

Se-79 の半減期の長期化による 地層処分システム性能評価への影響

(研究報告)

1999年11月

核燃料サイクル開発機構

東海事業所

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

〒319-1194 茨城県那珂郡東海村大字村松4-33
核燃料サイクル開発機構 東海事業所
運営管理部 技術情報室

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to :
Technical Information Section,
Administration Division,
Tokai Works,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-33 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken, 319-1194
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)
1999

Se-79 の半減期の長期化による地層処分システム性能評価への影響

(研究報告)

石原 義尚¹⁾, 石黒 勝彦¹⁾, 梅木 博之²⁾

要 旨

地層処分システムの性能評価において重要となる放射性核種の一つに Se-79 がある。最近の研究から、Se-79 の半減期について、現在用いられている半減期 (6.5×10^4 年) よりも長い可能性のあることが示唆されている。このため、Se-79 の半減期が変更された場合、わが国で考えられている地層処分システムの性能評価結果にどの程度の影響を及ぼすかについて調べた。

地層処分研究開発第2次取りまとめにおけるレファレンスケースを対象として、Se-79 の半減期を長くした場合の解析を行った結果、従来の評価結果に比べて、Se-79 の人工バリアからの放射能単位の移行率は、約1桁程度減少した。しかし、天然バリア、特に断層破碎帯から帯水層への Se-79 の最大移行率は、これまでの半減期を用いた場合の最大移行率とほとんど同じであった。このことから、Se-79 の半減期が最新の知見に基づいて長くなったとしても、Se-79 に起因する線量は従来の評価結果に大きな影響を及ぼすことはないことが示された。

1) 東海事業所 環境保全・研究開発センター 処分研究部

2) 本社 2000年レポートチーム

Effect of Change in half-life of Se-79 on the Safety of HLW Geological Disposal System

Yoshinao ISHIHARA¹⁾, Katsuhiko ISHIGURO¹⁾, Hiroyuki UMEKI²⁾

Abstract

Se-79 is one of key radionuclides in the performance assessment of the geological disposal system. Based on recent measurements, it is possible that the half-life of Se-79 will be changed longer than the present value in most handbooks and tables of isotopes. This study presents performance assessment calculations to investigate the overall effect of change in half-life of Se-79 on the repository system safety.

The total system performance analyses for Se-79 were carried out, which focussed on the Reference-Case of the safety assessment in the H12 Project. As results, the maximum release rate in Becquerel unit of Se-79 from the engineered barrier system with new half-life decreases about one order of magnitude than that with half-life used so far. It is, however, that the maximum release rate in Becquerel unit of Se-79 from the natural barrier system is almost same for both half-life because of the channelling effects of groundwater flow. Consequently, the calculated maximum dose rate of Se-79 with new half-life does not change. It can be concluded that the change in half-life of Se-79 does not affect overall safety of the H12 disposal concept.

1) Waste Isolation Research Division, Waste Management and Fuel Cycle Research Center, Tokai Works

2) Geological Isolation Research Project, Tokai Head Office

目次

1. はじめに	1
2. 解析方法	2
3. 解析結果	8
4. まとめ	14
参考文献	14
付録 A 1次元平行平板亀裂中の核種移行時間	16

図表目次

表2-1 ガラス固化体インベントリの計算条件	3
表2-2 人工バリア中核種移行解析の計算条件	4
表2-3 天然バリア中核種移行解析の計算条件	5
表3-1 処分後 1,000 年時点の Se-79 のインベントリの比較	8
表3-2 人工バリアから母岩への Se-79 の最大移行率の比較	9
表3-3 天然バリア中の Se-79 の最大移行率の比較	10
表3-4 母岩中の各流路毎の核種移行時間	10
表3-5 Se-79 に起因する線量の最大値と最大値への到達時間	13
図2-1 レファレンスケースにおける核種移行の概念図	2
図2-2 人工バリア中核種移行モデルの概念図と支配方程式	3
図2-3 母岩中の核種移行モデルの概念図	4
図2-4 透水量係数分布	5
図2-5 コンパートメントで表現した生物圏の概念モデル	7
図3-1 各バリア中の Se-79 の移行率の比較	9
図3-2 母岩中の各亀裂（流路）毎の Se-79 の移行率の比較	11
図3-3 性能評価結果（年個人線量）の比較	12
図A-1 平行平板亀裂中の核種移行の概念図	16

Se-79 の半減期の長期化による地層処分システム性能評価への影響

1. はじめに

地層処分研究開発第2次取りまとめにおける地層処分システムの性能評価で設定されたレファレンスケースの解析結果では、処分後約1万年から10万年の期間、地層処分によってもたらされると推定される個人の線量は Se-79 によるものが支配的となっている（核燃料サイクル開発機構，1999）。諸外国の性能評価においても、Se-79 は線量に対する寄与が大きい核種の一つとなっており（OECD/NEA，1997）、性能評価で用いるデータは十分に吟味されたものであることが重要である。

Se-79 の半減期については、これまで多くの文献において 6.5×10^4 年^{*1)}が用いられてきた（例えば、Browne and Firestone, 1986; Firestone, 1996）。しかし、最近の研究から、Se-79 の半減期は、より長い可能性があることが示唆されている。例えば、Yu et al. (1995) は放射化学法による測定から $(4.8 \pm 0.4) \times 10^5$ 年を、Jiang et al. (1997) は AMS (Accelerator Mass Spectrometry) による測定から $(1.1 \pm 0.2) \times 10^6$ 年を、さらに Li et al. (1997) は $(1.13 \pm 0.17) \times 10^6$ 年を報告している。このような研究動向を考慮して、フィンランドの性能評価レポート TILA-99 (Vieno and Nordman, 1999) では、Se-79 の半減期が将来 1.1×10^6 年に変更される可能性があるとし、この値を用いて解析を行っている。その結果、Se-79 のインベントリ（放射能）が減少するとともに、核種移行評価における多くの解析ケースに対して Se-79 の放射能単位の最大放出率 [Bq/y] は減少するという結果を示している。

ここでは、Se-79 の半減期が長くなることにより、地層処分システムの性能評価結果にどの程度の影響を及ぼすかについて、上述した第2次取りまとめにおけるレファレンスケースを対象として検討を行う。

*1) 文献では Se-79 の半減期は不等号記号を用いて記されており、この値は上限値である。諸外国のこれまでの性能評価解析においても、この値を使用している。

2. 解析方法

Se-79 の半減期として最近報告されている値の中で最も大きなものは、 1.3×10^6 年である。この値を用いて、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）におけるレファレンスケース（図2-1参照）を対象とした性能評価解析を行い、従来の半減期（ 6.5×10^4 年）を用いた評価結果と比較する。

