

放射性固体廃棄物処分  
に関する  
放射線防護の諸原則

**ICRP** *Publication* **46**

---

放射性固体廃棄物処分

---

に関する

---

放射線防護の諸原則

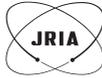
---

国際放射線防護委員会専門委員会4の報告書

1985年7月に主委員会によって採択されたもの

社団法人 日本アイソトープ協会





Japanese Translation Series of ICRP Publications  
*Publication 46*

This translation was undertaken by the following colleagues.

Translated by

Jun AKAISHI, Yoshinori INOUE, Michiaki KAI,  
Shinji KIHARA, Hideo KIMURA, Shinichi SUGA,  
Akira TAKAHASHI, Hiroshi NOGUCHI,  
Toshimitsu HOMMA, Yoshikazu YOSHIDA

Editorial Board

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

.....  
Eizo TAJIMA\* (Chair)

Tatsuji HAMADA (Vice-chair)

Masami IZAWA\*\*

Jiro INABA

Sukehiko KOGA\*\*

Sadayoshi KOBAYASHI

Ichiro MIYANAGA

Yasuo YOSHIZAWA\*

Yoshikazu YOSHIDA

.....  
\* ICRP member at the time.

\*\* Former ICRP member.

## 邦訳版への序

本書は、ICRP Publication 46として刊行された、ICRP 専門委員会4の報告書

### Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste

(*Annals of the ICRP*, 15, No. 4 (1985) に発表)

を、ICRPの了解のもとに翻訳したものである。

これは専門委員会4の報告書ではあるが、従来の多くの報告書とちがって、ICRP Publication 26に記されている基本的勧告にない、新しい事項がいくつか示されている。すなわち、放射性固体廃棄物の処分にかかわる防護の問題に対しては、処分の特徴、とくに被曝にいたる事象の発生確率を考えに入れる必要があることと、ある場合には影響がきわめて長期間に及ぶことなどを考慮して、基本勧告を拡張する必要があるとした。新しく勧告された事項のおもなものとしては、次のようなものがある：

リスクの定義の変更 (52項)

リスクの限度とリスク上限値の導入 (47, 57項等)

将来の世代の個人 (50項) および国外の個人 (76項) の被曝制限の考え方の提示

さらに、「規制免除」の章では、放射線防護を顧慮しないで処分できる個人線量と集団線量の目安を示していることも、注目に値する (82~90項)。

これらの新事項は、本書の主題である放射性固体廃棄物の処分に関して勧告されたものと解されるが、かなり一般的に適用できるものであって他の分野に影響することも十分に考えられ、読者には注意深く読み、解釈されるこ

( ii )

とを期待したい。

翻訳は、日本原子力研究所の次の方々によって行われた。

赤石 準, 井上義教, 甲斐倫明\*, 木原伸二,

木村英雄, 須賀新一, 高橋 彰, 野口 宏,

本間俊充, 吉田芳和 (五十音順)

(\*現所属: 東京大学医学部)

他の訳書と同様, 原訳は翻訳検討委員会による検討を経て成文となった。

翻訳の労をとられた上記の方々に対し, 感謝の意を表する。

昭和 62 年 10 月

ICRP 勧告翻訳検討委員会

日本アイソトープ協会

ICRP 勧告翻訳検討委員会

委員長 田島 英三 (立教大学名誉教授)

副委員長 浜田 達二 (日本アイソトープ協会)

委員 伊沢 正実 (日本原子力発電㈱)

稲葉 次郎 (放射線医学総合研究所)

古賀 佑彦 (藤田学園保健衛生大学)

小林 定喜 (放射線医学総合研究所)

宮永 一郎 ((財)電力中央研究所)

吉澤 康雄 (東京大学医学部)

吉田 芳和 (日本原子力研究所)

## 目 次

	頁 (項)
序 .....	1
1. 緒 論 .....	3 ( 1)
2. 放射性廃棄物と管理の選択肢 .....	6 ( 7)
2.1 放射性廃棄物の特性 .....	6 ( 8)
2.2 放射性廃棄物の管理の選択肢 .....	7 ( 14)
3. 放出シナリオの特徴 .....	11 ( 27)
3.1 放射性核種の放出と分散の機構 .....	11 ( 27)
3.2 通常の展開 .....	12 ( 30)
3.3 確率事象 .....	12 ( 31)
3.4 不確かさ .....	14 ( 35)
4. 放射線防護の基本原則 .....	16 ( 39)
5. 個人の限度 .....	19 ( 43)
5.1 個人の線量限度 .....	19 ( 44)
5.2 個人のリスク限度 .....	20 ( 47)
6. 線源への個人要件の適用 .....	24 ( 53)
6.1 線源上限値およびリスク上限値 .....	24 ( 53)
6.2 個人リスクの評価 .....	25 ( 58)
6.3 規準曲線 .....	29 ( 63)
7. 防護の最適化 .....	32 ( 69)
7.1 現実的な算定 .....	34 ( 75)

(iv)	
7.2 国際的な見地	35 ( 76)
7.3 時間の尺度	35 ( 77)
7.3.1 技術的考察	35 ( 77)
7.3.2 倫理的考察	36 ( 78)
7.4 確率事象に対する適用	37 ( 80)
8. 規制免除の規則	39 ( 82)
9. 操業上の見地	42 ( 91)
9.1 作業者の防護	42 ( 92)
9.2 閉鎖以前の期間における公衆の防護のための モニタリング	43 ( 95)
9.3 閉鎖以後の期間における制度的および技術的管理	44 ( 98)
10. 一般的結論	46 (103)
参考文献	48

## 序

1982年11月に、放射性固体廃棄物の処分に対する放射線防護の原則についての報告書を作成するため、課題グループが主委員会により設けられた。

この課題グループの当初の構成員は、次のとおりであった：

G. A. M. Webb (議長)

A. J. Gonzalez

J. O. Snihs

Y. Sousselier

この課題グループの規模は、1984年2月に次の人々を加えて拡大された：

D. A. Cool

P. Johnston

P. Zettwoog

委員会は、課題グループの会合のために、便宜を供与されたフランスの原子力庁；国際原子力機関のウィーン本部およびモナコの国際海洋放射能研究所に感謝する。

この報告書を作成する期間（1981—1985）における専門委員会4の構成員は、次のとおりであった。

H. Jammet (委員長)

E. Kunz

R. M. Alexakhin

J. Mehl

R. Coulon

D. W. Moeller

R. E. Cunningham

R. V. Osborne

A. J. Gonzalez

J. O. Snihs

O. Ilari

S. D. Soman

( 2 )

G. A. M. Webb

B. C. Winkler

L. X. Wei

Y. Yoshizawa

## 1. 緒 論

(1) 委員会によって勧告された線量制限の体系<sup>1)</sup>は、人々が放射線に被曝するすべての状況に適用されるが、ある種の被曝原因すなわち医療被曝と自然バックグラウンドは定量的線量限度による制約を受けない。最近の委員会勧告<sup>1)</sup>とその前の委員会勧告<sup>2)</sup>の両方で明らかにされているとおり、放射性廃棄物の処分は、委員会によって勧告された体系の範囲内に完全に入るものである。以前の勧告は、排気・排水という形での放射性廃棄物の放出とこれによる放射線量の点からみた公衆の防護、および放出前または貯蔵中の放射性廃棄物の処理と取扱いの期間における作業者の防護に、焦点を合わせていた。費用便益分析に関する最近の報告書<sup>3)</sup>にある特定例の多くは、放射性的排気・排水の放出制御による防護の最適化を扱っている。これらの分野における委員会の勧告は、国際原子力機関(IAEA)<sup>4)</sup>のような他の国際機関によって敷衍され、多数の国における放出制限の基礎となっている。

(2) 放射性固体廃棄物の処分をとくに扱う報告書の必要性は、相当の期間にわたって人々から隔離しておくように意図された形での廃棄物処分の二つの側面から生ずる。廃棄物処分に関連するリスクは、生物圏への放射性核種の放出を引き起こしたり、あるいは、放射性核種の放出の速さと環境中での移行の速さとに影響を及ぼすことがありうる事象と過程とに依存する。これらの事象と過程のあるものは確実に起こり、また、他のものはその発生確率が一定かあるいは時間的に変動する。この状況では一般に、たとえそれらの事態が起こる確率が小さくても、もしそれらが起これば、選ばれたどのような限度も超える線量に至るであろう事態を考えることができるために、線量制限のみから成るどのような基準を適用することも困難である。今まで

( 4 )

は委員会は、線量は制御されておらず、そのため、介入措置によってのみ制限できる状況には線量限度は適用しないことを勧告してきた。この勧告は、このような制御されていない状況の発生確率を制限するという目標に係わる決定には何の貢献もしない。そこで、委員会は委員会の勧告を拡張して、廃棄物管理における確率的状況を取り扱うようにしたいと考える。防護の最適化ではすべての線量を考察に加えるべきであるという要件は、それらの線量を受ける確率について何ら考慮することなしに適用できるとは限らないのである。放射性核種が既知の速さで生物圏に入り、したがって、線量制限体系が直接に適用でき、しかも、実際に適用されている気体および液体排出物の通常の放出の場合にはこの状況は起こらない。しかし、これらの場合ですらも、個人線量の大きさには暗黙の確率分布があって、その分布を表すために期待値やその他の分布因子が用いられる。

( 3 ) 委員会の勧告を固体廃棄物処分に適用するにあたって困難を生じさせるもう一つの特徴は、考えなければならない時間の長さである。多くの廃棄物はいくつかの長寿命放射性核種を含有し、このため、それらの処分から起こる放射線影響は遠い将来に及ぶ。これら長い時間尺度のために、放射線の防護の目標を設定し適用するさいに、原則と実際の両面の問題が生ずる。実際面では、長期にわたる放射線影響について有用な推定をするために、人口統計学的、生物学的、物理学的其他の面で十分な信頼性を持つ将来の状態を予測することが困難である。原則についての問題は、処分の決定がなされるときに、将来の集団に対するリスクに割り当てられるべき重みづけが中心である。委員会は以前には、長期放射線影響を評価することに伴う問題を解決したり、あるいは、意思決定の目的でこれらの評価の結果を解釈したりする方法について明確な指針を与えていなかった。国際的な専門家グループの最近の報告書<sup>5)</sup>は、この同じ問題を認識し、それらを解決する手法について討論している。

(4) このため、現在の線量制限体系の基本的な特質を保ちながら、ある廃棄物処分法の選択肢が放射線学的に容認できるかどうか判断するための、もっと明確な方法を作ることが必要である。

