

高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術 —その8 処分施設のバリア性能評価手法と安全評価—[†]

五十嵐敏文¹ 塚本政樹¹ 藤原啓² 植田浩義²
池田孝夫³ 斎藤茂幸⁴

高レベル放射性廃棄物の地層処分に際する性能評価・安全評価のためには、放射性核種がガラス固化体から溶出し、人間が被ばくするまでの経路において、想定される種々のシナリオを網羅し、それぞれに対して被ばく線量を計算する必要がある。FEP、PID を用いて地下水シナリオを中心として検討した結果、地下水シナリオは基本シナリオと変動シナリオに大別され、さらに変動シナリオは隆起・侵食シナリオ、沈降シナリオ、間氷期継続シナリオ、氷期継続シナリオ、地温勾配大シナリオに分類された。それぞれのシナリオに基づき、堆積岩地域と花崗岩地域を対象として性能評価・安全評価を行った結果、堆積岩地域の方が間隙率が大きく、また分配係数も大きな値であったため、相対的に堆積岩地域で被ばく線量値が小さくなること、変動シナリオの中で隆起・侵食シナリオが最も高い線量値を示すことが明らかになった。

Keywords: 地層処分、性能評価、安全評価、FEP、プロセスインフルエンスダイアグラム(PID)、基本シナリオ、変動シナリオ、地下水流动、隆起・侵食

Scenarios for the geological disposal of high-level wastes were constructed in order to assess the safety of the HLW disposal and the performance of the repositories. The list of features, events, and processes (FEP) related to the disposal and their influence on others, called process influence diagram (PID), were utilized to construct the scenarios. As a result, the scenario involved in groundwater flow can be divided into a reference scenario and alternative scenarios. In addition, the latter are composed of upheaval/erosion, submergence, permanent glacial epoch, permanent interglacial epoch, and higher-temperature inclination with depth. According to the scenario analysis, the performance assessments of barriers were conducted for a sedimentary rock area and granitoid rock area. The results showed that a lower individual dose resulting from the disposal was obtained for the sedimentary rock area because of the higher values of porosity and distribution coefficients in the sedimentary rock area than those in the granitoid rock area. In addition, the dose for the upheaval/erosion scenario gave rise to the highest value.

Keywords: geological disposal, performance assessment, safety assessment, FEP, process influence diagram(PID), reference scenario, alternative scenario, groundwater flow, and upheaval/erosion

1 はじめに

本特集では、「高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術」として、処分の実施主体が行う処分サイト選定、地質・地下水特性調査、施設設計、安全評価、施設建設、廃棄体埋設、施設閉鎖など、一連の処分事業を模擬的に机上で検討した。本報告(その8)では、高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価のためのシナリオを構築し、そこで構築されたシナリオに基づいて、本特集で設定された地質環境条件(その2)を対象に設計、製作、建設した人工バリア施設(その4)と地下施設(その6)の安全評価を行った。なお、性能評価・安全評価については、我が国の代表的な地域として堆積岩地域と花崗岩地域とを想定し、地下水シナリオを中心とした評価結果を具体的に例示した。

2 安全評価の考え方とバリア性能評価

2.1 安全評価の基本的考え方

高レベル放射性廃棄物地層処分の性能評価は、サイトの選定、人工バリアシステムの構築・最適化、処分システムの安全性確認(安全評価)等の幅広い目的のために行われる。また、安全評価は、人間を中心とした生物圏への長期的な影響を線量当量率等で表し、安全基準と比較することによって行われる。

2.2 シナリオ分類

性能評価および安全評価の観点からシナリオを整理するとTable 1 のようになる。なお、表中には、評価方法も記述した。

地下水シナリオは、放射性核種が人工バリアを経由して、天然バリア中の地下水に溶出し生物圏まで輸送され、人間が被ばくするまでの過程が議論の対象となる。この過程で、人工的要素を包含する人工バリアについては、既知の化学反応の組み合わせにより、時間的変化を追跡することができる程度は可能である。そのため、人工バリアの性能評価は、原則として、選定されたサイトにおいて現在の地質環境条件が継続すると考えられる時間枠内に対して行われる。一方、天然バリアとなる地質環境の時間的変化は、現実には隆起・沈降等の地殻変動、氷期・間氷期等の気候変化、火山活動や断層運動等の複雑な組み合わせから構成されるものであり、未知の要素も多く、

[†] Execution techniques for high level radioactive waste disposal: VIII Performance assessment of engineered and natural barriers and its application, by Toshifumi Igarashi(igarashi@criepi.denken.or.jp) Masaki Tsukamoto, Hiroshi Fujiwara, Hiroyoshi Ueda, Takao Ikeda and Shigeyuki Saito

1 (財)電力中央研究所 Central Research Institute of Electric Power Industry 〒270-1194 我孫子市我孫子 1646

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

3 日揮(株)JGC Corporation 〒220-6001 横浜市西区みなとみらい 2-3-1

4 三菱マテリアル(株) Mitsubishi Materials Corporation 〒112-0002 文京区小石川 1-3-25

Table 1 Definitions of scenarios used for performance assessment

シナリオ		シナリオの定義	評価方法
地下水シナリオ	(1)基本シナリオ	人工バリアは想定の範囲内で変化・劣化するが、地質環境は変動しないとするシナリオ。地質環境の不確実性、人工バリアの保守性の考慮等により、複数のケースが設定される。	<ul style="list-style-type: none"> ○定量的な評価を行う。 ○不確実性、保守性の考慮に対しては、代替モデルを使用したり、あるいはパラメータ値に変動幅を持たせることで対応する。
	(2)変動シナリオ	地質環境が想定の範囲内で変動し、それによる人工バリアの変化・劣化を考慮するシナリオ。隆起・侵食、火成活動、地震・断層活動、気候変動、海水準変動等の天然事象が対象となる。	<ul style="list-style-type: none"> ○定量的な評価を行う。
接近日シナリオ	(1)天然事象シナリオ	天然事象により廃棄物が生物圏に到達して、人間と接触・接近するシナリオ。大規模な隆起・侵食、火成活動、隕石落下等の事象が考えられる。	<ul style="list-style-type: none"> ○定性的な評価を行う。 ○大規模な隆起・侵食、火成活動については、サイト選定で排除するものとする。 ○人間の存亡にかかわるような巨大な隕石落下については、低確率事象として対象外する。ただし、処分場に何らかの影響が想定される規模の隕石については、発生した場合の影響等を検討する。
	(2)人間接近シナリオ	意図的または偶然に処分場へ人間が侵入し、廃棄物と接触・接近するシナリオ。	<ul style="list-style-type: none"> ○意図的侵入については、評価の対象外とする。 ○偶然の侵入については、資源のないサイトの選定、制度的管理等の実施により発生はないことを定性的に評価する。 ○人間侵入に伴う地質環境の変化については、評価を行う。

総合的な変化プロセスを解析的な手法によって追跡することは一般には困難である。したがって、地質環境を不变とする、すなわち処分施設は設計深度を保持し、地下水流动系に影響を及ぼす地形、地質・地質構造、海水準等は変化せず、また核種の挙動に影響を及ぼす岩石中の鉱物組成、地下水の化学的性質等も現在のままであるという前提を設けた場合、この前提に基づくシナリオは、性能評価・安全評価の目安となる結果を与えるものと考えられる。このようなシナリオ、すなわち、人工バリアは想定の範囲内で変化・劣化するが、地質環境や気候は変動せず、現在と同一条件が継続するというシナリオをここでは基本シナリオと定義した。基本シナリオに対して、人工バリアは想定の範囲内で変化・劣化し、地質環境や気候も想定の範囲内で変動するシナリオを変動シナリオと定義した。

地下水シナリオに対する評価フローおよび人間侵入シナリオに対する評価フローをそれぞれFig.1, Fig.2に示す。ここでは、地下水シナリオに対して性能評価、安全評価を実施した。

生物圏については、基本シナリオおよび変動シナリオとも現状に基づき評価することにした。

3 人工バリア性能に関わるシナリオの検討

人工バリアシステムの性能評価は、本特集(その4)[1]で試設計された人工バリアが安全性の要求を満足するか否かの判断が可能となると同時に、安全評価解析における天然バリア中の核種移行解析の内側境界条件となるという点で重要である。そのため、人工バリアシステム内部で起こる諸事象の影響を把握し、人工バリア領域を含むニアフィールドにおける種々のシナリオに対する性能評価を実施することが必要である。

ここでは、まず人工バリアに要求される基本的な機能(要件)を整理した上で、シナリオの検討を行った。シナリオの検討にあたっては、地層処分の観点からシステムの特質(features)、そこで生ずる事象(events)やプロセス(processes)を抽出したFEPを整理することが必要になる。FEPに基づく手法では、最初に地層処分環境で起こりうるFEPを網羅的に抽出し、その中から地層処分の安全性を論じる上で不必要的ものを除くことにより、FEPを絞り込んだ。次に、各FEP間の相互関係(インフルエンスと称する)を網羅的に掲げ、相関図すなわちPID(process influence diagram)を作成した。さらに、相互作用の重要性(インポーテンスレベル)を基準として、重要な相関関係を絞

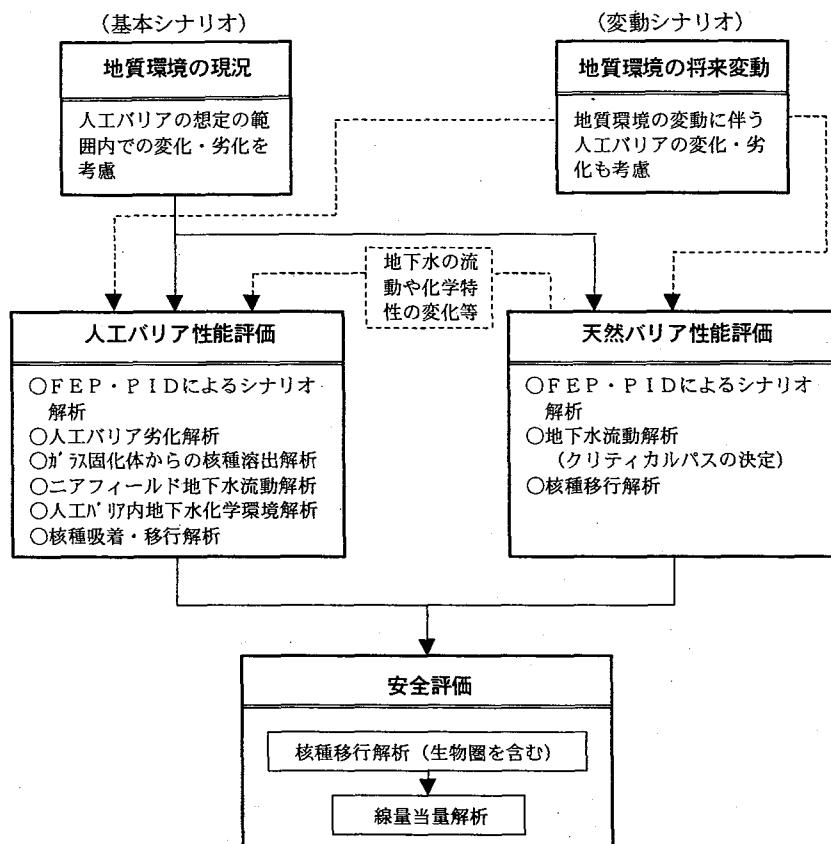


Fig.1 Flow diagram for evaluating scenarios induced by groundwater

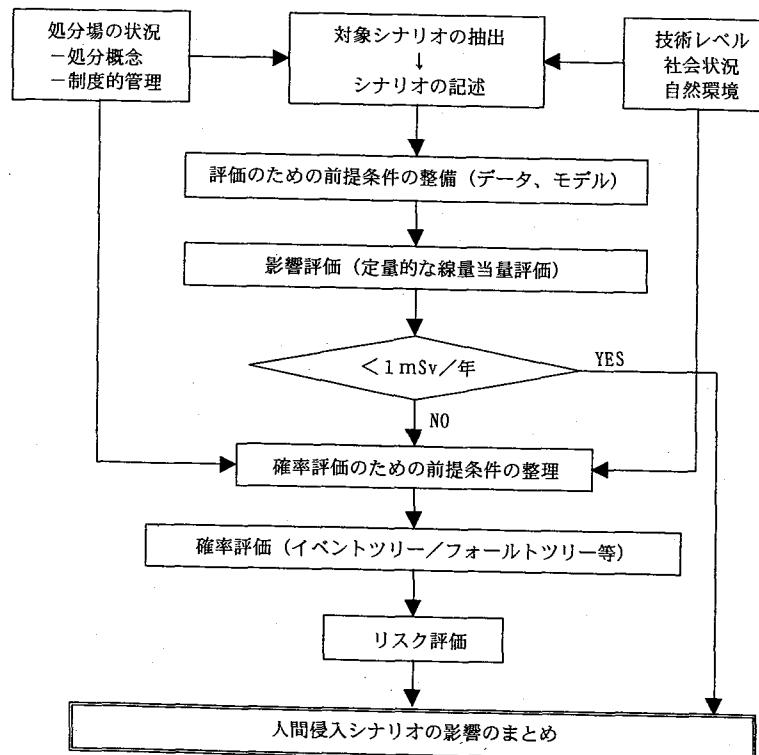


Fig.2 Flow diagram for the evaluation of human-intrusion scenario

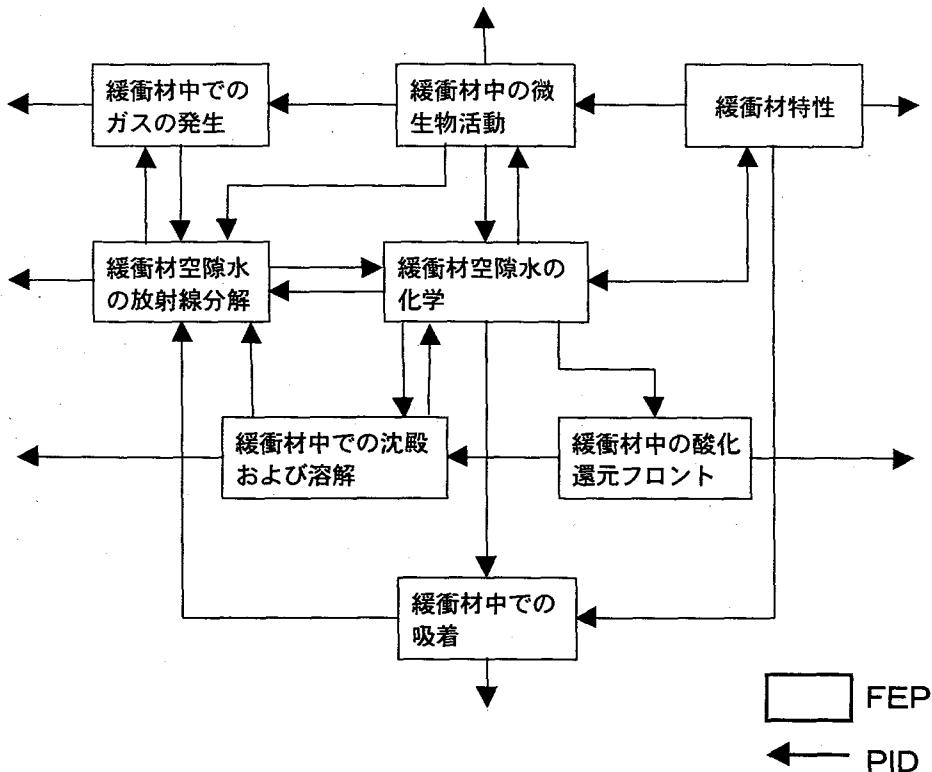


Fig.3 Representation of FEP and PID related to engineered barrier

り込むことにより、対象とすべきシナリオを選定した。このようなシナリオ解析手法はスウェーデン SKI の成果を参考にした[2]。また、FEP の抽出に際しては、国内外の FEP も考慮した[2-4]。Fig.3 は、今回構築した人工バリア全体に関する FEP および PID の一部を拡大して例示したものである。

上記の検討を踏まえ、人工バリア性能評価に係わる基本シナリオを設定した。しかし、基本シナリオにおいてもモデルやパラメータの変動があるため、以下の 5 パターンに分類した。すなわち、

