

内閣府食品安全委員会事務局
平成17年度食品安全確保総合調査報告書

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

報告書

平成18年3月

財団法人 原子力安全技術センター

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

目次

1. はじめに.....	1-1
1.1 背景.....	1-1
1.2 目的.....	1-4
1.3 調査項目.....	1-4
1.4 調査方法.....	1-5
2. 過去の事故における汚染実態等に関する文献.....	2-1
2.1 チェルノブイリ原子力発電所事故.....	2-1
2.1.1 事故の影響.....	2-1
2.1.2 食品への影響.....	2-3
2.2 東海村JCOウラン加工工場臨界事故.....	2-6
3. 各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.....	3-1
3.1 わが国の飲食物摂取制限.....	3-1
3.1.1 輸入食品の暫定限度.....	3-1
3.1.2 放射能暫定限度の設定方法.....	3-1
3.1.3 放射能暫定限度の見直し.....	3-2
3.1.4 放射能暫定限度を超えた輸入食品.....	3-3
3.1.5 暫定限度と防災指針指標.....	3-7
3.2 諸外国の飲食物摂取制限.....	3-8
3.2.1 チェルノブイリ事故に対する諸外国の防災体制.....	3-8
3.2.2 チェルノブイリ事故に対する諸外国の飲食物摂取制限.....	3-10
4. 日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献.....	4-1
4.1 日本の基準.....	4-1
4.1.1 対象核種の選定理由.....	4-3
4.1.2 放射性核種の混合割合.....	4-3
4.1.3 単位経口摂取量あたりの預託線量当量.....	4-4
4.1.4 飲食物の分類と摂取量.....	4-6
4.1.5 誘導介入放射能濃度の計算.....	4-9
4.2 ICRP等の基準.....	4-15
4.2.1 緊急時の被ばく限度.....	4-15
4.2.2 内部被ばくモデル全般.....	4-18
4.3 IAEAの基準.....	4-52
4.3.1 緊急時の介入限度.....	4-52

4.3.2	原子力及び放射線緊急時の介入基準.....	4-52
4.3.3	電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準.....	4-57
4.4	食品安全に関する国際機関の基準.....	4-58
4.4.1	事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン.....	4-58
4.4.2	放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン.....	4-61
4.5	諸外国の基準.....	4-65
5.	放射性降下物の環境中の挙動および人体への影響に関する文献.....	5-1
5.1	放射性物質の放出から人体の健康影響にいたる過程.....	5-1
5.2	放射性核種の環境中の移行.....	5-3
5.2.1	環境移行パラメータの整備.....	5-3
5.2.2	環境移行パラメータ.....	5-4
5.2.3	チェルノブイリデータによるモデル検証.....	5-19
5.2.4	日本における研究事例.....	5-23
5.3	食品に含まれる核種に関する文献.....	5-29
5.4	体内へ取り込まれた放射性核種の人体への影響.....	5-33
5.4.1	汚染された食品による人体への影響.....	5-33
5.4.2	放射性核種を含む食品の摂取による内部被ばく.....	5-33
5.4.3	内部被ばくによる健康影響.....	5-36
6.	最近の疫学データに関する文献.....	6-1
6.1	低線量放射線の確率的影響の評価.....	6-1
6.2	緊急時における被ばく線量及びリスクの低減.....	6-2
6.3	アジア人の食事に対する ICRP データの適用性.....	6-3
7.	まとめ.....	7-1
7.1	成果の概要.....	7-1
7.2	原子力発電所等の事故への対応.....	7-1
7.3	成果の活用について.....	7-2
7.4	今後の課題.....	7-2

附録

附録 1 調査対象文献リスト

附録 2 調査対象文献シート

附録 3 本報告書に関連する主な放射性核種一覧表

附録 4 放射能・放射線の単位

1. はじめに

1. 1 背景

原子力発電所等で事故が発生して環境中に放射性物質が放出された場合、人が直接被ばくする可能性としては、大気中に浮遊する放射性物質からの放射線による外部被ばくと吸入による内部被ばくが考えられる。また、間接的な被ばくとしては、放射性物質が地下水や植物、動物を經由して飲料水や食品として人が摂取してしまうことが考えられる。吸入あるいは経口摂取された放射性物質は生体内に沈着して体内組織が長期に放射線を受けることとなり、いずれは様々な健康影響が生じる恐れがある。

放射線災害の特徴の一つにはその原因物質である放射能あるいは放射線の存在を人は五感で感知できないことがあげられる。生活用水としていた川が汚染していることを知らずに住民が被ばくした事例がある一方で、実際は汚染していないのに汚染しているのではないかとの不安が先行して農作物が売れなくなるケースもある。安全な食品を安心して食するためには、行政等による適切な情報提供が不可欠であり、かつその情報は科学的根拠等による信頼性の高いものである必要がある。

原子力発電所等の事故は、その影響について公衆が共通の理解が持てるように、国際原子力事象評価尺度 (INES) によって、レベル 0 から 7 までの 8 段階に分類されている (表 1.1-1)。このうち、レベル 4 以上が原子力発電所等の施設外へのリスクをともなう事象とされており、環境に放出された放射性物質が食品を通して人の被ばく、健康影響にいたる可能性がある事案はレベル 4~7 に該当することになる。過去に発生したレベル 4 以上とされる事故から、代表的な事例について事故の概要と食品等に関する被害の概要を表 1.1-2 に示す。

過去に発生した事故について記述した文献の多くは、健康影響及びその他生活に関する影響を最小限に抑えるためには、適切な情報を時期を失することなく一元的に住民へ提供することが重要であるとしている。

表 1.1-1 国際原子力事象評価尺度 (INES) (1-1)

レベル	概要	基準	例
事故 7	深刻な事故	<ul style="list-style-type: none"> ・大規模な施設における放射性物質の大部分の外部への放出：短・長寿命核種を含む核分裂生成物の放出であり、広い範囲での急性あるいは晩発性の健康影響や長期にわたる環境影響をもたらす可能性のある場合 	Chernobyl 発電所 (1986) : 旧ソ連(現ウクライナ)
6	大事故	<ul style="list-style-type: none"> ・放射性物質の外部放出：重大な健康影響を抑制するために、緊急時計画の完全実施を必要とする可能性がある場合 	Kyshtym 再処理施設 (1957) : 旧ソ連(現ロシア)
5	所外へのリスクを伴う事故	<ul style="list-style-type: none"> ・放射性物質の外部放出：健康影響の可能性を最小限に抑えるために、緊急時計画の部分的実施を必要とする可能性がある場合 ・原子力施設の重大な損傷：発電炉の炉心の大規模損傷、重大な臨界事故、大量の放射性物質の施設内放出を伴う火災や爆発 	Windscale 原子炉 (1957) : 英国 TMI-2 発電所 (1979) : 米国 JCO 臨界事故(1999)
4	所外への大きなリスクを伴わない事故	<ul style="list-style-type: none"> ・所外での最大個人被ばく線量が数 mSv 程度となるような放射性物質の外部放出：周辺地域での食料摂取制限以外の所外防護活動を必要としない場合 ・原子力施設のかなりの損傷：発電炉における炉心の部分的損傷やこれに匹敵する原子炉以外の施設における事故で、所内の復旧に大きな問題が生じた場合・急性死亡の可能性が高い作業員の過大被ばく 	Windscale 再処理施設(1973) : 英国 Saint Laurent 発電所(1980) : 仏国 Buenos Aires 臨界装置(1983) : アルゼンチン
事象 3	重大な異常事象	<ul style="list-style-type: none"> ・所外での最大個人被ばく線量が 10 分の数 mSv 程度となり許容限界を超えるような放射性物質の外部放出：所外防護活動を必要としない場合 ・急性健康影響をもたらすような作業員被ばくや重大な汚染の拡大を伴う事例：例えば、数千テラベクレルの放射性物質が二次格納容器に放出されたが十分な貯蔵区域へ回収することが可能な場合 ・更なる機器故障が重畳して起これば事故に至るような事象、あるいは、ある種の起因事象が発生していれば安全系により事故への拡大を防止できなかったような状況 	Vandelllos 発電所 (1989) : スペイン
2	異常事象	<ul style="list-style-type: none"> ・安全設備に重大な故障があったものの、更なる機器故障に対処するための深層防護設備の健全性が維持された事象 ・法定年間線量限度を超える作業員被ばくを伴う事例、あるいは、設計で想定されていない施設内区画においてかなりの量の放射能が検出され対策が必要となった事例 	美浜発電所 2 号機蒸気発生器伝熱管損傷事象 (1991) : 日本
1	逸脱	<ul style="list-style-type: none"> ・認可された運転領域を超えた異常：設備の故障、人的過誤あるいは不適切な手順に起因（こうした異常は、運転制限条件を逸脱せず適切な手順によって管理されている状況、即ち、尺度以下となる事例、とは区別すべきである） 	「もんじゅ」ナトリウム漏れ敦賀発電所 2 号機 1 次冷却材漏れ(1995)
0	尺度以下	安全上の重要性はない	

表 1.1-2 食品等に影響を与えた原子力発電所等の事故の例

事故	事故の概要と食品等の影響
<p>テチャ川事故 (1949年～1952年) (1-2) (1-3) (1-4)</p>	<p>旧ソ連の軍用再処理施設から高レベル廃液がそのままテチャに放出され川から生活用水をとっていた周辺の住民が汚染、被ばくした。1952年になって川の水の飲料水、産業用への使用が禁止され、川への放流が中止された。1994年の国連の調査でこの地域住民は白血病の罹患率が高いことが確認された。</p>
<p>キシテム事故 (1957年) (1-2) (1-4)</p>	<p>旧ソ連南ウラルのキシテムにあった再処理施設で爆発が起こり大量の放射性物質が環境中に放出された。事故後、汚染レベルの高い地域から住民が移転したが、移住しなかった住民は汚染された食物を摂取し続けた可能性があり、白血球減少症が約20%認められた。</p>
<p>ウィンズケール (1957年) (1-2) (1-3) (1-4)</p>	<p>イギリスのウィンズケール(1957年)の軍用原子炉火災事故で、大量の放射性核種が周辺の環境中に放出され、周辺の酪農地帯の牧草を乳牛が食べミルクが汚染された。そのため、この地域での牛乳の飲用と販売、出荷を25日間にわたり禁止し、牛乳や家畜等を廃棄処分した。調査委員会によると住民に健康上の害が生じた可能性は皆無に近い。</p>
<p>TMI事故 (1979年) (1-4)</p>	<p>米国スリーマイル島の原子力発電所で炉心を融解する事故が発生し、希ガスと放射性ヨウ素等が放出された。放出された放射性核種は大気中に拡散し検出が難しいほどで住民の被ばく線量は最大でも1mSv以下とされた。しかし事故の社会的インパクトが大きく報道機関が活発に情報を提供したため、避難による道路渋滞や健康不安による病院への殺到など社会的な混乱が生じた。</p>
<p>チェルノブイリ事故 (1986年) (1-2) (1-4)</p>	<p>旧ソ連ウクライナ共和国キエフ市北方約30kmの町チェルノブイリにある原子力発電所で原子炉が爆発、炎上する前代未聞かつ史上最悪の放射線事故が起こった。放射線防護対策として、近隣に住む住民は一時移転あるいは永久的な移転を強いられた。汚染された周辺の町の除染作業が大掛かりに行われるとともに食物や水の制限も行われ、多くの農作物やミルク等が廃棄処分され、多くの家畜も避難、移転させられた。ヨーロッパの周辺国において農産物等の汚染が見られた。汚染レベルの高い地域を中心に小児の甲状腺がんの発生増加が確認された。</p>
<p>JCO事故 (1999年) (1-4)</p>	<p>東海村のウラン加工施設で通常から逸脱した方法で作業をしたため臨界事故が発生した。事故に伴って微量の希ガスとヨウ素が漏れ出した。東海村は、事故を確認して350m圏内の避難、10km圏内の屋内退避の対策を行ったが、翌日以降事故収束後に安全を確認して解除した。しかし、事故後も、健康や農作物に関する住民の不安を解消するために多大な努力と時間を要することとなった。</p>

1. 2 目的

食品安全委員会は、わが国の食品行政の要の機関として、食品の健康影響に関するリスクを科学的知見に基づいて評価し、そのリスク評価の内容等についてリスクコミュニケーションを実施することを役割としている。緊急時においては政府全体として危害の防止や再発防止に迅速かつ適切に対応するため、国の内外からの情報により、事態を早急に把握し、関係各省への迅速な対応の要請や国民に理解しやすい情報の提供を行うこととしている。

食品が放射性物質に汚染された場合においても、食品安全委員会は、科学的根拠に基づいてリスク評価を行い、リスクを管理する行政機関に対して基準を示すとともに、国民にわかりやすい情報を提供することが求められる。

本調査は、原子力発電所等の事故の際の食品安全委員会における適切な対応に資するため、放射性物質により汚染された食品の健康影響評価等に関する文献の収集、翻訳、整理を行うものである。

1. 3 調査項目

セシウム(Cs)、ストロンチウム(Sr)、コバルト(Co)、マンガン(Mn)、プルトニウム(Pu)、ヨウ素(I)等、原子力発電所等の事故により大気中に放出され、食品を汚染する可能性のある核種を対象に、以下の文献を収集・整理する。

- 1) 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）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
- 2) 各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対応に関する文献
- 3) 日本および諸外国の規制、基準値及びその設定根拠に関する文献
- 4) 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）および人体への影響に関する文献
- 5) 放射性汚染物質により汚染された食品の健康影響に関する最近の疫学データに関する文献

これら調査項目は、原子力発電所等の事故により放射性物質が環境中に放出されてから食品摂取により健康影響にいたるまでの過程に対応するものである。

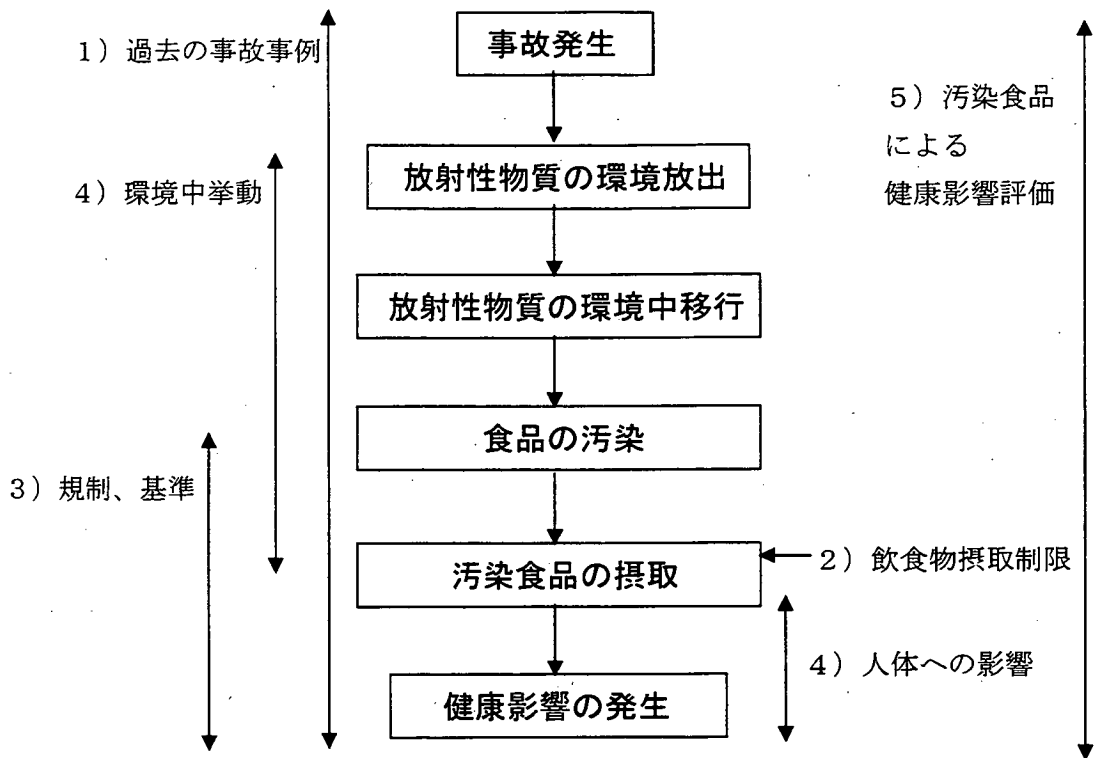


図 1.3-1 調査項目

1. 4 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) 検討会の設置

表 1.4-1 に示す放射線防護の専門家で構成される「食品健康影響文献調査検討会」を設置し、調査の実施に関して助言・指導をいただいた。

表 1.4-1 「食品健康影響文献調査検討会」委員

氏名	所属
黒瀧 克己	財団法人 放射線影響協会
白石 久二雄	独立行政法人 放射線医学総合研究所
森内 茂	財団法人 原子力安全技術センター
南 賢太郎	財団法人 原子力安全技術センター

参考文献

- (1-1) IAEA, "The International Nuclear Event Scale (INES) User's Manual", 2001 Edition.
- (1-2) 松岡 理, "放射性物質の人体摂取障害の記録 過ちの歴史に何を学ぶか", 日刊工業新聞社, (1995)
- (1-3) 大西 武、他, "原子力施設の事故〔調査報告〕", JAERI 4052, (1970).
- (1-4) (財) 原子力安全研究協会, "放射線事故の総論", 緊急被ばく医療情報ネットワーク地域フォーラムテキスト (http://www.remnet.jp/lecture/forum/04_01.html), (1997).

2. 過去の事故における汚染実態等に関する文献

2. 1 チェルノブイリ原子力発電所事故

チェルノブイリ原子力発電所事故に関しては様々な報告等がなされてきたが、ここでは原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (UNSCEAR¹: United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) による 2000 年⁽²⁻¹⁾の報告書を参考にする。UNSCEAR は、1955 年に国連に設置された。当初は、大気圏内核実験による環境影響及び人体影響を調査することを目的としていたが、最近では放射線に係わる人類と環境への重要事項全てを調査対象とし、国連総会に報告を行うとともに、適宜詳細な報告書を刊行している。UNSCEAR の報告書は国際放射線防護委員会 (ICRP²: International Commission on Radiological Protection) による基準値等の検討のための科学的な基礎資料となっている。そのため、UNSCEAR が引用した文献等は、複数の国際的な専門家によるレビューを経た、科学的にも信頼性の高い文献といえる。なお、2000 年の報告書 (以下、UNSCEAR2000) では、チェルノブイリ事故の被ばくと影響について最新の科学的データが報告されている。

2. 1. 1 事故の影響

1986 年 4 月 26 日、チェルノブイリ原子力発電所で起きた事故では、数週間以内に原子力発電所の職員及び消防士 30 名が死亡するとともに、約 22 万人がベラルーシ、ロシア、ウクライナから避難することになった。この事故により、破壊された原子炉から放出された放射性核種により、広い地域の地表が汚染され、多くの一般公衆が被ばくする結果となった。この事故では、¹³¹I は $1,760 \times 10^{15}$ (Bq)、¹³⁷Cs は 85×10^{15} (Bq) の放出が推定されている。事故後、約 1 年たった 1987 年からの汚染地域での被ばくは、主に地表に沈着した ¹³⁴Cs、¹³⁷Cs による外部被ばくと、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs による食物汚染からの内部被ばくによるものとされている。これに加えて、長期間寄与するものとして、⁹⁰Sr により汚染された食物による内部被ばくの重要性も指摘されている。沈着した放射性核種の食品への影響に関する挙動を表 2.1-1 に示す。

事故により避難した人々のヨウ素による甲状腺被ばく線量についてはいくつかの報告が UNSCEAR2000 で紹介されている^(2-2, 2-3)。表 2.1-2 にウクライナで 30km 圏内の村から避難した人が受けた ¹³¹I 摂取による甲状腺線量の推定値が示されている。この場合の ¹³¹I の被ばくは、希ガスとしての吸入がほとんどである。

¹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 Effects of Atomic Radiation)の略称。核実験による環境影響および人間への健康影響を世界的に調査するために、1955 年国連に設置された。現在、UNSCEAR は、放射線に係わる人類と環境への重要事項を調査し国連総会に報告を行っている。

²国際放射線防護委員会(ICRP : International Commission on Radiological Protection)の略称。専門家の立場から放射線防護に関する勧告を行う国際組織。

表 2.1-1 沈着した放射性核種による食品汚染

環境	核種	食品汚染の内容
陸圏	^{131}I のような 短寿命核種	<ul style="list-style-type: none"> ・ 葉菜の汚染 ・ 牧草上への沈着によるミルクの汚染
	^{137}Cs や ^{90}Sr のような 長寿命核種	<ul style="list-style-type: none"> ・ 沈降した土壌からの植物の根による吸収 ・ 無機土壌の場合には、^{137}Cs と ^{90}Sr の 90%までが 0-5cm の深さに存在 ・ 泥炭土壌の場合には、^{137}Cs と ^{90}Sr の 40~70%が 0-5cm の深さに存在 ・ ^{137}Cs の食物摂取の大部分は、牛乳、肉、芋の汚染（田舎の地域では、キノコ、イチゴが重要）
水圏	^{137}Cs , ^{90}Sr Pu, Am	<ul style="list-style-type: none"> ・ 海水や海洋の沈着は大容量の水での希釈 ・ ^{137}Cs や ^{90}Sr の地上への沈着が高い 30km 圏では、^{137}Cs が粘土の鉱物に強く吸収されたため、表層水汚染は ^{90}Sr に起因 ・ 低レベルのプルトニウム同位体と ^{241}Am が 30km 圏の川で測定 ・ ^{137}Cs と ^{90}Sr の水圏経路の食物摂取への寄与は通常小さいが、水が長時間滞留する湖での捕食性の魚の筋肉中の ^{137}Cs 濃度はかなり高い