(5) この報告書では、放射性の排気・排水の管理を詳細に取り扱う必要はない。しかし、線量制限体系、とくに最適化の要件は、全廃棄物管理体系に適用すべきであり、同じ放射性核種を排気・排水として放出するか固化处理した廃棄物として処分するかの比較を必要とするということは、心に留めておかなければならない。廃棄物管理体系の比較において、防護の最適化の結果と放射線影響の推定値は、それ自体、技術的、社会的および政治的側面のような放射線以外の他の要件も考慮に入れる意思決定過程に対する入力情報と見なす必要があるかもしれない。これら放射線以外の要件は、防護の最適化過程の一部とならない限り、委員会の勧告の範囲外である。

(6) 物質の再利用に関する規準の確立については、これらの物質は廃棄物でないため、この報告書で扱わない。放射性核種を一つの物質・化学形から他の形に変えるだけの処理も、廃棄物管理の上で実際的な意義を持ち固体廃棄物の発生に至りうるものではあるが、この報告書の主要目的からは付随的なものなので、考察は行わない。廃棄物に伴う放射線以外の害、たとえば化学毒性も範囲外とする。

## 2 . 放射性廃棄物と管理の選択肢

( 7 ) 放射性廃棄物は広範囲の活動，すなわち病院と研究室における放射性核種の使用，産業工程における放射性物質の使用，原子力発電および放射性という性質を直接には利用しない工程の副産物として発生する。一般に長期間の処分方策を必要とする放射性廃棄物を最も大量に発生するのは，原子力発電とこれに関連したウラン採鉱，燃料加工，再処理からなる核燃料サイクルである。

### 2.1 放射性廃棄物の特性

( 8 ) 廃棄物の管理に影響を及ぼす二つのおもな特性は，その体積と放射性核種の含有量である。このことは，半減期が数十年を超える放射性核種にとくに当てはまる。これらの特性は，廃棄物が発生する処理過程いかんで広範囲に変化する。したがって，多様な管理および処分の手法が適用される。

( 9 ) 医療行為から発生する廃棄物は，通常の産業工程で使用される多くの放射性線源と同様に一般には短寿命放射性核種のみ含んでいるが，その体積は大きいことがある。ラジウム線源の処分のように，長期間にわたる配慮を必要とするいくつかの例外はあるが，このような廃棄物の体積はふつうは小さい。

( 10 ) 核燃料サイクルでは，各段階において放射性廃棄物が発生する。ウラン採鉱においては，抽出されなかったウランとともに天然のラジウムとトリウムを含む非常に大量の鉱滓が蓄積されることになる。これらの放射性元素とその放射性崩壊生成物のあるものは長寿命であるため，この点を考慮に入れた管理手法が必要である。ウラン濃縮と核燃料加工工程においては，

ほとんどが低放射能濃度のものであるが、かなりの体積の放射性廃棄物が発生する。天然に存在するウランの同位体だけが主要な放射性汚染物である。

(11) 原子力発電所の運転では、構造物の中性子放射化および燃料からの少量の核分裂生成物の漏洩による放射性核種で汚染された多様な廃棄物が発生する。これらの廃棄物は、おもに、冷却系、貯蔵ポンド、および換気系において放射性核種を捕集するのに使われた樹脂およびフィルタである。長寿命のアクチニドによる低レベルの汚染は、燃料被覆の破損に伴うと考えられる。廃棄物の体積は予想可能であり、またかなり大きい。

(12) ウランとプルトニウムを回収する使用済燃料の再処理では、放射性元素の99%以上を容積の小さい高レベル廃棄物の形に濃縮することができるが、またもっと低レベルの核分裂生成物とアクチニドによって汚染された他の一連の廃棄物をも発生する。もし使用済燃料が再処理されなければ、最終的には燃料それ自体を廃棄物と考えるべきであり、これは原子炉内で生成したすべてのプルトニウム、および再処理を行えば高レベル廃棄物およびその他の一連の廃棄物に入っていたであろうすべての核種を含むことになる。

(13) 原子力施設のデコミッションングは、撤去構造物の大部分でわずかに検出できるほどの汚染から、原子炉の構造物と格納容器でのそれよりも高レベルの汚染とある種の金属成分の放射化に至る、放射性核種の含有量が広い範囲にわたる大量の物質を発生するであろう。

## 2.2 放射性廃棄物の管理の選択肢

(14) 多くの原子力施設においては、放射性核種を排気・排水中へ放出することから、排水と排気の系からそれらを部分的に除去することまでの範囲にわたる選択がある。放射性核種のある一部が除去されると、固体もしくはスラリーの形態の放射性廃棄物を生ずることになるであろう。場合によっては、この廃棄物を封じ込めて自然に放射能を減衰させることができようが、

( 8 )

非常に長寿命の核種が存在する場合には、貯蔵施設での封じ込めは分散が起こるまでの遅延の期間を与えるだけであろう。自然条件で高度に隔離されている地域へ処分しても、非常に長寿命の放射性核種について無期限の隔離を保障しないであろう。

(15) 液体の形で発生する廃棄物については、一般に貯蔵もしくは処分に適した安定な固体状に変えるある種の処理が必要である。どのような処理を行うかは、廃棄物の体積、化学的物物理的特性、放射性核種の含有量、および廃棄物の固着材が貯蔵期間中とそれに続く処分の期間中において果たすことが期待される役割に依存するであろう。

(16) 非常に少量の放射性核種を含み、多量に発生する廃棄物のあるものは、発生時に処分されるが、中間貯蔵は、監視期間中の放射性減衰により廃棄物によって起こる害を減少させ、最終的な処分を容易にするという、有用な役割を有している。これは半減期が数日から数年の短い寿命の放射性核種についてとくに有用である。

(17) 廃棄物の中間貯蔵は、貯蔵施設の監視と保守を意味する。したがって貯蔵は、保守と監視をする人の作業上の被曝、事故による放出の継続的な危険および運転費をまかなうための資金準備を伴う。

(18) 貯蔵は、一定期間の放射性廃棄物の封じ込めを約束することであるが、処分の諸選択肢は、放射性核種の封じ込めの程度も封じ込めの予想期間も異なる。したがって、ある特定の廃棄物に適切と見なされる処分の種類は、収容できる廃棄物の体積が量の点で適切であることとともに、実施できそうな人間環境からの放射性核種の隔離の程度と期間についての考察を含むものとなろう。現時点で可能性のある廃棄物処分の選択肢の範囲を以下に述べる。

(19) 通常廃棄処分は、短寿命の放射能を少量含む廃棄物にとくに適切であろう。非常に大量の一般の廃棄物は地中埋立施設に処分されるが、サイ

トの管理の期間は一般に短く、廃棄物が数年以上にわたって環境から隔離されると考えることはできない。

(20) トレンチ処分は、通常廃棄処分よりもよく管理でき、また大量の廃棄物を処分できる。廃棄物に含まれる放射性核種は、トレンチ構築物に水に対する物理的障壁がない場合には、通例ただちに浸透、分散することになろう。施設閉鎖後、制度的管理と監視が続けられるとしても、これらの施設で処分できる廃棄物の放射能は、嚴重に制限することが必要であろう。

(21) 浅地中工学施設への埋設は、大量の固体廃棄物に適するであろう。廃棄物の前処理、工学施設の健全性、埋設用地の地球化学的特性のため、廃棄物中の放射性核種のかなりの期間の不動化と隔離ができる。しかし廃棄物が地表に近いために、侵入または破壊が起こった結果に対する予防手段として、相当期間サイトの制度的管理と監視が必要であろう。管理が数百年にわたって確保できることはありそうになく、この方法での処分に適したある種の長寿命の放射性廃棄物については、その量を制限することになるであろう。

(22) 海底への処分（海洋投棄）もまた大量の廃棄物に適用しうる。深海に放出された放射能は、大量の水に希釈、分散し、あるものは海底堆積物に吸着されるであろう。深海底へ接近できないことが放射性核種のある程度の隔離をもたらすが、長寿命放射性核種は分散と環境移行機構によって最終的には人が直接接する環境にある程度もどるであろう。

(23) 大陸地層への処分は、地下水循環が存在しないかもしくは非常に緩慢であるならば、非常に長期にわたる隔離を可能にする。深地層処分施設の隔離能力は、放射性核種の移動に対する多数の相互に関連する障壁の総合的な機能に依存するであろう。岩塩層、花こう岩、粘土、玄武岩、火山性の凝灰岩はすべて、適切な地層であろうとして注目されている。処分しうる廃棄物の量は、施設によって大きく変わる。大陸地層処分またはこれに類似した処分の選択肢は高レベル廃棄物、使用済燃料および長寿命放射性核種の含

(10)

有量の多いある種の廃棄物にのみ必要である。

(24) 深海底の地層への処分（海洋底処分）は、深い大陸地層への処分と同様の特徴を持つが、さらに海洋処分の利点も備えているであろう。この処分でも、放射性核種の隔離は、緩慢に地下水が移動する環境と人間による侵害がほとんどありえない場所であることを含む障壁の相互関連的なシステムに依存している。長寿命放射性核種は陸上の生物圏を最初に通過することなく、海中に分散するであろう。

(25) 宇宙もしくは太陽系軌道への処分は、一たび地球軌道から離れた廃棄物は無期限に人間環境から隔離できるが、技術的、経済的な可能性がなお実証されなければならない。

(26) 核変換により、長寿命放射性核種をより寿命の短い放射性核種に変えることは、長期間にわたる危険性を理論的には減少できるであろう。この目的を意図したものではないが、分離されたプルトニウムの燃料としての再利用も、この効果を有している。他の重元素にこの方法を拡張することは、小規模には技術的に可能であるが、新たな工業的分離と処理施設を伴うものとなり、それら施設そのものが二次的な廃棄物を発生し、また追加の職業被曝を伴うであろう。引き続き研究の対象ではあるが、現時点の知見ではこの選択肢は他の選択肢よりも大きな危険性を伴うように思われる。

### 3. 放出シナリオの特徴

#### 3.1 放射性核種の放出と分散の機構

(27) 処分地域からの放射性核種の放出の機構はすべての環境で同じではないが、一般的に、主たる原因は処理された廃棄物およびその容器が水によって劣化することである。浅地中処分の場合、人間の被曝の機構には放射性核種の地下水による移動、偶然の人間の侵入、およびたとえば水河作用による全体的な地層の乱れがあるだろう。深地層処分や海洋底処分の場合、主たる機構は、再濃縮過程によって変えられた水の動きによる移行と分散であるように思われる。

