



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



平成11年11月26日

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

〒319-1194 茨城県那珂郡東海村井松4番地4-9

核燃料サイクル開発機構

技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:

Technical Cooperation Section,

Technology Management Division,

Japan Nuclear Cycle Development Institute

4-49 Minamatsu, Naka-gun, Ibaraki 319-1194,

Japan

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

ま え が き

平成9年4月に公表された原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会報告書「高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について」（以下、「専門部会報告書」という）に従い、核燃料サイクル開発機構は関連する研究機関等の協力を得て、地層処分研究開発の第2次取りまとめを進めてきた。

第2次取りまとめは、1992年に公表した第1次取りまとめの成果を受けて、わが国における地層処分の技術的信頼性を示すとともに、2000年を目安に設立される実施主体が処分事業を進めるうえでの処分予定地の選定、安全基準の策定の技術的拠り所を与えるものであり、国の評価を経て2000年以降の研究開発を具体化するうえで重要なものと位置づけられている。

わが国においては、1984年の原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会報告書によって、研究開発にあたり岩石の種類を特定することなく幅広い地質環境を対象とすることとされている。また地層処分に関する安全規制上の基準については現在準備段階にある。これらのことから第2次取りまとめは、専門部会報告書に示された技術的課題に対する科学的知見を積み重ねることによって、わが国の地層処分概念を一般的に検討しその成立性を概括的に論じたものであり、地層処分計画を研究開発の段階から実施段階に進めることについての技術的な判断材料となることを意図している。

取りまとめにあたっては、研究開発の成果を積極的に公開し、技術的内容について個々に評価を受けるとともに、取りまとめの過程においても種々の機会を利用して国内外から広く意見を求めてきた。平成9年9月には、第2次取りまとめに向け、関係研究機関等の協力を一層進めるため、日本原子力研究所、地質調査所、防災科学技術研究所、電力中央研究所、原子力環境整備センター、電気事業連合会、高レベル事業推進準備会、核燃料サイクル開発機構の各機関および大学の専門家による「地層処分研究開発協議会」が発足した。この協議会のもとに設けられた検討部会とタスクフォースにおいて、ほぼ毎月1回の頻度で詳細な技術的検討が進められ、その成果は適宜第2次取りまとめに反映されてきた。

第2次取りまとめの過程で、平成10年9月および平成11年4月の2度にわたり、研究開発の進捗をドラフトとして中間的に整理し、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会に報告するとともに公表した。さらに、これにあわせて地層処分研究開発報告会の開催、ホームページへの掲載を行い、関係する幅広い分野の専門家等の方々からご意見をいただきながら、取りまとめを進めてきた。また、専門部会報告書の指針に従い、ドラフトの段階で経済協力開発機構・原子力機関（OECD/NEA）による国際レビューを受けるとともに、ワークショップ等を通じて海外の専門家とも技術

的な内容について意見交換を行った。

このように地層処分研究開発協議会をはじめとして、多くの方々のご意見、ご協力をいただき、これらを反映して、このたび第2次取りまとめの報告書「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、報告書の呼称として「第2次取りまとめ」という）を作成した。報告書は、総論レポートと専門部会報告書に示された主要な研究開発分野に対応する3つの分冊、分冊1「わが国の地質環境」、分冊2「地層処分の工学技術」および分冊3「地層処分システムの安全評価」から構成した。本報告書はこのうちの総論レポートであり、専門部会報告書に示された第2次取りまとめに盛り込まれるべき技術的内容に対して総合的に応え、わが国の地層処分の技術的信頼性について示すとともに、地層処分の事業や安全規制を進めるうえで必要となる技術情報を提供するものである。3つの分冊は総論レポートの記述内容を支える各分野の研究開発成果の詳細をまとめている。また、地層処分に関する基本的な事項、諸外国や日本の計画の進展などについてのこれまでの議論や情報を整理し、別冊「地層処分の背景」を用意した。

要 約

本報告書は、平成 9 年 4 月に公表された原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会報告書「高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について」（以下、「専門部会報告書」という）に示された第 2 次取りまとめに盛り込まれるべき技術的内容に対して、総合的に応えることを目標とした総論レポートであり、7 つの章から構成されている。第 1 章では、高レベル放射性廃棄物の発生とその特徴を示し、地層処分の研究開発がどのように進められてきたかを述べた後、第 2 章において、わが国における地層処分の基本概念について論じている。第 3 章から第 5 章にかけては、わが国において地層処分概念が成立することを信頼性をもって示すうえで重要な 3 つの技術的要素（わが国の地質環境、地層処分の工学技術、地層処分システムの安全評価）について論じている。第 6 章では、原子力委員会によって示された処分事業の段階的アプローチに対応し、処分予定地の選定および安全基準の策定に資するための技術的拠り所を示すという観点から、第 5 章までに論じられた技術的要素をまとめている。最後にまとめとして、わが国における地層処分の技術的信頼性について総括するとともに、今後の研究開発の展開の考え方について第 7 章に示している。

わが国の地層処分概念と第 2 次取りまとめ

高レベル放射性廃棄物は原子力を利用してエネルギーを得ることにより必然的に発生する。わが国の場合高レベル放射性廃棄物は、使用済燃料を再処理し、再び燃料として使用できるウランやプルトニウムを回収した後に残る廃液を安定な形態に固化したガラス固化体を指す。その放射能は発生当初きわめて高く、時間とともに減衰するものの長く継続することから、その対策にあたっては長期にわたる安全確保に留意しなければならない。このため、地層処分によって高レベル放射性廃棄物を人間の生活環境から安全に隔離する方法が、わが国も含め国際的に最も好ましい対策として考えられている。

わが国の地層処分概念は、「安定な地質環境に、性能に余裕をもたせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築する」というものである。すなわち、諸外国と同様、天然の地質環境（天然バリア）と工学的な防護系（人工バリア）を組み合わせた多重バリアの考え方に基づいている。変動帯に位置するというわが国の地質学的特徴を踏まえ、地質環境の長期的な安定性に配慮する必要がある。人工バリアは、ガラス固化体、金属製のオーバーパック（容器）および緩衝材（粘土）で構成される。わが国では幅広い地質環境に対応できるよう、性能に余裕をもたせた人工バリアを考えておくことが合理的である。

この概念に基づけば、安全性を確保するための対策としては、

- ・ 地層処分にとって適切な地質環境を選定すること（サイト選定）、
- ・ 安定な地質環境に対して、人工バリアや処分施設を適切に設計・施工すること（工学的対策）、

によって地層処分システムが備えるべき固有の性能を確保すること。さらに

- ・ 構築された地層処分システムの安全性を評価すること（安全評価）

によって長期的な安全性の確認を行うこととなる。

第2次取りまとめの包括的な目標である「わが国における地層処分の技術的信頼性を示すこと」について、核燃料サイクル開発機構（以下、「サイクル機構」という）では「高レベル放射性廃棄物を地層処分するための、実用可能かつ合理性を備えた技術の存在を明らかにすること、さらにそのような技術と適切な地質環境によって長期にわたる地層処分の安全性が保たれることを、科学的な根拠に基づいて示すこと」と認識し、これに応えるため、「地質環境条件の調査研究」、「処分技術の研究開発」、「性能評価研究」という3つの研究開発分野の成果を次のとおり取りまとめることとした。

「地質環境条件の調査研究」によって、地層処分の観点から重要な地質環境条件を明らかにし、処分場の設計や性能評価研究への入力情報として整備することとした。

「処分技術の研究開発」によって、わが国の幅広い地質環境を考慮した人工バリアの仕様や処分場のレイアウトを検討し、地層処分の工学的実現性を示すこととした。

「性能評価研究」によって、与えられた地質環境条件や人工バリア仕様、処分場レイアウトに基づいて構築される地層処分システムについて、その性能を評価する手法の確立とそれを用いた評価によって地層処分システムの長期安全性を示すこととした。

これら3分野の個々の研究開発の成果は、データ、モデル、知見などの形で、あるいは技術そのものとして各分野間で双方向にやりとりされ、その結果がそれぞれの分野の中にフィードバックされることにより、必要に応じて研究開発を反復しながら全体目標に照らして総合的な評価に備える形で取りまとめられていくものである。

また、「地質環境条件の調査研究」の成果に基づいて整備される処分予定地選定の要件やサイト特性調査技術、「処分技術の研究開発」の成果として得られる人工バリアおよび処分施設の設計施工要件、「性能評価研究」の成果を踏まえて検討される地層処分システムの安全評価上の要件、安全評価手法とデータベースなどから、処分予定地の選定や安全基準策定の技術的拠り所が導かれる。

わが国の地層処分の技術的信頼性

わが国の地質環境

地質環境の長期安定性に影響を与える可能性のある天然現象には、地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・侵食、気候・海水準変動がある。これらの活動の記録が残されている地質や地形を対象に現地調査や年代測定を主体とする事例研究を進めた。また、これまでの地球科学に関する知見をもとに各天然現象の現在までの活動履歴を整理した。その結果、現象の種類や地域によって違いがあるものの、おおむね過去数十万年までさかのぼって活動の場所や規模を追跡することができた。また、現象によっては、過去数十万年程度よりも古い時代における活動の特徴や傾向を推定することができた。

火山活動や断層活動は過去数十万年程度にわたり限られた地域でくり返し起こっていることが示された。また、岩盤の破砕などの断層活動の影響や地温の上昇などの火山活動にともなう影響は、個々に違いがあるもののそれぞれ活断層や火山からの距離によって限定できるとの目安が得られた。このことから、火山活動や断層活動による影響を被らないような地域がわが国にも広く存在しているといえる。個々の地域での調査に基づき、これらの現象の活動の可能性とその影響範囲を考慮して処分地を適切に選定し、また処分場を適切に設計することにより、地層処分システムに対する影響を回避することが可能である。

隆起・沈降・侵食については、過去数十万年程度にわたって、地域ごとにおおむね一定の速度で進行し、その速度は山岳地域などを除く多くの地域で十万年間に数十 m ～ 百 m 程度である。気候・海水準変動については、過去数十万年程度にわたって、氷期・間氷期サイクルによる地球規模での変動がおおむね十万年周期で繰り返されていること、それにともないわが国では 10 ℃ 程度の気温の変化と 100 ～ 120 m 程度の海面変化が起こったことが認められた。これらの現象については、変動の激しい一部の地域を避けたうえで、個々の地域において想定される変動の規模を適切に考慮して処分場の深度を設定することにより対応することが可能である。

地下深部の地質環境特性については、人工バリアの設置環境や天然バリアとしての機能の観点から重要な地下水や岩盤の特性に焦点をあて、文献データを整備するとともに、東濃地域や釜石鉱山における地層科学研究の成果を活用して検討を行った。

その結果

わが国における岩盤の性質は多様であるが、地温が十分に低く応力がほぼ均等に働いているような岩盤が、わが国の地下深部にも広く存在することが確認できた。

地下深部の地下水は、上層や岩石中に存在する鉱物や有機物などとの反応によ

り還元性になることが実測値や理論解析により確認された。また地下深部では、地表に比べて動水勾配が小さく、地下水の動きが遅くなることが確認された。このような深部地下水の一般的な性質は、金属を腐食させにくく、また地下水への物質の溶解や地下水による物質の移動を制限する観点から、人工バリアの設置環境として重要である。

- ー物質の移行経路となる岩石中の粒子間空隙や割れ目などの分布・形状は、岩石の種類や場所により異なるが、一般に地下水によって物質が移動する際に、鉱物の表面へ吸着されたり、岩石の組織中を拡散する。このような性質は、地下水による物質の移動を遅延させ、天然バリアとしての機能の面から重要である。

以上のことから、将来十万年程度にわたって十分に安定で、かつ人工バリアの設置環境および天然バリアとして好ましい地質環境がわが国にも広く存在すると考えられる。

地層処分工学技術

人工バリアや処分施設の工学技術に関しては、わが国の幅広い地質環境を考慮しつつ、現状の技術に基づいて人工バリアや処分施設の設計要件を明らかにするとともに、現実的なデータや信頼性の高い解析評価手法を適用して合理的な設計を行うことにより、人工バリアと処分施設の仕様例を示した。

第 1 次取りまとめ以降、サイクル機構の地層処分基盤研究施設（ENTRY）などにおける試験研究や、東濃地域、釜石鉾山における地層科学研究および海外の地下研究施設での国際共同研究、ならびに国内外の研究機関における試験研究など、実験室規模あるいは工学規模での試験を通じて、実測によるデータや知見が蓄積された。これらに基づいて設計要件を見直しつつ、設計のツールである解析評価手法の改良と設計用データベースの整備を進めてきた。

とくに、わが国の幅広い地質環境を考慮するため、文献などを中心に幅広く収集したデータについて東濃地域や釜石鉾山での地層科学研究で得られた知見による確認を行ったうえで、設計・施工を検討する際に必要となる岩盤物性値を幅で示し、この幅に対して現実的に設計・施工が可能であることを示した。これにより、将来選定される処分地の特徴に応じて最適な設計、施工を行うための技術基盤を与えることができた。

人工バリアについては、上記のような検討を経て明らかとなった設計要件、開発された設計手法やデータベースに基づく合理的な設計によって、オーバーバックと緩衝材の材料、厚さなどを検討し、仕様例を提示した。この例では、第 2 次取りまとめの段階での知見に基づいて示された仕様例に比べ、安全性能を損なうことなくオーバーバック、緩衝材とも、厚さを約 30 % 低減することが可能となった。緩衝材

の材料については、必要な性能を維持しつつベントナイトにケイ砂を混合することによって、より経済的なものとすることができた。

処分施設については、まず、現実的な設計データを用いた坑道の力学的安定性の検討を行い、施工が可能と考えられる深度と支保工の厚さの関係を例示するとともに詳細な解析を実施し、支保工を含めたアクセス坑道、主要坑道、連絡坑道、および処分坑道や処分孔の仕様例を設定した。これらの坑道仕様に対し、建設、操業時の耐震安定性について検討し、その安定性が確保されることを確認した。また、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせについて、処分場の性能を損なうことなく坑道掘削量が最小となるように設定する合理的な設計の考え方を示した。この考え方に沿って、熱解析を行い、坑道の力学的安定性解析の結果とあわせて、硬岩系と軟岩系岩盤における処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式のそれぞれについて処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせの例を設定した。

処分施設の仕様例に基づいて、処分場の建設、操業の各作業手順について検討し、これらの作業が独立に並行して実施可能となるような処分場全体のレイアウトを示した。また、それぞれの作業について基本的に現状の技術あるいは近い将来実現すると考えられる技術で実施可能であり、処分場の品質管理ができることを示した。

処分場の管理については、国際的な共通認識なども参考に、処分場を閉鎖する判断に必要な技術的情報を整えておくことを目的として、閉鎖までに行う管理の項目を明らかにした。処分場における各作業段階に応じて、これらの管理項目ごとに取得する情報の内容と主な計測項目を例示した。なお、このような管理において処分場閉鎖後に安全性の観点からモニタリングや廃棄体の再取り出しを行うことについては想定する必要がないと考えることができる。

地層処分システムの安全評価

上述したように、わが国の地質環境条件に関する調査研究の結果、長期的に安定で地層処分にとって好ましい特性を有する地質環境を選ぶことが可能であり、そのようにして選ばれた地質環境の条件を考慮して、適切に設計された処分場の仕様例を示すことによって、具体的な地層処分システムが明らかになった。

このシステムを対象として、とくに人工バリアとその近傍の岩盤の領域（ニアフィールド）の性能に重点をおいた評価手法を構築するとともにその手法を用いて安全評価を実施した。

安全評価手法については、体系的なシナリオ開発を進め、シナリオにしたがって、より現象に即したモデルの開発とより現実的なデータの整備を行った。シナリオについては、廃棄物と人間との物理的な距離が接近することによって人間の生活環境に影響が及ぶと想定した接近シナリオと、地下水により放射性核種が人間の生活環

境に運ばれると想定した地下水シナリオを考えた。地層処分において考慮すべき現象をすべて抽出して、包括的な FEP（特質(Feature)、事象(Event)、プロセス(Process)の頭文字をとったもの）リストを作成し、2つのシナリオに関係付けを行った。

接近シナリオを引き起こす現象には天然現象や人間活動が考えられ、地質環境の長期安定性に関する知見などをもとに適切な処分地を選定することによって、その影響を基本的に排除できるものとした。

地下水シナリオについては関連する FEP を考慮し、解析評価を行ううえで参照とする解析ケース（レファレンスケース）を設定した。レファレンスケースでは、わが国の地層処分概念に基づいて構築される地層処分システムを、現実的な地質環境のデータとそれを踏まえて合理的に設計された人工バリア仕様によって特徴づけ、安全評価の対象とした。これをもとにモデルやデータにともなう不確実性を考慮したケース、天然現象により地質環境が変動すると想定したケースや人間活動が影響を及ぼすケース、さらに地質環境の多様性や処分場の仕様の幅を考慮した多様な地層処分システムに対する解析ケースをそれぞれ設定した。

モデルの開発は基本的にレファレンスケースに沿って行った。人工バリア中の核種移行については、同位体の存在比を考慮に入れた核種の沈殿／溶解と移行の各現象に対し、人工バリア周辺母岩での地下水の流れを境界条件として扱うことが可能なモデルを開発した。天然バリアについては不均質性を考慮し、種々の岩盤を包絡して安全評価を行うための簡略化したモデルを作成した。あわせて、このモデルをより詳細な解析に適用するため、亀裂が卓越した岩盤に対しては亀裂ネットワークモデルを、亀裂が少なく亀裂内の流れよりも粒子間隙内の流れが支配的となるような岩盤に対しては不均質連続体モデルを開発した。これらのモデルやデータの多くは、地下深部の環境を模擬した ENTRY での室内試験や地層処分放射化学研究施設（QUALITY）での放射性核種を用いた試験、地層科学研究の成果を利用してその妥当性を確認した。

放射性核種が人間の生活環境に到達した後の移行プロセスと種々の被ばく経路を考慮して生物圏モデルを作成した。この生物圏モデルを人工バリアと天然バリアに関する解析モデルと接続することにより、線量を安全評価の指標とした解析モデルの基本体系を整備することができた。

解析モデルの基本体系を用いたレファレンスケースの評価を通じて、地下水の流速に依存するものの、天然バリアがもつ性能は処分場から数十 m 程度までの岩盤で十分な効果が期待できることがわかった。

データやモデルにともなう不確実性を考慮したケースに対しては、レファレンスケースに用いたパラメータの値やモデルを置き換えることにより、個々のバリア性能に対する影響を把握した。その結果、地下水の流れや地球化学的性質、岩盤中の

地下水による物質移行経路などにかかわるパラメータが安全評価上重要となることが示された。

また、地下水を介して地層処分システムに及ぼす影響について、天然現象により地質環境が変動すると想定したケースや人間活動が影響を及ぼすケースの評価を行った。多様な地層処分システムに対する解析ケースでは、上記の安全評価上重要なパラメータに着目し、その組み合わせを絞り込んだうえで解析を行った。これらの解析の結果から、モデルやデータの不確実性、天然現象などによる処分システムへの地下水を介した影響とともに、地質環境と処分場の仕様に關する多様性を考慮しても、線量の最大値は、たとえば諸外国で提案されている年間の防護レベル（100～300 μ Sv）を下回ることが示された。

安全評価の指標の基本となる線量などは、人間の生活様式に関する長期的な予測に大きな不確実性をともなう。これを補完するため、解析モデルによる推定値と天然に存在する放射性核種濃度の実測値との比較が可能な河川や地下水などでの放射性核種の濃度が、安全性の判断に資するうえで有効であることを示した。

以上に述べた研究開発の成果によって、わが国においても、地層処分に適切な地質環境を選定し、その地質環境に適合した処分場を設計・施工することにより、長期間安全性を維持できる地層処分システムを構築することが可能であることが示された。このようにして構築されたシステムの長期的安全性は、ニアフィールド性能を中心として体系的に開発された方法論による評価を通じて確認された。これらのことから、わが国において高レベル放射性廃棄物地層処分を安全に実施する上での技術的な基盤が信頼性をもって示されたと結論できる。

処分予定地選定と安全基準策定に資する技術的検討

3つの分野の研究開発成果を、処分予定地の選定や安全基準の策定といった今後の処分の事業や安全規制にどのように反映できるかについて検討を行った。

まず処分地の選定が、①処分候補地の選定、②処分予定地の選定、③処分地の選定、の3段階によって進められることを前提に、選定にあたって考慮すべき地質環境上の要件および必要となる情報を整理した。また、これらの重要な地質環境情報を取得するために必要な調査手法・技術の開発状況を整理した。

処分予定地やその候補地の選定においては、地層処分にとって不適切な地質環境を除外するという観点から、

- ・断層活動や火山活動による影響、急激な隆起・侵食を被らない地域であること、
- ・処分場の必要な規模に対し十分な空間的な広がりを持つこと、

- 将来の人間侵入の動機となり得る地下資源が存在しない地域であること、

を重要な地質環境上の要件として明らかにした。これらの要件については、処分候補地の選定段階に主に文献調査による検討を行った上で、処分予定地の選定段階で、ボーリングや物理探査などの現地調査により実際に確認することが可能である。また、各段階で得られる地下水の流れなど重要な地質環境の特性の取得・収集に加え、処分地の選定段階での地下施設などを利用したサイト特性調査により、処分場の設計と安全評価に必要なデータを包括的に整えることが可能となる。このようなデータ取得に対応するため、ボーリング孔を利用して深度 1,000 m に至る岩盤の透水係数や地下水の酸化還元電位などを高精度で計測する装置など、基盤となる要素技術を、東濃地域や釜石鉱山での地層科学研究の成果を通じて整備することができた。

わが国の幅広い地質環境を対象として人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件を示し、処分予定地の地質環境条件に応じて適切に設計を行うための手法や必要なデータを明らかにすることができた。これらの知見に基づき、わが国の幅広い地質環境条件と安全性の観点から、現段階において適用性の高い処分場の仕様例を示した。処分予定地においては、サイト特性調査による地質環境条件の把握、これに基づく処分場の設計、設計された処分場を含む地層処分システム全体の安全評価による確認という作業をくり返すことによって最適な処分システムの構築を行うことが可能である。処分場の管理などを通じて実施される処分場の建設、操業、埋め戻しに関する品質管理の考え方を明らかにし、これらが基本的には既存の手法やモニタリング技術によって実施可能であることを示した。

第2次取りまとめまでに開発された地層処分システムの安全評価手法、すなわちシナリオ作成のための方法論やシナリオに沿って影響を評価するためのモデル、データは、実際の処分予定地の地質環境に対応して具体化される地層処分システムの安全評価手法に基盤を与えることができる。この際、安全評価のためのシナリオ、モデルおよびデータは、処分予定地の地質環境条件と最適化した処分場や人工バリアから構成される地層処分システムの固有の性能に着目し、現実的な範囲で保守性をもつように設定することが重要である。

安全指標の基本となる線量あるいはリスクを補完する指標については、一つの例として河川、海、土壌あるいは岩石中の放射性核種濃度を考えることができる。サイト特性調査において予めこれら天然の放射性核種濃度を測定することにより、実際のサイトにおけるシステムの安全評価に対して用いることが可能である。

安全評価の時間スケールを考察するうえで重要な因子は、地質環境の長期安定性、人間の生活環境の長期的な変化の予測の限界および廃棄物の潜在的な危険性の時間の経過による減少である。地質環境の安定性については将来十万年程度、人間の生活環境には次の氷期が到来するまでの一万年程度の期間に対し、ある程度の信頼性をもって予測することが可能である。廃棄物の潜在的な危険性の放射性崩壊による

時間的減少については、どの程度のレベルまでの低減を考慮するかを決定する必要がある。一つの考え方として、その廃棄物を発生させる源となるウラン鉱石総量の潜在的な危険性と同レベルを目安とすることができ、そのようなレベルとなるまでの時間は数万年程度である。これらを勘案すれば、少なくとも地質環境の安定性に関する予測が可能と考えられる十万年程度までは、線量の評価と安全性を判断するうえでの補完的な指標を適切に組み合わせて評価を行うべきと考えられる。それ以降の期間については、評価の不確実性が大きくなることを考慮し、発生の可能性が非常に小さいと考えられるシナリオをどのように安全評価に取り込んでいくかについて、規制の観点から検討することが必要であると考えられる。

結論として、これまでの研究開発により、

- 地層処分概念の成立に必要な条件をみたす地質環境がわが国に広く存在し、特定の地質環境がそのような条件を備えているか否かを評価する方法が開発されたこと、
- 幅広い地質環境条件に対して人工バリアや処分施設を適切に設計・施工する技術が開発されたこと、
- 地層処分の長期にわたる安全性を予測的に評価する方法が開発され、それを用いて安全性が確認されたこと

といった技術基盤が整備された。

また、研究開発施設としてすでに ENTRY や QUALITY が活用されており、さらに超深地層研究所（岐阜県瑞浪市）計画や現在北海道および幌延町に申し入れている深地層研究所（仮称）（北海道幌延町）計画が進むことにより、事業化に向けたスケジュールと整合をとりつつ、次段階の研究開発を展開していくことが可能な状況となる。

以上のことから、サイクル機構としては、わが国においても地層処分を事業化の段階に進めるための、信頼性のある技術的基盤が整備されたものと総括した。

This is a blank page.

目 次

第 I 章 高レベル放射性廃棄物対策の考え方と進め方

1.1 わが国における原子力利用と高レベル放射性廃棄物の発生	I-1
1.1.1 原子力によるエネルギーの生産と核燃料サイクル	I-1
1.1.2 高レベル放射性廃棄物の特徴	I-3
1.2 高レベル放射性廃棄物対策	I-6
1.2.1 基本的考え方	I-6
1.2.2 地層処分の選択	I-7
1.3 高レベル放射性廃棄物の地層処分への取り組み	I-9
1.3.1 わが国における地層処分計画	I-9
1.3.2 研究開発の経緯	I-11
1.3.3 地層処分研究開発の第2次取りまとめ	I-13
1) 第2次取りまとめの目標	I-13
2) 研究開発の進め方	I-14
(1) 研究開発分野の設定	I-14
(2) 研究協力の推進	I-15
3) 第2次取りまとめ報告書の全体構成	I-16
4) 透明性と追跡性の確保	I-17
5) 総論レポートの構成	I-18
参考文献	I-19

第 II 章 地層処分の概念と安全確保の考え方

2.1 地層処分概念の進展	II-1
2.1.1 背景	II-1
2.1.2 多重バリアの概念	II-1
2.2 わが国の地層処分概念	II-3
2.2.1 基本的考え方	II-3
2.2.2 地層処分システムの構成とその機能	II-4
2.3 安全確保の考え方	II-6
2.3.1 安全性の議論の前提	II-6

2.3.2 安全確保のための対策	II- 8
1) サイト選定	II- 8
2) 工学的対策	II- 9
3) 安全評価	II- 9
(1) 地層処分システムの安全評価の特徴	II- 9
(2) 安全評価の方法論	II- 9
(3) 評価の信頼性	II-10
参考文献	II-13

第III章 わが国の地質環境

3.1 地層処分にとって重要な地質環境条件	III- 1
3.1.1 地質環境に期待される役割	III- 1
3.1.2 地質環境の長期安定性	III- 1
3.1.3 重要な地質環境の特性	III- 3
3.1.4 わが国の地質環境の特徴	III- 4
3.1.5 地質環境条件の調査研究	III- 5
3.2 わが国における地質環境の長期安定性	III- 8
3.2.1 地質環境の長期安定性に影響を及ぼす天然現象	III- 8
3.2.2 将来における天然現象の予測的評価	III- 9
1) 基本的な考え方	III- 9
2) 日本列島のテクトニクス	III-10
3.2.3 地震・断層活動	III-13
1) わが国における地震・断層活動の特徴	III-13
2) 地震・断層活動が地質環境に及ぼす影響	III-19
3.2.4 火山・火成活動	III-21
1) わが国における火山・火成活動の特徴	III-21
2) 火山・火成活動が地質環境に及ぼす影響	III-28
3.2.5 隆起・沈降・侵食	III-30
1) わが国における隆起・沈降・侵食の特徴	III-32
(1) 隆起・沈降	III-32
(2) 侵食	III-35
2) 隆起・沈降・侵食・堆積が地質環境に及ぼす影響	III-39
3.2.6 気候・海水準変動	III-39
1) 第四紀における気候・海水準変動	III-40
2) 気候・海水準変動が地質環境に及ぼす影響	III-41

3.2.7 まとめ：安定な地質環境の存在	III- 43
3.3 わが国における地質環境の特性	III- 46
3.3.1 地層処分にとって重要な地質環境の特性	III- 46
3.3.2 地質構造	III- 47
1) 初生的構造要因による移行経路	III- 49
2) 二次的構造要因による移行経路	III- 50
3.3.3 地下深部における地下水の流動特性	III- 51
1) 地下深部の動水勾配	III- 53
2) 地下深部の岩盤における透水性	III- 54
3.3.4 地下深部における地下水の地球化学特性	III- 57
1) 降水起源の地下水	III- 60
2) 海水起源の地下水	III- 64
3.3.5 岩盤の熱特性・力学特性	III- 66
1) 熱特性	III- 67
2) 力学特性	III- 67
3) 掘削影響領域	III- 71
3.3.6 まとめ：深部地質環境の一般的な特性	III- 75
3.4 地質環境に関するナチュラルアナログ研究の事例	III- 79
1) ウラン鉱床の保存と履歴	III- 79
2) ウランの保持	III- 80
参考文献	III- 82

第 IV 章 地層処分の工学技術

4.1 目的および検討の範囲	IV- 1
4.2 人工バリアおよび処分施設の基本概念	IV- 3
4.2.1 人工バリアの基本概念	IV- 3
1) 人工バリアの構成	IV- 3
2) 定置レイアウト	IV- 4
4.2.2 処分施設の基本概念	IV- 5
1) 処分施設の構成	IV- 5
2) 処分パネルの概念とパネルレイアウト	IV- 6
4.3 人工バリアおよび処分施設の設計	IV- 7

4.3.1 設計の基本的考え方	IV-7
4.3.2 設計条件および設計要件	IV-10
1) ガラス固化体の発熱量、放射能、貯蔵期間および処分施設の規模	IV-10
2) 地質構造要素と地形的条件	IV-12
3) 岩盤特性	IV-12
(1) 設計、製作・施工検討のための岩種の分類	IV-13
(2) 力学特性	IV-14
(3) 熱特性	IV-15
(4) 水理特性	IV-16
4) 処分深度	IV-18
(1) 地層処分の長期安全性	IV-18
(2) 地質環境の特性	IV-19
(3) 建設技術や調査技術の現状	IV-19
(4) 設計により把握される深度の範囲	IV-19
5) オーバーバック、緩衝材、地下施設の設計要件	IV-21
(1) オーバーバックの設計要件	IV-21
(2) 緩衝材の設計要件	IV-22
(3) 地下施設の設計要件	IV-23
6) 人工バリアの埋設後の健全性評価による設計へのフィードバック	IV-25
4.3.3 人工バリアの設計・製作	IV-26
1) オーバーバックの設計・製作	IV-26
(1) オーバーバックの材料および形状	IV-26
(2) オーバーバックの厚さ	IV-26
(3) オーバーバックの製作	IV-34
(4) 仕様例	IV-36
(5) 品質管理	IV-36
(6) 複合オーバーバック	IV-36
2) 緩衝材の設計・製作	IV-41
(1) 緩衝材の基本特性	IV-41
(2) 緩衝材の仕様	IV-52
(3) 緩衝材の製作・施工	IV-58
(4) 品質管理	IV-60
(5) 緩衝材の膨出対策	IV-61
3) 人工バリアの仕様例	IV-63
4.3.4 地下施設の設計	IV-64
1) 坑道の力学的安定性評価	IV-64
(1) 支保工材料に対する考え方	IV-64
(2) 坑道の基本仕様の設定	IV-65

(3) 坑道の力学的安定性の検討	IV-67
(4) 坑道交差部の検討	IV-73
(5) 坑道の耐震安定性の検討	IV-73
2) 処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの検討	IV-77
(1) 人工バリアに必要な寸法	IV-77
(2) 建設・操業技術からの制限	IV-77
(3) 空洞の力学的安定性による制限	IV-77
(4) 人工バリアに対する熱的影響の検討	IV-78
(5) 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ	IV-81
3) 処分坑道の仕様と廃棄体ピッチ	IV-82
4) 処分場のレイアウト	IV-84
5) 埋め戻し材の設計	IV-88
(1) 期待される役割と設計上考慮すべき項目	IV-89
(2) 仕様の設定	IV-89
4.4 人工バリア埋設後の健全性評価	IV-91
4.4.1 再冠水時の人工バリア挙動評価	IV-91
1) 熱－水－応力連成モデル	IV-92
2) 原位置連成試験およびモデルの適用性の検討	IV-92
3) ニアフィールド熱－水－応力連成解析	IV-93
4.4.2 構造力学安定性評価	IV-95
1) 岩盤クリープ解析	IV-96
2) オーバーバック腐食膨張解析	IV-97
3) オーバーバック沈下解析	IV-98
4.4.3 ニアフィールドの耐震安定性評価	IV-100
1) 人工バリア地震応答解析コードの開発および振動試験	IV-100
(1) 人工バリア地震応答解析コードの開発	IV-100
(2) 人工バリア模型振動試験	IV-101
(3) 人工バリア地震応答解析コードによる解析	IV-101
2) ニアフィールド耐震安定性解析	IV-102
4.4.4 ガス移行評価	IV-105
1) 溶存水素の拡散移行評価	IV-105
2) ガス移行挙動評価	IV-106
4.4.5 緩衝材の岩盤内侵入の評価	IV-109
4.5 処分場の建設、操業、閉鎖	IV-110
4.5.1 建設、操業、閉鎖の基本手順	IV-110
4.5.2 建設	IV-111

1) 処分場の建設の特徴と留意すべき事項	IV-111
2) 建設技術の検討	IV-112
(1) アクセス坑道	IV-112
(2) 連絡坑道、主要坑道および処分坑道	IV-113
(3) 処分孔	IV-115
3) 各種対策工法	IV-116
4) 品質管理	IV-117
4.5.3 操業	IV-118
1) ガラス固化体の受け入れから廃棄体や緩衝材の搬送・定置までの作業	IV-118
(1) 地上施設	IV-118
(2) アクセス坑道	IV-118
(3) 連絡坑道・主要坑道・処分坑道	IV-120
(4) 換気、排水設備	IV-125
2) 処分坑道および主要坑道の埋め戻し	IV-126
(1) 施工方法	IV-126
(2) 対策工 — 湧水割れ目の隔離 —	IV-127
(3) 品質管理	IV-128
4.5.4 閉鎖	IV-129
1) 連絡坑道の埋め戻し	IV-129
2) アクセス坑道の埋め戻し	IV-129
(1) 施工方法	IV-129
(2) 対策工 — 坑口の処置 —	IV-129
3) ボーリング孔の埋め戻し	IV-130
4) 地上施設の解体・撤去	IV-131
5) 品質管理	IV-131
4.6 処分場の管理に関する技術的検討	IV-132
4.6.1 地層処分の基本概念と制度的管理に関する国際的コンセンサス	IV-132
4.6.2 処分場の管理の基本的考え方	IV-133
4.6.3 処分場の管理の内容	IV-134
1) 設計・施工上の品質管理	IV-134
2) 人工バリア周辺部および処分施設周辺部の地質環境条件に 関するモニタリング	IV-135
3) その他の管理	IV-136
4.6.4 計測技術	IV-138
4.6.5 所要の措置	IV-138
4.7 まとめ	IV-139

第 V 章 地層処分システムの安全評価

5.1 はじめに	V-1
5.1.1 第 2 次取りまとめにおける安全評価	V-1
5.1.2 本章の構成	V-1
5.2 安全評価の進め方	V-3
5.2.1 専門部会報告書の指針とアプローチ	V-3
5.2.2 システムの多様性と評価における不確実性の取り扱い	V-3
5.2.3 モデル化の考え方	V-6
5.2.4 安全評価の手順	V-7
5.3 地層処分システム	V-9
5.3.1 地層処分システムの構築と特徴	V-9
1) 地質環境	V-10
(1) 地質環境の長期安定性	V-10
(2) 地質環境の特性	V-10
2) 処分場	V-11
3) 地質環境と生物圏のインターフェイス	V-12
4) 安全評価のためのレファレンスシステム	V-13
5.3.2 地層処分システムの安全機能	V-15
5.4 安全評価のシナリオ	V-17
5.4.1 シナリオ作成の方法論	V-17
1) シナリオ作成のアプローチ	V-17
2) 方法論	V-18
5.4.2 FEP リスト	V-21
1) 包括的 FEP リストの作成	V-21
2) FEP の内容の明確化と安全評価で考慮する FEP	V-21
5.4.3 シナリオの作成と取り扱い	V-25
1) FEP に基づくシナリオの作成	V-25
2) 接近シナリオ	V-25
3) 地下水シナリオ	V-27
(1) 基本シナリオ	V-27
(2) 変動シナリオ	V-31

5.5 解析ケースの分類とレファレンスケース	V-34
5.5.1 シナリオに基づく解析ケースの分類	V-34
1) 分類の考え方	V-34
2) 基本シナリオ解析ケース	V-37
3) 変動シナリオ解析ケース	V-38
5.5.2 レファレンスケース	V-38
1) 地層処分システムと概念モデル	V-38
2) モデルとデータ	V-40
(1) 人工バリア	V-40
(2) 天然バリア	V-51
(3) 生物圏	V-62
(4) 解析で用いるモデルチェーン	V-71
3) 解析結果	V-73
(1) 人工バリア中核種移行	V-73
(2) 天然バリア中核種移行	V-74
(3) 線量の算出	V-76
(4) 各バリアの役割	V-78
5.6 バリア性能の検討	V-81
5.6.1 検討の進め方	V-81
1) 解析ケースの設定	V-81
2) 代替生物圏	V-83
(1) 幅広い地質環境に対応させた生物圏評価モデルの設定	V-83
(2) 各生物圏評価モデルから得られた線量への換算係数	V-86
5.6.2 基本シナリオ解析ケース	V-88
1) データ不確実性ケース／モデル変更ケース	V-88
(1) 人工バリア	V-88
(2) 天然バリア	V-92
2) 代替設計ケース／地質環境変更ケース	V-99
(1) 人工バリア	V-100
(2) 天然バリア	V-105
5.6.3 変動シナリオ解析ケース	V-107
1) 天然現象	V-107
2) 工学的対策に関する初期欠陥	V-110
3) 将来の人間活動	V-112
5.6.4 システムの安全性の検討において考慮すべき要因の抽出	V-113
5.7 システムの安全性の検討	V-115

5.7.1 システム性能の総合的解析	V-115
1) システムの多様性	V-116
(1) 地質環境の多様性	V-116
(2) GBI の多様性	V-119
(3) 処分場の仕様の多様性	V-119
2) 不確実性	V-119
(1) データの不確実性	V-119
(2) モデルの不確実性	V-119
(3) シナリオの不確実性	V-120
3) 天然バリアの機能を考慮しないケース	V-120
5.7.2 諸外国で提案されている防護レベルとの比較	V-120
5.8 安全評価の信頼性に関する検討	V-125
5.8.1 方法論的観点	V-125
5.8.2 その他の議論	V-127
1) 補完的解析	V-127
2) 諸外国の安全評価との比較	V-133
3) ナチュラルアナログによる傍証	V-134
5.9 まとめ	V-135
参考文献	V-138

第 VI 章 処分予定地選定と安全基準策定に資するための技術的検討

6.1 はじめに	VI- 1
6.2 技術的拠り所としての研究開発成果の統合化	VI- 2
6.2.1 検討の方法	VI- 2
6.2.2 研究開発成果の反映	VI- 2
6.2.3 事業化のプロセスとの関係	VI- 4
6.2.4 技術的拠り所の構成	VI- 6
6.3 処分予定地選定に資するための技術的拠り所	VI- 9
6.3.1 サイト選定のプロセス	VI- 9
1) 処分候補地の選定	VI- 9
2) 処分予定地の選定	VI- 9
3) 処分地の選定	VI-10

6.3.2 サイト選定の要件	VI-10
1) 要件の抽出	VI-10
2) サイト選定の可否にかかわる地質環境の要件	VI-11
(1) 地質環境の長期安定性に関する要件	VI-11
(2) 処分場の建設可能性に関する要件	VI-12
(3) 人間侵入に関する要件	VI-12
3) サイト選定にとって考慮すべき地質環境条件	VI-13
(1) 人工バリアの設置環境として考慮すべき地質環境条件	VI-13
(2) 天然バリアとして重要な地質環境条件	VI-15
6.3.3 地質環境の調査手法	VI-16
1) 調査の進め方	VI-16
(1) 文献調査	VI-16
(2) 地上からの調査	VI-20
(3) 地下施設を利用した調査	VI-22
(4) ナチュラルアナログ研究の適用	VI-22
2) 調査技術の開発	VI-23
(1) 地下水調査機器の開発	VI-24
(2) 物理探査技術の高度化	VI-27
6.3.4 適用性の高い地層処分システム	VI-29
1) オーバーバック材質	VI-29
2) オーバーバック厚さ	VI-30
3) 緩衝材厚さ	VI-30
4) 緩衝材施工方法	VI-31
5) 地質環境	VI-32
6) アクセス方式	VI-32
6.4 安全基準の策定に資する技術的拠り所	VI-34
6.4.1 人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件	VI-34
1) 設計の基本的なプロセス	VI-34
2) 設計にあたっての前提条件	VI-34
3) 人工バリアおよび処分施設の設計要件と製作・施工技術の品質管理	VI-34
(1) オーバーバック	VI-35
(2) 緩衝材	VI-35
(3) 地下施設	VI-36
4) 人工バリアの埋設後の健全性評価	VI-38
5) 処分場の管理	VI-38
(1) 処分場の閉鎖に至るまでのプロセス	VI-38
(2) 処分場の管理に関する技術的基盤	VI-38

6.4.2 地層処分システムの安全評価上の要件	VI-39
1) 安全評価の前提条件	VI-39
(1) 防護目標	VI-39
(2) 安全指標	VI-39
(3) 時間スケール	VI-40
2) 安全評価の方法論に関する要件	VI-41
(1) 安全評価シナリオの明確化	VI-41
(2) 地下水シナリオに対する多重バリアシステムの安全評価	VI-43
(3) 接近シナリオに対する考察	VI-44
(4) 総合的な安全評価	VI-45
6.5 まとめ	VI-46
参考文献	VI-49

第 VII 章 まとめ

7.1 第 2 次取りまとめの成果	VII- 1
7.2 2000 年以降の研究開発の考え方について	VII- 4
7.2.1 地層処分研究開発の特徴	VII- 4
7.2.2 2000 年以降の研究開発の展開	VII- 5
1) 第 2 次取りまとめまでの研究開発	VII- 5
2) 2000 年以降の研究開発	VII- 5
7.2.3 期待される成果	VII- 6
1) 地層処分事業化技術	VII- 6
(1) 地質環境条件の調査研究	VII- 6
(2) 処分技術の研究開発	VII- 7
(3) 性能評価研究	VII- 8
2) 地層処分技術のデジタル体系化「数値地層処分システム」の構築	VII- 8

付 録

付録 A 人間侵入による接近シナリオの評価事例
付録 B 天然現象による仮想的シナリオの評価事例
付録 C 解析ケースの設定
付録 D 感度解析で用いるデータ集

用語集

This is a blank page.

図リスト

図 1.1-1	核燃料サイクルと高レベル放射性廃棄物（リサイクル方式）	I-2
図 1.1-2	放射能の推移から眺めた高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の特徴（濃縮度 4.5 % の核燃料 1MTU 相当）	I-4
図 1.3-1	国の地層処分計画に沿った研究開発、処分事業ならびに安全規制の展開	I-10
図 1.3-2	地層処分研究開発協議会の体制	I-15
図 1.3-3	第 2 次取りまとめに関する国内外他機関との連携	I-16
図 1.3-4	第 2 次取りまとめの構成	I-16
図 2.2-1	地層処分システムの構成要素と期待されるバリア機能	II-4
図 2.3-1	安全評価の一般的法論	II-10
図 3.1-1	地層処分において考慮すべき天然現象（上）と岩盤中での現象・作用（下）	III-2
図 3.1-2	わが国の地形と地下水	III-5
図 3.1-3	地層処分研究開発と地層科学研究	III-6
図 3.2-1	日本列島とその周辺のプレート	III-11
図 3.2-2	日本列島周辺のプレートの相対運動と主要なイベント	III-12
図 3.2-3	活断層分布図	III-15
図 3.2-4	活断層帯の例	III-16
図 3.2-5	逆断層の地下構造（千屋断層の例）	III-18
図 3.2-6	釜石鉱山における地震にともなう水圧変化例	III-20
図 3.2-7	日本列島周辺のプレート配置と第四紀火山の分布	III-22
図 3.2-8	中新世後期～鮮新世以降の火山岩類および深成岩類の分布	III-23
図 3.2-9	日本列島における第四紀火山の時空分布（東北日本）	III-25
図 3.2-10	日本列島における第四紀火山の時空分布（西南日本）	III-26
図 3.2-11	仙岩火山地域における噴出中心の時空分布	III-27
図 3.2-12	火山の噴出中心からの距離と地温勾配の関係	III-29
図 3.2-13	仙岩火山地域における火山の噴出中心からの距離と温泉の pH の関係	III-29
図 3.2-14	火山の噴出中心からの距離と $^3\text{He}/^4\text{He}$ 比の関係	III-31
図 3.2-15	海岸段丘の形成年代と隆起量	III-33
図 3.2-16	最終間氷期最盛期（約 12.5 万年前）に形成された段丘の旧江線（当時の海岸線）の現在の高度（単位 m）	III-34

図 3.2-17	基準高度分散量から計算した全国の侵食速度の分布	III-37
図 3.2-18	段丘などの形成年代と形成後の平均的な侵食量	III-38
図 3.2-19	河川による下刻のプロセス（相模川の例）	III-38
図 3.2-20	35 万年前から現在までの海水準変動	III-42
図 3.2-21	グリーンランドの氷床コアに見られるダンスガード・エシガー サイクル	III-42
図 3.3-1	地層区分の観点からみたわが国の地質構造	III-48
図 3.3-2	移行経路として重要な地質構造要素	III-48
図 3.3-3	釜石鉱山で確認される主な割れ目構造	III-52
図 3.3-4	岩種と露頭調査による割れ目頻度	III-52
図 3.3-5	地下水流動の概念	III-53
図 3.3-6	地形別動水勾配分布（文献調査結果）	III-55
図 3.3-7	地形勾配と動水勾配の関係	III-56
図 3.3-8	各ボーリング孔および文献調査の透水係数頻度分布	III-58
図 3.3-9	深度と透水係数の関係（花崗岩）	III-59
図 3.3-10	降水起源と考えられる地下水の深度別ヘキサダイアグラム	III-61
図 3.3-11	東濃地域における堆積岩中の地下水の水質変化	III-62
図 3.3-12	東濃地域における花崗岩中の地下水の水質変化	III-64
図 3.3-13	東濃地域における深部地下水の地球化学的性質	III-65
図 3.3-14	日本の地温勾配図	III-69
図 3.3-15	熱伝導率の頻度分布図	III-70
図 3.3-16	一軸圧縮強度の頻度分布図	III-72
図 3.3-17	物性値と深度の関係	III-73
図 3.3-18	初期応力データ	III-74
図 3.3-19	東濃鉱山における弾性波を利用した掘削影響調査の結果	III-76
図 3.3-20	坑道周辺の地質環境の概念図（割れ目系岩盤の例）	III-77
図 4.2-1	人工バリアの概念	IV- 3
図 4.2-2	定置レイアウトのバリエーション	IV- 4
図 4.2-3	処分施設の基本概念	IV- 5
図 4.2-4	パネルレイアウトのバリエーション	IV- 6
図 4.3-1	設計の基本的な流れの例と設計の合理化	IV- 8
図 4.3-2	モデルガラス固化体の発熱量および放射能の経時変化	IV-11
図 4.3-3	力学特性の分布の例：岩石の一軸圧縮強度の分布	IV-13

図 4.3-4	処分深度に対応した廃棄体専有面積と緩衝材温度の関係 (硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式、 坑道離間距離 13.32 m、廃棄体ピッチ 3.13 m)	IV- 20
図 4.3-5	オーバーバック厚さ検討の手順例	IV- 26
図 4.3-6	低溶存酸素濃度下における炭素鋼の平均腐食速度の経時変化	IV- 28
図 4.3-7	緩衝材の圧密反力と緩衝材厚さの関係	IV- 30
図 4.3-8	放射線分解によりオーバーバック表面に供給される カソード電流密度	IV- 32
図 4.3-9	オーバーバックに作用させた偏圧の例	IV- 34
図 4.3-10	炭素鋼オーバーバックの試作例 (本田ほか, 1992)	IV- 35
図 4.3-11	炭素鋼オーバーバックの仕様例	IV- 36
図 4.3-12	チタン-炭素鋼複合オーバーバックの試作例	IV- 38
図 4.3-13	試作した鋼製外容器の外観	IV- 40
図 4.3-14	不飽和ベントナイトの水分拡散係数と体積含水率の関係	IV- 43
図 4.3-15	不飽和ベントナイトの水分ポテンシャルと体積含水率の関係	IV- 43
図 4.3-16	鉛直変位の経時変化	IV- 47
図 4.3-17	膨潤応力の測定結果	IV- 47
図 4.3-18	締固め試験におけるケイ砂混合率と最大乾燥密度の関係	IV- 47
図 4.3-19	有効粘土密度とガス有効浸透率の関係	IV- 50
図 4.3-20	緩衝材の特性とケイ砂混合率および乾燥密度との関係	IV- 52
図 4.3-21	オーバーバック耐圧厚さと緩衝材厚さの関係	IV- 54
図 4.3-22	設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係 (ブロック方式、膨潤前)	IV- 55
図 4.3-23	設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係 (ブロック方式、膨潤後)	IV- 56
図 4.3-24	放射線遮へいに必要な緩衝材の厚さ	IV- 58
図 4.3-25	緩衝材の膨出を防止するためのプラグの概念	IV- 61
図 4.3-26	トンネルシーリング性能試験におけるプラグの例	IV- 62
図 4.3-27	人工バリアの仕様例	IV- 63
図 4.3-28	理論解による空洞の力学的安定性の計算結果	IV- 69
図 4.3-29	解析モデル (硬岩系岩盤、処分坑道 (横置き方式))	IV- 70
図 4.3-30	解析モデル (軟岩系岩盤、処分坑道 (縦置き方式))	IV- 70
図 4.3-31	局所安全率分布 (硬岩系岩盤、処分坑道 (横置き方式))	IV- 71
図 4.3-32	局所安全率分布 (軟岩系岩盤、処分坑道 (縦置き方式))	IV- 71
図 4.3-33	硬岩系岩盤における各坑道の仕様例	IV- 72
図 4.3-34	軟岩系岩盤における各坑道の仕様例	IV- 72
図 4.3-35	検討手順	IV- 74
図 4.3-36	応答濃度 (硬岩系岩盤)	IV- 74

図 4.3-37	応答震度（軟岩系岩盤）	IV- 74
図 4.3-38	解析モデル、境界条件および解析領域内に作用させた 応答震度（処分坑道）	IV- 75
図 4.3-39	局所安全率分布（処分坑道）	IV- 76
図 4.3-40	局所安全率分布（立坑方式アクセス坑道）	IV- 76
図 4.3-41	廃棄体 1 本あたりの専有面積（概念図）	IV- 77
図 4.3-42	解析モデル	IV- 79
図 4.3-43	廃棄体専有面積と緩衝材温度の関係（処分孔縦置き方式）	IV- 80
図 4.3-44	温度の経時変化（処分孔縦置き方式、硬岩系岩盤）	IV- 80
図 4.3-45	廃棄体専有面積と緩衝材の温度の関係（処分坑道横置き方式）	IV- 81
図 4.3-46	処分坑道の仕様と廃棄体ピッチ	IV- 83
図 4.3-47	処分パネルの基本平面形状の例（棚井ほか、1999a） （硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式の場合）	IV- 85
図 4.3-48	処分場全体の鳥瞰図（硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式）	IV- 86
図 4.3-49	処分パネル近傍の鳥瞰図（硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式）	IV- 86
図 4.3-50	処分場全体の鳥瞰図（軟岩系岩盤、処分孔縦置き方式）	IV- 87
図 4.3-51	処分パネル近傍の鳥瞰図（軟岩系岩盤、処分孔縦置き方式）	IV- 87
図 4.3-52	地上施設の配置例（電力中央研究所・電気事業連合会、1999）	IV- 88
図 4.3-53	地下施設の埋め戻しの概念図	IV- 88
図 4.3-54	礫 ケイ砂 ベントナイト混合材料に関する締固め特性	IV- 90
図 4.3-55	礫 ケイ砂 ベントナイト混合材料に関する透水係数	IV- 90
図 4.4-1	連成現象の概念図	IV- 91
図 4.4-2	釜石粘土充填・熱負荷試験の模式図	IV- 92
図 4.4-3	含水比の経時変化の比較	IV- 93
図 4.4-4	含水比と経時変化（Case01-1）	IV- 94
図 4.4-5	各ケースにおける温度の経時変化の比較	IV- 94
図 4.4-6	解析検討対象とした現象の時系列	IV- 95
図 4.4-7	応力比分布図（硬岩系岩盤）	IV- 97
図 4.4-8	平均有効応力分布図（軟岩系岩盤）	IV- 98
図 4.4-9	応力比分布図（軟岩系岩盤）	IV- 98
図 4.4-10	沈下量、過剰間隙水圧の経時変化	IV- 99
図 4.4-11	人工バリア模型振動試験 実施状況 （防災科学技術研究所と核燃料サイクル開発機構との共同研究）	IV- 101
図 4.4-12	振動試験結果と解析結果の比較の一例 （解析出力点：模擬オーバーバック表面）	IV- 102
図 4.4-13	1 相系解析での解析領域および境界条件 （軟岩系岩盤、処分孔縦置き方式）	IV- 103

図 4.4-14	解析結果の一例：せん断応力度分布 (1) 相系、軟岩系岩盤、処分孔縦置き方式、 緩衝材乾燥状態、ジョイント要素あり、 $t=0.512$ s)	IV- 104
図 4.4-15	オーバーバックと緩衝材の間に蓄積される水素ガス量の割合 (処分坑道横置き方式、深度 1,000m)	IV- 106
図 4.4-16	間隙圧力の経時変化 (軟岩系岩盤、熱を考慮した場合)	IV- 108
図 4.4-17	100 年後のガス飽和度分布 (軟岩系岩盤、縦置き方式)	IV- 108
図 4.5-1	TBM 工法のイメージ	IV- 114
図 4.5-2	ダウンザホールハンマ方式を応用した全断面掘削機の例	IV- 116
図 4.5-3	立坑方式における作業概念の例	IV- 119
図 4.5-4	斜坑方式における作業概念の例	IV- 119
図 4.5-5	地下施設における基本的作業フロー	IV- 120
図 4.5-6	処分坑道横置き方式の定置概念	IV- 120
図 4.5-7	処分孔縦置き方式の定置概念	IV- 121
図 4.5-8	処分坑道横置き方式における廃棄体および緩衝材の 搬送・定置設備の全体構成の例 (ブロック方式)	IV- 122
図 4.5-9	処分孔縦置き方式における廃棄体および緩衝材の 搬送・定置設備の全体構成の例 (ブロック方式)	IV- 123
図 4.5-10	処分孔縦置き方式における廃棄体および緩衝材の 搬送・定置設備の全体構成の例 (一体型方式) (電力中央研究所・電気事業連合会, 1999)	IV- 124
図 4.5-11	水平坑道の埋め戻し作業のイメージ	IV- 127
図 4.5-12	埋め戻し時の高透水性の割れ口の処置	IV- 127
図 4.5-13	立坑方式のアクセス坑道の埋め戻し作業のイメージ	IV- 130
図 4.6-1	地層処分の概略工程	IV- 134
図 5.3-1	地層処分システムの構成	V-9
図 5.3-2	レファレンスシステム	V-15
図 5.4-1	シナリオの分類	V-17
図 5.4-2	シナリオ作成のフロー	V-19
図 5.4-3	地層処分システムに期待される安全機能と影響要因	V-20
図 5.4-4	FEP の主要な相関関係についてのインフルエンスダイアグラム	V-26
図 5.5-1	解析ケースの分類	V-35
図 5.5-2	地下水シナリオ基本シナリオの概念モデル	V-39

図 5.5-3	人工バリア中核種移行モデルで考慮する人工バリアの幾何形状	V-41
図 5.5-4	人工バリア中核種移行モデルと用いるパラメータ	V-41
図 5.5-5	1次元平行平板モデルの重ね合わせ概念図	V-54
図 5.5-6	1次元平行平板モデルとデータの関係	V-55
図 5.5-7	既往の文献により求められた地下水面の勾配の分布	V-57
図 5.5-8	透水量係数分布	V-58
図 5.5-9	花崗岩類における実効拡散係数と有効間隙率の関係	V-61
図 5.5-10	生物圏における核種移行プロセス	V-65
図 5.5-11	生物圏における被ばくモードと被ばく経路	V-67
図 5.5-12	生物圏評価モデルのステップ応答特性	V-69
図 5.5-13	各被ばくグループに対する線量への換算係数	V-70
図 5.5-14	農作業従事者グループに対する影響に応じた被ばく経路の内訳	V-71
図 5.5-15	モデルチェーンと主要なデータの流れ	V-72
図 5.5-16	レファレンスケースにおける人工バリア中核種移行解析結果 (ガラス固化体 1 本に対する核種移行率)	V-73
図 5.5-17	レファレンスケースにおける天然バリア中核種移行解析結果 (ガラス固化体 1 本に対する核種移行率)	V-75
図 5.5-18	母岩および断層からの核種移行率の線量への換算結果 (ガラス固化体 4 万本についての結果)	V-77
図 5.5-19	各バリア内での核種の存在量およびその時間変化 (Np-237 ; レファレンスケースでのガラス固化体 1 本あたりの結果)	V-79
図 5.5-20	各バリア内での核種の存在量およびその時間変化 (Cs-135 ; レファレンスケースでのガラス固化体 1 本あたりの結果)	V-79
図 5.5-21	最大線量の移行距離に対する変化	V-80
図 5.6-1	GBI となる深井戸の概念図	V-84
図 5.6-2	データ不確実性ケースおよびモデル変更ケースにおける人工 バリアからの最大核種移行率 (Np-237, Sc-79, Cs-135)	V-91
図 5.6-3	データ不確実性ケースにおける処分場全体からの最大線量一覧	V-95
図 5.6-4	概念モデル変更ケースにおける処分場全体からの最大線量一覧	V-97
図 5.6-5	処分場レイアウトを考慮した場合の評価概念図	V-98
図 5.6-6	処分場領域内における濃度干渉概念図	V-99
図 5.6-7	代替設計ケースおよび地質環境変更ケースにおける人工バリア からの最大核種移行率 (Np-237, Sc-79, Cs-135)	V-104
図 5.6-8	地質環境変更ケースにおける処分場全体からの最大線量一覧	V-106
図 5.6-9	隆起・侵食についての解析ケースで考慮した概念モデル	V-108
図 5.6-10	隆起・侵食、気候・海水準変動についての解析結果	V-109
図 5.6-11	気候・海水準変動についての解析で考慮した概念モデル	V-110

図 5.7-1	沿岸地域の海水系地下水環境における地下水の流れと核種移行の概念図	V-118
図 5.7-2	システム性能解析結果における最大線量とその時間	V-122
図 5.7-3	システム性能解析結果（地質環境の多様性）における最大線量と支配核種	V-123
図 5.7-4	システム性能解析結果の地質環境の多様性と GBI の多様性に対する整理	V-124
図 5.8-1	補完的安全指標の適用性	V-129
図 5.8-2	天然に存在する放射性核種を利用した補完的安全指標の適用例	V-130
図 5.8-3	性能評価結果（レファレンスケース）と天然放射性核種の実測値との比較（1）：河川中 $4n+2$ 核種濃度	V-131
図 5.8-4	性能評価結果（レファレンスケース）と天然放射性核種の実測値との比較（2）：地下水中 U-238 濃度	V-131
図 5.8-5	処分場からの種々の放射性核種の影響を考慮した検討例（レファレンスケース）	V-132
図 5.8-6	各国の安全評価結果の比較	V-133
図 6.2-1	地層処分の事業化に向けた研究開発成果の反映	VI- 7
図 6.2-2	地層処分事業の展開と技術的拠り所	VI- 8
図 6.3-1	地質環境調査フローの例	VI-17
図 6.3-2	ボーリング孔や地下坑道を利用した地質環境の調査	VI-23
図 6.3-3	地下水調査機器	VI-25
図 6.3-4	設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係	VI-31
付図 A-1	処分場への人間侵入	A- 2
付図 A-2	偶発的な人間侵入のイベントツリー	A- 7
付図 A-3	偶発的な人間侵入が生じた場合の被ばく線量	A-12
付図 A-4	偶発的な人間侵入が生じた場合のリスク	A-13
付図 B-1	隆起・侵食についての概念モデルと評価フロー	B- 1
付図 B-2	処分場を含む岩盤が地表に到達した場合の影響評価例	B-3
付図 B-3	気候・海水準変動についての概念モデルと評価フロー	B-4
付図 B-4	断層活動についての概念モデルと評価フロー	B-8
付図 B-5	火山活動についての概念モデルと評価フロー	B-11

This is a blank page.

表リスト

表 1.3-1	諸外国における地層処分の技術評価報告書	I-11
表 3.3-1	わが国における地下水の酸化還元電位データ	III-62
表 3.3-2	岩盤の諸特性統計量一覧表	III-68
表 4.3-1	モデルガラス固化体の基本仕様	IV-11
表 4.3-2	モデルガラス固化体のインベントリの計算条件	IV-11
表 4.3-3	岩盤の基本的な力学特性の設定で考慮した特性間の関係	IV-15
表 4.3-4	岩盤の基本的な力学特性値（設計用岩盤特性データセット）	IV-17
表 4.3-5	オーバパックの設計要件	IV-21
表 4.3-6	緩衝材の設計要件	IV-22
表 4.3-7	地下施設の設計要件	IV-24
表 4.3-8	オーバパックに作用する荷重の組み合わせ	IV-29
表 4.3-9	オーバパックに作用する外圧値	IV-31
表 4.3-10	オーバパック耐圧厚さの計算結果	IV-31
表 4.3-11	オーバパック厚さのまとめ	IV-33
表 4.3-12	コロイド透過試験結果	IV-46
表 4.3-13	緩衝材の基本的な特性値	IV-51
表 4.3-14	坑道の基本仕様	IV-66
表 4.3-15	適用した空堀の力学的安定性評価の方法	IV-68
表 4.3-16	理論解による検討に用いた力学特性値	IV-69
表 4.3-17	力学的安定性上確保しておく坑道離間距離と処分孔間隔	IV-71
表 4.3-18	交差部の補強範囲	IV-73
表 4.3-19	空洞の力学的安定性から必要となる離間距離	IV-78
表 4.3-20	解析で用いる物性	IV-79
表 4.3-21	処分孔設置方式の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ	IV-81
表 4.3-22	処分坑道離間距離と廃棄体ピッチおよび 総掘削量比の関係（硬岩系岩盤）	IV-82
表 4.3-23	処分坑道離間距離と廃棄体ピッチおよび 総掘削量比の関係（軟岩系岩盤）	IV-82
表 4.3-24	レイアウト設計上考慮すべき項目	IV-84
表 4.4-1	解析ケース	IV-93
表 4.4-2	各ケースにおける再冠水時間の比較	IV-94
表 4.4-3	解析条件一覧	IV-96

表 4.5-1	建設、操業、閉鎖の各段階における主な作業の内容	IV- 110
表 4.5-2	立坑の主な掘削工法	IV- 113
表 4.5-3	水平坑道の主な掘削工法	IV- 114
表 4.5-4	各種対策工法のまとめ	IV- 117
表 4.5-5	埋め戻しの施工方法の組み合わせ例	IV- 126
表 4.6-1	各作業段階ごとに取得すべきと考えられる 主な情報の内容と計測項目	IV- 137
表 5.3-1	地形と地下水の組み合わせに対応した GBI	V-13
表 5.3-2	安全評価で対象とする地層処分システムの構成要素	V-14
表 5.4-1	包括的 FEP リスト	V-22
表 5.4-2	適切なサイト選定、工学的対策、発生確率の視点で 除外した FEP	V-23
表 5.4-3	地層処分システムへの影響が無視できるほど小さいと 判断した FEP	V-24
表 5.4-4	安全機能およびそれに影響を与える可能性のある要因と FEP の関係	V-27
表 5.5-1	人工バリアと天然バリア中の核種移行解析において 考慮する放射性核種	V-39
表 5.5-2	人工バリア中核種移行解析で用いたデーター一覧	V-42
表 5.5-3	ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種と安定同位体の インベントリ	V-43
表 5.5-4	地下水と間隙水の組成（レファレンスケース）	V-45
表 5.5-5	放射性元素の溶解度（レファレンスケース）	V-47
表 5.5-6	放射性元素の実効拡散係数（レファレンスケース）	V-49
表 5.5-7	放射性元素の緩衝材への分配係数（レファレンスケース）	V-50
表 5.5-8	母岩および断層での核種移行解析に用いたデーター一覧 （レファレンスケース）	V-56
表 5.5-9	レファレンスケースにおける花崗岩に対する放射性元素の 分配係数	V-62
表 5.5-10	生物圏評価モデルで想定した地表の環境と人間の生活様式	V-64
表 5.5-11	コンパートメント間の移行プロセスに対して設定したデータ	V-68
表 5.6-1	レファレンスケース以外の基本シナリオ解析ケース	V-82
表 5.6-2	代替生物圏評価のモデル一覧	V-85

表 5.6-3	河川水／平野モデルからの変更による各生物圏評価モデルの作成	V-85
表 5.6-4	各生物圏評価モデルの決定グループに対する線量への換算係数	V-87
表 5.6-5	変動シナリオ解析ケース	V-107
表 5.6-6	ボーリングによる掘削影響領域の発生を想定した場合の解析結果	V-113
表 5.7-1	システム性能解析ケース一覧	V-116
表 5.7-2	地質環境の多様性を考慮するケースで用いる岩種にかかわるデータ一覧	V-117
表 6.2-1	専門部会報告書に示されている主要事項	VI-2
表 6.2-2	技術的拠り所の構成	VI-6
表 6.3-1	サイト選定における地質環境上の要件	VI-10
表 6.3-2	サイト選定にともなう地質環境調査のプロセスの例（その 1）	VI-18
表 6.3-2	サイト選定にともなう地質環境調査のプロセスの例（その 2）	VI-19
表 7.2-1	第 2 次取りまとめ以降の処分事業化技術に関わる課題の分類	VII-9
付表 A-1	将来の社会活動や科学技術レベルに応じた人間侵入発生の促進効果と低減効果	A-5
付表 A-2	偶発的な人間侵入シナリオ	A-8
付表 A-3	偶発的な人間侵入シナリオ評価に用いたデータ	A-11
付表 A-4	わが国における地下アクセス行為の深度分布	A-12
付表 C-1	安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係（人工バリア）（1／3）	C-1
付表 C-1	安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係（人工バリア）（2／3）	C-2
付表 C-1	安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係（人工バリア）（3／3）	C-3
付表 C-2	安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係（天然バリア）（1／2）	C-4
付表 C-2	安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係（天然バリア）（2／2）	C-5
付表 C-3	天然現象、人間活動および初期欠陥の安全評価の解析における取り扱い	C-6

付表 D-1	ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種および安定同位体の インベントリ	D-1
付表 D-2	地下水組成	D-2
付表 D-3	間隙水組成	D-3
付表 D-4	緩衝材中での放射性元素の溶解度の設定値 [$\text{mol}^{\cdot}\text{at } 25^{\circ}\text{C}$]	D-4
付表 D-5	緩衝材中での放射性元素の実効拡散係数の設定値 [$\text{mol}^{\cdot}\text{at } 25^{\circ}\text{C}$]	D-4
付表 D-6	緩衝材中への放射性元素の分配係数の設定値 [$\text{m}^{\cdot}\text{kg}^{\cdot}\text{at } 25^{\circ}\text{C}$]	D-5
付図 D-7	有効間隙率、乾燥密度、実効拡散係数パラメータ一覧（花崗岩）	D-6
付図 D-8	花崗岩に対する放射性元素分配係数の不確実性	D-6
付図 D-9	岩種に応じた有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の組合せ	D-6
付図 D-10	地下水組成と岩種の組み合わせに対する分配係数の設定値 [$\text{m}^{\cdot}\text{kg}^{\cdot}$]	D-7
付図 D-11	天然現象に関する解析ケースで用いる地下水組成と間隙水組成の モデル計算値 [$\text{mol}^{\cdot}$]	D-8
付図 D-12	天然現象に関する解析ケースで用いる溶解度と分配係数の設定値	D-9
付図 D-13	天然現象に関する解析ケースで用いる拡散係数の設定値	D-9
付図 D-14	天然現象に関する解析ケースで用いる処分後 100 年時点でのガラ ス固化体 1 本中の核種インベントリ	D-9

第1章

高レベル放射性廃棄物対策 の考え方と進め方

第1章 高レベル放射性廃棄物対策の考え方と進め方

1.1 わが国における原子力利用と高レベル放射性廃棄物の発生	I-1
1.1.1 原子力によるエネルギーの生産と核燃料サイクル	I-1
1.1.2 高レベル放射性廃棄物の特徴	I-3
1.2 高レベル放射性廃棄物対策	I-6
1.2.1 基本的考え方	I-6
1.2.2 地層処分の選択	I-7
1.3 高レベル放射性廃棄物の地層処分への取り組み	I-9
1.3.1 わが国における地層処分計画	I-9
1.3.2 研究開発の経緯	I-11
1.3.3 地層処分研究開発の第2次取りまとめ	I-13
1) 第2次取りまとめの目標	I-13
2) 研究開発の進め方	I-14
(1) 研究開発分野の設定	I-14
(2) 研究協力の推進	I-15
3) 第2次取りまとめ報告書の全体構成	I-16
4) 透明性と追跡性の確保	I-17
5) 総論レポートの構成	I-18
参考文献	I-19

第1章 高レベル放射性廃棄物対策の考え方と進め方

1.1 わが国における原子力利用と高レベル放射性廃棄物の発生

1.1.1 原子力によるエネルギーの生産と核燃料サイクル

わが国の原子力発電は1963年に最初の発電に成功して以来、エネルギーの供給源として重要な役割を果たしつつ着実にその規模を広げてきている。1998年度には年間発電電力量の約37%にあたる約3300億kWh^{1,2)}が原子力によって供給されるに至っており（電気事業連合会統計委員会編、1999）、原子力発電によるエネルギーの生産にともなって発生する放射性廃棄物の対策は、現代社会が避けることのできない課題として、関係者による積極的な取り組みが進められている。

原子力発電のしくみは、原子炉の中でウランの核分裂反応を起こし、その際に発生する大きな熱エネルギーで水を蒸気に換えた後、発電機を動かして電気を発生するというものである。したがって核分裂の結果として必然的にウランより質量数の小さいさまざまな放射性核種（これらは核分裂生成物と呼ばれる）^{1,2)}が新たに生成される。またウランの一部は中性子を吸収してプルトニウムなどのより質量数の大きなアクチニドに変わる。プルトニウムもウランと同じように中性子によって核分裂反応を起こし、エネルギー生産に寄与するとともに、質量数の小さい核分裂生成物を生み出す。

現在の原子力発電所では1tのウラン燃料からほぼ45,000 MWD^{1,3)}のエネルギーを得るような運転が一般的である。この場合、発電に用いられた後の燃料1tについてみると約50kgが核分裂生成物、残りの約950kgはウランやプルトニウムなどであり、一度の使用では計算上核燃料1MTU^{1,4)}あたり50kg分しかエネルギーとして利用されないこととなる。

発電に用いられた後、原子炉から取り出された燃料を化学的に処理（再処理）し、未使用のウランや生成したプルトニウムを取り出して燃料として再び用いることにより、ウラン資源をより有効に利用することが可能となる。このように一度使用した燃料を、再処理して再び利用する方法をリサイクル方式と呼ぶ（図1-1）。これに

^{1,2)} kWh：キロワット時。電力量を表す際に通常用いられる単位で、1kWは1kWの電力を1時間（h）使用したときの電力量に相当。W（ワット）は1秒間に発生する電気エネルギー（電力）の単位。

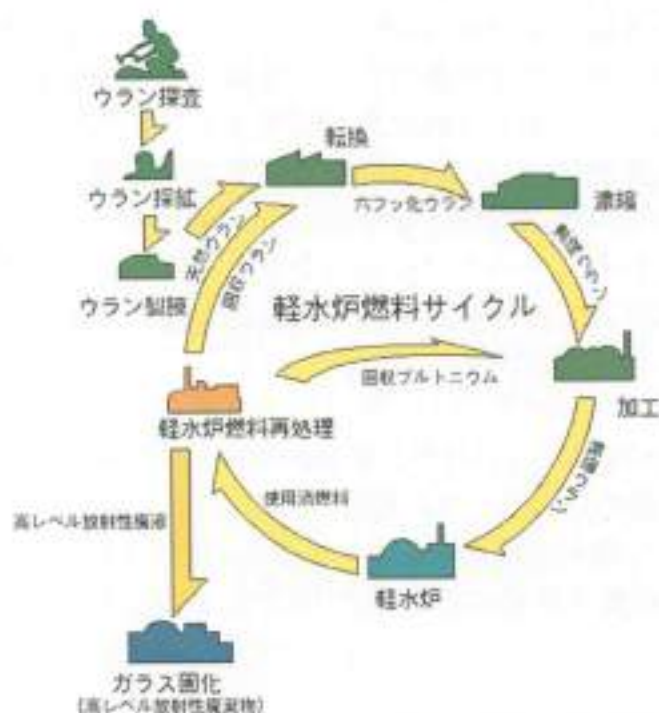
^{1,2)} 実際、核分裂によって発生するエネルギーの90%以上が当初核分裂生成物の運動エネルギーとなっており、この運動エネルギーは核分裂生成物が核分裂を起こしていないウランと衝突して止められることによって熱に変わる。この熱を発電に利用しているのであり、エネルギーを得ることと放射能をもつ核分裂生成物が発生することとは切り離すことができない。

^{1,3)} MWD：メガワット日。ある量の核燃料が原子炉内に滞在している間に生成する総エネルギーを表す単位。ウラン燃料1tあたりで示したMWD/MTUを燃焼度という。MTUについては脚注1,4)を参照。

^{1,4)} MTU：Metric Ton Uranium。ウラン燃料の量をあらわす単位。1tのウランを含むウラン燃料は1MTUと書き表す。

対し、一度使用した燃料を再処理せず廃棄物とする方式をワンスルー方式と呼ぶ。わが国では原子力利用にあたり、限りある資源をより有効に利用するという観点から、使用済燃料は再処理することを基本方針としてきている（原子力委員会、1994）。

再処理工程において、使用済燃料を酸で溶かし、化学的な操作によって再び燃料として使用できるウランやプルトニウムを回収した結果、高い放射能をもつ高レベル放射性廃液が残る。この廃液を溶融したガラスと混合して、ステンレス鋼製の容器（キャニスタ）の中に注入しその中で固化して、物理的にも化学的にも安定な形態の高レベル放射性廃棄物とする（これを「ガラス固化体」という）。なお、諸外国の中にはエネルギー政策の違いにより再処理を行わない国もあり、それらの国においては使用済燃料そのものが高レベル放射性廃棄物となる。



注）高レベル放射性廃棄物以外の放射性廃棄物については図示していない

図 1.1-1 核燃料サイクルと高レベル放射性廃棄物（リサイクル方式）

1998 年 9 月の時点で、原子炉内で燃焼している核燃料を含めると合計約 17,460 MTU の使用済燃料が発生しており、これはガラス固化体約 12,600 本に相当する。このうちの約 7,100 MTU（約 3,500 本のガラス固化体に相当）¹⁻⁵⁾は、フランスおよびイギリスの再処理工場に運ばれて処理されることとなっており、その結果として生じたガラス固化体 168 本がすでにフランスから返還され、青森県六ヶ所村にある日本原燃（株）の施設に貯蔵されている（1999 年 7 月現在）。また、核燃料サイクル開発

¹⁻⁵⁾ ガラス固化体の仕様は、再処理やガラス固化体の製造プロセスの違いなどに依存する。このため使用済燃料 1 MTU から製造されるガラス固化体の本数は仕様によってそれぞれ異なる。

機構（以下、「サイクル機構」という）東海事業所の再処理工場では、これまでに約 940 MTU（約 940 本のガラス固化体に相当）¹⁴⁾の使用済燃料が搬入されており、同東海事業所のガラス固化技術開発施設において 62 本のガラス固化体が製造され、同施設において貯蔵されている。また、現在青森県六ヶ所村に 2005 年の操業開始を目指して商業運転を目的とする再処理工場が日本原燃（株）によって建設されており、この再処理工場においてもガラス固化体が製造される。このようにガラス固化体としては、フランス核燃料公社（COGEMA）、イギリス原子燃料公社（BNFL）、サイクル機構および日本原燃（株）において製造されるものがある。わが国の地層処分計画に沿って、処分費用の見積りなどの議論が進められており、処分施設のガラス固化体受け入れ総本数として設定されている 40,000 本という数字は、わが国の商業用原子力発電所初号基が運転を開始した 1966 年から 2015 年頃までの原子力発電電力量に該当すると試算されている（総合エネルギー調査会原子力部会、1999）。

1.1.2 高レベル放射性廃棄物の特徴

高レベル放射性廃棄物の特徴は、放射能が高く、その放射能による潜在的な危険性が長期にわたることである。

高レベル放射性廃棄物には、核分裂生成物やアクチニドなどの放射性核種が含まれる。核分裂生成物（セシウム-137 やストロンチウム-90 など）の多くは、半減期¹⁵⁾が比較的短く、 β 線や γ 線を放出する。これらはまた、ガラス固化体が初期に有する高い放射能や発熱の主な原因ともなっている。一方、アクチニドに分類される放射性核種（プルトニウム-239 やアメリシウム-241 など）の多くは、一般に半減期が長く、長期間にわたって α 線を放出する。

高レベル放射性廃棄物の特徴を理解するため、図 1-1 に示した核燃料サイクルを放射能の推移という視点でながめてみると図 1-2 のようになる。図では核燃料（ウラン濃縮度 4.5 %）1 MTU を基準に、核燃料が原子炉に装荷される時点を中心にそれ以前（アップストリーム）とそれ以後（ダウンストリーム）の放射能の変化を示している。

核燃料 1 MTU から製造されるガラス固化体は、たとえば日本原燃（株）のガラス固化体の場合、約 1.3 本（約 500 kg）となる。また核燃料 1 MTU の原料となるウラン鉱石は、品位 1 % の場合、約 750 t 必要であり、これには放射能を有するウラン-235 やウラン-238 およびそれらの娘核種が含まれている。ウラン鉱石から製錬によって得られる天然ウランは、原子炉で燃料となるウラン-235 を 0.7 % しか含んでいな

¹⁴⁾サイクル機構の再処理工場では、使用済燃料 1 MTU からガラス固化体 1 本が製造されている。この使用済燃料は主に新型乾機炉「ふげん」からのもので、製造されるガラス固化体の仕様は日本原燃などのものに比べ小さく、体積約 110 l、重量は約 400 kg となっている。

¹⁵⁾半減期：放射性核種が有する放射能の量が放射性崩壊により半分になるまでに要する時間。

い。そのため軽水炉で核燃料として使用するためには、ウラン-235 を濃縮する必要があり、4.5 %程度まで濃縮するとすれば、約 10 t のウラン原料（六フッ化ウランとして）が必要となる。このようにして作られた燃料を原子炉内で核分裂させることによってエネルギーが得られるが、これによって発生する核分裂生成物やアクチニド、残存するウランのために、原子炉から取り出された直後（燃焼度 45,000 MWD/MTU）の使用済燃料の放射能は、その燃料を製造するのに必要とされる天然に存在する鉱石（ウランおよびその娘核種を含む）の放射能の総量と比較すると約 7 桁高くなっている。

原子炉から取り出された直後の使用済燃料は、崩壊熱が高いため数年間貯蔵プールで冷却された後再処理される。再処理によって発生した高レベル放射性廃液はガラス固化体となる。ガラス固化体の放射能は、その後数百年は核分裂生成物からのものが支配的であるが、これらの放射性核種の崩壊が進むにつれて放射能は減衰し、ガラス固化されてから 1,000 年後には、固化時の数千分の 1 に低下する。それ以降の期間については、半減期の長いアクチニドやいくつかの種類の核分裂生成物による放射能が、減衰しつつも長期にわたって残存し、核燃料 1 MTU から発生するガラス固化体の放射能が、燃料の製造に必要なウラン鉱石の全量（約 750 t）がもつ放射能

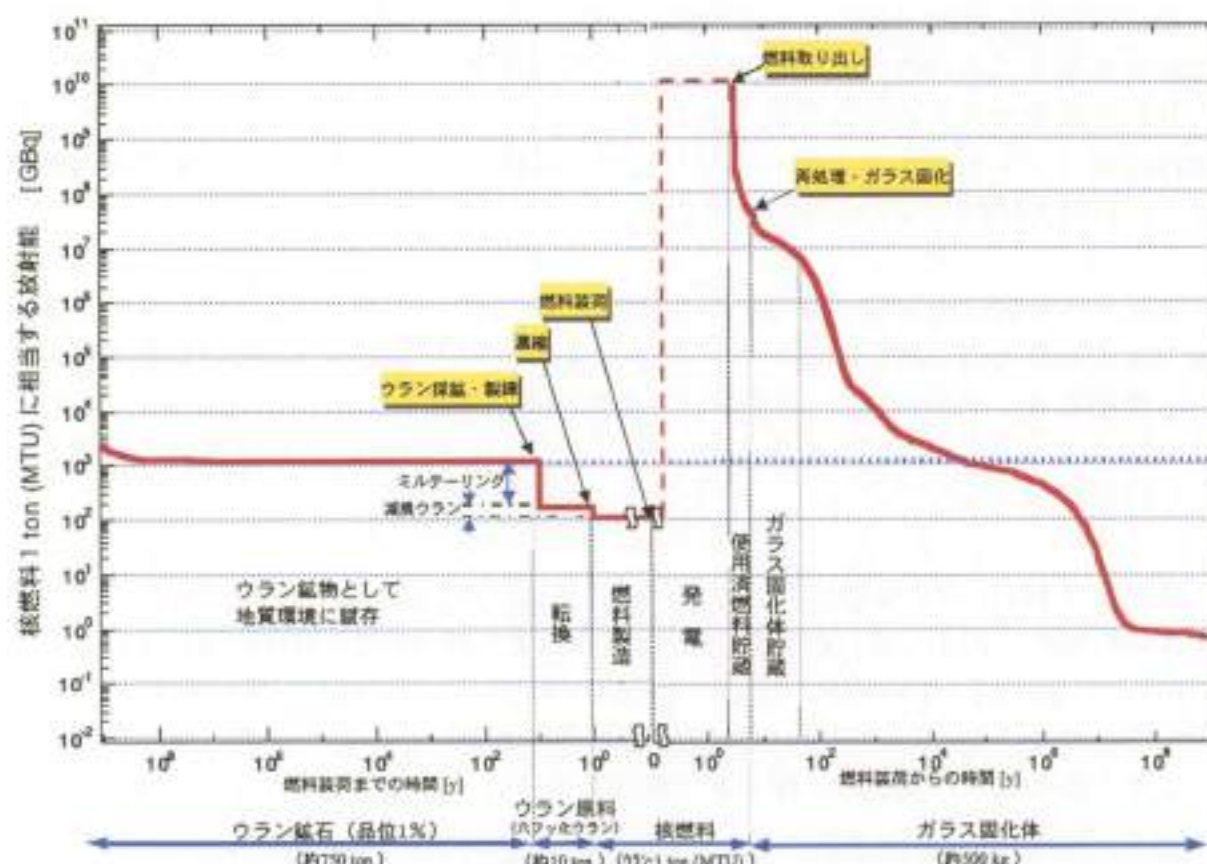


図 1.1-2 放射能の推移から眺めた高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の特徴（濃縮度 4.5 % の核燃料 1 MTU 相当）

と同レベルになるまでに数万年程度という時間を要する。なお再処理をしない場合には、使用済燃料が高レベル放射性廃棄物となるが、ウランやプルトニウムが回収されないため、核燃料 1 MTU を基準として比較した場合、放射能や発熱量はガラス固化体より高くなる。

ガラス固化体にはさまざまな放射性核種が含まれており、それぞれの放射性核種の人間への影響度が異なる点を考慮して、放射線による潜在的な危険性を示す指標として、換算水量（Water Dilution Volume）や危険度指数（Hazard Index）（たとえば、NRC, 1983；Liljenzin and Rydberg, 1996）が用いられる。これらの指標は、ガラス固化体に含まれる放射性核種の放射能を、現行の規制で定められている排水中の濃度限度で除すことにより規格化し、濃度限度以下になるまで希釈するために必要な水の量として表したものである。わが国の既存の原子力施設に対しては、放射性核種ごとに周辺監視区域外の水中濃度限度（科学技術庁, 1988）が定められており、これを用いてガラス固化体の換算水量を求めることができる。この値とガラス固化体（約 500 kg）を生み出す燃料の製造に必要な量のウラン（1 %の品位で約 750 t）がもつ換算水量とは数万年でほぼ同じになる。

これらのことから、ウラン鉱石を原子力利用することにより発生したガラス固化体の潜在的危険性については、少なくともウラン鉱石が本来有している潜在的危険性と同程度まで低下する数万年という長い時間を考慮しなければならないことがわかる。

1.2 高レベル放射性廃棄物対策

1.2.1 基本的考え方

放射性廃棄物対策の方法としては、一般論として「濃縮・閉じ込め」と「希釈・分散」という2つの基本的な考え方がある（OECD/NEA, 1977）。「希釈・分散」は、空気や水によって放射性核種を希釈し、安全上十分に低い濃度となるよう計画的に環境中に放出するというものである。この方法は、廃棄物中の放射能のレベルがごく限られたものである場合に適用可能であり、実績もある。しかし、高レベル放射性廃棄物のように、放射能レベルの高いものに対しては適切な方法ではない。一方、「濃縮・閉じ込め」のオプションは、毒性のある物質を効率よく貯蔵もしくは処分することによって、人間環境から隔離するというものである。

すでに、わが国では、ガラス固化体は日本原燃（株）の貯蔵施設やサイクル機構東海事業所ガラス固化技術開発施設において、原子炉等規制法の定めにしたがい、安全に貯蔵されている。また、ガラス固化体と同じく高い放射能をもつ使用済燃料についても、再処理のためフランスやイギリスに送られているものを除き、発生箇所である発電所の構内に安全に貯蔵され、モニターなどにより直接的な安全性の確認が行われるとともに、周辺環境への影響がないことについても常時監視・確認されている。この限りにおいて、わが国の高レベル放射性廃棄物は現在人間の生活環境から遮断された場所で安全に管理されており、今後についても、数十年から百年程度の期間であれば、安全に管理することは制度的にも技術的にも十分に可能である。

しかしながら、1.1.2 で述べたように高レベル放射性廃棄物の放射能は、千年を超える長期間にわたって減衰しつつも存在し続ける。モニタリングなどによって人間が常時直接関与するような管理を、このような長期にわたって続けることを将来の社会が受容し、技術的にもそれが可能であるという確かな見通しを保証することは困難である。また現在の社会制度が、今後も恒久的に維持される保証はなく、これから生まれてくる世代の人々が、高レベル放射性廃棄物の管理にともなう負担を受容するであろうと考える根拠はない。さらに、何らかの理由で能動的な管理が途絶えた場合、貯蔵による安全の確保は困難となる。そうである以上、高レベル放射性廃棄物については、長期にわたる人間の直接的な管理の継続を前提とせずとも安全が保てるような対策を検討する必要性があり、これが原子力の恩恵を受けている現世代の責任と考えられる（原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）。

以上のことから、高レベル放射性廃棄物の長期的な対策としては、人間の直接的な管理の継続を前提とする地表（付近）の施設内に貯蔵することによって人間環境から遮断しておくという対策ではなく、廃棄体を物理的に人間環境から遠ざけることによって、将来にわたり人間環境に有意な影響を与えず、かつ長期にわ

たる制度的な管理の継続を前提としない閉じ込めの方法、すなわち処分による隔離が最も有効であると考えられており、このような認識はこれまでに国際的な場においても議論され、定着している（OECD/NEA, 1995）。この考え方は、将来の世代への負担は最小限にとどめるべきであるとする倫理的な原則（IAEA, 1989）にもかなうものである。

1.2.2 地層処分の選択

高レベル放射性廃棄物を処分し、人間環境への有意な影響がないように永久隔離するためには、まず意識、無意識を問わず、人間が容易に接近できない場所が適しているといえる。このような観点から、これまでに宇宙空間、海洋底下、極地の氷床、深部の地層などに処分する概念が検討されてきた（たとえば、USAEC, 1974；OECD/NEA, 1977）が、現在は以下に示す理由により、多くの国においても、深部の地層中への隔離による処分を最も有望な方法としている（たとえば、USDOE, 1981；OECD/NEA, 1984）。

- ・長期にわたる安全性を評価できる見通しがあること
- ・自国の領土内において実現可能であること
- ・処分の実施に際して現有の技術や知見が利用できること
- ・一旦処分された廃棄物の回収が何らかの理由で必要となった場合、技術的に不可能でないこと
- ・人間の継続的な関与なしに長期的な安全が確保でき、監視やモニタリングを必要としないこと

一般的に深部の地層は長期間にわたって安定であり、物質を閉じ込めておく機能をもつことが知られている。たとえばアフリカのガボン共和国にあるオクロ鉱床では、20 億年前に自然に核分裂反応が生じたことがわかっており、その際生成した放射性核種は長い時間経過した後にも、発生した場所からほとんど移動していないことがわかっている（たとえば、Curtis et al., 1989）¹⁴⁾。

わが国においては、1976 年に原子力委員会決定として「当面、地層処分に重点を置く」ことが高レベル放射性廃棄物対策の基本方針とされた（原子力委員会, 1976）。この基本方針に基づき、1979 年に原子力委員会の下に放射性廃棄物対策専門部会が設置され、その審議を受けて、高レベル放射性廃棄物処理処分ににかかわる研究開発の基本方針が示された（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会, 1980）。1984 年には、放射性廃棄物対策専門部会において、それまで実施された高レベル放射性廃棄物の処理処分方策の検討状況の整理と中間的な取りまとめが行なわれ、高レベル放射性廃棄物は、「安定な形態に固化し、処分に適する状態になるまで冷却のため

¹⁴⁾ このように地層処分システムにおいて想定される事象（たとえば、地質環境中の放射性核種の移動や人へバリアの腐食・変質など）と類似した、自然界で実際に起った現象をナチュラアナログといい、地層処分システムの理解に利用されている。

の貯蔵を行い、その後地層に処分すること」というわが国の基本的考え方が示された（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会，1984）。この考え方は，1987 年から原子力開発利用長期計画に基本的な方針として位置付けられている（原子力委員会，1987）。

なお，廃棄物の資源化や廃棄物中の放射能の低減という観点から，高レベル放射性廃棄物に含まれる放射性核種を化学的、物理的特性に応じていくつかの元素ごとに分離し，原子炉や加速器によりそれぞれの有効性や特性に応じて長半減期核種を安定あるいは短半減期核種へ核変換するといった技術（核種分離・消滅処理）も検討されている。しかし，この処理を行うことによって放射能レベルを低減できる可能性はあるが，地層処分の必要性を変えるものではない。また，実用化までには新たな技術開発の必要があり，わが国を含めたいくつかの国で長期的に基礎的な研究が行われている段階にある（たとえば，原子力委員会，1994；OECD/NEA，1999）。

1.3 高レベル放射性廃棄物の地層処分への取り組み

1.3.1 わが国における地層処分計画

原子力委員会が策定したわが国における地層処分計画によれば、2000 年を目安に設立される処分事業の実施主体が、地元の了承と国の確認を得て処分予定地を選定し、サイト特性調査と処分技術の実証を行ったあと、国による安全審査などを経て、2030 年代から遅くとも 2040 年代の半ばまでに、処分場の操業開始を目指すこととされている。また、国民の理解と支持を得て地層処分事業を展開していくうえで不可欠な法制度の整備や、資金の確保などもこれに合わせて進められることとされている（原子力委員会、1994）。

地層処分の事業化計画や実施主体の組織形態、事業資金の確保などに関する検討は、原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会（以下、「懇談会」という）、総合エネルギー調査会原子力部会や高レベル事業推進準備会において行われている。

懇談会は、地層処分の円滑な実施に向けての基本的な考え方と具体的な取り組みについて、主として社会経済的な側面からの検討を行い、地層処分に関する認識の向上を目指すとともに、情報公開のあり方、資金の確保や実施主体設立の考え方、信頼性と透明性を備えた諸制度の整備、処分予定地の選定などに関する提言を行っている（原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）。また、処分技術への理解と信頼を得るために、透明性をもって研究開発を進めること、社会に対し地層処分についてわかりやすく説明することが重要であることなどが示されている。

高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化には、その事業のもつ技術的、社会経済的特性に配慮した法的枠組みの構築が求められる。このため、処分事業が何世代もの長期にわたる事業であることなどを考慮すると、関係省庁による綿密かつ実務的な調整が重要であるとの観点から、総合エネルギー調査会原子力部会において、処分費用、処分事業に求められる要件、実施主体のあり方、事業資金の安定確保策などについて検討が行われた（総合エネルギー調査会原子力部会、1999）。

高レベル事業推進準備会は、1993 年 5 月、高レベル放射性廃棄物処分事業の準備の円滑な推進を図ることを目的として、高レベル放射性廃棄物対策推進協議会（国、動力炉・核燃料開発事業団（以下、「動燃事業団」という）および電気事業者により 1991 年 10 月設立）のもとに設立された。この準備会は、そのまま実施主体に移行するものではないが、2000 年を目途に実施主体が設立されるまで、実施主体にかかわる諸環境の整備に必要な事項の調査・研究を行い、実施主体の形態、事業計画、必要な法制度などについて検討を行うとともに、広報活動を通じて高レベル放射性廃棄物処分に対する国民の理解と支持の増進に努める活動を行っている。

また安全規制については、懇談会の提言を受け、原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会において、地層処分に關する安全確保等の基本的考え方についての検討が進められている。

地層処分の研究開発については、現在、サイクル機構が中核推進機関と位置づけられ、研究開発の考え方と進め方、さらにその進捗状況や成果については、情報公開を原則とするとともに、これらを適当な時期に取りまとめ、内外の評価を仰ぐこととされている（原子力委員会、1994；原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）。これによって、地層処分に關する国民の判断にあたって的確な情報が提供される。

当面の予定として、サイクル機構は、2000 年前までに關連機関の実施するものも含めて研究開発の成果を取りまとめ（以下、「第2次取りまとめ」という）て公表し、国はこれを受けてわが国における地層処分の技術的信頼性のレベルなどを評価することとされている（原子力委員会、1994）。第2次取りまとめに盛り込むべき事項については、原子力委員会がそれまでの放射性廃棄物対策専門部会を廃止して、1995 年 9 月に新たに設置した原子力バックエンド対策専門部会（以下、「専門部会」という）によって詳細に示されている（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会、1997；以下、「専門部会報告書」という）。さらに、この専門部会報告書には、国の地層処分計画に沿った、研究開発、処分事業ならびに安全規制の展開について、その見通しが示されている（図 1-3）。

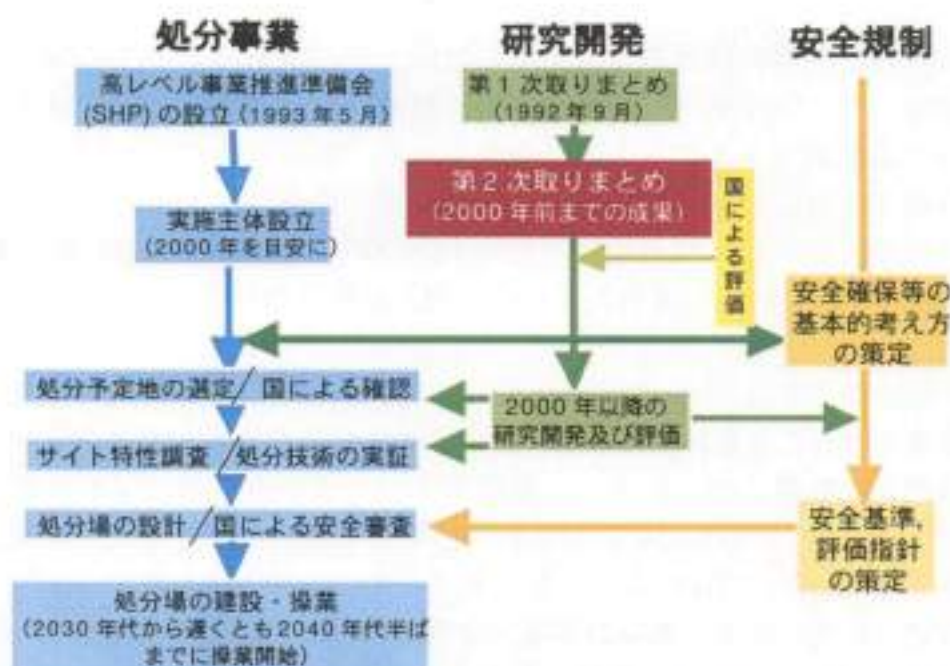


図 1.3-1 国の地層処分計画に沿った研究開発、処分事業ならびに安全規制の展開

これまでの研究開発の経緯については、次節において詳しく述べる。

1.3.2 研究開発の経緯

研究開発は、地層処分計画に対応して長い時間をかけて進められるため、適切な時期に取りまとめを行い、それまでの研究開発の成果を確認するとともに、残された課題を明らかにしながら進めるという方法を取る必要がある。第2次取りまとめもこのような研究開発の流れの中で位置づけられているものであり、表 1-1 に示すように、各国の計画においても研究開発の進捗に応じて、適宜包括的な技術報告書の取りまとめが行われている。

表 1.3-1 諸外国における地層処分の技術評価報告書

国名	対象廃棄物	報告書名
スイス	ガラス固化体/TRU 廃棄物 ガラス固化体	Project Gewähr 85 (Nagra, 1985) Kristallin-J (Nagra, 1994a, 1994b ; Thury et al., 1994)
スウェーデン	使用済燃料 " " " "	KBS-1 (SKB, 1977) KBS-2 (SKB, 1978) KBS-3 (SKB, 1983) SKB-91 (SKB, 1992) SR (SKB, 1993)
フィンランド	使用済燃料 " "	TVO 92 (Virta et al., 1992) THA-96 (Virta and Nieminen, 1996) THA-99 (Virta and Nieminen, 1999)
カナダ	使用済燃料	EIS (AECL, 1994)
米国	使用済燃料 " " " "	TSPA1991 (Damard et al., 1991) TSPA 1993 (Watson et al., 1993) TSPA 1995 (CRWMS M&O, 1995) VA (USDOE OCRWM, 1998) EIS (US DOE, 1999)
英国	中低レベル放射性廃棄物* "	Nirex 95 (Nirex, 1995) Nirex 97 (Nirex, 1997)
フランス	ガラス固化体	2015 年に公表予定

* 高レベル放射性廃棄物処分については計画を具体的に述べていない。

すでに述べたように、高レベル放射性廃棄物対策については、1976 年に原子力委員会により地層処分に重点をおく旨の目標と所要の研究開発方針が示されたことを受け、動燃事業団（現サイクル機構）などの機関は、この方針に沿って研究開発を進めてきた。研究開発の進捗状況は、適宜当時の原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会で審議され、以降の研究開発の考え方や進め方が示された。1980 年に、原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会は、それまでの研究開発の成果を踏まえ、わが国における地層処分の基本となるべき考え方として、多重バリアシステムによる処分概念を示した（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1980）。次いで 1984 年にはその後の研究開発の進捗をもとに、地層処分を実施するための地層について、岩石の種類を特定することなく幅広い視野から研究開発を進めていくべきであるとする考え方を示すとともに、動燃事業団が地層処分研究開発の中心的役割を担うこととした（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1984）。

このような経緯を踏まえ原子力委員会は、1987 年に改訂した「原子力開発利用長期計画」（原子力委員会、1987）において、高レベル放射性廃棄物対策の基本方針

として、「安定な形態に固化した後、30年から50年間程度冷却のための貯蔵を行い、地下数百メートルより深い地層中に処分（地層処分）する」ことを明示した。また、動燃事業団（現サイクル機構）が研究開発の中核推進機関とされ、日本原子力研究所、地質調査所などの機関との適切な役割分担のもとに、地層処分技術の確立を目指した研究開発を進める使命が与えられた。

1989年、原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会は、「高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の重点項目とその進め方」（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1989；以下、「重点項目とその進め方」という）と題されたガイドラインを策定し、公表した。この中で、わが国における地層処分の具体的な方法として、安全防護のため人工的に設けられる複数の障壁（人工バリア）と、含まれる物質を長期にわたって固定し保存するという天然の働きを備えた地層（天然バリア）とを組み合わせ、多重バリアシステムが適切であることが再度言及されている。地層処分の研究開発の進め方については、現段階では、地層処分がわが国においても広く考える対策であることを学術的に確かめていくことを目標に、わが国に存在する多様な地質環境に適合し得る多重バリアシステムの見通しを示していくこととする基本方針が明らかにされた。また、このための中心的課題は、多重バリアシステムによる地層処分の長期的な性能を予測的に評価することであることが示された。さらに、このような研究開発が全体として所要の成果を得るまでには十数年以上の時間が必要と見込まれること、研究開発が着実に進んでいることを国民に報告し、その理解と支持を得ていくために、研究開発の進捗状況と見通しを一旦取りまとめるべき時期にあることなどが示された。

このような考え方を受けて、動燃事業団（現サイクル機構）は、1992年に、それまでの研究開発の成果に基づいて、わが国における地層処分の有効性に関して、総合的な取りまとめ「高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－」（以下、「第1次取りまとめ」という）を行って、これを公表した（動力炉・核燃料開発事業団、1992）。その内容は多岐にわたるが、総括すれば以下に示すような見通しを得たことが、この取りまとめの主要な成果といえる。

- ・わが国においても、地下深部には、地層処分の観点からみて長期間にわたり安定な地質環境が存在しうること
- ・地層処分の長期的安全性は、多重バリアシステムのうち、主に廃棄物の近傍にあるバリア（以下、「ニアフィールド」という）の働きによって、確保できる可能性があること

1993年7月、原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会は、第1次取りまとめについて、わが国における地層処分の安全確保を図っていくうえでの技術的可能性が明

らかにされていると評価したうえで、その後の研究開発のあるべき姿と方向性を示した（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1993）。

1994年に改訂された「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画」（原子力委員会、1994）では、地層処分の研究開発を国の重要プロジェクトとして、動燃事業団（現サイクル機構）を中核推進機関として関係機関の協力のもとに進めるととされ、当面、地質環境を幅広く想定し、地層処分を行うシステムの性能評価研究、処分技術の研究開発、地質環境条件の調査研究等の各分野において引き続き研究開発を進めるほか、地層処分研究開発の基盤となる深部地質環境の科学的研究を着実に進めるととされた。また動燃事業団（現サイクル機構）は、2000年前までに研究開発成果の取りまとめを行い、国はその報告を受けて、わが国における地層処分の技術的信頼性などを評価することとされた。

第2次取りまとめは、第1次取りまとめとそれに対する評価を出発点として進められた研究開発におけるマイルストーンであり、事業化の段階を迎えるにあたって、その技術的基盤を与えるものとして位置づけられている。

1.3.3 地層処分研究開発の第2次取りまとめ

1) 第2次取りまとめの目標

専門部会報告書が定めた第2次取りまとめの目標は以下のとおりである。

- ① わが国における地層処分の技術的信頼性を示すこと
- ② 処分予定地の選定ならびに安全基準の策定に資する技術的拠り所を示すこと

この目標を達成するため、同報告書は、研究開発の進め方を示すとともに、第2次取りまとめの透明性の確保および評価の考え方について言及している。また、2000年以降に必要となる研究開発の見通しを示すことを課題としてあげている。

第2次取りまとめの包括的な目標である「わが国における地層処分の技術的信頼性を示すこと」について、サイクル機構では「高レベル放射性廃棄物を地層処分するための実現可能かつ合理性を備えた技術の存在を明らかにすること、さらにそのような技術と適切な地質環境によって長期にわたる地層処分の安全性が保たれることを、科学的な根拠に基づいて示すこと」ととらえ、以下に示す3つの研究開発目標を設定した。

研究開発目標1：地層処分システムの設置に適した地質環境がわが国にも存在することを示す（処分予定地選定の可能性の提示）

地層処分の場として将来とも十分に安定であり、人工バリアの設置環境としても、また天然バリアとしても適切な地質環境がわが国に存在することを、科学的

な根拠に基づいて示すこと。

研究開発目標2：現時点で適用が可能な工学的技術によって、人工バリアおよび処分施設¹⁹⁾が合理的に構築できることを示す（地層処分の工学技術の提示）

人工バリアや処分施設が、技術的にも経済的にも無理なく設計施工でき、サイト選定の可能性と合わせて、わが国において地層処分システムが現実的なものとして構築できることを示すこと。

研究開発目標3：地層処分システムの性能を、ニアフィールドを中心として十分な信頼性をもって評価する（地層処分システムの長期安全性の提示）

構築された地層処分システムの長期安全性を科学的根拠をもって判断するための手法と情報を整備すること。

わが国における地層処分研究開発は、1984年の原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会報告書（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1984）において示されているように、岩石の種類を特定することなく幅広い地質環境を対象とすることとされている。また地層処分に関する安全規制上の基準については現在準備段階にある。これらのことから第2次取りまとめでは、専門部会報告書に示された技術的課題について科学的知見を積み重ねることによって、わが国の地層処分概念を一般的に検討し、その成立性を概括的に論じたものであり、地層処分計画を研究開発の段階から実施段階に進めることについての技術的な判断材料となることを意図している。

2) 研究開発の進め方

(1) 研究開発分野の設定

地層処分の研究開発において、個々の研究開発項目は上記の3つの目標に対応する3つの分野、すなわち「地質環境条件の調査研究」（研究開発目標1）、「処分技術の研究開発」（研究開発目標2）および「性能評価研究」（研究開発目標3）のいずれか、あるいは複数の中に位置づけられる。「地質環境条件の調査研究」においては、地層処分の観点から重要な地質環境条件を明らかにし、処分場の設計あるいは性能評価研究の与条件として整備することが重要である。「処分技術の研究開発」では、与えられた地質環境条件の特性に適合した人工バリアの仕様や処分場のレイアウトを示すことにより、地層処分の工学的実現性が確かめられる。「性能評価研究」では、与えられた地質環境と、それに対して適切に設計された処分場とによって構築される地層処分システムの性能に影響を及ぼし得るすべての事象を考慮し、システムの長期にわたる安全性を示していくこととなる。これら3つの分野における研究開発は、それぞれの分野の中でも必要に応じて反復されるとともに、

¹⁹⁾ 高レベル放射性廃棄物の処分場は人工バリアと処分施設から構成される。人工バリアおよび処分施設それぞれの基本概念については、4.2に記述。

その成果は、データ、モデル、知見などの形で各分野間でやりとりされ、研究開発の全体目標に照らして総合的に取りまとめられていく。

また、「地質環境条件の調査研究」の成果に基づいて整備される処分予定地選定の要件やサイト特性調査技術、「処分技術の研究開発」の成果として得られる人工バリアおよび処分施設の設計施工要件や手法、「性能評価研究」において検討される安全指標、評価の時間スケール、地層処分システムの安全評価上の要件、安全評価手法とデータベースなどから、処分予定地の選定や安全基準策定の技術的拠り所が導かれる。

一方、これら 3 つの分野にとって、共通の基盤となる深部地質環境の科学研究（地層科学研究）としては、地質環境の長期安定性に関する研究や鉱山など既存の地下施設を利用した研究を進めている。また、超深地層研究所や申し入れ中の深地層研究所（仮称）においては、第 2 次取りまとめで示される深部地質環境に関する調査解析技術や予測手法、地層処分の工学技術の適用性などについて総合的な確認を行い、処分の実施主体が進める処分予定地の選定やサイト特性調査に役立てていくこととしている。

(2)研究協力の推進

第 2 次取りまとめに向けて、関係研究機関等の協力を一層進めるため、日本原子力研究所、地質調査所、防災科学技術研究所、電力中央研究所、原子力環境整備センター、電気事業連合会、高レベル事業推進準備会、動燃事業団（現サイクル機構）の各機関および大学の専門家による「地層処分研究開発協議会」が 1997 年 9 月に発足した。同協議会のもとに設置された検討部会において詳細な技術的検討が行われ、その成果は第 2 次取りまとめに反映されている（図 1-4）。

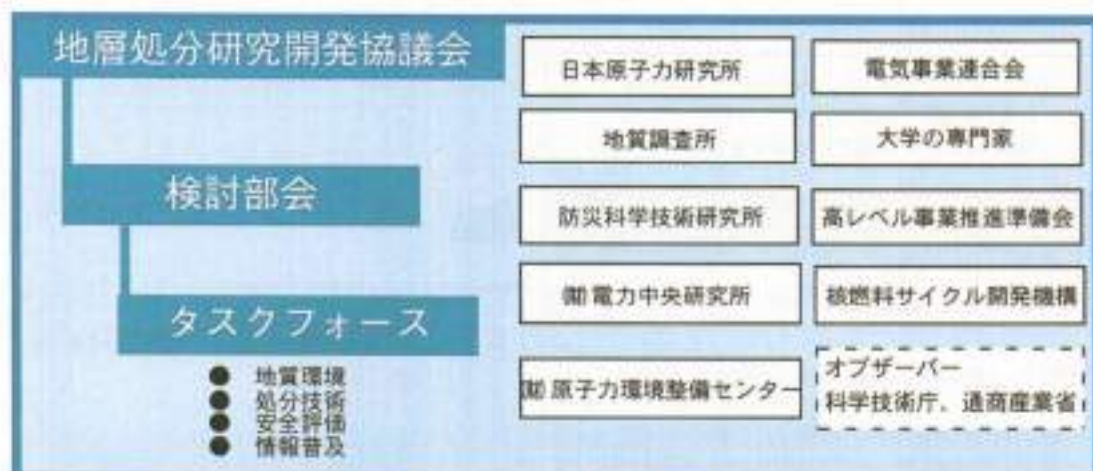


図 1.3-2 地層処分研究開発協議会の体制

総論レポートは、専門部会報告書の主に第 1 部で明らかにされた第 2 次取りまとめに盛り込まれるべき技術的内容について総合的に応え、地層処分の実施や規制に対して包括的な技術的指針を与えるとともに、意思決定にかかわる関係者の判断のための技術的根拠を提供するものである。

分冊は、主に専門部会報告書第 2 部で示されている各研究分野の課題に応え、総論レポートの内容を支える技術的根拠を明示するための専門的な資料であり、それぞれ地層処分の 3 つの研究開発分野、「地質環境条件の調査研究」、「処分技術の研究開発」および「性能評価研究」における個々の研究開発課題に対する研究成果をまとめたものである。

なお、第 2 次取りまとめの導入編として、地層処分に関する基本的な事項や特有の課題に関する情報（倫理的側面、国際的な原則など）を提供するため、別冊「地層処分の背景」を用意した。

4) 透明性と追跡性の確保

専門部会報告書では、第 2 次取りまとめに向けた研究開発の推進にあたり、研究開発の進捗に応じて成果を積極的に公表し、透明性を確保することが重要とされている。この趣旨に沿って、サイクル機構では以下のように段階的にドラフトを作成して、公表を行ってきた。

1998 年 9 月、地層処分に関連する領域の専門家の方々から研究開発の内容や進捗状況について指摘や議論を頂くため、研究開発の進捗に合わせて中間的に整理した第 1 ドラフトを、専門部会で報告、公表するとともに、一般公開の地層処分研究開発報告会を開催した。

1999 年 4 月には、第 1 ドラフトを素材とした指摘や議論およびそれ以降の研究開発の進捗を踏まえて第 2 ドラフトを作成し、第 1 ドラフトと同様、研究開発の内容や進捗状況について指摘や議論を頂くため、専門部会での報告、一般公開の地層処分研究開発報告会の開催、インターネット上での閲覧を通して公表した。また、第 2 次取りまとめは、専門部会報告書により国際的な専門家によるレビューを受けることが求められているため、第 2 ドラフトを対象として英語版を作成し、1999 年 5 月～10 月にかけて、経済協力開発機構／原子力機関（Nuclear Energy Agency of the Organisation for Economic Co-operation and Development : OECD/NEA）による国際レビューを受けた。

本報告書は、以上のようなプロセスを経て、その間に行われた種々の指摘や議論を勘案しつつ、最終的に取りまとめたものである。なお、記載内容の根拠などにつ

いて再び調べることができるように、第2次取りまとめとその技術的基盤となる引用文献など各種技術文書の全体系をデータベース化し、成果の汎用化、公開化を図ることとしている。

5) 総論レポートの構成

総論レポートである本レポートは、7つの章から構成されている。第1章で、高レベル放射性廃棄物の発生とその特徴を示し、わが国における対策として考えられている地層処分の研究開発がどのように進められてきたかを述べた後、第2章では、わが国における地層処分の基本概念について論じている。

第3章から第5章にかけては、わが国における地層処分概念が成立することを信頼性をもって示すうえで重要な3つの技術的要素について論じている。まず第3章では、事例研究や実測値に基づき、地層処分の観点から日本の地質環境の長期安定性や深部地質環境特性を概観した後、長期的に安定な場所を選ぶことについての科学的知見を示した。さらに、処分場の設計や性能評価を行ううえで必要となる深部地質環境の特性についての具体的なデータをまとめている。第4章では、第3章で明らかにした地質環境条件に対して、人工バリアや処分施設の合理的な設計手法を示し具体的な仕様例を検討している。第5章では、適切な地質環境の選定とそれに応じて設計された処分場により構成される地層処分システムを対象とした長期安全性に関する評価の方法論と結果について述べ、かつとくに評価にともなう不確実性に留意して論じている。以上第5章までの記述によって、「わが国における地層処分の技術的信頼性」を示した。なお、第3章から第5章にかけての内容を支える技術的根拠となる研究開発の成果の詳細については、それぞれ分冊1から3に示されている。

第6章では、第5章までに論じられた技術的要素を、原子力委員会によって示された段階的アプローチに対応した、処分予定地の選定および安全基準の策定に資するための技術的拠り所を示すという観点からまとめている。最後に、研究開発成果の全体的な結論として、わが国における地層処分の技術的信頼性について述べるとともに、第2次取りまとめ以降の研究開発の展開について第7章に示している。

参考文献

AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL-1071, COG-93-1.

Barnard, R.W., Wilson, M.L., Dockery, H.A., Gauthier, J.H., Kaplan, P.G., Eaton, R.R., Bingham, F.W. and Robey, T.H. (1991) : TSPA 1991, An Initial Total- System Performance Assessment for Yucca Mountain, SAND91-2795.

CRWMS (Civilian Radioactive Waste Management System) M&O (Management and Operating Contractor) (1995) : Total System Performance Assessment 1995, An Evaluation of the Potential Yucca Mountain Repository, B000000000-01717-5705-00001 REV 00.

Curtis, D.B., Benjamin, T.M., Gancarz, A.J., Loss, R., Rosman, J.K.R., De Lacter, J.R., Delmore, J.E. and Maeck, W.J. (1989) : Fission Product Retention in the Oklo Natural Fission Reactors, Jour. Applied Geochemistry, 4, pp.49-62.

電気事業連合会統計委員会編 (1999) : 電気事業便覧、平成 11 年版、日本電気協会発行。

動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性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.

原子力委員会 (1976) : 放射性廃棄物処理処分対策について。

原子力委員会 (1987) : 原子力開発利用長期計画 (昭和 62 年)。

原子力委員会 (1994) : 原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画 (平成 6 年)。

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1997) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について。

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会 (1980) : 高レベル放射性廃棄物処理処分に関する研究開発の推進について。

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会 (1984) : 放射性廃棄物処理処分方策について (中間報告)。

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1989）：高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の重点項目とその進め方。

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1993）：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の進捗状況について。

原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会（1998）：高レベル放射性廃棄物処分に向けての基本的考え方について。

IAEA（1989）：Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High-Level Radioactive Wastes, IAEA Safety Series No. 99.

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。

Liljenzin, J.O. and Rydberg, J.（1996）：Risks from Nuclear Waste, Revised Edition, SKI Report 96:70, Stockholm.

Nagra（1985）：Project Gewähr, Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses, Project Report NGB 85-09.

Nagra（1994a）：Kristallin-I, Safety Assessment Report, Nagra Technical Report NTB 93-22.

Nagra（1994b）：Kristallin-I, Conclusion from the Regional Investigation Programme for Siting a HLW Repository in the Crystalline Basement of Northern Switzerland, Nagra Technical Report NTB 93-09E.

NRC（National Research Council）（1983）：A Study of the Isolation System for Geologic Disposal of Radioactive Wastes, Waste Isolation Systems Panel, Board on Radioactive Waste Management, Commission on Physical Sciences, Mathematics, and Resources, National Research Council, National Academy Press, Washington, D. C.

Nirex（1995）：A Preliminary Analysis of the Groundwater Pathway for a Deep Repository at Sellafield, Nirex 95.

Nirex（1997）：An Assessment of the Post-Closure Performance of a Deep Waste Repository at Sellafield, Nirex 97.

OECD/NEA (1977) : Objectives, Concepts and Strategies for the Management of Radioactive Waste Arising from Nuclear Power Programmes, Report by an NEA Group of Experts.

OECD/NEA (1984) : Geological Disposal of Radioactive Waste, An Overview of the Current Status of Understanding and Development.

OECD/NEA (1995) : The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes, A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA (1999) : Actinide and Fission Product Partitioning and Transmutation, Status and Assessment Report.

総合エネルギー調査会原子力部会（1999）：総合エネルギー調査会原子力部会中間報告、高レベル放射性廃棄物処分手業の制度化のあり方、平成 11 年 3 月 23 日。

SKBf (1977) : Handling of Spent Nuclear Fuel and Final Storage of Vitrified High Level Reprocessing Waste, KBS-1.

SKBf (1978) : Handling and Final Storage of Unreprocessed Spent Nuclear Fuel, KBS-2.

SKB (1983) : Final Storage of Spent Nuclear Fuel, KBS-3.

SKB (1992) : Final Disposal of Spent Fuel, Importance of the Bedrock for Safety, Technical Report 92-20.

SKB (1995) : Template for Safety Report with Descriptive Example, Technical Report 96-05.

Thury, M., Gautschi, A., Mazurek, M., Müller, W.H., Naef, H., Pearson, F.J., Vomvoris, S. and Wilson, W. (1994) : Geology and Hydrogeology of the Crystalline Basement of Northern Switzerland Synthesis of Regional Investigations 1981-1993 within the Nagra Radioactive Waste Disposal Programme, Nagra Technical Report NTB 93-01.

USAEC (1974) : High-Level Radioactive Waste Management Alternatives, United States Atomic Energy Commission, WASH-1297.

USDOE (1981) : Final Environmental Impact Statement, Management of Commercially Generated Radioactive Waste, DOE/EIS-0046F.

US DOE (1999) : Draft Environmental Impact Statement for a Geologic Repository at Yucca Mountain, Nye County, Nevada, DOE/EIS-0250D.

US DOE Office of Civilian Radioactive Waste Management (1998) : Viability Assessment of Repository at Yucca Mountain, DOE/RW-0508.

Vieno, T., Hautofjärvi, A., Koskinen, L. and Nordman, H. (1992) : Safety Analysis of Spent Fuel Disposal, Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Report YJT-92-33E.

Vieno, T. and Nordman, H. (1996) : Interim Report on Safety Assessment of Spent Fuel Disposal TILA-96, POSIVA 96-17.

Vieno, T. and Nordman, H. (1999) : Safety Analysis of Spent Fuel Disposal in Hastholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99, POSIVA 99-07.

Wilson, M. L., Gauthier, J.H., Barnard, R.W., BARR, G.E., Dockery, H.A., Dunn, E., Eaton, R.R., Guerin, D.C., Lu, N., Martinez, M.J., Nilson, R., Rautman, C.A., Robey, T.H., Ross, B., Ryder, E.E., Schenker, A.D., Triay, I.R., Meijer, A. and Morris, D.E. (1993) : Total System Performance Assessment for Yucca Mountain SNL Second Iteration (TSPA-1993), SAND93-2675.

