

本資料は 年 月 日付で登録区分、
変更する。
2011.6.20

〔技術情報室〕

TRU廃棄物処分に関する知見と今後の方策

1988年3月

動力炉・核燃料開発事業団
東海事業所

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2001

に配
こ

配 布 限 定

PNG-SN8410 88-021

1 9 8 8 年 3 月



TRU廃棄物処分に関する知見と今後の方策

実施責任者 佐々木憲明*

報告書 塚根 健一,* 富永 節夫**

出光 一哉,* 大井 貴夫*

要 旨

本報告書は、TRU廃棄物について現在までに得られている知見を整理し、今後のTRU廃棄物処分技術開発に反映させることを目的としたものである。

TRU廃棄物処分の考え方については、我国において参考になると考えられるスイスのNAGRAレポートの重要な部分を書き出し、また処分システムについては、委託研究の主要な部分を書き出しましたのである。

TRU廃棄物については、放射能濃度範囲が広いのでこれをいくつかのグループに区分し、それぞれの区分値に応じた処分方法を検討することが合理的であると考えられる。そこで動燃内の各施設より発生する廃棄物量を α 濃度により区分してみた。その結果、最大 α 濃度が $10^2 \sim 10^3$ nCi/g のアスファルト固化体の発生量が大きいことがわかった。これと「低レベル放射性廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について」(昭和61年12月)に示された浅地層処分できる α 濃度 30 nCi/g を考慮し、① < 30 nCi/g, ② $30 \sim 10^3$ nCi/g, ③ $> 10^3$ nCi/g に区分できると考えられる。また発生量の大きいアスファルト固化体について摂取毒性等、今までに得られている知見を整理した。最後にこれらの知見を踏まえ、今後の研究開発項目の検討を行った。

* 東海事業所、環境工学開発部廃棄物処分技術開発室

** 東海事業所、プルトニウム燃料部製造第一課

目 次

1. まえがき	1
2. 我国における放射性廃棄物の規制動向と区分管理の基本的考え方	2
3. TRU 廃棄物処分について	5
3.1 基本的考え方	5
3.2 安全解析の考え方	5
3.3 安全バリアシステム	6
3.3.1 概 要	6
3.3.2 安全バリアの構成要素	8
3.4 シナリオの選択	8
3.4.1 プロセスおよび事象の分類	12
3.4.2 検討すべきプロセスおよび事象	13
3.5 計算モデルの開発	13
4. TRU 廃棄物処分場の概念の検討	19
4.1 TRU 廃棄物の特徴	19
4.2 低レベル廃棄物処分施設との共存の可能性	19
4.3 高レベル廃棄物処分施設との共存の可能性	19
4.4 処分システムの主要機能	22
4.5 処分システム概念の検討	22
4.5.1 処分位置	22
4.5.2 施設形態	25
4.6 処分システムの概念案	29
5. 東海事業所における廃棄物の発生量	34
6. アスファルト固化体の核種インベントリーおよびバリアの核種遅延効果	37
6.1 アスファルト固化処理対象廃液の組成	37
6.2 アスファルト固化体の固化時の放射能量および核種量	40
6.3 アスファルト固化体の放射能量および摂取毒性指数の経時変化	42
6.4 天然ウラン鉱石との摂取毒性指数の比較	52
6.5 アスファルト固化体処分の性能評価（テストケース）	56
7. 今後の研究開発項目	67
7.1 国の計画	67

7.2 第2段階における事業団の目標	67
7.3 TRU廃棄物の役割りと今後の研究開発項目	68
8. 参考文献	69
付録 1	70
付録 2	76

1. まえがき

TRU 廃棄物* は、放射線レベルは低いものの、長半減期の α 核種を含むものであり、また固化体の性状も多様で発生量も高レベル廃棄物に対し多いという特徴を有している。

しかし、TRU 廃棄物の処分については、低レベル廃棄物、高レベル廃棄物のように明確になっていない、さらに TRU 廃棄物の処分技術開発についてあまり進んでいないのが現状である。

本報告書は、TRU 廃棄物について現在までに得られている知見を整理し、今後の TRU 廃棄物処分技術開発に反映させるためのものである。

* TRU 廃棄物 …… 東海事業所の各施設で発生している高レベル廃棄物及びウラン系廃棄物を除く、TRU 核種を含む廃棄物を TRU 廃棄物とした。

2. 我国における放射性廃棄物の規制動向と区分管理の 基本的考え方

放射性廃棄物処分に関する原子力委員会検討経緯を付録-1¹⁾に示した。

原子力委員会は、「放射性廃棄物処理処分方案について」(昭和59年8月中間報告、昭和60年10月最終報告)の中で低レベル放射性廃棄物を以下のように分類している(()内は本報告書で用いている用語)。

- 1) 低レベル放射性廃棄物(低レベル廃棄物)
- 2) TRU核種を含む放射性廃棄物(TRU廃棄物)
- 3) ウラン等を含む放射性廃棄物(ウラン廃棄物)

TRU廃棄物については、概念は記載されているが、具体的な処分方法及び区分値の設定等については述べられていない。

低レベル廃棄物については、低レベル廃棄物をさらに極低レベル廃棄物とに区分する「特別区分値」の概念および放射性廃棄物として扱う必要のないものを区分する「一般区分値」の概念を設ける必要があると述べられている。

昭和61年12月には、「低レベル放射性廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について」(中間報告)が出され、浅地中処分可能な低レベル放射性固体廃棄物の放射能上限値が定められた。これは、原子力発電所から発生する低レベル廃棄物の受入れ基準としての濃度上限値である。

諸外国の濃度上限値に関する規制の状況および濃度上限値の導出に係わるシナリオを付録-2²⁾に参考として示した。

また処分方法については、昭和60年10月「低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基本的考え方」の中で「拡散型」、「管理型」、「隔離型」および「再利用型」が掲げられている。

ただし、「再利用型」については極低レベル廃棄物が対象である。

TRU廃棄物については、長半減期核性をかなりの量含んでいるため、「管理型」といった安全確保の方法は採用できないと考える。また「拡散型」についてもPA上の問題等があり受け入れられないと考える。

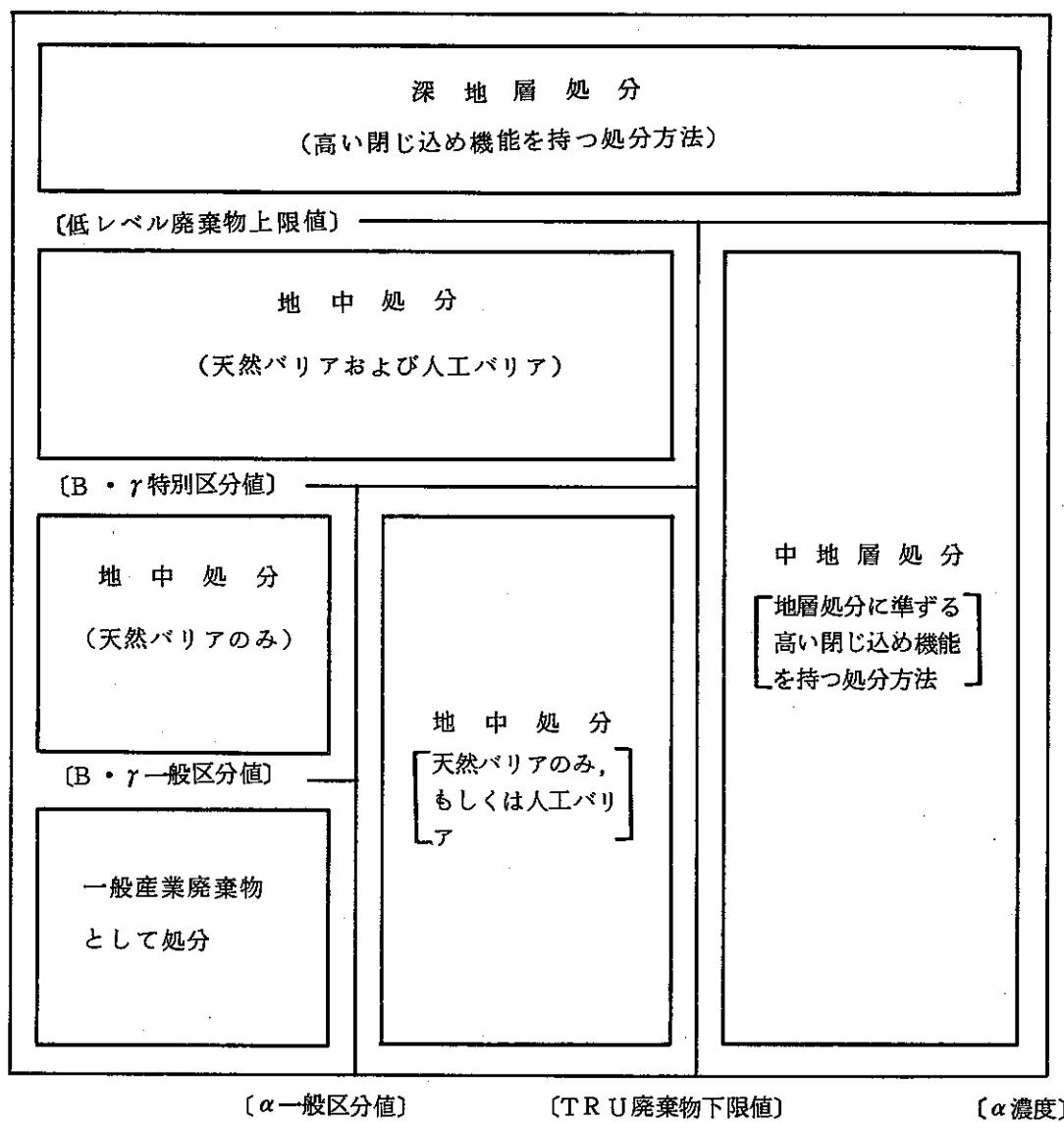
したがってTRU廃棄物については、物理的に生活環境から十分離れた安定なところに安全に隔離する方法(「隔離型」)を採用すべきであると考える。

以上述べてきたように放射性廃棄物の処分方法を検討する場合、放射性廃棄物の放射能濃度によってこれをいくつかのグループに区分し、それぞれの区分値に応じた処分方法を検討することが合理的である。

放射能レベル区分と処分方法について、その一例を図2-1に示した。

なお、ウラン廃棄物は長半減期のアルファ廃棄物という意味では TRU 廃棄物と同様の区分値の考え方を採用する必要があるが、ウランが天然にもバックグラウンドとして豊富に存在すること、および比放射能が小さいこと等から、その区分値の設定は、TRU 廃棄物に比べて緩やかなものとすべきと考える。

〔B・γ濃度〕



〔ウラン廃棄物の区分値と処分方法〕

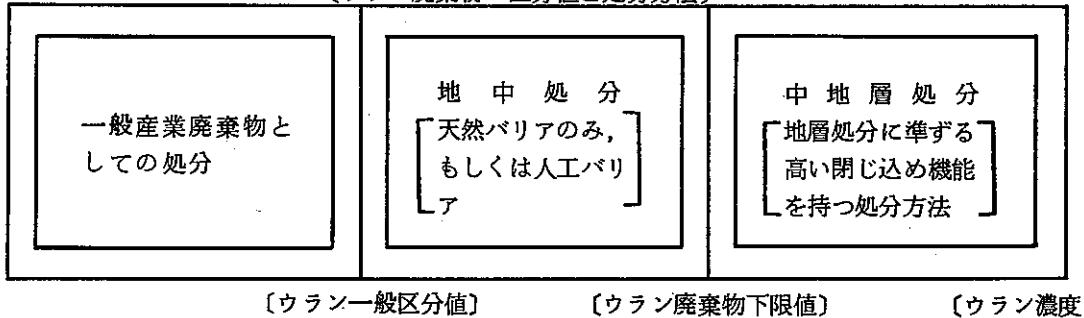


図 2-1 最終処分法による廃棄物の分類³⁾

3. TRU廃棄物処分について

TRU廃棄物処分については、スイスの研究開発が進んでおり、我国のTRU廃棄物処分においても参考になると考へる。

本章は、スイスのNAGRAレポートNGB 85-07⁴⁾, NGB 85-08⁵⁾の重要な部分を書き出したものである。

3.1 基本的考え方

TRU廃棄物は長半減期核種を有意な量含んでいるため低レベル廃棄物処分のように管理期間(300年)を設定しても減衰が期待できない。

したがってTRU廃棄物処分する際には、さまざまな封じ込め措置によって放射性物質の処分場からの漏洩を制限するにしなければならない。一般に有毒な廃棄物の処分にあたって基本的に重要な意味を持つのは、生物圏への廃棄物の放出量を被害のない量に制限すること(いかなる時点でも放出された濃度が危険のないものであるようにすること)にある。

放射性廃棄物はさらに、処分を行った時点からの放出を遅らせる必要がある。

放射性廃棄物の毒性は、核種の崩壊とともに減少するため、漏洩までの時期が遅くなれば放射性物質の漏洩量自体も少なくなる。

TRU廃棄物を安全に処分するために安全バリアが考えられるが、このバリアは次の2つの役割りを果たす。

—— 処分場からの放射性物質の漏洩を効果的に制限する(漏洩バリア)

—— 生物圏への放射性物質の侵入時間を効果的に遅らせる(時間バリア)

TRU廃棄物を生物圏へ移送する可能性の高い媒体は水であり、このため安全バリアは処分場を流れる地下水の流量を制限し、TRU廃棄物から水への放射性物質の移行を制限し、放射性物質が処分場から地表まで移送されるのを遅らせるという観点で選択しなければならない。安全バリアには、人工的に建設した封じ込め措置(人工バリア)と処分場において存在する自然の地質学的なバリア(天然バリア)の組み合わせが考えられる。

3.2 安全解析の考え方

処分場の安全性を評価するためには、リスクを定量化しなければならない。安全解析の目的は、処分場からの放射性核種の放出によって引き起こされる人間への被曝を、システム全ての構成要素を考慮に入れた上で、将来の特定の時点において定量化し、安全であることを確認することである。

安全解析は、処分場開発の種々な段階で利用される。設計段階から相互反復的な作業により、安全解析の改善が行われ、許認可のためには保守的な解析が必要とされる。その後の段階では最適化のための詳細な安全解析が行われなければならない。

安全解析方法については、個々のシステムの構成要素とその相互作用に関し、解析的な方式で調査し、定量的にモデル化する必要がある。

そのためには2つの段階が必要となる。第1段階は、処分場全体の完全かつ詳細な説明であり、第2段階は、シナリオ解析に関するもので、処分場から人間に至る放射性核種の移行を引き起こすか、またこれに影響を与える可能性のある全ての事象およびプロセスを理解する作業である。

安全解析概念図を図3-1に示した。

3.3 安全バリアシステム

3.3.1 概 要

有害な物質を処分する際には、2つの方法が考えられる。

第1に“濃縮し閉じ込める方式”により、廃棄物を濃縮して生物圏から隔離することができる。第2に“希釈して分散する方式”により、大気あるいは水中に希釈し、分散させることにより、人間の生活圏に達する有毒物質の濃度を小さくすることができる。

放射性廃棄物は基本的には“濃縮して閉じ込める方式”に従って生物圏から隔離しなければならない。

“濃縮”的最初のステップは、廃棄物の処理によって行われ廃棄物が閉じ込められた形で管理下に置けるようにする。

閉じ込め措置および保持メカニズムが、第2の“閉じ込め”的ステップとなる。

これはある一定期間生物圏から完全に隔離し、その後の生物圏への放射性核種の放出を、ごくわずかな量に制限するものである。

生物圏では（特に地下水と地表水において）放出されたわずかな濃度の放射性核種が希釈および分散によってさらに濃度が低くなる。ただし、土壌内の吸着によってある程度の濃縮が行われる可能性がある。

放出の開始あるいは放出された放射性核種の生物圏への侵入を遅らせるには、放射性崩壊によって時間とともに廃棄物の放射線学的な毒性が減少するために、重要な意味を持つものである。

処分場から生物圏への移行時間が長ければ、放射性物質は生物圏に達する前に相当部分が崩壊し、これが処分の安全性の閉じ込め措置に貢献することになる。

安全バリアは“濃縮し閉じ込める方式”的要件を満たすように選ばなければならない。

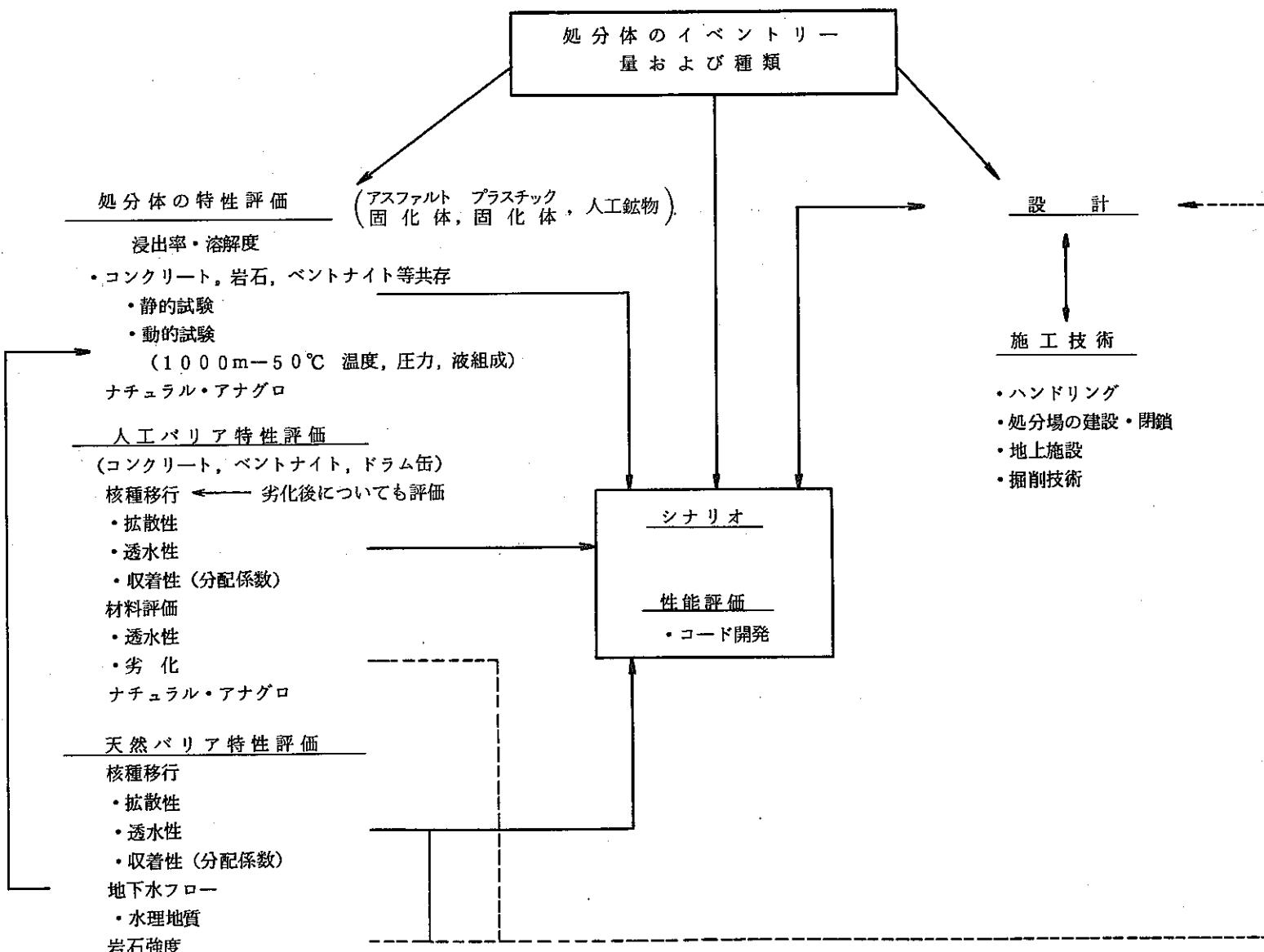


図3-1 安全解析概念図

3.3.2 安全バリアの構成要素

定量的な安全解析を行うためには、安全バリア・システムを個々の構成要素に分割して詳細に検討する必要がある。

構成要素を以下に示す。

人工的な要素

- 廃棄物自体
- 廃棄物マトリックス
- 廃棄物容器
- 処分コンテナ充填材
- 処分コンテナ壁
- 処分場充填材
- 処分場ライニング
- 処分坑道の密封および充填

処分場の建設による岩石圏の変化

- 処分場および坑道の周囲の岩石内の緩みゾーン

自然の要素

- 岩石圏
- 生物圏

表3-1には、上のシステム的な観点から放出連鎖の要素の機能面をまとめた。

バリアシステムの概念図を図3-2に示した。

3.4 シナリオの選択

シナリオ・リストの最初の作成段階では、処分場からの放射性核種の放出あるいは移行に及ぼす可能性のある全ての可能なプロセスおよび出来事がまとめられる。

これらのプロセスおよび事象は、自然的な原因によるもの、処分場によってもたらされたもの、人間の文明に基づくものなどのさまざまな原因に分けることができる。

次の段階では、これらのプロセスおよび事象を、解析方法に応じて分類する必要がある。

その際に時間が非常に長いため、起り得るあるいは予想される現象（気候の変動など）と非常に発生確率の少ない事象（大型の隕石による衝撃など）を区別する必要がある。

この分類および手順を図3-3に示す。

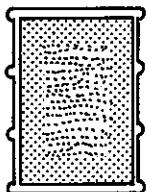
ここでは発生確率が高い可能性がある通常の地下水基本ケースと、発生確率の低い事象の2つのカテゴリーに分けられている。発生確率の低い事象はさらに、パラメータの変動によって基本ケースの一連のモデルで取扱うことができるものと、付随的なモデルが必要なものに分けられる。このため例えば気候の変動が水力学的なポテンシャルと流動経路を変動させたとして

表 3-1 バリアシステムの構成要素の機能⁴⁾

パリアシステムの構成要素	運転段階	長期的な安全性
人 工 バ リ ア	廃棄物自体	放出の制限 (特に溶解度の限度)
	廃棄物マトリックス (セメント, ビチュー メン, プラスチック)	固化, 遮蔽, 取扱い及び輸送 の容易さ
	廃棄物容器 (例えば鋼鉄容器)	廃棄物マトリックスの機械的 な保護, 汚染の減少
	処分コンテナ充填材	充填されたコンテナ(モノリ ス)によって処分場への輸送 と, 廃棄物の遠隔
	処分コンテナのコン クリート壁	操作が容易となる。
	処分場の充填材	放射線の遮蔽。
	処分場のコンクリー トライニング	操業上の安全性, 岩石の落下 と処分場の崩壊を防ぐ。
自 然	連絡坑道の密閉お よび充填	処分場へのアクセスと緩みゾ ーンによる放射性核種の放出 の防止あるいは遅延
	緩みゾーン	処分場と生物圏の水の流動時 間に好ましくない影響を及ぼ す可能性(短縮される)
	岩石圏	岩石力学的な特性が優れてい る場合には操業安全性が高ま る。
生物圏		岩石圏から放出される核種の 希釈及び分散

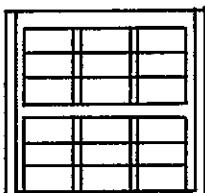
TRU廃棄物の安全バリア・システム

固化マトリックス
(セメント, ビチ
ューメン, プラス
チック)



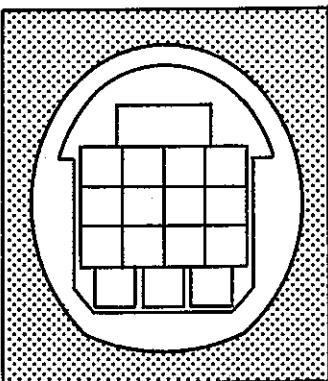
- 放出の制限

コンテナおよび
充填物 (コンク
リート/液体セ
メント)



- 水の浸入の制限
- 放出の制限 (拡散)

処分場洞窟の充填
(コンクリート/
特別コンクリート)



- 水の浸入の制限
- 放出の開始の遅れ
(拡散/通過時間)
- 放出の制限 (拡散)
- 好ましい化学条件 (PH) の維持

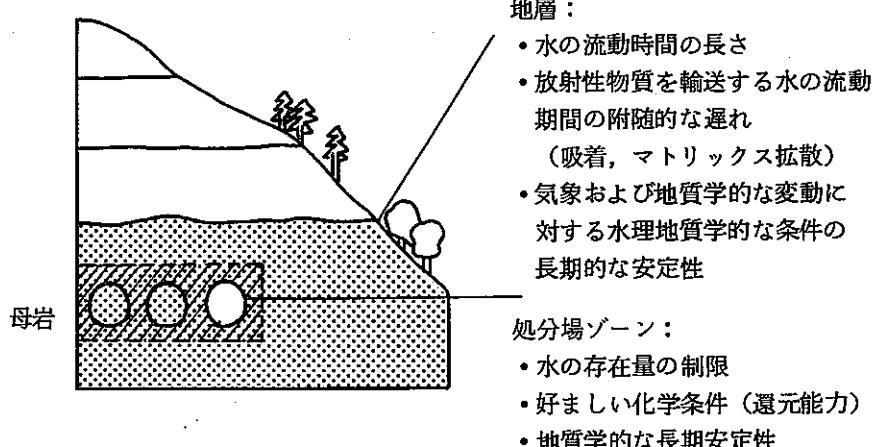
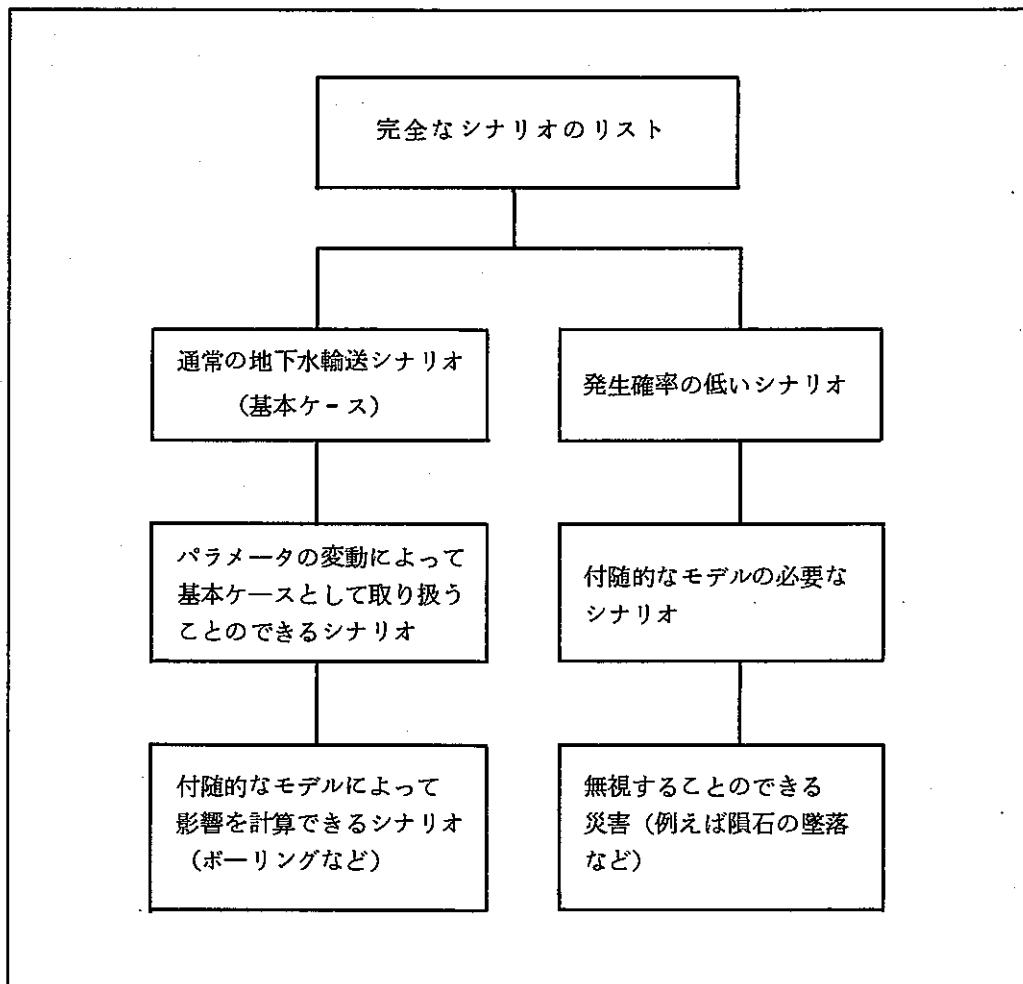


図 3-2 TRU廃棄物処分場における
安全バリア・システムの概観⁴⁾

図3-3 起こり得る放出シナリオの分類⁵⁾

も、パラメータはある程度変動するものの、基本ケースのモデル網でこれを取扱うことができる。付隨的なモデルが必要となるシナリオに関しても、いくつかの破滅的な事象は、その発生確率が極端に少ないことが証明されるか、その直接的な影響が処分場自体の条件とはあまり関わりがない場合には、詳細な解析を行わないで済ますことができる。

個々のシナリオの位置付けを最終的に判断するためには、発生確率ばかりでなくその影響を考慮に入れる必要がある。

処分場はかなり複雑なシステムになることが予想され、長い時間の範囲にわたって特定の出来事に発生確率を割り当てることは困難である。このため安全解析では、多数のシナリオに非現実的なほど高い確率が割り当てられる可能性が大きい。さらに、こうした高い確率が割り当てられた後も、その影響がまだ許容できる低いレベルにとどまっていることが求められる。