(28) 前記の過程のいくつかのものは、環境への放射性核種の放出が徐々に起こるものである。理論的な基礎に基づいて開発されたモデルは、その場における試験にますます基づくことになるが、このようなモデルによって吸着、拡散、放射性壊変、その他のプロセスの現象を考慮に入れて、放射性核種の移行を予測することができる。これらの現象のいくつかは複雑であり、また非常に長期間にわたる廃棄物閉じ込めの劣化を予測することは難しいことであるため、すべての予測はかなりの不確かさを伴う。それにもかかわらず、“通常の”放出過程はしばしば同定することができ、空間的および時間的な放射線被曝パターンを合理的に予測しうる。

(29) 他の過程は徐々に起こるものではなく、確率的な過程と考えなければならない。それらはある状況下では、処分の全体的な安全評価上支配的なものである。たとえば水の流れを変えるような地震および地殻構造上の現象は、ある地層への処分に対しては重要な考察事項となりうるし、また掘削

(12)

や鉱物採取のような将来の人間活動は、ある処分場では直接または間接的な影響がありうる。もし、廃棄物が地表もしくは地表近くに処分されたとすると、自然事象と人間の活動を考慮しなければならないであろう。すなわち、地下水位の変化、洪水、地形学的変化および気象的影響はすべて潜在的に破壊的な影響を有し、建築と農業のような人間活動は、のちに影響をもたらす一連の過程のきっかけとなりうるほかに、放射線影響をただちに引き起こすことがある。これらの事象のうちいくつかは現存の被曝経路の性質を変え、他のものは新しい被曝経路をもたらす。

### 3.2 通常の展開

(30) 環境中の放射性物質の評価およびモニタリングについての委員会の勧告は、これらの状況を十分に取り扱っている。その結果は防護の最適化、および線量限度と線源に関する上限値 (source upper bound) を遵守していることの判断に用いることができる。この報告書のおもに意図するところは、線量制限体系を確率事象に拡張することである。

### 3.3 確率事象

(31) 3.1節で述べられた事象の可能性を解析するために、それらの発生確率を定量的に表現することが必要である。“確率”という用語はふつうは現象の発生頻度で定義される。廃棄物処分を扱うさいには、実際の確率を予測することに関して情報が乏しいため、確率評価の従来のは、事象の起こる頻度が減少するにつれて急速に適応できなくなる。このため、低い確率の事象にはしばしば“最良推定値”もしくは“技術的判断”に基づいた値が与えられるであろう。委員会は、一般に“主観的確率”<sup>6)</sup>と呼ばれるこのような手法は、廃棄物処分の解析に使う確率を決定するのに適切な方法であると信じている。

(32) 主観的確率においては、決められた時間内に事象が実際に起こるという確信の程度の尺度として、その時間内にその事象の起こる可能性に対して数字が与えられる。確信の程度と、確率の推定値に適用できるそれ自体ある不確かさを伴った信頼限界値の概念とを区別することが重要である。数字の当てはめは、統計的な経験を必要とせず、主観的な判断にのみ基づいて行うことができる。その結果は概念的に従来の確率と同一であり、同様に用いることができる。この方法の有効性は、事象に対して確率値を与えるさいの一貫性の程度に依存する。一貫性とは単に、すべての確率は確率の計算法則に従って与えられるということの意味する。すなわち、確率  $p$  の事象の補集合に確率  $(1-p)$  が与えられる場合にのみ確率の割当が首尾一貫しているということ、大きい頻度で起こる事象には大きい確率が与えられるということ、また、事象 A が事象 B より可能性が大きく、事象 B が事象 C より起こりやすいならば、事象 A は事象 C より起こりやすいということである。確率の計算法と一貫性の概念についての情報は、確率および統計に関する文献から得ることができる<sup>6,7)</sup>。

(33) 主観的確率を使うことは、“最良推定値”または“技術的判断”に基づいた定量値が、情報がより豊富な状況下における相対頻度の定量値と矛盾しない限り、受け入れることができるものである。さまざまな事象に当てはめられる確率は矛盾なく、かつ連続なもので、また低い確率の事象はより高い確率の事象と統一的に扱うことによって、考察すべき選択肢の完全な解析をすることができる。

(34) 廃棄物処分場においてある事象が起こる確率と、その事象が処分場の健全性に対して影響する確率、およびその事象の結果として個人の被曝が起こる確率とは区別されるべきである。これら三つの確率の結果は概念的にはっきり異なるものであり、それらを結びつけるさいには注意がはらわれるべきである。

### 3.4 不確かさ

(35) 放射性廃棄物処分による放射線の影響についての評価は、いずれも不確かさに左右されるものである。評価の全体的な不確かさには、通常いくつもの異なる種類の不確かさが存在するであろう。これらは、評価に用いられるパラメータに関する不完全な知識およびモデルの適切さに関連したふつうの不確かさばかりでなく、変数そのものがいかに確かであったとしても、その統計的取扱いに帰せられる本質的な不確かさも含んでいる。将来について知ることができない事項に起因する不確かさおよび処分場の健全性と経路に影響する事象についての不完全な知識はふつうの不確かさの例であり、一方低い確率の事象から期待される結果における不確かさは本質的なものである。予測される影響には、それが通常の放出機構によるものでも、また破壊的な事象によるものでも、将来の状況についての現在の知識が完全ではありえないために、常に不確かさが存在するであろう。

(36) 将来について知ることができない事項に伴う不確かさは、仮説を設け、それらの仮説が将来の実態と符合するか否かを知ることによってのみ取り扱うことができる。一般に、不確かさは予測期間が長くなるにつれて増大する。この種の不確かさの例には、線量に影響するであろう人口統計学的なパターン、将来の世代が放射線のリスクに与えるであろう相対的重要度、被曝の影響を低減させようとする医学上、その他の技術、および総線量に影響するであろう将来の原子力活動のレベルがあげられる。これらの種類の不確かさに対しては、将来に生活する個人が、今日に適用されると変わらない防護レベルとなるように、慎重な仮定がなされるべきである。採用した仮定は明確に示すべきである。

(37) 他の種類の不確かさは、環境中の放射性核種移行のモデル化および食物連鎖と空気または水系経路を通じての人間まで至る移行、に含まれる

多くの技術的パラメータについての正確さ、または知識の欠除に関係するであろう。たとえば、処分場を通る地下水の動きは処分場全般から得られるデータを使って予測することができる。しかしながら、実際の水の動きは廃棄物の置き方、土地の特性その他の要因に依存するであろう。処分場からの放射性核種の地下水中への将来の移行は、現時点での地下水流を推定することができるデータが得られていても不確かである。ある程度は、これらの不確かさはある範囲内で定量化することができ、評価を通じて拡張することによって、線量推定値の不確かさの推定値を与えることができる。しかしながら、モデル化のある面は、とくに個人関連の諸要件を満たすことを立証するためには、慎重な、しかし合理的な仮定をしてはじめて扱うことができる。不確かさまたはパラメータの分布の推定は、3.3節で確率について述べたと同様に、しばしば“主観的”なものとなろう。

(38) いくつかの事象はその確率の推定値に関して大きな不確かさを持つであろう。低い確率の事象は、7章でさらに議論されるように、その結果の大きさにまつわる本質的な不確かさを持っている。その結果、両者の場合とも、起こりうる放射線の影響には大きな不確かさがあるであろう。それゆえに、確率および放射線の影響について桁の大きさでの推定値が、達成できる最良のものとしてしばしばなるであろう。

#### 4. 放射線防護の基本原則

(39) 委員会はICRP Publication 26<sup>1)</sup>の12項に、委員会が勧告した線量制限体系を要約している。この体系は正当化、防護の最適化および個人の線量限度という略語で呼ばれている、互いに関係のある三つの成分からなる。委員会はこの体系を放射線被曝を伴うあらゆる行為に適用することを意図している。この関連する考え方を導入する便宜上、この報告書では、個人の線量限度の概念を防護の最適化の概念より先に扱うことにする。

(40) 正当化：線量制限体系の第一の成分は、いかなる行為もその導入が正味でプラスの便益を生むのでなければ採用してはならないと規定している。一つの行為とは、原子力発電のように、便益を生む活動と関連しているすべての過程、工業的操業および行動の合計を意味することが意図されている。正味の便益は、その行為の導入によるすべての費用と便益とを算定することによって決定される。この観点から、放射性廃棄物処分は、それ自体で正当化される独立した行為というよりはむしろ、全体として正当化されなければならない一行為の一部分と考えられる。

(41) 防護の最適化：第二の成分はすべての被曝が経済的および社会的な要因を考慮に入れながら、合理的に達成できる限り低く保たなければならないという基本的勧告を履行するために提案された概念的意決定支援手法である。委員会は“防護の最適化”という用語と“ALARA”という用語を同意語であると考え<sup>3,8)</sup>。原則として、最適化には明示されたあるいは暗黙の選択規準に照らして、防護のための実行可能な代替の選択肢の評価が必要である。これらの規準が適用される特性の中には、関係する個人線量と集団線量、費用を含む努力および防護手段を達成するさいに伴う困難が包含されるであ

ろう。選択規準には、特定の選択肢を選ぶことによって影響を受ける社会的要件のような他の要因も含まれるであろう。これらの規準のあるものは他の規準と相容れないかもしれないので、評価には放射線防護の観点からいくつかの代替選択肢を区分するためのある種の決定支援手法が要求される。いくつかの一般的手法<sup>9)</sup>が意思決定過程のこの部分を支援するために利用できる。これらの中にはマルチクライテリア法および集合法、とくに費用便益分析という特別な技術が含まれる<sup>9)</sup>。

(42) 個人線量限度：線量制限体系の第三の成分は、公衆の構成員としてあるいは職業に従事する結果として通常の生活の間に個人が受ける線量は、委員会がそれぞれの状況に応じて勧告する線量限度\*を超えてはならないことを求めている。職業上の被曝については、その線量限度は任意の1年につき50 mSvで、個々の臓器および組織が受ける線量と預託線量についての優先限度が付加される。委員会は最近の声明で公衆の構成員に関する立場を次のとおり明確にした<sup>10)</sup>。

1977年勧告中で行った公衆の構成員に対する実効線量当量限度についての勧告には二つの数値が示された。1年につき5 mSvという限度の使用が認められたが、これを用いることができるのはICRP Publication 26の120項から128項に記された条件下においてのみであるとされた。他の状況については、生涯にわたる平均の年線量が1 mSvということに基づいて被曝を制限することが賢明であろうと、委員会は勧告した。

