

ICRP

Publication 101

**公衆の防護を目的とした
代表的個人の線量評価**

**放射線防護の最適化：
プロセスの拡大**

公衆の防護を目的とした 代表的個人の線量評価

放射線防護の最適化： プロセスの拡大

2005年9月 主委員会により承認

Assessing Dose of the Representative Person
for the Purpose of Radiation Protection of the Public
and
The Optimisation of Radiological Protection:
Broadening the Process

ICRP Publication 101

by

The International Commission on Radiological Protection

Copyright © 2009 The Japan Radioisotope Association. All Rights reserved.
Authorised translation from the English language edition published for
the International Commission on Radiological Protection by Elsevier Ltd.
Copyright©2006 The International Commission on Radiological Protection
Published by Elsevier Ltd. All Rights reserved.

*No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system or
transmitted in any form or by any means electronic, electrostatic, magnetic tape,
mechanical photocopying, recording or otherwise or republished in any form, without
permission in writing from the copyright owner.*



Japanese Translation Series of ICRP Publications
Publication 101

This translation was undertaken by the following colleagues.

Translated by

Toshisou KOSAKO **, Takeshi IIMOTO, Takuya ABE, Yuya KOIKE,
Masahiro HIROTA, Hidenori IMAZU

Reviewed by

Takenori YAMAGUCHI, Michio YOSHIZAWA, Yoshihiko TANIMURA,
Yoshiaki SHIKAZE, Hideaki MIYAUCHI, Masa TAKAHASHI,
Kotaro YAMASOTO, Daisuke HIGASHI, Fumihiko SAITO,
Koichi MASUYAMA, Yoko WATANABE, Takehisa OKURA,
Hiroshi YASUDA, Hidenori YONEHARA

Supervised by

The Committee for Japanese Translation of ICRP Publications,
Japan Radioisotope Association

Hikomichi MATSUDAIRA ** (Chair)	Tatsuji HAMADA (Vice-chair)	
Nobuhito ISHIGURE *	Michiaki KAI *	Masahito KANEKO
Tomoko KUSAMA	Kazuo SAKAI *	Yasuhito SASAKI *
Ohtsura NIWA *	Makoto YOSHIDA	Yoshiharu YONEKURA *

* ICRP member at the time.

** Former ICRP member.

邦訳版への序

本書はICRPの主委員会によって2005年9月に刊行を承認され、*Publication 101*として2007年4月に刊行された、公衆の防護を目的とした代表的個人の線量評価／放射線防護の最適化についての報告書

Assessing Dose of the Representative Person
for the Purpose of Radiation Protection of the Public

and

The Optimisation of Radiological Protection : Broadening the Process

(*Annals of the ICRP*, Vol. 36, No. 3 (2006))

を、ICRPの了解のもとに翻訳したものである。

翻訳は、東京大学の小佐古敏荘^{*1}、飯本武志^{*2}、阿部琢也^{*1}、小池裕也^{*3}、廣田昌大^{*1}、今津秀則^{*1}の諸氏によって行われた（^{*1}大学院工学系研究科、^{*2}環境安全本部、^{*3}アイソトープ総合センター）。

この訳稿をもとに、ICRP勧告翻訳検討委員会において、従来の訳書との整合性等につき調整を行った。原文の誤り及び直訳では意味の通じにくい箇所等はことわりなく修正してある。また、読者の参考になるとと思われる訳注を、必要に応じてアスタリスクを付した括弧の中に記し、一部は脚注として示した。

本報告書は、ICRP 2007年基本勧告の基盤となった支援文書の1つである。

平成21年12月

ICRP勧告翻訳検討委員会

(社)日本アイソトープ協会
ICRP 勧告翻訳検討委員会

- 委員長 松平 寛通* ((財)放射線影響協会)
副委員長 浜田 達二* ((社)日本アイソトープ協会)
委員 石樽 信人 (名古屋大学 医学部保健学科)
甲斐 倫明* (大分県立看護科学大学 人間科学講座)
金子 正人* ((財)放射線影響協会)
草間 朋子 (大分県立看護科学大学)
酒井 一夫* ((独)放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター)
佐々木康人 ((社)日本アイソトープ協会)
丹羽 太貫 ((独)放射線医学総合研究所 重粒子医科学センター)
吉田 真* ((独)日本原子力研究開発機構 原子力科学研究所)
米倉 義晴* ((独)放射線医学総合研究所)

* 本書の校閲担当

校閲協力

山口武憲, 吉澤道夫, 谷村嘉彦, 志風義明, 宮内英明, 高橋 聖,
山外功太郎, 東 大輔, 西藤文博, 増山康一, 渡部陽子, 大倉毅史
((独)日本原子力研究開発機構 原子力科学研究所)

保田浩志, 米原英典 ((独)放射線医学総合研究所 放射線防護研究センター)

論 説

光にはすべて影を伴うのか？

*Annals of the ICRP*が定期刊行物の単一の号に複数の報告を組み込むことは比較的稀である。2001a,b (*Supporting Guidance 2*) 以来初めて委員会は、再びそのようにすることを決めたが、その最もはっきりした理由は、重要度が最も低いこと、すなわち号当たりのページ数である。

今回の刊行では、それぞれ重要で簡潔な2つの報告を載せているが、その各々は*Annals*の1つの号を形成するには短かすぎるので、明らかな解決法は、それらを同じカバーの内にまとめて印刷することであった。しかし委員会は、非常にもっともな理由からも、これらの報告を単一の号に統合したことであろう。

まず最初に、2つの報告は同じ読者層が興味を持ちそうな関連した話題を取り上げていることである。この号の前編は、代表的個人の線量評価についての報告である。これは古典的な問題に関わっている。つまり、公衆の個々の構成員は監視できないし、また、監視されるべきでないという事実にもかかわらず、公衆は適切に防護されていること、並びに、免許所有者は彼らの規制遵守を実証できることを保証するという問題である。由緒ある*Publication 7* (1966)で最初に調査され説明されたように、それには、環境中における放射性核種の輸送経路のモデル化、及び、これらの経路を通して被ばくする人々の習慣のモデル化が必要とされ、そして、この点においてまさに最新の助言と専門用語をこの報告は提供している。

この号の後編である最適化プロセスの拡大についての報告は、別の切り口を示しており、その中では、被ばくした人の特定のタイプよりも、放射線防護プロセスにおける特定の段階に焦点を当てている。最適化は放射線防護を成功に導くまさにその心臓部にあり、また、そのプロセスの最も重要な部分と、そのプロセスをより包括的にし、完成させ、参加と連帯責任の意義を達成し育てる方法を議論している。

両方の報告は、委員会勧告の適用を扱い、委員会の放射線防護体系を実際にはどのように履行するかについてのより詳細なガイダンスを提供しており、そして、公衆の放射線防護の実際面に携わる誰しも、両方の報告に精通している必要がある。これらはともに、ICRP勧告の適用についてのICRP第4専門委員会に着想され、第4専門委員会の課題グループによってまとめ上げられたものである。

更に、委員会の基本勧告について進行中の再検討、改訂と更新がいま完成に近づいており、そして同時に、本号の2つの報告は新しい基本勧告を支える重要な礎石となっている。

もちろん、片方の報告だけに特に興味を持つ変わった読者がいるであろうが、彼らは各報告を別々に印刷してもらうことを好むであろう。ほとんどの読者が十分ご承知のように、*Annals*

(iv) 論 説

*of the ICRP*の報告は、www.sciencedirect.comにおいてダウンロード可能なPDFファイルとしてすべて入手可能でもある。そしてこのサイトでは、どちらか片方あるいは両方の報告をダウンロードすることを選択してよいように、2つの報告が個別のファイルとして掲載されている。

インターネットで報告を出版する利点はそれだけではない。第1に、ファイルは検索でき、可能ならば参考文献は引用した原典に直接リンクされ、配布は瞬時で、また、24時間世界中で利用可能である。そして、我々の出版社であるElsevierの先見性のおかげで、このPDFファイルのセットは、活動1日目（すなわち1928年）からのすべてのICRP報告をまもなく収録するようになる。つまりこれには、ICRP Publicationのシリーズとしては印刷出版されていないが公開の科学誌に提供された我々の草創期の報告を含むであろう。

インターネット出版を通して、従来の印刷方法が唯一の選択肢だったときに我々が望んでいたよりもはるかにたくさんの読者に届けることが可能となる。そのうえ、69の発展途上国では全く無償で、またおよそ30を超える国々では引換券による最小の費用で、我々の報告が利用できるように、委員会とElsevierはHINARIプログラム（*InterNetwork Access to Research Initiative, WHOと出版社数社による生物医学関係書籍の提供サービス）に誇りを持って参加している。印刷された実際の本や雑誌は、今もなお電子媒体よりも読みやすく、時代遅れとはならないであろうが、インターネット出版は確実に付加価値を提供している。

このことは、印刷された*Annals of the ICRP*の1つの号として、またそれを構成する2つの報告の個別のPDFファイルとして、上記のように利用可能である本報告書を我々に思い起こさせる。読者の諸君、食べてもなくなるケーキのように、両方を実際に入手し、読むことが（今まさに）可能となったのであります。

JACK VALENTIN

公衆の防護を目的とした 代表的個人の線量評価

2005年9月 主委員会により承認

抄 録

委員会は、改訂基本勧告は簡潔であるがしかし幅広く適用できる防護体系に基づくべきであり、この防護体系の目的を明らかにし、操業管理者や規制者によって必要とされる、より公式の体系のための基盤を提供することを意図した。本勧告は、特定の線源から受ける個人の線量に関する数量化された拘束値あるいは限度を定めるであろう。これらの線量拘束値は、職業被ばく、医療被ばく、及び公衆被ばくに直面する実在の人々、あるいは代表的な人々に適用される。この報告書は、公衆の線量を推定するための以前のガイダンスを更新するものである。公衆の線量は直接測定できない場合もあれば、全く測定できない場合もある。それゆえ、公衆の防護の目的には、仮定であれ具体的であれ、関連する線量拘束値の遵守の判断にその線量を適用することができる個人を特徴付ける必要がある。この個人は“代表的個人”と定義される。もしこの個人の関連する線量拘束値が単一の線源に対して満足されており、かつ放射線防護が最適化されているならば、公衆の防護という委員会の目的は達成される。

この報告書は年間線量を推定するプロセスを説明し、この目的のために多くの異なった方法が利用できることを認めている。これらの方法は、決定論的計算からより複雑な確率論的手法にまで及ぶ。加えて、これらの手法を合わせたものが適用されることもある。代表的個人の特徴を選択するに当たって、3つの重要な概念を心に留めておくべきである。それは、合理性、持続可能性、及び均一性である。それぞれの概念が解説され、それらの役割を説明するための例が提示されている。公衆の線量には予測的な（これから起こり得る）ものと、遡及的な（過去に起こった）ものがある。予測的な線量は、将来存在するかあるいは存在しないかもしれない仮想的な個人について、一方、遡及的な線量は、一般的には特定の個人について計算されるものである。

公衆の線量の推定と、代表的個人の同定には、通常、本来の不確実性があることを考えると、線量を予測的に評価する際に、6つの年齢カテゴリーに対する線量係数を準備することによって利用可能になる詳細なレベルは必要ないと、委員会は認識している。予測的评价に対して代表的個人の年線量を推定するために、3つの年齢カテゴリーを使用することを、委員会はここで勧告する。これらのカテゴリーは0～5歳（幼児）、6～15歳（子供）及び16～70歳（成人）である。この勧告を実際に履行するには、1歳の幼児、10歳の子供及び成人の線量係数と習慣データを、3つの年齢カテゴリーを代表するために使うべきである。

確率論的線量評価においては、それが計画された施設であれ、現存する状況からであれ、集団から無作為に抽出された人が比較的大きな線量を受ける確率がおよそ5%以下であるように、代表的個人を定めるべきであると、委員会は勧告する。このような評価によって20～30人あるいはそれよりも多くの人が、関連する拘束値を超える線量を受けている可能性が示唆されるなら、これらの人々の特徴を詳しく調査する必要がある。更なる分析の後に、20～30人の線量が関連する線量拘束値を本当に超える可能性が高いことが示されるならば、被ばくを制限するための措置を考えるべきである。

代表的個人の特徴を同定する際に利害関係者が果たし得る役割を、委員会は認識している。利害関係者の関与により、代表的個人の特徴、質、理解、並びに受容性と、その結果として推定された線量を著しく改善することができる。

キーワード：公衆被ばく；代表的個人；決定グループ；線量評価；不確実性

Part1 • 目 次

	頁	(項)
論 説	(iii)	
抄 録	3	
序 文	7	
総 括	9	
1. 緒 論	13	(1)
1.1. 目 標	14	(6)
1.2. 背 景	15	(13)
1.3. 基本的な原則と概念	17	(19)
2. 線量評価	19	(27)
2.1. 線量評価の目的	19	(27)
2.2. 線量評価のタイプ	19	(29)
2.3. 線量評価プロセスの概説	21	(40)
2.4. 線量評価における不確実性の取扱い	23	(47)
2.5. 線量評価のための決定論的方法と確率論的方法	23	(51)
3. 代表的個人	25	(57)
3.1. 代表的個人の定義	25	(57)
3.2. 被ばく経路, 時間枠及び放射性核種の空間分布	25	(59)
3.3. 代表的個人の特徴	26	(64)
3.4. 年齢別の線量係数	28	(75)
3.5. 遵守の判断	30	(86)
4. 代表的個人に関するその他の考察	32	(93)
4.1. 環境モニタリング, モデリング及び代表的個人の間関係	32	(93)
4.2. 潜在被ばく状況	32	(95)
4.3. 代表的個人を特徴付ける利害関係者インプットの価値	33	(100)

付属書A：公衆の線量の評価に使用する年齢カテゴリーの分析	35
付属書B：公衆の線量が確率論的に推定されているときの遵守の判断	43
参考文献	59

序 文

2001年10月20日に、国際放射線防護委員会（ICRP）の主委員会は、“個人”の定義に関して第4専門委員会に報告する新しい課題グループの設置を承認した。委任事項に述べられているように、課題グループの目的は、委員会の防護体系の中に、線量を推定し、規定の遵守の判断に用いられる個人を定義することに役立つ原則を策定することであった。委員会の勧告が発展し続けるにつれて、これらの原則は重要と思われた。その理由は、1つには委員会の勧告が社会全体としてよりもむしろ個人をもっと重要視していると期待されたからである。規定の遵守の実証にも努力が払われることになった。決定グループに関係する問題と、個人に関連する不確実性の概念が考慮されることになった。

この報告書は課題グループの努力の成果であり、ICRPの改訂基本勧告のための支援文書の1つを形作っている。報告書は上記で言及された領域と、また課題グループの仕事の過程に明白になったいくつかの他の問題を扱う。この報告書にあるガイダンスは、以前にICRPによって導入された決定グループの概念を踏まえ、そしてそれに置き換わるものであり、また、線量拘束値及び線量限度の遵守を判断するために使われる代表的個人を定義している。

課題グループのメンバーは次のとおりである：

J.E. Till (委員長)	J.R. Cooper	A.C. McEwan
D. Cancio	T. Kosako	C. Zuur

通信メンバーは、次のとおりである：

M.E. Clark	D.A. Cool	K. Ulbak
------------	-----------	----------

年齢別の線量に関連した計算を支援していただいた英国放射線防護庁のDr. Wayne Oatwayの技術的援助に対して課題グループは謝意を表したい。課題グループはまた、Ms. Shawn Mohlerによる報告書中のグラフィックス作成への支援、付属書Bで示されたMr. George Killoughの統計学的問題への支援、Ms. Cindy Galvinの報告書編集への支援に感謝する。課題グループは会合に使用できる施設と援助を提供していただいた以下に示す組織と職員に感謝する：デンマークの国立放射線衛生研究所、オランダの住居・空間計画・環境省、英国の国立放射線防護庁（現在、英国健康防護機関の放射線防護部門）、スペインの工学・環境・技術研究センター、フランス原子力庁、そして米国のエネルギー省、原子力規制委員会及び疾病対策・予防センター。

この報告書は、2005年9月に主委員会によりジュネーブの会合において承認された。

総 括

(a) 2001年10月20日に、国際放射線防護委員会 (ICRP) の主委員会は“個人”の定義に関する新しい課題グループの設置を承認した。この課題グループの目的は、公衆に関連する線量拘束値の遵守の判断の基盤として、その線量が使われる個人を定義する助けとなる原則を策定することであった。職業被ばくと医療被ばくは、本報告書では考慮されていない。

(b) 通常被ばく状況及び現存被ばく状況では、公衆に対する線量拘束値は、規制や管理の目的のために年線量として指定されている。公衆の線量評価の不確実性と多くの極端な被ばく状況の一過性の性質を委員会は認識している。この固有の不確実性の結果として、通常被ばく状況に対する規定の遵守を立証する際、何人かの個人の線量が線量拘束値を超えるかもしれない可能性があることを、委員会は認識している。委員会の勧告が満足されているならば、個人の線量が関連する拘束値を超える可能性は小さいであろう。

(c) 委員会は3つのタイプの被ばく状況を認識している。すなわち通常被ばく状況、現存被ばく状況、そして緊急時被ばく状況である (* 10項を参照)。更に、線量評価は予測的であるか、あるいは遡及的であるかもしれない。予測的線量は将来において線量を受けるかもしれない個人のための線量であり、遡及的線量は過去に発生した線量である。

(d) 線量評価は多段階のプロセスであると考えることができる。第1段階は、放射性核種と放出される放射線のタイプと量及び放出放射線についてのデータを含んだ、線源についての情報を得ることである。第2段階は環境についての情報、特に問題の線源から生じた環境媒体中の放射性核種の濃度を得ることである。プロセスの第3段階は、被ばくのシナリオによって定義される習慣データを濃度と組み合わせることである。第4段階は、空気中あるいは土壌中の濃度を外部線量率 (外部線量) に関連付けるか、あるいは単位摂取量を線量 (内部線量) に変換する係数を使うことである。線量係数は、体内における放射性核種の挙動と放射線吸収のモデルを使って推定され、ICRPにより導かれて公表されてきた。最終段階は、外部線量と内部線量からの寄与を必要に応じて合計することである。線量評価が繰返し作業であることを認識することは重要である。明確化を助けるものとして、そして特に放射性核種の摂取について、これらの段階を別々に考慮することは有用である。

(e) 個人の特性を定めるとどのようなプロセスにおいても、また線量の推定においても、変動性と不確実性は本来備ったものであると認識されている。変動性は、真実でかつ同定可能な不均一性又は多様性を事実上指している。不確実性は、評価において避けることができない制約から生じる。測定データを使うか、モデルを適用するか、あるいは測定と計算の組合せによって線量が推定されるか否かにかかわらず、変動性と不確実性は考えうる値の分布に寄与する。変動性と不確実性の程度はその分布の形と範囲によって表される。規定遵守の判断を目的とす

る線量の推定にどのような不確実性を含めるかについて最終決断を下すのは、規制当局次第であると委員会は信じる。

(f) 委員会は、測定又は推定された値を有する量と、委員会あるいは他の組織のいずれかによって選択された値を有する量の間には区別を設けている。例えば、線量拘束値、加重係数及び線量係数が規定遵守を評価するプロセスや意思決定の中で使われるとき、それらは固定された点の値として選ばれ、不確かではないと仮定される。しかしながら、損害を線量に結びつけるモデルには不確実性があると委員会は認識している。これらの不確実性は、限度や拘束値のような量の選択された値を定める際に考慮される。

