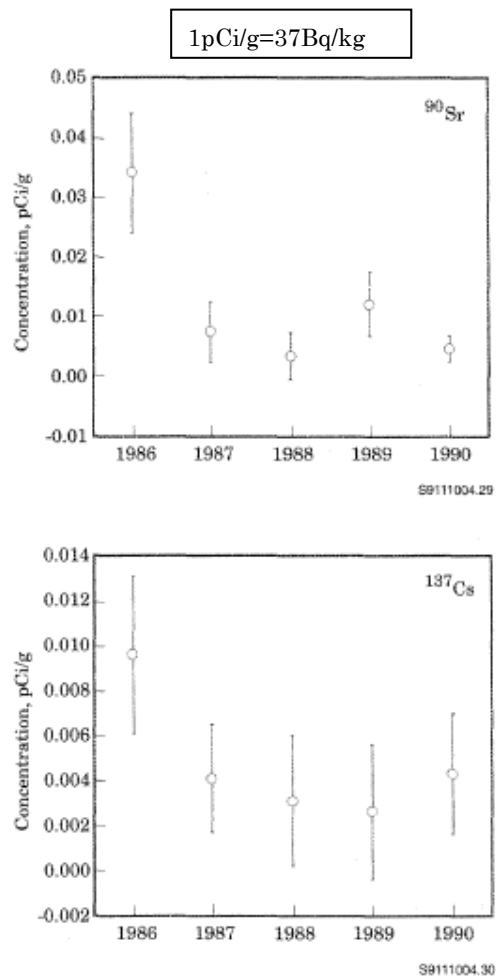


Figure 4.24. Annual Average Cesium-137 (¹³⁷Cs) and Strontium-90 (⁹⁰Sr) Concentrations in Leafy Vegetables for All Sampling Locations, 1986 Through 1990. Values are means $\pm$ 2 times the standard error.

図 2.3.2-4 ミルク及び葉菜の核種濃度の変化（左：ミルク、右：葉菜）

（出典：Hanford 1990, Figure 4.23, Figure 4.24）

2-2) 最近の状況（ハンフォードサイト環境報告 2009 年版より）

① 土壌汚染（サイト内、サイト外）

イ) 土壌汚染についての汚染濃度限度が設定されている。

- ⁶⁰Co 7.1 (262)
- ⁹⁰Sr 2800 (1.04×10^5)
- ¹³⁷Cs 30 (1.11×10^3)
- ²³⁴U 630 (2.33×10^4)
- ²³⁵U 170 (6.29×10^3)
- ²³⁸U 370 (1.37×10^4)

・ ^{239}Pu 、 ^{240}Pu 190 (7.03×10^3)

単位： pCi/g 乾燥重量、()内は Bq/kg。

なお、上記の濃度限度は「立入り可能土壌汚染濃度限度」(accessible soil concentration limits)と説明されている。汚染された区域に、年間 100 時間滞在したとして、年間の許容被ばく限度以下になるように、核種の汚染限度が設定された。

ロ) 測定結果

イ) で示した汚染濃度限度よりも十分低い値であったことが確認されている。

②水系の汚染 (地表水)

地表水、コロンビア河流域の汚染

イ) 対象核種とその許容基準

- ・ 全 β 核種 50pCi/L (1.85Bq/L)
- ・ ^3H 20,000pCi/L (740Bq/L)
- ・ ^{90}Sr 8pCi/L (0.296Bq/L)
- ・ 全 U $30 \mu\text{g/L}$ ($\sim 20\text{pCi/L}$) (0.74Bq/L)

上記のうち、U については「飲料水基準 DWS」、その他は「環境水質基準 AWQS」とされている。

DWS : Drinking Water Standards (DOE/RL-2010-11, Rev. 0)

「安全飲料水法」(Safe Drinking Water Act)のもとで、環境保護庁 EPA は飲料水基準 DWS を策定することが義務付けられている。

AWQS : Ambient Water Quality Standard

「清浄水法」(Clean Water Act) の下で、EPA が策定を求められている基準。

単位：pCi/L= 3.7×10^{-2} Bq/L

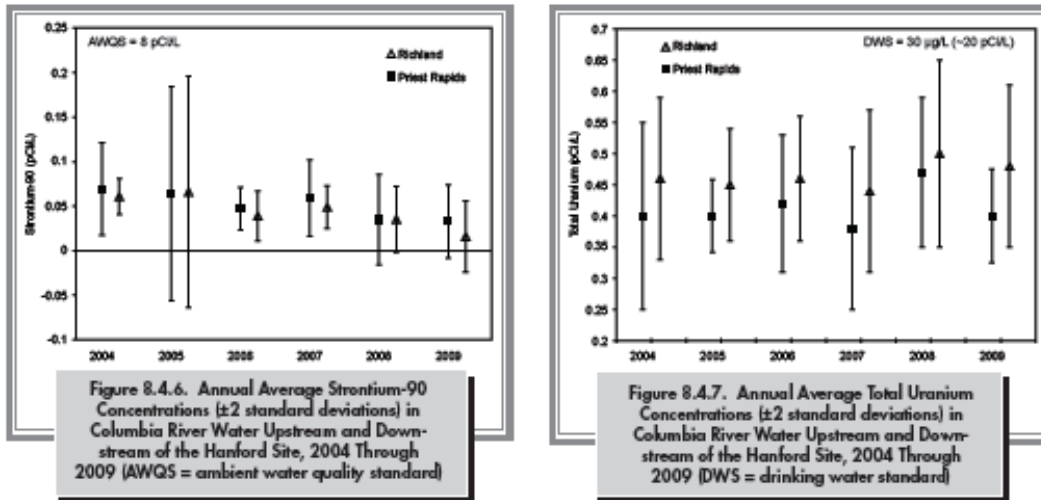


図 2.3.2-4 サイト周辺におけるコロンビア河の核種濃度

(出典：Hanford 2009, Figure 8.4.6, Figure 8.4.7)

③食品汚染（ミルク、果物、野菜、アルファルファ、ワイン）

これらの食品は、サイト周辺で収穫されたものである。

イ) 対象核種 ^3H , ^{90}Sr , γ 核種

ロ) 測定結果

(ミルク)

^3H 濃度の最大、最小

採取場所	濃度
Sage Moor	3.7Bq/L
East Wahluke	0.59Bq/L

ミルクの異常値としての報告レベルは 2,000Bq/L とされている。

^{137}Cs に関連して、2009 年は主な γ 核種は検知されなかった。

^{90}Sr も検出されなかった。

(果実、野菜)

風下、風上側で、葉菜、ポテト、トマト等の試料が、それぞれの成長期に採取された。葉菜で ^{90}Sr の最大濃度としては 0.41mBq/L が検出されたが、この値は、異常値として報告が課せられている値 10mBq/L の 1/25 である。

(3) 周辺地域住民を対象とした被ばく線量評価

3-1) 1980年代末における評価

放射性物質の環境拡散モデルやモニタリング結果に基づいて、サイト周辺において最も被ばくしたと考えられる個人を想定し、その線量評価値が提示されている。環境報告書では、「最大被ばく者」(MEI: maximum exposed individual)としての評価が行われている。

図 2.3.2-5 仮想的に設定した最大被ばく者の評価線量（計算結果）

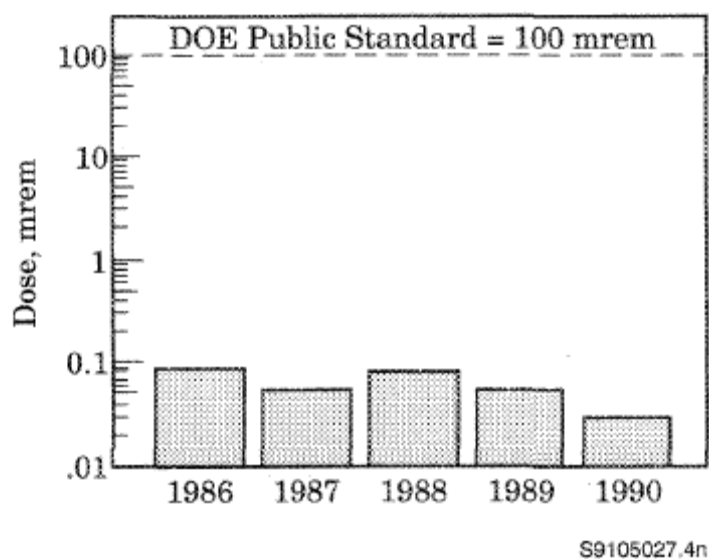


Figure 4.41. Calculated Effective Dose Equivalent to the Hypothetical Maximally Exposed Individual, 1986 Through 1990

(出典：Hanford 1990, Figure 4.41)

表 2.3.2-2 仮想的に設定した最大被ばく者の被ばく経路ごとの内訳

	被ばく経路	最大被ばく者線量 mrem
排気	外部	2×10^{-4}
	呼吸	8×10^{-4}
	食物摂取	0.01
排水	外部	2×10^{-4}
	呼吸	0.008
	食物摂取	0.008
	計	0.03

注) mrem=0.01mSv.

(出典：Hanford 1990, Table 4.18)

3-2) 最近の評価

周辺地域住民の被ばく線量評価を下表に示す。

表 2.3.2-3 ハンフォード周辺地域住民の施設に起因する被ばく線量評価（2009 年）

	ハンフォードの最大被ばく者線量
全被ばく経路	0.12 mrem
大気拡散被ばく経路	0.032 mrem

注) 最大被ばく者線量は、仮想的に設定した、ハンフォードにおける最大被ばく線量。

（出典：Hanford 2009, Table 8.12.3 を改編）

(4) ハンフォードで適用される環境基準

既出であるが、ハンフォードで適用される環境基準を、代表的核種について表 2.3.2-4 に示す。一般公衆に対する被ばく線量限度 100mrem(1mSv)になる、核種濃度として評価されたものである。

表 2.3.2-4 環境基準

核種	気体 pCi/m ³	液体 pCi/L
³ H	1.0×10 ⁵	2.0×10 ⁶
⁹⁰ Sr	9.0	1.0×10 ³
¹³¹ I	4.0×10 ²	3.0×10 ³
¹³⁷ Cs	4.0×10 ²	3.0×10 ³
U(全)	1.0×10 ⁻¹	6.0×10 ²
^{239,240} Pu	2.0×10 ⁻²	6.0×10 ²

（出典：Hanford 2009, Table 10-1）

上表の他に、気体に関するものとしては 40CFR61 Subpart I Appendix E があり、上表の値よりはかなり低く設定されている。

2.3.3. ウィンズケールの事故^{9,10}

(1) 事故の概要

イギリスのウィンズケール(現在は「セラフィールド」と呼ばれている)の軍用原子炉で1957年10月10日午前5時40分、煙突の頂部にある放射性気体廃棄物のフィルター近くに付けてあるモニターで異常が検知されたが、具体的な対応は取られなかった。その後、同日午前11時から午後2時までの間に、約0.8km離れた地点で採取された環境試料から異常に高い放射能レベルが検出されて異常が認識されることとなった。

環境モニタリング結果から燃料棒が何らかの形で損傷していると判断され、炉内を冷却するための措置が取られ、燃料孔を検査して燃料の異常が確認された。11日午前8時55分から炉内に水を注入するなどの対応が開始され、12日午後3時10分、原子炉が完全に冷却するまで続けられた。

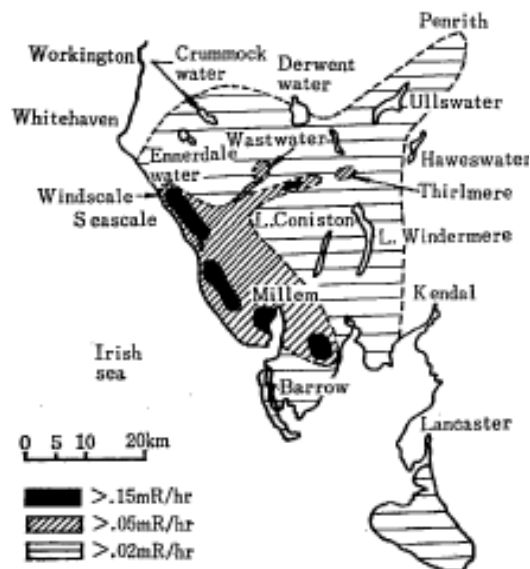
事故原因については、炉内に設置された温度計の配置が必ずしも適切ではなかったため、異常を早い段階で検知できなかったことも事故原因の一つとされている。

(2) 周囲における環境汚染の状況

① 周辺の空間線量

10月10日午後、工場周辺γ線を測定するためのモニタリングが実施され、そのうち海岸沿いの約1.6kmの地点で最高4mR/hが検知されている。

図 2.3.3-1 事故直後の空間線量モニタリング結果



(出典：公衆衛生、第23巻第8号、p 465～470、1959年)

⁹ 宮永一郎、「Windscale 第1号炉の事故について」、公衆衛生、第23巻、第8号、465～470、1959年

¹⁰ 日本原子力研究所、「原子力施設の事故」、JAERI 4052、1970年9月

②放出された放射性核種

事故で環境中に放出された主な核種の量は以下の通りとされている。

^{131}I	20,000Ci ($7.4 \times 10^{14}\text{Bq}$)
^{137}Cs	600Ci ($2.22 \times 10^{13}\text{Bq}$)
^{89}Sr	80Ci ($2.96 \times 10^{12}\text{Bq}$)
^{90}Sr	9Ci ($3.33 \times 10^{11}\text{Bq}$)

③周辺における牛乳の汚染

10日夕方から周辺の農場における牛乳の採取が行われたが、11日朝までの牛乳が1Lあたり $0.005 \mu\text{Ci}$ (185Bq)の ^{131}I が検出されたのに対し、同日夕刻の試料では $0.78 \mu\text{Ci}$ ($2.886 \times 10^4\text{Bq}$)と増加していることが判明した。この結果を踏まえ、12日午後9時、ウィンズケールから半径3km以内の12の牛乳業者からの牛乳配達がさしとめられ、同時に調査区域を拡大し、15日には海岸沿いの南北約50km、総面積 518km^2 におよぶ帯状地帯が制限区域とされた。その後11月23日にこの制限が解除されるまで、採取調査された牛乳試料は約3,000件、500ガロン(≒2270 L)に及んだとされる。

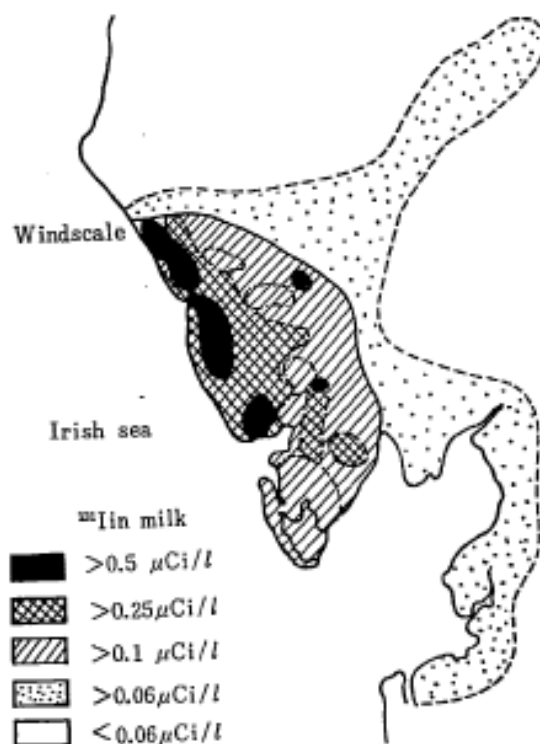


図 2.3.3-2 周辺地域における ^{131}I による牛乳の汚染 (10月13日の時点)

注) 上図において、 $1 \mu\text{Ci/L} = 3.7 \times 10^4\text{Bq/L}$ 。

(出典：公衆衛生、第23巻第8号、p 465～470、1959年)

3. 事故における食物摂取制限

3.1. 食物摂取制限の設定の手法

我が国における食物摂取制限が実質的には国際放射線防護委員会(ICRP)の勧告を参考にして策定されてきているが、ここでは、原子力安全委員会が定める「原子力施設の防災対策について」(原子力安全委員会、昭和55年6月制定、平成22年8月一部改訂、以下「防災指針」)で用いられている食物摂取制限の考え方、そしてWHOが1988年に示した誘導介入レベルの考え方について整理を行った。

3.1.1. WHOにおける手法

WHOは、チェルノブイリ事故の発生を受け、重大な原子力施設事故に伴い環境中に放出された放射性物質の健康影響への対応策を示すことを目的として、「誘導介入レベル」の考え方について報告書を1988年に発表した。ここでは、WHO報告書¹に基づいて、誘導介入レベル設定の考え方等について整理を行った。

(1) 誘導介入レベルについて

1-1) 緊急時の放射線防護の原則

事故時の被ばく要因は管理下にはないものであり、公衆の被ばくについては線量限度による対応はできないとして、ICRP Publication 40 (1984)が提示していた以下の考え方を導入した。

- ① 重大な非確率論的影響については、それらの影響のしきい値以下に個人線量を制限する対策を導入することで避けるべきである。
- ② 確率的影響のリスクは、対象となる個人に正味で正の利益をもたらすような対策を導入することで、制限すべきである。このことは、対策で達成できる個人の線量の低減、即ち確率的影響リスクの低減を、その対策を実施することでもたらされるリスクと比較することで達成される。
- ③ 集団線量を低減することで、確率的影響の全体的な発生を、合理的に達成可能な限り制限すべきである。

ここで留意すべき点は、事故時の放射線防護対策としては、管理下にある状況下で推奨される線量限度の考え方は適用すべきではないということである。

1-2) 誘導介入レベルの導入

WHO報告書では、事故時に公衆の防護対策を実施するかどうかの判断基準として、介入レベルが提案されている。事故後という状況において、タイムリーな意思決定を行うために介入レベルは線量レベルの形で表現され、ICRPの勧告を踏まえて5mSv/年を妥当なものとしている。しかし、食品に対する対策という観点では、緊急時ということも考慮して、食品に対する「誘導介入レベル」(Bq/kgあるいはBq/L)として防護対策を設定するほうが適切としている。

なお、発災施設に比較的近い地域では、外部被ばくや呼吸被ばくも取り入れた形での被ばく線量を評価した対策が必要であることを念頭において、対策を決定する必要がある。

¹ “DERIVED INTERVENTION LEVELS FOR RADIONUCLIDES IN FOOD — Guidelines for application after widespread radioactive contamination resulting from a major radiation accident”, WHO, 1988

(2) 誘導介入レベルの評価手順

WHO 報告書における誘導介入レベルの設定手順は、以下の通りである。

2-1) 誘導介入レベル評価の基本式

誘導介入レベルは、以下の式で算出されている。

$$DIL = \frac{RLD}{m \times d} \quad (3.1.1)$$

DIL : 誘導介入レベル

RLD : 介入の線量レベル(Sv/y)

m : 食品の年間消費量(kg/y)

d : 食品の単位摂取量あたりの線量(Sv/Bq)

以下において、上式の各パラメータについて述べる。

2-2) 介入の線量レベル(RLD)

WHO は介入線量レベルとして 5mSv/年を妥当としている。なお、実効線量当量 5mSv は、甲状腺のみが被ばくしたとすると、甲状腺線量で 167mSv と過大な線量になるため、ヨウ素に対する誘導介入レベルを検討する際には、甲状腺線量 50mSv/年が用いられた。

2-3) 食品の年間消費量(m)

140 の国と地域のご食物摂取データが検討され、表 3.1.1-1 に示すように、7 種類の食品のカテゴリと、8 種類の食習慣の異なるグループに分類された。

表 3.1.1-1 食習慣の異なるグループ別の食物摂取データ (単位 : kg/年)

食習慣別の地域グループ	穀類	根菜	野菜	果物	肉	魚	牛乳
アフリカ	127.4	134.8	25.9	45.2	16.8	15.0	28.9
中央アメリカ	113.2	46.0	38.8	98.6	42.3	18.7	82.2
中国	171.7	85.8	85.2	5.5	15.0	8.9	1.9
東地中海	188.2	19.3	91.6	101.5	30.4	8.4	74.3
ヨーロッパ	121.1	72.7	86.7	81.4	75.3	20.2	154.9
極東	206.6	28.4	54.3	48.3	21.5	24.4	33.6
北米	161.9	20.0	63.4	63.9	24.0	7.3	77.2
南米	129.5	67.6	34.2	83.2	48.4	14.4	70.7

誘導介入レベルの算出に当たっては、個別の食習慣グループの食物摂取データではなく、標準化された単一のデータが用いられた。標準化に当たっては、表 3.1.1-1 の食習慣グループ別の最大の食品摂取量を規格化したデータが用いられた。規格化は、表 3.1.1-1 の各食品の最大値の合計 785kg を、FAO による年食品摂取量の 550kg にすること、すなわち表 3.1.1-1 の食品別の最大値の 0.7 ($\div 785$) となる値をもとに行われた。表 3.1.1-2 に示すように、標準値は規格化された値の端数を切り捨てたものである。

表 3. 1. 1-2 食物摂取量の地域別最大値と標準化された値（単位：kg/年）

	穀類	根菜	野菜	果物	肉	魚	牛乳
最大値	205	135	90	100	75	25	155
標準値	140	100	60	70	50	15	105

なお、飲料水については、成人の場合 700L/年が用いられた。

2-4) 対象核種

事故によって放出される核種の範囲は、施設のタイプと事故の性質と重大さに依存する。全ての核種について誘導介入レベルを設定することも可能だが、実際には最も潜在的影響の大きい核種について計算する。重要核種は、施設の安全解析や、いろいろな事故の状況における核種の組合せにより特定されるが、核種の範囲と量は施設のタイプで異なる。そのため施設と被ばく経路に対して決めておく必要がある。ここでは、事故によって放出されると考えられる核種であり、食物連鎖に取り入れられた場合に遠方の地域でも影響が出る長半減期の核種を対象とする。以上の観点で検討した結果、表 3. 1. 1-3 に示した核種が、誘導介入レベル算定の対象とされた。検討においては、以下の文献のデータ等が参考とされている。

- Alpert, D. J. et al, "Relative Importance of Individual Elements to Reactor Accident Consequences Assuming Equal Release Fractions," NUREG/CR-4467, (1986).
- Charles, D. et al, "Contributions of nuclides and exposure pathways to the radiological Consequences of degraded core accidents postulated for the Sizewell PWR", NRPB-M100, (1983).
- USNRC, "Reactor safety study : an assessment of accident risks in US commercial nuclear power plants", WASH-1400, App. V I (NUREG-75/014), (1975).

表 3. 1. 1-3 原子力事故後の食品汚染で重要な核種

^{90}Sr
^{131}I
$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$
^{239}Pu

2-4) 食品の単位摂取量あたりの線量 (d)

核種の単位摂取量当りの被ばく線量については、表 3. 1. 1-4 に示すデータが用いられた。

表 3. 1. 1-4 年齢に依存した単位摂取量当りの被ばく量 (Sv/Bq) ^a

核種	1 歳年齢	10 歳年齢	成人
$^{90}\text{Sr}^b$	1.1×10^{-7}	4.0×10^{-8}	3.6×10^{-8}
$^{131}\text{I}^c$	3.6×10^{-6}	1.0×10^{-6}	4.4×10^{-7}
$^{134}\text{Cs}^b$	1.2×10^{-8}	1.2×10^{-8}	2.0×10^{-8}
$^{137}\text{Cs}^b$	1.0×10^{-8}	1.0×10^{-8}	1.3×10^{-8}
$^{239}\text{Pu}^b$	2.4×10^{-6}	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-6}

注) a : ICRP が勧告するまでの暫定的な値.

b : 実効線量当量への寄与

c : 甲状腺の線量当量への寄与

なお、誘導介入レベルの算定に当たっては、上表のデータを丸めて、以下の2種類の単位摂取量当りの被ばく線量データが用いられた。

- ①Class I：単位摂取量当りの被ばく量が高い核種、即ち²³⁹Pu（及びアクチニド）については、値をまるめて 10^{-6} Sv/Bqとした。
- ②Class II：単位摂取量当りの被ばく量が低い核種、即ち他の核種については、値をまるめて 10^{-8} Sv/Bqとした。

2-5) 誘導介入レベルの算出(DIL)

以下に示す前提で誘導介入レベルが求められた。

- ①最大年間預託線量当量を5mSvとする。ただし、甲状腺の最大預託線量当量は50mSv。
- ②標準化された食物摂取データを用いる（表3.1.1-2参照）。
- ③核種の単位摂取量当りの被ばく量については、2種類のクラスをもうける。

なお、乳児については放射線感受性が高いので、別途レベルが設定された。

7つの食品カテゴリーと飲料水に対する誘導介入レベルのガイドラインを表3.1-5に示す。このレベルは、単一の核種で単一カテゴリーの食品が汚染された場合について適用される。

表 3. 1. 1-5 誘導介入レベルのガイドライン（単位：Bq/kg）

核種のクラス	穀類	根菜	野菜	果物	肉	牛乳	魚	飲料水
I：高線量率 (10^{-6} Sv/Bq)	35	50	80	70	10	45	350	7
II：低線量率 (10^{-8} Sv/Bq)	3500	5000	8000	7000	10000	4500	35000	700

乳児については年間の食物摂取量として牛乳275 kg、飲料水275 kgを適用したガイドラインが別途、表3.1.1-6に示すように定められた。

表 3. 1. 1-6 乳児に対する誘導介入レベル(単位：Bq/L)

核種	レベル
⁹⁰ Sr	160
¹³¹ I	1600 ^a
¹³⁷ Cs	1800
²³⁹ Pu	7

注) a：¹³¹Iの平均寿命(11.5日)、甲状腺線量(50mSv)に基づいて評価

複数のカテゴリーの飲食物が複数の放射性核種で汚染された場合、対応する誘導介入レベルは(3.1.2)式で計算する。

$$\sum_i \sum_f \frac{C(i, f)}{DIL(i, f)} \leq 1 \quad (3.1.2)$$

$C(i, f)$ ：飲食物カテゴリー f 中の放射性核種 i の濃度

$DIL(i, f)$ ：飲食物カテゴリー f の中だけに核種 i があるとして計算した誘導介入レベル
(表3.1.1-5)

3.1.2. 我が国の防災指針における手法

我が国の「原子力施設等の防災対策について」(以下「防災指針」)²は、成立当初から ^{131}I に対する飲料水、発菜及び牛乳中の濃度についての「飲食物摂取制限に関する指標」(以下、「指標」)がもうけられていた。その後、チェルノブイル事故の経験を踏まえてセシウムを、そして再処理施設を考慮してプルトニウムおよび超ウラン元素の α 核種を対象とする指標が設けられた。さらに、1999 年 9 月の JCO 臨界事故をふまえて、核燃料施設の防災対策からウランに対する指標が設けられた。この指標の改訂は以下の考えにもとづいている。

①指標は、飲食物中の放射性物質が健康に悪影響を及ぼすか否かを示す濃度基準ではない。指標は、緊急事態における介入のレベル(防護対策指標)であり、防護対策の 1 つとして飲食物摂取制限措置を導入する際の目安とする値である。そのため、基準値や制限値ではなく、指標という用語が用いられている。

②指標算出に当たっては、放射線防護指標設定の基本となる ICRP、IAEA 等の考え方にもとづき、回避線量(防護措置を実施することで免れる線量)がそれ以上ならば防護対策の導入を判断する線量として実効線量 5mSv/年 (放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は 50mSv/年)をもとにするとともに、わが国の食生活等の実態も考慮された。

防災指針で定められた飲食物摂取制限の指標を表 3.1.2-1 に示す。防災指針における飲食物摂取制限の考え方については、須賀他(2000)³による解説がなされており、本節ではその解説に基づいて整理を行う。

² 原子力安全委員会、「原子力発電所等周辺の防災対策について」(昭和 55 年 6 月、原子力安全委員会、最終改訂平成 22 年 8 月)

³ 須賀 他、「防災指針における飲食物摂取制限指標の改訂について」、保健物理、35(4)、pp.449-466(2000)

表 3.1.2-1 防災指針で定められた飲食物摂取制限に関する指標

対 象	放射性ヨウ素 (混合核種の代表核種： ¹³¹ I)
飲料水	3×10 ² Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類 (根菜・芋類を除く。)	2×10 ³ Bq/kg 以上
対 象	放射性セシウム
飲料水	2×10 ² Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	5×10 ² Bq/kg 以上
穀 類	
肉・卵・魚・その他	
対 象	ウラン
飲料水	20Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	1×10 ² Bq/kg 以上
穀 類	
肉・卵・魚・その他	
対 象	プルトニウム及び超ウラン元素のα核種 (²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴² Pu, ²⁴¹ Am, ²⁴² Cm, ²⁴³ Cm, ²⁴⁴ Cm の放射能濃度の合計)
飲料水	1Bq/kg 以上
牛乳・乳製品	
野菜類	10Bq/kg 以上
穀 類	
肉・卵・魚・その他	

(注) 乳幼児用として市販される食品の摂取制限の指標としては、ウランについては、 20Bq/kg を、プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種については 1Bq/kg を適用するものとする。ただし、この基準は、調理され食事に供される形のものに適用する。

(1) 対象核種の選定理由

原子炉施設の事故で、環境中に放出される可能性がある放射性核種の種類は多岐に渡るが、これらの核種の組成についてはこれまで多くの研究がなされており、その影響の程度を考慮し、代表的な核種を選定して指標とする方法がとられている。指標の対象とされた核種の選定理由を表 3.1.2-2 にまとめる。

表 3.1.2-2 指標の対象とされた核種の選定理由

指標の対象とする核種	選定理由
放射性ヨウ素	・ 事故の早期段階で最も多量の放出が考えられる放射性核種は希ガスとヨウ素群の核種 (^{131}I, ^{132}I, ^{133}I, ^{134}I, ^{135}I) である。 ・ 希ガスは外部被ばくのみで寄与することから、食物摂取制限の対象核種とはならないので除外する。 ・ ヨウ素群の核種については ^{131}I が指標核種とされた。 ・ ヨウ素群の核種の混合比率を仮定し、その中の ^{131}I の飲食物濃度を指標として制限することで他の放射性同位元素についても制限することができる。
放射セシウム	・ 放射性セシウム (^{134}Cs, ^{137}Cs) と放射性ストロンチウム (^{89}Sr, ^{90}Sr) はチェルノブイリ事故をきっかけに検討が開始されたもので、長半減期核種であり体内に摂取された場合の影響が懸念されている。 ・ セシウム及びストロンチウムは以下の特性を持つ。 i) セシウムは葉面吸収されて植物に取り込まれやすい。 ii) ストロンチウムは葉面からは吸収されにくい、土壌からの移行がセシウムと同程度の場合によっては1桁大きい。 ・ しかし、ストロンチウムの定量分析にはかなり時間がかかるため、直接の指標としては設定せず、セシウムの量から推定する方法がとられた。
ウラン	・ 再処理施設の防災対策をより実効性のあるものにしていくため。 ・ JCO 事故の経験から、核燃料施設の防災対策をより実効性のあるものとするため。
プルトニウム及び超ウラン元素の α 核種 (^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{242}Pu , ^{241}Am , ^{242}Cm , ^{243}Cm , ^{244}Cm の放射能濃度の合計)	・ 再処理施設の防災対策をより実効性のあるものにしていくため。

(2) 放射性核種の混合割合

原子炉等の事故で放出される放射性核種の混合割合は、できる限り代表性のあるものが仮定された。軽水炉における燃料の燃焼度が 30,000(MWd/ton)の場合の主な放射性核種の存在割合で、放射性ヨウ素、セシウム、ストロンチウムが放出されるものとした。また、食品汚染への寄与が、ほとんど無いと考えられる低半減期核種を除外するため、原子炉停止からの冷却時間を 0.5 日とした。

2-1) 放射性ヨウ素と放射性セシウム

放射性ヨウ素と放射性セシウムについては、前述の燃焼度での計算結果より得られた値が用いられた。

2-2) 放射性ストロンチウム

$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の放射能濃度比については、乳児の経口摂取における ^{90}Sr の線量係数が ^{137}Cs の線量係数より 1 桁大きい安全側の数値として 0.1 が仮定された。0.1 の根拠は以下の 2 つの理由による。

イ) UNSCEAR 1988 年報告書(付属書 D)⁴より、チェルノブイリ原子力発電所事故の際、旧ソ連領内およびギリシャ等、事故発生地点に比較的近い距離では、地表空気中の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 濃度比は、約 0.1 であった。一方、日本およびヨーロッパ等その他の地域では 0.1 より低かった。

ロ) ウィンズケール事故 (1957 年) の場合、放出された $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ の空気中濃度比は約 0.005 であった。

2-3) ウラン

原子力発電所用ウラン燃料を念頭において、天然系のウラン含有核種が ^{238}U 、 ^{235}U 、 ^{234}U のみと仮定された。また、経口摂取の線量係数の差はわずかだが、 ^{234}U 、 ^{235}U 、 ^{238}U の順になることから、 ^{234}U の含有量を多めに仮定して、食品中の誘導介入レベルが安全側に算出された。その結果、88%の放射能が ^{234}U による可能性があることから、近似的に全ての放射能が ^{234}U によると仮定された。

2-4) プルトニウム及び超ウラン元素

前述の燃焼度での計算結果による混合割合が用いられた。

(3) 単位経口摂取量あたりの預託線量当量

放射性核種の経口摂取による単位摂取量あたりの預託実効線量(線量係数)は、ICRP Publ.67⁵ 及び IAEA の BSS (Safety Series No.115)⁶ が示した数値が用いられた。なお、幼児及び乳児と ICRP 線量係数の年齢範囲は次のとおりとされた。

⁴ “SOURCES, EFFECTS AND RISKS OF IONIZING RADIATION”, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation(UNSCEAR), 1988

⁵ ICRP Publication 67 (Annals of the ICRP 23, Nos.3-4), “Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 2: Ingestion Dose Coefficients”, Pergamon Press, Oxford (1993).

⁶ “International Basic Safety Standards For Protection Against Ionizing Radiation And For The Safety Of Radiation Sources,” Safety Series No.115, IAEA VIENNA, 1996.

①幼児は、ICRP Publication 56⁷の5歳児

②幼児は、ICRP Publication 56の3月児、年齢範囲としては0から12ヶ月

放射性ヨウ素および ^{132}Te に対しては、(預託)甲状腺等価線量についての線量係数が用いられた。なお、血液中のヨウ素が甲状腺に移行する割合は0.3とされた。また、ICRP及びIAEAの文献に記載されていない ^{133}I 、 ^{134}I および ^{135}I の成人甲状腺(等価)線量の経口摂取線量係数はNRPBによる値が利用された⁸。さらに、乳児および幼児における甲状腺線量の成人甲状腺線量に対する比は、物理的半減期が比較的近い ^{132}I の乳児および幼児における甲状腺線量の成人甲状腺線量に対する比に等しいと近似された。以上より得られた、線量係数を表3.1.2-3に示す。Pu及び超ウラン元素の線量係数の年齢依存性は大きく、乳児の線量係数は幼児のその10倍を超えるものがほとんどである。他の核種の年齢依存性は、それほど大きくない。たとえば、乳児に対する放射性Srの線量係数は、幼児に対するその約5倍以下となった。このようなPu及び超ウラン元素の線量係数の特徴に対して、乳児用食品に対する指標の調整がなされ、表3.1.2-1の脚注が設けられた。

⁷ ICRP Publication 56(Annals of the ICRP 20, Nos.2), "Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intakes of Radionuclides, Part 1", Pergamon Press, Oxford (1989).

⁸ N.S. Jarvis, et al., "LUDEP 2.0: Personal Computer Program for Calculating Internal Doses Using the ICRP Publication 66 Respiratory Tract Model," NRPB-SR287,(1996).

表 3.1.2-3 放射性核種の経口摂取線量係数（単位：mSv/Bq）

放射性核種	成 人	幼 児	乳 児
⁸⁹ Sr （実効線量）	2.6×10^{-6}	8.9×10^{-6}	3.6×10^{-5}
⁹⁰ Sr （ 〃 ）	2.8×10^{-5}	4.7×10^{-5}	2.3×10^{-4}
¹³² Te （甲状腺等価線量）	2.9×10^{-5}	1.6×10^{-4}	6.2×10^{-4}
¹³¹ I （ 〃 ）	4.3×10^{-4}	2.1×10^{-3}	3.7×10^{-3}
¹³² I （ 〃 ）	3.4×10^{-6}	1.9×10^{-5}	4.0×10^{-5}
¹³³ I （ 〃 ）	8.3×10^{-5}	4.6×10^{-4}	9.8×10^{-4}
¹³⁴ I （ 〃 ）	5.5×10^{-7}	3.1×10^{-6}	6.5×10^{-6}
¹³⁵ I （ 〃 ）	1.6×10^{-5}	8.9×10^{-5}	1.9×10^{-4}
¹³⁴ Cs （実効線量）	1.9×10^{-5}	1.3×10^{-5}	2.6×10^{-5}
¹³⁷ Cs （ 〃 ）	1.4×10^{-5}	9.7×10^{-6}	2.1×10^{-5}
²³² U （ 〃 ）	3.3×10^{-4}	5.8×10^{-4}	2.5×10^{-3}
²³⁴ U （ 〃 ）	4.9×10^{-5}	8.8×10^{-5}	3.7×10^{-4}
²³⁵ U （ 〃 ）	4.7×10^{-5}	8.5×10^{-5}	3.5×10^{-4}
²³⁶ U （ 〃 ）	4.7×10^{-5}	8.4×10^{-5}	3.5×10^{-4}
²³⁸ U （ 〃 ）	4.5×10^{-5}	8.0×10^{-5}	3.4×10^{-4}
²³⁹ Np （ 〃 ）	8.0×10^{-7}	2.9×10^{-6}	8.9×10^{-6}
²³⁹ Pu （ 〃 ）	2.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.2×10^{-3}
²⁴⁰ Pu （ 〃 ）	2.5×10^{-4}	3.3×10^{-4}	4.2×10^{-3}
²⁴¹ Pu （ 〃 ）	4.8×10^{-6}	5.5×10^{-6}	5.7×10^{-5}
²⁴² Pu （ 〃 ）	2.4×10^{-4}	3.2×10^{-4}	4.0×10^{-3}
²⁴¹ Am （ 〃 ）	2.1×10^{-4}	2.8×10^{-4}	3.7×10^{-3}
²⁴² Cm （ 〃 ）	1.2×10^{-5}	3.9×10^{-5}	5.9×10^{-4}
²⁴³ Cm （ 〃 ）	1.5×10^{-4}	2.2×10^{-4}	3.2×10^{-3}
²⁴⁴ Cm （ 〃 ）	1.2×10^{-4}	1.9×10^{-4}	2.9×10^{-3}

（出典：須賀他（2000）、頁 3-5 脚注参照）

(4) 飲食物の分類と摂取量

日本人成人の飲食物の分類と摂取量は、「国民栄養調査」（1986 年：国民栄養の現状）にもとづいて定められた。飲食物は以下の 5 カテゴリーに分類された。

- ①飲料水
- ②牛乳・乳製品
- ③野菜類
- ④穀 類
- ⑤肉・卵・魚・その他

カテゴリーごとの摂取量推定結果を表 3.1.2-4 に示す。この推定値は、放射性ヨウ素以外に提供された。

表 3.1.2-4 年齢層別 1 日当りの飲食物摂取量（放射性ヨウ素以外に適用）

（単位：kg/日または L/日）

飲食物の種類	成 人	幼 児	乳 児
飲料水	1.65 ^{*1}	1.0 ^{*2}	0.71 ^{*3}
牛乳・乳製品 ^{*4}	0.2	0.5	0.6
野菜類 ^{*5*8}	0.6	0.25	0.105
穀類 ^{*6*8}	0.3	0.11	0.055
肉・卵・魚・その他 ^{*7*8}	0.5	0.105	0.05
全食品（飲料水を除く。）	1.6 ^{*9}	0.965	0.81 ^{*10}

^{*1}ICRP Publ. 23 による一日当り総摂水量 3,000ml から、牛乳 300ml、植物中に含有される水 700ml、植物の酸化によって体内で生成する水 350ml を除いた数字。結局、水道水 150ml とその他 1,500ml の和である。

ICRP Publication 23, “Internal Commission on Radiological Protection, Task Group Report on Reference Man,” Pergamon Press, Oxford (1975).

^{*2} 幼児についての値は、防災指針で用いられた幼児の 1 日当たり飲料水摂取量によった。

^{*3}IAEA Safety Series No.81 の 1 年当たり 260 リットル（p.63 の Water and beverages）を用いた。

IAEA, Safety Series No.81, “Derived Intervention Levels for Application in Controlling Radiation Doses in the Event of a Nuclear Accident or Radiological Emergency-Principles, Procedures and Data,” STI/PUB/751, (1986).

^{*4} “発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針”（昭和 51 年 9 月 28 日原子力委員会決定、一部改訂平成元年 3 月 27 日）第 5 表によった。

^{*5} 葉菜、果菜、花菜、きのこ、果実、根菜および芋類。

^{*6} 米、豆類等可食部が地上にあって殻で覆われている食品群として一括。

^{*7} 牛乳を除く動物蛋白質食品、牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。

^{*8} 表 3.1.2-7 のうち、飲料水、牛乳および乳製品以外の食品群を、野菜類、穀類および肉・卵・魚・その他の 3 飲食物カテゴリーにまとめた。

^{*9} 厚生省国民栄養調査での、昭和 59 年と 60 年の平均は、1.35kg であった（参考値）。

^{*10}WHO 1988, “Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food, Guidelines for application after widespread radioactive contamination resulting from a major radiation accident”（p.27）で乳幼児は、1 年に 275kg の牛乳と 275kg の水を摂取するとしている。その牛乳の 275kg を 1 日当りにすると 0.75kg となる。（摂取量を多めに見積もると誘導介入レベルとしては安全側の値になる。）

放射性ヨウ素について、空気中からの沈着で汚染しやすい飲食物は、飲料水、牛乳、葉菜および果花菜などの野菜類であり、根菜と芋類は地中にあることで沈着による汚染が無い。そこで、放射性ヨウ素に関しては、根菜、芋類を除いた推定値が利用された。また、穀類と肉・卵・魚・その他については、放射性ヨウ素の半減期が短いことから、食品中への蓄積や人体への移行が小さいために除かれた。以上より、放射性ヨウ素については、表 3.1.2-5 の摂取量推定値が用いられた。

表 3.1.2-5 年齢層別 1 日当りの飲食物摂取量（放射性ヨウ素に適用）

（単位：kg/日または L/日）

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児
飲料水	1.65	1.0	0.71
牛乳・乳製品	0.2	0.5	0.6
野菜類	0.4	0.17	0.07

上記の推定のもととなった、食品摂取量の詳しいデータを、表 3.1.2-6、表 3.1.2-7、表 3.1.2-8 に示す。

表 3.1.2-6 成人食品摂取量

食 品 群	日摂取量 (g/日/人)
	全国平均値
米 類	220
葉菜類	100
果花菜類	55
根菜類	100
芋 類	65
果実類	145
牛乳および乳製品	125
牛 肉	20
豚 肉	30
鶏 肉	20
卵 類	40
魚介類	100
海藻類	25 ^{*1}
上記分類以外	340

^{*1} 生重量に換算

（出典：須賀他（2000）、頁 3-5 の脚注参照）

表 3.1.2-7 飲食物摂取制限の指標導出に用いられた食品摂取量

食 品 群	日摂取量 (g/日/人)	
	実態調査 の数値	指標導出用 の数値
1. 飲料水	-	1,650
2. 葉菜、果花菜、きのこ、 果実、海草 ^{*1}	335	400
3. 牛乳、乳製品	125	200
4. 米、豆類 ^{*2}	285	300
5. 根菜、芋類 ^{*3}	165	200
6. 肉、卵、魚介類 ^{*4}	210	200
7. その他	245	300
飲料水を除く合計	1,365	1,600

^{*1} 可食部が地上部にあつて直接汚染される食品群として一括。

^{*2} 可食部が地上部にあつて殻で覆われている食品として一括。

^{*3} 可食部が地中にある野菜

^{*4} 牛乳を除く動物蛋白質食品、牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。

(出典：須賀他 (2000)、頁 3-5 の脚注参照)

表 3.1.2-8 幼児食品摂取量 (茨城県沿岸地域での調査結果からの推定値)

食 品 群	日摂取量* (g/日/人)		
	5～6 歳児	0.5～1 歳児	茨城県漁業成 人での調査結 果 ^{*1)}
米 類	110	55	320
葉菜類	50	20	140
果花菜類	30	15	120
根菜類	50	20	180
芋 類	30	15	50
果実類	75	30	-
牛乳及び乳製品	300	600	-
牛 肉	10	5	-
豚 肉	15	10	-
鶏 肉	10	5	-
卵 類	20	10	-
魚介類	50	20	390
海藻類	15	5	60

*幼児の食品摂取量は放医研が東海村周辺で幼児の葉菜、ミルク、海産物の消費実態調査を行った時のデータと付録第 2 表の成人摂取量全国平均値を比較して換算係数を求め、それを用いた推定値である。換算係数は、5～6 歳児については 1/2、0.5～1 歳児については 1/4～1/5 が用いられた。

^{*1} 地域特性の例

(出典：須賀他 (2000)、頁 3-5 の脚注参照)

(5) 誘導介入濃度の計算

放射性核種で汚染された飲食物の摂取制限対策を実施するための介入レベルは、飲食物中の放射性核種濃度として表わすのが適切である。即ち、介入レベルに対応するものとして、介入が必要となる食品汚染のレベルを表す濃度を評価する必要がある、ここではその濃度を「誘導介入濃度」と呼ぶ。誘導介入濃度の計算条件は以下のとおりである。

- ①誘導介入濃度の飲食物を 1 年間摂取し続けたときに、介入線量レベルの線量(5mSv)に被ばくするとする。ただし、飲食物中の放射性核種は物理学的半減期に従って減少するとする。
- ②放射性ヨウ素に対する介入線量レベルは、甲状腺等価線量(50 mSv)の 2 / 3 を表 3.1.2-5 に示した飲食物に適用し、3 カテゴリーの飲食物に等分に割り当てる。
- ③放射性セシウムおよび放射性ストロンチウムに対する介入線量レベルは実効線量 5mSv で、5 カテゴリーの飲食物に 1 mSv ずつ割り当てる。
- ④ウランについても同様とする。
- ⑤プルトニウムおよび超ウラン元素の α 核種に対する介入線量レベルは、実効線量 5mSv とする。(3.1.1) 式によって、公衆の被ばくがこの介入線量レベルを超えないような、5 カテゴリーの飲食物中放射性核種濃度を計算し、それら核種の α 放射能濃度の合計に注目する。年齢による被ばく線量の差および様々な核種の混合状況を考慮しても、公衆の被ばくが介入線量レベルを超えないような α 放射能濃度の合計を誘導介入濃度とする。1 つ以上のカテゴリーの飲食物が複数の放射性核種で汚染された場合、対応する誘導介入濃度を(3.1.1)式で計算する(ICRP Publ. 38) ⁹。

$$\sum_i \sum_k \frac{C(i,k)}{DIL(i,j,k)} \leq 1 \quad (3.1.1)$$

ここで、

$C(i,k)$: 飲食物カテゴリー中の k 中の放射性核種 i の濃度

$DIL(i, j, k)$: カテゴリー k の中だけに核種 i だけがあるとして計算した年齢グループ j に対する誘導介入濃度

である。

DIL は次式で計算される。

$$DIL_{jk} = \frac{IDL / G}{FW_{jk} \sum_i S_{if_i} \{1 - \exp(-\lambda_i T)\} / \lambda_i} \quad (3.1.2)$$

DIL_{jk} : 飲食物カテゴリー k に対する年齢グループ j の誘導介入濃度 (Bq / kg または Bq / l)。飲食物カテゴリー k 中の放射能濃度で表す。

IDL : 介入線量レベル

① ヨウ素の同位体および ^{132}Te に対して、年間の甲状腺等価線量 $50 \times 2 / 3$ (mSv)

② Cs 及び Sr の放射性同位体、またウランに対して、それぞれ年間の実効線量 5 (mSv)

G : 飲食物カテゴリーに汚染がまたがることを考慮して、介入線量レベルを割り当てたことによる

⁹ ICRP Publication 38, "Radionuclide Transformation: Energy and Intensity of Emission," Pergamon Press, Oxford (1983).