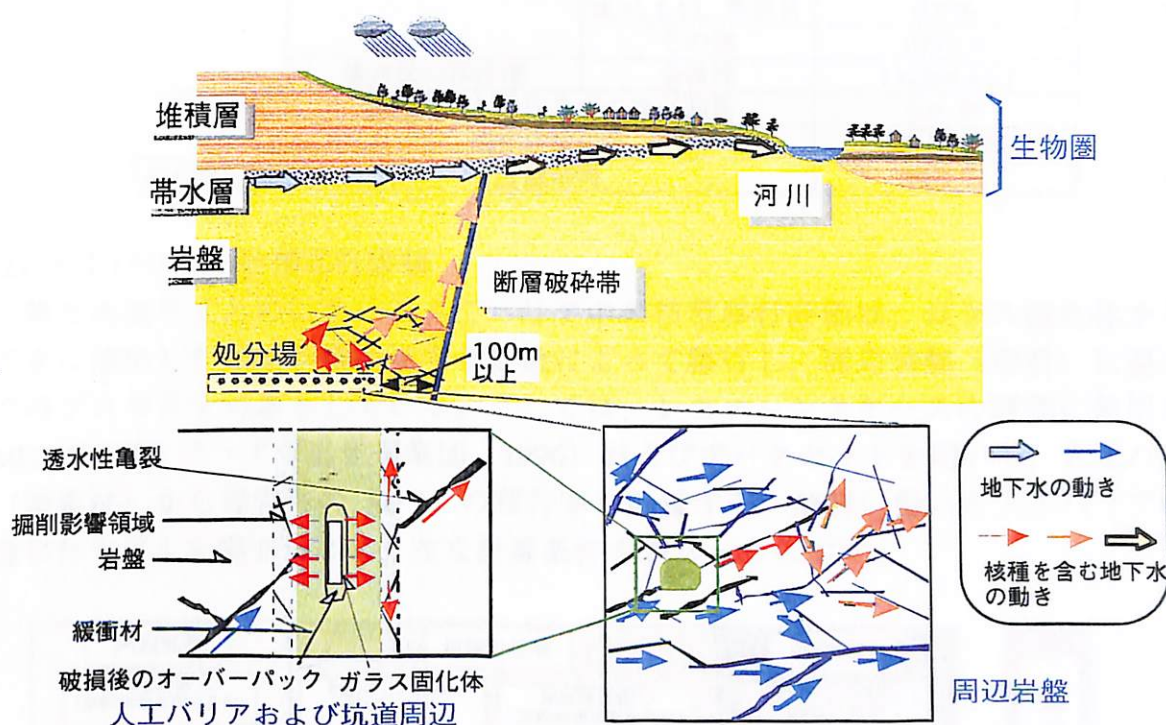


図2-1 レファレンスケースにおける核種移行の概念図

性能評価において放射性核種の半減期が解析に用いられているのは、ガラス固化体中のインベントリ評価，人工バリア（緩衝材）中の核種移行評価，天然バリア（母岩および下流側の断層破碎帯）中の核種移行評価，ならびに生物圏評価である。以下，順を追って解析の条件を説明する。

(1) ガラス固化体中のインベントリ評価

ガラス固化体中のインベントリは人工バリア中核種移行評価のソースタームとして用いられる。ここでは，レファレンスケースと同様に JNFL 固化体を参考としたモデルガラス固化体を対象とし，ORIGEN2.1 コード（Croff, 1980；Ludwig and Renier, 1989）を用いてガラス固化体一本あたりの核種量 [mol] および放射能量 [Bq] を計算する。主な計算条件を表2-1に示す。

表 2-1 ガラス固化体インベントリの計算条件

燃焼条件	炉型		PWR
	濃縮度		4.5 %
	比出力		38.0 MW/MTU
	燃焼度		45,000 MWD/MTU
再処理条件	炉取出後の冷却期間		4.0 年
	燃料中の核種の移行率	U	0.422 %
		Pu	0.548 %
		H, C, I, Cl, 希ガス	0.0 %
		その他	100.0 %
構造材の移行率	全核種	1.0/264.5 [-]	
固化条件	再処理から固化までの冷却期間		0.0 年
	固化体発生量		1.25 本/MTU
固化後貯蔵	貯蔵期間		50.0 年

(2) 人工バリア中核種移行評価

第2次取りまとめにおける人工バリア中の核種移行評価は、ガラス固化体から地下水に溶出した核種が緩衝材中を拡散によって移行し、周辺岩盤（母岩）に至るまでのプロセスを対象としている。ここでは、レファレンスケースの評価に使用した MESHNOTE コード（動燃事業団，1996）およびデータセットを用いて、人工バリア（緩衝材）から母岩への Se-79 の移行率を計算する。解析に用いた人工バリア中核種移行モデルを図 2-2 に、主な計算条件を表 2-2 に示す。

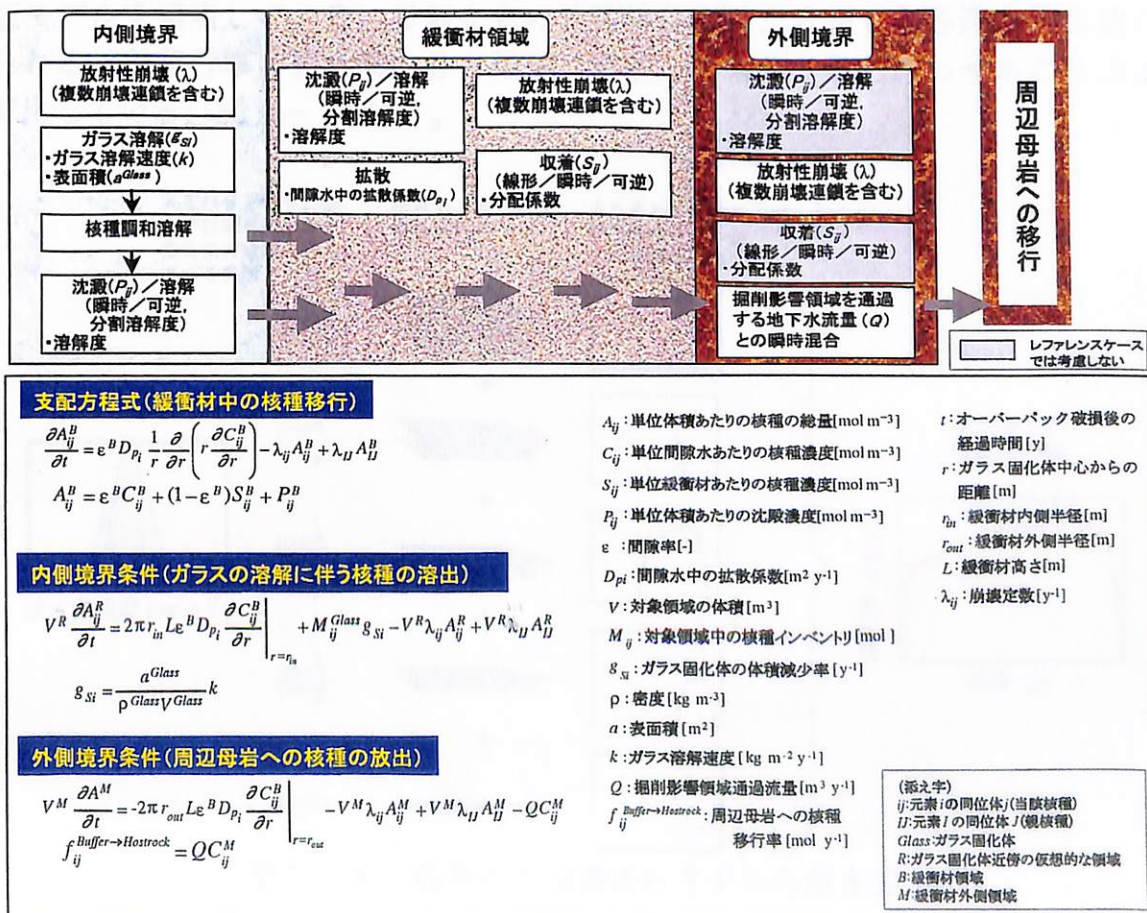


図 2-2 人工バリア中核種移行モデルの概念図と支配方程式

表 2-2 人工バリア中核種移行解析の計算条件

人工バリア 幾何形状	緩衝材内側半径	0.41 m
	緩衝材外側半径	1.11 m
	緩衝材高さ	2.41 m
	緩衝材空隙率	0.41 [-]
	緩衝材乾燥密度	$1.6 \times 10^3 \text{ kg/m}^3$
核種移行データ	ガラス溶解速度	$1 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{d}$
	ガラス固化体表面積	17 m^2
	Se の実効拡散係数	$2 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$
	Se の溶解度	$3 \times 10^{-9} \text{ mol/l}$
	Se の分配係数	$0 \text{ m}^3/\text{kg}$
	掘削影響領域の地下水流量	$0.001 \text{ m}^3/\text{y}$