パターン 1：人工バリアが想定の範囲でバリア性能を発揮する場合

パターン 2：オーバーパックに初期欠陥が存在する場合

パターン 3：オーバーパックの還元腐食により発生する水素ガスの影響が大きく作用する場合

パターン 4：緩衝材が止水性能を失うほど劣化する場合

パターン 5：ガラス表面積が増大し、地下水の放射線分解が起こる場合

これらの中で、パターン 2 はオーバーパックの品質管理によって防ぐことができること、パターン 3 はオーバーパックの腐食速度から求められるガス発生量による緩衝材間隙水の押し出しはそれほど顕著な影響を示さなかつたこと、パターン 4 は緩衝材の設計厚を実効厚以上としたこと、

ていること、パターン 5 は深部地下水が還元環境を有することから、パターン 2~5 は可能性の低い事象であると判断されたため、ここではパターン 1 に対して解析を行うこととする。

パターン 1 で考慮されているものは以下の 8 項目である。なお、カッコ内は入力パラメータを標準的な値に設定した標準ケースの条件を示す。

- ① ガラス固化体表面積の変化 (標準ケースはガラス固化体表面積が製造時の 10 倍に増加する)
- ② オーバーパック腐食速度の変化 (標準ケースはオーバーパックが設計値 1,000 年で開口する)
- ③ オーバーパック腐食膨張の影響 (標準ケースは緩衝材の移行距離が 30 cm とし、オーバーパック部分の核種移行遅延性能は考えない)
- ④ 緩衝材中方解石枯渇の影響 (標準ケースは方解石が枯渇せず緩衝材中は pH8.5 程度の弱アルカリ環境とする)
- ⑤ 溶解度制限固相の不確実性 (標準ケースは溶解度制限固相に速度論的効果がなく、ガラス固化体の溶解時間を約 70 万年とする)
- ⑥ 支保材の影響 (標準ケースは支保材の影響はない)
- ⑦ ゆるみ域の影響 (標準ケースはゆるみ域の流量が 10 倍に増加する)
- ⑧ 周辺母岩の建設時の風化影響 (標準ケースは周辺母岩の風化影響がない)

さらに、パターン1中のいくつかのパラメータをいっそう保守側に設定した保守ケースも含めて代表的な解析ケースとした。

人工バリア性能評価に係わる変動シナリオは、天然バリアの変動によって人工バリア性能が影響を受けるシナリオである。すなわち、地質環境や気候の変動によって地下水の流動や水質が変化し、それが人工バリア材へ影響するシナリオである。例えば、地下水流速の増大により緩衝材が流出したり、地下水が淡水から塩水に変化することによる緩衝材膨潤圧の低下やオーバーパックの腐食速度の増加である。このような人工バリア変動シナリオに対しては、後述する天然バリアの変動内容を考慮し、処分施設のサイト選定や設計によって対応可能であつたり、また、基本シナリオの中のパラメータ変動として評価できるシナリオもある。

ここでは、モデル中のパラメータの変動で評価可能な基本シナリオパターン1について定量的な評価を行った。

4 天然バリア性能に係わるシナリオ検討

本章では、天然バリア性能評価の前段階として、天然バリアに要求される機能(要件)を踏まえ、評価すべきシナリオを整理する。

天然バリア性能の評価に際して、まず天然バリアの要件を地下水シナリオを中心に整理した。さらに、その結果に基づきシナリオの検討を行った。シナリオの検討にあたっては、考えうるFEPを抽出し、FEPの選別および分類を行い、さらにFEPとFEPとをつなげるPIDを作成した。その際、各国におけるFEPリストも参考にした[3,5-7]。さらに、PIDの重要度を判断し、PIDの選別を行った。Fig.4には、堆積岩サイトを対象とする天然バリアシステムを主体としたFEP、PIDの一部を示す。

FEP、PIDを整理し、我が国の地質環境条件および気候条件を考慮した上で、地下水シナリオに対する天然バリア性能評価のためのシナリオを構築した。特に、スイスで具体的な地点を対象として検討されているKristallin-II[3]におけるシナリオ体系を参考にした。その結果、地下水シナリオを基本シナリオと変動シナリオに大別し、結晶質岩と堆積岩の2つの地質環境に対して、基本シナリオと変動シナリオを整理した。なお、サイト情報に関しては、本特集(その2)[8]で詳述されたように、堆積岩サイトは、日本国内でよく認められる海岸付近の新第三紀の砂岩と泥岩の互層からなる地域を想定した。一方、結晶質岩地域としての花崗岩サイトも日本国内で認められるような海に隣接してはいるが、高さ数百mの山地を想定した。

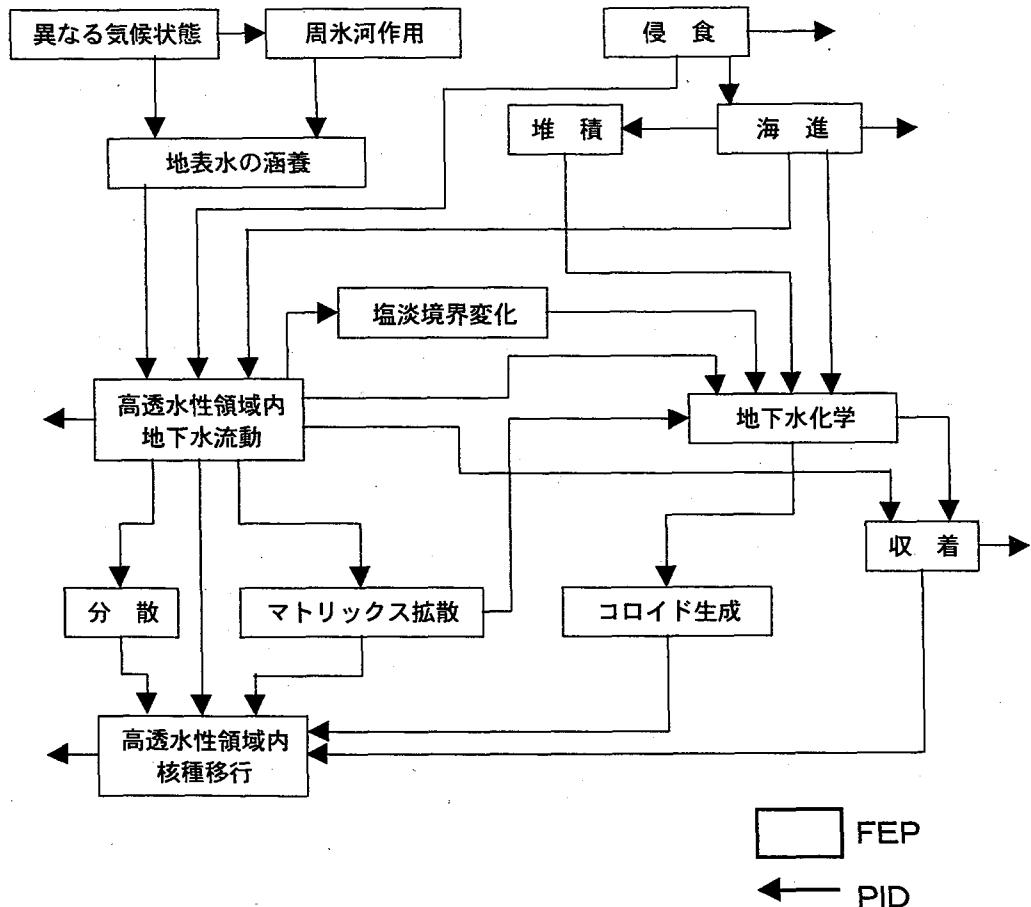


Fig.4 Representation of FEP and PID related to natural barrier

基本シナリオは、前述したように、人工バリアは想定の範囲内で変化・劣化するが、地質環境や気候は変動せず、現在と同一条件が継続するというシナリオである。それに対して、変動シナリオは人工バリアは想定の範囲内で変化・劣化し、地質環境や気候も想定の範囲内で変動するシナリオであると定義される。現実的に想定しうる変動としては、隆起・侵食、沈降・堆積、火山活動の影響、断層運動の影響等の地質環境条件、および温潤、寒冷、乾燥等の気候条件である。ここで、我が国の地質環境条件および気候条件を考慮し、さらにシナリオとしての境界に位置する bounding シナリオを選択した。例えば、地質環境条件の変動に関しては、地殻変動が途中で終了するシナリオ、隆起と沈降が繰り返されるシナリオ等が考えられる。また、気候変動に関しても、氷期・間氷期が繰り返されるシナリオ等が考えられる。ここでは、このようなシナリオは評価上、以下の変動シナリオの評価に集約される。すなわち以下の変動シナリオの評価結果の範囲は、他の種々のシナリオの評価を網羅すると考えられる。また、我が国では乾燥気候に変化することはほとんど考えられないことから、このようなシナリオは除外した。さらに、サイト選定により検討する必要のないシナリオは、ここでは扱わないことにする。したがって、変動シナリオとしてここでは以下の 5 つのシナリオを抽出した。

- ① 隆起・侵食シナリオ
- ② 沈降シナリオ
- ③ 間氷期継続シナリオ
- ④ 氷期継続シナリオ
- ⑤ 地温勾配大シナリオ

である。Table 2 に各シナリオの概要を示す。なお、表では堆積岩サイトにおけるシナリオを中心に記述している。上記のシナリオの中で、隆起・侵食シナリオは隆起と同等の侵食が起こること、沈降シナリオでは堆積作用を無視することにより、保守側の評価結果が得られるよう定義した。また、堆積岩地域の隆起は、堆積岩の堆積年代およびその堆積環境が淡水か海水かによって相対的な海水準の位置を推定した。このような地史的考察により本サイトでは、隆起・侵食シナリオとして 1.1 m/1 万年の長期隆起傾向度で将来の 280 万年間隆起し、最大 300m 隆起・侵食を受けると想定した。堆積岩地域の沈降についても、同様な考察により沈降速度とその適用期間を設定でき、ここでは 100 m 沈降したと想定した。花崗岩サイトにおいては、上記のような地史的考察ができないため、日本における第四紀の期間の平均的な隆起速度である 30 m/10 万年を想定した[9-11]。ここでは、この隆起速度の適用期間を外挿し、最大 300 m 隆起すると想定した。氷期あるいは間氷期継続シナリオでは、それぞれ現在の海水準よりもそれぞれ 100 m 低下、10 m 上昇すると設定

した。地温勾配大シナリオでは、深度方向の地温勾配の平均的な数値である $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ の 2 倍の数値を設定した。

他にもいくつかのシナリオが存在するが、基本シナリオと上記 5 シナリオが bounding となるため、ここでは合計 6 シナリオについて安全性を評価することにした。

5 人工バリア性能評価

人工バリア性能評価は、拡散支配となる緩衝材内側は拡散方程式を基本として、緩衝材外側は移流拡散方程式を基本とした核種移行解析が中心となるが、処分場周辺の環境条件(地下水水流速、温度、地下水水質等)を事前に設定し、それを性能評価解析のモデルやパラメータに反映させる必要がある。ここでは、地下水シナリオに対する人工バリア性能評価手法を記述し、人工バリアの変化・劣化の経時変化をモデル中のパラメータの変動として考慮することによって、人工バリアから天然バリアへの核種漏出解析(人工バリア性能評価)を実施した。

5.1 人工バリア性能評価手法

人工バリアからの核種漏出解析にあたっては、取り扱っている現象、解析次元、解析手法等によって種々の方法があるため、適切な手法を選択する必要がある。また、核種移行解析の他、人工バリア周辺の地下水水流速、温度、地下水水質等をあらかじめ評価し、それを核種移行解析のモデルやパラメータに反映させる必要もある。

人工バリア性能評価は、Fig.5 に示すように、1 処分孔に対してガラス固化体から溶出した核種がオーバーパックを経由して緩衝材外側へ拡散支配で漏出し、それが岩盤中の地下水によって輸送されるという考え方に基づき解析を行った。基本シナリオでは、ガラス固化体からの核種溶出は、ガラス固化体そのものの溶解速度あるいは溶解度制限固相の溶解速度によって支配されること、オーバーパックは処分後 1,000 年間は健全性を確保するが、1,000 年後開口すること、緩衝材中は拡散支配となること等を前提とした。解析のための前提条件およびパラメータ値を Table3~7 に整理する。なお、ガラス固化体中の核種量は、濃縮度 4.5%、燃焼度 45,000 MWD/MTU の条件で燃焼した PWR 燃料を想定し、ORIGEN2 により計算した。その結果を Table 8 に示す。

3 章で構築したシナリオに基づき、基本シナリオのパターン 1 における標準ケース、すなわち使用するパラメータを標準的な値とする人工バリア標準ケース、およびパターン 1 における使用パラメータを保守側に設定する人工バリア保守ケースの 2 ケースに対して、性能評価解析を行い、それを天然バリア性能評価へ接続した。

ここでガラス固化体からのケイ酸の溶出は、式(1)に示されるように、円柱形状のガラス固化体を同容積の球と

みなし評価した。

$$R_{fs} \frac{\partial C}{\partial t} = D_s \frac{1}{r^2} \frac{\partial}{\partial r} \left(r^2 \frac{\partial C}{\partial r} \right) \quad (1)$$

ここに, R_{fs} : ケイ酸の遅延係数, D_s : ケイ酸の拡散係数, r : ガラス固化体中心からの距離 ($r_1 < r < r_2$), r_1 : ガラス固化体表面までの半径, r_2 : 母岩との境界までの半径, C : ケイ酸濃度, t : 時間

初期条件および境界条件は以下の通りである。

$$C(r,0) = C_r$$

$$J_0 \left(1 - \frac{C(r_1, t)}{C^*} \right) + J_{res} = -\varepsilon D_s \frac{\partial C}{\partial r} \Big|_{r=r_1} \quad (2)$$

$$C(r_2, t) = C_r$$

ここに, C_r : 母岩中のケイ酸濃度(保守的にゼロと設定), J_0 : ガラス一次溶解速度($=1.5 \times 10^{-4} \text{ g/cm}^2/\text{d}$ at 90°C), C^* : ガラス

の溶解度 ($=6 \times 10^{-4} \text{ mol/l}$), J_{res} : ガラスの残存溶解速度 ($=2.5 \times 10^{-7} \text{ g/cm}^2/\text{d}$ at 90°C), ε : 人工バリア間隙率

C^* は Table 3 に示した地下水と緩衝材が共存した場合の pH を地球化学コード PHREEQE[15]により求め, その結果得られた pH 8.5 におけるケイ酸の溶解度を再度 PHREEQE により計算して求めた。ガラスの溶解速度の温度依存性については以下の式を用いることによって, 堆積岩地域に対する処分深度を考慮した地温 25 °Cに対応する溶解速度に補正した。なお, Table 3 は堆積岩地域の条件を示したが, 花崗岩地域においては処分深度が 1,000 m であり, 地層温度を 37 °C, pH10, ORP -250 mV という条件が異なる。

$$J = J_{90} \exp \left\{ \frac{A}{R} \left(\frac{1}{365.15} - \frac{1}{T} \right) \right\} \quad (3)$$

ここに, J_{90} : 90°Cでのガラス残存溶解速度, A : ガラス活性化エネルギー, R : ガス定数, T : 絶対温度

Table 2 Description of alternative scenarios involved in the change in geological and climatic conditions

シナリオ	地質環境条件	気候条件
隆起・侵食 シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> 堆積岩サイトでは本サイト周辺の地史的証拠から, 一定速度で隆起し, 同じ度合いで侵食を受けると想定する。最大 300 m の隆起・侵食を受けるが, 地形は変化しない。 花崗岩サイトでは過去約 20 万年の期間の応力場の変遷に係わる知見に基づき得られた日本の平均隆起速度を想定する。また, 同じ度合で侵食を受ける。最大 300 m の隆起・侵食を受けるが, 地形は変化しない。 	<ul style="list-style-type: none"> 変化のない仮想的な気候が継続し, 地下水面も地表面に一致し変化しない。 地質環境の長期隆起傾向度に対して海面は相対的低下が継続する。
沈降シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> 堆積岩サイトでは本サイト周辺の地史的証拠から, 一定の長期沈降傾向度で沈降し, 最大 100 m 沈降するが, 堆積物は考慮しないと想定する。また, 地形は変化しない。処分施設付近は塩水域となり, 極端に地下水流速が減少する。 	<ul style="list-style-type: none"> 変化のない仮想的な気候が継続し, 地下水面も地表面に一致し変化しない。 地質環境の長期沈降傾向度に対して海面は相対的上昇が継続する。
間氷期継続 シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> 堆積岩サイトでは海岸線が前進し, 地下水流速が変化する。 	<ul style="list-style-type: none"> 間氷期の最温暖気候と同等の気候に変化し, その気候状態が継続する。その場合, 海水面が 10 m 上昇する。
氷期継続 シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> 堆積岩サイトでは海岸線が後退し, 降水量が減少し, 地下水流速が変化する。 	<ul style="list-style-type: none"> 最終氷期最盛期の寒冷気候と同等の気候に変化し, その気候状態が継続する。その場合, 海水面が 100 m 低下する。
地温勾配大 シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> 火山活動の継続的な影響を考慮するために, 地温勾配 3°C/100 m を 6°C/100 m とし, 処分施設深度における地温上昇を考慮する。 	<ul style="list-style-type: none"> 変化のない仮想的な気候が継続し, 地下水面も地表面に一致し変化しない。

