

作業者による放射性核種の
摂取に関する

個人モニタリング：立案と解釈

ICRP *Publication* **54**

作業者による放射性核種の

摂取に関する

個人モニタリング：立案と解釈

国際放射線防護委員会専門委員会 4 の課題グループの報告書

1987年 3 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 54

This translation was undertaken by the following colleagues.

Translated by

Takashi SHIROTANI, Shinichi SUGA, Kazuo TAKADA, Minoru FUJITA,
Yoshinori INOUE, Yoichi SUZUKI, Takamitsu HATTORI,
Seiichi MIZUSHITA

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

Tsuneo NUMAKUNAI

Yasuo YOSHIZAWA*

Yoshikazu YOSHIDA

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

** Former ICRP member.

会誌「環境」にて本日

会 邦 訳 版 へ の 序

(財団法人学大連立) 三英 編 田 員 員 委

本書は ICRP Publication 54 として刊行された、ICRP 専門委員会 4 の報告書 Individual Monitoring for Intakes of Radionuclides by Workers: Design and Interpretation (*Annals of the ICRP*, Vol. 19, No. 1~3, p. 315, 1988) を、ICRP の了解のもとに翻訳したものである。

ICRP Publication 54 は、1977 年の ICRP の基本勧告および Publication 30 「作業員による放射性核種の摂取の限度」との整合を図ることを目的として刊行された、作業員の体内被曝の個人モニタリングに関する報告書である。これは、さきに刊行された Publication 10 「職業被曝による体内汚染からの身体組織への線量の評価」および 10 A 「反復取り込みまたは長期の取り込みに由来する体内汚染の算定」にとって代わるものである。

翻訳をはじめ、日本原子力研究所の次の諸氏 (五十音順) により、その素訳が作られた。

井上義教, 城谷 孝, 須賀新一, 鈴木幼一, 高田和夫, 服部隆充, 水下誠一
ついで、この素稿をもとに、全体としての訳文の統一、再検討が、次の諸氏 (五十音順) により行われた。

城谷 孝, 須賀新一, 高田和夫, 藤田 稔 (千代田保安用品(株))

原文のあきらかな誤りはことわりなく訂正した。また、わずかながら訳注を付し、読者の便に供した。

複雑な式や数字の多い本書の校正には、多大の労力と忍耐を必要とした。その任に当たって下さった方々の労に感謝する。

平成 3 年 7 月

ICRP 勧告翻訳検討委員会

(ii)

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 ((社)日本アイソトープ協会)

委員 伊沢 正実 (日本原子力発電(株))

稲葉 次郎 (放射線医学総合研究所)

古賀 佑彦 (藤田保健衛生大学)

小林 定喜 (放射線医学総合研究所)

沼宮内 弼雄 (日本原子力研究所)

吉澤 康雄 ((財)原子力安全研究協会)

吉田 芳和 ((財)放射線計測協会)

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 ((社)日本アイソトープ協会)

委員 伊沢 正実 (日本原子力発電(株))

稲葉 次郎 (放射線医学総合研究所)

古賀 佑彦 (藤田保健衛生大学)

小林 定喜 (放射線医学総合研究所)

沼宮内 弼雄 (日本原子力研究所)

吉澤 康雄 ((財)原子力安全研究協会)

吉田 芳和 ((財)放射線計測協会)

	頁 (項)
序	vii
用語の解説	ix
記号一覧表	xiii
1. 緒 論	1 (1)
2. 委員会の関連勧告	4 (6)
2.1 体内被曝と体外被曝の加算	4 (7)
2.2 モニタリングの目的	5 (10)
2.3 モニタリングプログラムの種類	6 (12)
2.4 参考レベル	7 (17)
2.5 調査レベル	8 (18)
2.6 記録レベル	9 (19)
2.7 誘導参考レベル	10 (21)
3. 生体動態モデル	11 (23)
3.1 用語の説明	12 (25)
3.2 数学的表現	13 (31)
3.3 呼吸器系モデル	14 (33)
3.4 胃腸管モデル	17 (38)

(iv)		
3.5	分布と残留のモデル	18 (40)
3.6	組織系排泄モデル	19 (42)
3.7	モデルの適用性	19 (44)
4.	個人モニタリングの方法	20 (46)
4.1	身体放射能測定	21 (49)
4.2	排泄物およびその他の生物学的試料の分析	24 (57)
4.3	トリウム、ウランおよび超ウラン放射性核種の 摂取量の算定法	26 (63)
4.4	品質保証	28 (70)
5.	モニタリングプログラム	30 (71)
5.1	日常モニタリング	30 (71)
5.2	日常モニタリングにおける不確かさ	30 (73)
5.3	日常モニタリングにおける測定の頻度	31 (75)
5.4	日常モニタリングにおける誘導参考レベルの使用	32 (79)
5.5	特殊モニタリングおよび作業モニタリング	33 (81)
5.6	確認モニタリング	35 (84)
6.	実 施	36 (85)
6.1	日常モニタリング	36 (86)
6.2	特殊モニタリングおよび作業モニタリング	38 (91)
6.3	放射性核種の混合物	39 (95)
6.4	汚染物質の物理的および化学的特性	40 (98)
6.5	標準モデルとの相違	42 (100)
6.6	吸入以外の摂取経路	42 (102)
6.7	医療上の介入措置の影響	44 (105)

文 献 45

付録：個々の放射性核種のモニタリング用データ 48

データの説明 48

放射性核種 53

文 献 54

個々の元素：水 素 56

リ ン 61

ク ロ ム 68

マンガン 75

鉄 81

コバルト 88

ストロンチウム 112

ジルコニウム 135

ルテニウム 142

銀 151

アンチモン 158

ヨウ素 169

セシウム 184

セリウム 194

水 銀 204

ラジウム 214

トリウム 228

ウ ラ ン 243

プルトニウム 274

アメリカシウム 316

(vi)

キュリウム	325
カリホルニウム	338
付属書：残留関数および排泄関数	353
1. 説明	353
2. 代謝過程の数学的記述	357
3. 誘導参考レベルの計算	359
文献	360

序

専門委員会 4 は、ICRP Publication 26「国際放射線防護委員会勧告」において公にされた委員会勧告との整合をはかるため、ICRP Publication 10「職業被曝による体内汚染からの身体組織への線量の評価」およびその続編である ICRP Publication 10A「反復取り込みまたは長期の取り込みに由来する体内汚染の算定」を改訂する必要があることを認めた。この報告書はその改訂の成果であり、ICRP Publication 10 および 10A にとって代わるものである。作業員の放射線防護を主題とする他の ICRP の関連する報告書には、ICRP Publication 30「作業員による放射性核種の摂取の限度」および ICRP Publication 35「作業員の放射線防護のためのモニタリングの一般原則」がある。

この報告書は、専門委員会 4 の課題グループの作成によるものであり、そのメンバーは次の通りである。

J.-C. Nenot (委員長)

R. H. Clarke

F. A. Fry

J. Piechowski

本専門委員会は、この仕事に有意義な寄与をされた、W. J. Bair, R. J. Berry, I. Buchina, K. F. Eckerman, J. R. Johnson, E. Kunz, R. V. Osborne および J. Thomas を含むメンバー以外の多くの人々に対する感謝の意を記録に留めたいと考える。

この報告書を作成した期間の専門委員会 4 のメンバーは、次の通りであった。

- | | |
|---------------------|-----------------|
| H. J. Dunster (委員長) | A. Salo |
| G. Bengtsson | S. D. Soman |
| R. E. Cunningham | F. Steinhäusler |
| A. J. González | G. L. Voelz |

Publication 10
A. A. Moiseev
Wang Zuoyuan
J.-C. Nenot
G. A. M. Webb
R. V. Osborne
B. C. Winkler
S. Prêtre
Y. Yoshizawa

この報告書は、専門委員会4の第2回ワークショップの作成によるものであり、次の通りである。

- (委員長)
J.-C. Nenot
R. H. Clarke
F. A. Fry
J. Pischowski

本専門委員会は、この仕事に有意義な寄与をされた、W. J. Bair, R. J. Berry, I. Buchina, K. F. Eckermann, J. R. Johnson, E. Kuz, R. V. Osborne および J. Thomas を含むメンバー以外の多くの人々に対する感謝の意を記しに留めたい。

この報告書を作成した期間の専門委員会4のメンバーは、次の通りであった。

用語の解説

空気力学的放射能中央径 (Activity Median Aerodynamic Diameter : AMAD)

エアロゾル全体の放射能の中央値をその放射能とするエアロゾル粒子の空气中における沈降終速度と同一の空气中沈降終速度をもつ、単位密度の球の直径。

年摂取限度 (Annual Limit on Intake : ALI)

ある放射性核種を一種だけ摂取した場合に、ICRP が職業上の被曝の各 1 年について定めた限度まで標準人によって代表される個人を照射することになる放射能。

預託線量当量 (Committed Dose Equivalent : H_{50})

ある放射性核種を摂取した後のある臓器あるいは組織における線量当量率の 50 年間にわたる時間積分値、すなわち、

$$H_{50} = \int_{t_0}^{t_0+50} \dot{H}(t) dt$$

ただし、 t_0 は摂取の時刻、また $\dot{H}(t)$ は時刻 t における臓器あるいは組織の線量当量率。

預託実効線量当量 (Committed Effective Dose Equivalent : $H_{E,50}$)

ある放射性核種の摂取による個々の組織の預託線量当量にそれぞれその組織の荷重係数 (w_r) を乗じたものの和。

沈着確率 (肺の領域における) (Deposition Probability (in lung region))

吸入したエアロゾルの放射能あるいは質量のうち、肺の個々の領域に沈着する割合。

(x)

排出 (Elimination)

尿, 糞, 汗あるいは呼気を通しての身体からの物質の除去。通常は尿あるいは糞を通しての排泄をいう。

排泄関数 (Excretion Function)

尿中あるいは糞中に1日当たり排出される物質の量の時間依存性を記述する関数。

生物学的半減期 (Half-time, biological: T_b)

あるコンパートメントあるいはある臓器あるいは全身中にある物質のうち, 半分の量が生物過程によって排出される時間。

物理的半減期 (Half-time, physical: T_R)

放射性核種の放射能が, 放射性崩壊によって半分の値に減るまでの時間。

実効半減期 (Half-time, effective: T_e)

あるコンパートメントあるいはある臓器あるいは全身の放射性物質の放射能が, 生物学的な排出と放射性崩壊の両方によって, 半減するまでの時間。

$$\frac{1}{T_e} = \frac{1}{T_b} + \frac{1}{T_R}$$

摂取量 (Intake)

吸入または経口摂取によって, あるいは皮膚を通じて, 身体内に入った物質の量。

調査レベル (放射性核種の摂取に関する) (Investigation Level (for intake of radionuclides))

預託線量当量または摂取量のあるレベルであって, そのレベルを超えた場合には, 結果は十分重要であるとみなされ, さらに調査することが正当であるとされる値。調査レベルは, 日常モニタリングについて定められる (IL_R), また特殊あるいは作業モニタリングについて定められている

(IL_S)。誘導調査レベル、 DIL_R および DIL_S は調査レベル、 IL_R および IL_S 、
 に対応する身体あるいは臓器の含有量あるいは排出率の値である。これら
 の値の計算には、摂取、沈着、取り込み、残留および排出について明確に
 定めたモデルを使用する。

肺のクラス* (D, W または Y) (Lung Class (D, W or Y))

肺の肺泡領域からのクリアランス速度に従ってなされる、吸入物質の区
 分。

個人モニタリング (Monitoring, personal)

放射性物質の摂取量の推定に結びつけるために行う、全身あるいは身体
 の一部位、身体からの排出物質、あるいは空気中における放射能の測定。
 モニタリングという用語には、測定値の解釈も含む。

日常モニタリング (Routine monitoring) は通常作業期間中に定期的
 に行われるモニタリングをいう。

特殊モニタリング (Special monitoring) は、現実には起きたか、あるいは
 起きた疑いのある異常な状況の場合に行われるモニタリングをいう。

作業モニタリング (Operational monitoring) はある作業に関連して行
 われるモニタリングをいう。

確認モニタリング (Confirmatory monitoring) は、作業者に有意な摂取
 が起こりそうもないと思われる状況において、状態が満足すべきものであ
 ることを証明するために行うモニタリングをいう。

記録レベル (放射性核種の摂取に関する) (Recording Level (for intake of
 radionuclides))

預託線量当量または摂取量のあるレベルであって、そのレベルを超えた
 場合には、結果が十分重要であるとみなされ、記録し解釈する価値がある

* 訳注：吸入のクラスと同義語

(xii)

とされる値。記録レベルは日常モニタリングについて定められ(RL_R)、また特殊あるいは作業モニタリングについて定められている(RL_S)。誘導記録レベル、 DRL_R および DRL_S は記録レベル、 RL_R および RL_S に対応する身体あるいは臓器の含有量あるいは排出率の値である。それらの値の計算には、摂取、沈着、取り込み、残留および排出について明確に定めたモデルを使用する。

標準人 (Reference Man)

標準人に関する ICRP 課題グループの報告書 (ICRP, 1975) で規定された解剖学的特性および生理学的特性をもつ人。

残留量 (Retained Quantity)

摂取、沈着あるいは取り込み後の任意の時刻において、あるコンパートメントあるいはある臓器中あるいは全身中に沈着している物質の量。

残留関数 (Retention Function)

残留量の時間依存性を記述する関数。

取り込み量 (Uptake)

細胞外液中に取り込まれた物質の量。通常、取り込み量は、取り込みがそこから生じたもとの臓器中の沈着量に対する割合として表される。

記号一覧表

記号	量	単位
$\dot{a}^i(t)$	単位量摂取当たりの取り込み率。1回摂取後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹
B	下つきの添え字として使用。生物学的であることを示し、記述されるパラメータは安定元素に関するものであることを示す。	
$\dot{e}_s^a(t)$	単位量取り込み当たりの全組織系からの排泄率。取り込み後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 取り込み当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_u^a(t)$	単位量取り込み当たりの尿中排泄率。取り込み後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 取り込み当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_{sr}^a(t)$	単位量取り込み当たりの組織系からの糞中排泄率。取り込み後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 取り込み当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_s^i(t)$	単位量摂取当たりの全組織系からの排泄率。1回摂取後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_u^i(t)$	単位量摂取当たりの尿中排泄率。1回摂取後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_{sr}^i(t)$	単位量摂取当たりの組織系からの糞中排泄率。1回摂取後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_{dr}^i(t)$	単位量摂取当たりの直接糞中排泄率。1回摂取後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹
$\dot{e}_t^i(t)$	単位量摂取当たりの全糞中排泄率。1回摂取後の時間 t の関数として表される。	1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹
$E_u(t)$	時刻 t における1日当たりの尿中排泄量の測定値。	Bq d ⁻¹
$E_r(t)$	時刻 t における1日当たりの糞中排泄量の測定値。	Bq d ⁻¹
f_e	組織系からの排泄量のうち糞を経由する割合。	
f_u	組織系からの排泄量のうち尿を経由する割合。	
f_i	胃腸管に移行したのち体液に達する安定元素の割合。	
I	摂取量。	Bq
$m(t)$	摂取後の時刻 t における、ある臓器中あるいは全身中あるいは1日当たりの排泄物中の放射能の単位量摂取当たりの予測値。	1 Bq 摂取当たりの Bq または 1 Bq 摂取当たりの Bq d ⁻¹

(xiv)

記号	量	単位
$M(t)$	ある臓器中あるいは全身中あるいは1日当たりの排泄物中の放射能の、時刻 t における測定値。	BqまたはBq d ⁻¹
$r_s^a(t)$	単位量取り込み当たりの組織系の身体残留量。取り込み後の時間 t の関数。	1 Bq 取り込み当たりの Bq
$r_0^a(t)$	単位量取り込み当たりの臓器残留量。取り込み後の時間 t の関数。	1 Bq 取り込み当たりの Bq
$r_{wb}^1(t)$	単位量摂取当たりの全身残留量。1回摂取後の時間 t の関数。	1 Bq 摂取当たりの Bq
$r_s^1(t)$	単位量摂取当たりの組織系の身体残留量。1回摂取後の時間 t の関数。	1 Bq 摂取当たりの Bq
$r_0^1(t)$	単位量摂取当たりの臓器残留量。1回摂取後の時間 t の関数。	1 Bq 摂取当たりの Bq
$R_{wb}(t)$	時刻 t における全身放射能の測定値。	Bq
$R_0(t)$	時刻 t における臓器放射能の測定値。	Bq
T	モニタリング間隔。	d
T_i	コンパートメント i における残留の半減期。	d
λ_i	コンパートメント i の速度定数。	d ⁻¹
λ_{st}^*	小腸から体液への移行速度。	d ⁻¹

* 訳注：ICRP Publication 30 の λ_b に相当。

1. 緒 論

(1) 本書には、放射線作業による放射性核種の摂取に関する個人モニタリングのプログラムの立案および測定結果の解釈についての委員会勧告が与えられている。本書は、作業員の放射線防護のためのモニタリングについての委員会の一般原則 (ICRP, 1977 a) に則っており、それらの原則とともに用いられるべきものである。本書の主目的は、モニタリングプログラムの立案、誘導参考レベルの計算およびモニタリング結果の解釈について具体的な指針を与えることにある。測定される量と該当する限度あるいは参考レベルとの間を結び付けるためにモデルが必要であるので、本書には使用したモデルについての一般的な説明も与えられている。最後に、職業被曝において重要である可能性があるため選ばれた放射性核種に対する誘導参考レベルの具体的な値が示されている。これらの値は、吸入が最も起こりやすい摂取経路であるので、吸入による摂取に対してのみ計算されている。本書において使用されたパラメータおよび計算された参考レベルは職業上被曝する成人にだけ適用されるものであって、それらを一般公衆の構成員の被曝を評価するために用いることは考えていないということを委員会は強調したい。

(2) 作業員の放射線防護のためのモニタリングの一般原則は、体外からの照射および放射性核種の摂取に関する作業場所のモニタリングおよび個人モニタリングを論じているもう一つの報告書に述べられている (ICRP, 1982 a)。放射性核種の摂取に関する個人モニタリングについてのさらに詳しい指針を、この報告書で与える。この報告書は ICRP Publication 10 (ICRP, 1968) および 10 A (ICRP, 1971) に取って代わるものである。しかし、職業上の被曝のモニタリングに対して責任をもつ人々は、体外被曝の線量当量と

(2)

放射性核種の摂取からの預託線量当量を加算する必要があること、およびそれらの合計が該当する限度内にあることを保証する必要があるということを知っているべきである。本書は ICRP Publication 35 (ICRP, 1982 a) とともに読むべきものである。

(3) 体内被曝に関する個人モニタリングは、通常、全身あるいは身体の特定の臓器または部位における放射性核種の直接測定、排泄物中の放射性核種の測定、あるいは個人用空気サンプラを用いて得られる摂取量の推定値をその基礎としている。体内被曝の定量的な算定の点からいえば、これらの手法を用いるモニタリングプログラムは、測定結果を用いて基本量（預託実効線量当量または預託線量当量）を算定して基本限度との比較ができるか、あるいは測定結果を用いて補助量（摂取量）を算定して年摂取限度（ALI）(ICRP, 1979 a,b, 1980 b, 1981 a,b, 1982 b,c) との比較ができるよう、立案されねばならない。多くの状況では、放射性核種の摂取量は ALI と比べて小さいから、職業上の被曝が制御されていることを保証するには、測定結果を単に該当する誘導参考レベルと比較するだけで十分であろう。

(4) 委員会が現在勧告している年摂取限度の値は、以前の空气中および水中の最大許容濃度が暗示していた年摂取限度の値と異なる。それは代謝のモデルおよび線量算定のモデルに関するデータが改訂されたことを含め、いくつかの理由による。主な本質的な変更の一つは、実効線量当量に関する限度および任意の臓器の線量当量に関する非確率的限度を使用したことである。実効線量当量の年限度を適用するか、あるいは、任意の臓器の非確率的限度の方がよりきびしい状況にある場合にはその臓器に対する非確率的限度を適用すれば、ALI はただちに導かれる。これは、個人の摂取量が、最大許容濃度に 3 か月間均等にさらされた結果生ずる摂取量を超えない限り、空气中および水中の濃度を 3 か月までの期間にわたって平均してもよい*とした以前の勧告の方針から意図を変更したものではない。摂取量に関するこの限

度は、最大許容濃度に長期間均等にさらされたときに達する身体含有量を示すことを目的とした最大許容身体負荷量によって補足されていたのである。

(5) 大部分の放射性核種については、以上の変更により、結果の評価法を別にすれば、個人モニタリングプログラムが影響を受けることはほとんどない。しかし、体内における実効半減期が長く ALI の値が小さいいくつかの物質については、その影響はより大きい。作業場所のモニタリングによって短期間の摂取量の制御を行い、個人モニタリングプログラムによって、最大許容身体負荷量以下であることの確認を目指すことが長年の慣例となっていた。ALI が最大許容身体負荷量に取って代わることになり、重点の置き方に変化を生じた。もし、短期（1年）の摂取量の制御が作業場所のモニタリングから個人モニタリングに移るということになると、実効半減期が長い物質の個人測定には、感度の大幅な増大が必要となるであろう。実際には、この感度の増大は達成が困難であるから、個人モニタリングと作業場所のモニタリングとの間のバランスを考えなおさなければならないかもしれない。この報告書では、これら長寿命の放射性核種、とくにプルトニウムの同位体について特別な考慮が払われている。

* p.2 の訳注：「3 か月までの期間にわたって平均してもよい」は、ICRP Publication 2 では「13 週の期間のなかで変動することが許されてよい」となっている。

(4)

2. 委員会の関連勧告

(6) モニタリングプログラムを立案したり、また結果を解釈するさいには、委員会の勧告 (ICRP, 1977 a, 1978, 1980 a) および専門委員会の勧告 (ICRP, 1982 a) に注意を払わねばならない。ウラン鉱山およびその他の鉱山における放射線防護の特殊な状況については別に考察されている (ICRP, 1977 b)。放射性核種の摂取に関するモニタリングと関連のある一般的な勧告をここに要約する。

2.1 体内被曝と体外被曝の加算

(7) 線量当量限度は、1年間の体外被曝による線量当量と、その年の放射性核種の摂取による預託線量当量との和と関係がある。体内被曝については、委員会の方針は、各年の作業によって生じる“預託された”* リスクを制限することであり、また、このリスクの制限は、積分期間を50年間とする預託線量当量から計算して得られる年摂取限度を用いることによって達成されることを委員会は確認している (ICRP, 1984)。実際の管理では、補助限度を使用してよいであろう。放射性核種の摂取については、ALIがその該当する限度である。体内被曝と体外被曝の両方を、それぞれ該当する限度の割合として表し、その和を1と比較するやり方は不必要にきびしいかもしれない。この場合には、線量を計算し、それを委員会の線量当量限度と比較すべきである。この報告書では体内被曝に関する線量を評価するための手法を取り扱う。

(8) ICRP Publication 35 (ICRP, 1982a) では、個人モニタリングが

* 訳注：「将来受けることが約束された」の意

必要か否かは、体外被曝および体内被曝の予想される大きさについての独立した評価に基づいて決めることができることを示唆している。したがって、体外被曝に基づいて作業環境の区分を作業条件Aとしても、それは、放射性核種の摂取が年程度の3/10を超えそうにない限り、体内被曝の個人モニタリングの必要性を示すものではないであろう。たとえば、作業者が密封線源あるいは良好な封じ込め状態にある非密封線源を取り扱う作業環境は、体外被曝に基づいて作業条件Aとして区分されるかもしれない。しかし、封じ込めの失敗が生じていることが、表面汚染あるいは空气中放射能の測定による作業環境のモニタリングによって示唆されなければ、放射性核種の摂取についての個人モニタリングは必要としないであろう。逆に、トリチウムあるいはヨウ素-125を取り扱っている作業者については、これらの放射性核種の摂取についてのモニタリングは必要かもしれないが、体外照射についてはモニタリングは必要とされないであろう。この分類は、(たとえば、核燃料サイクルのある部分におけるように)体外照射と放射性核種の摂取両方による年線量当量が該当する年程度の3/10を超えそうな場合にもあてはめるべきである。

(9) 放射性核種の混合物を摂取する場合には、その総摂取量は、線量当量の限度を超える線量当量を生じてはならない。参考レベルはそれに応じて調整されなければならない。混合物中のあらゆる放射性核種について、個人モニタリングを実施することは実際的でないかもしれないし、あるいは事実必要でないかもしれない。第6節に指針が与えられている。

2.2 モニタリングの目的

(10) 職業人に対する放射線防護の主要な目的は、容認できる程度に安全でかつ満足できる作業状況を作り上げ、それを維持することにある。モニタリングという用語は、測定と測定結果の解釈の両方を意味するものとして使用されている。したがって、あるモニタリングプログラムに対してそれが

(6)

正当であるとする基本的な根拠は、モニタリングが十分な安全性の達成に役立っているという点と安全性の証明に役立っているという点に見出されなければならない。労使関係または広報の場あるいは科学的研究の面において、その他の付加的な利益がある場合があるかもしれないが、これらの利益はそれら自体モニタリングプログラムの実施を正当とするものではない。モニタリングは、重要なものではあるが、放射線防護の一つの手法にすぎず、それ自体が目的ではない (ICRP, 1982 a)。

(11) 放射性核種の摂取量の推定のために行われる個人モニタリングには、おそらく、全身または身体部位の放射性核種の直接測定、排泄物中の放射性核種の測定、個人が携帯する空気サンプラを用いての空气中放射性核種濃度の測定、の一つまたは二つ以上が含まれるであろう。これらの測定値は、放射性核種の摂取量、特定の臓器の預託線量当量または預託実効線量当量に換算して解釈しなければならないが、これはこうすることによって、線量の限度と、さらに大切な防護の最適化を含む線量制限の全体系に従っていることの証明にこれらの量を使用することができるようにするためである。

2.3 モニタリングプログラムの種類

(12) 日常モニタリングは、個々の作業者についての定期的な測定を意味する。正規な作業の結果、作業場所が実質的に絶えず汚染するリスクがある状況のときだけ、放射性核種の摂取に対する日常個人モニタリングが必要である。日常モニタリングは、既知の摂取と関係なく、あらかじめ決められた期日に行われるので、測定値を摂取量あるいは預託線量当量に換算して解釈するために、摂取についてあるパターンを仮定する必要がある。その指針が第5節に与えられている。

(13) 作業モニタリングの目指すものは、ある特定の作業に関して情報を提供することである。放射性核種の摂取に関する個人作業モニタリングに

については、日常モニタリングの場合よりもさらに具体的な情報があるであろう。とくに、被曝の可能性のある日時と期間とはわかっており、また、汚染の可能性のある物質の物理的、化学的性質および起こりそうな摂取経路についてもいくらかの情報があるであろう。

(14) 特殊モニタリングは、現実には起きたか、あるいは起きた疑いのある異常な状況の場合に行われるモニタリングをいう。放射性核種の摂取についてのモニタリングの場合において、特殊モニタリングは、たとえば、自動式空気サンプラが発するようなある警報により、汚染物質の遺失が認められたというように、ある事象が判明したことがきっかけとなって開始されるか、あるいは作業環境に異常な状況が認められたとか、あるいは日常個人モニタリングの間に異常な結果が得られたとか、がきっかけとなって開始されるであろう。

(15) 特殊モニタリングと作業モニタリングは、潜在的な慢性の被曝よりむしろ被曝の疑いのある個別の事象に関連があるので、この報告書の中では両者は同じように取り扱う。

(16) 確認モニタリングは、放射性核種の有意な摂取が起こりそうもないと思われる作業者の作業状況が、満足すべきものであることを証明するために行うモニタリングをいう。

2.4 参考レベル

(17) 参考レベルは ICRP Publication 26 (ICRP, 1977 a) において次のように記述されている。「参考レベルは、放射線防護のプログラムの中で決められるどんな量についても、それらの量に限度があるかないかにかかわらず、定めることができよう。参考レベルは限度ではなく、ある量の値が参考レベルを超えるかまたは超えると予想されるときにとるべき一連の処置を決めるのに用いられる。開始すべきその処置は、単なる情報の記録から、原因

(8)

とその結果の調査、さらには介入措置にまでわたるであろう。参考レベルを決めるさい、この処置の一般的な範囲を定めることが重要である。参考レベルの最も普通の種類は、記録レベル、調査レベルおよび介入レベルである。]

2.5 調査レベル

(18) 調査レベルは、預託線量当量または摂取量のある値であって、その値を超えた場合には、結果は十分重要であると考えられるため、さらに調査することが正当であるとされる値である。この報告書では、調査レベルは各放射性核種について個別に計算されている。日常モニタリングの調査レベルは、モニタリングの測定結果を当てはめるべきモニタリング間隔との関連で決められ、調査レベルは年限度のうちのそのモニタリング間隔に対応する部分の3/10とする。したがって、モニタリング間隔の数が年にN回の場合、任意の放射性核種の摂取についての調査レベル、 IL_R は、

$$IL_R = \frac{3}{10} \frac{ALI}{N}$$

となる。ここでALIはその放射性核種の年摂取限度である。日常以外のモニタリングプログラムについての調査レベルは、そのプログラムの目的と実施されるべき調査の種類によって決まる。この報告書では、特殊(および作業)モニタリングに対する調査レベルは、同一人に年に2、3回以上も異常事態が起こるとは思われないので、限度の1/10とする。したがって、放射性核種の摂取について、

$$IL_S = \frac{1}{10} ALI$$

である。

2.6 記録レベル

(19) 記録レベルという概念を使用することを委員会は勧告する。記録レベルは、預託線量当量または摂取量について明白に決められたある値であって、これを超えた場合、モニタリングプログラムから得た結果が十分に重要であるため、記録し解釈する価値があるような値である。この報告書では、記録レベルは各放射性核種について個別に計算されている。日常モニタリングでは、個人モニタリングの記録レベルは、年程度のうちの測定が行われるモニタリング間隔に対応する部分の1/10に基づくべきであると委員会は勧告した [ICRP Publication 26 (ICRP, 1977 a) の181項]。したがって、モニタリング間隔の数が年に N 回の場合、摂取量についての記録レベルは、

$$RL_R = \frac{1}{10} \frac{ALI}{N}$$

である。

この報告書では、特殊（あるいは作業）モニタリングについての記録レベルは年程度の1/30とする。すなわち、

$$RL_s = \frac{1}{30} ALI$$

である。

(20) 上述の記録レベルの値を委員会は勧告したけれども、モニタリングプログラムのもつ何らかの副次的な目的についても考慮が払われなくてはならないし、また記録した結果がこれら副次的な目的に適したものであることが保証されなくてはならない。このような副次的な目的は、集団線量の算定および最適化の目的のために、記録を保存する必要性と関係があることもあり、あるいは個人に対しては、補償請求のさいに使用するために妥当な記録を保存する必要性と関係があることもある。このような考慮から、一般的

(10)

に勧告されている記録レベルよりも低い記録レベルの使用が正当とされるかもしれないことを委員会は認識している。

2.7 誘導参考レベル

(21) 放射性核種の摂取に関する個人モニタリングプログラムで通常測定される量は、全身あるいは臓器の含有量または単位時間当たりに排泄される放射能である。これらの測定結果を、誘導参考レベル、すなわち、誘導調査レベル (DIL) および誘導記録レベル (DRL) と直接比較すると便利である。誘導参考レベルを計算するためには、摂取の日時および摂取のパターンについて仮定をする必要があり、また、摂取、沈着、代謝および残留のモデルを用いる必要がある。誘導調査レベルおよび誘導記録レベルは、各放射性核種について個別に計算されている。これらの計算はこの報告書の主題であって、職業被曝において重要ないくつかの放射性核種についての誘導参考レベルが付録に与えられている。

(22) 誘導記録レベルを超える測定値は、摂取量あるいは預託線量当量に換算して解釈すべきであり、また公式線量記録簿に記録すべきである。誘導記録レベルを下回る測定値は、預託線量当量あるいは摂取量に換算して解釈する必要はない。



3. 生体動態モデル

(23) 体内あるいは排泄物中の放射能の測定値を、摂取量あるいは預託線量当量に換算して解釈するためには、放射性物質の人体における挙動についての知識は欠くことができない。本節の目的は、放射性核種の体内への摂取経路、それに続く体内における移行および誘導参考レベルを計算するためにこの報告書で用いられているそれらのモデルを一般的な表現を使って述べることである。生物学的な過程を正確に記述するモデルはこの目的にはあまりにも複雑すぎ、測定値の解釈には経験的なモデルで十分であろう。用いたこれらのモデルの限界を認識すべきであって、妥当な場合には、個々の状況にふさわしい情報を、摂取量および預託線量当量の評価に用いてよい。

(24) 図1は、摂取経路、体内移行および排泄経路を図式的に簡略にまとめたものである。呼吸道、胃腸管および皮膚を体内への侵入経路とみなす。次に放射性核種は細胞外液（通過コンパートメント）へ拡散するが、この段階に対し、組織系汚染という用語を使用する。放射性核種はその後いろいろなそしてしばしば複雑な移行を経るが、それによってその核種の体内分布および排出が決定される。吸収された放射能の体内における分布は、たとえばトリチウム水でみられるように拡散的で比較的均等な場合もあり、あるいは、たとえばヨウ素（甲状腺）、アルカリ土類金属（骨）、プルトニウム（骨および肝臓）でみられるように、ある臓器あるいは組織に限られる場合もある。同じ化学族の元素の組織系分布はある程度類似している。その後、放射性核種は、通常尿および糞として、体内侵入後しばしば長期間にわたって、次第に体外へ排出される。

(12)

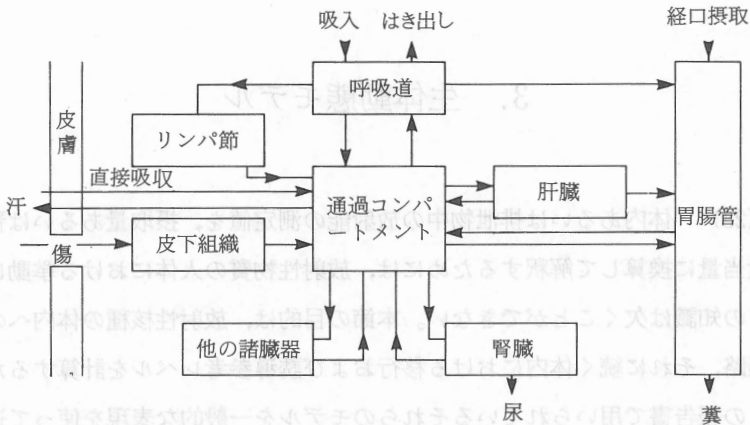


図1 摂取、移行および排泄の経路

訳注：原文は胃腸管から肝臓への移行経路を示す矢印があるが不要であろう。また、原文はないが胃腸管から通過コンパートメントへの移行経路を示す矢印は必要であろう。

3.1 用語の説明

(25) 摂取量とは、身体に入った物質の量であり、その主要な経路は、吸入、経口摂取あるいは傷がないかまたは傷のある皮膚からの侵入である。

(26) 取り込み量とは、摂取が起きた部位から身体の臓器または組織に移行した物質の量である。

(27) 特定の臓器または組織中の残留量とは、摂取、沈着または取り込み後の所定の時刻にその臓器または組織に沈着している物質の量である。体液中に取り込まれた物質は組織系物質として区別をする。全身中の量は、組織系物質ならびに呼吸道と胃腸管に残留している物質の合計である。

(28) 身体からの物質の除去は、尿および糞の排泄により、また発汗により、ある場合には呼気によって起こる。尿中排泄とは、細胞外液からの尿中への物質の除去である。糞中排泄は、次の二つの成分からなる。一つは組織系からの糞中排泄であり、胃腸管を通しての組織系物質の除去を表す。も

う一つは、吸収されないで胃腸管を通り抜ける物質の直接的な糞中排泄である。

(29) 残留および排泄は、時間の関数として表される。これらの関数は生物学的な移行と放射性核種の放射性崩壊の両方を考慮に入れており、必要なときには、単位量の摂取あるいは単位量の取り込みに規格化することができる。

(30) (i)呼吸道モデルと胃腸管モデルのように、そのパラメータが物質の物理的、化学的性質によって決まる侵入経路を表すモデルと、(ii)取り込み後の残留と排泄の過程を表すモデル、を区別すると便利である。

3.2 数学的表現

(31) 摂取量と、測定される量、すなわち、体内の放射能あるいは排泄物中の放射能との関係を確立するためには、身体内における移行について数学的な表現が必要である。容易に解くことのできる一連の方程式を得るためには、実際の生物学的な移行を簡単に記述する必要がある。この簡単な記述は、必ずしも生理的過程と細部にわたって対応しているわけではない限定された数のコンパートメントを使用することにより達成されている。この簡単な記述でも観察データとよく一致する結果を導くように、パラメータの値が選択されている。

(32) 使用した一般的なモデルを図2に図式的に示す。体液は通過コンパートメントによって表現されており、そこから放射性核種が組織系の臓器および組織に移動する。付録に与えられている個々の元素の代謝データ中にとくに記載がない限り、通過コンパートメントからの生物学的なクリアランスの半減期は0.25日とする。通過コンパートメント中の物質の割合 a_1, a_2 等が、臓器および組織コンパートメント1, 2等に移動し、そこから T_1, T_2 等の生物学的半減期で除去される。これらのパラメータの値は付録のデータ中に示

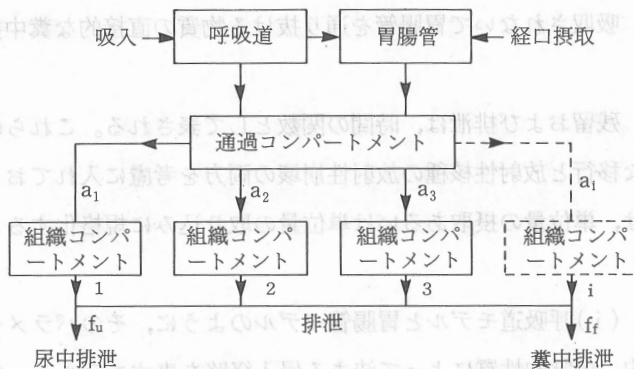


図2 身体のコムパートメントにおける放射性核種の動態を表すために使用する一般的モデル
(例外については個々の元素に対する代謝データ中にとくに言及されている。)

されている。

3.3 呼吸器系モデル

(33) この報告書では、ICRP Publication 30 (ICRP, 1979 a) に記述されている呼吸器系のコムパートメントモデルを使用する。ここで述べられているモデルは、放射性エアロゾルの吸入に関するものである。このモデルは、 $0.2\mu\text{m}$ から $10\mu\text{m}$ の範囲の粒子サイズを考慮に入れており、また一部、エアロゾルの化学形を反映する三つのクリアランスのクラスも定めている。

(34) 呼吸器系は、明確な三つの領域、すなわち鼻道(N-P)、気管および気管支(T-B)ならびに肺実質(P)に区分されている。この三つの領域への沈着は、エアロゾルの空気力学的特性によって異なると仮定し、吸入された物質のうちN-P、T-B、およびP領域のそれぞれに最初に沈着する割合を表す三つのパラメータ、 D_{N-P} 、 D_{T-B} 、 D_P によって記述される。割合 $(1 - D_{N-P} - D_{T-B} - D_P)$ は呼吸道には残留せず、はき出されるものと仮定する。粒子直

径が対数正規分布に従うものについては、沈着割合は図3に示すようにエーロゾルの空気学的放射能中央径 (AMAD) と関係づけることができる。

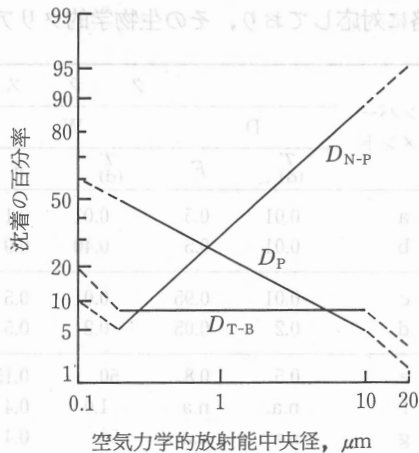


図3 呼吸器系における塵埃の沈着

N-P 領域、T-B 領域および P 領域に沈着するエーロゾルの放射能百分率または質量百分率を、エーロゾル分布の空気学的放射能中央径 (AMAD) と関係づけて表している。このモデルは、AMAD が $0.2\mu\text{m}$ と $10\mu\text{m}$ との間で、幾何学的標準偏差が 4.5 未満のエーロゾル分布について使用することを目的としている。この範囲外の粒子に対する沈着の暫定的推定値は破線によって与えられている。AMAD が $20\mu\text{m}$ を超える一般的でない分布については N-P 領域に全量が沈着すると仮定できる。このモデルは AMAD が $0.1\mu\text{m}$ 未満のエーロゾルには適用されない。

(35) 吸入された放射性物質の呼吸道からのクリアランスを記述するために、放射性物質は、それらの肺実質領域からの生物学的クリアランスの時間により分類される。すなわち、10 日未満の半減期をもつ物質は D (日) に分類され、10 日から 100 日の半減期のものは W (週) に、100 日を超える半減期のものは Y (年) に分類される。放射性核種について異なる化学形の、D, W または Y への区分は付録の各元素のデータ中に与えられている。三つ

(16)

の領域、N-P、T-BおよびPは、それぞれ図4に示すように、いくつかのコンパートメントに分割される。それぞれのコンパートメント(a~j)は、特定のクリアランス経路に対応しており、その生物学的クリアランスの半減期が

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

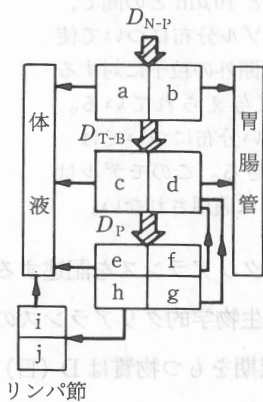


図4 呼吸器系からのクリアランスを記述するために用いられる数学的モデル

クリアランスの半減期 T_a から T_1 の値と各領域内のコンパートメント間の割合 F_a から F_1 までの値は、残留している物質の3つのクラス別に、この図の表の部分に与えられている。 D_{N-P} 、 D_{T-B} および D_P として与えられている値(最左欄)は、AMADが $1\mu\text{m}$ のエアロゾルの各領域への沈着割合である。模式図は、4つの呼吸器領域 N-P、T-B、P および L (リンパ節) の中の a から i までのコンパートメントからのいろいろなクリアランス経路を表す(ICRP Publication 30より)。n.a. は適用されないという意味を表す。

$T_{a\sim j}$ で、その経路に結びついている割合が $F_{a\sim j}$ である。この三つのクラスのパラメータ $T_{a\sim j}$ および $F_{a\sim j}$ の値は図4に示されている。コンパートメント a, c および e は体液への取り込みに対応する。コンパートメント b, d, f および g は、線毛粘液輸送を含む、物質を胃腸管に移動させる粒子輸送過程に対応する。後述するように、胃腸管から、ある割合 f_i が体液に取り込まれる。

(36) 塵埃は肺リンパ系(L)によっても肺から除去される。P領域のコンパートメント h から、物質は肺リンパ節内のコンパートメント i と j に移行する。コンパートメント i 中の物質は体液に移行し、クラス Y のエアロゾルの場合のみ、物質はいくらかコンパートメント j に移行し、そこに永久に残留する。

(37) 各コンパートメントからの物質のクリアランスは、一次反応によって記述されると仮定する。したがって、各コンパートメントはクリアランスの速度定数

$$\lambda_{a\sim j} = \frac{0.693}{T_{a\sim j}}$$

と結びついている。

各コンパートメントの半減期、 $T_{a\sim j}$ は図4に与えられている。吸入された物質の肺からのクリアランスは、したがって一組の互いに関連のある一次微分方程式で表される。

3.4 胃腸管モデル

(38) 胃腸管に、物質は経口摂取によって直接到達するか、あるいは上に述べたように呼吸道からの移行によって間接的に到達するであろう。この報告書では、ICRP Publication 30 (ICRP, 1979 a) に記述されている胃腸管のコンパートメントモデルを使用する。

(39) 胃腸管は四つの区分によって表されている。区分の各々を単一の

(18)

コンパートメントと考え、一つのコンパートメントから次のコンパートメントへの移行は、一次反応に従うものと仮定する。コンパートメント間の移行の速度定数 λ は表1に与えられている。このモデルでは、小腸(SI)が胃腸管から体液への取り込みの起こる唯一の場であると仮定する。放射能が全身の体液へ移行する速度定数 λ_s は、経口摂取後、安定元素が体液に達する割合 f_1 から、次式によって推定することができる。

$$\lambda_s = \frac{f_1 \lambda_{SI}}{1 - f_1}$$

f_1 の値は、各元素の化合物をいくつかに区分して付録に与えられている。

表1 胃腸管中の放射性核種の動態を記述するために使用するモデルのおもなパラメータの値

胃腸管の区分	平均滞留時間(h)	λ (d ⁻¹)
胃 (ST)	1	24
小腸 (SI)	4	6
大腸上部 (ULI)	13	1.8
大腸下部 (LLI)	24	1

3.5 分布と残留のモデル

(40) 物質を摂取した後の身体組織における取り込みと残留は実際には非常に複雑であろう。この報告書では、付録でとくに言及したいいくつかの例外はあるが、一般に身体における移行を簡単なコンパートメントモデルによって記述する。あるコンパートメントからの物質の喪失を一次反応式によって記述する。したがって、ある臓器あるいは組織中の残留は通常いくつかの指数項の和によって記述されることになる。詳細は付録の各元素の代謝データ中に与えられており、またこの一般的記述の例外はとくに記されている。

(41) 吸入あるいは経口摂取後、物質は呼吸道および胃腸管の該当する

コンパートメントの速度定数によって決まる速度で、体液に移行するであろう。次に、その物質は臓器あるいは組織に取り込まれ、そこにおける残留は ICRP Publication 30 に与えられている関数によって記述される。これらの残留関数は、暗黙のうちにはあるが、体内における移行のすべてを考慮に入れているいくつかの指数項の和として記述される。

3.6 組織系排泄モデル

(42) 放射性核種が排出されることになる組織系排泄は、尿成分と糞成分に分けることができる。その割合はそれぞれ f_u と f_f である。情報が欠けているので、この報告書では、これらの割合は時間に依存しない値として取り扱っている。個々の元素に関する詳細は付録の代謝データ中に与えられている。

(43) この一般的なモデルに対していくつかの例外がある。それは時間の関数として排泄関数が文献に明記されている場合である。これらの例外は、付録にとくに記されている。

3.7 モデルの適用性

(44) 呼吸道、胃腸管および組織系残留に関するモデルとパラメータの値は、ICRP Publication 30 (ICRP, 1979 a) において使用されているものである。他のモデルあるいはパラメータの方がより適切と思われる状況については、後ほど議論する。

(45) この報告書に使用した呼吸道のモデルは、肺動態に関する ICRP 課題グループの報告書 (ICRP, 1966) に提案され、沈着とクリアランスのパラメータ (ICRP, 1979 a) の値について ICRP Publication 30 (ICRP, 1979 a) で修正されたモデルに根拠をおいている。

4. 個人モニタリングの方法

(46) この節の目的は、測定手法の主要なもの、それらの長所と限界を簡潔に述べることである。放射性核種の摂取に関する個人モニタリングは、身体放射能の測定、排泄物モニタリング、個人空気サンプラによる空気サンプリングあるいはそれらの手法の任意の組み合わせによって達成しうるであろう。測定手法に何を選ぶかは次のいくつかの因子によって決まる。すなわち、放射性核種から放出される放射線、汚染物質の代謝挙動、生物学的クリアランスと放射性減衰の両方を考慮に入れた身体における残留、必要とされる測定の頻度、適切な測定設備の感度、利用の可能性および便利さである。

(47) 日常モニタリングプログラムにおける測定は、もし十分な感度があれば、通常はただ一種類でよい。いくつかの放射性核種に対しては、たとえば、トリチウムの摂取に対する尿モニタリングのように、ただ一つの測定手法のみ実行可能である。プルトニウム同位体のように、測定も解釈もともに困難な放射性核種については、いくつかの手法を組み合わせる使わなくてはならない。もし十分な感度をもつ異なった方法が利用できるならば、解釈の正確さの観点からみて、一般的な優先順序は身体放射能測定、排泄物分析、個人空気サンプリングとなる。作業環境のモニタリング（エアモニタリング）の結果が、個人モニタリングの結果の解釈に役立つ情報、たとえば、粒子サイズ、化学形、摂取の時刻を提供することがある。エアモニタリングの結果が、ときには、個人の摂取量を推定するために使われることがあるが、その不確かさはかなり大きい。多くの場合、この方法は推定される摂取量が記録レベルを十分に下回るときだけ妥当である。

(48) 特殊モニタリングは、異常事態について最善と考える評価ができ

るように、いくつかの手法を組み合わせたものになることが多い。たとえば、身体放射能と排泄物の両方を測定するようなプログラムとなるか、またある場合には、個人空気サンプリングをも加えたものとなるであろう。事が起きたと疑われるいくつかの場合には、その重大さを前もって推定するために、(たとえば、鼻をかんだ試料または鼻スミヤを測定するといった)スクリーニングの手法が用いられることがあるが、これらの測定結果は摂取量を定量的に評価するためには使われていない。

4.1 身体放射能測定

(49) 身体あるいは臓器中の含有量を直接測定することにより、身体放射能を迅速かつ簡便に推定することができる。これは体内から体外へ透過できる放射線を放出する放射性核種に対してのみ実施可能である。原則的には、この手法は、X線あるいは γ 線、消滅放射線の測定により検出が可能な陽電子、制動放射線の測定により検出が可能な高エネルギー β 粒子、を放出する放射性核種に対して用いることができるが、また α 崩壊後に放出される特性X線の測定により検出が可能ないくつかの α 放射体に対しても用いることができる。軟X線だけを放出する α 放射体の検出に関連する問題は、付録のプルトニウム元素を扱った節で述べる。

(50) 全身あるいは身体の部位の放射性核種を測定するための設備の多くは、1個あるいは、数個の検出効率の高い検出器を装備しており、その検出器は十分に遮蔽された低バックグラウンドの場所に収容されている(IAEA 1970)。検出器の幾何学的配置は、たとえば、全身放射能の決定あるいは胸部または甲状腺のような身体部位の放射能の決定といった測定の目的に適合するように定められている。頭蓋骨は骨の中の放射性核種の測定に適した部位として用いられている(Cohenら1977)。

(51) 身体内の放射能を測定する前に、表面汚染を除去するように注意

しなければならない。日常測定については、全身中の含有量を決定すれば、放射線防護の目的には、多くの場合十分である。そのとき、全身放射能は、組織系の放射能と胃腸管内および呼吸道内の放射能とからなるであろう。しかし、特殊な調査において、あるいは異常な測定値の解釈にさいして役立つのは、体軸方向の走査によって、または身体に沿って種々の位置に置かれた検出器の相対的な応答の検査によって決定される身体内の分布であろう。

(52) γ 線を放出する放射性核種のモニタリングに高感度を必要とすることはめったにない。ヨウ素-131、セシウム-137およびコバルト-60のように通常接する機会の多い核分裂生成物あるいは放射化生成物については、誘導参考レベルの非常に小さな割合に相当するレベルを比較的簡単な装置で検出できる (Masse と Bolton, 1970 ; Sumerling, 1980)。このような簡単な装置は、部分的に遮蔽を施され身体の一部を見込む1個の検出器を備えているか、あるいはヨウ素の同位体の測定用では、甲状腺のすぐ近くに置かれる1個の小型の検出器を備えている。簡単な装置の利点は就労している場所で操作運転することができ、そのため遠方の全身計測施設まで行く時間が不必要なことである。このため、より高い頻度で測定することができるので、異常な大量の摂取が起こればそれが発生したすぐあとに見つけ出すことができるであろう。

(53) 対照的に、誘導参考レベルでの測定が困難ないくつかの放射性核種のモニタリングについては、高感度の技術を必要とする。ラジウム-226、トリウムとウランの同位体のように、体内で長い半減期をもつ α 放出放射性核種がその例である。

(54) 現在、ほとんどの身体放射能測定施設は、高感度のシステムであれ簡単なシステムであれ、タリウム活性化ヨウ化ナトリウム検出器を使用している。この検出器は、大容積の結晶が製造できるため、 γ 線の検出効率が高いという利点がある。しかし、放射性核種の混合物から得られる γ 線エネル

ギースペクトルの解釈がいくらか困難であることがある。スペクトルの成分は多重線形回帰分析法により解析することができるが、このためには、ファントム内に目的とする放射性核種の標準線源を、体内における分布と減弱とを模擬するように分散させ、検出装置を事前に校正する必要がある。高検出効率のゲルマニウム検出器の入手の可能性が増大したため、 γ 放出放射性核種の混合物に作業者がさらされるかもしれないような状況では、この検出器が使用されつつある (Rahola ら, 1985)。この検出器は分解能が優れており、放射性核種の複雑な混合物から得られるスペクトルの解釈は簡単になる。

(55) 上記の検出システムは身体内の放射性核種を同定するため、全身あるいは臓器内の放射能を定量するために用いられる。エネルギー弁別能力をもつ必要がない非常に簡単な測定器により、多くの γ 放出放射性核種を年摂取限度に相当するレベルよりも低いレベルで検出することができる。これらの簡単な検出システムに異常な応答があれば、放射性核種を同定し放射能を定量するために、さらに通常の全身モニタによる測定を行う必要があるであろう。このような簡単なモニタリング装置の利点は、異常な摂取をいち早く指示してくれることである。このため、摂取の時刻が判明するので、摂取量および預託線量当量の推定値の不確かさが減少するばかりでなく、異常な作業状況を早く発見し調査することが可能となる。

(56) 傷の中に存在する放射能は、もしその汚染物質がエネルギーの高い γ 線を放出するならば、通常の β - γ 検出器で容易に検出することができる。 α 放出放射性核種による汚染の場合には、 α 崩壊に伴う低エネルギーの X 線が組織内で著しく減弱するため、検出はかなり困難であり、この減弱効果は傷が深ければ深いほど顕著である。放射性物質の存在する部位を突き止めることがしばしば必要であり、そのためには、十分にコリメートされた検出器が必要となる。放射性核種の混合物による汚染を正しく推定しようとするならば、傷口モニタはエネルギー弁別能力をもっていなければならない。

4.2 排泄物およびその他の生物学的試料の分析

(57) 場合によっては、排泄物モニタリングは、 γ 線を放出しないか、あるいは、低エネルギー光子しか放出しない放射性核種に対して、おそらく唯一の測定手法であろう。

(58) たとえば、元素が糞中に選択的に排泄されるような場合とか、あるいはクラスYの物質の肺からのクリアランスを算定する目的には、糞分析が必要とされるかもしれないが、排泄物モニタリングのプログラムには通常尿分析が組み込まれている。他の試料が特別な調査のために分析されることがある。それらの例としては、日常的スクリーニング手法として鼻をかんだ試料または鼻スミヤ、また高レベルの汚染が予想される場合は血液、そしてとくに ^{14}C の場合には呼気がある。

(59) 尿試料の採集については三つの点を考慮する必要がある。第一に、試料の外来汚染を避けるように注意を払わなければならない。第二に、提供された試料から単位時間当たり尿中に排泄される総放射能を通常算定する必要がある。大部分の分析に対して24時間採集が望ましいが、これが実行不可能な場合には、これより少量の試料は代表的なものではないかもしれないことを認識すべきである。トリチウムはほんの少量の試料を採取し、測定された放射能濃度を体内水分中の濃度に関係づけることが通常行われている特別な例である。第三に、分析に必要な尿量は分析法の感度および誘導参考レベルに依存する。いくつかの放射性核種については、十分な感度は数日間分の排泄物を分析してはじめて得られる。

(60) 日常モニタリングとしての糞試料の分析では、糞中排泄の日変動のために解釈に不確かさがもたらされることになる。理想的には、それゆえ、数日間にわたって試料を採取すべきである。しかしながら、これを実際に行うことは困難であり、解釈を一つの試料に基づいて行う必要があることがあ

る。糞のモニタリングがよりしばしば用いられるのは、とくにクラスWまたはYの化合物の吸入による摂取が明らかであるか、あるいはその疑いのあるときに行われる特殊な調査の場合である。このような場合、日々の排泄量の測定が、肺からのクリアランス量の評価と摂取量の推定に役立つであろう。早いうちに結果がわかると被曝した個人を確定するのに役立つであろう。

(61) γ 線を放出する放射性核種については、シンチレーション検出器あるいは半導体検出器を用いて、生物学的試料を直接測定することにより定量できる。 α および β 放出放射性核種を分析するには、化学的な分離が必要であり、分離後適当な測定手法を用いる (Johns, 1975; Volchok と de Planque, 1982)。いわゆる全 α あるいは全 β 放射能の測定は、簡単なスクリーニング手法としてときには有用であるが、試料中のすべての α および β 放射能を正確に測定できる簡単な方法はない。この手法は、年限度と比べて摂取量が非常に少ないと予測される状況において、日常モニタリングに用いられるであろう。その結果は定量的に解釈されることはないが、状況が満足できるものであることの確認のために使用される。異常な結果が出れば、それはおそらく放射化学分析を含む調査をさらに行う必要があることを示している。全放射能の測定は、汚染の発生がわかった後に、早期に注意を払う必要のある試料を確認するためにも有用である。全 α あるいは全 β 放射能の測定値は、摂取量または預託線量当量の定量的な評価に用いることはできない。

(62) 排泄関数は多くの放射性核種についてよく知られておらず、また個人間でかなりの差異があり、さらに、同一個人でも排泄率に大きな日変動があるかもしれないので、単位時間当たりに排泄された放射能の解釈にはかなりの不確かさが含まれている。身体内で実効的に長期間残留する放射性核種では、排泄された放射能は体内におけるその放射性核種の長期間の蓄積を反映する。そして、何年にもわたって慢性的に被曝した可能性のある場合には、排泄された放射能は試料が採取されたモニタリング期間よりもずっと以

前に起こった摂取によって支配されているかもしれない。このような場合は、排泄物の分析によって所定の期間内の摂取量の算定に必要な情報を得ることはおそらく不可能であろう。しかし、排泄物分析は体内の長期間にわたる蓄積を算定する一つの有効な手法であり、また、他のモニタリング手法によって得られた摂取量の推定値をチェックする有効な手法でもあろう。

4.3 トリウム、ウランおよび超ウラン放射性核種の 摂取量の算定法

(63) いくつかの放射性核種は測定が特別に困難である。低エネルギー光子を放出する身体内の超ウラン放射性核種（たとえば、プルトニウム同位体）を測定するいろいろな方法は、日常モニタリングのためには感度が低い。それにもかかわらず、これらの方法は、異常摂取の調査にも身体内における長期蓄積の評価にも、有用な情報を与えてくれることがあるので、この手法について簡単に述べる。問題にしている放射性核種の大部分は α 崩壊につき低エネルギー光子だけを低い放出率で放出する。これらの低エネルギー光子は体内においていちじるしく減弱するため、検出効率と校正に問題が生ずる。これらの核種に使用するために、特別に設計した検出器が開発されている。多芯線比例検出器は分解能がよいことが証明されているが、信頼性が低く、良好な作動状態を維持することが困難である。二重蛍光体検出器(LaurerとEisenbud, 1986)は信頼性は非常にあるが、エネルギー分解能が悪いため、とくに他の γ 放出核種の混入物が存在するかもしれない状況においては、光子エネルギースペクトルの解釈が問題となる。現在これらの検出器は、低エネルギーで高い効率をもつように設計された高分解能ゲルマニウム検出器によって取って代わられつつある(Laneら, 1985; PalmerとRieksts, 1985)。人体組織のもつ減弱特性を正確に示すファントム(Griffithら, 1978)を使って検出システムを注意深く校正する必要がある、また、校正ファントムと個

人との間の組織の厚さの相違についても補正しなければならない (Sumerling と Quant, 1982)。

(64) 吸入による摂取の疑いが生じた後には、肺中の放射能の測定が通常行われる。傷口を通しての摂取の後には、最初は測定は傷口部位で行われる。いずれの場合も、取り込み量を決定するために、他の臓器中の放射能の測定が妥当であろう。これらの放射性核種の多くは肝臓と骨に移行するので、これらの組織中の放射能を測定すれば、身体内における長期間の蓄積量を算定する助けとなるであろう。

(65) 多くの重要なアクチニドの放出する光子のエネルギーは低く、放出率が低いので、日常モニタリングでは排泄物の測定にかなりの重点がおかれる。これらの放射性核種に対し必要とされる検出限界を超えるために、また、排泄率の日変動の問題を少なくするために、試料を数日間にわたってまとめてもよい。放射性核種の組成に関する情報は排泄物の分析から得られるであろう。

(66) 個人用空気サンプラという用語は、作業者によって着用もしくは携帯され、作業者が呼吸保護具なしで呼吸する空気と同じ空気をサンプリングすることにより、摂取量のかなり信頼できる推定値を提供することを目的に設計された装備を指す (Stevens と Marshall, 1978)。個人用空気サンプラは、ウラン、トリウムおよびプルトニウムの大部分の同位体のように、全身放射能の測定または排泄物分析といった他の手法では、現在のところ測定が困難な放射性核種の摂取量を算定するために、日常モニタリングにおいて使用できる。個人用空気サンプラは、また作業条件が満足すべきものであったかどうか、または何らかの異常な出来事が生じたかどうかの証拠を被曝期間の終わりに提供するため、他の状況においても使用できる。

(67) フィルタ上に集められた放射能は、被曝期間の終わりに簡単な非破壊的手法により測定され、何らかの異常な出来事があれば、それをいち早

(28)

く警告することができる。その後、フィルタは、たとえば1週間または1月というようなより長い期間にわたって保存し、まとめることができる。放射性核種の放射能は、放射化学分離と適切な高感度測定技術により測定することができる。その結果は、作業者の平均呼吸率と個人用空気サンプラのサンプリング率の知識を併用してその作業者の摂取量を推定するために用いられる。

(68) 個人用空気サンプラのフィルタに集められた放射能から摂取量を評価するにさいして、集められた試料が作業者によって吸入された放射能濃度をどのくらい忠実に代表しているかを考慮する必要がある。あるサンプリング期間中の空気中濃度の測定値は、1メートル以内で1桁も変化するかもしれない。また、その作業者自身の動作により、作業者のすぐ近くで高い濃度が発生することがある。したがって、個人用空気サンプラは可能な限り顔に近い所の空気を捕集すべきである。収集された放射能は、わずかに数個の粒子によるものかもしれない。その結果の解釈には、粒子収集についての統計的な考察が必要である (Birchall ら, 1986)。

(69) 吸入した空気中の放射能濃度と呼吸道における沈着量との間の関係は、エアロゾルの AMAD に依存する。粒子サイズ選別サンプリング装置を、個人用空気サンプラとして使用することができる (Stevens と Stephenson, 1972)。その目的は、呼吸道の肺胞領域に沈着すると思われる放射能を選別的に捕集することである。したがって、摂取量に換算して解釈するときには、選別された粒子サイズの分布を考慮に入れる必要があるであろう。

4.4 品質保証

(70) この報告書の関連では、品質保証は、モニタリングプログラムの結果に十分な信頼性を与えるために必要とされる計画的かつ組織的な行為から成る、といえるであろう。品質保証には、用具、測定器および手法を、定

められた必要条件に照らして査定するすべての行為を意味する品質管理が含まれている。重要なことは、どのモニタリングプログラムもなくはならない要素として、以下に記す事項の保証を目的とする品質保証のプログラムを含んでいなければならないということである。すなわち、用具および測定器が正しく作動し正しく校正されていること、手法の正しい手順が定められ実施されていること、分析が正しく遂行されていること、誤差が限定されていること、そして、記録が正しくかつ迅速に保存されていることを保証しようとする品質保証のプログラムを含んでいなければならない。

Figure 35. The relationship between the accuracy and the reliability of the monitoring data. (ICRP Publication 35) (12)

5.2. Accuracy of monitoring data

(13) ICRP Publication 35 (ICRP, 1982a)には、半減期と同じ桁の精度を要する場合は、下限値は95%の信頼度で誤差1.5%を超えてはならない。しかし、半減期が10mSv未満に相当するほどの低線量については、95%の信頼度で誤差2%を超えてはならない。これは、半減期が10mSv未満の未測定値に相当するものについて、誤差が1%以内であることを示すことである。

5. モニタリングプログラム

5.1 日常モニタリング

(71) 日常モニタリングを必要とする状況についての指針が ICRP Publication 35 (ICRP, 1982 a) に与えられている。

(72) 日常個人モニタリングのプログラムがいったん開始されたならば、ときどきモニタリングプログラムを再吟味すべきである。この再吟味は、個人の摂取量あるいは預託線量当量が十分な正確さで算定されていること、測定の頻度が妥当であること、およびモニタリングの努力が適切になされていることを保証するためである。この再吟味により、測定頻度を変更（増加あるいは減少）する必要性、および測定手法を追加あるいは変更する必要性が指摘されるかもしれない。

5.2 日常モニタリングにおける不確かさ

(73) ICRP Publication 35 (ICRP, 1982 a) には、年限度と同じ桁の体外線量については、不確かさは 95 % の信頼度で係数 1.5 を超えるべきではないこと、しかし、年線量が 10 mSv 未満に相当するもっと低い線量については、95 % の信頼度で係数 2 の不確かさが容認できることが示唆されている。

(74) 体内汚染についての日常モニタリングにおける不確かさは、体外放射線についての日常モニタリングで容認される不確かさと、理想的には同じであるべきである。しかし、実際には、たとえば、モデルの妥当性の不確かさのような不確かさが存在するために、同じ水準は達成できない。日常モニタリングでは、不確かさを 50 % 程度に小さくすることはめったにできない

い。測定値を利用する場合、とくに当事者に摂取量あるいは預託線量当量を通知する場合には、その不確かさの大きさを見落としてはならない。

5.3 日常モニタリングにおける測定の頻度

(75) 日常モニタリングプログラムにおいて必要とされる測定の頻度は、放射性核種の残留と排泄に依存し、また測定技術の感度にも、さらに、摂取量と預託線量当量の推定のさいに容認できる不確かさにも依存する。不確かさは、主として摂取の時刻が不明なためであり、また個人個人の残留および排泄と標準モデルの仮定との間に差異があるためでもあるから、それらとの関連で、測定の不確かさが小さくなるように測定手法を選択しなければならない。日常モニタリングプログラムにおける測定の頻度は、摂取の時刻が不明なことにより生じる不確かさを減少させるように選択することができる。個人の代謝の差異に由来する不確かさは第6節で考察する。

(76) 日常モニタリングは、摂取時刻との関連がつけられる時刻には実施されないので、測定結果を摂取量に結びつける方法を確立するためには、摂取のパターンを仮定する必要がある。これには種々の方法を提案することができるが、この報告書では摂取がモニタリング間隔の中間点で起こっていると仮定する。その理由は、一連のモニタリング期間を通じて摂取が連続的に起こってもランダムに起こっても、この仮定が摂取を適切に表すからである。しかし、最も重要な点は、摂取の時刻が不明なことに起因する摂取量の評価のさいの不確かさを、モニタリング間隔を適正に選ぶことにより、減少させようということである。

(77) この報告書では、各モニタリング間隔内での摂取時刻が不明のための不確かさについて、容認する係数は3であると提案する。1年につきモニタリング間隔が数回であるとすれば、年摂取量の推定についての1年を通しての不確かさは係数3より小さくなるであろう。この係数3は調査レベ

ルが記録レベルの3倍であることから提案されている。したがって、1モニタリング間隔内で最も過小評価した場合でさえも、調査レベルを超える摂取量についての情報は失われないであろう。少なくともその摂取量は記録される。

(78) 以上にに基づき、付録に妥当なモニタリング間隔が提案され、また対応する誘導参考レベルが与えられている。摂取がモニタリング間隔の終わり頃に起こる場合には、残留の短期成分による早期排泄のために、摂取量の過大評価は係数3を超えることがある。そのような過大評価は、測定または試料採集の前に被曝の可能性のない期間があれば避けることができる。たとえば、週末もしくは休日の後にモニタリングすることによって避けることができる。しかし、そのような被曝しない期間を設けることは必ずしも実行できるとはいえないかもしれない。したがって、この報告書でははっきりとは勧告しない。

5.4 日常モニタリングにおける誘導参考レベルの使用

(79) 第3節に概略を述べたモデルは、一連の方程式（付録に付した付属書）によって記述することができる。それらを解いて単位量摂取後の時間の関数として、全身量あるいは臓器量、または、排泄率の値を求めることが可能である。これらの関数は、測定できる各種の量に対して単位量摂取当たりの予測値を与える。たとえば、単位量摂取後の任意の時刻 t における全身または臓器の放射能あるいは単位時間当たりに排泄される放射能を与える。それらを、本文中で包括的な関数 $m(t)$ で表す。ある未知の摂取があった後の対応する測定値を M によって表す。第2節で定義したように、日常モニタリングの調査レベルは、各々 T 日間のモニタリング期間が1年に N 回の場合

$$IL_R = \frac{3}{10} \frac{ALI}{N}$$

あるいは、

$$IL_R = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365}$$

である。同様に、日常モニタリングの記録レベルは、

$$RL_R = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

である。したがって、日常モニタリングの誘導調査レベルは、摂取がモニタリング間隔の中間点で起こると仮定するので、

$$DIL_R = IL_R m(T/2)$$

である。同様に、誘導記録レベルは、

$$DRL_R = RL_R m(T/2)$$

である。

(80) さらに長期間のチェックとして、個人モニタリングの結果を、1日当たり ALI/365 の率で連続摂取した後に到達することになる値と比較すると役に立つことがある。規則正しく、これらの値に近づいていく結果が得られれば、それは、モニタリングプログラムと作業場所における管理の手法とを再検討する必要性のあることを示している。1日当たり ALI/365 で連続的に摂取するときの値が、いくつかの放射性核種について付録に与えられている。

5.5 特殊モニタリングおよび作業モニタリング

(81) 特殊モニタリングは、現実に起きたか、あるいは起きた疑いのある異常な状況の場合に行われるモニタリングをいう。作業モニタリングは、特定の作業についての情報を提供するために行われるモニタリングである。

(34)

特殊および作業の両モニタリングは、現実起きたか、あるいは起きた疑いのある特別な事態に関連づけられるので、日常モニタリングの結果の解釈のさいに直面する問題の多くは該当しない。とくに摂取があったと思われる時刻はおそらく判明しているであろうし、また汚染物質の物理的形狀および化学形について、より多くの情報が存在するであろう。

(82) 特殊モニタリングおよび作業モニタリングの場合には、摂取の時刻がわかるし、測定は摂取後数日のうちに行われることになるであろう。したがって、付録には、摂取後1日から7日までの間の $m(t)$ の値が与えられている。

(83) $m(t)$ の値は、また摂取後1日から7日までの間の誘導参考レベルを計算するためにも用いられる。第2節に定義したように、特殊モニタリングあるいは作業モニタリングの調査レベルは、

$$IL_s = \frac{1}{10} ALI$$

であり、記録レベルは、

$$RL_s = \frac{1}{30} ALI$$

である。対応する誘導調査レベルと誘導記録レベルは、

$$DIL_s = IL_s m(t)$$

および

$$DRL_s = RL_s m(t)$$

である。 DIL_s の値は付録に与えられている。これらの値は、標準人 (ICRP, 1975) による AMAD $1 \mu\text{m}$ のエアロゾルの吸入について計算したものである。該当する吸入のクラスの値を使用すべきである。もし、AMAD が $1 \mu\text{m}$ と異なることが判明すれば、それに該当する $m(t)$ と DIL_s の値を計算することができる。

5.6 確認モニタリング

(84) 作業条件が満足すべき状況にあることを確認する一つの方法は、臨時の個人モニタリングを実施することである。このような測定値は定性的にしか解釈できないが、予期しない発見があれば、それはさらに深く調査するための根拠となり、また個人の線量または摂取量の算定を目的としてのモニタリングプログラムが必要であることを示唆しているであろう。この種の確認モニタリングは、多くの核分裂生成物や放射化生成物のように、身体内あるいは排泄物中において低レベルで存在しても容易に検出できる放射性核種に対してのみ有用である。

健康上の影響を減らすための介入 (iii)

AMAD 1 μm の粒子の吸入 (vi)

健康上の影響を減らすための介入 (v)

健康上の影響を減らすための介入 (iv)

健康上の影響を減らすための介入 (vii)

6.1 日常モニタリング

(86) $m(T)$ は DIC の値が、呼吸した空気中の放射性核種濃度と呼吸量の積に等しいことを示している。* 呼吸量は、ICRP (1975) が AMAD 1 μm のエアロゾルを吸入した場合に計算した値に基づいており、これは、吸入した放射性核種の質量が、呼吸した空気中の放射性核種濃度と呼吸量の積に等しいことを示している。* 呼吸量は、吸入した放射性核種の質量が、呼吸した空気中の放射性核種濃度と呼吸量の積に等しいことを示している。*

* 注： $m(T)$ は、呼吸した空気中の放射性核種濃度と呼吸量の積に等しいことを示している。

6. 実 施

(85) 前節では、日常モニタリングと特殊モニタリングの誘導記録レベルと誘導調査レベルを算出する方法を示した。次に、本節では前述の勧告を履行するにさいし、実施上考慮すべき事柄を論ずる。以下の事項について考察する。

- (i) 日常モニタリング
- (ii) 特殊モニタリングおよび作業モニタリング
- (iii) 放射性核種の混合物の摂取
- (iv) AMAD および化学形の知識の不足
- (v) 標準の生体動態モデルからのずれ
- (vi) 他の摂取経路
- (vii) 医療上の介入措置の影響

6.1 日常モニタリング

(86) $m(T/2)$ および DIL_R の値が、考慮した各放射性核種ごとに、数通りのモニタリング間隔について、付録に与えられている*。それらの数値は標準人 (ICRP, 1975) が AMAD $1 \mu\text{m}$ のエアロゾルを吸入した場合について計算してある。もし、汚染物質の化学形がわかり、かつ、それが変化しそうにないならば、該当する吸入のクラスに対する値を用いることができる。もし、化学形が変化するかもしれないか、あるいは未知であれば、その元素に該当する最も制限の厳しい値を用いるべきである。もし、AMAD が $1 \mu\text{m}$ と異なる

* 訳注： $m(T/2)$ は、付録では「予測放射能の摂取量に対する割合」と記されている。

ることがわかっているならば、付録中のグラフから該当する値を算出し、それを日常モニタリング結果を解釈するために用いることもできる。指針は、第6.4節に与えられている。

(87) もし測定値 M が DRL_R よりも小さいならば、摂取量および預託線量当量を算定する必要はない。測定が行われたこと、およびその結果が DRL_R より小さかったということを記録する必要があるだけである。その結果は、線量の評価と記録のためには零として扱ってよい。しかし、測定値そのものは、個人の記録の一部として保存すべきである。

(88) もし測定値 M が DRL_R を超えているならば、前回までのモニタリング期間中の摂取の M への寄与について考慮する必要があるであろう。 M を補正する手順が付録に与えられている。以後、測定結果 M について言及するときにはいつも、補正は必要な場合はすでになされているものとする。補正を必要とする場合の数を制限するうえで、二つの一般的な規則が役にたつ。 DRL_R 以下の結果は補正を要しない。また、前回の測定値が DRL_R 以下あるいは以前に測定がなされなかった場合には、いずれのレベルの結果も補正をする必要はない。

(89) もし測定結果が DRL_R を超えてはいるが DIL_R よりも小さいならば、その測定結果を標準モデルに基づき、摂取量、預託線量当量あるいは預託実効線量当量に換算して解釈すべきである。摂取量または線量は公式の線量記録簿に記録すべきである。摂取量の算定値は $M/m(T/2)$ である。線量が計算できるように、単位量摂取当たりの預託実効線量当量の値が、また該当する場合には、単位量摂取当たりの預託線量当量の値が付録に与えられている。

(90) もし M が DIL_R を超えているならば、さらに調査をする必要がある。どのような調査を行うかは、その状況および M が DIL_R を超えている程度によるであろう。以下の諸点を考慮すべきである。

(38)

- (i) 最初の評価値を確認あるいは正確化するための繰り返し測定
- (ii) たとえば、残留放射能と排泄放射能の両方を測定するためのモニタリング手法の追加
- (iii) 作業条件および被曝状況の再吟味
- (iv) 日常測定の頻度についての再吟味
- (v) 汚染した個人について一連の測定を実施して、その個人の残留特性および排泄特性を決定し、それらを用いて線量推定値を正確化することができるであろう。第6.5節も参照。

6.2 特殊モニタリングおよび作業モニタリング

(91) もし測定値 M が DRL_s より小さいならば、摂取量および預託線量当量を算定する必要はない。測定が行われたこと、およびその結果が DRL_s 未満であったということを記録する必要があるだけである。その結果は、線量の評価と記録のためには零として扱ってよい。しかし、測定結果そのものは少なくとも数年間は保存すべきである。

(92) もし M が DRL_s を超えてはいるが DIL_s よりも小さいならば、その結果を標準モデルに基づき、摂取量、預託線量当量あるいは預託実効線量当量に換算して解釈すべきである。これらの結果は公式の線量記録簿に記載すべきである。摂取量の算定値は $M/m(t)$ である。線量が計算できるように、単位量摂取当たりの預託実効線量当量の値が、また該当する場合には、単位量摂取当たりの預託線量当量の値が付録に掲載されている。

(93) もし M が DIL_s を超えているならば、さらに調査をする必要がある。その調査の種類と程度は算定された摂取量と ALI との関係で決まるであろう。以下の諸点を考慮すべきである。

- (i) 最初の評価値を確認あるいは正確化するための測定の続行
- (ii) たとえば、残留放射能と排泄放射能の両方を測定するためのモニタ

モニタリング手法の追加
 (iii) もし最初の評価値がエアロゾルの AMAD は $1\ \mu\text{m}$ という仮定に基づいているならば、実際の粒子サイズに該当するパラメータを使って、最初の推定値を正確化する。
 (iv) 汚染した個人について一連の測定を実施して、その個人の残留特性および排泄特性を決定し、それらを用いて線量推定値を正確化することができるとであろう。第 6.5 節も参照。

(94) 放射性核種の中には DRLs よりも十分低いレベルを容易に測定できるものがある。このような放射性核種が事故で体内に取り込まれた場合、その個人についての一連の測定は、その汚染物質の挙動についておそらくより一般的に適用できる貴重な情報を提供するであろう。ヒトの代謝に関するデータが少ないため、このような研究はそれが実行可能な場合には奨励すべきである。

6.3 放射性核種の混合物

(95) 単一放射性核種の誘導調査レベルおよび誘導記録レベルについては、第 5 節において説明した。混合物の摂取による預託線量当量に対して、混合物中のわずかな種類の放射性核種が、重要な寄与をする場合がしばしばあるであろう。これらの状況においては、それらの重要ないくつかの放射性核種を同定すべきであって、モニタリングプログラムを、これらの放射性核種の摂取量あるいは預託線量当量が算定されるように立案しなければならない。それら重要な放射性核種の各々についての調査レベルと記録レベルは第 5 節で述べたようにして算出できる。また、結果の解釈は本節で概説した手順に従わなければならない。すべての重要な放射性核種の摂取量あるいは預託線量当量を算定すべきであり、記録すべきものは記録し、調査すべきものは調査すべきである。

(96) 原理的に、放射性核種の混合物の組成が既知で一定の場合には、混合物中の一つの放射性核種を測定して、その他の放射性核種の摂取量を推定することが可能である。トレーサとしては、容易に測定ができ、かつ代謝が十分にわかっているものが理想的である。単一放射性核種の誘導調査レベルおよび誘導記録レベルには、この放射性核種の低減された摂取限度、すなわち、その ALI よりも低い値、をもとにして第 5.4 節および第 5.5 節で述べたようにして求められる。この ALI より低い値は、確率的影響に対する実効線量当量限度 (0.05 Sv) を、混合物の摂取による預託実効線量当量に適用することによって決定される。個々の臓器に対する預託線量当量が 0.5 Sv を決して超えないように注意しなければならない。さらに必要な処置は、その単一放射性核種の摂取量の計算値から混合物中の他の放射性核種の摂取量を求める計算である。この方法の正確さは、放射性核種の混合物の組成についての知識およびトレーサの摂取量の計算の正確さに依存する。この手法は、放射線学的に重要な放射性核種の摂取量が、該当する記録レベルを超えるかもしれない状況に対しては勧告されない。