(g) 公衆の線量の予測的評価のために、6つの年齢カテゴリーに対する線量係数の勧告によって与えられた詳しさのレベルは、通常これらの推定値に伴う不確実性を考えると、必ずしも必要ではない、と委員会は認識している。それゆえ、継続する被ばくの予測的評価の目的には、現在、代表的個人の年線量を推定するのに、3つの年齢カテゴリーで十分であると委員会は勧告する。これらのカテゴリーは0～5歳（幼児）、6～15歳（子供）、16～70歳（成人）である。若い年齢グループの線量に付随する重要性が不当に減少するのを避けるために、線量特性が最も急速に変化する0～5歳の年齢カテゴリーには短い期間が選択されている。これら3つの年齢カテゴリーの使用は、線源の放射線インパクトを特徴付け、より若くより感受性の高い集団への考慮を保証するのに十分であると判断される。本勧告を実際に履行するには、1歳の幼児、10歳の子供及び成人の線量係数とそれに対応する習慣データを、この3つの年齢の範囲を代表するために用いるべきである。

(h) もしこれらの年齢グループについて評価された線量が、胎児あるいは母乳栄養児に比較的高い線量を与えることが知られている放射性核種からの寄与を含み、またその寄与が関連する線量拘束値に近づきつつあるならば、その胎児あるいは母乳栄養児の線量は、量的な勧告が尊重されることを保証するために、別々に評価されるべきである。この摂取量は個人の生涯の非常に限られた期間にのみ受けるであろうという事実には照らすと、委員会は、この胎児あるいは母乳栄養児の線量を公衆の構成員のための拘束値と比較することによって、適切なレベルの防護を達成することができると思う。

(i) 公衆の線量は大きな困難なしに直接測ることはできない。ほとんどの場合、それを測ることは全くできない。それゆえ、公衆の防護の目的には、集団の中で比較的高く被ばくする複数の個人を代表する線量を受ける個人を特徴付ける必要がある。この個人は“代表的個人”と定義される。この用語は、以前のICRP勧告で記述された“決定グループの平均的な構成員”と同等であって、それと置き換えられる。

(j) 代表的個人に対する線量の値が線量拘束値より小さく、放射線防護が最適化されたならば、委員会の目的は達成される。

(k) 代表的個人の線量を考える際には、多くの要因を考慮に入れるべきである：(1) 線量評価はすべての関連する被ばく経路を扱わなければならない；(2) 線量評価は、比較的高く被ばくしている個人がその評価に含まれていることを保証するために、放射性核種の空間分

布を考慮しなければならない；(3) 習慣データは被ばくした集団に基づくべきであって、合理的、持続可能、かつ均質でなければならない；また、(4) 適切な線量係数を特定の年齢カテゴリーに適用しなければならない。これらの要因を考慮に入れ、使用される評価のアプローチ（決定論的評価、確率論的評価、あるいはそれらの混合）に依存して、代表的個人が確認され、規定の遵守の判断に使われる。

(l) 代表的個人の線量は、単純な決定論的方法から確率論的方法にまで及ぶいくつかの異なったアプローチを使って計算してよい。

(m) どちらの場合にも、適切な習慣データが必要となる。被ばく集団の特定の習慣データが入手できないならば、国あるいは地域の適切な集団データから値を導いてよい。これらのデータの分布は確率論的な評価において使用されることがあり、あるいは分布にある1つの値が決定論的な計算のために選択されることもある。確立されたデータベースは、多くの主食に対する消費率の95パーセンタイル値は、平均値のほぼ3倍を超える傾向があることを示唆している。決定論的な計算において行動に関し95パーセンタイル値を使うことは、摂取率を定義するのに慎重な仮定であると委員会は考える。

(n) 評価において過度の保守性を防ぐため、すべての変数について極端なパーセンタイル値が選ばれることを避けるよう注意を払うべきである。そのような結果は代表的個人の線量の大幅で非現実的な過大評価を招く可能性があり、医療や他の施設の設計に過度に負荷をかけるかもしれない。総合すれば、パラメータの値の選択は、合理的で持続可能な被ばくシナリオを表すものでなくてはならない。

(o) 決定論的方法には、選択された点におけるいろいろなパラメータと環境濃度の値の直接の掛け算が含まれる。決定論的方法の最も単純な形態はスクリーニングであり、その場合、環境への放出点の放射性核種濃度を使って線量を推定するという非常に保守的な仮定がなされる。ある状況では、サイト特有の被ばくデータが容易に利用でき、また習慣情報が分かっているので、比較的高い線量を受ける人々は容易に同定される。他の状況では、これらの個人を同定することとは、被ばくの主要な経路及びその線源から線量を受ける集団を考慮する反復プロセスである。最終的には、比較的高い線量を受けると予想されるグループが同定される。このグループの平均的な特徴は、代表的個人の線量を推定するために使われる。

(p) 線量を推定するために確率論的な方法を使うことも可能である。確率論的な方法は、発生確率に基づいた考え得る線量の範囲を与える複合的な分布の中にパラメータの分布を組み込む。線量の分布には次のものが組み込まれる：(1) 推定された環境媒体濃度における不確実性と自然の変動（すなわち、空気、水、土壌、及び食物中の放射性核種の濃度）；(2) 習慣データの不確実性（すなわち、呼吸率、食物と水の経口摂取率、種々の活動に消費された時間）。

(q) 計画された施設あるいは現存の状況のいずれにせよ、予測的な個人線量の確率論的評価において、集団から無作為に抽出された人が比較的大きい線量を受けるであろう確率がおよそ5%未満であるように、代表的個人を定義すべきであると委員会は勧告する。もしこのよう

な評価によって、20～30人あるいはそれ以上の人々が、関連する拘束値を超える線量を受けるかもしれないことが示されるならば、これらの人々の特徴を探す必要がある。もし更なる分析の後に、20～30人の人々の線量が関係する線量拘束値を実際に超えたいことが示されるならば、被ばくを制限するための措置を考えるべきである。

(r) 確率論的評価では、その評価が代表的個人を同定するために行われている地域と付随する集団に、特別の注意を払うべきである。比較的高い線量を受けている人々を代表し得るすべての人々を含めるように注意すべきである。

(s) ある施設の過去の操業期間又は現存状況のいずれかに対する規定の遵守を判断する目的で、特定の複数の個人に対する線量を遡及的に評価するためには、線量拘束値を超える推定線量をケースバイケースに評価すべきである、と委員会は認識している。ある場合には、これらの線量は短期間継続するだけかもしれないし、あるいは全く現実にならないかもしれない。しかしながら、もし特定の個人の線量が線量拘束値を超えて長期間続くことが予想されるならば、線源の縮小が必要かどうかについて、操業者と規制者による決定がなされるべきである。このような状況は、線量推定の不確実性を減らすか、あるいは線量の大きさを検証するための追加のモニタリングを正当化するかもしれない。上記の考慮は、過去の設計又は操業がそれらの認可の基準に従っていたかどうかに関するいかなる決定からも分離しているべきである。

(t) 放射線防護の目的で代表的個人を同定し特徴付ける際に公衆が果たすことのできる役割を、委員会は認識している。利害関係者 (stakeholder) の関与の程度は国によりまた状況により様々であろう。利害関係者はそれらの場所に特有の習慣データに関するインプットを提供することができる。特に、データの合理性、持続可能性及び均一性を判断する際に、利害関係者は助けになり得る。利害関係者との協力は、代表的個人の特徴の質、防護能力、及び受容性を著しく改善し、規定の遵守と意思決定のプロセスにおける利害関係者からの支援も強めることができる。

(u) 規定の遵守を判断するためにとられるアプローチにかかわらず、量的な拘束の遵守と防護の最適化の両方を用いる防護体系全体の適用が放射線防護に必要であることを、委員会は強調する。

1. 緒 論

(1) 委員会の防護体系は、達成される防護レベルを最適化するための要件によって補完された量的防護基準の諸原則に基づいている。この体系は、電離放射線被ばくに関連したリスクからの適度の防護を個人に提供するように意図されている。

(2) 改訂基本勧告 (ICRP, 2007) は、委員会の目的を明らかにし、操業管理者と規制者に必要な、より公式的な体系のための基礎を提供する、単純ではあるが幅広く適用できる一般的な防護体系に基づくべきである、と委員会は結論した。この勧告は、特定された線源による個人の年線量について定量化された限度と拘束値を定めている。これらの制約は、現実のあるいは仮想の個人の被ばくに適用される。委員会はこの範囲の中に、公衆の構成員の被ばくについての数値的な制約を盛り込んでいる。

(3) 委員会はその勧告を適用する目的に対して、ある特定の放射線源あるいは1組の線源から最も高く被ばくする人々を定義するために、決定グループの概念を以前使用していた。この報告書の勧告は、公衆の年線量を推定するための以前のガイダンスを改訂している。この報告書の強調点は予測的な被ばく状況（すなわち、将来における公衆への線量）に置かれているが、いくつかのガイダンスは遡及的線量（すなわち、既に受けた線量）にも提供される。

(4) 線源からある特定の個人が受けた線量¹⁾も、時間、場所、環境を通じての放射性核種の輸送、及びその個人の特性のような、多くの要因に依存する。これらの特性には、生理学的パラメータ（例えば呼吸率）、食事の情報（例えば種々の食物の消費率）、居住データ（例えば居住様式）、地域の資源（例えば農業資源）の使用、レクリエーション活動（例えば水泳）、及び年線量の推定に必要な、個人別の他のあらゆる情報も含まれる。線量評価では、これらの特性の特定のセットを“被ばくシナリオ”という。一般に、食事、住宅、及び被ばくの推定に必要な他の情報を、委員会は“習慣データ”という。

(5) この報告書の1章では報告書の目的を扱い、背景情報を提供し、基礎的な原則と概念を述べる。2章では、線源から生じる公衆構成員の線量を推定するプロセスを概説する。3章では、代表的個人の特性の選択について論じる。4章では、代表的個人に関する他の考察を紹介する。付属書Aは、年齢カテゴリーの分析に関する技術的な情報を提供する。付属書Bは、確率論的方法を用いる規定遵守の評価についての情報を提供する。

¹⁾ 特に指定しない限り、この報告書において“線量”は、放射性核種の摂取による70歳までの預託線量と外部被ばくからの寄与とを必要に応じて含む“実効線量”を意味する。

1.1. 目 標

(6) この報告書の目標は、公衆の防護に対する委員会勧告の遵守を定める目的のために、個人に対する線量をどのように評価するかについてのガイダンスを提供することである。

(7) この最新のガイダンスは、委員会の防護体系が進化し続け、委員会の勧告が多くの国において規制の基本的要素となったために必要である。ICRP内でのこの進化に加え、より高度化されたコンピュータとソフトウェアツールを用いて線量評価を行う能力は、過去20年の間に著しく改善された。線量は現在、より容易に確率論的に推定することができるので、1つの点の線量を推定するよりも、不確実性を含む線量分布を作成することができる。この報告書はまた、個人線量の推定に使われている手法と整合するように、ICRPの防護体系を履行するために必要な原則を改訂している。この報告書は、推定された線量を線量拘束値と比較し、防護を最適化し、緊急時状況のための計画作成と意思決定支援のために、公衆の線量を推定する方法を明らかにし、かつ詳述している。

(8) 線源と被ばくした個人は、職業被ばく、医療被ばく、又は公衆被ばくにかかわらず、それぞれの被ばくのカテゴリーの基本的な要素である。そこには、線量を評価される個人の明確な理解と特徴付けがなければならない。職場で主として業務の結果受けた職業被ばくの場合には、被ばくした個人とその線源の特徴付けは一般に容易である。これらの個人には記録が存在し、彼らの被ばくは個々にモニタされ又は評価されている。同様に、自分自身の医学的診断又は治療の一部として多くの場合意図的な被ばくである医療被ばくでは、線源と被ばくは通常明白である。したがって、職業被ばくと医療被ばくは、この報告書ではこれ以上考察しない。

(9) 長寿命放射性廃棄物の処分の場合における、将来の個人の防護のためのガイダンスは *Publication 81* (ICRP, 2000a) に提供されており、現在も有効である。

(10) 改訂中の基本勧告 (ICRP, 2007)*では、被ばく状況は3つの大まかなグループ、すなわち、通常状況、現存状況、及び緊急時状況に分類されている。放射線被ばくをもたらずか又はもたらず可能性のある、意図的に導入されたかあるいは維持されているあらゆる人の活動に対応するその範囲の一部を扱うために、委員会は、通常状況を用いる。現存状況は、線源が既に存在する諸状況である；現存状況は、意図せずに、不適切に、あるいはあとで放棄された過去の人間活動の結果として、導入されたのかもしれない。多くの事情においては、現存状況は被ばく経路を修正する措置によってのみ制御することができる。緊急時状況は、対策導入の考慮を正当化するのに十分な被ばくをもたらず可能性がある、意図されないか又は予期されない事象に関連する。ガイダンスは、これらの3つのグループのそれぞれについて、この報告書の2章に提供されている。

(11) いろいろな被ばく状況にある公衆の防護を評価しているとき、線量は決定論的か又は

*【訳注】 2007年勧告 (ICRP Publ. 103) において、被ばく状況は最終的に計画／緊急時／現存の3つのタイプに分類された。このうち、計画被ばく状況には、通常被ばくと潜在被ばくを含むとしている (同書, 176項)。

確率論的に推定することができるであろう。どちらの場合も、関係するパラメータ値は不確かであり、これらの不確実性に対処しなければならない。決定論的アプローチでは、一点での線量推定値が生まれる。線量が過小評価されていないことを合理的に保証するパラメータ値を選択することによって不確実性は説明される。確率論的アプローチでは、可能なパラメータ値の範囲を含めること、及び、線量の分布を作成することによって、不確実性は考慮に入れられる。

(12) 現存状況における被ばくを決定するには、測定データ及びその場所特有の他の習慣データを使用することが可能であろう。これらの場所特有のデータは、推定された線量の不確実性を著しく減少させることがある。しかし、公衆被ばくの遡及的な線量評価の場合には、可能性のある線量に分布が生じることもあろう。

1.2. 背 景

(13) 決定グループの概念は、委員会勧告の遵守を評価する手段を提供するために、*Publication 7* (ICRP, 1965) で最初に導入された。その勧告の15項は次のように述べている：

「1つの決定核種がある決定経路に存在したとき、それが施設外の集団の各人に同じ量の被曝をひきおこすことにはならない。そして、操業に先立つ調査（……）によって、決定的と名づけるべき1つまたは2つのグループの人々が存在することを確定することが、通常はできるであろう。決定的なグループとは、たとえば習性や居場所又は年齢などのような、人々の特性が異なるため、施設外の集団中のほかの人々よりも大きい線量を受けるので、別あつかいをする必要のあるグループをいう。実際には、そのようなグループの決定には大きい判断力が必要であって、次のような面を考慮しなければならないであろう。これらのうちのものは日常サーベイの立案に影響をもつ要因と同一であり、ここでは決定グループ自体に関するものだけを示す：

- 被ばくする可能性のあるグループの居る場所と年齢分布。
- 食習慣。たとえば特殊な食品や消費量。
- 特殊な職業上の慣習。たとえば漁具の取扱い。
- 住居の型。たとえば遮蔽特性。
- 家庭の習慣。たとえば屋内ですごす時間、洗身と衣服の洗濯の頻度。
- 趣味。たとえばスポーツ、魚釣または日光浴。

集団の中のこのようなグループはその施設の付近に居るかもしれないし、ある離れた場所に居るかもしれない。そのグループには成人男子、成人女子、妊婦、および子供が含まれることもあろう。その人々は、特殊な方法で作られたり、特定の場所で生産された食品を食べる人々であるかもしれない。または、特定の産業で働く人々かもしれない。……決定グループという考え方は、公衆の構成員に関する委員会の勧告を満たすための堅実な、かつ、実際の

なやり方を与えてくれる。……」

(14) *Publication 7* (ICRP, 1965) の16項は以下のように続く：

「決定グループの確認は、それが集団中で相対的に大きい被ばくをする人々を代表するように、また、放射線の線量に関し、つまり15項にかかげたいろいろな要因のうちいま考えている特定の場場合に線量に影響するものに関し、実行可能なかぎり均一であるように、行なうべきである。」

(15) *Publication 7* (ICRP, 1965) の17項には以下のように述べられている：

「このようにして決定グループが確認されたならば、そのグループの人々の実際の被ばくあるいは被ばくの可能性を算定するため、グループを適切に代表する標本を選び、調査すべきである。つぎには、そのような標本の平均被ばくが大きい被ばくをする個人の被ばくを代表するとみなして、その平均に対して公衆の個々の構成員についての最大許容線量に関する委員会勧告をあてはめるべきである。標本内での数値のひろがり、調査を行なった特性に関しての標本の均一性を示す目安となるであろう。受ける線量に影響するかもしれない個人の特性で、調査しないもの（たとえば代謝率）が多数あるということは知っておかなければならない。これらの個人差が、個人が受ける線量の決定グループ内でのひろがりを増すかもしれない。また、この決定グループのそとに習性や特性が普通とは著しくかけはなれた少数の個人がいるかもしれないということも知っておかなければならない。このような特殊事情は、このような個人が決定グループの受ける線量よりもいくぶん高い線量を受けることを時には意味するかもしれない。」

(16) 決定グループの概念はICRPの刊行物で使用され続け、また放射線防護で広く適用されてきた。*Publication 43* (ICRP, 1985) の67項には、以下のように記されている：

「極端な場合、たとえば詳細に特徴づけることができないような将来の状況を取り扱うさいは、一人の仮想的な個人として決定グループを定義することが便利なこともある。しかし通常は、決定グループは一人の個人のみで構成されることも、また均質性が失われるほど大きいこともないであろう。決定グループの大きさは通常数十人までであろう。まれではあるが、大きな集団が均一に被ばくする場合には、決定グループはもっと大きくなるかもしれない。決定グループの大きさに関するこの指針は、ある含みをもつ；たとえば習慣の調査では、決定集団中の最も被ばくする一個人に基づいて管理しようとして、そのような個人を探す必要はない。ある時点における習慣の調査結果は、基礎となった分布の一指標と見なすべきであり、平均として採用した値は、極端な習慣をもつ個人が一人か二人見つかったとしても、それによって不当に影響されるべきではない。」

(17) *Publication 60* (ICRP, 1991) の1990年勧告では以下のように述べられている：

「これらのグループは、検討対象とする線源から最も高い被ばくをする複数の個人の代表として選ばれる。彼らは、その線源からの線量に影響する特性に関して適度に均一である必要がある。このことが達成される場合には、個人拘束値を決定グループの平均値に対して適用すべきである。」*

決定グループの何人かのメンバーは、暗黙にはグループ平均の上及び下の両方の線量を受けらるであろう。

(18) 委員会は、線量拘束値の遵守を評価する目的のための個人の選択に関連して、*Publication 7, 43, 60* (ICRP, 1965, 1985, 1991) で展開された原則を引き続き支持している。この報告書の目的は、公衆の構成員の線量の評価における最近の経験と発展を考慮に入れて、これらの原則の適用を明らかにし、詳述することである。

1.3. 基本的な原則と概念

(19) 通常状況及び現存状況では、規制と管理の目的のため、公衆の線量拘束値は年実効線量の形式で特定される。委員会は、公衆の線量評価の不確実性及び多くの極端な被ばく状況が一過性であることを認識している。この本来ある不確実性の結果として、通常状況に対し規定遵守を定める際には、何人かの個人の線量が線量拘束値を超えるかもしれないことを、委員会は認識している。委員会の勧告が満たされたならば、どの個人の線量も関連する拘束値を超える確率は小さいであろう。

(20) 通常状況における公衆に対する委員会の拘束値は、1つには、将来にわたり何年もの間起こり続けると仮定される個人の被ばく状況に基づいて設定されている (ICRP, 2007)。被ばくしている集団はいつでも、ある年齢幅からなる個人のスペクトルによって構成されており、その集団中の個人は、被ばくが起ると予想される期間にわたり彼らが年齢を重ねる時に防護されるべきである。