(3) 天然バリア中核種移行評価

第2次取りまとめにおける天然バリア中の核種移行評価では、人工バリアからの核種が周辺岩盤を経て下流側の断層破碎帯に至り、その後核種が断層破碎帯中を移行し帯水層に達するまでのプロセスを対象としている。ここでは、レファレンスケースの評価に使用した1次元平行平板モデルおよびデータセットを用いて、母岩中および断層破碎帯中のSe-79の移行率を計算する。レファレンスケースにおける母岩中の移行評価では、透水量係数分布を48分割し、分割した区間ごとに1次元平行平板モデルを適用している。母岩からの核種移行率は、分割した各透水量係数で求められる核種移行率に各区間の分布確率（面積）を乗じて足しあわせることによって算出している（図2-3参照）。

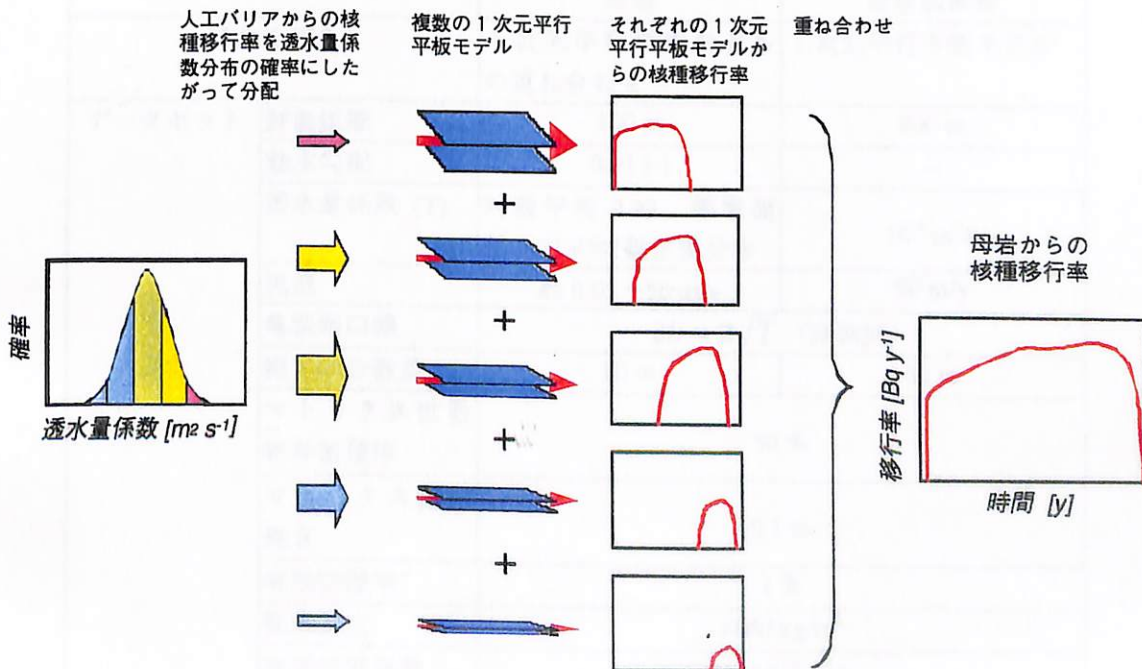


図 2-3 母岩中の核種移行モデルの概念図

ここでは、計算の簡単化のため、透水量係数分布（対数正規分布）の $\pm 3\sigma$ の範囲を9分割し、9本の亀裂（流路）に対して1次元平行平板モデルによる重ね合わせを行うこととした。また、下流側の断層破碎帯中の核種移行の計算は、レファレンスケースと同様に1次元平行平板モデルを用いた。解析に用いた透水量係数分布を図2-4に、主な計算条件を表2-3に示す。

