

JAERI - M
84-123

群分離法の有効性評価(II)
—高レベル廃棄物の地層処分における環境影響—
(共同研究成果報告)

1984年6月

中野 国孝*・久保田益充・中村 治人

JAERI-Mレポートは、日本原子力研究所が不定期に公刊している研究報告書です。
入手の問い合わせは、日本原子力研究所技術情報部情報資料課（〒319-11茨城県那珂郡東海村）あて、お申しこしください。なお、このほかに財団法人原子力弘済会資料センター（〒319-11 茨城県那珂郡東海村日本原子力研究所内）で複写による実費頒布をおこなっております。

JAERI-M reports are issued irregularly.

Inquiries about availability of the reports should be addressed to Information Section, Division of Technical Information, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-11, Japan.

©Japan Atomic Energy Research Institute, 1984

編集兼発行 日本原子力研究所
印刷 いばらき印刷機

群分離法の有効性評価 (II)

— 高レベル廃棄物の地層処分における環境影響 —
(共同研究成果報告)

日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部
中野 国孝*・久保田益充・中村 治人

(1984年6月8日受理)

高レベル廃棄物の処理・処分における群分離法の有効性について、地層処分における被曝の低減化の観点より解析・評価した。

解析は、生態圏への核種表出の複数の潜在事象に対する確率論的モデル、及び地下水による核種の地層移行の決定論的モデルにより行った。

解析により、被曝に影響を及ぼす核種については超ウラン元素の中でも ^{237}Np が最も重要で、続いて娘核種の ^{229}Th 、 ^{225}Ra 又 ^{99}Tc が主要な核種となり、群分離処理により ^{237}Np 、及び先行核種の ^{241}Am 、他に ^{99}Tc を分離することにより地層処分における被曝が大きく低減されるという結果が得られた。

* 日本電子計算(株)

Incentives for Partitioning Method (II)

— From the viewpoint of risk assessment in
geologic disposal of high-level wastes —

Kunitaka NAKANO*, Masumitsu KUBOTA,
and Haruto NAKAMURA

Department of Environmental Safety Research,
Tokai Research Establishment, JAERI

(Received June 8, 1984)

The incentives for the partitioning of high-level wastes were discussed from the viewpoint of decreasing potential radiation doses in the geologic disposal of the solid wastes.

The potential radiation doses were calculated with the probabilistic model for the diverse latent events which result in the release of radioactive nuclides to the biosphere, and the deterministic model for the nuclides migration through the geosphere by the groundwater transportation.

The results show that ^{237}Np is the most significant nuclide which contribute to the radiation doses, and ^{229}Th , ^{225}Ra and ^{99}Tc are next, and therefore the potential radiation doses in the high-level wastes geologic disposal are greatly reduced by the partitioning of ^{237}Np , the precursor ^{241}Am , and ^{99}Tc .

Keywords: Partitioning, Geologic Disposal, Radioactive Waste Management, Nuclide Migration, Probabilistic Model, Deterministic Model, Neptunium-237, Technetium-99, Environmental

* On leave from Japan Information Processing Service Co., Ltd.

目 次

1. はじめに	1
2. 高レベル廃棄物の地層処分における確率論的環境影響評価	3
2.1 モデルの記述	3
2.2 モデルの適用	9
2.3 解析結果	22
3. 高レベル廃棄物の地層処分における地下水による核種地層移行モデルの 感度解析	30
3.1 モデルの記述	30
3.2 モデルの適用	32
3.3 解析結果	34
4. まとめ	47
謝 辞	48
参考文献	48

CONTENTS

1.	Introduction	1
2.	Probabilistic risk assessment of high-level wastes	
	geologic disposal	3
2.1	Model description	3
2.2	Model application	9
2.3	Results of analysis	22
3.	Sensitivity analysis of nuclides migration model	
	by ground water	30
3.1	Model description	30
3.2	Model application	32
3.3	Results of analysis	34
4.	Conclusion	47
	Acknowledgement	48
	References	48

1. はじめに

再処理施設における使用済核燃料の再処理によって発生する廃液は高レベルの放射能を有し、且つ長寿命の放射性核種を含んでおり、廃液の処理・処分にあたってはこれら核種による被曝の影響を長期間防止する必要がある。

現在、高レベル放射性廃液は安定な形態に固化し、一時貯蔵した後、最終的には安定な地層へ埋設処分することが考えられており、固化にはガラス固化法の研究開発が進められている。

一方、この全量ガラス固化法の代替技術として開発されている群分離法は、全量ガラス固化法が廃液をまるごと固化するのに対し、廃液に含まれる放射性核種をその化学的性質、放射能毒性に応じて分離し、それぞれに適した処理をすることにより、より安全性の高い処理・処分のシナリオを追求するものである。

群分離研究室で開発している群分離法では高レベル廃液に含まれている超ウラン元素 (TRU) と Cs, Sr をそれぞれ分離し、TRU 群に関しては消滅処理、宇宙処分等、より有効な方法を追求する、Cs, Sr については分離に使用した吸着体を直接焼成することによって得られる固化体を貯蔵・地層処分する、残りの FP 等は含有率を高めた固化体として減容化したかたちで貯蔵・地層処分する方法が考えられている。

群分離技術の研究開発では群分離法そのものの技術開発と併行して群分離後処分するというシナリオの有効性についての評価を進め、57年度には群分離によって得られる3群について元素重量、放射能量、水中最大許容濃度や年摂取限度を基準にした潜在的危険性、固化体発生量、固化体の熱特性などを解析・評価した。

本報告は57年度に引続いて実施した群分離法の有効性評価に関する共同研究の成果をまとめたもので、群分離の意義を高レベル廃棄物の地層処分における被曝の低減化の観点より解析・評価したものである。

解析の方法は以下にのべるような生物圏への核種表出の潜在的な事象に対する確率論的モデル、及び地下水による核種の地層移行の決定論的モデルにより行った。

(1) 地層処分における潜在的な事象に対する確率論的解析

全量ガラス固化体、及び Cs-Sr 群、FP 群各固化体をそれぞれ地層処分した場合について、火山活動による核種表出、活断層での地下水による核種の地層移行等、潜在的な複数の事象に対する確率論的モデルにより被曝影響解析を行い、集団線量を評価単位として一定の評価期間において重要となる潜在的な事象、及び主要な核種の考察、又全量固化体に対して Cs-Sr 群、FP 群固化体を地層処分した場合の被曝線量の低減について評価を行った。

解析にあたって米国 EPA において開発されたモデル及び想定処分場に適用された諸データを採用したが、内部被曝の線量評価に関しては ICRP Pub 26 による実効預託線量当量の概念により評価した。

(2) 地層処分における地下水による核種地層移行の決定論的感度解析

全量廃棄物固化体を地層処分した場合について地下水を輸送媒体とする核種の地層移行の結

果、生物圏での被曝の影響について、漏洩核種が表出地点で全て飲料摂取されると仮定した潜在的な被曝線量を評価単位として、処分地層、地下水流速、核種表出地点の処分場からの距離、処分後浸出開始時期、浸出速度等をパラメータとした感度解析を行い、地層処分における人工バリア、自然バリアでの重要パラメータの環境影響評価に及ぼす影響の度合、被曝を与える主要な核種を検討し、地層処分による被曝の低減化の視点より群分離時点で重要となる核種について考察した。

以上の解析のために既存コード及び改良コードによる地層処分評価システムを構成、評価に適用した。

2. 高レベル廃棄物の地層処分における 確率論的環境影響評価

高レベル廃棄物の地層処分のシナリオにおいて地層深く埋設された廃棄物に含まれる放射性核種が生物圏に表出し人間の被曝につながると考えられる潜在的諸事象に対して安全性評価をすることは重要である。

本解析では確率論的モデルにより想定処分場での環境影響評価を行い被曝に影響を及ぼす主要な核種について検討した。又全量廃棄物固化体に対して群分離後のCs-Sr群、FP群固化体を地層処分した場合の被曝線量の低減について評価をした。

確率論的モデルの適用において、潜在事象の生起確率、処分地層の条件、又生物圏での環境影響評価までのプロセスにおける各種のパラメータ値は対象地域の特性に依存し、又長期にわたる評価期間でのパラメータの変動に関する不確定性、モデル化による制限等相まって絶対値には一定の任意性がまぬかれないが、ここでは、これら前提を踏まえた上で、事象毎、又全量固化法に対する代替技術の相対的評価に重点をおいた。

本解析では米国EPAで評価された想定処分場及び使用パラメータを採用し、Logan等によって開発された評価コードAMRAW (Assessment Method for Radioactive Waste)⁽²⁾を操作面より改良し、これを使用した。改良点は、事象、ゾーン、環境受容体等の基本分割単位毎の計算結果を全て中間ファイルに貯え、オプションにより、結果を総合、変換して必要な出力ができるようにしたこと、図化機能を付加したこと等である。

2.1 モデルの記述

本解析で用いた地層処分環境影響評価システムはFig. 2.1に示すように、ソースターム、核種放出モデル、環境移行モデル、被曝経路モデル、被曝線量評価の各コンポーネントで構成され、各コンポーネントは特性を表わす移行係数により接続されるコンパートメントモデルである。

確率論的評価では深地層に処分された廃棄物が生物圏に表出する潜在的な事象の生起確率と事象発生による被曝線量との積による期待値について、分割された評価期間の各時点で評価することになる。

環境に放出される核種は事象により、大気、地表、地表水、地下水の4つの受容体に分配される。核種は更に受容体間を移行し、受容体は一定の濃度に汚染されるが、人間はこの受容体と接触することにより外部被曝を受け、又空気吸入、飲料摂取、或いは食物連鎖を経由した農畜産物の摂取により内部被曝を受ける。

評価対象となる想定処分場周辺は、生活様式、地勢、経済活動等の類似性よりいくつかのゾーンに分割し、それぞれのゾーンに対して上記モデルを適用する。

(1) 放出モデル

放出モデルでは核種放出が考えられる潜在的な放出メカニズムに対して、その生起確率と発生した場合の核種の生態圏への放出量(キュリー数)との積により期待値を求める。

潜在的な事象の生起確率は想定処分場に対するフォールトトリートメントにより求める。事象毎に放出される廃棄物の割合は、火山爆発、隕石落下等の急速過程については事象の大きさ及び事象の発生地点と処分場との相対位置をもとに求め、又地震による活断層からの地下水浸入による廃棄物固化体からの緩慢な核種浸出過程については以下の様に求める。

半無限大の廃棄物固化体を仮定した場合、地下水にさらされる固化体の核種濃度 C は Fick の拡散方程式をもとに次の様に定式化される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = De \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K (C_s - C)$$

$$\begin{cases} C = C_s & t = 0, x > 0 \\ C = 0 & t > 0, x = 0 \\ C = C_s & t > 0, x = \infty \end{cases}$$

ここで C は時刻 t 、固化体表面より内部への距離 x での核種濃度、 De は実効拡散係数、 K は溶解定数、 C_s は核種の初期濃度である。

上式を解析的に解き、Fick の第一法則をもとに固化体表面よりの核種の浸出量が得られる。浸出期間に対する近似により浸出量 L は次式で与えられる。

(i) 短期の場合 (1 年以下)

$$L = 2 \frac{F_s}{V_s} A_0 \left(\frac{De}{\pi} \right)^{1/2} \left[\left(1 + \frac{1}{2} K t \right) t^{1/2} \right]$$

(ii) 長期の場合 (1 年以上)

$$L = \frac{F_s}{V_s} A_0 (DeK)^{1/2} \left(t + \frac{1}{2K} \right)$$

ここで A_0 は浸出時点での放射エネルギーで浸出にさらされるキャニスタの核種の含有量である。又 F_s 、 V_s はそれぞれキャニスタの表面積、容積である。

(2) 環境移行モデル

環境移行モデルでは放出モデルにより各地域、各受容体に放出された核種量に対して、受容体間の移行、時間的な除去過程を経て一定の環境濃度に達するまでを計算する。

(a) 受容体間移行

環境受容体間での核種の移行は Fig. 2.2 に示す現象が考えられるが適用地域の特性に応じて経路は選択される。評価期間の分割時間 Δt での移行割合 G_m は次式の様に指数的に表わされるとする。

$$G_m = E_m [1 - \exp(-0.5 F_m \Delta t)]$$

ここで E_m は移行する最大割合 (≤ 1.0)、 F_m は移行定数である。

(b) 環境濃度計算

各地域、受容体に分配された放出量から各受容体での核種の濃度を、地表、地表水については実効的な地表面積、地表水量より算出、大気中への放出については単位放出量に対する各地域の濃度を外部コードにより計算、地下水については後述の計算ルーチンにより求める。

(c) 重ね合わせ

評価の分割時点及びそれ以前での放出による残渣濃度を重ね合わせる。核種量の時間的な減衰については、放射崩壊、及び核種の地域外への逸散等実効的減衰として指数的な環境崩壊を考慮する。

(d) 地下水による核種の地層移行モデル

本解析に用いられている地層における核種移行モデルは準2次元の次の方程式で与えられる。

$$R_d \frac{\partial C}{\partial t} - \left(D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) + \frac{V_x}{\epsilon} \frac{\partial C}{\partial x} + \lambda R_d C = 0$$

$$D_x = a_L \frac{V_x}{\epsilon}, \quad D_y = a_T \frac{V_x}{\epsilon}$$

ここで、

C : 時刻 t , 距離 x での核種濃度

R_d : 遅延係数 $\left(R_d = 1 + \frac{\rho}{\epsilon} K_d, K_d : \text{分配係数}, \rho : \text{地層密度} \right)$

V_x : 地下水流速

ϵ : 空隙率

λ : 核種崩壊定数

a_L, a_T : 流れ方向及びそれに垂直な方向の伝播定数

このモデルでは次の様な仮定がおかれている。

- ① 適用される地層は多孔質系で均質、等方的であり、地下水は飽和域に達している。
- ② 溶解核種の地層との吸脱着の化学反応は急速に平衡状態になり、固相と液相の濃度は分配係数により線型に結ばれる。
- ③ 地層でのメカニカルな拡散では分子拡散が主要である。
- ④ 地下水流速は一定で x 方向に一次的に流れる。
- ⑤ 漏洩開始時点の地層核種濃度は0である。
- ⑥ 方程式では崩壊連鎖の効果は入れず別な方法で考慮する。

以上の仮定で上式を解析的に解くことにより次の関係式が得られる。

$$C = \frac{K_1}{V_p t} \exp - \left\{ \frac{(x - K_2 V_p t)^2}{K_3 V_p t} + \frac{y^2}{K_4 V_p t} + \lambda t \right\}$$

$$K_1 = \frac{M/Z_a}{4\pi(a_L a_T)^{1/2}/R_d}, \quad K_2 = \frac{1}{R_d}$$

$$K_3 = 4 \frac{a_L}{R_d}, \quad K_4 = 4 \frac{a_T}{R_d}, \quad V_p = \frac{V_x}{\epsilon}$$

ここでMは放出核種量、 Z_a は水層の厚さである。

実際の解析ではy方向での平均濃度に達する位置、 $y = 2.08(a_T x)^{1/2}$ での濃度を求め、生物圏表出地点xでの地下水濃度とする。又崩壊連鎖に関しては指数部最後の項を無視し、漏洩開始時点と評価時点でのあらかじめORIGEN⁽³⁾等で計算したインベントリの比より、崩壊又はビルドアップ効果の補正をする。この方法により崩壊連鎖を簡便に考慮できるが、親核種、娘核種の遅延係数の違いによる再濃縮等を生ずる場合は誤った結果を導くことになり適用限界を充分おさえておかなければならない。

(3) 被曝経路モデル

被曝経路モデルでは汚染した受容体から人間の被曝に至るまでの種々の経路をモデル化し総合的な被曝線量を計算する。被曝経路はFig. 2.3に示すように、大気、地表、地表水との接触による直接被曝、汚染空気への吸入、飲料水の摂取、又食物連鎖により汚染濃縮された農畜産物、水産物の摂取による内部被曝が考えられる。

食物連鎖の経路は陸系、水系において更にいくつかのサブパスに分けられるが、地域における経済活動、食生活により主要な経路が選択されることになる。

被曝経路の中で、外部被曝や大気吸入、飲料摂取による内部被曝は地域住民に直接被害をもたらすが、農畜産物、水産物等は移出等により地域住民だけでなく移出先の不特定の住民にも被曝を与えるものと考えられる。このため本モデルでは地域住民に対して直接影響をもたらす局所被曝線量の他に、地域住民を含む不特定の人間に影響を与える不特定被曝線量を考慮する。

環境濃度から集団線量を求めるには次のステップを踏む。外部被曝については、経路毎に(年間被曝時間の割合) × (線量変換係数) × (地域人口)、又大気吸入、飲料摂取による内部被曝については(個人年間吸入、摂取量) × (線量変換係数) × (地域人口)によりその地域での局所的集団線量を求める。又農畜産物、水産物摂取による内部被曝については(生物濃縮係数) × (農畜産物、水産物年間生産量) × (線量変換係数)によりその地域を含めた不特定の人間の不特定集団線量を求める。これらの被曝線量を設定全地域で積上げることにより、評価すべき集団線量が得られることになる。

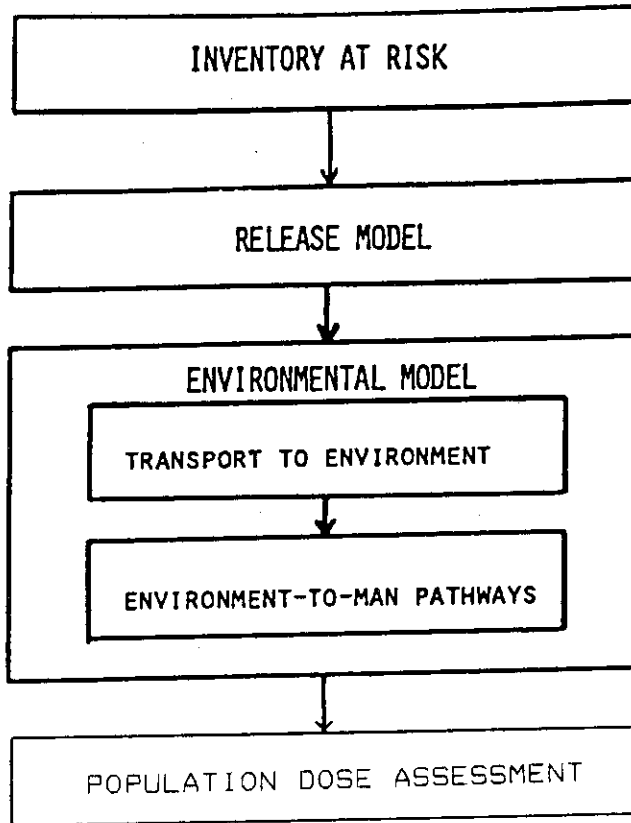


Fig. 2.1 モデル構成

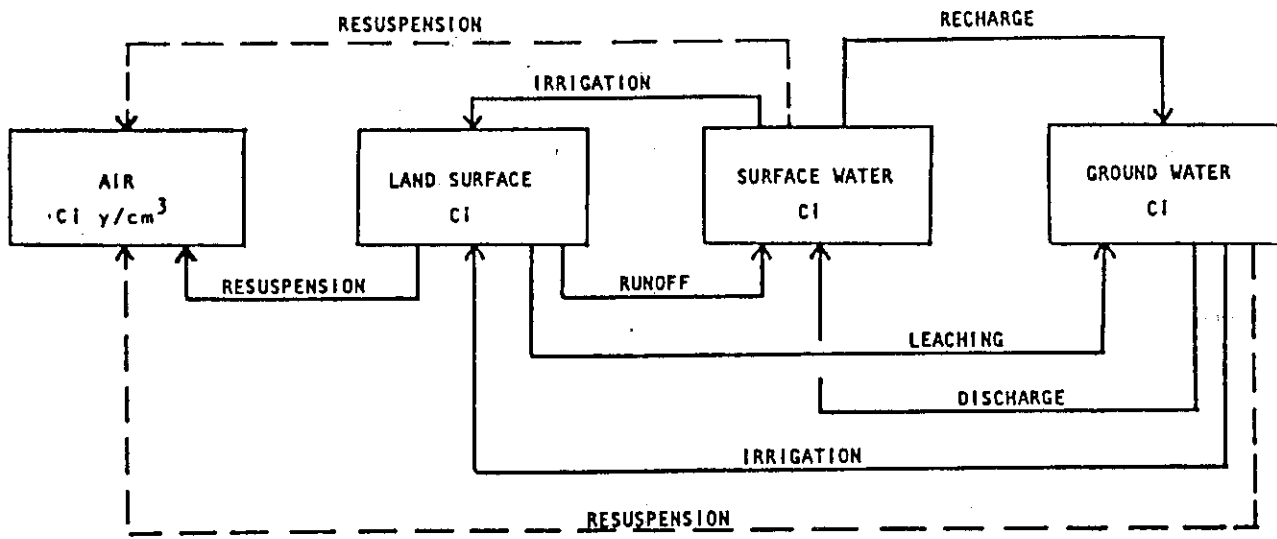


Fig. 2.2 環境移行モデル

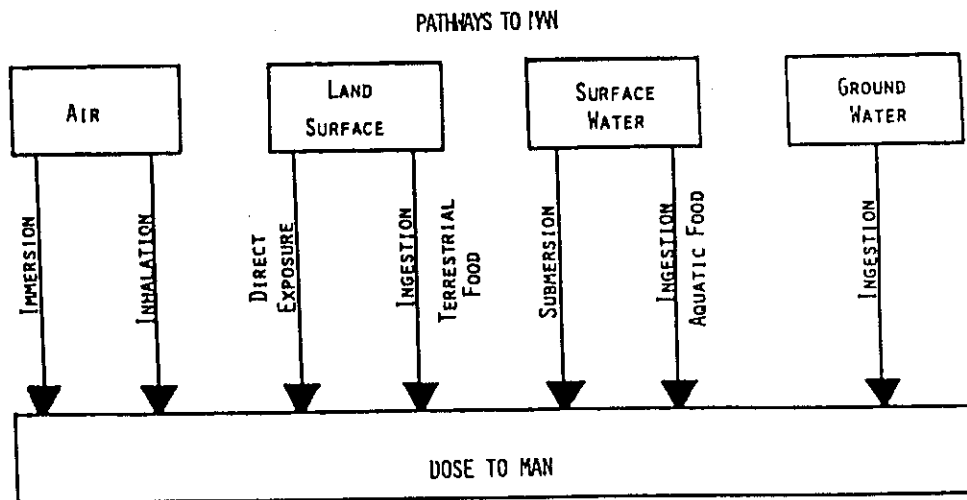


Fig. 2.3 被曝経路モデル

2.2 モデルの適用

本解析では想定処分場の設定、及び処分場の特性に依存する各種条件、データ、生物濃縮係数等については、米国EPAの評価例⁽²⁾における使用データを採用し、この処分場に発電量1GW-Y当りの全量廃棄物固化体、又はCs-Sr群、FP群の群分離後の固化体が処分されるものとし、解析評価した。