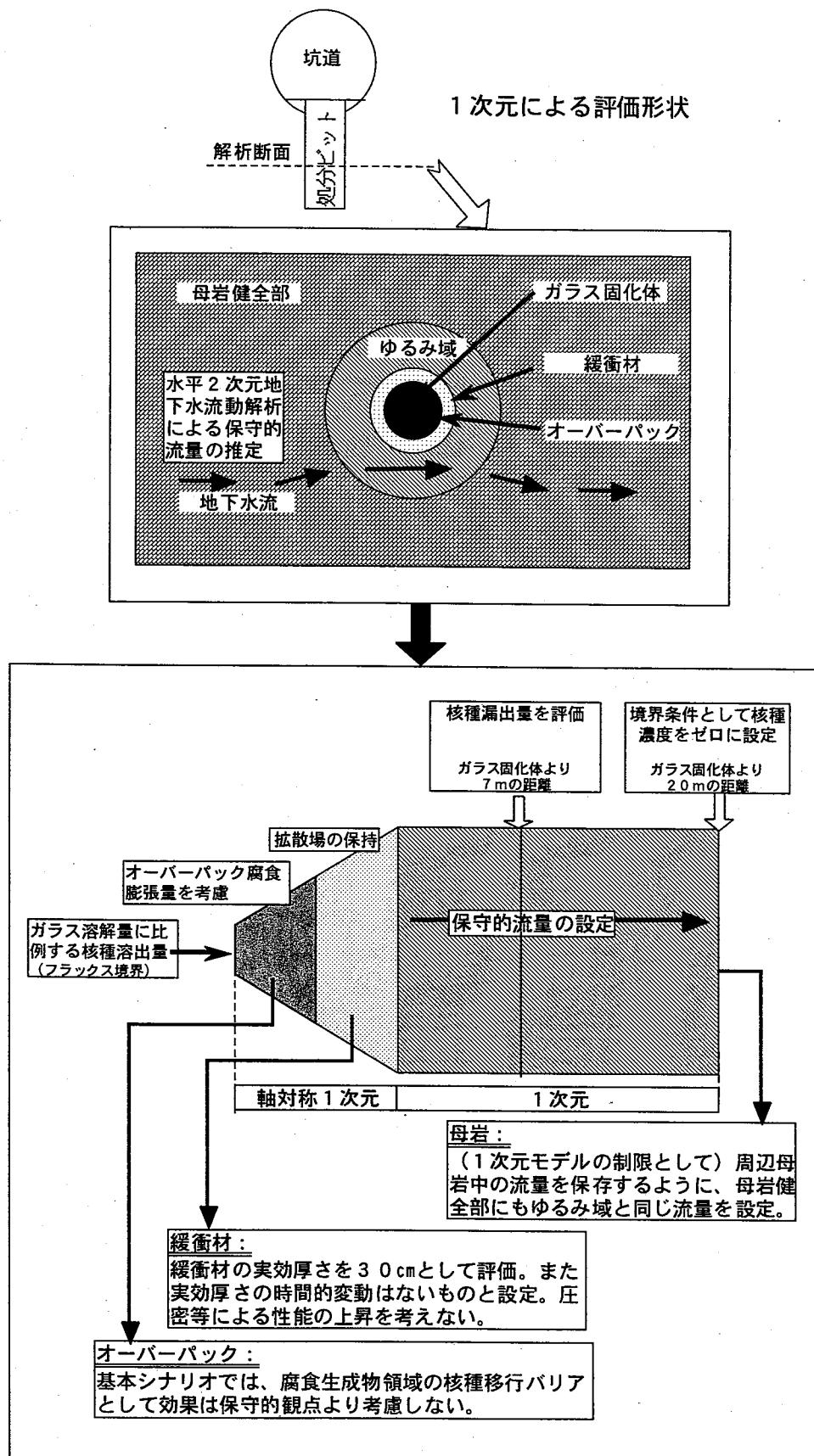


Fig. 5 Schematic illustration of the release of nuclides from engineered barrier

Table 3 Conditions of the sedimentary rock area as a natural barrier for evaluating the performance of engineered barrier

項目	条件
地層条件	<ul style="list-style-type: none"> ・処分深度 : 500 m ・堆積岩地層
処分環境温度	<ul style="list-style-type: none"> ・地層温度 : 25°C
地下水化学条件	<ul style="list-style-type: none"> ・pH : 7.0 ・ORP : -350 mV ・Ca²⁺ : 20 mg/l ・K⁺ : 3 mg/l ・Na⁺ : 60 mg/l ・Mg²⁺ : 1 mg/l ・HCO₃⁻ : 150 mg/l ・SO₄²⁻ : 20 mg/l ・Cl⁻ : 5 mg/l
地下水流動条件	後述する鉛直2次元広域地下水流动解析の結果に基づき設定する。ここでは、解析結果よりもさらに大きいダルシー流速として 2.6×10^{-9} m/s を与えた。

Table 4 Conditions of designed engineered barrier in the sedimentary rock

項目	条件
処分場形状	<ul style="list-style-type: none"> ・処分孔内縦置き定置方式
ガラス固化体形状	<ul style="list-style-type: none"> ・半径 22 cm, 高さ 135 cm の円筒形状 ・ガラス体積 0.15 m³ ・ガラス重量 405 kg ・ホウケイ酸ガラス
オーバーパック	<ul style="list-style-type: none"> ・側面厚さ 18 cm ・上下部厚さ 18 cm ・材質 炭素鋼 ・密度 7.8 g/cm³ ・円筒形状 ・1,000 年の気密水密性
緩衝材	<ul style="list-style-type: none"> ・側面厚さ 40 cm ・上部厚さ 40 cm ・下部厚さ 40 cm ・緩衝材上部は、坑道底面より 114 cm の位置 ・材質は 80%ペントナイト ・間隙率 0.35 ・透水係数 10^{-10} m/s
坑道	<ul style="list-style-type: none"> ・径 5.3 m の円筒形状 ・0.2 m の支保材料 ・透水係数 10^{-8} m/s ・ペントナイト 20%+砂 ・間隙率 0.33
母岩ゆるみ領域	<ul style="list-style-type: none"> ・透水係数 10^{-7} m/s ・発生領域は坑道表面より 5.5 m

Table 5 Distribution coefficients of buffer material

核種	標準ケース 分配係数 (m ³ /kg) (pH 8.5)	備 考
Se	0.06	PAGIS Boom clay より ¹²⁾
Sr	0.01	PAGIS Boom clay より
Zr	2	PAGIS Boom clay より
Tc	1	PNC データより ¹³⁾
Pd	1	Kristallin-I より ³⁾
Sn	0.1	H-3 ¹³⁾ , NEA-SDB より
Cs	0.08	PAGIS Boom clay より
Cm	10	PNC データより
Am	10	H-3 より
Np	1	PNC データより
Pu	10	PNC データより
U	10	PNC データより
Pa	1	Kristallin-I より
Ac	5	PG'85 ベントナイトより ¹⁴⁾
Th	10	PAGIS Boom clay より
Ra	0.01	Kristallin-I より
Pb	1	PG'85 ベントナイトより

核種	保守ケース 分配係数 (m ³ /kg) (pH が7から 12.5 までの最小値)	備 考
Se	0.006	pH 依存性から 1 オーダー小
Sr	0.01	標準ケースと同じ
Zr	2	標準ケースと同じ
Tc	0.1	pH 依存性から 1 オーダー小
Pd	1	標準ケースと同じ
Sn	0.1	標準ケースと同じ
Cs	0.008	イオン強度の上昇を考慮
Cm	1	pH 低下を考慮
Am	1	pH 低下を考慮
Np	1	pH および炭酸濃度依存性を考慮
Pu	1	pH 上昇を考慮
U	1	pH および炭酸濃度依存性を考慮
Pa	1	標準ケースと同じ
Ac	5	標準ケースと同じ
Th	1	pH 依存性を考慮
Ra	0.01	標準ケースと同じ
Pb	0.1	pH 依存性から 1 オーダー小

* 1 地層処分研究開発の現状—平成 8 年より

Table 6 Distribution coefficients of sedimentary rock

核種	標準ケース 分配係数 (m ³ /kg)	備 考
Se	0.06	PAGIS Boom clay より
Sr	0.01	PAGIS Boom clay より
Zr	2	PAGIS Boom clay より
Tc	0.02	PAGIS Boom clay より
Pd	0.06	PAGIS Boom clay より
Sn	0.06	PAGIS Boom clay より
Cs	0.08	PAGIS Boom clay より
Cm	0.6	PAGIS Boom clay より
Am	0.6	PAGIS Boom clay より
Np	0.2	PAGIS Boom clay より
Pu	2	PAGIS Boom clay より
U	0.6	PAGIS Boom clay より
Pa	1	Kristallin-I ベントナイトより
Ac	5	PG'85 ベントナイトより
Th	2	PAGIS Boom clay より
Ra	0.01	Kristallin-I ベントナイトより
Pb	1	PG'85 ベントナイトより

核種	保守ケース 分配係数 (m ³ /kg)	備 考
Se	0.001	H-3 堆積岩保守値
Sr	0.005	H-3 堆積岩保守値
Zr	0.05	H-3 堆積岩保守値
Tc	0.0001	H-3 堆積岩保守値
Pd	0.001	H-3 堆積岩保守値
Sn	0.1	H-3 堆積岩保守値
Cs	0.001	H-3 堆積岩保守値
Cm	0.025	Am より類推
Am	0.025	H-3 堆積岩保守値
Np	0.001	H-3 堆積岩保守値
Pu	0.05	H-3 堆積岩保守値
U	0.0001	H-3 堆積岩保守値
Pa	0.0001	U の値より
Ac	0.0001	U の値より
Th	0.1	H-3 堆積岩保守値
Ra	0.0001	U の値より
Pb	0.0001	U の値より

Table 7 Solubility products of nuclides in buffer material

核種	核種溶解度 (mol/m ³)	備 考	核種	核種溶解度 (mol/m ³)	備 考
	弱アルカリ環境 pH8.5			pH 变動考慮	
Se	1 E-4	pH 变動に関して感度が大 pH10 程度で溶解度が最低となる 値は高pH領域測定値と計算値の類推よ り設定	Se	UNLIMITED	pH 变化, 水酸化物系の溶 解度制限固相を考慮
Sr	1 E-2	pH8 の測定値を採用	Sr	1 E-2	標準ケースと同じ
Zr	1 E-5	pH8 の測定値を採用	Zr	1 E-4	pH 低下の可能性を考慮
Tc	1 E-5	pH8 の測定値を採用	Tc	1 E-3	pH 变化, 水酸化物系の溶 解度制限固相を考慮
Pd	1 E-3	pH8 の測定値を採用	Pd	1 E-3	標準ケースと同じ
Sn	1 E-4	pH8 の測定値を採用	Sn	1 E-1	pH 上昇の可能性を考慮
Cs	UNLIMITED	可溶性核種	Cs	UNLIMITED	可溶性核種
Cm	1 E-1	Am 核種からの類推	Cm	1 E-1	標準ケースと同じ
Am	1 E-1	pH8 の測定値を採用 測定値は 3 術程度の幅を有する ため保守値の設定	Am	1 E-1	標準ケースと同じ
Np	1 E-6	pH8 の測定値を採用	Np	1 E-5	pH 变化, 水酸化物系の溶 解度制限固相を考慮
Pu	1 E-4	pH8 の測定値を採用	Pu	1 E-1	pH 变化, 水酸化物系の溶 解度制限固相を考慮
U	1 E-3	pH8 の測定値を採用 4 倍の U を想定	U	1 E+1	pH 变化, 水酸化物系の溶 解度制限固相を考慮
Pa	1 E-5	高 pH の値を参照, 計算値では pH 依存性のないことからの類推	Pa	1 E-5	標準ケースと同じ
Ac	1 E-2	pH8 程度の計算値を採用, pH の 変動に依存 (高 pH 側程溶解度低)	Ac	1 E-2	標準ケースと同じ
Th	1 E-5	pH8 の測定値を採用	Th	1 E-1	pH 变化, 水酸化物系の溶 解度制限固相を考慮
Ra	1 E-1	pH8 程度の計算値を採用, pH の 変動に依存 (高 pH 程溶解度低)	Ra	1 E-1	標準ケースと同じ
Pb	1 E+2	pH8 の測定値を採用	Pb	1 E+2	標準ケースと同じ

溶出した核種の緩衝材や母岩中での移行は、緩衝材より内側では式(4)で表現される軸対象 1 次元拡散解析によって評価した。すなわち、

$$R_{FB} \frac{\partial C_i}{\partial t} = D_B \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C_i}{\partial r} \right) \quad (4)$$

ここに、 R_{FB} : 緩衝材中の核種遅延係数、 C_i : 核種 i 濃度、 D_B : 緩衝材中の核種拡散係数

さらに、緩衝材より外側では以下の 1 次元移流拡散式によって評価した。

$$R_{fm} \frac{\partial C_i}{\partial t} = -v_n \frac{\partial C_i}{\partial x} + \alpha_N \cdot v_n \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial C_i}{\partial x} \right) \quad (5)$$

ここに、 R_{fm} : 母岩中の核種遅延係数、 v_n : ゆるみ域の地下水実流速、 α_N : ニアフィールド母岩中の分散長、 x : 距離

なお、ガラス固化体中の核種は、ケイ酸の溶解とともに溶出するという内側境界条件を用い、人工バリアの評価地点である 7 m よりも十分離れた 20 m で濃度ゼロ境界を設定した。ここで、人工バリア性能の評価位置としては坑道周辺のゆるみ域まで、すなわち、処分ピットの径および処分坑道と同等のゆるみ域を考慮してガラス固化体表面から 7 m とした。この評価地点は、堆積岩地域においても花崗岩地域においても共通であるとした。ガラス固化体、緩衝材および周辺母岩の間の境界における核種フラックスは連続するとして設定した。

なお、上記の解析にあたり、オーバーパック領域では核種の吸着や溶解度は考慮せず、拡散係数も自由水中の拡散係数を用いた。緩衝材領域では核種の吸着や溶解度を Table 3~7 に示したパラメータを使用し、実効拡散係数として $1.5 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ を用いた。ゆるみ域の地下水水流速は、後述する地下水流动解析結果から動水勾配を求め、その値にゆるみ域として母岩の透水係数よりも 1 オーダー

Table 8 Simulated results of inventories in the vitrified waste

	1030 年後の固化体あたりの核種量	
	(Bq/glass)	(Mol/glass)
Se-79	1.6E+10	8.0E-02
Sr-90	6.0E+04	1.3E-10
Zr-93	7.4E+10	8.5E-00
Tc-99	5.1E+11	8.2E-00
Pd-107	4.3E+09	2.1E-00
Sn-113	3.0E+10	2.2E-01
Cs-135	1.7E+10	3.0E-00
Cs-137	1.7E+05	3.9E-10
Cm-246	1.8E+09	6.6E-04
Pu-242	4.3E+08	1.3E-02
U-238	3.9E+07	1.3E+01
U-234	5.3E+08	9.9E-03
Th-230	6.0E+06	3.5E-05
Ra-226	1.4E+06	1.7E-07
Pb-210	1.4E+06	2.4E-09
Cm-245	8.8E+09	5.7E-03
Pu-241	8.9E+09	9.6E-06
Am-241	6.4E+12	2.1E-01
Np-237	2.0E+10	3.2E-00
U-233	7.9E+07	9.5E-04
Th-229	3.6E+06	2.0E-06
Ra-225	3.6E+06	1.1E-11
Cm-247	7.0E+03	8.2E-06
Am-243	7.0E+11	3.9E-01
Pu-239	8.2E+10	1.5E-01
U-235	2.8E+06	1.5E-01
Pa-231	6.1E+05	1.5E-06
Ac-227	6.1E+05	1.0E-09
Th-227	6.0E+05	2.3E-12
Ra-223	6.1E+05	1.4E-12
Cm-244	1.2E-02	1.7E-17
Pu-240	3.1E+11	1.5E-01
U-236	5.7E+07	1.0E-01
Th-232	5.9E+00	6.3E-06
Ra-228	5.9E+00	3.0E-15
Th-228	2.7E+04	3.9E-12