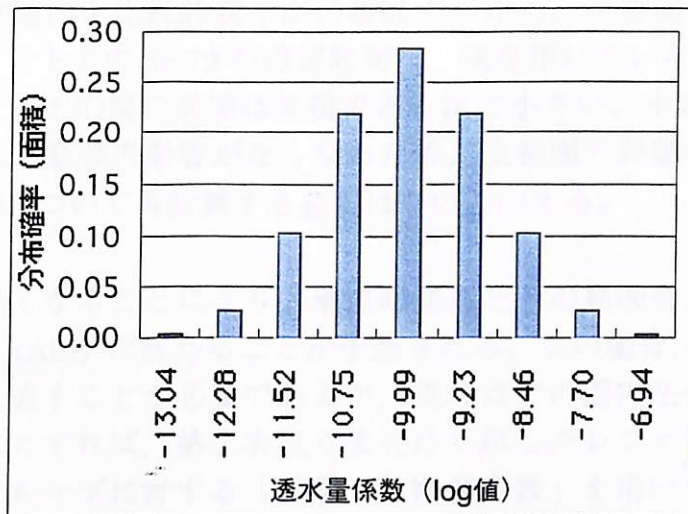


図2-4 透水量係数分布

(補足) 対数正規分布に従う透水量係数分布を等間隔に9分割し、各分割区間の中央値と各分割区間の分布割合（面積）を図示した。

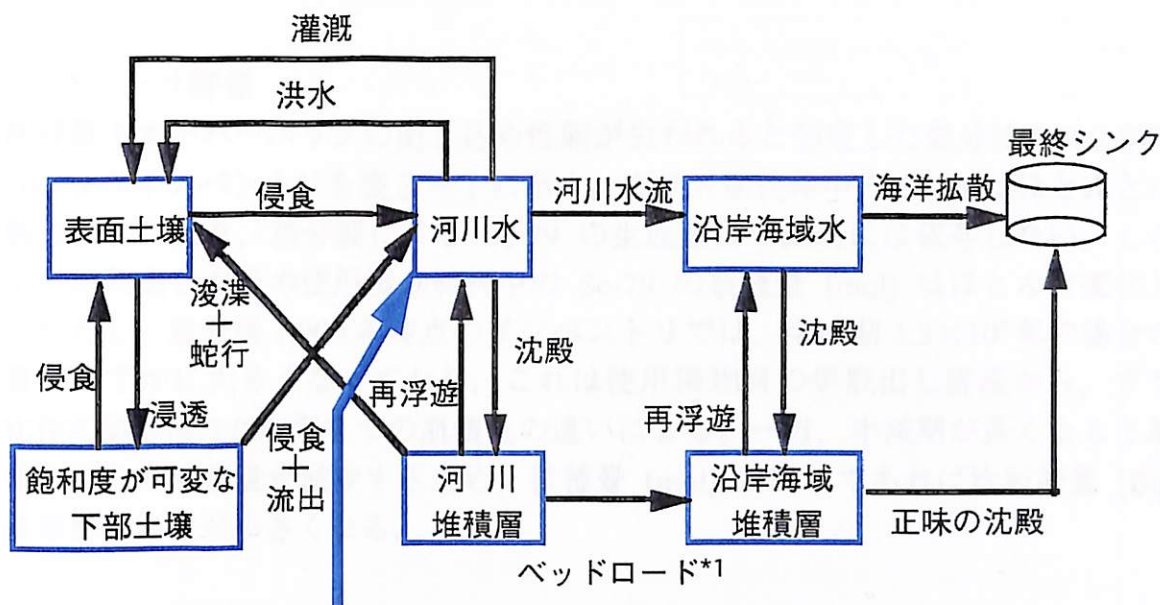
表2-3 天然バリア中核種移行解析の計算条件

		母岩	断層破碎帯
概念モデル		1次元平行平板モデルの重ね合わせ	1次元平行平板モデル
データセット	評価距離	100 m	800 m
	動水勾配	0.01 [-]	-
	透水量係数 (T)	対数平均-9.99, 標準偏差 1.07 の対数正規分布	$10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$
	流速	約 0.05~50 m/y	50 m/y
	亀裂開口幅	$2b = 2\sqrt{T}$ (経験則)	
	縦方向分散長	10 m	80 m
	マトリクス拡散寄与面積率	50 %	
	マトリクス拡散深さ	0.1 m	
	有効空隙率	2 %	
	乾燥密度	2640 kg/m ³	
	実効拡散係数	$3 \times 10^{-12} \text{ m}^2/\text{s}$	
	Seの分配係数	0.01 m ³ /kg	

(4) 生物圏評価

第2次取りまとめにおける生物圏評価（レファレンスケース）では、帯水層から河川に流入した放射性核種の生物圏内での移行と様々な被ばく経路を通じた線量を評価する（図2-5参照）。この際、帯水層での核種移行遅延や崩壊の効果は考慮せず、天然バリアから移行する核種の全量が河川に流入すると仮定している。河川に流入した核種は生物圏内を比較的速やかに移動するため、生物圏モデルで設定している各コンパートメントでのSe-79の滞留時間は、現在用いている半減期 6.5×10^4 年と比べても十分短く、その間の崩壊は無視できるほど小さい。半減期が 1.3×10^6 年と長くなれば、さらに崩壊の影響がなくなるため、生物圏の評価では、半減期が変更された場合の影響について再計算する必要はないといえる。

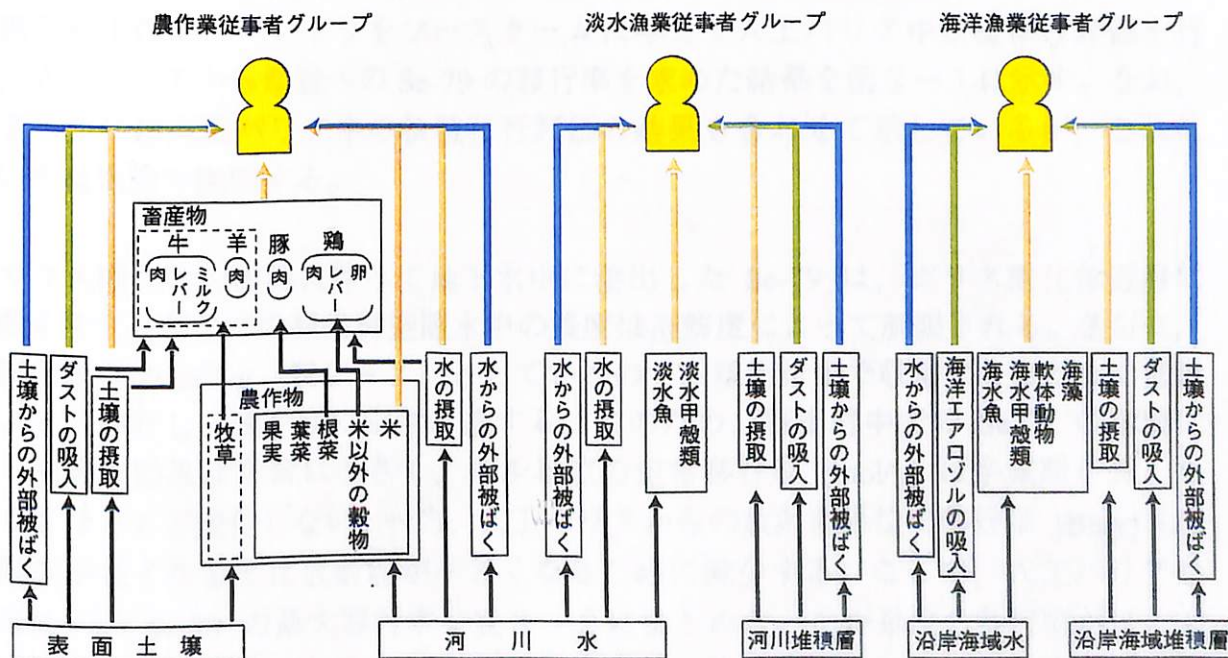
なお、半減期が長くなることにより、単位時間あたりの崩壊量が減少するため、Se-79の年摂取限度（ALI）が変わることが予想される。この場合、「線量への換算係数」を改めて算出し直すことが必要であるが、現時点での国内法令（科学技術庁、1988）に基づくこととすれば、第2次取りまとめで示したレファレンスケースにおける農作業従事者グループに対する「線量への換算係数」を用いて、年個人線量を評価することができる。



地圏からの核種流入

- *1 堆積物を水底面にそって引きずりながら運搬する流れにより固相が運搬されるプロセスを指す。
- *2 ボックス（青枠）は生物圏構成要素（コンパートメント）を表す。
- *3 「沈殿」は液相コンパートメント中の浮遊物の沈殿にともなう核種移行プロセスを、「正味の沈殿」は沿岸海域堆積層における核種の不可逆的な閉じ込めのプロセスを表す。

(a) 核種移行プロセス



(b) 被ばくプロセス

図2-5 コンパートメントで表現した生物圏の概念モデル

3. 解析結果

(1) インベントリ評価

性能評価上オーバーパックの閉じ込め性能が失われると想定した処分後 1,000 年時点の Se-79 のインベントリを表 3-1 に示す。ガラス固化体中の Se-79 はほとんどが核分裂生成物であり、核分裂による Se-79 の生成量は半減期には依存しない。したがって、炉取出し直後の使用済み燃料中の Se-79 の核種量 [mol] はほとんど変化しない。ただし、処分後 1,000 年時点のインベントリでは、半減期 1.3×10^6 年の場合の核種量がわずかに大きくなっており、これは使用済み燃料の炉取出し直後から、ガラス固化体の処分後 1,000 年までの崩壊量の違いによる。一方、半減期が長くなると単位時間あたりの崩壊量が減少するため、核種量 [mol] が同じであれば放射エネルギー [Bq] は半減期が長い方が小さくなる。