(97) 一般的に、生物学的試料中のいわゆる全 α あるいは全 β 放射能の測定は摂取量の算定用には勧告されない。放射性核種の摂取量が記録レベルを超えそうなときには、疑いなく不適當である。全放射能測定が有用であると思われる状況は、第 4.2 節に述べた。

6.4 汚染物質の物理的および化学的特性

(98) 付録に与えられている誘導調査レベルは、該当するすべての吸入のクラスについて、標準人による AMAD $1 \mu\text{m}$ のエアロゾルの吸入について計算されている。実際には、エアロゾルの特性は、仮定されたエアロゾルの特性とは異なるかもしれない。もし AMAD がわかっているならば、図 3 に与えられている沈着割合を、呼吸道の各領域への沈着量の推定に用いることがで

きる。次に、取り込みと代謝の標準モデルを該当する誘導調査レベルの計算に用いることができる。AMADが $0.2\mu\text{m}$ 、 $1\mu\text{m}$ および $10\mu\text{m}$ のエロゾルの単位量摂取についての $m(t)$ の数値が、各放射性核種について図の形で付録に与えられている。これらの $m(t)$ の数値は、前述のように、誘導調査レベルと誘導記録レベルを算出するために、また測定結果から摂取量を推定するために用いることができる。AMADが $1\mu\text{m}$ 以外のエロゾルについてのALIは、ICRP Publication 30とその補遺(ICRP, 1979 a, b, 1980 b, 1981 a, b, 1982 b, c)に与えられている情報から十分な正確さで計算することができる。

(99) もし、汚染物質の生物学的な挙動や化学形がわかっているならば、該当する肺のクリアランスのクラス(D, WまたはY)のパラメータを、誘導調査レベルの選択と摂取量の推定に用いるべきである。もし、生物学的な挙動あるいは化学形についての情報が入手できないならば、その特定の元素が該当する最も厳しいクリアランスのクラス、すなわち誘導調査レベルの値が最も低いクラスを仮定すべきである。もし、そのような仮定が不当に制限が厳しいか、あるいはもし摂取量が調査レベルをしばしば上回るならば、化学形を決定して、該当するクリアランスのクラスを選定する試みをなすべきである。化学形がわかっている場合であっても、ある特定の物質が何であれその挙動は、標準的なモデルとパラメータによって予測されるものとは異なるかもしれないということを認識しなければならない。ふさわしい生物学的なデータが入手可能で、そのデータが新しいALIを導くために用いられているのであれば、それらのデータを誘導調査レベルの決定と個人モニタリングのデータの解釈に用いるべきである。種々の化学形と同位体組成をもつウラン混合物による個人の被曝は、特殊な例である。可溶性の劣化ウラン、天然ウランおよび低濃縮ウランについては、摂取限度は化学毒性を考慮して決定される(付録参照)。年摂取限度は、そのような物質に対しては、まったく該当

しない。これらの問題はこの報告書の範囲を超えている。その他の化学形、およびその他の同位体組成についての ALI は、濃縮度に依存する。誘導レベルは、それぞれの同位体を個々に考察して、肺の各クラスごとに付録に与えられている。

6.5 標準モデルとの相違

(100) この報告書と ICRP Publication 30 (ICRP, 1979 a) の勧告は標準モデルを基礎としている。現実には、個人の特性はモデルの特性と異なるし、放射性物質の物理的、化学的特性はモデルで仮定された特性と異なるかもしれない。これらの相違は、個人モニタリングの結果の解釈では通常は考慮されないが、次の場合には特別に考慮すべきである。

(101) モニタリングの結果が該当する調査レベルを超える推定摂取量を与えるときには、その年の蓄積摂取量に注意を払うべきである。次の二つの状況を考慮すべきである。(a)もし、その蓄積摂取量が ALI の 3/10 を超えるならば、標準モデルよりもその個人とその被曝状況をよりよく表すモデルあるいはパラメータの使用について考慮を払うべきである。(b)もし、その蓄積摂取量が ALI を超えるならば、このような考慮が義務づけられるし、線量の推定に最も適した根拠を確定する努力をすべきである。

6.6 吸入以外の摂取経路

(102) 付録のデータは、データがすべての経路に適用できるトリチウムを除いて、吸入による摂取の場合についてのみ計算されている。トリチウム以外の放射性核種については、吸入が職業上の被曝として最も起こりうる摂取経路であるため、吸入だけが考えられている。事故による経口摂取が起こった場合には、特殊モニタリングプログラムのための誘導調査レベルは、第 3 節に記述されたモデルとその元素に与えられた代謝データから算出でき

る。

(103) 無傷の皮膚は、たいいていの放射性物質に対して身体内への侵入を防ぐ効果的な障壁となっている。しかしトリチウム水などいくつかの物質の場合には、皮膚を通しての直接の取り込みが摂取経路となる可能性がある。トリチウム水は身体内への侵入経路にかかわりなく、体液に完全に取り込まれると仮定する。したがって、付録に与えられた誘導調査レベルはトリチウム水によるいかなる被曝にも適用できる。

(104) 皮膚が切れたり、刺されたり、あるいは、すりむいたりしたとき、放射性物質は皮下組織に入り込み、そこから体液に取り込まれうる。汚染した傷口はどのようなものであっても、医学的検査を受けなければならないし、特殊モニタリングプログラムを開始しなければならない。外科的切除を行うかどうか決定する助けとして、異物中と組織中での放射線の自己減弱を考慮して、傷口部位の放射性物質の量を決定すべきである。もし傷口から放射性物質を取り除く試みがなされるならば、処置前後の放射能の収支が合うかどうか調べるために、除去された放射性物質の測定と傷口部位に残っていればその放射能の測定を実施すべきである。その後、身体組織中への取り込み量を決定するために一連の測定を行うべきである。これらは身体の放射性核種の直接測定、あるいは尿および糞の排泄物モニタリングからなり、個々の放射性核種に適したものになる。もし全身測定を行うならば、傷口部位に残っている放射能はすべて遮蔽する必要があるかもしれない。摂取量ではなく、取り込み量は付録に与えられた標準モデルから算定できるし、預託線量当量は ICRP Publication 30 の補遺 (ICRP, 1979 b, 1981 b, 1982 b, c) に与えられている情報から計算できる。データを評価するさい、体内からの放射性核種の除去を促進するために取られた何らかの処置の影響については適切な考慮を払わなければならない(第 6.7 節参照)。傷口のある組織部位の局所線量の推定値は起こりうる経過の予測に役立つが、そのような局所線量を線量

限度と比較するのは適切ではない。プルトニウムで汚染した傷について多数の症例が文献に報告されている (Johnson と Lawrence, 1974 ; Jolly ら, 1972 ; Schofield ら, 1974)。

6.7 医療上の介入措置の影響

(105) 年限度を超える預託線量当量を与えるような放射性核種の摂取があった場合には、取り込みを妨げるために、または排泄を促進するために、医療上の介入措置が考慮されるかもしれない。

(106) このような手段の有効性についての考察はこの報告書の範囲外である。しかしながら、どのような処置であっても、それは、その放射性核種の残留と排泄を変化させるであろう。そのため付録に与えられている関数とデータは、処置が行われた場合には、預託線量当量の算定にそのまま使用することはできない。事故による摂取に続いて治療が行われたときには、特殊モニタリングプログラムを実施して、その人におけるその汚染物質の残留と代謝挙動を決定しなければならない。そしてその個人に対する預託線量当量について特別な算定をするためにこれらのデータを使用すべきである。治療の影響に関する一般的な指針は与えることはできないが、付録には適切な文献が収録されている。

文 献

- Birchall, A., Muirhead, C.R. and James, A.C. (1986). *An Analytical Method for Evaluating the Uncertainty in Personal Air Sampling Determinations of Plutonium Intakes*. National Radiological Protection Board, NPRB-R 187.
- Cohen, N., Spitz, H.B. and Wrenn, M.E. (1977). Estimation of skeletal burden of bone-seeking radionuclides in man from *in vivo* scintillation measurements of the head. *Health Phys.* **33**, 831.
- Griffith, R.V., Dean, P.N., Anderson, A.L. and Fisher, J.C. (1978). Fabrication of a tissue-equivalent torso phantom for intercalibration of *in vivo* transuranic nuclide counting facilities. In : *Proceedings of a Symposium on Advances in Radiation Protection Monitoring*, Stockholm.
- IAEA (1970). *IAEA Directory of Whole-Body Radioactivity Monitors*, International Atomic Energy Agency, Vienna.
- ICRP (1966). *ICRP Task Group on Lung Dynamics*. Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. *Health Phys.* **12**, 173-207.
- ICRP (1968). *Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure*. A Report by Committee IV of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 10. Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1971). *The Assessment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes*, ICRP Publication 10 A. Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1972). *The Metabolism of Compounds of Plutonium and other Actinides*, ICRP Publication 19. Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1975). *Reference Man : Anatomical, Physiological and Metabolic Characteristics*, ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1977 a). *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*, ICRP Publication 26. *Ann. ICRP* **1** (3), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1977 b). *Radiation Protection in Uranium and other Mines*, ICRP Publication 24. *Ann. ICRP* **1** (1), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1978). *Statement from the 1978 Stockholm Meeting of the ICRP*,

- ICRP Publication 28. *Ann. ICRP* 2 (1), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1979 a). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Part 1. *Ann. ICRP* 2 (3/4), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1979 b). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Supplement to Part 1. *Ann. ICRP* 3 (1-4), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1980 a). *Statement and Recommendations of the 1980 Brighton Meeting of the ICRP*. *Ann. ICRP* 4 (3/4), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1980 b). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Part 2. *Ann. ICRP* 4 (3/4), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1981 a). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Part 3. *Ann. ICRP* 6 (2/3), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1981 b). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Supplement to Part 2. *Ann. ICRP* 5 (1-6), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1982 a). *General Principles of Monitoring for Radiation Protection of Workers*, ICRP Publication 35. *Ann. ICRP* 9 (4), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1982 b). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Supplement A to Part 3. *Ann. ICRP* 7 (1-3), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1982 c). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*, ICRP Publication 30. Supplement B to Part 3. *Ann. ICRP* 8 (1-3), Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1984). *Statement from the 1984 Stockholm Meeting of the ICRP*, ICRP Publication 40. *Ann. ICRP* 14 (2), Pergamon Press, Oxford.
- Johns, F.B. (ed.) (1975). *Handbook of Radiochemical Analytical Methods*, EPA-68 U/4-75-001. U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas.
- Johnson, L.J. and Lawrence, J.N.P. (1974). Plutonium contaminated wound experience and assay techniques at the Los Alamos Scientific Laboratory. *Health Phys.* 27, 55-59.
- Jolly, L., McClearen, H.A., Poda, G.A. and Walke, W.P. (1972). Treatment and evaluation of a plutonium-238 nitrate contaminated puncture wound. *Health Phys.* 23, 333-341.
- Lane, R.C., McCormick, W.B., Jefferies, S.J. and Danyluk, P. (1985). Use of six-element arrays of hyperpure germanium detectors in monitoring

- for internal actinide contamination. In : *Assessment of Radioactive Contamination in Man*, p.179, IAEA, Vienna.
- Laurer, G.R. and Eisenbud, M. (1986). *In vivo* measurements of nuclides emitting soft penetrating radiations. In : *Symposium on Diagnosis and Treatment of Deposited Radionuclides*, p.189, Excerpta Medica Foundation.
- Masse, F.X. and Bolton, M.M. (1970). Experience with a low cost chair type detector system for the determination of radionuclide body burdens of MIT radiation workers. *Health Phys.* **19**, 27-35.
- Palmer, H.E. and Rieksts, G.A. (1985). High purity planar germanium detectors for *in vivo* measurement of uranium and transuranic radionuclides. In : *Assessment of Radioactive Contamination in Man*, p.93, IAEA, Vienna.
- Rahola, T., Suomela, M., Hentelä, R. and Ojala, J. (1985). Advantage of using a semiconductor detector for determining the internal radioactive contamination in nuclear power plant workers. In : *Assessment of Radioactive Contamination in Man*, p.107. IAEA, Vienna.
- Schofield, G.B., Howells, H., Ward, F., Lynn, J.C. and Dolphin, G.W. (1974). Assessment and management of a plutonium contaminated wound case. *Health Phys.* **26**, 541-554.
- Stevens, D.C. and Marshall, M. (1978). *The Purposes, Methods and Accuracy of Sampling for Airborne Particulate Radioactive Materials*, AERE-R 9028.
- Stevens, D.C. and Stephenson, J. (1972). A size-selective dust sampler which conforms to the lung model proposed by the ICRP Task Group on lung dynamics, 1966. *J. Aerosol. Sci.* **3**, 14-23.
- Sumerling, T.J. (1980). Use of a simple body-monitoring system in a pilot study on workers exposed to unsealed γ -ray emitting material. *Br. J. Ind. Med.* **37**, 189-193.
- Sumerling, T.J. and Quant, S.P. (1982). Measurements of the human anterior chest wall by ultrasound and estimates of chest wall thickness for use in determination of transuranic nuclides in the lung. *Rad. Prot. Dos.* **3** (4), 203-210.
- Volchok, H.L. and de Planque, G. (eds.) (1982). *HASL-300*. Environmental Measurements Laboratory, New York.

付録：個々の放射性核種のモニタリング用データ

データの説明

この付録には、吸入による摂取量の評価を目的とするモニタリングプログラムを立案するさいに必要な情報と、測定結果を摂取量と預託線量当量に換算して解釈するさいに必要な情報が与えられている。

最初に各元素について、すべての同位体にあてはまる代謝データが与えられている。これらのデータには次のものが含まれている。

1. 吸入のクラス (D, W または Y) と、胃腸管へ移行したあとと体液に達する安定元素の割合 (f_i)。これらのデータは、ICRP Publication 30 から引用した。

2. 分布と残留。ここには、身体の組織と臓器における元素の分布、および、身体における元素の残留 ($n_{i,s}(t)$) について入手可能な資料が与えられている。一般に、これらの情報も ICRP Publication 30 から引用されているが、例外はその旨記されている。

3. 排泄関数。排泄関数が文献に明確に与えられているときには、それが計算に使用されている。しかし、ほとんどの場合、排泄関数は残留関数を微分することによって求めている。尿中排泄割合および組織系からの糞中排泄割合の値は文献から引用している。多数の元素について、これらのデータは十分に確立していないので、排泄のデータを用いて摂取量および線量を定量的に算定するときには注意しなければならない。

4. 取り込みを減少させたりあるいは排泄を促進させたりするための医療処置が残留関数と排泄関数に及ぼす影響について、該当するときには情報が

与えられている。一般的な代謝データについての以上の節に引き続き、職業上の被曝において重要であると思われる元素の放射性同位体の各々について、詳細な計算値がいくつか掲載されている。各放射性同位体ごとに次の情報が与えられている。

1. 個人モニタリングに役立つ物理的半減期、崩壊形式および放出される放射線。
2. モニタリングプログラムにおける個人モニタリングの方法および容易に到達できるその代表的な検出限界値。望ましい測定手法とその検出限界が十分であるかどうかの注釈が該当するところに与えられている。
3. AMADが $1\mu\text{m}$ のエロゾルの吸入に関する次表の形式の線量算定用データ。

表 1

欄 1	欄 2	欄 3	欄 4	欄 5
吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	年摂取限度 (ALI) (Bq)	誘導空气中濃度 (DAC) (Bq m^{-3})

線量算定用データは、ICRP Publication 30 およびその補遺から引用されている。欄 3 には、最大被曝臓器の名称が与えられている。欄 4 には、ALI が確率的影響の線量当量限度と非確率的影響の線量当量限度のいずれによって決められたかを示す (S) あるいは (NS) という記号が記入されている。

4. 測定されるパラメータ (全身放射能、臓器放射能、1日当たりの尿中あるいは糞中放射能) のグラフが、その放射性核種を急性摂取した後の時間の関数として与えられている。データは、摂取量に対する割合として、AMAD が $0.2\mu\text{m}$ 、 $1\mu\text{m}$ および $10\mu\text{m}$ のエロゾルについて与えられている。データ

(50)

は摂取後 10^4 日までの期間に対して与えられているが、摂取してからそのような長い時間後の残留関数あるいは排泄関数が信頼性を有するものと解釈してはならない。摂取後 1 日以内の時間に対しては、データはグラフに与えられていない。残留量については、1 日目の値は摂取してから 1 日後の残留量である。排泄放射能については、1 日目の値は摂取してから最初の 1 日間に排泄される放射能を表す。

5. ふさわしい測定手法（全身放射能測定、臓器放射能測定、尿中あるいは糞中放射能分析）のそれぞれについて、次の数値データが日常モニタリングと特殊モニタリングの両方に関して与えられている。

6. 日常モニタリングに関して、データは次表の形式で示されている。

表 2

欄 1	欄 2		欄 3	欄 4		欄 5
	測定手法 1			測定手法 2		
モニタリング間隔	予測放射能の摂取	誘導調査レベル	予測放射能の摂取	誘導調査レベル		
T	量に対する割合	(DIL)	量に対する割合	(DIL)		
(d)	$m_1(T/2)$		$m_2(T/2)$			

誘導記録レベルは誘導調査レベルの $1/3$ である。モニタリング間隔は摂取の時間的なパターンがどのようなものであっても、その摂取量が $1/3$ より小さく過小評価されることがないように選択されている。もし摂取のかなりの部分が測定の前前に起こっているならば、摂取量は 3 倍を超えて過大評価されるかもしれない。排泄物によるモニタリングの場合とくにこのことは重要である。この理由は、多くの放射性核種について、1 日に排泄される割合が摂取直後の期間急速に時間的に変化するからである。とくに排泄物によるモニタリングにおいて勧告したいのは、摂取後の数日間に日排泄が急速に減少した形跡がないか日排泄のグラフを検査すべきであるということである。もし、適当でかつ都合がよければ、試料を被曝期間が終わってから数日後に、たとえば週末あるいは休日の後に、採取してもよい。もし試料採取前に被曝

しない期間を設けることが実際的でないならば、測定結果は注意して解釈すべきである。誘導調査レベルを超えるような結果、あるいは何か異常な結果が得られた場合には、しばしば最初の試料採取の数日後にさらにもう一つの試料を採取して測定することになるであろう。もし第二の試料の放射能が最初の試料のものよりも非常に少ないならば、最初の試料は代謝に関与しない物質によって汚染されたか、あるいは最初の試料は摂取が起こって間もなく採取された、ということを示唆している。どちらの場合であっても、より信頼性のある摂取量の推定値は第二の試料の測定値から得られる。原則的には、同様な考察が身体の放射能測定にもあてはまるが、重大な問題となるようなことは実際にはなさそうである。

表2を用いて、ふさわしい測定手法とふさわしいモニタリング間隔を選ぶこと。そして、測定結果について、もし必要ならば前回までのモニタリング間隔内で起こった摂取による寄与分の補正をして、誘導調査レベルと比較すること。もしその結果が誘導調査レベルの1/3より小さい（すなわち誘導記録レベルより小さい）ならば、摂取量は $(1/10)$ (ALI) ($T/365$) よりも小さいと仮定できる。もしその結果が誘導記録レベルを超えているならば、そのモニタリング間隔中の摂取量を推定する必要がある。これは測定結果を該当する $m(T/2)$ の値で割ることによってなしとげることができる。次にこの摂取量に、表1の欄2の値を乗ずることによって預託実効線量当量を、または、表1の欄3の値を乗ずることによって、最大被曝臓器の預託線量当量を推定することができる。もし測定結果が誘導調査レベルを超えているならば、被曝の状況について調査を行うべきである。

7. 特殊モニタリングに関して、データは次表の形式で示されている。数値は、摂取後7日までの各日について与えられている。

この表を用いて、ふさわしい測定手法を選び、また摂取から測定までの間の時間を適切に選ぶこと。そして測定結果を誘導調査レベルと比較すること。

表 3

欄 1	欄 2	欄 3	欄 4	欄 5
	測定手法 1		測定手法 2	
摂取後の時間 (d)	予測放射能の摂取 量に対する割合 $m_1(t)$	誘導調査レベル (DIL)	予測放射能の摂取 量に対する割合 $m_2(t)$	誘導調査レベル (DIL)

もしその結果が誘導調査レベルの 1/3 よりも小さい (すなわち、誘導記録レベルよりも小さい) ならば、摂取量は (1/30) ALI よりも少ないと見なしてよい。そして、この事実を記録する以外に何もする必要はない。もしその測定結果が誘導調査レベルの 1/3 を超えているならば、その結果を該当する $m(t)$ の値で割ることによって摂取量を推定する。次に表 1 の欄 2 および欄 3 のデータを用いて、預託実効線量当量と最大被曝臓器の預託線量当量を推定することができる。もし、その測定結果が誘導調査レベルを超えているならば、被曝についてさらに調査する必要がある。調査にそそぐ努力は測定結果が誘導調査レベルを超えた程度による。

前回までの摂取による寄与分の補正は、今回の測定値と前回の測定値の両方が誘導記録レベルを超えているときにのみ必要である。その場合、次の二つの状況を区別することができる。

(i) その放射性核種の残留あるいは排泄を時間に関する単一项の指数関数により十分に表すことができる。この場合、補正は前回の測定値をもとにして簡単に行うことができる。たとえば、尿中のトリチウムおよび甲状腺中のヨウ素-131 がその例である。

(ii) 残留あるいは排泄がより複雑な時間の関数によって表される場合、前回までの摂取の時刻がわかっているか、あるいはそれについて何らかの仮定を行う必要がある。もし、前回までの摂取量が特殊モニタリングプログラムによって算出されたのであれば、摂取時刻はわかっているに違いない。日常モニタリングプログラムの場合には、摂取がモニタリング間隔の中間点で

起こったと仮定してよいであろう。残留している体内量、あるいは、排泄率の値は付録に与えられている式から計算できる。あるいはこの付録に載っているグラフから推定できるであろう。

8. 最後に、1日当たり(1/365)ALIを50年の間、慢性的に摂取する仮想的な場合についても、身体内、臓器内または排泄物中の最大到達可能レベルに関する情報が与えられている。これらのデータは、任意の個々のモニタリング期間における摂取量や線量を評価するために直接使用することはできない。いくつかの状況、たとえば人々に有意な放射性核種の摂取が起こりそうにもないような場合には、簡単なスクリーニングの測定結果をこれらのデータと比較すると、摂取量が本当に少量であることがさらに保証できるであろう。

また、身体内の半減期が長く、検出限界が誘導参考レベルに比べて高い放射性核種については、身体内あるいは臓器内の放射能あるいは排泄物中の放射能の、上記の慢性摂取の場合における時間的な増加を示すために、グラフも与えられている。これらのグラフはわずかの量が以前の摂取により現に存在するレベルに付加されたとき、それを評価することの困難さを示している。

誘導された量の計算はすべてICRP Publication 30に掲載されたデータを用いて有効数字を2桁に直したALIの値を用いて行った。

放射性核種

下記の核種についてデータが与えられている。

水素	^3H
リン	^{32}P
クロム	^{51}Cr
マンガン	^{54}Mn
鉄	^{59}Fe

コバルト	^{57}Co , ^{58}Co , ^{60}Co
ストロンチウム	^{85}Sr , ^{89}Sr , ^{90}Sr
ジルコニウム	^{95}Zr
ルテニウム	^{106}Ru
銀	$^{110\text{m}}\text{Ag}$
アンチモン	^{124}Sb , ^{125}Sb
ヨウ素	^{125}I , ^{129}I , ^{131}I
セシウム	^{134}Cs , ^{137}Cs
セリウム	^{144}Ce
水銀	^{203}Hg
ラジウム	^{226}Ra , ^{228}Ra
トリウム	^{228}Th , ^{232}Th
ウラン	^{234}U , ^{235}U , ^{238}U
プルトニウム	^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu
アメリシウム	^{241}Am
キュリウム	^{242}Cm , ^{244}Cm
カリホルニウム	^{252}Cf

これらの核種は、原子力産業、研究および医療上の行為において、職業上の被曝の点で潜在的に重要であることから選択された。

文 献

とくに明示されている場合を除いて、下記の基準となる文献が使用されている。

International Commission on Radiological Protection, *Radionuclide Transformations*, ICRP Publication 38, *Ann. ICRP*, 11-13, Pergamon Press, Oxford (1983).

International Commission on Radiological Protection, *Limits for Intakes*

水素

この報告書ではトリチウム水のみが考察されている。

吸入摂取、経口摂取あるいは皮膚を通しての吸収によって体内に入ったトリチウム水は、完全にまた瞬時に吸収され、全身の水と急速に混合するものと仮定する。体内の水分の代謝速度は個人間で異なり、流動物の摂取率および周囲の温度のような因子によって左右される。多くの実験的研究によれば、残留は三つの指数関数の和によって表すことができることが示唆されている(NCRP, 1979)。すなわち、

$$\sum_{i=1}^3 a_i \exp\left(-0.693 \frac{t}{T_i}\right)$$

である。ここで、 T_1 は6~18日の範囲にあり、 T_2 は21~34日の範囲に、そして T_3 は250~550日の範囲にある。あとのほうの二つのコンパートメントは、それぞれ動きやすい有機プールと結合した有機プールを表すが、それらを合わせた大きさ($a_2 + a_3$)は、 a_1 と比較して小さく、合わせて全線量のおよそ10%になるだけである。したがって、トリチウム水の残留は、10日の半減期をもつ一つの指数関数によって十分記述することができると仮定してよいであろう。すなわち、

$$\exp\left(-0.693 \frac{t}{10}\right)$$

全身の水の量は42000 mlであり、尿中の濃度は全身の水の中の濃度と同じであると仮定する。すなわち、

$$C_u(t) = \frac{1}{42000} \exp\left(-0.693 \frac{t}{10}\right) \quad (\text{Bq ml}^{-1})^*$$

* 訳注：Bq ml⁻¹の記載は原文にないが追加した。他の核種での尿中排泄量の単位はすべてBq d⁻¹である。

流動物摂取量が増える ($3\sim 4\text{ ld}^{-1}$) と、生物的半減期は $1/2\sim 1/3$ に短縮する (NCRP, 1980)。

文 献

- Cawley, C.N., Cannon, L.A. and Moschella, J.J. (1984 a). Tritium excretion and ambient temperature. *Health Phys.* **46**, 1155-1157.
- Cawley, C.N., Cannon, L.A. and Moschella, J.J. (1984 b). Models of tritium excretion following prolonged occupational exposure. *Health Phys.* **47**, 102-106.
- Kinslow, R., Moschella, J.J. and Cawley, C.N. (1984). A model of urinary tritium following multiple contaminations. *Health Phys.* **46**, 1154-1155.
- NCRP (1979). National Council on Radiation Protection and Measurements, *Tritium in the Environment*, NCRP Report No.62.
- NCRP (1980). National Council on Radiation Protection and Measurements, *Management of Persons Accidentally Contaminated with Radionuclides*, NCRP Report No.65.
- Takada, K., Fukuda, H., Hattori, T. and Akaishi, J. (1981). A test to enhance the excretion of tritium in man by excessive water intake. *Health Phys.* **41**, 825-828.

トリチウム, ^3H 半減期 12年

崩壊形式 $^3\text{H} \xrightarrow{\beta^-} ^3\text{He}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
β^-	$E = 0.0057$	100

測定法	検出限界
液体シンチレーション計測	尿 0.4 Bq ml^{-1}

トリチウムの検出あるいは解釈について問題はない。

線量算定用データ

単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-2})
1.7×10^{-11}	3×10^9 (S)	8×10^5

S: 確率的影響から。

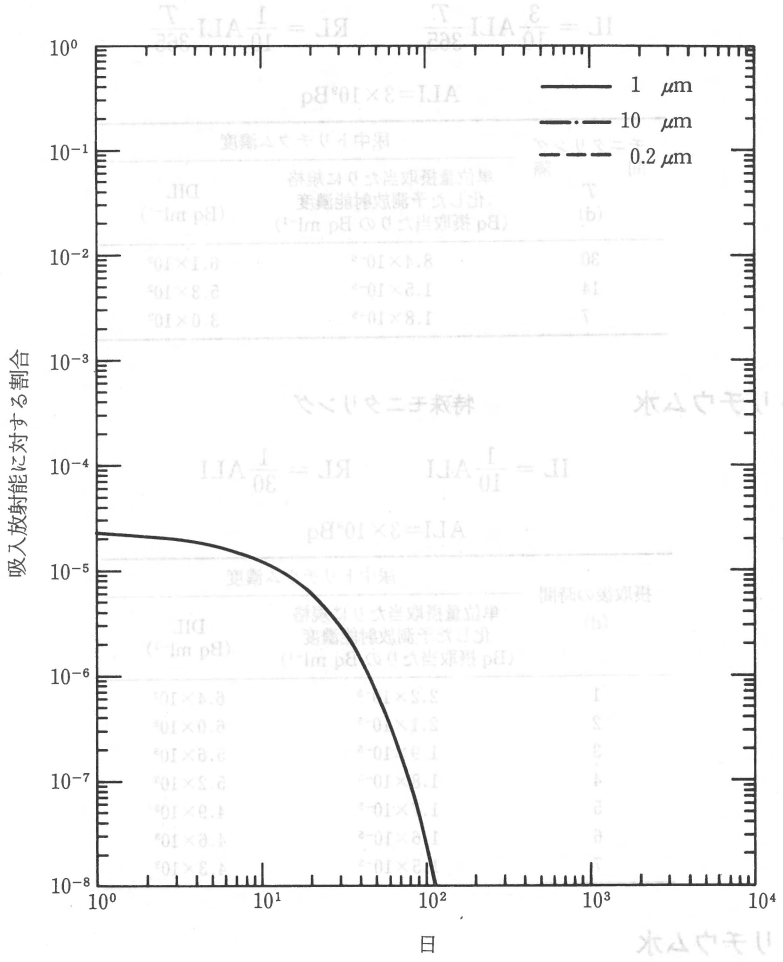


図1 トリチウム水：ml 当たりの尿中放射能，急性摂取

1日当たり1365 ALIの率で連続摂取した場合、尿中トリチウム濃度の平均値

5.7×10^{-6} Bq ml⁻¹

である。

(60)

トリチウム水

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

$$ALI = 3 \times 10^9 \text{ Bq}$$

モニタリング 間隔 T (d)	尿中トリチウム濃度	
	単定量摂取当りに規格 化した予測放射能濃度 (Bq 摂取当りの Bq ml ⁻¹)	DIL (Bq ml ⁻¹)
30	8.4×10^{-6}	6.1×10^2
14	1.5×10^{-5}	5.3×10^2
7	1.8×10^{-5}	3.0×10^2

トリチウム水

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

$$ALI = 3 \times 10^9 \text{ Bq}$$

摂取後の時間 (d)	尿中トリチウム濃度	
	単定量摂取当りに規格 化した予測放射能濃度 (Bq 摂取当りの Bq ml ⁻¹)	DIL (Bq ml ⁻¹)
1	2.2×10^{-5}	6.4×10^3
2	2.1×10^{-5}	6.0×10^3
3	1.9×10^{-5}	5.6×10^3
4	1.8×10^{-5}	5.2×10^3
5	1.7×10^{-5}	4.9×10^3
6	1.6×10^{-5}	4.6×10^3
7	1.5×10^{-5}	4.3×10^3

トリチウム水

連続摂取

1日当たり $1/365$ ALI の率で連続摂取した場合、尿中トリチウムの平衡濃度は

$$2.7 \times 10^3 \text{ Bq ml}^{-1}$$

である。

リ　　ン

リンの同位体の代謝データ

化　学　形	吸入のクラス	f_i
下記以外の全化合物	D	0.8
いくつかの元素のリン酸塩 (ICRP, 1966)	W	0.8

分布と残留

通過コンパートメントに入ったリンは、そこに0.5日の半減期で残留するものと仮定する。このリンのうち、15%は直接に排泄され、15%は細胞内液*に移ってそこに2日の半減期で残留し、40%は軟組織に移ってそこに19日の半減期で残留し、30%は無機質骨に移ってそこに永久に残留するものと仮定する。このモデルは Jackson と Dolphin (1966) によって提案されたものに基づいている。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.15 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 0.15 \exp\left(-0.693 \frac{t}{2}\right) \\ + 0.40 \exp\left(-0.693 \frac{t}{19}\right) + 0.30$$

排　　泄

組織系からの全排泄は、残留式の微分によって得られる。尿中排泄割合、 $f_{u,s}$ は 0.9 (ICRP, 1971) とする。

* 訳注：原文の extracellular は intracellular の誤りと思われる。

文 献

ICRP (1966). *ICRP Task Group on Lung Dynamics*. Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract. *Health Phys.* **12**, 173-207.

ICRP (1971). *The assessment of internal contamination resulting from recurrent or prolonged uptakes*. ICRP Publication 10 A, Pergamon Press, Oxford.

Jackson, S. and Dolphin, G.W. (1966). The estimation of internal radiation dose from metabolic and urinary excretion data for a number of important radionuclides. *Health Phys.* **12**, 481-500.

Sargent, T. and Stauffer, H. (1979). Whole-body counting of retention of ⁶⁷Cu, ³²P and ⁵¹Cr in man. *Int. J. Nucl. Med. Biol.* **6**, 17-21.

Spiers, F.W., Beddoe, A.H., King, S.D., Hayter, C.J., Smith, A.H., Burkinshaw, L. and Roberts, B.E. (1976). The absorbed dose to bone marrow in the treatment of polycythaemia by ³²P. *Br. J. Radiol.* **49**, 133-140.

$$\begin{aligned}
 & \left(\frac{1}{2} \exp(-0.15 \lambda t) - 0.033 \frac{1}{2} \right) \times 0.21 + \left(\frac{1}{2} \exp(-0.15 \lambda t) - 0.033 \frac{1}{2} \right) \times 0.12 \\
 & + \left(\frac{1}{2} \exp(-0.15 \lambda t) - 0.033 \frac{1}{2} \right) \times 0.12 \exp(-0.15 \lambda t) + 0.30
 \end{aligned}$$

註 文

組織からの全排泄は、表留式の成分によって行われる。尿中排泄割合は、0.9 (ICRP, 1971) とする。

* 註文：原文の extracellular は intracellular の誤りと思われる。

^{32}P

半減期 14日

崩壊形式 $^{32}\text{P} \xrightarrow{\beta^-} ^{32}\text{S}$ (安定)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
β^-	$\bar{E} = 0.69$	100
測定法	検出限界	
尿の β 線計測	4 Bq l ⁻¹	

通常行われる分析では、無機形および有機塩基形の両方を含む ^{32}P の全量を定量する。結果が DIL を超えた場合には、 ^{32}P の全量と無機の ^{32}P の量を別々に定量すべきである。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	1.5 $\times 10^{-9}$	6.0 $\times 10^{-9}$ (赤色骨髓)	3 $\times 10^7$ (S)	1 $\times 10^4$
W	3.6 $\times 10^{-9}$	2.6 $\times 10^{-8}$ (肺)	1 $\times 10^7$ (S)	6 $\times 10^3$

S: 確率的影響から。

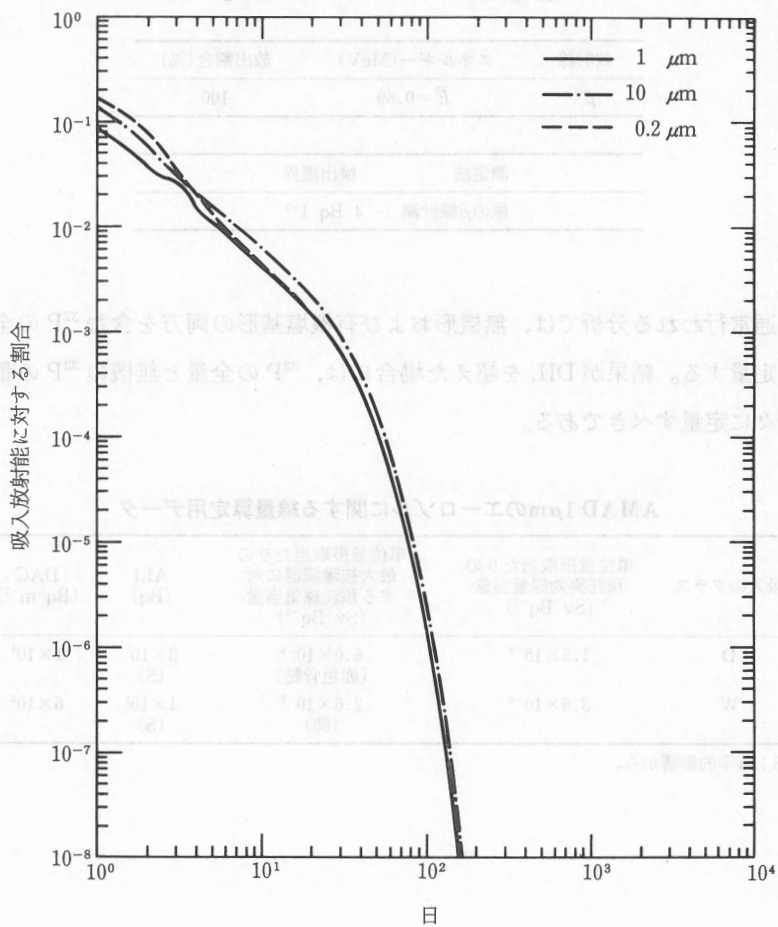


図 2 ^{32}P クラス D : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

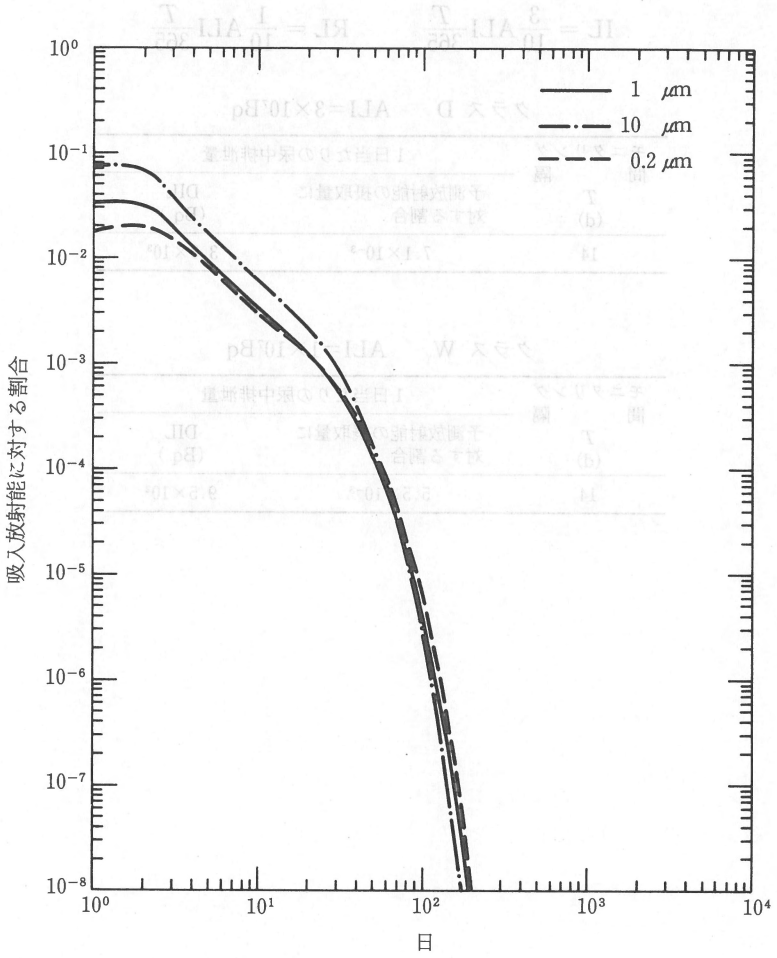


図 3 ^{32}P クラス W : 吸入後の1日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{32}P

特殊モニタリング

$$\text{IL} = \frac{1}{10} \text{ALI} \quad \text{RL} = \frac{1}{30} \text{ALI}$$

クラス D — ALI = 3×10^7 Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
1	8.5×10^{-2}	2.9×10^5
2	3.7×10^{-2}	1.2×10^5
3	2.7×10^{-2}	9.1×10^4
4	1.6×10^{-2}	5.4×10^4
5	1.2×10^{-2}	3.9×10^4
6	8.8×10^{-3}	3.0×10^4
7	7.1×10^{-3}	2.4×10^4

クラス W — ALI = 1×10^7 Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
1	3.3×10^{-2}	4.6×10^4
2	3.0×10^{-2}	4.2×10^4
3	1.9×10^{-2}	2.6×10^4
4	1.2×10^{-2}	1.7×10^4
5	8.9×10^{-3}	1.2×10^4
6	6.8×10^{-3}	9.5×10^3
7	5.5×10^{-3}	7.6×10^3

補 文

Sargent, T. and Stoffer, H. (1979). Whole-body counting of retention of ^{32}P and ^{51}Cr in man. Int. J. Nucl. Med. Biol. 6, 17-21.

ク ロ ム

クロムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
下記以外の全化合物	D	0.1
ハロゲン化物および硝酸塩	W	0.1
酸化物および水酸化物	Y	0.1

分布と残留

通過コンパートメントに入ったクロムはそこに0.5日の生物学的半減期で残留するものと仮定する。通過コンパートメントを出ていくクロムのうち、30%は直接に排泄されると仮定し、また5%は骨に移行しそこに1000日の生物学的半減期で残留すると仮定する。残り65%は身体のその他の部位に均等に分布するが、このうち40%は6日の生物学的半減期で、残り25%は80日の生物学的半減期で残留すると仮定する。すなわち、

$$r_{\text{res}}^{\text{a}}(t) = 0.3 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 0.40 \exp\left(-0.693 \frac{t}{6}\right) \\ + 0.25 \exp\left(-0.693 \frac{t}{80}\right) + 0.05 \exp\left(-0.693 \frac{t}{1000}\right)$$

排 泄

クロムの排泄について信頼できるデータはない。

文 献

Sargent, T. and Stauffer, H. (1979). Whole-body counting of retention of ^{67}Cu , ^{32}P and ^{51}Cr in man. *Int. J. Nucl. Med. Biol.* 6, 17-21.

^{51}Cr

半減期 27日

崩壊形式 $^{51}\text{Cr} \xrightarrow{\text{EC}} ^{51}\text{V}$ (安定)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
γ	0.32	9.8
測定法		検出限界
体外計測	全身	2 kBq

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエーロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	2.9×10^{-11}	5.9×10^{-11} (大腸下部壁)	2×10^9 (S)	7×10^5
W	5.7×10^{-11}	3.8×10^{-10} (肺)	9×10^8 (S)	4×10^5
Y	7.1×10^{-11}	5.3×10^{-10} (肺)	7×10^8 (S)	3×10^5

S: 確率的影響から。

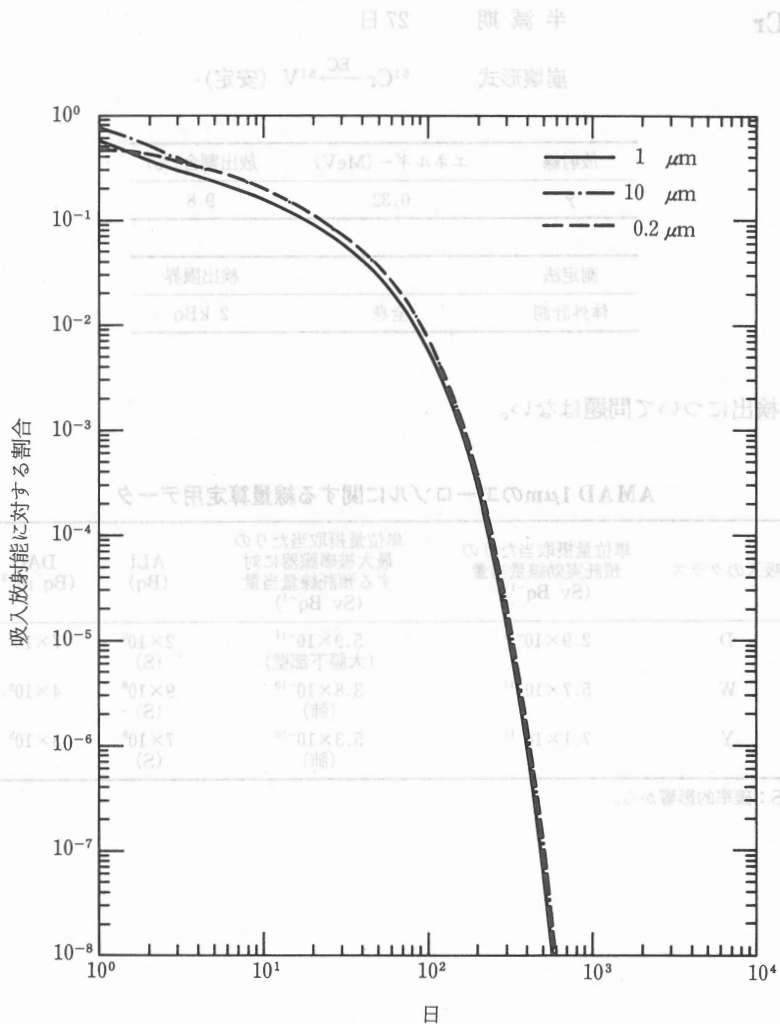


図 4 ⁵¹Cr クラス D：吸入後の全身残留，急性摂取

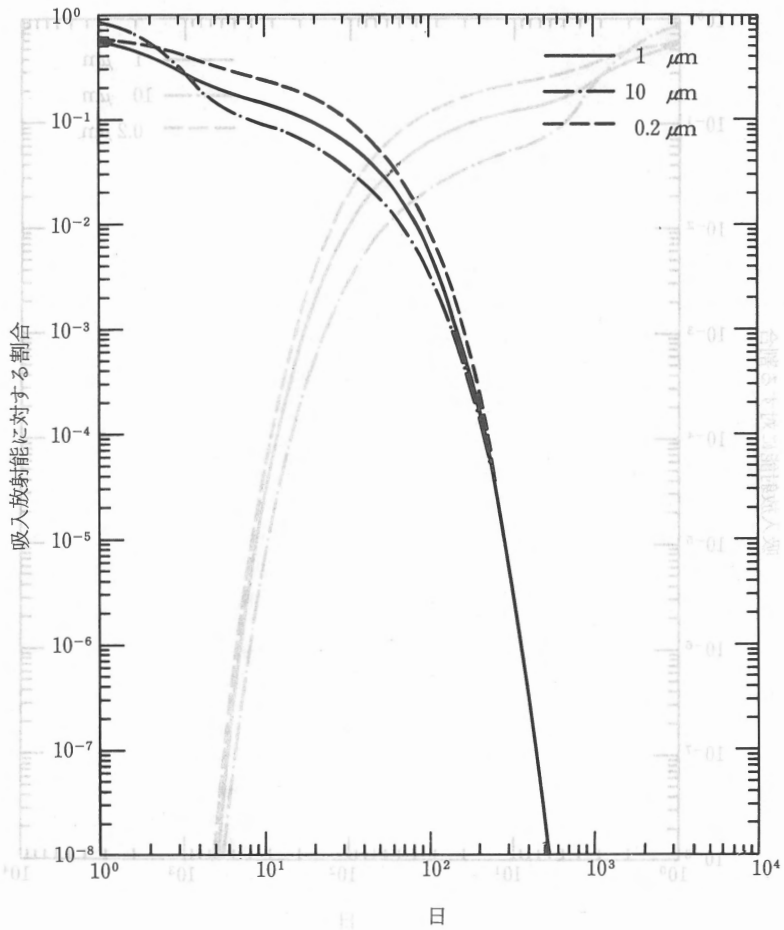


図5 ^{51}Cr クラス W: 吸入後の全身残留, 急性摂取

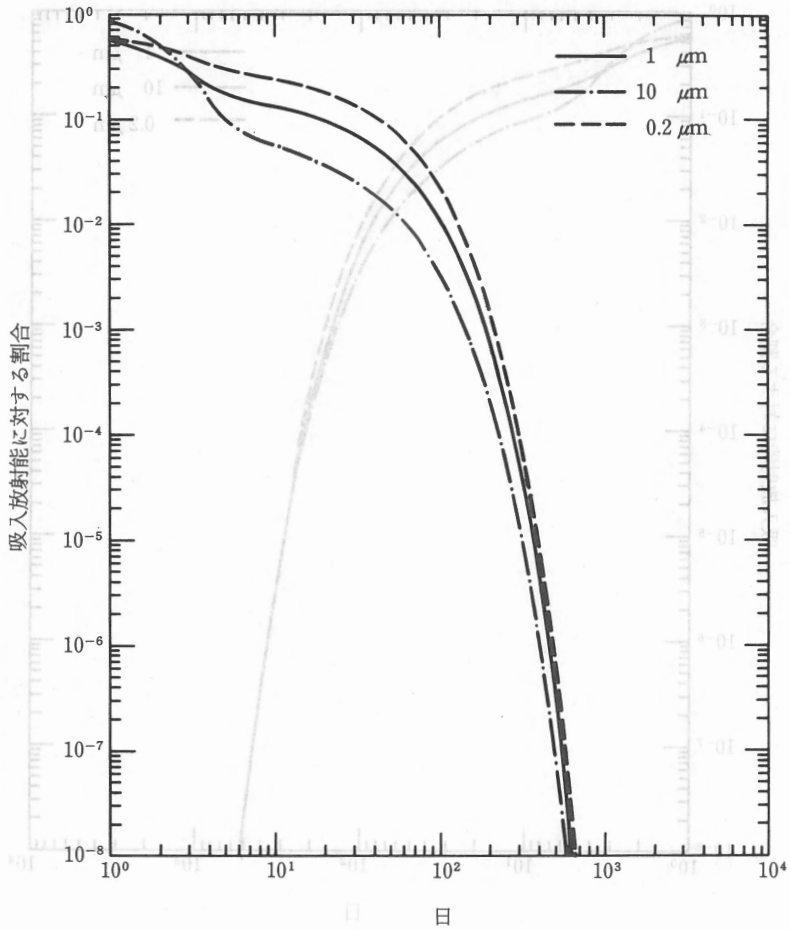


図 6 ⁵¹Cr クラス Y : 吸入後の全身残留, 急性摂取

^{51}Cr

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI=2 \times 10^9 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	全身放射能		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
60		5.9×10^{-2}	5.0×10^6
30		1.2×10^{-1}	4.9×10^6
14		2.0×10^{-1}	4.2×10^6

クラス W $ALI=9 \times 10^8 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	全身放射能		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
60		6.6×10^{-2}	2.9×10^6
30		1.2×10^{-1}	2.5×10^6
14		1.7×10^{-1}	1.8×10^6

クラス Y $ALI=7 \times 10^8 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	全身放射能		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
60		7.5×10^{-2}	2.6×10^6
30		1.1×10^{-1}	2.0×10^6
14		1.5×10^{-1}	1.3×10^6

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI=2 \times 10^9 \text{ Bq}$

摂取後の時間	全身放射能	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.5×10^{-1}	9.4×10^7
2	3.6×10^{-1}	6.1×10^7
3	3.0×10^{-1}	5.0×10^7
4	2.6×10^{-1}	4.4×10^7
5	2.3×10^{-1}	3.9×10^7
6	2.1×10^{-1}	3.6×10^7
7	2.0×10^{-1}	3.3×10^7

クラス W $ALI=9 \times 10^8 \text{ Bq}$

摂取後の時間	全身放射能	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.5×10^{-1}	4.8×10^7
2	4.1×10^{-1}	3.6×10^7
3	3.0×10^{-1}	2.6×10^7
4	2.4×10^{-1}	2.1×10^7
5	2.0×10^{-1}	1.8×10^7
6	1.8×10^{-1}	1.6×10^7
7	1.7×10^{-1}	1.5×10^7

クラス Y $ALI=7 \times 10^8 \text{ Bq}$

摂取後の時間	全身放射能	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.6×10^{-1}	3.9×10^7
2	4.1×10^{-1}	2.8×10^7
3	2.9×10^{-1}	2.0×10^7
4	2.2×10^{-1}	1.5×10^7
5	1.8×10^{-1}	1.3×10^7
6	1.6×10^{-1}	1.1×10^7
7	1.5×10^{-1}	1.1×10^7

マンガン

マンガンの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
下記以外の全化合物	D	0.1
酸化物, 水酸化物, ハロゲン化合物および硝酸塩	W	0.1

分布と残留

通過コンパートメントに入ったマンガンのうち、35%が骨に移行してそこに40日の生物学的半減期で残留すると仮定する。10%と15%の割合が肝臓に移行して、そこにそれぞれ4日と40日の半減期で残留すると仮定する。また、20%と20%の割合がその他のすべての臓器および組織に均等に分布し、そこにそれぞれ4日と40日の半減期で残留すると仮定する。この報告書では次の残留関数を使用した (Mahoney と Small, 1968) :

$$r_{B,s}^A(t) = 0.3 \exp\left(-0.693 \frac{t}{4}\right) + 0.7 \exp\left(-0.693 \frac{t}{38^*}\right)$$

排 泄

排泄関数について信頼できるデータはない。

文 献

Mahoney, J.P. and Small, W.J. (1968). Studies on manganese III. The biological half-life of radiomanganese in man and factors which affect this half-life. *J. Clin. Invest.* 47, 643-653.

* 訳注：原文では38日であるが40日であろう。

^{54}Mn

半減期 310日
崩壊形式 $^{54}\text{Mn} \xrightarrow{\text{EC}} ^{54}\text{Cr}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.83	100

測定法	検出限界
体外計測	全身 0.4 kBq

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	1.5×10^{-9}	4.6×10^{-9} (肝臓)	3×10^7 (S)	1×10^4
W	1.7×10^{-9}	6.7×10^{-9} (肺)	3×10^7 (S)	1×10^4

S: 確率的影響から。

補 文

Mahoney, J.P. and Small, W.J. (1968). Studies on manganese III. The biological half-life of radiomanganese in man and factors which affect this half-life. J. Clin. Invest. 47, 643-653.

補文: 原文は 38 日であるが 40 日である。

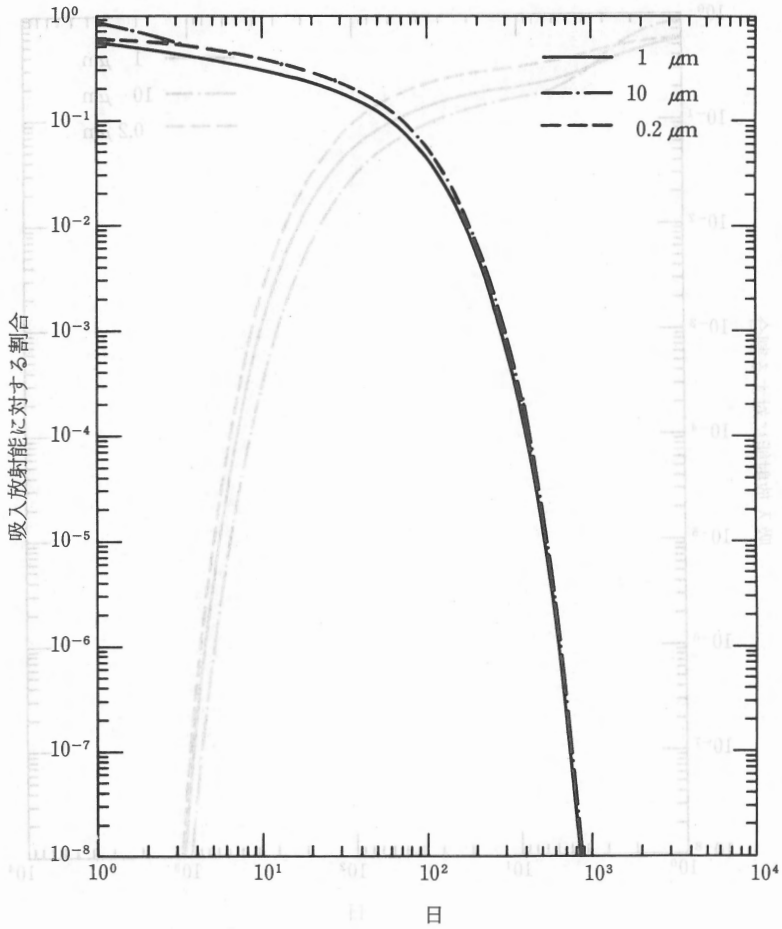


図 7 ^{54}Mn クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

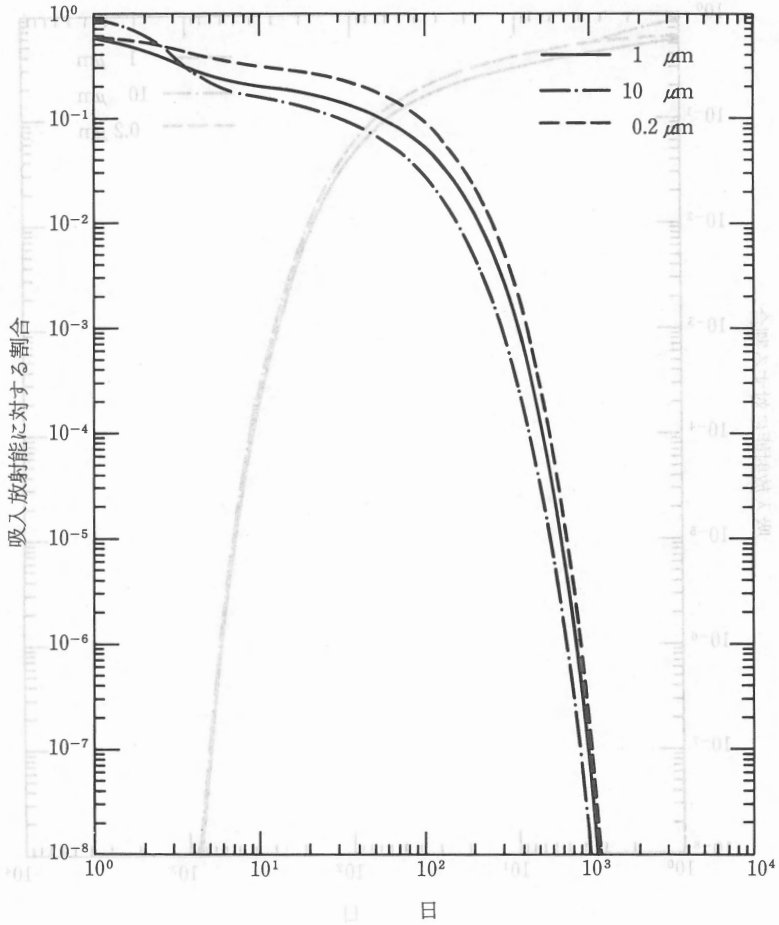


図 8 ^{54}Mn クラス W : 吸入後の全身残留, 急性摂取

^{54}Mn

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI=3 \times 10^7 \text{Bq}$

モニタリング 間 隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
90	1.4×10^{-1}	3.4×10^5
60	1.9×10^{-1}	3.1×10^5
30	2.7×10^{-1}	2.2×10^5
14	3.5×10^{-1}	1.4×10^5

クラス W $ALI=3 \times 10^7 \text{Bq}$

モニタリング 間 隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
120	9.6×10^{-2}	2.8×10^5
90	1.2×10^{-1}	2.6×10^5
60	1.5×10^{-1}	2.2×10^5
30	1.9×10^{-1}	1.4×10^5
14	2.3×10^{-1}	8.2×10^4

(80)

⁵⁴Mn

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI=3×10⁷ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10 ⁻¹	1.9×10 ⁶
2	4.9×10 ⁻¹	1.6×10 ⁶
3	4.4×10 ⁻¹	1.4×10 ⁶
4	4.1×10 ⁻¹	1.3×10 ⁶
5	3.8×10 ⁻¹	1.3×10 ⁶
6	3.6×10 ⁻¹	1.2×10 ⁶
7	3.5×10 ⁻¹	1.1×10 ⁶

クラス W ALI=3×10⁷ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.9×10 ⁻¹	1.7×10 ⁶
2	4.6×10 ⁻¹	1.3×10 ⁶
3	3.5×10 ⁻¹	1.0×10 ⁶
4	2.9×10 ⁻¹	8.4×10 ⁵
5	2.6×10 ⁻¹	7.4×10 ⁵
6	2.4×10 ⁻¹	6.9×10 ⁵
7	2.3×10 ⁻¹	6.5×10 ⁵

鉄

鉄の同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f _i
下記以外の通常存在する全化合物	D	0.1
酸化物, 水酸化物およびハロゲン化合物	W	0.1

分布と残量

この報告書では、ICRP Publication 30 で用いられている残留モデルを用いる。すなわち、

$$r_{B,s}^a(t) = \exp\left(-0.693 \frac{t}{2000}\right)$$

生理学的にもっと実際に近いモデルが MIRD によって提案されている (Robertson ら, 1983) こと、また、このモデルがいくつかの鉄の同位体の全身量および排泄率を予測するために用いられている (Johnson と Dunford, 1985) ことに注意すべきである。この報告書に示されている全身中の鉄-59 の計算値は、放射線防護の目的のためには妥当である。鉄の他の同位体のデータ*について、より正確な評価値が必要な場合、また、排泄について情報が必要な場合は、Johnson と Dunford (1985) を参考にすべきである。

文 献

- Bjorn-Rasmussen, E., Carneskov, J. and Cederblad, A. (1980). Losses of ingested iron temporarily retained in the gastrointestinal tract. A possible auxiliary mechanism for regulation of iron absorption. *Scand. J. Haematol.* **25**, 124-126.
- Johnson, J.R. and Dunford, D.W. (1985). Comparison of the ICRP and MIRD models for Fe metabolism in man. *Health Phys.* **49**, 211-219.

* 訳注：全身量。

Marx, J.J., van den Beld, B., van Dongen, R. and Strackee, L.H. (1980). Simultaneous measurement of ⁵⁹Fe and ⁵¹Cr in iron absorption studies using a whole-body scanner with shielding. *Nuklearmedizin* **19**, 140-145.

Marx, J.J. and van den Beld, B. (1981). Mucosal uptake, mucosal transfer and retention of iron : reproducibility of their measurement by whole-body counting and differences between Fe (II) and Fe (III). *Nuklearmedizin* **20**, 191-194.

Robertson, J.S., Price, R.R., Budinger, T.F., Fairbanks, V.F. and Pollycare, M. (1983). Radiation absorbed doses from iron-52, iron-55 and iron-59 used to study ferrokinetics. MIR Dose Estimate Report No.11. *J. Nucl. Med.* **24**, 339-348.

分佈と割合

この報告書では、ICRP Publication 30で用いられている数値をそのまま用いる。また、

$$f_{Fe}(t) = \exp\left(-0.693 \frac{t}{2000}\right)$$

生理学的にもっと実験に近い値がMIRDによって提案されている。Robertsonら(1983)によると、この値は鉄の同位体の全の割合を考慮して算出されている。JohnsonとDunford(1985)は、鉄の同位体中の鉄-59の割合を示している。この報告書には、この値を注意する必要がある。計算は、鉄の同位体のための目的のためには必要である。鉄の同位体のマーカーとして、より正確な評価が必要である場合、鉄の同位体について情報が必要である。JohnsonとDunford(1985)を参考にしてください。

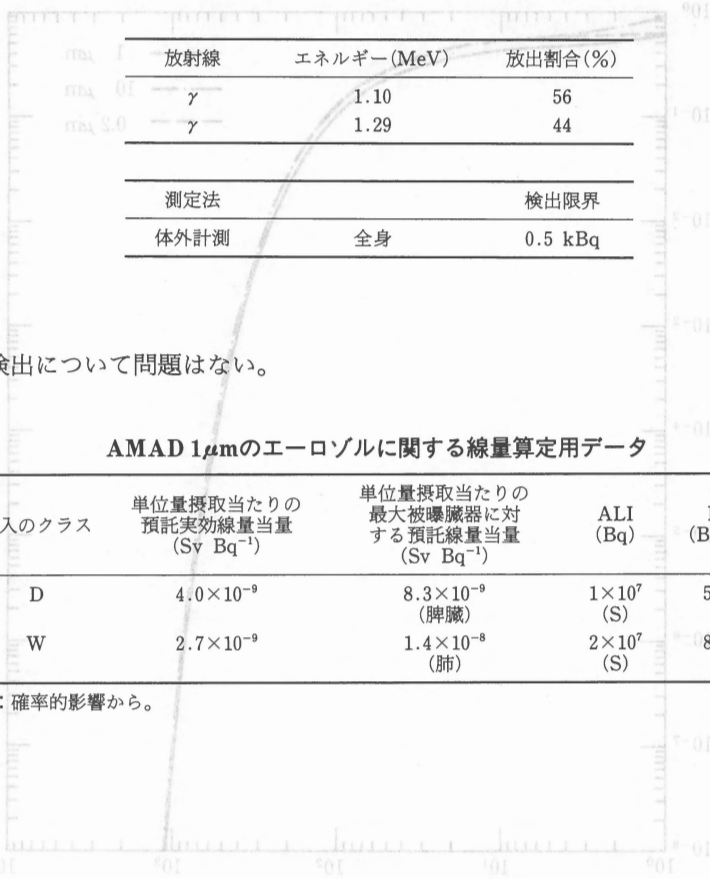
結 文

Bjorn-Rasmussen, E., Carstensen, J. and Cederblad, A. (1980). Losses of ingested iron temporarily retained in the gastrointestinal tract. A possible auxiliary mechanism for regulation of iron absorption. *Scand. J. Haematol.* **25**, 124-126.

Johnson, J.R. and Dunford, D.W. (1985). Comparison of the ICRP and MIR D models for Fe metabolism in man. *Health Phys.* **49**, 211-219.

^{59}Fe

半減期 45日

崩壊形式 $^{59}\text{Fe} \xrightarrow{\beta^-} ^{59}\text{Co}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	1.10	56
γ	1.29	44

測定法	検出限界
体外計測	全身 0.5 kBq

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエーロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	4.0×10^{-9}	8.3×10^{-9} (脾臓)	1×10^7 (S)	5×10^3
W	2.7×10^{-9}	1.4×10^{-8} (肺)	2×10^7 (S)	8×10^3

S: 確率的影響から。

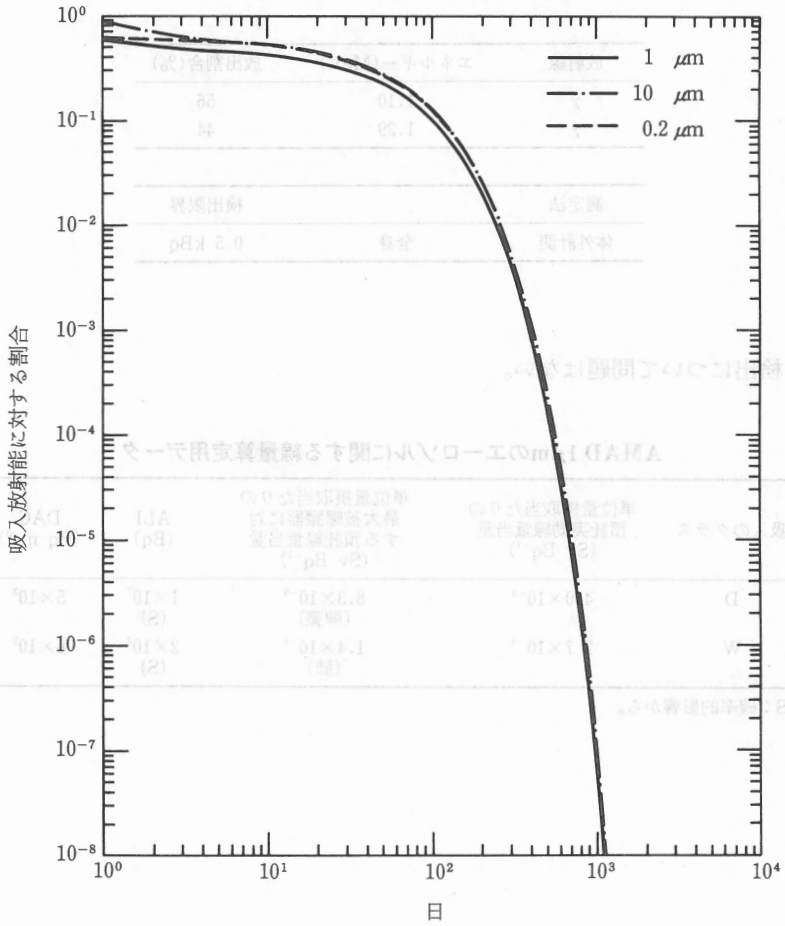


図 9 ^{59}Fe クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

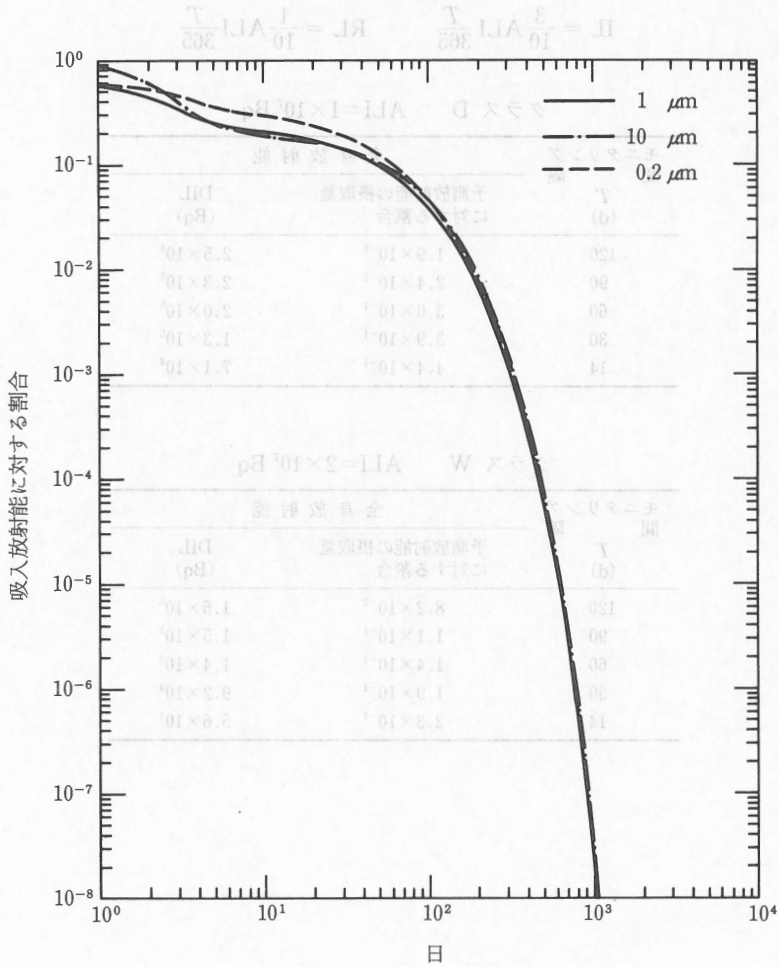


図 10 ⁵⁹Fe クラス W : 吸入後の全身残留, 急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

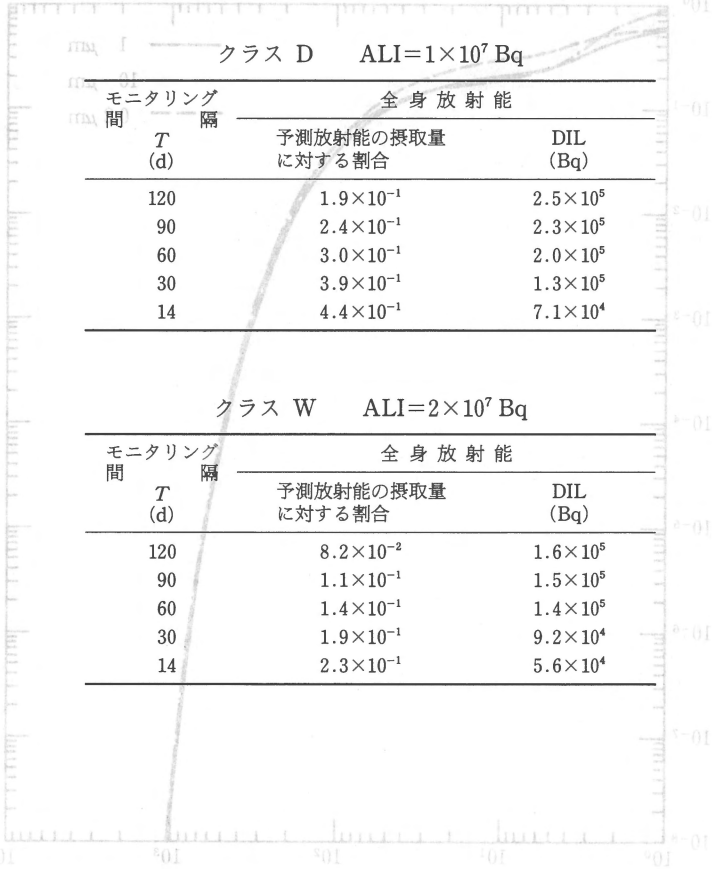


図 6 59Fe の日常モニタリングに必要となる全身放射能の摂取量 (Bq) とモニタリング間隔 (日) の関係

^{59}Fe

特殊モニタリング

$$\text{IL} = \frac{1}{10} \text{ALI} \quad \text{RL} = \frac{1}{30} \text{ALI}$$

クラス D ALI=1×10⁷ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10 ⁻¹	7.6×10 ⁶
2	5.2×10 ⁻¹	6.8×10 ⁶
3	4.9×10 ⁻¹	6.3×10 ⁶
4	4.7×10 ⁻¹	6.1×10 ⁶
5	4.6×10 ⁻¹	5.9×10 ⁶
6	4.5×10 ⁻¹	5.8×10 ⁶
7	4.4×10 ⁻¹	5.7×10 ⁶

クラス W ALI=2×10⁷ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10 ⁻¹	1.1×10 ⁶
2	4.6×10 ⁻¹	8.7×10 ⁵
3	3.5×10 ⁻¹	6.7×10 ⁵
4	2.9×10 ⁻¹	5.6×10 ⁵
5	2.6×10 ⁻¹	5.0×10 ⁵
6	2.4×10 ⁻¹	4.6×10 ⁵
7	2.3×10 ⁻¹	4.4×10 ⁵

コバルト

コバルトの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f_i
下記以外の全化合物	W	0.05
酸化物、水酸化物、ハロゲン化合物および硝酸塩	Y	0.05

分布と残留

ここでは、組織系コバルトは肝臓を除き体内に均等に分布するものと仮定する。肝臓では、コバルトの濃度は他の臓器および組織中の濃度の4倍であると仮定する。

2人のヒトについて1000日間追跡したデータから得られた次の残留関数は、組織系に分布するすべてのコバルトにあてはまるものと仮定する (Smithら, 1972)。

$$r_{6,s}^a(t) = 0.5 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 0.3 \exp\left(-0.693 \frac{t}{6}\right) + 0.1 \exp\left(-0.693 \frac{t}{60}\right) + 0.1 \exp\left(-0.693 \frac{t}{800}\right)$$

これは、これより短期間の追跡ではあるが、もっと多くの人々のデータに基づいて Letourneau ら (1972) が得たものと非常に似ている。

したがって、通過コンパートメントに入ったコバルトのうち、50%の割合が直接に排泄され、5%が肝臓に、45%が身体その他の臓器および組織に移行して、そこに均等に分布するものと仮定する。通過コンパートメントから身体任意の組織に移行したコバルトのうち、60%、20%および20%の割合が、それぞれ6日、60日および800日の生物学的半減期で残留するものと仮定する。コバルトは0.5日の半減期で通過コンパートメント中に残留するものと仮定する。

排 泄

Kent と McCane (1941) のデータから、以前、尿中排泄割合 f_u は 0.7 であると仮定された (ICRP, 1986)。これを支持する他のデータはほんのわずかであるが、注射後 2 日から 7 日までの Smith ら (1972) のデータは 0.6 という値を示唆している。この報告書では、 $f_u=0.7$ の値を使用し、この値は通過コンパートメントからの急速な排泄にもあてはまるものと仮定する。

したがって、尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 4.9 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 2.4 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{6}\right) + 8.1 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{60}\right) + 6.1 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{800}\right)$$

であり、組織系からの糞中排泄は、

$$e_{B,sf}^a(t) = 2.1 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 1.0 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{6}\right) + 3.5 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{60}\right) + 2.6 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{800}\right)$$

である。

文 献

Hedge, A.G., Thakker, D.M. and Bhat, I.S. (1978). Long-term clearance of inhaled ⁶⁰Co. *Bull. Radiat. Prot.* **1**, 37-38.

ICRP (1968). *Evaluation of radiation doses to body tissues from internal contamination due to occupational exposure*. ICRP Publication 10, Pergamon Press, Oxford.

Kent, N.L. and McCance, R.A. (1941). *Biochem. J.* **35**, 877.

Letourneau, E.G., Jack, G.C., McCullough, R.S. and Hollins, J.G. (1972). The metabolism of cobalt by the normal human male: whole-body retention and radiation dosimetry. *Health Phys.* **21**, 377-384.

Reel, G., Jarvela, G.L. and Richmond, J.R. (1977). Early clearance of inhaled cobalt. *Proc. 4th Int. Cong. Int. Rad. Prot. Assoc.* 1413-1416.

Smith, T., Edmonds, C.J. and Barnaby, C.F. (1972). Absorption and retention of cobalt in men by whole-body counting. *Health Phys.* **22**, 359-367.