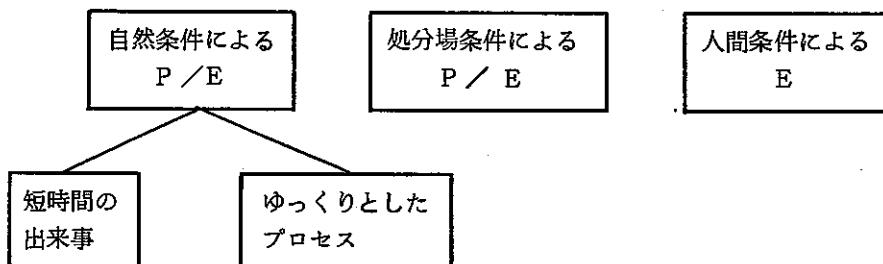
図3-4に様々な発生確率とともに放出シナリオの取扱い方を示した。

影 韵	発 生 確 率	
	大 (現実的に確実)	小 (現実的に不可能)
大	処分場コンセプト及び設計 によって回避される。	定量的に調査する
小	帰結解析によって調査する (基本シナリオ)	定性的に議論する

図 3-4 放出シナリオの取り扱い⁵⁾

3.4.1 プロセス及び事象の分類

全体のプロセスの初期条件を変動させ、放出に影響を及ぼす可能性のあるプロセス及び出来事は、発生原因に基づいて3つの大きなカテゴリーに分類できる(図3-5)。

図3-5 起こり得る放出に関して検討されるプロセス及び出来事(P/E)のカテゴリ⁵⁾

自然のプロセス及び事象

自然のプロセス及び事象は、処分場の存在と関わりなく発生するものである。これに関しては迅速な事象と、ゆっくりと経過するプロセスを分けておく必要があると考える。迅速な出来事が処分場の挙動に及ぼす影響は、時間に関わりなく記述することができるが、ゆっくりとしたプロセスに関してはシステムの時間的な変化を考慮に入れる必要がある。しかし保守的な見方をするため、ゆっくりとしたプロセスの影響をシステムの最終状態に近似させて時間と無関係にするか、パラメータ値の段階的な適合によって、時間と無関係にすることができる。

自然のプロセス及び事象の判断は、地質学的な知識水準に応じて異なる。この判断を行うためにはプロセスの記述とその発生確率の確認ばかりではなく、将来の時点への外挿と、未知の地質学的な時間への外挿が必要となる。このため多くの自然のプロセス及び事象のためには、システムの挙動における動向と限界を評価することができる。

処分場条件によるプロセス

処分場条件によるプロセスは、処分場の存在と放射性廃棄物の処分によって引き起こされる

ものであり、科学的な基礎に基づいて記述できる。

人間の条件による事象

人間の条件による事象は、将来の人間の活動によって引起される可能性のある事象である。現在知られている人間の活動だけが、科学的な分析によって検討できる。

3.4.2 検討すべきプロセスおよび事象

シナリオ解析は、安全解析の重要な部分を占める。シナリオ解析では全体のシステムの欠陥を引き起こす可能性のある問題を確認し、評価する。完全なシナリオ解析のためには次のものが必要となる。

- 処分場の挙動に影響を及ぼす可能性のある全てのプロセス及び事象の確認
- このプロセス及び事象の影響下における全体のシステムの定量化した記述
- このプロセス及び事象の発生確率の評価

処分場の挙動は完全な封じ込めから放射性核種の完全な放出に至る無限のスペクトルを取り得るが、その中から解析のための有限なシナリオの組み合わせを選び出さなければならない。

処分場に関して安全バリアの欠陥をもたらす可能性のある事象及びプロセスのリストを表3-2に示す。

特定のプロセス及び事象は、特定の期間内に確実に発生する。例えば処分場区域には水が存在するのは確実である。これによって放射性核種は処分場から移行される可能性がある。また現在の生物圏の気象学的な変動は、特定のタイムスケール内で発生するのは確実である。他方、処分場地域の発生に関する現在の地質学的な知識に基づいて、マグマの貫入のようなプロセスは無視することができる。

現在受け入れられている理論と、処分場システム及びサイトに関する現在のデータに基づいて、定量的な取り扱いの必要なプロセスと事象は、定性的に取り扱えばすむ事象とは区別して検討しなければならない。

3.5 計算モデルの開発

処分場による放射線量が、いかなる場合にも特定の限界を上回らないという証明は、モデルを使って検討しなければ不可能である。時間の長さのため、計算結果を直接実験的な形で検証することはできない。放射性廃棄物の処分のための全ての重要な安全調査は、物理学的、化学的、及び地質学的なプロセスに関するモデルを利用しなければならない。

最も重要な作業は、検討するプロセスを十分な近似のもとに記述することのできる概念モデルの作成である。このモデルの確認、すなわち近似の精度の確認が重要となる。概念モデルから多くの場合、その他のモデルとともに日常的な形で容易に利用できる計算モデルが導き出される。計算モデルとは、定量的な予測が行えるよう、十分簡略化された形で現実のシステムを

表 3-2 プロセス及び事象の分類⁵⁾

1. ゆっくりとした自然のプロセス
 - 水による放射性核種の輸送
 - 気象の変動（例えば氷河期など）
 - 浸食（河川及び氷河の浸食）
 - 洪水、沈積
 - 隆起及び沈降
2. 自然の事象
 - 地震
 - 冠水
 - 扰乱ゾーンにおける運動
 - 断層及び亀裂の形成
 - 山津波、地崩れ断層
3. 廃棄物及び処分場の効果
 - 放射線の影響（放射線分解など）
 - 化学的なプロセス
(浸食、浸出、技術バリアの劣化、物質との相互作用など)
 - 気体の形成
 - 人工バリアに対する機械的な影響
 - 熱の効果
 - 微生物学的なプロセス
 - コロイド物質の効果
 - 緩みゾーン
4. 人間によって引き起こされた事象
 - トンネルの建設
(道路やその他の地下構造物の建造のため)
 - ポーリング
 - 水理地質学的な影響
 - 気象の変動（温度の上昇、乾燥気候など）

数学的に記述したシステムである。こうした計算モデルの検証は、現実に合わせて構成した概念モデルの特性の数学的な解が、正しく再現されることを確認する作業である。図3-6は、この作業を図示したものである。

モデルは現実的な理由と、分かりやすさという理由から部分システムに分けられる。実験と測定によって明らかにされた物理的なプロセスと、地質学的及び水理地質学的なプロセスの観察は、個々の部分システムのモデルにおいて記述することができ、時間的に外挿される。

最後に全体の処分システムの統一的なモデル化が必要となり、これによって個々の部分システムの相互作用や、全体のシステムに対する個々の部分システムの影響が考慮に入れられる。個々のバリアの相対的な重要度も、全体的な見地からでないと評価することができない。

処分場の安全解析の分野での重要な作業として、モデルの有効性の確認が挙げられる。その際にモデルの利用範囲と、モデル化の際の近似並びに利用したインプットデータの不確実性などによって発生する不確実性を示し、明瞭に記述する必要がある。表3-3は、必要なデータ入手し、最終的にモデルを作成するために予定されている実験及び調査の例を示した。また図3-7に核種移行評価に必要なデータとそれに影響を及ぼす因子を示した。

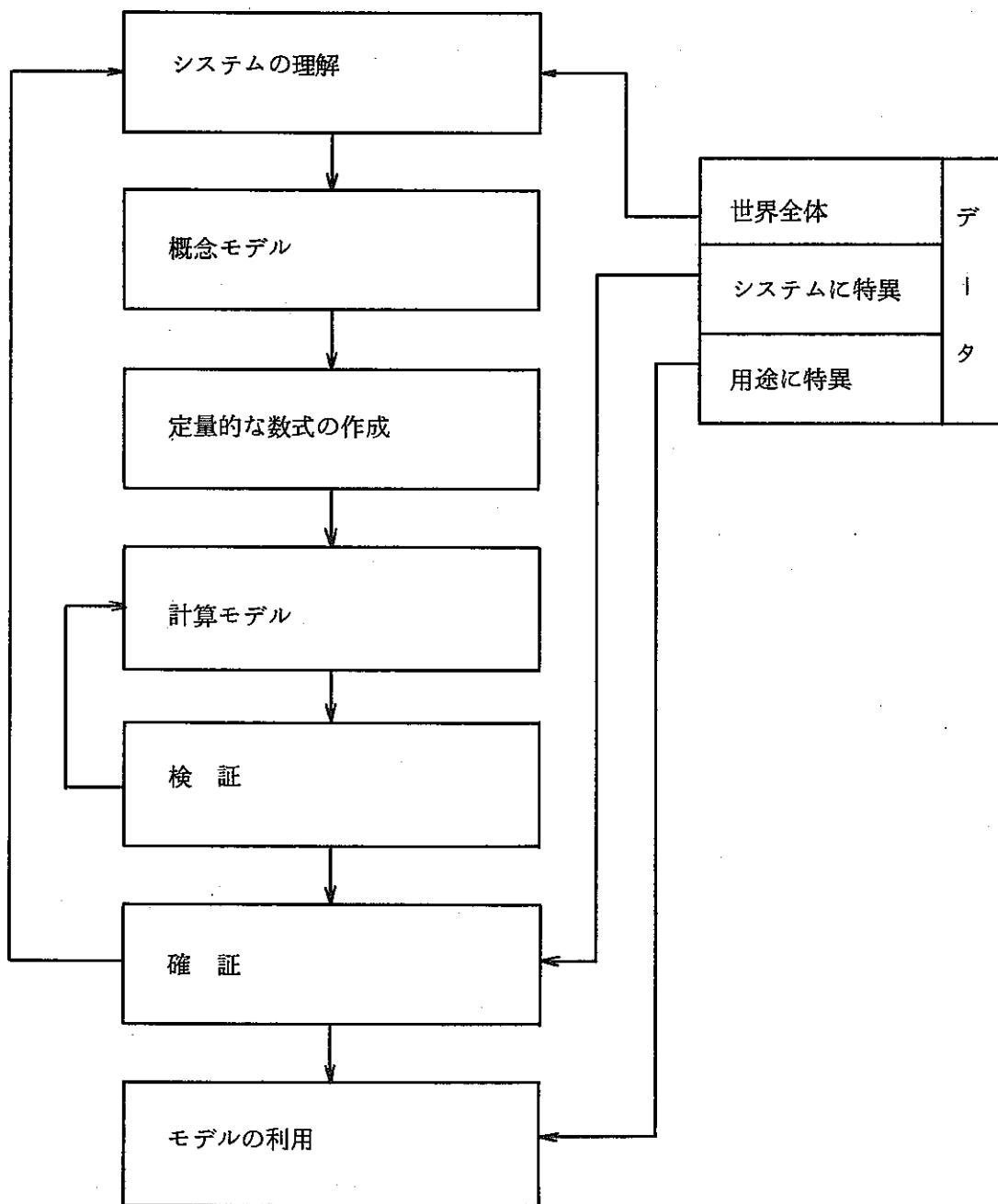
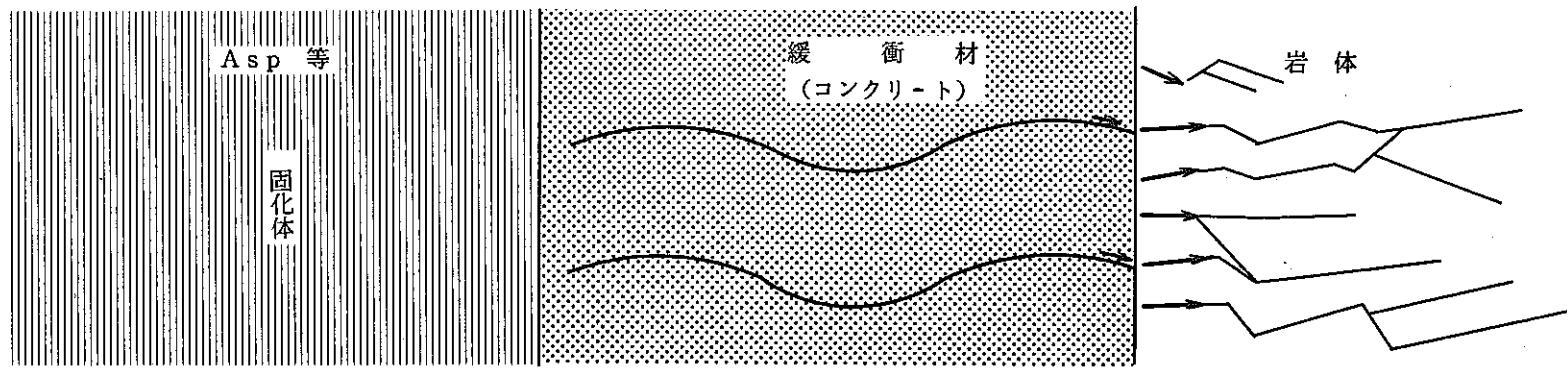


図3-6 モデル作成ステップ⁵⁾

表 3-3 モデルの検証⁵⁾

調査の枠組み 調査すべき自然のプロセス		実験、測定、観察の例
実験室調査	浸出 / 腐食 ニアフィールドにおける放 射性核種の輸送	—浸出実験 —放出測定、電気化学測定 —拡散及び吸着実験 —バリアシステムの要素の物理化学的な特性 の確認 —地質技術的な調査及び実験、例えば膨潤実 験、圧密実験、三軸実験
	地下水の流動（地下水及び ガスの源泉と年齢を含む）	—地下水及びガスの浸透率の測定 —化学分析（地下水及びガス） —同位体調査
	ファーフィールドにおける 放射性核種の輸送	—鉱物学的 / 岩石学的調査、ミクロ調査、レ ントゲン分析、粘土鉱物分析など —間隙率の測定 —吸着実験 —亀裂の入ったボーリングコアによる圧縮実 験
岩石研究及び 現場実験	熱の伝播 化学的な溶解度 ファーフィールドの放射性 核種の輸送 地下水の流動	—加熱エレメント —化学種、水化学 —緩み実験 —地質学的な調査、地質マップの作成、地球 物理学的なボーリングなど —水圧の測定 —浸透率の測定、換気テスト —トレーサテスト —ガスの測定
自然の類似物	ファーフィールドにおける 放射性核種の輸送 地下水の流動 腐食 核種の輸送	—移行テスト —ボーリング孔リング実験 —同位体の測定 —歴史的な調査 —環境の自然の放射能及び人工の放射能



DATA

- 基本特性
(間隙率, 圧縮強度等)
- 気体発生 壓力バランス
(金属腐食, 微生物プロセス等)
- 浸出率
- 溶解度
- 基本特性
物理的特性
(間隙率, 透水係数等)
- 化学的特性
(成分の溶解, 炭酸化等)
- 核種移動
分配係数
拡散係数
形状係数
溶解度
- 透水係数
• 水速度
• 分配係数

FACTOR

- 地下水組成
- 地下水組成
- 新しいコンクリート, 劣化した
コンクリート, 砂
- 地下水組成
- 岩石・表土

図3-7 核種移行評価に必要なデータとそれに影響を及ぼす因子

4. TRU廃棄物処分場の概念の検討

この章は「TRU廃棄物処分システムの設計研究」⁶⁾(清水建設委託研究)の主要な部分を書き出したものである。

4.1 TRU廃棄物の特徴

TRU廃棄物は次のような特徴を有している。

- ① 発生量は、高レベル廃棄物より多い。
- ② 発生形態は雑多であり、放射能レベルも幅広く発生する。
- ③ 取扱い上の線量はたいしたものはないが、摂取した場合の毒性は長期間（たとえば1000年以上）無視できない。
- ④ 高レベル廃棄物に比べて比較的短期間でウラン鉱の放射能と同等レベルになるがその後も人間環境から隔離しておく方が好ましい。
- ⑤ 低レベル廃棄物の300年管理（放射能が一般廃棄物と同レベルに減衰する）や高レベル廃棄物の30～50年貯蔵（発熱量が減衰して処分しやすくなる）のような貯蔵することのメリットはない。
- ⑥ 人工バリアに期待するメリットは、高レベル廃棄物処分に比較すると多くない。

4.2 低レベル廃棄物処分施設との共存の可能性

低レベル廃棄物処分施設サイトまたはその隣接地にTRU廃棄物を処分することができれば、サイト選定時の住民コンセンサスの問題は比較的スムーズであろうし、港湾等のインフラ施設に使用する施設費を節約できる等のメリットが考えられる。

さらに、放射能レベルにより、地下水の移動等による核種の拡散という安全性・信頼性が保障されれば可能性がある。

4.3 高レベル廃棄物処分施設との共存の可能性

TRU廃棄物中のTRU核種は長寿命であり、かりに1000年後に天然ウラン鉱の放射能と同レベルにまで減衰するとしても、1000年間の隔離は天然バリアに依存する方が設計しやすいので高レベル廃棄物処分場とTRU廃棄物処分場を共存させることは安全評価の面で有利である。また、港湾施設や連絡立坑等のインフラ施設の共同利用による建設コストの節約効果を期待できる。

TRU廃棄物をまず試験的に埋設処分してみると、TRU核種の天然バリア内における

る隔離性能を実証できる可能性もあるが、それが、高レベル廃棄物の処分技術の研究開発にとって効果的なメリットをもたらすかどうかについては疑問である。

具体的には次のような概念が考えられる。

- (1) 高レベル廃棄物処分施設の立坑を利用して中深層に立地する場合(図4-1)
- (2) 高レベル廃棄物処分施設と同一レベルに TRU 廃棄物処分用の区画を増設する場合(図4-2)
- (3) 高レベル廃棄物処分坑道に TRU 廃棄物を格納処分する場合(図4-3)
- (4) 高レベル廃棄物と同様の処分方法とする場合(図4-3)

上記のうち(1), (2)の概念については安全性の面からも経済性の面からも有利であるが、(3)の概念の場合は高レベル廃棄物特有の熱の影響を考慮して安全設計しなければならないのでそれ程有利とは考えにくい。(4)の概念は発熱性を有すハル等の処分には適すと考えられる。

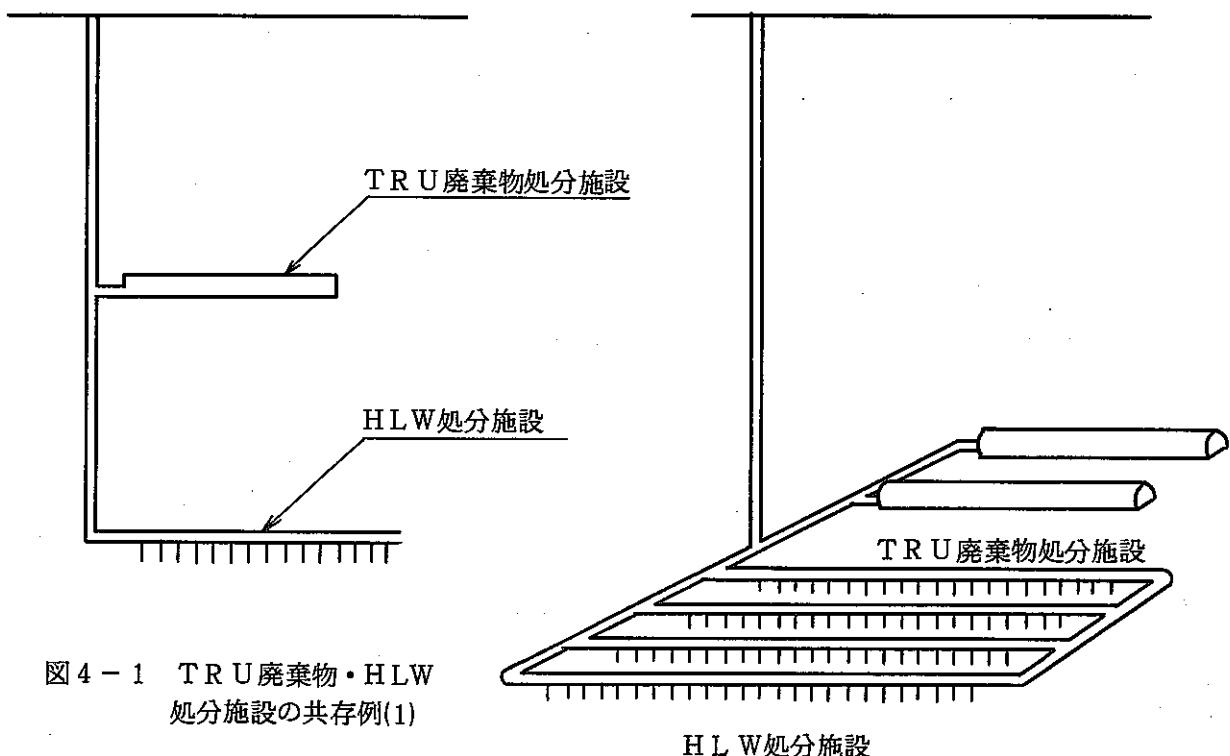


図4-2 TRU廃棄物・HLW
処分施設の共存例(2)

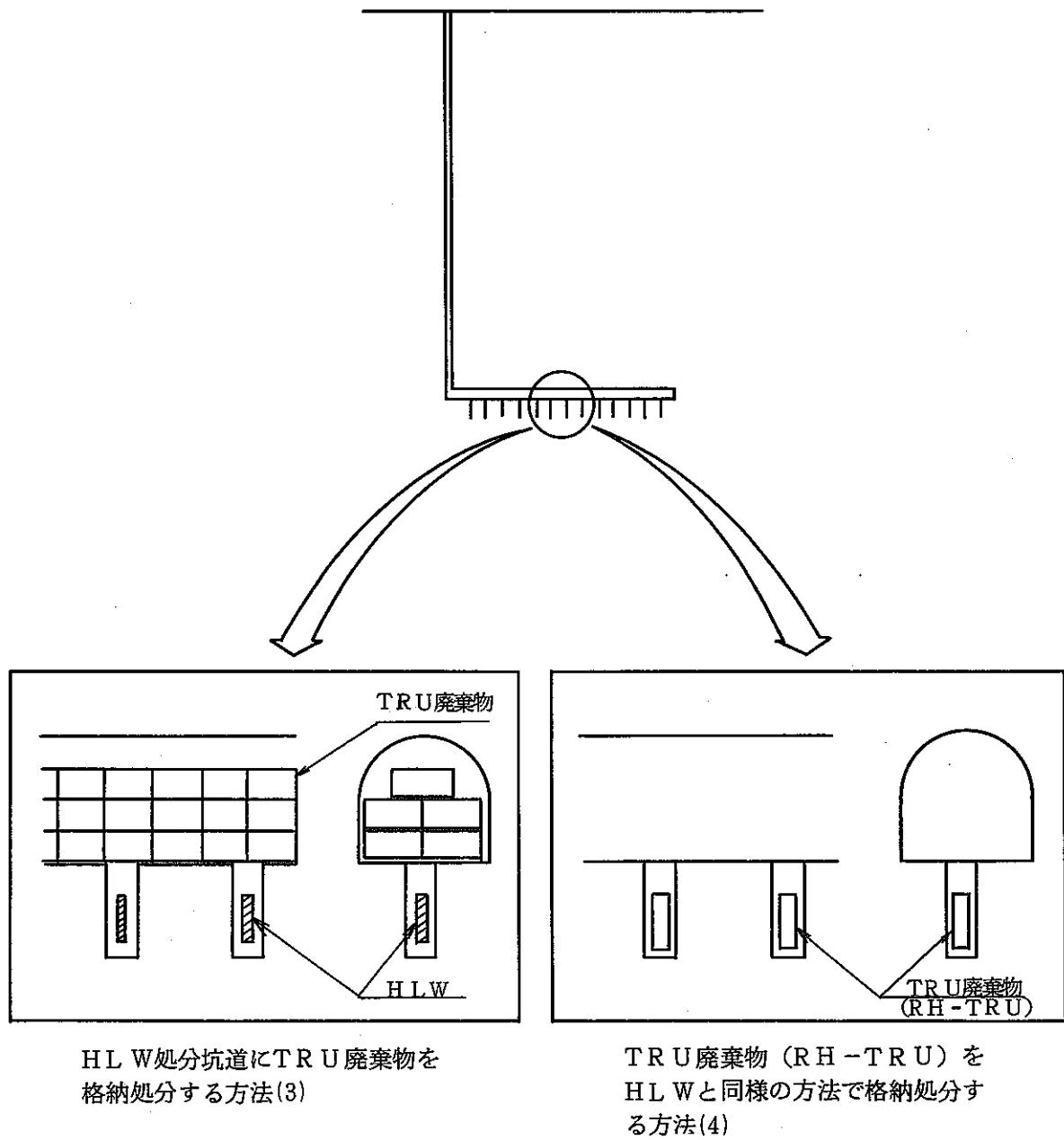


図4-3 TRU廃棄物・HLW処分施設の共存例(3)(4)

4.4 処分システムの主要機能

処分システムに必要とされる主要機能を抽出するにあたっては、処分システムの目標を満足するように選定する。

すなわち、処分システムは、TRU廃棄物を長期にわたって生活圏から隔離できることを保障しなければならない。したがって、具備すべき機能も数多く、色々な側面での安全性を保障しなければならないため、まず、安全に関する機能特性を選定する。次に、この機能特性を補完するものや、その条件を満足すればひじょうに望ましい機能特性を抽出する。そして、最後にその機能特性を満たしたほうが良いと考えられるものを抽出する。これらはその重要度によって3つにランク分けされる。

処分システムの主要機能を表4-1にまとめた。

4.5 処分システム概念の検討

処分システムの概念を検討するにあたり、処分位置、施設形態により検討を行った。

4.4で述べた主要機能ごとにそれぞれの案の特徴を示す。

これらの主要機能について検討した各案の特徴は、処分システムの概念設計を行う際の基礎情報となる。

4.5.1 処分位置

処分位置を表4-2、表4-3、および表4-4に示した。

(1) 陸地処分

① 地上建屋型：廃棄物を地上建屋に格納する方式である。この方式は、廃棄物を人工バリアを用いて封じこめるという特徴がある。したがって、安全性・信頼性は低くなるが、簡易性・利便性・開発容易性に優れるという特徴がある。この方式は、貯蔵には適しているが、処分には問題があるといえる。

② 浅地処分型：廃棄物を地中の浅い所に処分する方式である。この方式は、岩盤という天然バリアを併用した形をとっているのが特徴である。

LLWなどの処分方法として海外においてある程度の実績があるが、地下水の移動による核種の拡散という安全性・信頼性に関しては超長期寿命の核種について検討すべき問題が残っている。したがって、地下水の条件や放射能レベルにより、場合によっては可能であると言える。

③ 深地層処分型：地中深くの安定した岩盤内に、廃棄物を封じ込める方式である。この方式は、廃棄物の封じ込めを主として天然バリアに期待するということに特徴があるため、万一、核種が漏出しても、生物圏を汚染する危険性が小さいという利点がある。したがって、処分形態としては適していると

表 4-1 処分システムの主要機能

- ◎ ひじょうに重要
○ 比較的重要

機能特性	主要機能	重要度
Accessibility (近づきやすさ)	アクセスが容易である	○
Accountability (責務)	安全性を説得できる	○
Adaptability (適応性)	ハンドリング技術の変化に対して適応が大きい	
Artificiality (人工的な)	人工バリアよりも天然バリアに大きく依存すること	○
Consistency (恒常性)	長期にわたって壊れない	○
Cost (コスト)	建設運転コストが安い	○
Diagnosticability (診断性)	異常を監視できる	
Expandability (発展性)	建設の拡張に対して柔軟	
Flexibility (柔軟性)	同種類の多くのシステム(LLW, HLW)に対しても受入可能または共存可能である	○
Maintainability (保全性)	メンテナンスが容易である	
Memorability (忘れにくさ)	閉鎖後に処分場の存在が忘れ去らない	
Operability (実施可能性)	運転しやすい	
Packageability (まとまり, 梱包性)	処分スペースが有効に利用できる	
Performability (遂行性, 性能)	生物圏に移行する放射性核種の濃度が充分小さい	◎
Practicality (実用性)	受け入れ容量が十分である	○
Practicality (手に入れ易さ)	建設しやすい, 立地しやすい, 技術開発しやすい	○
Redundancy (冗長性)	換気, 排水システムが2重以上の手続きになっていること	
Reliability (信頼性)	多重のバリアで防護されている	◎
Repairability (修理性)	異常時に復旧できる	◎
Safety (安全)	作業員の被曝線量が充分小さい	○
Simplicity (単純性)	運搬, 通気, 排水の経路がシンプルである	
Stability (安定性)	地震に対して強い	○
Suitability (適合性)	地下水がない又は小さい又は動かない	
Survivability (残存性)	社会的インパクト(戦争, 暴動, テロ)に対して安全	◎
Versatility (多能性, 融通性)	パッケージの形態, 種類の変化に対して適応が大きい	
Vulnerability (脆弱性, ひよわさ)	火災, ガス爆発が生じにくい, 水びたしにならない	
Workability (作業性)	寒くない, 熱くない, ぬれない, 明るい	

いえる。深さを大きくとらずに50～300mにした場合には中深層処分になる。

- ④ 既存空洞利用型：既存の空洞、地下空洞の利用、あるいは一部利用をし、そこに処分する方式である。この方式は、空洞そのものがうまく利用できる場合は、ひじょうに経済的と言えるが、もともと空洞 자체が廃棄物を処分するためにつくられたものでないため、設計及び安全評価上の課題は増加する。したがって、安全性が十分確認できる場所が存在すれば処分可能であると言える。

(2) 海洋・水床処分

- ① 海洋底処分型：廃棄物を海洋底に投棄する方式である。処分方式はひじょうに簡易であり、LLWの処分方式として実例がある。安全評価をする上では不確実性を少なくできる。しかし、長期にわたって放射能が存在する場合には、希釈の可能性は大はあるものの、投棄量を管理する必要がある。
- ② 海底地中処分型：廃棄物を海底下に処分する方式である。この方式は、地中処分型と海洋底処分型の折衷案といえるもので、地層と海洋という二重の天然バリアで防護され、安全性・信頼性に優れているという特徴がある。海底の深さは海岸近くの浅い所から深海底まで考え得る。
- ③ 孤島処分型：大洋中の孤島もしくは無人島の地中内に廃棄物を処分する方式である。孤島において深地層処分する場合にはより安全性は増す。
- ④ 水床下処分型：水床下に廃棄物を処分する方式である。この方式は、生物圏からひじょうに離れた容易に近づきにくい所に処分するという特徴があるが、発熱性の廃棄物では水床中を自然沈降するが、発熱性でない廃棄物の場合、水床掘削をする必要がある。処分地の選定の際、南極大陸が考えられるが各国のコンセンサスを得ることに問題がある。