適用処分場はニューメキシコ州東南部のLos Medanos地方である。この地域は安定な地層ではほぼ水平方向に走る厚い岩塩層よりなり廃棄物処分パイロットプラントとして検討されている地域である。

廃棄物は地下800mの岩塩層に処分すると仮定されている。(Fig. 2.4) 評価は処分場周辺半径約150km以内の地域を対象としこの地域を8つのゾーンに分割する。(Fig. 2.5) 潜在的な事象により表出した核種は全てこの地域内に放出、拡散されると考える。各ゾーンでの人口はTable 2.1の2020年の推定人口を適用し、人口変動は仮定しない。

(1) ソースターム

評価対象核種は米国EPAの解析では核種の最大許容水中濃度MPCに基く潜在的危険指数の考察により25の主要な核種を選んでいるがここでは¹²⁹I、¹⁴Cを除く23核種を対象とした。

処分場に処分される廃棄物は1GW-Y当りの使用済燃料を再処理した廃液の全量固化体又は更に群分離した後のCs-Sr群、FP群固化体とした。

廃棄物インベントリの計算は群分離評価のために開発したコードORIPRO⁽⁴⁾により行い、軽水炉を対象とし、濃縮度3.3%のウラン燃料を比出力30MW/Tで燃焼度33000MWD/Tまで使用した後、冷却期間180日後に再処理、群分離し、50年後に地層処分されるとして求めた。

再処理工程ではU、Puは99.5%回収され高レベル廃液には0.5%が移行するとした。又I、Xe、Kr、Brは100%除去され高レベル廃液には移行しないとされた。(Table 2.2)

群分離工程では原研群分離スキーム⁽⁵⁾に従い溶媒抽出、イオン交換プロセスを経て分離された核種が最終的にTRU群、Cs-Sr群、残りのFP群にまとめられるが、群分離地層処分のシナリオでは、このうちCs-Sr群、FP群がそれぞれ地層処分されるとした。

Table 2.3に対象23核種について再処理、群分離時点の1GW-Y当りの核種重量及び各群への分配比を示す⁽⁴⁾。尚、Npについては挙動が未だ充分把握されていないため便宜的にUの分配比と等しくおいた。

(2) 放出モデル

生物圏への放射性核種表出の事象としては、火山活動、火山爆発、ダイアトリーム^(註)、隕石落下、地震による活断層(地下水との接触による核種浸出)を設定している。これら諸事象のフォールトトリー解析による設定処分場での生起確率、又事象発生により生物圏に放出される廃棄物量の割合をTable 2.4に示す。活断層(地下水による核種浸出)では前述の浸出モデルにより浸出量を計算するが入力となる拡散係数、溶解定数をTable 2.5に示す。この数値

(註) 火山ガスの爆発によって作られた火道

はガラス固化体に関するデータであり、Cs, Sr のチタン酸・ゼオライトの焼成体の浸出率はより低くおさえられるという報告がある⁽⁶⁾がここでは同じ値を採用している。

米国EPAにおける解析では2020年までに蓄積された使用済燃料187000トンが再処理され、廃棄物として処分されるとし、キャニスタ250本×250本のマトリックスを構成、その一列が破壊、地下水にさらされるとしている。本解析では1GW-Y当りに対してこの条件をウェイトづけしている。

尚、固化体の形状は全量固化体30φ×120cm、Cs-Sr群20φ×80cm、FP群30φ×120cmとした。

(3) 環境移行モデル

大気中核種放出による各ゾーンへの拡散、沈着に対する単位放出量での濃度は大気拡散計算コードAIRDOS⁽⁷⁾をこの処分場周辺に適用した計算結果を利用している。Table 2.6に各ゾーンでの大気中濃度、沈着率を示す。

地表、地表水への核種の直接放出による各ゾーンへの分配、拡散については簡便に放出地点より各ゾーン中心への距離の2乗に反比例する形で分配されると仮定しゾーン内では均質であるとしている。(Table 2.7)

環境における受容体間の移行については、地下水→地表水、地表水→地表(かんがいによる)、地表→大気(再浮遊)及び大気→地表(沈着)、大気→地表水(沈着)が考慮されている。大気より地表、地表水への沈着は大気拡散計算により得られる(Table 2.6)地下水より地表水への移行はゾーン2(処分場より10km)で湖に、ゾーン8(処分場より20km)でPecos川にそれぞれ核種量の20%、80%が流れ込むとしている。地表水→地表はゾーン8でかんがいにより、かんがい使用量に相当する割合で地表に移行するとする。他のゾーンでは地下水→地表水→地表の経路はない。再浮遊は全ゾーンで考慮される。

(Table 2.8) 地表、地表水での環境崩壊の半減期は3万年としている。

次にTable 2.9に地下水による核種の地層移行モデルに適用した流速、空隙率等のデータを、Table 2.10に核種の岩塩層における分配係数を示す。岩塩層の分配係数は米西部の亜土壌に対する分配係数に対して塩分効果を考慮して30%低くした値を使用している。

(4) 被曝経路モデル

Table 2.11に設定処分場周辺における14種の被曝経路を示す。地表水での水産物による被曝は実際は考慮していない。

農畜産物の各摂取経路における核種毎の生物濃縮係数をTable 2.12に示す。これらは食物連鎖計算コードTERMOD⁽⁸⁾を使用して求められている。

Table 2.13には年間個人空気吸入量、飲料水摂取量、被曝時間割合、各ゾーンの農畜産物生産量を示す。汚染地下水の飲料については地下水と表面水との割合、非汚染地下水の割合等を考慮している。被曝時間の年率は戸外活動、水泳等による汚染環境との平均的接触時間により求められる。又農畜産物生産量は地域における経済統計を参考にしている。

Table 2.14には各核種の線量変換係数を示す。外部被曝については外部被曝計算コードEXREM III⁽⁹⁾を使用して得られている。内部被曝についてはICRP pub 30⁽¹⁰⁾のバックデータにより実効預託線量当量の変換係数を求めた。

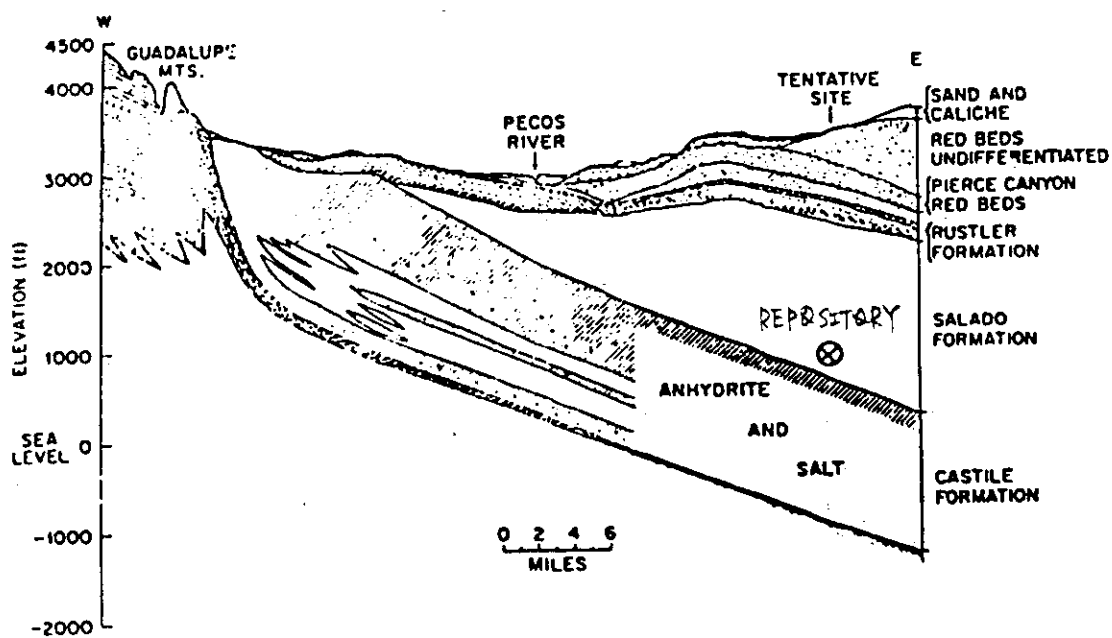


Fig. 2.4 想定処分場周辺の断面図

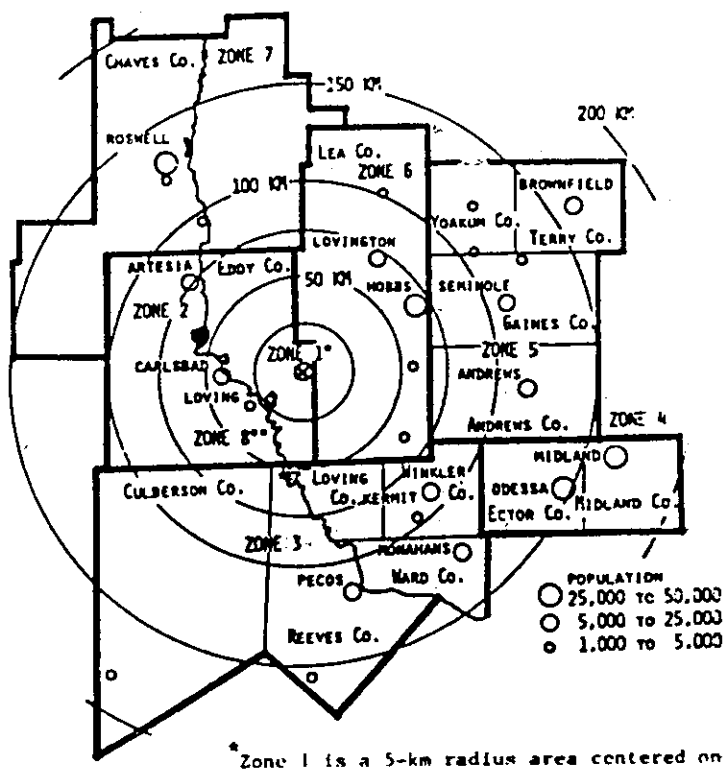


Fig. 2.5 想定処分場周辺のゾーン分割

Table 2.1 各ゾーンの推定人口

ゾーン	推定人口 (人)
1	100
2	17000
3	213000
4	784000
5	217000
6	245000
7	253000
8	155000

Table 2.2 高レベル廃棄物特性計算条件

炉	型	軽水炉	
使用の 済仕 燃様	燃焼度	33000MWD/MTU	
	比出力	30MW/MTU	
	濃縮度	3.3%	
	冷却期間	180日	
再処理時期		冷却後	
再 処 理 除 去 率	F. P.	Kr	100%
		Xe	100%
		Br	100%
		I	100%
		その他	0%
ア ク チ ド	U Pu その他	U	99.5%
		Pu	99.5%
		その他	0%
群分離処理時期		再処理と同時期	

Table 2.3 群分離処理時点のインベントリ (1GW-Y 当り)
及び各群の分配比

	インベントリ (g)	TRU群	Cs, Sr 群	F. P. 群
		(%)	(%)	(%)
1. Sr-90	2.00 +4	0.61	98.80	0.58
2. Y-90	5.21 +0	3.19	0.04	96.81
3. Zr-93	2.72 +4	0.11	0.99	98.91
4. Nb-93 m	2.46 -2	0.61	98.80	0.58
5. Tc-99	3.11 +4	0.11	0.99	98.91
6. Cs-135	1.20 +4	0.61	98.60	0.78
7. Cs-137	4.53 +4	0.61	98.60	0.78
8. Pb-210	1.02 -12	0.61	98.80	0.58
9. Ra-225	1.16 -11	0.61	98.80	0.58
10. Ra-226	2.83 -9	0.61	98.80	0.58
11. Th-229	2.13 -6	0.61	98.80	0.58
12. Th-230	2.95 -4	0.61	98.80	0.58
13. Np-237	1.79 +4	99.995	—	0.005
14. Np-239	2.91 -3	99.995	—	0.005
15. Pu-238	3.13 +1	99.98	—	0.02
16. Pu-239	9.75 +2	99.98	—	0.02
17. Pu-240	4.01 +2	99.98	—	0.02
18. Pu-241	1.87 +2	99.98	—	0.02
19. Am-241	1.82 +3	99.89	0.04	0.11
20. Am-242 m	3.48 +1	99.89	0.04	0.11
21. Am-243	3.52 +3	99.89	0.04	0.11
22. Cm-242	1.74 +2	99.89	0.04	0.11
23. Cm-244	1.11 +3	99.89	0.04	0.11

Table 2.4 潜在事象の生起確率及び推定放出フラクション

Scenario	Releases to receptors	Annual probability	Estimated release fraction
Meteorite impact	Direct expulsion to air	1.0×10^{-13}	0.05
	Transport to surface (distributed between ground surface and water area in zone)	1.0×10^{-13}	0.05
Volcanogenic activity	Transport to surface (distributed between ground surface and water area in zone)	8.1×10^{-12}	0.075
Volcanic explosion	Direct expulsion to air	2.4×10^{-12}	0.075
Diatreme	Direct expulsion to air	2.4×10^{-12}	0.006
Faulting; unsealed, interconnecting aquifers	Release to groundwater	1.4×10^{-7}	Calculated leach rates

Table 2.5 対象核種の拡散係数及び溶解定数

Nuclide	Effective Diffusivity, $D_e, \text{cm}^2/\text{d}$	Dissolution Rate Constant, k, d^{-1}
Sr-90	1.64×10^{-8}	2.90×10^{-2}
Y-90	1.64×10^{-8}	2.90×10^{-2}
Zr-93	6.29×10^{-10}	1.05×10^{-2}
Nb-93m	6.91×10^{-10}	1.11×10^{-2}
Tc-99	1.23×10^{-9}	2.86×10^{-3}
Cs-135	1.99×10^{-8}	3.14×10^{-2}
Cs-137	1.99×10^{-8}	3.30×10^{-2}
Pb-210	9.39×10^{-10}	2.75×10^{-3}
Ra-225	7.71×10^{-10}	4.46×10^{-3}
Ra-226	7.71×10^{-10}	4.46×10^{-3}
Th-229	6.64×10^{-10}	1.08×10^{-2}
Th-230	6.64×10^{-10}	1.08×10^{-2}
Np-237	7.51×10^{-10}	4.38×10^{-3}
Np-239	7.51×10^{-10}	4.38×10^{-3}
Pu-238	3.31×10^{-10}	7.19×10^{-3}
Pu-239	3.31×10^{-10}	7.19×10^{-3}
Pu-240	3.31×10^{-10}	7.22×10^{-3}
Pu-241	3.31×10^{-10}	7.25×10^{-3}
Am-241	8.12×10^{-10}	2.49×10^{-3}
Am-242m	8.12×10^{-10}	2.49×10^{-3}
Am-243	8.12×10^{-10}	2.62×10^{-3}
Cm-242	8.10×10^{-10}	2.48×10^{-3}
Cm-244	8.10×10^{-10}	2.48×10^{-3}

Table 2.6 各ゾーンでの大気中放出における単位放射能当り
大気中濃度及び沈着率

ZONE	AIR CONCENTRATION $Ci-y/cm^3Ci$ (ZONALO)	AIR DEPOSITION Ci/cm^2Ci (ZONDEP)	LAND AREA cm^2 (AREAG)	WATER AREA cm^2 (AREAW)
1	1.26E-20	4.04E-13	7.90E+11	0.0
2	5.31E-23	1.93E-15	1.01E+14	5.06E+11
3	5.09E-24	1.94E-16	2.27E+14	1.14E+12
4	2.12E-24	1.05E-16	4.77E+13	1.12E+11
5	3.83E-24	1.79E-16	1.22E+14	3.06E+11
6	3.03E-23	1.17E-15	1.14E+14	2.85E+11
7	3.18E-24	1.50E-16	1.57E+14	7.88E+11
8	3.12E-23	1.25E-15	5.46E+12	5.40E+11

Table 2.7 各ゾーンでの地表、地表水放出における分配比

ZONE	TOTAL AREA cm^2	LAND AREA %	WATER AREA %	$1/r^2$ DISPERSION ALLOCATION, %	ALLOCATION FACTOR (ZONALO)	
					LAND	WATER
1	7.90E+11	100.	0.	12.9	1.29E-01	0.0
2	1.01E+14	99.5	0.5	43.3	4.31E-01	2.17E-03
3	2.28E+14	99.5	0.5	9.2	9.15E-02	4.60E-04
4	4.78E+13	99.75	0.25	0.9	8.68E-03	2.18E-05
5	1.22E+14	99.75	0.25	3.6	3.59E-02	9.00E-05
6	1.14E+14	99.75	0.25	24.3	2.42E-01	6.08E-04
7	1.58E+14	99.5	0.5	4.2	4.18E-02	2.10E-04
8	6.00E+12	91.0	9.0	1.6	1.46E-02	1.44E-03
TOTAL	7.78E+14			100.0		

Table 2.8 受容体間移動フラクションの最大値及び移動率(A → B)

A	1. 大気		2. 表面土壌		3. 表面水		4. 地下水	
	Em	Fm	Em	Fm	Em	Fm	Em	Fm

ゾーン2

B	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0.0	0.0	1.0 - 09	2.0 + 01	0.0	0.0	0.0	0.0
2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.0 - 01	2.0 + 01
4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

ゾーン8

B	1	2	3	4	1	2	3	4
1	0.0	0.0	1.0 - 09	2.0 + 01	0.0	0.0	0.0	0.0
2	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0 - 01	2.0 + 01	0.0	0.0
3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	8.0 - 01	2.0 + 01
4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

Em : 受容体間移動フラクションの最大値 (≤ 1.0)

Fm : 移動率 (年⁻¹)

Table 2.9 地層移行モデルのパラメータ値

Symbol	Physical Parameter	Estimated Value
v_p	Seepage velocity, m/d	4.00×10^{-3}
ϵ	Porosity of porous media, dimensionless	0.15
ρ	Solid bulk density, g/cm ³	2.3
z_a	Aquifer thickness, m	50
y_w	Effective plume width, m	
	Zone 2	2580
	Zone 8	3640
y_y	Transverse distance to average concentration, m	
	Zone 2	520
	Zone 8	730
a_L	Axial dispersivity, m	50
a_T	Transverse dispersivity, m	6
x	Source to point of usage distance, km	
	Zone 2	10
	Zone 8	20

Table 2.10 対象核種の岩塩層における分配係数

Nuclide	Distribution Coefficient, cm ³ /g
Sr-90	14
Y-90	1400
Zr-93	1400
Nb-93m	1400
Tc-99	~0
Cs-135	140
Cs-137	140
Pb-210	2800
Ra-225	70
Ra-226	70
Th-229	10500
Th-230	10500
Np-237	10.5
Np-239	10.5
Pu-238	1400
Pu-239	1400
Pu-240	1400
Pu-241	1400
Am-241	1400
Am-242m	1400
Am-243	1400
Cm-242	420
Cm-244	420

Table 2.11 想定処分場周辺の被曝経路

Environmental Input Receptor	Main Pathway (Node)	Subpath	Dose Effect*	Component
<u>Air</u>	1. Immersion	1. Immersion	L	
	2. Inhalation	1. Inhalation	L	
<u>Land Surface</u>	1. Direct exposure	1. Direct exposure	L	
	2. Ingestion	1. Above surface crops	N	Corn Sorghum Wheat Soybeans
		2. Meat (range fed)	N	Grazing
		3. Meat (hay fed)	N	Exported hay (feed lots)
		4. Milk	N	Within zone Exported hay equivalent
<u>Surface Water</u>	1. Submersion	1. Submersion	L	
	2. Ingestion	1. Drinking water	L	
		2. Meat from drinking water	N	
		3. Milk from drinking water	N	
		4. Aquatic foods	N	Fish (fresh water) Invertebrates (fresh water) Aquatic plants (fresh water) Waterfowl (fresh water) Fish (salt water) Invertebrates (salt water) Aquatic plants (salt water) Waterfowl (salt water)
<u>Ground Water</u>	1. Ingestion	1. Drinking water (man)	L	
	2. Ingestion	1. Meat from drinking water	N	

*Subpaths contribute to local dose (L) or to nonspecific dose (N), as indicated.