委員会の現在の見解は、主たる限度は1年につき1 mSvであるということである。しかし、生涯にわたる平均の年実効線量当量がこの主たる限度、1年につき1 mSvを超えることのない限り、1年につき5 mSvという補助的な線量限度を数年にわたって用いることが許される。

\* 委員会の線量限度は、1年間の体外被曝からの実効線量当量と、同じ1年間の放射性核種の摂取からの預託実効線量当量との和に適用される。この報告書を通じて“線量”という用語はこの和をいう。

(18)

実効線量当量をこのように制限すれば、1年につき50 mSv という非確率的影響を考えた臓器線量限度は大部分の臓器について不要となる<sup>11)</sup>。しかしながら、皮膚と眼の水晶体の線量当量は個人に関する実効線量当量の計算に含まれない<sup>12)</sup>ので、これら2組織については臓器線量限度がなお必要である。勧告される線量当量限度は、公衆の構成員に対し皮膚、水晶体ともに1年につき50 mSvで、前と変わらない。

## 5. 個人の限度

(43) この章は、個人の線量限度についての節は“通常”のシナリオに適用し、またリスク限度についての節は3.3節に記述されているような確率事象を含むすべてのシナリオに適用するように分けてある。

### 5.1 個人の線量限度

(44) 個人の線量限度は受け入れられないと考えられるリスクの範囲の下限を表すものであり、医療線源と自然線源を除いたすべての線源および行為から受ける放射線被曝の合計の推定値に適用される。線量限度は多くの寄与からの複合被曝に適用されるので、他のすべての該当する線源からの決定グループに対する被曝が無視できる場合にのみ、単一の線源からのある個人に対する線量を制限するために使用することができる。単一の線源から線量限度まで被曝することは、その決定グループが他の被曝を受ける余地がなくなるので、通常の操業に対してあるいは長期間にわたって許されるべきではない。

(45) 廃棄物処分場からの通常の放出による線量分布に個人の線量限度を適用することは、他の種類の施設からの放出に対する場合と同じである。これには、二つの基本的な要件が存在する。第一は、決定グループ、すなわち最大被曝を受けることが予期される人々が同定されなければならない。第二に、処分場の設計と操業は医療線源と自然線源を除くその他の線源からの可能性のある被曝を考慮に入れて、決定グループの平均線量が線量限度を超えないことを保証するものでなければならない。他の線源に対してこのように斟酌することは、線量限度ではなく6.1節に述べるように線源上限値を用

(20)

いることによって定式化できる。線量限度あるいは線源上限値は、被曝が現在起ころうともあるいは将来起ころうとも、決定グループの平均線量の最大値に適用されるよう意図されている。

(46) 決定グループ<sup>1,8)</sup>は、集団の中で最も高い線量当量を受けることが予想される人々を代表するものであるべきであり、受ける線量に影響する地域特性、習慣および代謝特性に関して比較的均質であるべきである。それは現在居る人々から成ることもあるし、一般集団よりも高いレベルの被曝をする将来の人々のグループから成ることもあろう。実際のグループを定めることができない場合は、地域と時間のために最大線量を受けるであろう仮定的グループあるいは代表的個人が考えられるべきである。このグループの習慣と特徴は慎重な、しかし合理的な仮定を用いた現在の知識に基づくものであるべきである。たとえば、決定グループは処分場に近い区域に住み、近くの地下水の帯水層から用いる水を得ている人々のグループであるかもしれない。全集団が実際に受ける線量の分布は決定グループに最大値があるので、この方法は、いかなる個人線量も受け入れることができないほど高くはならないことを保証することを意図している。

## 5.2 個人のリスク限度

(47) 線量制限体系<sup>1)</sup>のもとになっている基礎は個人にとって受け入れられないと見なされているリスクの考えられる範囲の下限の判断にある；この判断は個人はわずかにしか修正できず、国家機関によって規制することができる他の種類のリスクに基づいている。有意な線量は処分施設の通常の機能を中断させ、ある一定期間に1より小さい発生確率を持つと仮定される出来事からもたらされるであろうから、このような放射性廃棄物処分と関連のあるすべての被曝事象から個人を防護する目的は、個人のリスク制限要件に立ち返ることによって最もよく達成される。リスクで統一的に扱うことによ

り、被曝の確率と被曝の大きさの両方を含めることができる。このことを考慮して委員会は、リスク限度とリスク上限値を、通常時の放出に関する線量限度および線量上限値との直接的な類推によって確立することを勧告する。このようなリスク限度は、個人に対する全リスクが受け入れることができないと考えられるレベルに達しないように、線量限度によって暗黙に示されるリスクと一致させるべきである。

(48) 通常の状態と確率的な状況からのリスクを合計し、リスク限度をその和に適用することが可能であろう。あるいはまた、二つのリスクを別々に取り扱い、かつ、別々に制限することもできよう。前の方法は概念上はより簡単であるが、必ずしも適切であるとは限らない。この二つのリスクを制限することを意図した設計と操業上の特徴は非常に異なるかもしれない。さらに、起こりそうもないが重大な事象の可能性の増加の代償として日常的なリスクをわずかに減少させることを、社会が容認したいと望んでいるかどうかは自明ではない。委員会は、十分に考慮した後、現行の線量限度は処分場における通常のシナリオを含めて、日常的な状況に適用し続けるべきであり、また確率事象からのリスクはこれと同様な根拠に基づいて制限されるべきであることを勧告する。委員会は日常的な状況に対する線量限度の数値を決めるとき、確率現象が存在することを認識していたので、別のリスク限度を定めるということは線量限度をそれに対応して減少させる必要性を意味するものではない。さらに、公衆の構成員の被曝が線量限度に接近することは非常にまれであるし、将来の状況を正確に予測することはできないので、リスク限度に適応させるように線量限度を修正するという改善を正当とすることはできない。

(49) 生涯にわたる線量を平均して1年につき1 mSvに制限することは、平均年リスクをおよそ $10^{-5}$ より低いレベルに抑えることを意味する。同じ方法で、確率事象による決定グループに対する1年間のリスクも、およそ

(22)

$10^{-5}$ より低くなるように制限することは合理的であると考えられる。

(50) 放射性廃棄物処分を長期的観点で取り扱うさい、将来の個人に付与されるべき防護のレベルについて決定がなされなければならない。委員会は、将来の個人に対するリスクを、現在生きている個人のリスクと同じ根拠に基づいて制限されるべきであると勧告する。

(51) “リスク”という用語は異なる分野で異なる意味で使用されている。さらに、リスクをどう認識するかについてこれまでに多くの著述がなされ、それらの認識を反映することを意図した係数を導入して、かなり複雑なリスクの数学的定義が提案されている。しかし、これらの複雑な定義のいずれも完全に適切とは思われず、また、いずれも定量的なリスク比較の目的で記述したり、使用したりすることが難しい。リスクは、簡単で、客観的かつ定量的に定義することが望ましい<sup>5,13,14</sup>。こうすることは、リスクを構成している別々の成分についての主観的考察、あるいは廃棄物処分のリスクを認識する仕方についての考慮を妨げないが、そのような要因は、個人のリスク制限によってではなく選択しうる処分方法の総合的な受入れ可能性のさらに詳しい考察あるいは防護の最適化を通じて決定に係わってくるに過ぎないであろう。

(52) 以前に委員会は、ある線量からもたらされる重篤な有害な健康影響の生ずる確率を表すために“リスク”という用語を使用した。これが確率事象を含むことを明瞭にするために、ここに委員会は、リスクを、被曝の可能性のある個人あるいはその子孫に重篤な有害な健康影響が起ころう確率と定義することを勧告する。 $D$ から $D+dD$ の範囲の線量を与えるような事象により、ある個人あるいは決定グループが受けるリスク $R$ は

$$R=P(D)p(\text{eff}/D)$$

で与えられる。ここで $P(D)$ は、決定グループを代表する個人に $D$ と $D+dD$ の間の線量をもたらす発端の事象および他の環境変化の確率、 $p(\text{eff}/D)$ は、そ

の結果の線量  $D$  によりその個人あるいはその子孫に重篤な有害な健康影響をもたらす確率である。

実効線量当量  $H_E$  が使用できる確率的影響が問題となる領域における線量については、この式は

$$R = P(H_E) r H_E$$

と簡易化できる。ここで  $r$  は単位実効線量当量あたり重篤な有害な健康影響が生ずる確率である。

これは  $r H_E$  が小さな数値のとき有効で、大きな数値に対しては、

$$R = P(H_E)(1 - e^{-r H_E})$$

で置き換えなければならない。

より高い線量については、考慮しなければならない非確率的影響が存在するであろうから、 $R$  の値は上式から計算された値よりも大きくなるであろう。

総リスクを求めるには、6.2 節に記述されるように  $R$  の値を、あらゆる事象について加算しなければならない。

## 6. 線源への個人要件の適用

### 6.1 線源上限値およびリスク上限値

(53) 決定グループに対する総線量は、評価しようとする線源からの線量、他の局地的な線源からの線量、および、その他の地域的および世界的な線源からの線量によって構成されるであろう。また、同じ決定グループに対する種々の線源からの重複する線量は、ある特定の時期に限定されることはない。1年間の放射性物質の放出は将来の年々に線量をもたらすであろう。そのために、すべての年間放出の重複効果から生ずる線量率は、ある定常状態になるまで、あるいはその放出が将来のある時点で止まるならばある最大値まで、増加するであろう。したがって、年線量の最大値が遠い将来に起こり、かなりの期間にわたって続くことがありうる。

(54) 現在の行為からの線量寄与を認め、予測できない将来の活動に対して余地を与えるために、委員会は、個人の被曝が適切な線量限度以下に保たれることを保証するようおのおのの被曝の源に対する線源上限値として、線量限度のある割合を国の当局が選択することを勧告する。

(55) 放射性廃棄物処分については、通常の放出機構とそれがもたらす被曝パターンが生ずるものと仮定される。したがって、処分場の設計の拘束条件としての線源上限値は、その局地的、地域的および世界的な被曝の寄与および将来の活動に対する裕度の合計と線量限度との差となるであろう。決定グループへの世界的寄与の算定には、関係する国際機関、とくに国際連合原子放射線の影響に関する科学委員会(UNSCEAR)<sup>15)</sup>が評価したような、電離放射線を使用するすべての行為からの線量予測を用いることができる。こ