表 3-1 処分後 1,000 年時点の Se-79 のインベントリの比較
(ガラス固化体一本あたり)

	核種量 [mol]	放射エネルギー [Bq]
レファレンスケース (6.5×10^4 年)	8.04×10^{-2}	1.64×10^{10}
半減期= 1.3×10^6 年	8.12×10^{-2}	8.27×10^8

(2) 人工バリア中核種移行評価

表 3-1 のインベントリをソースタームに与えて人工バリア中核種移行評価を行い、人工バリアから母岩への Se-79 の移行率を求めた結果を図 3-1 に示す。なお、図 3-1 には天然バリア中の核種移行評価の結果も合わせて示しているが、これについては次節で説明する。

ガラス固化体の溶解に伴って地下水中に溶出した Se-79 は、ガラス固化体近傍に沈殿を生じ、そこでの緩衝材空隙水中の濃度は溶解度によって制限される。さらに、分配係数を $0 \text{ m}^3/\text{kg}$ (表 2-2) としているので、緩衝材中で収着することなく拡散によって移行し、速やかに定常に達する。このため、緩衝材中での Se-79 の崩壊による減衰の効果は非常に小さく、モル単位の定常移行率 [mol/y] は半減期が長くなってもほとんど変化しない。一方、人工バリアからの放射能単位の移行率 [Bq/y] は、半減期が長くなると比放射能が小さくなるために減少する。ここで、人工バリアから母岩への Se-79 の最大移行率を表 3-2 にまとめる。モル単位の移行率がほとんど同じため、半減期が約 20 倍になることにより、放射能単位の移行率はほぼ 1/20 倍になっている。

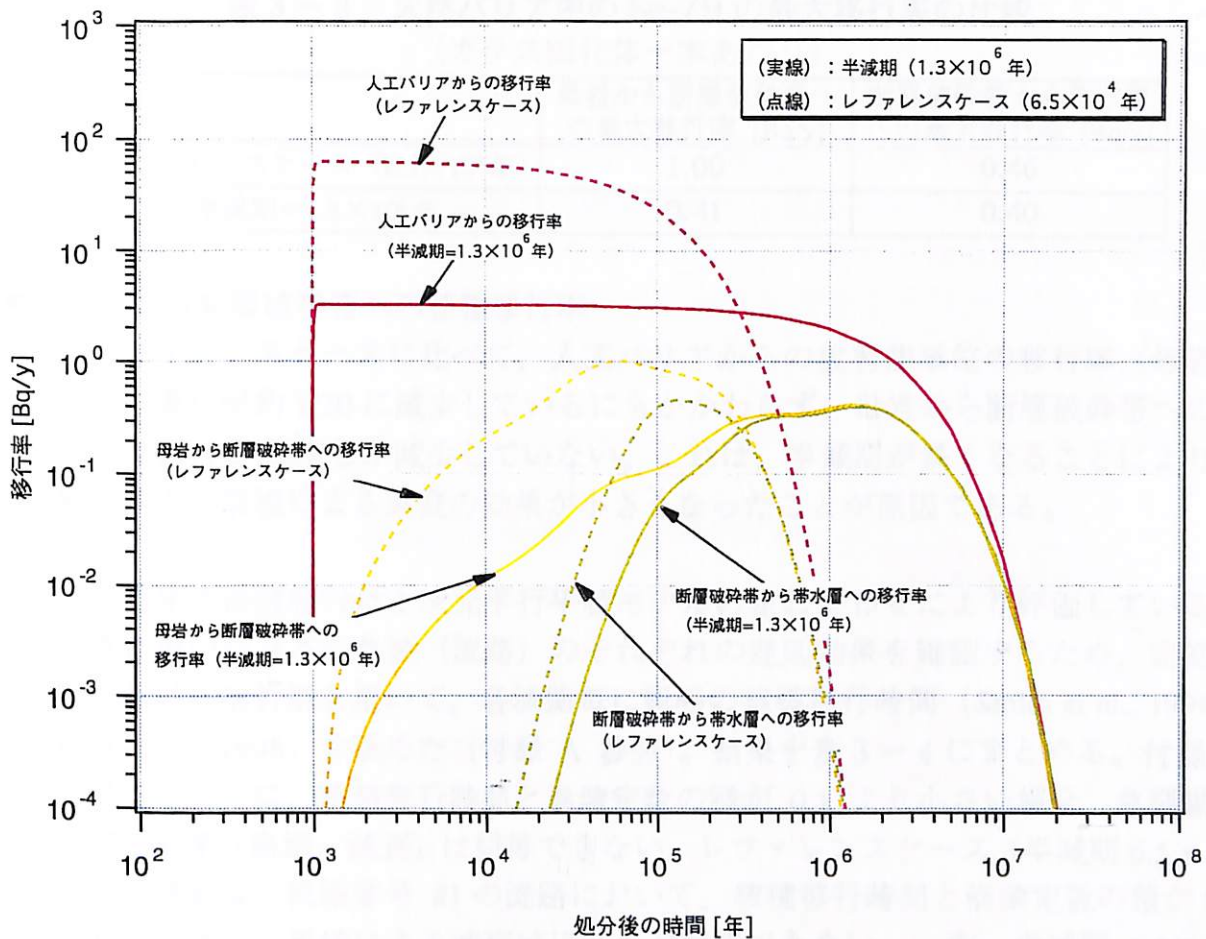


図 3-1 各バリア中の Se-79 の移行率の比較
(ガラス固化体一本あたり)

表 3-2 人工バリアから母岩への Se-79 の最大移行率の比較
(ガラス固化体一本あたり)

	最大移行率 [mol/y]	最大移行率 [Bq/y]
レファレンスケース (6.5×10 ⁴ 年)	3.12×10 ⁻¹⁰	6.34×10 ¹
半減期=1.3×10 ⁶ 年	3.17×10 ⁻¹⁰	3.23

(3) 天然バリア中核種移行評価

人工バリアからの核種移行率をソースとして与えて天然バリア中核種移行評価を行い、Se-79 の母岩から断層破碎帯への移行率、および断層破碎帯から帯水層への移行率を求めた結果を図 3-1 に示す。また、放射能単位の最大移行率を表 3-3 にまとめる。なお、ここで示したレファレンスケースの結果は、2.(2) 節で述べた透水量係数分布 (9 分割) を用いて解析した結果であるが、第 2 次取りまとめの解析結果 (核燃料サイクル開発機構, 1999) とほぼ同じである。

表 3-3 天然バリア中の Se-79 の最大移行率の比較
(ガラス固化体一本あたり)

	母岩から断層破碎帯への最大移行率 [Bq/y]	断層破碎帯から帯水層への最大移行率 [Bq/y]
レファレンスケース (6.5×10 ⁴ 年)	1.00	0.46
半減期=1.3×10 ⁶ 年	0.41	0.40

● 母岩から断層破碎帯への核種移行率

レファレンスケースに比べて、人工バリアからの放射能単位の移行率（母岩への流入率）が約 1/20 に減少しているにもかかわらず、母岩から断層破碎帯への移行率は約 1/2 程度しか減少していない。これは、半減期が長くなることにより、亀裂中での崩壊による減衰の効果が小さくなったことが原因である。