Table 2.12 対象核種の生物濃縮係数

1. Sr-90	5.26 E-01 1.00 E+00 2.40 E-01	5.23 E-03 2.40 E-01	3.56 E-03 5.12 E-01	1.84 E-02 0.0
2. Y-90	8.85 E-02 1.00 E+00 1.84 E+00	3.53 E-05 1.84 E+00	6.41 E-05 6.40 E-03	1.29 E-05 0.0
3. Zr-93	5.26 E-01 1.00 E+00 1.36 E+01	8.17 E-01 1.36 E+01	2.23 E-01 3.20 E-03	4.93 E-05 0.0
4. Nb-93m	5.26 E-01 1.00 E+00 1.12 E+02	1.97 E+00 1.12 E+02	1.58 E+00 1.60 E+00	2.22 E-02 0.0
5. Tc-99	5.26 E-01 1.00 E+00 1.60 E+02	2.37 E-02 1.60 E+02	6.47 E-03 1.60 E+01	2.49 E-01 0.0
6. Cs-135	5.26 E-01 1.00 E+00 1.60 E+00	9.48 E-02 1.60 E+00	2.59 E-02 7.68 E+00	1.38 E-01 0.0
7. Cs-137	5.26 E-01 1.00 E+00 1.60 E+00	3.56 E-02 1.60 E+00	2.38 E-02 7.68 E+00	1.29 E-01 0.0
8. Pb-210	5.26 E-01 1.00 E+00 1.16 E+01	2.32 E-03 1.16 E-01	1.71 E-03 3.97 E-01	5.62 E-03 0.0
9. Ra-225	2.77 E-01 1.00 E+00 1.36 E+01	5.26 E-03 1.36 E+01	7.54 E-03 5.12 E+00	6.49 E-02 0.0
10. Ra-226	5.26 E-01 1.00 E+00 1.36 E+01	7.73 E-01 1.36 E+01	2.22 E-01 5.12 E+00	1.48 E-01 0.0
11. Th-229	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	4.69 E-03 8.00 E-02	1.30 E-03 3.20 E-03	4.93 E-05 0.0
12. Th-230	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	4.74 E-03 8.00 E-02	1.30 E-03 3.20 E-03	4.93 E-05 0.0
13. Np-237	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	4.74 E-03 8.00 E-02	1.30 E-03 3.20 E-03	4.93 E-05 0.0
14. Np-239	7.89 E-02 1.00 E+00 8.00 E-02	4.63 E-05 8.00 E-02	2.18 E-06 3.20 E-03	5.67 E-06 0.0
15. Pu-238	5.26 E-01 1.00 E+00 5.60 E-03	1.57 E-03 5.60 E-03	3.75 E-04 1.28 E-03	1.92 E-05 0.0
16. Pu-239	5.26 E-01 1.00 E+00 5.60 E-03	2.82 E-03 5.60 E-03	3.89 E-04 1.28 E-03	1.97 E-05 0.0
17. Pu-240	5.26 E-01 1.00 E+00 5.60 E-03	2.79 E-03 5.60 E-03	3.89 E-04 1.28 E-03	1.97 E-05 0.0
18. Pu-241	5.26 E-01 1.00 E+00 5.60 E-03	8.38 E-04 5.60 E-03	3.37 E-04 1.28 E-03	1.77 E-05 0.0
19. Am-241	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	3.97 E-03 8.00 E-02	1.29 E-03 3.20 E-03	4.90 E-05 0.0
20. Am-242m	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	3.10 E-03 8.00 E-02	1.27 E-03 3.20 E-03	4.85 E-05 0.0
21. Am-243	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	4.69 E-03 8.00 E-02	1.30 E-03 3.20 E-03	4.93 E-05 0.0
22. Cm-242	4.88 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	4.60 E-04 8.00 E-02	4.71 E-04 3.20 E-03	3.78 E-05 0.0
23. Cm-244	5.26 E-01 1.00 E+00 8.00 E-02	1.53 E-03 8.00 E-02	1.15 E-03 3.20 E-03	4.52 E-05 0.0

(対応表)

Receptor				
Land Surface	1. Above surface crops ($\mu\text{Ci} - \text{Yr/g}$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^2$)	2. Meat (range fed) ($\mu\text{Ci} - \text{Yr/g}$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^2$)	3. Meat (hay fed) ($\mu\text{Ci} - \text{Yr/g}$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^2$)	4. Milk ($\mu\text{Ci} - \text{Yr}/\text{cm}^3$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)
Surface Water	1. Drinking water (1.0)	2. Meat from drinking water ($\mu\text{Ci} - \text{Yr/g}$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)	3. Milk from drinking water ($\mu\text{Ci} - \text{Yr/g}$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)	4. Aquatic foods ($\mu\text{Ci} - \text{Yr}/\text{cm}^3$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)
Ground Water	1. Meat from drinking water ($\mu\text{Ci} - \text{Yr/g}$) / ($\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$)			

Table 2.13 各ゾーンにおける年間吸入・摂取量, 被曝時間率, 生産量

ゾーン1	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	0.0	6.30 E + 07	0.0	0.0
	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	0.0	0.0						
ゾーン2	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	0.0	1.18 E + 10	0.0	0.0
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	4.00 E + 05	5.90 E + 09	0.0	0.0
	4.80 E + 03	7.00 E + 07						
ゾーン3	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	1.11 E + 10	1.81 E + 10	4.67 E + 08	4.05 E + 09
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	2.00 E + 05	4.60 E + 09	4.05 E + 09	0.0
	0.0	0.0						
ゾーン4	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	3.95 E + 09	7.60 E + 09	8.32 E + 08	3.21 E + 09
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.21 E + 09	0.0
	0.0	0.0						
ゾーン5	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	2.52 E + 11	1.02 E + 10	5.43 E + 09	1.58 E + 10
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.58 E + 10	0.0
	0.0	0.0						
ゾーン6	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	1.97 E + 10	1.38 E + 10	1.92 E + 09	1.50 E + 10
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.50 E + 10	0.0
	0.0	0.0						
ゾーン7	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	5.82 E + 09	3.27 E + 10	7.88 E + 09	6.31 E + 10
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	4.00 E + 05	1.67 E + 10	6.31 E + 10	0.0
	0.0	0.0						
ゾーン8	1.00 E + 00	7.30 E + 09						
	4.00 E - 01	0.0	0.0	0.0	2.84 E + 09	0.0	6.23 E + 09	3.46 E + 10
	1.00 E - 03	0.0	0.0	0.0	4.00 E + 05	9.60 E + 08	3.46 E + 10	0.0
	2.00 E + 04	4.00 E + 07						

(対応表)

Air	年間被曝時間 (Yr/Yr)	年間空気吸入量 (cm ³ /Yr)						
Land Surface	年間被曝時間 (Yr/Yr)	—	—	—	農作物生産量 (g/Yr)	肉(放牧)生産量 (g/Yr)	肉(干草)生産量 (g/Yr)	ミルク生産量 (cm ³ /Yr)
Surface Water	年間被曝時間 (Yr/Yr)	—	—	—	年間飲料水量 (cm ³ /Yr)	肉生産量 (g/Yr)	ミルク生産量 (cm ³ /Yr)	水産物生産量 (g/Yr)
Ground Water	年間飲料水量 (cm ³ /Yr)	年間肉生産量 (g/Yr)						

Table 2.14 対象核種の線量変換係数

	Ingestion mrem/ μ Ci	Inhalation mrem/ μ Ci	Immersion (mrem/Yr)/ (μ Ci/cm ³)	Direct Exposure (mrem/Yr)/ (μ Ci/cm ³)	Submersion (mrem/Yr)/ (μ Ci/cm ³)
1. Sr-90	1.33 + 2	1.26 + 3	0.0	0.0	0.0
2. Y-90	9.95 + 0	8.07 + 0	0.0	1.93 - 1	0.0
3. Zr-93	1.55 + 0	3.18 + 2	0.0	0.0	0.0
4. Nb-93m	5.25 - 1	2.85 + 1	0.0	0.0	0.0
5. Tc-99	1.25 + 0	7.40 + 0	0.0	0.0	0.0
6. Cs-135	7.04 + 0	4.53 + 0	0.0	0.0	0.0
7. Cs-137	1.00 + 2	3.22 + 1	0.0	3.68 + 2	0.0
8. Pb-210	5.03 + 3	1.26 + 4	1.43 + 7	2.27 + 4	3.00 + 2
9. Ra-225	3.01 + 2	7.40 + 3	1.82 + 8	7.36 + 0	0.0
10. Ra-226	1.13 + 3	7.88 + 3	4.90 + 7	9.46 + 3	1.03 + 3
11. Th-229	3.48 + 3	2.11 + 6	1.51 + 9	2.36 + 5	0.0
12. Th-230	5.36 + 2	3.18 + 5	3.59 + 6	6.12 + 3	7.55 + 1
13. Np-237	3.93 + 4	4.95 + 5	6.14 + 8	1.33 + 5	1.29 + 4
14. Np-239	2.97 + 0	2.10 + 0	9.72 + 8	2.49 + 5	2.04 + 4
15. Pu-238	3.80 + 2	1.23 + 5	1.66 + 6	3.25 + 3	3.49 + 1
16. Pu-239	4.28 + 2	5.10 + 5	7.22 + 5	1.37 + 3	1.52 + 1
17. Pu-240	4.28 + 2	5.10 + 5	1.46 + 6	2.85 + 3	3.07 + 1
18. Pu-241	8.73 + 0	1.03 + 4	0.0	4.03 - 1	0.0
19. Am-241	2.20 + 3	5.22 + 5	1.44 + 8	7.50 + 4	3.02 + 3
20. Am-242m	2.12 + 3	1.39 + 5	0.0	2.28 + 0	0.0
21. Am-243	2.20 + 3	1.41 + 5	3.16 + 8	6.64 + 4	6.64 + 3
22. Cm-242	6.55 + 1	1.72 + 4	1.58 + 6	2.92 + 3	3.33 + 1
23. Cm-244	1.12 + 3	7.40 + 4	4.50 + 7	1.81 + 4	9.47 + 2

2.3 解析結果

前章の設定条件により評価期間を 10^6 年とし、集団線量を評価単位として解析した結果を述べる。

初めに全量廃棄物固化体の地層処分の場合について、急速過程、緩慢過程それぞれの潜在事象による環境影響の比較及び各過程で重要となる主要な核種について評価し、次いで群分離後の Cs - Sr 群、FP 群固化体の地層処分について全量固化体の場合と比較して被曝線量の低減効果を考察する。最後に本解析での累積集団線量よりみたりスクに対して米国で評価されている費用対便益解析の考えを適用し群分離開発の正当性について若干の検討を加える。

(1) 全量廃棄物固化体の地層処分による環境影響評価

全量廃棄物固化体を地層処分した場合の環境影響を解析した結果以下のことがいえる。

事象毎の集団線量の経年における傾向は Fig. 2.6 に示される様に約 6000 年迄は火山活動、火山爆発、ダイアトリーム、隕石落下の急速過程による被曝であり、それ以後活断層の地下水による核種の緩慢な地層移行での被曝が急激に増える。Table 2.15 に示すように累積集団線量は 10^6 年の評価期間では 99.5 % が活断層によるものである。

急速過程での被曝線量は経年的にゆるやかな増加で 10^6 年では 10^3 年の値の 5 倍の程度である。急速過程の中では火山活動による被曝が最も大きく全体の 8 割以上を占め、次に火山爆発が続く、これより約 1 桁低くダイアトリーム、隕石落下の順である。事象の生起確率と核種放出量との積による期待値からみると (Table 2.4) 火山活動によるものが火山爆発の 4 倍弱であるのに対し被曝線量では 6 倍強になっているのは主に火山活動が核種を地表、地表水に直接放出し緩慢な環境崩壊により消失するのに対し、火山爆発による核種の大気中への放出では大気拡散により短期的に希釈され一部地表沈着するためである。

急速過程による被曝で主要となる核種について、火山活動による累積集団線量でみると (Table 2.16)、評価期間が 10^3 年の場合 ^{241}Am によるものが最も高く全体の 66 % であり、 ^{137}Cs が 12 %、以下 ^{243}Am 、 ^{240}Pu と続く。 10^4 年迄では ^{243}Am が 31 %、以下 ^{240}Pu 、 ^{239}Pu 、 ^{241}Am の順である。 10^5 年迄では ^{237}Np が最も高く ^{239}Pu によるものと合せて全体の 77 % を占める。 10^6 年では ^{237}Np だけで全体の 63 % になる。

崩壊系列でみると 10^4 年迄では $4n+3$ 系列による被曝が 48 %、 $4n+1$ 系列が 26 % であるが 10^5 年では $4n+1$ 系列が 51 %、 10^6 年の評価期間では 95 % となり $^{241}\text{Am} \rightarrow ^{237}\text{Np} \rightarrow ^{229}\text{Tn} \rightarrow ^{225}\text{Ra}$ の $4n+1$ 系列が被曝に影響を及ぼす主要な系列であるといえる。この傾向は他の急速過程についても同じことがいえる。

一方、活断層での地下水による緩慢な核種移行による累積集団線量については Table 2.17 に示すように評価期間 10^6 年までに生物圏に現われ被曝に影響を及ぼすのは ^{99}Tc 、 ^{237}Np であり、 10^5 年までは ^{99}Tc によるものが 100 %、 10^6 年迄では 70 万年より表出する ^{237}Np の影響によるものが 95 % になる。この過程では短寿命核種は生物圏に表出する前に地層中で崩壊し、又遅延係数の大きい他の長寿命核種は 10^6 年の評価期間ではまだ生物圏に到達していない。

以上により評価期間 10^6 年で見えた場合、急速過程の潜在事象による被曝では $4n+1$ 系列が

主要な系列で特に ^{237}Np による影響が大きく、又緩慢過程でも ^{237}Np による被曝が大部分であることがいえる。

(2) 群分離後の Cs - Sr 群, FP 群固化体の地層処分による環境影響評価

ここでは群分離後の Cs - Sr 群, FP 群固化体に対して同じ条件で処分場に処分した場合の解析結果について述べる。

Fig. 2.7 に全量固化体の場合, Fig. 2.8, 2.9 に各群固化体の場合について全事象による集団線量に寄与する核種の経年変化を示す。Cs - Sr 群固化体処分での被曝は処分後約 500 年頃までは Cs, Sr によるものであり、それ以後は分離しきれないで残った微量の TRU 核種及びその娘核種によるものである。FP 群においても短寿命の FP は被曝をもたらす前に崩壊しており、被曝に寄与している核種は分離されずにこの群に残った Cs, Sr 又は TRU 核種とその娘核種、及び長寿命の ^{99}Tc である。

Fig. 2.10 で全量固化体の場合の集団線量に対する相対関係でみると Cs - Sr 群は約 500 年までは Cs, Sr による被曝で顕著な低減をみせないがその後 10^6 年までは 3 桁以上の低減がある。又 FP 群は約 6000 年以後 70 万年頃までは ^{99}Tc の影響が大きいがこれを除くとほぼ全期間を通じて 2 桁以上の低減がある。

この傾向を事象毎に一定の評価期間での累積集団線量よりみると以下のことがいえる。

(Table 2.18, 2.19, 2.20 参照)。

急速過程での累積集団線量の全量固化体の場合に対する相対的割合は Table 2.19 の火山活動の例に示される様に 10^3 年まででは Cs - Sr 群が 14%, FP 群が 0.3%, 10^6 年まででは Cs - Sr 群が 0.1%, FP 群で 1.4% になる。ところで急速過程の事象による核種の放出割合は群分離固化体の場合も全量固化体と同じに設定している。前回の解析によれば群分離固化体とすることにより廃棄物ボリュームを約 1/3 に減容することが可能である⁽⁴⁾。従って一定の使用済燃料からの廃棄物の処分場もそれだけ小規模に出来る筈であり、本解析における核種の表出事象の生起確率及び核種の放出割合の推定に処分場の規模が関連していることを合せて考えると急速過程では更に線量が低減されるといえる。

一方緩慢過程である断層による影響では問題になる核種は ^{99}Tc , ^{237}Np であり、Table 2.20 に示すように Cs - Sr 群による被曝は相対的には無視できる程度である。FP 群については ^{99}Tc が含まれていることにより 10^5 年までの評価期間では低減効果はほとんどないが、 10^6 年までの累積集団線量では、より大きな被曝を及ぼす ^{237}Np が分離されるため全量固化体の場合に対して 5% に低減される。

以上を総合すると全量固化体の地層処分の場合に対して Cs - Sr 群固化体の地層処分による集団線量は急速過程では約 500 年までは大きな低減効果はないがそれ以後は 3 ケタ以上低減され 10^6 年までの累積集団線量は 0.1% 以下に減ぜられる。又緩慢過程での影響はない。一方 FP 群固化体の地層処分では、急速過程では 10^6 年の累積集団線量は全量固化体処分の場合の 1.4% 以下に低減される。緩慢過程では約 6000 年以降の ^{99}Tc による被曝の影響により累積集団線量は全量固化体の場合の約 5% になる。Cs - Sr 群, FP 群を合わせると 10^6 年の評価期間で、群分離固化体の地層処分により急速過程では 1.5% 以下、緩慢過程では 5% に累積集団線量が全量固化体処分の場合より低減されるということがいえる。

本解析での適用処分場周辺における各事象の生起確率をみると、活断層による地下水浸出の確率は、次に続く火山活動による核種放出事象の確率に対して約4桁も高い値を示し、全事象で考えると累積集団線量は活断層での緩慢過程による影響が大勢を占める。このため ^{99}Tc の影響が大きく現われることから群分離固化体の処分の場合の 10^6 年までの累積集団線量は全量固化体処分の場合の約5%になる。

(3) 費用対便益解析の試み

10 CFR 50⁽¹¹⁾によれば原子力プラントの費用対便益効果の問題について、付加施設による経費と低減される被曝の影響との関係が、単位 man-rem の減少のために \$ 1000 以下のコストで済むなら付加施設の建設は正当化されるとしている。

米国における群分離—消滅処理に関する評価ではこのための施設の建設・操業に 1 GW-Y 当たり \$ 9.2×10^6 のコストの増加が見込まれるとしている⁽¹²⁾。又この施設の操業による短期間における被曝 (16 man-rem/GW-Y)、及び化学事故等非放射能的风险を被曝線量に換算したものを合わせて 2850 man-rem のリスクの増加があるとしている⁽¹³⁾。このため地層処分における長期評価で 1 GW-Y 当たり 12050 man-rem 以上のリスクの減少が見込まれれば代替技術は正当化されることになる。