の合計には、種々の線源間の相互関係の程度とともに、長期放出による線量の潜在的な蓄積の考慮も含めるべきである。一般には、正確に予測できない潜在的な将来の線源のために、慎重に線量限度のある割合を留保しておくべきである。

(56) 防護手段の基本原則の考察、詳細な指針の作成は種々の国の当局または国際機関<sup>1)</sup>に依託するという委員会の一般方針に従って、線源上限値の選択に関する詳しい指針を与えることは適切とは考えない。提案されている手順が文献に見出されるであろう<sup>13,16,17)</sup>。

(57) 線源上限値の設定と同様に、委員会は、評価しようとする線源のリスク上限値としてリスク限度のある割合を国の当局が選択することを勧告する。そのとき、算定の一要件は、単一線源に関係し、いかなる時点でも同じ決定グループの被曝をもたらす確率事象からのすべてのリスクの和が、選ばれたリスク上限値より小さくなることである。

## 6.2 個人リスクの評価

(58) 個人年リスクについて制限体系を用いるということは、種々のレベルの年線量での被曝あるいはそれを超える被曝の確率を算定することを必要とする。これを行うにあたって重要なことは、被曝の確率と被曝をもたらすかもしれない廃棄物処分施設での破壊的事象の確率とを区別することである。これらのパラメータ間のむすびつきは、破壊的事象に伴う放射線影響の時間分布が関係している。

(59) 破壊的事象の起こる可能性を特徴づけるのにしばしば使われる基本情報は、図1に示すような時間の関数としての、決められた期間、通常は1年間の発生確率である。ある事象については、ある与えられた期間の発生確率が一定であるか、あるいは時間とともにゆっくりとしか変化しないであろう。このような場合ある期間、たとえば1年間にある事象が起こる確率は

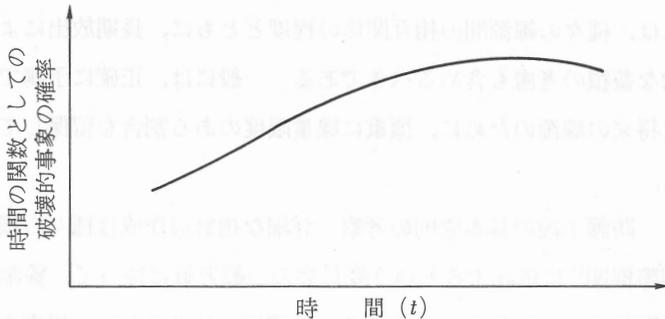


図1 放射性廃棄物処分後の時間関数で表した破壊的事象の確率の可能な変動の図示例

ポアソン統計によって算定することができる。他の種類の事象では、自然事象、人為的事象とも、ある与えられた期間の発生確率は処分場閉鎖後の時間とともに変化するであろうし、また他の事象の発生にも依存するであろうから、より複雑なモデルの作成が避けられなくなる。その事象が起こったと仮定して、事象の発生時刻と発生後の時間との関数で示される個人線量率で表した放射線影響の推定値が必要である。条件付放射線影響とよばれるこの第二の情報の例が、二つの異なる時刻のどちらかに事象が起こったものとして図2に与えられている。この時間に依存した線量率は、発端となる事象の発生時刻  $t$  とその発生からの経過時間  $(T-t)$  との関数である。したがって、線量率は  $g(t, T-t)$  で表され、ここで、 $T$  は線量率が算定された時刻である。確率的影響の範囲でのリスクに対しては単純化された表現を用い、また線量率は個人の一生  $L$  にわたってゆっくり変化すると仮定すると、死亡の条件付確率は、被曝が与えられれば  $rLg(t, T-t)$  となる。

(60) 時間要素  $dt$  あたりの一次事象の確率が  $f(t)dt$  であるならば、時刻  $T$  に生存している個人がこの原因で死亡する条件なしの確率は、

$$P(T) = rL \cdot \int_0^T f(t) \cdot g(t, T-t) dt$$

となる。この種の事象からこの個人が被る1年あたりのおよその確率、 $P^1(T)$

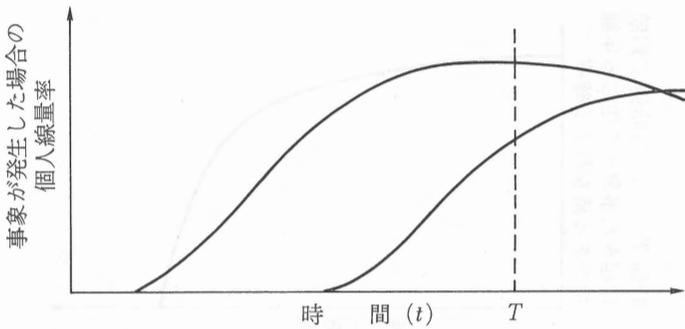


図2 放射性廃棄物処分後二つの異なる時刻に起こる破壊的事象による仮想的個人線量率の図示例

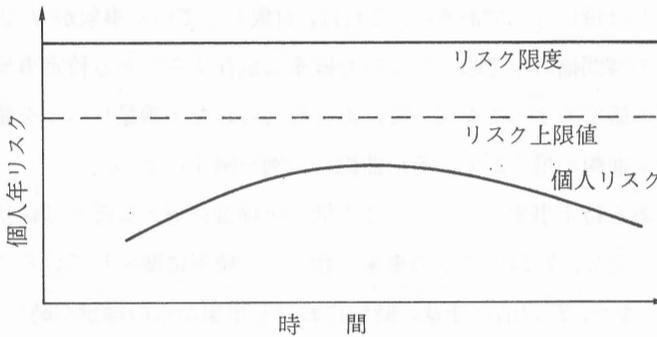


図3 被曝の確率分布と条件付影響を積分して得られる種々の時点における個人のリスクの予測値と、リスク限度あるいはリスク上限値との比較の例示、すべての種類の事象についての合計

は  $P(T)/L$  である。したがって、限度を遵守していることの評価とは、 $\sum P^i(T)$  が、 $10^{-5}$  の年リスク限度あるいはこのリスク限度以下に設定されたリスク上限値をいかなる  $T$  についても超えないことである。この遵守性をためす検査が図3に示されている。

(61) 任意の時刻  $T$  において、ある特定の年線量のレベルとなる確率を

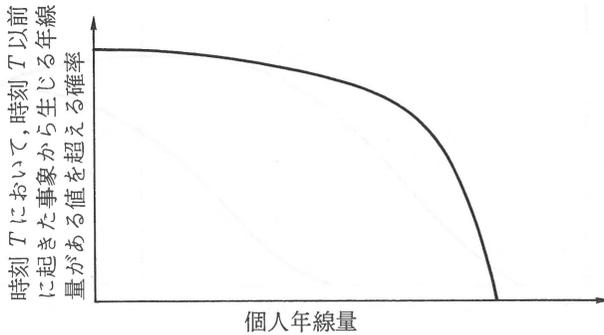


図4 1種類の事象の結果として将来の時刻  $T$  に生存している個人の年線量が種々のレベルを超える確率の例

求めることは役に立つであろう。これは、対象としている事象が  $T$  より前のある特定の時間幅の中で起こっていた確率に依存する。ある特定事象に対するこれらの確率のすべてを用いて、ある与えられた年線量レベルを超える全確率を示す曲線が得られる。その曲線の一例を図4に示す。

これは、ある特定事象について、ごく低い年線量を超える確率は線量によらずかなり一定で、 $T$  以前にこの事象が起こった確率に関係していることを示している。また、 $T$  以前の任意の時刻における事象からの線量が時刻  $T$  における最大線量を超える確率はもちろんゼロである。曲線の形は、対象としている事象またはシナリオに依存するであろう。

(62) 非常に長期にわたる(数百年あるいは数千年)環境汚染の発端となる事象については、図4に示した結果は、発端の事象が個人が生存している時より前に起きていたというだけでなく、放射性核種が地圏を通過して生物圏に移行するまでの十分長い時間を遡ったところで起きていた場合の確率をおもに反映している。したがって、被曝の確率は、時刻  $T$  以前に起こった破壊的事象の適切な時間幅にわたる累積確率に関係する。もう一方の極端として、人の侵入のようにごく短い期間に放射線影響をもたらす事象について

は、その結果は、対象とする1年にその事象が発生する確率に関係する。

### 6.3 規準曲線

(63) リスク限度あるいはリスク上限値に従うための基本的要件は、 $\sum P_{\text{event}}^i(T)$  が該当する限度より小さいことである。この全体的な条件が図3に示されているが、条件付きの線量のあるものは非確率的影響の範囲にあるので、その誘導と比較はこの例が示すよりも複雑なことがある。この状況では、別の表現方法でこの要件を表すことにより遵守性を検査する方が役に立つであろう。

(64) 個人に関連した要件を確率事象に適用するための一つの方法は、原子力安全への確率論的アプローチに用いられる曲線と同様の、規準曲線でこれらの限度を表すことである<sup>15,16,17</sup>。決定グループに対する年リスクを $10^{-5}$ に抑えるときの規準曲線は、すべての発端事象からの推定年線量に対して許容される最大確率の曲線であり、図5に示される。

(65) この規準曲線に関連した特徴は次のとおりである。1 mSv まで

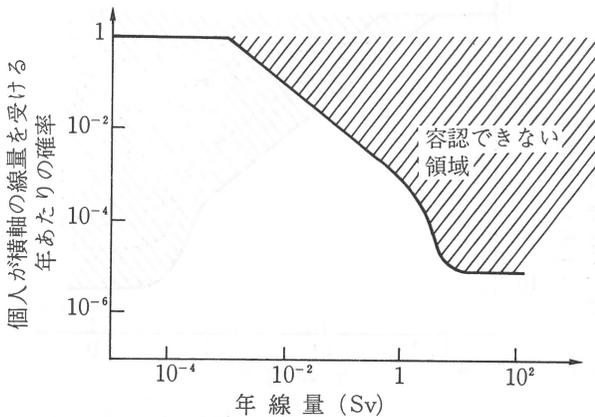


図5 すべての事象からの年リスクを $10^{-5}$ に抑えることに相当する規準曲線

(30)

