

TRU 廃棄物の処分概念の検討概要[†]

間野正¹ 原啓二¹ 塚本政樹² 小田英紀³ 藤原啓司⁴

再処理施設及び MOX 燃料加工施設などから発生する超ウラン（TRU）核種を含む放射性廃棄物のうち放射性核種濃度の高い廃棄物（以下、TRU 廃棄物という）の処分の具体的な方法とその安全性の見通しについて検討を行った。その結果、廃棄物をその特性を踏まえてグルーピングし、それぞれの特性を考慮した合理的な人工バリアの構成および空洞の安定性、熱的影響評価に基づく施設設計例を示し、地層処分施設が技術的に建設可能であることを示した。また、現状の知見を基に TRU 廃棄物の特徴を考慮して地下水シナリオに対する包括的性能評価の試算例を示すことにより、当該処分概念により TRU 廃棄物に対する地層処分の安全性を確保できる見通しを示した。

Keywords : TRU 廃棄物, 地層処分, セメント, 核種移行, ガス影響, 高 pH ブルーム

Disposal system and its safety have been studied for TRU waste, the waste with α concentration higher than 1 GBq/t among TRU containing waste generated from reprocessing plants and MOX fuel fabrication plants. Waste was classified into 4 groups depending on their characteristics and engineered barriers were applied considering their characteristics. Layout of repository was shown based on analysis of rock cavity stability and thermal analysis, by which the construction of geological disposal system was shown to be feasible. Safety of the disposal system was also demonstrated by investigation of TRU specific events and calculation of system performance.

Keywords : TRU waste, geological disposal, cement, nuclide migration, gas effect, high-pH plume

1 はじめに

再処理施設及び MOX 燃料加工施設の燃料サイクル施設から発生する TRU 核種を含む放射性廃棄物は、半減期の比較的長い α 核種を含んでいること、放射性核種濃度が比較的高いものから低いものまで広範囲に分布していること、廃棄物の性状はセメント、有機物、金属等を含み多種多様であることなどの特徴を有しており、今後、再処理事業等の進展に伴い、その発生量の増加が見込まれる。

TRU 核種を含む放射性廃棄物の処分に関しては、「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画（平成 6 年 6 月原子力委員会）」[1]において、「全 α 核種の濃度が一応の区分目安値（約 1 GBq/t）よりも高く、浅地中処分以外の地下埋設が適切と考えられるもの（TRU 廃棄物）については、高レベル放射性廃棄物の処分方策との整合性を図りつつ、民間再処理事業等が本格化する時期を考慮し、1990 年代末を目途に具体的な処分概念の見通しが得られるよう技術的検討を進める。」という方針が示されている。

この原子力委員会の方針に従いこれまで核燃料サイクル開発機構（以下、「JNC」という）は高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の成果を利用しつつ、TRU 廃棄物処分に特有な課題について日本原子力研究所等の協力を得て研究開発を進めてきた。

[†] Outline of the Progress Report on Disposal Concept for TRU Waste in Japan, Tadashi Mano, Keiji Hara (hara@hq.jnc.go.jp), Masaki Tsukamoto, Hideki Oda, Hiroshi Fujiwara.

本稿は核燃料サイクル開発機構、電気事業者等（電気事業者 9 社、日本原電（株）、及び日本原燃（株）、日本原子力研究所、電力中央研究所、原子力環境整備センターからなる「共同作業チーム」が取りまとめた「TRU 廃棄物処分概念検討書」の概要[3]を紹介するものである。

1 核燃料サイクル開発機構 Japan Nuclear Cycle Development Institute 〒319-1184 那珂郡東海村村松 4-49

2 電力中央研究所 Central Research Institute of Electric Power Industry 〒201-8511 狛江市岩戸北 2-11-1

3 関西電力（株） Kansai Electric Power Company 〒530-8287 北区中之島 3-3-22

4 東京電力（株） Tokyo Electric Power Company 〒100-0011 千代田区内幸町 1-1-3

一方、電気事業者等（電気事業者 9 社、日本原電（株）および日本原燃（株））においても TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生に関する自らの責任を踏まえ、民間再処理施設の運転に伴い発生する放射性廃棄物及び海外再処理返還低レベル放射性廃棄物の処分方策に関する研究開発が進められてきた。

本検討は、国の総合的な TRU 廃棄物処分方策の策定及び今後本格化する核燃料サイクル事業の円滑な推進に資することを目的として、核燃料サイクル開発機構及び電気事業者等がそれぞれの研究開発の成果を持ち寄り、「わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ」（以下、「第 2 次取りまとめ」という）[2]を参照しつつ、TRU 廃棄物処分概念の見通し、すなわち、処分の具体的な方法とその安全性の見通しに関する技術的知見を取りまとめたものである[3]。

以下にその概要を紹介する。

2 対象廃棄物

再処理施設及び MOX 燃料加工施設としてサイクル機構と民間の施設を対象に、各施設が、第 2 次取りまとめで用いられている高レベル放射性廃棄物のガラス固化体約 4 万本[2]に相当する期間、操業したとして施設から発生する廃棄物量を算出した。また、これに、海外再処理による返還低レベル廃棄物およびサイクル機構の再処理施設、MOX 燃料加工施設の解体廃棄物も、それまでに解体されるものとして、併せて算出した。算出に当たっては、各施設で発生した廃棄物に対し減容・安定化処理を行い、処分の最終形態となる廃棄体（以下、「廃棄体」という）仕様を設定した。

2.1 廃棄物の種類

再処理施設の操業に伴い発生する廃棄物としては、ハル・エンドピース、低レベル濃縮廃液、廃溶媒、廃銀吸着材など、再処理のプロセスから直接発生するものの他、設備の保守、補修などによる可燃性、難燃性、不燃性の雑固体廃棄物がある。MOX燃料加工施設で発生する廃棄物は、設備の保守、補修などによる可燃性、難燃性、不燃性の雑固体廃棄物である。また、施設の解体で発生する廃棄物は、廃棄される設備機器や建物の一部の他、除染により発生する廃液などがある。

2.2 廃棄物の処理

現在、JNCで処理が行われている廃棄物（低レベル濃縮廃液のアスファルト固化体や廃溶媒のプラスチック固化体など）以外の未処理の廃棄物については、現在及び近い将来適用可能な処理技術を想定した（Table 1）。

2.3 対象廃棄物の選定

当該施設から発生する廃棄体の累積量は、合計約56,000m³と試算された。また、廃棄体に含まれる放射性核種の濃度は幅広い範囲に分布している（Fig.1）。これらの廃棄体の浅地中処分の可能性について、現行の発電所低レベル放射性廃棄物の浅地中処分の政令濃度上限値を決める際に用いられている評価モデルを用いて解析した

結果、既存の低レベル放射性廃棄物の処分概念（浅地中のコンクリートピットへの処分及び一般的地下利用に対して十分余裕を持った深度（例えば50～100m）への処分（以下、「高 $\beta\gamma$ 廃棄物処分」という）でも処分できる可能性のあるものが相当量存在することが確認された。しかし、既存の低レベル放射性廃棄物の処分概念のうち、高 $\beta\gamma$ 廃棄物処分概念については、現在、原子力安全委員会において安全規制の考え方や濃度上限値等の安全基準の審議が行われている段階である。

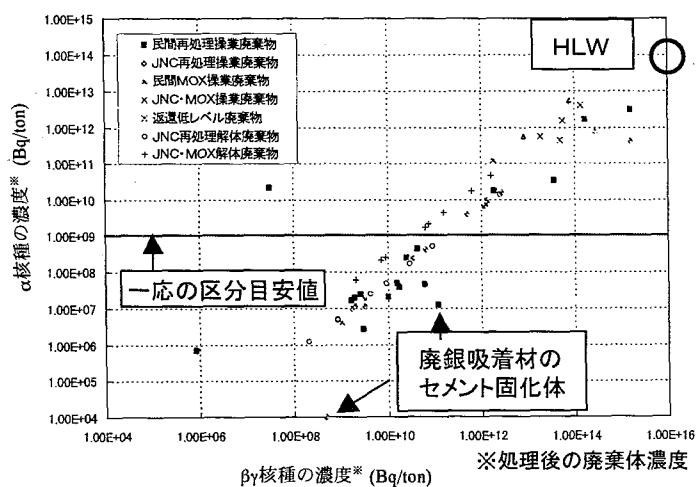


Fig.1 Activity concentration for each type of waste

Table 1 Assumed waste treatment methods and waste forms (reprocessing plant)

	種類	処理方法	容器	固化方法	備考
プロセス廃棄物	ハル・エンドピース	圧縮	キャニスター	—	民間、JNC
	低レベル濃縮廃液	乾燥・造粒 蒸発濃縮	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 アスファルト固化	民間、JNC JNC
	廃溶媒	乾溜分解→水熱固化 TBP 分離	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 プラスチック固化	民間 JNC
	廃樹脂	脱水→焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	廃活性炭	脱水→焼却→水熱固化 脱水→焼却→溶融	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間 JNC
	廃銀吸着材	吸着メディア解体	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	スラッジ	脱水	200L ドラム	セメント固化	JNC
雑廃棄物	可燃性廃棄物 I	焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	難燃性廃棄物 I	焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	不燃性廃棄物 I	溶融 切断	200L ドラム 角型容器	セメント固化 セメント固化	民間、JNC 民間
	可燃性廃棄物 II	焼却→水熱固化 焼却→溶融	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間 JNC
	難燃性廃棄物 II	焼却→水熱固化 焼却→溶融	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間 JNC
	不燃性廃棄物 II	圧縮 切断	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間、JNC 民間

そのため、以後の処分概念の検討を行う廃棄体としては、高 $\beta\gamma$ 廃棄物処分概念で処分可能と考えられるものも一部含まれることになるものの、国内で発生する TRU 核種を含む放射性廃棄物及び返還低レベル放射性廃棄物のうち、

① 全 α 核種濃度が一応の区分目安値（約 1 GBq/t）を超える

と考えられる全ての廃棄物に加え、

② $\beta\gamma$ 核種ではあるが、長寿命、水に溶けやすい、岩石などに吸着されにくいといった特徴を有する I-129 の濃度が高い廃棄物（廃銀吸着材）を対象にすることとした。これらの廃棄体の量は合計約 1 万 8 千 m³ となった（Table2）。

Table 2 TRU waste assumed for the review of the disposal concept

区分	廃棄物種類	廃棄体推定累積量		放射能濃度	
		発生本数 本	発生量 m ³	α 核種 Bq/t	$\beta\gamma$ 核種 Bq/t
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液 I	4,844	969	2.1×10^{10}	3.2×10^7
	焼却灰溶融体（可燃・難燃 I、廃樹脂）	156	31	1.7×10^{12}	1.7×10^{14}
	ハル・エンドピース	18,750	3,638	3.0×10^{12}	1.6×10^{15}
	廃銀吸着材	1,188	238	1.3×10^7	1.2×10^{11}
	不燃性廃棄物 I (HEPA、小物金属)	3,438	688	1.8×10^{10}	1.9×10^{12}
	不燃性廃棄物 I (機器廃品)	250	1,445	3.4×10^{10}	3.6×10^{13}
小計		28,625	7,008		
JNC 再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液 I (アスファルト固化)	16,638	3,328	3.9×10^9	4.9×10^{11}
	低レベル濃縮廃液 I (1998 年度以降)	11,819	2,364	9.9×10^9	1.3×10^{12}
	焼却灰溶融体（可・難燃 I、廃樹脂、廃活性炭）	482	96	1.6×10^{10}	2.7×10^{12}
	ハル・エンドピース	1,918	372	3.9×10^{11}	1.6×10^{15}
	廃銀吸着材	153	31	0.0×10^0	4.9×10^8
	不燃性廃棄物 I (金属)	2,315	463	7.6×10^9	1.3×10^{12}
小計		35,640	7,117		
民間 MOX 操業廃棄物	可燃性廃棄物	92	18	5.4×10^{11}	8.1×10^{12}
	難燃性廃棄物	61	12	5.2×10^{12}	7.8×10^{13}
	不燃性廃棄物	2,057	411	1.2×10^{11}	1.8×10^{12}
	小計	2,210	442		
JNC MOX 操業廃棄物	可燃性廃棄物	1,020	204	1.5×10^{12}	5.5×10^{13}
	難燃性廃棄物	680	136	4.0×10^{12}	1.4×10^{14}
	不燃性廃棄物	8,275	1,655	5.3×10^{11}	1.9×10^{13}
	小計	9,975	1,995		
返還低レベル廃棄物	固型物収納体 (ハル等)	4,400	902	7.1×10^{11}	4.3×10^{14}
	ビチューメン固化体	1,200	270	4.3×10^{11}	4.9×10^{13}
	小計	5,600	1,172		
JNC 再処理解体廃棄物	二次廃棄物 (液体)	583	117	1.4×10^{10}	2.4×10^{12}
	小計	583	117		
JNC MOX 解体廃棄物	二次廃棄物 I (可燃)	31	6	2.0×10^{10}	7.3×10^{11}
	二次廃棄物 II (可燃)	47	9	2.0×10^9	7.3×10^{10}
	二次廃棄物 I (難燃)	6	1	5.2×10^{10}	1.9×10^{12}
	二次廃棄物 II (難燃)	10	2	5.2×10^9	1.9×10^{11}
	二次廃棄物 I (不燃)	245	49	2.1×10^9	7.4×10^{10}
	小計	339	68	—	—
合計		82,973	17,918	—	—