(3) 宇宙処分

- ① 宇宙空間処分型：宇宙空間に廃棄物パッケージを処分する方式である。この方式は、現時点ではコストがひじょうにかかるという問題がある。また、ロケット発射の成功確率に信頼性がない。
- ② 月面処分型：月面あるいは月の地中に廃棄物を処分する。この方式もコストがひじょうにかかるという問題がある。ロケット発射の成功確率に信頼性がない。
- ③ 太陽処理型：パッケージを搭載したロケットを太陽に向けて打ち上げ、太陽熱エネルギーで廃棄物を処分する方式で、コストがかかるという問題がある。ロケット発射の成功確率に信頼性がない。

- ③ ブラックホール処分型：パッケージを搭載したロケットをブラックホールに向けて打ち上げる。現実問題として、実現性に問題がある。また、ロケット発射の成功確率に信頼性がない。

4.5.2 施設形態

施設形態を表4-5、表4-6に示した。

- ① 建屋型：廃棄物を薄膜構造のドーム内やRC構造物内に格納する方式である。
この方式は、廃棄物を簡単に格納することに特徴がある。しかし、廃棄物を人工バリアのみで防護するという点で、安全性・信頼性に問題がある。したがって、廃棄物の一時貯蔵に適していると言える。
- ② コンクリートピット型：コンクリートピットに廃棄物を格納し、格納した後、盛土する方式である。この方式に関しては、建設やメンテナンスが比較的簡単であり、経済性に優れているという特徴がある。また、地下に格納するという点を考えると、人工バリアと天然バリアの2つで核種の漏出を防いでいると言える。しかし、天然バリアの厚さ（深さ）を大きくとることはしないので、地下水によって核種が生物圏へ移動する危険性については検討が必要である。
- ③ 半地下サイロ型：円筒型地下構造物に廃棄物を格納する方式であり、LNGの地下貯蔵タンクに実績がある。コンクリートピット型と同様な形態であるが、比較的深い位置に構築することが容易で、人工バリアについても多重バリアが工夫できるので、バリア性能は期待できる。構築は困難ではなく、経済性には優れている。
- ④ 深孔処分型：地上よりパッケージが格納できるくらいの径の深孔を掘り、そこに廃棄物を格納する方式である。この方式は、地中深くに処分することができるので、放射性核種の漏出の危険性は小さくなる。また、処分容量は比較的大きいが、地下深部での格納状況、不具合の監視が困難であり、人工バリアの信頼性は高くない。
- ⑤ トンネル内格納型：トンネル空洞内に廃棄物を格納し、充てん材によって充てんする方式である。この方式は、廃棄物を簡単にトンネル内に格納でき、核種漏出による生物圏への汚染の危険性は小さい。しかし、ハンドリングの際、放射線防護の対策について検討を要する。
- ⑥ トンネル床下格納型：トンネル床下に格納ピットを構築し、廃棄物を格納した後充てんする。そして廃棄物格納後はトンネル内の通行は可能とする方式である。この方式も、廃棄物を簡単にトンネル内に格納でき、核種漏れ

陸 地

表 4-2 TRU 廃棄物処分システム (処分位置)

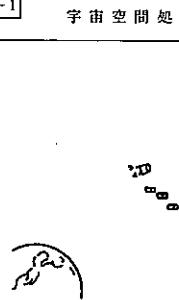
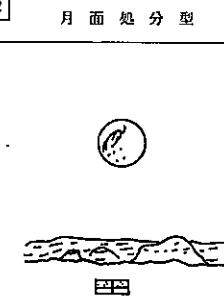
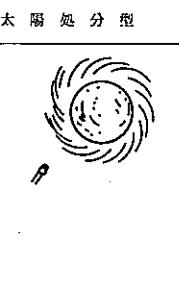
処 分 タ イ プ	L-1 地 上 建 屋 型	L-2 浅 地 処 分 型	L-3 深 地 层 処 分 型 (中深層地層処分も含む)	L-4 既 存 空 洞 利 用 型
概 念 図				
特 徴	地上の建屋に廃棄物を格納する。	地上の浅い所に廃棄物を格納する。	地中奥深くに廃棄物を格納する。	既存の空洞、地下空間を利用する。
Performability (遂行性、性能)	生物圈に移行する放射性核種の濃度が十分小さい。 <ul style="list-style-type: none">放射性核種の漏出を防ぐ能力は低い。	<ul style="list-style-type: none">放射性核種の漏出率は構造物及び人工バリアに左右される。	<ul style="list-style-type: none">天然バリアの性能は最も良い。	<ul style="list-style-type: none">既存空洞によって天然バリアの性能が劣化している危険性がある。
Reliability (信頼性)	多種のバリアで防護されている。 <ul style="list-style-type: none">人工バリアのみに依存するため長期間の後には放射性核種が漏出し生活圈を汚染する危険性が大きい。	<ul style="list-style-type: none">地下水の移動による汚染の危険性はある。	<ul style="list-style-type: none">地下水の移動による汚染の危険性は最も小さい。	<ul style="list-style-type: none">地下水の移動による生物圏の汚染の危険性がある。
Repairability (修理性)	異常時の復旧できる。 <ul style="list-style-type: none">異常時の復旧は原則的に可能。長期間の管理は必要。	<ul style="list-style-type: none">異常時の復旧は原則的に可能。ただし、運転中の排水設備トラブル、火災トラブルについては充分な配慮が必要。	<ul style="list-style-type: none">異常時の復旧は原則的に可能。ただし、運転中の排水設備トラブル、火災トラブルについては充分な配慮が必要。	<ul style="list-style-type: none">異常時の復旧は原則的に可能。
Survivability (残存性)	社会的インパクト(戦争、暴動、テロ)に対して安全である。 <ul style="list-style-type: none">社会的インパクト(戦争、暴動、テロなど)に対して弱い。	<ul style="list-style-type: none">社会的インパクトは比較的強い。	<ul style="list-style-type: none">社会的インパクトに対してはひじょうに強い。	<ul style="list-style-type: none">社会的インパクトに対しては強い。
Accessibility (近づきやすさ)	アクセスが容易である。 <ul style="list-style-type: none">廃棄物の持込みが容易である。人間が侵入しやすい。	<ul style="list-style-type: none">廃棄物の持込みは地上ほど容易ではない。人間の侵入は比較的困難である。	<ul style="list-style-type: none">廃棄物の持込みは容易ではない。人間の侵入はひじょうに困難である。	<ul style="list-style-type: none">廃棄物の持込みは構造形態による。人間の侵入は比較的困難である。
Accountability (責務)	安全性を説得できる。 <ul style="list-style-type: none">コンセンサスを得にくい。	<ul style="list-style-type: none">コンセンサスを得にくい。	<ul style="list-style-type: none">コンセンサスは比較的得やすい。	<ul style="list-style-type: none">コンセンサスは空洞位置による。
Artificiality (人工的な)	人工バリアよりも天然バリアに大きく依存すること。 <ul style="list-style-type: none">人工バリアのみに依存している。	<ul style="list-style-type: none">人工バリア・天然バリア両方に依存している。	<ul style="list-style-type: none">天然バリアに大きく依存している。	<ul style="list-style-type: none">人工バリアと天然バリア両方に依存している。
Consistency (恒常性)	長期にわたって壊れない。 <ul style="list-style-type: none">超長期にわたって壊れない保証はない。	<ul style="list-style-type: none">超長期にわたって壊れない保証は地上よりは大である。	<ul style="list-style-type: none">超長期にわたって壊れない保証は一般に大である。	<ul style="list-style-type: none">超長期にわたって壊れない保証は構造形態による。地質構造的に安定である可能性は大である。
Flexibility (柔軟性)	同種類の他のシステム(LLW, HLW)に対しても受け入れ、共存可能である。 <ul style="list-style-type: none">パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化に対して適応は大である。	<ul style="list-style-type: none">パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化に対しての適応はそれほど簡単でない。	<ul style="list-style-type: none">パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化に対しての適応は簡単でない。	<ul style="list-style-type: none">パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化に対しての適応は簡単でない。
Practicality (実用性)	受入れ容量が十分である。			<ul style="list-style-type: none">処分スペースが有効にできない場合がある。
Procurement (手に入れやすさ)	建設しやすい、実行しやすい、技術開発しやすい。 <ul style="list-style-type: none">建設は困難でない。	<ul style="list-style-type: none">建設は困難でない。	<ul style="list-style-type: none">建設の難易性は岩盤条件と深さによる。	<ul style="list-style-type: none">既存施設の一部を転用できる可能性がある。
Safety (安全)	作業員の被ばく線量が十分小さい。			
Stability (安全性)	地震に対して強い。 <ul style="list-style-type: none">地盤内と比較すると耐震性に劣る。	<ul style="list-style-type: none">耐震性は地上より優るが、深層より劣る。	<ul style="list-style-type: none">耐震性はひじょうに優れている。	<ul style="list-style-type: none">耐震性は優れている。
Cost (コスト)	建設・運転コストが安い。 <ul style="list-style-type: none">建設、維持管理、施設拡張のコストは安い。	<ul style="list-style-type: none">建設コストは地上より高いが、深層よりは安い。維持管理コストはそれほど高くない。施設拡張コストは地上ほど安くない。	<ul style="list-style-type: none">建設、維持管理、施設拡張のコストは高い。	<ul style="list-style-type: none">建設コストは安い。維持・管理コストは高い。
	<ul style="list-style-type: none">ハンドリング技術の変化に対して適合が大きい。見当が監視しやすい。建設の並びに対して柔軟である。メンテナンスが容易である。運転しやすい。地下水がない又は、少ない又は、動かないなど。	<ul style="list-style-type: none">処分スペースは有効に利用されるが、地上部分の併用は不可能。メンテナンスは必要である。換気が必要。地下水を遮断する必要はない。人間による管理を絶対期間必要とする。火災に対する耐火設備を施すことはさほど問題でない。	<ul style="list-style-type: none">地上部分の土地利用は、人間侵入の可能性が高いので好ましくない。メンテナンスは必要。地温対策を考慮した換気が必要。地下水の排水・遮水を行う必要がある。耐火性には優れている。ガスがたまる危険がある。	<ul style="list-style-type: none">地上部分の土地利用は可能である。メンテナンスは必要。換気が必要。地下水の排水・遮水を行なう必要がある。耐火性に優れている。
総 合 評 価	貯蔵には適しているが処分には問題がある。 x	地下水中の条件、放射能レベルにより場合によっては可能である。 ◎	安全性・信頼性の面では処分に適している。 ◎	安全性が確認できるような空洞が存在すれば可能である。 ○

表 4-3 TRU 廃棄物処分システム（処分位置） 海洋

処分タイプ	0-1 海洋処分型	0-2 海底処分型	0-3 孤島処分型	0-4 水床処分型
概念図				
特徴	廃棄物を海洋に投棄する。	廃棄物を海底下に格納する。	大洋の孤島、もしくは無人島の地中に廃棄物を格納する。	南極大陸の積雪下の凍土上に格納する。
Performability (遂行性、性能)	生物圈に移行する放射性核種の濃度が十分小さい。 放射性核種と海水中の輸送についての検討が必要。 パッケージ等の人工バリアは期待できない。	放射性核種の漏出率は構造物の形態によって異なる。 天然バリアの性能を充分に設計することが可能。	浅地から深地層まで立地を選択できるので天然バリアの性能は浅地処分より優れている。	放射線の遮へい性は地上よりは大である。 生物圈への汚染の危険性は小さい。
Reliability (信頼性)	多重のバリアで防護されている。 海水の不動性と海水による稀釈という単純バリアのみである。 海底における生態系の検討が必要。	地下水の流動は動水勾配が微量なので小さい。 海水による稀釈という天然バリアが付加される。	地下水の流動は動水勾配が微量なので小さい。 海水による稀釈という天然バリアが付加される。	
Repairability (修理性)	異常時の復旧ができる。	不可能。	復旧できるような施設を設計することが可能。	異常時の復旧はほとんど不可能。
Survivability (残存性)	社会的インシジット（戦争、暴動、テロ）に対して安全である。	社会的インパクトに対しては強い。	社会的インパクトに対しては強い。	社会的インパクトに対しては強い。
Accessibility (近づきやすさ)	アクセスが容易である。	廃棄物の持込みは容易である。 人間が侵入しにくい。	廃棄物の持込みはそれほどでない。 人間の侵入は比較的困難である。	廃棄物の持込みは容易でない。 人間の侵入が困難である。
Accountability (貢献)	安全性を説得できる。			安全性のコンセンサスは得やすいが環境上の問題がある。
Artificiality (人工的な)	人工バリアよりも天然バリアに大きく依存すること。			天然バリアに大きく依存している。
Consistency (恒常性)	長期にわたって壊れない。	超長期にわたって壊れない保証はない（パッケージ）。	超長期にわたって壊れない保証は地上より大である。	超長期にわたって壊れない保証は大である。 地質構造的に安定である可能性は大である。
Flexibility (柔軟性)	同種類の他のシステム(LLW, HLW)に対しても受け入れ、共存可能である。	パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化にはほとんどされない。	パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化に対する適応はそれほど簡単でない。	パッケージの形態・種類、ハンドリング装置・機械の変化に対する適応は容易である。
Practicality (実用性)	受入れ容量が十分である。	処分スペースは豊富である。		処分スペースは豊富である。
Producibility (手に入れやすさ)	建設しやすい、実行しやすい、技術開発しやすい。		深海になるほど建設が困難になる。	自然沈降しないので水床掘削が必要。
Safety (安全)	作業員の被ばく線量が十分小さい。		建設はそれほど困難でない。	
Stability (安全性)	地震に対して強い。	耐震性はパッケージと海床の構造による。	耐震性は海底ほど安定である。	耐震性は優れている。
Cost (コスト)	建設・運転コストが安い。	コストは輸送コストくらいで概して安価である。 維持・管理コストは不要である。	建設、施設・拡張コストはそれほど高くない。 維持・管理コストは程度による。	建設コストはそれほど高くない。 維持管理、施設拡張コストは安い。
その他	ハンドリング技術の変化に対して適応が大きい。 異常が監視しやすい。 建設の仮設に対して柔軟である。 メンテナンスが容易である。 運転がしやすい。 地下水がない又は、少ない又は動かないなど。	メンテナンスが必要ない。 換気は必要ない。 耐火性については問題ない。	メンテナンスはそれほど難しくない。 (構造物を海底下に建設する場合)換気を必要とする。 耐火性は問題ない。	メンテナンスは必要ない。 換気は必要ない。 耐火性は優れている。 地下水の排水・遮水は必要ない。
総合評価	処分方法は簡単であるが、性能・信頼性に問題がある。	安全性、信頼性の面では処分に適している。	安全性、信頼性の面では処分に適しているが、処分地選定の可能性が狭くなる。	実施可能性や各国のコンセンサスを得ることに問題がある。
	△	◎	○	△

宇宙

表 4-4 TRU 廃棄物処分システム (処分位置)

処分タイプ	S-1 宇宙空間処分型	S-2 月面処分型	S-3 太陽処分型	S-4 ブラックホール処分型
概念図				
特徴	宇宙空間に廃棄物パッケージを放出する。	月面あるいは月の地中に廃棄物を格納する。	廃棄物パッケージを搭載したロケットを太陽に向けて打上げ、太陽エネルギーで廃棄物を処分する。	廃棄物パッケージを搭載したロケットをブラックホールへ向けて打上げる。
Reformability (遂行性・性能)	生物膜に移行する放射性核種の濃度が十分小さい。 ・移行はゼロにできる。	・移行はゼロにできる。 ・月面利用の他の開発に対する影響があり得る。	・移行はゼロにできる。	・移行はゼロにできる。
Reliability (信頼性)	多重のバリアで防護されている。			
Repairability (修理性)	異常時の復旧ができる。 ・不可能。	・不可能。	・不可能。	・不可能。
Survivability (生存性)	社会的インパクト(戦争, 異動, テロ)に対して安全である。	・社会的インパクトに対しては強い。	・社会的インパクトに対しては強い。	・社会的インパクトに対しては強い。
Accessibility (近づきやすさ)	アクセスが容易である。 ・廃棄物の持込みが困難である。 ・人間の侵入がひじょうに困難である。	・廃棄物の持込みが困難である。 ・人間の侵入がひじょうに困難である。	・廃棄物の持込みが困難である。 ・人間の侵入は不可能。	・廃棄物の持込みは困難である。 ・人間の侵入は不可能。
Accountability (責務)	安全性を説得できる。 ・打上げ事故時の安全性について問題がある。	・打上げ事故時の安全性について問題がある。	・打上げ事故時の安全性について問題がある。	・打上げ事故時の安全性について問題がある。
Artificiality (人工的な)	人工バリアよりも天然バリアに大きく依存すること。			
Consistency (恒常性)	長期にわたって壊れない。			
Flexibility (柔軟性)	同種類の他のシステム(LLW, HLW)に対しても受け入れ、共存可能である。			
Practicality (実用性)	受入れ容積が十分である。 ・処分スペースは豊富である。	・処分スペースは豊富である。	・処分スペースは豊富である。	・処分スペースは豊富である。
Procurement (手に入れやすさ)	建設しやすい、実行しやすい、技術開発しやすい。 ・技術的には可能であるが大量に運べない。	・現時点の技術レベルではひじょうに困難である。	・現時点の技術レベルではひじょうに困難である。	・現時点の技術レベルではひじょうに困難である。
Safety (安全)	作業員の被ばく線量が十分小さい。			
Stability (安全性)	地震に対して強い。	・耐震性については問題とならない。	・耐震性については問題とならない。	・耐震性については問題とならない。
Cost (コスト)	建設・運転コストが安い。 ・建設・維持・管理コストは不要である。 ・アクセスコストはひじょうに高い。	・建設・アクセスコストはひじょうに高い。 ・維持・管理コストは不要である。	・建設・維持・管理コストは不要である。 ・アクセスコストがひじょうに高い。	・建設・維持・管理コストは不要である。 ・アクセスコストがひじょうに高い。
その他	・ハンドリング技術の変化に対して適応が大きい。 ・異常が監視しやすい。 ・建設の拡張に対して柔軟である。 ・メンテナンスが容易である。 ・運転がしやすい。 ・地下水がない又は、少ない又は動かないなど。	・耐火性については問題とならない。 ・メンテナンスは不要である。	・耐火性については問題とならない。 ・メンテナンスは不要である。	・耐火性については問題とならない。
総合評価	事故発生確率をゼロにはできないし、大量に処分できない。 X	事故発生確率をゼロにはできないし、大量に処分できない。 X	事故発生確率をゼロにはできないし、大量に処分できない。 X	事故発生確率をゼロにはできないし、大量に処分できない。 X

による生物圏への汚染の危険性は小さい。また、廃棄物にコンタクトすることなくハンドリングする上で設計はしやすい。

- ⑦ 多段トンネル格納型：この方式は、種類のことなる廃棄物（CH, RH）を、深さの異なる複数のトンネルに別々に格納するものである。この方式の特徴は、性質が異なる廃棄物を別々に収容できる点である。したがって、HLW の処分施設との隣接も考え得る。
- ⑧ 地下サイロ格納型：地下空洞内に廃棄物を格納し、順次、廃棄物を積み上げていく方式である。この方式の特徴は、廃棄物を集中的に処分することにある。

4.6 処分システムの概念案

評価手法に関しては一般に費用・有効度分析、費用・便益分析、持点配分法、一対比較法など定量的な方法が数多く存在する。しかし、概念設計という段階においては、計量化できない要因及び関係、簡単化のために考慮外におかれた要因、不確実な要因が数多く存在し、一般に定量的な取扱いを行うことが望ましいと言えない場合が存在する。

したがって、現段階では前章の4.5の各代替等の主要機能の検討結果を踏まえ、以下に示す4つのシステムの概念案にまとめた。（表4-7参照）

この4案の特徴を示す。

① 浅地層トレーニング納型

廃棄物を地中の浅い所に処分する方式である。この方式は、岩盤という天然バリアと人工バリアを併用した形をとっているのが特徴である。

低レベル廃棄物の処分方法として海外で実績があり、下北でも採用される予定である。

したがって、地下水の条件や放射能レベルによっては、十分可能である。

また、施設形態に関しても低レベル廃棄物の処分に実績のあるコンクリートピット型が適していると考える。

② 中地層トンネル内格納型

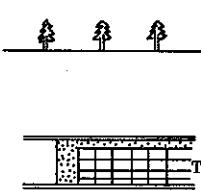
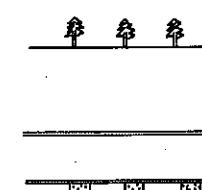
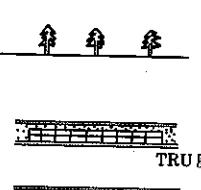
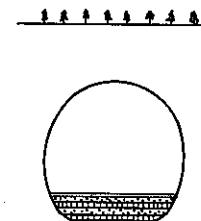
地表面下約50～300mの地層内に廃棄物を処分する方式である。この方式は、地層という天然バリアで防護しているが、放射性核種が万一漏出した場合地下水を通じて生物圏へ移行する危険性も存在する。したがって、処分地選定に際しては、地下水の条件や地盤特性に十分注意を払う必要がある。しかし、地層が約50～300mと比較的厚いことから、処分位置としては十分可能性があると考えられる。また、施設形態に関しては、1) 大断面トンネル型、2) 小断面トンネル型、3) 地下サイロ型、4) 半地下サイロ型の4方式が考えられる。これら的方式には、絶対的な優劣はつけ難いが、建設のし易さや処分容量を考慮すると、大断面トンネル型が比較的優れており、続いて、小断面トンネル型、地下サイロ型、半地下サイロの順になると考えられる。アプローチ方法に関しては、立坑方式と斜坑方式の2方式がある。立坑方式はア

表 4-5 TRU 廃棄物処分システム（施設形態）

処分タイプ	1 建屋型	2 コンクリートピット型	3 半地下サイロ型	4 深孔処分型
概念図				
特徴	RC構造物等の建屋に廃棄物を格納する方法である。	コンクリートピットに廃棄物を格納し、格納した後、盛土をする方法である。	LNGタンクと似たような円筒型地下構造物に廃棄物を格納する方法である。	地上よりパッケージが格納できるくらいの深い深孔を掘り、そこに廃棄物を格納する方法である。
Performability (性能)	生物圈に移行する放射性核種の濃度が十分小さい。	・放射性核種の漏出を防ぐために人間の管理が必要。	・天然バリアの厚みは大きくとれない。	・地中深くに処分することができるので放射性核種の漏出による危険性は小さくなる。
Reliability (信頼性)	多重のバリアで防護されている。	・人工バリアのみの防護である。	・人工バリアと天然バリアの2重バリアで防護されているが、天然バリアの性能は、3より低い。	・地深部での格納状況、不具合の監視が困難であり、人工バリアの信頼性は大きくな。
Repairability (修理性)	異常時の復旧ができる。	・異常時の復旧は原則的に可能である。ただし、長期間の監視が必要である。	・可能。	・可能。
Survivability (残存性)	社会的インパクト(戦争、暴動、テロ)に対して安全である。	・社会的インパクトに対しては弱い。	・社会的インパクトに対しては比較的強い。	・社会的インパクトに対しては強い。
Accessibility (近づきやすさ)	アクセスが容易である。	・廃棄物の持込みは容易である。 ・人間が投入する危険性がある。	・廃棄物の持込みはそれほど困難ではない。 ・人間の投入は容易でない。	・廃棄物の持込みは困難でない。 ・人間の投入は困難である。
Accountability (責任)	安全性を説得できる。			
Artificiality (人工的な)	人工バリアよりも天然バリアに大きく依存すること。	・人工バリアのみに依存している。		
Consistency (柔軟性)	長期にわたって壊れない。	・超長期間にわたってのコンクリートの劣化の危険がある。		
Flexibility (恒常性)	同種類の他のシステム(LLW, HLW)に対しても受け入れ、共存可能である。			
Practicality (実用性)	受入れ容量が十分である。			・受入れ容量は大きい。
Procurement (手に入れやすさ)	建設しやすい、実行しやすい、技術開発しやすい。	・建設が簡単にできる。	・建設が簡単にできる。	・建設は難しくない。
Safety (安全)	作業員の被ばく線量が十分小さい。			
Stability (安全性)	地震に対して強い。	・耐震性に対して若干不安がある。	・耐震性については問題はない。	・耐震性に対しては問題は少ない。
Cost (コスト)	建設・運転コストが安い。	・建設コストは安い。	・建設コストは安い。	・建設コストは高い。
その他	・ハンドリング技術の変化に対して適応が大きい。 ・荷物が監視しやすい。 ・建設の拡張に対して柔軟である。 ・メンテナンスが容易である。 ・耐火性には問題がない。 ・運転がしやすい。 ・地下水がない又は、少ない又は、動かないなど。	・施設の拡張が容易である。 ・メンテナンスは必要。 ・耐火性には問題がない。	・施設の拡張は困難でない。 ・メンテナンスは必要ない。 ・耐火性には問題がない。 ・地下水を遮断する必要がある。	・施設の拡張は容易でない。 ・メンテナンスは必要ない。 ・耐火性には問題がない。 ・地下水を遮断する必要がある。
総合評価	安全性、信頼性の面で処分には適していない。	x	◎	○
				○

清水建設委託研究「TRU 廃棄物処分システムの設計研究」を一部修正

表 4-6 TRU 廃棄物処理システム（施設形態）

処分タイプ	5 トンネル内格納型	6 トンネル床下格納型	7 多段トンネル格納型	8 地下サイロ格納型
概念図				
特徴	トンネル内に廃棄物を格納し、充てん材によって充てんする。 <ul style="list-style-type: none">天然バリアを厚くすることが可能。人工バリアと天然バリアの2重バリアで防護されている。異常時の復旧は可能である。社会的インパクトに対して強い。アクセスが容易である。安全性を説得できる。人工バリアよりも天然バリアに大きく依存すること。長期にわたって壊れない。同種類の他のシステム(LLW, HLW)に対しても受け入れ、共有可能である。受入れ容量が十分である。建設しやすい。実行しやすい。技術開発しやすい。作業員の被ばく線量が十分小さい。地震に対して強い。建設・運転コストが安い。ハンドリング技術の変化に対して適応が大きい。異常が監視しやすい。建設の拡張に対して柔軟である。メンテナンスが容易である。運転がしやすい。地下水がない又は、少ない又は、動かないなど。	トンネル床下に格納ビットを構築し、廃棄物を格納した後、充てんする。トンネル内は、通行可能である。 <ul style="list-style-type: none">天然バリアを厚くすることが可能。人工バリアと天然バリアの2重バリアで防護されている。異常時の復旧は可能である。社会的インパクトに対して強い。廃棄物の持込みは地上ほど容易でない。地下空洞型と同容量にすると施設延長が長くなる。建設は難しくない。ハンドリングの際に放射能被ばくの危険性があるため対策が必要。耐震性は優れている。地上部分の土地利用は可能である。メンテナンスは必要。換気が必要。地下水の排水・遮水を行う必要がある。耐火性には優れている。	種類の異なる廃棄物(CH, RH)を、深さの異なる複数のトンネルに別々に格納する。 <ul style="list-style-type: none">天然バリアを厚くできるが、岩盤条件によっては深層には適さない。人工バリアと天然バリアの2重バリアで防護されている。異常時の復旧は可能である。社会的インパクトに対して強い。廃棄物の持込みは地上ほど容易でない。超長期にわたって壊れない保証は一般の人工機器に比べて大である。性質が異なる廃棄物を別々に収容できる。収容能力がトンネル内に格納するよりも低い。建設は難しくない。ハンドリングの際の被ばくの危険性はトンネル内格納型より少ない。耐震性は優れている。地上部分の土地利用は可能である。メンテナンスは必要。換気が必要。地下水の排水・遮水を行う必要がある。耐火性には優れている。	地下空洞内に廃棄物を格納し、順次、廃棄物を積み上げていく。 <ul style="list-style-type: none">天然バリアを厚くできるが、岩盤条件によっては深層には適さない。人工バリアと天然バリアの2重バリアで防護されている。異常時の復旧は可能である。社会的インパクトに対して強い。廃棄物の持込みは地上ほど容易でない。
総合評価	処分には適している。 ◎	処分には適している。 ◎	処分には適している。 ◎	処分には適している。 ○

プローチが短いかわりにコンテナで直接処分場へ入場できないが、斜坑方式はアプローチが長くなるかわりに直接入場できるという特徴がある。いずれの方式とも優劣はつけにくい。

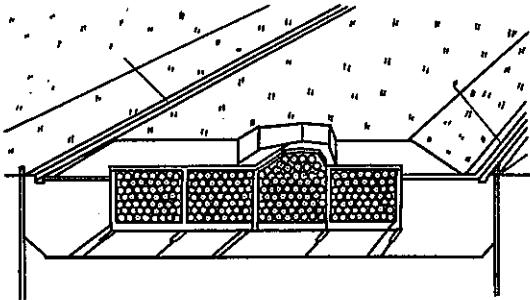
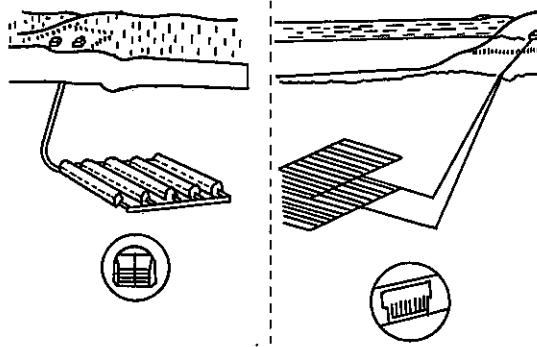
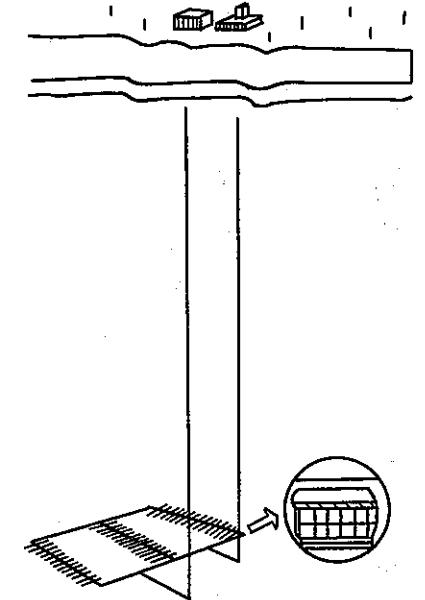
③ 海底下中地層トンネル内格納型