第Ⅱ章

地層処分の概念と 安全確保の考え方

第Ⅱ章 地層処分の概念と安全確保の考え方

2.1 地層処分概念の進展	Ⅱ- 1
2.1.1 背景	Ⅱ- 1
2.1.2 多重バリアの概念	Ⅱ- 1
2.2 わが国の地層処分概念	Ⅱ- 3
2.2.1 基本的考え方	Ⅱ- 3
2.2.2 地層処分システムの構成とその機能	Ⅱ- 4
2.3 安全確保の考え方	Ⅱ- 6
2.3.1 安全性の議論の前提	Ⅱ- 6
2.3.2 安全確保のための対策	Ⅱ- 8
1) サイト選定	Ⅱ- 8
2) 工学的対策	Ⅱ- 9
3) 安全評価	Ⅱ- 9
(1) 地層処分システムの安全評価の特徴	Ⅱ- 9
(2) 安全評価の方法論	Ⅱ- 9
(3) 評価の信頼性	Ⅱ-10
参考文献	Ⅱ-13

第II章 地層処分概念と安全確保の考え方

2.1 地層処分概念の進展

2.1.1 背景

高レベル放射性廃棄物に代表される長寿命放射性廃棄物の地層処分に關する検討は、1950年代に米国において開始された（たとえば、NRC, 1957）。当初考えられた方法は、高レベル放射性廃棄物を岩塩層の中に処分するというものであり、岩塩層が有している、①ほとんど水を含まず、事実上水を通さないこと、②可塑性が大きいこと、③熱の伝導性がよいこと、などといった地層処分にとって都合のよい特性を有していることがその理由とされた。ここで念頭に置かれていた地層処分の概念は、岩塩層という特定の地層中に廃棄物を埋設しようというもので、処分の安全確保を天然の地質環境のみに依存した方法であった。また、その方法によってなぜ長期の安全性が保たれるかについての詳細な検討はなかった。

1970年代中頃以降になると、高レベル放射性廃棄物の処分の見通しと強く関連させて原子力の継続的な利用を議論しようとする傾向が世界的に高まり、さまざまな処分方法との比較をはじめ、地層処分に關する本格的かつ組織的な研究開発が行われるようになった。これらの研究開発により、期待される条件を満たすものであれば、どのような地質環境であっても、地層処分の候補になり得るとされた。また、地層処分の安全性は、天然の地質環境のみに依存するのではなく、地質環境が本来有する隔離機能にいくつかの工学的対策を組み合わせ、それらの複合および相乗作用によって放射性廃棄物の隔離機能を高めようとする考え方（多重バリアの概念；たとえば、IAEA, 1989）が形成された。このような考え方に対応して、地層処分システムの構成要素である多重のバリアの特性と、それらの相互作用に關する合理的および科学的な検討を行い、長期にわたる安全性を厳密に評価する方法論が開発されてきた（たとえば、OECD/NEA, 1991a; 1991b）。

2.1.2 多重バリアの概念

多重バリアの概念は、地層処分の安全性に關する信頼性を高めるうえで基本となる考え方として、各国の地層処分概念に取り入れられている。処分された放射性廃棄物は、天然の地質環境だけではなく地質環境の条件を考慮にいれて適切に設計された工学的な対策を組み合わせることによって、人間環境から隔離される。このような何重ものバリアにより廃棄物を隔離するためのシステムが、多重バリアシステムである。このうち工学的に施された対策が人工バリアであり、人工バリアには安定な形態をもつ廃棄体（ガラス固化体あるいは使用済燃料）、廃棄体を格納する容器（オーバーバック）、地下に埋設する際にオーバーバックと地層の間に充填される物質（緩衝材）が含まれる。地質環境が有する放射性核種の隔離、保持・移行遅

延機能は、天然バリア機能あるいは地質バリア機能と呼ばれる²¹⁾。

地層処分における多重バリアシステムは、個々のバリアが放射性核種の閉じ込めや移行の抑制に関連する種々の安全機能を重複してもつことにより、あるバリアが仮に、将来において期待どおり機能しないようなことがあっても、他のバリアによって補償され、システム全体として安全性が確保されるように意図されたものであり、多重性の点では、原子炉安全における深層防護の考え方と同様である（US NRC, 1998）。しかし、地層処分の安全性は、これらの安全機能によってシステム全体として達成されているものであり、設けられた多層の防護系それぞれが完全に独立して機能することを求めている深層防護の考え方が、そのまま適用されたものではない。

地層処分において、放射性核種が処分施設から人間環境に至るメカニズムは、処分施設が置かれる環境によって異なるが、一般に地下水と接触することにより廃棄物中の放射性核種が徐々に地下水に溶出し、地下水の動きに沿って輸送されるというメカニズムが最も現実性が高く、処分の安全性を評価するうえで最も重要なものと考えられている（たとえば、IAEA, 1989）。地層処分における多重バリアでは、このようなメカニズムが生じた場合、いくつかのバリアが有する共通の安全機能が同時に働く結果、人間環境への有意な影響を抑えることが可能となっている。

地層処分システムは、適切に選定される処分サイトの地質環境と、それに対応して設計される人工バリアによって特徴づけられる。地質環境が本来有している機能をいかしながら、システム全体が安全性を確保できるように人工バリアを柔軟に設計することによって、地層処分システムは多様な形態をとることが可能である（Neill et al., 1994）。そのため地質環境や核燃料サイクルの考え方などは各国で異なり、多重バリアという共通の基本概念に立って、それぞれの国情に応じた地層処分システムの開発が進められている。

²¹⁾ 一般に「人工バリア」という語は、工学的構築による施設ばかりでなく、障壁物自体を指して用いられる。どちらを意味するかは文脈から判断できると考えられるので、ここでもとくに区別しないで用いる。「天然バリア」あるいは「地質バリア」についても、地質環境そのものを表わして用いられている場合がある。ここでは、場を示す場合には「地質環境」を用い、障壁を表わす場合には「天然バリア」を用いることとした。

2.2 わが国の地層処分概念

第1章 1.3.2 で述べたように、わが国においても、1980 年に地層処分の基本となる考え方として多重バリアシステムによる処分概念が示されている（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1980）。これに基づいて進められた研究開発を通じ、第1次取りまとめ（動力炉・核燃料開発事業団、1992）において、わが国の地層処分概念の具体的な検討が行われた。これは以下のようにまとめられる。

2.2.1 基本的考え方

わが国における地層処分を考える場合、まず、わが国が変動帯に位置するという地質学的特徴を念頭に置く必要がある。わが国においては、安定大陸に比べて地震・断層活動および火山・火成活動の頻度が高く、このような天然現象が処分の安全性に影響を及ぼさないようにすることが、安全に地層処分を行ううえでの前提として重要である。

このため、わが国における地層処分概念は、地質環境の長期的な安定性についてとくに配慮し、「安定な地質環境」に、多重バリアシステムを構築するという特徴がある。この概念に基づき、安定な地質環境を選定することで、地下に処分された廃棄物と人間との物理的距離が接近することによって人間環境への影響が生ずる可能性を排除することを基本とする。多重バリアシステムは、地下水によって放射性核種が人間環境に運ばれ、そこで生じる有意な影響に対する措置として重要な意味をもつ。

現在進めている研究開発では、上述した地層処分概念に沿って、長期的な安定性を備えた幅広い地質環境を対象とした多重バリアシステムの検討を行っており、さまざまな地質環境に対応できるよう、「性能に余裕をもたせた人工バリア」を考えている。また、人工バリアは設計や品質管理を通じてその性能を自由に設定することが可能であるとともに、「性能に余裕をもたせる」ことによって、天然の地質環境が本来的にもつ空間的不均質性や時間的変動に起因するバリア機能の不確実性を、ある程度補完することが可能であり（Yamato et al., 1993; Umeki et al., 1993）、わが国における地層処分の成立性を、より確実なものとして考えることができると考えられる。将来、処分サイトが決まった段階では、その予定地の地質環境を考慮して、安全面、経済面から合理的な人工バリアが決定される。

以上に述べたように、廃棄物と人間との物理的接近の影響を避け、地下水による人間環境への影響に対する安全機能の冗長性（redundancy）を確保するため、わが国の地層処分概念は、「安定な地質環境に、性能に余裕をもたせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築する」ものであると定義することができ、これは、第2次取りまとめにおいても踏襲されているものである。

2.2.2 地層処分システムの構成とその機能

第1次取りまとめにおいて例示された地層処分システムは、図2-1に示すように、ガラス固化体、炭素鋼オーバーバック、ベントナイト緩衝材からなる人工バリアと、それが設置される安定な地質環境から構成され、それぞれのバリアが種々の安全機能を発揮することが期待されている。



図 2.2-1 地層処分システムの構成要素と期待されるバリア機能

図 2-1 にまとめた地層処分システムに期待される機能は、地下水に対して概略以下のよう働く。

処分場が建設されるような地下深部は、長期にわたって地質構造学的に安定で、地下水は還元性であり流束は小さい。ガラス固化体、オーバーバック、緩衝材からなる人工バリアは、このような地質環境の中に構築されるので、長期間健全性が維持され、期待される機能を発揮することが可能である。周囲の岩盤と接触する緩衝材は低透水性であるため、人工バリア中では地下水の動きはきわめて遅く、したがって物質の移動も小さなものとなる。また、地下水が還元性であることから、オーバーバックの腐食速度は遅く、少なくともガラス固化体の放射能および崩壊熱が高い初期の期間において、ガラス固化体を地下水との接触から防ぎ、放射性核種を物理的に閉じ込めることが期待できる。

地下水がガラス固化体に接触したとしても、放射性核種は安定なガラス構造の中に取り込まれているため、地下水への溶解は非常にゆっくりしたものになる。さらに還元性環境であることから、大部分の放射性元素の溶解度は低く抑えられ、地下水中の放射性核種の濃度は制限される。また、地下水が緩衝材やオーバーバックの腐食生成物と化学反応を起こすことにより、還元性の条件はより確実に維持される。

緩衝材中では地下水の動きがきわめて遅いため、ガラス固化体から溶出した放射性核種は拡散によってのみ移動し、さらに緩衝材に含まれる鉱物に吸着されるため、その移動が抑制される。また、緩衝材はフィルター効果をもち、放射性核種がコロイドとなった場合でも、その移動を阻止する。人工バリアの外側の岩盤中では、地下水の動きが緩慢であるうえ、岩石に含まれる鉱物によって放射性核種が吸着されるため、放射性核種の移行は抑制される。さらに、岩盤中を地下水によって運ばれる間に放射性核種は分散し、次第に希釈されるとともに放射能も減衰する。

以上のような個々のバリア機能が相互補完的に働くことにより、放射性核種が処分施設から人間環境に移行するまでには非常に長い時間を要し、この間に放射性核種は崩壊により減衰すると同時に希釈される。このように、人間環境に有意な影響を及ぼさないようにシステムを構築することが重要である。とくに、放射性核種の移行抑制に対して大きな効果をもつガラス固化体、オーバーバック、緩衝材間の相乗効果および、それらと周辺岩盤との相乗効果を確実に機能させるため、オーバーバックや緩衝材の厚さには十分な保守性を見込んだものとしている（動力炉・核燃料開発事業団、1992）。

2.3 安全確保の考え方

2.3.1 安全性の議論の前提

地層処分では、現在の世代から遠い将来の世代にわたる非常に長期間の安全性が問われる。このような長期間の安全性に関する議論の前提として、以下の3つの点について考えておかなければならない。

①安全性のレベル

将来世代の安全性のレベルをどの程度に設定するかは、長期的安全対策の根本にかかわる問題である。IAEAでは、地層処分の安全原則（IAEA, 1989）の一つとして、「将来世代の安全性のレベルは、われわれの世代が今日容認している安全性のレベルを下回らないこと」を提案している。

②安全性の指標

現世代を対象としたいわば短期の放射線防護については、有効で実証的な安全性の指標がすでにある。その指標とは、人々が実際に受ける放射線の被ばく量（線量）で、その場合、安全を守る筋道は、「線量が一定の限度を超えないように制御すること」となる。このため、非常に長期間の安全性については何を指標にしたらよいのか、ということが検討されるべき問題である。

国際的な議論の結果、国際放射線防護委員会（International Commission on Radiation Protection: ICRP）は、地層処分にともなって将来発生する可能性のある人間や環境への影響の程度を判断する安全指標として、線量とリスクの概念を適用することを勧告した（ICRP, 1985）。この指標を用いれば、長期的な防護目標は、「予測される線量が一定のリスク限度を超えないようにすること」と表現できる。遠い将来の人間の生活環境を想定することには大きな不確かさをともなうため、安全評価においては、通常、現在の生活様式に基づいて線量を計算し、それによって処分場の影響を検討する。このような評価において計算される線量は、将来の人間が実際に被ると考えられる線量を予測したものではなく、処分場の影響が今日現れるとしたらどの程度のものとなるかを示すものである。この意味から、計算された線量は安全基準に定められた防護レベルと比較して地層処分の安全性を判断するための一つの指標であるというのが共通の認識である（OECD/NEA, 1991a）。また、線量による評価結果を補完するための指標（IAEA, 1989）についても検討を行っておくことが有効であるとされている。このような補完的指標については、いくつかの提案が行われている（IAEA, 1994）。

高レベル放射性廃棄物処分の防護レベルについては現在多くの国々や国際機関によって検討が進められており、すでに規制として定められている国もある（OECD/NEA, 1995）。スウェーデンでは 0.1 mSv y^{-1} （Nordic Countries, 1993）、ス

イスでは 0.1 mSv y^{-1} (HSK and KSA, 1993) 、フランスでは 0.25 mSv y^{-1} (DSIN, 1991) というように、防護レベルを基準や指針として示している国々では、すべての線源に対する線量限度 1 mSv y^{-1} から処分に相当する分を適切に割りあてるという ICRP 原則 (ICRP, 1977, 1985, 1991) にしたがって、おおむねその $1/10 \sim 3/10$ ($0.1 \text{ mSv y}^{-1} \sim 0.3 \text{ mSv y}^{-1}$) の間に年間の個人の線量上限値を設定している。

他の安全指標としてリスクを用いている国もある。リスクが安全指標として用いられているのは、非常に可能性の低い事象を対象とする場合か、確率論的な方法によって安全評価を行うことが求められている場合 (たとえば、カナダ AECS, 1987) である。基準として定められている個人のリスク上限値は、 $10^{-4} \text{ y}^{-1} \sim 10^{-5} \text{ y}^{-1}$ の範囲にある。地下水による影響のように緩やかな放射性核種の放出を想定する安全評価に対しては線量、発生する可能性の非常に低い事象によって引き起こされると考えられる影響についてはリスクを適用することにより、安全指標として線量とリスクの双方を導入している国もある (たとえば、スイス HSK and KSA, 1993) 。

④安全評価の時間スケール

諸外国の安全基準や指針の中には、安全評価の時間スケールについて規定しているものがあり、これらは3つに分類できる。

- 安全評価を必要とする期間を限る考え方 (たとえば、米国 EPA, 1993)
- 処分後の一定期間は線量あるいはリスクで安全評価を行い、そのあとは別の方法で安全性を評価するという考え方 (たとえば、カナダ AECS, 1987 ; フランス DSIN, 1991)
- とくに期間を限らず、少なくとも線量の推定のピークが現われるまで評価を行うという考え方 (たとえば、スイス HSK and KSA, 1993)

第2次取りまとめでは、上記①～③について、以下のような考え方に基づいて安全性の議論を行っている (原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 1997) 。

- 地層処分の安全評価の指標として放射線量を基本とする。
- 諸外国の指針や基準、国際機関によって提案されている考え方を参照する。
- 評価期間に関する時間スケールについてはとくに限定せず、現在の人々と対比して人間への影響が最大となる時期やその期間がわかるように評価を行っておく。
- 上述した安全評価の時間スケールにおいて将来の人間環境の予測の困難さを考慮し、長期については天然の放射線レベルに有意な影響のないことを確認するため補完的な解析結果をあわせて示す。

放射線防護目標や安全評価の時間スケールについては、原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会で開始された調査審議において取り扱われることとなって

いるが、上述した前提にたって第 V 章で示すような安全評価を実施することにより、将来の基準策定に関する議論の材料を提供した。これについては、第 VI 章に記述している。

2.3.2 安全確保のための対策

2.2 に述べたわが国の地層処分概念に基づけば、安全性を確保するための対策は次のようになる。まず、

地層処分にとって適切な地質環境を選定すること（サイト選定）

選定された地質環境に対して、人工バリアや処分施設を適切に設計、施工すること（工学的対策）

によって、地層処分システムが備えるべき固有の性能を確保する。さらに、

－構築された地層処分システムの安全性を評価すること（安全評価）

によって、長期的な安全性の確認を行う。

したがって、地層処分による安全性は、2.3.1 で述べた前提のもとに、処分サイトの選定、工学的対策、地層処分システムの安全評価という 3 つの作業によって確かなものとして示されることになる。

1) サイト選定

地層処分の安全確保の観点から考えた場合、サイト選定では、まず処分システムの性能に大きな影響をもたらす事象が生じる可能性のある場所を避けることが重要である。わが国は変動帯に位置しており、とくにこの観点から適切な処分サイトを選定することは重要である。このため、処分システムの性能に大きな影響をもたらす天然現象（たとえば、火山・火成活動、断層活動、著しい隆起・侵食など）の活動履歴や地質環境への影響に関する理解に基づいて、安定な地質環境のもつべき要件を明らかにする。地震については、地下深部では地表に比べその影響は小さく、処分場を適切に設計することにより、安全上十分受け入れることのできる程度に、その影響を低減することが可能である。また、将来の人間活動によって処分システムが破壊されないよう、利用可能な天然資源が存在する地域についても、処分サイトとして選定しないようにする必要がある。

安定な地質環境を確保した後、次に考慮しなければならないのは、長期間のうちにオーバーパックが劣化し、ガラス固化体中の放射性核種が地下水に溶解して人間環境に影響を及ぼすという可能性を抑制するため、できるだけ好ましい地質環境を選定することも重要である。一般的にこのような条件として、

－人工バリアの健全性と放射性核種の保持・移行遅延機能が保証されるよう、岩盤が力学的に安定であること、および地下水の流動が小さく、化学的に還元性であること

- －地質媒体が、放射性核種の移行に対して大きな遅延機能を有すること
- －処分場から人間環境までの地下水の移動距離が長く分散希釈効果が大きいことが挙げられる。

地層処分にとって適切な地質環境を選定することや、わが国の地下深部の地質環境特性に関連する科学的知見については第 III 章に示している。

2) 工学的対策

処分場は、経済的かつ合理的に実現可能な技術により設計・施工できるものでなければならない。その際には厳密な品質管理により、人工バリアや処分施設に工学的な欠陥が生じないようにすることが必要である。

このような工学的対策に関しては、第 IV 章で具体的に論じられている。

3) 安全評価

地層処分システムの安全評価にあたっては、まず安全指標や安全基準、あるいは評価の時間スケールに関する考え方が必要である。これらについては、2.3.1 で述べた。このような前提のもとに、安全性を評価するための体系的な手法を確立することが必要である。

(1) 地層処分システムの安全評価の特徴

地層処分システムの安全性を評価することが、通常の工学システムの場合と大きく異なるのは、

- －きわめて長い時間スケールを考慮しなければならないこと、
 - －天然の地層という不均質で大きな空間領域を有するシステム要素を含むこと、
- の 2 点である。このため従来の工学的アプローチのように、設計に基づいて試験的にシステム全体を構築し、これを実際に作動させてその安全性を実証するという直接的な方法をとることができない。これが地層処分の安全評価に特徴的な問題である。

(2) 安全評価の方法論

この問題に対するアプローチとして確立されてきた一般的な方法論は、図 2-2 に示すとおりである (OECD/NEA, 1991a)。

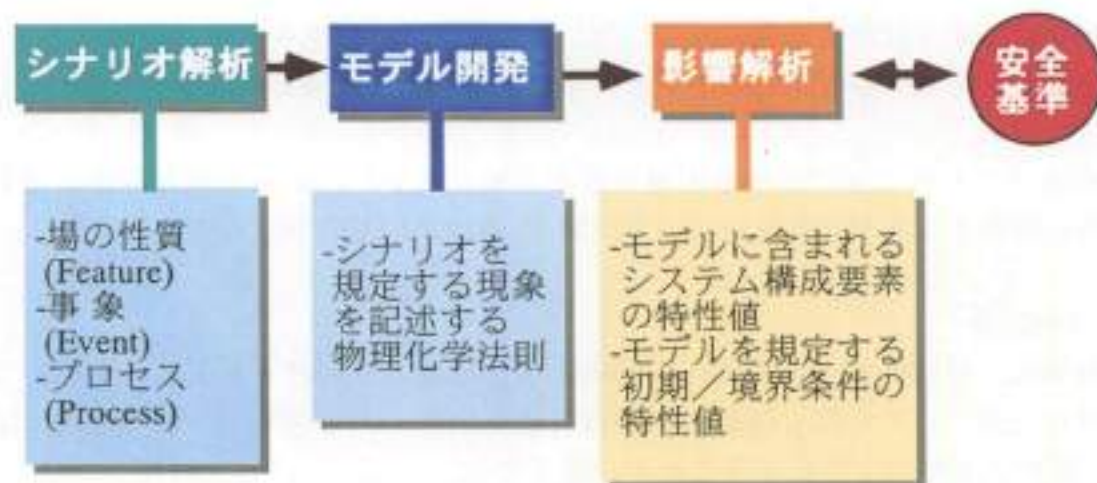


図 2.3-1 安全評価の一般的方法論

まず、地層処分システムの場の特徴や特質（Feature）と安全性能に影響を及ぼすと考えられる種々の事象（Event）およびプロセス（Process）を考慮して、システムの将来の挙動に関するシナリオを描く。次に、シナリオにしたがってシステムの長期的な現象を表現するため、物理・化学的な法則に基づいた数学モデルの開発と必要なデータの整備が行われる。最後にモデルとデータを用いた影響解析を行ってシステムの性能を推定した後、これを安全規制のために定められた指針や基準と比較してシステムの安全性を判定する。シナリオに基づく予測によって人間への影響を論じ、システムの安全性を示すことから、地層処分の安全性は間接的に実証されるといわれる（OECD/NEA, 1983）。なお、ここでいう「予測」とは、将来の人間への影響をいいあてることではなく、地層処分の安全性の判断材料を提供するためのものである。したがって、安全性を判断するという観点から、予測に用いるシナリオ、モデル、データについて十分議論がつくされているかどうかが重要となる。安全評価の結果が妥当なものとして受け入れられるためには、シナリオは過不足なく定義されているか、評価の目的に照らして個々のモデルやコード、データは十分に妥当性が検討されているか、これらを組み合わせたシステム全体の解析の手順や数値計算は正しく実行されているか、といった点が綿密に検討されていることを示す必要がある。

安全評価の方法論については、現在も研究開発が続けられているが、1991年には、地層処分システムの長期的な安全評価の方法がほぼ満足できるレベルに達していることを、この分野の世界の専門家の合意として示した OECD/NEA の報告書が公表されている（OECD/NEA, 1991a）。第 V 章においては、これら一連の作業をわが国の地層処分システムに対して具体的に行う。

(3) 評価の信頼性

安全評価では、地層処分システムに関する時間的、空間的予測にともなう種々の不確実性をどのように取り扱うかが、評価の信頼性を論ずるうえで重要である。

このような不確実性は、完全に取り除くことはできないが、サイト選定や処分場の設計を適切に行なうことによって低減することが可能である。第 III 章で示すように、地層処分システムの隔離性を著しく低下させるような天然事象が発生しない地域を処分サイトとして選ぶということも一つの対策であると考えられる。

処分施設の設計によって不確実性へ対処する例としては、第 IV 章に示すように、廃棄体の配置などを工夫し発生する熱の影響にともなう緩衝材の長期的劣質を防止するといったことがあげられる。あるいは、ガラス固化体の放射能が高く発熱が大きい期間は、確実に地下水との接触を阻止するようにオーバーバックを設計することによって、熱や放射線による影響の不確実性を低減させるといった対策があげられる。また、2.2.1 に述べた人工バリアの性能に余裕を持たせる多重バリア概念によって地層処分システムの性能に冗長性 (redundancy) を与えることにより、安全評価で考慮すべき不確実性を緩和することができる。

このように、安全評価の信頼性を高めるため、地層処分システムの構築にあたっては不確実性への十分な対処が必要である。

安全評価の進め方に関しては、人工バリアに余裕をもたせた多重バリア概念を踏まえ、人工バリア近傍の比較的狭い領域の岩盤と人工バリアからなるニアフィールドの挙動に力点をおいて安全性を示す評価法 (ニアフィールドアプローチ) をとっている。これによって、広域にわたる地質環境条件を対象とした評価手法に比べて不確実性の影響を受けにくくし、地下水に対するシステム性能の評価に対する信頼性を高めることができる (梅木, 1994)。このような考え方は、第 1 次取りまとめによって示唆されたものであり、わが国同様、地質環境が複雑なスイスにおいてもとらわれている考え方である (Nagra, 1994)。また、第 1 次取りまとめの公表とほぼ同じ時期にスウェーデン (SKB, 1992)、フィンランド (Vieno, et al., 1992)、カナダ (AECL, 1994) から公表された報告書においても、ニアフィールドの有する性能が地層処分の安全性に果たす役割の重要性が指摘されている。第 V 章で述べるわが国の地層処分システムの安全評価においても、このような考え方を踏襲している。

安全評価を行ううえでシナリオ、モデル、データの設定にともなう不確実性を低減するためには、地層処分システムの将来挙動のシナリオを適切に抽出すること、現象に即したモデルを構築すること、現実的条件で信頼性の高いデータを取得することが重要である。このようなシナリオ、モデルおよびデータを用いて、地質環境の不均質性や現象の時間的推移の予測にともなう不確実性に対して、十分保守的な解析を行うことが基本的な考え方である。しかし、人間環境についてのモデル化では上述したような考え方にたっていることに注意する必要がある。

安全評価の結果を直接証明することはできないが、それを支援するための方法として、ナチュラルアナログがある。ナチュラルアナログは、いわば人間が行うには不可能なほど十分に長い時間をかけて自然が行った実験といえる。たとえば第Ⅰ章 1.2.2 でも述べられているオクロの天然原子炉は、高レベル放射性廃棄物の地層処分の全体について自然が行った総合的な実験として、ナチュラルアナログの代表とされている。そこでは、天然の原子炉によって生成された放射性核種のきわめて長期間にわたる地下での挙動を直接観察することができる。長半減期で安全評価上重要な放射性核種であるアクチニドが発生した場所からほとんど移動しなかったことがわかっている。わが国でも、東濃のウラン鉱床において天然の放射性核種の地下深部での動きを研究しており、ナチュラルアナログとして重要な情報が得られている。このように、ナチュラルアナログによる裏付けをもつということが、高レベル放射性廃棄物対策における長期性の問題に対して地層処分が有する特徴の一つである。

第2次取りまとめにおける安全評価の信頼性については、第Ⅴ章で詳細に論じられる。

参考文献

AECEB (1987) : Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes, Long-Term Aspects, AECEB Regulatory Documents R-104.

AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL-10711, COG-93-1.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN 1410 92-081.

DSIN (1991) : Statement of Objectives to Be Applied to the Study of Radioactive Waste Disposal in Deep Geological Formations to Ensure Safety after the Operating Period of the Repository, Fundamental Safety Rule - Rule No. III.2.f, Ministry of Industry and Trade, Nuclear Installations Safety Directorate.

EPA (1993) : Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level and Transuranic Radioactive Wastes, Final Ruling, 40 CFR Part 191.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1997) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会 (1980) : 高レベル放射性廃棄物処理処分に関する研究開発の推進について.

HSK and KSA (1993) : Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste, Guideline R-21/c.

IAEA (1989) : Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High-Level Radioactive Wastes, IAEA Safety Series No. 99.

IAEA (1994) : Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, IAEA-TECDOC-767.

ICRP (1977) : Recommendations of the ICRP, ICRP Pub. 26, Annals of the ICRP 1(3).

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste,

Annals of the ICRP, ICRP Pub. 46.

ICRP (1991) : 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Pub. 60, Annals of the ICRP 21(1-3).

Nagra (1994) : Kristallin-I, Safety Assessment Report, NTB 93-22.

NRC (1957) : The Disposal of Radioactive Waste on Land, National Academy of Sciences - National Research Council, NAS-51.

Neall, F.(ed.), Baertschi, P., McKinley, I.G., Smith, P.A., Sumerling, T.J. and Umeki, H. (1994) : Kristallin-I, Results in Perspective, NTB 93-23.

Nordic Countries (1993) : Disposal of High-Level Radioactive Waste; Consideration of Some Basic Criteria, The Radiation Protection and Nuclear Safety Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden.

OECD/NEA (1983) : Long-Term Management of High-Level Radioactive Waste, The Meaning of a Demonstration.

OECD/NEA(1991a) : Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste, A Report of the Performance Assessment, Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee.

OECD/NEA (1991b) : Disposal of Radioactive Waste: Can Long-Term Safety Be Evaluated?, An International Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of OECD/NEA and the International Radioactive Waste Management Advisory Committee of IAEA, Endorsed by the Experts for the Community Plan of Action in the Field of Radioactive Waste Management Commission of the European Communities.

OECD/NEA (1995) : Future Human Actions at Disposal Sites. A Report of the NEA Working Group on Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites.

SKB (1992) : SKB 91, Final Disposal of Spent Fuel. Importance of the Bedrock for Safety, SKB TR 92-20.

梅木博之 (1994) : スイス Nagra Kristallin-I と動燃 H3 レポートの比較, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.1, pp.13 - 20.

Umeki, H., Sakuma, H., Ishiguro, K., Hatanaka, K. and Naito, M. (1993) : Near-Field Geologic Environment as an Effective Barrier against Radionuclide Transport, Proc. 1993 International Conference on Nuclear Waste Management and Environmental Remediation, September 5-11, 1993, Prague, Czech Republic, Vol. 1, pp.747-754.

USNRC (1998) : Proposed Rule 10 CFR Part 63 "Disposal of High-Level Radioactive Waste in Geologic Repository at Yucca Mountain, NEVADA" .

Vieno, T., Hautajärvi, A., Koskinen, I. and Nordman, H. (1992) : TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal, YJT-92-33E.

Yamato, A., Masuda, S., Umeki, H., Sakuma, H., Ishiguro, K. and Sasaki, N. (1993) : Performance Assessment Study in PNC/H-3 - A Japanese Approach -, Proc. the International Conference SAFEWASTE'93 (Safe Management and Disposal of Nuclear Waste), June 13-18, 1993, Avignon, France, Vol.2: Technical Sessions, pp.455-466.

第 III 章

わが国の地質環境

第III章 わが国の地質環境

3.1 地層処分にとって重要な地質環境条件	III- 1
3.1.1 地質環境に期待される役割	III- 1
3.1.2 地質環境の長期安定性	III- 1
3.1.3 重要な地質環境の特性	III- 3
3.1.4 わが国の地質環境の特徴	III- 4
3.1.5 地質環境条件の調査研究	III- 5
3.2 わが国における地質環境の長期安定性	III- 8
3.2.1 地質環境の長期安定性に影響を及ぼす天然現象	III- 8
3.2.2 将来における天然現象の予測的評価	III- 9
1) 基本的な考え方	III- 9
2) 日本列島のテクトニクス	III-10
3.2.3 地震・断層活動	III-13
1) わが国における地震・断層活動の特徴	III-13
2) 地震・断層活動が地質環境に及ぼす影響	III-19
3.2.4 火山・火成活動	III-21
1) わが国における火山・火成活動の特徴	III-21
2) 火山・火成活動が地質環境に及ぼす影響	III-28
3.2.5 隆起・沈降・侵食	III-30
1) わが国における隆起・沈降・侵食の特徴	III-32
(1) 隆起・沈降	III-32
(2) 侵食	III-35
2) 隆起・沈降・侵食・堆積が地質環境に及ぼす影響	III-39
3.2.6 気候・海水準変動	III-39
1) 第四紀における気候・海水準変動	III-40
2) 気候・海水準変動が地質環境に及ぼす影響	III-41
3.2.7 まとめ：安定な地質環境の存在	III-43
3.3 わが国における地質環境の特性	III-46
3.3.1 地層処分にとって重要な地質環境の特性	III-46
3.3.2 地質構造	III-47
1) 初生的構造要因による移行経路	III-49
2) 二次的構造要因による移行経路	III-50
3.3.3 地下深部における地下水の流動特性	III-51
1) 地下深部の動水勾配	III-53
2) 地下深部の岩盤における透水性	III-54

3.3.4 地下深部における地下水の地球化学特性	III- 57
1) 降水起源の地下水	III- 60
2) 海水起源の地下水	III- 64
3.3.5 岩盤の熱特性・力学特性	III- 66
1) 熱特性	III- 67
2) 力学特性	III- 67
3) 掘削影響領域	III- 71
3.3.6 まとめ：深部地質環境の一般的な特性	III- 75
3.4 地質環境に関するナチュラルアナログ研究の事例	III- 79
1) ウラン鉱床の保存と履歴	III- 79
2) ウランの保持	III- 80
参考文献	III- 82

第III章 わが国の地質環境

3.1 地層処分にとって重要な地質環境条件

3.1.1 地質環境に期待される役割

第II章で述べたような基本概念に基づいて、地層処分における長期的な安全性の確保を図るうえで、地質環境には以下のような役割が期待される。

第1の役割は、廃棄物を物理的に隔離すること、とくに、人間の生活環境との間に長期にわたって十分な距離を維持することである。このためには、埋設した廃棄物を地表付近に接近させるような事象や岩盤の破壊をもたらすような事象による重大な影響を被らないように、処分場の場所や深度を適切に選定することが重要である。

第2の役割は、人工バリアに適した設置環境を提供することである。人工バリアが十分な性能を発揮するためには、その周辺の地下水や岩盤の性質が人工バリアの品質維持にとって好ましく、かつ、それが長期にわたって安定していることが要求される。ただし、一方で、処分地の地質環境条件に応じて、適切に人工バリアや処分施設を設計・施工することも重要である。

第3の役割は、天然バリアとしての働きである。これは、人工バリア内に閉じ込められていた放射性核種が地質環境中に移行した場合でも、地下水自体の動きが緩慢であることによって、また、移行経路となる岩盤の割れ目や粒子間の間隙中における鉱物などとの相互作用によって、核種の移行が遅延され、あるいは移行する過程で核種が分散、希釈されるという、地質環境が本来的に備えた機能によるものである。

地質環境が以上の役割を果たすためには、まず、地層処分の場として確保した空間が長期にわたって十分に安定であること（以下、「地質環境の長期安定性」という）、次いで、多重バリアシステムの性能にとって、岩盤とそこに含まれる地下水の物理的・化学的性質（以下、「地質環境の特性」という）が適切であることが求められる。ここで、地層処分の場として具体的に着目している地質環境は、日本列島およびその周辺海域における、深度数百 m から 1,000m 程度までの、数 km 四方の水平的広がりを持つ岩盤である。地下深部の地質環境は、地表付近に比べて天災や人災を被り難いものの、長期の間には、これに影響を及ぼすような天然現象の活動も想定される。また、岩盤や地下水を媒体とするさまざまな物理的・化学的な現象・作用が進行している（図 3.1-1）。

3.1.2 地質環境の長期安定性

地層処分システムが所期の安全性能を発揮するためには、地層処分の場となる地質環境が、期待される環境条件や機能を長期にわたって維持することが必要である。と

くに、地層処分を検討している欧米諸国の多くがいわゆる安定大陸にあるのに対し、わが国は太平洋をとりまく変動帯（用語の説明参照）に位置していることから、変動帯の特徴である火山活動や地震・断層活動などに対して十分な注意が必要となる。地層処分の実施に際しては、地質環境に急激な変化、あるいは緩慢ではあるが累積的な変化をもたらすような天然現象によって、地層処分システムの性能が著しく損なわれることのないよう、十分に安定な場所を選び、また、想定される変化を見込んで適切な工学的対策を施すことが重要である。この観点から考慮すべき天然現象としては、3.2 で述べるように、①地震・断層活動、②火山・火成活動、③隆起・沈降・侵食および④気候・海水準変動が、わが国においては重要である（以下、本章における「天然現象」はこれらを指す）。

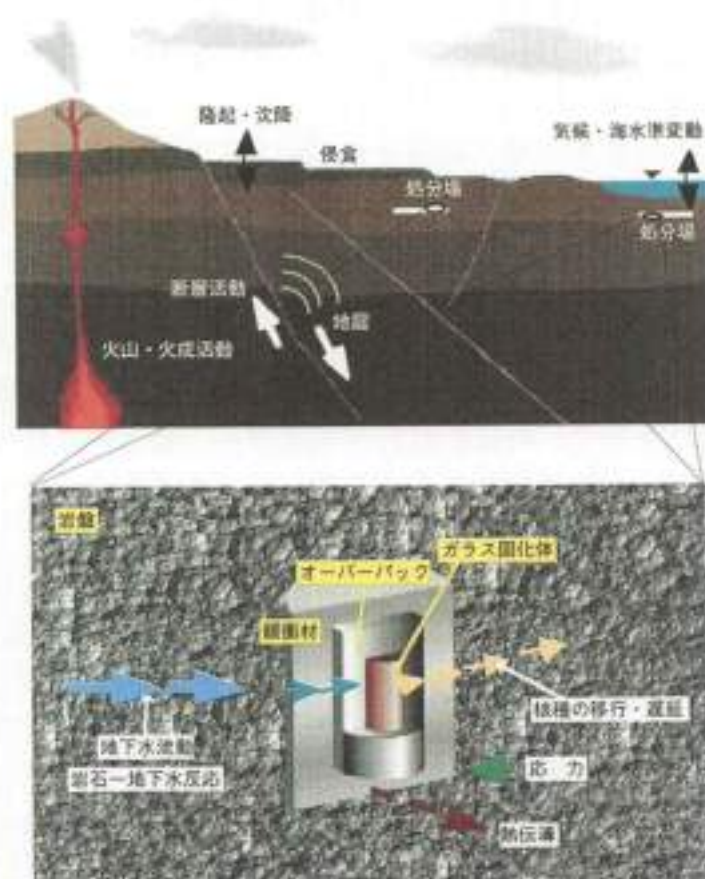


図 3.1-1 地層処分において考慮すべき天然現象（上）と岩盤中での現象・作用（下）
処分場の位置・形状など、すべて概念的な例示

これらの天然現象については、第1次取りまとめ（動力炉・核燃料開発事業団、1992）によってわが国における特徴の概略が整理され、これに基づき将来における天然現象の活動を評価し得るとの見通しが示されている。すなわち、専門部会報告書（原

予力委員会原子力バックエンド対策専門部会、1997)にも述べられているように、地震・断層活動や火山・火成活動のように急激な天然現象は比較的限られた範囲で起こっているため、それらの活動の規則性に基づいて将来における影響範囲を推論することができ、一方、隆起・沈降・侵食および気候・海水準変動については、広域にわたって比較的精度の良い地形・地質学的な記録が残されているため、これに基づき将来の変化や影響の程度を推測することができると考えられる。

ここで述べる地質環境の長期安定性は、廃棄物を埋設した場の地質環境が長期にわたって、まったく不変であることを意味しているわけではない。岩盤や地下水の性質が長期の間にある程度変化することを考慮に入れても、地質環境が地層処分において期待される役割を果たすことができれば、その地質環境は十分に安定であるとみなすことができる。たとえば、岐阜県の東濃地域では、地震・断層活動や隆起・侵食、気候変動などを被ってきたにもかかわらず、約1千万年前に形成されたウラン鉱床が現在まで保存されている(3.4 参照)。このことは、地質環境が本来的に備えている天然バリアとしての機能が、長期にわたって維持された結果とみなすことができる。

なお、地質環境の長期安定性を指なう可能性のある要因としては、天然現象のほか将来における人間活動が想定される。将来の世代が地下深部の地質環境に擾乱を与える可能性として、地下資源の探査や採掘が考えられる。有用な資源が地下深部に存在する地域は、将来の人間が廃棄物に接近する可能性を低減する観点からも、また、資源を将来の世代に引き継いでいく観点からも、地層処分の場としては避けるべきと考えられる。わが国における地下資源の分布については、第1次取りまとめで記述したとおり、おおむね把握されており、また、処分子定地を選定する段階での現地調査によって確認することが可能である。

3.1.3 重要な地質環境の特性

地質環境の特性としては、人工バリアや処分施設の設計・施工および品質を左右する環境条件ならびに天然バリアとしての機能に着目する必要がある。このうち、①人工バリアや処分施設の設計・施工にとっては岩盤の熱や力学に関する性質が、②人工バリアの品質にとってはオーバーバックの腐食や核種の溶出・運搬を支配する地下水の水質と動きが、また、③天然バリアとしての機能にとっては岩盤中での地下水を媒体とする物質の移動が重要である。地層処分の場となる地域や岩種を特定しない現段階においては、このような地層処分システムの性能にとって重要な岩盤や地下水の性質に焦点を当てて、わが国の地質環境の一般的な特徴をとらえることが求められる。

なお、地層処分という概念あるいは発想は、地下深部の地質環境が、地表に比べてはるかに安定であり、本来的に物質を長期にわたって隔離・保存する能力が高いことに、その根拠を置いている。地下の岩盤は、化学的に安定な岩石で構成されており、

天然現象などの外的要因によって応力状態や熱的な環境が大きく変わらない限り、恒常的に存続し得るものといえる。また、地下深部の地下水は一般に還元的で動きが遅いため、物質を溶解したり運搬する能力は低いと考えることができる。実際に、上述の東濃ウラン鉱床においても、鉱床の周辺に存在する地下水は還元的でほとんどウランが溶け込んでいないことや、地下水の動きが遅いことなどが確認されている。東濃ウラン鉱床に限らず、国内外にはさまざまな地質時代（用語の説明参照）に形成された種々の金属鉱床がいまも保存されており、また、古代の遺跡が良好な保存状態で地下から発掘されることなどが経験的に知られている。地層処分の研究開発における大きな目標は、このような地下深部の地質環境に期待している隔離・保存機能を科学的な根拠をもって示すこと、そして、これに基づき地層処分システムの安全性能を適切なモデルとデータを用いた解析によって示すことである。

3.1.4 わが国の地質環境の特徴

地層処分の観点からわが国の地質環境を理解するうえで、まず、日本列島の特徴を把握しておくことが重要である。

3.2.2 に述べるように、日本列島は、アジア大陸の東縁部に沿って細長く伸びる弧状列島であり、太平洋側の海溝から2つの海洋プレートが日本列島の下に沈み込んでいる（図 3.2-1 参照）。このような日本列島周辺におけるプレートの配置やその運動様式に支配されて、列島上には火山地域が海溝と並行に帯状をなして分布し（図 3.2-7 参照）、また、活発な地震・断層活動や隆起・沈降運動が認められる。これが、とくに安定大陸にある欧米諸国と比較した、変動帯に位置する日本列島の第一の特徴である。

このような天然現象の活動を背景とした日本列島の特徴は、これを構成する地形や地質にも現われている。山地が多く起伏に富む地形、数多くの火山とその噴出物の広い分布、さまざまな種類の地層や岩体が構成する地質などは、わが国の地質環境を理解するうえで考慮すべき重要な特徴といえる。そのほか、比較的温暖な気候や豊富な降水量、周洲を海に囲まれた島国といった地理的条件も、とくに地下水の動きや性質をとらえるうえで重要である。わが国では一般に地下水の水位が高く、岩盤は地表付近まで地下水に満たされている。また、沿岸地域の地下では、内陸側からもたらされた降水起源の水と海水とが接していると考えられる（図 3.1-2）。

わが国の地質環境をとらえる際には、以上のような特徴に留意したうえで、地層処分にとって重要な地質環境条件に着目しつつ、個々の地質環境に固有の特性と共通する一般的な性質とを見極めていくことが必要である。たとえば、場の条件のひとつとして重要な地下の温度は、火山との位置関係など地域によって異なると同時に、一定の広がりとして把握し得るものである。一方、岩石の物性などの媒体としての性質

は、岩石の種類や固結度など個々の岩石の生成過程との関連性が強い。地下水の動きや水質も、地域の地理的な条件などによって異なるが、地下水の動きを支配する要因や水質を形成するメカニズムには一般的な法則があると考えられる。地質環境の長期安定性にとって重要な火山活動や地殻変動などについても、わが国における活動に地域性や傾向を見い出すことができ、また、それらを起こすメカニズムやそれらが起こったときの影響を、ある程度一般化することは可能と考えられる。

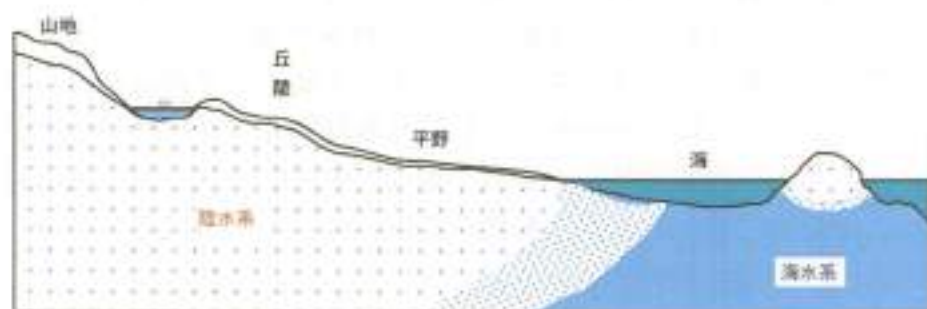


図 3.1-2 わが国の地形と地下水

3.1.5 地質環境条件の調査研究

地層処分の研究開発は、対象とする地域や岩石の種類を特定することなく幅広く進めることが、従来からの国の方針となっている（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1984；原子力委員会、1994）。これを踏まえ、サイクル機構では、わが国の岩石および地下水の性質や主要な天然現象の特徴などを広く理解する観点から、地球科学の各分野に蓄積されている情報の収集、整備を進めてきた。ただし、既存の情報は地層処分の研究開発に活用する目的で取得されたものではないため、地下深部の地質環境の特性、とくに深部地下水の動きや水質、あるいは岩盤中での物質移動に関する精度の高い情報は限られている。このため、地下深部の地質環境の性質やそこで起きている現象を科学的に解明していくことを目標に、地層処分研究開発の基盤となる深部地質環境の科学研究（以下、「地層科学研究」という）として（図 3.1-3）、岐阜県の東濃地域（東濃鉱山およびその周辺地域；1986 年～）および岩手県の釜石鉱山（1988 年～1998 年）において、地下坑道やボーリング（用語の説明参照）を利用した総合的な試験研究を展開してきた。また、地層科学研究のもうひとつの柱として、地質環境の長期安定性に関与する天然現象の活動履歴やそれが地質環境に与えた影響などを追跡することを目標に、対象とする天然現象の活動が典型的な地域や、その地形・地質学的な記録が良好に観察できるような地域での事例研究を進めてきた。

なお、地層科学研究は、わが国の地質環境に関する一般的な知見の整備や調査技術の確立を目指して進めており、処分地の選定を目的とした調査とは明確に区別される。地層科学研究で得られた成果は、地層処分研究開発全般の基盤となるとともに、広く地球科学の発展に寄与することが期待される。

第1次取りまとめにおいては、主に地球科学の分野に蓄積されている情報を、地層処分の観点から整理し、国に報告した。国は、第1次取りまとめの内容を評価するとともに、今後の課題として、地下深部の岩盤や地下水に関する信頼性の高いデータの充実および天然現象の活動履歴の調査とその影響の評価が重要であることを示した（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1993）。これを踏まえ、第1次取りまとめ以降は、基盤となる地層科学研究を拡充し、地下深部の地質環境を高精度で調査するための技術・機器の開発を進めるとともに、それらを適用して地下水の動きや水質および岩盤の力学特性などに関する実測データの整備を進めてきた。また、地質環境の長期安定性にとって重要な天然現象についても、関連する学術分野における最新の知見を整理するとともに、野外調査を主体とした事例研究により情報や知見の蓄積を図ってきた。これらの研究成果については、適宜、関連する学会などに発表するとともに、地層処分研究開発の現状として総括的に取りまとめて公開してきた（動力炉・核燃料開発事業団、1993、1994、1996）。

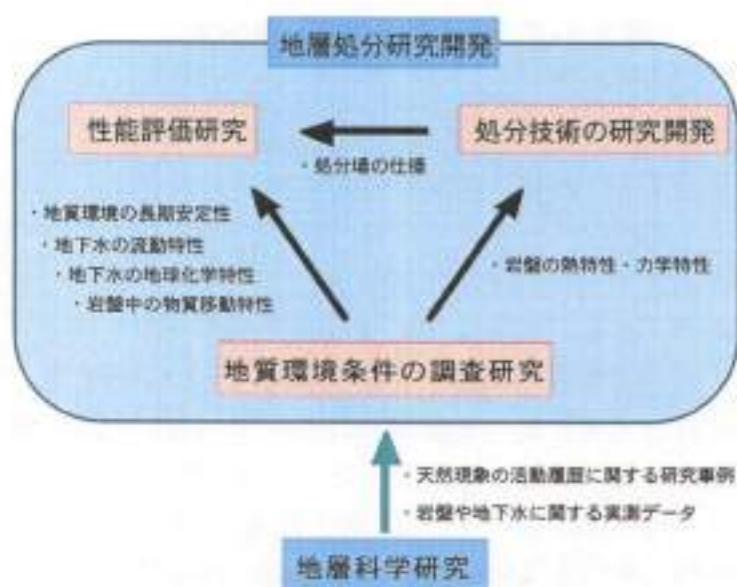


図 3.1-3 地層処分研究開発と地層科学研究

1997 年には、専門部会報告書（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会、1997）により「わが国における地層処分の技術的信頼性を示す」ことが第2次取りまとめの目標であること、この目標を達成するためには、①地層処分に適した地質環境の存在、②人工バリアや処分施設の技術的な実現性、および③地層処分システムの長期的な安全性、を信頼性の高い情報に基づいて示していくことが大きな課題であることが明示された。また、これらに必要な地質環境条件に関する情報を整備していくためには、まず、人工バリア周辺の地質環境特性に焦点を当てて、地下深部の岩盤および地下水に関する実測データや具体的な知見を蓄積していくこと、さらには、地質環境に変化をもたらす可能性のある地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・

侵食、気候・海水準変動についても、精度の高い情報や知見の充実を図り、これらによる重大な影響が及ばない地域がわが国にも十分に存在するという見通しを確認していくことが重要である、と述べられている。

以上の専門部会報告書に示された研究開発の進め方に基づき、地質環境条件の調査研究においては、大きく以下の2点を第2次取りまとめの目標とした。

- ①深部地質環境に影響を及ぼす可能性のある天然現象について、現在の地形や地質に残された記録などの情報を整理・分析することにより、過去の活動に認められる傾向や地域性に基づいて将来の活動を類推し、地層処分にとって十分に安定な地質環境がわが国に存在する可能性を示す（地層処分にとって安定な地質環境の提示）。
- ②安定な地質環境を対象に、わが国の地質環境を幅広くとらえたうえで、地球科学や土木工学などの分野に蓄積されている情報を整理・分析し、また、東濃地域や釜石・鉾山での研究によって得られる実測データとあわせて比較・検討することにより、地層処分にとって重要な岩盤および地下水の一般的な性質をまとめる（地層処分にとって重要な地質環境の特性の提示）。

3.2 わが国における地質環境の長期安定性

3.2.1 地質環境の長期安定性に影響を及ぼす天然現象

地質環境の長期安定性に影響を与える可能性のある天然現象については、処分地の選定や安全評価に際し、重要な変動要因として考慮すべき項目に抜け落ちがないことを確認する観点から、国際的な議論を経て、IAEA などが網羅的なリストを作成している（たとえば、IAEA, 1985, 1994）。また、各国においても、自国の地質学的な特徴や自然環境条件を考慮して、検討の対象とすべき天然現象を抽出している（USDOE, 1982；Nagra, 1985, 1994；AECL, 1994；SKB, 1994 など）。たとえば、高緯度に位置する北欧や北米の国々では、1 万～数万年後の将来における氷河の形成を想定しており（たとえば、SKI, 1995）、米国のユッカマウンテンでは火山活動の評価に重点が置かれている（たとえば、NRC, 1995）。

わが国は変動帯に位置しており、安定大陸にある欧米諸国に比べて、地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・侵食が活発である。このうち、火山噴火や断層活動のように突発的に起こる現象は、地下の処分施設に破壊的な影響を与える可能性があるため、地層処分の実施に際しては、これらによる重大な影響を被らないような場所を選ぶことが重要となる。一方、地盤の広域的な隆起・沈降や侵食は、比較的ゆっくりと進む現象であるが、長期間にわたって累積するため、変動量やその影響の程度を時間スケールとの関係で把握することが必要となる。また、わが国は中緯度の比較的温暖な地域にあるため、氷期においても大規模な氷河に覆われることはないと考えられるが、気温や降水量の変化による地下水流動や侵食への影響、あるいは海水準変動にともなう沿岸部や海域の地下での塩水と淡水の分布状態の変化などは想定される。

以上のように、各国の例やわが国の特徴を踏まえて検討した結果、わが国における地質環境の長期安定性に関連する重要な天然現象として、①地震・断層活動、②火山・火成活動、③隆起・沈降・侵食、④気候・海水準変動が抽出された。これらの天然現象について、地層処分システムの性能との関連で想定される影響に着目して、現象自体の特徴やその活動にともなう地質環境の変化の程度などを理解するための調査研究を進めてきた。

国際機関や諸外国の例をみても、上記の4つが基本的な項目となっている。これら以外の天然現象として、岩塩層のダイアピリズム（岩塩が周囲の岩石よりも比重が小さく、塑性流動しやすいため、割れ目などに沿って上昇する現象）や巨大隕石の落下が挙げられている例もあるが、前者はわが国には存在しないこと、後者はきわめて稀な現象であるうえ（清水・石丸, 1993；Goodwin et al., 1994）、地球規模で生物圏に壊滅的な影響を与える現象であることにより、わが国における地質環境の長期安定性の検討対象からは除外した。なお、本節における地質環境の長期安定性の検討は、処分場の閉鎖後（人間の管理を終了した以降）の段階を対象としており、処分場の建設・

作業時においては、種々の自然災害に対して一般の原子力施設と同様の対策が必要である。

地質環境の長期安定性にとって重要な上記の天然現象については、関連する地球科学の分野に多くの研究成果が蓄積されているため、第1次取りまとめにおいては、それらの中から参考とすべき情報や知見を抽出・整理し、わが国における各天然現象の特徴を概略的に取りまとめた。その結果、わが国における天然現象の活動には地域性や継続性などが認められ、これに基づき将来の変化を検討し得るとの見通しが得られた。第1次取りまとめ以降は、地質環境の長期安定性を確保できる地域がわが国にも十分に存在し得ることをより具体的に示すため、最近の学術研究に基づく知見の整理ならびに野外調査や年代測定を主体とする事例研究などを通じて、過去から現在までの天然現象の活動履歴に関する情報の整備を進めてきた。また、得られた情報をもとに各天然現象の規則性や傾向（周期性、継続性、地域性、変動範囲など）を明らかにし、これに基づき将来における活動の場や変動の規模および地質環境への影響などを検討した。

3.2.2 将来における天然現象の予測的評価

1) 基本的な考え方

将来における天然現象の活動を予測的に評価するための基本的な手法は、過去を踏まえた外挿である。各天然現象の過去における活動様式や変動速度あるいはそれらの時間的・空間的な変化を理解することにより、過去から現在に継続する変化の延長として将来の姿が推測される。

わが国においては、天然現象の活動が活発である分、それらに関する科学的な情報や知見も豊富であり、地球科学の分野に多くの研究成果が蓄積されている。わが国ではこれらの天然現象が全く不規則に起こっているわけではなく、たとえば、断層活動に周期性がみられることや火山活動に地域性があることなどは、地球科学における一般的な知見として認められている。このような地球科学の知見やそこで用いられている手法を活用することにより、現在の地質や地形に残された過去の天然現象の活動履歴を追跡することができる。これにより、過去から現在までの活動の中に一定の傾向や規則性を見い出すことができれば、これに基づき将来における天然現象の活動の可能性や変動の規模などを推測することは可能である。その際、天然現象の活動履歴や変動過程を、地層処分の観点から適切な、また、各天然現象の特徴に応じた、時間スケールと空間スケールでとらえることが重要である。より長期的な将来を評価の対象とする場合には、その拠り所とすべき過去の活動についても、より大きな時間・空間スケールでとらえることが必要となる。また、時間スケールが長くなるにしたがって、評価にともなう不確実性が大きくなることにも留意が必要である。

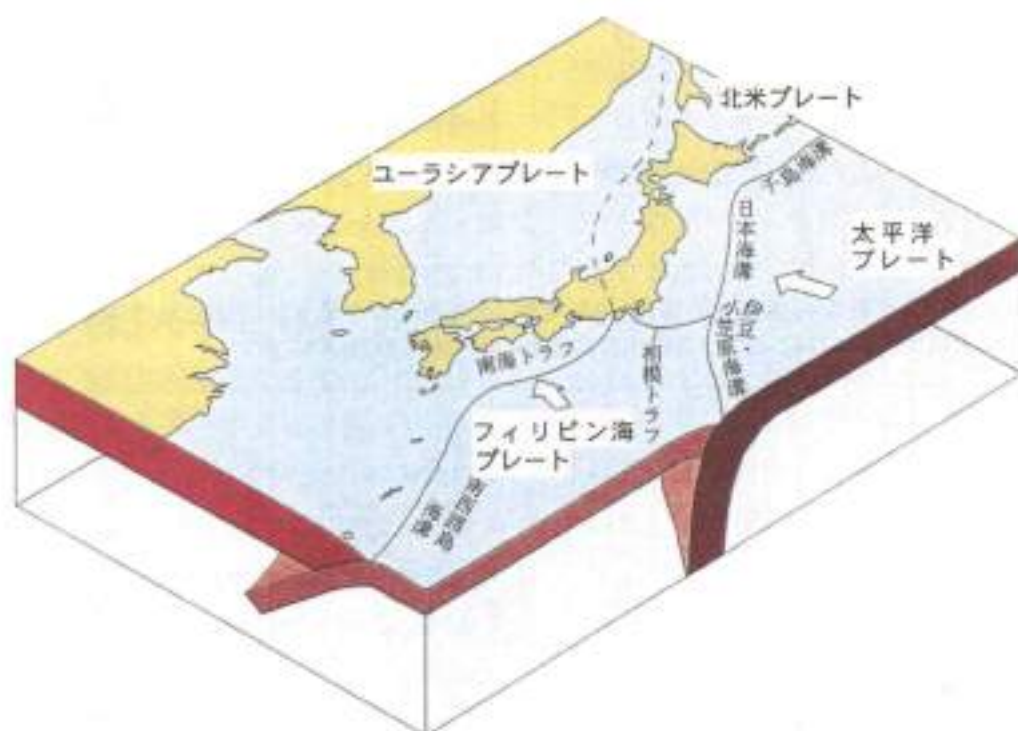
地層処分安全性の評価する時間枠については、地質環境の長期安定性のみならず、人間環境の長期的な変化や放射性廃棄物自体の時間的な変化（放射能の減衰）との関係で検討していく必要があり、現在のところ具体的な数字は設定されていない。ただし、地質環境の長期安定性の評価に関する時間スケールについては、第2次取りまとめに向けた研究の進め方として、専門部会報告書は「過去数十万年程度」の地質学的な記録をもとに、「将来十万年程度」の推論が可能との目安を与えている。約46億年に及ぶ地球の歴史の中で、最も新しい地質時代である第四紀（約170万年前～現在；用語の説明参照）、とくに最近の数十万年程度については、過去における天然現象の活動の痕跡が現在の地質や地形に比較的良好に保存されており、年代に関する情報も豊富である。したがって、過去数十万年程度については、その間の天然現象の活動履歴を、高い精度と分解能で議論することができる。また、次項に述べるように、日本列島における地殻の変動過程、これを支配する場であるプレートの配置や地殻構造、あるいは変動の原動力となるプレートの運動様式など（以下、総じて「日本列島のテクトニクス」と呼ぶ）は、過去数十万年以上にわたって、おおむね定常的な状態にあると考え得る。以上のことから、過去数十万年程度の記録をもとに、将来の活動を検討することは、地球科学的に妥当なアプローチといえる。

2) 日本列島のテクトニクス

日本列島は、大陸から続くプレート（ユーラシアプレートと北米プレート）の縁辺部にある弧状列島で、太平洋側の海溝から太平洋プレートとフィリピン海プレートが、日本列島の下に沈み込んでいる（図3.2-1）。日本列島における地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降などの天然現象は、これら4つのプレートの配置や運動様式と密接に関係している。後述するように、地震・断層活動や隆起・沈降は、プレートの衝突や沈み込みによって発生する応力の方向と大きさに関連しており、火山活動が起こる場所は、主に海溝から沈み込んできたプレートの深さに支配されている。

日本列島の原形は、オホーツク海、日本海、四国海盆などの縁海とともに、約3,000万年前から1,500万年前にかけて形成された（Seno and Maruyama, 1984；竹内, 1999など）。すなわち、約1,500万年前頃には、日本列島周辺におけるプレートの配置が現在とほぼ同様となり、それ以降、プレートの沈み込みはほぼ定位置で継続している。さらに、約600～200万年前頃には、各プレートの運動方向が現在とほぼ同様になったとされている（Seno and Maruyama, 1984；Cox and Engebretson, 1985；Pollitz, 1986；西村・湯浅, 1991など）（図3.2-2）。大局的には、現在につながる日本列島のテクトニクスはこの頃まで遡ることができる（現在のテクトニクスに本質的に連続する期間のテクトニクスは、「ネオテクトニクス」と呼ばれる）。日本列島のネオテクトニクスは、プレートの沈み込みに直接関連した深発地震や火山活動とともに、地殻内での地震・断層活動、隆起・沈降運動など、主として水平方向に短縮変形するような地殻変動で特徴づけられる。ネオテクトニクスの開始時期は、地殻の構造やプ

プレート配置、運動様式などに応じて（木村・斎藤，1998；池田，1999 など），地域によって異なることが知られている。たとえば，東北日本での開始時期は約 300 万年前であるのに対して，西南日本や伊豆地域などでは 150～70 万年前とされている（竹内，1999）。各地域において，ネオテクトニクスが成立した以降の地殻変動は，ほぼ一定の変動様式と速度で継続していると考えられる。すなわち，日本列島においては，地域差はあるものの，過去数十万年～数百万年にわたって，同様の地殻変動が継続していると考えられる。なお，一部の地域では現在もテクトニクスの変化が認められている。たとえば，沖縄トラフなどでの新たな海底の拡大や伊豆半島・小笠原海台などの小陸塊・巨大海山の衝突が生じており，日本海東縁では新たな沈み込み帯が形成されているとする考えもある（たとえば，木村，1983；上田ほか，1983；中村，1983）。これらは，いずれも数十万年～数百万年の時間スケールの中で引き続いている変動である（図 3.2-2 および分冊 1 第 II 章参照）。



（地震調査研究推進本部地震調査委員会編，1997 に一部加筆）

図 3.2-1 日本列島とその周辺のプレート

図中の矢印は，陸側のプレート（ユーラシアプレートと北米プレート）に対する海洋プレート（太平洋プレートとフィリピン海プレート）の相対運動を示す。日本海東縁部（図中の点線）に沿って，ユーラシアプレートと北米プレートの境界があると考えられている。

プレートの配置やその相対運動が支配する日本列島のテクトニクス，とくに現在に連続するネオテクトニクスの場において，天然現象の活動は，数十万年～数百万年という地質学的な時間の中で，ある一定の傾向を保ちつつ進行し，あるいは変化してい

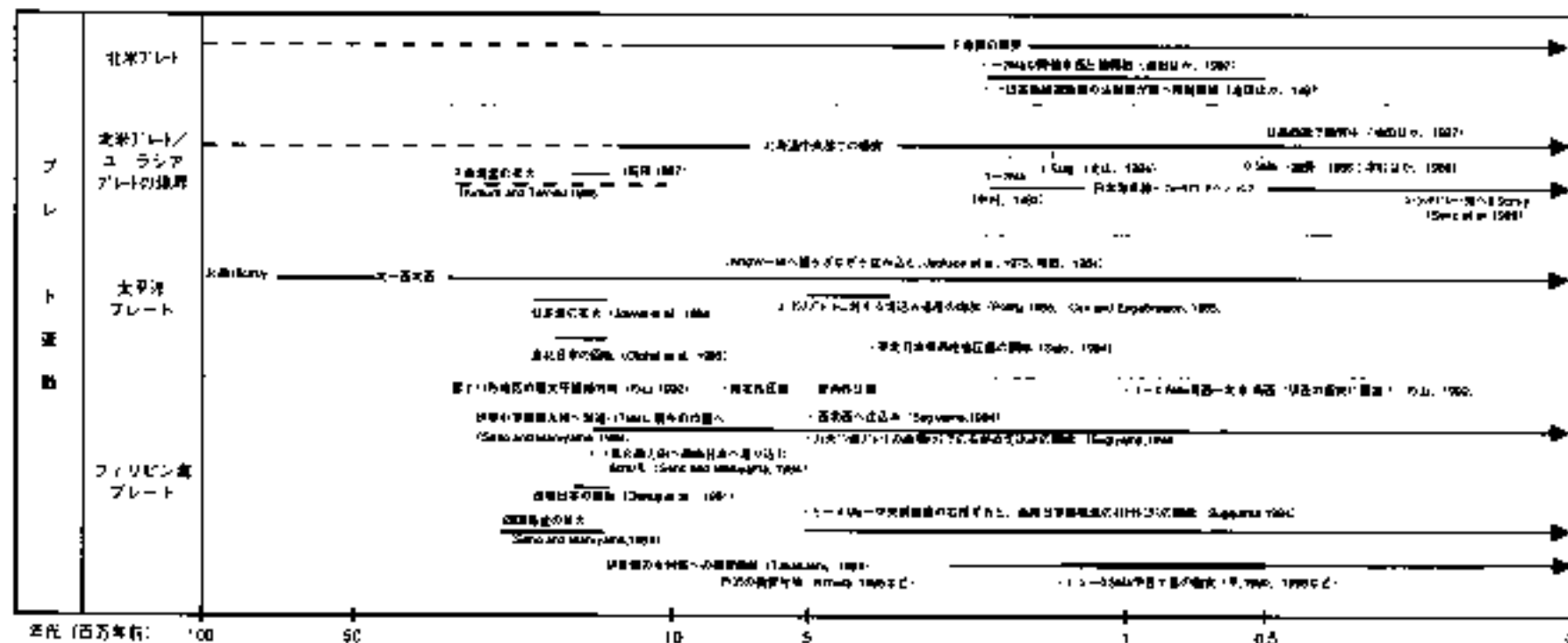


図 3.2-2 日本列島周辺のプレートの相対運動と主要なイベント

くものと考えられる。これに従えば、将来十万年程度における天然現象の活動を評価する場合には、過去数十万年程度における活動の様式や変動傾向が、同様に継続していくとみなすことが妥当と考えられる。ただし、上述したようなテクトニクスの変化が現在も引き続いているような地域においては、将来の天然現象の活動について、より慎重な分析と評価が必要となる。

次項以降では、日本列島全体を視野に入れ、また、十万年程度の将来を評価することにより目安を置いて、各天然現象の活動の履歴や地質環境への影響の程度などに関し、現在までに得られた主要な知見を整理する。個々の地域を具体的に評価する場合や十万年程度を超える将来の評価を要する場合には、それぞれに見合った時間・空間スケールで現象をとらえることが必要となる。以下に示す知見は、その際の科学的な根拠としても活用し得るものである。

3.2.3 地震・断層活動

地震・断層活動が地質処分システムへ与える影響としては、岩盤の破断・破砕とこれにともなう地下水移行経路の形成、地震動による岩盤や地下水の性質の変化などが想定される。このうち、岩盤の破断・破砕については、活断層（過去数十万年間に繰り返し活動し、将来も活動する可能性のある断層（用語の説明参照））の分布や性質を把握することにより、処分地の選定に際して、重大な影響を被る可能性のある範囲を避けることが重要である。一方、地震動に関しては、後述するように地下深部における地震による揺れは地表付近に比べて小さい。また、地震が起こった際に人工バリアは岩盤と一体となって振動すると考えられるため、想定される最大級の地震動を考慮したうえで、工学的な対策を施すことが可能である。

第1次取りまとめでは、わが国における活断層の分布や変位速度などに関する知見や情報を整理した。その結果、活断層の運動様式や分布に地域性があることや、活断層の平均変位速度（活断層の活動性を表わすため、変位量を千年間あたりの平均として示したもの）は、ほぼ0.01～10m/千年の範囲にあることなどが確認された。第1次取りまとめ以降は、わが国における断層活動の時間的・空間的な変化や断層活動による周辺の地質環境への影響を理解することに焦点を当て、事例研究や最近の学術研究に基づく知見の整理を進めてきた。

1) わが国における地震・断層活動の特徴

わが国においては、内陸で大地震が発生した際に、地表付近の地形・地質に変形や変位が確認されており、それらは活断層が再活動した結果生じたものとして認識されている。このような活断層は、過去数十万年間にわたって繰り返し活動しており、将来も活動する可能性が高い（地震調査研究推進本部地震調査委員会編、1997）。

日本列島やその周辺海域に分布する活断層を、全国的に抽出した資料としては、「新編日本の活断層」（活断層研究会編、1991）や地質調査所発行の「50 万分の 1 活構造図」（たとえば、寒川ほか、1984）が挙げられる。さらに、「200 万分の 1 活断層図編纂ワーキンググループ」は、活断層をより厳密に抽出する観点から、その後の学術研究の成果や地形判読の手法を応用して、最新の活断層分布図を作成した（図 3.2-3）。これらによれば、日本列島における活断層の分布には地域性がある。すなわち、東北日本の内帯（日本海側）や中央構造線以北の西南日本内帯など、活断層の分布密度が相対的に高い地域と、東北日本外帯（太平洋側）や西南日本外帯のように分布密度が低い地域が認められる。さらに詳細にみれば、東北日本内帯や西南日本内帯にあっても、活断層の分布密度には地域的な差があり、広い範囲にわたって顕著な活断層が発達していない地域もみられる。また、活断層の運動様式にも地域性があり、これらは、地域によって地殻応力の状態などが異なることを示している。

わが国のほとんどの活断層は、プレートの相対運動による圧縮場（地殻が圧縮力を受けている状態）において活動している。たとえば、東北日本は数百万年前以降、主に東西性の圧縮場におかれ、350 万年前頃（栗田、1988）から逆断層（上盤が下盤に対して相対的にずり上がった断層を逆断層、逆にずり下がった断層を正断層という）が活動を開始した。その代表的な横手盆地東縁断層帯は、240 万年前頃から活動を開始したと考えられている（Sato et al., 1999）。一方、西南日本が現在の北西-南東方向の圧縮場になった時期は必ずしも明らかではないが、第四紀初頭には阿寺断層などの主要な逆断層が活動を開始したとされている（岡田、1986）。また、中央構造線などの横ずれ断層（上下方向のずれよりも、水平方向のずれの方が顕著な断層）の一部では、第四紀初頭に逆断層として活動していたものが、第四紀後半（約 50 万年前頃）に、現在のような「横ずれ」の活動様式に移行したとされている（寒川、1986）。西南日本全域での断層活動が現在と同様になったのは、50 万年前頃（藤田、1993）と考えられる。なお、第四紀に小降塊（現在の伊豆半島）の衝突によって地殻応力場が変化したとされる伊豆半島周辺でも、現在と同様の断層活動が 30 万年前頃から継続している（Ito et al., 1989）。すなわち、地域性はあるものの、少なくとも日本列島のほとんどの地域では、過去数十万年の間、安定した地殻応力状態が持続し、現在と同様の断層活動が継続してきたといえる。十万年程度の将来についても、このような状態が継続するものとして、地震・断層活動を評価することは妥当と考えられる。

日本列島に分布する活断層は、地表付近でしばしば分岐が認められるため、地震・断層活動の発生の場所やその影響を評価するうえでは、近接する複数の活断層や活褶曲によって構成される「活断層帯」（図 3.2-4）としてとらえ、その性状や活動域などを把握することが重要である（岩盤が破断して両側がずれ動いた状態が断層、岩盤が波状に曲がった状態が褶曲；いずれも代表的な地殻の変形作用で、前者は破壊変形、後者は塑性変形）。内陸で発生する地震の最大規模は、このような活断層帯の長

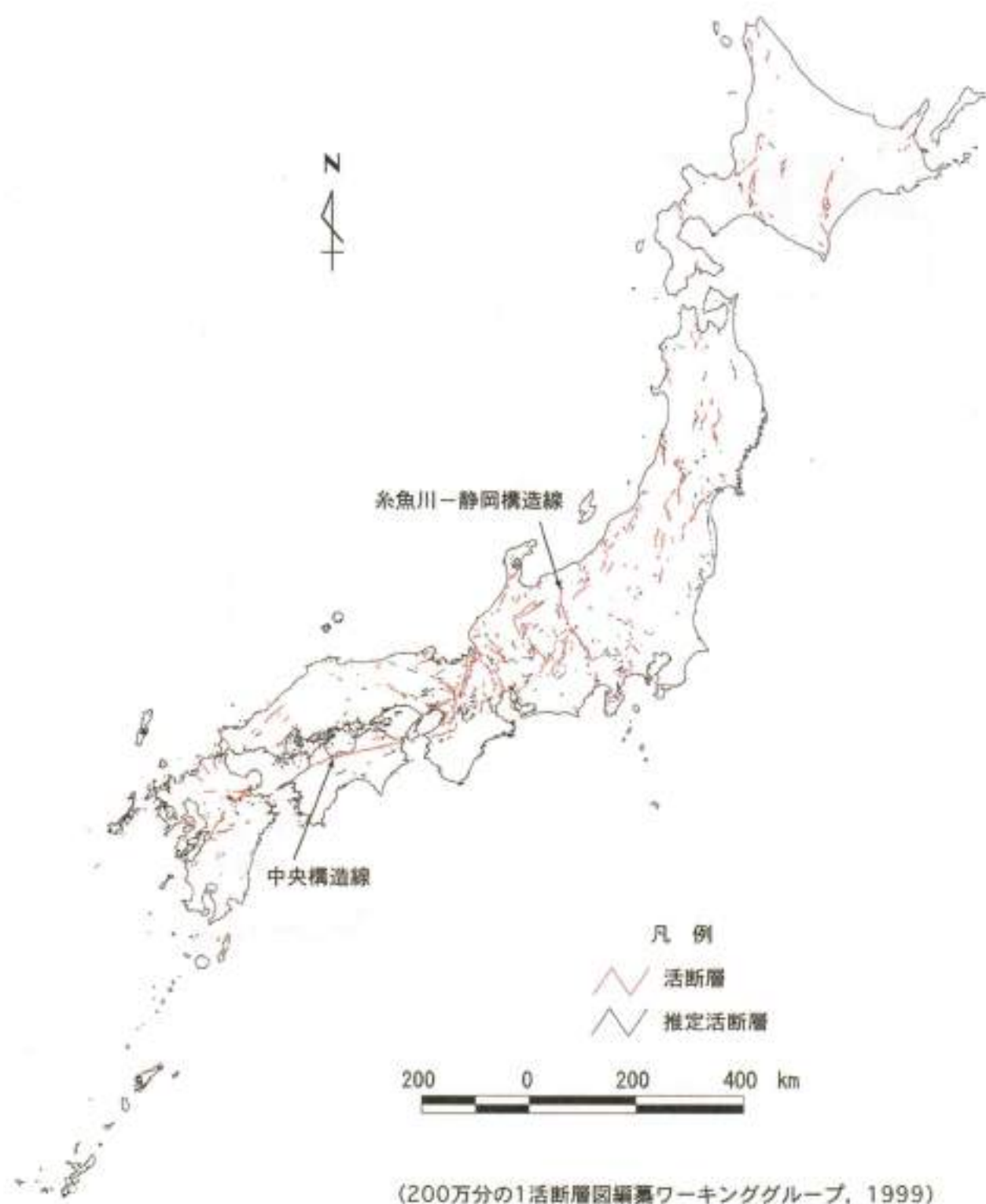


図 3.2-3 活断層分布図

数十万年前以降の地形や地層に変位を生じさせた断層

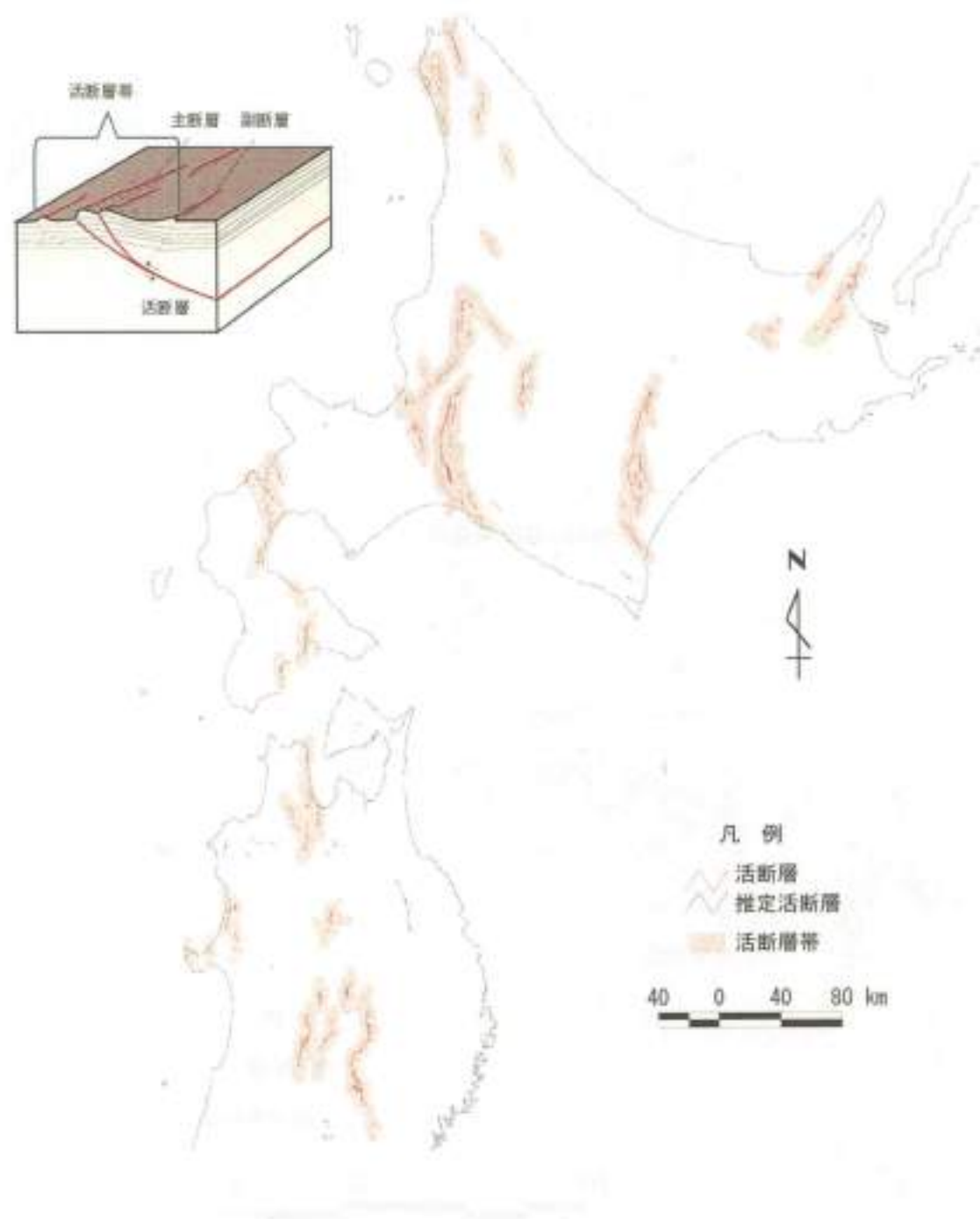


図 3.2-4 活断層帯の例

活断層分布図（200万分の1活断層図編纂ワーキンググループ，1999）の活断層データに基づいて設定した活断層帯（東北日本の例）。左上の図は活断層帯の模式断面図。

さから推定できるため（松田，1998），地震予知の観点からも活断層帯に着目した調査が進められている（地震調査研究推進本部地震調査委員会編，1997）。これらの活断層帯のうち，東北地方の日本海側の盆地と山地との境界に存在する逆断層帯では，断層活動の進行にともない地表付近で断層面が分岐し，活断層帯の幅が拡大した例が報告されている（池田・米倉，1979；鈴木，1988）。このような逆断層帯の代表例である千屋断層（横手盆地東縁断層帯の一部）での物理探査などの調査結果では，逆断層帯の幅は地表付近で2km（水平短縮を考慮した最大値は3km）程度で（図3.2-5），並走する複数の断層は地下1～2kmの堆積岩中で1枚に収斂すると推定されている（Sato, H. et al., 1999）。このような例から，将来，逆断層帯の幅の拡大が起こると仮定した場合，その拡大範囲は（盆地側に向かって）最大でも数kmのオーダーと想定される。一方，長さ方向への拡大（伸長）については，活断層の長さや累積変位量との関係式（Ranalli, 1977；松田，1988）に基づいて評価することが可能であり，最大級の活断層でも十万年あたり数kmのオーダーと見積もられる。

沖積平野など未固結の土砂に広く覆われているような地域では，地下に活断層が伏在している可能性があるため（そのような活断層は，「伏在活断層」と呼ばれる），物理探査やボーリング調査などの地下構造調査をとくに慎重に行って，伏在活断層の有無や規模などを確認する必要がある。実際にこのような調査によって，多くの地域で伏在活断層の分布が把握されている（たとえば，遠藤ほか，1996；須貝・杉山，1998）。なお，海域での地下構造調査としては，ボーリング調査のほか，海上あるいは海底からの音波探査などの手法があり，一部の地域については，これらの手法を用いて詳細な海底活断層分布図が作成されている（たとえば，東海沖海底活断層研究会編，1999）。

上述のように日本列島においては，過去数十万年程度にわたって地殻応力の状態に大きな変化はなく，既存の活断層帯が繰り返し活動していることから，断層活動の規則性や地域的な特徴に基づく構造区分がなされている（活断層研究会編，1991）。それぞれの構造区ごとの特徴に着目することにより，個々の地域における将来の断層活動をより的確に評価することができる。

わが国では，過去の調査において活断層の存在や可能性が認められなかった場所で，地殻にともなって新たに断層が出現した例は知られていない。また，これまで述べてきたような地質学的な情報からも，テクトニクスに関連する地殻応力場の顕著な変化が想定されない地域においては，活断層が現存していない地域に，新たに断層が発生するとは考え難い。なお，新たな断層が発生する際，何の徵候もない場所に急激に断層破砕帯が出現するわけではなく，発生初期の断層は小規模な破断の集合帯として徐々に成長するとされている（たとえば，ショルツ，1993）。

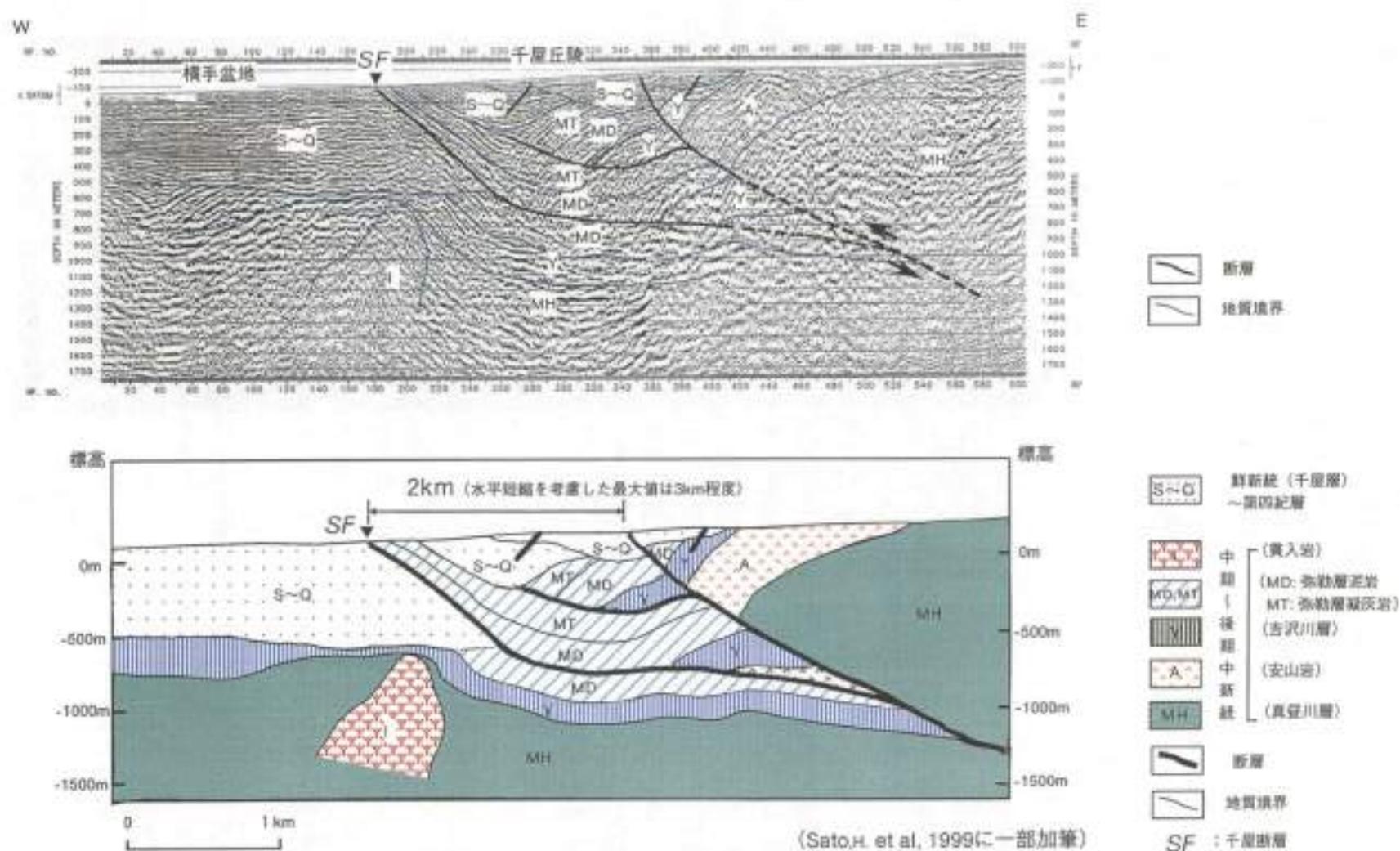


図 3.2-5 逆断層の地下構造 (千屋断層の例)

断層近傍の反射法地震探査解析図 (上) とそれに基づいて推定された地質断面図 (下)

以上のように、地質環境に大きな影響を与える可能性のある、内陸部での大地震の発生源に対応するような活断層の存在は、既存の情報をもとに、個々の地域に応じて必要な調査を行うことによって把握することができる。そのような活断層を避けることによって、地層処分システムに対する重大な影響を回避することが可能と考えられる。その際、地域によって活動性や活動様式が異なることに留意しておく必要がある。

2) 地震・断層活動が地質環境に及ぼす影響

断層活動が周辺の地質環境に与える影響としては、岩盤の破断・破碎およびそれにもともなう変位などの力学的な作用がまず重要である。断層活動によって岩盤が破壊した領域（破碎帯）の幅は個々の断層によって異なるが、一般的には断層の規模（長さや累積変位量）が大きいほど、破碎帯の幅も大きくなるとされ、両者の関係式が提案されている（Otsuki, 1978；緒方・本庄, 1981）。それらによると、破碎帯の幅は一般に数 m～数百 m で、大規模な活断層である阿寺断層でも約 500m とされている。同一の活断層においても破碎帯の幅や性状は場所によって異なるが、将来の断層活動による影響を評価する際には、破碎の程度が顕著な部分や上記の関係式などを参考にすることができる。また、破碎帯の周辺については、断層の形成過程で発生したと思われる割れ目帯の分布範囲と断層の長さとの間に相関があるとする報告（Vernilye and Scholz, 1998）や、断層周辺の 2km 程度までの範囲で小断層の分布が観察された事例（恒石, 1984；高木ほか, 1989）がある。これらは、比較的大規模な断層を対象としたものである。なお、断層活動にともない、せん断摩擦による熱の発生が想定されるが、後述の野島断層では破碎帯（幅は約 30m）の内部に 200℃前後に達した痕跡がみられるものの、破碎帯の外側にはその影響は認められない（日上ほか, 1998）。

断層活動にともなう周辺の地下水の挙動については、1995 年に発生した兵庫県南部地震（M=7.2）に関連した報告がある。兵庫県南部地震の際に地表に出現した野島断層の周辺地域における地震後の湧水量の増大や丘陵部での地下水位の低下は、地表付近の透水性の増大（佐藤・高橋, 1997；酒井ほか, 1998）や地震後の応力の解放（Muir-Wood, 1992）で説明されており、地下水位の低下などの影響は時間とともに回復している。なお、破碎帯中に酸化鉄が観察されており、断層活動にともない破碎帯に沿って酸化性の地下水が移行した可能性が指摘されている（宇田ほか, 1998）。これらのことから、断層活動による地下水への影響は、主に地表部と破碎帯内に及ぶものと考えられる。

地震動による地質環境への影響としては、岩盤のひずみやそれにもともなう地下水の水圧変化などが考えられる。一般に、地下深部で発生した地震が地表に伝達される過程で増幅されたり、地表が自由面として振動することから、地下での地震による揺れは、地表に比べて小さいとされている。釜石鉱山における地下坑道を利用した地震観

測によれば、鉛直方向に配置された観測点での地震による揺れの大きさは、地下百数十m以深で地表付近の1/2～1/3程度である（Shimizu et al., 1996）。また、地震観測と並行して地下坑道で行った地下水観測の結果によれば、地震時に地下水の水圧が変化する可能性があるが、その変化は一時的であり、変化の程度も通常の季節変動の範囲内である（図 3.2-6）。なお、坑道からの湧水の水質については、地震前後で明瞭な変化は認められていない（Ishimaru and Shimizu, 1997）。過去に起こった大地震と地下水との関係に関する研究事例（川辺, 1991；Igarashi and Wakita, 1991）でも、地震による顕著な水位変化が局所的にみられるものの、そのような水位変化は数カ月後には回復したことが報告されている。このように、地震の震動による地下深部の地質環境への影響は小さく、個々の地域における岩盤力学および水理地質学的な特徴とあわせて検討することにより、処分施設の設計などで対処することが可能と考えられる。

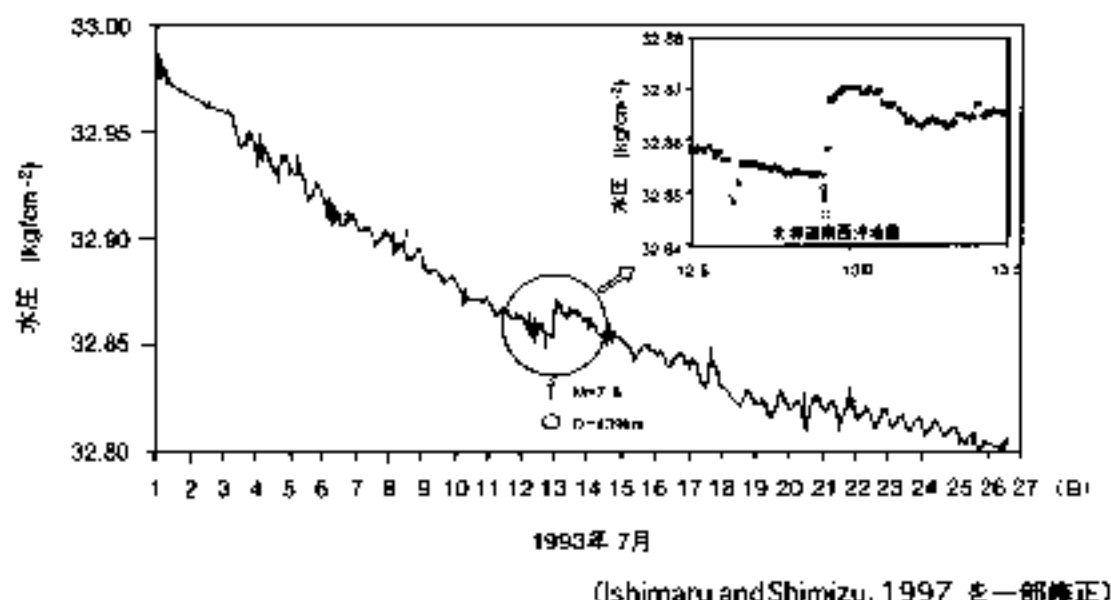


図 3.2-6 釜石鉱山における地震にともなう水圧変化例

地震にともない、地下水の水圧が上昇したケースの例。地表下約 300m の坑道から花崗岩中にほぼ水平に 490m 掘削したボーリング孔の口元を止水し、圧力計を設置して測定。地震にともない、水圧が低下したケースもある。図中の M は地震の規模（マグニチュード）、D は震央距離。

以上のように、地震・断層活動の影響に関しては、個々の活断層について岩盤の破断・破碎およびそれにともなう変位が認められる領域を把握し、また、最大級の地震動を考慮して、これらに適切に対処することにより、地層処分システムに対する重大な影響を避けることができると考えられる。なお、小規模な断層活動については、処分施設のレイアウトやシーリング技術あるいは人工バリアの変形能力によって、工学的に対処することも可能と思われる。

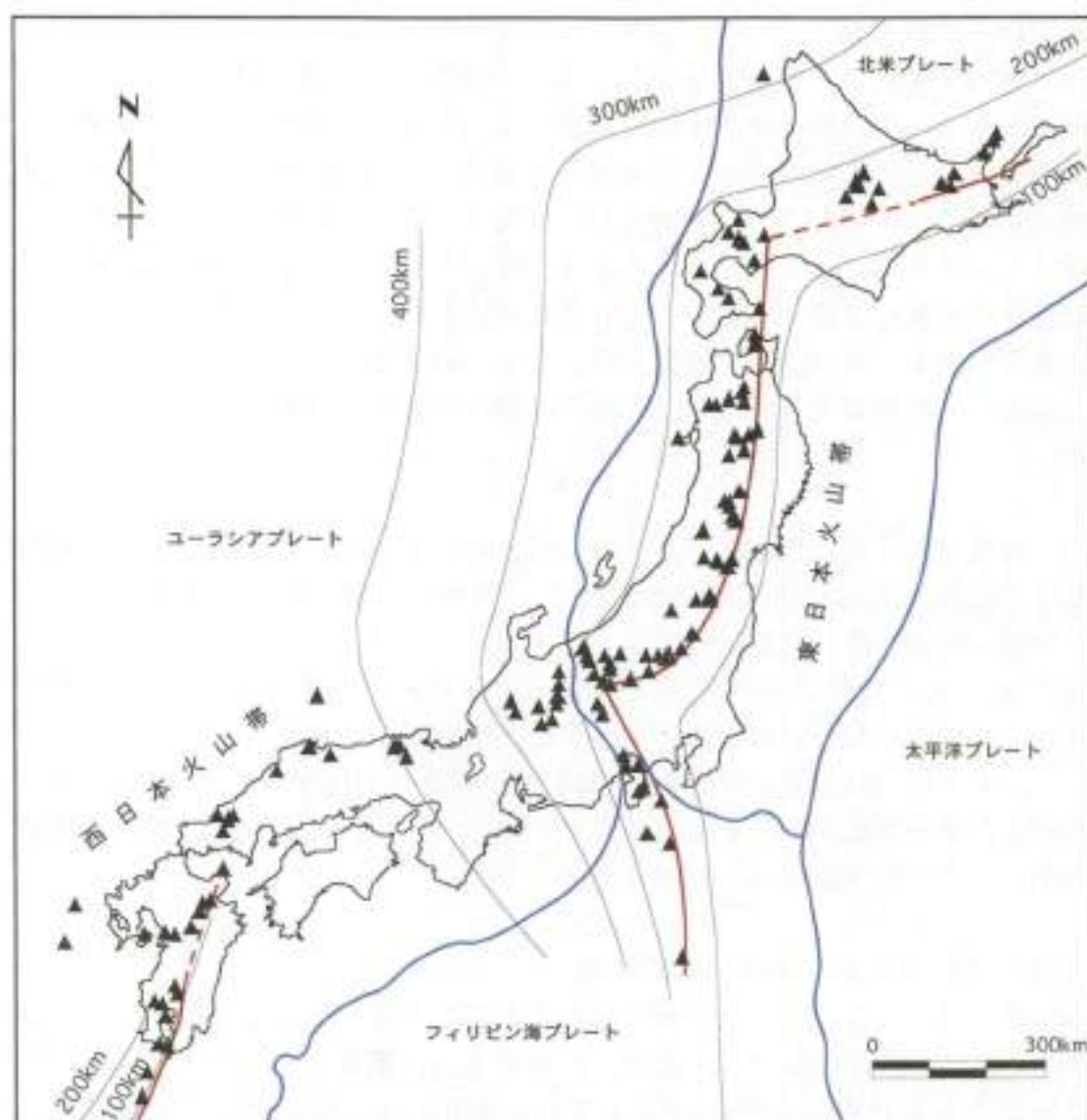
3.2.4 火山・火成活動

火山・火成活動による地層処分システムへの影響としては、マグマの貫入・噴出による破壊や地表への放出、マグマからの熱による地温の上昇や熱水対流の発生、地下水への熱水・火山ガスの混入による水質の変化などが想定される。これらの現象、とくにマグマの貫入・噴出などについては、地層処分の実施に際して、地域を適切に選定することにより避けるべきと考えられる。そのためには、日本列島における火山活動の地域性や時間的な変化に基づき、将来に火山活動が起こりそうな場所を把握することが必要である。なお、溶岩流や火砕流などの地表部での現象は、人間の生活環境や地上施設への影響は大きいものの、地下深部の処分施設に重大な影響を及ぼすとは考え難い。

火山・火成活動に関しては、第1次取りまとめにおいて、わが国における第四紀の火山および新第三紀の火山岩類の分布などに関する情報や知見を整理した。その結果、わが国の火山活動には地域的な偏りがあり、過去数百万年以上にわたって火山活動が起こっていない地域が広く存在しているとの見通しが得られた。第1次取りまとめ以降は、わが国における火山活動の時間的・空間的な変化をより高い分解能でとらえること、および火山活動による地質環境への影響を把握することに焦点を当て、個々の火山の噴火履歴を明らかにするための年代測定や、火山周辺の岩盤や地下水の性質の変化などに関する情報の整備を進めてきた。

1) わが国における火山・火成活動の特徴

日本列島には、現在、約 350 の第四紀火山が存在する（第四紀火山カタログ委員会編、1999）。これらの火山は、千島列島から北海道、東北地方、伊豆諸島を経てマリアナ諸島に至る東日本火山帯と山陰地方から九州を経て南西諸島に至る西日本火山帯に区分され（Sugimura, 1960）、それぞれ、太平洋プレートとフィリピン海プレートの沈み込みに対応している（図 3.2-7）。なお、中新世後期～鮮新世（約 1,200 万年前～約 500 万年前頃）以降の火山岩類などの分布（図 3.2-8）は、現在の東日本火山帯と西日本火山帯にほぼ一致することから、火山活動の場の偏在性はおよそこの時期まで遡ることができる。これらの火山帯を構成する第四紀火山の分布をさらに詳しくみると、その分布にも偏在性があり、火山が密集した地域とそうでない地域がある。また、火山が密集した地域（火山地域や火山列と呼ばれる）にも、北海道の大雪山・十勝・然別地域（中川ほか、1995）や東北日本の仙岩火山地域（林ほか、1996）のように数十 km 四方に火山が群をなす場合や、中部日本の御岳・焼岳や伊豆の大島・神津島などのように火山が直線状に配列する場合（宇井、1995）など、分布の形態に特徴が認められる。このように、とらえる空間スケールの大きさによって、火山の分布の特徴は異なることから、日本列島における火山活動の変遷を的確に理解するためには、島弧スケール（数百 km 程度）での変化や火山地域・火山列スケール（数十 km 程度）での変化のように、着目すべき分解能や時間・空間スケールに応じて検討する



(▲：第四紀火山；－火山フロント；－プレート境界；－深発地震面の等深線)

(第四紀火山カタログ委員会編、1999を編集)

図 3.2-7 日本列島周辺のプレート配置と第四紀火山の分布

日本列島における第四紀火山は、太平洋プレートの沈み込みに対応する東日本火山帯とフィリピン海プレートの沈み込みに対応する西日本火山帯に区分される。それぞれの火山帯に属する火山は、プレートが沈み込むライン（海溝）と並行するように帯状に配列している。

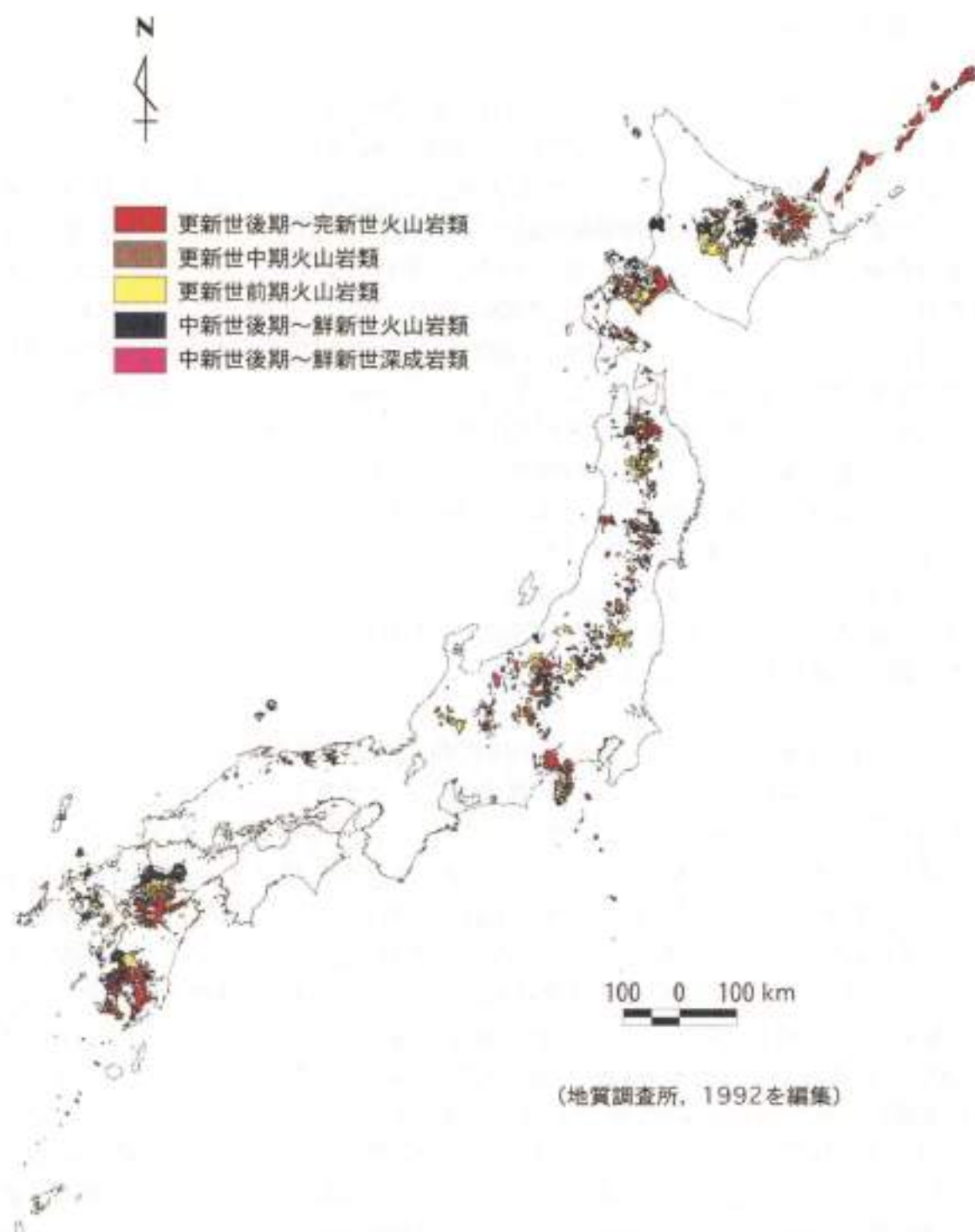


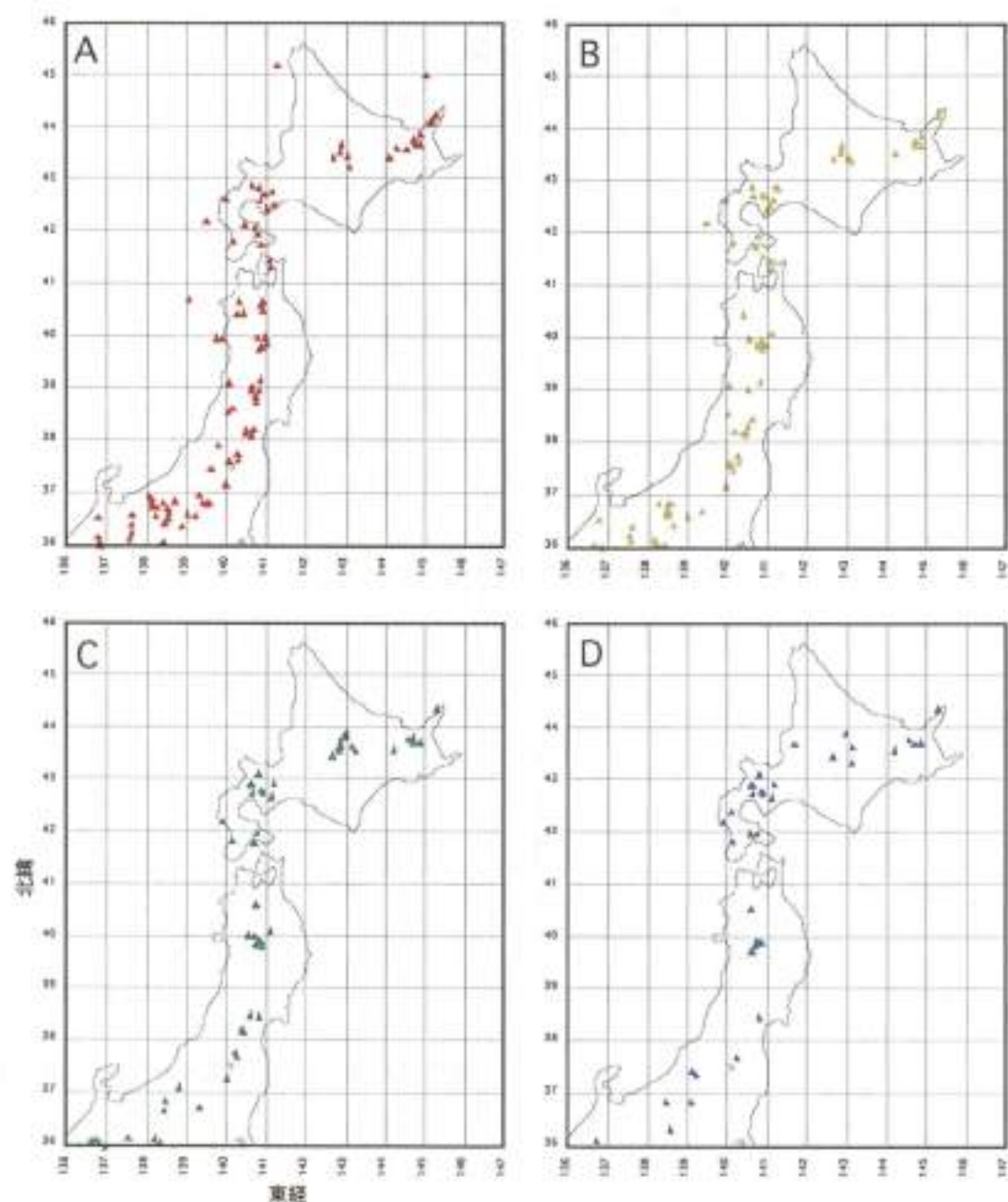
図 3.2- 8 中新世後期～鮮新世以降の火山岩類および深成岩類の分布

中新世後期～鮮新世以降の火山岩類および深成岩類は、現在の東日本火山帯と西日本火山帯に分布する。

ことが重要である。

島弧スケールにおける火山活動の時間的・空間的な変化については、主に新第三紀以降の火山フロント（用語の説明参照）の移動の観点から多くの報告がなされている。これらによれば、火山フロントの移動速度は、地域や時代によって違いが認められる。たとえば、日本海や千島海盆が拡大した中新世中期（約 1,500 万年前頃）には、北海道や東北地方において火山フロントが百万年間に数十 km 以上移動したことが報告されている（たとえば、大口ほか，1989；渡辺，1994；広瀬・中川，1999）。また、西南日本では第四紀火山の分布域から 100km 以上も海溝側に離れた四国や紀伊半島などでも火山活動が認められている（Tatsumi and Ishizaka, 1982；高橋，1986）。これに対して、中新世後期～鮮新世以降の火山フロントの移動速度は、それ以前に比べて小さく、東北日本、山陰および九州南部では、百万年間で数 km 程度と見積もられている（たとえば、宇都，1995；渡辺ほか，1997；Kondo et al., 1998）。火山フロントの移動については、さまざまな要因が考えられており、背弧海盆の形成にともなう地殻および上部マントルの温度構造の変化やプレートの沈み込み角度の変化（高橋，1986；周庭ほか，1993；佐藤・吉田，1993），あるいはプレート先端の到達深度の違い（宇都，1995）などが指摘されている。

一方、火山地域・火山列スケールでの時間的・空間的な変化は、主に第四紀における個々の火山の活動履歴に基づいて把握することができる。「第四紀火山カタログ」（第四紀火山カタログ委員会編，1999）によれば、第四紀を通じて火山フロントの顕著な移動は認められず、火山活動はむしろ同じ地域内で繰り返されている（図 3.2-9, 10）。すなわち、第四紀における火山活動は、新たな火山の形成や活動の休止・再開、あるいは噴出位置の移動などをともないながらも、限られた地域だけで起こっているといえる。ただし、このような第四紀における火山活動の推移を、見かけ上、活動の場の拡大・縮小や移動としてとらえることは可能である。たとえば、梅山ほか（1999c）によれば、東北地方の仙岩火山地域には、東西約 40km、南北約 30km の範囲に多数の火山が分布するが、南西に分布する火山に比べて北東に分布する火山の方が若い（活動時期が新しい）（図 3.2-11）。また、個々の火山の活動期間（寿命）は、数万年～数十万年程度である。すなわち、仙岩火山地域における火山活動の場は、第四紀を通じて、南西から北東方向にわずかながら移動したことになる。同様の事例は、九州南部の肥薩火山地域（東西約 60km、南北約 30km）についても報告されている。すなわち、横瀬ほか（1998）によれば、約 200 万年前には全域で火山活動があったが、その後、火山活動の場は東側に縮小している。また、その速度は、1 万年あたり約 3km と見積もられている。いずれの事例においても、火山活動の場の時間的・空間的な変化は小さく、これを考慮したうえで、将来に火山活動が起こりそうな地域を限定することが可能である。

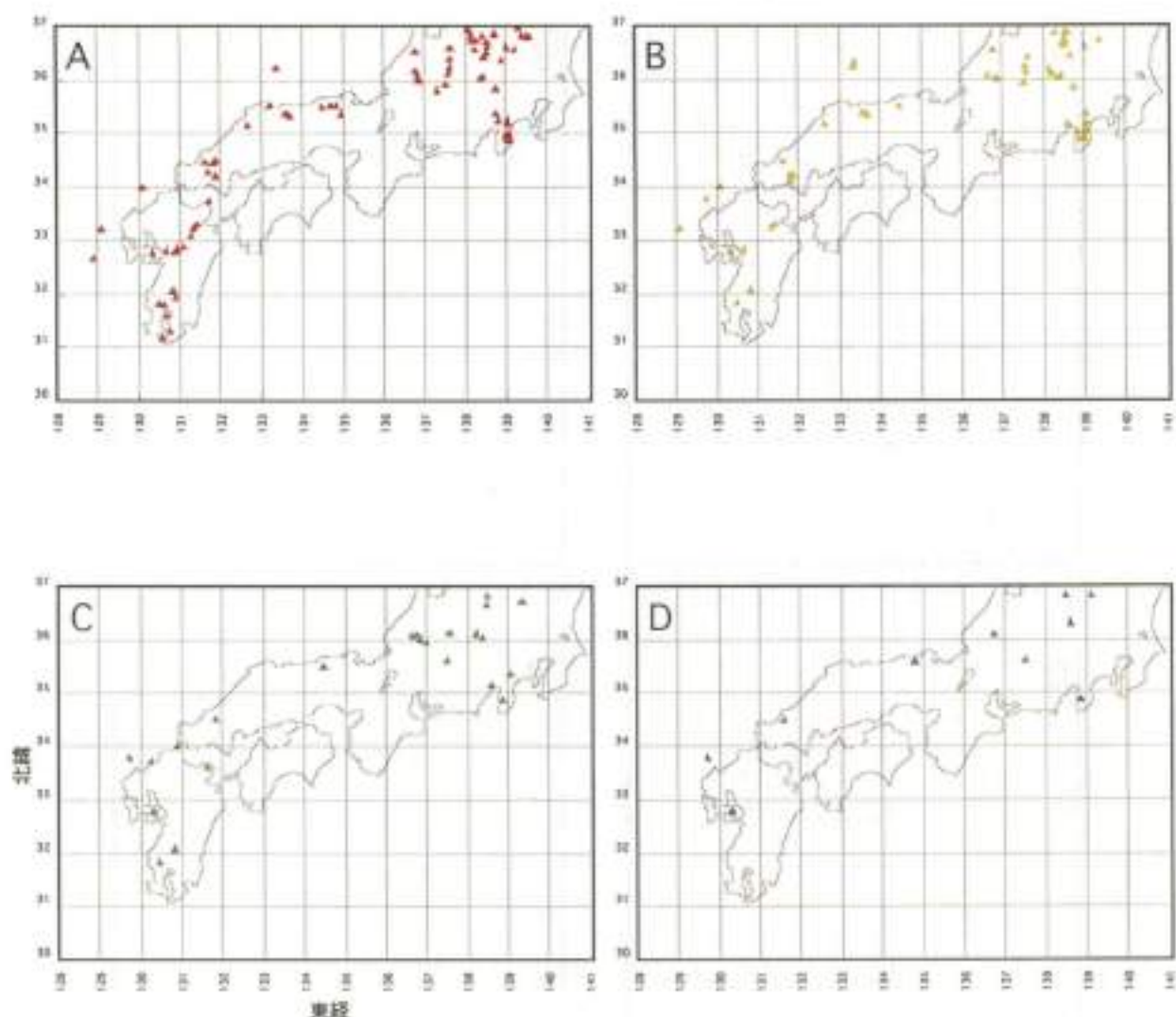


(第四紀火山カタログ委員会編, 1999を編集)

図 3.2-9 日本列島における第四紀火山の時空分布（東北日本）

A: 50万年前～現在に活動した火山, B: 100～50万年前に活動した火山
C: 150～100万年前に活動した火山, D: 200～150万年前に活動した火山

過去200万年間にわたって、わが国における火山活動は、新たな火山の形成や活動の休止・再開をとめないながら、同じ地域内で繰り返し起こっている。

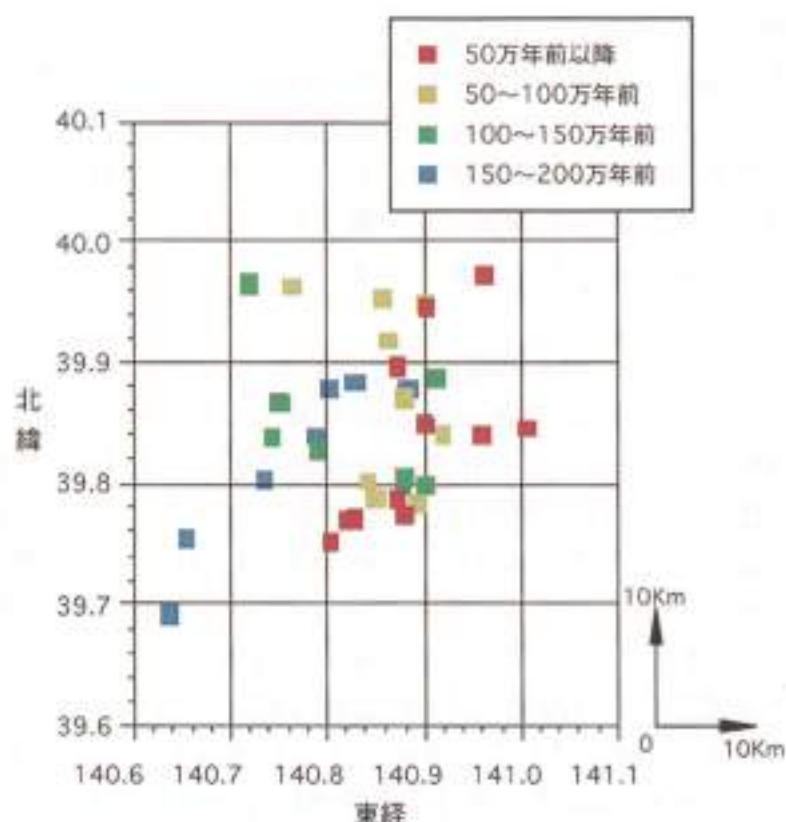


(第四紀火山カタログ委員会編，1999を編集)

図 3.2- 10 日本列島における第四紀火山の時空分布（西南日本）

A：50万年前～現在に活動した火山， B：100～50万年前に活動した火山
C：150～100万年前に活動した火山， D：200～150万年前に活動した火山

過去200万年間にわたって，わが国における火山活動は，新たな火山の形成や活動の休止・再開をとめないながら，同じ地域内で繰り返し起こっている。



(梅田ほか, 1999c を編集)

図 3.2-11 仙岩火山地域における噴出中心の時空分布

各期間内に活動した火山の噴出中心の分布。仙岩火山地域における活動の場は、わずかながら北東方向に移動しているように見える。

以上のことから、火山活動については、既存の火山が分布する地域との間に適切な距離を確保することにより、将来にわたって地層処分システムへの重大な影響を回避することが可能と考えられる。その際、日本列島における火山活動の特徴を考慮すれば、十万年程度までの将来については、火山地域・火山列スケールにおける数十万年～百数十万年程度の変化としてとらえることが適切といえる。一方、十万年程度を越えるような将来について検討を行う場合には、島弧スケールでの数百万年～千数百万年にわたる火山活動の時間的・空間的な変化としてとらえることも重要となる。また、3.2.2 で述べたようなテクトニクスの変化が生じている地域については、将来における火山活動についても、より慎重な評価が求められる。

なお、個々の地域についての評価を行う際には、地震構造探査（たとえば、鶴川，1994；長谷川・松本，1997）や電磁気構造探査（たとえば、鍵山，1997）などを活用して、地下深部におけるマグマの存在の有無や広がりを見極め、将来における火山活動の可能性を検討することも、過去の活動履歴に基づく評価の信頼性を確認するうえで有効と考えられる。

2) 火山・火成活動が地質環境に及ぼす影響

火山・火成活動が起こっている地域では、地下に存在するマグマや高温岩体からの放熱による地温の上昇やマグマから放出される熱水や火山ガスの混入などによる、地下水の水理学的・地球化学的な変化が想定される。このような影響が及ぶ範囲は、火山の規模やその周辺の地質構造などによって異なるが、以下に述べるように、火山からの距離との関係で検討することが可能である。

熱の影響に関しては、マグマや高温岩体の存在により、火山周辺の地下では深度 100m あたり 5～10℃以上の高い勾配で地温が上昇するとされている（中村・金原，1996）。3.3.5 に後述するように、全国のボーリングデータをもとに編集された最新の地温勾配図（矢野ほか，1999；田中ほか，1999）によると、火山周辺を除く大部分の地域における地温勾配は、5℃/100m 以下、その多くは 3℃/100m 前後である。また、地温勾配が 10℃/100m を越えるような地域には活火山が存在することが多く、それらの火山の噴出中心から離れるにしたがって地温勾配は小さくなっている。図 3.2-12 に代表的な第四紀火山周辺の地温勾配と、その地温勾配を測定したボーリング孔から火山までの距離との関係を示す。これによると、火山の噴出中心から離れるにしたがって地温勾配は低下し、10～20km 以上離れると非火山地域の地温勾配と同程度となる。角（1980）は、第四紀火山周辺の温泉の分布とその泉温との関係に基づき、噴出中心から半径 20km 程度までの範囲にある温泉は第四紀火山に関係があることを示した。また、高橋（1995）は、地熱資源探査の結果に基づき、火山活動による熱的な影響の範囲は、噴出中心から 10～20km 程度であることを指摘している。

なお、地温勾配が大きい地域では、地下水の温度差によって対流（熱水対流）が引き起こされることがある。熱水対流系の構造は、熱源の大きさや深度、地形、岩石の透水性などによって異なり、たとえば、難透水性の基盤岩が地表付近まで分布しているような地域では、熱源があっても対流は起こり難い。代表的な地熱地帯では、熱水対流は地下 2～3km 以浅で起こっている場合が多く、水平的な広がり数は数 km～数十 km 程度と考えられている（たとえば、玉生，1994；梅田ほか，1999b）。

一方、地球化学的な影響としては、マグマに含まれていた揮発成分が熱水や火山ガスとして混入することによる地下水の水質変化が想定される。火山ガスの組成などによれば、マグマに含まれる揮発成分は、主に H_2O 、 CO_2 、 SO_2 、 H_2S 、 HCl などからなる。これらは、マグマの上昇にともなう温度・圧力の低下によりマグマから放出され、地下水中に溶解する（White, 1957）。火山周辺の地下水の化学組成は、このようなマグマ起源の揮発成分の溶解と高温下での水－岩石反応によって支配されと考えられている（野田・高橋，1992）。一般に、マグマ性の揮発成分が地下水中に混入すると、 Cl^- や SO_4^{2-} を主成分とする酸性の地下水が形成される。図 3.2-13 に仙岩火山地域の各火山の噴出中心からその周辺に分布する温泉までの距離と温泉水の pH との関係

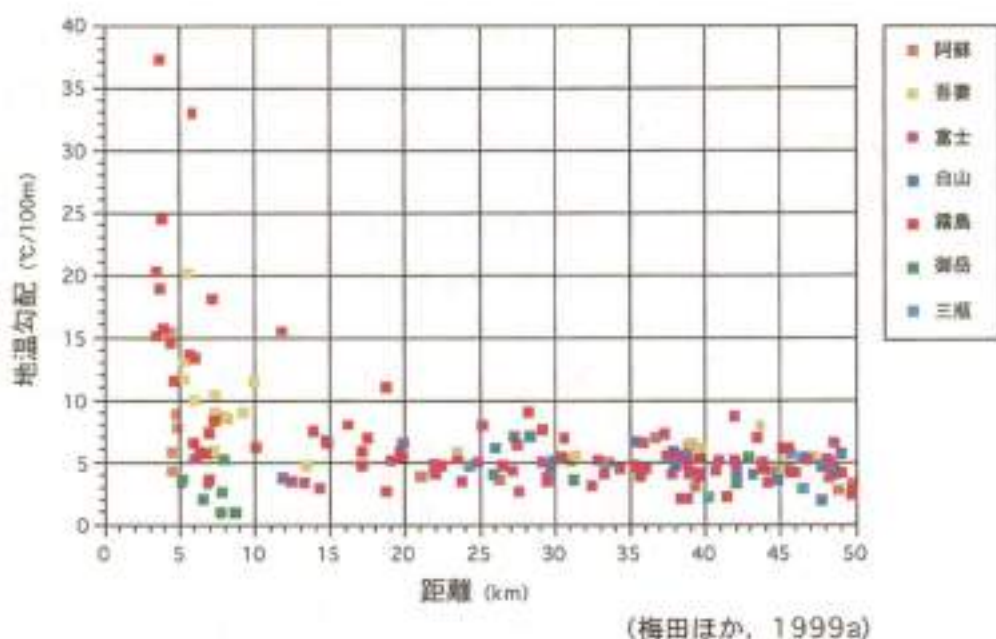


図 3.2-12 火山の噴出中心からの距離と地温勾配の関係

地温勾配は、火山の噴出中心から10~20km離れると非火山地域と同程度になる。

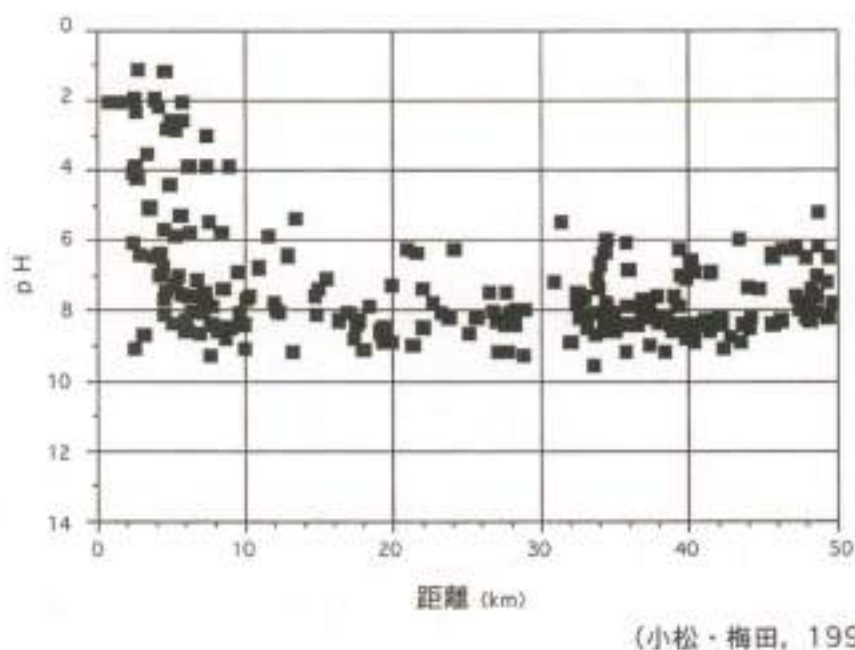


図 3.2-13 仙岩火山地域における火山の噴出中心からの距離と温泉のpHの関係

噴出中心の付近では酸性のことが多いが、噴出中心から10km程度離れると中性~弱アルカリ性に近くなる。

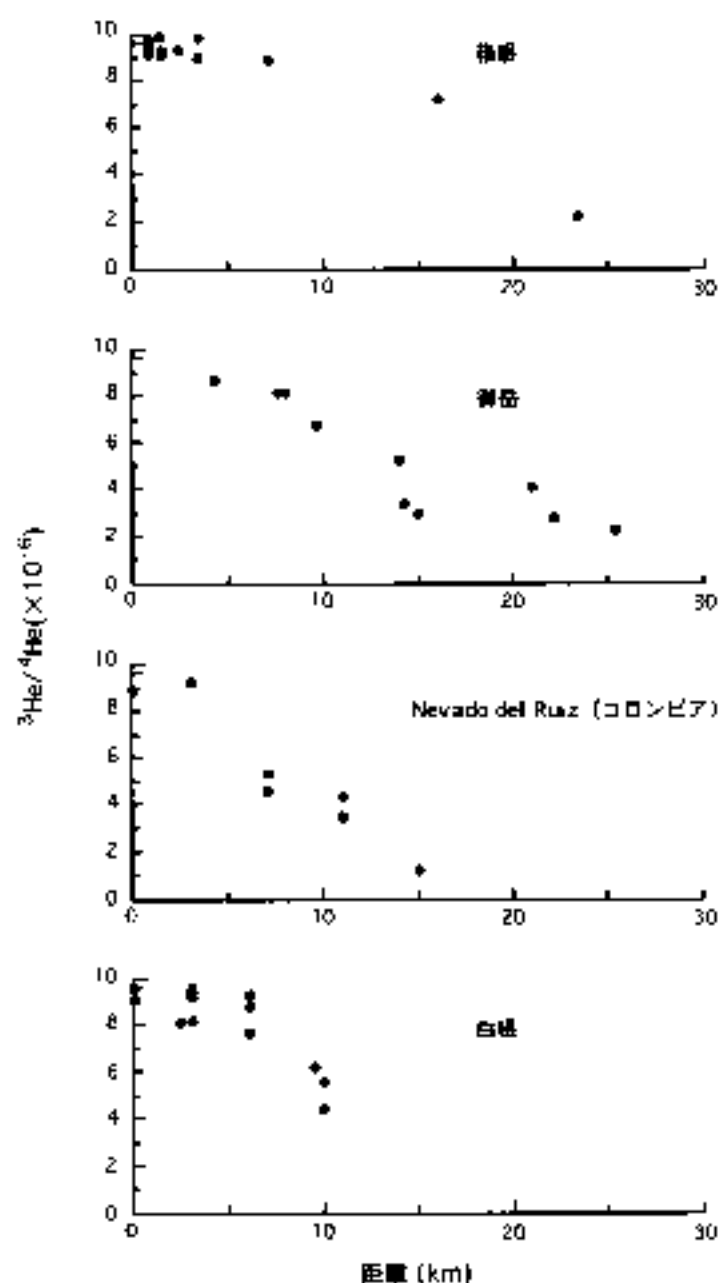
を示す。これによると、火山から数 km 以内では酸性のものが多く、10km 以上離れると中性～弱アルカリ性に近づくことがわかる。なお、特定の溶存成分に着目してマグマによる地下水の水質への影響の有無を調べることも可能である。たとえば、マグマ中に微量に含まれている不活性ガスのひとつである He は、化学反応を生じ難いうえ、同位体（用語の説明参照）の組成が大気中に存在するものと異なっているため、マグマ性揮発成分の挙動を追跡するうえでの有効な指標となる。箱根、御岳、草津白根などの火山の噴出中心からの距離と地下水中の $^3\text{He}/^4\text{He}$ との関係（Sakamoto et al., 1992）によると、いずれの火山でも噴出中心から離れるにしたがって $^3\text{He}/^4\text{He}$ の値が低下している（図 3.2-14）。

以上のことから、地温の上昇、熱水対流系の形成、マグマ性揮発成分の溶解などによる地下水の水質変化など、火山・火成活動によって深部地質環境の熱的・水理学的・地球化学的状態が大きく変化し得る範囲は、一般に火山の噴出中心から数 km～20km 程度までとみなすことができる。個々の地域においては、評価の対象とする火山や火山地域などに応じた影響の範囲を考慮することにより、地層処分システムに対する重大な影響は回避できると考えられる。

3.2.5 隆起・沈降・侵食

隆起・沈降・侵食による地層処分システムへの影響としては、隆起・侵食の継続による処分場の露出がまず想定される。これについては、隆起・侵食の規模や速度を地域ごとに把握し、処分地の選定に際しては、活断層や火山と同様、変動の激しい地域を避けるべきと考えられる。また、露出には至らなくても、時間の経過とともに処分場の深度や地表部の状況が変化するため、それによる地下水の流動・水質や岩盤の地圧・地温の変化などについては考慮する必要がある。これらについても、予想される隆起・侵食の程度を考慮して、適切な地域を選定し、また、十分な深度を設定することにより、地層処分システムへの影響は制限できると考えられる。

第1次取りまとめにおいては、隆起・沈降について、過去百年程度における測地データや地形・地質情報から推定される第四紀（約 170 万年前から現在まで）の累積変動量を整理した。その結果、日本列島の多くの地域は第四紀を通じて隆起傾向にあることや、一部の山岳地帯などを除けば、第四紀を通じた平均隆起速度は年間 1mm 程度以下であるとの見通しが得られた。第1次取りまとめ以降は、過去数十万年程度における日本列島の隆起・沈降量（速度）をより高精度で把握することを目指し、沿岸地域に分布する段丘（用語の説明参照）などを指標として、全国規模で変動量の見積もりを行ってきた。また、侵食についても、ダムの堆砂に着目した全国規模での侵食速度の分布傾向の把握や、段丘などの地形の改変に着目した過去数十万年にわたる侵食の規模やプロセスの理解を進めてきた。



(Sakamoto et al., 1992より)

図 3.2-14 火山の噴出中心からの距離と $^3\text{He}/^4\text{He}$ 比の関係

噴出中心から離れるにしたがって、地下水中の $^3\text{He}/^4\text{He}$ 比は低くなる。

1) わが国における隆起・沈降・侵食の特徴

(1) 隆起・沈降

隆起・沈降は、時間の経過とともに累積していく現象であり、山地や平野の形成は、広域的な隆起や沈降が長期にわたって継続した結果とみなすことができる。日本列島における隆起・沈降は、主にプレート運動に起因する地殻応力場に対応して、山地、平野、盆地あるいは海岸といったそれぞれの地域ごとに一定の変動様式をもって進行している。山地の場合には、褶曲断層山脈型や逆断層地塊型、横ずれ断層地塊型、曲隆山地型の変動様式（貝塚ほか、1995）が、また、海岸の場合には、波状変形型（褶曲）や内陸への傾動型（地震性の隆起）などの変動様式（太田、1996）がみられる。このような変動は、第四紀あるいは少なくとも過去数十万年を通じて継続しており、応力場が安定している地域においては、今後も同様の傾向で継続していくと考えられる。たとえば、後述するように、段丘などの地形情報によって、過去数十万年における隆起・沈降の継続性を確認できる地域が多く、また、地形情報に比べて分解能は低いものの、地質情報を活用することによって、より長期にわたる変動の傾向を推定することができる。それらによれば、変動がおおむね一定の様式で継続していると考えられる期間は、東北日本では過去約 350 万年（Sato, 1994）と長く、比較的短い伊豆半島周辺や近畿三角地帯（若狭湾を頂点とし、比良・六甲山地を西縁、養老山地を東縁、中央構造線を底辺とする琵琶湖・大阪湾・伊勢湾を含む三角形の地域（藤田・尾池、1981））でも 50 万年～100 万年に及ぶ（たとえば、Yamazaki, 1992；山崎ほか、1993；藤田、1995）。このような隆起・沈降の継続性や地域性に着目すれば、地域ごとに過去の変動の規模や速度を把握することによって、将来における変動を類推することができると考えられる。以下、隆起・沈降の速度や変動様式に関して、これまでに得られた主な知見を示す。

海岸部については、過去数十万年の間に形成された複数段の海岸段丘が分布する地域が多いため、それらの形成年代と現在の高度などをもとに、その間の隆起量や隆起速度を見積もることができる（小池・町田編、1999）。段丘の隆起量は、現在の段丘の高度から段丘が形成された当時の海面の高度（3.2.6 参照）を差し引くことによって求められる。一般に、海岸段丘の形成年代と形成後の隆起量との間には良い相関が認められ（図 3.2-15）、海岸地域の多くは過去数十万年間ほぼ一定の速度で隆起しているとみなすことができる。図 3.2-16 に、最終間氷期（約 12.5 万年前）に形成された海岸段丘の現在の高度分布を示す。これらの高度から当時の海面高度（現在比+5m）を差し引いた値が、各地の隆起量を表わす。隆起速度が最も大きいのは、地震にともなう隆起が生じている南関東や四国の半島先端部などで、十万年あたりの隆起量は 100m を越える。これらの地域の一部では、最近の約 6,000 年間における隆起の速度が数 m/千年に達するところもある（たとえば、Shimazaki and Nakata, 1980）。ただし、このような特殊な地域を除けば、海岸地域における隆起速度は 50m/十万年を下回ることが多い。