母岩中の核種移行は 1 次元平行平板モデルの重ね合わせにより評価している。計算に用いた 9 本の亀裂（流路）のそれぞれの遅延効果を確認するため、定常状態における解析解を用いて、各流路毎に概略の核種移行時間（Smith et al., 1994；石原ほか, 1998）を求めた（付録 A 参照）。結果を表 3-4 にまとめる。付録 A で述べたように、核種移行時間と崩壊定数の積が 0.1 より小さい場合、亀裂媒体の遅延効果（崩壊/減衰）は期待できない。レファレンスケース（半減期 6.5×10⁴年）の場合は、流路番号 #1 の流路において、核種移行時間と崩壊定数の積が 0.1 よりも小さく、崩壊による減衰はほとんど期待できない。一方、半減期 1.3×10⁶年とした場合は、流路番号 #1～#2 の流路において、核種移行時間と崩壊定数の積が 0.1 よりも小さく（流路 #3 も約 0.1）、これらの流路では崩壊による減衰はほとんど期待できない。

表 3-4 母岩中の各流路毎の核種移行時間

流路番号	透水量係数 [m ² /s] (log 値)	流速 [m/y]	亀裂開口幅 [m]	核種移行時間 [年] (レファレンスケース)	核種移行時間 [年] (半減期=1.3×10 ⁶ 年)
#1	-6.94	5.37×10 ¹	6.80×10 ⁻⁴	7.17×10 ³	7.24×10 ³
#2	-7.70	2.23×10 ¹	2.82×10 ⁻⁴	4.16×10 ⁴	4.20×10 ⁴
#3	-8.46	9.25	1.17×10 ⁻⁴	2.41×10 ⁵	2.43×10 ⁵
#4	-9.23	3.84	4.87×10 ⁻⁵	1.40×10 ⁶	1.41×10 ⁶
#5	-9.99	1.60	2.02×10 ⁻⁵	8.10×10 ⁶	8.18×10 ⁶
#6	-10.75	6.63×10 ⁻¹	8.40×10 ⁻⁶	4.70×10 ⁷	4.74×10 ⁷
#7	-11.52	2.75×10 ⁻¹	3.49×10 ⁻⁶	2.72×10 ⁸	2.75×10 ⁸
#8	-12.28	1.14×10 ⁻¹	1.45×10 ⁻⁶	1.58×10 ⁹	1.59×10 ⁹
#9	-13.04	4.75×10 ⁻²	6.02×10 ⁻⁷	9.15×10 ⁹	9.24×10 ⁹

これらの遅延効果を確認するため、実際に 1 次元モデルの重ね合わせによる解析で得られた各流路毎の移行率 [Bq/y] と、全ての経路の移行率を重ね合わせて求めた母岩からの移行率 [Bq/y] を図 3-2 に示す。レファレンスケースでは、

流速の速い方から3番目の流路までの移行率が 10^{-1} [Bq/y] のオーダーであり、母岩からの移行率に対して支配的な流路となっている。また、4番目以降の流路の移行率は小さく、これらの経路については遅延効果が大きいことが分かる。一方、半減期が長い場合では、4番目の流路までが母岩からの移行率に対して支配的な流路となっており、5番目以降の流路については遅延効果が大きいことが分かる。このような各流路ごとの遅延効果の違いにより、母岩から断層破碎帯への移行率の最大値は、レファレンスケースに比べて約 1/2 程度しか減少しなかったと考えられる。

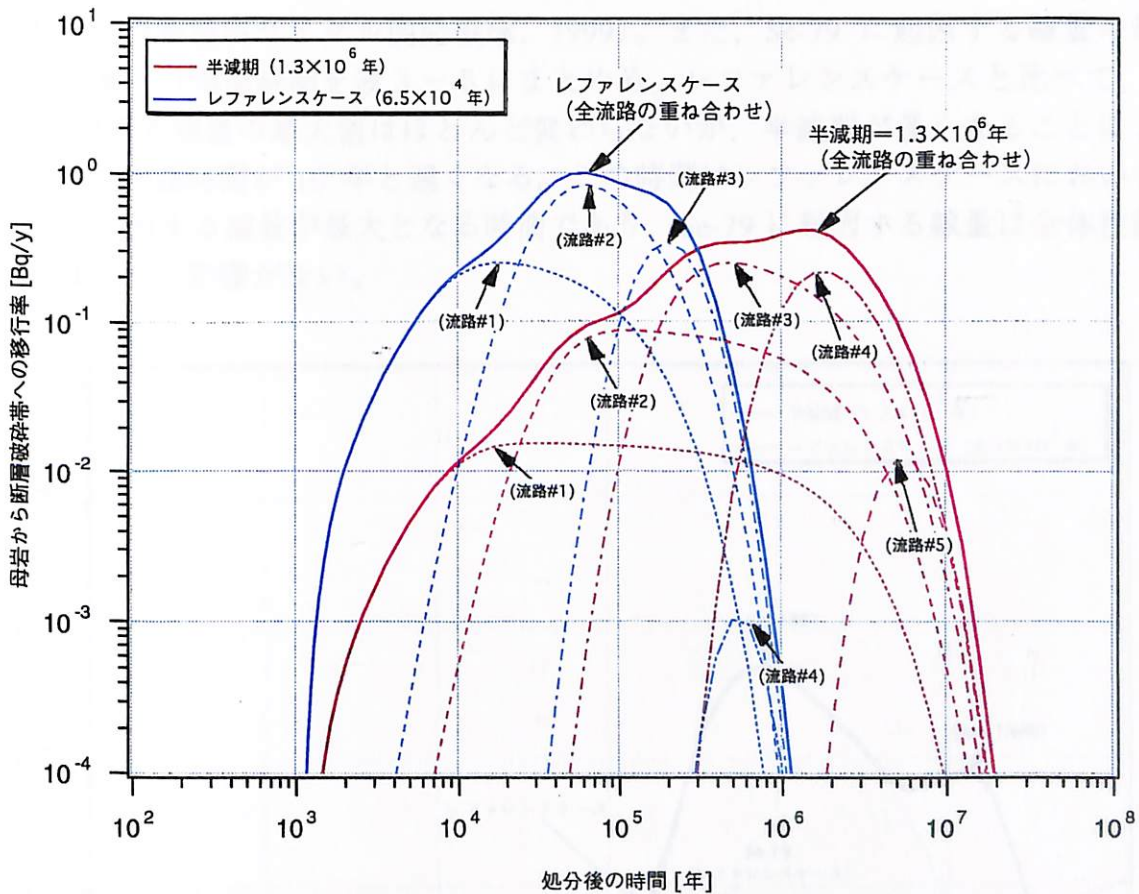


図 3-2 母岩中の各亀裂（流路）毎の Se-79 の移行率の比較
(ガラス固化体一本あたり)

● 断層破碎帯から帯水層への核種移行率

断層破碎帯における核種移行時間は約 1.8×10^4 年であり、半減期 1.3×10^6 年では移行遅延による Se-79 の崩壊・減衰はほとんど期待できない。このため、断層破碎帯から帯水層への最大移行率 (0.40 Bq/y) は、母岩から断層破碎帯への最大移行率 (0.41 Bq/y) とほぼ同じとなる。一方、レファレンスケース (半減期 6.5×10^4 年) では、断層破碎帯を移行する際の崩壊・減衰により、断層破碎帯から帯水層への最大移行率 (0.46 Bq/y) は断層破碎帯への最大移行率 (1.0 Bq/y) に対して約 1/2 程度に減少している。このような断層破碎帯での遅延効果の違いに