海底下の地層内約50～300mの位置に廃棄物を処分する方式である。この方式では、地層と海洋という2つの主要な天然バリアで防護されているため、放射性核種が万一漏出した場合でも、地層による吸着作用や、海洋による希釈作用が期待でき、放射能濃度は十分に低いレベルになるものと考えられる。施設形態に関しては、1) 大断面トンネル型、2) 小断面トンネル型、3) 地下サイロ型が考えられる。これら的方式には、絶対的な優劣の差はあるとは言い難い。処分施設の建設のし易さや処理容量を考慮すると、大断面トンネル型、地下サイロ型、小断面トンネル型の順に適していると考えられる。処分施設へのアプローチは、海岸付近の陸地より海底下の処分地まで、斜坑を通じて入場する。

④ 深地層トンネル内格納型

地表面下約300～1000mの地層深くに廃棄物を処分する方式である。この方式は、ひょうに厚い地層という天然バリアで防護されているため、放射性核種が万一漏出した場合にも、生物圏に到達する核種は許容値以下に抑制することができると考えられる。施設形態に関しては、1) 大断面トンネル型、2) 小断面トンネル型、3) 地下サイロ型が考えられる。地下深くという条件を考慮すると、小断面トンネル型が最も適しており、続いて大断面トンネル型と地下サイロ型が続くと考えられる。アプローチ方法としては、斜坑方式の場合、ひょうにアプローチが長くなるため、立坑方式が適しているものと考えられる。

表 4-7 処分場の概念検討

処分タイプ	浅地層処分	中地層処分	深地層処分
処分場型式	トレンチ格納型	トンネル内格納型	トンネル内格納型
処分深度	3~数十m	100~300 m	300~1000 m
	 (下北)	 (海底下処分場)	
アプローチ方法	トレンチ上部より直接搬入後盛土	斜坑あるいは立坑	斜 坑
特 徴	<ul style="list-style-type: none"> 地下水位より上に処分場を設置する。 人間の侵入の可能性もある。 	<ul style="list-style-type: none"> 深地層処分に比べ地下水の流動速度が大きく、長期的には浸食の影響も受けやすい。 	<ul style="list-style-type: none"> 海水による大きな稀釀効果が考えられる。 動水勾配が小さく地下水の流動は遅い。
			立 坑
			<ul style="list-style-type: none"> 天然バリアが十分に厚く、浸食の影響もなく、放射性核種が生物圏へ移行する危険性は小さい。 高レベル廃棄物処分場との併設が可能。

5. 東海事業所における廃棄物の発生量

—— 廃棄物の α 濃度とその発生量の関係 ——

α 核種を含む放射性廃棄物は長寿命であり、処分するに当たっては、 β ・ γ 核種を含む放射性廃棄物の処分の場合のように比較的短い時間で放射能が減衰することを前提とした安全確保の考え方を適用することが困難である。

したがって α 濃度による発生量を調査し、適切な区分を行ない、その区分に応じた合理的な処分方法を構築することが必要である。

本章は、「Waste Management 86 W.G. 報告書」⁷⁾(動燃事業団東海事業所)に基づいて再処理系 β ・ γ 廃棄物、プルトニウム系廃棄物および再処理液体廃棄物について、現在の廃棄物管理に従い α 濃度を概算した。

その範囲の最大 α 濃度と発生量の関係を図 5-1 に示し、さらに減容後の発生量を図 5-2 に示した。

図 5-2 より最大 α 濃度 $10^2 \sim 10^3 \text{ nCi/g}$ のアスファルト固化体の発生量が大きいことがわかる。したがって処分体の発生量より α 濃度を 10^2 nCi/g 以下、 $10^2 \sim 10^3 \text{ nCi/g}$ および 10^3 nCi/g 以上の 3 つに区分できると考える。

さらに、「低レベル放射性廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について」(昭和61年12月)に示された浅地層処分できる α 濃度 30 nCi/g を考慮すると以下のように分類できると考える。

- < 30 (nCi/g)
- 30 ~ 10^3 (nCi/g)
- > 10^3 (nCi/g)

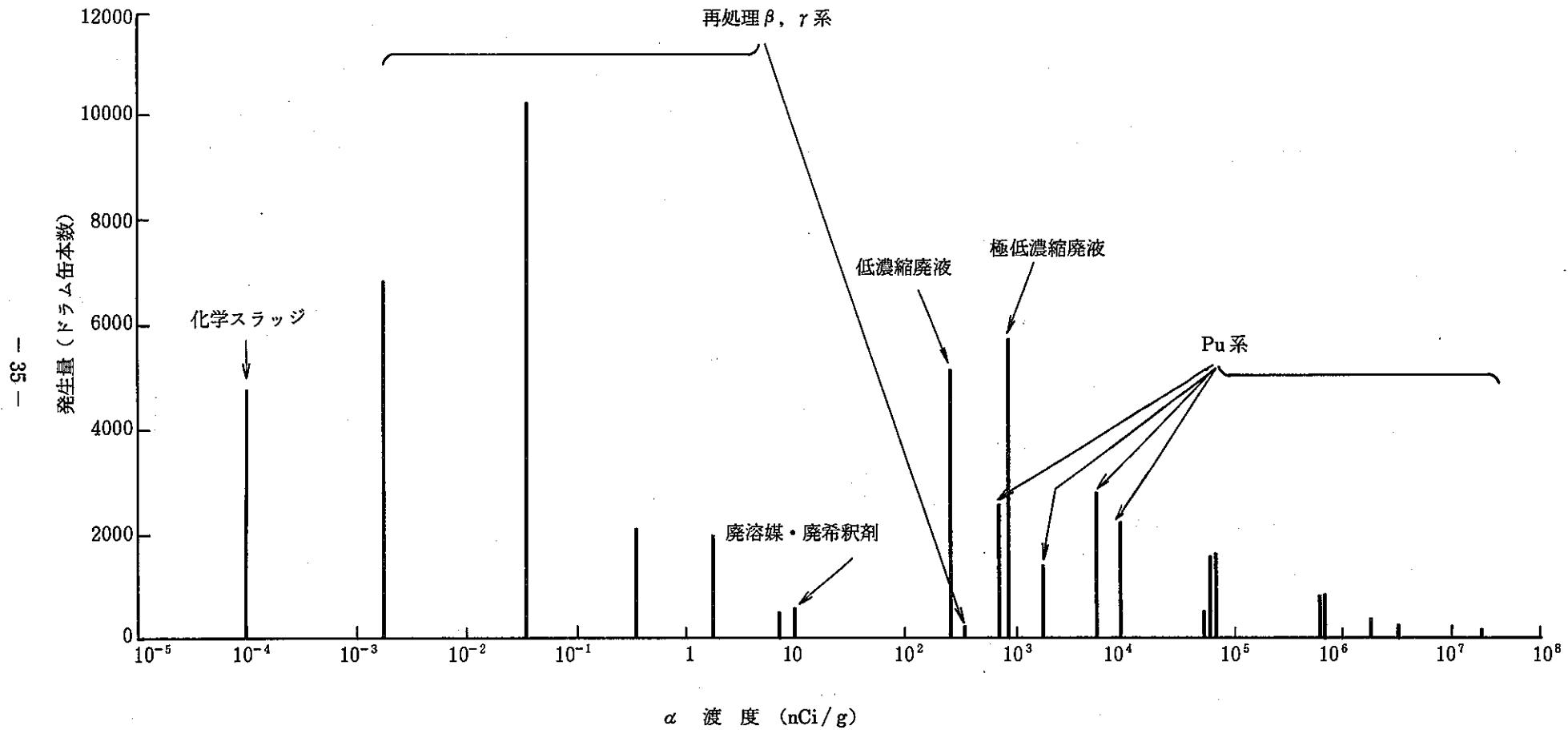


図 5-1 東海事業所廃棄物発生量 (60年度末)
(再処理 TRU 廃棄物を除く)

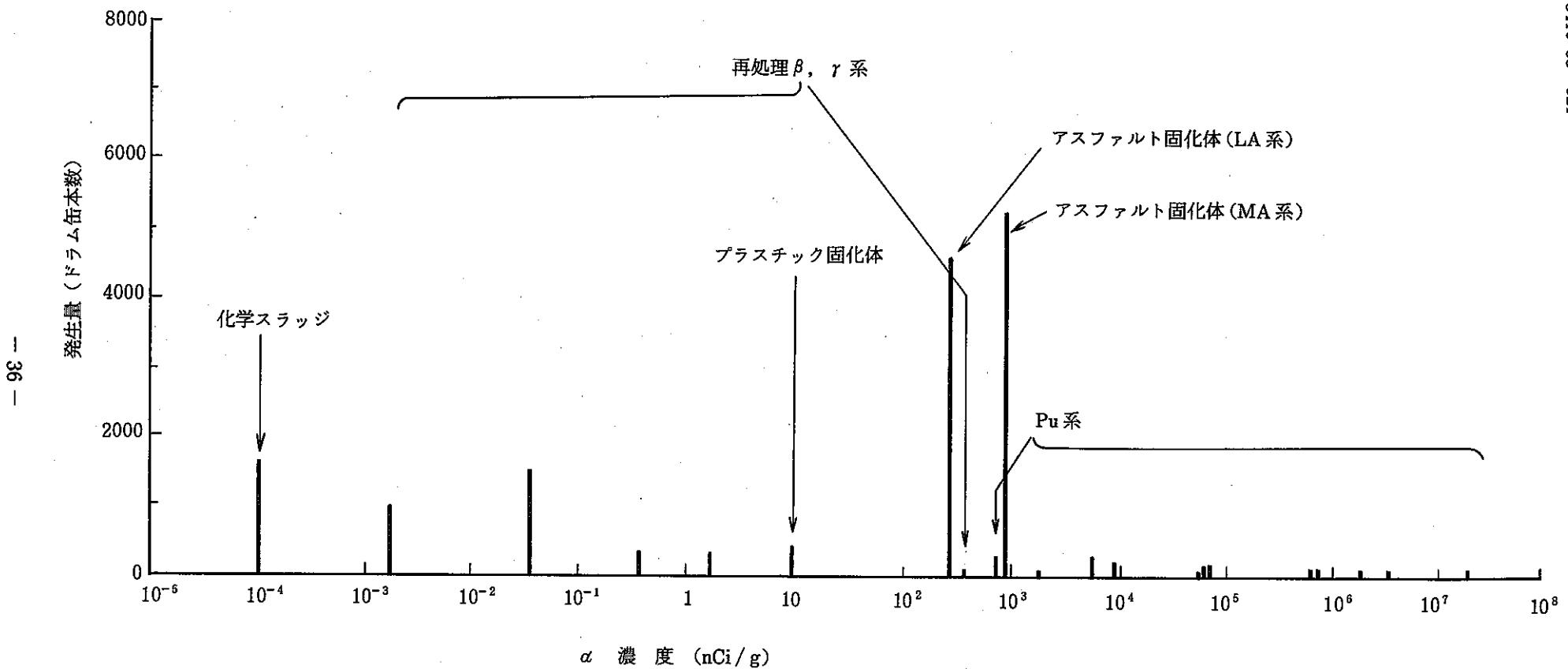


図 5-2 東海事業所廃棄物減容後の発生量 (60年度末)
(再処理系 TRU 廃棄物を除く)

6. アスファルト固化体の核種インベントリーおよび バリアの核種遅延効果

再処理系TRU廃棄物の発生量は全体のわずか9%程度にしかすぎないため、前章で述べたようにアスファルト固化体の発生量が最も大きいと言える。

したがってアスファルト固化体について核種の放射能インベントリーおよび核種のバリア中の遅延効果を評価することは、処分場のシステムを構築する上で重要であるので、今まで得られている知見をまとめた。

6.1 アスファルト固化処理対象廃液の組成

アスファルト固化処理は、アスファルト固化処理技術開発施設で実施されており、アスファルト固化処理対象廃液は、再処理施設より発生する低レベル放射性廃液中の全体割合として、約7割を占める。処理対象廃液を以下に示す。

- 第三低放射性廃液蒸発処理施設蒸発処理系低放射性濃縮廃液（低放射性廃液：LA系）
- 廃棄物処理場蒸発処理系低放射性濃縮廃液（中放射性廃液：MA系）
- 廃棄物処理場化学処理系スラッジ廃液
- 廃溶媒処理技術開発施設リン酸塩廃液

低レベル放射性廃液の処理フローを図6-1に示した。

化学処理系スラッジ廃液及びリン酸塩廃液は、その廃液単独で処理固化されるのではなく、放射能レベルに応じてLA系廃液あるいはMA系廃液と混合して処理される。

昭和57年10月から昭和60年11月までのアスファルト固化対象廃液受入れ時の分析値を表6-1に示した。

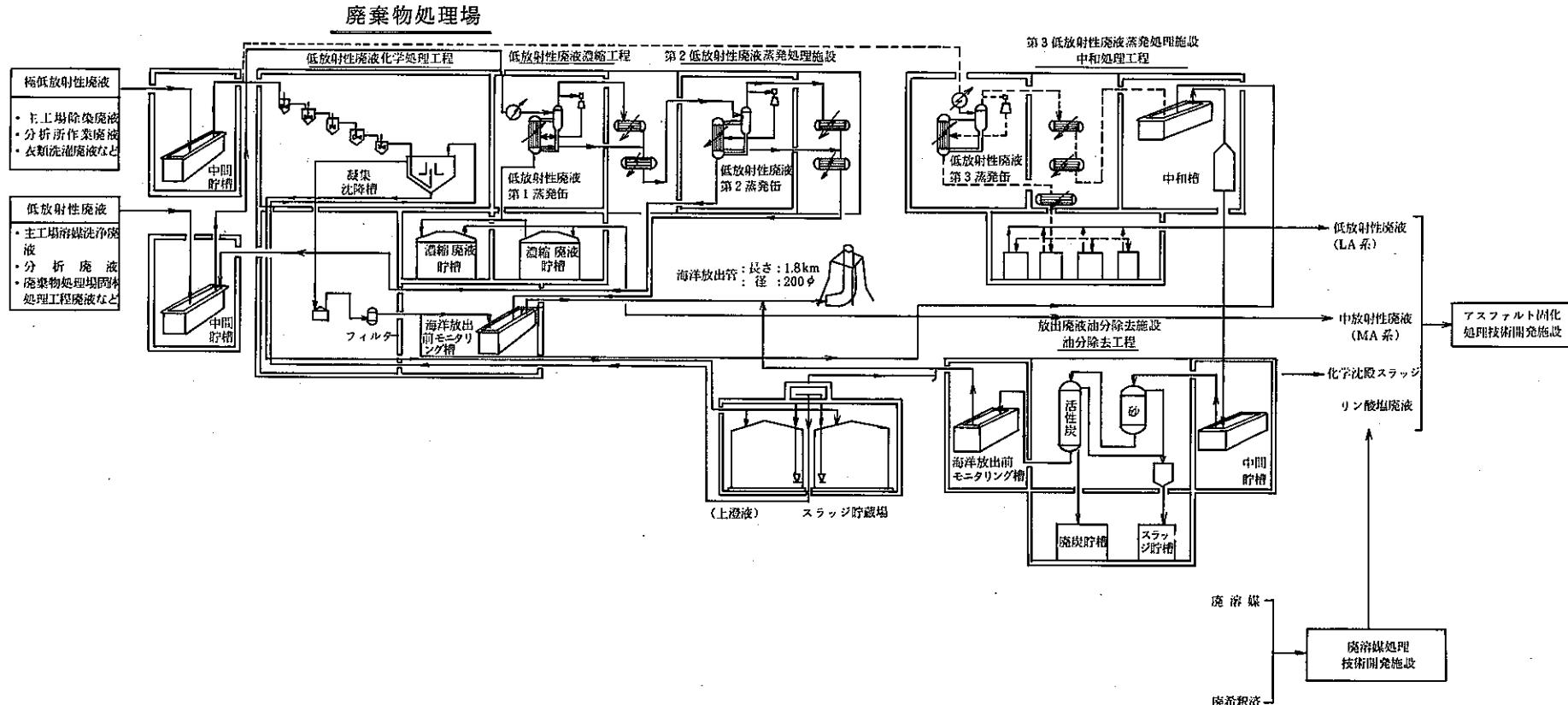


図 6-1 低レベル放射性廃液処理フロー

表 6-1 アスファルト固化処理廃液組成

分析項目	M A 廃 液	L A 廃 液
Pu	< 0.05 ~ 1.67 mg/l	< 0.05 mg/l
U	< 0.01 ~ 0.62 g/l	< 0.01 ~ 0.06 g/l
OH ⁻	0.5 ~ 1.5	0.03 ~ 1.6
NO ₂ ⁻	~ 100 g/l	1 ~ 80 g/l
CO ₃ ²⁻	< 0.01 ~ 2 N	< 0.01 ~ 1.6 N
塩濃度	200 ~ 700 g/l	250 ~ 900 g/l
DTA	発熱なし	発熱なし
T- α	$< 5 \times 10^{-3} \sim 1 \mu\text{Ci}/\text{ml}$	$< 1 \times 10^{-3} \sim 3 \times 10^{-1} \mu\text{Ci}/\text{ml}$
T- β	4 ~ 30 "	$1 \times 10^{-3} \sim 9 \times 10^{-2}$ "
T- γ	4 ~ 20 "	$1 \times 10^{-2} \sim 2$ "
²⁴¹ Am	$< 1 \times 10^{-3} \sim 4 \times 10^{-1}$ "	$< 1 \times 10^{-5} \sim 2 \times 10^{-4}$ "
¹⁴⁴ Ce	$2 \times 10^{-2} \sim 2$ "	$< 1 \times 10^{-5}$ "
¹³⁷ Cs	2 ~ 4 "	$2 \times 10^{-4} \sim 7 \times 10^{-2}$ "
¹³⁴ Cs	$1 \times 10^{-2} \sim 6 \times 10^{-1}$ "	$< 1 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-2}$ "
¹²⁵ Sb	$3 \times 10^{-2} \sim 2$ "	$< 1 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-3}$ "
¹⁰⁶ Ru	1 ~ 4 "	$2 \times 10^{-4} \sim 7 \times 10^{-2}$ "
¹⁰³ Ru	$< 1 \times 10^{-3}$ "	$< 1 \times 10^{-5}$ "
⁹⁵ Zr	$< 1 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-2}$ "	$< 1 \times 10^{-5}$ "
⁹⁵ Nb	$< 1 \times 10^{-3} \sim 1 \times 10^{-2}$ "	$< 1 \times 10^{-5}$ "
⁶⁰ Co	$2 \times 10^{-2} \sim 1 \times 10^{-1}$ "	$< 1 \times 10^{-5} \sim 1 \times 10^{-4}$ "
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	$< 1 \times 10^{-2} \sim 2 \times 10^{-1}$ "	$< 1 \times 10^{-4}$ "
²³⁸ Pu + ²⁴¹ Am	$< 1 \times 10^{-2} \sim 4 \times 10^{-1}$ "	$< 1 \times 10^{-4}$ "
²⁴² Cm	$< 1 \times 10^{-2}$ "	$< 1 \times 10^{-4}$ "
²⁴⁴ Cm	$< 1 \times 10^{-2} \sim 5 \times 10^{-2}$ "	$< 1 \times 10^{-4}$ "
¹²⁹ I	$< 1 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-2}$ "	$< 1 \times 10^{-4}$ "
³ H	$5 \times 10^{-1} \sim 2$ "	$8 \times 10^{-4} \sim 2$ "
⁹⁰ Sr	1 ~ 5	$9.3 \times 10^{-4} \sim 2.3 \times 10^{-3}$ "

6.2 アスファルト固化体の固化時の放射能量および核種量

アスファルト固化処理廃液の分析値(表6-1参照)を基に、固化時のドラム缶1本当りの各核種の放射能量及び核種量を算出し、結果を表6-2および表6-3に示した。

計算条件を以下に示す。

固化体中の塩／アスファルト比：45／55 wt%

ドラム缶1本当り充填量 : 170 ℥

塩混合比45 wt%の固化体比重 : 1.35

廃液中の塩含有量 : 400 g/ℓ

ドラム缶1本当り充填重量

$$170 \times 1.35 = 229.5 \text{ kg}$$

固化体中の塩重量

$$229.5 \times 0.45 = 103.3 \text{ kg (LA系)}$$

$$\overbrace{229.5 \times 0.45 \times 0.9}^{\text{MA系}} = 92.97 \text{ kg (MA系)}$$

→ 1割が不溶化処理試薬とした。

ドラム1本当りの廃液量

$$\frac{103.3}{0.4} = 258 \text{ ℥ (LA系)}$$

$$\frac{92.97}{0.4} = 232 \text{ ℥ (MA系)}$$

ただし、分析されていない核種(⁹⁹Tc, ²²⁹Th, ²³⁷Np, ²⁴³Am)については、基準燃料ORIGEN計算と分析されている核種(¹⁴⁴Ce, ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹²⁵Sb, ¹⁰⁶Ru)を比較しAAF(廃棄物処理場)への流入比を算出し、分析されていない核種についても同一流入比として算出した。

核種	基 準 燃 料 ORIGEN 計算値	M A 系		L A 系	
		ドラム缶中放射能	流 入 比	ドラム缶中放射能	流 入 比
¹⁴⁴ Ce	3.26×10^5	4.64×10^{-1}	1.42×10^{-6}	2.58×10^{-6}	7.91×10^{-12}
¹³⁷ Cs	8.94×10^4	9.28×10^{-1}	1.04×10^{-5}	1.81×10^{-2}	2.02×10^{-7}
¹³⁴ Cs	1.08×10^5	1.39×10^{-1}	1.29×10^{-6}	2.58×10^{-3}	2.39×10^{-8}
¹²⁵ Sb	5.18×10^3	4.64×10^{-1}	8.96×10^{-5}	2.58×10^{-4}	4.98×10^{-8}
¹⁰⁶ Ru	1.44×10^5	9.28×10^{-1}	6.44×10^{-6}	1.81×10^{-2}	1.26×10^{-7}
		平 均	2.18×10^{-5}	平 均	1.00×10^{-7}

核種	基 準 燃 料	M A 系	L A 系
⁹⁹ Tc	8.41×10^{-3}	1.83×10^{-7}	8.41×10^{-10}
²²⁹ Th	3.28×10^{-8}	7.15×10^{-13}	3.28×10^{-15}
²³⁷ Np	2.67×10^{-1}	5.82×10^{-6}	2.67×10^{-8}
²⁴³ Am	2.72×10^{-1}	5.93×10^{-4}	2.72×10^{-6}

表6-2 アスファルト固化ドラム缶中放射能量(固化時)

核種	M A 系	L A 系
T- α	$< 1.16 \times 10^{-3} \sim 2.32 \times 10^{-1}$ Ci	$< 2.58 \times 10^{-4} \sim 7.74 \times 10^{-2}$ Ci
T- β	$9.28 \times 10^{-1} \sim 6.96$ "	$2.58 \times 10^{-4} \sim 2.32 \times 10^{-2}$ "
T- γ	$9.28 \times 10^{-1} \sim 4.64$ "	$2.58 \times 10^{-3} \sim 5.16 \times 10^{-1}$ "
Total	$1.86 \sim 11.83$ Ci	$3.10 \times 10^{-3} \sim 6.17 \times 10^{-1}$ Ci
³ H	$1.16 \times 10^{-1} \sim 4.64 \times 10^{-1}$ Ci	$2.06 \times 10^{-4} \sim 5.16 \times 10^{-1}$ Ci
⁶⁰ Co	$4.64 \times 10^{-3} \sim 2.32 \times 10^{-2}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6} \sim 2.58 \times 10^{-5}$ "
⁹⁰ Sr	$2.32 \times 10^{-1} \sim 1.16$ "	$2.40 \times 10^{-4} \sim 5.93 \times 10^{-4}$ "
⁹⁵ Zr	$< 2.32 \times 10^{-4} \sim 2.32 \times 10^{-3}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6}$ "
⁹⁵ Nb	$< 2.32 \times 10^{-4} \sim 2.32 \times 10^{-3}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6}$ "
⁹⁹ Tc	1.83×10^{-7} "	8.41×10^{-10} "
¹⁰³ Ru	$< 2.32 \times 10^{-4}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6}$ "
¹⁰⁶ Ru	$2.32 \times 10^{-1} \sim 9.28 \times 10^{-1}$ "	$5.16 \times 10^{-5} \sim 1.81 \times 10^{-2}$ "
¹²⁵ Sb	$6.96 \times 10^{-3} \sim 4.64 \times 10^{-1}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6} \sim 2.58 \times 10^{-4}$ "
¹²⁹ I	$< 2.32 \times 10^{-6} \sim 2.32 \times 10^{-3}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6}$ "
¹³⁴ Cs	$2.32 \times 10^{-3} \sim 1.39 \times 10^{-1}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6} \sim 2.58 \times 10^{-3}$ "
¹³⁷ Cs	$4.64 \times 10^{-1} \sim 9.28 \times 10^{-1}$ "	$5.16 \times 10^{-5} \sim 1.81 \times 10^{-2}$ "
¹⁴⁴ Ce	$4.64 \times 10^{-3} \sim 4.64 \times 10^{-1}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6}$ "
Sub-Total	$1.06 \sim 4.58$ Ci	$5.93 \times 10^{-4} \sim 0.56$ Ci
²²⁹ Th	7.15×10^{-13} Ci	3.28×10^{-15} Ci
²³⁵ U	$< 4.97 \times 10^{-8} \sim 3.08 \times 10^{-6}$ "	$< 5.53 \times 10^{-8} \sim 3.32 \times 10^{-7}$ "
²³⁸ U	$< 7.68 \times 10^{-7} \sim 4.74 \times 10^{-5}$ "	$< 8.51 \times 10^{-7} \sim 5.11 \times 10^{-6}$ "
²³⁷ Np	5.82×10^{-6} "	2.67×10^{-8} "
²³⁸ Pu	$< 1.16 \times 10^{-3} \sim 4.64 \times 10^{-2}$ "	$< 1.29 \times 10^{-5}$ "
²³⁹ Pu	$< 1.16 \times 10^{-3} \sim 2.32 \times 10^{-2}$ "	$< 1.29 \times 10^{-5}$ "
²⁴⁰ Pu	$< 1.16 \times 10^{-3} \sim 2.32 \times 10^{-2}$ "	$< 1.29 \times 10^{-5}$ "
²⁴¹ Am	$< 1.16 \times 10^{-3} \sim 4.64 \times 10^{-2}$ "	$< 1.29 \times 10^{-5}$ "
²⁴³ Am	5.93×10^{-4} "	2.72×10^{-6} "
²⁴² Cm	$< 2.32 \times 10^{-3}$ "	$< 2.58 \times 10^{-6}$ "
²⁴⁴ Cm	$< 2.32 \times 10^{-3} \sim 1.16 \times 10^{-2}$ "	$< 2.58 \times 10^{-5}$ "
Sub-Total	$8.72 \times 10^{-3} \sim 1.54 \times 10^{-1}$ Ci	$1.07 \times 10^{-4} \sim 1.11 \times 10^{-4}$ Ci
Total	$1.07 \sim 4.73$ Ci	$7.00 \times 10^{-4} \sim 0.56$ Ci

◦ ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu + ²⁴¹Amは分析値を2等分して計算した。

◦ U核種は、²³⁵Uを1%, ²³⁸Uを99%として計算した。

表 6-3 アスファルト固化ドラム缶中核種量(固化時)

核種	M A 系	L A 系
³ H	$1.19 \times 10^{-5} \sim 4.77 \times 10^{-5}$ g	$2.12 \times 10^{-8} \sim 5.31 \times 10^{-5}$ g
⁶⁰ Co	$4.10 \times 10^{-6} \sim 2.05 \times 10^{-5}$ "	$< 2.28 \times 10^{-9} \sim 2.28 \times 10^{-8}$ "
⁹⁰ Sr	$1.64 \times 10^{-3} \sim 8.18 \times 10^{-3}$ "	$1.69 \times 10^{-6} \sim 4.18 \times 10^{-6}$ "
⁹⁵ Zr	$< 1.11 \times 10^{-8} \sim 1.11 \times 10^{-7}$ "	$< 1.23 \times 10^{-10}$ "
⁹⁵ Nb	$< 5.91 \times 10^{-9} \sim 5.91 \times 10^{-8}$ "	$< 6.57 \times 10^{-11}$ "
⁹⁹ Tc	1.09×10^{-6} "	5.00×10^{-9} "
¹⁰³ Ru	$< 7.25 \times 10^{-9}$ "	$< 8.06 \times 10^{-11}$ "
¹⁰⁶ Ru	$6.94 \times 10^{-5} \sim 2.77 \times 10^{-4}$ "	$1.54 \times 10^{-8} \sim 5.41 \times 10^{-6}$ "
¹²⁵ Sb	$6.57 \times 10^{-6} \sim 4.38 \times 10^{-4}$ "	$< 2.43 \times 10^{-9} \sim 2.43 \times 10^{-7}$ "
¹²⁹ I	$< 1.34 \times 10^{-1} \sim 13.4$ "	$< 1.49 \times 10^{-1}$ "
¹³⁴ Cs	$1.78 \times 10^{-6} \sim 1.07 \times 10^{-4}$ "	$< 1.98 \times 10^{-9} \sim 1.98 \times 10^{-6}$ "
¹³⁷ Cs	$5.33 \times 10^{-3} \sim 1.07 \times 10^{-2}$ "	$5.93 \times 10^{-7} \sim 2.08 \times 10^{-4}$ "
¹⁴⁴ Ce	$1.46 \times 10^{-6} \sim 1.46 \times 10^{-4}$ "	$< 8.11 \times 10^{-10}$ "
Sub-Total	$1.41 \times 10^{-1} \sim 13.4$ g	1.49×10^{-1} g
²²⁹ Th	$< 3.36 \times 10^{-12}$ g	1.54×10^{-14} g
²³⁵ U	$< 2.32 \times 10^{-2} \sim 1.44$ "	$< 2.58 \times 10^{-2} \sim 1.55 \times 10^{-1}$ "
²³⁸ U	$< 2.30 \sim 142$ "	$< 2.55 \sim 15.3$ "
²³⁷ Np	8.26×10^{-3} "	3.79×10^{-5} "
²³⁸ Pu	$< 6.67 \times 10^{-5} \sim 2.67 \times 10^{-3}$ "	$< 7.42 \times 10^{-7}$ "
²³⁹ Pu	$< 1.89 \times 10^{-2} \sim 3.78 \times 10^{-1}$ "	$< 2.10 \times 10^{-4}$ "
²⁴⁰ Pu	$< 5.14 \times 10^{-3} \sim 1.03 \times 10^{-1}$ "	$< 5.72 \times 10^{-5}$ "
²⁴¹ Am	$< 7.16 \times 10^{-5} \sim 2.86 \times 10^{-2}$ "	$< 7.96 \times 10^{-7} \sim 1.59 \times 10^{-5}$ "
²⁴³ Am	3.22×10^{-3} "	1.48×10^{-5} "
²⁴² Cm	$< 6.99 \times 10^{-7}$ "	$< 7.77 \times 10^{-9}$ "
²⁴⁴ Cm	$< 2.79 \times 10^{-5} \sim 1.39 \times 10^{-4}$ "	$< 3.10 \times 10^{-7}$ "
Sub-Total	$< 2.36 \sim 144.0$ g	$< 2.57 \sim 15.5$ g
Total	$2.50 \sim 157.4$ g	$2.72 \sim 15.6$ g