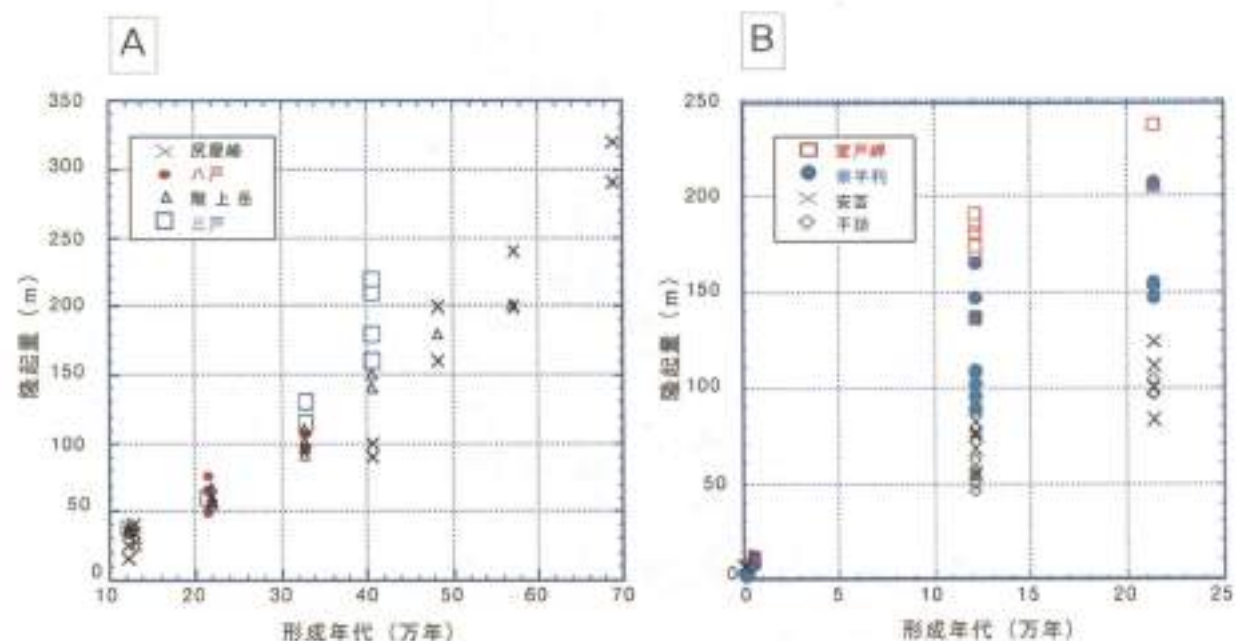
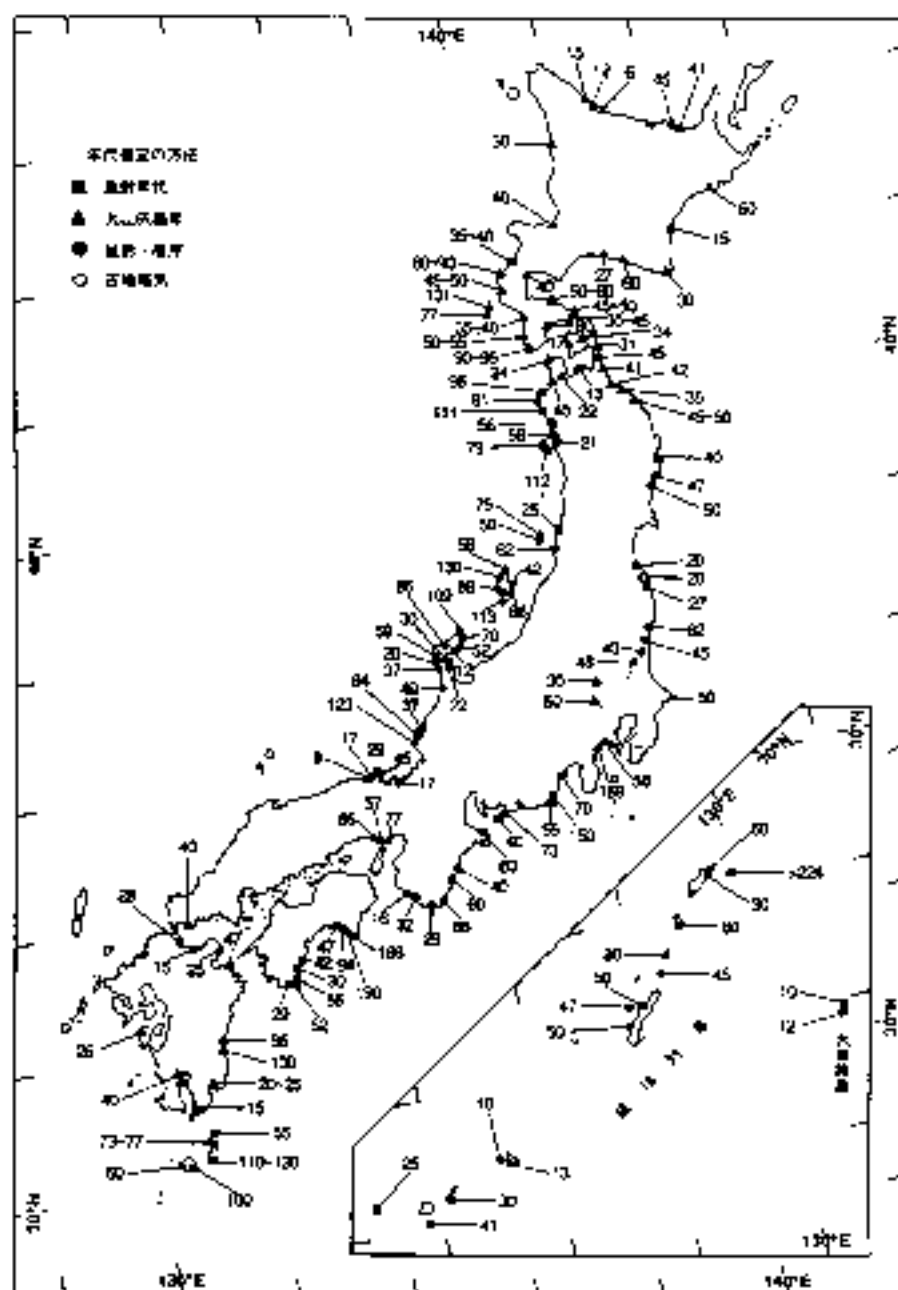


図 3.2-15 海岸段丘の形成年代と隆起量



(太田, 1996より)

図 3.2-16 最終間氷期最盛期（約12.5万年前）に形成された
段丘の旧汀線（当時の海岸線）の現在の高度（単位m）

これらの高度から、当時の海面高度（現在比約+5m）を差し引いた値が、
過去約12.5万年間の隆起量に相当する。

一方、内陸部については、海岸部に比べて精度の高い情報は少ないが、年代の明らかな河岸段丘などを活用して、変動の規模や速度を検討することができる（古山・柳田，1995）。また、地質構造や侵食平坦面をもとに変動の大まかな傾向を推定することも可能であり、段丘を指標とする場合よりも長期間にわたる変動の傾向が把握されている（たとえば、第四紀地殻変動研究グループ，1968）。また、中部山岳地帯や四国山地については、侵食と隆起の平衡モデルに基づく隆起速度の推定もなされている（Ohmori, 1987；大森，1990）。これらによれば、第四紀において最も隆起が激しいのは中部山岳地帯である。中部山岳地帯では、主に地殻の褶曲や逆断層によって山地が上昇しており、第四紀を通じた累積隆起量は 1,500m を越える。そのほかの山地では、第四紀における隆起量が 1,000m を越えるところは少ない。

なお、平野や盆地の沈降量については、地層の層厚と年代から大まかな見積もりを行うことが可能である。第四紀の沈降量が大きいのは、日本海側では東日本の平野、太平洋側では関東以西の平野で、断層運動や褶曲による沈降が生じている。沈降中心での沈降量は、過去百万年間で 1,000m を越える場合もある（小池・町田編，1999）。

以上のように、わが国における隆起・沈降は、少なくとも過去数十万年程度の間、主にプレート運動が支配する地殻応力場に対応して、地域ごとにおおむね一定の変動様式と速度で進行しており、将来的にも同様の傾向で継続していくとみなすことができる。この考えに従えば、たとえば将来十万年程度の隆起量は、中部山岳地帯や地震性の隆起が生じている半島先端部などの一部の地域を除けば、50m 未満～100m 未満と推定される。ただし、3.2.6 に述べるように、今後十万年程度の間は寒冷化にともなって海面が低下していくと予想されるため、海水準に対する陸地の相対的な隆起量を求める場合には、想定される海面低下量を加える必要がある。なお、十万年程度を越えるような将来についても、地殻の応力状態が大きく変わって隆起・沈降の様式が急激に変化するとは考え難いが、このような長期間の変化を評価する場合には、時間スケールの長さに応じた不確実性の考慮が必要である。

(2) 侵食

侵食は、ある広がりをもつ地域全体の平均的な高度低下（面的侵食：以下、単に侵食）としてとらえる場合と、個々の河川で谷底が選択的に掘り下げられていく現象（下刻）としてとらえる場合があり、一般に後者の方が削られる深さは大きい。

数十 km² 程度の広がりをもつ地域の侵食速度と地形起伏の強さとの間には、高い相関があることが知られている（Ohmori, 1978）。全国 82 箇所のダムで堆砂量から流域の侵食量を見積もった結果（藤原ほか，1999）でも、侵食速度は地形起伏に強く支配されており、地質条件や降水条件などとの相関は比較的小さい。このことから、わが国の多くの地域については、侵食速度を主に地形起伏との関係でとらえることが可能

である。藤原ほか（1999）は、この関係に着目し、上記のダム流域のデータに基づいて算定した地形起伏と侵食速度との関係式を用いて、国土地理院発行の数値地図をもとに侵食速度の全国的な分布図を作成した（図 3.2-17）。これによれば、侵食速度は中部山岳地帯で最も大きく、中心部では 3～5mm/年以上に達するところもある。次いで、日高山脈、三河山脈、関東山地、阿白山地、紀伊山地、四国山地、九州山地で大きく、山地の中心部では 1mm/年を越える。一方、北見山地、天塩山地、北上山地、阿武隈山地、中国山地では 0.5mm/年以下の地域が大半であり、平野や丘陵での侵食速度はさらに小さい。これらの結果は、沖積層の体積や下流する段丘などの地形改変から推定された侵食速度とも調和的であり、長期的な侵食速度の分布傾向も示していると考えられる。

段丘や火砕流・溶岩流台地など、形成された年代と当時の形状を比較的正確に推定できるような地形面については、形成後に被った侵食の規模を、これらの地形面を刻む谷の体積から推定することが可能である（宮脇・藤原，1997）。この方法により、十勝平野、宮崎平野など全国 9 地域において地形面全体の平均的な侵食量を推定した結果、十万年あたり数 m～10m 前後であった（図 3.2-18）。また、十万年オーダーでみると、地形面と侵食基準面（侵食作用の及ぶ下限を結んだ面、沿岸部の場合は一般に海面）との比高に応じて、侵食量が大きくなる傾向がみられる。

河川においては、氷期－間氷期のサイクル（3.2.6 参照）に対応して、下刻と堆積が繰り返されることが知られている（貝塚，1969 など）。すなわち、山地の河川では、氷期には凍結・融解にともなう岩石の破碎・運搬によって河川への岩屑の供給が増加するが、洪水の規模や頻度が低下するため、岩屑が河床に滞留（堆積）し、堆積段丘が形成される。その際、以前の（間氷期に形成された）河床は堆積段丘の下に埋積谷として保存される場合がある。逆に、間氷期には岩屑の生産が減少して洪水の規模と頻度が増すため、河床の下刻が進む。一方、沿岸部では氷期の海面低下により下刻が進み、間氷期には上流から運ばれた岩屑などが堆積して沖積層が形成される。内陸部の河川（中国・四国・九州を除く各地方の河川）について、過去数十万年間に形成された埋積谷と堆積段丘の高度分布を調べた結果（高木ほか，1998，1999）、間氷期の急激な下刻と氷期の緩やかな埋積を繰り返しつつ、河床が次第に低下したことが示された（図 3.2-19）。また、河床の低下速度は、数十万年の時間スケールでみると、河川ごとにほぼ一定しており（数十 m/十万年のオーダー）、その地域の隆起速度を反映していると考えられる。なお、河床の低下が著しい事例としては、飛騨山脈において 200～270m/十万年に達する地域が知られている（吉山・柳田，1995）。また、沿岸部でも、上述したような隆起速度の大きな一部の半島先端部では、隆起（最大 150m/十万年程度）と 3.2.6 で述べる氷期の海面低下（100～120m 程度）による相対的な高度上昇分が下刻されるとすれば、その規模は 300m 近くに及ぶことになる。

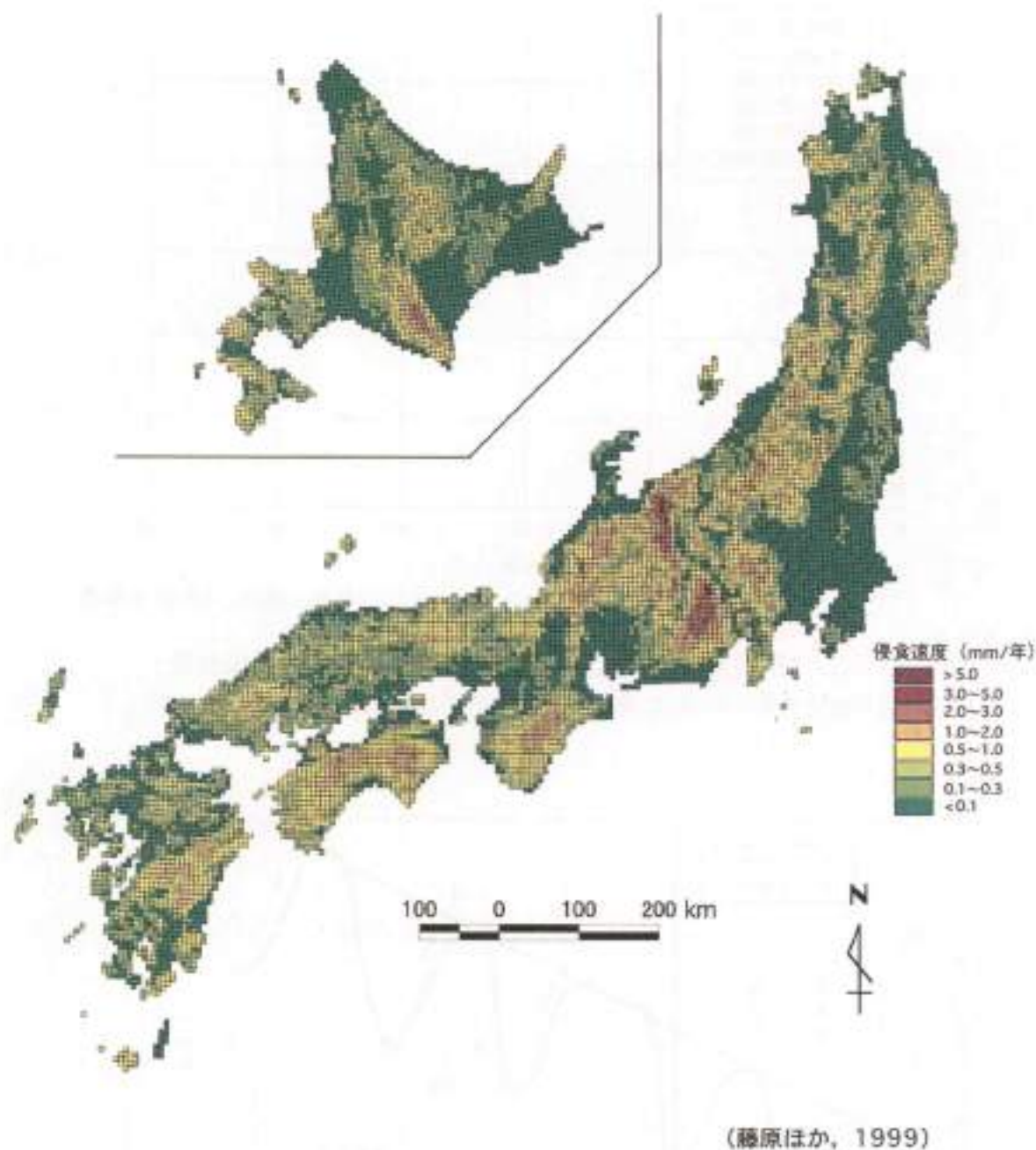


図 3.2-17 基準高度分散量から計算した全国の侵食速度の分布

ダム流域の侵食速度（ダム堆砂量から推定）と地形起伏の強さ（基準高度分散量）との関係式に基づき、国土地理院発行の「数値地図 50mメッシュ（標高）日本Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ」を基図として作成。侵食速度は6kmメッシュごとに表示。

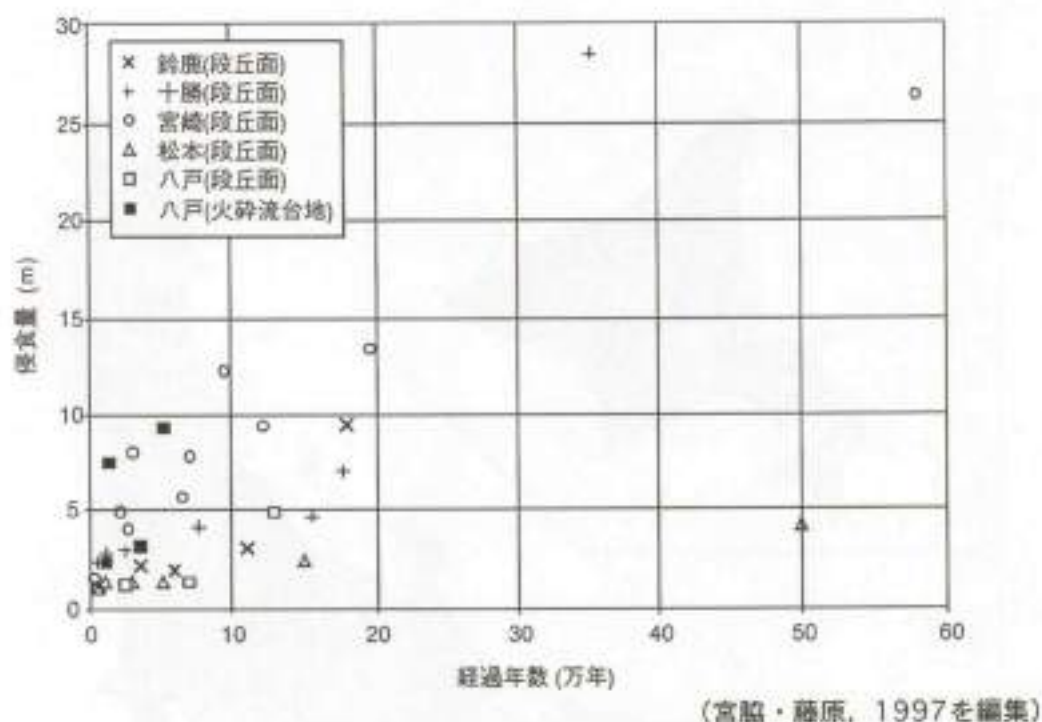


図 3.2-18 段丘などの形成年代と形成後の平均的な侵食量
段丘面や台地全体の平均的な侵食量は、10万年あたり数m~10m前後である。

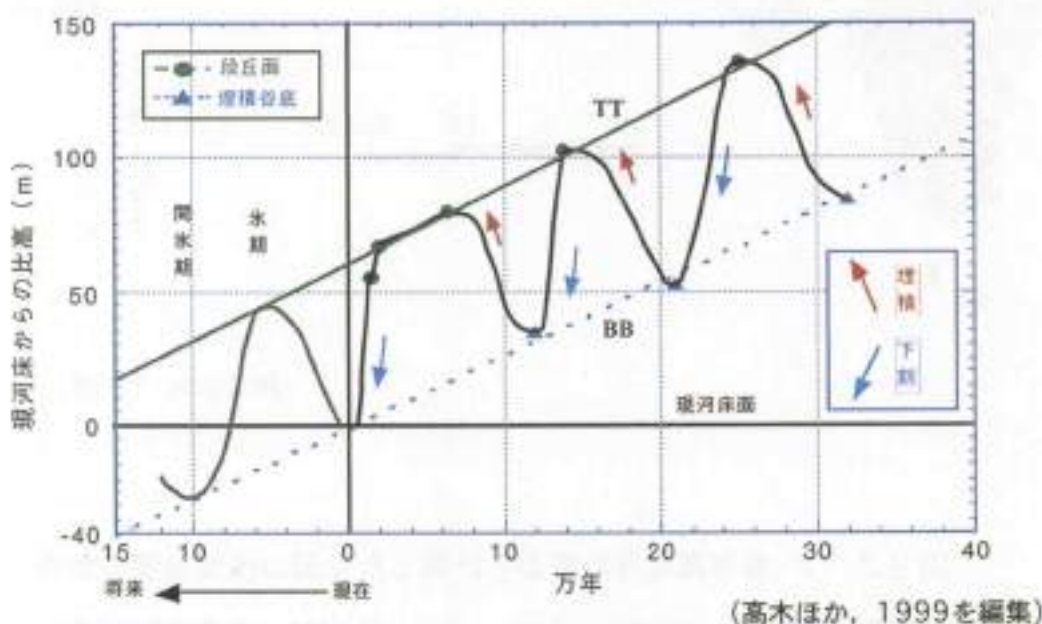


図 3.2-19 河川による下刻のプロセス (相模川の例)

氷期・間氷期に対応した埋積と下刻を繰り返しながら、河床は次第に低下してきた。段丘面を結んだ線 (TT) の傾きは隆起速度、埋積谷底を結んだ線 (BB) の傾きは氷期・間氷期を通じた平均的な下刻速度とみなすことができる。TTとBBがほぼ平行であることは、平均的な下刻速度がその地域の隆起速度に支配されていることを意味する。

以上のことから、わが国における侵食速度は、一部の山岳地帯や半島先端部を除けば、河川での下刻を考慮しても数十 m～100m/十万年程度と考えられる。個々の地域における将来の侵食量については、過去の侵食速度や侵食のプロセスをもとに、地形条件や隆起速度などとの関係を考慮することにより、定量的な評価が可能である。

2) 隆起・沈降・侵食・堆積が地質環境に及ぼす影響

隆起・沈降およびこれにともなう侵食・堆積が地質環境に及ぼす影響としては、隆起・侵食による地表への接近が最も重要であるが、これについては上記 1) に基づき、変動の著しい地域を回避することや、変動を考慮して処分場の深度を設定することで対応できる。ただし、処分場が地表付近に接近するには至らなくても、隆起・沈降や侵食・堆積が時間とともに累積するにしたがって、処分場を覆う土被りの厚さ、あるいは地形や地層の勾配などが変化する。土被りの減少については、上記 1) で述べた侵食量によって評価することができる。

一方、堆積作用による土被りの増加は、平野や盆地における第四紀堆積物の厚さから、おおむね十万年で数十 m 程度、多くても 100m 程度と見積もられる（小池・町田編，1999）。また、隆起・沈降にともなう勾配の変化が著しいのは、活褶曲による傾動であり、速いもので 2×10^{-5} /年（十万年で 20% の傾斜がつく）が報告されている（小千谷地殻変動研究グループ，1989）。活褶曲は、新第三紀以降の堆積物が厚く分布する地域に発達する傾向があり、地質構造、地形および測量データによって把握された位置が、地質調査所発行の活構造図などに示されている。

以上のように、隆起・沈降およびこれにともなう侵食・堆積作用による地質環境への影響については、個々の地域における変動量がおおむね推定できるため、変動の著しい地域をあらかじめ避けたうえで、対象とする地域で予想される土被りの変化や傾斜の変化などを考慮して、地層処分システムの設計や安全評価に取り込むことが可能である。

3.2.6 気候・海水準変動

気候・海水準変動による地層処分システムへの影響としては、気温・降水量の変化による表層での水収支の変化や海水準の変動にともなう、地下水の流動と水質の変化および侵食速度の変化が考えられる。とくに、沿岸地域や海域の地帯では、塩水域と淡水域の分布が変化することも想定される。また、山岳地域や高緯度地域では、水期の気温低下にともなう山岳氷河の形成や岩盤の凍結などが考えられる。

気候・海水準変動については、第 1 次取りまとめにおいて、海底堆積物（有孔虫化石）の酸素同位体比などに基づく地球規模での変動に関する情報を整理した。その結果、過去数十万年程度における地球規模での気候に関しては、「急激な温暖化と緩や

かな寒冷化」からなる鋸歯状の水期－間氷期（用語の説明参照）の変動パターンが、約十万年の周期で繰り返されてきたことや、気候変動にともなう氷河の拡大－縮小により、海水準が100～120m程度にわたって変動してきたことなどが確認された（氷河が発達すると、地球上の水が陸地に固定されるため、海水準が低下する）。第1次取りまとめ以降は、日本列島における過去の変動を定量的に把握することに重点を置いて、情報の整備を進めてきた。

1) 第四紀における気候・海水準変動

新第三紀末（約250万年前頃）以降、大陸氷河の拡大（氷期）と縮小（間氷期）をともなう気候・海水準変動が、地球規模で繰り返されており、とくに過去70万年程度については明瞭な周期性が認められている（たとえば、Emiliani, 1978; Tiedemann et al., 1994）。この氷期－間氷期の周期性は、地球の軌道要素（公転軌道の形や地軸の傾きなど）の永年変化とさきわめて良く調和がとれており、これらの変化にともなう周期的な日射量変動に氷期－間氷期サイクルの原因を求めるのが、現在の気候変動論における多くの研究者の考え方である（たとえば、Imbrie et al., 1992, 1993）。一方で、地球の軌道要素の変化から試算される日射量の変動はわずかであることから、氷河の拡大－縮小を支配する直接的要因とはなりにくく、とくに第四紀後半の十万年周期の変動には、日射量の変動に対する別のメカニズムが必要であるとする考えもある（たとえば、増田・阿部, 1996）。

氷期－間氷期を通じた海水準の上下変動幅は、過去数十万年間を通じてほぼ一定しており、現在に比べて、数m～-120m程度の範囲内にあったことが、海底堆積物などに記録された酸素同位体比の変動や海岸段丘の高度などから解析されている（図3.2-20）。日本列島周辺においても、最終氷期最盛期（最近の氷期のピーク時）の約2万年前頃には、海面が現在より120m前後低く、その後急激に上昇して、約6,000年前に現在比0～+5mに達したとされている（Uemitsu, 1991）。

日本列島における年平均気温については、約2万年前の現在比-8℃から次第に上昇し、約6,000年前に現在比+2～+3℃に達したと推定される（動力炉・核燃料開発事業団, 1996）。すなわち、氷期と間氷期での平均気温の差は10℃程度と考えられる。また、年降水量については、氷期には現在の5～7割程度に減少していたことが、花粉化石や氷河地形などのデータに基づき推定されている（動力炉・核燃料開発事業団, 1996）。その原因として、氷期には結氷や海面低下によって日本海の面積が縮小し（大場ほか, 1984; Ono and Naruse, 1997）、日本海側の降水のもとになる水蒸気の供給が減少したこと（安田, 1985; 矢野, 1987; Ono, 1991）や、太平洋側では台風の来襲する頻度が減少したこと（貝塚, 1962; Sugai, 1992）などが考えられている。

氷期・間氷期サイクルに比べてより短い時間スケールでの変動として、ダンスガー

ドーエシガー (Dansgaard-Oeschger) サイクルがある (図 3.2-21)。この変動は、数百年～数千年に1度の頻度で起こり、数年から数十年の間に数℃以上に及ぶ年平均気温の変化が生じたことが、グリーンランドの氷床での調査によって知られている (Dansgaard et al., 1993)。その原因としては、大陸氷床の部分的崩壊 (たとえば、MacAyeal, 1993) などが考えられている。なお、気温変化の振幅は高緯度地域ほど大きい傾向があるので、中緯度に位置する日本列島周辺ではグリーンランドに比べて変動幅は小さいと考えられる。

以上のように、気候・海水準変動については、過去数十万年にわたって、十万年周期の明瞭な氷期-間氷期サイクルが確認されており、将来的にもこの周期的な変化が継続するとみなすのが妥当と考えられる。具体的には、約十万年後に想定される最氷期 (最寒冷期) に向けて、今後、気候は寒冷化し海水準は低下していくと考えられる。なお、寒冷化の過程において、ダンスガードーエシガーサイクルに示されるような短期的な気温上昇や人為的な温暖化を考慮する場合には、感度解析などによる評価が有効と考えられる。

産業革命後の人為的な影響によるとされる地球温暖化については多くの報告があり、その速度は $0.5^{\circ}\text{C}/100$ 年程度とされている (たとえば、松野, 1989; Mann et al., 1998)。これは、氷期-間氷期サイクルにおける気温の平均上昇速度 (最終氷期の最寒冷期から間氷期の最温暖期までの1万年で約 10°C) の約5倍に相当するが、ダンスガードーエシガーサイクルにともなう変動の速度に比べると一桁小さい。氷期-間氷期サイクルやダンスガードーエシガーサイクルにともなう自然界で起こった環境の変化などを検討することによって、人為的な温暖化による影響をあわせて見積もることができると考えられる。なお、現在観測されるような地球規模での温暖化と人間の産業活動あるいは氷期-間氷期サイクルとの関係については、必ずしも明らかにされていない。

2) 気候・海水準変動が地質環境に及ぼす影響

上記 1) のとおり、現在は間氷期のピークを少し過ぎた時期にあり、氷期-間氷期サイクルに従えば、今後十万年程度の間は最氷期に向かって次第に寒冷化し、海水準は低下していくと予想される。

寒冷化による地質環境への影響としては、表層部における永久凍土や凍結割れ目の発達が想定される。すなわち、永久凍土は不透水層を形成することにより、また、凍結割れ目は、地下水の移行経路を形成することにより、地下水の流動を変化させる可能性がある。最終氷期には本州の高山と北海道に永久凍土が発達したとされており (小野, 1990)、次の氷期にもこれらの地域には永久凍土が発達すると考えられる。なお、北海道の平野部を想定して年平均気温を 7°C から -7°C まで 14°C 低下 (北海道で

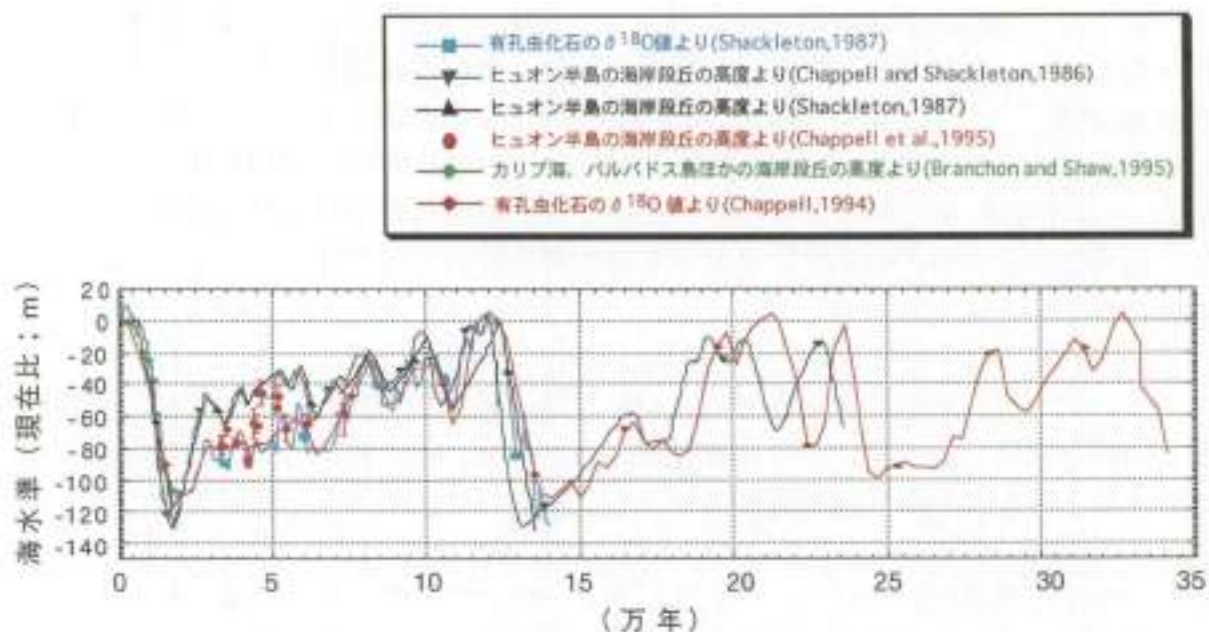
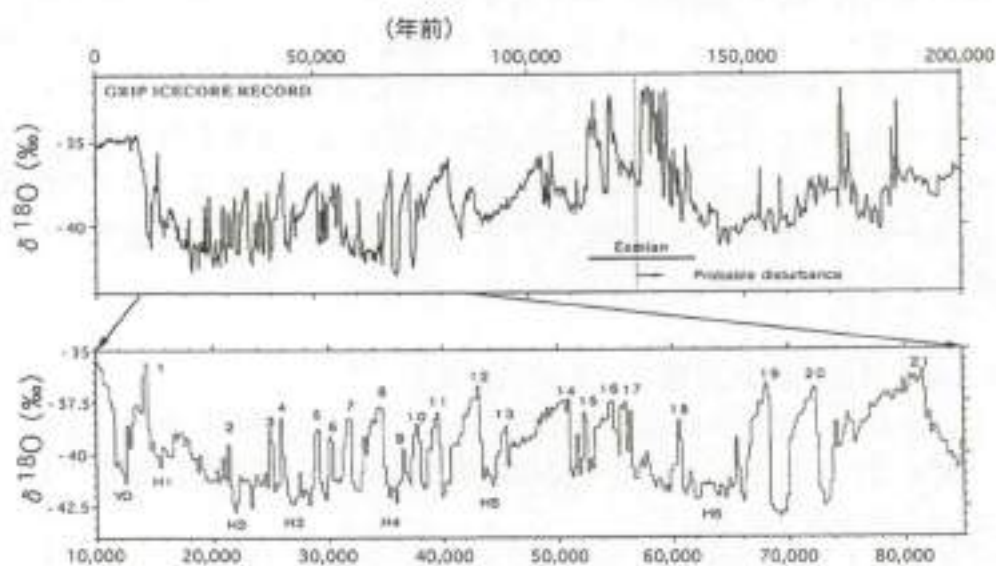


図 3.2-20 35万年前から現在までの海水準変動

異なる手法により推定された海水準変動。各研究結果はおおむね一致しており、約10万年周期で、海水準の急激な上昇と段階的な低下が認められる。なお、海岸段丘（サンゴ礁）自体の隆起は補正してある。



(Dansgaard et al., 1993 に基づく多田, 1998のまとめ)

図 3.2-21 グリーンランドの氷床コアに見られるダンスガード-エシガーサイクル

8万年前から1万年前の間に、数百年～数千年のサイクルで酸素同位体比（縦軸）が大きく変動している。1～21の番号は温暖期で、YD、H1～H6は主要な寒冷期を示す。

氷期に想定される最大低下量)させたシミュレーション解析(松本ほか, 1999)では、地温が氷点下まで低下する最大深度、すなわち永久凍土の厚さは、150m 程度と推定された。また、岩盤中に浸透した水の凍結・融解によって割れ目の発生・拡大が起こる深度は、深部岩盤中の温度が地表付近に比べて安定していることから、大きく見積もっても 20m 程度であった。

一方、海水準変動の影響としては、海岸線の位置が移動することにもなう、地下水位の変化や淡水と塩水の分布の変化が想定される。その変化の程度は、シミュレーション解析により評価することが可能である。そのためには、まず、塩水域と淡水域の境界部分について、初期条件とすべき現在の分布や形状自体を把握する必要がある。これまでの研究事例は、一部の沖積平野や島での塩害に関連した報告(村下, 1982; 東京都上木技術研究所, 1996; 関東地方上木地質図編纂委員会, 1996)に限られていたが、最近では、境界部分の形状や地下水の動きを明らかにするための学術的な調査も進められている(3.3.3 参照)。なお、海水準が現在よりも 100m 低下した場合、瀬戸内海をはじめ、現在の海岸線からおおむね数 km~10 数 km の範囲が陸化することになる。

そのほか、気候変動にともなって地下水の涵養量が変化することが考えられるが、上記 1)に基づき予想される気温や降水量の変化を考慮することによって、その地層処分システムへの影響を評価することが可能である。なお、気候・海水準変動と隆起や侵食との関係については、3.2.5 に述べたとおりである。

以上のように、気候・海水準変動については、将来に想定される変化の幅を設定できるため、その影響を解析的に評価することが可能である。

3.2.7 まとめ：安定な地質環境の存在

前項までに述べたように、地質環境の長期安定性に影響を及ぼす可能性のある天然現象については、現象の種類や地域によって得られる情報の量や精度に違いはあるものの、おおむね過去数十万年程度まで遡って、活動の場所や変動の規模を追跡することができた。また、天然現象によっては、過去数十万年程度よりも古い時代における活動の特徴や傾向を推定することができた。それらの情報を分析し、過去から現在までの活動の中に見い出される傾向や規則性に基づき、将来における天然現象の活動の可能性や変動の規模などを検討した。その結果、地層処分に際して、天然現象による重大な影響が及ばないような地域を選定し、あるいは想定される変化を考慮して必要な対策を講じることができるとの見通しを得た。

すなわち、火山活動や断層活動のように偏在性が強い現象や局所的な現象については、科学的な根拠に基づき、将来にわたって活動が起こりそうな場所を限定すること

ができる。個々の地域においては、現地での詳細な調査によって得られる情報に基づき、想定される影響の程度や範囲を人工バリアの性能との関係で把握し、そこから十分に離す、あるいは、それを考慮して処分施設や人工バリアを設計することが可能である。

一方、隆起・沈降・侵食および気候・海水準変動については、将来における変動の速度や幅が推定できることから、一部の変動の著しい地域を避けたうえで、個々の地域において想定される変動の規模を考慮して、処分場の深度を設定するなどの対応をとることができる。

なお、日本列島における火山や活断層の分布、隆起・沈降・侵食の傾向およびそれらの影響に関する現状の知見によれば、将来の火山活動や断層活動による影響および隆起・侵食の程度が十分に小さいとみなせる地域が、わが国にも広く存在しているといえる（図 3.2-3、図 3.2-7、図 3.2-17 や清水，1999 を参照）。

安定な地質環境の存在やその満足の方法を検討する観点から、各天然現象について前項までに述べてきた内容を以下に要約する。

①地震・断層活動

わが国における主な地震・断層活動は、少なくとも過去数十万年程度にわたり、既存の活断層帯において同様の活動様式で繰り返し起こっており、この間、地殻応力場はおおむね安定して持続してきたとみなすことができる。このことから、十万年程度の将来については、現在までと同様の活動が継続するものとして、地震・断層活動を評価することが妥当と考えられる。その際、地域によって活動性や活動様式が異なるため、逆断層帯の幅の拡大など、地域の特徴を十分に考慮する必要がある。

一方、地震・断層活動による地質環境への影響としては、岩盤の破断・破碎や変位が重要である。破碎帯の幅は数 m から最大でも数十 m 程度であり、また、大規模な断層の周辺岩盤中に変位が認められる範囲については、小断層の分布が 2km 程度以内との事例や断層の長さとの相関に関する報告がある。地層処分の実施に際しては、個々の活断層について、このような影響の程度や範囲を人工バリアの変形性能や処分施設の設計との関係で評価し、処分場の位置やレイアウトなどを検討することが重要である。なお、保守的な想定として、仮に現存する活断層の影響範囲の幅を一律数 km とみなしたとしても、その範囲外となる地域はわが国に広く存在する。もちろん、対象とする地域が決まれば、個々の活断層について具体的に調査する必要があり、その際に考慮すべき影響範囲は、概して数 km よりも小さくなるはずである。

②火山・火成活動

わが国における火山・火成活動は、プレートの配置やその沈み込み角度などに支配された顕著な偏在性を有する。第四紀においては、大局的な火山活動の場に大きな変化は認められず、むしろ限定された地域内において、新たな火山の形成を含む活動が繰り返されている。したがって、十万年程度の将来については、このような数十万年～百数十万年にわたって継続している活動の延長として、火山活動の場を評価することが妥当と考えられる。

また、火山の周辺では、地下に存在するマグマや高温岩体からの熱による地温の上昇や揮発成分の混入による地下水の水質変化などが認められるが、そのような範囲は火山からの距離によって限定することができ、おおむね火山の噴出中心から数 km～20km 程度までである。個々の地域においては、このような火山活動による影響の程度や範囲を人工バリアの熱特性や処分施設の設計との関係で評価し、適切な距離を確保することが重要である。なお、保守的な想定として、仮に現存する火山の影響範囲を、一律に火山の中心から半径数十 km とみなしても、その範囲外となる地域はわが国に広く存在する。もちろん、対象とする地域が決まれば、個々の火山（地域）について具体的に調査する必要があるが、その際に考慮すべき影響範囲は、概して数十 km よりも小さくなるはずである。

③隆起・沈降・侵食

わが国における隆起・沈降は、過去数十万年以上にわたって、地殻応力場の特徴に対応して、地域ごとに一定の傾向に沿って継続・累積している。したがって、十万年程度の将来については、地域ごとの特徴を踏まえて過去の変動を外挿することにより、想定すべき変動量を評価することが妥当と考えられる。外挿によって推定される十万年間の隆起・沈降量は、多くの地域で 50m 未満、あるいは高々 100m 未満である。一方、侵食については、個々の地域の侵食プロセスを地形条件や気候・海水準変動などとの関係で分析することにより、将来の侵食量を評価することが可能である。一般に、長期的な侵食速度は、その地域の隆起速度と同程度以下である。

④気候・海水準変動

気候・海水準変動については、過去数十万年以上にわたる地球規模での周期的な氷期-間氷期サイクルが確認されており、また、それにとまなう日本列島での気温・降水量や海水準の変動幅が推定されている。十万年程度の将来については、この変動サイクルが継続するとみなして、想定すべき変化を評価することが妥当と考えられる。なお、より短期的な変動や地球温暖化については、今後の研究成果にも留意が必要である。

3.3 わが国における地質環境の特性

3.3.1 地層処分にとって重要な地質環境の特性

わが国においては、当面、地層処分の場としての地質環境を幅広く想定しておくことが国の方針となっており、地域や岩種を特定することなく、わが国の地質環境の一般的な性質を理解し、地層処分の場の条件として整理することが求められている。

3.1.3 で述べたとおり、地層処分の観点から重要な地質環境の特性としては、地下水の流動特性と地球化学特性、岩盤の熱特性・力学特性および物質移動に関する特性がある。

第1次取りまとめにおいては、わが国における地質環境の特性を理解するうえでの基礎的な情報として、地質・地質構造、地形、岩石、地下水などに関する既存の知見を取りまとめた。また、土木工学などの分野に蓄積された文献を調査することにより、地下水の水質や岩盤の物性などに関するデータを整理した。第1次取りまとめ以降は、実測データが不足しているとの国の評価を踏まえ、東濃地域（東濃鉾山とその周辺）および釜石鉾山での地層科学研究を拡充することにより、必要な調査技術の開発を進めるとともに、地下坑道やボーリング孔を利用した調査試験に基づく情報および知見の蓄積を図ってきた。東濃鉾山では新第三紀堆積岩中に掘削された地下坑道（深度約130m）や地表からのボーリング孔を利用し、また、釜石鉾山では白亜紀花崗岩中に掘削された地下坑道（深度約300mと約700m）を利用した。さらに、東濃鉾山の周辺地域では、新第三紀堆積岩の基盤岩である白亜紀花崗岩を対象に、地下1,000mまでの深部地下水の広域的な調査を実施している。なお、新第三紀堆積岩および白亜紀花崗岩は、いずれもわが国に広く分布する代表的な岩体である。

本節においては、重要な地質環境特性ごとに、東濃地域および釜石鉾山での地層科学研究、ならびに地球科学や土木工学などの関連する分野に蓄積されている文献を通して得られた知見・情報を、地層処分システムの設計研究や性能評価研究に反映する観点でまとめる。物質移動に関する岩盤の特性については、地質構造の項目において、地質環境の各特性を理解するうえでの基礎的な情報とあわせて、物質の移行経路となる巨視的～微視的な地質構造要素に関する知見を整理する。

なお、情報の整理に際しては、3.1.4 に述べたわが国の地質環境の特徴を踏まえて、以下のような多様性を考慮した。

- －地形：山地、丘陵、平野（台地と低地）、海域
- －地下水：降水起源の地下水、海水起源の地下水（安定な地質環境の観点から火山地域を回避することにより、マグマによる地下水への影響は排除される）
- －岩石：堆積岩、結晶質岩（用語の説明参照）
 - ・堆積岩は、固結度（強度や間隙率）の違いにより、大きく軟岩（主に新第三紀以降の堆積岩）と硬岩（主に古第三紀以前の堆積岩）に分けられる。

- ・鉱物化学的な観点から、結晶質岩は、酸性岩（花崗岩などの珪長質岩）と塩基性岩（玄武岩などの苦鉄質岩）に大別される。また、堆積岩は、物質を吸着する能力の低い石英や長石を主成分とする砂質岩と吸着能力の高い雲母鉱物や粘土鉱物を多く含む泥質・凝灰質岩に分けることができる。

3.3.2 地質構造

地下水および物質の移行経路となる大小さまざまな地質構造要素の物理的・化学的な性質は、地下深部での地下水流動特性や地球化学特性に大きく関与しており（たとえば、Chapman and McKinley, 1987）、とくに天然バリアとしての機能にとって重要である。

わが国の地質構造は、3.2 で述べたような活発な天然現象を反映して、一般的に複雑である。わが国では、数多くの火山とその噴出物が広く分布しており、また、地層や岩体は構造線（大規模な断層）に分断されたり、褶曲や断層によって変位や変形を被っていることも多い。一方、地質の構成は、火山地域などを除くと、主に先新第三紀（古第三紀以前）の堆積岩や花崗岩などの結晶質岩（火成岩および変成岩）を基盤岩とし、それを新第三紀以降の堆積岩や未固結の堆積物が覆っているのが一般的といえる（図 3.3-1）。ただし、基盤岩を覆う堆積岩や堆積物の厚さは地域によって大きく異なり、基盤岩が地表に露出している地域もある。

わが国における一般的な地質構造については、第1次取りまとめに整理されているため、本項では、地下水や物質の移行経路となり得る地質構造要素に着目し、それらの物理的な構造と化学的な性質について検討する。地下水を媒体とした物質の移動については、地下水の動きだけでなく、濃度勾配によって物質が岩盤中に拡散する現象（マトリクス拡散など）や、鉱物の表面に物質が吸着するような現象にも注目する必要がある。これらの現象については、3.4 に示したナチュラルアナログ研究（用語の説明参照）などの事例を活用して、長期的な挙動を理解することも重要である（Chapman et al., 1984）。

地下水や物質の移行経路となり得る地質構造要素としては、岩石を構成する粒子間の空隙および不連続面となる割れ目（亀裂とも呼ばれる）や断層がまず重要である。固結度の高い岩盤においては、ネットワーク状に発達した割れ目が主要な移行経路となるが、そのほか、貫入してきた岩脈内に生じた割れ目（Nagra, 1994）や母岩との境界面、変成岩に認められる片理面などが移行経路として機能し得る。一方、割れ目などの発達していない固結度の低い堆積岩では、粒子間の空隙が主要な移行経路となるが、これに加えて層理面や不整合面などが選択的な移行経路としての役割を果たすことが考えられる（図 3.3-2）。このような移行経路として重要な地質構造要素には、粒子間空隙のように初生的な構造要因により岩石の生成時から存在するものと、断層

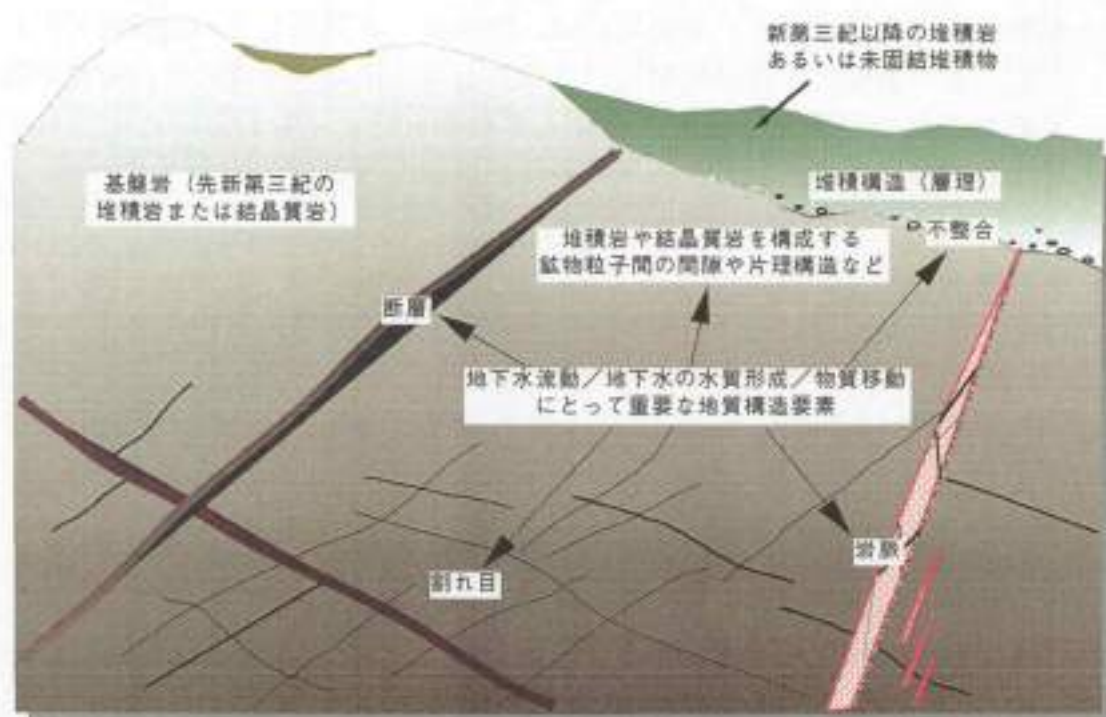


図 3.3-1 地層処分の観点から見たわが国の地質構造
わが国の地質は、結晶質岩や先新第三紀の堆積岩を基盤岩として、これを新第三紀の堆積岩や未固結の堆積物が覆うのが一般的である。これらの岩盤中には、移行経路として重要な大小さまざまな地質構造要素が存在する。

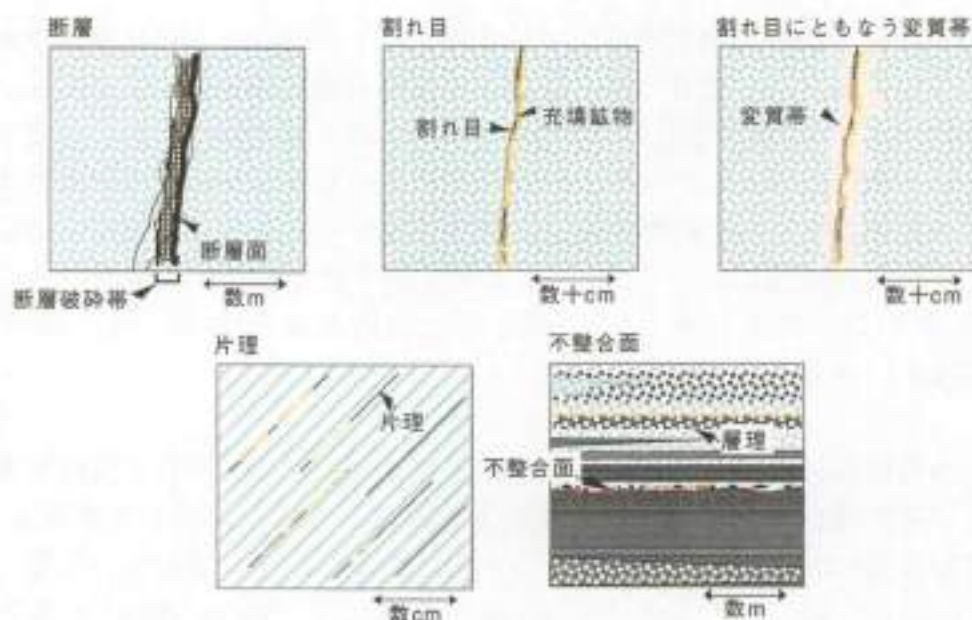


図 3.3-2 移行経路として重要な地質構造要素
岩盤中には、断層、割れ目、片理や不整合面などの大小さまざまな移行経路として重要な地質構造が存在する。地下深部における地下水の性質や物質の動きを理解するうえで、これらの移行経路の物理的および化学的特性を把握することが重要である。

などのように二次的な構造要因によって岩石の生成後に発生したものがある。

1) 初生的構造要因による移行経路

初生的な移行経路としては、粒子間空隙のほか、層理面、不整合面、片理面が挙げられる。

層理は、堆積物を構成する物質の不均質な分布によって一般的に生じる堆積構造である。とくに、堆積層ごとの構成物が物理的に著しく異なる場合、層理が明瞭になるとともに、透水性の高い層（たとえば、泥岩層に挟まれた砂岩層など）が帯水層となったり、層理面に沿って形成された割れ目が移行経路として機能する場合がある。

不整合面は、上下に重なった2つの地層の形成時期に大きな時間間隔があるときにできる不連続面で、上述したような基盤岩を堆積岩層が覆う場合の両者の境界面がこれに相当する。一般に、不整合面で接する上下の岩石の間隙率や透水性などが異なることから、その物理的性質の差によって、不整合面付近が移行経路として機能することがある。とくに、不整合面直下の基盤岩が風化を被っている場合や、直上を粗粒の堆積岩が覆っているような場合には、これらが選択的な移行経路となり得る。このような例は、3.3.3で述べるように東濃地域においても確認されている。

片理は、変成岩に一般的に認められるものであり、ミリメートルオーダーの縞状構造として特徴づけられる。これは、変成作用によって生成された雲母類のような片状の微小鉱物が縞状に配列したものであり、片理面が剥離することによって、移行経路として機能することとなる。ただし、片理面は、不整合面に比べて側方向への連続性が乏しく、巨視的な観点での選択的な移行経路に発達することは少ないと考えられる。

これらの不連続面に対し、粒子間空隙はほとんどの岩石に普遍的に存在し、とくに微視的なスケールでの移行経路として重要な地質構造要素である。基盤岩をなすような固結度の高い岩石の場合には、一般にこのような空隙の割合は低く、花崗岩などの結晶質の岩石では数%を下回る（たとえば、佐藤ほか、1992；山口ほか、1997）。一方、基盤岩を覆うような新第三紀以降の堆積岩では、空隙率が30～40%以上に及ぶ場合がある。そのような岩石中では、構成鉱物の粒子境界を中心に空隙が形成されており、それらが網目状に発達する（たとえば、高橋ほか、1992；Yoshida, 1994）。たとえば、東濃ウラン鉱床地域の新第三紀堆積岩中においては、実際にこのような鉱物粒界がウランの移行経路として機能したことが確認されている（Yoshida et al., 1994a, 1994b）。また、鉱物粒界を移動してきたウランは、鉱物表面に吸着されたり、鉱物内のさらに微小な空隙に取り込まれることにより、濃集している。これまでの調査からは、黒雲母や粘土鉱物、あるいは鉄酸化鉱物といった岩石中に普遍的に存在する鉱

物が、ウランの吸着材として高い能力を有していることが明らかにされており（たとえば、Yusa et al., 1993）、これらの鉱物は、ウランと同様の化学的挙動をするほかの核種に対しても同じように吸着性能を発揮するものと考えられる（たとえば、Allard, 1982; Nakayama and Sakamoto, 1991）。なお、3.4に示すように、このような微視的な移行経路沿いに濃集したウランは、少なくとも数十万年以上の長期にわたって保持されており（湯佐・吉田, 1993）、微視的な間隙構造が、地質環境中における長期にわたる核種の保持に大きく寄与していることが示されている（Yoshida et al., 1994b; Shikazono and Utada, 1997）。

一方、微視的な間隙構造を有する岩石内に後述するような割れ目が形成されると、その割れ目と微視的な間隙が連結することによって、割れ目面から岩石の基質（マトリクス）中へ、地下水を介して物質が拡散しやすくなる。このような現象はマトリクス拡散と呼ばれ（たとえば、Neretnieks, 1980）、重要な核種遅延機能のひとつとみなされている（たとえば、SKB, 1992）。割れ目周辺の微視的構造については、国際的に研究が進められつつあり（たとえば、Alexander et al., 1996）、わが国でも釜石鉱山において割れ目の詳細な構造が調べられた。釜石鉱山では、花崗岩中の割れ目面から岩盤の基質中へ、数 cm にわたってマトリクス拡散が実際に生じていることが確認されている（Ota et al., 1997, 1999）。

2) 二次的構造要因による移行経路

岩石の生成後に発生した二次的な移行経路としては、断層と割れ目がある。これらの特徴としては、岩石が有する初生的な構造に依存することなく、直線的で比較的連続性が良いこと、および破砕物質や粘土鉱物が充填していることが挙げられる。このような充填物質は地下水と化学的に反応し、とくに核種の吸着に重要な役割を果たす（たとえば、McKinley and Hadernann, 1985）。

断層は移行経路となる構造要素の中で最も連続性が高い。規模の大小を問わず断層破砕帯をとまなっており、断層破砕帯は破砕角礫や断層粘土で構成されている（たとえば、金折ほか, 1988）。なお、断層が必ずしも選択的な移行経路として機能するわけではない。東濃ウラン鉱床に存在する月吉断層は、遮水帯として機能していることが水理学的に確認されており（たとえば、山根ほか, 1996）、また、物質移動の観点からも、この断層がウラン鉱体をずらしている部分において、ウラン系核種がほとんど移動していないことを示唆する知見が得られている（Shinjo et al., 1997）。

割れ目は、結晶質の岩石や固結度の高い堆積岩では普遍的に存在し、形態的な特徴に基づいて分類することが可能である（吉田ほか, 1989）。一般に、割れ目の中を鉱物が充填していることが多い。たとえば、釜石鉱山の花崗岩の場合には、マグマが冷却・固結した後、外部応力によって割れ目が形成され、その後、地下水との反応によっ

て割れ目内充填鉱物が生成した可能性が高く、割れ目に沿って変質帯が形成されていることも多い（図 3.3-3）。これらの割れ目のうち、透水性の高いものが互いに連結してネットワーク構造を構成することによって、移行経路としての機能を果たす。このようなネットワーク構造の理解は、天然バリアの核種移行解析を行ううえで重要である（たとえば、OECD/NEA, 1991）。割れ目の分布密度（図 3.3-4）や形状などは岩石の種類や場所によって異なっており、これに応じて、ネットワークの空間的な広がりや移行経路としての性質が決まる。とくに、個々の割れ目の開口幅や充填物質の有無、ならびに透水性の高い割れ目の連結性などが重要な要素となる。

3.3.3 地下深部における地下水の流動特性

地下水の動きは、緩衝材および岩盤中での核種の移行を支配する重要な要素であり、さらに、その水質とともに、オーバーパックの腐食速度やガラスおよび核種の溶解速度を左右する。また、地下水の動きが大きい場合には、緩衝材自体の物理的な安定性にも影響を及ぼすことが考えられる。

地下水は、大局的には尾根部から谷部へ、さらには内陸部から沿岸部へと、動水勾配（用語の説明参照）にしたがって岩盤中の透水性の高い部分を移動する。深部地質環境中での地下水の動きを理解するためには、地下深部での動水勾配と岩盤の透水性を把握することが重要である。一般には、深度が大きくなるほど局所的な地形の影響が減少するため動水勾配は緩やかになり、また、地圧が大きくなることにより割れ目などの間隙部分が閉塞し、岩盤の透水性が低下することが想定される（たとえば、木下ほか, 1993；SKB, 1992）。そのため、一般的には、地下深部ほど地下水の大局的な動きは緩慢になると考えられる（図 3.3-5）。また、地下深部の地下水ほど、函養域から流出域までの移行距離が長くなるため、地下での滞留時間は長くなる（たとえば、田中ほか, 1997）。実際に、3.3.4 で示すように、東邊地域の地下 100 数十 m の堆積岩中の地下水は、1 万年以上前の降水に由来している。

なお、岩盤中での地下水の動きは、3.3.2 に述べたような移行経路となる間隙（岩石を構成する粒子間の間隙や岩盤中に発達する割れ目など）の構造に依存しており、また、間隙の分布形状や性質は、岩盤の種類やその岩盤が形成されてから現在までに経ったさまざまな地質学的な過程を反映している。一般に、新しい時代の堆積岩のように固結度が低く多孔質の岩石は、粒子間間隙が主要な移行経路となり、古い堆積岩や結晶質岩のように固結度が高く緻密な岩石では、割れ目が主要な移行経路となると考えられる。前者については岩石の平均的な透水性とその岩盤としての異方性・不均質性が、また、後者については割れ目の透水性とその空間的な分布が、岩盤中の地下水の動きを支配する主要な要素となる。

第 1 次取りまとめでは、地下水の流動に関する基礎的な知見や文献調査によって収

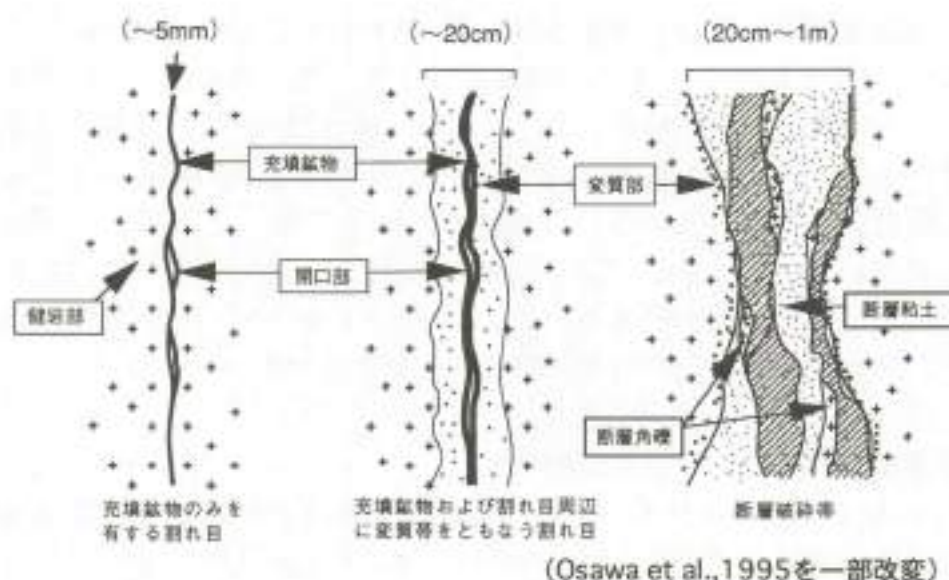


図 3.3-3 釜石鉱山で確認される主な割れ目構造

釜石鉱山の花崗岩においては、このような割れ目がネットワーク構造を形成することにより、地下水の移行経路としての役割を果たしている。なお、釜石鉱山で計測された割れ目の透水量係数（用語の説明参照）は、 $10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ を中心に、 $10^{-11} \sim 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ の範囲に分布する（たとえば、核燃料サイクル開発機構，1999）。



(井尻ほか，1999)

図 3.3-4 岩種と露頭調査による割れ目頻度

日本各地における鉱山および地表露頭で実施した割れ目調査（水平方向にラインを設定し、これに交差する長さ1 m以上の割れ目を抽出）の結果を示す。新第三紀の堆積岩における割れ目頻度は、ほかの岩種に比べて小さい傾向が認められる。

集した岩盤の透水性に関する情報を整理した。第1次取りまとめ以降は、東濃地域および釜石鉾山での地層科学研究などの成果を活用することにより、実測データを充実させるとともに、動水勾配に関する情報の整備を図った。また、東濃地域においては、実測データに基づき、地形・地質構造および気候条件などを考慮した広域地下水流動解析を実施しているところである（分冊1第III章参照）。以下では、ニアフィールド岩盤中の水理・核種移行解析にとって重要な動水勾配と岩盤の透水係数（用語の説明参照）について、現在までに得られた知見を整理する。

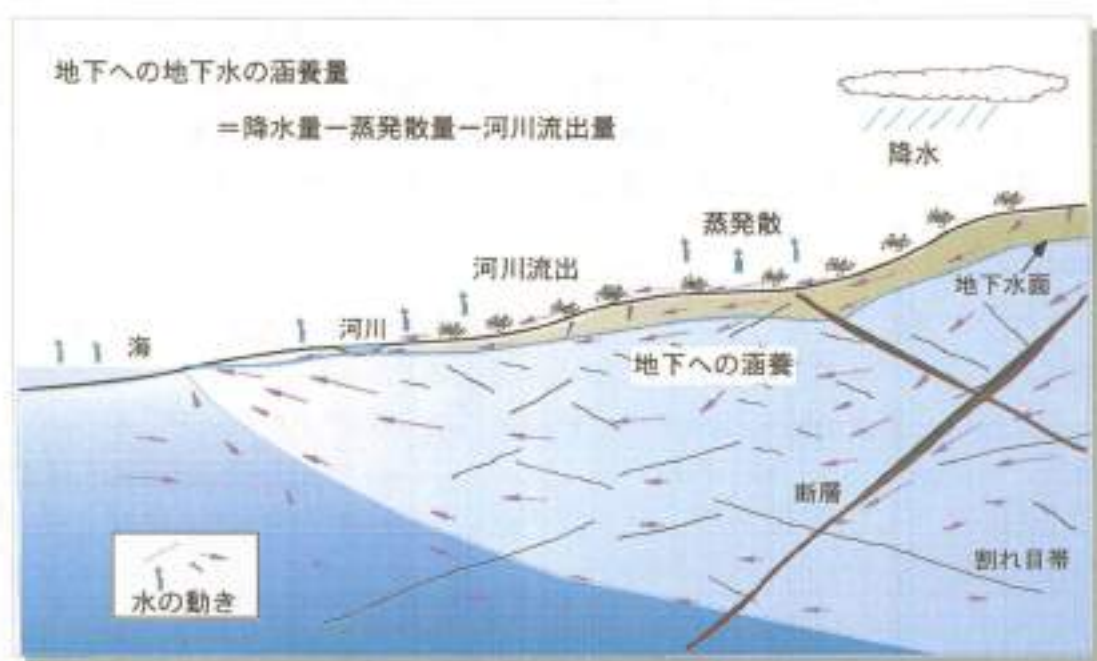


図 3.3-5 地下水流動の概念

地下水の動きは、一般に動水勾配と透水性に依存し、深度が大きくなるほど地下水の動きが緩慢になることが想定される。地下深部の地下水は、浅層の地下水に比べて、一般に涵養域から流出域までの移行経路が長く、その分、地下での滞留時間も長くなる。

なお、沿岸部や海域の地下における塩水域と淡水域の分布や性状については、既往の調査例は少ない。理論的（均質な岩盤の場合）には密度差によって海水が淡水の下にもぐり込んでいる状態が想定されるが（村下，1982），実際には、その地域の地質の構成や地形および気候条件などを反映して、より複雑な形態となっている。最近の研究事例では、堆積層ごとに境界が存在することや、沖合いの海底から淡水の地下水が湧出していることなどが報告されている（丸井ほか，1999a，1999b；木山・丸井，1999 など）。また、高精度の物理探査により、塩分濃度の高い地下水の分布域を推定する試みもなされている（田中ほか，1996；宮川ほか，1998）。

1) 地下深部の動水勾配

地下水の動水勾配は、地下水流動の上流側と下流側の2点間の地下水位または間隙水圧の差を、それらの2点間の距離で割ることにより求められる。地層処分の観点か

らは、地下深部における動水勾配に関する情報が重要であるが、これまで地下水の流動方向に沿って複数の深層ボーリングが掘削され、地下深部の間隙水圧に基づいて動水勾配が算定された例はなかった。

このため、わが国における動水勾配の一般的な傾向を理解することを目的に、各自治体において広く実施されてきた井戸に関する調査などの数百件に及ぶ文献情報から、地下水面の傾斜を割り出すことによって動水勾配の見積もりを行った。その結果、図 3.3-6 に示すように、山地から低地にかけて起伏が緩やかになるにしたがって、地表付近の動水勾配（地下水面の勾配）が小さくなる傾向が認められた。なお、図 3.3-6 に示した文献データのほとんどは、主要河川沿いに取得されたものである。河川付近の地下水面の勾配は、一般にその地域の局所的な地形の勾配を反映していることから、地下深部における大局的な動水勾配は、ここに示した値よりも小さくなると考えられる。

たとえば、東濃鉾山周辺（丘陵地帯）を対象とした地下水流動解析の結果からは、地下深部にいくにしたがって動水勾配が小さくなる傾向が示されている（柳澤ほか、1992）。さらに、東濃地域の花崗岩中に掘削された深度約 1,000m の 2 本のボーリング孔間での実測結果によれば、孔口の地下水位で計算した場合は、0.05 強とほぼ地形勾配（0.054）に等しくなるのに対し、深度 500m 以深の間隙水圧から求めた動水勾配は、その 1/2 程度であった（図 3.3-7）。

なお、動水勾配にしたがって内陸から移動してきた地下水は、海岸部で海に流出し、そこに淡水と塩水の境界領域ができる。この境界領域よりも海側の海底下においては、一般に特定の涵養域や流出域がなく、また、海水面が水平であることから、動水勾配はほとんど存在しないと考えられる。

2) 地下深部の岩盤における透水性

岩盤の透水性については、文献調査により岩種ごとのデータの収集を行うとともに、東濃地域や釜石鉾山での実測データを整備した。文献調査では、30 種類の公開文献から約 1,500 件の透水係数データを収集した。これらの文献データの約 80%以上がダムやトンネルの上木工事に関する調査データである（梅田ほか、1995）。土木工事などで主に用いられているルジオン試験では、1~3 ルジオン（1 ルジオンは、透水係数 $1.33 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ に相当）で難透水性岩盤とされていることが多く、それ以下の数値が測定・報告されることは少ない。したがって、文献では 1 ルジオン以下について具体的な数値の記載がほとんどみられない。また、上木関係の文献などに発表されているデータは、施工上の問題が指摘された現場についての報告が中心であるため（たとえば、松本・山口、1986）、文献中の岩盤の透水係数データには、割れ目帯などの透水性の高い部分の測定値が数多く含まれているものと考えられる。

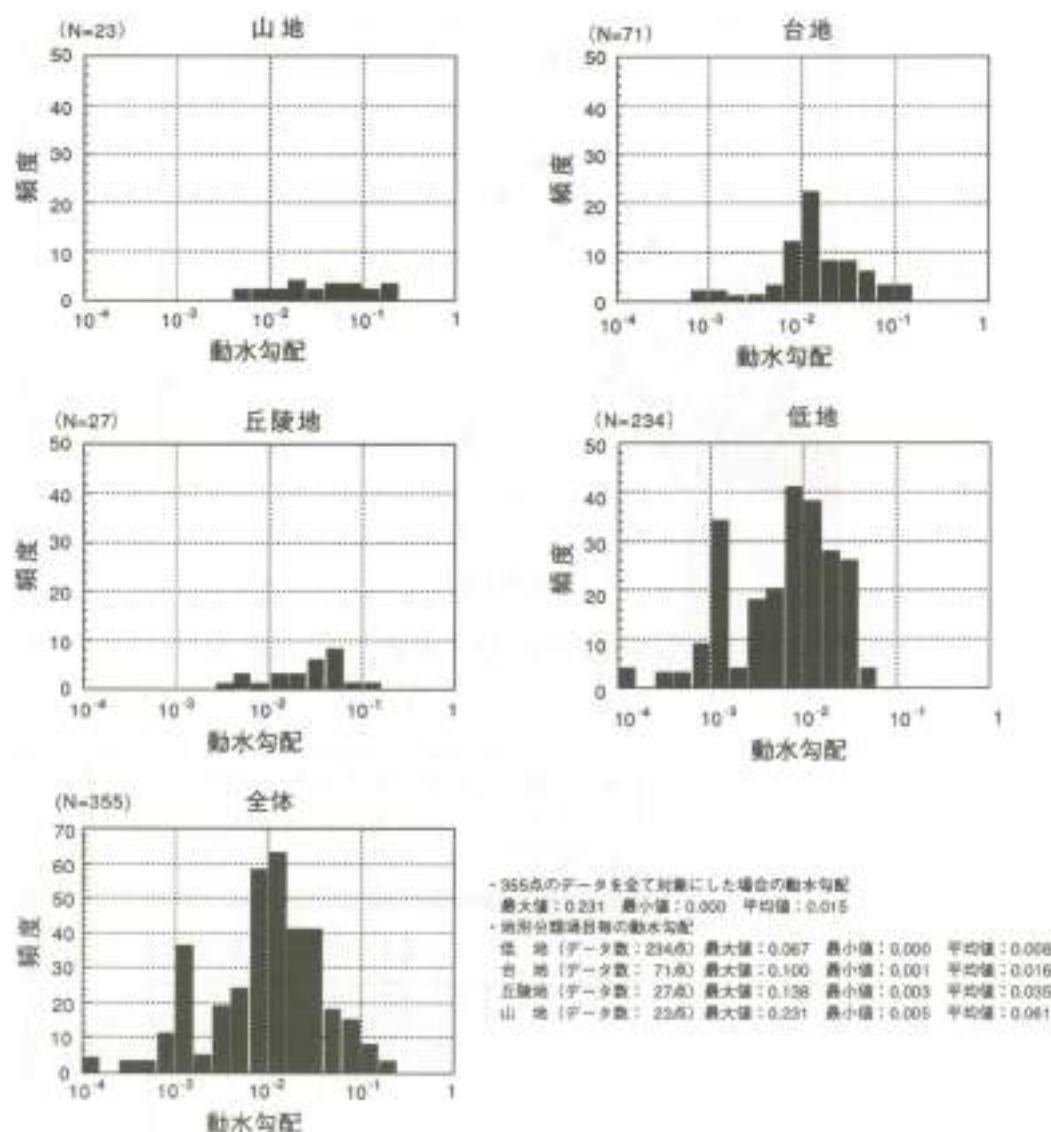
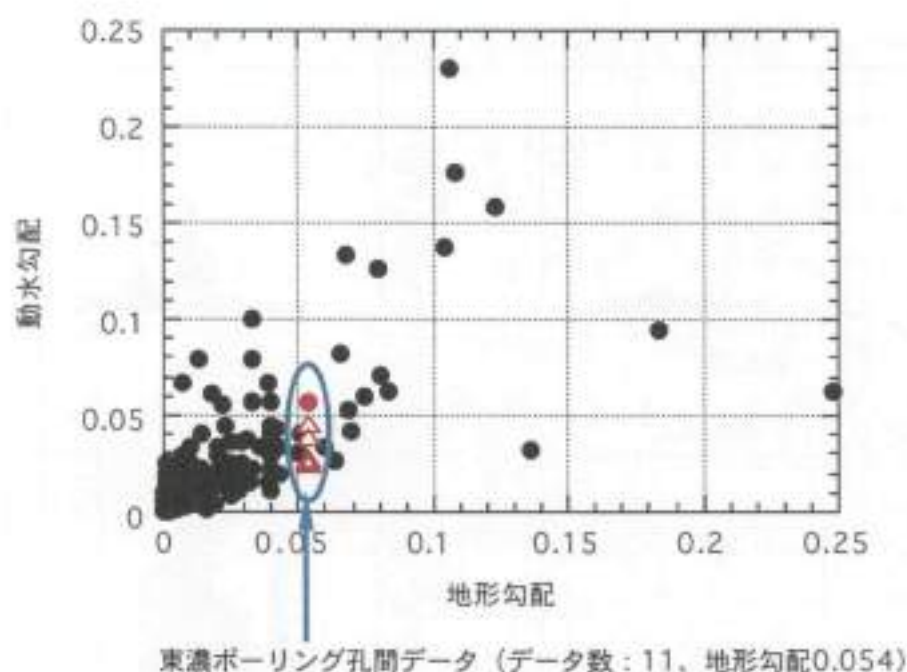


図 3.3-6 地形別動水勾配分布（文献調査結果）

地下水面の勾配の算定は以下に示す 3 通りの方法で行った。

- ・文献から収集した地下水位データ（日比谷ほか，1999）から地下水位等高線が明確なものを抽出し，2 孔間の水位差を水平距離で除して動水勾配を求めた。
- ・建設省地下水年表（建設省河川局，1994）から，斜面方向に配置された観測孔のうち，地下水位の経時変化が類似するものを抽出し，2 孔間の水位差を水平距離で除して動水勾配を求めた。
- ・地質調査所（1991）から，斜面方向に配置された観測孔のうち，温度検層から得られた地温勾配曲線に顕著な変化がみられないものを抽出し，2 孔間の水位差を水平距離で除して動水勾配を求めた。

上記の 3 通りの方法において，2 孔の配置が，地形から推定される地下水の主流動方向に対してほぼ平行であり，さらに地質柱状図から 2 孔の地質がほぼ同一であると判断できるものを選択した。



- 文献調査結果 (地下水面の勾配)
- 東濃データ (地下水面の勾配)
- △ 東濃データ (地下深部の動水勾配)

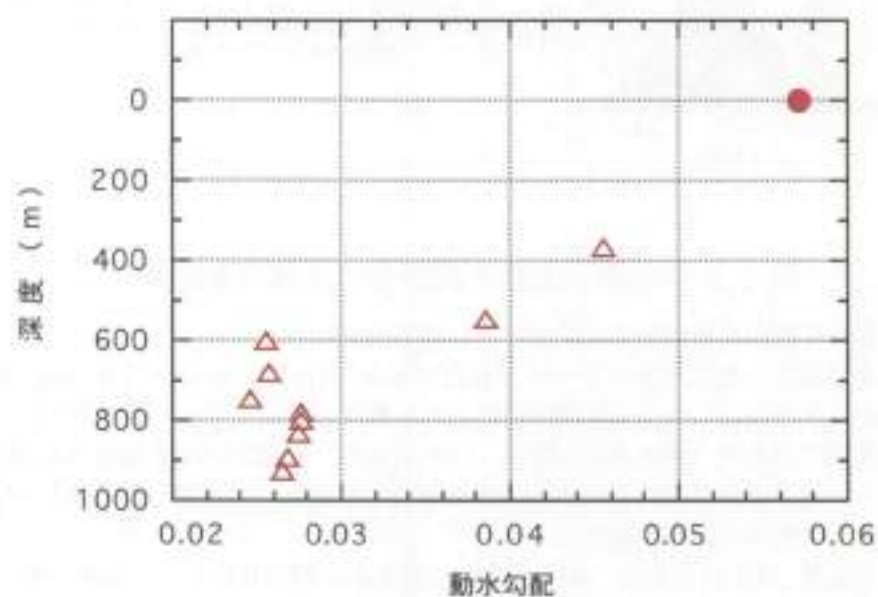


図 3.3-7 地形勾配と動水勾配の関係

文献調査結果は、図 3.3-6 に示した355点のデータと同じものである。東濃地域でのボーリング孔間データは、地下深部の動水勾配が地表付近に比べて緩やかになることを示している。

一方、東濃地域および釜石鉱山における実測データについては、同一孔内における測定区間ごとの透水係数に区間長を乗じた値を荷重平均することにより、ボーリング孔ごとの平均的な透水係数を算出した（透水係数の測定可能範囲は $10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ 以上、測定区間は数 m～10m）。得られたボーリング孔ごとの平均的な透水係数は、花崗岩の場合、東濃地域および釜石鉱山ともにおおむね $10^{-9} \sim 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ オーダーの範囲に分布しており、また、東濃地域の新第三紀堆積岩については、砂岩、凝灰岩、泥岩の順に、最頻値が 10^{-9} m s^{-1} オーダーから $10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ オーダーに低下する傾向が認められる（図 3.3-8）。なお、これらの透水係数の値は、数 m の区間で測定されたものであり、その程度の空間スケールの岩盤中に存在する割れ目などの効果が含まれている。

断層破砕帯における透水性については、断層粘土の有無で大きく変化することが知られている（岡本ほか、1988）。既存の調査例からは、断層粘土部で $10^{-11} \sim 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ オーダー、断層角礫部では $10^{-9} \sim 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ オーダーの透水性を有することが示されている（たとえば、田中・井上、1995）。また、割れ目については、3.3.2 で述べたように岩種や地域によって分布密度が異なるが、比較的固結度の低い新第三紀の堆積岩は、結晶質岩や先新第三紀の堆積岩に比べて、割れ目の分布密度が低い傾向が認められている（図 3.3-4 参照）。そのほか、地下水の移行経路として、不整合面が重要な機能を果たすことが考えられる。たとえば、東濃地域における原位置での透水試験によって、不整合面付近の幅数 m の部分が、周辺の地層よりも 2～3 桁高い透水性を有していることが示されている（尾方ほか、1992）。

岩盤の透水性と深度との関係について、東濃地域および釜石鉱山の花崗岩における原位置での測定結果ならびに全国の文献データを図 3.3-9 に示す。花崗岩の場合、地表付近で測定された透水係数（文献データ）が、比較的大きい値を示すものの、深度と透水係数との間に明瞭な相関は認められない。むしろ、地下深部であっても、断層破砕帯や割れ目帯などの部分では、透水係数が著しく大きくなる場合がある。同様の傾向は、揚水式発電所などにおけるルジオン値と深度との関係に関する報告（本島、1998）にもみられる。

3.3.4 地下深部における地下水の地球化学特性

地下水の水質や pH、Eh（酸化還元電位；用語の説明参照）などの地球化学特性は、オーバーバックの腐食およびガラスや核種の溶解に影響を及ぼすほか、緩衝材の化学的な安定性や緩衝材および岩盤中での核種・鉱物・地下水の相互反応を支配する重要な要素である。とくに、地下水の酸化還元状態は、オーバーバックの腐食速度およびガラスや核種の溶解速度を大きく左右する。

地下深部における地下水の地球化学特性は、起源となった水が土壌や岩石と反応することによって形成される（Drever, 1988）。地下水の起源は、一般には降水であるが、

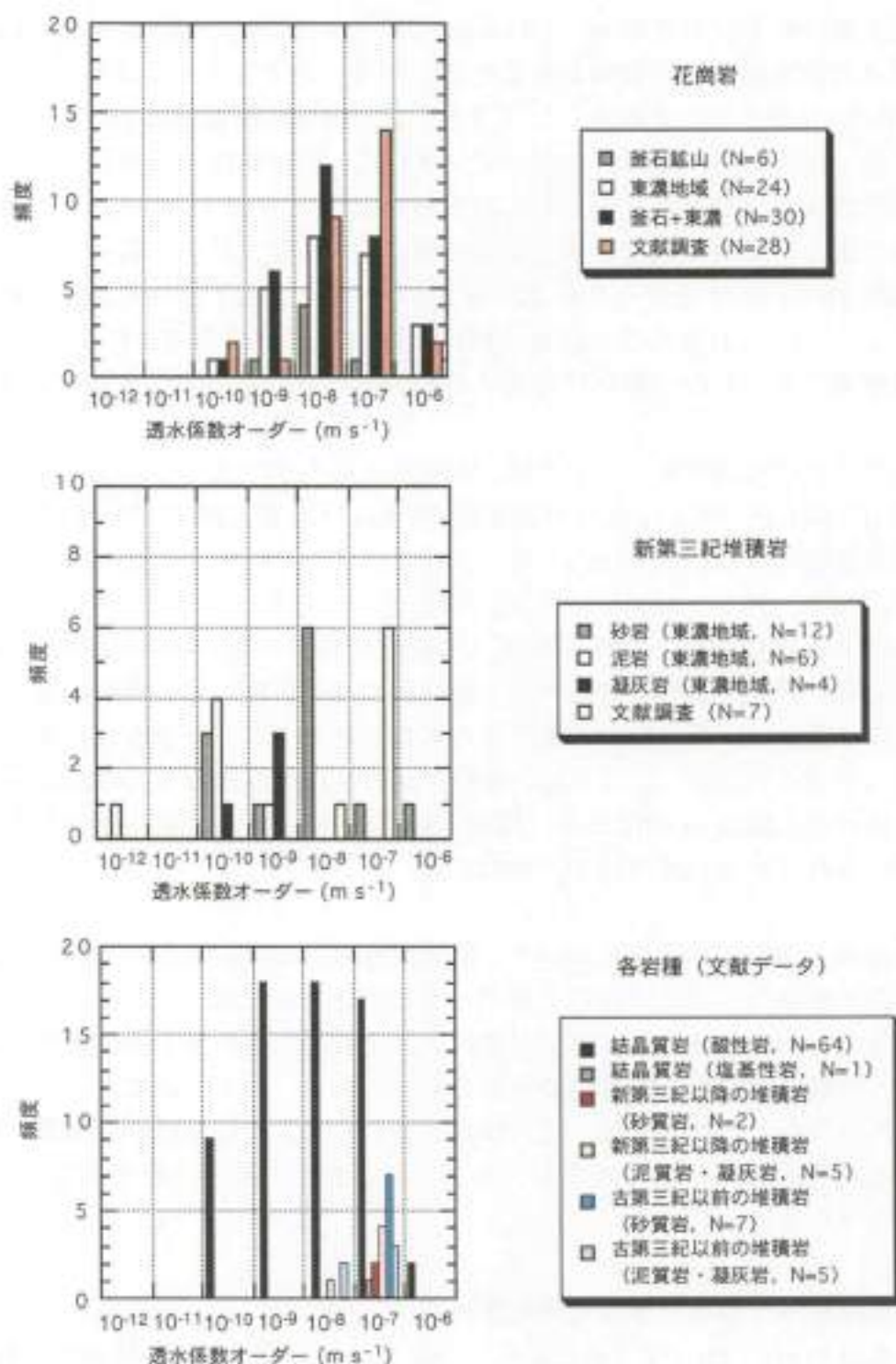


図 3.3-8 各ボーリング孔および文献調査の透水係数頻度分布

東濃地域および釜石鉱山については、ボーリング孔ごとの平均的な透水係数、文献データは各測定区間の値を示す。花崗岩の平均的な透水係数は、東濃地域および釜石鉱山ともに、 10^{-8} m s^{-1} オーダーを中心に分布する。東濃地域の新第三紀堆積岩では、砂岩が 10^{-8} m s^{-1} オーダー、凝灰岩が 10^{-9} m s^{-1} オーダー、泥岩が $10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ オーダーに、それぞれ最頻値がある（尾方ほか、1992）。文献調査により得られた透水係数（下茂ほか、1992；梅田ほか、1995）は、花崗岩、堆積岩のいずれの場合も、東濃地域、釜石鉱山で得られた透水係数よりも1桁程度高い傾向を示す。

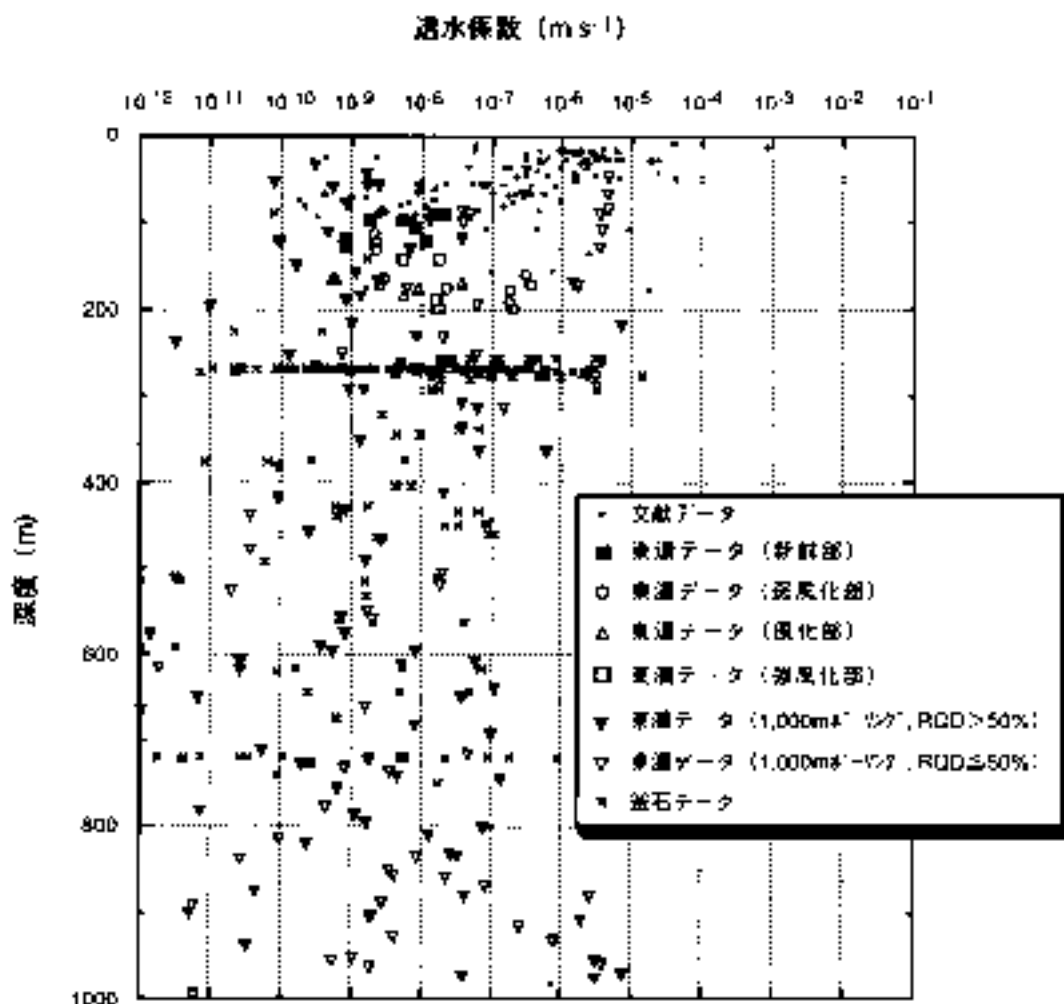


図 3.3-9 深度と透水係数の関係 (花崗岩)

花崗岩の透水係数について、文献データならびに東濃地域および釜石越山での実測データをプロットしたもの(梅田ほか, 1995; 尾方ほか, 1992)。東濃地域については、風化の程度によって花崗岩を区分した。風化区分は、ボーリング柱状図作成要領(案)解説書(建設省土木研究所, 1986)の基準に基づく。岩盤分類(電研式: 土木学会岩盤力学委員会編, 1986)のみ記載されているものについては、D級を強風化、CL級を風化、CM級を弱風化、CH~A級を新鮮とした。1,000mボーリングについては、RQDが50%より大きい部分と、それ以下の部分とを区別した。RQDとは、ボーリングで岩芯を採取した際に、長さ10cm以上の健全な部分の合計が1mあたりにどれだけ存在するかを100%表示したもの。この値が大きいほど、一般に割れ目の頻度は小さい。なお、花崗岩の透水試験においては、地下水の移行経路となる割れ目がほとんどないような部分では、測定限界以下となるため、ある程度の割れ目が存在する(測定可能な)部分が、測定区間として設定される。

わが国においては、沿岸地域や海域では海水起源の地下水、また、火山地域ではマグマに由来する地下水の存在が考えられる。ただし、3.2.4 で述べたように、安定な地質環境の観点から火山地域を回避することにより、マグマによる地下水への影響は排除できると考えられる。一方、土壌・岩石と地下水との反応としては、鉱物の溶解・沈殿、粘土鉱物-地下水間のイオン交換反応などが考えられる（日本化学会、1992；Stumm and Morgan, 1996）。したがって、地下水の地球化学特性に関しては、水質だけでなく、その起源・年代や岩盤の鉱物・化学的な性質に関する情報とあわせて検討していくことが重要である。地下水の起源や移行経路沿いの鉱物などとの反応過程を把握することにより、地下水の水質形成メカニズムを推定することが可能である。なお、わが国においては、一般に岩盤は土壌に覆われているが、森林限界以上の高山では土壌層がほとんど形成されていないところもあり、また、3.2.6 で述べたように、将来、気候が寒冷化するにともなって、このような地域が拡大する可能性もある。

第1次取りまとめにおいては、主に文献調査によって収集した地下水の水質に関する情報を整理した。以下では、東濃地域や釜石鉱山での地層科学研究の成果などを中心に、降水起源の地下水と海水起源の地下水の地球化学特性について、現在までに得られた知見をまとめる。

1) 降水起源の地下水

地下水の水質に関する約 15,000 件に及ぶ文献データを収集し、その一般的な傾向を検討した。その結果は第1次取りまとめに整理されているが、降水を起源とする地下水の顕著な傾向として、pH は表層付近の中性から深度とともに弱アルカリ性に変化すること、水質は深度とともに $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+} (\text{Mg}^{2+}) - \text{HCO}_3^-$ タイプから $\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$ タイプに変化することなどが挙げられている（図 3.3-10）。東濃地域および釜石鉱山においては、原位置での実測データに基づき、深部地下水の地球化学特性とその水質形成のメカニズムを検討した。

東濃地域の堆積岩中の地下水は、酸素・水素の安定同位体比および放射性同位体濃度（トリチウム濃度、放射性炭素濃度）の測定結果から、1 万数千年前の降水に由来することが推定されている（水谷ほか、1992）。当地域の堆積岩中の地下水の酸化還元電位は、深度 160m 付近で約 -300mV を示す（表 3.3-1）。また、深度とともに、 Si 、 Ca^{2+} が減少して Na^+ 、 HCO_3^- が増加し、pH は中性から弱アルカリ性に変化する傾向がみられる（図 3.3-11）。地下水と反応したと考えられる移行経路沿いの鉱物の電子顕微鏡などによる微視的観察、水-岩石反応試験、熱力学的解析やマスバランス理論に基づく解析から、これらの水質形成には、地表付近における弱酸性～中性の降水への珪酸塩鉱物の溶解反応ならびに移行経路周辺の粘土鉱物とのイオン交換反応、炭酸塩鉱物や硫化鉱物などの非珪酸塩鉱物の溶解反応が寄与していることが確認されている。また、地下水の酸化還元状態に寄与する反応としては、 HS^- と SO_4^{2-} の酸化還元

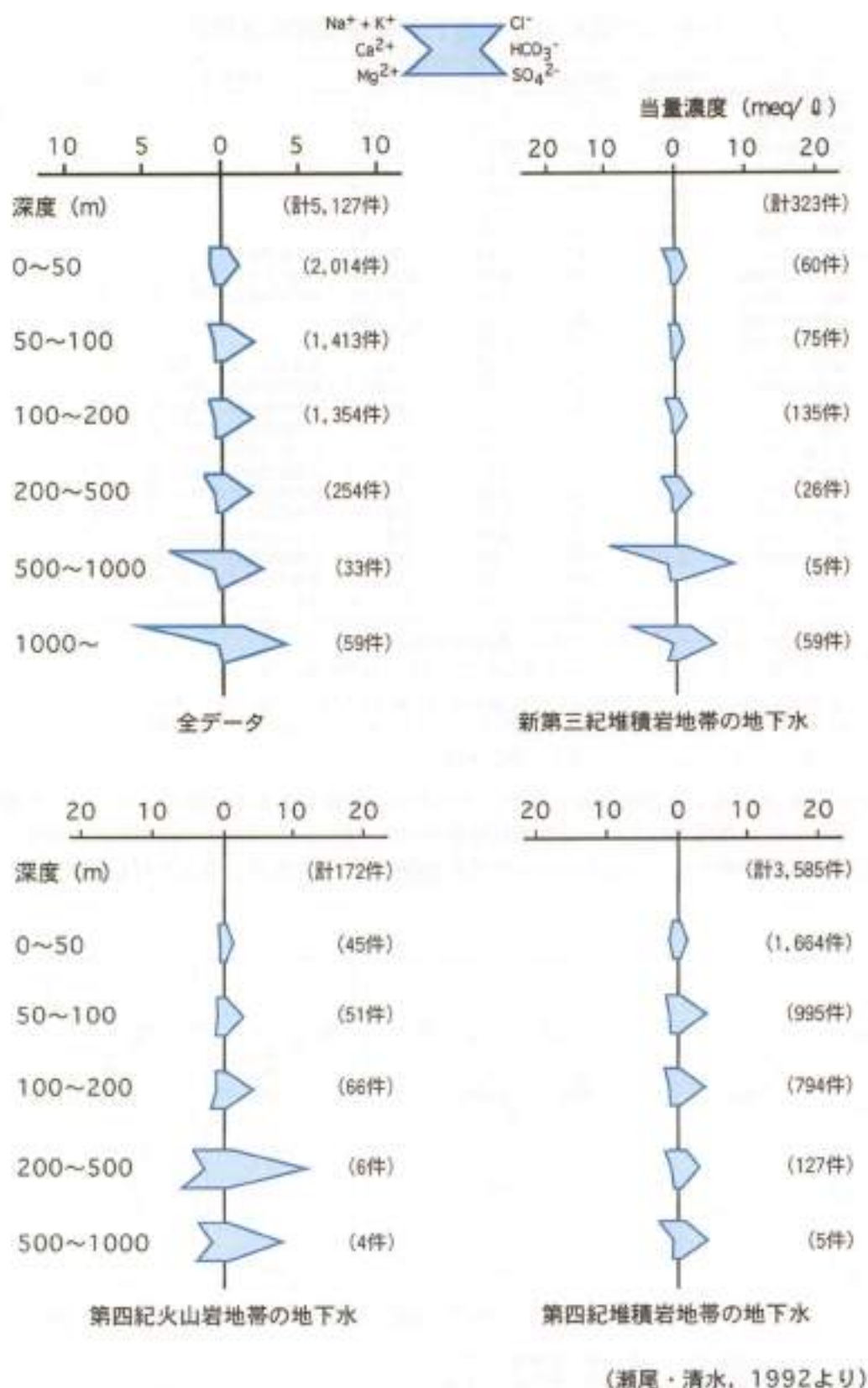


図 3.3- 10 降水起源と考えられる地下水の深度別ヘキサダイアグラム
 深度とともに Na^+ , HCO_3^- が増加する傾向が認められる。

表 3.3-1 わが国における地下水の酸化還元電位データ

岩 種	採取地域	深度(m)	pH	Eh(mV)	測定方法	文献
第四紀火山岩	長崎	212	6.70	110		(1)
第四紀火山岩	長崎	212	6.85	60		(1)
第四紀火山岩	長崎	300	6.29	170		(1)
第四紀火山岩	長崎	353	6.92	140		(1)
第四紀火山岩	長崎	801	6.72	100		(1)
第四紀堆積岩	長崎	250	7.30	-80		(1)
第四紀堆積岩	長崎	300	6.70	25		(1)
第四紀堆積岩	茂原	*1	7.74	-73~-34	ポータブル電位計	(2)
新第三紀堆積岩	東濃	160	9.60	-300±10	連続モニタリング装置	(3)
新第三紀堆積岩	横尾	1178	8.39	-225±10	孔内原位置測定プローブ	(4)
古第三紀堆積岩	長崎	300	8.30	120		(5)
古第三紀堆積岩	佐賀	316	8.62	-220		(5)
白堊紀花崗岩	東濃	180	8.20	0±10	連続モニタリング装置	(6)
白堊紀花崗岩	東濃	327	7.76	-16±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	564	10.1	-385±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	645	8.98	-355±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	697	8.46	-260±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	737	8.80	-302±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	749	8.24	-294±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	837	9.57	-374±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	872	8.78	-376±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	883	9.5	-349±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	東濃	978	8.79	-355±10	孔内原位置測定プローブ	(7)
白堊紀花崗岩	新石	*2	9.8	-320±10	連続モニタリング装置	(8)

*1 深度約1000mのボーリング孔の孔口からの湧水

*2 地下約700mの地下坑道から掘削したボーリング孔内からの湧水

(1) 太田(1973) (2) 亀井(1997), Kamei et al. (1999) (3) Seo et al. (1989)

(4) Ii et al. (1997) (5) 太田(1971) (6) Iwatsuki and Yoshida (1999)

(7) 濱・岩月(1998) (8) 笹本ほか(1996)

わが国における深部地下水の酸化還元電位については、信頼できる測定値が少ない。原位置の測定データからは、堆積岩においては深度100数十mで、また、花崗岩では深度500m程度で還元状態になることが示される。なお、ポータブル電位計を用いた測定は地上で行われたもの。

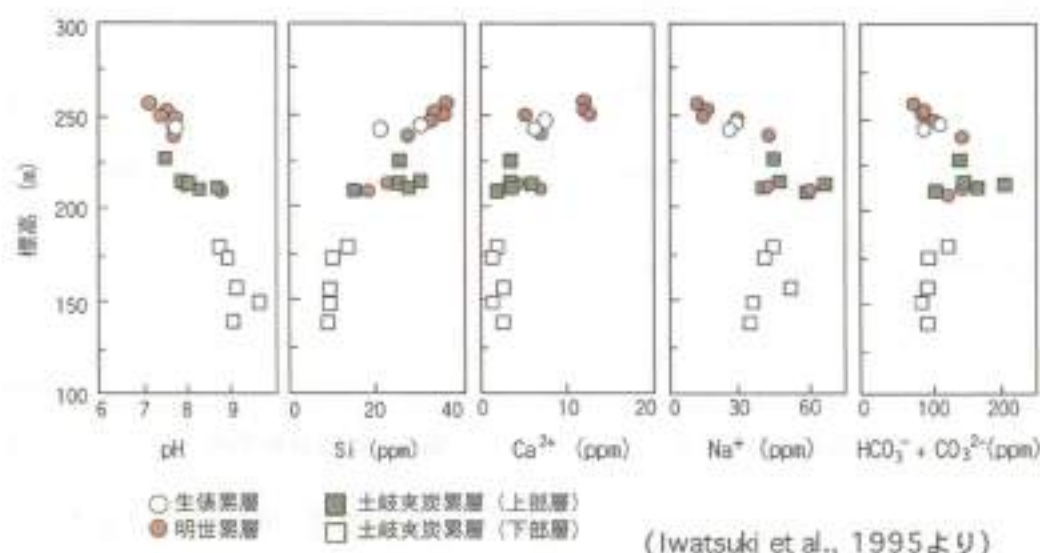


図 3.3-11 東濃地域における堆積岩中の地下水の水質変化

深度とともに中性からアルカリ性へと変化し、Si, Ca²⁺が減少して、Na⁺, HCO₃⁻が増加する。

反応が挙げられる。地下深部では、黄鉄鉱などの硫化鉱物の溶解・沈殿に加え、堆積岩中の有機物を栄養源とした微生物活動の寄与も想定され（長沼，1997；村上ほか，1999）。実際に、微生物活動に起因すると考えられるフミン酸、フルボ酸や硫黄に富む有機コロイドなどが地下水中に観察される（岩月・Moulin, 1998）。東濃地域の堆積岩中の地下水においては、深度数十 m 以深で HS⁻ が検出されており、この程度の深度レベルでも還元状態にあることが推定される。なお、安定同位体に着目した研究結果からは、このような還元状態が長期間保持されていることが示されている（Shikazono and Ueda, 1997）。

一方、東濃地域の花崗岩中の地下水については、水素・酸素の安定同位体比から、降水起源であることが確認されている。また、トリチウム濃度から、場所によっては深度 100m 前後まで、表層水が数十年という短期間で浸透していることが示されている。それより深部については、全般にトリチウム濃度は低く、地下水の酸化還元電位として深度 180～330m において約 0mV（pH=7.8～8.0）の値が得られている。この値は Fe³⁺ と Fe²⁺ の酸化還元境界に相当しており、割れ目を充填している鉱物の調査からも、黒雲母などを起源とする鉄を含んだ化学種が、酸化還元反応に寄与していることが推定される。さらに、深度 500～1,000m で Eh は -300mV 前後となり、熱力学的な解析によれば、SO₄²⁻、HS⁻ といった硫黄を含む化学種が酸化還元電位を決定している可能性が高い（Iwatsuki and Yoshida, 1999）。また、割れ目充填鉱物の調査からは、黄鉄鉱が硫黄の起源として認められている。実測データに基づくこれらの知見は、局所的な表層水の浸透を考慮しても、地下数百 m 程度では還元状態が保たれていることを示している。なお、水質は地下浅部で Na⁺、Ca²⁺ および HCO₃⁻ からなり、深部にいくにしたがい Ca²⁺ が減少して Na⁺ と HCO₃⁻ が増加する（図 3.3-12）。

このような傾向は、釜石鉱山の花崗岩中の地下水についても確認されている（核燃料サイクル開発機構，1999）。地下水中の水素・酸素の安定同位体比およびトリチウム濃度によれば、釜石鉱山の坑道内の地下水は、降水起源の表層水が短期間に浸透してきたものと考えられる。ただし、それらは坑道壁面から直接湧水する地下水であり、たとえば、地表下約 700m の坑道から斜め下方に掘削された長さ約 300m のボーリング孔からの湧水の酸化還元電位は、-300mV 前後（pH=9～9.6 程度）を示す（釜石鉱山の地表部の標高は 900m 前後）。また、地表下約 300m の坑道においても、坑道周辺からの湧水にトリチウムを含む酸化状態のものが認められるものの、新たに坑道壁面からはほぼ水平方向に掘削した長さ数 m～数十 m のボーリング孔では、湧水中にトリチウムは検出されず、ポータブル電位計による孔口での簡易測定でも -30～60mV 程度の酸化還元電位が得られている。これらの事実は、坑道周辺を除けば、地下深部の地質環境が、数十年間に及ぶ鉱山活動によっても乱されずに還元状態を維持し得ることを示している。このような地下水の還元状態の形成には、東濃地域の花崗岩と同様に、黄鉄鉱を起源とする硫黄を含んだ化学種による酸化還元反応が寄与して

いるものと考えられている。また、水質も、東濃地域と同様に浅部から深部へと、 $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-$ タイプから $\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$ タイプに変化する。移行経路沿いの構成鉱物の微視的観察や熱力学的解析、マスバランス理論に基づく解析などから、釜石鉱山における花崗岩中の地下水の水質形成には、移行経路周辺の長石類や方解石の溶解反応および割れ目を充填している粘土鉱物と地下水間のイオン交換反応が寄与していることが確認されている（笹本ほか，1996）。このような充填鉱物との反応による地下水の還元状態の形成は、断層中においてもみられることが報告されており（Sugisaki et al., 1980），地下深部では割れ目や断層中の充填鉱物が酸化還元反応に大きな役割を果たしていると考えられる。

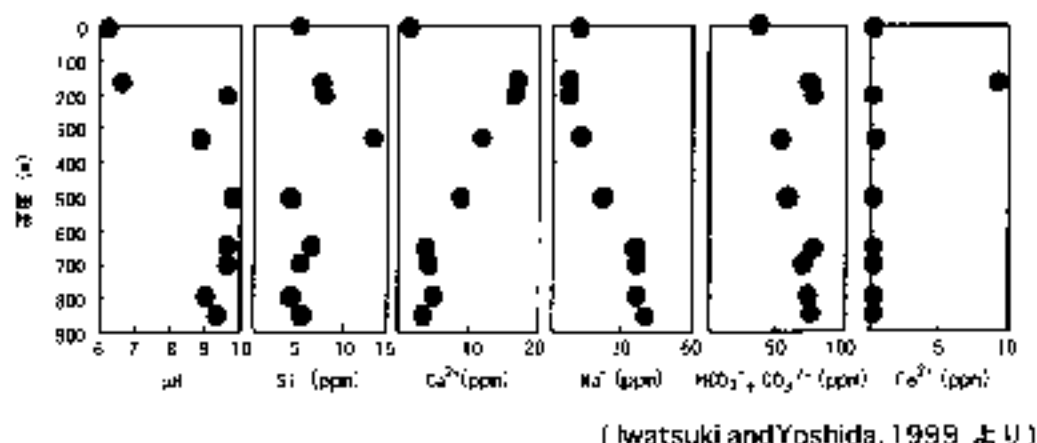


図 3.3-12 東濃地域における花崗岩中の地下水の水質変化

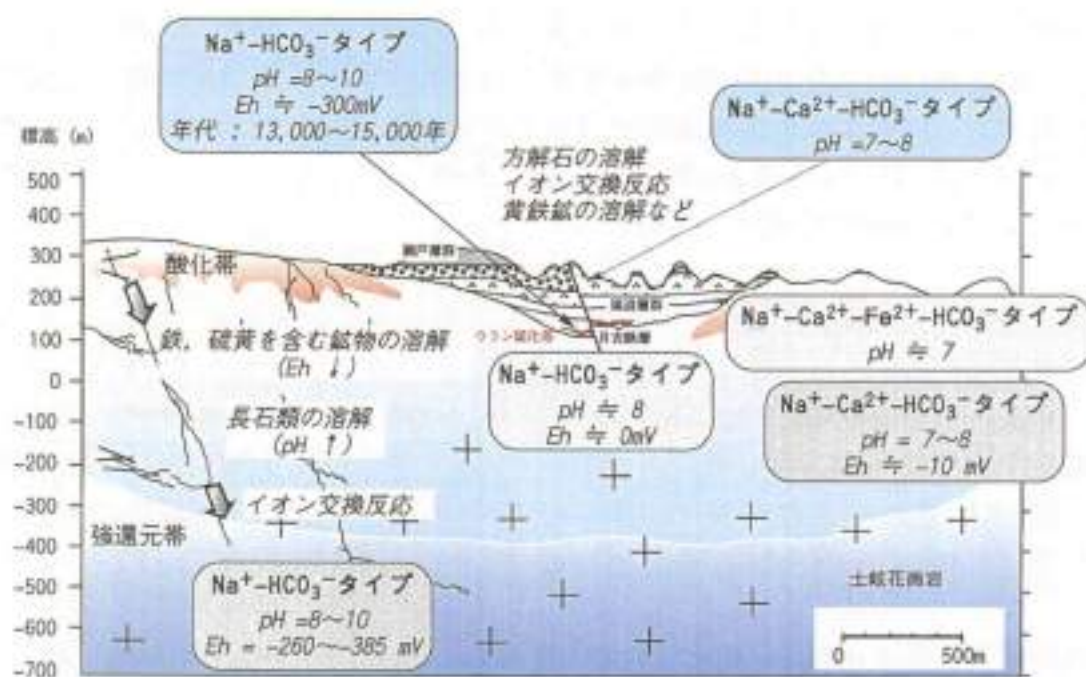
深度とともに中性からアルカリ性へと変化し、 Ca^{2+} が減少して、 Na^+ および HCO_3^- が増加する。

以上のことから、降水を起源とする地下水の水質形成に関して、次のことが一般的にいえる（図 3.3-13）。

- ・地下水の水質形成には、長石類や方解石の溶解、粘土鉱物と地下水とのイオン交換反応が寄与している。
- ・有機物を含む堆積岩においては、硫黄を含む化学種の酸化還元反応や微生物活動による有機物の分解反応などが関与している。
- ・花崗岩などの結晶質岩においては、鉄あるいは硫黄を含む化学種の酸化還元反応が関与している。
- ・これらの結果、地下深部の地下水は弱アルカリ性かつ還元状態になる。

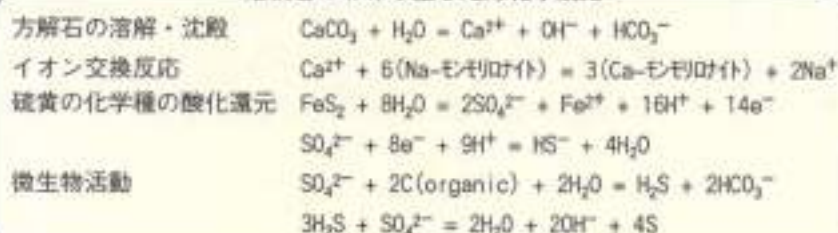
2) 海水起源の地下水

わが国では、周辺海域の海底下および場所によっては沿岸地域の地下においても、海水を起源とする地下水の存在が想定される。海水を起源とする地下水の化学組成は、海水と同様に、 $\text{Na}^+ - \text{Cl}^-$ を主成分として SO_4^{2-} や Mg^{2+} 、 Ca^{2+} などを含むと考えられるが、後述の例に示されるように、岩盤中に滞留する間に岩石との反応によって、



(Iwatsuki and Yoshida, 1999を一部修正)

堆積岩における主な地球化学反応



花崗岩における主な地球化学反応

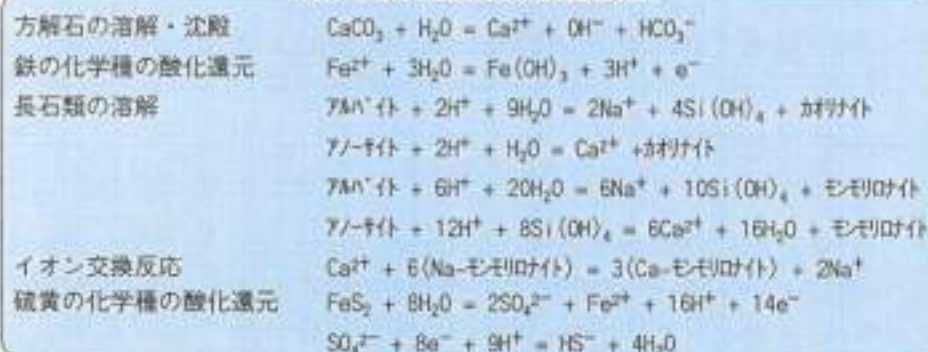


図 3.3-13 東濃地域における深部地下水の地球化学的性質

岐阜県東濃地域の地下水は、堆積岩、花崗岩ともに上部の $\text{Na}^+ - \text{Ca}^{2+} - \text{HCO}_3^-$ タイプから、深度とともに $\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$ タイプの水質に変化する。酸化還元状態については、堆積岩では深度百数十mで強還元状態に達し、花崗岩においては深度500m程度で強還元状態に達する。

部の成分が海水に比べて増加あるいは減少する（島崎ほか，1995；鹿間，1997）。国外でも，スウェーデンのエスボ島やイギリスのセラフィールドなどで塩水の地下水が確認されており，いずれも地下深部では還元状態にあることが示されている（たとえば，Smellie et al., 1985；Fritz and Frappe, 1987；Bath et al., 1996）。以下には，千葉県茂原地域および北海道幌延地域の事例を示す。

茂原地域では，深度約 1,000m のガス井（主な溶存ガスはメタン（ CH_4 ））から地下水が自噴している。これを採取・分析した結果，この地下水は $\text{Na}^+ \cdot \text{Cl}^-$ に富んでおり，酸素・水素の安定同位体比および化学組成から，堆積時に海水が地層中に取り込まれた化石海水に由来することが明らかになっている。地表で簡易測定された地下水の酸化還元電位は -50mV 程度の値を示すが，有機物のメタンへの分解反応によって，地下深部ではより強い還元状態が形成されていると推測される（亀井，1997）。

幌延地域の深度 1,000m の堆積岩層から得られた地下水は，茂原地域と同様に $\text{Na}^+ \cdot \text{Cl}^-$ に富む水質を示す。この地下水は，現在の海水に比べ Mg^{2+} , Ca^{2+} 濃度が低く， Si , PO_4^{3-} , I^- , Fe^{2+} の濃度が高いことから（li et al., 1997），海水と岩石との反応により形成されたと考えられる。ボーリング孔内での原位置測定では，酸化還元電位として， 220mV （ $\text{pH}=8.4$ ）の値が得られている。この値は SO_4^{2-} と HS^- の酸化還元境界にあたることから，硫黄を含んだ化学種の酸化還元反応が，還元状態の形成に寄与していると考えられる。

以上の事例から，海水を起源とする深部地下水について，次のことが示される。

- ・地下水の水質は $\text{Na}^+ \cdot \text{Cl}^-$ に富む。
- ・有機物の分解や硫黄を含む化学種の酸化還元反応などにより還元状態になる。

3.3.5 岩盤の熱特性・力学特性

岩盤の熱および力学に関する特性は，人工バリアや処分施設の設計・施工条件として重要な要素である。岩盤の熱的な特性は処分場の温度環境を支配し，また，人工バリアの性能にも影響を及ぼす。とくに，緩衝材の化学的な安定性にとって重要であり，この観点からは，場としての地温が低く，岩石自体の熱伝導性が高いことが好ましい条件といえる。一方，力学的な特性は，処分場の建設・操業時における地下空洞の安定性や埋め戻し後のオーバーバックおよび緩衝材の力学的な安定性にとって重要である。この観点からは，場としての地圧が低く等方的であることが好ましい条件であり，また，岩石自体の強度が十分であることが必要である。

地層処分にとって重要な岩盤の熱および力学に関する特性は，大きく，場としての特性（地温や応力の状態）と岩石自体の物性（熱伝導率や強度など）に分けられる。後者については，岩石の種類によって異なるため，土木工学などの分野に蓄積された

文献データを収集するとともに、東濃地域や釜石鉱山での地層科学研究などを通じて実測データの整備を進めてきた。文献データの集計結果を表 3.3-2 にまとめて示す。集計にあたっては、明らかに風化部や変質部のデータであることが確認できたものは除外した。

なお、岩盤の特性は処分場の建設にともなう坑道の掘削によって変化するため、とくにニアフィールドの特性として、坑道掘削の影響をあわせて把握しておくことが重要である。この観点から、東濃鉱山および釜石鉱山の地下坑道を利用して、掘削影響の程度や範囲を理解するための試験研究を実施した。

以下、熱特性、力学特性および掘削影響領域について、これまでに得られた情報や知見をまとめる。

1) 熱特性

地下深部の岩盤の熱特性については、場の温度状態としての地温と、岩石自体が有する熱伝導率や比熱などの物性の双方に着目する必要がある。前者については、ボーリングデータに基づく全国規模での地温勾配に関する情報を整理し、また、後者については、文献調査により岩種ごとの情報を収集した（表 3.3-2）。

ほぼ全国を網羅した深層ボーリングデータに基づく地温勾配の分布を図 3.3-14 に示す。これによれば、地温勾配が高い地域は 3.2.4 で示した第四紀火山の分布とほぼ一致している。一方、火山地域を除く大部分の地域においては、地温勾配はおおむね $5^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 以下であり、多くは $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 前後である。これは、従来の知見（たとえば、大久保, 1993；矢野ほか, 1994）とも整合する。

岩石自体の熱物性に関しては、結晶質岩（酸性岩と塩基性岩）、先新第三紀堆積岩（砂質岩と泥質・凝灰質岩）および新第三紀堆積岩（砂質岩と泥質・凝灰質岩）に区分して、熱伝導率、比熱、線膨張率について、文献データと東濃鉱山および釜石鉱山での実測結果を整理した。そのうち、熱伝導率の例を図 3.3-15 に示す。熱伝導率は、結晶質岩では $2\sim 3\text{W m}^{-1}\text{K}^{-1}$ にピークを有し、新第三紀堆積岩では $1\text{W m}^{-1}\text{K}^{-1}$ 付近のものが多。

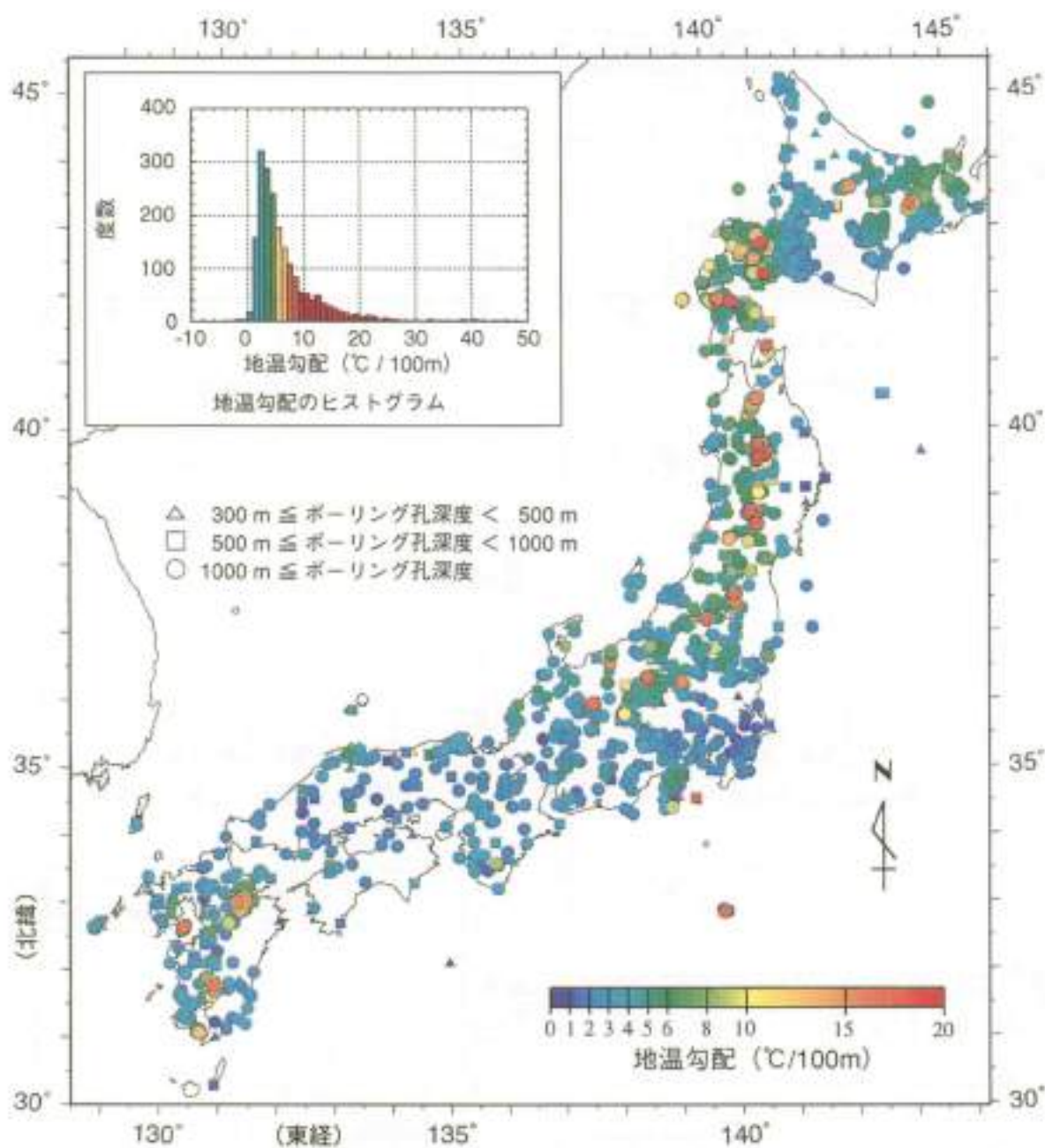
2) 力学特性

岩盤の力学的な特性については、第 1 次取りまとめで示した文献調査の結果（佐藤ほか, 1992）をさらに充実するとともに（表 3.3-2）、東濃鉱山および釜石鉱山での試験研究によって実測データの蓄積を図ってきた。これらの情報については、熱特性と同様の岩種ごとに、有効間隙率、一軸圧縮強度、弾性係数、ポアソン比、せん断強度および内部摩擦角の各物性値を整理した。そのうち、一軸圧縮強度の例を図 3.3-16

表 3.3-2 岩盤の諸特性統計量一覧表

佐藤ほか(1992)に、新たな文献データを加えて、岩種ごとの物性の統計量を求めた(佐藤ほか, 1999)。

岩種	物性	熱			間隙・水			弾性波速度				密度			強度				
		熱伝導率	比熱	膨張係数	吸水率	含水率	有効孔隙率	縦波速度		横波速度	ポアソン比	飽和状態	自然状態	乾燥状態	一軸圧縮強度	二軸圧縮強度	三軸圧縮強度	圧縮率	一軸引張強度
		W/m·K	J/kg·K	1/K	%	%	%	km/s	km/s	km/s		g/cm ³	g/cm ³	g/cm ³	MPa	MPa	MPa	%	MPa
結晶質岩 (酸性岩)	個数	102	71	70	402	105	315	748	160	210	193	73	250	643	307	493	495	171	259
	最大値	5.38	1.08	1.29	27.9	38.7	55.2	9.30	4.03	0.50	88.7	6.00	3.12	3.60	3.11	426.7	136.2	0.56	94.1
	最小値	1.10	0.73	0.04	0.1	<0.1	0.0	1.04	<0.1	0.02	<0.1	0.33	1.75	1.05	1.45	0.4	<0.1	0.04	0.1
	平均値	2.86	0.99	1.05	1.0	2.0	4.0	5.03	2.38	0.28	40.8	1.61	2.67	2.63	2.64	115.8	35.0	0.25	4.2
	中央値	2.76	1.03	1.18	0.5	0.4	1.7	5.05	2.37	0.28	41.7	4.30	2.67	2.65	2.66	167.8	28.1	0.23	7.1
	標準偏差	0.62	0.01	0.46	2.1	6.7	7.7	1.15	0.56	0.10	20.9	1.82	0.18	0.20	0.20	70.5	27.3	0.10	4.4
結晶質岩 (塩基性岩)	個数	183	55	50	435	37	248	662	190	183	310	349	125	529	270	529	448	68	278
	最大値	4.23	1.28	1.29	12.3	11.5	25.2	8.08	4.13	0.42	127.4	5.20	3.09	3.37	3.06	437.5	160.7	0.50	23.1
	最小値	0.58	0.72	0.03	0.1	0.1	0.1	1.50	0.67	0.10	<0.1	0.14	2.15	1.56	1.84	3.9	<0.1	0.07	0.5
	平均値	2.56	0.96	0.82	1.9	4.2	7.0	4.79	2.38	0.26	24.7	1.51	2.66	2.63	2.60	134.0	26.5	0.25	9.9
	中央値	2.39	1.06	0.81	1.2	4.1	5.4	4.86	2.32	0.26	18.4	1.11	2.66	2.65	2.63	127.4	20.7	0.23	9.6
	標準偏差	0.77	0.17	0.22	2.1	3.4	5.7	1.19	0.61	0.06	25.7	1.11	0.24	0.24	0.25	72.1	27.8	0.09	4.7
新第三紀 堆積岩 (砂質岩)	個数	75	1	1	16	22	110	220	31	1	8	409	87	277	108	78	70	23	15
	最大値	4.74	0.77	0.70	24.4	53.6	55.1	6.85	2.99	0.25	68.6	6.13	2.64	2.98	2.78	205.8	82.2	0.45	31.4
	最小値	0.47	0.77	0.70	0.2	1.1	0.1	0.70	0.25	0.25	<0.1	0.41	1.74	1.28	1.09	0.2	<0.1	0.11	0.1
	平均値	1.56	0.77	0.70	7.3	21.2	17.9	2.83	1.49	0.25	30.7	3.75	2.27	2.26	2.61	31.2	11.0	0.32	7.9
	中央値	1.30	0.77	0.70	4.1	18.8	16.1	2.70	1.25	0.25	27.6	3.74	2.29	2.25	1.98	17.2	3.2	0.33	6.7
	標準偏差	0.78			7.8	14.4	13.7	1.20	0.99		30.3	0.76	0.25	0.36	0.30	36.8	19.6	0.12	7.6
新第三紀 堆積岩 (泥質/凝灰質岩)	個数	90	6	6	91	106	203	412	57	5	21	61	155	537	183	360	364	61	92
	最大値	3.63	0.93	2.44	125.0	60.0	55.4	6.40	3.51	0.31	20.3	5.30	2.62	2.99	2.66	377.6	58.8	0.50	54.8
	最小値	0.35	0.72	0.83	0.2	0.6	0.2	0.20	0.20	0.21	1.9	0.64	1.40	1.05	0.68	<0.1	<0.1	0.07	0.1
	平均値	1.62	0.85	1.42	14.9	21.7	20.0	2.58	1.38	0.28	15.0	2.52	2.23	2.02	1.99	25.8	6.7	0.27	3.7
	中央値	1.37	0.85	1.36	10.3	19.9	20.0	2.32	1.30	0.30	17.5	2.38	2.29	1.98	2.01	9.1	4.1	0.28	1.8
	標準偏差	0.87	0.07	0.56	19.5	11.6	12.8	1.07	0.59	0.04	5.4	0.81	0.28	0.35	0.41	38.0	9.4	0.11	6.4
先新第三紀 堆積岩 (砂質岩)	個数	16	4	4	215	9	124	420	102	47	82	35	48	333	95	355	493	25	72
	最大値	4.48	1.08	1.08	3.4	4.7	40.0	7.00	4.22	0.45	87.5	5.40	2.79	2.98	2.80	414.5	150.9	0.52	22.1
	最小値	2.38	1.05	0.65	0.1	0.0	0.0	1.08	1.39	0.17	<0.1	0.50	1.23	1.60	2.45	0.3	<0.1	0.10	0.5
	平均値	3.19	1.06	0.93	0.7	1.3	6.5	4.57	3.05	0.28	35.1	2.15	2.58	2.52	2.61	134.4	18.6	0.20	3.7
	中央値	2.97	1.06	1.00	0.5	1.1	3.1	4.61	3.21	0.26	43.0	1.90	2.63	2.58	2.56	127.4	13.7	0.20	7.6
	標準偏差	0.59	0.01	0.19	0.6	1.4	9.0	1.24	0.75	0.07	26.0	1.38	0.28	0.26	0.08	83.6	19.7	0.07	5.4
先新第三紀 堆積岩 (泥質/凝灰質岩)	個数	14	4	5	58	3	53	201	26	14	68	16	18	214	55	178	321	16	49
	最大値	3.65	1.04	1.09	2.6	0.9	46.0	7.80	3.96	0.39	97.7	5.50	3.05	3.05	3.04	344.0	105.8	0.39	24.7
	最小値	1.88	1.09	0.80	0.1	0.6	0.4	1.97	1.46	0.20	1.8	0.99	1.30	1.41	2.08	1.5	0.2	0.06	0.1
	平均値	2.68	1.06	0.96	0.6	0.8	7.7	4.59	2.69	0.30	42.9	2.82	2.69	2.48	2.72	104.9	17.8	0.26	7.6
	中央値	2.68	1.06	0.94	0.4	0.8	1.8	4.95	2.53	0.29	45.6	2.36	2.70	2.66	2.74	89.7	8.2	0.30	5.4
	標準偏差	0.48	0.02	0.11	0.5	0.2	11.4	1.64	0.60	0.05	24.3	1.60	0.25	0.38	0.19	76.4	19.9	0.09	6.6