3 TRU 廃棄物の処分施設概念の検討

3.1 処分の基本的考え方

廃棄体には、ハル・エンドピースのように、 α 核種に代表される長寿命核種を多く含む廃棄体があり、このような長寿命核種を多く含む廃棄体の放射性核種濃度は、既存の低レベル放射性廃棄物の処分概念で想定されている段階的な管理期間内では十分な減衰を期待することができない。このため、人間の生活環境から十分離れた安定な地層中に、適切な人工バリアを構築することにより処分の長期的な安全性を確保する「地層処分」について検討することとした。

3.2 対象廃棄物のグルーピング

3.2.1 グルーピングの考え方

地層処分の対象となる廃棄体の特徴(核種の種類・濃度、含有化学物質及び固化方法等)を考慮して以下の観点から廃棄体をグルーピングすることとした。

① 核種の種類・濃度

廃棄体中に含まれる核種の中で性能評価上特に重要なものは、半減期が長くかつ天然バリアでの吸着による遅延効果をあまり見込むことができない I-129 と C-14 の 2 核種である。よって、核種インベントリの観点からは、これらの核種を多量に含む廃棄体に関しては人工バリアなどによる特別な防護が必要になると考えられるため個別のグループとする。

② 発熱の有無

発熱の比較的大きい廃棄体に関しては、人工バリア材料への熱影響などを考慮する必要があるため、個別のグループとする。尚、発熱の大きい廃棄体は、含まれる核種のインベントリによって、運搬・定置などの作業において作業員への放射線被ばくを低減するために遮蔽材の付加や遠隔操作が必要とされる可能性がある。作業の効率を考えるとこれらの廃棄体は一括で取り扱われることが望ましい。

③ 含有化学物質

放射性核種の地下水に対する溶解度や人工バリア等に対する分配係数に影響を及ぼす可能性が考えられる硝酸塩等の化学物質を多く含むものについては、他の廃棄体に影響を及ぼさないように個別のグループとする。

3.2.2 グルーピングの結果

以上の考え方を基に、対象廃棄体をグルーピングした結果を Table 3 に示す。

3.3 人工バリアの基本構成の検討

3.3.1 人工バリアに期待される機能

処分場の閉鎖後、環境へ移行する核種の量を抑制するためには、廃棄体からの核種の溶出を抑制し、また、溶

出した核種の移行を抑制することが必要である。人工バリアとしては、廃棄体、充填材及び緩衝材が考えられる(Fig.2)。各バリアに期待される機能は以下の通りである。

① 廃棄体：セメント系固化材料による核種の吸着・沈澱による処分施設からの核種の放出抑制。なお、ハル・エンドピース(放射能の大半が金属の放射化によるもの)のように、廃棄物の腐食により核種の放出が進むと考えられるものについては、廃棄物自体に核種の放出抑制機能が期待できる。

② 充填材：セメント系充填材の持つ核種の吸着・沈澱による処分施設からの核種の放出抑制。

③ 緩衝材：ペントナイト系材料の持つ止水機能による処分施設からの核種の放出抑制。また、コロイドの移動抑制や外部荷重に対する応力緩衝性。

Table 3 The result of grouping

グループ	主な廃棄体	廃棄体発生量	グルーピングの根拠
1	・廃銀吸着材	約 300m ³	・人工バリア、天然バリアへの吸着性が低い I-129 を多く含む廃棄体
2	・ハル・エンドピース	約 4,900m ³	・人工バリア、天然バリアへの吸着性が低い C-14 を多く含む廃棄体 ・発熱量の比較的大きい廃棄体
3	・低レベル濃縮廃液 ・ビチューメン固化体	約 7,000m ³	・アスファルト、硝酸塩を多く含み、核種の吸着性・溶解度への影響を及ぼす可能性のある廃棄体
4	・可・難・不燃性廃棄物 ・解体廃棄物 等	約 5,800m ³	・その他の廃棄体

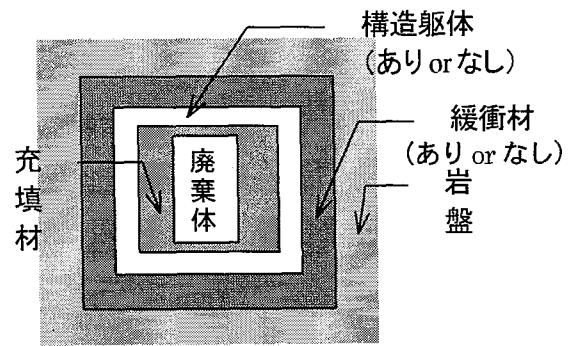


Fig.2 Engineered barrier concept

3.3.2 人工バリア構成

対象とする廃棄体のグルーピング結果を踏まえ、諸外国の処分施設設計例[4]～[9]も参考に、グループ毎に以下の人工バリア構成（充填材、緩衝材）とすることとした。なお、人工バリアやその他の付属構築物（構造躯体、支保工、埋戻し材等）の配置については、処分施設・空洞形状及び空洞径の検討を踏まえて設定することとした。

① グループ 1, 2 の人工バリア構成

このグループ中の廃棄体は、人工バリア、天然バリアへの吸着性が低い核種(I-129, C-14)を多く含むことから、人工バリアを強化する等により、核種の閉じ込め性能を高める必要がある。このため、処分坑道壁面内側に緩衝材としてペントナイト系材料を設置し、処分坑道内部の地下水移動を抑制することにより、吸着性の低い I-129, C-14 の放出を抑制する。さらに、廃棄体定置後の空隙をセメント系充填材で充填し、処分坑道を長期間力学的に安定化して緩衝材の地下水移動抑制機能を担保可能にするとともに、セメントによるその他核種の移行抑制機能（核種の吸着・沈澱）を期待する。

なお、発熱性の廃棄体であるグループ 2 については、廃棄体充填密度、坑道離間距離といった処分施設レイアウトを調整することにより、セメント系材料への熱影響の回避を図ることとする。

② グループ 3, 4 の人工バリア構成

グループ 1, 2 と同様、廃棄体定置後の空隙をセメント系充填材で充填し、セメントによる核種移行抑制機能（核

種の吸着・沈澱）を期待するとともに、閉鎖後長期にわたる処分坑道の力学的な安定性を確実なものとする。ただし、このグループ中の廃棄体には、①人工バリア、天然バリアへの吸着性が低い核種(I-129, C-14)が殆ど含まれないこと、並びに② α 核種濃度が比較的高いものも含まれるが、 α 核種は天然バリア及び人工バリアに吸着されやすく、かつ地下水への溶解度が低いこと、から緩衝材は設置しない。

なお、硝酸塩を多量に含有するグループ 3 の処分坑道については、他の廃棄体への影響を考慮し、処分坑道全体で最も下流側へ配置することにより、その影響が及ばないようにする。

3.4 処分施設の基本仕様の検討

対象とする廃棄体は、一部に発熱性を示すものがあるものの、その発熱は高レベル放射性廃棄物に比べ僅かであり、大半の廃棄体の発熱は無視できるレベルであることから、比較的大きな地下空洞に集中的に処分することが可能と考えられる。

そこで、対象とする廃棄体のグルーピング結果を踏まえ、空洞の力学的安定解析を実施し、また、人工バリアへの熱影響を考慮する必要のあると考えられるグループについては熱解析を実施して、グループ毎に処分空洞の形状及び空洞径、坑道離間距離及び処分施設のレイアウトを検討した。

Table 4 Physical properties of host rock

対象岩盤	結晶質岩系 岩盤	堆積岩系岩盤				
		HR	SR-A	SR-B	SR-C	SR-D
物性区分						
単位体積重量 γ (Mgm ⁻³)	2.67	1.70	1.95	2.20	2.35	2.45
有効間隙率 n_e (%)	2	60	45	30	20	15
一軸圧縮強度 q_u (MPa)	115	5	10	15	20	25
弾性係数 E (MPa)	37,000	1,500	2,500	3,500	4,000	5,000
ポアソン比 ν	0.25	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
粘着力 c (MPa)	15	1.0	2.0	3.0	4.0	5.0
内部摩擦角 ϕ (deg)	45	25	27	28	29	30
引張強度 σ_t (MPa)	8	0.7	1.4	2.1	2.8	3.5
側圧係数 K_0	$164/h + 0.74$ (h :深度(m))					

3.4.1 処分空洞の形状及び空洞径の検討

処分空洞の大きさは、処分を行う岩盤の強度や処分深度等により制約を受ける。ここでは、地層処分の観点から、代表的な地質環境条件と考えられる結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤について、「第2次取りまとめ」に示されている岩盤物性値（Table 4）を基に、処分深度に応じた掘削可能空洞形状及び空洞径の評価を行った。

評価の前提となる処分空洞形状は、現在の地下土木構造及び諸外国の放射性廃棄物処分に関する検討例を参考にすると坑道型、サイロ型等が考えられるが、今回の評価は、処分施設建設の技術的成立性を一例として示すことを目的としているため、諸外国の処分施設設計例や国内の地下発電所、石油地下備蓄など大規模地下空洞実績を参考に、施工性に優れ、施工実績の多い坑道型を基本とした。

また、処分深度は、諸外国の処分施設設計例では、具体的な地質環境条件を考慮して、約 200～1300 m の深度で検討が行われているが、今回の評価は、処分施設建設の技術的成立性を一例として示すことを目的としているため、結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤共に、500 m とした場合の検討を行うこととした。

これらの前提を基に、空洞の力学的安定解析を行った結果、結晶質岩系岩盤については、既往の処分施設設計例に示されているような空洞形状、空洞径であれば無支保で掘削が可能であるとの解析結果から、空洞断面形状については、操業性、力学的安定性等を考慮した幌型断面とし、また、空洞径については、グループ毎の廃棄体量、諸外国の処分施設設計例や国内の大規模地下空洞実績を踏まえ設定した。

一方、今回一例としてとりあげた新第三紀堆積岩系岩盤については、結晶質岩系岩盤に比べ岩盤の強度が小さいことを考慮し、空洞断面形状については、力学的安定性の高い円形断面とし、第2次取りまとめを参考に現実的と考えられる 50 cm 厚さの支保工を設けた場合に処分深度 500 m で掘削可能な空洞径を検討した。その結果、解析上設定した SR-B 岩盤以上の岩盤で、処分深度 500 mにおいて内径 10 m の円形空洞が掘削可能であることが示された（Fig.3）。

以上の検討を踏まえ、Table 5 に一例として処分空洞の形状及び空洞径をまとめた。

3.4.2 坑道離間距離の検討

① 空洞安定性の検討

処分施設は、複数の坑道を接続して掘削するため、連接坑道間の応力の相互干渉を回避できるよう、坑道離間距離を確保する必要がある。このため、処分坑道を円形で模擬した理論解による坑道離間距離の概略評価を行い、FEM 解析により確認を行った。その結果、力学的検討より決まる坑道離間距離として、結晶質岩系岩盤で中心間