DIL 低減倍数（＝飲食物カテゴリーの数）

①ヨウ素の同位体および ^{132}Te に対して、 $G=3$

② Cs 及び Sr の放射性同位体、及びウランに、 $G=5$

F ：（年平均濃度）／（ピーク濃度）の値、例えば、収穫・出荷制限地域で生産されるはずの食品のみを住民はとるのではなく、他地域から流通してきた食品もかなりとると考えられる。そのような希釈効果のため、実際に住民が摂取するかもしれない放射性核種の量は減少する。この希釈効果を考慮するための係数が F である。 ^{137}Cs のような長半減期核種に適用される。

① 短半減期の核種である放射性ヨウ素： $F=1$

② Cs 及び Sr、及びウランの放射性同位体： $F=0.5$

S_{ir} ：放射性核種 i を 1(Bq) 経口摂取した場合の年齢グループ j の預託線量 (mSv / Bq)（表 4.1.3 参照）

① 放射性ヨウ素に対しては、甲状腺（預託等価）線量

② Cs 及び Sr の放射性同位体及びウラン、プルトニウム、超ウラン元素に対しては、（預託）実効線量

W_{jk} ：年齢グループ j の飲食物カテゴリー k に対する 1 日当り摂取量 (kg / d または l / d)、

T ：飲食物の摂取期間 (365 日 と仮定)

λ_i ：核種 i の壊変定数 (d^{-1})

物理学的半減期は、ICRP Publ.38(頁 3-14 の脚注参照)の値が用いられた。

f_i ：代表核種に対する核種 i の放射能の混合割合

f_i の値は前述の燃焼計算の結果から得られた、原子炉内放射能存在割合から求められた。

5-1) 放射性ヨウ素

(3.1.2)式で、 $ILD / G = 50 \times 2 / 3 \times 1 / 3 = 11.1$ (mSv)（甲状腺等価線量）として、放射性ヨウ素の誘導介入濃度が計算された。結果を表 3.1.2-9 に示す。最小値を安全側にまらめて指標が定められた。指標は、飲料水および牛乳、乳製品について 300(Bq / kg)以上、野菜類（根菜・芋類を除く）について 2,000(Bq / kg)以上とされた（表 3.1.2-9 参照）。

表 3.1.2-9 代表核種 ^{131}I の濃度に着目した誘導介入濃度（単位：Bq/kg）

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値	指標
飲料水	1,270	424	322	322	300 以上
牛乳・乳製品	10,000	849	382	382	300 以上
野菜類（根菜・芋類を除く）	5,220	2,500	3,280	2,500	2,000 以上

5-2) 放射性セシウム (^{134}Cs 、 ^{137}Cs) 及び放射性ストロンチウム (^{90}Sr)

(3.1.2)式の介入線量レベルは、放射能濃度の比 $^{90}\text{Sr} / ^{137}\text{Cs} = 0.1$ とし、放射性セシウムだけでなく、放射性ストロンチウムの寄与も含めて 5mSv とされた。また、複数の飲食物カテゴリーに汚染がまたがることを考慮して、 $G=5$ とし、年間の平均濃度とピーク濃度の比 $F=0.5$ とされた。混合核種の代表核種は $^{134} + ^{137}\text{Cs}$ とし、 ^{134}Cs と ^{137}Cs の放射能比は燃焼度 30,000(MWd / ton) の原子炉内存在量比に基づき、 $0.545 : 0.455$ に仮定された。計算された誘導介入濃度を指標と比較して表 3.1.2-10 に示す。なお、このような手法を用いることは、放射性セシウムが食物に含まれている場合は、必ず放射性ストロンチウムも含まれているとし、上

述の含有比に基づいて被ばく線量の評価を行うことを意味している。環境中の試料から放射性ストロンチウムの含有量を評価するにはかなり時間が必要なため、放射性セシウムの評価に基づいて、放射性ストロンチウムの含有量を推定する方法がとられることがある（緊急時対応ということでこのような手法が用いられた）。

表 3.1.2-10 代表核種 $^{134+137}\text{Cs}$ の濃度に着目した誘導介入濃度（単位：Bq/kg）

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値	指標
飲料水	201	421	228	201	200 以上
牛乳・乳製品	1,660	843	270	270	200 以上
野菜類	554	1,686	1,540	554	500 以上
穀類	1,110	3,830	2,940	1,110	500 以上
肉・卵・魚・その他	664	4,010	3,234	664	500 以上

なお、原子炉内に生成する放射性核種 ^{89}Sr は、 ^{90}Sr に比較して早い速度で生成するため、燃焼度が進んだ通常の状態に比較して、運転開始後 2 年未満の発電用原子炉では ^{89}Sr の放射能が相対的に高くなる。このため、30,000 (MWd/ton) の燃焼度で核種の放射能存在割合を仮定して導いたこの指標は、燃焼度が低い 2 年未満の原子炉には適用できない。そのような場合には、放射性セシウムの測定とともに放射性ストロンチウム (^{89}Sr および ^{90}Sr) の測定も行う必要がある。

5-3) ウラン

すべての核種が ^{234}U であると近似して、安全側の DIL が評価された。なお、 ^{234}U の半減期は、 2.45×10^5 (年) と長いので、飲食物を摂取する 1 年間における放射能減衰は考えなくて良い。表 3.1.2-11 にウランの誘導介入濃度と定められた指標を示す。

表 3.1.2-11 ウラン濃度 (^{234}U , ^{235}U , ^{236}U) に着目した誘導介入濃度（単位：Bq/kg）

飲食物カテゴリー	成人	幼児	乳児	最小値	指標
飲料水	68	62	21	21	20 以上
牛乳・乳製品	559	125	25	25	20 以上
野菜類	186	249	141	141	100 以上
穀類	373	566	269	269	100 以上
肉・卵・魚・その他	224	593	296	224	100 以上

5-4) プルトニウム及び超ウラン元素

プルトニウム及び超ウラン元素については、燃焼度 50,000 (MWd/ton) における誘導介入濃度が用いられた。

(i) 単一核種で単一の飲食物が汚染される場合

WHO ガイドライン(頁 3-1 の脚注参照)の方法を用いて、単一の飲食物カテゴリー (k)

が単一の放射性核種（ i ）で汚染され、年齢グループ j の年間被ばく量が、5 (mSv) の介入線量レベルに達する場合の誘導放射能濃度 $DIL(i, j, k)$ が(3.1.3)式で計算された。

$$DIL[\text{Bq/kg}] = \frac{5[\text{mSv}]}{W_{jk}[\text{kgd}^{-1}] \times S_{ij}[\text{mSvBq}^{-1}] \times (1/\lambda_i)[\text{d}^{-1}] \{1 - \exp(-\lambda_i T)\}} \quad (3.1.3)$$

ここで、

W_{jk} : 年齢グループ j による飲食物カテゴリー k の 1 日当たり摂取量 (kg/d または l/d)

S_{ij} : 放射性核種 i を 1(Bq) 経口摂取した場合の年齢グループ j の預託実効線量(mSv/Bq)

λ_i : 核種 i の壊変定数 (d^{-1})

T : 飲食物の摂取時間 (365d と仮定)

である。

計算された誘導介入濃度を表 3.1.2-12 に示す。表より、もっとも誘導介入濃度が小さくなるのは、乳児の場合の ^{239}Pu 等の α 核種の場合であり、4(Bq / kg)程度である。

(ii) 単一核種で全ての飲食物が汚染される場合

介入線量レベルを年間 5(mSv)として、(3.1.4)式により誘導介入濃度が計算された。

$$DIL(i, j, \text{飲料水を含む全飲料物}) [\text{Bq/kg}] = \frac{5[\text{mSv}]}{W_j[\text{kgd}^{-1}] \times S_{ij}[\text{mSvBq}^{-1}] \times (1/\lambda_i)[\text{d}^{-1}] \{1 - \exp(-\lambda_i T)\}} \quad (3.1.4)$$

ここで、 $W_j (= \sum_k W_{jk})$ は、各年齢グループが摂取する 1 日当たりの（飲料水を含む）飲食物の総量（成人 3.25kg、幼児 1.965kg、乳児 1.52kg）である。表 3.1.2-13 に計算結果を示す。この結果によると、誘導介入濃度がもっとも小さい乳児の場合、 α 核種で 2～3Bq/kg となる。成人の誘導介入濃度は、およそ 10～30Bq/kg となり、幼児と成人の値は近くなる。そこで、介入線量レベルを 5mSv/y とした乳児の誘導介入濃度にもとづいて飲食物摂取制限指標を設けることで、他の年齢グループではさらに低い被ばくに抑えることとした。

乳児の飲食物のうち“飲料水”および“牛乳・乳製品”の合計重量 1.31kg（全飲食物に対して、86 %）について、指標が 1Bq/ kg と提案された。それ以外の飲食物の“野菜類”、“穀類”および“肉・卵・魚・その他”合計重量 0.21kg（全飲食物に対して、14 %）についての指標は 10Bq/kg と提案された。飲食物全体が 2 つに分けられた理由は、以下の 2 点である。

- ① 乳児が多く摂取する飲食物の指標を低い放射能濃度として飲食物の種類をしばり、できるだけ速やかに対策を取るため。
- ② IAEA の指針 6, 10 および FAO/WHO の国際交易ガイドライン¹¹にできるだけ整合させるため。

¹⁰ “Intervention Criteria in a Nuclear or Radiation Emergency,” Safety Series No. 109, IAEA, Vienna, Safety Series No.109,(1994).

¹¹ “Guideline Levels For Radionuclides In Foods Following Accidental Nuclear Contamination For Use In International Trade,” CAC/GL 5-1989.

表 3.1.2-12 プルトニウムと超ウラン元素による単一核種で単一飲食物が汚染された場合につ
いての誘導介入濃度（単位：Bq/kg）

核種	年齢グループ	飲料水	牛乳・乳製品	野菜類	穀類	肉・卵・魚・ その他
^{238}Pu	成人	36.2	299	99.7	199	119
	幼児	44.4	88.7	177	403	423
	乳児	4.84	5.73	32.7	62.5	68.8
^{239}Pu	成人	33.2	274	91.2	182	109
	幼児	41.4	82.9	166	377	395
	乳児	4.59	5.43	31.0	59.2	65.1
^{240}Pu	成人	33.2	274	91.3	183	110
	幼児	41.5	83.0	166	377	395
	乳児	4.59	5.44	31.1	59.3	65.2
^{241}Pu	成人	1,770	1.46×10^4	4,870	9,740	5,850
	幼児	2,550	5,100	1.02×10^4	2.32×10^4	2.43×10^4
	乳児	347	410	2,340	4,480	4,920
^{242}Pu	成人	33.4	276	91.9	184	110
	幼児	41.3	82.7	165	376	394
	乳児	4.66	5.51	31.5	60.1	66.1
^{241}Am	成人	39.6	326	109	218	131
	幼児	49.0	97.9	196	445	466
	乳児	5.22	6.18	35.3	67.4	74.1
^{239}Np	成人	1.11×10^6	9.20×10^6	3.07×10^6	6.13×10^6	3.68×10^6
	幼児	5.07×10^5	1.01×10^6	2.03×10^6	4.61×10^6	4.83×10^6
	乳児	2.33×10^5	2.76×10^5	1.57×10^6	3.01×10^6	3.31×10^6
^{242}Cm	成人	1,360	1.12×10^4	3,750	7,500	4,500
	幼児	692	1,380	2,770	6,290	6,590
	乳児	64.4	76.2	436	832	915
^{243}Cm	成人	56.0	462	154	308	185
	幼児	63.0	126	252	573	600
	乳児	6.10	7.22	41.3	78.8	86.7
^{244}Cm	成人	70.5	582	194	388	233
	幼児	73.5	147	294	668	700
	乳児	6.78	8.02	45.9	87.5	96.3

（出典：須賀他（2000）、頁 3-5 の脚注参照）

表 3.1.2-13 Pu 等超ウラン元素の単一核種で全食品が汚染された場合の
誘導介入濃度 (単位 : Bq/kg)

核 種	成 人	幼 児	乳 児
^{238}Pu	1.8×10^1	2.3×10^1	2.3×10^0
^{239}Pu	1.7×10^1	2.1×10^1	2.1×10^0
^{240}Pu	1.7×10^1	2.1×10^1	2.2×10^0
^{241}Pu	9.0×10^2	1.3×10^3	1.6×10^2
^{242}Pu	1.7×10^1	2.1×10^1	2.2×10^0
^{241}Am	2.0×10^1	2.5×10^1	2.4×10^0
^{239}Np	5.7×10^5	2.6×10^5	1.1×10^5
^{242}Cm	6.9×10^2	3.5×10^2	3.0×10^1
^{243}Cm	2.8×10^1	3.2×10^1	2.9×10^0
^{244}Cm	3.6×10^1	3.7×10^1	3.2×10^0

(出典 : 須賀他 (2000)、頁 3-5 の脚注参照)

3.2. チェルノブイリ事故を対象とした摂取制限の事例について

3.2.1. 旧ソ連圏で実施された介入について

チェルノブイリ事故発生 10 年間の対応について総括を行うための国際会議が、1996 年 3 月、EC と CIS（独立国家共同体）の共催でベラルーシのミンスクで開催された。その成果はプロシーディングスとして発表された(EUR 16544 EN, 1996)¹²。ここでは、その中から、事故後にとられた様々な介入に係る基準について整理を行った。

(1) ロシアの介入レベル

①Cs 汚染による影響を考慮して、暫定的許容レベル(TPL: Temporary Permissible Level)が導入された。TPL として 100mSv/年が設定され、外部被ばくで 50mSv/年、内部被ばくで 50mSv/年とされた。この TPL は、1987 年には 30mSv、1988 年には 25mSv、そして 1989 年は 25mSv とされた。

②汚染地域の指定としては、以下の基準が設定された。

嚴重管理区域：555kBq/m² 以上

管理区域：185～555Bq/m²

いずれも、¹³⁷Cs による汚染で評価。

③汚染地域住民の防護を目的として、ロシアでは「生涯線量限度」(LDL: lifetime dose limit)を導入し、350mSv が設定された。これは事故による汚染地域の現状(1988～1989 年)を踏まえながら、対応策の実施を容易にするためのものであったが、国際的な支援活動である国際チェルノブイリプロジェクト(ICP)から批判され、結果としては 1990 年 4 月、ロシア最高会議でこの LDL は却下された。

④ロシア科学アカデミーは 1991 年、LDL に代わる新しい防護概念を策定した。これは年間被ばく線量が 1mSv を超えない場合は、どのような介入も必要ないとするもので、それを超える場合は様々な対策を求めるものであった。それまで取られた対策により、1991 年の時点では、5mSv/年を超えるような村落はなかった。ただし、1mSv/年を超える場合は、「移住する権利がある」とされており、これは大量移住を避けるためのものであった。

⑤ロシアの放射線防護庁は 1992 年、汚染による被ばく線量に基づいて、以下の区域区分を導入した。

放射線管理地域：1～5mSv/年

居住制限及び自発的移住地域：5～20mSv/年

上記で、自発的移住地域で移住を希望する場合、国の支援が行われる。また、この区域分けについては、定期的に見直しが行われる。1995 年には、5mSv/年を超えるような地域はないことが、再度確認された。

(2) ウクライナの介入レベル

①土壌の汚染については ¹³⁷Cs、⁹⁰Sr 及び ²³⁹Pu を対象として、そしてミルクについては ¹³¹I 及び ¹³⁷Cs を対象として介入レベルが設定された。(注：値について記載がない)

¹² “The radiological consequences of the Chernobyl accident”, Proceedings of the first international conference Minsk, Belarus 18 to 22 March 1996, EUR 16544 EN

②生涯線量限度の概念が 1988 年に導入され、生涯にわたる被ばく線量がその限度レベルを超える場合は移住が必要とされた。その生涯線量限度及び対策の考え方は、これまで以下の通りに変更されてきている。

イ) 1988 年：350mSv

このレベルについては、主として国民の理解が得られなかった。

ロ) 1989～1990 年

70mSv～150mSv：防護対策の実施、金銭的補償、社会保障

150mSv 以上：移住

ハ) 1991～1994 年（これ以降は、年間被ばく線量として設定）

5mSv/年以上：移住

1～5mSv/年：防護対策の実施、金銭的補償、社会保障

ニ) 1995 年

20mSv/年以上：移住

5～20mSv/年：防護対策の実施、金銭的補償、社会保障

1～5mSv/年：放射線管理

(3) ベラルーシの介入レベル

①事故直後に、 ^{137}Cs による汚染レベルで以下の管理区域が設定された。

嚴重管理区域：555kBq/m² 以上

管理区域：185～555kBq/m²

②1988 年に、生涯被ばく線量を 350mSv に制限する概念が導入されたが、1990 年に廃止された。

③旧ソ連最高会議では 1990 年、 ^{137}Cs による汚染が 1480kBq/m² 以上の場合は強制移住する対策を導入したが、ベラルーシでは、555kBq/m² 以上の場合に強制移住とした。

④ソ連科学アカデミーは生涯被ばく線量に代わる新しい防護概念を策定した。それによると、1mSv/年以下の場合は、何ら対策は必要ないとされた。このレベルを超える場合は、そのレベルに応じて段階的な対策が求められた。その目的を達成するため、平均個人実効被ばく線量が 5mSv/年を超えないようにする拘束値を用いた最適化を行うこととされ、将来は、最大許容線量を 1mSv/年にすることが求められた。そのため、段階的に低減していくこととされた。

1990 年 5mSv/年

1993 年 3mSv/年

1995 年 2mSv/年

1998 年 1mSv/年

3.2.2. 各国での輸入制限を含む摂取制限について

チェルノブイリ事故に伴い、我が国及びその他の国で実施された食品に係る対応、具体的には輸入制限等について整理を行った。

(1) 事故時に我が国で取られた対応

チェルノブイリ事故に伴う対応策の一つとして、厚生省の中に「食品中の放射能に関する検討会」(1986年5月発足)が設置され、輸入食品中の放射性物質の規制を目的とした暫定限度が検討された。その検討の詳細については、岩島他(1987)¹³や岩島他(1988)¹⁴で解説がなされており、ここでは、それらの解説に基づいて整理を行う。

1-1) 放射能暫定限度の検討

①線量限度

1986年当時は、公衆の被ばく線量限度が5mSv/年とされていた。これには、医療被ばくおよび通常のレベルの自然放射線被ばくは含まれていない。輸入食品の放射能暫定限度を設定するに当たっては、公衆の線量限度の1/3を特別な事態に対処するために配分することとして、輸入食品からの被ばく限度にあてられた。

注)「線量限度 5mSv/年」の意味は、医療被ばく及び自然放射線被ばくに加え、付加的に人工放射線源から被ばくする場合の線量限度である。

②規制対象核種

暫定限度が検討された段階では欧州からの輸入食品中における放射性核種の組成について十分な情報が得られていなかったため、国内での観測結果等を踏まえ以下の仮定が置かれた。

- ・ 輸入食品中の $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比=0.49 (国内データより仮定)
- ・ 輸入食品中の $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 比=0.022 (最大値, 国内データより仮定)

上記の仮定をもとに、食品中の全放射性核種による被ばく線量に対する、核種別の被ばく線量への寄与割合が以下のように推定された。

- ・ ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 66%
- ・ ^{90}Sr 33%
- ・ 他の核種 1%

^{90}Sr はβ線しか放出しないという特徴があり、その量を評価するためには放射化学分離しなければ定量的に評価できないため、その作業にかなり時間がかかる。従って、食品中に ^{90}Sr が、 ^{137}Cs に対して 2.2%含まれると仮定して、ガンマ線放出核種であり測定が容易な ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能濃度が暫定限度の指標として選ばれた。

③放射能暫定限度

輸入食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs による被ばく線量が、公衆の線量限度の1/3の66%を超えない濃度 A が次式により求められた。

$$5.4 \times 10^{-7} \text{ (mSv/pCi)} \times 1.4 \text{ (kg/日)} \times 35 \text{ (\%)} \times A \text{ (pCi/kg)} \times 365 \text{ (日)} \leq 5 \text{ (mSv)} \\ \times 1/3 \times 66 \text{ (\%)}$$

¹³ 岩島清、大久保隆、「輸入食品中の放射能規制の考え方」、食品衛生研究、Vol.37、No.7、7-21、1987

¹⁴ 岩島清、大久保隆、「日本における輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度」、保健物理、23、63-67、1988

この式から A について求める。

$$A \leq 11,389 \text{ (pCi/kg)}$$

$$A \leq 421 \text{ (Bq/kg)}$$

(上式の各項の説明)

$5.4 \times 10^{-7} \text{ (mSv/pCi)}$: $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比が 0.5 である ($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$) を 1pCi 経口摂取した場合の成人の全身の預託線量当量

注) 1 (Ci) = 3.7×10^{10} (Bq) である。

1.4 (kg/日) : 国民一人当たりの食品の摂取量 (厚生省の調査にもとづく)

$35 \text{ (\%)}$: 一日あたりの食品摂取量に占める輸入食品の割合 (ヨーロッパ以外を含む)

なお、預託線量当量とは、放射性物質を体内に摂取した時点から個人が受ける線量の時間積分である。積分期間は成人で 50 年とされている。この計算では、ICRP Publication 26 の内部被ばくモデルが用いられている。

上記の計算から、公衆の線量限度の 1/3 を超えない、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能は 421 (Bq/kg) となるが、欧州及び米国の基準値を参考にして放射能濃度の暫定限度は、「370 (Bq/kg)」とされた。

注) 暫定限度設定時の諸外国の基準 (食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度)

欧州 (EC) 乳幼児食品 370 (Bq/kg)

一般食品 600 (Bq/kg)

米国 370 (Bq/kg)

1-2) 我が国における食品に対する規制

① 暫定限度に基づく検査の実施

暫定限度に基づき、成田空港等で検査が実施された。その結果については、厚生労働省のホームページ上で公開されているが、検査実施直後はハーブ類や月桂樹の葉及び茶の占める割合が多い。それに続いてきのこ類が多い。

② 暫定限度の見直し

暫定限度の施行から約 1 年後 (1987 年 11 月)、前記検討会による再評価が行われた。その結果、ヨーロッパから輸入される食品が全て 370 (Bq/kg) で汚染されていると仮定した場合、年間被ばく量は、0.04 (mSv) と算出された。この値は、1987 年当時、公衆に対する線量限度として国内法令への取り入れが予定されていた 1 (mSv/年) を大きく下回っていることが確認された。また、暫定限度の設定に際して仮定された食品中の放射性核種の存在割合は、当時のヨーロッパからの報告等から概ね妥当であると判断された。これらの検討より、暫定限度は十分安全を見込んだ妥当なものであるとされ、現在に至っている。

平成 10 年 12 月には、検査対象について厚生労働省より通知が出され、ハーブ及びハーブ乾製品やビーフエキスについては輸入届出の 10% を目途として検査を実施するとの変更がなされた。

③ 防災指針での対応

チェルノブイリ事故後の国際機関等における基準策定動向、そして 1999 年の JCO 臨界事故での経験を踏まえ、防災指針における飲食物摂取制限に関する指標が設けられた。これに

については、「3.1.2.我が国の防災指針における手法」に記載した通りである。

(2) 欧米諸国での対応事例

チェルノブイリ事故の発生を受けて、各国は食品中の放射能に関する対策レベル（その値以上で実施した防護対策が介入を正当化するのに十分大きな線量を低減できるような値）を設定した。各国が設定した対策レベルを表 3.2.2-1 に示す。これは 1986 年 12 月に国連食糧農業機関（FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations）がまとめた報告書に付された資料を中心に厚生省（当時）生活衛生局食品保健課が整理したものである。

表 3.2.2-1 チェルノブイリ事故後の諸外国における食品中の放射能に関する対策レベル

国名	核種	食品群	対策レベル (Bq/kg 又は Bq/l)
アメリカ	¹³¹ I	乳児食品 その他食品	55 300
	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	全食品	370
カナダ	¹³¹ I	ミルク	10
		乳製品	40
		その他食品	70
	¹³⁷ Cs	ミルク 乳製品 その他食品 香辛料	50 100 300 3,000
スウェーデン	¹³¹ I	全食品	2,000
	¹³⁷ Cs	全食品	300
タイ	¹³⁷ Cs	ミルク	7
		粉ミルクおよび乳児食品	21
		穀類およびその他の食品	6
中国	¹³¹ I	ミルク	1,300
		果実および野菜	270
		穀類	340
		飲料	130
	¹³⁷ Cs	ミルク	4,600
		果実および野菜 穀類 飲料	1,000 1,200 460
フィリピン	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	ミルク	15
		粉ミルクおよび乳児用食品	22
		チーズ	33
		果物	8
		野菜	22
		穀類	6
フィンランド	¹³¹ I	ミルク	2,000
	¹³⁷ Cs	ミルク 牛肉および豚肉	1,000 1,000
ブラジル	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	粉ミルク	3,700
		その他食品	600
ポーランド	全 β 放射能	乳児および6歳までの小児用 粉ミルク	1,320
ヨーロッパ共 同体(EC)	¹³¹ I	ミルク	500
		野菜	350
	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	ミルクおよびその乳幼児食品 その他食品	370 600
日本	¹³¹ I	牛乳	220
		野菜	7,400
	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	全食品	370

(出典：食品衛生研究、Vol.37、No.7、7-21、1987)

(3) CODEX のガイドライン¹⁵

CODEX 委員会は国際連合食料機関(FAO)と世界保健機関(WHO)が 1963 年に設立した機関である。消費者の健康を保護し、食品貿易の公正な実施を確保することを目的とし、食品に係るガイドラインを策定している。チェルノブイリ事故が発生した 1986 年当時、原子力事故の結果として汚染された食品を扱う包括的な国際的ガイドラインは存在しなかった。事故の影響は多国間に渡り、各国で実施される対策や緊急時計画の調和及び促進を図る必要があり、CODEX では食品に含まれる放射性核種の影響について検討を行った。その結果、最初の CODEX ガイドライン・レベルが策定されたのは 1989 年のことであった。なお、CODEX ガイドラインは、国際連合食料農業機関(FAO)、世界保健機関(WHO)及び国際原子力機関(IAEA)が協力して策定した報告に基づき、食品添加物及び汚染物質に係る CODEX 委員会で検討された。

3-1) CODEX のガイドライン(GL : Guide Line)

放射性核種に係るものとして、CODEX が提示している現在のガイドラインは以下の通りである。

表 3.2.2-2 放射性核種に係る CODEX ガイドライン

食品名	核種	レベル(Bq/kg)
幼児食品*	^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am	1
	^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{129}I , ^{131}I , ^{235}U	100
	$^{35}\text{S}^{**}$, ^{60}Co , ^{89}Sr , ^{103}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{192}Ir	1000
	$^3\text{H}^{***}$, ^{14}C , ^{99}Tc	1000
幼児食品以外の食品	^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am	10
	^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{129}I , ^{131}I , ^{235}U	100
	$^{35}\text{S}^{**}$, ^{60}Co , ^{89}Sr , ^{103}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{192}Ir	1000
	$^3\text{H}^{***}$, ^{14}C , ^{99}Tc	10000

注) * : 幼児食品として用いる場合のみ

** : 有機性硫化化合物に対する値

*** : 有機性トリチウム化合物に対する値

(出典 : Codex Standard 193-1995)

3-2) CODEX ガイドラインの科学的根拠について

ガイドラインは 1989 年のものを、その後得られた科学的知見を踏まえて改定したもので、ガイドライン設定の科学的根拠として、以下の通りに説明されている。

①食品消費量について

食品中に含まれる放射性核種の影響を評価するためには食品の消費量の評価が必要である。WHO は 1988 年の報告書で、成人について標準的消費量として 550kg/年を仮定していた。乳児については、誕生後 1 年間は、200kg/年という値が用いられている。食品中の放射性核種による被ばくを評価するための線量係数として、最も保守的なデータとして IAEA の 1996 年の報告を用いている。

¹⁵ “CODEX GENERAL STANDARD FOR CONTAMINANTS AND TOXINS IN FOOD AND FEED”, Codex Standard 193-1995, WHO

②線量限度

一般的な介入レベルとして、ICRP Publication 82¹⁶から 1mSv/年を用いた。

注) この値は、ICRP Pub.82 の第 126 項で「介入免除レベル(intervention exemption level)」として勧告された。また、乾燥していない、生の状態の食品に適用するものである。

③ガイドラインに基づく年間被ばく線量評価

ガイドラインを遵守した場合、最大どの程度の被ばくになるか、以下にその計算結果を示す。計算は、以下の式に基づいて行われる。

$$(\text{年間被ばく線量}) = (\text{ガイドラインの値 Bq/kg}) \times (\text{対象年齢層における食品の年間消費量 kg/y}) \times (\text{対象年齢層における線量係数 mSv/Bq}) \times (\text{IPF: 輸入/輸出係数}=0.1)$$

IPF: ある食品を想定した場合、汚染地域のみから輸入されるわけではない。FAO は、世界中における食品の輸出入状況について統計的に分析し、ある特定の地域(国)から輸入される割合を 0.1 と評価しており、その値を用いた。

計算事例: 成人、核種 ¹³⁷Cs

$$1000\text{Bq/kg} \times 550\text{kg/y} \times 1.3 \times 10^{-5}\text{mSv/Bq} \times 0.1 = 0.7\text{mSv}$$

表 3.2.2-3 CODEX ガイドライン・レベルの汚染食品による年間被ばく線量

核種	ガイドライン・レベル Bq/kg		実効線量 mSv	
	幼児食品	その他食品	重大な汚染発生後 1 年間	
			幼児	成人
²³⁸ Pu	1	10	0.08	0.1
²³⁹ Pu			0.08	0.1
²⁴⁰ Pu			0.08	0.1
²⁴¹ Am			0.07	0.1
⁹⁰ Sr	100	100	0.5	0.2
¹⁰⁶ Ru			0.2	0.04
¹²⁹ I			0.4	0.6
¹³¹ I			0.4	0.1
²³⁵ U			0.7	0.3
³⁵ S	1000	1000	0.2	0.04
⁶⁰ Co			1	0.2
⁸⁹ Sr			0.7	0.1
¹⁰³ Ru			0.1	0.04
¹³⁴ Cs			0.5	1
¹³⁷ Cs			0.4	0.7
¹⁴⁴ Ce			1	0.3
¹⁹² Ir			0.3	0.08
³ H	1000	10000	0.002	0.02
¹⁴ C			0.03	0.3
⁹⁹ Tc			0.2	0.4

(出典: Codex Standard 193-1995)

¹⁶ ICRP Publication 82, "Protection of the Public in Situations of Prolonged Radiation Exposure", ICRP, 1999

4. 日本及び諸外国の規制、基準値

4.1. 日本の基準

4.1.1. 原子炉施設等の通常運転時における規制

我が国における発電用原子炉施設の設置に係る安全規制は、「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律」（昭和 32 年 6 月 10 日、法律第 166 号、最終改正平成 21 年 7 月 3 日法律第 69 号、以下、「原子炉等規制法」）に基づいて行われている。本節では、原子炉等規制法に基づき、原子炉施設の通常運転時に適用される規制について整理を行った。

(1) 原子炉施設の安全規制

①原子炉等規制法の目的

原子力基本法 の精神にのっとり、核原料物質、核燃料物質及び原子炉の利用が平和の目的に限られ、かつ、これらの利用が計画的に行われることを確保するとともに、これらによる災害を防止し、及び核燃料物質を防護して、公共の安全を図るために、製錬、加工、貯蔵、再処理及び廃棄の事業並びに原子炉の設置及び運転等に関する必要な規制を行うほか、原子力の研究、開発及び利用に関する条約その他の国際約束を実施するために、国際規制物資の使用等に関する必要な規制を行うことを目的とする。

なお、放射性同位元素の利用や放射線発生装置に係る安全規制については、「放射性同位元素等による放射線障害の防止に関する法律」（昭和 32 年 6 月法律第 167 号、以下、「障害防止法」。）が定められているが、後述する被ばく管理に係る規制値は同じであるので、ここでは原子炉等規制法に基づいて整理を行った。

②線量限度等を定める告示

原子炉等規制法に係る規定のうち、線量限度等については「実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則の規程に基づく線量限度を定める告示」（平成 13 年 3 月 21 日、経済産業省告示第 187 号、最終改正平成 17 年 11 月 22 日、以下「線量限度を定める告示」）に記載されている。

我が国では、ICRP 等の基準は放射線審議会での審議結果に基づいて取り入れられるので、原子炉等規制法及び障害防止法において、規制対象は異なるものの被ばく管理に係る基準値は同じものとなる。

(2) 作業者の被ばく管理

線量限度を定める告示において、放射線業務従事者の被ばく管理については、表 4.1-1 の通りに線量限度が示されている。

表 4.1-1 国内法令における放射線業務従事者の線量限度

実効線量限度	平成 13 年 4 月 1 日以降 5 年毎に区分した各期間につき 100mSv	
	4 月 1 日を始期とする 1 年間につき 50mSv	
	女子	4 月 1 日、7 月 1 日、10 月 1 日、1 月 1 日を始期とする各 3 ヶ月間につき 5mSv
	妊娠中である女子	妊娠の事実を知ったときから出産までの間につき、人体内部に摂取した放射性同位元素からの放射線に被ばくすることについて 1mSv
等価線量限度	眼の水晶体	4 月 1 日を始期とする 1 年間につき 150mSv
	皮膚	4 月 1 日を始期とする 1 年間につき 500mSv
	妊娠中の女子である女子の腹部表面	妊娠の事実を知ったときから出産までの間につき 2mSv

(出典：「線量限度を定める告示」第 6 条)

(3) 「周辺監視区域」の設置

原子力発電所の敷地周辺には「周辺監視区域」を設け、当該区域の外側のいかなる場所においてもその場所における線量が経済産業大臣の定める線量限度を超える恐れがないようにすることが義務付けられている。その線量限度は、線量限度を定める告示に以下の通りに記載されている。

- ①実効線量 1mSv/年
- ②皮膚の等価線量 50mSv/年
- ③眼の水晶体の等価線量 15mSv/年

表 4.1-1 が作業者の安全確保を目的としたものであるのに対し、周辺監視区域の設置は、施設周辺公衆の安全確保を目的としたものであり、この線量限度を超えないように施設の安全管理を行うことが、施設の運転管理者に義務として課せられている。

(4) 内部被ばく、外部被ばくの考慮

線量限度を定める告示では、実効線量は外部放射線に被ばくすることによる実効線量と、内部被ばくによる実効線量の和として定義されている（線量限度を定める告示第 11 条）。この考え方は、放射性同位元素等を対象とする障害防止法においても同じである。

内部被ばく線量の評価に関しては、線量限度を定める告示第 11 条において、核種ごと、そして吸入摂取あるいは経口摂取に応じて、摂取量に基づいて内部被ばく線量を評価するための換算表が提示されている。即ち、摂取量を評価し、この換算表に記載された値をかけて内部被ばく線量を評価するようになっている。この換算表に記載された値を、「実効線量係数」と呼んでいる。代表的な核種について、経口摂取した場合の実効線量係数を表 4.1-2 に示す。

表 4.1-2 国内法令における経口摂取した場合の放射性同位元素毎の実効線量係数

放射性同位元素の種類		経口摂取した場合の実効線量係数 mSv/Bq
核種	化学形態	
¹³¹ I	ヨウ化メチル以外の化合物	2.2×10^{-5}
¹³⁴ Cs	すべての化合物	1.9×10^{-5}
¹³⁷ Cs	すべての化合物	1.3×10^{-5}
⁹⁰ Sr	チタン酸ストロンチウム以外の化合物	2.8×10^{-5}
	チタン酸ストロンチウム	2.7×10^{-6}
²²⁸ U	四価のウラン化合物以外の化合物	1.9×10^{-7}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	1.9×10^{-7}
²³⁰ U	四価のウラン化合物以外の化合物	5.5×10^{-5}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	2.8×10^{-5}
²³¹ U	四価のウラン化合物以外の化合物	2.8×10^{-7}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	2.8×10^{-7}
²³² U-	四価のウラン化合物以外の化合物	3.3×10^{-4}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	3.7×10^{-5}
²³³ U	四価のウラン化合物以外の化合物	5.0×10^{-5}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	8.5×10^{-6}
²³⁴ U	四価のウラン化合物以外の化合物	4.9×10^{-5}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	8.3×10^{-6}
²³⁵ U	四価のウラン化合物以外の化合物	4.6×10^{-5}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	8.3×10^{-6}
^{235m} U	四価のウラン化合物以外の化合物	4.3×10^{-12}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	4.3×10^{-12}
²³⁶ U	四価のウラン化合物以外の化合物	4.6×10^{-5}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	7.9×10^{-6}
²³⁷ U	四価のウラン化合物以外の化合物	7.6×10^{-7}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	7.7×10^{-7}
²³⁸ U	四価のウラン化合物以外の化合物	4.4×10^{-5}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	7.6×10^{-6}
²³⁹ U	四価のウラン化合物以外の化合物	2.7×10^{-8}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	2.8×10^{-8}
²⁴⁰ U	四価のウラン化合物以外の化合物	1.1×10^{-6}
	二酸化ウラン、八酸化三ウラン、四フッ化ウラン等の四価の化合物	1.1×10^{-6}
²³⁸ Pu	硝酸塩及び不溶性の酸化物以外の化合物	2.3×10^{-4}
	硝酸塩	4.9×10^{-5}
	不溶性の酸化物	8.8×10^{-6}
²³⁹ Pu	硝酸塩及び不溶性の酸化物以外の化合物	2.5×10^{-4}
	硝酸塩	5.3×10^{-5}
	不溶性の酸化物	9.0×10^{-6}
²⁴⁰ Pu	硝酸塩及び不溶性の酸化物以外の化合物	2.5×10^{-4}
	硝酸塩	5.3×10^{-5}
	不溶性の酸化物	9.0×10^{-6}
²⁴² Pu	硝酸塩及び不溶性の酸化物以外の化合物	4.7×10^{-6}
	硝酸塩	9.6×10^{-7}
	不溶性の酸化物	1.1×10^{-7}
²⁴¹ Am	すべての化合物	2.0×10^{-4}
²⁴² Cm	すべての化合物	1.2×10^{-5}
²⁴³ Cm	すべての化合物	1.5×10^{-4}
²⁴⁴ Cm	すべての化合物	1.2×10^{-4}

(出典:「実用発電用原子炉の設置、運転等に関する規則の規定に基づく線量限度等を定める告示」、平成 13 年 3 月 21 日、経済産業省告示第 187 号、最終改正平成 17 年 11 月 22 日、経済産業省告示第 295 号、別表第 2 を改編)

4.1.2. 緊急時に係る規制

(1) 緊急作業に係る放射線業務従事者の線量限度

線量限度を定める告示第8条に、以下の通りに定められている。

- ①実効線量 100mSv¹
- ②眼の水晶体等価線量：300mSv
- ③皮膚の等価線量：1Sv

(2) 原子力防災対策

原子力災害が発生した際の国としての対応については、「原子力災害対策特別措置法」（平成11年12月17日、法律第156号、最終改正平成18年12月22日、法律第118号、以下、「原災法」）に定められている。また、「原子力施設等の防災対策について」（昭和55年6月、原子力安全委員会、平成22年8月一部改訂、以下「防災指針」）は原災法に基づきながら、実際の原子力災害が発生した際に、どのような対応をとるべきかについて、原子力安全委員会としての基本的な考え方を示したものである。原災法及び防災指針に基づいて、原子力災害時における基準について、放射線防護の観点から整理した。

①通報基準等

原子力災害発生時における通報基準については、原災法に以下の通りに規定されている。

イ) 通報基準（原災法第10条に基づく通報）

施設の敷地境界付近等において、 $5\mu\text{Sv/時}$ 以上を検出したとき。

ロ) 緊急事態宣言（原災法第15条に基づく緊急事態線源）

放射線測定設備において、 $500\mu\text{Sv/時}$ が検出されたとき。

注) 通報基準や緊急事態宣言については、上記の線量率が検出される他に、原子炉施設等の状態によってこまかな条件が規定されている。

②防災業務関係者の防護措置

防災指針において、防災業務従事者の防護措置について、以下の通りに規定されている。

イ) 災害応急対策活動及び災害復旧活動を実施する防災業務関係者の被ばく線量は、実効線量で50mSvを上限とする。

ロ) 防災業務関係者のうち、事故現場において緊急作業を実施する者が、災害の拡大の防止及び人命救助等緊急かつやむを得ない作業を実施する場合の被ばく線量は、実効線量で100mSvを上限とする。また、作業内容に応じて、必要があれば、眼

¹ 放射線審議会では、人事院総裁、厚生労働大臣及び経済産業大臣から、緊急作業時における被ばく線量の限度を250mSvとする諮問に対して、妥当であるとの答申を、平成23年3月26日に行った。

の水晶体については等価線量で 300mSv、皮膚については等価線量で 1Sv をあわせて上限として用いる。

③一般公衆を対象とした措置

イ) 安定ヨウ素剤服用：甲状腺等価線量の予測線量 100mSv

(注：上記値に対して、原則 40 歳未満を対象とするとされている。)

ロ) 食物摂取制限

第 3 章の表 3.1.2-1 で示した通りである。

ハ) 屋内退避及び避難等に関する指標

表 4.1-3 に示す防護対策が定められている。

表 4.1-3 屋内退避及び避難等に関する指標

予測線量（単位：mSv）		防護対策の内容
外部被ばくによる 実効線量	内部被ばくによる等価線量 ・放射性ヨウ素による小児甲状腺の等価線量 ・ウランによる骨表面又は肺の等価線量 ・プルトニウムによる骨表面又は肺の等価線量	
10～50	100～500	住民は、自宅等の屋内へ退避すること。その際、窓等を閉め気密性に配慮すること。ただし、施設から直接放出される中性子線又はガンマ線の放出に対しては、指示があれば、コンクリート建家に退避するか、又は避難すること。
50 以上	500 以上	住民は、指示に従いコンクリート建家の屋内に退避するか、又は避難すること。

(出典：「原子力施設等の防災対策について」、昭和 55 年 6 月、原子力安全委員会、最終改訂平成 22 年 8 月)

4.2.1. 被ばく限度

なお、ICRP 2007 年勧告の国内法への取入れについては、現在、放射線審議会で審議中であり、その基本部会での審議結果「国際放射線防護委員会 2007 年勧告の国内制度への取入れについて－第二次中間報告」が平成 23 年 1 月に出されたところである。

[illegible]

[illegible]

(「被ばくのカテゴリー」にあるカッコ内の数字はICRP刊行物の番号を示す。)

(出典：ICRP Publication 103 Table 8)

(1) 防護の基本原則

ICRP では、確率的影響を LNT（線形・非しきい値）モデルに基づいている。LNT モデルは、どんなに小さくてもある有限のリスクを仮定し、容認できると考えられることに基づいて防護レベルを確立しなければならないことを意図としている。そのため、このことが、ICRP の防護体系が、次の 3 つの基本原則を持つことにつながっている。

・ 正当化：

1)放射線に関係する計画された活動が、総合的に見て有益であるかどうか、即ち、その活動の導入又は継続が、活動の結果生じる害（放射線による損害を含む）よりも大きな便益を個人と社会にもたらすかどうか；あるいは 2)緊急被ばく状況又は現存被ばく状況において提案されている救済措置が総合的に見て有益でありそうかどうか、即ち、その救済措置の導入や継続によって個人及び社会にもたらされる便益が、その費用及びその措置に起因する何らかの害又は損傷を上回るかどうかを決定するプロセス。

・ 防護の最適化：

いかなるレベルの防護と安全が、被ばく及び潜在被ばくの確率と大きさを、経済的・社会的要因を考慮の上、合理的に達成可能な限り低くできるかを定めるプロセス。

・ 線量限度の適用：

患者の医療被ばくを除く計画被ばく状況においては、規制された線源からいかなる個人への総線量も、委員会が勧告する適切な限度を超えるべきではない。

注) 上記の 3 原則のうち、最初の 2 つは線源（被ばくをもたらす要因）に注目し、全ての被ばく状況に適用されるが、最後の原則は個人に注目したもので計画被ばく状況に適用される。

ICRP の 1990 年勧告（ICRP Publ.60）では、放射線防護計画を考える際に、被ばくを伴う人間の活動を以下の 2 つに分けている（ICRP Publ.60 の(106 項)）。

『行為』（practice）：放射性核種や放射線の利用等の被ばくを伴う活動であり、全体的に被ばくを増加させる活動

『介入』（intervention）：被ばくを伴うが、全体的に被ばくを減少させることを目的とした活動

そして、それぞれの活動にどの放射線防護の原則を適用するかについては、表 4.2-2 のとおりとされている。

ICRP の 2007 年勧告（ICRP Publ.103）では、1990 年勧告と異なり、人間の活動ではなく被ばくを伴う状況という考え方で以下の 3 つに区分している(表 4.2-1 参照)。

『計画被ばく状況』(planned exposure situation)：原子力施設の正常運転時における施設内での活動による職員の被ばくやその施設の運転による施設周辺住民の被ばく、放射線治療等に伴う医療被ばく等がこれに相当する。

『緊急時被ばく状況』(emergency exposure situation)：原子力施設で発生した事故に伴う事故対策等における作業員の被ばく、発災施設周辺住民の被ばく等がこれに相当する。

『現存被ばく状況』(existing exposure situation)：屋内におけるラドンによる被ばく、自然バックグラウンド放射線、原子力施設事故により長期間にわたって残存する放射能による被ばく等がこれに相当する。

上記の3つの被ばく状況に対する放射線防護の原則をどのように適用するかについては、表 4.2-3 に示す。さらに、表 4.2-1 に示したように「緊急被ばく状況」と「現存被ばく状況」の公衆に対しては参考レベルを適用するとしている。

表 4.2-2 ICRP Publ.60 の行為と介入における放射線防護原則の適用

原則	行為	介入
正当化	適用	適用
防護の最適化	適用	適用
線量限度の適用	適用	適用されない

表 4.2-3 ICRP Publ.103 の放射線防護の原則の適用

	計画被ばく	緊急時被ばく	現存被ばく	備考
正当化	適用	適用	適用	線源関連
防護の最適化	適用	適用	適用	線源関連
線量限度の適用	適用	適用されない (注)	適用されない (注)	個人関連

(注) ただし、最適化手法の大幅な不公平な結果を回避するため、特定線源からの個人の被ばくする線量またはリスクに制限（線量拘束値またはリスク拘束値、および参考レベル）が有るべきである（ICRP Publ.103 の 203 項）

(2) 限度設定の考え方

ICRP の 1990 勧告では、職業人と公衆の被ばく限度を以下のように勧告している。

職業被ばくにおける線量限度：

「委員会は、いかなる 1 年間にも実効線量は 50mSv を超えるべきでないという付加条件つきで、5 年間の平均値が年あたり 20mSv（5 年間に 100mSv）という実効線量限度を勧告する。」（ICRP Publ.60 第 166 項より）

公衆被ばくにおける線量限度：

「公衆の被ばくに関する限度は、1年について1mSvの実効線量として表わされるべきであることを勧告する。しかしながら、特殊な状況においては、5年間にわたる平均が年あたり1mSvを超えなければ、単一年にこれよりも高い実効線量が許されることもありうる。」（ICRP Publ.60 第192項より）

職業被ばくの限度を検討するにあたって、ICRPでは表4.2-4の結果を参考になっている。

表 4.2-4 種々の年齢と年線量における条件付がん年死亡確率（100万人あたり）についての、今回のリスク推定値（相乗リスク予想モデルとDDREF=2）と1977年のリスク推定値との比較