(矢野ほか, 1999より)

図 3.3- 14 日本の地温勾配図

日本全国のボーリングデータをもとに編集された地温勾配図。地温勾配が高い地域は第四紀火山の分布とほぼ一致する。第四紀火山の周辺を除く大部分の地域で、地温勾配は5℃/100m以下である。

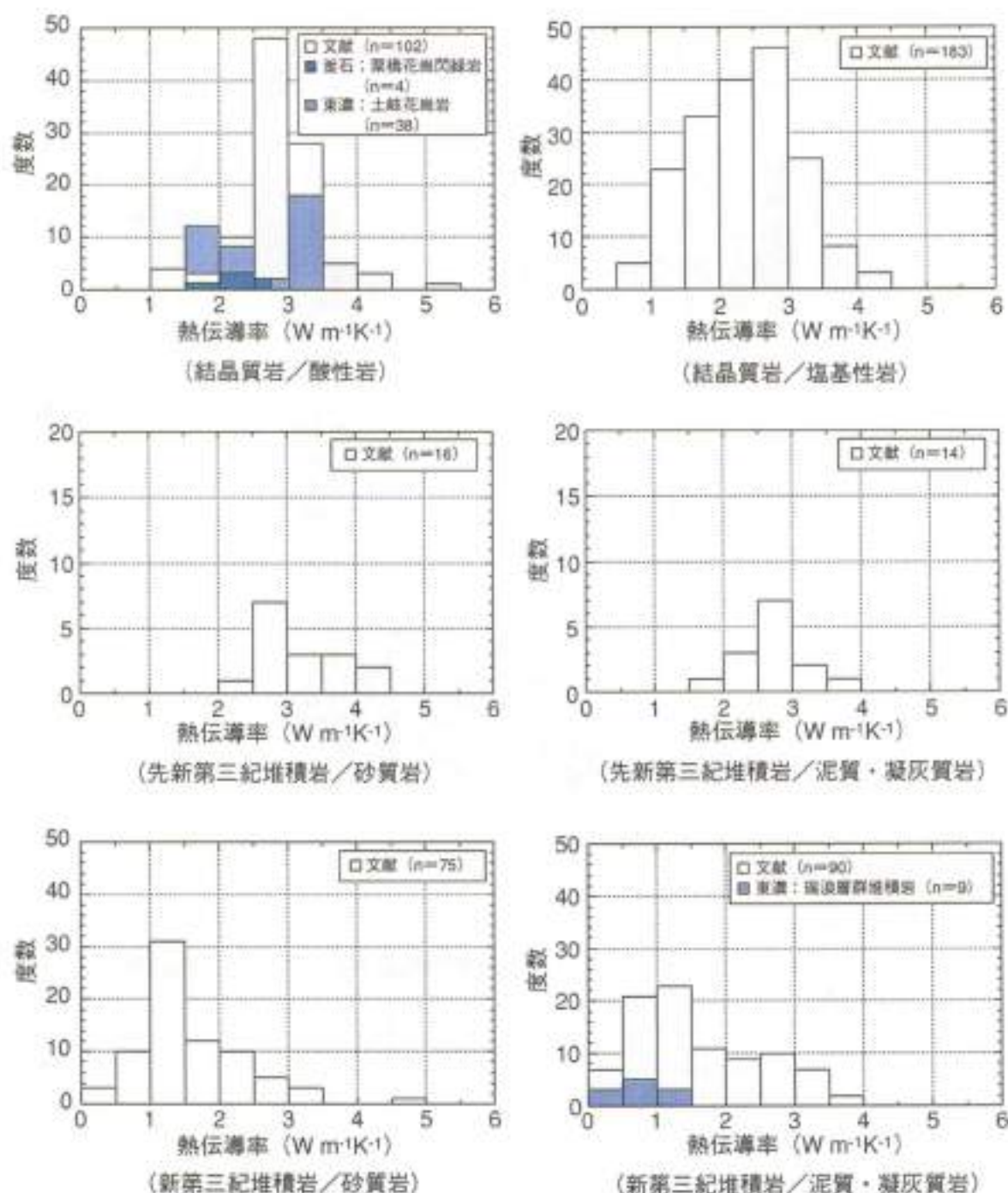


図 3.3-15 熱伝導率の頻度分布図

熱特性に関する主要な物性値については、佐藤ほか（1992）とそれ以降の文献データを収集、整理した（佐藤ほか，1999）。熱伝導率については、結晶質岩および先新第三紀堆積岩では $2 \sim 4 \text{ W m}^{-1}\text{K}^{-1}$ にピークがある。新第三紀堆積岩では $1 \text{ W m}^{-1}\text{K}^{-1}$ 付近のデータが多いが、 $4 \text{ W m}^{-1}\text{K}^{-1}$ 付近までばらつく傾向がある。

に示す。一般に土木工学などの分野では、一軸圧縮強度を指標に岩石を、10～20MPa以下の軟岩とそれ以上の硬岩に分類している。図 3.3-16 によれば、結晶質岩と先新第三紀堆積岩の大部分は硬岩に、新第三紀堆積岩の多くが軟岩に分類される。

なお、岩盤の物性と深度との関係に関しては、深度による応力の増加にともなう密度の増加や間隙率の減少などが想定されるが、結晶質岩や強固な堆積岩ではそのような効果は小さいと考えられる。比較的新しい時代の堆積岩の場合には、成壤作用（堆積物が固結して岩石になる過程のことで、圧密による脱水、間隙の減少などの物理的な作用のほか、水溶成分の沈殿による間隙の充填や再結晶などの化学的な作用も含まれる）によって地下深部ほど一般に固結度が高く、密度や強度が大きくなることが知られている。図 3.3-17 に、主な物性値と深度との関係を岩種別に示す。いずれの岩種および物性もデータの分布範囲が広く顕著な深度依存性はみられないが、新第三紀堆積岩では深度とともに自然密度や一軸圧縮強度などが増加する傾向が認められる。新第三紀堆積岩の一軸圧縮強度のデータは、主に房総半島における深層ボーリングによって採取された試料のものである（渡部ほか、1992）。このように、比較的固結度の低い堆積岩が同一地域に厚く分布する場合には、一般に深度とともに密度や強度が増加するといえる。

一方、場の特性である初期応力については、たとえば、Kanagawa et al. (1986) や斎藤ほか (1988) が日本国内で得られたデータを取りまとめ、鉛直応力や水平面内応力と鉛直応力の比の深度分布を示している。これらの知見をさらに補完するため、1988 年以降の文献を主体に調査し、データの拡充を図った。また、東濃地域や釜石鉾山において、複数の測定手法を適用することにより、各手法の特徴や適用性を検討した (Matsui et al., 1997; Maeda et al., 1999)。これまでに得られた測定結果では、各手法によって主応力の値や方向はある程度ばらつくものの、鉛直応力が土被り圧とほぼ一致し深度とともに増加することと、鉛直応力と水平面内応力の比が深度の増加とともに 1 前後 (0.5～2.0) に近づく傾向を示すことが確認されている。図 3.3-18 に、文献調査によって得られたデータのうち、鉛直応力と水平面内応力の双方がそろっているものだけを、東濃地域および釜石鉾山での実測値とともに示す。

3) 掘削影響領域

岩盤内に地下坑道を掘削すると、坑道周辺の岩盤が力学的・水理学的および地球化学的に擾乱されることが想定される。このような領域は、掘削影響領域と呼ばれ、ニアフィールド性能の評価にとって重要な領域であるため、各国の研究機関でさまざまな試験研究が実施されている（たとえば、Excavation Disturbed Zone Workshop, 1996）。

サイクル機構においては、東濃鉾山および釜石鉾山で実際に直径約 3m の水平坑道や立坑（東濃鉾山のみ）を掘削し、その前後の変化を観測することによって、掘削影

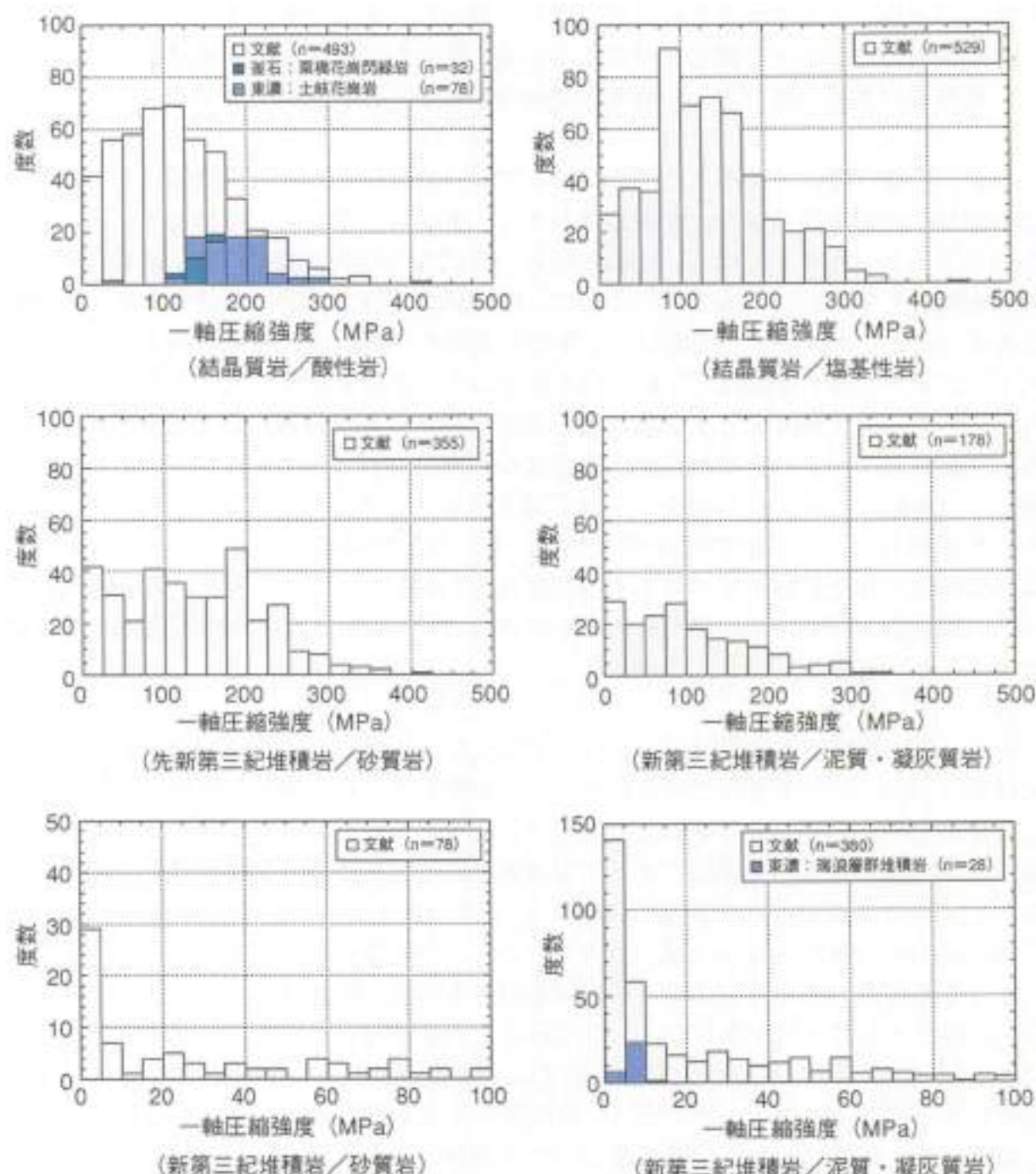


図 3.3-16 一軸圧縮強度の頻度分布図

力学特性に関する主要な物性値については、佐藤ほか（1992）とそれ以降の文献データを収集、整理した（佐藤ほか，1999）。岩石はその一軸圧縮強度によって、10～20MPa以下の軟岩とそれ以上の硬岩に分類される。本図によれば、結晶質岩と先新第三紀堆積岩の大部分は硬岩に分類される。一方、新第三紀堆積岩では、軟岩が多いものの硬岩に分類されるものまで幅広く分布する。

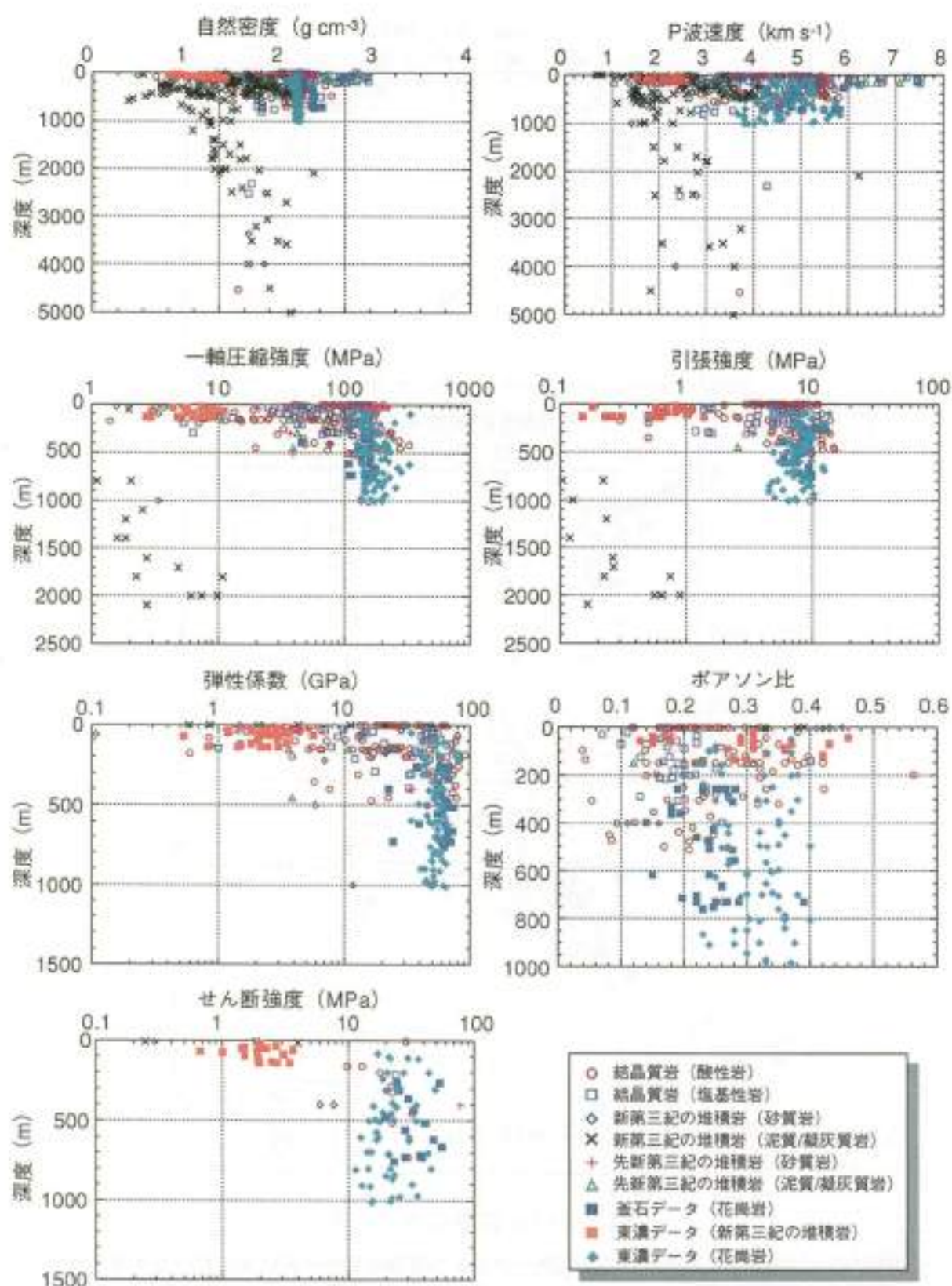


図 3.3-17 物性値と深度の関係

いずれの岩種および物性についても、データの分布範囲が広く、深度依存性を見出すことは困難であるが、新第三紀堆積岩では深度の増加とともに、自然密度や一軸圧縮強度が増加する傾向が認められる。

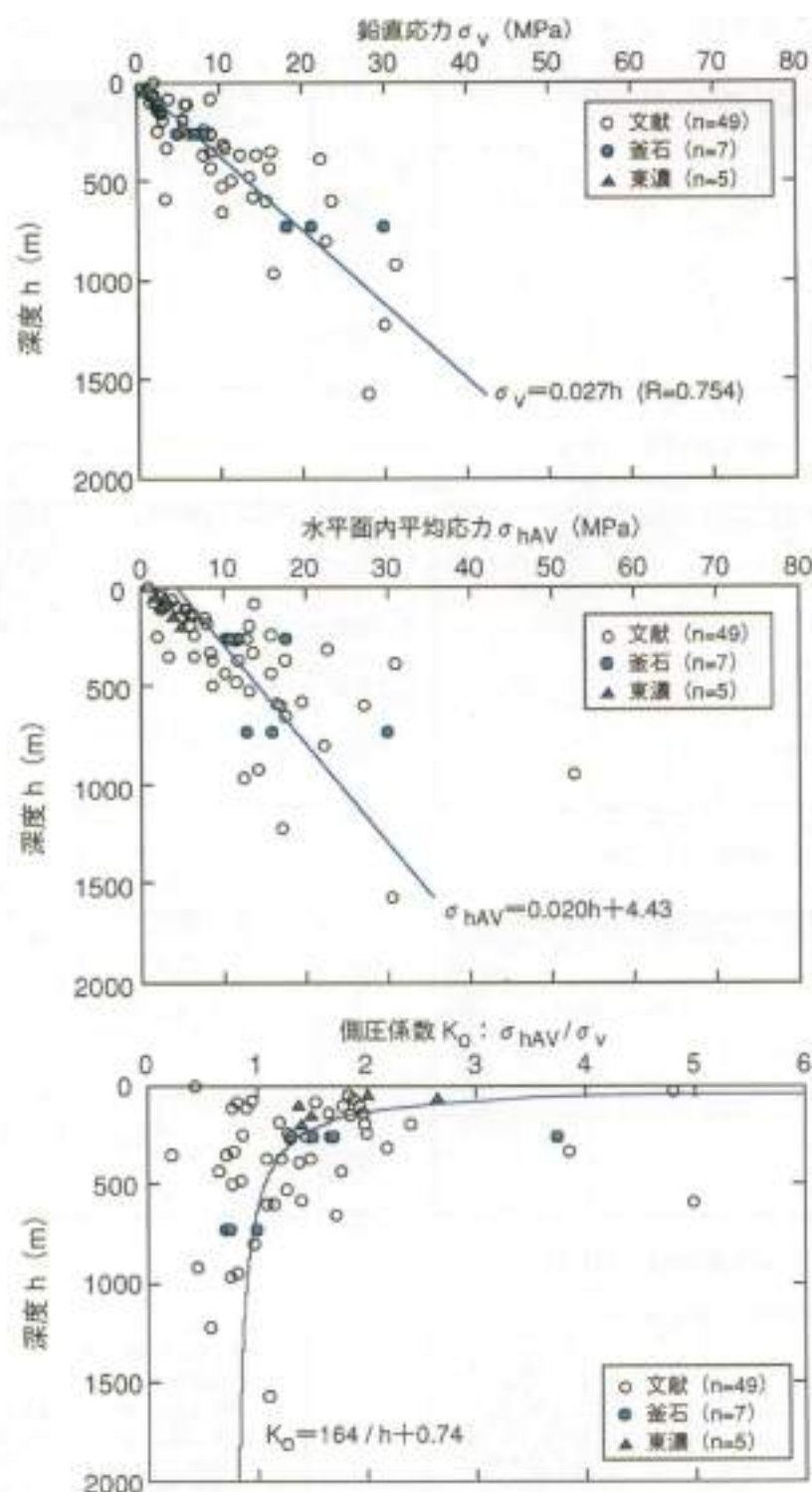


図 3.3-18 初期応力データ

斎藤ほか（1988）とそれ以降の文献データおよび東濃地域や釜石鉱山における実測データに基づく。なお、文献データについては、鉛直応力108件、水平面内平均応力178件、側圧係数71件のうち、鉛直応力と水平面内平均応力の両方が揃っているデータ49件をプロットした。鉛直応力は、岩石の単位体積重量を勾配とした直線で近似できる。側圧係数は、浅部では大きくばらつくが、深度の増加とともに1前後の値に漸近する傾向がみられる。なお図中の線は、鉛直応力、水平面内平均応力については、最小二乗法で近似したもの、また、側圧係数については、水平面内平均応力の式を鉛直応力の式で除したもの。

響領域の性質や範囲の見積もりを行ってきた（福田，1990；松井ほか，1992；Sato et al., 1995；核燃料サイクル開発機構，1999；Sato, T. et al., 1999）。これらの原位置での試験結果から、発破掘削による力学的な影響範囲は、堆積岩および結晶質岩ともに坑道壁面から最大 1m 程度の範囲に収まることが示されている（図 3.3-19）。また、水理学的な変化についても、ほぼ力学的影響範囲と同様の領域で、透水係数の増加がみられる。たとえば、東濃鉱山の第 2 立坑（掘削影響領域の評価のために新たに掘削した直径約 6m の立坑）においては、坑壁から約 1m の範囲で、発破による新たな割れ目の発生や既存割れ目の開口により、最大で 2～3 桁程度の透水係数の増加が認められた。しかし、透水係数は必ずしも一様に増加するわけではなく、応力集中による割れ目の閉塞にともない低下する部分もある。

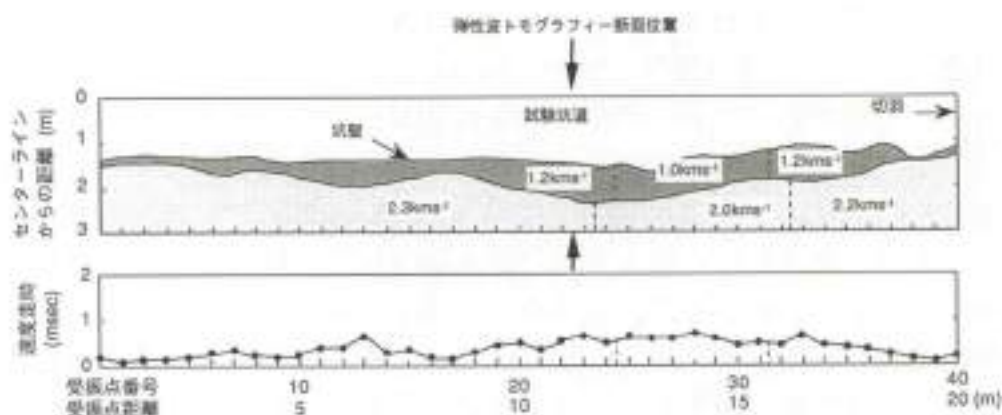
坑道掘削にともなう地球化学的な影響としては、坑道壁面からの酸素の侵入やこれにともなう地下水の酸化が重要である。釜石鉱山内での地下水の連続モニタリングの結果でも、坑道近傍の地下水中に溶存酸素が確認されている。これは、坑道壁面から割れ目に沿って酸素が侵入し、地下水中に溶解したものと考えられる（核燃料サイクル開発機構，1999）。ただし、3.3.4 に述べたように、坑道壁面から数 m～数十 m の地下水中には溶存酸素は認められず、還元状態が維持されている。東濃鉱山の堆積岩においても、割れ目に沿って酸素が侵入した痕跡が認められるが、釜石鉱山の花崗岩に比べて割れ目の分布自体が限られており、割れ目のない部分では、坑道壁面から数 mm 程度までしか酸化が及んでいない。

これらの調査の結果から想定される、掘削影響を考慮した坑道周辺の地質環境の概念図を図 3.3-20 に示す。

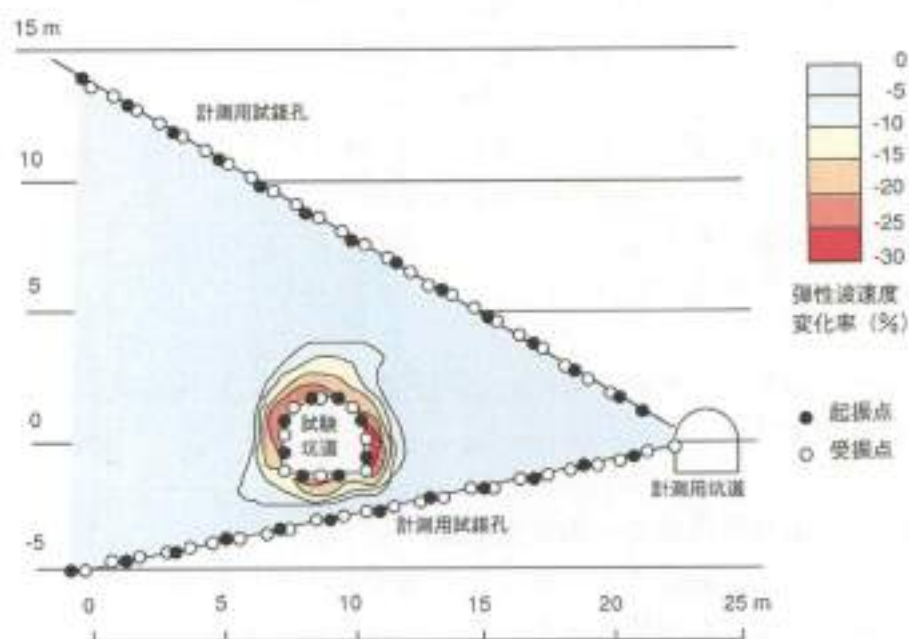
3.3.6 まとめ：深部地質環境の一般的な特性

地層処分システムの性能にとって重要な岩盤や地下水の性質に関し、実測データの取得に重点を置いて情報の整備を進めてきた。地層処分システムにおいて、地質環境には、人工バリアにとって適切な設置環境を提供するとともに、それ自体が天然バリアとして機能することが期待される。本節では、重要な地質環境特性として、地下水の流動特性、地下水の地球化学特性、岩盤の熱特性・力学特性および物質移動に関与する地質構造要素に着目して、地層処分システムの設計研究や性能評価研究に反映する観点で情報を整理した。

これらの情報によって、わが国の岩盤や地下水の性質を網羅的に把握できたわけではなく、また、代表値や平均値が求められるわけでもない。しかし、わが国の深部の地下水は、一般に動きが遅く還元的な状態にあると考え得ることや、地温が異常に高くなく地圧も均等に近いような深部岩盤が、わが国にも広く存在し得ることは、本節に整理した情報によって理解できると考える。第 IV 章および第 V 章においては、こ



(1) 弾性波屈折法解析結果図

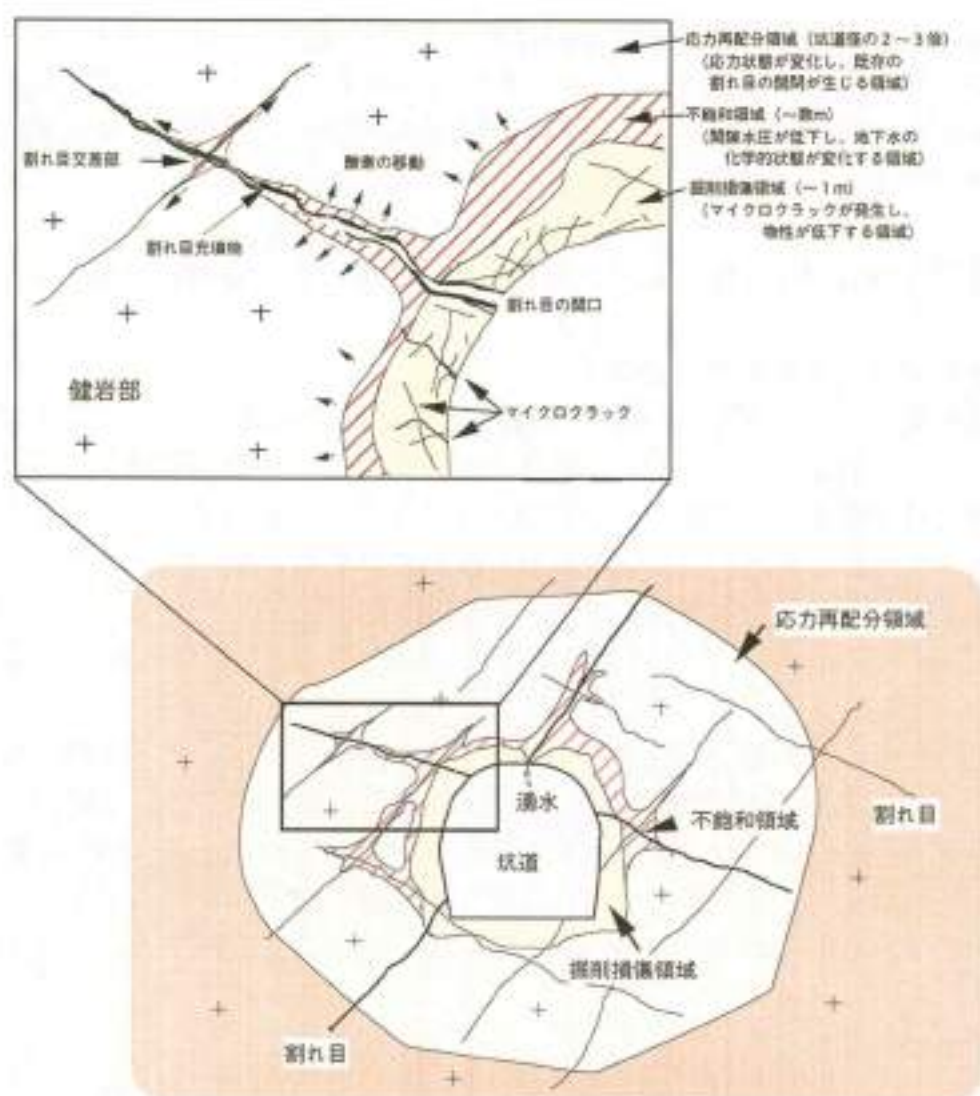


(2) 弾性波トモグラフィー解析結果図

(杉原ほか, 1998より)

図 3.3-19 東濃鉱山における弾性波を利用した掘削影響調査の結果

東濃鉱山の堆積岩を対象に、坑道掘削にともなう周辺岩盤の物性変化を観測した。弾性波を用いた調査では、坑道壁面から80cm程度の範囲に低速度帯が検出された。



(核燃料サイクル開発機構, 1999より)

図 3.3- 20 坑道周辺の地質環境の概念図 (割れ目系岩盤の例)

地下の岩盤中に坑道などの空洞を掘削すると、割れ目の発生・進展、応力状態の変化あるいは間隙水圧の変化が生じる。この変化により、周辺岩盤の破壊特性や変形特性などの力学特性、透水係数などの水理特性あるいは地下水の酸化還元電位などの地球化学特性が変化することが想定される。このような変化が生じる領域を「掘削影響領域」と呼ぶ。掘削影響領域は、掘削損傷領域、不飽和領域および応力再配分領域の3つの領域の重ね合わせと考えられる。

これらの情報をもとに地質環境に関するパラメータが設定され、地層処分システムの設計解析や安全評価解析が行われている。それらの結果をあわせて検討することによって、地層処分システムの観点からみたわが国の地質環境の適性を、より具体的に理解することができる。

以下、重要な地質環境特性ごとに、前項までに述べた主要な内容を要約する。

①物質移動に関与する地質構造要素

物質の移行経路となる岩石中の粒子間空隙や割れ目などの分布や性質は岩石の種類や地域によって異なるが、一般に、地下水を媒体として物質が移動する過程で、造岩鉱物や割れ目充填鉱物の表面に物質が吸着する効果が期待できることを示した。また、ナチュラルアナログとして、実際の地下深部の割れ目においてマトリクス拡散現象が実際に生じていることを確認した。

②地下水の流動特性

地表付近の動水勾配の値を地形との関係で整理するとともに、地下深部の動水勾配が地表付近に比べて小さくなる傾向を、解析および実測データにより確認した。また、岩盤の透水性については、東濃地域や釜石鉱山での実測データおよび文献データを岩種ごとに整理し、断層破碎帯や割れ目集中帯を除く地下深部の岩盤としての平均的な透水係数は、おおむね $10^{-4} \sim 10^{-5} \text{ m/s}$ オーダーの範囲に分布することを示した。

③地下水の地球化学特性

東濃地域および釜石鉱山における実測データなどに基づき、降水を起源とする地下水の水質は、岩石を構成する一般的な造岩鉱物、割れ目などを充填する粘土鉱物および微生物や有機物との反応によって形成され、地下深部では一般に還元状態にあることを示した。また、海水を起源とする地下水も、地下深部では一般に還元状態にあると考え得ることを示した。

④岩盤の熱特性・力学特性

岩石の熱および力学に関する主要な物性データを岩種ごとに整理した。地温勾配については、全国的な分布に関する情報に基づき、火山地域以外ではおおむね $3^\circ\text{C}/100\text{m}$ 前後にあることを示した。また、初期応力に関しては、文献データと東濃地域および釜石鉱山での実測に基づき、地下深部では鉛直応力と水平面内応力の比が1前後に近くなることを示した。

3.4 地質環境に関するナチュラルアナログ研究の事例

ウラン鉱床などを活用したナチュラルアナログ研究（用語の説明参照）によって、地質環境、とくにその化学的な環境が長期にわたって安定してきた事例を示すことができる。その世界的な代表例は、アフリカのガボン共和国で発見された天然の原子炉として有名なオクロ鉱床である（Kuroda, 1956; IAEA, 1975, 1978; Isobe et al., 1995）。オクロ鉱床は、約 20 億年前に形成された高品位のウラン鉱床で、天然の状態のまま自然発生的に核分裂連鎖反応を起こし、核分裂生成物や超ウラン元素を地質環境中に発生させた（たとえば、Brookins, 1990; Hidaka et al., 1994）。これまでのフランスをはじめとする世界各国の研究の結果、発生した放射性元素の多くが 20 億年経過した現在まで地質環境中に安定に保存されてきたことが確認され、地層処分の一時的な安全性を示す天然の類似現象として注目されている（たとえば、Curtis et al., 1989）。

このほか、ウラン鉱床を利用したナチュラルアナログ研究としては、オーストラリアのクンガラ鉱床（たとえば、Duerden et al., 1987; CEC, 1993; Ohnuki et al., 1995）、カナダのシガーレイク鉱床（たとえば、Goodwin et al., 1989）、ブラジルのオサムウツミ鉱床（たとえば、Chapman et al., 1990）などの例があり、いずれのウラン鉱床でもウランやトリウムなどの放射性元素が地質環境中に長期にわたって保存されてきたことが示されている。わが国においても、岐阜県の東濃ウラン鉱床における研究例がある（たとえば、Yamakawa, 1991; Yusa et al., 1993; Yoshida, 1994）。また、ウラン以外にもさまざまな金属や非金属の鉱床が、世界各国およびわが国の地質環境中に存在している。これらは、地質環境には本来的に物質を長期にわたって保存する機能が備わっていることを示唆している。

以下、東濃ウラン鉱床におけるナチュラルアナログ研究の成果をもとに、地質環境に本来的に備わっている物質保持能力について、ウラン鉱床の保存とその間の地質学的な履歴に着目して整理する。また、より微視的な観点からとらえたウランの保持機構についても、これまでの調査から得られた知見を示す。

1) ウラン鉱床の保存と履歴

東濃ウラン鉱床はわが国最大のウラン鉱床であり、約 1 千万年前に形成されたとされている（Ochiai et al., 1989; 小林, 1989）。東濃ウラン鉱床地域の地質は、約 7 千万年前に貫入したマグマが冷却してできた上岐花崗岩（石原・鈴木, 1969）を基盤岩として、2,000～1,500 万年前頃にこの地域が湖底～海底であった時期に堆積した砂や泥が固結してできた堆積岩層（瑞浪層群）がこれを覆っている（糸魚川, 1974a）。この瑞浪層群の最下部に、ウラン鉱床が層状に分布する。ウラン鉱床は、花崗岩中に含まれるウランが酸化性の水に溶け込んで運搬され、還元的な環境下で沈殿・濃集してできたものと考えられている（Karayama et al., 1974）。

ウラン鉱床が形成された前後の 1,500～500 万年前頃にかけて、この地域は隆起により陸化し、瑞浪層群は侵食を受けるようになった（糸魚川、1980）。また、ウラン鉱床の形成後に発生した断層（月吉断層；長さ約 10km）が繰り返し活動することにより、ウラン鉱床を含む瑞浪層群を上下方向に約 30m ずらした。この断層によって、ウランの鉱体は切られ、ずれ動いたものの、その状態のまま現在まで保存されており、断層に沿ってウランが移動した形跡は認められていない（Shinjo et al., 1997）。さらに、約 500 万年前頃まで侵食が続いた後、この地域は沈降して河床や湖底に水没し、その間に堆積した上砂や粘土（瀬戸層群）が瑞浪層群を覆った（糸魚川、1974b）。瀬戸層群の堆積が約 70～10 万年前頃まで続いた後、この地域は、気候変動や海水準変動にともなって侵食を受けるようになり、その状態が現在も続いている。

以上のように、東濃ウラン鉱床は、約 1 千万年前に形成されて以来、断層活動や隆起・沈降、侵食・堆積、気候・海水準変動などを被ってきたにもかかわらず、現在まで保存されてきた。このことは、鉱床周辺の地質環境が長期にわたって地球化学的に安定な状態を維持し、その結果、ウランが地下水中に溶け出してしまうような状態に至らなかったためと解釈される（Shikazono and Utada, 1997）。実際に、東濃地域における地下水の地球化学特性に関する調査によれば、瀬戸層群中の地下水が現在の降水であるのに対し、ウラン鉱床を含む瑞浪層群最下部（地下 100 数十 m）の地下水は 1 万数千年前の降水が地下に浸透したものであり（水谷ほか、1992）、また、強い還元状態が維持されていることが確認されている（Iwatsuki et al., 1995）。このように、東濃ウラン鉱床は、地質環境がさまざまな天然現象を被ってきたにもかかわらず（また、その結果、一時的に擾乱を受けたとしても）、長期的にみれば安定な状態を維持してきたことを示す天然の実例といえる。

なお、ナチュラルアナログ研究の手法は、ウラン鉱床のみならず、一般の地質環境にも広く適用可能と考えられる。たとえば、過去の地質時代に生じた割れ目周辺での変質に着目した、マトリクス拡散現象に関する研究などは、さまざまな地質環境に応用することが可能である（たとえば、Miller et al., 1994）。また、過去から現在までの地形・地質条件や水理条件などの変遷に着目した古水理地質学的なアプローチ（たとえば、Chapman and McEwen, 1993；Yusa et al., 1993）を適用することによって、個々のサイトにおける地質環境の長期的な変化の傾向を類推することが可能である（このような考え方は、セルフアナログ（CEC, 1986）とも呼ばれる）。

2) ウランの保持

ウランとその娘核種の放射平衡・非平衡状態に着目した調査によれば、東濃ウラン鉱床のいくつかの場所から採取した岩石試料（数 cm 大）中のウラン系列核種（ ^{238}U 、 ^{234}U 、 ^{230}Th ）は、ほぼ放射平衡状態にある。このことは、これらの核種が閉鎖系で長期間共存していたことを意味している。放射平衡が成立するまでの期間が娘核種の半

減期に依存していることを考慮すると、少なくとも過去数十万～百万年間にわたって、ウランとトリウムが同じ場所（数 cm の範囲内）に固定されてきたと判断される（Ochiai et al., 1989；Yoshida et al., 1994a）。電子顕微鏡などによる微視的な観察によれば、ウランは一般的な造岩鉱物である黒雲母や石英粒子中の割れ目および鉱物粒子間の間隙に濃集しており（Yoshida, 1994）、高濃集部の方が低濃集部よりも透水性が高いこと、および低濃集部は高濃集部に比べて吸着能力により多くの余裕が残っていることが確認されている（Yoshida et al., 1994b）。すなわち、ウランの濃集度の違いは、岩石の吸着能力の差よりも、むしろ、ウランを含む地下水が通過したかどうかに依存している。このことは、ウラン鉱床の有無にかかわらず、地下深部の地質環境は、本来的にウランなどの核種を固定する潜在的な能力を持ち合わせていることを示唆している。

参考文献

- AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL-10711, COG-93-1, AECL, Canada.
- Alexander, W.R., Frigg, B., Ota, K. and Bossart, P. (1996) : The RRP Project: Investigating Radionuclide Retardation in the Host Rock, Nagra Bulletin, No.27, pp.43-55.
- Allard, B. (1982) : Sorption of Actinides in Granitic Rock, SKBF/KBS Tech. Rep., KBS TR 82-21, SKBF/KBS, Stockholm, Sweden.
- 栗田泰夫 (1988) : 東北日本弧中部内帯の短縮変動と太平洋プレートの運動, 月刊地球, Vol.10, pp.586-591.
- Bath, A.H., McCartney, R.A., Richards, H.G., Metcalfe, R. and Crawford, M.B. (1996) : Groundwater Chemistry in the Sellafield Area; A Preliminary Interpretation, Quart. Jour. Eng. Geol., Vol.29, pp.S39-S57.
- Branchon, P. and Shaw, J. (1995) : Reef Drowning during the Last Deglaciation: Evidence for Catastrophic Sea-level Rise and Ice-sheet Collapse, Geology, Vol.23, No.1, pp.4-8.
- Brookins, D.G. (1990) : Radionuclide Behaviour at the Oklo Nuclear Reactor, Gabon, Waste Manag., Vol.10, pp.285-296.
- CEC (1986) : CEC Natural Analogue Working Group, Second Meeting, CEC Nuclear Science and Technology Series, EUR 10671, CEC, Luxembourg.
- CEC (1993) : Fifth CEC Natural Analogue Working Group Meeting and Alligator Rivers Analogue Project Final Workshop, CEC Nuclear Science and Technology Series, EUR 15176, CEC, Luxembourg.
- Chapman, N.A. and McEwen, T.J. (1993) : The Application of Palaeohydrogeological Information to Repository Performance Assessment, Palaeohydrogeological Methods and their Applications, Proc. NEA Workshop, OECD/NEA, pp.23-38.
- Chapman, N.A. and McKinley, I.G. (1987) : The Geological Disposal of Nuclear Waste, John Wiley & Sons, Chichester, UK.

Chapman, N.A., McKinley, J.G. and Smellie, J.A.T. (1984) : The Potential of Natural Analogues in Assessing Systems for Deep Disposal of High-Level Radioactive Waste, Nagra Tech. Rep. NTB 84-41, Nagra, Baden, Switzerland.

Chapman, N.A., McKinley, J.G., Shea, M.E. and Smellie, J.A. (1990) : The Poços de Caldas Project: Summary and Implications for Radioactive Waste Management, SKB Tech. Rep., TR 84-16, SKB, Stockholm, Sweden.

Chappell, J. (1994) : Upper Quaternary Sea Levels, Coral Terraces, Oxygen Isotopes and Deep-sea Temperatures, Jour. Geogr., Vol.103, No.7, pp.828-840.

Chappell, J., 大村明雄, Esat, T., McCulloch, M., Pandolfi, J., 太田陽子, Pillans, B. (1995) : ヒュオン半島のサンゴ礁段丘から新たに得られた第四紀後期の海面高度と深海底コアの酸素同位体記録との調和, 地学雑誌, Vol.104, No.5, pp.777-784.

Chappell, J. and Shackleton, N.J. (1986) : Oxygen Isotopes and Sea Level, Nature, Vol.324, pp.137-140.

地質調査所 (1991) : 日本の地熱調査における孔井データ (その2), 検層データおよび地質柱状図データ, 地質調査所報告, Vol.273.

地質調査所 (1992) : 100 万分の1 日本地質図幅第3版.

Cox, A. and Engebretson, D. (1985) : Change in Motion of Pacific Plate at 5 Myr BP, Nature, Vol.313, pp.472-474.

Curtis, D.B., Benjamin, T.M., Gancarz, A.J., Loss, R., Rosman, J.K.R., De Lacter, J.R., Delmore, J.E. and Meeck, W.J. (1989) : Fission Product Retention in the Oklo Natural Fission Reactors, Appl. Geochem., Vol. 4, pp.49-62.

第四紀地殻変動研究グループ (1968) : 第四紀地殻変動図, 第四紀研究, Vol.7, No.4, pp.182-187.

第四紀火山カタログ委員会 (宇井忠英・荒牧重雄・梅田浩司・河内晋平・小林哲夫・小山貢人・佐藤博明・高橋正樹・千葉達朗・津久井雅志・林 恒太郎・湯佐泰久) 編 (1999) : 日本の第四紀火山カタログ (CD-ROM 版), 日本火山学会.

Dansgaard, W., Johnsen, S.J., Clausen, H.B., Dahl-Jensen, D., Gundestrup, N.S., Hammer,

C.U., Hivindberg, C.S., Steffensen, J.P., Sveinbjornsdottir, A.E., Jouzel, J. and Bond, G. (1993) : Evidence for General Instability of Past Climate from 250-kyr Ice Core Record, *Nature*, Vol.364, pp.218-220.

土木学会岩盤力学委員会編 (1986) : ダムの地質調査, pp.20-30.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN1410 92-081.

動力炉・核燃料開発事業団 (1993) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発特集, 動燃技報, No.85, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN1340 93-001.

動力炉・核燃料開発事業団 (1994) : 地層処分研究開発の現状 (平成5年度), 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN1410 94-094.

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), 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN1410 96-071.

Drever, J.I. (1988) : *The Geochemistry of Natural Waters*, 2nd ed., Prentice Hall, Inc., New York.

Duerden, P., Golian, C., Hardy, C.J., Nightingale, T. and Payne, T. (1987) : Alligator Rivers Analogue Project: Review of Research and its Implications for Model Validation, CEC Radioactive Waste Management Series, EUR 11037, CEC, pp.82-91.

Emiliani, C. (1978) : The Cause of the Ice Ages, *Earth Planet. Sci. Lett.*, Vol.37, pp.349-352.

遠藤秀典, 渡辺史郎, 牧野雅彦, 村田泰章, 渡辺和明, 卜部厚志 (1996) : 1995年兵庫県南部地震による阪神の被害と伏在断層との関係, 第四紀研究, Vol.35, pp.165-178.

Excavation Disturbed Zone Workshop (1996) : Designing the Excavation Disturbed Zone for a Nuclear Repository in Hard Rock, Proc. Excavation Disturbed Zone Workshop, International Conference on Deep Geological Disposal of Radioactive Waste, Canadian Nuclear Society, Toronto, Canada.

Fritz, P. and Frappe, S.K. (1987) : Saline Water and Gases in Crystalline Rocks, Geological Association of Canada Special Paper 33.

藤田和夫（1993）：西南日本、とくに近畿トライアングルをめぐるネオテクトニクス、日本の地質 100 年，日本地質学会，pp.237-244.

藤田和夫（1995）：近畿トライアングルの内と外－六甲山地をはさんで，大場秀章・藤田和夫・鎮西清高編「日本の自然地域編 5 近畿」，岩波書店，pp.5-7.

藤田和夫，尾池和夫（1981）：本州弧の活構造と地震活動，科学，Vol.51，pp.704-711.

藤原 治，三箇智二，大森博雄（1999）：日本列島における侵食速度の分布，サイクル機構技報，No.5，核燃料サイクル開発機構技術資料。（印刷中）

福田和寛（1990）：花崗岩中のトンネル掘削に伴う岩盤挙動と物性変化，第 8 回岩の力学国内シンポジウム講演論文集，pp.231-236.

原子力委員会（1994）：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 年 24 日.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（1997）：高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について，平成 9 年 4 月 15 日.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1984）：放射性廃棄物処理処分方策について（中間報告），昭和 59 年 8 月 7 日.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会（1993）：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の進捗状況について，平成 5 年 7 月 20 日.

Goodwin,B.W., Cramer,J.J. and McConnell,D.B. (1989) : The Cigar Lake Uranium Deposit : An Analogue for Nuclear Fuel Waste Disposal, Natural Analogues in Performance Assessments for the Disposal of Radioactive Waste, IAEA Tech. Rep. 304, IAEA, Vienna, Austria.

Goodwin,B.W., McConnell,D.B., Anres,T.H., Hajas,W.C., LeNeveu,D.M., Melynk,T.W., Sherman,G.R., Stephens,M.E., Szekely,J.G., Bera,P.C., Cosgrove,C.M., Dougan,K.D., Keeling,S.B., Kitson,C.L., Lummén,B.C., Oliver,S.E., Witzke,K., Wojciechowski,L. and Wikjord,A.G. (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: Postclosure Assessment of a Reference System, Appendix F, AECL-10717, COG-93-7, AECL, Canada.

濱 克宏，岩月輝希（1998）：東濃地域における広域地下水流動研究－深部地下水の地球化学特性について－，日本応用地質学会平成 10 年度研究発表会講演論文集，

pp.17-20.

長谷川 昭, 松本 聡 (1997) : 地震波から推定した日光白根火山群の深部構造, 火山, Vol.42, pp.147-155.

林 信太郎, 梅田浩司, 伴 雅雄, 佐々木 実, 山元正継, 大場 司, 赤石和幸, 大口健志 (1996) : 東北日本, 第四紀火山の時空分布 (1) - 背弧側への火山活動域の拡大 -, 1996 年度日本火山学会講演予稿集, Vol.2, p.88.

日比谷啓介, 稲葉武史, 塩釜幸弘, 山本拓治, 升元一彦, 古市光昭 (1999) : 我が国の地下水流動特性に関する研究, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN7400 99-004.

Hidaka, H., Takahashi, K. and Holliger, P. (1994) : Migration of Fission Products into Micro-minerals of the Oklo Natural Reactors, Radiochimica Acta, Vol.66/67, pp.463-468.

広瀬 亘, 中川光弘 (1999) : 北海道中央部～東部の新第三紀火山活動：火山学的データおよび全岩化学組成からみた島弧火山活動の成立と変遷, 地質学雑誌, Vol.105, pp.247-265.

IAEA (1975) : Proceedings of a Symposium on the Oklo Phenomena, IAEA Tech. Rep., STI/PUB/405, IAEA, Vienna, Austria.

IAEA (1978) : Proceedings of the Technical Committee Meeting on Natural Fission Reactors, IAEA Tech. Rep., STI/PUB/475, IAEA, Vienna, Austria.

IAEA (1985) : Procedures and Data, Performance Assessment for Underground Radioactive Waste Disposal Systemes, Safety Series No.68, IAEA, Vienna, Austria.

IAEA (1994) : Siting of Geological Disposal Facilities, A Safety Guide. A Publication within the RADWASS Programme, Safety Series No.111-G-4.1, IAEA, Vienna, Austria.

Igarashi, G. and Wakita, H. (1991) : Tidal Responses and Earthquake-related Changes in the Water Level of Deep Wells, Jour. Geophys. Res., Vol.96, No.B3, pp.4269-4278.

Ii, H., Horie, Y., Ishii, T. and Shimada, J. (1997) : Development of an Apparatus to Measure Groundwater Qualities In Situ and to Sample Groundwater Using Boreholes, Environ. Geol., Vol.32, No.1, pp.17-22.

井尻裕二, 澤田 淳, 赤堀邦晃 (1999) : わが国の岩盤における亀裂特性について, 核燃料サイクル開発機構技術資料, (印刷中)

池田安隆 (1999) : 飛騨高原と近畿三角帯の鮮新世以降のテクトニクスはマントルリッドのデラミネーションで説明できるか? 地球, Vol.21, No.3, pp.137-144.

池田安隆, 東郷正美, 今泉俊文, 佐藤比呂志, 平川一広 (1997) : 北海道の主要活断層の高精度マッピングとアクテノブ・テクトニクスに関する新知見, 日本地震学会講演予稿集, 1997 年度秋季大会, C57.

池田安隆, 米倉伸之 (1979) : San Fernando 地震の断層モデルー断層面の折れまがりとその地学的意味ー, 地震, Vol.32, pp.477-488.

Imbrie, J., Boyle, E. A., Clemens, S. C., Duffy, A., Howard, W. R., Kukla, G., Kutzbach, J., Martinson, D. G., McIntyre, A., Mix, A. C., Molfino, B., Morley, J. J., Peterson, L. C., Pisias, N. G., Prell, W. L., Raymo, M. E., Shackleton, N. J. and Toggweiler, J. R. (1992) : On the Structure and Origin of Major Glaciation Cycles, 1. Linear Responses to Milankovitch Forcing, *Paleoceanography*, Vol.7, pp.701-738.

Imbrie, J., Berger, A., Boyle, E. A., Clemens, S. C., Duffy, A., Howard, W. R., Kukla, G., Kutzbach, J., Martinson, D. G., McIntyre, A., Mix, A. C., Molfino, B., Morley, J. J., Peterson, L. C., Pisias, N. G., Prell, W. L., Raymo, M. E., Shackleton, N. J. and Toggweiler, J. R. (1993) : On the Structure and Origin of Major Glaciation Cycles, 2, The 100,000-year Cycle, *Paleoceanography*, Vol.8, pp.699-735.

石原舜三, 鈴木淑夫 (1969) : 東濃地方ウラン鉱床の基盤花崗岩類, 地質調査所報告, Vol.232, pp.113-127.

Ishimaru, K. and Shinizu, J. (1997) : Groundwater Pressure Changes Associated with Earthquakes at the Kamaishi Mine, Japan - A Study for Stability of Geological Environment in Japan -, *Proc. 30th International Geological Congress*, Vol.24, pp.31-41.

Isobe, H., Ohnuki, T., Murakami, T. and Gauthier-Lafaye, F. (1995) : Migration Behaviour of Uranium under Oxidizing Condition in the Oklo Natural Reactor Zone 2, Gabon, *Proc. Mat. Res. Soc. Symp.*, Vol.353, pp.1211-1218.

Ito, T., Kano, K., Uesugi, Y., Kosaka, K. and Chiba, T. (1989) : Tectonic Evolution along the Northernmost Border of the Philippine Sea Plate Since about 1Ma, *Tectonophysics*, Vol.160,

pp.305-326.

糸魚川淳二 (1974a) : 瑞浪層群の地質, 瑞浪市化石博物館研究報告, No.1, pp.9-42.

糸魚川淳二 (1974b) : 瀬戸層群, 瑞浪市化石博物館研究報告, No.1, pp.373-384.

糸魚川淳二 (1980) : 瑞浪地域の地質, 瑞浪市化石博物館研究報告, No.1, pp.1-50.

岩月輝稀, Moulin, V. (1998) : 岐阜県東濃地域におけるコロイド/有機物の研究, 1998年度地球惑星科学関連学会予稿集, p.230.

Iwatsuki, T., Sato, K., Hama, K. and Seo, T. (1995) : Hydrogeochemical Investigation of Groundwater in the Tono Area, Japan, Proc. Mat. Res. Soc. Symp., Vol.353, pp.1251-1257.

Iwatsuki, T. and Yoshida, H. (1999) : Groundwater Chemistry and Fracture Mineralogy in the Basement Granitic Rock in the Tono Uranium Mine Area, Gifu Prefecture, Japan - Groundwater Composition, Eh Evolution Analysis by Fracture Filling Minerals -, Geochem. Jour., Vol.33, No.1, pp.19-32.

Jackson, E.D., Shaw, H.R. and Barger, K.E. (1975) : Calculated Geochronology and Stress Field Orientations along the Hawaiian Chain, Earth Planet. Sci. Lett., Vol.26, pp.145-155.

地震調査研究推進本部地震調査委員会編 (1997) : 日本の地震活動－被害地震から見た地域別の特徴－, 財団法人地震予知総合研究振興会.

Jolivet, L., Tamaki, K. and Fournier, M. (1994) : Japan Sea, Opening History and Mechanism : A Synthesis, Jour. Geophy. Res., Vol.99, pp.22237-22259.

貝塚爽平 (1962) : Würm 氷期における日本の植生分布とそれに関する問題, 第四紀研究, Vol.2, pp.159-160.

貝塚爽平 (1969) : 変化する地形－地殻変動と海面変化と気候変化の中で－, 科学, Vol.39, pp.11-19.

貝塚爽平, 鎮西清高, 小崎 尚, 五百沢智也, 松田時彦, 藤田和夫 (1995) : 新版日本の自然 2「日本の山」, 岩波書店.

巖山恒臣 (1997) : 火山体構造探査と噴火予知, 火山, Vol.42, pp.115-118.

核燃料サイクル開発機構（1999）：釜石原位置試験総括報告書，核燃料サイクル開発機構技術資料，JNC TN7410 99-001.

亀井玄人（1997）：ベントナイトに包まれた廃棄物ガラスのナチュラルアナログ，動力炉・核燃料開発事業団技術資料，PNC TN8410 97-035.

Kamei, G., Yusa, Y. and Arai, T. (1999) : A Natural Analogue of Nuclear Waste Glass in Compacted Bentonite, Appl. Geochem. (in press)

Kanagawa, T., Hibino, S., Ishida, T., Hayashi, M. and Kitahara, Y. (1986) : In Situ Stress Measurements in the Japanese Islands; Over-coring Results from a Multi-element Gauge Used at 23 Sites, Int. Jour. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr., Vol.23, No.1, pp.29-39.

金折裕司，矢入憲二，宮腰勝義（1988）：跡津川断層北東部における花崗岩類の微小変形構造とその形成過程，地質学雑誌，Vol.11, pp.887-901.

関東地方土木地質図編纂委員会（1996）：水文・水理地質，関東地方土木地質図解説書，pp.255-302.

Katayama, N., Kubo, K. and Hirono, S. (1974) : Genesis of Uranium Deposits of the Tono Mine, Japan, Proc. IAEA-SH-183/11, IAEA, pp.437-452.

活断層研究会編（1991）：新編日本の活断層－分布図と資料，東京大学出版会.

川辺岩夫（1991）：地震に伴う地下水・地球化学現象，地震，Vol.44, pp.341-364.

建設省上木研究所（1986）：ボーリング柱状図作成要領（案）解説書，pp.11-14.

建設省河川局（1994）：地下水年表平成6年.

Kimura, G. (1996) : Collision Orogeny at Arc-arc Junctions in the Japanese Islands, Island Arc, Vol.5, pp.262-275.

木村 学，木川栄一，玉木賢策（1986）：アムールプレートと日本列島－50 万年以降のアジア大陸東部－，月刊地球，Vol.8, pp.716-724.

木村 学，斎藤実篤（1998）：世界の沈み込み帯と日本列島－浸食と成長のテクトニックバランス－，科学，Vol.68, pp.42-49.

Kimura,G. and Tamaki,K. (1986) : Collision, Rotation and Back Arc Spreading; The Case of the Okhotsk and Japan Seas, *Tectonics*, Vol.5, pp.389-401.

木村政昭(1983):沖縄トラフの陥没構造に関する考察, *地質学論集*, Vol.22, pp.141-157.

木下直人, 安部 透, 竹村友之, 横本誠 (1993) : 原位置透水試験によるトンネル周辺岩盤の水理特性の調査, 第 25 回岩盤シンポジウム講演論文集, pp.481-485.

木山 保, 丸井敦尚 (1999) : 千葉県蓮沼海浜公園における地下水流動と塩水・淡水境界に関する研究～その 2 ; 1 号観測井コアサンプルによる塩淡水境界深度の確認～, *地質ニュース* 7 月号, pp.55-59.

小林孝男 (1989) : 岐阜県可見盆地東部の地質とウランの鉱化作用, *鉱山地質*, Vol.39, pp.79-94.

小池一之, 町田 洋編 (1999) : 日本の海成段丘アトラス, 東大出版会, (印刷中)

小松 亮, 梅田浩司 (1999) : 日本列島における温泉・熱水変質帯について, *サイクル機構技報*, No.4, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN1340 99-003, pp.121-128.

Kondo,H., Kaneko,K. and Tanaka,K. (1998) : Characterization of Spatial and Temporal Distribution of Volcanoes since 14 Ma in the Northeast Japan Arc, *Bull. Volcanol. Soc. Japan*, Vol.43, pp.173-180.

Kuroda,P.K. (1956) : On the Nuclear Physical Stability of the Uranium Minerals, *Jour. Chem. Phys.*, Vol.25, p.781.

MacAyeal,D.R. (1993) : A Low Order Model of the Heinrich Events Cycle, *Paleoceanography*, Vol.8, pp.767-775.

前田仁一郎 (1987) : 日高帯火成活動帯の形成と千島海盆の拡大およびユーラシア・北米プレートの衝突, *地団研専報*, Vol.31, pp.459-474.

Maeda,N., Sato,T., Matsui,H. and Sugihara,K. (1999) : Estimation of Applicability of Stress Measurement Methods and Three Dimensional Stress State in Soft Sedimentary Rock, *Proc. '99 Japan-Korea Joint Symposium on Rock Engineering*, pp.277-284.

Mann,M.E., Bradley,R.S. and Hughes,M.K. (1998) : Global-scale Temperature Patterns and

Climate Forcing Over the Past Six Centuries, *Nature*, Vol.392, pp.779-787.

丸井敦尚, 石井武政, 内田洋平, 林 武司 (1999a) : 千葉県蓮沼海浜公園における地下水流動と塩水・淡水境界に関する研究～その1: 研究方針と1号観測井の掘削状況～, *地質ニュース* 7月号, pp.47-54.

丸井敦尚, 林 武司, 内田洋平 (1999b) : 千葉県蓮沼海浜公園における地下水流動と塩水・淡水境界に関する研究～その3: 海底湧出地下水調査～, *地質ニュース* 8月号.

丸山茂徳 (1984) : 北米・ユーラシアプレート境界の歴史, *月刊地球*, Vol.6, pp.29-37.

増田富士雄 (1984) : プレート運動が支配する堆積盆の消長, *鉱山地質*, Vol.34, pp.1-20.

増田耕一, 阿部彩子 (1996) : 第四紀の気候変動, 住 明正・安成哲三・山形俊男・増田耕一・阿部彩子・増田富士雄・余田成男編「気候変動論」, 岩波講座地球惑星科学 11, 岩波書店, pp.103-156.

松田時彦 (1988) : 活断層の数値的性質, *数理地震学 (III)*, フラクタルと地震現象の数値共同研究成果報告書, フラクタルと地震現象の数値研究会, 統計数理研究所, pp.174-184.

松田時彦 (1998) : 活断層からの長期地震予測の現状ー糸魚川-静岡構造線活断層系を例にしてー, *地震*, Vol.50, pp.23-33.

Matsui, H., Sato, T., Sugihara, K. and Nakamura, N. (1997) : Comparison of the Results of Stress Measurements Determined by Various Methods at the Kamaishi Mine, *Proc. 2nd International Symp. Rock Stress*, pp.95-100.

松井裕哉, 杉原弘造, 佐藤稔紀, 吉岡尚也 (1992) : 堆積岩地山における坑道周りの力学的・水理学的な特性変化, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN7410 92-046.

松本徳久, 山口嘉一 (1986) : フィル堤体の盛土に伴う基礎岩盤の変形と透水性の変化, *土木学会論文集*, Vol.370, Nos.3-5, pp.281-290.

松野太郎 (1989) 温室効果ガスの増加による気候変化の推定, *科学*, Vol.59, pp.583-592.

松本和之, 藤原 治, 末古哲雄 (1999) : 日本列島における最終氷期最寒冷期の気候, サイクル機構技報, No.6, 核燃料サイクル開発機構技術資料, (印刷中)

McKinley, I.G. and Hadermann, J. (1985) : Radionuclide Sorption Database for Swiss Safety Assessments, Nagra Tech. Rep., NTB 84-40, Nagra, Baden, Switzerland.

Miller, W., Alexander, W.R., Chapman, N.A., McKinley, I.G. and Smellie, J.A.T. (1994) : Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Wastes, Studies in Environmental Science 57, Elsevier, Amsterdam.

宮川公雄, 田中和広, 馬原保典, 鈴木浩一, 河野 愛, 千葉昭彦, 水落幸広 (1998) : 塩淡水を考慮した割れ目系岩盤の水理地質構造調査, 日本応用地質学会平成 10 年度研究発表会, pp.37-40.

宮脇昌弘, 藤原 治 (1997) : 段丘や台地の閾析度からみた第四紀の侵食速度, 地球惑星科学関連学会, 1997 年合同学会予稿集, p.600.

水谷義彦, 瀬尾俊弘, 太田久仁雄, 中井信之, 村井康浩 (1992) : 岐阜県東濃飯山深層地下水の ^{14}C 年代, 加速器質量分析と炭素同位体の学際的応用シンポジウム論文集, pp.159-168.

本島 勲 (1998) : 岩盤透水性データベースの開発, 電力中央研究所報告, U97053.

Muir-Wood, R. (1992) : Earthquakes, Water and Underground Waste Disposal, Waste Disposal and Geology, The Committee of the Workshop WC-1 of the 29th International Geological Congress, pp.169-192.

村上由記, 長沼 毅, 岩月輝希 (1999) : 深部地質環境における微生物群集—東濃地域を例として—, 原子力バックエンド研究, Vol.5, No.2, pp.59-66.

村下敏夫 (1982) : 本邦における地下水の塩水化, 地質調査所月報, Vol.33, No.10, pp.475-530.

長沼 毅 (1997) : 地下生物圏研究の展望, 月刊地球号外, No.19, pp.199-203.

Nagra (1985) : Project Gewähr 1985; Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses, Nagra Project Rep., NGB 85-09, Nagra, Baden, Switzerland.

Nagra (1994) : Kristallin-I; Safety Assessment Report, Nagra Tech. Rep., NTB 93-22, Nagra, Wettingen, Switzerland.

中川光弘, 丸山裕則, 船山 淳 (1995) : 北海道第四紀火山の分布と主成分化学組成の広域変化, 火山, Vol.40, pp.13-32.

中村久由, 金原啓司 (1996) : 地熱, 新版地学事典, 地学団体研究会編, 平凡社, p.821.

中村一明 (1983) : 日本海東縁新生海溝の可能性, 地震研究所彙報, Vol.58, pp.711-722.

Nakayama, S. and Sakamoto, Y. (1991) : Sorption of Neptunium on Naturally-occurring Ion-containing Materials, Radiochimica Acta, Vol. 52/53, pp.153-157.

Neretnicks, I. (1980) : Diffusion in the Rock Matrix : An Important Factor in Radionuclide Retardation? Jour. Geophys. Res., Vol.85, pp.4379-4397.

200 万分の 1 活断層図編纂ワーキンググループ (1999) : 200 万分の 1 活断層分布図, 活断層研究, Vol.19. (印刷中)

日本化学会 (1992) : 陸水の化学, 化学総説, Vol.14.

西村 昭, 湯浅真人 (1991) : 伊豆・小笠原弧のスミスリフトー海洋性島弧における背弧リフトの形成の一例ー, 地球科学, Vol.45, pp.333-344.

野田徹郎, 高橋正明 (1992) : 地熱系に関与する起源水の地球化学的分類とその意義, 地球化学, Vol.26, pp.63-82.

NRC (1995) : Technical Bases for Yucca Mountain Standards, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C., USA.

Ochiai, Y., Yamakawa, M., Takeda, S. and Harashima, F. (1989) : A Natural Analogue Study on Tono Uranium Deposit in Japan, CEC Natural Analogue Working Group 3rd Meeting, CEC Nuclear Science and Technology Series, EUR11725, CEC, pp.126-138.

OECD/NEA (1991) : Proceedings of an NEA/CEC Workshop on Heterogeneities in Hydrogeological Systems, Paris, October 1990, OECD/NEA.

緒方正慶, 本莊静光 (1981) : 電力施設の耐震設計における断層活動性の評価, 応用地質, Vol.22, No.1, pp.67-87.

尾方伸久, 大沢英昭, 中野勝志, 柳沢孝一, 西垣 誠 (1992) : 堆積岩の地質学的特性および透水係数, 見かけの比抵抗相互の関係とその水理構造モデル化への適用, 応用地質, Vol.32, pp.51-62.

大場忠道, 木村明雄, 加藤道雄, 北里 洋, 小泉 格, 酒井富三郎, 高山俊明, 溝田智俊 (1984) : 古環境変遷史, 月刊地球, Vol.6, pp.571-575.

大久保泰邦 (1993) : 日本列島の温度勾配図, 日本地熱学会誌, Vol.15, No.1, pp.1-21.

Ohmori, H. (1978) : Relief Structure of the Japanese Mountains and Their Stages in Geomorphic Development, Bull. Dep. Geogr., Univ. Tokyo, Vol.10, pp.31-85.

Ohmori, H. (1987) : Mean Quaternary Uplift Rates in the Central Japanese Mountains Estimated by Means of Geomorphological Analysis, Bull. Dept. Geogr., Univ. Tokyo, Vol.19, pp.29-36.

大森博雄 (1990) : 四国山地の第四紀地殻変動と地形, 米倉伸之・岡田篤正・森山昭雄編「変動地形とテクトニクス」, 古今書院, pp.60-86.

Ohnuki, T., Murakami, T., Isobe, H., Sato, T. and Yanase, N. (1995) : Modelling Study on Uranium Migration in the Rock under Weathering Condition, Proc. Mat. Res. Soc. Symp., Vol.353, pp.1227-1234.

小千谷地殻変動研究グループ (1989) : 新潟県小千谷市における洪積段丘面の対比と変形, 地球科学, Vol.43, No.3, pp.168-171.

岡田篤正 (1986) : 中部日本の活断層とプレート境界問題, 月刊地球, Vol.8, p.12.

岡本隆一, 緒方正慶, 小島圭二 (1988) : 新体系土木工学, 土木学会, Vol.14, pp.65-71.

人口健志, 吉田武義, 大上和良 (1989) : 東北本州弧における新生代火山活動域の変遷, 地質学論集, Vol.32, pp.431-455.

小野有五 (1990) : 北の陸橋, 第四紀研究会, Vol.29, No.3, pp.183-192.

Ono, Y. (1991) : Glacial and Periglacial Paleoenvironments in the Japanese Islands, *The Quaternary Research*, Vol.30, No.3, pp.203-211.

Ono, Y and Naruse, T. (1997) : Snowline Elevation and Eolian Dust Flux in the Japanese Islands During Isotope Stages 2 and 4, *Quaternary International*, Vol.37, pp.45-54.

Osawa, H., Sasamoto, H., Nohara, T., Ota, K. and Yoshida, H. (1995) : Development of a Conceptual Flow-path Model of Nuclide Migration in Crystalline Rock, A Case Study at the Kamaishi In-situ Test Site, Japan, *Proc. Mat. Res. Soc. Symp.*, Vol.353, pp.1267-1273.

太田一也 (1971) : 島原半島における温泉の地質学的研究, 九州大学理学部島原温泉研究所研究報告, Vol.8, pp.1-33.

太田一也 (1973) : 諫早炭田北部の地下水—特に純重曹泉の成因について—, 松下久道教授記念論文集, pp.391-406.

Ota, K., Amano, K., Sato, H., Shibutani, T. and Tachi, Y. (1997) : In Situ Matrix Diffusion in Fractured Crystalline Rock, Kamaishi In Situ Test Site, North-east Japan, *Proc. 6th International Conference on the Chemistry and Migration Behavior of Actinides and Fission Products in the Geosphere (Migration '97)*, pp.98-99.

Ota, K., Amano, K. and Ando, T. (1999) : Brief Overview of In Situ Contaminant Retardation in Fractured Crystalline Rock at the Kamaishi In Situ Test Site, *Proc. International Workshop for Kamaishi In Situ Experiments, JNC Tech. Rep., JNC TN7400 99-007*, pp.67-76.

太田陽子 (1996) : 最終間氷期の海岸線に関する諸問題, 小池一之、太田陽子編「変化する日本の海岸」, 古今書院, pp.69-99.

Otofuji, Y., Matsuda, T. and Noda, S. (1985) : Paleomagnetic Evidence for Miocene Counter-clockwise Rotation of Northeast Japan- Rifting Process of the Japan Arc, *Earth Planet. Sci. Lett.*, Vol.75, pp.265-277.

Otofuji, Y., Itaya, T. and Masuda, T. (1991) : Rapid Rotation of Southwest Japan- Paleomagnetism and K-Ar Ages of Miocene Volcanic Rocks of Southwest Japan, *Geophys. Jour. Int.*, Vol.105, pp.397-405.

Otsuki, K. (1978) : On the Relationship between the Width of Shear Zone and the Displacement along Fault, *Jour. Geol. Soc. Japan*, Vol.84, pp.601-619.

Pollitz, F.F. (1986) : Pliocene Change in Pacific-plate Motion, *Nature*, Vol.320, No.240, pp.738-741.

Ranalli, G. (1977) : Correlation between Length and Offset in Strike-slip Faults, *Tectonophysics*, Vol.37, T1-T7.

斎藤敏明, 石田 毅, 寺田 孚, 田中 豊 (1988) : 実測結果に基づくわが国の地下岩盤内の初期地圧状態の検討, *土木学会論文集*, Vol.394, Nos.3-9, pp.71-78.

酒井隆太郎, 大澤英昭, 佐藤 努, 児玉敏雄, 古屋和夫 (1998) : 断層活動に伴う周辺地下水挙動に関する数値解析—野島断層の例—, *地球惑星科学関連学会 1998 年合同大会予稿集*, pp.348-349.

Sakamoto, M., Sano, Y. and Wakita, H. (1992) : $^3\text{He}/^4\text{He}$ Ratio Distribution in and around the Hakone Volcano, *Geochem. Jour.*, Vol.26, pp.189-195.

寒川 旭 (1986) : 近畿中央部の新規地殻運動, *月刊地球*, Vol.8, pp.752-755.

寒川 旭, 水野清秀, 山口昇一 (1984) : 50 万分の 1 活構造図「網走」, *地質調査所*.

笹本 広, 瀬尾俊弘, 油井三和, 佐々木康雄 (1996) : 釜石鉱山における地下水の地球化学的研究 (I), *動力炉・核燃料開発事業団技術資料*, PNC TN8410 96-203.

Sato, H. (1994) : The Relationship between Late Cenozoic Tectonic Events and Stress Field and Basin Development in Northeast Japan, *Jour. Geophys. Res.*, Vol.99, pp.22261-22274.

Sato, H., Ikeda, Y., Imaizumi, T. and Ikawa, T. (1999) : Evolution of the Active Senya Thrust Fault, Northern Honshu, Japan, *Geoph. Res. Lett.* (in press)

佐藤比呂志, 吉田武義 (1993) : 東北日本の後期新生代大規模陥没カルデラの形成とテクトニクス, *月刊地球*, Vol.15, pp.721-724.

佐藤稔紀, 石丸恒存, 杉原弘造, 清水和彦 (1992) : 文献調査によるわが国の岩石の物理的特性に関するデータの収集, *動力炉・核燃料開発事業団技術資料*, PNC TN7410 92-018.

Sato, T., Kikuchi, T. and Sugihara, K. (1999) : In-situ Experiment on Excavation Disturbed Zone Induced by Mechanical Excavation in Neogene Sedimentary Rocks at Tono Mine, Central Japan,

Eng. Geol. (in press)

Sato,T., Sugihara,K. and Mastui,H. (1995) : Geoscientific Studies at the Tono Mine and the Kamaishi Mine in Japan, International Society for Rock Mechanics, Proc. 8th International Congress on Rock Mechanics, Vol.1, pp.47-51.

佐藤稔紀, 谷口 航, 藤田朝雄, 長谷川 宏 (1999) : 文献調査によるわが国の岩石の物理的特性に関するデータの収集 (その2), 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN7400 99-011. (印刷中)

佐藤 努, 高橋 誠 (1997) : 淡路島の異常湧水の化学組成変化, -1995 年兵庫県南部地震による影響-, 地球化学, Vol.31, pp.89-98.

瀬野徹三 (1986) : 日本列島の中期更新世-50 万年前に何が起こったのか? -, 月刊地球, Vol.8, pp.708-715.

Seno,T. and Maruyama,S. (1984) : Paleogeographic Reconstruction and Origin of the Philippine Sea, Tectonophysics, Vol.102, pp.53-84.

Seno,T., Ogawa,Y., Tokuyama,H., Nishiyama,E. and Taira,A. (1989) : Tectonic Evolution of the Triple Junction of Central Honshu for the Past 1 Million Years, Tectonophysics, Vol.160, pp.91-116.

Seo,T., Ochiai,Y., Takeda,S. and Nakashima,N. (1989) : A Natural Analogue Study on Tono Sand-stone Uranium Deposit in Japan, Proc. Joint International Waste Management Conference, Vol.2, pp.353-358.

瀬尾俊弘, 清水和彦 (1992) : わが国における地下水の水質に関するデータの収集, 解析, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN7410 92-017.

Shackleton,N.J. (1987) : Oxygen Isotope, Ice Volume and Sea Level, Quat. Sci. Rev., Vol.6, pp.183-190.

鹿岡直達 (1997) : 地球システムの化学, 東京大学出版会.

Shikazono,N. and Ueda,M. (1997) : Stable Isotope Geochemistry and Diagenetic Mineralization Associated with the Tono Sandstone-type Uranium Deposit in Japan, Mineralium Deposita, Vol.32, pp.596-606.

Shimazaki,K. and Nakata,T.(1980):Time-predictable Recurrence Model for Large Earthquakes, Geophys. Res. Lett., Vol.7, pp.279-282.

島崎英彦, 新藤静人, 古田鎮男 (1995) : 放射性廃棄物と地質科学, 地層処分の現状と課題, 東京大学出版会.

Shimizu,J., Osawa,H., Seo,T., Yasuike,S. and Sasaki,S. (1996) :Earthquake-related Ground Motion and Groundwater Pressure Change at the Kamaishi Mine. Eng. Geol., Vol. 43, pp.107-118.

清水和彦 (1999) : 地層処分に適した地質環境は存在するか, 原子力バックエンド研究, Vol.5, No.3. (印刷中)

清水和彦, 石丸恒存 (1993) : 地質環境の安定性に関する研究, 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発特集, 動燃技報, No.85, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN1340 93-001, pp.166-172.

下茂道人, 井尻裕二, 飯星 茂, 橋本憲和, 長田和洋 (1992) : トモグラフィーとクロスホール透水試験による岩盤内地下水浸透経路の調査, 第 25 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.31-35.

Shinjo,N., Yoshida,H. and Ota,K. (1997) : An Analogue Study on Nuclide Migration in Tsukiyoshi Fault, Tono Uranium Deposit, Proc. 6th International Conference on the Chemistry and Migration Behavior of Actinides and Fission Products in the Geosphere (Migration '97), pp.94-95.

ショルツ C.H. (1993) : 地震と断層の力学 (柳谷 俊訳), 古今書院.

SKB (1992) : SKI-91, Final Disposal of Spent Nuclear Fuel, Importance of the Bedrock for Safety, SKB Tech. Rep., TR 92-20, SKB, Stockholm, Sweden.

SKB (1994) : RD&D-Programme 92; Supplement, Treatment and Final Disposal of Nuclear Waste, Supplement to the 1992 Programme in Response to the Government Decision of December 16, 1993, SKB, Stockholm, Sweden.

SKI (1995) : The Central Scenario for SITE-94: A Climate Change Scenario, SKI Rep. 95: 42, SKI, Stockholm, Sweden.

Smellie, J., Larsson, N.A., Wikberg, P. and Carlsson, L. (1985) : *Hydrochemical Investigations in Crystalline Bedrock in Relation to the Existing Hydraulic Conditions: Experience from SKB Test Sites in Sweden*, SKB Tech. Rep., TR 85-11, SKB, Stockholm, Sweden.

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) : *Aquatic Chemistry*, 3rd ed., John Wiley & Sons, Inc., New York.

周藤賢治, 大木淳一, 山本和広, 渡部直喜 (1993) : 陸弧火山活動から島弧火山活動へー東北本州弧第三紀火山活動の時間変遷ー, 地質ニュース, Vol.464, pp.6-18.

Sugai, T. (1992) : *River Terrace Development by Concurrent Fluvial Processes and Climatic Changes*, *Geomorphology*, Vol.6, pp.243-252.

須貝俊彦, 杉山雄一 (1998) : 大深度反射法地震探査による濃尾平野の活構造調査, 地質調査所速報平成9年度活断層・古地震研究調査概要報告書, pp.55-65.

杉原弘造, 亀村勝美, 二宮康郎 (1998) : 堆積軟岩での発破による掘削影響の現場計測に基づく検討, 土木学会論文集, No.589/III-42, pp.239-251.

Sugimura, A. (1960) : *Zonal Arrangement of Some Geophysical and Petrological Features in Japan and its Environs*, *Jour. Fac. Sci. Univ. Tokyo, Sec.*, Vol.2, No.12, pp.133-153.

Sugisaki, R., Anno, H., Adachi, M. and Ui, H. (1980) : *Geochemical Features of Gases and Rocks along Active Faults*, *Geochem. Jour.*, Vol.14, pp.101-112.

杉山雄一 (1992) : 西南日本前弧域の新生代テクトニクスー静岡地域のデータを中心にしてー, 地質調査所月報, Vol.43, pp.91-112.

Sugiyama, Y. (1994) : *Neotectonics of Southwest Japan Due to the Right-oblique Subduction of the Philippine Sea Plate*, *Geofisica International*, Vol.33, No.1, pp.53-76.

角 清愛 (1980) : 日本における温泉放熱量分布と地質構造区の関係, 地質調査所月報, Vol.28, pp.277-325.

鈴木康弘 (1988) : 新庄盆地・山形盆地の活構造と盆地発達過程, 地理学評論, Vol.61, pp.332-349.

多田隆二 (1998) : 数百年～数千年スケールの急激な気候変動ーDansgaard-Oeschger

Cycle に対する地球システムの応答ー, 地学雑誌, Vol.107, No.2, pp.218-233.

田上高広, 長谷部徳子, 蒲原秀典, 竹村恵二 (1998) : 500m コアのフィッシュネット
ラック熱年代学から見いだされた野島断層近傍の温度異常, 月刊地球号外, No.21,
pp.175-179.

平 朝彦 (1990) : 日本列島の誕生, 岩波新書.

平 朝彦 (1998) : 造山帯と大陸の成長, 平 朝彦・阿部 豊・川上純 ・・清川昌 ・・
有馬 真・田近英 ・・箕浦幸治編「地球進化論」, 岩波講座地球惑星科学 13, 岩波書
店, pp.155-258.

高木秀雄, 柴田 賢, 杉山雄一, 内海 茂, 松本哲一 (1989) : 三重県粥見地域の中央構造線沿いに分布する諸岩石の同位体年代, 岩鉱, Vol.84, pp.75-88.

高木俊男, 藤原 治, 小澤昭男 (1998) : Ma-p001 河成地形の高度分布から推定した
氷期・間氷期を通じた下刻速度の変遷, 1998 年地球惑星科学関連学会合同大会予稿集,
p.230.

高木俊男, 柳田 誠, 藤原 治, 小澤昭男 (1999) : 河岸段丘から推定した河床高度
変化の歴史, 地学雑誌. (印刷中)

Takahashi, M. (1994) : Miocene Lateral Bending of Central Japan - Intra-arc Deformation at
Arc-arc Collision Zone-, Bull. Geol. Surv. Japan, Vol.45, pp.477-495.

高橋 学, 藤 白求, 大和田 朗, 石島洋二 (1992) : 青色顔料を混合した樹脂によ
るポア観察について, 応用地質, Vol.33, pp.50-62.

高橋正明 (1995) : 深部熱水系にはどんな水があるのか? - 熱水系の熱的・化学的分
類について, 水文科学会誌, Vol.27, pp.95-103.

高橋正樹 (1986) : 日本海拡大前後の島弧マグマ活動, 科学, Vol.56, pp.103-111.

竹内 章 (1999) : 日本列島のネオテクトニクスと構造区, 月刊地球, Vol.21, pp.537-542.

玉生志郎 (1994) : 地熱系モデリングから見たマグマ溜まりー豊肥・仙岩・栗駒地熱
地域を例にしてー, 地質学論集, Vol.43, pp.141-155.

田中明子, 矢野雄策, 笹田政克, 大久保泰部, 梅田浩司, 中司 昇, 秋田藤夫 (1999) : 坑井の温度データによる日本の地温勾配値のコンパイル, 地質調査所月報, Vol.50, pp.457-487.

田中和広, 井上大栄 (1995) : 断層の定義, 考え方, 上と基礎, Vol.43, pp.11-14.

田中和広, 宮川公雄, 千木良雅弘, 鈴木浩一, 駒田宏也, 河西 基, 馬原保典, 五十嵐敏文, 田中靖治, 安池慎二 (1997) : 深部地質・地下水環境の特性評価ー結晶質岩を対象とした調査・評価法の体系化ー, 電力中央研究所報告, No.U32.

田中和広, 田中靖治, 宮川公雄, 馬原保典, 安池慎治, 本荘静光 (1996) : 割れ目系岩盤における水理地質構造の調査手法の提案と適用, 応用地質, Vol.36, No.6, pp.18-30.

Tatsumi, Y. and Ishizaka, K. (1982) : Origin of High-magnesian Andesites in Setouchi Volcanic Belt, Southwest Japan, Petrographical and Geochemical Characteristics, Earth Planet. Sci. Lett., Vol.60, pp.293-304.

Tiedemann, R., Samthein, M. and Shackleton, N.J. (1994) : Astronomic Timescale for the Pliocene Atlantic $\delta^{18}\text{O}$ and Dust Flux Records of Ocean Drilling Program Site 659, Paleooceanography, Vol.9, pp.619-638.

東海沖海底活断層研究会編 (1999) : 東海沖の海底活断層, 東京大学出版会.

東京都土木技術研究所 (1996) : 水質と水溶性ガス, 東京都 (区部) 大深度地下地盤図, pp.49-54.

恒石幸正 (1984) : 断層, 木村敏雄編「地質構造の科学」, 朝倉書店, pp.67-120.

宇田進一, 林 愛明, 竹村恵二 (1998) : ボーリングコアから見た野島断層破砕帯の地下水の流動, 月刊地球号外, Vol.21, pp.171-174.

上田誠也, 玉木賢策, 久城育夫 (1983) : フィリピン海東縁部のテクトニクス, 科学, Vol.53, pp.439-447.

宇井忠英 (1995) : 沈み込み帯の火山, 下鶴大輔・荒牧重雄・井田喜明編「火山の辞典」, 朝倉書店, pp.59-66.

鶴川元雄 (1994) : 富士火山の下で何が起きているのか, 地震波でみるマグマの上昇, 科学, Vol.64, pp.570-581.

梅田浩司, 小松 亮, 中司 昇 (1999a) : 坑井データによる地下温度構造の推定, サイクル機構技報, No.2, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN1340 99-001, pp.29-36.

梅田浩司, 小松 亮, 江原幸雄 (1999b) : 坑井温度データから算定した地熱地帯における熱水流体の流動速度と熱流量, 地熱, Vol.36, pp.219-237.

梅田浩司, 林 信太郎, 伴 雅雄, 佐々木 実, 大場 司, 赤石和幸 (1999c) : 東北日本, 火山フロント付近の 2.0Ma 以降の火山活動とテクトニクス推移, 火山, Vol.44, pp.233-249. (印刷中)

梅田浩司, 柳澤孝一, 米田茂夫 (1995) : 日本の地盤を対象とした透水性係数データベースの作成, 地下水学会誌, Vol.37, No.1, pp.69-77.

Uimitsu, T. (1991) : Holocene Sea-level Changes and Coastal Evolution in Japan, The Quaternary Research, Vol.30, pp.187-196.

USDOE (1982) : 10CFR Part960; Nuclear Waste Policy Act of 1982 ; General Guidelines for the Recommendation of Sites for the Nuclear Waste Repositories, U.S.Department of Energy, USA.

宇都浩三 (1995) : 火山と年代測定-K-Ar, $^{40}\text{Ar}/^{39}\text{Ar}$ 年代測定の現状と将来, 火山, Vol.40, pp.27-46.

Vernilye, J.M. and Scholz, C.H. (1998) : The Process Zone : A Microstructural View of Fault Growth, Jour. Geophys. Res., Vol.103, No.B6, pp.12223-12237.

渡部浩平, 星野一男, 宮本武司, 釜井俊孝 (1992) : 房総半島地下深部における地盤物性, 第27回地盤工学研究発表会講演論文集, pp.1223-1224.

渡辺公一郎, 井沢英二, 橋本秀爾, 加々美寛雄 (1997) : 九州南部のマグマ活動とテクトニクス, 地球惑星科学関連学会 1997 年合同大会予稿集, p.679.

渡辺 寧 (1994) : 北海道北東部の中新世火山活動とテクトニクス, 地質ニュース, Vol.483, pp.6-14.

White, D.E. (1957) : Thermal Waters of Volcanic Origin, Bull. Geol. Soc. Am., Vol.68, pp.1637-1658.

山口徹治, 磯部博志, 中山真一 (1997) : 花崗岩の微小間隙構造の解析, 放射性廃棄物研究, Vol.3, pp.99-107.

Yamakawa, M. (1991) : Geochemical Behaviour of Natural Radionuclides in the Geological Formation, Global Environment and Nuclear Energy, Proc. 3rd International Symposium on Advanced Nuclear Energy Research, pp.150-158.

山根正樹, 中野勝志, 杉原弘造 (1996) : 立坑掘削に伴う間隙水圧変化の長期観測, 土と基礎, Vol.44, pp.24-26.

Yamazaki, H. (1992) : Tectonics of a Plate Collision Along the Northern Margin of Izu Peninsula, Central Japan, Bull. Geol. Surv. Japan, Vol.43, pp.603-657.

山崎晴雄, 水野清秀, 下川浩一 (1993) : 伊豆地塊の衝突によってプレート境界域に生じた回転運動と火山活動, 1993 年日本第四紀学会大会講演要旨, pp.80-81.

柳澤孝一, 今井 久, 占屋和夫, 若松尚則, 梅田浩司 (1992) : わが国を対象とした地下水流動解析 (その 1) - 中部日本を対象とした地下水流動解析 -, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN7410 92-019.

矢野牧夫 (1987) : 北海道の古植生, 伊藤浩司編「北海道の植生」, 北大図書刊行会, pp.283-331.

矢野雄策, 大久保泰邦, 渋谷明貴 (1994) : 坑井データに基づく日本列島温度勾配分布図, 物理探査学会第 91 回 (平成 6 年度) 学術講演会講演論文集, pp.153-156.

矢野雄策, 田中明子, 高橋正明, 大久保泰邦, 笹田政克, 梅田浩司, 中司 昇 (1999) : 日本列島地温勾配図 (1:3,000,000), 地質調査所.

安田喜憲 (1985) : 最終氷期の気候変動と日本旧石器時代 - 花粉分析からみた -, 地学雑誌, Vol.94, No.7, pp.586-594.

横瀬久芳, 菊池 航, 長尾敬介, 小玉 一人 (1998) : 九州南西部矢筈岳火山岩類の K-Ar 年代, 岩鉱, Vol.93, pp.151-161.

吉田英一，大沢英昭，柳沢孝一，山川 稔（1989）：深部花崗岩の割れ目解析－岐阜県東濃地域に分布する花崗岩を例にして－，応用地質，Vol.30, pp.11-22.

Yoshida,H.(1994) :Relation between U-series Nuclide Migration and Microstructural Properties of Sedimentary Rocks, Appl. Geochem., Vol.9, pp.479-490.

Yoshida,H., Kodama,K. and Ota,K. (1994a) : Role of Microscopic Flow-paths on Nuclide Migration in Sedimentary rocks, A Case Study from the Tono Uranium Deposit, Central Japan, Radiochimica Acta, Vol.66/67, pp.505-511.

Yoshida,H., Yui,M. and Shibutani,T. (1994b) : Flow-path Structure in Relation to Nuclide Migration in Sedimentary Rocks, An Approach with Field Investigations and Experiments for Uranium Deposit, Central Japan, Jour. Nucl. Sci. Tech., Vol.31, pp.803-812.

吉山 昭，柳田 誠（1995）：河成地形面の比高分布からみた地殻変動量，地学雑誌，Vol.104, No.6, pp.809-826.

湯佐泰久，吉田英一（1993）：天然放射性核種の地層中の挙動－東濃ウラン鉱床における事例研究－，放射線，Vol.20, pp.29-39.

Yusa,Y., Ishimaru,K., Ota,K. and Umeda,K. (1993) :Geological and Geochemical Indicators of Paleohydrogeology in Tono Uranium Deposits, Japan, Paleohydrogeological Methods and their Applications, Proc. NEA Workshop, OECD/NEA, pp.117-146.

第 IV 章

地層処分の工学技術

第Ⅳ章 地層処分の工学技術

4.1 目的および検討の範囲	Ⅳ- 1
4.2 人工バリアおよび処分施設の基本概念	Ⅳ- 3
4.2.1 人工バリアの基本概念	Ⅳ- 3
1) 人工バリアの構成	Ⅳ- 3
2) 定置レイアウト	Ⅳ- 4
4.2.2 処分施設の基本概念	Ⅳ- 5
1) 処分施設の構成	Ⅳ- 5
2) 処分パネルの概念とパネルレイアウト	Ⅳ- 6
4.3 人工バリアおよび処分施設の設計	Ⅳ- 7
4.3.1 設計の基本的考え方	Ⅳ- 7
4.3.2 設計条件および設計要件	Ⅳ-10
1) ガラス固化体の発熱量、放射能、貯蔵期間および処分施設の規模	Ⅳ-10
2) 地質構造要素と地形的条件	Ⅳ-12
3) 岩盤特性	Ⅳ-12
(1) 設計、製作・施工検討のための岩種の分類	Ⅳ-13
(2) 力学特性	Ⅳ-14
(3) 熱特性	Ⅳ-15
(4) 水理特性	Ⅳ-16
4) 処分深度	Ⅳ-18
(1) 地層処分の長期安全性	Ⅳ-18
(2) 地質環境の特性	Ⅳ-19
(3) 建設技術や調査技術の現状	Ⅳ-19
(4) 設計により把握される深度の範囲	Ⅳ-19
5) オーバーバック、緩衝材、地下施設の設計要件	Ⅳ-21
(1) オーバーバックの設計要件	Ⅳ-21
(2) 緩衝材の設計要件	Ⅳ-22
(3) 地下施設の設計要件	Ⅳ-23
6) 人工バリアの埋設後の健全性評価による設計へのフィードバック	Ⅳ-25
4.3.3 人工バリアの設計・製作	Ⅳ-26
1) オーバーバックの設計・製作	Ⅳ-26
(1) オーバーバックの材料および形状	Ⅳ-26
(2) オーバーバックの厚さ	Ⅳ-26
(3) オーバーバックの製作	Ⅳ-34
(4) 仕様例	Ⅳ-36

(5) 品質管理	IV-36
(6) 複合オーバーバック	IV-36
2) 緩衝材の設計・製作	IV-41
(1) 緩衝材の基本特性	IV-41
(2) 緩衝材の仕様	IV-52
(3) 緩衝材の製作・施工	IV-58
(4) 品質管理	IV-60
(5) 緩衝材の膨出対策	IV-61
3) 人工バリアの仕様例	IV-63
4.3.4 地下施設の設計	IV-64
1) 坑道の力学的安定性評価	IV-64
(1) 支保工材料に対する考え方	IV-64
(2) 坑道の基本仕様の設定	IV-65
(3) 坑道の力学的安定性の検討	IV-67
(4) 坑道交差部の検討	IV-73
(5) 坑道の耐震安定性の検討	IV-73
2) 処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの検討	IV-77
(1) 人工バリアに必要な寸法	IV-77
(2) 建設・採掘技術からの制限	IV-77
(3) 空洞の力学的安定性による制限	IV-77
(4) 人工バリアに対する熱的影響の検討	IV-78
(5) 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ	IV-81
3) 処分坑道の仕様と廃棄体ピッチ	IV-82
4) 処分場のレイアウト	IV-84
5) 埋め戻し材の設計	IV-88
(1) 期待される役割と設計上考慮すべき項目	IV-89
(2) 仕様の設定	IV-89
4.4 人工バリア埋設後の健全性評価	IV-91
4.4.1 再冠水時の人工バリア挙動評価	IV-91
1) 熱－水－応力連成モデル	IV-92
2) 原位置連成試験およびモデルの適用性の検討	IV-92
3) ニアフィールド熱－水－応力連成解析	IV-93
4.4.2 構造力学安定性評価	IV-95
1) 岩盤クリープ解析	IV-96
2) オーバーバック腐食膨張解析	IV-97
3) オーバーバック沈下解析	IV-98
4.4.3 ニアフィールドの耐震安定性評価	IV-100

1) 人工バリア地震応答解析コードの開発および振動試験	IV-100
(1) 人工バリア地震応答解析コードの開発	IV-100
(2) 人工バリア模型振動試験	IV-101
(3) 人工バリア地震応答解析コードによる解析	IV-101
2) ニアフィールド耐震安定性解析	IV-102
4.4.4 ガス移行評価	IV-105
1) 溶存水素の拡散移行評価	IV-105
2) ガス移行挙動評価	IV-106
4.4.5 緩衝材の岩盤内侵入の評価	IV-109
4.5 処分場の建設、操業、閉鎖	IV-110
4.5.1 建設、操業、閉鎖の基本手順	IV-110
4.5.2 建設	IV-111
1) 処分場の建設の特徴と留意すべき事項	IV-111
2) 建設技術の検討	IV-112
(1) アクセス坑道	IV-112
(2) 連絡坑道、主要坑道および処分坑道	IV-113
(3) 処分孔	IV-115
3) 各種対策工法	IV-116
4) 品質管理	IV-117
4.5.3 操業	IV-118
1) ガラス固化体の受け入れから廃棄体や緩衝材の搬送・定置までの作業	IV-118
(1) 地上施設	IV-118
(2) アクセス坑道	IV-118
(3) 連絡坑道・主要坑道・処分坑道	IV-120
(4) 換気、排水設備	IV-125
2) 処分坑道および主要坑道の埋め戻し	IV-126
(1) 施工方法	IV-126
(2) 対策工 — 湧水割れ目の隔離 —	IV-127
(3) 品質管理	IV-128
4.5.4 閉鎖	IV-129
1) 連絡坑道の埋め戻し	IV-129
2) アクセス坑道の埋め戻し	IV-129
(1) 施工方法	IV-129
(2) 対策工 — 坑口の処置 —	IV-129
3) ボーリング孔の埋め戻し	IV-130
4) 地上施設の解体・撤去	IV-131
5) 品質管理	IV-131

4.6 処分場の管理に関する技術的検討	IV-132
4.6.1 地層処分の基本概念と制度的管理に関する国際的コンセンサス	IV-132
4.6.2 処分場の管理の基本的考え方	IV-133
4.6.3 処分場の管理の内容	IV-134
1) 設計・施工上の品質管理	IV-134
2) 人工バリア周辺部および処分施設周辺部の地質環境条件に 関するモニタリング	IV-135
3) その他の管理	IV-136
4.6.4 計測技術	IV-138
4.6.5 所要の措置	IV-138
4.7 まとめ	IV-139
参考文献	IV-142

第Ⅳ章 地層処分の工学技術

4.1 目的および検討の範囲

専門部会報告書では、人工バリアと処分施設の設計、製作・施工、建設などに関し、第2次取りまとめの目標は、安全性を実現するための信頼性の高い人工バリアならびに処分施設についての設計要件を提示するとともに、これらが現実的な工学技術によって合理的に構築できることを示すこととされている（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会、1997）。この目標に対して、わが国の長期的な安定性を備えた幅広い地質環境を考慮しつつ、人工バリアや処分施設の設計の考え方や設計要件を示し、これらに基づいて設計を試みることにした。さらに、設計したそれらの仕様例に対して、合理的に製作、施工ができることを示すことにした。また、専門部会報告書では、処分場の地質環境と地層処分システムの状態を監視し安全性を確認するため、建設開始から閉鎖に至るまでの各段階において取得すべき情報、計測方法などを技術的に検討し、処分場の管理に関する技術的基盤を整えることとされている。これに対しては、処分場の管理の目的を明らかにするとともに、その目的に沿った、建設、操業、閉鎖の各作業段階で行われる管理の項目と、その項目ごとに取得すべき主な情報の内容を示すことにした。

このため本章では、まず人工バリアと処分施設の基本概念を示し、処分場の構成について説明した。次に、人工バリアや処分施設の設計の考え方や設計要件に関して検討を行い、これらに基づいて実際に設計を試みた。

人工バリアの設計要件の検討においては、第Ⅲ章に述べたわが国の地質環境に関する岩盤の熱・力学特性、地下水の水理特性、地球化学特性などの知見に基づき、人工バリアが設置される周辺の地質環境条件および人工バリア設置後のニアフィールド環境の変化を考慮した。処分施設の設計要件については、施設全体にわたる領域の地質環境を視野に入れて検討を行った。また、これらの検討においては、設計と地層処分システムの安全評価との関連に注意するとともに、経済的合理性についても配慮した。

このようにして明らかにした設計要件に対して、長期的な安定性を備えた幅広い地質環境を対象とし、人工バリアや処分施設を合理的に設計することとした。人工バリアの設計では、想定される地質環境の幅に対応できるように、第Ⅱ章に示した人工バリアの性能に余裕を持たせるという考え方に基づいて、オーバーバックと緩衝材に関する材料や厚さなどの仕様を検討した。また、試作や試験に基づいて、製作・施工性、品質管理について検討を行った。処分施設の設計では、各坑道の力学的安定性について評価を行うとともに、人工バリアに対する熱的影響の検討を行い、坑道の力学的安定性の評価結果と合わせて、処分坑道の配置や廃棄体定置ピッチについて検討した。

さらに、これらの結果に基づき、処分場のレイアウトを検討した。坑道の埋め戻しに関しては、候補材料の特性を把握するとともに、その機能と役割について検討した。

埋設後の人工バリアの健全性に関しては、設計した人工バリアや処分施設の仕様例に基づいて、再冠水時の人工バリア挙動、人工バリアの長期構造力学安定性、ニアフィールドの耐震安定性、ガス移行挙動および緩衝材の岩盤内侵入について解析・評価を行った。

さらに、処分場の建設、操業、閉鎖に関して、現状技術あるいは近い将来実現可能と考えられる技術に基づき、坑道の建設方法、緩衝材や廃棄体の搬送・定置概念、坑道の埋め戻し方法などについて検討を行った。

最後に処分場の管理について、地層処分の基本概念や制度的管理などに関する国際的なコンセンサスを念頭に、処分場の管理の目的について技術的観点から整理するとともに、管理の目的に沿って建設、操業、閉鎖の各作業段階で行われる管理の項目と、その項目ごとに取得すべき主な情報の内容について検討した。

4.2 人工バリアおよび処分施設の基本概念

高レベル放射性廃棄物の処分場は、人工バリアと処分施設から構成される。この節では、人工バリアと処分施設の基本概念について述べる。

4.2.1 人工バリアの基本概念

1) 人工バリアの構成

わが国の地層処分概念は、第Ⅱ章に述べたように「安定な地質環境に、性能に余裕を持たせた人工バリア⁴⁻¹⁾を含む多重バリアシステムを構築する」ことを基本としている。人工バリアは、工学的対策が施された障壁（バリア）であり、図 4.2-1 に示すように、その構成要素としては、ガラス固化体、廃棄物を格納する堅固な容器（以下、「オーバーパック」という）、オーバーパックと岩盤の間に充填される緩衝材がある（動力炉・核燃料開発事業団、1992a）。

ガラス固化体は、放射性核種を安定なガラス構造の中に取り込み、地下水への溶出を抑制する特性を有する。オーバーパックの主要な機能は、ガラス固化体と地下水の接触を一定期間阻止することである。緩衝材の機能は、その物理的、化学的緩衝機能によってガラス固化体を保護するとともに、周囲からの地下水の浸透やその中での流れを抑制し、さらに地下水に溶出した放射性核種を収着することによって、放射性核種の移動を抑制することである。

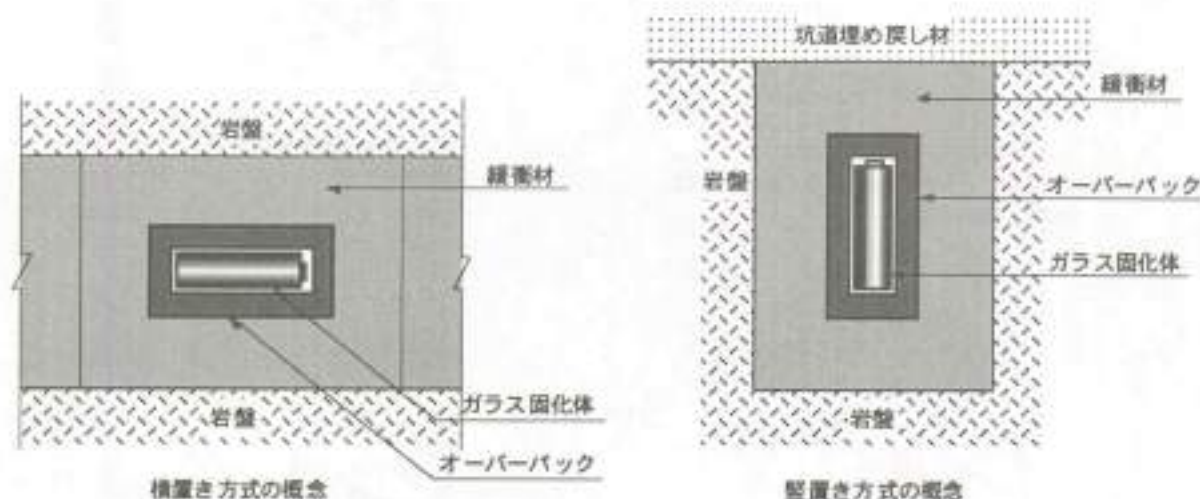


図 4.2-1 人工バリアの概念

4-1) 「性能に余裕を持たせる」ことによって、天然の地質環境が本来的にもつ空間的不均質性や時間的変動に起因するバリア機能の不確実性を、ある程度補完することが可能であり、わが国における地層処分の成立性を、より確実なものとする可以考虑。将来、処分サイトが決まった段階では、その予定地の地質環境を考慮して、安全面、経済面から合理的な人工バリアが決定される。

2) 定置レイアウト

廃棄体⁴⁻²⁾を定置埋設するためのレイアウトとしては、基本的に図 4.2-2 に示すような4つの方式に分類することができる。これらの方式はそれぞれ長所をもっている。たとえば、①処分坑道横置き方式は坑道の掘削量や埋め戻し量を最も小さくできる。一方、④処分孔縦置き方式は、廃棄体や緩衝材の定置性などの操作性が比較的優れている。定置レイアウトの方式は、実際に処分サイトが選定されれば、その地質環境条件などに応じて、それぞれの方式の長所を生かしながら①～④の組み合わせも含め柔軟に選ぶことができると考えられる。

ここでは、掘削・埋戻し量と操作性の観点で対照的な特徴を有する、①処分坑道横置き方式と④処分孔縦置き方式を例にとり、4.3 節、4.4 節、4.5 節で検討を行うこととする。

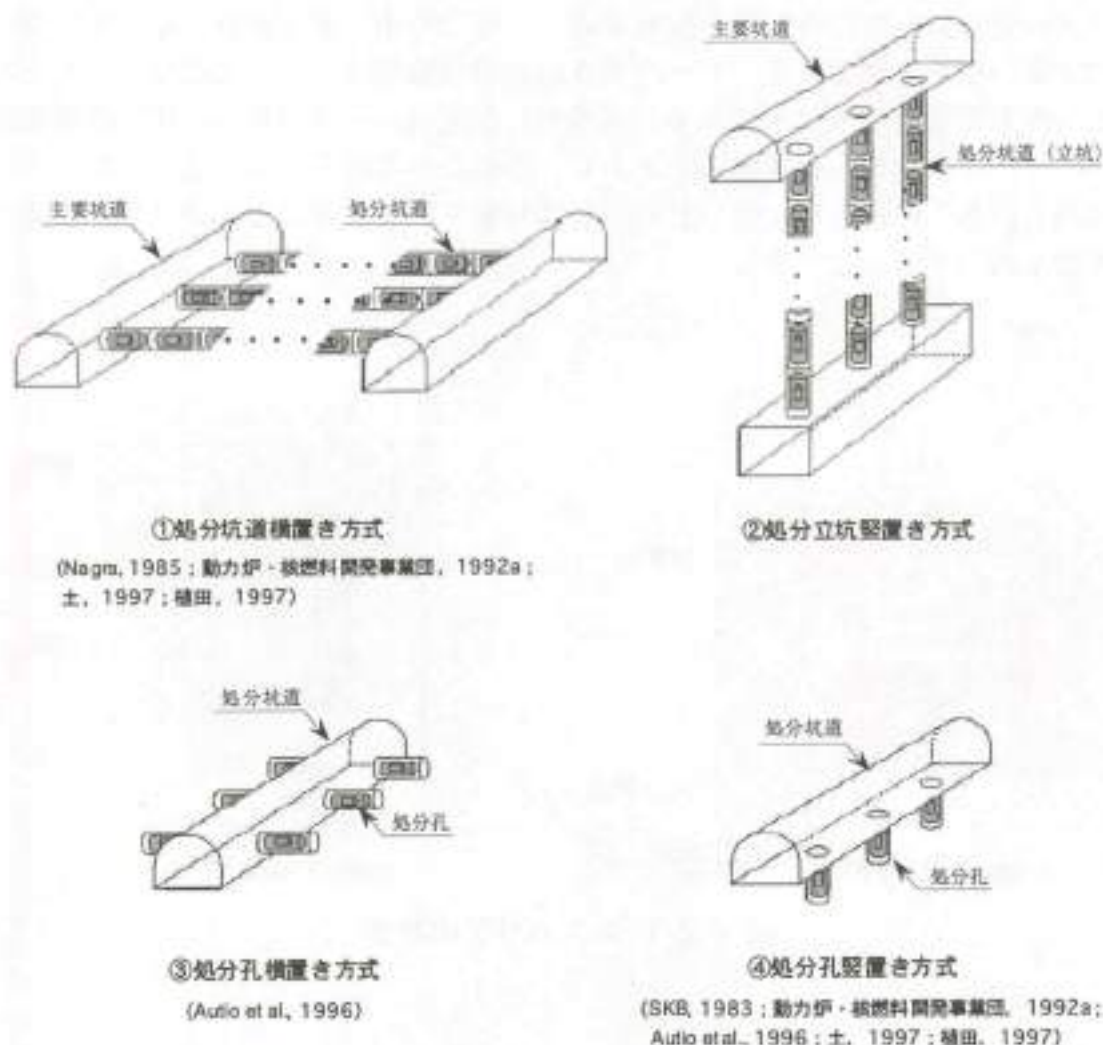


図 4.2-2 定置レイアウトのバリエーション

4-2) オーバーバックに封入されたガラス固化体

4.2.2 処分施設の基本概念

1) 処分施設の構成

処分施設は、地上施設と地下施設から構成される。地上施設はガラス固化体を受け入れて検査し、オーバーバックに封入した後、それを地下深部に搬送するために必要な施設や、建設・操業・閉鎖⁴³⁾に関連して地上部に必要となる施設などから構成される。

地下施設は、図 4.2-3 に示すように、地上と地下の施設を結ぶアクセス坑道⁴⁴⁾、廃棄体を定置するための処分坑道、処分坑道を取り囲む主要坑道と、主要坑道間を結ぶ連絡坑道などから構成される。また、廃棄体の搬送にかかわる施設、坑道建設にかかわる施設、およびそれらの作業の安全性を維持するための施設なども、地下に建設される。

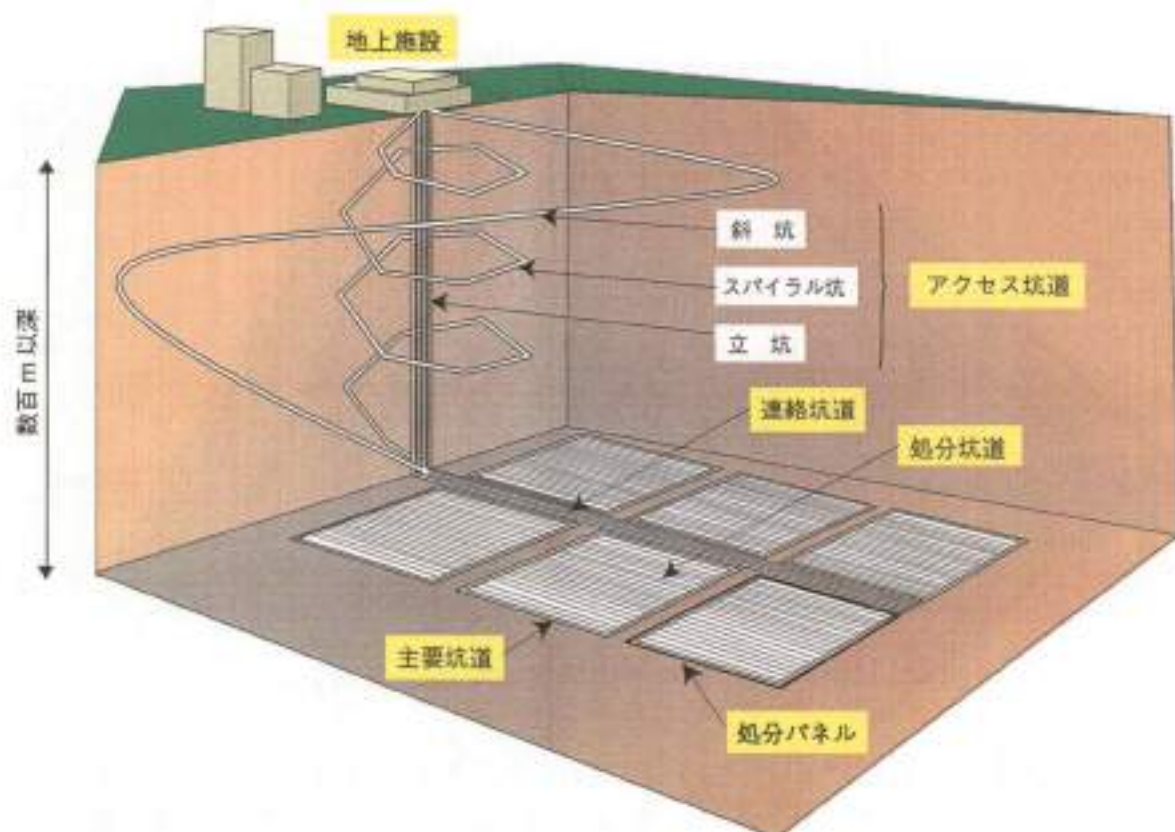


図 4.2-3 処分施設の基本概念

⁴³⁾ 建設段階では、地上施設と地下施設の建設が行われる。操業段階では、主な作業としてガラス固化体の受け入れ、オーバーバックへの封入、緩衝材の製作、廃棄体と緩衝材の搬送・定置、処分坑道と主要坑道の埋め戻しが行われる。閉鎖段階では、主な作業として連絡坑道とアクセス坑道の埋め戻し、地上施設の解体・撤去が行われる。

⁴⁴⁾ アクセス坑道方式は、鉛直の坑道による立坑方式と傾斜した坑道による斜坑方式（斜坑、スパイラル坑）に分けられる。図では、これらの方式が理解できるように概念的にすべて示してあるが、サイトが決まれば、その地質環境条件や敷地条件なども考慮して、最適な方式あるいはその組み合わせが設定される。

2) 処分パネルの概念とパネルレイアウト

処分パネルとは、図 4.2-3 に示すように、廃棄体を定置する処分坑道群とそれを取り囲む主要坑道からなる 1 つの区画である。廃棄体を処分する領域を、いくつかの独立したパネルに分割するという概念を取り入れることにより、

- ・処分サイトの地質環境条件などに応じて、図 4.2-4 に示すような分散配置や多層配置などの柔軟なパネルレイアウトを行うこと
- ・作業の安全性（放射線管理を含む）や効率性の観点では、建設、操業、閉鎖という主要な作業を独立に並行して実施すること
- ・技術の進捗に応じて、後段のパネルではより合理的な建設、操業、閉鎖の作業を行うこと

などが可能となる。

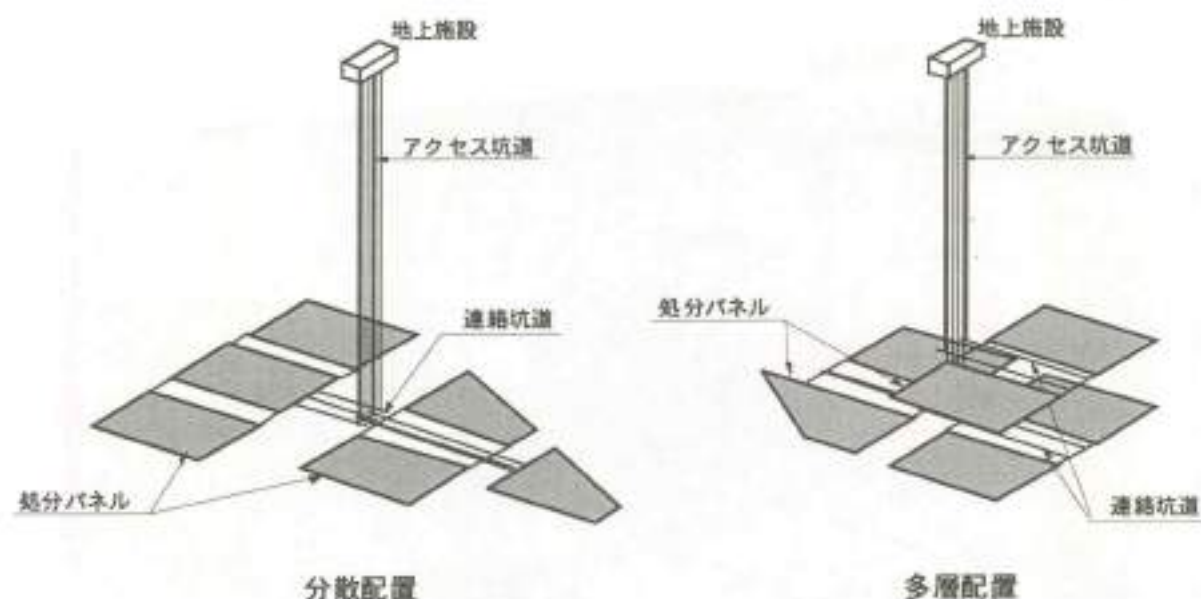


図 4.2-4 パネルレイアウトのバリエーション

処分サイトが特定されれば、パネルレイアウトやパネル形状は、設計される処分坑道間距離や廃棄体の埋設ピッチなどに基づき、敷地形状、割れ目帯の位置や地下水流動条件などの地質環境条件、地形条件、処分スケジュール、経済性などを総合的に考慮して適切に決められることになる。

4.3 人工バリアおよび処分施設の設計

4.3.1 設計の基本的考え方

4.1 に示したように、人工バリアと処分施設の設計、製作・施工、建設などに関する第2次取りまとめの目標は、わが国の地質環境の特徴を考慮したうえで、安全性を実現するための信頼性の高い人工バリアおよび処分施設について設計要件を提示するとともに、これらが現実的な工学技術によって合理的に構築できることを示すことである。

ここではこの目標に向け、地層処分の安全性を確保しつつ、人工バリアおよび処分施設の合理的な設計を行うための考え方を示し、設計においてわが国の幅広い地質環境を具体的にどのように考慮するかについて述べる。

まず、人工バリアおよび処分施設を合理的に設計するために、その重要な要素となる「設計要件」、「設計の進め方」、「設計解析」について、次のように考えることとした。

- 設計要件：人工バリアおよび処分施設に求められる機能と現状の技術および近い将来達成可能な技術を考慮し、経済性も勘案して、過度に保守的とならないように設計要件を設定することとした。この際、わが国の地質環境の特徴を考慮するとともに、地層処分システムの性能評価との関連にも配慮して、これらに柔軟に適應できるようにすることとした。
- 設計の進め方：設定した設計要件の中から、人工バリアと処分施設の個々の仕様（たとえば、オーバーバックの厚さや緩衝材の密度など）に関連する設計要件を抽出し、設計要件の組み合わせの例を検討することとした。個々の仕様の設定にあたっては、設計要件の組み合わせの例に基づき、設計解析の具体的な方法を考慮して、設計の手順を改善し、合理化を図ることとした。例示した設計要件の組み合わせを満たす仕様の幅に対しては、地質環境の多様性やモデル、データに対する不確実性を考慮し、性能に対する余裕などを勘案して、その幅の中から人工バリアおよび処分施設の仕様を例示することとした。また、人工バリアの埋設後の健全性にかかわる解析を行い、その結果を安全評価に資するとともに、人工バリアおよび処分施設の仕様設定に適宜反映することとした。
- 設計解析：設計要件や設計の進め方に従って合理的な仕様範囲を設定するために、以下に述べる改良された解析評価手法と現実的な設計データを適用して設計解析を実施することとした。
 - 解析評価手法：これまでの種々の試験研究などを通じて得られた知見をもとに、熱－水－応力連成解析や地震応答解析などのモデル・コードの改良を図

ることとした。

- 設計データ：岩盤の力学特性・熱特性・水理特性，オーバーバックの腐食挙動，緩衝材の特性などに関して，実測値に基づくより信頼性の高いデータベースの整備を進めてきた。これらのデータベースを用いて統計解析などを行い，現実的な設計データを設定することとした。

これら「設計要件」，「設計の進め方」，「設計解析」を組み合わせ，図 4.3-1 に示す設計の基本的な流れの中に適切に組み込むことによって，人工バリアや処分施設の設計を合理的に行うことが可能となる。また一連の設計によって設定された仕様例に対して，安全評価を行い，その結果を設計に適宜反映していくことが重要である。

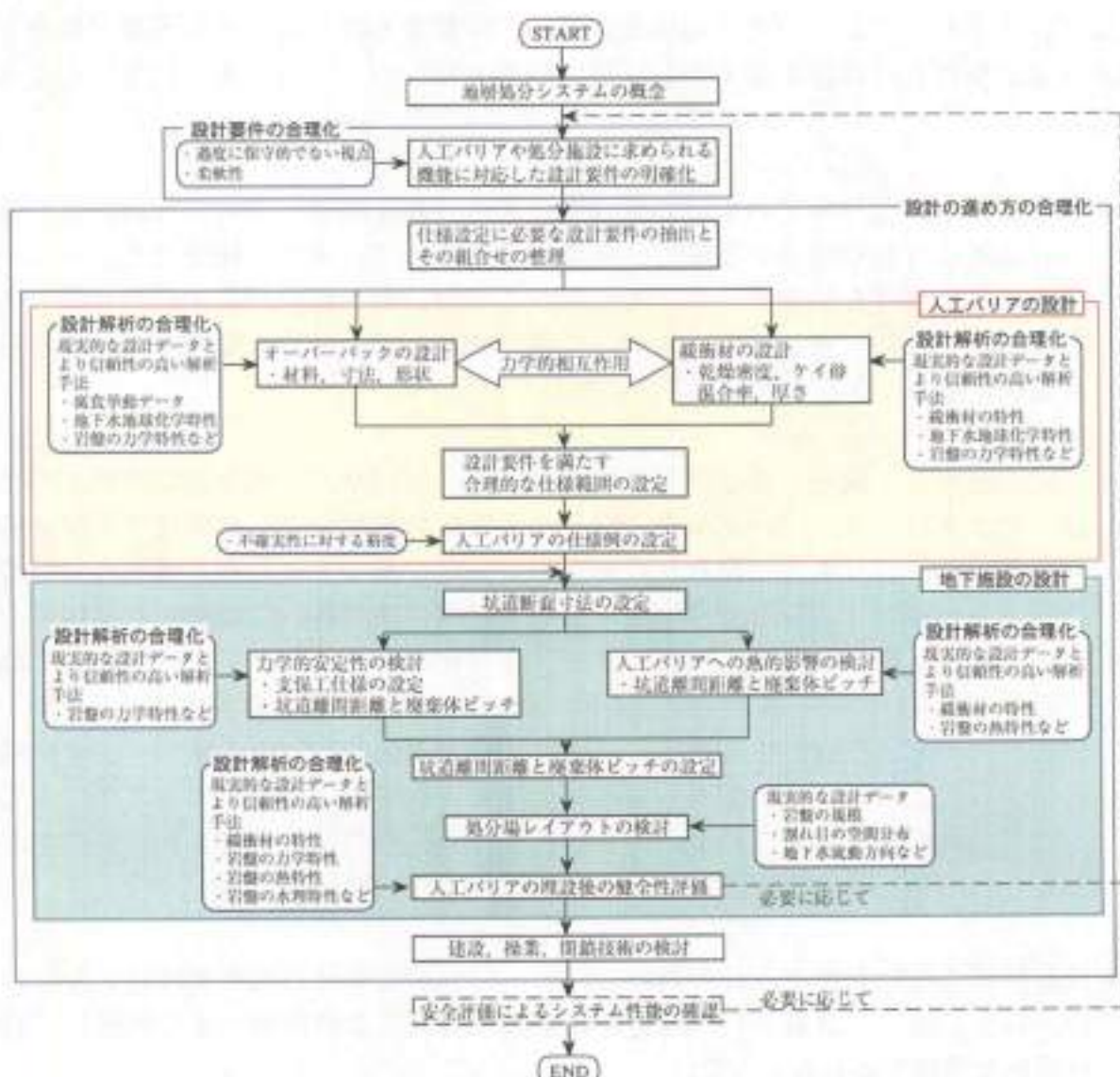


図 4.3-1 設計の基本的な流れの例と設計の合理化

設計にあたってわが国の地質環境を幅広く考慮するという点に関しては、次のように考えることとした。オーバーバックや緩衝材の設置環境としては、地下水を降水起源から海水起源のものまで幅広くとらえることとした。設計や施工技術の検討で必要となる岩盤の力学特性、熱特性、水理特性については、文献などをもとに広く収集したデータの幅を検討し、それらが地下深部の特性を表現していると考えてよいことを東濃地域や釜石鉾山での実測値によって確認することとした。これらの地下水の化学的條件や岩盤特性の幅に対して、現状の技術および近い将来達成可能な技術に基づいて、人工バリアと処分施設が現実的に設計、製作・施工できることを提示することとした。これによって、そこで示された人工バリアおよび処分施設の設計、製作・施工にかかわる技術で長期的な安定性を備えた地質環境に柔軟に対応できることを示すことができると考えられる。