隔 $2.5 W$ (W : 坑道幅)、堆積岩系岩盤で中心間隔 $3D$ (D : 坑道径) が必要であることを確認した。

しかし、グループ 2 は、発熱性のあるハル・エンドピースを処分するため、更に、熱影響の検討を行い、力学的検討より決まる坑道離間距離の確認、または、変更を行うこととした。

② 熱影響の検討

グループ 2 に分類されるハル・エンドピースは、高レベル放射性廃棄物のように廃棄体 1 体毎に発熱の影響を考慮する必要はないが、集中的に処分を行う場合、人工バリアへの熱影響の観点から、その発熱（発生時点で約 200 W/体）に対する評価が必要となる。

評価にあたって、廃棄体の発熱率は、処分施設の操業期間（約 25 年間）を考慮して、最も発熱率の高い民間再処理ハル・エンドピースの設計値発熱率を基に設定した。また、人工バリアの上限温度は、人工バリア構成材料のうち、熱的制限が最も厳しい、セメント系材料の化学的安定性（Fig.4）[10]から決まる約 80 ℃とし、熱解析により、その温度を下回る処分空洞径（廃棄体充填密度）および坑道離間距離を評価した。

その結果、結晶質岩系岩盤については、断面あたり 25 パッケージ（後述：廃棄体 100 本相当）を設置し、坑道離間距離を $4W$ とすることで、設計値発熱率を用いた場合でも、温度が最も高くなる中央坑道の中心ピーク温度を約 80 ℃未満に抑えられることが分かった（Fig.5）。また、堆積岩系岩盤については、力学的な制約から断面あたり 12 パッケージ（廃棄体 48 本相当）と制限されているため、力学的検討より決まる坑道離間距離である $3D$ を確保すれば、中央坑道の中心ピーク温度を約 60 ℃に抑えられることが分かった。

以上の検討を踏まえ、結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤のグループ 2 に対する処分空洞径及び坑道離間距離を、一例として Table 6 のように設定した。

3.4.3 処分施設のレイアウト

結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤の各々について、前述の人工バリアの基本構成、空洞の安定解析及び熱解析の結果を踏まえた処分施設断面及び処分施設レイアウトを Fig.6、Fig.7 に示す。

4 地層処分の安全性の検討

本検討では、最初に TRU 廃棄物処分で考慮すべき重要な事象を抽出し、これらの事象が処分環境や核種の挙動に与える影響を解析や文献調査により把握した上で、それらの影響に起因する処分システム性能の不確実性を考慮して条件を設定し、廃棄体からの核種の溶出と人工バリア及び天然バリア中の核種移行解析を行った。生物圈モデルは河川水利用シナリオを想定し、処分システムの安

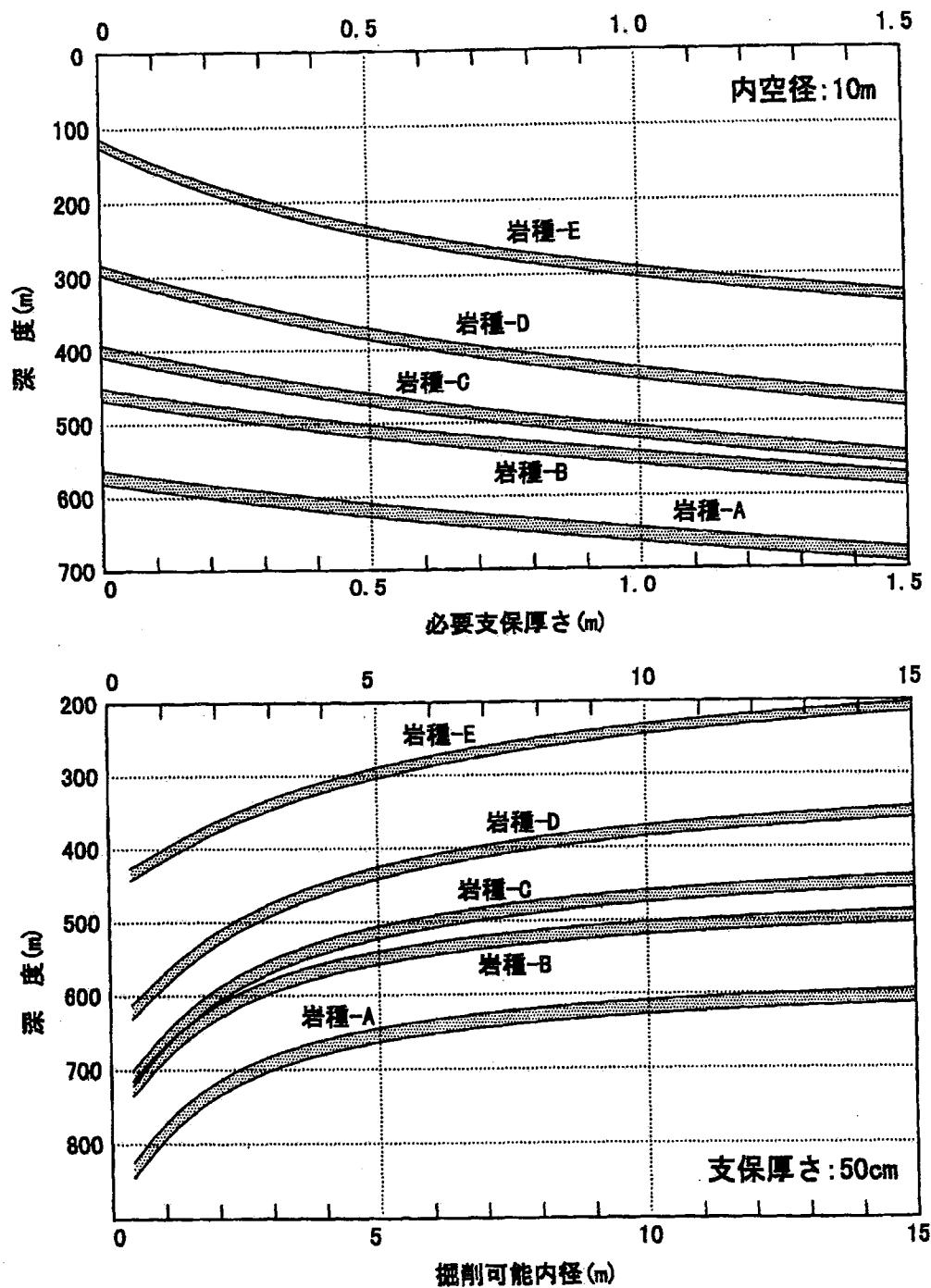


Fig.3 The results of the theoretical calculation on tunnel stability

全性を被ばく線量当量で示すこととした。

本検討では、第2次取りまとめの考え方を基本に、TRU 廃棄物の特徴的な事象が表れると考えられる地下水シナリオの基本ケースについてシステム性能を評価検討することとした。尚、気候変動、地殻変動などに起因する変動ケース及び接近シナリオについては、第2次取りまとめの評価結果を踏まえることとし、今後の課題のひとつとした。

4.1 性能評価の方法

性能評価は一般的な以下の手順に従って実施した。

- (1) 評価対象とした処分システムの設定
- (2) 地下水シナリオの設定
- (3) 核種移行計算ケースの設定
- (4) 核種移行評価モデルの設定
- (5) 核種移行評価データの設定
- (6) 核種移行計算による被ばく評価

Table 5 Forms and dimensions of disposal cavity

	結晶質岩系岩盤			堆積岩系岩盤
	グループ1	グループ2	グループ3 & 4	全グループ
処分深度	500 m			500m
岩盤物性	HR			SR-B
空洞形状	幌型断面坑道 (小断面)	幌型断面坑道	幌型断面坑道 (大断面)	円形断面坑道
空洞径	12m ^w ×18m ^h ・物量が少ないため、処分坑道長とのバランスを考慮	・人工バリアへの熱影響を考慮し、別途熱解析で決定	15m ^w ×27.5m ^h ・諸外国、国内の例を参考に設定	内径 11.2m ・支保工厚さを含む ・グループ2は別途熱解析で確認
支保工	なし*	なし*	なし*	60cm (余裕込)

* 吹付けコンクリート等による表面保護は必要と考えられる。
なお、グループ2については、発熱体のあるハル・エンドピースを処分するため、人工バリアの熱影響の検討を行ない、空洞径を設定することとした。

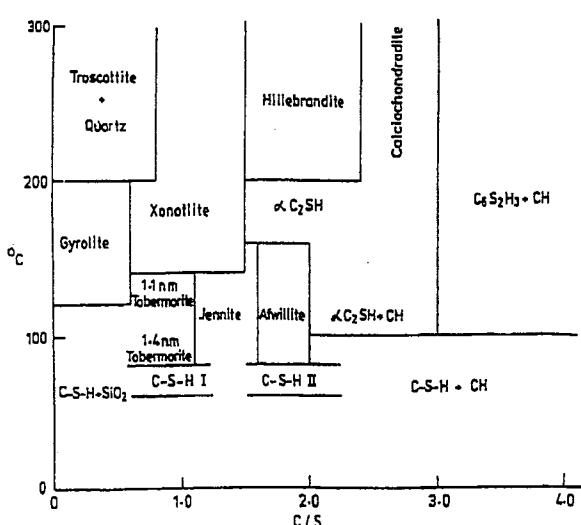


Fig.4 Thermal degradation of C-S-H gel

上記の流れに従い、それぞれの手順の概略について以下に述べる。

4.1.1 処分システムの設定

(1) 処分施設条件

検討の前提とした処分システムは、前章で述べた通り、平地の地下数百mの低透水性の安定な地質環境中に適切な人工バリアを構築することにより、処分の長期的な安全性を確保する多重バリアシステム概念である。

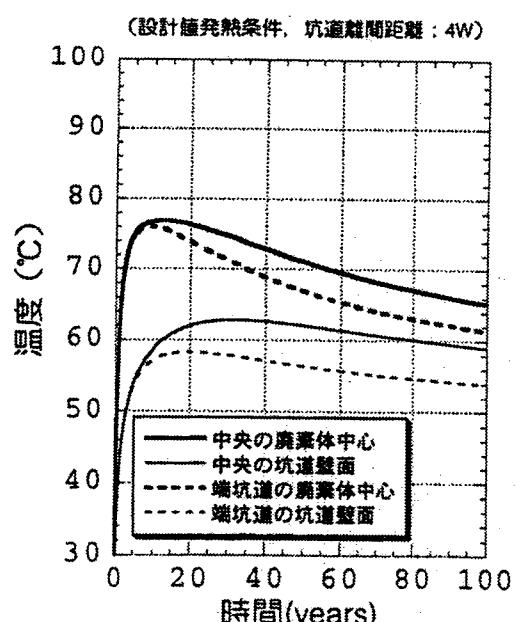


Fig.5 The result of thermal analysis

Table 6 Dimension and clearance of disposal tunnels

岩種	結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤
処分空洞径	12 m ^w ×18 m ^h	内径 10 m
坑道離間距離	4 W	3 D