解析条件 : PWR 燃料, 初期濃縮度 ; 4.5% U-235, 燃焼度 ; 45,000 MWD/MTU, 冷却期間 ; 炉取り出し後 4 年
ガラス固化体への核種移行率 ; U 0.422%, Pu 0.584%, Am,Cm, Np 100%, I 0%, FP 100%
ガラス固化体発生量 : 1.25 本 / MTU, 処分総量 : ガラス固化体 40,000 本

大きい透水係数を乗じ、保守側の地下水水流速を設定した。その値は、基本シナリオにおけるダルシーフlow速として堆積岩地域で 2.6×10^{-9} m/s, 花崗岩地域で 6×10^{-10} m/s となつた。ニアフィールド母岩中の分散長は、Fig.5 に示す解析領域の 1/5 とした。その他の計算上の取扱いは Fig.5 に示した。

5.2 人工バリア性能評価

堆積岩地域を想定した場合の人工バリア標準ケースの解析結果を Fig.6 に示す。図中の縦軸は、便宜上ゆるみ域での核種漏出量に対して、生物圈評価で設定された線量

換算係数をそのまま適用した場合の固化体 1 本あたりの線量当量を表現している。

線量換算係数は、核種を含む地下水が河川に浸出し、その河川水を利用する経路を主要経路として算出した。具体的な被ばく経路としては、井戸水や河川水の飲料水摂取、農作物摂取、畜産物摂取、水産物摂取による内部被ばく、汚染土壤活動による外部被ばくと内部被ばくである。それらを求めるために使用したパラメータを Table 9 に示し、これらのパラメータを使用して得られた線量換算係数を Table 10 に示す。ここで特に河川希釈水量は、堆積岩地域では年間降水量 1700mm, 可能蒸発散量 600mm

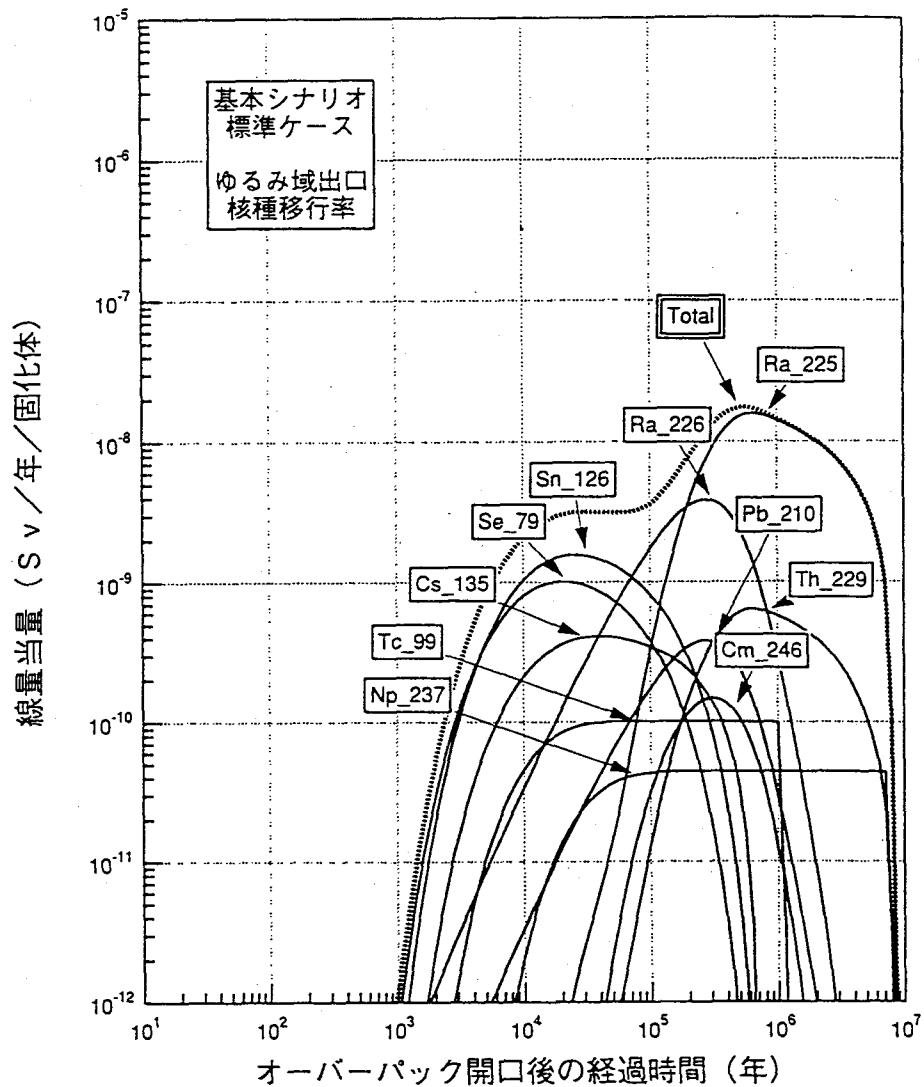


Fig.6 Simulated results of dose equivalent from engineered barrier

とし、その差に流域面積を乗じて算出した。その他のパラメータは、生物圈評価に関する国際プロジェクトである BIOMOVS の成果[16]、六ヶ所埋設センターの許認可で使用されているデータ[17]、IAEA 報告書[18]等を参考にして設定した。なお、Table 10 中では、井戸水経由、河川水経由、海水経由に分類して線量換算係数を示しているが、Fig.6 ではそのうち河川水経由の線量換算係数を使用した。この中には、河川水の直接飲用、河川水を利用した農作物や畜産物の摂取、水産物の摂取、河川水を灌漑した農地での農耕作業が含まれる。ここでは、これを河川水利用シナリオと称することにする。

Fig.6 から、標準ケースでは、線量当量が最大となる時期は $10^5 \sim 10^6$ 年であり、支配核種は Ra-225 で、最大線量値はガラス固化体 1 本あたり $2 \times 10^{-8} \text{ Sv/y}$ となった。一方、保守ケースでは、線量当量が最大となる時期は 10^4 年付近まで短縮し、支配核種は Am-243 で、最大線量値

は標準ケースの約 25 倍となった。このように保守ケースと標準ケースとでは、線量当量の最大値とその出現時期および決定核種が異なった。この結果を踏まえ、6 章で天然バリア性能評価解析を行った。

また、変動シナリオとして、天然バリアの変動に伴う人工バリアからの核種漏出パターンを検討したが、今回の条件設定では、人工バリア周辺環境が塩水環境となるか、淡水環境となるかで、分配係数等のパラメータ値が異なり、その影響で人工バリアからの核種漏出パターンも変化することがわかった。

6 天然バリア性能評価

人工バリアから放出された放射性核種が地下水の流動に伴い地表付近の生物圏へ移行し、人間が被ばくする経路は、深地層に廃棄物を隔離する高レベル放射性廃棄物

Table 9 Parameter values for evaluating dose conversion factor

パラメータ		設定値	単位
深井戸揚水量		1.50E+06	[m ³ /y]
河川希釈水量		2.60E+07	[m ³ /y]
海水希釈水量		2.00E+09	[m ³ /y]
灌漑水量	水田	1.8	[m ³ / (m ² · y)]
	畑	0.7	[m ³ / (m ² · y)]
有効土壤体積	水田	0.1	[m ³ /m ²]
	畑	0.3	[m ³ /m ²]
土壤見かけ密度		1.1	[g/m ³]
有効土壤間隙率	水田	0.1	[—]
	畑	0.2	[—]
土壤浸透水量	水田	1.5	[m ³ / (m ² · y)]
	畑	0.2	[m ³ / (m ² · y)]
農作物への沈着割合	葉菜	0.5	[—]
	牧草	2.0	[m ² /kg]
農作物からの核種除去係数		7.00E-02	[1/day]
農作物の栽培密度	葉菜	2.3	[kg/m ²]
	牧草	2.0	[m ² /kg]
農作物の栽培期間	葉菜	60	[day]
	牧草	60	[day]
灌漑期間		1,000	[y]
畜産における汚染水利用率		1	[—]
家畜用水摂取量	肉牛	50	[l/day]
	豚	5	[l/day]
	鶏	0.5	[l/day]
	乳牛	70	[l/day]
畜産における汚染飼料の利用率		1	[—]
家畜飼料摂取量	肉牛	70	[kg/day]
	豚	10	[kg/day]
	鶏	0.3	[kg/day]
	乳牛	50	[kg/day]
人間の水摂取量		0.6	[m ³ /y]
農作物の摂取量	根菜	80	[kg/y]
	葉菜	40	[kg/y]
	穀物	80	[kg/y]
	米	120	[kg/y]
	果物	10	[kg/y]
農産物の市場希釈係数		1	[—]
畜産物の摂取量	牛肉	55	[kg/y]
	豚	55	[kg/y]
	鶏	55	[kg/y]
	ミルク	200	[l/y]
	卵	15	[kg/y]
畜産物の市場希釈係数		1	[—]
水産物の摂取量	淡水魚	20	[kg/y]
	その他淡水産物	1.1	[kg/y]
	海水魚	11	[kg/y]
	その他海水産物	35	[kg/y]
水産物の市場希釈係数		1	[—]
核種の遮蔽係数		1	[—]
農耕作業被ばく時間	水田	350	[h/y]
	畑	750	[h/y]
農耕作業時の空気中ダスト濃度		1.00E-05	[g/m ³]
農耕作業時の呼吸率		1.2	[m ³ /h]

Table 10 Calculated dose conversion factors of nuclides for several scenarios

核種	井戸水	河川水						海水
	飲料水	飲料水	農産物	畜産物	水産物	農耕作業	合計	海産物
Be-10	4.40E-16	2.54E-17	1.06E-17	9.15E-18	2.16E-18	2.73E-18	5.00E-17	5.06E-18
Cl-36	3.28E-16	1.89E-17	1.21E-17	2.67E-16	3.91E-17	3.33E-18	3.40E-16	1.48E-18
Ca-41	1.32E-16	7.62E-18	1.43E-16	2.36E-16	1.48E-17	4.52E-20	4.02E-16	3.25E-20
Ni-59	2.16E-17	1.25E-18	3.53E-18	1.55E-17	2.10E-17	1.87E-18	4.31E-17	6.21E-19
Ni-63	6.00E-17	3.46E-18	5.39E-18	4.04E-17	5.83E-17	6.38E-23	1.08E-16	1.73E-18
Se-79	9.60E-16	5.54E-17	6.96E-16	1.80E-14	5.72E-16	3.57E-23	1.93E-14	2.89E-16
Rb-87	5.60E-16	3.23E-17	2.78E-15	1.00E-14	2.21E-15	6.63E-22	1.51E-14	4.78E-19
Sr-90	1.52E-14	8.77E-16	6.57E-15	3.46E-15	2.24E-15	1.05E-20	1.31E-14	6.86E-18
Y-90	1.12E-15	6.46E-17	5.46E-18	2.37E-17	1.72E-16	1.22E-19	2.66E-16	4.94E-17
Zr-93	1.80E-16	1.04E-17	1.04E-17	8.51E-17	1.06E-16	1.21E-20	2.12E-16	8.12E-18
Nb-93m	4.80E-17	2.77E-18	1.79E-18	3.44E-16	3.28E-17	8.10E-19	3.82E-16	2.17E-18
Nb-94	5.60E-16	3.23E-17	5.50E-17	4.25E-15	3.82E-16	5.48E-15	1.02E-14	2.53E-17
Tc-98	5.20E-16	3.00E-17	3.93E-15	2.13E-15	2.03E-17	5.72E-16	6.68E-15	2.30E-17
Tc-99	1.44E-16	8.31E-18	1.09E-15	5.90E-16	5.61E-18	2.94E-23	1.69E-15	6.36E-18
Pd-107	1.52E-17	8.77E-19	1.61E-17	5.09E-19	1.39E-18	5.06E-22	1.89E-17	2.62E-19
Ag-108	0.00E-00	0.00E-00	0.00E-00	0.00E-00	0.00E-00	6.04E-23	6.04E-23	0.00E-00
Ag-108m	8.40E-16	4.85E-17	4.36E-16	1.09E-14	6.54E-17	2.96E-15	1.44E-14	1.95E-16
Sn-121m	1.52E-16	8.77E-18	6.38E-17	2.07E-17	3.08E-16	1.01E-18	4.03E-16	4.37E-16
Sn-126	2.16E-15	1.25E-16	2.15E-15	4.71E-16	4.38E-15	8.54E-15	1.57E-14	6.21E-15
Sb-126	1.12E-15	6.46E-17	1.44E-17	1.48E-17	3.34E-18	1.32E-17	1.10E-16	3.01E-17
Sb-126m	8.40E-18	4.85E-19	2.57E-22	3.19E-21	2.50E-20	8.09E-21	5.21E-19	2.26E-19
Cs-135	7.60E-16	4.38E-17	7.04E-16	2.11E-15	3.00E-15	9.68E-22	5.86E-15	2.04E-18
Cs-137	5.60E-15	3.23E-16	9.00E-16	8.77E-15	2.21E-14	1.46E-15	3.36E-14	1.51E-17
Ba-137m	0.00E-00	0.00E-00	0.00E-00	0.00E-00	0.00E-00	4.15E-22	4.15E-22	0.00E-00
Sm-146	2.12E-14	1.22E-15	2.27E-15	1.91E-15	1.45E-14	1.56E-17	1.99E-14	1.07E-15
Sm-151	3.72E-17	2.15E-18	1.96E-18	1.84E-18	2.54E-17	3.36E-20	3.14E-17	1.88E-18
Ho-166m	8.80E-16	5.08E-17	8.96E-17	1.71E-16	1.35E-16	2.88E-14	2.92E-14	3.88E-17
Pb-210	7.38E-13	4.26E-14	3.02E-14	1.85E-13	4.34E-13	4.23E-17	6.91E-13	3.43E-14
Ra-225	4.34E-14	2.50E-15	6.17E-16	4.71E-15	5.55E-15	1.68E-18	1.34E-14	4.88E-16
Ra-226	1.25E-13	7.22E-15	2.00E-14	2.48E-14	1.60E-14	3.39E-15	7.13E-14	1.41E-15
Ra-228	1.34E-13	7.71E-15	6.64E-15	2.37E-14	1.71E-14	3.27E-16	5.55E-14	1.50E-15
Ac-227	1.60E-12	9.25E-14	3.90E-14	5.84E-15	2.97E-12	6.06E-16	3.11E-12	7.12E-14
Th-228	8.11E-14	4.68E-15	1.83E-15	4.74E-15	8.97E-15	3.90E-16	2.06E-14	4.22E-15
Th-229	3.77E-13	2.18E-14	1.47E-14	2.27E-14	4.17E-14	3.97E-15	1.05E-13	1.96E-14
Th-230	5.88E-14	3.39E-15	2.32E-15	3.54E-15	6.50E-15	6.72E-17	1.58E-14	3.06E-15
Th-232	2.99E-13	1.72E-14	1.18E-14	1.79E-14	3.30E-14	3.53E-16	8.03E-14	1.55E-14
Pa-231	1.18E-12	6.79E-14	3.58E-13	2.03E-15	3.51E-14	1.68E-16	4.63E-13	1.32E-15
U-233	2.90E-14	1.67E-15	7.80E-16	1.10E-15	8.64E-16	5.58E-18	4.42E-15	1.31E-17
U-234	2.86E-14	1.65E-15	7.69E-16	1.09E-15	8.52E-16	5.68E-18	4.36E-15	1.29E-17
U-235	2.75E-14	1.59E-15	7.41E-16	1.05E-15	8.21E-16	7.56E-16	4.95E-15	1.24E-17
U-236	2.70E-14	1.56E-15	7.27E-16	1.03E-15	8.06E-16	5.17E-18	4.12E-15	1.22E-17
U-238	2.70E-14	1.56E-15	7.26E-16	1.02E-15	8.04E-16	7.81E-15	1.19E-14	1.22E-17
Np-237	4.35E-13	2.51E-14	1.76E-14	1.39E-15	2.68E-14	1.08E-15	7.20E-14	1.96E-15
Pu-239	3.92E-13	2.26E-14	1.93E-14	3.74E-15	7.16E-15	9.60E-17	5.29E-14	3.65E-15
Pu-240	3.92E-13	2.26E-14	1.91E-14	3.74E-15	7.16E-15	8.58E-17	5.27E-14	3.65E-15
Pu-241	7.69E-15	4.44E-16	2.00E-16	7.14E-17	1.41E-16	1.38E-19	8.55E-16	7.15E-17
Pu-242	3.70E-13	2.14E-14	1.83E-14	3.54E-15	6.77E-15	8.31E-17	5.01E-14	3.44E-15
Am-241	4.00E-13	2.31E-14	1.83E-14	3.96E-15	7.42E-13	2.05E-16	7.88E-13	9.03E-15
Am-243	4.00E-13	2.31E-14	2.22E-14	4.18E-15	7.43E-13	5.30E-15	7.98E-13	9.03E-15
Cm-245	4.17E-13	2.40E-14	2.31E-14	4.28E-15	6.81E-14	1.83E-15	1.21E-13	3.65E-14
Cm-246	4.08E-13	2.35E-14	2.24E-14	4.19E-15	6.67E-14	1.04E-16	1.17E-13	3.58E-14
Cm-247	3.77E-13	2.18E-14	2.12E-14	3.88E-15	6.17E-14	7.71E-15	1.16E-13	3.31E-14
Cm-248	1.90E-12	1.10E-13	1.07E-13	1.95E-14	3.11E-13	2.52E-14	5.73E-13	1.67E-13