4.3.2 設計条件および設計要件

人工バリアおよび処分施設の設計、製作・施工技術の検討において前提とする、

- ・ガラス固化体の発熱量、放射能、貯蔵期間および処分施設の規模
- ・地質構造要素と地形的条件
- ・岩盤特性
- ・処分深度

について検討するとともに、オーバーパック、緩衝材、および地下施設の設計要件について検討を行った。

1) ガラス固化体の発熱量、放射能、貯蔵期間および処分施設の規模

高レベル放射性廃棄物は、国の基本方針（原子力委員会、1994）に基づけば、ガラス固化された後、冷却のために 30～50 年間程度貯蔵され、その後 2030 年代から遅くとも 2040 年代半ばに地下深い地層中に処分されることとなっている。ガラス固化体としては、1.1.1 で述べたように、フランスの COGEMA、イギリスの BNFL、サイクル機構および日本原燃（株）で製造されるものが対象となる。

ガラス固化体の発熱量や放射能は、燃料のタイプ、原子炉における燃焼履歴、再処理工場での運転条件などに依存して変化する（石原ほか、1999）。今後発生するガラス固化体は国内で製造されるものがほとんどを占める（たとえば、総合エネルギー調査会原子力部会、1999）ことから、後段で述べる処分場の設計や安全評価で用いるモデルガラス固化体は、国内で製造されるガラス固化体（日本原燃（株）、1992）を参考に設定した。モデルガラス固化体の基本仕様を表 4.3-1 に、インベントリを設定するために必要な核燃料の燃焼条件、再処理条件およびガラス固化条件を表 4.3-2 に示す。

また、総合エネルギー調査会原子力部会中間報告（総合エネルギー調査会原子力部会、1999）を参考に、処分施設の規模（処分場に埋設するガラス固化体の総本数）は 40,000 本とし、ガラス固化後の貯蔵期間は 50 年間とした。ガラス固化体は、使用済燃料が原子炉から取り出されてから 4 年後に製造されるものとしており、貯蔵期間の 50 年とあわせると、取り出し後埋設までの冷却期間は 54 年となる。これらの条件を基に計算されたモデルガラス固化体の発熱量および放射能の経時変化を図 4.3-2 に示す。埋設時の廃棄体の発熱量と放射能は、図 4.3-2 よりそれぞれ約 350 W／本、約 4×10^{13} Bq／本となる。

表 4.3-1 モデルガラス固化体の基本仕様

項 目		設定値
材 料	固化ガラス	ホウケイ酸ガラス
	容器	ステンレス鋼
容器外形寸法	直径	430 mm
	高さ	1,340 mm
重 量	ガラス固化体重量	500 kg/本
	固化ガラス重量	400 kg/本
容 積	固化ガラス容積	150 l/本

表 4.3-2 モデルガラス固化体インベントリの計算条件

条 件	項 目	設定値	
核燃料の燃焼条件	濃縮度	4.5 wt %	
	燃焼度	45,000 MWD MTU ⁻¹	
	比出力	38 MW MTU ⁻¹	
	運転日数	1,184.2 日連続	
再処理条件	炉取り出し後、再処理までの冷却期間	4 年	
	燃料起源の核種の ガラス固化体への 移行率	U	0.442 %
		Pu	0.548 %
		H, C, I, Cl, 希ガス	0.0 %
		その他	100.0 %
ガラス固化条件	再処理から固化までの冷却期間	0 年	
	ガラス固化体発生量	1.25 本/MTU	
	ウラン等価量	0.8 MTU/本	

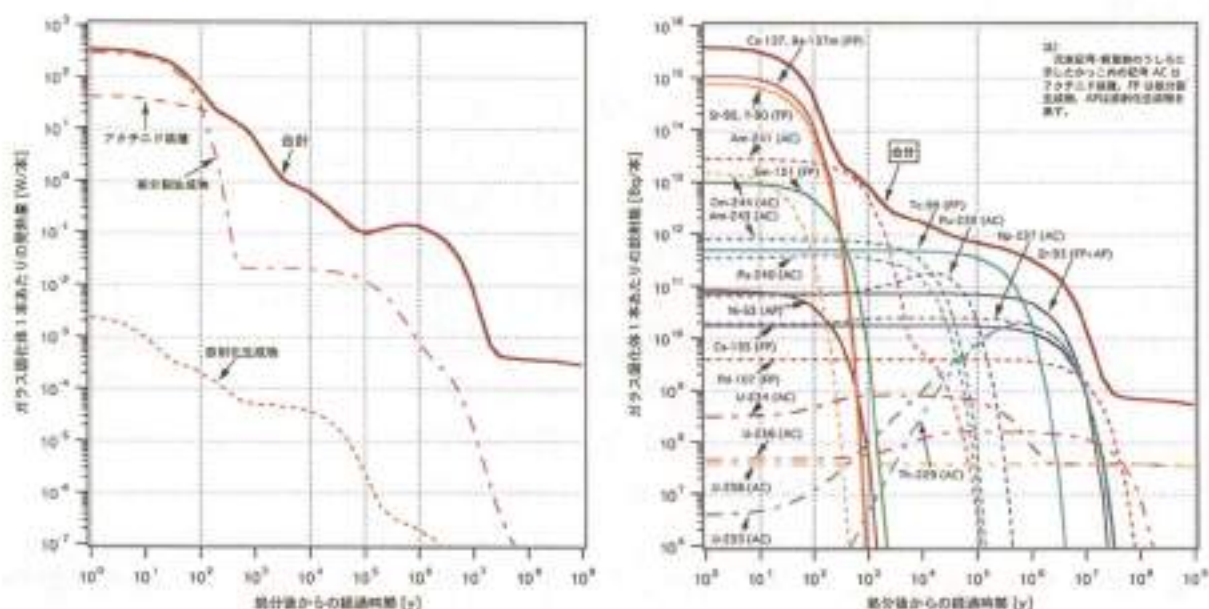


図 4.3-2 モデルガラス固化体の発熱量および放射能の経時変化

2) 地質構造要素と地形的条件

処分場の設計に際して、岩盤の空間的な広がりや割れ目の分布、地形を考慮することが必要である。

平面配置や多層配置、処分パネルの規模や数など、地下施設の配置を検討するうえでは、対象とする岩盤の規模や空間的な広がり方が重要となる。

割れ目の位置や長さ、幅、方向などの空間的な分布は、処分場の位置やレイアウトを設定するうえで必要な情報となる。既存の地下発電所などの大規模地下空洞の設計では、割れ目の卓越方向に対して坑道の軸方向を直交させるように坑道を配置することが空洞の力学的安定性上望ましいとされている（電力土木技術協会，1988）。核種移行遅延性能に有意な影響を及ぼす可能性がある透水性の高い主要な割れ目帯や断層破砕帯に対しては、水理学的影響などを考慮して処分パネルや廃棄体から適切な距離を確保するなど、設計上工学的対策を検討しておくことが重要となる。

地形は、初期地圧や広域的な地下水流動に影響を及ぼすため重要となる。また地上施設やアクセス坑道の位置などの設定に際しては、地形を考慮して廃棄体の運搬を含む物流や建設の容易さなどの観点から検討を行うことが重要である。

3) 岩盤特性

人工バリアおよび処分施設の設計、製作・施工においては、岩盤の力学特性や熱特性が重要である。

わが国の土木工学の分野では、岩種、弾性波速度、ボーリングコアの連続性、岩石の強度あるいは地山強度比（一軸圧縮強度と三軸り圧の比）、割れ目の間隔や状態などに着目して、岩盤を分類し、同時に岩盤の等級を区分している例が多い（たとえば、日本道路公団，1997；日本鉄道建設公団，1996）。さらに道路トンネルや鉄道トンネルの設計・施工においては、経験的な手法として、岩盤分類によって区分される岩盤の等級に対応した標準的な設計例が用意されており、広く利用されている。海外では、ボーリングコアの連続性、岩石の強度、割れ目の間隔や状態などを指標として岩盤の分類を行うさまざまな方法が提案されてきている（たとえば、Deere, 1963；Bieniawski, 1974；Barton et al., 1974；Hoek and Brown, 1997）。

第2次取りまとめにおいては、このような土木工学の分野における既存の岩盤分類の方法や背景を念頭に置きつつ、長期的な安定性を備えた幅広い地質環境を設計に反映するという目的のために、3.3 で示された岩種ごとに収集、整理された岩石の力学特性などに基づいて、それらの岩種を工学的に同等なグループに分類することとした。

3.3.5 で示したように、岩盤の力学特性については、いくつかの岩種ごとに工学的に同等なグループに分類できる見通しが得られた。また、3.3.2 で述べたように、割れ目頻度が小さい傾向を示す岩種が認められた。一方、水理特性に関しては、3.3.3 で示したように、動水勾配は地形などの影響を受け、透水係数は岩種よりも割れ目の性質などに依存する傾向が認められた。

そこで、第 III 章で示された岩種ごとの力学特性と割れ目頻度に着目して、人工バリアと処分施設の設計、製作・施工の観点から、それらの岩種を分類したうえで、設計用の力学特性値を設定し、これに対応した設計用の熱特性と水理特性を設定することとした。以下、具体的に設計、製作・施工検討のための岩種の分類と、設計用の力学特性、熱特性および水理特性について述べる（谷口航ほか、1999a）。

(1) 設計、製作・施工検討のための岩種の分類

岩石の力学特性の分布の特徴が現れている例として、3.3.5 で岩種ごとに整理した岩石の一軸圧縮強度の分布を図 4.3-3 に示す。



図 4.3-3 力学特性の分布の例：岩石の一軸圧縮強度の分布

これによると、結晶質岩および先新第三紀堆積岩については、中央値からデータ数が±25%の範囲（図 4.3-3 中の各ボックス）では、一軸圧縮強度は 45～195 MPa 程度に分布している。一方、新第三紀堆積岩については、中央値からデータ数が±25%の範囲の一軸圧縮強度は 5～55 MPa 程度に分布している。このように、一軸圧縮強度の分布の傾向は、結晶質岩および先新第三紀堆積岩のグループと、新第三紀堆積岩のグループで分かれることがわかる。その他の力学特性についても、ポアソン比など一部の特性値を除いて、ほぼ結晶質岩および先新第三紀堆積岩のグループと、新第三紀堆積岩のグループに分類できることが確かめられた（3.3.5 参照）。また割れ目の分布（図 3.3-4 参照）についても、新第三紀堆積岩における割れ目頻度は、結晶質岩および先新第三紀堆積岩に比べて小さい傾向が認められている（3.3.2 参照）。

そこで、第 III 章で示された岩種を以下のように大きく 2 つのグループに分けて取り扱うこととし、それぞれ「硬岩系岩盤グループ」、「軟岩系岩盤グループ」とよぶこととした。

- ・硬岩系岩盤グループ：結晶質岩（酸性岩）、結晶質岩（塩基性岩）、先新第三紀堆積岩（砂質岩）、先新第三紀堆積岩（泥質・凝灰質岩）
- ・軟岩系岩盤グループ：新第三紀堆積岩（泥質・凝灰質岩）、新第三紀堆積岩（砂質岩）

(2) 力学特性

人工バリアおよび処分施設の設計、製作・施工技術の検討で用いる岩盤の力学特性値の設定においては、工学技術の適用範囲を幅広く示すために、硬岩系、軟岩系岩盤それぞれのグループの中で力学特性値が低めの値を示すデータセットを用いることとした。具体的には、力学特性値が低めの値を示すデータセットとしては、力学特性の分布の特徴が現れている例として取り上げた図 4.3-3 からわかるように、硬岩系岩盤グループでは結晶質岩の酸性岩と先新第三紀堆積岩の泥質・凝灰質岩のデータセットを、軟岩系岩盤グループでは新第三紀堆積岩の泥質・凝灰質岩と砂質岩のデータセットをそれぞれ対象とすることとした。これらのうち、データ数が豊富で信頼性が高いと考えられる方（硬岩系岩盤グループでは結晶質岩の酸性岩、軟岩系岩盤グループでは新第三紀堆積岩の泥質・凝灰質岩）のデータセットを設計用の力学特性値の設定に用いることとした。

以上より、硬岩系岩盤グループの設計用岩盤特性データセットは結晶質岩（酸性岩）の特性値をもとに、軟岩系岩盤グループの設計用岩盤特性データセットについては新第三紀堆積岩（泥質・凝灰質岩）の特性値をもとに設定することとした。以下、硬岩系岩盤グループの設計用岩盤特性データセットを「硬岩系岩盤データセット」、軟岩系岩盤グループの設計用岩盤特性データセットを「軟岩系岩盤データセット」ということとする。これらの設計用岩盤特性データセットを設定する際にもととなったデータセット（結晶質岩の酸性岩のデータセット、および新第三紀堆積岩の泥質・凝灰質岩のデータセット）を「基本データセット」とよび、区別することとする。

設計用の力学特性値については、岩石・岩盤の基本的な力学特性である一軸圧縮強度と一般に相関が認められるとされる特性間の関係（たとえば、土質工学会, 1987；吉中ほか, 1989；菊地, 1990）を考慮に入れ、硬岩系および軟岩系岩盤グループのそれぞれについて、表 4.3-3 の関係を用いて設定することとした。

表 4.3-3 岩盤の基本的な力学特性の設定で考慮した特性間の関係

設定する特性	設定に際して考慮する特性間の関係
弾性係数	一軸圧縮強度－弾性係数の関係
粘着力	一軸圧縮強度－粘着力の関係
内部摩擦角	一軸圧縮強度－内部摩擦角の関係
引張強度	一軸圧縮強度－引張強度の関係
有効間隙率	一軸圧縮強度－有効間隙率の関係
飽和密度	有効間隙率－飽和密度の関係（理論式）

硬岩系岩盤データセットについては、通常の土木工学の設計で用いられているように、一軸圧縮強度に基本データセットの特性値の平均値を用いて、表 4.3-3 の各特性を設定した。一方、軟岩系岩盤グループの基本データセットにおける一軸圧縮強度は、平均値よりも低いデータが多く、その結果、中央値が平均値の 1/3 程度となるような分布を示した。また、これら近傍の力学特性値は、地下数百 m 以深における空洞の力学的安定性に大きな影響を与えると予想された。このため、検討対象深度において現実的な支保工が成立する見通しを得ることを目的として、後段の 4.3.4 1) に示すように、基本データセットの一軸圧縮強度の平均値と中央値を包含する範囲に対応した力学特性値をパラメータとして理論解による空洞の力学的安定性解析を行い、現実的な施工ができると考えられる力学的に最も低めの値を軟岩系岩盤データセットに割り当てることとした。

3.3.5 で収集、整理された力学特性データには、岩石コアの特性値や原位置における岩盤としての特性値が含まれている。したがって、以上で設定した力学特性値のうち、一軸圧縮強度、引張強度、粘着力および弾性係数については、岩石としての特性値とみなし、割れ目や寸法効果の影響を考慮して、岩盤の弾性波速度と岩石コアの弾性波速度の 2 乗の比 (≤ 1) で表される岩盤良好度 (Onodera, 1963) を乗じて低減し、岩盤としての力学特性値とした。

表 4.3-3 に示したものの以外の特性値については以下のように設定した。

- ・ポアソン比：一軸圧縮強度や弾性係数との相関が認められなかったため、硬岩系および軟岩系岩盤グループの各基本データセットにおける平均値を用いることとした。
- ・側圧係数：3.3.5 で示された初期鉛直応力と初期水平応力がそろっているデータを整理し、深度と側圧係数の関係式を設定した。
- ・耐震安定性解析で必要となる岩盤の動的特性：原位置で実測された弾性波速度（P 波速度 v_p 、S 波速度 v_s ）および飽和密度を用いて、理論式より動弾性係数と動ポアソン比を設定した。

(3) 熱特性

一般に、岩盤および土質材料の熱伝導率、比熱などは、間隙率や含水比などに依

存するといわれている（島田・幾世稿，1987；地盤工学会，1997）。熱解析で必要となる熱伝導率 λ_r と比熱 C に関しては，3.3.5 に示した既存の文献データおよび釜石鉱山や東濃鉱山などの実測データに基づいて，熱伝導率 λ_r －有効間隙率 n_e －含水比 ω ，および比熱 C －有効間隙率 n_e －含水比 ω の関係について検討が行われ，坑道周辺岩盤の含水状態を考慮して，飽和状態における岩盤の熱特性値が算出されている（谷口航ほか，1999a）。これによると，岩盤の熱特性値は有効間隙率に大きく依存している。ここでは，谷口航ほかが計算した熱特性値（谷口航ほか，1999a）のうち，力学特性で設定した有効間隙率に対応した平均的な熱特性値を用いることとした。

地温勾配は，3.3.5 に示されているように，火山周辺を除く大部分の地域で $5^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 以下，その多くは $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 前後となっている。処分場のサイトは火山地域などを避けると考えられることや，一般にわが国の地温勾配は $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 程度であるといわれていること（日本材料学会，1993；建設産業調査会，1998）を勘案して，設計上地温勾配は $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ とした。地表面での地温は 15°C に設定した。

(4) 水理特性

第 III 章で，地下深部の水理学的観点から，透水係数や動水勾配などの水理特性について考察を行った。これに基づき，深部岩盤の透水係数に関しては，硬岩系、軟岩系岩盤グループにかかわらず，

- ・ 健岩部： $10^{-10} \sim 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ のオーダー
- ・ 割れ目帯：健岩部とは別に取扱う場合（高透水性の割れ目帯や断層破砕帯などを評価する場合）には， $10^{-6} \sim 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ のオーダー

とした。

3.3.3 で述べたように，動水勾配は地下深部になるにつれて小さくなる傾向はあるものの，地形の影響を受けている。このため，設計においては，動水勾配は 3.3.3 で各地形要素ごとに整理した動水勾配の平均値を採用した。処分場のレイアウトの検討を実際に行うにあたっては，サイトの条件を考慮し，広域地下水流動解析の手法（たとえば，三枝ほか，1997；核燃料サイクル開発機構，1999）を適用して推定される動水勾配が用いられる。

天然バリア中の核種移行評価で必要となる割れ目の水理特性などについては第 V 章で述べる。

(2)～(4)において設定した設計用岩盤特性データセットを整理して表 4.3-4 に示す。

今回収集，整理したデータのうち，軟岩系と硬岩系の設計用の特性値の間に存在するデータは，その例として一軸圧縮強度に関していえば，軟岩系岩盤グループで 42～52%，硬岩系岩盤グループで 39～53%の割合となっている。設定した軟岩系と硬

岩系の設計用岩盤特性データセット間の領域については、これら 2 つのデータセットに対して人工バリアと処分施設が現実的な技術によって設計、製作・施工できることを例示しておけば、例示した技術を応用することによって対応できると考えられる。また硬岩系岩盤特性データセットで与えられる特性値よりも力学特性値が高い領域は、設計、製作・施工上より良好な条件となり、硬岩系岩盤特性データセットに対して例示した技術が基本的に応用できると考えられる。軟岩系岩盤データセットの一軸圧縮強度よりも値が大きいデータは、軟岩系岩盤グループで 43～53%、硬岩系岩盤グループでは 87～97%の割合となる。なお、岩盤の割れ目や地質の不均一性、湧水などの影響を局所的に受けるような部分では、それらに応じた対策工を施す必要もあることに留意しておく必要がある。一方、軟岩系岩盤データセットで与えられた特性値よりも力学特性値が低い領域に対しては、深度を浅くする方法も含め、第 2 次取りまとめで想定した範囲を超えた設計、施工を行う必要がある。

表 4.3-4 岩盤の基本的な特性値（設計用岩盤特性データセット）

対象岩盤		硬岩系岩盤データセット (略称：HR)	軟岩系岩盤データセット (略称：SR-C)
物理的 特性	飽和密度 ρ [Mg m^{-3}]	2.67	2.20
	真密度 ρ_s [Mg m^{-3}]	2.7	
	有効間隙率 n_v [%]	2	30
力学 特性	一軸圧縮強度 q_u [MPa]	115	15
	弾性係数 E [MPa]	37,000	3,500
	ポアソン比 ν [-]	0.25	0.30
	粘着力 c [MPa]	15	3.0
	内部摩擦角 ϕ [°]	45	28
	引張強度 σ_t [MPa]	8	2.1
	側圧係数 K_0 [-]	$164h+11.74$ (h : 深度[m])	
	初期鉛直応力 σ_v [MPa]	$\rho gh/100$ ($\div \rho gh/1000$)	
	初期水平応力 σ_h [MPa]	$K_0 \cdot \sigma_v$	
	弾性波 (P 波) 速度 v_p [km s^{-1}]	$2.1+2.9\{1-\exp(-0.00792 \rho h)\}$	$1.8+1.4\{1-\exp(-0.00057 \rho h)\}$
熱 時 性	弾性波 (S 波) 速度 v_s [km s^{-1}]	$0.2+2.4\{1-\exp(-0.001788 \rho h)\}$	$0.6+1.0\{1-\exp(-0.00066 \rho h)\}$
	熱伝導率 λ_T [$\text{W m}^{-1} \text{K}^{-1}$]	2.8	2.2
	比熱 C [$\text{kJ kg}^{-1} \text{K}^{-1}$]	1.0	1.4
	地温勾配 [$^{\circ}\text{C}/100\text{m}$]	3	
水 理 性	地表面における地温 [$^{\circ}\text{C}$]	15	
	透水係数 k [m s^{-1}]	硬岩部： $10^{-10} \sim 10^{-8}$ 、割れ目部： $10^{-6} \sim 10^{-3}$	
水 理 性	動水勾配 γ [-]	0.008～0.067	

4) 処分深度

地層処分の目的である、長期間にわたって高レベル放射性廃棄物を人間の生活環境から安全に遠ざけておくという観点からは、廃棄体を処分する深度（以下、「処分深度」という）をある程度深くして、地表における環境の変化や人間活動の影響が及ばないようにしておく必要がある。一方、処分深度を深くすると、処分場の建設技術、地質環境の調査技術などの技術的負担が増すとともに、コスト増の要因にもなる。

処分深度については、将来処分サイトが特定されれば、地層処分の長期安全性、そのサイトにおける地質環境の安定性、対象となる岩盤の広がり、地下水の地球化学特性（酸化還元状態など）や地下水流動特性などの地質環境の特性、建設技術や調査技術の適用範囲、空洞の力学的安定性や人工バリアへの熱的影響の検討などの処分場の設計において把握される処分深度の範囲、さらに経済性などを勘案して最適化が図られる。

ここでは、処分深度について、地層処分の長期安全性、地質環境の特性、現状における建設技術や調査技術の適用範囲、設計において把握される処分深度の範囲という 4 つの観点から概略検討を行い、それらの結果を参考に、4.3.3 以降の設計検討で用いる処分深度を設定した。

(1) 地層処分の長期安全性

処分深度について長期安全性の観点から考慮すべき要因としては、天然現象（隆起・沈降・侵食）、将来の地下利用、地層処分システムにおける天然バリア機能などが挙げられる。

・天然現象（隆起・沈降・侵食）

安全性を評価する期間中は、隆起・沈降・侵食といった天然現象により、廃棄体が地表に露出しない処分深度としておく必要がある。第 III 章に示されたデータによれば、隆起・沈降・侵食速度の小さい地域を選ぶことは可能である。

・将来の地下利用

将来の地下利用への対策としては、現状の地下利用を勘案し、十分な余裕を持った処分深度とすることが必要である。現在までの地下利用については、坂本ら（1996）が地下構造物（高層建築物や道路高架部などの基礎杭、地下鉄など）の調査を行っており、その結果をみると、主要な利用深度は 30 m～50 m 程度であり、最大でもおおむね 100 m 程度となっている。

・地層処分システムにおける天然バリア機能

放射性核種の隔離、保持・移行遅延機能といった天然バリア機能として見込む地層の広がり、安全性を評価する長期間にわたって確保されるような処分深度を考

慮する必要がある。

(2) 地質環境の特性

地質環境の特性のうち地下水の地球化学的特性に関しては、人工バリアが機能を発揮できるように、地下水が還元性を有していることが重要である。どの程度の深度とすれば地下水が還元状態にあるかは処分サイトに応じて異なるものの、一般的には、岩石中に含まれる鉄物、微生物、有機物などとの反応により、地下深部では還元状態にあると考えられる。第 III 章に示されたデータでは、たとえば、東濃地域の堆積岩中の地下水は深度 160 m 付近で $Eh = +300 \text{ mV}$ 程度、花崗岩中の地下水は深度 500~1,000 m 付近で $Eh = +300 \text{ mV}$ 前後となっている。

(3) 建設技術や調査技術の現状

建設技術に関連する坑道内作業環境温度や調査技術に関しては、次のような実績がある。たとえば、トンネル建設時の作業環境温度としては過去に 75℃での施工実績（成瀬ほか、1995）があり、これを考慮すると、通常の地温勾配を有する多くの地域で、大容量の冷房設備が必要となるものの、2,000m 程度（地表面温度（15℃）+地温勾配（3℃/100m）×2,000m=75℃）の深さまで作業環境を維持できると考えられる。また、地層処分の観点で重要となる地質環境特性に関するボーリング孔を用いた現状の調査技術に関しては、例えば 2,200m 程度（Nagra, 1994）までの実績がある。

(4) 設計により把握される深度の範囲

地下に設けられる坑道の力学的安定性や埋設される人工バリアの熱的変化は、処分深度に大きく影響を受けることから、以下の設計検討を行った。ただしこれらの結果は、力学的強度や地温といった地質環境条件などにより変わり得ることに注意しておく必要がある。

・空洞の力学的安定性

地下に構築される坑道は、力学的に安定に保持される必要がある。基本的には深度が増すことは、それにともなって地圧が大きくなるため、空洞の力学的安定上は不利となる。これに関して、後述する 4.3.4 1)では、岩盤特性と深度をパラメータとして理論解析を行っている。この解析結果によれば、硬岩系岩盤においては、1,000m 程度であっても解析上は無支保で空洞が安定している。一方、軟岩系岩盤については、500m 程度を超えると解析上は現実的な支保工厚で坑道を建設することが難しくなると考えられる（黒木ほか、1999）。このような坑道の力学的安定性上の制約からも処分深度の範囲が設定される。

・人工バリアの熱的影響

埋設されたガラス固化体の発熱によって、人工バリアや周辺岩盤の温度は上昇し、

埋設後数十年程度で最も高くなり、その後徐々に低下していく（谷口・藤田，1997）。処分場の設計においては、4.3.4 2) に示すように、緩衝材の最高上昇温度が、緩衝材の性能を損なうような変質が生じないとされる制限温度（100℃）を下回るように、廃棄体 1 本あたりの専有面積^{4.5)}（以下、「専有面積」という）を確保しておく必要がある。

専有面積と緩衝材の最高上昇温度の関係は、処分深度が深くなるにつれて初期地温は高くなるため、処分深度に応じて変化することとなる。処分深度が変わることにより専有面積と緩衝材の温度の関係がどのように変化するかについて、熱伝導解析結果をもとに検討を行った（谷口・岩佐，1999）。たとえば、4.3.4 2) で設定した硬岩系岩盤の処分坑道横置き方式の仕様例において、処分深度を変化させて求めた専有面積と緩衝材の最高上昇温度の関係は図 4.3-4 となる。この図より、どの深度の場合も、緩衝材の最高上昇温度は、専有面積を大きくすることにより低くなるものの、専有面積 300 m² 程度ではほぼ収束することがわかる。したがって、ある深度を超えると、専有面積を大きくしても緩衝材の制限温度を満足することが困難となる。このような人工バリアに対する設計上の熱的制約からも処分深度の範囲が設定されることとなる。

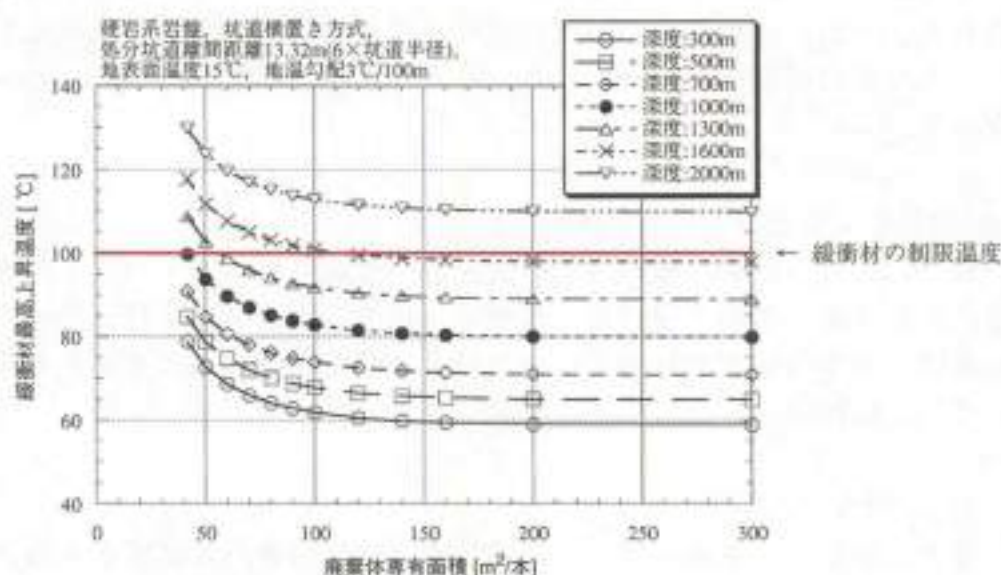


図 4.3-4 処分深度に対応した廃棄体専有面積と緩衝材温度の関係
(硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式、坑道間距離 13.32m、廃棄体ピッチ 3.13m)

以上(1)～(4)に示した考え方から、処分深度については、技術的に厳しい条件となる深めの深度を設定することにより、技術の適用範囲を幅広く示しておくという考えに立ち、ここでは設計検討で用いる処分深度として硬岩系岩盤データセット 1,000m、軟岩系岩盤データセット 500 m とした。

^{4.5)} 廃棄体 1 本あたりの専有面積については、4.3.4 2) の図 4.3-4i に示すように処分坑道間距離と廃棄体ピッチの積で表される。

5) オーバーバック、緩衝材、地下施設の設計要件

(1) オーバーバックの設計要件

地層処分安全性確保の観点から、オーバーバックには、放射性核種の物理的な閉じ込めが基本的な要件として求められている。この要件に対して、オーバーバックは、少なくともガラス固化体中の放射能がある程度減衰するまでの期間、地下水をガラス固化体に接触させないようにする機能を有する必要がある。また、人工バリアが成立するための要件として、ガラス固化体および緩衝材の性能に有意な影響を与えないことや、オーバーバックの製作・施工が技術的に可能であることについても十分考慮する必要がある。これらの基本的な要件を満足するためにオーバーバックの設計において考慮すべき項目は、表 4.3-5 のようになると考えられる。

表 4.3-5 オーバーバックの設計要件

基本的な要件	機能・役割	設計上考慮すべき項目（設計要件）	内 容
放射性核種の隔離のための要件	放射性核種の物理的に閉じ込め、地下水を所定の期間接触させないこと	閉じ込め性を有すること	操業時に放射性物質の外部環境への漏出を防ぐこと 廃棄体埋設後、地下水の浸入を防ぐこと
		耐食性を有すること	廃棄体埋設後、所定の期間、腐食によって閉じ込め性が損なわれないこと
		耐圧性を有すること	埋設後作用する機械的荷重に対して構造全体性を維持し、閉じ込め性を損なわないこと
		放射線透過しにくい性を有すること	ガラス固化体からの放射線による水の放射線分解にともなって生成される酸化性化学種により、腐食が促進されないこと
		耐放射線性を有すること	ガラス固化体からの放射線によって、耐圧性が有意な影響を受けないこと
		耐熱性を有すること	ガラス固化体からの発熱に対し、閉じ込め性、耐食性および耐圧性が有意な影響を受けないこと
人工バリアが成立するための要件	所要の期間、他の人工バリアに有意な影響を与えないこと	十分な内空間を有すること	オーバーバックの変形やガラス固化体の熱膨張により、ガラス固化体が機械的に破壊しないこと
		良好な熱伝導性を有すること	ガラス固化体の発熱を外部に伝え、ガラス固化体の安定な形態を損なうような熱による変質を生じさせないこと
		放射線透過しにくい性を有すること	ガラス固化体からの放射線によって、緩衝材の材料特性が変化しないこと
		化学的緩衝性を有すること	周囲の地下水を腐食生成物によって還元性環境に緩和すること
	製作・施工が技術的に可能であること	製作性を有すること	既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術に基づいた構造であること
		遠隔封入性を有すること	ガラス固化体の遠隔操作による封入が、既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により、ガラス固化体の安定な形態を損なうことなく、可能な構造であること
		遠隔定置性を有すること	廃棄体の遠隔操作による定置が、既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により、ガラス固化体の安定な形態を損なうことなく、可能な構造であること

注) ①：この特性を有していれば人工バリアの機能向上に寄与することが期待される特性。

②：これらを考慮することによって、放射線透過しにく性に対する過度に保守的な要求を緩和できるため、オーバーバック厚さを減少させることが可能となり、その結果、緩衝材の機能に有意な影響を与えないことが期待できる要件。

(2) 緩衝材の設計要件

緩衝材については、長期的な安全確保の観点からは、放射性核種の移行を抑制することが基本的な要件となる。この要件に対しては、地下水の移動の抑制、溶解した核種の収着およびコロイドの移行の防止といった機能が求められる。また、人工バリアが成立するための要件として、製作・施工が可能であることや、人工バリアの性能にかかわる熱移動、水分移動、核種移行、応力緩和などに関する性質に有意な影響を及ぼさないことについても十分考慮する必要がある。これらの基本的な要件を満たすために緩衝材の設計上考慮すべき項目は、表 4.3-6 のようになると考えられる。

表 4.3-6 緩衝材の設計要件

基本的な要件	機能・役割	設計上考慮すべき項目（設計要件）	内 容
放射性核種の移行抑制	地下水の移動の抑制	低透水性を有すること	低透水性を有することにより緩衝材中の地下水の動きを遅くして、結果的に緩衝材中の物質の移動が遅くなるようにするとともに、ガラス固化体の溶解速度や核種の溶出を抑制すること
	溶解した核種の収着	高い収着性を有すること	ガラス固化体から放射性核種が溶出した場合、それを収着することによって放射性核種の移行を抑制すること
	コロイドの移行防止	コロイドフィルトレーション機能を有すること	放射性核種がコロイドとして移行することを防ぐこと
	地下水の化学的環境の変動の緩和	化学的緩衝性を有すること	地下水の pH や還元性などを化学的に緩衝することにより地下水の化学的條件を好ましいものとする
人工バリアが成立するための要件	製作・施工が可能であること	施工、その他で生じたすき間などを充填できること	地下水の浸入にともなう膨潤によって、定置時の周辺岩盤とのすき間や緩衝材内に生じたすき間を充填できること
	施工可能な特性を有すること	施工可能な締固め特性を有すること	既存の技術によって所要の密度が得られるような締固め特性を有すること
	施工可能な強度を有すること	施工可能な強度を有すること	アロック方式による施工を想定した場合、振え付け時のハンドリングに必要な力学的特性を有すること
	所要の期間、人工バリアに有意な影響を及ぼさないこと	応力緩衝性を有すること	廃棄体埋設後、オーバーバックの機能が維持される期間、緩衝材が変形能を有することによりオーバーバックの腐食膨張と岩盤のクリープ変形を力学的に緩和できること
	オーバーバックを力学的に安定に支持できること	力学的に安定に支持できる強度を有すること	廃棄体埋設後、オーバーバックの機能が維持される期間、オーバーバックを力学的に安定に支持でき、地震に対しても健全性を維持できる力学的特性を有すること
	ガラス固化体および緩衝材の変質の抑制	良好な熱伝導性を有すること	良好な熱伝導性を有することにより、ガラス固化体の発熱を外側に伝え、ガラス固化体の安定な形態を損なうような熱による変質を生じさせないこと 人工バリアの性能にかかわる熱移動、水分移動、核種移行、応力緩和などに関する性質に有意な影響を及ぼすような緩衝材の熱的な変質が生じないこと

注) *：この特性を有していれば人工バリアの機能向上に寄与することが期待される特性。

(3) 地下施設の設計要件

処分場の地下施設は、人工バリアを設置するための手段を提供するもので、サイトの地質環境条件に基づいて、敷地条件や廃棄体本数などの設計上の前提となる条件を満たすように設計を行う必要がある。設計にあたっては、経済性や建設・操業・閉鎖の作業性について十分考慮するとともに、人工バリアの性能に対して有意な影響を与えないように配慮しておくことが重要である。

地下施設の主要な構造物となる処分坑道、主要坑道、連絡坑道、アクセス坑道には、建設・操業・閉鎖時における廃棄体などの搬送のための安全な物流経路を提供することが求められる。具体的には、廃棄体の搬入路、人員や資材の運搬路、換気路、給水路、排水路、給配電路、通信路、緊急時避難路などを確保することが各坑道に求められる。このためには、各坑道が所要の内空断面（形状、寸法、断面積）を有し、建設・操業・閉鎖の各作業段階を通じて空洞の力学的安定性が確保される必要がある。

処分場の仕様およびレイアウトの検討項目として、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチがある。これらを適切に設定するためには、連設空洞の力学的安定性およびニアフィールドの温度条件を考慮する必要がある。処分パネルの配置などの処分場全体のレイアウトを設定する際には、敷地条件（地形、敷地の形状、面積）や初期地圧の主応力方向、割れ目の卓越方向、広域地下水流動（流速、流向）などの地質環境条件とともに、建設・操業・閉鎖時の作業性、物流などを考慮する必要がある。核種移行遅延性能に有意な影響を及ぼす可能性のある透水性の高い主要な割れ目帯や断層破碎帯に対しては、水理学的特性を考慮して、適切な離隔距離を確保して処分パネルや廃棄体などを配置しておくことが重要である。

以上に述べた地下施設の設計上考慮すべき項目を整理して表 4.3-7 に示す。

地層処分の事業化を目指した技術的検討（電力中央研究所・電気事業連合会，1999；北山・駒田，1999；緒方ほか，1999；金川ほか，1999）においても、オーバーパック、緩衝材および地下施設の設計に関する要件項目が議論されており、ほぼ同様の項目が取り上げられている。

表 4.3-7 地下施設の設計要件

基本的な要件	設計上考慮すべき項目（設計要件）	内 容
処分場が成立するための要件	建設・操業・閉鎖が可能であること	安全に建設・操業・閉鎖が実施できる施設構造、配置とすること 既存の技術により、地下施設の坑道群が安全に建設・閉鎖が実施できる施設構造、配置とすること
		廃棄体を含む物流経路が確保できること 廃棄体や緩衝材の搬送、建設・操業・閉鎖用の資材や人員の輸送、換気、給排水などの安全な物流経路が確保できること 建設・操業・閉鎖の手順を考慮した物流経路とすること それらの物流経路が十分な輸送能力を有すること
		操業に必要な空間が確保できること 廃棄体および緩衝材が搬送、定置でき、そのための作業や設備の設置などに必要な空間が確保されること
		空洞の力学的安定性が確保されること 建設・操業・閉鎖の各作業段階を通じて空洞の力学的安定性が確保できる施設構造、配置とすること
		設計上の前提となる条件を満たすこと 敷地条件（地形、形状、面積）や廃棄体本数などの設計上の前提となる条件を満たすこと
人工バリアの性能に有意な影響を与えないこと	人工バリアの設計で前提としている条件を損なわないこと	ガラス固化体の発熱に対して適切な温度が適切なものとなるよう処分坑道と廃棄体が配置されること ガラス固化体の発熱に対しニアフィールドの温度が適切なものとなるよう処分坑道と廃棄体が配置されること
		人工バリアが安定するように埋め戻されること 緩衝材の搬出 ⁴⁶⁾ に対して人工バリアが安定するように埋め戻されること
		核種移行に対して、地下水の流向や流速に対して配慮がなされること 核種移行遅延性能に有意な影響を及ぼす可能性のないように配慮がある透水性の高い主要な割れ目帯や断層破砕帯に対して配慮がなされること

⁴⁶⁾ 搬出とは、地下水の浸潤にともない、緩衝材が膨潤し、処分坑道や処分孔からはらみ出すことをいう

6) 人工バリアの埋設後の健全性評価による設計へのフィードバック

人工バリアの埋設後の健全性の観点から、以下の項目についても設計上配慮しておくことが重要である。これらの項目は、諸外国の検討でも取り上げられており、設計上もたとえば材料の選定などで配慮が求められるものである。このため、これらの項目が一連の設計を通じて設定した人工バリアに期待される長期的な性能に有意な影響を及ぼさないことについて解析を行い、その結果を安全評価に資するとともに、人工バリアおよび処分施設の仕様設定に適宜反映していくことが重要である。

- 再冠水にともなう人工バリアの挙動：廃棄体定置後、周辺岩盤から緩衝材への地下水の浸入にともなう緩衝材の飽和、膨潤までの期間やその状態がオーバーバックの腐食挙動や緩衝材の機能に有意な影響を及ぼさないこと。
- オーバーバックの腐食膨張、岩盤のクリープによる変形：長期に及ぶオーバーバックの腐食膨張と岩盤のクリープ変形が緩衝材に力学的に有意な影響を及ぼさないこと。
- 廃棄体の沈下：廃棄体の自重が長期にわたって作用することにより有意な沈下が生じないこと。
- 人工バリアの耐震安定性：人工バリアが定置された後、地震が生じても、人工バリアの力学的な健全性に有意な影響が及ばないこと。
- ガスの移行：地下水の還元によるオーバーバックの腐食にともなって発生する水素ガスがオーバーバックと緩衝材の間に蓄積し、ある程度のガス圧が生じたとしても、水素ガスが緩衝材を透過することによって、緩衝材や周辺岩盤に有意な影響を及ぼさないこと。緩衝材中では、ガスが透過しても、その経路が水みちとならないように、自己シール性により閉塞されること。
- 緩衝材の岩盤内侵入：緩衝材が膨潤によって周辺岩盤の割れ目中に侵入し、長期間のうちに少しずつ流出する可能性に対し、流出にともなう緩衝材の密度低下が安全評価上有意な影響を及ぼさないこと。

これらの評価については、4.4 で述べる

4.3.3 人工バリアの設計・製作

1) オーバーパックの設計・製作

4.3.2 5) で述べた設計要件のうち、材料設定においては主として、耐食性、耐圧性、耐放射線性、閉じ込め性および製作性を、基本形状の設定においては、耐圧性、製作性および遠隔定置性を考慮する必要がある。また、厚さを決めるうえでは、耐食性、耐圧性および放射線遮へい性（水の放射線分解が腐食に及ぼす影響）が重要である。オーバーパックの設計を行うにあたっての基本条件として、設計耐用年数については、定置後 1,000 年程度経過すれば高い放射能を支配する核種が減衰し、崩壊熱も十分低くなることから、1,000 年を考慮することとした。

(1) オーバーパックの材料および形状

オーバーパックの候補材料としては、単一の材料で上記の考慮すべき設計要件を満足する可能性が高く、構造材や放射線遮へい材として十分な使用実績も有している炭素鋼を基本とした。また、第 1 次取りまとめにおいて、優れた耐食性を有することから候補材料として挙げられたチタンや銅を外側耐食層として用い、内側の炭素鋼容器（強度部材）を被覆する複合オーバーパックについては、代替案として、腐食評価・製作技術についての検討を行っており、(6) で記述する。

オーバーパックの基本形状は、収納するガラス固化体が円柱形であることや耐圧性の観点から円筒形とした。また、設計の対象としたガラス固化体の寸法は、直径 430mm×高さ 1,340mm であり、オーバーパックのガラス固化体の収納部の寸法は、ガラス固化体の製作精度や挿入性を考慮し、直径 440mm×1,350mm と設定した。

(2) オーバーパックの厚さ

ここでは炭素鋼オーバーパックについて、図 4.3-5 に示す手順に従い、耐食性、耐圧性、放射線遮へい性の観点からオーバーパック厚さを検討する。

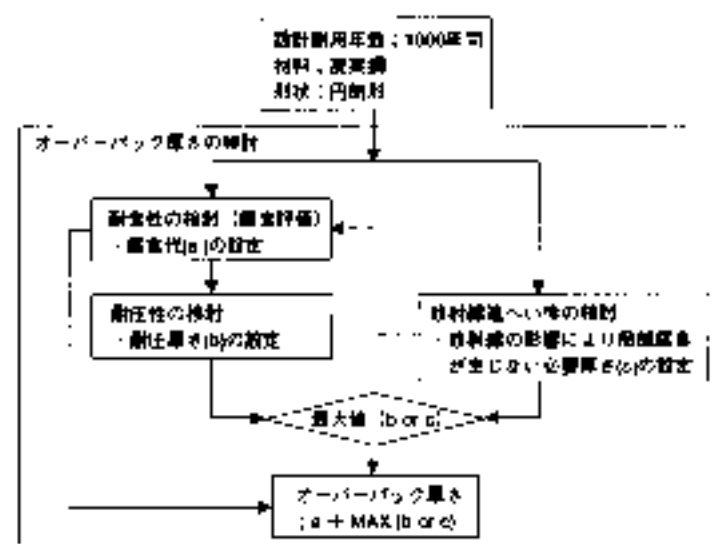


図 4.3-5 オーバーパック厚さ検討の手順例

①耐食性

4.3.3 2)に後述するように、オーバーバックの周囲に設置される緩衝材として、ベントナイトを主体とした材料が想定されている。ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態は、圧縮ベントナイトによる不動態化の阻害効果により、全面腐食である可能性が高い(Taniguchi et al., 1998)。また圧縮ベントナイトが地下水で飽和されれば、その中での物質移動が制限され、不動態保持電流密度以上のカソード電流密度を与えるのに十分な量の酸素の供給が維持されないため、不動態皮膜破壊型の局部腐食は起こらない(Honda et al., 1995)。ガラス固化体からの放射線が引き起こす水の放射線分解によって生成される酸化性化学種については、③に後述するように、必要なオーバーバック厚さ(放射線遮へい厚さ)を確保することにより、供給量を無視し得るレベルに抑えることができる。そこで全面腐食の場合について1,000年間の腐食深さを評価した。処分環境では、はじめに緩衝材や埋め戻し材中に取り込まれた酸素の還元をカソード反応とする腐食が進展し、酸素が消費された後は水の還元による腐食が支配的になると考えられる。よってカソード反応の観点から、(1)酸素による腐食、(2)水の還元による腐食について1,000年間の腐食深さを別々に評価し合算した。なお、微生物の活動による影響については、温度条件や栄養剤添加など微生物にとって活動に適した環境を与えた場合でもベントナイト中でほとんど活性を維持できず、腐食への寄与も認められないことが実験的に確認されている(西村ほか, 1999)。したがって、微生物が炭素鋼オーバーバックの腐食に影響を及ぼす可能性は低いと考えられる。

・酸素による腐食

酸素による腐食としては、緩衝材および埋め戻し材中に取り込まれた酸素がすべて腐食によって消費されると仮定した。ここでは、図 4.3-27 に示す人工バリア仕様や、図 4.3-46 に示す処分坑道の仕様と廃棄体ピッチに基づいて、オーバーバック1本当当たりの腐食に寄与する緩衝材および埋め戻し材中に存在する酸素量が最も多い、軟岩系岩盤堅置き方式の仕様を例に、腐食量を評価した。炭素鋼オーバーバック1本当当たりの腐食に寄与する酸素の量は、人工バリアと処分坑道の仕様から700molと考えられる。(4.3-1)式を仮定すると、この酸素により1400molの鉄が腐食すると見積もられる。



これを炭素鋼オーバーバックの平均腐食深さに換算すると1.8mmとなる。全面腐食といえども、腐食の不均一化が生じ得るため、ここでは(4.3-2)式を用いてこの平均腐食深さに対する最大の腐食深さを推定した。この式より、 X_m (平均腐食深さ(mm))に1.8mmを代入すると最大腐食深さの推定値Pは11.8mmとなる。

$$P = X_m + 7.5X_m^{0.75} \quad (4.3-2)$$

・水の還元による腐食

図 4.3-6 に低酸素濃度下におけるこれまでの実験データを示す。中性で静止した 100℃以下の脱気溶液中における炭素鋼の腐食速度は、経時的に低下する傾向にあり、1年後には $10\mu\text{m y}^{-1}$ 以下となることがわかっている（本田ほか，1997a）。圧縮ベントナイト中における2年間の浸漬試験では $5\mu\text{m y}^{-1}$ 以下の腐食速度が得られている（谷口直樹ほか，1999b）。環境条件を実験的に確認した範囲（人工海水および人工淡水）に限定すれば、長期試験の結果に基づいて平均腐食速度は $5\mu\text{m y}^{-1}$ となる。しかし、これら長期試験結果は、想定される環境条件をすべて網羅したものではないため、微生物の活動による影響など環境条件にともなう不確実性も勘案し、保守的に平均腐食速度を $10\mu\text{m y}^{-1}$ としたうえで、さらに不均一化（谷口直樹ほか，1999a）を考慮し2倍の腐食速度 $20\mu\text{m y}^{-1}$ を仮定して、1,000年間の腐食深さを20mmと評価した。

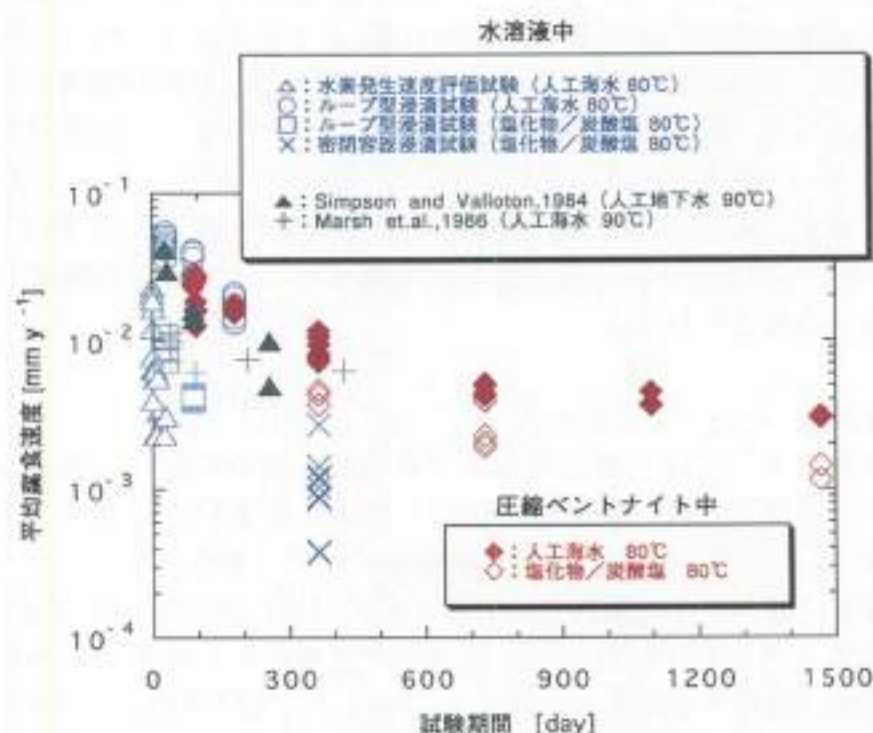


図 4.3-6 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の平均腐食速度の経時変化

・炭素鋼オーバーパックの寿命評価に関するまとめ

上述した酸素による腐食深さ、水の還元による腐食深さを合算すると、1,000年間の腐食深さは31.8mmであり、腐食代を40mmと評価した。なお、前述したとおり、実験データによると、水の還元による平均腐食速度は長期的には $5\mu\text{m y}^{-1}$ 以下であり、4年後には約 $3\mu\text{m y}^{-1}$ 以下の値も得られている。このような長期試験の結果に基づいて平均腐食速度の値として $5\mu\text{m y}^{-1}$ を用いた場合の評価も試みた。この場合、1,000年間の平均腐食深さは5mmであり、不均一化を考慮して2倍すると（谷口直

樹ほか、1999a)、最大腐食深さは 10mm と評価できる。これに酸素による腐食深さ 11.8mm を加えると、全腐食深さは合計 21.8mm となる。したがって、環境条件を実験的に確認した範囲（人工海水および人工淡水）においては、腐食代を 30mm とし、ても 1,000 年間の寿命を達成できると考えられる。

一方、淡水性粘土中の鉄鉄管から得られた経験式から予測された腐食深さは 1,000 年で約 15mm（炭山ほか、1997）と評価されている。また国内外で天然鉄金属や考古学的鉄製品の長期の腐食事例の調査（Johnson and Francis, 1980; Araki et al., 1989）に基づき予測される 1,000 年間の腐食深さは 1～14mm である。これらの長期間天然環境にさらされていた鉄製品の腐食深さについての知見を利用する場合、その不確実性に十分注意する必要があるが、今回の評価結果と同等以下であり、設定した腐食代については保守的な評価ができていると考えられる。なお、腐食代は環境条件に応じて設定されるべきものであり、今後さらに長期試験データの充実や実環境での実験的評価の実施を図っていくことが重要であると考えられる。

②耐圧性

埋設後のオーバーバックには、人工バリアへの地下水の浸入、緩衝材の飽和に伴い緩衝材の膨潤応力や地下水静水圧が作用し、さらに岩盤のクリープ変形やオーバーバックの腐食膨張によって緩衝材が圧密され、その反力（以下、「圧密反力」という）が作用するものと考えられる。これらのオーバーバックと緩衝材や岩盤との力学的相互作用を考慮して、硬岩系および軟岩系岩盤データセットそれぞれについて、オーバーバックに作用する荷重として表 4.3-8 に示す組み合わせを設定した。これらの作用荷重に対して、耐圧上必要な厚さを検討する。

表 4.3-8 オーバーバックに作用する荷重の組み合わせ

	荷重の組み合わせ
硬岩系岩盤データセット (深度 1,000 m)	[地下水静水圧] + [オーバーバックの腐食膨張により生じる緩衝材の圧密反力 (緩衝材の膨潤応力を含む)]
軟岩系岩盤データセット (深度 500 m)	[地下水静水圧] + [岩盤クリープ変形により生じる緩衝材の圧密反力] + [岩盤クリープ終了後、オーバーバックの腐食膨張により生じる緩衝材の圧密反力の増加分 (緩衝材の膨潤応力を含む)]

表 4.3-8 に示した各荷重のうち地下水静水圧は、深度が決まれば 1 つの値として決定される。一方、岩盤クリープやオーバーバックの腐食膨張により生じる緩衝材の圧密反力は、岩盤のクリープ変形量、緩衝材の厚さ、圧密特性、オーバーバックの寸法に応じて変化すると考えられる。そこで 4.3.3 2) (2) に後述する緩衝材の材料仕様例に対して、その圧密試験（高治・鈴木、1999）から導かれた間隙比 e と圧密応力 p の関係を用いて、岩盤クリープ変形後および腐食膨張後の緩衝材の間隙比から緩衝材の圧密反力を求めることとした。

ここで、硬岩系岩盤データセットにおいては、4.4.2 1)に後述する岩盤クリープ解析結果（掘削後 10,000 年経過してもクリープ変形はほとんど見られない）から、設計上クリープ変形は生じないものと考えた。一方、軟岩系岩盤データセットについては、解析結果（1,000 年間で 15.4mm）を参考に 1,000 年間の岩盤クリープ変形量を設計上 20mm と想定し、オーバーバックの腐食膨張が始まる前に、緩衝材の圧密反力と均衡するまで進行する、もしくは岩盤のクリープ変形量分緩衝材が圧密されるとする考え方を採用した。また、1,000 年間でオーバーバックの腐食代 40mm がすべて腐食するものとし、鉄筋コンクリート構造物の腐食ひび割れに関する文献（須田ほか、1992）などを参考に、腐食部の腐食後の体積は腐食前の体積の 3 倍に膨張すると仮定した。その際、緩衝材はオーバーバック周り全方向に均一な厚さで設置され、腐食膨張による緩衝材の圧密反力を保守側に評価するため、周りの岩盤は完全に固定されているものとした。

以上の考え方に基づいて、緩衝材の厚さとオーバーバックの厚さの関数として緩衝材の圧密反力を繰り返し計算により求めると、緩衝材の圧密反力と緩衝材の厚さの関係は図 4.3-7 のようになる。

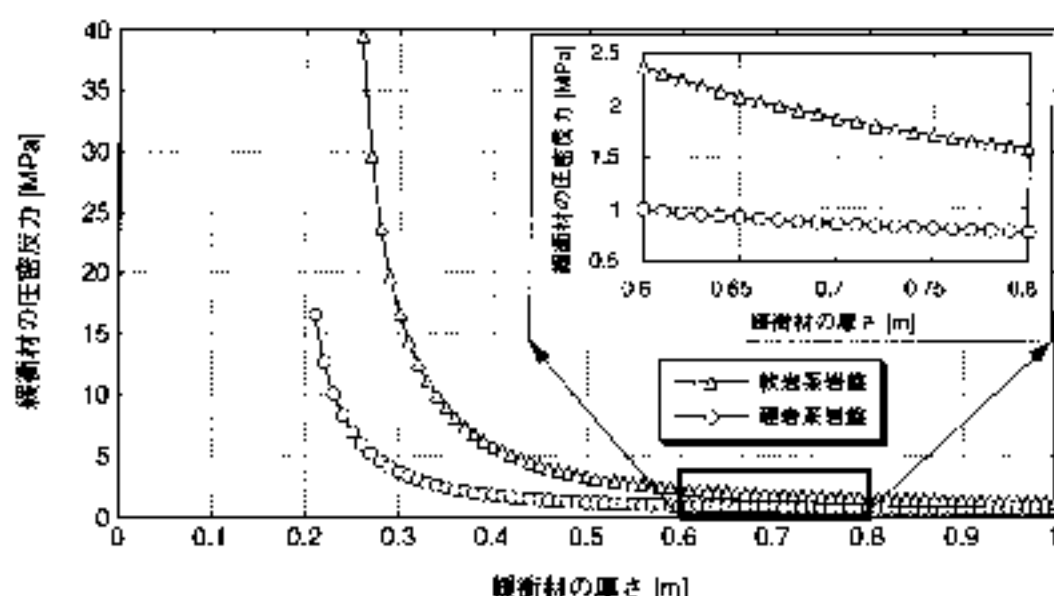


図 4.3-7 緩衝材の圧密反力と緩衝材厚さの関係

4.3.3 2) (2)に示す緩衝材の厚さ設定例 70cm に対して、緩衝材の圧密反力を図 4.3-7 により求めると、硬岩系岩盤データセットで 0.86MPa、軟岩系岩盤データセットで 1.87MPa となる。したがって、緩衝材厚さ 70cm の場合にはオーバーバックに作用する外圧は表 4.3-9 に示す値となる。

表 4.3-9 オーバーバックに作用する外圧値

	作用外圧値 [MPa]	
	硬岩系岩盤データセット	軟岩系岩盤データセット
地下水静水圧	9.80	4.90
岩盤のクリープ変形および腐食生成物膨張による緩衝材の圧密反力	0.86 (岩盤クリープは考慮しない)	1.87
合 計	10.7	6.8

4.4.2 2)に後述する 2 次元有限要素法による岩盤クリープを考慮したオーバーバックの腐食膨張解析結果によると、たとえば軟岩系岩盤データセット（緩衝材厚さ 70cm）における 1000 年後の緩衝材反力は約 1.5MPa となっている。この値に対し、ここで設定した圧密反力 1.87MPa は、やや保守側であるもののそれほど変わらない値であることがわかる。

表 4.3-9 に示す外圧値が全方向から均一に作用するものとして、「発電用原子力設備に関する構造等の技術基準」（昭和 55 年通商産業省告示第 501 号）の第 2 種容器の規程を準用し、オーバーバックの耐圧強度計算を行うと、平板である蓋部と円筒形の胴部における強度上必要となる厚さは、表 4.3-10 のようになる。ここで、炭素鋼の許容応力については、4.3.4 2)に後述する熱解析の結果からオーバーバックの最高温度は 100℃程度と予想されるが、保守的に 150℃のときの値を用いた。

表 4.3-10 オーバーバック耐圧厚さの計算結果

	耐圧厚さ	
	硬岩系岩盤データセット	軟岩系岩盤データセット
蓋 部	100.1 mm	79.7 mm
胴 部	45.2 mm	28.2 mm

ここでは、上記計算結果に基づき、耐圧上必要な厚さを、硬岩系岩盤データセットで蓋部；110mm、胴部；50mm、軟岩系岩盤データセットでは蓋部；80mm、胴部；30mm とする。

なお、岩盤クリープ挙動や緩衝材中のオーバーバックの腐食生成物の挙動・物性、作用荷重の考え方、耐圧計算手法などについては、今後さらに研究を継続し、より現実的な評価を行っていく必要がある。

③ 放射線遮へい性

オーバーバックの厚さによっては、ガラス固化体からの放射線が引き起こす水の放射線分解によって生成される酸化性化学種が、腐食に影響を及ぼすことも考えられる。ここでは、オーバーバック厚さをパラメータとして水の放射線分解によって生成される酸化性化学種の供給量を求め、生成される酸化性化学種が腐食に影響を及ぼさないために必要なオーバーバック遮へい厚さを検討した。

検討にあたってます。モンテカルロ法放射線輸送解析コード MCNP-4A⁴⁷⁾ (Briesmeister (ed.), 1993) を用いて解析した緩衝材での吸収線量率を求めた。この吸収線量率から、放射線照射下の腐食実験で得られた G 値 (100eV のエネルギー吸収によって生成する分子数) を用いて、オーバーバック表面近傍で放射線分解によって発生する酸化性化学種の量を推定した。その結果、得られる酸化性化学種がすべて 2 価と仮定し、オーバーバック表面への供給量を(4.3-3)式 (Marsh et al., 1989) を用いてカソード電流密度 I_{cath} [A m⁻²] に換算した。

$$I_{\text{cath}} = -n \cdot F \cdot \frac{\rho \cdot G' \cdot E}{100 \cdot A_v} \cdot \frac{\rho}{\lambda a} \quad (4.3-3)$$

ここで、n：酸化性化学種の価数 (=2) [-]

F：ファラデー定数 (=9.65×10⁴) [C mol⁻¹]

G'：2 価の酸化性化学種に換算した G 値 (=2.13) [分子 eV⁻¹] (Marsh et al., 1989)

E：吸収線量率 [eV m⁻¹ s⁻¹]

ρ：緩衝材の間隙率 (=0.40) [-]

A_v：アボガドロ数 (=6.023×10²³) [分子 mol⁻¹]

λa：緩衝材半径方向に対する酸化性化学種の生成の減衰率 (吸収線量率の解析からオーバーバック表面ではγ線が卓越することからγ線に対する緩衝材の吸収係数を設定)、(-6.25) [m⁻¹] (Marsh et al., 1989)

このカソード電流密度をオーバーバックの厚さをパラメータとして示すと図 4.3-8 のようになる。

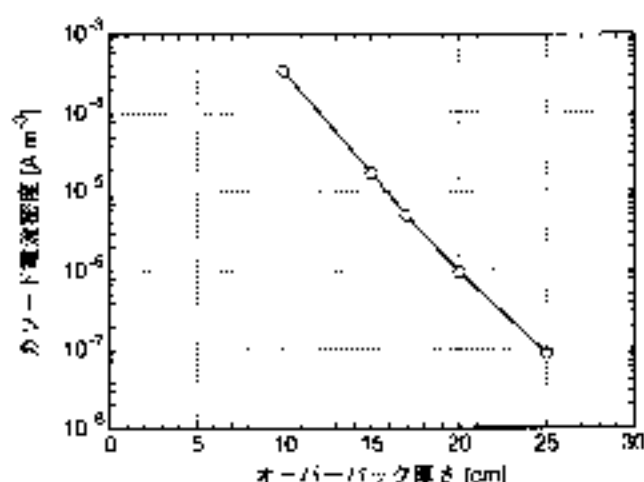


図 4.3-8 放射線分解によりオーバーバック表面に供給されるカソード電流密度

⁴⁷⁾ MCNP コードは、ベンチマーク解析 (Ganapol et al., 1994, Wemple et al., 1992a, 1992b など) などにより、その妥当性が確認されている。

オーバーバック表面に供給されるカソード電流密度が炭素鋼の不動態保持電流密度を下回れば、鉄の局部腐食は進展しない (Marsh et al., 1989)。これまでの知見に基づけば、炭素鋼の不動態保持電流密度は $1.0 \times 10^{-4} \text{ A m}^{-2}$ (Marsh, 1988; 谷口直樹ほか, 1994) 程度であり、局部腐食の進展を防止するためには、図 4.3-8 よりオーバーバックの厚さが約 130mm 以上必要となる。ここでは余裕を見込み設計上 150mm と設定する。

ここで行った放射線が腐食に及ぼす影響に対する計画については、まだ十分な知見が得られていないことから保守的となっており、今後研究開発の進捗によって必要なオーバーバック厚さを低減できる可能性がある。

④厚さの設定

以上①から③の検討結果をまとめると表 4.3-11 となる。耐圧上必要な厚さよりも放射線遮へい上必要な厚さの方が大きくなることから、オーバーバックの肉厚は、放射線遮へい上必要な厚さ 150mm (耐圧上必要な厚さ含む) に腐食代 40mm を加え、硬岩系、軟岩系岩盤データセットとも、蓋部・胴部一様に 190mm と設定する。

表 4.3-11 オーバーバック厚さのまとめ

		① 腐食代 [mm]	② 耐圧厚さ [mm]	③放射線遮へい上 必要な厚さ[mm]	オーバーバック厚さ[mm] = ① + Max (② or ③)
硬岩系岩盤データセット (1,000m)	蓋部	40	110	150	190
	胴部	40	50	150	190
軟岩系岩盤データセット (500m)	蓋部	40	80	150	190
	胴部	40	30	150	190

⑤オーバーバックに不均一にかかる荷重の影響

埋設後のオーバーバックに対して、緩衝材の偏膨潤やオーバーバックの腐食膨張の偏り、廃棄体を横切る岩盤のせん断変位などによって、不均一な荷重が作用することも考えられる。ここでは、設定したオーバーバック厚さに対して、これら不均一な荷重の影響を検討した。

オーバーバック周方向の荷重の偏り（以下、「偏圧」という）に関しては、オーバーバック厚さ 190mm のうち腐食代を除いた 150mm に対して、オーバーバックの耐圧強度上の限界となる偏圧状態を把握するために、平面ひずみモデルを用いて有限要素法による解析を行った (本間ほか, 1999a)。この解析により、図 4.3-9 に示すように、均一荷重として想定した最大荷重 (10.7MPa, 表 4.3-9 参照) の 3 倍程度の偏圧が作用するような、相当保守的と考えられる状態においても、過大な変形は生じないという結果が得られている。したがって、設定したオーバーバック厚さは、このように保守的に想定した偏圧に対して十分な裕度を有していると考えられる。

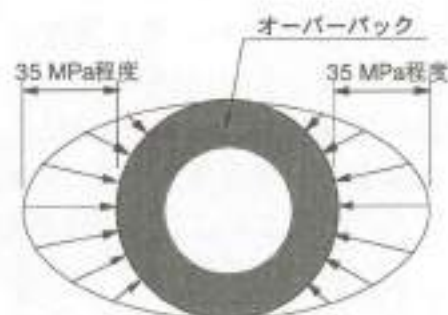


図 4.3-9 オーバーバックに作用させた偏圧の例

岩盤のせん断変位による影響については、Börgesson (1992) が、スウェーデンの人工バリア概念に対して、人工バリア周りの岩盤のせん断変位を模擬した解析を実施している。この結果、仮に岩盤が緩衝材厚さ 35cm に対して 10cm 程度せん断方向に変位したとしても、使用済燃料を収納するキャニスタ⁴⁹⁾は変形するものの、破断に至ることはないと評価している。本節で設定したオーバーバックは、このキャニスタに比べて、軸方向の長さに対する胴部の直径が大きくなっており、オーバーバックの軸方向の曲げに対して、より強い形状である。このことから、仮に緩衝材厚さ 70cm に対して 20cm 程度 ($70 \times \frac{10}{35} = 20$) 岩盤がせん断変位したとしても、オーバーバックの変形は小さく、破断に至る可能性は少ないと考えられる。

スウェーデン (Werme, 1998) やフィンランド (Raiko and Salo, 1999) において、使用済燃料を収納するキャニスタの設計荷重として、軸方向の偏圧や岩盤のせん断変位の影響を評価した例がある。

将来、処分予定地が選定されれば、このようなオーバーバックに不均一に作用する荷重の影響を含め、サイトの具体的な地質環境条件に応じて設計がなされ、最適なオーバーバック厚さが設定される。

(3) オーバーバックの製作

炭素鋼を用いたオーバーバック材料の製法としては、圧延、鋳造、鍛造などが考えられる。このうち、鍛造法は、一般に組織の均質性などの品質に優れ、軽水炉などの圧力容器材の製法としても実績を有することから、高レベル放射性廃棄物を密封するため、長期間の健全性が要求されるオーバーバック材料の製法として適切な

⁴⁹⁾ スウェーデンやフィンランドなどでは、使用済燃料を直接金属性の堅固な容器に格納し、地層中に埋設することとしており、この金属性の容器をキャニスタと呼んでいる。日本では、高レベル放射性廃液を溶融されたガラスの原料とともに厚さ 5mm 程度のステンレス鋼製の容器（日本では、これをキャニスタと呼んでいる）の中で固化したもの（ガラス固化体）を、金属性の堅固な容器に格納し地層中に埋設することとしており、この堅固な金属性の容器をオーバーバックと呼んでいる。スウェーデンやフィンランドなどというキャニスタに期待される機能は、基本的にオーバーバックと同じである。

方法の一つであると考えられる。オーバーパックに必要な大きさの鍛造材の製造および機械加工による成形性については、第1次取りまとめにおいて、現状技術もしくは既存技術の延長で十分対応可能であることが試作を通じ確認されている。第1次取りまとめで報告した炭素鋼オーバーパックの試作例を、図 4.3-10 に示す。ここでは、遠隔自動で実施される可能性が高いガラス固化体封入のための溶接と、溶接部の検査について検討した。



図 4.3-10 炭素鋼オーバーパックの試作例（本田ほか，1992）

溶接方法としては種々の技術が存在するが、ここでは遠隔自動化が比較的容易で、かつ高品質の溶接が短時間で可能な電子ビーム溶接をオーバーパック封入のための有力な候補として検討した。実験室規模では、試験片を用いた平板突き合わせ溶接試験によって、200mm 厚さの電子ビーム溶接が可能であることが確認されている（本田ほか，1992）。また、実規模では、後述するチタン-炭素鋼オーバーパックの試作において、内側の炭素鋼製容器の蓋溶接に電子ビーム溶接を実施し、厚さ 80mm までの周溶接が可能であることを確認した（本間ほか，1999b）。炭素鋼オーバーパックの肉厚は、前述のとおり 190mm となることから、電子ビーム溶接法により溶接可能な限界厚さをさらに拡大するための技術開発や、他の溶接方法との併用にかかわる技術開発を行っていく必要がある。

溶接部の健全性を確認するための検査方法としては、非破壊試験や漏れ試験の適用が考えられる。非破壊試験としては、金属材料の体積検査方法として確立され厚肉部への適用性が高い、超音波探傷試験が最も有望と考えられる。漏れ試験としては、ヘリウムリーク試験の適用が考えられる。

今後は、溶接部（熱影響部を含む）に対する腐食試験、機械試験および残留応力の評価などを行い、溶接部に要求される品質を定量化するとともに、具体的な溶接

条件を設定し、遠隔自動化を含めた溶接機器や検査機器類の開発を行っていく必要がある。

(4) 仕様例

以上の検討に基づく炭素鋼オーバーバックの仕様例を図 4.3-11 に示す。第 1 次取りまとめにおいて示した仕様と比較すると、オーバーバックと緩衝材の力学的相互作用を考慮したより現実的な評価に基づいて、オーバーバックに作用する荷重を見直したことなどにより、オーバーバック厚さが約 30% 減となった。



図 4.3-11 炭素鋼オーバーバックの仕様例

(5) 品質管理

オーバーバックの品質管理は、材料調達にかかわる管理、工場における製作管理、処分場地上施設における固化体封入時の管理、および地上施設から定置場所までの搬送管理などに大別される。材料調達にかかわる管理項目には、購入仕様書とミルシートの照合によって行われる材料の組成、強度や寸法などが挙げられる。また、製作管理にかかわる管理項目としては、非破壊検査、寸法計測などによって行われる有害な欠陥の有無、収納部の寸法などが挙げられる。固化体封入溶接部に対する遠隔自動検査装置など、具体的な検査手段に対しての開発課題は残されているが、品質管理手法（品質管理の考え方）については、基本的には一般産業で実績のある手法を適用することにより対応が可能である。

(6) 複合オーバーバック

地下深部における地質環境条件のバリエーションに柔軟に対応するといった観点から、炭素鋼オーバーバックの代替案として、炭素鋼製容器をチタン、銅といったある条件できわめて高い耐食性を示す材料で被覆した複合オーバーバックについても、専門部会報告書に従い検討を行った。強度部材としての機能を期待する内側の炭素鋼製容器については、基本的に、炭素鋼オーバーバックと同じ考え方で耐圧設計、製作が可能である。したがって、複合オーバーバックについては、耐食材料（チタンおよび銅）の腐食評価と炭素鋼容器全外面を耐食材料で覆うための製作方法に

について検討した（本間ほか，1999b）。

①チタン-炭素鋼複合オーバーバック

・腐食寿命評価

純チタンおよび低合金チタンは、地層処分環境では孔食と応力腐食割れは起こさない（辻川，1993）。問題となる腐食形態は、すきま腐食と水素脆化である。チタンのもっている不動態金属としての性質を利用するために、すきま腐食の発生しない条件でチタン材料が使用されることを考える。不動態が健全である限り、数十年程度の通常の工学的な時間スケールでは、腐食しないとして扱って良い。しかし、オーバーバックの寿命についてはきわめて長期にわたる評価が必要であり、また、不動態保持電流に対応する水素吸収についても考慮する必要があるため、評価上は、不動態にあるチタンについても全面腐食として検討を行うこととした。

すきま腐食の起こらない条件で使用するためには、すきま腐食の生起臨界条件を明らかにする必要があることから、すきま腐食の生起臨界条件を再不動態化法により調査した。ASTM Grade-2 チタンの金属/ポリサルフォンすきまでは、塩化ナトリウム濃度が 10^2 wt% でもすきま腐食発生の可能性がある。ASTM Grade-12 チタンの金属/金属すきまでは、 10^1 wt% 程度の塩化ナトリウム濃度が 100°C におけるすきま腐食発生臨界条件と考えられる（本間ほか，1997b）。また ASTM Grade-17 チタンは、 100°C 以下の条件では、たとえ塩化ナトリウム濃度 20% という条件であってもすきま腐食を起こさないと考えられる（中山ほか，1999）。Ti-0.2%Pd 合金（ほぼ ASTM Grade-7 に対応）は、 90°C 以下の条件では、電位によらずすきま腐食は 40% の塩化リチウム水溶液中であっても生起しない（天野ほか，1995）。したがって、海水レベルの塩化物濃度で 100°C 以下の条件では、ASTM Grade-17 チタンおよび ASTM Grade-7 チタンを使用すればすきま腐食は起こらないと考えられる。

以上の測定はポリサルフォン/金属すきまや金属/金属すきまの場合である。チタン-炭素鋼複合オーバーバックにおける主要なすきまである緩衝材/金属すきまについては、これまでの実験ではすきま腐食を発生させることができなかったために、すきま腐食の再不動態化電位の測定値が得られていない。しかし、チタン/緩衝材すきまではポリサルフォン/金属すきまや金属/金属すきまと比較してすきま腐食が発生しにくいと言える。

以上のことから、環境条件に応じて適正な合金種を選択すれば、すきま腐食を避けることができると考えられる。

すきま腐食が発生しない場合は、不動態保持電流密度に対応した速度で腐食が進展する。これによる腐食深さを全面腐食として評価する。長期試験（6 年間）の結果

(Mattsson and Olefjord, 1990) に基づき、保守的に腐食速度を $2.8 \times 10^{-3} \mu\text{m y}^{-1}$ とし、この腐食速度が一定で持続するという仮定のもとで評価を行っても、1,000 年の腐食量は $2.8 \mu\text{m}$ にすぎない(本田ほか, 1997b)。これは、後述する製作上必要なチタン層の厚さ 6mm と比較して無視し得るほど小さいといえる。

一方、水素脆化に関しては、カナダの研究において ASTM Grade-2 および Grade-12 のいずれも、脆化するまでに必要な水素吸収量は約 500ppm と評価されている (Johnson et al., 1994a)。そこで、チタンの腐食速度を $2.8 \times 10^{-3} \mu\text{m y}^{-1}$ で一定であるとして、厚さ 6mm のチタンに吸収された水素の濃度を評価した。その結果、1,000 年後におけるチタン中の水素濃度が最も高い最外表面でも 340ppm 以下となる。したがって、 $2.8 \times 10^{-3} \mu\text{m y}^{-1}$ なる腐食速度に対応する水素がすべて吸収されたとしても、1,000 年程度は脆化しない。

・製作方法の検討

チタンの被覆に関わる現状技術の適用性を確認するために、実規模大複合オーバーバックの試作を行った(本田ほか, 1999b)。本試作では、チタン材には純チタン系の圧延材を使用した。チタンの被覆方法は、胴側面については焼きばめ法、蓋板や胴底面などの平面部には爆発圧着法を採用した。この被覆方法は、内側の炭素鋼との隙間を極力小さくでき比較的密着性が良いため、埋設後の外圧などに対してチタン層が健全性を保ち得る可能性が高いと考えられる。チタン-炭素鋼オーバーバックの試作例を図 4.3-12 に示す。



胴部



蓋および溶接部断面

図 4.3-12 チタン-炭素鋼複合オーバーバックの試作例

以上の試作により、チタン円筒の製作、焼きばめ施工、およびオーバーバックの蓋板や胴部と一体となった底面部の爆発圧着法施工が、現状技術で十分対応可能で

あることを確認した。また、チタン層の厚さは、施工上 6~12mm となった。今後は、炭素鋼とチタンとの隙間がチタン層の健全性に及ぼす影響を定量的に評価するとともに、製作性やコストなどの観点を含めた、より合理的な被覆方法の検討が必要である。

②銅-炭素鋼オーバーバック

・腐食寿命評価

ここでは、炭素鋼と同様に軟岩堅置き方式の場合について検討する。圧縮ベントナイト中に存在する酸素と硫酸イオン（すべて硫化物に還元され銅を Cu_2S として腐食させると仮定）はすべて処分後 1,000 年間で腐食に寄与すると保守的に仮定し、さらにベントナイト中の硫酸イオンとは別に、地下水からも定常拡散により硫化物が供給されると仮定して腐食深さを検討した。その結果 1,000 年間で、酸素による平均腐食深さ 3.6mm、ベントナイト中の硫酸イオンによる平均腐食深さ 1.1mm、地下水から供給される硫酸による平均腐食深さ 8.1mm となり、それらを合算すると 1,000 年間の平均腐食深さは約 13mm となる。均一腐食的に腐食が進行すれば最大で 13mm 程度が腐食する可能性がある。孔食係数を 2~3 (Bresle et al., 1983) と仮定すると 1,000 年間の腐食深さは 26mm から 39mm と評価された。

国内外における、土壌中での考古学的銅製品の腐食事例の調査 (Johnson and Francis, 1980; Bresle et al., 1983; Hallberg et al., 1987; 三ツ井ほか, 1996) では 1000 年で 0.01~3mm 程度の腐食速度が示されている。また、Denison と Romanoff (Denison and Romanoff, 1950) が行った純銅および銅合金の各種土壌中での埋設試験結果においても、 $3\mu\text{m y}^{-1}$ 以下の腐食速度が得られている。これらの知見に基づく、1,000 年あたりの銅の腐食深さは大きくても 3mm 程度であるといえる。これらの長期埋設物の腐食調査結果と比較して、上記の評価結果は十分に保守的であると考えられる。

・製作方法の検討

銅-炭素鋼複合オーバーバックについても実規模レベルでの試作を実施した (本間ほか, 1999c)。銅材料としては、製作時および埋設後 1,000 年以上の長期間にわたり、金属間化合物の生成にともなう脆化や水素脆化を回避するうえで最も安全と考えられる無酸素銅を選定した。無酸素銅は、放射性廃棄物最終処分容器の候補材料としてカナダ (Johnson et al., 1994b)、スウェーデン (Henderson et al., 1992)、フィンランド (Ahonen, 1995) においても検討されている。本試作では、銅製外容器の円筒本体と蓋の製作、および電子ビーム溶接による蓋の取り付けを実施した。円筒本体は、鍛造材を後方押し出しすることによって底板と一体で成形し、その後、内外面を機械加工して所定の寸法に仕上げた。蓋は圧延材を機械加工して製作した。試作した銅製外容器の外観を図 4.3-13 に示す。

以上の試作により、銅製外容器の押出し加工および蓋の電子ビームによる溶接についても、現状技術で十分対応可能であることを確認した。今後は、電子ビーム溶接に関する施工条件の最適化や、溶接金属の結晶粒径粗大化に対する非破壊検査の欠陥検出性の確認、炭素鋼製内容器への銅製外容器の被覆方法などの検討が必要である。



図 4.3-13 試作した銅製外容器の外観
容器の高さは実規模の約 1/2（他はフルスケール）

2) 緩衝材の設計・製作

緩衝材に求められる機能と設計要件は、4.3.2 5) で示した。緩衝材の材料として、海外の研究機関（スウェーデン（SKB, 1983）、スイス（Nagra, 1985）、カナダ（AECL, 1994）など）では、Na 型ベントナイトを候補材料とした研究が進められている。わが国でも、Na 型ベントナイトを基本材料として検討しており、第1次取りまとめでは、ベントナイト 100 wt %を乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} に圧縮成型したものを候補材料とし、緩衝材の特性評価および地層処分システムの性能評価が行われ、数多くの知見が得られている。ここでは、緩衝材の材料について、ベントナイト 100 wt %（以下、「ベントナイト単体」という）とほぼ同等の性能を有すると考えられ、施工性、経済性に優れるとみられるベントナイトにケイ砂を混合した材料（以下、「ケイ砂混合体」という）を対象として、その基本特性について述べるとともに、ベントナイト単体と比較して材料仕様例（ケイ砂混合率および乾燥密度）の検討を行った⁴⁹⁾。また、設定した材料仕様例を用いて、緩衝材厚さの検討を行った。

(1) 緩衝材の基本特性

緩衝材は、人工バリアに期待される長期的な性能を確保するうえで重要な役割を果たしており、4.3.2 5) で示した設計要件に基づいて設計を行うとともに、4.3.2 6) で述べたように人工バリアの埋設後の健全性について評価を行っておくことが重要となる。ここでは、緩衝材の設計、製作・施工、および埋設後の健全性評価にとって重要な緩衝材の基本特性について、まとめて示しておくこととする。

緩衝材の主要な材料となるベントナイトは、スメクタイトを主要構成鉱物とし、石英、玉髄、斜長石、方沸石、方解石、苦灰石、黄鉄鉱を主な随伴鉱物として含有する鉱物の集合体である（Ishikawa et al., 1990；伊藤ほか, 1993）。ベントナイトの種々の物理化学的特性は、主要構成鉱物であるスメクタイトの特性によるものであり、その含有量によっても特性値は異なってくる。ベントナイトは物理化学的に

- ・高い塑性指数で表されるように、水を吸収して膨潤する
- ・非常に低い透水性を示し、ベントナイト中の水の動きを抑制する
- ・高い陽イオン交換能を有しており、溶存物質の収着性に優れる

などの特徴を有している。

ベントナイトを主要な材料としてケイ砂を混合した場合の緩衝材の基本特性については、以下の知見が得られている。

①熱特性

緩衝材の熱特性については、一般の土質材料と同様に、密度や間隙率、含水率な

⁴⁹⁾ ここでは、ベントナイトの参考材料としてクニゲル VI を用いた。

どによって変化することが報告されており（動力炉・核燃料開発事業団，1992a），密度が大きくなり間隙率が小さくなるほど，また，同じ密度でも含水率が高くなるほど，熱伝導率や熱拡散率は大きくなる。廃棄体定置直後は，緩衝材の間隙が地下水で完全に満たされていない状態（不飽和状態）であるため，設計上不飽和状態における熱特性についても把握しておく必要がある。乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} ，含水比 7 % の 30 wt % ケイ砂混合体の熱伝導率は $0.78 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ，比熱は $0.59 \text{ kJ kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ 程度となる（鈴木・谷口，1999）。

②水理特性

緩衝材中の水分は，廃棄体が定置された時点では，施工を行ううえで適切な含水率（不飽和状態）に設定されており，やがて間隙が地下水で満たされた状態（飽和状態）になる。このため，これら両方の状態における水理特性が必要となる。

・飽和水理特性

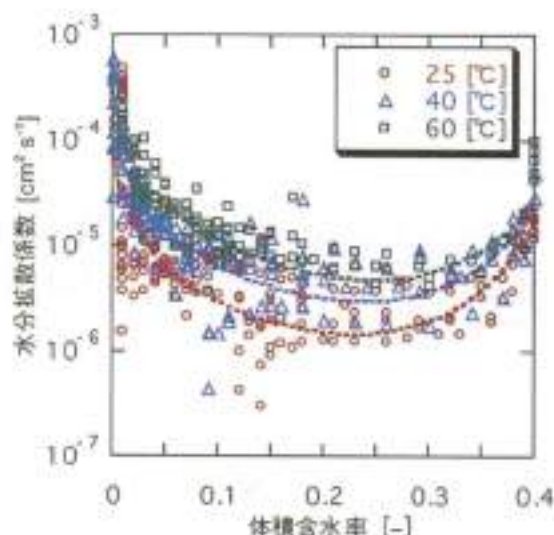
飽和したベントナイト中の水の移動は，飽和状態における透水係数（以下，飽和透水係数）を用いたダルシー則により表すことができる。ベントナイトの飽和透水係数に関しては，密度依存性や温度依存性などについてのデータが取得されてきており，飽和透水係数と固有透過度との関係についても検討がなされてきている（動力炉・核燃料開発事業団，1996a；松本ほか，1997）。これまでの試験結果によると，

- 乾燥密度が小さいほど，また混入するケイ砂が多いほど，飽和透水係数は大きくなる
- 温度が高くなるほど飽和透水係数は大きくなるが，固有透過度は温度によらずほぼ一定の値となっており，飽和透水係数の温度依存性は，水の密度および粘性係数の温度依存性による

ことが確認されており，乾燥密度とベントナイト含有比を用いた固有透過度の実験式が得られている（松本ほか，1997）。30 wt % ケイ砂混合体（乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} ）の飽和透水係数は， 25°C で $4.5 \times 10^{-13} \text{ m s}^{-1}$ 程度である。

・不飽和水理特性

不飽和な土の中の水分移動は，一般に液状の水の移動と水蒸気の移動によるといわれている（中野，1991）。不飽和ベントナイト中の水分移動についても，液相と気相の状態での移動を考慮して，水分拡散係数と体積含水率の関係および水分ポテンシャルと体積含水率の関係を用いて表現できることが確認されてきており（竹内ほか，1995），これらの関係の密度依存性や温度依存性などのデータが取得されてきている（鈴木ほか，1996，1999；鈴木・藤山，1999a）。不飽和ベントナイトの水分拡散係数と体積含水率の関係，および水分ポテンシャルと体積含水率の関係を図 4.3-14，図 4.3-15 に示す。



(30 wt %ケイ砂混合体, 乾燥密度 1.6 Mg m⁻³)

図 4.3-14 不飽和ベントナイトの水分拡散係数と体積含水率の関係

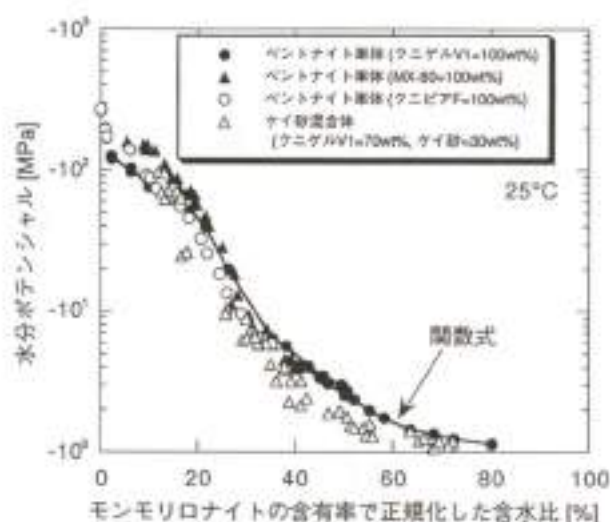


図 4.3-15 不飽和ベントナイトの水分ポテンシャルと体積含水率の関係

③力学特性

これまでに、ベントナイト単体と 30 wt %ケイ砂混合体を対象として、一軸圧縮強度や弾性係数、せん断特性、圧密特性、引張強度についてデータが取得されてきている（鈴木ほか，1992；藤田ほか，1992；並河・菅野，1997a，1997b；高治・鈴木，1999）。乾燥密度 1.6 Mg m⁻³ の 30 wt %ケイ砂混合体に関しては、次のような値が得られている。

- 一軸圧縮強度 q_u [MPa] : $0.99 - 7.28 \times 10^{-2} \omega + 1.84 \times 10^{-3} \omega^2$
- 弾性係数 E_{50} [MPa] : $84.34 - 3.74 \omega$
- 引張強度 σ_t [MPa] : $1.63 \times 10^{-5} \exp(5.84 \rho_e)$
- 初期間隙比 e_0 [-] : 0.68
- 圧縮指数 C_c [-] : 0.27
- 膨潤指数 C_s [-] : 0.16
- 限界状態パラメータ M [-] : 0.63

ここに、 ω は含水比 [%]， ρ_e は次式で得られる有効粘土密度（Effective clay dry density；砂の体積を除いて計算したベントナイトの乾燥密度）[Mg m⁻³] を表す。

$$\rho_e = \frac{M_b}{V_b + V_a} = \frac{\rho_d(100 - R_s)}{100 - \rho_d \cdot R_s / \rho_s} \quad (4.3-4)$$

ここで、 M_b はベントナイトの乾燥質量 [Mg]， V_b はベントナイトの容積 [m³]， V_a は間隙の容積 [m³]， ρ_d はケイ砂混合体の乾燥密度 [Mg m⁻³]， R_s はケイ砂の乾燥質量での混合率 [wt %]， ρ_s はケイ砂の土粒子の密度 [Mg m⁻³] である。

30 wt %ケイ砂混合体（乾燥密度 1.6 Mg m⁻³）のクリープ特性については、約 5 ケ

月間のクリープ試験において、載荷応力が破壊応力の 70 % のケースでも破壊に至らないことを確認している（高治・鈴木，1999）。載荷後約 1,000 時間におけるひずみ速度は、載荷応力によらず $10^{-4} \%$ h⁻¹ 程度の値となっている。

また、30 wt % ケイ砂混合体（乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} ）の動的特性に関して、飽和状態での動ポアソン比は 0.5 程度、微小ひずみ領域のせん断剛性 G_{max} が 30~60 MPa 程度の値を得ている（高治・谷口，1999）。せん断ひずみ γ とせん断剛性比 G/G_{max} 、減衰定数 h の関係は、一般の土質材料と同様の非線形性を示すことが確かめられた。

地下深部に定置される緩衝材は、地温やガラス固化体からの発熱により、数十℃以上の高温にさらされることになる。このような高温環境下での緩衝材の特性については、常温の場合に比べて、研究例が少ない。東畑ほか（Towhata et al., 1993；東畑ほか，1998）によると、乾燥したベントナイト粉末を加熱（60℃，110℃，200℃）したのち冷却した場合の液性・塑性限界、蒸留水を混合した自由膨潤量、および 200℃に加熱した後冷却したベントナイト粉末を用いた一軸圧縮強度については加熱の影響はないと報告されている。また、圧密特性（90℃）については加熱により収縮が促進され、せん断特性（90℃）は加熱によりせん断剛性が高まるという結果が示されている。

④化学的特性

緩衝材の主要な材料であるベントナイトは、スメクタイトのイオン交換反応および結晶端の表面水酸基^{*10)}による酸・塩基解離反応と、方解石などの随伴鉱物の溶解・沈殿反応などにより、緩衝材中に浸入してきた地下水の pH や溶存イオン濃度を変化させ、圧縮ベントナイト中の間隙水の pH は中性から弱アルカリ性に維持されることが実験的に認められている（谷口直樹ほか，1999a；小田・柴田，1999）。また、圧縮ベントナイト中に存在する黄鉄鉱の酸化還元反応により、溶存酸素などの酸化剤は消費され（Kamci and Ohmoto, 1999；Manaka et al., 1999）、圧縮ベントナイト中の間隙水は還元状態が維持される。

緩衝材の化学的特性が人工バリア性能に寄与する役割については、第 V 章で述べる。

⑤物質移動に関連する特性

・拡散効果

緩衝材中の物質移動が移流支配もしくは拡散支配によるものかを判断する指標としてペクレ数 Pe がある（Fried and Combaranous, 1979）。このペクレ数は、次の (4.3-5)

*10) スメクタイトの結晶格子端の縦断面において、陰素イオンの結合相手である金属イオンが不足するために余剰の負電荷が生じる。この負電荷が水素イオンを引き付けて生じた水酸基のこと。

式に示されるように、移流効果（右辺の分子）と拡散効果（右辺の分母）の比で表される無次元数である。拡散効果が移流効果よりも大きければ、ペクレ数は 1 よりも小さくなる。

$$Pe = \frac{vL}{De} = \frac{kiL}{De} \quad (4.3-5)$$

ここで、 v は地下水流速 [m s^{-1}]、 L は地下水の流れの中にある物体の代表的な長さ [m]、 De は実効拡散係数 [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]、 k は透水係数 [m s^{-1}]、 i は動水勾配 [-] を表す。地下深部の温度を 60°C とした場合、透水係数（松本ほか，1997）とウランの実効拡散係数（佐藤・澁谷，1994）について、実験的に以下の関係式が求められている。

$$k_0 = 2.0646 \times 10^{-7} \exp(-42.1 + 1.1447\rho_s - 2.1232\rho_s^2) \quad (4.3-6)$$

$$De_0 = 9.7 \times 10^{-11} \cdot \exp(-1.21\rho_s) \quad (4.3-7)$$

ここで、 ρ_s は有効粘土密度 [Mg m^{-3}] を表す。

動水勾配を 0.07（表 4.3-4 参照）、代表長さを 0.7 m（後段の 4.3.3.2) (2) に示す緩衝材厚さ）と仮定すると、有効粘土密度が $0.4 \sim 1.8 \text{ Mg m}^{-3}$ の範囲では、ペクレ数は $10^{-4} \sim 10^{-2}$ となり、1 よりも十分に小さいことから、緩衝材中の核種は拡散支配によって移行すると考えられる。

・収着性

緩衝材で期待される核種の収着現象として、スメクタイトの陽イオン交換や、結晶端の表面水酸基に対する表面錯体の形成などが考えられる（たとえば、Baeyens and Bradbury, 1997a, 1997b）。収着の程度を表す値として、核種移行解析に用いられているのは、分配係数 K_d （固相中の元素濃度と溶液中の元素濃度の比）というパラメータである。溶液中の溶質濃度が、固相の収着サイト濃度に対して十分に低い場合、分配係数を一定として取り扱うことが可能であり、各国での核種移行解析においても、この考え方に従って分配係数が設定されている。分配係数を求める方法としては、バッチ収着試験が一般的であるが、拡散試験結果から求めることもできる（たとえば、Stenhouse, 1995）。圧縮ベントナイトにおいては、拡散試験に基づいて導出された分配係数の方が、実際の処分システムとより整合のとれた値であると考えられる（朽山ほか，1998）ことから、第 2 次取りまとめの安全評価においては、このようにして導出された分配係数を用いている（5.5.2.2) 参照）。

これまでの試験結果（たとえば、佐藤・澁谷，1994；Sato et al., 1995）によれば、ベントナイトは多くの核種に対して高い K_d 値を有している。ケイ砂混合の影響については、ケイ砂を混合した圧縮ベントナイトに対する拡散試験結果（たとえば、Idemitsu et al., 1994；Sato, 1999）から、30 wt % 程度のケイ砂を混合することによ

る核種の遅延に与える影響は顕著ではないと考えられる。

・コロイドフィルトレーション効果

金コロイド（粒径約 $15 \times 10^9 \text{ m}$ ）を用いてコロイドに対するフィルトレーション効果を確認した試験（Kurosawa et al., 1997）では、表 4.3-12 に示す結果が得られている。試験条件の範囲では、乾燥密度 1.0 Mg m^{-3} でケイ砂混合率 50 wt % の場合に、コロイドの透過が認められた。有効粘土密度に着目すると、有効粘土密度が 0.70 Mg m^{-3} 程度以上であれば、コロイドは透過していないことがわかる。

表 4.3-12 コロイド透過試験結果

乾燥密度 [Mg m^{-3}]	ケイ砂混合率 [wt %]	有効粘土密度 [Mg m^{-3}]	コロイド透過
1.0	0	1.00	×
1.0	30	0.79	×
1.0	40	0.70	×
1.0	50	0.61	○
1.8	50	1.35	×

⑥膨潤性

膨潤性は、緩衝材に期待される自己シール性にかかわる特性であり、この膨潤性を表す指標として、水の浸潤にともなう体積膨張量と拘束境界面に作用する応力（以下、「膨潤応力」という）がある。圧縮ペントナイトの成型体の蒸気圧法による膨潤量（鉛直変位量）の測定結果を図 4.3-16 に示す（鈴木・藤田, 1999b）。この試験で得られた体積ひずみは、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} のペントナイト単体で 35%、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} の 30 wt % ケイ砂混合体で 19% であった。

膨潤応力は、カナダやスウェーデンなどの諸外国で種々のペントナイトに対して測定されているほか、わが国においても小峯・緒方（1993）や鈴木ほか（1992, 1999b）による測定例がある。鈴木ほか（1999b）の膨潤応力の測定結果を図 4.3-17 に示す。これまでの測定によると、膨潤応力は有効粘土密度に対して指数関数的に変化することがわかっている。

高温環境における膨潤特性については、高温によって膨潤応力が大きくなる場合（Pusch et al., 1990）や小さくなる場合（鈴木・藤田, 1999b；東畑ほか, 1998）があり、この違いは主に測定方法によるものと考えられる。また、高密度であれば、高温下の膨潤応力は室温時に比べて大きく変化しないという結果も示されている（Pusch et al., 1993）。

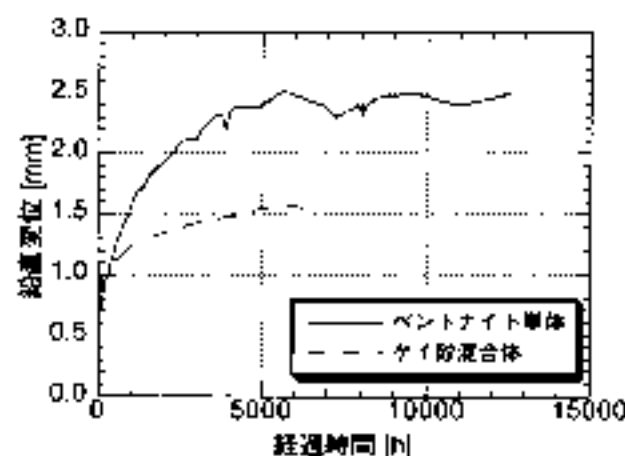


図 4.3-16 鉛直変位の経時変化

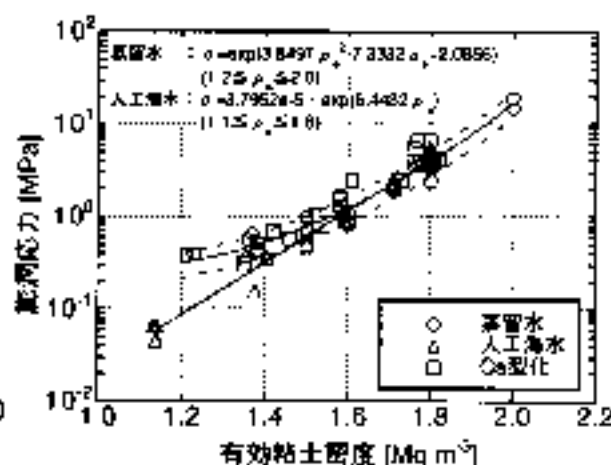


図 4.3-17 膨潤応力の測定結果

⑦締固め特性

緩衝材の締固め特性について、千々松ほか(1999)は、ベントナイトとケイ砂との混合率、材料の粒径分布、締固めエネルギーをパラメータとして、動的締固めおよび静的締固めによる試験を行っている。動的締固めにおけるケイ砂混合率をパラメータとした試験結果を図 4.3-18 に示す(千々松ほか, 1999)。図より、ケイ砂混合率が大きいほど、最大乾燥密度は大きく、最適含水比(乾燥密度が最大となるときの含水比)は小さくなることわかる。

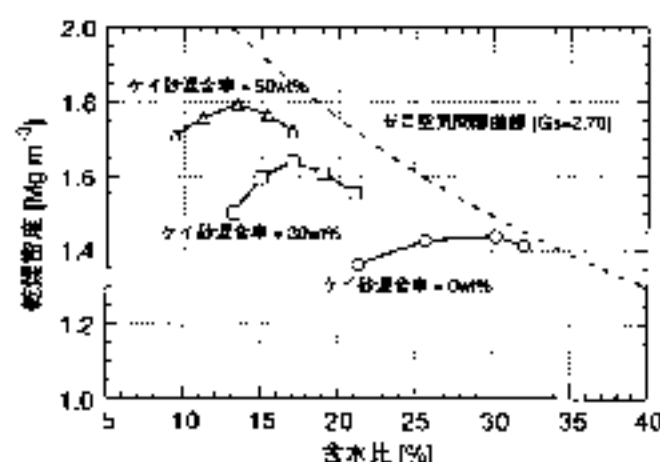


図 4.3-18 締固め試験におけるケイ砂混合率と最大乾燥密度の関係

⑧ブロック間継目部の影響

緩衝材ブロックの一体部および継目部(ブロックとブロックの間)の力学特性および浸潤特性については、一面せん断試験結果と大型透水試験結果に基づき、次のように報告されている(千々松ほか, 1998; 古市ほか, 1998)。

- ・緩衝材ブロックの定置初期における不飽和状態では、ブロック一体部に比べ、継目部のせん断強度はかなり小さくなる。一方、緩衝材の飽和により全体的に

強度は低下するが、ブロッカー体部と継目部のせん断強度の差は小さくなる。

- 定置初期はブロック間の継目の影響で浸潤は早くなるものの、緩衝材が飽和した後は、ブロック継目部の透水係数は、ブロッカー体部とほぼ同等となり、継目の影響は小さくなる。

⑨経年挙動

緩衝材が時間とともに変化し、緩衝材の性能に影響を及ぼす可能性があると考えられる挙動として、緩衝材の変質や流出が想定される。

- 変質

緩衝材の諸特性に変化を及ぼす可能性があるベントナイトの変質としては、ベントナイトの主要な構成鉱物であるスメクタイトの層間陽イオンの交換やスメクタイトの鉱物学的変化、溶存シリカの沈殿などによるセメンテーションが挙げられる。

陽イオン交換によるイオン型の変化としては、初期の Na^+ イオンが、地下水およびベントナイト間隙水中の Ca^{2+} イオンと置き換わるCa型化などが考えられる。Ca型化させた試料を高密度に圧縮した場合、Na型ベントナイトと比較して、膨潤応力や透水係数、核種の収着・拡散係数などは大きく変化しないというデータが得られている（前田ほか，1997，1998；三原ほか，1995；Kozai et al., 1995；嶺ほか，1999）。Ca型化は、緩衝材が飽和、膨潤した後に生じると考えられることや、Ca型化ベントナイトも膨張性能を有していること（田中ほか，1999）を考慮すると、Ca型化は設計上緩衝材性能に有意な影響を及ぼさないものと考えられる。

鉱物学的な変化のうち緩衝材の性能に最も影響を及ぼすと考えられるものとしては、スメクタイトのイライト化が挙げられる。Pusch (1983b) や Kamei et al. (1992) によるナチュラルアナログ研究においては、 100°C を超える条件で100万年以上スメクタイトが安定に存在していた例が報告されている。また、石川ほか（1994）は、スメクタイトのイライト化に関する反応速度式を用いてイライト化率の時間変化の計算を行い、 100°C を超える期間が数十年に及び、かつ、最高温度が 130°C 程度になる場合であっても著しいイライト化は生じないと報告している。

セメンテーションについては、天然のベントナイト鉱床 (Pusch and Karnland, 1988) やストリパ鉱山での原位置試験 (Pusch et al., 1993) および室内試験 (Pusch et al., 1991；Couture, 1985a, 1985b) などにおいて、膨潤圧、透水係数、クリープ特性などの変化が報告されている。いずれも 100°C を超える温度を経験したベントナイト試料であることから、 100°C を超えない条件では、緩衝材性能に有意な影響を及ぼすようなセメンテーションは生じないと考えられる。

以上より、緩衝材の温度が 100℃未満の場合には、緩衝材性能を損なうような変質は考えにくい。

・流出

緩衝材の流出は、膨潤にともない周辺岩盤の割れ目中に緩衝材が侵入する現象と、割れ目に侵入した緩衝材が地下水の流れによって侵食される現象の 2 つの現象によって生じると考えられている。緩衝材の流出現象については、これまでにいくつかの実験的、理論的研究がなされてきている (Pusch, 1981, 1983a; Boisson, 1989; Kanno and Wakamatsu, 1991; 菅野・松本, 1997)。

菅野・松本 (1997) は、侵入を調べる静水条件、侵食を調べる流水条件のそれぞれで、アクリル製模擬岩盤の平行平滑単一割れ目中への緩衝材の流出試験を行っている。これによると、静水条件では、既往の研究 (Kanno and Wakamatsu, 1991) と同様に、流出距離は時間の平方根に比例し、流水条件では、侵食が生じる最小限界流速は $2 \times 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$ 程度と考えられると報告されている。

⑩透気性

水の還元による炭素鋼オーバーパックの腐食にともなって水素ガスが発生する。この水素ガスは、緩衝材中の間隙水に溶存し拡散移行するか、あるいは気相として移行することが想定される。

・溶存水素の実効拡散係数

緩衝材中の溶存水素の実効拡散係数に関する試験結果 (棚井ほか, 1999c) によれば、ケイ砂混合体 (ケイ砂混合率 30 wt %, 乾燥密度 1.6 Mg m^{-3}) の実効拡散係数は、 $10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1} \sim 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ の範囲にある。実効拡散係数は、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} に比べて 1.8 Mg m^{-3} の値がやや小さく、また 25℃ に比べて 60℃ のときの値がやや大きい傾向を示す。

諸外国における拡散試験の結果では、実効拡散係数はおおむね $1 \times 10^{-9} \sim 1 \times 10^{-12} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ の範囲にあり (Pandey et al., 1974; Neretnieks, 1985; Krooss and Schaefer, 1987; Worgan, 1990; Volckaert et al., 1993), 前述の試験結果はこの範囲に包含されている。

・ガス移行特性

緩衝材の透気性に関しては、Pusch and Forsberg (1983), Pusch et al. (1985, 1987), Pusch and Hökmark (1990), Volckaert et al. (1995), Horseman et al. (1996a, 1996b) などが研究を行っている。これらの研究では、粘土系材料におけるガスの有効浸透率や破過圧力などの測定とともに、ガス移行のメカニズムに関する考察なども加え

られている。これまでの試験結果（棚井ほか，1999c；Tanai et al., 1997；動力炉・核燃料開発事業団，1996a）によると、

- ガスの有効浸透率の平均的な値は、ベントナイト単体で乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} の場合 $10^{-20} \sim 10^{-21} \text{ m}^2$ 程度であり、30 wt % ケイ砂混合体で乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} （有効粘土密度 約 1.37 Mg m^{-3} ）の場合 10^{-17} m^2 程度である（図 4.3-19 参照）
- ガスがベントナイトを透気するための破過圧力は乾燥密度に比例して大きくなるとともに、膨潤圧にはほぼ比例しており、その値はおおむね膨潤圧程度と推定される
- 繰り返して行った透気試験では、1 回目と 2 回目の破過圧力は、ほぼ同程度の圧力となっていることから、1 回目の破過によって形成されたガス移行経路は、ベントナイトの自己シール性によって修復されるものと考えられる
- 各飽和度におけるガス有効浸透率を絶対浸透率で無次元化した相対浸透率は、飽和度の増加にともない減少し、飽和度 70 % 程度で絶対浸透率の 1/100～1/1000 程度まで低下し、相対浸透率と飽和度の関係は Corey モデル（Corey, 1986）により近似できる

とされている。上記 2 点目については、Pusch et al. (1985) および Horseman et al. (1996b) の試験結果とおおむね一致している。

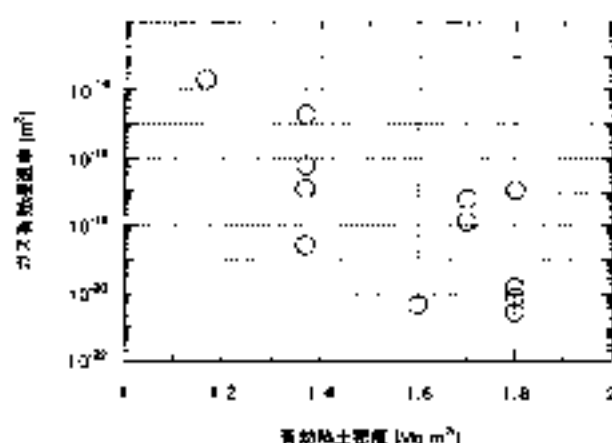


図 4.3-19 有効粘土密度とガス有効浸透率の関係

緩衝材の設計で必要となる基本的な特性値をまとめて、表 4.3-13 に示す。

表 4.3-13 緩衝材の基本的な特性値

		30 wt% ケイ砂混合物 ケイ砂 : 3 号 / 5 号 = 1 / 1	ベントナイト単体
物理的 特性	乾燥密度 ρ_d [Mg m ⁻³]	1.60	1.80
	初期空隙比 e_0 [-]	0.68	0.53
	初期含水率 ω_0 [%]	7	6
熱特性	熱伝導率 λ_T [W m ⁻¹ K ⁻¹]	0.78	0.46
	比熱 C [kJ kg ⁻¹ K ⁻¹]	0.59	0.58
水理特性	飽和透水係数 k [m s ⁻¹]	4.5×10^{-23} (25 [°C])	2.5×10^{-14} (25 [°C])
	水分特性曲線 (水分ポテンシャル)	図 4.3-15 参照	
	水分拡散係数 [cm ² s ⁻¹]	図 4.3-14 参照	1.5×10^{-6} ($\theta = 0.1, 25$ [°C])
力学特性	軸圧縮強度 q_u [MPa]	0.5 ($\omega = 7$ [%]) 0.3 ($\omega = 22$ [%])	5 ($\omega = 10$ [%]) 3 ($\omega = 18$ [%])
	弾性係数 E_{50} [MPa]	50 ($\omega = 7$ [%]) 3 ($\omega = 22$ [%])	500 ($\omega = 10$ [%]) 200 ($\omega = 18$ [%])
	ポアソン比 ν [-]	0.4	0.4
	引張強度 σ_t [MPa]	0.05 ($\omega = 4.7$ [%])	0.56 ($\omega = 6.9$ [%])
	圧縮指数 C_c [-]	0.27	0.21
	膨張指数 C_s [-]	0.16	0.11
	限界状態パラメータ M [-]	0.63	0.58 ($\rho_d = 1.6$ [Mg m ⁻³])
	2 次圧密係数 α [-]	5.0×10^{-9}	2.2×10^{-4} ($\rho_d = 1.6$ [Mg m ⁻³])
	初期体積ひずみ速度 V_v [-]	2.0×10^{-4}	3.3×10^{-9} ($\rho_c = 1.6$ [Mg m ⁻³])
	膨張応力 [MPa]	0.5	3.9
参 考		第 2 次取りまとめに おける緩衝材仕様 (後段 4.3.3 2) (2) 参 照) に対応した基本 特性値	第 1 次取りまとめに おける緩衝材仕様 に対応した基本特性値 (第 1 次取りまとめ以 降取得したデータを含 む)

(2) 緩衝材の仕様

①緩衝材の材料

第1次取りまとめでは、緩衝材の材料としてベントナイト 100 wt %, 乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} について評価し、緩衝材に求められる機能を満たすことができる見通しが得られた。ここでは、ベントナイト単体に比べ経済性の観点から有利とみられるベントナイトにケイ砂を混合した材料についても検討の対象とした。ケイ砂を混合することにより、膨潤応力、強度などは低くなる傾向にあるものの、締固め特性などについては向上が期待できると考えられる。これらの特性の変化を考慮し、表 4.3-6 に示した緩衝材の機能を満たすことができるケイ砂混合比および乾燥密度を検討した。まず、コロイドフィルトレーション機能、締固め特性（現場締固め方式⁴⁻¹¹⁾、機械成型加工方式⁴⁻¹²⁾に着目し、ケイ砂混合率と乾燥密度によって緩衝材の特性がどのように変化するかを検討すると、これら機能を満たすことができる特性の範囲は図 4.3-20 のようになる。

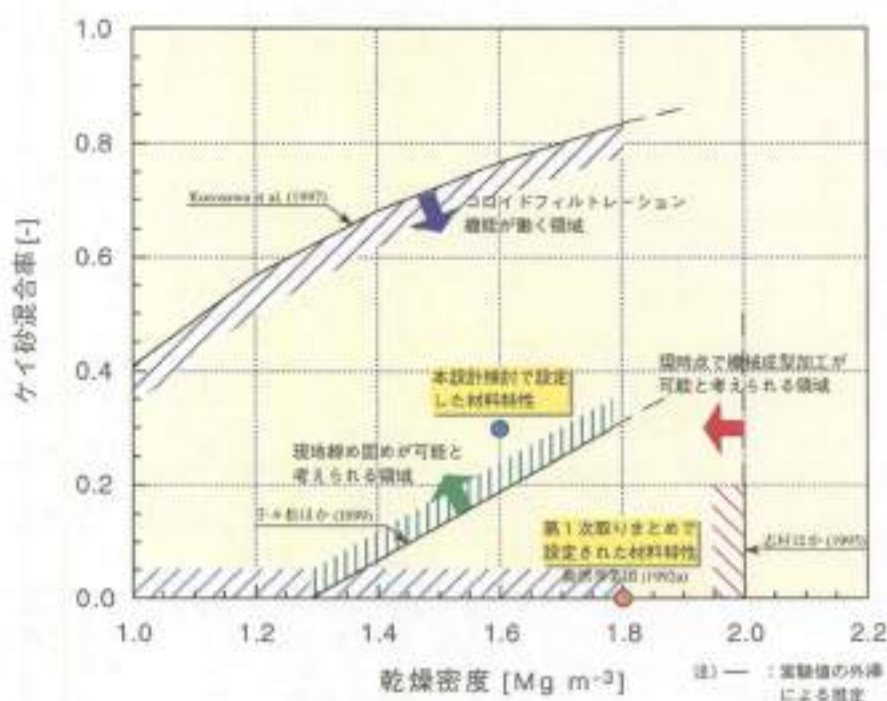


図 4.3-20 緩衝材の特性とケイ砂混合率および乾燥密度との関係

図 4.3-20 に示された仕様の範囲の中から、緩衝材の施工方法として、現場締固め方式と機械成型加工方式の両方を行うことが可能となるような緩衝材仕様（ケイ砂混合率と乾燥密度）を考えると、たとえばベントナイト 70 wt %とケイ砂 30 wt %混

4-11) 含水比調整した緩衝材材料を処分坑道や処分孔に供給し、原位置で締固め機械を用いて高密度の緩衝材を施工する方法。

4-12) 全型プレス機や冷間等方圧プレスなどの加圧製作装置により予め製作した緩衝材ブロックを、現地で据え付け定置する方法。緩衝材全体を輪切り状に分割（輪切りをさらに複数に分割する場合もある）した小型のブロックを用いるブロック方式と、ブロックの個数を極力少なくし、中空円筒状の胴体部と蓋の部分の2つにより構成される一体型方式がある。

合、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} と設定することが可能である。この場合、透水係数は $4.5 \times 10^{-13} \text{ m s}^{-1}$ 程度ときわめて小さい値を示している（松本ほか、1997）。また、熱伝導性に関しても、ベントナイト単体、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} の場合と比較してほぼ同等以上の値を示していることが確認されている（谷口航ほか、1999b）。緩衝材の流出挙動に関しては、緩衝材の亀裂への侵入現象による流出距離はケイ砂を混合した場合、ベントナイト 100 wt % に比べ小さくなる傾向が得られている。このことから、流出に関してもケイ砂を混合する方が有利であることが確認されている（菅野・松本、1997）。機械成型加工方式の 1 つとして 2 つのブロックで緩衝材全体を製作する一体型方式については、ケイ砂 (0 wt % ~ 20 wt %) 混合、乾燥密度 2.0 Mg m^{-3} で製作できることが示されている（志村ほか、1995）。この材料についても、止水性、膨潤性、熱伝導性などに関し、十分な性能を有していることが確認されている（電力中央研究所・電気事業連合会、1999）。

以上の検討結果を踏まえ、以降の検討では緩衝材材料の一例として、ベントナイト 70 wt % とケイ砂 30 wt % 混合、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} を用いることとする。

② 厚さの設定

緩衝材の厚さに関連する設計要件としては、放射性核種の移行抑制の観点から核種収着（移行遅延）性、人工バリアが成立する観点から応力緩衝性、自己シール性、熱伝導性、製作性などが挙げられる。このうち核種移行遅延性は、地層処分システムの長期的安全性を確保するうえで非常に重要な要件である。しかしながら、核種移行遅延性能は、安全評価において人工バリアと天然バリアを組み合わせた多重バリアに関する核種移行解析結果に基づき確認されるものであり、それぞれのバリアにどれだけの遅延性能を担保させるかを、設計の段階で一義的に決定することはできない。したがって、設計においては、まず応力緩衝性に着目して緩衝材の厚さを設定し、その設定値に対して自己シール性、熱伝導性、製作性などのその他の設計要件も満足されていることを確認することとする。第 V 章で、ここで設定した設計上の厚さに基づき安全評価が行われ、核種移行遅延性能が確認されることとなる。さらに、将来実際に処分サイトが特定されれば、具体的な地質環境条件に応じて緩衝材の厚さに関連する設計要件が適宜設定され、設計と安全評価を密接に関連させてくり返し評価がなされ、緩衝材の厚さの最適化が図られる。

a) 炭素鋼オーバーバックの場合

・応力緩衝性

緩衝材には、人工バリア周辺での力学的変動に対する応力緩衝機能が期待される。ここでは、炭素鋼オーバーバックを想定し、オーバーバックの腐食生成物の影響を考慮したオーバーバックと緩衝材の力学的相互作用に着目して、緩衝材の応力緩衝性について検討した。オーバーバックの腐食生成物による緩衝材の圧密反力はオー

オーバーバック自身にも作用し、この圧力は緩衝材厚さと密度に依存する。たとえば、4.3.3.2) (2) ①において例示した緩衝材の材料（30 wt % ケイ砂混合体で乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} ）の場合、緩衝材の圧密反力と緩衝材厚さの関係（図 4.3-7 参照）などに基づき、オーバーバック耐圧厚さと緩衝材厚さの関係を求めると図 4.3-21 のようになる。この図から、緩衝材厚さが増加するとオーバーバック耐圧厚さは薄くなり、その変化の傾向は、緩衝材厚さが 30cm（硬岩系岩盤データセット）あるいは 40cm（軟岩系岩盤データセット）程度から急激に緩やかになり、70cm 程度以上になると耐圧厚さの減少量はわずかとなることからわかる。すなわち、緩衝材厚さを大きくすると応力緩衝性能は向上するが、緩衝材厚さを 30cm（硬岩系岩盤データセット）あるいは 40cm（軟岩系岩盤データセット）程度を境に、それより厚くなると向上の度合いは緩やかになり（たとえば、緩衝材厚さを 2 倍してもオーバーバック耐圧厚さの減少量は数 cm 程度）、70cm 程度を超えると応力緩衝性はほとんど変わらなくなる。したがって、材料仕様がケイ砂 30 wt % 混合、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} の場合、緩衝材のオーバーバックに対する応力緩衝性の効果という観点からは、緩衝材の厚さとして 40cm 程度から 70cm 程度の範囲の中で設定しておけば合理的であると考えることができる。ただし、この関係はオーバーバックの腐食量、岩盤クリープ量、緩衝材の仕様（密度など）に応じて変化することに注意する必要がある。

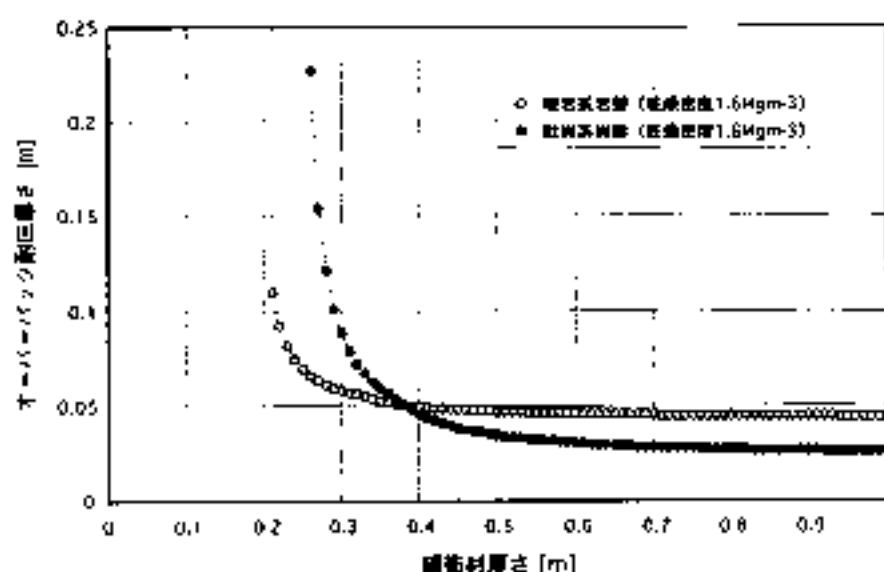


図 4.3-21 オーバーバック耐圧厚さと緩衝材厚さの関係
(30 wt % ケイ砂混合体、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} : 調節)

ここでは、地質環境条件の不確実性に対して応力緩衝性能に余裕を見込み、オーバーバックの腐食量、岩盤のクリープ変形量が変わることにもなうオーバーバック耐圧厚さの変動幅をできるだけ小さくすることを考慮して、緩衝材厚さを 70cm とし、後段においてこの厚さがその他の設計要件を満足することを確認することとす

る。ここで行った応力緩衝性の検討では、耐圧計算上の安全率、腐食膨張率、岩盤クリープが早期に終了するなど設計上保守的に評価している条件があり、今後知見の蓄積により現実的な評価が可能になれば、緩衝材厚さとオーバーバック耐圧厚さの関係を示す曲線は全体的に左に移動するものと考えられる。

・その他の設計要件

ここでは、ブロック方式を例に、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} に対して応力緩衝性の観点から設定した緩衝材厚さ 70cm が、自己シール性、熱伝導性（緩衝材が熱変質を受けないこと）、製作性、コロイドフィルトレーションなどの設計要件に対しても満足していることを確認することとする。なお、ブロック方式においては、緩衝材と岩盤および緩衝材とオーバーバックとの間に施工上隙間が必要であり、その隙間は地下水の浸入にともなう緩衝材の膨潤により埋まることとなる。したがって、緩衝材ブロックの初期乾燥密度（膨潤前の乾燥密度に相当）は、隙間分の膨潤による密度低下を考慮して、膨潤後に所定の乾燥密度（ 1.6 Mg m^{-3} ）となるような乾燥密度としておく必要がある。

上記のその他の設計要件のうち、熱伝導性や製作性は膨潤前の緩衝材に対して満足されなければならない要件であり、自己シール性やコロイドフィルトレーション機能は膨潤後の緩衝材に対して満足されなければならない要件である。したがって、膨潤前、膨潤後のそれぞれの状態に対応して、満足すべき設計要件を検討した。検討結果を、図 4.3-22（膨潤前）、図 4.3-23（膨潤後）に示す。

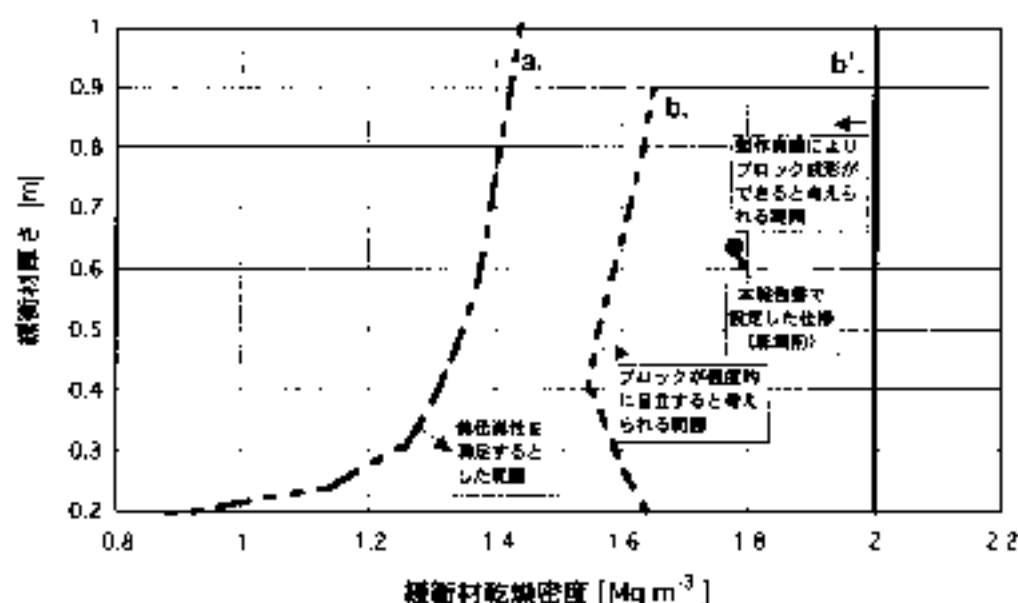


図 4.3-22 設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係
（ブロック方式、膨潤前）

図 4.3-22（膨潤前）において、曲線 a より右側は、熱伝導性の観点から人工バリアの性能が損なわれないとする緩衝材の制限温度を 100℃（4.3.3.2）(1) ⑨参照）とした場合に、この制限温度以下にすることができる密度と厚さの範囲を示したものである。曲線 a より左側では、廃棄体の専有面積を大きくしても制限温度を下回ることが困難となると考えられる。製作性に関しては、ブロックが強度的に自立すると考えられる範囲と実際の試験によりブロック成型が確認された範囲を検討した。曲線 b より右側は、ブロック方式における周方向 6 分割を想定した緩衝材ブロックが強度的に自立できると考えられる密度と厚さを FEM 解析により推定した範囲である。直線 b は現時点で試験により一体型ブロックの成型が確認された（志村ほか，1995）上限密度である。