(21) ほとんどの場合、公衆の構成員について線量を直接モニタすることは不可能である；むしろ、モニタリングは個人の被ばくをもたらず環境中の放射性核種の濃度に焦点をおくべきである。公衆の線量は直接測定されていないので、それは環境中の濃度、適切な習慣データを用いて、また放射性核種の摂取の場合には適切な線量係数を適用して、推定しなければならない。線量の計算に用いる方法は、点の値の推定（決定論的）から線量の分布（確率論的）に及ぶ。どちらの場合にも又はこれらの方法の混合の適用であっても、意思決定者は、規定の遵守にあたってそれを判断するガイダンスを必要とする。

(22) 1980年代中頃から、ICRPは公衆の構成員に対する年齢別線量係数を策定し始めた。基準となる体内動態モデルと線量評価モデルに基づいて、6つの年齢グループに対する線量係

*〔訳註〕 ICRP Publ. 60の273項より。ただし、引用3行目の“個人拘束値”は、Publ. 60では individual limits となっているが、本書のこの項では individual constraints と表現されている。訳は、Publ. 101に従った。

数を与える一連の刊行物が出版された (ICRP, 1989, 1993, 1995, 1996a,b)。これらの線量係数は、適切な習慣データと組み合わせて、環境放出による線量の評価に使用することができる。

(23) 事故又は過去の慣行から存続している状況などのいくつかの状況では、公衆の線量は環境濃度や特定の習慣データを用いて推測することができる。その一例として、チェルノブイリ事故から再構築された線量がある (IAEA, 1991)。この場合、集団のうちの個人に関し得る線量の分布が作成された。一般に、これらの分布には、集団の大部分が受けた線量を大きく超える線量と、習慣データ中のいくつかの極端な値から生じる線量が数多く含まれている。

(24) 環境への計画放出を考慮中の他の状況では、被ばくする個人の習慣について仮定がなされなければならないかもしれない。

(25) したがって、公衆の防護の目的には、集団の中で比較的高く被ばくした複数の個人を代表する線量を受ける1人の個人を特徴付けることが必要である。この個人は“代表的個人”と定義される。この個人の線量は以前のICRP 勧告で記述された“決定グループ”の平均線量と同等であり、かつこれに置き換わる。

(26) 次章以降では、線量評価プロセスの基礎を記述する。そこではまた、通常状況に対する(規定)遵守について意思決定するとき、緊急時に備えて計画を立てるとき、また公衆構成員に対する放射線防護の他の側面を判断する際に、代表的個人がどのように特徴付けられ、同定されるかも説明している。

2. 線量評価

2.1. 線量評価の目的

(27) 公衆に対する線量の評価は、関連する線量拘束値の遵守を判断し、被ばくの管理レベルについての決定を導き、被ばくを低減するためにとるべき行動の同定に役立つために行うことができる。例えば、環境への管理された放出の場合、線量拘束値と比較した結果によって追加の排水管理が必要とされるかどうか決定されるかもしれない。事故状況下での計画立案を考慮し、事故の際に対策がとられるかもしれない条件を決定するために、異なる期間にわたって線量を推定することもある。加えて、単に線量拘束値を満たすだけでなく、放射線防護が社会的、経済的な要因を考慮に入れて最適化されたことを示す際にも、線量は最適化のプロセスにおいて推定される (ICRP, 2007)。

(28) 実施される評価のタイプと、特定の情報が組み入れられる度合いは、その目的に依存するであろう。多くの事情の下で、計画立案、最適化及び規定の遵守は、異なるタイプの評価を必要とするであろう。例えば、計画立案と最適化では、様々な被ばくの事情を考え、更なる防護措置の機会がどこにあるかを判断すべきである。対照的に、遵守の程度の評価は通常、前もって決定された条件が満たされているかいないかのどちらかを明確に実証するために計画される。この報告書の残りの部分は、委員会が勧告する関連した線量拘束値の遵守を、どのように実証するかに焦点を当てる。

2.2. 線量評価のタイプ

(29) 委員会は3つのタイプの被ばく状況を認めている：通常状況、現存状況、緊急時状況である。線量評価は予測的であるかもしれないし、遡及的であるかもしれない (表2.1参照)。線量が将来の年に向けて評価されているのか (予測的)、過去の年に向けて評価されているのか (遡及的) によって、年線量の評価は、これら2つのタイプのうちいずれかに分類すること

表2.1. いろいろな被ばく状況における線量評価の例

状況	線量評価のタイプ	
	予測的	遡及的
通常	関連する線量拘束値の遵守の判断	過去の操業からの公衆線量の推定
現存	将来の長期にわたる被ばく (例えば：土地汚染の改善後)	過去の被ばく (例えば：汚染された土地での居住)
緊急時	緊急時計画の立案	緊急事態後の実際のインパクト

ができる。

(30) 予測的線量は被ばくがまだ発生していない個人について推定されるのに対し、遡及的な線量は一般に、被ばくしたことがわかっている個人のグループについて推定される。予測的な被ばく量の評価する場合、ある習慣の特徴を持つ個人が、それらの特徴が特定の人々に関係付けられるか否かにかかわらず、存在すると仮定する。

(31) 予測的評価は将来の被ばくを推定し、提案された行動方針（例えば：新しい線源の導入又は現存する線源の継続）が容認でき、最適化されているかどうかを示すために行われる。これらの評価は、将来の状態について仮定をしなければならない。このような予測的評価の結果は、いったん線源が導入されると、遵守を判断するための基礎を提供する。

(32) 予測的評価は、継続する状況が将来の年に関連する線量拘束値に適合するかどうかを示すためにも行われる。それらの評価は、もっと遠い将来に対する予測的評価よりも諸条件が更によく知られているかもしれないため、現在のサイト特有の状態に関する、より詳細な情報を取り込んでいるかもしれず、そのことは、より少ない不確実性につながる結果となるかもしれない。ある予測的評価が、特に、線源に対する認可を進展させ、遵守を証明するために用いられることになる場合には、その評価の形式と範囲は要件の基準と一致するように指定されるべきである。

(33) 予測的評価は、放射性物質が環境中に放出されて公衆が被ばくするかもしれない緊急時状況で実施される。その評価は、利用できるフィールドデータと測定値を使用し、短期的な防護対策に対する勧告を提供する意思決定者のためにそれらを線量の推定値に置き換える。

(34) 予測的評価はまた、事象が管理され早期の防護対策が実行された後、緊急時対応の後期でも使用される。いかなる残留放射能がもたらす状況も、本質的に継続被ばくの1つであり、現存被ばくと概念上同等である。

(35) 最後に、予測的評価は、以前には認識されなかった現存状況の評価するために着手されることがある。それらはまた、被ばくを低減するために防護対策を導入すべきかどうかを決定するのに使用される情報の一部となるかもしれない。

(36) 現存状況は、提案された対策の意味合いを判断するために、予測的評価又は遡及的評価のいずれかを必要とすることがある。そのようなケースが同定されたとき、その評価は、何も対策がとられなかった場合の将来の影響を理解するためと、ある対策が履行された場合に回避される線量を推定するための根拠を提供する。それらはまた、被ばくした人々に伝えることのできる情報と、利用できるかもしれない選択肢を提供する。

(37) 遡及的評価は、関連する線量拘束値の遵守を証明するために企てられることがあり、また疫学研究（例えば、歴史的な線量再構築）の基礎として使用されることがあり得る。それらは一般に、予測的分析よりも、計算の中にもっと多くの情報を内蔵する。加えて、遡及的評価は、実際のインパクト及び着手されたかもしれない防護活動の効果を正確に特徴付けて報告するため、個人に情報を提供するため、及び更なる対策が適切であるかどうかを判断するために、緊急時状況の最初の段階の後に行われることがある。

(38) 緊急時状況においては、比較的短期間に比較的高い線量もたらされる可能性がある。緊急事態に備える計画の立案においては、あらかじめ計画された防護措置を確定できるように、予測的評価は可能性のあるソースタームと特定の線源の周囲の集団をモデル化することで行ってよい。これらの評価は、緊急時シナリオがもし発生することになったときの対策に対する線量拘束値に従う個人とグループを同定するために使用される。緊急時対策は、これらの短い間に個人に対する線量を制限するか又は制御するように意図されている。

(39) 緊急時状況における急性被ばくの防護対策は、しばしば、子供といった特定のグループを防護することに基づいている。これらの状況では、年齢別の習慣及び年齢別の線量係数が、関連した線量を評価し、対策の決定を下すために使用される。したがって緊急時対応では、被ばくした年齢グループ又は年齢集団に関する情報を、評価の中に明確に含めるべきである。

2.3. 線量評価プロセスの概説

(40) 線量評価は、図2.1で示されるように、多段階のプロセスとして考えることができる。第1段階は放射性核種のタイプと量、及び放出される放射線のデータを含む、線源についての情報を得ることである。第2段階は環境、特に、問題とする線源から生じる環境媒体中の放射性核種の濃度についての情報を得ることである。外部被ばくに起因する線量には、空気、土壌、又は水中の濃度あるいは外部線量率のいずれかが必要である。内部被ばくに起因する線量には、体内に取り込まれるかもしれない食糧、水、又は空気中の濃度を知ることが必要である。プロ

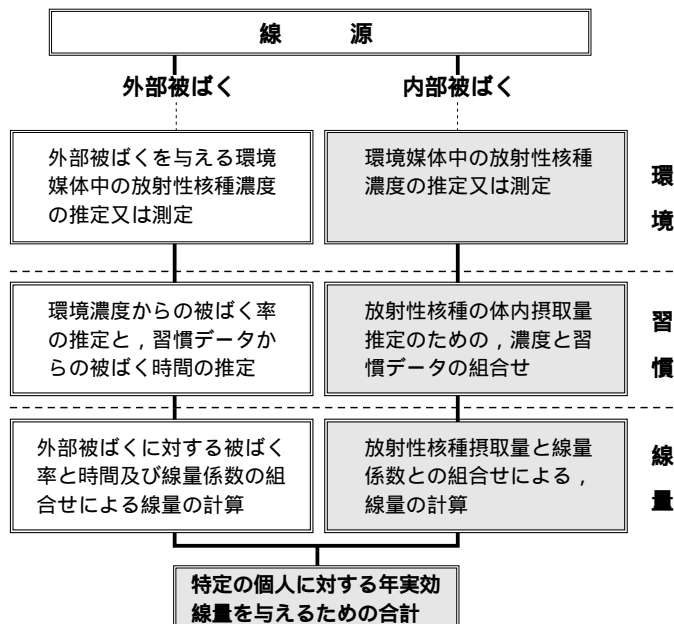


図2.1. 線量評価プロセス

セスの第3段階は、関連する人又はグループの被ばくシナリオに基づいて選ばれた習慣データと濃度を組み合わせることである。外部被ばくでは、いろいろな放射線場で過ごした時間が必要であるのに対し、内部被ばくでは、消費した食料と水の量又は呼吸した空気の量の情報が、摂取した放射能の量を推定するために必要である。その次の段階は、空気又は土壌中の濃度を外部被ばく率に関連付けるか、あるいは単位摂取量を線量に変える線量係数を使用することである。最終段階は外部被ばく及び内部被ばくによる寄与を適切に合計することである。段階を分けて考察することが有用である。

(41) 第1段階では、被ばくを起こす線源を特徴付けるべきである。環境への放出の場合には、この特徴付けに、着目する放射性核種の放出量、排気筒の高さ、関連する周辺の建物の近さ、材料の物理的及び化学的形態、及び気象条件を含めるべきである。遮蔽体を通した、又は大気中の物質による散乱又は屈折を経由した線源からの直接の外部被ばくもまた調べるべきである。

(42) 第2段階では、様々な場所の環境濃度は、測定により、放射性核種の環境媒体中の分散、沈着及び輸送をモデル化することにより、又は両方を組み合わせることにより得られる。測定及びモデル化はどちらも、関連した不確実性を持つであろう。それぞれの場所についての結果は、その線源に起因する各放射性核種と環境経路に対する放射能の濃度分布である。この段階では、その分布の展開は個人の存在の有無とは独立であるべきであり、潜在的な被ばく経路があるかどうかに基づくべきである。

(43) プロセスの第3段階は、環境媒体中の放射性核種の濃度と習慣データ及び被ばくシナリオによって定められる他の情報の組合せである。考慮すべき情報には場所、食習慣、被ばくをもたらず生活行動、及び年齢や呼吸率といった年齢に依存する生理学的要因が含まれる。この情報の選択は第3章で詳しく論ずる。多くの場合、これらのデータは地域集団についての情報から得ることができる。しかしながら、いくつかの状況では、サイト特有のデータが欠如していたり、又はそのようなデータを補足あるいは実証するために使用する、適切な国又は地域の情報が必要かもしれない。

(44) 線量評価プロセスの第4段階は、線量係数と関連する諸量の適用である。放射性核種の摂取については、これらの線量係数は、預託実効線量又はある1つの臓器に対する預託等価線量について表現される。内部被ばくと外部被ばくの寄与の合計により、総年線量が得られる。

(45) 線量評価が反復的なプロセスである可能性を認識するのは重要である。評価は一般に、線源、パラメータ値、習慣データ及び集団の大きさを、より保守的に仮定することから始まる。それぞれの反復の結果は、よりサイト特有でかつ現実的な情報が必要であるかどうかを決めるために使用される。詳細な情報を使用することは、計算された線量の大きさが関連する拘束値に近づくとき、特に重要である。

(46) この報告書は、このプロセスの主に第3段階と第4段階についてのガイダンスを提供する。

2.4. 線量評価における不確実性の取扱い

(47) 変動性と不確実性は、個人の特徴を定め、また線量を推定するあらゆるプロセスに内在すると認識されている。変動性は、本来実在しかつ確認できる不均一又は多様性をいう。例えば、変動性は、土の種類を変えた場合の根吸収係数の違いを指すことがある。変動性の原因は、3つのカテゴリー、すなわち空間的変動、時間的変動と個体差に分類することができる(Tschurlovits, 2004)。不確実性は、評価における避けられない制約から生じる。例えば、濃度の測定は精度に本来の制約がある。線量の推定が測定データの使用、モデルの適用、又は測定と計算の組合せを通しての推定のいずれであるかにかかわらず、変動性と不確実性は起こり得る値の分布に寄与する。変動性と不確実性の程度は、その分布の形状と範囲によって表される。これに関連して、感度解析は重要なパラメータを同定するために有用である。この報告書は“不確実性”という単語を、上記のように変動性と不確実性の両方の寄与を指すのに用いている。

(48) 委員会は、評価の一部として計測又は推定される値を持つ量と、委員会又は他の機関のいずれかによって選択される値を持つ量を区別する。例えば、線量拘束値、加重係数及び線量係数は、遵守の程度の評価及び意思決定のプロセスで使用されるとき、固定された点の値として選ばれ、不確かではないと仮定される。委員会は、損害を線量に結び付けるモデル中の不確実性を認識している。これらの不確実性は、限度や拘束値といった量の選択された値を確定する際に考慮に入れられてきた。

(49) 線量の推定に関わる不確実性は、パラメータ値に適切な単一の値を選択することによって決定論的に、又はパラメータ値に分布を組み入れることによって確率論的に、考慮に入れることができよう。どちらの方法においても、その目標は放射線防護でなされる判断と決定を支援するために、十分に強固な線量評価を行うことであるべきである。

(50) 委員会は、規定遵守の評価を目的とした線量推定に不確実性をどのように含めるかの最終的な決定は、規制当局によってなされるべきであると信じる。

2.5. 線量評価のための決定論的方法と確率論的方法

(51) 上述のように、代表的個人の線量は、決定論的にも確率論的にも計算されることがあり、あるいはこれらの方法の混合が適用されることもある。使用される方法は、特定の状況と能力及び利用可能なデータに依存するであろう。これらの方法間の違いを理解することは、委員会勧告の遵守をどのように判断するかについてのガイダンスを適用するうえで重要である。

(52) 決定論的方法と確率論的方法が必ずしも数学的に同等の結果を与えとは限らないことを認識すべきである。しかしながら、両方法の結果は、公衆の構成員のために必要な防護を決定する基礎を提供するという、委員会の目標を達成するのに用いることができる。どちらの

ケースにおいても、評価のプロセスが透明であること、仮定が明確に理解されること、及び、習慣の選択に関するガイダンスが考慮に入れられていることが重要である。評価のピアレビュー及び利害関係者の関与は、プロセスの成功にとって重要である。

(53) 遵守を評価するための最も単純な決定論的方法は、スクリーニングによる評価である。この方法は、通常、線源からの放出点における放射性核種の濃度に基づく非常に保守的な線量推定値をもたらす単純化の仮定を主として利用する。もう1つの単純化の仮定は、線量拘束値と比較するために公衆の線量を推定する際、単一の年齢グループ（例えば、成人）を考慮することである（ICRP, 2000）。もし比較的保守的なスクリーニング評価によって、関係する線量拘束値より線量が十分に低いことが示されたならば、更に詳細な線量評価の必要はないかもしれない。多くのスクリーニングの方法が開発されており、利用することができる（IAEA, 2001；NCRP, 1996）。

(54) 決定論的方法のもう1つの形態においては、関係する集団、経路、及び放射性核種の一般的評価は、専門家の意見、測定データ、又は単純な計算を用いて、その集団あるいはより高い線量を受けた集団を同定する目的で使われる。いくつかの状況では、サイト特有の被ばくデータが容易に利用でき、また習慣の情報が分かっているので、より高い線量を受けた人々は容易に同定される。他の状況では、これらの個人を同定することは、主要な被ばく経路及び線源からの線量を受ける集団を考慮する反復のプロセスである。この反復のプロセスは通常、それぞれの経路から最も大きな被ばくを受けそうな地域を示すであろう。これらの地域はより詳細に調査されるべきである。最終的に、すべての経路を考慮に入れて、最も高い被ばくを受けると予想されるグループが同定される。このグループの平均線量は、遵守を判断するために線量拘束値と比較される。この方法は、委員会により以前に勧告された決定グループアプローチと同じである。

(55) 線量評価プロセスを通じた不確実性の伝播は、コンピュータ技術の進歩により、今日では従来よりももっと容易に成し遂げられる。確率論的方法は、複数のパラメータの値の分布を、その発生確率に基づく一連の可能性のある線量を示す複合分布に一体化する。計算された線量の分布には次のことを盛り込む：(1) 推定された環境媒体の濃度（すなわち、空気、水、土壌及び食物中の放射性核種濃度）の不確実性と変動性；及び(2) 習慣データ（すなわち、呼吸率、食物と水の経口摂取率、様々な活動で過ごした時間）における不確実性と変動性。決定論的方法と同様に、被ばく集団と関連する被ばくシナリオの同定は、反復のプロセスになると思われる。しかしながら、意思決定者は、確率論的方法が利用される場合、委員会勧告の遵守を判断する方法についてのガイダンスを必要とする。

(56) 決定論的方法と確率論的方法の混合はしばしば利用される。この1つの例は、個人の線量を決定するための、現存被ばく状況における測定データの使用である（IAEA, 1991）。この場合、習慣と測定データの不確実性及び変動性のために、線量の分布が生じ、そしてこの分布が、遵守を判断する基礎となる。

3. 代表的個人

3.1. 代表的個人の定義

(57) 公衆の線量は、環境濃度若しくは被ばく率と適切な習慣データを用いて推定しなければならない。したがって、公衆の防護の目的には、線量拘束値の遵守の判断に用いられる人を定義することが必要である。これが“代表的個人”である。ほとんど常に仮想的な存在であるこの個人は、集団の中で比較的高く被ばくする複数の個人を代表する線量を受ける。この代表的個人は、前に委員会（ICRP, 1985）によって勧告された“決定グループの平均的な構成員”と等価であり、かつそれを置き換える。