処分におけるもっとも基本的な被ばく経路である。ここでは、地下水シナリオを中心とする天然バリア性能評価手法を記述し、本特集(その2)[8]で詳述された堆積岩サイトと花崗岩サイトとを想定し、4章で検討したシナリオに従い性能評価・安全評価を実施した。

地下水シナリオに対する天然バリア性能評価のフローをFig.7に示す。なお、図中には人工バリアに関する解析も含む。この図から、天然バリアは、地下水水流動解析、流跡線解析、核種移行解析、生物圏および被ばく線量解析という一連の解析から構成される。ただし、地下水水流動解析結果は、人工バリア周辺の地下水水流速を与えることから、人工バリアからの核種漏出解析にも使用される。

6.1 地下水流動解析手法

地下水水流動を解析する手法には種々の方法があり、取り扱っている現象、解析次元、地下水水流動媒体、解析手法等によって分類されるため、適切な手法を選択する必要がある。ここでは、媒体を主に多孔質とみなし、3次元解析の場合、以下に示す式を用いて定常流動解析を行った。

$$\frac{\partial^2 H}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 H}{\partial z^2} = 0 \quad (6)$$

ここに、 H :全水頭、 x , y , z :座標

6.2 堆積岩地域の地下水水流動解析

堆積岩地域の処分候補地周辺の地形は、Fig.8の平面図に示すように、大局的には南側の山から北側の海に向かって徐々に高度を下げる地形であり、海岸線や南部の山は、ほぼ東西方向に一様に分布し、地質的にも東西方向の変化が乏しい。したがって、この地域においては南北方向の2次元鉛直断面で地下水水流動系を把握した。

また、本堆積岩地域では塩淡境界が処分候補地周辺に存在する。地下水は塩淡境界付近で流れが変化するため、塩淡境界の位置は評価上重要である。したがって、地下水の密度差を考慮した地下水水流動解析によって、まず、塩淡境界の位置を求めた。次に、塩淡境界位置において、塩水と淡水は混合しないと仮定し、不透水境界を設定し、淡水領域に限定して地下水水流動解析を再度実施した。

Fig.8のA-B断面における要素分割図をFig.9に示す。この解析モデル図は、塩淡境界より海側を削除したものである。定常流動解析結果をFig.10に示す。また、地下水水流動解析のための境界条件および入力データをそれぞれTable 11, Table 12に示す。Fig.10から、処分場想定位置(GL-500 m)を含むD層への涵養源は南端の断層であることがわかる。断層から地下に浸透した地下水は、相対的に透水係数の大きいE層、F層を流れ、D層中を鉛直上向きに移行し、上部の層へ浸出する。地表への浸出点は、地表面標高の低い地点、例えば河川や海岸線となる。

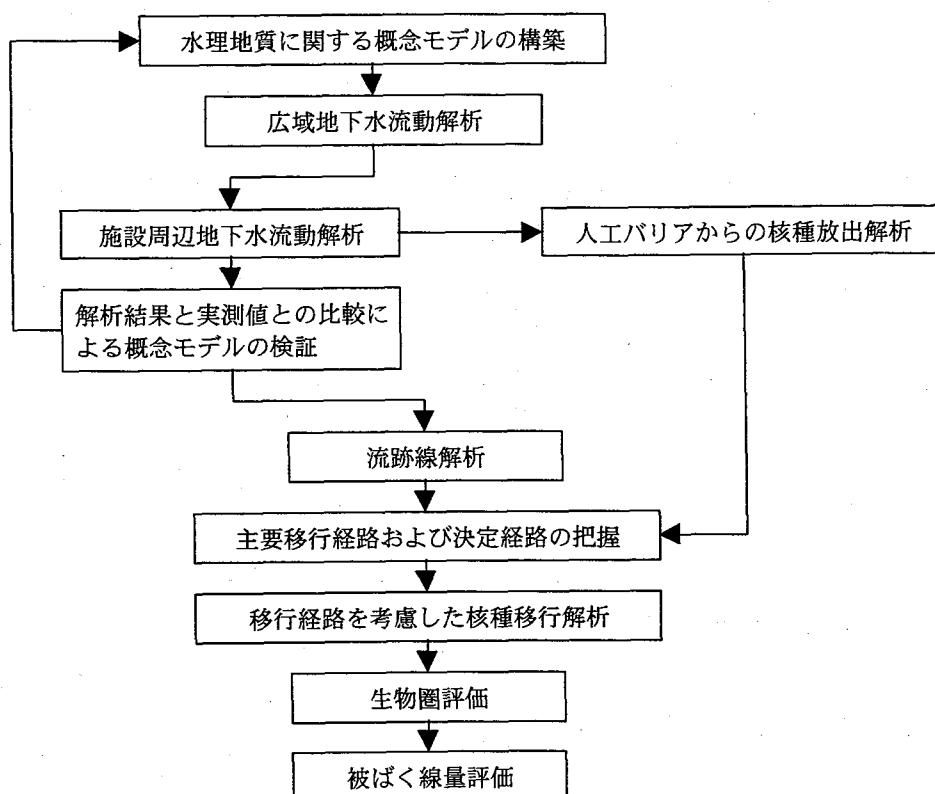


Fig.7 Flow diagram for evaluating dose equivalent involved in groundwater

6.3 花崗岩地域の地下水水流動解析

花崗岩地域の処分候補地は、Fig.11 の平面図に示すように、海に隣接し、南北を河川で区切られた高さ数百 m の山地の中央を流れる沢の上流部直下にある。処分候補地の周囲は透水係数の小さい花崗岩であり、その外側に相対的に透水係数の大きい古期堆積岩が分布する。花崗

岩は、断層・破碎帯以外の部分は低透水性であるため、高透水性の断層・破碎帯が、地下水の涵養源および主な浸出点になると予想される。また、中央部の沢は周囲の尾根部と 400 m 以上の高度差を持つため、深部の地下水流动に対しても影響を与えることが予想される。したがって、処分候補地を通過する地下水は、比較的その近傍

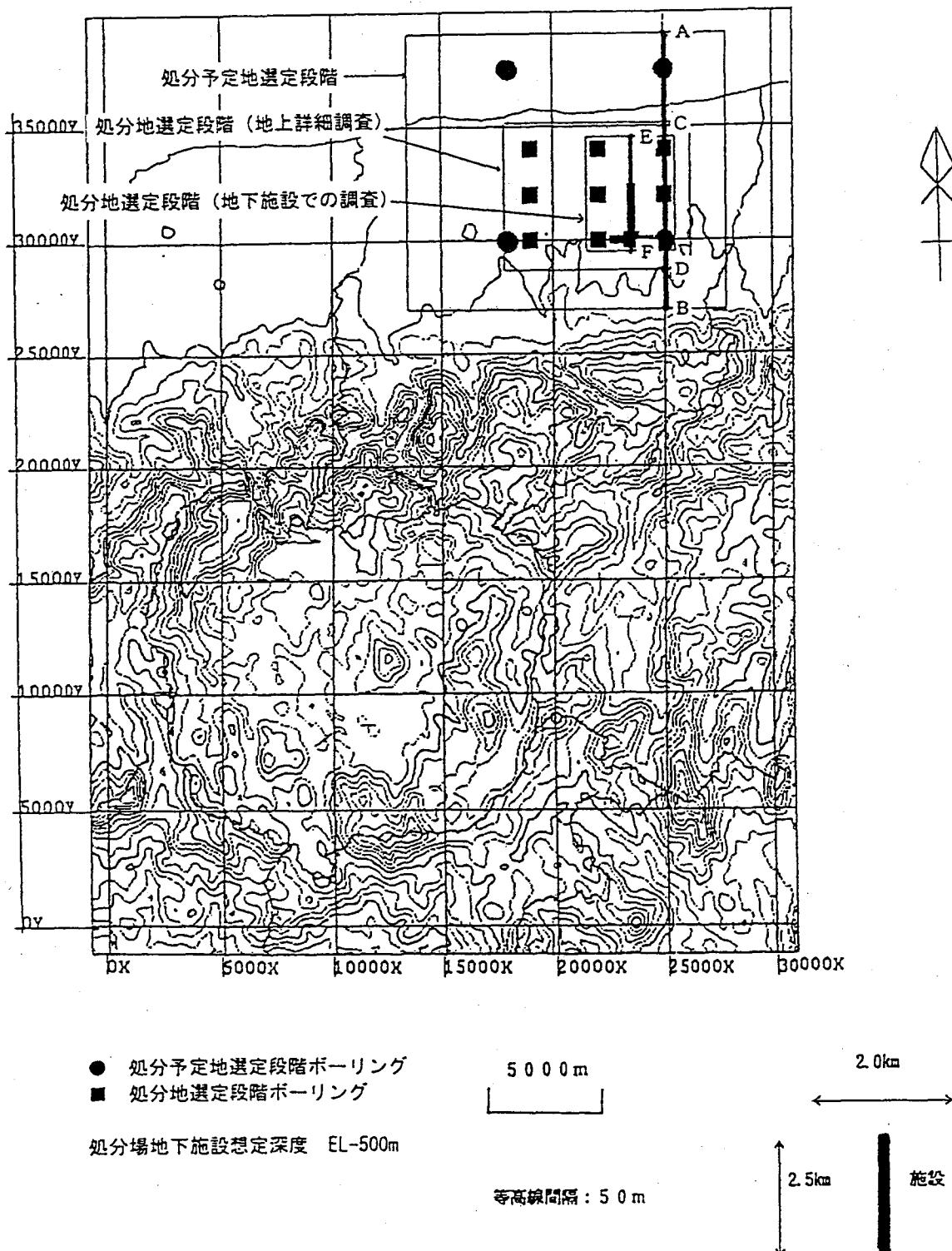


Fig.8 Plane view of the sedimentary rock area

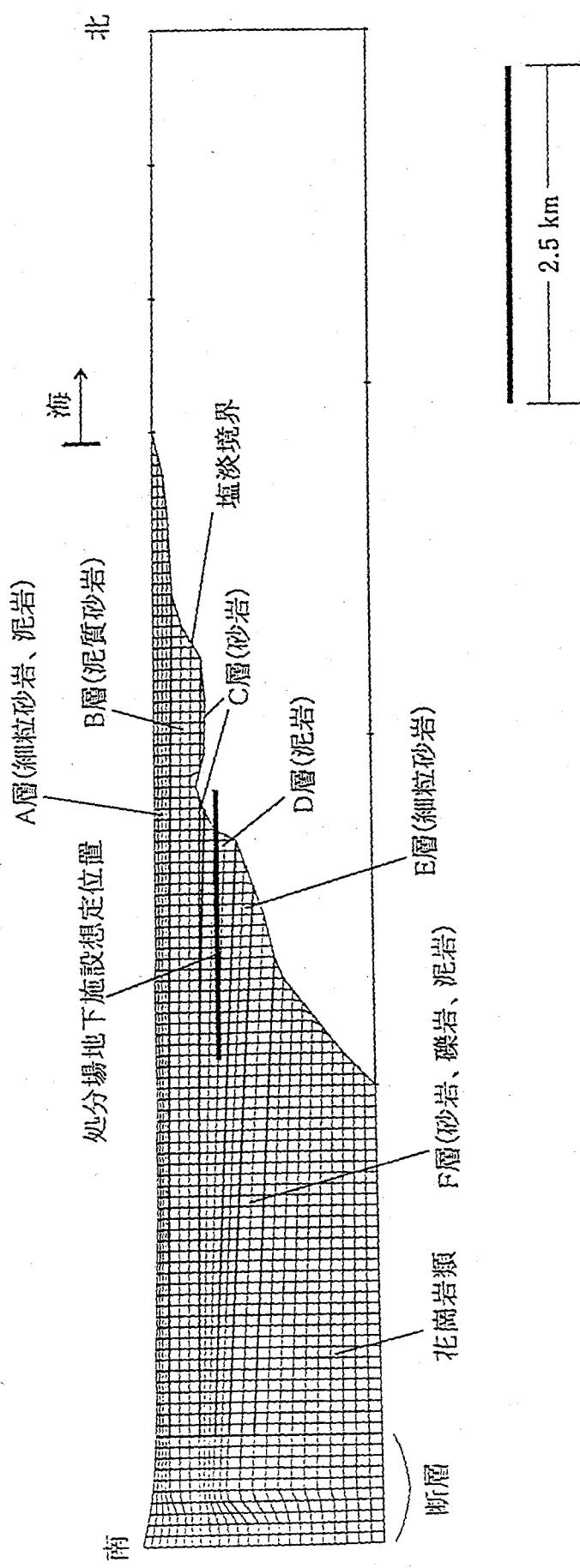


Fig.9 Mesh diagram for vertical two-dimensional groundwater flow analysis in the sedimentary rock area

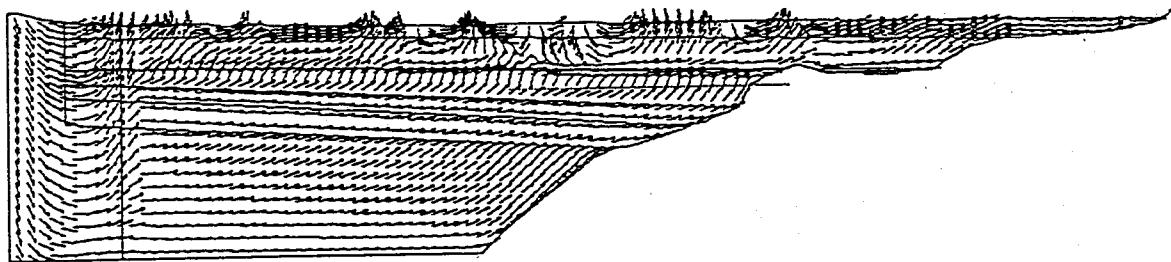


Fig.10(1) Calculated Darcy velocity distribution of the sedimentary rock area

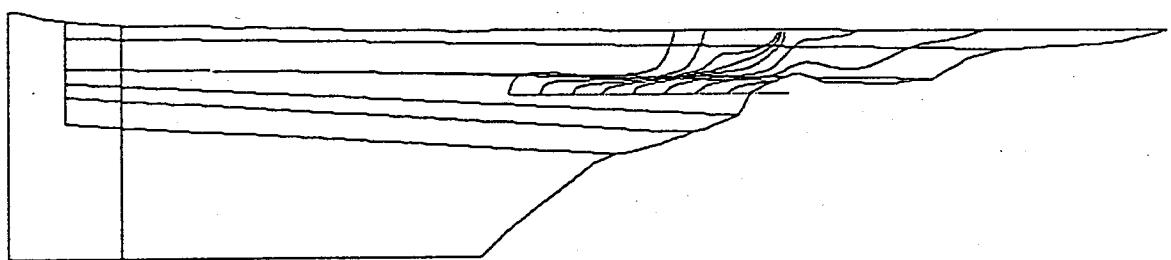


Fig.10(2) Calculated results of trajectories of the sedimentary rock area

Table 11 Boundary conditions of groundwater flow analysis in the sedimentary rock area