表 2.1-2 ウクライナでの 30km 圏内の村から避難した人が受けた ^{131}I 摂取による甲状腺線量の推定(2-1)

事故時 の年齢 (歳)	プリピャチ町			チェルノブイリ町 ^a			避難した村 ^a			合計 集団線量 (人・Gy)
	人数	算術平均 線量 (Gy)	集団線量 (人・Gy)	人数	算術平均 線量 (Gy)	集団線量 (人・Gy)	人数	算術平均 線量 (Gy)	集団線量 (人・Gy)	
<1	340	2.18	741	219	1.5	329	369	3.9	1 439	2 509
1-3	2 030	1.28	2 698	653	1	653	1 115	3.6	4 014	7 265
4-7	2 710	0.54	1 463	894	0.48	429	1 428	1.7	2 428	4 320
8-11	2 710	0.23	623	841	0.15	126	1 360	0.62	843	1 592
12-15	2 710	0.12	325	846	0.11	93	1 448	0.46	666	1 084
16-18	2 120	0.066	140	650	0.09	59	941	0.39	367	566
>18	36 740	0.066	2425	9 488	0.16	1 518	21 794	0.40	8 718	12 661
合計	49 360		8 315	13 591		3 206	28 455		18 475	29 996

a. プリピャチと同じ年齢分布をもつ集団と仮定。

プリピャチの町は事故のあった原子炉から 3km のところにあり、事故翌日（1986 年 4 月 27 日）に住民の避難が開始された。原子炉から 30km 以内の範囲にある、チェルノブイリ町の避難は事故から約一週間後の 1986 年 5 月 3 日から 5 月 7 日にかけて行われた。一方、その他の避難については、1986 年の 9 月にかけて行われた。プリピャチ町やチェルノブイリ町は原子炉に隣接しているが、早くに避難が開始されたため、甲状腺線量が他の避難した村に比べて小さくなっている。表中のプリピャチ町のデータは参考文献(2-3)にもとづいている。

2. 1. 2 食品への影響

放射性核種による汚染された食品は、内部被ばくによる人体への影響を引き起こす。特に甲状腺は、¹³¹Iによる被ばくの影響を受ける。事故直後の希ガスによる吸入を除くと、事故後の1年間での¹³¹Iの主な被ばく経路は、牧草-牛-牛乳である。なお、¹³¹Iによる甲状腺線量の精度良い推定には、土壌中のヨウ素濃度の測定が必要とされている(2.4)。また、¹³⁴Cs,¹³⁷Cs及び⁹⁰Srにより汚染された食品による内部被ばくも重要視されている。事故後、さまざまな内部被ばく線量の測定が行われてきた。例えば、約百万人についてセシウムの全身線量の測定なども報告されている(2.5)。

(1) ヨウ素 (I)

ベラルーシの汚染区域における子供の甲状腺推定個人線量の分布を表 2.1-3 に示す。各年齢群で推定値にかなり広い幅があることが分かる。ベラルーシはチェルノブイリのあるウクライナに隣接しており、その中でも、ゴメリ地区とモギレフ地区はチェルノブイリ原子炉から 300km の範囲にある。また、ゴメリ地区とモギレフ地区の田舎及び都会における集団の平均及び甲状腺線量の推定値を表 2.1-4 に示す。都会よりも田舎の線量が 2 倍ほど高くなっていることが分かる。

表 2.1-3 ベラルーシの汚染区域における子供の甲状腺推定個人線量の分布(2-1)

甲状腺の 吸収線量 (Gy)	各年齢群の子供の数 ^a						
	1歳未満	1-3歳	4-7歳	8-11歳	12-15歳	16-18歳	子供全数
ゴメリ地区							
<0.05	134 (6.7)	198 (6.1)	452 (7.4)	518 (8.4)	540 (8.8)	596 (16)	2 438 (8.9)
0.05-0.1	58 (2.9)	107 (3.3)	362 (5.9)	399 (6.5)	485 (7.9)	354 (9.4)	1 765 (6.4)
0.1-0.3	224 (11)	449 (14)	1 089 (18)	1 385 (22)	1 613 (26)	1 086 (29)	5 846 (21)
0.3-1	587 (30)	963 (29)	2 023 (33)	2 365 (38)	2 364 (38)	1 119 (30)	9 421 (34)
1-2	318 (16)	590 (18)	1 075 (18)	868 (14)	695 (11)	383 (10)	3 929 (14)
>2	3 667 (34)	965 (29)	1 095 (18)	643 (10)	464 (7.5)	230 (6.1)	4 064 (15)
合計	1 988 (100)	3 272 (100)	6 096 (100)	6 178 (100)	6 161 (100)	3 768 (100)	27 463 (100)
モギレフ地区							
<0.05	33 (13)	43 (9.1)	210 (19)	273 (28)	326 (29)	227 (37)	1 112 (24)
0.05-0.1	31 (12)	93 (20)	215 (19)	157 (16)	207 (19)	103 (17)	806 (18)
0.1-0.3	65 (26)	170 (36)	351 (31)	324 (33)	372 (33)	169 (28)	1 451 (32)
0.3-1	74 (29)	127 (27)	275 (25)	190 (20)	195 (17)	99 (16)	960 (21)
1-2	36 (14)	28 (5.9)	55 (4.9)	24 (2.5)	15 (1.3)	14 (2.3)	172 (3.8)
>2	14 (5.5)	14 (3.0)	16 (1.4)	1 (0.1)	1 (0.09)	1 (0.2)	47 (1.0)
合計	253 (100)	475 (100)	1 122 (100)	969 (100)	1 116 (100)	613 (100)	4 548 (100)

a. 括弧内は全体に対するパーセント。

表 2.1-4 ベラルーシ汚染地区における 0-7 歳児と全人口の甲状腺線量(2-1)

地域	人数		平均吸収線量 (Gy)		集団線量 (人・Gy)	
	子供	合計	子供	合計	子供	合計
ゴメリ						
田舎	23 900	238 600	1.1	0.4	25 000	98 000
都会	8 600	85 600	0.4	0.2	3 800	15 000
モギレフ						
田舎	9 300	93 700	0.4	0.2	4 100	17 000
都会	4 900	48 700	0.2	0.08	1 100	4 000
合計	46 700	466 600	0.7	0.3	34 000	134 000

(2) セシウム (Cs)

^{134}Cs , ^{137}Cs による内部被ばくの線量は以下の2つの方法で推定されている。

- ①食物中の濃度測定と標準消費量の仮定による推定
- ②全身計測

UNSCEAR2000 においては、 ^{134}Cs , ^{137}Cs による内部被ばくの実効線量³の大部分に寄与する食品は、

- ・牛乳 (1日あたり0.8リットル摂取を仮定)
- ・肉
- ・ポテト (1日あたり0.9kg 摂取を仮定)
- ・キノコ

と報告されている。表 2.1-5 にセシウムによる被ばく線量の推定値を示す。また、ロシアにおける推定値を表 2.1-6、表 2.1-7 に示す。

表 2.1-5 種々の土壌帯におけるウクライナの田舎の住民に対する内部被ばくを通しての放射性セシウムによる規格化された実効線量⁽²⁻¹⁾

土壌帯	1991年における土壌から牛乳への移行係数 (kBq ^m 当たりBq l ⁻¹)	規格化線量 (kBq ^m 当たりμSv)		
		1986	1987-1995	1986-1995
I	<1	9	26	35
II	1-5	42	144	186
III	5-10	95	320	415
IV	>10	176	591	767

表中の I ~ IV は土壌から牛乳への移行係数の違いで分類した土壌帯の種類を表す。

表 2.1-6 ロシアにおけるナトリウム含有ポツル砂とチェルノゼム土壌からの移行係数と規格化実行線量の値⁽²⁻¹⁾

土壌の種類	移行係数 (kBq ^m 当たりBq kg ⁻¹)				規格化実効線量 (kBq ^m 当たりμSv)		
	牛乳		Potatoes		1986	1987-1994	1995-2056
	1987	1993	1987	1993			
ナトリウム含有ポツル砂	5	0.2	0.16	0.04	90	78	16
チェルノゼム	0.07	0.01	0.03	0.004	28	2	1

³ ICRP による 1990 年勧告で導入された全身の被ばく線量。

表 2.1-7 ロシアの汚染地域住民に対する単位 ^{137}Cs 沈着密度当たりの
内部被ばく実効線量のまるめた推定値⁽²⁻¹⁾

地域	規格化実効線量 (kBq m^2 当たり μSv)			
	1986	1987-1995	1996-2056	1986-2056
ブリヤンスク*	36 (10)	48 (13)	9 (9)	93 (32)
ツーラ	15	6	1.8	23
オレル	15	8	2.4	25

a. 括弧内の値は555kBq m^2 以上の ^{137}Cs 沈着密度の地域に相当。

内部被ばくからの線量の推定値は、食品へのセシウムに移行に起因しており、土地の土壌の条件や食事の内容及び事故の影響を受けていない輸入食品の利用割合などに大きく依存し不確実性が高い⁽²⁻⁶⁾と指摘されている。特に、森林の生産物（きのこ、ベリー、野獣）が、事故からの時間の経過とともに重要性が増していく。その理由は、牛乳、野菜、家畜の肉と比べて、これらの生産物中の ^{137}Cs 濃度の生態学的半減期がより長いこと、すなわち ^{137}Cs が蓄積されやすいことによる。

(3) ストロンチウム (Sr)

チェルノブイリ事故における ^{90}Sr の沈着は大部分が30km圏内であったため、事故後の避難により公衆⁴の内部被ばく線量は比較的少なかった。内部被ばくによる実効線量への寄与は5~10%程度と推定されている。

(4) 超ウラン元素

核燃料に含まれていた超ウラン元素で地上に沈着したものには以下のような放射性核種がある。

^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am : アルファ線放出核種

^{241}Pu : ベータ線放出核種

これらの核種の内部被ばくの経路は、エアロゾルによる直接吸入が中心で主に肺の被ばくが問題となる。30km圏内での農夫の肺に対する被ばく線量は生涯にわたる積分値でも0.2mSvを超えないと推定された。

⁴放射線防護分野では、慣例として一般人のことを「公衆」と呼んでいる。

2. 2 東海村 JCO ウラン加工工場臨界事故

1999 年に発生した東海村 JCO ウラン加工工場の臨界事故による被ばくは、臨界反応で放出された中性子による外部被ばくが主なものであった。食品が放射能で直接汚染され、摂取が規制されることは無かった。しかしながら、この事故を契機として、ウランによる誘導介入放射能限度が、わが国の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力発電所等周辺の防災対策について」⁽²⁻⁷⁾に取り入れられた。

ここでは、事故について報告された以下の文献についてまとめる。

- ① 「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」(原子力安全委員会) ⁽²⁻⁸⁾
- ② 「JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告」(日本原子力学会) ⁽²⁻⁹⁾
- ③ 「IAEA⁵の JCO 事故暫定報告書(抜粋)」(放射線生物研究 解説記事) ⁽²⁻¹⁰⁾

(1) ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告

原子力安全委員会は平成 11 年 12 月 24 日に「ウラン加工工場臨界事故調査委員会報告」を公表した。この報告書では、JCO 事故の直接的・間接的原因をさらに究明するとともに、将来に向けた原子力安全の確保のあり方にまで踏み込んで、再発防止のための基本的な考え方を打ち出していくことを目指してまとめられた報告書である。詳細な検討は、「技術・評価」、「企業・産業」、「社会・安全」の 3 つの検討チームにより実施され、事実や原因のより緻密な把握とともに、事実の背後にある構造的・倫理的な問題を含めて検討が行われている。なお、報告書中に食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。報告書の構成は以下の通りである。

- I. はじめに
- II. 事故の全体像
- III. 事故の原因とそれに関する状況
- IV. 事故に係る防災上の対応
- V. 健康対策・事故現場の対応
- VI. 事故の背景についての考察
- VII. 今後の取り組みのあり方について
- VIII. 事故調査委員会委員長所感(結言にかえて)

(2) JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告

日本原子力学会(原子力安全調査専門委員会)は、1999 年 12 月 27 日に「JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告」を発表した。この報告書は、日本原子力学会「原子力安全」調査専門委員会が、JCO ウラン加工工場における臨界事故について調査した結果をまとめた報告書である。

事故の放射線影響として、核分裂反応に伴って発生した希ガスとヨウ素の一部が環境に漏れたが、

⁵国際原子力機関 (IAEA : International Atomic Energy Agency) 国際原子力機関は、原子力の平和利用の推進のため加盟国間の支援により各種の安全基準の作成、情報交換、発展途上国への原子力技術援助などを行っている。

放射線影響という観点からは、転換試験棟から直接、外部に放射された中性子線とガンマ線が、環境への影響の大部分を占めたことに特徴があるとされている。なお、報告書中に食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。報告書の構成は以下の通りである。

- 第1章 はじめに
- 第2章 臨界安全と臨界事故
- 第3章 事故の経過と事実の解明
- 第4章 原因分析と問題点の摘出
- 第5章 改善提案
- 第6章 日本原子力学会のやるべきこと
- 第7章 原子力安全文化に関わる今後の取り組み
- 第8章 おわりに

(3) IAEAのJCO事故暫定報告書

放射線生物研究(2000年)に掲載された、「IAEAのJCO事故暫定報告書」に関する解説資料である。IAEAでは日本から事故の報告を受け、事故の2週間後に専門家を派遣し、暫定報告書を取りまとめ11月に公表した。この報告書の目的は事故とその影響に関する情報を伝達し、確かな事実を詳述することである。これらの情報が事故とその影響を技術的に理解するのに有用であり、多くの人々にも知らせる必要があると考え、報告内容を抜粋、その概要が紹介された。報告(抜粋)は事故とその影響の低減、JCO周辺の事故後の放射線線量率と環境モニタリングについて述べられている。また、講じられた緊急対応措置、事故による健康の影響と過剰被曝した人たちの医学的処置などについても述べられている。なお、解説資料中には、食品の放射能汚染に関する直接的な記述は無い。

参考文献

- (2-1) “放射線の線源と影響, 原子放射線の影響に関する国連科学委員会の総会に対する 2000 年報告書” UNSCEAR 2000 REPORT SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
- (2-2) Likhtarev, I.A. et al., “Ukrainian thyroid doses after the Chernobyl accident”, Health Phys. 64(6) pp. 594-599 (1993).
- (2-3) Goulko, G.M. et al., “Estimation of ^{131}I doses for the evacuees from Pripjat”, Radiat. Environ. Biophys. 35, pp. 81-87 (1996).
- (2-4) Straume, T., et al., “The feasibility of using ^{129}I to reconstruct ^{131}I deposition from the Chernobyl reactor accident”, Health Phys. 71(5) pp. 733-740 (1996)
- (2-5) Likhtarev, I.A., et al., “Internal exposure from the ingestion of foods contaminated by ^{137}Cs after the Chernobyl accident. Report 1. General model: ingestion doses and countermeasure effectiveness for the adults of Rovno Oblast of Ukraine.”, Health Phys. 70(3) pp. 297-317 (1996)
- (2-6) Zvonova, I.A., et al., “ ^{134}Cs and ^{137}Cs whole-body measurements and internal dosimetry of the population living in areas contaminated by radioactivity after the Chernobyl accident”, Radiation and Environmental Biophysics, 62, pp. 213-221 (1995)
- (2-7) 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 (平成 15 年 7 月一部改訂)
- (2-8) 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
- (2-9) 日本原子力学会 (原子力安全調査専門委員会), “JCO ウラン加工工場における臨界事故の調査報告”, 1999 年 12 月 27 日
- (2-10) 岩崎民子, “IAEA の JCO 事故暫定報告書 (抜粋)”, 放射線生物研究, Vol. 35(3), pp. 193 - 215 (2000)

3. 各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

3. 1 わが国の飲食物摂取制限

わが国においては、チェルノブイリ原子力発電所事故の発生直後の1986年5月に厚生省（当時）が「食品中の放射能に関する検討会」を設置し、輸入食品中の放射能濃度の暫定限度が設定された。なお、この暫定限度はチェルノブイリ発電所事故に係わる輸入食品のみを対象としている。

3. 1. 1 輸入食品の暫定限度

チェルノブイリ原子力発電所事故による放射性物質で汚染された食品が、国内に輸入されることを防ぐために、厚生省は輸入食品中の放射能を規制する暫定限度を以下のように設定した^(3-1,3-2)。

輸入食品中の放射能濃度の暫定限度	
^{134}Cs と ^{137}Cs の合計	370(Bq/kg)

この限度は厚生省に設置された、「食品中の放射能に関する検討会」における専門家の検討結果をもとに1986年に定められた。暫定限度については、逐次見直しが検討されてきたが変更はされていない。この暫定限度を越える輸入食品は、積み戻され国内には流通しない。

3. 1. 2 放射能暫定限度の設定方法

(1) 線量限度

1986年当時は、公衆の被ばく線量限度が5 (mSv/年) とされていた⁽³⁻³⁾。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ることとした。

(2) 対象核種

ヨーロッパの食品中の放射性核種の組成比については、十分な情報が得られていなかった。そのため国内での放射性降下物の検出データをもとに以下の仮定がおかれた。

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 は放射化分離¹しなければ測定できないことから、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。

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

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

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

ここで、

$5.4 \times 10^{-7}(\text{mSv/pCi})$: $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 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⁽³⁻⁴⁾

1(Ci)は $3.7 \times 10^{10}(\text{Bq})$ 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(%) : 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)

である。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 Publ.2 の内部被ばくモデルが用いられている⁽³⁻⁵⁾。

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) となったが、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。

表 3.1-1 わが国の暫定限度の設定にあたり参考とされた諸外国の基準

欧州 (EC)	食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度 乳幼児食品 370(Bq/kg) 一般食品 600(Bq/kg)
米国	食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度 10,000(pCi/kg)* = 370(Bq/kg)
日本	食品中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 濃度 370(Bq/kg)

*1(Ci)= $3.7 \times 10^{10}(\text{Bq})$

3. 1. 3 放射能暫定限度の見直し

暫定限度の施行から約 1 年後 (1987 年 11 月)、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

¹化学的処理により放射性核種を分離する方法。

入りが予定されていた1 (mSv/年)を大きく下回っていることが確認された⁽³⁻⁶⁾。

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⁽³⁻⁷⁾。⁹⁰Srは¹³⁷Csに対して2.2%含まれると仮定されたが、参考文献(3-6)では以下の表に示す値が報告された。牛乳については、2.2%の仮定と概ね一致している。

表 3.1-2 ヨーロッパで測定された⁹⁰Srと¹³⁷Csの放射能の割合⁽³⁻⁷⁾

測定サンプル (測定場所)	放射能(Bq/kg or Bq/l)		⁹⁰ Sr/ ¹³⁷ Cs
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	
牛乳(Ajdovscina)	1.4	76±1	1.8%
草(Ajdovscina)	46.2	340±3	13.6%
牛乳(Sanabor)	1.7	86±1	2.0%
草(Sanabor)	19.3	145±2	13.3%
川の水(Sava)	0.04	0.43	9.3%
川の水(Krka)	—	0.49	—

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。なお、平成10年12月に厚生労働省より通知された検査対象は以下に示すとおりである⁽³⁻⁸⁾。

- ① ヨーロッパ地域(トルコ及び旧ソ連のウラル山脈以西(アルメニア、アゼルバイジャン、ベラルーシ、エストニア、グルジア、モルドバ、ラトビア、リトアニア、ウクライナ並びにカザフスタン及びロシアのウラル山脈以西をいう。)を含む。以下同じ。)から輸入される次の食品については、全ロット検査を実施する。
 - ア. きのことびきの乾燥製品
 - イ. トナカイ肉

- ② ヨーロッパ地域から輸入される次の食品については、食品ごとに輸入届出の10%を目途として検疫所においてモニタリング検査を実施する。
 - ア. ハーブ及びハーブ乾製品
 - イ. ビーフエキス

3. 1. 4 放射能暫定限度を超えた輸入食品

厚生労働省がこれまでに発表した、放射能暫定限度を超える輸入食品の発見事例を表にまとめる。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。

なお、ハーブ等の香辛料は直接食べるものではなく、実際の摂取の際には希釈効果がある。一方、低濃度でも大量に摂取する場合には問題になる可能性もあることに注意が必要である。