(58) 代表的個人の線量を考える際には、多くの要因を考慮に入れるべきである：(1) 線量評価はすべての関連する被ばく経路を扱わなければならない；(2) 線量評価は、比較的高く被ばくしている個人がその評価に含められていることを保証するために、放射性核種の空間分布を考慮しなければならない；(3) 習慣データは被ばくした集団に基づくべきであって、合理的、持続可能、かつ均質でなければならない；また、(4) 適切な線量係数を特定の年齢カテゴリーに適用しなければならない。これらの要因を考慮に入れ、使用される評価のアプローチ（決定論的評価、確率論的評価、あるいはそれらの混合）に依存して、代表的個人が確認され、規定の遵守の判断に使われる。以下はこれらの要因のそれぞれについて追加の詳細である。

3.2. 被ばく経路、時間枠及び放射性核種の空間分布

(59) 代表的個人の線量は、すべての形態の被ばく（例えば、大気放出、液体の放出、及び直接的な外部被ばく）からの適切な寄与を含むことが重要である。評価によっては、1つの経路あるいは少数の経路が被ばくを支配することがあり得る。被ばくに有意に寄与する経路だけが考慮に入るように仮定をすることができる。どの経路を含めるべきかの鍵は評価のタイプに依存するが、しかし全体的な目標は重要な経路が除外されなかったことを保証することであるべきである。

(60) 将来のおよそ50年にわたり、個人の特徴が現在の習慣データに基づき得ると仮定するのは合理的である。したがって個人の年線量の予測的評価は、この程度の期間に対して有効と考えられる。

(61) 予測的状況における線量の評価において、土地利用（例えば、国立公園又は原生自然環境保全地域としての指定）の制度的管理が実施される可能性を認めるのは適当であるかもしれない。その指定地域ではある種の活動（例えば、居住使用あるいは作物の耕作）は妨げられ

ることがあるので、その地域から主食を入手することはできないであろう。気候条件も、将来の居住と現地生産の食料についての可能性を妨げたり、それに影響したりするかもしれない（例えば、乾燥地域では、水の利用可能性は、居住の拡大と持続可能な食糧生産を共に妨げるかもしれない）。したがって、適切な特徴の選択は、これらの条件を考慮に入れるべきである。

(62) 放出された放射性核種の空間的・時間的な分布と、施設の寿命にわたる長寿命放射性核種のビルドアップは、考慮に入れられるべきである。このビルドアップの1例は、液体放出による放射性核種の川や湖の堆積物への蓄積である。このようなビルドアップは、施設から離れたところで、あるいは後になって、最も被ばくする個人を生じさせる結果となり得るかもしれない。

(63) 将来の土地利用における変化の可能性は、予測的評価で考慮する必要があるかもしれない。例えば、提案された施設の近辺で目下のところ農業生産はないかもしれないが、そのような生産がその施設の予定寿命の間に始まるかもしれない。規制当局は、この農業生産が予測的な評価で想定されるかどうか判断すべきである。それでもなお、人口統計データと生活様式に起こるかもしれない有意な変化を考慮に入れ、施設の寿命中に選択される特徴を、時折再評価することは重要である。

3.3. 代表的個人の特徴

(64) 3.4節で示すように、個人の特徴は年齢に依存する生理学的パラメータと食事の情報を含む習慣データ、居住データ、地域の資源の使用、及び線量の推定に必要な他のあらゆる情報により記述される。

(65) 決定論的なアプローチで使われる個人の習慣（例えば、食料の消費量、呼吸率、場所、地域の資源の使用）は、より高く被ばくした個人の代表となる少数の個人の平均の習慣であり、集団構成員の1人の極端な習慣ではないことは重要である。いくつかの極端なあるいは例外的な習慣が考慮されることもあるが、それらは必ずしも考慮されている複数の個人の特徴を規定すべきものではない。1つの例外は、ある個人又は他の人たちによって長期間継続すると合理的に予想されるかもしれないその個人の習慣であろう。

(66) 確率論的なアプローチにおいて習慣データの分布が用いられる際には、考慮される習慣データは関連する集団に見られるすべてのあり得る値の範囲を含むべきである。習慣の分布は、考慮している場所あるいは状況に対して適切であるべきである。例えば、もし沿岸の環境への放出がある評価のテーマであるならば、習慣の分布は少なくとも沿岸社会の住民の行動を反映すべきである。

(67) もし地方集団に固有の習慣データが利用できない（例えば、海洋環境への局所的な放射性核種放出がある沿岸地域の魚の消費）ならば、数値は適切な国のあるいは地域の集団のデータから導かれるかもしれない。これらのデータの分布は確率論的評価で使われることがあり、あるいはその分布についての習慣データの1つの値が決定論的計算のために選択されるかもし

れない。多くの主食の95パーセントイル消費率は、分布の平均値をおよそ3倍上回る傾向がある (Byrom ら, 1995), と国の確立されたデータベースは示唆している。その場所特有のデータがない場合に摂取率を決めるのに、決定論的な計算で95パーセントイルの行動パターンを使うことは、慎重な仮定であると委員会は考える。

(68) 一般に、ある特定の線源に対して1つの被ばく経路が、その線源から代表的個人が受ける線量を支配するであろう。もし放射性核種の複数の摂取経路が線量に有意な寄与を与えるならば、95パーセントイルの習慣データはすべての経路に適用可能であると仮定することは合理的ではないかもしれない。より支配的な経路には95パーセントイルの摂取が割り当てられるべきであり、より低い値は、評価が合理的でかつ持続可能な1組の習慣を代表するという要件と一致する他の経路に割り当てられるべきである。たとえ複数の被ばく経路が実効線量の合計に有意な寄与ををするとしても、最も高く被ばくする個人は習慣に関してかなり均一である傾向がある (Hunt ら, 1982 ; Hunt, 2004)。

(69) 代表的個人の習慣データを選択するに当たって、合理性、持続可能性及び均一性を考慮しなければならない。

(70) 合理性は、習慣データが現実的にある個人に当てはまり、かつ人々が日々の生活において遭遇する事柄の範囲から外れないことを意味する。確率論的方法あるいは決定論的方法が使われるかどうかにかかわらず、習慣データの合理性は考慮されなければならない。

(71) 持続可能性と均一性は合理性の側面である。決定論的アプローチでは、線量拘束値は、合理的に均一なグループの平均習慣データから導かれた線量に適用するよう意図されているので、習慣データにおける合理性の問題は均一性の問題と関係している。均一性は、特定の習慣データにおける両極端がその評価に含められるか又は含まれないかの程度をいう。

(72) 決定論的な評価について委員会は、最も高い被ばくをしたグループの習慣データに必要な均一性の度合いは、関係する線量限度又は線量拘束値の割合としてそのグループの平均線量の大きさに依存する、と以前述べた (ICRP, 1985)。もしその割合がおよそ1/10未満であるならば、個人線量の分布が実質上全範囲で10倍以内 (すなわち平均値の3倍から1/3倍程度) に分布する場合、そのグループは均一であると見なされるべきである。割合が1/10を超える場合は、分布の全範囲はもっと小さくなるべきで、なるべくならば係数3を超えないことが望ましい。

(73) 持続可能性は、選択された習慣が評価の期間にわたって継続できる程度をいう。習慣データは持続可能である必要がある。例えば、食物の総摂取量は信頼できる必要熱量と整合すべきである。習慣は個人の要求に対応すべきである。例えば、同じ個人がいくつかの異なった経路のそれぞれ (例えば農業と漁業) から日々の栄養の必要量を独立に受け取る、と仮定することは不適切である。また、ある地域で消費されるすべての食品がその地域内で育つと仮定することも、その場所と利用可能な土地が仮定される食物摂取量を支えきれないことが明らかであれば、不適切である。同様に、ある地域からの野生動物の肉類の摂取率は、実現可能な獲物の捕獲率を超えるべきでない。外部被ばくによる線量の寄与がかなりある場合には、被ばく率

が高い地域で過ごした時間を合理的に推定する必要がある。一般に、少なくとも5年間被ばく状況が続くことが持続可能と考えられるであろう。

(74) 評価において過度の保守性を防ぐため、すべての変数について極端なパーセンタイル値が選ばれることを避けるよう注意を払うべきである。そのような結果は代表的個人の線量の大幅で非現実的な過大評価を招く可能性があり、医療や他の施設の設計に過度に負荷をかけるかもしれない。総合すれば、パラメータの値の選択は、合理的で持続可能な被ばくシナリオを表すものでなくてはならない。

3.4. 年齢別の線量係数

(75) 環境における外部被ばくに関しては、年齢による単位被ばく当たりの線量にはほとんど変動性がないことが一般に認められている (Golikovら, 1999, 2000)。しかし放射性核種の摂取については、委員会は、幼年期から70歳までの期間をカバーする6つの年齢範囲の公衆構成員に対し、年齢別の線量係数(単位摂取量当たりの線量, Sv/Bq)を公表した(ICRP, 1996 a,b)。また、母親による放射性核種の摂取に対する胚/胎児の線量係数(ICRP, 2001a,b)、及び母乳中の放射性核種の摂取に対する新生児の線量係数も公表した(ICRP, 2005)。これらの係数によって、集団中の特定グループの線量計算が可能になる。本節では、代表的個人の内部被ばくに対する年齢別線量係数の組み込みについて更なるガイダンスを提供し、いろいろな状況でのそれらの使用を区別する。遵守を判断する際の年齢別線量係数の使用を理解する基礎として、委員会勧告の根底にあるいくつかの目標と基本概念を論じる必要がある。

(76) 6つの年齢グループへの線量係数の適用は、ある発生源からの環境中濃度を予測する能力と、被ばくした個人の習慣データの不確実性を説明する能力との関連で比較検討されるべきである。特に予測的計算に対する線量推定の不確実性は、線量係数が提供された年齢カテゴリーの数を増やしても、一般に顕著に減ることはない。線量係数のすべてのセットを使うことによって暗に示される精度は、含まれる不確実性のために、公衆の予測線量の推定において保証されない、と委員会は引き続き信じる。

(77) 線量拘束値は、少なくとも部分的には、将来何年にもわたって継続して起こると仮定される個人の被ばくに基づいて設定されていると、20項は指摘している。ほとんどの施設は少なくとも50年にわたり稼働すると予想される。それゆえ、何年にもわたって被ばくする人と遵守を判断される人は同一の個人である。同じ個人について被ばくが継続するというこの基本概念は、人の寿命の中の数年をカバーする限られた数の年齢カテゴリーの使用を正当化する。個人の全寿命を超える遠い将来に公衆への線量が発生するかもしれないような長寿命の放射性廃棄物を処分するケースについて、委員会は次のように述べている「……そうすれば、個人の生涯にわたって平均された年線量または年リスクを計算することは合理的であり、これはいろいろな年齢グループの線量を計算する必要がないことを意味する。この平均は、成人の年線量または年リスクによって適切に表すことができる。」(ICRP, 2000a *46項)

(78) 委員会によって提供された線量係数は、1年の摂取量からの預託線量を与える。この保守的な線量の計算は、被ばくした年数にかかわらず、個人が生涯にわたる被ばくから防護されることを保証する。例えばアクチノイド元素の場合、線量係数は生涯の被ばくが積分された預託を考慮しており、それはあるいかなる年にも個人への線量を過大評価する。

(79) 委員会は、線量拘束値の遵守の評価に5年間にわたる平均化を許し (ICRP, 1991)、継続する被ばくの子測的評価において考慮すべき年齢グループの数を定めるのに同様のアプローチが適切であると勧告している。今日までの経験は、これらの状況下では公衆の構成員の防護にインパクトを与えることなく、年齢カテゴリーを組み合わせることが可能であることを示している。

(80) 上に論じたように、委員会勧告の基礎をなす目標と基本概念を考えると、内部被ばくに対する年齢別線量係数の若干の整理統合が正当化される。付属書Aでこの統合の意味合いを論じる。アクチノイド元素を例外として、異なる年齢グループの線量間の違いは、公衆の線量評価で通常見られる不確実性と比べて一般に小さい (一般に3倍以下) ことは、これらの計算から明白である。

(81) したがって、継続的な被ばくに対する線量拘束値の遵守を判断する目的には、代表的個人の年線量を3つの年齢カテゴリーによって定めるべきであると委員会は勧告する。これらのカテゴリーは、0～5歳 (幼児)、6～15歳 (子供) 及び16～70歳 (成人) である。若い年齢グループの線量に付随する重要性が不当に減少するのを避けるために、線量特性が最も急速に変化する0～5歳の年齢カテゴリーに短い期間が選択されている。これら3つの年齢カテゴリーの使用は線源の放射線的なインパクトを特徴付け、より若くより感受性の高い集団を考慮することを保証するのに十分である。この勧告を実際に履行するためには、1歳 (幼児)、10歳 (子供) 及び成人の線量係数と習慣データを、この3つの年齢カテゴリーを代表するために用いるべきである。これらの勧告は表3.1に要約されている。

表3.1. 線量拘束値の遵守を判断するために勧告された線量係数

年齢カテゴリー (歳)	年齢カテゴリーの名称	使用すべき線量係数と習慣データ
0 ~ 5	幼児	1歳
6 ~ 15	子供	10歳
16 ~ 70	成人	成人

(82) 0～5歳の年齢カテゴリーは胎児も母乳栄養児も含まない。ほとんどの場合、胎児あるいは母乳栄養児への線量は、0～5歳の年齢カテゴリーについて評価された線量と本質的に異ならないであろう (付属書A参照)。しかしながら、若干の放射性核種、主にリンとアルカリ土類金属の同位体は、母親よりも胎児と母乳栄養児にかなり高い線量を与え得る (ICRP, 2001a,b)。ふつう、これらの放射性核種は幼児にも比較的高い線量を与えるであろうから、幼児の線量係数を用いてこの年齢グループの線量に遵守の基礎を置くことは、母親と胎児の線量も同じく遵守していることを通常保証するであろう。それでもなお、委員会は、胎児がそれに

見合ったレベルの防護を受けるに値すると認識している。したがって、もし他の年齢グループについて評価された線量が、胎児に対して相対的に高い線量をもたらすことが知られている核種からのかなりの寄与を含み、それが関係する線量拘束値の値に近づいているならば、その胎児又は母乳栄養児の線量は、定量的な勧告が尊重されることを保証するよう、別々に評価すべきである。この摂取は個人の生涯のごく限定された期間のみであろうという事実には照らして、胎児あるいは母乳栄養児の評価された線量と、通常公衆の構成員に適用されるものより高い値を持ち得る線量拘束値を比較することによって、適切なレベルの防護が達成できると委員会は考える。しかしながら、胎児又は母乳栄養児に適用される拘束値は、公衆の構成員に対する線量限度を超えるべきではない。

(83) この年齢別線量係数の整理統合は、頑健な公衆の防護体系の提供を助け、科学の進展に伴い年齢別線量評価の情報が引き続いて発展することを可能にする。委員会はまた、この3つの年齢カテゴリーの使用が、何年もの間個人が線源から継続的に受ける被ばくに基づいている通常被ばく状況及び現存被ばく状況における公衆に対するICRPの線量拘束値の導出と矛盾していないと信じている。

(84) しかしながら、線量再構築のような適応的な状況での健康影響の推定においては、委員会のすべての年齢別体内動態モデルとデータが引き続き適用できる。これらの場合に、線量を推定するために必要なサイト特有のデータの質と範囲が、委員会によって公表された年齢別の係数が線量の質を改善し、それらの不確実性を低減するかどうかを一般に決定する。

(85) 事故に備えて計画を立てて対応する際、委員会はすべての利用可能な年齢別線量係数の使用を引き続き奨励する。しかし、この報告書で委員会が提案する統合された年齢カテゴリーは、ある種の事故状況、特に予測的評価がその事故の将来における影響についてなされているときや、代替の改善策を決定するときにおいて、受け入れ可能かもしれない。この判断は適切な規制当局によってなされるべきである。

3.5. 遵守の判断

(86) 決定論的な方法を用いると、評価は遵守を判断するための適切な(線量)拘束値と比較される線量の単一の値を結果としてもたらす。代表的個人の線量の値が線量拘束値より小さく、かつ放射線防護が最適化されたときに、委員会の目標は達成される。

(87) 確率論的評価については、代表的個人を定義することと線量の分布から遵守を判断することは、通常いっそう複雑である。付属書Bは多様な線量の分布を示し、遵守を判断する目的で代表的個人を決めるのに、これらの分布がどのように使われるかを記述している。上に言及したように、多くの受け入れ可能なアプローチがあり、多数の線量分布が結果として生じるかもしれない。したがって、委員会は、確率論的評価に対してある特定の方法の使用を規定することはしない。

(88) いくつかの確率論的線量評価に対しては、分布するほとんどすべての線量は、関連す

る線量拘束値より小さいと予測されるであろう。この場合、遵守は容易に立証される。

(89) 個人に対する予測的な確率論的線量評価においては、計画されている施設か現存状況からかにかかわらず、集団から無作為に抽出された人が比較的大きい線量を受ける確率がおよそ5%以下であるように、代表的個人を定めるべきである、と委員会は勧告する。

(90) もしこのような評価によって、20～30人あるいはそれ以上の人々が、関連する拘束値を超える線量を受けるかもしれないことが示されるならば、これらの人々の特徴を探る必要がある。選ばれたパラメータ値の感度解析を、最も適切な分布が使われたかどうか決定するために考慮すべきである。集団中の両極端を反映しているかもしれない現存又はそう思われる被ばく状況の公衆構成員からの示唆にも注意を払うべきである。このような寄与は操業者の分析に含められていなかったかもしれない。それらの寄与は、ほとんどの場合、低い被ばくに対応するが、低い被ばくは、扱われたことがなくまた更なる調査に値する潜在的に重要な被ばく経路を時には明らかにすることを経験が示している。もし更なる分析の後に、20～30人の人々の線量が関係する線量拘束値を実際に超えたいことが示されるならば、被ばくを制限するための措置を考えるべきである。

(91) 特定の個人の線量の遡及的評価については、ある施設の過去の操業期間又は現存状況のいずれかに対する遵守の判断を目的として、線量拘束値を超える推定線量はケースバイケースに評価すべきであると委員会は認識する。ある場合には、これらの線量が短期間しか続かないか、もしくは全く生じないと予想されるかもしれない。しかし、もし特定の個人の線量が線量拘束値を超え、そしてこれらの線量が長期間継続すると予想されるならば、線源の削減が必要とされるかどうかに関して、操業者と規制当局は決定を下すべきである。このような状況は線量推定値の不確実性を減らすか、又は線量の大きさを検証するための追加のモニタリングを正当化するかもしれない。上記の考慮は、以前の設計又は操業が許認可の根拠に従っていたかどうかに関する決定とは分けるべきである。

(92) 遵守を判断するためのアプローチにかかわらず、委員会は、適切な拘束値の遵守と防護の最適化の両方を用いた防護の全体系の適用が、放射線防護に必要であることを強調する。表3.2に、この節で記述した線量評価の方法を要約する。

表3.2. 代表的個人の線量を決定するために使用する方法の要約

	計算方法	
	確率論的	決定論的
環境濃度のデータ	推定又は測定された濃度の分布	パラメータに与えられる単一の値
習慣データ	習慣データの範囲あるいは固定値	比較的高く被ばくしたグループの平均値 又は適切な国又は地域のデータの95%値
線量係数	年齢に基づいた固定値	年齢に基づいた固定値
代表的個人の線量	操業者又は規制者によって選択された方法 代表的個人は、集団から無作為に抽出された人が比較的大きい線量を受ける確率がおよそ5%以下である、と確認されている	上記の値の積