境界位置	境界条件
地表面	圧力水頭ゼロ(地下水位が地表面と一致)
底部境界(EL -2,000 m)	不透水
領域南端断層の上流側境界	不透水
領域北側の海底境界	静水圧固定, 塩水濃度固定

Table 12 Input parameters of groundwater flow analysis in the sedimentary rock area

地層区分	透水係数 (m/s)	間隙率 (%)	密度 (kg/m ³)	縦方向分散長 (m)	横方向分散長 (m)
断層	1×10^{-5}	50	—	—	—
A 層(細粒砂岩, 泥岩)	1×10^{-7}	55	2500	10	2
B 層(泥質砂岩)	5×10^{-8}	55	2600	10	2
C 層(砂岩)	5×10^{-7}	60	2500	10	2
D 層(泥岩)	1×10^{-8}	55	2600	10	2
E 層(細粒砂岩)	1×10^{-7}	55	—	—	—
F 層(砂岩, 砂岩, 泥岩)	5×10^{-8}	55	—	—	—
花崗岩類	1×10^{-8}	2	—	—	—

の沢に流出するものと考えられる。そこで、本サイトに対しては3次元定常地下水流动解析を行った。3次元の要素分割図をFig.12に示す。また、解析のための境界条件および入力データをそれぞれTable 13, Table 14に示す。解析結果をFig.13に示す。この図から、処分場想定位置(GL -1,000 m)を中心とするこの地域の地下水の全体的な流れは、東部の山から涵養され、中央の沢に浸出する流れであることがわかる。

広域の解析結果を踏まえ、処分場想定位置周辺の詳細領域の3次元地下水流动解析を同様に行った。なお、Fig.13中には詳細モデル領域も示す。

6.4 核種移行解析手法

核種移行解析は、地下水流动解析手法と同様に、取り扱っている現象、解析次元、核種移行媒体、解析手法等によって分類されるため適切な手法を選択する必要がある。

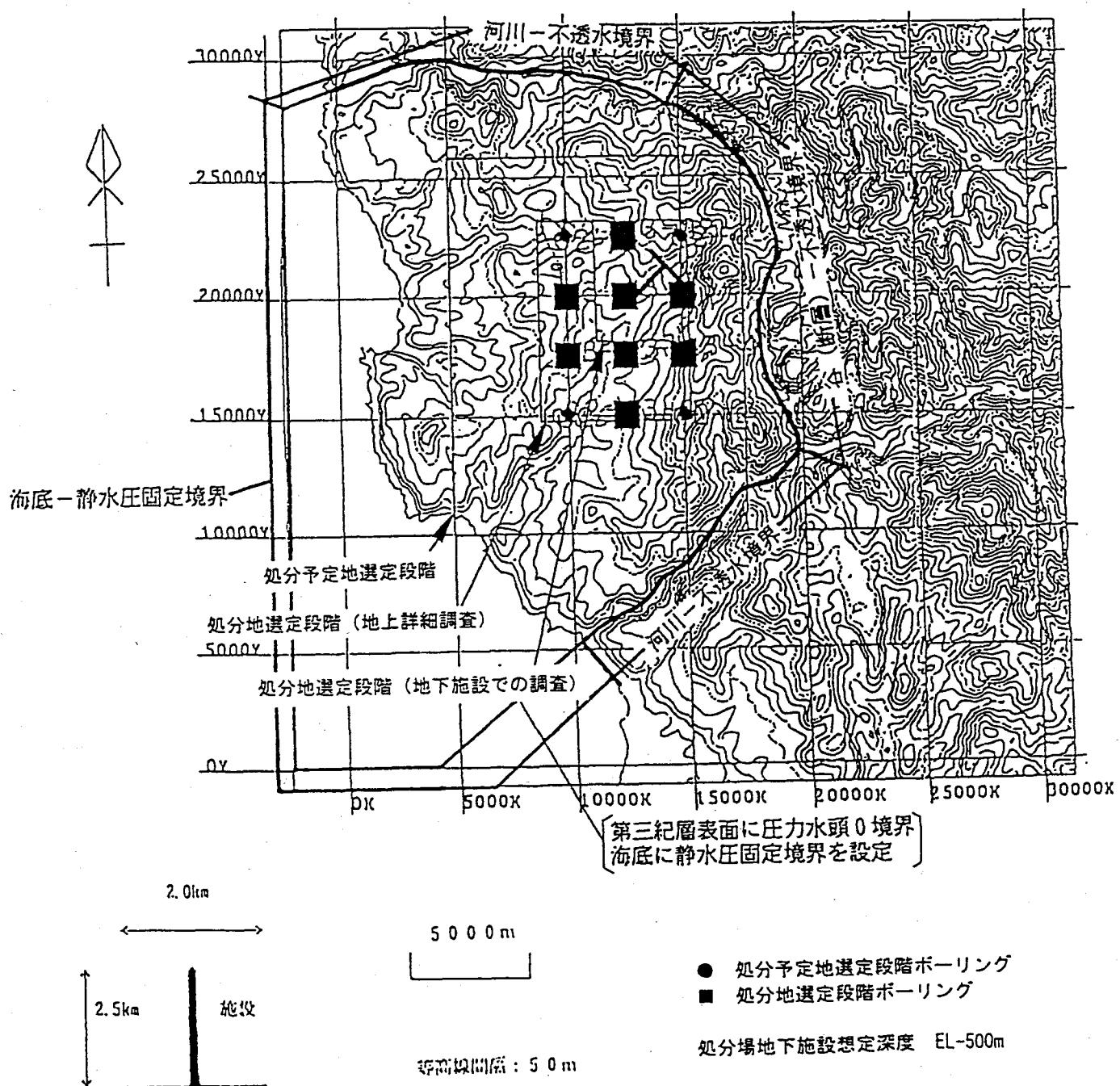


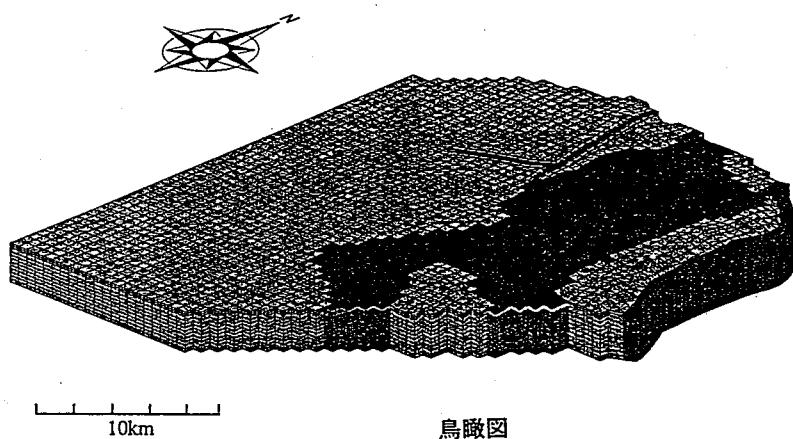
Fig.11 Plane view of the granitoid rock area

地下水流动解析は、堆積岩地域では鉛直2次元、花崗岩地域では3次元で行ったが、それに引き続ぐ核種移行解析では鉛直上向の地下水速成分を移流速度とする1次元解析を行った。ここで、移流速度は処分場を始点とし、地表を終点とする流跡線解析結果に基づき保守側に設定した。すなわち、処分場を始点とする多数のパーティクルの中で、各層における滞留時間が最小の流跡線に対して、鉛直方向の層厚をその最小滞留時間で除することにより、対象地層における移流速度を求めた。人工バリアからの漏出量は、ガラス固化体から7m離れた地点

における漏出フラックスを使用した。多孔質媒体とみなす場合の1次元核種移行解析は次式で表現される。

$$-\frac{\partial}{\partial x} \left\{ u_D C_i - D_c \frac{\partial C_i}{\partial x} \right\} + q - \lambda_i \varepsilon R_{fi} C_i \\ + \sum_{j,j \neq i} f_{j \rightarrow i} \lambda_j \varepsilon R_{fj} C_j = \frac{\partial}{\partial t} (\varepsilon R_{fi} C_i)$$

ここに、 C_i, C_j ：核種 i, j の間隙水中核種濃度、 u_D ：ダルシーフ流速、 D_c ：分散係数、 q ：注入量、 $f_{j \rightarrow i}$ ：核種 j から核種 i への崩壊、 λ_i, λ_j ：核種 i, j の崩壊定数、 R_{fi}, R_{fj} ：核種 i, j の遅延係数、 ε ：媒体の間隙率



鳥瞰図

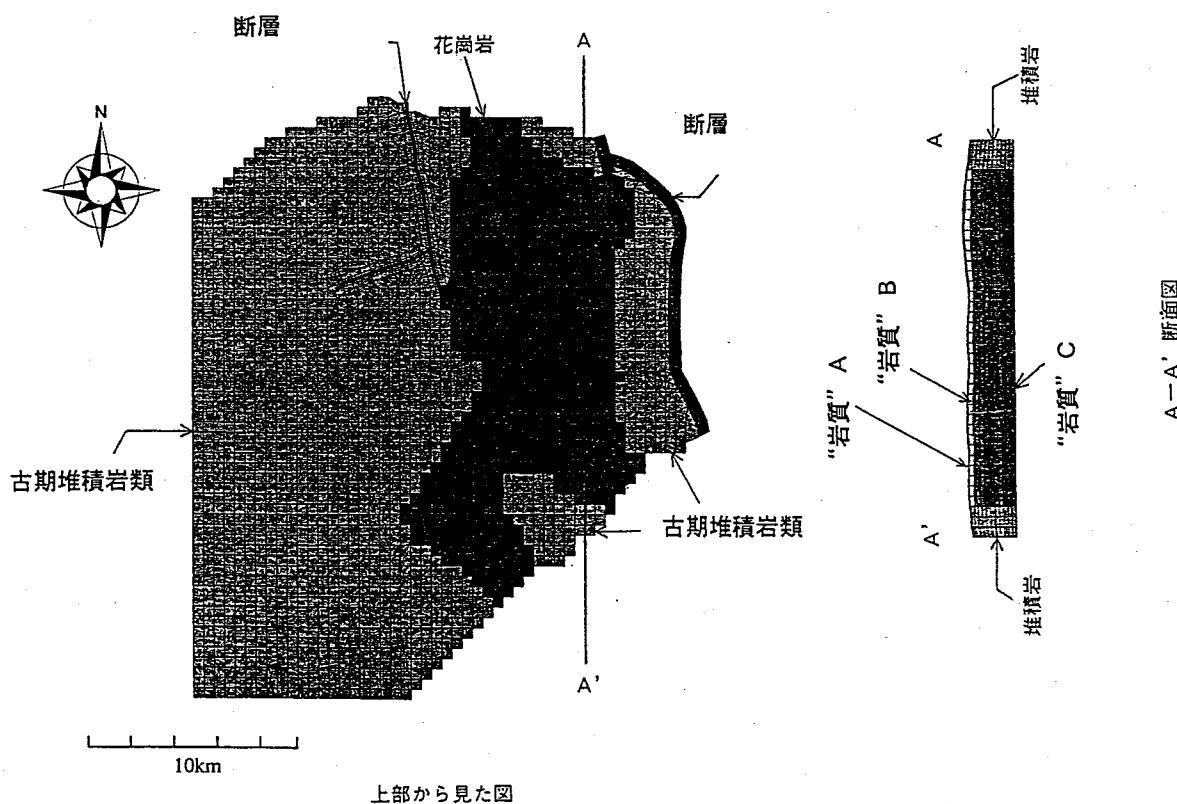


Fig.12 Mesh diagram for three-dimensional groundwater flow analysis in the granitoid rock area

D_c , R_f はさらに次のように書かれる。

$$D_c = \alpha u_D + D_e \quad (8)$$

$$R_f = 1 + \rho_R K_{di} \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} \quad (9)$$

ここに, α : 縦方向分散長, D_e : 拡散係数, ρ_R : 媒体真密度, K_{di} : 核種 i の分配係数

亀裂性媒体として扱う場合は、亀裂中では移流と分散が作用するが、マトリックス中では拡散のみ作用するとした。なお、後述する亀裂性媒体モデルでは 2 次元解析を行った。

6.5 線量当量評価手法

天然バリア中を移行した核種は、地表へ到達し生物圈へ移行する。そこで、被ばく量を評価するために、河川水中または海水中への核種フラックスと適当な換算係数を用いて線量当量計算を行った。線量換算係数は Table 10 に示した。基本シナリオおよび変動シナリオとして間氷期継続シナリオ(塩水域)と沈降シナリオを除いては、河川水飲用、農産物摂取、畜産物摂取、水産物摂取、農耕作業による経路を含む河川水利用シナリオに対する線量換算係数を使用し、間氷期継続シナリオ(塩水域)および沈降シナリオに対しては、海水中の海産物摂取経路のみとする線量換算係数を使用した。

6.6 堆積岩地域の核種移行解析

6.6.1 基本シナリオの核種移行

堆積岩地域における核種移行解析のための解析モデルは 1 次元の多層モデルを用いた。ここで、モデル化にあたっては、処分場上部の地層構造を考慮し、下部より、D 層(層厚 100 m), C 層(層厚 10 m), B 層(層厚 270 m), A 層(層厚 120 m) を設定した。移行距離としては、処分場建設深度である 500 m である。なお、鉛直上向きのダルシ一流速は、流跡線解析結果から D 層で 4.7×10^{-3} m/y, C 層で 4×10^{-3} m/y, B 層で 1×10^{-2} m/y, A 層で 2.5×10^{-2} m/y とした。間隙率および分散係数は Table 12 に示した。分散係数については、現状で入手できるデータの中から性質の類似した PAGIS の Boom clay の値[12]を主に引用した。各層の分配係数を Table 15 に示す。分散長は、Gelhar 他による分散長の空間スケール依存性に関する調査結果に基づき[19]、流れ(縦)方向の分散長を 10 m、流れ方向と垂直(横)方向の分散長を縦分散長の 1/5 と設定した。なお、本解析は 1 次元であるので、解析結果には横方向分散長は影響しない。

Fig.14 は人工バリアが標準ケースの結果を示す。この結果から、最大線量当量値は 1,500 万年経過後の約 0.05 $\mu\text{Sv}/\text{y}$ であり、その核種は Ac-227 であった。

Fig.15 は総被ばく線量の天然バリアの移行距離に対する変化を示している。この図から、放射崩壊の影響により、単一ピークとなっていないが、天然バリア中の移行

Table 13 Boundary conditions of groundwater flow analysis in the granitoid rock area

境界位置	境界条件
領域西の海側境界(海底)	静水圧固定
地表面	圧力水頭ゼロ(地下水位が地表面と一致)
底部境界(EL -2,000 m)	不透水
領域北側の河川の側方境界	不透水
領域東側の谷の側方境界(断層)	不透水
領域南側の側方境界	不透水

Table 14 Input parameters of groundwater flow analysis in the granitoid rock area

岩質区分	透水係数 (m/s)	間隙率(%)
断層・破碎帯	1×10^{-5}	30
岩質 A	1×10^{-5}	3.3
岩質 B	1×10^{-7}	1.3
岩質 C	1×10^{-8}	1.2
古期堆積岩類	3×10^{-7}	50

距離として 30 m 程度あれば、目標線量である $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ を大きく超えることはないことがわかる。なお、100 m 地点の方が 30 m 地点よりも最大ピーク値が若干高くなっているのは、100 m 地点で地層が変化し、それに伴い Th-229 とその娘核種である Ra-225 の分配係数が変化したことによって、短半減期の Ra-225 の影響が特異的に大きく現れたためである。

6.6.2 変動シナリオの核種移行

隆起・侵食シナリオは、隆起現象により処分施設が 300 m 隆起し、同時に同量の侵食現象が生じて A 層（細粒砂岩、泥岩）のすべて、および B 層（泥質砂岩）の大部分が消失した状態を想定する。地形は現在と変わらず海岸線も移動しないとする。このため、処分場は淡水域に位置したままであり、各層の流速は変わらない。したがって、基