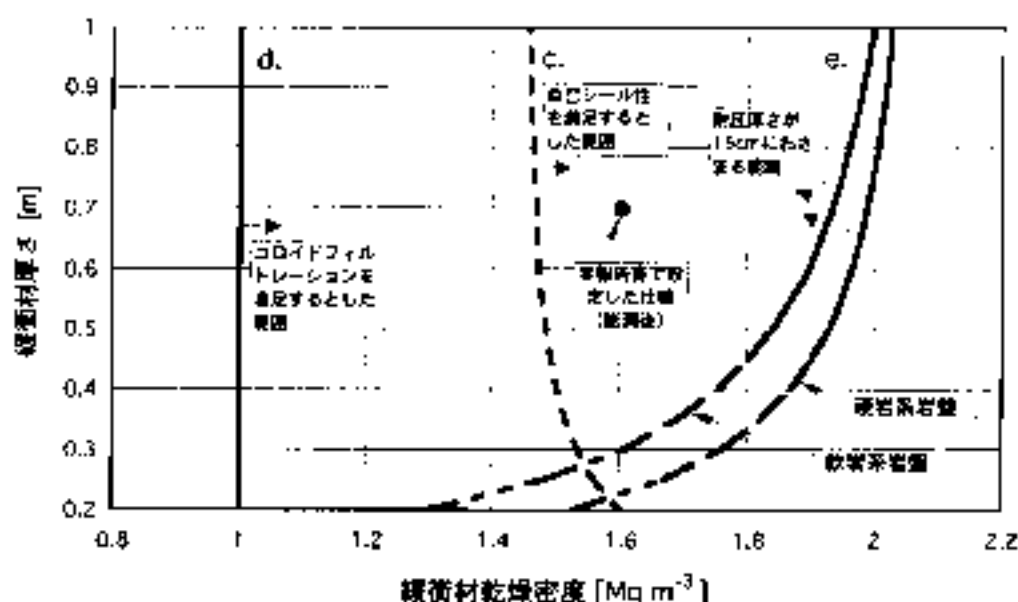


図 4.3-23 設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係
(ブロック方式、膨潤後)

図 4.3-23（膨潤後）において、曲線 c の右側は自己シール性を満足するとした範囲であり、緩衝材と岩盤および緩衝材とオーバーバックの隙間を緩衝材の膨潤によって十分埋めることができることを判断根拠とした。具体的には、ケイ砂を 30 wt % 混合した緩衝材が 1.333 Mg m^{-3} まで膨潤能力を有しているという膨潤量試験結果（鈴木・藤田，1999b）に基づいて、想定した隙間量（オーバーバックと緩衝材の間に 20mm、緩衝材と岩盤の間に 40mm の隙間を想定）の 2 倍の量、膨潤した後も、乾燥密度 1.333 Mg m^{-3} 程度以上を確保できる密度と厚さの範囲を求めた。直線 d は、4.3.3.2）(2)にも示したようにコロイド透過試験に基づいて、コロイドが透過しないことが確認された密度である。直線 d より右側はコロイドフィルトレーション機能を満足すると考えられる。なお、曲線 e より左側は、4.3.3.1)において設定したオーバーバック厚さ

のうち、腐食代 40mm がすべて腐食するとしたときに、耐圧上必要な厚さが、放射線直へい上必要な厚さ 150mm 以内におさまる緩衝材の密度と厚さの範囲である。曲線 e は腐食代に依存しており、腐食代を 40mm より小さく設定できる場合には右に移動する。

図 4.3-22、図 4.3-23 に示したように、今回設定した緩衝材仕様（膨潤前[乾燥密度 1.77 Mg m^{-3} 、厚さ 64cm]、膨潤後[乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} 、厚さ 70cm]）を示すポイントは、膨潤前、膨潤後のそれぞれにおいて、考慮した設計要件をすべて満足し得る領域のほぼ中央部に位置しており、これらの設計要件に対しても余裕を有していることが確認できた。また、現場締固め方式についても同様の結果が得られている。以上によりここでは、設計上緩衝材の厚さを、軸方向を含め全方向均一に 70cm と設定することとする。

b) 複合オーバーバックの場合

・チタン-炭素鋼複合オーバーバック

耐食材料としてチタンを用いる複合オーバーバックの場合には、4.3.3 1) (6)に示したように、すきま腐食の発生しない環境条件で使用するものとしているため、腐食量は無視しうるほど小さいと考えられることから、腐食生成物による緩衝材の圧密反力はほとんど作用しないと考えることができる。したがって、この場合には緩衝材厚さは応力緩衝性以外の緩衝材厚さに関連する設計要件を考慮することとなる。自己シール性、熱伝導性、製작성、コロイドフィルトレーション機能については、オーバーバックの材料にかかわらず図 4.3-22、図 4.3-23 に示した関係となる。したがって、チタン-炭素鋼複合オーバーバックの場合も、炭素鋼オーバーバックの場合と同様に緩衝材厚さを 70cm とすることができる。

・銅-炭素鋼複合オーバーバック

耐食材料として銅を用いる複合オーバーバックの場合には、4.3.3 1) (6)に示したように、1,000 年間の腐食深さは保守的にみても 39mm 程度と評価されている。したがって、この場合、腐食生成物の影響を考慮した応力緩衝性に関しては、銅の腐食膨張倍率を炭素鋼と同程度と考えれば、腐食代 40mm がすべて腐食するとして検討した炭素鋼におけるオーバーバック耐圧厚さと緩衝材厚さの関係（図 4.3-21）とはほぼ同様の結果となる。また、自己シール性、熱伝導性、製작성、コロイドフィルトレーション機能については、オーバーバックの材料にかかわらず図 4.3-22、図 4.3-23 に示した関係となることから、銅-炭素鋼複合オーバーバックの場合も、炭素鋼オーバーバックの場合と同様に緩衝材厚さ 70cm とすることができる。

③ 放射線遮へいに必要な緩衝材厚さ

処分孔竖置き方式の場合、処分坑道内の空間線量当量率を管理区域条件以下まで遮へいすることができれば、処分坑道の埋め戻し作業中に処分坑道を非管理区域としておくことが可能となるため、作業性が大幅に向上する。たとえば、処分孔内の人工バリア上部の埋め戻しに人工バリアの緩衝材と同仕様の材料を用いる場合、1次元放射線輸送計算コード ANISN を用いた線量当量率の計算結果から、遮へいのために必要な厚さは、図 4.3-24 に示すようにオーバーバック表面から 170cm となる（杉野ほか、1999）。

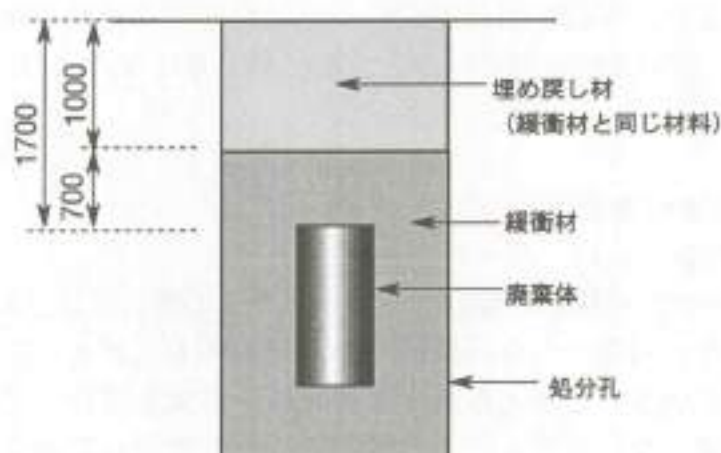


図 4.3-24 放射線遮へいに必要な緩衝材の厚さ

(3) 緩衝材の製作・施工

ここでは、緩衝材の製作・施工性について、現場締固め方式、ブロック方式、一体型方式の3つの方法を対象として検討した。

①現場締固め方式

ケイ砂混合体材料およびベントナイト単体材料（粉末ベントナイトと粒状ベントナイト）に対して、緩衝材の施工性と品質を比較、確認することを目的として緩衝材大型試験設備を用いた試験を行った（千々松ほか、1999）。試験結果から、現有技術（電動タンピングランマー）では、粉末ベントナイトはケイ砂混合体材料や粒状ベントナイトに比べ施工性が劣り、十分な密度が確保できないことなどがわかった。また、現有技術における1層の仕上がり層厚さは、施工性および品質の確保のしやすさの観点から10cm程度が適当であることがわかった。釜石原位置試験場における施工確認試験では、試験坑道床盤に掘削された直径1.7m、深さ5.0mの試験孔において、密度管理値などを設定し締固め試験を行い、乾燥密度は管理範囲1.6～1.7 Mg m^{-3} をほぼ満足するなどの結果が得られた。現場締固め方式は、カナダ（AECL、1994）でも候補方式として検討されている。今後、遠隔操作が可能で高い締固めエネルギーを有する施工速度の速い大型締固め機械の開発が必要である。

処分坑道横置き方式の場合、緩衝材の施工方法の1つとして吹付け工法による施工が考えられる。この施工方法に関して、現有の吹付け機を用いた試験を行い、施工性と品質確保について検討した。吹付け試験後の緩衝材の乾燥密度は、含水比16%～20%において $1.0 \sim 1.5 \text{ Mg m}^{-3}$ であり、締固めにより $1.5 \sim 1.7 \text{ Mg m}^{-3}$ の乾燥密度が得られた（杉田ほか、1995）。したがって、吹付け後に適度な締固めエネルギーを加えることにより所定の乾燥密度を満足することが確認できた。今後、遠隔操作が可能な、吹付け機や上半部用の締固め機器の開発が必要である。

②ブロック方式

ケイ砂混合体材料を用いて成型圧力 10 MPa にてブロックを製作し、それを用いて締固め試験、一軸圧縮試験、乾燥ひび割れ観察などの室内試験を行った（千々松ほか、1999）。乾燥ひび割れ観察では、ケイ砂配合比を変えて成型したブロックのうちケイ砂30 wt %の混合材については、ほとんどひび割れが認められなかった。ケイ砂30 wt %の混合材を用いた締固め試験では、最適含水比13.6%にて最大乾燥密度 1.92 Mg m^{-3} という結果が得られた。これらの試験結果などにより、ペントナイト70 wt %とケイ砂30 wt %混合、乾燥密度 1.77 Mg m^{-3} （膨潤後乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} ）のブロックは、現有技術で十分製作可能であることが示された。また、海外の地下研究施設においては、ペントナイトブロックやペントナイト・ケイ砂混合材ブロックを用いた実規模の施工試験が実施された例がある（ENRESA、1998；藤田・杉田、1998）。ブロック方式については、スウェーデン（SKB、1983）、スイス（Nagra、1985）、スペイン（ENRESA、1998）、フィンランド（TVO、1992）といった諸外国でも候補方式として研究が進められている。これら緩衝材ブロックの分割数については、定置方法や力学的強度を含む操業性の観点から適切に設定される（千々松ほか、1999）。今後、より大きなブロックを、均一な品質で製作できる機械の開発などのブロック製作技術の向上が必要である。なお、緩衝材ブロックの定置方法については、4.5.3.1) (3)にて後述する。

③一体型方式

一体型緩衝材を製作するための、冷間等方圧プレス（Cold Isostatic Pressing：以下CIPという）⁴¹⁾を用いた製作方法の検討がなされており、CIP成型により、ケイ砂混合率20 wt %で乾燥密度 2.0 Mg m^{-3} の緩衝材は、成型圧力 100 MPa で製作可能であることが示されている（志村ほか、1995；電力中央研究所・電気事業連合会、1999）。また、実規模レベルでの試作試験が進められている（川上ほか、発表予定）。

以上のように、いずれの製作・施工方法を用いても、所定の仕様を満たすことが技術的に可能との見通しが得られつつある。今後、実用化に向けた機器開発や製作・

⁴¹⁾ CIPは粉末材料をゴム型のような変形抵抗の小さいモールドに充填して密封し、液圧を加え型の表面に一様にその液圧に等しい圧力を与えることにより、圧縮成型することができる方法。

施工技術の確認が必要となる。

(4) 品質管理

緩衝材の製作・施工において適切に品質管理を行うことは、人工バリアが所定の性能を発揮できるようにするうえで不可欠である。ここでは、上記の 3 つの方法を対象として、重要と考えられる品質管理項目について検討を行った。

①現場締固め方式

現場締固め方式の品質管理は、その施工工程に合わせて適切に行われなければならない。各施工段階における主な品質管理項目は、原材料調達時のベントナイトの品質（モンモリロナイト含有量、水分）やケイ砂の品質（粒度特性、水分）、練混ぜ時のケイ砂混合率や水分、養生・保管時の養生期間や環境（温度、湿度）、坑内運搬時の保管（密閉状態）や環境、現場締固め時の締固め後の出来型や密度などである。これらの品質管理は基本的に現状技術の適用により行うことができる。具体的な管理目標値と検査頻度については、原位置での実施試験などにより適切に設定されることとなる。

②ブロック方式

ブロック方式の品質管理についても、その施工工程に合わせて適切に行われなければならない。各施工段階における主な品質管理項目は、原材料調達時のベントナイトの品質（モンモリロナイト含有量、水分）やケイ砂の品質（粒度特性、水分）、練混ぜ時のケイ砂混合率や水分、材料養生・保管時の養生期間や環境（温度、湿度）、成型プレス時の材料投入量や加圧力、プレス後の乾燥密度や出来上がり寸法、ブロック梱包・保管時の養生期間や養生環境（温度、湿度など）、坑内運搬時の外観（ひび割れ、破損）、定置時の外観（ひび割れ、破損）や定置精度、隙間処理後の密度などである。これらの品質管理は現状技術の適用により行うことができる。具体的な管理目標値と検査頻度については、実規模レベルの試作試験などにより適切に設定されることとなる。

③一体型方式

電力中央研究所・電気事業連合会の研究では、材料受入から緩衝材定置までの各作業工程ごとに実際に測定可能な物性を抽出し、品質管理について検討が行われている（電力中央研究所・電気事業連合会、1999）。品質管理の検討範囲は、材料管理、製作管理、据え付け管理とし、それぞれ以下のように示されている。

- ・材料管理としては、出荷管理、受入管理、保管管理が考えられる。
- ・製作管理の例としては、緩衝材成型工程における成型圧力、昇圧・減圧速度などのプレス設備の運転管理および成型された緩衝材の外観、寸法、重量などの検査が挙げられる。

・据え付け管理は、緩衝材に破損がないことを確認する外観検査、定置位置の確認、隙間の充填が正しく行われていることの確認により行われる。

また、今後の課題として、検査方法の決定、品質管理基準値の設定などが挙げられている。

(5) 緩衝材の膨出対策

緩衝材は膨潤性の材料であることから、地下水の浸潤にともなって膨張する。これによって緩衝材の一部が処分坑道や処分孔からはみ出し（以下、この現象を「膨出」とよぶ。p.IV-24 脚注参照）、その密度が低下すると、緩衝材の性能に有意な影響を及ぼす可能性もある。このような現象に対しては、以下に示すような方法で対処することが可能である。

① 処分坑道横置き方式

処分坑道横置き方式の場合、処分坑道端部が開放されていると、膨潤した緩衝材は主要坑道に膨出することになる。これを未然に防ぐために、図 4.3-25 に示すように処分坑道の両端部にプラグの設置を行う。このようなプラグには、緩衝材の膨潤応力に抵抗する強度が必要となるため、強度が高く、岩盤との一体化を期待できるコンクリートプラグが有効である。コンクリートに用いるセメントは、ベントナイトとの接触を考慮すると、低アルカリ性セメントが候補材料となる（後段の 4.3.4 I）(I) 参照）。このような圧力に抵抗するコンクリートプラグは、石油地下備蓄岩盤タンク（蒔田ほか、1991）、圧縮空気貯蔵パイロットプラント、廃鉱山における坑道の閉塞（金属鉱業事業団、1984）などですでに実績があり、これらの設計法（たとえば、土木学会、1997）を参考にして設計を行うことが可能である。処分場が埋め戻された後は、プラグが耐圧機能を失っても坑道全体が埋め戻し材で充填されているため、坑道内において緩衝材の顕著な移動や膨出は生じないと考えられる。

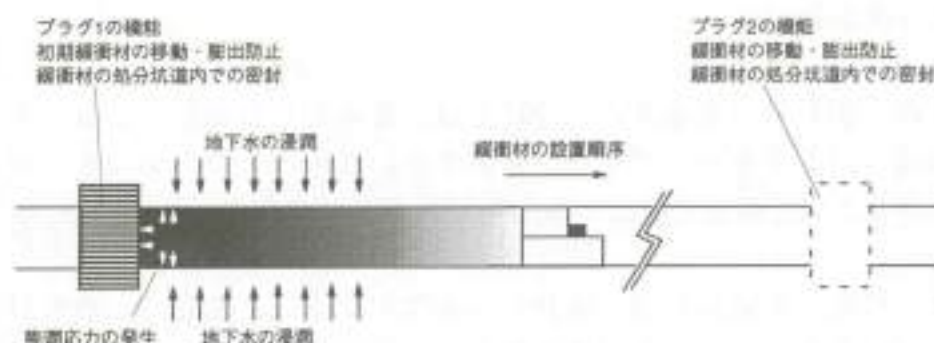


図 4.3-25 緩衝材の膨出を防止するためのプラグの概念

プラグの施工例として、カナダ原子力公社（AECL）の地下研究施設（URL：Underground Research Laboratory）において AECL とサイクル機構が共同で実施して

いるトンネルシーリング性能試験が挙げられる（藤田・杉田，1998）。この試験では，図 4.3-26 に示すように，地下 420 m レベルの水平坑道の両端にベントナイト・ケイ砂混合材高圧縮ブロックプラグと低アルカリ性の低発熱高流動コンクリートプラグが構築された。この施工を通じて，地下深部における実規模の施工に関する技術情報が蓄積されており，ここで得られた知見は今後のプラグの設計・施工に資することができる。

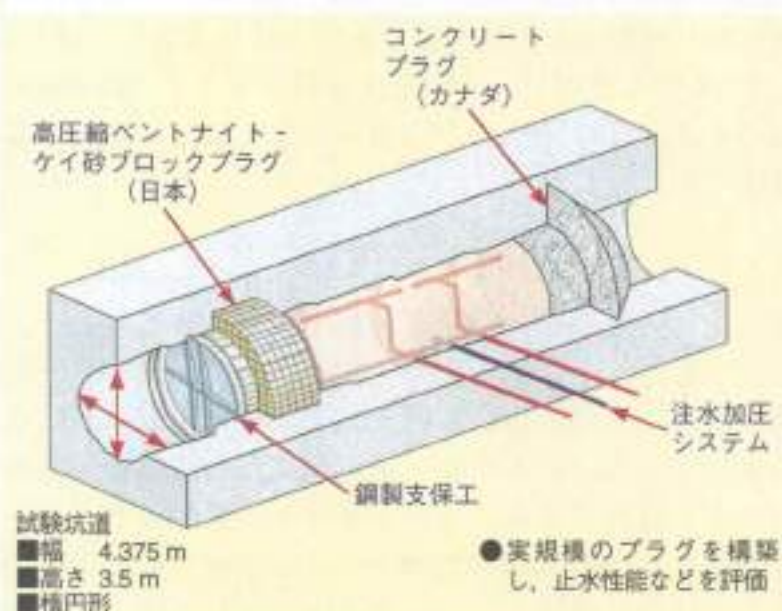


図 4.3-26 トンネルシーリング性能試験におけるプラグの例

②処分孔竖置き方式

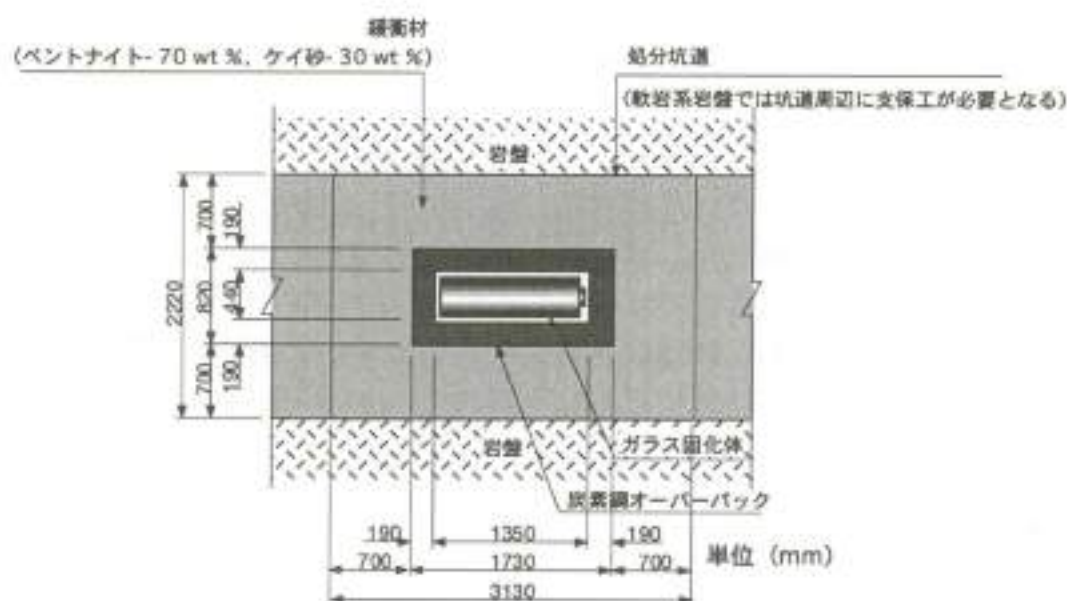
処分孔竖置き方式の場合，処分孔に設置した緩衝材の膨出を防止するため，処分坑道の埋め戻しまでの期間，一時的に処分孔の孔口にキャップを設置する。キャップの固定方法としては，H 鋼の支柱を介して坑道天端に支持させる方法やロックボルトによる方法などがある。

後述する埋め戻し材で充填する処分坑道は，埋め戻し材が膨出しないように，処分坑道の両端をコンクリートプラグで密閉する。このときコンクリートプラグは横置き方式の場合と同じ概念で設計・施工を行うことができる。

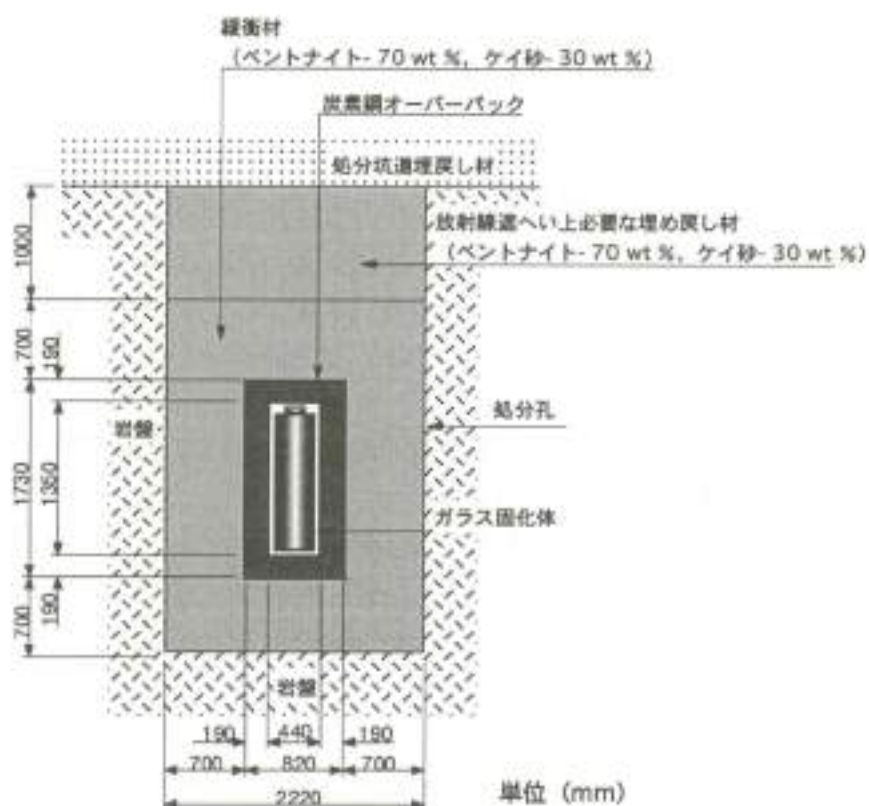
ここでは，緩衝材が処分坑道や処分孔から膨出することを防ぐための対策としてのプラグについて述べた。坑道の埋め戻し時に高透水性の割れ目帯などを隔離するためのプラグについては，後段の 4.5.3 2) (2) で述べる。

3) 人工バリアの仕様例

4.3.3 1) および 4.3.3 2) で行ったオーバーバックと緩衝材の仕様に関する設計や製作・施工性も含めた検討の結果、性能に余裕を持たせた合理的な人工バリアの仕様例として、現時点で図 4.3-27 のように設定することができる。



処分坑道横置き方式の仕様 (硬岩系岩盤/軟岩系岩盤)



処分孔縦置き方式の仕様 (硬岩系岩盤/軟岩系岩盤)

図 4.3-27 人工バリアの仕様例

4.3.4 地下施設の設計

処分場の地下施設は、アクセス坑道、主要坑道、連絡坑道、処分坑道などから構成され、図 4.2-3 に示したように地下には数多くのトンネルが掘削される。地下施設は、処分坑道に廃棄体が定置、埋設された後、適切に埋め戻される。処分場の地下施設は人工バリアを設置するための手段を提供するもので、サイトの地質環境条件に基づいて、敷地条件や廃棄体本数などの設計の前提となる条件を満たすように設計を行う必要がある。設計にあたっては、経済性や建設・操業・閉鎖の作業性について十分考慮するとともに、人工バリアの性能に対して有意な影響を与えないように配慮しておくことが重要である。

地下施設の主要な構造物となる各坑道には、建設・操業・閉鎖時における廃棄体などの搬送のための安全な物流経路を提供することが求められる。具体的には、廃棄体の搬入路、人員や資材の運搬路、換気路、給水路、排水路、給配電路、通信路、緊急時避難路などを確保することが各坑道に求められる。このためには、各坑道が所要の内空断面（形状、寸法、断面積）を有し、建設・操業・閉鎖の各作業段階を通じて空洞の力学的安定性が確保される必要がある。

処分場の仕様およびレイアウトの検討項目として、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ^{*14)}（後段の図 4.3-41 参照）がある。これらを適切に設定するためには、連設空洞の力学的安定性およびニアフィールドの温度条件を満足する必要がある。処分パネルの配置などの処分場全体のレイアウトを設定する際には、敷地条件（地形、敷地の形状、面積）や初期地圧の主応力方向、割れ目の卓越方向、広域地下水流動（流速、流向）などの地質環境条件とともに、建設・操業・閉鎖時の作業性、物流などを考慮する必要がある。核種移行遅延性能に対して有意な影響を及ぼす可能性のある透水性の高い主要な割れ目帯や断層破碎帯に対しては、水理学的特性を考慮して、適切な離間距離を確保して処分パネルや廃棄体などを配置しておくことが重要である。

ここでは、まず、地下施設の成立性に大きくかわる坑道の力学的安定性評価（黒木ほか、1999）と、熱解析（谷口・岩佐、1999）に基づき、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの設定を行うとともに、処分場のレイアウト（棚井ほか、1999a）および埋め戻し材の設計（杉田ほか、1999）を行った。これによって地下施設の設計に関する一連の流れを示すこととした。

1) 坑道の力学的安定性評価

(1) 支保工材料に対する考え方

岩盤の力学特性値によっては、地下数百 m の深度では、空洞の力学的安定性を確

^{*14)} 坑道の力学的安定性評価では、処分坑道掘削方式における廃棄体ピッチを処分坑間隔という。

保するため、アクセス坑道、主要坑道、連絡坑道、処分坑道に対して、支保工の設置が必要となる場合も予想される。

支保工の方式は、コンクリートの現場施工とセグメント方式に大別される。セグメント方式はブロック状に分割された支保部材を現場で組み立てる方式で、支保材によってコンクリート製セグメントと鋼製セグメントに分けられる。コンクリートの現場施工による支保工としては、ロックボルトを併用した吹付けコンクリートが主体であり、必要に応じて H 型钢などの鋼製支保工が組み合わせられる。一般の地下構造物の建設においては施工性や経済性を考慮してコンクリート製支保工が広く用いられている。

処分場の地下環境に通常のコンクリートを残置した場合、コンクリートに接することにより地下水中の Ca 濃度や pH が上昇し、緩衝材や周辺岩盤の化学的変質、炭素鋼の腐食形態の変化など、ニアフィールドの性能に影響を及ぼすことが考えられる。この観点からは、鋼製材料を主体とした支保工（たとえば鋼製セグメントなど）が望ましいが、この場合には、鉄の腐食生成物による力学的影響や、鉄の腐食により発生する水素ガスの影響を考慮しておくことが重要となる。このため、現在、低アルカリ性コンクリート⁴⁻⁵⁾の開発が各研究機関で進められており、実用化の見通しが得られつつある。pH に関しては、現時点において 10.5～11 程度が実現されており（三原ほか、1997；Gray and Shenton, 1998）、また実際の施工に適用できる十分な強度特性と良好な充填性が確認されている（大和田ほか、1999）。

ここでは、コンクリートがニアフィールド性能に及ぼす影響を安全評価において確認すること（5.6.2 参照）を前提に、現状技術に基づき、低アルカリ性コンクリート製支保工と、必要に応じて H 型钢などの鋼製支保工を用いることとした。支保工の方式に関しては、吹付けコンクリートを主体とした現場施工方式とセグメント方式の両方式を考慮し、技術的に柔軟に対応できるようにしておく。

支保工の材料とその方式の選択にあたっては、岩盤の力学特性などの地質環境条件に応じて、それぞれの方式の特徴を考慮するとともに、経済性や施工性、ニアフィールドの性能に及ぼす影響などを含め、総合的に判断を行うことが必要である。

(2) 坑道の基本仕様の設定

①アクセス坑道

アクセス坑道として立坑を採用する場合には、その形状や寸法は、廃棄体や人員、

⁴⁻⁵⁾ 低アルカリ性コンクリート（あるいはセメント）とは、通常のコンクリートの pH が 12.5 程度であるのに対し、pH を 11 程度以下に低く抑えたコンクリート（あるいはセメント）と定義し、セメント中のアルカリ分 (Na, K) の含有量を 0.4 wt% 以下にした低アルカリ型のセメントとは異なる。

資材を運搬するエレベータの設置スペース、換気ダクトや給排水管などの設置スペース、および坑道の力学的安定性などを考慮して設定する必要がある。このうち、廃棄体搬送装置の大きさから決まるエレベータの形状寸法とその設置スペースは、立坑方式のアクセス坑道の寸法を決定するうえで大きな要因となる。アクセス坑道を斜坑とする場合には、その形状や寸法は、主要坑道および連絡坑道の場合と同じ考え方で設定でき、また坑道の勾配や幾何形状（直線、らせん、多角形）は、敷地条件、廃棄体搬送装置の形状寸法や走行能力、走行安全性などを総合的に考慮したうえで設定される。

②主要坑道、連絡坑道

主要坑道と連絡坑道の形状や寸法は、各種運搬装置の走行性やその最小寸法、換気ダクトや給排水管などの設置スペース、人員の通路などの設置スペース、坑道の力学的安定性などを考慮して設定される。坑道の勾配は、操業で用いる装置の登坂能力と湧水の排水に必要な勾配の大小関係から決定され、坑道交差部の曲率半径は、操業装置の回転性能にあわせて設定される。

③処分坑道および処分孔

処分孔竖置き方式の場合、処分坑道の形状や寸法は、処分孔掘削機械や廃棄体定置装置の形状と寸法でほぼ決定され、坑道の勾配は湧水の排水に必要な勾配となる。処分孔の形状、寸法は人工バリアの仕様から設定される。

処分坑道横置き方式の場合、その形状や寸法は、基本的には人工バリアの仕様により決定され、坑道の勾配は、処分孔竖置き方式の場合と同様に、坑道内の湧水の排水に必要な勾配となる。

以上の考え方にに基づき、硬岩系および軟岩系岩盤データセットにおける各坑道の基本仕様として、所要の内空断面の形状と寸法を表 4.3-14 に示すように設定した（黒木ほか、1999）。

表 4.3-14 坑道の基本仕様⁴⁻¹⁶⁾

		硬岩系岩盤データセット	軟岩系岩盤データセット
アクセス坑道		直径 6.5 m の円形	直径 6.5 m の円形
主要坑道、連絡坑道		幅 5.0 m、高さ 5.0 m、天端部曲率半径 2.5 m の楕形	曲率半径 2.5 m、4.5 m、5.0 m を組み合わせた馬蹄形
処分坑道	横置き方式	直径 2.22 m の円形	直径 2.22 m の円形
	竖置き方式	幅 5.0 m、高さ 5.0 m、天端部曲率半径 2.5 m の楕形	曲率半径 2.5 m、4.5 m、5.0 m を組み合わせた馬蹄形
処分孔		直径 2.22 m、深さ 4.13 m の円形	直径 2.22 m、深さ 4.13 m の円形

⁴⁻¹⁶⁾ 坑道の断面形状は、後段の「(3) ③右側要素法による検討」の項において、検討により確認された支保工の厚さも合わせて図 4.3-33、34 に示した。

(3) 坑道の力学的安定性の検討

処分場の地下施設を構成する各種の坑道は、建設段階から操業、閉鎖に至るまで、空洞が力学的に安定な状態に保持されている必要がある。ここでは、前項に示した各坑道の力学的安定性について評価を行った（黒木ほか、1999）。

①評価の方法

トンネルなどの岩盤地下空洞の設計や力学的安定性評価において、一般に適用されている手法は、経験的な手法と解析的な手法に大きく分けられる。

経験的な手法としては、既存の岩盤分類を適用して対象とする岩盤の等級を判定し、その等級に対応した標準支保パターン（標準的な設計・施工の仕様）を用いる方法と、設計条件が類似した施工実績を参考に支保工などの断面仕様を定める方法がある。このうち、標準支保パターンを用いる方法は、建築限界などから標準的な内空断面が定まる道路トンネルや鉄道トンネルで広く利用されている。

一方、解析的な手法には、理論解に基づく方法と、有限要素法などの数値解析による方法がある。後者の手法は、特殊な岩盤条件（たとえば、一軸圧縮強度に比べ大きな地圧が作用するような場合など）や施工実績が少ない大断面のトンネル、地下発電所や石油地下備蓄岩盤タンクなどの大規模な岩盤地下空洞の設計などで適用されている。

処分場の地下施設は、地下深部に建設されること、掘削断面としては小さいものの数多くの連設した坑道群となること、総延長としては相当な距離となることなど、これまでに経験していない技術要素を含んでいるため、現状では、経験的な手法を直ちに適用することはできない。そこで、解析的な手法に基づき、空洞の力学的安定性評価を行うこととした。

ここでは、4.3.2 3)で設定した軟岩系と硬岩系岩盤データセットを対象として、まず理論解に基づく方法で概略の検討を行い、次に数値解析に基づく方法で理論解による検討結果の確認を行うこととした。理論解による検討では、深度と支保工厚の関係を求め、現実的な範囲で概略の支保工厚を設定することとした。理論解としては、さまざまな解が提案されているが、ここでは、支保の効果を内圧で表現し、坑道周辺の岩盤の塑性領域を取り扱うことができる弾塑性理論解（岡、1977）を用いることとした。数値解析による検討では、2次元または3次元弾塑性解析により、理論解による検討で設定した支保工厚の妥当性を確認するとともに、空洞の力学的安定性の観点から必要となる坑道離間距離と処分孔間隔⁴¹⁾を求めることとした。数

⁴¹⁾ 坑道離間距離および処分孔間隔は、それぞれ隣接する坑道、処分孔の中心の間隔をいう。

値解析手法としては、有限要素法や境界要素法、個別要素法などの種々の手法の中から、これまでの適用実績が多く、結果に対する信頼性も高いと考えられる有限要素法を用い、軟岩系、硬岩系岩盤とも、均質な連続体として取り扱うこととした。ここで適用した空洞の力学的安定性評価の方法を整理して表 4.3-15 に示す。

将来、処分サイトが特定された段階においては、その地質環境条件に応じて、割れ目による岩盤の不連続性や異方性、支保の効果などにも留意して、適切な解析手法を選択する必要がある。また、サイト特性調査から得られる事前の情報だけでなく、情報化施工の考え方にに基づき、建設時における調査や計測から得られる情報を適宜、坑道の力学的安定性の評価に反映していくことも必要である。

表 4.3-15 適用した空洞の力学的安定性評価の方法

項 目	内 容
坑道断面形状	・表 4.3-14 に示した形状・寸法とする。
岩盤物性	・ステップ 1：硬岩系岩盤データセットと、軟岩系岩盤データセットのパラメータスタディ用の力学物性値を用いる（表 4.3-16 参照）。 ・ステップ 2：硬岩系岩盤データセットと、ステップ 1 において検討対象深度で現実的な施工が可能と考えられる軟岩系岩盤データセットを用いる。
荷重条件	・深度に対応した一軸圧縮強度を用いる。 ・側圧係数 K_0 は、深さの関数として次式から設定する。 $K_0 = 1.64b + 0.74 \quad (b [m])$
評価の内容	・ステップ 1：アクセス坑道に対し、弾塑性理論解（岡、1977）により、岩盤の力学特性値と深度をパラメータとして概略の支保工厚を検討する。 ・ステップ 2：各坑道に対して有限要素法を用いた 2 次元または 3 次元弾塑性解析を実施し、支保工厚を確認するとともに、空洞の力学的安定性上確保する坑道離開距離、処分孔間隔を求める。
判定方法	・ステップ 1：岩盤の直ひずみと支保工応力度に基づき判定。 ・ステップ 2：岩盤の局所安全率の分布、最大せん断ひずみの分布、および支保工応力度などをもとに総合的に判定。

②ステップ 1：理論解による検討

理論解による検討では、坑道断面積が最大となるアクセス坑道を対象に、岩盤の力学特性値と深度をパラメータとして、深度と支保工厚の関係を求めた。支保工が必要となる場合には、コンクリートを適用したときの支保工厚を算出することとした。硬岩系岩盤データセットを用いた検討では、検討対象深度の 1,000 m 程度で解析上支保工が必要となるかどうかを確認することとした。一方、4.3.2 2) で述べたように、軟岩系岩盤グループの基本データセットにおける一軸圧縮強度は、平均値よりも低いデータが多く、その結果、中央値が平均値の 1/3 程度となるような分布を示した。このため、中央値と平均値を包含する範囲で力学特性値をパラメータにとり、検討対象深度付近において現実的な支保工が成立するかどうかについて検討を行うこととした。理論解による検討に用いた力学物性値を表 4.3-16 に示す。

表 4.3-16 理論解による検討に用いた力学特性値

Case	硬岩系岩盤 データセット	軟岩系岩盤 データセット				
	HR	SR-E	SR-D	SR-C	SR-B	SR-A
飽和密度 ρ [Mg m^{-3}]	2.67	1.70	1.95	2.20	2.35	2.45
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

解析結果によれば、硬岩系岩盤データセットでは、検討対象深度の 1,000 m 程度であっても解析上は無支保で空洞が力学的に安定する見通しが得られた。一方、軟岩系岩盤データセットにおいては、図 4.3-28 に示すように、検討対象深度の 500 m では、空洞の力学的安定性を得るために、SR-C（表 4.3-16 参照）の力学特性値で厚さ 0.5m 程度の支保工が解析上必要となった。現実的な支保工の成立性を考慮すると、岩盤が SR-C 相当の力学特性を有し、深度が 500m 程度であれば、解析上は坑道を合理的に建設できる見込みが得られた。

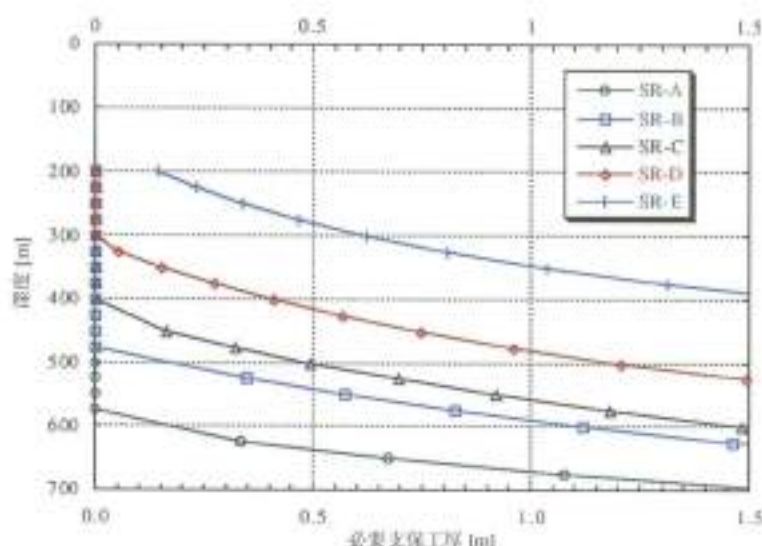


図 4.3-28 理論解による空洞の力学的安定性の計算結果
(軟岩系岩盤データセットにおけるアクセス坑道)

なお、解析上、岩盤自身が本来有する支保能力で空洞が安定し支保工を必要としない結果となっても、設計・施工上は、岩盤の割れ目の状況などに応じて、剥落防止から岩盤の支持まで、それぞれの目的に適合した支保工の設置が必要となる場合もあることに留意しておく必要がある。処分サイトが特定されれば、岩盤の力学特性などの地質環境条件に応じて適切な支保工厚や合理的に掘削できる処分深度が設定される。

③ステップ2：有限要素法による検討

理論解による検討結果に基づき、有限要素法を用いた2次元または3次元弾塑性解析を行い、支保工厚が適切であることを確認するとともに、空洞の力学的安定性上必要となる坑道離間距離、処分孔間隔を求めた。隣接して設置される坑道相互の力学的な影響は、弾性挙動する岩盤では中心間隔を掘削径 D の2倍、軟弱な地質では5倍程度とすれば、ほとんど及ばないといわれている（土木学会，1996）ことから、坑道離間距離と処分孔間隔は $2D \sim 5D$ の範囲をパラメータとして解析を行った。なお、以降の解析において軟岩系岩盤を対象とする場合には、理論解による検討結果を踏まえ、表 4.3-16 に示した SR-C の力学特性値を用いることとした。

各坑道の解析モデルのうち、ここでは硬岩系岩盤データセットにおける処分坑道横置き方式の処分坑道、および軟岩系岩盤データセットにおける処分孔縦置き方式の処分坑道と処分孔の解析モデルをそれぞれ図 4.3-29、図 4.3-30 に例示する。

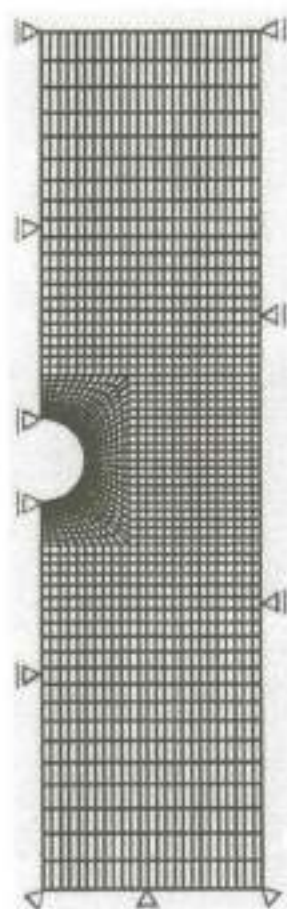


図 4.3-29 解析モデル
(硬岩系岩盤、処分坑道 [横置き方式])

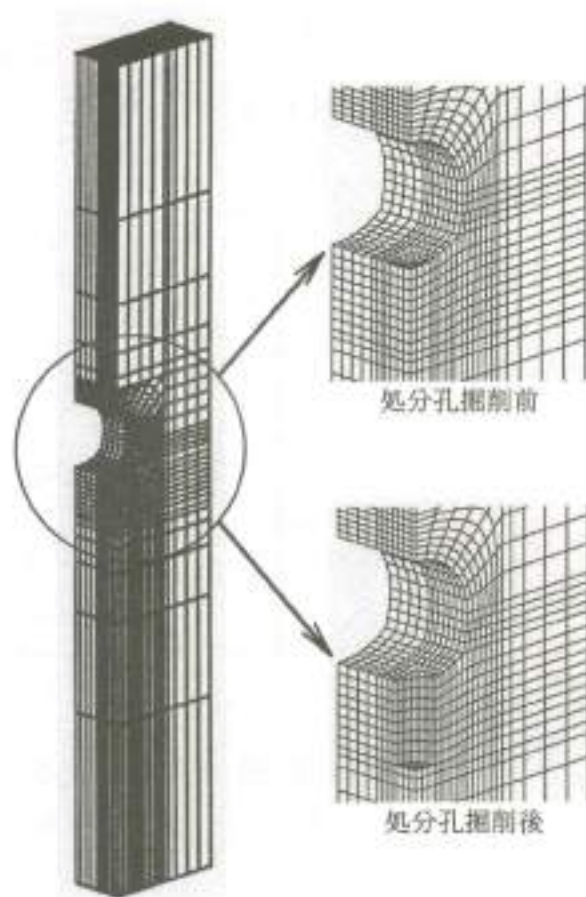


図 4.3-30 解析モデル
(軟岩系岩盤、処分坑道 [縦置き方式])

これらのモデルに対応した解析結果のうち、坑道周辺岩盤の局所安全率の分布を図 4.3-31、図 4.3-32 にそれぞれ示す。解析結果に基づけば、軟岩系岩盤データセッ

トの処分孔縦置き方式の場合、図 4.3-32 からわかるように、処分坑道の掘削によって岩盤の応力は大きく解放され、その後掘削される処分孔周辺の応力は軽減されており、解析上は、支保工を用いずに処分孔は力学的に安定な状態を維持する結果となった。

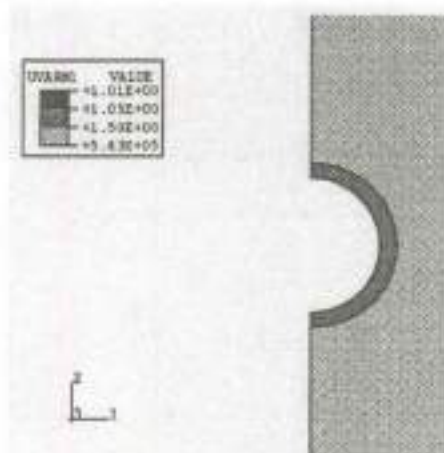


図 4.3-31 局所安全率分布
(硬岩系岩盤，処分坑道 [横置き方式])

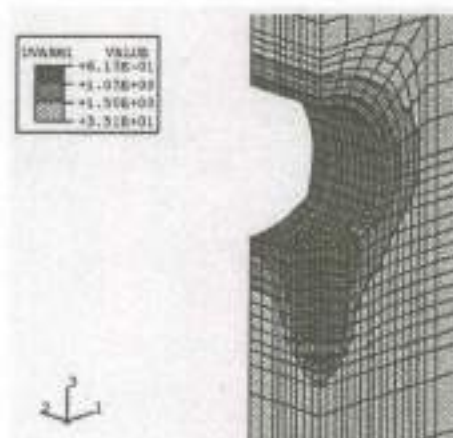


図 4.3-32 局所安全率分布
(軟岩系岩盤，処分坑道 [縦置き方式])

坑道離間距離，処分孔間隔を考慮した空洞の力学的安定性は，岩盤の応力状態と変形状態，および支保工の応力状態に着目し，以下を目安に判定を行った。

- ・坑道間あるいは処分孔間に局所安全率 1.5 を上回る領域が確保されていること
- ・坑道離間距離あるいは処分孔間隔を小さくすることにより，最大せん断ひずみ分布が大きく変化しないこと
- ・支保工応力度は支保工材料の設計基準強度に対し適切な安全裕度を有すること

以上の検討より得られた力学的安定性上確保しておく坑道離間距離と処分孔間隔を整理して表 4.3-17 に，支保工を含めた各坑道の仕様の例を図 4.3-33，図 4.3-34 に示す。

表 4.3-17 力学的安定性上確保しておく坑道離間距離と処分孔間隔

	硬岩系岩盤データセット		軟岩系岩盤データセット	
	坑道離間距離	処分孔間隔	坑道離間距離	処分孔間隔
処分坑道(横置き方式)	2.0 D (4.44 m)	—	2.5 D (5.55 m)	—
処分坑道(縦置き方式)	2.0 D (10.0 m)	2.0 d (4.44 m)	2.6 D (13.0 m)	3.0 d (6.66 m)
主要坑道，連絡坑道	2.0 D (10.0 m)	—	2.6 D (13.0 m)	—

D：坑道径，d：処分孔径（表 4.3-14 参照）

空洞の力学的安定性上必要となる坑道離間距離や処分孔間隔については，処分サイトが特定された段階で，岩盤の力学特性など，地質環境条件に応じて最適化が図られる。

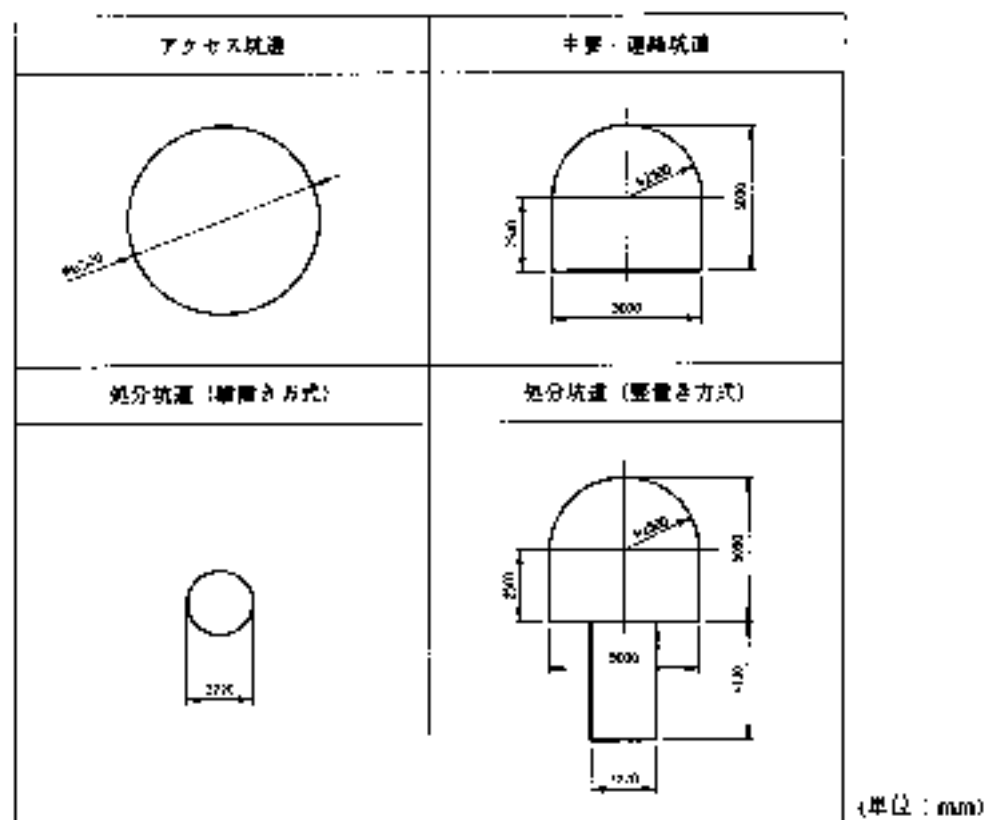


図 4.3-33 硬岩系岩盤における各坑道の仕様例

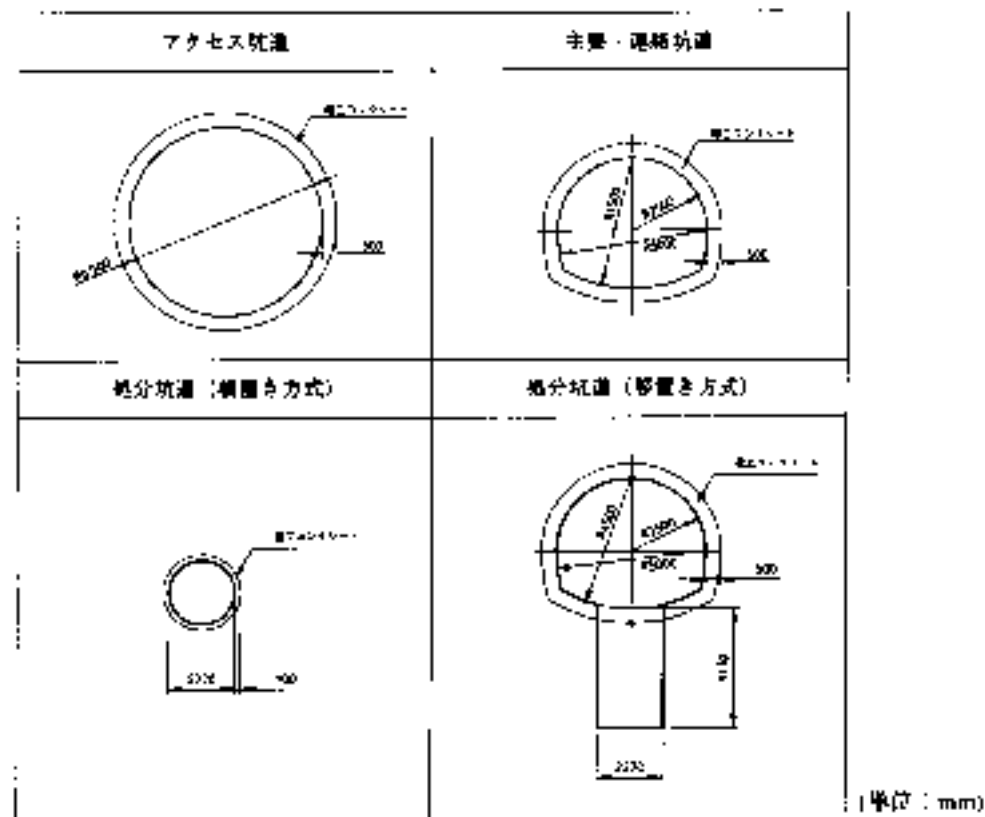


図 4.3-34 軟岩系岩盤における各坑道の仕様例

(4) 坑道交差部の検討

坑道交差部周辺の岩盤においては、交差部の構造や形状により複雑な 3 次元応力場が形成され、岩盤の応力・変形挙動は力学特性や交差角度、施工方法などによって異なったものとなる。ここでは、有限要素法を用いた 3 次元弾性解析により、力学的安定性上最も厳しい状態になると予想される処分坑縦置き方式の処分坑道と主要坑道の交差部を対象として、交差部周辺岩盤の応力・変形状態を検討し、交差部の補強範囲を設定した（黒木ほか、1999）。坑道離間距離と処分坑間隔の検討と同様に、局所安全率分布や最大せん断ひずみ分布、支保工応力度を総合的に判断して、坑道交差部の補強範囲を表 4.3-18 に示す値とした。

表 4.3-18 交差部の補強範囲

	硬岩系岩盤データセット	軟岩系岩盤データセット
鈍角側	1 D (5.0 m)	1 D (5.0 m)
鋭角側	4 D (20.0 m)	4 D (20.0 m)

D: 坑道径

(5) 坑道の耐震安定性の検討

処分場の建設・操業・閉鎖が安全に行われるためには、各種の坑道が掘削時に安定であることに加えて、地震時にも力学的に安定であることが求められる。ここでは、立坑方式のアクセス坑道、および縦置き方式の処分坑道を対象として、地震力を静的に作用させた弾性解析により地震時の力学的安定性について概略検討を行った（黒木ほか、1999）。

①検討方法

処分場の坑道はいずれも長大となるため、坑道が埋め戻されるまでの期間の耐震安定性解析手法は、簡易にモデル化でき、かつ、周辺岩盤などの影響を適切に考慮できるものが望ましい。したがって、ここでは、地表面地震波を入力波とした重複反射理論解析により得られた各深度における岩盤の応答せん断応力を等価な静的震度に換算し、有限要素解析モデルに作用させる応答震度法を適用することとした。入力地震波は、地震工学の分野で適用実績が多いエルセントロ地震波を用いることとした。検討の手順を図 4.3-35 に示す。また、重複反射理論解析により求められた応答震度（水平成分）を図 4.3-36、図 4.3-37 に示す。解析モデルのうち、縦置き方式の処分坑道を対象とした解析モデルと境界条件、作用させた応答震度を図 4.3-38 に示す。

坑道の耐震安定性は、前述の坑道の力学的安定性の検討と同様に、最大せん断ひずみ、局所安全率および支保工応力度を指標として評価を行うこととした。

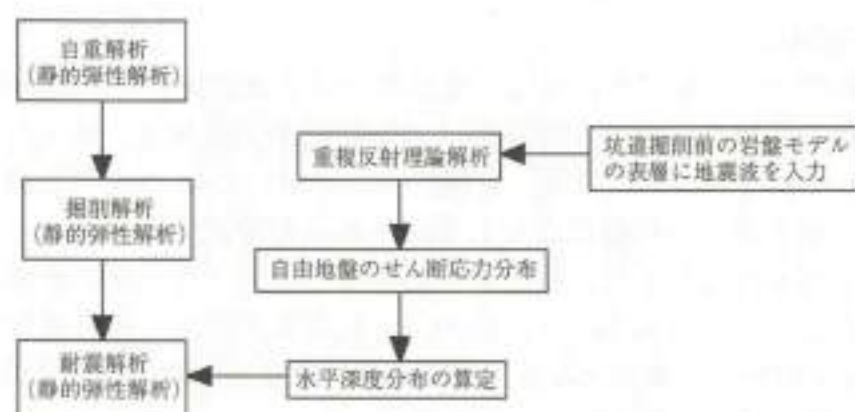


図 4.3-35 検討手順

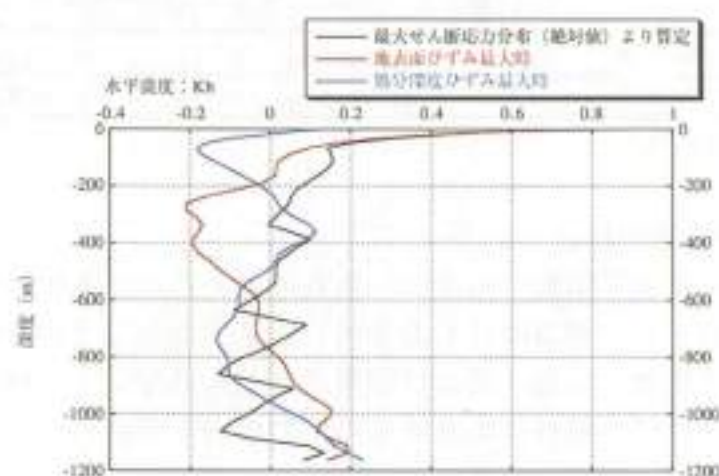


図 4.3-36 応答震度（硬岩系岩盤）

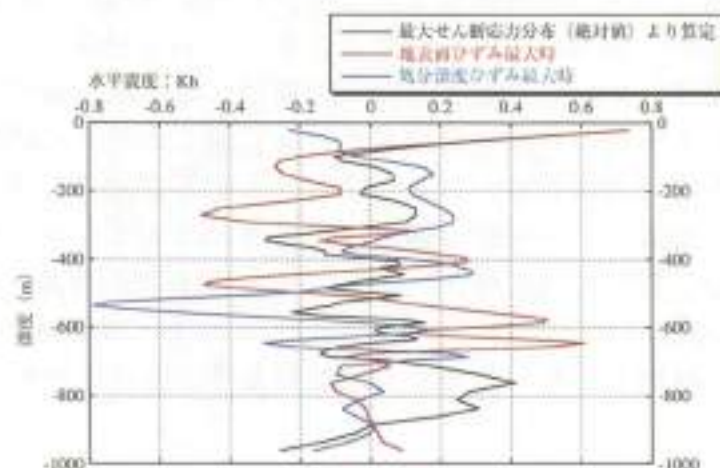
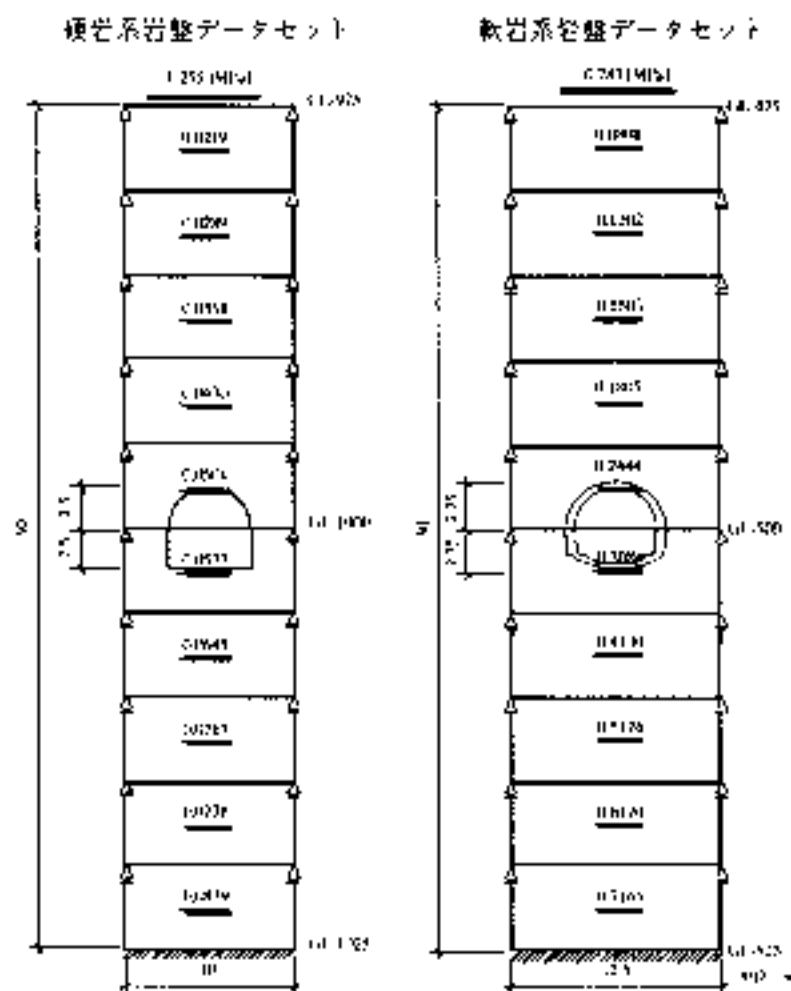


図 4.3-37 応答震度（軟岩系岩盤）



境界条件) 上端：フリー、下端：固定、側方：水平ローラー境界

図 4.3-38 解析モデル、境界条件および解析領域内に作用させた応答震度（処分坑道）

②解析結果

解析結果の一例として、堅置き方式の処分坑道および立坑方式のアクセス坑道における掘削時と地震時の局所安全率分布をそれぞれ図 4.3-39、図 4.3-40 に示す。これらの図より、地震時増分は小さく、坑道に対する地震の影響は小さいことがわかる。このほか、最小主応力、最大せん断ひずみについても、地震時増分は非常に小さく、また支保工応力度も許容値を下回ることが確認された。

本検討結果によるかぎり、処分場建設時に各坑道の力学的安定性が確保できれば、地震時の坑道の力学的安定性は確保できるものと考えられる。

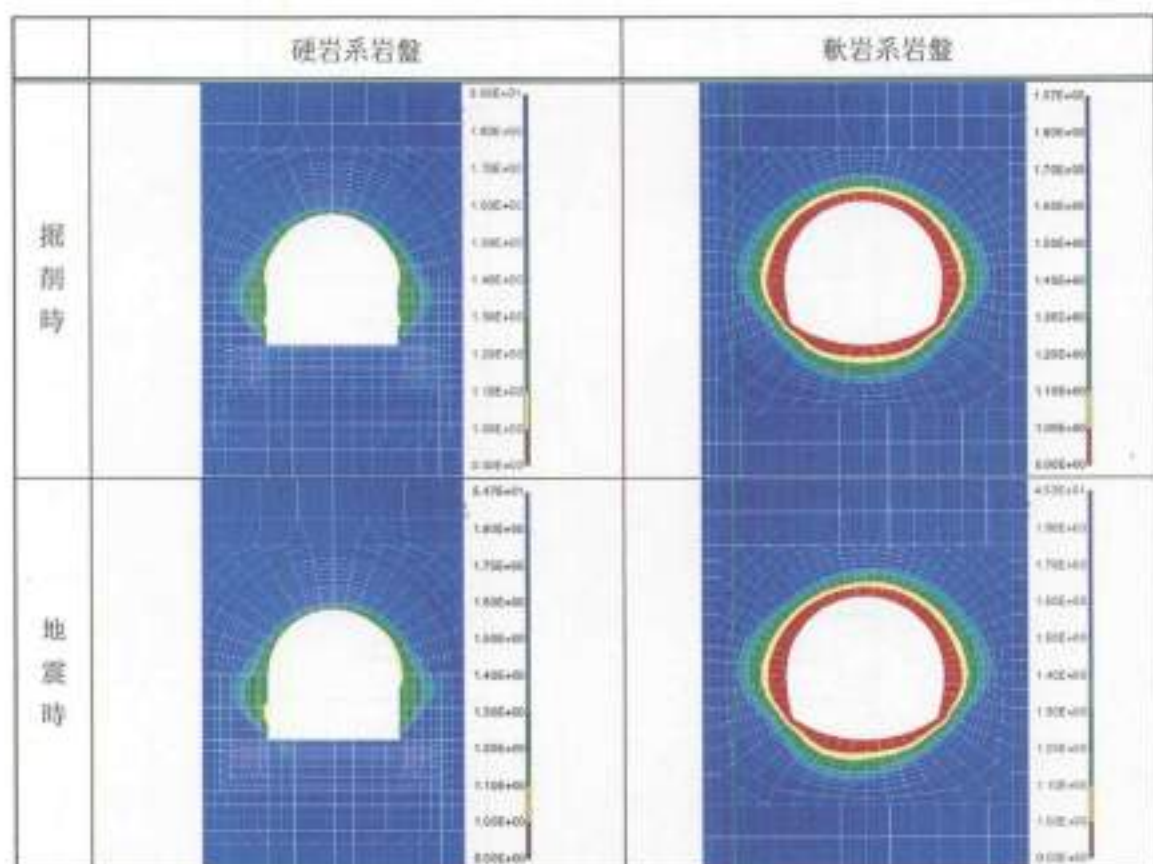
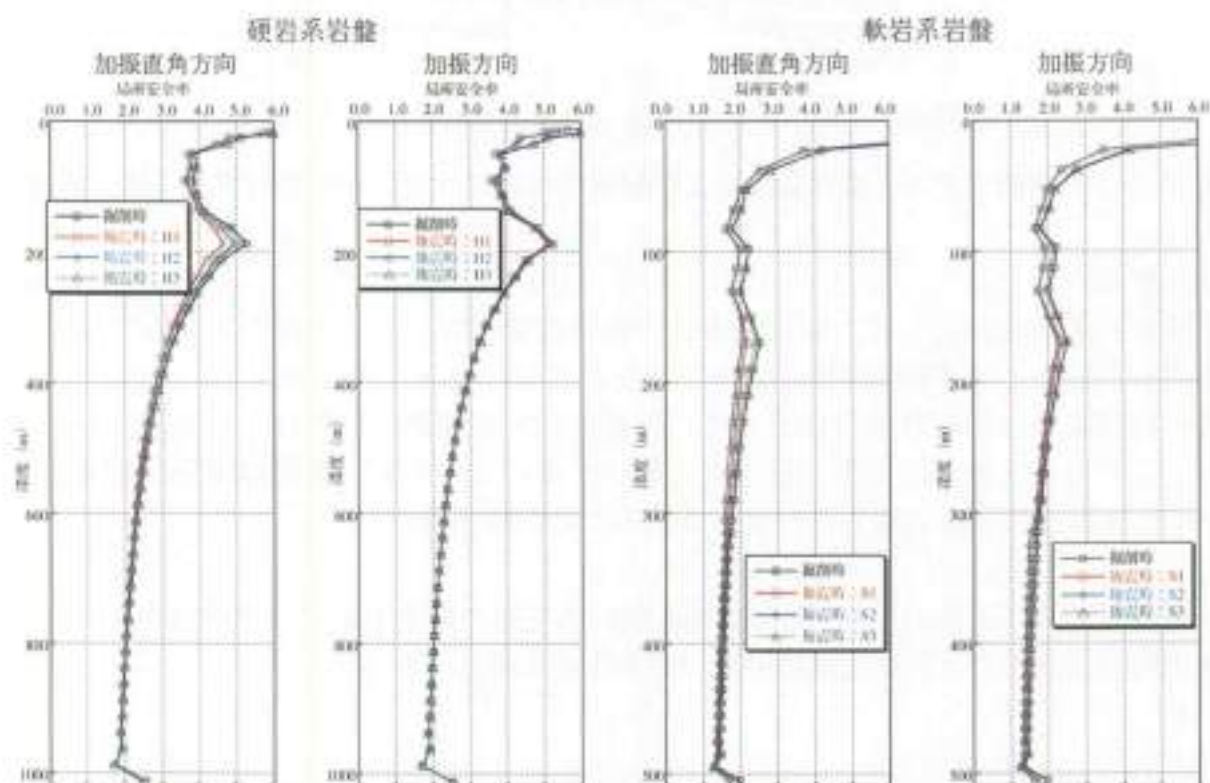


図 4.3-39 局所安全率分布（処分坑道）



注) H1, S1: 最大せん断応力の包絡値から水平深度を求めた場合; H2, S2: 地表面のひずみが最大となった時刻のせん断応力分布から水平震度を算出した場合; H3, S3: 検討対象深度のひずみが最大となった時刻のせん断応力分布から水平震度を算出した場合

図 4.3-40 局所安全率分布（立坑方式アクセス坑道）

2) 処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの検討

坑道の配置を検討するうえでは、合理的な処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの組み合わせを設定する必要がある。地下施設の概略の規模は、廃棄体 1 本当たりの専有面積（図 4.3-41 に示すように処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの積で表される）と埋設する廃棄体本数の積により、処分坑道の概略の総延長は廃棄体ピッチと埋設する廃棄体本数の積により想定される。このように、地下施設の規模や処分坑道の総延長を決める因子となる処分坑道離間距離および廃棄体ピッチは、地下施設規模を小さくし経済的にも有利となるように設定することが望ましい。処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの設定にあたっては、人工バリアに必要な寸法、建設・操業技術からの制限、隣接する処分坑道や処分孔の空洞の力学的安定性による制限、ガラス固化体の発熱による人工バリアや周辺岩盤への熱的影響を考慮する必要がある。

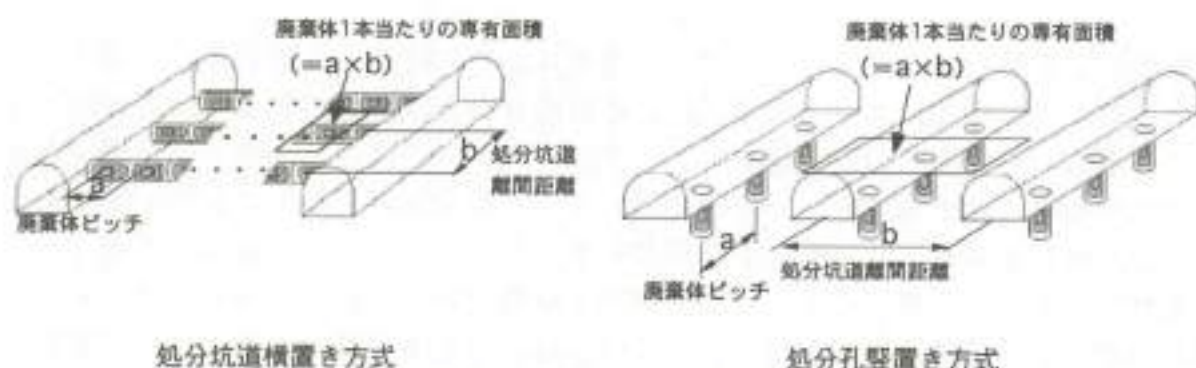


図 4.3-41 廃棄体 1 本当たりの専有面積（概念図）

(1) 人工バリアに必要な寸法

廃棄体の定置ピッチを検討するうえでは、人工バリアの形状寸法を考慮しておく必要がある。図 4.3-27 に示した人工バリアの仕様例から、廃棄体の最小ピッチは、処分孔縦置き方式では 2.22m、処分坑道横置き方式では 3.13m となる。

(2) 建設・操業技術からの制限

設定した処分坑道断面寸法（図 4.3-33、図 4.3-34 参照）においては、縦置き方式、横置き方式とも建設や廃棄体定置などの操業技術からの制限はないと考えられる。

(3) 空洞の力学的安定性による制限

空洞の力学的安定性から必要と考えられる処分坑道離間距離および処分孔間隔に関しては、4.3.4 1) で検討しており、その結果を表 4.3-19 に示す。

表 4.3-19 空洞の力学的安定性から必要となる離間距離

	処分坑設置方式		処分坑区横置き方式
	処分坑道離間距離	処分坑間隔（廃棄体ピッチ）	処分坑道離間距離
硬岩系岩盤	2D (10m)	2d (4.44m)	2D (4.44m)
軟岩系岩盤	2.6D (13m)	3d (6.66m)	2.5D (15.55m)

D：処分坑直径，d：処分坑径（表 4.3-14 参照）

(4) 人工バリアに対する熱的影響の検討

廃棄体は、ガラス固化体の発熱にともなう緩衝材の温度上昇によって、緩衝材が人工バリアの性能を損なうような変質を生じないように、適切な間隔を確保して配置する必要がある。ここでは、ガラス固化体の発熱による人工バリアおよび周辺岩盤の温度の時間的変化を解析し、緩衝材の最高上昇温度が、人工バリアの性能を損なわないとする緩衝材の制限温度を下回るような処分坑道離間距離と廃棄体ピッチを求める。

廃棄体定置後のニアフィールドでは、廃棄体からの放熱、周辺岩盤から人工バリアへの地下水の浸潤、地下水の浸潤による緩衝材の膨潤圧力の発生、周辺岩盤の地圧の作用などの現象が相互に影響し、ニアフィールドの温度、水理、応力環境などが変化することが予想される。ニアフィールドの温度変化を詳細に評価するためには、それらを考慮した連成解析が必要となる。しかしながら、廃棄体定置直後から人工バリアが最高上昇温度となるまでの数十年間（谷口・藤田，1997）は、地下深部での地下水の移動速度は非常に小さく熱伝導に与える影響が小さいこと、廃棄体の発熱によるニアフィールドの水分の対流が熱伝導に与える影響が小さいこと（谷口・岩佐，1999）、地下水の浸潤により緩衝材の熱物性は変化するものの、人工バリア設置時における乾燥状態での熱物性を用いて解析しておけば保守的な評価となる（4.4.13）参照）ことから、ここでは、水理および応力との連成を考慮しない熱伝導解析により評価を行った。解析には、有限要素法汎用解析コード FINAS（動力炉・核燃料開発事業団，1992b）を用いた。解析条件および解析結果は以下の通りである。

①解析条件

ここで、ガラス固化体発熱量の経時変化は図 4.3-2 を用いた。また、4.3.2 3) (3)で述べたように、地表面の地温は 15℃、地温勾配は 3℃/100m とした。解析に用いる物性を表 4.3-20 に、解析モデルを図 4.3-42 に示す。緩衝材の基本材料として用いられるベントナイトは、4.3.3 2) (1) ⑤で示したように、温度が 100℃未満の場合には緩衝材性能を損なうような変質は考えにくいことから、緩衝材の制限温度の日安としては 100℃⁴¹⁸⁾ とした。

⁴¹⁸⁾ ここで設定した緩衝材の制限温度 100℃は、ガラス固化体の転移温度約 500℃、岩盤は岩石の変質温度約 150～300℃（JAEA，1983）より低い。このため、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチは緩衝材の温度によって決まる（谷口・岩佐，1999）。

表 4.3-20 解析で用いる物性

	熱伝導率: λ_T [W·m ⁻¹ ·K ⁻¹]	比熱: C [kJ·kg ⁻¹ ·K ⁻¹]	密度 [kg·m ⁻³]	備考
ガラス固化体	1.2	0.96	2800	既往の文献 (McElroy et al., 1983, 作花ほか, 1975) から, ガラス固化体として用いられるホウケイ酸ガラスの熱物性は, その組成に大きく依存しない。ここでは, COGEMA 仕様 (Nagra, 1985) のガラス固化体に関する熱物性を参考に設定した。
オーバーパック	51.6	0.47	7860	伝熱工学資料 (日本機械学会, 1966) 温度 27℃ (300K) での炭素鋼の値
緩衝材	0.78	0.59	1712	含水比: 7%, 乾燥密度: 1.6Mg m ⁻³
埋め戻し材	0.78	0.59	1712	既往の文献 (谷口航ほか, 1999b) より, ケイ砂混合率が緩衝材より高い埋め戻し材は, 緩衝材より熱伝導性が良好であると考えられることから, 保守的に上記緩衝材と同じとした。
岩 硬岩系岩盤	2.8	1.0	2670	表 4.3-4 参照
盤 軟岩系岩盤	2.2	1.4	2200	表 4.3-4 参照

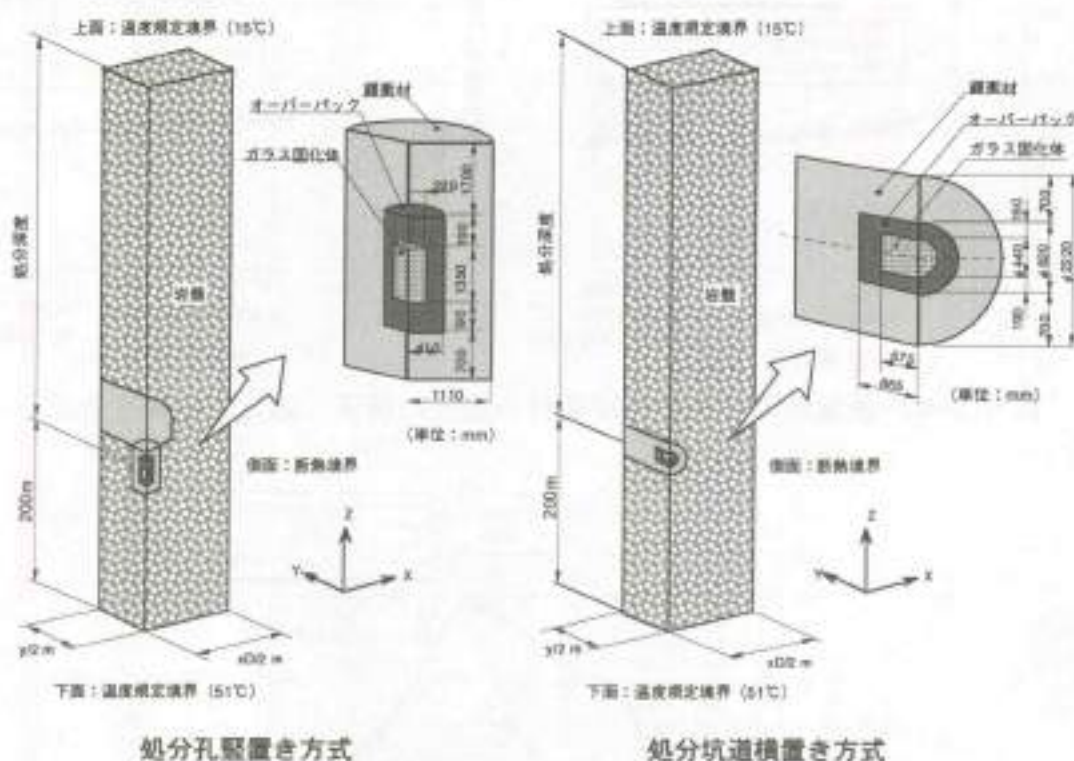


図 4.3-42 解析モデル

②解析結果

緩衝材の制限温度を満足する処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせは、いく通りも考えられる。このため、空洞の力学的安定性から必要となる処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせを起点として、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチをパラメータとして解析を行った。

・処分孔縦置き方式の場合

図 4.3-43 は、処分孔縦置き方式における熱解析結果を、各処分坑道離間距離に対応する廃棄体専有面積と緩衝材最高上昇温度の関係として整理した図である。この

図からわかるように、表 4.3-17 に示した空洞の力学的安定性から必要となる処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ（処分孔間隔）に対して、緩衝材の最高上昇温度は、硬岩系岩盤で 98℃程度、軟岩系岩盤で 71℃程度となり、ともに 100℃を下まわる。一例として、図 4.3-44 に硬岩系岩盤における廃棄体埋設後の人工バリアの温度の経時変化を示す。人工バリア各部の温度は、廃棄体埋設後 10 年から 20 年程度で最高となり、その後徐々に低下していく。

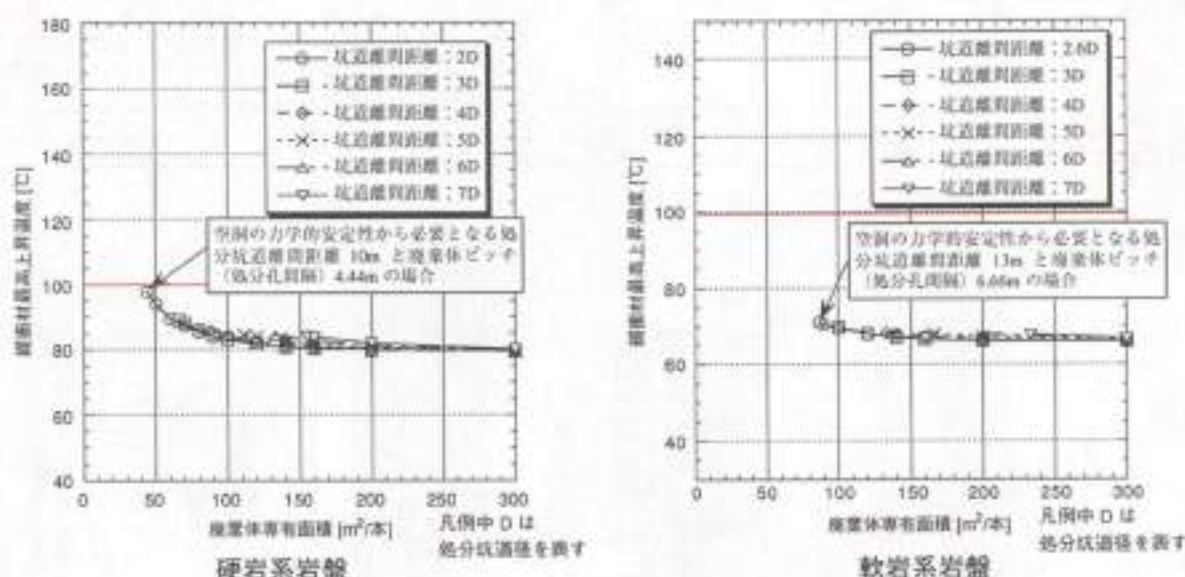


図 4.3-43 廃棄体専有面積と緩衝材の温度の関係（処分孔縦置き方式）

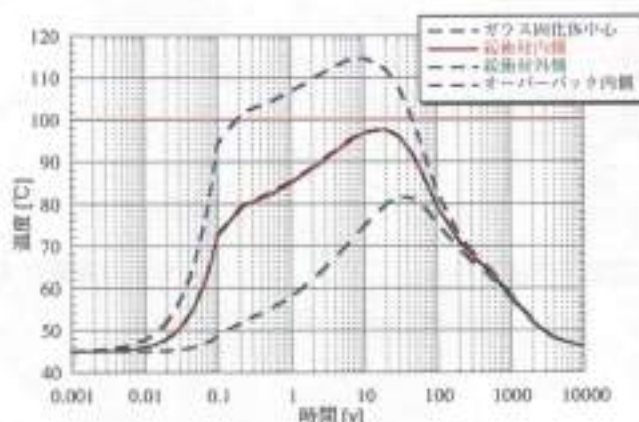


図 4.3-44 温度の経時変化（処分孔縦置き方式、硬岩系岩盤）

・処分坑道横置き方式の場合

図 4.3-45 は、処分坑道横置き方式における熱解析結果を、各処分坑道離間距離に対応する廃棄体専有面積と緩衝材最高上昇温度の関係として整理した図である。この図からわかるように、緩衝材の最高上昇温度が 100℃を下回る廃棄体専有面積は、いずれの坑道離間距離に対しても、硬岩系岩盤では 40m²/本程度、軟岩系岩盤では 30m²/本程度となる。

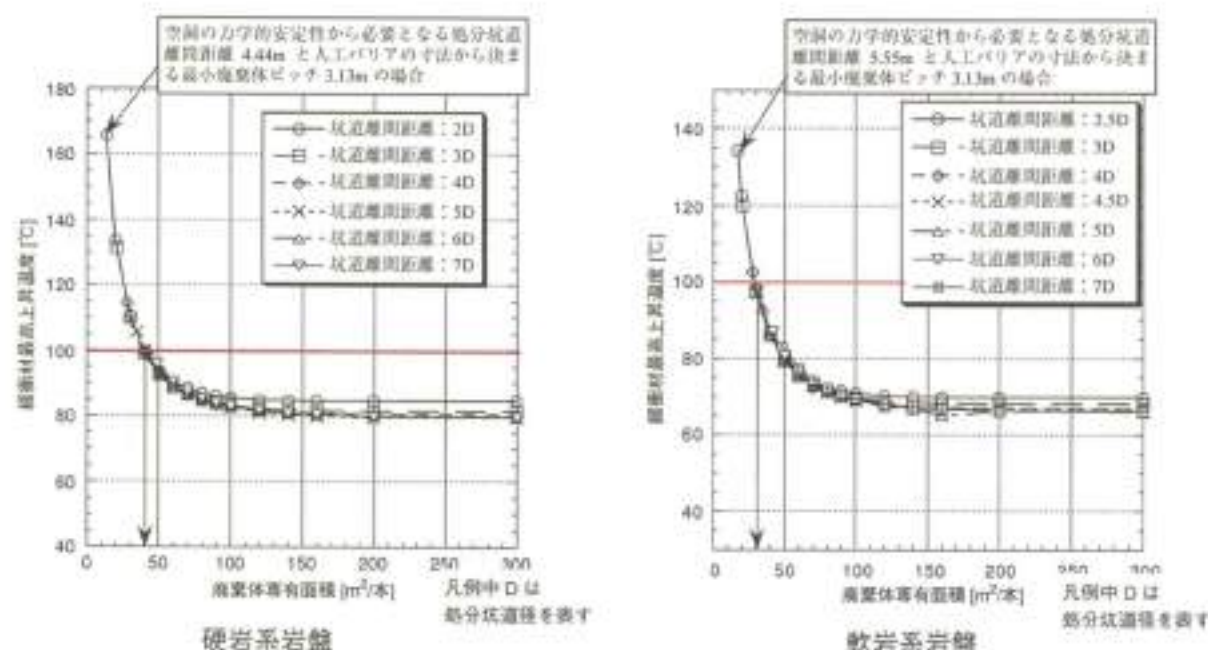


図 4.3-45 廃棄体専有面積と緩衝材温度の関係（処分坑道横置き方式）

(5) 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ

上記熱解析の結果などに基づき、合理的な処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせとして以下のように設定することができる。

・処分坑道縦置き方式の場合

4.3.4 2) (4)の②に述べたように、空洞の力学的安定性から必要となる処分坑道離間距離および廃棄体ピッチ（処分坑道間隔）の組み合わせとした場合でも、人工バリアに対する熱的制約（緩衝材の制限温度 100℃）を満足することから、処分坑道縦置き方式の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの合理的な組み合わせとして表 4.3-21 のように設定する。

表 4.3-21 処分坑道縦置き方式の処分坑道離間距離と廃棄体ピッチ

	処分坑道離間距離	廃棄体ピッチ	廃棄体専有面積
硬岩系岩盤	2D (10m)	2d (4.44m)	44.4 (m²/本)
軟岩系岩盤	2.6D (13m)	3d (6.66m)	86.6 (m²/本)

D：処分坑道径、d：処分孔径（表 4.3-14 参照）

・処分坑道横置き方式の場合

4.3.4 2) (4)の②に示した緩衝材最高上昇温度が 100℃を下回る廃棄体専有面積（硬岩系岩盤 40m²/本 程度、軟岩系岩盤 30m²/本 程度）に対応する処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせを、表 4.3-22（硬岩系岩盤）、表 4.3-23（軟岩系岩盤）に示す。ここでは、これらの組み合わせに対して、合理性の 1 つの指標として坑道の掘削量に着目し、主要坑道と処分坑道の総掘削量が最小となる組み合わせを検討した。この際、廃棄体 40,000 本を 6 つの処分パネルに埋設するとし、処分坑道離間距離

離と廃棄体ピッチから決まる処分坑道および主要坑道の延長をもとにそれらの総掘削量を求めた。表 4.3-22、表 4.3-23 に各組み合わせごとの総掘削量比を合わせて示す。

表 4.3-22 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチおよび総掘削量比の関係（硬岩系岩盤）

処分坑道離間距離 [m]	廃棄体ピッチ [m]	廃棄体専有面積 [m ² /本]	総掘削量比*
4.44 (2D)	9.0	40.0	1.00
6.66 (3D)	5.8	38.6	0.70
8.88 (4D)	4.4	39.0	0.57
11.10 (5D)	3.6	40.0	0.50
13.32 (6D)	3.13**	42.0	0.46
15.54 (7D)	3.13**	49.0	0.47

* 処分坑道離間距離が4.44m(2D)のケースの総掘削量を1とした比率

** 人工バリアの寸法から決まる廃棄体の最小ピッチ

D: 処分坑道径 (2.22m)

表 4.3-23 処分坑道離間距離と廃棄体ピッチおよび総掘削量比の関係（軟岩系岩盤）

処分坑道離間距離 [m]	廃棄体ピッチ [m]	廃棄体専有面積 [m ² /本]	総掘削量比*
5.55 (2.5D)	5.2	28.9	1.00
6.66 (3D)	4.4	29.3	0.88
8.88 (4D)	3.3	29.3	0.72
9.99 (4.5D)	3.13**	31.3	0.71
11.10 (5D)	3.13**	34.7	0.72
13.32 (6D)	3.13**	41.7	0.74
15.54 (7D)	3.13**	48.6	0.77

* 処分坑道離間距離が5.55m(2.5D)のケースの総掘削量を1とした比率

** 人工バリアの寸法から決まる廃棄体の最小ピッチ

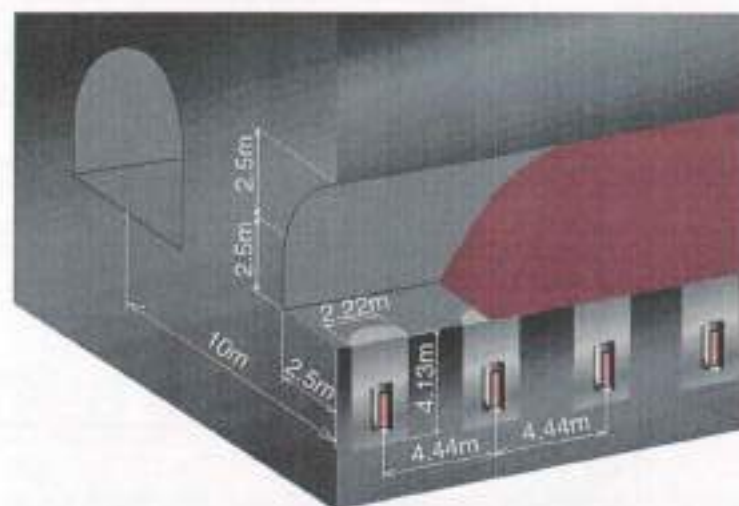
D: 処分坑道径 (2.22m)

表 4.3-22、表 4.3-23 で示されるように、主要坑道と処分坑道の総掘削量比が小さくなるのは、硬岩系岩盤では坑道離間距離 6D(=13.32m)、廃棄体ピッチ 3.13m とした組み合わせ、軟岩系岩盤では坑道離間距離 4.5D(=9.99m)、廃棄体ピッチ 3.13m とした組み合わせであり、これらがそれぞれ合理的な組み合わせと考えられる。

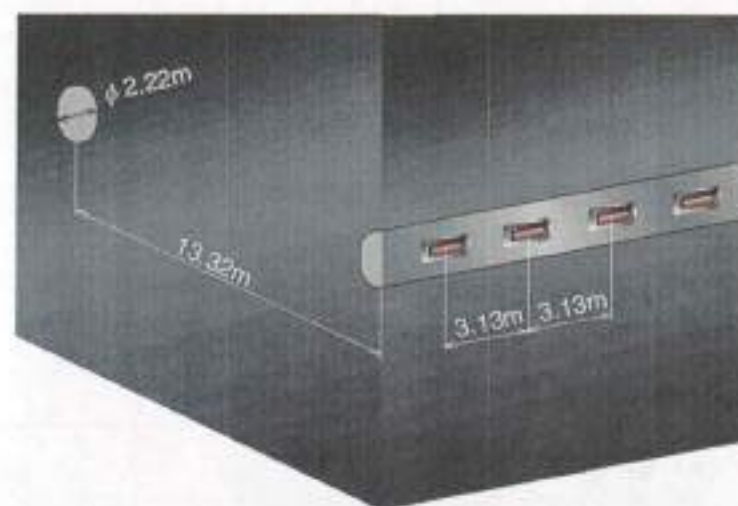
以上の結果から、ガラス固化後 50 年の貯蔵期間（炉取り出し後の冷却期間 54 年）を経た 40,000 本の廃棄体を埋設するとして、処分坑道の総延長を概略的に見積もると、処分坑道縦置き方式では、硬岩系岩盤の場合は 180km 程度以上、軟岩系岩盤の場合は 270km 程度以上必要となり、処分坑道横置き方式では、硬岩系岩盤、軟岩系岩盤とも 130km 程度以上必要となる。

3) 処分坑道の仕様と廃棄体ピッチ

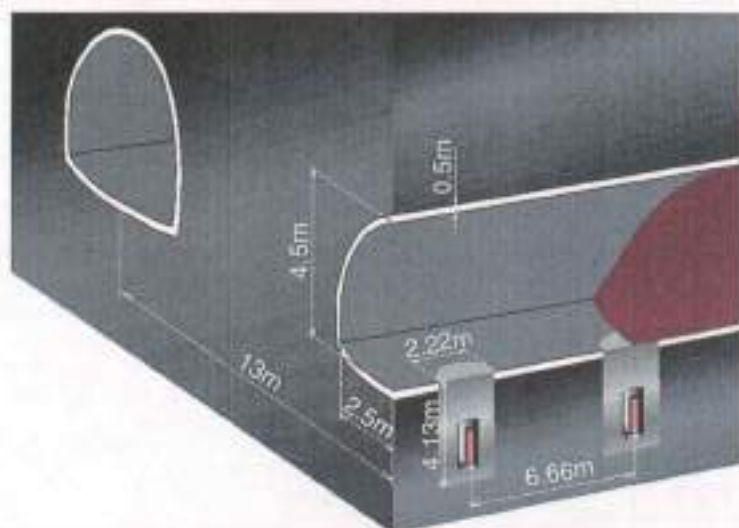
次頁の図 4.3-46 に、4.3.4 1) および 4.3.4 2) で行った検討に基づいて設定した処分坑道の仕様と廃棄体ピッチを示す。



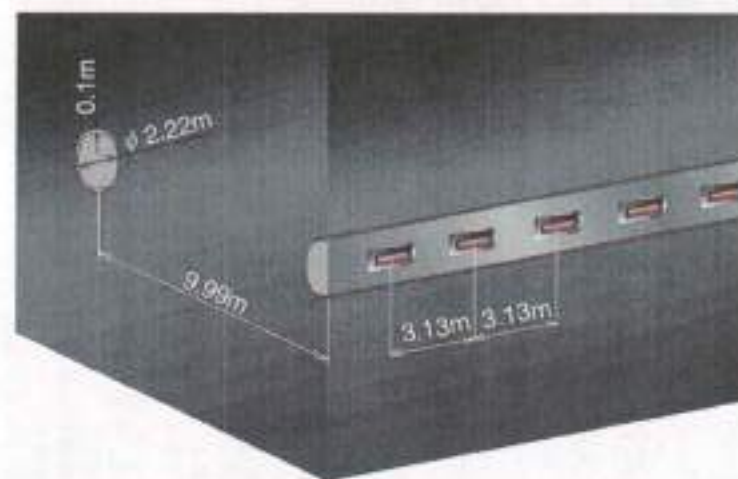
(a)処分孔縦置き方式（硬岩系岩盤）



(b)処分坑道横置き方式（硬岩系岩盤）



(c)処分孔縦置き方式（軟岩系岩盤）



(d)処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）

図 4.3-46 処分坑道の仕様と廃棄体ピッチ

4) 処分場のレイアウト

処分場のレイアウトを検討するうえで重要となる、処分場の位置、処分パネルの形状・数・配置、アクセス坑道的方式・本数・配置、主要・連絡坑道の配置について、考慮すべきと考えられる項目を、表 4.3-24 に示す。

表 4.3-24 レイアウト設計上考慮すべき項目

処分場が成立するための要件	レイアウト設計で考慮する内容		対象部位							
	設計により対応する内容	条件として考慮する内容	処分場	処分パネル			アクセス坑道		主要・連絡坑道	
			位置	形状	規模・数	方向・配置	方式	本数	配置	配置
安全に建設・操業・閉鎖が実施できること	・事故の発生・拡大が防止できるように作業時の安全性に配慮する				○	○	○	○	○	○
	・換気、排水、避難に関わる経路を確保できるようにする			○	○	○	○	○	○	○
廃棄体を含む物流経路が確保できること	・物流、避難経路を確保する			○	○	○	○	○	○	○
	・各経路の輸送能力を確保する				○	○	○	○	○	○
	・建設・操業・閉鎖の手順を考慮した物流経路とする				○	○	○	○	○	○
作業に必要な空間が確保できること	・作業時の作業が円滑に行えるよう作業性を考慮する			○/△	○	○/△	○	○	○	○
空洞の力学的安定性が確保されること		・削れ目の卓越した方向に対して空洞の力学的安定性上不利とならないように配慮しておく ・主応力方向に対して空洞の力学的安定性上不利とならないように配慮しておく		○/△	○	○/△	○	○	○	○
設計上の前提条件を満たすこと	・所要の操業期間で操業できるようにする	・断地条件（地質、図様、形状）に適合するようにする	△	○/△	○	△	○	○	○	○
核種移行遅延性能に対して有意な影響を与えないように配慮がなされること		・核種移行遅延性能に対して有意な影響を及ぼす可能性のある削れ目から適切な距離で離隔する ・地下水の流向・流速に対しては、核種移行遅延性能に対して有意な影響を与えないように考慮する	△		△	△			△	

注1) 表中の対象部位に示す記号の意味は以下のとおりである。

○：「設計により対応する内容」に対して考慮するもの、△：「条件として考慮する内容」に対して考慮するもの

注2) ここでいう物流は、廃棄体、資材（建設材料、換材、緩衝材、埋め戻し材を含む）、人員、ずりなどの輸送を指す。

処分場においては、建設時の掘削・ずり出し、操業時の廃棄体や緩衝材の搬送・定置などは相当な頻度で実施されることが予想される。したがって、処分場のレイアウトを検討するうえでは、表 4.3-24 に示したように、建設、操業、閉鎖の各作業

時の安全確保、物流経路の確保、各作業に必要な空間の確保などに関連する項目について十分に考慮しておく必要がある。また、空洞の力学的安定性の観点から、初期地圧の主応力方向、割れ目の卓越方向などについても考慮しておく必要がある。さらに、地下水の流向・流速など水理的な影響に対して、核種移行遅延性能に対して有意な影響を与えないようにレイアウトで配慮しておくことも重要である。核種移行遅延性能に有意な影響を及ぼす可能性のある透水性の高い主要な割れ目帯や断層破碎帯に対しては、水理学的影響などの観点から、それらの規模などに応じて適切な距離を確保し、処分パネルや廃棄体などの配置の検討を行う必要がある。このような割れ目帯や断層破碎帯からの離隔距離については、3.2.3 で述べられた知見に基づいて、サイトが特定された時点で、割れ目帯や断層破碎帯の幅や水理学的影響範囲などを総合的に検討することによって決定されることになる。

処分場のレイアウトは、サイトが特定されれば具体的な地形や地質環境条件などに応じて適切に設定される。ここでは、仮想的な地形・地質モデルを用いて、表 4.3-24 に示した項目や図 4.3-46 の処分坑道の仕様と廃棄体ピッチを考慮して、処分場のレイアウトを試みた(棚井ほか, 1999a)。処分パネルの基本形状の検討では、処分坑道とそれを取り囲む主要坑道の接続角度について空洞の力学的安定性と作業時の作業性を考慮した。処分坑道と主要坑道の接続部は、搬送設備の運行の観点から曲線(曲率半径 40m)によるすりつけとなるため、すりつけ部では隣接する坑道離間距離が狭くなり、空洞の力学的安定上不利となる。ここでは、廃棄体 40,000 本を 6 つのパネルに埋設するとして検討した。図 4.3-47 (硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式)の平面形状例(1 パネル分)に示すように、すりつけ部ができるだけ短くなるように、主要坑道と処分坑道の交角を 135° とした。この場合、処分パネルの基本形状は平行四辺形となる。

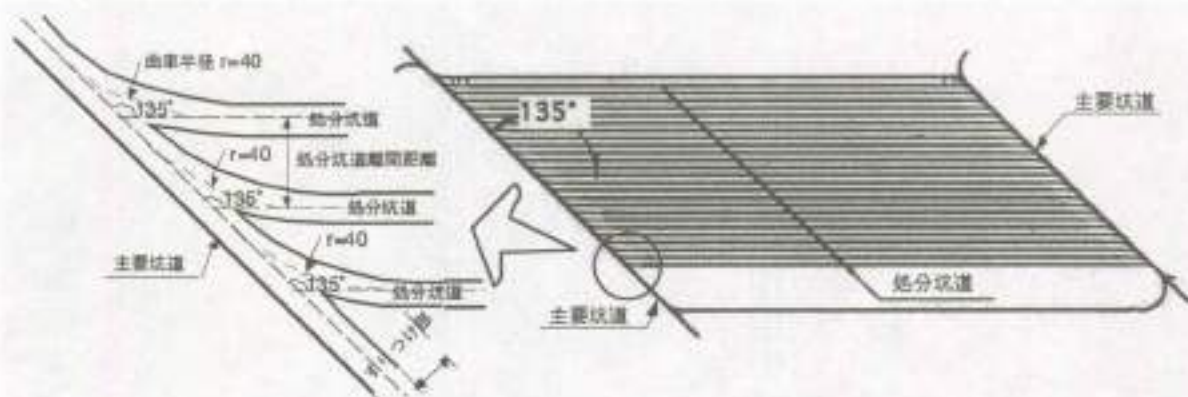


図 4.3-47 処分パネルの基本平面形状の例(棚井ほか, 1999a)
(硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式の場合)

アクセス坑道については、作業の安全性の観点から、建設・作業・閉鎖作業が独立に並行して行うことができるように、各作業ごとに専用のアクセス坑道を設ける

こととし、作業の効率性などの観点から、建設用と閉鎖用のアクセス坑道は各2本、操業用のアクセス坑道は換気専用立坑1本を含む3本とし、合計7本設けるものとした。

以上のような検討に基づいて設計した、硬岩系岩盤の処分坑道横置き方式における処分場のレイアウトの鳥瞰図を、図4.3-48（全体の鳥瞰図）、図4.3-49（処分パネル近傍の鳥瞰図）に例示する。

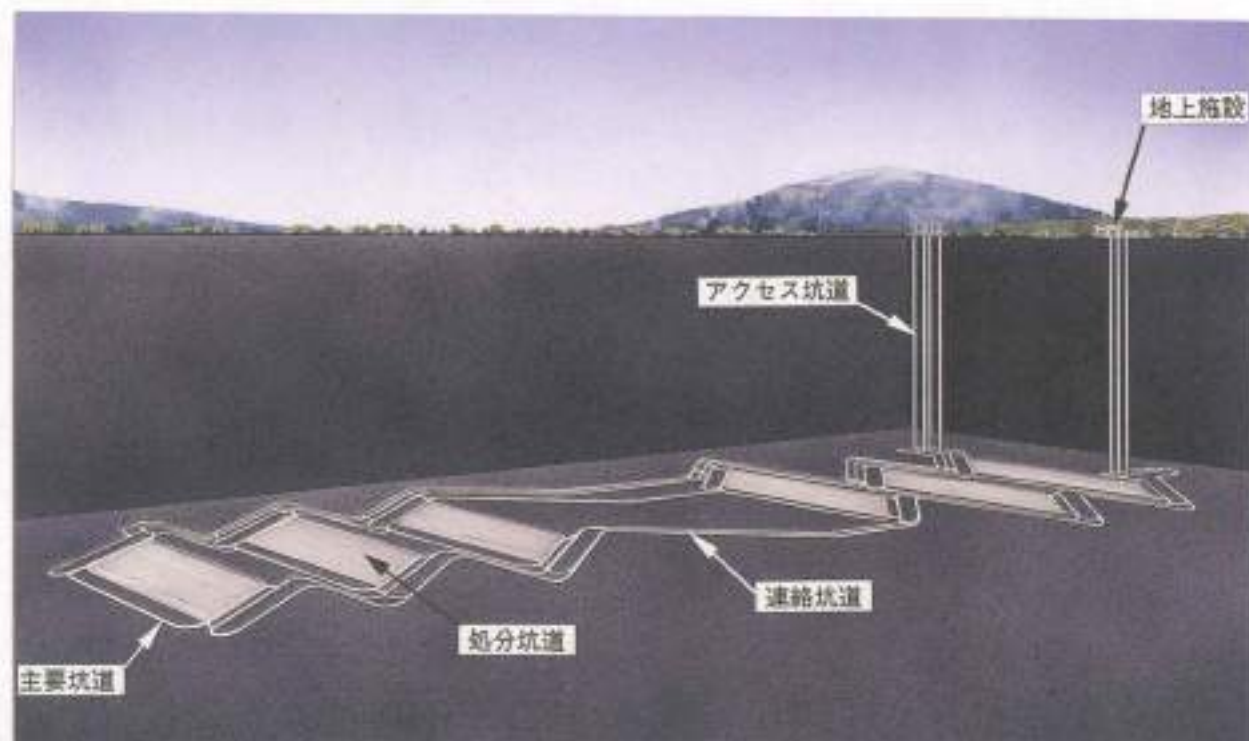


図 4.3-48 処分場全体の鳥瞰図（硬岩系岩盤，処分坑道横置き方式）

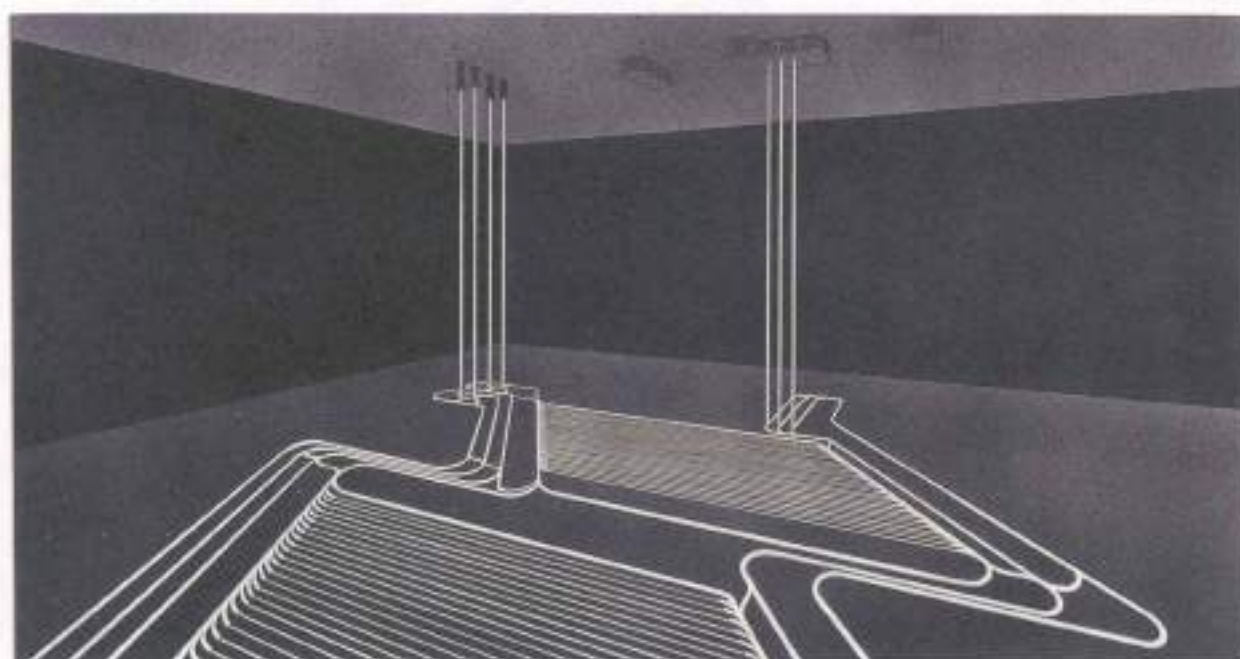


図 4.3-49 処分パネル近傍の鳥瞰図（硬岩系岩盤，処分坑道横置き方式）

軟岩系岩盤の処分孔竖置き方式における処分場レイアウトの鳥瞰図を、図 4.3-50（全体の鳥瞰図）、図 4.3-51（処分パネル近傍の鳥瞰図）に例示する。

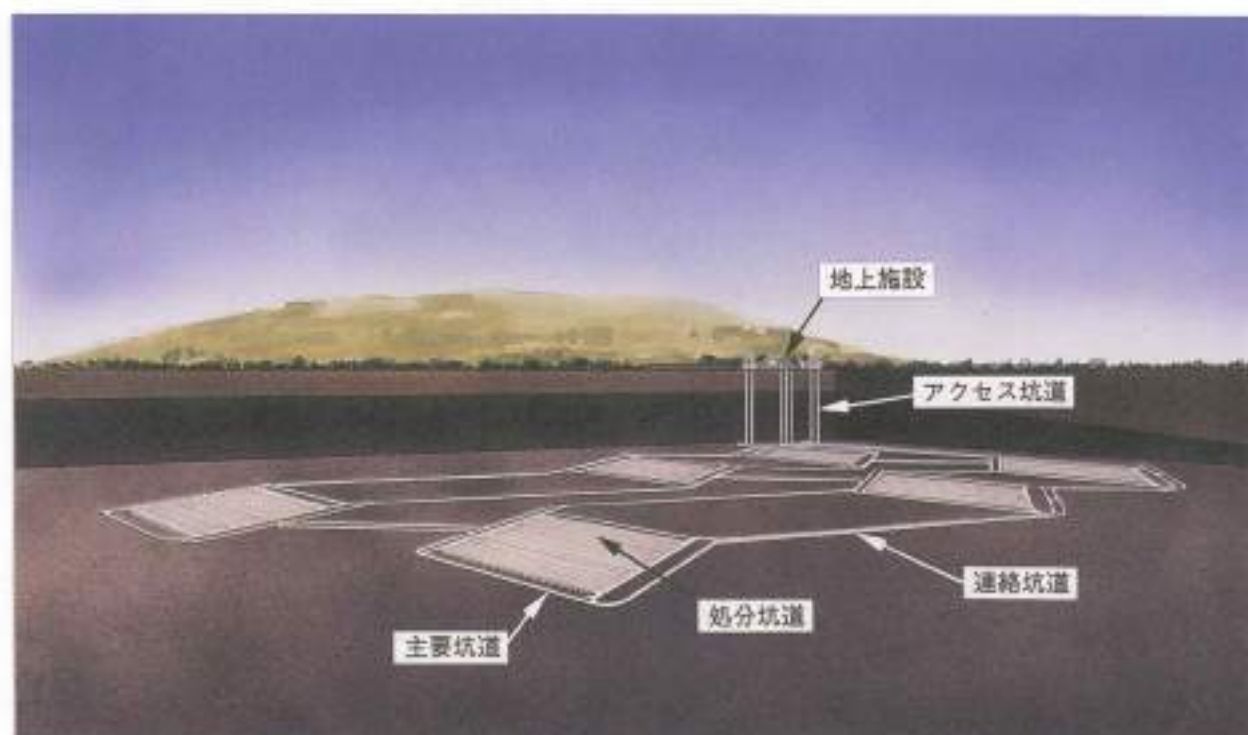


図 4.3-50 処分場全体の鳥瞰図（軟岩系岩盤，処分孔竖置き方式）

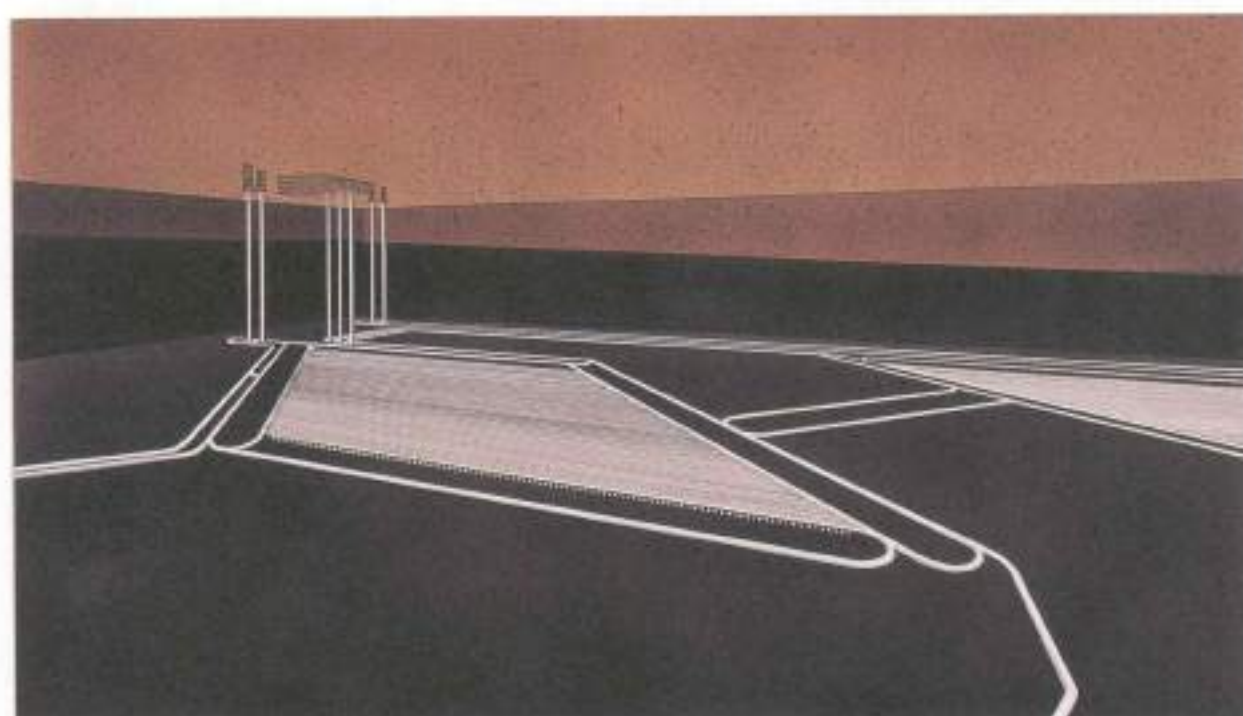
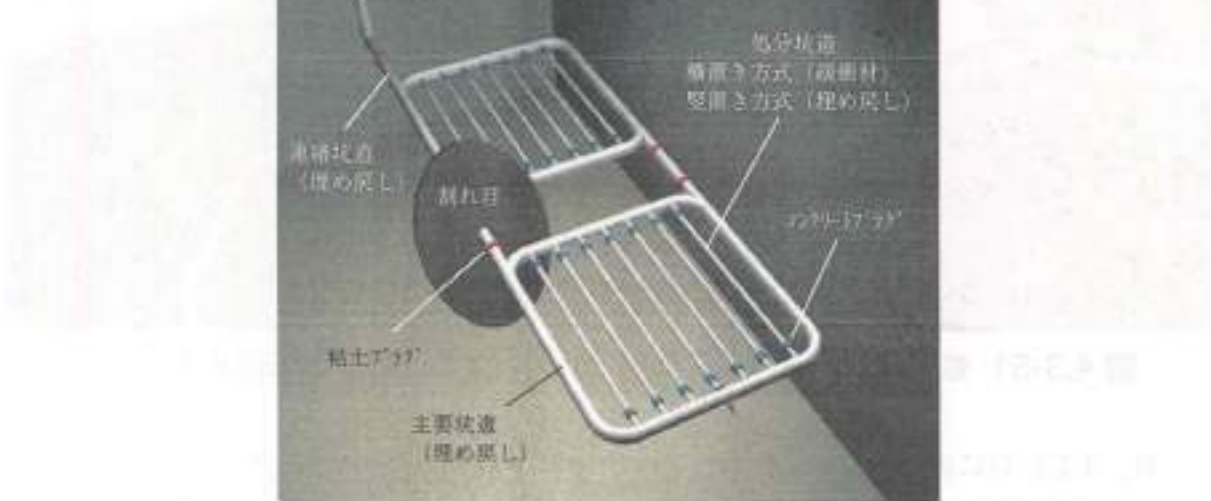


図 4.3-51 処分パネル近傍の鳥瞰図（軟岩系岩盤，処分孔竖置き方式）

なお、4.2.2 1)に述べたように、地上施設はガラス固化体を受入れて検査し、オーバーバックに封入した後、それを地下深部に搬送するために必要な施設や、建設・

処分場建設のために掘削された坑道を放置しておく、地圧の作用により坑道の



処分孔堅置き方式においては、処分孔に廃棄体と緩衝材が定置され、1つの処分パネルで廃棄体の定置が完了した後、処分坑道が埋め戻され、引き続き主要坑道の埋め戻しが行われる。一方、横置き方式の処分坑道は、廃棄体の定置と同時に設置される緩衝材によって充填されることになる。これらの埋め戻しは操業の一環として行われる。閉鎖段階においては、連絡坑道、アクセス坑道および周辺ボーリング孔などが埋め戻され、地上と地下を結ぶ経路が絶たれることになる。

ここでは、埋め戻し材に期待される役割と設計上考慮すべき項目について検討したうえで、埋め戻し材の仕様例の検討を行った（杉田ほか、1999）。

(1) 期待される役割と設計上考慮すべき項目

これまでの知見から、地下深部の岩盤はもともと低透水性であることが明らかになっており、坑道などが水みちとならないようにするためには、低透水性の材料によって坑道などを埋め戻す必要がある。埋め戻し材が膨潤性を有していれば、埋め戻し材と坑道壁面が密着し、それらの境界部が水みちとならないようにすることができ、低透水性をより確実にすることができる。また坑道が埋め戻し材で充填されれば緩衝材の膨出を抑制することができる。施工の観点からは、現場締固めを行う場合には現場での施工が可能な締固め特性を、ブロック方式で埋め戻しを行う場合にはブロックが自重に対して自立する強度特性を有している必要がある。

(2) 仕様の設定

4.3.4.2) (5) に示したように、地下施設における坑道群の総延長は百数十 km 以上にも及び、坑道などの掘削にともなって大量のずり（岩盤の破片）が発生する。したがって、元の岩盤から発生した材料であることに加えて、材料の調達のしやすさや経済性の観点から、埋め戻し材料としてずりの利用を基本とした。粒度調整したずりにベントナイトを混合することにより、低透水性が実現できるとともに、ベントナイトの膨潤性により、坑道壁面との境界部の隙間を閉塞する自己シール機能も期待できる。

これまでに、ずりを模倣した礫、ケイ砂とベントナイトの混合材料について、透水特性や膨潤特性、締固め特性、強度特性が取得されてきた（動力炉・核燃料開発事業団、1996a；前田ほか、1998；古市ほか、1999）。図 4.3-54 にベントナイト混合率をパラメータとした締固め試験の結果を示す。図よりベントナイト混合率 15 wt % 程度のときに乾燥密度が最大となり、最適含水比は最小となることがわかる。また、透水試験の結果を図 4.3-55 に示す。透水係数は、ベントナイト混合率の増加にともなって小さくなり、ベントナイト混合率を 15 wt % 程度以上に増加させても透水係数のオーダーは大きく変化しないことがわかる。これらのことから、埋め戻し材の仕

様例として、ベントナイト混合率 15 wt %程度、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 程度を想定することとした。このとき、膨潤応力は $0.1 \sim 0.2 \text{ MPa}$ 程度であり、一軸圧縮強度は 0.1 MPa 程度、弾性係数は 3 MPa 程度となる。この仕様例を用いて緩衝材の膨出に関する解析を行った結果、緩衝材はわずかに膨出するものの、密度や透水係数に及ぼす影響はほとんどないことが確かめられた（杉田ほか，1999）。

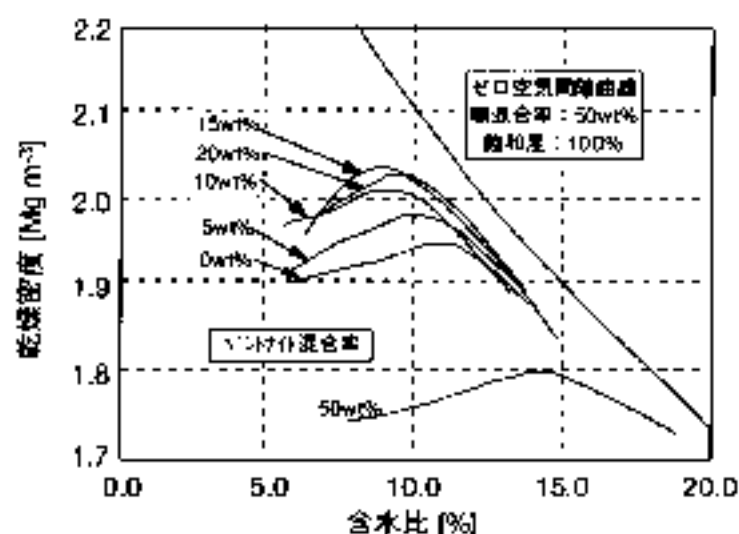


図 4.3-54 礫 - ケイ砂 - ベントナイト混合材料に関する締固め特性

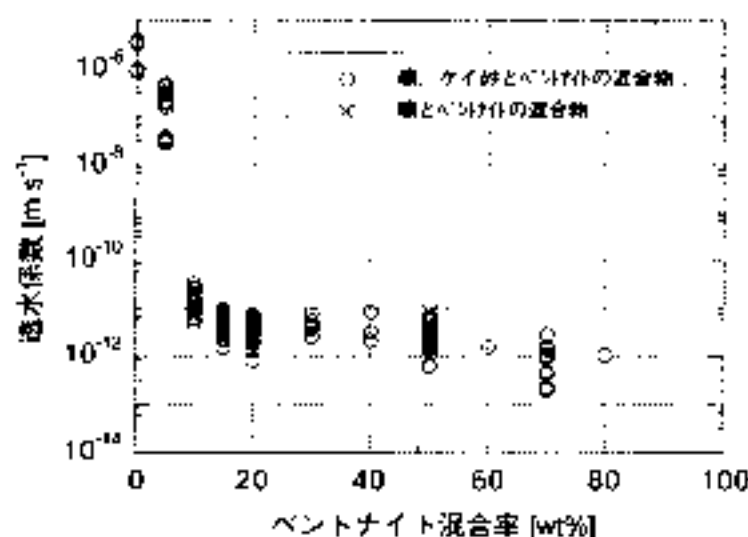


図 4.3-55 礫 - ケイ砂 - ベントナイト混合材料に関する透水係数

4.4 人工バリア埋設後の健全性評価

4.3.2 6)で述べたように、人工バリアが埋設後も健全であることを確認し、地層処分システムの安全評価に資するために、ここでは、人工バリアと処分施設の仕様に基づいて、再冠水時の人工バリア挙動、人工バリアの長期構造力学安定性、ニアフィールドの耐震安定性、ガス移行挙動、緩衝材の岩盤内浸入について解析・評価を行った。

4.4.1 再冠水時の人工バリア挙動評価

人工バリア埋設後のオーバーパッケの腐食挙動や緩衝材の性能を評価する上で、廃棄体埋設後に、周辺岩盤から緩衝材への地下水の浸潤にともなって緩衝材が再冠水するまでの時間（人工バリア定置後に緩衝材内が飽和に達するまでの時間）やその状態を把握することが非常に重要である。廃棄体埋設後のニアフィールドでは、廃棄体からの放熱、周辺岩盤から人工バリアへの地下水の浸入、地下水の浸入による緩衝材の膨潤圧の発生、周辺岩盤の応力変化などの現象が相互に影響することが予想される。ニアフィールドにおいて発生すると考えられる連成現象の概念を図4.4-1に示す。再冠水時間やその状態を把握するためには、このような熱-水-応力連成現象を評価することが重要となる。

熱-水-応力連成現象を評価するためには、まず個々の現象にかかわるメカニズムを明らかにする必要がある。これまで、不飽和ペントサイトの伝熱特性、浸潤特性、膨潤特性などに関する各種要素試験が実施されている（鈴木ほか、1992、1996）。また、熱-水-応力連成モデルの開発も行われており、国際共同研究「DECOVALEX」（Stephansson et al, 1996）「VALUCLAY」（SKB, in preparation）などの中で、開発したモデルを用いた解析評価が実施されている。さらに、工学規模あるいは実規模での熱-水-応力連成試験により、開発されたモデル（コード）の妥当性が検討されている。

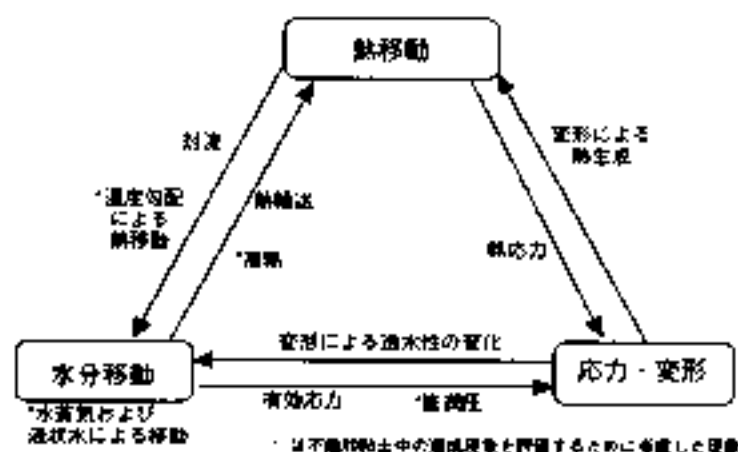


図 4.4-1 連成現象の概念図

1) 熱-水-応力連成モデル

解析に用いるモデル（千々松ほか，1995）は，大西らによって開発された熱-水-応力連成コード THAMES（Ohnishi et al, 1985）に，不飽和粘土中の水分移動（Philip and de Vries, 1957），温度勾配による水分移動（de Vries, 1974），浸潤にともなう膨潤圧をそれぞれ考慮した連成モデルである。

2) 原位置連成試験およびモデルの適用性の検討

釜石原位置試験場における，粘土充填・熱負荷試験（Fujita et al., 1998）により取得した実岩盤条件下での熱-水-応力連成現象に関するデータを用いて，上記の熱-水-応力連成モデルの適用性の検討を行った。粘土充填・熱負荷試験では，図 4.4-2 に示すように試験坑道床盤に掘削した直径 1.7m，深さ 5m の鉛直下向きの試験孔内に，緩衝材および廃棄体を模擬したヒーターを設置し，加熱・浸潤試験と減熱・浸潤試験を行い，岩盤や緩衝材の温度，緩衝材の含水比の経時変化を測定した。

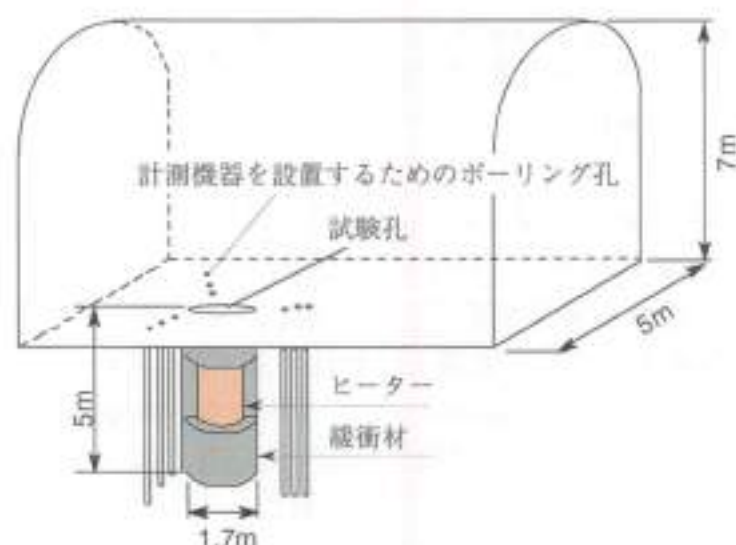


図 4.4-2 釜石粘土充填・熱負荷試験の模式図

これまでに行った，加熱・浸潤試験結果と熱-水-応力連成モデルを用いて実施した解析結果との比較（Chijimatsu et al., 1998）によれば，岩盤内および緩衝材内の温度の経時変化に関して，解析結果は試験結果と良い一致を示している。また，緩衝材内の含水比の経時変化に関しても，緩衝材内側と緩衝材外側の解析結果は，試験結果とよく一致している（図 4.4-3 参照）。これらの結果から，開発したモデルは熱-水-応力連成現象の解析手法として適用できるものと考えられる。