4. 代表的個人に関するその他の考察

4.1. 環境モニタリング、モデリング及び代表的個人間の関係

(93) 予測的評価は、通常、提案された環境への管理放出の容認可能性を立証するためになされる。それらはほとんど常にモデルの使用を伴い、通常、環境物質中の放射性核種濃度を推定する唯一の手段を提供する。先に言及した合理性、持続可能性及び均一性の要件に従って、代表的個人は、推定された環境濃度がより高い線量をもたらす場所に居住すると仮定すべきである。実際には、これは居住しているか若しくは居住可能な場所を意味する。モデルによって表される時間的及び空間的なスケールも、その意図する使用に対して適切であるべきである。

(94) ある線源が既に存在するとき（継続的な通常被ばく状況、現存被ばく状況、及び緊急時被ばく状況）、環境中の放射性核種レベルのモニタリングは通常、放射性核種の環境中濃度を決定するために最も強固な方法であろう。これは *Publication 43* (ICRP, 1985) の主な目的であった。モニタリングプログラムは、検出限界と放射性核種の源を考慮に入れ、主な経路と放射性核種の同定によって導かれるべきである。環境モデリングも、モニタリングの重要かつ補足的な構成要素である。*Publication 43* (ICRP, 1985) は、線量を推定するためのモニタリングとモデリング両方の使用と制限についてのガイダンスを与えている。

4.2. 潜在被ばく状況

(95) 通常被ばく状況では、年間線量を受けているか、あるいは将来確実に受けるかのいずれかである。しかしながら、被ばくが起ることが確実ではなく、かつそれに起因する線量の発生確率がわずかしかない状況もあるかもしれない。これを“潜在被ばく”という。潜在被ばくは、人為的ミス、装置の故障、及び線源の関わる事故並びに放射性残渣の非常に不均一な分布を含む広範囲の事情をカバーできる。

(96) 委員会の勧告によれば、潜在被ばくは放射線量を受ける確率と、線量が生じたときの害の確率の組合せに基づいて評価されるべきである (ICRP, 1993)。これらの確率の積は、健康影響が発生する無条件確率である。しかしながら、線量自体とは別に線量を受ける確率を提示することは、意思決定の目的に対してもっと参考になることに留意すべきである (ICRP, 2000a)。

(97) 潜在被ばく状況における代表的個人の同定は、評価における他の要因に加えて、被ばくの確率を考慮に入れるべきである。どのリスク係数を使うかを決めるときに線量の大きさは重要ではあるが、被ばくが実際に発生するならば、そのような個人が受ける年線量は十分な指

標ではない。したがって、習慣、場所、及び環境中の放射性核種濃度の特徴付けに加えて、その個人が被ばくする確率を明らかにすることが必要である。実際、この確率は、特定の場所にいること、及び被ばくの発生を招く特定の活動に従事していることを含む、いくつかの確率の組合せであることがある。決定論的な評価においては、これは計算に含められる被ばくの確率値の選択を必要とする。確率論的評価に対しては、もしそのような情報が得られるのならば、分布が使われるかもしれない。

(98) 環境の潜在被ばくの例には、まばらに分布したホットパーティクルで汚染された地域があり、フランス領ポリネシアのMururoa環礁のCollet, Ariel, 及びVesta 諸島に存在するプルトニウムのホットパーティクルによって生じた放射線学的状況の評価で例証された (IAEA, 1998)。比較的均一な汚染という通常の仮定とは対照的に、そのホットパーティクルの1つに個人が被ばくする確率はほんのわずかしかないであろうし、経口摂取若しくは身体の外傷を通しての吸収によりこの物質が内部被ばくを起こす確率は更に低いであろう。このようなシナリオはあまり起こりそうにないが、もし人々が汚染区域にさらされ、そしてホットパーティクルが実際に外傷を通して取り込まれたならば、結果として生じる局所的な線量は大きいかもしれない、取り込まれたホットパーティクルの周りの微小な壊死のような局所的な確定的影響の原因にさえなり得る。ホットパーティクルが環境に存在する限り、この被ばくの可能性は存続するであろう。

(99) 潜在被ばくの定量的アプローチは、被ばくが断続的、あるいは稀であるような他の状況でも役に立つ。

4.3. 代表的個人を特徴付ける利害関係者インプットの価値

(100) *Publication 82* (ICRP, 2000b) で言及したように、利害関係者 (stakeholder) の役割は、より広い意思決定プロセスにおいて認識されるべきである。利害関係者の役割は、長期被ばく状況における公衆の防護と関連して *Publication 82* に記述されている。*Publication 82* が公表されて以来、委員会はICRPの防護体系における利害関係者の役割を考え、そして支持し続けてきた。しかしながら、この役割は定義され、明確化され、そして他の状況を含めるために拡張される必要があると委員会は確信する。この問題に関する更なる情報が「放射線防護の最適化：プロセスの拡張」として、*Annals of the ICRP* のこの号の次の報告書 (*Publ. 101 Part 2) に提示されている。しかし、この報告書で記述されている個人の特徴付けにおける利害関係者の関与に関係するいくつかの重要な鍵となる原則を提供することは重要である。

(101) 個人を特徴付け、そして規定の遵守を判断する際、意思決定者と操業者は役割と責任を明確に定めた。更に、個人の特徴付けには他のタイプの個人あるいはグループが関与している。彼らは利害関係者であると考えられ、健康や環境に直接影響する政策又は勧告に対して、個人的・経済的・健康上若しくは法的な関心を寄せる複数の個人を含む。ほとんどの場合、利害関係者の役割は意思決定プロセスを支援し、それに情報を提供することである。利害関係者

が意思決定や勧告の決定をする権限と責任を持っている（国に任命された理事会又は委員会などのような）場合もあるであろう。しかし一般的には、操業者と規制当局が意思決定者であり、利害関係者はそのプロセスで意思決定に関連した情報とガイダンスを提供することにより支援を行う。

(102) 代表的個人の特徴を定めるときには、利害関係者の関与が重要な役割を果たし得る。利害関係者は習慣データに関してその場所に特有の貴重なインプットを提供することができる。特に、習慣データの合理性、持続可能性及び均一性を判断する際に、利害関係者は助けになり得る。利害関係者との協力は、代表的個人の特徴の質、理解及び受け入れ可能性を著しく向上させ、そしてまた、そのプロセスと結果に対する支援を強化することができる。

(103) もし利害関係者の関与が全体的な意思決定プロセスの一部として利用されるならば、このプロセスがすべての当事者にとって効果的かつ有意義であることを保証するために指針を定めるべきである。これらの指針のいくつかには、それに限られるというわけではないが、次のことが含まれる：(1) プロセスの始まりにおける利害関係者の役割の明確な定義；(2) 関与の計画に関する合意；(3) 利害関係者の関与の文書化と対応の仕組みの準備；及び(4) 利害関係者の関与が複雑で、実行するのに追加の資材を必要とする可能性があることについての、操業者と規制者の認識。

(104) 利害関係者の関与の概念が、文化的、社会的、及び政治的な理由で国により著しく異なるかもしれないことを委員会は認識している。したがって、利害関係者の関与の重要性和範囲はそれぞれの国の個々の当局が考慮すべきである。しかしながら、利害関係者の関与は、ICRPの防護体系の実行、理解及び容認において重要な役割を果たし得ると委員会は確信する。

付属書A：公衆の線量の評価に使用する年齢カテゴリーの分析

A.1. 緒 論

(A1) 委員会は胚／胎児、乳児、及び集団中の6つの年齢グループに対する線量係数を指定した。この付属書では、特に予測的評価において、関係する線量拘束値と比較するための線量を評価する目的で年齢グループの数を3つに統合できるかどうかを調べる(3.4節参照)。これらのグループは0～5歳(幼児)、6～15歳(子供)及び16～70歳(成人)である。この勧告を実際に履行する際には、1歳の幼児、10歳の子供及び成人の線量係数と習慣データを、この3つの年齢カテゴリーを代表するために使うべきである。

A.2. 背 景

(A2) 1980年代中頃に、集団のすべての年齢グループに対して吸入と経口摂取による放射性核種の摂取量から線量を評価するのに使用できる線量係数(単位摂取量当たりの線量、Sv/Bq)が必要であることが明らかになった。ICRP第2専門委員会の課題グループは、種々の年齢での線量係数を計算するために使われていた年齢別の体内動態モデルを発展させた。一連の刊行物(ICRP, 1989, 1993, 1995, 1996a,b)で、選ばれた31の元素の放射性核種について年齢別の線量係数が与えられた。体重の影響と年齢増加に伴う放射性核種の体内動態及び線量評価の変化を考慮に入れて、第2専門委員会は6つの代表的な年齢グループに対する線量係数を提示した。すなわち、生後3か月の幼児；1歳、5歳、10歳、15歳の子供；及び成人である。線量係数が集団中の他の年齢集団にも必要であるという事情の下では、この線量係数は下記の年齢範囲に対しても使うことができる、と勧告された：

- 3か月児…0～1歳；
- 1歳児…1歳以上で2歳まで；
- 5歳児…2歳以上で7歳まで；
- 10歳児…7歳以上で12歳まで；
- 15歳児…12歳以上で17歳まで；
- 成人…17歳を超える。

(A3) 最近、胚と胎児の線量係数が*Publication 88* (ICRP, 2001a,b)で公表された。乳児による母乳中の放射性核種の摂取に対する線量係数も作成された(ICRP, 2005)。

(A4) ICRPによって公表された6つの年齢範囲の線量係数は、多くの国の規則及びガイド

ンスノートで使われているばかりでなく、欧州基本安全基準（EU, 1996）と国際基本安全基準（IAEA, 1996）に採用された。

(A5) いくつかの線量再構築研究及び事故に対する計画立案と対処における線量評価のように、包括的で詳細な情報が個人線量について必要とされる事情の下においては、これらの線量係数を使うことは適切である。しかし、多くの状況では、このレベルの詳細な記述は要求されず、もっと限定された範囲の係数を使うことが便利であろう。このような限定された範囲の年齢別線量係数を線量評価に使用するのが適切であるかどうかを決める際、集団中のいろいろな年齢グループによる放射性核種の摂取から生じる線量を考慮することは重要である。線量係数の比較だけでは十分ではない。評価の結果が比較される放射線の規準は線量で主に指定されているから、習慣データも考慮に入れなければならない。異なる年齢グループによる放射性核種の摂取量は、消費率が年齢グループの間で異なるから、同じ食料に対して同一ではないであろう。したがって、異なる年齢グループによる同じ食料の消費に対して、相対的な線量は年齢別の線量係数の値だけではなく、年齢別の消費率と他の生物物理学的パラメータにも依存するであろう。

(A6) この付属書では、代表的な消費率と呼吸率を使って、食物中の放射性核種の摂取と空气中の放射性核種の吸入によって起こる、集団中の3つの選択された年齢グループに対する線量を計算し、限られた範囲の年齢別線量係数を使う選択肢を考察する。これらの結果は、6つすべての線量係数を使って得られる線量と比較されている。

A.3. 方法

(A7) 食料の摂取については、4つの年齢グループ（1歳、5歳、10歳及び15歳児）の線量を、ミルク、緑色野菜及び牛肉中の放射性核種の単位濃度の経口摂取と空気中の吸入を用いて、個別に計算した。使われた摂取率を表A1に示す。これらの実例の値はSmithとJones（2003）から引用され、英国のデータから導かれている。特定の食料の消費率データは国によって異なるかもしれないが、このようなデータは通常同じ一般的傾向に従う。例えば、ミルクは若年者によってより高い率で消費され、固体の食品の消費率は成人について最も高い。このように、この分析からの全体的な結論は一般に適用できると期待される。線量計算は、委員会が線量係数を公表したすべての放射性核種に対して行われた。更に、表A2～A4で別に示された場合を除き、

表A1. 線量の計算に用いられた習慣データの具体例

	ミルク消費率 (kg/年)	緑色野菜消費率 (kg/年)	牛肉消費率 (kg/年)	吸入 (m ³ /h)
3か月	350	15	10	0.12
1歳	320	30	20	0.22
5歳	280	32.5	25	0.37
10歳	240	35	30	0.64
15歳	260	45	35	0.84
成人	240	80	45	0.92

表 A2. 習慣データ的具体例を用いた、母乳摂取による線量の比

放射性核種	1歳児：胎児 [†] と 3か月の母乳栄養児	1歳児：5歳児	10歳児：15歳児
H-3	2.27	1.77	1.18
H-3 (有機結合トリチウム)	2.92	1.88	1.25
C-14	3.21	1.85	1.30
Na-22*	6.61	2.04	1.37
Mg-28*	32.05	2.16	1.54
P-32*	1.32	2.31	1.58
S-35 (有機形)	5.71	2.29	1.55
K-42*	22.73	2.29	1.47
Ca-45	0.94	2.15	1.28
Fe-59	17.47	1.98	1.40
Co-60	18.70	1.82	1.29
Ni-63	21.02	2.09	1.44
Zn-65	6.51	1.89	1.31
Se-75	6.30	1.79	1.79
Sr-90	2.70	1.78	0.69
Zr-95	25.44	2.13	1.46
Nb-95	15.37	2.03	1.37
Mo-99	13.43	2.22	1.34
Tc-99m	10.67	2.06	1.42
Ru-106	197.98	2.24	1.61
Ag-110m	11.43	2.05	1.41
Sb-125	22.24	2.05	1.38
Te-127m	22.22	2.17	1.60
I-131	7.74	2.06	1.41
Cs-137	3.25	1.43	0.71
Ba-133	15.90	1.82	0.58
Ce-144	2203.39	2.35	1.56
Po-210	56.55	2.29	1.50
Np-237	102.91	1.71	0.92
Pu-239	78.32	1.45	1.04
Am-241	241.09	1.57	1.02
Cm-242	284.84	2.23	1.48

[†] 長期摂取に対する女性の公衆構成員の線量係数に基づく (ICRP, 2001a, b)

* 胎児の計算については、これらの放射性核種の線量係数は仕事を持つ母親に対するものである (Phipps ら, 2001)

公衆構成員の女性について線量係数が公表された放射性核種に対し、母親による9か月間の放射性核種摂取からの胎児線量と、それに続く3か月間の母乳の授乳による線量も計算された。放射性核種の吸入と比較するため、母親による吸入による9か月間の被ばくと、続く3か月の間の子供による3か月児の呼吸率での吸入及び母親の吸入に続く授乳からの3か月間の摂取に対する胎児線量が再度計算された。これらの計算は、起こり得る結果の範囲の境界を示すと考えられた放射性核種のサブセットについて実施された (表A6参照)。

表 A3. 習慣データ的具体例を用いた、緑色野菜の経口摂取による線量の比

放射性核種	1歳児：胎児 [†] と 3か月の母乳栄養児	1歳児：5歳児	10歳児：15歳児
H-3	0.64	1.43	0.99
H-3(有機結合トリチウム)	0.82	1.52	1.06
C-14	0.90	1.49	1.09
Na-22*	1.86	1.65	1.16
Mg-28*	9.01	1.75	1.30
P-32*	0.37	1.87	1.33
S-35(有機形)	1.61	1.85	1.31
K-42*	6.39	1.85	1.24
Ca-45	0.26	1.74	1.08
Fe-59	4.91	1.60	1.18
Co-60	5.26	1.47	1.08
Ni-63	5.91	1.69	1.21
Zn-65	1.83	1.52	1.11
Se-75	1.77	1.45	1.51
Sr-90	0.76	1.43	0.58
Zr-95	7.15	1.72	1.23
Nb-95	4.32	1.64	1.16
Mo-99	3.78	1.79	1.13
Tc-99m	3.00	1.67	1.19
Ru-106	55.68	1.81	1.36
Ag-110m	3.22	1.66	1.19
Sb-125	6.25	1.66	1.17
Te-127m	6.25	1.75	1.35
I-131	2.18	1.66	1.19
Cs-137	0.91	1.15	0.60
Ba-133	4.47	1.47	0.49
Ce-144	619.70	1.89	1.32
Po-210	15.90	1.85	1.26
Np-237	28.94	1.38	0.78
Pu-239	22.03	1.17	0.88
Am-241	67.81	1.26	0.86
Cm-242	80.11	1.80	1.24

[†]長期摂取に対する女性の公衆構成員の線量係数に基づく(ICRP, 2001a,b)

*胎児の計算については、これらの放射性核種の線量係数は、仕事を持つ母親に対するものである(Phippsら 2001)

A.4. 結 果

(A8) 各被ばく経路に対する選択された放射性核種についての結果は、表A2～A6に比で与えられている。1歳児への線量が、胎児から5歳までの年齢範囲の線量を十分に代表できるかどうかを立証するために、1歳児への線量と胎児/3か月の母乳栄養児の線量の比、及び1歳児の線量と5歳児の線量の比を表に示した。同様に、10歳児の線量が6～15歳児の年齢範囲の線量を十分に代表できるかどうかを立証するために、10歳児の線量と15歳児の線量の比も示さ

表 A4. 習慣データ的具体例を用いた、牛肉の経口摂取による線量の比

放射性核種	1 歳児：胎児 [†] と 3 か月の母乳栄養児	1 歳児：5 歳児	10 歳児：15 歳児
H-3	0.76	1.24	1.10
H-3 (有機結合トリチウム)	0.97	1.32	1.16
C-14	1.07	1.29	1.20
Na-22*	2.20	1.43	1.27
Mg-28*	10.68	1.51	1.43
P-32*	20.44	1.62	1.47
S-35 (有機形)	1.90	1.60	1.44
K-42*	7.58	1.60	1.37
Ca-45	0.31	1.51	1.19
Fe-59	5.82	1.39	1.30
Co-60	6.23	1.27	1.19
Ni-63	7.01	1.46	1.33
Zn-65	2.17	1.32	1.22
Se-75	2.10	1.25	1.66
Sr-90	0.90	1.24	0.64
Zr-95	8.48	1.49	1.36
Nb-95	5.12	1.42	1.27
Mo-99	4.48	1.56	1.24
Tc-99m	3.56	1.44	1.32
Ru-106	65.99	1.57	1.50
Ag-110m	3.81	1.44	1.31
Sb-125	7.41	1.44	1.29
Te-127m	7.41	1.52	1.49
I-131	2.58	1.44	1.31
Cs-137	1.08	1.00	0.66
Ba-133	5.30	1.27	0.54
Ce-144	734.46	1.64	1.45
Po-210	18.85	1.60	1.39
Np-237	34.30	1.20	0.86
Pu-239	26.11	1.02	0.96
Am-241	80.36	1.10	0.94
Cm-242	94.95	1.56	1.37

[†]長期摂取に対する女性の公衆構成員の線量係数に基づく (ICRP, 2001a,b)

*胎児の計算については、これらの放射性核種の線量係数は、仕事を持つ母親に対するものである (Phipps ら 2001)

れている。アクチノイド元素を例外として、異なる年齢グループの線量間の違いが公衆の線量の予測的評価で通常見出される不確かさと比較して一般に小さい (一般に係数 3 未満) ことは、これらの計算から明白である。アクチノイド元素については、線量係数は被ばくの存続期間について積分された預託を考慮しており、それはいかなる年における個人の線量も過大評価する傾向にある。限定された範囲の年齢グループを使ったことによる最も大きな過小評価は、胎児/母乳栄養児の吸入経路及び、同じ年齢グループの緑色野菜の経口摂取に対する経路の両方についてであり、係数 4 程度であった。