^{57}Co

半減期 270日

崩壊形式 $^{57}\text{Co} \xrightarrow{\text{EC}} ^{57}\text{Fe}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.122	85.6
γ	0.137	10.6

測定法	検出限界	
体外計測	全身	0.5 kBq
生物学的試料の直接 γ 線スペクトロメトリー	尿	5 Bq l ⁻¹

^{57}Co の検出について問題はない。体外計測が好ましい。排泄率は初期に急速に変化するので、排泄データを定量的に解釈する場合には注意しなければならない。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	4.9×10^{-10}	4.1×10^{-9} (肺)	1×10^8 (S)	4×10^4
Y	2.0×10^{-9}	1.7×10^{-8} (肺)	2×10^7 (S)	1×10^4

S: 確率的影響から。

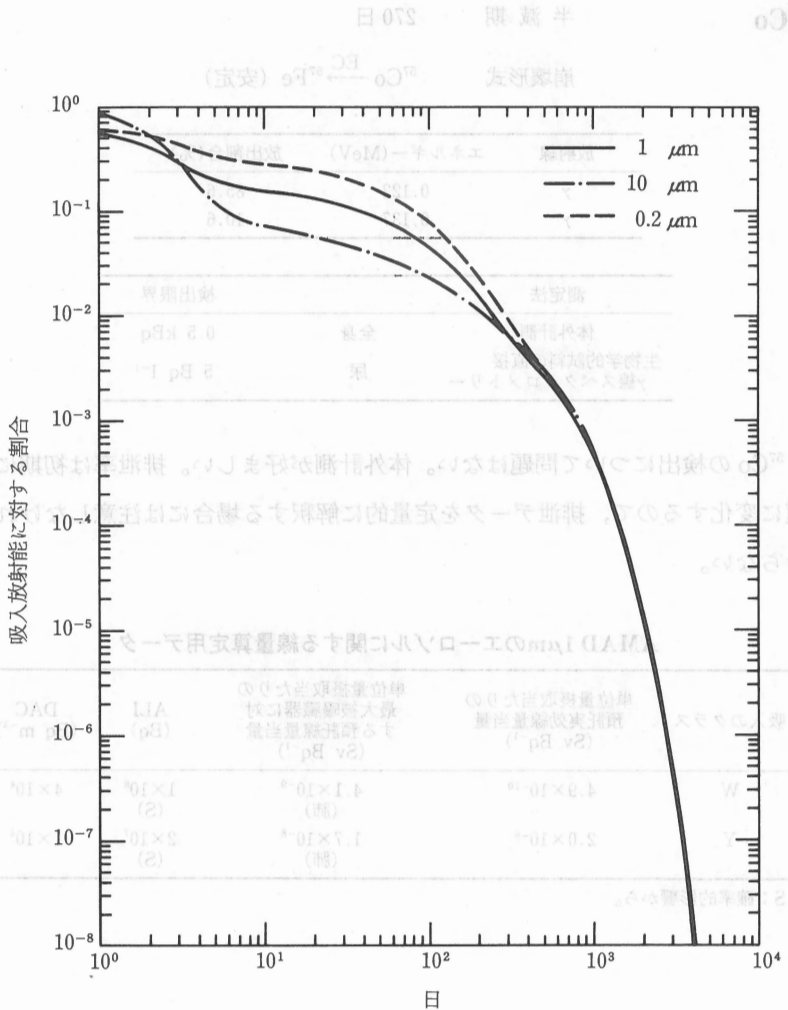


図 11 ^{57}Co クラス W：吸入後の全身残留，急性摂取

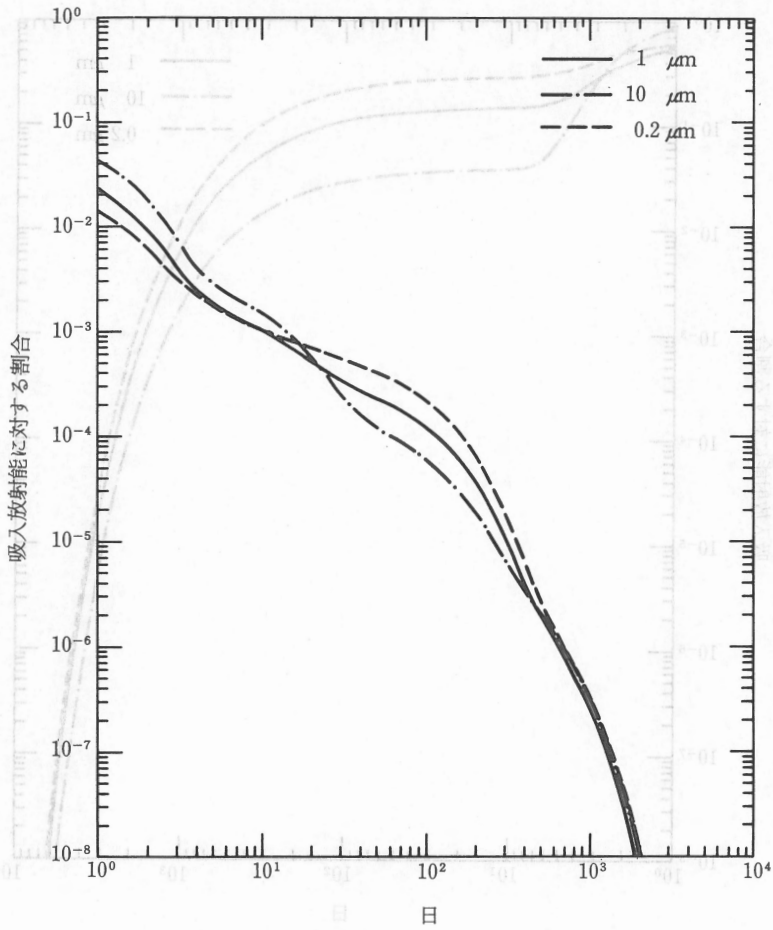


図 12 ^{57}Co クラス W：吸入後の 1 日当たりの尿中排泄，急性摂取

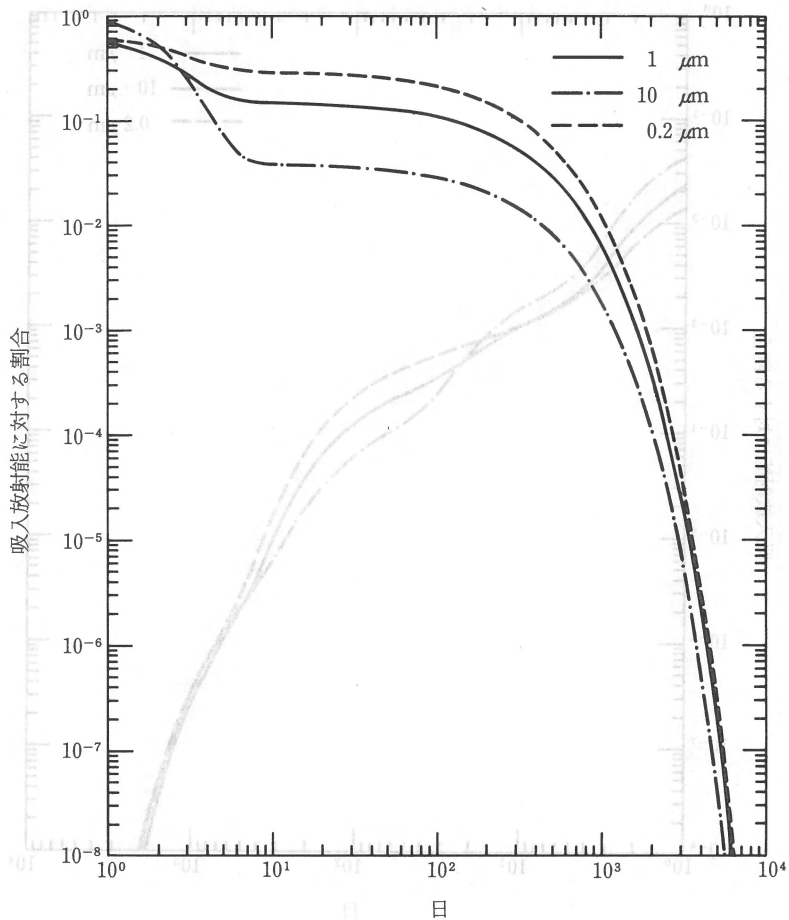


図 13 ⁵⁷Co クラス Y : 吸入後の全身残留, 急性摂取

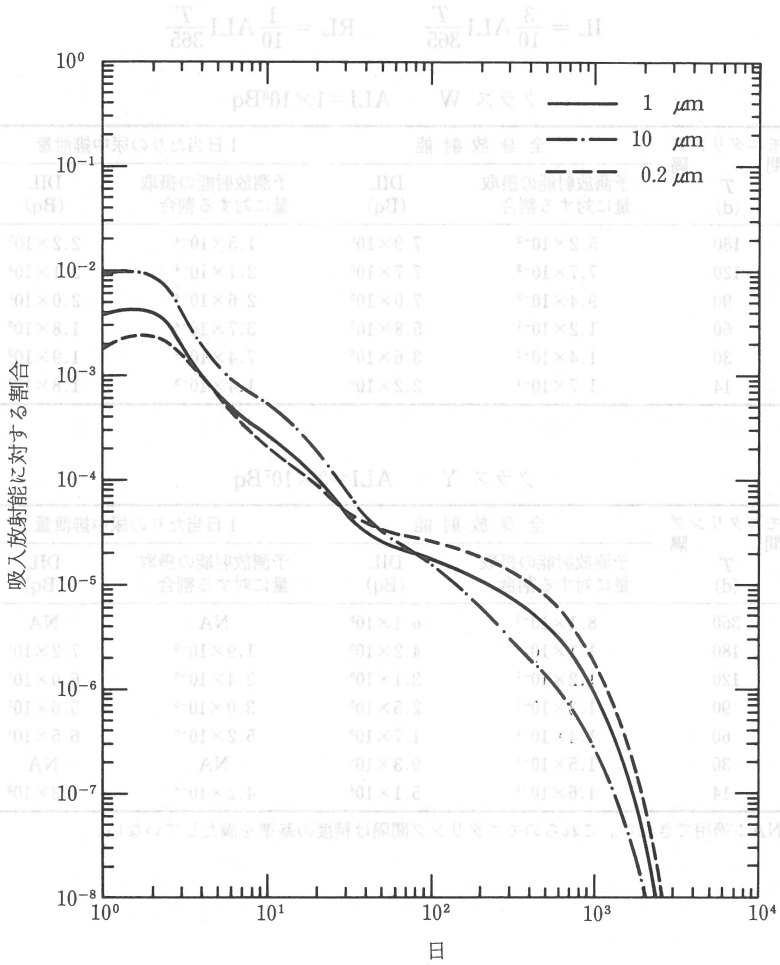


図 14 ^{57}Co クラス Y : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{57}Co

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI=1 \times 10^8 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	5.2×10^{-2}	7.9×10^5	1.5×10^{-4}	2.2×10^3
120	7.7×10^{-2}	7.7×10^5	2.1×10^{-4}	2.1×10^3
90	9.4×10^{-2}	7.0×10^5	2.6×10^{-4}	2.0×10^3
60	1.2×10^{-1}	5.8×10^5	3.7×10^{-4}	1.8×10^3
30	1.4×10^{-1}	3.6×10^5	7.4×10^{-4}	1.9×10^3
14	1.7×10^{-1}	2.2×10^5	1.4×10^{-3}	1.8×10^3

クラス Y $ALI=2 \times 10^7 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	8.1×10^{-2}	6.1×10^5	NA	NA
180	1.1×10^{-1}	4.2×10^5	1.9×10^{-5}	7.2×10^1
120	1.2×10^{-1}	3.1×10^5	2.4×10^{-5}	6.0×10^1
90	1.3×10^{-1}	2.5×10^5	3.0×10^{-5}	5.6×10^1
60	1.4×10^{-1}	1.7×10^5	5.2×10^{-5}	6.5×10^1
30	1.5×10^{-1}	9.3×10^4	NA	NA
14	1.6×10^{-1}	5.1×10^4	4.2×10^{-4}	1.3×10^2

NA:適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

^{57}Co

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W $ALI=1 \times 10^8 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.6×10^{-1}	5.6×10^6	2.2×10^{-2}	2.2×10^5
2	4.2×10^{-1}	4.2×10^6	9.4×10^{-3}	9.4×10^4
3	3.0×10^{-1}	3.0×10^6	4.4×10^{-3}	4.4×10^4
4	2.4×10^{-1}	2.4×10^6	2.6×10^{-3}	2.6×10^4
5	2.0×10^{-1}	2.0×10^6	1.9×10^{-3}	1.9×10^4
6	1.9×10^{-1}	1.9×10^6	1.6×10^{-3}	1.6×10^4
7	1.7×10^{-1}	1.7×10^6	1.4×10^{-3}	1.4×10^4

クラス Y $ALI=2 \times 10^7 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	1.4×10^6	4.0×10^{-3}	9.9×10^3
2	4.2×10^{-1}	1.0×10^6	4.0×10^{-3}	9.9×10^3
3	2.9×10^{-1}	7.3×10^5	2.0×10^{-3}	5.1×10^3
4	2.2×10^{-1}	5.6×10^5	1.1×10^{-3}	2.7×10^3
5	1.9×10^{-1}	4.7×10^5	7.0×10^{-4}	1.7×10^3
6	1.7×10^{-1}	4.3×10^5	5.2×10^{-4}	1.3×10^3
7	1.6×10^{-1}	4.1×10^5	4.2×10^{-4}	1.1×10^3

 ^{57}Co

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
W	4.5×10^6	2.3×10^4
Y	3.1×10^6	1.6×10^3

^{58}Co

半減期 71日

崩壊形式 $^{58}\text{Co} \xrightarrow{\text{EC}, \beta^+} ^{58}\text{Fe}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.511	30
γ	0.811	99
測定法		検出限界
体外計測	全身	0.4 kBq
生物学的試料直接の γ 線スペクトロメトリー	尿	4 Bq l ⁻¹

^{58}Co の検出について問題はない。記録レベルを超える摂取に対しては体外計測が好ましい。排泄率は初期に急速に変化するので、排泄データを定量的に解釈する場合には注意しなければならない。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq) (S)	DAC (Bq m ⁻³)
W	1.2×10^{-9}	7.9×10^{-9} (肺)	4×10^7 (S)	2×10^4
Y	1.9×10^{-9}	1.6×10^{-8} (肺)	3×10^7 (S)	1×10^4

S: 確率的影響から。

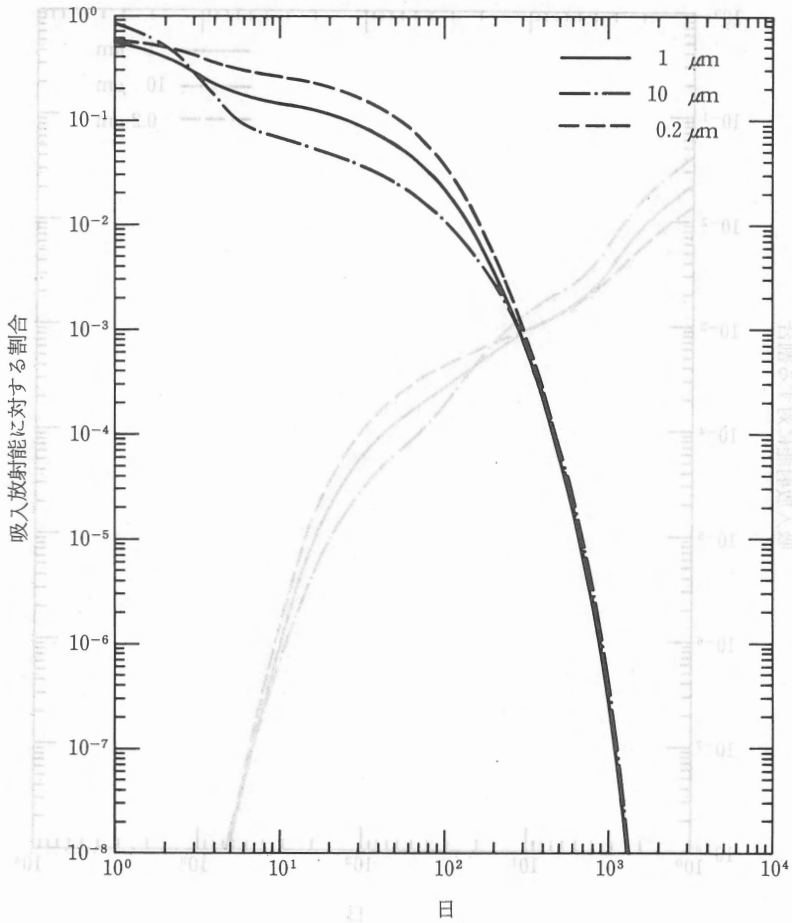


図 15 ^{58}Co クラス W: 吸入後の全身残留, 急性摂取

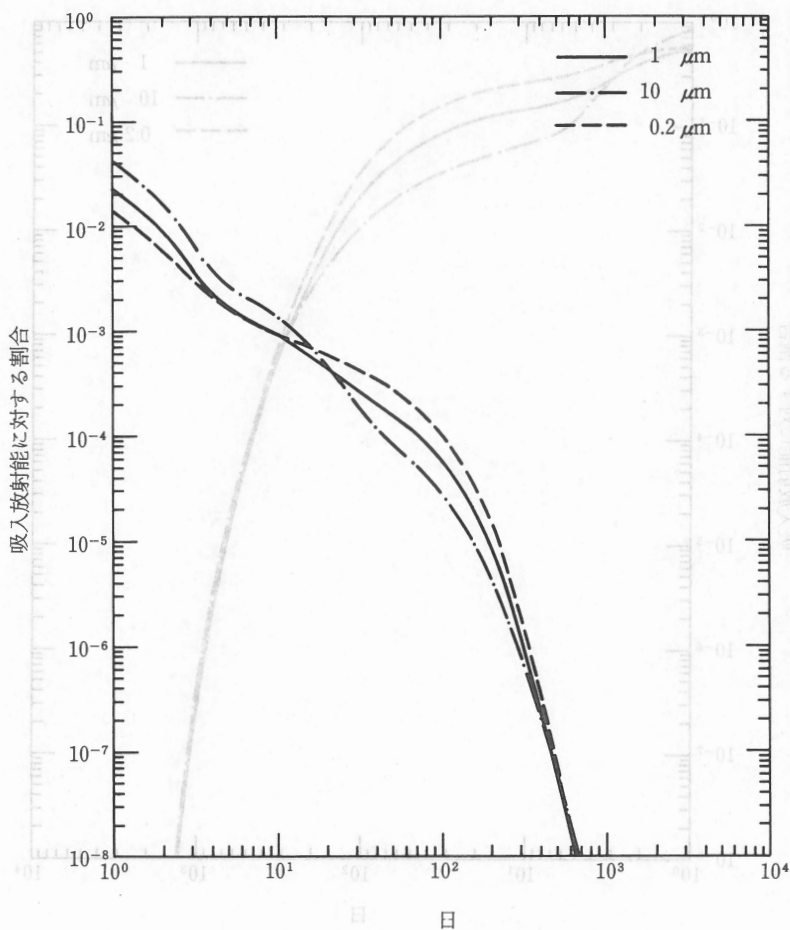


図 16 ^{58}Co クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

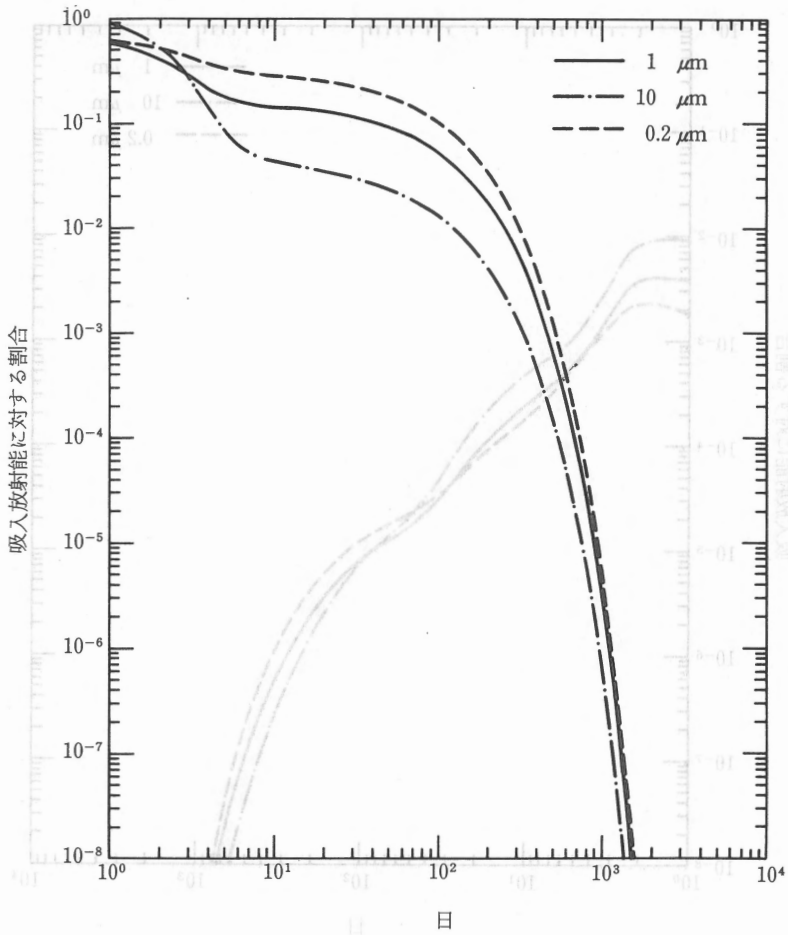


図 17 ^{58}Co クラス Y: 吸入後の全身残留, 急性摂取

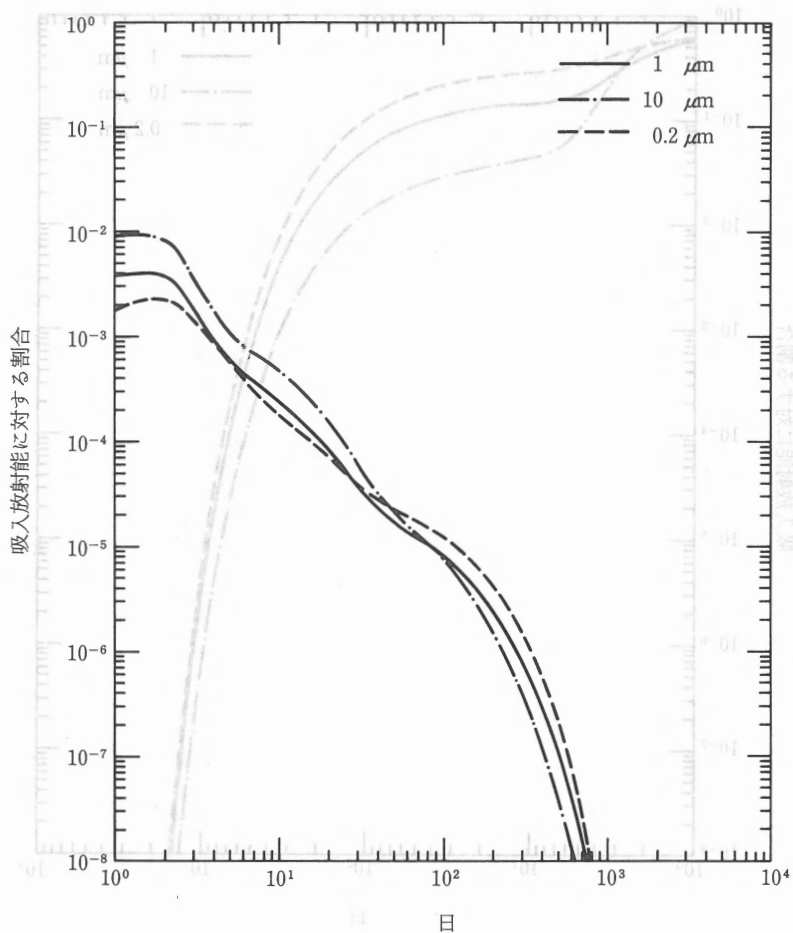


図 18 ^{58}Co クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{58}Co

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI=4 \times 10^7 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
90	6.8×10^{-2}	2.1×10^5	1.9×10^{-4}	6.0×10^2
60	9.3×10^{-2}	1.9×10^5	2.9×10^{-4}	6.2×10^2
30	1.3×10^{-1}	1.4×10^5	6.6×10^{-4}	7.0×10^2
14	1.7×10^{-1}	8.7×10^4	1.4×10^{-3}	7.1×10^2

クラス Y $ALI=3 \times 10^7 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	5.8×10^{-2}	2.3×10^5	NA	NA
120	8.1×10^{-2}	2.1×10^5	1.6×10^{-5}	4.1×10^1
90	9.5×10^{-2}	1.9×10^5	2.2×10^{-5}	4.2×10^1
60	1.1×10^{-1}	1.5×10^5	4.2×10^{-5}	5.4×10^1
30	1.3×10^{-1}	8.7×10^4	NA	NA
14	1.5×10^{-1}	5.0×10^4	4.0×10^{-4}	1.3×10^2

NA：適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

環境放射線

。また、平均的な環境放射線レベルの測定結果を、ALI (2021) の基準と比較して

環境放射線 1日当たりの尿中排泄量 (Bq)	全身放射能 (Bq)	クラス
7.8×10^1	1.1×10^5	W
1.5×10^1	1.1×10^5	Y

^{58}Co

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W $ALI = 4 \times 10^7 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.5×10^{-1}	2.3×10^6	2.2×10^{-2}	9.3×10^4
2	4.1×10^{-1}	1.7×10^6	9.3×10^{-3}	3.9×10^4
3	3.0×10^{-1}	1.3×10^6	4.3×10^{-3}	1.8×10^4
4	2.3×10^{-1}	9.7×10^5	2.5×10^{-3}	1.1×10^4
5	2.0×10^{-1}	8.3×10^5	1.9×10^{-3}	7.8×10^3
6	1.8×10^{-1}	7.5×10^5	1.5×10^{-3}	6.5×10^3
7	1.7×10^{-1}	7.0×10^5	1.4×10^{-3}	5.7×10^3

クラス Y $ALI = 3 \times 10^7 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	1.5×10^6	3.9×10^{-3}	1.0×10^4
2	4.1×10^{-1}	1.1×10^6	3.9×10^{-3}	1.0×10^4
3	2.9×10^{-1}	7.5×10^5	2.0×10^{-3}	5.2×10^3
4	2.2×10^{-1}	5.6×10^5	1.1×10^{-3}	2.8×10^3
5	1.8×10^{-1}	4.7×10^5	6.7×10^{-4}	1.7×10^3
6	1.6×10^{-1}	4.3×10^5	4.9×10^{-4}	1.3×10^3
7	1.5×10^{-1}	4.0×10^5	4.0×10^{-4}	1.0×10^3

 ^{58}Co

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
W	1.1×10^6	7.8×10^3
Y	1.1×10^6	1.2×10^3

^{60}Co

半減期 5.3年

崩壊形式 $^{60}\text{Co} \xrightarrow{\beta^-} ^{60}\text{Ni}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	1.17	100
γ	1.33	100

測定法		検出限界
体外計測	全身	0.5 kBq
	肺	0.2 kBq
生物学的試料直接の γ 線スペクトロメトリー	尿	5 Bq l ⁻¹
	糞	5 Bq/試料

^{60}Co は体外計測について検出上の問題はない。記録レベルを超える摂取量については体外計測が好ましい。排泄率は初期に急速に変化するので、排泄データを定量的に解釈する場合には注意しなければならない。尿中排泄によるクラスYの物質の日常モニタリングには、上に引用した値より低い検出限界が必要である。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	8.0×10^{-9}	3.6×10^{-8} (肺)	6×10^6 (S)	3×10^3
Y	4.1×10^{-8}	3.4×10^{-7} (肺)	1×10^6 (S)	5×10^2

S: 確率的影響から。

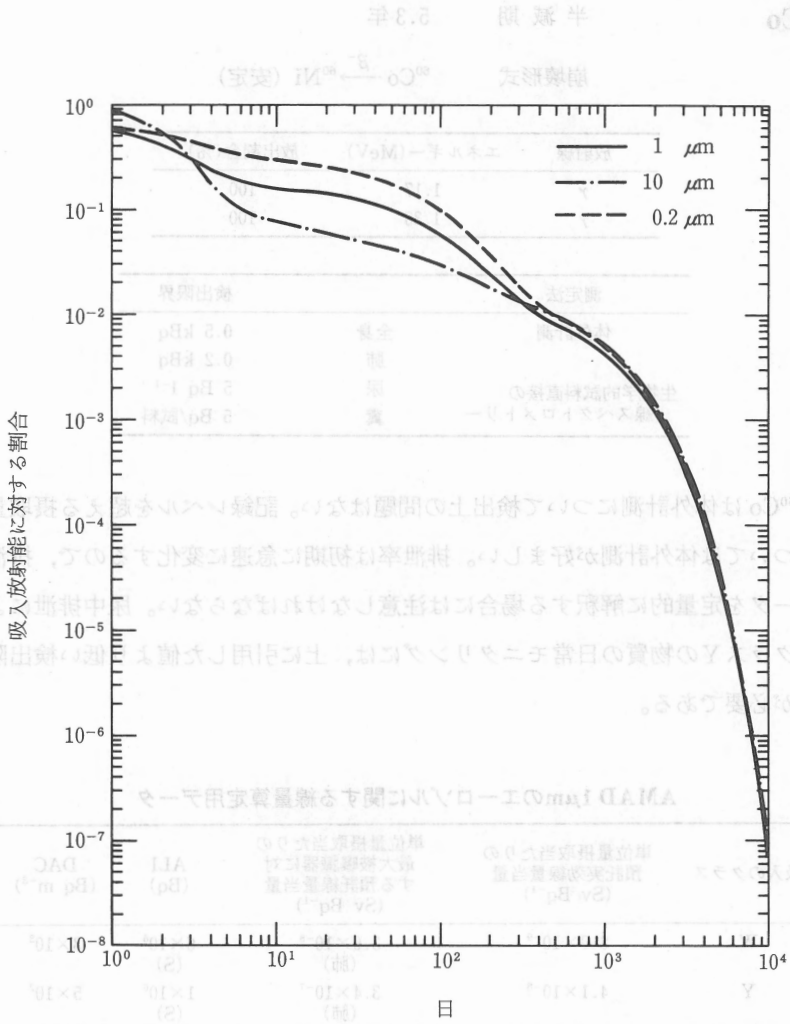


図 19 ⁶⁰Co クラス W : 吸入後の全身残留, 急性摂取

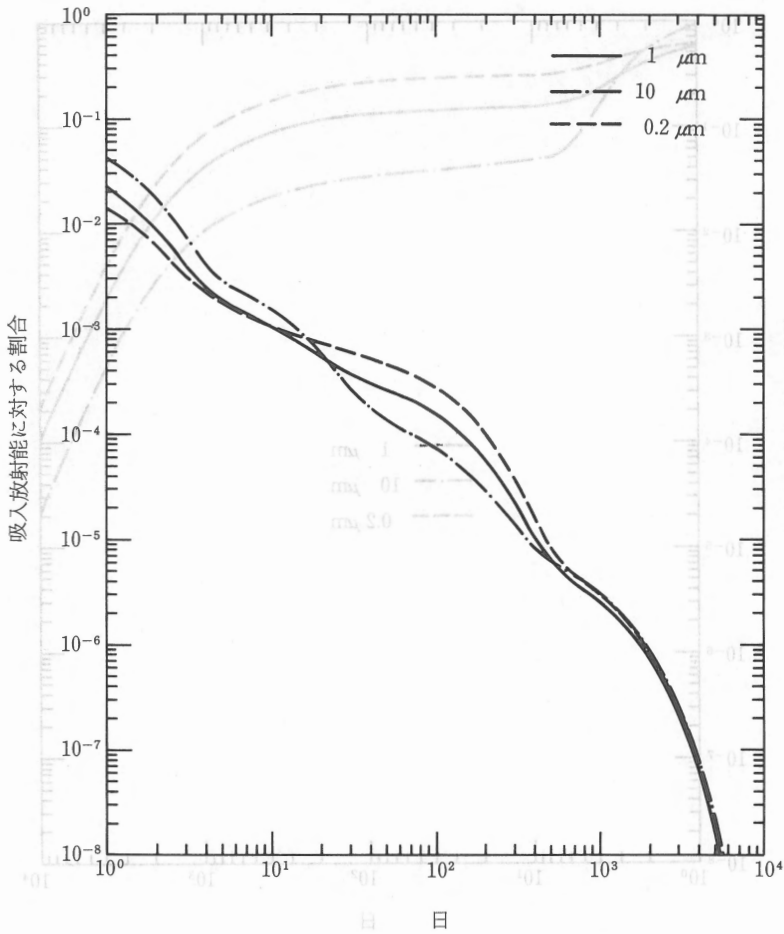


図 20 ^{60}Co クラス W : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

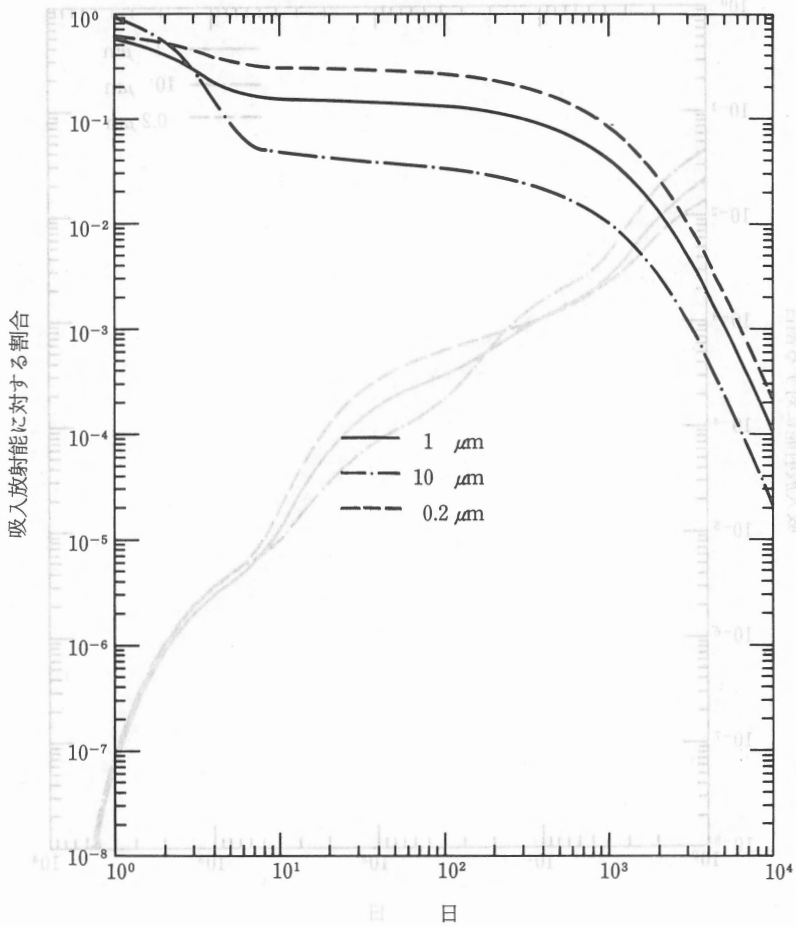


図 21 ^{60}Co クラス Y: 吸入後の全身残留, 急性摂取

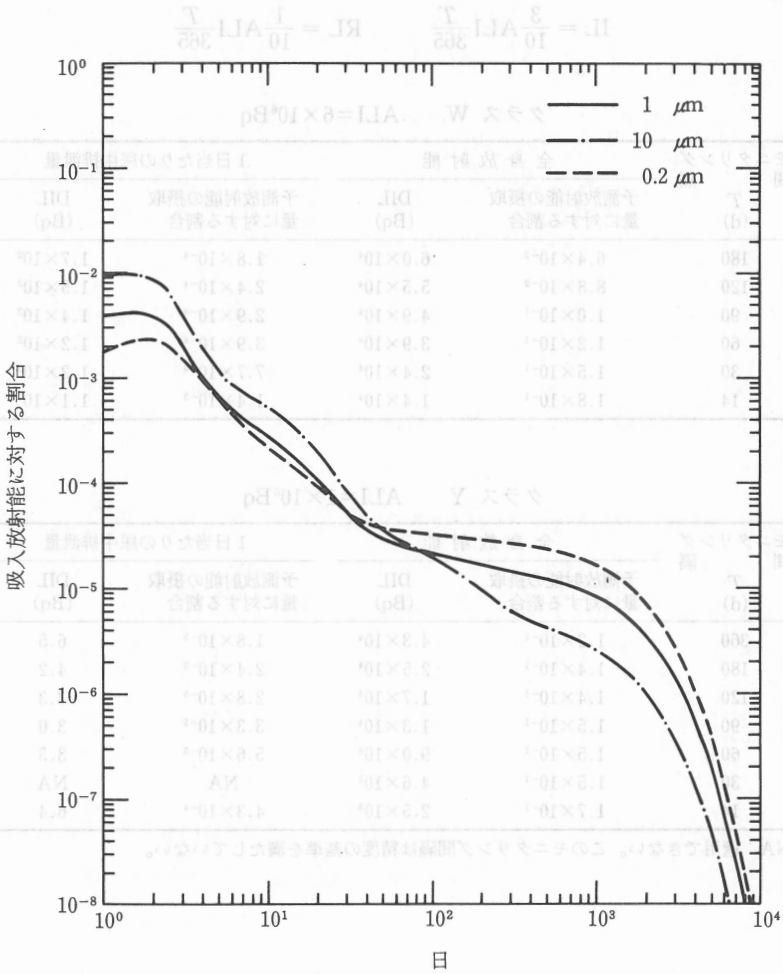


図 22 ⁶⁰Co クラス Y：吸入後の1日当たりの尿中排泄，急性摂取

^{60}Co

特殊モニタリング

$$\text{IL} = \frac{1}{10} \text{ALI} \quad \text{RL} = \frac{1}{30} \text{ALI}$$

クラス W ALI = $6 \times 10^6 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.6×10^{-1}	3.5×10^6	2.2×10^{-2}	1.4×10^4
2	4.2×10^{-1}	2.6×10^6	9.5×10^{-3}	6.0×10^3
3	3.1×10^{-1}	1.9×10^6	4.4×10^{-3}	2.8×10^3
4	2.4×10^{-1}	1.5×10^6	2.6×10^{-3}	1.7×10^3
5	2.1×10^{-1}	1.3×10^6	2.0×10^{-3}	1.2×10^3
6	1.9×10^{-1}	1.2×10^6	1.6×10^{-3}	1.0×10^3
7	1.8×10^{-1}	1.1×10^6	1.4×10^{-3}	9.1×10^2

クラス Y ALI = $1 \times 10^6 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	6.9×10^4	4.0×10^{-3}	4.8×10^2
2	4.2×10^{-1}	5.0×10^4	4.0×10^{-3}	4.8×10^2
3	2.9×10^{-1}	3.5×10^4	2.1×10^{-3}	2.5×10^2
4	2.2×10^{-1}	2.7×10^4	1.1×10^{-3}	1.3×10^2
5	1.9×10^{-1}	2.3×10^4	7.0×10^{-4}	8.4×10^1
6	1.7×10^{-1}	2.1×10^4	5.2×10^{-4}	6.3×10^1
7	1.7×10^{-1}	2.0×10^4	4.3×10^{-4}	5.1×10^1

 ^{60}Co

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
W	4.5×10^5	1.7×10^3
Y	4.2×10^5	1.3×10^2

ストロンチウム

ストロンチウムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
SrTiO ₃ を除く化合物	D	0.3
SrTiO ₃	Y	0.01

分布と残留

成人におけるストロンチウムの残留に関する包括的なモデルは ICRP 課題グループ (1973) によって記述されている。この報告書では、数学的な便利さから、Snyder ら (1964) によって与えられた残留関数を用いた。すなわち、

$$r_{B,s}^a(t) = 7.3 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{3}\right) + 1.0 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{44}\right) + 1.7 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{4000}\right)$$

この関数と ICRP 課題グループの報告書に与えられている残留関数との間の対応が図 23 に示されている。また、これらの関数の導関数も示されている。

排 泄

尿中排泄と糞中排泄の比, f_u/f_f , は 3 から 10 (ICRP, 1968), 6 (ICRP, 1971) および 2 から 6 (Holtzman ら, 1975) と種々与えられている。この報告書では 4 という値を採用した。すなわち $f_u=0.8$ および $f_f=0.2$ である。

尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 1.3 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{3}\right) \\ + 1.3 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{44}\right) \\ + 2.4 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{4000}\right)$$

であり、また組織系からの糞中排泄は、

$$e_{B,st}^a(t) = 3.4 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{3}\right) \\ + 3.2 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{44}\right) \\ + 5.9 \times 10^{-6} \exp\left(-0.693 \frac{t}{4000}\right)$$

である。

文 献

- Harrison, G.E. (1981). Whole-body retention of the alkaline earths in adult man. *Health Phys.* **40**, 95-99.
- Holtzman, R.B., Ortman, M. and Kenne, A.T. (1975). Retention and excretion of strontium-90 by a former dial painter. In: *Radiological and Environmental Research Division Annual Report*, ANL-75-60.
- ICRP (1968). *Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure*, ICRP Publication 10, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1971). *The Assessment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes*, ICRP Publication 10 A, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1973). *Alkaline Earth Metabolism in Adult Man*, ICRP Publication 20, Pergamon Press, Oxford.
- Johnson, J.R., Dunford, D.W. and Kramer, G.H. (1983). Summary of a strontium-89 contamination case. *Radiat. Prot. Dosim.* **5**, 247-249.
- Macleod, M.A. (1976). ^{47}Ca and ^{85}Sr absorption and excretion compared in normal controls. *J.R. Nav. Med. Serv.* **62**, 17-20.

- Snyder, W.S., Cook, M.J. and Ford, M.R. (1964). *Health Phys.* **10**, 171.
- Warren, J.M. and Spencer, H. (1978). Comparative excretion of strontium isotopes in man. *Health Phys.* **34**, 67-70.
- Wenger, P. and Cosandey, M. (1976). Retention and excretion of radium-226 and strontium-90 in two doubly contaminated persons. *Health Phys.* **31**, 225-229.
- Wenger, P. and Soucas, K. (1975). Retention and excretion curves of persons containing ⁹⁰Sr and ²²⁶Ra after a chronic contamination. *Health Phys.* **28**, 145-152.

文 献

Harrison, G.E. (1981). Whole-body retention of the alkaline earths in adult man. *Health Phys.* **40**, 95-99.

Holtzman, R.B., Ortmann, M. and Keene, A.T. (1975). Retention and excretion of strontium-90 by a former dial painter. In: *Radiological and Environmental Research Division Annual Report*, ANL-75-60.

ICRP (1968). *Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure*, ICRP Publication 10. Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1971). *The Assessment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes*, ICRP Publication 10 A. Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1973). *Alkaline Earth Metabolism in Adult Man*, ICRP Publication 20. Pergamon Press, Oxford.

Johnson, J.R., Dunford, D.W. and Kramer, G.H. (1983). Summary of a strontium-89 contamination case. *Radiat. Prot. Environ.* **5**, 247-249.

MacLeod, M.A. (1976). ⁹⁰Ca and ⁸⁹Sr absorption and excretion compared in normal controls. *J. R. Soc. Med.* **69**, 17-20.

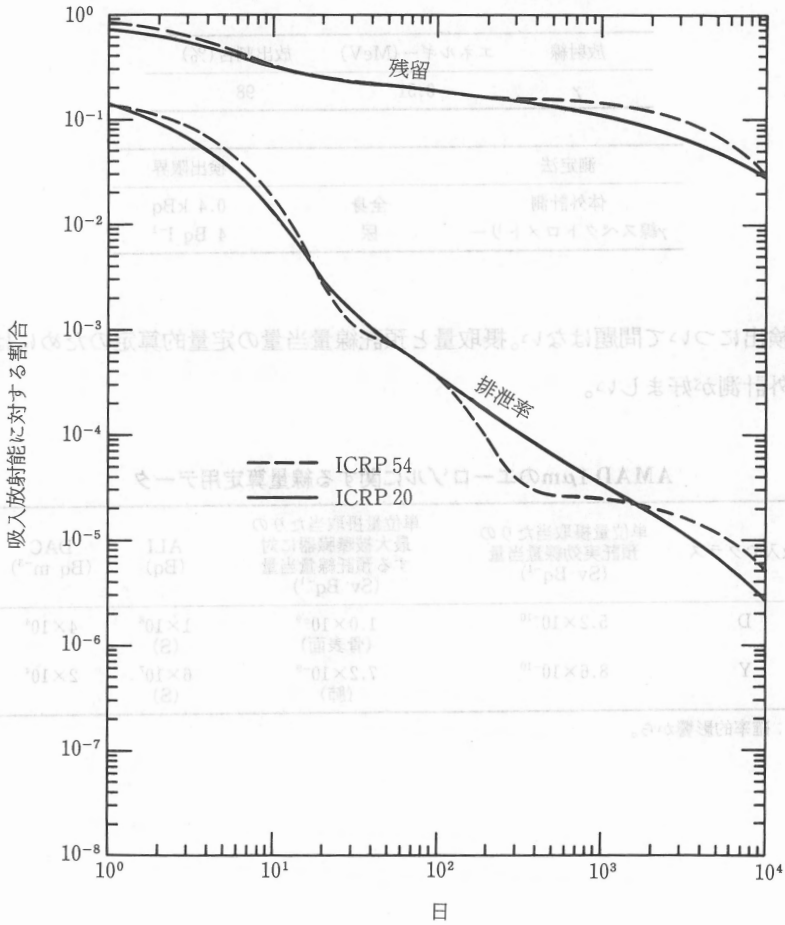


図 23 ストロンチウム：ICRP Publication 54と20に示された組織系全身残留と排泄率を表す関数の比較

(116)

^{85}Sr

半減期 65日

崩壊形式 $^{85}\text{Sr} \xrightarrow{\text{EC}} ^{85}\text{Rb}$ (安定)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
γ	0.51	98

測定法	検出限界
体外計測	全身 0.4 kBq
γ 線スペクトロメトリー	尿 4 Bq l ⁻¹

検出について問題はない。摂取量と預託線量当量の定量的算定のためには、体外計測が好ましい。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	5.2×10^{-10}	1.0×10^{-9} (骨表面)	1×10^8 (S)	4×10^4
Y	8.6×10^{-10}	7.2×10^{-9} (肺)	6×10^7 (S)	2×10^4

S: 確率的影響から。

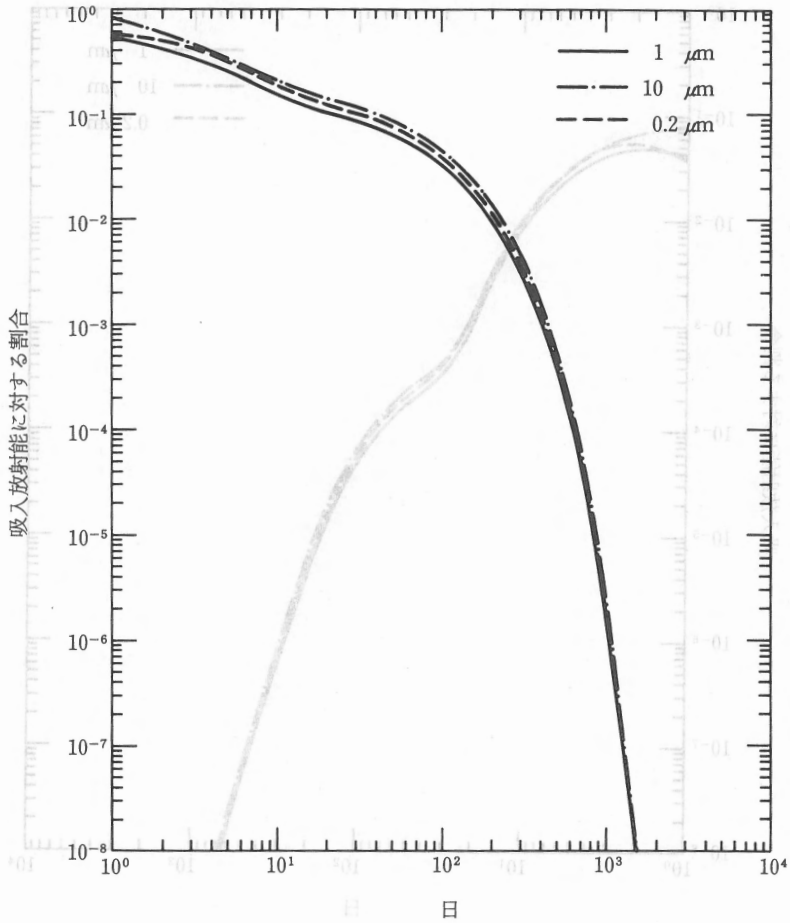


図 24 ^{85}Sr クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

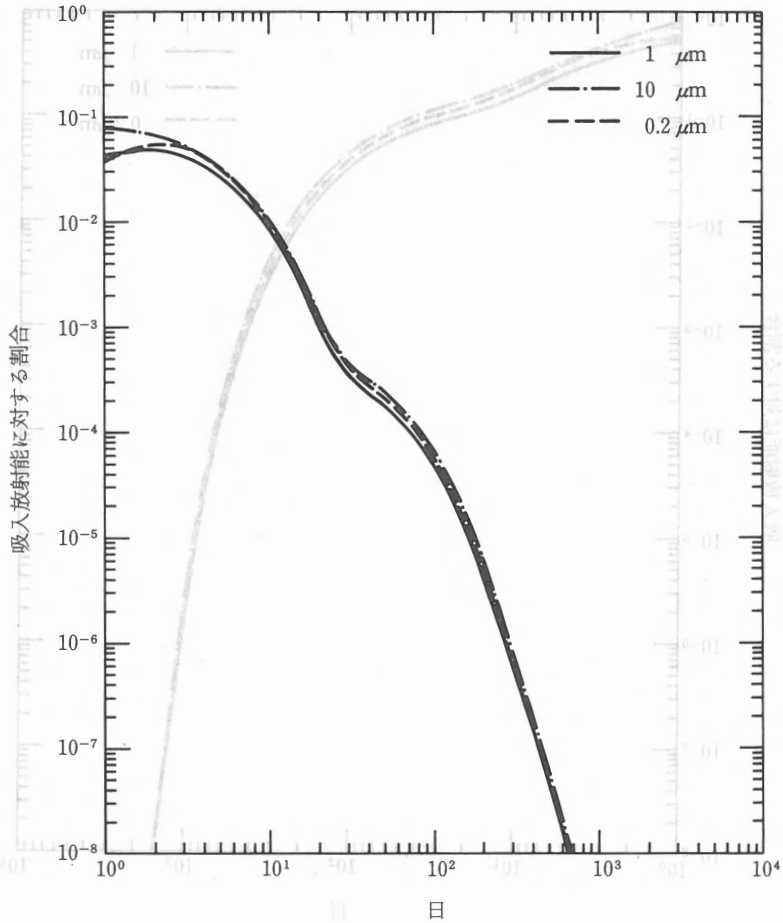


図 25 ^{85}Sr クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

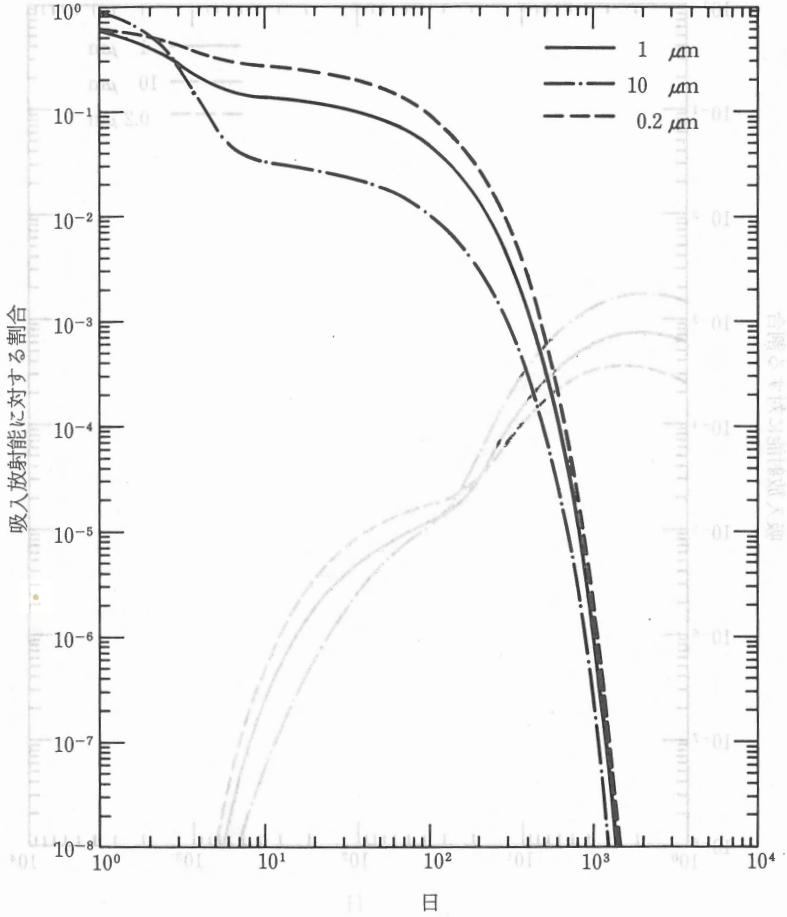


図 26 ^{85}Sr クラス Y : 吸入後の全身残留, 急性摂取

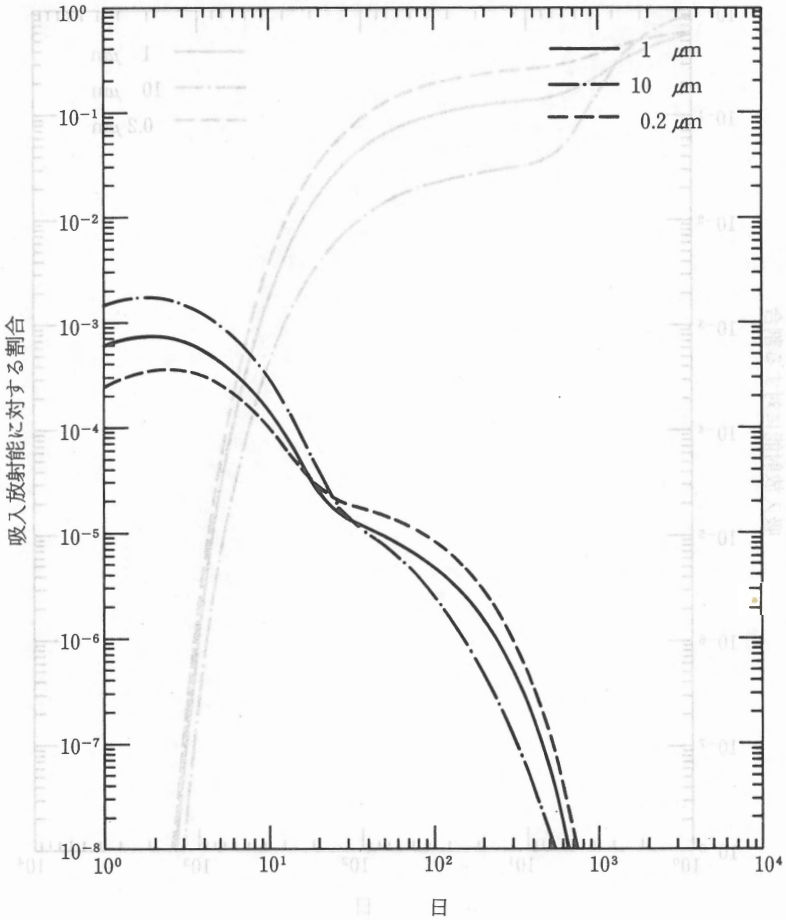


図 27 ^{85}Sr クラス Y: 吸入後の1日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{85}Sr

日常モニタリング

$$\text{IL} = \frac{3}{10} \text{ALI} \frac{T}{365} \quad \text{RL} = \frac{1}{10} \text{ALI} \frac{T}{365}$$

クラス D ALI=1×10⁶Bq

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	3.8×10 ⁻²	5.6×10 ⁵	NA	NA
120	5.7×10 ⁻²	5.5×10 ⁵	NA	NA
90	7.0×10 ⁻²	5.1×10 ⁵	NA	NA
60	8.8×10 ⁻²	4.3×10 ⁵	3.7×10 ⁻⁴	1.8×10 ³
30	1.2×10 ⁻¹	3.0×10 ⁵	NA	NA
14	2.1×10 ⁻¹	2.5×10 ⁵	NA	NA

NA：適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

クラス Y ALI=6×10⁷Bq

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	5.3×10 ⁻²	4.6×10 ⁵	5.8×10 ⁻⁶	5.1×10 ⁴
120	7.5×10 ⁻²	4.4×10 ⁵	8.7×10 ⁻⁶	5.0×10 ⁴
90	9.0×10 ⁻²	3.9×10 ⁵	1.1×10 ⁻⁵	4.7×10 ⁴
60	1.1×10 ⁻¹	3.1×10 ⁵	1.5×10 ⁻⁵	4.2×10 ⁴
30	1.3×10 ⁻¹	1.9×10 ⁵	NA	NA
14	1.5×10 ⁻¹	1.1×10 ⁵	NA	NA

NA：適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

クラス	ALI (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	1.0×10 ⁶	3.3×10 ⁵
Y	6.0×10 ⁷	3.3×10 ⁵

(122)

 ^{85}Sr

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 1 \times 10^8 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.4×10^{-1}	5.2×10^6	4.4×10^{-2}	4.3×10^5
2	4.3×10^{-1}	4.2×10^6	4.8×10^{-2}	4.6×10^5
3	3.5×10^{-1}	3.4×10^6	4.1×10^{-2}	4.0×10^5
4	3.0×10^{-1}	2.9×10^6	3.4×10^{-2}	3.3×10^5
5	2.6×10^{-1}	2.5×10^6	2.7×10^{-2}	2.6×10^5
6	2.3×10^{-1}	2.2×10^6	2.1×10^{-2}	2.1×10^5
7	2.1×10^{-1}	2.0×10^6	1.7×10^{-2}	1.6×10^5

クラス Y $ALI = 6 \times 10^7 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	3.3×10^6	6.6×10^{-4}	3.8×10^3
2	4.1×10^{-1}	2.4×10^6	7.8×10^{-4}	4.5×10^3
3	2.8×10^{-1}	1.7×10^6	6.9×10^{-4}	4.0×10^3
4	2.1×10^{-1}	1.2×10^6	5.6×10^{-4}	3.3×10^3
5	1.8×10^{-1}	1.0×10^6	4.6×10^{-4}	2.6×10^3
6	1.6×10^{-1}	9.2×10^5	3.7×10^{-4}	2.1×10^3
7	1.5×10^{-1}	8.6×10^5	2.9×10^{-4}	1.7×10^3

 ^{85}Sr

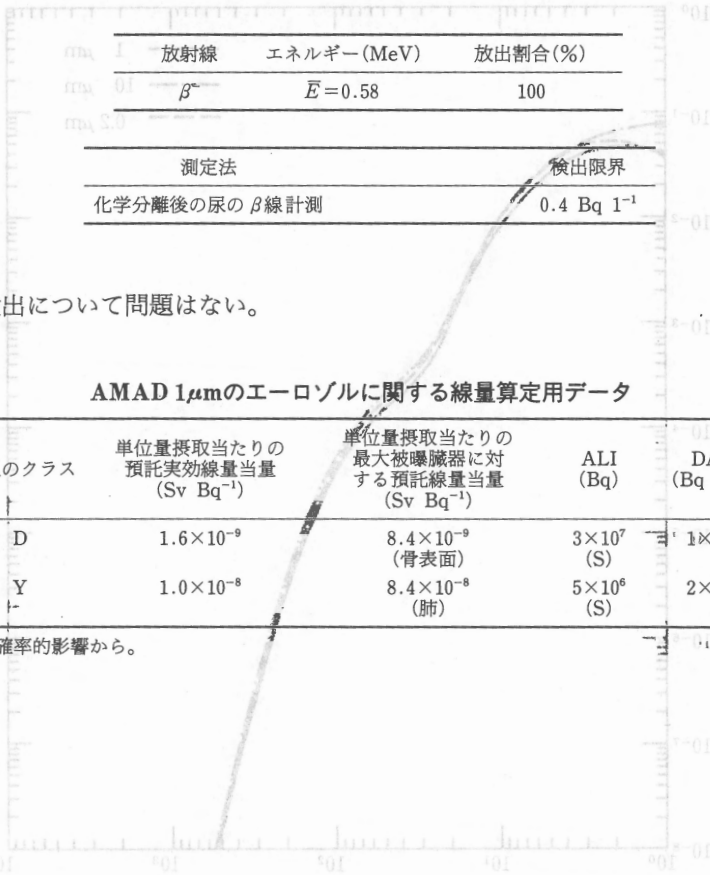
連続摂取

1日当たり $(1/365) ALI$ の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	2.3×10^6	8.3×10^4
Y	2.3×10^6	9.8×10^2

^{89}Sr

半減期 51日

崩壊形式 $^{89}\text{Sr} \xrightarrow{\beta^-} ^{89}\text{Y}$ (安定)

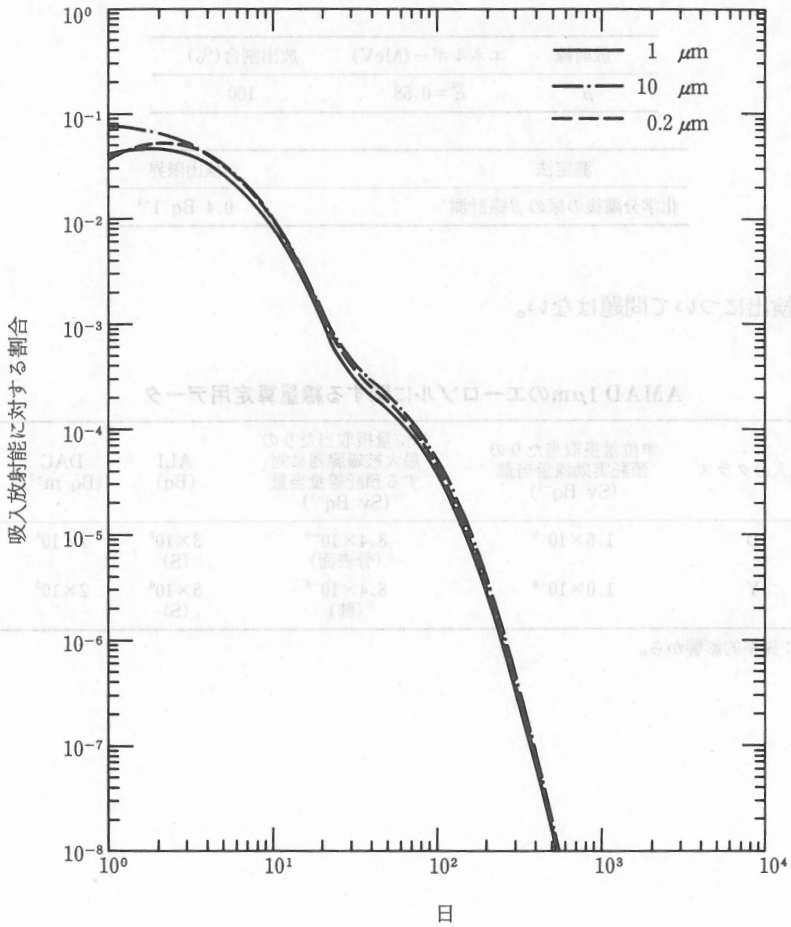


図 28 ^{89}Sr クラス D : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

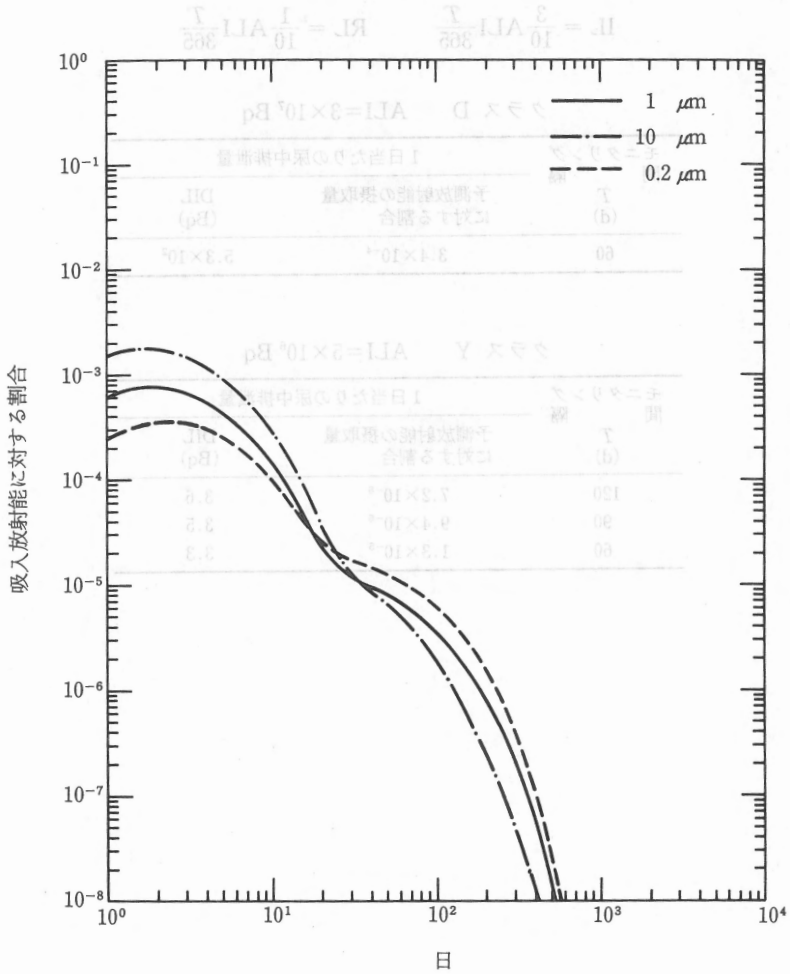
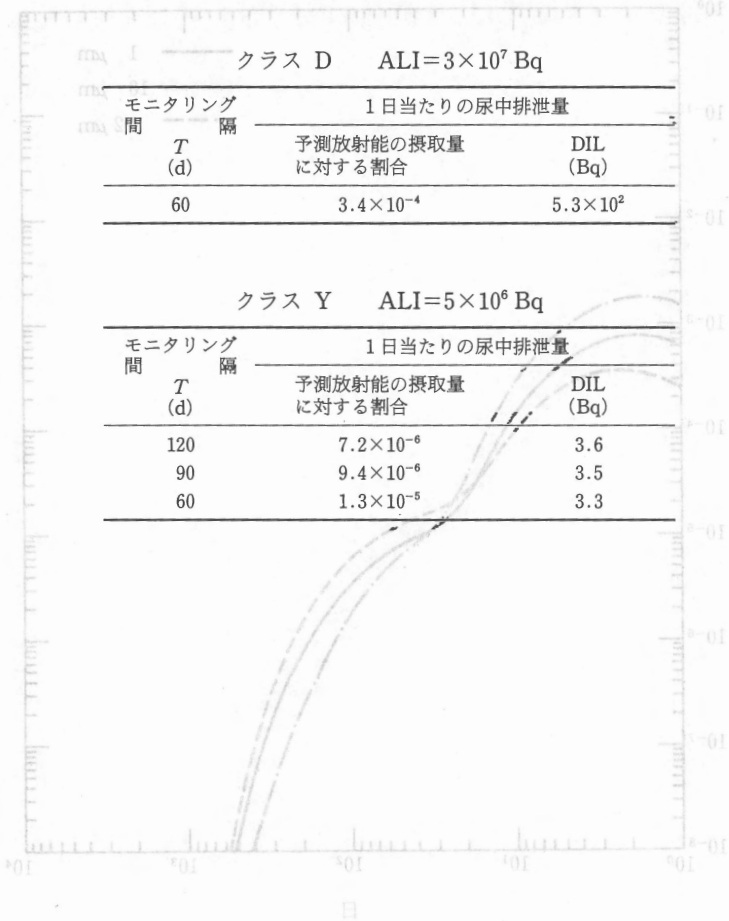


図 29 ⁸⁹Sr クラス Y：吸入後の1日当たりの尿中排泄，急性摂取

^{89}Sr

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$



予測放射能の摂取量に対する割合

⁸⁹Sr

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI=3×10⁷ Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	4.4×10 ⁻²	1.4×10 ⁵
2	4.8×10 ⁻²	1.5×10 ⁵
3	4.1×10 ⁻²	1.3×10 ⁵
4	3.3×10 ⁻²	1.0×10 ⁵
5	2.7×10 ⁻²	8.2×10 ⁴
6	2.1×10 ⁻²	6.5×10 ⁴
7	1.7×10 ⁻²	5.1×10 ⁴

クラス Y ALI=5×10⁶ Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	6.5×10 ⁻⁴	3.3×10 ²
2	7.8×10 ⁻⁴	3.9×10 ²
3	6.8×10 ⁻⁴	3.4×10 ²
4	5.6×10 ⁻⁴	2.8×10 ²
5	4.5×10 ⁻⁴	2.2×10 ²
6	3.6×10 ⁻⁴	1.8×10 ²
7	2.9×10 ⁻⁴	1.4×10 ²

⁸⁹Sr

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	2.6×10 ⁴
Y	8.0×10 ¹

^{90}Sr

半減期

29年

崩壊形式

$$^{90}\text{Sr} \xrightarrow[\text{(29年)}]{\beta^-} ^{90}\text{Y} \xrightarrow[\text{(64時間)}]{\beta^-} ^{90}\text{Zr} \text{ (安定)}$$

放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
^{90}Sr	β^-	$\bar{E}=0.20$	100
^{90}Y	β^-	$\bar{E}=0.93$	100

測定法	検出限界
化学分離後の尿の β 線計測	0.4 Bq l ⁻¹

クラスYの物質の日常モニタリングのためには、上に引用した値よりも低い検出限界が得られなければならない。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	6.2×10^{-8}	7.3×10^{-7} (骨表面)	7×10^5 (NS)	3×10^2
Y	3.4×10^{-7}	2.9×10^{-6} (肺)	1×10^5 (S)	6×10^1

NS：非確率的影響から，S：確率的影響から。

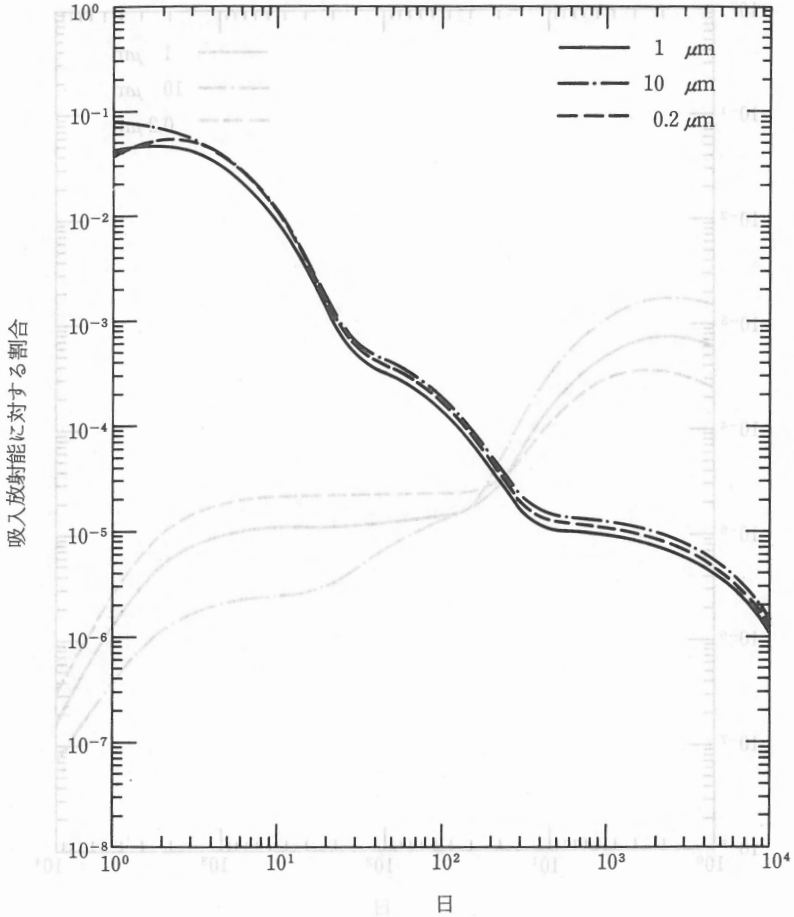


図 30 ^{90}Sr クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

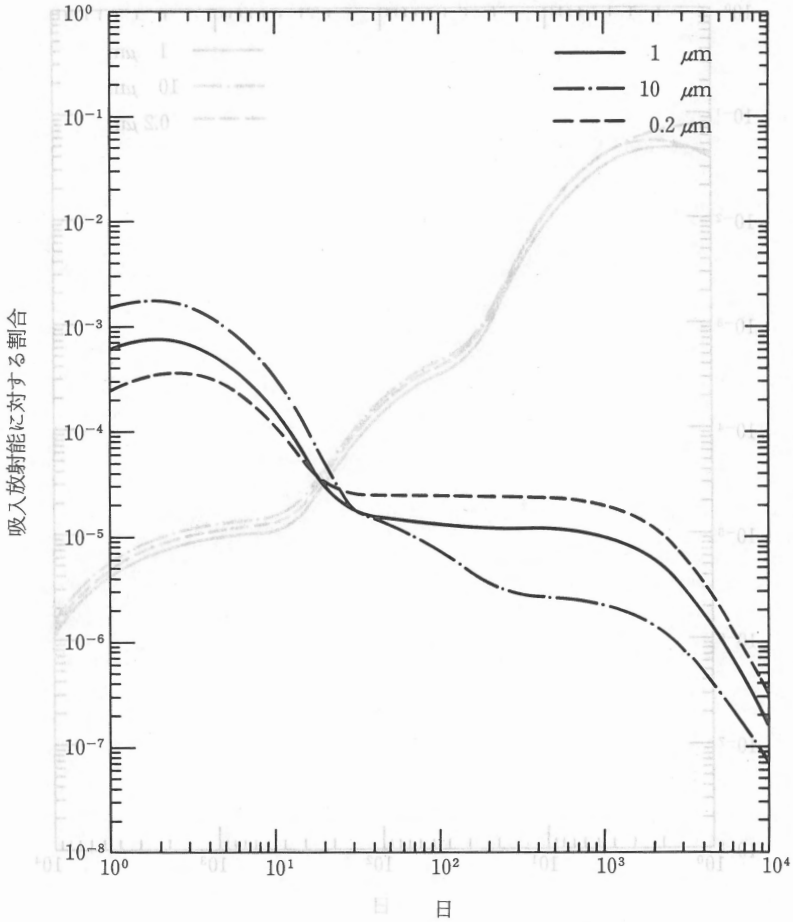


図 31 ^{90}Sr クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{90}Sr

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI=7 \times 10^5 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	1日当たりの尿中排泄量		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
120		2.7×10^{-4}	1.8×10^1
90		3.4×10^{-4}	1.7×10^1
60		5.1×10^{-4}	1.7×10^1

クラス Y $ALI=1 \times 10^5 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	1日当たりの尿中排泄量		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360		1.4×10^{-5}	6.1×10^{-1}
180		1.5×10^{-5}	3.4×10^{-1}
120		1.6×10^{-5}	2.5×10^{-1}
90		1.7×10^{-5}	2.0×10^{-1}
60		2.0×10^{-5}	1.5×10^{-1}

^{90}Sr

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI=7 \times 10^5 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	4.4×10^{-2}	3.0×10^3
2	4.9×10^{-2}	3.3×10^3
3	4.3×10^{-2}	2.9×10^3
4	3.5×10^{-2}	2.4×10^3
5	2.8×10^{-2}	1.9×10^3
6	2.3×10^{-2}	1.6×10^3
7	1.8×10^{-2}	1.2×10^3

クラス Y $ALI=1 \times 10^5 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	6.6×10^{-4}	1.0×10^1
2	8.0×10^{-4}	1.2×10^1
3	7.1×10^{-4}	1.1×10^1
4	5.9×10^{-4}	8.8
5	4.8×10^{-4}	7.2
6	3.9×10^{-4}	5.9
7	3.2×10^{-4}	4.7

 ^{90}Sr

連続摂取

クラスDおよびクラスYの物質に1日当たり(1/365)ALIの率で連続被曝した場合の1日当たりの排泄率を図32および33に示す。

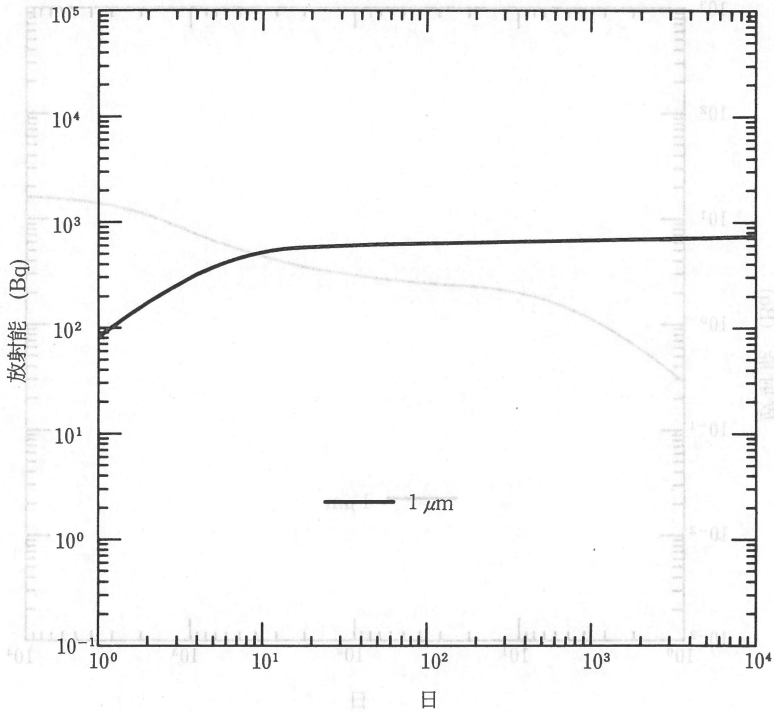


図 32 ^{90}Sr クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

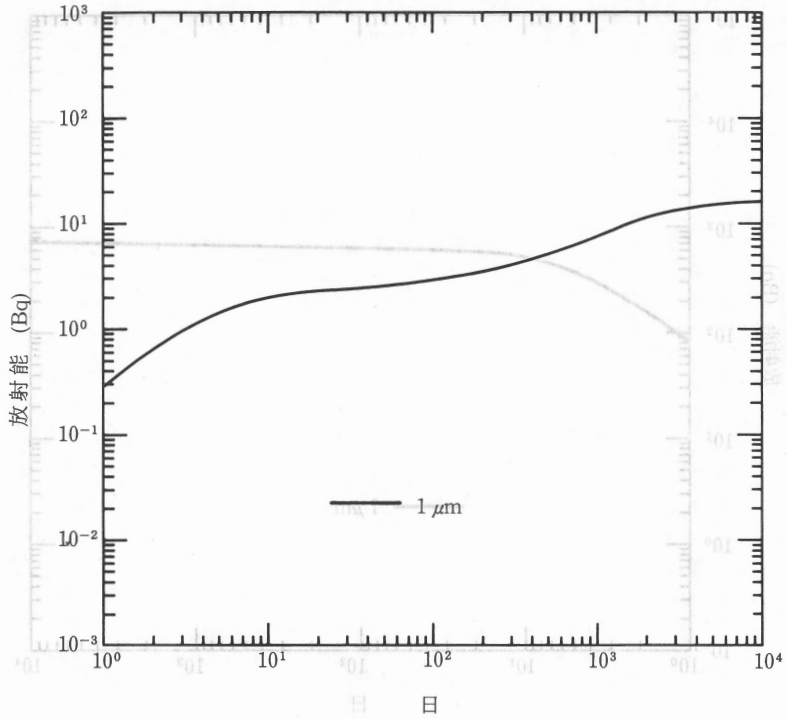


図 33 ^{90}Sr クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

ジルコニウム

ジルコニウムの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f _i
下記以外の全化合物	D	2×10 ⁻³
酸化物, 水酸化物, ハロゲン化合物および硝酸塩	W	2×10 ⁻³
炭化物	Y	2×10 ⁻³

分布と残留

ヒトにおけるジルコニウムの代謝挙動に関する情報はほとんどないようである。全身残留関数を次のように仮定した。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.5 \exp\left(-0.693 \frac{t}{7}\right) + 0.5 \exp\left(-0.693 \frac{t}{8000}\right)$$

長期成分は無機質骨に関連し、短期成分はその他すべての臓器および組織に関連していると仮定する。

排泄

情報が無い。

文献

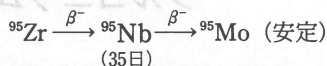
Waligora, S.J. (1971). Pulmonary retention of zirconium oxide (⁹⁵Nb) in man and beagle dogs. *Health Phys.* 20, 89-91.