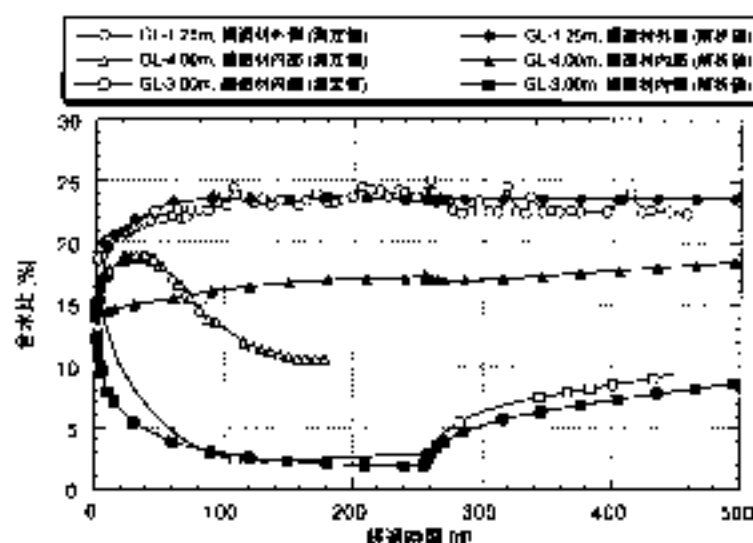


図 4.4-3 含水比の経時変化の比較

3) ニアフィールド熱－水－応力連成解析

再冠水時間や再冠水に至るまでの状態の変化を把握するための熱－水－応力連成解析は、硬岩系岩盤の処分孔設置方式を例に、軸対称モデルを用いて実施した。なお、岩盤内の初期間隙水圧により緩衝材内の浸潤挙動は大きく異なるため（千々松・谷口，1999），表 4.4-1 に示すような解析ケースを設定した。ここで，Case01-1，Case02 および Case03-1 における岩盤の固有透過度の値は亀裂を含む岩盤全体の固有透過度として設定し，Case01-2 および Case03-2 における岩盤の固有透過度は基質部の値として設定した。坑道の掘削にともなう岩盤内の間隙水圧の低下は，坑道部分を大気圧で固定することにより表現した。

表 4.4-1 解析ケース

	Case01-1	Case01-2	Case02	Case03-1	Case03-2
水理的 初期条件	間隙水圧 0.0MPa		地表面に地下水面の ある静水圧状態	地表面に地下水面のある静水圧状態 において処分坑道および処分孔の掘 削を行ない，掘削後 5 年後に廃棄体 を処分する	
岩盤の固有 透過度[m ²]	1.0×10^{-15}	1.0×10^{-20}	1.0×10^{-15}	1.0×10^{-15}	1.0×10^{-20}

熱－水－応力連成解析により求めた Case01-1 における緩衝材内の含水比の経時変化を図 4.4-4 に示す。緩衝材の外側は 1 年程度の早期に飽和し，中央部では 20 年程度，内側では 50 年程度で飽和に達していることがわかる。このように，圧力水頭が 0m 程度であっても，岩盤の固有透過度が 10^{-15} m^2 程度あれば，50 年程度で再冠水するという結果となった。各ケースの再冠水時間を表 4.4-2 に示す。岩盤内の初期圧力水頭が 1000m 程度と大きい場合（Case02，Case03-1，Case03-2）は，岩盤の透水性が緩衝材の再冠水時間に与える影響は小さく，5～15 年程度で再冠水する結果となった。一方，岩盤の圧力水頭が 0m 程度で岩盤の透水性も非常に低い（岩盤の基質部の透水

性程度) 場合 (Case01-2) は, 再冠水時間は極端に長い結果となった。ここに示したように, 熱-水-応力連成効果を考慮した解析により, 廃棄体埋設後のニアフィールドの再冠水時間やその状態を評価することが可能となった。

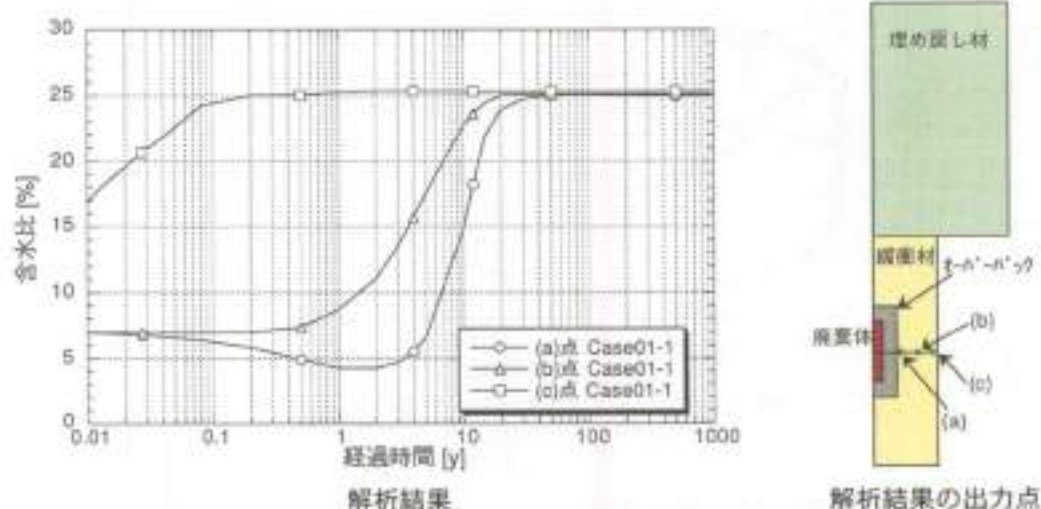


図 4.4-4 含水比の経時変化 (Case01-1)

表 4.4-2 各ケースにおける再冠水時間の比較

解析ケース	Case01-1	Case01-2	Case02	Case03-1	Case03-2
再冠水時間 [y]	50	>1000	5	10	15

図 4.4-5 に, 熱-水-応力連成解析により求められた緩衝材の温度の経時変化を示す。図には, 緩衝材および埋め戻し材の熱物性として初期含水比状態の値を用いて別途行った, 連成を考慮しない熱解析の結果も示している。緩衝材の温度は, 内側, 外側とも, 熱-水-応力連成解析の結果の方が連成を考慮しない熱解析の結果に比べてすべて低くなっているものの, 変化の傾向はほぼ同じである。この結果より, 初期含水比状態の緩衝材や埋め戻し材の熱物性を用いた連成を考慮しない熱解析を行うことは, 人工バリアの温度変化について保守的な評価であるといえる。

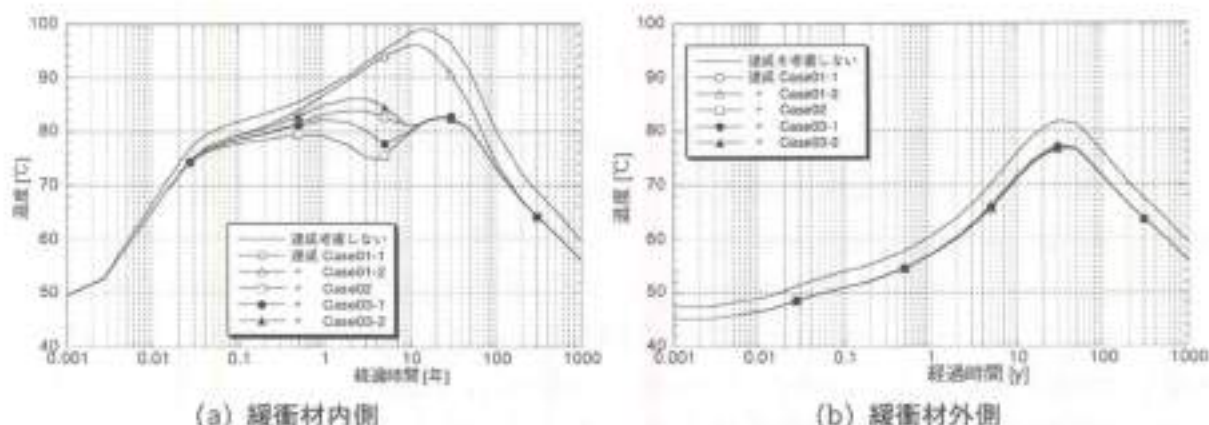


図 4.4-5 各ケースにおける温度の経時変化の比較

4.4.2 構造力学安定性評価

坑道の建設時には、坑道の掘削にともなって岩盤に応力再分配が起こる。また、人工バリアの定置後から、緩衝材の膨潤、オーバーバックの自重沈下や腐食膨張変形、岩盤のクリープ変形などが生じ、それらの現象が相互に作用することにより、緩衝材や坑道周辺岩盤の応力状態が経時的に変化すると考えられる。ここでは、これら緩衝材や岩盤に影響を与えると考えられる種々の現象について、その経時的な変化や相互作用の程度を把握するために、現象ごとに解析を行い、その結果に基づいて人工バリアの長期の構造力学安定性について評価を行った（高治ほか，1999）。解析で考慮した現象の時系列を図 4.4-6 に示す。図には岩盤、緩衝材、オーバーバックについて、緩衝材や岩盤の応力状態や変形に影響を及ぼすと考えられる現象とそれらの現象が発生するとした時間（図中の矢印で表示）を示している。なお、それぞれの現象は、発生時点以降、連続的に影響を及ぼす。

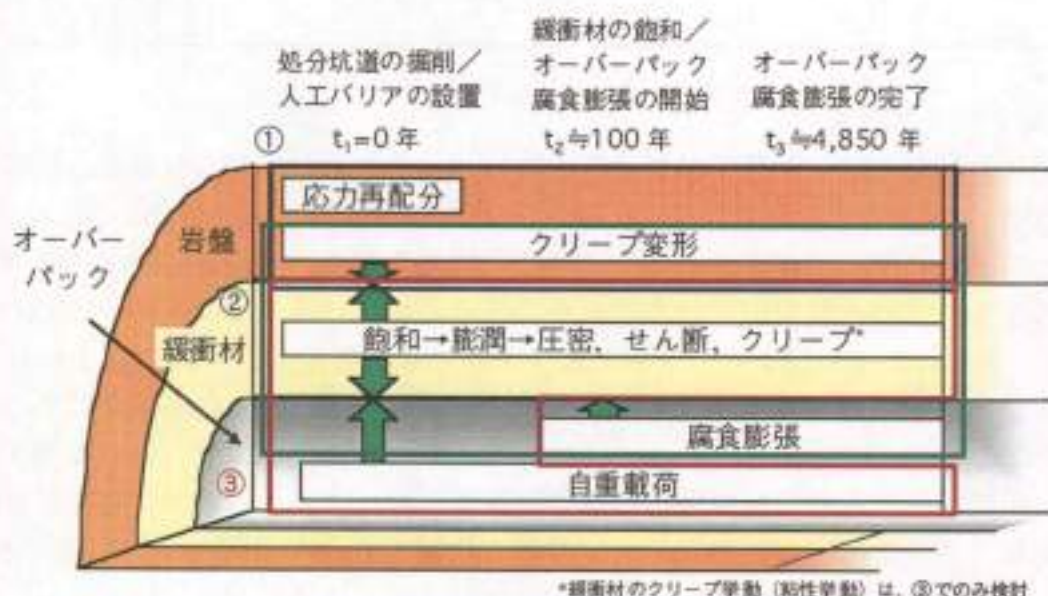


図 4.4-6 解析検討対象とした現象の時系列

ここでは、図 4.4-6 に示したように、種々の現象を①～③の3つのケースに分けてそれぞれ解析を行った。

①（青枠）では、岩盤のクリープ変形挙動による岩盤の変位や応力分布の経時変化を検討した。②（緑枠）では、オーバーバックの腐食膨張変形および①で得られたクリープ変形挙動を考慮して緩衝材の長期力学安定性について検討した。③（赤枠）では、オーバーバックの自重による沈下挙動を検討した。

以上、3つのケースの解析条件一覧を表 4.4-3 に示す。解析はいずれも、硬岩系、軟岩系岩盤両データセットに関して実施した。

表 4.4-3 解析条件一覧

解析事象	①岩盤クリープ解析	②オーバーバック 応力影響解析	③オーバーバック 沈下解析
評価指標	クリープ変形量、応力状態 の経時変化	応力差によるせん断破壊領域	自重沈下量、 線面材の応力比
対象岩種	硬岩系岩盤データ 軟岩系岩盤データ	硬岩系岩盤 データ 軟岩系岩盤 データ	—
モデル化 および 成モデル：線面材	○：コンプライアンス可変 型モデル ○：弾性体	— ○：弾塑性体 (修正 Cam-Clay モデル) ○：温度ひずみ (温度ひずみ考慮)	○：粘弾塑性体 (関口・太田モデル) ○：弾性体 (自重考慮)
オーバー バック	—	—	—
解析コード	上記モデルを組み込んだ 専用 FEM コード	ABAQUS (Hibbitt, Karlsson & Sorensen, Inc. 1997)	DACSAR (Iizuka and Ohta, 1987)
解析次元	2次元平面ひずみ	軸対称 2次元 平面ひずみ	横置き方式：2次元 縦置き方式：軸対称
評価期間	—	10,000 年	—
備考	—	岩盤クリープ変形を①の岩盤ク リープ解析結果より設定 自家は考慮しない	岩盤クリープ変形、オーバ ーバック応力影響変形を 考慮しない (沈下に対して は保守的な設定となる)

1) 岩盤クリープ解析

坑道の長期力学的安定性を検討するためには、岩盤の時間依存性挙動、粘弾性的挙動を考慮した検討が必要である。岩石は非線形粘弾性挙動を示す材料であるが、岩盤クリープ挙動に関して提案されている多くの構成方程式は線形粘弾性モデルであり、非線形粘弾性挙動を解析的に扱うことができるものはほとんどないのが現状である。さらに、岩種によってはクリープ変形による坑道周辺岩盤のひずみが数 10% になり、ひずみ強度破壊点を超える状態となることも予想されるが、強度破壊点以降の範囲まで適用できるモデルも少ない。ここでは、大久保ら (大久保ほか, 1987; 大久保・金, 1993) が提案した非線形粘弾性挙動および強度破壊点以降の挙動を、数値解析的に表現可能なモデルを用いて岩盤クリープ挙動を検討する。本モデルは、非線形 Maxwell モデルに相当し、応力を受ける岩盤の各要素のコンプライアンス (ひずみ/応力に相当) が、時間の経過とともに次第に増加していくと仮定したモデルである。このモデルを用いた解析は、有限要素法により、各要素のコンプライアンスを順次増加させた繰り返し計算を行うことによって、比較的簡単に時間依存性挙動をシミュレートすることができる。

解析結果によれば、硬岩系岩盤データセットでは、坑道掘削時の弾性変形は 1.50mm であり、その後 10,000 年経過してもクリープ変形量は、 10^{-4} mm オーダーの値であった。また、応力分布にも経時的な変化はみられず、影響領域 (ここでは、コンプライアンスが 1 以上となる領域と定義する) も確認されなかった。したがって、ここで設定した硬岩系岩盤データセットについては、坑道掘削後も長期にわたって周囲の岩盤状態は安定であるといえる。軟岩系岩盤データセットでは、空洞掘削時の弾性変形は天端で 7.8mm、側壁で 9.0mm となっており、その後のクリープ変形量は、1,000 年後では天端で 15.4mm、側壁で 11.6mm で、10,000 年後では天端で 21.8mm、側壁で 15.9mm

となった。天端と側壁でクリープ変形量に差が生じるのは鉛直応力と平均水平応力の違い（側圧係数=1.07）によるものである。年数を経るごとに周辺岩盤のコンプライアンスが増大（剛性が低下）し、影響領域が広がっており、10,000年後における影響領域は、半径の3倍弱まで広がる結果が得られた。したがって、地層処分システムの安全評価では、ゆるみ領域が広がった場合についても考慮しておくことが重要となる。

2) オーバーバック腐食膨張解析

オーバーバック腐食膨張解析では、緩衝材の構成モデルとして、塑性理論に基づいた粘性土の代表的な構成式である修正 Cam-Clay モデルを用いた (Schofield and Wroth, 1968; Roscoe and Burland, 1968)。解析においては、前述の 1) で求めたクリープ変形量を強制変位として与えた。また、1000 年間の腐食代を設計上 40mm と設定していることから、オーバーバックの腐食速度を 0.04mm y^{-1} とし、厚さ 190mm のオーバーバックが 4,750 年で全量腐食すると仮定した。腐食生成物は、腐食後相似形に 3 倍膨張する (4.3.3 1) (2) 参照) とし、体積膨張が生じるように温度荷重を与え、熱膨張をもってその挙動を模擬した。硬岩系岩盤データセットでは、クリープ変形が生じなかったため、軸対称モデルでオーバーバックの 3 次元的な形状を考慮（とくに隅角部の影響）し、軟岩系岩盤データセットでは、異方性を有する岩盤クリープの変形を与えるため、2 次元平面ひずみモデルとした。

解析結果として、腐食膨張開始から 1,000 年後、4,750 年後（腐食膨張終了時）、10,000 年後の硬岩系岩盤データセットの応力比分布図を図 4.4-7 に、軟岩系岩盤データセットの平均有効応力分布図と応力比分布図を図 4.4-8、図 4.4-9 にそれぞれ示す。

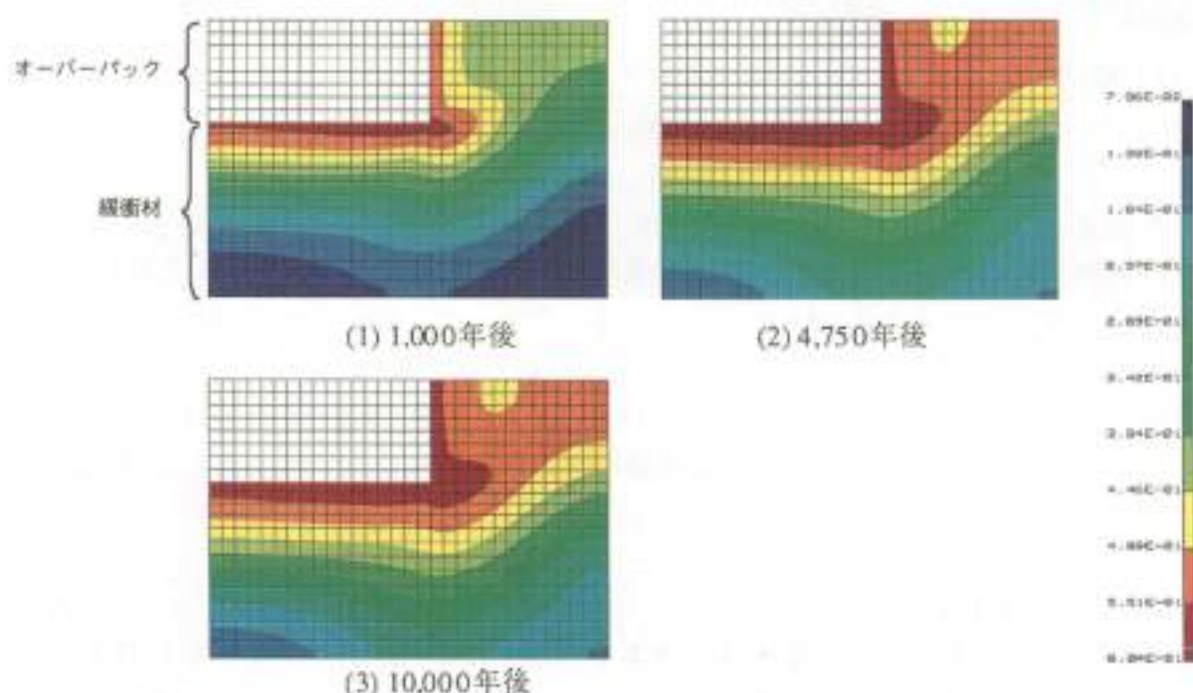


図 4.4-7 応力比分布図（硬岩系岩盤）

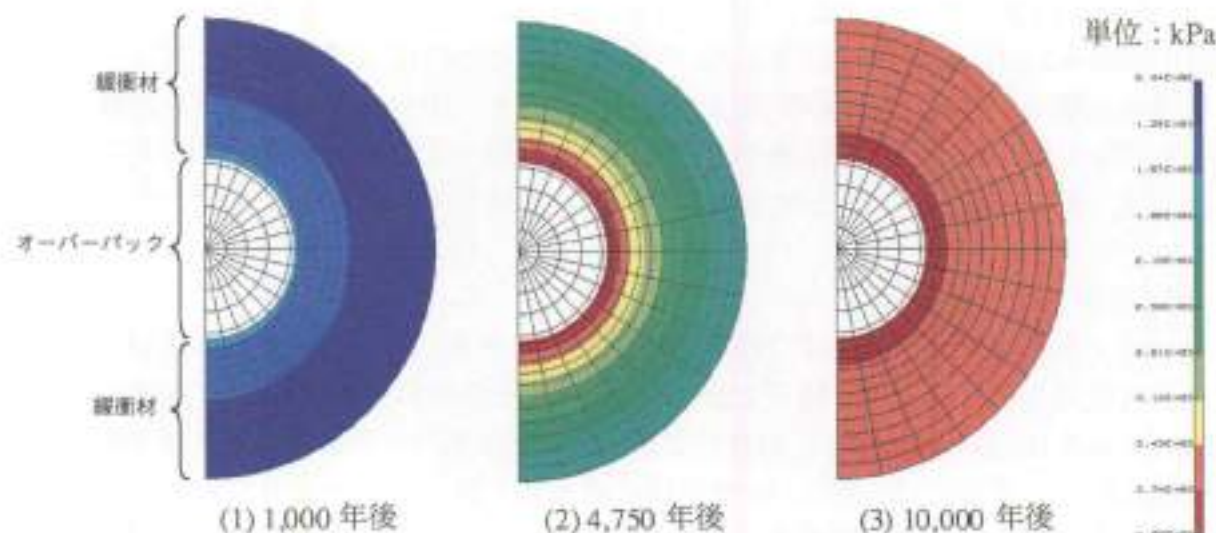


図 4.4-8 平均有効応力分布図（軟岩系岩盤）

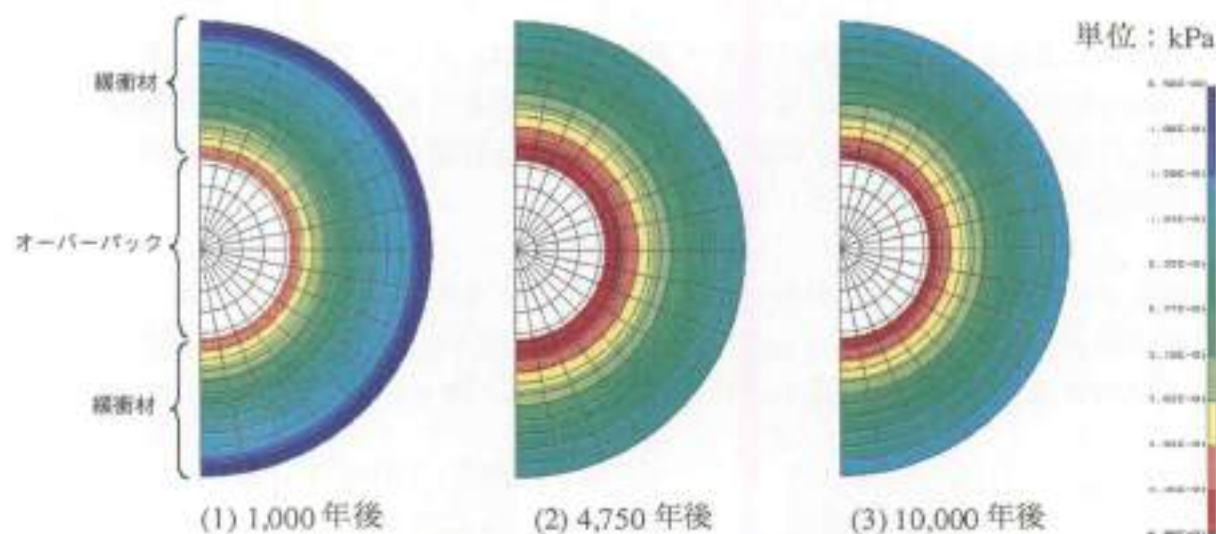


図 4.4-9 応力比分布図（軟岩系岩盤）

これらの結果から、10,000 年後の緩衝材の応力比（せん断応力／平均有効応力）の最大値は、硬岩系岩盤データセットで 0.60、軟岩系岩盤データセットで 0.49 であり、いずれも限界状態（限界応力比： $M=0.63$ ）には達しておらず、緩衝材は破壊状態に至らないと考えられる。また、図 4.4-7 の硬岩系岩盤の応力比分布図から分かるように、応力比がとくに大きくなっている範囲もオーバーバック周辺に限定されている。したがって、今回の解析により、人工バリアは長期にわたり全体的に比較的安定した状態であるといえる。

3) オーバーバック沈下解析

オーバーバック沈下解析では、緩衝材の構成モデルとして、緩衝材の粘性的挙動を表現できる非定常流動曲面型粘弾塑性モデル（関口-太田モデル：Sekiguchi and Ohta,

1977)を用いた。このモデルは、粘性土の排水による体積変化(圧密)とせん断による体積変化(ダイラタンシー)に加え、土粒子の骨格構造自体のクリープ変形を扱うことができ、また、初期に異方圧密された異方的力学挙動も表現可能である。

ここでは、人工バリアの定置方式(処分孔縦置き方式と処分坑道横置き方式)ごとに、オーバーバックの自重により緩衝材に作用する応力が異なることから、両方式について検討した。解析により求められたオーバーバック中心位置での沈下量、過剰間隙水圧の経時変化を図4.4-10に示す。この図から、オーバーバックの沈下量は、処分坑道横置き方式の場合、10,000年経過時点で2.6mm程度、緩衝材により大きな荷重がかかる処分孔縦置き方式の場合でも10,000年経過時点で5.1mm程度であり、さらに長期間経過してもオーバーバックの沈下は収束する傾向にあることが分かる。したがって、オーバーバックの沈下による緩衝材厚さの減少は、オーバーバックの腐食膨張によるそれに比べると影響が小さい。また、過剰間隙水圧は、最大でも30kPa程度であり、静水圧と比べると非常に小さい値といえる。沈下による緩衝材応力比は、10,000年経過時においても、最大でも 10^{-2} オーダーの小さな値となっており、オーバーバックの腐食膨張による応力変化に比べ、無視し得る値であった。これらのことから、オーバーバックの沈下は、人工バリアシステムに有意な影響を与えないものと考えられる。

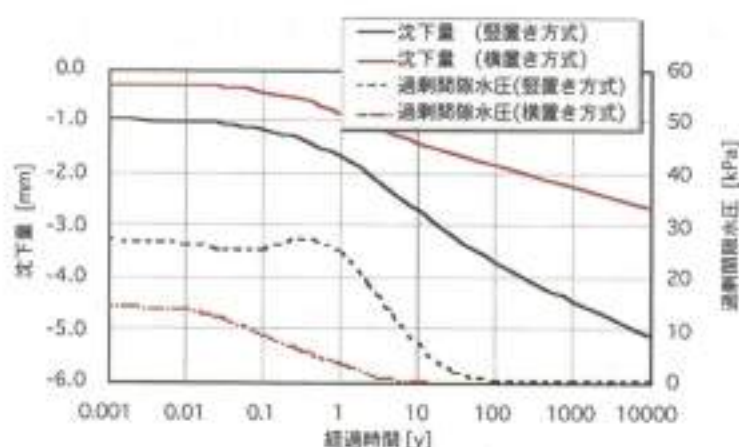


図 4.4-10 沈下量、過剰間隙水圧の経時変化

以上1)~3)に示したように、今回検討の対象とした現象の範囲においては、物性値や境界条件、モデル化を保守側の設定とし、人工バリアの構造力学安定性に関して解析・評価を行った。その結果、人工バリアおよび周辺岩盤は、長期にわたって力学的にはほぼ安定した状態にあることが確認された。今後、モデルの高度化やより実現象に即した複合的な解析手法を整備するために、長期構造力学安定性にかかわる挙動に関する岩盤や緩衝材の長期データ等を取得することが重要となる。

4.4.3 ニアフィールドの耐震安定性評価

埋設された後の人工バリアが健全な状態であるためには、地震に対しても力学的に安定な状態を保つ必要がある。このためには、オーバーバックが緩衝材中に定置された状態で地震を受けても、

- ・オーバーバックの慣性力によってオーバーバックが有意に移動しないこと
- ・地震によって生じた応力によって緩衝材がせん断破壊に至らないこと
- ・緩衝材中の間隙水圧によって緩衝材の支持力が損なわれないこと

などについて、試験や解析によって確認し、人工バリアの機能に有意な影響が及ばないことを明らかにしておくことが必要となる。

一般に埋め戻し材や緩衝材のような土質材料の耐震性評価では、土質材料の間隙中の水の影響（間隙水圧の上昇など）を考慮しているため、埋め戻し後の評価に関しては、地下水が浸潤してくる前後の状態に着目して評価を行う必要がある。ここでは、緩衝材を Ramberg-Osgood モデル（土質工学会，1982）および等価線形モデル（土質工学会，1982）で、周辺岩盤とオーバーバックを弾性体でモデル化し、3次元 FEM 地震応答解析コードを用いて動的解析を行い、緩衝材中に発生するせん断応力、間隙水圧（液状化特性試験結果を考慮）などにより、廃棄体埋設後の緩衝材の耐震安定性の評価を行った（谷口航ほか，1999d）。廃棄体の定置後ただちに地震が起こることも想定されるため、緩衝材の特性には、設置直後の初期状態と地下水浸潤後の飽和状態の 2 通りを考慮することとした。解析は全応力解析を中心に行い、別途間隙水圧の変化に着目した有効応力解析も行った。

1) 人工バリア地震応答解析コードの開発および振動試験^{4.799)}

人工バリアの耐震安定性を評価するために、地震応答解析コードの開発を行うとともに、防災科学技術研究所（以下、「防災科研」という）が実施した工学規模の人工バリア模型の振動試験（御子柴ほか，1996）と比較することにより開発された解析コードの妥当性を確認した。

(1) 人工バリア地震応答解析コードの開発

人工バリアの地震応答解析では、①緩衝材の動的力学特性（応力-ひずみ関係および減衰の非線形性）のモデル化、②地下水の浸潤による飽和緩衝材の間隙水の挙動評価、③人工バリアの形状（次元、不連続面のモデル化）などを考慮する必要がある。このため、上記の①～③に対応して、

- ・緩衝材の非線形特性を考慮するための Ramberg-Osgood モデル、等価線形解析
- ・間隙水圧の影響を考慮するための有効応力解析（土骨格と間隙水圧を個別に扱う非連成解析手法）

4.799) これらの研究は、防災科学技術研究所（振動試験を担当）と核燃料サイクル開発機構（解析コードの開発と適用性の検討を担当）の共同研究として実施された

- ・人工バリアの形状と不連続面の影響を考慮するための 3 次元解析，ジョイント要素

の各解析機能を組み込んで地震応答解析コードの開発を行った。

(2) 人工バリア模型振動試験

人工バリア模型振動試験は，1/10 スケールと 1/5 スケールの人工バリア模型を用い，防災科研が所有する大型耐震実験施設の小型振動台と大型振動台を利用して実施した（御子柴ほか，1995，1996）。前者の試験では試験手法などの確認を行い，後者の試験では人工バリア模型の耐震性を確認するとともに，試験結果を地震応答解析コードの適用性の検討に用いた（谷口航ほか，1999c）。試験は，廃棄体埋設直後の緩衝材が乾燥した状態，および地下水により緩衝材が浸潤した状態を想定して実施した。1/5 スケール人工バリア模型振動試験の実施状況を図 4.4-11 に示す。

周波数を可変させて固有振動数を確認するためのスイープ波加振試験では，模擬オーバーバックと緩衝材の固有振動数がほぼ一致したことから，模擬オーバーバックと緩衝材は一体となって振動したと考えられる。エルセントロ地震波を用いた加振試験においては，乾燥状態，浸潤状態の両ケースとも，各計測点の加速度の時刻歴波形は入力加速度とほぼ同じ値を示し，また加速度フーリエスペクトルでも計測結果と入力地震波はほとんど一致した。これらから人工バリアの挙動は剛体に近いことがわかった。



図 4.4-11 人工バリア模型振動試験 実施状況
(防災科学技術研究所と核燃料サイクル開発機構との共同研究)

(3) 人工バリア地震応答解析コードによる解析

緩衝材浸潤状態の試験結果を用いて固有値および実地震波に対する Ramberg-Osgood モデルと等価線形モデルに対する解析コードの適用性の検討を行った。なお，解析は，振動試験における緩衝材が飽和に至っていないことなどにより，全応力解析で行った。人工バリア模型振動試験で人工バリア模型が剛体挙動を示したことから，

本解析では入力地震波の継続時間を 2.048 秒とした。

解析結果の一例を図 4.4-12 に示す。等価線形モデルに室内の振動三軸試験で得られた減衰定数を用いた解析では振動試験結果とおおむね一致した結果が得られた。また、Ramberg-Osgood モデルに室内の振動三軸試験で得られた減衰定数を用いた解析では短周期成分の応答が生じたが、減衰定数を 10 倍とした場合には、人工バリア模型振動試験の結果とほぼ一致した。

上記の解析を通じて、本解析コードで人工バリアの地震応答挙動を表現できることがわかった。解析に際しては、緩衝材の減衰の影響を適切に考慮することが重要である。

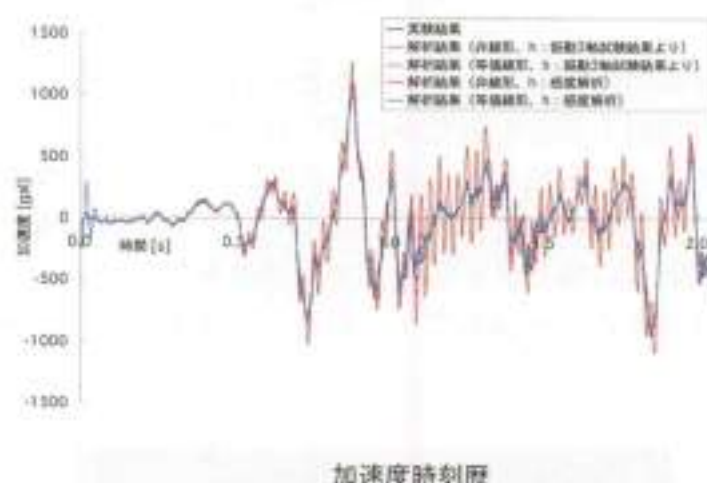


図 4.4-12 振動試験結果と解析結果の比較の一例
(解析出力点：模擬オーバーバック表面)

2) ニアフィールド耐震安定性解析

実規模の緩衝材の力学的安定性に着目してニアフィールドの耐震安定性解析を行った。1 相系解析では硬岩系岩盤の処分坑道横置き方式と、軟岩系岩盤の処分坑道縦置き方式を、2 相系解析では硬岩系岩盤、処分坑道横置き方式を対象とした。

図 4.4-13 に軟岩系岩盤、処分坑道縦置き方式での解析領域と境界条件を示す。その他の解析条件は以下のとおりとした。

- ・入力地震波：エルセントロ地震波を用い、重複反射理論解析により検討対象深度での地震波の水平成分を求め、処分坑道軸方向の入力地震波とした。
- ・解析手法：緩衝材の液状化を評価することを目的とした間隙水圧の時間に対する上昇過程を追う 2 相系解析と整合が取れること、および緩衝材-岩盤間、オーバーバック-緩衝材間での不連続面をジョイント要素で表現するため解析上逐次積分を行う必要があることから、Ramberg-Osgood モデルを用いるこ

とした。

- ・物性値：緩衝材のみひずみ依存性の動的特性を与え、岩盤、オーバーバック、ガラス固化体に関しては線形材料として扱うこととした。

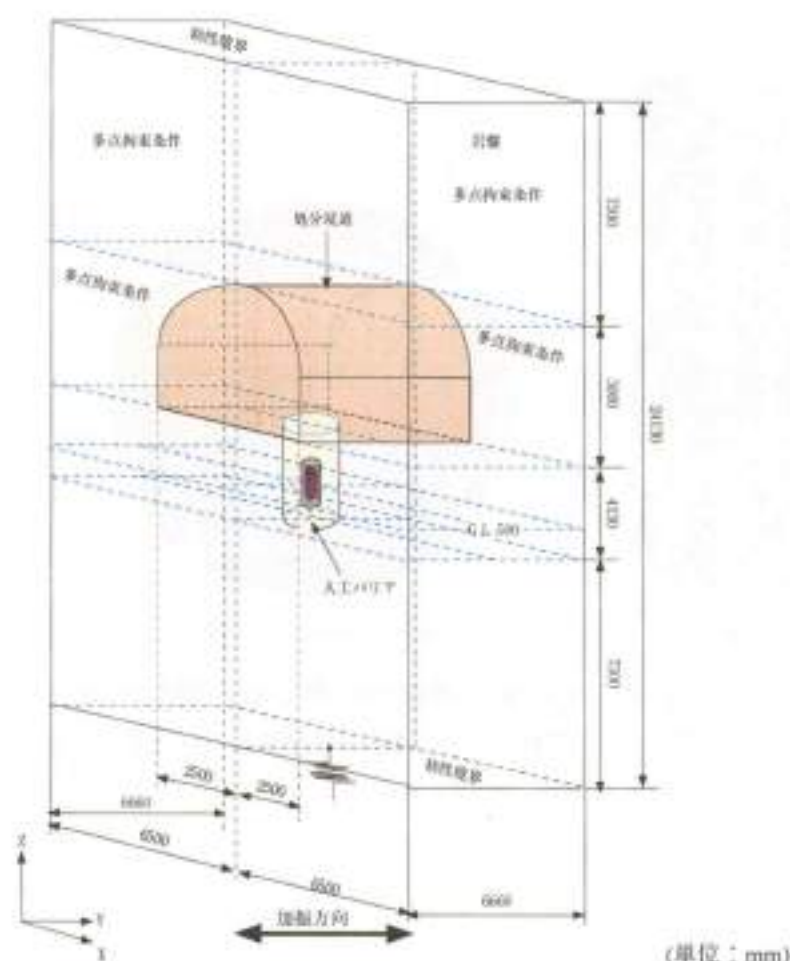


図 4.4-13 1 相系解析での解析領域および境界条件
(軟岩系岩盤，処分孔縦置き方式)

全応力（1 相系）解析結果の一例として，図 4.4-14 に軟岩系岩盤，処分孔縦置き方式，緩衝材乾燥状態においてジョイント要素を設けた場合の解析結果を示す。全応力解析の結果から，オーバーバックと緩衝材はほぼ同じ応答を示し，人工バリアは剛体となって挙動することがわかった。緩衝材の地震時の力学的安定性の観点からは，地震により緩衝材がせん断破壊に至る可能性は小さいことが確かめられた。また緩衝材に生じるせん断ひずみは微小であり，その動的力学特性に関し，非線形性が顕著に表れないこともわかった。さらにジョイント要素を設けた場合と設けない場合の解析結果の比較から，ジョイント要素の特性が解析結果に影響を及ぼす主要な要因となることがわかった（谷口航ほか，1999d）。

有効応力（2 相系）解析においては，応答加速度，せん断応力，およびせん断ひず

み分布は全応力解析とほぼ同様の結果となった(谷口航ほか, 1999d)。また緩衝材中の過剰間隙水圧の上昇は解析上認められず, 液状化が生じる可能性は低いと考えられた。

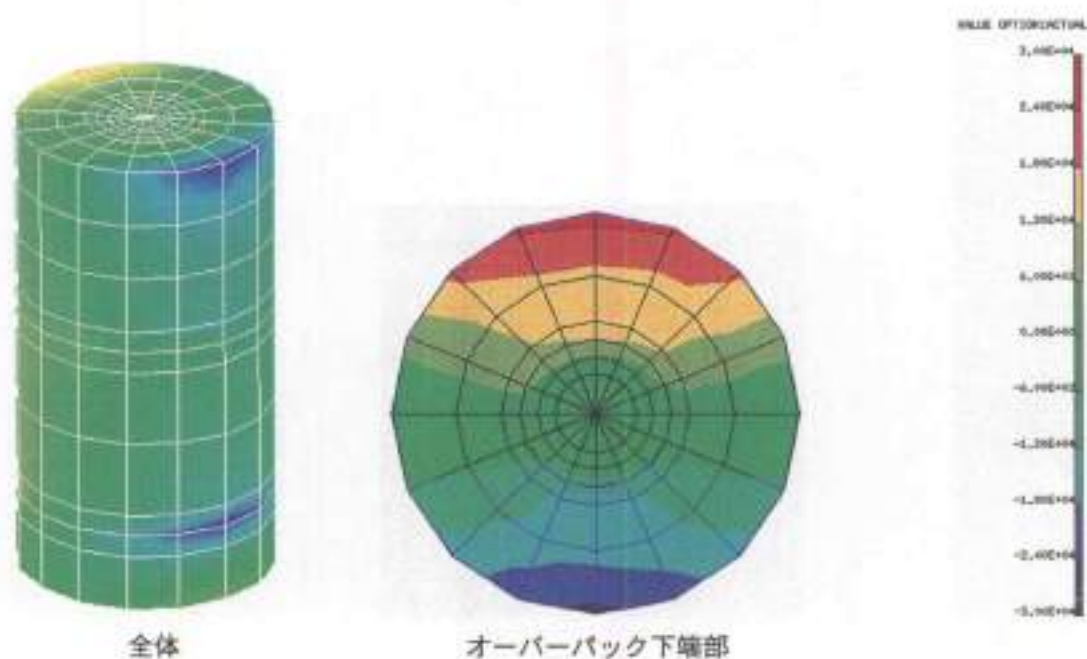


図 4.4-14 解析結果の一例：せん断応力度分布

(1 相系, 軟岩系岩盤, 処分孔縦置き方式, 緩衝材乾燥状態, ジョイント要素あり, $t=0.512$ s)

4.4.4 ガス移行評価

地下深部の還元性環境において、炭素鋼オーバーバックは腐食し、水素ガスが発生する。この水素ガスは、緩衝材中の間隙水に溶存し拡散移行するか、気相として緩衝材中を移動すると想定される。このとき溶存水素の拡散によって十分な量が放出されず、かつ緩衝材の透気性が小さい場合には、緩衝材とオーバーバックの間に水素ガスが蓄積し、その圧力によって緩衝材あるいは岩盤の構造力学的安定性に影響を及ぼす可能性が考えられる。また、気相としての水素ガスは緩衝材中の間隙を水と置き換わりながら移動することが考えられることから、それとともに間隙水が押し出され、核種の移行が促進される可能性も想定される。したがって、このような水素ガスの発生とその移行に関して、試験や解析による定量的な評価を行っておく必要がある。

ここでは2つの現象を個別に取り扱い、検討を行うこととした。そこでまず、オーバーバックと緩衝材の間に水素ガスが蓄積することなく、拡散のみで溶存水素が移行するかどうかについて、次に、水素ガスが気相として移動し、周辺岩盤に移行するかどうかについて、解析評価を行った（棚井ほか、1999c）。

1) 溶存水素の拡散移行評価

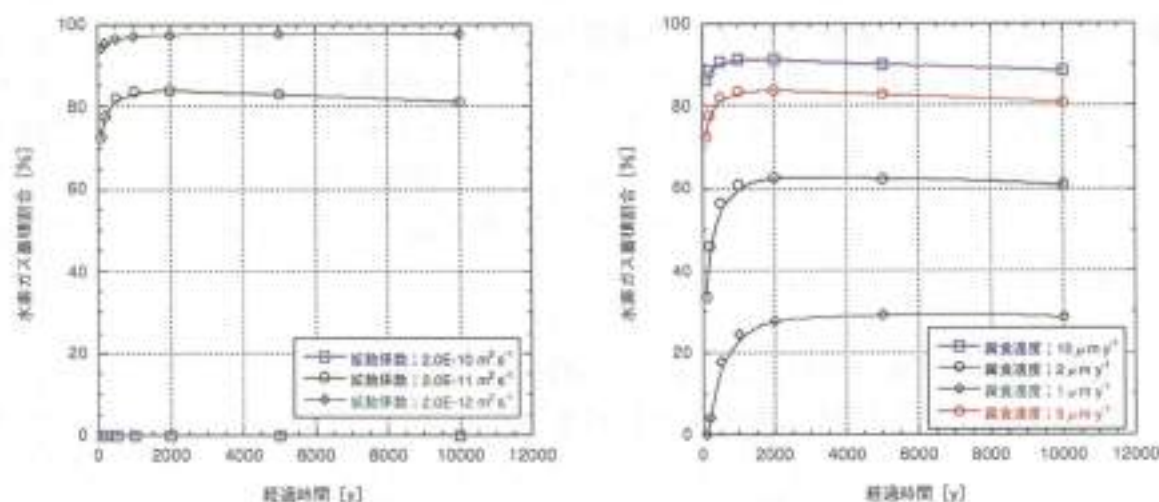
溶存水素の実効拡散係数と水素ガス発生速度をパラメータとした感度解析を行い、緩衝材中における溶存水素の拡散特性の評価を行った。解析は、円筒形拡散現象を表す微分方程式を、差分法を用いて、時間増分ごとの繰り返し計算で解くことにより行った。解析条件としては、深度 1,000m の硬岩系岩盤と深度 500 m の軟岩系岩盤のそれぞれについて、処分坑道横置き方式と処分孔竖置き方式の両方式を対象とした。

緩衝材中の溶存水素の実効拡散係数については、室内試験で得られた値 (4.3.3 (1) ⑩参照) に基づいて、 $2.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ を中心に、1 オーダー上下させた。

炭素鋼オーバーバックの腐食速度に関しては、4.3.3 (1) (2) で示したように、圧縮ベントナイト中における2年間の浸漬試験では $5 \mu\text{m y}^{-1}$ 以下の値が得られており、環境条件の不確実性を勘案して平均腐食速度を保守的に $10 \mu\text{m y}^{-1}$ と仮定した。ここでは、これに基づき、 $1 \mu\text{m y}^{-1}$ 、 $2 \mu\text{m y}^{-1}$ 、 $5 \mu\text{m y}^{-1}$ 、 $10 \mu\text{m y}^{-1}$ の4通りの腐食速度をパラメータとして用いることとした。水素ガス発生速度は、腐食反応式 ($3\text{Fe} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}_3\text{O}_4 + 4\text{H}_2$) に基づいて算出し、腐食速度 $1 \mu\text{m y}^{-1}$ の場合、その値は $2.3 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と見積もられた。

このガス発生速度と前述の実効拡散係数を用いて溶存水素の拡散移行について解析を行った。その結果の一例として、処分坑道横置き方式、深度 1000 m (硬岩系岩

盤) の場合におけるオーバパックと緩衝材の間に蓄積する水素ガスの割合を図 4.4-15 に示す。図中の水素ガス蓄積割合は、ある時刻における水素ガスの累積発生量に対する水素ガス蓄積量の割合を表す。



(a) 腐食速度 $5 \mu\text{m y}^{-1}$ を固定した場合

(b) 拡散係数 $2.0 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ を固定した場合

図 4.4-15 オーバパックと緩衝材の間に蓄積される水素ガスの割合
(処分坑道横置き方式、深度 1,000m)

図より、腐食速度 $5 \mu\text{m y}^{-1}$ 、拡散係数 $2 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ の場合、ガス発生開始から 1 万年後には、オーバパックと緩衝材の界面にガス発生量の 81 % 程度が蓄積することがわかる。この場合の緩衝材界面に蓄積されるガス圧は 16 MPa 程度であった。また、処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式とでは、結果にほとんど差異はなく、軟岩系岩盤を対象とした深度 500 m の場合についても、深度 1,000 m (硬岩系岩盤) の場合とほぼ同様な結果が得られている。

以上より、炭素鋼オーバパックの腐食にともなって発生する水素ガスが緩衝材中の間隙水に溶存し、拡散のみによって移行すると仮定すれば、そのほとんどがオーバパックと緩衝材の界面に蓄積され、拡散により移行する量はわずかであると推測される。なお、4.3.3 2) (i) ⑩で示したガス移行試験の結果から、蓄積した水素ガスはある圧力に達すると緩衝材中を透気すると考えられ、この解析で得られたガス圧まで上昇する可能性は小さいと考えられる。

2) ガス移行挙動評価

ここでは、溶存水素の拡散移行の解析結果を踏まえ、気液 2 相流解析コード (TOUGH2: Preuss, 1987, 1991) を用いてガス-水移行解析を実施し、ニアフィールドにおける水素ガスおよび水の移行挙動、間隙圧力、飽和度、間隙水の押し出し

量、ガスの累積排出量を求め、炭素鋼オーバーバックの腐食によって発生する水素ガスがニアフィールドの性能に及ぼす影響について検討した。解析にあたっては、保守的な評価となるよう、炭素鋼オーバーバックの腐食速度として $10 \mu\text{m y}^{-1}$ を用いることとした。

緩衝材中のガス移行挙動は、ある圧力になると透気量が急激に増大するなどの特徴に表されるように、選択的なガス移行経路の形成をともなった現象であると、近年考えられるようになってきており、いくつかのモデルが提案されてきている (Takase et al, 1994; Ortiz et al, 1996)。しかしながら、これらのモデルは、開発の途上にあり、緩衝材中のガス移行挙動のみを対象としている。一方、従来のダルシー則に基づく多孔質媒体中の気液 2 相流モデルは、選択的なガス移行経路の形成を表現できないものの、このモデルのパラメータである有効浸透率によって、ガス移行特性の異なる材料を取り扱うことができるとともに、巨視的なガス移行挙動の評価を行うことが可能であると考えられる。また、このモデルは、石油やガスの開発の分野で数多く実用されている。ここでは、ガス移行特性が異なる緩衝材と周辺岩盤を対象として、水素ガスと水の移行挙動を簡略的に評価するために、ダルシー則に基づく気液 2 相流モデルを適用した解析コード (TOUGH2) を用いることとした (棚井ほか, 1999c)。

解析は、軟岩系岩盤の処分孔竖置き方式 (深度 500 m) と硬岩系岩盤の処分坑道横置き方式 (深度 1,000 m) を対象として、軸対称モデルを用いて実施した。解析にあたっては、ガラス固化体からの発熱の影響を考慮するため、保守的にガラス固化体の発熱量が高い初期の期間を含めることとし、廃棄体埋設後ただちに緩衝材が飽和し、炭素鋼オーバーバックの腐食が始まるものと仮定した。解析結果を以下に示す。

軟岩系岩盤の処分孔竖置き方式 (深度 500 m) の場合における間隙圧力 (間隙水圧 - 毛管圧力) の経時変化を図 4.4-16 に示す。ガスの発生が始まった直後 (30 日程程度の期間) に、ガス発生域および緩衝材中央部の間隙圧力は急激に上昇しており、緩衝材内外で最大 4 MPa 程度の差圧が生じる。熱を考慮しない場合の計算結果との比較から、この間隙圧力の上昇は、ガラス固化体からの発熱によって緩衝材中の間隙水の温度が上昇し、それにともなって間隙水の体積が膨張したことによるものと考えられる。その後、温度上昇の傾きが緩やかになる (図 4.3-44 参照) につれて、間隙圧力は減少する。ガス発生開始後 10 ~ 30 年においては、緩衝材中の温度が最高上昇温度に達する影響を受け、静水圧に比べ、10 % 程度の間隙圧力の上昇が認められる。30 年以降は、緩衝材や周辺岩盤の温度が低下するにつれ、深度に相当する地下水圧に近い間隙圧力に回復しており、水素ガス発生による間隙圧力への寄与は小さくなる。このことから、水素ガス発生による緩衝材への構造的な影響は無視

できるものと考えられる。また、間隙水の排出量は、間隙圧力と同様に、30 年以降ほぼ 0 となっており、緩衝材中の核種移行に対して影響を与えないと考えられる。

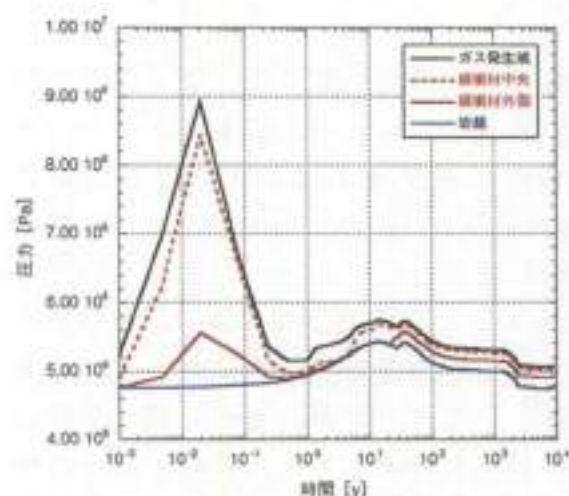


図 4.4-16 間隙圧力の経時変化
(軟岩系岩盤、熱を考慮した場合)

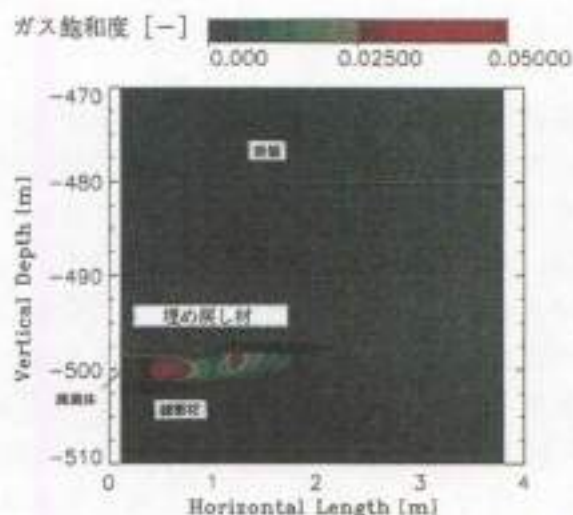


図 4.4-17 100 年後のガス飽和度分布
(軟岩系岩盤、縦置き方式)

また、水素ガスが緩衝材に侵入する時期はガス発生開始後 3～20 年、岩盤側部へ侵入する時期は 30 年程度であり、図 4.4-17 に示すように、侵入した後の水の飽和度はすべての箇所で 96～98% (ガスの飽和度は 4～2%) となり、ほとんど水が飽和した状態を維持したまま水素ガスが移動することがわかった。また、緩衝材から岩盤へ移動する水素ガスの排出量はガス発生速度 $2.3 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と同じであり、発生した水素ガスのほぼ全量が周辺岩盤に移動することが計算上確かめられた。

硬岩系岩盤の処分坑道横置き方式 (深度 1,000 m) の場合は、軟岩系岩盤 (深度 500 m) の処分坑縦置き方式の解析結果と比べ、発生した水素ガスが緩衝材や岩盤に侵入する時期や、深度に依存して間隙圧力や間隙水の排水速度の値などに若干の相違が認められるだけで、同様の傾向を示す結果が得られた。

以上より、炭素鋼オーバーパックの腐食により発生する水素ガスは、気相として移動することを想定すると、発生した水素ガスのほぼ全量が周辺岩盤に移動し、緩衝材や岩盤の構造力学的安定性や核種移行に影響を与えないことが示された。

緩衝材中における水素ガスの発生とその移行挙動に関しては、現状、国際的にもさまざまな考え方があり、今後、ガス移行挙動にかかわるデータをさらに充実するとともに、モデルの高度化などを進めていくことが重要となる。

4.4.5 緩衝材の岩盤内侵入の評価

人工バリアとして埋設された後の緩衝材は、それ自体が地下水で飽和するのにともない、膨潤する性質がある。このため、人工バリアが定置される処分坑道や処分孔の壁面に開口した亀裂が存在すると、ここから緩衝材が処分孔外部に侵入してゆくことが考えられる。

緩衝材の侵入現象については、4.3.3 2) (i) ⑨に示したように、これまでにいくつかの実験的、理論的研究がなされてきている (Pusch, 1981; Pusch, 1983a; Kanno and Wakamatsu, 1991; Börgesson, 1990; Ahn, 1999)。たとえば、Ahn (1999) らは、粘土の圧密理論 (Terzaghi, 1925) にもとづいて、ベントナイトの膨潤応力と、亀裂へのベントナイト侵入におけるベントナイト間隙中の水の動きを考慮して解析することにより、平行平板中へのベントナイト侵入の実験結果を説明している。この中では実験で見られたような、ベントナイトの亀裂への侵入速度の亀裂幅依存性はモデル化されていない。

これらの研究も踏まえ、ここでは緩衝材の侵入挙動を、緩衝材の膨潤圧と粘性抵抗をもとに拡散係数を設定して拡散モデルとして取り扱う考え方 (Kanno et al., 1999) で有限要素法解析を実施し、埋設後の緩衝材の密度低下を評価した (杉野・菅野, 1999)。解析にあたっては、亀裂が平板で、初期の亀裂内部には何も充填されていないものと仮定しており、亀裂内に充填物が存在し、割れ目が交差しているような実際の岩盤条件に比べ、かなり保守側の条件設定となっている。

解析では、亀裂開口幅を7種類設定し、第Ⅴ章に示された亀裂開口幅の確率分布(対数平均値-4.03, 対数標準偏差 0.54 の対数正規分布)を参考に、埋設後の処分孔内の緩衝材の平均的な密度の経時変化を求めた。解析モデルは軸対称モデルとし、平均的な亀裂の密度を2本/mと仮定した。亀裂部分は、緩衝材から半径方向に一様に延びる形状とし、緩衝材外表面から岩盤の中に向かって、3mの範囲をモデルに含めた。

解析により、緩衝材の岩盤内亀裂への浸入による処分孔内の緩衝材の密度低下は、平均的には10万年で初期の値の約92%程度(緩衝材密度1.5Mg m⁻³程度)、100万年で約80%程度(緩衝材密度1.3Mg m⁻³程度)までに留まるという結果が得られた。この解析結果に基づけば、緩衝材は長期にわたって大きな密度変化はなく、緩衝材の特性が維持されると考えられる。

なお、この評価結果は、他の長期挙動の予測解析結果と同じく、限られた条件で取得されたデータに対してモデル化、外挿しているものであり、本来複雑である緩衝材の岩盤内の挙動を単純化して得られたものである。今後、評価手法を高度化してゆくとともに、将来、処分サイトが選定されれば、そのサイトの地質環境条件に応じて評価を行うことが必要である。

4.5 処分場の建設、操業、閉鎖

4.5.1 建設、操業、閉鎖の基本手順

国の基本方針（原子力委員会、1994）によれば、2030年代から遅くとも2040年代半ばまでに処分場の操業が開始されることとなっている。ここでは、高レベル事業推進準備会の中間とりまとめ（高レベル事業推進準備会、1995）と高レベル放射性廃棄物処分懇談会の報告書（原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）に示された処分スケジュールを参考に、廃棄体の定置（処分場の操業）は2035年から開始されるものとした。処分場の建設、操業、閉鎖に先立つサイト特性調査段階においては、国の基本方針に示されているように、地下施設によるサイト特性調査と処分技術の実証（以下、「工学技術の実証」という）が行われるとともに、処分場の設計が実施され、安全審査等の許認可を受けるものとした。また、建設、操業、閉鎖の各作業は処分パネルごとに独立して同時に並行作業で行われるものとした。

処分場の建設、操業、閉鎖の各作業段階においては、主に表4.5-1に示すような作業が行われるものと想定した。また、これらの作業の内容は、処分場の建設、操業、閉鎖に関する各技術や、建設開始から閉鎖までの全体工程を検討する際の基本情報として用いられる。なお、ここでいう閉鎖とは、連絡坑道、アクセス坑道、試験孔の埋め戻し、および地上施設の解体・撤去を指し、これらすべての埋め戻しと地上施設の解体・撤去が完了した時点を閉鎖完了という。

以下の節では、上記の基本スケジュールと表4.5-1に示した各段階における主な作業の内容をもとに、処分場の建設、操業、閉鎖に関する技術的検討を行うこととした（棚井ほか、1999b；本間ほか、1999d；杉田ほか、1999）。

表 4.5-1 建設、操業、閉鎖の各段階における主な作業の内容

段階	作業の内容
建設段階	- 周辺基盤施設の建設 - 地上施設の建設 - 地下施設の建設
操業段階	- ガラス固化体の受け入れ、検査 - ガラス固化体のオーバーパックへの封入、検査 - 緩衝材の製作 - 廃棄体の搬送、定置 - 緩衝材の搬送、定置（処分坑道横置き方式の場合は処分坑道の埋め戻しを兼ねる） - 処分孔縦置き方式の処分坑道の埋め戻し（プラグ含む） - 処分坑道横置き方式、処分孔縦置き方式の主要坑道の埋め戻し（プラグ含む）
閉鎖段階	- 坑底施設（換気、排水等に関わる地下坑道）の解体、撤去 - 連絡坑道の埋め戻し（プラグ含む） - アクセス坑道の埋め戻し（プラグ含む） - 試験孔の埋め戻し - 地上施設の解体、撤去

4.5.2 建設

処分場の建設段階においては、ガラス固化体を受け入れオーバーバックに封入するための施設や緩衝材を製作するための施設などの地上施設と、廃棄体を搬入するためのアクセス坑道や廃棄体が定置される処分坑道などの地下施設が建設される。地下深部に数多くの坑道群を掘削する地下施設の建設は、処分場の建設段階における主要な作業として位置づけられる。ここでは、まず、処分場の建設の特徴を踏まえ、施工上とくに留意すべき事項を整理した（棚井ほか、1999b）。次に、これらを念頭に置いて、硬岩系および軟岩系岩盤を対象に、アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道、処分坑道および処分孔の建設について、現状の技術の適用性に関する検討を行った（棚井ほか、1999b）。また、地下深部の建設においてとくに留意すべき現象とその対策工法について、既存の事例を参考にするなど、現状の技術に基づいて検討を行った（棚井ほか、1999b）。

1) 処分場の建設の特徴と留意すべき事項

地上施設については、原子力発電所や使用済燃料再処理施設など、類似の構造物における現状の技術を適用して、建設することが可能である。

地下施設を構成するアクセス坑道、連絡坑道、主要坑道および処分坑道の建設については、次のような特徴が挙げられる。

- ・地下数百 m から 1,000 m 程度の地下深部が対象となり、深度としてはこれまでの施工実績はあるものの、数 km 四方の範囲にわたる一様な土盛り厚（深度）で建設が行われること
- ・掘削断面としては小さいものの、数 km 四方の範囲で総延長百数十 km 以上にも及ぶ多数の坑道群を建設すること

これらの特徴に示されるように、地下施設の建設は、地下深部においてこれまで経験したことがない大規模なものとなる。したがって、以下の点について、従来にもまして一層の注意を払う必要がある。

大量のずりの搬出や湧水の処理、地下施設内の換気などに関しては、個々の要素技術としては現状技術の延長線上で十分対応は可能であると考えられるが、これらが集約される地下施設の建設では、安全性、経済性および全体工程などを考慮した適切な計画が必要となる。また、建設時に坑内で緊急事態が発生した場合を想定すると、作業者の安全を確保するために緊急待避所や緊急避難経路を確保しておくことが重要であり、とくに地下深部に数多くの坑道群を有する地下施設においては、計画段階から安全対策について十分な検討を行っておくことが必要となる。さらに、この地下施設は、地下深部の地質環境に人工バリアを設置するための手段を提供するものであるため、ニアフィールド岩盤の性能をなるべく損なわないように十分な

配慮が求められる。

断層破砕帯や大きな地圧の作用にともなう切羽の崩壊や膨張などの不安定現象、湧水やそれにとまなう岩盤の崩壊、岩盤からのガス湧出、山はねなどの現象については、地上調査やボーリング調査などのサイト特性調査から、ある程度の情報を得ることは可能であるが、これらの調査ですべてが事前に予知できるものではない。したがって、サイト特性調査段階で得られた情報を出発点とし、アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道の建設といった各施工段階で得られる地質情報や計測管理に基づいて、上記の現象の発生の予測や分析を行い、適切な対策工を選択し、これらの現象に対応していくことが必要となる。このような情報化施工は、岩相の変化への対応も可能とする。

建設段階における先行ボーリングなどの調査手法や掘削工法、支保パターン、対策工、計測システム、避難警報システム、避難方法などについては、サイト特性調査の段階までに得られた地質情報などに基づいて、綿密な計画を立てておくことが重要である。これらについては、建設中に得られた新たな情報を反映してさらに改善を図ることによって、施工中の安全性はより確実なものとなり、作業の効率化などにもつながるものと考えられる。また、処分場の操業、閉鎖の各段階においても、継続して計測管理を行い、作業の安全性に対する信頼度を向上させることも肝要である。

2) 建設技術の検討

掘削工法を検討するうえでは、前述のように、大深度（500m～1,000m）に対する技術的信頼性や作業能率、作業安全性、岩相の変化への適応性、岩盤に与える影響、経済性などに留意する必要がある。

(1) アクセス坑道

アクセス坑道は大きく立坑方式と斜坑方式（斜坑とスパイラル坑道）に分けられる。斜坑とスパイラル坑道については、連絡坑道や主要坑道などの水平坑道と同様の工法が適用可能であるため、ここでは立坑について検討を行う。立坑に関する既存の主な掘削工法としては、表 4.5-2 に示す工法が挙げられる。

硬岩系岩盤では、全断面発破掘り下がり方式のうち、岩盤が本来有する支保能力を最大限に利用する NATM（New Austrian Tunneling Method）工法が、最も経済的かつ効率的な工法となる。この工法は、岩相の変化への適応性に優れ、硬岩系岩盤における作業の安全性は高く、立坑への適用性の点でも深度 100 m を超す実績が増えてきている。

軟岩系岩盤では、支保工の設置を考慮すれば、全断面発破掘り下がり方式のうち、ショートステップ工法は、作業能率や作業の安全性、深度に対する技術的信頼性に優れ、経済的で施工実績も多く、適用性が高い。

表 4.5-2 立坑の主な掘削工法

工 法		概 要
全断面発破掘り下がり工法	NATM工法	山岳トンネルの掘削工法となっている。ロックボルトと吹付けコンクリートを掘削後早期に打設して坑道周辺岩盤の安定化を図る工法の考え方を立坑掘削に適用した工法
	ショートステップ工法	1ステップ長を 1.0～2.5m 程度として掘進し、穿孔、発破、ずり出し、覆工を 1 サイクルごとに行っていく工法
	ロングステップ工法	地質状況に応じて 20～40m 程度を 1 区の施工単位（1 ロット）とし、1 ロット掘削に続いて覆工を下方から構築していく工法
	全断面発破掘り下がり工法	ガイドレールに沿って上下する作業足場を使用し、上向きに穿孔、発破、掘削を行う工法
横坑掘削工法	ステーションジャック・ブラスティング工法	立坑上部より下部坑道に向けて複数のボーリング孔を鉛直に平行掘削し、このボーリング孔を下部から上部に向かって 1.5～5.0m のステージごとに発破し掘削上がる工法
	レイズボーリング工法	φ300mm 程度のパイロット孔を下向きに穿孔した後、坑道で掘削用のビットを取付け、それを回転させながら上向きに引き上げて立坑を掘削する工法
全断面立坑掘削機工法		TBM（トンネルボーリングマシン；Tunnel Boring Machine）の考え方を立坑掘削機（Shaft Boring Machine）に導入した工法

（土木学会，1994 をもとに作成）

立坑のずり搬出方法としては、坑底にずり貯留・供給設備を設け、ずり専用の運搬容器を巻き上げるスキップ方式を適用すれば、大深度からの大量搬出が可能である。立坑施工時の換気については、一般に採用されている方法と同様に、坑外に送風機を設置し、換気ダクトを坑底切羽まで延長して新鮮な空気を吹き込む方式が適用できる。排水設備に関しては、立坑施工時は比較的低揚程の水中ポンプを掘削深度に応じて順次設置していき、立坑完成時に坑底に大揚程のポンプを設置することとなる。現状のポンプの最大揚程に基づけば、深度 1,000 m の硬岩系岩盤では立坑中間位置に中継用のポンプ座 1 箇所を設け、深度 500 m の軟岩系岩盤では直接地上に排水することが可能である。これらの排水設備は予備も含め 2 系列とすることが必要と考えられる。また立坑建設時における避難経路については、別系統のずり搬出用の巻き上げ設備に非常時の人員昇降の機能を付加し、2 系統の経路を確保するなどの方策をとることが可能である。

実際の立坑施工に際しては、地質の状況や、地下で遭遇すると考えられる湧水や山はねなどの現象に応じて、施工計画を柔軟に変更してこれらに対応していくことが必要となる。これら立坑の建設工法に関しては、作業の遠隔化や自動化、情報化施工技術の改良、確認が今後の課題として挙げられる。

(2) 連絡坑道、主要坑道および処分坑道

連絡坑道、主要坑道および処分坑道などの水平坑道の主な掘削工法は、表 4.5-3 に

示すように、発破工法と機械掘削工法である自由断面掘削機工法、全断面掘削機（Tunnel Boring Machine）工法に大別できる。

表 4.5-3 水平坑道の主な掘削工法

工 法		概 要
発破工法		発破により岩盤を掘削する工法。掘削・ずり出し後、早期にロックボルトと吹付けコンクリートを施工し、坑道周辺の岩盤の安定化を図りながら掘削する NATM 工法は山岳トンネルの標準工法となっている。
機械掘削工法	自由断面掘削機工法	NATM における発破の代わりに掘削にロードヘッダーなどの自由断面掘削機を用いる工法。岩盤に与える影響は小さく、強度がそれほど高くない岩盤で作業能率が高い。
	全断面掘削機 (TBM) 工法	全断面掘削機 (TBM; Tunnel Boring Machine; トンネルボーリングマシン) を掘削に用いる工法。岩盤に与える影響が小さく、長距離掘削に有利である。地質変化の激しい岩盤では掘削能力が低下する。

連絡坑道や主要坑道、処分孔竖置き方式の処分坑道では、硬岩系岩盤の掘削工法として、あらゆる形状の断面に対応可能であり、地質対応性にも優れ、経済的な工法である発破による NATM 工法の適用性が高いと考えられる。また、スムーズブラッシングなどの制御発破を適用することで、岩盤に与える影響をある程度抑制することができる。軟岩系岩盤については、4.3.4 1) (2) で示した三心円の坑道形状とすれば、断面形状に対応可能で、岩盤に与える影響が小さく、想定した岩盤の強度に対して高い切削能力を発揮できる自由断面掘削機による NATM 工法が適している。また、軟岩系岩盤における円形の主要坑道および処分孔竖置き方式の処分坑道に対して、TBM による掘削と、コンクリートセグメントによる支保工の設置を想定した検討例（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）もある。

処分坑道横置き方式における円形の処分坑道では、硬岩系、軟岩系岩盤とも坑道周辺岩盤の損傷を最小限に抑えることができ、効率的で安全性が高く、かつ仕上がり精度の高い TBM 工法が適している。軟岩系岩盤では、支保工の設置が必要となるため、掘進にともなって TBM の後部で、コンクリートセグメントを組み立てる計画とした。図 4.5-1 に TBM 工法のイメージを示す。



図 4.5-1 TBM 工法のイメージ

これら水平坑道のずり出し方式としては、長距離の大量ずりの運搬に適するレール方式が適している。水平坑道建設時の換気については、2本の建設用立坑を排気用、入気用の立坑として用い、水平坑道が貫通していない時点では局所排気ファンを設置するとともに換気ダクトを用いた換気法（風管換気法）を適用し、坑道が貫通した時点で、連絡坑道に風門（換気用の扉）を設置することにより、一方向の循環換気（坑道換気法）に切り換えることが可能である。排水については、坑道の勾配を利用して立坑坑底部に導水することができる。また避難経路は、アクセス坑道までの経路として複数の坑道を利用することや緊急待避所を設けることにより、確保することが可能である。

(3) 処分孔

処分孔には、廃棄体と緩衝材が定置されることから、仕上がり精度や周辺岩盤の損傷に留意した掘削方法が必要となる。直径2.2 m程度の処分孔の掘削工法としては、以下の大口径岩盤掘削工法が考えられる。

- ・オーガ掘削工法：切削型のビットを回転させて掘削する工法
- ・ロータリー掘削工法：ローラー式のビットを回転させて掘削する工法
- ・パーカッション掘削工法：重錐式とダウンザホールハンマ方式があり、それぞれ重錐またはハンマによる衝撃力を利用して掘削する工法
- ・ケーシング回転掘削工法：ケーシングチューブを回転させながら圧入し、その内部を掘削する工法

硬岩系岩盤では、限定された作業空間で掘削が可能であり、一軸圧縮強度が100 MPa以上の岩盤を確実に掘削できるという点で、パーカッション掘削工法のうち、ダウンザホールハンマ方式を応用した掘削工法が適していると考えられる。この工法は、ドリルロッドの先端に装着したエアハンマで岩盤に打撃を与え、削孔深度に応じて上部にロッドを継ぎ足しながらボアホールを掘進していく方式である。ダウンザホールハンマ方式を応用した全断面掘削機の例を図4.5.2に示す。

軟岩系岩盤では、軟岩での適用実績が多く、騒音・振動も少ない（日本建設機械化協会、1996）ロータリー掘削工法が適している。この工法は、可動架台上に据え付けた掘削機に岩盤用リパースビットとロッドを接続し、掘削機のスラスト力と回転により掘削を行う方式である。

たように、ガスなどの有用な資源が存在する岩盤については、十分な調査のもとに、人間侵入の可能性を低減する観点から、サイト選定で基本的に避けるという対策をとる。そのうえで選定されたサイトにおいてガスの湧出が予測される場合には、表 4.5-4 に示すような対策により対処していく必要がある。断層破碎帯における岩盤の不安定現象は、断層破碎帯の性状や岩質、湧水状況などによって異なり、硬岩系岩盤では切羽の崩落など、軟岩系岩盤では断層破碎帯近傍での岩盤全体の押し出しなどを考慮しておく必要がある。また地下深部に建設される処分場では、深度にともなって地温が高くなるとともに、建設機械などからの放熱によって、坑道内の気温は上昇するため、熱についても対策が求められる。

これらの現象に対する予測方法と対策工法の例を、現状の技術に基づいて整理し、表 4.5-4 に示す。

表 4.5-4 各種対策工法のまとめ

現象	予測方法	対策工法の例
湧水とそれに関連する岩盤の崩壊などの不安定現象（対象：硬岩系、軟岩系岩盤）	・坑道切羽にて実施される 先遣探査ボーリング ・反射法地質探査など	・グラウトによる止水工法の適用 ・水抜きボーリング、水抜き導坑の設置 ・ポンプ坑を利用したノレー排水の適用などの排水設備の増強など
山はね（対象：硬岩系岩盤）	・AE（Acoustic Emission：音響（微小破壊音）放出）計測	・鋼製支保工、キットによる棚削面の保護 ・フリクションタイプ・ロックボルトの適用 ・鋼線鉄筋強化コンクリートの吹付けなど
ガスの湧出、突出（対象：軟岩系岩盤）	・坑道切羽にて実施される 先遣探査ボ・リング	・ガス抜きボーリングの設置 ・ガス検知システムの設置 ・換気設備の増強など
その地温（対象：硬岩系、軟岩系岩盤）	・坑道内気温計測	・大容量の換気設備や冷却設備の設置 ・断熱性爆薬の適用（地温が非常に高く、発破作業時に爆発が自然燃焼を起こす危険性がある場合）など
断層帯（対象：硬岩系、軟岩系岩盤）	・坑道切羽にて実施される 先遣探査ボーリング ・反射法地質探査など	・坑道周辺岩盤と支保工の計測管理に基づく支保の増強（ロックボルトの増し打ちなど）や岩盤の改良（グラウトなど） ・断層帯の位置位置からの必要な距離の確保など
大きな地圧に伴う変位（対象：軟岩系岩盤）	・内空変位や支保工応力計などの計測と、これに基づく最終変位量の予測	・支保工の増強（鋼製支保工のグレードアップなど） ・錠ボルト、インハートボルトの適用 ・変形余裕量を考慮した掘削・支保工の適用など

4) 品質管理

アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道、処分坑道および処分孔の建設においては、設計が妥当なものであり、設計仕様を満たしていることを確認するため、ロックボルトや吹付けコンクリート、鋼製支保工などの使用材料とその出来形の品質管理に加え、切羽などにおける岩盤の観察、内空変位や地中変位、およびロックボルト軸力などの計測が、きわめて重要である。これらの品質管理については、後段の 4.6 節において詳述するように、類似の岩盤地下構造物で適用されている現状技術により十分に行うことができる。

4.5.3 操業

操業においては、地上施設でのガラス固化体の受入れ、オーバーバックへの封入、アクセス坑道での廃棄体や緩衝材の坑底への搬送、連絡坑道・主要坑道・処分坑道における廃棄体や緩衝材の搬送・定置などが行われた後、引き続き処分坑道、主要坑道が埋め戻される。この節では、ガラス固化体の受け入れから廃棄体や緩衝材の搬送・定置までの作業と、その後行われる処分坑道、主要坑道の埋め戻し作業に分けて検討を行うこととする。

1) ガラス固化体の受け入れから廃棄体や緩衝材の搬送・定置までの作業

ここでは、操業段階の作業を、地上施設における作業、アクセス坑道における作業、連絡坑道・主要坑道・処分坑道における作業の3つに分類し、各作業内容、作業手順などについて検討を行った。

(1) 地上施設

地上施設のうち操業にかかわる施設としては、オーバーバック封入施設、緩衝材製作施設などがある。オーバーバック封入施設では、①ガラス固化体を収納したキャスク（輸送容器）の受入れ・検査、②ガラス固化体の抜き出し、③ガラス固化体の検査、④ガラス固化体のオーバーバックへの封入、⑤廃棄体の検査、および⑥廃棄体の地下への搬出が主要な作業となる。

(2) アクセス坑道

アクセス坑道における主要な作業は、地上施設から搬出されてきた廃棄体および緩衝材の坑底までの搬送である。アクセス坑道での搬送方式としては、そのアクセス方式に応じて、立坑方式ではエレベータ方式、斜坑方式ではレール方式または無軌道車両方式が考えられる。立坑方式はエレベータ搬送であるため、搬送に車両を利用する斜坑方式と比べて短時間での搬送が可能となる。一方、斜坑方式は、その勾配が比較的緩やかな場合には、安全対策が立坑方式の落下防止対策に比較して容易であるという利点を有する。アクセス坑道における基本的な作業手順としては、①坑口積み込み、②アクセス坑道内搬送、③坑底積み降ろしとなる。

立坑方式におけるエレベータへの廃棄体の積み込み形態としては、積み降ろし作業を無人化できることから、廃棄体を遮へい機能付きの移動式車両（キャスクカー）に収納し、車両ごと積み込む方法について検討した。図 4.5.3 に立坑方式における作業概念を示す。

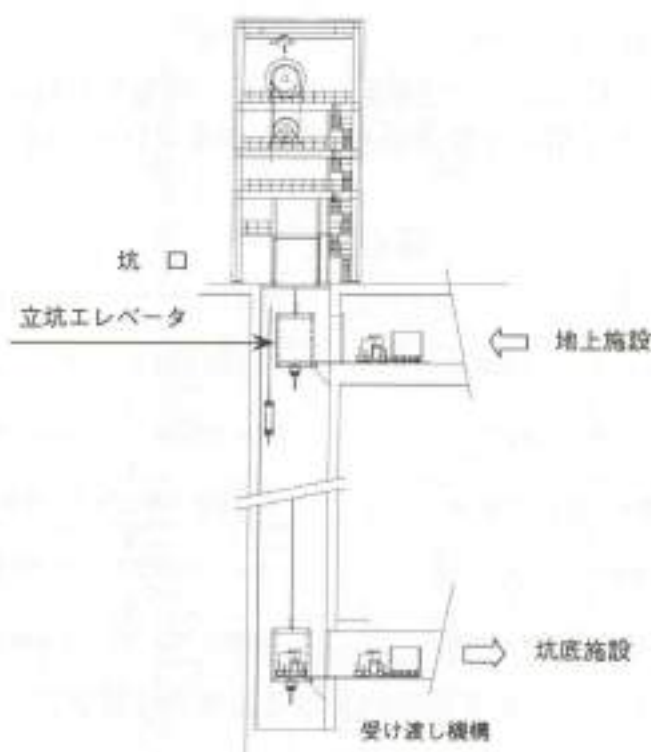


図 4.5-3 立坑方式における作業概念の例

斜坑方式における搬送としては、レール方式に比べ安全管理上重要な保守作業が容易となる無軌道方式について、電力中央研究所・電気事業連合会においても検討がなされており、その作業概念として図 4.5-4 が示されている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。

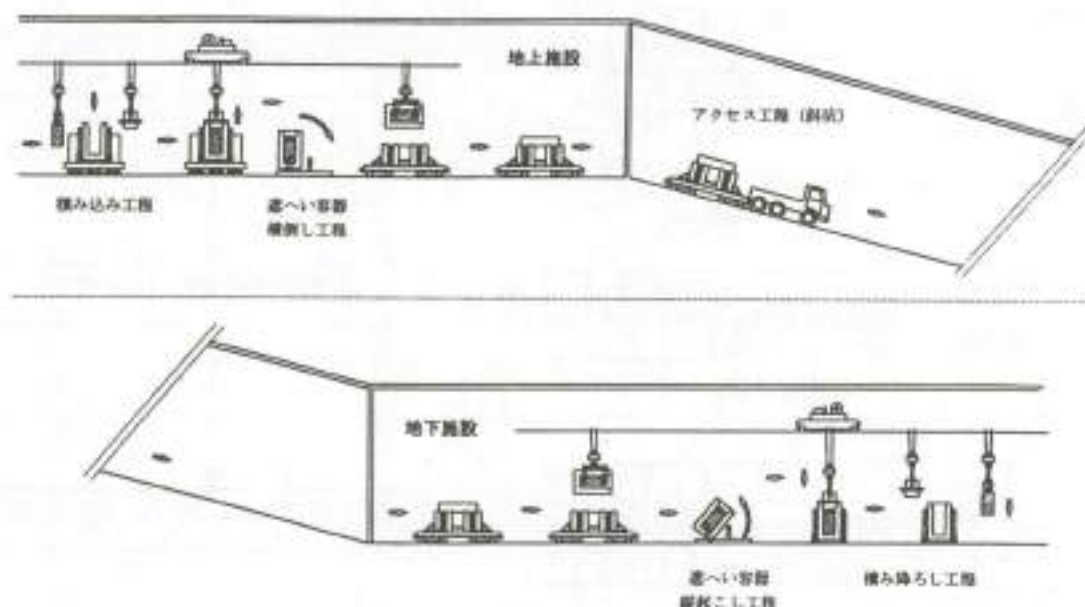


図 4.5-4 斜坑方式における作業概念の例

(3) 連絡坑道・主要坑道・処分坑道

連絡坑道・主要坑道・処分坑道での主要な作業は、廃棄体と緩衝材の搬送と定置である。緩衝材にブロックを用いた場合の基本的な作業フローの例を図 4.5-5 に示す。

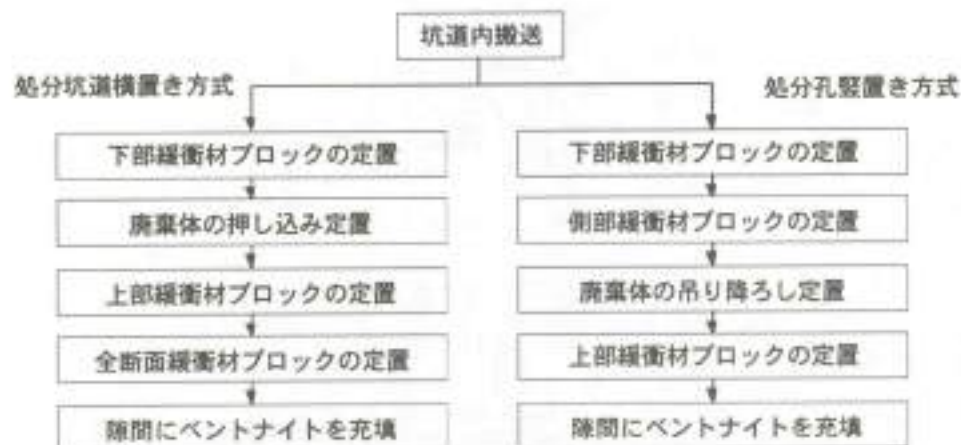


図 4.5-5 地下施設における基本的作業フロー

ここで、廃棄体と緩衝材の定置作業概念は、遠隔操作を前提として検討した。

処分坑道横置き方式の場合、処分坑道断面が小さいため、レールなどの付帯設備の設置や撤去などが困難と考えられる。したがって、図 4.5-6 に示すように、処分坑道壁面をガイドとして、車輪で自走する設備により、緩衝材ブロックや廃棄体を処分坑道軸方向に押し込むように定置する概念が適用できると考えられる。

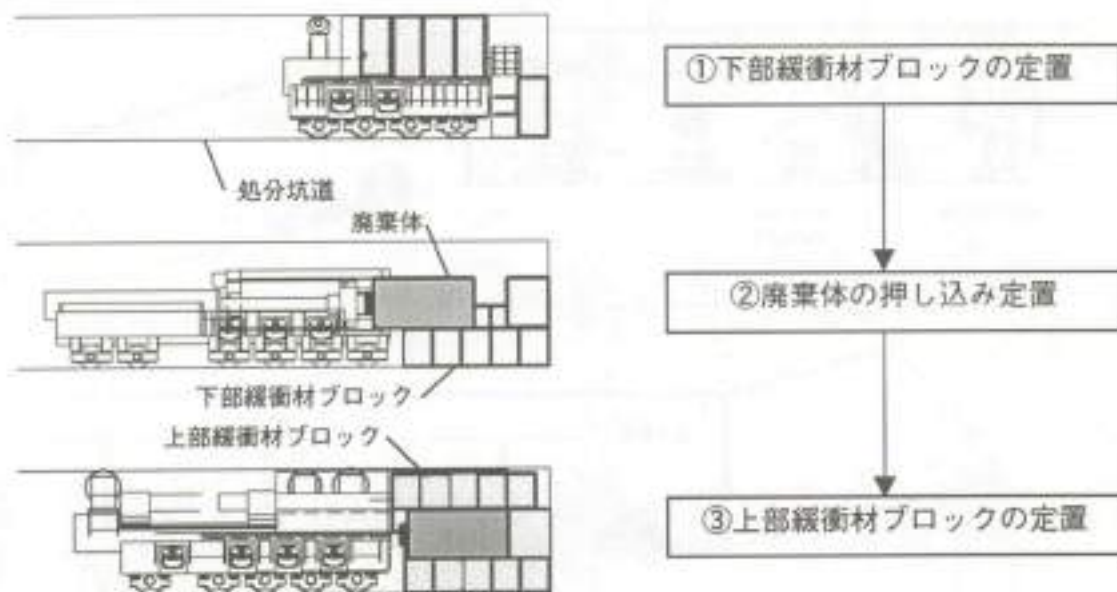


図 4.5-6 処分坑道横置き方式の定置概念

処分孔竖置き方式の場合には、処分坑道断面が比較的大きいことから、レールなどの付帯設備の設置や撤去が容易であるため、レール方式が採用可能である。したがって、図 4.5-7 に示すように、処分坑道に敷設したレール上を走行し処分孔上部に到達後、緩衝材ブロックや廃棄体を孔内に吊り降ろす概念が適用できる。

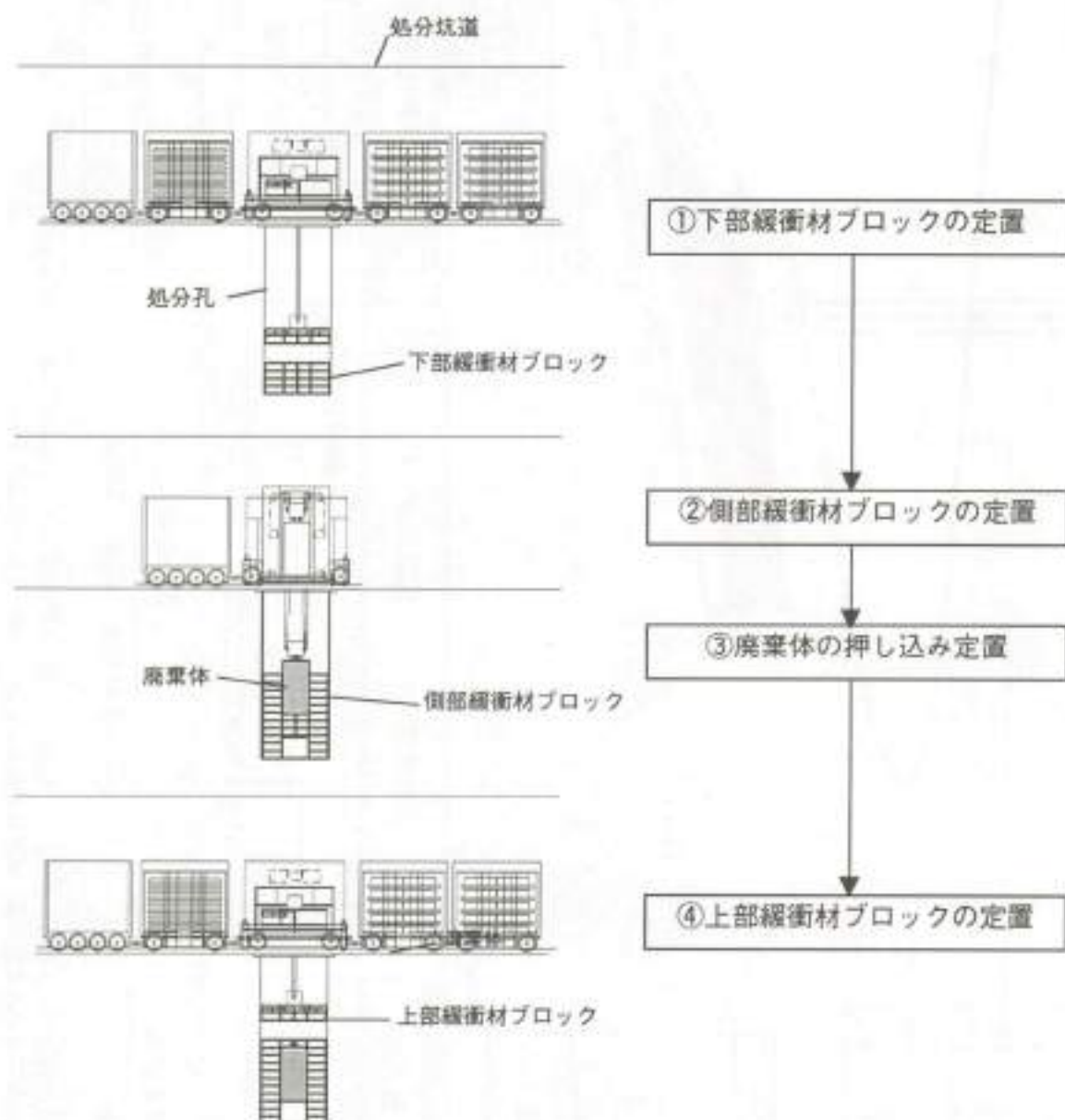
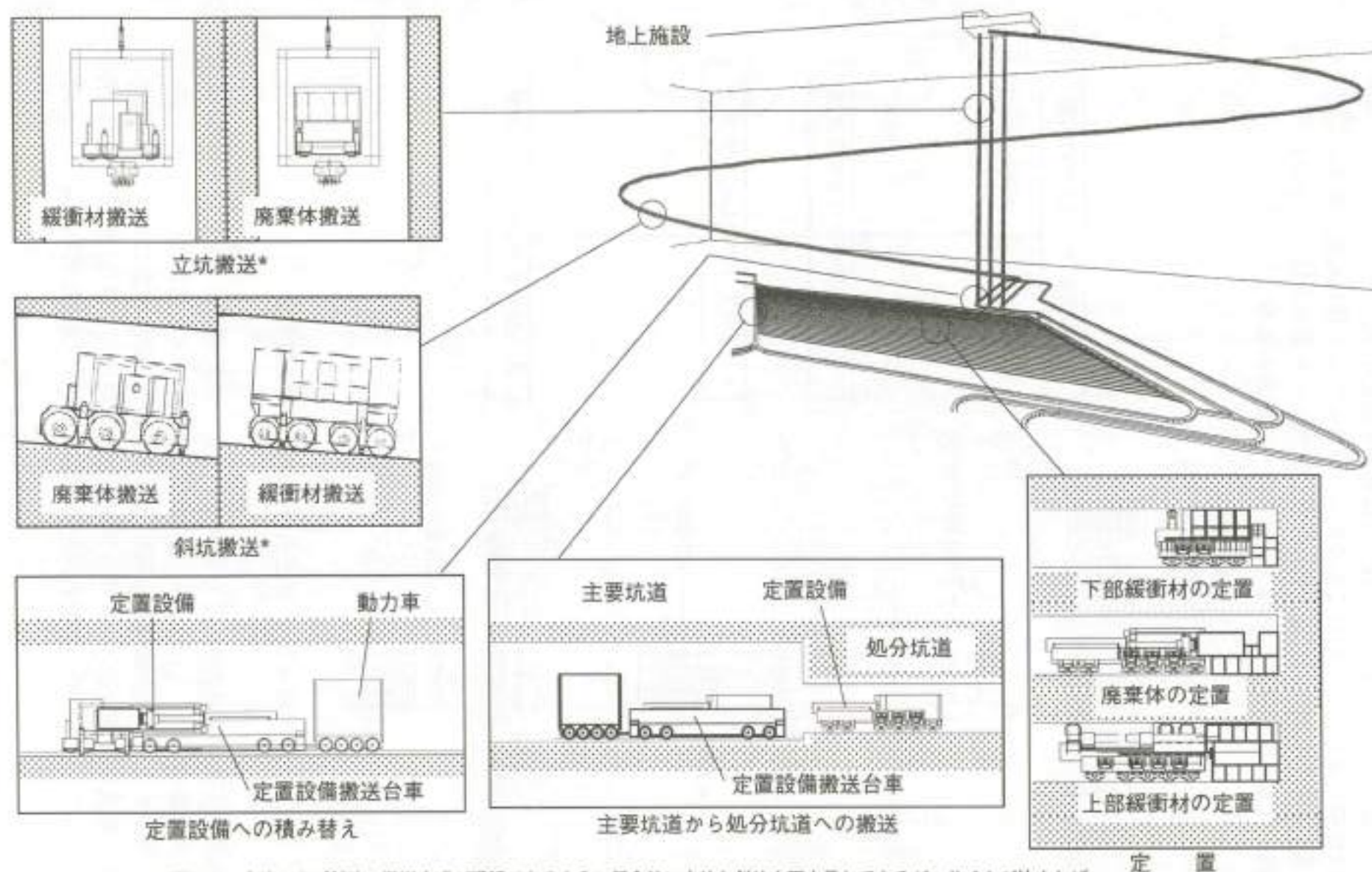


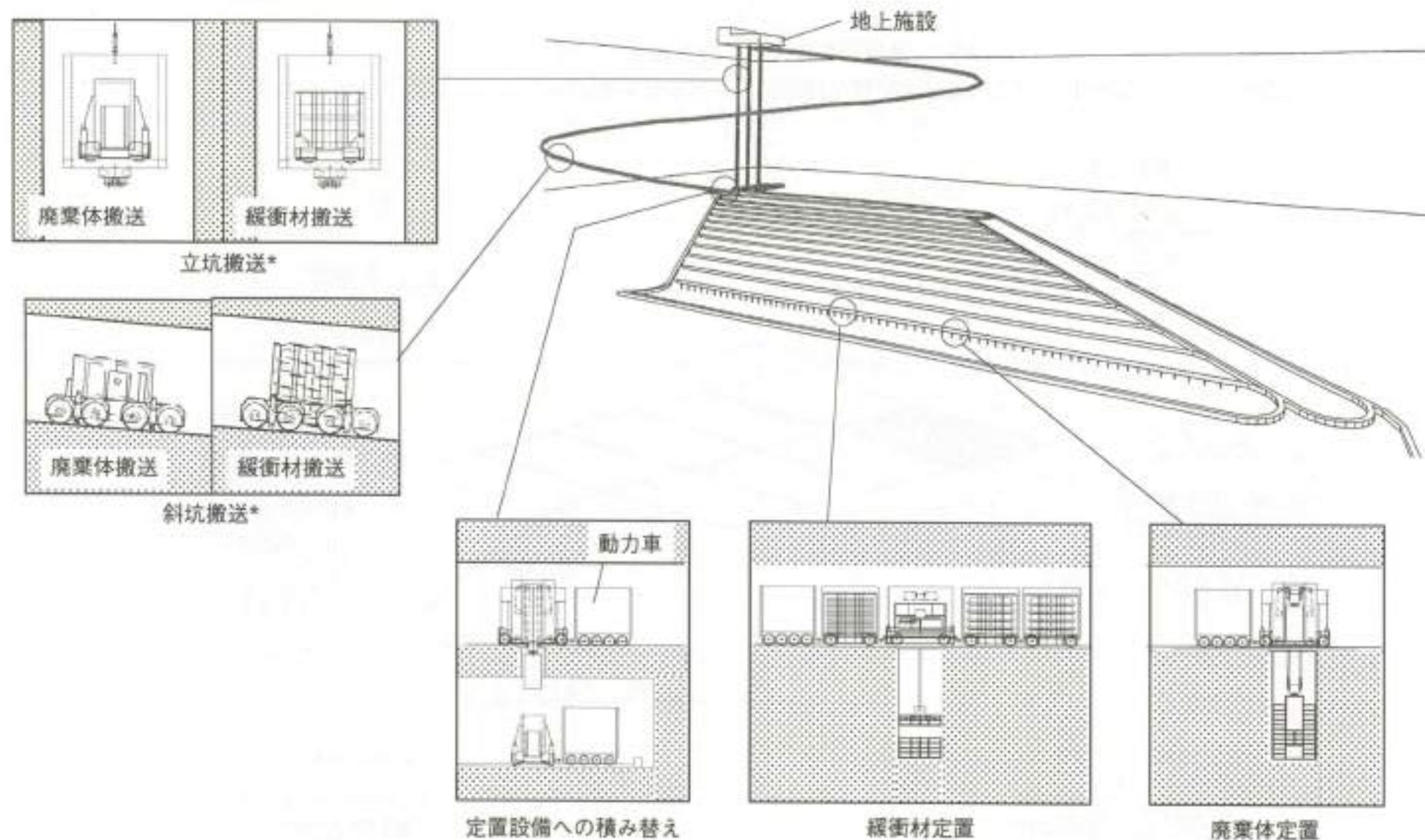
図 4.5-7 処分孔竖置き方式の定置概念

以上の検討に基づく廃棄体および緩衝材の搬送・定置設備の全体構成を、処分坑道横置き方式の場合について図 4.5-8 に、処分孔竖置き方式の場合について図 4.5-9 にそれぞれ例示する。一体型緩衝材を用いる場合の搬送・定置概念については、電力中央研究所・電気事業連合会において、一連の検討がなされており、搬送・定置設備の全体構成として、図 4.5-10 が示されている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。



* 図では、立坑および斜坑の搬送方式が理解できるように概念的に立坑と斜坑を両方示してあるが、サイトが決まれば、その地質環境条件や敷地条件なども考慮して、最適な方式あるいはその組み合わせが設定される。

図 4.5-8 処分坑道横置き方式における廃棄体および緩衝材の搬送・定置設備の全体構成の例（ブロック方式）



* 図では、立坑および斜坑の搬送方式が理解できるように概念的に立坑と斜坑を両方示してあるが、サイトが決まれば、その地質環境条件や敷地条件なども考慮して、最適な方式あるいはその組み合わせが設定される。

図 4.5-9 処分孔縦置き方式における廃棄体および緩衝材の搬送・定置設備の全体構成の例（ブロック方式）

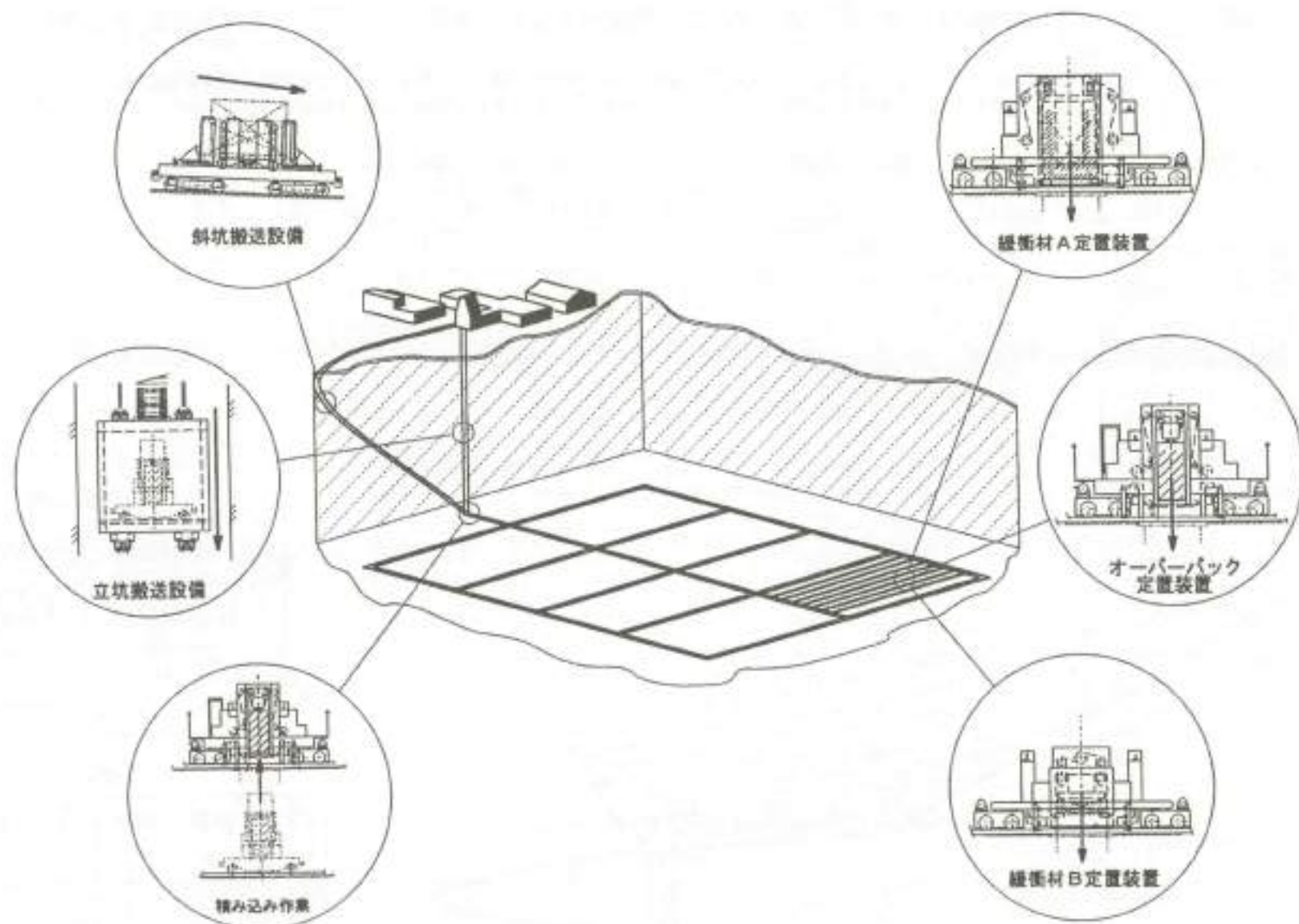


図 4.5-10 処分孔縦置き方式における廃棄体および緩衝材の搬送・定置設備の全体構成の例（一体型方式）
（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）

ここで行った概念検討によって、現状の技術の延長上にある技術を用いて、基本的には廃棄体や緩衝材の搬送・定置を行うことができる見通しが得られた。今後、これらの概念の実用化に向けて、アクセス施設におけるエレベータの落下や斜坑搬送車両の制御喪失時の対策などの安全性に関する詳細な検討や、遠隔定置に関わる各機構、廃棄体および緩衝材の施工品質（定置状態）などについて実規模試験を通じた確認などが必要となる。

(4) 換気、排水設備

地下施設では、坑道の建設や廃棄体の搬送・定置作業が並行して行われることを想定して、海外の研究例（Grandin et al., 1994）にも示されているように、換気システムをそれぞれのエリアごとに、独立に設けることが適切と考えられる。換気ための設備に関しては、地層処分の事業化を目指した研究（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）において、全体のシステムや機器・装置などについて具体的な検討が行われており、その技術的成立性が示されている。また、排水設備に関しても、同じ研究の中で、処分場のレイアウトに基づき湧水量を把握した上で、排水ピットの大きさ、排水ポンプの仕様、排水ルートなどについて、処分場全体の排水計画が行われ、その技術的成立性が示されている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。

2) 処分坑道および主要坑道の埋め戻し

4.3.4 5) で述べたように、人工バリアが定置された後、引き続き処分坑道と主要坑道が操業の一環として埋め戻される。これらの坑道の埋め戻しには、所定の埋め戻し材を用いて、設計された乾燥密度で均一に施工し、坑道を充填することが求められる。横置き方式の処分坑道は、廃棄体の定置と同時に設置される緩衝材によって充填される。ここでは、処分坑道および主要坑道の埋め戻しに関する作業について具体的に示す。

整置き方式の場合、4.3.3 2) (2) ③で述べたように、処分孔に人工バリアが設置された後の処分坑道内では、緩衝材の遮へい能力によって廃棄体の放射線が人体に害を及ぼさないように抑えられることから、埋め戻し作業における施工機械などの運転は直接人間が行うものとした。

(I) 施工方法

処分孔整置き方式の処分坑道や主要坑道のようなほぼ水平な坑道における埋め戻しの施工方法としては、表 4.5-5 に示すように、ブロックの積み上げ、あるいは埋め戻し材のまきだし・締固め、吹付け、横締固めなどの工法が考えられる。ブロックを用いた工法は、あらかじめ密度を調整できることや、製作機械の能力に応じて高密度のものを作製できることなどが長所として挙げられる。まきだし・締固め、吹付け、および横締固めの各工法は、埋め戻し材が粒状で一定の形状を有していないことから、坑道の形状などにあわせて現場での柔軟な施工が可能となる。

表 4.5-5 に示した施工方法には、前述したようにそれぞれ特徴があり、坑道内の状況などに応じて工法を適宜選択することができる。このうち、下半部をまきだし・締固め工法、上半部をブロック工法+吹付け工法で施工する組み合わせについて、埋め戻し作業のイメージを図 4.5-11 に示す。

原位置における実規模の埋め戻しの施工実績として、スウェーデンの HRL における試験では、坑道の下半分についてまきだし・締固め工法、上半分については横締固め工法が採用され、十分な締固め密度が達成されている (Gunnarsson et al., 1996)。

表 4.5-5 埋め戻しの施工方法の組み合わせ例

下半部	まきだし・締固め			横締固め
上半部	ブロック +吹付け	吹付け	横締固め	横締固め
判定	上半部の品質保持に有効である。ブロックおよび坑道環境の管理が重要。	骨材混合体（砂・礫+バントナイト）が仕様とおりの品質で施工できるかが課題	施工機械の実績は少ないが、機械の開発、品質の確認ができれば合理的な方法。	施工速度の面で通常のまきだし・締固めより有利であることが確認されれば適用可能。

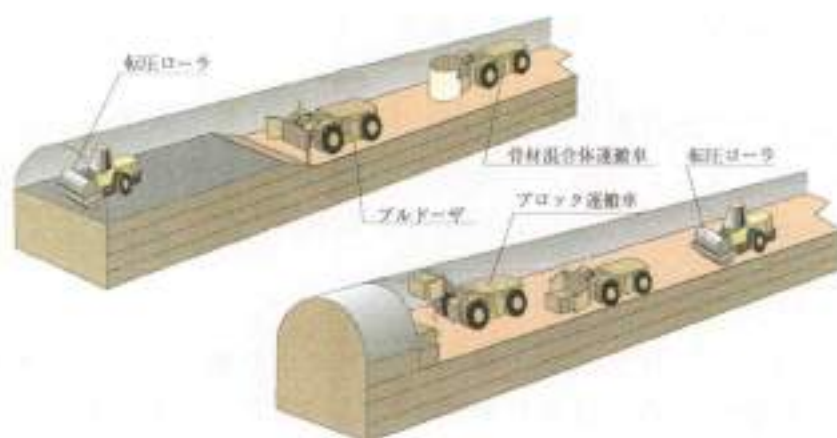


図 4.5-11 水平坑道の埋め戻し作業のイメージ
(下半部；まきだし・転圧締固め，上半部；ブロック+吹付け)

(2) 対策工 — 湧水割れ目の隔離 —

多量の湧水をとまなう高透水性の割れ目などが坑道と交差するような場合，緩衝材や埋め戻し材が地下水によって流出し，密度が低下するなど，バリア性能に有意な影響を及ぼす可能性がある。このため，坑道と割れ目が短絡する水みちが形成されないように適切に処置する必要がある。このような割れ目に対しては，図4.5-12に示すように，低透水性を有し，長期にわたって変質などが少ない粘土プラグを割れ目の前後に設置し，はさみ込むようにする方法が有効と考えられる。このプラグは，膨潤性を高め，低透水性を十分発揮できるようにするために，埋め戻し材よりもベントナイトの混合率が高く，乾燥密度も大きいものとする。このようなプラグに関しては，カナダAECLの地下研究施設において施工技術の確認を行っている（藤田・杉田，1998）。また，このプラグの設置に先立って，割れ目に補助的にグラウトを注入しておく，プラグの低透水性をより向上させることが期待される。

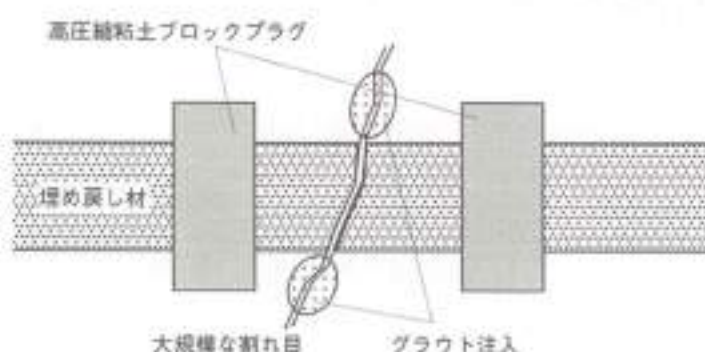


図 4.5-12 埋め戻し時の高透水性の割れ目の処置

また，主要坑道を埋め戻した後，埋め戻し材の膨出を防止するための対策として，4.3.3 2) (5)で述べたコンクリートプラグを坑道端部に設置しておくことが有効である。

これらのプラグは概略以下の手順により構築される。

力学的に安定にプラグを設置するため、プラグ本体の施工に先立って、坑道周辺の掘削影響領域の深さなどを考慮して適切な切り欠きを設ける。このとき、支保工が設置されている場合は、坑道の力学的安定性を損なわないように、周辺岩盤を補強しながら支保工を撤去することが必要となる。

粘土プラグは、フォークリフトなどを用いて下段より順次ブロックを積み上げていく。このとき、岩盤との境界はあらかじめ吹付けなどにより平坦にしておく。コンクリートプラグは、型枠を設置し、コンクリートポンプによりコンクリートを打設する。プラグ上端部はコンクリートの硬化収縮により隙間が生じる可能性があることから、コンクリートが硬化した後、必要に応じて無収縮モルタルや膨張コンクリートなどを注入し、隙間を充填する。

(3) 品質管理

埋め戻し材とプラグ材の品質管理項目は、材料の形態に依存する。ベントナイトと骨材の混合材による埋め戻し材と粘土プラグ材の透水性などの特性を左右するのは、ベントナイトの混合率、密度および含水比であり、これらは重要な品質管理項目となる。低アルカリ性コンクリートや普通コンクリートを用いたプラグにおいては、期待される強度や低透水性などの特性に影響を及ぼす水セメント比と単位セメント量、単位水量などが、品質管理項目として重要となる。いずれの材料を用いた場合においても、材料の配合にかかわる品質管理だけでなく、製造時や施工時の品質管理も重要であることに留意しておく必要がある。これらの品質管理は、類似の建設工事で適用されている現状技術により十分に行うことができる。具体的な管理目標値や検査頻度については、原位置での施工試験や実規模での試作など、今後の研究開発により適切に設定されることになる。

4.5.4 閉鎖

閉鎖段階においては、地下施設を地上から隔離するために、連絡坑道、アクセス坑道およびボーリング孔を適切に埋め戻す必要がある。これらの埋め戻しには、4.5.3 2)と同様に、所定の埋め戻し材を用いて設計された乾燥密度で均一に施工し、坑道を充填することが求められる。これらの埋め戻しに引き続き、地上施設の解体・撤去が行われる。

1) 連絡坑道の埋め戻し

処分パネル間あるいは処分パネルとアクセス坑道間を結ぶ連絡坑道は、処分坑道や主要坑道と同様にほぼ水平な坑道である。したがって、連絡坑道の埋め戻しは、4.5.3 2)で述べた処分坑道と主要坑道の埋め戻し技術を適用することができる。

2) アクセス坑道の埋め戻し

(1) 施工方法

①斜坑方式

斜坑方式のアクセス坑道については、基本的には 4.5.3 2)で記述した埋め戻しの要素技術が適用できる。斜坑の場合、ある程度の勾配を有していることから、坑道先端部近傍の鋭角となる部分の埋め戻しに工夫が求められるものの、坑道の上半分、下半分の区別なく連続して埋め戻しを行うことが可能である。このような埋め戻しにおいては、まさだし・締固め工法と横締め工法の組み合わせが適している。

②立坑方式

立坑方式のアクセス坑道の埋め戻しについては、重力方向の締固めが容易であることから、立坑下部より順次締固めて施工していく方法が有効である。立坑方式のアクセス坑道における埋め戻し作業のイメージを図 4.5-13 に示す。

(2) 対策工 — 坑口の処置 —

アクセス坑道の埋め戻し終了後、坑道を密閉し、坑道への人間の不用意な侵入を防ぐため、アクセス坑道の坑口にプラグを設置する。このようなプラグには、埋め戻し材の膨潤応力に抵抗でき、人間の不用意な侵入を防ぐという観点から、強度の高いコンクリートプラグが適している。プラグの施工方法については、処分坑道および主要坑道における施工方法が基本的に適用できる。

これまでに述べた坑道の埋め戻しにかかわる要素技術は、現状の技術を適用することが可能である。これらの要素技術を組み合わせた埋め戻し施工技術については、別途計画が進められている深地層の研究施設での試験研究などの成果を活用することにより、地下深部での施工性などを確認していくことが重要である。

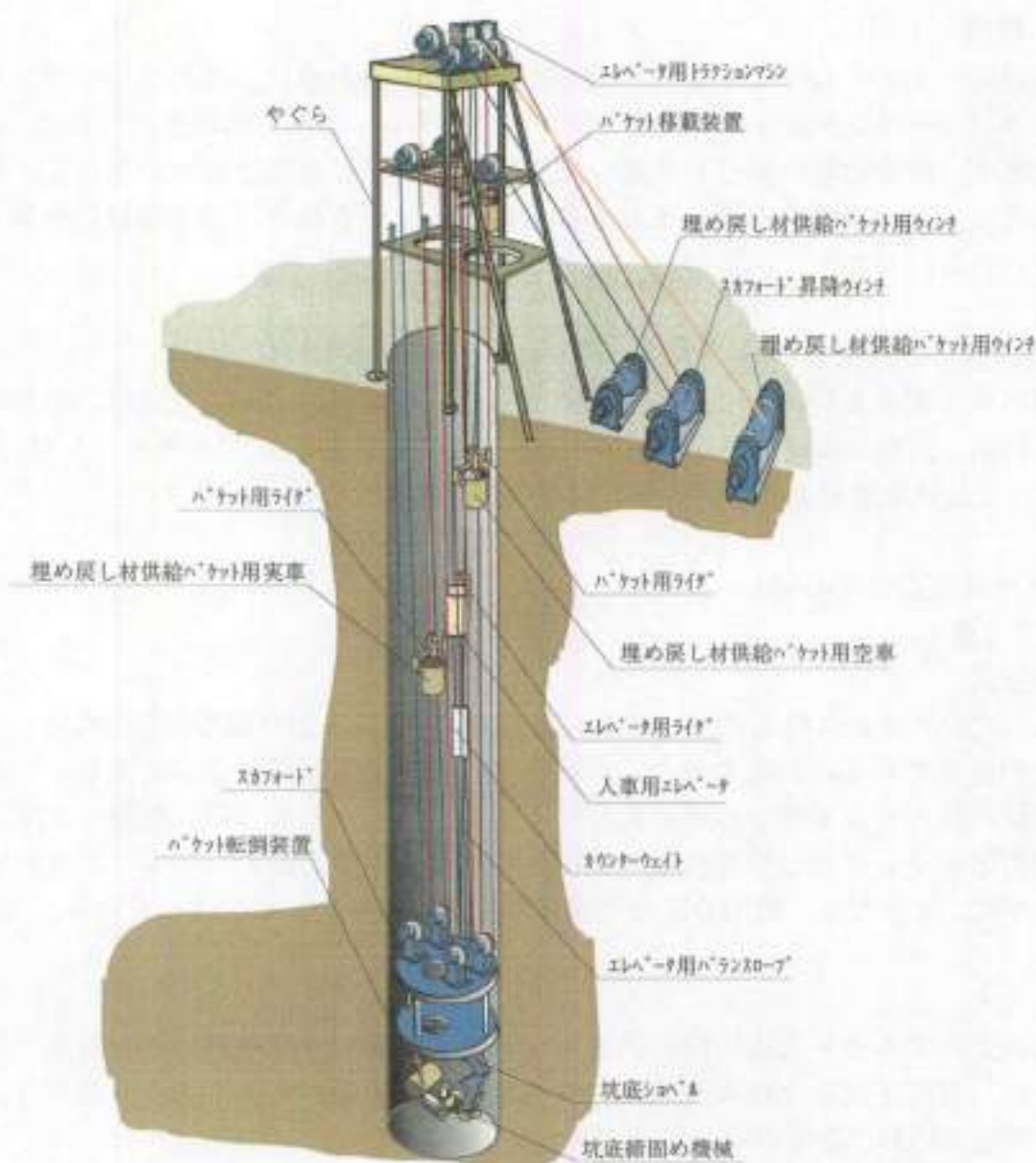


図 4.5-13 立坑方式アクセス坑道の埋め戻し作業のイメージ

3) ボーリング孔の埋め戻し

ボーリング孔は、その役割により処分場建設当初から長期にわたって使用するものもあり、その方向も鉛直孔、斜孔、水平孔とさまざまである。地表からのボーリング孔は地下と短絡する水みちに、坑道内からのボーリング孔についても新たな水みちとなり得ることが想定されるため、適切に充填する必要がある。これまでのボーリング孔の埋め戻し方法としては、ストリパプロジェクトで検討されたボアホールプラグ (Fairhurst et al., 1993) や、グリムゼル試験場におけるボーリング孔閉鎖試験 (Blümling, 1997) で適用された、粘土で充填する方法がある。1,000 m 級のボーリング孔の埋め戻しについては、全長にわたって適切に充填できる技術の確認などが必要である。

4) 地上施設の解体・撤去

アクセス坑道やボーリング孔の埋め戻しに引き続き、地上施設の解体・撤去を行う。地上施設の解体・撤去、跡地の復旧方法については、原子力発電所などの類似の構造物における現状技術を適用することが可能である。

5) 品質管理

アクセス坑道および連絡坑道の埋め戻し、アクセス坑道坑口のプラグにかかわる品質管理項目は、4.5.3 2)で述べた項目と同じである。これらの品質管理は、類似の建設工事で適用されている現状技術により十分に行うことができる。

4.6 処分場の管理に関する技術的検討

専門部会報告書は、処分場の安全を確保するためには、サイト特性調査で予測される地質環境条件が、処分場の建設や操業、あるいは天然現象などによる擾乱を受けて変動しても、その幅が設定された設計条件の範囲内にあることを、処分場の管理を通して確認することが重要であるとしている。ここでは、地層処分の基本概念における制度的管理の位置付けなどに関する国際的共通認識を念頭において、処分場の管理の考え方を整理し、その管理の目的は、地層処分システムの安全性が確保できる状態にあることを判断するために、必要な技術的情報を整備しておくことであるとした。またこの目的に沿って、建設・操業・閉鎖の各作業段階で行われる処分場の管理の内容について検討し、処分場の管理に関する技術的基盤を整えておくこととした。

4.6.1 地層処分の基本概念と制度的管理に関する国際的コンセンサス

地層処分の基本概念の特徴は、人間の介入や制度的管理を必要とせず、本質的に受動的であり永続的である点である。

このような認識は、加盟各国の合意のもとに 1989 年に国際原子力機関 (International Atomic Energy Agency; 以下、「IAEA」という) から出版された安全シリーズ No.99「高レベル放射性廃棄物の地層処分に対する安全原則と技術基準」(IAEA, 1989)において、「処分システムの健全性を維持するために将来の世代に頼ることなく、また処分場の存在によって将来の世代に重大な強制を課することなく、高レベル放射性廃棄物を長期間にわたって人間環境から隔離すること (将来世代に対する責任)」として示されている。

ここで制度的管理 (Institutional Control) とは、IAEA の安全シリーズ No.111-F「放射性廃棄物管理の原則」(IAEA, 1995) によれば、「国あるいは地方政府 (state) の法律の下で指定された当局あるいは公的機関による廃棄物サイト (たとえば、処分サイト) の管理 (control)」。このような管理 (control) は、能動的 (モニタリング、監視、修復作業) または受動的 (土地利用の管理) なものであってもよく、原子力施設 (たとえば、浅地中処分施設) の設計の際に考慮すべき項目の 1 つであってもよい」とされているものである。

また、OECD/NEA により 1995 年にまとめられた専門家の集約意見 (コレクティブ・オピニオン) (OECD/NEA, 1995) では、地層処分が制度的管理を必要としない解決策であるとして、以下のように述べられている。

「長寿命の放射性廃棄物を深くて安定な地層に処分する技術的利点に関して、今日、広範な国際的意見の一致がある。多重バリアシステムによって、この方策はきわめて長期間にわたり生物圏から廃棄物を隔離し、数千年以後に生物圏に到達する残留放射

性物質が、たとえば自然の放射能バックグラウンドと比較して有意でない濃度となることを確実にし、不注意な人間侵入によるリスクを許容できるほど小さくするであろう。このような最終処分解決策は、人間の介入や制度的管理を必要とせず、本質的に受動的であり永続的である。ただし、社会が安定な状態で発展するならば、立地記録や定常的監視は、実際には長年にわたり維持されることが予測される。」

地層処分の安全性は、制度的管理に依存するものではないという認識は、「地層処分された廃棄物にアクセスし回収する可能性 (Retrievability / Reversibility)」に関して、1998 年に開催された国際ワークショップ (ANDRA, in preparation) においても、再確認されている。

4.6.2 処分場の管理の基本的考え方

上述した地層処分の基本概念と制度的管理との関係を考慮すれば、処分場の管理 (Management of the Disposal Site) とは、サイト特性調査や工学技術の実証を受け、処分場の建設、操業を経て、閉鎖によって「受動的」なシステムに移行するまでに行われるものである。その主要な目的は、モニタリングなどによる管理に依存せず、地層処分システムの安全性が確保できる状態にあることを判断するために必要な技術的情報を整えることであるといえることができる。ここで、「閉鎖」とは、人間と処分坑道との連絡経路を断つこととなる連絡坑道・アクセス坑道の埋め戻し^{4.20)}、調査観測用のボーリング孔の埋め戻し、および地上施設の解体・撤去を指し、これらすべての埋め戻しと地上施設の解体・撤去が完了した時点をも「閉鎖完了」と定義する。

閉鎖完了後においては、地層処分の長期的安全性の観点からは、技術的にはモニタリングなどによる管理のもつ意味はなくなるが、このことは、土地利用の制限、標識、フェンス、記録の保存などによる管理を、積極的に排除することを意味するものではない。

以上のことから、処分場の管理に関する技術的検討においては、モニタリングなどによる管理を不要とし処分場を閉鎖するために、技術的な観点からどのような情報を、どのような目的で、どのような方法により、どの程度把握しておくかを明らかにすることが重要であり、これらは図 4.6-1 に示すサイト特性調査段階から閉鎖段階までの期間について、一貫した流れの中で検討する必要がある (Sakuma et al., in preparation)。

^{4.20)} 処分坑道と主要坑道は操業中に順次埋め戻される。

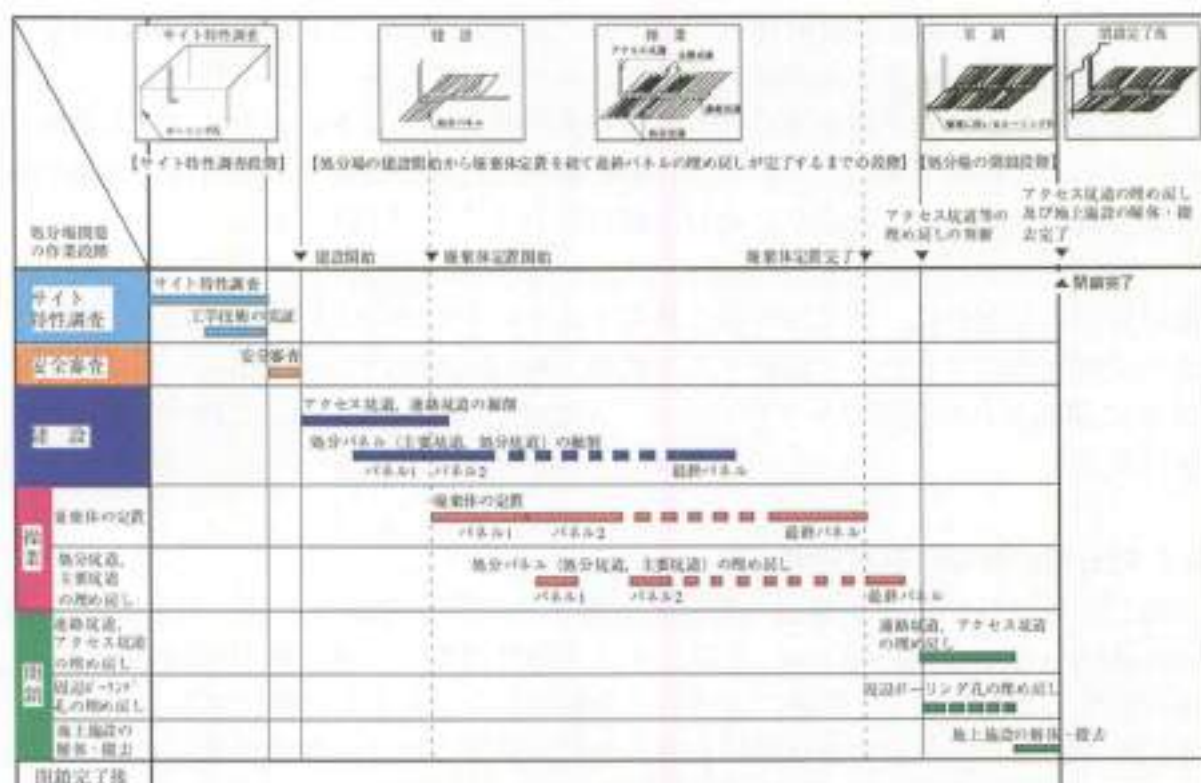


図 4.6-1 地層処分の概略工程

4.6.3 処分場の管理の内容

前述した処分場の管理の基本的考え方に基づけば、専門部会報告書に示された課題に対し、処分場の管理の具体的内容として、以下の項目を考える必要がある。

- ・設計・施工上の品質管理
- ・人工バリア周辺部および処分施設周辺部における地質環境条件に関するモニタリング

また、地層処分の長期安全性に直接的に関係するものではないが、サイト特性調査、建設、操業、閉鎖の各作業を安全かつ確実に進めていくために、処分場の管理の一環として実施する必要があると考えられるその他の管理としては、たとえば以下のような項目が挙げられる。

- ・処分場敷地周辺部の環境に関するモニタリング
- ・作業安全にかかわる管理

処分場の管理の内容に関しては、地層処分の事業化という観点から電力中央研究所・電気事業連合会においても検討がなされており、同様の項目が示されている（電力中央研究所・電気事業連合会，1999）。

1) 設計・施工上の品質管理

設計上の品質管理は、人工バリアや処分施設などの設計が妥当なものであることを

確認するために行われる。施工上の品質管理は、設計仕様を満たすような処分施設を建設し、人工バリア（廃棄体、緩衝材）を製作・施工するとともに、各坑道を埋め戻すために、建設、操業、閉鎖の各作業段階で実施されるものである。これらにより、周辺の地質環境条件をできるだけ乱すことなく、建設・操業・閉鎖を行い、また、閉鎖後において人工バリアが所期の性能を発揮できるようにすることが担保されることとなる。

処分施設の設計が妥当なものであることに関しては、建設・操業時において空洞周辺岩盤の挙動や支保工の健全性などに関する情報を把握することにより確認を行うことができる。また、人工バリアの設計が妥当なものであることについては、サイト特性調査段階で行なわれる「工学技術の実証」試験により、あらかじめ確認しておくことが可能であり、ここで得られた知見は、実際に人工バリアを構築する際の、設計・施工の品質管理のための技術的な拠り所として適用することができる。

施工上の品質管理については、建設時において、坑道などが仕様どおりに施工されたことを確認するための情報が必要となる。人工バリアの定置に関しては、仕様どおりに適切に製作・施工されたことを確認するための情報が、また坑道の埋め戻しについては、仕様どおり埋め戻しやプラグの設置が行われたことを確認できる情報が必要となる。このような施工上の品質管理を行うために必要となる情報の項目や技術については、サイト特性調査段階で行われる「工学技術の実証」試験や諸外国を含めた地下研究施設などを利用した試験を通じて十分な検討が必要であり、それに基づいてあらかじめ整備される。

以上の管理は、地上・地下施設の建設、廃棄体や緩衝材の定置および坑道などの埋め戻しの工程に合わせて地上施設や地下施設内で適切に行われることが不可欠である。設計・施工上の品質管理を適切に行うことは、最終パネルの埋め戻し終了後、処分場を閉鎖するための前提としてきわめて重要なものとなる。

2) 人工バリア周辺部および処分施設周辺部の地質環境条件に関するモニタリング

人工バリアの周辺および処分施設周辺部における地質環境条件が、処分場の建設、操業、あるいはその期間における天然現象などの擾乱によって変動しても、人工バリアや周辺母岩が所期の性能を発揮する上で許容できる範囲にあることを確認あるいは予測するための情報を得るためにモニタリングを行う。取得すべき情報の内容としては、主に、地下水の水理学的特性および地球化学特性、地質学的特性を挙げる事ができる。これにより得られる情報は、上述した設計・施工上の品質管理によって確認される情報と合わせて、処分場を閉鎖するための技術的な判断に用いられる。

上記の各特性に関して個々に計測すべき項目は、人工バリア周辺部や処分施設全体

の地質環境に関して、建設、操業、およびその期間における天然現象などの擾乱によって変化すると考えられるもので、人工バリアや地層処分システムが性能を発揮する上で重要なパラメータが対象となる。このようなパラメータは、サイト特性調査段階に行われる「工学技術の実証」試験や性能評価解析などによって絞り込んでおくことができる。モニタリングは、建設前の地質環境の初期情報を取得するため、サイト特性調査段階においても実施され、その後の変動を把握するために、建設、操業の各段階で継続して行われる。この際、処分サイトの地質環境に擾乱をできるだけ与えないようにするため、ボーリング孔の数は必要最小限にとどめるよう留意し、たとえばサイト特性調査で用いられる地表や地下坑道からのボーリング孔の一部を利用するなどの配慮が必要である。

諸外国の例では、たとえば米国の Proposed Rule: 10 CFR Part 63 (NRC, 1998)^{*21)}、Subpart F に記述されている性能確認プログラム (Performance Confirmation Program) が、これら処分場の管理として 1)、2) に述べた内容に相当する。性能確認プログラムは、性能目標に対して人工バリアシステムやサイト条件に関する予測を確認および補足するために行われるものであり、地質学的、水理学的、地球化学的ならびにその他の物理的パラメータが、サイト特性調査段階から処分場の閉鎖まで監視されることとされている。

3) その他の管理

・ 処分場敷地周辺部の環境に関するモニタリング

処分場の建設、操業、閉鎖の各作業段階を通じて処分場敷地周辺部の環境に有意な影響がないことを確認するためにモニタリングが行われる。計画項目としては、処分場敷地周辺部における地表水の水質や環境放射能などが挙げられる。このような管理は原則的には、土木、鉱山、原子力などの分野における現行の法規制あるいは基準類などに準拠して実施可能である。

・ 作業安全にかかわる管理

作業安全にかかわる管理は、処分場の開発の各作業段階において作業者の安全（放射線、非放射線）を確保するために行われるものである。このような管理も原則的には、土木、鉱山、原子力などの分野における現行の法規制あるいは基準類などに準拠して実施可能である。

上記 1) から 3) に述べたそれぞれの管理を行ううえで、処分場の建設、操業、閉鎖の各作業段階において取得すべきと考えられる主な情報の内容と計画項目を、表 4.6-1

^{*21)} Proposed Rule: 10 CFR Part 63 は、米国 NRC がユッカマウンテンにおける高レベル放射性廃棄物の地層処分（注：使用済燃料の直接処分）を対象として、10 CFR Part 60 をもとに策定し、1998 年 10 月に NRC 基準のドラフトとして公表されたものである。

4.6.4 計測技術

表 4.6-1 にまとめた項目に関して、計測を行うために用いることが可能と考えられる要素技術はすでに数多く存在する。今後、長期耐久性や空間的分解性能などの改良、高度化による計測技術の開発と、これらを用いた処分場全体での体系的なモニタリングシステムの構築が必要であり、それに際しては、スウェーデン HRL (Hard Rock Laboratory) における Prototype Repository Project (Dahlström, 1998)、スイスグリムゼル岩盤研究所における FEBEX Project (ENRESA, 1998)、あるいは日本で計画されている深地層の研究施設(動力炉・核燃料開発事業団, 1996b; 核燃料サイクル開発機構, 1998)における試験などを通じて蓄えられる知見に基づき、適用性の確認を行っていくことが重要となる。

4.6.5 所要の措置

閉鎖前に廃棄体を再取り出しすることについては、必要と判断されれば、それまでの手順を逆にたどることにより技術的には可能と考えられる。一方、閉鎖後の再取り出しについては、たとえば IAEA が、「地層処分施設とは、再取り出しの意図のない施設、および安全を確保するために制度的管理を必要としない施設として定義されている。つまり、再取り出しの可能性を排除するものではないが、そのような意図がないものである。」(IAEA, 1996)と述べているように、地層処分の概念から考えて、安全性の観点から閉鎖後、すなわち能動的な制度的管理が終了した後において、廃棄体の再取り出しを行うことを想定する必要はない。前述した国際ワークショップ(ANDRA, 1998)においては、たとえば将来世代がその社会に利益をもたらす(clear benefit for society)と判断することは考えられないことではなく、そのような判断がなされた場合には閉鎖後に廃棄体を取り出すことは、鉱山技術などを応用することにより技術的には不可能ではないという各国共通の認識が得られている。

4.7 まとめ

第IV章においては、第III章の知見のもとに適切に選定された長期安定性を有する幅広い地質環境を対象し、現状の技術および近い将来実現可能な技術に基づいて、人工バリアならびに処分施設の設計、製作・施工にかかわる以下の検討を実施した。これによって性能に余裕をもたせながら、できるだけ合理的な人工バリアと処分施設の仕様を例示するとともに、これらの技術的実現性を示すことを試みた。

- 設計の基本的考え方
- 設計条件と設計要件
- 人工バリアの設計、製作
- 処分施設の設計、および処分場の建設、操業、閉鎖
- 人工バリアの埋設後の健全性評価
- 処分場の管理

設計の基本的考え方

安定性を有する幅広い地質環境に柔軟に対応し、合理的な人工バリアおよび処分施設の仕様を設定するための設計の基本的考え方を示した。サイクル機構の地層処分基盤研究施設（ENTRY）などでの試験研究や、東濃地域、釜石鉱山での調査試験研究、海外の地下研究施設での国際共同研究、国内外の研究機関での試験研究などにおける実験室規模あるいは工学規模での試験研究などを通じて得られた知見をもとに、以下に述べるような設計要件や設計の進め方の検討、および現実的な設計データの整備とそれらを用いた設計解析手法の改良が進められてきた。これら設計要件、設計の進め方、設計解析手法を、合理的な設計を進めるための重要な要素として、設計の基本的考え方に組み込んだ。

設計条件と設計要件

人工バリアと処分施設の仕様例を検討するための設計条件として、ガラス固化体の発熱量と放射能、貯蔵期間および処分施設の規模、地質構造要素と地形的条件、岩盤物性、処分深度を設定した。このうち、岩盤物性については、幅広い地質環境を対象として収集した文献データと東濃地域、釜石鉱山で取得した実測データの統計的検討に基づいて、第III章で示した岩種を硬岩系と軟岩系に分類したうえで、物性間に認められる相関を考慮して設計用の物性値を設定した。処分深度については、地層処分システムの長期安全性の観点、地下深部の地下水地球化学特性、建設技術や調査技術の実績、空洞の力学的安定性や人工バリアの熱的影響を考慮して、硬岩系、軟岩系岩盤それぞれの検討対象深度を設定した。

また、長期安定性を備えた幅広い地質環境を念頭に置き、前述したこれまでの試験研究などから得られた知見をもとに、オーバーバック、緩衝材、および地下施設の設計要件を明らかにした。設計要件の検討にあたっては、人工バリアおよび処分施設に

求められる長期安全性と工学的な成立性の2つの観点に着目し、過度に保守的とならないように配慮した。

人工バリアの設計、製作

上述の設計条件と設計要件に基づく試設計を通じて、オーバーバックと緩衝材の個々の仕様にかかわる設計要件の組み合わせの例や設計手順の例、および硬岩系、軟岩系岩盤それぞれに対する処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式の仕様例を示した。人工バリアの設計の進め方を検討し、これに従って緩衝材の密度や配合の見直しを行うとともに、オーバーバックと緩衝材の力学的相互作用を考慮した解析を行うことによりオーバーバックの作用荷重の合理化を図った結果、第1次取りまとめで示された仕様例に対し、オーバーバック、緩衝材とも厚さは約30%低減できた。また、複合オーバーバックの試作や実際の緩衝材を用いた施工試験などを通じて、人工バリアの製作・施工が現状の技術で実施できることを示すとともに、オーバーバックと緩衝材の製作における品質管理についても知見を得た。

処分施設の設計、および処分場の建設、操業、閉鎖

処分施設については、まず、現実的な設計データを用いた理論解による坑道の力学的安定性の検討を行い、施工が可能と考えられる深度と支保工厚の関係を例示するとともに、有限要素法による詳細な解析を実施し、支保工を含めたアクセス坑道、主要坑道、連絡坑道、および処分坑道の仕様例を設定した。これらの坑道仕様に対し、建設、操業時の耐震安定性について検討し、その安定性が確保されることを確認した。また、処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組み合わせについて、処分場の性能を損なうことなく坑道掘削量が最小となるように設定する合理的な設計の考え方を示した。この考え方に沿って、熱解析を行い、坑道の力学的安定性解析の結果とあわせて、硬岩系と軟岩系岩盤における処分坑道横置き方式と処分孔縦置き方式のそれぞれについて処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの組合せの例を設定した。さらに、これらの検討結果に基づき、建設、操業、閉鎖の各作業が独立に並行して実施可能となるような処分場のレイアウトを例示した。また埋め戻し材の役割とそれに対応した特性について例示した。

処分場の建設については、硬岩系、軟岩系岩盤の分類や坑道方式に応じた掘削技術や施工手順などの検討を行い、基本的に現状の技術が適用できることを確認するとともに、建設時に遭遇すると考えられる現象に対する対策工についても例示した。操業に関しては、搬送・定置作業における遠隔操作設備などの概念を構築し、廃棄体定置までの一連の作業方法の具体例を提示した。また、処分坑道と主要坑道の埋め戻しについて具体的な施工方法を例示した。閉鎖に関しては、アクセス坑道の具体的な埋め戻し方法の例を示した。これら処分場の建設、操業、閉鎖の各作業における品質管理については現状の技術で十分に行うことができることを明らかにした。

ここで示された仕様例を含む人工バリアと処分施設にかかわる検討結果は、第Ⅴ章で示す安全評価の対象となる処分場のデザインの技術的根拠を与えている。

人工バリアの埋設後の健全性評価

熱・水・応力連成解析による再冠水時の人工バリア挙動、岩盤の長期クリープやオーバーバックの腐食膨張を考慮した人工バリアの長期構造力学安定性、人工バリアの耐震安定性、ガス移行挙動、緩衝材の岩盤内侵入挙動について評価を行い、人工バリアの埋設後の健全性を確認した。これらの知見は、第Ⅴ章におけるシナリオ解析に反映されている。

処分場の管理

処分場の管理については、地層処分の基本概念と制度的管理に関する国際的な共通認識を念頭に置いて、管理の考え方を整理し、その目的は、地層処分システムの安全性が確保できる状態にあり、処分場を閉鎖してよいと判断するために必要な技術的情報を整えておくことと定義した。この目的に沿って、処分場の建設、操業、閉鎖の各作業段階で行われる管理の内容を検討し、管理すべき項目を明らかにした。また、これらの管理項目ごとに各作業段階で取得すべき主な情報の内容と計測項目を例示するとともに、所要の措置として再取り出しについても論じた。

以上述べたように、人工バリアおよび処分施設の設計、製作・施工などに関する技術的検討は、第Ⅰ次取りまとめ以降進められたさまざまな試験研究や他の研究機関における研究成果により、蓄積された知見を反映したものであり、設計・施工の考え方や設計解析手法、データについてより現実的で信頼性の高いものとなっているといえる。このような検討から、現状の工学技術により人工バリアと処分施設を合理的に設計、製作・施工することができ、わが国の幅広い地質環境に柔軟に対応できることが示された。

将来、処分サイトが特定されれば、ここで示した設計要件や設計の手順および方法をそのサイトの地質環境条件に、その時点までの技術の進展も考慮して適合させ、これを用いて人工バリアと処分施設の最適な設計を行うことが可能である。処分場を閉鎖するための前提として、処分場の管理を建設・操業・閉鎖の各段階を通じて適切に行っていくことがきわめて重要であり、ここで明らかにした管理すべき項目や取得すべき情報などは、処分サイトに応じた管理を議論するうえでの出発点とすることができる。

このように、本章で示した技術的内容は、将来、処分サイトが特定される段階で行われる人工バリアと処分施設の設計、製作・施工にかかわる技術的基盤を与えるものとなっている。

参考文献

AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL-10711, COG-93-1.