年線量 (mSv)	年齢（歳）						
	30	40	50	60	65	70	75
作業員							
50	42	190	570	1,500	2,200	3,200	4,700
30	25	110	340	880	1,300	2,000	2,800
20	17	75	230	590	890	1,300	1,900
15	13	55	170	440	650	1,000	1,400
10	8	37	114	295	445	650	930
50 (1977)	625	625	625	625	625	625	625
公衆							
5	4	20	60	150	220	320	470
3	2	12	35	90	130	200	280
2	2	8	24	60	90	130	190
1	1	4	12	30	45	65	95
0.5	0.4	2	6	15	22	32	47
1 (1977)	12	12	12	12	12	12	12

（出典：ICRP Publication 60, Table C-5）

また、ICRP Publ.60では、職業被ばくの限度設定の根拠は以下のように説明されている。

「1977年に委員会は、職業上の年致死確率 10^{-3} を線量限度の基準となるリスクとして採用できるかもしれないと考えた。これは、放射線と係りのない“安全”な職種においては、平均の年致死率は作業員百万人あたり約100人であり、その中の高リスクの亜集団では平均の10倍のリスクにさらされる、という仮定に基づいてのことであった。表4.2-4からわかるように、20mSvよりも低い年線量では65歳まで、10mSvよりも低い年線量では75歳までは、年がん死亡確率は 10^{-3} を超えることはない。年あたり50mSvでは、55歳を超えるとこの値を超えるようになる。」（C70項より）

公衆の被ばく限度に関しては、ICRP Publ.60では以下のように説明されている。

「 5mSv y^{-1} の継続的被ばくによっても、年齢別死亡率の変化は非常に小さいことを示している。非常に変動しやすいラドンによる被ばくを除けば、自然放射線源からの年実効線量は約 1mSv であり、海拔の高い場所およびある地域では少なくともこの 2 倍である。これらすべてを考慮して、委員会は、年実効線量限度 1mSv を勧告する。」（第 191 項より）

「Travis ら ("Cancer risk management", Environ. Sci. Technol., 21(5),415-420,1987, "Cost-effectiveness as a factor in cancer risk management", Environ., Inst., 13, 469-474, 1987) は、132 種類の発がん性化学物質の規制において、公衆に対するがんリスクの推定値が米国連邦政府の諸機関によってどのように用いられてきたかを過去にさかのぼって検討した。．．． 彼らの結論によれば、寄与生涯がん死亡確率がおおよそ 4×10^{-3} 以上のすべての物質は費用に関係なく規制されているようであった。個々の確率をもっと低い場合には、救済される人命あたりの規制に要する費用が 2 百万米ドル以上の物質は、1 つの例外を除いて規制されていなかった。」（C15 項より）

注）公衆被ばく 1mSv/年 の線量限度の意味は、第 4.1 節にも記載したが、施設を運転することによる周辺住民の被ばくが、当該限度以内になるように、施設の防護対策や管理を行うことを、施設管理者に義務付けるというものである。あるいは、人工放射線源による追加的な被ばくを、このレベル以下に抑えることが求められている、とも表現できる。

一方、ICRP Publ.26 では、以下のように示されていた。

「日常生活で通常受け入れられているリスクに関して知られている情報の検討から、一般公衆に対する死のリスクの容認できるレベルは、職業上のリスク²より一桁低いと結論づけることができる。この根拠から、年あたり $10^{-6} \sim 10^{-5}$ の範囲のリスクは、公衆の個々の構成員のだれにとっても多分容認できるであろう。」（第 118 項）

「 10^{-2}Sv^{-1} のオーダーの全リスクという仮定は、公衆の個々の構成員の生涯線量当量を、一生涯を通じて年あたり 1mSv の全身被ばくに相当する値に制限することを意味する。」（第 119 項）

注）上記の考え方は ICRP Publ. 60 では採用されていない。

(3) 実効線量の算定

実効線量の算定について、ICRP Publ.26 の（第 79 項）（ICRP の 1978 年ストックホルム会議の声明による修正）には、以下の記載がある。

² 「高い安全水準の職業とは、職業上の危険による平均年死亡率が 10^{-4} を超えない職業と、一般に考えられている。」（ICRP Publ.26, 第 96 項）

「作業者に関する委員会の線量当量限度は、1年の間の体外被ばくによる線量当量と、放射性核種のその年内の摂取からの預託線量当量との和に適用することを意図している。．．．．．公衆の構成員に関する線量当量限度にも同様の原則を適用する。」

また、ICRPの最新の勧告（ICRP Publ.103）では、

「公衆構成員の年間実効線量は、1年以内に外部被ばくで受けた実効線量とその年に取り込まれた放射性核種による預託実効線量の合計である。」（150）項

「計画被ばくの拘束値及び現存被ばくでの参考レベルは、従来通り年間実効線量（年間の mSv）で表されている。」（第 238 項）

さらに、ICRP Publ.63 では、

「事故後の放射線による公衆及び作業者の被ばくは、外部あるいは内部、またはそれらの両方からであり、またさまざまな経路によって起こりうる。．．．．．個人の全リスクは外部被ばくおよび内部被ばくによる影響の和で表される。」（第 43 項）

と記載されており、ICRP での実効線量の算定は、外部被ばくによる実効線量と内部被ばくによる実効線量の和であることを意図としている。

（4）経口摂取した放射性同位元素からの放射線による内部被ばくの実効線量計数

ICRP Publ.72 には、経口摂取及び吸入した放射性同位元素からの放射線による一般公衆の年齢別の実効線量係数を ICRP Publ.56,67,69,71 に基づいて算定した結果が示されている。表 4.2-5 にその実効線量係数を示す。

表 4.2-5 経口摂取した放射性同位元素からの放射線に被ばくに関する実効線量係数

放射性核種	経口摂取した場合の実効線量係数[Sv/Bq]					
	3months	1Year	5Year	10Years	15Years	Adult
¹³¹ I	1.8×10^{-7}	1.8×10^{-7}	1.0×10^{-7}	5.2×10^{-8}	3.4×10^{-8}	2.2×10^{-8}
¹³⁴ Cs	2.6×10^{-8}	1.6×10^{-8}	1.3×10^{-8}	1.4×10^{-8}	1.9×10^{-8}	1.9×10^{-8}
¹³⁷ Cs	2.1×10^{-8}	1.2×10^{-8}	9.6×10^{-9}	1.0×10^{-8}	1.3×10^{-8}	1.3×10^{-8}
⁹⁰ Sr	2.3×10^{-7}	7.3×10^{-8}	4.7×10^{-8}	6.0×10^{-8}	8.0×10^{-8}	2.8×10^{-8}
²³⁰ U	7.9×10^{-7}	3.0×10^{-7}	1.5×10^{-7}	1.0×10^{-7}	6.6×10^{-8}	5.6×10^{-8}
²³¹ U	3.1×10^{-9}	2.0×10^{-9}	1.0×10^{-9}	6.1×10^{-10}	3.5×10^{-10}	2.8×10^{-10}
²³² U	2.5×10^{-6}	8.2×10^{-7}	5.8×10^{-7}	5.7×10^{-7}	6.4×10^{-7}	3.3×10^{-7}
²³³ U	3.8×10^{-7}	1.4×10^{-7}	9.2×10^{-8}	7.8×10^{-8}	7.8×10^{-8}	5.1×10^{-8}
²³⁴ U	3.7×10^{-7}	1.3×10^{-7}	8.8×10^{-8}	7.4×10^{-8}	7.4×10^{-8}	4.9×10^{-8}
²³⁵ U	3.5×10^{-7}	1.3×10^{-7}	8.5×10^{-8}	7.1×10^{-8}	7.0×10^{-8}	4.7×10^{-8}
²³⁶ U	8.3×10^{-9}	1.3×10^{-7}	8.4×10^{-8}	7.0×10^{-8}	7.0×10^{-8}	4.7×10^{-8}
²³⁷ U	8.3×10^{-9}	5.4×10^{-9}	2.8×10^{-9}	1.6×10^{-9}	9.5×10^{-10}	7.6×10^{-10}
²³⁸ U	3.4×10^{-7}	1.2×10^{-7}	8.0×10^{-8}	6.8×10^{-8}	6.7×10^{-8}	4.5×10^{-8}
²³⁹ U	3.4×10^{-10}	1.9×10^{-10}	9.3×10^{-11}	5.4×10^{-11}	3.5×10^{-11}	2.7×10^{-11}
²⁴⁰ U	1.3×10^{-8}	8.1×10^{-9}	4.1×10^{-9}	2.4×10^{-9}	1.4×10^{-9}	1.1×10^{-9}
²³⁸ Pu	4.0×10^{-6}	4.0×10^{-7}	3.1×10^{-7}	2.4×10^{-7}	2.2×10^{-7}	2.3×10^{-7}
²³⁹ Pu	4.2×10^{-6}	4.2×10^{-7}	3.3×10^{-7}	2.7×10^{-7}	2.4×10^{-7}	2.5×10^{-7}
²⁴⁰ Pu	4.2×10^{-6}	4.2×10^{-7}	3.3×10^{-7}	2.7×10^{-7}	2.4×10^{-7}	2.5×10^{-7}
²⁴² Pu	4.0×10^{-6}	4.0×10^{-7}	3.2×10^{-7}	2.6×10^{-7}	2.3×10^{-7}	2.4×10^{-7}
²⁴¹ Am	3.7×10^{-6}	3.7×10^{-7}	2.7×10^{-7}	2.2×10^{-7}	2.0×10^{-7}	2.0×10^{-7}
²⁴² Cm	5.9×10^{-7}	7.6×10^{-8}	3.9×10^{-8}	2.4×10^{-8}	1.5×10^{-8}	1.2×10^{-8}
²⁴³ Cm	3.2×10^{-6}	3.3×10^{-7}	2.2×10^{-7}	1.6×10^{-7}	1.4×10^{-7}	1.5×10^{-7}
²⁴⁴ Cm	2.9×10^{-6}	2.9×10^{-7}	1.9×10^{-7}	1.4×10^{-7}	1.2×10^{-7}	1.2×10^{-7}

注) 上表の値は、日本国内の現行法令にはまだ取入れられていない。

(出典 : ICRP Publication 72, Table A.1)

4.2.2. 内部被ばくモデル

(1) 内部被ばくモデルに関する文献と放射性核種毎のモデル

ICRP の内部被ばくモデルに関しては、1990 年勧告以前の ICRP 出版物とその特徴について表 4.2-6 に、1990 年勧告以降の ICRP 出版物とその特徴について表 4.2-7 に整理した。また、防災指針における飲食物摂取制限と関連する放射性核種の体内動態モデルが記載されている ICRP 出版物を表 4.2-8 に示す。

ICRP Publ.30 までは作業員、すなわち成人のモデルであったが、その後は、公衆の内部被ばくも対象になるにつれて、作業員のような成人だけではなく乳児、幼児、子供も含む代謝モデル（体内動態モデル）が開発された。年齢区分は以下の表 4.2-9 のとおりである。

1990 年の ICRP の勧告で、「実効線量当量」という用語が「実効線量」に変更された。実効線量当量と実効線量の概念はほぼ似たものであったが、組織荷重係数 W_T の数値が更新されたため、ICRP Publ.60 以前に出た ICRP Publ.56 は内部被ばく実効線量への換算係数を変更する必要があった。

内部被ばく線量評価に大きな影響を与えたのは、ICRP Publ.66 に示された新呼吸気道モデルであった。新呼吸気道モデルは ICRP Publ.30 の呼吸器系モデルを全ての点で大幅に改訂、高度化したものであった。ICRP Publ.30 では、肺に沈着した物質が、呼吸気道から血液及び胃へと移行していく過程をクリアランスと呼びコンパートメントモデルでモデル化した。各コンパートメントでの半減期が長くなるに従って、D(10 日未満)、W(10 日から 100 日)及び Y(100 日超)クラスと定義されていた。ICRP Pub. 66 で、クリアランスクラス D、W、Y は呼吸器から血液への溶解込み易さという概念に変更され、クラス分類はタイプ F(fast)、M(moderate)、S(slow)に変更された。

表 4.2-6 ICRP Publ.60 以前の内部被ばくに関する ICRP 出版物 (Publ.56 は含まず)

ICRP Publ 番号	レポートで示した内部被ばくモデル	備考
2 (1960)	職業人（作業者）を対象とした関連臓器（および決定臓器）の線量評価のモデル	- 体内動態モデルは「可溶性」と「難溶性」についての単純なコンパートメントモデルを使用 - 線量評価用には各臓器を半径の異なる水球モデルで近似し、放射線は放射性物質のある臓器のみが被ばくすると仮定
10 (1968)	ICRP Publ.2 のバイオアッセイモニタリングのための排泄モデルとデータ	排泄モデルのみであり、体内動態モデルの記述はない。
19 (1972)	呼吸器系のクリアランスモデルおよびプルトニウムとアクチノイド元素の体内動態モデル	ICRP Publ.30 の呼吸器系モデルの原型
20 (1973)	アルカリ土類 (Ca,Sr,Ba,Ra) の体内動態モデル	ICRP Publ.30 のアルカリ土類の体内動態モデルの原型
30 (1978-1987)	職業人（作業者）の実効線量当量と組織線量当量評価のモデル	- 複数のコンパートメントを用いた体内動態モデル - 比実効エネルギー（線源器官→標的器官）(Sv/Bq)という考え方を用い、体を人体数学ファントムで表現して線量計算を行う。

表 4.2-7 ICRP Publ.60 以降の内部被ばくに関する ICRP 出版物 (Publ.56 も含む)

ICRP Publ 番号	レポートの目的	対象元素（下線は防災指針にある）	年齢依存体内動態モデルの記述
56(1989)	公衆の年齢依存の線量係数（経口および吸入）	H,C, <u>Sr</u> ,Zr,Nb, Ru, <u>I</u> , <u>Cs</u> ,Ce, <u>Pu</u> , <u>Am</u> , Np	本文中に左記の元素の体内動態モデルと移行係数
67(1993)	公衆の年齢依存の線量係数（経口のみ）	S,Co,Ni,Zn, <u>Sr</u> ,Mo, Te,Ag,Te,Ba,Pb,Po, Ra	付属書 A：アルカリ土類元素（<u>Sr</u>,Ra,Ca など）,Pb 体内動態モデルと移行係数 付属書 B：<u>Pu</u>,<u>Am</u>,Np 体内動態モデルと移行係数 付属書 C：H,C,Zr,Nb,Ru,<u>I</u>,<u>Cs</u>,Ce,<u>Pu</u>,<u>Am</u>,Np (ICRP56 に Pub.60 の組織荷重係数を適用した線量係数表改訂)
68(1994)	作業者の放射性核種摂取の線量係数	H,Fe,Zn,Se,Nb,Sr, Zr,Mo,Ag,Sb,Te,I, Ba,Ce,Pb,Po,Ra, Th,U,Np,Pu,Am	体内動態モデルとパラメータは Publ.69,67,56,30（新しいものを優先的に）使用
69(1994)	公衆の年齢依存の線量係数（経口のみ）	Fe,Se,Sb,Th, <u>U</u>	本文中に左記の元素の体内動態モデルと移行係数
71(1995)	公衆の年齢依存の線量係数（吸入のみ）	H,C,S,Ca,Fe,Co,Ni, Zn,Se, <u>Sr</u> ,Zr,Nb,M o,Te,Ru,Ag,Sb,Te, <u>I</u> , <u>Cs</u> ,Ba,Ce,Pb,Po,R a,Th, <u>U</u> ,Np, <u>Pu</u> , <u>Am</u> , <u>Cm</u>	付属書 A：Ca の体内動態モデルとパラメータ 付属書 B：Cm の体内動態モデルとパラメータ 付属書 C：Pb,Ra,Te,Th,U の摂取に伴う子孫核種の体内動態モデルとパラメータ 付属書 D：吸収タイプ F,M,S への化合物の割振
78(1997)	作業者の内部被ばくの個人モニタリング	H,Fe,Co,Sr,Ru,I,C s,Ra,Th,U,Np,Pu, Am,Cm,Cf	2006 年現在内部被ばくに関する最新の報告書（ただし職業人のみ）
100(2006)	新消化管モデル	<u>Sr</u> , <u>Cd</u> , <u>Ru</u> , <u>Pb</u> , <u>Pu</u>	ICRP30 の消化管モデルの改訂

表 4.2-8 注目する放射性核種の体内動態モデルが記載されている ICRP 出版物

対象 採択	ICRP30 (作業者) 1978-1987	ICRP56 (公衆) 1989	ICRP67 (公衆) 1993	ICRP68 (作業者) 1994	ICRP69 (公衆) 1994	ICRP71 (公衆) 1995	ICRP78 (作業者) 1997
I	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル (ICRP30 に 少し改訂を 加えたもの)	ICRP56 モデル	ICRP56 モデル		ICRP67 モデル (ICRP56 モデルと同じ)	ICRP67 モデル
Cs	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル (ICRP30 と 同じモデル)	ICRP56 モデル	ICRP56 モデル		ICRP56 モデル	ICRP56 モデル
Sr	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル	ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル
U	ICRP30 モデル			ICRP69 モデル	ICRP69 モデル	ICRP69 モデル	ICRP69 モデル
Pu	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル	ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル
Am	ICRP30 モデル	ICRP56 モデル	ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル
Cm	ICRP30 モデル			ICRP68 モデル		ICRP68 モデル (ICRP68 モデル解 説 : Am と同じ)	ICRP68 モデル (71 モデル と記述されている。)

(注)ICRP Publ.68 でウランについては、ICRP69 モデルを用いている。

表 4.2-9 線量評価のための公衆の年齢区分

年齢区分	適用年齢範囲
3 ヶ月児(乳児)	0～12 ヶ月
1 歳児	1 歳～2 歳
5 歳児	2 歳～7 歳
10 歳児	7 歳～12 歳
15 歳児	12 歳～17 歳
成人	18 歳以上

(2) 主要核種毎の吸収モデル

以下、主要核種ごとにどのようなモデルが用いられているかを示す。

a) プルトニウムのモデル

公衆のプルトニウムに関するこの代謝モデルは ICRP Publ.56 に初めて示された。このモデルはコンパートメント間の移行の中に、従来表現していなかったリサイクルの経路を含むものであった。このモデルを図 4.2-1 に示し、パラメータを表 4.2-10 に示す。

ICRP Publ.56 の呼吸器系モデルを新呼吸器系モデルに置き換え、かつ一部のコンパートメントが改訂された代謝挙動モデルが ICRP Publ.67 に示された。代謝モデルの改訂された部分は排泄経路にある器官の膀胱の追加とそれに伴う腎臓の詳細化、及び軟組織等の代謝モデルの詳細化及びリサイクル経路を含む表示であった。このモデルを図 4.2-2 に示し、パラメータを表 4.2-11 に示す。

ICRP Publ.67 以降に示されたプルトニウムの内部被ばく線量評価に関連するモデルは、一部乳幼児の k_1 パラメータの改訂 (ICRP Publ.71) を除けば、ICRP Publ.78 までは、全て ICRP Publ.67 に示されたモデルにそのまま従っている。

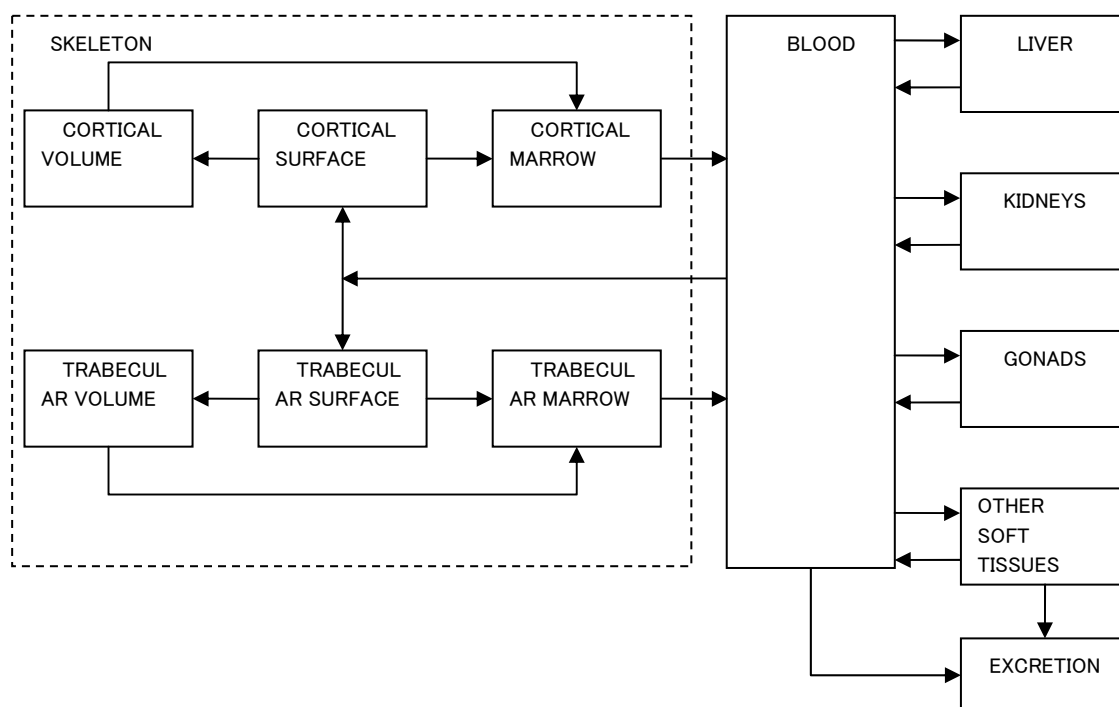


図 4.2-1 ICRP Publ.56 のプルトニウムの体内動態モデル

表 4.2-10 ICRP Publ.56 のプルトニウムの体内動態モデルコンパートメントモデル
のパラメータ

	Age					
	3 Months	1 Year	5 Years	10 Years	15 Years	Adult
GI absorption fraction	0.100E-01	0.100E-02	0.100E-02	0.100E-02	0.100E-02	0.100E-02
Fraction of activity assumed to go directly from plasma to excretion	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01	0.400E-01
Fraction of non-excreted activity in plasma going to compartment: ^{a)}						
trab bone surf	0.350E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00
cort bone surf	0.350E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.300E+00	0.200E+00
liver	0.100E+00	0.200E+00	0.200E+00	0.200E+00	0.200E+00	0.300E+00
kidneys	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02	0.500E-02
testes	0.207E-04	0.252E-04	0.340E-04	0.394E-04	0.323E-03	0.365E-03
ovaries	0.505E-05	0.744E-05	0.180E-04	0.326E-04	0.115E-03	0.115E-03
other tissues	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00	0.195E+00
Non-zero removal rates from compartments (d ⁻¹):						
trab bone surf to bone vol	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.246E-03
cort bone surf to bone vol	0.822E-02	0.288E-02	0.153E-02	0.904E-03	0.521E-03	0.410E-04
trab bone vol to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.493E-03
cort bone vol to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.153E-02	0.904E-03	0.521E-03	0.821E-04
trab bone surf to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.493E-03
cort bone surf to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.153E-02	0.904E-03	0.521E-03	0.821E-04
trab marrow to blood	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02
cort marrow to blood	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02	0.770E-02
liver to plasma	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03	0.190E-03
kidneys to plasma	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02	0.139E-02
other tissues to plasma	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03	0.962E-03
other tissues to excretion	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03	0.428E-03
blood, total outflow	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00	0.815E+00

a) The fraction of absorbed activity in plasma going to compartments can be derived by multiplications of these values with 0.96.

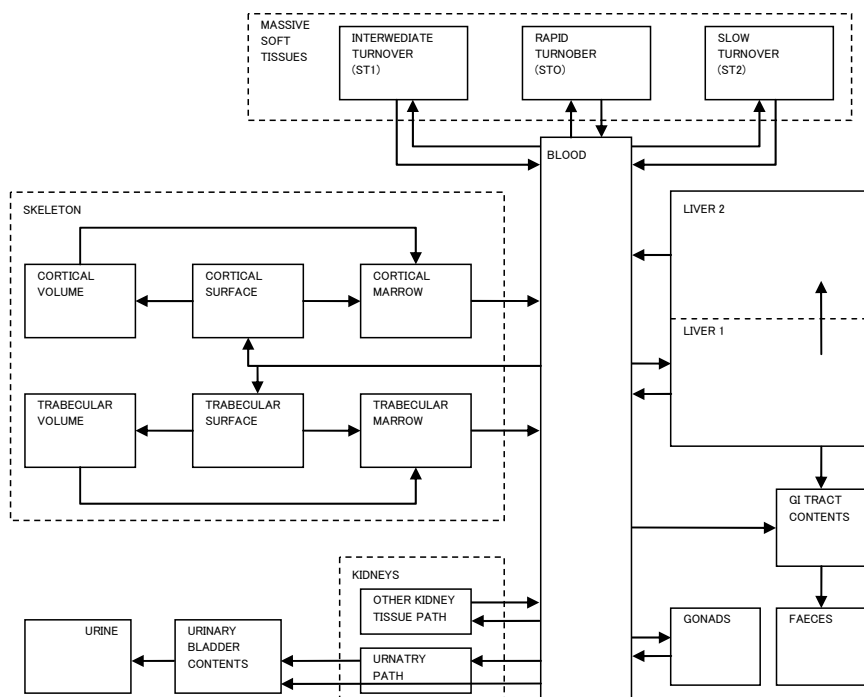


図 4.2-2 ICRP Publ.67 のプルトニウムの体内動態モデル

表 4.2-11 ICRP Publ.67 のプルトニウムの体内動態モデルのパラメータ

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for plutonium model.						
	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	Adult
blood to Liver 1	0.0647	0.0647	0.1294	0.1294	0.1294	0.1941
blood to cortical surface	0.2264	0.2264	0.1941	0.1941	0.1941	0.1294
blood to trabecular surface	0.2264	0.2264	0.1941	0.1941	0.1941	0.1941
blood to urinary bladder content	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129
blood to kidney (urinary path)	0.00647	0.00647	0.00647	0.00647	0.00647	0.00647
blood to other kidney tissue	0.00323	0.00323	0.00323	0.00323	0.00323	0.00323
blood to ULI contents	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129
blood to testes	0.000013	0.000019	0.000022	0.000026	0.000021	0.000023
blood to ovaries	0.000008	0.000010	0.000026	0.000045	0.000078	0.000071
blood to ST0	0.2773	0.2773	0.2773	0.2773	0.2773	0.2773
blood to ST1	0.0806	0.0806	0.0806	0.0806	0.0806	0.0806
blood to ST2	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129	0.0129
ST0 to blood	0.693	0.693	0.693	0.693	0.693	0.693
kidneys (urinary path) to bladder	0.01386	0.01386	0.01386	0.01386	0.01386	0.01386
other kidney tissue to blood	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139
ST1 to blood	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475
ST1 to urinary bladder contents	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475	0.000475
ST2 to blood	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019
trabecular surface to volume	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000247
trabecular surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
cortical surface to volume	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000411
cortical surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
trabecular volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
cortical volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
cort/trab bone marrow to blood	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076
Liver 1 to Liver 2	0.00177	0.00177	0.00177	0.00177	0.00177	0.00177
Liver 1 to small intestine	0.000133	0.000133	0.000133	0.000133	0.000133	0.000133
Liver 2 to blood	0.000211	0.000211	0.000211	0.000211	0.000211	0.000211
gonads to blood	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019
f_1	0.005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005

b) ウランのモデル

ウランに対しては、この ICRP Publ.69 に新呼吸器系モデルを用い、かつ一部のコンパートメントが改訂された代謝挙動モデルが示された。改訂された部分は ICRP Publ.67 のプルトニウムのコンパートメントモデルに類似している。このモデルを図 4.2-3 に示し、パラメータを表 4.2-12 に示す。

これ以降に示されたウランの内部被ばく線量評価に関連するモデルは、ICRP Publ.78 までは、全て ICRP Publ.69 に従っている。

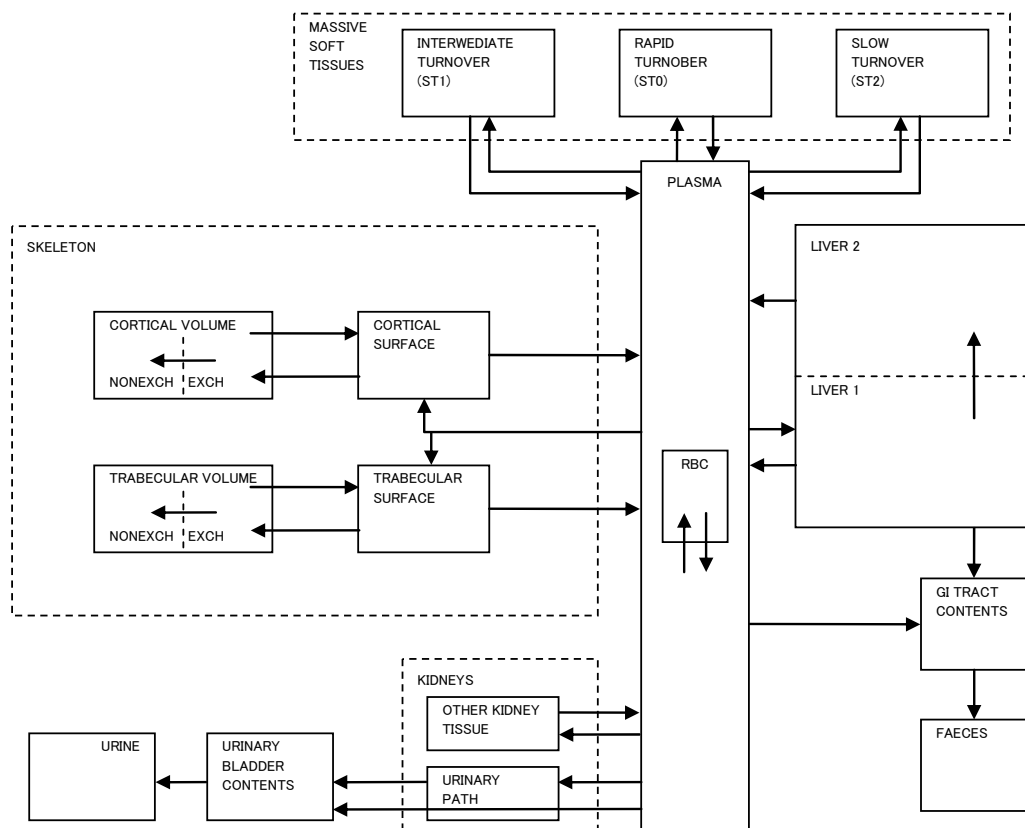


図 4.2-3 ICRP Publ.69 のウランの体内動態モデル

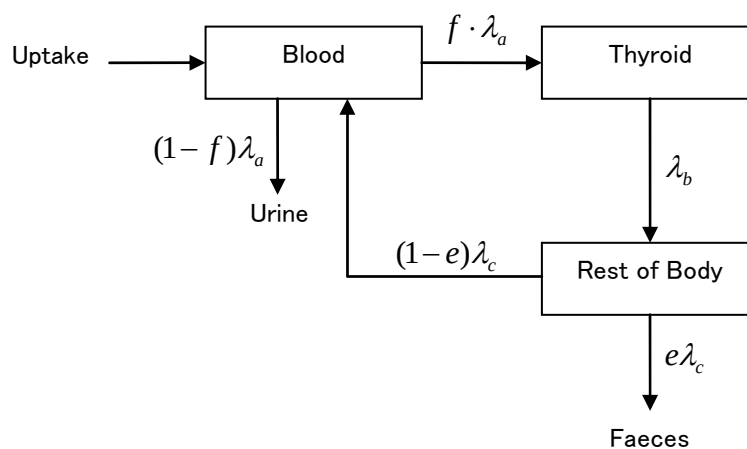
表 4.2-12 ICRP Publ.69 のウランの体内動態モデルのパラメータ

	Age-specific transfer rates (d^{-1}) for uranium model					
	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	Adult
Plasma to ST0	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01	1.050E+01
Plasma to RBC	1.590E-01	2.100E-01	2.190E-01	1.910E-01	1.600E-01	2.450E-01
Plasma to Urinary bladder	9.990E+00	1.326E+01	1.380E+01	1.206E+01	1.010E+01	1.543E+01
Plasma to Urinary path	1.900E+00	2.520E+00	2.630E+00	2.300E+00	1.920E+00	2.940E+00
Plasma to Other kidney tissue	7.900E-03	1.050E-02	1.100E-02	9.600E-03	8.000E-03	1.220E-02
Plasma to ULI contents	7.900E-02	1.050E-01	1.100E-01	9.600E-02	8.000E-02	1.220E-01
Plasma to Liver 1	2.380E-01	3.160E-01	3.290E-01	2.870E-01	2.400E-01	3.670E-01
Plasma to ST1	1.050E+00	1.400E+00	1.460E+00	1.270E+00	1.070E+00	1.630E+00
Plasma to ST2	4.760E-02	6.310E-02	6.570E-02	5.740E-02	4.810E-02	7.350E-02
Plasma to Trabecular surfaces	2.200E+00	1.320E+00	1.310E+00	2.070E+00	3.030E+00	2.040E+00
Plasma to Cortical surfaces	8.820E+00	5.290E+00	4.570E+00	6.160E+00	7.840E+00	1.630E+00
ST0 to Plasma	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00	8.320E+00
RBC to Plasma	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01	3.470E-01
Other kidney tissue to Plasma	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04	3.800E-04
Liver 1 to Plasma	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02	9.200E-02
Liver 2 to Plasma	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04	1.900E-04
ST1 to Plasma	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02	3.470E-02
ST2 to Plasma	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05	1.900E-05
Bone surfaces to Plasma	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02
Nonexch trab. vol. to Plasma	8.220E-03	2.880E-03	1.810E-03	1.320E-03	9.590E-04	4.930E-04
Nonexch cort. vol. to Plasma	8.220E-03	2.880E-03	1.530E-03	9.040E-04	5.210E-04	8.210E-05
Urinary path to Urinary bladder	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02	9.900E-02
Liver 1 to Liver 2	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03	6.930E-03
Bone surfaces to Exch. volume	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02	6.930E-02
Exch. bone vol. to Bone surfaces	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02	1.730E-02
Exch. bone vol. to Nonexch vol.	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03	5.780E-03
f_1	4.000E-02	2.000E-02	2.000E-02	2.000E-02	2.000E-02	2.000E-02

Parameters are given to sufficient precision for calculational purposes. This may be more precise than the biological data would support.

c) ヨウ素のモデル

ヨウ素の体内動態モデルは、ICRP Publ.30 をベースにしたものが ICRP Publ.56 に示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はないが、ICRP Publ.67 でも使用されているため、ICRP Publ.67 モデルと書かれる場合もある。このモデルを図 4.2-4 に、パラメータを表 4.2-13 に示す。



$$\lambda a = \frac{0.693}{T_a} d^{-1}$$

$$\lambda b = \frac{0.693}{T_b} d^{-1}$$

$$\lambda c = \frac{0.693}{T_c} d^{-1}$$

図 4.2-4 ヨウ素の体内動態モデル（呼吸器系、胃腸管を除く）
（出典：ICRP Publication 56, Publication 67）

表 4.2-13 ヨウ素の体内動態モデルのパラメータ

Biokinetic data for iodine							
Age	f	Uptake by thyroid %	Faecal excretion %	Biological half - time (d)			"Apparent half - time"(d)
				Blood	Thyroid	Rest of body	Thyroid*
				T_a	T_b	T_c	
3 months	1	30	20	0.25	11.2	1.12	15
1 year	1	30	20	0.25	15	1.5	20
5 years	1	30	20	0.25	23	2.3	30
10 years	1	30	20	0.25	58	5.8	70
15 years	1	30	20	0.25	67	6.7	80
Adult	$\frac{1}{\dagger}$	30 $\dagger$	20	0.25 $\dagger$	80 $\dagger$	12 $\dagger$	91

*Between 2 and 16 days after intake to the thyroid

$\dagger$ Value from ICRP Publication 30 (ICRP, 1979).

（出典：ICRP Publication 56, Publication 67）

d) セシウムのモデル

セシウムの体内動態モデルは ICRP Publ.30 をベースにしたものが ICRP Publ.56 で示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。このモデルを図 4.2-5 に、パラメータを表 4.2-14 に示す。

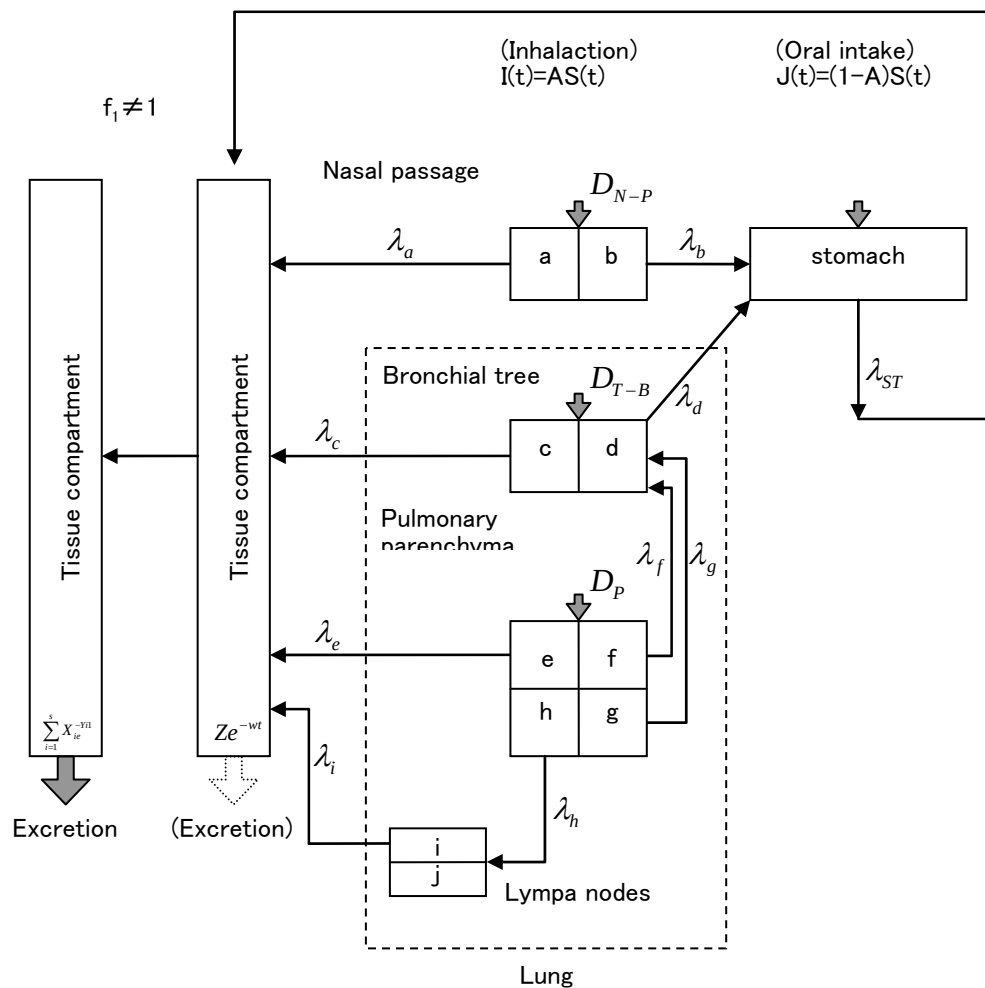


図 4.2-5 セシウムの体内動態モデル
(出典：ICRP Publication 56)

表 4.2-14 セシウムの体内動態モデルのパラメータ

Biokinetic data for caesium						
Age	f_1	Distribution(%)		Biological half-time (d)		
		Total body		Total body		
		A	B	A	B	
3 months	1	—	100	—		16
1 year	1	—	100	—		13
5 years	1	45	55	9.1		30
10 years	1	30	70	5.8		50
15 years	1	13	87	2.2		93
Adult	1*	10*	90*	2*		110*

*Value from *ICRP publication 30*(ICRP, 1979); appropriate for males; conservative if applied for calculating dose coefficients for females (see text).

(出典 : ICRP Publication 56)

e) ストロンチウムのモデル

ストロンチウムの体内動態モデルは ICRP Publ.56 に示されたが、その後 ICRP Publ.67 でアルカリ土類全体のモデルの一部として ICRP Publ.56 を改訂したものが示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。このモデルを図 4.2-6 に、パラメータを表 4.2-15 に示す。

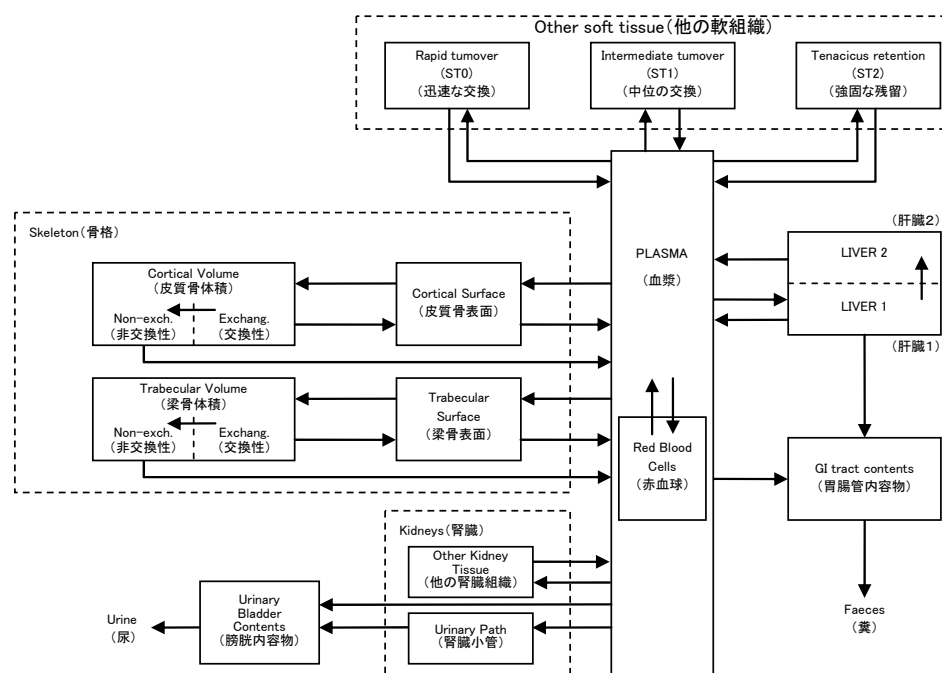


図 4.2-6 ストロンチウムの体内動態モデル

(出典 : ICRP Publication 56)

表 4.2-15 ストロンチウムの体内動態モデルのパラメータ

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for strontium model

	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	Adult
plasma to urinary bladder contents	0.577	1.27	1.38	1.02	0.600	1.73
plasma to ULI contents	0.175	0.385	0.42	0.308	0.182	0.525
plasma to trabecular bone surface	2.25	1.35	1.33	2.12	3.10	2.08
plasma to cortical bone surface	9.00	5.40	4.67	6.28	8.00	1.67
plasma to ST0	2.50	5.50	6.00	4.40	2.60	7.50
plasma to ST1	0.50	1.10	1.20	0.880	0.52	1.50
plasma to ST2	0.0010	0.0022	0.0024	0.0018	0.0010	0.0030
bone surface to plasma	0.601	0.601	0.601	0.601	0.601	0.578
bone surface to exch ^a bone volume	0.0924	0.0924	0.0924	0.0924	0.0924	0.116
exch bone volume to bone surface	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043
exch bone volume to nonexch ^a volume	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043	0.0043
nonexch trabecular volume to plasma	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
nonexch cortical volume to plasma	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
ST0 to plasma	0.833	1.83	2.00	1.47	0.867	2.50
ST1 to plasma	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116
ST2 to plasma	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038	0.00038
f_1	0.6	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3

^aexch= exchangeable, nonexch = nonexchangeable

(出典 : ICRP Publication 56)

f) アメリシウムのモデル

アメリシウムの体内動態モデルは ICRP Publ.67 に示された。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。このモデルを図 4.2-7 に、パラメータを表 4.2-16 に示す。

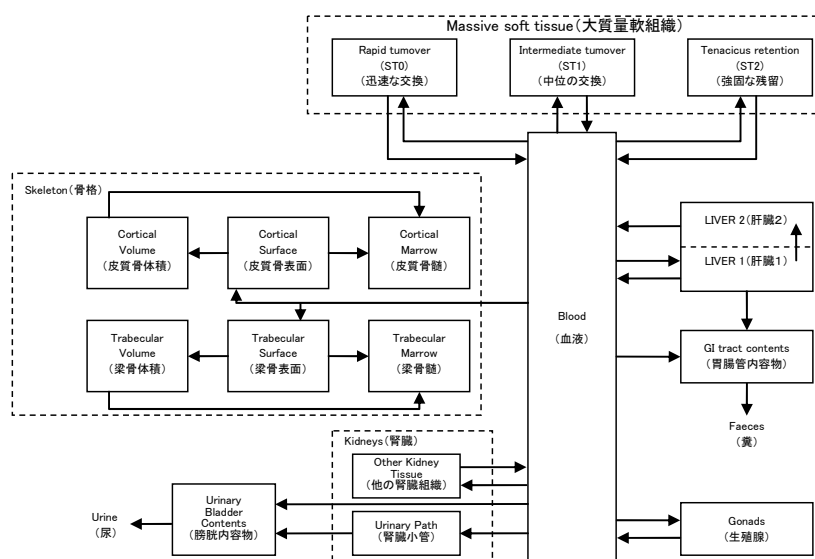


図 4.2-7 アメリシウムの体内動態モデル

(出典 : ICRP Publication 67)

表 4.2-16 アメリシウムの体内動態モデルのパラメータ

Age-specific transfer rates (d^{-1}) for americium model.						
	Age					
	3 mo	1 y	5 y	10 y	15 y	adult
blood to liver 1	2.33	2.33	6.98	6.98	6.98	11.6
blood to cortical surface	8.15	8.15	5.82	5.82	5.82	3.49
blood to trabecular surface	8.15	8.15	5.82	5.82	5.82	3.49
blood to urinary bladder content	1.63	1.63	1.63	1.63	1.63	1.63
blood to kidney (urinary path)	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466
blood to other kidney tissue	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116	0.116
blood to ULI contents	0.303	0.303	0.303	0.303	0.303	0.303
blood to testes	0.00047	0.00070	0.00079	0.00093	0.0075	0.0082
blood to ovaries	0.00028	0.00037	0.00093	0.0016	0.0028	0.0026
blood to ST0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0	10.0
blood to ST1	1.67	1.67	1.67	1.67	1.67	1.67
blood to ST2	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466	0.466
ST0 to blood	1.386	1.386	1.386	1.386	1.386	1.386
kidneys (urinary path) to bladder	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099	0.099
other kidney tissue to blood	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139	0.00139
ST1 to blood	0.0139	0.0139	0.0139	0.0139	0.0139	0.0139
ST2 to blood	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019	0.000019
trabecular surface to volume	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000247
trabecular surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
Cortical surface to volume	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000411
Cortical surface to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
trabecular volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00181	0.00132	0.000959	0.000493
Cortical volume to marrow	0.00822	0.00288	0.00153	0.000904	0.000521	0.0000821
cort/trab bone marrow to blood	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076	0.0076
liver 1 to blood	0.00185	0.00185	0.00185	0.00185	0.00185	0.00185
liver 1 to small intestine	0.000049	0.000049	0.000049	0.000049	0.000049	0.000049
gonads to blood	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019	0.00019
f_1	0.005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005	0.0005

(出典 : ICRP Publication 67)

g) キュリウムのモデル

キュリウムの体内動態モデルは ICRP Publ.68 で新たなモデルが使用されたが、詳細は ICRP Publ.71 で解説された。キュリウムの体内動態モデル及びパラメータはアメリカシウムと同じものを用いている。このモデルはこれ以降、現在までモデルの変更はない。

(3) ICRP Publ.100 の新消化管モデル (HATM)