(136)

⁹⁵Zr

半減期 64日

崩壊形式



放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
⁹⁵ Zr	γ	0.72	45
	γ	0.76	55
⁹⁵ Nb	γ	0.77	100

測定法	検出限界
体外計測	全身 0.4 kBq

検出について問題はないが、ヨウ化ナトリウム検出器によるγ線スペクトロメトリーでは、ジルコニウム-95とニオブ-95の光電ピークは分離しないであろう。したがって、測定値を解釈するためには、摂取の時刻がわかっており、また、身体内で生じたニオブ-95の挙動について仮定をする必要があるであろう。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	5.2×10 ⁻⁹	1.0×10 ⁻⁷ (骨表面)	5×10 ⁶ (NS)	2×10 ³
W	3.5×10 ⁻⁹	2.2×10 ⁻⁸ (骨表面)	1×10 ⁷ (S)	6×10 ³
Y	4.9×10 ⁻⁹	4.1×10 ⁻⁸ (肺)	1×10 ⁷ (S)	4×10 ³

NS：非確率的影響から，S：確率的影響から。

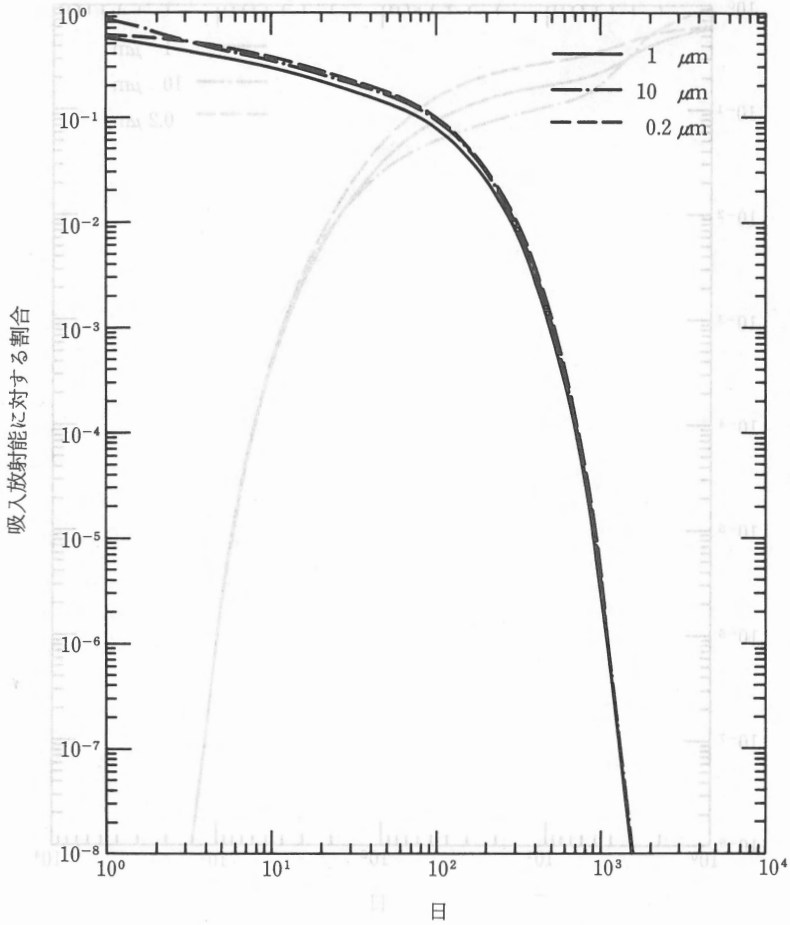


図 34 ^{95}Zr クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

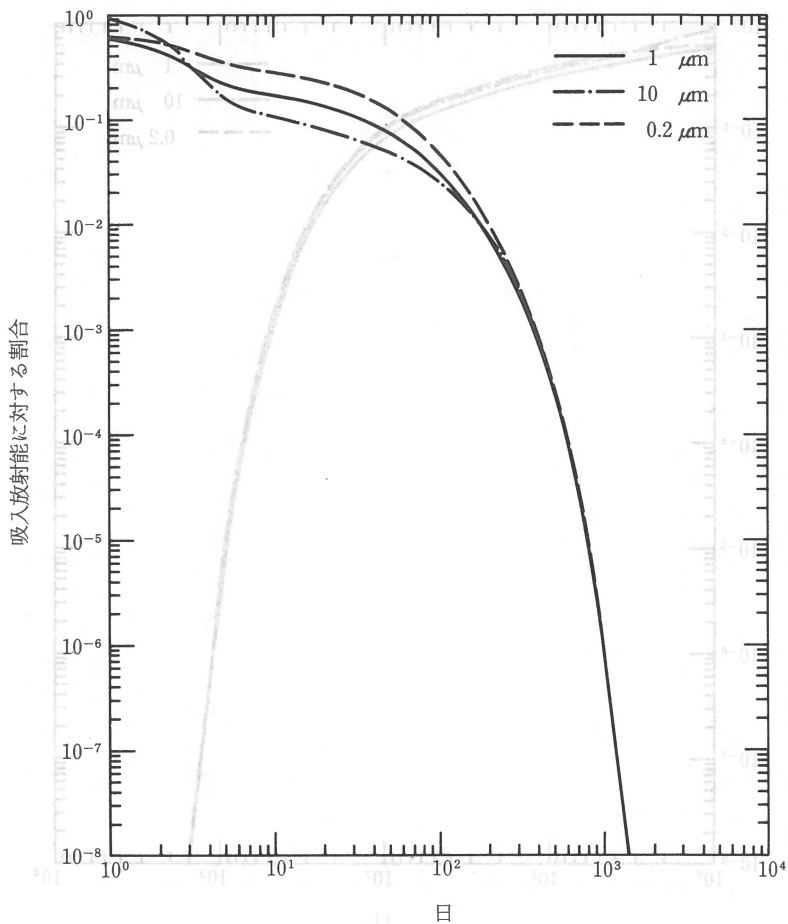


図 35 ⁹⁵Zr クラス W：吸入後の全身残留、急性摂取

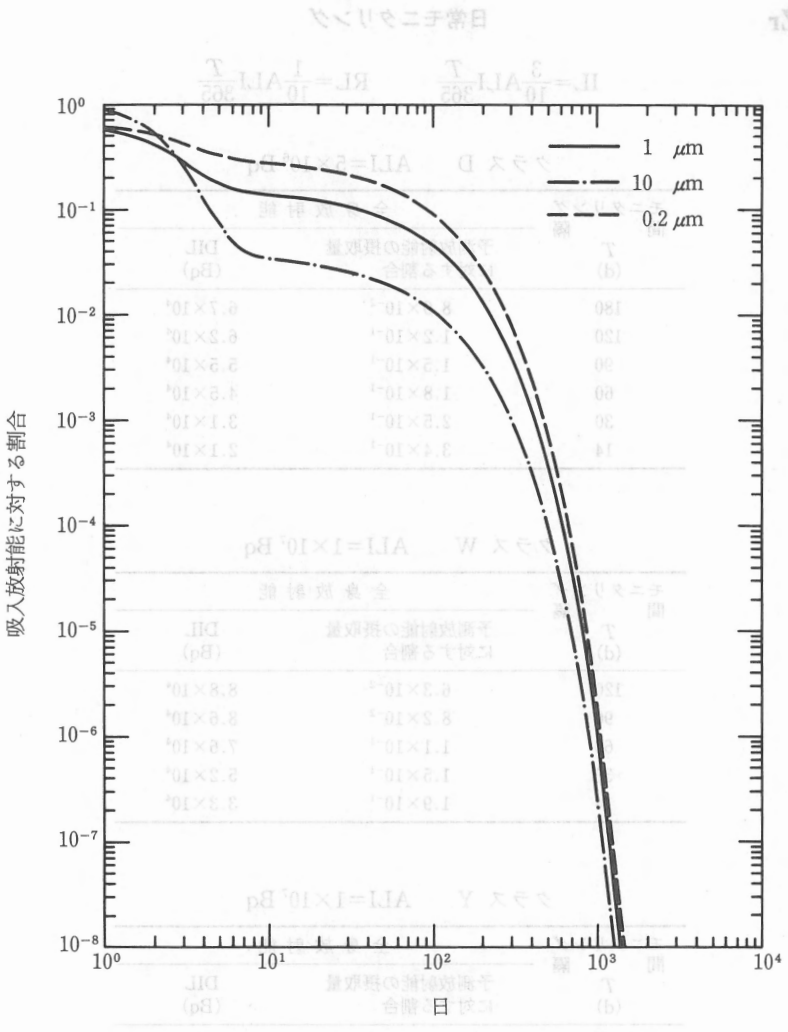


図 36 ⁹⁵Zr クラス Y : 吸入後の全身残留, 急性摂取

時間 (日)	DIL (Bq)
14	1.9×10^4
30	1.3×10^4
60	2.4×10^3
90	9.0×10^2
120	7.3×10^2
180	4.7×10^2

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$



^{95}Zr

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^6$ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	2.8×10^6
2	4.8×10^{-1}	2.4×10^6
3	4.3×10^{-1}	2.1×10^6
4	4.0×10^{-1}	2.0×10^6
5	3.7×10^{-1}	1.9×10^6
6	3.5×10^{-1}	1.8×10^6
7	3.4×10^{-1}	1.7×10^6

クラス W $ALI = 1 \times 10^7$ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	8.1×10^6
2	4.4×10^{-1}	6.2×10^6
3	3.3×10^{-1}	4.6×10^6
4	2.6×10^{-1}	3.6×10^6
5	2.2×10^{-1}	3.1×10^6
6	2.0×10^{-1}	2.8×10^6
7	1.9×10^{-1}	2.6×10^6

クラス Y $ALI = 1 \times 10^7$ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	5.7×10^6
2	4.1×10^{-1}	4.1×10^6
3	2.8×10^{-1}	2.8×10^6
4	2.1×10^{-1}	2.1×10^6
5	1.8×10^{-1}	1.8×10^6
6	1.6×10^{-1}	1.6×10^6
7	1.5×10^{-1}	1.5×10^6

ルテニウム

ルテニウムの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f_i
下記以外の全化合物	D	5×10^{-2}
ハロゲン化物	W	5×10^{-2}
酸化物および水酸化物	Y	5×10^{-2}

分布と残留

次に示すヒトの全身残留関数が Furchner ら (1971) のデータを用いて導き出されている。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.15 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.3}\right) + 0.35 \exp\left(-0.693 \frac{t}{8}\right) \\ + 0.30 \exp\left(-0.693 \frac{t}{35}\right) + 0.20 \exp\left(-0.693 \frac{t}{1000}\right)$$

通過コンパートメント中のルテニウムの半減期は 0.3 日と仮定する。通過コンパートメントから、15% の割合が直接に排泄され、残りはすべての臓器および組織に均等に分布するものとする。

排 泄

ヒトにおけるルテニウムの排泄については情報がない。Stara ら (1971) により与えられたデータから、0.8 という値を f_u として採用した。

尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 2.8 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.3}\right) + 2.4 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{8}\right) \\ + 4.8 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{35}\right) + 1.1 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{1000}\right)$$

であり、また組織系からの糞中排泄は、

$$e_{B, st}^a(t) = 6.9 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.3}\right) + 6.1 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{8}\right) + 1.2 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{35}\right) + 2.8 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{1000}\right)$$

である。

文 献

Furchner, J.E., Richmond, C.R. and Drake, G.A. (1971). Comparative metabolism of radionuclides in mammals—VII. Retention of ¹⁰⁶Ru in the mouse, rat, monkey and dog. *Health Phys.* **21**, 355-365.

Stara, J.F., Nelson, N.S., Della Rosa, R.J. and Bustad, L.K. (1971). Comparative metabolism of radionuclides in mammals: a review. *Health Phys.* **20**, 113-137.

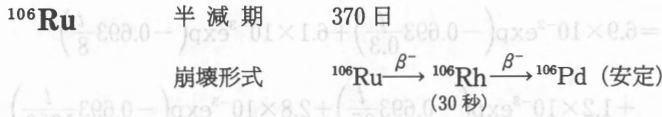
Webber, C.E. and Harvey, J.W. (1976). Accidental human inhalation of ruthenium tetroxide. *Health Phys.* **30**, 352-355.

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する質量転送係数の比較

DAG (Bq m ⁻³)	ALI (Bq)	単位換算係数 (24 hr Bq ⁻¹)	単位換算係数 (24 hr Bq ⁻¹)	人の大きさ
1 × 10 ⁶	3 × 10 ⁶ (2)	5.2 × 10 ⁻⁴ (2)	1.2 × 10 ⁻⁴	D
8 × 10 ⁶	3 × 10 ⁶ (2)	5.1 × 10 ⁻⁴ (2)	5.2 × 10 ⁻⁴	W
3 × 10 ⁶	4 × 10 ⁶ (2)	1.0 × 10 ⁻⁴ (2)	1.2 × 10 ⁻⁴	Y

2: 標準的数値

(144)



放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
^{106}Ru		測定可能な放出放射線なし	
^{106}Rh	γ	0.51	21
	γ	0.62	10
	γ	1.1	1
測定法			検出限界
体外計測		全身	2 kBq
尿の γ 線スペクトロメトリー			20 Bq l ⁻¹

体外計測には問題がなく、体外計測が好ましい。上に引用した尿分析の検出限界は、クラス Y 物質に対する被曝の日常モニタリングには十分でない。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位置摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位置摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	1.5×10^{-8}	2.5×10^{-8} (大腸下部壁)	3×10^6 (S)	1×10^3
W	2.5×10^{-8}	2.1×10^{-7} (肺)	2×10^6 (S)	8×10^2
Y	1.2×10^{-7}	1.0×10^{-6} (肺)	4×10^5 (S)	2×10^2

S: 確率的影響から。

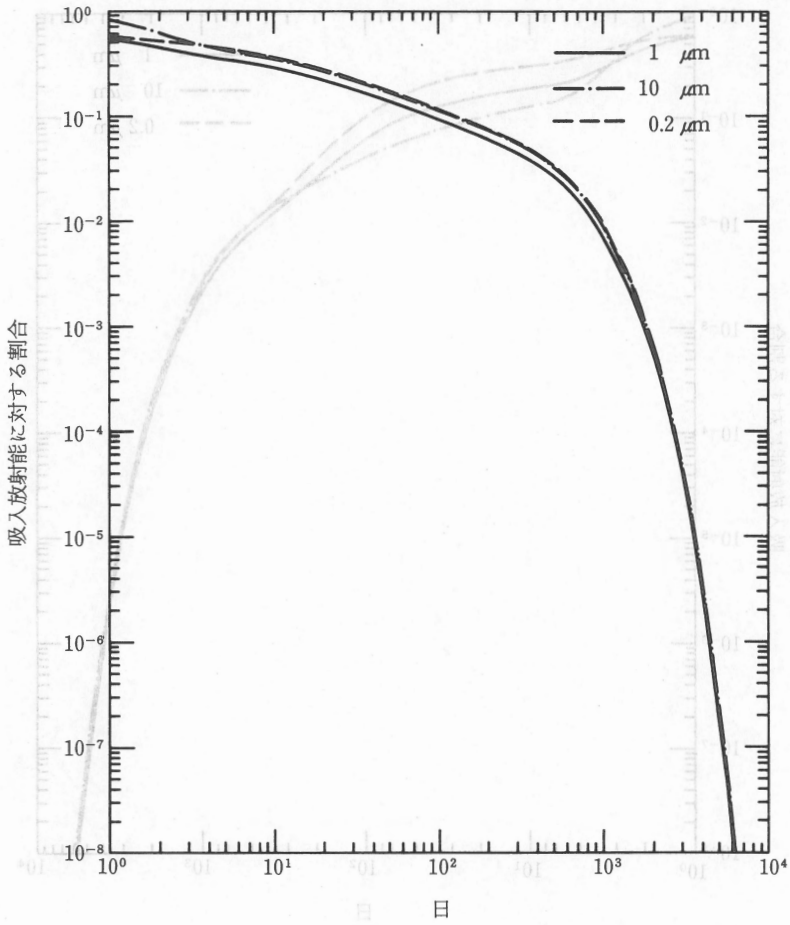


図 37 ^{106}Ru クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

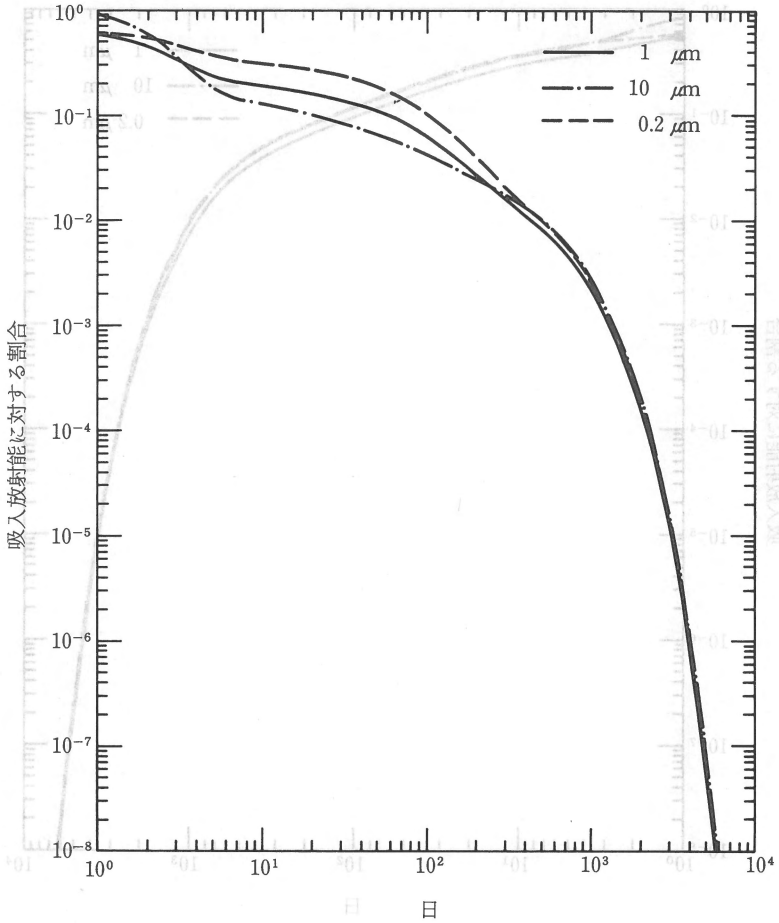


図 38 ¹⁰⁶Ru クラス W：吸入後の全身残留，急性摂取

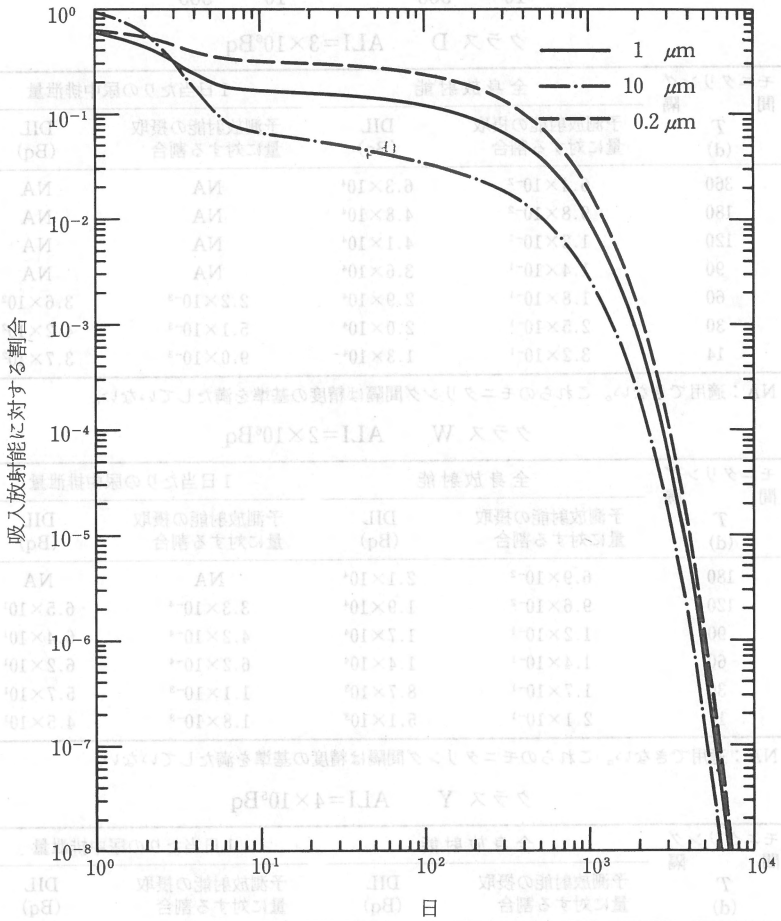


図 39 ¹⁰⁶Ru クラス Y: 吸入後の全身残留, 急性摂取

NA: 適用できない。この値は精度の基準を満たしていない。

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 3 \times 10^6 \text{Bq}$

モニタリング 間隔	T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
		予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360		6.4×10^{-2}	6.3×10^4	NA	NA
180		9.8×10^{-2}	4.8×10^4	NA	NA
120		1.2×10^{-1}	4.1×10^4	NA	NA
90		1.4×10^{-1}	3.6×10^4	NA	NA
60		1.8×10^{-1}	2.9×10^4	2.2×10^{-3}	3.6×10^2
30		2.5×10^{-1}	2.0×10^4	5.1×10^{-3}	4.2×10^2
14		3.2×10^{-1}	1.3×10^4	9.0×10^{-3}	3.7×10^2

NA: 適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

クラス W $ALI = 2 \times 10^6 \text{Bq}$

モニタリング 間隔	T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
		予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180		6.9×10^{-2}	2.1×10^4	NA	NA
120		9.6×10^{-2}	1.9×10^4	3.3×10^{-4}	6.5×10^1
90		1.2×10^{-1}	1.7×10^4	4.2×10^{-4}	6.4×10^1
60		1.4×10^{-1}	1.4×10^4	6.2×10^{-4}	6.2×10^1
30		1.7×10^{-1}	8.7×10^3	1.1×10^{-3}	5.7×10^1
14		2.1×10^{-1}	5.1×10^3	1.8×10^{-3}	4.5×10^1

NA: 適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

クラス Y $ALI = 4 \times 10^5 \text{Bq}$

モニタリング 間隔	T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
		予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360		9.4×10^{-2}	1.2×10^4	NA	NA
180		1.2×10^{-1}	7.7×10^3	NA	NA
120		1.3×10^{-1}	5.6×10^3	6.2×10^{-5}	2.6
90		1.4×10^{-1}	4.4×10^3	8.6×10^{-5}	2.7
60		1.5×10^{-1}	3.1×10^3	1.4×10^{-4}	3.0
30		1.6×10^{-1}	1.7×10^3	3.2×10^{-4}	3.3
14		1.7×10^{-1}	9.0×10^2	5.5×10^{-4}	2.9

NA: 適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

^{106}Ru

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 3 \times 10^6 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.3×10^{-1}	1.7×10^6	4.8×10^{-2}	1.6×10^4
2	4.4×10^{-1}	1.4×10^6	2.5×10^{-2}	8.1×10^3
3	3.9×10^{-1}	1.3×10^6	1.6×10^{-2}	5.3×10^3
4	3.6×10^{-1}	1.2×10^6	1.2×10^{-2}	4.1×10^3
5	3.4×10^{-1}	1.1×10^6	1.1×10^{-2}	3.5×10^3
6	3.3×10^{-1}	1.1×10^6	9.7×10^{-3}	3.2×10^3
7	3.2×10^{-1}	1.0×10^6	9.0×10^{-3}	3.0×10^3

クラス W $ALI = 2 \times 10^6 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	1.2×10^6	1.1×10^{-2}	2.1×10^3
2	4.4×10^{-1}	8.9×10^4	4.0×10^{-3}	8.1×10^2
3	3.3×10^{-1}	6.7×10^4	2.7×10^{-3}	5.3×10^2
4	2.7×10^{-1}	5.4×10^4	2.3×10^{-3}	4.5×10^2
5	2.4×10^{-1}	4.7×10^4	2.1×10^{-3}	4.1×10^2
6	2.2×10^{-1}	4.3×10^4	1.9×10^{-3}	3.8×10^2
7	2.1×10^{-1}	4.1×10^4	1.8×10^{-3}	3.6×10^2

クラス Y $ALI = 4 \times 10^5 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	2.4×10^4	2.0×10^{-3}	8.3×10^1
2	4.2×10^{-1}	1.8×10^4	1.7×10^{-3}	7.3×10^1
3	3.0×10^{-1}	1.3×10^4	1.0×10^{-3}	4.3×10^1
4	2.3×10^{-1}	9.8×10^3	7.6×10^{-4}	3.2×10^1
5	2.0×10^{-1}	8.3×10^3	6.6×10^{-4}	2.8×10^1
6	1.8×10^{-1}	7.6×10^3	5.9×10^{-4}	2.5×10^1
7	1.7×10^{-1}	7.2×10^3	5.5×10^{-4}	2.3×10^1

1日当たり(1/365)ALIの割合で連続摂取した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	4.2×10^5	2.9×10^3
W	1.4×10^5	4.9×10^2
Y	6.6×10^4	2.9×10^1

W マス W ALI = 5×10^6 Bq

時間 (日)	手続放射能の摂取量に達するまでの時間 (日)	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
1	2.8×10^1	1.2×10^5	1.1×10^2
2	4.4×10^1	8.9×10^4	4.0×10^1
3	3.3×10^1	6.7×10^4	3.7×10^1
4	3.7×10^1	8.4×10^4	3.3×10^1
5	5.4×10^1	4.7×10^4	3.1×10^1
6	5.3×10^1	4.3×10^4	1.9×10^1
7	5.1×10^1	4.1×10^4	1.8×10^1

Y マス Y ALI = 4×10^6 Bq

時間 (日)	手続放射能の摂取量に達するまでの時間 (日)	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
1	2.8×10^1	3.4×10^5	5.0×10^2
2	4.3×10^1	1.8×10^5	1.7×10^1
3	3.0×10^1	1.3×10^5	1.0×10^1
4	3.3×10^1	9.8×10^4	7.6×10^0
5	2.0×10^1	8.3×10^4	6.6×10^0
6	1.8×10^1	7.9×10^4	5.9×10^0
7	1.7×10^1	7.5×10^4	5.2×10^0

銀

銀の同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f _i
下記以外の全化合物	D	5×10^{-2}
硝酸塩および硫化物	W	5×10^{-2}
酸化物および水酸化物	Y	5×10^{-2}

分布と残留

下記の式が、全身残留に採用されている (Newton と Holmes, 1966)。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.1 \exp\left(-0.693 \frac{t}{3.5}\right) + 0.9 \exp\left(-0.693 \frac{t}{50}\right)$$

組織系放射能のうち、80%が肝臓に、また、20%がその他のすべての臓器と組織に移行する。

排 泄

ヒトにおける銀の排泄についてデータはない。

文 献

- Lente, J. (1976). Animal experiments on the biokinetics of ^{110m}Ag and estimation of the radiation dose to man. Thesis, University of Berlin.
- Newton, D. and Holmes, A. (1966). A case of accidental inhalation of zinc-65 and silver-110 m. *Rad. Res.* **29**, 403-412.

(152)

^{110m}Ag

半減期 250日

崩壊形式 $^{110m}\text{Ag} \xrightarrow{\beta^-} ^{110}\text{Cd}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.66	95
γ	0.68	11
γ	0.69	6.5
γ	0.71	17
γ	0.76	22
γ	0.82	7.3
γ	0.88	73
γ	0.94	34
γ	1.38	24
γ	1.51	13
測定法	検出限界	
体外計測	全身	0.4 kBq

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	1.0×10^{-8}	8.1×10^{-8} (肝臓)	5×10^6 (S)	2×10^3
W	7.1×10^{-9}	3.2×10^{-8} (肺)	7×10^6 (S)	3×10^3
Y	1.4×10^{-8}	1.2×10^{-7} (肺)	3×10^6 (S)	1×10^3

S: 確率的影響から。

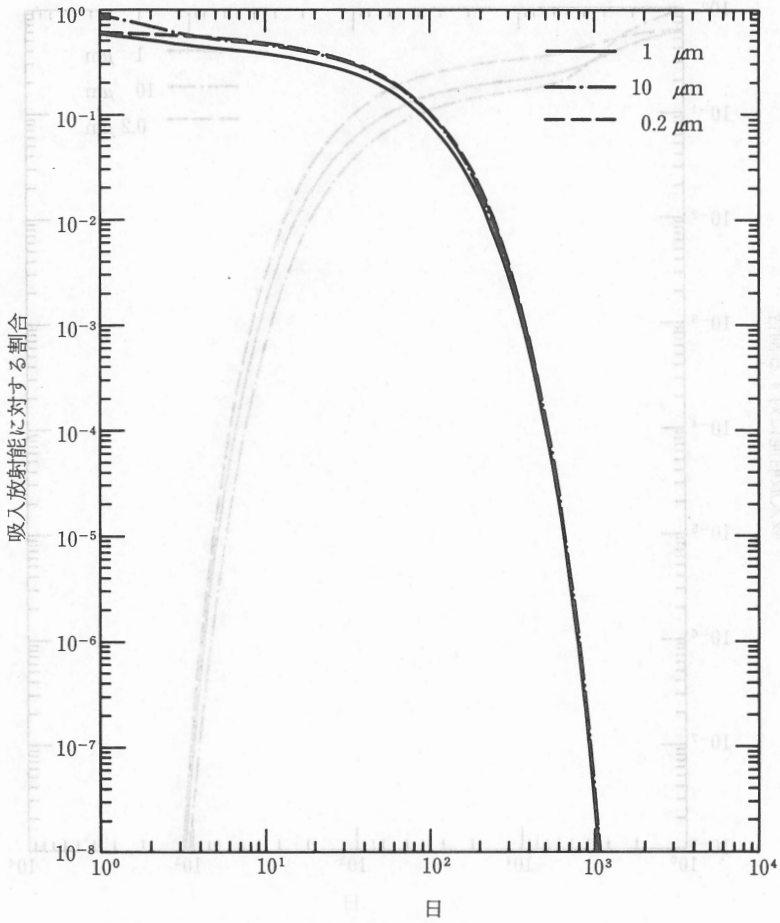


図 40 ^{110m}Ag クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

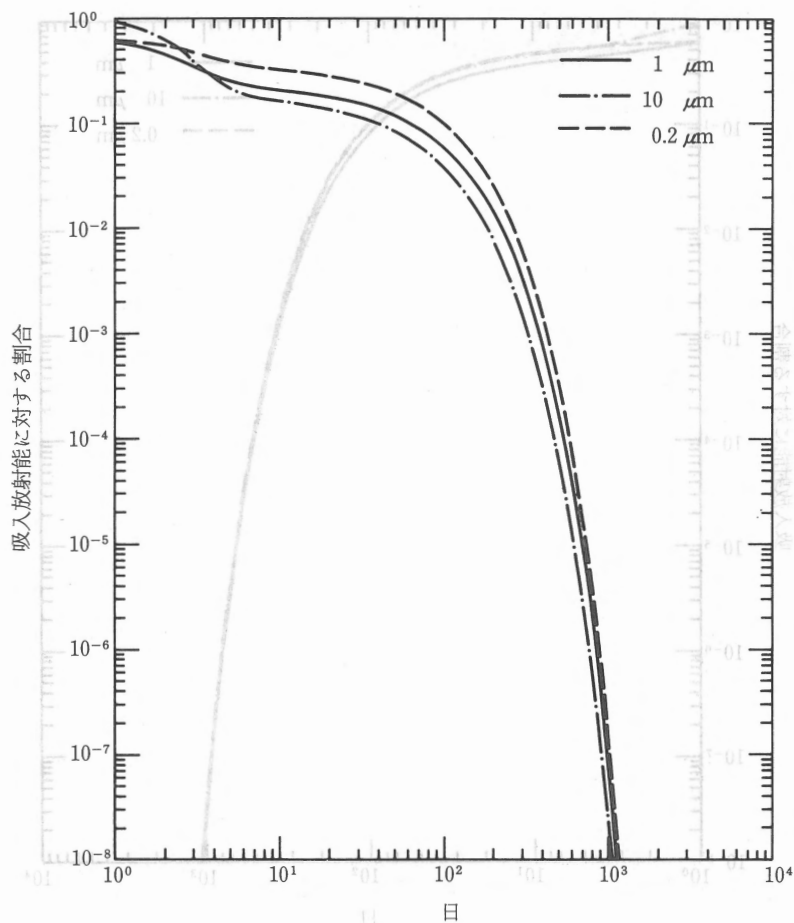


図 41 ^{110m}Ag クラス W : 吸入後の全身残留, 急性摂取

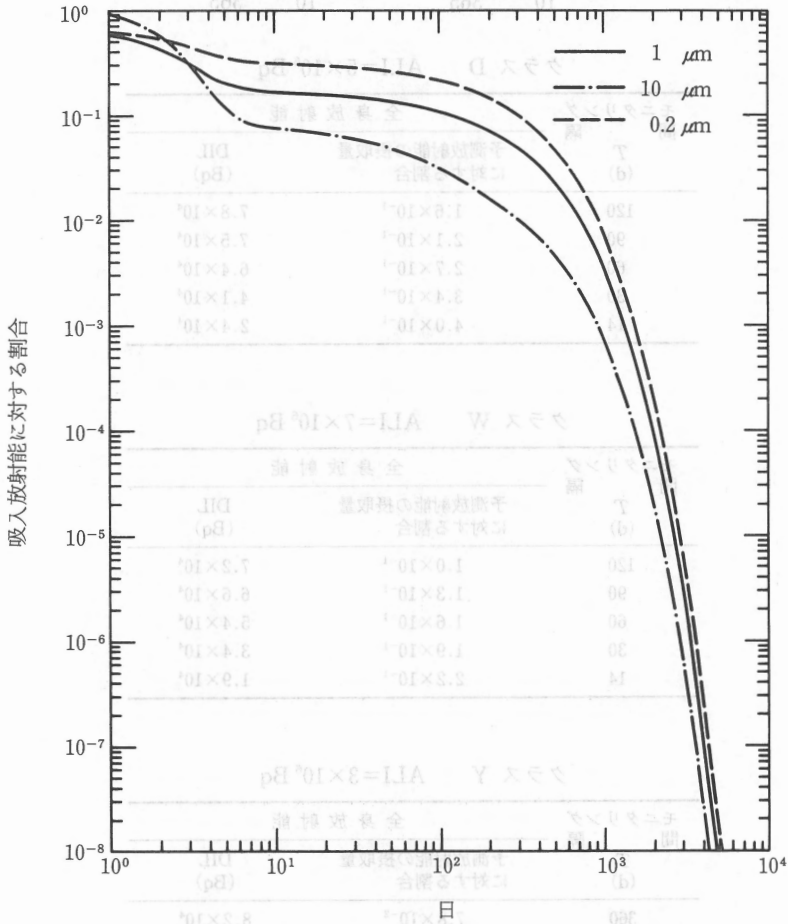


図 42 110mAg クラス Y : 吸入後の全身残留, 急性摂取

日	110mAg クラス Y に対する割合 (Bq)
14	1.3 × 10 ⁻⁷
30	1.4 × 10 ⁻⁷
60	1.5 × 10 ⁻⁷
90	1.4 × 10 ⁻⁷
120	1.3 × 10 ⁻⁷
150	1.2 × 10 ⁻⁷
180	1.1 × 10 ⁻⁷
210	1.0 × 10 ⁻⁷
240	9.8 × 10 ⁻⁸
270	9.6 × 10 ⁻⁸
300	9.4 × 10 ⁻⁸
330	9.2 × 10 ⁻⁸
360	9.0 × 10 ⁻⁸
390	8.8 × 10 ⁻⁸
420	8.6 × 10 ⁻⁸
450	8.4 × 10 ⁻⁸
480	8.2 × 10 ⁻⁸

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365}$$

$$RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^6 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
120	1.6×10^{-1}	7.8×10^4
90	2.1×10^{-1}	7.5×10^4
60	2.7×10^{-1}	6.4×10^4
30	3.4×10^{-1}	4.1×10^4
14	4.0×10^{-1}	2.4×10^4

クラス W $ALI = 7 \times 10^6 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
120	1.0×10^{-1}	7.2×10^4
90	1.3×10^{-1}	6.6×10^4
60	1.6×10^{-1}	5.4×10^4
30	1.9×10^{-1}	3.4×10^4
14	2.2×10^{-1}	1.9×10^4

クラス Y $ALI = 3 \times 10^6 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	7.8×10^{-2}	8.2×10^4
180	1.1×10^{-1}	5.9×10^4
120	1.3×10^{-1}	4.5×10^4
90	1.4×10^{-1}	3.7×10^4
60	1.5×10^{-1}	2.6×10^4
30	1.6×10^{-1}	1.4×10^4
14	1.8×10^{-1}	7.7×10^3

^{110m}Ag

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^6 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	2.8×10^5
2	5.1×10^{-1}	2.4×10^5
3	4.6×10^{-1}	2.2×10^5
4	4.4×10^{-1}	2.1×10^5
5	4.3×10^{-1}	2.0×10^5
6	4.1×10^{-1}	2.0×10^5
7	4.0×10^{-1}	1.9×10^5

クラス W $ALI = 7 \times 10^6 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.9×10^{-1}	4.1×10^5
2	4.6×10^{-1}	3.2×10^5
3	3.5×10^{-1}	2.4×10^5
4	2.8×10^{-1}	2.0×10^5
5	2.5×10^{-1}	1.8×10^5
6	2.3×10^{-1}	1.6×10^5
7	2.2×10^{-1}	1.6×10^5

クラス Y $ALI = 3 \times 10^6 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	2.0×10^5
2	4.3×10^{-1}	1.5×10^5
3	3.1×10^{-1}	1.1×10^5
4	2.4×10^{-1}	8.3×10^4
5	2.0×10^{-1}	7.1×10^4
6	1.8×10^{-1}	6.5×10^4
7	1.8×10^{-1}	6.2×10^4

アンチモン

アンチモンの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f ₁
下記以外の通常存在する全化合物	D	1×10 ⁻²
酸化物, 水酸化物, ハロゲン化合物, 硫化物, 硫酸塩および硝酸塩	W	1×10 ⁻²

分布と残留

この報告書では、通過コンパートメントを出ていくアンチモンのうち 20 % が直接に排泄され、20 % が無機質骨に、10 % が肝臓に移行し、そして残りがその他すべての臓器および組織に均等に分布すると仮定する。残留はすべての臓器および組織において同じであると仮定する（任意の臓器あるいは組織に移行したアンチモンのうち 95 % および 5 % の割合が、それぞれ 5 日および 100 日の生物学的半減期で残留すると仮定する）*。したがって、全身の残留式は、

$$r_{B,s}^a(t) = 0.20 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.25}\right) + 0.76 \exp\left(-0.693 \frac{t}{5}\right) + 0.04 \exp\left(-0.693 \frac{t}{100}\right)$$

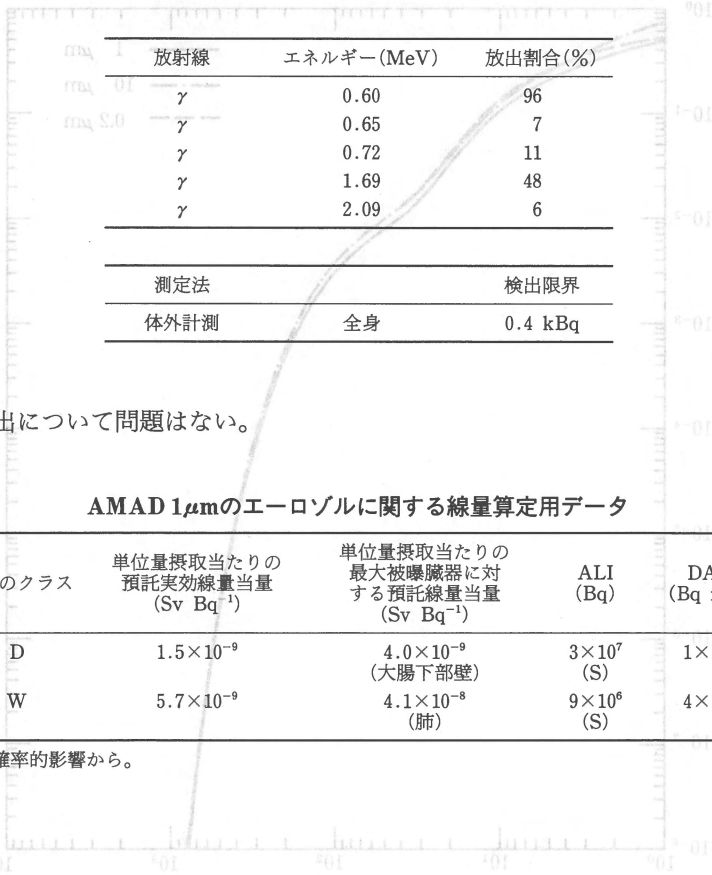
排泄

ヒトにおける排泄についてのデータはない。

* 訳注：ICRP Publication 30 より引用。

^{124}Sb

半減期 60日

崩壊形式 $^{124}\text{Sb} \xrightarrow{\beta^-} ^{124}\text{Te}$ (安定)

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-3})
D	1.5×10^{-9}	4.0×10^{-9} (大腸下部壁)	3×10^7 (S)	1×10^4
W	5.7×10^{-9}	4.1×10^{-8} (肺)	9×10^6 (S)	4×10^3

S: 確率的影響から。

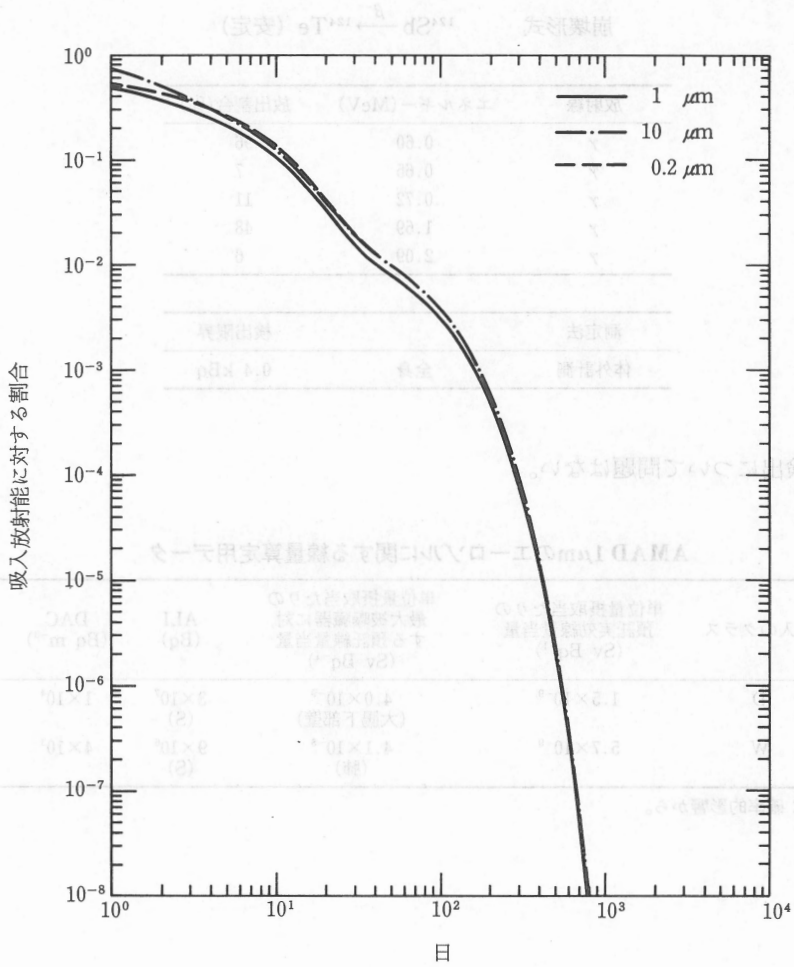


図 43 ^{124}Sb クラス D：吸入後の全身残留，急性摂取

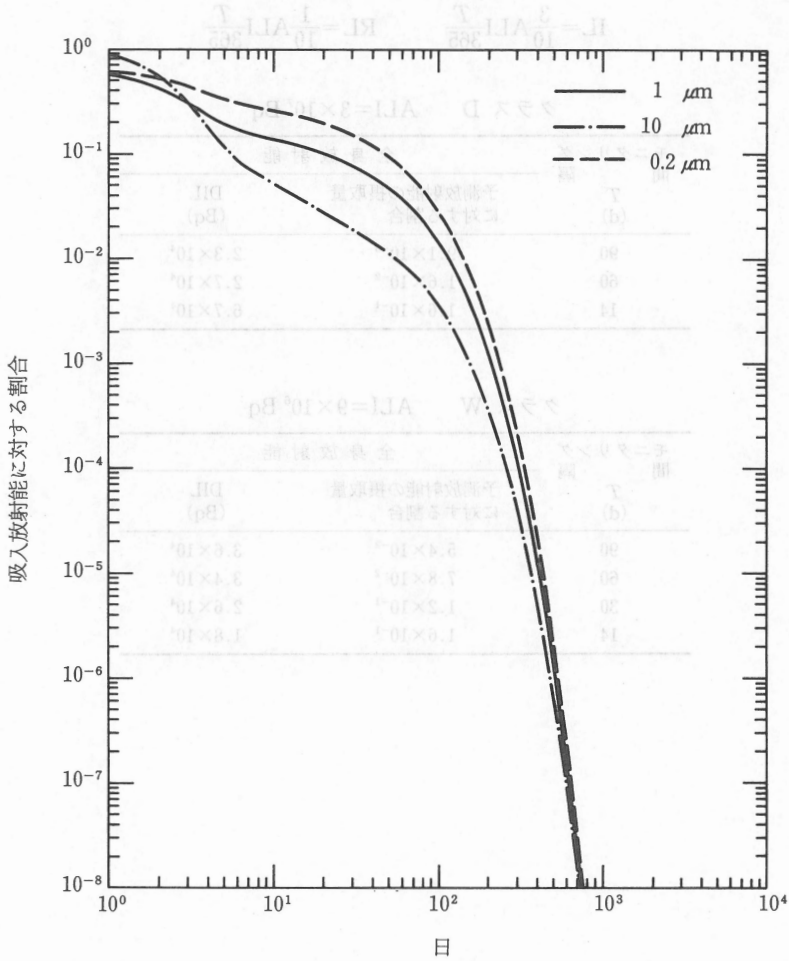
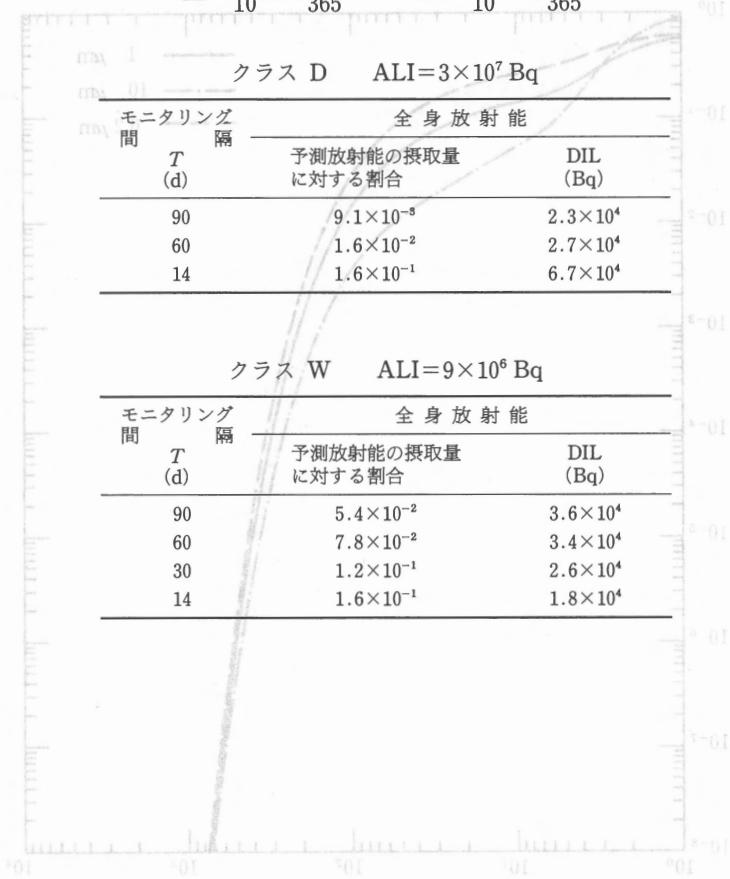


図 44 ^{124}Sb クラス W：吸入後の全身残留，急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$



クラス D ALI=3×10⁷ Bq

モニタリング間隔		全身放射能	
T (d)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	
90	9.1×10 ⁻⁵	2.3×10 ⁴	
60	1.6×10 ⁻²	2.7×10 ⁴	
14	1.6×10 ⁻¹	6.7×10 ⁴	

クラス W ALI=9×10⁶ Bq

モニタリング間隔		全身放射能	
T (d)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	
90	5.4×10 ⁻²	3.6×10 ⁴	
60	7.8×10 ⁻²	3.4×10 ⁴	
30	1.2×10 ⁻¹	2.6×10 ⁴	
14	1.6×10 ⁻¹	1.8×10 ⁴	

年間平均吸入量

^{124}Sb

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 3 \times 10^7 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	4.8×10^{-1}	1.6×10^6
2	3.7×10^{-1}	1.2×10^6
3	2.9×10^{-1}	1.0×10^6
4	2.4×10^{-1}	8.3×10^5
5	2.1×10^{-1}	7.1×10^5
6	1.8×10^{-1}	6.2×10^5
7	1.6×10^{-1}	5.4×10^5

クラス W $ALI = 9 \times 10^6 \text{ Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.6×10^{-1}	4.9×10^5
2	4.2×10^{-1}	3.7×10^5
3	3.0×10^{-1}	2.7×10^5
4	2.3×10^{-1}	2.0×10^5
5	1.9×10^{-1}	1.7×10^5
6	1.7×10^{-1}	1.5×10^5
7	1.6×10^{-1}	1.4×10^5

(164)

 ^{125}Sb

半減期 2.8年

崩壊形式 $^{125}\text{Sb} \xrightarrow{\beta^-} ^{125}\text{Te}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.18	7
γ	0.43	30
γ	0.46	10
γ	0.60	22
γ	0.64	11

測定法	検出限界	
体外計測	全身	1 kBq

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	5.7×10^{-10}	2.7×10^{-9} (骨表面)	9×10^7 (S)	4×10^4
W	2.6×10^{-9}	2.2×10^{-8} (肺)	2×10^7 (S)	8×10^3

S: 確率的影響から。

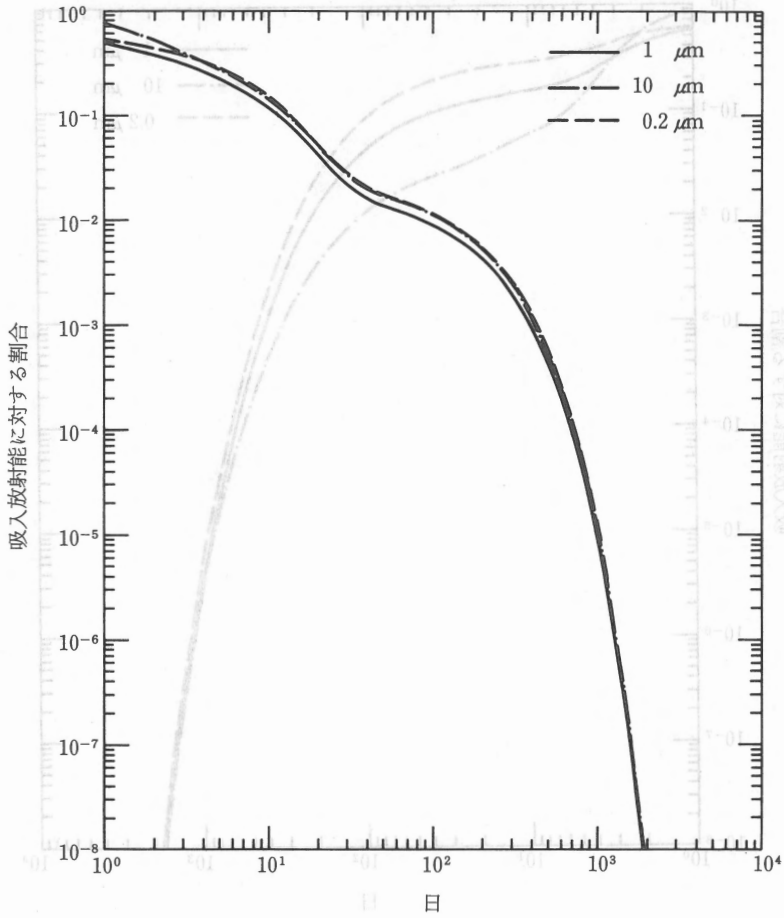


図 45 ^{125}Sb クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

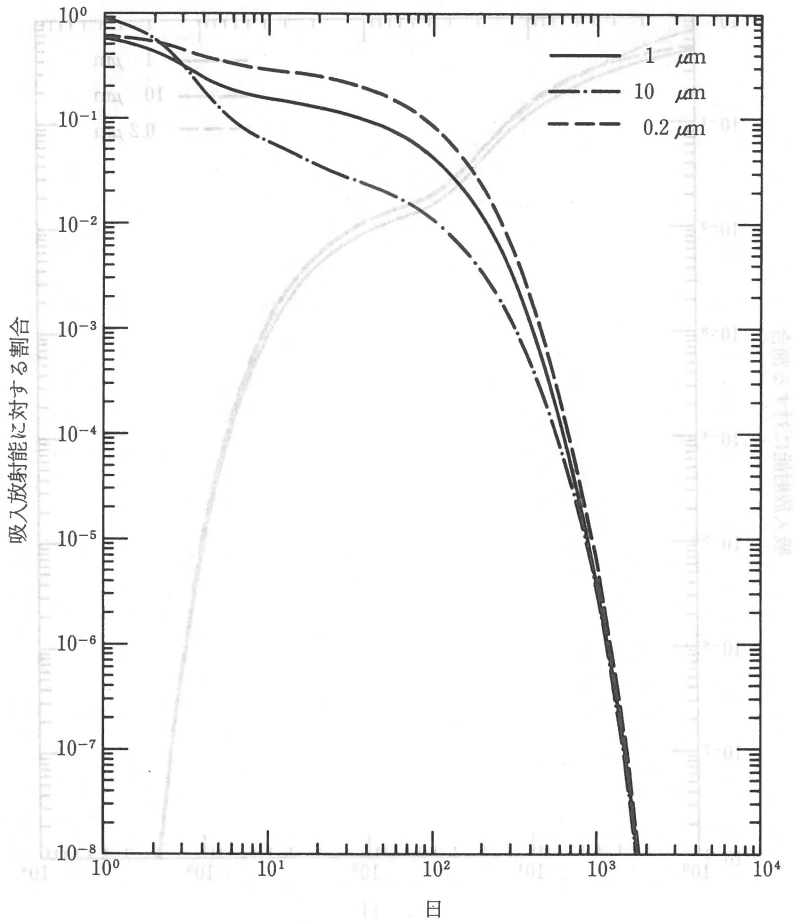


図 46 ^{125}Sb クラス W: 吸入後の全身残留, 急性摂取

^{125}Sb

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 9 \times 10^7 \text{ Bq}$

モニタリング 間 隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
180	9.9×10^{-3}	1.3×10^5
120	1.3×10^{-2}	1.1×10^5
90	1.5×10^{-2}	9.7×10^4
60	2.2×10^{-2}	9.6×10^4
14	1.7×10^{-1}	1.9×10^5

クラス W $ALI = 2 \times 10^7 \text{ Bq}$

モニタリング 間 隔 T (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
120	7.3×10^{-2}	1.4×10^5
90	8.8×10^{-2}	1.3×10^5
60	1.1×10^{-1}	1.0×10^5
30	1.4×10^{-1}	6.5×10^4
14	1.7×10^{-1}	4.1×10^4

(168)

¹²⁵Sb

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 9 \times 10^7$ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	4.9×10^{-1}	4.3×10^6
2	3.7×10^{-1}	3.3×10^6
3	3.0×10^{-1}	2.7×10^6
4	2.6×10^{-1}	2.2×10^6
5	2.2×10^{-1}	1.9×10^6
6	1.9×10^{-1}	1.7×10^6
7	1.7×10^{-1}	1.5×10^6

クラス W $ALI = 2 \times 10^7$ Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	1.1×10^6
2	4.3×10^{-1}	8.2×10^5
3	3.1×10^{-1}	5.9×10^5
4	2.4×10^{-1}	4.6×10^5
5	2.1×10^{-1}	3.9×10^5
6	1.8×10^{-1}	3.5×10^5
7	1.7×10^{-1}	3.3×10^5

ヨウ素

ヨウ素の同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f _i
全化合物	D	1

分布と残留

使用した代謝モデルは Riggs (1952) により記述され、ICRP により修正されたものである(図 47)。通過コンパートメントに入ったヨウ素のうちの、30%が甲状腺によって取り込まれ、残りは尿中に排泄されると仮定する。甲状腺中のヨウ素は 80 日の生物学的半減期で残留する。ヨウ素は甲状腺から有機ヨウ素の形で失われ、ついで、有機ヨウ素は甲状腺以外の身体のすべての臓器および組織中に均等に分布し、12 日の生物学的半減期で残留すると仮定する。有機ヨウ素の 90%は通過コンパートメントに戻り、残りは糞中に排泄される。

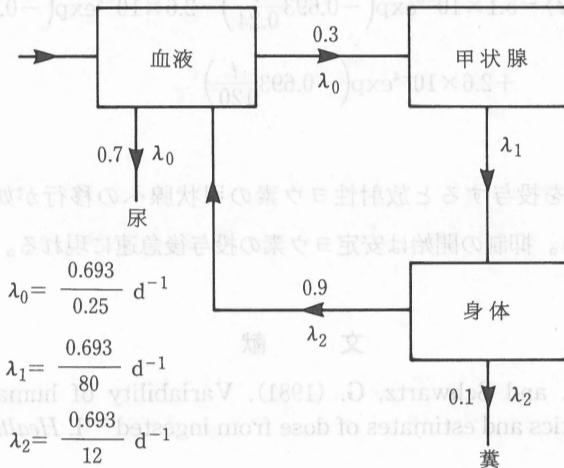


図 47 ヨウ素代謝の生体動態モデル

(170)

甲状腺中の残留は次の関数により記述される。

$$r_{\text{Bh,t}}^{\text{a}}(t) = -3.3 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.24}\right) + 1.8 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{11}\right) \\ + 3.1 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{120}\right)$$

代謝パラメータの変動と安定ヨウ素摂取の影響について検討がなされている (Dunning と Schwartz, 1981 ; Stather と Greenhalgh, 1983)。

排 泄

Riggs のモデルを用いると次の排泄関数を得る。

尿中排泄は、

$$e_{\text{B,u}}^{\text{a}}(t) = 1.9 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.24}\right) - 1.9 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{11}\right) \\ + 1.9 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{120}\right)$$

であり、また組織系からの糞中排泄は、

$$e_{\text{B,sf}}^{\text{a}}(t) = 5.1 \times 10^{-6} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.24}\right) - 2.6 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{11}\right) \\ + 2.6 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{120}\right)$$

である。

安定ヨウ素を投与すると放射性ヨウ素の甲状腺への移行が妨げられる (NCRP, 1977)。抑制の開始は安定ヨウ素の投与後急速に現れる。

文 献

Dunning, D.E. and Schwartz, G. (1981). Variability of human thyroid characteristics and estimates of dose from ingested ¹³¹I. *Health Phys.* **40**, 661-675.

Johnson, J.R. (1978). Summary of bioassay and thyroid monitoring results

(172)

^{125}I 半減期 60日
崩壊形式 $^{125}\text{I} \xrightarrow{\text{EC}} ^{125}\text{Te}$ (安定)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
X	0.027~0.032	140
γ	0.035	6.7

測定法		検出限界
体外計測	甲状腺	100 Bq
液体シンチレーション計測	尿	4 Bq 1 ⁻¹

ヨウ素-125 は検出について問題はない。記録レベル以上の摂取量の評価には甲状腺のモニタリングが好ましい。尿中排泄率は、摂取後最初の5日間におよそ2桁減少する。したがって、日常モニタリングにおいて、摂取時刻がわからないために生じる尿中排泄の解釈の不確かさは、サンプリング前の5日間は被曝を避けない場合は大きなものとなる。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	6.5×10^{-9}	2.2×10^{-7} (甲状腺)	2×10^6 (NS)	1×10^3

NS：非確率的影響から。

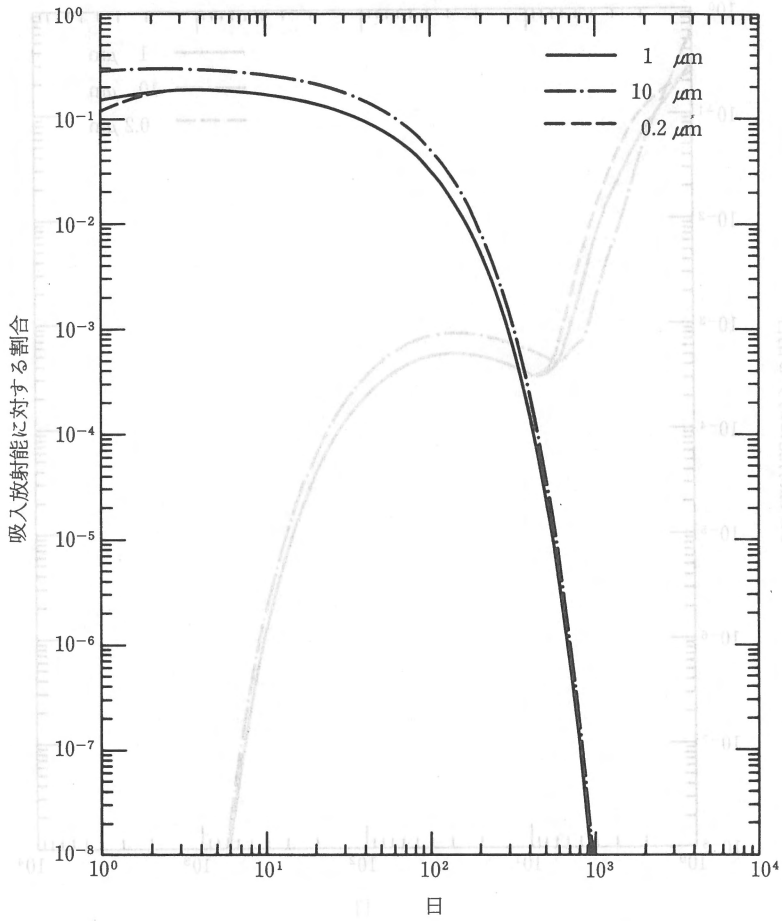


図 48 ^{125}I クラス D: 吸入後の甲状腺中残留, 急性摂取

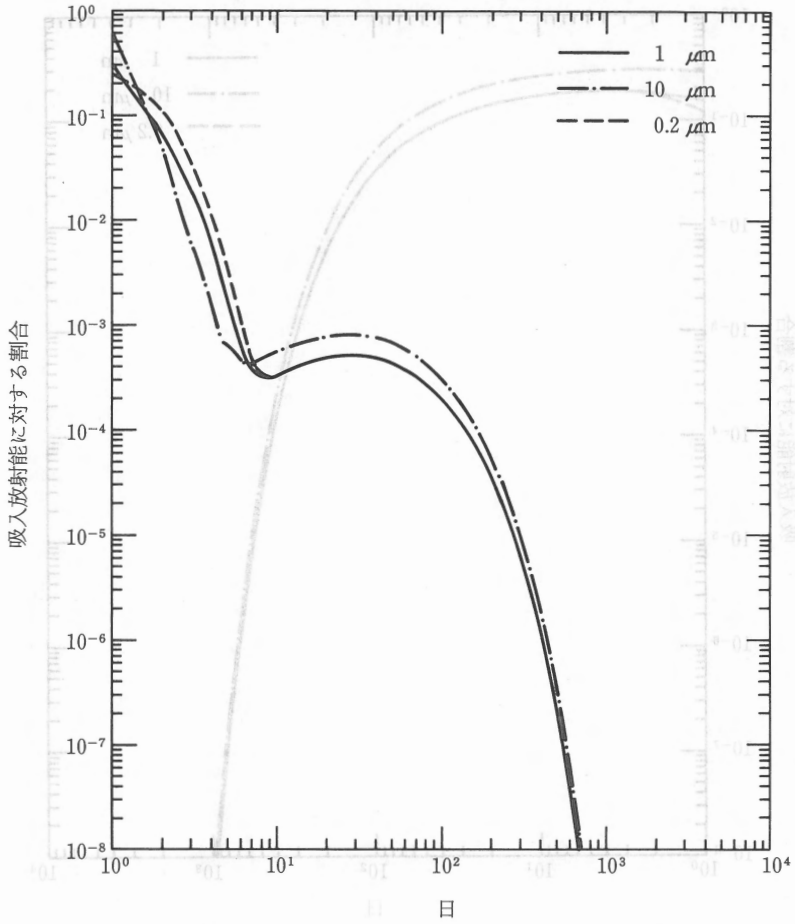


図 49 ^{125}I クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

125I

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

(D) クラス D ALI = 2 × 10⁶ Bq

モニタリング 間隔 T (d)	甲状腺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
120	6.8 × 10 ⁻²	1.6 × 10 ⁴	3.9 × 10 ⁻⁴	9.1 × 10 ¹
90	8.9 × 10 ⁻²	1.5 × 10 ⁴	4.8 × 10 ⁻⁴	8.3 × 10 ¹
60	1.2 × 10 ⁻¹	1.3 × 10 ⁴	5.5 × 10 ⁻⁴	6.3 × 10 ¹
30	1.5 × 10 ⁻¹	8.8 × 10 ³	4.7 × 10 ⁻⁴	2.7 × 10 ¹
14	1.8 × 10 ⁻¹	5.1 × 10 ³	4.0 × 10 ⁻⁴	1.1 × 10 ¹

125I

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI = 2 × 10⁶ Bq

摂取後の時間 (d)	甲状腺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	1.5 × 10 ⁻¹	3.5 × 10 ⁴	3.2 × 10 ⁻¹	7.3 × 10 ⁴
2	1.8 × 10 ⁻¹	4.2 × 10 ⁴	7.0 × 10 ⁻²	1.6 × 10 ⁴
3	1.9 × 10 ⁻¹	4.3 × 10 ⁴	2.0 × 10 ⁻²	4.5 × 10 ³
4	1.9 × 10 ⁻¹	4.3 × 10 ⁴	5.8 × 10 ⁻³	1.3 × 10 ³
5	1.9 × 10 ⁻¹	4.3 × 10 ⁴	1.8 × 10 ⁻³	4.2 × 10 ²
6	1.8 × 10 ⁻¹	4.2 × 10 ⁴	7.0 × 10 ⁻⁴	1.6 × 10 ²
7	1.8 × 10 ⁻¹	4.1 × 10 ⁴	4.0 × 10 ⁻⁴	9.2 × 10 ¹

125I

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	甲状腺中放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	6.9 × 10 ⁴	3.0 × 10 ³

半減期 1.6×10^7 年崩壊形式 $^{129}\text{I} \xrightarrow{\beta^-} ^{129}\text{Xe}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
β^-	0.049	100
X	0.030~0.034	70
γ	0.040	7.5

測定法	検出限界	
体外計測	甲状腺	200 Bq
β 線測定	尿	4 Bq l ⁻¹

甲状腺のモニタリングには検出についての問題はなく、甲状腺のモニタリングを勧告する。尿中排泄率は、摂取後最初の5日間におよそ2桁減少する。したがって、日常モニタリングにおいて、摂取時刻がわからないために生じる尿中排泄の解釈の不確かさは、サンプリング前の5日間被曝を避けない場合は大きなものとなる。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	4.7×10^{-8}	1.6×10^{-6} (甲状腺)	3×10^5 (NS)	1×10^2

NS: 非確率的影響から。

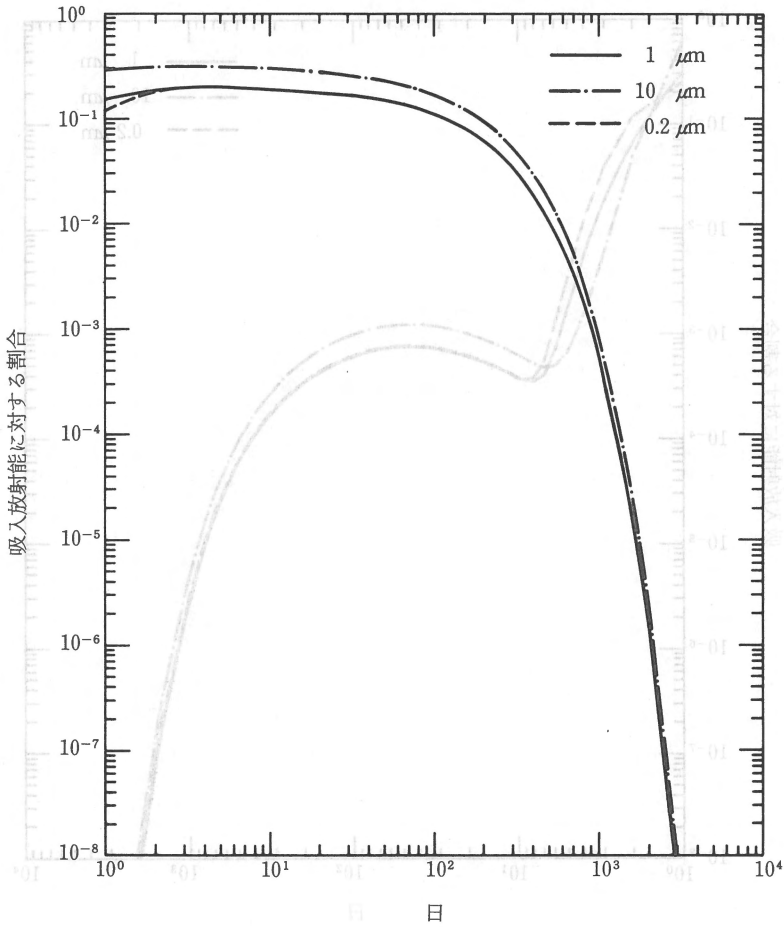


図 50 50 50 ^{129}I クラス D: 吸入後の甲状腺中残留, 急性摂取

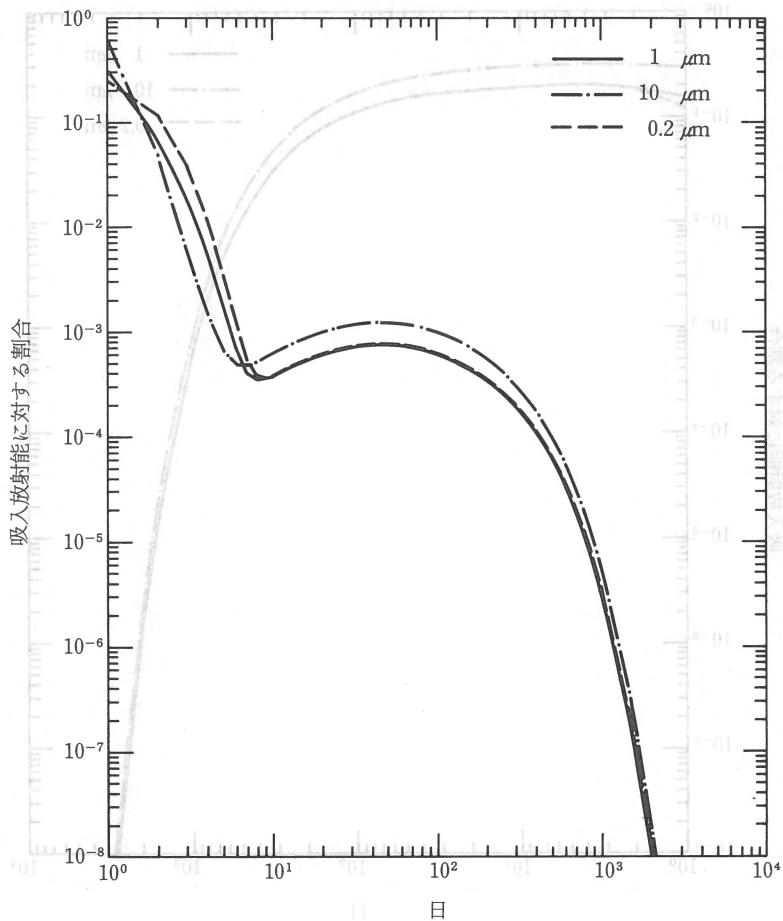


図 51 ^{129}I クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

129I

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D ALI = 3×10^5 Bq

モニタリング 間隔 T (d)	甲状腺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	6.8×10^{-2}	6.3×10^3	4.1×10^{-4}	3.8×10^1
180	1.1×10^{-1}	5.3×10^3	6.8×10^{-4}	3.2×10^1
120	1.4×10^{-1}	4.2×10^3	7.9×10^{-4}	2.4×10^1
90	1.5×10^{-1}	3.5×10^3	8.1×10^{-4}	1.9×10^1
60	1.6×10^{-1}	2.5×10^3	7.7×10^{-4}	1.2×10^1
30	1.8×10^{-1}	1.4×10^3	5.6×10^{-4}	4.3
14	1.9×10^{-1}	7.5×10^2	4.3×10^{-4}	1.7

129I

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI = 3×10^5 Bq

摂取後の時間 (d)	甲状腺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	1.5×10^{-1}	4.8×10^3	3.2×10^{-1}	9.9×10^3
2	1.9×10^{-1}	5.8×10^3	7.1×10^{-2}	2.2×10^3
3	2.0×10^{-1}	6.1×10^3	2.0×10^{-2}	6.3×10^2
4	2.0×10^{-1}	6.1×10^3	6.1×10^{-3}	1.9×10^2
5	2.0×10^{-1}	6.1×10^3	1.9×10^{-3}	6.0×10^1
6	1.9×10^{-1}	6.0×10^3	7.5×10^{-4}	2.3×10^1
7	1.9×10^{-1}	6.0×10^3	4.3×10^{-4}	1.3×10^1

半減期 8.0日

崩壊形式 $^{131}\text{I} \xrightarrow{\beta^-} ^{131}\text{Xe}$ (安定)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
β^-	0.19	89
γ	0.36	81

測定法	検出限界
体外計測	甲状腺 100 Bq
生物学的試料の γ 線スペクトロメトリー	尿 4 Bq l ⁻¹

検出について問題はなく、甲状腺のモニタリングは好ましいモニタリング手法である。尿中排泄率は、摂取後最初の5日間以内に2桁以上減少する。したがって、日常モニタリングにおいて、摂取時刻がわからないために生じる尿中排泄の解釈の不確かさは、サンプリング前の5日間被曝を避けない場合は大きなものとなる。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のグラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	8.8×10^{-9}	2.9×10^{-7} (甲状腺)	2×10^6 (NS)	7×10^2

NS: 非確率的影響から。

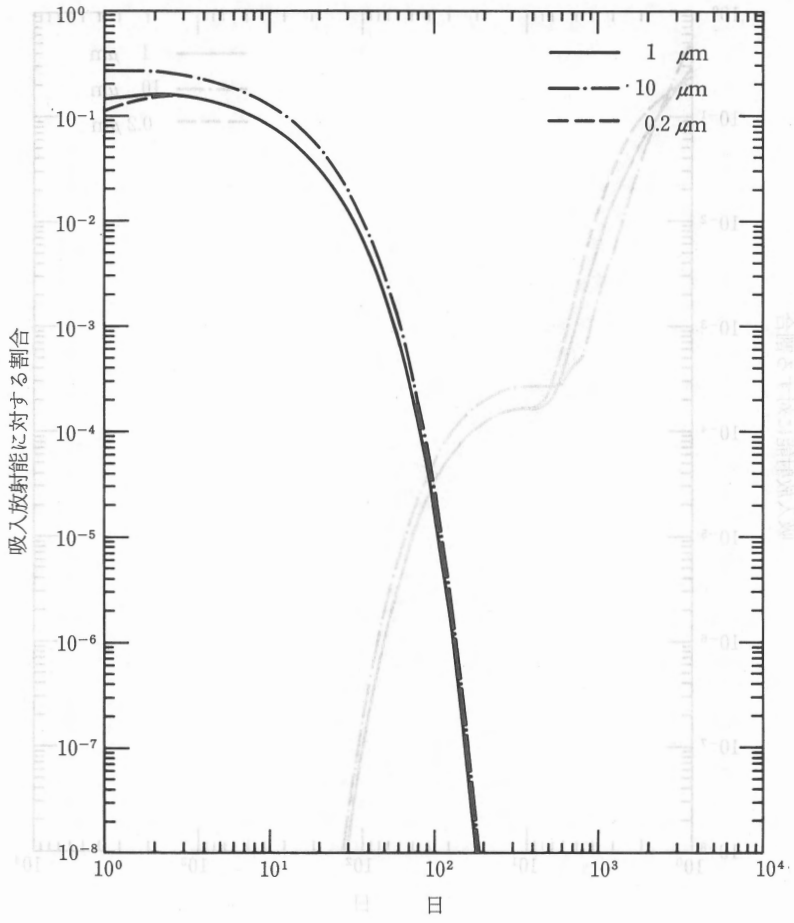


図 52 ^{131}I クラス D: 吸入後の甲状腺中残留, 急性摂取

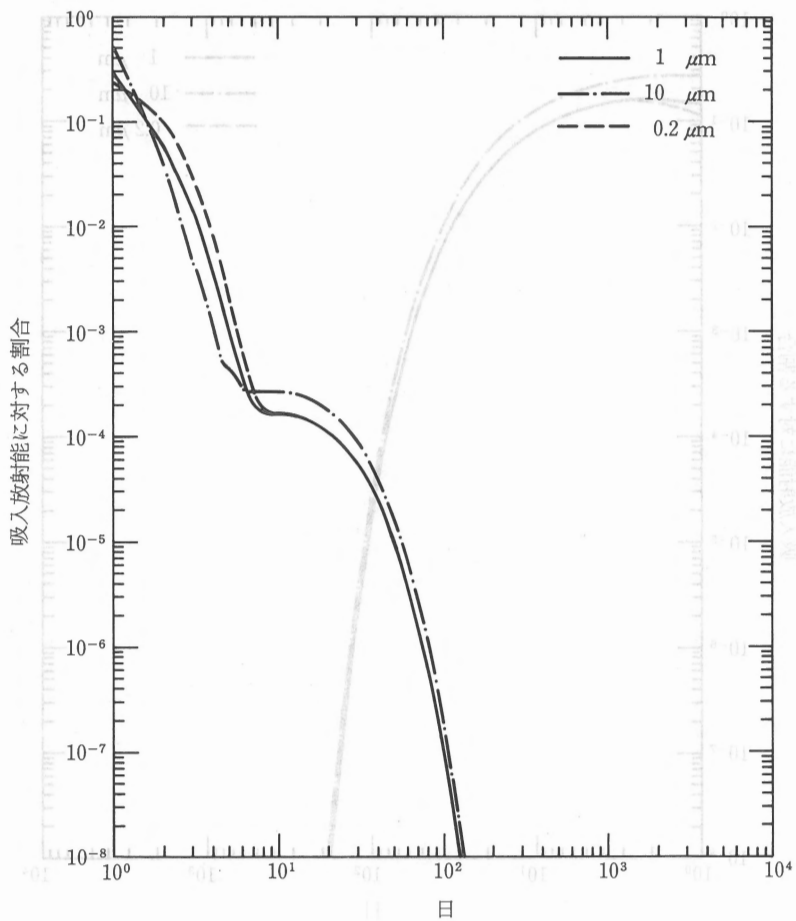


図 53 ¹³¹I クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

131I

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D ALI = 2 × 10⁶ Bq

モニタリング 間 隔 T (d)	甲状腺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
30	NA	NA	1.5 × 10 ⁻⁴	6.5
14	1.1 × 10 ⁻¹	2.2 × 10 ³	2.4 × 10 ⁻⁴	5.0
7	1.4 × 10 ⁻¹	1.4 × 10 ³	4.3 × 10 ⁻³	4.3 × 10 ¹

NA：適用できない。このモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

131I

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI = 2 × 10⁶ Bq

摂取後の時間 (d)	甲状腺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	1.4 × 10 ⁻¹	2.4 × 10 ⁴	2.9 × 10 ⁻¹	5.0 × 10 ⁴
2	1.6 × 10 ⁻¹	2.7 × 10 ⁴	6.0 × 10 ⁻²	1.0 × 10 ⁴
3	1.5 × 10 ⁻¹	2.6 × 10 ⁴	1.6 × 10 ⁻²	2.7 × 10 ³
4	1.4 × 10 ⁻¹	2.4 × 10 ⁴	4.3 × 10 ⁻³	7.4 × 10 ²
5	1.3 × 10 ⁻¹	2.2 × 10 ⁴	1.3 × 10 ⁻³	2.2 × 10 ²
6	1.2 × 10 ⁻¹	2.0 × 10 ⁴	4.5 × 10 ⁻⁴	7.6 × 10 ¹
7	1.1 × 10 ⁻¹	1.8 × 10 ⁴	2.4 × 10 ⁻⁴	4.0 × 10 ¹

131I

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	甲状腺中放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	9.7 × 10 ³	2.0 × 10 ³

セシウム

セシウムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
全化合物	D	1.0

分布と残留

セシウムは、組織系に取り込まれた後、体内に均等に分布する。組織系の残留は、2-コンパートメントの指数関数によって表される。

$$a \exp\left(-0.693 \frac{t}{T_1}\right) + (1-a) \exp\left(-0.693 \frac{t}{T_2}\right)$$

パラメータ a , T_1 および T_2 の値の範囲を Swarz と Dunning (1982) が調査検討し、線量算定に生じる不確かさを評価した。ICRP Publication 30 の線量算定モデルと一致させるため、この報告書では次の残留式を用いる。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.1 \exp\left(-0.693 \frac{t}{2}\right) + 0.9 \exp\left(-0.693 \frac{t}{110}\right)$$

排 泄

身体から失われるセシウムの 80 % は尿に現れると仮定する。したがって、次の排泄関数を使用する。

尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 2.8 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{2}\right) + 4.5 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{110}\right)$$

であり、また組織系からの糞中排泄は、

$$e_{B,sf}^a(t) = 6.9 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{2}\right) + 1.1 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{110}\right)$$

である。

文 献

- Swarz, G. and Dunning, D.E. (1982). Imprecision in estimates of dose from ingested caesium-137 due to variability in human biological characteristics. *Health Phys.* **43**, 5.
- Leggat, R.W. (1986). Predicting the retention of caesium in individuals. *Health Phys.* **50**, 747-759.
- Uchiyama, M. (1977). Estimation of ¹³⁷Cs body burden in Japanese, 1. The ratio of ¹³⁷Cs excreted in the urine to that in the total excretion following the continuous intake of ¹³⁷Cs in fall-out. *J. Radiat. Res.* **18**(3), 239-246.
- Uchiyama, M. (1978): Estimation of ¹³⁷Cs body burden in Japanese, 2. The biological half-life. *J. Radiat. Res.* **19** (3), 246-261.