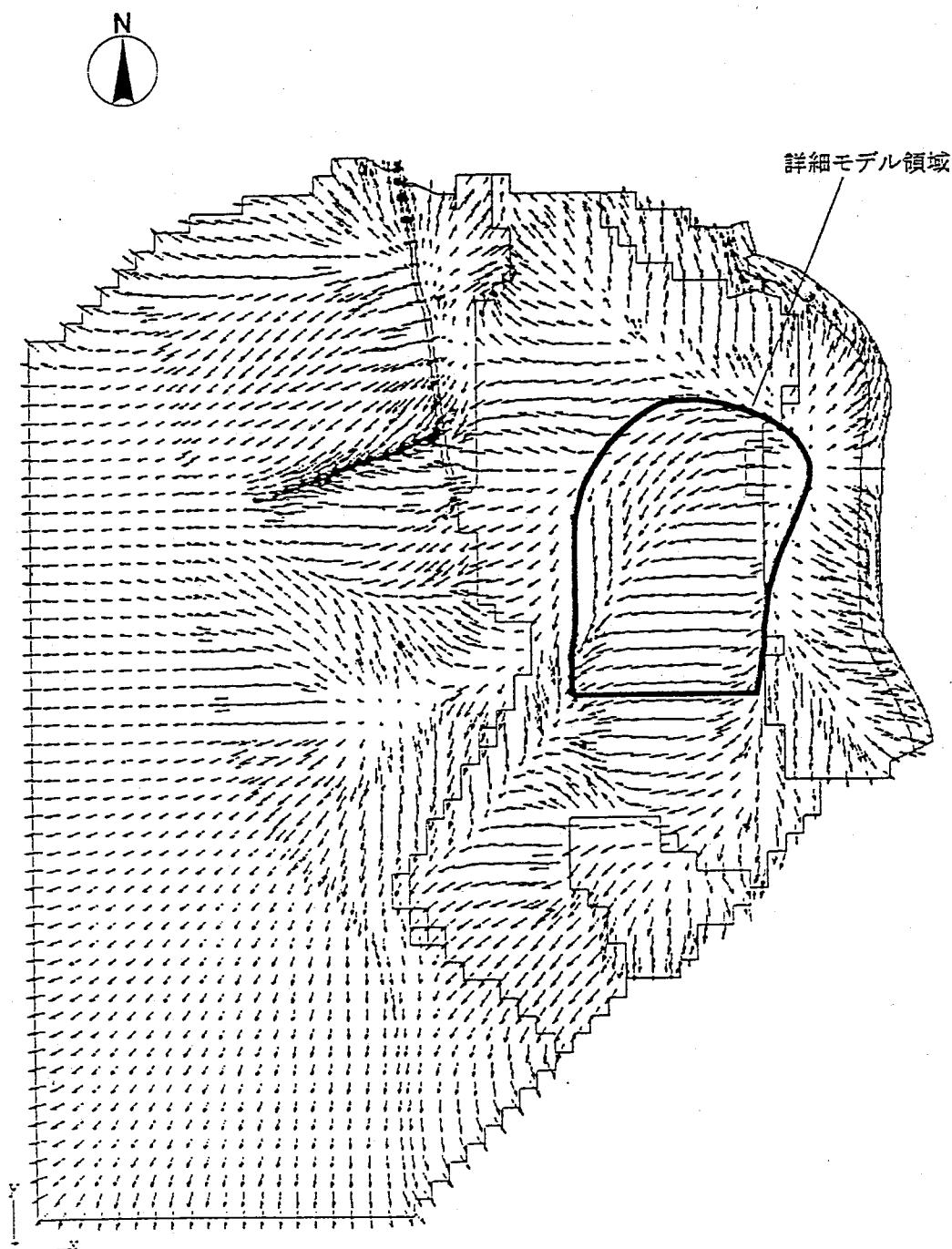


Fig.13 Calculated Darcy velocity distribution of the granitoid rock area at EL -500 m

Table 15 Distribution coefficients for reference scenario in the sedimentary rock area

	A 層	B,C 層	D 層
Se	0.1	0.03	0.06
Sr	0.01	0.01	0.01
Zr	0.3	0.3	2
Tc	0.0004	0.08	0.02
Pd	0.03	0.03	0.06
Sn	0.5	0.5	0.06
Cs	0.4	0.4	0.08
Pb	1	1	1
Ra	2	2	0.01
Ac	0.004	0.2	5
Th	0.5	0.5	2
Pa	0.002	0.1	1
U	0.002	0.1	0.6
Np	0.004	0.2	0.2
Pu	0.4	0.7	2
Am	0.4	0.4	0.6
Cm	0.4	0.4	0.6

本シナリオと比較して、移行距離だけ 200 m に短縮したが、その他の地下水流速、分配係数等は基本シナリオと同一値を使用した。

沈降シナリオは、100 m 沈降し、堆積量をゼロとしたシナリオである。海水準は、現地形の標高 100 m の地点となり、約 10 km 海岸線が前進し、塩淡境界は山側へ移動し、処分場全域が塩水域となる。塩淡境界から処分場までは十分離れているため、処分場近傍の地下水は停滞場となる。そこで、処分場全域が拡散場であると仮定し、処分場から放出された核種は拡散で移行して海底に放出することとする。移行経路は、移行距離の最も短い、鉛直上向きに移行していくと考え、移行距離は処分深度であるとする。したがって、沈降シナリオにおける評価モデルは、基本シナリオと同様のものを用いる。なお、使用するパラメータの中で、塩水域における分配係数を Sr, Cs, Ra に対して、基本シナリオの 1/100 とした。これは、陽イオン形態の核種のみが、イオン濃度の増加による影響を受けるものと仮定したためである。また、実効拡散係数は、自由水中の拡散係数および間隙率を考慮して、地層および核種に関係なく $1 \times 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$ と設定した。

間氷期継続シナリオは、間氷期の最温暖気候に変化し、それが継続するシナリオである。それにより、海水準が 10 m 上昇し、海岸線は約 3 km 前進する。また、気候の温暖化とともに降雨量の増加が考えられるが、この場合の温度上昇 (2°C の温度上昇) では、降雨量の変化は顕著ではないとした。そのため、地下水涵養量や河川流量は変化しないとする。また、本シナリオでは、海水準が 10 m 上昇することにより、塩淡境界は処分場の中心付近に移動する。そのため、処分場が淡水域に存在する場合と塩水域に存在する場合の 2 つのケースを評価することにする。塩淡境界が上流側に移動したことにより、地形

による水頭ポテンシャルの作用する距離が短くなることから、処分場位置の淡水域の流速はやや上昇する。また、塩水域の流速は、下流側から斜め下向きに淡水域の下方に入り込むような流れであり、塩淡境界近傍では斜め上向きの流速を持っている。そして、塩淡境界近傍の斜め上向きの流速は比較的大きい。そこで、塩水域の計算には、この流速の比較的大きい塩淡境界近傍の部分の流速を用いる。また、淡水域の移行経路は、一部陸側へ移動するが、クリティカルパスはかわらず、処分場上部に位置する河川へ浸出する。塩水域 (塩淡境界近傍) の移行経路は、塩淡境界に沿って上昇し、海岸線付近へ浸出する。ここで、淡水域における D 層の鉛直上向きのダルシー流速は $5.7 \times 10^{-3} \text{ m/y}$ となり、塩水域における D 層の鉛直上向きのダルシー流速は $2.6 \times 10^{-3} \text{ m/y}$ となった。

間氷期継続シナリオにおける淡水域の評価モデルは、クリティカルパスが変化しないことから、基本シナリオと同様のものを用いる。また、塩水域においてもモデル形状は基本シナリオと同様のものを用いることとする。

氷期継続シナリオは、最終氷期最盛期の寒冷気候に変化し、それが継続するシナリオである。地球的な氷河の発達により、海水準が 100 m 低下し、海岸線が約 30 km 後退する。また、気候の寒冷化 (8°C の低下) にともない、降雨量が 1,700 mm/y から 1,100 mm/y に減少する。降雨量が減少すると地下水涵養量と河川流量が減少する。流域面積を考慮すると、河川流量は $1.2 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{y}$ となる。ここで、地下水涵養量は変化しても第四紀層内の地下水流动の変化に留まり、深層への影響はないとする。なお、海水準の低下に伴う D 層の鉛直上向きのダルシー流速は $2.7 \times 10^{-3} \text{ m/y}$ となった。

塩淡境界は、基本シナリオに比べて約 30 km 下流側へ移動する。そして、山地から塩淡境界までの距離が長くなつたことから、地形による水頭ポテンシャルの作用する距離が長くなり、動水勾配が小さくなるので処分場付近における流速はやや低下する。また、移行経路は、一部海側へ大きく移動するが、クリティカルパスは変わらず、処分場上部の河川に浸出する。

火山活動による直接的な作用はサイト選定によって除外されるが、それでも火山の間接的な影響を受ける可能性は否めない。火山活動の間接的な影響として、地温勾配の変化がある。現在の地温勾配は $3 \text{ }^\circ\text{C}/100\text{m}$ であり、このシナリオでは 2 倍の $6 \text{ }^\circ\text{C}/100\text{m}$ に増大するものとする。人工バリア性能に対しては、この程度の温度差では基本シナリオにおける人工バリア標準ケースと比較してほとんど影響は現れなかった。また、天然バリアに対しては、地温勾配が著しく増大すると、その温度分布により地下水流动場に変化が現れる。しかし、このシナリオでは地温勾配の変化は顕著ではなく、地形・塩水によるポテンシャルに比べて小さいので地下水流动場は変化し

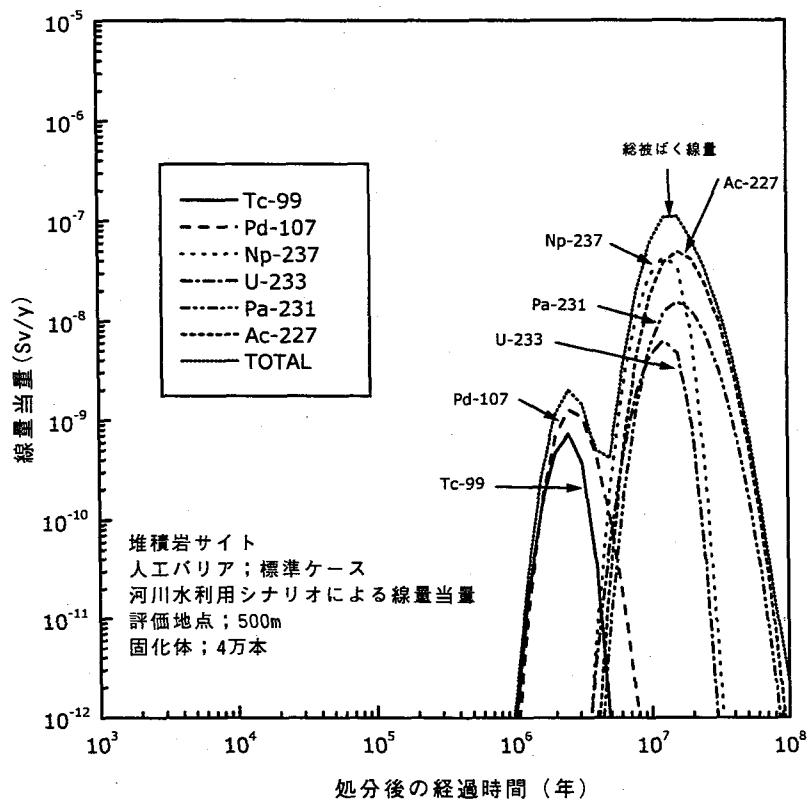


Fig.14 Calculated dose equivalent for reference scenario in the sedimentary rock area

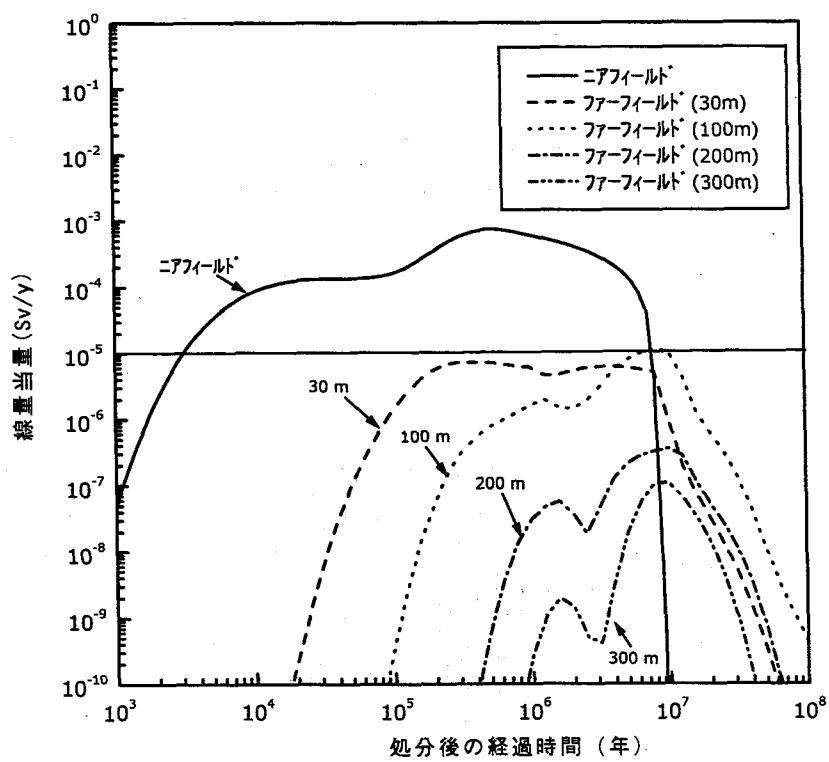


Fig.15 Effect of the length of migration pathway on dose equivalent in the sedimentary rock area

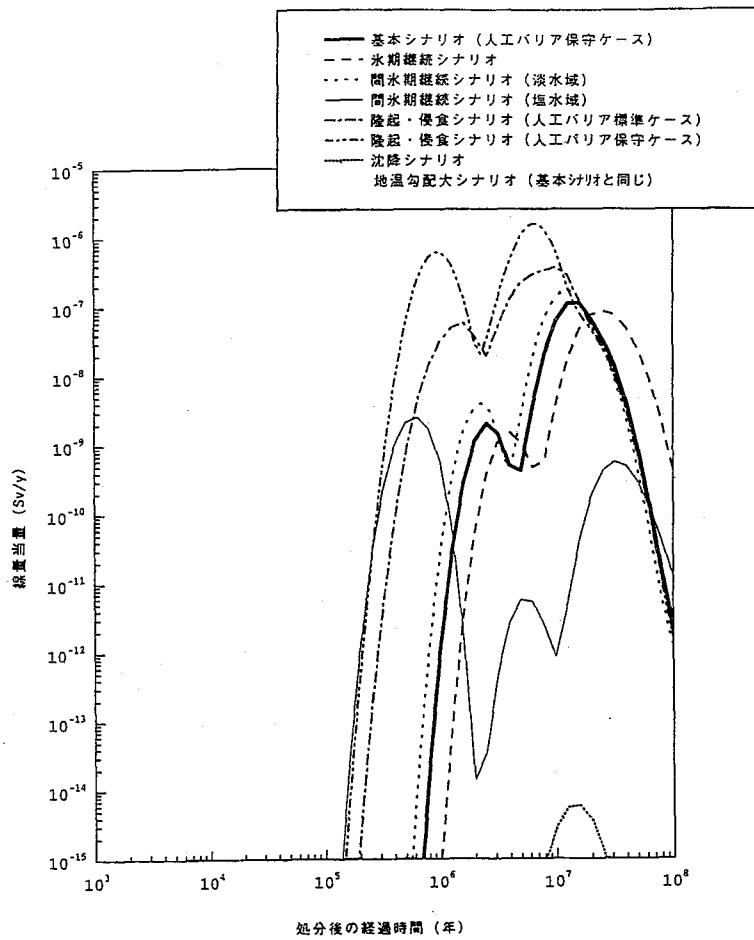


Fig.16 Calculated dose equivalent for various scenarios in sedimentary rock area

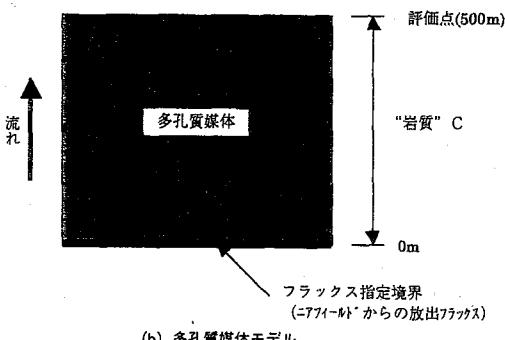
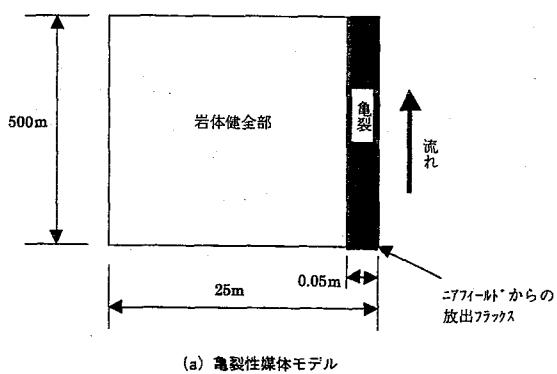