ICRP Publ.100 の消化管モデルの特徴は以下のとおりである。

- －消化管領域として新たに口腔と食道が加えられた。
- －消化管臓器形状と通過時間に年齢依存と性別依存を持たせた。
- －口腔、食道、胃について摂取物の形状ごとに別々の通過時間を設定した。
- －血中への吸収については、小腸のみで起こることを基本とするが、必要な場合は他の領域からの吸収を設定することが可能である。
- －各臓器壁と歯表面への放射能の残留を考慮できる。
- －非透過性放射線に対して幹細胞を考慮した標的領域を設定した。

Publ. 100 で用いられている消化管モデルを図 4.2-8 に、以前の Publ.30 で用いられていたモデルを図 4.2-9 に、両モデルの違いを表 4.2-17 に示す。

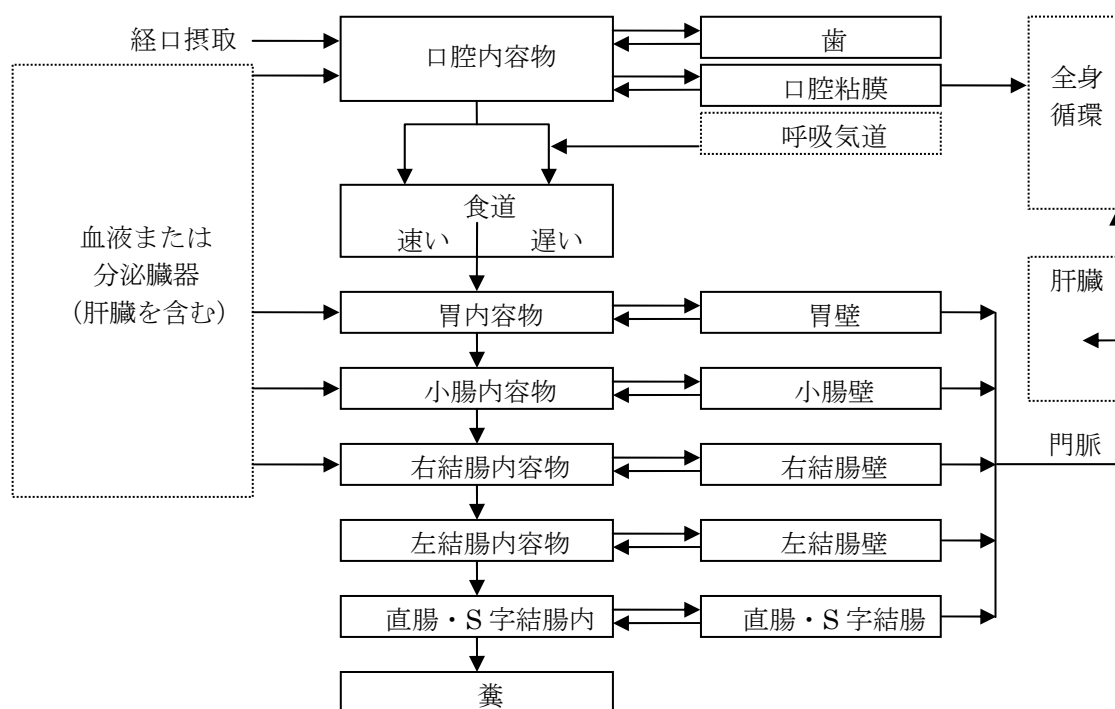


図 4.2-8 Publ.100 のヒト消化管モデル (HATM) の構造 (Fig.5.1)

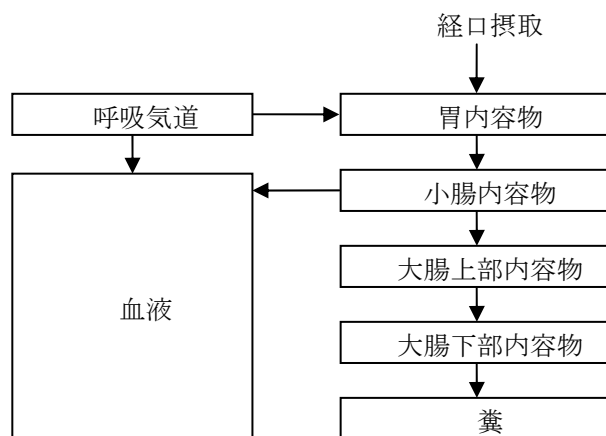


図 4.2-9 Publ.30 の胃腸管モデルの構造 (Fig.5.2)

表 4.2-17 ICRP Publ.100 と ICRP Publ.30 の消化管モデルの比較

項目		ICRP Publ.100	ICRP Publ.30
コンパートメント		総計 15 個 ・ 口腔（口腔内容物、歯、口腔粘膜） ・ 食道（速い、遅い） ・ 胃（胃内容物、胃壁） ・ 小腸（小腸内容物、小腸壁） ・ 大腸（右結腸内容物、右結腸壁、左結腸内容物、左結腸壁、直腸・S 字結腸内容物、直腸・S 字結腸壁）	総計 4 個 ・ 胃（胃内容物） ・ 小腸（小腸内容物） ・ 大腸（大腸上部内容物、大腸下部内容物）
移行係数	年齢依存	あり	なし
	性別依存	成人のみ	なし
	物質依存	液体、固形物、全食事	なし
歯への移行		核種によって評価される（例：Cd-115）	なし
血液への吸収		小腸から なお、特別な情報がある時のみ、口腔、胃、小腸、右結腸、左結腸、直腸・S 字結腸も考慮	小腸からのみ
肝臓への移行		全身循環の前に、一部が門脈から肝臓へ移行	明示されていない
経口摂取		始めに口腔内容物に沈着	始めに胃内容物に沈着
呼吸軌道からの移行		食道（遅い）へ移行	胃内容物へ移行
分泌臓器からの移行		口腔内容物、胃内容物、小腸内容物、右結腸内容物への分泌臓器からの移行を考慮	明示されていない
フィードバック		歯と口腔粘膜、胃腸内容物と壁にフィードバックがある（簡単化のため、考慮しない場合もある）	胃から大腸下部へと一方向に流れている

注）上表の Publ.100 に基づく評価は、まだ国内法令には取入れられていない。

(4) 内部被ばくモデルの不確かさについて

ICRP Publ.100 では不確かさをつぎのように記載されている。

a) 不確かさの定義

‘不確かさ’とは HATM(Publication 100)におけるヒト消化管モデル、図 4.2-8 参照)のある成分（例えば、パラメータ値）における信頼度や、ある母集団から算術平均や幾何平均によって代表値を推定する際の信頼度のことを指す。不確かさのことを、ある母集団における‘ばらつき’と混同すべきではない。‘ばらつき’とは、類似の条件における異なる個人間の差（個人間のばらつき）と、同一個人の異なる条件における差（個人内のばらつき）のことを指す。

ここで、ある値の不確かさは、90%の信頼度を持つ区間〔A, B〕で表す。この事は、真の値が区間〔A, B〕内に存在する確率が 90%ということの意味している。別の表現を用いると、真の値が A 以下である確率、または B 以上である確率はそれぞれ 5%であることを意味する。用途や桁の異なるパラメータ同士の不確かさを比較するため、不確定因子(Uncertainty Factor ; $UF=(B/A)^{1/2}$ と定義)の概念を導入する。このファクターは、あるパラメータがその幾何平均(AB)^{1/2}のファクターUF 内において 90%の信頼度を持つことを意味する。この不確かさの記述方法は、あるパラメータに対する代表値やその値の取りうる分布について言及することなく不確かさを表すことができる。

特に断りがない限り、ここで取り扱う不確かさは 73kg、176cm の成人男性についてのものである。以下の HATM の主要な要素について不確かさを与え、それによって生じる線量の不確かさを考える。

- 放射線核種の血中への吸収の不確かさ
- 標的細胞の位置の不確かさ
- 通過時間の不確かさ
- 臓器の寸法の不確かさ

b) 放射線核種の吸収の不確かさ

血中への取り込み割合の不確かさは元素ごとに大きく異なる。次のような区分に分けることができる。

- ・全吸収を仮定できる元素については、不確かさは小さい（H、C、Na、Cl、K、Br、Rb、Mo、I、Cs、Tl、F、S、Ge）。UF は 1.1～1.5 が適切。
- ・取り込み割合が数%の元素でも何度も研究されているものの不確かさは小さい（Cu、Zn、Mg、Te、As、Ca、Sr、Ba、Ra、Pb、Fe、Mn、Co、U）。UF は 1.5～3 の範囲にある。
- ・ヒトに対するデータが少ない元素（Ru、Ag）や報告書によって値が異なる元素（Be、Sb、Si）、吸収が非常に小さいため精度よく検出できない元素（ほとんどのアクチ

ノイド元素とランタノイド元素) の不確かさはさらに大きい。

- ・吸収の小さい元素でもヒトを対象とした研究の多い元素 (Pu、Am、Cm) の取り込み割合の不確かさは、成人で UF=3~4 である。
- ・ヒトにおけるデータがなく取り込み割合が非常に小さい (約 0.01%) 元素の不確かさは最も大きい (Sm、Gd、Dy、Er、Tm、Ac、Y、Sc)。

表 4.2-18 に ^{90}Sr 、 ^{106}Ru 、 ^{239}Pu の取り込み割合の不確かさおよびそれによって導かれる結腸線量と預託実効線量の不確かさを示す。血中放射能からの線量が多い ^{90}Sr と ^{239}Pu は f_A と預託実効線量の不確かさがほぼ等しい。対して、結腸の線量が預託実効線量に大きく寄与する ^{106}Ru は預託実効線量の不確かさは f_A の不確かさに比べ小さい。

表 4.2-18 取り込み割合の不確かさとそれによって生じる線量係数の不確かさ

核種	取り込み割合不確かさ f_A		結腸線量不確かさ		預託実効線量不確かさ	
	B/A	UF	B/A	UF	B/A	UF
^{90}Sr	4.0	2.0	1.2	1.1	3.9	2.0
^{106}Ru	20	4.5	1.3	1.1	2.8	1.7
^{239}Pu	10	3.2	1.0	1.0	10	3.2

注) 不確かさを示す 90%信頼区間 [A,B] を B/A で示し、その値に基づく不確定因子 UF を示している。この二つをまとめ、改めて「不確かさ」として表現している。

c) 標的領域の位置の不確かさ

HATM では各領域の粘膜層にある幹細胞を標的とし、線量を計算している。透過性放射線については各臓器壁の平均線量を標的細胞の線量として用いても問題ないが、非透過性放射線の場合は、標的細胞の位置によって線量は変化する。

一般的に結腸の線量が消化管線量の中で占める割合が大きいため、ここでは結腸線量の不確かさを考える。結腸の標的は陰窩の基底にある幹細胞であるとされており、陰窩や幹細胞の深さの不確かさが考えられるが、結腸内腔表面に見られる異形細胞による不確かさも考えられている。つまり、幹細胞だけを標的にすべきかどうかの考えによる不確かさが存在する。しかし、この考えには反対意見もある。表 4.2-19 に結腸の標的層の深さと厚さの違いによる線量の変化を、デフォルト値 (標的層 280-300 μm) の場合を基準として示す。標的層の厚さがデフォルトと同じ 20 μm で、深さが異なる場合 (表 4.2-19 の 2, 3 列目) では、最も差の大きい ^{115}Cd で $\pm 10\%$ 程度の差が見られる。 ^{234}U と ^{239}Pu では、内腔放射能からの線量は常に 0 であるが、内腔表面から陰窩底部までを標的層とする極端な仮定では、線量がそれぞれ 1.5 倍と 3 倍になっている。しかし、この増加は実効線量にはほとんど寄与しない。

表 4.2-19 標的領域の位置および厚さを変化させたときの結腸線量係数の変化

核種	標的領域の内腔からの深さ位置 (μm)			
	220-240	340-360	200-300	0-300
⁵⁵ Fe	0%	0%	0%	0%
⁵⁹ Fe	1%	-1%	1%	6%
⁹⁰ Sr	7%	-6%	5%	21%
¹⁰⁶ Ru	3%	-2%	2%	8%
¹¹⁵ Cd	13%	-9%	9%	38%
²³⁴ U	0%	0%	0%	148%
²³⁹ Pu	0%	0%	0%	317%

d) 通過時間の不確かさ

各消化管コンパートメントの通過時間は ICRP Publ.30 の刊行後研究が進み、測定技術による不確かさはかなり低減されてきたが、いまだ通過時間の決定には困難さが残る。例えば、実験に使われるマーカーの物理的特性によって結腸の通過時間が影響を受けることがわかっており、また、現在のいくつかの実験手法には結果に再現性が得られないものもある。通過時間における重大な誤差は、バイオアッセイデータの解釈の時などに個人に対してデフォルトの通過時間を適用する際に生じるおそれがあるため、もし可能なら個別の通過時間を用いるべきである。成人男性の健常人のみを考慮した時、滞留時間の代表値の不確かさは以下のとおりである。

- 口腔と食道の滞留時間の UF は約 2 である。
- 胃、小腸、右結腸、左結腸、直腸・S 字結腸の滞留時間の UF は約 1.5 である。

表 4.2-20 に ⁹⁰Sr、¹⁰⁶Ru、²³⁹Pu の経口摂取時の結腸の通過時間の変化 (8~18 時間、デフォルト値 12 時間の場合、UF は 1.5) による結腸線量と実効線量の UF を示す。⁹⁰Sr と ¹⁰⁶Ru の結腸線量の UF は通過時間の UF を反映している。¹⁰⁶Ru は実効線量に対する結腸線量の寄与が大きいいため、実効線量の UF にも反映される。²³⁹Pu は血中放射線からのみ線量を受けるため、通過時間による線量の不確かさはない。

表 4.2-20 通過時間の不確かさによって生じる線量係数の不確かさ

核種	結腸線量		預託実効線量	
	B/A	UF	B/A	UF
⁹⁰ Sr	2.3	1.5	1.0	1.0
¹⁰⁶ Ru	2.0	1.4	1.3	1.2
²³⁹ Pu	1.0	1.0	1.0	1.0

e) 解剖学的数値の不確かさ

画像診断技術の高度化により、消化管の形状はより詳細に測定できるようになってきたが、個人差や姿勢による変化によって消化管臓器の大きさ、形状、位置関係の代表値を決定することはいまだ困難である。以下に形態計測に関する数値の UF を示す。

- ほとんどの消化管の形状（長さ、内径）の UF には 1.4 が設定される
- 食道の内径については長期間の平均値を推定することが難しいため、UF は 2 に設定される。
- 口腔の内径の UF は 1.3 が妥当と思われる

臓器管の長さの不確かさの寄与による線量の不確かさは、標的組織の線量が臓器管の長さに比例するため、UF は 1.4 となる。臓器管の径の不確かさによる線量への影響を調べるため、結腸の直径を 6cm と 3cm に変化させ、 ^{90}Sr と ^{90}Y について比実効エネルギー（Specific Effective Energy、SEE、以下、「SEE」という）を計算した結果、両者とも SEE の UF は 1.9 であった。これは結腸内腔におけるエネルギー吸収量が内腔の断面積に依存しており、直径の UF が 1.4 だと断面積の UF は 2 となるためである。

注）比実効エネルギー：線源器官に存在する核種から放出された放射線が標的器官に吸収されるエネルギーを表すもので、放射線荷重係数を考慮したものである（器官に蓄積されている放射線源から放出される放射線の種類が考慮されている）。

4.3. 介入レベルに関する基準

ICRP Publ.103 で示されている線量拘束値と参考レベルの概念は、個人線量を制限するために、防護の最適化とともに用いられる。この目的は、これらのレベルを超えないか若しくはそのレベルにとどまることであり、本質的には、経済的および社会的要因を考慮に入れて、すべての線量を合理的に達成できる限り低いレベルに減らすことである（ICRP Publ.103 第 225 項）。ICRP Publ.103 は ICRP Publ.60 との整合性を保つため、計画被ばく状況（患者の医療被ばくを除く）に対しては、『線量拘束値』という用語を用い、緊急時被ばくと現存被ばくに対しては、『参考レベル』という用語を用いている。

ICRP Publ.103 の放射線防護体系で用いられているいろいろな被ばく状況のタイプの線量制限（線量限度、線量拘束値、参考レベル）を被ばくのカテゴリの関連で表 4.3-1 に示す。計画被ばくでは、確実ではないが確率的性格を持つ事象により生じる恐れのある、潜在被ばくも考慮するため、リスク拘束値³も存在する。介入レベルに関連する、得に重要な用語としては線量限度、線量拘束値、参考レベルがあり、その定義を以下に示す(ICRP Publ.103 用語解説)。

線量限度： 計画被ばく状況から個人が受ける、超えてはならない実効線量または等価線量の値。

線量拘束値： ある線源からの個人線量に対する予測的な線源関連の制限値。線源から最も高く被ばくする個人に対する防護の基本レベルを提供し、またその線源に対する防護の最適化における線量の上限值としての役割を果たす。職業被ばくについては、線量拘束値は最適化のプロセスで考察される複数の選択肢の範囲を制限するために使用される個人線量の値である。

参考レベル： 緊急時または現存の制御可能な被ばく状況において、それを上回る被ばくの発生を許す計画の策定は不適切であると診断され、またそれより下では防護の最適化を履行すべき線量またはリスクのレベルを表す用語である。参考レベルに選定される値は、考慮されている被ばく状況の一般的な事情によって決まる。

³ リスク拘束値は線量拘束値に対応する潜在被ばくに関連する制限値である。ある線源に起因する個人リスクの予測的な線源関連の制限値である（Publ.103 用語解説）。線量限度と線量拘束値は潜在被ばくには直接適用されることはない。リスク拘束値は潜在被ばくの受容性を判断する手段である(ICRP Publ.76 の第 2 項、第 3 項)。

表 4.3-1 ICRP Publ.103 の放射線防護体系に用いられる線量拘束値と参考レベル

被ばく状況のタイプ	被ばくのカテゴリー		
	職業被ばく	公衆被ばく	医療被ばく
計画被ばく	線量限度 線量拘束値	線量限度 線量拘束値	診断参考レベル d) (線量拘束値) e)
緊急時被ばく	参考レベル a)	参考レベル	— b)
現存被ばく	— c)	参考レベル	— b)

a) 長期的な回復作業は、計画された職業被ばくの一部

b) 該当なし

c) 長期的な改善作業や、影響を受けた場所での長期的雇用によって生じる被ばくは、たとえその線源が現存するとしても計画被ばくの一部として扱うべきである。

d) 患者

e) 介助者、介護者および研究における志願者

ICRP Publ.63 では、「任意の 1 種類の食料品に対して、ほとんどいつでも正当化される介入レベルは、1 年のうちに回避される実効線量で 10mSv である。」（第 89 項）としている。ただし、「代替食品の供給が容易に得られない状況、あるいは住民集団が重大な混乱に陥りそうな状況では、1 年につき 10mSv よりはるかに高い予測線量レベルでのみ介入は正当化されるかもしれない」（第 89 項）としている。さらに、ICRP Publ.63 では、国際取引の不必要な混乱を避けるために、WHO と食料基準委員会（CAC）は、1mSv を基準として、これより低い放射性核種濃度の食品は、国際取引にあたって無制限に容認しうるとし、非介入レベルと位置付けている。ICRP Publ.82 においても、この 1mSv を介入免除レベルとすることが適当としている。

一方、ICRP Publ.82 では、図 4.3-1、図 4.3-2 に示すように、10mSv を介入が「正当化されそうもない」、「正当化されるかもしれない」の判断基準として示され、図 4.3-3 のように介入することでの回避線量を考えていた。しかし、ICRP Publ.103 では、これに相当する参考レベルとして、NORM、自然バックグラウンド放射線、人間の居住環境中の放射線残渣では、被ばく状況に応じて最大 20mSv としている。ただし、現存被ばく状況では、一般公衆に対しては 1mSv に到達できるように措置をとることを目的に、可能なら数 mSv で設定すべきとしている（ICRP Publ.111）。ある介入レベルに基づいて防護対策を実施した結果、対象とする集団における被ばく線量の分布は、そのレベルよりも、より低いレベルの範囲に移っていくことが期待されるが、その様子を図 4.3-4 に示す。

ICRP の 1990 年勧告（ICRP Publ.60）では線量限度の数値は、この値をわずかに超えた被ばくが続けば、ある決まった行為から加わるリスクは平常状態で“許容不可”「受け容れることができない」と合理的に記述できるようなものとなるように選ぶとある（第 123 項）。

従って、ICRP の 1990 年勧告における、放射線作業者の年間平均 20mSv(5 年間で 100mSv) は、容認できるレベルの上限値と考えられ、これと整合するように、現存被ばく状況の一般公衆に対する参考レベルの上限値を設定したと推測される。

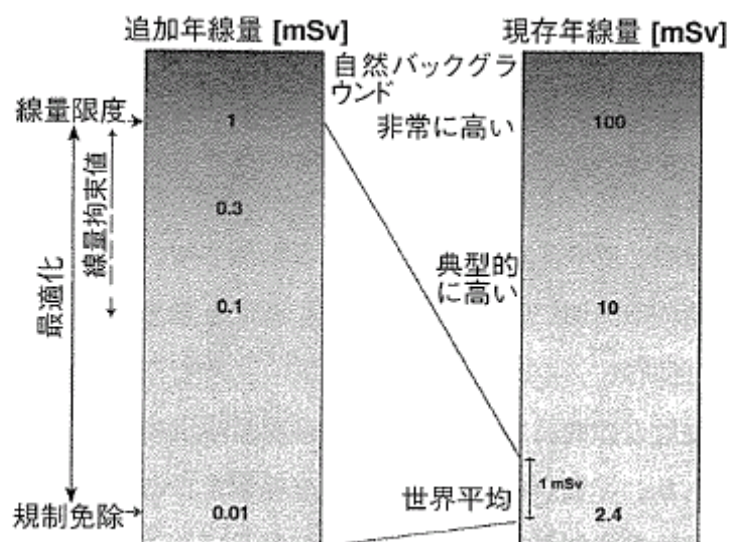


図 4.3-1 現存年線量で示した「自然」バックグラウンド被曝の報告されたレベルと、追加年線量で示した個人の線量制限とを比較した模式図 (ICRP Publ.82)

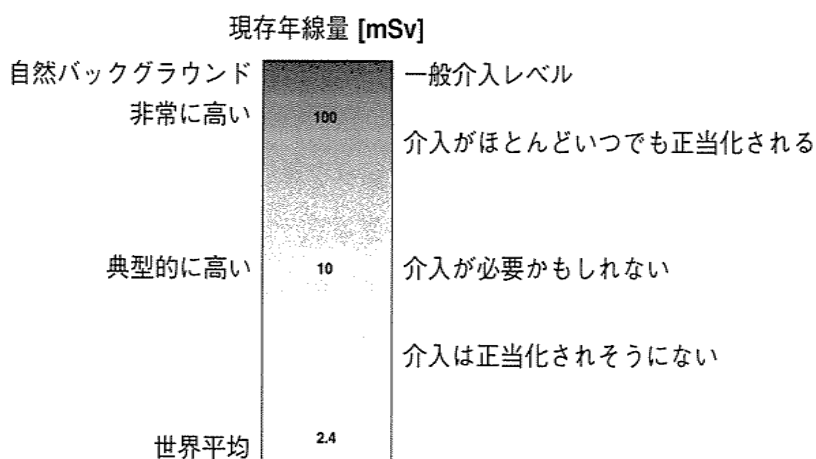


図 4.3-2 「自然」バックグラウンド線量の報告された値と対比した、現存年線量の一般介入レベルの上限値の模式図 (ICRP Publ.82)

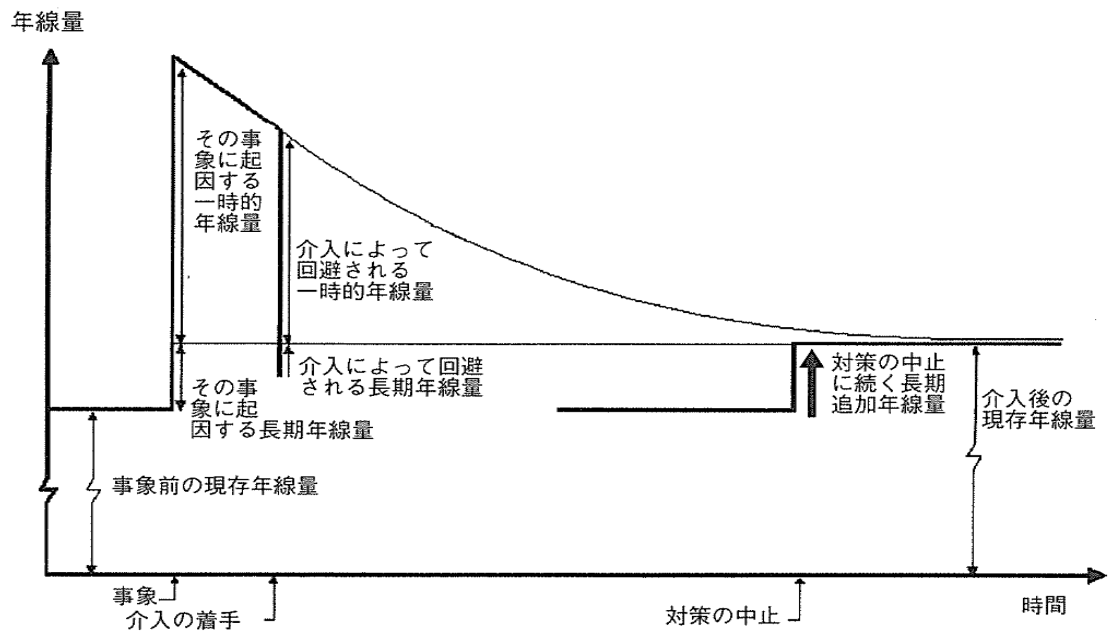


図 4.3-3 事故後に介入が実施され、最終的に防護対策が中止するまでの現存年線量の進展 (ICRP Publ.82)

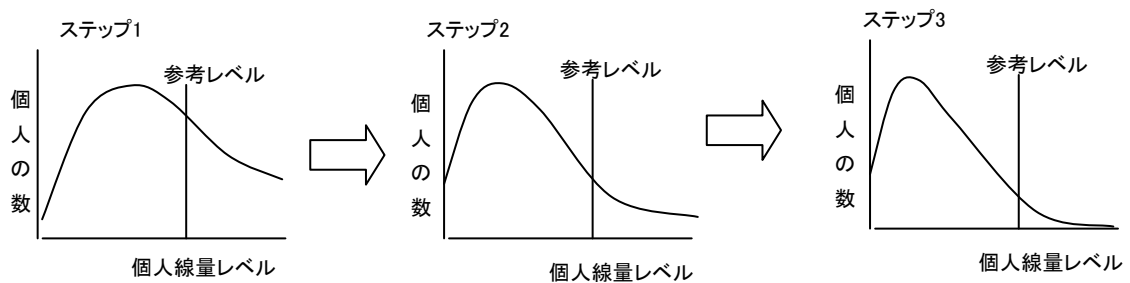


図 4.3-4 現存被ばく状況における参考レベルの適用及び最適化プロセスの段階的实施による個人線量分布の経時変化 (ICRP Publ.103、ICRP Publ.111)

5. 放射性降下物の環境挙動及び人体影響

本章では、地表付近の環境中に置かれた放射性核種がどのように生物相で拡散し、人体にどのように被ばくをもたらすかに注目したとりまとめを行った。

5.1. 大気中核実験関連

大気中核実験は、地球規模で放射性核種による汚染をもたらしたものとして知られており、日本において環境放射能水準調査が実施されるきっかけともなった。特に長寿命核種として知られる ^{137}Cs （半減期 30.04 年）や ^{90}Sr （半減期 28.74 年）による汚染は、現在でも観測され、その環境中濃度の変化について長年に渡ってモニタリングが行われ、食品汚染についても研究が継続されている。また、「原子放射線の影響に関する国連科学委員会」（UNSCEAR）報告書でも、人類全体の被ばく線量評価とともに長年に渡る分析・評価が行われてきた。

5.1.1. UNSCEAR 報告書における大気中核実験影響評価

大気中核実験の影響評価について、UNSCEAR 報告書では、これまで何度か評価して報告を行ってきた。本節では、その中から UNSCEAR1982 年報告書¹、及び UNSCEAR2000 年報告書²に基づいて、大気中核実験の影響評価について整理を行った。

(1) 大気中核実験の概要

これまで実施されてきた大気中核実験については、UNSCEAR 報告書で明らかにされている。米国で開発された核兵器の最初の実験が行われて以来、これまで大気圏での核実験は 543 回実施されたが、1980 年に実施されたものが最後であった。

①大気中核実験の回数と核分裂生成物量

これまで実施された大気中核実験の回数の内訳を表 5.1.1-1 に示す。

¹ UNSCEAR 1982, ANNEX E, “Exposures resulting from nuclear explosions”

² UNSCEAR 2000 年報告書 ANNEX C, “Exposures to the public from man-made sources of radiation”, “I. Testing and Production of Nuclear Weapons”

表 5.1.1-1 核実験の核分裂及び核融合の年間収量及び大気圏内配分（全ての国）

年	実験回数	収量 (Mt)			配分した核分裂収量 (Mt)		
		核分裂	核融合	総計	局地及び地域	対流圏	成層圏
1945	3	0.057	0	0.057	0.011	0.046	0
1946	2	0.042	0	0.042	0.011	0.031	0
1947							
1948	3	0.1	0	0.1	0.053	0.051	0
1949	1	0.022	0	0.022	0.011	0.011	0
1950							
1951	18	0.51	0.08	0.59	0.18	0.32	0.014
1952	11	6.08	4.95	11	2.89	0.28	2.91
1953	18	0.35	0.36	0.71	0.099	0.24	0.013
1954	16	30.9	17.4	48.3	15.4	0.31	15.2
1955	20	1.18	0.88	2.06	0.1	0.22	0.86
1956	32	10	12.9	22.9	3.68	0.99	5.31
1957	46	5.25	4.37	9.64	0.14	1.61	3.5
1958	91	26.5	30.3	56.8	5.86	3.31	17.3
1959							
1960	3	0.072	0	0.072	0.036	0.035	0.0009
1961	59	18.2	68.3	86.5	0.011	1.15	17.1
1962	118	71.8	98.5	170.4	0.052	5.77	66
1963							
1964	1	0.02	0	0.02	0.01	0.01	0
1965	1	0.04	0	0.04	0	0.037	0.003
1966	8	0.94	0.2	1.14	0.28	0.41	0.25
1967	5	1.88	1.3	3.18	0.011	0.046	1.82
1968	6	4.16	3.44	7.6	0	0	4.16
1969	1	1.9	1.1	3	0		1.9
1970	9	3.38	2.4	5.78	0	0.095	3.28
1971	6	0.84	0.62	1.46	0.01	0.057	0.77
1972	5	0.13	0	0.13	0	0.11	0.02
1973	6	1.42	1.1	2.52	0	0.021	1.4
1974	8	0.75	0.46	1.21	0	0.19	0.56
1975							
1976	3	2.32	1.8	4.12	0.01	0.09	2.22
1977	1	0.02	0	0.02	0	0.02	0
1978	2	0.04	0	0.04	0.02	0.02	0
1979							
1980	1	0.5	0.1	0.6	0	0.11	0.39
合計	543	189	251	440	29	16	145
全世界拡散総計					160.5		
全地球降下量測定値総計					155		

注) 「収量」：核実験で発生した核分裂性物質の量、 「核分裂」：核分裂性核爆発実験
「核融合」：核融合性核爆発実験、
「局地及び地域」：生成された核分裂性物質のうち、局地的に落下した物量
「対流圏」：対流圏にとどまり、その後、少しずつ落下することが予想される物量

「成層圏」：成層圏に到達し、より長期間、大気中にとどまる物量

(出典：「日本の環境放射能と放射線」(http://www.kankyo-hoshano.go.jp/kl_db/servlet/com_s_index))

(原典：UNSCEAR 2000, ANNEX C Table 4)

②大気圏における拡散の状況

核爆発により、局地的・地域的に降下したもの以外は、対流圏や成層圏に持ち上げられ、長期に渡ってそれらの大気圏に存在することになるが、重力等の作用により、少しずつではあるが降下する。大気圏での拡散及び降下のモデルを、図 5.1.1-1 に示す。

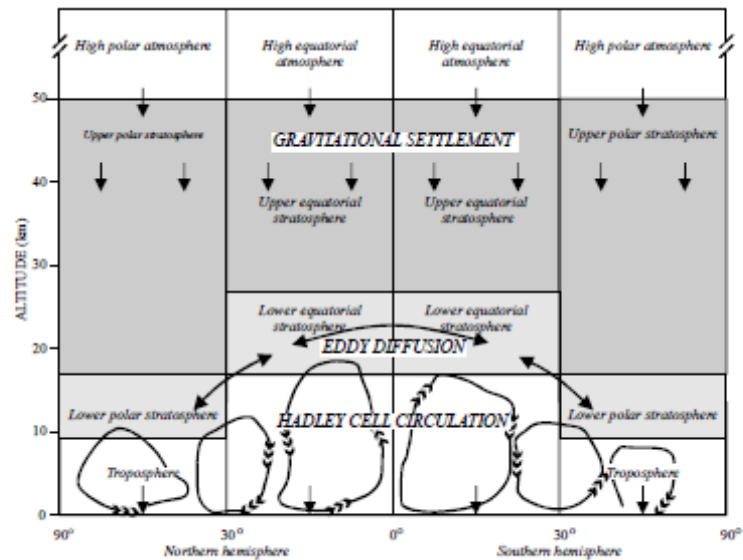


Figure II. Atmospheric regions and the predominant atmospheric transport processes.

図 5.1.1-1 大気中核実験による核分裂生成物の大気拡散

(出典：UNSCEAR 2000 , ANNEX C Figure II)

(2) 汚染状況の変化

①大気中の汚染状況の変化

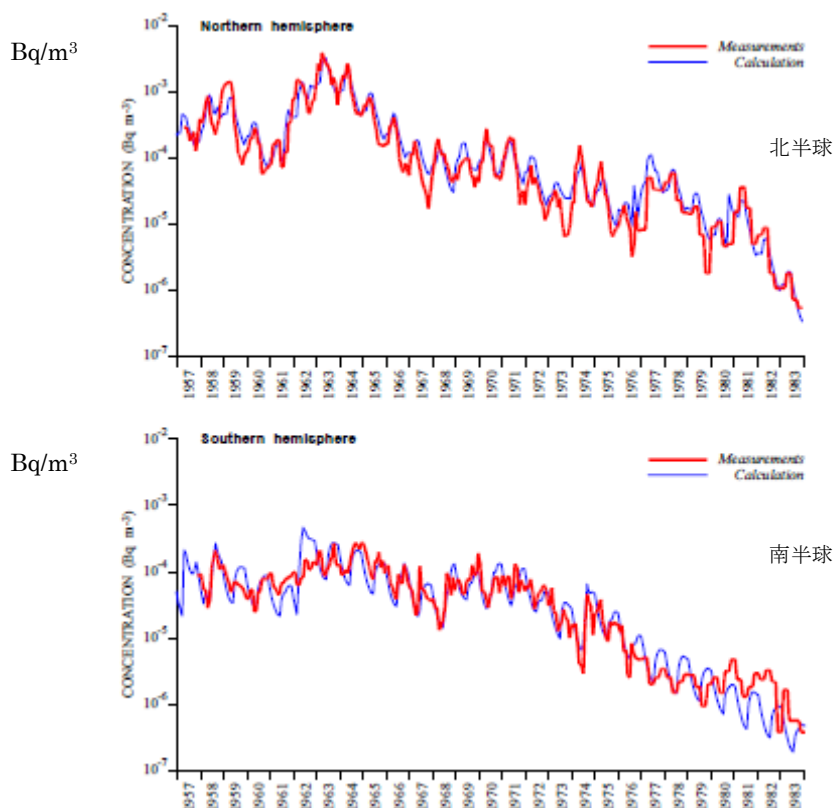


Figure IV. Strontium-90 concentration in air in the mid-latitude regions.

図 5.1.1-2 中緯度における大気中 ^{90}Sr 濃度の変化 (赤：測定値、青：モデル計算)
(出典：UNSCEAR 2000, ANNEX C Figure IV)

上図の上側は北半球、下側は南半球であり、濃度が振動しているのは季節変化である。

②環境中の汚染物質の変化 (土壌等)

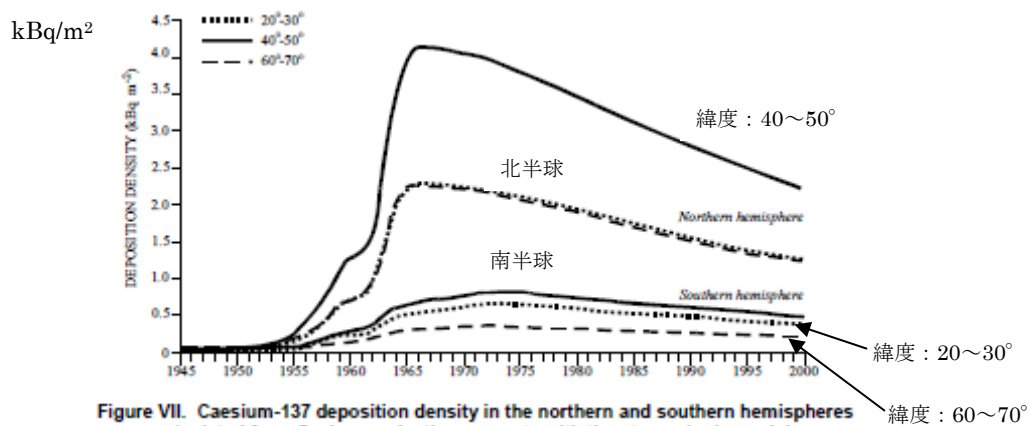


Figure VII. Caesium-137 deposition density in the northern and southern hemispheres calculated from fission production amounts with the atmospheric model.

図 5.1.1-3 ^{137}Cs の地表堆積濃度の緯度帯別変化
(出典：UNSCEAR 2000, ANNEX C Figure VII)

上図から分るように、核実験が実施された地域が北半球に集中しているため、核実験降下物の多くが北半球に降下した。また、図 5.1.1-1 から分るように、ハドレー循環等の大気循環の影響で、中緯度帯における降下量が多くなっている。

注) ハドレー循環：太陽からの放射熱は、低緯度帯で最も大きく、その熱を中緯度帯に輸送する大気循環を指す。

(3) 被ばく線量評価

大気中核実験による被ばく線量評価については、UNSCEAR 1982 年報告書で概要が提示されており、1963 年には世界平均で 0.14mSv/年であったものが、1979 年には一桁ほど低下したとされている。

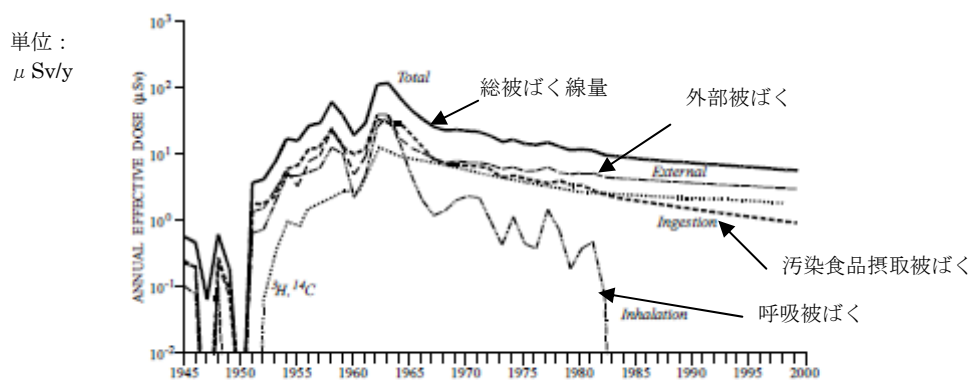


図 5.1.1-4 核実験降下物による平均的な年間被ばく線量とその内訳の年変化

(出典：UNSCEAR 2000, ANNEX C Figure XI)

被ばく線量評価においては、「外部被ばく」、「呼吸被ばく」、そして「飲食物摂取被ばく」の3つの被ばく経路が考慮されている。核種によって、どの被ばく経路で重要となるかが異なってくる。長寿命核種として知られる ^{90}Sr はβ核種であり、γ線は放出しない。 ^{90}Sr 以外の長寿命核種も測定されているが、それらの核種の ^{90}Sr に対する割合は、ほぼ一定であることが知られている。

①外部被ばく経路について

大気中に浮遊する期間は長期に渡るため、外部被ばくで問題となる核種は、半減期が数年以上のものとして ^{137}Cs による寄与が大きい。

表 5.1.1-2 大気中核実験降下物による外部被ばく線量の平均値 (単位：μSv)

期間	^{137}Cs による被ばく	全核種による被ばく
1945～1999	166	353
2000～2099	114	114

(出典：UNSCEAR 2000, ANNEX C, Table 13 を改編)

③呼吸被ばく経路について

空気中の濃度と地表に堆積した濃度の関係から、測定された地表濃度分布に基づいて、呼吸による被ばくの評価が行われている。呼吸被ばくで最も大きな寄与は、Pu と Am によるものである。

イ) 1945 年から 1985 年の平均年間被ばくの合計 $149 \mu \text{Sv}$

ロ) 上記のうち、Pu と Am によるもの $37.8 \mu \text{Sv}$

平均の年間被ばく線量の年変化については、図 5.1.1-5 を参照。

②飲食物摂取被ばく経路について

大気中に放出された核種の中で、 ^{137}Cs が最も食物への移行が早いとされ、短期的には内部被ばくへの寄与が最も大きい。長期的にみた場合、半減期が長く、食物への移行が長期に渡りかつ体内に長期に渡り蓄積されるということもあり、 ^{90}Sr の影響が大きいものとなる。食物摂取被ばく線量の年変化については、図 5.1.1-5 を参照。

④総被ばく線量（外部被ばく経路+飲食物摂取被ばく経路+呼吸被ばく経路）

表 5.1.1-3 北半球における平均被ばく線量の年変化（1990～1999 年） 単位： μSv

	外部被ばく	食物摂取被ばく	呼吸被ばく	合計
1990	3.90	3.76	-	7.65
1991	3.81	3.63	-	7.43
1992	3.72	3.50	-	7.22
1993	3.63	3.37	-	7.01
1994	3.55	3.26	-	6.81
1995	3.47	3.14	-	6.61
1996	3.39	3.03	-	6.42
1997	3.31	2.92	-	6.23
1998	3.24	2.81	-	6.05
1999	3.16	2.71	-	5.87
1945～1999 計	382	531	164	1076

注)・南半球における被ばく線量は、北半球の 3 分の 1 以下で、1945～1999 年の合計は $328 \mu \text{Sv}$ 。

・呼吸被ばくは、この 10 年以上はかなり小さいレベルである。

(出典：UNSCEAR 2000, ANNEX C Table 16)

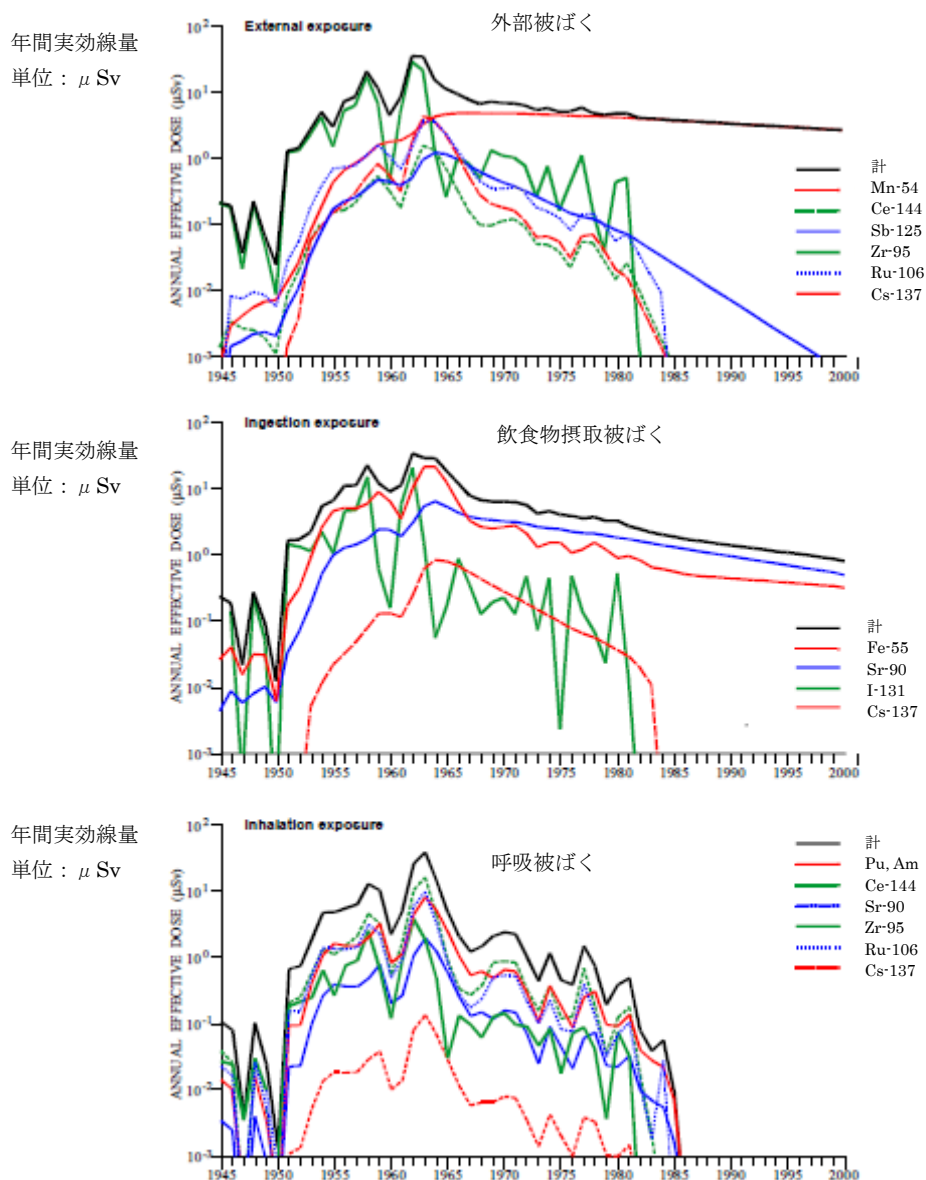


Figure IX. Worldwide average doses from radionuclides produced in atmospheric testing.
 External exposure: Contributions from radionuclides ^{131}I , ^{140}Ba , ^{144}Ce , ^{106}Ru are included with ^{90}Sr ;
 Ingestion exposure: Contributions from ^{90}Sr and ^{140}Ba are included with ^{131}I ;
 Inhalation exposure: Contributions from short-lived radionuclides (^{131}I , ^{140}Ba , ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{90}Sr , ^{91}Y) are included with ^{90}Sr and from intermediate-lived radionuclides (^{54}Mn , ^{125}Sb , ^{55}Fe) are included with ^{137}Cs .