6.3 アスファルト固化体の放射能量および摂取毒性指数の経時変化

通常、放射性廃棄物の潜在的な毒性は、“摂取毒性指数”で示される。それぞれの放射性核種の将来のある時点における摂取毒性指数は、その放射能量をその放射性核種の飲料水中の最大許容濃度(MPC)で割った値で示される。(表 6-4 参照)

ただし、摂取毒性指数は、放射性核種の放出、生物圈への移動の際の放射性核種の水溶性およ

び非水溶性など人間に摂取される過程が考慮されていないので、人間に害が生ずる実際のリスクを予測するものではなく、放射線学的な毒性のための尺度として用いるものである。

ORIGEN 79 コードを用い、アスファルト固化体ドラム缶1本当りの放射能量および摂取毒性指数の経時的な変化を計算し、結果を図 6-2～図 6-4 及び図 6-5～図 6-7 に示した。この結果より以下の事がわかる。

◦ アスファルト MA 系固化体

- ドラム缶1本当りの放射能量及び毒性指数は、期間100年が経過すると急激に減少し、初期は高側と低側のレベル差が1桁以内であったが、 10^6 年経過すると約2桁の差になる。
- 初期の約200年間は、FP核種(^{90}Sr 等)が支配的であり、約200～5万年の期間は ^{129}I と ^{229}Pu が支配的、約5万年以後は ^{129}I とウラン系列、アクチニウム系列等の崩壊核種(Ra Th等)が支配的となる。

ウラン系列、アクチニウム系列等の壊変系列を図 6-8 に示した。

- 長半減期核種 ^{99}Tc は、 ^{238}U に比べ毒性指数は4桁ほど低い。

◦ アスファルト LA 系固化体

- ドラム缶1本当りの放射能量は、MA系と同様に期間100年が経過すると急激に減少し初期の30年間は高側と低側のレベル差が3桁であるが、約200年以降はレベル差がほとんどない。
- 初期100年間の高側と低側の毒性指数の差は、放射能量では3桁の差があるのに対し、1桁である。
- 毒性指数は、期間1年と 10^7 年を比べて1桁の差だけで、約30万年以降はMA系の低側のレベルになる。
- 初期の約200年間は、FP核種(^{90}Sr , ^{137}Cs 等)が支配的であり、約200～5万年の期間は ^{129}I が支配的、約5万年以後は ^{129}I , ^{226}Ra , ^{210}Pb 等が支配的となる。
- 長半減期核種 ^{99}Tc は、 ^{238}U に比べ毒性指数は7桁低い。

以上まとめると次のようになる。

- 初期の数百年では ^{90}Sr , ^{137}Cs が支配的であり、それ以降の期については ^{129}I が支配的となる。
- ^{235}U , ^{238}U および ^{237}Np については、初期の毒性は小さいが、時間とともに崩壊が進み娘核種(^{226}Ra , ^{230}Th 等)の毒性が支配的となる。

表 6-4 放射性核種の最大許容濃度 (10 CFR 20 より)

General Public				General Public				General Public			
Nuclide	Half-Life (Days)	Air ($\mu\text{Ci}/\text{ml}$)	Water ($\mu\text{Ci}/\text{ml}$)	Nuclide	Half-Life (Days)	Air ($\mu\text{Ci}/\text{ml}$)	Water ($\mu\text{Ci}/\text{ml}$)	Nuclide	Half-Life (Days)	Air ($\mu\text{Ci}/\text{ml}$)	Water ($\mu\text{Ci}/\text{ml}$)
Ac-227	8.00E 03	8E-14	2E-06	Ga-72	5.90E-01	8E-09	4E-05	Pa-233	2.74E 01	2E-08	1E-04
Am-241	1.70E 05	2E-13	4E-06	Ge-71	1.20E 01	4E-07	2E-03	Ra-226	5.90E 05	3E-12	3E-08
Am-242m	5.60E 04	2E-13	4E-06	Au-198	2.70E 00	1E-08	5E-05	Rn-222	3.82E 00	3E-09	-
Am-243	2.90E 06	2E-13	4E-06	Hf-181	4.60E 01	1E-09	7E-05	Re-186	3.79E 00	2E-08	9E-05
Sb-124	6.00E 01	5E-09	2E-05	Ho-166	1.10E 00	7E-09	3E-05	Rb-86	1.86E 01	1E-08	7E-05
Sb-125	8.77E 02	2E-08	1E-04	H-3	4.50E 03	2E-07	3E-03	Ru-103	4.10E 01	2E-08	8E-05
A-41	7.63E-02	4E-08	-	In-114m	4.90E 01	4E-09	2E-05	Ru-106	3.65E 02	3E-09	1E-05
As-74	1.75E 01	1E-08	5E-05	I-126	1.33E 01	9E-11	3E-07	Sm-151	3.70E 04	2E-09	4E-04
As-76	1.10E 00	4E-09	2E-05	I-129	6.30E 09	2E-11	6E-08	Sc-46	8.50E 01	8E-09	4E-05
Ba-131	1.16E 01	4E-08	2E-04	I-131	8.00E 00	1E-10	3E-07	Se-75	1.27E 02	4E-08	3E-04
Ba-140	1.28E 01	4E-09	3E-05	Ir-192	7.45E 01	4E-09	4E-05	Ag-110m	2.70E 02	7E-09	3E-05
Bk-249	2.90E 02	3E-11	6E-04	Fe-55	1.10E 03	3E-08	8E-04	Na-22	9.50E 02	6E-09	4E-05
Be-7	5.36E 01	2E-07	2E-03	Fe-59	4.51E 01	5E-09	6E-05	Na-24	6.30E-01	4E-08	2E-04
Bi-207	2.90E 03	6E-09	6E-05	Kr-85	3.93E 03	3E-07	-	Sr-89	5.05E 01	3E-10	3E-06
Bi-210	5.00E 00	2E-10	4E-05	La-140	1.68E 00	5E-09	2E-05	Sr-90	1.00E 04	3E-11	3E-07
Br-82	1.50E 00	4E-08	3E-04	Pb-203	2.17E 00	9E-08	4E-04	S-35	8.71E 01	9E-09	6E-05
Cd-109	4.75E 02	2E-09	2E-04	Pb-210	7.10E 03	4E-12	1E-07	Ta-182	1.12E 02	1E-09	4E-05
Cd-115m	4.30E 01	1E-09	3E-05	Lu-177	6.80E 00	2E-08	1E-04	Tc-99	7.70E 07	7E-08	3E-04
Ca-45	1.64E 02	1E-09	9E-06	Mn-52	5.55E 00	7E-09	3E-05	Te-127m	1.05E 02	5E-09	6E-05
Ca-47	4.90E 00	6E-09	5E-05	Mn-54	3.00E 02	1E-08	1E-04	Te-132	3.20E 00	7E-09	3E-05
Cf-249	1.70E 05	5E-14	4E-06	Hg-203	4.58E 01	2E-09	2E-05	Tb-160	7.30E 01	3E-09	4E-05
Cf-252	8.03E 02	2E-13	7E-06	Mo-99	2.79E 00	3E-08	2E-04	Tl-204	1.10E 03	2E-08	1E-04
C-14	2.00E 06	1E-07	8E-04	Nd-147	1.13E 01	1E-08	6E-05	Th-228	7.00E 02	3E-13	7E-06
Ce-141	3.20E 01	2E-08	9E-05	Np-237	8.00E 08	1E-13	3E-06	Th-230	2.90E 07	8E-14	2E-06
Ce-144	2.90 02	3E-10	1E-05	Np-239	2.33E 00	3E-08	1E-04	Th-232	5.10E 12	1E-12	6E-06
Cs-134	8.40E 02	1E-09	9E-06	Ni-59	2.90E 07	2E-08	2E-04	Tm-170	1.27E 02	1E-09	5E-05
Cs-137	1.10E 04	2E-09	2E-05	Ni-63	2.90E 04	2E-09	3E-05	Sn-113	1.12E 02	1E-08	9E-05
Cl-36	1.20E 08	1E-08	8E-05	Nb-93m	3.70E 03	4E-09	4E-04	Sn-125	9.50E 00	4E-09	2E-05
Cr-51	2.78E 01	4E-07	2E-03	Nb-95	3.50E 01	2E-08	1E-04	W-185	7.40E 01	3E-08	1E-04
Co-60	1.90E 03	1E-08	5E-05	Os-191	1.60E 01	4E-08	2E-04	U-232	2.70E 04	3E-12	3E-05
Cu-64	5.30E-01	7E-08	3E-04	Os-193	1.30E 00	1E-08	6E-05	U-233	5.90E 07	2E-11	3E-05
Cm-242	1.62E 02	4E-12	2E-05	Pd-103	1.70E 01	5E-08	3E-04	U-235	2.60E 11	2E-11	3E-05
Cm-244	6.70E 03	3E-13	7E-06	P-32	1.43E 01	2E-09	2E-05	U-238	1.60E 12	3E-12	4E-05
Dy-166	3.40E 00	8E-09	4E-05	Pt-197	7.50E-01	3E-08	1E-04	V-48	1.61E 01	6E-09	3E-05
Es-253	2.00E 01	3E-11	2E-05	Pu-238	3.30E 04	7E-14	5E-06	Xe-133	5.27E 00	3E-07	-
Es-254	4.80E 02	6E-13	1E-05	Pu-239	8.90E 06	6E-14	5E-06	Yb-175	4.10E 00	2E-08	1E-04
Er-169	9.40E 00	2E-08	9E-05	Pu-241	4.80E 03	3E-12	2E-04	Y-90	2.68E 00	4E-09	2E-05
Eu-152	4.70E 03	6E-10	8E-05	Pu-242	1.40E 08	6E-14	5E-06	Y-91	5.80E 01	1E-09	3E-05
Eu-154	5.80E 03	1E-10	2E-05	Po-210	1.38E 02	2E-11	7E-07	Zn-65	2.45E 02	4E-09	1E-04
Fm-255	8.96E-01	6E-10	3E-05	Pr-143	1.37E 01	1E-08	5E-05	Zr-93	4.00E 08	4E-09	8E-04
F-18	7.80E-02	2E-07	8E-04	Pm-147	9.20E 02	2E-09	2E-04	Zr-95	6.33E 01	4E-09	6E-05
Gd-153	2.62E 02	8E-09	2E-04	Pa-231	1.30E 07	4E-14	3E-07				

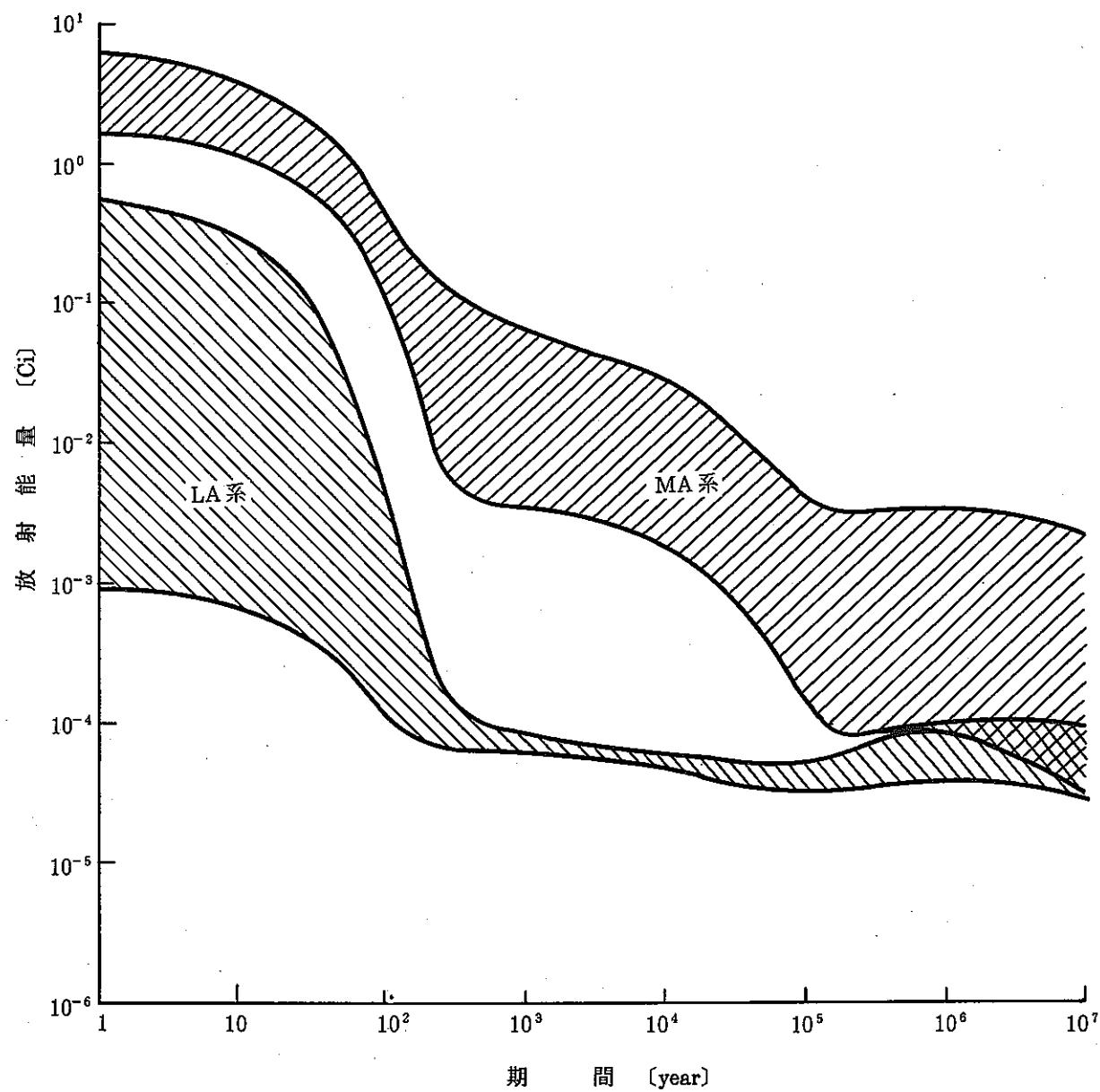


図 6-2 アスファルトドラム缶1本当りの放射能量

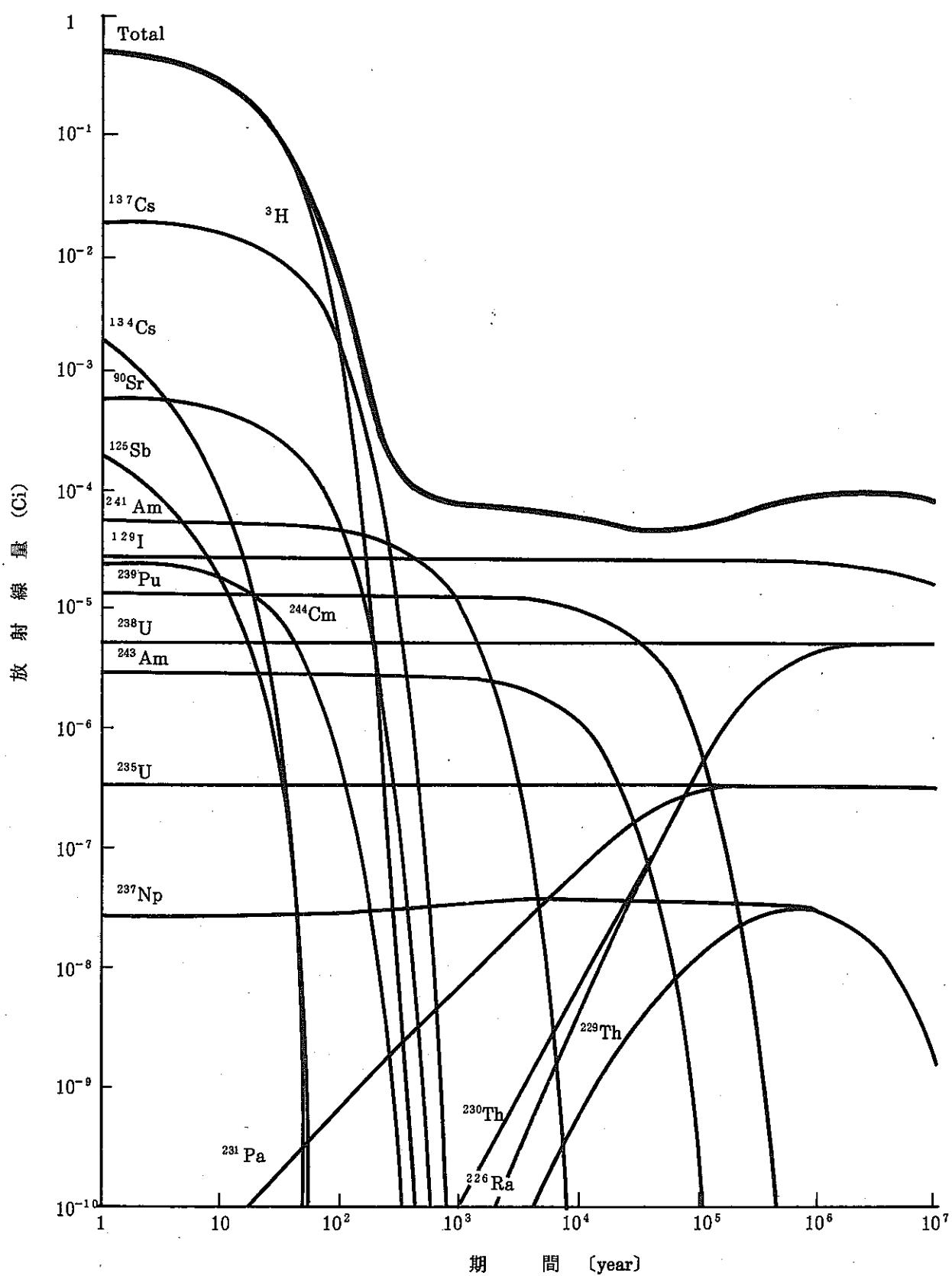


図 6-3 LA 系 ドラム 缶 1 本当りの含有核種の放射能量 (分析値高側)

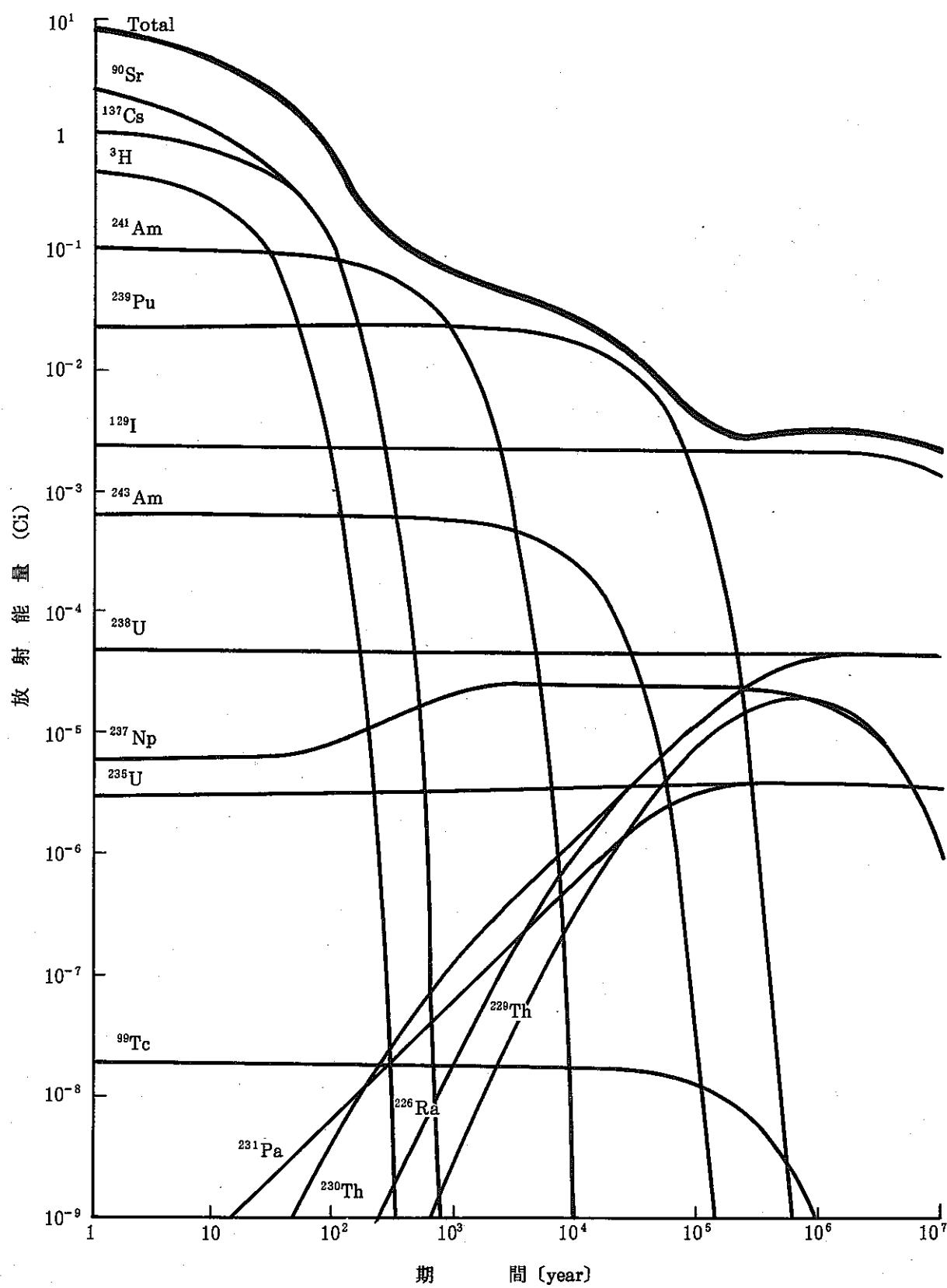


図 6-4 MA 系ドラム缶 1 本当りの含有核種の放射能量 (分析値高側)