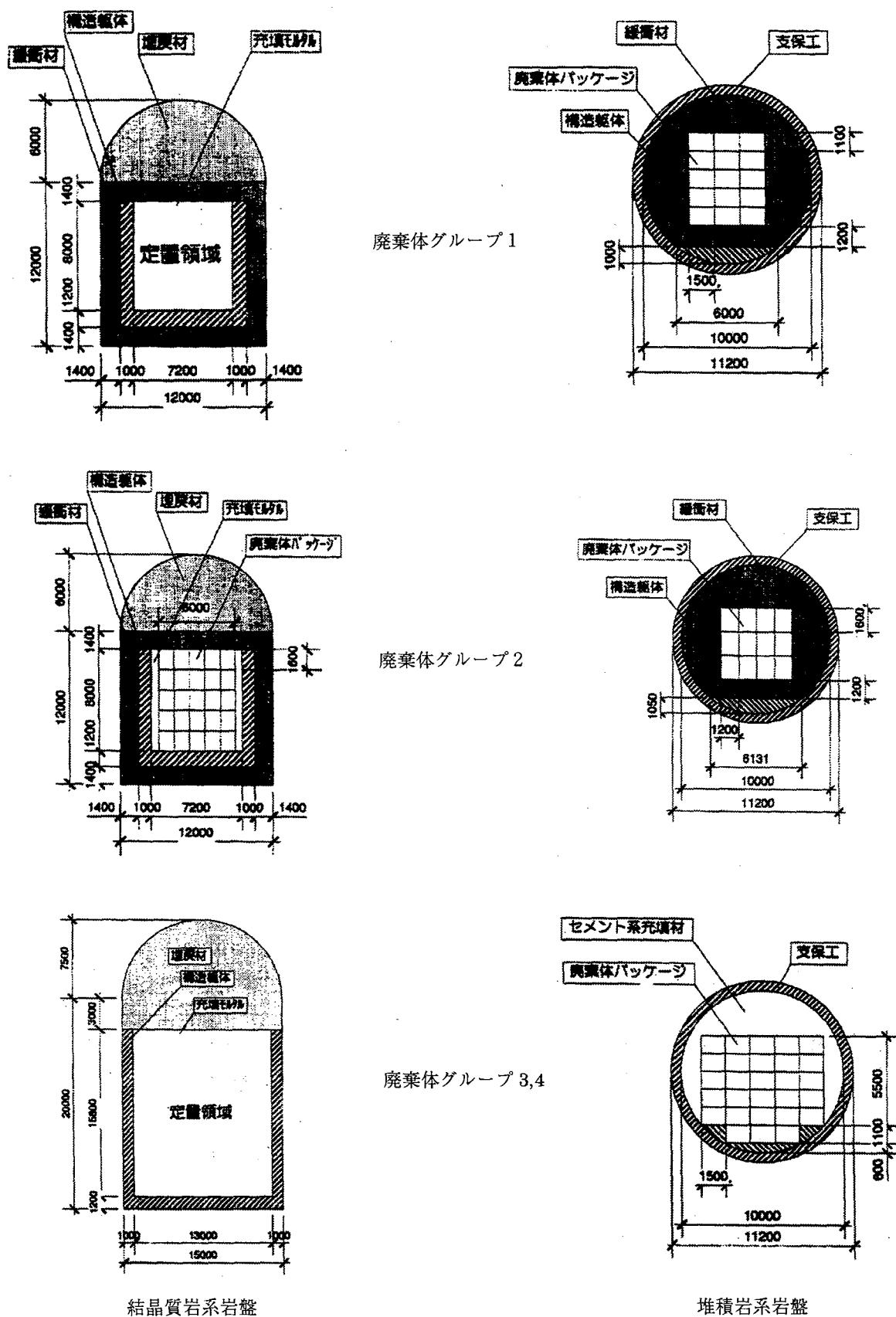


Fig.6 The disposal tunnel cross sections

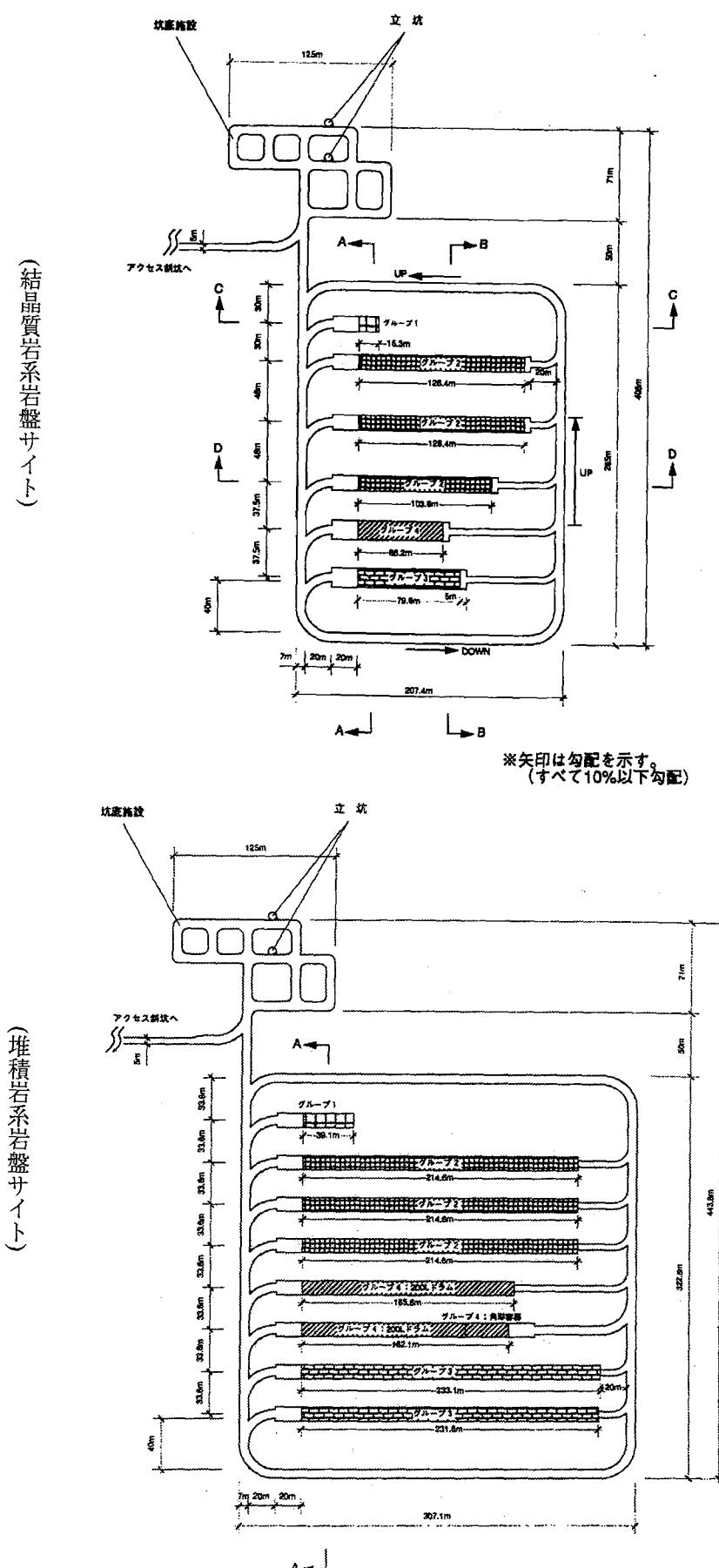


Fig. 7 Underground facility layouts

性能評価の対象とした処分施設概念の具体的な特徴としては、以下の 2 点があげられる。

- ① 発熱が高レベル放射性廃棄物より少ないという廃棄物の特性を考慮し、比較的大きな大断面坑道、小断面坑道の 2 タイプの空洞に処分。
- ② 廃棄物はその特性を考慮して 4 つの廃棄体グループとして分別処分し、処分坑道内の廃棄体周囲にはモルタルを充填し、被ばく上重要と考えられる I-129 を多く含む廃銀吸着材や C-14 を多く含むハル・エンドピースの周囲には緩衝材を設置。

これらは工学的観点からの当該廃棄物処分の特徴であり、前記の 4 つの廃棄体グループ毎に被ばく評価計算を行うことで、各廃棄体グループの安全性への影響の大きさを明らかにすることとした。

(2) 地質環境条件

本検討では、一般的な地質環境条件に対する TRU 廃棄物処分概念を構築することを目的としているため、第 2 次取りまとめを参考にしつつ、我が国の特性を勘案して、レファレンスの地質環境条件及びパラメータ範囲を設定した。

レファレンスとして設定した地質環境条件の中で、性能評価に関連する主な条件は以下のとおりである。

- ・動水勾配：0.01（低地）
- ・地下水条件：降水系、高 pH
- ・岩種：結晶質岩（硬岩、間隙率 2 %）および堆積岩（軟岩、間隙率 20 %）
- ・透水係数： 10^9 m/s
- ・核種移行評価距離：100 m

4.1.2 地下水シナリオの設定

対象廃棄物および処分システムに特徴的な項目を整理し、性能評価上考慮すべき事象を絞り込んで、地下水シナリオを設定した。

(1) 処分システムと対象廃棄物の特徴の整理

処分システムの将来を記述するシナリオは地下水シナリオと接近シナリオに分類されるが、上記の対象廃棄物の特徴に起因する種々の事象はいずれも地下水シナリオに係わるものであるため、地下水シナリオに基づくことにより、対象廃棄物の特徴を考慮した性能評価が可能と考えられる。また、接近シナリオについては、サイト選定や法的規制などによって避けることが出来ると考えられている[2]。

従って、地下水シナリオの作成にあたり、まず処分システム中の放射性核種の移行挙動に影響すると考えられる諸事象を抽出した。さらに抽出された事象の相互の関連性を調べ、その上で処分システムの性能への影響が大きいと考えられる事象に対しては、文献調査や詳細解析を別途行い、核種移行計算で考慮すべき事象を絞り込んだ。

本検討の前提条件となる処分システムではモルタル、コンクリート（以下「セメント系材料」という。）を多く使用することとしており、これに含まれるセメント水和物が処分施設近傍の化学環境条件や核種吸着性、溶解度の決定要因となる。加えて、対象廃棄物には長半減期の放射性核種が含まれるため、セメント水和物の影響についても長期的観点からの評価が必要となる。

また、一部の廃棄物に処分システムの性能に影響を及ぼす可能性を有する物質が含まれることも考慮する必要があると考えられる。例えば、金属廃棄物は腐食反応によりガスを発生し、人工バリア内部の汚染水を早期に押し出す可能性があること、硝酸塩を含む廃棄物では、硝酸塩が地下水に溶けだして核種の吸着性に影響を与える可能性があると考えられる。これらの対象廃棄物の特徴を踏まえて、性能評価で考慮すべき特徴的な事象を整理した（Table 7）。

その結果、人工バリア内で生じる事象として以下の事象を考慮することとした。

① 金属廃棄物の腐食等によるガス発生に伴う人工バリア内地下水の押し出し

処分場閉鎖後、主として金属廃棄物の腐食により発生した水素ガスなどが蓄積し、圧力が上がると地下水を排出し、放射性物質の放出を早める。解析の結果、数百年から数万年で放射性物質を含む汚染水が人工バリア内より押ししされる。

② セメント水和物の長期的変化・変遷

セメント水和物が溶解することにより地下水が高アルカリ（pH12.5 程度）になるが、地下水流によって長期的にセメント成分が順次溶けだすことによりセメント中の鉱物組成や地下水の pH が変化し、核種の溶解度や吸着性が変化する。

解析の結果、本検討で想定されているポルトランドセメントの場合、数万年から数十万年かけて徐々に変質し、これに対応して間隙水の pH が低下し、地下水の pH となっていくことが示された。

③ セメントの溶出による緩衝材の特性の変化（カルシウム化）

セメント系材料から溶出する Ca により Na 型ベントナイトの Na が Ca に置換される。解析の結果、Na 型ベントナイトは、約 1000 年（堆積岩）から 3000 年（結晶質岩）で Ca 型ベントナイトに変化する。Ca 型ベントナイトは、Na 型ベントナイトに比べ膨潤性が低下し、核種移行抑制機能が変化する[11-13]。

④ 高アルカリ水と岩盤に含まれる鉱物との反応（セメント水和物の生成）によるバリア特性の変化

セメント系材料から溶出したアルカリ金属やカルシウムにより地下水の pH が高くなり、この高 pH の地下水が広がると周辺岩盤はシリカの溶出、炭酸カルシウム及び

Table 7 Various environmental conditions and important events considered in nuclide migration analyses