図 5.1.1-5 外部被ばく・飲食物摂取被ばく・呼吸被ばく経路による被ばくの年変化
 (出典：UNSCEAR 2000, ANNEX C Figure IX)

5.1.2. 日本における研究の整理

(1) 環境放射能調査のとりまとめ（汚染状況の変化について）

核実験降下物による我が国における環境汚染の把握を目的として、日本全国における環境放射能調査が実施されてきた。その採取された環境試料についてのとりまとめは日本分析センターが実施してきており、その成果は、毎年公表されている。ここでは、その報告書に基づいて我が国における環境試料中の放射性核種の濃度がどのように変化してきたかについて紹介する。なお、本節では、文部科学省の委託で日本分析センターが運営・管理するホームページ「日本の環境放射能と放射線」³に基づいて整理を行った。

1-1) 比較的最近の傾向について（1974 年以降）

①降下物中の放射性核種濃度

イ) ^{137}Cs の変化

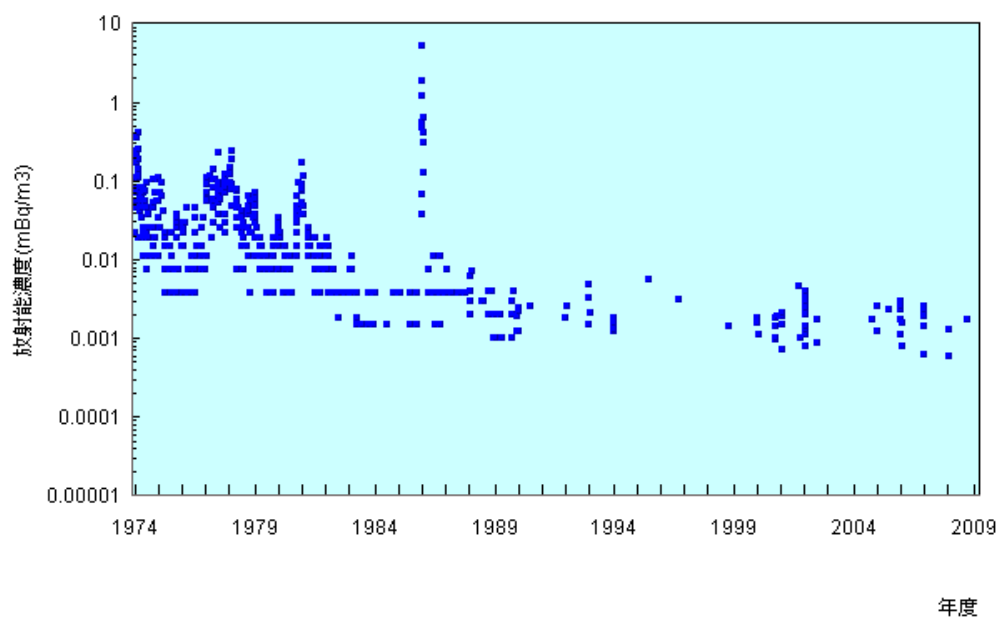


図5.1.2-1 大気浮遊じん中のCs-137の経年変化

³ http://www.kankyo-hoshano.go.jp/kl_db/servlet/com_s_index

ロ) ^{90}Sr 濃度の変化

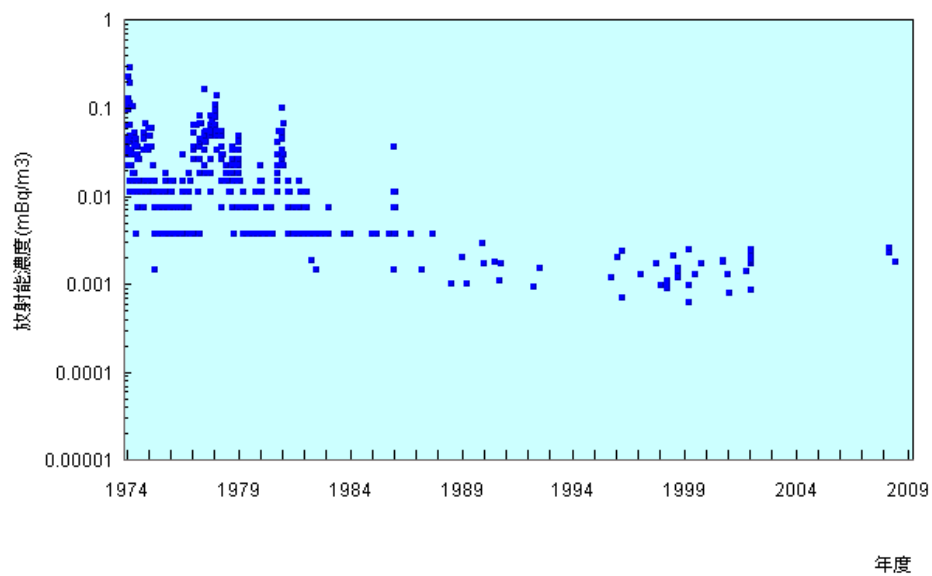


図5.1.2-2 大気浮遊じん中のSr-90の経年変化

②空間線量率の変化

イ) 福島県双葉郡大熊町のモニタリングポスト

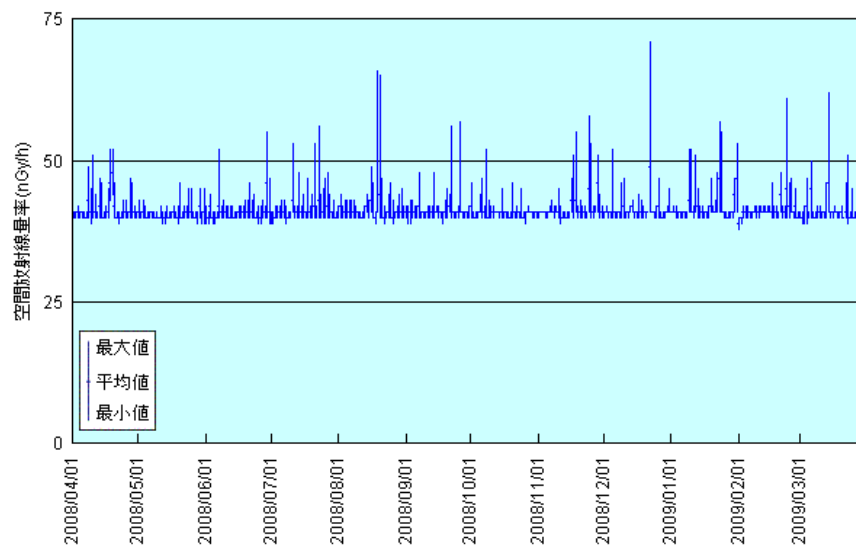


図5.1.2-3 福島県における空間放射線量率(2008年度)

ロ) 東京都新宿区のモニタリングポスト

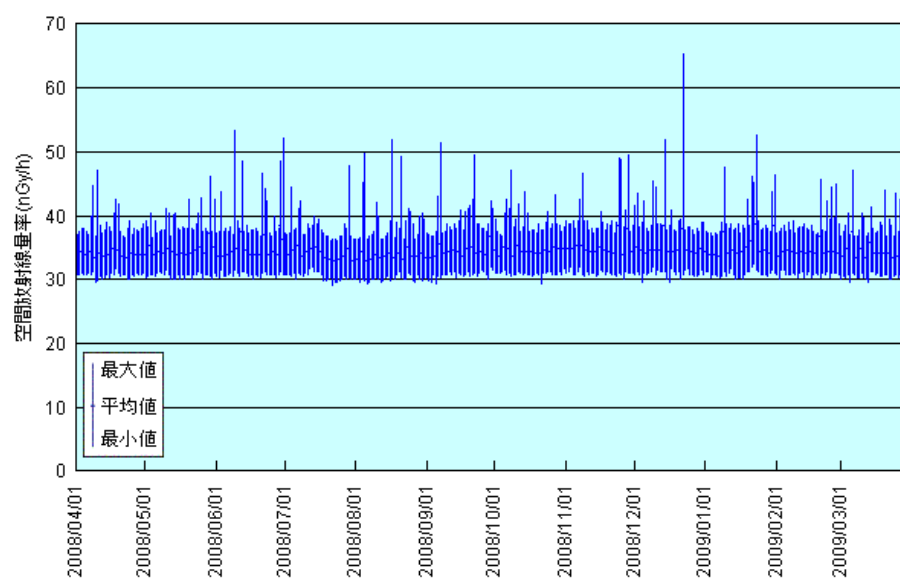


図5.1.2-4 東京都における空間放射線量率(2008年度)

③食品類における濃度評価結果の変化

イ) 野菜中の核種の濃度変化

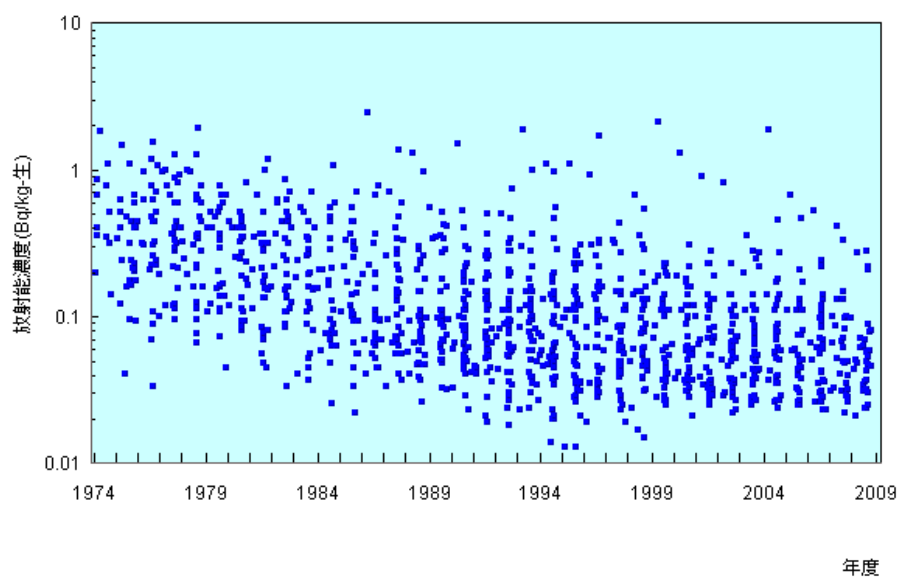


図5.1.2-5 野菜(葉菜)中のSr-90の経年変化

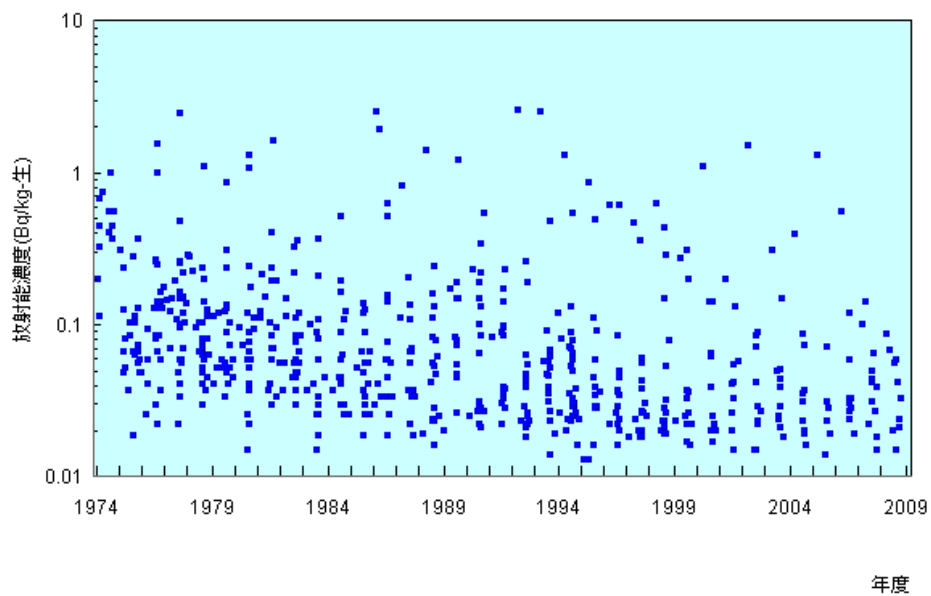


図5.1.2-6 野菜(葉菜)中のCs-137の経年変化

ロ) 牛乳中の核種の濃度変化

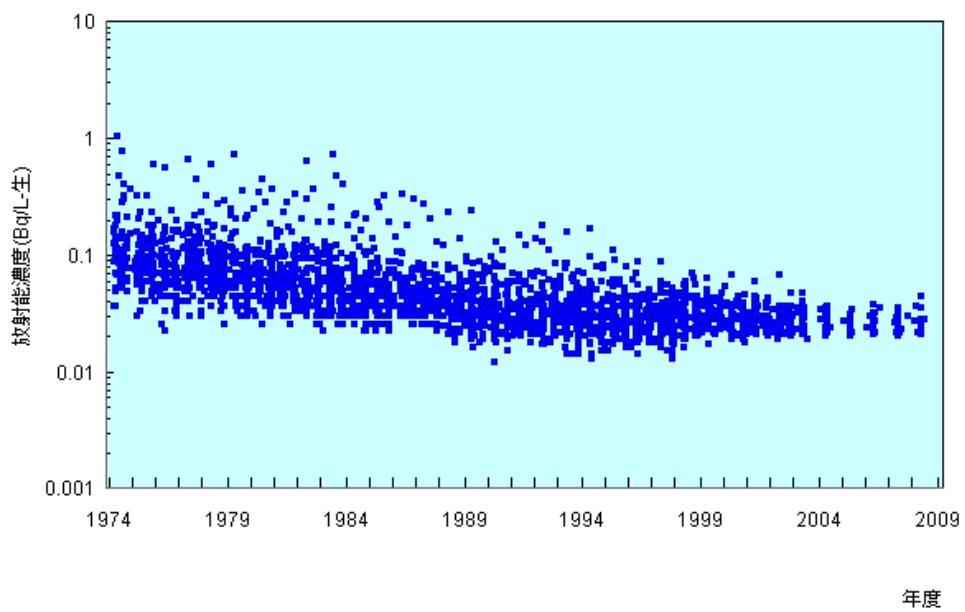


図5.1.2-7 牛乳中のSr-90の経年変化

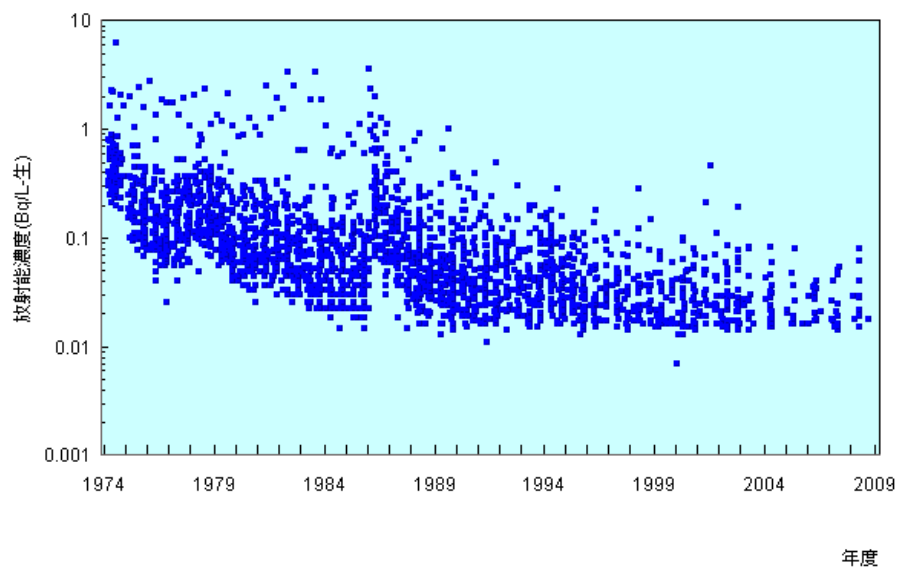


図5.1.2-8 牛乳中のCs-137の経年変化

1-2) 大気中核実験回数が多い時期の傾向について

大気圏での大規模核爆発実験は、とくに1951-58年と1961-62年の時期に頻繁に行われたが、1963年にその停止条約が世界106か国によって調印されたために急激に減少した。従って、大気中核実験による降下物が最も多かったのは、1960年代前半のことであった。その様子を、下図に示す。

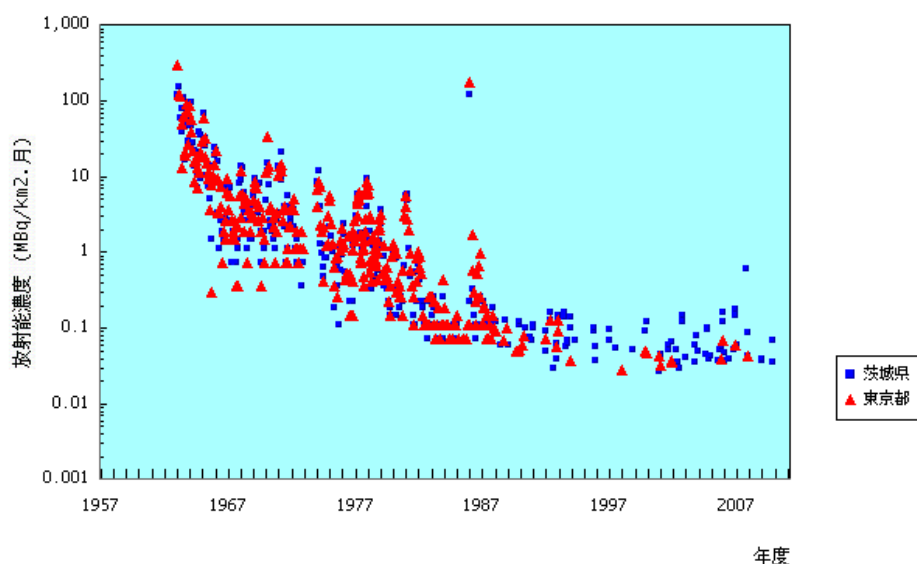


図5.1.2-9 各地域における月間降下物中のCs-137の経年変化

後述する食品汚染の経緯でも明らかであるが、米の汚染が最も高かったのは、1960年

代初めであった（後出の表 5.1.2-1 参照）。

(2) 日本の食品に対する影響

核実験の影響として、日本における食品の汚染（ ^{90}Sr , ^{137}Cs ）がどのように変化してきたかについて整理を行う。また、基礎データとして、日本人の食生活における主要元素の分析についても整理する。

2-1) 米における核種濃度の変化について

ここで紹介するのは、1959 年から 1995 年まで 37 年間実施されてきた定点観測の結果で、農業環境技術研究所が全国からほぼ定点観測の形で食品試料を収集し、分析を行った、駒村他（2001）⁴の報告である。対象核種は、いずれも ^{90}Sr 、 ^{137}Cs である。

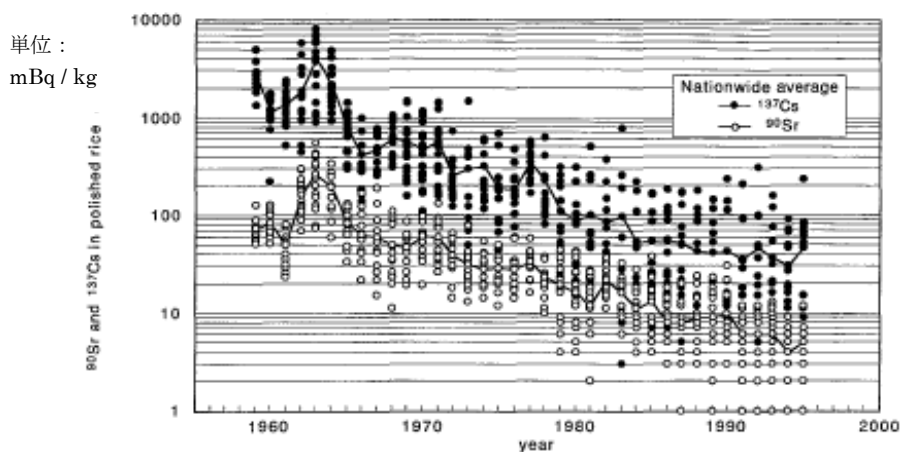


Fig. 2 Variations in the contents of ^{90}Sr and ^{137}Cs in polished rice.

図 5.1.2-10 白米中における ^{90}Sr 及び ^{137}Cs の濃度変化
(出典：駒村他(2001))

⁴ 駒村美佐子 他、「我が国での ^{90}Sr と ^{137}Cs による白米の汚染－1959 年以来 37 年間の長期観測とその解析」、RADIOISOTOPES, 50,80-93(2001)

表 5.1.2-1 白米における放射性降下物の濃度変化

年	⁹⁰ Sr の濃度変化 mBq/kg				¹³⁷ Cs の濃度変化 mBq/kg			
	盛岡	名取	水戸	全国平均	盛岡	名取	水戸	全国平均
1959	55±5.8	75±7.8		73±7.3	2775±19	2257±15		2675±17
1960	74±8.9	106±10		84±9.3	1480±21	1184±19		1153±18
1961	40±3.7	54±5.0	25±3.0	49±4.5	1813±23		1073±21	1358±21
1962	181±6.2	303±9.2	163±4.6	164±6.5	4440±37	2738±28	1591±22	1857±23
1963	411±9.8	422±11	322±9.1	269±8.3	7215±45	6738±44	4181±35	4179±33
1964	337±12	85±5.4	196±7.5	195±7.9	4144±35	1295±20	1739±23	2151±25
1965	33±2.7	96±4.5	85±4.5	84±4.4	851±17	914±18	751±16	767±16
1966	33±3.4	44±4.0	41±4.0	64±4.4	722±16		278±11	416±13
1967	44±3.6	22±2.7	44±3.8	60±4.5	697±20	435±17	354±15	477±17
1968	48±4.4	48±4.0	34±3.3	49±4.3	985±24	905±23	409±16	618±19
1969	19±2.5	63±4.0	26±2.4	46±3.3	1461±32	684±19	281±13	576±19
1970	44±5.7	63±4.8	52±5.9	61±6.3	1150±26	620±16	226±8.5	473±14
1971	41±4.8	85±5.9	44±4.4	59±5.2	1414±25	753±15	314±10	561±15
1972	36±3.9	29±4.0	29±3.8	39±4.0	736±21	243±13	148±6.8	255±11
1973	21±4.7	34±2.7	27±2.0	31±3.5	422±13	1445±26	94±5.4	297±11
1974	32±3.0	20±3.4	23±4.4	28±3.7	577±19	424±14	416±10	315±11
1975	22±3.2	20±6.5	34±2.5	29±3.7	677±17	521±14	68±4.9	192±8.2
1976	18±2.5	14±5.9	32±3.7	28±3.8	469±13	175±7.8	162±7.5	182±8.0
1977	29±3.8	29±3.3	37±4.3	33±3.8	430±13	577±15	394±12	350±12
1978	25±3.9	14±2.6	11±1.5	23±3.7	236±8.2	249±12	120±10	231±11
1979	9±2.3	9±2.1	4±1.3	19±3.2	141±12	305±14	48±10	111±11
1980	7±2.1	7±2.2	8±1.9	16±3.1	129±12	305±14	32±10	88±11
1981	8±2.2	16±3.6	8±2.6	12±2.7	255±12	506±14	19±8.0	101±9.0
1982	16±3.1	18±3.2	23±4.0	22±3.6	223±13	369±15	43±10	86±11
1983	9±5.1	21±5.3	19±3.9	16±4.1	255±14	775±21		103±12
1984	7±3.5	7±3.7	16±4.3	11±3.8	223±11	110±10	55±15	53±9.7
1985	5±3.8	6±3.3	17±3.9	13±3.5	106±10	167±11	18±8.5	54±9.2
1986	5±5.4	10±4.9	12±5.0	8±4.1	183±11	120±10	26±8.7	56±9.4
1987	3±4.9	7±5.3	7±5.6	8±4.6	168±9.9	171±9.9	18±7.8	51±8.1
1988	3±3.8	8±5.5	10±4.8	9±4.9	178±11	87±9.4	15±8.4	43±8.3
1989	8±4.7	6±4.7	16±5.4	9±4.8	83±9.3	146±10	23±8.4	41±8.7
1990	3±3.6	8±4.1	10±3.8	10±3.9	139±9.6	236±11	14±8.0	43±7.8
1991	12±4.1	4±2.9	8±4.8	6±4.0	90±9.0	206±10	29±8.2	35±7.8
1992	0±2.1	6±5.1	8±7.9	6±5.8	100±9.1	310±6.6	36±8.3	46±7.5
1993	1±1.8	5±3.4	10±4.3	6±4.0	156±18		21±4.7	37±9.0
1994	0±2.1	1±4.2	6±5.0	4±4.9	71±9.0	47±5.5	16±8.0	30±7.4
1995	6±3.8	5±4.0	4±3.6	5±3.9	52±8.5	236±11	16±4.7	46±7.5

(出典：駒村他(2001)の Table 1 を改編)

上記において、1960 年以降、全体として濃度は減少してきている。白米では必ずしも明確には判読できないが、引用文献の著者の駒村他（2002）⁵の麦を扱った同様な文献では、1986 年のチェルノブイリ事故時に濃度のピークが判読される。

一方、米の汚染については、放射性降下物の直接的な汚染（降下して米に付着する

⁵ 駒村美佐子 他、「国産小麦の ⁹⁰Sr 及び ¹³⁷Cs 汚染に関する長期観測と解析－1959 年以來チェルノブイリ事故を含む 37 年間」、RADIOISOTOPES,51, 345-363(2002)

ことによる汚染) と土壌が汚染されたことによる汚染の2つを考慮する必要がある。この点について、駒村他(2001)では、その割合を評価しており、下図の結果を得ている。1960年代は、降下物の付着による直接的な汚染の割合が大きいですが、次第にその割合が小さくなり、1990年頃からはほぼ汚染された土壌からの移行がそのほとんどを占めるようになってきた。

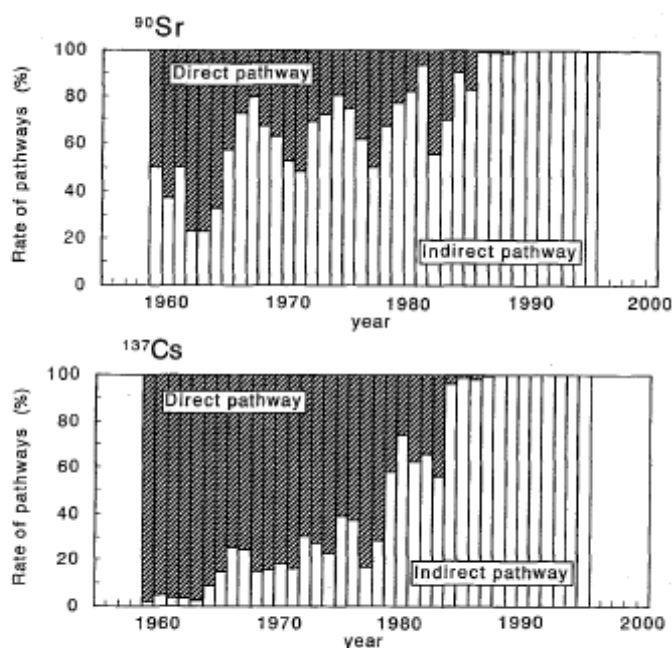


Fig. 3 Contribution rates of direct and indirect pathways to the contamination of polished rice by ^{90}Sr and ^{137}Cs .

図 5.1.2-11 白米汚染における直接的汚染(付着)と間接的汚染(土壌汚染)の比
(出典: 駒村他(2001))

2-2) 水産食品摂取による被ばく線量の推定

大気中核実験による降下物が海洋中に滞留し、魚介類に蓄積されることで人間がどの程度被ばくしているのかについて、渡部他(1998)⁶の研究について整理する。

①評価モデルについて

陸上での降下物が、海域でも同じ割合で降下していると仮定して海中の濃度評価のモデル化を行なった。ただし、陸上環境から雨水等によって洗い出され、海洋へ流入する寄与を無視しうる、そして南方海域からの黒潮や対馬海流による日本近海への流入も無視しうるとの仮定を置いている。日本周辺の海域では放射能調査が行われており、その結果との比較も行われた。

被ばく線量については、海水濃度に基づいて、海洋生物への濃縮係数等の概念で

⁶ 渡部輝久 他、「日本近海における ^{137}Cs の消長および水産食品摂取による被ばく線量の推定に関する研究」、保健物理、33(2), 151-161 (1998)

モデル化し、漁獲量との関係で評価されている。

②海水濃度の評価結果

降下物 (^{137}Cs) については観測値、そして海水中の濃度については観測値及び評価値の比較を行った。

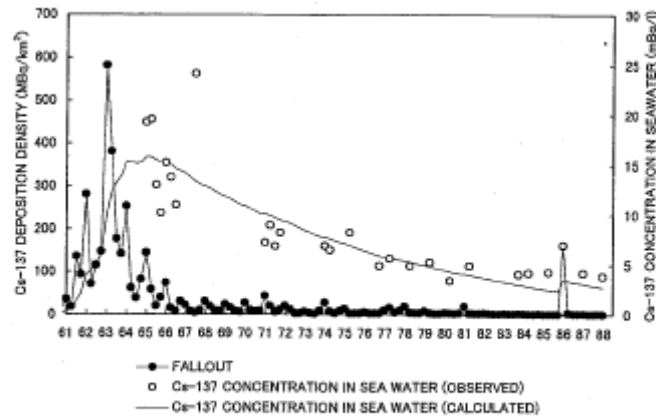


Fig. 1 Time course of deposition of ^{137}Cs observed in Ibaraki and Fukushima prefectures and the resultant changes in its concentration in seawater near the coast.

図 5.1.2-12 茨城・福島近海における海中 ^{137}Cs 濃度の変化 (出典：渡部他(1998))

上図は、海中の ^{137}Cs 濃度の変化（観測値、評価値）について、降下物量と比較したものである。

③被ばく線量評価

線量評価については、降下物の単位量 (MBq/km^2) あたりの実効線量として示されている。

表 5.1.2-2 日本近海の海産物摂取による被ばく線量評価 (μSv)

海産物	茨城/福島沖	新潟沖	福井沖
鮮魚	1.9×10^{-3}	1.8×10^{-3}	1.3×10^{-3}
加工魚	1.7×10^{-3}	1.4×10^{-3}	9.8×10^{-4}
頭足動物（イカ、タコ）	1.4×10^{-4}	1.2×10^{-3}	8.3×10^{-5}
甲殻類（エビ、カニ）	6.1×10^{-5}	4.8×10^{-5}	3.3×10^{-5}
海藻	3.4×10^{-4}	2.9×10^{-4}	2.0×10^{-4}
合計	4.1×10^{-3}	3.7×10^{-3}	2.6×10^{-3}

注) 上表の値は、降下物の単位量 (MBq/km^2) あたりの実効線量である。
(出典：渡部他(1998))

上表は、個人線量預託であるが、集団線量預託についても評価されており、茨城と福島については、それぞれ 2.3×10^3 人 Sv と評価されている。チェルノブイリ事故で放出された ^{137}Cs は茨城・福島での降下量の測定で $161 \text{MBq}/\text{km}^2$ （第二四半期の合計）であり、この放出に起因する各地域における沿岸漁業によってもたらされる集団実効線量預託は 0.72 人 Sv と評価されている。

2-3) 核実験降下物の量が多い時期における日本人の ^{137}Cs 摂取量の評価

60 年代において日本人が日常生活において、降下物による放射性物質をどの程度摂取していたかについての評価値を以下に示す。

表 5.1.2-3 日本における日常食中の ^{137}Cs 摂取量⁷

(単位： ^{137}Cs pCi/日/人、下段の()内は Bq/日/人)

	63 年	64 年	65 年	66 年	67 年	68 年	69 年	70 年	71 年
北海道	99 (3.66)	136 (5.03)	76 (2.81)	38 (1.40)	25 (0.925)	28 (1.04)	24 (0.888)	17 (0.629)	12 (0.444)
東京	68 (2.52)	121 (4.48)	57 (2.11)	33 (1.22)	19 (0.703)	17 (0.629)	17 (0.629)	12 (0.444)	-
新潟	114 (4.22)	120 (4.44)	84 (3.11)	48 (1.78)	26 (0.962)	19 (0.703)	16 (0.592)	14 (0.518)	6 (0.222)
大阪	86 (3.18)	75 (2.78)	57 (2.11)	28 (1.04)	19 (0.703)	18 (0.666)	12 (0.444)	12 (0.444)	9 (0.333)
福岡	61 (2.26)	76 (2.81)	40 (1.48)	28 (1.04)	17 (0.629)	17 (0.629)	10 (0.370)	10 (0.370)	12 (0.444)

注 1) 出典では各地域で都市部と農村部に分けて記載されているが、上表では都市部のみ記載した。農村部と都市部では有意な差はないとされている。

2) 地域差があるのは、核実験降下物量の地域差を反映している。

上表の評価は、日常の平均的な食物摂取量の評価に基づき、マーケット等で市販されている食品から ^{137}Cs の濃度を評価し、それらに基づいて平均的な摂取量として評価されたものである。この表から、我が国における大気中核実験の影響が最も大きかったのは 1964 年の頃であったと評価できる。

⁷ 大桃洋一郎、「5.1 食物の放射性物質」、環境放射能—挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価—、ソフトサイエンス社、昭和 59 年

(3) 日本人の食生活習慣における元素組成の評価

原子力施設事故で環境中に放出された放射性核種が、食物摂取によってどのように人体の内部被ばくをもたらすかについて評価を行う際には、平常時においてどのような核種をどれだけ摂取しているかを、基礎データとして把握しておく必要がある。この分野については、白石(2004)⁸の研究が知られており、ここでは、それらの研究論文に基づいて、日常生活でどの程度の放射性核種を摂取しているかについて整理を行う。

3-1) 食物の平均的摂取量

厚生労働省が毎年実施している「国民栄養調査」に基づいて、下表の通りとした。

表 5.1.2-4 食物の平均的摂取量 (g/人/日)

	カテゴリー	g/人/日
1	米類	198.3
2	米を除く穀類	88.3
3	種実類	1.5
4	芋類	66.5
5	菓子・砂糖類	31.9
6	油脂類	17.9
7	豆類	68.4
8	果実類	121.7
9	緑黄食野菜類	77.2
10	その他野菜類	167.0
11	きのこ類	10.2
12	海草類	5.9
13	調味・嗜好品類	134.0
14	魚介類	96.1
15	肉類	74.3
16	卵類	42.9
17	乳製品類	129.1
18	調理食品類	14.9
	計	1346.8

(出典：白石(2004), Table 2)

⁸ 白石久二雄、「微量元素と食物」(微量元素学会誌) Biomedical Research Elements, 15(3): 225-234, 2004

3-2) 主要核種の摂取量

①主要放射性核種 (^{40}K , ^{137}Cs)

体内の主要放射性核種としては ^{40}K があるが、 K 全体と比較しながら、そして同様に Cs は ^{137}Cs と安定体 ^{133}Cs 濃度を比較して図示する。

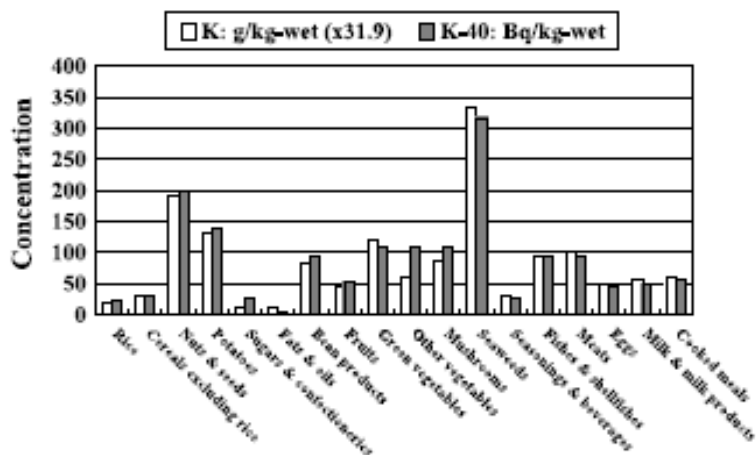


Figure 10. Comparison of concentrations between K and ^{40}K in 18 food categories for Japanese

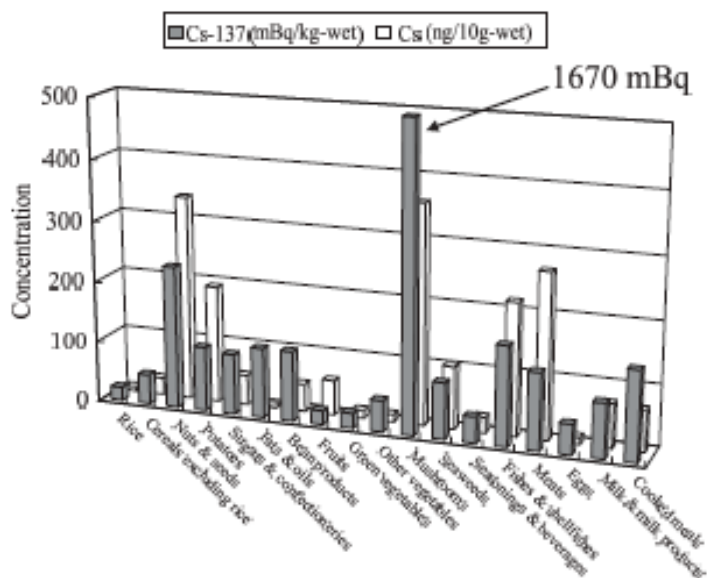


Figure 11. Comparison of concentrations between Cs and ^{137}Cs in 18 food categories for Japanese.

図 5.1.2-13 主要核種の食物中の濃度
(出典：白石(2004), Figure 10, 11)

上図において、安定体元素と放射性核種濃度と、主要核種の濃度 (Bq/kg-wet) を重ねて記載しているので注意が必要である。 K の濃度は、安定体 ^{39}K と放射性核種 ^{40}K を含むものである。元素としての濃度は、様々な安定・不安定の同位元素を含むものである。主要核種の濃度は、特定の核種の単位重量あたりの放射能で記載して

いる。 ^{40}K による被ばく線量は、平常時においては成人で 0.20mSv/年 程度とされ、内部被ばくの約半分に及んでいる核種である。上図で示したとおり、内部被ばくにおいて、安定核種の濃度と不安定核種の分布は似た性状を示すことが指摘されている。

②日本人の元素・核種別摂取量の評価

先に示した 18 食品群に基づいて、日本人一人あたりの元素（核種）摂取量を評価したものを下表に示す。

表 5.1.2-5 18 食品群に基づく元素の一日の摂取量

元素・核種	単位	摂取量	他の文献の事例
Na	g	3.9	3.9~7.2
K	g	2.5	1.4~3.2
Ca	g	0.55	0.54~0.72
Mg	g	0.27	0.20~0.30
P	g	1.1	0.9~1.2
Fe	mg	9.8	7~17
Zn	mg	6.8	6~20
Mn	mg	3.5	2.3~8.7
Sr	mg	2.5	1.0~2.8
Rb	mg	2.3	1.5~2.6
Cu	mg	1.6	1.5~3.6
Ba	mg	0.54	0.38, 0.43
Cr	mg	0.28	0.03~0.9
Ni	mg	0.17	0.19~0.28
Li	μg	60	2.0, 0.37
Cd	μg	22	31~66
Cs	μg	9.1	10
Co	μg	9.0	3~56
^{40}K	Bq	79	73
^{238}U	mBq	14	9.6~114
^{232}Th	mBq	2.7	1.1~2.7
^{137}Cs	mBq	<60	<100
^{90}Sr	mBq	<60	<100
^{226}Ra	mBq	-	15~37

（出典：白石(2004), Table 3）

③日常の食事におけるヨウ素及び臭素の摂取特性

チェルノブイリ事故後、汚染地域では小児甲状腺ガンが増大が報告され、その原因究明が行われた。その一連の活動の中で、チェルノブイリ周辺では、そもそも日常の食生活の中でヨウ素が欠乏しているとの指摘あり、小児甲状腺ガン増大との関連性が疑われてきた。日常の食生活の中で、どの程度ヨウ素が不足しているのか、日本人の食生活と比較する研究の成果が、K. Shiraishi et al. (2009)⁹によって発表されている。ウクライナを汚染された州とそうでない州に分け、それぞれ日常の食

⁹ K. Shiraishi et al., "Dietary Iodine and Bromine Intakes in Ukrainian Subjects", Health Physics, Vol. 96, No.1, pp5-12, January 2006

生活においてどれだけヨウ素を摂取しているかを分析評価したものである。なお、もととなったデータは、1997～2005 年のものとされている。

表 5.1.2-6 日常の食事におけるヨウ素摂取量の評価

地域	ヨウ素摂取量 ($\mu\text{g}/\text{人}$)				
	範囲		中央値	統計 (幾何)	
	最小	最大		平均	標準偏差
汚染地域	2.86	372	28.2	32.5	2.4
非汚染地域	11.8	698	69.5	72.5	2.1
全体	2.86	698	44.7	48.1	2.5
日本	545	4.49×10^3	1.46×10^3	1.44×10^3	2

注) 非汚染地域の定義は、日常の食事で ^{137}Cs の摂取量が 22Bq 以下の地域である。

(出典 : Shiraishi(2009), Table 3)

5.2. 放射性核種の環境移行評価研究

大気中核実験や原子力施設事故で放出された放射性核種が、環境中でどのように生物圏で拡散し、人間や生物（特に飲食物となるもの）に汚染や被ばくをもたらすか、その評価手法について整理を行う。本節では、UNSCEAR 報告書に基づいて概要を示し、それに続き、この分野における日本での研究の事例について、放射性廃棄物埋設処分の分野での研究事例に基づいて整理を行う。

5.2.1. 生物圏における放射性核種の移行-UNSCEAR 報告

UNSCAER2008 年報告書 ANNEX E「非人間生物相に対するイオン化放射線の影響」¹⁰の中で、人間以外の生物の汚染について、どのような研究が行われているかについてとりまとめが行われている。この ANNEX を中心にして、放射性核種の環境中での移行（拡散）に関する研究の現状について整理する。

(1)環境中の移行

環境中に放出された放射性物質が、どのような経路を経て生物に被ばくをもたらすかを図示する。

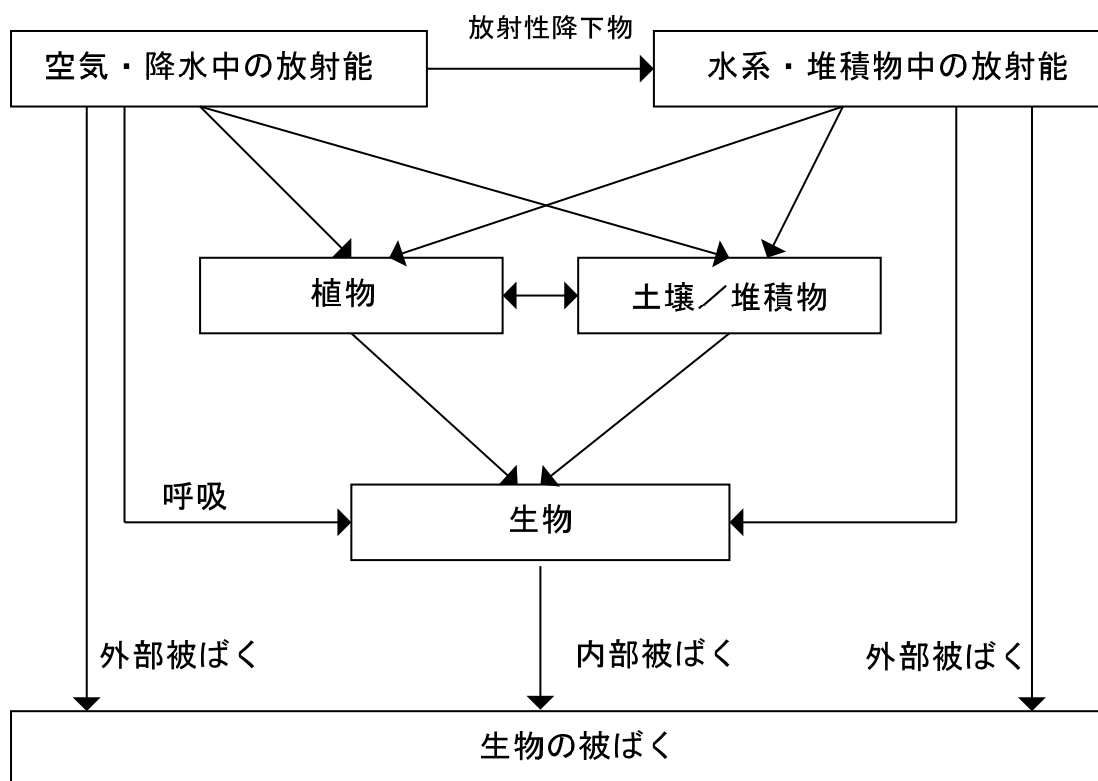


図 5.2.1-1 放射性物質の環境中の移行と生物の被ばく
(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX E Figure II を改編)

¹⁰ UNSCEAR 2008, ANNEX E, “Effects of Ionizing Radiation on Non-Human Biota”

(2) 生物の被ばくにいたる経路で評価すべき事項

環境中の放射性核種は図 5.2-1 で示した経路で移行し、最終的に生物の被ばくをもたらすが、その過程で放射性核種の以下の項目についての研究・評価が必要となる。尚、放射性核種の生物圏での移行(transfer)を広く検討する場合には、本来ならば大気圏での移行も考慮する必要があるが、ここでは、原子力施設の事故等で環境中に放出された核種が地上、陸水系及び海域に降下した後に生物圏でどのように移行していくかについてのモデルに係る課題を対象とする。

2-1) 陸圏における核種の移行

①降下物による堆積速度の評価

乾燥した降下物の堆積速度は、その地域における地表付近の汚染密度に密接に係る。従って、地表の汚染源としての堆積速度の評価が重要となる（大気中核実験降下物等）。

表 5.2.1-1 堆積速度の事例（地表の状態によって異なる）

化学／物理的形態	堆積速度 (m/s)			
	草地(grass)	森林(forest)		
		樹木頭部 crown	樹幹 trunk	土壌 soil
粒子 径 0.1~1 μ m	0.001	0.005	0.0005	0.0008~0.003
元素状態のヨウ素	0.01	0.05	0.005	0.006~0.02
メチルヨウ素	0.0001	0.0005	0.00005	0.00008~0.0003

（出典：UNSCEAR 2008, ANNEX E, Table 3）

②土壌から植物への移行

土壌は、放射性降下物の最大の貯蔵体として機能するが、土壌、土壌粒子、植物の間でどのように配分されて分布するかについては、土壌の条件に大きく依存し、評価が非常に困難な問題である。植物の汚染は、降下物が直接付着するもの、そして土壌から根を経由して植物全体に分布するものがあるが、ここでは根を通じて植物全体に分布するケースを考慮する。従って、土壌から植物への移行の効果を評価するためには、一般的に以下の評価式を用いる。

$$(\text{移行係数}) = (\text{植物中の核種の濃度}) / (\text{土壌中の核種の濃度})$$

上式の濃度の評価では、生の状態、乾燥した状態等、いくつかの定義があり、文献によって異なる。核種、そして本質的にはその化学形態によっても異なるのであるが、UNSCEAR 2008 年報告書では、いくつかの主要な元素について、以下の値を示している。

表 5.2.1-2 土壌から植物への移行係数

元素	濃度比 (concentration ratio) Bq/kg(植物：乾燥) per Bq/kg(土壌：乾燥)
Sr	0.01～1
Cs	0.001～0.1
Cs	0.1～10
I	0.001～1
Tc	0.1～10
Pb	0.001～0.01
Ra	0.001～0.1
U	0.001～0.1
Np	0.001～0.1
Pu	$10^{-5} \sim 10^{-3}$
Am	$10^{-5} \sim 10^{-3}$
Cm	$10^{-5} \sim 10^{-3}$

注) 上表において濃度比と記載されているものが、先述した移行係数である。

(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX E Table 4)

③土壌中での核種の移動

特に比較的浅い土壌中での核種の移動について考慮すべき問題としては、以下の事項が考えられる。

- イ) 農業による耕作の状況により、土壌中の核種の分布はかなり異なってくる。特に耕作に適した土壌の地域では、土中の深さ方向における核種の分布を一様にする傾向がある。また、施肥等による土壌中の栄養分の度合いによっても、植物の根の張り具合等により分布に影響が出る。
- ロ) 核種に依存しない土壌中での移動メカニズム（例えば土壌粒子・コロイドに付着した状態での移動）が、土壌中での核種の移動率を決定する可能性がある。
- ハ) 森林地帯等、地表付近がどのような環境にあるかによって、土壌中の核種の移動現象をより複雑なものとする。微生物や植物の根からの吸収等の作用により、土壌中では核種が上方に移動する効果もあり、全体で核種が下方に移動する作用はそれほど大きなものとはならない可能性がある。