表 3.1-3 放射能暫定限度を超えた輸入食品一覧

発表回	発表日	食品	生産国	輸入重量	輸入港	放射能濃度 (Bq/kg) (¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs)
第1回	S.62.1.9	ヘーゼルナッツ	トルコ	30t	神戸/横浜	520/980
第2回	S.62.2.6	月桂樹葉	トルコ	52t	神戸/横浜	490/720
		セージ葉	トルコ	14.5t	横浜	1,000/2,000
		牛胃	フィンランド	1.26t	神戸	440
第3回	S.62.2.13	トナカイ	スウェーデン	0.2t	成田空港	389
第4回	S62.3.27	タイム	フランス	4.02kg	東京	1,715
		セージ葉	トルコ	4t	神戸	1,198
第5回	S.62.5.8	月桂樹葉	トルコ	28t	神戸/横浜	496/551
		セージ葉	ギリシャ	3.77t	横浜	1,758
		ヒースの花	フランス	8.5kg	大阪空港	1,425
第6回	S62.5.28	アーモンド	イタリア	37.5kg	東京	408
		ハーブ茶 (カモミール)	スペイン	32.4kg	東京	8,780
第7回	S.62.6.12	ハーブ茶 (ローズヒップ、 リンデン)	ユーゴスラビア	18kg	大阪	673/955
		セージ葉	ユーゴスラビア	99.8kg	成田空港	497
		黒すぐりピューレ	フランス	1.5t	神戸	425
		セージ葉	アルバニア	9.21t	横浜	1,895
第8回	S62.7.24	ヘーゼルナッツ調整 品	イタリア	110kg	成田空港	390
		ヘーゼルナッツ ペースト	トルコ	5kg	大阪空港	379
第9回	S.62.8.20	ドライハーブ	フランス	6kg	成田空港	1,072
第10回	S.62.9.11	月桂樹葉	トルコ	3.02t	横浜	1,042

発表回	発表日	食品	生産国	輸入重量	輸入港	放射能濃度 (Bq/kg) (¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs)
第11回	S.62.10.21	ビーフ・エキストラ クト	ブラジル・ アイルランド・ フランス	2.6t	横浜	622
第12回	S62.10.28	アイスクリーム ペースト	イタリア	576kg	東京	417
		ドライハーブ	ユーゴスラビア	19.5kg	成田空港	536
第13回	S62.12.22	ヘーゼルナッツ ペースト	トルコ	72kg	神戸	411
		セージ葉	アルバニア	4t	神戸	417
第14回	S63.1.20	きのこ (カノシタ)	フランス	17kg	成田空港	636
第15回	S63.2.15	ドライハーブ (西洋オトギリソ ウ)	ユーゴスラビア	98kg	神戸	385
		ハーブ茶 (ローズヒップ)	ルーマニア	2.52t	大阪	467
		きのこ (くろらっばたけ)	フランス	9kg	小樽	755
第16回	S63.6.2	ドライハーブ (ジュニパーベリ ー)	ユーゴスラビア	10kg	大阪	423
		ドライハーブ (スイカズラ)	フランス	5kg	大阪	776
第17回	S63.6.14	セージ葉	フランス	4kg	大阪空港	411
第18回	S63.7.4	ビーフ・エキストラ クト	アイルランド	216kg	大阪	379
第19回	S63.9.5	セージ葉	ギリシャ	28kg	横浜	397
第20回	S63.9.25	きのこ (あんずたけ)	フランス	34kg	成田空港	707
		きのこ (あんずたけ)	フランス	5kg	成田空港	446

発表回	発表日	食品	生産国	輸入重量	輸入港	放射能濃度 (Bq/kg) (¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs)
第21回	S63.10.5	ハーブ (エストラゴン)	フランス	60kg	東京	432
		きのこ (かのした)	フランス	3kg	成田空港	562
		きのこ (かのした)	フランス	3kg	成田空港	458
第22回	S63.12.2	ハーブ茶 (ダンデリオン)	スイス	51kg	大阪空港	579
第23回	S63.12.28	月桂樹葉	スペイン	10kg	横浜	1,325
第24回	H1.1.11	きのこ (くろらっぱたけ)	フランス	10kg	大阪空港	650
第25回	H1.1.23	乾燥ぜんまい	ソビエト	180kg	新潟	655
第26回	H1.4.10	乾燥ぜんまい	ソビエト	158kg	横浜	379
第27回	H1.10.23	きのこ (あんずたけ)	フランス	3kg	成田空港	532
第28回	H2.2.28	ハーブ茶 (ダンデリオン)	スイス	2kg	成田空港	1,167
第29回	H2.10.3	ハーブ茶 (セイヨウノコギリ草)	アルバニア	9kg	成田空港	814
第30回	H3.2.14	乾燥きのこ (ヤマドリタケ)	ユーゴスラビア	25kg	成田空港	556
第31回	H3.3.13	ミックススパイス	フランス	8kg	神戸	1,028
第32回	H6.11.8	燻製トナカイ肉	フィンランド	42kg	関西空港	388
第33回	H10.1.21	乾燥ポルチーニ (ヤマドリダケ)	イタリア	21kg	成田空港	731
第34回	H13.11.8	乾燥ポルチーニ (ヤマドリダケ)	イタリア	36.1kg	成田空港	418

厚生労働省ホームページ (<http://www.mhlw.go.jp/houdou/0111/h1108-2.html>) より

3. 1. 5 暫定限度と防災指針指標

輸入食品中の放射能濃度の暫定限度はチェルノブイリ原子力発電所事故で汚染された輸入食品にのみ適用される。原子力発電所等の事故を想定して作成された「原子力発電所等周辺の防災対策について」(以下、防災指針)においては、放射性セシウムについて以下の放射能レベルを飲料物摂取制限の指標としている⁽³⁻⁹⁾。

表 3.1-4 防災指針における飲食物摂取制限の指標

対象	放射性セシウムの指標 (Bq/kg)
飲料水, 牛乳・乳製品	200(Bq/kg)
野菜類, 穀類, 肉・卵・魚・その他	500(Bq/kg)
輸入食品の暫定限度 (チェルノブイリ事故による汚染のみ)	370(Bq/kg)

今後、国内で原子力事故等による食品の放射能汚染が発生した場合には、防災指針の飲食物摂取制限の指標が目安となる。一方、国外で原子力事故等による食品の放射能汚染が発生した場合、当該地域からの輸入食品の汚染限度は、事故により放出された放射能の状況をもとにあらためて検討されることになる⁽³⁻⁸⁾。

3. 2 諸外国の飲食物摂取制限

3. 2. 1 チェルノブイリ事故に対する諸外国の防災体制⁽³⁻¹⁰⁾

チェルノブイリ事故の発生により、周辺国も放射性物質に汚染されることとなり、多大な影響を被った。それに対し、周辺国は各国それぞれ既存の緊急時対応計画等に則った活動を実施した。調査した範囲（米国、フランス、西独、スウェーデン、フィンランド）では、チェルノブイリ事故の発生を受けて、緊急時対策地域の範囲や防護措置の内容について特段の変更はなされていない。各国の緊急時対策地域の範囲及び防護措置の内容について、表 3.2-1 に示す。

スウェーデンの対応について例にとると、緊急時計画は英国ウィンズケールの原子炉事故後の1960年に Nuclear Accident Protection Act が起草されて、その後 Oskarshamn 原子力発電所の稼動（1972年）にともない、設定された。以後、スウェーデンの緊急時活動はこの方法に基づいて行われている。スウェーデンでは国立放射線防護研究所が緊急時における中心機関とされている。国外の原子力発電所に対応するための特別な定めはなく、チェルノブイリ事故に対しては国立放射線防護研究所が中心となり、汚染測定や酪農農民へコメント、一般公衆への勧告・コメント等がなされた。主な活動とその担当官庁は以下のとおりである。

- ・ 国内の工業活動における安全確保に関する指示（工業安全連合庁）
- ・ 国内産及び輸入食品中の放射能規制（食品管理庁）
- ・ 輸入物品に関する規制等（税関）
- ・ 野生鳥獣の捕獲の認可及び放射能測定のための特別捕獲（環境保護庁）
- ・ 家畜の飼育、農業、園芸などについての指示（農業局）
- ・ 安定ヨウ素剤の飲用に関する指示、国内医療施設に対する情報提供（社会福祉局）

表 3.2-1 緊急時対策地域の範囲と主な防護措置

項目	米国		フランス		西ドイツ			スウェーデン			フィンランド		備考
緊急時対応に関する法令、指針等	連邦放射線緊急時対応計画 (FEREP)		国の ORSEC 計画の ORSECRAD 県の特別介入計画 (PPI) 施設の緊急時内部計画		原子力施設周辺の防災対策に関する勧告			原子力災害防止法			原子力防災指針		
緊急時の組織と責任 (国レベル)	NRC: サイト内支援、勧告 FEMA: サイト外総括 他に DOE, EPA 等事故の経過に伴う責任の移行は明確		SCSIN: 全般 SCPRI: 公衆の健康 IPSN: サイト内外の解析、助言		BMU:			SKI: サイト内解析助言 SSI: サイト外解析助言			内務省: サイト外 STUK: サイト内外解析、助言		各国ともサイト内は事業者、サイト外は地方自治体
緊急センター	NRC の EOC 他		県の TC IPSN の TC					国の緊急時活動センター 地域救護センター			STUK センター 地域の指令センター		
防護資機材	DOE が管轄 研究所等が保有		鉄道運搬の防護設備あり 放射線介入機動チーム (CMIR)		KHG						消防・民間防衛ではほぼ完備		
緊急時計画地域名称	避難地域	食品制限地域	避難地域	室内退避地域	中央地域	中間地域	外周地域	緊急通報地域	緊急計画地域	モニタリング地域	EPZ- I	EPZ- II	
範囲	16km まで	80km まで	5km まで	10km まで	2km までの全域	10km まで (16 方位)	25km まで (16 方位)	5 ~ 12km まで	15km まで	50km まで	20km まで	100km まで	
対策	避難 屋内退避	モニタリング 食品流通制限	避難	シェルタリング	避難 KI 投与	同左	モニタリング	緊急通報 避難 KI	避難 KI 投与	モニタリング	シェルタリング	モニタリング	
介入レベル	1 ~ 5 rem 避難		避難の下限 0.5 ~ 5rem 上限 5 ~ 50rem 甲状腺は 10 倍					ICRP 勧告値			ICRP 勧告値		
計算機による情報処理	FEMA: IEMIS DOE: ARAC ほか		IPSN		KfK: MIS (サイト内サービス)			Studsvik: EMMA			STUK:		
チェルノブイリ事故調査報告	NRC		IPSN		GRS			国			STUK		

3. 2. 2 チェルノブイリ事故に対する諸外国の飲食物摂取制限

(1) 概要⁽³⁻²⁾

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 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。

(2) 米国の例⁽³⁻¹⁾

チェルノブイリ事故の発生を受けて、米国では FDA(Food and Drug Administration)と FSIS(Food Safety and Inspection Service)が輸入食品を規制するために誘導介入レベルを設定した。FDA の誘導介入レベルは「関心レベル(Levels of Concern)」といい、FSIS のそれは「スクリーニング値(Screening Value)」と呼ばれた。汚染濃度が両方の基準を下回る食品のみ輸入が許された。

FDA の関心レベルは 1982 年に作られた PAG(Protective Action Guides)の予防の基準から以下の仮定に基づいて導かれた。

- ・ 食品の全量が汚染されている。
- ・ 事故から 60 日しかたっていない時点では線量の大部分は ^{131}I によるものである。
- ・ 1 年を上限として ^{134}Cs 及び ^{137}Cs が線量の主体となる。

ヨウ素とセシウム以外の核種については考慮しなくともよいように安全側にマージンをとった。

FDA と FSIS の設定した誘導介入レベルを表 3.2-3 に示す。

FSIS の ^{131}I のスクリーニング値は FDA の小児のそれと当初から同じであったが、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の値は、FSIS が肉類のみ汚染していると仮定したため異なっていた。これは、1986 年 11 月に FDA の値に統一された。

表 3.2-2 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(基準)⁽³⁻²⁾

国名	核種	食品群	対策レベル (Bq/kg または Bq/l)
アメリカ	¹³¹ I	乳児食品	55
		その他の食品	300
	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	全食品	370
カナダ	¹³¹ I	ミルク	10
		乳製品 その他の食品	40 70
	¹³⁷ Cs	ミルク 乳製品 その他の食品 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 穀類およびその他の食品	21 6
中国	¹³¹ I	ミルク 果実および野菜 穀類 飲料	1,300 270 340 130
		¹³⁷ Cs	ミルク 果実および野菜 穀類 飲料
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 チーズ 果物 野菜 穀類	22 33 8 22 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 その他の食品	3,700 600
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 野菜	500 350
		¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	ミルクおよび乳幼児食品 その他の食品
日本	¹³¹ I	牛乳 野菜	220 7,400
		¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs	全食品

表 3.2-3 FDA と FSIS の設定した誘導介入レベル

核種	FDA		FSIS
	幼児食	その他の食品	肉類
^{131}I	55Bq/kg (1500pCi/kg)	300Bq/kg (8000pCi/kg)	55Bq/kg (1500pCi/kg)
$^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$	370Bq/kg (10,000pCi/kg)	370Bq/kg (10,000pCi/kg)	370Bq/kg (10,000pCi/kg)

参考文献

- (3-1) 岩島 清, 大久保 隆, “日本における輸入食品の放射能汚染の関する暫定限度”, 保健物理, 23, 63-67, (1988).
- (3-2) 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).
- (3-3) ICRP Publication 26, “Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted 1977)”, Pergamon press(1977).
- (3-4) 科学技術庁, “環境放射線モニタリングに関する指針”, 44(1983).
- (3-5) ICRP Publication 2, “Recommendations of the International Commission on Permissible Dose for Internal Radiation”, Pergamon Press, Oxford (1960).
日本語訳: (社) 日本放射性同位元素協会、(財) 仁科記念財団: 体内放射線の許容線量 ICRP シリーズ 2 (1959)
- (3-6) 近藤 卓也, “輸入食品の放射能検査結果”, Isotope News, No.4, pp.12-17, (1999)
- (3-7) K. Juznic and S. Fedina; “Distribution of ^{89}Sr and ^{90}Sr in Slovenia, Yugoslavia, after the Chernobyl Accident”, J. Environ, Radioactivity, 5, 159(1987).
- (3-8) “旧ソ連原子力発電所事故に係る輸入食品の監視指導について”, 平成10年12月2日 衛検第223号
- (3-9) 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(平成15年7月一部改訂)
- (3-10) (財) 原子力安全技術センター, “チェルノブイル原子力発電所事故に対する各国の対応に関する調査”, 昭和61年度科学技術庁調査資料作成委託, 昭和62年3月.
- (3-11) U.S. Department of Health and Human Services, “Accidental Radioactive Contamination of Human Food and Animal Feeds: Recommendations for State and Local Agencies”, Food and Drug Administration, 1998

4. 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

チェルノブイリ原子力発電所原子炉事故のような、大量の放射性物質の放出をともなう事故が発生し、一般公衆が、過度に被ばくをする可能性がある場合は、実行可能な限り、被ばく低減のための対策をとることが必要である。その判断の基礎となる線量を介入レベルという。介入レベルを超えないように環境汚染物質や汚染食品の摂取や流通を制限するため、二次的に設定される制限レベルを誘導介入レベルと呼ぶ。本章では、日本、ICRP、国際原子力機関 (IAEA: International Atomic Energy Agency) の飲食物に対する誘導介入レベルと、食品安全に関する国際機関が定めている基準値についてまとめる。

4. 1 日本の基準

わが国の原子力防災に関する原子力安全委員会の指針「原子力発電所等周辺の防災対策について」⁽⁴⁻¹⁾ (以下、防災指針と呼ぶ) は、成立当初から ^{131}I に対する飲料水、野菜及び牛乳中の濃度についての指標を設定していた。その後、チェルノブイリ事故の経験を踏まえてセシウムを、再処理施設を考慮してプルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種¹に関する指標を設定した。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を設定した⁽⁴⁻²⁾。この指標の改定は以下の考えに基づいている。

- 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, 世界保健機関 (WHO: World Health Organization) 等⁽⁴⁻³⁾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5(mSv/年) (放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は50(mSv/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4.1-1に示す。

¹ アルファ線を放出する核種。

表 4.1-1 防災指針で定められた飲食物摂取制限に関する指標⁽⁴⁻²⁾

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アルファ核種 (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) 乳幼児食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アルファ核種については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に適用されるものとする。

4. 1. 1 対象核種の選定理由

指標の対象とされた核種の選定理由を表 4.1-2 にまとめる。

表 4.1-2 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	<ul style="list-style-type: none"> ・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。 ・指定核種の意味は、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することである。
放射性セシウム	<ul style="list-style-type: none"> ・チェルノブイリ事故をきっかけに検討が開始された。 ・放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) と放射性ストロンチウム (^{89}Sr 及び ^{90}Sr) の選定理由は次の通りである。 ・セシウムは葉面吸収されて植物に取り込まれやすいため。 ・ストロンチウムは葉面からは吸収されにくいですが、土壌からの移行がセシウムと同程度か場合によっては1桁大きい。 ・なお、ストロンチウムは直接の指標としては設定されなかった。
ウラン	<ul style="list-style-type: none"> ・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アルファ核種 (^{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)	<ul style="list-style-type: none"> ・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。

4. 1. 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。

(1) 放射性ヨウ素(I)とセシウム(Cs)

放射性ヨウ素と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) ストロンチウム(Sr)

$^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ 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。

- ① 1988 年国連科学委員会報告書 (付属書 D) (4.4)より、チェルノブイリ原子力発電所事故の際、旧ソ連領内及びギリシャ等、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、日本及びヨーロッパ等その他の地域では 0.1 より低かった。
- ② 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。

(3) ウラン(U)

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²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。

(4) プルトニウム(Pu)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。

4. 1. 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 Publication 67^(4.5)及び IAEA の BSS (Safety Series No.115) ^(4.6)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。

- ① 幼児は、ICRP Publication 56^(4.7)の 5 歳児
- ② 幼児は、ICRP Publication 56 の 3 ヶ月児、年齢範囲としては 0 から 12 ヶ月

放射性ヨウ素及び ^{132}Te に対しては、(預託) 甲状腺等価線量³についての線量係数が用いられた。 ^{132}Te は、半減期 3.2 日のベータ崩壊で ^{132}I となる。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 及び ^{135}I の成人甲状腺 (等価) 線量の経口摂取線量係数は英国放射線防護庁 (NRPB⁴: National Radiological Protection

²食品放射能汚染等で介入を行う必要があると考えられる場合、規制に関する判断を行う放射能濃度の下限値のこと。すなわち誘導介入レベル以下の食品の流通規制は流通妨害とみなされる。

³放射性核種を摂取してから 50 年にわたり集積される甲状腺の被ばく線量。

⁴英国放射線防護庁 (NRPB: National Radiological Protection Board) の略称。放射線の基準に関する検討や、放射線疫学、吸入摂取に伴う線量評価などの調査研究を進めている。

Board) による値が利用された⁽⁴⁻⁸⁾。さらに、乳児及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¹³²Iの乳児及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 4.1-3 に示す。プルトニウム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ストロンチウムの線量係数は、幼児に対するその約5倍以下となった。このようなプルトニウム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 4.1-1 の脚注が設けられた。

表 4.1-3 放射性核種の経口摂取線量係数 (単位: mSv/Bq) ⁽⁴⁻²⁾

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}

4. 1. 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 4.1-4 に示す。この推定値は、放射性ヨウ素以外に適用された。

表 4.1-4 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) ⁽⁴⁻²⁾

(単位：kg またはリットル)

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*}	0.6	0.25	0.105
穀類 ^{*6*}	0.3	0.11	0.055
肉・卵・魚・その他 ^{*7*}	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⁽⁴⁻⁹⁾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。

^{*2}幼児についての値は、“原子力発電所周辺の防災対策について”(昭和 55 年 6 月、平成元年 3 月改訂、原子力安全委員会) P. 43 の幼児の 1 日当たり飲料水摂取量によった。

^{*3}IAEA Safety Series No. 81⁵の 1 年当たり 260 リットル (p. 63 の Water and beverages) を用いた。

^{*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、根菜及び芋類。

^{*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 4.1-7 のうち、飲料水、牛乳及び乳製品以外の食品群を、野菜類、穀類及び肉・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 “Derived Intervention Levels for Radionuclides in Food”⁽⁴⁻¹⁰⁾ (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。(撰

⁵ 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).