表A5. 習慣データの具体例を用いた、吸入摂取による線量の比

放射性核種	肺の吸収率	1歳児：3か月児	1歳児：5歳児	10歳児：15歳児
H-3 (トリチウム化合物)	F	1.41	1.08	1.06
H-3 (トリチウム化合物)	M	1.46	1.15	1.18
H-3 (トリチウム化合物)	S	1.53	0.94	1.03
H-3 (有機結合トリチウムの吸入)		1.83	0.93	1.02
C-14	F	2.01	1.11	1.16
C-14	M	1.46	0.98	0.85
C-14	S	1.64	0.92	0.88
Na-22	F	1.38	1.14	1.22
Mg-28	F	1.63	1.27	1.36
Mg-28	M	1.81	1.22	1.17
P-32	F	1.15	1.39	1.40
P-32	M	1.25	1.11	1.01
S-35 (SO ₂ の吸入)		1.29	1.15	1.23
S-35 (CS ₂ の吸入)		1.28	1.19	1.24
K-42	F	1.15	1.35	1.32
Ca-45	F	0.96	1.27	1.00
Ca-45	M	1.34	0.99	0.85
Ca-45	S	1.47	0.99	0.84
Fe-59	F	1.13	1.09	1.23
Fe-59	M	1.32	0.98	0.91
Fe-59	S	1.40	0.95	0.87
Co-60	F	1.41	0.98	1.11
Co-60	M	1.48	0.96	0.95
Co-60	S	1.71	0.87	0.90
Ni-63 (ニッケルカルボニル吸入)		1.54	0.99	1.04
Ni-63	F	1.59	1.08	1.11
Ni-63	M	1.39	1.03	1.01
Ni-63	S	1.64	0.95	1.00
Zn-65	F	1.22	1.04	1.16
Zn-65	M	1.40	1.04	0.96
Zn-65	S	1.62	0.91	0.92
Se-75	F	1.41	1.05	1.59
Se-75	M	1.53	1.07	1.00
Se-75	S	1.54	0.96	0.95
Sr-90	F	0.73	1.00	0.59
Sr-90	M	1.34	1.01	0.78
Sr-90	S	1.75	0.88	0.86
Zr-95	F	1.68	1.02	1.14
Zr-95	M	1.47	0.98	0.88
Zr-95	S	1.45	0.94	0.87
Nb-95	F	1.39	1.15	1.22
Nb-95	M	1.40	1.00	0.88
Nb-95	S	1.40	0.97	0.87
Mo-99	F	1.36	1.31	1.38
Mo-99	M	1.34	1.19	1.04
Mo-99	S	1.28	1.19	1.08

(次ページへ続く)

表A5. (続き)

放射性核種	肺の吸収率	1歳児：3か月児	1歳児：5歳児	10歳児：15歳児
Tc-99m	F	1.33	1.26	1.22
Tc-99m	M	1.40	1.15	1.08
Tc-99m	S	1.41	1.14	1.07
Ru-106 (RuO ₄ の吸入)		1.26	1.07	1.28
Ru-106	F	1.38	1.23	1.33
Ru-106	M	1.44	1.02	1.01
Ru-106	S	1.62	0.98	0.98
Ag-110m	F	1.47	1.11	1.17
Ag-110m	M	1.47	0.98	0.99
Ag-110m	S	1.63	0.94	0.91
Sb-125	F	1.43	1.09	1.17
Sb-125	M	1.47	0.95	0.89
Sb-125	S	1.66	0.94	0.87
Te-127m (テルル蒸気の吸入)		1.28	1.16	1.25
Te-127m	F	1.22	1.28	1.33
Te-127m	M	1.36	1.03	0.91
Te-127m	S	1.48	0.98	0.89
I-131 (ヨウ化メチルの吸入)		1.83	1.04	1.17
I-131 (ヨウ素蒸気の吸入)		1.73	1.01	1.18
I-131	F	1.83	1.16	1.32
I-131	M	1.25	1.09	1.05
I-131	S	1.29	1.05	0.91
Cs-137	F	1.13	0.89	0.64
Cs-137	M	1.48	0.96	0.90
Cs-137	S	1.67	0.85	0.87
Ba-133	F	0.75	1.03	0.47
Ba-133	M	1.22	0.93	0.71
Ba-133	S	1.66	0.86	0.90
Ce-144	F	1.38	1.15	1.24
Ce-144	M	1.54	1.08	1.02
Ce-144	S	1.57	0.97	0.96
Po-210	F	1.19	1.30	1.29
Po-210	M	1.34	0.98	0.88
Po-210	S	1.43	0.97	0.88
Np-237	F	1.74	0.92	0.81
Np-237	M	1.67	0.85	0.76
Np-237	S	1.59	0.91	0.82
Pu-239	F	1.75	0.79	0.83
Pu-239	M	1.76	0.76	0.78
Pu-239	S	1.66	0.86	0.85
Am-241	F	1.83	0.89	0.83
Am-241	M	1.73	0.80	0.76
Am-241	S	1.59	0.88	0.85
Cm-242	F	1.43	1.25	1.16
Cm-242	M	1.50	0.97	0.87
Cm-242	S	1.45	0.94	0.86

F：速い，M：中くらい，S：遅い。

表A6. 胎児期及び1歳児としての被ばくに伴う母乳授乳期間中の、大気浮遊物質の吸入による線量の比の具体例

放射性核種	肺吸収のクラス	1歳児：胎児と母乳栄養及び吸入*
P-32	F (仮定)	0.22
Ca-45	M	1.01
Sr-90	M	1.73
I-131	F	0.78
Cs-137	F	0.53
Pu-239	M	5.25

* 母親による9か月間の吸入から生じた胎児の線量，母乳授乳による3か月の吸入（母親による吸入）及び3か月の乳児による吸入に加算。1歳児の線量は子供による12か月の吸入を想定している。

F：速い，M：中ぐらい。

A.5. 結 論

(A9) 委員会が線量係数を公表したすべての放射性核種に対する結果は，表A7に要約されている。比はおおよそ係数3～4に収まることが見てとれる。そのため，多くの状況において，1歳児について計算された線量は，胎児から5歳児までの年齢範囲での線量を適切に代表できると結論することが可能である。同様に，10歳児の線量は，6～15歳の年齢範囲の線量を適切に代表できる。

(A10) 幼児（1歳児の線量係数），子供（10歳児の線量係数）および成年を表す限られた年齢別線量係数のセットを使用することは，消費率データの有用性と一致する。委員会が線量係数を指定した6つの年齢グループの具体的な消費率データは，ほとんどの場合，利用できそうもない。3つの広範囲のカテゴリー（幼児，子供及び成人）の消費率に関するデータは，国レベルではもっと利用できるようである。しかしながら，6つの年齢グループに対する線量は，線量再構築の研究や，事故に備えて計画を立て，それに対処する際に必要とされるかもしれない。

表A7. 習慣データの具体例を使ったすべての放射性核種に対する経路の最小比と最大比

経路	比	最小比	最大比
ミルクの経口摂取	1歳児：胎児と3か月の母乳栄養児*	0.94	312,888
	1歳児：5歳児	1.14	2.51
	10歳児：15歳児	0.49	3.15
緑色野菜の経口摂取	1歳児：胎児と3か月の母乳栄養児*	0.26	88,000
	1歳児：5歳児	0.92	2.03
	10歳児：15歳児	0.41	2.66
牛肉の経口摂取	1歳児：胎児と3か月の母乳栄養児*	0.31	104,296
	1歳児：5歳児	0.80	1.76
	10歳児：15歳児	0.46	2.93
吸 入	1歳児：3か月の幼児	0.55	2.51
	1歳児：5歳児	0.54	1.65
	10歳児：15歳児	0.41	2.84

* 女性の公衆構成員について線量係数が公開されている放射性核種のデータ（ICRP, 2001a, b）。

付属書B：公衆の線量が確率論的に推定されているときの 遵守の判断

B.1. 序 論

(B1) 公衆への線量が確率論的に推定され、かつ不確実性が考慮されているとき、起こり得る線量分布はその結果である。技術の改良によって、どんな線量推定にも本来ある不確実性を説明する能力が改善されるので、将来、確率論的方法の使用はもっと頻繁になりそうである。確率論的方法は、その適用における技術が規制者、操業者及び利害関係者によく知られるにつれて、より広く行きわたることも期待される。したがって、委員会は、規定の遵守を判断する目的のための線量の決定論的な推定（点推定）よりも、線量分布の使用に関するガイダンスを提供する必要がある。この付属書は、確率論的評価がもたらした線量の分布に関する議論を提供する。

(B2) 線量をどのようにして確率論的に推定するかを規定することは、委員会の所掌範囲にはない。多くの異なる手法が存在する。ある線量分布が原因で、その分布の極端なハイエンドにある線量が、委員会によって設定された線量拘束値を十分に下回ることがあり得る。この場合、規定の遵守が存在していると容易に判断することができる。しかし、確率論的評価の結果として、分布のハイエンドにICRPが設定した線量拘束値を超える線量が生じることもあり得る。公衆の構成員が委員会の線量拘束値に従って防護されることを確実にするために、この状況に取り組むための更なるガイダンスが必要である。

(B3) 線量の確率論的評価を考えるに当たって、線量の分布が遡及的か予測的か、更に、線量が計画状況からか現存状況からかを区別することが重要である。個人に対する予測的被ばくは、計画状況若しくは現存状況に関するものであるかもしれない。遡及的な被ばくは通常、現存の（若しくは、かつて存在していた）被ばく状況に関して特定の個人に適用される。次の節ではこれらの状況を扱う。

B.2. 遡及的線量と予測的線量

(B4) 影響が過去に実現（遡及的評価）したのか、あるいは将来のために考えられている（予測的評価）のかによって、ある放射線源についてのリスク評価を実行する方法とその結果の解釈は変化する。予測的評価は、新たに設計されたシステム、機器あるいは施設、若しくは現存の線源に関する将来の操業に対して適用されるかもしれない。いずれの時間枠においても類似の数学的及び確率論的手法が使用されるかもしれないが、その分析が解を求める問題は通

常異なる。

(B5) 遡及的評価は、過去の急性被ばく、若しくは、過去のある長期間にわたる慢性被ばくに適用されるかもしれない。それらの遡及的評価は、被ばく集団の疫学調査を支援するために線量及びリスクの推定値を提供しようと努めるかもしれない。また、健康又は物的損害の請求とともに、汚染された場所の改善若しくは個人の補償に関する情報を意思決定者に提供するかもしれない。このようなケースでは、その被ばくは既に受けてしまっている（場合によっては、継続していることもあり得る）。場合により、断片的で不確実な情報からであっても被ばくした個人は同定可能であり、彼らの線量は再構築されるかもしれない。被ばくした個人は特定の個人であり、確率論的な不確実性分析との関連で、結果としての推定値が提供されるかもしれない。そのような分析の構成要素は、人々が被ばくした環境媒体中で時間が経てば、線源、環境を介する排出物の輸送、及び放出された放射性物質の濃度に関する不確実性を含むかもしれない。不確実性の他の要素は、推定値に影響を与える個人の習慣に関するデータ（例えば、汚染された場所で過ごした時間、消費されたかもしれない汚染食物の量、及び特定の被ばくがあった時点における年齢）に関連があるかもしれない。そのような情報は、専門家によって設計され、分析された調査から集める必要があるかもしれない。調査結果における不確実性は彼らの分析に基づくであろう。線量とリスクの不確実性は、これらの要素（線源／環境と個人の習慣）の両方によって影響を受けるであろう。

(B6) 遡及的評価において特定の個人が受ける線量の分布は、多くの目的に役立つ。主としてその線量分布は疫学研究で使用され、あるいは、もしその線源が存在し続けるならば、被ばくを更に低減するための行動が正当化されるかどうかを意思決定者に知らせるために使用される。委員会の勧告がその線量分布の評価に役立つ指針を提供するかもしれないが、遡及的な線量は既に生じているので、一般論として、これらは委員会の範囲ではない。

(B7) 予測的評価はしばしば、計画された施設の立地と設計並びに規則の遵守に関連する問題に答えることの支援を目的としている。このようなケースでは、被ばく集団が分からないかもしれない、またその分析は非常に多くの仮定に基づかなければならない。これに関連して、代表的個人の概念は、暫定的な設計、場所、及び操業上の仮定に基づく予備的評価におけるガイダンスを提供することができる。そのような代表的個人は、被ばく集団中の数人の個人について可能性が合理的に予想される場所、身体的特性及び習慣に基づく被ばくシナリオによって定められるかもしれない。しかし、代表的個人の場所、身体的特性及び習慣は、被ばく集団に見られないことがほとんど確実な極端な組合せに集団では対応しないはずである。現存する施設の現在及び将来の操業に対してその分析が適用されるときには、現在の被ばく集団は既知であるはずであり、場合によって高い線量の存在を調べることは可能であるはずである。このケースにおいても、もし異常に被ばくしたグループが確認されるならば、あるいはもし公衆に対する委員会の線量拘束値の上いくらかの線量を作り出すことが期待される条件があるならば、調整を前提として、ある個人の習慣の分析を、第1次の業務指導を提供するように適合させることができる。

(B8) 予測的評価の不確実性分析は、B5項とB6項で記述されているように、遡及的評価における不確実性分析と区別されるべきである。予測的評価のための代表的個人は、被ばく集団の実在の構成員ではなく、またいかなる特定の個人にも類似しないかもしれず、むしろ操業上のガイダンスの規準を定めるための数学的な構成概念である。それは集団の大多数について推定された線量に比べて高いと予測される、起こり得る線量に対応する仮定に基づいている。この計算された線量は、被ばく集団では全く実現しないことがあり得る。したがって、個人を定義するパラメータ（例えば、呼吸率、年齢、食習慣、及び指定された被ばく状況に費やされる時間の一部分）に分析者が割り当てた値の範囲から、線源と環境に関連している不確実性を区別することが重要である。

(B9) 個人のためのこれら変数の変化の範囲は、不確実性の分布を構成することはない；むしろ、変数は分析者によって設定されるパラメータである。これらの変数の範囲が放出源からの放出物及び放出された放射能の環境媒体中での輸送と濃度を表す不確実性の分布と確率論的に組み合わされた場合には、人工の範囲と実在する不確実性との複合的な分布の解釈は容易ではない。この個人は、影響を受ける集団から選ばれる任意の個人として合理的に解釈することはできない。線量の最終的な不確実性の分布が、実在の線源と環境の不確実性を第一に反映するのを放置して、個人を定義するパラメータに固定的な中央値又は若干保守的な値を指定することは、好ましく思えるかもしれない。もし、そのパラメータへの潜在的線量の感度を調べることが必要ならば、その個人について関心のあるパラメータポイントに対応するそれぞれとともに、複数の線量分布が生じるかもしれない。そのような手続きにより、潜在的線量分布の高いパーセンタイル値（おそらく95%）のふるまいが示され、潜在的線量が最大の感度を見せる個人のパラメータの組合せが示されるかもしれない。このタイプのアプローチは、実在の量に関連しているパラメータと不確実性への感度の解釈の混乱を避けるのに役立つ。

B.3. 線量に関する分布

(B10) 個人と集団への線量の分析においては、分布の概念は2つの主要な状況の中で生まれ、3番目の状況にも及んでいる。

- **タイプ1.** モデル計算若しくは汚染測定から導かれる個人の線量推定値の中で不確実性が考慮される場合、ある線量分布の重み付けは、通常、“特定された個人の年線量が1 mSvを超えない確率は0.95（又は95%）である”といったように、確率として解釈される。このような分布は線量の区間に確率の重みを割り当てており、その分布によって推定値に影響する不確実性についての分析者の認知が定量化される。このタイプの分布は、B7項で定義されるように、個人との関連で役に立つかもしれない。
- **タイプ2.** 線量の（決定論的な）点推定値が、被ばく集団のすべての個人に対して（若しくは、被ばくカテゴリーごとに既知か又は推定された多くの個人に伴う被ばくのカテゴリーについて）なされる場合、それぞれの線量区間の重み付けは、その区間内にある線量を

受ける全被ばく集団の一部になるかもしれない。そのような分布は、年線量が例えば1 mSvのようなある特定のレベルを超えない被ばく集団の割合を推定するのに使用することができるか、あるいは、集団の95%（すなわち、分布の95パーセンタイル値）を超えない年線量を推定するのに使用することができるであろう。このタイプの線量分布は、集団の大多数に適用される線量限度のガイダンスを定量化する際に役立つであろう。

- **タイプ3.** 上述のタイプ1と2が組み合わされるとき、重み付けのスキームは、個人の被ばく条件を前提として、その個人の線量の不確実性を表す周辺確率分布（*複数の確率変数を有する多次元の確率分布から、ある変数の分布だけを取り出したもの）を持つタイプ2の各個人の線量の点推定値に置き換わる。総集団を表す分布は、被ばく集団のランダムに選ばれた構成員の線量の確率として解釈される必要があるであろう。個人に関連する不確実性の分布は、放出放射能の発生源の場所と共通の影響といった要因に対する相関関係を考慮に入れると、被ばくと線量のかかなり複雑な結合分布に比べてわずかなものであろう。

(B11) 分布は、理論若しくはデータから推定されるか、経験に基づいて仮定されるか、又は一般的に仮定される（すなわち、ある程度任意ではあるが、合理的であると考えられる形で）。特定の人々が線量を受けたことがあり、再構築のために記録が存在するような遡及的調査では、集団と被ばく要因の情報に対するタイプ2の分布を支持するデータベースを用意してあるか、あるいは作成することが期待できるであろう。困難なのは、被ばくした複数の個人にとって情報が断片的でかつ不確実であるかもしれないこと、及び、被ばくに寄与した環境の過程を歴史的データの評価と数学的モデリングとのある組合せを用いて再構築しなければならないことである。それゆえ、タイプ3の分布の諸成分は重要となる。ソースタームと環境輸送のモデル化が使用される場合には、被ばくと線量への不確実性の伝播を推定するために、モデルの構造とパラメータに不確実性を導入することが必要であるかもしれない。ソースタームと環境輸送における不確実性を表すためのメカニズムは、通常、モデルのパラメータの代りとなる確率分布の形式をとる。

(B12) 提案された分布は測定値に基づくことがある（関連する時間、場所、及び過程にそのような測定値が存在するならば、本物のデータが使用される）が、他の時間若しくは場所に基づく代替データを使用することがしばしば必要である。いずれの場合でも、データのヒストグラムに直接的に基づく経験上の分布、又は、おそらく連続曲線として表されているヒストグラムの理想化である理論上の分布の使用を選択することになる。ある理論上の分布の数学的形式は、理論あるいは経験（加えて、通常は利便性）に基づいた、ことによると関連データとのその整合性の実証によって支持された仮定である。もし、そのデータがある理論的な分布のタイプを示唆するには断片的過ぎるならば、その仮定は一般的なものとなる；環境データを表す分布に対する通常の実証は正規分布と対数正規分布であるが、それ以外も可能であり、実際であるかもしれない。理論上の正当化がなく、その選択が経験的であると考えられる場合でさえ、ときに理論が、あるケースにおける標準的な分布を思わせたり、若しくはそのデータの傾向が理論的分布の1つの形を示すことがある。

(B13) 被ばくした集団構成員への線量の予測的な評価において、その集団は調査の時点で存在する現実の集団に基づいているかもしれないが（この集団が、将来の被ばくの間に未知のやり方で変わるかもしれないが）、その集団は通常、仮説的なものである。その目的は、提案された発電所あるいは他の原子力施設の場所又は設計の影響を評価すること、あるいは既存の線源（例えば汚染された土地）の今後の管理の影響を調査することであるかもしれない。そのような予測的調査においては（以前に論じたように）放出放射能のソースターム及び環境輸送に関連する不確実性は適用できるが、集団の構成員に関する個人の詳細は（調査時点において存在するある集団に基づく仮定又は外挿を除いて）入手することはできない。その目的は、線量拘束値を超えそうにないことを確実にすることである。