検討項目	環境条件と諸事象の影響		方法	核種移行試算での考慮
熱	・発熱性廃棄物の熱影響と施設周辺温度の経時変化		解析	セメントの変質温度以下 ×
水理	・処分場周囲の地下水流动		解析	施設周辺地下水流动 ○
放射線場	・処分施設周辺の放射線影響		解析	低線量 ×
地球化学	・廃棄体や緩衝材の変質に伴う間隙水化学組成の経時変化		解析	吸着性や溶解度の変化 ○
人工バリア材の変質	廃棄体	・セメント水和物変化と付随する地下水組成変化	解析	セメントおよび岩盤への核種吸着 ○
	・充填材	・成分溶出による力学影響 ・高アルカリブルーム影響	解析 文献	力学強度低下の影響は小さい 岩盤中のセメント水和物生成考慮 × ○
緩衝材		・カルシウム化 ・イライト化 ・ゼオライト化 ・クロライト化 ・セメンテーション ・地下水流による剥離	解析 文献 文献 文献 評価式	1000~3000年すべてカルシウム化。 ほとんど進行しない 知見不十分、緩衝材性能感度解析 ほとんど進行しない ほとんど進行しない 剥離量は少ない ○ × ○ × × ×
有機物の影響		・セルロース、減水材、アスファルト等起源の有機物の核種溶解度、吸着への影響 ・天然有機物の影響	文献 HLWの知見	セルロースは含まれず、他の影響は小さい。 分配係数の変動ケースで考慮 ○
コロイドの影響	セメントコロイドおよびペントナイトコロイド	発生と安定性、ペントナイト緩衝材中の透過性	評価式 文献	コロイド濃度が低い ペントナイトを透過しない ×
	天然コロイド	天然バリア中での移行	HLWの知見	核種移行への影響は小さい ×
微生物の影響	・硫酸塩還元菌等の安定性 ・緩衝材中の透過性		文献	影響の把握が困難 緩衝材は透過しない × ×
硝酸塩影響	・核種溶解度、分配係数への影響		文献	保守的パラメータを設定 ○
ガスの影響	・金属の腐食、微生物活動、放射線分解によるガス発生と移行に伴う人工バリア内圧力上昇 ・セメント間隙水の排水		解析 解析	ガス圧の力学的影響は小さい 排水量に相当する透水係数を設定 × ○
	・人工バリア内の応力 ・クリープ変形		解析 解析	影響が小さい 影響が小さい × ×

各検討項目に対し、別途詳細解析、評価式を用いた解析、文献調査、HLWの知見を参考とした評価を実施した結果、システム全体性能評価のための核種移行計算では○は考慮し、×は考慮しなかった。

非晶質のカルシウムとケイ素の水和化合物（以下、本資料では「C-S-H」という。）の析出等が起こることが室内的なラム試験[14]やナチュラルアナログ研究[15]で確認されており、核種の吸着特性に影響を及ぼす可能性がある。
⑤一部の廃棄物に含まれる硝酸塩の核種の挙動への影響

低レベル濃縮廃液に含まれる硝酸塩の地下水への溶解により、地下水のイオン強度が上昇したり、硝酸塩の分解により生成するアンモニア[16]や硝酸イオンの存在により核種が錯イオンを形成することにより、核種の溶解度や吸着性に影響を与える可能性がある。

(2) 地下水シナリオ

TRU 廃棄物処分システムの核種移行評価に影響を及ぼし得ると前節で抽出された事象を考慮し、以下のシナリオを設定した。

- ・処分施設に地下水が浸入する。
- ・廃棄体から放射性核種や廃棄体成分（セメント系材料及び硝酸塩など）そのものが地下水に溶解する。
- ・核種の一部は吸着平衡によりセメント系充填材に存在し、間隙水中に溶解した成分が、緩衝材を移行し（緩衝材の無い処分施設では、直接、地質媒体へ移行）、地質媒体へと漏洩する。
- ・放射性核種が地質媒体中を移行し、生物圈に達する。

上記の核種の移行挙動に対し、次に示す諸影響がバリア機能を変化させる。

- ・セメント系材料の変質により地下水組成が変化し、核種の溶解度及び吸着特性が変化する。
- ・セメント系材料の溶出によるペントナイト系材料の間隙水の高アルカリ化及びペントナイトのカルシウム型化が生じる。
- ・セメント系材料の溶出により周辺岩盤が変質する。
- ・金属の腐食などにより水素ガスが発生し、セメント間隙水を排出する。
- ・廃棄体中の硝酸塩が溶出し、核種の溶解度及び吸着特性が変化する。

(3) 核種移行評価モデル

上記の地下水シナリオを基に、第2次取りまとめ及び国内外の放射性廃棄物処分の性能評価での使用実績を参考にして、廃棄体から生物圈までの放射性核種の移行モデルを設定した（Fig.8）。

4.1.3 核種移行計算ケースとデータセットの設定

前述の地下水シナリオにおいて、各事象の影響の程度を把握できるよう以下の計算ケースとデータセットを設定した。

なお、各廃棄体グループの核種毎の総インベントリーをTable 8に示す。

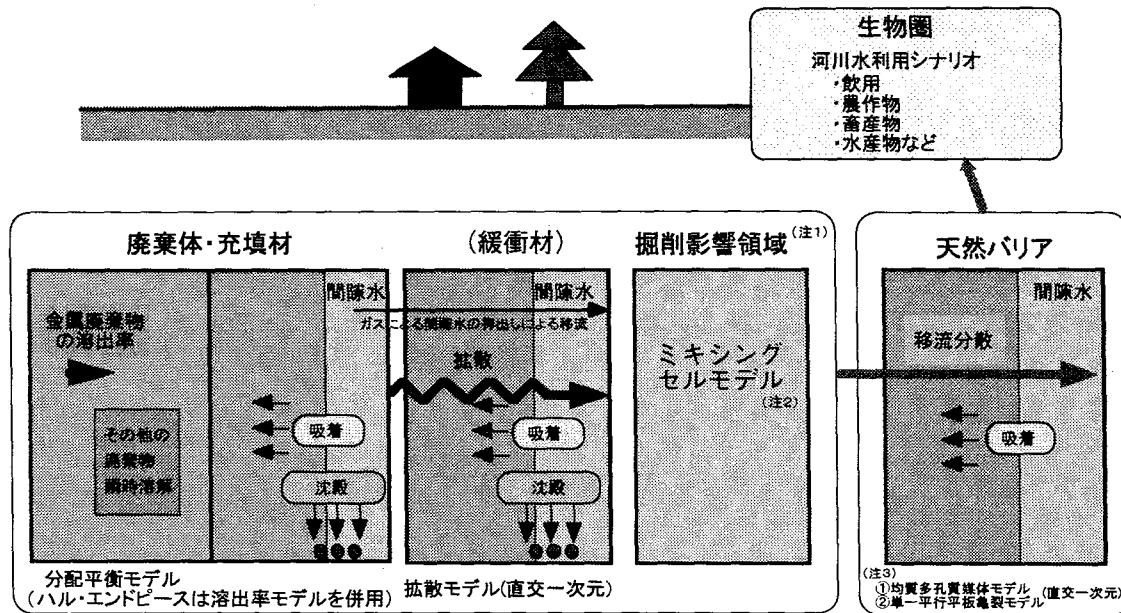


Fig.8 Conceptual models of nuclide migration analysis

(1) 基本ケース

本ケースでは、人工バリア内部で起こると考えられる①セメント系材料の変質、②ペントナイト系材料の変質および③ガス発生によるセメント間隙水の押し出しの3つの事象を考慮した。セメント系材料の変質の影響については、変質期間を考慮してデータセットを作成することが現実であるが、モデルの簡便性および保守性を考慮して設定された核種移行データの中で最も保守的となる値、すなわち溶解度であれば最大値、分配係数であれば最小値(C-S-H ゲルに対する値の1/10)を設定した。ペントナイト系材料についても同様である。また、ガスの移行解析結果より得られた人工バリアからの押し出し水量を考慮して解析を実施した。ガスの押し出し水量の核種移行解析への反映方法として、人工バリア材の透水係数を変化させることとした。人工バリア間隙水が押し出されるには時間を要することから、核種の吸着や沈殿による平衡が成立すると仮定した。

なお、これらの事象が起こらないとする仮想的な状況を想定した試算を行うことにより、3つの事象個々の影響の程度について廃棄体グループ1と2に対して調べた。

(2) 移行距離変動ケース

基本ケースに対して天然バリアの移行距離を変更させた解析を行った。移行距離については、処分深度相当並びに高レベル放射性廃棄物の処分施設のレイアウトに比べて小さいことなどを考慮して、ここでは最長500 mとして、300 mについても解析した。

(3) 透水係数変動ケース

移行距離変動ケースと同様に基本ケースに対して透水係数を変化させた解析を行った。地下深部の透水係数は $10^{-10} \sim 10^{-8}$ m/sを中心で分布することから[2]、 10^{-10} m/sおよび 10^{-8} m/sについて解析を実施した。この場合、掘削影響領域における地下水水量も変わるので、定常二次元水理解析を実施し、地下水水量を求めた。掘削影響領域の透水係数については、母岩より1桁大きな値としている。

(4) 分配係数変動ケース

線量を支配すると考えられるI-129及びC-14について岩の分配係数を変動させ解析を行った。変動範囲は、実測値を考慮して、 $0 \sim 10^3$ m³/kgとした。

(5) 硝酸塩影響及び高アルカリブルーム影響ケース

現状では硝酸塩の共存条件における核種移行パラメータは、ほとんど存在しない。Pu, U, Am, Tcの溶解度及びヨウ素のセメント系材料に対するデータは一部報告されている。これによると溶解度については、硝酸塩の影響は、ほとんど無いことが報告されている。また、硝酸塩の濃度の影響によって、ヨウ素のセメント系材料に対する分配係数が小さくなることが報告されている。ここでは、硝酸塩の影響はイオン強度の影響として扱えるものと仮定し、ここで示した実験的な知見ならびにイオン強度の高い条件(すなわち、海水条件など)におけるデータを参考にしてデータの設定を行った。溶解度については、基本ケースと同じとし、セメント系材料の分配係数につ

いては、上述した報告や海水系におけるデータを参考にし、硝酸塩と競合する陽イオンや陰イオンの分配係数を小さく設定した。ペントナイト系材料についても同様であり、拡散係数については、イオン強度が高くなると陰イオンの排除機能が小さくなるとして大きめの値を設定し、陽イオンについては表面拡散の影響が小さくなるとして小さく設定した。天然バリアに対しては、海水系のデータを設定した。なお、硝酸塩の影響については、硝酸塩を含有するグループ3の廃棄体を他の廃棄体グループに影響を及ぼさないように地下水の流れに対して下流に定置する施設レイアウトとしているが、本評価では保守的に全廃棄体グループに硝酸塩の影響が人工バリア内部まで生ずるものとした。

高アルカリブルーム影響ケースについては、高アルカリの影響によって、周辺岩盤にセメント系水和物のC-S-Hゲルと同様な鉱物が生成すると仮定し、これに対する分配係数を設定することとした。

(6) 緩衝材性能の変化の感度解析ケース

緩衝材性能の変化として緩衝材の透水係数を 5×10^{-13} m/sから 1×10^{-5} m/sの範囲で変化させた場合及び緩衝材の透水係数が時間経過とともに増大し、透水係数が 10^{-5} m/sとなるまでの時間をパラメータとした感度解析を行うこととした。

以上の各ケースで用いたパラメータの例をTable 9に示す。

4.2 核種移行計算結果の概要

線量の試算結果をFigs.9～11に示す。また、各ケースの線量の最大値をまとめて、Figs.12, 13に示す。

(1) 基本ケースの計算結果

線量の最大値は、長期的な人工バリア性能の劣化を考慮した評価でも、 $1\mu\text{Sv}/\text{年}$ 程度であり、廃棄体グループ1中のI-129の寄与が大部分を占め、これにつぐ廃棄体グループ2中のC-14の寄与は全体の10分の1程度であった(Fig.9)。これは、エンドピースに含まれるC-14(全量の約40%)が約40万年にわたるエンドピースの溶解期間中に大部分が減衰するためと考えられる。このように、線量への寄与が大きいのは高レベル放射性廃棄物にほとんど含まれていない対象廃棄物に特徴的な核種を含む廃棄体グループからのものであった。

また、廃棄体グループ3および廃棄体グループ4の寄与はいずれも小さく、地層処分システム全体の性能には影響しない結果となった(Fig.10)。

一方、 α 核種およびそれらが壊変して生成する娘核種について、セメントや岩盤への吸着効果が大きい、あるいは沈殿しやすいため、被ばくの支配核種とならない。このことから、仮にこれらの廃棄体グループの一部に高 $\beta\gamma$ 廃棄物相当の処分概念が適用され、対象廃棄物から除かれることを想定しても、地層処分システム全体の性能への影響は小さいものと考えられる。また、いずれの廃棄体グループでも、堆積岩の方が結晶質岩よりも線量が低くなる傾向になった。