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、葉菜及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 4.1-5 の摂取量推定値が用いられた。

表 4.1-5 年齢層別 1 日当りの飲食物摂取量 (放射性ヨウ素に適用) ⁽⁴⁻²⁾

(単位: kg またはリットル)

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	0.6	0.25	0.105
穀類	0.3	0.11	0.055
肉、卵、魚介類、その他	0.5	0.105	0.05

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 4.1-6、表 4.1-7、表 4.1-8 に示す。

表 4.1-6 成人食品摂取量⁽⁴⁻²⁾

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
牛乳及び乳製品	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

表 4.1-7 飲食物摂取制限の指標導出に用いられた食品摂取量⁽⁴⁻²⁾

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、海藻 ^{*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 牛乳を除く動物性蛋白質食品。牛肉以外の汚染レベルは低いと考えられる。⁽⁴⁻²⁾

表 4.1-8 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)⁽⁴⁻²⁾

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

4. 1. 5 誘導介入放射能濃度の計算

放射性核種で汚染された飲食物への対策のための介入レベルは、飲食物中の放射性核種濃度で表わされる。そこで、ここでは介入レベルを誘導介入濃度と呼ぶ。誘導介入レベル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 4.1-5 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放射性セシウム及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 5 (mSv) 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プルトニウム及び超ウラン元素のアルファ核種に対する介入線量レベルは、実効線量 5(mSv)とする。(4.1.1) 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、それら核種のアルファ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及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アルファ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 (4.1.1) 式で計算する⁽⁴⁻¹⁰⁾。

$$\sum_i \sum_k \frac{C(i,k)}{DIL(i,j,k)} \leq 1 \quad (4.1.1)$$

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。

$$DIL_{jk} = \frac{IDL/G}{FW_{jk} \sum S_{if} \{1 - \exp(-\lambda T)\} / \lambda} \quad (4.1.2)$$

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 ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対して、年間の甲状腺等価線量 $50 \times 2/3$ (mSv)
- ② セシウム及びストロンチウムの同位体、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 DIL 低減倍数 (= 飲食物カテゴリーの数)

- ① ヨウ素の同位体及び ^{132}Te に対して、 $G = 3$

② セシウム及びストロンチウム の同位体、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 セシウム及びストロンチウム、及びウランの放射性同位体: $F=0.5$

S_{ij} : 放射性核種 i を $1(\text{Bq})$ 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 セシウム及びストロンチウム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 : 核種 i の壊変定数 (d^{-1})

物理学的半減期は、ICRP Publication 38⁽⁴⁻¹¹⁾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。

(1) 放射性ヨウ素(I)

(4.1.2)式で、 $ILD/G=50 \times 2/3 \times 1/3=11.1(\text{mSv})$ (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 4.1-9 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、飲料水及び牛乳、乳製品について $300(\text{Bq/kg})$ 以上、野菜類 (根菜・芋類を除く) について $2,000(\text{Bq/kg})$ 以上とされた (表 4.1-1 参照)。

表 4.1-9 代表核種 ^{131}I の濃度に着目した誘導介入濃度 (単位: Bq/kg) ⁽⁴⁻²⁾

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

放射性ヨウ素に関して、表 4.1-9 に示した 3 つのカテゴリー以外の、穀類及び肉・卵・魚・その他、が除かれている。これは、放射性ヨウ素の半減期が短いため、それらが食品中に蓄積する可能性が小さく、経口摂取されないと考えられたことによる。

(2) 放射性セシウム(Cs)

(4.1.2)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 $5(\text{mSv})$ 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 $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$ とし、 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能比は燃焼度 $30,000(\text{MWd/ton})$ の原子炉内存在量比に基づき、 $0.545:0.455$ と仮定された。計算された誘導介入濃度を指標と比較して表 4.1-10 に示す。

表 4.1-10 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) ⁽⁴⁻²⁾

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 及び ^{90}Sr) の測定も行う必要がある。

(3) ウラン(U)

全ての核種が ^{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 4.1-11 にウランの誘導介入濃度と定められた指標を示す。

表 4.1-11 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) ⁽⁴⁻²⁾

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

(4) プルトニウム(Pu)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⁽⁴⁻¹⁰⁾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(4.1.3)式で計算された。

$$DIL[\text{Bq/kg}] = \frac{5[\text{mSv}]}{W_{jk}[\text{kgd} \cdot \text{d}] \times S_{ij}[\text{mSvBq} \cdot \text{d}] \times (1/\lambda)[\text{d}^{-1}] \{1 - \exp(-\lambda T)\}} \quad (4.1.3)$$

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 : 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 4.1-12 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 等アルファ放出核種についてで、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、(4.1.4)式により誘導介入濃度が計算された。

$$DIL (i, j, \text{飲料水を含む全飲料物}) [\text{Bq/kg}] = \frac{5[\text{mSv}]}{W_j[\text{kgd}^{-1}] \times S_{ij}[\text{mSvBq}^{-1}] \times (1/\lambda)[\text{d}]\{1 - \exp(-\lambda T)\}} \quad (4.1.4)$$

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 3.25(kg)、幼児 1.965(kg)、乳児 1.52(kg)) である。表 4.1-13 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、アルファ放出核種で 2~3(Bq/kg) となる。成人の誘導介入濃度は、およそ 10~30(Bq/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 5(mSv/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”及び“牛乳・乳製品”の合計重量 1.31(kg) (全飲食物に対して、86%) について、指標が 1(Bq/kg) と提案された。それ以外の飲食物の“野菜類”、“穀類”及び“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 10(Bq/kg) と提案された。飲食物全体が 2 種類に分けられた理由以下の 2 つである。

- 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ぼり、できるだけ速やかに対策を取るため。
- ② IAEA の指針^(4-3,4-6)及び FAO/WHO の国際取引ガイドライン⁽⁴⁻¹²⁾ にできるだけ整合させるため。

表 4.1-12 プルトニウムと超ウラン元素による単一核種・単一飲食物についての誘導介入濃度^(4.2)
(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

表 4.1-13 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⁽⁴⁻²⁾

(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

4. 2 ICRP 等の基準

4. 2. 1 緊急時の被ばく限度

(1)放射線防護に関する基本的枠組

ICRP では Publ.60⁽⁴⁻¹³⁾で、放射線防護の目標を以下の3項目としている。

- ①便益を伴う放射線被ばくを伴う行為を不当に制限することがなく人の安全を確保すること
- ②個人の確定的影響の発生を防止すること
- ③確率的影響の発生を減少させること

これらの目標を達成するためには、放射線防護の体系を遵守することが勧告されている。放射線防護の体系では被ばくの視点から人間活動を（新規あるいは継続した）行為（practice）と介入（intervention）に分類し、それぞれに対して表 4.2-1 の体系を勧告している。

表 4.2-1 放射線保護の体系

新規あるいは継続した行為	介入
①行為の正当化	①介入の導入は害よりも利益が大きいこと
②防護の最適化	②介入の種類、規模、期間は最適なものであること
③個人の線量限度	③線量限度は適用されない

(2)介入における放射線防護

介入が適用される状況として重要なものは以下の2つがあると考えられている。

- ①自然放射線源とくに屋内ラドン及び過去の活動に起因する有意な量の放射性物質の残存による公衆の被ばくする状況
- ②事故・緊急事態

ICRP では介入の必要性及び範囲を決めるに当たって、線量限度を適用することは適当でないとしている。その理由として、線量限度やその他のあらかじめ定められた一定の限度を設けることによって、必要な介入が妨げられ、得られるべき便益を失う可能性があり、正当性の判断に混乱を起こすかもしれないからであるとしている。

介入の正当性及び最適性を判断するときは、とくに一般公衆を対象としたときには、社会全体に対する影響も考慮するべきであるとしている。

(3)ICRP Publ.63

ICRP Publ.63⁽⁴⁻¹⁴⁾では、事故の場合に介入（防護措置）をとることによって免れる線量を回避線量と呼んでいる。介入レベルとは、そのレベルになったら特定の防護対策あるいは救済対策が講じられるようになる回避線量のレベルのことである。回避措置にともなう回避線量を模式的に図 4.2-1 に示す。

関連ある用語として、対策レベルがある。対策レベルとは、そのレベルを超えたら、提案された回避措置によって回避線量が介入レベルを超えることが予想されるため、救済措置あるいは防護対策が講じられる線量率あるいは放射能濃度のレベルとして表現される⁽⁴⁻¹⁵⁾。介入レベルについては、ICRP Publ.40⁽⁴⁻¹⁶⁾で以下の図 4.2-2 のような考え方で設定される。

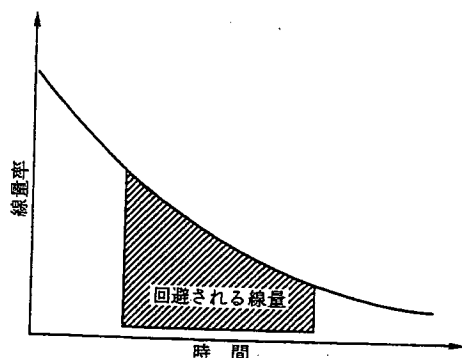
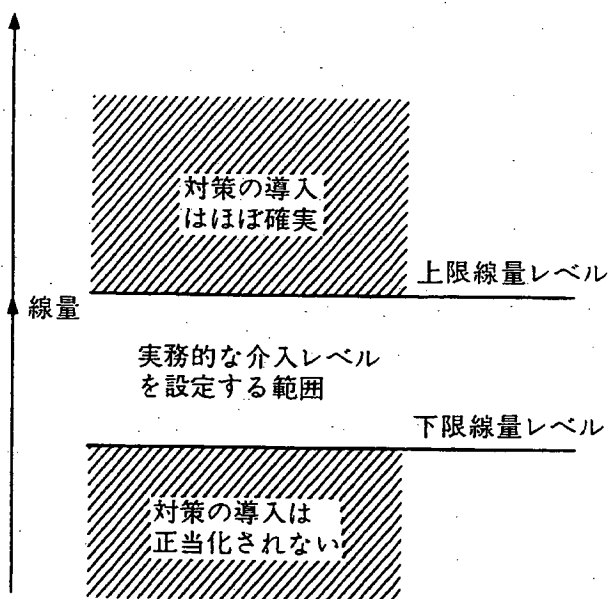


図 4.2-1 回避線量における介入の効果(4-13)



各々の対策が適用できる線量分類の模式図
(ICRP Publ. 40 より)

図 4.2-2 介入レベル(4-16,4-17)

ICRP Publ.40 の付録 C によれば、事故中期の対策のための線量当量レベルとして、食品の管理については、最初の 1 年間の想定線量当量レベルとして、上限が 50mSv/年、下限が 5mSv/年という値を勧告している。Publ.40 では、対策をとらないと公衆の構成員の 1 年の想定線量が年線量限度（この場合は ICRP Pub.26⁽⁴⁻¹⁸⁾にしたがって、公衆の線量限度 5mSv/年）を超えるようになるならば、生鮮食品の管理が適切になると述べ、下限線量レベルとして 5mSv/年としているが、事態によっては代替の食品が得られないことも考慮して、5mSv/年よりも高い線量レベルを許容する

ことも適切としている。

ICRP Publ.63 ではより具体的な対策と数値が示されており、ICRP Publ.63 では食品及び水に対して、任意の1種類の食品で、ほとんどいつでも正当化される介入レベル（図 4.2-2 の下限値）の線量、並びに放射能濃度の最適値の範囲として表 4.2-2 に示す値を勧告している。

表 4.2-2 ICRP Publ.63 が勧告する回避線量の介入レベル

介入措置の種類	ほとんど常に正当化される値	最適値の範囲
1 種類の食品に対する制限	10mSv (1年間で)	1000-10000Bq/kg (β/γ 放射体)
		10-100Bq/kg (α 放射体)

(4)防災指針における介入のレベル

防災指針では、防護対策を導入すべきかどうかを判断する線量として、回避線量が実効線量で1年間で5mSv（放射性ヨウ素による甲状腺等価線量の場合は1年間で50mSv）を用いている。

4. 2. 2 内部被ばくモデル全般

(1) ICRP 等における内部被ばく線量評価の変遷

ICRP の専門委員会Ⅱは内部被ばく線量評価に関する報告を ICRP Publ.2⁽⁴⁻¹⁹⁾として 1959 年に出した。しかしこの内容は、NCRP⁽⁴⁻²⁰⁾が 1953 年に、ICRP⁽⁴⁻²¹⁾が 1955 年に公表した体内線量評価に関する報告書の改訂として位置付けられるものであった。Publ.2 では、まだ実効線量（以前は実効線量当量）という考え方に基づく放射線防護の線量評価体系がまだ確立しておらず、体内摂取の結果、ある臓器の被ばくによって生ずる障害が人体への影響がもっとも大きいと考えられる「決定臓器」という考え方が用いられていた。そして、この決定臓器の線量を許容線量（ICRP Publ.60⁽⁴⁻¹³⁾以降の作業員⁶の「線量限度」に相当する）と比較することにより、内部被ばく管理を行っていた。摂取される化合物⁷は、体内に溶けて吸収されやすい「可溶性」と「難溶性または不溶性」の 2 種類に分類されている。摂取の経路については、経気道及び経口の 2 つが考慮されている。「難溶性または不溶性」化合物を摂取した場合は、肺または消化管の一部のみが決定臓器（Publ.2 の段階では決定器官と言わないで、決定臓器という訳を用いている。）となると考えられるため、それら以外の臓器の線量評価を行うためのモデルは示されていない。「可溶性」化合物を摂取した場合は、この化合物が肺から体内に取り込まれるか、または消化管から吸収されて体内に取り込まれ、決定臓器に達するという経路を辿るというモデルを使用している。なお、摂取された放射性物質の移行は一方通行であり、リサイクルの経路はない。決定臓器に取り込まれた放射性物質は物理的半減期と生物学的半減期を併せた実効半減期で減衰すると仮定されている。この段階では排泄経路はモデル化されていない。

この ICRP Publ.2 の考え方をそのまま引継ぎ、バイオアッセイによる尿及び糞中への排泄率から初期摂取量の評価方法を加えたものが、Publ.10⁽⁴⁻²²⁾である。

プルトニウム、アメリシウムを中心とするアクチノイドの呼吸器系モデル及び代謝モデルについて、専門委員会 2 のタスクグループによって ICRP Publ.19⁽⁴⁻²³⁾の報告書が示された。この報告書では、ICRP 肺動力学タスクグループ⁽⁴⁻²⁴⁾が開発した呼吸器系へのエアロゾルの沈着とクリアランスのモデルを改訂したものが示されている。このモデルではエアロゾルの沈着部位は粒子径に依存するとし、化合物の化学形により、呼吸器からのクリアランスが異なるとしてクリアランスの速度により D,W,Y の 3 つのクラスに分類している。この D,W,Y のクラス分類が、「可溶性」と「難溶性または不溶性」の分類を発展させたものと考えられる。そして肺及び消化管から体内に吸収されたプルトニウム等のアクチノイド元素が肝臓、骨、腎臓などに移行して沈着するモデルが記述されている。Publ.19 に示されたモデルの考え方は後に ICRP Publ.30 で使用される作業員の内部被ばくのモデルのプロトタイプとなっている。

ICRP Publ.20⁽⁴⁻²⁵⁾ではカルシウム、ストロンチウム、バリウム、ラジウムなどの骨に集まりやすいアルカリ土類の体内動態を表すモデルが示された。

ICRP Publ.26⁽⁴⁻¹⁸⁾で定義され、それに引き続くストックホルム声明で明確に用語の命名がされた「実効線量当量」の概念が放射線防護の線量として使用されるようになったため、体内摂

⁶放射線防護の分野では、職業として放射線作業に従事する者を作業員と呼ぶ。少数の例外を除けば、作業員は成人である。

⁷内部被ばくモデルでは、摂取した物質の化学形（例えば、酸化物、水酸化物、炭酸塩、ハロゲン化合物など）により、体内での挙動が異なるため、通常、摂取した物質を化学形に着目した表現で「化合物」という用語を使用する。この用語は ICRP の日本語訳（文献 4-21 等）でも使用されている用語である。

取が生じた場合に、被ばくによる影響が有意となる可能性がある全ての器官・組織の線量を評価する必要性が生じた。ICRP Publ.30には複数のコンパートメント間の移行を示す呼吸器系モデル、胃腸管モデル、代謝モデル（体内動態モデル）が接合されて使用され、約90の元素の酸化物、水酸化物、硫化物、硝酸化合物などの成人の体内での代謝挙動が統一的に示された。そして、線源となる器官（線源器官）中の核種の存在量と被ばくを受ける器官（標的器官）の被ばく線量を関連つける比実効エネルギー（SEE）という係数が使用されるようになった。Publ.30に記載された対象核種は主に原子力施設で生じる放射化物、及びRI化合物であり、加速器施設で生じる短寿命核種及び検査用放射性医薬品などは対象の範囲外とされたようである。プルトニウムはICRP Publ.30(part1)⁽⁴⁻²⁶⁾に示されたが、その代謝パラメータは改訂された。改訂の議論の過程はICRP Publ.48⁽⁴⁻²⁷⁾に示され、その改訂の結果はICRP Publ.30(part4)⁽⁴⁻²⁸⁾として出版された。Publ.2からPubl.30までの内部被ばくに関するICRP出版物の概要を表4.2-3に示す。

その後、チェルノブイリ事故以降、作業者のように成人だけではなく、公衆の内部被ばくも対象になるにつれて、乳児、幼児、子供も含む代謝モデルが開発された。セシウム、ストロンチウム、ヨウ素、プルトニウム、アメリシウムなどの12元素に関する公衆の体内動態モデルはICRP Publ.56⁽⁴⁻⁷⁾に初めて示され、それに基づいた経口摂取と吸入の線量係数が計算された。ここで使用されたモデルはコンパートメント間の移行の中に、ヨウ素のモデルを除けば、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。

ICRPの基本勧告であるPubl.26の改訂として、ICRP Publ.60⁽⁴⁻¹³⁾が勧告され、「実効線量当量」という用語が「実効線量」に変わったが、概念はほぼ似たものであった。

一方、内部被ばく線量評価に大きな影響を与えたのは、ICRP Publ.66⁽⁴⁻²⁹⁾の新呼吸器道モデルであった。新呼吸気道モデルはICRP Publ.30の呼吸器系モデルと全ての点で大幅に改訂、拡張されたものであった。Publ.30のクリアランスクラスD,W,Yは呼吸器から血液への溶け込み易さという概念に変更され、クラス分類はタイプF,M,Sに変更された。

ICRP Publ.67⁽⁴⁻⁵⁾では、Publ.56の元素に加え全部で24元素について公衆の体内動態モデルが作られ、経口摂取の線量係数が示された。特にプルトニウムに対しては、このICRP Publ.56のコンパートメントが改訂された詳細な体内動態モデルがICRP Publ.67に示された。ICRP Publ.67の特徴はプルトニウムの尿中排泄経路にある器官である膀胱の追加とそれに伴う腎臓モデルの詳細化、及び軟組織等の代謝モデルの詳細化であった。これ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、一部乳幼児のパラメータ⁽⁴⁻³⁰⁾を除けば、Publ.78⁽⁴⁻³¹⁾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。

ICRP Publ.69⁽⁴⁻³²⁾では、ウランを含む4元素について公衆の体内動態モデルが作られ、経口摂取の線量係数が示された。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。改訂された部分はプルトニウムと同様に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であった。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、Publ.78までは、全てICRP Publ.69に従っている。

その後、ICRP Publ.71⁽⁴⁻³⁰⁾では、Publ.67とPubl.69で対象とした元素を含む31元素について公衆の体内動態モデルを示し、吸入摂取の線量係数が示された。作業者の内部被ばく線量

係数及び個人モニタリングに関するデータはそれぞれ、ICRP Publ.68 と Publ.78 に示されているが、どちらも Publ.67 と Publ.69 で用いた公衆モデルの成人の体内動態モデルを用いている。

NRPB ではチェルノブイリ事故に先立つ 1984 年に、公衆を対象とした体内動態モデル及び線量評価モデルの開発を実施し、NRPB-GS3⁽⁴⁻³³⁾に示している。NRPB-GS3 では公衆を 1 歳児、10 歳児、成人の 3 年齢群に分類した。ICRP Publ.30 は、作業場で働く作業員（成人作業員）の内部被ばくの線量評価モデルを示したが、この NRPB-GS3 は公衆（1 歳児、10 歳児、成人）の内部被ばく線量評価モデルに、作業環境と一般環境の物理化学形の相異を一部考慮に入れて ICRP Publ.30 の考え方をほぼ拡張したと位置づけることができる。子供の線量評価には体の大きさ、臓器の大きさ並びに臓器間距離等を考慮している。しかし、子供の代謝データは、ヨウ素などの特別な代謝データがある場合を除いては、全て ICRP Publ.30 で使用している成人のデータを用いている。なお、プルトニウム、アメリシウム、キュリウム、ネプツニウムについては作業環境とは異なる一般環境での物理化学形を考慮して、消化管からの吸収率（ f_1 値）に ICRP Publ.30 とは異なった値を与えている。

ICRP Publ.60 での放射線荷重係数の設定及び、組織荷重係数の改訂を反映して 1991 年に NRPB-R245⁽⁴⁻³⁴⁾出された。NRPB-R245 では年齢群を ICRP Publ.56 と同様の 6 群に拡張し、Publ.56 で扱っている 12 元素のモデル及びパラメータについては ICRP Publ.56 の値を用いている。

NRPB-R245 は水素、炭素、硫黄、コバルト、ニッケル、亜鉛、ストロンチウム、ジルコニウム、モリブデン、テクネチウム、ルテニウム、銀、テルル、ヨウ素、セシウム、バリウム、セリウム、鉛、ポロニウム、ラジウム、ウラン、ネプツニウム、プルトニウム、アメリシウムの 25 元素について扱っており、消化管からの吸収率を示す f_1 値は、NEA⁸ 専門家グループの勧告値⁽⁴⁻³⁵⁾に従っている。

⁸ NEA (Nuclear Energy Agency) 原子力機関 : OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development 経済協力開発機構) の専門機関の一つ。(外務省ホームページ http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/atom/oecd_nea.html 参照)

表 4.2-3 ICRP Publ.2 から 30 までの内部被ばくに関する ICRP 出版物
(ただし、Publ.56 も含む)

ICRP Publ 番号	レポートで示した内部被ばくモデル	備考
2 (1960)	作業者を対象とした関連臓器(及び決定臓器)の線量評価のモデル	<ul style="list-style-type: none"> 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と仮定
10 (1968)	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及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)	作業者の実効線量当量と組織線量当量評価のモデル	<ul style="list-style-type: none"> 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)という考え方を採用し、体を人体数学ファントムで表現して線量計算を行う。