の年線量に対する確率限度は1で、次に反比例領域があり、非確率的影響も起こりうる線量範囲では比例性がない領域となり、致死線量では一定確率である。

(66) 致死線量の範囲で確率が線量に関係なく一定であるのは、個人への影響が受ける線量に関係なく同じであるからである。確率的影響だけが起こる線量範囲では、線量を受ける確率と年線量および単位線量あたりの健康影響の確率との積で表される値と線量とは反比例の関係にある。最後に、非確率的影響が起こるかもしれない線量、すなわち数 Sv を超える個人線量の範囲では<sup>18)</sup>、規準曲線の形は、死亡の確率が増加することを考慮するために非線形である。曲線のこの部分はシグモイド型の関係に近似すべきであり、線量が与えられる期間にある程度は依存するであろう。このことは、関連する場合にはある特定のシナリオについて考慮されるであろう。

(67) リスク上限値は規準曲線に直接組み込むことができる。上限値を設定するのに必要な種々の線源への割当には、対象とする線源に対して限度のある割合を選ぶことが必要である。このようなある割合は、図6に示すよ

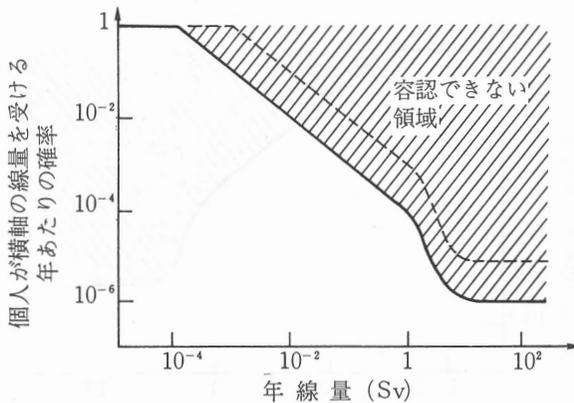


図6 あるリスク上限値に対応するために必要な変化の型を例示した規準曲線

うに組み込むことができるであろう。規準曲線のこの変化の大きさは上限値のために選ばれた割合の値に依存するであろう。曲線の形は、非確率的事象の始まりがかなり狭い線量の範囲で起きるために、変わるであろう。

(68) 提案された規準曲線は、ある与えられた廃棄物処分選択肢がリスクに関連した要件に従っているかどうかを示すために、次のように用いられる。第一に、廃棄物処分場を破壊し個人に被曝をもたらす可能性のある事象あるいは一連の事象が何かを明らかにすべきである。最大の影響を想定する限りでは、類似のシナリオ群の代表として一つの事象あるいは一連の事象を選ばばよいであろう。第二に、それぞれの事象の発生確率、それに対応する放出される放射性核種の放射能および決定グループにもたらされる被曝を評価すべきである。最後に、発端の事象の発生確率と他のすべての環境条件およびそれに対応する最大線量を表す点が図に記される。その点が容認されない領域にあるならば、その処分選択肢は棄却されるべきである。しかし、たとえそのすべての点が容認される領域にあっても、異なった種類の事象からのリスクが加わる可能性があるために、評価対象の案が容認されないこともある。したがって、規準曲線の有用性は、この段階では処分選択肢が容認できないかどうかをチェックするための基本的な決定手段としての有用性に限定される。次の段階は、シナリオ同士の組み合わせから生じるあらゆるシナリオによってもたらされるすべてのリスクが、リスク上限値の条件に従うべきであるとする根本的な要件をこの選択肢が満たしているかどうかをチェックすることである。

## 7. 防護の最適化

(69) 最適化の基本的な考え方は第4章に紹介した。防護の最適化過程に用いることのできる決定支援手法は数多くある。ICRP Publication 37<sup>9)</sup>はこれらの手法のいくつかに言及している。その中で、処分のすべての選択肢の評価は、明示されたあるいは暗黙の優先規準に関係するであろうと強調されている。提示された諸手法の中で、マルチクライテリア法と集合法が注目されている方法で、費用便益分析は集合法の特別な手法の一つである。これらの手法はその適用可能な範囲と種々の要因の扱い方で異なるが、判断を体系化するという利点、ならびに、最適化の原則の重視を明らかにするために欠くことのできない一貫性、明快さ、および十分はっきりした理由づけの達成に役立つ利点をもっている。これらの諸手法は、放射性廃棄物管理において起こりうる様々な状況に対する適用範囲と適応性が異なるため、他を排除してどれか一つの手法を勧めることは適当でない。しかしながら、委員会は、マルチクライテリア法と費用便益分析法以外の集合法の使用を開発するための課題グループを設立している。これらの方法は、廃棄物処分行為の最適化のさいにとくに役立つと期待される<sup>19,20,21)</sup>。

(70) 防護の最適化は、放射性廃棄物管理のための体系と手順を開発するさいの、すべてのレベルで適用されると考えるべき一つの要件である。いろいろな選択肢が検討され、個人リスクの観点から実行不可能かあるいは受け入れられないものが除かれたならば、放射線影響の適当な尺度に考慮を払いながら、残りの選択肢の利点をさらに算定する必要がある。

(71) 防護の最適化は次の四つのレベルに適用できる：

- (i) 廃棄物処分場のような特定の施設の設計代替案の比較

- (ii) 特定の一連の廃棄物に関する異なる処分選択肢の比較
- (iii) 特定の一連の廃棄物に関する異なるすべての管理システムの比較
- (iv) ある与えられた線源あるいは行為に関する、処理、貯蔵、輸送および処分の代替手段を含む完全な廃棄物管理システムの比較

(72) 最適化の分析の範囲が広がるにつれて関連する考察の範囲も広くなるため、これらのレベルのおのおのにおける最適化は、異なる方法で対応する必要があるかもしれない。

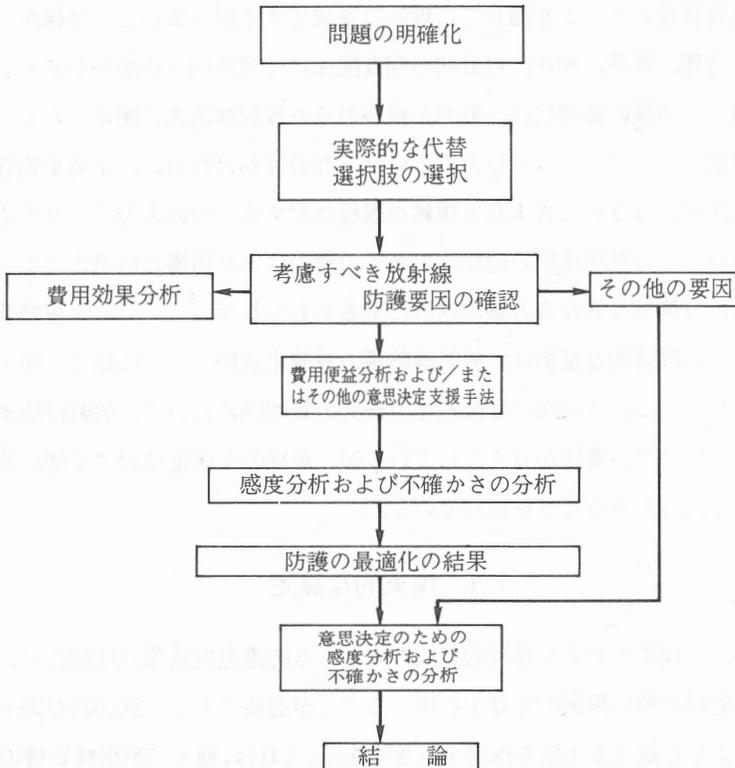


図 7 意思決定過程のための放射線防護入力概観

(34)

(73) 設計代替案の最適化の詳細なレベルにおいては、放射線影響の大きさに直接関係する要因を分離する方が容易であろう。ある場合には、費用便益分析が、提供すべき適当なレベルの防護に関する手引きを与えるであろう。しかしながら、それは、その後行われる廃棄物管理システムの代替案のもっと幅広い評価に対する入力の一部にすぎないと考える必要があるであろう。廃棄物管理のための全システムは、とくに非線形な荷重関数が費用便益分析またはマルチクライテリア分析に用いられるならば、その構成成分の別々の最適化によって最適化されるとは必ずしも限らない。放射線影響が、全廃棄物管理システムを通して合理的に達成できる限り低いことを保証するには、処理、貯蔵、輸送、処分間の相互関係に注意を向ける必要がある。

(74) 防護の最適化は、努力と損害のうち放射線防護に関連したもののみを考慮するので、一つの行為あるいは一群の行為のための、全廃棄物管理方策を決定するさいに含まれる複雑な過程に対する一つの入力でありうるにすぎない。この意思決定の過程は、多くの理由により防護の最適化によって示された方策とは異なる方策の選択に至るかもしれない。一つの廃棄物管理システムの最終的な選択は、放射線防護の最適化過程よりも広範で、図7に概観されている。この図には最適化の研究の範囲内において、放射線防護に関連するすべての要因が与えられているが、最終的な決定に対する他の非放射線的な入力もあることを認めている。

## 7.1 現実的な算定

(75) 技術的および経済的に成り立ちうる防護選択肢間の比較においては、放射線影響の現実的な算定を用いることが必要である。意図的な安全側の仮定よりも最良推定値を採用すべきである。これは、種々の放射線影響の確率の算定ばかりでなく、二つとも重要であるが、個人線量分布と集団線量率との算定にも適用される。最適化研究の結果は、影響の結果を減らすためにも

確率に影響を与えるであろう活動を始めるためにも用いることができる。

## 7.2 国際的な見地

(76) 放射線損害に国際的な構成部分がある場合には、委員会は、一つの基本原則として、放射性物質の放出による国境外の住民の放射線防護に対する政策および規準は、少なくとも放出を行っている国の住民の防護に適用するのと同程度に厳しくすべきであると勧告する。この原則は、集団線量の国際的な構成部分に適用するために客観的健康損害に関するある国際的に認められた最小値を選択し、採用できればよいという委員会の勧告の拡張である。これらの勧告に従って、IAEA は最近、国境を越える汚染の費用算定に関する指針<sup>22)</sup>を刊行した。

## 7.3 時間の尺度

### 7.3.1 技術的考察

(77) 代替手段間で一つを選択することが問題となる意思決定においては、放射線影響のはっきり異なる側面あるいは部分だけが関係する。このことは、集団線量預託に関する場合、以後の寄与はすべての代替手段で共通であり、選択肢間の区別はもはや不可能な時点で時間積分を打ち切って、不完全積分<sup>3)</sup>を行うべきであることを意味している。同じ廃棄物についての多くの処分選択肢で、得られるであろう集団線量率の長期にわたる末端部分は区別できない。それゆえ、それらは打ち消され、選択肢間の選定に影響を与えない。算定を打ち切る時点は、各選択肢に対する算定の比較から導かれるべきであって、考えている選択肢で異なるであろう。前もって選んではならない。打ち切りをするもう一つの理由は、ある状況においては集団線量率の長期間の成分に伴う大きな不確かさが妨げとなって、放射線影響についての集団線量率という尺度を選択肢間の識別要因として用いることができないかも