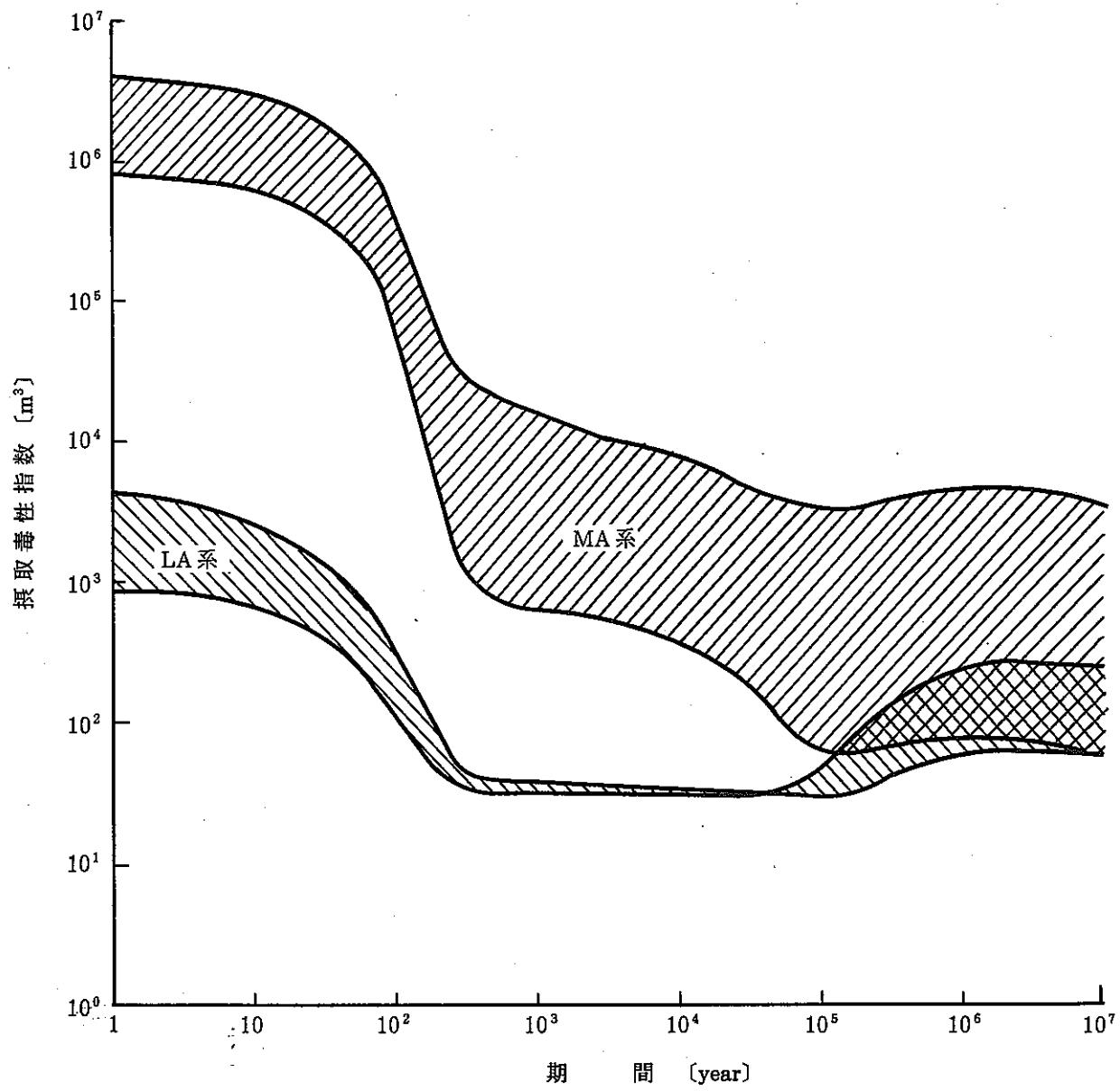


図 6-5 アスファルトドラム缶 1 本当りの毒性指数

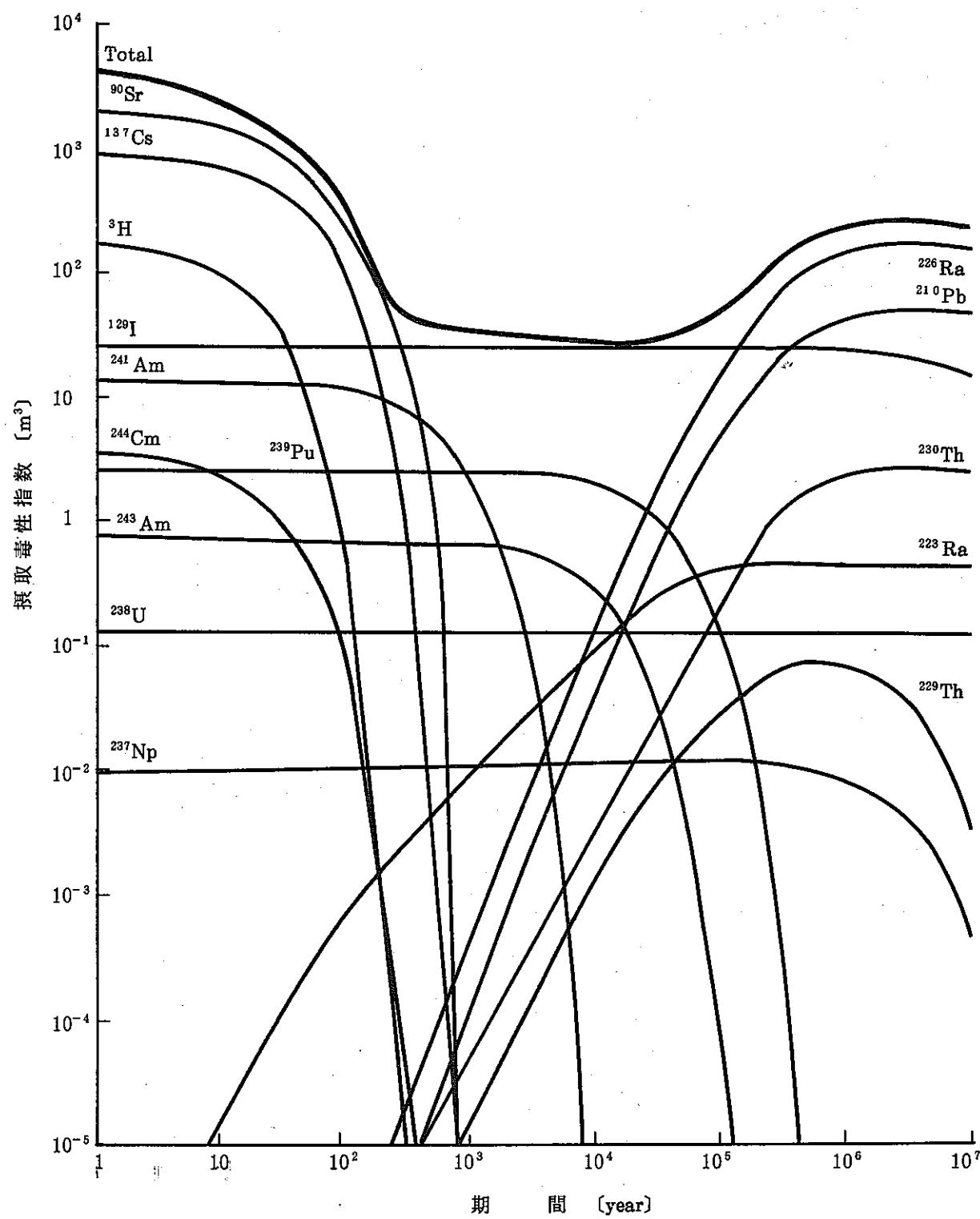


図 6-6 LA 系ドラム缶 1 本当りの含有核種の毒性指数（分析値高側）

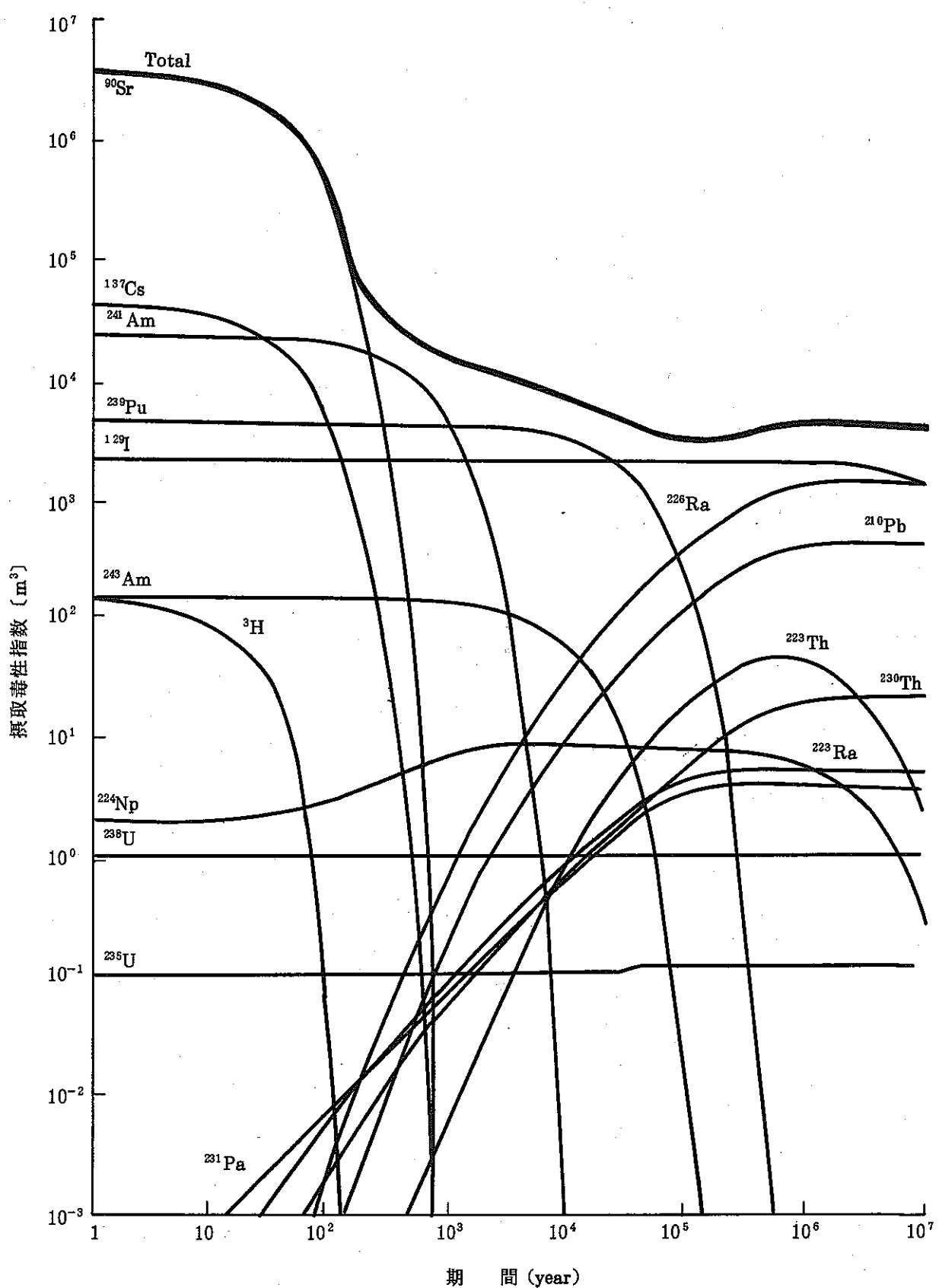
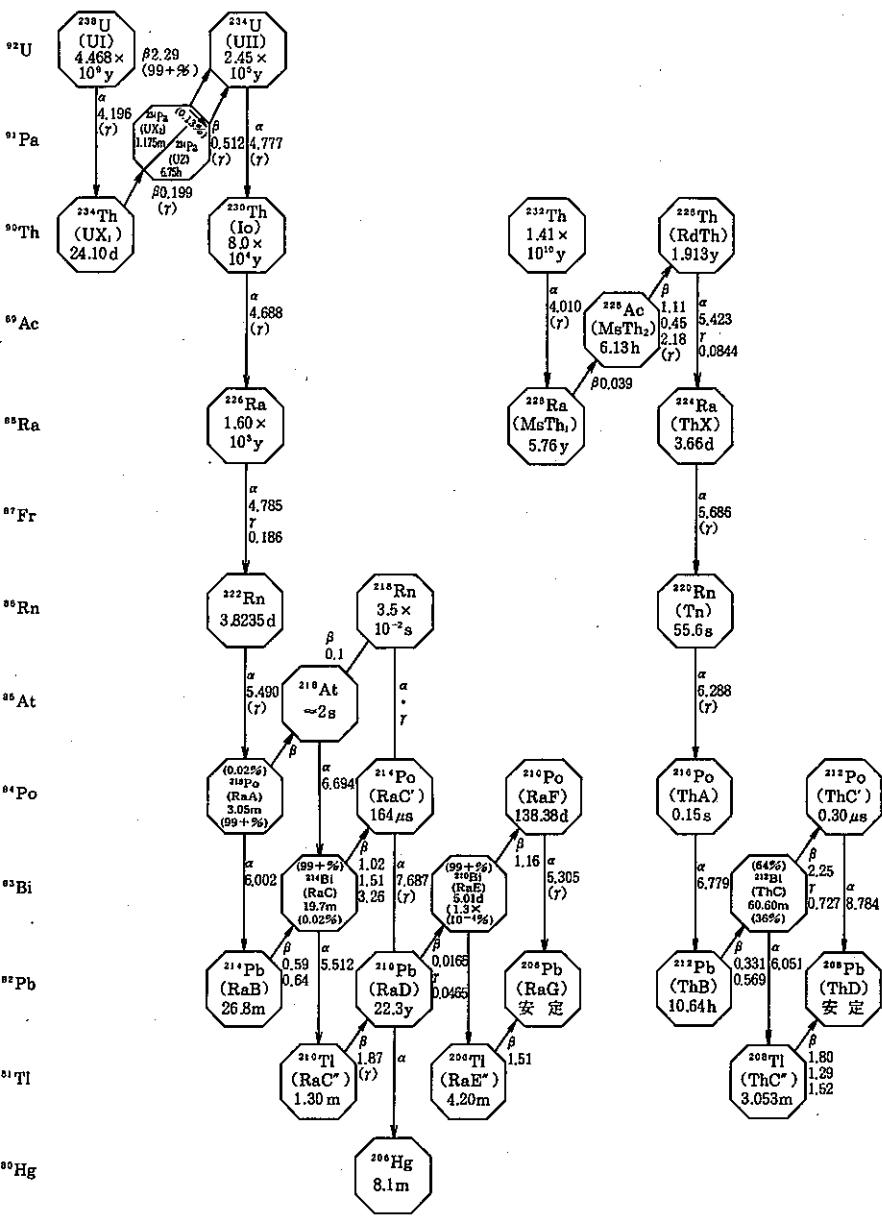


図 6-7 MA 系 ドラム缶 1 本当りの含有核種の毒性指数（分析値高側）



トリウム系列4n系列表

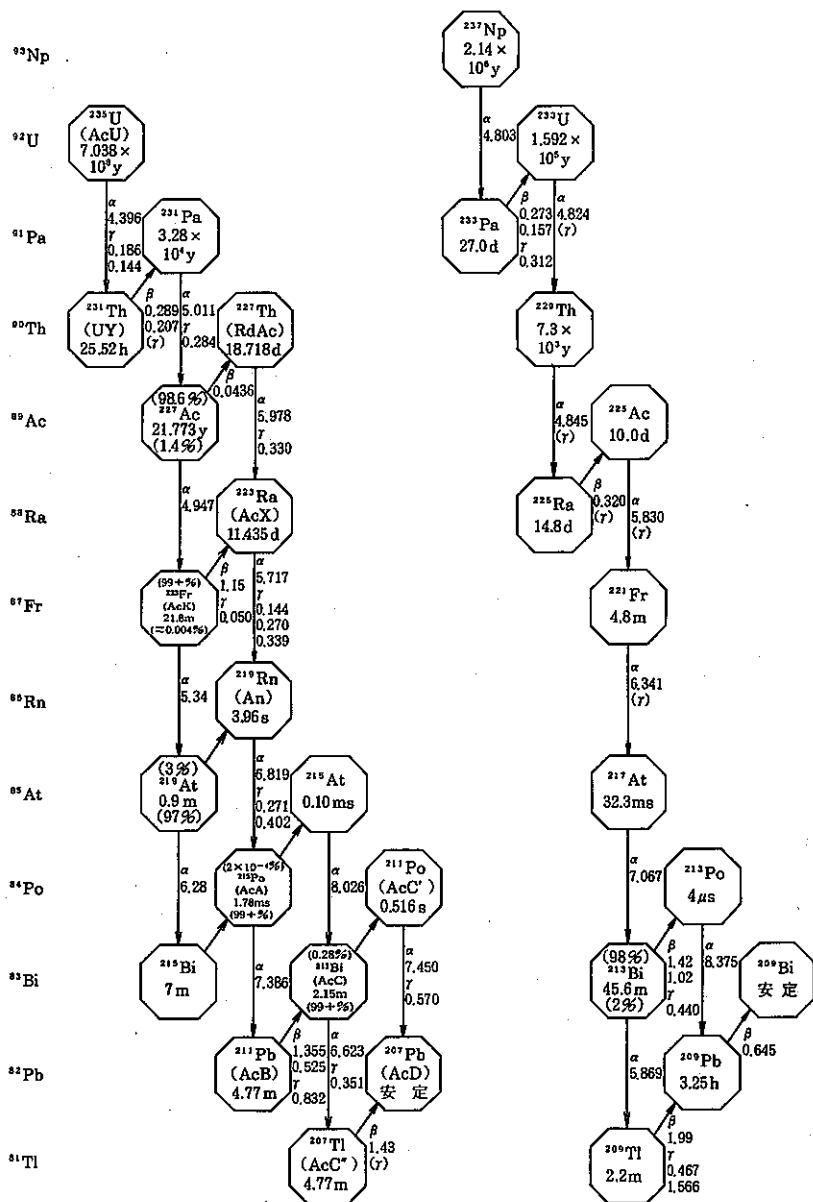


図 6-8 放射性核種の壊変系列表

6.4 天然ウラン鉱石と摂取毒性指数の比較

アスファルト固化体ドラム缶1本当りの毒性指数のレベルを把握するため、天然ウラン鉱石の種々のケースについて毒性を比較した。また、参考として高レベルガラス固化体の毒性を合せて示す。比較ケース及び計算条件を以下に示す。

1) 比較ケース

- a) 200 ℥ ドラム缶にウラン鉱石が充填されている場合の毒性
- b) アスファルトドラム缶を1本発生させるのに必要なウラン鉱石の毒性
- c) 高レベルガラス固化体を1本発生させるのに必要なウラン鉱石の毒性

2) 計算条件

- 天然ウラン鉱石の毒性は²²⁶Raの毒性より求めた。

理由) 天然ウラン中の核種は²³⁸Uが大部分を占めるため、天然ウラン鉱石の毒性は、²³⁸U崩壊系列(図6-8参照)で生成する核種に支配されると言える。摂取毒性指数は、核種の放射能量及び最大許容濃度より求められるが、鉱石中のウランは超長期経過しており、²³⁸U系列の各核種は放射平衡に達しているので、ウラン鉱石毒性への寄与は、各核種の最大許容濃度(表6-4参照)によって決定される。表6-4より²²⁶Raの最大許容濃度は、他核種に比べ数桁低いので、ほぼ天然ウラン鉱石の毒性は²²⁶Raに支配されるといえる。

- ウラン鉱石密度：2.6 g/cm³
- ウラン含有量：500 ppm(日本の鉱床における平均的品位)
- 最大許容濃度：

$$\text{²²⁶Ra} \cdots \cdots 3 \times 10^{-8} \text{ Ci/m}^3\text{H}_2\text{O}$$

$$\text{²³⁸U} \cdots \cdots 4 \times 10^{-5} \text{ Ci/m}^3\text{H}_2\text{O}$$
- ドラム缶発生率：30本/使用済燃料1トン

3) 毒性比較

- a) 200 ℥ ドラム缶にウラン鉱石が充填されている場合の毒性

ドラム缶の重量

$$200 \ell \times 2.6 \text{ kg}/\ell = 520 \text{ kg}$$

ドラム缶中ウラン量

$$520 \text{ kg} \times 500 \text{ ppm} = 0.26 \text{ kg}$$

²³⁸Uの放射能量(99.3%が²³⁸Uとする)

$$C = \frac{1.127 \times 10^{13} \times w}{T \cdot M}$$

$$= 8.7 \times 10^{-5} \text{ [Ci]}$$

C : 放射能量 [Ci]
w : 核種量 [g] : 258 g
T : 半減期 [sec] : 1.4×10^{17} sec
M : 質量数 [g] : 238 g

→²³⁸Uと²²⁶Raは放射平衡に達している。

$$\left\{ \begin{array}{l} {}^{238}\text{U} \text{の毒性指数} \\ \frac{8.7 \times 10^{-5}}{4 \times 10^{-5}} = 2.2 \text{ m}^3 \\ {}^{226}\text{Ra} \text{の毒性指数} \\ \frac{8.7 \times 10^{-5}}{3 \times 10^{-8}} = 2.9 \times 10^3 \text{ m}^3 \end{array} \right.$$

→本結果より天然ウラン鉱石の毒性は、 ${}^{226}\text{Ra}$ に支配される。(最大許容濃度の違いによる。)

故に、200 ℥ ドラム缶にウラン鉱石を充填した場合の毒性指数は、 $2.9 \times 10^3 \text{ m}^3$ となる。

b) アスファルトドラム缶を1本発生させるのに必要なウラン鉱石の毒性

発生率 30本／使用済燃料1ton

アスファルトドラム缶を1本発生させるのに必要な使用済燃料は33 kgとなる。

${}^{238}\text{U}$ の放射能量 (99.3% ${}^{238}\text{U}$ とする)

$$\begin{aligned} C &= \frac{1.127 \times 10^{13} \times w}{T \cdot M} \\ &= \frac{1.127 \times 10^{13} \times 1.9 \times 10^5}{1.4 \times 10^{17} \times 238} \\ &= \underline{\underline{6.4 \times 10^{-2} \text{ Ci}}} \\ &\rightarrow {}^{238}\text{U} \text{と} {}^{226}\text{Ra} \text{は放射平衡に達している。} \end{aligned}$$

${}^{226}\text{Ra}$ の毒性指数

$$\frac{6.4 \times 10^{-2}}{3 \times 10^{-8}} = 2.1 \times 10^6 \text{ m}^3$$

故に、アスファルトドラム缶を1本発生させるのに必要なウラン鉱石の毒性指数は、 $2.1 \times 10^6 \text{ m}^3$ となる。

c) 高レベルガラス固化体を1本発生させるのに必要なウラン鉱石の毒性

発生率 1本／使用済燃料1ton

${}^{238}\text{U}$ の放射能量 (99.3% ${}^{238}\text{U}$ とする)

$$\begin{aligned} C &= \frac{1.127 \times 10^{13} \times w}{T \cdot M} \\ &= \frac{1.127 \times 10^{13} \times 5.7 \times 10^6}{1.4 \times 10^{17} \times 238} \\ &= \underline{\underline{1.9 \text{ Ci}}} \\ &\rightarrow {}^{238}\text{U} \text{と} {}^{226}\text{Ra} \text{は放射平衡に達している。} \end{aligned}$$

²²⁶Ra の毒性指数

$$\frac{1.9}{3 \times 10^{-8}} = 6.3 \times 10^7 \text{ m}^3$$

故に、ガラス固化体 1 本を発生させるのに必要なウラン鉱石の毒性指数は $6.3 \times 10^7 \text{ m}^3$ となる。

d) 高レベルガラス固化体の毒性指数計算条件

計算コード	ORIGEN79	高レベル廃液への移行率	
炉 型	PWR	H-3	4.0 %
燃 燃 度	28000MWD/MTU	I	0.5 %
比 出 力	35MW/MTU	希ガス	0.0 %
燃 焼 期 間	800 日	その他FP	100 %
濃 縮 度	U-235 4.0Wt%	アクチンド	100 %
再処理時期	炉取り出し後 180 日	U	5.81 kgU/MTU 0.6 %
		Pu	22.9 gPu/MTU 0.3 %

比較結果を図 6-9 に示す。得られた知見を以下に示す。

◦ アスファルト MA 系固化体

- 1) 1 ~ 10^7 年の期間は、比較ケース a) に比べ常に高い毒性がある。
- 2) 比較ケース b) に比べ、初期の約 10 年間は高い毒性があるが、以後は約 3 衍ほど低くなる。

◦ アスファルト LA 系固化体

- 1) 比較ケース a) に比べ、初期の約 8 年間は、若干高い毒性であるが以後は十分低下する。

◦ 高レベルガラス固化体

- 1) 比較ケース c) に比べて初期は約 4 衍高い毒性であるが、期間は約 100 年で急激に減少し、約 500 年で同レベルになる。

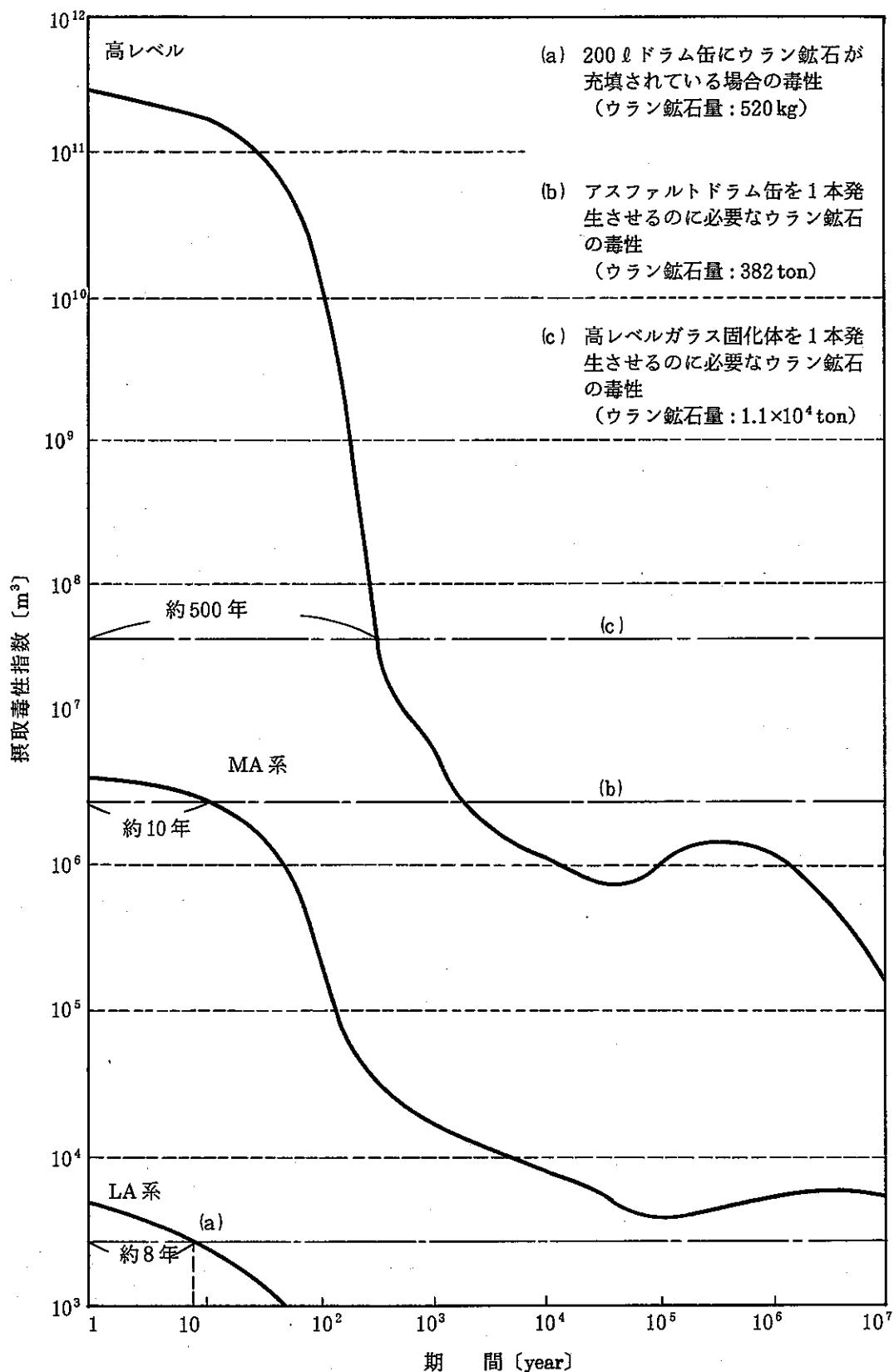


図 6-9 高レベルガラス固化体、アスファルト固化体
1本当りの毒性指数

6.5 アスファルト固化体処分の性能評価（テストケース）

アスファルト固化体を処分した場合の人工バリア及び天然バリア中での核種移行について、以下に示す仮定を設け、緩衝材の厚さ及び地下水の流速を変化させアスファルト固化体中の各核種の各バリアでの遅延効果をテストケースとして評価した。

1) 使用計算コード

(I) *緩衝材(ペントナイト) 中での核種移行について *** [RELEASE]

(II) 天然バリア(花崗岩) 中での核種移行について *** [MGRAT 03]

* : TRU廃棄物の処分については、緩衝材としてセメント／コンクリートが考えられているが、現在のところ得られているデータがないため、ペントナイトのデータを用いて計算を行った。

2) 解析(I): 緩衝材(ペントナイト) 中での核種移行について

① 手 法：解析コード[RELEASE]を用いて、緩衝材(ペントナイト)の厚さを 0.3 m, 0.6 m, 1.0 m と変化させた場合について、以下の計算を行う。

[浸出後の経過時間に対する天然バリアへの核種放出率(g/y)]

② データ：表 6-5 にインプットデータを示す。(保守的に見積ったデータ)

③ 結 果：核種の初期インベントリーの値が各々異なるので単純に放出率(g/y)を比較することはできない。そこで各核種の初期インベントリー 1 g当たりの放出率に換算し、全核種を緩衝材の厚さ毎にまとめて示す。(図 6-10)

緩衝材による核種放出の抑制効果は、核種が有するいくつかの特性(拡散係数、分配係数、半減期)により異なる。例えば、

拡散係数 大(小) 抑制効果 小(大)

分配係数 大(小) 抑制効果 大(小)

半減期 長(短) 抑制効果 小(大)

等である。ここでは、比較検討を容易に行うために半減期により核種を以下のように分類し、考察する。

(a) 半減期 $\leq 10^3$ y ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{241}Am

(b) 10^3 y < 半減期 $\leq 10^5$ y ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{243}Am

(c) 10^5 y < 半減期 ^{234}U , ^{237}Np , ^{129}I

* ここで、 ^{234}U , ^{235}U , ^{238}U は同様の特性を持つので ^{234}U で代表させた。

緩衝材厚 0.3 m の場合の最大放出率(1/y)を 1 とした時、0.6 m, 1.0 m の最大放出率(1/y)は以下のようになる。

核種 厚さ (m)	a グループ			b グループ			c グループ		
	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	²⁴¹ Am	²³⁹ Pu	²⁴⁰ Pu	²⁴³ Am	²³⁴ U	²³⁷ Np	¹²⁹ I
0.6	5.47×10^{-3}	1.53×10^{-5}	3.98×10^{-12}	2.66×10^{-2}	1.40×10^{-3}	1.94×10^{-4}	0.48	0.52	1
1.0	7.45×10^{-6}	2.14×10^{-11}	5.79×10^{-23}	2.79×10^{-4}	3.41×10^{-7}	4.66×10^{-9}	0.27	0.32	1

(a)及び(b)グループの核種は、緩衝材の厚さを増加させることによりその放出率はかなり抑制されるが(c)グループの²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁸U, ²³⁷Np, ¹²⁹Iは、緩衝材の厚さを増加させることによる放出率の低減は難しいものと思われる。ただし、緩衝材による遅延効果は期待できる。

3) 解析(II)：天然バリア(花崗岩)中での核種移行について

① 手法：アスファルト固化体10万本を処分場(250 m×100 m×1 m)に処分すると仮定し、かつ、地下水水流速を1 m/y, 30 m/y, 100 m/yに変化させ、これらの流速を1,000 m保持するものとし、この地点での摂取毒性指数を計算する。なお、計算に当っては3通りの緩衝材の厚さについてなされた解析(I)の結果に地下水水流速に関する条件を加え、全部で9通りの条件下での摂取毒性指数の経年変化による天然バリア中での核種の移行特性について評価する。

② データ：表6-6にインプットデータを示す。(保守的に見積ったデータ)

③ 結果：地下水水流速の増加は一律に摂取毒性指数(m³-H₂O/y)を増大させる。

(図6-11)

[¹²⁹Iについて]：処分後10²～10³年に著しく摂取毒性指数が増加し、この時期の摂取毒性指数を特徴づける。花崗岩中での遅延係数は1(保守的)であり、¹²⁹Iに関しては花崗岩のバリア効果はあまり期待できない。解析(I)の結果である緩衝材のバリア効果についても同様であり、生物圏への影響を考えるとき、注目しなければならない核種である。

[²⁴¹Am, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs]：花崗岩中での遅延係数は大きく、半減期も短いことから処分場から1,000 mの地点での摂取毒性指数は10⁻⁶(m³-H₂O/y)を下まわり核種移行の度合は総じて小さい。

[²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁸U, ²³⁷Np]：娘核種を伴ない10⁵～10⁶年後に摂取毒性指数のピークをもつ。

[²³⁴Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴³Am]：地下水の流速によっては、²³⁴U, ²³⁵U, ²³⁸U, ²³⁷Npに近い挙動を示す。

5) まとめ：極めて保守的な評価ではあるが、今回仮定した処分場のモデルからは最大10⁶～10⁷m³-H₂O/yの摂取毒性指数(¹²⁹I)が示された。これは、このモデルに基づいて処分を行うためには年間希釈水量として上述の値を上回る処分環境が要求されることを示している。

今後は、サイト特性調査結果と合わせて、より現実な移行評価モデルを用いることにより
処分技術を開発していく必要がある。

表 6-5 緩衝材中の核種移行解析(RELEASE)のインプットデータ

核種		*1 同位体存在比	*2 半減期 [Y]	*3 拡散係数 [m^2/y]	*4 分配係数 [m^3/kg]	*5 固化体中含有率	*6 飽和溶解度 [g/m^3]	*7 固化体浸出率 [$g/m^3 \cdot Y$]	*8 充填材厚さ [m]	*9 地下水流速 [m/y]			
元素	同位体												
U	^{234}U	2.68×10^{-4}	2.48×10^5	4.7×10^{-3}	0.093	6.30×10^{-4}	1.9×10^{-1}	3.65×10^2	0.3 and 0.6 and 1.0	10^{-3}			
	^{235}U	1.58×10^{-2}	7.1×10^8										
	^{238}U	9.79×10^{-1}	4.51×10^9										
Np	^{237}Np	1	2.14×10^6	2.8×10^{-3}	0.12	3.59×10^{-8}	4.7×10^{-5}	10^6					
Pu	^{239}Pu	6.24×10^{-1}	2.44×10^4	6.6×10^{-3}	3.5	2.63×10^{-6}	1.2×10^{-6}						
	^{240}Pu	2.31×10^{-1}	6.6×10^3										
Am	^{241}Am	5.97×10^{-1}	458	5.7×10^{-3}	6.6	2.08×10^{-7}	2.4×10^{-3}						
	^{243}Am	3.97×10^{-1}	8.0×10^3										
Sr	^{90}Sr	6.02×10^{-1}	28	2.1	2.9	5.90×10^{-8}	10^6						
Cs	^{137}Cs	4.26×10^{-1}	30	1.8×10^{-1}	1.4	1.09×10^{-7}							
Tc	^{99}Tc	1	2.12×10^3	3.15×10^{-4}	0	4.74×10^{-12}	$10^{-8} \sim 10^{-4}$ (mol/l)						
I	^{129}I	7.77×10^{-1}	7.77×10^7	3.00×10^{-3}	0	7.50×10^{-6}	10^6						

* 1, * 5 回収ウラン廃棄物放射線量評価データ(出力 $3.5 \times 10 \text{ MW}$, burn up $2.8 \times 10^4 \text{ MWD/T}$ 180 日冷却後の使用済燃料)とアスファルト固化体中の核種量の分析結果より計算

* 2 アイソトープ便覧参照(S54年版)