④その他の要因

- イ) 地表付近の土壌の状態や気象条件によっては、地表に降下した核種が、再浮遊する効果も考慮する必要がある。
- ロ) 評価対象地域によっては、その地域における動物による核種の移行についても考慮する必要がある。

2-2) 陸水系での生物への核種の移行

①陸水系への核種の移行のモデル化

降下物が陸水系（池、沼、湖、河川等）に降下する、あるいは地表の汚染が雨によって陸水系に流れ込むことが考えられる。河川における核種の拡散では、河底の

堆積物や河川水中の粒子状物質との核種の分配が問題となる。また、湖沼では河川におけるよりも核種の拡散がゆっくり進む。これらの問題について、いくつかのモデルが提案されている。

②陸水系での核種の濃度評価

陸水系での核種の濃度は分配係数 K_d で評価されるが、このパラメータは元素の種類に依存し、以下の式で定義される。

$$\text{分配係数} = [\text{粒子状物質に含まれる核種の濃度 (Bq/kg)}] \div [\text{水中における核種の濃度 (Bq/L、Bq/m}^3\text{)}]$$

UNSCEAR2008 報告書では、IAEA TECDOC-1616¹¹から下表の値を例示している。

表 5.2.1-3 淡水環境における分配係数

元素	$K_d(\text{m}^3/\text{kg})$	
	幾何平均	幾何標準偏差
Be	42	3.6
Mn	130	12
Co	43	9.5
Sr	0.18	4.6
Ru	32	1.9
Ag	85	2.3
Sb	5	3.8
I	4.4	14
Cs	8.5	6.7
Ba	2	3.6
Ce	220	2.8
Th	180	21
Ra	7.4	3.1
Pu	240	6.6
Am	850	3.7

(出典：UNSCEAR2008 年報告書 ANNEX E Table 8)

¹¹ "Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments", IAEA-TECDOC-1616, 2009

注) 上記の TECDOC-1616 は、事故時に環境中に放射性核種が放出された場合を想定しているが、通常の運転により放出される場合については、以下の文献がある。

"Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments", IAEA TRS 472, 2010

③淡水魚における核種の分布

イ) 淡水魚の種類別の濃度の違い（分配係数・濃度比による比較）

下表は、カナダ北西準州(NWT)地域及び五大湖における測定事例である。

表 5.2.1-4 淡水魚における分配係数の測定事例

淡水魚	濃度比 (L/kg)	
	NWT 地域湖	五大湖
Burbot(カワメンタイ)	800	
Lake whitefish(サケ科コクチマス属淡水魚)	400-1000	
Round whitefish(サケ科の魚)	1000-1800	
Sucker(コイ科に近い北米の淡水魚)	700	1500-2500
Chub(コイ科淡水魚)		1900
Alewife(ニシン科の魚の一種)		1800-2300
Bullhead(ナマズ、カジカ等)		2300
Cisco(コクチマス)	1600-5000	
Pike(カワカマス)		2500-5500
Lake Trout(湖水産マス)	3000-6000	6100

(出典：UNSCEAR2008, ANNEX E Table 9)

ロ) 天然放射性同位体の魚の体内分布測定

魚体内の臓器別に天然放射性同位体がどのように分布するかについての測定事例を下表に示す。

表 5.2.1-5 魚体内における核種の分布

核種	濃度比(L/kg)					
	骨	肉	肝臓	腎臓	生殖巣	消化管
U	20-800	0.1-25	<0.04-0.5	0.1-0.5	0.01-0.35	0.05-0.5
²²⁶ Ra	35-1800	1-60	1-45	3-30	3-30	7-45
²¹⁰ Pb	100-2500	4-100	3-420	6-780	6-780	11-206
²²⁸ Th	15-160	4-32	4-36	5-46	5-46	23-50

(出典：UNSCAER 2008, ANNEX E Table 10)

2-3) 海水生物への核種の移行

①海中における核種の存在

海中には、元来、多くの放射性核種が存在しており、その濃度分布は海流に伴う攪拌作用の影響が大きい。また、原子力施設等からの放射性排水がどのように周辺海域で拡散しているかについての研究も行われている。

②海洋生物中の元素の評価

海洋生物中の主要な元素の濃度比を下表に示す。

表 5.2.1-6 海洋生物の濃度比

元素	濃度比(L/kg：生の状態での評価)		
	魚(fish)	海藻類(macro algae)	甲殻類(crustaceans)
H	1	1	1
Cl	0.06	0.05	0.06
Sr	3	10	10
Tc	80	30000	1000
I	9	10000	100
Cs	100	50	30
Np	1	50	100
Pu	100	4000	200
Am	100	8000	400
Pb	200	1000	9000
Ra	100	100	100
Th	600	200	1000
U	1	100	10

(出典：UNSCEAR 2008, ANNEX E Table 13)

5.2.2. 生物圏における放射性核種の移行-その他の国際機関

本節では、UNSCEAR 報告書以外で、国際機関が公開している放射性核種の環境中での移行に関する評価事例について整理する。

(1) EU 報告書¹²

EU は 1992 年、チェルノブイリ事故後の研究の成果に基づくとりまとめを行った。環境中の化学形態についての研究成果も紹介されている。先述した UNSCEAR 報告書は、環境全般を対象として放射線影響について評価しているが、この EU 報告書は、食物連鎖における放射性核種の移行を対象としている。

1-1) 事故で放出された放射性核種の物理化学的形態について

放射性核種がどのような物理化学的形態で放出され、拡散して行ったかは極めて重要な課題であり、観測結果や実験により、その研究が行われた。

- ①放出された粒子状物質の平均直径は約 $1\mu\text{m}$ で、粒子の形状はコンパクトな核の周りに突起が付いたものであった（この突起は水中で濯ぐと簡単にとれる）。実験で生成した粒子状物質の中央値は、 $1\sim 2\mu\text{m}$ で、実験の条件でかなり異なる結果が得られている。
- ②化学形態について実験等に基づいて評価を行ったが、主な元素について以下の結果が得られている。

表 5.2.2-1 事故で放出された元素の化学形態評価事例

元素	化学形態
U	β 酸化物 UO_2
Zr	ジルコン ZrO_2
Ag	金属結晶
In	酸化物 In_2O_3 。 InAgI_4 は事前には報告されなかったが、その存在が確認された。
Ru	純粋金属、チェルノブイリ事故直後にも同様な形態で発見された
Cs	元素として存在。 CsOH は水溶性で、空气中で急速に生成される。電子顕微鏡による観察で、 CsI と同時に発見された。
Sr	金属として観察された。空气中では $\text{Sr}(\text{OH})_2$ を形成することが知られている。
Cr	金属として存在。

(出典：EUR 12550EN, 1992 § 3.2.2)

③Cs、Sr の可溶性について

- イ) Cs：相対的に溶解性が高い形態で観測される。原子炉内物質に近いものとの混合状態で、蒸留水への可溶性は高く 55%～80%を示した。チェルノブイリ事故直後における観測値である 75%に近い値が得られた。別の混合物に基づいてエ

¹² "Evaluation of data on the transfer of radionuclides in the food chain - Post Chernobyl action", EUR 12550, 1992

アロゾル状態にした場合、90%以上の高い可溶性を示し、CsOH や CsI の化学形態をしていることが分った。

ロ) Sr : 中程度の可溶性をしめしている。SrCO₃ のような塩類は、低い溶解度を持っている。

ハ) Ru : 可溶性については観察されなかった。元素や RuO₂ の形態で不可溶性である。

1-2) 土壌から植物への移行

①移行係数の定義

[Bq/kg : 野菜中の濃度] ÷ [Bq/kg : 深さ 10cm までの土壌中の濃度]

②実験に基づく評価結果

イ) 南ドイツにおけるチェルノブイリ事故影響研究 : 評価に用いた土壌間でそれほど大きな差は無かったが、地下水面の高さは大きな影響を及ぼす。

ロ) 汚染された下水スラッジを用いた実験 : 耕作地に ^{134/137}Cs で汚染された下水汚泥スラッジを混ぜた場合、作物中の Cs 濃度の重大な増加は観察されなかった。

ハ) 北イタリアでのチェルノブイリ事故後の研究 : 飼料用作物を用いた移行係数の評価を行ったところ、1986 年時点のほうが 1987 年時点のデータよりも高いことが確認された。土壌の粒子径が 2mm 以上で充填率が 40%以上の土壌では、¹³⁷Cs の濃度が低いことが、1987 年のデータで観察された。

③統計的手法に基づく研究

イ) チェルノブイリによるものとそれ以外の要因による比較 : 土壌・植物間の Cs 移行係数は、チェルノブイリ事故に由来する場合のほうが約 2 倍も小さかった。この原因としては、サンプリング時期の違い、土壌の特性（チェルノブイリ周辺は有機物の含有率が多い、pH が低い等）等が原因と考えられる。

ロ) 地域及び季節の影響 : ドイツでの評価では、気象条件の違いが大きく影響を及ぼすことが明らかになった。降水量の減少や温度の降下により、移行係数が増大すると思われる。砂性の土壌では粘土質土壌よりも Cs 同位体の移行係数が大きくなり、土壌中の有機物量や pH も移行係数に影響を及ぼす。

1-3) 植物から動物への移行

欧米では、牧畜を含め、自然環境中の動物の Cs 等による汚染の評価を、大気中核実験の影響があった時期から進めてきた。それらを踏まえた研究が行われた。動物の臓器ごとに Cs の蓄積量がどのように変化していくか、飼料の汚染と関連付けた評価を行っている。

表 5.2.2-2 CsI で汚染された飼料（穀粉）を与えられた鶏の臓器別汚染の変化

(単位：Bq/g、生肉重量)

経過日数	筋肉	血液	肝臓	腎臓	心臓	砂嚢
3	19.8±0.9	3.2±0.5	16.0±0.4	21.3±0.4	18.4±2.3	
7	31.8±3.2	5.9±0.7	17.9±3.2	24.7±2.7	19.5±4.8	
15	36.6±4.7	5.6±0.7	20.1±2.1	23.2±0.2	21.3±0.8	
21	36.5±2.0	4.1±0.4	13.3±0.8	19.6±1.5	17.9±2.0	
28	31.2±0.6	3.6±0.3	11.8±0.9	18.0±2.7	16.7±2.3	
35	33.4±3.6	3.7±0.3	12.0±0.5	16.6±3.0	17.4±4.4	
42	31.2±8.5	2.5±0.5	12.2±1.5	15.8±3.7	21.6±6.8	
49	26.9±6.4	2.6±0.2	10.3±3.3	18.7±5.4	6±6.8	
56	25.5±4.2	2.2±0.5	7.2±2.0	10.9±2.3	13.5±3.5	12.4±2.3

注1) 飼料の汚染は、61.6 Bq ¹³⁴Cs/g(乾燥重量)。化学形態は CsI。

2) 成長期の鶏に定常的に汚染された飼料を与えた。

3) Cs は化学的に K と似ており、体内では筋肉に蓄積されやすいといわれている。

(出典：EUR 12550EN, 1992 , IV 2.3.10)

上表には、鶏のみを示したが、他の家畜を用いた実験・観測も実施されている。汚染のレベルは、家畜の種類・年齢、Cs の化学形態によっても異なる。

(2) 国際原子力機関 IAEA によるとりまとめ(IAEA-TECDOC-1616)

この文献は、自然環境中において人間やその他の生物の被ばくについて評価するための、放射線環境学の概念、モデル、関連するパラメータ及びデータを提供することを目的としている。農業分野に加え、森林、淡水系等の環境を対象としている。ここでは、食品という観点から、農業分野に関する成果について整理を行う。

2-1) 植物の葉からの摂取（植物内への取り込み）

ここでは、事故等で環境中に放出された放射性核種が降下し、植物の葉等に沈着する現象を扱う。

①植物への沈着による地表汚染の低減

植物は、放射性降下物の地表への落下に対して天蓋の役割を果たす。降水とともに落下する場合はその効果は大きいですが、単位時間あたりの降水量が強くなるとその降下は小さくなる。この現象についてモデル化を行ない、観測値との比較を行った。

単位：
m²/kg

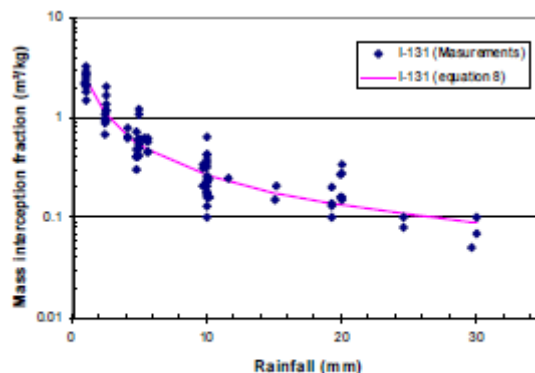


FIG. 6. Comparison of measured mass interception fractions for ¹³¹I on grass [16] and the model approach represented [37].

図 5.2.2-1 汚染された降水に対する植物の遮断効果の評価
(出典：IAEA TECDOC-1616, FIG. 6)

上図は、¹³¹I について、降水量と質量遮断係数の関係について、測定値とモデル化による評価値を示したものである。降水率はあまり影響しないことが測定結果から判明している。降水量が 10mm 以下では、このモデルでは過少評価になっていることが指摘されている。なお、この効果の評価するために、以下のパラメータを用いている。

遮断係数(interception fraction)=

(降水後植物に付着していた核種の量) ÷ (降水による核種の堆積量：植物が存在しない場合の堆積量)

質量遮断係数(mass interception fraction)=

(遮断係数) ÷ (生物量：乾燥状態で評価)

注)「生物量」：一地域内の単位面積あたりで表した生物の現存量 kg/m²

遮断効果は、降下物の物理化学的形態、天蓋としての植物のサイズに依存する。

②気象条件

植物に付着した放射性降下物は、降水（汚染のない）や風で浄化される効果があり、その評価についての試みもなされている。このような気象条件による効果を、植物中の放射性核種が減衰していく時間として、気象学的半減期 T_w で表現する。下表は、原子力施設事故で問題となる核種と、植物の組合せで気象学的半減期の評価事例を以下に示す。

注) 気象学的半減期：雨、風等の気象学的な条件により、放射性核種の量が減衰していく効果があるとされ、この物理的半減期と同様に、この作用による減衰（減少）の効果を半減期として評価したもの。

表 5.2.2-3 各元素による汚染の気象学的低減効果の評価

元素	野菜	気象学的半減期 Tw(日)	収穫までの日数
Cs	米	35.6	112
		44.1	84
		42.1	62
		49.4	49
		39.2	35
		32.1	17
Cs	豆類（大豆）	31.5	105
		58.9	84
		52.6	66
		28.0	49
		14.5	34
		6.2	17
Cs	葉菜（白菜）	32.0	51
		34.5	39
		31.1	28
		22.4	17
		11.5	7
Cs	根菜（大根）	36.7	55
		34.3	42
		25.1	31
		21.1	20
		16.0	12
I	米	45.3	99
		38.3	85
		17.2	64
		12.1	57
		13.1	52
		10.8	43
		7.8	40
		6.4	29
		2.4	9
Sr	根菜（大根）	21.0	55
		20.4	42
Sr	大豆	15.6	31
		10.6	20
		8.6	12
Sr	米	46.9	112
		40.2	84
		39.6	62
		31.8	49
		27.1	35
		13.7	17

(出典 : IAEA-TECDOC-1616 , Table 2)

③植物内での移動(translocation)

葉への沈着、あるいは根からの吸収後、植物全体に核種が広がり、その後特定の部分に集積するという経緯を得るが、この問題を評価するために「移動係数」が用いられる。

[移動係数]=[収穫時における作付け面積 1m^2 あたりの食用部分の放射能 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$]

÷[核種が降下した時点の作付け面積 1m^2 あたりの葉部分の放射能 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$]

定義としては他の方法もあるが、ここでは上記の定義を用い、%で表記する。

・植物の違いと対象元素の違い

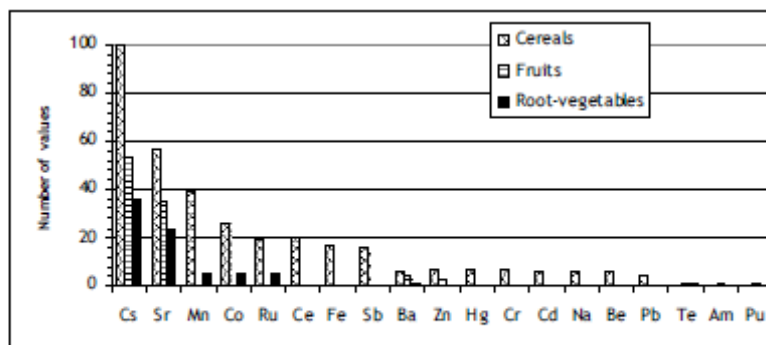


FIG. 1. Distribution of the selected translocation-factor values (%) in relation to radionuclides for the different types of plants.

図 5.2.2-2 元素の違いと野菜の違いによる元素の影響

(出典：IAEA-TECDOC-1616)

上図から、Cs が野菜等の食用部分に集積しやすく、また、野菜の中でも穀類はそのほとんどが食用部分に集積することが分る（移動係数の定義式を参照）。植物の成長段階ごとに調べると、花が咲く時期に移動係数が大きくなるとの報告がある。

2-2) 植物の根からの吸収（放射性物質降下直後）

ここでは、環境中に放出された放射性物質が降下し、それほど時間が経過していない時点での評価について記載する。植物の根からの放射性核種の吸収については、通常は以下の移行係数の定義を用いる。

(移行係数) = (植物中の放射性核種濃度) ÷ (地表からある深さまでの平均の濃度)

この定義では、放射性物質が降下してからそれほど時間が経過していない時点での影響については、適切な評価ができないとして、以下の定義式を用いる。

(移行係数) = (収穫時の農作物の放射性核種濃度 Bq/kg) ÷ (農地の単位面積あたりに堆積した放射性核種の量 Bq/m^2)

この定義を用いると、降下が発生した時点において農作物の成長がどの段階にあった

かが重要となる。以下に農作物の種類ごとに、農作物の成長段階と比較したものを示す。

表 5.2.2-4 根からの吸収による移行係数の評価（降下直後）

農作物	堆積の時期		移行係数 (m^2kg^{-1} 乾燥植物)			
	DAP	DTH	Mn	Co	Sr	Cs
玄米、米	13	125	2.9×10^{-3}	3.6×10^{-5}	3.9×10^{-4}	1.4×10^{-4}
	40	98	2.6×10^{-3}	4.9×10^{-5}	4.7×10^{-4}	2.0×10^{-4}
	67	71	2.0×10^{-3}	3.0×10^{-5}	5.5×10^{-4}	7.0×10^{-4}
	89	49	5.0×10^{-3}	4.6×10^{-5}	7.6×10^{-4}	5.4×10^{-4}
	112	26	1.2×10^{-3}	2.6×10^{-4}	1.1×10^{-4}	5.2×10^{-5}
葉菜（白菜）	13	58	1.3×10^{-2}	9.6×10^{-4}	8.6×10^{-2}	6.6×10^{-4}
	27	44	1.3×10^{-2}	6.4×10^{-4}	7.2×10^{-2}	8.2×10^{-4}
	42	29	1.3×10^{-2}	9.4×10^{-4}	5.4×10^{-2}	7.0×10^{-4}
	56	15	2.2×10^{-2}	4.8×10^{-3}	4.4×10^{-2}	1.2×10^{-3}
根菜（大根）	13	62	1.4×10^{-3}	1.7×10^{-4}	9.0×10^{-3}	1.1×10^{-4}
	27	48	2.4×10^{-3}	2.9×10^{-4}	1.3×10^{-2}	2.1×10^{-4}
	42	33	2.1×10^{-3}	6.8×10^{-4}	1.1×10^{-2}	6.5×10^{-4}
	58	17	2.7×10^{-3}	8.0×10^{-4}	6.2×10^{-3}	3.2×10^{-4}
塊茎（ジャガイモ）	4	86	6.0×10^{-4}	2.6×10^{-4}	5.5×10^{-4}	3.5×10^{-4}
	31	59	9.0×10^{-4}	4.5×10^{-4}	1.6×10^{-3}	3.5×10^{-4}
	63	27	2.5×10^{-4}	5.5×10^{-4}	2.0×10^{-4}	5.5×10^{-5}
キュウリ	13	53/63	8.8×10^{-3}	1.0×10^{-3}	2.8×10^{-2}	7.3×10^{-4}
	31	35/45	1.2×10^{-2}	1.6×10^{-3}	1.6×10^{-2}	5.5×10^{-4}
	50	16/26	1.3×10^{-2}	2.1×10^{-3}	2.0×10^{-2}	7.5×10^{-4}
	61	5/15	9.3×10^{-3}	1.2×10^{-3}	1.2×10^{-2}	2.5×10^{-4}

注）DAP：植え付け後経過日数、DTH：収穫までの日数

（出典：IAEA-TECDOC-1616）

上表のような移行係数は、放射性物質降下後の緊急時対応を議論する場合は必要なパラメータで、これからの研究が必要となるテーマである。上表の値は、温室内で、酸性土壌を用いた実験によるものである。

2-3) 植物の根からの吸収（放射性物質降下後十分時間が経過した後）

放射性核種が降下してから十分な時間が経過した後の植物への影響を評価する場合、土壌や植物に吸収された核種の減衰等を考慮する必要がある。また、地表近くの層から、より深い土壌中への浸出等の作用も考慮する必要があり、環境学的半減期などの概念も用いられる。

$$(\text{移行係数} : t) = (\text{移行係数} : t=0) \times \exp(-0.693 t / T_{1/2})$$

注） $T_{1/2}$ ＝環境学的半減期（環境中での移行による減衰を評価したもの）

長期に渡る汚染を問題にするので、核種としては比較的長寿命の核種、例えば ^{90}Sr 、 ^{137}Cs が対象となる。チェルノブイリ事故後の期間を 2 つに分け、環境学的半減期の評価を行った。

表 5.2.2-5 根からの吸収による移行係数の評価（降下後の時間経過を考慮）

土壌	1987～1989 年		1989～1999 年	
	環境学的半減期	初期移行係数	環境学的半減期	初期移行係数
大麦				
Sand	1.3	4.3×10^{-1}	6.2	1.4×10^{-1}
Loam	1.9	2.1×10^{-1}	6.7	9×10^{-2}
Clay	1.4	1.7×10^{-1}	3.8	7×10^{-2}
ジャガイモ				
Sand	1.2	5.7×10^{-1}	7.5	1.2×10^{-1}
Loam	2.4	1.4×10^{-1}	8.5	1×10^{-1}
Clay	2.9	7×10^{-2}	5.0	4×10^{-2}
ビートの根				
Sand	2.9	3.2×10^{-1}	5.2	2.9×10^{-1}
Loam	2.6	2.5×10^{-1}	5.9	1.2×10^{-1}
Clay	2.9	1.8×10^{-1}	7.2	1.5×10^{-1}
雑草				
Sand	1.6	2.9×10^1	1.5×10^1	1.8×10^1
Loam	1.3	7.0	4.7	2.3
Clay	1.3	3.6	4.9	1.4
Organic	1.8	8.3×10^1	1.1×10^1	3.0×10^1
多年草				
Sand	2.3	1.2×10^1	4.8	3.5
Loam	2.5	1.2×10^1	4.6	6×10^{-1}
Clay	2.5	1.9	1.0×10^1	6.5×10^{-1}
Organic	2.6	2.3×10^1	2.1×10^1	9.9

(出典：IAEA-TECDOC-1616)

上表に示したように、事故直後は降下物による汚染も多いが、環境学的減衰の効果も大きい（事故直後は環境学的半減期が短い）。

2-4) 果実への移行

ここで言う果実とは、人間が食事の際にデザート等として食するものに限定して議論する。果実が放射性核種に汚染される過程は、以下の通りである。

- ・降下物が付着する
- ・降下物が樹木の表面に付着する
- ・多年生植物として汚染された葉等から全体に汚染が広がる
- ・汚染された土壌から、根を通じて汚染が全体に広がる

①果実に吸収された放射性核種の割合（実験）

表 5.2.2-6 は、放射性核種で樹木の葉を汚染させ、それが果実本体にどれだけ吸収されるかについての実験の結果の事例である。

表 5.2.2-6 葉の汚染による果実への移行係数の評価事例

果実	元素	汚染後の経過日数	吸収された割合%
Apple	Cs	1	60
		41	76
		84	65
Grapevine	Cs 1991 年に 実施され た実験	30	29
		45	31
		60	47
		75	34
		90	29
		120	40
		150	36
	Cs 1992 年に 実施され た実験	30	34
		45	38
		60	40
		75	39
		90	45
		105	48
		135	60
Strawberry	Cs	1	34
		7	58
		21	48
		35	71
		49	77
		56	67
Apple	Sr	1	51
		41	60
		84	52
Grapevine	Sr	30	3
		60	3
		90	7
		120	8
Strawberry	Sr	1	18
		7	26
		21	22
		35	27
		49	36
		56	37

(出典 : IAEA-TECDOC-1616)

上表から、以下の特徴を指摘できる。

- ・ ^{137}Cs のほうが ^{90}Sr よりも吸収されやすい

- ・ 果実の種類として、Apple、Strawberry、Grapevine の順で吸収されやすい

上記の結果は定性的なものであり、傾向を定量的に評価できるほどデータがそろってはいない。果実の成長段階によっても異なる結果が出ており、果実が膨らむ時期に汚染した場合ほど、放射性核種が果実に吸収される割合が大きいという結果もでている。

②土壌から根を通じて吸収する場合

この場合は、以下で定義される移行係数を用いて評価する。

$$(\text{移行係数}) = (\text{生の果実中濃度 : Bq/kg}) \div (\text{乾燥土壌中濃度 : Bq/kg})$$

表 5.2.2-7 は、樹木性果実における評価事例である。

表 5.2.2-7 根からの吸収による果実への移行係数

元素	土壌種類	移行係数 (算術平均)
Cs	Clay	1.1×10^{-3}
	Loam	4.5×10^{-3}
	Sand	3.2×10^{-2}
	Organic	3.7×10^{-2}
Sr	Loam	4.7×10^{-2}
	Sand	2.5×10^{-2}
	Organic	1.2×10^{-3}

(出典 : IAEA-TECDOC-1616)

上表では樹木性果実のみを取り上げたが、低灌木性の果実の場合、移行係数が大きくなる傾向にある。

5.2.3. 日本における環境中の放射性核種移行研究

(1) 核種の移行に係る研究（考え方とパラメータ事例）

放射性廃棄物の埋設処分に係る環境影響評価の一環として、放射性核種の移行について 80 年代末から 90 年代前半にかけての研究の現状についてのとりまとめを、財団法人原子力環境整備センター（RWMC）の報告書¹³から整理する。この報告は、テーマごとにまとめられ、国内外の様々な文献におけるパラメータの評価事例を紹介するとともに、それらの値に基づいて適切な評価値を提示している。

1-1) 土壌から農作物への移行¹⁴

①移行係数の定義

文献により多少異なるが、それらを参照しながら、以下の定義式を採用している。

$$(\text{移行係数}) = (\text{生の農作物中の放射性核種濃度}) \div (\text{乾燥した土壌中の放射性核種濃度})$$

②RWMC の評価値

表 5.2.3-1 に代表的なものを示す。

表 5.2.3-1 土壌から農作物への移行係数

元素	米	根菜類	葉菜類	果菜類
Sr	$5 \times 10^{-3} \sim 3 \times 10^{-2}$		$4 \times 10^{-2} \sim 3 \times 10^{-1}$	4×10^{-3}
I	$1 \times 10^{-4} \sim 8 \times 10^{-3}$			
Cs	$4 \times 10^{-2} \sim 6 \times 10^{-1}$	$8 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-1}$	$1 \times 10^{-3} \sim 8 \times 10^{-1}$	
U	$4 \times 10^{-5} \sim 7 \times 10^{-5}$	$2 \times 10^{-3} \sim 9 \times 10^{-3}$	$5 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-2}$	$1 \times 10^{-4} \sim 8 \times 10^{-3}$
Pu	$8 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-2}$	$9 \times 10^{-6} \sim 4 \times 10^{-4}$	$2 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-4}$	$1 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-3}$

（出典：RWMC-88-P 11）

1-2) 土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数¹⁵

①定義

分配係数は、以下の式で定義され、土壌中で地下水によりある特定の元素／核種が周辺環境中で移行（拡散）していく場合の評価の基本となるパラメータである。

$$(\text{分配係数 } K_d) = (\text{土壌中の核種濃度}) \div (\text{土壌溶液中の核種濃度})$$

土壌溶液中の核種が土壌粒子に吸着される機構として、イオン交換反応が想定され、土壌中の核種濃度としていくつかのモデル式が提案されている。地下水流に乗る形で核種が土壌中で拡散していく様子を、地下の帯水層における物質収支式として評価するモデルが提案されているが、そこでこの分配係数の評価が重要な役割を果た

¹³ 原子力環境整備センター 環境パラメータシリーズ

(<http://www.rwmc.or.jp/library/other/kankyo/>)

¹⁴ RWMC-88-P-11 「土壌から農作物への放射性物質の移行係数」

¹⁵ RWMC-90-P-13 「土壌と土壌溶液間の放射性核種の分配係数」

す。

②分配係数の評価事例

分配係数の評価は、基本的には室内試験やフィールド試験・観測によって行われているが、土壌・地下水の条件や評価方法により、その値が変動することが指摘され、それに関しての研究も行われている。表 5.2.3-2 は、その評価事例である。

表 5.2.3-2 土壌における分配係数の評価値

元素	砂	ローム	粘土	農耕土
Sr	$5.0 \times 10^{-1} \sim 6.8 \times 10^2$	$5.0 \times 10^{-1} \sim 2.7 \times 10^3$	$1.0 \times 10^1 \sim 9.0 \times 10^3$	$6.8 \times 10^1 \sim 1.9 \times 10^2$
I	4.0×10^4			
Cs	$3.0 \times 10^0 \sim 8.0 \times 10^3$	$1.0 \times 10^0 \sim 2.5 \times 10^3$	$5.0 \times 10^1 \sim 7.0 \times 10^4$	
U	4.6×10^3			
Pu	$9.1 \times 10^2 \sim 1.9 \times 10^3$	$2.4 \times 10^3 \sim 4.6 \times 10^3$	$6.0 \times 10^2 \sim 7.0 \times 10^2$	

(出典：RWMC-90-P-13)

1-3) 淡水から生物への放射性物質の移動¹⁶

①濃縮係数の定義

放射性核種が含まれる淡水と、その淡水中に生息する生物の関係を評価するために、濃縮係数が用いられる。以下の式で定義される。

(濃縮係数) = (水棲生物の放射性核種濃度 Bq/g) ÷ (水中の放射性核種濃度 Bq/l)

上式において、生物は生の状態で重量を測定するが、可食部のみを対象とすることもある。その評価は、実験によって求めることが可能であるが、水中の他の元素や懸濁物の存在が影響する。水棲生物への特定の元素の蓄積に関する計算モデルも策定されており、それに基づく人体の線量評価モデルも策定されている。

②濃縮係数の評価事例

いくつかの評価報告事例に基づいて、濃縮係数として下表にまとめる。

表 5.2.3-3 淡水魚の濃縮係数の評価事例

生物	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
フナ	192±172	272±192
コイ	494±415	684±254
ワカサギ	101±31	508±151

(出典：RWMC-92-P-14)

¹⁶ RWMC-92-P-14「淡水から生物への放射性物質の移行」

1-4) 食品の調理・加工による放射性核種の除去率¹⁷

放射性核種で汚染された農産物及び魚介類等について、水で洗う、茹でる等の調理に伴う処理で、核種をどの程度除去できるか、その割合の評価事例を紹介している。例えば、Cs で汚染された牛乳では、乳清を除去すると 100% 近く除去できる。葉菜類でも、加工の方法により 50% 以上の除去率が確認されている（表面汚染と根からの吸収で異なる）。お茶の葉を煮沸すると放射性 Cs の 7% 近くが落ちるとの報告があり、逆に言うならば、お茶を淹れる場合、この程度の放射性 Cs しかお茶に浸出しない。この分野における研究は、日本国内のものは比較的少ないが、その中から特徴的なものを以下に整理する。

①海産物を対象とした評価事例

表 5.2.3-4 海産物の放射性核種除去率

対象食品	核種	除去方法	除去率%
ハマグリ	⁹⁰ Sr	水道水洗浄	28.4
		3%食塩水洗浄	74.7
カキ	⁹⁰ Sr	水道水洗浄	8.8
		3%食塩水洗浄	28.8
メキシコエビ	⁹⁰ Sr	水道水洗浄	31.6
		3%食塩水洗浄	72.1

（出典：RWMC-94-P-16）

注）食塩水洗浄については、濃度が高いほうが除去率も高くなる傾向がある。

②野菜を対象とした評価事例

表 5.2.3-5 海産物の放射性核種除去率

対象食品	対象核種	除去方法	除去率%
ハウレンソウ・シュンギク・フキ	¹³¹ I	水洗	10、17
		煮沸（あく抜き）	70、58
ハウレンソウ・コマツナ・ミヤマイラクサ	放射性 Cs	水洗	6～56(平均 35.5)
		煮沸（あく抜き）	66～67
ナス	⁹⁰ Sr	水道水に 30 分浸漬	59.1
		1%食塩水 30 分浸漬	23.8～65.0
		皮とり	27.9
茶葉	放射性 Cs	煮沸	6.7～6.9

（出典：RWMC-94-P-16）

¹⁷ RWMC-94-P-16 「食品の調理・加工による放射性核種の除去率」

1-5) 飼料から畜産物への放射性核種の移行係数¹⁸

①移行係数の定義

畜産物の影響を評価するために、汚染された飼料を家畜に与えた場合の影響については、以下の式で定義される移行係数が用いられる。

(移行係数 F_m) = (乳汁中の当該核種の濃度 Bq/l) $\div$ (乳用家畜の1日の核種摂取量 Bq/d)

(移行係数 F_i) = (肉の中の当該核種の濃度 Bq/kg) $\div$ (肉用家畜の1日の核種摂取量 Bq/d)

核種で汚染された飼料を与え、平衡状態でのものとして定義される。野外観察や代謝モデルによる評価が行われている。

②移行係数の評価事例

イ) 牛乳に対する移行係数評価事例 F_m

表 5.2.3-6 汚染された飼料から牛乳への移行係数 (単位: d/L)

核種	国別	範囲	平均値
Sr	日本	$3.3 \times 10^{-4} \sim 6.8 \times 10^{-3}$	1.5×10^{-3}
	諸外国	$1.0 \times 10^{-3} \sim 2.3 \times 10^{-3}$	1.6×10^{-3}
Ru	日本	$6.0 \times 10^{-7} \sim 1.0 \times 10^{-6}$	7.7×10^{-7}
	諸外国		
I	日本	$2.2 \times 10^{-3} \sim 8.9 \times 10^{-3}$	5.1×10^{-3}
	諸外国	$1.1 \times 10^{-3} \sim 1.3 \times 10^{-3}$	3.6×10^{-3}
Cs	日本	$1.3 \times 10^{-3} \sim 2.5 \times 10^{-2}$	4.5×10^{-3}
	諸外国	$7.0 \times 10^{-4} \sim 5.7 \times 10^{-2}$	4.2×10^{-3}
Pu	日本	$1.0 \times 10^{-6} \sim 8.0 \times 10^{-6}$	2.9×10^{-6}
	諸外国		
Am	日本	$4.0 \times 10^{-7} \sim 8.0 \times 10^{-6}$	2.1×10^{-6}
	諸外国		

(出典: RWMC-95-P-17)

¹⁸ RWMC-95-P-17 「飼料から畜産物への放射性核種の移行係数」

ロ) 牛肉に対する移行係数評価事例 Fi (単位 : d/kg)

表 5.2.3-7 汚染された飼料から牛肉への移行係数 (単位 : d/kg)

核種	区別	国別	範囲	平均値
Sr	成牛	日本 諸外国	$3.0 \times 10^{-4} \sim 6.0 \times 10^{-4}$	3.4×10^{-4}
Ru	成牛	日本 諸外国	$1.0 \times 10^{-4} \sim 1.0 \times 10^{-3}$	3.2×10^{-4}
I	小牛	日本 諸外国	$2.0 \times 10^{-4} \sim 1.1 \times 10^{-2}$	2.3×10^{-3}
	成牛	日本 諸外国	$7.3 \times 10^{-3} \sim 5.4 \times 10^{-2}$	2.7×10^{-2}
Cs	子牛	日本 諸外国	$1.5 \times 10^{-1} \sim 4.0 \times 10^{-1}$	2.6×10^{-1}
	成牛	日本 諸外国	$5.7 \times 10^{-3} \sim 1.0 \times 10^{-1}$	2.6×10^{-2}
Pu	成牛	日本 諸外国	$1.0 \times 10^{-5} \sim 4.0 \times 10^{-4}$	7.4×10^{-5}
Am	成牛	日本 諸外国	$4.0 \times 10^{-6} \sim 5.0 \times 10^{-4}$	5.8×10^{-5}

(出典 : RWMC-95-P-17)

1-6) 海洋生物への放射性物質の移行¹⁹

①濃縮係数の定義

大気中核実験降下物に係る放射能海水の影響研究で、海洋生物が ^{65}Zn 等の放射性核種を選択的に濃縮することが 1955 年頃から知られていた。濃縮係数は以下の式で定義される。

$$(\text{濃縮係数 CF}) = (\text{生物中放射性核種濃度 Bq/kg}) \div (\text{棲息水中放射性核種濃度 Bq/kg})$$

このパラメータは、平衡状態下で定義されるものであるが、時間的、空間的に変動することが分かっている。海水の温度や水質など生物を取り巻く環境の諸条件に起因するものと、それぞれの生物種における雌雄の差や成長段階など生物自身の条件に因るものとが考えられる。

¹⁹ RWMC-96-P-18 「海洋生物への放射性物質の移行」

②濃縮係数の評価事例

環境放射能調査研究データを用いた試算結果を以下に示す。

表 5.2.3-8 海洋生物を対象とした濃縮係数の評価事例

核種	棲息海域	魚類	貝類	
			巻貝	二枚貝
^{90}Sr	茨城太平洋沿岸	4.2×10^0	3.5×10^0	4.2×10^0
^{137}Cs	青森太平洋沿岸	5.2×10^1	1.3×10^1	1.2×10^1
	茨城太平洋沿岸	4.6×10^1	1.2×10^1	1.5×10^1
U	青森太平洋沿岸	3.5×10^{-1}	1.8×10^0	6.9×10^0
$^{239+240}\text{Pu}$	青森太平洋沿岸		7.1×10^2	2.2×10^2
	茨城太平洋沿岸	1.7×10^2	8.7×10^2	1.7×10^2

(出典：RWMC-96-P-18)

(2) 土壌から農作物への移行係数について

放射性核種の土壌から農作物への移行を特徴付ける数値として移行係数があり、世界における研究の現状についてとりまとめを行った文献(JAEA-Data/Code 2009-003)²⁰がある。前記(1)の移行係数の評価は、80年代終わりから90年代前半にまとめられた報告であるが、ここで紹介するのは比較的最近の評価事例に基づいて評価したものである。

移行係数の評価は、その時の自然環境条件により変動が大きいことが知られている。それらのデータを用いて統計解析を行い、平均値、標準偏差を評価し、それらを総合的に評価して、安全評価のために農作物への移行係数として設定している。

移行係数の定義は、以下の式を用いている。

$$(\text{移行係数}) = (\text{農作物中の核種濃度 Bq/kg、生重量}) \div (\text{土壌中の核種濃度 Bq/kg、乾燥重量})$$

²⁰ 「生物圏評価のための土壌から農作物への移行係数に関するデータベース」、JAEA-Data/Code 2009-003

表 5.2.3-9 土壌から農作物への移行係数の総合評価

元素	米類			葉菜		
	設定値	変動幅		設定値	変動幅	
		最小値	最大値		最小値	最大値
I	1.0×10^{-1}	2.0×10^{-2}	5.0×10^{-1}	1.0×10^{-1}	2.0×10^{-4}	4.0×10^{-1}
Cs	8.0×10^{-4}	9.0×10^{-5}	1.0×10^{-2}	4.0×10^{-4}	2.0×10^{-5}	6.0×10^{-3}
U	9.0×10^{-5}	7.0×10^{-6}	5.0×10^{-4}	1.0×10^{-3}	5.0×10^{-6}	2.0×10^{-3}
Pu	3.0×10^{-5}	3.0×10^{-7}	3.6×10^{-1}	1.0×10^{-4}	1.0×10^{-5}	1.0×10^{-3}

注1) 上表は、出典に掲載されているものから、代表的な元素についての移行係数を編集したものである。

2) 「設定値」は、推奨値としての意味で用いられている。

3) 上記の農作物以外に、非葉菜、果実の区分についても評価とりまとめを行っている。

(出典：JAEA-Data/Code 2009-003)

6. 放射性物質に汚染された食品の健康影響評価に関する文献

放射線の人体への影響については、原子放射線の影響に関する国連科学委員会により様々な研究結果のレビューが行われており、ICRP もその結果をもとに勧告を行っている。

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) 「原子放射線の影響に関する国連科学委員会」は、1950 年代に、核実験によって放出された放射線による、環境への影響と人への健康影響についての情報を収集・評価することなどを目的として、国際連合の中に設立された。UNSCEAR は、人工放射線、及び自然放射線による被ばくのレベルと、それが人に及ぼす身体的・遺伝的影響、環境への影響について、全世界から得られたデータを詳細に調査し、その結果を国連総会に報告してきた。

UNSCEAR による低線量影響の評価のレビューは膨大な件数に及んでいるが、それらは随時、ICRP の勧告に取り入れられていることから、本章では ICRP Publ.103 が勧告された 2007 年よりは新しく、基本的に UNSCEAR で取り上げられていない学術論文を中心に調査を行った。

具体的には、文献データベース（医学中央雑誌¹、JST JMED Plus²）において、放射性物質に汚染された食品の健康影響評価に関する文献を検索した。

まず、食品を通じた放射性物質の摂取による健康影響評価に関する文献を

「食品 and (放射性 or 放射能) and 健康」

というキーワードで検索を行ったが、直接的な健康影響を調査した文献は見つからなかった。

続いて、一般的な放射線の影響について、代謝（生体内動態）、ヒトを対象にした疫学調査、動物に対する毒性試験に関して、以下のキーワードを用いて、2007 年以降の論文を対象に検索を行い、主要な論文を抽出した。

その他、検討会委員から紹介頂いた文献や社会的に話題となった文献なども適宜調査を行った。

検索は、対象物質の名称と以下のキーワードを組み合わせで行った：

- ・ 食品
- ・ 放射性 / 放射線
- ・ 体内動態
- ・ 影響
- ・ 摂取
- ・ 疫学

¹ <http://www.jamas.or.jp/service/index.html>

² <http://pr.jst.go.jp/db/jmedplus/index.html>

6.1. 代謝（生体内動態）・動物に対する毒性

動物実験としてマウスやラットに対する水を媒介とした Cs、U の経口投与、U（単体/化合物）の皮下・腹腔内投与、Pu の静脈注射の事例が存在した。一方で、その他の物質（Am、Cm）に関しては該当する文献が見つからなかった。

Cs の体内動態に関しては、甲状腺、横紋筋で高濃度に達することがマウス・ラットで共通していた。一方で加齢の影響は双方で相反する結果となった。一方、有意な影響の報告は無く、慢性摂取による、空腸上皮組織の形態・組織、アポトーシス/増殖過程、炎症状態、分泌機能変異、造血系変異、免疫系への影響は無いことが報告されていた。

U は骨に蓄積され排出されにくいこと、脾臓、肝臓、肺などへの蓄積も報告されていた。一方、肝臓におけるアポトーシス（細胞死）の誘導や鉄蓄積の減少、卵細胞等の異常、赤血球数減少、エストロゲン反応（環境ホルモン作用）が報告されていた。

Pu はゲノムに変異をもたらす遺伝子領域での影響について確認がラットで行われ、骨芽球性骨肉腫の誘導の可能性が指摘されていた。一方で、気管上皮（RTE）細胞、肺上皮（RLE）細胞における放射線感受性については有意差無し、と評価した研究が存在した。

表 6.1-1 代謝（生体内動態）に関する文献のまとめ

文献番号	生物種 （ヒトの場合、性別や年代など）	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
1	Sprague-Dawley ラット	^{137}Cs 6.5 KBq L ⁻¹ のミネラル水 出生～離乳（3 週間）投与群、離乳後～1、3 か月間投与群、13 週齢～1、3、9 か月間投与群 経口・短期間～長期間投与	^{137}Cs	【ラットにおける ^{137}Cs 蓄積】 全身負荷：幼若ラット 主に体重、^{137}Cs 摂取量に影響。成体ラット 一定。相対体内負荷は微減。→セシウム摂取、滞留率は幼若動物の方が高い。 最低濃度：血液、最高濃度：甲状腺、横紋筋 甲状腺における濃度：加齢、被爆持続期間に伴って減少。 中枢神経系：全体的に低い。 嗅球に最も蓄積。→鼻上皮を介した直接摂取経路が示唆。 【成体ラットにおける代謝】 加齢に伴い、尿からの排泄が微減	吸収、分布・蓄積、代謝、急性毒性、慢性毒性

文献 番号	生物種 (ヒトの場合、 性別や年代な ど)	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
2	BALB/c マウス	^{137}Cs 20 kBq l ⁻¹ の ミネラル水 出生、3、6、9、12、 16、20 週齢群 2 週間投与 経口・短期間投与	^{137}Cs	【各器官における ^{137}Cs 濃度】 最高濃度:横紋筋。その他、腎臓、肝臓、心臓において高濃度。濃度は加齢に伴い、有意に上昇。 造血器官では、大腿骨(雄性 6 週齢ラットにおいて有意に上昇)、脾臓、甲状腺において高濃度。(他器官に比べると低レベル) 最低濃度:血液 【造血系に対する影響】 血球数、単核球数、骨髓、脾臓における前駆細胞頻度、血漿における Flt3 リガンド、エリスロポエチン、G-CSF、SDF-1 濃度に変化なし。骨髓細胞集団の割合に変化なし。 ^{137}Cs 慢性摂取→造血系変異を誘導しない	吸収、分布・蓄積、急性毒性
3	雄 Sprague-Dawley ラット	対象群: 低用量群:0.1g DU (劣化ウラン)、中用量群:0.2g DU、高用量群:0.3g DU 対照群:0.3g Ta(タンタル) 両群ともに金属片を左腓腹筋に移植	^{238}U (99.79%)、 ^{235}U (0.20%)、 ^{234}U (微量)	【ウラン濃度変化】 漿液:低・中・高用量群>対照群。7 日・30 日時点で有意に上昇したが、微増。最高濃度:高用量群 90 日後、低・中用量群 30 日後。→ウランのような放射性重金属の指標としては血漿、全血の方が適している。 尿:1 日後から有意に上昇。ウラン排泄の主要経路。用量・被ばく持続期間に比例して増加。 最高濃度:高用量群 90 日後。→尿中のウラン濃度は、体内におけるウラン滞留、放射線量計測の指標になる。 【組織中のウラン濃度】 腎臓、骨:主要な蓄積組織。腎臓、脛骨において用量依存的に変動。早期段階では腎臓、90 日後には骨において有意に高い濃度が認められた。→骨に蓄積されたウランは排泄されにくい。 脾臓、肝臓、肺:有意な蓄積が認められた。低・中・高用量群>対照群。 精巣、甲状腺、筋肉:高用量群>対照群。 【組織中のウラン濃度の動的変化】 腎臓・骨:90 日後に最大値、その後次第に減少。減少速度は、非常に遅く、360 日後でも比較的高濃度を維持。 脾臓、肝臓、肺、心臓:腎臓や骨と同様の変化。非常に低濃度。	吸収、分布・蓄積、代謝、排泄、慢性毒性