シマムラ-137の放射能の排出に関する研究

AMAD (m) のエロージョンに関する計算式

DAC (pCi m ⁻³)	ALI (pCi)	年間の吸入放射能 の最大許容限度 (24 pCi)	年間の吸入放射能 の許容限度 (24 pCi)	吸入放射能 の単位
1.5 × 10 ⁻⁴	1 × 10 ⁻⁴ (2)	1.5 × 10 ⁻⁴ (2)	1.5 × 10 ⁻⁴	B

シマムラ-137の放射能の排出に関する研究

^{134}Cs

半減期 2.1年

崩壊形式 $^{134}\text{Cs} \xrightarrow{\beta^-} ^{134}\text{Ba}$ (安定)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.60	98
γ	0.80	85

測定法		検出限界
体外計測	全身	400 Bq
生物学的試料直接の γ 線スペクトロメトリー	尿	4 Bq l^{-1}

セシウム-134 の検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq $^{-1}$)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq $^{-1}$)	ALI (Bq)	DAC (Bq m $^{-3}$)
D	1.3×10^{-8}	1.5×10^{-8} (軟組織)	4×10^6 (S)	2×10^3

S: 確率的影響から。

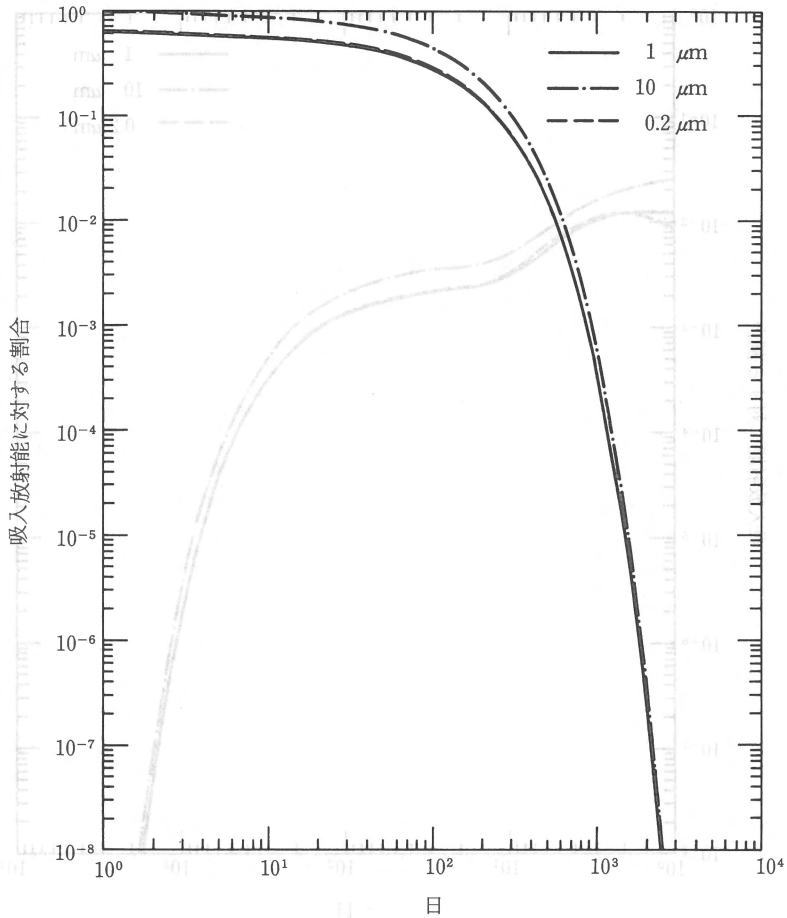


図 54 ^{134}Cs クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

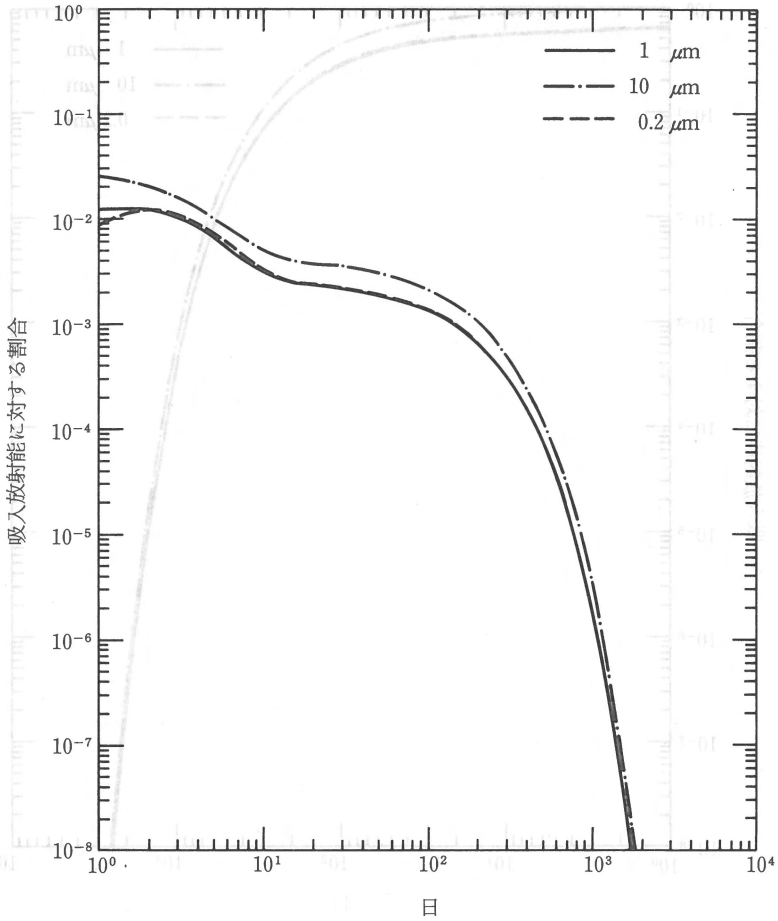


図 55 ^{134}Cs クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{134}Cs

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 4 \times 10^6 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	2.9×10^{-1}	1.7×10^5	1.5×10^{-3}	8.4×10^2
120	3.6×10^{-1}	1.4×10^5	1.8×10^{-3}	7.0×10^2
90	4.1×10^{-1}	1.2×10^5	2.1×10^{-3}	5.8×10^2
60	4.5×10^{-1}	8.6×10^4	2.3×10^{-3}	4.3×10^2
30	5.0×10^{-1}	4.8×10^4	2.7×10^{-3}	2.5×10^2
14	5.4×10^{-1}	2.6×10^4	4.8×10^{-3}	2.3×10^2

 ^{134}Cs

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 4 \times 10^6 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	6.1×10^{-1}	2.3×10^5	1.3×10^{-2}	4.9×10^3
2	5.9×10^{-1}	2.2×10^5	1.3×10^{-2}	4.9×10^3
3	5.8×10^{-1}	2.2×10^5	1.1×10^{-2}	4.1×10^3
4	5.6×10^{-1}	2.1×10^5	8.6×10^{-3}	3.3×10^3
5	5.5×10^{-1}	2.1×10^5	7.0×10^{-3}	2.6×10^3
6	5.5×10^{-1}	2.1×10^5	5.7×10^{-3}	2.2×10^3
7	5.4×10^{-1}	2.1×10^5	4.8×10^{-3}	1.8×10^3

 ^{134}Cs

連続摂取

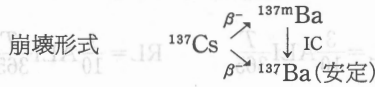
1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	8.3×10^5	4.6×10^3

(190)

^{137}Cs

半減期 30年



放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
γ	0.66	90
測定法		検出限界
体外計測	全身	400 Bq
生物学的試料直接の γ 線スペクトロメトリー	尿	4 Bq l^{-1}

セシウム-137の検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエ어로ゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-3})
D	8.7×10^{-9}	9.5×10^{-9} (軟組織)	6×10^6 (S)	2×10^3
S: 確率的影響から。				

吸入線量当量 (pSv)	吸入線量当量 (Bq)
1.6×10^3	D

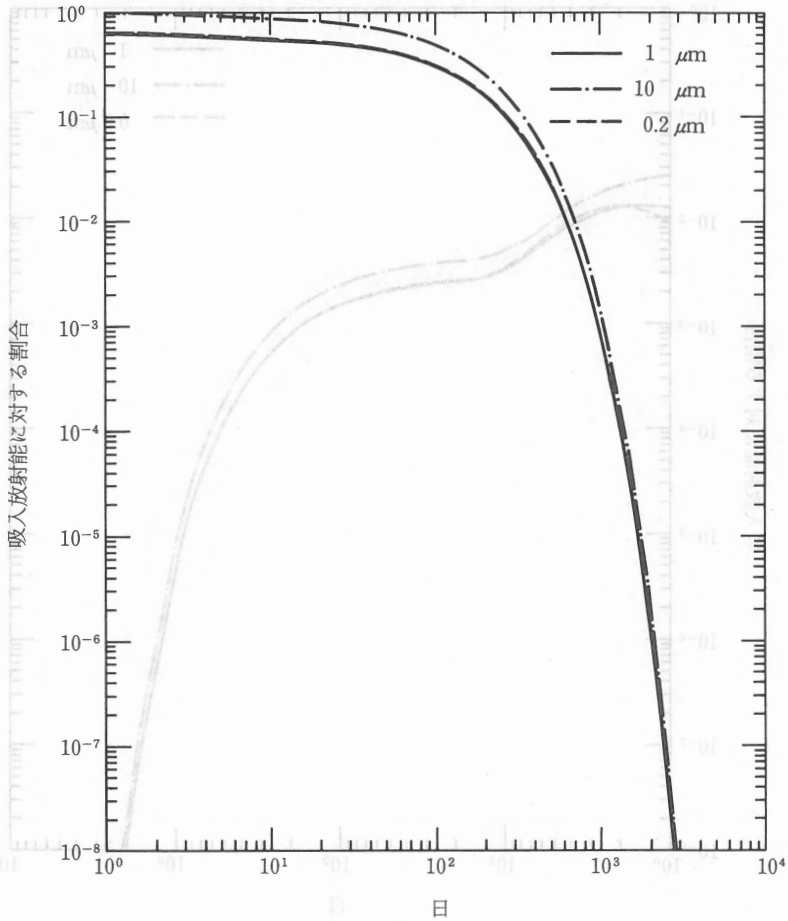


図 56 ^{137}Cs クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

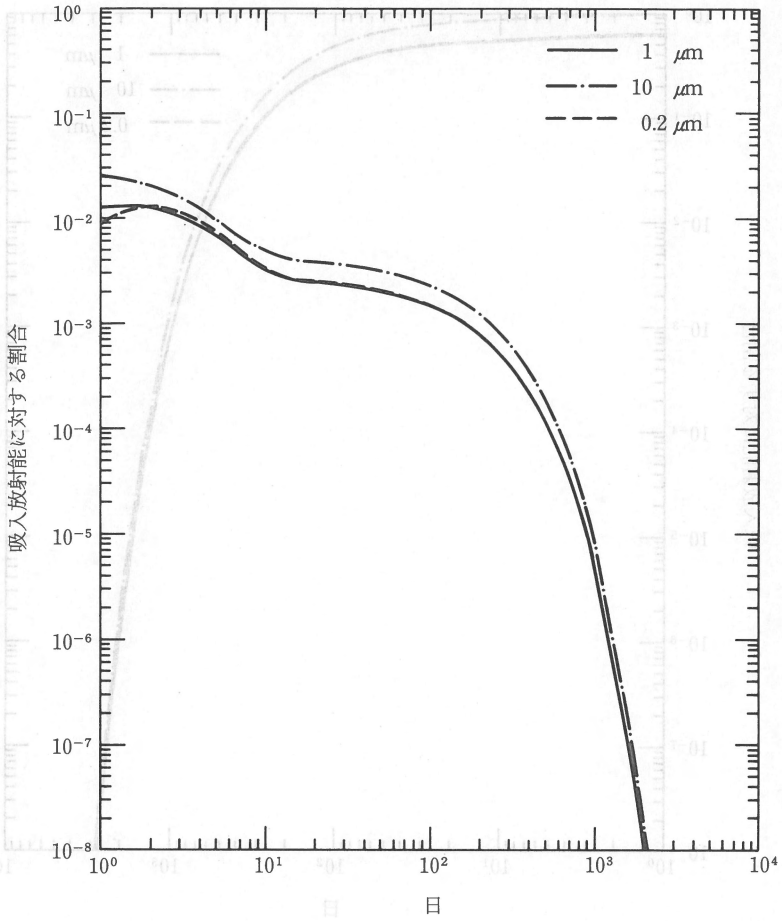


図 57 ^{137}Cs クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{137}Cs

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 6 \times 10^6 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	3.2×10^{-1}	2.7×10^5	1.6×10^{-3}	1.4×10^3
120	3.8×10^{-1}	2.2×10^5	1.9×10^{-3}	1.1×10^3
90	4.2×10^{-1}	1.8×10^5	2.1×10^{-3}	9.1×10^2
60	4.6×10^{-1}	1.3×10^5	2.3×10^{-3}	6.5×10^2
30	5.1×10^{-1}	7.3×10^4	2.7×10^{-3}	3.9×10^2
14	5.4×10^{-1}	3.9×10^4	4.9×10^{-3}	3.5×10^2

 ^{137}Cs

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 6 \times 10^6 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	6.1×10^{-1}	3.5×10^5	1.3×10^{-2}	7.4×10^3
2	5.9×10^{-1}	3.4×10^5	1.3×10^{-2}	7.4×10^3
3	5.8×10^{-1}	3.3×10^5	1.1×10^{-2}	6.1×10^3
4	5.7×10^{-1}	3.2×10^5	8.7×10^{-3}	4.9×10^3
5	5.6×10^{-1}	3.2×10^5	7.0×10^{-3}	4.0×10^3
6	5.5×10^{-1}	3.1×10^5	5.8×10^{-3}	3.3×10^3
7	5.4×10^{-1}	3.1×10^5	4.9×10^{-3}	2.8×10^3

 ^{137}Cs

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)	1日当たりの尿中排泄量 (Bq)
D	1.4×10^6	7.1×10^3

セリウム

セリウムの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f_1
下記以外の全化合物	W	3×10^{-4}
酸化物、水酸化物およびフッ化物	Y	3×10^{-4}

分布と残留

通過コンパートメントに入ったセリウムのうち、60%は肝臓に、5%は脾臓に、20%は骨に、そして15%はその他すべての組織に移行すると仮定する。生物学的半減期は、すべての臓器および組織において3500日であると仮定する。

$$r_{B,s}^a(t) = \exp\left(-0.693 \frac{t}{3500}\right)$$

排泄

ヒトにおける排泄について信頼できるデータはない。ICRP Publication 10において検討した動物実験の示唆するところでは、 f_u は小さく、また時間とともに減少する。ICRP Publication 10 Aでは、 f_u は0~0.1の範囲にあると述べている。この報告書では、0.1という数値を用いている。しかし、この値は不確かなので、尿によるモニタリングは勧められない。

尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 2.0 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{3500}\right)$$

であり、また組織系からの糞中への排泄は、

$$e_{B,st}^a(t) = 1.8 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{3500}\right)$$

である。

^{144}Ce 半減期 280日崩壊形式 $^{144}\text{Ce} \xrightarrow{\beta^-} ^{144}\text{Pr} \xrightarrow{\beta^-} ^{144}\text{Nd}$ (安定)
(17分)

放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
^{144}Ce	γ	0.080	1.6
	γ	0.13	11
^{144}Pr	γ	0.70	1.5

測定法	検出限界
全身放射能の体外計測	10 kBq
生物学的試料直接の γ 線スペクトロメトリー	尿 10^2 Bq l^{-1}

クラスY化合物の日常モニタリングおよび特殊モニタリングに対しては、上に引用した値よりも低い値の検出限界が必要である。1 kBqの検出限界は、通常の高効率、低バックグラウンドの全身モニタによって容易に得られる。尿によるモニタリングは勧められない。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	5.3×10^{-8}	2.5×10^{-7} (肝臓)	9×10^5 (S)	4×10^2
Y	9.5×10^{-8}	7.9×10^{-7} (肺)	5×10^5 (S)	2×10^2

S: 確率的影響から。

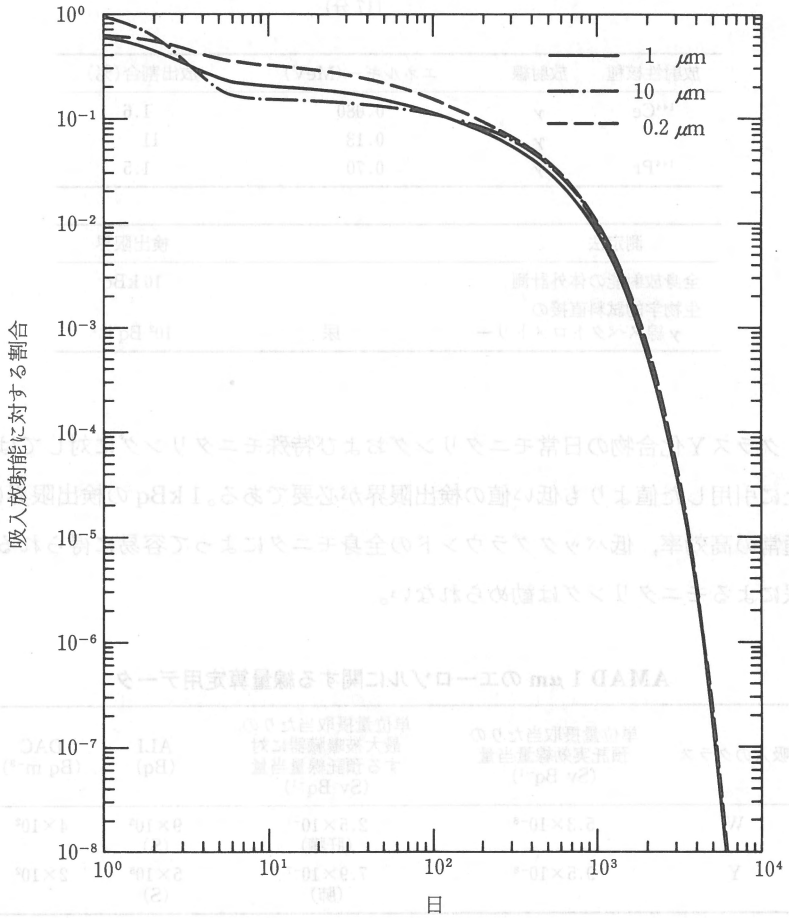


図 58 ¹⁴⁴Ce クラス W：吸入後の全身残留，急性摂取

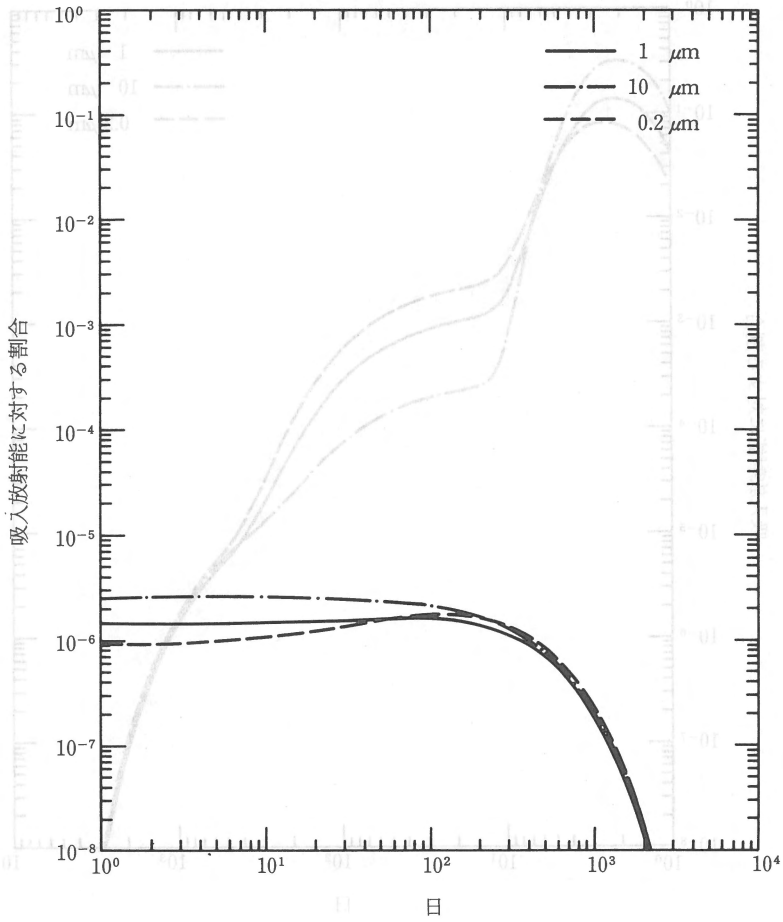


図 59 ^{144}Ce クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

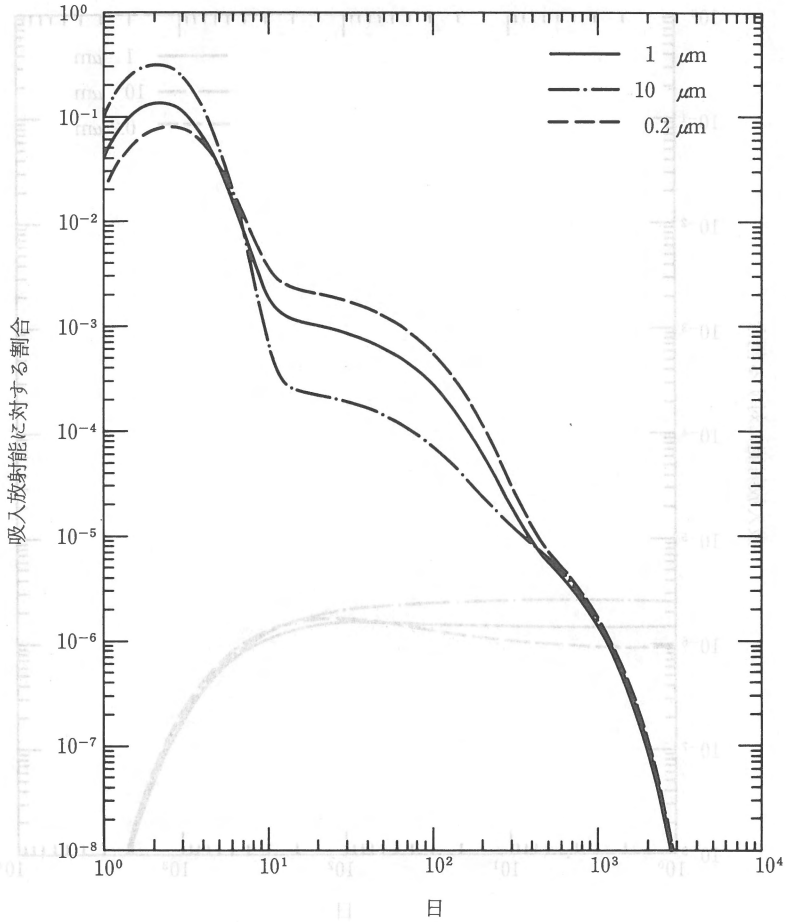


図 60 ^{144}Ce クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

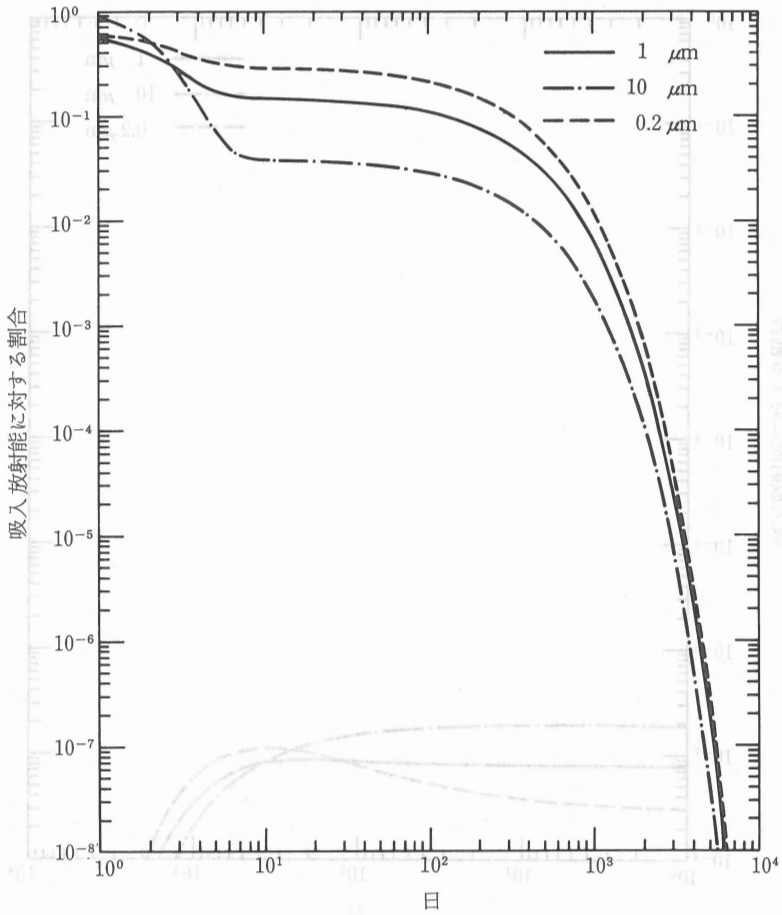


図 61 ^{144}Ce クラス Y: 吸入後の全身残留, 急性摂取

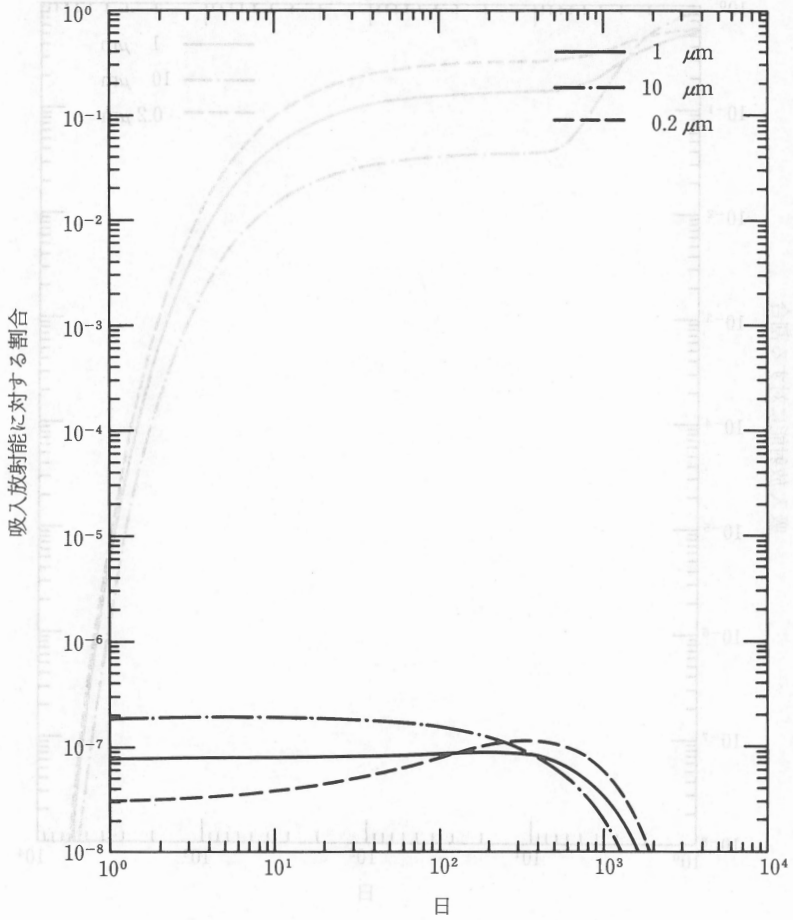


図 62 ^{144}Ce クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

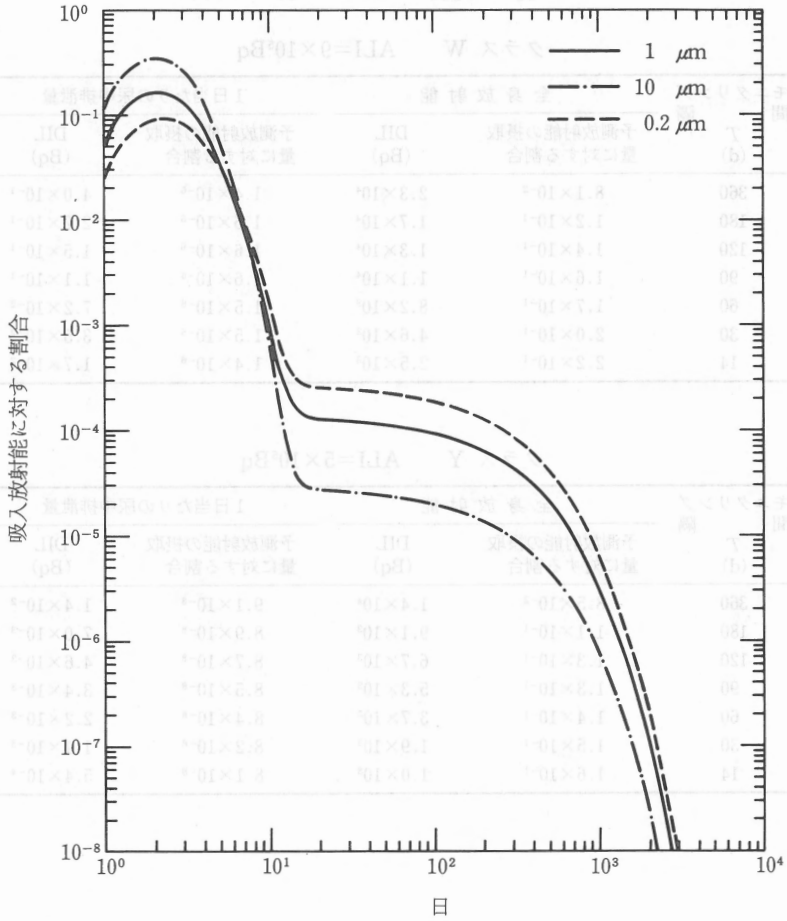


図 63 ^{144}Ce クラス Y：吸入後の1日当たりの糞中排泄，急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI = 9 \times 10^5 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	8.1×10^{-2}	2.3×10^4	1.4×10^{-6}	4.0×10^{-1}
180	1.2×10^{-1}	1.7×10^4	1.6×10^{-6}	2.2×10^{-1}
120	1.4×10^{-1}	1.3×10^4	1.6×10^{-6}	1.5×10^{-1}
90	1.6×10^{-1}	1.1×10^4	1.6×10^{-6}	1.1×10^{-1}
60	1.7×10^{-1}	8.2×10^3	1.5×10^{-6}	7.2×10^{-2}
30	2.0×10^{-1}	4.6×10^3	1.5×10^{-6}	3.5×10^{-2}
14	2.2×10^{-1}	2.5×10^3	1.4×10^{-6}	1.7×10^{-2}

クラス Y $ALI = 5 \times 10^5 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	8.5×10^{-2}	1.4×10^4	9.1×10^{-8}	1.4×10^{-2}
180	1.1×10^{-1}	9.1×10^3	8.9×10^{-8}	7.0×10^{-3}
120	1.3×10^{-1}	6.7×10^3	8.7×10^{-8}	4.6×10^{-3}
90	1.3×10^{-1}	5.3×10^3	8.5×10^{-8}	3.4×10^{-3}
60	1.4×10^{-1}	3.7×10^3	8.4×10^{-8}	2.2×10^{-3}
30	1.5×10^{-1}	1.9×10^3	8.2×10^{-8}	1.1×10^{-3}
14	1.6×10^{-1}	1.0×10^3	8.1×10^{-8}	5.4×10^{-4}

^{144}Ce

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} \text{ALI} \quad RL = \frac{1}{30} \text{ALI}$$

クラス W ALI = $9 \times 10^5 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.9×10^{-1}	5.5×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}
2	4.5×10^{-1}	4.3×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}
3	3.4×10^{-1}	3.2×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}
4	2.8×10^{-1}	2.6×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}
5	2.4×10^{-1}	2.3×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}
6	2.3×10^{-1}	2.1×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}
7	2.2×10^{-1}	2.0×10^4	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-1}

クラス Y ALI = $5 \times 10^5 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	3.1×10^4	7.8×10^{-8}	4.1×10^{-3}
2	4.2×10^{-1}	2.2×10^4	8.0×10^{-8}	4.2×10^{-3}
3	2.9×10^{-1}	1.5×10^4	8.1×10^{-8}	4.3×10^{-3}
4	2.2×10^{-1}	1.2×10^4	8.1×10^{-8}	4.3×10^{-3}
5	1.8×10^{-1}	9.7×10^3	8.1×10^{-8}	4.3×10^{-3}
6	1.7×10^{-1}	8.8×10^3	8.1×10^{-8}	4.3×10^{-3}
7	1.6×10^{-1}	8.4×10^3	8.1×10^{-8}	4.3×10^{-3}

 ^{144}Ce

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合、次の平衡値に達する。

吸入のクラス	全身放射能 (Bq)
W	1.4×10^5
Y	7.1×10^4

水 銀

無機化合物

無機水銀化合物の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
硫酸塩	D	0.02
酸化物, 水酸化物, ハロゲン化物, 硝酸塩および硫化物	W	0.02

蒸気形の水銀については、肺に入ったもののうちの70%がそこに沈着し、沈着後は1.7日の生物学的半減期で血液に移行すると仮定する。

分布と残留

水銀蒸気として摂取された水銀の代謝は、無機化合物の代謝と同じであると仮定する。

無機化合物あるいは金属として摂取された後、通過コンパートメントを出ていく水銀は、次のように分布するものと仮定する。すなわち、8%は腎臓に、92%はその他すべての臓器および組織に均等に分布すると仮定する。95%は40日の生物学的半減期で残留し、5%は10000日の生物学的半減期で残留すると仮定する。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.95 \exp\left(-0.693 \frac{t}{40}\right) + 0.05 \exp\left(-0.693 \frac{t}{10000}\right)$$

排 泄

ヒトにおける排泄についてデータはほとんどない。

文 献

- Cherian, M.G., Hursh, J.B., Clarkson, T.W. and Allen, J. (1978). Radioactive mercury distribution in biological fluids and excretion in human subjects after inhalation of mercury vapour. *Arch. Env. Health* **33** (3), 109-114.
- Hursh, J.B., Cherian, M.G., Clarkson, T.W., Vostal, J.J. and Maille, R.V. (1976). Clearance of mercury (^{197}Hg , ^{203}Hg) vapour inhaled by human subjects. *Arch. Env. Health* **31** (6), 302-309.
- Newton, D. and Fry, F.A. (1978). The retention and distribution of radioactive mercury oxide following accidental inhalation. *Ann. Occup. Hyg.* **21** (1), 21-32.

有機化合物

有機水銀化合物の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_1
全有機化合物	D	1

分布と残留

この報告書で用いられている代謝モデルはメチル水銀のデータに基づいており、この代謝モデルは、この元素の多くの有機化合物についておそらく過度に安全側である。

通過コンパートメントから出ていく水銀のうち、8%および20%の割合がそれぞれ腎臓および脳に移行すると仮定する。残りはその他すべての臓器および組織に均等に分布すると仮定する。いずれの臓器あるいは組織についても、そこに移行した水銀のうち、95%および5%の割合がそれぞれ80日および10000日の生物学的半減期で残留すると仮定する。

^{203}Hg

半減期 47日

崩壊形式 $^{203}\text{Hg} \xrightarrow{\beta^-} ^{203}\text{Tl}$ (安定)

放射線	エネルギー	放出割合(%)
γ	0.28	82
測定法		検出限界
全身放射能の体外計測		1 kBq

検出について問題はない。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

化学形	吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
蒸気		1.7×10^{-9}	9.6×10^{-9} (腎臓)	3×10^7 (S)	1×10^4
無機	D	1.1×10^{-9}	6.8×10^{-9} (腎臓)	5×10^7 (S)	2×10^4
	W	1.3×10^{-9}	8.8×10^{-9} (肺)	4×10^7 (S)	2×10^4
有機	D	1.7×10^{-9}	1.2×10^{-8} (腎臓)	3×10^7 (S)	1×10^4

S: 確率的影響から。

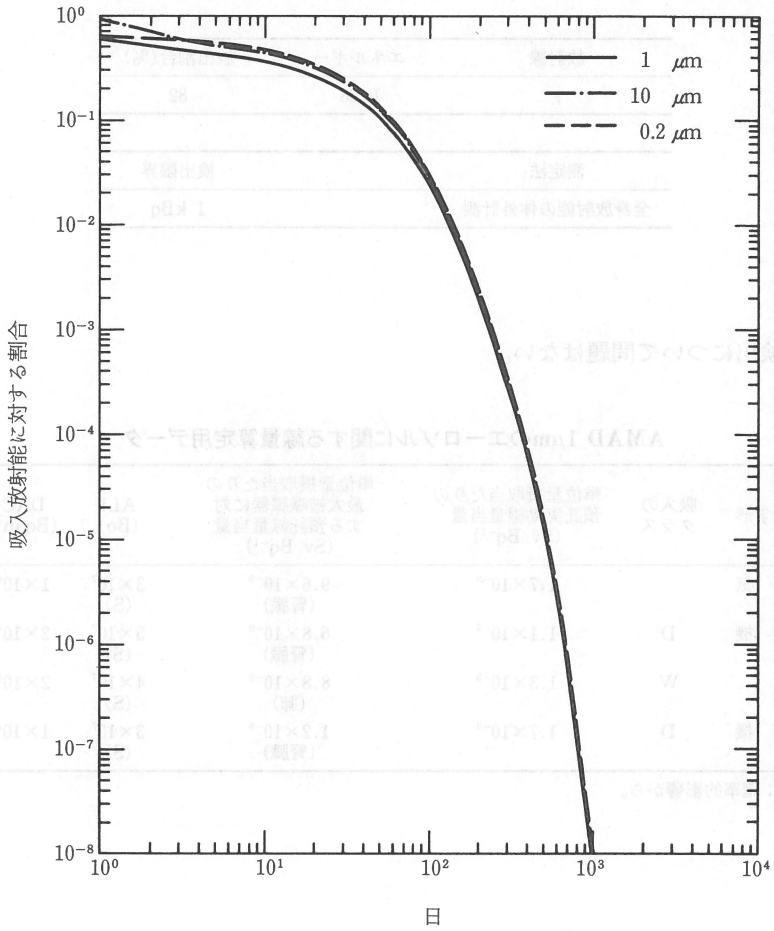


図 64 ^{203}Hg クラス D (無機化合物) : 吸入後の全身残留, 急性摂取

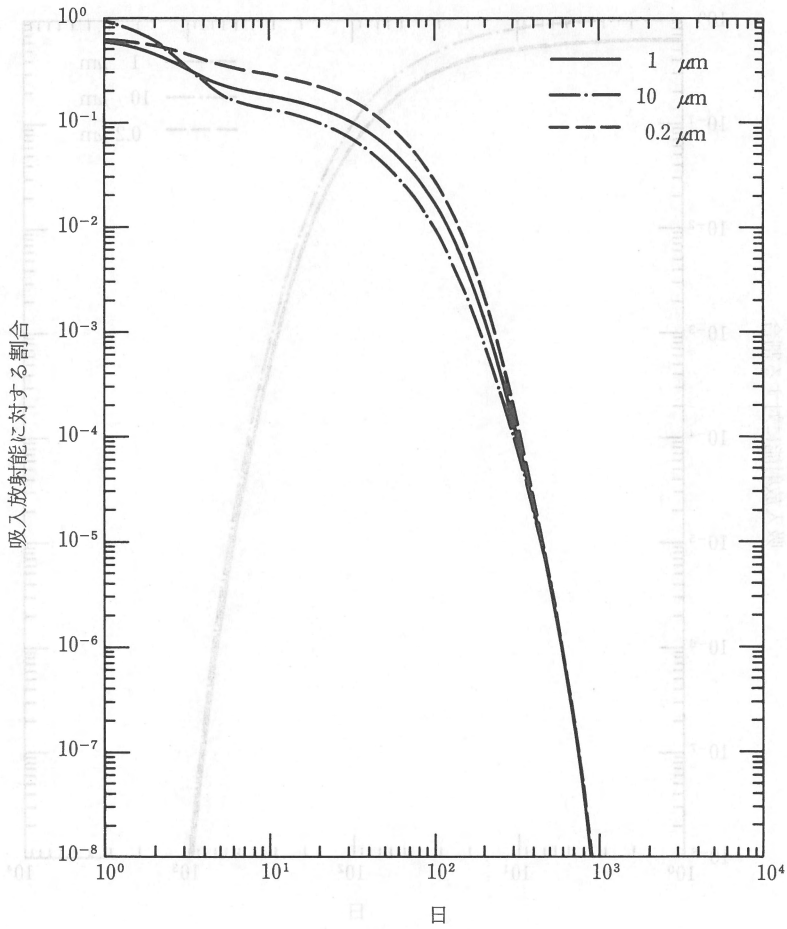


図 65 ^{203}Hg クラス W (無機化合物) : 吸入後の全身残留, 急性摂取

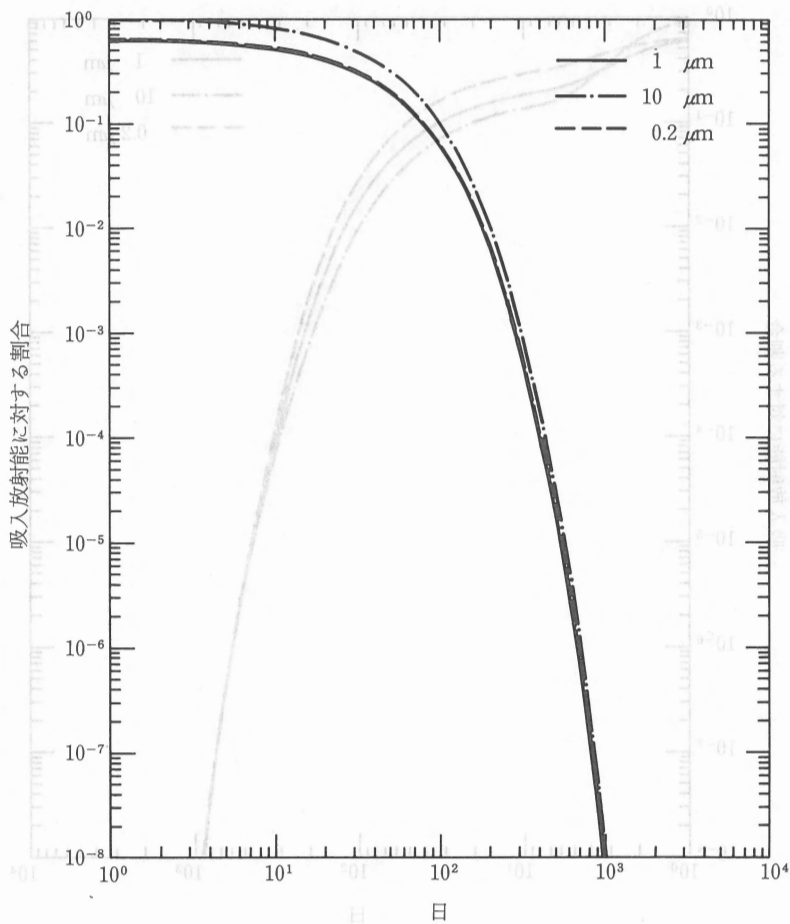


図 66 ^{203}Hg クラス D (有機化合物) : 吸入後の全身残留, 急性摂取

^{203}Hg 無機化合物

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^7 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	全身放射能		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
60		1.9×10^{-1}	4.5×10^5
30		3.0×10^{-1}	3.6×10^5
14		3.9×10^{-1}	2.3×10^5

クラス W $ALI = 4 \times 10^7 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	全身放射能		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
60		1.0×10^{-1}	2.1×10^5
30		1.6×10^{-1}	1.6×10^5
14		2.0×10^{-1}	9.9×10^4

 ^{203}Hg 有機化合物

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 3 \times 10^7 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔	全身放射能		
	T (d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
90		2.2×10^{-1}	4.8×10^5
60		3.1×10^{-1}	4.5×10^5
30		4.4×10^{-1}	3.2×10^5
14		5.3×10^{-1}	1.9×10^5

(212)

²⁰³Hg 無機化合物

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10}ALI \quad RL = \frac{1}{30}ALI$$

クラス D ALI = 5×10^7 Bq

摂取後の時間	全身放射能	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.7×10^{-1}	2.7×10^6
2	5.0×10^{-1}	2.4×10^6
3	4.6×10^{-1}	2.2×10^6
4	4.3×10^{-1}	2.0×10^6
5	4.2×10^{-1}	2.0×10^6
6	4.0×10^{-1}	1.9×10^6
7	3.9×10^{-1}	1.8×10^6

クラス W ALI = 4×10^7 Bq

摂取後の時間	全身放射能	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	2.3×10^6
2	4.4×10^{-1}	1.8×10^6
3	3.3×10^{-1}	1.3×10^6
4	2.7×10^{-1}	1.1×10^6
5	2.3×10^{-1}	9.2×10^5
6	2.1×10^{-1}	8.4×10^5
7	2.0×10^{-1}	7.9×10^5

^{203}Hg 有機化合物

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI = 3×10^7 Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	6.1×10^{-1}	1.8×10^6
2	6.0×10^{-1}	1.7×10^6
3	5.8×10^{-1}	1.7×10^6
4	5.7×10^{-1}	1.7×10^6
5	5.6×10^{-1}	1.6×10^6
6	5.4×10^{-1}	1.6×10^6
7	5.3×10^{-1}	1.5×10^6

ラジウム

ラジウムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_1
通常存在する全化合物	W	0.2

分布と残留

成人におけるラジウムの残留についての詳細なモデルが作られている (ICRP, 1973)。数学的な便利さのために、この報告書では次に示す残留関数を使用する (ICRP, 1971)。

$$\begin{aligned}
 r_{B,s}^a(t) = & 0.54 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.4}\right) + 0.29 \exp\left(-0.693 \frac{t}{5}\right) \\
 & + 0.11 \exp\left(-0.693 \frac{t}{60}\right) + 0.04 \exp\left(-0.693 \frac{t}{700}\right) \\
 & + 0.02 \exp\left(-0.693 \frac{t}{5000}\right)
 \end{aligned}$$

これら残留関数の間の類似は図 67 に示されている。また、この二つの関数の導関数も図に示されている。

排 泄

ラジウムを体内にもつ 10 人についての測定では、糞中に平均 95 % が排泄され、尿中に平均 5 % が排泄された (Muth と Oberhausen, 1963)。それゆえ、この報告書では f_u は 0.05 であると仮定する。

したがって、尿中排泄関数は、

$$\begin{aligned}
 e_{B,u}^a(t) = & 4.7 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.4}\right) + 2.0 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5}\right) \\
 & + 6.6 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{60}\right) + 2.0 \times 10^{-6} \exp\left(-0.693 \frac{t}{700}\right)
 \end{aligned}$$

$$+1.4 \times 10^{-7} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5000}\right)$$

であり、また組織系からの糞中排泄関数は、

$$e_{B, sr}^a(t) = 8.9 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.4}\right) + 3.9 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5}\right) \\ + 1.3 \times 10^{-8} \exp\left(-0.693 \frac{t}{60}\right) + 3.8 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{700}\right) \\ + 2.7 \times 10^{-6} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5000}\right)$$

である。

文 献

- Cosandey, M. and Wenger, P. (1977). Long-term radium retention in contaminated dial painters. *Health Phys.* **33**, 221-225.
- ICRP (1971). *The Assessment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes*. ICRP Publication 10 A, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1973). *ICRP Task Group on Alkaline Earth Metabolism in Adult Man*. ICRP Publication 20, Pergamon Press, Oxford.
- Klemm, C., Michel, K., Rose, E. and Meringdal, J. (1970). Storage and excretion of radium-224 (thorium-X) during treatment of ankylosing spondylitis. *Z. Rheumaforsch* **29** (7), 234-240.
- Muth, H. and Oberhausen, E. (1963). Physical measurements and clinical findings of persons with radium burdens. In : *Assessment of Radioactivity in Man*, Vol. II, p.211-223, IAEA, Vienna.
- Rundo, J. and Holtzman, R.B. (1976). Comparison of the late excretion of ^{226}Ra and ^{239}Pu by man. In : *Health Effects of Plutonium and Radium*, Webster, S.S.(ed). Salt Lake City, University of Utah.
- Rundo, J., Keane, A.T. and Essling, M.A. (1984). Long-term retention of radium in female former dial workers. In : *Proceedings European Late Effects Projects Conference on Metals in Bone*. Angers, France.
- Schlenker, R.A., Keane, A.T. and Holtzman, R.B. (1982). The retention of ^{226}Ra in human soft tissue and bone ; implications for the ICRP 20 alkaline earth model. *Health Phys.* **42**, 671-693.

- Toohy, R.E., Keane, A.T. and Rundo, J. (1983). Measurement techniques for radium and the actinides in man at the Center for Human Radiobiology. *Health Phys.* **44** (Suppl. 1), 323-341.
- Van der Borgh, O., Colard, J. and Boulenger, R. (1972). Human faecal ^{226}Ra excretion shortly after a RaSO_4 dust contamination, with alginate treatment. *Health Phys.* **23**, 240-243.
- Wenger, P. and Soucas, K. (1975). Retention and excretion curves of persons containing ^{90}Sr and ^{226}Ra after a chronic contamination. *Health Phys.* **28**, 145-152.
- Wenger, P. and Cosandey, M. (1976). Retention and excretion of radium-226 and strontium-90 in two doubly contaminated persons. *Health Phys.* **31**, 225-229.

文 献

Cosandey, M. and Wenger, P. (1977). Long-term radium retention in contaminated dial painters. *Health Phys.* **33**, 221-225.

ICRP (1971). The Assessment of Internal Contamination Resulting from Retention or Prolonged Uptake. ICRP Publication 10 A, Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1973). ICRP Task Group on Alkaline Earth Metabolism in Adult Man. ICRP Publication 20, Pergamon Press, Oxford.

Klemm, C., Michel, K., Rose, E. and Meringdal, J. (1970). Storage and excretion of radium-224 (thorium-X) during treatment of ankylosing spondylitis. *Z. Rheumatismus* **29** (7), 234-240.

Mühl, H. and Oberhausen, E. (1963). Physical measurements and clinical findings of persons with radium burdens. In: Assessment of Radioactivity in Man, Vol. II, p.211-223, IAEA, Vienna.

Rundo, J. and Holtzman, R.B. (1976). Comparison of the late excretion of ^{226}Ra and ^{228}Ra by man. In: Health Effects of Plutonium and Radium, Webster, S.S. (ed), Salt Lake City, University of Utah.

Rundo, J., Keane, A.T. and Essling, M.A. (1984). Long-term retention of radium in female former dial workers. In: Proceedings European Late Effect Project Conference on Man in Bone, Angers, France.

Schlenker, R.A., Keane, A.T. and Holtzman, R.B. (1982). The retention of ^{226}Ra in human soft tissue and bone: implications for the ICRP 20 alkaline earth model. *Health Phys.* **42**, 671-693.

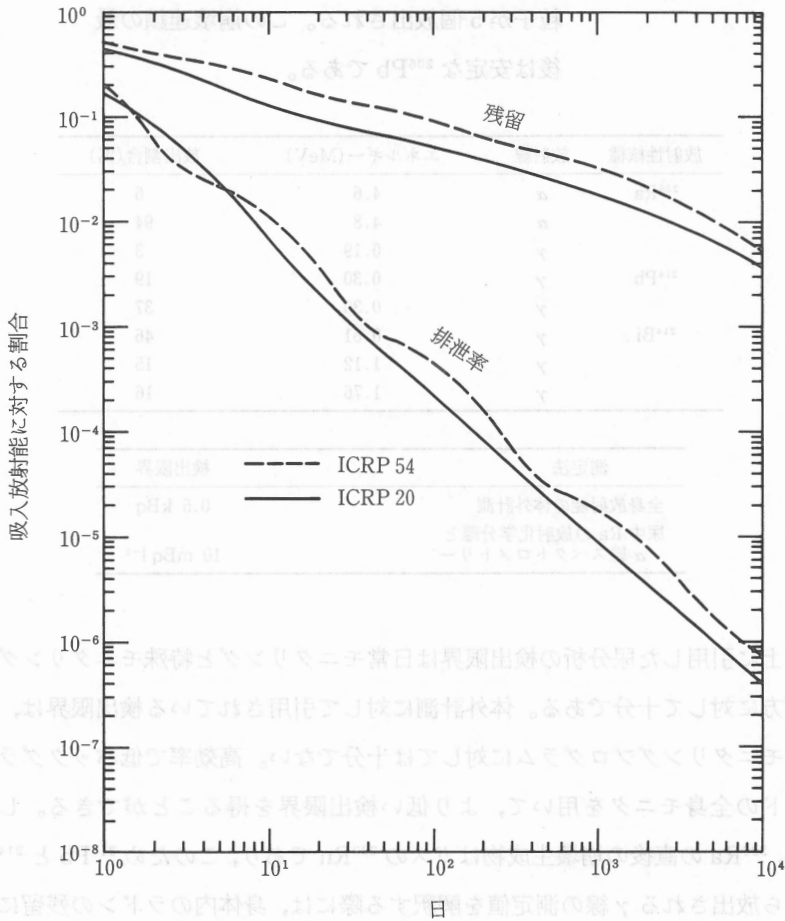


図 67 ラジウム：ICRP Publication 54 と 20 に示された組織系全身残留と排泄率を表す関数の比較

^{226}Ra 半減期 1600年

崩壊形式： ^{226}Ra が1個崩壊すると、 α 粒子が5個、 β 粒子が5個放出される。この崩壊連鎖の最後は安定な ^{206}Pb である。

放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
^{226}Ra	α	4.6	6
	α	4.8	94
	γ	0.19	3
^{214}Pb	γ	0.30	19
	γ	0.35	37
^{214}Bi	γ	0.61	46
	γ	1.12	15
	γ	1.76	16

測定法	検出限界
全身放射能の体外計測	0.5 kBq
尿中Raの放射化学分離と α 線スペクトロメトリー	10 mBq l ⁻¹

上に引用した尿分析の検出限界は日常モニタリングと特殊モニタリングの両方に対して十分である。体外計測に対して引用されている検出限界は、日常モニタリングプログラムに対しては十分でない。高効率で低バックグラウンドの全身モニタを用いて、より低い検出限界を得ることができる。しかし、 ^{226}Ra の直後の崩壊生成物はガスの ^{222}Rn であり、このため ^{214}Pb と ^{214}Bi から放出される γ 線の測定値を解釈する際には、身体内のラドンの残留についてある仮定をするか、あるいは、呼気中の放射能を測定するかのどちらかを必要とすることに注意すべきである。身体内でラジウムと平衡状態にあるラドンの残留割合はラジウムの沈着年数によってさまざまである。摂取後の短い期間では、ラドンの残留割合は非常に少ない(約10%)かもしれない。

平均の残留割合は通常 30 % であるとされている。しかし、身体内の全²²⁶Ra を正確に算定するためには、残留ラドンと呼気中のラドンの両方を測定すべきであると勧告する。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	2.1×10^{-6}	1.6×10^{-5} (肺)	2×10^4 (S)	1×10^1

S: 確率的影響から。



図 68 吸入エアロゾルによる吸入ラドンと吸入エアロゾルとの線量算定用データ (W: 吸入ラドン, S: 確率的影響から)

(220)

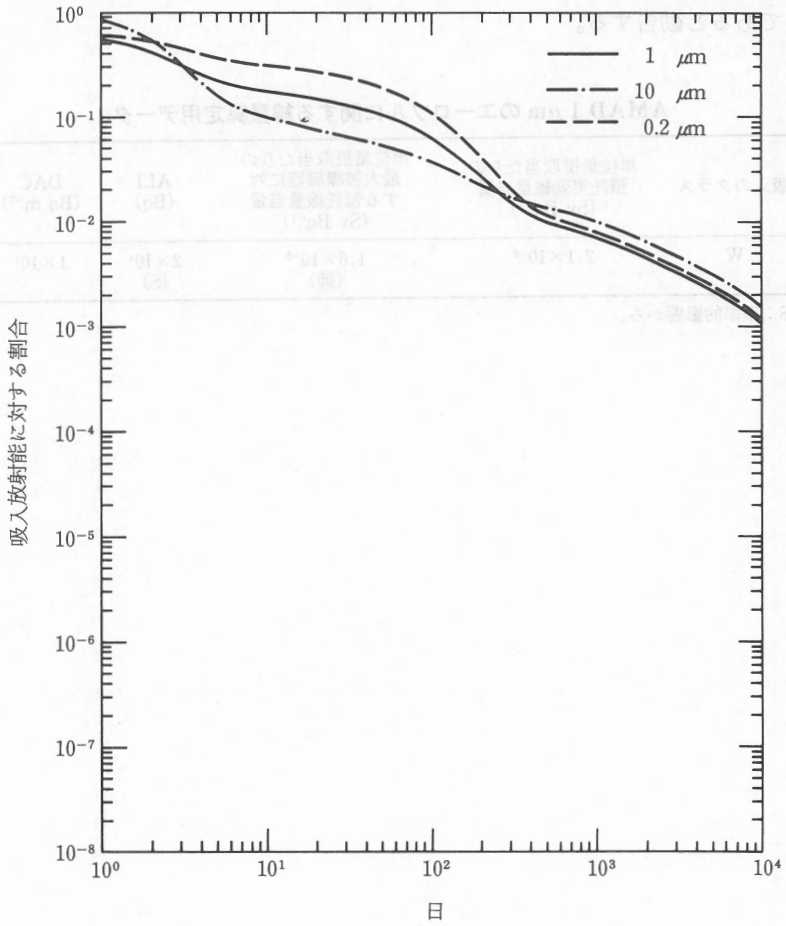


図 68 ^{226}Ra クラス W: 吸入後の全身残留, 急性摂取

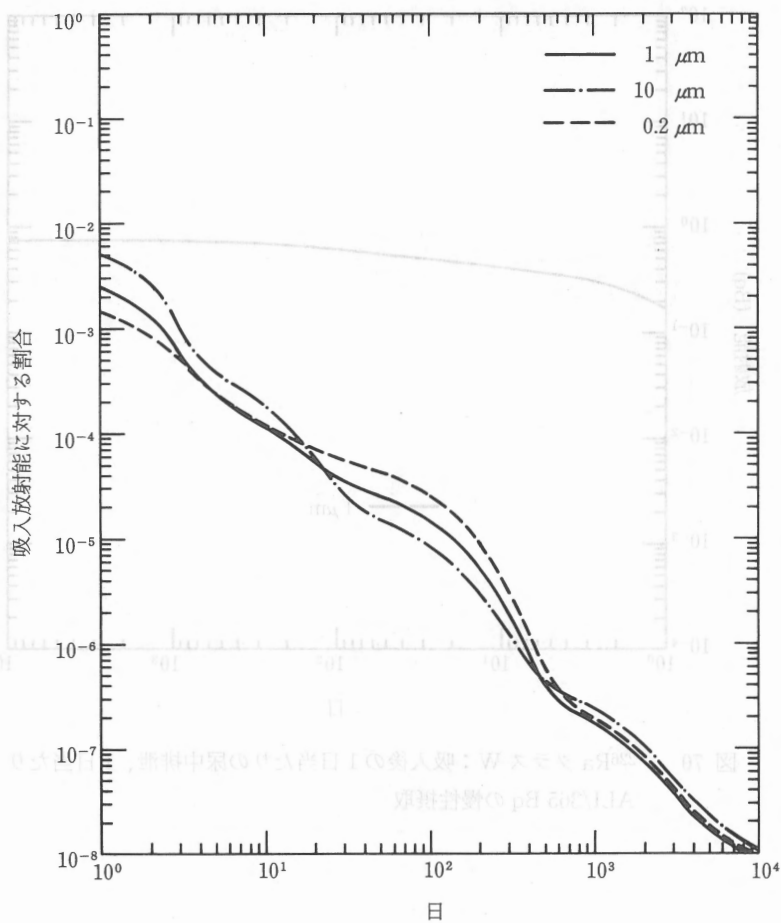


図 69 ^{226}Ra クラス W : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

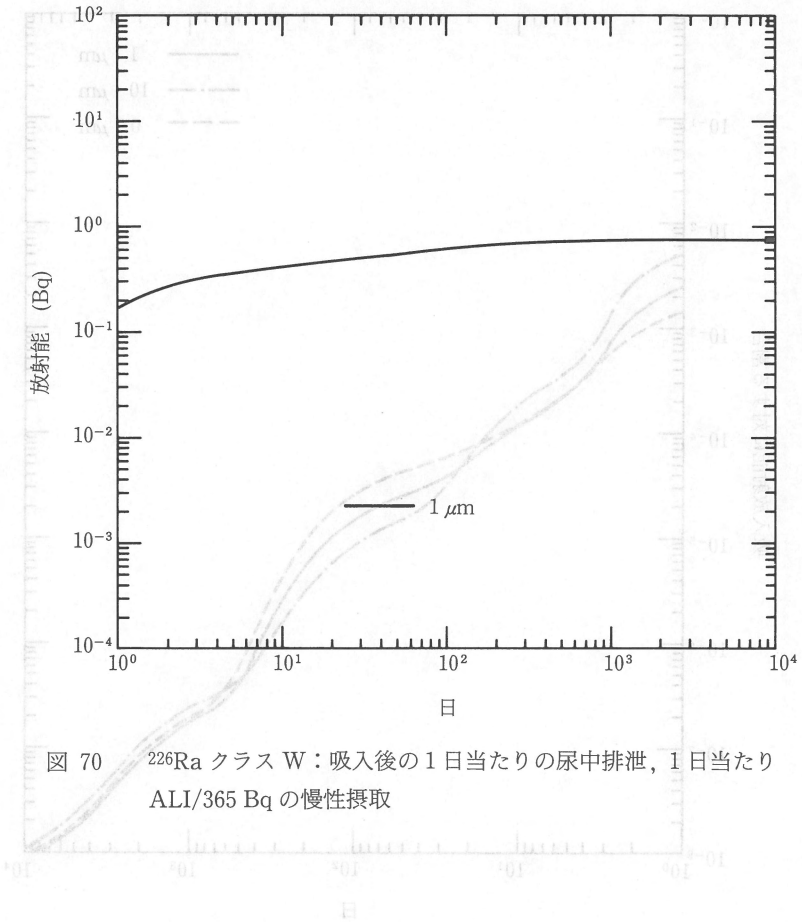


図 70 ^{226}Ra クラス W : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

東京計産, 大気中放射能の測定と健康影響: W スマタ, 1982

^{226}Ra

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W ALI=2×10⁴Bq

モニタリング 間隔	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
T (d)				
180	6.9×10 ⁻²	2.5×10 ²	1.8×10 ⁻⁵	6.5×10 ⁻²
120	9.4×10 ⁻²	2.2×10 ²	2.5×10 ⁻⁵	5.9×10 ⁻²
90	1.1×10 ⁻¹	2.0×10 ²	2.9×10 ⁻⁵	5.3×10 ⁻²
60	1.3×10 ⁻¹	1.6×10 ²	3.9×10 ⁻⁵	4.6×10 ⁻²
30	1.6×10 ⁻¹	9.5×10 ¹	8.1×10 ⁻⁵	4.9×10 ⁻²
14	1.9×10 ⁻¹	5.7×10 ¹	1.8×10 ⁻⁴	5.5×10 ⁻²

 ^{226}Ra

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W ALI=2×10⁴Bq

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.4×10 ⁻¹	1.3×10 ³	2.6×10 ⁻³	6.1
2	4.1×10 ⁻¹	9.8×10 ²	1.4×10 ⁻³	3.3
3	3.1×10 ⁻¹	7.4×10 ²	6.5×10 ⁻⁴	1.6
4	2.5×10 ⁻¹	6.0×10 ²	3.7×10 ⁻⁴	8.9×10 ⁻¹
5	2.2×10 ⁻¹	5.2×10 ²	2.6×10 ⁻⁴	6.3×10 ⁻¹
6	2.0×10 ⁻¹	4.8×10 ²	2.1×10 ⁻⁴	5.1×10 ⁻¹
7	1.9×10 ⁻¹	4.5×10 ²	1.8×10 ⁻⁴	4.4×10 ⁻¹

 ^{226}Ra

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続摂取した場合の1日当たりの尿中排泄量の値を図70に示す。

崩壊形式：²²⁸Raが1個崩壊すると、 α 粒子が5個、 β 粒子が3個放出される。この崩壊連鎖の最後は、安定な²⁰⁸Pbである。

放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)*
²²⁸ Ra	β^-	0.01	100
²²⁸ Ac	γ	0.34	16
	γ	0.91	29
	γ	0.96	23
²¹² Pb	γ	0.24	45
²⁰⁸ Tl	γ	0.51	22
	γ	0.58	86
	γ	0.86	12
	γ	2.61	100

* 放出割合は、親の²²⁸Raに対するものではなく、その核種に対するものである。

測定法	検出限界
崩壊生成物の測定による 全身放射能の体外計測	0.5 kBq
放射化学分離と β 線計測	尿 0.4 Bq l ⁻¹

全身計測について引用した検出限界は、特殊モニタリングに対しては十分であるが、日常モニタリングに対しては十分でない。低バックグラウンド、高効率の計測システムによってより低い検出限界を得ることができる。すべての全身計測は、²²⁸Raの崩壊生成物を測定するものであり、それゆえ、身体中での平衡の程度について、また、²²⁸Raとその崩壊生成物の間で起こる可能性のある代謝の相違について、ある仮定をしなければならない。

尿のモニタリングについて引用した検出限界は、日常モニタリングと特殊モニタリングの両方に対して十分である。

AMAD 1 μ m のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	1.2×10^{-6}	7.2×10^{-6} (肺)	4×10^4 (S)	2×10^4

S: 確率的影響から。

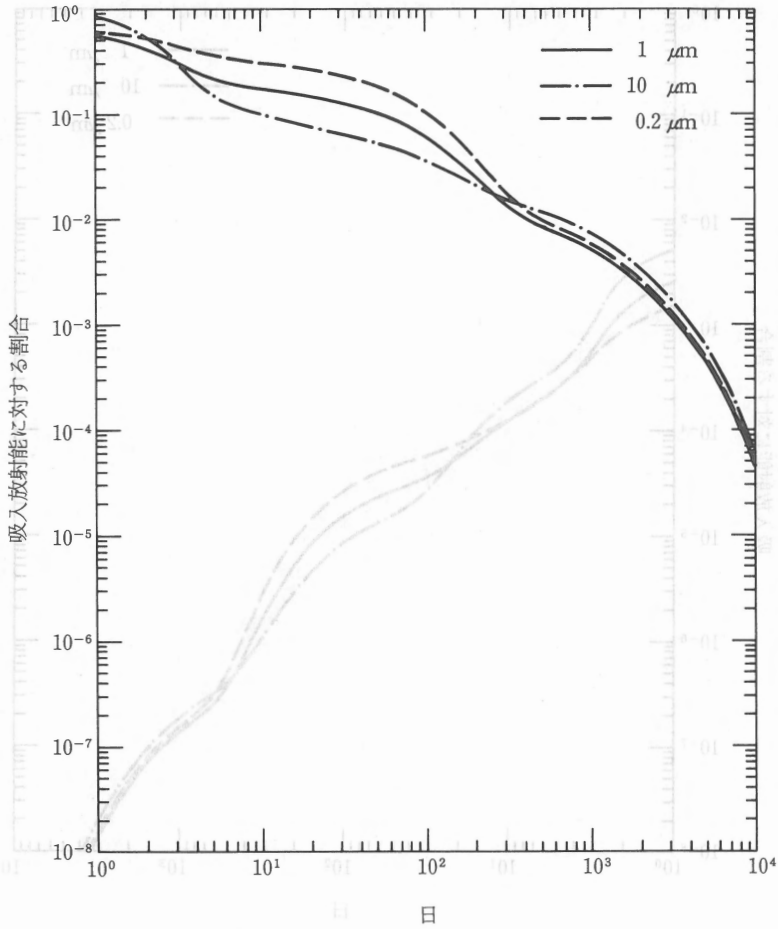


図 71 ^{228}Ra クラス W: 吸入後の全身残留, 急性摂取

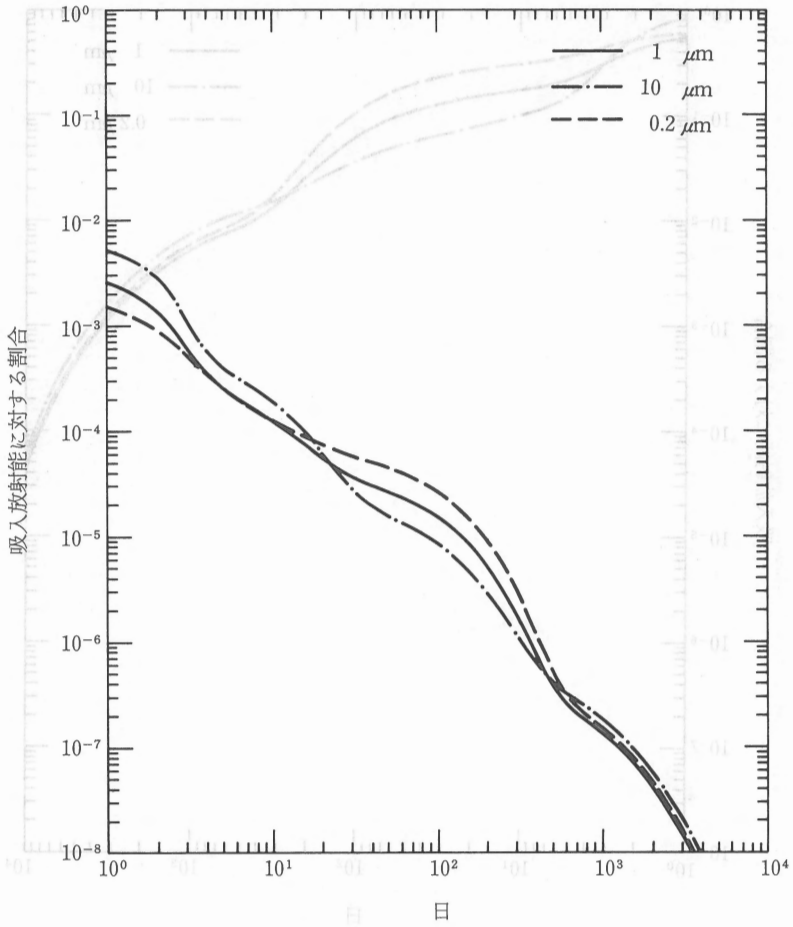


図 72 ²²⁸Ra クラス W：吸入後の 1 日当たりの尿中排泄，急性摂取

^{228}Ra

日常モニタリング

$$\text{IL} = \frac{3}{10} \text{ALI} \frac{T}{365} \quad \text{RL} = \frac{1}{10} \text{ALI} \frac{T}{365}$$

クラス W ALI = $4 \times 10^4 \text{Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	6.7×10^{-2}	4.3×10^2	1.8×10^{-5}	1.1×10^{-1}
120	9.2×10^{-2}	3.9×10^2	2.4×10^{-5}	1.0×10^{-1}
90	1.1×10^{-1}	3.5×10^2	2.9×10^{-5}	9.3×10^{-2}
60	1.3×10^{-1}	2.8×10^2	3.8×10^{-5}	8.2×10^{-2}
30	1.6×10^{-1}	1.7×10^2	8.1×10^{-5}	8.7×10^{-2}
14	1.9×10^{-1}	1.0×10^2	1.8×10^{-4}	9.8×10^{-2}

 ^{228}Ra

特殊モニタリング

$$\text{IL} = \frac{1}{10} \text{ALI} \quad \text{RL} = \frac{1}{30} \text{ALI}$$

クラス W ALI = $4 \times 10^4 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.4×10^{-1}	2.3×10^3	2.6×10^{-3}	1.1×10^1
2	4.1×10^{-1}	1.8×10^3	1.4×10^{-3}	6.0
3	3.1×10^{-1}	1.3×10^3	6.5×10^{-4}	2.8
4	2.5×10^{-1}	1.1×10^3	3.7×10^{-4}	1.6
5	2.2×10^{-1}	9.3×10^2	2.6×10^{-4}	1.1
6	2.0×10^{-1}	8.6×10^2	2.1×10^{-4}	9.1×10^{-1}
7	1.9×10^{-1}	8.1×10^2	1.8×10^{-4}	7.8×10^{-1}

トリウム

トリウムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
下記以外の全化合物	W	2×10^{-4}
酸化物および水酸化物	Y	2×10^{-4}

分布と残留

この報告書において用いた代謝モデルは、Stover ら (1960, 1965) の結果に基づいて、ICRP Publication 30 に記述されているモデルである。

通過コンパートメントにおける生物的半減期は 0.5 日とする。

通過コンパートメントに入ったトリウムのうち 70% が骨に移行してそこに 8000 日の生物的半減期で残留し、4% が肝臓に移行してそこに 700 日の生物的半減期で残留し、そして 16% が身体のその他すべての臓器および組織内に均等に分布してそこに 700 日の生物的半減期で残留すると仮定する。通過コンパートメントに入ったトリウムの残り 10% は、直接に排泄されると仮定する。したがって、組織系の全身残留は次式によって表される。

$$r_{B,s}^a(t) = 0.1 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 0.2 \exp\left(-0.693 \frac{t}{700}\right) + 0.7 \exp\left(-0.693 \frac{t}{8000}\right)$$

排 泄

ICRP Publication 10 A に与えられている情報に従い、 f_u を 1.0 とする。したがって、尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 1.4 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.5}\right) + 2.0 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{700}\right)$$

$$+6.1 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{8000}\right)$$

である。

文 献

- ICRP (1971). *The Assessment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes*. ICRP Publication 10 A, Pergamon Press, Oxford.
- Stover, B.J., Atherton, D.R., Keller, N. and Buster, D.S. (1960). Metabolism of the ²²⁸Th decay series in adult beagle dogs, 1. ²²⁸Th (RdTh). *Radiat. Res.* **12**, 657-671.
- Stover, B.J., Atherton, D.R., Buster, D.S. and Bruenger, F.W. (1965). The ²²⁸Th decay series in adult beagles: ²²⁴Ra, ²¹²Pb and ²¹²Bi in selected bones and soft tissues. *Radiat. Res.* **26**, 132-145.