(36)

しれないということである。これらの理由は、打ち切りの技術的な理由ということができる。

### 7.3.2 倫理的考察

(78) 多くの比較に対しては上記の技術的考察で十分であろう。遠い将来における損害に対して、原則として現在あるいはごく近い将来において受ける損害と同じ重みを割り当てるかどうかについての議論があることを認識しなければならない。問題には二つの要素がある。一つは、社会の時間についての優先度から、遠い将来の損害に対してより小さな重みを割り当てたいとするものである。もう一つは、将来の損害が実際に起こるならば、被曝をもたらすことになる決定について何の影響も持たず、それらを制御することもできないであろう人々にその損害をもたらされるであろうから、そのような損害に対してより大きな重みを割り当てるのが倫理的に望ましくないかどうかということに関する懸念が起こることである。将来の選択肢の現在価値を得るために割引を行うことが普通の計算法であるが、既存の経済的考察は、とくに放射線防護において、それを将来にかなり入り込んだ状況に適用する場合には不十分である。損害と損害の費用の間の明確な区別は、しばしば確証することが困難であるので、社会的および倫理的な考察を含める必要がある。したがって、できれば感度解析の一部分として、用いるべきどんな荷重係数を決定する場合にも、経済的、社会的、倫理的考察を統一的に含めるべきである。重みづけと打ち切りという二つの手順は互いに影響を及ぼすであろうから、これらの荷重係数は積分のいかなる打ち切りも考慮して決めるべきである。

(79) 様々な選択肢に係わる将来の放射線損害における有意な差の推定値が、放射線防護に関する現在の決定に影響を及ぼす程度は、簡単に解答でない倫理的および政治的な性質の問題である。したがって、委員会は、将

来の損害に割り当てる価値の時間に関する重みづけは、国の機関が慎重に判断する問題であると示唆してきた。さらに、委員会は、政治的な関心を反映する国際機関が、この問題に関して、国際的に同意された政策をつくり上げる可能性を探るようにおおいに望むものである。

#### 7.4 確率事象に対する適用

(80) 被曝をもたらすに至るある事象について発生確率と計算できる放射線影響がわかっている状況においては、その確率と影響の結果が意思決定過程で考慮されるべきである。これを行うさいに、非常に低い確率の事象は放射線影響の期待値の周りに固有の大きな不確かさを持つことを認めなければならない<sup>17)</sup>。なぜならば、実際の結果は期待値とは大きく異なると思われるためである。低い確率の事象が大きな影響の結果を伴うならば、その結果はゼロか大きいかどちらかであろうが、その期待値は小さいものである。この不確かさは留意しなければならず、それによって期待値が決定支援過程に有用な方法で寄与できる程度は明らかに低下するであろう。低い確率事象の場合、変動係数は確率の平方根に逆比例するであろう<sup>17)</sup>；たとえば、事象の確率が $10^{-4}$ であるならば、集団線量の変動係数は期待値の100倍であろう。したがって、期待値は低い確率事象を含む防護の最適化に対する決定についての有効な基礎とはならない。

(81) この問題を乗り越える可能な一つの方法は、不確かさを伴う意思決定に対して、効用値の使用を含む手法を用いることであろう。これらの手法は、低い確率事象からの集団線量の期待値というような数学的な表現を避けることができ、その代わりにたとえば、ある特定のレベル以上あるいはある与えられた期間における集団線量預託の確率という他のパラメータによって表された入力を受け入れることができる。最適化において、大きく異なる確率をもついろいろなシナリオを取り扱うくわしい機構は、採用する手法に

依存するであろうし、それが定式化できるまでにはなお開発されなければならない。

用處あるべきに論議手続

用處あるべきに論議手続... (The text in this block is extremely faint and largely illegible, appearing to be a long paragraph of discussion.)

## 8. 規制免除の規則

(82) 大きな問題をなおざりにして小さいな問題に限られた資源が浪費されることのないように、いろいろな問題に優先順位をつける必要がある。この要求を満たすために、放射線防護の基本的な要件を考慮に加えて規制免除の規則を確立すべきである。規制免除の規則を導き出す一つの方法は、それ以下では放射線防護の配慮を必要としないような個人線量あるいはリスクのレベルの確立を含むであろうと提案されてきた。

(83) 放射線防護において日常遭遇する多くの放射線被曝、とくに公衆の構成員の被曝は、線量限度あるいは自然バックグラウンドと比較して非常に低く、また健康に有害な影響が出現することが実証されている線量レベルを十分に下回っている。個人に関連する算定においては、放射線量が非常に低いため、被曝した個人によって無視できると見なしてよいようなリスクしか持たない線量域があることが広く認識されている。集団がいろいろな活動によって経験するリスクの比較研究から、年あたり  $10^{-6}$  以下のオーダーの年死亡確率は、個人が自分のリスクに影響があるかもしれない行動を決定するさいに考慮されないことを示していると思われる<sup>23)</sup>。引き起こされる健康への影響に関する丸めた線量効果係数を用いると、このリスクレベルは 0.1 mSv のオーダーの年線量に相当する。

(84) しかしながら、多くの実際的な場合においては、線源あるいは一連の廃棄物を管理の下におくべきかどうかを決定するために、規制免除の規則が線源に関連する算定において必要となる。たとえ、各線源が決定グループ中の個人に対し 0.1 mSv 以下の年個人線量当量しかもたらさないとしても、何らかの放射線防護の最適化を行うことの必要性、および多数の同種の

(40)

行為および線源が現在あるいは将来において複合する結果、全体としての影響が重大となるかもしれない可能性について、考慮を払うべきである。このことは、個人線量の要件を現在あるいは将来においても上回ることはないことを確実にするため、一つの行為あるいは一つの線源あたりの線量預託と集団線量の算定を必要とするかもしれない。規制免除されたいいくつかの線源から一人の個人が受ける年線量の合計は、最も大きな個人線量を与える一つの免除された線源からの寄与分の10倍よりも低いことはほとんど確実であると考えられる。したがって、この観点は、年個人線量の規制免除規準を0.1から0.01 mSvに減らすことによって考慮に入れることができるであろう。

(85) ある線源の規制免除に関するもう一つの規準は、最適化の目的のためにデータを供給し集団線量を評価する努力および費用とその線源に由来する損害の大きさとの関係にかかわっている。集団線量を詳細に評価するため、あるいは追加的な放射線防護手段の実行を考慮するために必要とされる手段の費用の方が、1 man Svのオーダーの集団線量での健康損害の費用の可能性のあるいかなる減少よりも本質的に大きいことがある。もし、このことがある決められた操業期間にわたる一つの行為あるいは線源によって引き起こされる全集団線量について正しいならば、その集団線量の一部分についても正しい。1 man Svの線量から1件でも重篤な健康影響が生ずる確率は数%にすぎないことも関係がある。

(86) この分析の一つの結果は、0.01 mSvより低い年個人線量当量で全部が構成されている1 man Svのオーダーよりも低い集団線量預託は、線源を規制免除できる一つの基礎となるであろうということである。

(87) これらの算定と判断から得られる結論は、全放射能と放射能濃度があるレベル以下の放射性廃棄物は他のどんな廃棄物とも同じに扱うことができるということであろう。その実際的な意味は、その物質が認可、登録あるいは届出のうちのいくつかあるいはすべてから免除されるということである。

る。特定の線源に関係した規制免除には異なった管理上のレベルがあるであろう。

(88) 上で与えられた根拠に基づけば規制免除されない線源でも、もし規制の費用が避けることのできるであろう損害によって正当とされることはないであろうことが最適化の手法によって示されるならば、いくつかあるいはすべての要件から免除されうであろう。

(89) これらの根拠に基づいた規制および要件からの免除は、希釈された形あるいは分割された一部分の大量の放射性物質の処分を行うことを可能にするために用いられるべきではない。なぜならば、個人に対し多数の低レベル線量が付け加わることによって、最終的に高線量レベルになる広範囲にわたる汚染を引き起こすからである。これらの根拠は、隔離または処理によって一時的には無害となったが大きな放出の可能性があつて高い個人線量あるいは高い集団線量を生じうる活動を規制免除するために用いるべきでない。

(90) 規制免除のレベルおよび個人線量と集団線量の規準の選択は、国の監督官庁の責任である。規制免除された放射性物質が地球規模で分散しそうな場合には、規制免除のための根拠に関して国際的な合意が確立されるべきである。

## 9. 操業上の見地

(91) 処分施設の操業期間中に、作業者は放射線に被曝するであろうし、また、放射性核種が環境に放出されるかもしれない。職業上の被曝および環境への放出のレベルと種類は、他の原子力施設におけるものの範囲を超えることはないであろう。国の当局および関連する国際機関により設定された作業者の防護および環境モニタリングに係る標準的な規則は、処分施設での操業期間に対して適用される。しかし、処分施設閉鎖以後にもなお制度的および技術的管理の必要なことは考慮されるべきである。

### 9.1 作業者の防護

(92) 処分施設の操業期間中には、日常の職業上の被曝が起こるのである。また、廃棄物の取扱いおよび調整中に、大きな個人被曝の原因となりうる事故のリスクもある。これは、核燃料サイクルの他の部分で起こる状況とたいへんよく似ており、線量制限体系が適用される。防護方法、モニタリングおよび線量管理は、とくに廃棄物の取扱いおよび調整段階には、体内・体外両被曝を考えて行うべきである。

(93) 放射線損害は、公衆が受ける線量だけでなく、作業者が受ける線量からも構成されていることに注目すべきである。この職業上の被曝成分は最適化の過程においては十分に考慮されなければならない。

(94) ある状況においては、一般公衆に対する将来の損害を低減させる努力が処分場の処分期間以前および操業期間中の作業過程に従事する作業者の損害を増加させるという事態が起こるかもしれない。ある定められた廃棄物の管理方法に関係する職業上の損害が、公衆に対する損害と比較してかな

りな大きさになるかあるいはこれより大きくなるために、職業上の損害の考慮が放射線防護の点から考慮された選択肢の順位を変え、ひいては最終決定に影響することがありうる。たとえば、浸出率を減らすための廃棄物の調整は、日常の有意な職業被曝を伴うかもしれず、用いるプロセスによっては、かなりな事故の起こる可能性を持つ施設を必要とするかもしれない。