より、半減期が長くなった場合の断層破碎帯から帯水層への最大移行率 (0.40 Bq/y) は、レファレンスケースの最大移行率 (0.46 Bq/y) とほぼ同じになったと考えられる。

(4) 生物圏評価 (線量)

断層破碎帯から帯水層への核種移行率を用いて、処分場から放出された種々の核種による年個人線量を求めた結果を図3-3に示す。ここで、線量への換算係数は生物圏のレファレンスケース (河川水/平野モデル, 農作業従事者グループ) の値を使用した (核燃料サイクル開発機構, 1999)。また, Se-79 に起因する線量の最大値と最大値への到達時間を表3-5にまとめる。レファレンスケースと比べて, Se-79 に起因する線量の最大値はほとんど変わらないが, 半減期が長くなることにより最大値への到達時間が 10^6 年と遅くなる。この時間はレファレンスケースにおいて, Cs-135 に起因する線量が最大となる時間であり, Se-79 に起因する線量は全体性能に対してほとんど影響がない。

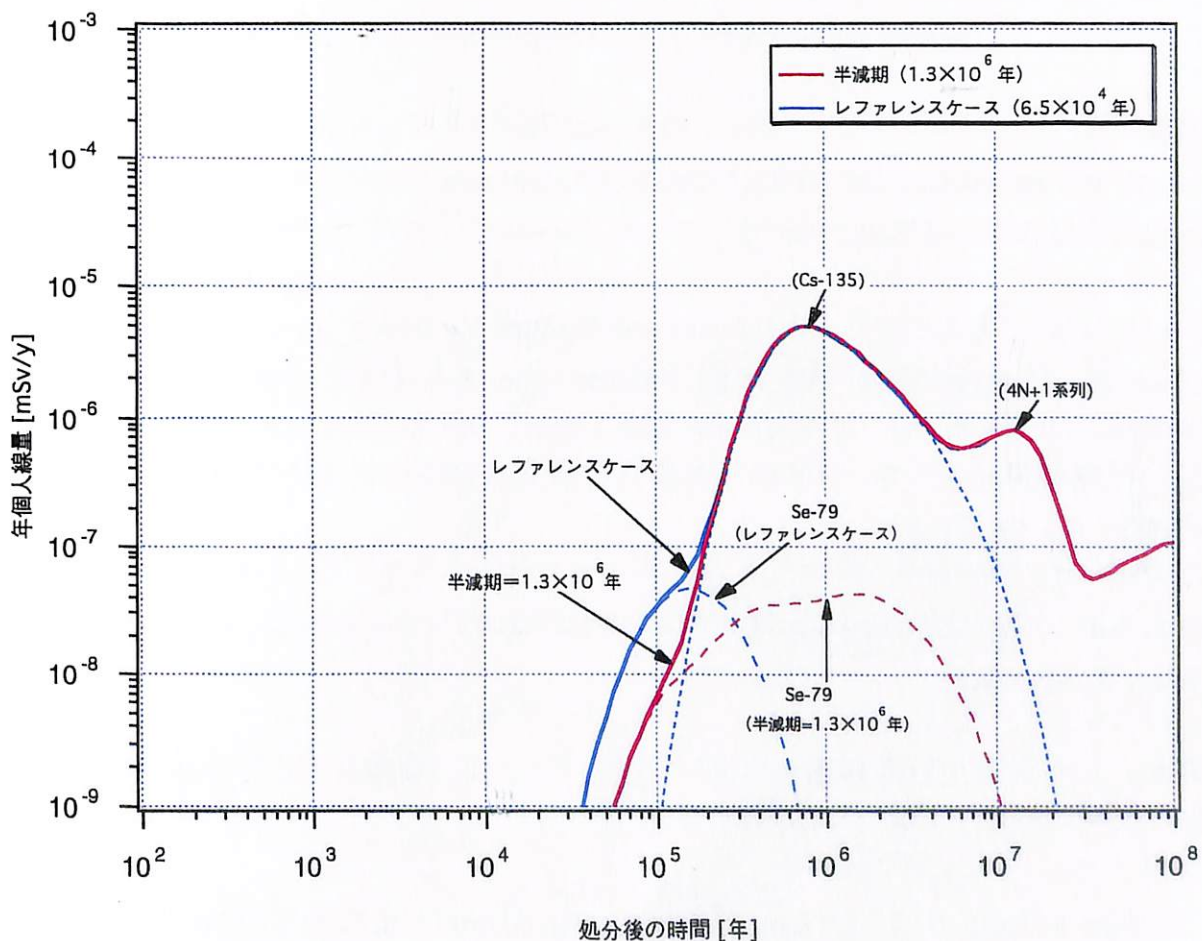


図3-3 性能評価結果 (年個人線量) の比較
(ガラス固化体 40,000 本あたり)

表 3 - 5 Se-79 に起因する線量の最大値と最大値への到達時間
(ガラス固化体 40,000 本あたり)

	最大線量 [mSv/y]	最大値への到達時間 [年]
レファレンスケース (6.5×10^4 年)	4.6×10^{-8}	1.6×10^5
半減期 = 1.3×10^6 年	4.3×10^{-8}	1.6×10^6

4. まとめ

Se-79 は地層処分システムの性能評価において重要な核種の一つである。最近の研究から、Se-79 の半減期については、現在の半減期 (6.5×10^4 年) よりも長い可能性のあることが示唆されている。ここでは、Se-79 の半減期が長くなることによって、性能評価結果にどの程度の影響を及ぼすかについて調べた。

第2次取りまとめにおけるレファレンスケースを対象として検討を行った結果、Se-79 は緩衝材に対して非吸着性であり速やかに定常に達することから、人工バリア中の Se-79 の物質移行量 (モル単位の移行率) はほとんど変化しなかった。ただし、半減期が長くなることにより、放射能単位の移行率は比放射能に応じて減少した。また、天然バリア中の評価結果では、母岩から下流側断層破碎帯への放射能単位の最大移行率はレファレンスケースに対して約半分程度しか減少せず、さらに断層破碎帯から帯水層への Se-79 の最大移行率 [Bq/y] はレファレンスケースにおける最大移行率とほとんど同じであった。このため、Se-79 の半減期が長くなっても、Se-79 に起因する線量の最大値はレファレンスケースの評価結果とほとんど変わらないことが分かった。

参考文献

Browne, E. and Firestone, R.B. (1986) : Table of Radioactive Isotope, A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Inc.

Croff, A.G. (1980) : ORIGEN2 – A Revised and Updated Version of the Oak Ridge Isotope Generation and Depletion Code, Oak Ridge National Laboratory, ORNL-5621.

動力炉・核燃料開発事業団 (1996) : 地層処分研究開発の現状 (平成8年度), PNC TN1410 96-071, pp.177-178.

Firestone, R.B. (1996) : Table of Isotope, Eighth Edition, A Wiley-Interscience Publication, John Wiley & Sons, Inc.

石原義尚, 大井貴夫, 石黒勝彦 (1998) : 天然バリア中の核種移行に対するパラメータの影響特性の把握, PNC TN8410 98-084.