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量率

BAC (Bq m ⁻³)	ALI (Bq)	毎年の吸入線量 (μSv)	吸入線量係数 (μSv Bq ⁻¹)	吸入線量 (μSv)
1 × 10 ⁻⁷	4 × 10 ⁴	1.4 × 10 ⁻²	0.3 × 10 ⁻⁴	W
1 × 10 ⁻⁶	0 × 10 ⁴	0.9 × 10 ⁻²	0.3 × 10 ⁻⁴	Y

注：Wは職業被曝者、Yは一般市民である。

(230)

^{228}Th 半減期 1.9年

崩壊形式： ^{228}Th が1個崩壊すると、 α 粒子が5個、 β 粒子が2個放出される。この崩壊連鎖の最後は、安定な ^{208}Pb である。

放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)*
^{228}Th	α	5.3	27
	α	5.4	73
^{212}Pb	γ	0.24	45
^{212}Bi	γ	0.73	12
^{208}Tl	γ	0.51	22
	γ	0.58	86
	γ	0.86	12
	γ	2.6	100

* 放出割合は、親の ^{228}Th に対するものではなく、その核種に対するものである。

測定法	検出限界
尿中 Th の放射化学分離と α 線スペクトロメトリー	10 mBq l ⁻¹

尿のモニタリングは調査レベルの摂取量を検出するには十分な感度をもっていない。体内にあるトリウム-228は、その崩壊生成物の ^{212}Pb および ^{208}Tl から放出される γ 線を測ることによって検出することができる。しかし、検出限界はALIより少ない摂取量のモニタリングには高すぎる。

それゆえトリウム-228の摂取に関するモニタリングプログラムでは、摂取量を決定するためには個人用空気サンプリャを使用すべきである。全身計測および排泄物モニタリングは、ALIを超える摂取量を評価するには役立つであろう。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に 対する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	6.5×10^{-5}	1.4×10^{-3} (骨表面)	4×10^2 (NS)	2×10^{-1}
Y	8.3×10^{-5}	6.9×10^{-4} (肺)	6×10^2 (S)	3×10^{-1}

NS：非確率的影響から、S：確率的影響から。

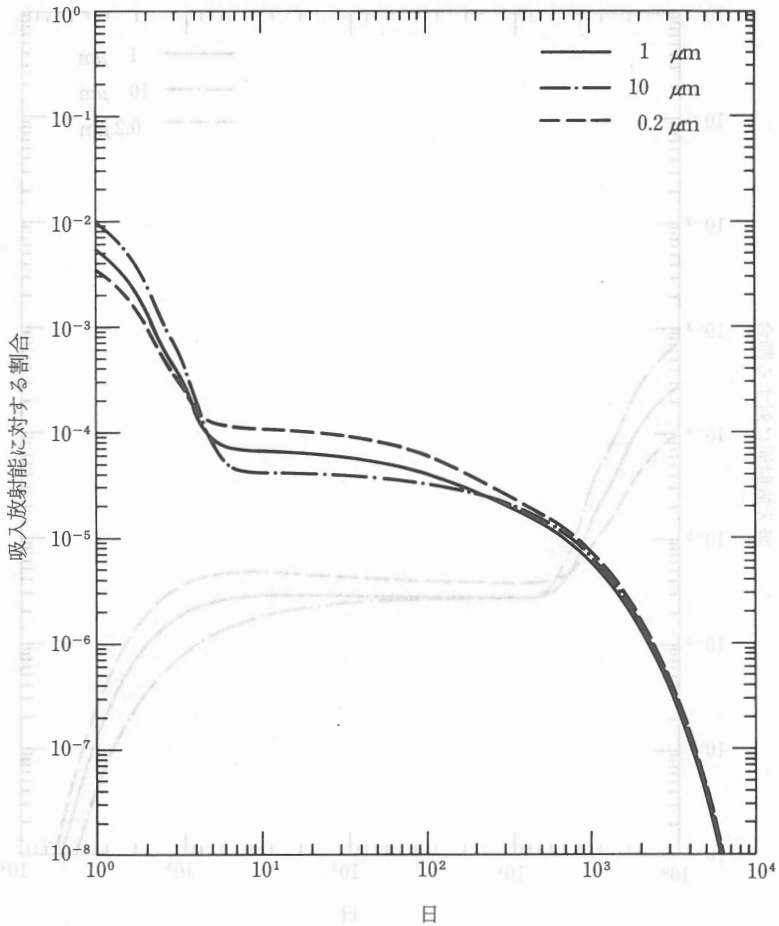


図 73 ^{228}Th クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

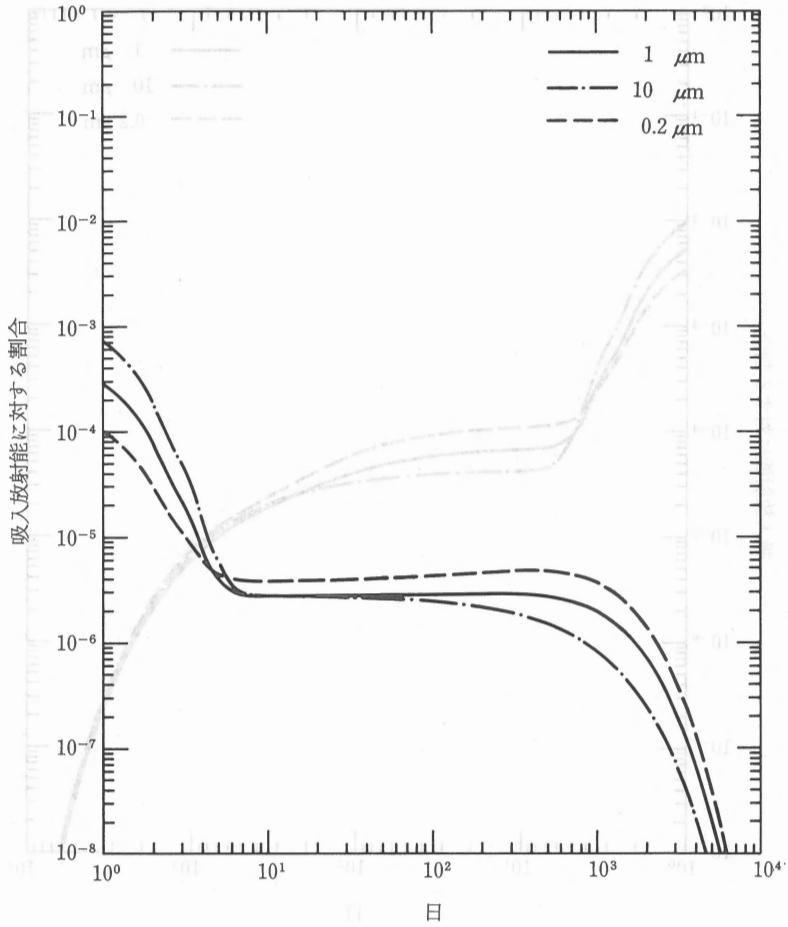


図 74 ^{228}Th クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{228}Th

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI = 4 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	2.8×10^{-5}	3.1×10^{-3}
180	4.2×10^{-5}	2.3×10^{-3}
120	4.9×10^{-5}	1.8×10^{-3}
90	5.4×10^{-5}	1.5×10^{-3}
60	5.9×10^{-5}	1.1×10^{-3}
30	6.4×10^{-5}	5.8×10^{-4}
14	6.9×10^{-5}	3.1×10^{-4}

クラス Y $ALI = 6 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	2.9×10^{-6}	5.3×10^{-4}
180	2.9×10^{-6}	2.6×10^{-4}
120	2.8×10^{-6}	1.7×10^{-4}
90	2.8×10^{-6}	1.3×10^{-4}
60	2.8×10^{-6}	8.4×10^{-5}
30	2.8×10^{-6}	4.1×10^{-5}
14	2.9×10^{-6}	2.2×10^{-5}

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10}ALI \quad RL = \frac{1}{30}ALI$$

クラス W $ALI = 4 \times 10^2 \text{ Bq}$

摂取後の時間	1日当たりの尿中排泄量	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.3×10^{-3}	1.9×10^{-1}
2	1.4×10^{-3}	5.0×10^{-2}
3	4.0×10^{-4}	1.4×10^{-2}
4	1.5×10^{-4}	5.5×10^{-3}
5	8.9×10^{-5}	3.2×10^{-3}
6	7.3×10^{-5}	2.6×10^{-3}
7	6.9×10^{-5}	2.5×10^{-3}

クラス Y $ALI = 6 \times 10^2 \text{ Bq}$

摂取後の時間	1日当たりの尿中排泄量	
(d)	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	2.9×10^{-4}	1.7×10^{-2}
2	7.9×10^{-5}	4.7×10^{-3}
3	2.2×10^{-5}	1.3×10^{-3}
4	7.9×10^{-6}	4.8×10^{-4}
5	4.1×10^{-6}	2.5×10^{-4}
6	3.1×10^{-6}	1.9×10^{-4}
7	2.9×10^{-6}	1.7×10^{-4}

^{232}Th 半減期 1.4×10^{10} 年

崩壊形式： ^{232}Th が 1 個崩壊すると、 α 粒子が 6 個、 β 粒子が 3 個放出される。この崩壊連鎖の最後は、安定な ^{208}Pb である。

放射性核種	放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)*
^{232}Th	α	3.95	23
	α	4.01	77
^{228}Ac	β	0.39	40
	β	0.61	11
	β	0.75	8
	γ	0.34	16
	γ	0.91	29
^{228}Th	γ	0.96	23
	α	5.3	27
	α	5.4	73
^{212}Pb	γ	0.24	45
^{212}Bi	γ	0.73	12
^{208}Tl	γ	0.51	22
	γ	0.58	86
	γ	0.86	12
	γ	2.6	100

* 放出割合は、親の ^{232}Th に対するものではなく、特定したその放射性核種に対するものである。

測定法	検出限界
尿の放射化学分離と α 線スペクトロメトリー	10 mBq l ⁻¹

(236)

尿のモニタリングは調査レベルの摂取量を検出するには十分な感度をもっていない。体内にある ^{232}Th は、その崩壊生成物の ^{228}Ac の γ 線または ^{228}Th の崩壊生成物の ^{212}Pb および ^{208}Tl の γ 線を測ることによって検出することができる。しかし、検出限界は ALI より少ない摂取量のモニタリングには高すぎる。全身放射能の測定値を ^{232}Th の全身含有量に換算するためには、崩壊生成物の平衡状態について仮定をする必要がある。

全身放射能測定および排泄物測定 of 感度が不十分なため、 ^{232}Th の摂取に関するモニタリングプログラムでは、空気サンプラを使用すべきである。全身計測および排泄物モニタリングは、ALI を超える摂取量を評価するには役立つであろう。

AMAD 1 μm のエアロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	4.4×10^{-4}	1.1×10^{-2} (骨表面)	4×10^1 (NS)	2×10^{-2}
Y	3.1×10^{-4}	5.0×10^{-3} (骨表面)	1×10^2 (NS)	4×10^{-2}

NS：非確率的影響から。

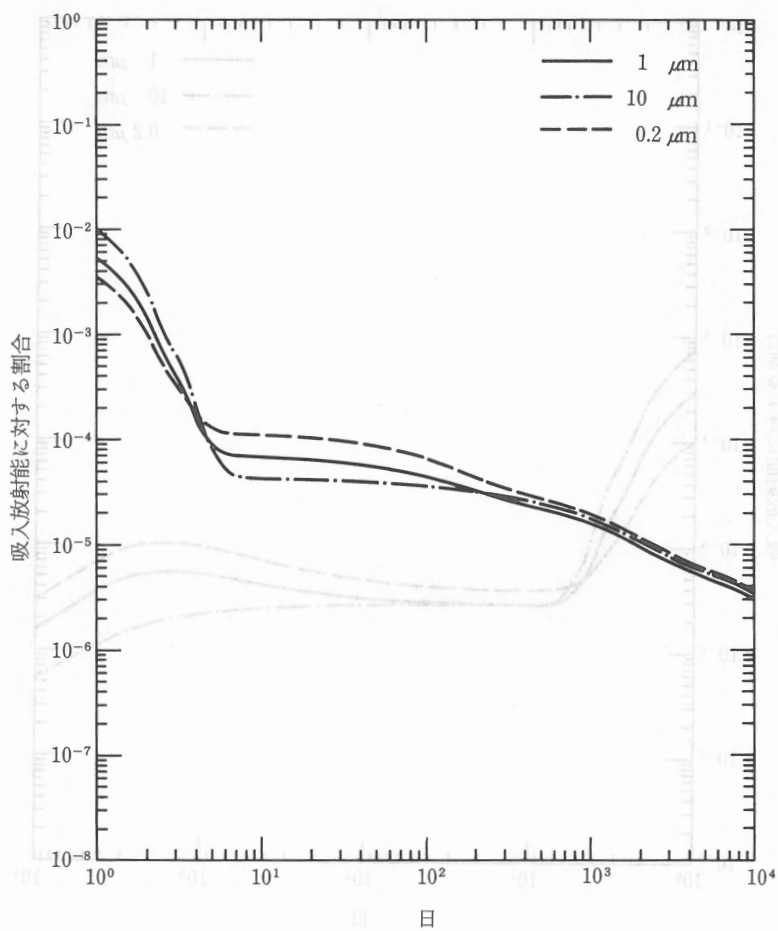


図 75 ^{232}Th クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

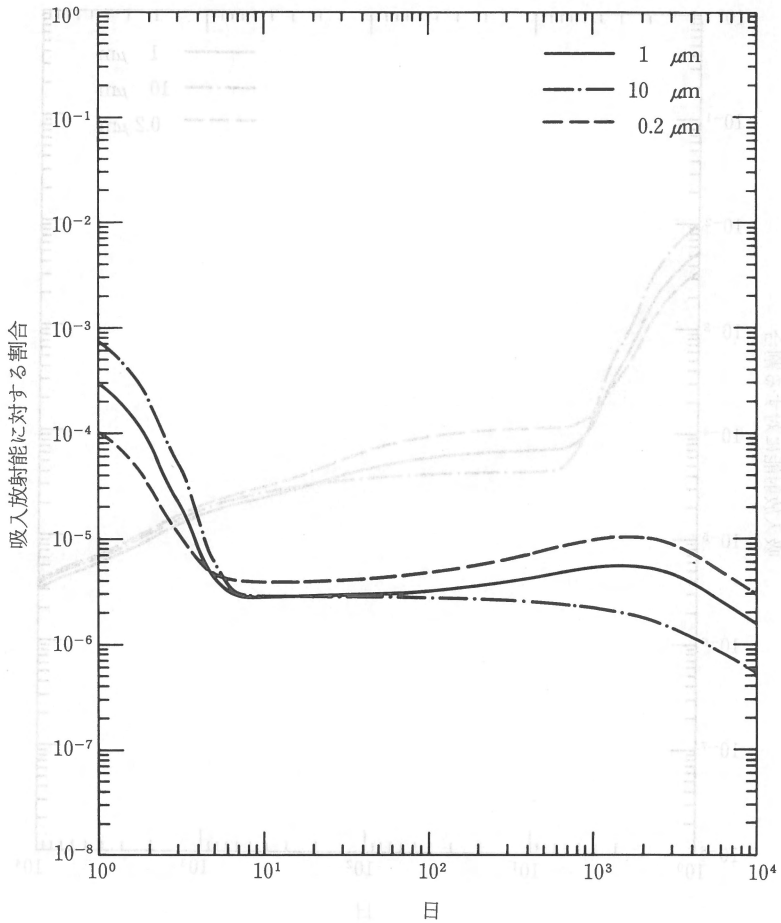


図 76 ^{232}Th クラス Y : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

^{232}Th

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI = 4 \times 10^4 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	3.4×10^{-5}	4.6×10^{-4}
180	4.6×10^{-5}	3.1×10^{-4}
120	5.2×10^{-5}	2.4×10^{-4}
90	5.6×10^{-5}	1.9×10^{-4}
60	6.1×10^{-5}	1.4×10^{-4}
30	6.5×10^{-5}	7.3×10^{-5}
14	6.9×10^{-5}	3.9×10^{-5}

クラス Y $ALI = 1 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	3.5×10^{-6}	1.0×10^{-4}
180	3.1×10^{-6}	4.7×10^{-5}
120	3.0×10^{-6}	3.0×10^{-5}
90	2.9×10^{-6}	2.2×10^{-5}
60	2.9×10^{-6}	1.4×10^{-5}
30	2.8×10^{-6}	7.0×10^{-6}
14	2.9×10^{-6}	3.6×10^{-6}

(240)

²³²Th

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10}ALI \quad RL = \frac{1}{30}ALI$$

クラス W ALI = 4 × 10¹ Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	5.3 × 10 ⁻³	2.4 × 10 ⁻²
2	1.4 × 10 ⁻³	6.3 × 10 ⁻³
3	4.0 × 10 ⁻⁴	1.8 × 10 ⁻³
4	1.5 × 10 ⁻⁴	6.9 × 10 ⁻⁴
5	9.0 × 10 ⁻⁵	4.0 × 10 ⁻⁴
6	7.4 × 10 ⁻⁵	3.3 × 10 ⁻⁴
7	6.9 × 10 ⁻⁵	3.1 × 10 ⁻⁴

クラス Y ALI = 1 × 10² Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	2.9 × 10 ⁻⁴	2.9 × 10 ⁻³
2	7.9 × 10 ⁻⁵	7.9 × 10 ⁻⁴
3	2.3 × 10 ⁻⁵	2.3 × 10 ⁻⁴
4	8.0 × 10 ⁻⁶	8.0 × 10 ⁻⁵
5	4.2 × 10 ⁻⁶	4.2 × 10 ⁻⁵
6	3.2 × 10 ⁻⁶	3.2 × 10 ⁻⁵
7	2.9 × 10 ⁻⁶	2.9 × 10 ⁻⁵

²³²Th

連続摂取

1日当たり (1/365) ALI の率で連続被曝した場合の1日当たりの尿中排泄率を図 77 および 78 に示す。

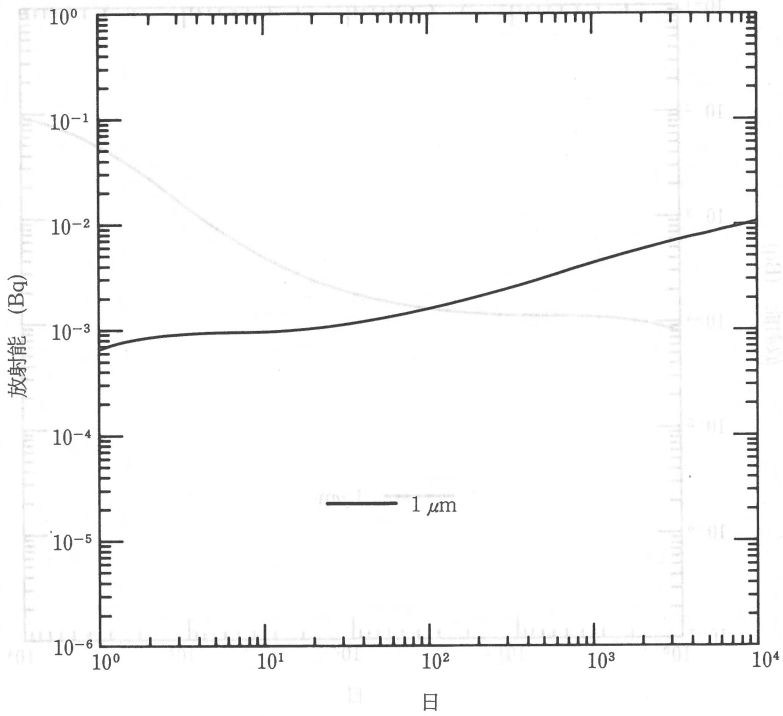


図 77 ^{232}Th クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

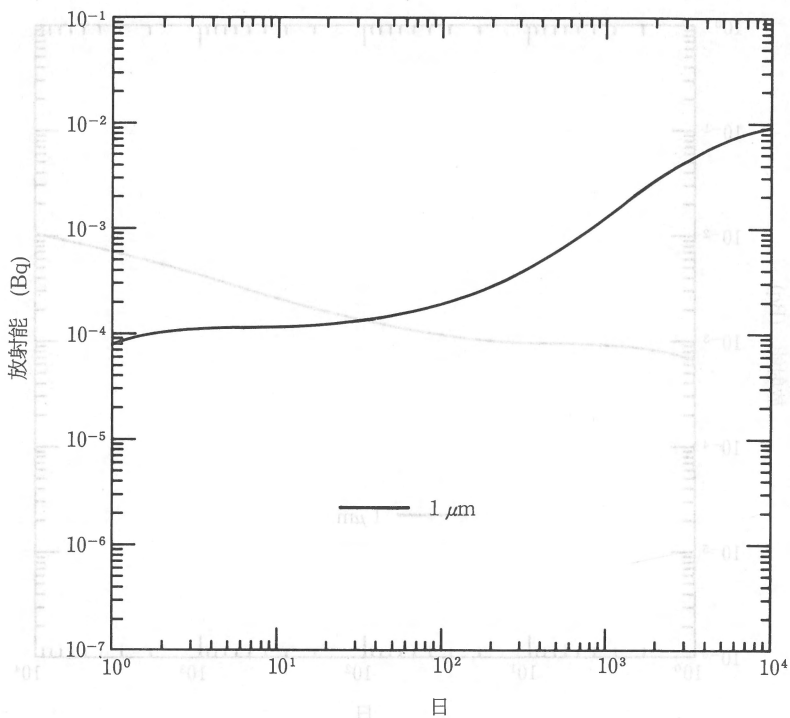


図 78 ^{232}Th クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

ウ ラ ン

ウランの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_i
UF ₆ , UO ₂ F ₂ , UO ₂ (NO ₃) ₂	D	0.05
UO ₃ , UF ₄ , UCl ₄	W	0.05
UO ₂ , U ₃ O ₈	Y	0.002

上に示したクラス区分は、ICRP Publication 30 に述べられている区分である。しかし、産業で用いられている三酸化ウランは、むしろクラスDの物質のようにふるまうらしいという、動物実験からの証拠があることに注意すべきである (Stradling ら, 1985 b)。四フッ化ウランは、多くの異なる方法で製造されており、その生物学的挙動はさまざまでありうる。少なくともいくつかの製法による四フッ化ウランは、むしろクラスDに類似した生物学的挙動を示すという動物実験の証拠がある (Stradling ら, 1985 a)。酸化ウラン燃料要素製造のさいのウランのエーロゾルについての調査では、このエーロゾルが、ICRP のクラスYの半減期である 500 日という値ではなく 100 日に近い半減期で肺から除去されることが示唆されている (Schieferdecker ら, 1985)。

もし作業者が ALI のかなりの割合にさらされているならば、取り扱った物質の調査を行い、モニタリング結果の解釈にその固有の値を用いるのが賢明である。

分布と残留

この報告書では、通過コンパートメントに入ったウランのうち、54%は直接排泄され、20%および2.3%の割合は無機質骨に移行し、そこにそれぞれ20日および5000日の半減期で残留すると仮定する。12%および0.052%の

(244)

割合は腎臓に移り、そこにそれぞれ6日および1500日の半減期で残留すると仮定し、12%および0.032%の割合は身体のおの他のすべての組織に移行し、それぞれ6日および1500日の半減期で残留すると仮定する。したがって、組織系身体残留は次式で表される。

$$\begin{aligned}r_{B,s}^a(t) = & 5.4 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.25}\right) + 2.4 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{6}\right) \\ & + 2.0 \times 10^{-1} \exp\left(-0.693 \frac{t}{20}\right) + 1.0 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{1500}\right) \\ & + 2.3 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5000}\right)\end{aligned}$$

排 泄

すべての排泄は尿を経由して起こると仮定する。すなわち、 $f_u=1$ とする。したがって、尿中排泄は次式で表される。

$$\begin{aligned}e_{B,u}^a(t) = & 1.5 \exp\left(-0.693 \frac{t}{0.25}\right) + 2.8 \times 10^{-2} \exp\left(-0.693 \frac{t}{6}\right) \\ & + 6.9 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{20}\right) + 4.8 \times 10^{-7} \exp\left(-0.693 \frac{t}{1500}\right) \\ & + 3.2 \times 10^{-6} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5000}\right)\end{aligned}$$

化学毒性

比較的移行しやすいウラン化合物の摂取は、放射線量ではなく化学毒性の考慮により制限される。ICRP (1964) の以前の勧告は、基本的安全基準に関する欧州原子力共同体指導書 (Euratom Directive) に採択されている (OJEC, 1980)。これは、任意の1日における可溶性化合物の吸入による摂取を、同位体の組成によらず 2.5 mg に制限している。職業上の連続被曝に関しては、米

国政府関係産業衛生学者会議 (American Conference of Governmental

Industrial Hygienists) (1968, 1983) は、空气中濃度について 0.2 mg m^{-3} というしきい限度値を勧告している。補助的な 0.6 mg m^{-3} の短期間被曝制限値が、15 分間だけ許容される。英国では、保健安全執行部 (Health and Safety Executive) が、同じ値を採択している (HSE, 1980)。

$1.2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ の標準呼吸率の場合、 0.2 mg m^{-3} の濃度が続くと、1 日平均 2 mg の摂取量となる。

天然組成のウランについて、 2 mg という 1 日摂取量は、ウラン-238 の 30 Bq の 1 日摂取量に相当し、年限度は $1 \times 10^4 \text{ Bq}$ 、すなわち、クラス D および W 物質の ALI よりも小さい値となる。したがって、クラス D および W に属する天然ウランに関しては、上に与えた化学毒性についての限度の方が厳しい。クラス Y に属する天然ウランおよび高濃縮ウランのすべてのクラスについては、放射線学的考慮の方が厳しい。

注 意

後述の表中に与えられている誘導調査レベルは、放射線量の制限に基づいて計算されたもので、化学毒性によるものではない。しかしながら、それらのデータは測定値の解釈に有用であるので、記載されている。

ウランのモニタリングプログラム

多くの作業では、取り扱うウランの化学形は多様であり濃縮度にも幅がある。作業者は、これらの物質のいくつかに被曝することがある。モニタリングプログラムを適切に立案するためには、これらの場所についての要因を考慮に入れなければならない。モニタリングプログラムは、取り扱う物質に適切であるように立案しなければならない。例として、Frost と Neil (1985) および Avadhanula ら (1985) を参照されたい。ここでは、一般的な指針のみを与える。天然ウラン、劣化ウランおよび低濃縮ウランのクラス D 化合物

(246)

については、化学毒性が摂取量の限度を与え、尿分析が好ましいモニタリング方法である。他の物質については、尿モニタリングと胸部ウランの体外計測法を組み合わせたモニタリングプログラムが必要であろう。これらの手法が十分な感度を有しない場合には個人用空気サンプラの使用を考慮しなければならない。

尿中ウランの測定は、蛍光分析、遅延中性子計測、 α 線スペクトロメトリーあるいは質量分析によって可能である。第一の手法（蛍光分析）は、ウランの全量を測定するが、同位体組成についての情報は与えない。第二の手法（遅延中性子計測）は、ウラン-235の放射化に依存する。したがって、意味のある解釈をするためには、同位体組成が既知でなければならない。スペクトロメトリーは、同位体のすべてに関し情報を与えるであろう。排泄物の測定値の解釈にさいしては、通常の食事によるウラン摂取の寄与を考慮しなければならない。

クラスWおよびY物質の胸部含有量の測定は有用であろう。伝統的に、NaI (TI)検出器または二重蛍光体検出器が用いられてきた。しかし、それらはエネルギー分解能が貧弱なため、低レベルでの解釈が困難である。これらの検出器は、現在はゲルマニウムを配列させた検出器によって取って代わられたつある(PomroyとMalm, 1985; Laneら, 1985; PalmerとRieksts, 1985)。摂取して長時間たった後に行われた測定を解釈する場合には、検出器は肺胞領域に存在する物質の他に、リンパ節および骨に存在するものにも感ずることを知っていなければならない。肺胞領域の放射能の検出限界は、ウラン-238では約20 Bq、ウラン-235では約3 Bqといわれている。

文 献

ACGIH (1968). American Conference of Governmental Industrial Hygienists. *Threshold Limit Values in airborne contaminants for 1968*,

- recommended and intended values.* St Louis, Missouri.
- ACGIH (1983). American Conference of Governmental Industrial Hygienists. *Threshold Limit Values for chemical substances and physical agents in the work environment with intended changes for 1983-84.* Cincinnati, Ohio.
- Avadhanula, M.R., Chatterjee, R.M., Healey, G.J., Horvath, F.J., Measures, M.P., Stacker, H., Pomray, C., Johnson, J.R. and Dunford, D.W. (1985). Canadian uranium fuel fabrication study : I. Intake, retention and excretion monitoring results. II. Comparison of results with metabolic models. In : *Proc. Symp. Assessment of Radioactive Contamination in Man 1984*, p.297-323. IAEA, Vienna.
- Boback, M.W. (1976). A review of uranium excretion and clinical urinalysis data in accidental exposure cases. In : *Conference on Occupational Health Experience with Uranium.* Washington D.C., U.S. Energy Research and Development Administration.
- Chalabreysse, J. (1970). Etude et resultats d'examens effectués a la suite d'une inhalation de composés dits solubles d'uranium naturel. *Radioprotection* 5, 1-17, 305-310.
- Eidson, A.F. and Griffith, W.C. (1984). Techniques for yellowcake dissolution studies *in vitro* and their use in bioassay interpretation. *Health Phys.* 46, 151-163.
- Frost, S.E. and Neill, W. (1985). Internal dosimetry in the Canadian uranium industry. In : *Proc. Symp. Assessment of Radioactive Contamination in Man 1984*, p.285-296. Vienna.
- HSE (1980). Health and Safety Executive. *Threshold limit values 1980.* Guidance Note 15/80. London, HMSO.
- Heid, K.R., Walsh, W.P. and Houston, J.R. (1976). Uranium in man based on urinary excretion data. In : *Conference on Occupational Health Experience with Uranium.* Washington D.C., U.S. Energy Research and Development Administration.
- Hursh, J.B. and Spoor, N.L. (1973). Data on man. In : *Uranium, Plutonium, Transplutonium Elements*, (eds) Hodge, H.C., Stannard, J.N. and Hursh, J.B., p.197-239. Springer-Verlag, Berlin.
- ICRP (1964). International Commission on Radiological Protection, Publication 6, Recommendation of the ICRP, Pergamon Press, Oxford.
- Keane, A.T. and Polednak, A.P. (1983). Retention in the chest : implications of findings *in vivo* and postmortem. *Health Phys.* 44 (Suppl. 1), 391

-402.

- Lane, R.C., McCormick, W.B., Jefferies, S.J. and Danyluk, P. (1985). Use of six-element arrays of hyperpure germanium detectors in monitoring for internal actinide contamination. In : *Proc. Symp. Assessment of Radioactive Contamination in Man 1984*, p.79-91. IAEA, Vienna.
- Lawrence, J.N.P. (1984). Uranium internal exposure evaluation based on urine assay data. LA-10246-MS.
- Moore, R.H. and Kathren, R.L. (1985). A World War II uranium hexafluoride inhalation event with pulmonary implications for today. *J. Occup. Med.* **27** (10), 753-756.
- Morrow, P.E., Gibb, F.R. and Leach, L.J. (1966). The clearance of UO_2 dust from the lungs following single and multiple inhalation exposures. *Health Phys.* **12**, 1217-1223.
- Morrow, P.E., Gibb, F.R. and Beiter, H.D. (1972). Inhalation studies of uranium trioxide. *Health Phys.* **23**, 273-280.
- OJEC (1980). Official Journal of the European Communities. L 246, Vol 23, Luxembourg : Office for Official Publications of the European Communities.
- Palmer, H.E. and Rieksts, G.A. (1985). High-purity planar germanium detectors for *in vivo* measurement of uranium and transuranic radionuclides. In : *Proc. Symp. Assessment of Radioactive Contamination in Man 1984*, p.93-106. IAEA, Vienna.
- Pomroy, C. and Noel, L. (1981). Retention of uranium thorax burdens in fuel fabricators. *Health Phys.* **41**, 393-400.
- Pomroy, C. and Malm, H. (1985). High purity germanium detectors for *in vivo* measurements of uranium and thorium. In : *Proc. Symp. Assessment of Radioactive Contamination in Man 1984*, p.69-78. IAEA, Vienna.
- Schieferdecker, H., Dilger, H., Donerfel, H., Rudolph, W. and Anton, R. (1985). Inhalation of U aerosols from UO_2 fuel element fabrication. *Health Phys.* **48**, 29-48.
- Stradling, G.N., Stather, J.W., Strong, J.C., Sumner, S.A., Towndrow, C. G., Moody, J.C., Lennox, A., Sedgwick, D. and Cooke, N. (1985 a). Metabolism of some industrial uranium tetrafluorides after deposition in the rat lung. *Human Toxicol.* **4**, 159-168.
- Stradling, G.N., Stather, J.W., Ellander, M., Sumner, S.A., Moody, J.C., Towndrow, C.G., Hodgson, A., Sedgwick, D. and Cooke, N. (1985 b).

Metabolism of an industrial uranium trioxide dust after deposition in the rat lung. *Human Toxicol.* 4, 563-572.

Wise, K. (1984). Human variability and the uncertainty of committed dose for uranium. *Radiat. Prot. Aust.* 2 (1), 35-40.

測定値 (Mean)	標準偏差 (SD)	標準誤差 (SE)
1.7	0.3	0.1
1.7	0.3	0.1

表1: 測定値の平均値と標準偏差

測定値 (Mean)	標準偏差 (SD)	標準誤差 (SE)	測定値 (Mean)	標準偏差 (SD)	標準誤差 (SE)
1.7	0.3	0.1	1.7	0.3	0.1
1.7	0.3	0.1	1.7	0.3	0.1

注: 測定値の平均値と標準偏差

(250)

^{234}U 半減期 2.4×10^5 年

崩壊形式 $^{234}\text{U} \xrightarrow{\alpha} ^{230}\text{Th} (7.7 \times 10^4 \text{年})$

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	4.72	27
α	4.77	72

測定法	検出限界
α 線スペクトロメトリー	尿 10^{-2}Bq l^{-1}

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	7.2×10^{-7}	1.1×10^{-5} (骨表面)	5×10^4 (NS)	2×10^1
W	1.9×10^{-6}	1.6×10^{-5} (肺)	3×10^4 (S)	1×10^1
Y	3.6×10^{-5}	3.0×10^{-4} (肺)	1×10^3 (S)	6×10^{-1}

NS：非確率的影響から，S：確率的影響から。

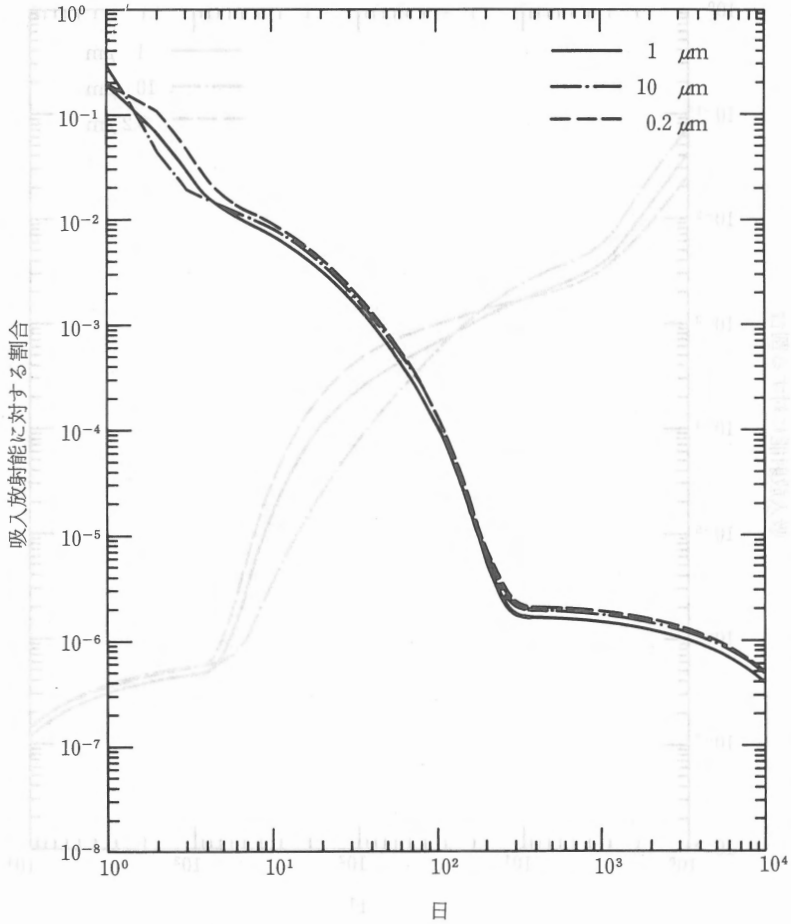


図 79 ^{234}U クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

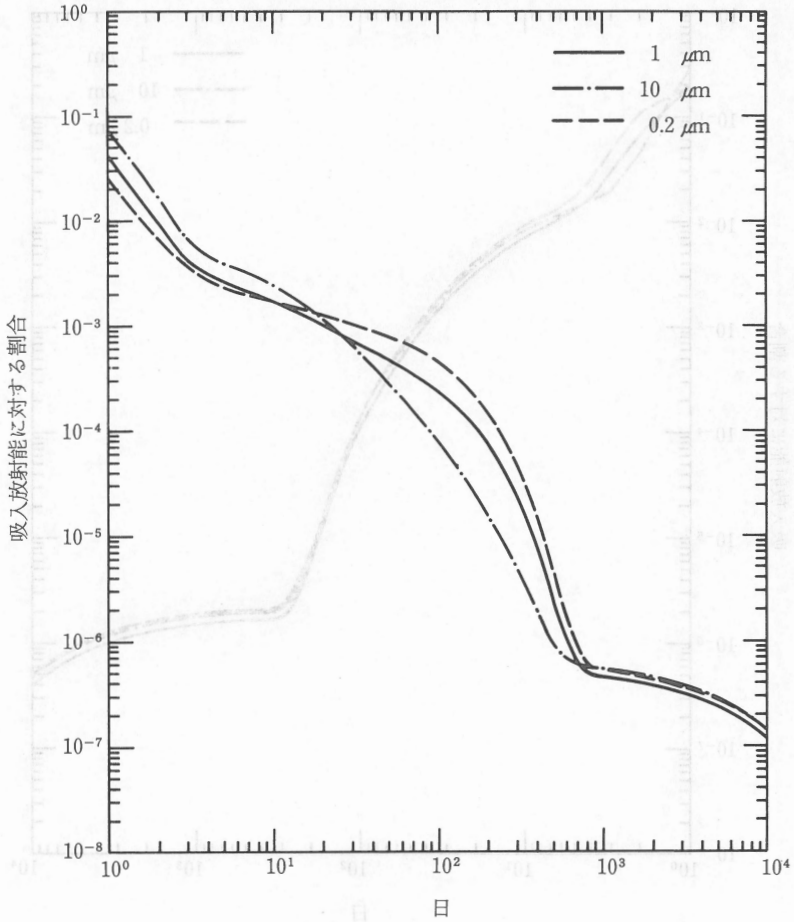


図 80 ^{234}U クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

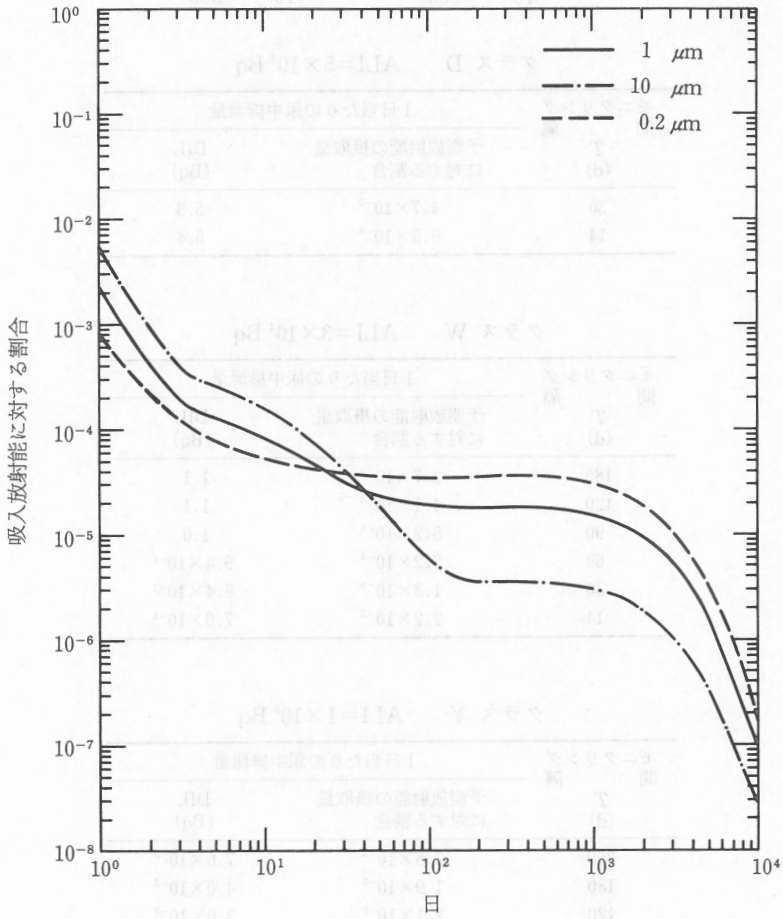


図 81 ^{234}U クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^4$ Bq

モニタリング間隔		1日当たりの尿中排泄量	
T (d)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	
30	4.7×10^{-3}	5.3	
14	9.5×10^{-3}	5.4	

クラス W $ALI = 3 \times 10^4$ Bq

モニタリング間隔		1日当たりの尿中排泄量	
T (d)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	
180	2.7×10^{-4}	1.1	
120	4.1×10^{-4}	1.1	
90	5.2×10^{-4}	1.0	
60	7.2×10^{-4}	9.4×10^{-1}	
30	1.3×10^{-3}	8.4×10^{-1}	
14	2.2×10^{-3}	7.0×10^{-1}	

クラス Y $ALI = 1 \times 10^3$ Bq

モニタリング間隔		1日当たりの尿中排泄量	
T (d)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	
360	1.8×10^{-5}	7.6×10^{-3}	
180	1.9×10^{-5}	4.0×10^{-3}	
120	2.1×10^{-5}	3.0×10^{-3}	
90	2.5×10^{-5}	2.6×10^{-3}	
60	3.2×10^{-5}	2.3×10^{-3}	
30	6.0×10^{-5}	2.1×10^{-3}	
14	1.0×10^{-4}	1.8×10^{-3}	

234U

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10}ALI \quad RL = \frac{1}{30}ALI$$

クラス D ALI=5×10⁴ Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	1.9×10 ⁻¹	8.7×10 ²
2	6.6×10 ⁻²	3.0×10 ²
3	2.9×10 ⁻²	1.3×10 ²
4	1.7×10 ⁻²	7.7×10 ¹
5	1.3×10 ⁻²	5.7×10 ¹
6	1.1×10 ⁻²	4.8×10 ¹
7	9.5×10 ⁻³	4.3×10 ¹

クラス W ALI=3×10⁴ Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	4.3×10 ⁻²	1.1×10 ²
2	9.3×10 ⁻³	2.4×10 ¹
3	4.2×10 ⁻³	1.1×10 ¹
4	3.1×10 ⁻³	8.0
5	2.6×10 ⁻³	6.8
6	2.4×10 ⁻³	6.1
7	2.2×10 ⁻³	5.6

クラス Y ALI=1×10³ Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	2.3×10 ⁻³	3.2×10 ⁻¹
2	4.6×10 ⁻⁴	6.4×10 ⁻²
3	2.0×10 ⁻⁴	2.9×10 ⁻²
4	1.5×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻²
5	1.3×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻²
6	1.1×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻²
7	1.0×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻²

半減期 7.0×10^8 年崩壊形式 $^{235}\text{U} \xrightarrow{\alpha} ^{231}\text{Th} \xrightarrow{\beta^-} ^{231}\text{Pa}$
(25 時間)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
α	4.22	6
	4.33	5
	4.37	18
	4.40	56
	4.56	4
	4.60	5
γ	0.14	11
	0.16	5
	0.19	54
	0.21	5

測定法	検出限界
体外計測	胸部 全身
α 線スペクトロメトリー	尿
	0.4 kBq 2 kBq 10^{-2} Bq l ⁻¹

手法と検出限界については本文参照。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
D	6.6×10^{-7}	1.0×10^{-5} (骨表面)	5×10^4 (NS)	2×10^1
W	1.8×10^{-6}	1.5×10^{-5} (肺)	3×10^4 (S)	1×10^1
Y	3.3×10^{-5}	2.8×10^{-4} (肺)	2×10^3 (S)	6×10^{-1}

NS：非確率的影響から，S：確率的影響から。

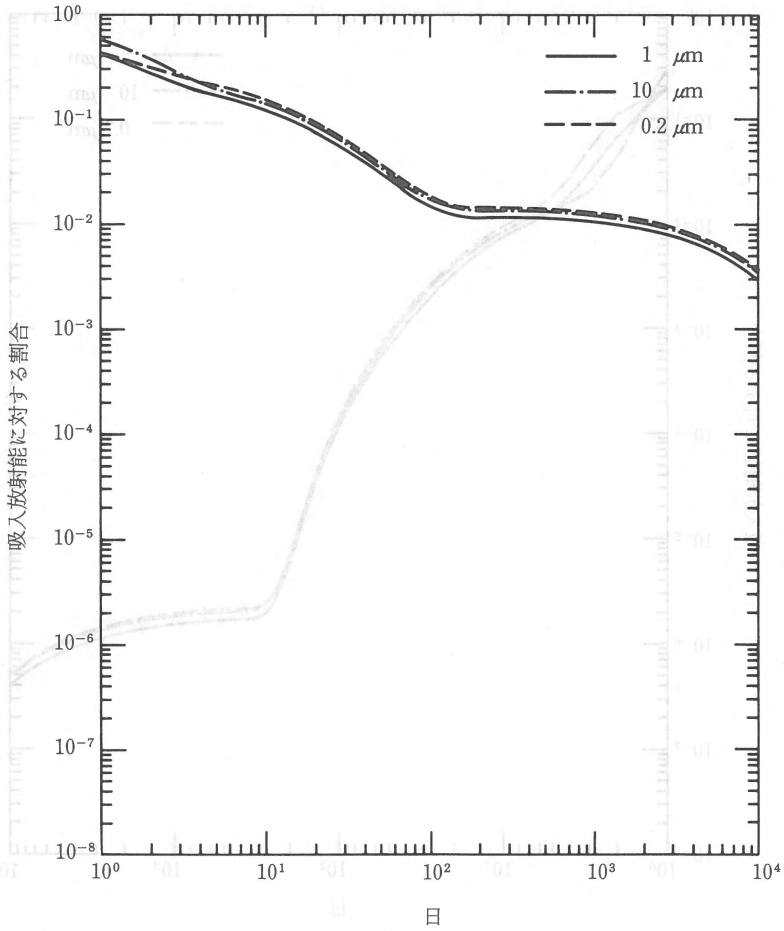


図 82 ^{235}U クラス D: 吸入後の全身残留, 急性摂取

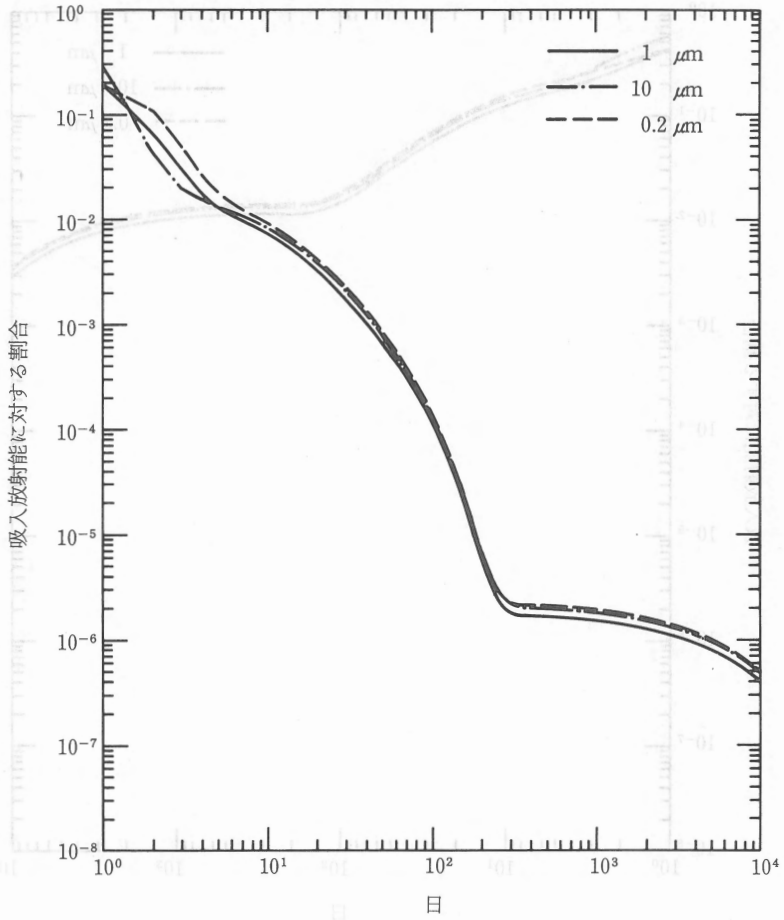


図 83 ²³⁵U クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

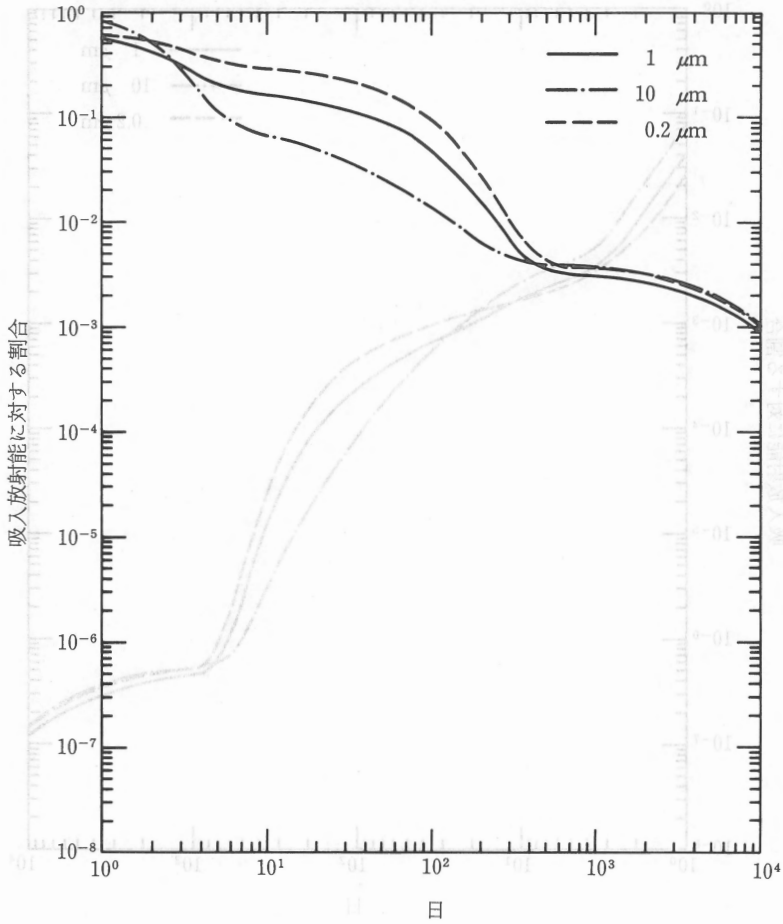


図 84 ²³⁵U クラス W：吸入後の全身残留，急性摂取

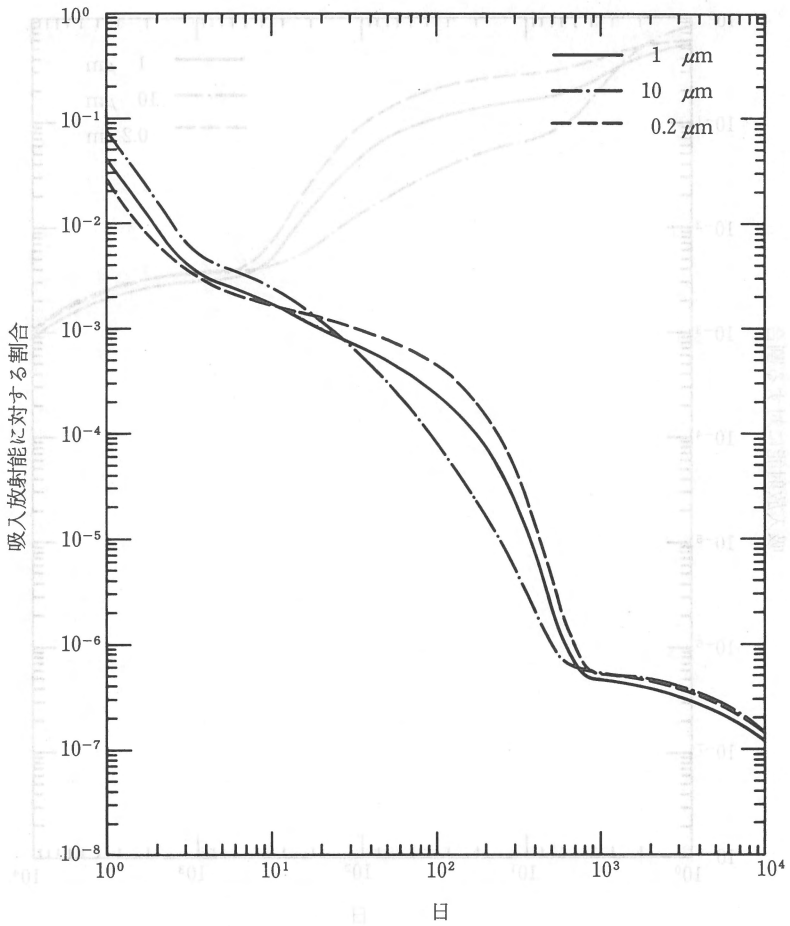


図 85 ^{235}U クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

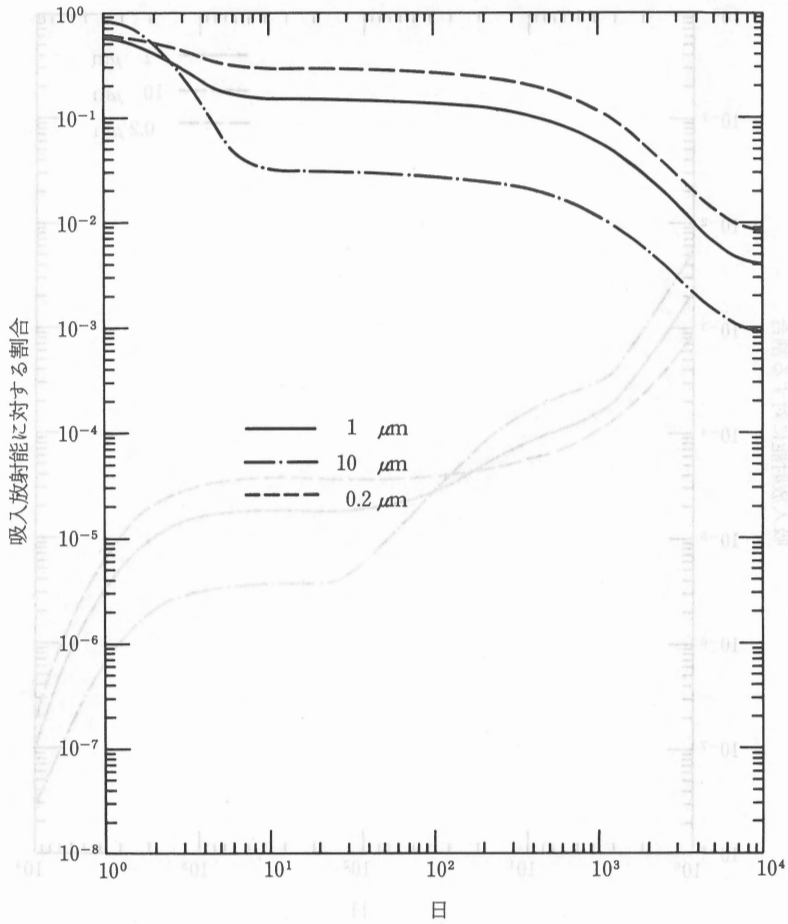


図 86 ^{235}U クラス Y: 吸入後の全身残留, 急性摂取

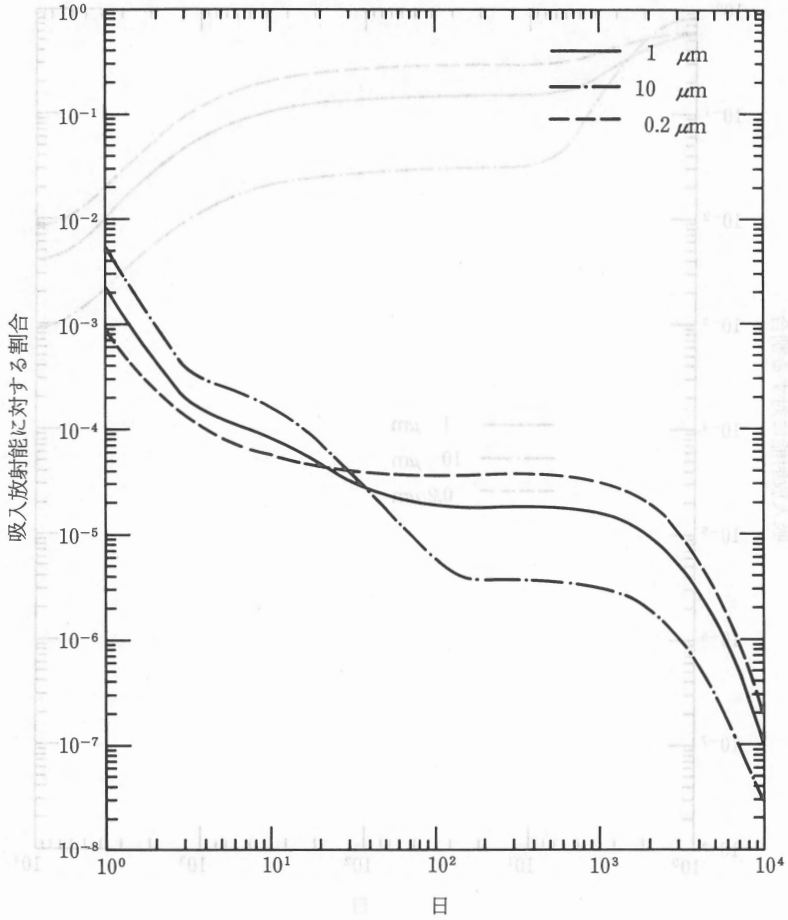


図 87 ²³⁵U クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D ALI=5×10⁴Bq

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
120	2.4×10 ⁻²	1.2×10 ²	NA	
90	3.3×10 ⁻²	1.2×10 ²	NA	
60	5.0×10 ⁻²	1.3×10 ²	NA	
30	9.2×10 ⁻²	1.1×10 ²	4.7×10 ⁻³	5.9
14	1.4×10 ⁻¹	9.0×10 ¹	9.5×10 ⁻³	6.0

NA：適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

クラス W ALI=3×10⁴Bq

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	5.4×10 ⁻²	2.3×10 ²	2.7×10 ⁻⁴	1.2
120	7.9×10 ⁻²	2.2×10 ²	4.1×10 ⁻⁴	1.1
90	9.6×10 ⁻²	2.0×10 ²	5.2×10 ⁻⁴	1.1
60	1.2×10 ⁻¹	1.6×10 ²	7.2×10 ⁻⁴	1.0
30	1.5×10 ⁻¹	1.0×10 ²	1.3×10 ⁻³	9.0×10 ⁻¹
14	1.7×10 ⁻¹	6.1×10 ¹	2.2×10 ⁻³	7.5×10 ⁻¹

クラス Y ALI=2×10³Bq

モニタリング 間隔 T (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	1.3×10 ⁻¹	5.6×10 ¹	1.8×10 ⁻⁵	8.2×10 ⁻³
180	1.4×10 ⁻¹	3.1×10 ¹	1.9×10 ⁻⁵	4.3×10 ⁻³
120	1.4×10 ⁻¹	2.1×10 ¹	2.1×10 ⁻⁵	3.2×10 ⁻³
90	1.4×10 ⁻¹	1.6×10 ¹	2.5×10 ⁻⁵	2.8×10 ⁻³
60	1.5×10 ⁻¹	1.1×10 ¹	3.2×10 ⁻⁵	2.4×10 ⁻³
30	1.5×10 ⁻¹	5.6	6.0×10 ⁻⁵	2.2×10 ⁻³
14	1.6×10 ⁻¹	3.0	1.0×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻³

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^4 Bq$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	3.9×10^{-1}	2.0×10^3	1.9×10^{-1}	9.7×10^2
2	2.7×10^{-1}	1.4×10^3	6.6×10^{-2}	3.3×10^2
3	2.1×10^{-1}	1.1×10^3	2.9×10^{-2}	1.5×10^2
4	1.8×10^{-1}	9.2×10^2	1.7×10^{-2}	8.6×10^1
5	1.7×10^{-1}	8.3×10^2	1.3×10^{-2}	6.4×10^1
6	1.5×10^{-1}	7.7×10^2	1.1×10^{-2}	5.4×10^1
7	1.4×10^{-1}	7.2×10^2	9.5×10^{-3}	4.8×10^1

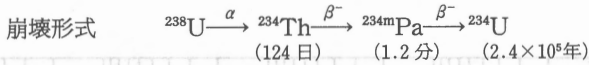
クラス W $ALI = 3 \times 10^4 Bq$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.5×10^{-1}	1.5×10^3	4.3×10^{-2}	1.2×10^2
2	4.1×10^{-1}	1.2×10^3	9.3×10^{-3}	2.6×10^1
3	3.0×10^{-1}	8.5×10^2	4.2×10^{-3}	1.2×10^1
4	2.4×10^{-1}	6.6×10^2	3.1×10^{-3}	8.6
5	2.0×10^{-1}	5.7×10^2	2.6×10^{-3}	7.4
6	1.8×10^{-1}	5.2×10^2	2.4×10^{-3}	6.6
7	1.7×10^{-1}	4.9×10^2	2.2×10^{-3}	6.0

クラス Y $ALI = 2 \times 10^3 Bq$

摂取後の時間 (d)	全身放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	5.8×10^{-1}	8.7×10^1	2.3×10^{-3}	3.4×10^{-1}
2	4.2×10^{-1}	6.3×10^1	4.6×10^{-4}	6.9×10^{-2}
3	2.9×10^{-1}	4.4×10^1	2.0×10^{-4}	3.1×10^{-2}
4	2.2×10^{-1}	3.3×10^1	1.5×10^{-4}	2.2×10^{-2}
5	1.8×10^{-1}	2.7×10^1	1.3×10^{-4}	1.9×10^{-2}
6	1.7×10^{-1}	2.5×10^1	1.1×10^{-4}	1.7×10^{-2}
7	1.6×10^{-1}	2.4×10^1	1.0×10^{-4}	1.6×10^{-2}

^{238}U 半減期 4.5×10^9 年



放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	4.15	23
α	4.20	77

測定法	検出限界
α 線スペクトロメトリー	尿 $10^{-2} \text{ Bq l}^{-1}$

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-3})
D	6.4×10^{-7}	9.8×10^{-6} (骨表面)	5×10^4 (NS)	2×10^1
W	1.7×10^{-6}	1.4×10^{-5} (肺)	3×10^4 (S)	1×10^1
Y	3.2×10^{-5}	2.7×10^{-4} (肺)	2×10^3 (S)	7×10^{-1}

NS：非確率的影響から，S：確率的影響から。

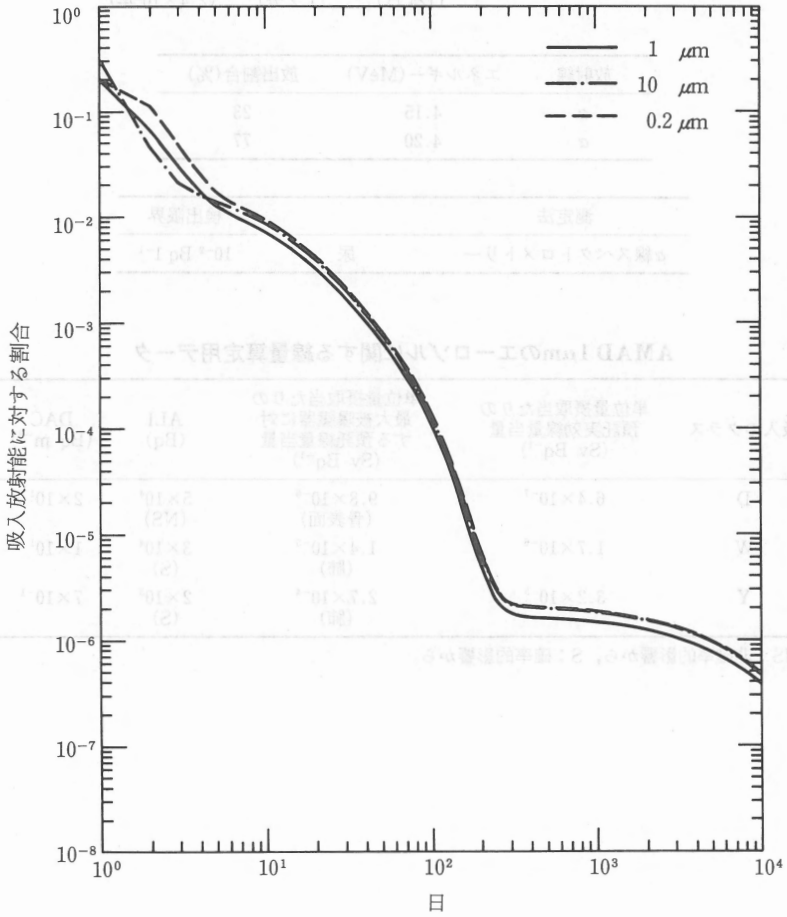


図 88 ²³⁸U クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

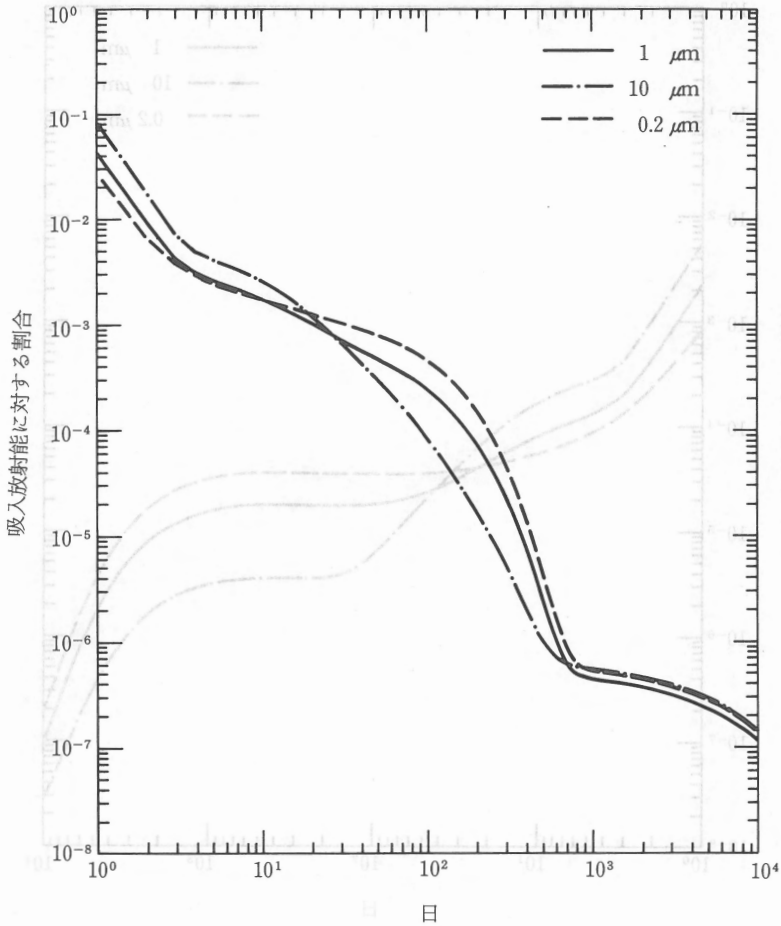


図 89 ^{238}U クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

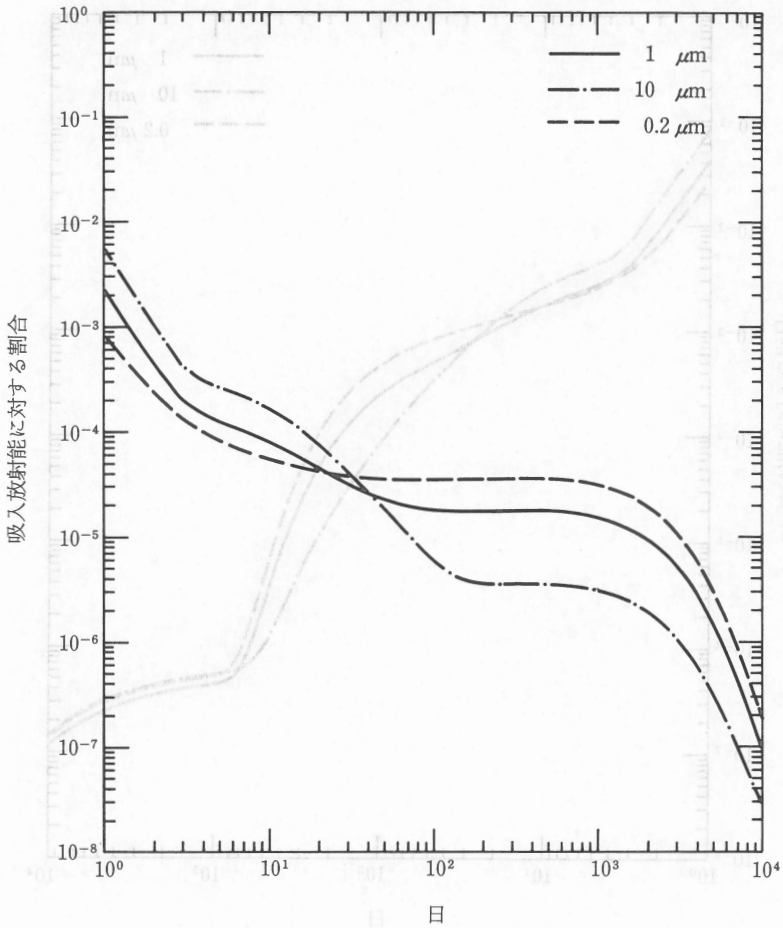


図 90 ^{238}U クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

238U

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス D $ALI = 5 \times 10^4$ Bq

モニタリング 間 隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
30	4.7×10^{-3}	6.0
14	9.5×10^{-3}	6.1

クラス W $ALI = 3 \times 10^4$ Bq

モニタリング 間 隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
180	2.7×10^{-4}	1.2
120	4.1×10^{-4}	1.2
90	5.2×10^{-4}	1.1
60	7.2×10^{-4}	1.0
30	1.3×10^{-3}	9.3×10^{-1}
14	2.2×10^{-3}	7.8×10^{-1}

クラス Y $ALI = 2 \times 10^3$ Bq

モニタリング 間 隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	1.8×10^{-5}	8.7×10^{-3}
180	1.9×10^{-5}	4.6×10^{-3}
120	2.1×10^{-5}	3.4×10^{-3}
90	2.5×10^{-5}	2.9×10^{-3}
60	3.2×10^{-5}	2.6×10^{-3}
30	6.0×10^{-5}	2.4×10^{-3}
14	1.0×10^{-4}	2.1×10^{-3}

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス D ALI = 5×10^4 Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	1.9×10^{-1}	9.9×10^2
2	6.6×10^{-2}	3.4×10^2
3	2.9×10^{-2}	1.5×10^2
4	1.7×10^{-2}	8.8×10^1
5	1.3×10^{-2}	6.5×10^1
6	1.1×10^{-2}	5.5×10^1
7	9.5×10^{-3}	4.9×10^1

クラス W ALI = 3×10^4 Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	4.3×10^{-2}	1.2×10^2
2	9.3×10^{-3}	2.7×10^1
3	4.2×10^{-3}	1.2×10^1
4	3.1×10^{-3}	8.9
5	2.6×10^{-3}	7.6
6	2.4×10^{-3}	6.8
7	2.2×10^{-3}	6.2

クラス Y ALI = 2×10^3 Bq

摂取後の時間 (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
1	2.3×10^{-3}	3.6×10^{-1}
2	4.6×10^{-4}	7.3×10^{-2}
3	2.0×10^{-4}	3.3×10^{-2}
4	1.5×10^{-4}	2.4×10^{-2}
5	1.3×10^{-4}	2.0×10^{-2}
6	1.1×10^{-4}	1.8×10^{-2}
7	1.0×10^{-4}	1.7×10^{-2}

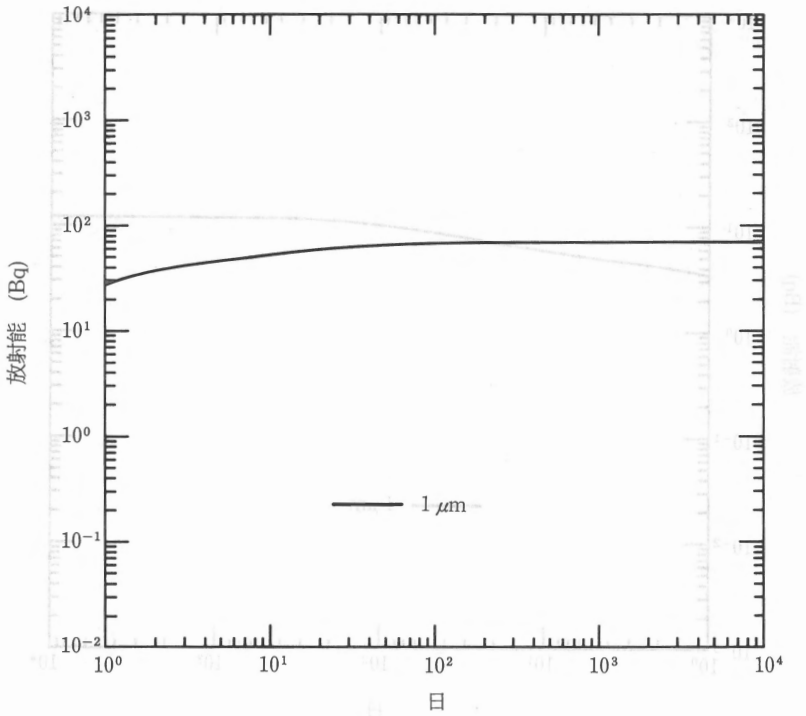


図 91 ^{238}U クラス D: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄量, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

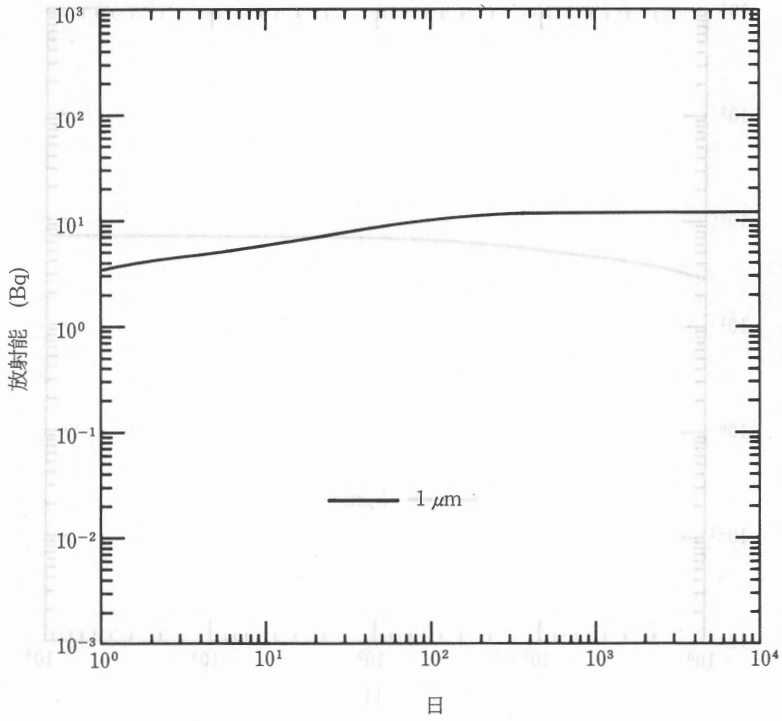


図 92 ^{238}U クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

プルトニウム

プルトニウムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_1
下記以外の全化合物	W	10^{-3}
酸化物	Y	10^{-5}

プルトニウムの吸入に対して ICRP Publication 30 において用いられた分類をここで採用する。

プルトニウム化合物で吸入のクラス D に指定されたものはなく、酸化プルトニウムは吸入のクラス Y に、その他すべての通常存在するプルトニウム化合物は吸入のクラス W に指定されている。 f_1 の値は、プルトニウムおよび関連元素の代謝に関する課題グループにより提案され (ICRP, 1986)、委員会により採用されたものである (ICRP, 印刷中)。

分布と残留

この報告書では、通過コンパートメントに入ったプルトニウムのうち、45%が肝臓にそして 45%が骨に移行するものと仮定する (ICRP, 1972)。残留半減期は肝臓においては 20 年、骨においては 50 年であるとする (ICRP, 1986)。生殖腺に移行する割合は、男性については 3.5×10^{-4} 、女性については 1.1×10^{-4} である。生殖腺の組織に沈着したプルトニウムは、そこに永久に残留するものと仮定する。

排 泄

大部分の排泄関数は、Langham ら (1980) により最初に得られたデータに基づいている。これらのデータは、動物実験からのデータとともに、Durbin (1972) により尿中および糞中排泄量を表す一連の指数関数を作るために用い

られた。

尿中排泄は、

$$e_{B,u}^a(t) = 4.1 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{1.2}\right) + 1.2 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{5.5}\right) \\ + 1.3 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{42}\right) + 3.0 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{300}\right) \\ + 1.2 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{4000}\right)$$

であり、また組織系からの糞中排泄は、

$$e_{B,sf}^a(t) = 6.0 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{2.0}\right) + 1.6 \times 10^{-3} \exp\left(-0.693 \frac{t}{6.6}\right) \\ + 1.2 \times 10^{-4} \exp\left(-0.693 \frac{t}{56}\right) + 2.0 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{380}\right) \\ + 1.2 \times 10^{-5} \exp\left(-0.693 \frac{t}{4000}\right)$$

である。

これらの関数が、この報告書において誘導調査レベルの計算に用いられている。しかし、この尿中排泄関数は取り込み後数百日以降尿中排泄量を相当に過小評価することを示唆するかなりの証拠があることに注意しなければならない(Heid, 1983; Ohlenschlaeger ら, 1984; Rundo ら, 1971; Schofield, 1980; Voelz ら, 1979)。さらに、原データの再調査ではプルトニウムの排泄量が、取り込み後 300 日で早くも、べき関数曲線に適合しなくなるという見解が支持されている(Moss と Gautier, 1985)。これらの食い違いを考慮に入れて、多くの修正された排泄関数が提案されている(Jones, 1985; Lawrence, 1987; Parkinson と Henley, 1981)。この報告書で用いられた Durbin の関数は、取り込み後 10^3 日以上たった時点では排泄量をほぼ 1 桁過小評価するかもしれない。研究所あるいは機関が十分なデータをもっている場合には、妥当な排泄関数をつくり、この関数をモニタリング結果の解釈に使用すべきで

あると、強く勧告する。さらに、事故による摂取で尿中排泄量が容易に測定しうる場合には、その個別の事例に適合する排泄関数を決めるために、可能な限りの努力を払うべきである。

プルトニウムの摂取量のうち吸収された部分についての除去速度は、キレート剤である DTPA の静脈内投与によって増加させることができる (Nenot と Stather, 1979)。キレート錯体は、身体から急速に排泄される。DTPA 投与 1 日後の尿中排泄率は約 50 倍増加するであろう。治療が施された場合には、治療効果を算定するという目的に合致し、また線量評価に使用できるデータを入手するという目的にも合致するモニタリングプログラムを実行しなければならない。このことが重要である。

プルトニウムに対するモニタリングプログラム

プルトニウムおよびより高位のアクチニド同位体では、ALI が小さいために測定と解釈がとくに困難である。一般的に、身体内のこれらの放射性核種は、1 ALI の摂取に対応するレベルを測定することはできない。また、排泄のデータを解釈することは困難である。原理的に、同様の問題が身体内に長期間残留する他の放射性核種にも存在する。

体外計測あるいは尿中排泄率の測定および解釈について以下に述べるような問題があるために、プルトニウムに対する日常モニタリングは、最初は個人用空気サンブラから得られた結果をもとにすべきであると勧告する。個人用空気サンブラからのフィルタは個々に、もしくは空気中の予測濃度によってある期間、たとえば、1 週間あるいは 1 か月まとめて、測定することができる。プルトニウムの放射能は放射化学的分離と α 線スペクトロメトリーにより決定できる。そして、その結果を、呼吸率と対比した捕集率および粒子捕集統計を考慮に入れて、作業者の摂取量の推定に用いることができる (Darley, 1985; Birchall ら, 1986)。この結果は作業者の摂取量の最初の推定値と

して用いることができる。異常な結果、あるいは調査レベルを超えると推定された摂取量の場合は、特別な調査の必要があり、体外計測および排泄物測定プログラムの必要があるであろう。長期間の慢性摂取のおそれのある場合には、排泄物中に検出可能なレベルが排泄されるであろう。そしてこれらの測定値は個人空気サンプリングの結果に基づく最初の推定値の確認もしくは改善に用いられるであろう。

体外計測は、既知の摂取もしくはその疑いのあった直後に最も有用である。肺中プルトニウム-239の検出限界は、胸壁の厚さと組成、肺内の粒子の分布およびその他の放射性核種の存在を含む多くの因子に左右される。肺中の純粋なプルトニウム-239の均等分布に対して、その典型的検出限界は400~2 000 Bqの範囲内にある。

大部分の産業用のプルトニウム線源は、いくつかのプルトニウム同位体の混合物からなる。混合物の同位体組成が既知の場合、プルトニウム-238およびプルトニウム-240は、プルトニウム-239よりもX線放出割合が大きいので、その検出限界値を低くできる。現在の体外計測は、1 ALI よりも少ないプルトニウム同位体の急性摂取を検出するには十分な感度をもっていない。いくつかの産業用線源はアメリカシウム-241も含んでおり、この検出限界は約10 Bqである。したがって、摂取直後にアメリカシウム-241を測定すれば、プルトニウム-アメリカシウム混合物の摂取量をそのALIあるいはそれ以下のレベルで算定することができるであろう。量的に解釈するためには、その吸入物質中の放射性核種の存在比を、作業環境中で集められた物質を分析するか、あるいは排泄物を分析するかのいずれかにより、決定しなければならない。