(2) ICRP Publ.2

ICRP の第二専門委員会は内部被ばく線量評価に関する報告を ICRP Publ.2⁽⁴⁻¹⁹⁾として 1959 年に出した。しかしこの内容は、NCRP⁹ (4-20)が 1953 年に、ICRP⁽⁴⁻²¹⁾が 1955 年に公表した体内線量評価に関する報告書の改訂として位置付けられるものであった。Publ.2 では、まだ実効線量（以前は実効線量当量）という考え方に基づく放射線防護の線量評価体系が確立しておらず、体内摂取の結果、ある臓器の被ばくによって生ずる障害が人体への影響がもっとも大きいと考えられる「決定臓器」（Publ.2 の段階では決定器官と言わないで、決定臓器という訳を用いている。）という考え方が用いられていた。

決定臓器を決める判断基準としては、以下の因子が考慮される。

- ① 放射性物質を最も多く蓄積する。
- ② 全身の健康にとってその臓器が必要不可欠である。
- ③ 放射性核種が体内に入ることによって障害をうける。
- ④ 臓器の放射線感受性が高い。

そして、この決定臓器の線量を許容線量（ICRP Publ.60⁽⁴⁻¹³⁾以降の作業者の「線量限度」に相当する）と比較することにより、内部被ばく管理を行っていた。摂取の経路については、経気道及び経口の 2 つが考慮されている。

ICRP Publ.2 では、経口摂取については、摂取される化合物は、体内に溶けて吸収されやすい「可溶性」と「難溶性または不溶性」の 2 種類に分類されておらず、関連臓器（organ of reference：関連臓器という概念は、摂取した放射性核種が移行する臓器を意味していると考えられる。関連臓器は決定臓器の候補ということになる。）に達する割合は係数 f_w で表される。この係数は経口摂取された放射性核種が血液に達する割合 f_i と血液中の放射性核種が関連臓器に達する割合 f_b の積で表現される。

経気道による場合、呼吸器中での「可溶性」化合物と「難溶性または不溶性」化合物についての分類はされており、「可溶性」化合物と「難溶性または不溶性」化合物の滞留は表 4.2-4（ICRP Publ.2 の呼吸器系モデル）に示すとおりである。これはきわめて単純なモデルではあるが、呼吸器系の沈着とクリアランスを示すモデルと考えることができる。吸入により人体に摂取された化合物が関連臓器に達する割合 f_b は可溶性化合物の場合は、

$$f_b = (0.25 + 0.5 f_i) f_b \dots \dots \dots (4.2.1)$$

$$f_b = 0.5 \text{ (消化器系の一部が決定臓器の場合)} \dots \dots \dots (4.2.2)$$

であらわされる。

「難溶性または不溶性」化合物に対しては、

$$f_b = 0.12 \text{ (肺が決定臓器の場合)} \dots \dots \dots (4.2.3)$$

$$f_b = 0.62 \text{ (消化器系の一部が決定臓器の場合)} \dots \dots (4.2.4)$$

⁹ NCRP(米国放射線防護測定審議会)(National Council on Radiation Protection and Measurements)：放射線の防護と測定に関して、先導的な共通の科学的知見としての情報と、ガイダンスと勧告を明確にし、かつ広めることを目標としている。審議会は、NCRP 資料の開発と出版が公衆の利益に重要な貢献をできるような常に、注意を払っている。また、審議会は、放射線防護と測定について科学的取組みと関連組織との協力を、責任をもって進めることを使命としている。

となっており、かつての 1955 年に出された ICRP 勧告⁽⁴⁻¹⁹⁾ (1958 年勧告以前の論文) の表 C.VII には式(4.2.4)の値は、

$$f_b = 0.62 (1 - f_i) \text{ (消化器系の一部が決定臓器の場合) } \dots (4.2.4)$$

となっている点が、ICRP Publ.2 と異なっている。1955 年に出された ICRP 勧告⁽⁴⁻¹⁹⁾ の表 C.VII は、内部被ばくの線量評価をよくまとめた表であり、Publ.2 の原型になっていると考えられる。

「難溶性または不溶性」化合物を摂取した場合は、肺または消化管の一部のみが決定臓器となると考えられるため、それら以外の臓器の線量評価を行うためのモデルは示されていない。「難溶性または不溶性」のプルトニウム化合物の肺に滞留する生物学的半減期は 1 年 (365 日) であり、表 4.2-4 に示された 120 日とは異なる。

ICRP Publ.2 の表 12 には f_w と f_b の値が核種ごとに示されている。この表に注記はされていないが、 f_b は全て「可溶性」化合物の値であると考えられる。

かつての 1955 年に出された ICRP 勧告⁽⁴⁻¹⁹⁾ (1958 年勧告以前の論文) の表 C.VII (表 4.2-6 に示す。) には、化合物は「可溶性」化合物と「難溶性または不溶性」化合物に分類され、経口と経気道 (吸入) により、決定臓器への初期沈着割合を評価する合理的な式が示されていた。その評価式が Publ.2 でどのような位置づけになったのかは明記されていない。

「可溶性」化合物を摂取した場合は、この化合物が肺から体内に取り込まれるか、または消化管から吸収されて体内に取り込まれ、関連臓器に達するという経路を辿るというモデルを使用している。そのモデルを図 4.2-3 に示す。なお、摂取された放射性物質の移行は一方通行であり、リサイクルの経路はない。関連臓器に取り込まれた放射性物質は物理的半減期と生物学的半減期を併せた実効半減期で減衰する単一のコンパートメントモデルで表現される。関連臓器間の核種の移行はモデルに表現されていない。当然、排泄経路は Publ.2 の段階ではモデル化されていない。

決定臓器及び関連臓器の線量評価は表 4.2-5 (ICRP Publ.2 の成人の臓器の有効半径) の各臓器の有効半径を用いて計算される。考え方としては、各臓器を表 4.2-5 に示された有効半径を持つ球にモデル化し、その球の中心の放射性核種が、ICRP Publ.2 の表 12 に示された実効半減期で存在すると仮定する。そしてその球の光電効果¹⁰のみによる吸収エネルギーを臓器質量で除したものを吸収線量(rad)としている。したがって、コンプトン散乱¹¹で発生した電子のエネルギー沈着は考慮されていない。人体への影響を考慮した RBE 線量 (後の線量当量または等価線量に相当) は、ICRP Publ.2 に示された RBE (生物学的効果比) と分布の不均等さと放射性感受性を考慮に入れた障害係数 n の積で重み付けしたものである。

¹⁰物質に光があたって電子が飛び出す現象。

¹¹ガンマ線やエックス線が電子と衝突して進行方向を変える散乱。

表 4.2-4 ICRP Publ.2 の呼吸器系モデル(4.21) (日本語訳)

肺における粒子状の物質の滞留は、その粒子の大きさ、形および密度、またその物質の化学的な形態や、その人に口呼吸の習慣があるかどうかというような多くの因子に依存する。しかし特別のデータがかけている場合は、その分布は次のようであると仮定する。

分 布	易溶性の化合物 (%)	その他の化合物 (%)
呼気とともに排出されるもの	25	25
呼吸器の上部にたまり、その後のみこまれて消化管に入るもの。	50	50
肺(呼吸器の下部)にたまるもの	25 (これは溶けて体内にとりこまれる)	25*

* このうち、半分は24時間以内に肺から出されてのみこまれる。従ってのみこまれるものは合計62½%となる。残りの12½%は120日の半減期で肺に滞留する。この場合、この部分は体液中にとりこまれると仮定する。

表 4.2-5 ICRP Publ.2 の成人の臓器の有効半径⁽⁴⁻²¹⁾ (日本語訳)

	質量, m(g)	全身*に対する %	有効半径, X(cm)
全身*	70,000	100	30
筋肉	30,000	43	30
皮膚および皮下組織†	6100	8.7	0.1
脂肪	10,000	14	20
骨			
骨髓をのぞく	7000	10	5
赤色骨髓	1500	2.1	
黄色骨髓	1500	2.1	
血液	5400	7.7	
消化管*	2000	2.9	30
消化管の内容物			
大腸下部	150		5
胃	250		10
小腸	1100		30
大腸上部	135		5
肝臓	1700	2.4	10
脳	1500	2.1	15
肺(2)	1000	1.4	10
リンパ組織	700	1.0	
腎臓(2)	300	0.43	7
心臓	300	0.43	7
脾臓	150	0.21	7
膀胱	150	0.21	
膵臓	70	0.10	5
唾液腺(6)	50	0.071	
睾丸(2)	40	0.057	3
脊髄	30	0.043	1
眼球(2)	30	0.043	0.25
甲状腺	20	0.029	3
歯	20	0.029	
前立腺	20	0.029	3
副腎(腎上体)(2)	20	0.029	3
胸腺	10	0.014	
卵巣(2)	8	0.011	3
脳下垂体	0.6	8.6×10^{-6}	0.5
松果体	0.2	2.9×10^{-6}	0.04
副甲状腺(4)	0.15	2.1×10^{-6}	0.06
そのほか(血管, 軟骨, 神経など)	390	0.56	

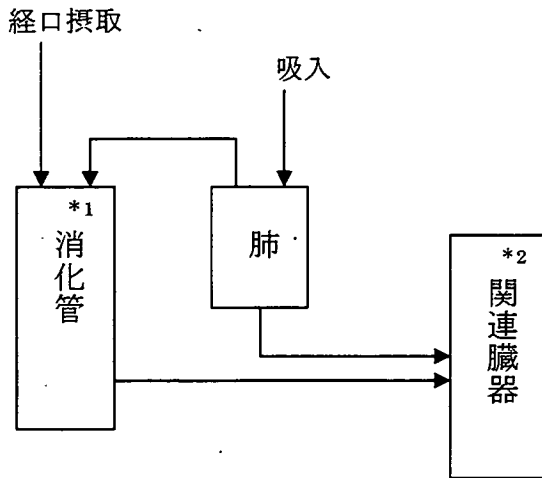
* 消化管の内容物をふくまない。

† 皮膚のみの質量は 2000 g としてある。

表 4.2-6 1955 年に出された ICRP 勧告(4-19)
(1958 年勧告以前の論文) の表 C.VII

A SUMMARY OF ASSUMPTIONS AND REFERENCES TO VALUES USED IN EQUATIONS IN OBTAINING THE
MAXIMUM PERMISSIBLE VALUES LISTED IN TABLE C.VII

Type of radioactive material	Type of exposure	Critical tissue	Fraction initially retained in critical organ	Weighted effective energy per disintegration $2E(RBE)N$	Mass of critical organ (g)	Half-life	Equation used for finding max. per. conc. (MPC)	Equation used for finding total body burden (q)
Soluble	Inhalation	Lungs	$f_s = 0.25(1 - f_1)$	2nd value in parenthesis in column 5 of Table C.V	1000	$T_1 = 1$ day	Eq. C9	Eq. C7
		Organ listed in column 4 of Table C.V and column 3 of Table C.VIII	$f_s = (0.25 + 0.5f_1) / 2$ Value listed in columns 6, 12, and 19 of Table C.IV	Value not in parenthesis in column 5 of Table C.V	Column 3 of Table C.VIII	Value of T given in column 6 of Table C.V	Eq. C9	Eq. C6 or C7
	Ingestion	Organ listed in column 4 of Table C.V and column 3 of Table C.VIII	Values of f_s given in columns 5, 11, and 18 of Table C.IV	Value not in parenthesis in column 5 of Table C.V	Column 3 of Table C.VIII	Values of T given in column 6 of Table C.V	Eq. C10	Eq. C6 or C7
Insoluble and slightly soluble	Inhalation	Lungs	$f_s = 0.12$	2nd value in parenthesis in column 5 of Table C.V	1000	$T_1 = 120$ days	Eq. C9	Eq. C7
		A portion of the GI tract	$f_s = 0.62(1 - f_1)$	1st value in parenthesis in column 5 of Table C.V	Values listed in column 3 of Table C.VI	Values of H , h_0 , and h_1 listed in columns 4, 5, and 6 of Table C.VI	Eq. C15	Ratio
	Ingestion	A portion of the GI tract	$f_s = (1 - f_1)$	1st value in parenthesis in column 5 of Table C.V	Values listed in column 3 of Table C.VI	Values of H , h_0 , and h_1 listed in columns 4, 5 and 6 of Table C.VI	Eq. C14	Ratio
Noble gas	External (submersion)	Total body		Column 5 of Table C.V	70,000	Values of T given in column 3 of Table C.V	Eq. C17	



*1 消化管は胃、小腸、大腸上部、大腸下部の4つのコンパートメント。
*2 関連臓器は複数の場合もある。

図 4.2-3 ICRP Publ.2 の体内挙動モデル(4-21) (日本語訳)

(3) ICRP Publ.10

ICRPの第四専門委員会が1968年に出した報告書である。使用している体内挙動モデルとそのパラメータ、並びに線量評価の考え方はPubl.2と同じものを用いている。Publ.2と異なる点は、「可溶性」と「難溶性または不溶性」という用語を「可搬性」化合物と「非可搬性」という表現に変えている点と、プルトニウムなどのバイオアッセイが必要な核種に対しては、尿及び糞中の排泄率式が示されている点である。しかし、この排泄率式は血液に摂取された量と尿及び糞中の排泄率を関連つけるものに過ぎず、代謝挙動を示すモデルに関連付けられていない。

(4) ICRP Publ.19

プルトニウム、アメリシウムを中心とするアクチノイドの呼吸器系モデル及び代謝モデルについて、第2専門委員会のタスクグループによってICRP Pub.19の報告書が示された。この報告書では、ICRP 肺動力学タスクグループが開発した呼吸器系へのエアロゾルの沈着とクリアランスのモデルを改訂したものが示されている。ICRP 肺動力学タスクグループのモデルを表4.2-7と図4.2-4に、ICRP Publ.19の呼吸器系クリアランスモデルを表4.2-8に示す。ICRP Publ.19のモデルはICRP 肺動力学タスクグループのモデルとコンパートメント形状は同じであるが、クリアランスのパラメータが少し改訂されている。これらのモデルではエアロゾルの沈着部位は粒子径に依存するとし、化合物の化学形により、呼吸器からのクリアランスが異なるとしてクリアランスの速度によりD,W,Yの3つのクラスに分類している。このD,W,Yのクラス分類が、ICRP Publ.2の「可溶性」及び「難溶性または不溶性」の分類を発展させたものと考えられる。そして肺及び消化管から体内に吸収されたプルトニウムが肝臓、骨、腎臓に移行して沈着するモデルが記述されている。Pub.19に示されたモデルの考え方は後にICRP Publ.30で使用される作業者の内部被ばくのモデルのプロトタイプとして位置付けることができる。

表 4.2-7 ICRP 肺動力学タスクグループのモデルのパラメータ(4-24)

		Class (D)	Class (W)	Class (Y)
N-P	(a)	4 min/0.50	4 min/0.10	4 min/0.01
	(b)	4 min/0.50	4 min/0.90	4 min/0.99
T-B	(c)	10 min/0.50	10 min/0.10	10 min/0.01
	(d)	10 min/0.50	10 min/0.90	10 min/0.99
P	(e)	30 min/0.80	90 days/0.15	360 days/0.05
	(f)	n.a.	24 hr/0.40	24 hr/0.40
	(g)	n.a.	90 days/0.40	360 days/0.40
	(h)	30 min/0.20	90 days/0.05	360 days/0.15
Lymph	(i)	30 min/1.00	90 days/1.00	360 days/0.10

Note: The first value is the biological half-time; the second is the regional fraction. The lymphatic clearance for Class Y compounds indicates that a 10 per cent regional fraction follows a 360-day biological half-time. The remaining 90 per cent is presumed to be permanently retained in the nodes and is subject only to radioactive decay.

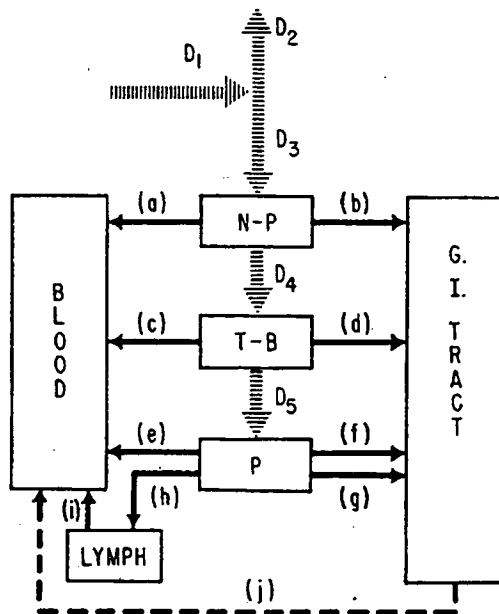


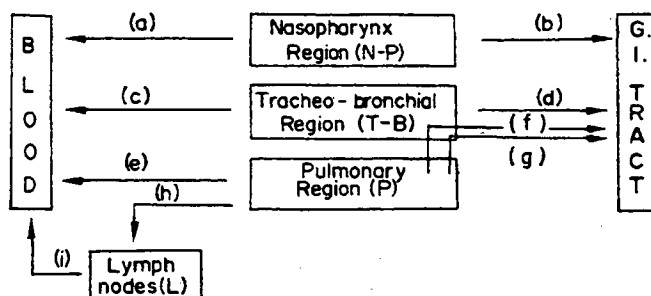
FIG. 15.

図 4.2-4 ICRP 肺動力学タスクグループのモデル(4-24)

表 4.2-8 ICRP 肺動力学タスクグループのモデルとパラメータ(4-23)

AMENDED CONSTANTS FOR USE WITH TGLM CLEARANCE MODEL†

Region	Pathway	Compound class		
		(D)	(W)	(Y)
N-P	(a)	0.01 d/0.5	0.01 d/0.1	0.01 d/0.01
	(b)	0.01 d/0.5	0.4 d/0.9	0.4 d/0.99
T-B	(c)	0.01 d/0.95	0.01 d/0.5	0.01 d/0.01
	(d)	0.2 d/0.05	0.2 d/0.5	0.2 d/0.99
P	(e)	0.5 d/0.8	50 d/0.15	500 d/0.05
	(f)	—	1 d/0.4	1 d/0.4
	(g)	—	50 d/0.4	500 d/0.4
	(h)	0.5 d/0.2	50 d/0.05	500 d/0.15
L	(i)	0.5 d/1.0	50 d/1.0	1000 d/0.9



† The first value listed is the biological half-life; the second is the regional fraction.

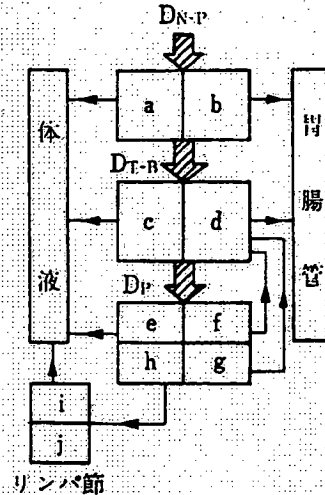
(5) ICRP Publ.30

ICRP Publ.30には複数のコンパートメント間の移行を示す呼吸器系モデル、胃腸管モデル、代謝モデルが接合されて使用され、約90の元素の酸化物、水酸化物、硫化物、硝酸化合物などの成人の全身での代謝挙動(体内動態)が統一的に示された。呼吸器系モデルはICRP Publ.19に示されたモデルが原型となっている。そのモデルを表4.2-9に示す。そして、線源となる器官(線源器官)中の核種の放射エネルギー(Bq)と被ばくを受ける器官(標的器官)の被ばく線量(Sv)を関連付ける比実効エネルギー(SEE)という係数が使用されるようになった。この係数は図4.2-5に示される人体数学ファントム¹²に基づいて計算される量である。Publ.30に記載された対象核種は主に原子力施設で生じる放射化物及びRI化合物であり、加速器施設で生じる短寿命核種及び検査用放射性医薬品などは対象の範囲外とされた。プルトニウムの代謝モデルはICRP Publ.30(part1)に示された。このモデルでは並行に骨と肝臓、及び生殖腺に移行することを示すコンパートメントで表現されている。プルトニウムの f_1 のパラメータはその後一部改訂された。改訂の議論の過程はICRP Publ.48に示され、その改訂の結果はICRP Publ.30(part4)として出版された。ウランもまたICRP Publ.30(part1)に示された。このモデルでは並行に骨と腎臓に移行することを示すコンパートメントで表現されている。ICRP Publ.30の段階の代謝モデルは、骨や肝臓から直接に排泄されるモデルとなっており、腎臓や膀胱を通じて尿として排泄される経路は表現されていない。

¹²人体及び臓器を数学的な複数の幾何形状で模擬したもの。

表 4.2-9 ICRP Publ.30 の呼吸器系モデルとパラメータ(4-26) (日本語訳版)

専門委員会2の報告



領域	コンパートメント	クラス					
		D		W		Y	
		T_0 (d)	F_0	T_1 (d)	F_1	T_2 (d)	F_2
N-P ($D_{N-P}=0.30$)	a	0.01	0.5	0.01	0.1	0.01	0.01
	b	0.01	0.5	0.40	0.9	0.40	0.99
T-B ($D_{T-B}=0.08$)	c	0.01	0.95	0.01	0.5	0.01	0.01
	d	0.2	0.05	0.2	0.5	0.2	0.99
P ($D_P=0.25$)	e	0.5	0.8	50	0.15	500	0.05
	f	n.a.	n.a.	1.0	0.4	1.0	0.4
	g	n.a.	n.a.	50	0.4	500	0.4
	h	0.5	0.2	50	0.05	500	0.15
L	i	0.5	1.0	50	1.0	1000	0.9
	j	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	∞	0.1