米国での評価に用いられた群分離スキームは本解析でのスキームと異なること、又線量評価は ICRP pub 2⁽¹⁴⁾ に基いており直接の比較はできないが、参考までに本解析での結果を適用すると全量固化体の地層処分で 10^6 年までの累積集団線量は 1.48×10^4 man-rem であり、その 95% 以上が ^{237}Np によるものであることから (Table 2.17 参照)、82% 以上の ^{237}Np の分離が行われれば費用対便益の面よりみて群分離法の開発は正当化されることになる。

10^6 年の評価期間では地下水移行による ^{237}Np の生態圏への表出は上昇過程にある。(Fig. 2.7 参照) 本解析での処分場から表出地点までの距離、地下水流速、 ^{237}Np の遅延係数により概算すると約 1.2×10^6 年で ^{237}Np の濃度はピークに達する。 10^6 年を評価対象期間として充分長い期間としてみなせるかどうかはともあれ、長期にわたる地下水による核種の生態圏表出について、各種パラメータによる感度解析をしておくことが必要であると考えられる。

又本解析での想定処分場は米国 EPA の評価に適用された岩塩層であり、今後、日本における地層処분을想定し、日本的風土での潜在事象の生起確率、処分地層の特性、生活様式、経済活動を考慮した解析評価が望まれると考えられる。

Table 2.15 累積集団線量に対する各事象の寄与

評価期間		10 ³ 年	10 ⁴ 年	10 ⁵ 年	10 ⁶ 年
全事象(man-rem)		1.04 - 2	2.13 - 1	5.36 + 1	1.48 + 4
寄与(%)	火山活動	84.4	62.4	4.6	0.4
	火山爆発	13.8	9.8	0.7	0.1
	ダイアトリーム	1.1	0.8	—	—
	損石落下	1.1	0.8	—	—
	断層	—	25.9	94.6	99.5

Table 2.16 累積集団線量に対する主要核種の寄与(火山活動)

評価期間	10 ³ 年		10 ⁴ 年		10 ⁵ 年		10 ⁶ 年	
全核種	man-rem 8.78 - 3		1.33 - 1		2.44 + 0		5.65 + 1	
順位 1.	Am-241	65.6%	Am-243	30.8	Np-237	44.3	Np-237	62.8
2.	Cs-137	12.0	Pu-240	22.7	Pu-239	32.5	Th-229	28.7
3.	Am-243	8.3	Pu-239	17.1	Am-243	8.0	Ra-225	3.2
4.	Pu-240	6.1	Am-241	13.2	Th-229	5.1	Pu-239	2.2
5.	Sr-90	2.5	Np-237	12.9	Pu-240	4.9	Tc-99	1.2
6.	Np-237	2.1	Tc-99	0.9	Tc-99	2.6	Ra-226	0.6
7.	Pu-239	1.4	Cs-137	0.8	Am-241	1.0	Am-243	0.3
残り核種		4.1		1.6		1.6		1.0

Table 2.17 累積集団線量に対する主要核種の寄与(活断層)

評価期間	10 ³ 年	10 ⁴ 年		10 ⁵ 年		10 ⁶ 年	
全核種	—	man-rem 5.52 - 2		5.07 + 1		1.47 + 4	
順位 1.	—	Tc-99	100%	Tc-99	100	Np-237	95.1
2.	—	—	—	—	—	Tc-99	4.9

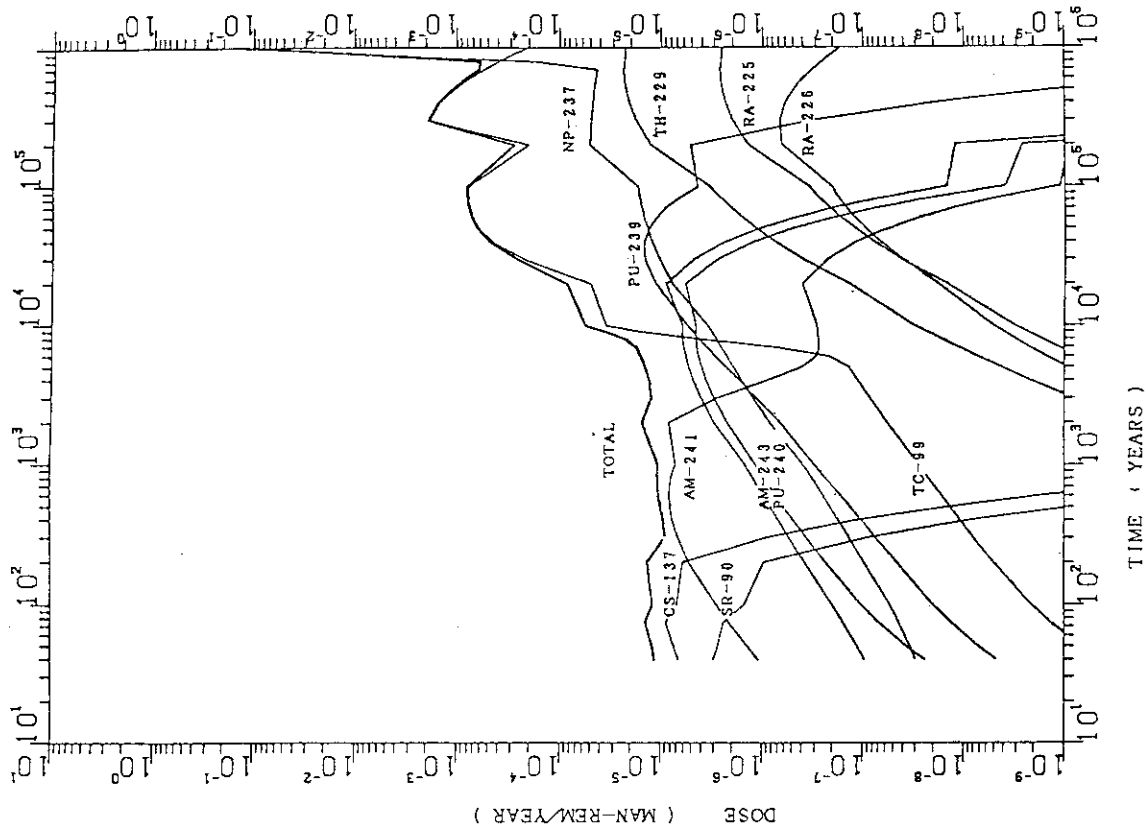


Fig. 2.7 全事象による集団線量に対する主要核種の寄与 (全量固化体)

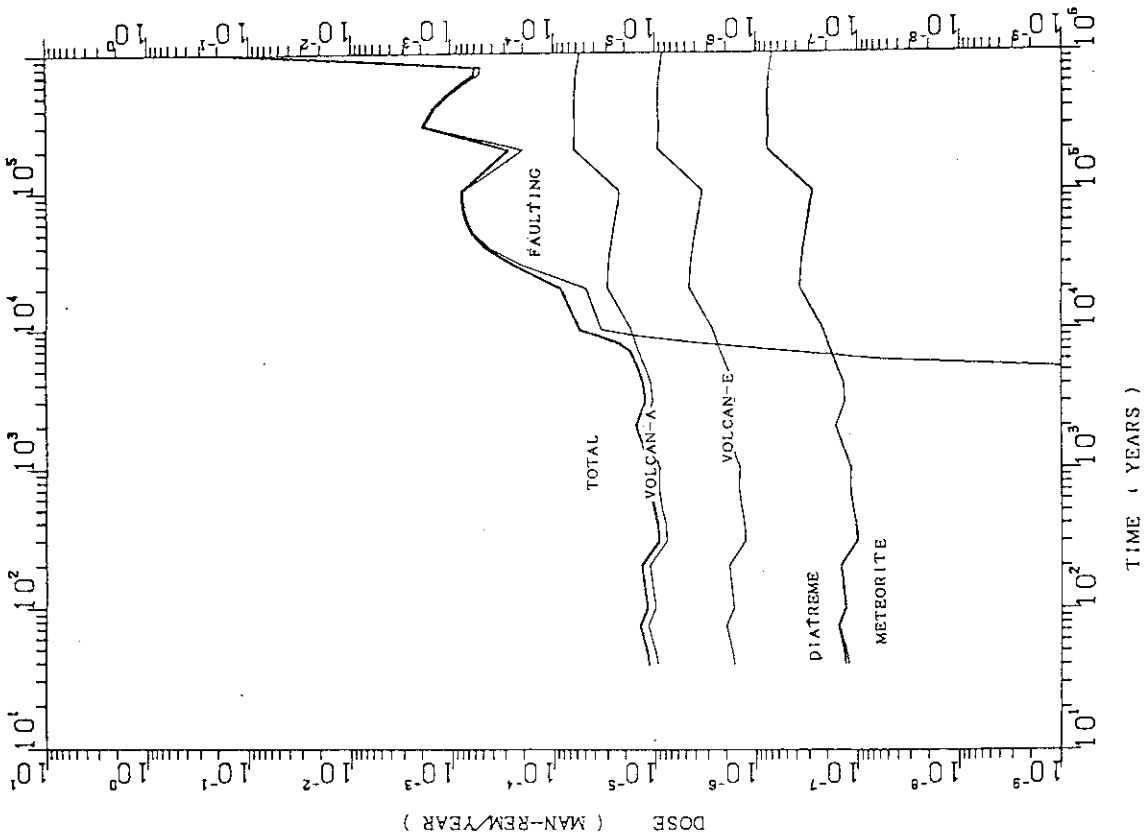


Fig. 2.6 各潜在事象による集団線量 (全量固化体)

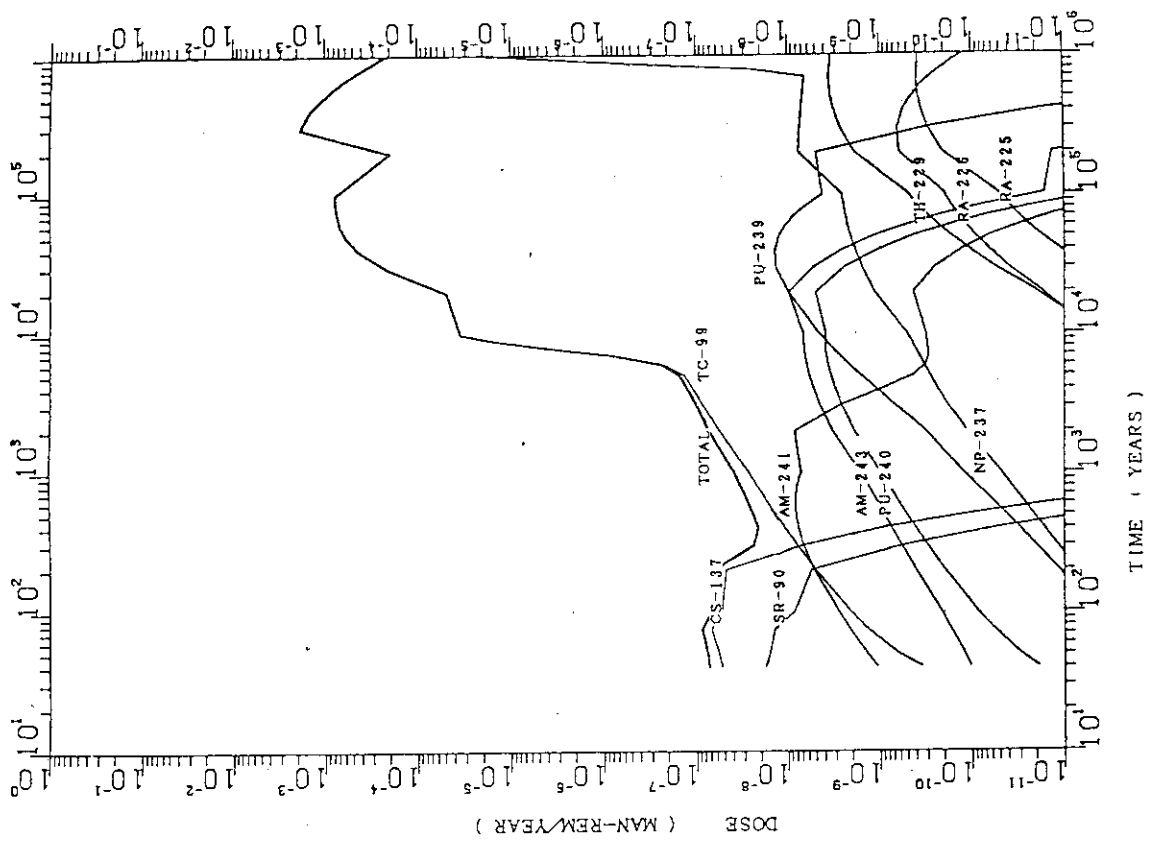


Fig. 2.9 全事象による集団線量に対する主要核種の寄与 (FP群)

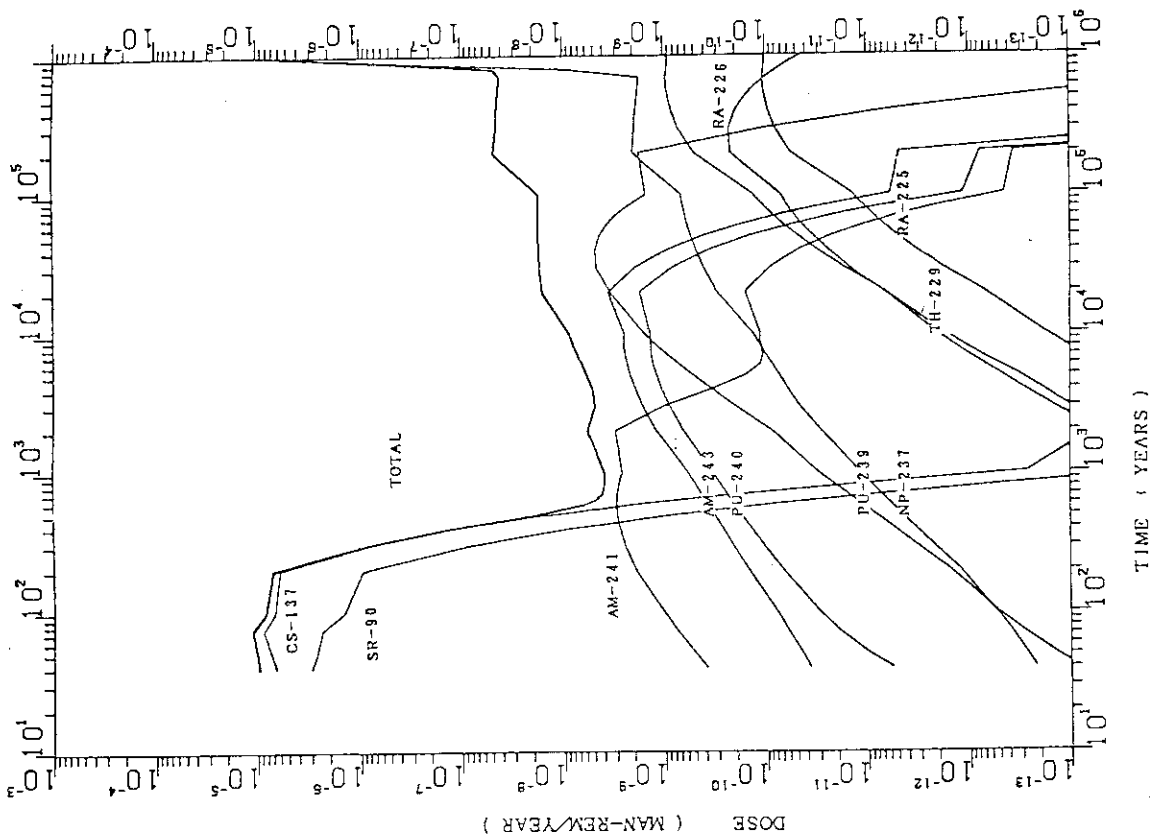


Fig. 2.8 全事象による集団線量に対する主要核種の寄与 (Cs-Sr群)

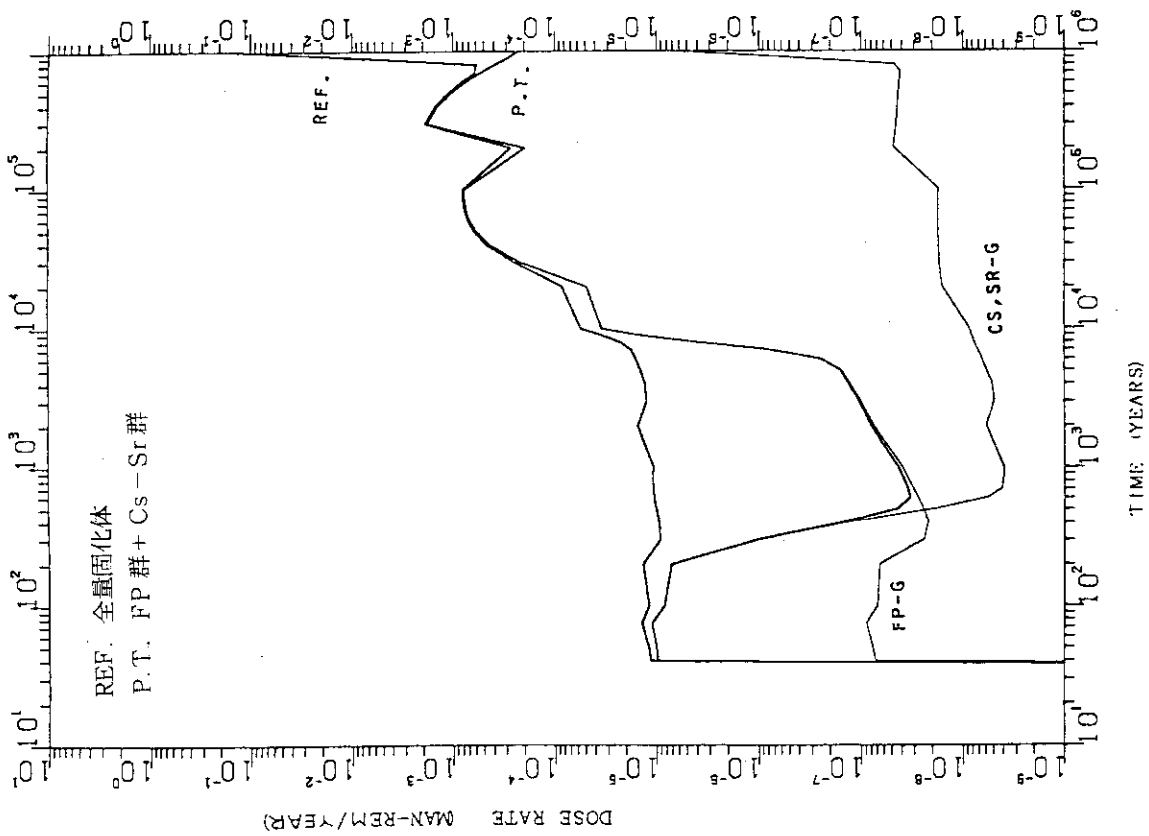


Fig. 2.10 全量固化体又は群分離固化体の地層処分での集団線量 (全事象)

Table 2.18 累積集団線量の全量固化体に対するCs-Sr群, FP群の場合の比(全事象)

評価期間		10 ³ 年	10 ⁴ 年	10 ⁵ 年	10 ⁶ 年
全量固化体 (man-rem)		1.04 - 2	2.13 - 1	5.36 + 1	1.48 + 4
比 (%)	Cs-Sr群	14.4	0.7	—	—
	FP群	0.3	26.5	94.2	4.9
	計	14.7	27.2	94.2	4.9

Table 2.19 累積集団線量の全量固化体に対するCs-Sr群, FP群の場合の比(火山活動)

評価期間		10 ³ 年	10 ⁴ 年	10 ⁵ 年	10 ⁶ 年
全量固化体 (man-rem)		8.78 - 3	1.33 - 1	2.44 + 0	5.65 + 1
比 (%)	Cs-Sr群	14.4	1.0	0.1	0.1
	FP群	0.3	1.1	2.8	1.4
	計	14.7	2.1	2.9	1.5

Table 2.20 累積集団線量の全量固化体に対するCs-Sr群, FP群の場合の比(活断層)

評価期間		10 ³ 年	10 ⁴ 年	10 ⁵ 年	10 ⁶ 年
全量固化体 (man-rem)		—	5.52 - 2	5.07 + 1	1.47 + 4
比 (%)	Cs-Sr群	—	—	—	—
	FP群	—	99.5	99.4	5.2
	計	—	99.5	99.4	5.2

3. 高レベル廃棄物の地層処分における地下水 による核種地層移行モデルの感度解析

高レベル廃棄物の地層処分において地下水による核種の長期にわたる地層移行は環境影響評価で検討しておかなければならない重要なシナリオの一つである。

前章の確率論的解析における設定条件では評価期間 10^6 年で地下水を輸送媒体とした核種移行による被曝が最も高くなっている。この場合最も被曝に影響する核種は ^{237}Np であり, ^{99}Tc がそれに続くという結果が得られている。 ^{237}Np による被曝は 70 万年頃始まるがピークは評価期間 10^6 年以降である。