Jiang, S., Guo, J., Jiang, S., Li, C., Cui, A., He, M., Wu, S. and Li, S. (1997) : Determination of the Half-life of ^{79}Se with the Accelerator Mass Spectrometry Technique, Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B 123, pp.405-409.

科学技術庁（1988）：放射線を放出する同位元素の数量等を定める件，昭和 63 年 5 月 18 日，科学技術庁告示第 15 号。

核燃料サイクル開発機構（1999）：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-，総論レポート，JNC TN1400 99-020.

Li, C., Guo, J. and Li, D. (1997) : A Procedure for the Separation of ^{79}Se from Fission Products and Application to the Determination of the ^{79}Se Half-life, Journal of Radioanalytical and Nuclear chemistry, Vol. 220, No. 1, pp.69-71.

Ludwig, S.B. and Renier, J.P. (1989) : Standard- and Extended-Burnup PWR and BWR Reactor Models for ORIGEN2 Computer Code, Oak Ridge National Laboratory, ORNL/TM-11018.

OECD/NEA (1997) : Lessons Learnt from Ten Performance Assessment Studies, Working group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories, p.37.

Smith, P.A., Umeki, H., Neally, F. and McKinley, I.G. (1994) : Common Aspects of the PNC and Nagra Assessment of Deep Repositories for Vitrified HLW, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVIII, Part 1, Materials Society Symposium Proceedings, Vol. 353, pp.527-533.

Yu, R., Guo, J., Cui, A., Tang, P., Li, D. and Liu, D. (1995) : Measurement of the Half-life of ^{79}Se Using a Radiochemical Method, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, Vol. 196, No. 1, pp.165-170.

Vieno, T. and Nordman, H. (1999) : Safety assessment of spent fuel disposal in Hastholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99, POSIVA 99-07, p.20.

付録 A 1次元平行平板亀裂中の核種移行時間

定常な地下水流れにおける1次元平行平板亀裂媒体の核種移行（図 A-1）の基本方程式は、亀裂中の移流/分散とマトリクス中の拡散を連立して、次式で表される。

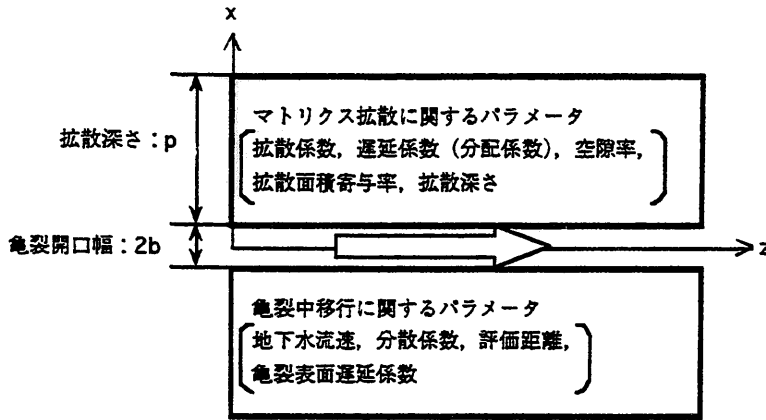


図 A-1 平行平板亀裂中の核種移行の概念図

・ 亀裂中の核種移行（移流/分散）

$$Rf_n \frac{\partial C_n}{\partial t} = -v \frac{\partial C_n}{\partial z} + D_L \frac{\partial^2 C_n}{\partial z^2} - \lambda_n Rf_n C_n + \lambda_{n-1} Rf_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} \varepsilon D_p^m \frac{\partial C_n^m}{\partial x} \Big|_{x=b} \quad (A-1)$$

$$Rf_n = 1 + \frac{Ka_n}{b} \quad (A-2)$$

・ 岩体マトリクス中の核種移行（マトリクス拡散）

$$Rd_n \frac{\partial C_n^m}{\partial t} = D_p^m \frac{\partial^2 C_n^m}{\partial x^2} - \lambda_n Rd_n C_n^m + \lambda_{n-1} Rd_{n-1} C_{n-1}^m \quad (A-3)$$

$$Rd_n = 1 + \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \rho Kd_n \quad (A-4)$$

ここで、

- C_n : 核種 n の亀裂中濃度 [mol/m³]
- C_n^m : 核種 n のマトリクス中濃度 [mol/m³]
- v : 亀裂内地下水流速 [m/y]
- D_L : 亀裂内流れ方向の分散係数 [m²/y]
- F : マトリクス拡散に寄与する亀裂面積の割合 [-]
- b : 亀裂開口半値幅 [m]
- D_p^m : マトリクス間隙中の拡散係数 [m²/y]
- Rf_n : 核種 n の亀裂表面への吸着による遅延係数 [-]
- Rd_n : 核種 n のマトリクスへの吸着による遅延係数 [-]
- Ka_n : 核種 n の亀裂表面への吸着に関する分配係数 [m]
- Kd_n : 核種 n の岩体マトリクスにおける分配係数 [m³/kg]
- λ_n : 核種 n の崩壊定数 [y⁻¹]
- ε : 岩体マトリクスの空隙率 [-]
- ρ : 岩体マトリクスの真密度 [kg/m³]

- t : 時間 [y]
- z : 亀裂方向の距離 [m]
- x : 亀裂に垂直な方向 (マトリクス内) の距離 [m]

以上の方程式系に対して、初期条件および境界条件を以下のように与える。

・初期条件

$$\begin{aligned} C_n(z, 0) &= 0, \quad z > 0 \\ C_n^m(x, z, 0) &= 0, \quad x > b, z > 0 \end{aligned} \tag{A-5}$$

・境界条件

$$\begin{aligned} vC_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial z} &= \phi_{in}, \quad z = 0, t > 0 \\ C_n(\infty, t) &= 0, \quad t > 0 \\ C_n^m(b, z, t) &= C_n(z, t), \quad t > 0 \\ \left. \frac{\partial C_n^m}{\partial x} \right|_{x=p} &= 0, \quad t > 0 \end{aligned} \tag{A-6}$$

ここで、

- ϕ_{in} : 亀裂入口での人工バリアからの核種の流入率 [mol/y]
- p : マトリクス拡散深さ [m]

人工バリアからの核種流入率 ϕ_{in} が一定流入率の場合、亀裂の任意の地点における定常状態での核種移行率 ϕ_{out} は、次式で与えられる。

$$\frac{\phi_{out}}{\phi_{in}} = \exp\left(\frac{Pe}{2} - \sqrt{\frac{Pe^2}{4} + Pe \cdot \lambda \cdot T}\right) \tag{A-7}$$

ここで、

$$\begin{aligned} Pe &= \frac{v \cdot L}{D_L} \\ T &= \frac{L}{v} \left[Rf_n + \frac{F \cdot \varepsilon \cdot Rd_n}{b \cdot \alpha} \cdot \tanh(\alpha \cdot p) \right] \\ \alpha &= \sqrt{\frac{\lambda_n \cdot Rd_n}{D_p^m}} \end{aligned}$$

- L : 評価地点までの距離 [m]

(A-7)式に含まれる T は、亀裂媒体中の移行特性パラメータの組合せから求められ、これが亀裂媒体中の核種の移行時間を表している。核種移行時間 T が $\lambda \times T < 0.1$ の場合は、(A-7)式で $\phi_{out}/\phi_{in} \geq 0.9$ となり、亀裂媒体の遅延効果 (崩壊/減衰) はほとんど期待できない。