* 3, * 4, * 6, * 9 人工バリアシステム設計研究(1): 三井金属⁸⁾ Table 2-3 参照 ^{129}I については保守的に仮定

* 7, * 8 仮定

表 6-6 天然パリア中の核種移行解析(MGRAT-03) インプットデータ

核種	*1 遅延係数 ¹⁾	*2 半減期(Y) ²⁾	*3 初期濃度(Ci/ドラム缶)	*4 最大許容濃度MPC(Ci/m ³)	浸出時間(年) [鉄衛材 厚さ 0.3 m 0.5 m 1.0 m]	核種質量(g/ドラム缶)	解析にて求めた 最大浸出量(g/y) [鉄衛材 厚さ 0.3 m 0.5 m 1.0 m]
Sr-90	970	28	1.16	4×10^{-6}	1.58×10^5 2.88×10^7 2.14×10^{10}	8.18×10^{-3}	5.19×10^{-8} 2.84×10^{-10} 3.83×10^{-13}
Tc-99	320	2.12×10^5	1.86×10^{-8}	2×10^{-3}	—	1.09×10^{-6}	—
I-129	1	1.70×10^7	2.24×10^{-3}	4×10^{-6}	4.70×10^2 4.70×10^2 4.70×10^2	13.4	2.85×10^{-2} 2.85×10^{-2} 2.85×10^{-2}
Cs-137	24000	3.00×10^1	9.29×10^{-1}	2×10^{-4}	1.26×10^8 8.23×10^{12} 5.88×10^{18}	1.07×10^{-2}	8.49×10^{-11} 1.30×10^{-15} 1.82×10^{-21}
Am-241	16200	458	1.13×10^{-2}	4×10^{-5}	8.36×10^{17} 2.10×10^{29} 1.44×10^{40}	2.86×10^{-2}	3.42×10^{-20} 1.36×10^{-31} 1.98×10^{-42}
Am-242m	16200	1.52×10^2	2.77×10^{-3}	4×10^{-5}	—	2.85×10^{-4}	—
U-234	320	2.48×10^5	2.39×10^{-4}	4×10^{-5}	1.46×10^5 3.02×10^5 5.43×10^5	3.89×10^{-2}	2.67×10^{-7} 1.29×10^{-7} 7.17×10^{-8}
Th-230	40000	8.00×10^4	3.66×10^{-10}	2×10^{-5}	—	1.88×10^{-8}	—
Ra-226	4000	1.60×10^3	0	1×10^{-7}	—	0	—
Np-237	82	2.14×10^6	5.82×10^{-6}	3×10^{-5}	5.43×10^4 1.05×10^5 1.69×10^5	8.26×10^{-3}	1.52×10^{-7} 7.90×10^{-8} 4.89×10^{-8}
U-233	320	1.62×10^5	2.36×10^{-9}	4×10^{-5}	—	2.50×10^{-7}	—
Th-229	40000	7.30×10^3	7.20×10^{-13}	2×10^{-6}	—	3.36×10^{-12}	—
Am-243	16200	8.00×10^3	3.49×10^{-3}	4×10^{-5}	9.5×10^6 4.91×10^{10} 2.04×10^{15} 6.0×10^8 2.25×10^{10} 2.14×10^{12} 1.41×10^5 2.74×10^5 4.33×10^5	1.90×10^{-2}	2.00×10^{-9} 3.87×10^{-13} 9.32×10^{-18} 6.30×10^{-10} 1.68×10^{-11} 1.76×10^{-13} 1.62×10^{-5} 8.37×10^{-6} 5.35×10^{-6}
Pu-239	8080	2.44×10^4	2.31×10^{-2}	5×10^{-5}	—	3.78×10^{-1}	—
U-235	320	7.10×10^8	4.91×10^{-6}	4×10^{-5}	—	2.29	—
Pu-240	8080	6.60×10^3	3.15×10^{-2}	5×10^{-5}	9.09×10^9 6.51×10^{12} 2.67×10^{16}	1.40×10^{-1}	1.54×10^{-11} 2.15×10^{-14} 5.25×10^{-18}
U-236	320	2.39×10^7	4.04×10^{-5}	5×10^{-5}	—	6.38×10^{-1}	—
Th-232	40000	1.41×10^{10}	1.72×10^{-16}	2×10^{-5}	—	1.57×10^{-9}	—
U-238	320	4.51×10^9	4.72×10^{-5}	6×10^{-5}	1.42×10^5 2.74×10^5 4.37×10^5	142	1.00×10^{-3} 5.19×10^{-4} 3.25×10^{-4}
Th-230	40000	8.00×10^4	3.66×10^{-10}	2×10^{-5}	—	1.88×10^{-8}	—
Ra-226	4000	1.60×10^3	0	1×10^{-7}	—	0	—

*1 性能評価研究(N) : 日揮⁹⁾ 表 6.2.2 参照

*2 アイソトープ便覧参照

*3 180 日間冷却した使用済燃料を基に計算したドラム缶 1 本当りの初期濃度

*4 計算にはこの値の 1/10 の値を使用

放射線を放出する同位元素の数量等を定める件、科学技術庁
告示第 22 号 (1960)

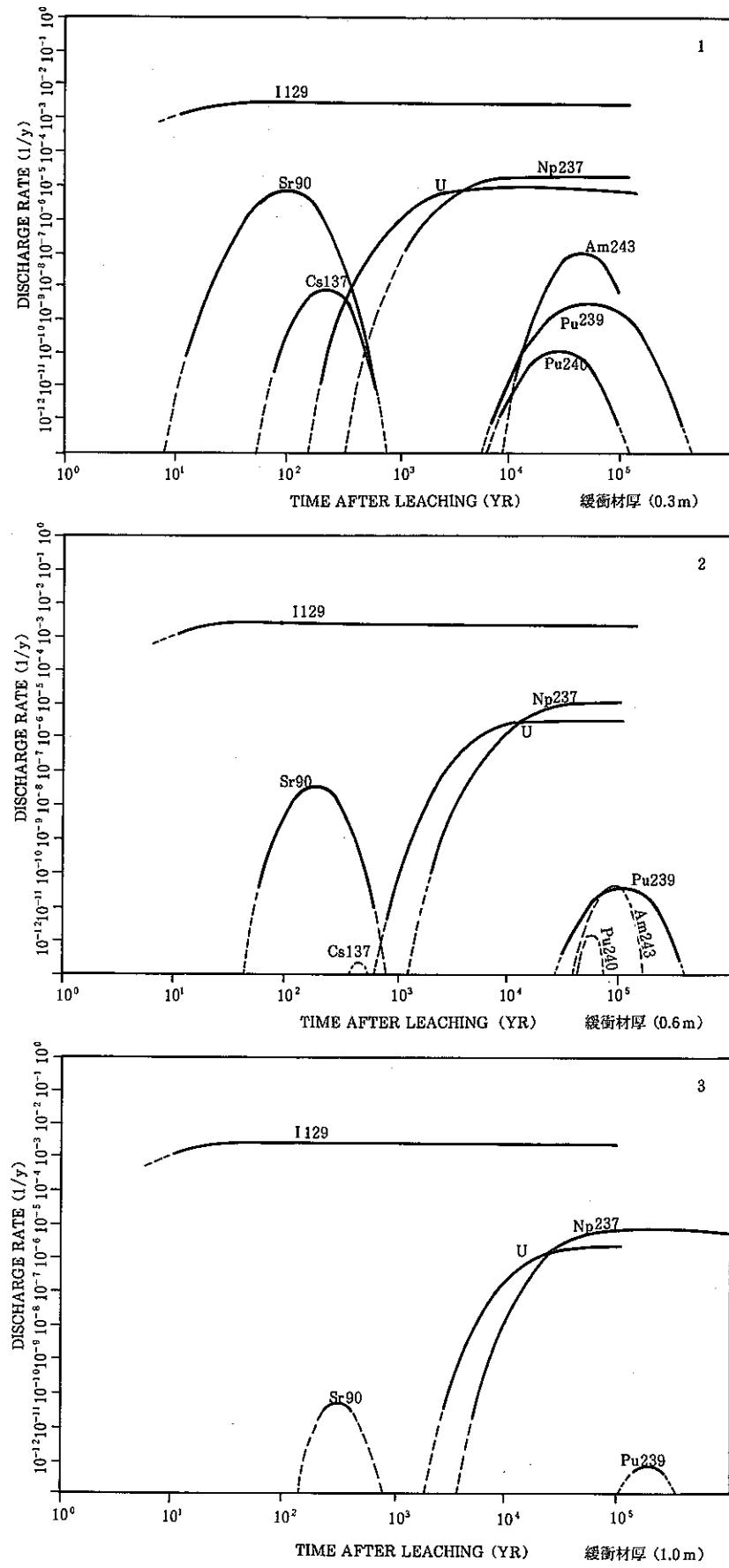


図 6-10 緩衝材からの核種放出率

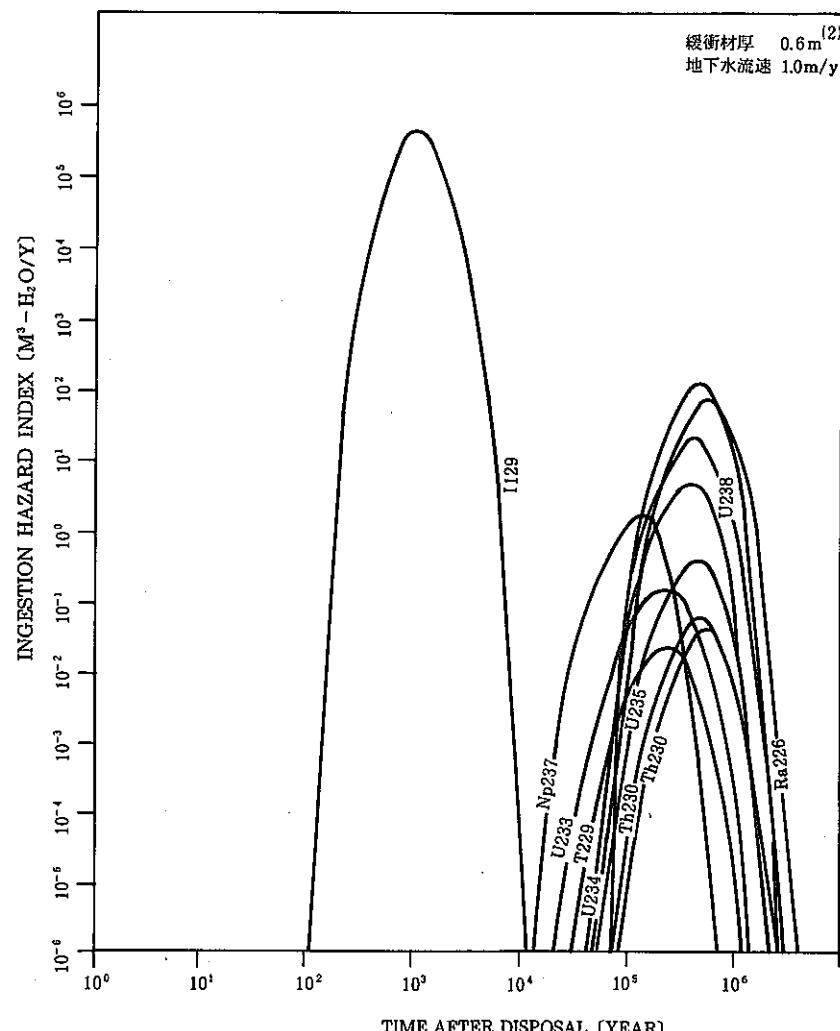
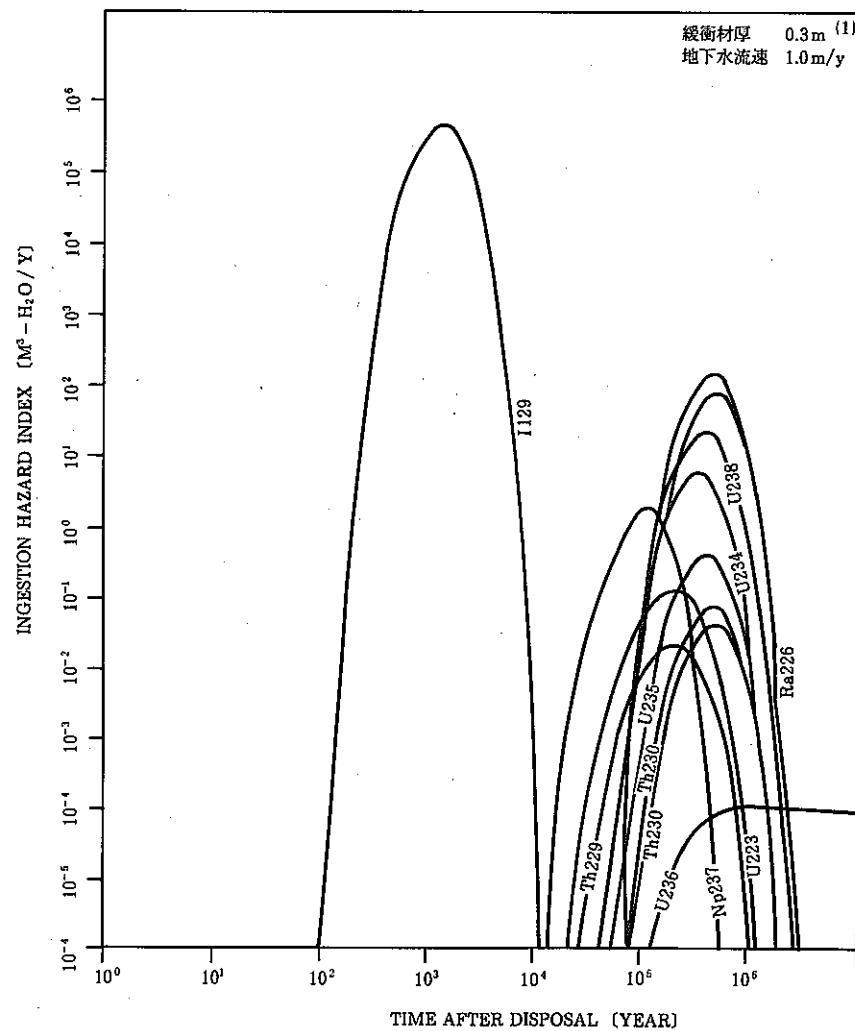
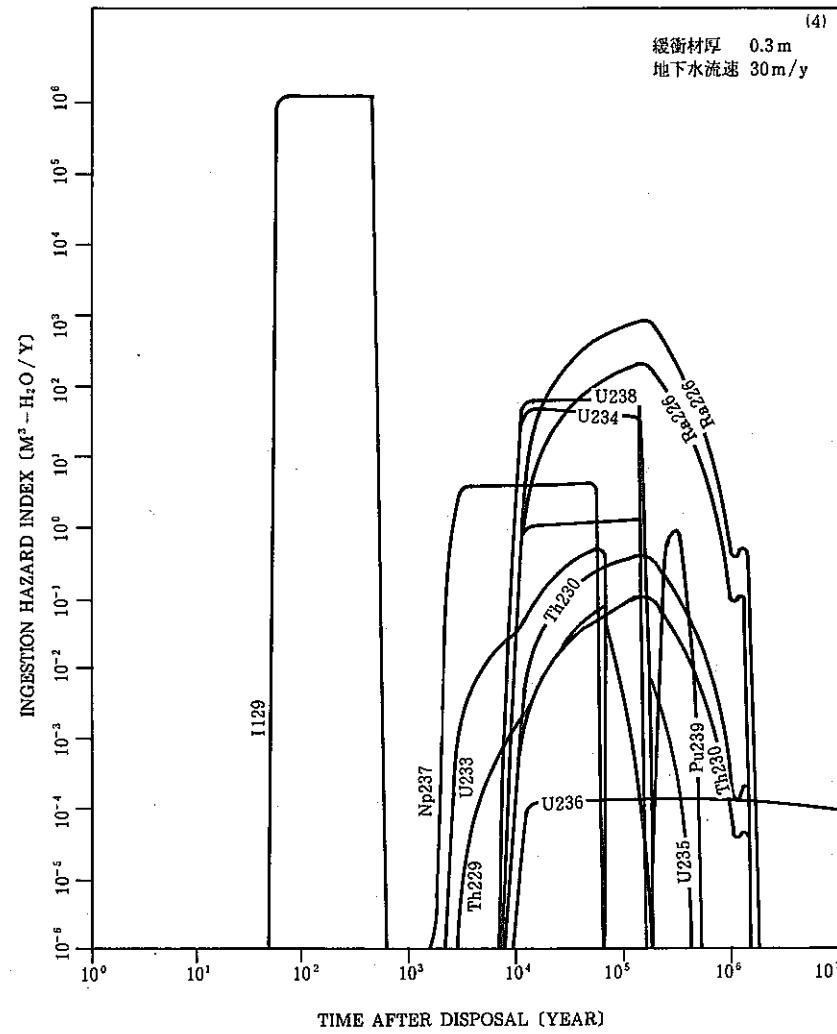
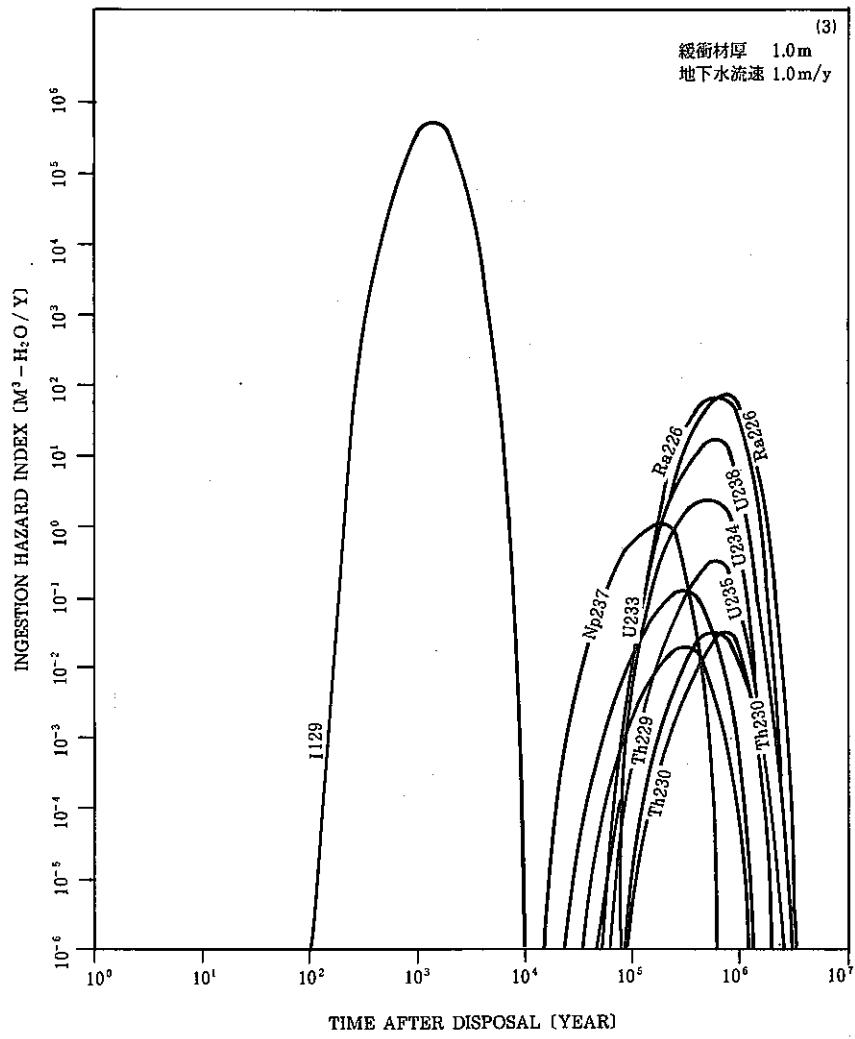
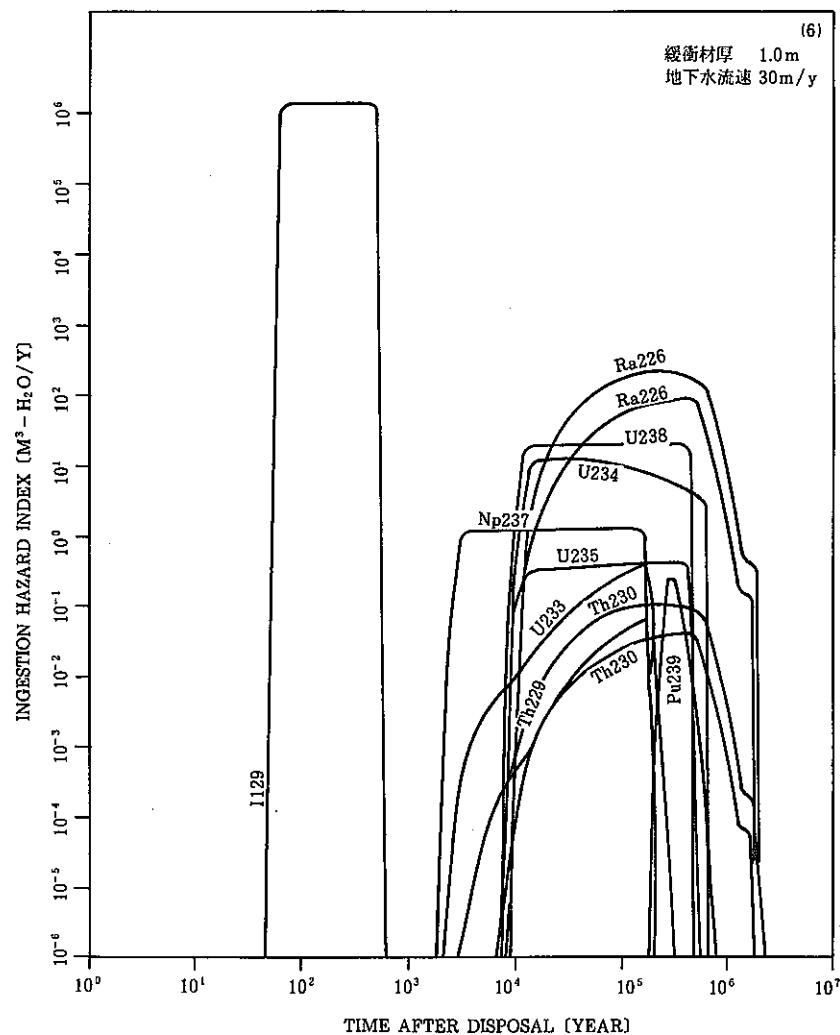
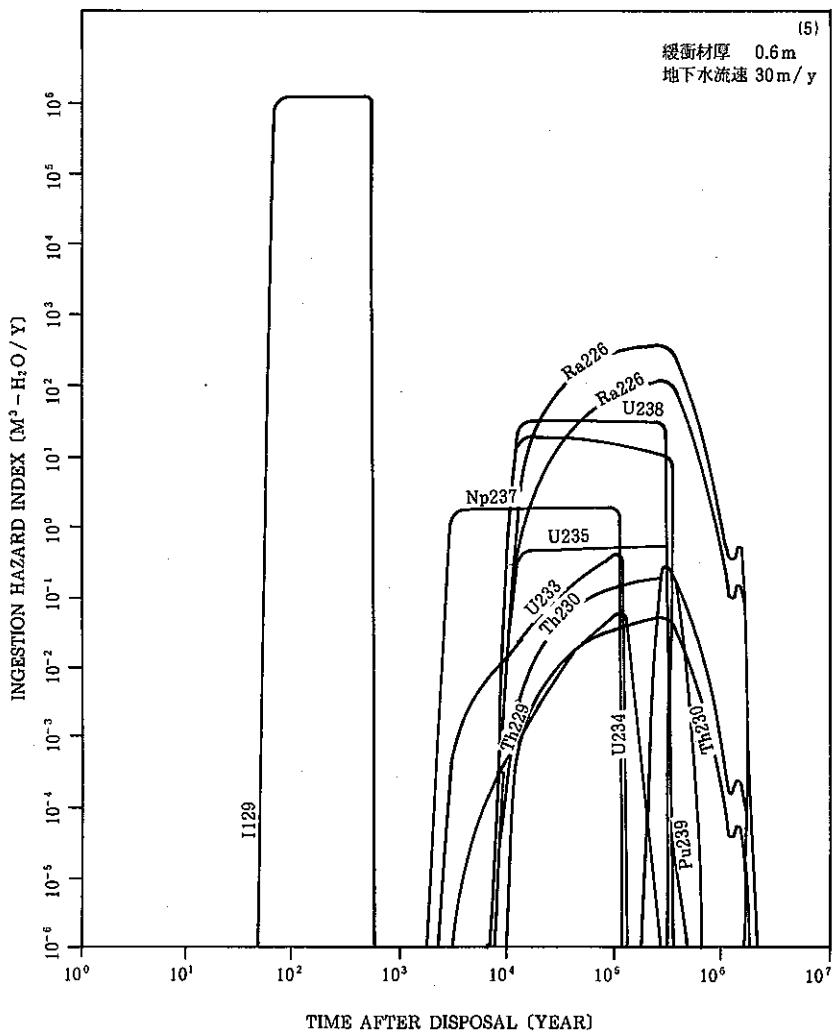
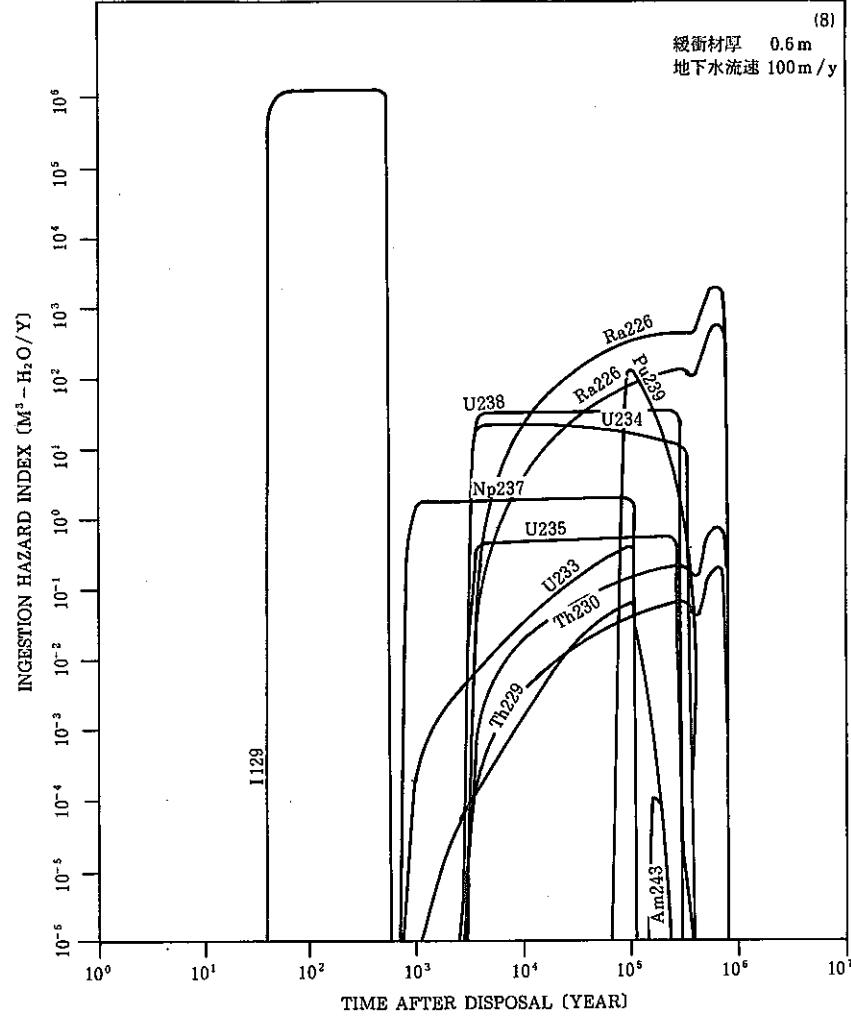
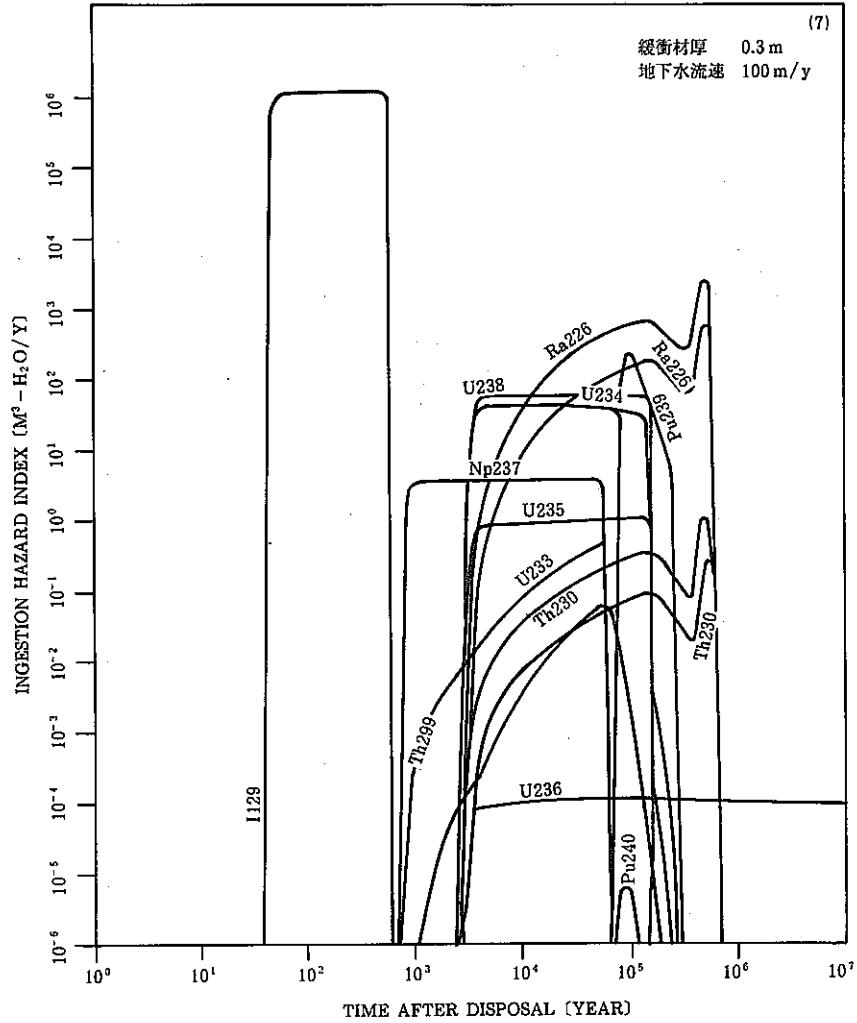
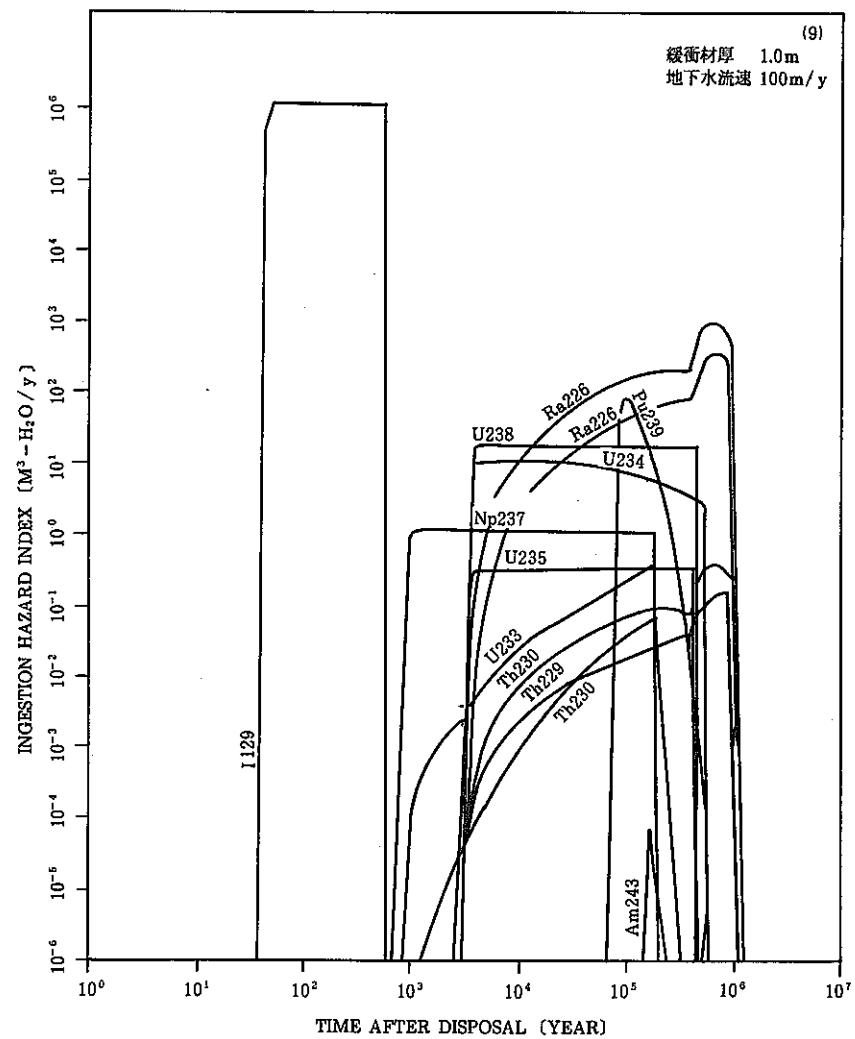