呼吸器系からのクリアランスを記述するために用いられる数学的モデル

除去の半減期 T_0 から T_2 の値と各領域内のコンパートメント間の割合 F_0 から F_2 の値は、残留している物質の3つのクラス別に、この図の表の部分に与えられている。 D_{N-P} 、 D_{T-B} および D_P として与えられている値(最左欄)は、AMADが $1\mu\text{m}$ のエアロゾルの各領域への沈着割合である。上の模式図は、4つの呼吸器領域 N-P、T-B、P および L の中の a から i までのコンパートメントからのいろいろなクリアランス経路を表す。n.a. は適用されないという意味を表す。

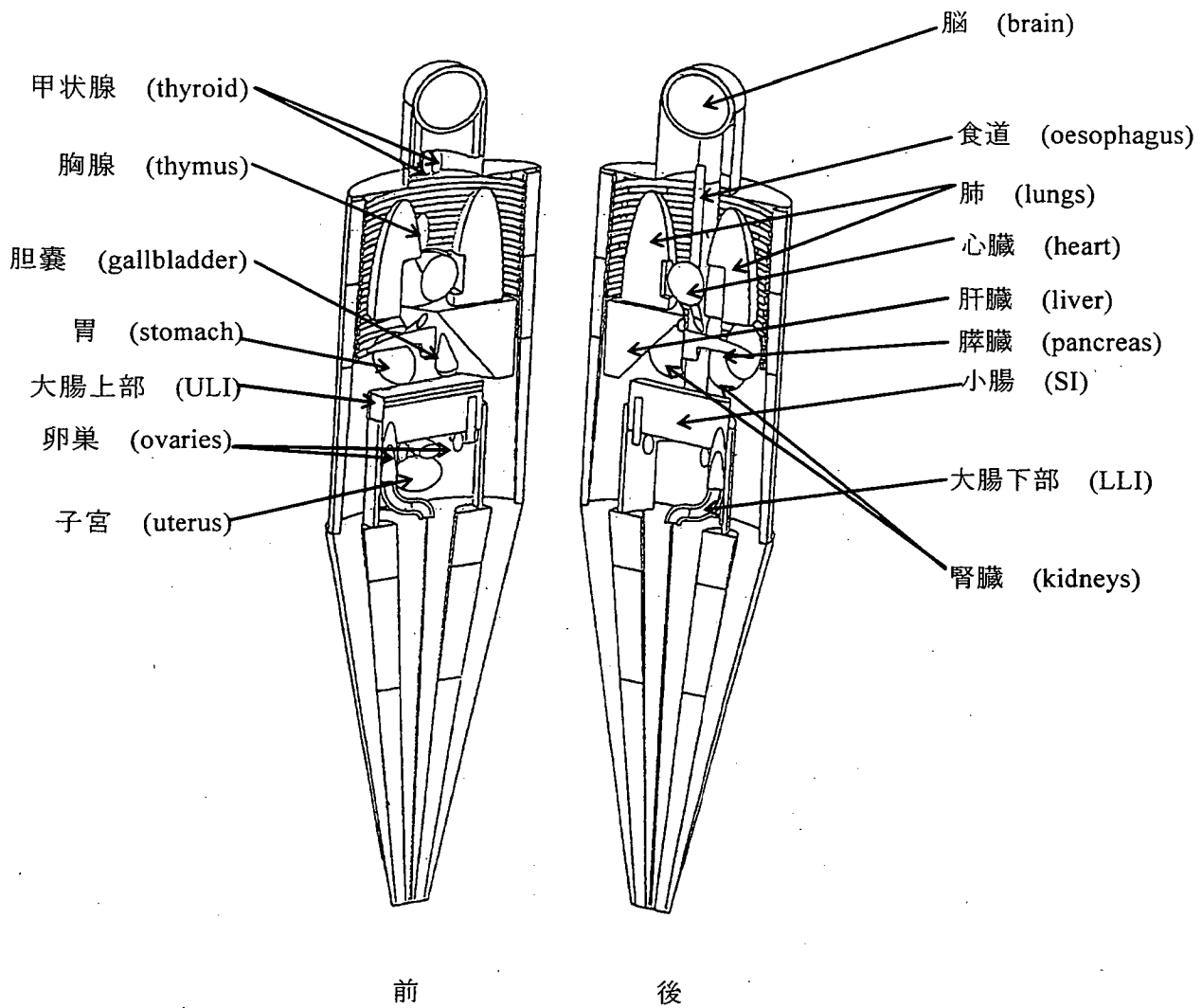


図 4.2-5 SEE (比実効エネルギー) を計算するための人体数学ファントム

(6) ICRP Publ.56、67、69、71、及び78

(a)Publ.30 以後の内部被ばくモデル

ICRP Publ.30 までは作業員、すなわち成人のモデルであった。しかしその後、作業員のよ
うに成人だけではなく、公衆の内部被ばくも対象になるにつれて、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 4.2-10 のとおりである。

表 4.2-10 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

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 4.2-6 に示し、パラメータを表 4.2-11 に示す。

ICRP の基本勧告である Publ.26 の改訂として、1990 年に ICRP Publ.60 が勧告され、「実
効線量当量」という用語が「実効線量」に変わった。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、Publ.60 以前に出た Publ.56 は内部被ばく実効線量への換算係
数を変更する必要になった。なお、内部被ばく線量評価に大きな影響を与えたのは、ICRP
Publ.66 に示された新呼吸器道モデルであった。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。Publ.30 の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,M,S
に変更された。

ICRP Publ.60 以降に出された内部被ばくに関する出版物は表 4.2-12 に示すとおりである
(ただし、Publ.56 も含む)。なお、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 4.2-13 に示す。

表 4.2-12 ICRP Publ.60 以降の内部被ばくに関する ICRP 出版物
(ただし、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もの)	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 (経口及び吸入)	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,Mo,Te,Ru, Ag,Sb,Te, <u>I</u> , <u>Cs</u> ,B a,Ce,Pb,Po,Ra, 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 ,Cs,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 (ただし作業者のみ)

表 4.2-13 防災指針における飲食物摂取制限の対象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

	ICRP30	ICRP56	ICRP67	ICRP68	ICRP69	ICRP71	ICRP78
対象	(作業員)	(公衆)	(公衆)	(作業員)	(公衆)	(公衆)	(作業員)
採択	1978-1987	1989	1993	1994	1994	1995	1997
Te	ICRP30 モデル		ICRP67 モデル	ICRP67 モデル		ICRP67 モデル	
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。

(b)プルトニウム(Pu)のモデル

プルトニウムに対しては、この 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 4.2-7 に示し、パラメータを表 4.2-14 に示す。

これ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 f_1 パラメータの改訂 (ICRP Publ.71) を除けば、少なくとも 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。

(c)ウラン(U)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 4.2-8 に示し、パラメータを表 4.2-15 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、Publ.78 までは、全て ICRP Publ.69 に従っている。

(d)テルル(Te)のモデル

テルルの体内動態モデルはICRP Publ.67に示された。骨、甲状腺、腎臓、その他の組織に移行する一方向性のコンパートメントモデルであり、モデルを図 4.2-9 に、パラメータを表 4.2-16 に示す。これ以降、現在までモデルの変更はない。

(e)ヨウ素(I)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、Publ.67モデルと書かれる場合もある。モデルを図 4.2-10 に、パラメータを表 4.2-17 に示す

(f)セシウム(Cs)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。モデルを図 4.2-11 に、パラメータを表 4.2-18 に示す

(g)ストロンチウム(Sr)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。モデルを図 4.2-12 に、パラメータを表 4.2-19 に示す。

(h)アメリシウム(Am)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。モデルを図 4.2-13 に、パラメータを表 4.2-20 に示す。

(i)キュリウム(Cm)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。

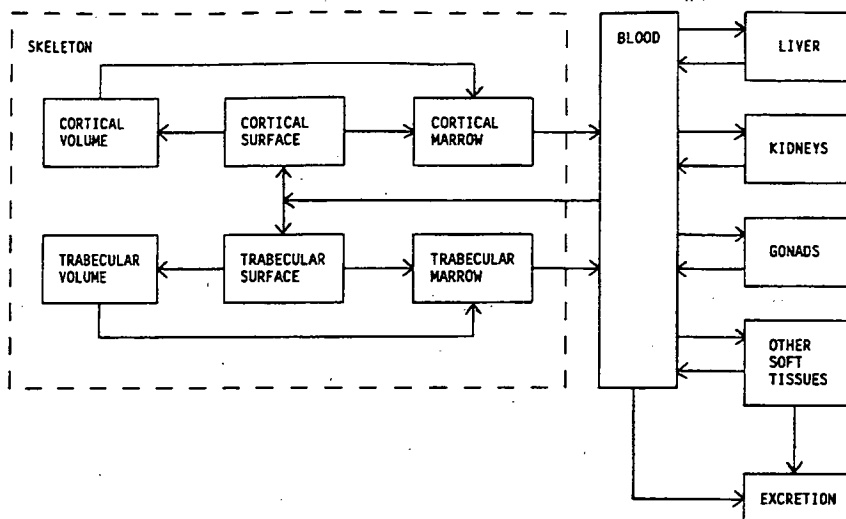


図 4.2-6 ICRP Publ.56 のプルトニウムの体内動態モデル(4.7)

表 4.2-11 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(4.7)

	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 marrow surf to marrow	0.822E-02	0.288E-02	0.181E-02	0.132E-02	0.959E-03	0.493E-03
cort marrow 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.

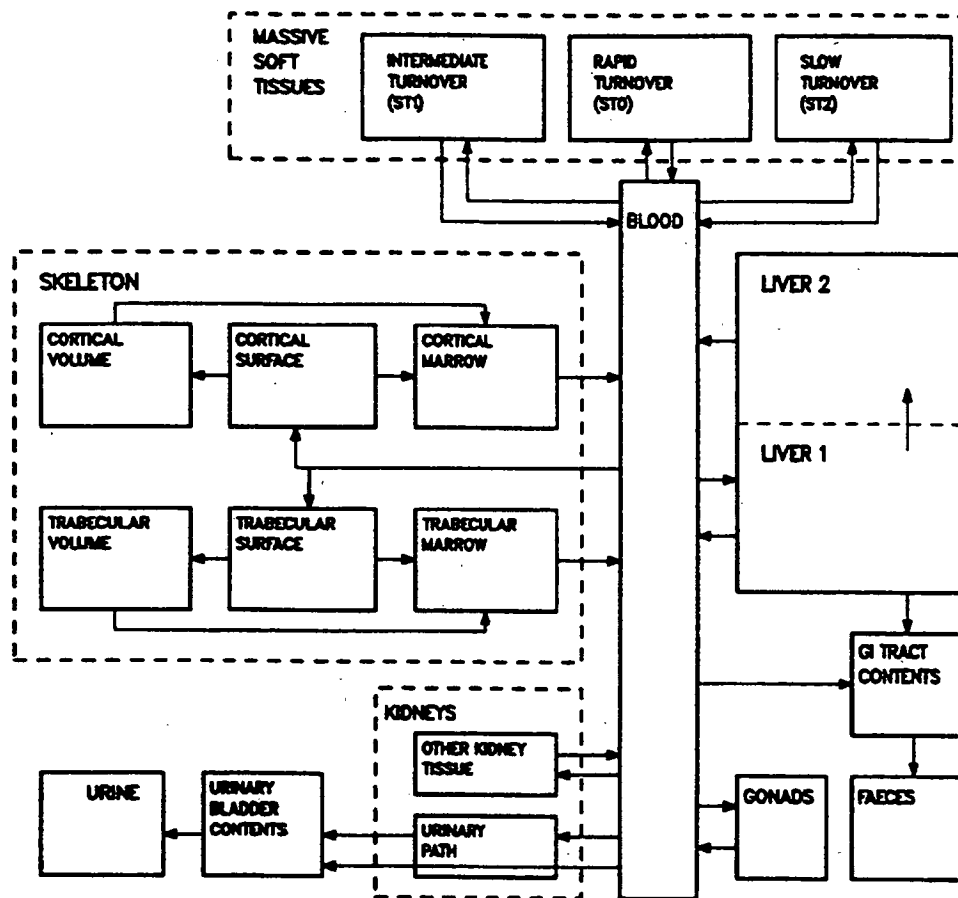


図 4.2-7 ICRP Publ.67 のプルトニウムの体内動態モデル(4-5)

表 4.2-14 ICRP Publ.67 のプルトニウムの体内動態モデルのパラメータ(4-5)

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

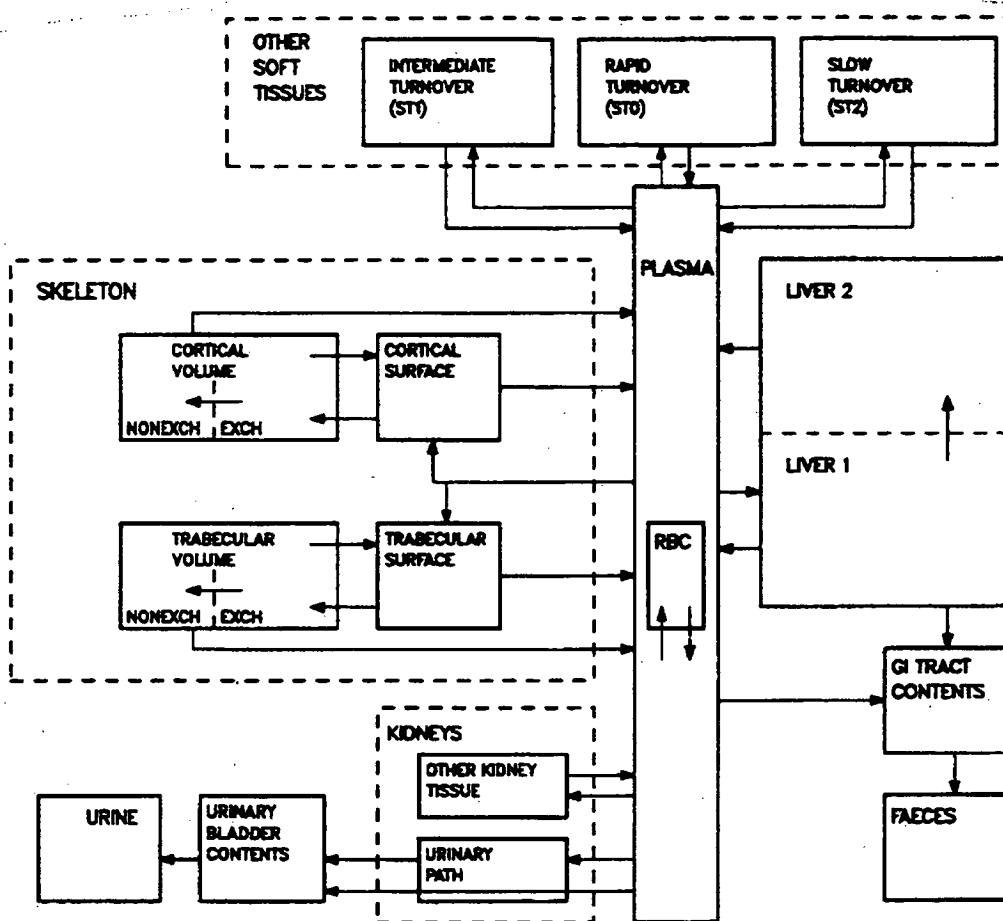


図 4.2-8 ICRP Publ.69 のウランの体内動態モデル(4-32)

表 4.2-15 ICRP Publ.69 のウランの体内動態モデルのパラメータ(4-32)

	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.

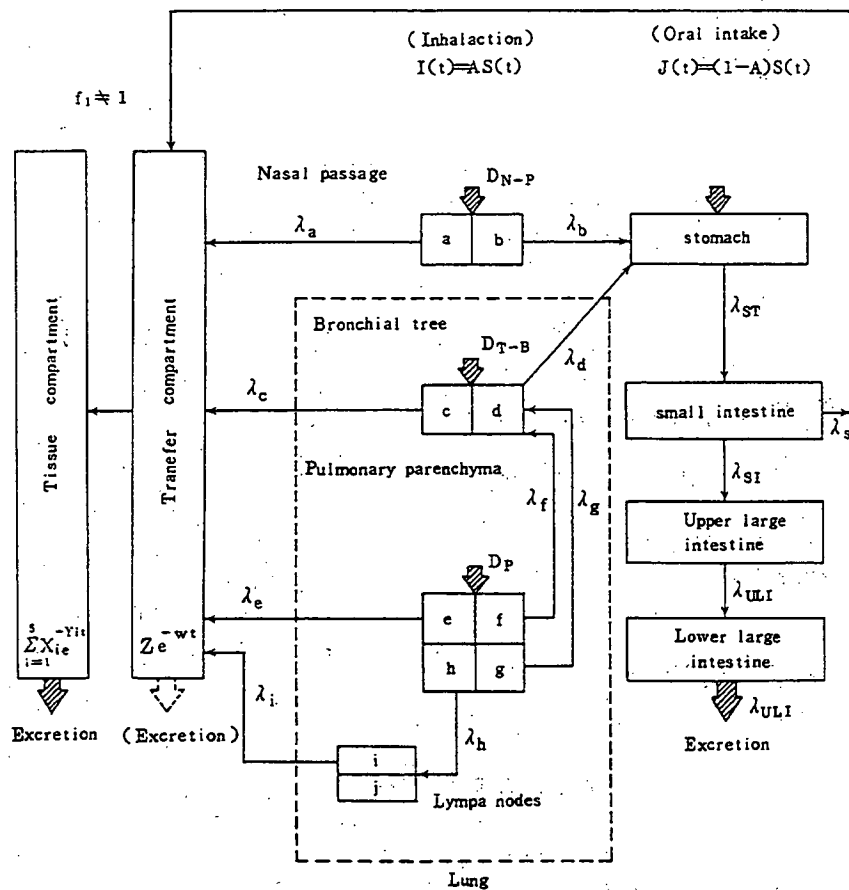


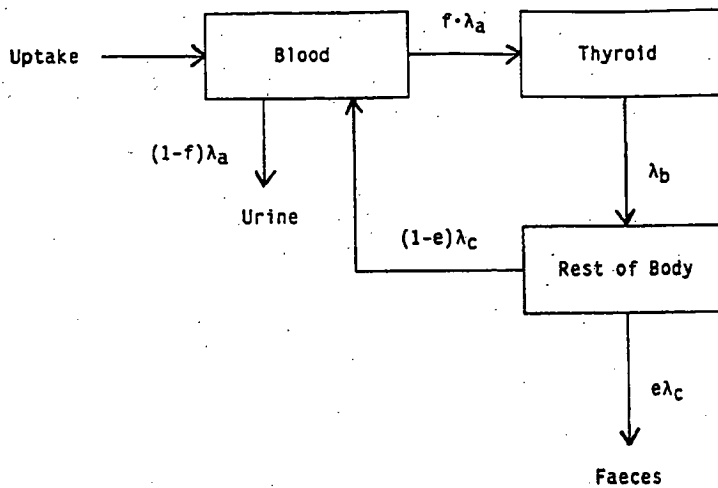
図 4.2-9 テルルの体内動態モデル

表 4.2-16 テルルの体内動態モデルのパラメータ(4.7)

Biokinetic data for tellurium

Age	f_1	Distribution(%)					Biological half-time (days)		
		Skeleton	Thyroid	Kidney	Other tissues	Prompt excretion	Skeleton	Tissues other than skeleton	Transfer comp.
3 months	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
1 year	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
5 years	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
10 years	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
15 years	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8
Adult	0.3	25	0.2	2.3	22.5	50	10000	20	0.8

A urinary to faecal excretion ratio of 4:1 is assumed for tellurium that has entered the transfer compartment



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

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

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

図 4.2-10 ヨウ素の体内動態モデル (呼吸器系、胃腸管を除く) (4.7)

表 4.2-17 ヨウ素の体内動態モデルのパラメータ (4.7)

Biokinetic data for iodine

Age	Uptake by thyroid f_1	Faecal excretion %	Biological half - time (d)			"Apparent half - time" (d)
			Blood T_a	Thyroid T_b	Rest of body T_c	Thyroid*
3 months	1	30	0.25	11.2	1.12	15
1 year	1	30	0.25	15	1.5	20
5 years	1	30	0.25	23	2.3	30
10 years	1	30	0.25	58	5.8	70
15 years	1	30	0.25	67	6.7	80
Adult	1 †	30 †	0.25 †	80 †	12 †	91

*Between 2 and 16 days after intake to the thyroid

† Value from ICRP Publication 30 (ICRP, 1979).