肺中含有量の測定は、1日当たり(1/365)ALIの率で慢性吸入した後のプルトニウム同位体の肺中蓄積の検出に対して十分な感度をもっていない。プルトニウム-アメリカシウム混合物を慢性的に吸入すると、肺中のアメリカシウム-241が検出可能な量となるであろう。しかし、この二つの元素の肺での残留

が類似していることを示す補足的な情報が入手できない場合は、摂取後長時間たった後のアメリカシウム-241の測定値から、プルトニウムの摂取量を推測するには注意が必要である。

摂取したことがはっきりしているかあるいはその疑いのある事件が発生した後、特殊モニタリングプログラムとして、摂取量を評価するため、あるいは摂取量の上限推定値を得るために、肺中のプルトニウム同位体を直接測定することを勧告する。超ウラン放射性核種の混合物に被曝した場合には、アメリカシウム-241の体外計測が、短期間ないし中期間、身体内のプルトニウム同位体の指標として用いられるであろう。このような場合には、この超ウラン物質の生物学的挙動を立証するために何らかの補足的証拠が必要である。そのような証拠は、もし入手可能なら、被曝した作業者の諸事例の調査から、あるいは動物実験もしくは試験管内実験から得ることができであろう。肺中のプルトニウムまたはアメリカシウム-241の直接測定は、ALIより少ない摂取量を検出するよう立案された日常モニタリングプログラムにおいては、あまり役に立たない。

プルトニウムは血液中に移行した場合、迅速かつほとんど完全に、体組織、主に肝臓と骨に取り込まれ、ゆっくりと放出されるにすぎない。尿中および糞中排泄はわずかであり、排泄率は次第に減少する。尿のモニタリングにおいては測定と解釈が困難である。すなわち、排泄関数はよく知られてはおらず、かなりの個人差があるであろう。また、同一個人でさえ、尿中排泄率は大きな日変動を示すであろう。代謝と関係のないプルトニウムによる試料の汚染を避けるため、十分な注意を払わなければならない。また、検出限界についての要求を達成することは困難である。

三つの仮定された尿中排泄関数 (Langham, Durbin, Jones) が図 94 にプロットされているが、取り込み後ほぼ 10^3 日まではこれらの関数の間に、ほとんど差がないことがわかる。本付録中の計算においては、Durbin の関数をク

ラスWおよびクラスYのプルトニウム-239を1回吸入した後の尿中の排泄率を予測するために用いた。典型的な検出限界値は、 $10^{-3} \sim 10^{-2} \text{Bq d}^{-1}$ の範囲内にある。1 ALIの単一摂取量は検出可能であろう。しかし、記録レベルの単一摂取量は検出できないであろう。 ^{239}Pu の表の後に示されている図107および109は、1日当たり(1/365)ALIの率でクラスWおよびクラスYのプルトニウム-239を慢性的に摂取したさいに予想される尿中排泄率を示している。年限度で連続的に摂取した可能性がある場合には、月(クラスW)あるいは年(クラスY)の時間尺度で、尿中に検出可能なレベルが現れることが予想される。したがって、尿モニタリングの有用性は、蓄積された摂取量を長期間にわたって評価できる点にある。

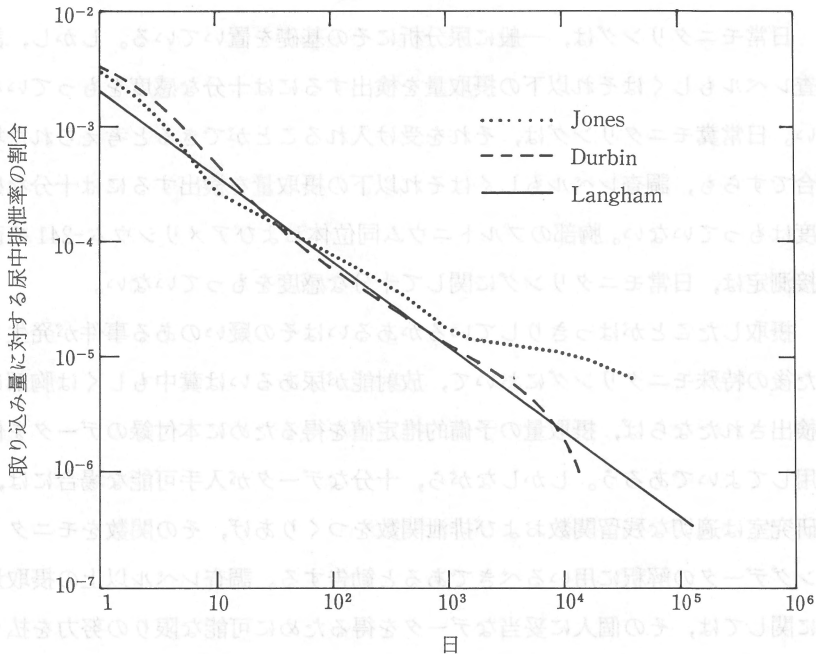


図 94 プルトニウムの尿中排泄関数の比較

尿中の排泄データを解釈するためコンピュータコードがいくつか説明されている (Adams と Fell, 1985 ; Lawrence, 1975 ; Taylor, 1985 ; Voillequé, 1970)。これらのコードの目的は異なる。あるものは体内含有量を算定するために設計され、あるものは体液への取り込みを評価するために設計され、あるものは吸入による摂取量を算定するために設計されている。線量制限体系の要求に従おうとすると、年間摂取量を評価するかあるいは1年間の摂取量からの預託線量当量を評価する必要がある。尿中の排泄データの解釈には大きな不確かさがあるので、摂取量の算定には一連の排泄物の測定値を用いるべきであると勧告する。

要 約

日常モニタリングは、一般に尿分析にその基礎を置いている。しかし、調査レベルもしくはそれ以下の摂取量を検出するには十分な感度をもっていない。日常糞モニタリングは、それを受け入れることができると考えられた場合ですらも、調査レベルもしくはそれ以下の摂取量を検出するには十分な感度をもっていない。胸部のプルトニウム同位体およびアメリカシウム-241の直接測定は、日常モニタリングに関して十分な感度をもっていない。

摂取したことがはっきりしているかあるいはその疑いのある事件が発生した後の特殊モニタリングにおいて、放射能が尿あるいは糞中もしくは胸部に検出されたならば、摂取量の予備的推定値を得るために本付録のデータを使用してよいであろう。しかしながら、十分なデータが入手可能な場合には、研究室は適切な残留関数および排泄関数をつくりあげ、その関数をモニタリングデータの解釈に用いるべきであると勧告する。調査レベル以上の摂取量に関しては、その個人に妥当なデータを得るために可能な限りの努力を払うべきである。糞分析は、肺クリアランスの評価と摂取量の推測のために特殊モニタリングで用いられる。糞分析は、また、放射性核種の成分についての

データを得るために用いることができる。

実際には大抵のプルトニウム線源は同位体の混合物であるが、この報告書には、プルトニウム同位体の各々について独立に、残留の割合と排泄率の割合および誘導調査レベルに関するデータが与えられている。実際のモニタリングプログラムにおいては、その特定の同位体組成にあてはまる誘導調査レベルを計算しなければならない。いくつかのプルトニウム線源は、アメリシウム-241も含んでおり、ある状況下ではアメリシウム-241の測定値を使って、プルトニウムの放射能を推測することができる。プルトニウム同位体とアメリシウム-241の相対的な生物学的挙動を証明する直接的な証拠がある場合にのみ、確信をもってそのような推測をすることができる。ヒトでのデータが入手不可能な場合は、生物学的な挙動を決定するために、動物実験もしくは試験管内実験に考慮を払うべきである。

身体内もしくは排泄物中のプルトニウムを測定したり、摂取量に換算して結果を解釈することは困難であるので、摂取量の初期の推定値を得るために、日常モニタリングプログラムに個人用空気サンプラの使用を含ませるべきであると勧告する。その後、生物学的な測定をすることによって、これらの初期推定値を改善することができるであろう。摂取量が調査レベルを超えるかもしれないような場合、できる限りの努力を払ってその汚染物質の生物学的な挙動を定量化すべきである。産業上の被曝のある状況下では、取り扱われているその物質についてとくに適用できる生物学的なモデルをつくりあげてことを可能にする情報が得られるかもしれない (Ramsden, 1983)。このような研究は奨励すべきである。

文 献

Adams, N. and Fell, T.P. (1985). Developments in the interpretation of plutonium-in-urine monitoring. In: *Assessment of Radioactive Contam-*

- ination in Man 1984*, p.257-264, IAEA, Vienna.
- Adams, N. (1986). Inference of uptake and retention of plutonium from its cumulative urinary excretion and post mortem autopsy data. *Rad. Prot. Dosim.* **14** (3), 219-222.
- Birchall, A., Muirhead, C.R. and James, A.C. (1986). *An Analytical Method for Evaluating the Uncertainty in Personal Air Sample Determinations of Plutonium Intakes*. NRPB-R 187.
- Breuer, F., Clemente, G.F., Strambi, E. and Testa, C. (1980). A case of internal contamination with plutonium oxide. In: *Proceedings 5th Symposium*. IRPA.
- Darley, P.J. (1985). The effect of particle collection statistics on the estimation of airborne contamination levels. In: *Second International Workshop on Lung Dosimetry*, Cambridge. Proceedings to be published.
- Durbin, P.W. (1972). Plutonium in man: a new look at the old data. In: *Radiobiology of Plutonium*, Stover, B.J. and Lee, W.S.S. (eds). The J. W. Press, Salt Lake City.
- Hall, R.M., Poda, G.A., Fleming, R.R., Smith, J.A. and Aiken, S.C. (1978). A mathematical model for estimation of plutonium in the human body from urine data. *Health Phys.* **34**, 419-431.
- Heid, K.R. (1983). A comparison of systemic burdens at autopsy to estimates based on health physics data for selected plutonium workers. *Health Phys.* **44** (Suppl. 1), 477.
- ICRP (1972). *The Metabolism of Compounds of Plutonium and Other Actinides*. ICRP Publication 19, Pergamon Press, Oxford.
- ICRP (1986). *The Metabolism of Plutonium and Related Elements*. ICRP Publication 48, *Ann. ICRP*, **16**, 2/3.
- ICRP (in press). *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*. ICRP Publication 30, Part 4. *Ann. ICRP*, **19**, 4.
- Jech, J.J., Andersen, B.V. and Heid, K.R. (1972). Interpretation of human urinary excretion of plutonium for cases treated with DTPA. *Health Phys.* **22**, 787-792.
- Jones, S.R. (1985). Derivation and validation of a urinary excretion function for plutonium applicable over tens of years post uptake. *Rad. Prot. Dos.* **11**, 19-27.
- Langham, W.H., Bassett, S.H., Harris, P.S. and Carter, R.E. (1980). Distribution and excretion of plutonium administered intravenously to man. *Health Phys.* **38**, 1031-1060 (originally published at Los Alamos

- Scientific Laboratory Report-LA-1151).
- Lawrence, J.N.P. (1978). *A History of PUQFUA Plutonium Body Burden (Q) from Urine Assays*, Los Alamos Scientific Laboratory Report LA-7403-H.
- Lawrence, J.N.P. (1987). Some further PUQFUA studies. In : *Proceedings of the Department of Energy Workshop on Radiobioassay and Internal Dosimetry*, PNL-SA-14043, CONF-860146, UC-41.
- Legget, R.W. (1985). A model of the retention, translocation and excretion of systemic plutonium. *Health Phys.* **49** (6), 1115-1137.
- Moss, W.D. and Gautier, M.A. (1985). Additional short-term plutonium urinary excretion data for the 1945-1947 plutonium injection studies. In : *Occupational Health and Environmental Research 1983 : Health Safety and Environment Division*, Los Alamos Scientific Laboratory Report LA-10365-PR.
- Nenot, J.C. and Stather, J.W. (1979). *The Toxicity of Plutonium, Americium and Curium*. Commission of the European Communities, Pergamon Press, Oxford.
- Ohlenschlaeger, L., Schieferdecker, H. and Schmidt-Martin, W. (1984). Systemic burden and body burden of Pu in man : Comparison of results from bioassay and autopsy. *Health Phys.* **46**, 833-838.
- Parkinson, W.W. and Henley, L.C. (1981). A proposed long-term excretion equation for plutonium. *Health Phys.* **40**, 327-331.
- Ramsden, D. (1983). Modifications to the ICRP model for inhaled plutonium oxide based on the observed lung clearance and urinary excretion. In : *Current Concepts and Lung Dosimetry* (Fisher, D.R., ed.), p.116-126, Technical Information Centre, U.S. Department of Energy.
- Rundo, J., Starzyk, P.M., Sedlet, J., Larsen, R.P., Oldham, R.N. and Robinson, J.J. (1971). The excretion rate and retention of plutonium 1000 days after acquisition. In : *Diagnosis and Treatment of Incorporated Radionuclides*, IAEA, Vienna.
- Schofield, G.B. (1980). Biological control in a plutonium production facility. *Br. J. Radiol.* **53**, 398.
- Taylor, N.A. (1985). Computer methods for assessment of uptake from prolonged occupational exposure. In : *Assessment of Radioactive Contamination in Man 1984*, p.445-458, IAEA, Vienna.
- Voelz, G.L., Hemplemann, L.M., Lawrence, J.N.P. and Moss, W.D. (1979). A 32-year follow-up of Manhattan Project plutonium workers. *Health*

Phys. **37**, 445-485.

Voillequé, P.G. (1970). AERIN, a code for acute aerosol inhalation exposure calculations. *Health Phys.* **19**, 427-432.

Lawrence, J.N.P. (1987). Some further PUPFUA studies. In: Proceedings of the Department of Energy Workshop on Radioactivity and Internal Dosimetry, PML-2A-14043, COMR-880146, UC-41.

Leggett, R.W. (1985). A model of the retention, translocation and excretion of systemic plutonium. *Health Phys.* **49** (6), 1115-1137.

Moss, W.D. and Gaultier, M.A. (1985). Additional short-term plutonium urinary excretion data for the 1945-1947 plutonium injection studies. In: Occupational Health and Environmental Research 1983. Health Study and Environment Division, Los Alamos Scientific Laboratory Report LA-10355-TR.

Henot, J.C. and Stahler, J.W. (1979). The Toxicity of Plutonium. American and Canadian Commission of the European Communities, Pergamon Press, Oxford.

Ollenschläger, L., Schiefelbecker, H. and Schmidt-Martin, W. (1981). Systemic burden and body burden of Pu in man: Comparison of results from bioassay and autopsy. *Health Phys.* **41**, 833-838.

Parkinson, W.W. and Henot, J.C. (1981). A proposed long-term excretion equation for plutonium. *Health Phys.* **40**, 327-331.

Ramsden, D. (1983). Modifications to the ICRP model for inhaled plutonium oxide based on the observed lung clearance and urinary excretion. In: Current Concepts and Lung Dosimetry (Fisher, D.R., ed.), p.116. IAEA Technical Information Centre, U.S. Department of Energy.

Runde, J., Starzyk, F.M., Seibel, J., Larsen, R.P., Oldham, R.N. and Robinson, J.J. (1971). The excretion rate and retention of plutonium 1000 days after acquisition. In: Diagnosis and Treatment of Inhaled and Ingested Radionuclides, IAEA, Vienna.

Schofield, G.B. (1980). Biological control in a plutonium production facility. *Br. J. Radiol.* **53**, 398.

Taylor, N.A. (1985). Computer methods for assessment of uptake from prolonged occupational exposure. In: Assessment of Radionuclide Contamination in Man 1984, p.445-458, IAEA, Vienna.

Voels, G.L., Hengleinmann, L.M., Lawrence, J.N.P. and Moss, W.D. (1979). A 32-year follow-up of Manhattan Project plutonium workers. *Health*

^{238}Pu

半減期 88年

崩壊形式 $^{238}\text{Pu} \xrightarrow{\alpha} ^{234}\text{U}$ (半減期 2.4×10^5 年)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	5.46	28
	5.50	72
X	0.014~0.020	11

測定法	検出限界		
α 線スペクトロメトリー	体外計測	肺	10^3 Bq
	尿糞	尿	10^{-2} Bq l ⁻¹
		糞	10^{-2} Bq

上に示した方法のいずれも、日常モニタリングプログラムにおいて記録レベルの摂取量の検出に十分な感度をもっていない。糞分析は、特殊モニタリングに対して十分な感度をもっている。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエ어로ゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	1.0×10^{-4}	1.9×10^{-3} (骨表面)	3×10^2 (NS)	1×10^{-1}
Y	7.5×10^{-5}	7.2×10^{-4} (骨表面)	7×10^2 (S)	3×10^{-1}

NS：非確率的影響から，S：確率的影響から。

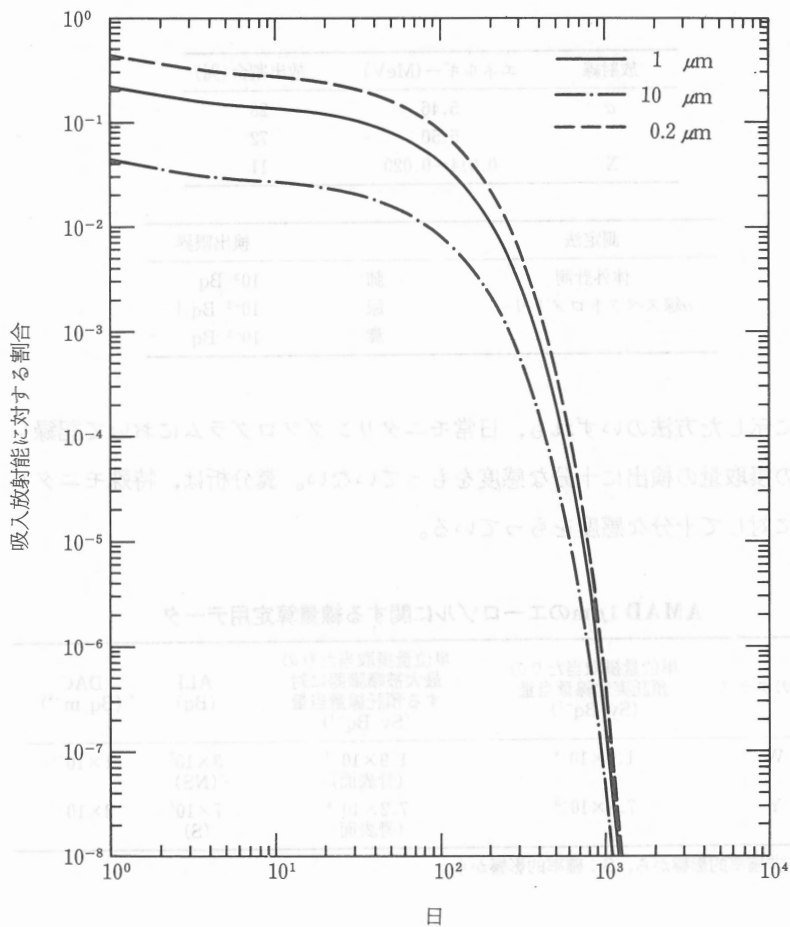


図 95 ²³⁸Pu クラス W : 吸入後の肺中残留, 急性摂取

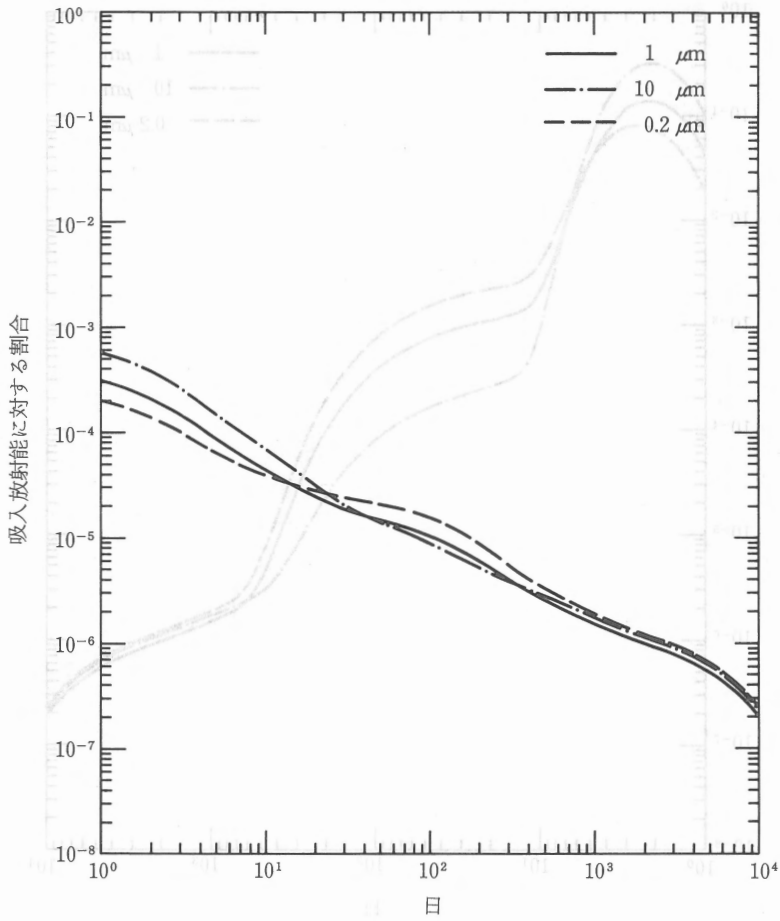


図 96 ^{238}Pu クラス W : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

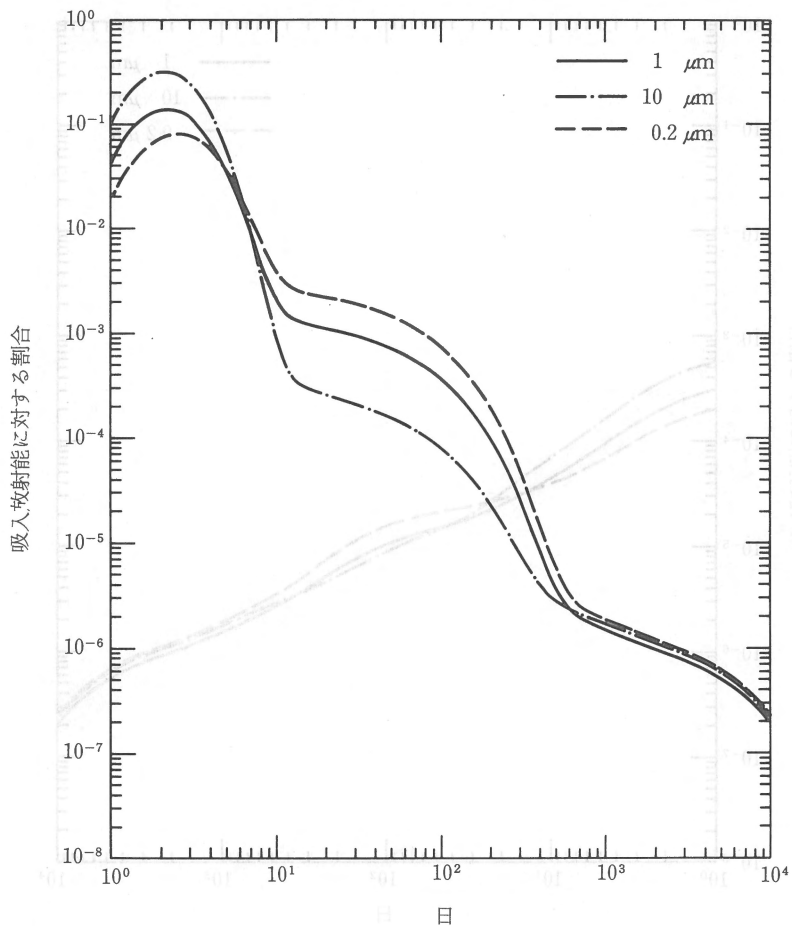


図 97 ^{238}Pu クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

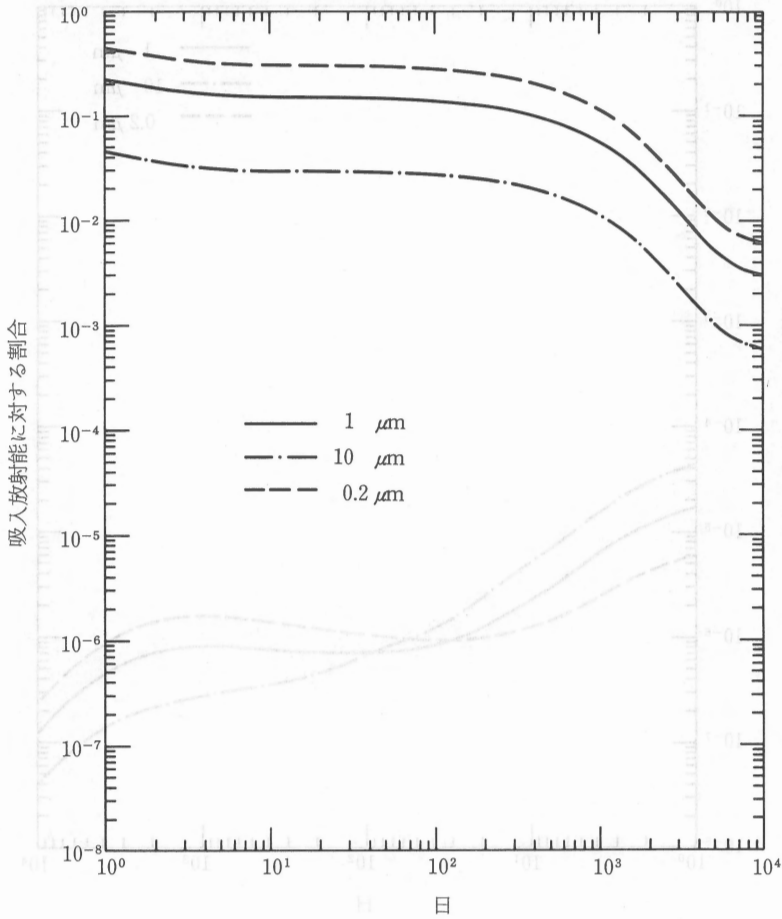


図 98 ^{238}Pu クラス Y : 吸入後の肺中残留, 急性摂取

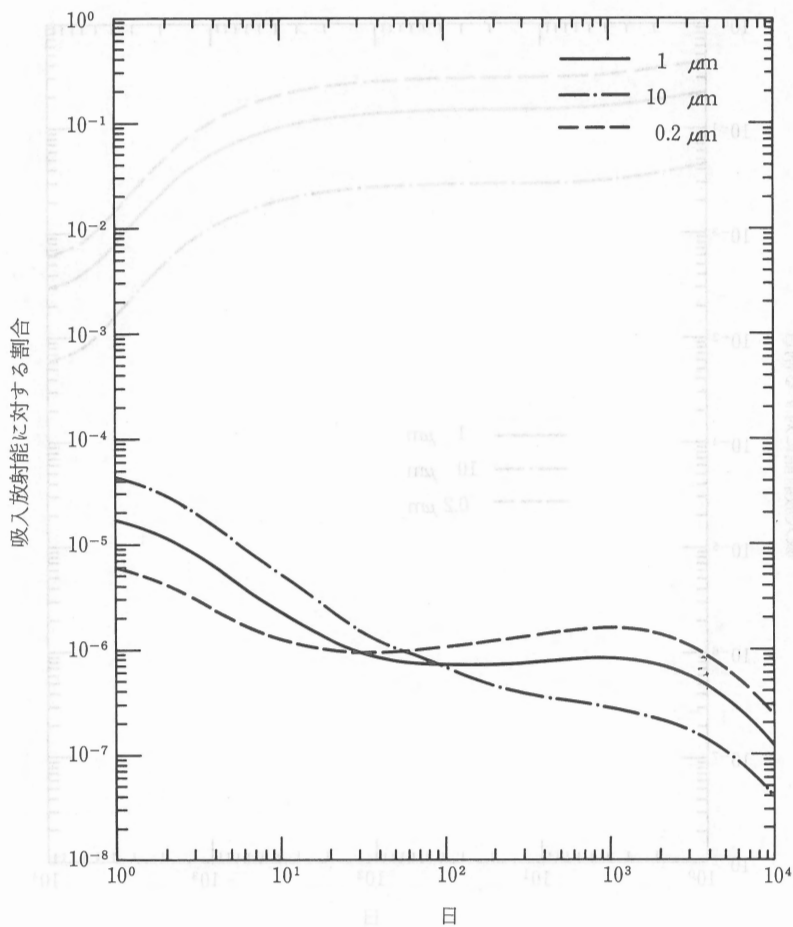


図 99 ^{238}Pu クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

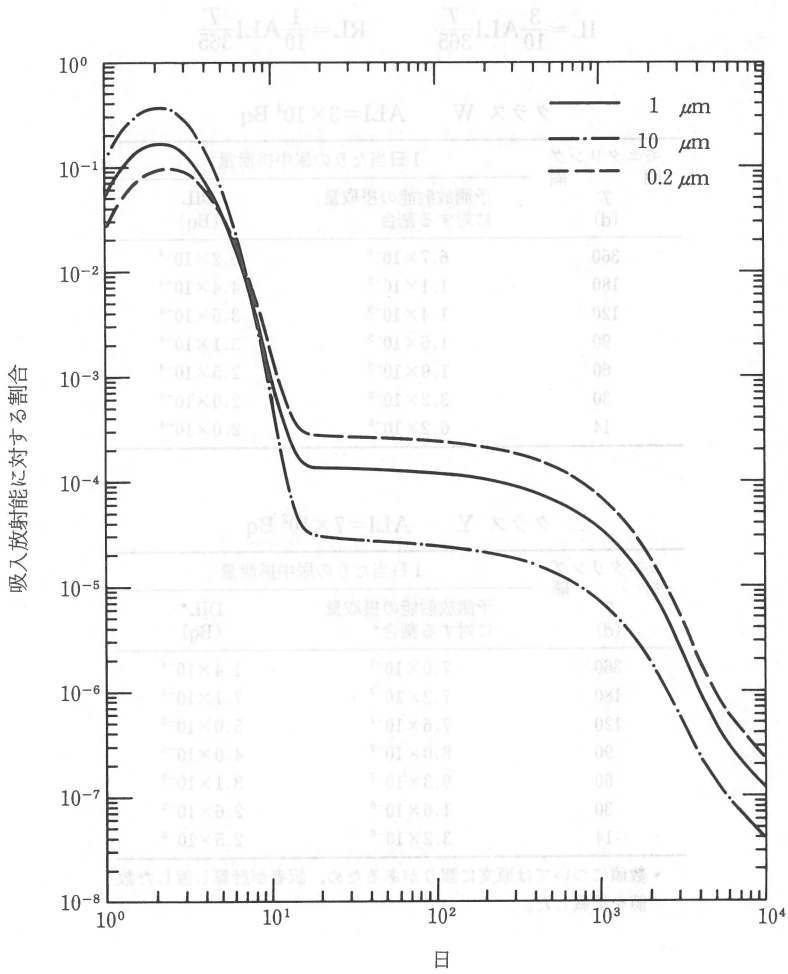
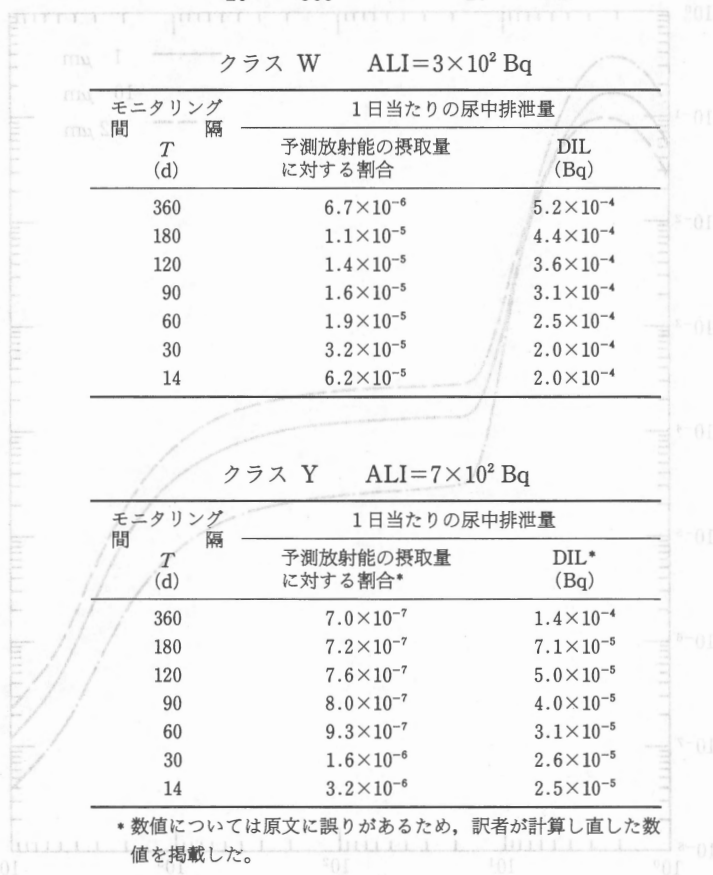


図 100 ^{238}Pu クラス Y : 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$



^{238}Pu

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W $ALI = 3 \times 10^2 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	5.5	3.1×10^{-4}	7.9×10^{-3}	4.2×10^{-2}	1.1
2	1.8×10^{-1}	4.6	2.1×10^{-4}	5.4×10^{-3}	1.3×10^{-1}	3.4
3	1.6×10^{-1}	4.2	1.5×10^{-4}	3.8×10^{-3}	1.1×10^{-1}	2.9
4	1.5×10^{-1}	4.0	1.1×10^{-4}	2.8×10^{-3}	6.5×10^{-2}	1.7
5	1.5×10^{-1}	3.7	8.7×10^{-5}	2.3×10^{-3}	3.4×10^{-2}	8.8×10^{-1}
6	1.4×10^{-1}	3.7	7.2×10^{-5}	1.8×10^{-3}	1.7×10^{-2}	4.4×10^{-1}
7	1.4×10^{-1}	3.6	6.2×10^{-5}	1.6×10^{-3}	8.8×10^{-3}	2.3×10^{-1}

クラス Y $ALI = 7 \times 10^2 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	1.5×10^1	1.7×10^{-5}	1.1×10^{-3}	5.1×10^{-2}	3.5
2	1.8×10^{-1}	1.2×10^1	1.1×10^{-5}	7.5×10^{-4}	1.6×10^{-1}	1.1×10^1
3	1.7×10^{-1}	1.1×10^1	7.9×10^{-6}	5.3×10^{-4}	1.3×10^{-1}	8.6
4	1.6×10^{-1}	1.1×10^1	5.9×10^{-6}	3.9×10^{-4}	7.2×10^{-2}	4.8
5	1.5×10^{-1}	1.0×10^1	4.6×10^{-6}	3.1×10^{-4}	3.6×10^{-2}	2.5
6	1.5×10^{-1}	1.0×10^1	3.8×10^{-6}	2.6×10^{-4}	1.7×10^{-2}	1.1
7	1.5×10^{-1}	1.0×10^1	3.2×10^{-6}	2.1×10^{-4}	8.1×10^{-3}	5.4×10^{-1}

^{239}Pu 半減期 2.4×10^4 年崩壊形式 $^{239}\text{Pu} \xrightarrow{\alpha} ^{235}\text{U}$ (半減期 7.0×10^8 年)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	5.11	11
	5.14	15
	5.16	74
X	0.014~0.020	4

測定法	検出限界
体外計測	肺 2×10^8 Bq
α 線スペクトロメトリー	尿 10^{-2} Bq l ⁻¹
	糞 10^{-2} Bq

上に示した方法のいずれも、日常モニタリングプログラムにおいて記録レベルの摂取量の検出に十分な感度をもっていない。糞分析は、特殊モニタリングに対して十分な感度をもっている。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエ어로ゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	1.1×10^{-4}	2.1×10^{-3} (骨表面)	2×10^2 (NS)	1×10^{-1}
Y	8.1×10^{-5}	8.2×10^{-4} (骨表面)	6×10^2 (NS)	3×10^{-1}

NS：非確率的影響から。

^{239}Pu

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI = 2 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	6.7×10^{-6}	4.8×10^{-4}
180	1.1×10^{-5}	4.1×10^{-4}
120	1.4×10^{-5}	3.4×10^{-4}
90	1.6×10^{-5}	2.9×10^{-4}
60	1.9×10^{-5}	2.3×10^{-4}
30	3.2×10^{-5}	1.9×10^{-4}
14	6.2×10^{-5}	1.8×10^{-4}

クラス Y $ALI = 6 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	7.0×10^{-7}	1.3×10^{-4}
180	7.2×10^{-7}	6.6×10^{-5}
120	7.6×10^{-7}	4.6×10^{-5}
90	8.0×10^{-7}	3.7×10^{-5}
60	9.3×10^{-7}	2.9×10^{-5}
30	1.6×10^{-6}	2.4×10^{-5}
14	3.2×10^{-6}	2.4×10^{-5}

$$IL = \frac{1}{10} \text{ALI} \quad RL = \frac{1}{30} \text{ALI}$$

クラス W $\text{ALI} = 2 \times 10^2 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	5.0	3.1×10^{-4}	7.3×10^{-3}	4.2×10^{-2}	1.0
2	1.8×10^{-1}	4.3	2.1×10^{-4}	5.0×10^{-3}	1.3×10^{-1}	3.2
3	1.6×10^{-1}	3.8	1.5×10^{-4}	3.5×10^{-3}	1.1×10^{-1}	2.6
4	1.5×10^{-1}	3.6	1.1×10^{-4}	2.6×10^{-3}	6.5×10^{-2}	1.6
5	1.5×10^{-1}	3.5	8.7×10^{-5}	2.0×10^{-3}	3.4×10^{-2}	8.2×10^{-1}
6	1.4×10^{-1}	3.4	7.2×10^{-5}	1.7×10^{-3}	1.7×10^{-2}	4.1×10^{-1}
7	1.4×10^{-1}	3.4	6.2×10^{-5}	1.4×10^{-3}	8.8×10^{-3}	2.2×10^{-1}

クラス Y $\text{ALI} = 6 \times 10^2 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	1.3×10^1	1.7×10^{-5}	1.0×10^{-3}	5.1×10^{-2}	3.1
2	1.8×10^{-1}	1.1×10^1	1.1×10^{-5}	6.9×10^{-4}	1.6×10^{-1}	9.6
3	1.7×10^{-1}	1.0×10^1	7.9×10^{-6}	4.8×10^{-4}	1.3×10^{-1}	7.8
4	1.6×10^{-1}	9.6	5.9×10^{-6}	3.6×10^{-4}	7.2×10^{-2}	4.4
5	1.5×10^{-1}	9.3	4.6×10^{-6}	2.8×10^{-4}	3.6×10^{-2}	2.2
6	1.5×10^{-1}	9.2	3.8×10^{-6}	2.3×10^{-4}	1.7×10^{-2}	1.0
7	1.5×10^{-1}	9.1	3.2×10^{-6}	2.0×10^{-4}	8.1×10^{-3}	5.0×10^{-1}

連続摂取

1日当たり (1/365)ALIの率で50年間連続被曝した場合、次の値に達する。

	クラス W	クラス Y
肺中放射能 (リンパ節を含む) (Bq)	7.6	3.7×10^2
肝臓中放射能 (Bq)	3.1×10^2	3.1×10^2
骨格中放射能 (Bq)	4.7×10^2	4.6×10^2

排泄率は次図に示す。

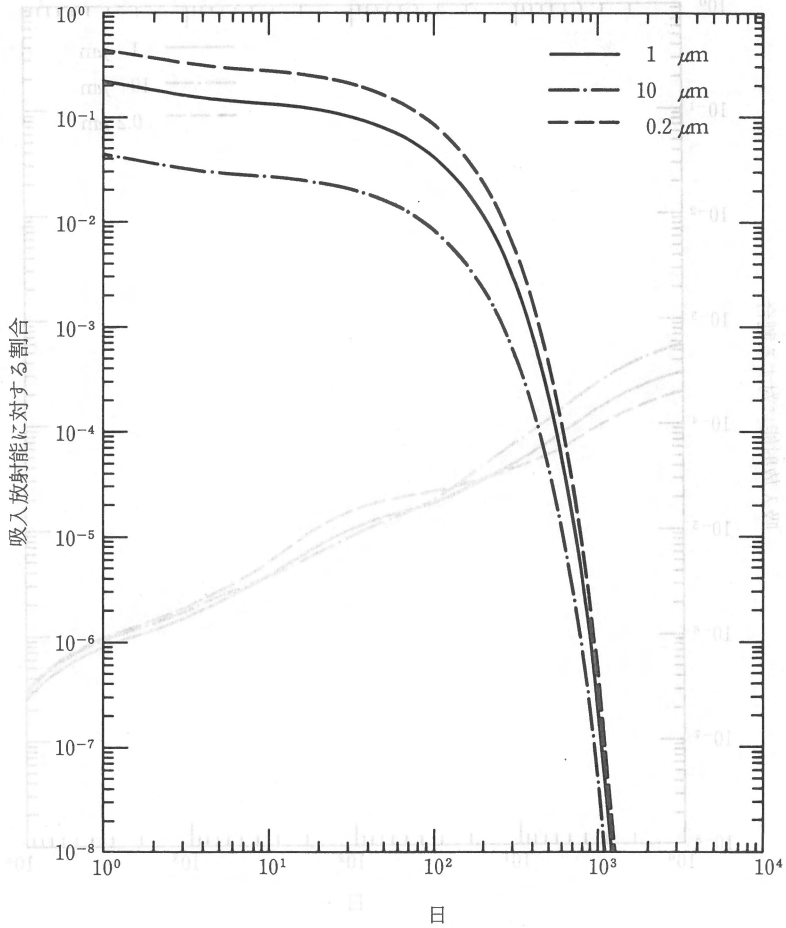


図 101 ^{239}Pu クラス W: 吸入後の肺中残留, 急性摂取

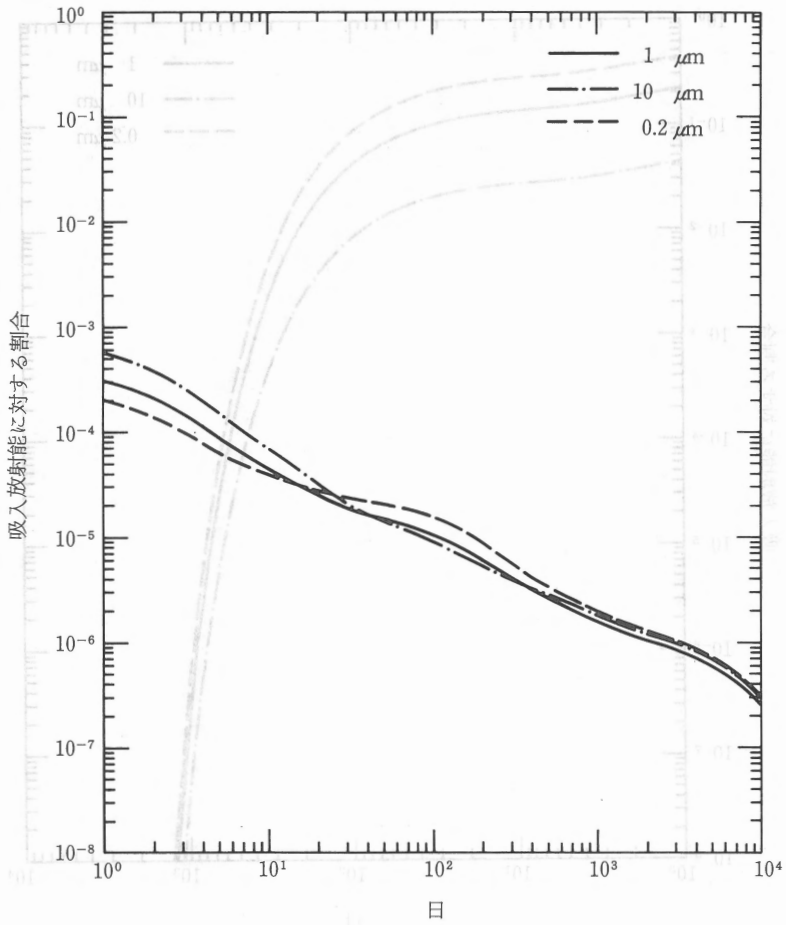


図 102 ^{239}Pu クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

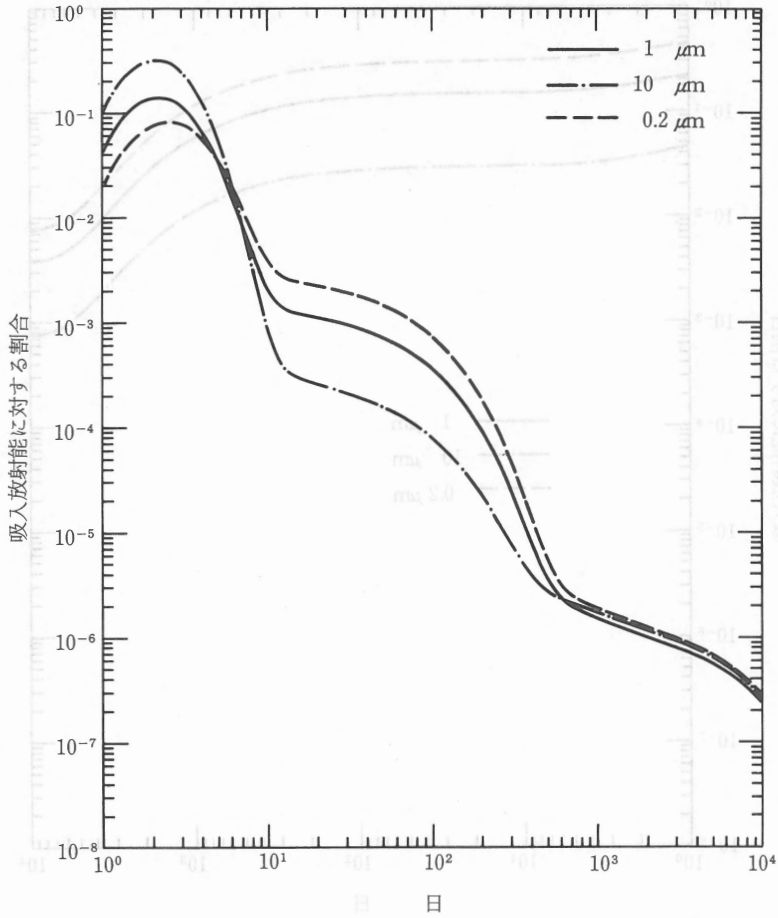


図 103 ^{239}Pu クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

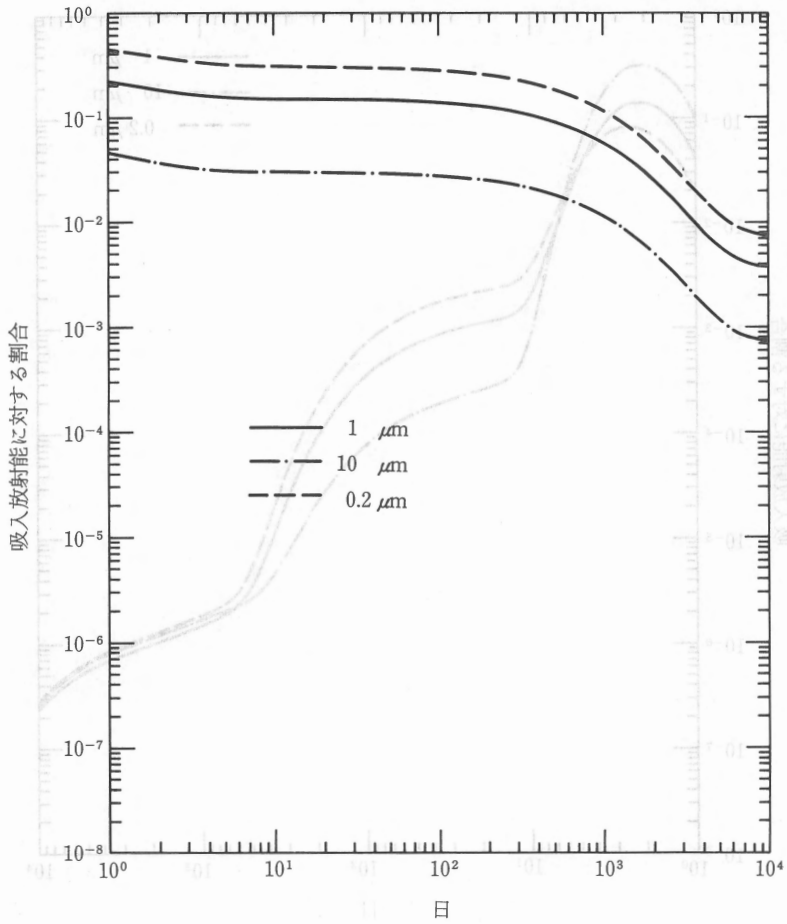


図 104 ^{239}Pu クラス Y: 吸入後の肺中残留, 急性摂取

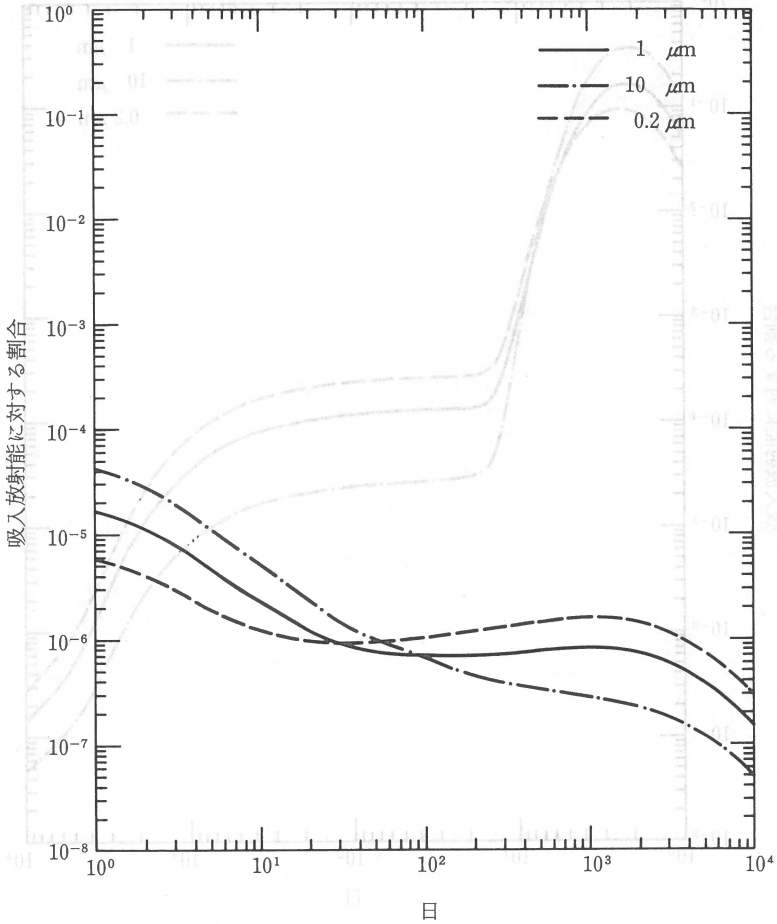


図 105 ^{239}Pu クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

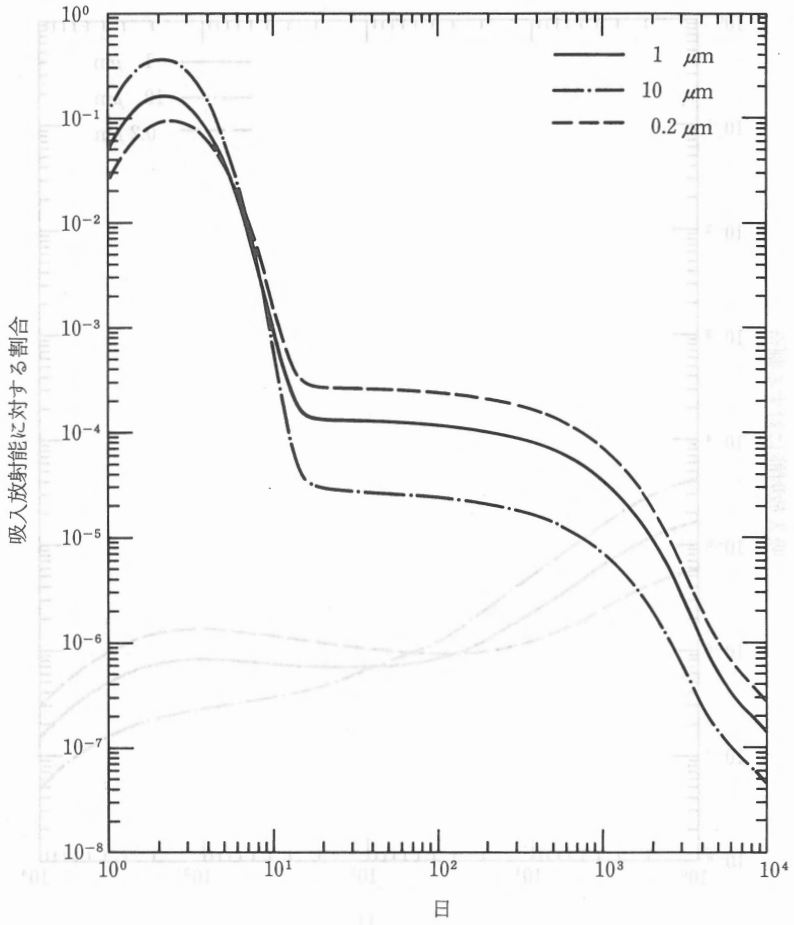


図 106 ²³⁹Pu クラス Y : 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

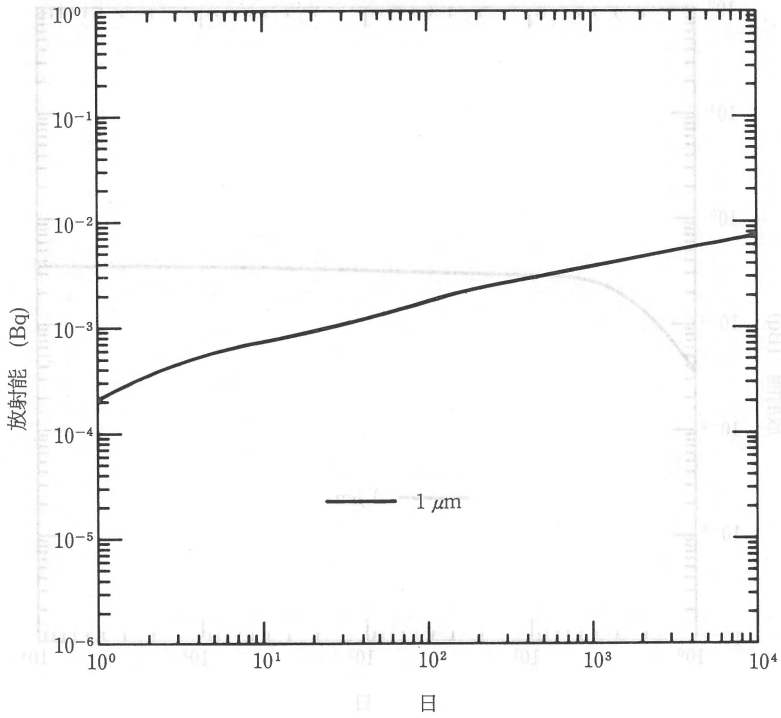


図 107 ^{239}Pu クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

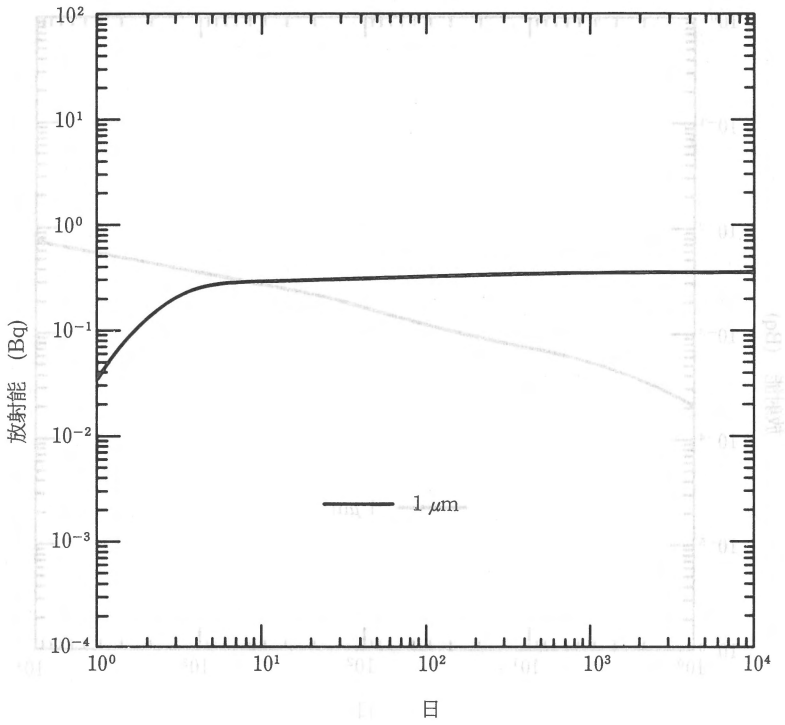


図 108 ^{239}Pu クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

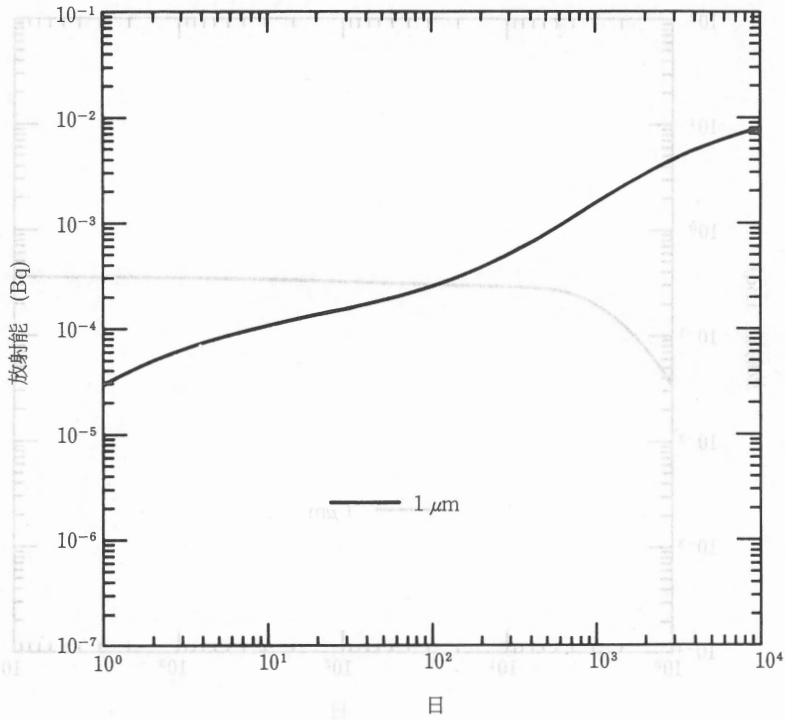


図 109 ^{239}Pu クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

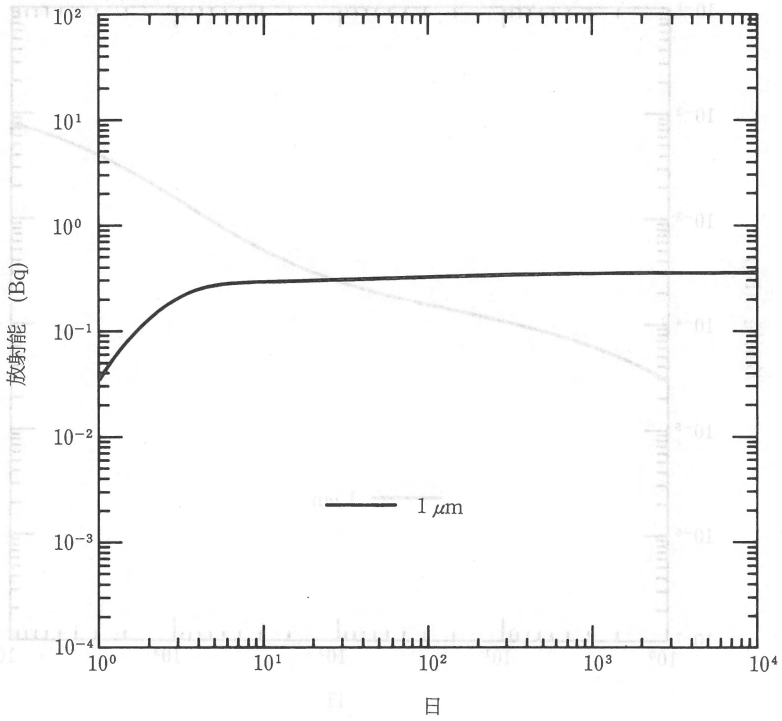


図 110 ^{239}Pu クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

^{240}Pu

半減期

 6.5×10^8 年

崩壊形式

 $^{240}\text{Pu} \xrightarrow{\alpha} ^{236}\text{U}$ (半減期 2.3×10^7 年)

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
α	5.12	27
	5.17	73
X	0.014~0.020	10

測定法	検出限界	
体外計測	肺	10^3 Bq
α 線スペクトロメトリー	尿	10^{-2} Bq l^{-1}
	糞	10^{-2} Bq

上に示した方法のいずれも、日常モニタリングプログラムにおいて記録レベルの摂取量の検出に十分な感度をもっていない。糞分析は、特殊モニタリングに対して十分な感度をもっている。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に對 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-3})
W	1.1×10^{-4}	2.1×10^{-3} (骨表面)	2×10^2 (NS)	1×10^{-1}
Y	8.1×10^{-5}	8.2×10^{-4} (骨表面)	6×10^2 (NS)	3×10^{-1}

NS：非確率的影響から。

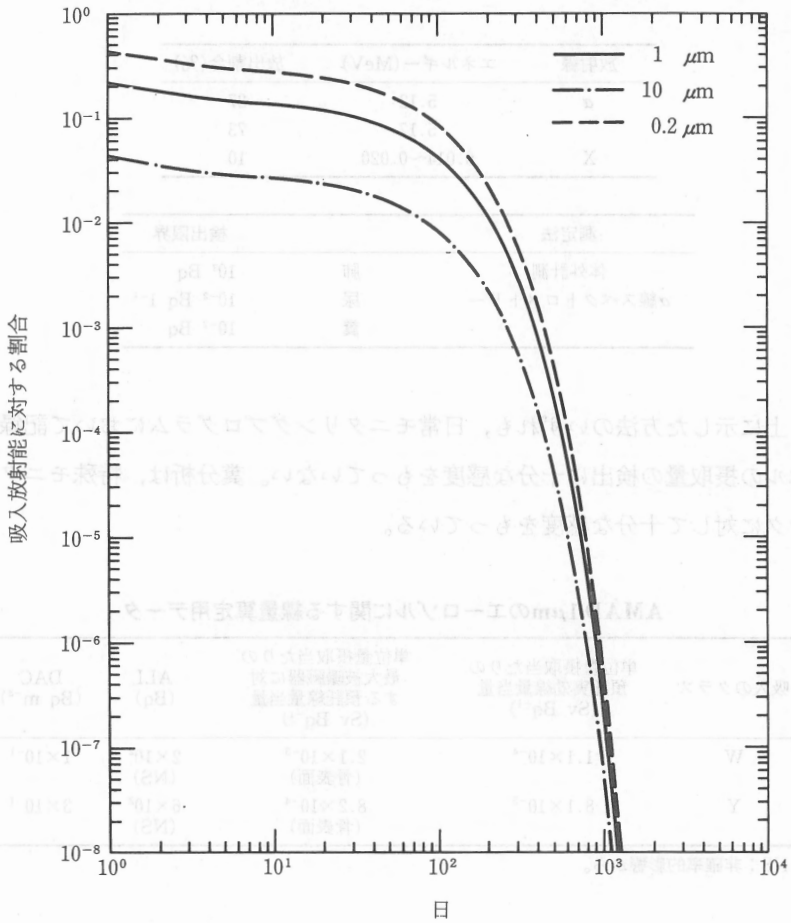


図 111 ^{240}Pu クラス W : 吸入後の肺中残留, 急性摂取

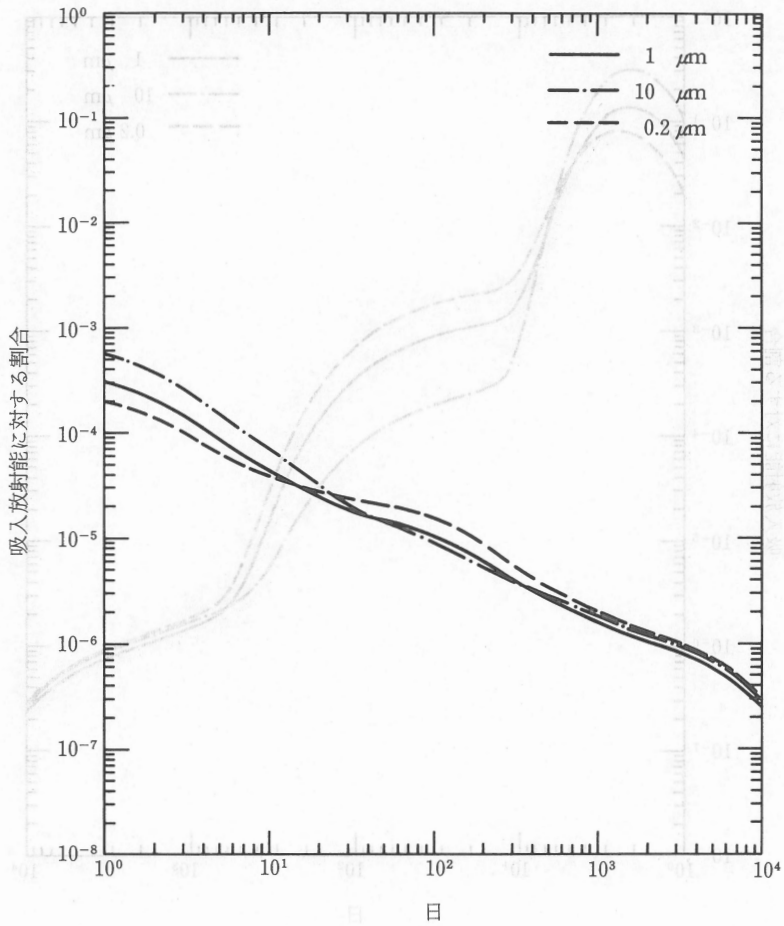


図 112 ^{240}Pu クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

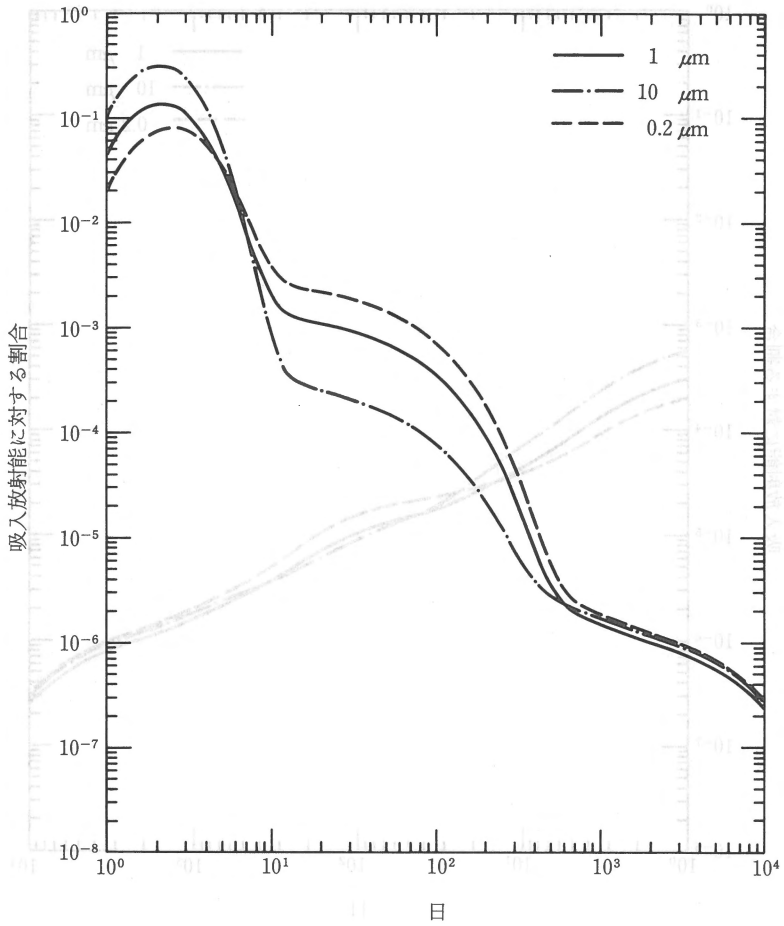


図 113 ^{240}Pu クラス W : 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

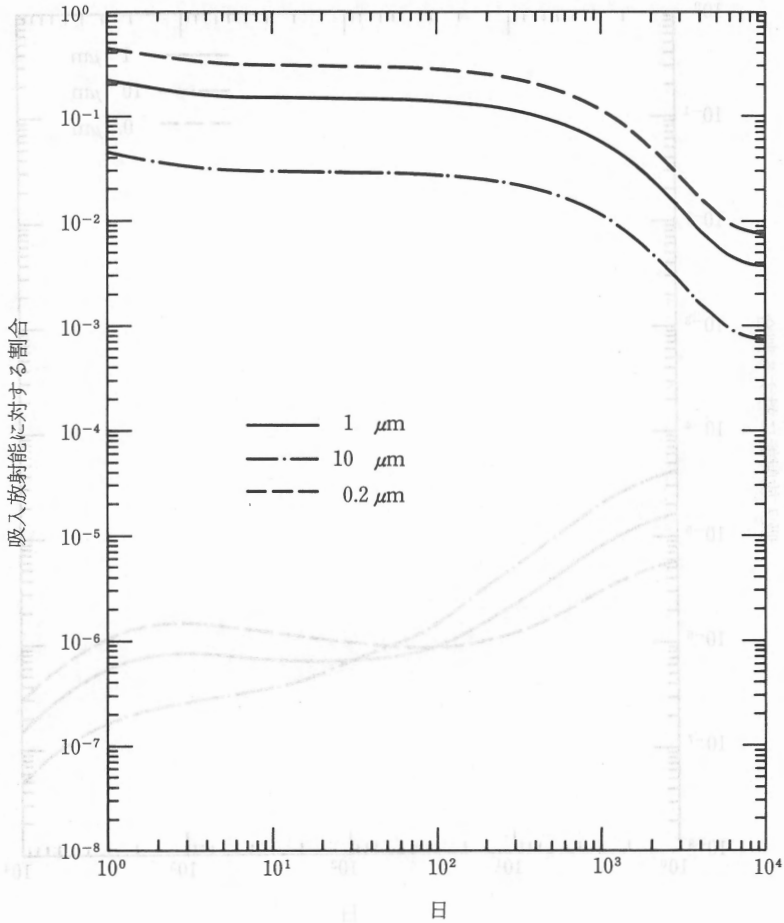


図 114 ^{240}Pu クラス Y: 吸入後の肺中残留, 急性摂取

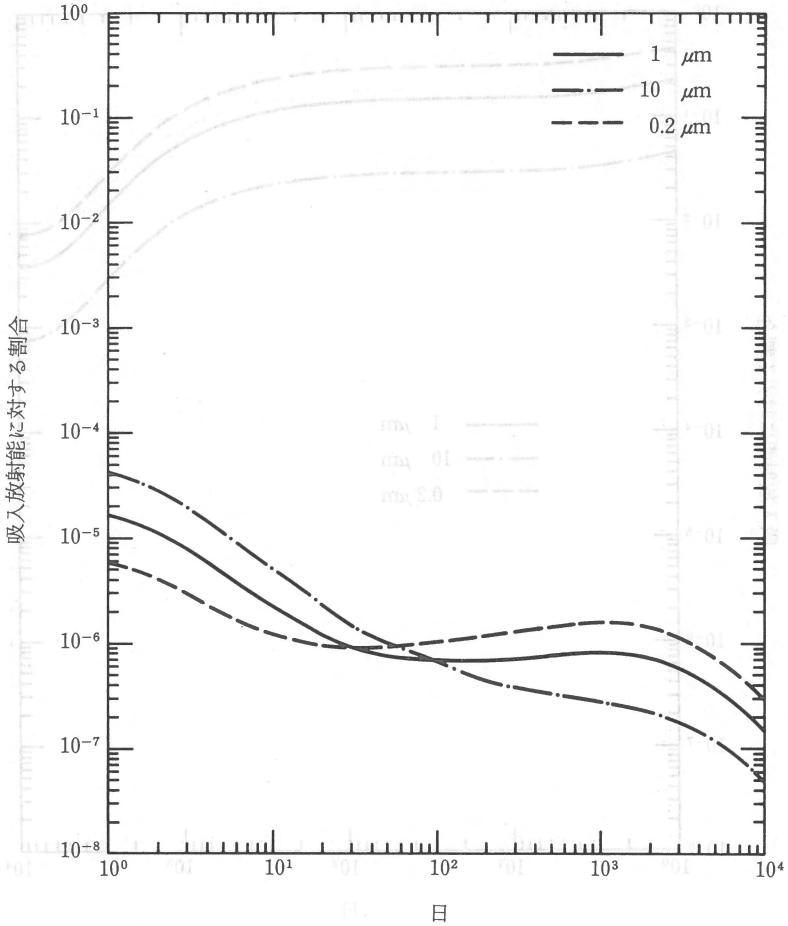


図 115 ²⁴⁰Pu クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

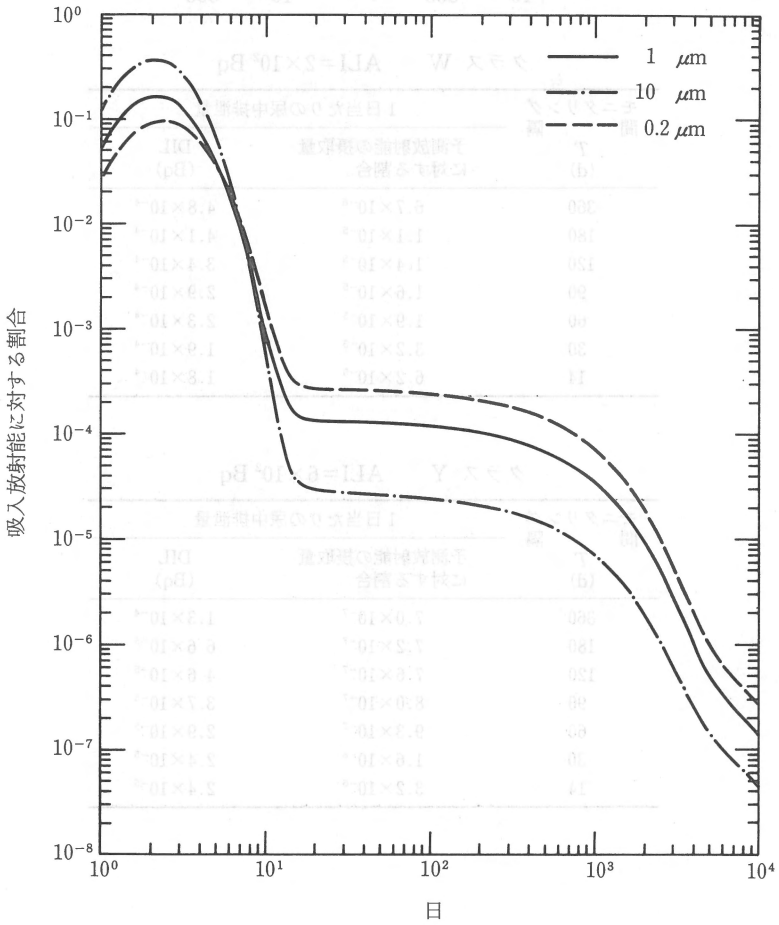


図 116 ^{240}Pu クラス Y : 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI = 2 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	6.7×10^{-6}	4.8×10^{-4}
180	1.1×10^{-5}	4.1×10^{-4}
120	1.4×10^{-5}	3.4×10^{-4}
90	1.6×10^{-5}	2.9×10^{-4}
60	1.9×10^{-5}	2.3×10^{-4}
30	3.2×10^{-5}	1.9×10^{-4}
14	6.2×10^{-5}	1.8×10^{-4}

クラス Y $ALI = 6 \times 10^2 \text{ Bq}$

モニタリング 間隔 T (d)	1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取量 に対する割合	DIL (Bq)
360	7.0×10^{-7}	1.3×10^{-4}
180	7.2×10^{-7}	6.6×10^{-5}
120	7.6×10^{-7}	4.6×10^{-5}
90	8.0×10^{-7}	3.7×10^{-5}
60	9.3×10^{-7}	2.9×10^{-5}
30	1.6×10^{-6}	2.4×10^{-5}
14	3.2×10^{-6}	2.4×10^{-5}

^{240}Pu

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W $ALI = 2 \times 10^2 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	5.0	3.1×10^{-4}	7.3×10^{-3}	4.2×10^{-2}	1.0
2	1.8×10^{-1}	4.3	2.1×10^{-4}	5.0×10^{-3}	1.3×10^{-1}	3.2
3	1.6×10^{-1}	3.8	1.5×10^{-4}	3.5×10^{-3}	1.1×10^{-1}	2.6
4	1.5×10^{-1}	3.6	1.1×10^{-4}	2.6×10^{-3}	6.5×10^{-2}	1.6
5	1.5×10^{-1}	3.5	8.7×10^{-5}	2.0×10^{-3}	3.4×10^{-2}	8.2×10^{-1}
6	1.4×10^{-1}	3.4	7.2×10^{-5}	1.7×10^{-3}	1.7×10^{-2}	4.1×10^{-1}
7	1.4×10^{-1}	3.4	6.2×10^{-5}	1.4×10^{-3}	8.8×10^{-3}	2.2×10^{-1}

クラス Y $ALI = 6 \times 10^2 \text{Bq}$

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	1.3×10^1	1.7×10^{-5}	1.0×10^{-3}	5.1×10^{-2}	3.1
2	1.8×10^{-1}	1.1×10^1	1.1×10^{-5}	6.9×10^{-4}	1.6×10^{-1}	9.6
3	1.7×10^{-1}	1.0×10^1	7.9×10^{-6}	4.8×10^{-4}	1.3×10^{-1}	7.8
4	1.6×10^{-1}	9.6	5.9×10^{-6}	3.6×10^{-4}	7.2×10^{-2}	4.4
5	1.5×10^{-1}	9.3	4.6×10^{-6}	2.8×10^{-4}	3.6×10^{-2}	2.2
6	1.5×10^{-1}	9.2	3.8×10^{-6}	2.3×10^{-4}	1.7×10^{-2}	1.0
7	1.5×10^{-1}	9.1	3.2×10^{-6}	2.0×10^{-4}	8.1×10^{-3}	5.0×10^{-1}

アメリカシウム

アメリカシウムの同位体の代謝データ

化 学 形	吸入のクラス	f_1
全化合物	W	1×10^{-3}

上記の f_1 の値は ICRP Publication 48 (ICRP, 1986) において、特定の状況に適合するデータが利用できる場合を除いた一般的な場合の適用について提案されたものである。

分布と残留

分布と残留はプルトニウムの分布と残留と同じであると仮定する（プルトニウムの項を参照）。

排 泄

ヒトにおけるアメリカシウムの排泄に関する報告は少ない (Fasiska ら, 1971; Schofield ら, 1974)。したがって、この報告書では、プルトニウムに対する排泄関数と同じ排泄関数を使用している。

文 献

- Cohen, N., Sasso, T.L. and Wrenn, M.E. (1979). Metabolism of americium-241 in man: an unusual case of internal contamination of a child and his father. In: *Radioactivity Studies Progress Report*, New York University.
- Edvardsson, K.A. and Lindgren, L. (1975). Elimination of americium-241 after a case of accidental inhalation. In: *Diagnosis and Treatment of Incorporated Radionuclides*, Vienna.
- Fasiska, B.C., Bohning, D.E., Brodsky, A. and Horm, J. (1971). Urinary

excretion of americium-241 under DTPA therapy. *Health Phys.* **21**, 523-529. Fry, F.A. (1976). Long-term retention of americium-241 following accidental inhalation. *Health Phys.* **31** (1), 13-20.