文献 番号	生物種 (ヒトの場合、 性別や年代な ど)	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
4	雄 Wistar ラット	酢酸ウラン 2 mg as U/kg 生後 6 日目皮下・ 単回投与	ウラン	【腎臓におけるウラン、アポトーティック細胞の分布】 皮質内辺部、髄質外辺部 【腎臓におけるアポトーシスの誘導】 投与後 3 日目から有意に増加 →15 日目まで同レベル →新生期のウラン暴露で腎毒性持続	分布・蓄積、急性毒性、生殖・発生毒性
5	バイカルアザラン	試料:2005 年 5 月 ～6 月、東シベリア (ロシア)のバイカル湖で捕獲したバイカルアザラン (Pusa sibirica) 44 検体の肝臓および筋肉	V, Cr, Mn, Co, Cu, Zn, Se, Rb, Sr, Mo, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Cs, Ba, Hg, Tl, Pb, Bi	【肝臓および筋肉における微量元素濃度】 Cs: 筋肉>肝臓。 【年齢と元素濃度との相関関係】 Sr: 肝臓、筋肉において負の相関。年齢希釈傾向。 【元素濃度間の相関関係】 Cu-Sr, Sr-Ba, Rb-Cs: 有意な相関あり。 【元素蓄積レベルの経時変化】 Cs: 1992 年捕獲のバイカルアザランの肝臓、筋肉の濃度レベルと同程度 Sr: 2001 年捕獲のバイカルアザランの肝臓、筋肉の濃度レベルに比して低濃度	分布・蓄積、慢性毒性
6	マウス、モグラ、カエル、魚類、バッタ類、トンボ類、柏、松、樺、ベリ一類、きのこ類	1997 年、2005 年に、ベラルーシ共和国ゴメリ地区マサニ村(高度汚染地区)、バプチン村(中度汚染地区)の草原、森の中で比較的広範囲に生息する生物、生物採集地点の土壌	¹³⁷ Cs	【土壌における ¹³⁷ Cs 分布】 上層>下層 →下方浸透はそれ程見られず、樹木等による表層への ¹³⁷ Cs の汲み出し現象が認められた。 腐葉土率 多→放射能レベル高 【生体内における ¹³⁷ Cs 分布】 ○最高濃度部位 樹木 幹: 辺材部、葉: 中心葉脈 魚、カエル、モグラ、マウス: 筋組織 ○動植物種間での分布差あり ○大型甲虫類>小型甲虫類 →高度汚染地区から外への飛翔によって低度・非汚染地区への ¹³⁷ Cs 分散の可能性 【経年変化】 放射能レベルの平均化なし 生体内 ¹³⁷ Cs 低減化→等比的に発生。 生体内クリアランス半減期: 1.511 年	分布・蓄積、代謝、排泄、慢性毒性

文献 番号	生物種 (ヒトの場合、 性別や年代な ど)	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
7	雄 Wistar ラット	pH 1、3、5、7、10 の硝酸 DU 6.0 mg/kg を腹腔内・ 単回投与	U-238 (99.69 6%)、 U-235 (0.299 %)、 U-234 (0.005 %)	【平均体重の推移】 pH 3、10 群において長期間、 顕著に低下→pH 3、10 で形成 された化学形投与の場合に強 毒性発現 【腎機能障害】 pH 1、3 群において血清 Glucose 値が有意な高値→ UO ₂ ²⁺ による尿細管の上皮細胞 障害発現 【骨障害】 pH 3 群において血清 Pyridinoline/Creatinine 値の有 意上昇、骨梁幅の有意低下→ UO ₂ ²⁺ 摂取による強い骨形成障 害発生	吸収、分布・蓄積、 代謝、排泄、急性毒 性
8	雄 Sprague-Dawley ラット	¹³⁷ Cs 6500 Bq/L のミネラル水 3 か月間投与 経口・長期投与	¹³⁷ Cs	¹³⁷ Cs 慢性摂取による空腸上皮 組織の形態・組織、アポトーシ ス/増殖過程、炎症状態、分泌 機能の変異なし	吸収、分布・蓄積、 慢性毒性、免疫毒性
9	BALB/c マウス	¹³⁷ Cs 20 kBq l ⁻¹ の ミネラル水 出生、3、6、9、12、 16、20 週齢群 2 週間投与 経口・短期間投与	¹³⁷ Cs	12 週齢ラットにおいて制御 T リ ンパ球の微増が認められた が、血球、胸腺細胞に主要な 変異なし。 非特異的刺激物質 (PHA、 PWM、ConA)、同種抗原に対 する増殖反応、ワクチン抗原 (破傷風毒素 (TT)、キーホー ルリンペットヘモシアニン (KLH)) に対する反応に変化な し。 →低濃度 ¹³⁷ Cs 慢性摂取によ る免疫システムへの影響はな し。	急性毒性、免疫毒性

文献 番号	生物種 (ヒトの場合、 性別や年代な ど)	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
10	Sprague-Dawley ラット、雄 Wistar-Furth x Fisher ラット	238Pu 30 kBq/個 体の静脈内・単回 投与	238Pu	【ラット骨芽球性骨肉腫におけるゲノム変異】 常染色体獲得領域: 3p12-q12, 3q41-qter, 4q41-qter, 6q12-q16, 7q22-q34, 8q11-q23, 9q11-q22, 10q32.1-qter, 12q ○7q22-q34→ヒト染色体では 12q13-q15/8q24/22q11-q13 が対応。遺伝子 Mdm2, Cdk4, c-Myc, Pdgf-b 常染色体欠失領域: 1p, 1q, 3q23-q35, 5q21-q33, 8q24-q31, 10q22-q25, 15p, 15q, 18q ○5q21-q33, 10q22-q25, 15q→腫瘍抑制遺伝子 p16INK4a/p19ARF, Tp53, Rb1 【染色体異常に可能性のある標的遺伝子】 獲得: Cdk4, c-Myc, Pdgf-b 欠失: p57KIP2 【ラット骨芽球性骨肉腫における遺伝子突然変異】 Tp53 の突然変異: 27% (ヒト 散在性肉腫: 17%、放射線誘導性肉腫: 37.5%)	急性毒性、遺伝毒性、発がん性
11	雌 Swiss マウス	硝酸ウラニル 2.5、5、10 mgU/kg/d の飲料 水 40 日間投与 経口・長期間投与	ウラン	【卵母細胞異常】 2.5 mgU/kg/d: 27.99%、5 mgU/kg/d: 27.19%、10 mgU/kg/d: 27.43% > 対照群: 11.99% 【卵丘細胞における微小核形成】 2.5 mgU/kg/d: 1.92%(+/-0.95)、5 mgU/kg/d: 2.98%(+/-0.97)、10 mgU/kg/d: 3.2%(+/-0.98) > 対照群: 0.21% (+/-0.31) 【中期板異常】 2.5 mgU/kg/d: 55.13% (+/-21.36)、5 mgU/kg/d: 58.29% (+/-21.72)、10 mgU/kg/d: 64.10% (+/-12.62) > 対照群: 7.20% (+/-7.21) →雌マウスにおける最低影響量: 2.5 mgU/kg/d 以下	慢性毒性、生殖・発生毒性

文献 番号	生物種 (ヒトの場合、 性別や年代な ど)	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
12	雄 Sprague-Dawley ラット	DU 40 mg/l(比放射能: 25.10^3 Bq/g)のミネラル水 9 か月間投与 経口・長期間投与	^{238}U (99.28%)、 ^{235}U (0.72%)、 ^{234}U (0.0056%)	【血液学的変化】 DU 汚染ラット: 赤血球 20%減少 DU 汚染により血液及び赤血球生成に影響なし 【脾臓における変化】 mRNA レベル 鉄輸送体 DMT1: 3 倍、ヘム分解酵素 HO2: 3 倍 タンパク質レベル 変化なし 【腎臓における鉄蓄積の変化】 鉄蓄積 分布: 変化+(中間サイズ: 髄質外部(4 倍)、内部(9 倍)、群生サイズ: 腎皮質(2 倍)、髄質外部(3 倍))、量: 変化- 鉄輸送体 DMT1 遺伝子発現 2.5 倍、タンパク質レベル 0.25 倍 【腎臓における組織学的変化】 尿細管間質性病変+皮髄境界部におけるアポトーティック細胞数増加 →慢性的 DU 汚染は、腎臓変質による赤血球数の減少、脾臓における赤血球生成、赤血球分解関与分子の変化を引き起こす。	分布・蓄積、慢性毒性
13	雄ラット	U 低濃度投与群: $30 \mu\text{gU/day}$ 、U 高濃度投与群: $60 \mu\text{gU/day}$ 、対照群 6~24 か月間投与 経口・長期間投与	ウラン	【U 体内吸収率】 低濃度群(0.23~0.66%) > 高濃度群 【大腿骨 U 濃度】 低濃度群: $2.249 \mu\text{g}$、高濃度群: $2.925 \mu\text{g}$ 【骨形態計測】 脛骨近位骨幹端海綿骨 BMD 値: 有意差なし 【骨代謝】 12 ヶ月後の低濃度投与群の TRAP 高値を除き、BGP、Pyd、ALP に有意な変動なし 【腎機能】 腎機能マーカーの有意な変動なし →明らかな骨障害は認められなかった。腎臓濃度は化学毒性基準の最大許容濃度($3 \mu\text{gU/g}$)であった。	吸収、分布・蓄積、代謝、排泄、慢性毒性

文献 番号	生物種 (ヒトの場合、 性別や年代な ど)	食品種・投与経路 など	核種	体内動態・症状	報告のある項目
14	B6C3F1 マウス、C57Bl/6J マウス	Study 1: Experiment 1.1、 1.2: 硝酸ウラニル (UN) 0.5, 2.5, 12.5, 60 $\mu\text{g/L}$ 30 日間投与 Study 2: Experiment 2.1: 0.19 μM DES(ジ エチルスチルベス トロール)、0.06, 0.12, 1.20, 12.00 μM U 30 日間投 与 Experiment 2.2: 0.19 μM DES(ジ エチルスチルベス トロール)、0.06, 0.12, 1.20, 12.00 μM U 各群に対 し、抗エストロゲン ICI 182,780 500 $\mu\text{g/kg}$ 投与群及 び非投与群 10 日 間投与 経口・長期間投与	劣化 ウラン	Study 1: 卵巣集団への影響 Study 2: 内因性エストロゲン欠 如下での雌生殖器官への影 響 ウラン摂取マウスにおいて、エ ストロゲン応答(一次卵巣減 少、子宮重量増加、子宮内腔 上皮細胞層増加、膣口促進、 膣角化細胞の存在長期化)が 認められた。 抗エストロゲン ICI 182,780 摂 取によりウラン、DES への反応 抑制 原始卵巣数: ウラン摂取母獣 の子<対照群の子 →本実験の条件は、米南西部 コロラド州のウラン製錬尾鉱で の濃度・暴露経路に類似して いる。ウランは環境ホルモンで あり、環境中のウランに曝露し た人々は不妊問題、生殖器の がんの危険性が高いので追跡 調査を行うべきである。	慢性毒性、生殖・発 生毒性
15	雌 Wistar ラット	気管上皮(RTE)細胞、肺上皮(RLE)細胞に対し、 ^{238}Pu (0.8Gy/min)、 ^{137}Cs (8.2Gy/min) 照射	^{238}Pu 、 ^{137}Cs	気管上皮(RTE)細胞、肺上皮(RLE)細胞における放射線感受性に有意差なし Wistar ラット肺の放射線誘導の発癌における腺腫・腺癌の優位性は、標的細胞数の差、免疫反応のような発癌修飾作用による	急性毒性、発がん性

6.2. 疫学調査（ヒトへの影響）

がんの死亡リスク（過剰相対リスク ERR）に関しては、肺からのプルトニウムの内部曝露における 4.7/Gy を除けば、白血病では 1.5-4.8/Gy、固形がんでは 0.1-1.0/Gy 程度の値が報告されていた。また、劣化ウランからの放射線の職業曝露による染色体異常では、相対リスクで 4（ERR で 3）/Gy という報告が存在した。

英国の放射線従事者国立登録（National Registry for Radiation Workers）の登録者全 174,541 人を対象にした調査では、全がん死亡の ERR は 0.279/Sv（95%信頼限：0.02 - 0.56）と報告されており、がん（白血病、肺がん、胸膜がんを除く）の線量用量関係は、BEIR VII で推定されたものとよく一致し、DDREF = 1.5 という値を支持するものとなったと報告されている。なお、ICRP2007 年勧告における死亡率に基づく ERR は全固形がんでは 1Gy あたり 0.35（男性）、0.58（女性）とされており、最新の報告値と概ね合致することが確認された。

E. S. Gilbert(文献 18)はこれまでの放射線とがんリスクに関する疫学調査のレビュー論文の中で、以下の通りまとめている。

- ・ 2-3Gy における多くの疫学調査では、LNT 仮説と矛盾しないが、非線形の関係や閾値がある可能性も排除できない。
- ・ 低線量職業被ばくの疫学調査結果は、線量反応関係の高線量域から低線量域への直線外挿結果と矛盾しない
- ・ 推測の不確実性や交絡因子の存在により、低線量での疫学調査から得られる結論は限定的なものになる。
- ・ 曝露量以外の要因としては、子宮内および若い年齢（15 歳程度まで）での曝露は甲状腺がん、乳がん、皮膚がん、全がんのリスクを上昇させることが示唆されている

カナダにおける飲料水中ウラン（最大 178ppb）摂取による影響(文献 19)については、ウラン摂取濃度と腎機能低下のバイオマーカーとの間に有意な相関が見られたことを報告している。一方、同じ曝露量における発がんリスクについては、最高 2.1mSv の曝露量で、がん発生リスクの増加が最大 1.3×10^{-5} 以下と評価され、化学的毒性の方がリスクとしては大きい可能性が示唆されている。

また、ポルトガルのウラン鉱山周辺の村で野菜のウラン濃度測定を行った研究(文献 20)では、レタス（野菜 kg 生体量あたりのウラン重量で $234 \pm 29 \mu\text{g}$ ）、ジャガイモ（皮を含む全量で同 $110.5 \pm 26 \mu\text{g}$ ）、インゲンマメ（ $26 \pm 2 \mu\text{g}$ ）で濃度が報告されている。さらに、これらの濃度から予想されたウラン摂取量と腎毒性を基に EPA が定めた参照用量（0.003 mg/kg/day）とを比較して、健康への有害なリスクは示唆されないと結論付けている。

表 6.2-1 最近の低線量職業被ばくに関する疫学研究のまとめ

Description of study	Mean dose	Health endpoints studied	ERR Gy ⁻¹ (or Sv ⁻¹) for leukemia excluding CLL (90% CI)	ERR Gy ⁻¹ (or Sv ⁻¹) for all cancers excluding leukemia (90% CI)	References
Nuclear workers in 15 countries	19.4 mSv	Cause-specific mortality	1.9 (<0, 7.1) 196 deaths	0.97 (0.27, 1.80) 5024 deaths ^a	Cardis et al. 2007
Nuclear workers enrolled in the United Kingdom National Registry for Radiation Workers (NRRW)	24.9 mSv	Cause-specific mortality and cancer incidence	1.7 (0.06, 4.3) 198 deaths	0.28 (0.02, 0.56) 7455 deaths	Muirhead et al. 2009
Chornobyl liquidators in Ukraine	76.4 mGy	Leukemia incidence	3.4 ^a (0.5, 9.8) 71 cases	Not applicable	Romanenko et al. 2008
Chornobyl liquidators in Belarus, Russian Federation, and Baltic countries	13 mGy (median)	Leukemia incidence	4.8 ^a (-0.2, 0.24) 40 cases	Not applicable	Kesminiene et al. 2008
Workers at the Mayak nuclear facility in the Russian Federation	~500 mGy	Cause-specific mortality	Significant dose-response (p <0.001) 49 deaths	Significant dose-response (p <0.001) 1062 deaths from solid cancers other than lung, liver, and bone.	Shilnikova et al. 2003
Male A-bomb survivors exposed between the ages of 20 and 60 years		Cause-specific mortality	1.5 (-0.8,4.6) 83 deaths	0.32 ^c (0.07,0.47) 3259 deaths	Cardis et al. 2007

Dose units are those used in the respective papers. The two Chornobyl studies are case-control studies; the remainder are cohort studies.

^aEstimates are for all leukaemia, *including* CLL.

^bEstimate is based on a linear-quadratic model. Estimate based on a linear model is 3.15 (1.8,5.2)

出典 : Gilbert (2009)

(参考：ウランの化学毒性と放射性核種としての影響の比較)

ウランは重金属として腎臓に悪影響を与えることが知られている。

ウランの基準値に関しては、EPA が 1989 年に参照用量 $0.003\text{mg/kg b.w./day}$ という値を発表している（ウサギへの 30 日経口投与試験；腎臓への障害による体重減少）。一方で WHO は 2009 年に最新のラットの腎毒性に関する試験を基に TDI として $0.6 \mu\text{g/kg b.w./day}$ を定めており、値としてはこちらを用いる方が妥当だと考えられる。

文献 19 における、調査を行った地域における、飲料水を通じたウランの影響は「放射線よりも化学毒性によるところが大きい」という結論については、以下の根拠による：

- ・ 調査群では、ウラン摂取用量と、尿細管における再吸収機能の悪化を示す尿中物質濃度に有意な相関があった（腎毒性の確認）
- ・ 放射線由来のリスクに関しては、ICRP による過剰発がんリスク係数 6×10^{-5} より、今回の摂取量からは 6.6×10^{-6} 程度の発がんリスクの増加と考えられる（放射線による発がんリスクは微小であることの確認）
- ・ 従って、今回の濃度域では放射線よりも化学毒性によるところが大きい。

また、野菜由来の摂取の影響を考慮した文献 20 では上記 EPA の参照用量との比較により、リスクが十分小さいことを示唆している。

両研究の結果を基に、ウラン摂取量を比較すると、

- ・ 飲料水由来（高濃度地域）：数十～ $100 \mu\text{g/day}$ 程度
- ・ 食品由来（ウラン鉱山近郊の村）：数 $\mu\text{g/day}$ 程度

と試算され、飲料水由来では WHO の TDI を上回っている可能性が考えられた。

表 6.2-2 疫学調査に関する文献のまとめ

文献 番号	被験者の条件	核種	暴露条件	症状	結論・評価結果など	報告のあ る毒性
16	1986 年時点で 0-60 歳で、 1985/12/31 と 1987/12/31 に スウェーデン北 部の同一住所 に在住の計 114 万 3182 人につ いて、 1988-1996 年の がん発生数を 追跡調査	Cs-137	地表汚染レベル: 対照群: ＜3kBq/m ² 、被験者 群: 3-29、30-39、 40-59、60-79、 80-120kBq/m ²	がん	全がんの相対リスク は、3kBq/m ² 以下を 対照群とした場合、 いずれの被ばく区分 においても微増。全 被ばく区分の平均過 剰相対リスク値 (ERR) は、 100kBq/m ² の Cs-137 汚染当り 0.11 (95%CI: 0.03-0.20)。放射線 感受性で潜伏期間 が短い白血病や甲 状腺ガンの増加は 認められなかった。	慢性毒性、 発がん性

文献 番号	被験者の条件	核種	暴露条件	症状	結論・評価結果など	報告のあ る毒性
17	①1950-1960 年 の間、ロシア南 ウラル地域の Techa 川流域在 住の 29,849 名 ②1973 年以前 に雇用された Mayak 労働者 5659 名 ③広島、長崎に おける原爆被 爆者		①1950 年初頭 における低 LET 放射 線被ばく。胃にお ける最大推定放射 線量 480 mGy、平 均放射線量 30 mGy。 ②プルトニウム及 び外部放射線によ る被ばく。プルトニ ウム取り込みによ る肺におけるα線 の内部被爆量 150 mGy。外部放 射線量 700 mGy。	①固形がん (1950-1999 年で死者数 1854 名) ②肺がん (2004 年末時 点で死者数 297 名)	①ゲノム不安定性と Techa 川コホートに おけるがん死亡率 ロシア南ウラル地域 の Techa 川流域の コホート(29849 名)に おいて認められた固 形がん死亡率の年 齢依存性は、放射 線誘発ゲノム不安 定性による。モデル により予測された 100mGy あたりの過 剰相対リスク(ERR) は、65 歳まで:0.08、 65 歳以上:0.2 以 上。 ②第三者効果と Mayak 労働者コホ ートにおける肺がん死 亡率 Mayak 労働者のコホ ート(5659 名)にお けるプルトニウム取 り込みによる肺がん 死亡リスクは、線量 閾値の第三者効果 (隣接した曝露細胞 に誘発された非曝 露細胞における生 物学的損傷)によ る。肺における年間 線量閾値は 12mGy/ 年。 全がん死亡の ERR は 0.40/Gy で原爆の 被爆者と同程度。た だしプルトニウムに よる高線量の肺の 内部曝露(700mGy 以上)の 4 人だけは ERR が 4.7/Gy となっ た。 ③低線量過敏性と 原爆被爆者にお けるがん死亡率 若年での被爆による EER:放射線誘発細 胞不活性による発 がんモデル<通常 の経験的モデル 放射線量 100 mGy の被爆後のリスク: 低線量感受性モデ ル>通常の細胞生 存曲線モデル	慢性毒性、 発がん性

文献 番号	被験者の条件	核種	暴露条件	症状	結論・評価結果など	報告のあ る毒性
18	【がんリスクの レビュー対象論 文】 ①広島、長崎に おける原爆被 爆者 ②医療被ばく ③職業被ばく ④環境被ばく		【レビュー対象とな った一部の研究の 条件】 ①60%以上が 0.1 Sv 以下。 ②特定の臓器に対 して 40Gy 以上にな る場合も多い ③累積被ばく量に して平均 19.4mSv など ④チェルノブイリ事 故後の環境被ばく (中央値 40mGy)	がん	・ 2-3Gy における多 くの疫学調査では、 LNT 仮説と矛盾しな いが、非線形の関 係や閾値がある可 能性も排除できな い。 ・ 低線量職業被ばく の疫学調査結果 は、線量反応関係 の高線量域から低 線量域への直線外 挿結果と矛盾しない ・ 推測の不確実性 や交絡因子の存在 により、低線量での 疫学調査から得ら れる結論は限定的 なものになる。 ・ 曝露量以外の要 因としては、子宮内 および若い年齢(15 歳程度まで)での曝 露は甲状腺がん、 乳がん、皮膚がん、 全がんのリスクを上 昇させることが示唆 されている ・ 白血病の ERR = 1.5 - 4.8 /Gy。固形 がんの ERR = 0.28 - 0.97	慢性毒性、 発がん性

文献 番号	被験者の条件	核種	暴露条件	症状	結論・評価結果など	報告のあ る毒性
19	カナダケベック 州 Kitigan Zibi 在住の 54 名 (男性:15 名、 12-61 歳 女 性:39 名、 12-73 歳)	U	飲料水中のウラン 濃度 0.01-1ppb(バック グラウンドレベ ル):20 名 111-178ppb(カナ ダ飲料水ウランガ イドライン 100ppb 以上):8 名 2-66ppb(バックグ ラウンドレベル以上 ガイドライン以下): 26 名	腎臓機能低 下、がん	【腎臓における生物 学的影響】 尿中ウラン濃度/日 と比重:負の相関 尿中ウラン濃度/日 と尿量:正の相関 →曝露レベル上昇 に伴い、尿が希釈。 尿細管からの再吸 収能力低下による。 尿中ウラン濃度/日 とβ2-ミクログロブリン(BMG)、γグルタ ミン酸転移酵素 (GGT):正の相関 →尿細管における 細胞膜破壊 ⇒長期間のウラン 摂取により、尿細管 における再吸収機 能が悪影響を受け る 【がん発生リスクと の比較】 ICRP のユニットリス ク値より試算 最高値 2.1 mSv→ 13/100,000 平均値 0.11 mSv→ 0.66/100,000 ⇒今回の濃度では サンプル数不足によ り検出困難 【結論】 飲料水による長期 的ウラン摂取の健 康に与える影響:化 学毒性>放射能毒 性	慢性毒性

文献 番号	被験者の条件	核種	暴露条件	症状	結論・評価結果など	報告のあ る毒性
20	1970-1993 年に ウラン採掘活動 が行われてい たポルトガル Cunha Baixa 村 の居住者	U	2006 年 4 月-10 月、Cunha Baixa ウ ラン鉱山近郊の農 地において栽培さ れたジャガイモ、イ ンゲンマメ、レタス 摂取 土壌中ウラン濃度 ジャガイモ: 9.6-13.6 mg/kg、イ ンゲンマメ: 8.75-12.9 mg/kg、 レタス: 7.05-11.7 mg/kg 灌漑用水中ウラン 濃度 対象: >900 μ g/L、対照: <20 μ g/L	がん	【野菜におけるウラ ン濃度】 レタス: $234 \pm 29 \mu$ g/kg 生体量>ジャ ガイモ(全量): 110.5 $\pm 26 \mu$ g/kg 生体 量>インゲンマメ: $26 \pm 2 \mu$ g/kg 生体 量>ジャガイモ(皮 なし): $4.0 \pm 0.6 \mu$ g/kg 生体量 【ハザード比(HQ)】 ジャガイモ(全量): 0.0092、ジャガイモ (皮なし): 0.0092、イ ンゲンマメ: 0.0005、 レタス: 0.007 →ジャガイモ、イン ゲンマメ、レタス摂 取による Cunha Baixa 村民の健康へ の有害なリスクは示 唆されず。 *新鮮重量: fresh weight	慢性毒性
21	対照群 R-I: 連邦税関 従業員 R-II: ペオグラ ードがん研究所 従業員 テスト群 T-I: セルビ ア・ペオグラード 無線テレビ従業 員(NATO によ るユーゴスラビ ア連邦共和国 攻撃中に滞在) T-II: ブラニエ の医療従事者 (劣化ウラン弾 による汚染地域 に居住・勤務)	U(劣化 ウラン)	対照群 R-I: <1 mSv、職 業被ばく期間 (DOE): 0 年 R-II: 1.34 mSv、 DOE: 13.8 年 テスト群 T-I: <1 mSv、 DOE: 0 年 T-II: 2.08 mSv、 DOE: 11.1 年	健康リスク	リンパ球における染 色体異常、染色体 損傷、細胞損傷 T-II: R-I、R-II に 比べて有意に高い。 T-I: 染色体異常の リスクは上昇してい るが、R-II より高く はない。 染色体損傷の相対 リスク(RR)は T-II で 4、T-I で 2、R-II で 3 であった。 ただし、損傷にはウ ランの化学的な毒性 の影響も考えられ る。	慢性毒性
22	英国の放射線 従事者国立登 録(National Registry for Radiation Workers)の登 録者全 174,541 人	ほとん どが X 線また は γ 線 核種	平均曝露量 24.9mSv	死亡、白血 病、固形がん	白血病、固形がん の発症率ならびに 死亡率と被ばく量は 有意な正の相関があ った。線量反応関 係は日本の原爆被 爆者のそれと類似し ていた。 全がん死亡 ERR は $0.279/\text{Sv}$ (95%CI: $0.02\text{--}0.56$)であ った。 がんの線量用量関 係は、BEIR VII で推 定されたものとよく 一致し、DDREF = 1.5 という値を支持す るものとなった。	慢性毒性、 発がん性

6.2.1. 厚生労働省の疫学調査レビュー（多発性骨髄腫、悪性リンパ腫）

厚生労働省の労働基準局が、多発性骨髄腫と悪性リンパ腫（特に非ホジキンリンパ腫）を対象に放射線被ばくの疫学調査をレビューしている^{3,4}。対象としているのは、以下の調査である：

- ・ 広島・長崎の原爆被爆者を対象にした疫学調査
- ・ 原子力施設の作業者を対象にした疫学調査
- ・ 核実験に参加した作業員(ベテラン)を対象にした疫学調査
- ・ 放射線診療を受けた患者を対象にした疫学調査
- ・ 原子力施設等の周辺住民を対象にした疫学調査

多発性骨髄腫に関する文献レビューの結果を、

- ・ 放射線被ばくと多発性骨髄腫の関係について各調査の結果が一致していない。
- ・ 広島・長崎の原爆被爆者とイギリスの核実験における作業員を対象とした調査では、放射線被ばく量と多発性骨髄腫の間に有意な関係は認められていない。
- ・ 原子力施設の作業員を対象にした調査では、線量の増加に伴い多発性骨髄腫の死亡が有意に増加している。潜伏期間を10年とした場合、O/E比⁵が1.00を超える報告が多い。

とし、結果を以下の通りまとめている：

「現在までに報告されている疫学調査の結果から、多発性骨髄腫と放射線被ばくとの間には以下の関係があると考えることが妥当である。

- (1) 原子力施設の作業員を対象にした疫学調査では、**internal analysis**⁶において、有意な線量反応関係が認められており、**50mSv**以上の被ばく群での死亡がこの関係に特に寄与している。

³ 厚生労働省（2004）多発性骨髄腫と放射線被ばくとの因果関係について、
<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2004/02/s0206-3.html>

補足：厚生労働省の「電離放射線障害の業務上外に関する検討会」の資料として作成されたものである。この検討会は、日本国内の原子力発電施設で放射線業務に従事していた労働者から、業務が原因で多発性骨髄腫を発症したとして、労災請求されたことを受けて設置された。

⁴ 厚生労働省（2008）悪性リンパ腫、特に非ホジキンリンパ腫と放射線被ばくとの因果関係について、<http://www.mhlw.go.jp/shingi/2008/10/s1010-3.html>

補足：上記の検討会において、電離放射線業務に従事する労働者に発症した造血器の腫瘍の業務上外に関し、認定基準により判断が困難であるとして、意見が諮問された際にまとめられたものである。

⁵ 実際に観察された罹患者（死亡者）数と一般の集団から期待される罹患者（死亡者）数の比。要因の曝露によるリスクの大きさを示す指標。

⁶ 引用者注：外部被ばくの集積線量と多発性骨髄腫の線量反応関係に基づく分析。対となる分析方法に **external analysis**（国全体の死亡率や発生率との比較による分析）がある。

(2) 40-45 歳以上の年齢における放射線被ばくが多発性骨髄腫の発生により大きく寄与している。

(3) 多発性骨髄腫の発症年齢は被ばく時年齢が高齢になるにしたがって高くなる。」

また、悪性リンパ腫、特に非ホジキンリンパ腫に関する文献レビューの結果を、

- ・ 原爆被ばく、医療被ばく、職業被ばくに関する疫学調査結果においても結果は一致していない。
- ・ 非ホジキンリンパ腫と放射線被ばくとの線量反応関係を明らかにした疫学調査は存在しない。

とし、結果を以下の通りまとめている：

「非ホジキンリンパ腫と放射線被ばくとの線量反応関係を明らかにした疫学調査は存在しない。

(中略)

1 Gy 以下の放射線被ばくと、非ホジキンリンパ腫の発生との関係を肯定することも、否定することも難しい。しかし、仮に、両者の間に関係があるとしても、放射線被ばくとの関係が明らかであるとされている白血病（慢性リンパ性白血病を除く）に比べると、両者の関係性が弱いことは疫学調査の結果からは明らかである。」

6.3. ECRR の報告書について

6.3.1. ECRR の概要⁷

ECRR（European Committee on Radiation Risk；欧州放射線リスク委員会）は、1997 年に欧州議会の緑の党の呼びかけで開催された会合で設立された非公式の委員会である。委員長（Chair of the Scientific Committee）は University of Bremen（ドイツ）教授の Schmitz-Feuerhake、科学セクレタリー（Scientific Secretary）は University of Ulster（イギリス）教授の Chris Busby である。

6.3.2. ECRR 報告書（勧告）の概要

ECRR は 2003 年に「2003 Recommendations of the European Committee on Radiation Risk⁸」（ECRR2003 勧告）を発表した。そこでは、ICRP のモデルでは、原発周辺地域における小児白血病の発症頻度増加が説明できないこと等から、低線量・長期の内部被ばく

⁷ <http://www.euradcom.org/background.htm>

⁸ <http://www.euradcom.org/2003/execsumm.htm>

を考慮に入れた ECRR モデルを開発した。具体的には、ICRP モデルでの線量に独自の「生物学的損害荷重係数」等を掛け合わせて、内部被ばくとしての補正を行う（表 6.3-1）。この係数は観察されている疫学調査結果を説明できるように設定された。一方で、外部被ばくに関しては ICRP のモデル採用を是認している。

これらのモデルを用いたリスク評価結果として、ウランやストロンチウムといった核種の内部被ばくは ICRP の評価よりも 300～1000 倍高リスクであること、そして、公衆の構成員の被ばく限度を 0.1 mSv 以下に引き下げること、ならびに原子力産業労働者の被ばく限度を 5 mSv に引き下げること勧告した。

さらに 2010 年には最新の研究結果を加えた「ECRR Recommendations 2010⁹」（ECRR2010 勧告）を発表した。影響評価の側面では、特にウランや超ウラン元素による Secondary Photoelectron Effect（二次的光電子効果）の項が追加された（第 6 章）。

ECRR2003 に対する各機関からの「科学的根拠に欠けている」との批判に対しては、ECRR は物理学的な根拠ではなく疫学的証拠をモデルの基礎に採用しているとして、ICRP などとの立場の違いを明確化している（第 10 章）。

2010 年勧告では結論として、公衆の構成員の被ばく限度を 0.1 mSv 以下に引き下げるという勧告を維持し、原子力産業の労働者の被ばく限度に関しては、2 mSv 以下と更に厳しい勧告値を発表している。

表 6.3-1 ECRR 2003 年勧告における生物学的損害荷重係数（W_j）

被曝のタイプ	係数W _j	備考
1. 外部急性	1.0	
2. 外部延長	1.0	線量率低減を仮定せず
3. 24時間2ヒット	10～50	修復の妨害を考慮
4. 内部原子単一壊変	1.0	K-40
5. 内部二段階原子壊変	20～50	崩壊系列と線量に依存
6. 内部オージェあるいはコスタクロニーヒ	1～100	部位とエネルギーに依存
7. 内部不溶性粒子	20～1000	放射能と粒子サイズ、線量に依存

出典：山内（2004）¹⁰

⁹ <http://www.euradcom.org/2010/2010recommendations.htm>

¹⁰ 山内和也（2004）ECRR2003 報告における新しい低線量被ばく評価の考え方（第 99 回原子力安全問題ゼミ資料）
<http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/NSRG/seminar/No99/yamauchi041215.pdf>

6.3.3. ECRR 報告書（勧告）に対する批判

ECRR2003 勧告に対しては、いくつかの公的機関が懐疑的な反応を示している。英国放射線防護局（NRPB）は ECRR の引用している疫学調査の結果を詳細に検討した結果、

「ECRR が放射線内部被ばくのリスク推定に用いている方法論は恣意的であり、十分な科学的根拠に立脚していない。さらに、勧告における ICRP 勧告の誤った引用、誤解、一貫性や根拠の無さが見られるため、規制当局として防後基準を変える科学的根拠にはならない」とまとめている¹¹。

なお、日本国内でも、京都大学の今中哲二助教が ECRR2003 勧告のモデルに対して、「実証するデータが十分に示されているとは言い難い」¹²、また ECRR が危険性を主張する劣化ウラン弾の影響に関しても「健康悪化との相関関係に関するデータはたくさんあるが、放射線被ばくとの因果関係を示唆するデータはほとんどない」¹³と評価している。その他にも、ECRR が引用している論文の妥当性を疑問視する意見が見られる¹⁴。

6.3.4. ECRR 報告書に関する国会・政府機関での言及

(1) 原子力安全委員会 市民検討会

平成 15 年 9 月 11 日に原子力安全委員会が開催した討論会「私たちの健康と放射線被ばく－低線量の放射線影響を考える」において、参加者より ECRR2003 勧告について質問があった。同委員会においてこの勧告をどう評価しているかという質問¹⁵に対して、「検討は行っていません」との回答であった¹⁶。

(2) 原子力安全委員会 放射性廃棄物・廃止措置専門部会

平成 16 年 6 月 2 日に開催された会議に置いて、同部会で発表した「放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項について」に対して寄せられた意見の中に、「低線量被ばくのリスク評価をめぐるっては、たとえば ECRR の 2003 年勧告が指摘するように、ICRP の見解に対する異論も存在する」と言及されている。それに対して専門部会では「ECRR が ICRP と異なるモデルを提案していることを認識しているとした上で、放射線影響等の分野に監視、国内外の動向を踏まえ検討していくと回答」することとしている¹⁷。

¹¹ http://www.cerrie.org/committee_papers/INFO_11-E.pdf

¹² <http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/NSRG/seminar/No110/kagaku050711.pdf>

¹³ <http://www.rri.kyoto-u.ac.jp/NSRG/seminar/100/seminar/No99/imanaka041215m.pdf>

¹⁴ <http://d.hatena.ne.jp/buvery/touch/20110520#1305851133>

¹⁵ http://www.nsc.go.jp/anzen/sonota/touron/11_question.pdf

¹⁶ <http://www.nsc.go.jp/anzen/sonota/touron/kaitou.pdf#page=5>

¹⁷ http://www.nsc.go.jp/senmon/soki/haishi/haishi_so001.htm

(3) 行政裁判所判例

「平成 15(行ウ)33 原子爆弾被爆者認定申請却下処分取消等請求事件」の仙台地方裁判所判決（平成 19 年 03 月 20 日）¹⁸において、原爆の被爆者が原爆症認定において内部被ばくが考慮されていないことの正当性が焦点となった。その際に、原告の主張を支持する文献として ECRR2003 勧告が言及されているが、判決文において、同勧告が上述の NRPB によって科学的妥当性を否定されていることに触れ、その他の科学的知見を整理した上で、原告が主張する内部被ばくに関する理論は「科学的に実証されたものではない」としている。

(4) 国会答弁

平成 19 年に一度¹⁹、また福島第一原発の事故以来複数回^{20,21}、国会答弁の場において ECRR に言及した質問が行われているが、それに対する回答はいずれも ECRR 勧告の科学的妥当性には触れておらず、ICRP の勧告値の妥当性を主張するものとなっている。

¹⁸ <http://www.courts.go.jp/hanrei/pdf/20090317100621.pdf>

¹⁹ <http://kokkai.ndl.go.jp/SENTAKU/syugiin/166/0005/16605230005014a.html>

²⁰

<http://www.sangiin.go.jp/japanese/joho1/kaigirok/daily/select0114/177/17705010014013c.html>

²¹

[http://www.shugiin.go.jp/itdb_rchome.nsf/html/rchome/News/Honbun/monka17720110518010.pdf/\\$File/monka17720110518010.pdf](http://www.shugiin.go.jp/itdb_rchome.nsf/html/rchome/News/Honbun/monka17720110518010.pdf/$File/monka17720110518010.pdf)

6.3.5. ECRR などの論拠となっている文献

ECRR などの団体が論拠として引用している文献を以下にまとめた。

表 6.3-2 ECRR などの論拠となっている文献

文献番号	被験者の条件	核種	暴露条件	症状	結論・評価結果など	報告のある毒性
A-1	米国で原子炉から半径 100 マイルの範囲にある郡の女性（米国のその他の郡との比較）	—	（汚染レベルに言及無し）	乳がん	対照区（その他の郡の女性）に比べ、乳がん死亡率が明らかに高い（10 万人あたり 26 人対照区は 22 人）	慢性毒性、発がん性
A-2	チェルノブイリ事故後（1988-1996 年）のスウェーデン北部の 450 郡の 0-60 歳の住民	137Cs（汚染の指標として採用）	土壌汚染レベルとして 0~120kBq137Cs/m ²	肺がん、全がん	（年齢と人口密度の影響を排除した結果）がんの過剰相対リスクは汚染レベルが 10kBq/m ² 上昇するごとに 0.11 増加。チェルノブイリ事故後より、スウェーデン北部でがんの発症率は僅かに上昇している（ただし、交絡因子や偶然誤差の可能性は否定していない）。	慢性毒性、発がん性、次世代影響
A-3	ベラルーシの最も高い汚染レベルが見られる地域（Gomel）と汚染レベルが相対的に低い地域（Vitebsk）	137Cs（汚染の指標として採用）	同国内の標準的な汚染レベルとして、40kBq137Cs/m ² 、高い地域のレベルとして 185kBq137Cs/m ² と報告。Gomel 地域は 555kBq/m ² 以上	結腸ガンや膀胱ガン、甲状腺ガンを含む、全ての組織・臓器についての全がん	がん死亡率は Gomel 地区に置いて Bitesk 地区よりも統計的に有意に高くなっていた。1976-1985 の間と 1990-2000 の間の 10 万人当たりの年間がん発症率の変化は、Gomel 地域で 147.5→224.6、Vitebsk 地域で 158.2→217.9 である。また、最も高いリスクを持つのは、1986 年から放射能汚染された地域に住み汚染された食物を食べている集団である。	慢性毒性、発がん性
A-4	1973 年におけるスウェーデンの 2 つの郡に居住する全ての個人（200m 四方の格子における地表 γ 線（TGR）に対する個人の毎年の居住場所をマッチングさせ、年齢、性別、人口密度に対して補正を実施）	地表 γ 線（TGR）	同国内の標準的な汚染レベルとして、40kBq137Cs/m ² 、高い地域のレベルとして 185kBq137Cs/m ² と報告。Gomel 地域は 555kBq/m ² 以上	悪性腫瘍及び死亡	100 ナノグレイ/時間（nGy/h）当たりのハザード比は全ての悪性腫瘍に対して有意に増加したが、いくつかの地点では明確な曝露応答関係が特定できなかった。最も低い曝露グループ（0-60nGy/h）を参照とした場合、最も高いグループ 96-366nGy/h を除いた全ての曝露グループで全ての悪性腫瘍に対するハザード比の統計的に有意な増加を観察した。乳癌、甲状腺癌、白血病に対しては明確な曝露応答は見られなかった。	慢性毒性、発がん性

※A-4 は論拠としては引用していないが、A-2 と同じ著者の文献であるため、こちらに掲載した。

<参考文献>

文献 番号	著者	発表 年	タイトル	雑誌名等	巻、号、頁
1	Tourlonias E, Bertho JM, Gurriaran R, Voisin P, Paquet F	2010	Distribution of ¹³⁷ Cs in rat tissues after various schedules of chronic ingestion.	Health physics	99(1):39-48.
2	Bertho JM, Louiba S, Faure MC, Tourlonias E, Stefani J, Siffert B, Paquet F, Dublineau I	2010	Biodistribution of (¹³⁷)Cs in a mouse model of chronic contamination by ingestion and effects on the hematopoietic system.	Radiation and Environmental Biophysics	Volume 49, Number 2, 239-248
3	Guoying ZHU, Minguang TAN, Yulan LI, Xiqiao XIANG, Heping HU and Shuquan ZHAO	2009	Accumulation and Distribution of Uranium in Rats after Implantation with Depleted Uranium Fragments.	Journal of Radiation Research	Vol. 50, No. 3 183-192
4	武田志乃、井上 美幸、西村まゆ み、島田義也	2009	幼若ラット腎臓におけるウラン分布	日本衛生学雑誌	64 巻 2 号 610 頁
5	宇高 真行, 池 本 徳孝, 高橋 真, 岩田 久人, Valeriy BATOEV, Evgeny PETROV, 田辺 信介	2008	バイカルアザラシ(Pusa sibirica)の肝臓および筋肉における微量元素の蓄積特性	環境毒性学会誌	Vol. 11, No. 2 pp.117-131
6	中島裕夫、斎藤 直、梁治子、野 村大成	2008	チェルノブイリ高度、中度放射能汚染地域における動植物体内の[¹³⁷]Cs の分布と含量の時間的推移	Proceedings of the Eighth Workshop on Environmental Radioactivity	2007-16, 113-118
7	池田瑞代, 福 田俊, 中村麻 利子	2008	劣化ウラン摂取時の化学形が骨代謝に及ぼす影響	日本骨形態計測学会雑誌	18 巻 1 号 Page1-7
8	Dublineau I, Grison S, Grandcolas L, Baudelin C, Paquet F, Voisin P, Aigueperse J, Gourmelon P	2007	Effects of Chronic ¹³⁷ Cs Ingestion on Barrier Properties of Jejunal Epithelium in Rats.	Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A	Volume 70, Issue 10, Pages 810 – 819
9	Jean-Marc Bertho, Marie-Cécile Faure, Sonia Louiba, Elie Tourlonias, Johanna Stefani, Baptiste Siffert, François Paquet and Isabelle Dublineau	2011	Influence on the mouse immune system of chronic ingestion of ¹³⁷ Cs	Journal of Radiological Protection	31(1):25-39
10	Sandrine ROCH-LEFEVR E, Kazuhiro	2010	Cytogenetic and Molecular Characterization of Plutonium-Induced Rat Osteosarcomas.	Journal of Radiation Research	Vol. 51, No. 3 243-250

	DAINO, Sandrine ALTMAYER-M OREL, Marie-Noëlle GUILLY and Sylvie CHEVILLARD				
11	Kundt MS, Martinez-Taibo C, Muhlmann MC, Furnari JC	2009	Uranium in drinking water: effects on mouse oocyte quality.	Health Physics	96(5):568-57 4
12	Berradi H, Bertho JM, Dudoignon N, Mazur A, Grandcolas L, Baudelin C, Grisson S, Voisin P, Gourmelon P, Dublineau I	2008	Renal Anemia Induced by Chronic Ingestion of Depleted Uranium in Rats.	Toxicological Sciences	103(2):397-4 08
13	福田俊、池田瑞 代、中村麻利子	2008	ラットにおける劣化ウランの長期経口投 与に伴う障害	日本骨形態計測 学会雑誌	18 巻 2 号 Page S87
14	Raymond-Whis h S, Mayer LP, O'Neal T, Martinez A, Sellers MA, Christian PJ, Marion SL, Begay C, Propper CR, Hoyer PB, Dyer CA	2007	Drinking Water with Uranium below the U.S. EPA Water Standard Causes Estrogen Receptor-Dependent Responses in Female Mice.	Environmental Health Perspectives	115(12):1711 -1716
15	Yutaka Yamada	2006	Studies on Experimental Carcinogenesis Induced by Plutonium Compounds.	Annual Report of the National Institute of Radiological Sciences	No.45 PAGE 35-36
16	Tondel M., Hjalmarsson P., Hardell L., Carlsson G., Axelson O.	2004	Increase of regional total cancer incidence in north Sweden due to the Chernobyl accident?	J Epidemiol Community Health	58(12): 1011-1016
17	Jacob P, Meckbach R, Kaiser JC, Sokolnikov M	2010	Possible expressions of radiation-induced genomic instability, bystander effects or low-dose hypersensitivity in cancer epidemiology.	Mutation Research	Volume 687, Issues 1-2, Pages 34-39
18	Gilbert E.S.	2009	Ionizing Radiation and Cancer Risks: What Have We Learned From Epidemiology?	International Journal of Radiation Biology	85(6): 467-482
19	Zamora ML, Zielinski JM, Moodie GB, Falcomer RA, Hunt WC, Capello K	2009	Uranium in drinking water: renal effects of long-term ingestion by an aboriginal community.	Archives of Environmental & Occupational Health	64(4):228-24 1
20	Neves O, Abreu MM	2009	Are uranium-contaminated soil and irrigation water a risk for human vegetables consumers? A study case with Solanum tuberosum L., Phaseolus vulgaris L. and Lactuca sativa L.	Ecotoxicology	18(8):1130-1 136
21	Snezana MILACIC, Jadranko SIMIC	2009	Identification of Health Risks in Workers Staying and Working on the Terrains Contaminated with Depleted Uranium.	Journal of Radiation Research	Vol. 50, No. 3 213-222

22	Muirhead CR, O'Hagan JA, Haylock RG, Phillipson MA, Willcock T, Berridge GL, Zhang W.	2009	Mortality and cancer incidence following occupational radiation exposure: third analysis of the National Registry for Radiation Workers	British Journal of Cancer	100, 206-212
A-1	Gould J.M.	1996	The Enemy Within (日本語訳「低線量内部被ばくの脅威, 2011」)	Thunder's Mouth Press (日本語訳は緑風出版)	
A-2 (=16)	Tondel M., Hjalmarsson P., Hardell L., Carlsson G., Axelson O.	2004	Increase of regional total cancer incidence in north Sweden due to the Chernobyl accident?	Journal of Epidemiology & Community Health	58, pp. 1011-1016
A-3	A. E. Okeanov et al.	2004	A national cancer registry to assess trends after the Chernobyl accident	SWISS MED WKLY	134, 645-649
A-4	Tondel M, Lindgren P, Hellström L, Löfman O, Fredrikson M	2011	Risk of malignancies in relation to terrestrial gamma radiation in a Swedish population cohort	Sci Total Environ	Vol.409 No.3 Page.471-477

7. 国際評価機関等の評価書等

国際評価機関等における評価書及び評価書中で引用されている文献について調査した。具体的には、国際放射線防護委員会(ICRP)の勧告書、およびICRPが基準設定の根拠としている、最新のUNSCEAR¹やBEIR委員会²の報告書を中心に進めた。

7.1. ICRP によるリスクの勧告値

ICRPの2007年勧告³では、リスクに関する主要な情報として以下を勧告している。

①線量・線量率効果係数 (DDREF : dose and dose-rate effectiveness factor)

低線量・低線量率の放射線被ばくでは、高線量・高線量率における被ばくと比較して通常低いことを一般化する係数。

②組織加重係数

身体への均一照射の結果生じた健康損害全体に対する組織又は臓器の相対的寄与を表現するための加重係数。

③名目リスク係数

代表集団における性及び被ばく時の年齢で平均化された生涯リスク推定値。

④その他

ICRPはしきい線量を有する確定的影響(白内障など)についても制限値を勧告してきた。2007年勧告では、約100mGyまでの吸収線量領域では、どの組織も臨床的に意味のある機能障害を示すとは判断されないとして、これまでの勧告値と基本的に同じ値を勧告している。なお、確定的影響が問題となるのは、比較的高い線量であることから、本調査の直接の対象とはしなかった。

7.1.1. 線量・線量率効果係数 (DDREF)

ICRPの2007年勧告では、1990年勧告⁴と同様に、DDREFを2と勧告している。

¹ 原子放射線による影響に関する国連科学委員会 (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation)

² 「電離放射線の生物影響に関する委員会」 (Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation, BEIR)

³ ICRP, “The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, Publication 103, Annals of the ICRP, Vol.37, Nos.2-4,(2007).