(B14) このために、集団の大部分に対して高い線量をもたらす個人の被ばくシナリオを評価し、理解することは重要である。そのような代表的個人の線量を制限することにより、集団の大部分の防護が保証される。この被ばくシナリオを前提として、ソースタームと環境輸送のみによる不確実性の成分を持つ個人の年線量のタイプ1 確率分布を考えることができるかもしれない。例えば、この分布を参照することにより、この被ばくシナリオを前提として、個人の年線量がわずか2%の確率で0.3 mSvを超えるであろうと決めてもよい。この被ばくシナリオが通常の習慣と特徴の上側の境界にはあるが極端ではないとして受け入れられるならば、そのような結論は集団の大部分を防護していることを意味するであろう。そのような実行においては、固定された被ばくシナリオのみを考慮することが有用であろう（すなわち、個人の習慣に関連する呼吸率又は呼吸の頻度のようないかなるパラメータも、固定の、しかしおそらく保守的な値で与えられるべきである）；被ばくシナリオに確率分布を取り入れ、それらとソースターム及び環境輸送に関連した不確実性の成分とを組み合わせる試みは、解釈がより難しく、ことによると間違った結果を生じるかもしれない。

(B15) タイプ2の線量分布（重み付けされた集団）は、予測的な調査の仮説的集団に対して導き出されるかもしれないが、その分布の情報は、集団の定義や様々なカテゴリーの個人の線量を推定する方法に含まれる詳細（すなわち、被ばくシナリオ）によって制限される。例えば、もしある点線源からの大気中放射能による被ばくのみを考え、線源から1 kmを超えて15 kmまでの22.5°小区域の各1 km範囲内に住んでいる個人の数、ついでソースタームのデータ（若しくは放出モデル）及び大気輸送モデルを用いて、集団の空間分布を16風向セクターの半径方向増分1 kmの中に区画すれば、それぞれの小区域における放出放射性核種の地表大気中濃度を推定することは可能である（簡単化のため、放出はただ1つの核種しかないと仮定している）。最も簡単な被ばくシナリオでは、均一な平均呼吸率があり、小区域間での集団の移動が全くなく、また屋内と屋外の空気中濃度のいかなる違いも無視されると仮定する。（局所平均であると仮定されている）小区域の点推定値は、年間放出量 (Bq)、小区域中央の拡散係数 (χ/Q すなわち “Chi-over-Q” (*相対濃度), s/m^3 と呼ばれることがある)、呼吸率 (m^3/s)、及び吸入線量に対する線量係数 (Sv/Bq) の積である。その結果、それぞれの小区域の集団数とともに、最小から最大までの線量の推定された小区域の平均値を集計することによって、集

団で重み付けされた分布を構築することが可能となる。各小区域について集計された集団数を被ばく集団中の個人の総数によって除すことで分布を規格化することは、多くの目的のために有用である。

(B16) ソースタームと χ/Q の不確実性を考える場合、B15項で述べたものと類似の手順の実行により、タイプ3の分布が導かれる。そのようなタイプ3の分布の解釈には、“仮説的な集団からランダムに抽出された人が0.3 mSvを超える年線量を受ける確率は2%未満である”といった記述が含まれるであろう。

B.4. 線量分布の具体的な形

(B17) 環境線量評価との関連で生じる分布の数学的形式の適切な仮定は、分析においてその分布が果たすように意図されている役割に依存する。この選択に影響する分析者の経験と判断という要素はほとんど常に存在することが強調される；実際、この仕事の成功は、定量分析を計画し実施する経験と技術を持った職員が得られるかどうかにかかっている。そのテーマは、統計と計算の理論と実行の数十年の中に埋もれているが、その要約をここで試みることはできない。

(B18) 最も専門化されたレベルには、ソースターム及び放出放射性核種の環境輸送モデル中のパラメータを表す分布がある。これらのモデルは複雑なので、被ばく媒体（例えば、空気、土、食物、水）中における濃度の推定値の中に不確実性の伝播を模擬するためには、通常モンテカルロ法が指定される。数百とはいかないまでも、数十のそのようなパラメータがあり得る；それらのいくつかは、ソースターム関連のプロセスから得られる一次データ又は代替データ、放出物質の大気中濃度の拡散モデル予測における不確実性の推定値、又は地下水を監視する調査井戸からの試料に依存する。あるパラメータについては、文献によりガイダンスが提供されている；その他のパラメータについては、分析者が調査との関連で事例を作るべきである。

(B19) 輸送モデルはしばしば経験的に、環境測定値に合うように構築される。そのようなケースでは、それらのパラメータは直接観察された量を文字通りには代表していないかもしれない。その代わりに、パラメータの分布は、モデル推定値とモデル化された量の対応する測定値（例えば、大気中又は土中の放射性核種濃度）との差として計算される残差から回帰法によって推論されるかもしれない。そのような設定では、残差（又は、それらをいくらか変換したもの）は、平均値ゼロで回帰によって決定される分散を有する正規分布からのサンプルとしてしばしば（しかし、いつもではない）扱われる；この選択は、時には回帰法の理論上のバックグラウンドによって示唆される。そのプロセスはいくらか複雑であるが、その結果はかなり強力で説得力があり得る。それらのモデルは検討中のパラメータの中でしばしば非線形であり、そのテーマは“非線形パラメータ推定”という名で文献中に現れる。

(B20) 環境データのセットは、既存施設の議論の中でしばしば提示される。実際の収集手

順はデータの特徴付けと一致していないかもしれないが、そのデータがランダムサンプルと解釈される分布を参照して、そのようなデータセットを簡略化することはよくある。既に使われていないデータに対する最も一般的な仮定はおそらく正規分布の仮定であり、その仮定は平均に対する信頼区間を提示するのに使用してよい（伝統的な教科書通りの方法によって行われるのならば、“Student” t 分布も含むであろう）。正規分布は、確率を半無限のマイナス及びプラスの区間へ必ず対称的に割り当て、そしてこの特性は、物理的に正の値が関与する場合には（*物理的に正の値にもかかわらず、確率分布では負の値になる場合があるという意味で）厄介な物理的解釈の問題を提示する可能性がある。また、一次データのヒストグラムが正規分布を特徴付ける対称性をしばしば欠くケースもある。1つのアプローチが、正規分布の切断された形を使用することによって、これらの問題を切り抜けようと試みている（すなわち、分布の一方又は両方の裾の部分が、特定の点で取り除かれる）。切断された分布は、データに対してよりよくフィットするかもしれないが、残念ながら切断のない分布の数学的な扱いやすさの多くが失われる。

(B21) 非対称分布に対する一般的な理論的枠組みは対数正規分布である。ある確率変数 y は、もしその自然対数 $\ln y$ が正規分布であれば対数正規分布と呼ばれ、その分布は自然対数を取り、かつ、正規分布を適用することによって、一次データ（そのすべてが正の値でなければならない）の変換から生じると考えることができるならば、対数正規的に分布していると呼ばれる。しかし、多くの非対称分布は対数正規分布によってよくフィットされず、また、サンプルサイズが十分である場合、データに直接的に基づく経験的な分布が最も満足な表現である時には主張される。もし滑らかな頻度曲線によって表される分布が数学的に又は他の利便性のために必要であり、また、もし標準分布の直接の適用が除外されなければならないのならば、経験豊富な熟練者が望ましい特性を持つ経験的な頻度曲線を頻度ヒストグラムにフィットさせることは通常可能である。累積表示をフィッティングに使用することも可能である。

B.5. 正規分布と中心極限定理

(B22) 中心極限定理は、観察科学における正規分布の遍在に対する主要な正当化として通常引用される。非常に粗い言い方では、中心極限定理は次のように述べている：適切な仮説のもとで、独立確率変数 $\{x_i\}_{i=1}^{\infty}$ の無限数列の標準化された合計の確率分布数列は、下に示す標準正規分布に従う：

$$P \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu_i)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n \sigma_i^2}} < y \right] \rightarrow \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^y e^{-t^2/2} dt \quad (n \rightarrow \infty)$$

ここで、 x_i は平均値 μ_i と標準偏差 σ_i を持つ。矢印の後の積分表現は y における標準正規分布の累積確率分布関数を表す。この集合が正当であると示す仮説の研究には、非常に多くの参考文献がある。それらの制限は別として、確率変数 $\{x_i\}_{i=1}^{\infty}$ は、いかなる指定された分布の形状を

持つことも必要とされず、すべて同じ形状をとらなければならないこともない (Wilks, 1962)。

(B23) 中心極限定理は、環境の確率変数の合計が比較的小さい n に対してさえほぼ正規分布をするという主張を支持するために、通常引き合いに出される。しかし、適度に大きい n に対しても、事情によっては近似が不十分なことがある。対数正規分布への中心極限定理の適用には、対数に変換された確率変数 $\{\ln x_i\}_{i=1}^{\infty}$ の数列を使用する。環境線量の研究において対数正規分布が一般的になったので、次の節では、この領域及び関連する領域における対数正規分布につながるプロセスについて、いくつかの理論的な支持を考察する。

B.6. 対数正規分布の生起

(B24) 対数正規分布の起源と適用に関する多数の議論が科学文献中にある。Aitchison と Brown (1969, 第3章) は、実例と追加の参考資料を与えている。以下の式(1)~(4)は彼らの発表と同様のものである。

(B25) 対数正規分布をもたらす基本的な数学モデルは、次式を満たす確率論的プロセスである：

$$X_k - X_{k-1} = \varepsilon_k X_{k-1}, \quad k = 1, 2, \dots \quad (1)$$

ここで ε_k は互いに独立しており、また、数列におけるそれらに先行する X_k からも独立している。その過程が n 段続くならば、式(1)の帰納が解かれ、次式が得られる：

$$\begin{aligned} X_n &= (1 + \varepsilon_n)X_{n-1} = (1 + \varepsilon_n)(1 + \varepsilon_{n-1})X_{n-2} = \dots \\ &= (1 + \varepsilon_n)(1 + \varepsilon_{n-1}) \dots (1 + \varepsilon_1)X_0 \end{aligned} \quad (2)$$

(B26) ε_k が十分小さい量ならば、式(2)において近似 $1 + \varepsilon_k \approx e^{\varepsilon_k}$ が使用されるかもしれない：

$$X_n = X_0 e^{\varepsilon_1} e^{\varepsilon_2} \dots e^{\varepsilon_n} = X_0 \exp\left(\sum_{k=1}^n \varepsilon_k\right) \quad (3)$$

(B27) 式(3)での対数をとると、独立に分布した確率変数の和が得られる：

$$\ln X_n = \ln X_0 + \sum_{k=1}^n \varepsilon_k \quad (4)$$

中心極限定理により、これは漸近的に正規分布し（すなわち、 n が無限に近づくと、前項に示したとおり、それは正規分布になる傾向がある）、その結果、 X_n の分布は対数正規分布に近くなる。添え字の k が一連の時間ステップを示すならば、式(1)のモデルは、 ε_k によって代表される様々な独立した乗法の効果を生じる生命体の成長過程を表すかもしれない。そのような解釈において、 X_n は、例えばその成長における n ステップ後のその生命体の質量、体長又はいくつかの他の身体的特徴を表すことができるかもしれない。理論的には、時間ステップは任意である；事情によって、それは秒又は年を表すこともある。式(1)のモデルはまた、経済にお

けるランダムな変化に従って変動する時間ステップ当たりの利息で複利で投資された金額の合計を表現することもできるであろう（例えば、添え字 k が年を数えるのならば、 ε_k はランダムに変動している年利率を表すであろう）。例えば、 $n = 30$ 年後の投資の価値の予測は、対数正規的に分布するとして合理的にモデル化されるであろう。その他の適用において、添え字 k は時間に関係のない効果を考慮できるかもしれない。

(B28) 粒径への適用において、対数正規分布がエアロゾル物理学の分野で役立つことが分かってきた。実際、粒径に関連のある特性の議論では、対数正規分布は一般的な仮定であるように思われる。AitchisonとBrown（1969）は、ある粒子集団に関連しているように思われる破壊モデル（breakage model）を発表した。彼らは各々に正の次元（例えば質量又は有効径）を持つ抽象的な要素（例えば、粒子）を考えている。その集団は、効果として要素のランダムな破壊箇所を有する一連の独立した演算にかけられる。

(B29) ここでもっと具体的な粒子モデルを考える；各破壊段階で、それぞれの粒子がちょうど2つの断片に分断され、そのうち1つはもとのものの“小さな”一部となっているような二項過程である。粒子のもとの集団は均一の密度であり、関心のある量は粒子の質量であると仮定する。この“小さな”断片は固定された割合 φ 以下に限定され、 φ は0.5未満である（本項の説明では、 φ は0.125に等しい）。小さな断片のランダムな値は、0と φ （0を除く）の間の数値の一樣な分布から選択される。残りの割合はより大きな部分を表す。

(B30) 破壊段階 n からある1つの粒子がランダムに選ばれるならば、それはもとの集団中のある粒子 P_0 に戻る粒子の唯一の系統を有している。したがって、その質量は、独立したランダムな要因による乗算の系列として P_0 の質量から導くことができる：

$$\text{mass}(P_n) = \text{mass}(P_0)\eta_1\eta_2\cdots\eta_n \quad (5)$$

ここで η_k は同じ形式でかつ独立に分布している、

$$\eta_k = \begin{cases} \zeta & \text{確率 } 0.5 \\ 1-\zeta & \text{確率 } 0.5 \end{cases}$$

また、確率変数 ζ は0から0.125まで一樣に分布している（0を除き、0.125を含む）。これらの確率0.5は、段階 k にある粒子が均一に、おそらく親（段階 $k-1$ ）粒子の破壊から生じるより小さいか、又はより大きい部分であることが等しく起こるかもしれないという事実を反映している。したがって、式(5)より：

$$\ln(\text{mass}(P_n)) = \ln(\text{mass}(P_0)) + \ln \eta_0 + \ln \eta_1 + \cdots + \ln \eta_n \quad (6)$$

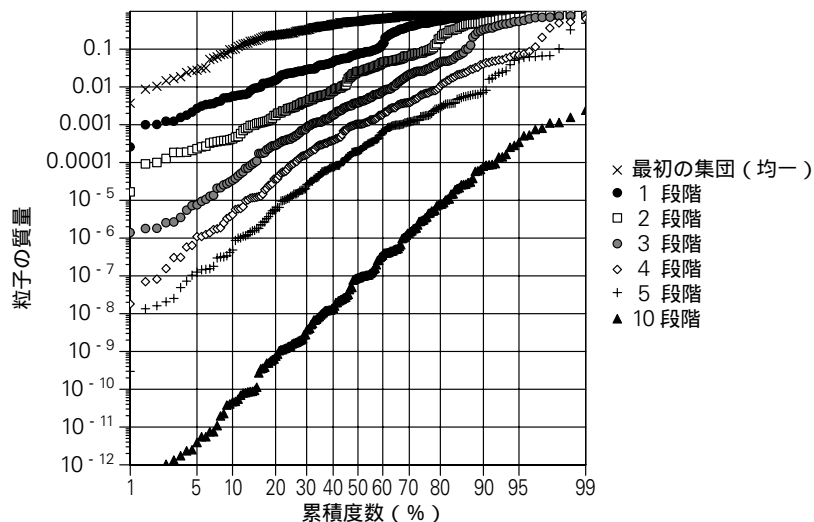
(B31) 中心極限定理は、 P_n の質量の対数が漸的に正規分布するので、 P_n の質量は漸的に対数正規分布する、と結論するのに使用される。図B1は、区間 $[0,1]$ の一樣分布から無作為に抽出した質量を持つ粒子の最初の集合から始まる最初の5つの段階と10番目の段階における破壊に対する対数確率分布を示している。10番目の段階に関する直線に近いグラフは、破壊

の段階が対数正規へ近づくことを示唆している。これらの分布は、各段階に200回の試行をした、今説明したモデルによるモンテカルロシミュレーションによって得られたものである。

(B32) 図B1で例示されたそのようなモデルは、あるタイプの土壤の風化に適用できるかもしれない。

(B33) もう1つのタイプの粒子モデルは、小さい粒子がより大きい凝縮核に凝集することによって形成される粒子集団のモデルである。そのようなプロセスは、増加分の粒子が取得する粒子に比べて十分に小さいという条件で、式(1)のモデルに照らして解釈できるかもしれない。そのようなケースでは、そのモデルは、十分な数の取得後に、その集合の漸近的な対数正規性の結論をもたらすであろう。

(B34) 実際には、ここに示唆された単純なモデルから離れ、また対数正規性への収束を阻む多くの効果がある。調査下にある1つの粒子集団が2つ以上の異なった副集団の混合としてより合理的に見なされることもしばしばあり、それらはそれ自身近似的に対数正規に分布しているが、しかし超母集団を対数正規でないとして表現するようなものである。例えば、風で運ばれる粒子は、時には、砂（直径 $10\mu\text{m}$ ～数 $100\mu\text{m}$ ）、粘土、沈泥（直径 $1\mu\text{m}$ 未満～数 $10\mu\text{m}$ ）、及び燃焼生成物のような細粒（直径100分の数 μm ～10分の数 μm ）から構成されていることがある。これらの相異なる部分母集団（個々には対数正規分布をしていると合理的に近似されることがある）は、対数正規に近い分布を持つ集合体に一体化できないことがある。エアロゾル研究者はしばしば対数正規分布を持つ粒径分布を分析するが、対数正規分布によくフィットせず、研究者が特別な分布を適用する特別なケースがある。例として、ある種の粗いダスト（例



図B1. 質量分布が0と1の間ある一様に分布した母集団で始まる粒子の非対称二項破壊のシーケンス 分布は粒子の質量を表す。切断されたペアの小さいほうの質量は、0から0.125の均一な分布を持つ。10番目の段階における直線への傾向は、中心極限定理の効果をおもわせる。

えば、粉碎された石炭)、幅広い範囲の直径を持つ噴霧、及びある種の粉末がある (Hinds, 1982, 4章の付録)。

(B35) 興味のある他の量としては、それ自身は対数正規的に分布しているように見えたり見えなかったりする、より基本的な確率変数の合計がしばしばあげられる。それは、たとえ対数正規的に分布した確率変数の合計が、一般的に、対数正規的に分布していないと分かっているとしても、いくつかの対数正規的に分布した確率変数の合計が対数正規によって合理的に近似できる分布を持つケースである。これは、より一般的な現象の特別なケースであって、それは、既知の理論がそのような結論を示すことはないにしても、関心があるデータセットをプロットすることは、そのデータが対数正規分布のサンプリングの結果であることを示唆している。それにもかかわらず、一般的に対数正規である非対称な経験分布をモデル化することは、経験だけがそのような選択を示唆するときでさえ、よく行われていることである。環境媒体中の放射能の測定値はしばしば、そのような (*対数正規につながるような) 仮定をしようとする理論的な支持がもし少しでも提供されれば、対数正規の試料と解釈される。

(B36) ある特定の人集団への放射線量あるいはリスクは、今説明した経験上の対数正規カテゴリ (例えば前に論じたタイプ1, 2又はタイプ3の分布) に合致することが時にはある。そのような分布に到達する道は数多くあるが、対数確率プロットが直線性を示唆するにもかかわらず、それらのうち明らかに対数正規を示すものは少ない。大気浮遊放射能の放出点から風下の集団の、集団の計算に関して対数正規分布していない線量分布の簡単な例を構築するのは、かなり容易である (次節の事例2を参照)。

B.7. 事 例

(B37) この節では、この付属書で論じられている分布のタイプのうち比較的単純な2つの例を展開する。実際的な例はここで示されているものよりもずっと複雑であろうが、詳細を付加すると要点を不明瞭にすることがある。