Griffith, W.C., McWhinney, J.A., Muggenburg, B.A., Boecker, B.B. and Cuddihy, R.S. (1981). Model for estimating body burdens of ²⁴¹Am from excretion analysis. In : *Inhalation Toxicology Research Institute Annual Report*.

ICRP (1986). *The Metabolism of Plutonium and Related Elements*. ICRP Publication 48, *Ann. ICRP*, **16**, 2/3.

ICRP. *Limits for Intakes of Radionuclides by Workers*. ICRP Publication 30, Part 4. *Ann. ICRP*, in press.

Sanders, S.M. (1974). Excretion of ²⁴¹Am and ²⁴⁴Cm following two cases of accidental inhalation. *Health Phys.* **27** (4), 359-365.

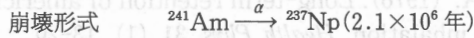
Schofield, G.B., Howells, H., Ward, F., Lynn, J.C. and Dolphin, G.W. (1974). Assessment and management of a plutonium contaminated wound case. *Health Phys.* **26**, 541-554.

Toohy, R.E., Walkup, R.E., Larsen, R.P. and Oldham, R.D. (1968). Urinary excretion rate of ²⁴¹Am produced *in vivo*. Radiological and Environmental Research Division Annual Report, ANL-79-65.

AMAD (mm) エーロローニノ下ノ最盛ニ用テ

AMAD (mm)	吸入率 (%)	排泄率 (%)	滞留率 (%)	吸入率 (Bq)	排泄率 (Bq)	滞留率 (Bq)
1.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
2.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
3.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
4.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
5.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
6.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
7.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
8.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
9.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0
10.0	100	100	0	1.0 × 10 ⁶	1.0 × 10 ⁶	0

^{241}Am 半減期 430年



放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	5.39	1.4
	5.44	13
	5.49	85
	5.51	0.2
	5.54	0.3
γ	0.060	36

測定法	検出限界
体外計測	肺 20 Bq
α 線スペクトロメトリー	尿 10^{-2} Bq l ⁻¹
	糞 10^{-2} Bq

体外計測法は調査レベルの摂取量の検出に十分な感度をもっていない。尿分析は、調査レベルの摂取量の検出に十分な感度をもっていない。糞分析は、特殊モニタリングに対して十分な感度をもっている。

AMAD 1 μm のエ어로ゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	1.2×10^{-4}	2.2×10^{-3} (骨表面)	2×10^2 (NS)	1×10^{-1}

NS：非確率的影響から。

^{241}Am

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W ALI=2×10²Bq

モニタリング 間隔	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		
	T (d)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	NA			6.7×10 ⁻⁶	4.6×10 ⁻⁴
180	NA			1.1×10 ⁻⁵	3.9×10 ⁻⁴
120	7.0×10 ⁻²		1.6	1.4×10 ⁻⁵	3.2×10 ⁻⁴
90	8.5×10 ⁻²		1.5	1.6×10 ⁻⁵	2.8×10 ⁻⁴
60	1.0×10 ⁻¹		1.2	1.9×10 ⁻⁵	2.2×10 ⁻⁴
30	1.2×10 ⁻¹		7.1×10 ⁻¹	3.2×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁴
14	1.4×10 ⁻¹		4.0×10 ⁻¹	6.2×10 ⁻⁵	1.7×10 ⁻⁴

NA:適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

 ^{241}Am

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W ALI=2×10²Bq

摂取後 の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10 ⁻¹	4.8	3.1×10 ⁻⁴	7.0×10 ⁻³	4.2×10 ⁻²	9.6×10 ⁻¹
2	1.8×10 ⁻¹	4.1	2.1×10 ⁻⁴	4.8×10 ⁻³	1.3×10 ⁻¹	3.1
3	1.6×10 ⁻¹	3.7	1.5×10 ⁻⁴	3.3×10 ⁻³	1.1×10 ⁻¹	2.5
4	1.5×10 ⁻¹	3.5	1.1×10 ⁻⁴	2.5×10 ⁻³	6.5×10 ⁻²	1.5
5	1.5×10 ⁻¹	3.3	8.7×10 ⁻⁵	2.0×10 ⁻³	3.4×10 ⁻²	7.8×10 ⁻¹
6	1.4×10 ⁻¹	3.2	7.2×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻³	1.7×10 ⁻²	3.9×10 ⁻¹
7	1.4×10 ⁻¹	3.2	6.2×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻³	8.8×10 ⁻³	2.1×10 ⁻¹

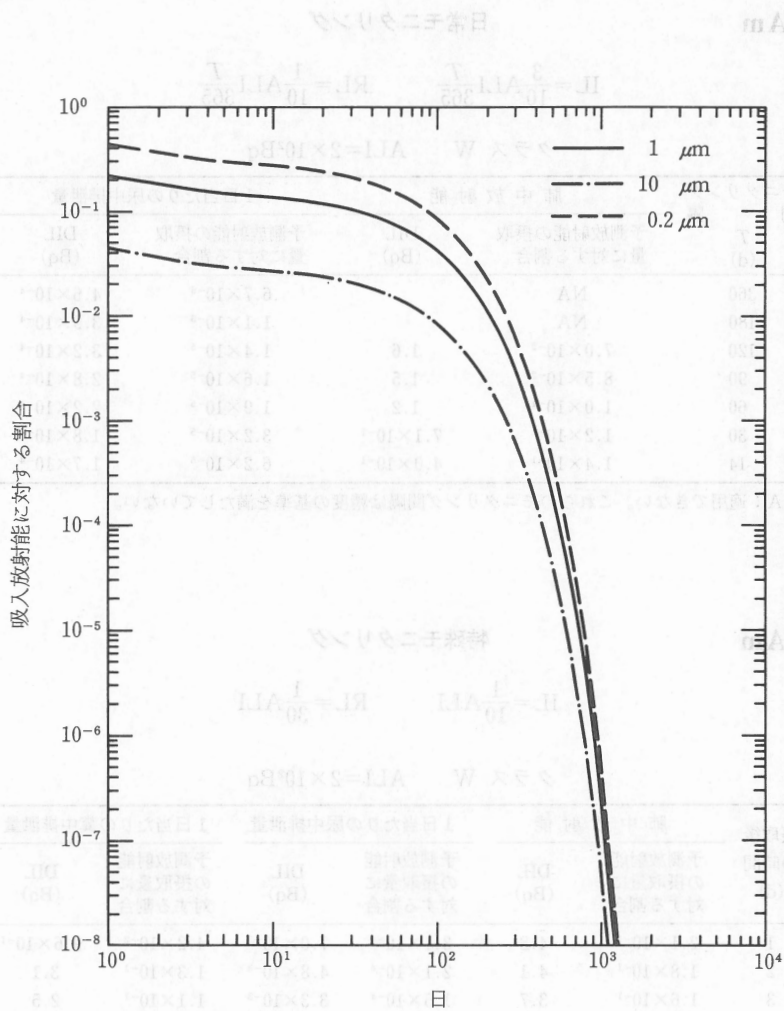


図 117 ²⁴¹Am クラス W：吸入後の肺中残留，急性摂取

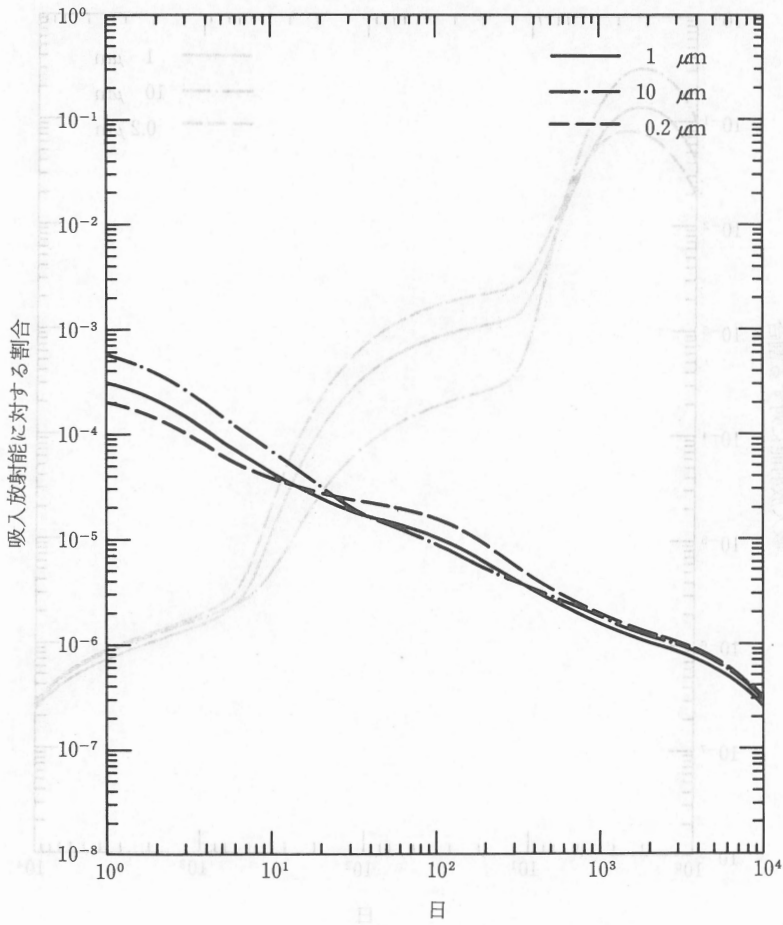


図 118 ^{241}Am クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

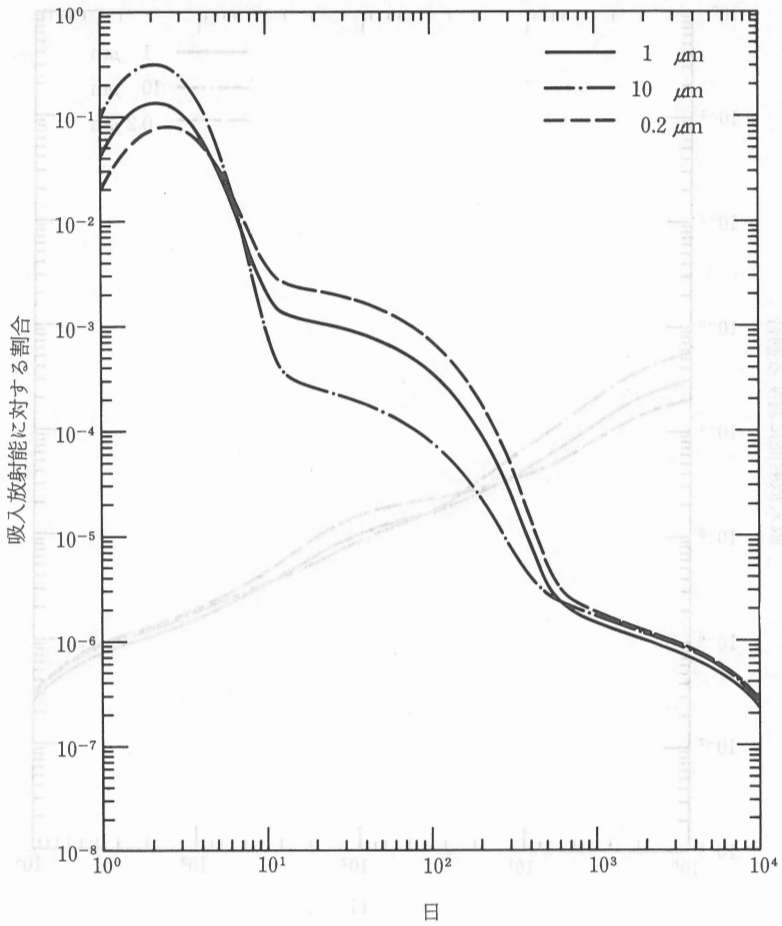


図 119 ^{241}Am クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

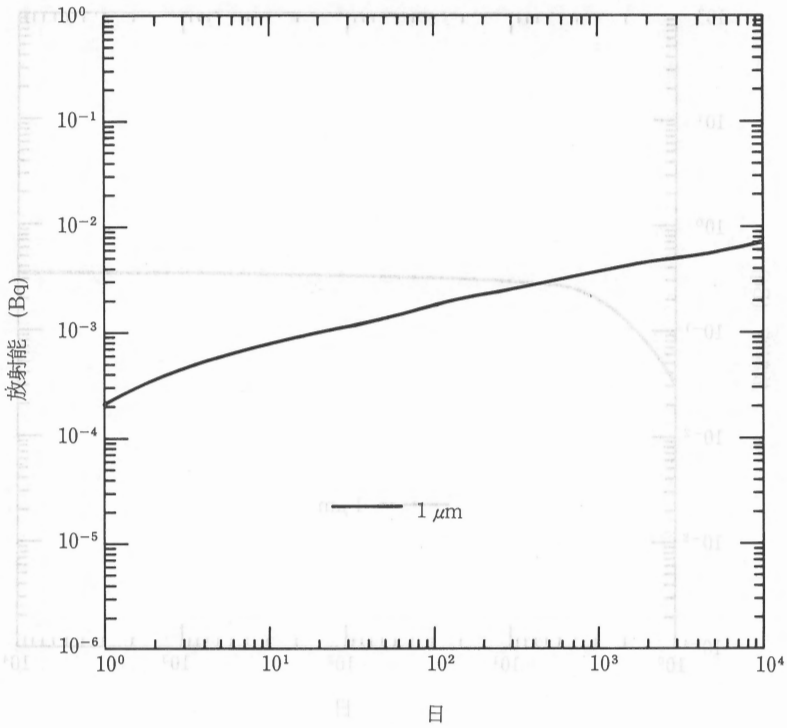


図 120 ^{241}Am クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

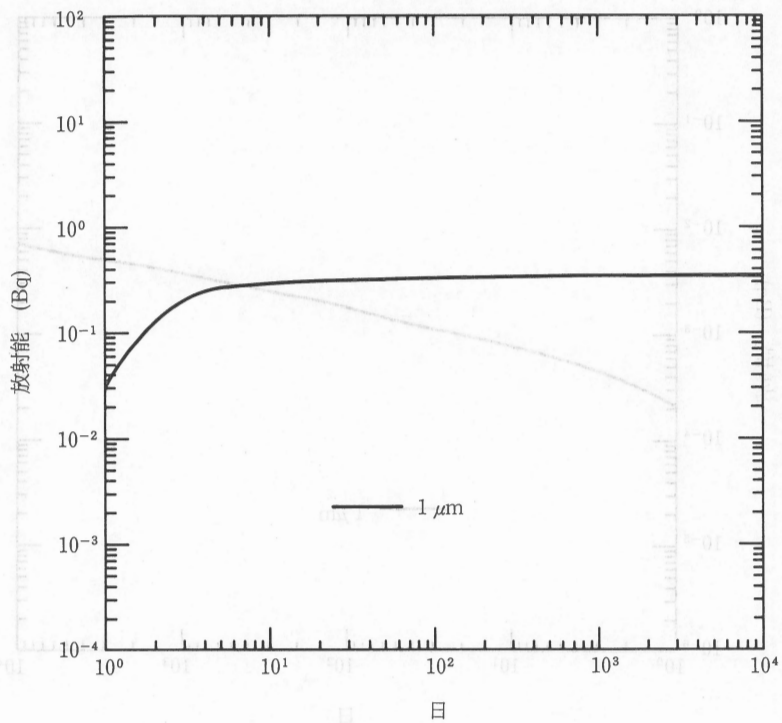


図 121 ^{241}Am クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

キュリウム

キュリウムの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f ₁
全化合物	W	1×10 ⁻³

プルトニウムおよびアメリシウムの項参照。

分布と残留

プルトニウムおよびアメリシウムの項参照。

排 泄

プルトニウムおよびアメリシウムの項参照。

文 献

Sanders, S.M. (1974). Excretion of ²⁴¹Am and ²⁴⁴Cm following two cases of accidental inhalation. *Health Phys.* 27 (4), 359-365.

(326)

^{242}Cm

半減期 160日

崩壊形式 $^{242}\text{Cm} \xrightarrow{\alpha} ^{238}\text{Pu}$ (88年)

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	6.07	26
	6.11	74
LX-線	0.014~0.022	10

測定法		検出限界
体外計測	肺	10^8 Bq
α 線スペクトロメトリ	尿	10^{-2} Bq l ⁻¹
	糞	10^{-2} Bq

体外計測法は、モニタリングに対して十分な感度をもっていない。尿分析は、日常モニタリングに対して十分な感度をもっていない。尿分析、糞分析ともに、特殊モニタリングプログラムに有用であろう。

AMAD 1 μm のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq ⁻¹)	ALI (Bq)	DAC (Bq m ⁻³)
W	4.6×10^{-6}	4.9×10^{-5} (骨表面)	1×10^4 (NS)	4

NS：非確率的影響から。

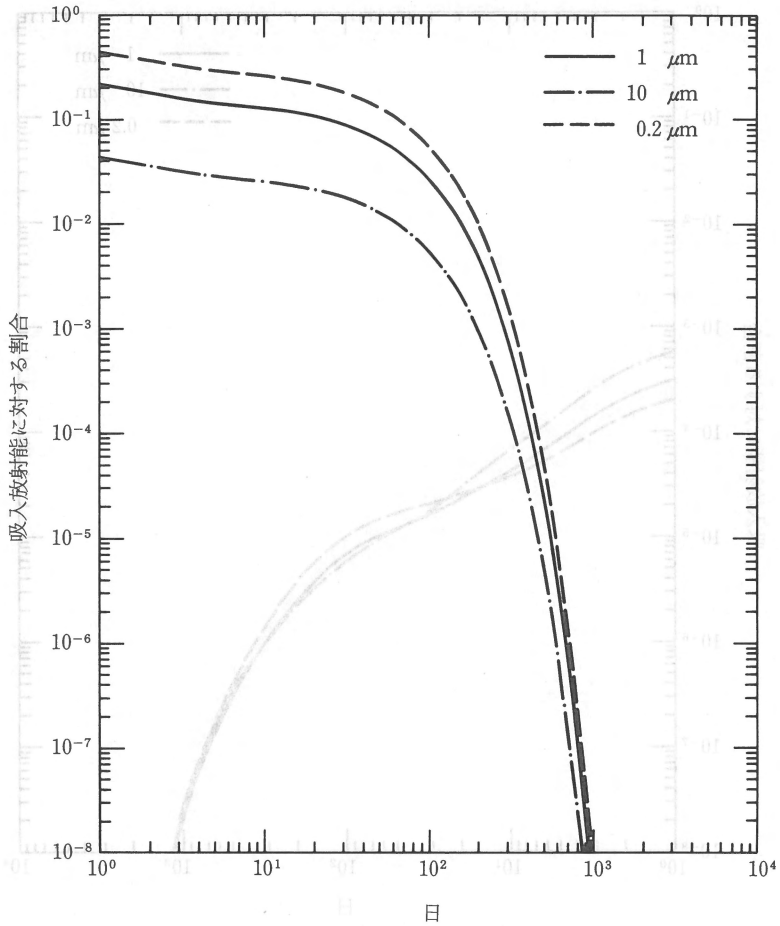


図 122 ^{242}Cm クラス W: 吸入後の肺中残留, 急性摂取

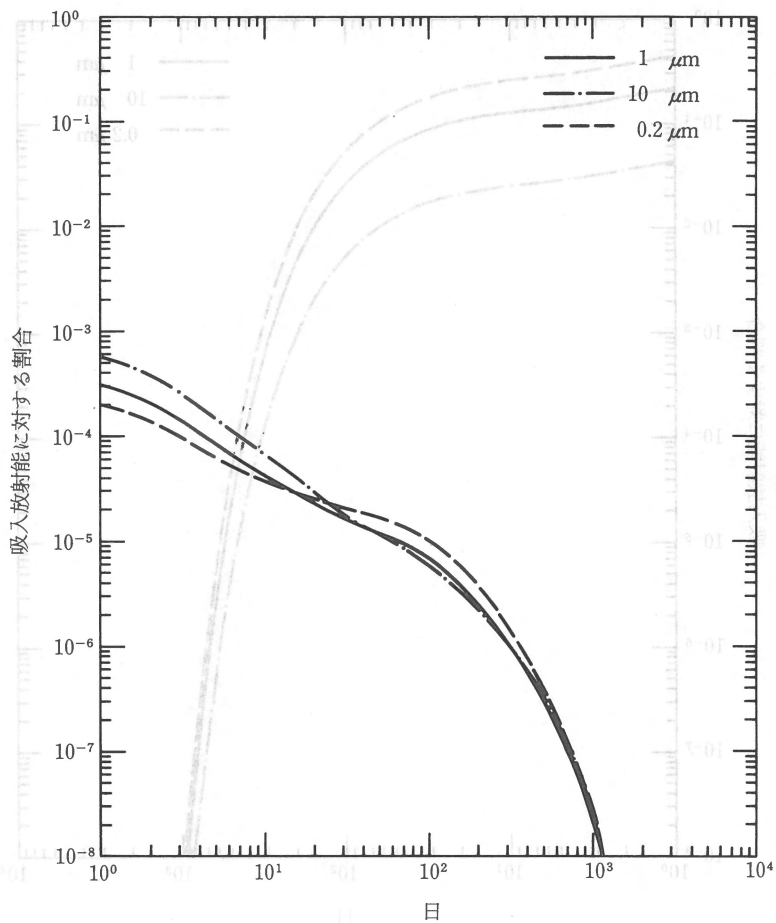


図 123 242Cm クラス W : 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

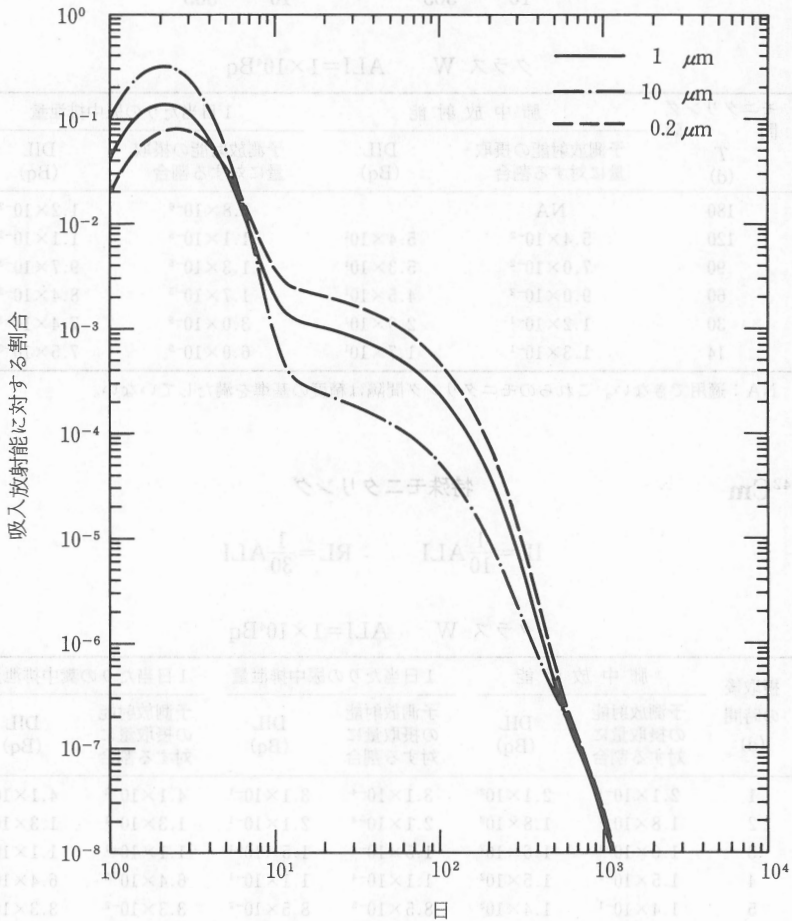


図 124 ^{242}Cm クラス W: 吸入後の1日当たりの糞中排泄, 急性摂取

^{242}Cm

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W ALI=1×10⁴Bq

モニタリング 間隔	T (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
		予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180		NA		7.8×10^{-6}	1.2×10^{-2}
120		5.4×10^{-2}	5.4×10^1	1.1×10^{-5}	1.1×10^{-2}
90		7.0×10^{-2}	5.3×10^1	1.3×10^{-5}	9.7×10^{-3}
60		9.0×10^{-2}	4.5×10^1	1.7×10^{-5}	8.4×10^{-3}
30		1.2×10^{-1}	2.9×10^1	3.0×10^{-5}	7.4×10^{-3}
14		1.3×10^{-1}	1.7×10^1	6.0×10^{-5}	7.5×10^{-3}

NA：適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

 ^{242}Cm

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W ALI=1×10⁴Bq

摂取後 の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	2.1×10^2	3.1×10^{-4}	3.1×10^{-1}	4.1×10^{-2}	4.1×10^1
2	1.8×10^{-1}	1.8×10^2	2.1×10^{-4}	2.1×10^{-1}	1.3×10^{-1}	1.3×10^2
3	1.6×10^{-1}	1.6×10^2	1.5×10^{-4}	1.5×10^{-1}	1.1×10^{-1}	1.1×10^2
4	1.5×10^{-1}	1.5×10^2	1.1×10^{-4}	1.1×10^{-1}	6.4×10^{-2}	6.4×10^1
5	1.4×10^{-1}	1.4×10^2	8.5×10^{-5}	8.5×10^{-2}	3.3×10^{-2}	3.3×10^1
6	1.4×10^{-1}	1.4×10^2	7.0×10^{-5}	7.0×10^{-2}	1.7×10^{-2}	1.7×10^1
7	1.3×10^{-1}	1.3×10^2	6.0×10^{-5}	6.0×10^{-2}	8.6×10^{-3}	8.6

^{244}Cm

半減期 18年

崩壊形式 $^{244}\text{Cm} \xrightarrow{\alpha} ^{240}\text{Pu} (6.5 \times 10^3 \text{年})$

放射線	エネルギー(MeV)	放出割合(%)
α	5.76	24
	5.81	76
LX-線	0.012~0.022	10

測定法	検出限界	
体外計測	肺	10^3 Bq
α 線スペクトロメトリー	尿	$10^{-2} \text{ Bq l}^{-1}$
	糞	10^{-2} Bq

上に与えた方法のいずれも、日常モニタリングプログラムにおいて、調査レベルの摂取量の検出に十分な感度をもっていない。糞分析は、特殊モニタリングに対して十分な感度をもっている。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエ어로ゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-3})
W	6.4×10^{-5}	1.2×10^{-3} (骨表面)	4×10^2 (NS)	2×10^{-1}

NS：非確率的影響から。

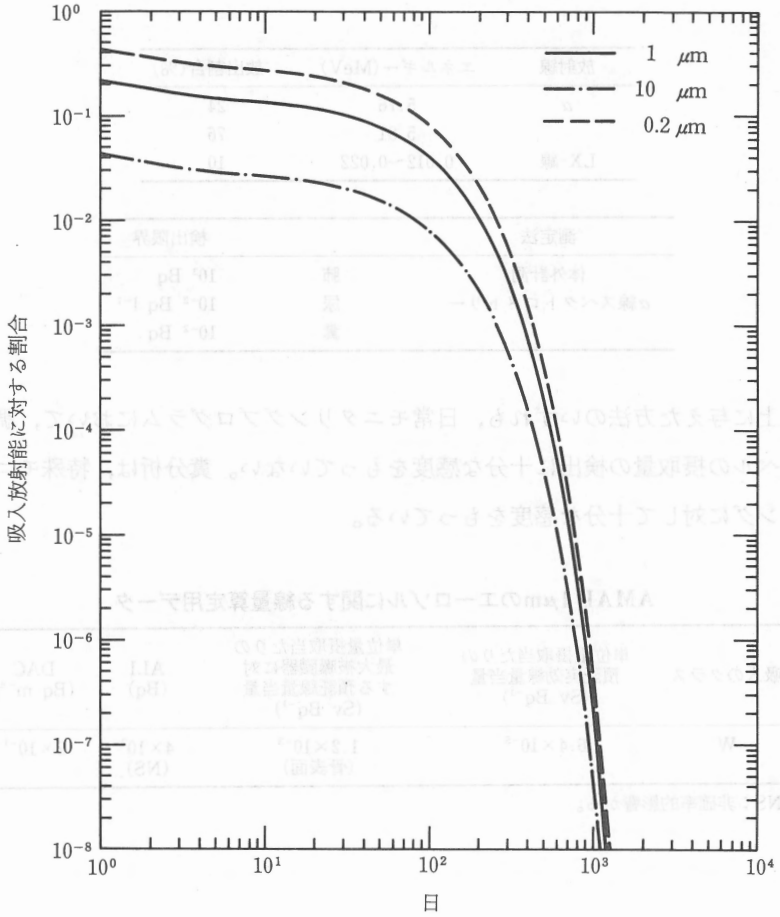


図 125 ²⁴⁴Cm クラス W：吸入後の肺中残留，急性摂取

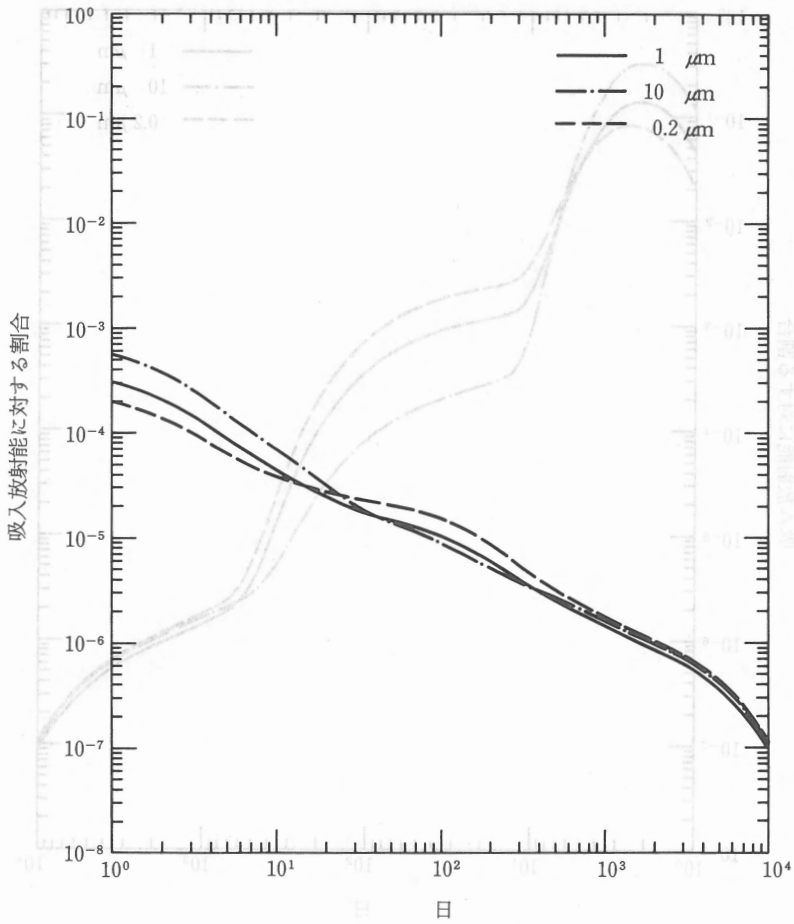


図 126 ^{244}Cm クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

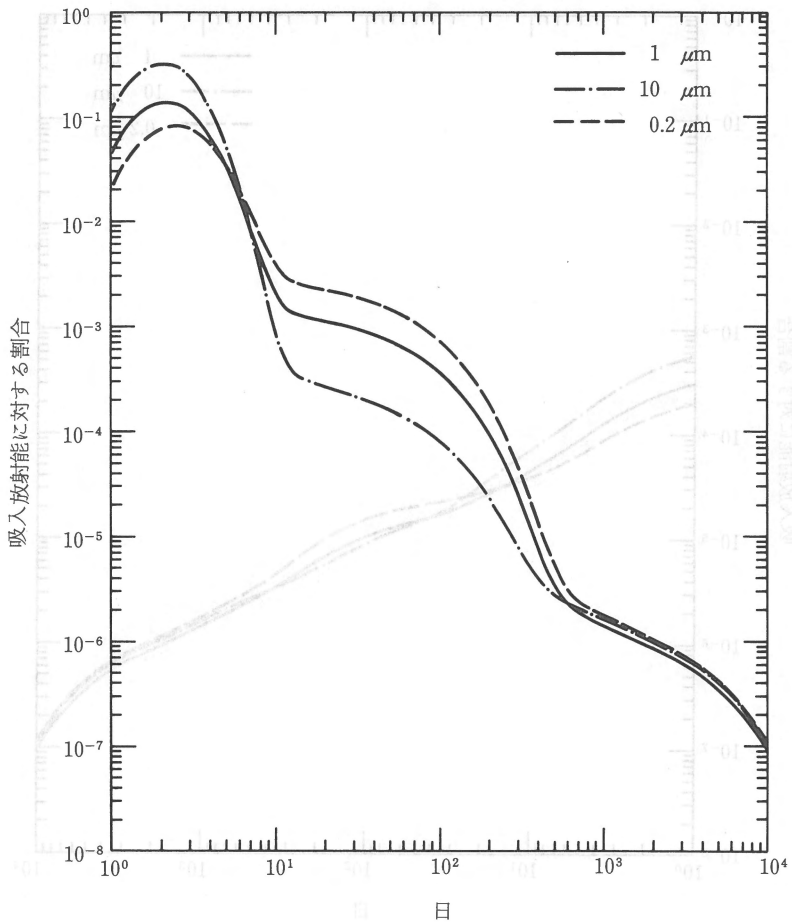


図 127 ²⁴⁴Cm クラス W：吸入後の1日当たりの糞中排泄，急性摂取

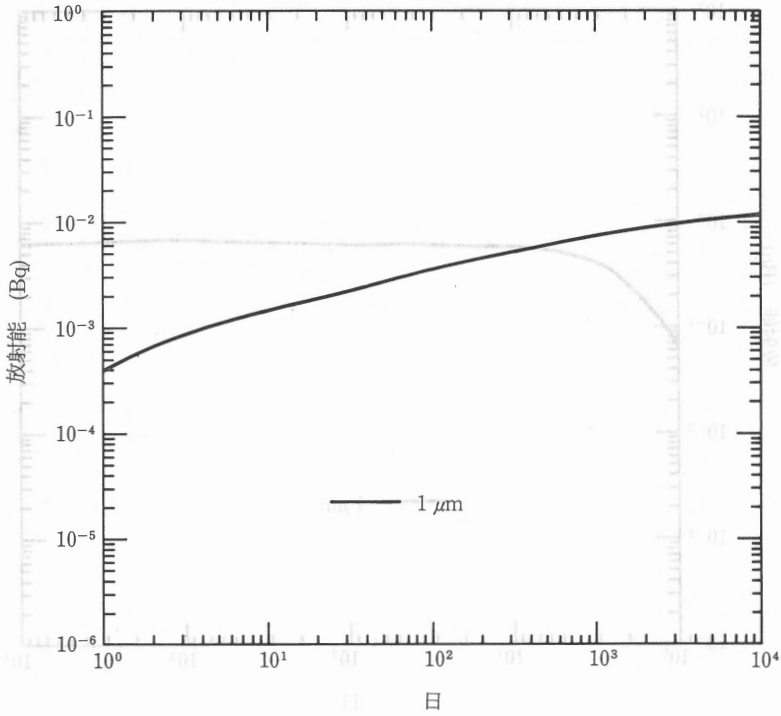


図 128 ^{244}Cm クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

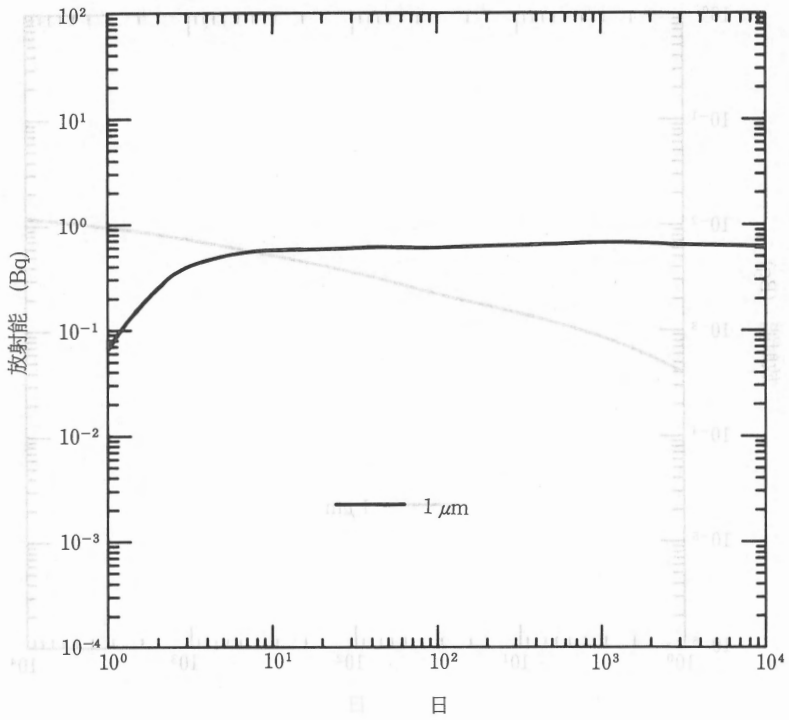


図 129 ^{244}Cm クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

^{244}Cm

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W ALI = 4×10^2 Bq

モニタリング 間隔 T (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	NA		6.6×10^{-6}	8.2×10^{-4}
180	NA		1.1×10^{-5}	7.0×10^{-4}
120	7.0×10^{-2}	2.8	1.4×10^{-5}	5.8×10^{-4}
90	8.4×10^{-2}	2.6	1.6×10^{-5}	4.9×10^{-4}
60	1.0×10^{-1}	2.1	1.9×10^{-5}	3.9×10^{-4}
30	1.2×10^{-1}	1.3	3.2×10^{-5}	3.3×10^{-4}
14	1.4×10^{-1}	7.2×10^{-1}	6.2×10^{-5}	3.2×10^{-4}

NA:適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

 ^{244}Cm

特殊モニタリング

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W ALI = 4×10^2 Bq

摂取後 の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)	予測放射能 の摂取量に 対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10^{-1}	8.7	3.1×10^{-4}	1.3×10^{-2}	4.2×10^{-2}	1.8
2	1.8×10^{-1}	7.4	2.1×10^{-4}	8.6×10^{-3}	1.3×10^{-1}	5.5
3	1.6×10^{-1}	6.7	1.5×10^{-4}	6.1×10^{-3}	1.1×10^{-1}	4.7
4	1.5×10^{-1}	6.2	1.1×10^{-4}	4.6×10^{-3}	6.5×10^{-2}	2.7
5	1.4×10^{-1}	6.0	8.7×10^{-5}	3.6×10^{-3}	3.4×10^{-2}	1.4
6	1.4×10^{-1}	5.9	7.2×10^{-5}	3.0×10^{-3}	1.7×10^{-2}	7.1×10^{-1}
7	1.4×10^{-1}	5.8	6.2×10^{-5}	2.5×10^{-3}	8.8×10^{-3}	3.7×10^{-1}

カリホルニウム

カリホルニウムの同位体の代謝データ

化学形	吸入のクラス	f ₁
下記以外の全化合物	W	1×10 ⁻³
酸化物および水酸化物	Y	1×10 ⁻³

上記の f₁ の値は ICRP Publication 48 (ICRP, 1986) において、特定の情報が利用できる場合を除いた一般的な場合の適用について提案されたものである。

分布と残留

この報告書では、通過コンパートメントに入ったカリホルニウムのうち 65% が骨に、25% が肝臓に移行し、残留の半減期は、それぞれ 50 年および 20 年であるとする。生殖腺に移行する割合は、精巣について 3.5×10^{-4} 、卵巣について 1.1×10^{-4} と仮定する。生殖腺の組織に沈着したカリホルニウムは、そこに永久に残留すると仮定する。

排 泄

カリホルニウムの排泄についての適切なデータがないため、この報告書ではプルトニウムの排泄関数と同じ排泄関数を使用している。

文 献

- ICRP (1986). *The Metabolism of Plutonium and Related Elements*. ICRP Publication 48. *Ann. ICRP*, **16**, 2/3.
- Newton, D. and Eagle, M.C. (1972). The measurement of californium-252 *in vivo*. *Health Phys.* **23**, 817.
- Poda, G.A. and Hall, R.M. (1975). Two californium-252 inhalation cases.

^{252}Cf

半減期 2.6年

崩壊形式

 $^{252}\text{Cf} \xrightarrow{\alpha} ^{248}\text{Cm} (3.4 \times 10^5 \text{年})$

放射線	エネルギー (MeV)	放出割合 (%)
α	6.00	0.2
	6.08	15
	6.12	82
LX-線	0.013~0.023	6.6
核分裂 γ 線	0~9	70

測定法		検出限界
体外計測	全身	2×10^2 *
	肺	1×10^2
	尿	$10^{-2} \text{ Bq l}^{-1}$
α 線スペクトロメトリー	糞	10^{-2} Bq

* Newton, D. と Eagle, M.C. (1972) 参照。

これらの手法は、日常モニタリングにおいて十分な感度をもっていない。尿分析は、クラスWの物質に対する特殊モニタリングに対して役に立つであろう。また、糞分析は、クラスWおよびY物質の両方に対する特殊モニタリングに対して十分な感度をもっている。

AMAD $1\mu\text{m}$ のエロゾルに関する線量算定用データ

吸入のクラス	単位量摂取当たりの 預託実効線量当量 (Sv Bq^{-1})	単位量摂取当たりの 最大被曝臓器に対 する預託線量当量 (Sv Bq^{-1})	ALI (Bq)	DAC (Bq m^{-3})
W	3.6×10^{-5}	6.9×10^{-4} (骨表面)	7×10^2 (NS)	3×10^{-1}
Y	4.0×10^{-5}	3.0×10^{-4} (肺)	1×10^3 (S)	5×10^{-1}

NS: 非確率的影響から, S: 確率的影響から。

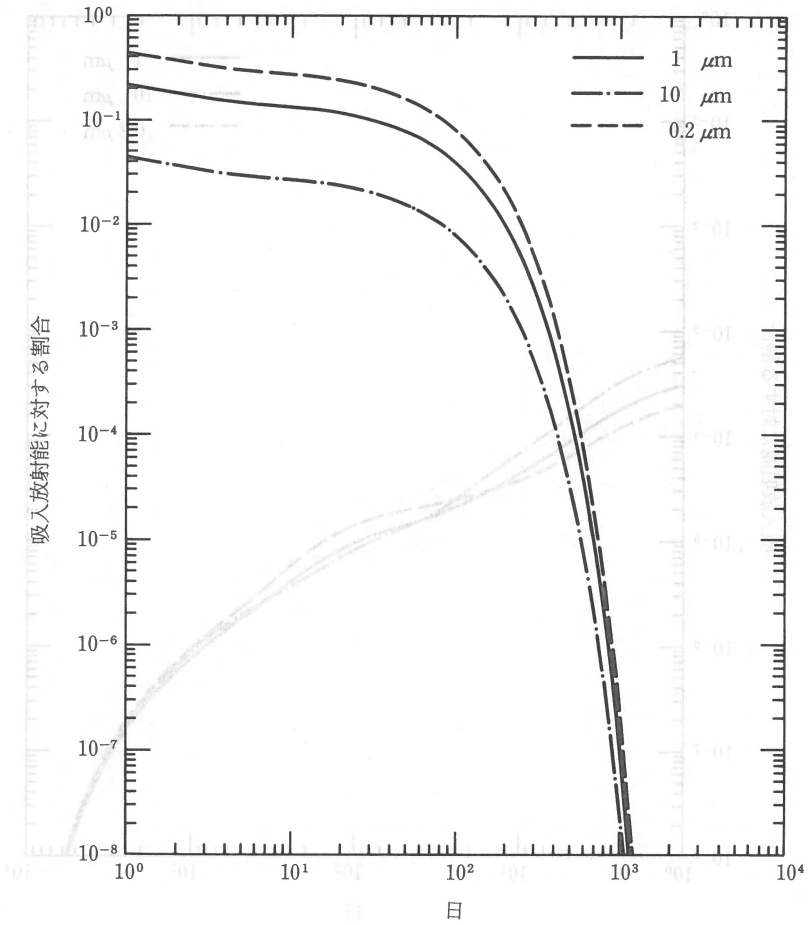


図 130 ^{252}Cf クラス W: 吸入後の肺中残留, 急性摂取

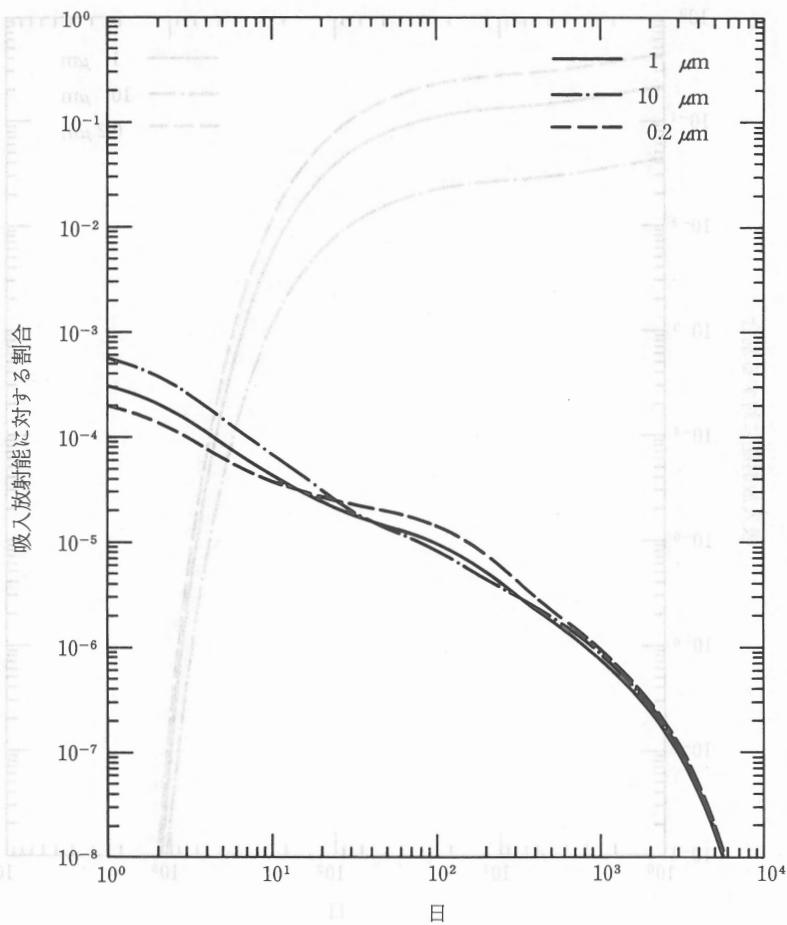


図 131 ^{252}Cf クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

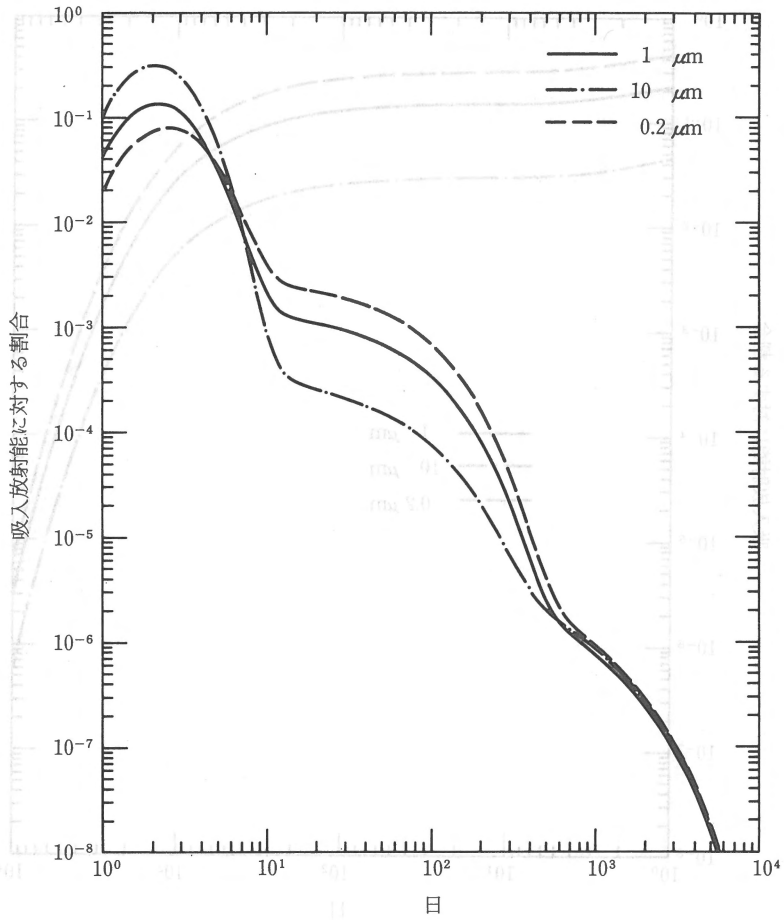


図 132 ^{252}Cf クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

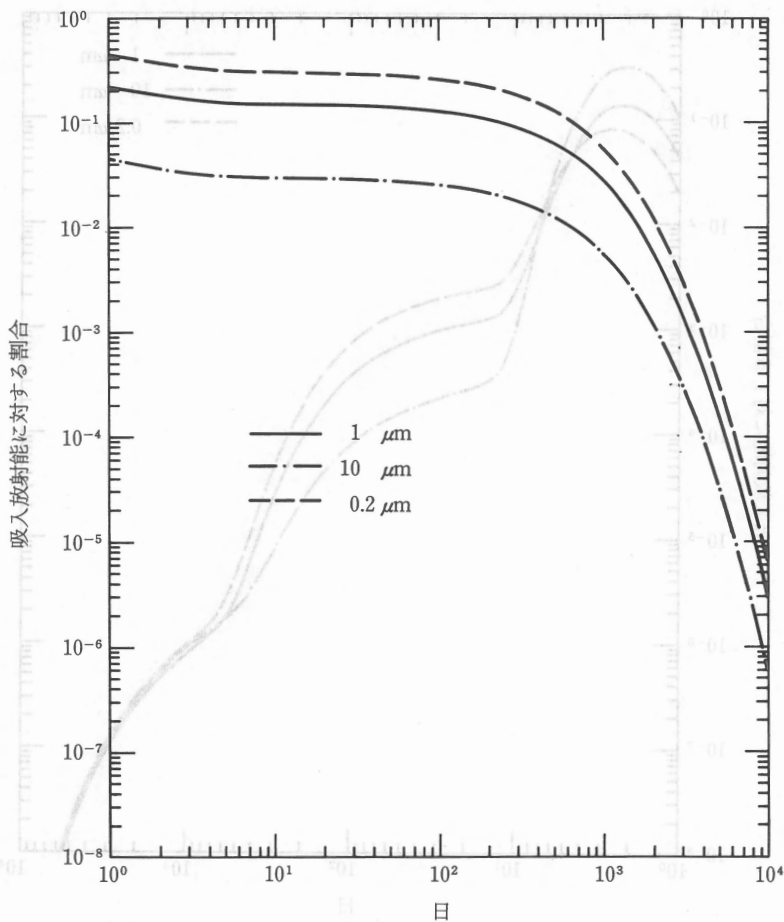


図 133 ^{252}Cf クラス Y: 吸入後の肺中残留, 急性摂取

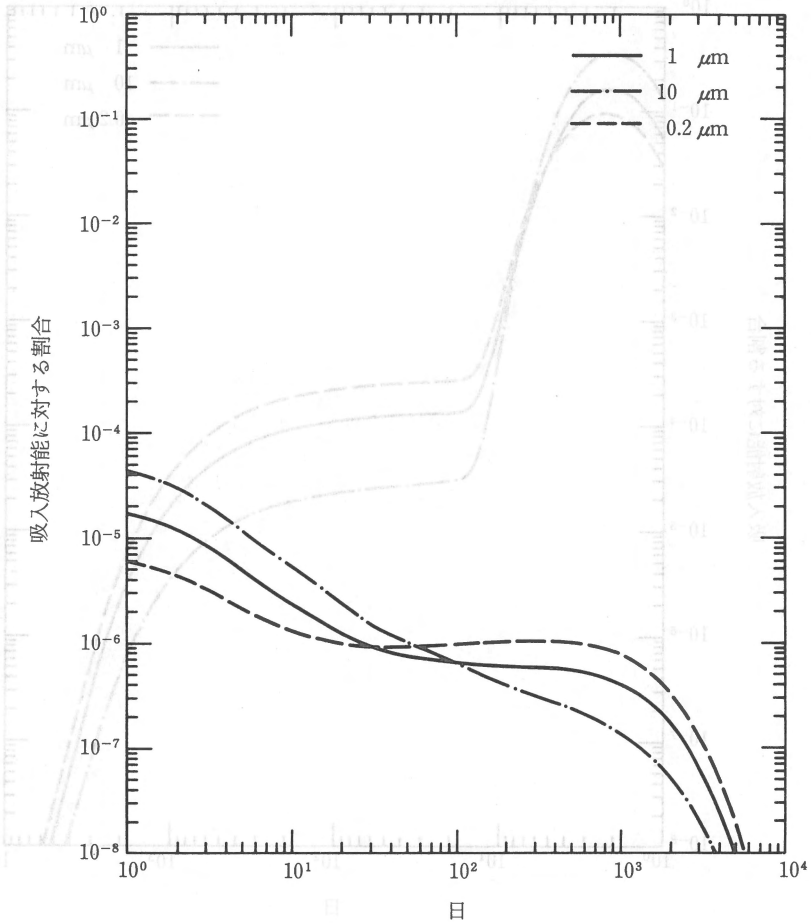


図 134 ^{252}Cf クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 急性摂取

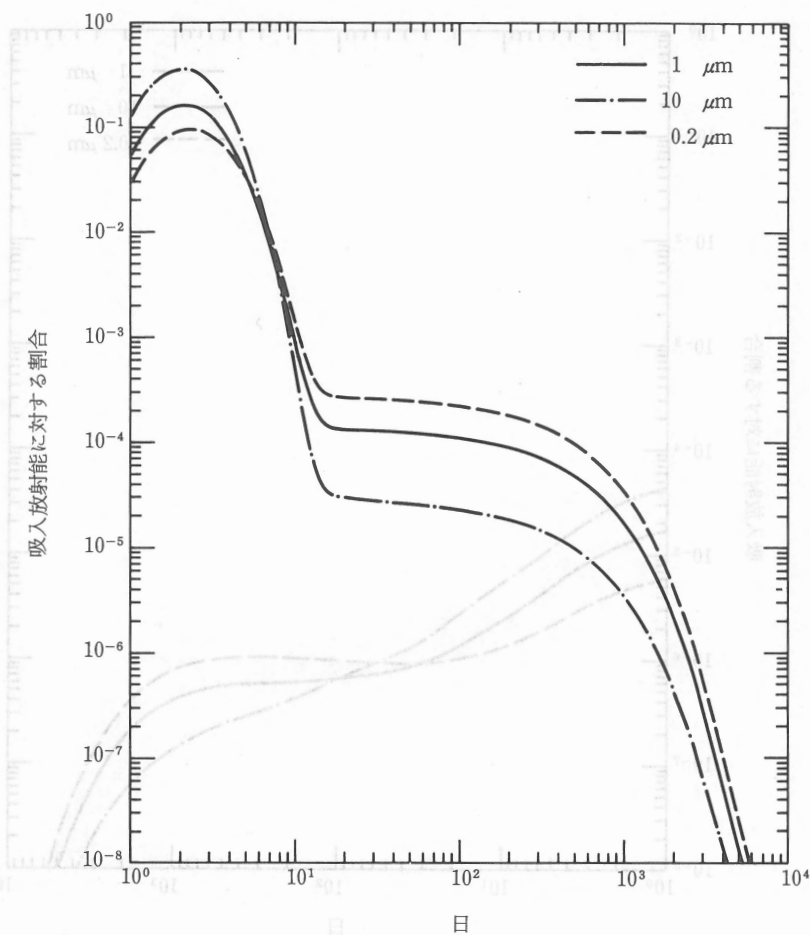


図 135 ^{252}Cf クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 急性摂取

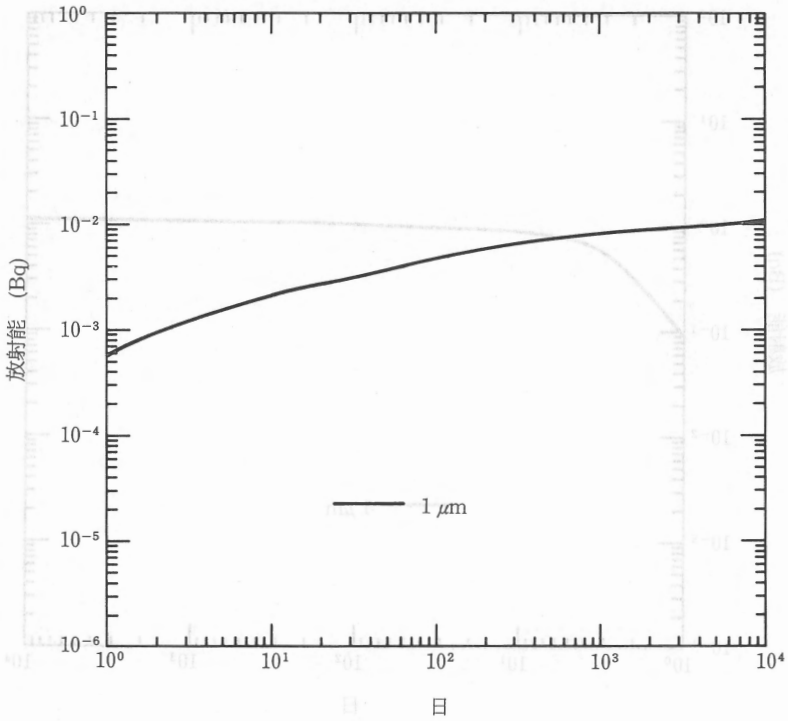


図 136 ^{252}Cf クラス W: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

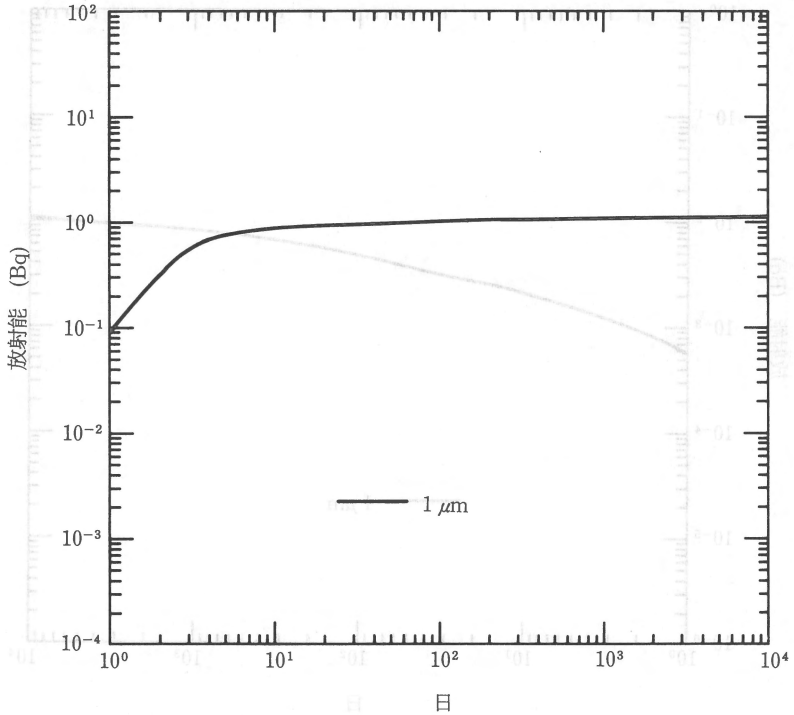


図 137 ^{252}Cf クラス W: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

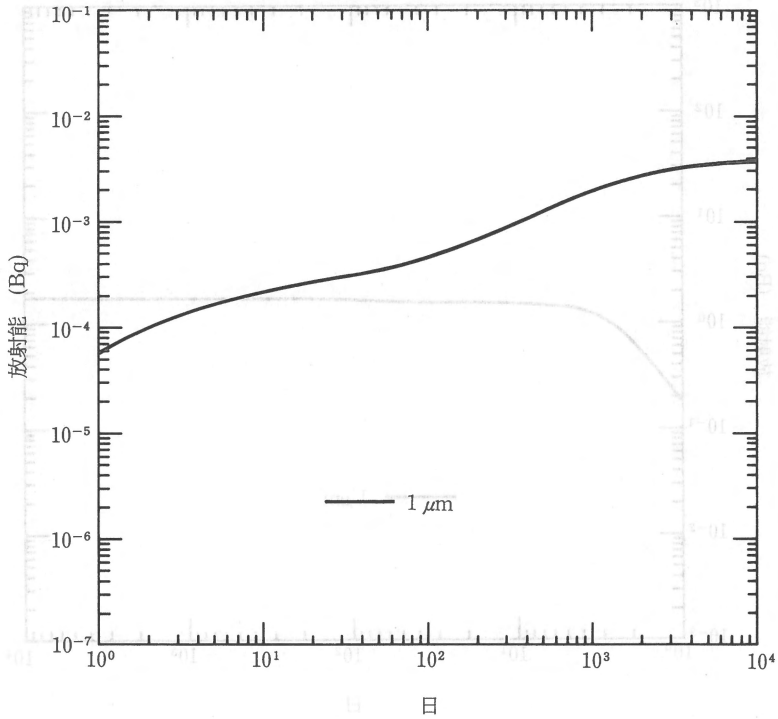


図 138 ^{252}Cf クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの尿中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

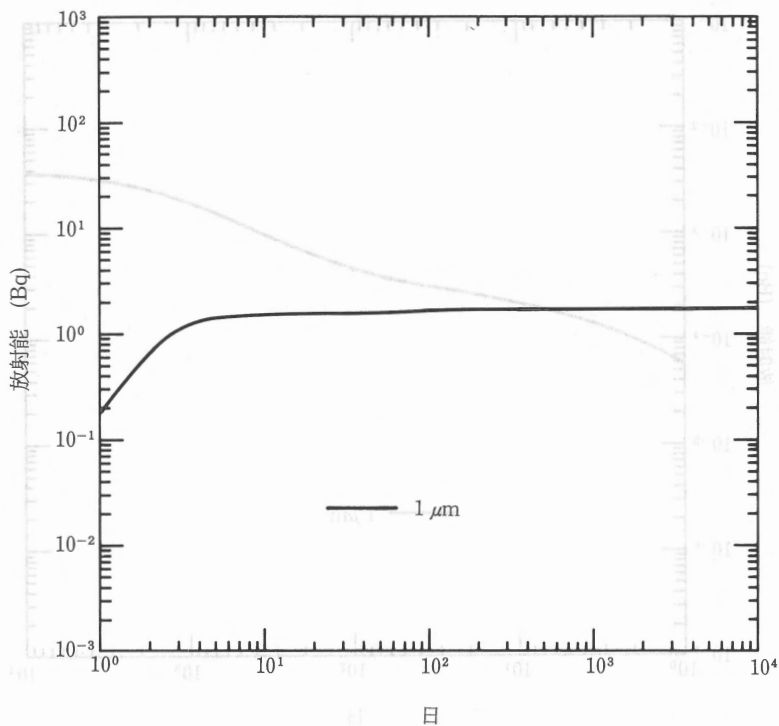


図 139 ^{252}Cf クラス Y: 吸入後の 1 日当たりの糞中排泄, 1 日当たり ALI/365 Bq の慢性摂取

^{252}Cf

日常モニタリング

$$IL = \frac{3}{10} ALI \frac{T}{365} \quad RL = \frac{1}{10} ALI \frac{T}{365}$$

クラス W $ALI = 7 \times 10^2 \text{Bq}$

モニタリング 間 隔	肺 中 放 射 能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
180	NA		1.1×10^{-5}	1.1×10^{-3}
120	6.7×10^{-2}	4.8	1.3×10^{-5}	9.2×10^{-4}
90	8.2×10^{-2}	4.4	1.5×10^{-5}	7.8×10^{-4}
60	1.0×10^{-1}	3.6	1.9×10^{-5}	6.6×10^{-4}
30	1.2×10^{-1}	2.2	3.1×10^{-5}	5.6×10^{-4}
14	1.4×10^{-1}	1.2	6.1×10^{-5}	5.5×10^{-4}

NA：適用できない。これらのモニタリング間隔は精度の基準を満たしていない。

クラス Y $ALI = 1 \times 10^3 \text{Bq}$

モニタリング 間 隔	肺 中 放 射 能		1日当たりの尿中排泄量	
	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取 量に対する割合	DIL (Bq)
360	1.1×10^{-1}	4.1×10^1	6.3×10^{-7}	2.3×10^{-4}
180	1.3×10^{-1}	2.4×10^1	6.9×10^{-7}	1.3×10^{-4}
120	1.4×10^{-1}	1.7×10^1	7.5×10^{-7}	8.9×10^{-5}
90	1.4×10^{-1}	1.3×10^1	8.0×10^{-7}	7.5×10^{-5}
60	1.4×10^{-1}	8.9	9.5×10^{-7}	5.9×10^{-5}
30	1.5×10^{-1}	4.6	1.7×10^{-6}	5.2×10^{-5}
14	1.5×10^{-1}	2.3	3.4×10^{-6}	5.4×10^{-5}

$$IL = \frac{1}{10} ALI \quad RL = \frac{1}{30} ALI$$

クラス W ALI=7×10²Bq

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10 ⁻¹	1.5×10 ¹	3.1×10 ⁻⁴	2.2×10 ⁻²	4.2×10 ⁻²	3.0
2	1.8×10 ⁻¹	1.3×10 ¹	2.1×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻²	1.3×10 ⁻¹	9.2
3	1.6×10 ⁻¹	1.1×10 ¹	1.5×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻²	1.1×10 ⁻¹	7.8
4	1.6×10 ⁻¹	1.1×10 ¹	1.1×10 ⁻⁴	7.8×10 ⁻³	6.5×10 ⁻²	4.6
5	1.4×10 ⁻¹	1.0×10 ¹	8.7×10 ⁻⁵	6.2×10 ⁻³	3.4×10 ⁻²	2.2
6	1.4×10 ⁻¹	1.0×10 ¹	7.2×10 ⁻⁵	5.1×10 ⁻³	1.7×10 ⁻²	1.2
7	1.4×10 ⁻¹	1.0×10 ¹	6.1×10 ⁻⁵	4.3×10 ⁻³	8.8×10 ⁻³	6.3×10 ⁻¹

クラス Y ALI=1×10³Bq

摂取後の時間 (d)	肺中放射能		1日当たりの尿中排泄量		1日当たりの糞中排泄量	
	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)	予測放射能の摂取量に対する割合	DIL (Bq)
1	2.1×10 ⁻¹	2.7×10 ¹	1.7×10 ⁻⁵	2.1×10 ⁻³	5.1×10 ⁻²	6.3
2	1.8×10 ⁻¹	2.2×10 ¹	1.2×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻³	1.6×10 ⁻¹	2.0×10 ¹
3	1.6×10 ⁻¹	2.0×10 ¹	8.5×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻³	1.3×10 ⁻¹	1.6×10 ¹
4	1.5×10 ⁻¹	2.0×10 ¹	6.3×10 ⁻⁶	7.9×10 ⁻⁴	7.2×10 ⁻²	8.9
5	1.5×10 ⁻¹	1.9×10 ¹	4.9×10 ⁻⁶	6.2×10 ⁻⁴	3.6×10 ⁻²	4.5
6	1.5×10 ⁻¹	1.9×10 ¹	4.0×10 ⁻⁶	5.1×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻²	2.1
7	1.5×10 ⁻¹	1.9×10 ¹	3.4×10 ⁻⁶	4.3×10 ⁻⁴	8.0×10 ⁻³	2.4

付属書：残留関数および排泄関数

1. 説 明

本付属書では、摂取量を、モニタリングの目的で測定する量すなわち身体の含有量、臓器の含有量および排泄率に結びつける関係の数式化を論ずる。実際には、身体の含有量あるいは臓器の含有量あるいは排泄率を測定して摂取量を決定するために、この残留関数と排泄関数を用いる。これらの関数は一連の微分方程式、あるいは、たたみ込み積分をもとにしてつくられている。

1.1 用 語

以下、下付き添字B（生物学的を表す）は安定元素の残留*1を表す。崩壊

表A1 測定量および関連する基本関数(t = 摂取後の時間)

	全身放射能	臓器または組織 (o)放射能	放射能	
			1日当たりの 尿中排泄量	1日当たりの 糞中排泄量
測定結果	$R_{wb}(t)$	$R_o(t)$	$E_u(t)$	$E_f(t)$
	放射能 Bq		1日当たりの放射能 Bq d ⁻¹	
急性摂取に対 する基本関数	$r_{wb}^i(t)$ 単位量摂取当たりの放射能 Bq/Bq摂取	$r_o^i(t)$	$e_u^i(t)$ *2 単位量摂取当たり1日当たりの放射能 Bq d ⁻¹ /Bq摂取	$e_f^i(t)$ *2

*1 訳注：Bは残留の他に排泄にも適用される。

*2 訳注：原文にはドットがついていないが、1日当たりの量であることと表A2の $e_u^i(t)$ などの表し方と合わせドットをつけた。

表A2 媒介関数⁽¹⁾

2.1 取り込み率	
	取り込み率
急性摂取	$\dot{a}^i(t)$ 単位量摂取当たり1日当たりの放射能 Bq d ⁻¹ /Bq摂取
2.2 残留関数	
	組織系身体残留 臓器あるいは組織(o)の残留
急性取り込み	$r_s^a(t)$ $r_o^a(t)$ 単位量取り込み当たりの放射能 Bq/Bq 取り込み
急性摂取	$r_s^i(t)$ (2) 単位量摂取当たりの放射能 Bq/Bq 摂取
2.3 排泄率	
	組織系排泄率 尿中排泄率 組織系糞中排泄率 直接糞中排泄率 糞中排泄率
急性取り込み	$\dot{e}_s^a(t)$ $\dot{e}_u^a(t)$ $\dot{e}_{st}^a(t)$ (3) $\dot{e}_f^a(t)$ 単位量取り込み当たり1日当たりの放射能 Bq d ⁻¹ /Bq 取り込み
急性摂取	$\dot{e}_s^i(t)$ $\dot{e}_u^i(t)$ $\dot{e}_{st}^i(t)$ $\dot{e}_{dr}^i(t)$ $\dot{e}_f^i(t)$ 単位量摂取当たり1日当たりの放射能 Bq d ⁻¹ /Bq 摂取

(1)表A2で、時間 t は取り込みあるいは摂取後の経過時間のうち該当する方を表す。

(2)表A1参照。

(3)適用できない。

定数 λ_R を用いて、放射性崩壊についての補正をしなければならない。下付き添字 i は摂取を表し、下付き添字 a は取り込みを表す。記号、量および単位は主文のはじめの表に与えられている。

表A1の関数は時刻 $t=0$ における1回摂取後の残留関数あるいは排泄関数である。それらは、測定結果から摂取量を計算するため、あるいは既知量

の摂取後に測定されるであろう放射能を予測するために用いられる。たとえば、ほとんど瞬間的に摂取量 I を摂取した後の 1 日当たりの尿中排泄量は、

$$E_u(t) = e_u^i(t) * I$$

である。同様な関係が表 A 1 の他の量に対してもあてはまる。表 A 2 に与えられている媒介関数は表 A 1 に与えられている基本関数を決定するために用いられる。

1.2 残 留 量

全身に残留している物質の量には、体液に取り込まれて残留している量、および、呼吸器系と胃腸管に残留している量が含まれる。すなわち、

$$r_{wb}^a(t) = r_s^a(t) + r_{lung}^a(t) + r_{GIT}^a(t)$$

である。

1 回の取り込み後のある放射性核種の組織系身体残留を記述する関数は、

$$r_s^a(t) = r_{b,s}^a(t) \exp(-\lambda_R t)$$

である。ここで、 λ_R は放射性崩壊定数である。

生物学的残留関数 $r_{b,s}^a(t)$ は、一般に次に示す式のうちの一つにより表現される。

(i) 指数関数の和：

$$\sum_{i=1}^n k_i \exp(-\lambda_i t)$$

ただし、

$$\sum_{i=1}^n k_i = 1$$

である。

定数 λ_i は半減期 $T_{i1} (= 0.693/\lambda_i)$ に対応している。残留関数には、通常、初期

*2 p. 353 脚注 *2 に同じ。

の急速な排泄と関連のある短半減期の項と、時間的に長引くゆっくりした排泄に対応する長半減期の項が含まれる。

(ii) べき関数：

$$e^b(t+\varepsilon)^{-b}$$

ここで、 ε は定数であり、 b は 1 より小さい正の数である。

(iii) 上述の二つの型の式を組み合わせたもので、たとえばアルカリ土類にあてはまる。

残留と組織系排泄は次式によって関係づけられる。

$$r_{B,s}^a(t) = -\dot{e}_{B,s}^a(t)$$

である。ここで、 $\dot{e}_{B,s}^a(t)$ は 1 回の急性な取り込み後の時刻 t における生物学的排泄率である。残留 $r_{B,s}^a(t)$ から排泄 $\dot{e}_{B,s}^a(t)$ を決定することが可能であり、あるいは逆に、もし排泄がわかっているならば、残留を見出すことが可能である。

1.3 排泄量

排泄率は通常 1 日の間に排泄される量の測定によって推定される。

組織系排泄率には、尿、糞、汗などいくつかの成分がある。多くの場合、単位量摂取に対して規格化された尿中排泄率および組織系糞中排泄率は、次の簡単な関係式によって組織系総排泄率と結びついている。

$$\dot{e}_u^i(t) = f_u \cdot \dot{e}_s^i(t)$$

$$\dot{e}_f^i(t) = f_f \cdot \dot{e}_s^i(t)$$

ここで、

f_u = 組織系起源の排泄率のうち尿中に移行する割合

(t には依存しないと仮定)

f_f = 組織系起源の排泄率のうち糞中に移行する割合

(t には依存しないと仮定)

糞中排泄率は、組織系糞中排泄率と直接糞中排泄率の和である。

$$\dot{e}_t^i(t) = \dot{e}_{sr}^i(t) + \dot{e}_{dr}^i(t)$$

一回取り込み後の組織系排泄率を記述する関数は、

$$\dot{e}_s^a(t) = \dot{e}_{R,s}^a(t) \cdot \exp(-\lambda_R t)$$

である。

ここで、 λ_R は放射性崩壊定数である。

2. 代謝過程の数学的記述

この節では、代謝過程の数式による記述を論ずる。2種類の式が使えるであろう。

すなわち、

微分方程式

た積み込み積分

である。

2.1 一連の微分方程式

この報告書では、代謝過程の動態は、通常、移行係数が一定のコンパートメントモデルによって表されている。それゆえ、コンパートメントの残留を記述する時間の関数は、係数が一定の一連の一次の線形微分方程式を解くことによって求めることができる。コンパートメントの数と同じ数の方程式が存在する。各瞬間において、あるコンパートメントから他のコンパートメントへ移行する速度と、最後に体外へ排出される速度は、放射性崩壊と同様にその残留量に比例する。移入速度には、他のコンパートメントからの移入量と最後に体外からの移入量が含まれる。急性の取り込みあるいは急性の摂取に対する一般的な微分方程式は、

(358)

$$\frac{dr_x^{a/i}(t)}{dt} = \sum_{x' \neq x} \lambda_{x-x'} r_{x'}^{a/i}(t) - \sum_{x' \neq x} \lambda_{x'-x} r_x^{a/i}(t) - \sum_e \lambda_{e-x} r_x^{a/i}(t) - \lambda_R r_x^{a/i}(t)$$

である。

ただし、 $r_x^{a/i}(t)$: コンパートメント x についての残留関数、

$a/i = a$ (取り込み) または i (摂取)、

t = 取り込みまたは摂取後の時間

$\lambda_{x-x'}$: コンパートメント x' からコンパートメント x への移行定数

$\lambda_{x'-x}$: コンパートメント x からコンパートメント x' への移行定数

λ_{e-x} : 排泄がコンパートメント x から起こるとき、これは排泄経路 e に対する体外への移行定数である。

λ_R : 放射性崩壊定数。

初期条件 ($t=0$) :

急性取り込み : $r_x^a(0)$ は、取り込みが生じるコンパートメントについては、取り込み量のうち該当する割合であり、他のすべてのコンパートメントについては、 $r_x^a(0) = 0$ 。

急性摂取 : $r_x^i(0)$ は、摂取が生じるコンパートメントについては、摂取量のうち該当する割合であり、他のすべてのコンパートメントについては $r_x^i(0) = 0$ 。

全身と臓器内の残留を記述する関数は、該当するいくつかのコンパートメントの残留関数 $r_x^{a/i}(t)$ を合計することにより決定される。経路 e を通しての排泄率は $\sum_x \lambda_{e-x} r_x^{a/i}(t)$ である。すなわち、経路 e を通しての体外への排出率をすべて加算したものである。取り込み率 $d(t)$ は、該当するいくつかのコンパートメントから細胞外液 (ECF) 内に入る速度を合計することにより決定できる。

2.2 たたみ込み積分

汚染のうち組織系の成分に関連した量について考察する。ある急性摂取があった後のこれらの量の時間的変化を記述する関数を決めるには、たたみ込み法が便利である。ただし、取り込み後のこれらの量の時間的変化と取り込み速度の両方がわかっている場合に限る。次式中、 t は摂取後の時間である。

組織系身体残留：

$$r_s^i(t) = \int_0^t \dot{a}^i(\tau) \cdot r_s^a(t-\tau) d\tau$$

組織系汚染後の臓器あるいは組織 (o) の残留：

$$r_o^i(t) = \int_0^t \dot{a}^i(\tau) \cdot r_o^a(t-\tau) d\tau$$

組織系排泄率：

$$\dot{e}_s^i(t) = \int_0^t \dot{a}^i(\tau) \cdot \dot{e}_s^a(t-\tau) d\tau$$

$$\dot{e}_u^i(t) = \int_0^t \dot{a}^i(\tau) \cdot \dot{e}_u^a(t-\tau) d\tau$$

$$\dot{e}_{st}^i(t) = \int_0^t \dot{a}^i(\tau) \cdot \dot{e}_{st}^a(t-\tau) d\tau$$

3. 誘導参考レベルの計算

上に述べた一連の方程式は、解析的に解かれ (Piechowski と Menoux, 1984), ある特定の摂取後の所定の時刻における身体含有量, 臓器含有量および排泄率の数値が得られる (Piechowski と Menoux, 1985)。計算は、微分方程式の解, たたみ込み積分の解, またはこれら両方の数式の混合した式の解を用いることによってなしとげることができる。一連の微分方程式は、数値計算的にも解析的にも解くことができる。この目的の標準的な手法が一般に使われている。この報告書では、身体への侵入経路である呼吸道および胃腸

作業者による放射性核種の摂取に関する
個人モニタリング：立案と解釈

定価 4,120円 (本体 4,000円・税120円)

1991年8月30日 初版第1刷発行

編集・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)3 9 4 6-7 1 1 0
振 替 東 京 8-1 4 3 3 4 5

発 売 所 丸 善 株 式 会 社

制作 丸善プラネット(株)