放射性核種の生物圏へ表出する時期は廃棄物の固化体そのもの, 容器, 埋め戻し材等核種の閉じ込め能力を有する人工バリア及び処分場から生物圏までの地層による核種移行に対する遅延能力を有する自然バリアの性能に大きく依存するものである。

本解析ではこれらバリア性能の重要なパラメータになる処分地層の種類, 地下水流速, 核種表出地点, 浸出開始時期, 浸出速度等の被曝に及ぼす感度解析を行い, 各種条件で, 被曝に大きな影響を及ぼす重要な核種とその先行核種を明らかにし, 群分離の対象とすべき主要な核種について考察した。

解析の期間は 10^8 年までとし, 又生物圏に表出した核種は全て飲料摂取されると仮定した潜在的被曝線量を評価単位とした。

解析には, 前章で適用したコードではコードの構成上評価期間を長期にとれないこと, 又地層移行モデルが崩壊連鎖を考慮するには不十分であるため Pigford 等によって開発されたコード MGRAT 03⁽¹⁵⁾ を主に操作面より改良して使用した。主な改良点を次に示す。① 崩壊系列, 各種入力パラメータを変えて容易に連続計算ができるようにした。② 計算結果を中間ファイルに貯えオプションにより必要な出力ができるようにし, 又図化機能も付加した。③ 1 崩壊系列 3 核種の他に永続平衡にある核種も同時に計算できるようにした。

3.1 モデルの記述

高レベル廃棄物の処分地層における核種移行は, 地下水と廃棄物固化体との接触による核種の漏洩を記述する核種放出モデル, 及び地下水を輸送媒体として地層を移行する核種移行モデルにより構成される。

本節では本解析で適用した帯型放出の放出モデル, 一次元核種移行モデルについて概説する。

放出モデルでは, 処分場に埋設された廃棄物固化体は処分後特定の時期に地下水と接触し, その後単位時間当たり一定の割合で地下水に溶出すると仮定する。

固化体が全て溶出までの期間 (浸出期間) を T とすると, 浸出開始後時間 t での核種 i の浸出量 $n_i(t)$ は崩壊連鎖に関する Bateman の方程式を適用して次のように表わされる。

$$n_i(t) = \frac{1}{T} \sum_{j=1}^i B_{ij} e^{-\lambda_j t}$$

$$B_{ij} = \sum_{m=1}^i N_m^0 \left(\frac{1}{\lambda_i} \prod_{r=m}^i \lambda_r \right) / \prod_{\substack{\ell=m \\ \ell \neq j}}^i (\lambda_\ell - \lambda_j)$$

ここで λ_j , N_j^0 ($j = 1, 2, \dots, i$) は核種 i 及びその先行核種の崩壊定数及び浸出開始時点のインベントリである。

次に地層での核種移行モデルは核種の崩壊系列を考慮し、崩壊系列におけるそれぞれの核種 $1, 2, \dots, i$ の浸出開始後の時刻 t , 浸出地点からの距離 z での核種量 $N_i(z, t)$ について次の様に定式化する。

$$K_1 \frac{\partial N_1}{\partial t} + V \frac{\partial N_1}{\partial z} - D \frac{\partial^2 N_1}{\partial z^2} + \lambda_1 K_1 N_1 = 0$$

$$K_2 \frac{\partial N_2}{\partial t} + V \frac{\partial N_2}{\partial z} - D \frac{\partial^2 N_2}{\partial z^2} + \lambda_2 K_2 N_2 = \lambda_1 K_1 N_1$$

.....

$$K_i \frac{\partial N_i}{\partial t} + V \frac{\partial N_i}{\partial z} - D \frac{\partial^2 N_i}{\partial z^2} + \lambda_i K_i N_i = \lambda_{i-1} K_{i-1} N_{i-1}$$

ここで V は地下水流速, D は流れ方向の拡散係数, λ_i 及び K_i はそれぞれ核種 i の崩壊定数, 遅延係数である。

上式で左辺第 2 項は地下水による核種の移流, 第 3 項は拡散効果, 第 4 項は娘核種への崩壊を, 右辺は親核種 ($i - 1$) からのビルドアップを表わしている。

式に示される様にこのモデルでは以下の仮定をしている。

- ① 地下水の流れは一定方向に一次元で表わされ, 拡散も流れ方向の拡散のみを考慮し, 流速, 拡散係数は一定とする。
- ② 地層は均質で地下水は飽和域に達しており地層密度, 空隙率は一定である。
- ③ 地下水に溶解した核種の地層との物理・化学的反応は平衡状態に達しており, 各核種の分配係数は位置, 時間によらず一定である。

次に初期条件, 境界条件は

$$\begin{aligned} \text{初期条件} & : N_i(z, 0) = 0, z > 0 \\ \text{境界条件} & : N_i(0, t) = n_i(t), t > 0 \end{aligned}$$

である。

Pigford 等はこのモデルに対し, グリーン関数法, 又は積分変換法を適用して, 核種量 $N_i(z, t)$ を与える一般解を導き, 3 核種までの崩壊系列の解析解を得ている⁽¹⁵⁾。

尚, 親核種 ($i - 1$) と永続平衡に達している娘核種 i の核種量については一般解に対する近似により次の関係式を導いている。

$$\lambda_i K_i N_i(z, t) = \lambda_{i-1} K_{i-1} N_{i-1}(z, t)$$

3.2 モデルの適用

本解析では原子力発電量 1GW-Y 当り発生する高レベル廃棄物を地層処分したと仮定し、前章と同じく Table 2.2 に示す燃焼条件、再処理条件により廃棄物に含まれる核種量を計算、再処理後 50 年で地層処分されるとした。

解析対象核種は被曝への影響からみて重要になると考えられる長寿命核種及びその娘核種で、 ^{99}Tc 及びアクチノイド 4 系列の主要核種の計 14 核種である。

各崩壊系列における対象核種の先行核種は浸出開始時点のインベントリが少なく、又は比較的短寿命で本解析の設定条件では大部分が地層中で崩壊、又は生物圏表出量は相対的に無視できる程度の量であり、全体の環境影響の考察に影響を与えないと考えられる。

解析結果により重要となる核種について、浸出開始時点のインベントリに対する先行核種の寄与の程度については後に検討を加える。

Table 3.1 にこれら対象核種について浸出開始時点（ 10^3 年の場合）の 1GW-Y 当りのインベントリ、核種の特長、及び線量変換係数を示す。線量変換係数は ICRP pub 30 におけるバックデータにより経口摂取による実効預託線量当量に基くものである。

次に処分場における自然バリアに関するパラメータである、核種の遅延係数、地下水流速、表出地点については以下の様に設定した。

処分地層については均質で同一の地層より成るとし、岩塩層及び花崗岩層を設定した。これらの地層における移行核種の遅延効果を表わす遅延係数を Table 3.2 に示す。岩塩層の遅延係数は前章と同じ仮定で米国西部砂漠地帯の亜土壌での遅延係数⁽¹⁶⁾を 3 割減じた値を使用した。又花崗岩については PNL の分配係数の測定データ⁽¹⁷⁾に対し、花崗岩層の仮比重を 3.0 g/cm^3 、空隙率を 0.03 として求めた。

PNL の測定データによれば、Table 3.3 に示される様に玄武岩、凝灰岩の主要核種の分配係数は核種によっては 4、5 倍の違いがあるが花崗岩の場合と類似の傾向を示していること、又岩塩層のデータは土壌の分配係数に基いていることより、岩塩層、花崗岩層の解析により他の地層での核種の挙動を推測することが可能と考えられる。

次に地下水の流速については 1 m/年 、 10 m/年 、 50 m/年 の 3 ケースについて解析した。

処分場から核種表出地点までの距離については 30 km までの適当な位置について考察した。

尚、地下水での核種の拡散係数についてはすべてのケースについて $100\text{ m}^2/\text{年}$ とした。

又、人工バリアの特性を表わす浸出速度（浸出期間）、核種の浸出開始時期については以下の様に設定した。

10 CFR 60⁽¹⁸⁾ の基準案では人工バリアの性能要求として、放射性核種の閉じ込め期間を 10^3 年以上、浸出速度を $10^{-5}/\text{年}$ 以下とする案を提出している。本解析では核種の浸出開始時期を地層処分後 10^3 年、核種の浸出速度を $10^{-5}/\text{年}$ （浸出期間 10^5 年）とし、これを基準に解析を進め、浸出開始時期 10^5 年、浸出速度 $10^{-6}/\text{年}$ 、 $10^{-7}/\text{年}$ の場合についても相対比較のため合わせて解析した。

Table 3.4 にこれらのパラメータの設定条件を示す。

Table 3.1 対象核種のインベントリ, 特性, 線量変換係数

系列	核種	インベントリ (処分後 10^3 年) g/GW-Y	比放射能 Ci/g	崩壊定数 (-)	半減期 (年)	線量変換係数 (mrem/ μ Ci)
F.P.	Tc-99	$3.10 + 4$	$1.70 - 2$	$3.24 - 6$	$2.14 + 5$	$1.25 + 0$
4 n	Pu-240	$1.34 + 3$	$2.20 - 1$	$1.03 - 4$	$6.76 + 3$	$4.28 + 2$
	U-236	$9.89 + 2$	$6.33 - 4$	$2.90 - 7$	$2.39 + 6$	$2.64 + 2$
4 n + 1	Np-237	$1.95 + 4$	$7.05 - 4$	$3.25 - 7$	$2.13 + 6$	$3.93 + 4$
	U-233	$6.29 + 0$	$9.64 - 3$	$4.36 - 6$	$1.59 + 5$	$2.64 + 2$
	Th-229	$1.33 - 2$	$2.14 - 1$	$1.37 - 4$	$7.3 + 3$	$3.48 + 3$
4 n + 2	Ra-225	$7.24 - 8$	$3.93 + 4$	$1.71 + 1$	(14.8 d)	$3.01 + 2$
	U-234	$2.27 + 2$	$6.25 - 3$	$2.84 - 6$	$2.44 + 5$	$2.64 + 2$
	Th-230	$5.61 - 1$	$1.94 - 2$	$9.00 - 6$	$7.70 + 4$	$5.36 + 2$
4 n + 3	Ra-226	$1.94 - 3$	$9.89 - 1$	$4.33 - 4$	$1.60 + 3$	$1.13 + 3$
	Am-243	$3.20 + 3$	$1.92 - 1$	$9.05 - 5$	$7.65 + 3$	$2.20 + 3$
	Pu-239	$1.26 + 3$	$6.13 - 2$	$2.84 - 5$	$2.44 + 4$	$4.28 + 2$
	U-235	$1.49 + 3$	$2.16 - 6$	$9.84 - 9$	$7.04 + 8$	$2.64 + 2$
	Th-231	$6.03 - 9$	$5.42 + 5$	$2.42 + 2$	(-)	$1.85 + 0$

Table 3.2 岩塩層, 花崗岩での
元素の遅延係数

元素	岩塩層	花崗岩層
Tc	1	400
Ra	1000	5000
Th	160000	50000
U	10000	500
Np	160	5000
Pu	20000	50000
Am	20000	20000

Table 3.3 花崗岩, 玄武岩, 凝灰岩での
元素の分配係数 (ml/g)

元素	花崗岩	玄武岩	凝灰岩
Tc	4	20	10
Ra	50	50	200
Th	500	500	500
U	5	10	5
Np	50	150	50
Pu	500	500	200
Am	200	50	50

Table 3.4 核種地層移行モデル解析条件

項目	設定条件
処分地層	岩塩層, 花崗岩層
地下水流速	1, 10, 50 m/年
核種移行距離	1, 5, 10, 20, 30 km
浸出開始時点	処分後 10^3 , 10^5 年
浸出速度	10^{-5} , 10^{-6} , 10^{-7} /年

3.3 解析結果

前章の設定条件により、評価期間を 10^6 年、表出核種が全て飲料摂取されるとした被曝線量を評価単位として解析した結果について記述する。

初めに人工バリアの設定条件を浸出開始時期は 10^3 年、浸出速度は 10^{-5} /年と固定し、自然バリアの各種パラメータを変えた場合について特定表出地点の被曝線量の経年的変化、又累積被曝線量よりみた自然バリアの効果及び重要となる核種の相対的変動について考察する。

次に人工バリアのパラメータを変えた場合の影響について検討を加える。

最後に群分離の観点よりみた重要な分離対象核種について考察する。

(1) 特定表出地点における主要核種による被曝線量の経年変化

処分場から一定の距離の表出地点に核種が表出を始める時期（到達時間）は、単一核種については近似的に（距離）／（地下水流速／遅延係数）により求めることができる。それ以降浸出期間に対応して核種は一定期間表出を続けるが被曝線量は地層移行過程の地下水での拡散効果により分布に一定のひろがりをもつ。又地層での移行期間における核種の崩壊により表出する核種量が低減する。

一方娘核種については、浸出開始時点インベントリとしてあった量と地層移行過程で親核種の崩壊により生成したビルドアップ量のそれぞれの生態圏への表出量は親核種、娘核種の崩壊定数、遅延係数の大小により異ってくる。各崩壊系列では長寿命で相対的に遅延係数の小さい親核種が核種表出の主導的役割を果たす。

最初に花崗岩層の場合について処分場から 5 km の地点での表出核種による被曝線量を地下水流速を 1 m/年、10 m/年及び 50 m/年として計算した結果をそれぞれ Fig. 3.1, 3.2, 3.3 に示す。

地下水流速が 50 m/年の場合をみると浸出開始後約 4 万年で ^{99}Tc が最初に現われ、次いでアクチノイド系列核種が 5 万年頃より表出する。

系列毎にみると 4n 系列では ^{240}Pu は崩壊し、 ^{236}U が表出する。

4n+1 系列では ^{233}U の浸出開始時点のインベントリが表出を始め約 15 万年でピークを持つ。この ^{233}U の地層中での崩壊による ^{229}Th 及びこれと永続平衡にある ^{225}Ra が ^{233}U の分布とはほぼ同じ傾向を示す。15 万年以降の被曝線量は親核種の ^{237}Np の崩壊により生成する ^{233}U によるものであり、約 50～60 万年に鋭いピークを持つ ^{237}Np の消失と共に消える。

4n+2 系列では ^{234}U に伴ない娘核種の ^{230}Th 、 ^{226}Ra が表出するが ^{230}Th の遅延係数が大きいので、とり残された ^{230}Th が ^{234}U の消失後も表出し、娘核種の ^{226}Ra もこれに伴う。4n+3 系列では先行核種の ^{243}Am 、 ^{239}Pu は大部分が ^{235}U に崩壊し、 ^{235}U 及び永続平衡にある ^{231}Th が表出するが ^{231}Th の線量は相対的に低い。

以上の核種相互の傾向は流速が 10 m/年、1 m/年の場合も類似しているが、流速が遅くなることにより自然バリア効果が大きくなり流速にはほぼ反比例して核種の表出地点への到達時間が遅くなり被曝線量が相対的に低くなる。

流速が 50 m/年、10 m/年ではピークにおける被曝線量は ^{237}Np が最も高いが 1 m/年では地層移行期間での減衰効果により ^{237}Np の線量は低く ^{236}U のピーク値が最も高い値を

示す。

次に岩塩層の場合について表出地点 20 km での被曝線量を地下水流速 1 m/年, 10 m/年, 50 m/年として計算した結果をそれぞれ Fig. 3.4, 3.5, 3.6 に示す。

流速 50 m/年の場合について考察すると ^{99}Tc は地層との相互作用による遅延効果はなく地下水流速と等しく移行し浸出開始後約 500 年で表出する。又 ^{237}Np の遅延係数が花崗岩に比べて小さい為 6 万年付近で地表に現われ、地層移行中に生成された娘核種の ^{233}U , ^{229}Th , ^{225}Ra がこれに伴って表出するが ^{233}U の遅延係数が大きい為 ^{237}Np が表出し終わった後も尾を引く。 ^{229}Th も ^{233}U の崩壊によるものがこれに伴ない、 ^{225}Ra も同時に表出する。浸出開始時点でインベントリとしてもつ ^{233}U は到達時間 400 万年頃までに崩壊し表出量は極めて少ない。

4 n 系列の ^{236}U 及び 4 n + 3 系列の ^{235}U が 400 万年付近で絶対量は少ないが鋭いピークを持つ。

4 n + 2 系列では ^{234}U からの ^{226}Ra が同じ時期にピークを持つ。

流速が 10 m/年, 1 m/年と遅くなるに従って到達時間が長くなり表出量は相対的に少なくなる。1 m/年では ^{236}U , ^{235}U のピークは評価期間 10^8 年以降になるが半減期からみて表出量は極めて少ないと考えられる。

(2) 自然バリアによる主要核種の累積被曝線量の相対的変動

ここでは前述のパラメータの設定条件で各表出地点における全表出期間での累積被曝線量について考察する。

特定の処分地層, 地下水流速のもとでは表出地点が処分場より遠くなるに従い核種の到達時間が長くなり、その間における核種の崩壊により被曝線量が低減される。

Fig. 3.7, 3.8, 3.9 に花崗岩層について, Fig. 3.10, 3.11, 3.12 に岩塩層についてそれぞれ地下水流速が 1 m/年, 10 m/年, 50 m/年の場合, 表出地点が処分場より 30 km までにおける各表出地点での主要核種による累積被曝線量を示す。距離 0 での値は浸出開始時点における核種のインベントリの潜在的被曝線量を示している。

花崗岩層の場合, 地下水流速 50 m/年では全体的に距離による被曝線量の低減は少ない。 ^{237}Np の娘核種 ^{233}U , ^{229}Th , ^{225}Ra は親核種からのビルドアップの影響で距離が遠くなるに従って増加傾向にあるが 5 km 以上ではそれぞれの核種の全被曝線量に対する寄与はほぼ一定となる。

10 m/年では距離による減衰効果があらわれ全体で 30 km では 2 桁以上の低減がみられる。被曝線量の大部分は ^{237}Np によるものであるが、核種毎の傾向をみると ^{236}U , ^{235}U がほとんど低減を示さないが他の核種はほぼ類似の低減傾向を示す。

流速 1 m/年では距離によって著しい減少をみせ 5 km で 3 桁以上低減されるが 5 km 以上では ^{236}U の影響で低減効果は鈍化する。

次に岩塩層では ^{237}Np の遅延係数は小さく到達時間が早いため累積被曝線量の大部分はこの核種によるものとなり距離による低減傾向は 1 m/年で多少みられる程度である。流速 50 m/年で距離の短い地点では 4 n + 2 系列の相対的寄与が顕著であるが距離による低減も著しい。

Uの遅延係数が大きいことにより全体に ^{237}Np 以外の核種による被曝線量は相対的に小さく、又核種相互の寄与の割合は大きな変動を見せない。

(3) 人工バリアの効果

浸出開始時期、浸出速度の値は人工バリアの閉じ込め能力の一つの目安となるがこれまでの解析では浸出開始時期を処分後 10^3 年、浸出速度 10^{-5} /年と設定した。ここではこれ等のパラメータを変えることによる被曝線量に及ぼす効果について考察する。

初めに浸出開始年を 10^5 年とし、浸出速度は前と同じ条件、又自然バリアについては花崗岩層、岩塩層、流速は 1 m/年 、 50 m/年 、距離は 10 km で累積被曝線量を求めたところ、 10^3 年開始の場合の線量に対する比は本解析での設定条件では自然バリアのパラメータにほとんど依存せず、 ^{99}Tc では 0.72 、 ^{234}U は 0.75 、 ^{235}U は変わらず、残りの表出核種はほぼ同じく 0.97 という結果が得られた。

浸出開始時期が遅くなることによる被曝線量の低減効果は各系列での被曝で主導的役割を担う核種の半減期に依存する。 ^{237}Np 、 ^{236}U の半減期を考慮すると 10^6 年以上の閉じ込めでは大きな効果が期待される。

次に浸出開始時期を 10^3 年と固定し浸出速度を 10^{-6} /年、 10^{-7} /年、又自然バリアに関しては前と同じ条件とした場合の累積被曝線量について、 10^{-5} /年の場合に対する比をみると、この場合も自然バリアのパラメータに大きく依存せずTable 3.5に示す結果が得られた。

浸出速度が小さくなることにより特定表出地点の被曝線量は経年的に更に広い分布を示しピーク値が低くなる。(例としてFig. 3.13に浸出速度 10^{-7} /年、花崗岩層で流速 1 m/年 、表出地点 5 km での被曝線量の分布を示す。)