「遷延被ばく後の発がん効果と寿命短縮の減少を示す広範囲の実験動物データを認識する際、委員会は DDREF=2 という 1990 年勧告を変更する強い理由を見いだしていない。」
(第 73 項より)

7.1.2. 組織加重係数

ICRP の 2007 年勧告では、表 7.1-1 に示す組織加重係数が勧告された。

表 7.1-1 ICRP2007 年勧告で提案された組織加重係数 w_T

組織	w_T	Σw_T
骨髄（赤色）、結腸、肺、胃、乳房、残りの組織* （14 組織への平均線量に適用される名目 w_T ）	0.12	0.72
生殖腺	0.08	0.08
膀胱、食道、肝臓、甲状腺	0.04	0.16
骨表面、脳、唾液腺、皮膚	0.01	0.04

*残りの組織（合計 14 組織）：副腎、胸郭外（ET）部位、胆嚢、心臓、腎臓、リンパ節、筋肉、口腔粘膜、膵臓、前立腺、小腸、脾臓、胸腺、子宮／子宮頸部

1990 年勧告⁴からの変更は以下の通りである。

表 7.1-2 組織加重係数の 1990 年勧告からの変更点

組織	ICRP1990 年勧告からの変更点
乳房	0.05 から 0.12 に増加
生殖腺	0.20 から 0.08 に減少
膀胱、食道、肝臓、甲状腺	0.05 から 0.04 に減少
脳、唾液腺	新たに 0.01 に設定（1990 年勧告では対象外の組織）
残りの組織	0.05 から 0.12 に増加

乳がんについては、1990 年勧告以降に、LSS コホート（広島・長崎の原爆生存者集団を対象とした寿命調査研究の対象集団を指す）で青年期に被ばくした人々の、乳がんリスクへの寄与の増加などが主な原因である（A150 項より）。生殖腺については、遺伝性のリスクが見直されたことで、4 割程度とされた。

なお、我が国の現行法令は 1990 年勧告の組織加重係数にもとづいて実効線量を算出することとなっている。

⁴ ICRP, “The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection”, Publication 60, Annals of the ICRP, Vol.21 Nos.1-3, (2007).

7.1.3. 名目リスク係数

ICRP2007 年勧告では、以下に示す名目リスク係数⁵が勧告された。

表 7.1-3 がんと遺伝性影響に対する損害で調整された名目リスク係数 (%/Sv)

被ばく集団	がん		遺伝性影響		合計	
	今回	ICRP60	今回	ICRP60	今回	ICRP60
全集団	5.5	6.0	0.2	1.3	5.7	7.3
成人	4.1	4.8	0.1	0.8	4.2	5.6

1990 年勧告 (ICRP60) と今回の勧告値が、異なる方法で計算されたものであるが、結果的におおむね一致しているとして、ICRP は 1Sv 当たり約 5% の名目リスク係数を継続して利用することとしている。

「現在の国際放射線安全基準に基づいている全体的なおおよその致死リスク係数である 1Sv 当たり約 5% という委員会の勧告は、引き続き、放射線防護の目的に対して適切である。」 (第 87 項より)

7.1.4. 小児がんのリスク

ICRP 2007 年勧告では、胎児や小児は成人に比べてがんのリスクが高いことを認めているが、小児について別に名目リスクの勧告を行ってはいない。胎児や小児の被ばくのリスクは、3 倍程度高い可能性があるとしている⁶。また、ICRP 1990 年勧告では、胎児のリスクをたかだか数倍と説明している⁷。

7.2. UNSCEAR による科学的な評価

ICRP の勧告値は、主に UNSCEAR による科学的な評価を参考にして定められている。ここでは、UNSCEAR による関連するリスクの評価結果をまとめる。なお、放射線の低線

⁵ 特定の国の集団などではなく、代表的な集団における性及び被ばく時の年齢で平均化された生涯リスクの推定値

⁶ 「委員会は、子宮内被ばく後の生涯がんリスクは、小児期早期の被ばく後のリスクと同様で、最大でも集団全体のリスクのおよそ 3 倍と仮定することが慎重であると考え。」 (ICRP103、97 項)

⁷ 「受胎後 3 週から妊娠の終りにかけての期間を通じて、放射線被ばくは確率的影響を起こすことができ、出生児にがんの確率を高める結果になるようである。入手しうるデータに一致はみられず、相当な不確実性が存在する。しかし、委員会は、この影響の名目致死確率係数は集団全体に対する係数のたかだか数倍であると考え。」 (ICRP60、91 項)

量影響について最近の科学的な評価が反映されている、UNSCEAR 2000 年報告書⁸と 2006 年報告書⁹について注目する。

表 7.2-1 UNSCEAR による科学的な評価

	評価概要
代謝 (生体内動態)	UNSCEAR では、放射性核種の代謝挙動に注目した形でのリスク評価やレビューは実施されていない。付属書 I「放射線誘発がんの疫学的評価」において、がんの部位別に低 LET 放射線による内部被ばくの研究成果が紹介されているが、ほとんどの部位のがんについて、情報が不足しているとされている。また、放射性核種の代謝挙動に関する評価も前述のように実施されていない。
疫学調査 (ヒトへの影響)	UNSCEAR2000 年報告書では、ヒトを対象とした様々な疫学調査の結果を参考に、独自のリスク評価を行っている。また、UNSCEAR2006 年報告書においては、その後の疫学研究の結果を参考にして、リスク評価が行われている。UNSCEAR によるリスク評価の結果を表 7.2-2 と表 7.2-3 に示す。
動物に対する 毒性	UNSCEAR2000 年報告書では、付属書 G「低線量放射線の生物学影響」において、数多くの動物実験が紹介されている。しかしながら、これらの研究結果をもとにした、低線量でのリスク評価は行われていない。UNSCEAR は、動物実験による低線量のリスクに評価について、以下の結論を示している。 「動物研究は低－中線量での放射線誘発腫瘍リスクの定量的情報は提供するが約 100mGy 以下に関する直線情報は提供しないか提供できないと結論して良いだろう。」（付属書 G, 第 188 項より）
その他	DDREF について、UNSCEAR2000 年報告書では、UNSCEAR による 1993 年報告書の結論（「腫瘍誘発に対して、DDREF は安全側の値を取るべきで、“低い値恐らく 3 以上ではない値を持つ”」）を支持しており、「特定の組織について勧告するには利用可能なデータが不十分である。」と結論付けている（付属書 G, 第 196 項）。がんの種類別には以下の考えを示している。 「原爆被爆者のがん誘発に関する線量反応の情報では、低 LET 放射線

⁸ UNSCEAR,2000, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.” 2000 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation”, United Nations, New York, (2000).

⁹ UNSCEAR,2006, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.” 2006 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation”, United Nations, New York, (2008).

	の固形がんに対する低減係数が1よりも遥かに大きい値であるという明確な証拠を提供していない。白血病については、線量反応は直線2次関係に適合し、低減係数の最善の推定値はほぼ2である。」（付属書 G、第 251 項） しきい値なしのモデル（LNT 仮説）について、UNSCEAR2000 年報告書の結論は以下の通りである。 「低線量の反応の不確かさが解消されるまで、本委員会は線量に比例して腫瘍誘発リスクは増加すると言うことが最新の知識と一致し、それが従って科学的に最も批判に耐え得る科学的な低線量反応の近似形であると信じている。」（付属書 G、第 541 項より）
--	---

表 7.2-2 日本人集団の 1Sv の被ばくを対象としたがん死亡に関する
UNSCEAR 報告書のリスク評価

がんの種類	報告書	過剰生涯 リスク(%/Sv)	性別
固形がん	UNSCEAR2006	4.73(a1)	男女平均
		5.38(a2)	男女平均
	UNSCEAR2000	7.6(b)	男性
		4.9(c)	男性
白血病	UNSCEAR2006	0.69(a1)	男女平均
		0.86(a2)	男女平均
	UNSCEAR2000	1.0(b)	男性
		1.0(c)	男性

(a1)集団間の相対リスク転換及び直線二次曲線モデルによる推定

(a2)集団間の絶対リスク転換及び直線二次曲線モデルによる推定

(b)被ばく時年齢モデルによる推定

(c)到達年齢モデルによる推定

表 7.2-3 日本人集団の 1Sv の被ばくを対象としたがん罹患（固形がん）
に関する UNSCEAR のリスク評価（男女平均）

レポート	モデルの種類	生涯リスク(%/Sv)
UNSCEAR2006	ERR（相対リスク）	13.49
	EAR（絶対リスク）	11.88
UNSCEAR2000	ERR（相対リスク）	15.7

7.3. 勧告値の根拠

7.3.1. 組織加重システム策定のステップ

ICRP の 2007 年勧告では、様々な組織の発がんのリスクと遺伝性のリスクの大きさを比較検討して、組織加重係数を提示している。組織加重係数を検討するステップを以下に示す。

組織加重システム策定のステップ

組織加重システムの策定は、主としてがんに関する相対放射線損害に基づいていた。策定の段階は順に以下のとおりであった：

- a) 放射線関連がんについて、生涯がん罹患リスク推定値を決定する：14 の臓器又は組織に対して、男性と女性の生涯過剰がんリスクを過剰相対リスク（ERR）と過剰絶対リスク（EAR）の両モデルを用いて推定し、ついで、男女にわたって平均した。
- b) 線量・線量率効果係数（DDREF）を適用する：生涯リスク推定値は、DDREF を考慮して 2 倍だけ下方に調整された（白血病は別とする。この場合については、直線・二次のリスクモデルで DDREF が既に考慮されている）。
- c) リスク推定値を集団間で転換する：各がん部位についての放射線リスクを推定するため、ERR と EAR による生涯リスク推定値の加重を定め、ベースラインリスクの異なる集団間で一般化するために合理的な根拠を提供した（ERR：EAR の加重 0：100%は乳房と骨髄に、100：0%は甲状腺と皮膚に、30：70%は肺に、そして 50：50%はその他すべてに割り当てられた）。
- d) 名目リスク係数：これらの重み付けされたリスク推定値は、7 つの西欧人とアジア人の集団に適用され、平均されて、表 7.3-4（2007 年勧告書、表 A.4.1 と表 A.4.2）に示されている名目リスク係数を提供した。
- e) 致死率の調整：過剰に起こる罹患がんに基づく個々のがん部位に関する生涯リスクは、代表的な国のがん生存率データから導かれたそれらの致死割合を乗じることによって致死がんリスクに変換された。
- f) QOL(Quality of Life)の調整：非致死がんに関連する罹病率と苦痛を考慮するために、更なる調整を適用した。
- g) 寿命損失年数の調整：がんのタイプによって年齢分布が異なるので、国のがんデータから数種類のタイプのがんの平均年齢を推定し、がんが発生したときの寿命損失年数の平均値に変換した。ついで、これまでの段階の結果に寿命損失年数の調整を適用した。
- h) 放射線損害：上記の計算結果から個々のがんのタイプに関連する放射線損害の推定値が得られた。これらは、合計して 1 になるように規格化されると、（2007 年勧告書、表 A.4.1）の相対放射線損害となる。

- i) 組織加重係数：（2007 年勧告書、表 A.4.1）の詳細な相対放射線損害は、それらの推定に関連する不確実性ゆえに不正確であるため、それらは相対損害をおおまかに反映するように 4 つのカテゴリーにグループ化された。詳細な放射線リスク計算のために、情報が不十分な臓器又は組織への放射線リスクを考慮して、未処理のグループである“残りの組織”も追加された。

（ICRP2007 年勧告 A141 項より）

(1) リスクのモデル化

名目リスク係数は、代表集団における性と被ばく時年齢別生涯リスク推定値を平均化して導出されている。最終的に、名目リスクは着目する各部位について計算され、総合的な部位別及び全がんの名目リスクは、集団別平均リスクを平均することで導かれている。なお、リスクのモデル化は主に日本の原爆被爆者の寿命調査（LSS）のデータが用いられている。

リスクのモデル化にあたっては、過剰相対リスク（ERR）と過剰絶対リスク（EAR）が用いられた。なお、ICRP の 90 年勧告（Publication60）では、名目がんリスクは死亡データに基づいて計算されたが、2007 年勧告（Publication103）では、リスク推定値は主に罹患データに基づいている¹⁰。これは、罹患データからの方が、死亡データからより、特に生存率の高いがんに対して、がんの負荷のより完全な記述が得られることによる。また、がん登録（罹患）の診断は死亡データよりも正確で、診断時期の精度も高いことによる¹¹。原爆被爆者の最新の固形がん罹患率解析の結果は、Preston ら(2007)により報告されている¹²。

(2) 線量・線量率効果係数

線量・線量率効果係数（DDRFE）として 2 を用いることで、生涯リスク推定値は半分に下方修正されている。

¹⁰ ICRP Publication103, (A115)項

¹¹ 「広島あるいは長崎からの転出による原爆被爆者集団の把握の不完全さが、これらがん罹患率データに基づくリスク推定値に不確実性の要因の 1 つを持ち込んでいる。」 ICRP Publication103, (A115)項

¹² D.L.Preston, E.Ron, S.Tokuoka, S.Funamoto, N.Nishi, M.Soda, K.Mabuchi and K.Kodama, "Solid Cancer Incidence in Atomic Bomb Survivors : 1958-1998", RADIATION RESEARCH/RERF Report 168, No. 8-06, 1, 64, (2007).

(3) 集団間のリスク転換

ベースラインリスクの異なる集団間でのリスクを一般化するために、組織別に以下の加重でのリスクモデルの組み合わせが用いられた。

表 7.3-1 集団間のリスク転換を考慮するためにリスクモデルの加重

組織	過剰相対リスクモデル (ERR モデル)	過剰絶対リスクモデル (EAR モデル)
乳房、骨髄	0%	100%
甲状腺、皮膚	100%	0%
肺	30%	70%
その他	50%	50%

ほとんどの組織のがんについては、過剰相対リスクと過剰絶対リスクの寄与を 50%にすることに大きな問題はないとされた。しかしながら、肺、乳房、甲状腺については、2つのモデルを平均することは適当でないとされた。乳がんは過剰絶対リスクのみが考慮された。一方、甲状腺がんは、スクリーニングの程度ががん罹患率の決定に大きく寄与することから、過剰相対リスクのみが考慮された。肺がんについては、喫煙歴が相加的に作用するという理由で、過剰相対リスクの寄与が 30%とされた。

広島長崎の原爆被爆者のデータが基本的に日本人集団のデータであることから、様々な集団に利用可能なように転換を図ることを目的として表 7.3-1 の加重が行われた¹³。

リスクに関するデータは日本の原爆被爆者の寿命調査 (LSS) の結果¹⁴が用いられているが、骨と皮膚については以下のデータが用いられた。これらはいずれも ICRP の 90 年勧告で用いられた値である¹⁵。

皮膚の名目リスク推定値 0.1 (I/Gy)

骨の名目リスク推定値 0.00065 (I/Gy)

皮膚と骨以外のリスク係数を表 7.3-2 と表 7.3-3 に示す。

¹³ ICRP Publication 103, (A138~140 項)

¹⁴ D.L.Preston, E.Ron, S.Tokuoka, S.Funamoto, N.Nishi, M.Soda, K.Mabuchi and K.Kodama, "Solid Cancer Incidence in Atomic Bomb Survivors : 1958-1998", RADIATION RESEARCH/RERF Report 168, No. 8-06, 1, 64, (2007).

¹⁵ ICRP, Publication 103, (A113 項)

表 7.3-2 現行のがん罹患率に基づく ERR モデルにおける係数¹⁶

部位	性	30 歳での被ばくによる 70 歳での 1Gy 当たり ERR	被ばく時年齢：10 年増加ごとの ERR の変化 (%)	ERR が到達年齢の何乗で変化するか	女性と男性での比	P*Consistency
全固形がん	男 女	0.35 0.58	-17%	-1.65	1.65	
食 道	男 女	0.40 0.65	-17%	-1.65	1.65	>0.5
胃	男 女	0.23 0.38	-17%	-1.65	1.65	>0.5
結 腸	男 女	0.68 0.33	-17%	-1.65	0.48	0.006
肝 臓	男 女	0.25 0.40	-17%	-1.65	1.65	>0.5
肺	男 女	0.29 1.36	+17%	-1.65	4.77	0.09
乳 房	女	0.87	0%	-2.26	—	0.37
卵 巢	女	0.32	-17%	-1.65	—	>0.5
膀 胱	男 女	0.67 1.10	-17%	-1.65	1.65	0.27
甲状腺	男 女	0.53 1.05	-56%	0.00	2.00	0.04
その他の部位	男 女	0.22 0.17	-34%	-1.65	0.78	0.50

*P 値は、年齢、被ばく時年齢及び（あてはまる場合は）性の ERR への効果が、組織別の解析から得られるこれらの効果よりも、LSS データをよりよく記述するという仮説の検定のためである。甲状腺がんについては例外があり、その場合 P 値は BEIR VII (NAS/NRC, 2006) で用いられたプール解析の結果に基づくモデルが現行の LSS データを適切に記述するという仮説の検定のためである。

¹⁶ ICRP, Publication 103, 表 A.4.6 より

表 7.3-3 現行のがん罹患率に基づく EAR モデルにおける係数¹⁷

部位	性	30 歳での被ばくによる 70 歳での 1 万人当たり年当たり 1Gy 当たり過剰死亡数	被ばく時年齢: 10 年増加ごとの EAR の変化 (%)	EAR が到達年齢の何乗で変化するか	女性と男性での比	P ^{a)} Consistency
全固形がん	男女	43.20 59.83	-24%	2.38	1.38	
食 道	男女	0.48 0.66	64%	2.38	1.38	0.08
胃	男女	6.63 9.18	-24%	2.38	1.38	>0.5
結 腸	男女	5.76 2.40	-24%	2.38	0.42	0.02
肝 臓	男女	4.18 1.30	-24%	2.38	0.31	0.06
肺	男女	6.47 8.97	1%	4.25	1.38	<0.001
乳 房	女	10.9	-39%	3.5* 1.0	—	0.06
卵 巣	女	1.47	-24%	2.38	—	>0.5
膀 胱	男女	2.00 2.77	-11%	6.39	1.38	0.01
甲状腺	男女	0.69 2.33	-24%	0.01	3.36	<0.001
その他の部位	男女	7.55 10.45	-24%	2.38	1.38	0.12

a) P 値は、年齢、被ばく時年齢及び（あてはまる場合は）性の EAR への効果が、組織別の解析から得られるこれらの効果よりも、LSS データをよりよく記述するという仮説の検定のために用いる。乳がんについては例外があり、その場合 P 値は Preston ら（2002）により記載されたプール解析の結果に基づくモデルが現行の LSS データを適切に記述するという仮説の検証のためである。

*上段は 50 歳未満での年齢効果、また下段は 50 歳以上での効果。

(4) 名目リスク係数

前述の重み付けされたリスク推定値は、西洋人とアジア人の集団に適用され、その平均から表 7.3-4 に示されている組織別の名目リスク係数が求められた。

¹⁷ ICRP, Publication 103, 表 A.4.7 より

表 7.3-4 性で平均した名目リスクと損害の要約¹⁸

組織	名目リスク係数 (1万人当たり 1Sv 当たりの 症例数)	致死 割合	致死率と QOL を 調整した 名目リスク*	相対的 無がん寿命の 損失	損 害 (第1欄 関連)	相対 損害 [†]
a) 全集団						
食 道	15	0.93	15.1	0.87	13.1	0.023
胃	79	0.83	77.0	0.88	67.7	0.118
結 腸	65	0.48	49.4	0.97	47.9	0.083
肝 臓	30	0.95	30.2	0.88	26.6	0.046
肺	114	0.89	112.9	0.80	90.3	0.157
骨	7	0.45	5.1	1.00	5.1	0.009
皮 膚	1000	0.002	4.0	1.00	4.0	0.007
乳 房	112	0.29	61.9	1.29	79.8	0.139
卵 巢	11	0.57	8.8	1.12	9.9	0.017
膀 胱	43	0.29	23.5	0.71	16.7	0.029
甲 状 腺	33	0.07	9.8	1.29	12.7	0.022
骨 髄	42	0.67	37.7	1.63	61.5	0.107
その他の固形がん	144	0.49	110.2	1.03	113.5	0.198
生殖腺 (遺伝性)	20	0.80	19.3	1.32	25.4	0.044
合 計	1715		565		574	1.000

b) 就労年齢集団 (18～64 歳)

食 道	16	0.93	16	0.91	14.2	0.034
胃	60	0.83	58	0.89	51.8	0.123
結 腸	50	0.48	38	1.13	43.0	0.102
肝 臓	21	0.95	21	0.93	19.7	0.047
肺	127	0.89	126	0.96	120.7	0.286
骨	5	0.45	3	1.00	3.4	0.008
皮 膚	670	0.002	3	1.00	2.7	0.006
乳 房	49	0.29	27	1.20	32.6	0.077
卵 巢	7	0.57	6	1.16	6.6	0.016
膀 胱	42	0.29	23	0.85	19.3	0.046
甲 状 腺	9	0.07	3	1.19	3.4	0.008
骨 髄	23	0.67	20	1.17	23.9	0.057
その他の固形がん	88	0.49	67	0.97	65.4	0.155
生殖腺 (遺伝性)	12	0.80	12	1.32	15.3	0.036
合 計	1179		423		422	1.000

* $Rq+R(1-q)$ ($(1-q_{\min})q+q_{\min}$) と定義され、ここで、 R は名目リスク係数、 q は致死率、また $(1-q_{\min})q+q_{\min}$ は非致死がんに対する加重である。ここで、 $q_{\min}$ は非致死がんに対する最小の加重。 $q_{\min}$ による補正は皮膚がんには適用しなかった。

[†]示された数値は過度に高い精度を意味するものと理解すべきではないが、行った計算のトレーサビリティを容易にするため、有効数字3桁で提示されている。

¹⁸ ICRP, Publication 103, 表 A.4.1 より

(5) 放射線損害

組織 T の損害は以下のように定義された。

$$D_T = (R_{F,T} + q_T R_{NF,T}) / l_T \quad (7.3-1)$$

ここで、

R_F : 致死性疾患の名目リスク

R_{NF} : 非致死性疾患の名目リスク

q : 重篤な病気を伴う生活に関連して低下した QOL を反映した非致死の加重 (0~1)

l : その病気による通常の余命と比べた平均寿命損失で、全がんにわたる平均に対して相対的に表されている。

である。QOL 係数は疾患の致死率 (k) と痛み、苦しみ、治療の有害事象を考慮した主観的な判断の関数である。

ここでは罹患率データが用いられているので、各名目リスク係数は $R_i = R_F + R_{NF}$ であり、損害は以下のように計算される。

$$(k_T R_{i,T} + q_T (1 - k_T) R_{i,T}) / l_T = R_{i,T} (k_T + q_T (1 - k_T)) / l_T \quad (7.3-2)$$

(6) QOL(Quality Of Life)の損害

がんに関しては致死率だけでなく、痛み、苦しみ、そしてがん治療の有害事象に対しても重み付けを行なうことを目的として、 $q_{\min}$ という係数から、 q_T と名づける調整された致死割合が用いられた。

$$q_T = q_{\min} + k_T (1 - q_{\min}) \quad (7.3-3)$$

ここで、

k_T : 致死割合、

$q_{\min}$: 非致死がんに対する最小の加重 (=0.1 に設定)

である。

なお、 $q_{\min}$ の調整は、QOL が比較的良好な皮膚がんには用いられていない。

(7) 名目リスクの致死率調整と相対寿命損失

名目リスク係数は発生するがん（あるいは遺伝性影響）の相対致死率を反映するように $(R \times q)$ で調整されている。ここで、 q はがん生存データから導かれる致死割合である。

相対寿命損失は、全がんについての平均寿命損失年数との比較から求められた。

致死率と QOL を調整した名目リスク、相対的寿命損失、損害、相対的損害は名目リスク係数とあわせて表 7.3-4 に示されている。

7.3.2. 組織加重係数の決定

表 7.3-4 に示されている相対損害をもとに組織加重係数が定められた。なお、相対損害の値は直接加重係数とされているのではなく、参考値として用いられている¹⁹。最終的には表 7.3-5 の判断が適用された。

表 7.3-5 組織加重係数決定の判断

組織	判断された w_T
生殖腺	遺伝性影響とがんに対する損害を合わせて $w_T=0.08$
甲状腺	小児期におけるがんリスクの集中、すなわち若年の小児は特に高感受性の亜集団であることを考慮して $w_T=0.04$
唾液腺と脳	明確に定量化できないが、“残り”の臓器の部分に含まれる他の組織のリスクよりも大きいと判断され $w_T=0.01$
残りの臓器	上記の再割り当ての結果から $w_T=0.12$

その他、組織加重係数の検討に用いられたデータを表 7.3-6 に示す。

¹⁹ ICRP, Publication 103 (A159 項) 「相対損害の各値に厳密に従った w_T の数値のセットを提案できるかもしれない。しかしながら、損害の数学的定式化に反映されない主観的要素を含めるために、付加的な判断を下す必要があると委員会は感じている。」

表 7.3-6 ICRP Publication 103 の計算に用いられている致死率、非致死症例の加重、及び相対寿命損失の値、並びに対応する Publication 60 の値²⁰

部位	ICRP103			ICRP60	
	致死率 (k)	非致死症例の加重 (q)	相対寿命損失	致死率 ($k = q$)	相対寿命損失
食 道	0.93	0.935	0.87	0.95	0.65
胃	0.83	0.846	0.88	0.90	0.83
結 腸	0.48	0.530	0.97	0.55	0.83
肝 臓	0.95	0.959	0.88	0.95	1.00
肺	0.89	0.901	0.80	0.87	0.90
骨	0.45	0.505	1.00	0.72	1.00
皮 膚	0.002	0.002	1.00	—	1.00
乳 房	0.29	0.365	1.29	0.50	1.21
卵 巢	0.57	0.609	1.12	0.70	1.12
膀 胱	0.29	0.357	0.71	0.50	0.65
甲状腺	0.07	0.253	1.29	0.10	1.00
骨 髄	0.67	0.702	1.63	0.99	2.06
他の固形臓器	0.49	0.541	1.03	0.71	0.91
生殖腺	0.80	0.820	1.32	—	1.33

k 、 q 及び相対寿命損失は、ICRP Publication 103 の A.4.4 節 A141-A148 項に定義されている。特に、 q は現行の計算では $q_{\min}+1$ ($1-q_{\min}$) k 、ここで $q_{\min}$ は、皮膚に対し 0.2、甲状腺に対し 0.2、また他のすべての部位に対し 0.1 とされている。

7.3.3. 遺伝性疾患の放射線リスク推定のステップ

ICRP2007 年勧告では、遺伝性疾患のリスクとして以下の推定値を発表している。

表 7.3-7 何世代にもわたって放射線に被ばくしたときの生殖年齢集団と全集団に対する、第 2 世代までのリスク係数
(数値はすべて 1Gy 当たりの百分率)

疾患のクラス	生殖年齢集団		全集団
	幅	平均 a)	
(a) メンデル性疾患	0.13～0.25	0.19	0.08
(b) 慢性疾患	0.03～0.12	0.08	0.03
(c) 先天異常	0.24～0.30	0.27	0.11
全クラスの合計		0.54	0.22

a) 表示された範囲の両端の平均値。

b) 生殖年齢集団に対する平均値の 40%。

²⁰ ICRP, Publication 103, 表 A.4.5 より

ICRP の 2007 年勧告では、遺伝性疾患の放射線リスクを以下のステップで推定している。

遺伝性疾患の放射線リスク推定のステップ

- a) ヒトのすべてのクラスの遺伝的疾患のベースライン頻度（P 値のセット）を確立する。
- b) ヒトの遺伝子における世代当たりの平均自然発生突然変異率を推定する。
- c) ヒトのデータは得られないので、マウスの平均放射線誘発突然変異率を推定し、マウスでの率がヒトと同じであると仮定する。
- d) 上記 b) と c) より、遺伝的倍加線量（DD）を推定する。DD は、1 世代に自然発生する突然変異と同数の突然変異を起こすのに必要な放射線量である。
- e) 種々のクラスの遺伝的疾患についての突然変異成分（MC）を推定する。MC は、突然変異率の変化と疾患頻度の増加分との間の関係の相対的な尺度である。
- f) 種々のクラスの突然変異について、潜在的回収能（回収可能性）補正係数（PRCF）を推定する。PRCF は、出生生児における突然変異の回収可能性が異なる程度、すなわち胚／胎児の発育と両立する突然変異の割合を考慮に入れる。
- g) 各クラスのヒトの遺伝的疾患について、上記 a) から f) の推定値を用いて以下の式を完成させる。

$$\text{単位線量当たりのリスク} = P \times [1/DD] \times MC \times PRCF$$

（ICRP Publication 103 A205 項より）

(1) 遺伝的疾患のベースライン頻度

遺伝的疾患のベースライン頻度には、UNSCEAR 2001 年報告書で示された以下の値が用いられている²¹。いずれも、生児出生 100 万人当たりの発生数である。

メンデル性

常染色体優性及び X 染色体連鎖	16,500
常染色体劣性	7,500
染色体性	4,000
多因子性	
慢性	650,000
先天異常	60,000
合計	738,000

²¹ UNSCEAR2001 年報告書、付属書、第 499 項

(2) 倍加線量 (DD : Doubling dose)

倍加線量は、UNSCEAR2001 年報告書の判断を支持して、1Gy とされた²²。

(3) 突然変異成分 (MC : Mutation component)

突然変異成分についても、UNSCEAR2001 年報告書で示された以下の値が用いられている²³。

メンデル性

常染色体優性及び X 染色体連鎖

第 1 世代 MC=0.3

第 2 世代 $MC=(1-(1-0.3)^2)=0.51$

常染色体劣性 MC=0

多因子性

慢性 MC=0.02

(4) 潜在的回収能補正係数 (PRCF : Potential recoverability correction factor)

潜在的回収能補正係数については以下の値が用いられている²⁴。

メンデル性

常染色体優性及び X 染色体連鎖 PRCF=0.15～0.30

常染色体劣性 PRCF=0.15～0.30

多因子性 PRCF=0.02～0.09

慢性 PRCF=0.02～0.09

先天異常 PRCF は推定されない

ここで、PRCF の幅は、生物学的不確かさを反映するものであるが統計的不確かさを反映するものではない。

²² UNSCEAR2001 年報告書、付属書、第 500 項

²³ UNSCEAR2001 年報告書、付属書、第 501 項

²⁴ UNSCEAR2001 年報告書、付属書、第 503 項

(5) 遺伝的リスクの推定値

以上の(1)～(4)のパラメーターを用いて得られた推定値を表 7.3-8 に示す。

表 7.3-8 倍加線量を 1Gy と仮定したときの、低 LET、低線量又は慢性照射への連続被ばくによる、遺伝的リスクの現在の推定値 (UNSCEAR 2001 年報告書)²⁵

疾患のクラス	ベースライン頻度 (出生生児 100 万人当たり)	1Gy 当たり子孫 100 万人当たりのリスク	
		第 1 世代	第 2 世代
メンデル性			
常染色体優性及び X 染色体連鎖	16,500	～750 から 1,500 ^{a)}	～1,300 から 2,500
常染色体劣性	7,500	0	0
染色体性	4,000	b)	b)
多因子性			
慢性	650,000 ^{c)}	～250 から 1,200	～250 から 1,200
先天異常	60,000	～2,000 ^{d)}	～2,400 から 3,000 ^{e)}
合計	738,000	～3,000 から 4,700	～3,950 から 6,700
ベースラインに占めるパーセントで示した 1Gy 当たりの合計		～0.41 から 0.64	～0.53 から 0.91

a) 範囲は統計学的な不確実性ではなく、生物学的な不確実性を反映したものである。

b) 一部は常染色体優性及び X 染色体連鎖疾患に、また一部は先天異常に含まれると仮定されている。

c) 集団中の頻度。

d) DD 法を用いないでマウスデータから推定されている。

e) もともと存在していた損傷から新たに誘発された損傷（第 1 世代で発症した子孫の 20% から 50%は次の世代に損傷を伝えることにより、400 から 1,000 症例になると仮定されている）。

なお、先天異常については、(1)～(4)の手順での推定ではなく、マウスのデータを参考にして推定されている²⁶。

表 7.3-8 は生殖対象集団について推定されるリスクである。これを全集団に置き換える場合には、出生時の平均余命を 75 年程度として、平均生殖可能年齢を 30 歳とすることで、生殖可能年齢までに受ける線量を全線量の $30/75=0.4$ とする。これより、全集

²⁵ ICRP, Publication 103, 表 A.6.3 より

²⁶ 動物実験のデータが直接リスクの推定に用いられている。UNSCEAR2001 年報告書、第 488～491 項及び第 502 項

団についての遺伝性のリスクは、生殖可能集団の 40%程度であるとされている²⁷。ICRP による最終的な推定値を表 7.3-9 に示す。

表 7.3-9 何世代にもわたって放射線に被ばくしたときの生殖年齢集団と全集団に対する、第 2 世代までのリスク係数（数値はすべて 1Gy 当たりの百分率）²⁸

疾患のクラス	生殖年齢集団		全集団
	幅	平均 a)	平均 b)
(a) メンデル性疾患	0.13～0.25	0.19	0.08
(b) 慢性疾患	0.03～0.12	0.08	0.03
(c) 先天異常	0.24～0.30	0.27	0.11
全クラスの合計		0.54	0.22

a) 表示された範囲の両端の平均値。

b) 生殖年齢集団に対する平均値の 40%。

7.4. 勧告値の不確かさ

7.4.1. しきい値なしのモデル

ICRP の 2007 年勧告では、それ以前の勧告と同様に、がんのリスクについてはしきい値なしの考え方に基づくとしている。

「認められている例外はあるが、放射線防護の目的には、基礎的な細胞過程に関する証拠の重みは、線量反応データと合わせて、約 100mSv を下回る低線量域では、がん又は遺伝性影響の発生率が関係する臓器及び組織の等価線量の増加に正比例して増加するであろうと仮定するのが科学的にもっともらしい、という見解を支持すると委員会は判断している。」（64 項）

上記の見解は、以下の評価結果にも支持されると説明されている。

・ UNSCEAR2000 年報告書²⁹

「（略）低線量の反応の不確かさが解消されるまで、本委員会は線量に比例して腫瘍誘発リスクは増加すると言うことが最新の知識と一致し、それが従って科学的に最も批判に耐え得る科学的な低線量反応の近似形であると信じている。」（付属書 G、第 541 項より）

²⁷ ICRP Publication 103, (2007), (A266) 項

²⁸ ICRP, Publication 103, 表 A.6.6 より

²⁹ UNSCEAR, 2000, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. "2000 Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation", United Nations, New York, (2000).

・ BEIR VII

「生物学データの総合的な評価の結果、委員会はリスクはしきい値なしで低線量でも線形であり、極めて低い線量でも人間に対する僅かなリスクの増加の可能性がある」と結論付ける。」³⁰

7.4.2. 線量・線量率効果係数（DDREF）

ICRP は 2007 年勧告では、DDREF = 2 としている。また、DDREF には以下の不確かさがあるとしている（第 72 項）。

- ・ 遺伝子及び染色体の突然変異の誘発に対して（DDEF = 2～4）
- ・ 動物のがん誘発と寿命短縮に対して（DDEF = 2～3）

BEIRVII においても上記の DDREF が示されている³¹。なお、BEIRVII による、原爆被爆者の疫学研究と各種の実験データより、がんのリスクについての DDREF を 1.5 とし、その範囲を 1.1～2.3 としている³²。

UNSCEAR は 2000 年報告書で、DDREF は 3 よりも大きい値ではないとする 1993 年の UNSCEAR 報告書を引き続き支持している³³。さらに、最善の推定値はほぼ 2 であるとしている³⁴。

7.4.3. 発がんリスク

ICRP が 2007 年勧告で用いた、がんのリスクモデルに利用されている原爆被爆者の疫学調査によるリスク推定値の原論文に掲載されている信頼区間は表 7.4-1 の通りである。

³⁰ NAS/NRC, "HEALTH RISKS FROM EXPOSURE TO LOW LEVELS OF IONIZING RADIATION BEIR VII PHASE 2", (2006)., p.7, "A comprehensive review of the biology data led the committee to conclude that the risk would continue in a linear fashion at lower doses without a threshold and that the smallest dose has the potential to cause a small increase in risk to humans."

³¹ BEIRVII, p.246, "DOSE AND DOSE-RATE EFFECTS ON TUMOR INDUCTION"

³² BEIRVII, p.253, "The committee found a believable range of DDREF values to be 1.1 to 2.3 and uses a median value of 1.5 to estimate solid cancer risks."

³³ UNSCEAR2000 年報告、付属書 G、196 項

³⁴ UNSCEAR2000 年報告、付属書 G、251 項

表 7.4-1 ICRP が用いた全固形がんリスク係数の信頼区間（原論文³⁵より）

種類	リスクの種類	推定値	90%信頼区間
がん罹患率	ERR（過剰相対リスク）		
	男	0.35	(0.28 - 0.43)
	女	0.58	(0.43 - 0.69)
	EAR（過剰絶対リスク）		
がん死亡率	男	43	(33 - 55)
	女	60	(51 - 69)
	ERR（過剰相対リスク）		
	男	0.35	(0.24 - 0.46)
	女	0.59	(0.45 - 0.74)
	EAR（過剰絶対リスク）		
	男	29	(30 - 39)
	女	30	(24 - 37)

※がん罹患率のデータ

ICRP は DDREF=2 に基づいて名目リスクなどの検討を行っているので、実際には表 7.4-1 の 1 / 2 の値が用いられている。

(1) NCRP による名目リスク係数の不確かさの評価

NCRP は名目リスク係数の不確かさを以下のように評価している³⁶。

表 7.4-2 NCRP（レポート No.126）による名目リスク係数の不確かさの評価結果

名目リスク（がん死亡率）			
ICRP60 による勧告値 ³⁷ 5%/Sv			
NCRP による評価値	平均 4.0%/Sv	(90%信頼区間	1.20—8.84%/Sv)

³⁵ 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", RADIATION RESEARCH, 160, 381-407, (2003).

³⁶ NCRP, "NCRP Report No. 126, Uncertainties in Fatal Cancer Risk Estimates Used in Radiation Protection", (1997).

³⁷ ICRP は Publication60 においては、がん死亡率をもとに名目リスク係数を勧告した。Publication103 では名目リスク係数はがん罹患率に基づいて検討されているが、結果的には、Publication60 と等しい、5%/Sv という値が勧告された。

不確かさの要因

DDREF の不確かさ	(37.6%)
予期せぬ不確かさ ³⁸	(28.8%)
人口集団の転換の不確かさ	(18.6%)
生涯リスクへの転換の不確かさ	(6.7%)
統計的な不確かさ	(3.9%)
線量評価の不確かさ	(3.8%)
がんの診断の不確かさ	(0.6%)

モンテカルロ・シミュレーションにより求められた確率分布を図 7.4-1 に示す。

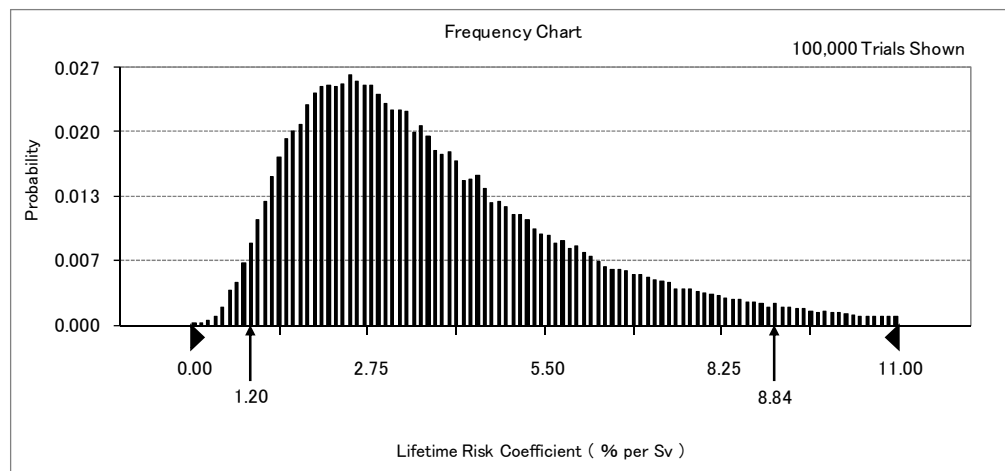


図 7.4-1 モンテカルロ・シミュレーションにより求められ名目リスク係数の確率分布
米国の一般公衆についての結果

なお、NCRP は、米国民を対象として不確かさを評価している。

(2) ICRP による不確かさの評価

ICRP は、Publication99 で、がんリスクの不確かさの検討を行っている³⁹。その中で、がんの診断の不確かさファクター（1.02～1.18）や、線量の補正係数（平均 0.84、90% 信頼区間（0.69～1.0））が不確かさの要因として考慮されている。また、DDREF の幅については米国環境保護庁(EPA)による評価結果も参考にされている（図 7.4-2）。

³⁸ 平均 1.0、標準偏差 0.3 の正規分布（90%信頼区間：0.5～1.5）と想定してシミュレーションに用いられた。

³⁹ ICRP publication 99, "Low-dose Extrapolation of Radiation-related Cancer Risk", (2004).

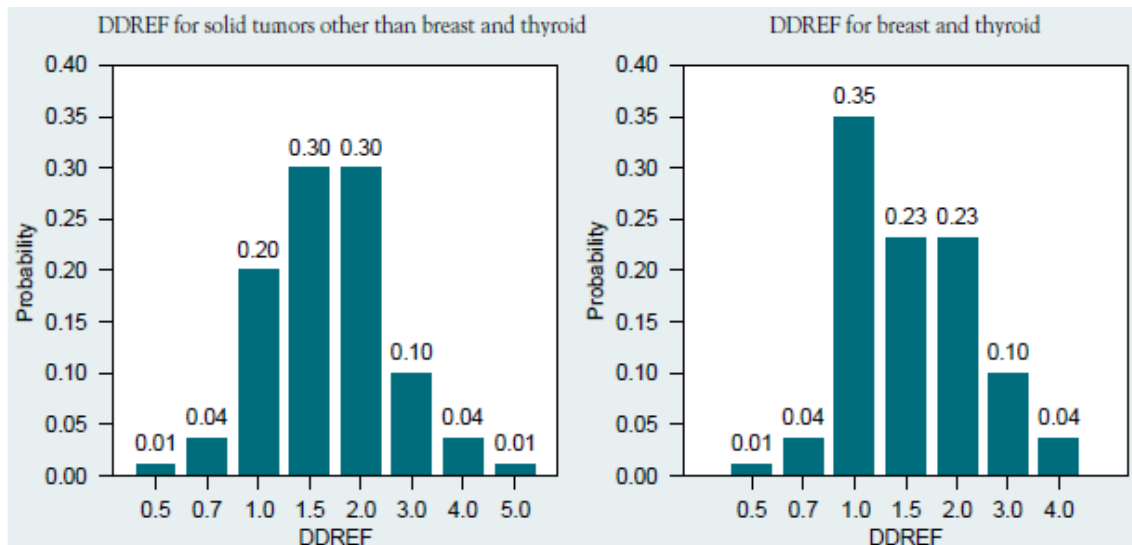


図 7.4-2 EPA による DDREF の幅の評価⁴⁰

ICRP,Publication99 では、上述のような要因を考慮して、過剰相対リスク（固形がんの罹患率）には以下に示す程度の不確かさがあるとしている。

男性	0.17 (/Gy)	90%信頼区間の上限値	0.36 (/Gy)
女性	0.36 (/Gy)	90%信頼区間の上限値	0.69 (/Gy)
平均	0.26 (/Gy)	90%信頼区間の上限値	0.50 (/Gy)

これより、リスク係数についても、前述の NCRP による名目リスク係数の不確かさと同程度の 2 倍程度の不確かさが想定されることが分かる。

(3) 国際機関による評価等との比較

現在の国内法令のもととなっている、ICRP Publication90 での名目リスク係数と他の国際機関等によるリスク推定結果の比較を表 7.4-3 に示す（BEIR VII より）。

⁴⁰ NCI/CDC,” Report of the NCI-CDC Working Group to Revise the 1985 NIH Radioepidemiological Tables”,(2003).

表 7.4-3 がん死亡の名目リスク係数の国際機関等による評価結果の比較⁴¹

組織	ICRP90	EPA ⁴²	UNSCEAR 2000 (※)	BEIR VII
白血病（骨髄）	50	50	—	61
食道	30	12	25	—
胃	110	41	18	22
結腸	85	100	75	61
肝臓	15	15	20	16
肺	85	99	160	210
乳房	20	51	43	37
骨	5	1	—	—
皮膚	2	1	—	—
卵巣	10	15	—	12
膀胱	30	24	22	25
甲状腺	8	3	—	—

(※) UNSCEAR が示している男女の値を平均して、DDREF=1.5 を適用した値。

7.4.4. 遺伝性影響のリスク

遺伝性疾患のリスクについては、疾患クラス別に以下の幅でリスク係数が推定されており、全ての疾患クラスで、リスク係数の推定値の幅が 0.1 (%/Gy) 程度となっている。

メンデル性疾患	0.13～0.25 (%/Gy) 幅の大きさ 0.12 (%/Gy)
慢性疾患	0.03～0.12 (%/Gy) 幅の大きさ 0.09 (%/Gy)
先天異常	0.24～0.35 (%/Gy) 幅の大きさ 0.11 (%/Gy)

⁴¹ BEIRVII, p.282

⁴² EPA (Environmental Protection Agency). 1999. Estimating Radiogenic Cancer Risks. Addendum: Uncertainty Analysis. Washington DC: U.S.Environmental Protection Agency.

[illegible]

[illegible][illegible]

[illegible]

[illegible]