人工バリア性能の長期的な劣化を考慮したケースの結果を劣化が起こらないとする仮想的な状況を想定したケースの線量試算値と比較した(Fig.11)。その結果、先の3つの事象が人工バリア性能へ与える影響を考慮することにより、線量は2倍程度上昇した。最も影響が大きいのはセメント水和物の変質であり、セメント水和物の変質を考慮した場合、I-129やC-14の分配係数が約1桁

Table 8 Radionuclide inventories in each waste group[Bq]

	グループ1	グループ2	グループ3	グループ4
C- 14	0.00	1.10×10^{15}	2.04×10^{13}	1.82×10^{12}
Cl- 36	0.00	2.17×10^{13}	3.84×10^7	8.92×10^9
Co- 60	1.96×10^6	9.03×10^{18}	1.24×10^{14}	1.51×10^{15}
Ni- 59	3.24×10^3	6.94×10^{15}	7.43×10^2	3.75×10^{12}
Ni- 63	5.08×10^5	1.13×10^{18}	1.14×10^5	5.92×10^{14}
Se- 79	2.31×10^5	2.75×10^{12}	3.63×10^9	4.36×10^{11}
Sr- 90	3.93×10^{10}	4.60×10^{17}	2.66×10^{15}	1.45×10^{16}
Zr- 93	1.06×10^6	2.23×10^{14}	1.68×10^{10}	2.11×10^{12}
Nb- 94	1.96×10^6	2.10×10^{15}	9.25×10^5	1.43×10^{12}
Mo- 93	2.23×10^1	5.40×10^{13}	5.03×10^1	1.70×10^{10}
Tc- 99	0.00	4.88×10^{14}	1.26×10^{11}	2.74×10^{12}
Pd- 107	6.24×10^4	7.32×10^{11}	7.00×10^8	2.16×10^{10}
Sn- 126	4.39×10^5	5.00×10^{12}	5.79×10^9	1.56×10^{11}
I- 129	3.47×10^{13}	2.09×10^{11}	7.23×10^{11}	6.50×10^9
Cs- 135	2.54×10^5	3.48×10^{12}	3.72×10^9	9.00×10^{10}
Cs- 137	5.55×10^{10}	6.46×10^{17}	1.62×10^{15}	1.95×10^{16}
U- 234	4.95×10^5	3.60×10^{11}	7.81×10^8	3.95×10^{10}
U- 235	8.82×10^3	9.30×10^{10}	1.55×10^9	1.33×10^{10}
U- 236	1.51×10^5	1.58×10^{12}	7.35×10^9	1.40×10^{10}
U- 238	1.25×10^5	1.33×10^{12}	1.58×10^{10}	2.35×10^{10}
Np- 237	0.00	2.04×10^{12}	7.28×10^9	2.82×10^{11}
Pu- 239	1.42×10^8	1.56×10^{15}	1.48×10^{13}	8.27×10^{14}
Pu- 240	2.15×10^8	2.47×10^{15}	2.05×10^{13}	1.02×10^{15}
Pu- 241	5.78×10^{10}	5.79×10^{17}	3.67×10^{15}	2.09×10^{17}
Pu- 242	9.47×10^5	1.03×10^{13}	2.66×10^{10}	2.41×10^{12}
Am- 241	4.52×10^8	4.73×10^{15}	5.46×10^{13}	4.92×10^{13}
Am- 243	1.03×10^7	1.14×10^{14}	1.28×10^{11}	1.05×10^{12}
Cm- 244	1.23×10^9	1.39×10^{16}	2.73×10^{13}	1.16×10^{14}
Cm- 245	1.29×10^5	1.50×10^{12}	1.87×10^9	1.17×10^{10}

* 他の核種移行評価対象核種の Pb-210, Ra-226, Ra-228, Ac-227, Th-228, Th-229, Th-230, Th-232, Pa-231, U-233については、親核種との放射平衡または初期インベントリーが小さいことなどを考慮して、本評価では初期インベントリーをゼロと設定した。

Table 9 Data sets for nuclide migration analyses

領域	材料など	核種に依らないパラメータ	主な核種毎のパラメータ							備考 ¹⁾
			放射性核種	I-129	Cl-36	Se-79	C-14	Mo-93	Cs-135	
廃棄物	ハル・エンドピース	金属の溶解率 $3E-8 \text{ m/year}^{11}$ ガス発生パラメータ ¹¹⁾	—	—	—	—	—	—	—	A C
廃棄体 充填材	セメント	透水係数 $1E-5 \text{ m/s}$ 真密度 2500 kg/m^3 間隙率 0.35	分配係数 (m^3/kg)	0.0001		0.005	0.0001	0.001	0.05~1	A, B
緩衝材	ペントナイト	透水係数 $3E-11 \text{ m/s}$ 真密度 2680 kg/m^3 間隙率 0.4	溶解度 (mol/l)	—	2E-6	—	1E-3	—	1E-10~1E-6 ¹⁵⁾	C
岩盤	堆積岩	透水係数 $1E-10 \sim 1E-8 \text{ m/s}$ 動水勾配 0.01 真密度 2700 kg/m^3 間隙率 0.2	拡散係数 (m^2/s)	1E-10	2E-10	1E-10		2E-10	2E-10	A, B
			分配係数 (m^3/kg)	0.0001		0.01	0.0001		0.1	0.5~5
			拡散係数 (m^2/s)	8E-10						D
生物圏	河川利用	—	線量換算係数 ¹⁴⁾	現行法令にある年摂取限度から算出した線量換算係数 (Sv/Bq) を使用						

*1 備考(データ取得方法) A:文献, B:実験, C:別途詳細解析, D:HLW 第二次取りまとめから引用(ヨウ素と炭素は独自に設定).

*2 ハル・エンドピース中の核種インベントリの 80%は、金属の溶解に伴って浸出するものとし、残り 20%は瞬時溶解を仮定.

*3 処分後数百年~10,000 年間程度でセメント間隙水を押出す。押出し期間中は押し出し水量に相当する透水係数を人工バリアに設定した.

*4 天然バリアから生物圏に移行して人体に接取された放射性核種 1 Bq に対する線量(Sv/年)への換算係数.

*5 Pb は易溶性.

小さくなり、線量の最大値に影響したものである。一方、ペントナイトのカルシウム化の影響は小さく、ガス発生の有意な影響は見られなかった。これは、ペントナイトの拡散係数の変化やガス発生に伴って生ずる移流が人工バリアの核種保持性能に大きく影響を与えるものではなく、従って被ばくへの影響も小さいと考えられる。

(2) パラメータの変動の影響

① 移行距離の効果

移行距離が長い場合には地層中の移行時間が長くなることと、その間の分散効果により、線量が最大となる時期が遅れ、かつ全体的に線量は低下した。特に、C-14 は減衰(半減期 5,730 年)の効果が顕著となるため、移行距離が長くなることによる線量の低減効果は大きいと考えられる。

② 透水係数の影響

線量は透水係数(地下水流速)に依存し、地下水流速が小さいほど低下する。透水係数が 10^{-8} m/s の場合でも、その線量は $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ 程度となつた。

③ 分配係数の不確実性の影響

線量への寄与が大きい I-129 と C-14 については、もともと岩への吸着を小さく見込んでおり、基本的な値として設定した分配係数 $1 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ より小さい場合は天然バリアの吸着性への感度は小さく、線量への影響は僅かであった。一方、岩への吸着性が増大した場合は、I-129,

C-14 の線量が顕著に低下した。特に C-14 は天然バリアを移行中に減衰し、被ばくへの影響が無視できる程度に低下する可能性があることが判った。

(3) 硝酸塩の影響

硝酸塩の影響を想定して主要核種に対するセメントおよび岩盤の分配係数を小さく見込んだ場合については、全体に線量が増加するが、透水係数が 10^{-9} m/s の場合には数 $\mu\text{Sv}/\text{年}$ 程度となっている。なお、I-129 と C-14 に対しては、天然バリアへの吸着を見込んでおらず、最も保守的な分配係数を設定した場合の結果となる。

(4) 高アルカリブルームの影響

高アルカリブルームによる岩盤中のセメント水和物の生成(C-S-H 化)を想定した場合、I-129 と C-14 の岩への分配係数が 1 衡程度大きいため、天然バリア中での遅延効果の増加により、線量の低減が期待できると考えられる。

以上をまとめると、本検討で考慮した種々のケースでは、基本ケース(透水係数 10^{-9} m/s 、移行距離 100 m)の最大線量に対して、1 衡程度の上昇に留まるという試算結果となつた。

4.3 人工バリア及び天然バリアの効果

放射性核種の各バリアからの移行率の比較や、各バリア中の存在期間の比較(Fig.14)から、 α 核種およびそれら

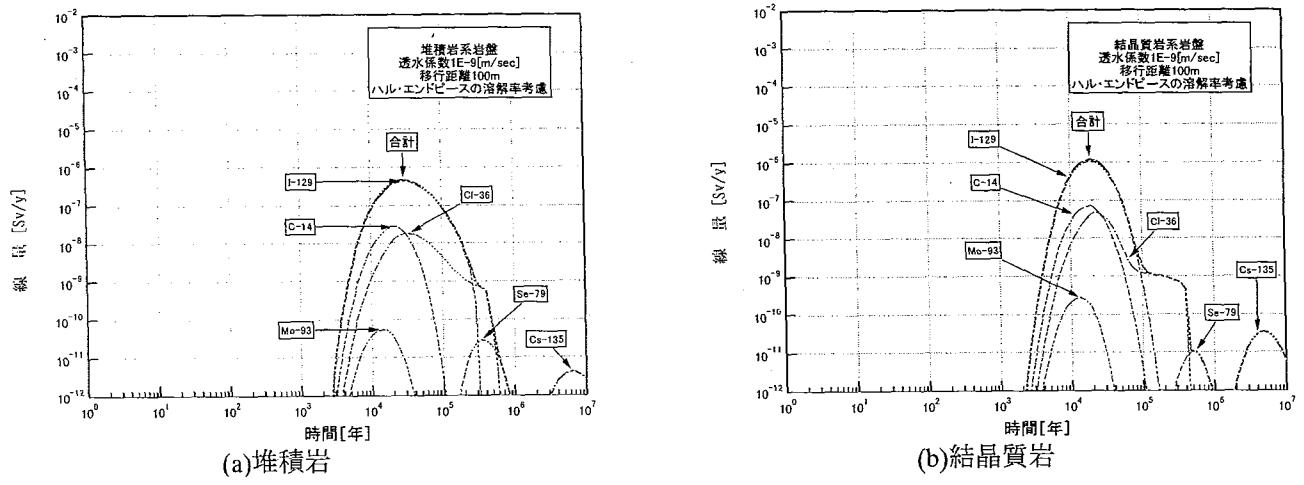


Fig.9 Calculated dose rates in the reference case (major nuclides)

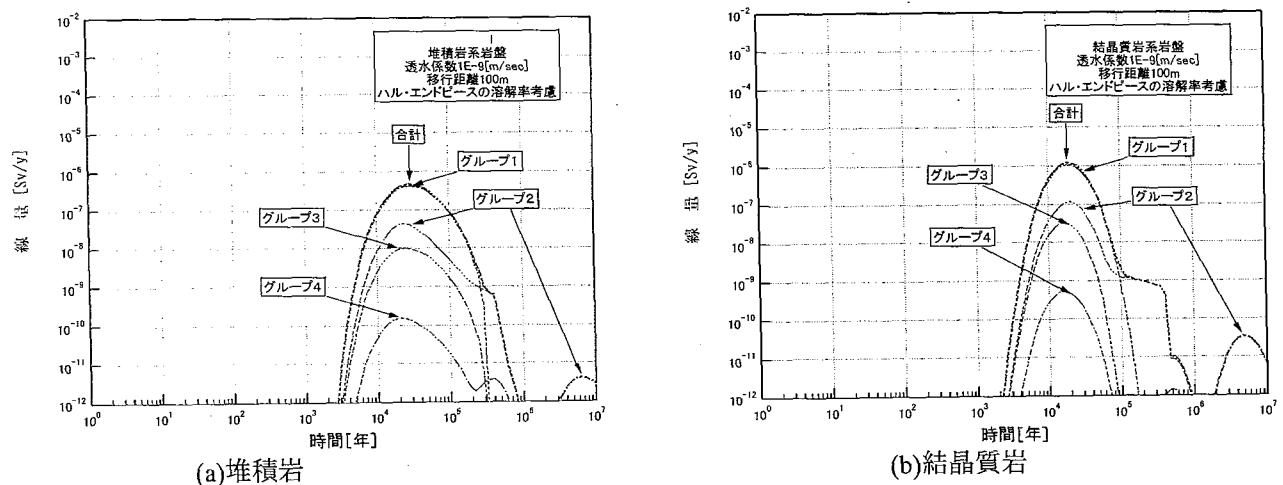


Fig.10 Calculated dose rates in the reference case (each waste group)