累積被曝線量では浸出速度 10^{-5} /年の場合に対する比は $4n+1$ 系列の核種及び ^{236}U はほぼ等しく、又 ^{99}Tc 、 $4n+2$ 系列は更に低い値でほぼ等しい低減効果がある。

以上を総合すると本解析での設定条件で被曝に影響を及ぼす主要な核種を考える場合、浸出開始時期、浸出速度等人工バリアのパラメータの違いにより被曝線量に寄与する核種の順位は大きく変わらないが、人工バリアの効果が大きくなることにより ^{99}Tc 、 $4n+2$ 系列の被曝線量全体に寄与する相対比はより小さくなるということがいえる。

(4) 累積被曝線量よりみた群分離対象核種

これまでの解析結果に基づき、地下水流速、表出地点の典型的な条件で累積被曝線量に対する核種の寄与の傾向をみると以下のことがいえる。

Table 3.6, 3.7にそれぞれ花崗岩層、岩塩層の場合について、浸出開始時期 10^3 年、浸出速度 10^{-5} /年とし、自然バリアの典型的な条件での累積被曝線量に対する各核種の寄与率を示す。

花崗岩層では流速 10 m/年 の場合 ^{237}Np が表出地点 5 km で 93% 、 10 km で 88% で線量の大半を占め、娘核種も合わせるといずれも 99% 以上となり残りが ^{236}U 、 ^{99}Tc による影響である。被曝をもたらす ^{237}Np の娘核種の大部分は ^{237}Np の地層移行過程での崩壊によるものである。この傾向は流速 50 m/年 の場合も同じである。

又流速 1 m/年 では 5 km 地点では ^{237}Np の寄与が最も高いのは変わらないが 53% と低くなっており $4n+1$ 系列全体でも 70% となる。一方 ^{236}U の寄与が高く 25% となる。 10 km

では $4n + 1$ 系列の寄与はほとんどなく ^{236}U による被曝線量が 77 % を占め $4n$ 系列が重要な系列となる。

岩塩層の場合では流速、表出地点によらず ^{237}Np によるものが累積被曝線量の 99 % 以上を占め、残りは ^{237}Np の娘核種及び ^{99}Tc によるものである。流速が 50 m/年、表出地点が 1 km の自然バリアの効果が少ない条件でも ^{237}Np の影響が 98 % であるが ^{226}Ra がそれに続く寄与核種となることが注目される。

以上に述べた全体的傾向は Table 3.3 に示す核種の地層による遅延効果の類似性より他の処分地層にも対応づけられることがいえる。

上述の解析結果を踏まえ累積被曝線量よりみた場合の群分離の対象とすべき主要な核種について考察する。

Table 3.8 に各系列の ^{236}U 、 ^{237}Np 、 ^{234}U 、 ^{235}U それぞれの主要な先行核種の再処理時点のインベントリが浸出開始時期（処分後 10^3 年）までに崩壊、 ^{236}U 、 ^{237}Np 、 ^{234}U 、 ^{235}U を生成する量を Bateman の方程式により求めたものを示す。これによると浸出開始時点の ^{237}Np のインベントリの 8 % は先行核種の崩壊によるものであり、そのうち 91 % が ^{241}Am 、残りが ^{241}Pu からの崩壊であることがわかる。同様に ^{236}U では 15 % が先行核種の崩壊でその 73 % が ^{244}Cm 、残りが ^{240}Pu の崩壊によるものである。

ところでこれまでの核種のインベントリの計算には炉取出し後再処理までの冷却期間を 180 日としてきた。Table 3.9 に示すように冷却期間が長ければ ^{241}Pu の崩壊により生成する ^{241}Am 、又 ^{241}Am の崩壊により ^{237}Np のインベントリは更に増える。従って浸出開始時期の ^{237}Np の量も増え、その中で ^{241}Am の崩壊による ^{237}Np の割合も大きくなる。Table 3.8 の数値から換算すると冷却期間 20 年では浸出開始時期までに ^{241}Am から生成される ^{237}Np は全体の半分を越える。

これらを総合すると本解析における高レベル廃棄物の地層処分における核種地層移行による累積被曝線量よりみた場合、高レベル廃液の群分離時点で重要な分離対象となるべき核種について考察すると、一般的な条件では被曝線量低減に対して ^{237}Np 、次いで ^{241}Am の分離が最重要になり、他に ^{99}Tc 、 ^{241}Pu 、 ^{236}U が重要である。又花崗岩層で地下水流速 1 m/年以下、表出地点が 10 km 以上の場合のようなバリア効果が大きい場合は ^{236}U 、 ^{244}Cm 、 ^{240}Pu がこの順で重要となるがこの場合被曝線量は大きく低減されている。

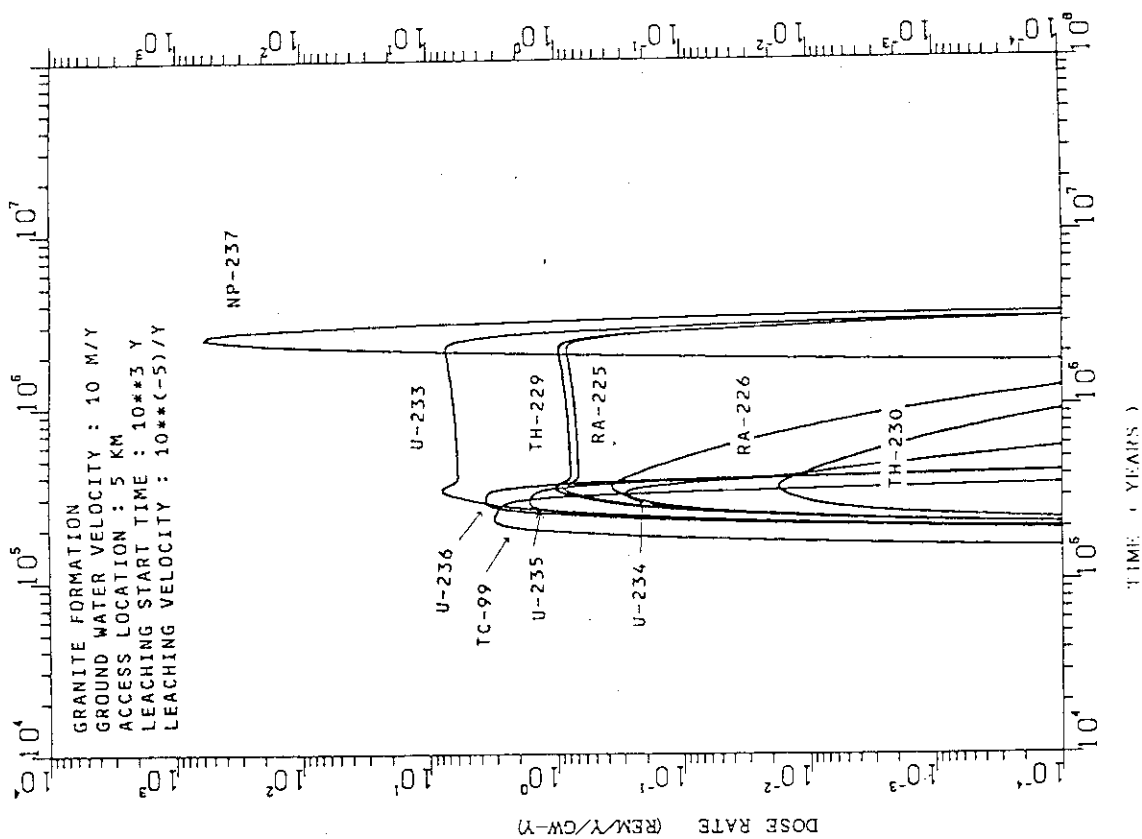


Fig. 3.2 潜在的被曝線量の経年変化 (花崗岩層, 表出地点 5 km, 地下水流速 10 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

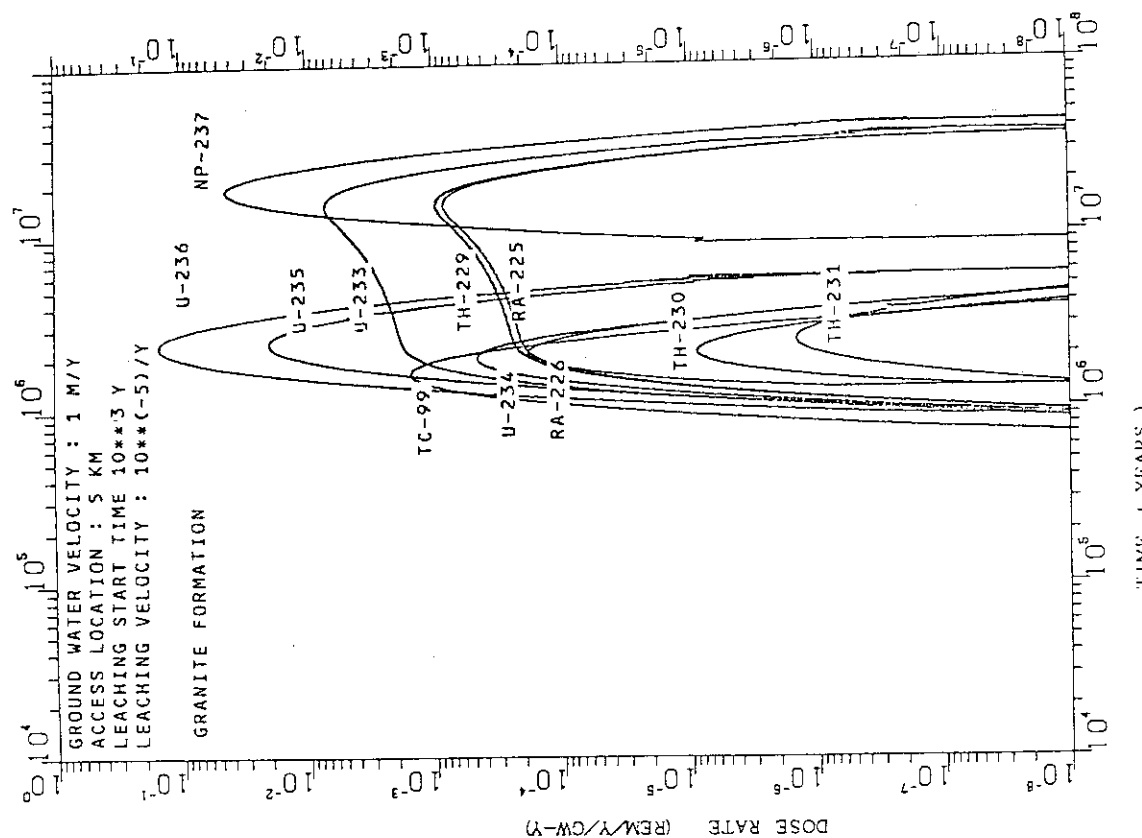


Fig. 3.1 潜在的被曝線量の経年変化 (花崗岩層, 表出地点 5 km, 地下水流速 1m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

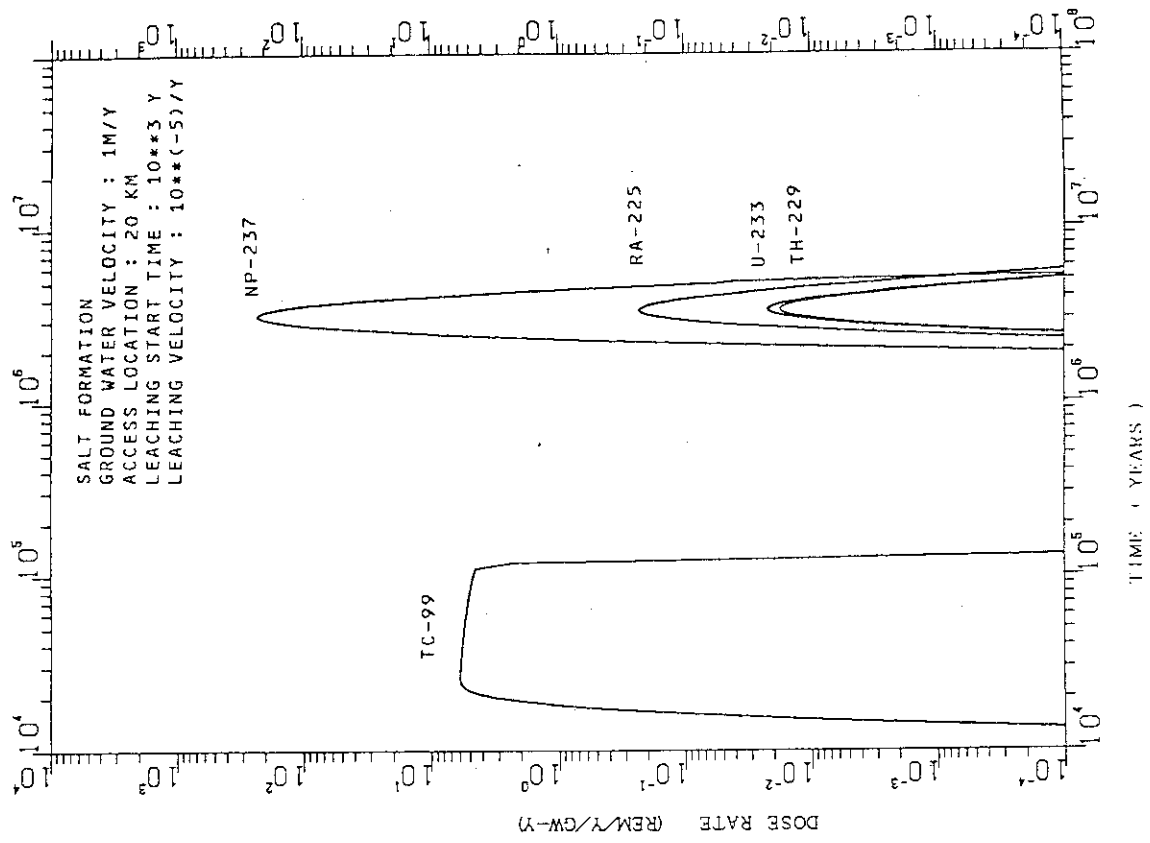


Fig. 3.4 潜在的被曝線量の経年変化(岩塩層, 表出地点 20 km, 地下水流速 1 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

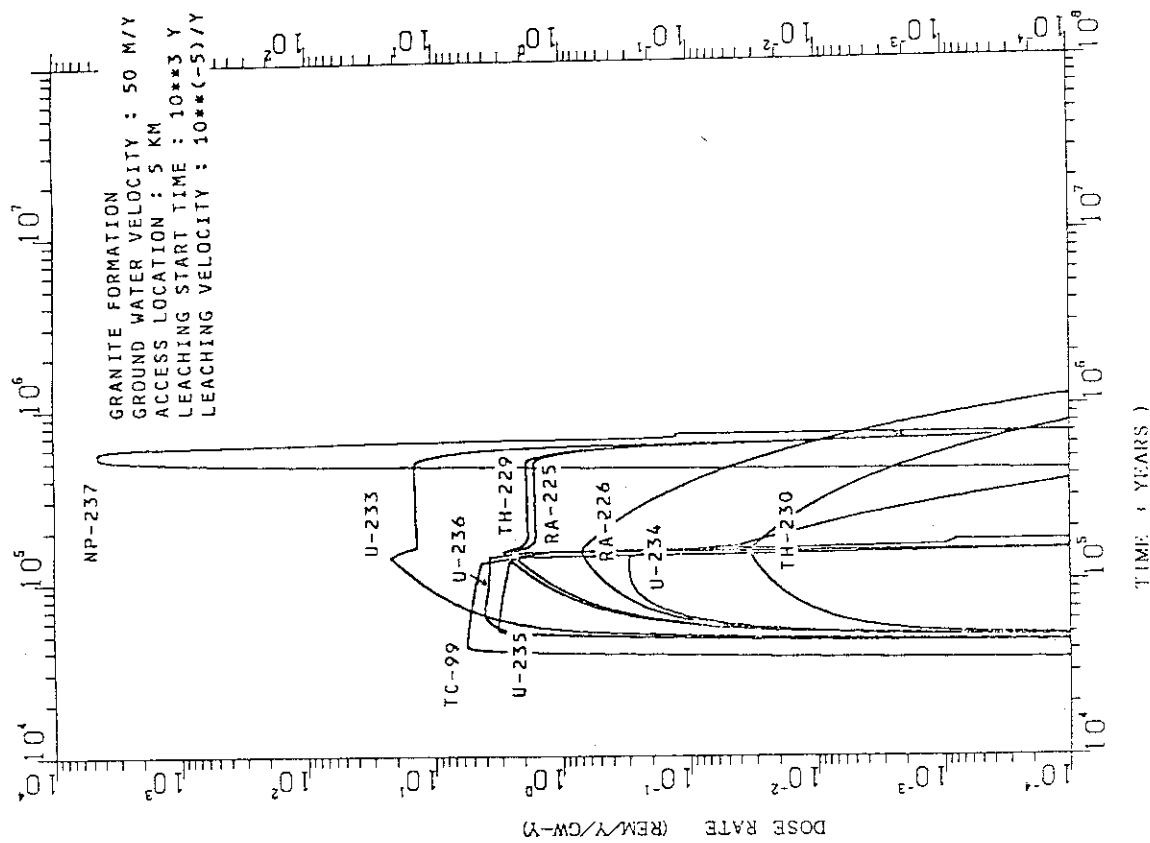


Fig. 3.3 潜在的被曝線量の経年変化(花崗岩層, 表出地点 5 km, 地下水流速 50 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

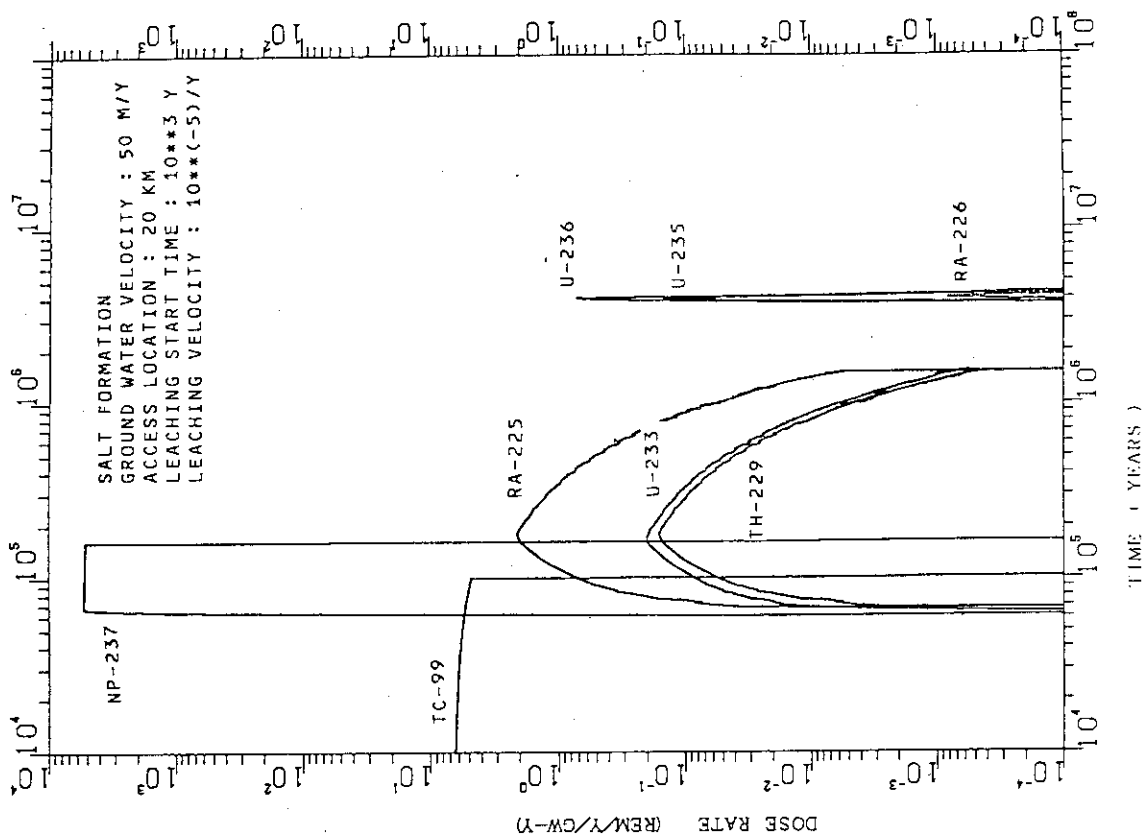


Fig. 3.6 潜在的被曝線量の経年変化 (岩塩層, 表出地点 20 km, 地下水流速 50 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