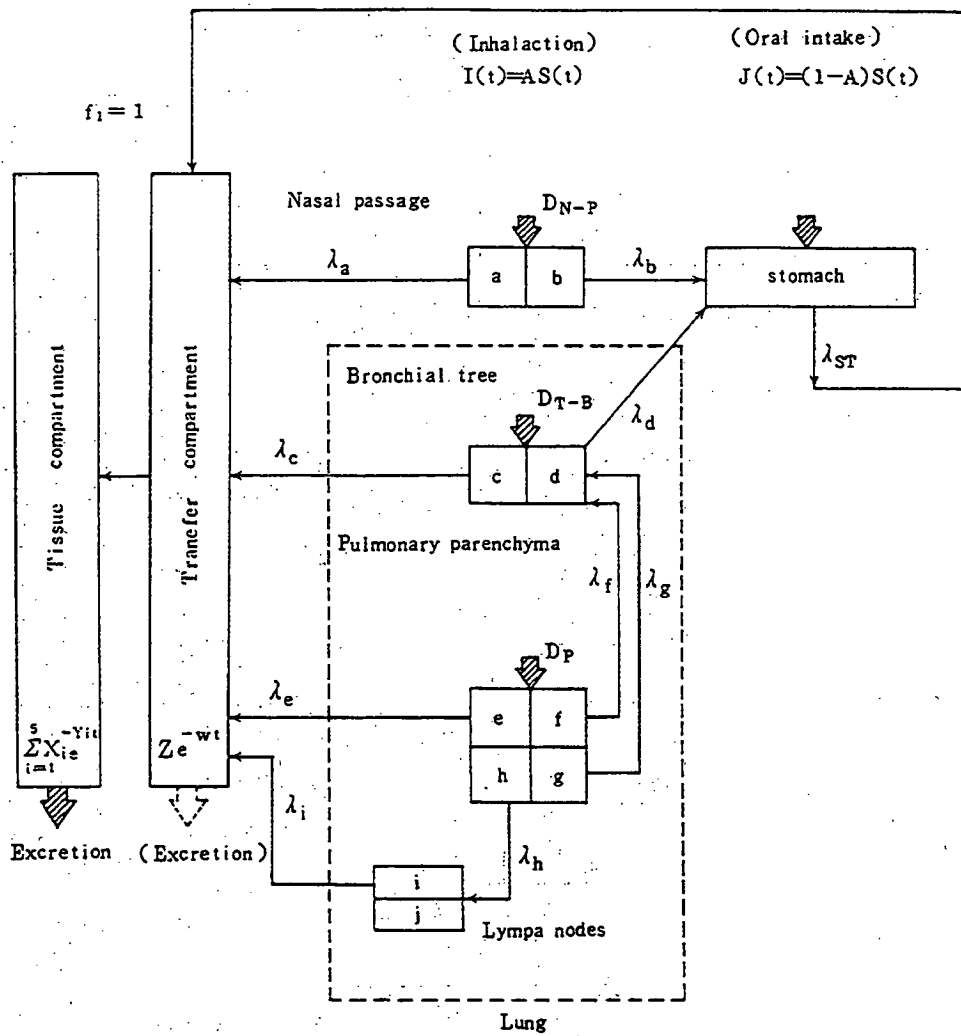


図 4.2-11 セシウムの体内動態モデル

表 4.2-18 セシウムの体内動態モデルのパラメータ(4.7)

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).

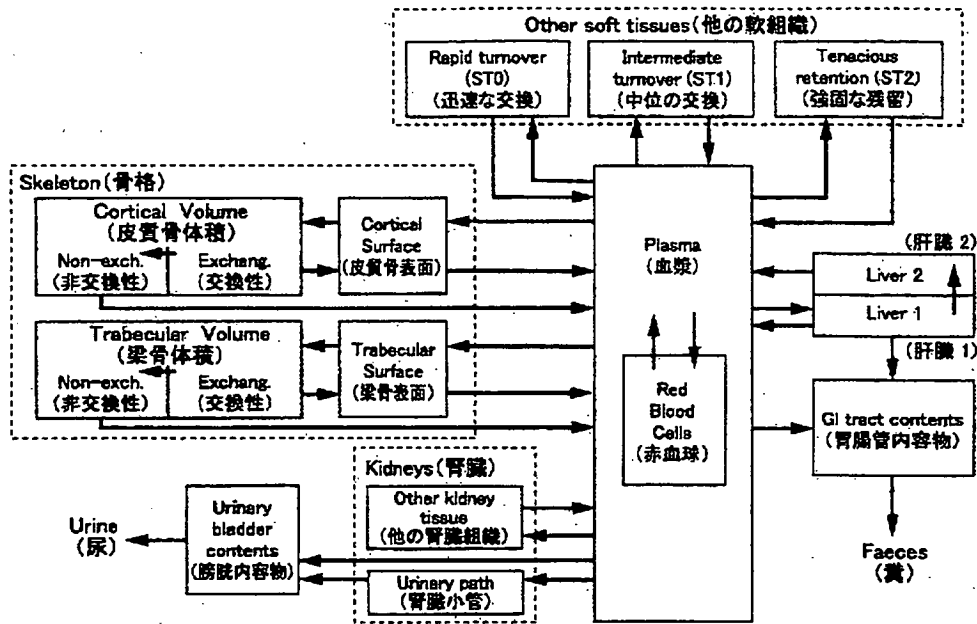


図 4.2-12 ストロンチウムの体内動態モデル(4-31)

表 4.2-19 ストロンチウムの体内動態モデルのパラメータ(4.5)

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 plasme	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

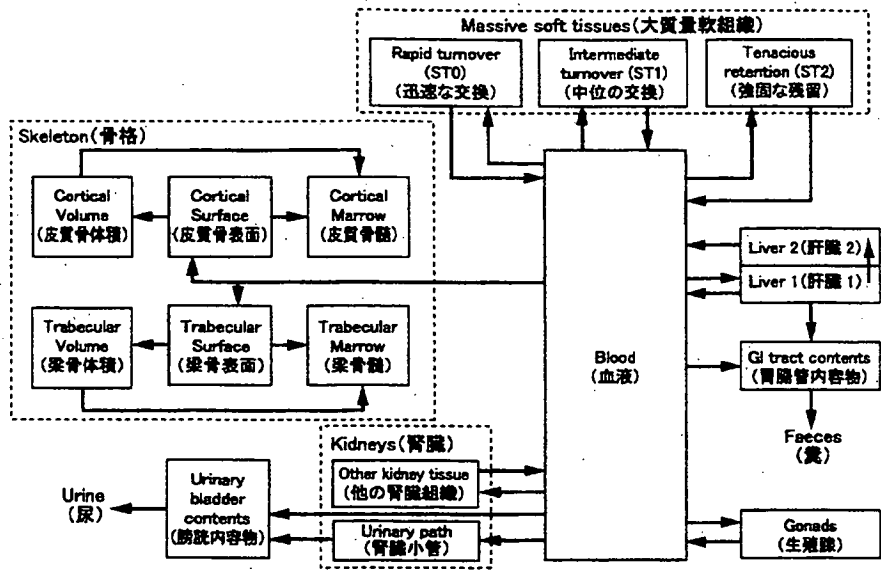


図 4.2-13 アメリシウム(241)の体内動態モデル(4-31)

表 4.2-20 アメリシウムの体内動態モデルのパラメータ(4.5)

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

(7) NRPB のモデル

NRPB ではチェルノブイリ事故に先立つ 1984 年に、公衆を対象とした体内動態モデル及び線量評価モデルの開発を実施し、NRPB-GS3⁽⁴⁻³³⁾に示している。NRPB-GS3 では公衆を 1 歳児、10 歳児、成人の 3 年齢群に分類した。ICRP Publ.30 は、作業場で働く作業員（成人作業員）の内部被ばくの線量評価モデルを示したが、この NRPB-GS3 は公衆（1 歳児、10 歳児、成人）の内部被ばく線量評価モデルに ICRP Publ.30 の考え方を拡張したと位置づけることができる。公衆の線量評価モデルに用いている基本的な仮定は以下のとおりである。

- ① ICRP Publ.30 の呼吸器並びに消化管モデルを全年齢に用いる。
- ② 吸収率及び体内動態については特別なデータがない限り、ICRP Publ.30 のモデルと値を用いる。
- ③ 体格の成長（全身の質量）は 1 歳から 17 歳まで指数関数的に増加するという以下の仮定式を用いている。 $M(t)=10\exp(0.122(t-1))$ 、ただし、 M は全身質量(kg)、 t は年齢（歳）である。
- ④ 線源器官放射エネルギーと標的器官の被ばく量との関係を示すパラメータである比実効エネルギー（SEE）は、以下の 2 つの仮定に従って求めている。
 - (i) 全身に対する臓器の質量比は全年齢で一定
 - (ii) 臓器の寸法と臓器間距離は全身質量の三乗根に比例する。

一般環境においては、作業場と異なり、有機形として植物や動物に蓄積され、食物連鎖として人体に入ることが想定される。ヨウ素については、子供の代謝を含めより現実的なデータがあるため、その値を用いる。なお、プルトニウム、アメリシウム、キュリウム、ネプツニウムについては作業環境とは異なる一般環境での物理化学形を考慮して、消化管からの吸収率（ f_1 値）に ICRP Publ.30 とは異なった値を与えている。

ICRP Publ.60 での放射線荷重係数の設定及び、組織荷重係数の改訂結果を反映して 1991 年に NRPB-R245 が出された。NRPB-R245⁽⁴⁻³⁴⁾では年齢群を ICRP Publ.56 と同様の 6 群に拡張し、ICRP Publ.56 で扱っている 12 元素はモデル及びパラメータも ICRP Publ.56 に従っている。NRPB-R245 は水素、炭素、硫黄、コバルト、ニッケル、亜鉛、ストロンチウム、ジルコニウム、モリブデン、テクネチウム、ルテニウム、銀、テルル、ヨウ素、セシウム、バリウム、セリウム、鉛、ポロニウム、ラジウム、ウラン、ネプツニウム、プルトニウム、アメリシウムの 25 元素について扱っており。消化管からの吸収率を示す f_1 値は、NEA 専門家グループの勧告値⁽⁴⁻³⁵⁾に従っている。

(8) 各文書で引用された内部被ばくモデル

飲食物の摂取制限に関する指標作成の過程で用いられた内部被ばくモデルを表 4.2-21 に示す。

表 4.2-21 に関する指標作成の過程で用いられた内部被ばくモデル

文書	内部被ばくモデル	備考
環境放射線モニタリングに関する指針 (原子力安全委員会) (1983)	ICRP Publ.2	ICRP Publ.2 は成人のデータのみであるため、放射性ヨウ素に対してのみ年齢補正 (幼児:10、小児:5) を行っている。
防災指針 (原子力発電所周辺の防災対策について) (原子力安全委員会) (1999)	ICRP Publ.67 及び NRPB-R245 ⁽⁴⁻³⁴⁾	
食品中の放射能濃度の暫定限度 (食品中の放射能に関する検討会:厚生省内) (1986)	ICRP Publ.2	環境放射線モニタリングに関する指針(原子力安全委員会) (1983)を引用
WHO: Derived Investigation Levels for Radioactive nuclides in foods(1988)	明確な引用記述なし。	CEC,IAEA,Institute for Radiation Hygiene, Federal Health Office, NRPB の係数を用いた記述されているが、出典は明記なし。
IAEA BSS (Safety Series No.115 ⁽⁴⁻⁶⁾)	NRPB-R245	IAEA BSS (Safety Series No.115 ⁽⁴⁻⁶⁾)は IAEA109 ⁽⁴⁻³⁾ を引用し、IAEA109 は NRPB-R245 を引用している。

4. 3 IAEA の基準

4. 3. 1 緊急時の介入限度

放射線防護に関する国際的な基準は、ICRP から勧告されている。ICRP による勧告は、放射線に関する様々な分野の専門家による国際的な議論をふまえたものであり、世界各国の放射線防護に関する規制の規範になっている。しかしながら、ICRP は非政府機関であり、その勧告は各国に対して拘束力をもつものではない。そこで、IAEA は、ICRP 勧告の内容にもとづいて、WHO などの他の国際機関と協議して、加盟国に対して放射線防護基準を提示してきた。

IAEA は、緊急時の介入限度についても、防護基準と同様に国際的な基準を提示している^(4.6)。この中で、食品の誘導放射能濃度についての基準値も示されている。また、原子炉事故に限らず、放射線防護全般に対する、最新の国際基本安全基準においても、緊急時の食品の誘導放射能濃度が示されている^(4.6)。

4. 3. 2 原子力及び放射線緊急時の介入基準

IAEA は、原子力及び放射線緊急時の介入基準を 1994 年に、Safety Series No.109 として発表した^(4.6)。ここでは、IAEA による介入基準の設定方法についてまとめる。

(1) 食品のカテゴリー

介入レベルの検討にあたり、表 4.3-1 に示す 2 つの食品カテゴリーが設定された。

表 4.3-1 食品カテゴリー

カテゴリー	内容	価格	年間摂取量
カテゴリー 1	牛乳, 野菜, 穀物, 果実	~1(\$/kg)	430(kg)
カテゴリー 2	肉, 乳製品	~10(\$/kg)	60(kg)

(2) 介入レベルの計算式

最適化された介入レベルとしての食品中の放射能濃度は次式で計算される。

$$C_{ban} = \frac{b}{\alpha \times e(50)} \quad (4.3.1)$$

ここで、

C_{ban} : 食品中の放射能濃度(Bq/kg)

α : 被ばく量による損失の価値 (\$/Sv)

b : 重量当りの食品の価値(\$/kg)

$e(50)$: 単位核種摂取当りの実効線量(Sv/Bq)

である。

なお、 $e(50)$ は、核種別に以下の 3 グループに分類された。

表 4.3-2 核種グループ

グループ	核種	単位核種摂取 当りの実効線量 (Sv/Bq)
グループ 1	$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}, ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}, ^{89}\text{Sr}, ^{131}\text{I}$	10^{-8}
グループ 2	^{90}Sr	10^{-7}
グループ 3	$^{241}\text{Am}, ^{238}\text{Pu}, ^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}, ^{242}\text{Pu}$	10^{-6}

グループ 1 の核種の、食品カテゴリー 1 に対する介入レベルは、被ばくによる損失の価値変換を、 $10,000 \sim 40,000 (\$/\text{Sv})$ として、以下のように求められる。

$$\frac{0.4 \sim 1 (\$/\text{kg})}{10,000 \sim 40,000 (\$/\text{Sv}) \times \sim 10^{-8} (\text{Sv/Bq})} \approx 1,000 \sim 10,000 (\text{Bq/kg}) \quad (4.3.2)$$

被ばくによる損失の価値は、 $10,000 \sim 40,000 (\$/\text{Sv})$ とされている。先進国での一人当りの国民総生産 (GNP) $20,000 (\$)$ を、単位 Sv の被ばくによる人名損失の価値の参考とし、データの不確かさを 2 倍程度として、 $10,000 \sim 40,000 (\$/\text{Sv})$ が与えられている。なお、2003 年の日本における国民一人当りの国内総生産 (GDP) は $33,727 (\$)$ ⁽⁴⁻³⁶⁾ である。

なお、(4.3.1)式は、ICRP Publ63⁽⁴⁻¹⁴⁾で示された算出式と同じものである。このことから、IAEA が、ICRP が示す方式に従って介入レベルを算出したことが分かる。

(4.3.1)式では、年間の被ばく線量限度をもとに介入レベルを算出するのではなく、食品の価値と被ばくによる損失の価値から介入レベルが計算されている。この点は、コーデックス委員会 (Codex Alimentarius Commission:FAO/WHO 合同食品規格委員会)⁽⁴⁻¹²⁾や WHO⁽⁴⁻¹⁰⁾による基準の設定方法と異なっている。

(3) 介入レベルの範囲

(4.3.1)式にもとづき求められた介入レベルの範囲を表 4.3-3 に示す。

表 4.3-3 食品の摂取制限及び代替に関して最適化された介入レベルの範囲

放射性核種のグループ	食品カテゴリー 1 牛乳, 野菜, 穀物, 果実 (Bq/kg)	食品カテゴリー 2 乳製品 (Bq/kg)
グループ 1 (10^{-8} Sv/Bq)	概ね 1,000~10,000	概ね 10,000~100,000
グループ 2 (10^{-7} Sv/Bq)	概ね 100~1,000	概ね 1,000~10,000
グループ 3 (10^{-6} Sv/Bq)	概ね 10~100	概ね 100~1,000

注:これらの値は代替の供給が容易に利用可能であるという前提にもとづく。この範囲は、単位核種摂取当りの被ばく量 10^{-8} , 10^{-7} , $10^{-6} (\text{Sv/Bq})$ それぞれに対応している。

牛乳については、乳牛の飼料の価格に注目した計算が行われた。(4.3.1)式の b を飼料の価格 (0.1 ~ 0.5(\$)) として一日当りの飼料 25(kg) の $1/3$ が代替品で置き換え可能とされた。また、牛乳の生産量は 10(l/日) とされた。グループ 1 の放射性核種については、(4.3.3)式に示すように介入レベルの範囲が求められた。

$$\frac{0.1 \sim 0.5 (\$/\text{kg}) \times \frac{1}{3} \times 25 (\text{kg/day})}{10,000 \sim 40,000 (\$/\text{Sv}) \times 10 (\text{l/day}) \times \sim 10^{-8} (\text{Sv/Bq})} \quad (4.3.3)$$

$$\approx 100 \sim 1,000 (\text{Bq/kg})$$

牛乳について求められた介入レベルの範囲を、表 4.3-4 に示す。

表 4.3-4 牛乳の代替に関して最適化された介入レベルの範囲

放射性核種のグループ	介入レベル (Bq/kg)
グループ 1 (10^{-8} Sv/Bq)	概ね 100 ~ 1,000
グループ 2 (10^{-7} Sv/Bq)	概ね 10 ~ 100
グループ 3 (10^{-6} Sv/Bq)	概ね 1 ~ 10

飼料からの放射性核種の移行に時間がかかるために、肉については半減期を考慮した計算が行われた。セシウムについて半減期を 30 日として、一頭の牛から 300(kg) の肉が生産されるとした場合、介入レベル範囲は次式のように求められる。

$$\frac{0.1 \sim 0.5 (\$/\text{kg}) \times 25 (\text{kg/day})}{10,000 \sim 40,000 (\$/\text{Sv}) \times 300 \text{kg} \times \frac{\ln 2}{30 (\text{day})} \times \sim 10^{-8} (\text{Sv/Bq})} \quad (4.3.4)$$

$$\approx 100 \sim 1,000 (\text{Bq/kg})$$

主な放射性核種に関する計算結果を表 4.3-5 に示す。

表 4.3-5 肉の代替に関して最適化された介入レベルの範囲

放射性核種	介入レベル (Bq/kg)
^{137}Cs	概ね 100~1,000
^{131}I	100~1,000
^{90}Sr	数 10~数 1,000
^{239}Pu	概ね 100~1,000

単位核種当りの被ばく線量は成人のデータによる。

介入レベル範囲の検討においては、表 4.3-6 に示す年齢別の単位核種摂取当りの実効線量のデータが用いられた。これらのデータは、NRPB による内部被ばくモデルにもとづいている⁽⁴⁻³⁴⁾。

表 4.3-6 年齢グループ別の、単位核種摂取当りの実効線量

放射性核種	臓器への移行 係数(成人)	単位核種摂 取当りの 実効線量 (成人) (Sv/Bq)	単位核種摂 取当りの 実効線量 (1歳児) (Sv/Bq)	臓器への 移行係数 (乳児)	単位核種摂 取当りの 実効線量 (乳児) (Sv/Bq)
^{134}Cs	1	1.9×10^{-8}	1.3×10^{-8}	1	2.5×10^{-8}
^{137}Cs	1	1.3×10^{-8}	1.0×10^{-8}	1	2.1×10^{-8}
^{131}I	1	2.2×10^{-8}	1.8×10^{-7}	1	2.4×10^{-7}
^{103}Ru	0.05	1.1×10^{-9}	6.3×10^{-9}	0.1	1.2×10^{-8}
^{106}Ru	0.05	1.1×10^{-8}	7.3×10^{-8}	0.1	1.4×10^{-7}
^{89}Sr	0.3	3.4×10^{-9}	2.4×10^{-8}	0.6	3.7×10^{-8}
^{90}Sr	0.3	2.8×10^{-8}	1.2×10^{-7}	0.6	2.6×10^{-7}
^{238}Pu	5×10^{-4}	2.6×10^{-7}	6.1×10^{-7}	5×10^{-3}	6.2×10^{-6}
^{239}Pu	5×10^{-4}	2.8×10^{-7}	6.4×10^{-7}	5×10^{-3}	6.5×10^{-6}
^{241}Am	5×10^{-4}	2.9×10^{-7}	6.7×10^{-7}	5×10^{-3}	6.8×10^{-6}

(4) 介入レベル

ICRP Publ63 及びコーデックス委員会によるガイドラインとの整合性を考えて、表 4.3-7 の課介入レベル範囲が選択された。また、核種別には表 4.3-8 に示す介入レベルが設定された。

表 4.3-7 食品に対する最適化された介入レベル

放射性核種 グループ	最適化された介入レベル(Bq/kg)				
	食品の回収		汚染されていない食品による代替		
	食品カテゴリー 1	食品カテゴリー 2	牛乳	肉	
グループ 1 (10^8 Sv/Bq)	1,000~10,000	10,000~100,000	100~1,000	^{137}Cs	数 100~数 1,000
				^{131}I	100~1,000
グループ 2 (10^7 Sv/Bq)	100~1,000	1,000~10,000	10~100	^{90}Sr	数 10~数 1,000
グループ 3 (10^6 Sv/Bq)	10~100	100~1,000	1~10	^{239}Pu	数 100~数 1,000

*単位核種摂取当りの実効線量

表 4.3-8 放射性核種別の食品中の誘導介入放射能濃度レベル

放射性核種	介入レベル(Bq/kg)	
	一般食品	牛乳、乳幼児食
$^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}, ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}, ^{89}\text{Sr}$ ^{131}I	1,000	1,000
^{90}Sr		100
$^{241}\text{Am}, ^{238}\text{Pu}, ^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}, ^{242}\text{Pu}$	10	1