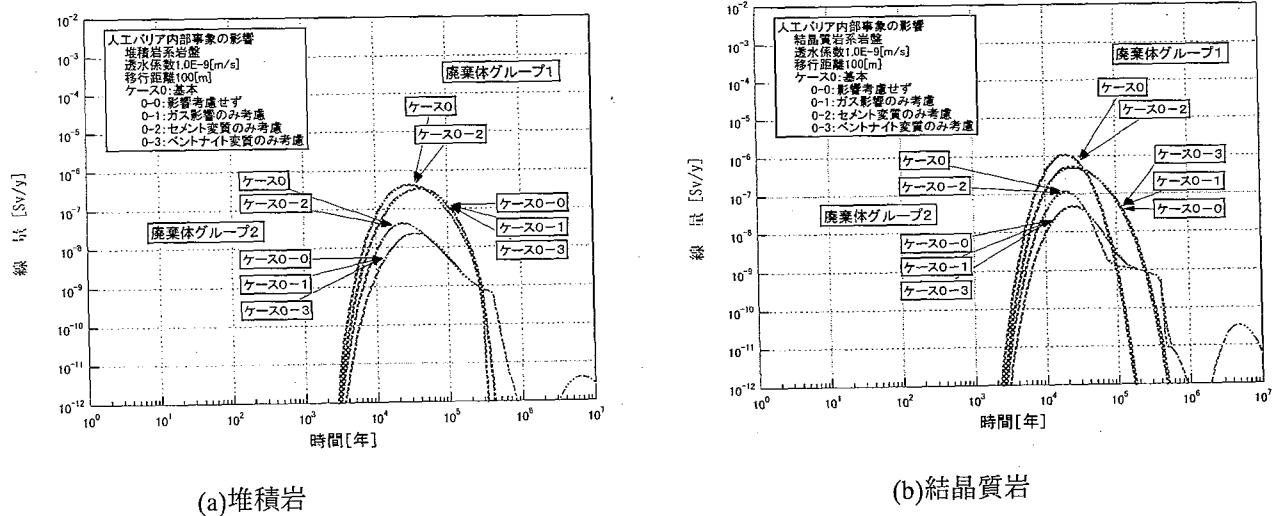


Fig.11 Calculated dose rates in the reference case

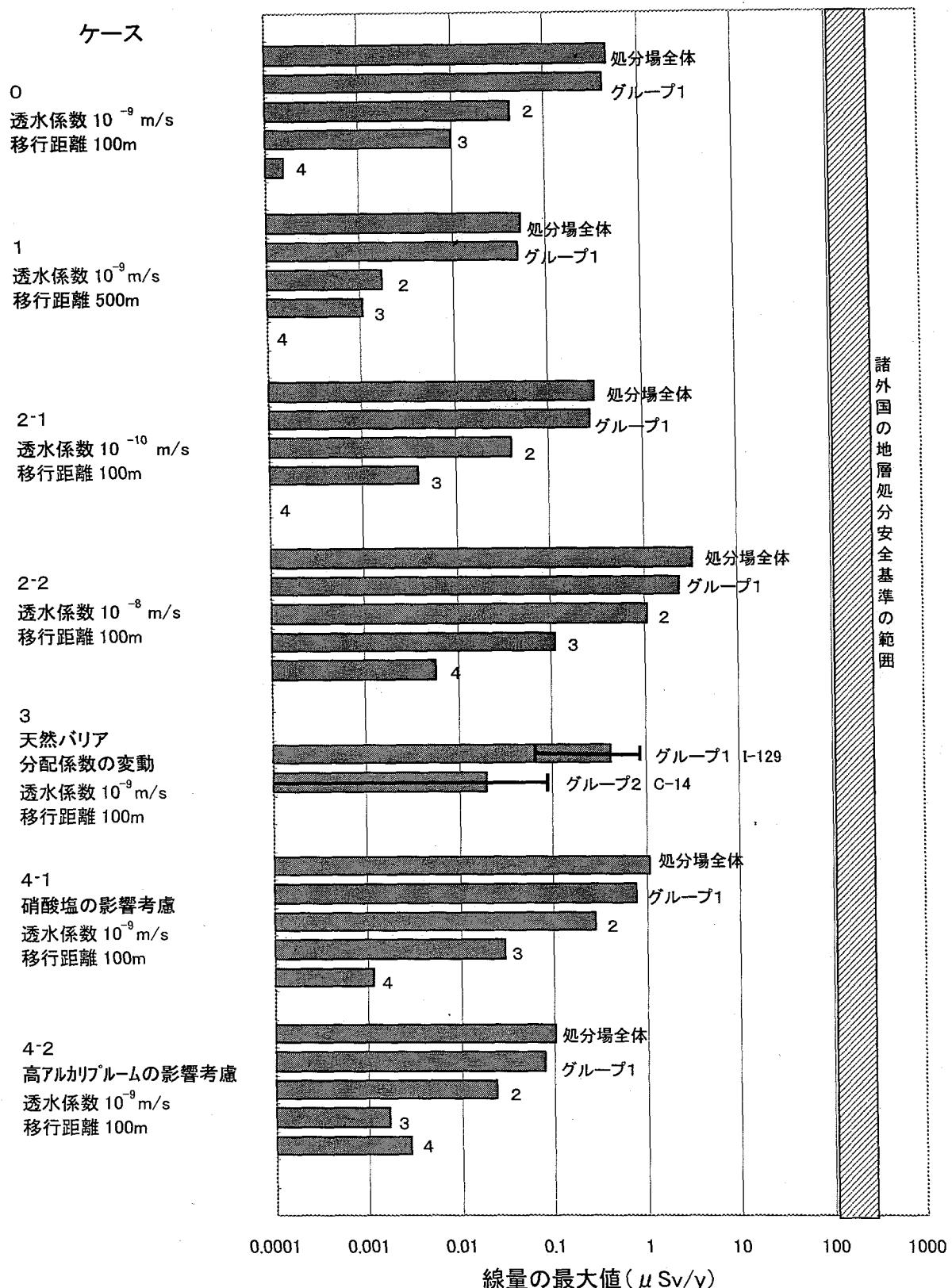


Fig.12 Maximum dose of each analysis case (Sedimentary rock)

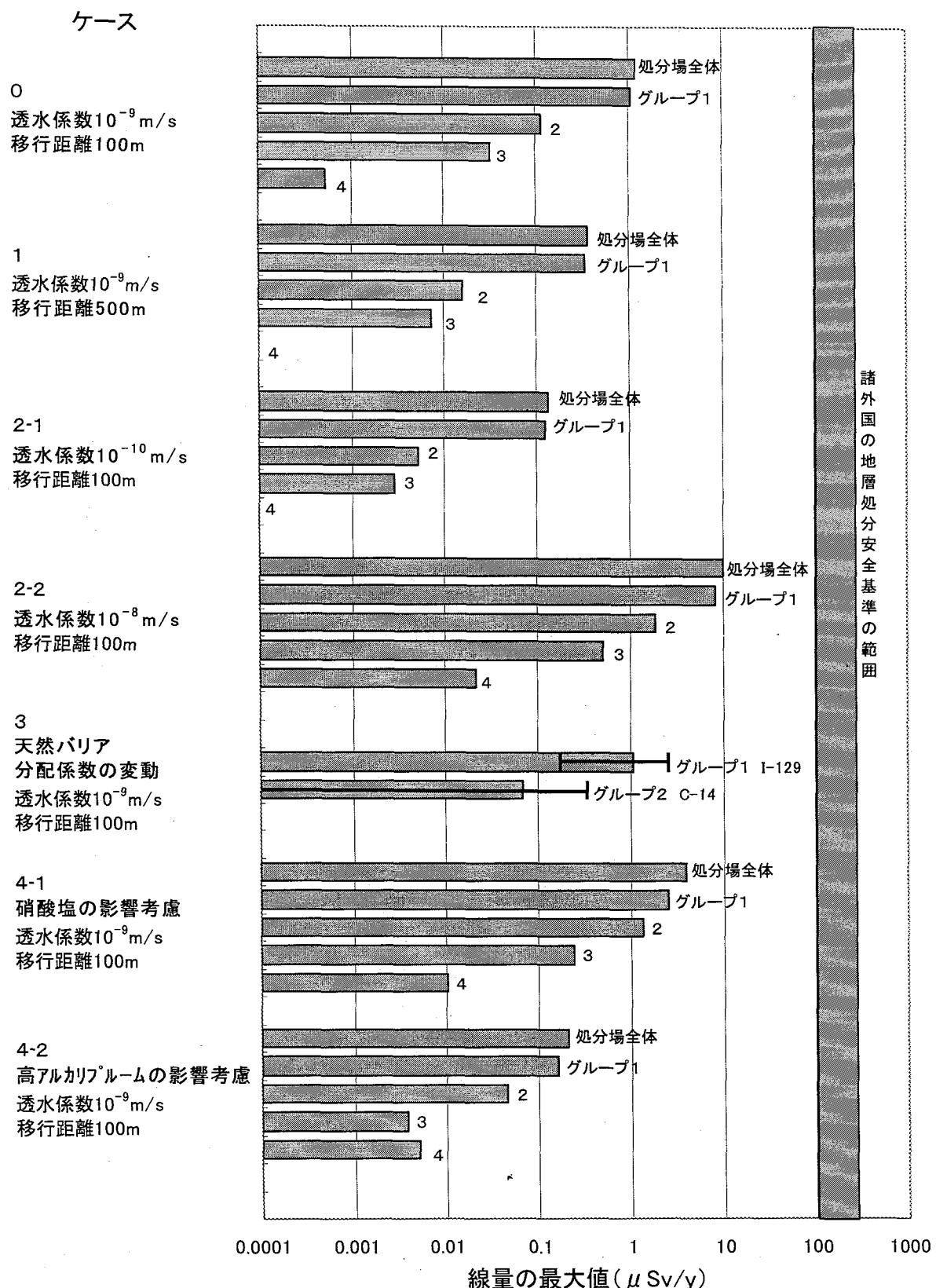


Fig.13 Maximum dose of each analysis case (Crystalline rock)