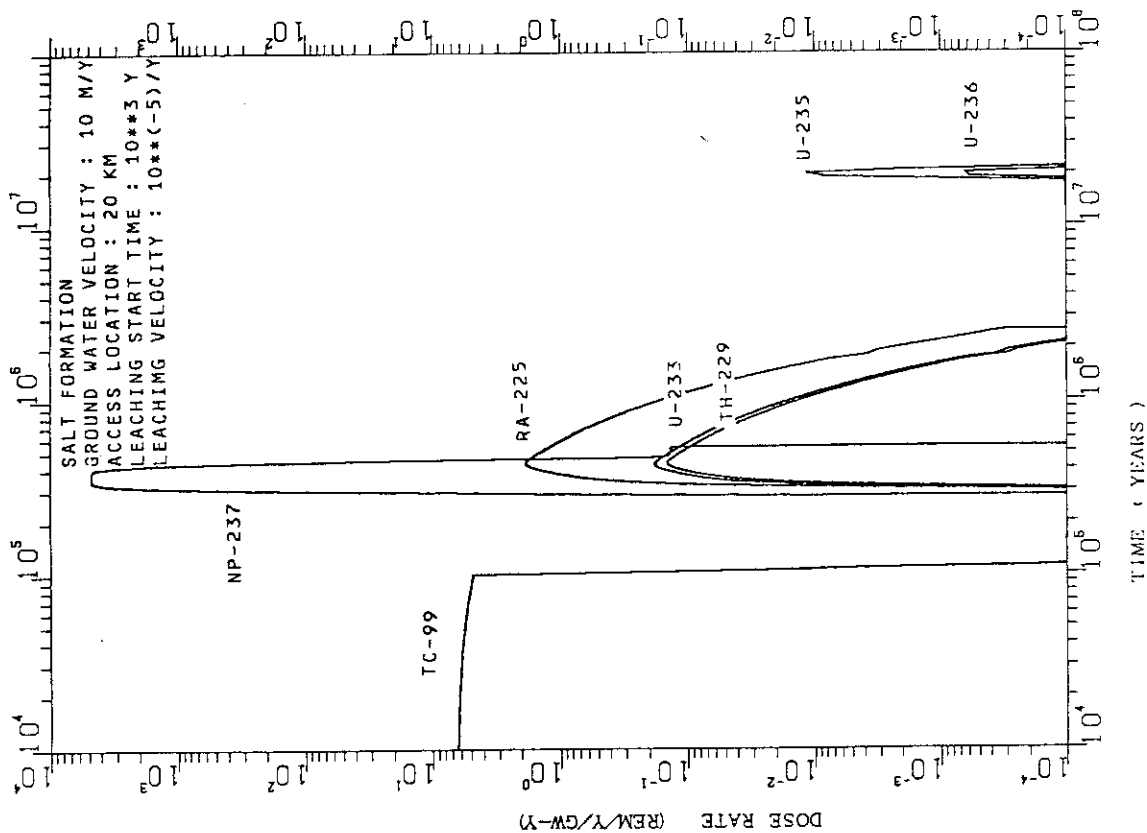


Fig. 3.5 潜在的被曝線量の経年変化 (岩塩層, 表出地点 20 km, 地下水流速 10 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

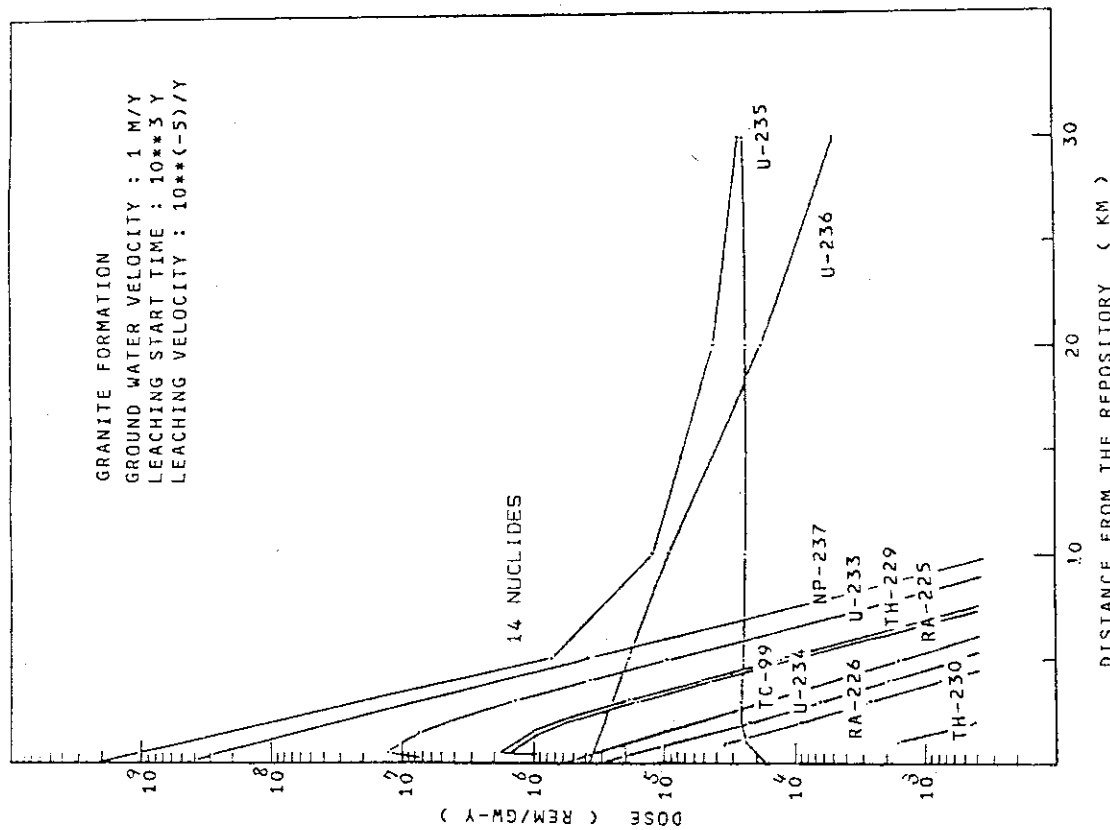


Fig. 3.7 処分場からの相対距離に対する潜在的累積被曝線量の変化 (花崗岩層, 地下水流速 1 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

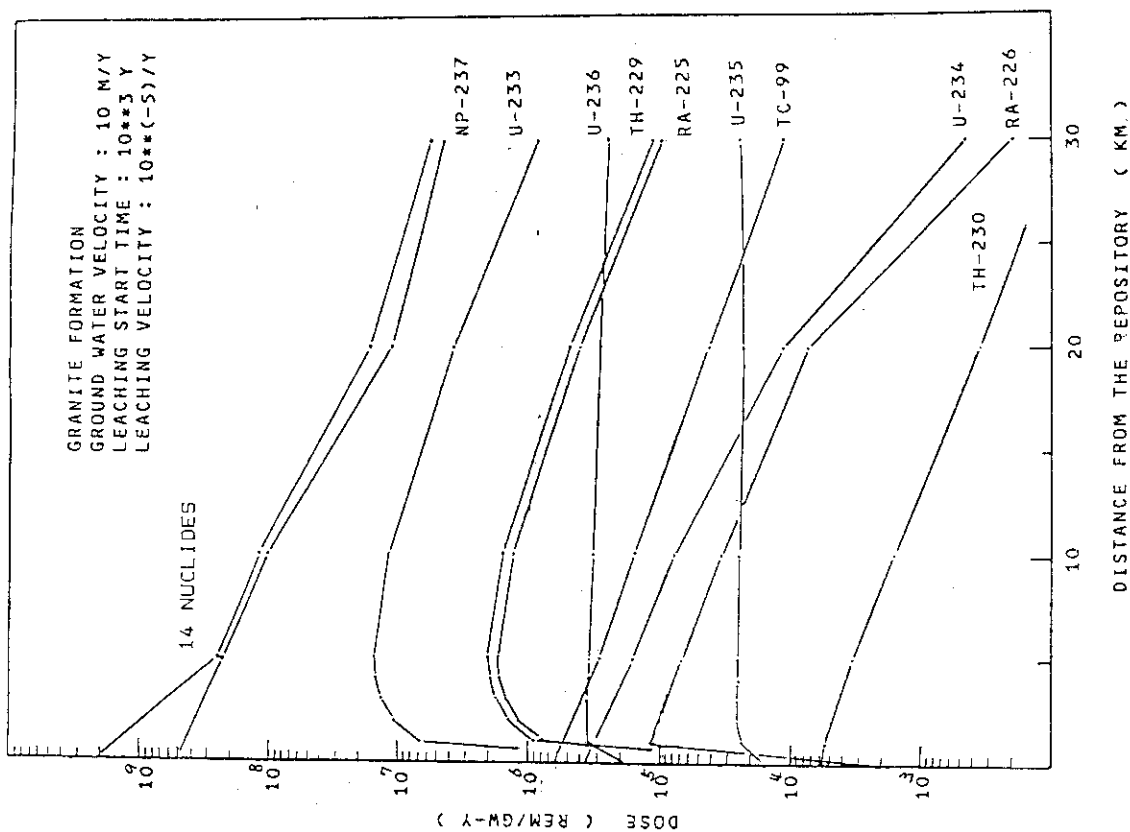


Fig. 3.8 処分場からの相対距離に対する潜在的累積被曝線量の変化 (花崗岩層, 地下水流速 10 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

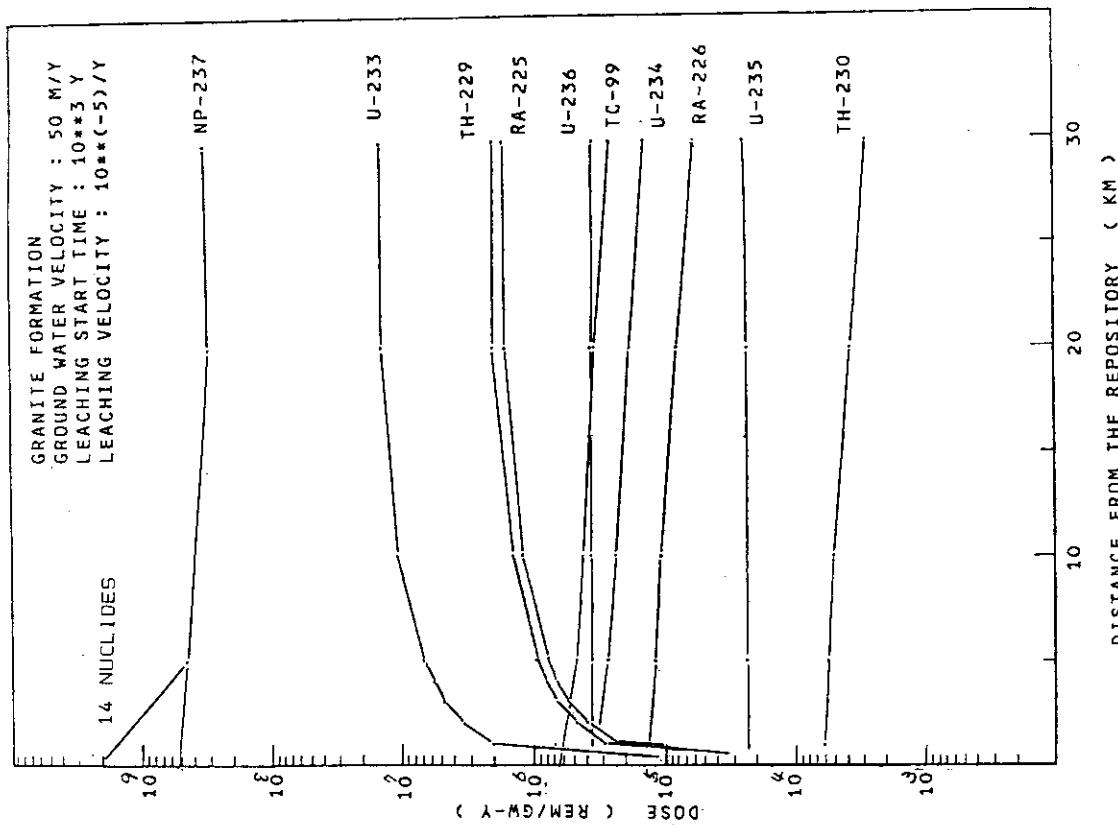


Fig. 3.9 処分場からの相対距離に対する潜在的累積被曝線量の変化(花崗岩層, 地下水流速 50 m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

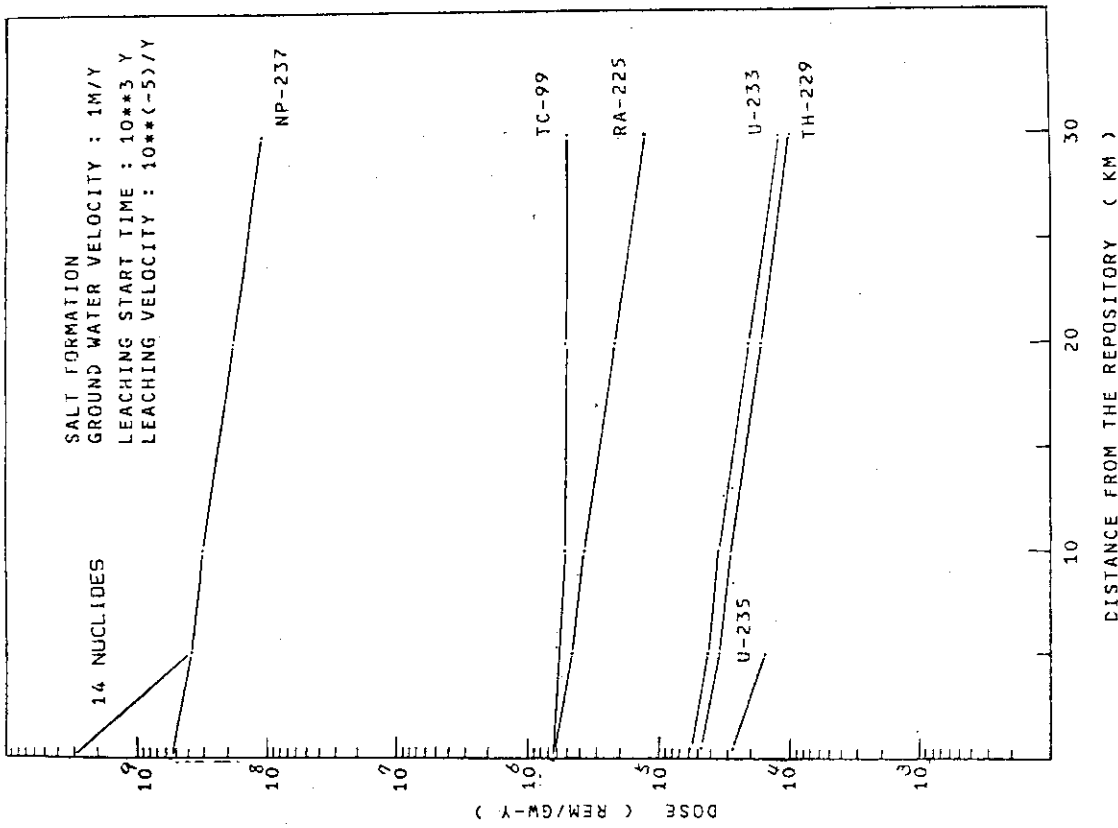


Fig. 3.10 処分場からの相対距離に対する潜在的累積被曝線量の変化(岩塩層, 地下水流速 1m/年, 浸出開始時期 10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

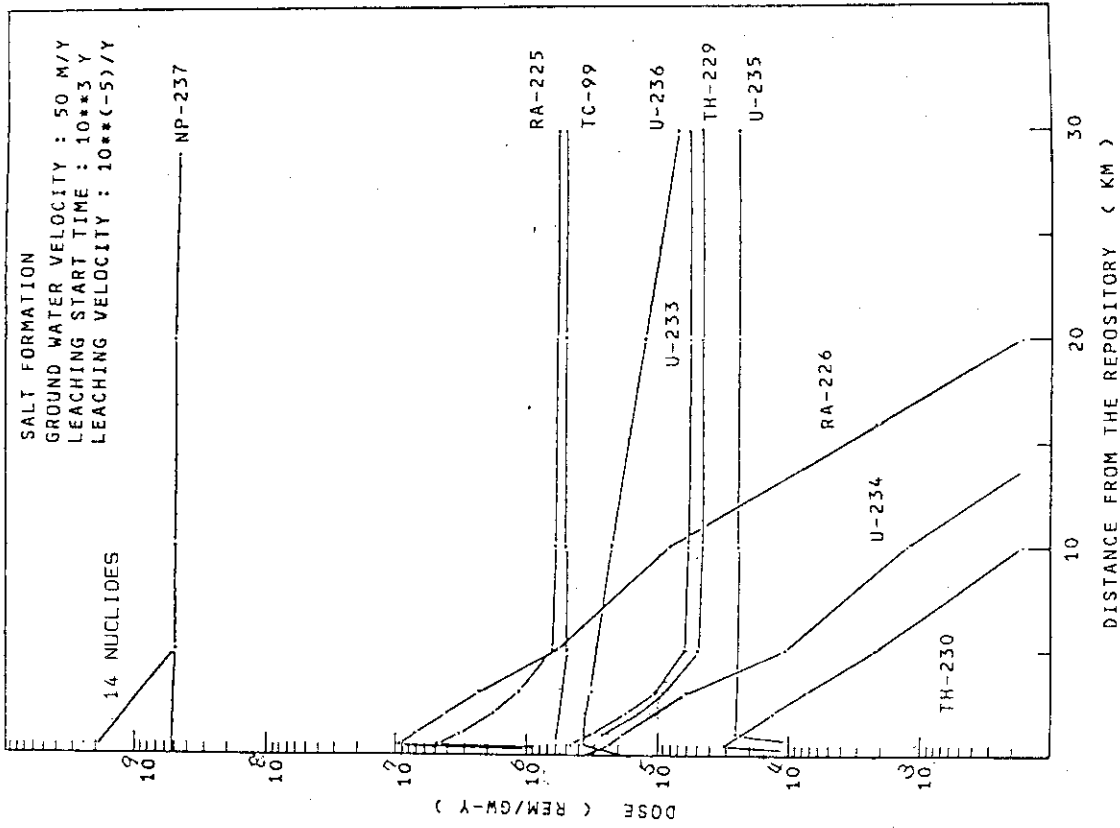


Fig. 3.12 処分場からの相対距離に対する潜在的累積被曝線量の
変化 (岩塩層, 地下水流速 50 m/年, 浸出開始時期
10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

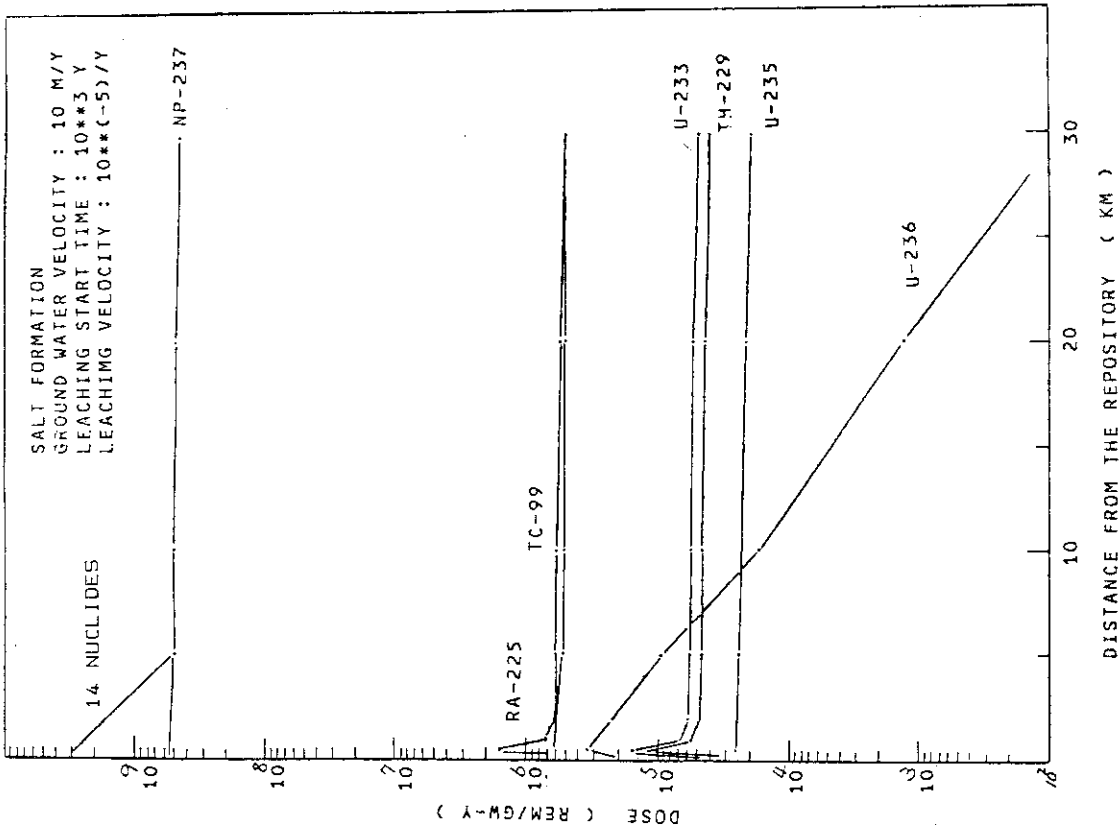


Fig. 3.11 処分場からの相対距離に対する潜在的累積被曝線量の
変化 (岩塩層, 地下水流速 10 m/年, 浸出開始時期
10³年, 浸出速度 10⁻⁵/年)