図 6-11 天然バリア中（処分場から 1000m 地点）の通過核種量









7. 今後の研究開発項目

7.1 国の計画

高レベル廃棄物処分については、「原子力開発利用長期計画」(昭和 62 年 6 月 22 日、原子力委員会決定)の中で、地層処分は次の 4 段階の手順で進めるものとされている。

第 1 段階 有効な地層の選定 (～昭和 59 年度)

第 2 段階 処分予定地の選定 (昭和 60 年度～)

第 3 段階 処分予定地における処分技術の実証

第 4 段階 処分施設の建設・操業・閉鎖

第 1 段階は昭和 59 年度で終了し、その結論を踏まえ、現在進行中の第 2 段階では国的重要プロジェクトとして、

① 「地層処分技術の確立を目指した研究開発」

② 「地質環境等の適性を評価するための調査」

③ 「処分予定地の選定」

を実施することとされている。

7.2 第 2 段階における事業団の目標¹⁰⁾

事業団は第 2 段階における地層処分技術開発の目標を以下のように設定している。

(1) 地層処分システムの開発

- ・処分場を建設する技術を初めとし、地層処分を実施する上で必要な技術を開発し、地層処分システムの設計を行う。
- ・第 2 段階前半においては、特定の岩種についてこれを行う。

(2) 地層処分システムの安全性評価

- ・放射性核種が処分場から漏洩したと仮定した長期予測の計算を天然バリア・人工バリアなどに関するデータに基づき、コンピューターによって行い、処分が安全に実施されうることを示す。
- ・前半においては特定の岩種についてこれを行う。

(3) 処分予定候補地の推薦

- ・実施主体が行う処分予定地選定に資するために、候補地をその基礎データと共に提示する。
- ・前半においては、精密調査の対象となる特定地点を抽出するために、第 1 段階で選ばれた対象地域全体の評価を中心に行う。

7.3 TRU廃棄物処分の役割りと今後の研究開発項目

TRU廃棄物は、高レベル廃棄物に比較して、処分体の種類、発生量とも多いため、処分体の特性および濃度レベルに応じた合理的な処分システムを構築する必要がある。

基本的に、TRU廃棄物処分についても安全解析のインプットデータとその科学的な根拠を示すことを目標としているが、TRU廃棄物処分技術開発の進捗状況を勘案し、第2段階前半は高レベル廃棄物と合わせて処分するか、独立に処分を行うか等高レベル廃棄物処分システムに反映させることを主な目標とする。

今後の主なTRU廃棄物処分技術開発項目を以下に示す。

- (1) 各処分体に含まれる各核種のインベントリーの明確化
- (2) 浸出・核種移行に関する基礎データの収集
- (3) 浸出・核種移行モデル・コードの開発
- (4) 処分システムの設計
- (5) 処分システムの経済性評価

8. 参考文献

- 1) 三菱金属株式会社；ウラン系廃棄物処理施設の概念設計，動燃委託研究報告書
PNC SJ 421188 - 002 (1988)
- 2) 日揮株式会社；TRU廃棄物の無拘束限界値に関する調査研究，動燃委託研究報告書
PNC ST 428187 - 002 (1987)
- 3) 動燃事業団地層処分技術開発基本計画 W.G ; 放射性廃棄物処分技術開発計画,
(1986)
- 4) NAGRA; ENDLAGER FÜR SCHWACH – UND MITTELAKTIVE
ABFÄLLE: DAS SYSTEM DER SICHERHEITSBARRIEREN,
NGB 85 - 07 (1995)
- 5) NAGRA; ENDLAGER FÜR SCHWACH – UND MITTELAKTIVE
ABFÄLLE: SICHERHEITSBERICHT, NGB 85 - 08 (1985)
- 6) 清水建設株式会社；TRU廃棄物処分システムの設計研究成果報告書，動燃委託研究
報告書 PNC – SJ 5060 86 – 001(2)(1986)
- 7) 動燃東海事業所；Waste Management 86 W. G. 報告書, PNC ZN 8420 86 – 09
(1987)
- 8) 三菱金属株式会社；人工バリアシステムの設計研究 (I), 動燃委託研究報告書
PNC – SJ 5211 86 – 002(2)(1986)
- 9) 日揮株式会社；地層処分性能評価研究 (IV) 報告書，動燃委託研究報告書
PNC – SJ 126 84 – 01(2)(1984)
- 10) 動燃事業団環境資源部；地層処分研究開発の実施計画 (1988)

付録 - 1¹⁾ 原子力委員会検討経緯

原子力委員会等での放射性廃棄物に対する検討経緯を取りまとめると、おおよそ、次の通りである。

年月日	種 別	概 要
37. 4. 11	中間報告 (廃棄物処理 専門部会)	<ul style="list-style-type: none"> ※ 昭和 36 年 3 月 31 日から約 1 ケ年間検討審議 ※ 検討事項 <ul style="list-style-type: none"> (1) 放射性廃棄物の処理ならびに処分の基本方針 (2) IAEA 海岸投棄、パネル勧告案等の検討 (放射性廃棄物に関するわが国の考え方を初めてとりまとめたもの)
39. 6. 12	報 告 (廃棄物処理 専門部会)	<ul style="list-style-type: none"> ※ 上記につき、継続審議し、取りまとめた報告 ※ 基本的考え方(わが国の廃棄物の対策を性格づけた) <ul style="list-style-type: none"> (1) 処理処分については、人体に及ぼす影響が許容レベル以下 (2) ICRP 勧告の尊重 (3) 安全確保と経済性の配慮 (4) 海洋処分については海洋利用の特殊性の考慮 (5) " 国際的見地からの配慮 (6) 未解決分野が多いので、研究開発の促進 ※ 許容量については ICRP の一般公衆に対する最大許容量、それに基づく飲食物の最大許容濃度を基準にする。 ※ 放射性廃棄物の定義を明確にして、特に汚染があるかもしれないという程度の固体廃棄物については、これ以下は放射性廃棄物とみなさないという程度限度を示す必要があることを指摘している。 ※ 放射能レベル区分 <ul style="list-style-type: none"> 放射性廃棄物の放射能レベルについては、国際的な基準がなく、かつ、すべてに当てはまる妥当な区分を考えることは不可能である。ここでは便宜上、廃棄物の処理や発生量の推算の必要から、次表に示すレベル区分をとることにした。核種等については特に考慮していないので、不均衡な点があるものと思われる。 したがって、明らかな核種の放射性廃棄物については、別に考慮する必要があろう。 なお、このレベル区分は、上に述べた目的のための区分であって、処分の際にそのまま適用するためのものではない。

年月日	種 別	概 要						
		廃 棄 物						
			種 類	レ ベル	濃 度			
			固体状	高 レベル	1 mCi/cm ³ 以上			
				中 レベル	1 mCi/cm ³ ～1 μCi/cm ³			
				低 レベル	1 μCi/cm ³ ～10 ⁻³ μCi/cm ³			
				極低レベル	10 ⁻³ μCi/cm ³ 以下			
			液体状	極高レベル	100 mCi/cm ³ 以上			
				高 レベル	100 mCi/cm ³ ～1 μCi/cm ³			
				中 レベル	1 mCi/cm ³ ～10 ⁻³ μCi/cm ³			
				低 レベル	10 ⁻³ μCi/cm ³ ～10 ⁻⁶ μCi/cm ³			
				極低レベル	10 ⁻⁶ μCi/cm ³ 以下			
			気体状	高 レベル	10 ⁻³ μCi/cm ³ 以上			
				中 レベル	10 ⁻³ μCi/cm ³ ～10 ⁻⁶ μCi/cm ³			
				低 レベル	10 ⁻⁶ μCi/cm ³ ～10 ⁻⁹ μCi/cm ³			
				極低レベル	10 ⁻⁹ μCi/cm ³ 以下			
(備考) この報告書では、本表のレベル区分のほかに、高いレベル、中程度のレベル、低いレベル等の言葉で放射能レベルが示されている。								
これらのレベル区分は、個々の核種について決めるべきであるが、本表のレベル区分も、その際一つの目安として参考になるであろう。								
41. 7. 7	委員会決定	<ul style="list-style-type: none"> ※ 原子燃料公社による昭和46年度よりの操業開始の再処理工程より排出される廃液の海洋処分について委員会の方針決定 ※ 科学技術庁・原子力局・放射性固体廃棄物処理処分検討会設置 						
44. 9. 00	報 告	<ul style="list-style-type: none"> ※ 同上検討会報告書 陸地処分の方法として、人工の廃棄施設を原子力施設の外に設置することを挙げたほか、鉱山廃坑の利用、地中埋設、地中圧入(ハイドロフラクチャーリング)等の可能性を検討するなど、陸地処分に関する将来的検討を方向づけている。 						
48. 6. 25	報 告 (環境安全専門部会放射性固体廃棄物分科会)	<ul style="list-style-type: none"> ※ 昭和47年6月に改訂された「原子力開発利用長期計画」に示された放射性廃棄物の処理処分に関する計画を実施していくための具体案を作成することを目的として“環境安全専門部会”が設置された。 ※ 本分科会の検討事項 <ul style="list-style-type: none"> (1) 試験的海洋処分の安全評価の考え方 (2) 試験的海洋処分用セメント固化体の暫定指針 (3) 陸地保管の概念 						

年月日	種 別	概 要
51. 6.	中間報告 (放射性廃棄物対策技術専門部会)	<p>※ 昭和50年7月“放射性廃棄物対策技術専門部会”を設置し、安全評価分科会ならびに研究開発分科会をおき、調査審議を行い、ここで、研究開発分科会で作成された研究計画について報告</p> <p>※ 低レベル放射性廃棄物の海洋処分の計画検討</p> <p>※ 陸地処分方法として、①表層埋設、②地中施設への廃棄、③短期又は長期間の施設内保管、④地層圧入の四つが挙げられており、現在の陸地処分方策のベースとなっている。</p>
51. 10. 8	報 告 (放射性廃棄物対策技術専門部会)	<p>※ 前記環境・安全専門部会における検討結果を踏まえ、技術的検討、処理処分体制の整備、国及び民間との協力分担のあり方等を検討するため、上記の通り、“放射性廃棄物対策技術専門部会”を設置した。</p> <p>※ 検討事項</p> <ul style="list-style-type: none"> ・高レベル放射性廃棄物対策について ・低・中レベル放射性廃棄物対策について <p>基本的考え方</p> <p>(1) 原子力発電所等原子力施設から排出される低レベル放射性廃棄物については、発生量は多いが放射性レベルが低いので、安全な処理処分が比較的容易である。</p> <p>(2) これらの処理については、処理技術は特殊なものを除きほぼ確立されていると考えるので、国は処理に関する基準を急ぎ作成する必要がある。</p> <p>(3) 原子力発電所、再処理施設その他の大規模施設については、敷地内処理容易。</p> <p>(4) 研究炉、核燃料使用施設、核燃料加工施設及びRI取扱施設については敷地内における処理が必ずしも適切ではないので、共同により処理させることとし、必要な体制整備を図る。</p> <p>(5) 低レベル放射性廃棄物の処分については、事前に安全性を評価し、試験的処分の結果を十分踏まえて、慎重に行う。処分法として海岸処分、陸地処分が与えられる。</p> <p>(6) 極低レベル放射性固体廃棄物については、レベルに合った適切な処分方法の確立を図ることとする。</p> <p>(7) 中レベル放射性廃棄物(原子力発電所一時浄化系のイオン交換樹脂等)の処分は高レベル及び低レベルのものの処分に準じて行うことができると考える。</p>

年月日	種 別	概 要
51. 10. 27		※ (財)原子力環境整備センター設立
53. 8. 29	報 告 書 (放射性廃棄物の廃棄に関する技術的基準について)	※ 事業所内廃棄、事業所外廃棄に対する廃棄物廃棄の技術的基準についての報告 ※ 海洋投棄に関する技術的な項目
53. 10.		※ 原子力安全委員会発足 (53. 11. 「放射性廃棄物安全技術専門部会」設置)
54. 1. 23		※ 放射性廃棄物対策専門部会を設置 (原子力委員会)
55. 12. 19	報 告 書 (高レベル放射性廃棄物処理処分に関する研究開発の推進について)	※ 高レベル放射性廃棄物処理処分に関する研究開発の推進についての報告
57. 6. 4	報 告 書	<p>※ 低レベル放射性廃棄物対策の基本的考え方 (原子力委員会専門部会)</p> <p>(1) 低レベル放射性廃棄物は、原子力発電所をはじめとして、ウラン燃料加工施設、再処理施設、大型研究施設、RI 使用施設等から発生するが、その種類、性状、放射能レベル等は極めて多種多様であり、それぞれに応じて適切な処理処分の方策を探ることが必要である。</p> <p>(2) 低レベル放射性廃棄物対策においては、原子力開発利用の進展に伴って発生する放射性廃棄物の相当部分を占める固体状の放射性廃棄物が当面の課題である。</p> <p>(3) 固体廃棄物 → ベータ・ガンマ (β・γ) 廃棄物 ① └─ アルファ (α) 廃棄物 ──> TRU廃棄物 ② └─ その他廃棄物 ③</p> <p>①→主として原子力発電所から発生→海洋・陸地処分 ②→主として再処理施設から発生→地層処分 ③→個々の固体廃棄物の特性に応じた取扱い</p> <p>(4) 低レベル放射性廃棄物の処理に当っては保管、輸送及び最終処分までを考慮して、安全の確保、環境保全等の観点から、放射性廃棄物の発生量の低減、発生した放射性廃棄物の減容</p>

年月日	種別	概要
		<p>及び安定化を可能な限り行うことが重要。</p> <p>(5) 低レベル放射性廃棄物の処分に当っては、放射性廃棄物の特性に応じて人工バリア及び天然バリアにより総合的に安全性を確保することが重要である。</p> <p>(6) 低レベル放射性廃棄物の処理処分対策を円滑に進めるに当っては、所要の体制、法令等の整備を図るとともに、関係者の理解をうるための施策を講ずる必要がある。</p> <p>(7) 極低レベル放射性廃棄物の合理的な処理処分</p> <ul style="list-style-type: none"> ・原子力施設から発生する固体状の放射性廃棄物の中には、そもそも放射能で汚染されていないもの及び放射能による汚染の程度が極めて低い極低レベル放射性廃棄物も含まれている。 ・極低レベル放射性廃棄物は、放射能で汚染されていないものと同等に取扱うなど合理的な処理処分を行う必要がある。 ・これまでに実施された国内での調査研究の成果、海外での実施状況を踏まえ、 <p style="text-align: center;">合理的に処分できる放射能レベルの設定 設定した放射能レベルの確認方法 具体的な処分方式 処分の実施体制</p> <p style="text-align: center;">所要の法令 体制</p> <p style="text-align: right;">} 検討</p> <p style="text-align: center;">} 整備</p> <ul style="list-style-type: none"> ・将来原子力施設の解体に伴って大量の廃棄物が発生すると考えられ、その合理的処理処分は極めて重要な課題である。 <p>(8) 廃棄の事業制度</p> <ul style="list-style-type: none"> ・RI使用施設等から発生する低レベル放射性廃棄物については、法令により廃棄業者が規定されており、処理が実施されている。今後は共同処理体制の拡充を図る必要がある。 ・原子力発電所、核燃料加工施設等から発生する低レベル放射性廃棄物については、法令において、その処理処分は各原子力事業者が行うとされている。 ・しかし核燃料加工事業等については、放射性廃棄物をそれぞれの施設内で処理することが適切でない場合もある

年月日	種 別	概 要
		ことから、放射性廃棄物を共同して処理することが必要であると考えられる。 ・処分の本格化が見込まれるので、廃棄業者の位置づけ、所要の法整備を図る必要がある。
58. 12. 28		※ 総理府令“事業所外廃棄規則”及び科技庁告示“事業所外廃棄告示”が制定、告示される。
59. 8. 7	原子力委員会 への中間報告	※ 放射性廃棄物対策専門部会“放射性廃棄物処理処分方策について”
60. 3. 1		※ 日本原燃産業（株）発足
60.10.77	原子力委員会 への報告書	※ 放射性廃棄物対策専門部会“放射性廃棄物処理処分方策について”
60.10.11	原子力安全委 員会への報告 書	※ 同専門部会 10月 22 日解散 ※ 放射性廃棄物安全規制専門部会 “低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基本的考え方について”
61. 5. 21	法 改 正	※ 原子炉等規制法
61. 6. 22	原子力委員会	※ 原子力開発利用長期計画
61. 7. 8		※ 放射線審議会、ICRP勧告を受入れ
61.11.26	令 公 布	※ 規制法の一部改正に伴う政令、府令を公布
61.12.19	原子力安全委 員会への報告	※ 放射性廃棄物安全規制専門部会 “低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について”

付録 - 2²⁾ 諸外国の濃度上限値に関する状況

現在、各国の低レベル廃棄物処分場で受入れている廃棄物の放射能濃度等については以下の通りである。

a. 米 国

連邦規則 10 CFR Part 61 (1982.12.27) による廃棄物の分類に従い、放射能レベル（長寿命核種及び短寿命核種の放射能濃度）により次の 3 種類（クラス A, B, C）に分けて管理されている。

① クラス A

主成分は雑物である。安定性はあまりない。

放射能は、処分されてから 100 年で公衆に対し害を与えないレベルとなる。処分は浅い所にする。

② クラス B

クラス A よりも高レベルの放射能を含む。安定性はある。

放射能は、処分されてから 100 年で公衆に対し害を与えないレベルとなる。処分は浅い所にする。

③ クラス C

100 年たっても公衆に害を与えるなくなるまで、放射能が減衰しない廃棄物である。

処分はクラス A, クラス B よりも深い所にする。また、処分に当り侵入する者に対するバリアが必要である。バリアの寿命は 500 年である。

放射能は、500 年で公衆に害を与えないレベルとなる。

クラス A, B, C の廃棄物の放射能は表-1 に示す値に従い、表-2 のように分類されている。

管理期間を 100 年、被曝線量限度を 500 mrem/年としている。

なお、被曝シナリオとして、建設、地下水シナリオ及び農耕シナリオが考えられている。

表-1 放射性廃棄物のクラス分け

核種の種類	ク ラ ス 分 け
長寿命核種のみ含 有する廃棄物	第1表の値の1／10以下……………クラスA 第1表の値の1／10～第1表の値……………クラスC 第1表の値を超えるもの……………基本的に近地表処分不可
短寿命核種のみ含 有する廃棄物	第2表のColumn 1以下……………クラスA Column 1～Column 2以下……………クラスB Column 2～Column 3以下……………クラスC Column 3を超えるもの……………基本的に近地表処分不可
第1表、第2表の どちらの核種も含 有していない廃棄 物	クラスA
長及び短寿命核種 を含有する廃棄物	第1表の値の1／10以下(短寿命核種含有廃棄物による。) 第1表の値の1／10～第1の値 } クラスC 第2表のColumn 3以下
種々の核種を含有 する廃棄物	第1表、第2表の核種の分率の合計が1以上か以下かで区別する。

注) 本表で示す第1表、第2表は、表-2に示す10 CFR 61の第1表と第2表である。

表-2 10 CFR 61 の第1表と第2表

第1表

放射性核種	濃 度	
C - 14	8	(Ci/m ³)
C - 14 (放射化金属中)	80	"
Ni - 59 ("")	220	"
Nb - 94 ("")	0.2	"
Tc - 99	3	"
I - 129	0.08	"
半減期が5年を超える超ウラン		
元素 α 核種	100	(nCi/g)
Pu - 241	3500	"
Cm - 242	20000	"

第2表

放射性核種	濃 度 (Ci/m ³)		
	1 欄	2 欄	3 欄
半減期5年未満の核種	700	*	*
H - 3	40	*	*
Co - 60	700	*	*
Ni - 63	3.5	70	700
Ni - 63 (放射化金属中)	35	700	7000
Sr - 90	0.04	150	7000
Cs - 137	1	44	4600

*特に規定しない

b. 英 国

ドリッギング処分場の受入基準は、次のようになっている。

表面線量率………… 0.75 rad/h 以下

$\beta\gamma$ 核種………… 60 mCi/m³ 以下

α 核種………… 20 mCi/m³ 以下

また、 α 核種と $\beta\gamma$ 核種の合計が1日当りの平均 68 mCi/m³ 以下と制限している。

国立放射線防護局(NRPP)の処分シナリオでは、被曝線量限度をリスク限度 5×10^{-5} /年に相当する 5 mSv/年(500 mrem/年)として評価している。

c. 仏 国

ラ・マンシュ処分場に処分される廃棄体中に含有される主要放射性核種の許容最大値を表-3と表-4に示す。

表-3 ラ・マンシュ処分場に処分できる半減期 30 年程度以下の $\beta\gamma$ 放射性核種の許容量

(単位: MBq/kg)

放射性核種	非固化放射性物体	固化放射性物体
³ H	7.4 (0.2)	7.4×10^1
⁶⁰ Co	3.7 (0.1)	4.8×10^4 (1,300)
⁹⁰ Sr	3.7 (0.1)	7.4×10^2 (20)
¹³⁷ Cs	3.7 (0.1)	4.8×10^3 (130)
放射性核種の合計	37 (1)	

注) ()内は Ci/t

表-4 ラ・マンシュ処分場に処分できる α 放射性核種の許容量

(単位: MBq/kg)

放射性核種	非固化放射性物体	固化放射性物体
²²⁶ Ra	3.7×10^{-2} (0.001)	3.7 (0.1)
²³² Th	3.7×10^{-2} (0.001)	1.1 (0.03)
放射性核種の合計	1.9×10^{-2} (0.005)	3.7 (0.1)

注) ()内は Ci/t

これらの表に示された濃度上限値は、廃棄物が処分に付される時点のものである。ただし、 α 放射性核種に対しては、300 年後の値である。

評価シナリオは、管理期間を最大 300 年とし、被曝線量限度を 500 mrem/年とし、道路建設シナリオ、居住シナリオ、ミルク摂取シナリオ等が考えられている。

また、濃度上限値の導出に係わる各国のシナリオの比較を表-5に示す。

表-5 濃度上限値の導出に係る各国のシナリオの比較

項目	米国			英國		仏国
前提条件	廃棄物の分類	Class A	Class B	Class C	一般低レベル廃棄物 マグノックス炉樹脂・スラッジLWR運転廃棄物	低レベル廃棄物
	廃棄物の処理方法	固体(非固化)	固体(固化又は容器(HI C)詰)	同左	固体(非固化) 固体(セメント固化)	固体廃棄物又は固化化された廃棄物
	処分方法	構造物の制限特に無し (トレンチ等)	2m以上覆土	5m以上の覆土又はそれに相当するバリア バリアの耐久性は500年	素掘トレンチ、地表下1mトレンチ中に水が浸入しないように地下水面より下に設置 コンクリートピット 地表下11mで地下水水面下に設置、上部に1mのコンクリートバリアドーム間隙にセメントを充填、核種吸着率の良い地層	監視期間中の人の侵入に対し廃棄物を保護できる厚さを有すること。 地下水、流水等が廃棄物に達することができないようにすること。
	管理期間	100年			サイトの性質、施設の設計に依存する為、サイト毎に設定される。	最大 300年
	被曝線量限度	500 mrem/y			リスク限度 $5 \times 10^{-5} /y$ 線量限度 $5 \text{ mSv}/y (500 \text{ mrem}/y)$	$5 \times 10^{-3} \text{ Sv}/y (500 \text{ mrem}/y)$
濃度上限値導出シナリオ	濃度上限値	10 CFR 61 で共通な濃度上限値を設定			サイト毎に個別の濃度上限値を設定	濃度のみ共通の濃度上限値を設定 その他はサイト毎に個別に設定
	被曝シナリオ	100年後に建設・農耕 500年後に農耕 人の侵入シナリオを濃度上限値導出の為のシナリオとして採用する。 地下水移行シナリオ(migration)は、サイト固有の環境、地質学的条件、及び処分される総放射能に依存することとなり、廃棄物濃度と直接関連しない為、濃度上限値設定シナリオとしては採用しない。 地下水移行シナリオは、処分総量評価の際にサイト毎に個別に評価される。	100年後に建設・発見 500年後に農耕 100年後に建設・農耕 500年後に農耕 濃度上限値の主な設定目的は、放射能レベルが容認できるレベルに減衰するまでの人の侵入を防止することであり、人の侵入シナリオを濃度上限値の導出シナリオとして採用する。 地下水移行シナリオは、処分総量評価の際にサイト毎に個別に評価される。	10年後に建設 500年後に農耕 10年後に建設 500年後に農耕 濃度上限値の主な設定目的は、放射能レベルが容認できるレベルに減衰するまでの人の侵入を防止することであり、人の侵入シナリオを濃度上限値の導出シナリオとして採用する。 地下水移行シナリオは、処分総量評価の際にサイト毎に個別に評価される。	魚類の摂取 道路の建設 (300年後) 居住 (300年後) ミルクの摂取 (1,000年後) 居住 (1,000年後)	
	シナリオの概要	建設・発見シナリオ 侵入者の建設行為により廃棄物が破壊・粹碎され、作業者がダストによる内部被曝、外部被曝、土壤による外部被曝等を受ける。廃棄物が土壤と区別不能なまでに劣化していれば作業は進行し、安定化により区別がつけば作業は中止され(発見シナリオ)、被曝は限定される。 農耕シナリオ 廃棄物が土壤と区別がつかない状況で偶発侵入者が居住し、庭園の野菜摂取による内部被曝、ダストによる内部被曝、外部被曝、土壤による外部被曝を受ける。	建設シナリオ 処分場が閉鎖された後、跡地が建設の為に掘削され、ダストの吸入による内部被曝、及び土壤による外部被曝を受ける。 農耕シナリオ 処分場跡地で農作物の栽培、及び家畜の飼育を行い、収穫物を摂取する。但し、トレンチでは放射能移行は下方向のみに起こる為、被曝は生じない。	建設シナリオ ダストの吸入により内部被曝を受ける。 居住シナリオ ダストの吸入により内部被曝を受ける。 ミルクの摂取シナリオ (1,000年後) 廃棄物が完全に崩壊した跡地で牛を飼育し、ミルクを摂取する。 居住シナリオ 廃棄物が完全に崩壊した跡地の砂を用いた住居に居住する。		
	廃棄物形態の取扱い	濃度上限値の算出にあたっては、廃棄物形態の違いによる溶出性については差異を設けないが、人の侵入による防護性については、区分を行う。但し、放射化金属又は固定性表面汚染金属、及びウラニウムメタルについては、溶出に対する安定性を考慮して濃度上限値を10倍とする。			コンクリートブロックガが完全に崩壊するまでの期間を1,000年とする。	
	処分方法の取扱い	各々の処分方法に対応してシナリオの発生時期が設定される。	処分方法により掘削速度、及びダスト発生量等に差異が設けられる。			