Fig.17 Modelling of geological media in the granitoid rock area

ないものと考えることができる。そこで、ここでは流速を基本シナリオと同様に設定して計算を行う。

以上の各シナリオの解析結果を Fig.16 に示す。この図から、隆起・侵食シナリオが最も線量値が高くなっているが、どの変動シナリオに対しても、目標線量に相当する $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ よりも 2 オーダ程度低くなっている。

6.7 花崗岩地域の核種移行解析

花崗岩は亀裂性媒体の特性を持つので、地下水の流れや核種移行の経路を堆積岩のように多孔質媒体として扱えない可能性がある。

花崗岩地域は、地下水流动解析の結果より、処分場深度の地下水は、ほぼ鉛直上向きからやや傾斜した流跡線に沿って地表へ到達する。処分場位置には大きな断層・破碎帯が存在するが、花崗岩中を流れる地下水は花崗岩中のみを経由して、断層・破碎帯を流れる地下水は断層・破碎帯のみを経由して流动する。このとき、処分場から地表までの主要な地下水移行経路は、処分場のやや下流側の沢に浸出する経路である。これをクリティカルパスとする。ついでこのパスを 1 次元移流拡散解析用にモデル化する。このとき、評価に用いる移行距離および経路は、最短距離である処分場直上への鉛直上向とした。

ここで、亀裂性媒体である花崗岩地域の核種移行のモデルとしては、以下の 2 つを考えた。

- ① 亀裂が処分場から地表まで連続しており、亀裂によってのみ核種が輸送されるモデル（亀裂性媒体モデル）
- ② 対象とする領域全体が多孔質媒体であると仮定したモデル（多孔質媒体モデル）

各々のモデル概略図を Fig.17 に示す。亀裂性媒体モデルでは、媒体は花崗岩健全部と亀裂とし、亀裂の長さ方向に一定の流速を有する 2 次元モデルとした。亀裂と岩体健全部の核種の動きは、亀裂中心部を中心軸とした対称形であると仮定し、幅 0.1 m の亀裂中央から岩体健全部を解析モデルとした。また、岩体健全部は流速ではなく拡散支配領域とした。すなわち、亀裂部に供給された核種は、亀裂内の吸着および岩体健全部へのマトリックス拡散の影響を受けながら移行していく。なお、ここでは亀裂部においても夾存物が存在するとしている。移行距離は、岩質 C の一番薄い部分の厚さ(処分場から岩質 B と岩質 C との境界部までの鉛直方向の距離)から、500 m とした。多孔質媒体として扱った地下水流动解析結果から得られた流速(多孔質媒体ダルシー流速)による流量が、亀裂部のみを流れると仮定して亀裂部の流速(亀裂性媒体亀裂部ダルシー流速)を算定した。また、ニアフィールドからの亀裂部への放出フラックスをファーフィールドへの入力フラックスとした。一方、多孔質媒体モデルは 1 次元とし、移行距離は最短距離である 500 m とした。流速、間隙率等の入力条件を Table 16 に、使用した分配係数を Table 17

に示す。分配係数は、多孔媒体、亀裂部、マトリックス部とも同一の値を用いた。なお、ここで使用した亀裂モデルは評価上保守的な結果が得られるように設定したものである。すなわち、現実的にはこれよりも大きな割れ目は施設建設に際しある程度避けることができるが、この程度の亀裂は避けることが難しいこと、また、避けることが難しい亀裂は連続性を最大限に延長することが保守的になるからである。

Fig.18 に亀裂性媒体モデルを用いた場合、Fig.19 に多孔質媒体モデルを用いた場合の基本シナリオの被ばく線量当量結果を示す。亀裂性媒体の場合は最大線量当量値は約 50,000 年経過後に約 $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ であり、その核種は Se-79 であり、多孔質媒体の場合は最大線量当量値は 50 万年経過後に約 $5 \mu\text{Sv}/\text{y}$ であり、その核種は Cs-135 であった。両ケースを比較すると、亀裂性媒体モデルの方が、最大線量当量値が数倍高くなり、最大線量当量が出現する時期が 1 オーダ早くなることがわかる。なお、線量当量を解析するにあたり、花崗岩地域の河川水希釈量は、堆積岩地域と同様な降水量、可能蒸発散量、流域面積であることから、堆積岩地域と同じ $2.6 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{y}$ を用いた。

Table 16 Input parameters of nuclide migration analysis in the granitoid rock area

パラメータ	亀裂性媒体		多孔質媒体
	亀裂部	マトリックス	
ダルシー流速 (m/y)	4.9	0	0.0189
移行距離 (m)	500	500	500
真密度 (kg/m^3)	2400	2600	2600
間隙率 (-)	0.3	0.0117	0.0117
分散長 (m)	10	-	10
間隙内拡散係数 (m^2/s)	3×10^{-10}	1×10^{-11}	1×10^{-10}

Table 17 Distribution coefficients in the granitoid rock area

	岩質 C
Se	0.01
Sr	0.015
Zr	1
Tc	0.5
Pd	0.5
Sn	0.5
Cs	0.01
Pb	1
Ra	0.5
Ac	5
Th	1
Pa	1
U	1
Np	1
Pu	5
Am	5
Cm	5

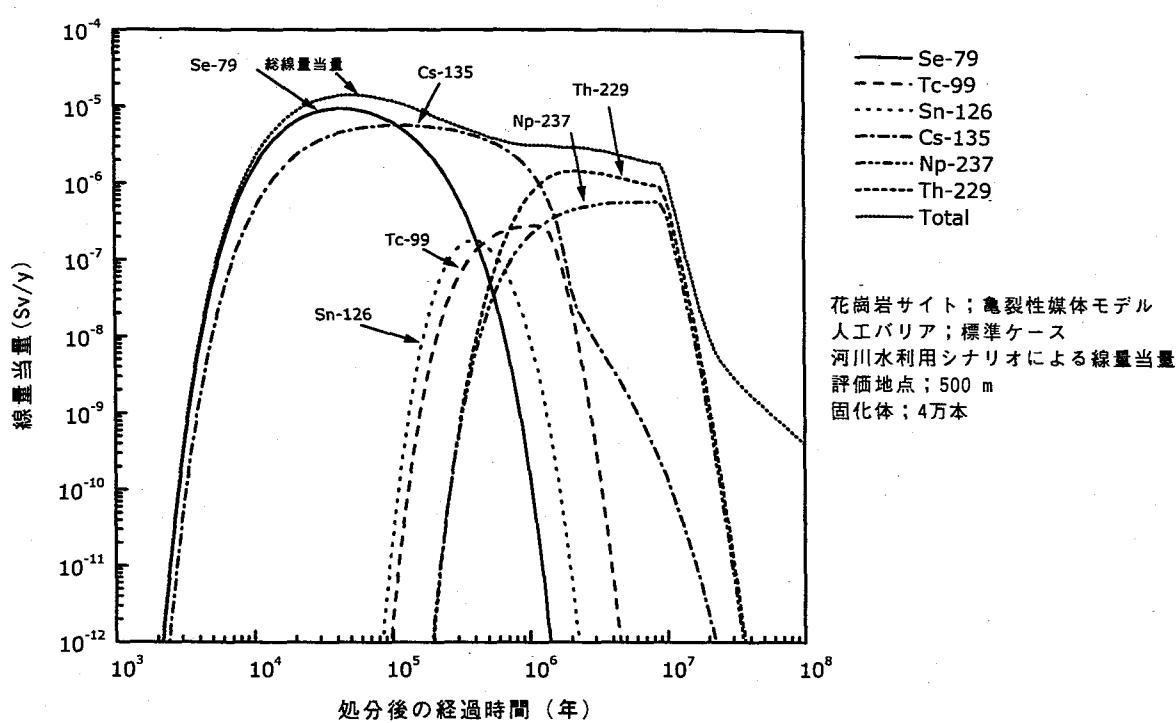


Fig.18 Calculated dose equivalent for reference scenario in the granitoid rock area with a fractured-media model

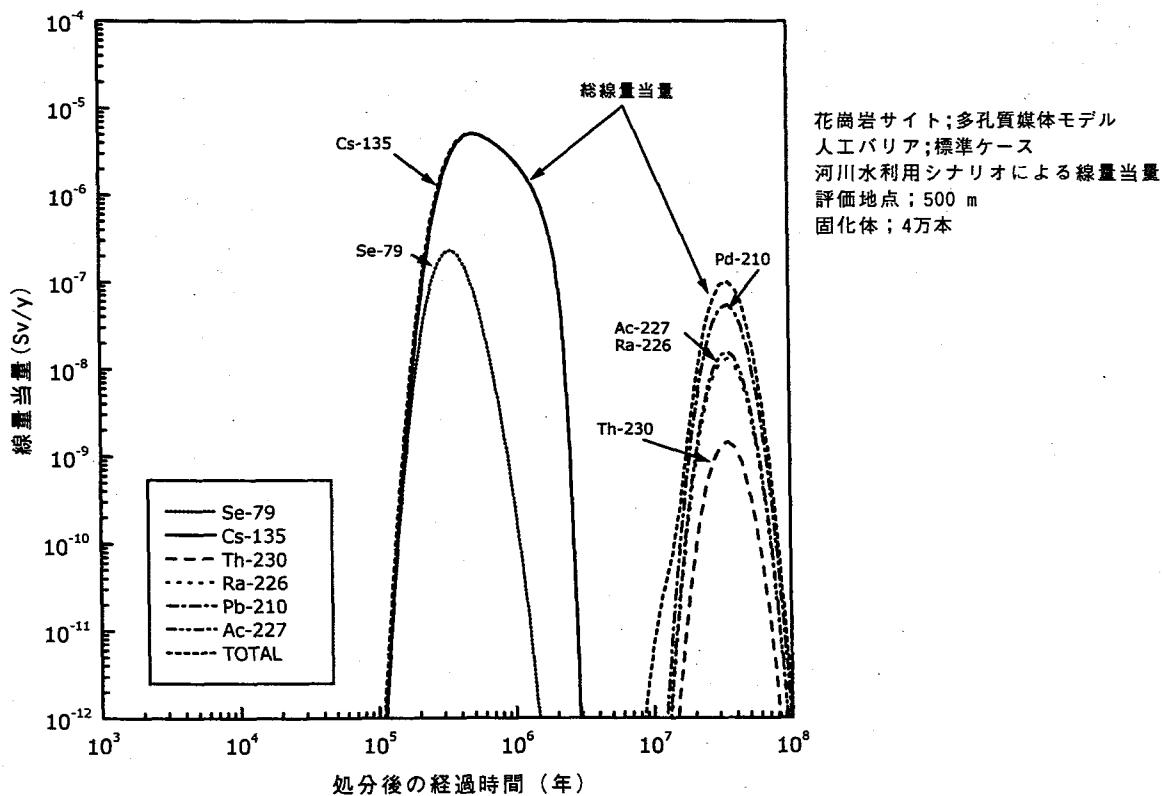


Fig.19 Calculated dose equivalent for reference scenario in the granitoid rock area with a porous-media model

変動シナリオの中の隆起・侵食シナリオでは、堆積岩地域と同様に、300 m 隆起したときの地質環境条件が初期状態から継続するとした。この時、侵食が同率で進むと仮定し、地形は現在と変わらず、塩淡境界の移動もないものとした。また、流速場も、深部については山地による水頭のポテンシャルや地層による透水抵抗が変わらないので、大きな変化はない。このため、流速は変化しないものとした。この場合、核種の移行距離が短くなつた分、基本シナリオと比較して、被ばく線量値が若干高くなった。

7まとめ

今回設定した堆積岩地域および花崗岩地域に処分場を建設した場合を想定し、その人工バリア性能評価およびそれに続く天然バリア性能評価を行い、以下の結果が得られた。

- ① 安全評価のためのシナリオを明確化するために、人工バリアおよび天然バリアそれぞれに対して、FEP および PID を整備した。その結果、さまざまな現象に対して、関連する特質、事象、プロセスを容易に把握でき、シナリオ解析に反映できることが明らかになった。
- ② 人工バリア性能評価および天然バリア性能評価に関して、対象となる現象、問題設定の複雑さ等によつて評価手法を整理した。
- ③ 今回設定した堆積岩地域および花崗岩地域に対する人工バリアおよび天然バリア性能評価によって、基本シナリオの被ばく線量当量は、堆積岩地域で $10^1 \mu\text{Sv}/\text{y}$ 、花崗岩地域では約 $10 \mu\text{Sv}/\text{y}$ となり、花崗岩地域が相対的に高い値を示した。これは、堆積岩地域に対する間隙率および分配係数を大きな値に設定したためである。
- ④ 今回設定したシナリオに基づくと、変動シナリオの中では、核種の移行距離を基本シナリオよりも 300 m 短く設定した隆起・侵食シナリオが最も高い線量値を示すことが明らかになった。

参考文献

- [1] 緒方信英、小崎明郎、植田浩義、朝野英一、高尾 肇: 高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術－その4 人工バリアの設計と製作. 原子力パックエンド研究本号 (1999).
- [2] Chapman, N. A., Andersson, J., Robinson, P., Skagius, K., Wene, C.-O., Wiborgh, M., Wingefors, S.: Systems analysis, scenario construction and consequence analysis definition for Site-94, ISRN SKI-R-95/26-SE, Swedish Nuclear Power Inspectorate (1995).
- [3] Nagra: Kristallin-I safety assessment report, NTB-93-22 (1994).
- [4] 動力炉・核燃料開発事業団: 地層処分研究開発第2次取りまとめ第1次ドラフト, PNC TN 1412 98-013 (1998).
- [5] OECD/NEA: Systematic approaches to scenario development (1992).
- [6] Sandia National Laboratories: Risk methodology for geologic disposal of radioactive waste (Scenario selection procedure) (1990).
- [7] Andersson, J., Carlsson, T., Eng, T., Kautsky, F., Soderman, E., Wingefors, S.: The joint SKI/SKB scenario development project, SKB TR 89-35, Swedish Nuclear Fuel Waste Management Co. (1989).
- [8] 河西基、駒田広也、土野進、塩崎功、北山一美、赤坂秀成、稻垣祐亮、河村秀紀: 高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術－その2 処分事業の実施手順. 原子力パックエンド研究 本号 (1999).
- [9] 小池一之、太田陽子編: 変化する日本の海岸, 古今書院 (1996).
- [10] 田中和広、千木良雅弘: 我が国の地質環境の長期的変動特性評価 (その1)－将来予測の基本的考え方と課題－, 電中研研究報告 U96027 (1997).
- [11] 田中和広、遠田晋次、上田圭一、千木良雅弘: 我が国の地質環境の長期的変動特性評価 (その2)－隆起・沈降特性評価手法の提案と適応性検討－, 電中研研究報告 U96028 (1997).
- [12] PAGIS : Performance assessment of geological isolation systems for radioactive waste, Summary (1988).
- [13] 動力炉・核燃料開発事業団: 高レベル廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－, PNC TN 1410 92-081 (1993).
- [14] NAGRA : Project Gewehr 1985, NGB 85-01/09 (1985).
- [15] Parkhurst, D. L., Thorstenson, D. C., Plummer, L. N.: PHREEQE – A computer program of geochemical calculations, US Geological Survey Water Resources Investigations 80-96 (1980).
- [16] BIOMOVS II: Complementary studies: Case specification and questionnaire for phase 1, 2 and 3, Swedish Radiation Protection Institute (1994).
- [17] 日本原燃株式会社: 六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター廃棄物埋設事業許可申請書 (1989).
- [18] IAEA: Exemption of radiation sources and practices from regulatory control, IAEA TECDOC-401 (1987).
- [19] Gelhar, L. W., Welty, C., Rehfeldt, K. R.: A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resour. Res.*, 28, 1955-1974 (1992).