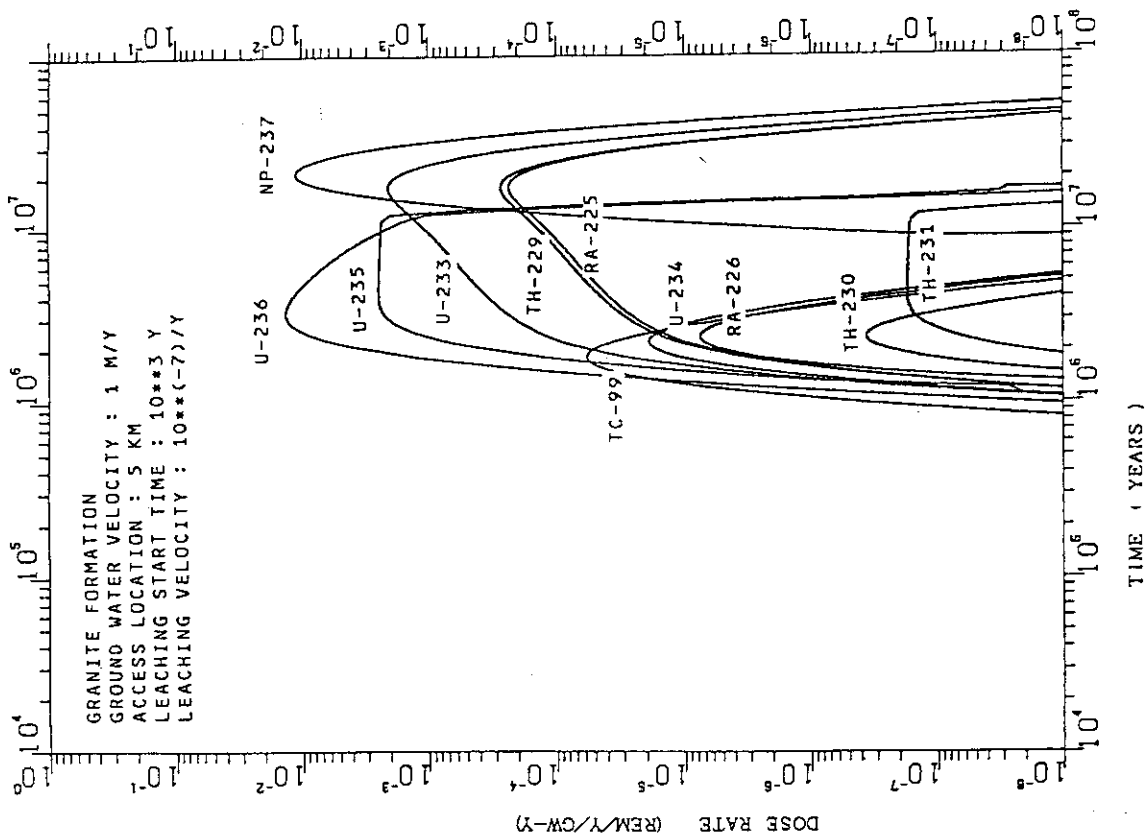


Fig. 3.13 潜在的被曝線量の経年変化(花崗岩層, 表出地点5km, 地下水流速1m/年, 浸出開始時期 10^3 年, 浸出速度 10^{-7} /年)

Table 3.5 潜在的累積被曝線量の浸出速度
10⁻⁵/年の場合に対する対比

	浸出速度(年 ⁻¹)	
	10 ⁻⁶	10 ⁻⁷
Tc-99	0.35	0.04
U-236	0.88	0.32
Np-237	0.87	0.30
U-233	0.87	0.30
Th-229	0.87	0.30
Ra-225	0.87	0.30
U-234	0.38	0.04
Th-230	0.38	0.04
Ra-226	0.38	0.04
U-235	0.92	0.83

(浸出開始時期10³年)

Table 3.6 花崗岩層における累積被曝線量に対する核種の寄与率

	流 速 1 m/年				10 m/年			
	到達距離	5 km	10 km		5 km	10 km		
1	Np-237	53.47 %	U-236	76.58 %	Np-237	92.55	Np-237	87.50
2	U-236	25.42	U-235	22.73	U-233	5.88	U-233	9.75
3	U-233	13.56	Np-237	0.30	Th-229	0.78	Th-229	1.29
4	U-235	3.89	U-233	0.08	Ra-225	0.67	Ra-225	1.12
5	Th-229	1.79	Th-229	0.01	U-236	0.14	U-236	0.23
6	Ra-225	1.54	Ra-225	0.01	Tc-99	0.12	Tc-99	0.13
7	Tc-99	0.21	Th-231	—	U-234	0.06	U-234	0.07
8	U-234	0.07	Tc-99	—	Ra-226	0.03	Ra-226	0.03
9	Ra-226	0.03	U-234	—	U-235	0.01	U-235	0.02
10	Th-230	—	Ra-226	—	Th-231	—	Th-231	—

Table 3.7 岩塩層における累積被曝線量に対する核種の寄与率

	流 速 1 m/年		10 m/年		50 m/年	
	到達距離	10 km	10 km		1 km	
1	Np-237	99.68 %	Np-237	99.76 %	Np-237	97.54 %
2	Tc-99	0.17	Ra-225	0.12	Ra-226	1.42
3	Ra-225	0.12	Tc-99	0.10	Ra-225	0.69
4	U-233	0.01	U-233	0.01	Tc-99	0.10
5	Th-229	0.01	Th-229	0.01	U-236	0.07
6	U-235	—	U-236	—	U-233	0.07

Table 3.8 ^{237}Np , ^{236}U , ^{234}U , ^{235}U それぞれの主な先行核種の崩壊により浸出開始時点までにこれら核種が生成される量

系列	核種	半減期 (年)	(*1)		(*2)	
			再処理後の重量 (g)	浸出開始時点での先行核種からの生成量 (g)		
4 n	Cm-244	1.82 + 1	2.99 + 1	→ U-236	2.75 + 0	
	Pu-240	6.76 + 3	1.08 + 1	→ U-236	1.04 + 0	
	U-236	2.39 + 6	2.27 + 1	→ U-236	2.27 + 1	
4 n + 1	Cm-245	8.26 + 3	1.95 + 0	→ Np-237	7.44 - 2	
	Pu-241	1.46 + 1	5.06 + 0	→ Np-237	3.94 + 0	
	Am-241	4.33 + 2	4.91 + 1	→ Np-237	3.85 + 1	
	Np-237	2.13 + 6	4.82 + 2	→ Np-237	4.82 + 2	
4 n + 2	Am-242m	1.51 + 1	9.40 - 1	→ U-234	8.85 - 1	
	Cm-242	5.00 - 1	4.72 + 0	→ U-234	4.55 + 0	
	Pu-238	8.90 + 1	8.40 - 1	→ U-234	8.24 - 1	
	U-234	2.47 + 5	1.21 - 2	→ U-234	1.21 - 2	
4 n + 3	Cm-247	1.60 + 7	2.90 - 3	→ U-235	4.28 - 10	
	Am-243	7.65 + 3	9.50 + 1	→ U-235	1.14 - 1	
	Pu-239	2.44 + 4	2.63 + 1	→ U-235	7.24 - 1	
	U-235	7.10 + 8	3.95 + 1	→ U-235	3.95 + 1	

(使用済燃料1トン当たり)

(*1) 炉取出し後冷却期間180日

(*2) 地層処分後 10^3 年

Table 3.9 炉取出しから再処理までの冷却期間を変えた場合の再処理後のPu-241, Am-241, Np-237の重量(g)

冷却期間	1年	5年	10年	20年
Pu-241	4.94 + 0	4.08 + 0	3.22 + 0	2.00 + 0
Am-241	7.31 + 1	2.43 + 2	4.13 + 2	6.47 + 2
Np-237	4.82 + 2	4.84 + 2	4.86 + 2	4.95 + 2

(ORIGENによる) (使用済燃料1トン当たり)

4. ま と め

本解析で得られた結果を要約すると以下のことがいえる。

はじめに、本解析での設定条件による確率論的モデルでの高レベル廃棄物の地層処分による被曝影響解析によると、集団線量よりみて、評価期間 10^4 年まででは火山活動による核種放出、それ以後は活断層による地下水を輸送媒体とした緩慢な核種の生物圏漏出による被曝が大きくなり、評価期間 10^6 年の累積集団線量ではこの緩慢過程による影響が大部分であるという結果が得られた。

全量固化体の地層処分に対して群分離固化体の地層処分の場合、Cs-Sr 群固化体では、火山活動、火山爆発等の急速過程においては処分後約 500 年までは集団線量の大きな低減はないがそれ以降は 3 桁以上低減され、評価期間 10^6 年の累積集団線量は全量固化体処分の 0.1 % 以下にすぎない。又地下水による緩慢過程での被曝は無視できる程度である。

一方、FP 群では、急速過程では評価期間全体を通じて 2 桁以上の集団線量の低減があり、累積線量で全量固化体処分の場合の 1.4 % 以下になるが、緩慢過程では ^{99}Tc の影響により 5 % となる。

全事象では緩慢過程の被曝の影響が大きく、群分離固化体の処分による 10^6 年の累積集団線量は全量固化体処分の場合の約 5 % に低減する。

全量固化体処分の場合に被曝に影響する重要な核種は累積線量よりみて急速過程、緩慢過程いずれの場合も ^{237}Np であり、累積線量に対する ^{237}Np の寄与は、急速過程では 63 % (娘核種の ^{229}Th , ^{225}Ra を含めて考えると 95 %)、緩慢過程では 95 % となる。

この地層処分の長期評価における集団線量に対して米国における費用対便益の考えをあてはめると、適用値の前提に検討の余地があるが 82 % 以上の ^{237}Np の分離が行われれば群分離法の開発が正当化されるという結論が得られる。

前述のように処分地層での地下水を輸送媒体とする核種の地層移行による被曝の影響の考察は重要であり、続いてこのシナリオでの感度解析を行った。

評価期間は 10^8 年までと基本的には対象核種表出期間を内包できるようにし、核種表出地点で表出核種が全て飲料摂取されるとした場合の被曝線量を評価単位として人工バリア、自然バリアの各重要パラメータを変えて解析した結果以下のことがいえる。

花崗岩層処分では、地下水流速が 10 m/年、50 m/年では、各表出地点の累積線量に対する各核種の寄与の相対的關係は大きく変わらず、最も影響の大きいのは ^{237}Np で 90 % 以上、地層移行過程で ^{237}Np より崩壊生成される娘核種の ^{229}Tn , ^{225}Ra を合わせると 99 % 以上となる。

地下水流速が 1 m/年の場合では 5 km で ^{237}Np , ^{229}Th , ^{225}Ra を合わせて 70 %、10 km 以上ではこの系列の寄与は少なく ^{236}U による被曝が全体の 77 % を占める。

岩塩層処分では一般に流速、表出地点によらず ^{237}Np によるものが累積線量の 99 % 以上であり、残りは ^{237}Np の娘核種及び ^{99}Tc によるものである。

これら被曝に大きく影響する核種の先行核種について検討すると、高レベル廃棄物の地層処分

における核種地層移行による累積被曝線量の低減よりみた場合、高レベル廃液の群分離時点で重要な分離対象となるべき核種は、一般的な条件では ^{237}Np 、次いで ^{241}Am が重要であり、他に ^{99}Tc 、 ^{241}Pu 、 ^{236}U が重要となる。

花崗岩層でバリア効果が大きい条件では ^{236}U 、 ^{244}Cm 、 ^{240}Pu がこの順で重要な核種となる。

謝 辞

本報告書をまとめるにあたり、種々の御配慮をいただいた今井和彦環境安全研究部長ならびに荒木邦夫環境安全研究部次長に感謝致します。

参 考 文 献

- (1) ICRP publication 26 ; Recommendation of the ICRP (1977)
- (2) S.E. Logan, M.C. Berbaro ; Development and Application of a Risk Assessment Method for Radioactive Waste Management ; EPA 520/6-78-005 Vol.I ~ IV (1978)
- (3) H.I. Bell ; ORIGEN - The ORNL Isotope Generation and Depletion Code ; ORNL-4628 (1973)
- (4) 中野, 久保田, 中村 ; 群分離法の有効性評価 (I) (共同研究成果報告) ; 非公開資料 (1983)
- (5) Kubota, M., et al. ; Removal of Transplutonium Elements from High-Level Wastes ; IAEA-SM-246/24 (1980)
- (6) 中村, 久保田, 四方, 阿部, 宮崎, 小野, 佐藤 ; 群分離法の開発 - セシウムを吸着した焼成ゼオライトの耐浸出試験と鉛充填技術の開発 ; 非公開資料 (1980)
- (7) Moore, R.E. ; AIRDOS : A Computer Code for Estimating Population and Individual Doses Resulting from Atmospheric Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities ; ORNL/TM-4687 (1975)
- (8) Booth, R.S., S.V. Kaye, P.S. Rohwer ; A Systems Analysis Methodology for Predicting Dose to Man from a Radioactivity Contaminated Terrestrial Environment ; CONF-710501-P2, Vol.2, 877~893 (1971)
- (9) Trubey, D.K., S.V. Kaye ; The EXREM III Computer Code for Estimating External Radiation Doses to Populations from Environmental Releases ; ORNL/TM-4332 (1973)
- (10) ICRP Publication 30 ; Limits for Intakes of Radionuclides by Workers : part I (1978), part II (1980), part III (1981)
- (11) Code of Federal Regulations, Title 10, part 50, Appendix I (1978)

における核種地層移行による累積被曝線量の低減よりみた場合、高レベル廃液の群分離時点で重要な分離対象となるべき核種は、一般的な条件では ^{237}Np 、次いで ^{241}Am が重要であり、他に ^{99}Tc 、 ^{241}Pu 、 ^{236}U が重要となる。

花崗岩層でバリア効果が大きい条件では ^{236}U 、 ^{244}Cm 、 ^{240}Pu がこの順で重要な核種となる。

謝 辞

本報告書をまとめるにあたり、種々の御配慮をいただいた今井和彦環境安全研究部長ならびに荒木邦夫環境安全研究部次長に感謝致します。

参 考 文 献

- (1) ICRP publication 26 ; Recommendation of the ICRP (1977)
- (2) S.E. Logan, M.C. Berbaro ; Development and Application of a Risk Assessment Method for Radioactive Waste Management ; EPA 520/6-78-005 Vol.I ~ IV (1978)
- (3) H.I. Bell ; ORIGEN - The ORNL Isotope Generation and Depletion Code ; ORNL-4628 (1973)
- (4) 中野, 久保田, 中村 ; 群分離法の有効性評価 (I) (共同研究成果報告) ; 非公開資料 (1983)
- (5) Kubota, M., et al. ; Removal of Transplutonium Elements from High-Level Wastes ; IAEA-SM-246/24 (1980)
- (6) 中村, 久保田, 四方, 阿部, 宮崎, 小野, 佐藤 ; 群分離法の開発 - セシウムを吸着した焼成ゼオライトの耐浸出試験と鉛充填技術の開発 ; 非公開資料 (1980)
- (7) Moore, R.E. ; AIRDOS : A Computer Code for Estimating Population and Individual Doses Resulting from Atmospheric Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities ; ORNL/TM-4687 (1975)
- (8) Booth, R.S., S.V. Kaye, P.S. Rohwer ; A Systems Analysis Methodology for Predicting Dose to Man from a Radioactivity Contaminated Terrestrial Environment ; CONF-710501-P2, Vol.2, 877~893 (1971)
- (9) Trubey, D.K., S.V. Kaye ; The EXREM III Computer Code for Estimating External Radiation Doses to Populations from Environmental Releases ; ORNL/TM-4332 (1973)
- (10) ICRP Publication 30 ; Limits for Intakes of Radionuclides by Workers : part I (1978), part II (1980), part III (1981)
- (11) Code of Federal Regulations, Title 10, part 50, Appendix I (1978)

における核種地層移行による累積被曝線量の低減よりみた場合、高レベル廃液の群分離時点で重要な分離対象となるべき核種は、一般的な条件では ^{237}Np 、次いで ^{241}Am が重要であり、他に ^{99}Tc 、 ^{241}Pu 、 ^{236}U が重要となる。

花崗岩層でバリア効果が大きい条件では ^{236}U 、 ^{244}Cm 、 ^{240}Pu がこの順で重要な核種となる。

謝 辞

本報告書をまとめるにあたり、種々の御配慮をいただいた今井和彦環境安全研究部長ならびに荒木邦夫環境安全研究部次長に感謝致します。

参 考 文 献

- (1) ICRP publication 26 ; Recommendation of the ICRP (1977)
- (2) S.E. Logan, M.C. Berbaro ; Development and Application of a Risk Assessment Method for Radioactive Waste Management ; EPA 520/6-78-005 Vol.I ~ IV (1978)
- (3) H.I. Bell ; ORIGEN - The ORNL Isotope Generation and Depletion Code ; ORNL-4628 (1973)
- (4) 中野, 久保田, 中村 ; 群分離法の有効性評価 (I) (共同研究成果報告) ; 非公開資料 (1983)
- (5) Kubota, M., et al. ; Removal of Transplutonium Elements from High-Level Wastes ; IAEA-SM-246/24 (1980)
- (6) 中村, 久保田, 四方, 阿部, 宮崎, 小野, 佐藤 ; 群分離法の開発 - セシウムを吸着した焼成ゼオライトの耐浸出試験と鉛充填技術の開発 ; 非公開資料 (1980)
- (7) Moore, R.E. ; AIRDOS : A Computer Code for Estimating Population and Individual Doses Resulting from Atmospheric Releases of Radionuclides from Nuclear Facilities ; ORNL/TM-4687 (1975)
- (8) Booth, R.S., S.V. Kaye, P.S. Rohwer ; A Systems Analysis Methodology for Predicting Dose to Man from a Radioactivity Contaminated Terrestrial Environment ; CONF-710501-P2, Vol.2, 877~893 (1971)
- (9) Trubey, D.K., S.V. Kaye ; The EXREM III Computer Code for Estimating External Radiation Doses to Populations from Environmental Releases ; ORNL/TM-4332 (1973)
- (10) ICRP Publication 30 ; Limits for Intakes of Radionuclides by Workers : part I (1978), part II (1980), part III (1981)
- (11) Code of Federal Regulations, Title 10, part 50, Appendix I (1978)

- (12) A.E. Smith, D.F. Davis ; Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report V : Preconceptual Designs and Costs of Partitioning Facilities and Shipping Casks ; ORNL/TM-6985 (1980)
- (13) R.R. Fullwood, R.R. Jackson ; Actinide Partitioning-Transmutation Program Final Report VI : Short-term Risk Analysis of Reprocessing, Refabrication and Transportation ; ORNL/TM-6986 (1980)
- (14) ICRP publication 2 ; Recommendation of the ICRP (1959)
- (15) M. Harada, et al. ; Migration of Radionuclides through Sorbing Media Analytical Solutions I ; LBL-10500 (1980)
- (16) H.C. Burkholder, et al. ; Incentives for Partitioning High-Level Waste ; Nucl. Tech., Vol.31, 202~217 (1976)
- (17) R.J. Serne, J.F. Relyea ; Waste/Rock Interactions Technology Program - The Status of Radionuclide Sorption-Resorption Studies Performed by the WRIT Program ; PNL-3997 (1982)
- (18) Code of Federal Regulations, Title 10, part 60 ; Technical Criteria for Regulating Geologic High-Level Radioactive Waste ; Vol.45, No.94 (1980), Vol.46, No.130 (1981)