4. 3. 3 電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準

最新の、放射線防護に関する国際基本安全基準¹³ (BSS 115 : Basic Safety Standard, Safety Series No.115、以下、BSS-115 と呼ぶ) は、ICRP の 1990 年勧告⁽⁴⁻¹³⁾の内容を反映したものである。

(1) 公衆の被ばくに対する線量限度

BSS-115 における、線量限度等の基本的な基準及び放射線防護の考え方は、ICRP1990 年勧告と同じ内容である。しかしながら、一部に ICRP の勧告と異なる部分もある。特に、原子力事故にともなう食品の放射能汚染を考える際に重要な、公衆の被ばく線量限度についても、BSS-115 と ICRP の 1990 年勧告で異なる部分がある。具体的には、BSS-115 においては、特別な状況においては、5 年間の平均線量が 1mSv を超えないと場合に限り、年間の実効線量として 5(mSv)という基準が設定されている。このような基準は、ICRP の 1990 年勧告にはない。5 (mSv/年間)という基準値は、コーデックス委員会⁽⁴⁻¹²⁾や WHO⁽⁴⁻¹⁰⁾による放射能に汚染された飲食物摂取制限の誘導介入放射能濃度を算出する際に用いられた被ばく線量限度と同じ値である。

(2) 誘導介入放射能濃度

BSS-115 においては、表 4.3-8 に示すように、放射性緊急時の場合の基準と同じ値が示されている⁽⁴⁻⁵⁾。このことは、食品に関する放射能汚染の基準が、より一般的な国際基本安全基準にも取り入れられたことを示している。

表 4.3-8 IAEA の国際安全基準で示された食品中の誘導介入放射能濃度レベル

放射性核種	介入レベル(kBq/kg)	
	一般食品	牛乳、乳幼児食
¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs, ¹⁰³ Ru, ¹⁰⁶ Ru, ⁸⁹ Sr	1	1
¹³¹ I		0.1
⁹⁰ Sr	0.1	
²⁴¹ Am, ²³⁸ Pu, ²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu, ²⁴² Pu	0.01	0.001

(3) 最新の緊急時対応についての基準

IAEA が 2002 年に発表した、「原子力又は放射能による緊急事態のための対策及び対応」⁽⁴⁻¹³⁾においても、食品の摂取制限に関しては表 4.3.1 と同じ基準が用いられている。

¹³ 国際原子力機関 (IAEA) は、1996 年に「電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準 (International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources.) IAEA SAFETY SERIES No.115」(BSS) を刊行した。

4. 4 食品安全に関する国際機関の基準

4. 4. 1 事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン

コーデックス委員会 (FAO/WHO 合同食品規格委員会) は、消費者の健康の保護、食品の公正な貿易の確保等を目的として、1962年にFAO及びWHOにより設置された国際的な政府間機関であり、国際食品規格 (コーデックス規格) の作成等を行っている。我が国は1966年より参加している。

(1) コーデックスによるガイドラインレベル

第18回コーデックス委員会 (1989年ジュネーブ) では、「事故による放射能汚染後の食品中放射性核種のガイドラインレベル」が採択された^(4・12)。このガイドラインレベルは、原子力事故後の一年間に適用される。ガイドラインの目的と各国に求められる対応は以下の通りである。

ガイドラインの目的	ガイドラインレベルは、国際貿易で移動する食品の規制に使用することが目的である。
各国の対応	国際貿易で移動する食品が、ガイドラインレベルを上回る場合、各国の政府はその食品をその国内あるいは管轄区域内で流通させるべきかどうか、どのような状況で流通させるべきかを決定しなければならない。

コーデックス委員会が定めたガイドラインレベルを表4.4-1に示す。

表 4.4-1 事故による放射能汚染後の食品国際商取引におけるガイドライン

	単位因子 (核種) 摂取 当たりの線量(Sv/Bq)	代表核種	レベル (Bq/kg)
一般消費食品	10 ⁻⁶	²⁴¹ Am, ²³⁹ Pu	10
	10 ⁻⁷	⁹⁰ Sr	100
	10 ⁻⁸	¹³¹ I, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1000
牛乳及び乳児食品	10 ⁻⁶	²⁴¹ Am, ²³⁹ Pu	1
	10 ⁻⁷	¹³¹ I, ⁹⁰ Sr	100
	10 ⁻⁸	¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1000

この値は、事故の後、国際貿易で移動する食品を汚染している放射性核種だけに適用するよう設定されている。食品中に常に存在する天然起源の放射性核種は適用外である。また、このガイドラインレベルの適用期間は、原子力事故の後の一年間である。原子力事故とは、放射性核種の環境への放出に制御が効かなくなり、国際貿易に供される食品の汚染を招く状況を意味する。

なお、このガイドラインレベルは、著しく保守的な仮定にもとづいていることから、単位核種摂取当たりの線量グループの間での寄与を加える必要はなく、3グループはそれぞれ独立して取り扱うべきものとされている。しかしながら、事故により食品の汚染を起こしている放射性核種が、同一の線量グループで複数ある場合には、それぞれの放射能濃度を足し合わせてガイドラインレベルと照らし合わせなければならない。例えば、単位核種摂取当たり線量が10⁻⁸ (Sv/Bq)のグループに

対する 1000(Bq/kg)という値は、その線量グループに割り当てられる全ての核種による汚染物質の合計である。

表 4.4-1 に示されたレベルは、消費用に調整された食品に適用することを目的としたものである。乾燥或いは濃縮食品を希釈或いは還元する前に適用するのであれば、必要以上に厳密にこれらのレベルを適用する必要はないとされている。

(2) ガイドラインレベルの算定方法

被ばく線量の参考値は、検討当時の公衆の年間線量限度 5(mSv) とされた。この他、

- ・ 平均的な年間の総食品消費量
- ・ 様々な放射性核種の単位摂取当たりの線量
- ・ 食品消費パターン

を仮定して、(4.4.1)式によりガイドラインレベルが算出された。

$$\text{レベル} = \frac{RLD}{m \times d} \tag{4.4.1}$$

ここで、

RLD = 被ばく線量の参考値 (Sv)

m = 食品消費量 (kg)

d = 単位核種摂取当たりの線量 (Sv/Bq)

である。

レベルを計算する際に以下の仮定がおかれた。

仮定①	参考値である、5(mSv)は、ほとんどの放射性核種について事故後の最初の一年間の摂取に起因する内部被ばくの預託線量当量である。極めて保守的な仮定がおこなわれているため、結果的に個人の被ばく線量はわずか 1 (mSv)程度で、それを超えることはほとんどありそうにない。
仮定②	550(kg)の食品が年間に消費され、その全てが汚染されている。
仮定③	対象となる放射性核種 (^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu) の単位摂取当たりの線量は便宜上、次の 3 つのクラスに分けられ、一般公衆に適用する。 10^{-6}Sv/Bq : ^{239}Pu 及び他のアクチニド ¹⁴ など。 10^{-7}Sv/Bq : ^{90}Sr 及び他のベータ核種 ¹⁵ など。 10^{-8}Sv/Bq : ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{131}I など。 乳児用食品及び牛乳に関しては、単位摂取当たりの線量として 10^{-5}Sv/Bq が 10^{-6}Sv/Bq の代わりに使用され、 ^{131}I は 10^{-7}Sv/Bq クラスの放射性核種に入れられた。

¹⁴原子番号 89 のアクチニウムから 103 のローレンシウムに至る 15 の元素の総称。

¹⁵ベータ線を放出する核種。

これらの仮定を(4.4.1)式に適用すると、 10^{-8}Sv/Bq グループの放射性核種の一般公衆に対するレベルは、以下の通りとなる。

$$\frac{5 \times 10^{-3}}{550 \times 10^{-8}} = 909 (\text{Bq/kg})$$

この値は $1000(\text{Bq/kg})$ にまとめられた。アクチニドについては単位核種摂取当たりの線量が 100 倍なので、この値は $10(\text{Bq/kg})$ となり、 $10^{-7}(\text{Sv/Bq})$ クラス (^{90}Sr 等) の放射性核種については $100(\text{Bq/kg})$ とされた。

WHO は、「食品中の放射性核種の派生介入レベル」(4.10)において、乳児用に別のガイドラインを提案している。その値は、乳児の牛乳の消費量として $275(\text{l}/\text{年})$ 、 ^{90}Sr 、 ^{131}I 、 ^{137}Cs の乳児に対する線量変換係数を、 $1.1 \times 10^{-7}(\text{Sv/Bq})$ 、 $3.6 \times 10^{-6}(\text{Sv/Bq})$ 、 $1.0 \times 10^{-8}(\text{Sv/Bq})$ と設定している (1 歳児に対して)。こうして得られた、乳幼児に対する WHO ガイドラインレベルは以下のとおりである。

^{90}Sr 160 (Bq/l)

^{131}I 1600 (Bq/l)

※甲状腺に対する線量の参考値を $50(\text{mSv})$ 、 ^{131}I の平均寿命を 11.5 日として算出

^{137}Cs 1800 (Bq/l)

しかしアルファ線を放出するアクチニドを摂取する乳児の単位核種摂取当たりの線量は検討当時に、上向きに改正されており、慎重な措置として牛乳及び乳児食品を消費する乳児には、これらの放射性核種に対する単位核種摂取当たりの線量として $10^{-5}(\text{Sv/Bq})$ が適用された。

また、乳児の感受性を反映させるため、 ^{131}I の単位核種摂取当たりの線量は $10^{-7}(\text{Sv/Bq})$ が割り当てられ、 ^{90}Sr と同じクラスに置かれた。

4. 4. 2 放射線大事故による広域放射能汚染後の誘導介入レベルガイドライン

チェルノブイリ事故発生後、WHO は各国の規制当局が自国から遠くはなれた地域で発生した原子力事故により食品の放射能汚染に対して、被ばくによる公衆のリスク低減を図るための意思決定（政策決定）の助けとなるガイドラインを作成することが有用であると判断した。参考文献(4-10)は、WHO によるガイドラインの作成を解説したものである。

誘導介入レベルは、(4.4.2)式で算出されている。

$$DIL = \frac{RLD}{m \times d} \quad (4.4.2)$$

ここで、

DIL = 誘導介入レベル

RLD = 被ばく線量の参考値 (Sv)

m = 食品消費量 (kg)

d = 単位核種摂取当たりの線量 (Sv/Bq)

である。

(1) 介入の線量レベル

WHO は、ICRP が原子力事故発生地域の近隣の公衆に対する介入線量レベル 5(mSv/年)⁽⁴⁻⁴⁾を、事故発生地域から離れた国々の公衆にも適用可能であるとした。なお、ICRP が示した介入線量レベルは、事故発生から 1 年間を想定している。WHO は、この介入線量レベルにもとづいて、誘導介入レベルを算出した。なお、内部被ばく線量 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、ヨウ素の介入線量レベルを検討する際には、甲状腺線量 50(mSv/年)が用いられた。

(2) 食物摂取データ

140 の国と地域の食物摂取データが検討され、表 4.4-2 に示すように、7 種類の食品のカテゴリーと、8 種類の食習慣の異なるグループに分類された。

表 4.4-2 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 4.4-2 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 4.4-2 の各食品の最大値の合計 785(kg)を、FAO による年食品摂取量の 550(kg)すること、すなわち表 4.4-2 の食品別の最大値の 0.7 となる値をもとに行われた。表 4.4-3 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 4.4-3 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 700(l/年)が用いられた。

(2) 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。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 4.4-4 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.VI(NUREG-75/014),(1975).

表 4.4-4 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

(3) 単位核種摂取当りの被ばく量

単位核種摂取当りの被ばく線量については、表 4.4-5 に示すデータが用いられた。

表 4.4-5 年齢に依存した単位核種摂取当りの被ばく量 (Sv/Bq)

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}

^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

上記の値は ICRP による勧告値とは異なり、様々な機関から発表されているデータを参考にしたものである¹⁶。なお、誘導介入レベルの算定に当たっては、上記のデータを丸めて、以下の 2 種類の単位核種当りの被ばく線量データが用いられた。

表 4.4-6 誘導介入レベルの計算に用いられた単位核種摂取当りの被ばく量 (Sv/Bq)

分類	該当核種	単位核種摂取当りの被ばく量 (Sv/Bq)
高い被ばく線量の核種	^{239}Pu	10^{-6}
低い被ばく線量の核種	^{90}Sr ^{131}I $^{134}\text{Cs}, ^{137}\text{Cs}$	10^{-8}

(4) 誘導介入レベルのガイドライン

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 5(mSv)とする。ただし、甲状腺の最大預託線量当量は 50(mSv)

¹⁶欧州共同体委員会(CEC:Commission of the European Communities), IAEA, Institute for Radiation Hygiene, Federal Health Office, Federal Public of Germany, National Radiological Protection Board のデータを参照したと記述されているが参考文献は明示されていない。

②標準化された食物摂取データを用いる（表 4.4-3 参照）。

③単位核種摂取当りの被ばく量については、2種類のクラスをもうける（表 4.4-6 参照）。

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 4.4-7 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 4.4-7 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	根菜類	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 4.4-8 に示すように定められた。

表 4.4-8 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

^a ^{131}I の半減期：11.5(day)，甲状腺線量：50(mSv)

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 (4.4.3) 式で計算する。

$$\sum_i \sum_f \frac{C(i,f)}{DIL(i,f)} \leq 1 \quad (4.4.3)$$

ここで、

$C(i, f)$: 飲食物カテゴリー中の 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 だけがあるとして計算した誘導介入レベル（表 4.4-7）

である。

4. 5 諸外国の基準

(1) 米国

米国の原子力緊急時の防護措置に係る介入レベルは、PAG(Protective Action Guides)として公的機関の防護対策や意思決定のために1992年にマニュアル化されている。(4-37)(4-38)飲食物については、FDAが1982年に策定した基準が盛り込まれている。事象を早期、中期、長期に分けて、被ばくの経路と防護対策を対応させている(図4.5-1)。

Incident Phase	Exposure Pathway	Protective Action
early	External radiation from facility	<ul style="list-style-type: none"> • Sheltering • Evacuation • Control of access
	External radiation from plume	<ul style="list-style-type: none"> • Sheltering • Evacuation • Control of access
	Inhalation of activity in plume	<ul style="list-style-type: none"> • Sheltering • Administration of stable iodine • Evacuation • Control of access
intermediate	Contamination of skin and clothes	<ul style="list-style-type: none"> • Sheltering • Evacuation • Decontamination of persons
	External radiation from ground deposition of radioactivity	<ul style="list-style-type: none"> • Evacuation • Relocation • Decontamination of land and property
	Ingestion of contaminated food and water	<ul style="list-style-type: none"> • Food and water controls
late	Inhalation of re-suspended radioactivity	<ul style="list-style-type: none"> • Relocation • Decontamination of land and property

図4.5-1 PAGにおける事象のフェーズと被ばく経路及び防護対策(4-37)

PAGには2種類あり、一つは食品や飼料の放射能汚染を予防あるいは低減して影響を最小限にする活動を行うための予防(preventive)PAGであり、甲状腺被ばくで15mSv(1.5rem)、全身で被ばくで5mSv(0.5rem)になる。もう一つは汚染された食品を市場から隔離したり、廃棄したりの判断をするための緊急(emergency)PAGで、甲状腺被ばくで50Sv(5rem)、全身で被ばくで150Sv(15rem)に相当する。緊急時PAGにおいて健康災害が予測される場合は、影響を拡大する活動でも正当化される。(4-37)

対策レベルを次式で定義して、対策実施の基準としている。(4-37)

$$\text{対策レベル} = \frac{\text{総摂取量}[\mu\text{Ci}]^{\ast}}{\text{消費量}[\text{kg}]}$$

食品の消費量のデータは、U.S.Department of Agriculture Household Food Consumption Survey(1965~1966)から作られたもので、表4.5-1のとおりである。

表 4.5-1 PAGにおける食品消費量データ(4-37)

食品	一般公衆の平均消費量[kg/day]
ミルク、チーズ、クリーム、アイスクリーム	.570
脂肪、油	.055
小麦粉、シリアル	.091
ベーカリー製品	.150
牛肉	.220
鶏肉	.055
魚介	.023
タマゴ	.055
砂糖、シロップ、蜂蜜、糖蜜など	.073
イモ	.105
生野菜(イモを含む)	.145
缶詰、冷凍または乾燥野菜	.077
野菜ジュース	.009
果物(生)	.165
缶詰、冷凍または乾燥果物	.036
果物ジュース	.045
その他飲み物(ソフトドリンク、コーヒー、アルコール飲料)	.180
スープ及びグレービーソース(濃縮)	.036
ナッツ及びピーナッツバター	.009
合計	2.099

対策レベルは(i)牧草への沈着(ii)食品や飼料の単位体積または単位質量中の量(iii)食事の総量中における特定の核種の放射エネルギーによって求める。予防PAGと緊急時PAGに該当する対策レ

* 1[Ci]=3.7×10¹⁰[Bq], 米国ではSI単位の[Bq]ではなく、従来単位の[Ci]が使用されている。

ベルを食品量あたりの放射能で表すと、表 4.5-1 及び表 4.5-2 のようになる。予防 PAG は 1 歳未満の幼児 (胎児を含む) を評価基準として設定された。緊急時 PAG は幼児と成人に分けている。(4-37)

表 4.5-2 予防 PAG に対する対策レベル(4-37)

	¹³¹ I	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	⁸⁹ Sr
初期の単位面積あたりの放射能沈着量 [$\mu\text{Ci}/\text{m}^2$]	0.13	2	3	0.5	8
食品 (生の質量) 中濃度 [$\mu\text{Ci}/\text{kg}$]	0.05	0.8	1.3	0.18	3
ミルク中のピーク濃度 [$\mu\text{Ci}/\ell$]	0.015	0.15	0.24	0.009	0.14
食事総量中の放射能 [μCi]	0.09	4	7	0.2	2.6

($1[\text{Ci}] = 3.7 \times 10^{10}[\text{Bq}]$)

表 4.5-3 緊急時 PAG に対する対策レベル(4-37)

	¹³¹ I		¹³⁴ Cs		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		⁸⁹ Sr	
	幼児	成人	幼児	成人	幼児	成人	幼児	成人	幼児	成人
初期の単位面積あたりの放射能沈着量 [$\mu\text{Ci}/\text{m}^2$]	1.3	18	20	40	30	50	5	20	80	1600
食品 (生の質量) 中濃度 [$\mu\text{Ci}/\text{kg}$]	0.5	7	8	17	13	19	1.8	8	30	700
ミルク中のピーク濃度 [$\mu\text{Ci}/\ell$]	0.15	2	1.5	3	2.4	4	0.09	0.4	1.4	30
食事総量中の放射能 [μCi]	0.9	10	40	70	70	80	2	7	26	400

($1[\text{Ci}] = 3.7 \times 10^{10}[\text{Bq}]$)

1982 年の FDA 基準は、放射線による癌発生確率が自然発生率に比例する相対リスクに関する FRC(Federal Radiation Council)のレポートにに基づいて作られた。ICRP の Publication26 による実効線量当量を取り入れている。(4-39)

(2) カナダ(4-40)

カナダでは、食品薬品法(Health Canada, 1981/1998)に基づいて、食品についての介入レベルを 3つの食品グループについて、それぞれ年間 1mSv に設定している。3つの食品グループとは、①牛乳②その他の飲食物③公共水道水である。これは食事全体で年間 3mSv としていることによる。この介入レベルを被ばくが 1mSv にいたる誘導放射能として対策レベルとしている。このレベルは Codex のガイドラインに適合している。

介入レベルの基準について、カナダ政府と州政府、他国及び国際機関と比較した表を表 4.5-4 に示す。

表 4.5-4 介入レベルの比較(4-40)

機関	防護対策				
	退避 (mSv)	避難 (mSv)	移転 (mSv)	安定ヨウ素剤 (mSv)	食品管理 (mSv)
カナダ政府	5 (1日)	50 (7日)	50 (年間)	100	1(3)
Ontario 州政府	1-10	10-100	20 (年間)	100-1000	5
Quebec 州政府	5 (発生初期)	10 (発生初期)	20 (1年目)	50	1年目： 2 (食品毎) 2年目以降： 1 (食品毎)
New Brunswick 州政府		50		100	5
米国(EPA)	5-50	10-50	50 (生涯)	250	5
英国(NRPB)	3-30	30-300		30-300	3
IAEA(1994)	10 (2日)	50 (7日)	30 (月間)	100	5
ICRP(1993)	5-50	50-500	5-15 (月間)	50-500	10

(3) EU(4-41)(4-42)

国際的な組織、ICRP、IAEA、WHO/FAO 及び EU はいずれも食品の回収／交換や農業対策の介入レベル（対策を講じた場合の回避線量のレベル）と対策レベル（介入を正当化できるだけの線量率や濃度の低下できるようなレベル）の基準を持っている。加えてコーデックス委員会は国際商取引における食品の移動に必要な品質を定めている。

EU 理事会では、EU加盟国に係る食品の流通や消費における不確実な要素を考慮した上で最大許容レベル(Maximum Permissible Level)を設定した。これは、将来事故が発生した場合には即発効できるように予め設定している基準であり、その後3ヶ月以内に事故及びその影響の実態を考慮した基準を再構築することとしている。加盟国は最大許容レベルの範囲内で介入レベルや対策レベルを設定する。

表 4.5-5 に EU 理事会が定めた最大許容レベルを示す。4つの放射性核種のグループに対して定めており、各グループの最大許容レベルは十分な余裕を持って設定してあるので他のグループと独立で使うことができる。