## 9.2 閉鎖以前の期間における公衆の防護のためのモニタリング

(95) 処分の操業期間中には、現行の委員会勧告および国の監督官庁と適切な国際機関が設定した規則に従って環境と作業場所のモニタリングを行うべきである。モニタリングプログラムの基礎とすべき一般原則は、最近の刊行物<sup>24)</sup>において委員会により再検討されている。

処分のモニタリングの一般目標は、以下のようにあるべきである；

- (i) 決定グループおよび集団の受ける可能性のある線量を算定すること。
- (ii) 認定限度および法的要件に従っていることを証明すること。

(96) ある処分の事例においては、放射性核種の日常的な放出が大きい可能性はなく、まったく起こらないかもしれない。このような場合、線源のモニタリングは最小限にとどめるべきである。たとえば浅地中埋設の場合、予想される放出率の確認およびより大きな放出をもたらす予期しない事象のチェックを目的として表面流出水および最も近くにある帯水層中の放射能レベルの測定を行うことで十分であろう。

(97) 環境モニタリングの実際上の要件は、他の原子力施設のものと同じである。この要件は、環境中の物理的および生物的に異なった各コンパートメント中の、放射性核種のレベルおよび、決定経路に沿った移行過程に関係したものである。この観点から、他の原子力施設と同様に、廃棄物処分場の場合の基礎となる値を算定しておく必要がある。そのさい、基礎となる値の調査に関連した実験的調査、たとえば多数の調査孔を掘ることによって将

(44)

来における処分場の長期間の健全性および安全性を危くすることのないよう注意しなければならない。

### 9.3 閉鎖以後の期間における制度的および技術的管理

(98) たとえモニタリング計画をいつまでも維持することが可能であったとしても、長期間にわたる廃棄物処分場の安全性が、ずっと将来にとられる対策に依存できないことは一般に認められている。まさに、これが貯蔵と処分との違いの一つである。一般的な考え方では、このような管理は数十年間少なくとも百年は確実であるが、数百年経過した後、確実性は徐々に低下し、数千年後にはまったくなくなることになる。

(99) 委員会では、処分場はその安全性が閉鎖以後長期間にわたって行われる制度的管理に依存しないように設計・建設しなければならないという原則を支持しているが、実際問題としてモニタリングと管理が処分場閉鎖後かなりの期間はおそらく維持されるであろうことは認識している。その理由はおもに特定の社会的、政策的要件を満たす必要性のためである。また、これらの計画は、人工バリアと地層バリアの挙動に関連したいくつかのフィールドデータを科学界に結局は提供できるという可能性もある。

(100) 前述の議論から、処分場閉鎖以後かなりの期間にわたってある一定レベルのモニタリングが行われそうなのがわかる。その方法は操業期間中に採用されていたものが引き続き行われることになろうが、それにかかる労力の程度は徐々に縮小していくであろう。モニタリングの種類、実施程度および期間は、処分施設の種類に左右されるであろう。たとえば、地層部分と浅地中埋設とではおおいに異なるであろう。この段階では、モニタリングはサンプリングや分析のような、積極的な測定を含む。

(101) 積極的なモニタリングの期間中およびその期間後は、閉鎖された処分場への人間の侵入および干渉の可能性を減らすため、消極的な手段がと

られることになるであろう。最も簡単な手段は、処分場の存在および特性についての情報を保管しておくことであり、このことは、土地利用に係わるデータの中央および地方での登記を通じて行われるであろう。さらに用心のために、敷地に標識や表示等の方策を講ずるべきである。これらは、処分場についての情報が失われたり、場所が特定できなくなったりした場合に、将来の世代による処分場への不注意な侵入に対する防護となるであろう。

(102) ウラン鉱石の鉱滓は特殊な廃棄物であることを認識すべきである。地表面に積み上げ放置された鉱滓、あるいは浅地中埋設されたものであっても、あるものは制度的管理なしにそれらの安全性を許容できるレベルに維持することができそうもない。人間の侵入、敷地内での建設および砂の取出しは、もし積極的な対策を続けないなら、二、三百年あるいは数千年のうちに必ず起こる放射性核種の近隣生物圏への移動を伴う、緊急性の高い主要なリスクである。

## 10. 一般的結論

(103) 廃棄物の取扱いおよび処理の工程、貯蔵と輸送の選択肢ならびに処分法の代替案の間には相互関係がある。これらの関係のため、選択しうる廃棄物管理システムの評価にあたり、これらすべての段階を考慮する必要が生ずる。技術的判断、常識、およびおそらくおおまかな費用効果分析を用いて実用的な選択肢をまず決めなければならない。これが、選択肢の最初のふり分けになるであろう。社会的、政治的および経済的性質の他の考察とともに、この報告書で要約した放射線防護に関する勧告が、一つの入力情報として意思決定過程のいろいろなレベルと段階において適用されるであろう。この過程は、第7章に要約してある。

(104) 放射線防護の考察は、個人の線量またはリスクの観点からある選択肢が容認できないことになる制約因子として、また、防護の最適化のための入力情報として二通りの機能をもつであろう。廃棄物管理システムに関する意思決定には第三の段階があつて、そこでは放射線防護以外の要因が考慮されるであろう。

(105) この報告書では、廃棄物処分の長期的な面が持つ問題に対応するために線量制限体系を拡張することをおもに取り扱っている。これらの中には通常起こるかあるいは起こると予想される一連の事象とそれに由来する線量および自然の過程あるいは人の活動の結果として起こるかもしれない事象との両者についての明確な考察が含まれている。後者の場合には、線量を受ける確率とその結果からの重篤な健康影響の確率とを考慮して、リスクに基づく判断規準を確立した。廃棄物管理システムの比較では、防護の最適化の結果および放射線影響の評価値はそれ自体を意思決定過程に対する一つの入

力と考えることが必要かもしれない。この意思決定の過程では、委員会の勧告の範囲外にある他の放射線以外の防護についても考慮される。

## 参 考 文 献

1. *ICRP Publication 26*, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals of the ICRP* **1**, No. 3, Pergamon Press, Oxford, 1977.
2. *ICRP Publication 9*, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Pergamon Press, Oxford, 1966.
3. *ICRP Publication 37*, Cost benefit analysis in the optimization of radiation protection. *Annals of the ICRP* **10**, No. 2/3, Pergamon Press, Oxford, 1983.
4. International Atomic Energy Agency, Principles for establishing for the release of radioactive materials into the environment. *Safety Series* 45 and Annex, Vienna, 1983.
5. Nuclear Energy Agency, Long term radiation protection objectives for radioactive waste disposal. Report of a Group of Experts OECD/NEA, Paris, 1984.
6. Apostolakis, G. Probability and risk assessment : The subjectivistic viewpoint and some suggestions. *Nuclear Safety* **19**(3), 305-315, 1978.
7. Martz, H. F. and Waller, R. A. *Bayesian Reliability Analysis*. Jhon Wiley, New York, 1982.
8. *ICRP Publication 42*, A compilation of the major concepts and quantities in use by the ICRP. *Annals of the ICRP* **14**, No. 4, Pergamon Press, Oxford, 1984.
9. Lombard, J. La Rationalisation des Choix de Radioprotection : Revue des Principales Methodes Envisageables, Rapport CEA-R-5129. Centre d'Etudes Nucleaires de Fontenay-aux-Roses, 1981.
10. Statement from the 1985 Paris Meeting of the ICRP. *Annals of the ICRP* **15**, No.3, Pergamon Press, Oxford, 1985.
11. Statement from the 1983 Washington of the ICRP. *Annals of the ICRP* **14**, No. 1, Pergamon Press, Oxford, 1984.
12. Statement from the 1984 Stockholm Meeting of the ICRP. *Annals of the ICRP* **14**, No. 2, Pergamon Press, Oxford, 1984.

13. Beninson, D. and Gonzalez, A. J. Radiological protection criteria for radioactive waste repositories. *Proceedings of the IRPA 6th International Congress*, Berlin, 7-12 May, 1984.
14. National Radiological Protection Board, Radiological protection objectives for the disposal of solid radioactive wastes, NRPB-GS1 NRPB, 1983.
15. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, *Ionizing radiation : Sources and biological effects*. United Nations, New York, 1982.
16. Beninson, D. Limitation of future radiation exposures from the present operation of nuclear fuel cycle installations. *Proceedings of the IAEA International Symposium on the Application of the Dose Limitation System in Nuclear Fuel Cycle Facilities and Other Radiation Practices*, Madrid, 19-23 October, 1981.
17. Beninson D. and Lindell, B. Application of ICRP recommendations to radioactive waste isolation, *Proceedings of the International Conference on Radioactive Waste Management*, Seattle, USA, 16-20 May 1983, IAEA, Vienna, 1984.
18. *ICRP Publication 41*. Non-stochastic effects of ionizing radiation. *Annals of the ICRP* **14**, No.3, Pergamon Press, Oxford, 1984.
19. Webb G. A. M. and Lochard, J. ALARA in practice : how is it working. *Proceedings 2nd CEC Seminar on Optimization of Radiation Protection*, EUR 9173 CEC, Brussels, 1984.
20. Olivier, J. P., Ilari, O. and Johnston, P. D. Long-term radiation protection objectives in radioactive waste disposal. *Proceedings of the International Conference on Radioactive Waste Management*, Seattle, 16-20 May, 1983, IAEA, Vienna, 1984.
21. Oudiz, A., Lombard, J. and Fagnani, F. A multi-attribute approach to the rationalization of radiological protection. *Health Physics* **40**, 783-799, 1981.
22. International Atomic Energy Agency, Assigning a value to transboundary radiation exposure. *IAEA Safety Series* 67, 1985.
23. The Royal Society, *The Assessment and Perception of Risk*. London, 1981.
24. *ICRP Publication 43*, Principles of monitoring for the radiation protection of the population. *Annals of the ICRP* **15**, No. 1, Pergamon Press, Oxford, 1985.



放射性固体廃棄物処分に関する  
放射線防護の諸原則

定価 900 円

---

昭和 62 年 10 月 31 日 初版第 1 刷発行

編 集  
および  
発 行

社 団  
法 人 日本アイソトープ協会

113 東京都文京区本駒込二丁目 28 番 45 号  
電 話 (03) 946-7111  
振 替 東京 8-143345

発売所 丸 善 株 式 会 社

---

印刷・製本 三美印刷株式会社