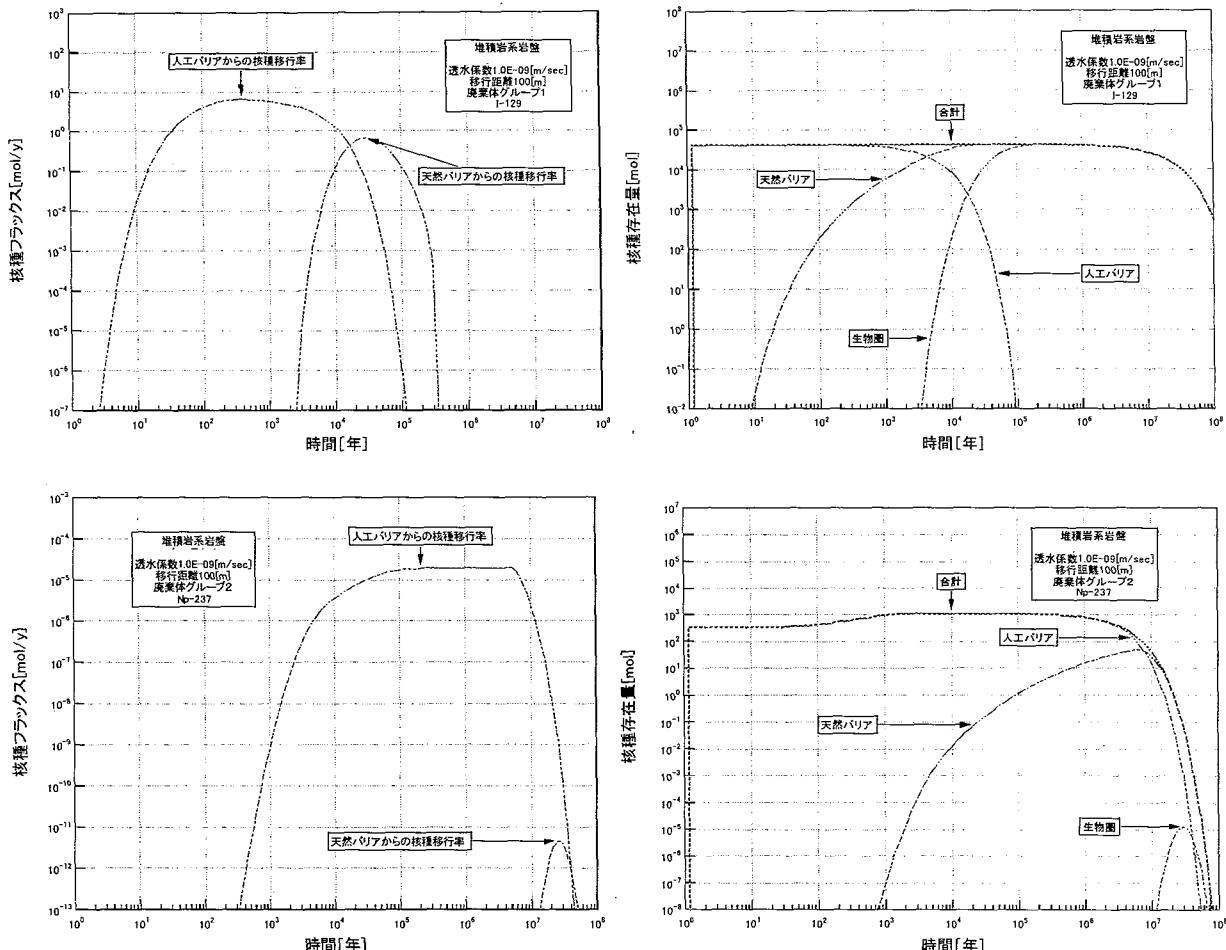


Fig.14 Flux and mass balance of nuclides in each barriers (Crystalline rock)

の娘核種は人工バリア内部に長期間留まる傾向の大きいことが確認された。

これに対し、生物圏での被ばくの観点からは、被ばくへの寄与が大きい I-129 や C-14 については、天然バリア中を移行する間の吸着や分散で希釈されることにより線量が低く保たれ、当該処分概念におけるこれらの核種に対する人工バリアの効果は小さいと考えられる。

しかし、各バリア要素からの核種放出率の低減の程度を比較した (Fig.15) ところ、C-14, I-129 などの核種に対して、いずれのバリア要素にも 1 枠程度以上の低減効果が確認できた。特に Pu-239 に代表される分配係数が大きい核種でその効果が顕著であった。

本検討の条件では、I-129 や C-14 の被ばくの観点からの人工バリアの効果が小さいという結果となったが、処分システム全体、すなわち天然バリアとの組み合わせにより十分低い値となる。人工バリアの効果は、今後の研

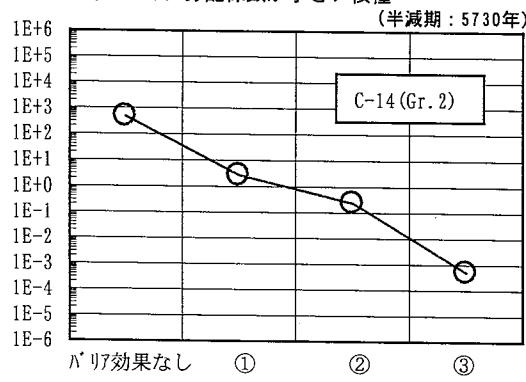
究の進展に伴い、より現実的なセメント分配係数などの設定が可能となれば、線量の低減の可能性も残されており、今後も継続的な検討が必要と考えられる。

5 今後の技術課題

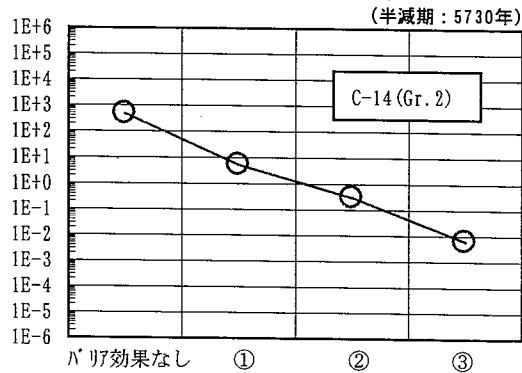
以上の検討により、TRU 廃棄物の具体的な処分施設概念とその安全性の見通しが得られた。本検討においては、現状の技術に基づく処分施設概念を例示的に示したが、TRU 廃棄物処分に特有な現象の評価においては、現状の知見の範囲内で保守的と考えられるモデル/データを用いた。これらを用いた検討の結果、処分の安全を確保することは可能であると考えられるが、今後は処分施設設計の合理化、詳細化並びに安全性の評価の信頼性の向上を目指し、データの取得整備、特有な現象のより正確な把握とモデルの構築などを行うことが重要である。

1. 岩の透水係数 1×10^{-9} m/s の場合

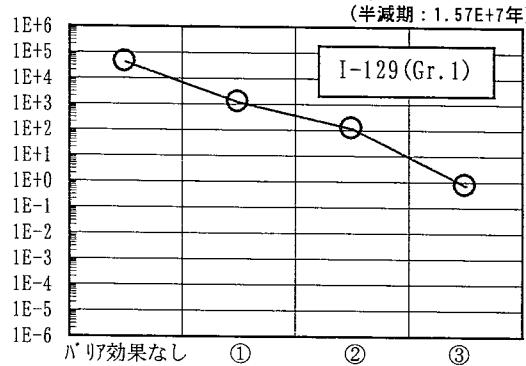
(1) 半減期が短く、分配係数が小さい核種

2. 岩の透水係数 1×10^{-8} m/s の場合

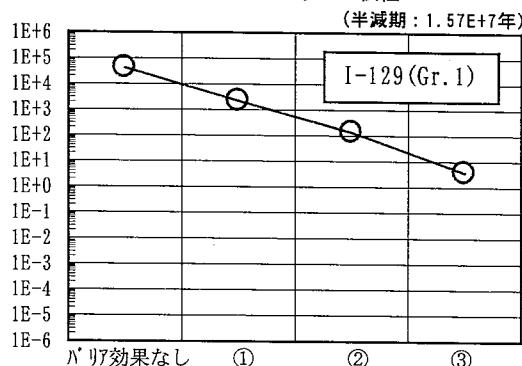
(1) 半減期が短く、分配係数が小さい核種



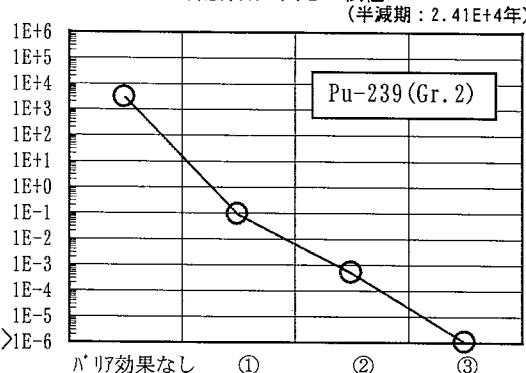
(2) 半減期が長く、分配係数が小さい核種



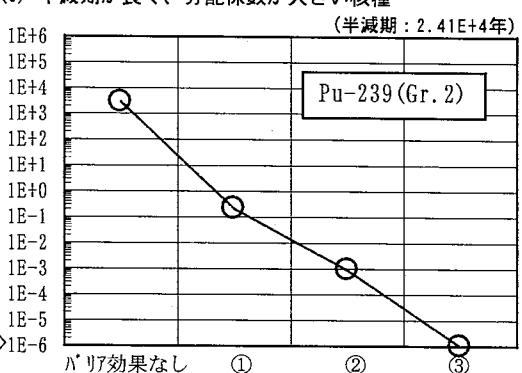
(2) 半減期が長く、分配係数が小さい核種



(3) 半減期が長く、分配係数が大きい核種



(3) 半減期が長く、分配係数が大きい核種



注) ①: 充填材の出口からの核種フランクス

②: 継衝材の出口からの核種フランクス

③: 天然バリアの外側から生物圏に入る核種フランクス

バリア効果なし: 現実的にはないが、廃棄体に含まれるインベントリが
1年間で生物圏に放出される場合の核種フランクス

※グラフの縦軸は核種フランクス
(mol/y)を表わす。

Fig.15 Nuclides flux reduction effect of each barriers (Sedimentary rock)

また、今回の検討では、バリア材への吸着性が小さい長半減期の I-129 の濃度が高い廃銀吸着材も地層処分の対象として検討したが、廃銀吸着剤については、現在、高性能固定化技術に関する基礎的研究が進められており、これらの研究開発を通じて処分の合理化や安全性の一層の向上を目指すことが重要である。さらに、廃棄体の放射性核種濃度、閉じ込め性能、健全性に関するデータは、安全かつ合理的な処分を行う上で不可欠であることから、これらのデータベースの充実整備を図るとともに、廃棄体の品質管理、検認手法の整備を図っていく必要がある。

6 おわりに

本検討書の取りまとめに当たっては、多方面にわたる関係機関の関係者、研究者の方々に多大な協力とご指導を頂きました。ここに深く感謝致します。

参考文献

- [1] 原子力委員会：原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画（平成6年6月）(1994)。
- [2] 核燃料サイクル開発機構：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめー. JNC TN1400 99-020 (1999)。
- [3] 核燃料サイクル開発機構、電気事業連合会：TRU 廃棄物処分概念検討書. JNC TY1400 2000-001/TRU TR-2000-01 (2000)。
- [4] Matalucci, R. V.: In situ testing at the Waste Isolation Pilot Plant, SAND 87-2382, Sandia National Laboratory (1987).
- [5] Nirex: An assessment of the post-closure Performance of Deep Waste Repository at Sellafield. Nirex '97, S/97/012 (1997).

- [6] Hoorelbeke, J. M.: Initial design options for disposal of HLW/TRU waste in France, International Conference on High Level Radioactive Waste Management (8th), Las Vegas, Nov.1998, pp.596-598 (1998).
- [7] Nagara : Bulletin. Number 2/92 (1992).
- [8] DBE: Final waste repository and disposal projects (Planning, Construction and Operation). Pamphlet DBE (1995).
- [9] SCK : The belgian deep repository project. Pamphlet SCK/CEN, ONDRAF/NIRAS.
- [10] Atkinson, A., Hearne, J.A.: The hydrothermal chemistry of portland cement and its relevance to radioactive waste disposal, NSS/R 187 (1989).
- [11] 青柳孝義, 三原守弘, 田中益弘, 奥津一夫 : 人工バリア材の体積変化に対するシステム健全性評価. 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8400 99-058(1999).
- [12] 三原守弘, 伊藤勝, 加藤博康, 上田真三: カルシウム型ペントナイトのトリチウム, セシウム, ヨウ素及び炭素の実効拡散係数の取得. 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8430 99-011 (1999).
- [13] 嶺達也, 三原守弘, 加藤大生: セメント系材料の影響を受けた環境条件での圧縮成型ペントナイトに対する核種の分配係数. 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN8430 99-012 (1999).
- [14] 三原守弘, 加藤大生, 大和田仁, 佐藤光吉: カラム法による高 pH 溶液の岩石に及ぼす影響試験. 日本原子力学会 1999 年春の年会, 広島, 3 月 22~24 日, p.751 (1999).
- [15] Smellie, T. A. J., et al.: MAQARIN natural analogue study- Phase III. SKB Technical Report TR98-04 (1998).
- [16] 九石正美, 池田泰久, 高島洋一, 嶺達也: 還元環境下における硝酸イオンの長期的変遷に関する研究. 日本原子力学会 1999 年秋の大会, 新潟, 9 月 10~12 日, p.755 (1999).