B.7.1. 事例1 ——タイプ1の分布

(B38) 仮想的に存在する原子力施設が大気中に放射性核種を放出する。大気モニタリングステーションで測定されたデータの研究と放出推定値との比較は、年平均大気中濃度がほぼ最大になるような境界位置での分布を示唆する。施設からの距離が増加するほど濃度が減少する傾向にあることを示す理論と証拠がある。ある個人を最大濃度境界の位置に置き、彼/彼女がその場所の近くに住み、たいていの日々を屋外で過ごし、そしてほとんどいつも家の近くにとどまると仮定するのが合理的であろう。簡単のため、放出された放射性核種は1種類と仮定する。吸入摂取による線量を推定するために、次のような方程式をパラメータ化すると：

$$H_{\text{inhal}} = [\chi/Q]_{\text{annual}} Q_{\text{annual}} (B_{\text{out}} U_{\text{out}} + B_{\text{in}} U_{\text{in}} R) D_{\text{inhal}}$$

ここで、 H は吸入による年線量 (mSv), $[\chi/Q]$ は単位放出率当たりの地表濃度 (s/m^3), D は吸入摂取による実効線量に対する線量係数 (mSv/Bq), B は屋内及び屋外に典型的な、運動時及び休憩時の呼吸率 (m^3/s), U は屋内及び屋外で過ごした時間の割合, また R は屋内空気中の減少した放射性核種濃度を推定するための減少割合係数である。

(B39) 類似の式が、大気中放射性核種によって放出された光子による外部線量を表すであろう：

$$H_{\text{extern}} = [\chi/Q]_{\text{annual}} Q_{\text{annual}} (U_{\text{out}} + U_{\text{in}} S) D_{\text{extern}} \times 3.156 \times 10^7$$

ここで、 H は大気中放射性核種からの年外部線量 (mSv), $[\chi/Q]$ は単位放出率当たりの地表濃度 (s/m^3), D は空气中放射性核種の外部被ばくによる実効線量の線量率係数 (mSv/s/Bq/ m^3), S は、減少した屋内濃度及び屋外濃度からの遮蔽による、より低い屋内被ばく率に対する減少割合係数, また 3.156×10^7 は1年当たりの秒数である。

(B40) 施設の近くに既知の庭園又は農業活動はないので、すべての食物は汚染のない供給源から来ると仮定する。

(B41) 前の式を加算して再整理すると以下の式が得られる：

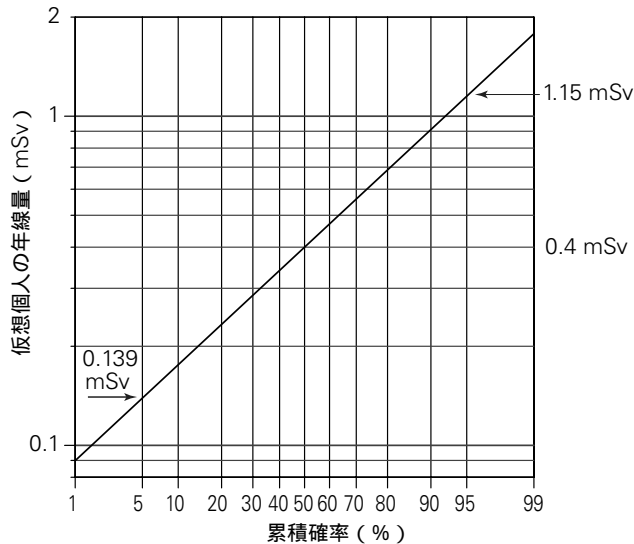
$$H_{\text{total}} = H_{\text{inhal}} + H_{\text{extern}} = [\chi/Q]_{\text{annual}} Q_{\text{annual}} K$$

ここで、 K は被ばくシナリオのパラメータに依存する定数式である。放出量 Q 及び大気拡散 $[\chi/Q]$ に対する係数は不確実性に左右される。大気データは対数正規分布を示し、 $[\chi/Q]$ に対して1.8の幾何標準偏差 (GSD) の推定値を与え、また操業者は過去の放出データの変動性を解析して、 Q はGSD = 1.3の対数正規分布であると結論付けている。これらの独立に分布している確率変数の積は、以下のように対数正規的に分布している：

$$\text{GSD} = \exp \sqrt{\ln^2 1.8 + \ln^2 1.3} = 1.9$$

(B42) 対数正規性は、 H_{total} の幾何平均 (GM) が $[\chi/Q]$, Q 及び定数 K の幾何平均の積であるということを意味する。データとパラメータは、この積がGM = 0.4 mSv程度のものであると仮定する。図B2は、この年線量分布の累積的な対数確率プロットである。それは年線量の95パーセンタイル値を1.15 mSvと示している；したがって、この被ばくシナリオに対しては、年線量が1.15 mSvを超える確率は5%である。被ばく集団のうち、仮にいたとしても少数の構成員がこの程度の被ばく (個人の定義を導いた仮定) を経験しそうである、と調査が示すならば、その集団の構成員が施設の将来の放出から約1 mSvに等しいかあるいはそれを上回る年線量を受けることはありそうもない。

(B43) ソースターム及びフェンスの境界線での大気中濃度のデータが一時的な性質のものであるという前提で、一部の人々が「確率5%」の解釈を、「20年間に1年は1.15 mSvを上回る確率」と解釈を拡げることは可能である。しかし、あまりにも少ない年数に限定されたデータに対してこのような解釈をすることは注意すべきである。



図B2. 事例1の個人に対するタイプ1対数正規確率分布

個人を定義する固定パラメータを前提とし、大気中への放射性核種の放出における数量化された不確かさ及び個人の場所に近い施設のフェンスにおいて観測された濃度の変動性に基づいて、この分布は線量区間に確率を割り当てている。この場所における大気中濃度は、被ばく集団の圧倒的多数が直面するいかなる濃度をも超えると仮定されている。95パーセンタイル値(1.15 mSv)は、個人がこの年線量を超える確率が5%であることを示す。

B.7.2. 事例2 —タイプ2とタイプ3の分布

(B44) 第2の仮想的な原子力施設が大気中に放射性核種を放出とする(やはり、簡単のために1種類の放射性核種を仮定する)。被ばく集団は、単一の22.5°の風向セクター内、施設の排気筒から半径方向距離で1~15 kmの間に含まれる。集団の空間分布は土地面積に対して一様である。ここで導かれた規格化された分布に対しては、集団中の個人の総数を知る必要はない。風向セクターは、それぞれ半径方向距離に1 km ごとの15の小区域に分割され、線源から1 km 地点より始まる14の小区域には集団が存在する。放出された放射性核種の大気中濃度は、セクターで平均されたガウスブルームモデルを用いて推定される：

$$\chi/Q = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{fn}{2\pi\sigma_z ur} \exp(-h^2/(2\sigma_z^2))$$

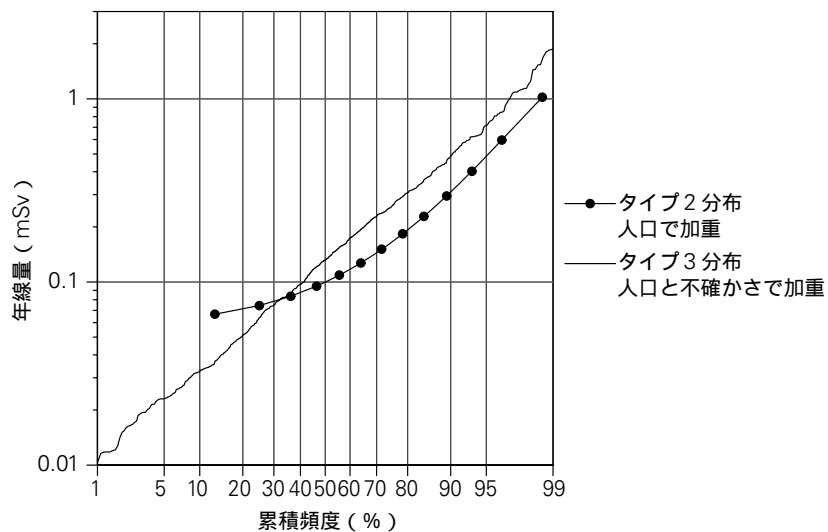
ここで、 f は集団が線源から風下にいる時間の割合、 $n = 16$ は風向セクターの総数(このうちただ1つだけが例として用いられている)、 u は平均風速、また r は線源から $[\chi/Q]$ の評価点までの半径方向距離である。記号 σ_z (m)は、以下の式によって与えられる、地方のクラスD条件(平均として扱われる)に対する鉛直拡散係数を意味する：

$$\sigma_z = \frac{0.06r}{\sqrt{1 + 0.0015r}}$$

(Hanna ら, 1982)。通常の地形と気象条件に対するこのモデルによる年平均濃度の予測の不確かさは, Miller と Hively (1987) によって推定されており, 10 km 以内の距離では幾何標準偏差 (GSD) = 1.53, 10 km から 150 km までの距離では GSD = 2.32 で対数正規的に分布するとして, 合理的に解釈される。Killough と Schmidt (2000) は, 直近数年間にわたる複合気象データの使用により導入された不確かさに対して, GSD = 1.53 の対数正規分布を提案した。これら2つの不確かさの分布はタイプ3の分布を計算するために使用されるが, タイプ2の分布には影響しない。

(B45) タイプ2の分布に対しては, 決定論的に, それぞれの1 km 小区域に対する平均として年線量を計算する。その分布は, 線分でつながれた黒点で図B3にプロットされている。このタイプの分布は, その年線量を受ける集団の一部を各年線量の区間に割り当てる。50パーセンタイル値は0.1 mSv, 95パーセンタイル値はおよそ0.5 mSvである。したがって, この集団の5%が0.5 mSvを超える年線量を受けるであろう。ここでは定量化された不確かさとの関わり合いはなく, その解釈は確率論的なものではない。

(B46) タイプ3の分布の計算は, 前述したブルームモデル及び気象データの不確かさの分布を必要とする (年間放出の不確かさの分布も必要であろうが, それはこの例から除いた)。タイプ3の分布は, 線量推定の不確かさに基づいた年線量の確率の区間を割り当てる。集団が仮定的であるとき, 不確かさはソースタームと大気輸送のみに関連があるかもしれない。遡及的な事例では, 集団と関係する不確かさを考えることもある。図B3はタイプ3の分布の例を



図B3. 事例2におけるタイプ2とタイプ3の分布

タイプ2の分布では, 決定論的に推定された年線量の区間に対してこれらの年線量を受ける集団の割合で重み付けしている (この分布は対数正規性の線形傾向を欠くことに注意)。タイプ3の分布は, 集団比率に加えて, 線量推定の不確かさを含んでいるので, 線量区間の解釈は, 被ばく集団からランダムに選ばれた個人がその区間中の年線量を受けるであろうという確率である。

おおまかな線 (1,000回のシミュレーション結果に基づく)として示している；近似的な直線性は、各個人の線量の不確実性に適用された対数正規分布に由来する。

(B47) タイプ3の分布の95パーセンタイル値は0.72 mSvであり、これは被ばく集団からランダムに選ばれた個人がこの年線量の値を超える確率5%を有するという解釈を示している。しかし、グラフから、任意の個人が1 mSvの年線量を超える確率は3%と推定することができるかもしれない。10 × 1 mSv (すなわち10 mSv) を超える年線量はグラフから外れており (99パーセンタイル値をはるかに超えている)、“極めてありそうもない”という合理的な記述に合っているように思われる。例えば、タイプ3の分布によって与えられる1 mSvを超える確率3%は、集団のわずか3%がこの年線量を超えるであろうと主張するのと同様ではない、ということもまた心に留めておくべきである。タイプ2の曲線 (及び、計算からの出力ファイル)の点検から、それが決定論的に推定されるときには、集団の2%より少数がこの線量を超えるであろうと推定することができる。低線量領域では、分布間の差異はもっと大きい。例えば、タイプ3の曲線の90パーセンタイル値 (0.5 mSv) は、タイプ2の曲線の (内挿された) 95パーセンタイル値とほぼ等しい。

B.8. 結 論

(B48) 委員会は確率論的評価のために使われる具体的な方法を規定しない。これは、単一の数学的アプローチ又はパーセンテージ規準も、線量の確率論的評価の際に遭遇するかもしれない分布の多様性に適用できないからである。それにもかかわらず、確率論的評価が用いられるときには、いつ規定の遵守が満たされるかを定める際に操業者と規制者を支援するのに若干のガイダンスが必要である。

(B49) いくつかの予測的な確率論的線量評価については、基本的に分布上のすべての線量は、ICRPによって設定された線量拘束値より低いと予測することができる (例えば例1)。この場合、規定の遵守は容易に満たされる。

(B50) 計画された施設の状況あるいは現存する状況にかかわらず、個人に対する予測線量の確率論的評価において、集団からランダムに選ばれた人がより大きな線量を受ける確率がおよそ5%に満たないように、代表的個人を決めるべきであると委員会は勧告する。大きな集団では、確率論的評価における分布の性質のために、多くの個人が代表的個人の線量よりも大きな線量を受けるであろう。もしその線量が該当する線量拘束値より小さいならば、これを問題にする必要はない。しかし、もしこのような評価が、20～30人かそれ以上の人が該当する拘束値を超える線量を受ける可能性があることを示すならば、これらの人々の特性を調べる必要がある。もし、更なる分析に続いて、20～30人の人々の線量が該当する線量拘束値を実際に超えそうなことが示されるならば、その被ばくを緩和する処置を考慮すべきである。

(B51) 代表的個人を定めるために評価が行われている地域とそれに伴う集団に対して特別な注意を払うべきである。極端な場合を含めて、比較的高い線量を受ける人々を代表し得る線

58 B. 公衆の線量が確率論的に推定されているときの遵守の判断

量を受けるようなすべての個人を含めるように注意すべきである。しかし、あまりにも大きい地域（並びに集団）を含めることは、少数のより高い線量のインパクトを薄め、それによって分布を歪めるかもしれないことは明らかである。したがって、より小さい地域及び集団を順次用いる反復アプローチが一般に必要である。

参考文献

- Aitchison, J., Brown, J.A.C., 1969. *The Lognormal Distribution with Special Reference to its Uses in Economics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Byrom, J., Robinson, C., Simmonds, J.R., Walters, B., Taylor, R.R., 1995. Food consumption rates for use in generalised radiological dose assessments. *J. Radiol. Prot.* 15, 335–341.
- EU, 1996. Council Directive (96/24/EURATOM) of 13 May 1996 Laying Down the Basic Safety Standards for the Protection of the Health of Workers and the General Public Against the Dangers Arising from Ionising Radiation. *Off. J. Eur. Commun.* L159, 1–29.
- Golikov, V., Balonov, M., Erkin, V., Jacob, P., 1999. Model validation for external doses due to environmental contaminations by the Chernobyl accident. *Health Phys.* 77, 654–661.
- Golikov, V., Balonov, M., Jacob, P., 2000. Model of external exposure of population living in the areas contaminated after the Chernobyl accident and its validation. In: *Harmonization of Radiation, Human Life and the Ecosystem*, Proc. of 10th International Congress of the IRPA, International Conference Centre, Hiroshima, Japan, 746-T-19(1)-2.
- Hanna, S.R., Briggs, G.A., Hosker Jr., R.P., 1982. *Atmospheric Diffusion Handbook*. Report DOE/TIC-11223. US Department of Energy, Washington, DC, USA.
- Hinds, W.C., 1982. *Aerosol Technology*. John Wiley and Sons, New York.
- Hunt, G.J., 2004. On homogeneity within the critical group. *J. Radiol. Prot.* 24, 265–272.
- Hunt, G.J., Hewett, C.J., Shepard, J.G., 1982. The identification of critical groups and its application to fish and shellfish consumers in the coastal area of the Northeast Irish Sea. *Health Phys.* 43, 875–889.
- IAEA, 1991. *The International Chernobyl Project: Technical Report. Part E, Annex 3: 239*. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1996. *International Basic Safety Standards for Protection against Ionising Radiation and for the Safety of Radioactive Sources*. Jointly sponsored by FAO, IAEA, ILO, OECD/NEA, PAHO, WHO, IAEA Safety Series No. 115. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- IAEA, 1998. To be provided.
- IAEA, 2001. *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. IAEA Safety Report Series No. 19. International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP, 1965. *Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials*. ICRP Publication 7, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP, 1966. *Principles of Environmental Monitoring Related to the Handling of Radioactive Materials*. ICRP Publication 7. Pergamon Press, London, UK.
- ICRP, 1985. *Principles of monitoring for the radiation protection of the population*. ICRP Publication 43, Ann. ICRP 15 (1).
- ICRP, 1989. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 1*. ICRP Publication 56, Ann. ICRP 20 (2).
- ICRP, 1991. *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1–3).
- ICRP, 1993. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 2. Ingestion dose coefficients*. ICRP Publication 67, Ann. ICRP 23 (3/4).
- ICRP, 1995. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 3. Ingestion dose coefficients*. ICRP Publication 69, Ann. ICRP 25 (1).
- ICRP, 1996a. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 4. Inhalation dose coefficients*. ICRP Publication 71, Ann. ICRP 25 (3).
- ICRP, 1996b. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides. Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*. ICRP Publication 72, Ann. ICRP 26 (1).
- ICRP, 2000a. *Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste*. ICRP Publication 81, Ann. ICRP 28 (4).
- ICRP, 2000b. *Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure*. ICRP Publication 82, Ann. ICRP 29 (1/2).

- ICRP, 2001a. Doses to the embryo and fetus from intakes of radionuclides by the mother. ICRP Publication 88, Ann. ICRP 31 (1–3).
- ICRP, 2001b. Radiation and your patient: A guide for medical practitioners. Also includes: Diagnostic Reference Levels in medical imaging – review and additional advice. ICRP Supporting Guidance 2, Ann. ICRP 31 (4).
- ICRP, 2005. Doses to infants from ingestion of radionuclides in mothers' milk. ICRP Publication 95, Ann. ICRP 34 (3/4).
- ICRP, 2007. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication XX, Ann. ICRP 37 (in press).
- Killough, G.G., Schmidt, D.W., 2000. Uncertainty analysis of exposure to radon released from the former feed materials production center. *J. Environ. Radioactivity* 49, 127–156.
- Miller, C.W., Hively, L.M., 1987. A review of validation studies for the Gaussian plume atmospheric dispersion model. *Nuclear Safety* 28, 522–531.
- NCRP, 1996. Screening Models for Releases of Radionuclides to Atmosphere, Surface Water, and Ground. NCRP Report No. 123 (1–2). National Council on Radiation Protection and Measurements, Bethesda, Maryland.
- Phipps, A.W., Smith, T.J., Fell, T.P., Harrison, J.D., 2001. Doses to the Embryo/Fetus and Neonate from Intakes of Radionuclides by the Mother. Part 1. Doses Received in Utero and from Activity Present at Birth. HSE Contract Research Report, 397/2001. Health and Safety Executive, London, UK.
- Smith, K., Jones, A.L., 2003. Generalised Habit Data for Radiological Assessments. NRPB-W41. National Radiological Protection Board, Chilton, UK.
- Tschurlovits, M., Taghizadegan, R., Engelbrecht, R. 2004. Handling Uncertainty and Variability in Risk Communication. Proc. IRPA 11, Madrid. International Radiation Protection Association, www.irpa.net.
- Wilks, S.S., 1962. *Mathematical Statistics*. John Wiley and Sons, Inc, New York.

ICRP Publication 101

公衆の防護を目的とした代表的個人の線量評価 /
放射線防護の最適化：プロセスの拡大

2009年12月28日 初版第1刷発行

翻訳 社団 日本アイソトープ協会
発行 法人

〒113-8941 東京都文京区本駒込二丁目28番45号

電話 代表 (03) 5395-8021

出版 (03) 5395-8082

E-mail syuppan@jrias.or.jp

U R L <http://www.jrias.or.jp>

発売所 丸善株式会社

© The Japan Radioisotope Association, 2009 Printed in Japan

印刷・製本 丸善プラネット株式会社

ISBN978-4-89073-203-6 C3340