Ahn, J.(1999) : Long-Term Behavior of Bentonite Buffer in a Geologic Repository for High-Level Wastes, UCB-NE-4222.

Ahonen, L. (1995) : Chemical Stability of Copper Canisters in Deep Repository, ISSN-0359-548X.

天野俊明, 兒島洋一, 辻川茂男 (1995) : 高温塩化物水溶液中における Ti-Pd 合金のすきま腐食, 第 42 回腐食防食討論会講演集, pp.83-86.

ANDRA : Proceedings of International Workshop on Reversibility, Science and Technical Bases for the Reversibility of Geological Disposal, November 25-27, 1998 PARIS (FRANCE), (in preparation) .

Araki, K., Motegi, M., Emoto, Y., Kaji, Y., Iraki, S., Nada, T. and Watanabe, T. (1989) : Natural Analogue Study on Engineered Barriers for Underground Disposal of Radioactive Wastes, ASME'89 Proceedings, pp.601-609.

Autio, J., Saario, T., Tolppanen, P., Raiko, H., Vieno, T. and Salo, J-P.(1996) : Assessment of Alternative Disposal Concepts, POSIVA-96-12.

Baczens, B. and Bradbury, M.H. (1997a) : A Mechanistic Description of Ni and Zn Sorption on Na-Montmorillonite Part I : Titration and Sorption Measurements, Journal of Contaminant Hydrology, 27, pp.199-222.

Baczens, B. and Bradbury, M.H. (1997b) : A Mechanistic Description of Ni and Zn Sorption on Na-Montmorillonite Part II : Modelling, Journal of Contaminant Hydrology, 27, pp.223-248.

Barton, N., Lien, R. and Lunde, J. (1974) : Engineering Classification of Rock Masses for the Design of Tunnel Support, Rock Mechanics, Vol. 6, No. 4, pp.189-236.

Bieniawski, Z. T. (1974) : Geomechanics Classification of Rock Masses and Its Application in Tunneling, Proc. 3rd Int. Cong. ISRM, Vol. 2, Part A, pp.27-32.

Blümling, P. (1997) : Borehole Sealing Project at the Grimsel Test Site, 3rd European Engineering Geology Conference 33rd Annual Conference of the Engineered Group of the Geological Society, pp.19-35.

Boisson, J.Y. (1989) : Study on the Erosion Possibilities by Flowing Ground Waters on Bentonite Plugs Expanded from Borehole into Fractures, Proc. NEA/CEC Workshop - Sealing of Radioactive Waste Repositories.

Briesmeister, J.F. (ed.) (1993) : MCNP-A General Monte Carlo N-Particle Transport Code, Version 4A, LA-12625-M.

Bresle, A., Saers, J. and Arrhenius, B. (1983) : Studies in Pitting Corrosion on Archaeological Bronzes, SKB Technical Report, TR 83-05.

Börjesson, L. (1990) : Interim Report on the Laboratory and Theoretical Work in Modeling the Drained and Undrained Behavior of Buffer Materials, SKB Technical Report 93-22.

Börjesson, L. (1992) : Interaction between rock, bentonite buffer and canister. FEM calculations of some mechanical effects on the canister in different disposal concepts, SKB Technical Report 92-30.

千々松正和, 藤田朝雄, 菅野毅, 小林晃, 茂呂吉司 (1995) : 膨潤応力を考慮した熱-水-応力連成解析, 土木学会第50回年次学術講演会講演概要集第3部 (A), pp.26-27.

Chijimatsu, M., Fujita, T., Kobayashi, A. and Ohnishi, Y. (1998) : Mathematical Simulation of Coupled T-H-M Processed in the Near Field, 1998 International Workshop, Key issues in Waste Isolation Research, Barcelona.

千々松正和, 杉田裕, 松本一浩, 菊池広人, 村田澄彦, 斎藤敏明 (1998) : 緩衝材ブロック継ぎ目部の力学および浸潤特性, 動燃技術資料, PNC TN8410 98-058.

千々松正和, 杉田裕, 雨宮清 (1999) : 緩衝材の製作・施工技術に関する検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-035.

千々松正和, 谷口航 (1999) : 熱-水-応力連成モデルを用いたニアフィールド解析評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-014.

Corey, A.T. (1986) : Mechanism of Immiscible Fluids in Porous Media, Water Resources Publications, Littleton, Colorado.

Couture, R.A. (1985a) : Rapid Increase in Permeability and Porosity of Bentonite-Sand Mixtures due to Alteration by Water Vapor, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 44, pp.515-522.

Couture, R.A. (1985b) : Steam Rapidly Reduces the Swelling Capacity of Bentonite, Nature, 318, pp.50-52.

Dahlström, L.O. (1998) : Test Plan for the Prototype Repository, SKB Progress Report HRL-98-24.

Deere, D.U. (1963) : Technical Description of Rock Cores for Engineering Purposes, Rock Mechanics and Engineering Geology, Vol. 1, No. 1, pp.17-22.

Denison, I.A. and Romanoff, M. (1950) : Soil-corrosion Studies, 1946 and 1948 : Copper Alloys, Lead, and Zinc, Journal of Research of the National Bureau of Standards, RP2077, 44, pp.259-289.

電力中央研究所・電気事業連合会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術.

電力土木技術協会 (1988) : 電力地下施設の設計・施工.

de Vries, D.A. (1974) : Heat Transfer in Soils. In Heat and Mass Transfer in the Biosphere. I. Transfer Processes in Plant Environment (D.A. De Vries and N.H.Afghan, Eds.) New York; John Wiley & Sons Inc.

土質工学会 (1982) : 土質工学ハンドブック, 土質工学会.

土木学会 (1994) : トンネルライブラリー 第7号 山岳トンネルの立坑と斜坑.

土木学会 (1996) : トンネル標準示方書「山岳工法編」・同解説, 土木学会.

土木学会 (1997) : 圧縮空気貯蔵発電システムと土木技術.

土質工学会 (1987) : 堆積軟岩の工学的性質とその応用, 土質基礎工学ライブラリー

30. 土質工学会, pp.53-59.

動力炉・核燃料開発事業団（1992a）：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－，動燃事業団技術資料, PNC TN1410 92-081.

動力炉・核燃料開発事業団（1992b）：汎用非線形構造解析システムFINAS,V.12使用説明書，PNC TN520 92-006.

動力炉・核燃料開発事業団（1996a）：地層処分研究開発の現状（平成8年度），動燃事業団技術資料, PNC TN1410 96-071.

動力炉・核燃料開発事業団（1996b）：超深地層研究所地層科学研究基本計画，動燃事業団技術資料, PNC TN7070 96-002.

ENRESA（1998）：FEBEX Full-Scale Engineered Barriers Experiment in Crystalline Host Rock, Pre-operational Stage, Summary Report.

Fairhurst, C., Gera, F., Gnirk, P., Gray, M.N. and Stillborg, B.（1993）：OECD/NEA International Stripa Project Overview Vol.1, Executive Summary, pp.67-70.

Fried, I.J. and Combaranous, M.A.（1979）：Dispersion in porous media. Advanced Hydroscience, pp.169-282.

藤田朝雄，五月女敦，原啓二（1992）：緩衝材の力学試験，動燃事業団技術資料, PNC TN8410 92-170.

藤田朝雄，杉田裕（1998）：JNC/AECL共同研究 ―トンネルシーリング性能試験の現況について―，サイクル機構技報, No.1, JNC TN1340 98-001, pp. 79-84.

Fujita, T., Sugita, Y., Chijimatsu, M., Anemiyu, K. and Moro, Y.（1998）：Field Experiment of Coupled T-H-M Processed in the Near field, 1998 International Workshop, Key issues in Waste Isolation Research, Barcelona.

古市光昭，奥津一夫，平和男，原啓二（1998）：高レベル放射性廃棄物処分場の埋戻しの検討，原子力バックエンド研究, Vol.5, No.1, pp.51-58.

古市光昭，奥津一夫，田中益弘（1999）：高レベル放射性廃棄物処分場の埋戻しの検討（その2），日本原子力学会，原子力バックエンド研究, No.5, vol. 2, pp.51-57.

Ganapol, B.D., Wemple, C.A. and Jahshan, S.N. (1994) : An MCNP Benchmark for Two Adjacent Half-Space, Trans.Am.Nucl.Soc., Vol.70, pp.150-152.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1997) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について。

原子力委員会 (1994) : 原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画 (平成6年)。

原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会 (1998) : 高レベル放射性廃棄物処分に向けての基本的考え方について。

Gray, M.N. and Shenton B.S. (1998) : For Better Concrete, Take out Some of the Cement, 6th ACI/CANMET Symposium on the Durability of Concrete.

Grondin, L., Johansen, K., Cheng, W.C., Fearn-Duffy, M., Frost, C.R., Kempe, T.F., Lockhart-Grace, J., Pacz-Victor, M., Reid, H.E., Russell, S.B., Ulster, C.H., Villagran, J.E. and Zeya, M. (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste : Preclosure Assessment of a Conceptual System, N-03784-940010 (UFMED), COG-93-6, Canada.

Gunnarsson, D., Johannesson, L-E., Sandén, T. and Börgesson, L. (1996) : Field Test of Tunnel Backfilling, SKB Progress Report IIRL-96-28.

Hallberg, R.O., Östlund, P. and Wadsten, T. (1987) : A 17th century cannon as analogue for radioactive waste disposal, CEC Radioactive Waste Management Series, EUR 11037, pp.135-139.

Henderson, P.J., Osterberg, J-O. and Ivarsson, B. (1992) : Low Temperature Creep of Copper Intended for Nuclear Waste Containers, SKB Technical Report 92-04.

Hibbitt, Karlsson & Sorensen, Inc. (1997) : ABAQUS/Standard User's Manual version 5.7.

Hock, E. and Brown, E.T. (1997) : Practical Estimates of Rock Mass Strength, Int. J. Rock Mech. Min. Sci., Vol. 34, No. 8, pp.1165-1186.

本田明、野田昌之、鶴留浩二、井上邦博、石川博久、佐々木憲明 (1992) : 炭素鋼オーバーバックの試作、動燃事業団技術資料、PNC TN1410 92-059.

Honda, A., Taniguchi, N., Ishikawa, H., Hoch A.R., Porter F.M. and Sharland S.M. (1995) : A Modelling Study for Long-Term Life Prediction of Carbon Steel Overpack for Geological Isolation of High-Level Radioactive Waste, Proceedings of International Symposium on Plant Aging and Life predictions of Corrodible Structures, pp.217-227.

本田明, 谷口直樹, 濱田啓志, 石川博久 (1997a) : オーバーバック候補材料の長期寿命評価の考え方と評価の現状, 第44回材料と環境討論会講演集, pp.401-404.

本田明, 谷口直樹, 石川博久, 藤原和雄 (1997b) : 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討, 動燃技報 No.104, p.125.

本間信之, 千葉恭彦, 棚井憲治 (1999a) : オーバーバック設計の考え方, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-047.

本間信之, 千葉恭彦, 棚井憲治 (1999b) : ナタン—炭素鋼 複合オーバーバックの試作, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-048.

本間信之, 千葉恭彦, 棚井憲治 (1999c) : 銅—炭素鋼 複合オーバーバックの試作, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-049.

本間信之, 千葉恭彦, 棚井憲治 (1999d) : 地層処分場の操業システムの検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-050.

Horseman, S.T., Higgo, J.J.W., Alexander, J. and Harrington, J.F. (1996a) : Water, Gas and Solute Movement through Argillaceous Media, Report CC-96/1.

Horseman, S.T., Harrington, J.F. and Sellin, P. (1996b) : Gas Migration in MX-80 Buffer Bentonite, Mat.Res.Soc.Symp.Proc., Vol.465, Materials Research Society, pp.1003-1010.

IAEA (1983) : Effects of Heat from High-Level Waste on performance of Deep Geological Repository Components.

IAEA (1989) : Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High Level Radioactive Wastes, Safety Series No.99, IAEA Safety Standards, p.7.

IAEA (1995) : The Principles of Radioactive Waste Management, Safety Series No.111-F, Safety Fundamentals, p.18.

IAEA (1996) : Issues in radioactive waste disposal, TECDOC-909.

Idemitsu, K., Furuya, H., Tachi, Y. and Inagaki, Y. (1994) : Diffusion of uranium in compacted bentonite in the presence of carbon steel, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, Vol.333, Materials Research Society, pp.939-946.

Iizuka, A. and Ohta, H. (1987) : A Determination Procedure of Input Parameters in Elasto-Viscoplastic Finite Element Analysis, *Soils and Foundations*, Vol.27, No.3, pp.71-87.

石原義尚, 牧野仁史, 大井貴夫, 石黒勝彦, 宮原要, 梅本博之, 赤坂秀成, 藤原啓司 (1999) : 高レベル放射性廃棄物ガラス固化体のインベントリ評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-085.

Ishikawa, H., Aramemiya, K., Yusa, Y. and Sasaki, N. (1990) : Comparison of Fundamental Properties of Japanese Bentonite as Buffer Material for Waste Disposal, *Proc.of the 9th International Conference, Sci. Géol., Mém.*, 87, pp.107-115.

石川博久, 柴田雅博, 藤田朝雄 (1994) : 放射性廃棄物地層処分における緩衝材のイライト化変質シミュレーション, 粘土科学, 34, pp.149-156.

伊藤雅和, 岡本真由美, 柴田雅博, 佐々木康雄, 壇原徹, 鈴木啓三, 渡辺隆 (1993) : ベントナイトの鉱物組成分析, 動燃事業団技術資料, PNC TN8430 93-003.

地盤工学会 (1997) : 岩の調査と試験, 第3刷, 地盤工学会, pp.401-409.

Johnson, A.B. and Francis, B. (1980) : Durability of Metals from Archaeological Objects, Metal Meteorites, and Native Metals, Battelle Pacific Northwest Laboratory, PNL-3198.

Johnson, L.H., LeNeveu, D.M., Shoesmith, D.W., Oscarson, D.W., Gray, M.N., Lemire, R.J. and Garisto, N.C. (1994a) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste : The Vault Model for Postclosure Assessment, AECL-10714, COG-93-4, p83.

Johnson, L.H., Tait, J.C., Shoesmith, D.W., Crosthwaite, J.L. and Gray, M.N. (1994b) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste : Engineered Barriers Alternatives, AECL-10718, COG-93-8.

核燃料サイクル開発機構 (1999) : 釜石原位置試験総括報告書, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN7410 99-001.

Kamei, G., Yusa, Y., Sasaki, N. (1992) : Natural Analogue Study on the Long-Term Durability of Bentonite, Time-Temperature Condition and Water Chemistry on Illitization at the Murakami Deposit, Japan., Mat.Res.Soc.Symp.Proc., Vol.257, Materials Research Society, pp.505-512.

Kamei, G. and Ohmoto, H. (1999) : The kinetics of reactions between pyrite and O₂-bearing water revealed from in situ monitoring of DO, Eh and pH in a closed system, *Geochim. Cosmochim. Acta*.

金川忠, 野崎隆司, 出口朗, 高橋美昭, 石井卓, 河村秀紀 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術 — その6 地下施設の設計・建設 —, 原子力バックエンド研究, Vol. 5, No. 2, pp.129-152.

核燃料サイクル開発機構 (1998) : 深地層研究所 (仮称) 計画, サイクル機構技術資料, JNC TN1410 98-002.

Kanno, T. and Wakamatsu, H. (1991) : Experimental Study on Bentonite Gel Migration from a Deposition Hole, Proc. 3rd Int. Conf. Nuclear Fuel Reprocessing and Waste Management (RECOD'91), Sendai.

菅野毅, 松本一浩 (1997) : ベントナイト緩衝材の流出特性の評価 (1), 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 97-313.

Kanno, T., Matsumoto, K. and Sugino, H. (1999) : Evaluation of Extrusion and Erosion of Bentonite Buffer, The 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (ICEM '99), Nagoya, Japan, Sept. 26-30

川上進, 岩田裕美子, 菅野毅, 植田浩義, 木元崇宏 : 一体型緩衝材の実規模レベル試作研究 (発表予定) .

建設産業調査会 (1998) : 改訂地下水ハンドブック, 建設産業調査会, pp.119-130.

菊地宏吉 (1990) : 地質工学概論, 上木工学社, p104.

金属鉱業事業団 (1984) : 坑道閉そくの手引き.

北山一美, 駒田広也 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術, 日本原子

力学会誌, Vol. 41, No. 8, pp.36-52.

小峯秀雄, 緒方信英 (1993) : 高レベル放射性廃棄物地層処分のための緩衝材の力学特性 (その2) — 締固めたベントナイトの吸水影響評価式の提案 —, 電力中央研究所・研究報告, U92045.

高レベル事業推進準備会 (1995) : 高レベル放射性廃棄物処分事業に関する検討 中間とりまとめ (平成7年度) (基礎的検討) .

Kozai, N. Ohnuki, T. and Muraoka, S. (1995) : Sorption Behavior of Neptunium on Bentonite - Effect of Calcium on the Sorption -, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, Vol.335, Materials Research Society, pp.1021-1028.

黒木繁盛, 谷口航, 小尾繁, 長谷川宏, 杉野弘幸, 窪田茂, 出羽克之 (1999) : 地下空洞の力学的安定性評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-037.

Krooss, B.M. and Schaefter, R.G. (1987) : Experimental Measurements of the Diffusion Parameters of Light Hydrocarbons in Water-Saturated Sedimentary Rock - I, A New Experimental Procedure, *Org. Geochem. II* (3), pp.193-199.

Kurosawa, S., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1997) : Experimental Study of Colloid Filtration by Compacted Bentonite, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, Vol.465, Materials Research Society, pp.963-970.

前田宗弘, 伊藤勝, 三原守弘, 田中益弘 (1997) : カルシウム型化ベントナイトの圧密非排水三軸圧縮試験, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 97-314.

前田宗弘, 棚井憲治, 伊藤勝, 三原守弘, 田中益弘 (1998) : カルシウム型化およびカルシウム型ベントナイトの基本特性 - 膨潤圧, 透水係数, 一軸圧縮強度および弾性係数 -, 動燃事業団公開技術資料, PNC TN8410 98-021.

藤田敏昭, 小島康司, 船戸明雄, 山富二郎 (1991) : 地下石油貯蔵における耐圧プラグの挙動, 資源・素材学会誌, Vol. 107, No. 4, pp. 187-193.

Manaka, M., Kawasaki, M. and Honda, A. (1999) : Measurements of Effective Diffusion Coefficient of Dissolved Oxygen and Oxidation Rate of Pyrite by Dissolved Oxygen in Compacted Sodium Bentonite, *Nuclear technology, A Journal of the American Nuclear Society*.

Marsh, G.P., Bland, I.D., Taylor, K.J. Sharland, S. and Tasker, P. (1986) : An Assessment of Carbon Steel Overpacks for Radioactive Waste Disposal, EUR10437.

Marsh, G.P., Harker, A.H. and Taylor, K.J. (1989) : Corrosion, Vol.45, No.7, pp.579-289.

Marsh, G.P. (1988) : Progress in the Assessment of the Corrosion of Low and Intermediate Level Waste Containers under Repository Conditions. NSS/R126.

松本一浩, 菅野毅, 藤田朝雄, 鈴木英明 (1997) : 緩衝材の飽和透水特性, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 97-296.

Mattsson, H. and Olefjord, I. (1990) : Werkstoffe und Korrosion, 41, pp.383-390.

McElroy, J. L. et al. : The Treatment and Handling of Radioactive Waste, Ed. By A. G. Blasewitz et al., (1983) , 171, Battelle Press

御子柴正, 小川信行, 箕輪親宏 (1995) : 深層地下空洞及び内部構造物の振動挙動に関する研究, 科学技術庁平成5年度国立機関原子力試験研究成果報告集, 第34集, pp.21-1-21-6.

御子柴正, 小川信行, 箕輪親宏 (1996) : 深層地下空洞及び内部構造物の振動挙動に関する研究, 科学技術庁平成6年度国立機関原子力試験研究成果報告集, 第35集, pp.19-1-19-6.

三原守弘, 伊藤勝, 加藤博康, 上田真三 (1995) : ナトリウム型ベントナイトのカルシウム型化に伴う形状因子の変化・圧縮ベントナイト中のトリチウムの実効拡散係数による比較-, 日本原子力学会 1995秋の大会予稿集, p.942.

三原守弘, 人矢桂史郎, 根山敦史, 伊藤勝 (1997) : シリカフェームを混合したセメントペーストの浸出試験とモデル化, 放射性廃棄物研究, Vol.3, No.2, pp.71-79

嶺達也, 三原守弘, 加藤大生 (1999) : セメント系材料の影響を受けた環境条件下での圧縮成型ベントナイトに対する核種の分配係数, サイクル機構技術資料, JNC

三ッ井誠一郎, 久保田満, 村上隆 (1996) : 下田遺跡から出土した銅鐸の埋蔵環境, 「下田遺跡」 (財) 大阪府文化財調査研究センター調査報告書, 第18集より.

Nagra (1985) : Project Gewähr 1985, NGB 85-09.

Nagra (1994) : Kristallin-I, Geology and Hydrogeology of the Crystalline Basement of Northern Switzerland, NTB 93-01.

中野政詩 (1991) : 土の物質移動学, 東京大学出版会.

中山元, 明石正弘, 植田和浩 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分容器としてのTi合金のすきま腐食感受性評価に基づく材料選定, 第46回材料と環境討論会講演集.

並河努, 菅野毅 (1997a) : 緩衝材の圧密特性, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 97-051.

並河努, 菅野毅 (1997b) : 緩衝材のせん断特性1, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 97-074.

成瀬清, 鈴木晟弘, 松山政雄 (1995) : 安房トンネルの本坑が貫通 高圧帯水火山噴出物層と高熱帯を克服, トンネルと地下, Vol.6, No.11, pp.27-33.

Neretnieks, I. (1985) : Diffusivities of Some Constituents in Compacted Wet-Bentonite Clay and the Impact on Radionuclide Migration in the Buffer, Nucl. Technol, 71, pp.458-470.

日本道路公団 (1997) : 設計要領, 第三集 トンネル, pp.69-77, 91-92.

日本原燃株式会社 (1992) : 六ヶ所再処理・廃棄物事業所再処理事業指定申請書 平成元年3月, 平成4年11月 一部補正.

日本建設機械化協会 (1996) : 大口径岩盤削孔工法の積算.

日本鉄道建設公団 (1996) : NATM設計施工指針, pp.36-42, pp.62-68..

日本材料学会 (1993) : 岩の力学 基礎から応用まで, 丸善.

日本機械学会 (1966) : 伝熱工学資料, 改定第2版.

西村務, 和田藤太郎, 西本英俊, 藤原和雄, 谷口直樹, 本田明 (1999) : ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動に及ぼす微生物の影響, JNC TN報告書準備中.

NRC (1998) : Proposed Rule 10: CFR Part 63 "Disposal of High-Level Radioactive Waste in Geologic Repository at Yucca Mountain, NEVADA".

OECD/NEA (Organization for Economic Co-operation and Development / Nuclear Energy Agency) (1995) : The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes, A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency, pp.7-9, 18-20.

小田治恵, 柴田雅博 (1999) : ベントナイト—水相互作用の実験とモデル化, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-032.

緒方信英, 小崎明郎, 植田浩義, 浅野英一, 高尾肇 (1999) : 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 —, 原子力バックエンド研究, Vol. 5, No. 2, pp.103-121.

Ohnishi, Y., Shibata, H. and Kobayashi, A. (1985) : Development of Finite Element Code for the Analysis of Coupled Thermo-Hydro-Mechanical Behaviors of a Saturated-Unsaturated Medium, Proc. of Int. Symp. on Coupled Process Affecting the Performance of a Nuclear Waste Repository, Berkeley, pp.263-268.

Onodera, T.F. (1963) : Dynamic Investigation of Foundation Rocks In-situ, Proc. 5th Symp. Rock Mech., Minnesota, pp.517-533.

岡行俊 (1977) : NATMにおける支保理論, 施工技術, Vol.10, No.11, pp.6-12.

大久保誠介, 西松裕一, 緒方義弘 (1987) : 非線形粘弾性モデルによる坑道変形のシミュレーション, 日本鉱業会誌, Vol.103, pp.293-296.

大久保誠介, 金豊年 (1993) : 非線形粘弾性モデルによる円形坑道周辺岩盤挙動のシミュレーション, 資源と素材, Vol.109, p.209-214.

大和田仁, 三原守弘, 大矢桂史郎, 松井淳 (1999) : 放射性廃棄物地層処分システムにおけるセメント系材料の検討_浸出液のpHを低くしたセメント系材料の施工性と機械的特性, サイクル機構技術資料, JNC TN 8400 99-057.

Ortiz, L., Volckaert, G., De Canniere, P., Put, M., Horseman, S.T., Harrington, J.F., Impey, M. and Einchomb, S.(1996) : MEGAS Modeling and Experiments on Gas Migration in

Repository Host Rock, R-3101.

Pandey, G.N., Tek, M.R. and Katz, L. (1974) : Diffusion of Fluids through Porous Media with Implications in Petroleum Geology, American Association of Petroleum Geologists Bulletin, 58, pp.291-303.

Philip, J.R. and de Vries, D.A. (1957) : Moisture movement in porous materials under temperature gradients, Am. Geophys. Union Trans, 38 (2) , pp.222-232.

Pruess, K. (1987) : TOUGH User's Guide, NUREG/CR-4645, SAND 86-7104 RW, LBL-20700.

Pruess, K. (1991) : TOUGH2 — A General-Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow, LBL-29400.

Pusch, R. (1981) : Borehole sealing with highly compacted Na bentonite, SKBF/KBS Teknisk Rapport 81-09.

Pusch, R. (1983a) : Stability of Bentonite Gels in Crystalline Rock-Physical Aspects. KBS TR 83-04.

Pusch, R. (1983b) : Stability of Deep-Sited Smectite Minerals in Crystalline Rock -Chemical Aspects-, SKBF/KBS Teknisk Rapport 83-16.

Pusch, R. and Forsberg, T. (1983) : Gas Migration through Bentonite Clay, SKBF KBS Technical Report 83-71.

Pusch, R., Ranhagen, L., and Nilsson, K. (1985) : Gas Migration through MX-80 Bentonite, Final Report, Nagra Technical Report 85-36.

Pusch, R., Hökmark, H. and Börgesson, L. (1987) : Outline of Models of Water and Gas Flow through Smectite Clay Buffers, SKB Technical Report 87-10.

Pusch, R. and Kamland, O. (1988) : Geological Evidence of Smectite Longevity. The Sardinian and Gotland Cases, SKB Technical Report 88-26.

Pusch, R. and Hökmark, H. (1990) : Basic Models of Water and Gas Flow through Smectite Clay Buffers, Engineering Geology, No.28, pp.379-389.

Pusch, R., Karnland, O. and Hökmark, H. (1990) : GMM - A General Microstructural Model for Qualitative and Quantitative Studies of Smectite Clay, SKB Technical Report 90-43.

Pusch, R., Karnland, O., Hökmark, H., Sandén, T. and Börgesson, L. (1991) : Final Report of the Rock Sealing Project- Sealing Properties and Longevity of Smectitic Clay Grouts, Stripa Project Technical Report 91-30.

Pusch, R., Karnland, O., Lajudie, A., Lechelle, J. and Bouchet, A. (1993) : Hydrothermal Field Test with French Candidate Clay Embedding Steel Heater in the Stripa Mine, SKB Technical Report 93-02.

Raiko, H. and Salo, J-P. (1999) : Design report of the disposal canister for twelve fuel assemblies, POSIVA 99-18.

Roscoe, K.H. and Burland, J.B. (1968) : On the generalized stress-strain behavior of "wet" clay", Engineering Plasticity, Cambridge University Press, pp.535-609.

三枝博光, 稲葉秀雄, 小出 馨, 尾方伸久 (1997) : 東濃地域を対象とした広域地下水流動解析, 日本応用地質学会中部支部平成9年度支部研究発表会議演会予稿集, pp.1-4.

坂本義昭, 妹尾宗明, 杉本純一郎, 大石清隆, 置塩正則, 清水全生 (1996) : TRU廃棄物処分場への人間侵入の観点から見た地下構造物深度分布調査, 日本原子力学会誌, Vol.38, No.6, pp.10-15.

作花浩夫, 境野照雄, 高橋克明 (1975) : ガラスハンドブック, 朝倉書店.

Sakuma, H., Iwasa, K., Hasegawa, H., Umeki, H. and Masuda, S. : The Proceedings of International Workshop on Reversibility, "Disposal System Management and Retrievability for the Japan HLW system" (in preparation).

佐藤治夫, 渋谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩盤への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報, No.91, pp.71-89.

Sato, H., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1995) : Diffusion behaviour for Se and Zr in sodium bentonite, Mat.Res.Soc.Symp.Proc., Vol.353, Materials Research Society, pp.269-276.

Sato, H. (1999) : Measurement of apparent diffusion coefficient (D_a) for Cs (I), Ni (II) and Sm (IV) in bentonite with silica sand, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-060.

Schofield, A.N. and Wroth, C.P. (1968) : Critical State Soil Mechanics, McGraw-Hill, London.

Sekiguchi, H. and Ohta, H. (1977) : Induced anisotropy and time dependency in clays, Constitutive Equations of Soils, Proc. Specialty Session 9, 9th ICSMFE, Tokyo, pp.306-315

SKB (1983) : Final Storage of Spent Nuclear Fuel – KBS-3, I General.

SKB : Project report on calibration and validation of T-H-M models (in preparation) .

島田荘平、幾世橋広 (1987) : 岩盤および地盤の熱物性値に関する研究の展望, 資源・素材, '87札幌分科研究会.

志村聡、赤坂秀成、山中祐美子、朝野英一、川上進、二宮伸雄、加藤一行 (1995) : 冷間等方圧プレスによる一体型緩衝材の試作研究 (その4) — まとめと実規模緩衝材成型の可能性 —, 日本原子力学会1995年秋の大会予稿集, p651.

Simpson, J.P. and Vallotton, P.H. (1984) : Experiments on Container Materials for Swiss High-Level Waste Disposal Projects Part III, NAGRA Technical Report 86-25.

総合エネルギー調査会原子力部会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分事業の制度化のあり方.

Stenhouse, M. J. (1995) : Sorption databases for crystalline, Marl and bentonite for performance assessment, Nagra Technical Report 96-03.

Stephansson, O., Jing, L. and Tsang, C-F. (1996) : Coupled Thermo-Hydro-Mechanical Processes of Fractured Media, Elsevier.

須田久美子, Sudhir, M., 本橋賢一 (1992) : 腐食ひびわれ発生限界腐食量に関する解析的検討, コンクリート工学年次論文報告集, Vol.14, No.1, pp.751-756.

杉野弘幸、藤田朝雄、岩佐健吾、長谷川宏 (1999) : 緩衝材設計の考え方, サイク

ル機構技術資料, JNC TN 8400 99-096.

杉野弘幸, 菅野毅 (1999) : 拡散モデルを用いた緩衝材の浸出挙動の解析的予測, サイクル機構技術資料, JNC TN 8400 99-040.

杉田裕, 藤田朝雄, 菅野毅 (1995) : 吹付工法を用いた緩衝材の固着性能試験, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 95-179.

杉田裕, 藤田朝雄, 棚井憲治, 長谷川宏, 古市光昭, 奥津一夫, 三浦一彦 (1999) : 地層処分場における地下施設の埋め戻し, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-039.

炭山守男, 玉田明宏, 三ツ井誠一郎, 本田明 (1997) : ベントサイト中の炭素鋼オーバーパックの腐食挙動に関するナチュラルアナログ研究, 第44回材料と環境討論会講演集, p.417.

鈴木英明, 柴田雅博, 山形順二, 広瀬郁郎, 寺門一馬 (1992) : 緩衝材の特性試験 (I), 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 92-057.

鈴木英明, 藤田朝雄, 菅野毅 (1996) : 緩衝材の水分ポテンシャルと水分拡散係数, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 96-117.

鈴木英明, 千々松正和, 藤田朝雄 (1999) : 温度勾配による緩衝材内の水分移動と膨潤応力の測定, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-020.

鈴木英明, 藤田朝雄 (1999a) : 緩衝材の不飽和水理特性, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-010.

鈴木英明, 藤田朝雄 (1999b) : 緩衝材の膨潤特性, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-038.

鈴木英明, 谷口航 (1999) : 緩衝材の熱物性試験 (II), サイクル機構技術資料, JNC TN8430 99-006.

高治一彦, 杉野弘幸, 奥津一夫, 三浦一彦, 田部井和人, 納多勝, 高橋真一, 杉江茂彦 (1999) : ニアフィールドの長期構造安定性評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-043.

高治一彦, 鈴木英明 (1999) : 緩衝材の静的力学特性, サイクル機構技術資料, JNC

TN8400 99-041.

高治一彦, 谷口航 (1999) : 緩衝材の動的力学特性, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-042.

竹内真司, 原啓二, 中野政詩 (1995) : 圧縮ベントナイトの水分特性曲線および水分拡散係数と水の移動形態, 地盤工学会論文報告集, Vol.35, No.3, pp.129-137.

Takase, H., Inagaki, M., Impey, M. and Grindrod, P. (1994) : A Dynamical Network Model for Percolation Problems in Performance Assessment of Radioactive Waste Management, Scientific Basis for Nuclear Waste Management, XVIII, pp.449-462.

Tanai, K., Kanno, T. and Gallé C. (1997) : Experimental Study of Gas Permeabilities and Breakthrough Pressures on Clays, Mat.Res.Soc.Symp.Proc., Vol.465, Materials Research Society, pp.995-1002.

棚井憲治, 岩佐健吾, 長谷川宏, 郷家光男, 堀田政國, 納多勝 (1999a) : 地層処分場のレイアウトに関する検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-044.

棚井憲治, 岩佐健吾, 長谷川宏, 三浦一彦, 奥津一夫, 小林正明 (1999b) : 地層処分場の建設技術に関する検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-046.

棚井憲治, 佐藤治夫, 村上文啓, 井上雅弘 (1999c) : 地層処分場におけるガスの拡散・移行に関する検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-045.

田中益弘, 藤澤理, 三原守弘, 青柳孝義 (1999) : Ca化ベントナイトの自己シール性確認試験, 日本原子力学会 1999秋の大会予稿集, p.767.

谷口直樹, 本田明, 川崎学 (1994) : 圧縮ベントナイト中における炭素鋼オーバーパックの局部腐食進展期間の評価, 第41回腐食防食討論会講演集, B-315.

Taniguchi, N., Honda, A. and Ishikawa, H. (1998) : Experimental Investigation of Passivation Behavior and Corrosion Rate of Carbon Steel in Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp., Proc., Vol.506, pp.495-501.

谷口直樹, 本田明, 川崎学, 森田光男, 森本昌孝, 油井三和 (1999a) : 炭素鋼オーバーパックにおける腐食の局在化の検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-067.

谷口直樹，本田明，川崎学，水流徹（1999b）：圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態と腐食速度の評価，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-003.

谷口航，藤田朝雄（1997）：地層処分場設計研究における熱解析，動燃事業団技術資料，PNC TN 8410 97-212.

谷口航，長谷川宏，岩佐健吾，佐藤稔紀（1999a）：地層処分場設計のための地質環境基本特性，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-053.

谷口航，岩佐健吾（1999）：ニアフィールドの熱解析，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-051.

谷口航，鈴木英明，杉野弘幸，松本一浩，千々松正和，柴田雅博（1999b）：熱的特性の緩衝材仕様に対する影響，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-052.

谷口航，高治一彦，御子柴正，森康二（1999c）：深部地下空洞および内部構造物の振動挙動に関する研究（2），サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-055.

谷口航，高治一彦，杉野弘幸，森康二（1999d）：ニアフィールドの耐震安定性評価，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-054.

Terzaghi, K. (1925) : *Erdbaumechanik auf bodenphysikalischer Grundlage*, Leipzig und Wien, F. Deuticke.

枘山修，高須亜紀，池田孝夫，木村英雄，佐藤正知，長崎晋也，中山真一，新堀雄一，古屋廣高，三頭聡明，山口徹治（1998）：核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適用性，原子力バックエンド研究，Vol.5, No.1, pp.3-19.

三宏之（1997）：処分施設における廃棄体定置・ハンドリングの検討，地層処分研究情報交換会（INTEGRATE'97）報告書，動燃事業団技術資料，PNC TN1100 97-004, pp. 3.2-167-3.2-177.

辻川茂男（1993）：耐食金属タイプと腐食形態からみた、長期健全性予測の難易，腐食防食'93講演集，pp.431-434.

通商産業省（1980）：発電用原子力設備に関する構造等の技術基準，通商産業省告示第501号.

Towhata, I., Kuntiwattanakul, P. and Kibayashi, H. (1993) : A Preliminary Study on Heating of Clays to Examine Possible Effects of Temperature on Soil-Mechanical Properties, 地盤工学会論文報告集, Vol.33, No. 4, pp.184-190.

東畑郁生, ピシットクンティリタナクン, 大石幹太, 竹内直樹 (1998) : 粘土の工学的性質に及ぼされる高温環境の影響, 土と基礎, vol.46, No.10, pp.27-30.

TVO (1992) : Final disposal of spent nuclear fuel in the Finnish bedrock. Technical plans and safety assessment. Report YJT-92-31E. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies, Helsinki.

植田浩義 (1997) : 緩衝材の設計方法と設計例, 地層処分研究情報交換会 (INTEGRATE '97) 報告書, 動燃事業団技術資料, PNC TNE100 97-004, pp.3.2-185-3.2-191.

Volckaert, G., Put, M., Ortiz, L., De Canniere, P., Horseman, S.T., Harrington, J.F., Fioravante, V., Impey, M. and Worgan, K. (1993) : MEGAS Modeling and Experiments on Gas Migration in Repository Host Rocks, Proc. Progress Meeting of PEGASUS Project, Commissions of European Communities, Luxembourg.

Volckaert, G., Ortiz, L., De Canniere, P., Put, M., Horseman, S.T., Harrington, J.F., Fioravante, V. and Impey, M. (1995) : MEGAS, Modelling and Experiments on Gas Migration in Repository Host Rocks, Final Report - Phase I, Nuclear Science and Technology, EUR 16235 EN, ISBN 92-827-4974-6.

Wemple, C.A., Jahshan, S.N. and Ganapol, B.D. (1992a) : An Analytical Two-Dimensional Neutron Transport Benchmark of the MCNP code, Trans.Am.Nucl.Soc., Vol.65, pp.238-240.

Wemple, C.A., Jahshan, S.N. and Ganapol, B.D. (1992b) : Analytical Infinite Medium Neutron Spectrum Benchmark of the MCNP Code, Trans.Am.Nucl.Soc., Vol.66, pp.281-283.

Werme, L. (1998) : Design premises for canister for spent nuclear fuel, SKB Technical Report TR-98-08.

Worgan, K.J. (1990) : Scoping Calculations for Gas Dissolution, Diffusion and Water Expulsion in a L/ILW Repository, Intera Sciences Report Linebreak 1, Version 2, pp. 1904-1907.

吉中龍之進、桜井春輔、菊地宏吉（1989）：岩盤分類とその適用、岩盤工学体系 [1], 土木工学社, p42, pp.148-150.

第Ⅴ章

地層処分システム の安全評価

第Ⅴ章 地層処分システムの安全評価

5.1 はじめに	V-1
5.1.1 第2次取りまとめにおける安全評価	V-1
5.1.2 本章の構成	V-1
5.2 安全評価の進め方	V-3
5.2.1 専門部会報告書の指針とアプローチ	V-3
5.2.2 システムの多様性と評価における不確実性の取り扱い	V-3
5.2.3 モデル化の考え方	V-6
5.2.4 安全評価の手順	V-7
5.3 地層処分システム	V-9
5.3.1 地層処分システムの構築と特徴	V-9
1) 地質環境	V-10
(1) 地質環境の長期安定性	V-10
(2) 地質環境の特性	V-10
2) 処分場	V-11
3) 地質環境と生物圏のインターフェイス	V-12
4) 安全評価のためのレファレンスシステム	V-13
5.3.2 地層処分システムの安全機能	V-15
5.4 安全評価のシナリオ	V-17
5.4.1 シナリオ作成の方法論	V-17
1) シナリオ作成のアプローチ	V-17
2) 方法論	V-18
5.4.2 FEP リスト	V-21
1) 包括的 FEP リストの作成	V-21
2) FEP の内容の明確化と安全評価で考慮する FEP	V-21
5.4.3 シナリオの作成と取り扱い	V-25
1) FEP に基づくシナリオの作成	V-25
2) 接近シナリオ	V-25
3) 地下水シナリオ	V-27
(1) 基本シナリオ	V-27
(2) 変動シナリオ	V-31
5.5 解析ケースの分類とレファレンスケース	V-34
5.5.1 シナリオに基づく解析ケースの分類	V-34
1) 分類の考え方	V-34

2) 基本シナリオ解析ケース	V-37
3) 変動シナリオ解析ケース	V-38
5.5.2 レファレンスケース	V-38
1) 地層区分システムと概念モデル	V-38
2) モデルとデータ	V-40
(1) 人工バリア	V-40
(2) 天然バリア	V-51
(3) 生物圏	V-62
(4) 解析で用いるモデルチェーン	V-71
3) 解析結果	V-73
(1) 人工バリア中核種移行	V-73
(2) 天然バリア中核種移行	V-74
(3) 線量の算出	V-76
(4) 各バリアの役割	V-78
5.6 バリア性能の検討	V-81
5.6.1 検討の進め方	V-81
1) 解析ケースの設定	V-81
2) 代替生物圏	V-83
(1) 幅広い地質環境に対応させた生物圏評価モデルの設定	V-83
(2) 各生物圏評価モデルから得られた線量への換算係数	V-86
5.6.2 基本シナリオ解析ケース	V-88
1) データ不確実性ケース／モデル変更ケース	V-88
(1) 人工バリア	V-88
(2) 天然バリア	V-92
2) 代替設計ケース／地質環境変更ケース	V-99
(1) 人工バリア	V-100
(2) 天然バリア	V-105
5.6.3 変動シナリオ解析ケース	V-107
1) 天然現象	V-107
2) 工学的対策に関する初期欠陥	V-110
3) 将来の人間活動	V-112
5.6.4 システムの安全性の検討において考慮すべき要因の抽出	V-113
5.7 システムの安全性の検討	V-115
5.7.1 システム性能の総合的解析	V-115
1) システムの多様性	V-116
(1) 地質環境の多様性	V-117

(2) GBI の多様性	V-119
(3) 処分場の仕様の多様性	V-119
2) 不確実性	V-119
(1) データの不確実性	V-119
(2) モデルの不確実性	V-119
(3) シナリオの不確実性	V-120
3) 天然バリアの機能を考慮しないケース	V-120
5.7.2 諸外国で提案されている防護レベルとの比較	V-120
5.8 安全評価の信頼性に関する検討	V-125
5.8.1 方法論的観点	V-125
5.8.2 その他の議論	V-127
1) 補完的解析	V-127
2) 諸外国の安全評価との比較	V-133
3) ナチュラルアナログによる傍証	V-134
5.9 まとめ	V-135
参考文献	V-138

第 V 章 地層処分システムの安全評価

5.1 はじめに

5.1.1 第 2 次取りまとめにおける安全評価

第 I 章で述べたように、わが国における地層処分研究開発は、岩石の種類を特定することなく幅広い地質環境を対象とすることとされている（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1984）。また地層処分に関する安全規制上の基準については現在準備段階にある。これらのことから、第 2 次取りまとめにおける安全評価は、わが国の地層処分概念に対して、できるだけ視点を広げて総合的に行うこととした。

専門部会報告書によれば、第 2 次取りまとめによって地層処分の安全評価手法の確立を図るとともに将来の安全基準の策定に資することが肝要であり、ニアフィールドを中心とした処分システムの性能に関し、十分な信頼性をもって評価することが求められている。また、安全評価手法を検討するうえでの方法論上の留意点や、実際に評価を行う際の時間スケールおよび評価指標の考え方が示されている。

本章では、このような専門部会報告書の指針にしたがい、「安定な地質環境に性能に余裕を持たせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築する」というわが国の処分概念に基づいて具体化した地層処分システムを対象として安全評価を試みる。これによって、

- ・わが国の幅広い地質環境やそれに応じた処分場に対して適用性のある、信頼性の高い安全評価手法の開発
- ・わが国の地層処分概念に基づく安全確保の考え方の妥当性の検討
- ・処分予定地選定や安全基準策定に資するための技術的拠り所となる情報の提供を行うことを目的とする。

5.1.2 本章の構成

本章は 9 つの節から構成されている。次節 5.2 では、専門部会報告書の指針に基づいてどのように安全評価を進めたかについて述べている。特に前提条件となっているわが国の幅広い地質環境を評価上どのように扱うかを、モデル化の考え方や不確実性の取り扱い方とともに示した。

5.3 では、第 III 章および第 IV 章における検討に基づいて設定された安全評価の対象となる地層処分システムについて記述した。5.4～5.7 にかけては、5.3 で示した地層処分システムに対して実施した安全評価の内容を具体的に示した。シナリオの作成（5.4）、シナリオに基づく解析ケースの設定（5.5）、モデルとデータについての説明（5.6）の後、これらを用いたバリア性能の検討（5.7）を行い、その結果に基づいてシステムの安全性の総合的な評価を行っている。

5.8 では、いくつかの視点からここで行った安全評価の信頼性について論じた。最後に 5.9 で本章の結論を述べている。

5.2 安全評価の進め方

5.2.1 専門部会報告書の指針とアプローチ

地層処分システムの安全性を評価するためには、安全指標や安全基準、あるいは評価の時間スケールに関する考え方が必要である。1.3.1 で述べたように安全規制については現在国の検討が進められているところであり、専門部会報告書では、第2次取りまとめの安全評価において、時間の経過に対応させた評価と安全指標をどのように考えるべきかについて、以下のように求めている。

- ・安全評価の指標として放射線量を基本とし、諸外国の安全基準を参照して地層処分システム全体の安全性を評価する。
- ・現在の人々が受けている放射線量との対比から、将来においても現在と同様の生活様式を仮に想定して線量を算出する。
- ・評価期間に関する時間スケールについてはとくに限定せず、人間への影響が最大となる時期やその期間がわかるように評価を行っておく。
- ・将来の人間環境の予測の困難さを考慮し、長期については天然の放射線レベルに有意な影響のないことを確認するため補完的な解析結果を併せて示す。

2.3.2 に述べた一般的な安全評価の方法論にしたがって、専門部会報告書は、まず体系的なシナリオ作成の方法を開発するとともに、安全評価のシナリオを地下水シナリオと接近シナリオに分けて考え、このうち地下水シナリオを中心に評価を行うことが重要としている。またモデルの前提やパラメータの変動を考慮して解析を行うことが重要であることを指摘している。また、上述したようにニアフィールドを中心とした評価を信頼性をもって行うことが重要としている。

以上の指針に基づき、わが国の幅広い地質環境を対象として安全評価を行うために、地質環境や処分場仕様といった地層処分システムに関する多様性と、シナリオ、モデルおよびデータの不確実性を考慮して包括的かつ体系的に評価を行った。

5.2.2 システムの多様性と評価における不確実性の取り扱い

第 III 章では、地層処分の観点からわが国の幅広い地質環境を具体的に明らかにし、第 IV 章ではそれに基づいて処分場の仕様のオプションを示した。これらを組み合わせ、地質環境条件に応じた生物圏を設定することによって、第 II 章に示した地層処分システムの構成要素に関する多様性を扱うことにした（5.3 参照）。

このようにして設定される地層処分システムの評価にかかわる個々の不確実性は、一般に以下のように分類して考えられている（たとえば、OECD/NEA, 1991）。

- ・地層処分システムの将来挙動の記述にともなう不確実性（シナリオの不確実性）
- ・シナリオを表現するモデルの不確実性（モデルの不確実性）
- ・モデルに必要なパラメータの不確実性（データの不確実性）

第2次取りまとめの安全評価では、これらの不確実性を次のように取り扱った。
シナリオの不確実性

シナリオの不確実性は、地層処分システムにおいて緩慢に進行する人工バリア材料と地下水との化学反応や地下水による放射性核種の移行などの現象の時間的推移に関する不確実性や、地質環境の安定性にとって重要な天然現象の発生の時期や頻度に関する不確実性、将来の人間活動に関する不確実性などにより生じる（Nagra, 1994a）。

シナリオの不確実性については、国際的に整備されてきた体系的なシナリオ解析手法を採用するとともに、重要な FEP について抜け落ちのないように取り込み、FEP の相関関係の把握を踏まえて適切なシナリオを作成し、複数のケースの解析を行うことにより取り扱った。この際、地層処分システムの将来挙動に関し、安全評価上十分となるように幅を見込むこととした。

モデルの不確実性

モデルには、概念モデル、その数学的な表現（数学モデル）、計算コードへの数値的な取り扱い（コード）が含まれる。モデルの不確実性は、概念モデルとして現象を適切に表すことのできるものが複数存在したり、数学モデル作成の際の簡略化を適切に行えなかったり、コードを誤って作成したりすることから生じる（OECD/NEA, 1991；Nagra, 1994a）。

シナリオで考慮する現象に対して、基礎となる科学的知見だけでなく、室内での実験やナチュラルアナログ研究を含むフィールドでの観察などをもとに現象についての理解を深め、適切な概念モデルを作成する。この概念モデルをもとに、適宜保守性を失わないように簡略化した数学モデルを開発・整備した。その数学モデルについては、概念モデルを正しく表現していることを確認したうえで、コードを作成し、解析解や他のコードとの比較によりその妥当性を確認した。また、コードの適用性について、室内での実験、フィールドでの観察や試験あるいは国際的な検証（Verification）／確証（Validation）プロジェクト（たとえば、OECD/NEA and SKI, 1994）などを活用して確認を行った。現象を適切に表わすことのできる概念モデルが複数存在する場合、それらのモデルを用いた評価を行い結果を比較することにより、概念モデルの違いによる影響を調べた。

データの不確実性

データの不確実性は、データの測定誤差や、地質環境の不均質性を扱うためにデータが十分でないことから生じる（OECD/NEA, 1991）。また、実験やナチュラルアナログで得られたデータを、処分環境の条件や、長期の時間スケールにお

いて適用できるとして取り扱うことから生じる (Nagra, 1994a)。

サイクル機構を含む関係研究機関によって得られた実験データや関連する文献データに基づいてデータベースを整備したうえで、対象とする現象が実際に起こる条件（たとえば、地下深部の化学的條件）を十分に考慮した実験や観察などから得られたデータなどをもとに適切に判断基準を設定して、安全評価の解析に用いるためのデータの選定を行った。またデータの選定においてはさらに国内外の専門家によるレビューを受けることとした。データについては、その不確実性に基づくパラメータの幅や分布をモデルに適用することにより、安全評価の結果に与える不確実性の影響を把握することができる。モデルとパラメータとの関係や、十分なデータが整備されているかどうかに応じて、安全評価においてデータの分布や幅を特定することが適切な場合とそうでない場合を判別した。

シナリオ、モデル、データにともなう不確実性の分類については、互いに明確に区別できない部分がある。したがって、不確実性を与える要因をいずれかの分類にあてはめる場合、ある程度任意の判断に基づいて分類してもよいと考えられている (OECD/NEA, 1997a)。第2次取りまとめではモデルの不確実性として、ある現象を適切に表わすことのできる複数の概念モデルによる影響の違いだけではなく、概念モデルを解析において考慮するか、しないかによる影響の違いについても取り扱うこととした。たとえば天然バリア中におけるコロイドの影響に関して、それを核種移行の概念モデルとして考慮するか、しないかによる違いなどがこれに相当する。

地下水シナリオについては、システムの多様性や評価における不確実性を適切に考慮するため、まず、複数の解析ケースを比較するための参照とするケースの解析を行った (5.5.2 参照)。次に、以下に示すように多様性や不確実性によるバリア性能の感度を把握するための解析（感度解析）を行い、その結果からシステムの安全性の検討において考慮すべき要因を抽出した (5.6.4 参照)。これらの要因から、最終的にシステム性能の総合的解析として取り扱う多様性や不確実性を合理的に設定し、システムの安全性の検討を行う (5.7.1 参照) という方法をとることとした。

感度解析は、シナリオ、モデル、データの不確実性や地質環境、設計の多様性に対して、バリアごとに、参照とする解析ケースで用いたモデルやパラメータを変更することによって行った (5.6.2, 5.6.3 参照)。その際、たとえば地下水の流れを変更する場合には、人工バリアと天然バリアの両者に対する影響を、また地下水の水質を変更する場合には、地表環境や GBI までを含めるといったシステムとしての整合性をとった。生物圏については、密接に関係する地質環境とのインターフェイス (GBI) の違いから示すこととした (5.3.1 3) 参照)。また、地下水シナリオの不確実性については、天然現象や将来の人間活動が与える影響を考慮したシナリオ（変

動シナリオ)を設定し評価を行った(5.6.3 参照)。

システム性能の総合的解析では、すべての組み合わせによる解析を行うのではなく、合理的に解析ケースを設定し、可能な限りケース数を減らすことにより、解析の追跡性や評価のわかりやすさを向上させた。このため、感度解析で得られた結果をもとに、システムの多様性や評価における不確実性の組み合わせを合理的に設定し、それぞれ線量の計算結果を諸外国で提案されている基準と比較した(5.7.2 参照)。

一方、接近シナリオについては、適切なサイト選定と工学的対策により可能性を小さくすることができるものの、あえて天然現象や将来の人間活動、あるいは工学的な対策に欠陥があることを仮想的な事例として検討した(付録 A, B 参照)。

安全評価の解析においては、想定したシナリオが発生するものとし、各解析ケースの計算のため 1 つのパラメータに 1 つのデータを設定する決定論的な方法と、可能性の低いシナリオについて確率を考慮したり、パラメータに確率分布を与える確率論的な方法が考えられる。両者の方法には、それぞれ長所、短所がある(たとえば、Nagra, 1994a; OECD/NEA, 1997a)。

決定論的な方法の長所としては、種々の不確実性の取り扱いと解析結果との対応がわかりやすく、現象に即して複雑なモデルを組み込むことが可能なこと、短所としては、考慮する不確実性の組み合わせが適切であることを示すことが困難なことなどが挙げられている。確率論的な方法では、パラメータの不確実性の取り扱いがわかりやすいものの、短所として、個々のパラメータに信頼性の高い分布関数を設定することが難しいことなどが挙げられている。

わが国の地層処分概念に関する成立性を示すという現段階の研究開発の目的に照らせば、用いるモデルやデータのシステム性能に対する感度を明らかにし、感度の高いパラメータに対して保守的なデータを適用することによって、これ以上悪くはないと考えられるシステムの限界性能を概略押さえることが重要であると考えられる。そこで、第 1 次取りまとめ同様、種々の不確実性に配慮し、決定論的方法をとることとした。

5.2.3 モデル化の考え方

地下水シナリオの解析において、第 II 章で示したように、ニアフィールドアプローチ(人工バリアと地下坑道からの調査が容易で特性を把握しやすい近傍の比較的狭い領域の岩盤からなるニアフィールドの挙動に力点をおいて安全性を示す評価法)をとることとした。これにより、広域にわたる地質環境条件を把握しようとする際の不確実性によって、評価の信頼性が影響されにくくなると考えることができ

る。このアプローチは、わが国において、地質環境が複雑であり、かつ具体的な地質環境を想定せず、幅広い地質環境をとらえる現在の研究開発の段階における安全評価の考え方として、重要かつ適切なものである。

ニアフィールドアプローチを具体化するため、人工バリア近傍の比較的狭い領域の岩盤に対して、移行経路の不均質性を考慮してモデルを作成した。また、人工バリア中の核種移行解析では、できるだけ現象に即したモデルを作成するとともにデータについては処分環境条件を適切に考慮したものを用いた。

一方、生物圏は、人工バリアや天然バリアのようにバリア性能を期待するものではない。生物圏のモデル化にあたっては、将来の人間の環境や生活様式を予測することが困難であるため、その環境や様式に関する仮定を安全評価の目的に沿って整合性を取りながら合理的に設定し適切な指標に換算するための道具として生物圏をとらえるレファレンスバイオスフィア (Reference Biosphere) の概念 (たとえば、IAEA, 1996; BIOMASS, 1999a, 1999b) を適用することとした (5.5.2.2) (3) 参照)。また、専門部会報告書の指針にしたがい将来においても現在と同様の生活様式を仮定することに加え、グループによって平均的な個人を代表させる決定グループの考え方 (ICRP, 1977; 1985) を取り入れ、このグループの構成員には今日のわが国に見られる平均的な生活様式を有することを想定した。

このような想定にしたがって計算される線量は、将来の人間が実際に被ると考えられる線量を予測したものではなく、処分場の影響が今日現れるとしたらどの程度のものとなるかを示すものである。この意味から、このように計算された線量は安全基準に定められた防護レベルと比較して地層処分の安全性を判断するための一つの指標であるというのが共通の認識である (たとえば、IAEA, 1989; OECD/NEA, 1991)。

5.2.4 安全評価の手順

以上に述べた考え方にしたがって、第 V 章では、以下の手順で安全評価を進めることとした。

- ・安全評価の解析において、システムの多様性とシナリオ、モデル、データの不確実性をどのように取り扱うかを明らかにする (5.2 参照)。
- ・第 III 章、第 IV 章に示された知見をもとに構築される地層処分システムの構成を示すとともに、地層処分システムの安全機能に関する地質環境の特性や設計の要件などを整理する (5.3 参照)。
- ・体系的なシナリオ解析により地層処分システムの将来挙動をシナリオとして記述する (5.4 参照)。

- ・シナリオから導かれる多数の解析ケースとの比較のための基準ケースとしてレファレンスケースを設定し、概念モデル、数学モデルと、必要なデータを明らかにして、解析を行う（5.5 参照）。
- ・シナリオ、モデル、データの不確実性や地質環境、設計の多様性に対し、人工バリア、天然バリア、生物圏それぞれ、あるいはシステム全体において、レファレンスケースからモデルやパラメータの変更として取り扱うことにより、感度解析を行う（5.6 参照）。
- ・感度解析の結果を踏まえ、システムの多様性あるいはモデル、データの不確実性の組み合わせを合理的に考慮して、処分システム全体の性能を把握する解析を実施し、諸外国で提案されている安全基準との比較により、地層処分システムの安全性を評価する。あわせて、安全評価の信頼性を高めるため補完的な指標を用いた解析を行うとともに、諸外国の安全評価との比較やナチュラルアナログによる傍証について述べる（5.7 参照）。
- ・以上の安全評価の結果を踏まえ、地層処分の安全性の判断を行うために、どのような情報が提供できたかをまとめる（5.8 参照）。
- ・最後に、5.9 で第 V 章の結論を示す。

5.3 地層処分システム

地層処分システムは、人工バリアと処分施設からなる処分場と、それが設置される地質環境により構成され、生物圏と接している。本節では、わが国の地層処分概念（第 II 章）に基づいて構築される地層処分システムの構成について具体的に示すとともに、その安全機能についてまとめる。

5.3.1 地層処分システムの構成と特徴

第 III 章、第 IV 章において整理された知見に基づく地層処分システムの構成を図 5.3-1 に示す。以下に、構成要素である地質環境や処分場、および地質環境と生物圏のインターフェイス（放射性核種が地下水により地下から帯水層を経由して生物圏に移行する可能性の高い場所、以下、「GBI」という）を整理したうえで、安全評価で対象とする地層処分システムとしてまとめる。

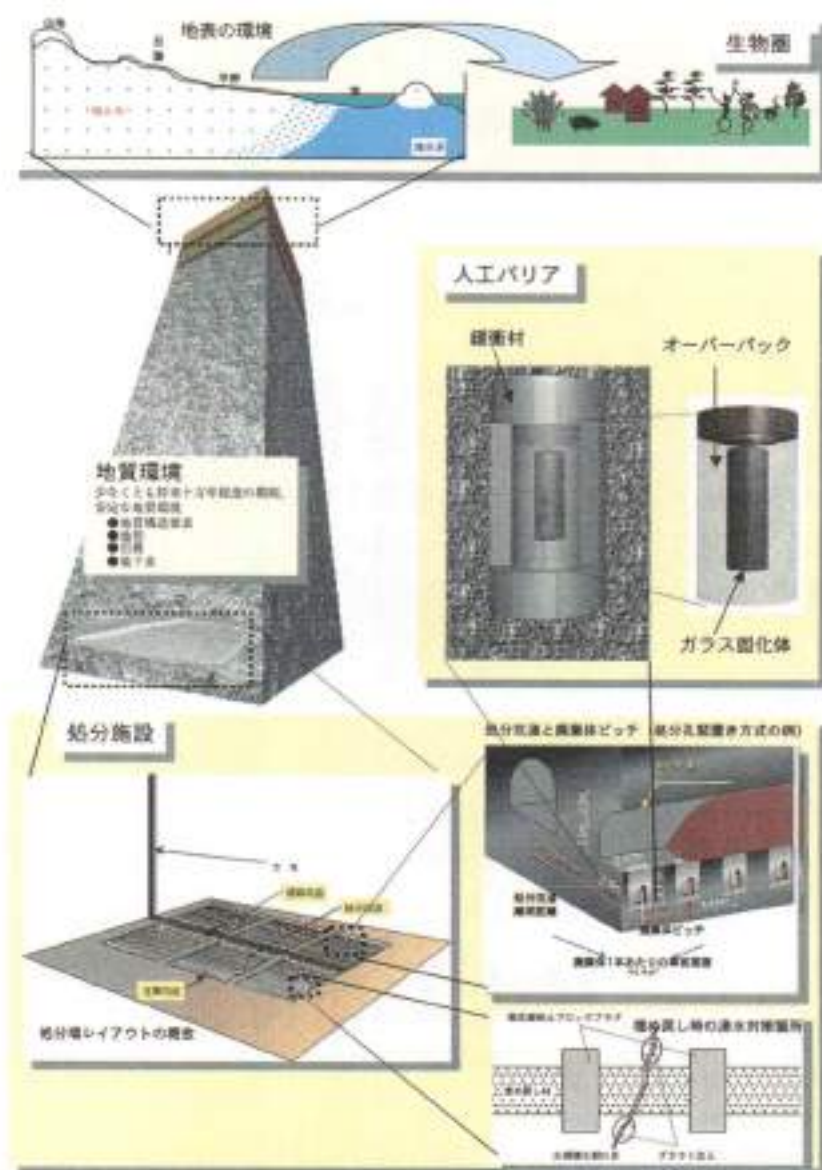


図 5.3-1 地層処分システムの構成

1) 地質環境

(1) 地質環境の長期安定性

3.2 で得られた知見から、火山や断層などの活動地域とその影響範囲を除けば、少なくとも将来十万年程度の期間にわたって、安定な地質環境がわが国に存在する。このような安定な地質環境に処分場を設置する。

(2) 地質環境の特性

処分場が設置される安定性を備えた幅広い地質環境を、地形、地下水、岩種を組み合わせ、主要な地質構造要素は一般に存在するものとして設定する。これらは、3.3 にしたがって、以下のように整理できる。

- ・地質構造要素（地下水や物質移行の観点から）：
 - 初生的構造要因による移行経路
 - 粒子間空隙、帯水層などの層理面や不整合面
 - 二次的構造要因による移行経路
 - 断層、断層破砕帯、割れ目
- 地形：山地、丘陵、平野（台地、低地）
- 地下水：降水起源（陸水系）、海水起源（陸水系、海水系）
- 岩種：
 - 結晶質岩：酸性岩、塩基性岩
 - 堆積岩：先新第三紀砂質岩、先新第三紀泥質岩、凝灰質岩、新第三紀砂質岩、新第三紀泥質岩、

3.3 で示された情報をもとに、地層処分システムの安全評価を行ううえで、以下のように、地下水の水理学的、地球化学的特性と物質移動に関する特性について整理を行った。なお、岩種については、処分場設計の観点から、結晶質岩は硬岩系岩盤に、堆積岩は硬岩系岩盤と軟岩系岩盤とに分類されている。

地下水の水理学的特性

わが国では、一般に地下水の水位が高く、岩盤は地表付近まで地下水に満たされている。一般に地表付近の動水勾配は、地形の影響を受けることが認められており、地表付近の地下水面の勾配から実測された動水勾配は、おおむね 0.001-0.1 の範囲にある。実際の地下深部の対局的な動水勾配は、地表付近の地下水面の勾配よりも小さくなることが確認されている。

岩盤の透水性については、東濃地域や釜石鉱山での実測データおよび文献データを岩種ごとに整理し、断層破砕帯や割れ目の集中帯を除く地下深部の岩盤としての透水係数はおおむね $10^{-10} \sim 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ の範囲に分布することが示されている。

地下水の地球化学的特性

わが国の地下水は、降水起源の地下水が広く分布しており、海域の地下や場所に

よって沿岸地域の地下においても海水起源の地下水の存在が想定されている。地下水の地球化学特性は、起源となった水が土壌や岩石と反応することにより形成される。降水起源の地下水では、 Na^+ と HCO_3^- を主成分とし、海水起源の地下水では、 Na^+ ・ Cl^- を主成分としている。ともに、弱アルカリ性（pH が 8 から 10 程度）で還元状態（酸化還元電位が-200mV から-300mV 程度）にあることが示されている。

物質移動に関する特性

物質の移行経路となる岩石中の粒子間空隙や割れ目などの分布や形状は岩石の種類や地域によって異なるものの、一般に、地下水を媒体とした物質が移動する過程で、造岩鉱物や割れ目充填鉱物の表面に物質が収着する効果が期待できる。実際の地下深部の割れ目においてマトリクス拡散現象が生じていることが確認されている。

物質移動に関わる主要な地質構造要素としては、断層破砕帯、割れ目、粒子間空隙が重要である。釜石鉱山で計測された割れ目の透水量係数は、 $10^{-9}\text{m}^2\text{s}^{-1}$ を中心に、 $10^{-11}\sim 10^{-7}\text{m}^2\text{s}^{-1}$ の範囲に分布する。これらの透水性の割れ目が互いに連結してネットワーク構造を構成することにより移行経路としての機能を果たす。割れ目の分布密度や形状などは岩石の種類や場所によって異なっており、個々の割れ目の開口幅や充填鉱物の有無、ならびに透水性の高い割れ目の連結性が物質移動にとって重要となる。粒子間空隙は、ほとんどの岩石に存在し、結晶質岩や先新第三紀堆積岩においてはこのような空隙の割合は低く（たとえば花崗岩では数%を下回る）、移行経路としては割れ目が重要となる。一方、新第三紀堆積岩では、空隙率が数十%に及ぶ場合があり、移行経路としては空隙が重要となる。

2) 処分場

第 IV 章の検討で得られた知見をもとに、人工バリアや処分施設の設計仕様を以下のように設定する。

人工バリア

・ガラス固化体

ガラス固化後の貯蔵期間を 50 年間とし、国内で製造される日本原燃(株) (JNFL) のガラス固化体の仕様を参考に、対象とするモデルガラス固化体を設定した（4.3.2 参照）。

・オーバーバック

オーバーバックには、炭素鋼製のほか、内側に強度を期待した炭素鋼容器で、その外面を耐食性の優れたチタンあるいは銅で覆う複合オーバーバックがある。炭素鋼製オーバーバックの収納部の寸法については、ガラス固化体（直径 430 mm × 長さ 1,340 mm）を収納できるよう直径 440 mm × 長さ 1,350 mm とし、その厚さを、耐用年数 1,000 年から耐食性、耐圧性、放射線遮へい性などが考慮されて 190 mm となっている。

・緩衝材

緩衝材は、膨潤性、低透水性、化学的な緩衝性、コロイドフィルター効果などの機能が発揮されるよう、ベントナイトを主成分とし、さらに施工性の面から 30 wt %のケイ砂が混合される。緩衝材の厚さについては、400mm から 700 mm が考えられる。また、緩衝材の乾燥密度は 1.6 Mg m^{-3} である。

処分施設

・レイアウト

埋設するガラス固化体の総本数を 40,000 本とした規模の処分場のレイアウトでは、水理学的な観点から透水性の高い主要な割れ目とは適切な距離を確保できるよう処分パネルや廃棄体などが配置されている（4.3.4 参照）。処分場の深度については、坑道などの地下空洞の力学的安定性の観点から、硬岩系岩盤（結晶質岩と先新第三紀堆積岩）では深度 1,000 m 以深であっても無支保で対応することができ、また軟岩系岩盤（新第三紀堆積岩）では、現実的な支保工が可能な深度 500 m 程度までの建設が可能である（4.3.4 参照）。廃棄体の定置方式には、坑道内あるいは処分孔について、それぞれ横置きと縦置きを組み合わせた4つの方式を考えており、それぞれガラス固化体の発熱と空洞の力学的安定性を考慮して処分坑道の離間距離や廃棄体ピッチが決定される（4.3.4 参照）。

・プラグ、グラウト、支保、埋め戻し材

プラグやグラウトの材料は粘土材や低アルカリ性セメントが選定されている（4.3.4 参照）。緩衝材や埋め戻し材の処分坑道への膨出対策として低アルカリ性セメントが用いられる（4.3.3 参照）。硬岩系岩盤では支保は不要であるが、軟岩系岩盤では低アルカリ性セメントや鋼材の支保材が用いられる（4.3.4 参照）。埋め戻し材は、粒度を調整したずりとベントナイトとの混合材などであり、処分坑道横置き方式の場合には立坑などに、処分孔縦置き方式ではさらに処分坑道にも用いられる（4.3.4 参照）。

3) 地質環境と生物圏のインターフェイス

周囲を海に囲まれた日本列島の地形は、大局的には南北に延びる弧状の脊梁部分から海洋に向かって、山地－丘陵－平野（台地と低地）－海域に移行するが、山地や丘陵が直接海に面していることが多い。沿岸海域ないし海域の地下では、内陸側からもたらされる陸水系の地下水と海水系の地下水とが複雑な形状で接していると考えられる（第 III 章図 3.1-2 参照）。温暖湿潤気候帯に属する日本では年間平均約 1,900 mm の降水があり、地表面での蒸発散、直接流出、地下水への涵養に分かれ、このうち地下水への涵養は約 1/4 を占め、河川などへの安定的流出成分となっている。このような地表の環境のもと、多くの人々は河川の氾濫域となりうる沖積平野で生活している。

地層処分による影響を考慮する場合、このような地表の環境とそこでの人間の生活様式を組み合わせた生物圏を定義する必要がある。生物圏は地質環境と密接に関係することから、放射性核種が地下水により地下から帯水層を経由して生物圏に移行する可能性の高い場所（GB1）として、幅広い地質環境のうち地形や地下水の特徴に着目し、それらの組み合わせに応じて表 5.3-1 に示す場所が考えられる。

表 5.3-1 地形と地下水の組み合わせに対応した GB1

地下水 \ 地形	山 地	丘 陵	平 野（低地、台地）
陸水系	・ 表層水系 （河川、湖沼など） ・ 海	・ 表層水系 （河川、湖沼など） ・ 井戸 ・ 海	・ 表層水系 （河川、湖沼など） ・ 井戸 ・ 海
海水系	・ 海	・ 海	・ 海

注）・ 陸水系地下水には、降水を起源としたものと海水を起源としたもの（化石海水）が考えられるが、化石地下水が地表近等に到達したとしても大量に存在する降水起源の地下水によって混合されるため、降水起源の地下水のみを対象とする。
・ 山地においては灌漑水などに利用している深井戸がほとんどないことから、山地での深井戸は対象外とする。

4) 安全評価のためのレファレンスシステム

地質環境は、1)で示したように、3つの地形、2種類の地下水、6つの岩種を合理的に組み合わせで設定することができる。処分場の仕様については、本項 2)で、1つのモデルガラス固化体、1種類の緩衝材（厚さは2パターン）、3種類のオーバーバックを、また処分場の深度は、硬岩系岩盤、軟岩系岩盤、それぞれ 1,000 m と 500 m とした。さらに、軟岩系岩盤では支保工を用いる。本項 3)で、GB1 として表層水系（河川、湖沼など）、井戸、海を示した。

安全評価においては、これらの地層処分システムの構成要素を考慮して解析の対象とする地層処分システムを設定した（表 5.3-2 参照）。なお、定置方式として 4つの方式を示したが、安全評価においては、これらを網羅するようにモデルやデータを設定する。また、プラグ、グラウト、埋め戻し材については、安全評価上、本項 2)で示した材料の違いを解析では考慮しない。

構成要素のさまざまな組み合わせの中から、参照とするシステムを1つ設定し（5.5.2で設定するレファレンスケースのためのシステムとして位置づける）、これをレファレンスシステムとよぶ。他のシステムはレファレンスシステムの構成要素を変更して取り扱うこととした。レファレンスシステムは、以下のように設定した（図 5.3-2）。

表 5.3-2 安全評価で対象とする地層処分システムの構成要素

地質環境	安全評価で対象とするシステム要素	レファレンスシステム
地形	・山地 ・丘陵 ・平野（台地、低地）	平野（低地）
地下水	・降水起源（陸水系） ・海水起源（陸水系）	降水起源（陸水系） （多くの地形パターンや岩種において想定可能で実測値によってその存在の支持も得られている）
岩種	・結晶質岩：酸性岩、塩基性岩 ・堆積岩（軟岩系岩盤）： 砂質岩、泥質・凝灰質岩 ・堆積岩（硬岩系岩盤）： 砂質岩、泥質・凝灰質岩	花崗岩：結晶質岩（酸性岩） （数多くの諸外国の安全評価研究の対象（たとえば、Nagra, 1994a; SKI, 1996; Viero and Nordman, 1999）にもなっており亀裂特性などに関するデータ量が最も豊富）
GBI	・表層水系（河川、湖沼など） ・井戸 ・海	表層水系（河川） （わが国では飲料水や灌漑水のほとんどを河川から取水）
処分場		
ガラス固化体	・JNFL仕様 ・COGEMA仕様 ・BNFL仕様 ・サイクル機構仕様	JNFL仕様を参照してモデルガラス固化体を設定（40,000本を処分対象と想定）
オーバーバック	・炭素鋼 ・複合オーバーバック ・チタン-炭素鋼 ・鋼-炭素鋼	炭素鋼；厚さ 0.19m （最小の設計寿命は 1,000 年程度）
緩衝材	・ベントナイトとケイ砂の混合	ベントナイト 70wt % + ケイ砂 30 wt % 乾燥密度 1.6 Mg m ⁻³ 、厚さ 0.7m
処分場の深度	・硬岩系岩盤では 1,000m 程度まで （1,000 年後の温度（深度 1,000m）：約 55℃） ・軟岩系岩盤では 500m 程度まで （1,000 年後の温度（深度 500m）：約 40～50℃）	硬岩系岩盤で 1,000m
支保	・コンクリート支保 ・鋼製支保 ・坑道掘削：発破掘削、機械掘削 ・支保：コンクリート支保、鋼製支保 ・埋め戻し材：ベントナイトと粒度を調整したずりの混合材 ・プラグ材：粘土系材料、セメント系材料、岩石系材料、金属材料 ・グラウト材：粘土系材料、セメント系材料、水ガラス系材料	硬岩系岩盤では基本的に空洞は自立するため支保の使用は想定しない
レイアウト	水理学的な観点から透水性の高い主要な割れ目とは適切な距離を確保できるよう処分パネルや廃棄体などが配置	透水性の高い主要な割れ目から少なくとも 100 m 離して設置

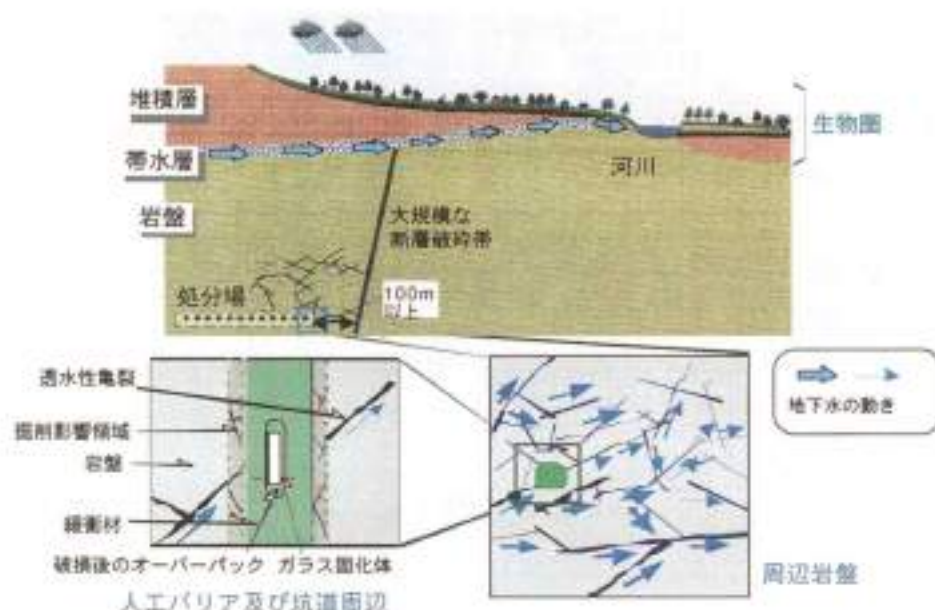


図 5.3-2 レファレンスシステム

地質環境

- ・地形：平野（低地）（隆起／侵食量が一般的に小さい）
- ・岩種：花崗岩（結晶質岩（酸性岩））
深度を大きくするのが容易、力学的安定性により構造が簡単（支保工なし）
- ・地下水タイプ：降水起源の地下水
- ・生物圏とのインターフェイス（GBI）：表層水系のうち河川

処分場

- ・処分場深度：1,000 m
- ・ガラス固化体：
JNFL 仕様を参考としたモデルガラス固化体（4.3.2 参照），40,000 本
- ・オーバーバック材料：炭素鋼
- ・緩衝材：厚さ 0.7 m のベントナイト 70％－ケイ砂 30％混合材料，
乾燥密度 1.6 Mg m^{-3}
- ・人工バリア寸法：図 4.3-27 参照

安全評価で対象とする地層処分システムの構成要素を表 5.3-2 に示す。

5.3.2 地層処分システムの安全機能

5.3.1 で示した地層処分システムは、適切なサイト選定によって、少なくとも十万年程度の将来にわたり、地層処分にとって十分に安定で、多重バリアシステムの安全機能を発揮させるうえで好ましいと考えられる地質環境に構築される。また、このような地層処分システムは、利用される可能性のある天然資源が存在する地域を

避け、十分な深度を選ぶことにより将来の人間活動によってバリア性能が影響を受ける可能性はきわめて小さい。さらに、適切な工学的対策により、人工バリアや処分施設の設計要件を満たすとともに、厳密な品質管理が行われており、工学的な欠陥が生じる可能性は小さい。

第 III 章、第 IV 章により、上記のような対策に基づけば、

- ・地質環境の長期的な安定性、
- ・人工バリアの設置環境として好ましい地質環境の特性、
- ・天然バリアとしての機能、
- ・人工バリアの長期の健全性、

を期待することができるので、システム全体として次のような安全機能が発揮されるものと考えることができる。

- ・深部地質環境は長期にわたって安定で人工バリアを物理的に保護するとともに、地下水が還元性を有し、流束が小さいことによって、人工バリアが所期の機能を発揮できるような環境を提供する。
- ・ガラス固化体は、放射性核種を安定なガラス構造の中に取り込み、地下水への溶出を抑える。
- ・オーバーバックは、ガラス固化体と地下水の接触を一定期間阻止する。
- ・緩衝材は周囲からの地下水の浸透やその中での流れを制限することに加え、地下水に溶出した放射性核種を収着することによって、その移動を抑制する。
- ・地質環境中では、地下水の動きが緩慢であるうえ、物質を収着するという岩石の特性が放射性核種の移行を抑制する。また、岩盤中の複雑な間隙構造によって地下水中の放射性核種はいろいろな方向に分散し、次第に希釈される。
- ・オーバーバックは、少なくとも放射能や発熱が高い初期の 1,000 年間にわたり地下水がガラス固化体に接することを防ぐことができる（4.3.3 参照）。
- ・緩衝材が長期間にわたって顕著な変質を起こさないように、設計によって最高温度が 100℃未満となるように定置間隔を設定し（4.3.4 参照）、プラグ、グラウト、支保工にセメントを用いる場合、緩衝材の特性に与える影響を小さくするため、低アルカリ性のものとする（4.3.4 参照）。
- ・オーバーバックの腐食膨張や沈下によって、人工バリアの機能が損なわれることはない（4.4.1 参照）。

5.4 安全評価のシナリオ

5.4.1 シナリオ作成の方法論

1) シナリオ作成のアプローチ

シナリオの作成にあたっては、専門部会報告書において、高レベル放射性廃棄物と人間との物理的距離が接近することによって人間環境に影響が及ぶ可能性に関するシナリオ（接近シナリオ）と地下水により放射性物質が処分場から人間環境に運ばれる可能性に関するシナリオ（地下水シナリオ）の2つに分類して検討を進めることが示されている（図 5.4-1 参照）。

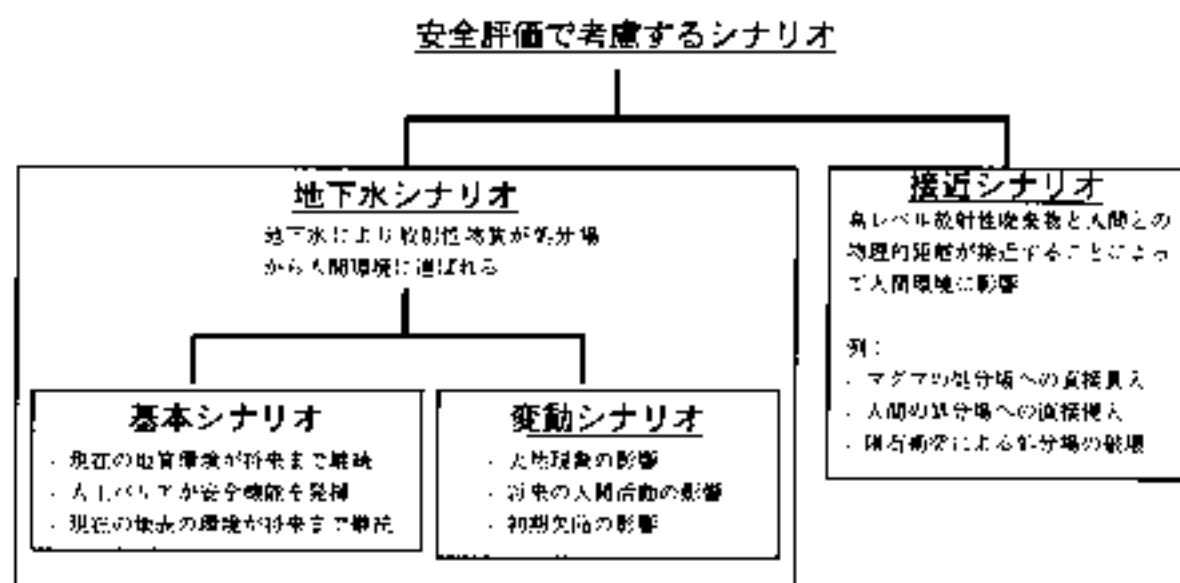


図 5.4-1 シナリオの分類

このうち、地下水シナリオについては、適切なサイト選定とそのサイトに応じて工学的対策が適切に施されれば、地層処分システムに有意な影響を及ぼすような天然現象、将来の人間活動、工学的対策にかかわる初期欠陥が発生することは考えにくい。したがって、地下水シナリオとしては、まず、地層処分システムにおいて通常考えることのできる時間的推移として、5.3.2 で述べたシステムの安全機能が期待どおりに働くことを想定し、地下水による放射性核種の移行の可能性を取り扱うこととする。ここで、以下のことを前提としたシナリオを基本シナリオとよぶ。

- ・ 現在の地質環境の条件が安定に将来まで継続する：
岩石の力学的、熱的な特性、地下水の水理学的、化学的な特性および地下水による物質移行に関する特性の時間的変化はない。
- ・ 人工バリアは期待される安全機能を発揮する：
人工バリアは、オーバーバックの核種閉じ込め性や、ガラス固化体による核種の地下水への溶出抑制、および緩衝材の膨潤性、可塑性、化学的緩衝性、核種

- ・移行遅延効果、コロイドフィルトレーション機能などを期待どおり発揮する。
- ・現在の地表環境が将来まで継続する。
- ・気候、表層水系などの状態の時間的変化はない。

このシナリオを、**基本シナリオ**とよぶ。

一方、天然現象や将来の人間活動、ならびに工学的対策にかかわる初期欠陥の発生によって処分システムの性能に有意な影響が及ぶことは考えにくいものの、それらをシナリオの不確実性として取り扱うためのシナリオを複数作成することとした。これらを**変動シナリオ**とよぶ。

このような地下水シナリオの基本シナリオや変動シナリオについては、以下に述べる方法論にしたがって、それぞれ作成される。

接近シナリオについては、適切なサイト選定とそのサイトに応じた工学的対策が適切に行われれば、その発生はきわめて考えにくい。したがって、シナリオの発端となる要因に応じてその発生の頻度などを考慮して検討することとした。

シナリオの作成は繰り返し行われるものであり、とくに FEP の抽出や安全評価への取り込みの判断については、新しい科学的な知見や具体的なサイトに関する情報などが得られた場合には適時見直ししていくことが必要である。

2) 方法論

シナリオ作成の方法論については、国際的なコンセンサスが得られている体系的なアプローチ（OECD/NEA、1991）を踏襲しながら、以下の手順で進めた（図 5.4-2 参照）。

まず、わが国の地層処分概念（2.2 参照）や地層処分システムの構成（5.3.1 参照）および期待される安全機能（5.3.2 参照）を踏まえ、システムの性能やそれに関係するすべての特質（Feature）、事象（Event）、プロセス（Process）を包括的な FEP リストとして作成する（包括的 FEP リスト）。次に、個々の FEP の内容を明確にするために、これまでの科学的な知見や専門家の判断を整理する。これらをもとに、安全評価で考慮する FEP を選択しリスト化（FEP リスト）するとともに、除外する FEP については、その判断根拠を記述し整理しておく。最後に、安全評価で考慮する FEP をもとに、地層処分システムの将来挙動を記述したシナリオを作成する。

以下、この方法論に沿ってシナリオを具体的に作成する。

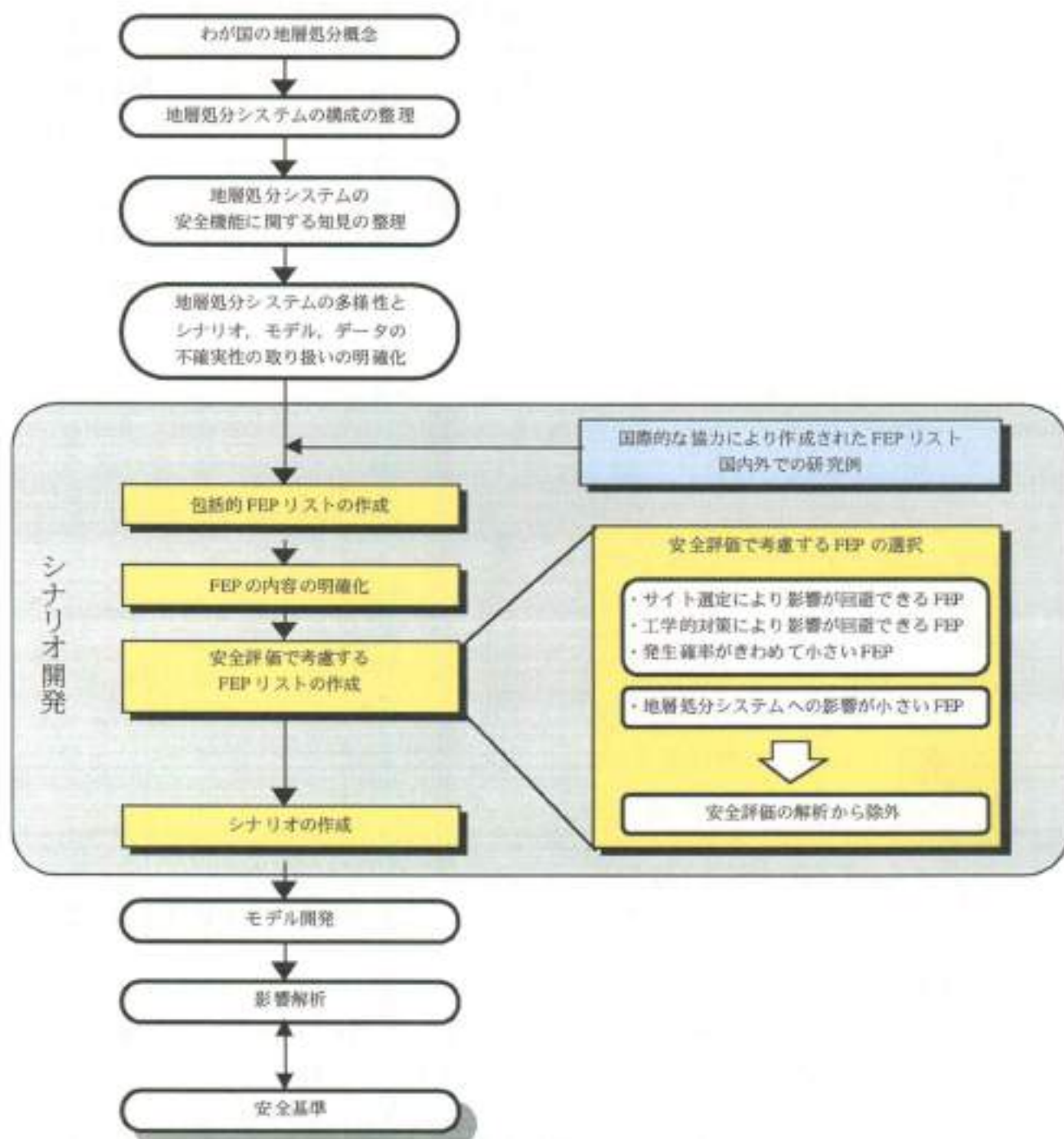


図 5.4-2 シナリオ作成のフロー

5.4.2 FEP リスト

1) 包括的 FEP リストの作成

包括的 FEP リストの作成にあたっては、5.3.2 に示した地層処分システムの安全機能に基づき、それらに影響を与える可能性のある要因を検討した（図 5.4-3 参照）。さらに、国際的な協力により作成されている汎用的な FEP リスト（OECD/NEA, 1992；OECD/NEA, 1997b）や国内外での研究例（たとえば、Nagra, 1994a；電力中央研究所・電気事業連合会, 1999）を参考とするとともに、科学的知見や専門家の判断を活用しながら、安全評価上重要な現象に関して見落としがないように配慮した。わが国の地層処分システムと関係のない FEP（たとえば、使用済燃料に固有の FEP）や地層処分本来の安全性を評価する上で対象外とすべき FEP（たとえば、意図的な人間侵入にかかわる FEP（専門議会報告書参照））については、包括的 FEP リストには含めないこととした。

作成した包括的 FEP リストを表 5.4-1 に示す。このリストにおいては、「地層処分システムを構成する場」と「分類された現象・特性」からなるマトリクス構造を考え、その成分に属する各 FEP をそれぞれ割り当てた（Umeki et al., 1999）。このように FEP をマトリクス化して整理することにより、システムの個々の構成要素での現象・特性に対する理解と網羅性のチェックが容易となる。

2) FEP の内容の明確化と安全評価で考慮する FEP

次に、各 FEP ごとに、科学的な原理・原則や、室内および既存坑道などを利用したフィールドにおける観察や実験から得られる情報と、それらに基づく専門家の考え方などを整理した。この整理に基づいて、以下の観点により安全評価で考慮する必要のない FEP を除外することとした。

- ① 適切な処分サイト選定によって、地層処分システムの安全性に有意な影響を及ぼさないと判断される FEP
- ② 適切な工学的対策により、地層処分システムの安全性に有意な影響を及ぼさないと判断される FEP
- ③ 発生確率がきわめて小さい FEP
- ④ 上記①～③以外で、現段階での科学的な知見や専門家の判断により地層処分システムへの影響が無視できるほど小さいと考えられる FEP

①～③の観点で除外した FEP とその根拠を表 5.4-2 に、また④の観点で除外したものを表 5.4-3 に示す。この結果、①～④の観点で除外されなかった FEP をもとに、安全評価で考慮するシナリオの検討に用いる。

地質環境に期待される安全機能

●長期的な安定性

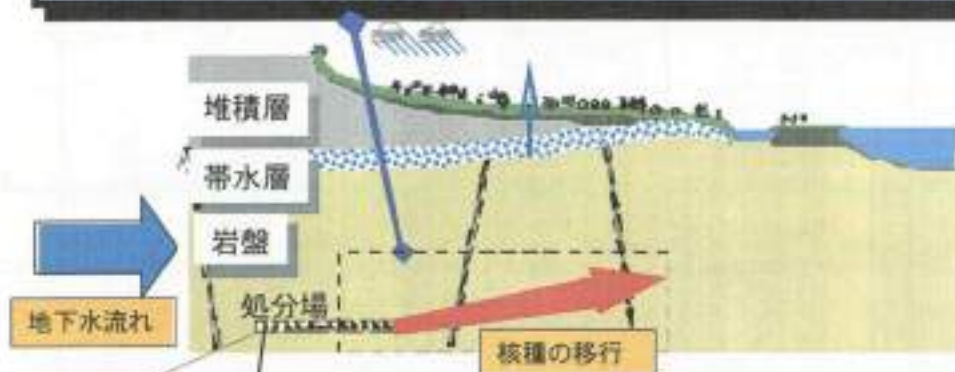
- ・火山活動がない
- ・活断層が存在しない
- ・著しい隆起・侵食が生じない
- ・気候変動によって著しい影響を受けない
- ・資源が存在しない

●人工バリアの設置環境

- ・軽微な地下水化学（還元性など）
- ・小さな地下水流量
- ・力学的安全性
- ・処分施設がバリア性能を阻害しない
- ・人間環境からの物理的保護の存在

●天然バリア機能

- ・放射性核種の移行抑制（小さな地下水流量による移動あるいは滞留、および岩盤基質層へのマトリクス吸着、収着）
- ・放射性核種の滞留・分散（複雑な空隙構造により、地下水中の放射性核種はいろいろな方向に分散・滞留）
- ・岩盤中を移行する際に放射性核種は岩盤により減衰



●オーバーバックに期待される安全機能

- ・ガラス固化体の劣化や放射能が高い期間、地下水とガラス固化体の接触を阻止

●ガラス固化体に期待される安全機能

- ・放射性核種を均一かつ安定に固定化
- ・高い化学的耐久性により地下水への放射性核種の溶出を抑制

●緩衝材に期待される安全機能

- ・不透水性（周囲からの地下水の浸透やその中での流れを抑制）
- ・耐腐蝕性と可燃性
- ・化学的緩衝性（緩衝材、オーバーバックおよびその腐食生成物と地下水との反応による還元性の維持）
- ・裂隙水中での低い溶解度（溶解度制御）
- ・小さな物質移動速度（拡散）
- ・放射性核種の移行遅延（収着）
- ・コロイド、微生体および有機物のろ過（緩衝材複雑な空隙構造が高分子の物質の移行を抑制）
- ・緩衝材中を移行する際に放射性核種は岩盤により減衰

●安全機能に影響を与える可能性のある要因

- ・微生物活動、有機物
- ・コロイド生成・移行
- ・ガス発生・移行
- ・放射線分解
- ・放射線腐蝕
- ・緩衝材の物理的・化学的変遷（緩衝材の変質や亀裂への侵入、オーバーバックの沈下や腐食膨張）
- ・処分施設の構成要素の物理的・化学的変遷（変質、変形）
- ・岩盤の物理的・化学的変遷（変質、変形）

●隔離機能やシステムの安全機能に擾乱を与える可能性のある要因

- ・天然現象



【第III章図】3-11

- ・将来の人間活動
- ・工学的対策に関する知識欠陥
- ・岩石の落下
- ・地震

図 5.4-3 地層処分システムに期待される安全機能と影響要因

表 5.4-1 包括的 FEP リスト

	G. ガラス固化体とその近傍	GP. オーバーパック (固着生成物含む)	B. 遮蔽材	D. ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材	H. 母岩 (経路影響領域、影響範囲を含む)
1. 熱的現象・特性	G-1.1 ガラス固化体の熱物性 G-1.2 ガラス固化体の温度 G-1.3 ガラス固化体の熱膨張 G-1.4 腐蝕熱の発生	GP-1.1 オーバーパックの熱物性 GP-1.2 オーバーパックの温度 GP-1.3 オーバーパックの熱膨張	B-1.1 遮蔽材の熱物性 B-1.2 遮蔽材の温度 B-1.3 遮蔽材の熱膨張	D-1.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の熱物性 D-1.2 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の温度 D-1.3 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の熱膨張	H-1.1 母岩の熱物性 H-1.2 母岩の温度 H-1.3 母岩の熱膨張
2. 水理学的現象・特性			B-2.1 遮蔽材の水理特性 B-2.2 遮蔽材の飽和 B-2.3 遮蔽材中での地下水流動	D-2.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の水理特性 D-2.2 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の飽和 D-2.3 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材中での地下水流動	H-2.1 母岩の水理特性 H-2.2 母岩の飽和 H-2.3 母岩中での地下水流動
3. 力学的現象・特性	G-3.1 ガラス固化体の力学特性 G-3.2 ガラス固化体の応力 G-3.3 ガラス固化体の割れ	GP-3.1 オーバーパックの力学特性 GP-3.2 オーバーパックの応力 GP-3.3 オーバーパックの破壊 GP-3.4 オーバーパックの腐食膨張 GP-3.5 オーバーパックの沈下	B-3.1 遮蔽材の力学特性 B-3.2 遮蔽材の応力 B-3.3 遮蔽材の破壊 B-3.4 遮蔽材の変形 B-3.5 遮蔽材の腐食	D-3.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の力学特性 D-3.2 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の応力 D-3.3 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の破壊 D-3.4 ブラダ、支保、埋め戻し材の沈下 D-3.5 ブラダ/グラウト、埋め戻し材の沈下	H-3.1 母岩の力学特性 H-3.2 母岩の応力 H-3.3 母岩のクリープ
4. 化学的現象・特性	G-4.1 ガラス固化体の化学特性 G-4.2 ガラス固化体周囲の地下水化学 G-4.3 ガラス固化体の腐蝕 G-4.4 ガスの発生/影響 G-4.5 微生物の影響 G-4.6 有機物の影響 G-4.7 コロイドの形成 G-4.8 ガラス固化体の化学的変質	GP-4.1 オーバーパックの化学特性 GP-4.2 オーバーパックの地下水化学 GP-4.3 オーバーパックと地下水の反応 GP-4.4 オーバーパックの腐蝕 GP-4.5 微生物の影響 GP-4.6 有機物の影響 GP-4.7 コロイドの形成 GP-4.8 ガラス固化体の化学的変質 GP-4.9 腐食生成物の生成 GP-4.10 ガスの発生/影響 GP-4.11 微生物の影響 GP-4.12 有機物の影響 GP-4.13 コロイドの形成	B-4.1 遮蔽材の化学特性 B-4.2 遮蔽材中の地下水化学 B-4.3 遮蔽材と地下水の反応 B-4.4 ガスの発生/影響 B-4.5 微生物の影響 B-4.6 有機物の影響 B-4.7 コロイドの形成 B-4.8 遮蔽材の化学的変質 B-4.9 腐食生成物の生成 B-4.10 腐食生成物の生成	D-4.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の化学特性 D-4.2 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材中の地下水化学 D-4.3 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材と地下水の反応 D-4.4 ガスの発生/影響 D-4.5 微生物の影響 D-4.6 有機物の影響 D-4.7 コロイドの形成 D-4.8 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の化学的変質	H-4.1 母岩の化学特性 H-4.2 母岩中の地下水化学 H-4.3 母岩と地下水の反応 H-4.4 ガスの発生/影響 H-4.5 微生物の影響 H-4.6 有機物の影響 H-4.7 コロイドの形成 H-4.8 母岩の化学的変質
5. 放射線学的現象・特性	G-5.1 ガラス固化体中での核種の放射性崩壊 G-5.2 ガラス固化体周囲の地下水の放射線分析 G-5.3 ガラス固化体の放射線影響	GP-5.1 腐食生成物中での核種の放射性崩壊 GP-5.2 腐食生成物中の放射性核種の放射線分析 GP-5.3 腐食生成物の放射線影響	B-5.1 遮蔽材中での核種の放射性崩壊 B-5.2 遮蔽材中の放射性核種の放射線分析 B-5.3 遮蔽材の放射線影響	D-5.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材中での核種の放射性崩壊 D-5.2 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材中の地下水の放射線分析 D-5.3 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の放射線影響	H-5.1 母岩中での核種の放射性崩壊 H-5.2 母岩中の放射性核種の放射線分析 H-5.3 母岩の放射線影響
6. 物質 (核種) 移動現象・特性	G-6.1 ガラス固化体周囲の物質移動特性 G-6.2 ガラス固化体からの核種の放出 G-6.2.1 核種の放射性崩壊 G-6.2.2 沈降/溶解	GP-6.1 腐食生成物中の物質移動特性 GP-6.2 腐食生成物からの核種の放出 GP-6.3 腐食生成物中での核種の移行 GP-6.3.1 沈降/分岐 GP-6.3.2 拡散 GP-6.3.3 収縮 GP-6.3.4 沈降/溶解 GP-6.3.5 コロイドによる移行 GP-6.3.6 ガスによる移行	B-6.1 遮蔽材の物質移動特性 B-6.2 腐食生成物からの核種の放出 B-6.3 遮蔽材中での核種の移行 B-6.3.1 沈降/分岐 B-6.3.2 拡散 B-6.3.3 収縮 B-6.3.4 沈降/溶解 B-6.3.5 コロイドによる移行 B-6.3.6 ガスによる移行	D-6.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の物質移動特性 D-6.2 腐食生成物からの核種の放出 D-6.3 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材中での核種の移行 D-6.3.1 沈降/分岐 D-6.3.2 拡散 D-6.3.3 収縮 D-6.3.4 沈降/溶解 D-6.3.5 コロイドによる移行 D-6.3.6 ガスによる移行	H-6.1 母岩の物質移動特性 H-6.2 腐食生成物からの核種の放出 H-6.3 母岩中での核種の移行 H-6.3.1 沈降/分岐 H-6.3.2 拡散 H-6.3.3 収縮 H-6.3.4 沈降/溶解 H-6.3.5 コロイドによる移行 H-6.3.6 ガスによる移行 H-6.4 母岩
システムの擾乱となり得る現象	G-7.1 ガラス固化体の組成不良	GP-7.1 オーバーパックの製作不良	B-7.1 遮蔽材の製作不良 B-7.2 遮蔽材の施工不良	D-7.1 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の製作不良 D-7.2 ブラダ/グラウト、支保、埋め戻し材の施工不良	H-7.1 ホーリング、トンネルのシール不良/変質
・ 工学的事象に関する自然現象 ・ 自然現象 ・ 人間活動	H/F-1 地震・地震活動、H/F-2 火山・大気活動、H/F-3 降雹・凍害、H/F-4 気候・気象・気候変動、H/F-5 岩石の落下				
	H/A-1 ホーリング、H/A-2 井戸の掘削・掘削 (掘削、掘削、地下水汚染、土壌汚染)				

表 5.4-2 適切なサイト選定、工学的対策、発生確率の視点で除外した FEP

除外した FEP [表 5.4-1 に対応する FEP 番号]	根拠
地震・断層活動 ：付録 B 参照 [NP-1]	第 III 章での検討から、十万年程度の確率については、現在までの活動の軌跡として、断層活動を評価することが可能と考えられる。したがって、個々の活動断層について、処分施設との間に適切な距離を確保することにより、重大な影響は避け得ると考えられる。また、断層が発達しているわが国ではまったく別面の存在しない岩盤に新たな断層が発生する可能性は小さい。仮に新たな断層が生じた場合、初期の断層は小規模な断層の集合帯として徐々に成長するため、これが大きな確率を生じさせる大断層に急速に成長する可能性はきわめて小さい。仮に断層活動による地層処分システムへの影響の発生を想定するとしても、その確率はきわめて小さく、リスクの試算から、その影響も諸外国で提案されている上限値を十分下回ると考えられる。
火山・火成活動 ：付録 B 参照 [NP-2]	第 III 章での検討から、十万年程度の確率については、数一万年～百数十万年程度の火山活動の時間的・空間的変化に基づき、特定の活動場を評価することが可能と考えられる。したがって、処分場を現在の火山区域からその範囲を考慮して除外することにより、火山活動による重大な影響は避け得ると考えられる。仮に火山活動による地層処分システムへの影響の発生を想定するとしても、その確率はきわめて小さく、リスクの試算から、その影響も諸外国で提案されている上限値を十分下回ると考えられる。
工学的対策に関する 初期欠陥 ^{*)} [IG-7.1, B-7.1, B-7.2, D-7.1]	ガラス固化体、封蔵材などの製作・施工については、基本的に現状の手法を適用することにより、それらの品質を管理し、もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられる。そのため、工学的対策に関する初期欠陥が生じることとは考えにくい。
将来の人間活動 ^{*)} ：付録 A 参照 [HA-1 (直接的な接触)]	資源のない場所に適切な深度でサイトを構築することにより処分場への人間の直接的な接触の可能性は小さくなる。また、専門家の監査等でも述べられているように、蓄積的な人間侵入については、そうした活動を起こす責任はその社会に帰着すべきとの観点から、またはそれに付随するリスクを減らすとの観点から、評価する必要はないと考えられている(たとえば、OECD/NEA, 1995)。さらに、意図しない人間侵入の予測として、ボーリングを考えると、侵入者自身に対する危険性や地表へ漏れ出る物質による公害に対する危険性についてリスクを評価することは、既存の処分場サイトや施設について有益な情報を与えるとは考えにくく、人間侵入に対する処分場の性能を判断する特効的基準を与えることはならない(NAS, 1995)。
隕石の落下 [NP-5]	隕石の衝突は、日本においてのみの特発的な現象ではなく、地球上においてシステムに発生するものである。これまでに行われた評価(9)によれば、処分場の深さや遮蔽効果を与えるような隕石の衝突頻度は、 1.5×10^{-11} [km ² ・y ⁻¹] (Goodwin et al., 1994) から 5×10^{-11} [km ² ・y ⁻¹] (Diebold and Mueller, 1984) の範囲にあり、地層処分システムの性能に影響を及ぼす可能性はきわめて小さいと考えられる。
臨界 [33-6.4]	臨界の可能性については、長距離ブルトニウムを地層処分することによる自己増殖的な臨界到達の可能性が指摘された(Bowman and Vanders, 1995)。しかし、このような臨界が生じるうえで必要となる燃料のプロセスに対する発生確率は極めて小さく、仮に臨界が発生しても放出のエネルギーがきわめて小さく、地層処分システムの性能に影響を与えることはないと考えられている(Parks et al., 1995; Kanyanahung, 1995)。また、安はか(1998)は、ガラス固化体を地層処分する場合について、臨界が生じる可能性を論じている。その結果として、処分場に埋設された 40,000 本のガラス固化体から放出された核種がすべて一点に濃集すると仮定しても、ウランが媒体中で動きにくい場合、ウランの濃集量は高々数ミル程度と推定できるといって小さいことを示し、仮に濃集が起きた場合でも、母体である燃料の燃焼率が 10% を超えない場合、臨界事象の可能性は否定できるとした。

*) オーバーバック、埋め戻し材、ブLAG、空坑・トンネルなどの製作・施工についても、基本的に現状の手法を適用または準用することにより、それらの品質を管理し、もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられる(IG-7.1, B-7.1, H-7.1)。ただし、安全評価においては、諸外国での事例例(たとえば、AECL, 1994; Nagai, 1994a; Virzo and Nordman, 1999)を参考としながら、初期欠陥として、オーバーバックの不完全な密封、処分坑道などのシーリングミスが発生することや想定した変位シナリオを作成し、評価解析を実施する。

*) 資源のない場所に適切な深度でサイトを構築することにより、地層処分システムに有害な影響を及ぼすような人間活動が発生することは考えにくい(HA-1, HA-2)。ただし、安全評価においては、将来の意図しない人間活動(ボーリング、井戸の掘削・採水)による影響が発生することや想定した変位シナリオを作成し、評価解析を実施する。

表 5.4-3 地層処分システムへの影響が無視できるほど小さいと判断した FEP

除外した FEP [表 5.4-1 に対応する FEP 番号]	根拠
人工バリア中での地下水流れ [B-2.3/B-6.3.1, OP-6.3.1]	浸漬材は、飽和になると予測され、施工において半ばの期間や浸漬岩盤の亀裂に対する自己シールにより、浸漬水の場が実現される。これにより、人工バリア中の地下水流れは非常にゆっくりとしたものとなり、核種の移動の駆動力とはならない。
塩の蓄積 [H-4.9]	埋め戻し後初期の、不飽和で浸漬材中の温度勾配が大きい期間には、塩の蓄積が生じ、局所的な化学的環境変化が生じることも考えられる (Kamland and Pusch, 1995)。しかしながら、温度勾配が小さくなり、浸漬材が地下水で飽和された後には、蓄積された塩は可溶性不純物として溶解し、拡散により散逸すると考えられることができる。
母岩中での沈殿/溶解 [H-6.3.4]	核種浸透は、基本的にガラス同化体浸透が最も高く、外縁に向かって減少する。また、浸漬材からの浸透により母岩中の沈殿が起こるには、浸漬材に比べて核種の溶解度や分配係数が小さいことが必要であり、沈殿が生じるとしてもその量は小さいと考えられる。そのため、母岩中での沈殿が核種移行に大きな影響を及ぼす可能性は低いと考えられる。
熱膨張 [G-1.3, OP-1.3, D-1.3, D-1.3, H-1.3]	浸漬材の温度が 100℃未満となるように処分場が設計されるため、浸漬材、ガラス同化体、オーバーパック、処分施設および母岩の機能に影響を与えるような熱膨張が発生することは考えにくい。
有機物、微生物 [G-4.5/G-4.6, OP-4.8, B-4.5/B-4.6, D-4.5/D-4.6, H-4.5]	有機物は分子サイズが大きい場合圧縮ベントナイトによりろ過されることが実験により確認されている (金持ほか, 1999b)。核種と有機物の錯体形成は、炭酸などのほかの配位子との錯合を考慮するとその影響は大きくないとの観測がある (金持ほか, 1999b, 1999c)。また、ベントナイトに含まれる有機物の影響については、ベントナイトを用いた拡散試験から得られた実測値に含まれている。 微生物は、分子サイズが大きい場合圧縮ベントナイトでろ過されることが実験で確認されている (金持ほか, 1999a)。微生物の存在は、地下水中の酸化還元反応速度に影響を与えるが、中長期的な地下水水質形成モデルの中で、その影響を考慮していると考えられることができる。また、米国 WIPP サイトの条件を考慮して実施した岩石を用いたコロイド移行室内試験においては、微生物の移行は、岩石によるフィルター効果で著しく遅延されているという報告 (Yelton et al., 1996) もある。 しかしながら、有機物や微生物による影響の詳細な検討は、今後の具体的な地質環境条件での研究に依存するものと考えられる。
浸漬材中でのコロイド移行 [OP-6.3.5, B-6.3.5]	実験によりコロイド (15nm) が圧縮ベントナイトによりろ過されることが確認されている (Kurokawa et al., 1997)。ことから、人工バリア中で生成するコロイドは、浸漬材でろ過されると考えられる。
ガス生成/移行 [G-4.4, OP-6.3.6, B-4.4/B-6.3.6, D-4.4/D-6.3.6, H-4.4/H-6.3.6]	ガスの発生については、オーバーパック腐食による水素ガスの発生が中心とされている。腐食速度が時間的に減少する (本田ほか, 1997) ことから、過気が起こるほどの水素ガスの蓄積はないと考えられる (4.4.4 参照)。また、仮に過気が起こったとしても、浸漬材の自己シール性による過気経路は閉塞されることを示す実験結果も得られている (Tanai et al., 1997)。腐食により生成される放射線のガス成分や微生物によるメタンガスの生成が考えられるが、それらの量は水素ガスに比べ有意ではない。
放射線分解/放射線損傷 [G-5.2/G-5.3, OP-5.2, OP-5.3, B-5.2/B-5.3, D-5.2/D-5.3, H-5.2/H-5.3]	放射線分解で発生し得る酸化剤 (H ₂ O ₂ など) の量に比べて、人工バリア中に十分な量の還元物質 (オーバーパックやその腐食生成物、浸漬材中の腐蝕剤、地下水中の還元物質) が存在することにより酸化剤等は消費されると考えられる (動力炉・核燃料開発事業団, 1992, Nagra, 1994b)。放射線損傷については、ガラス同化体へのα線の影響がスモクタイトへのγ線の影響は小さいものと考えられる (動力炉・核燃料開発事業団, 1992)。
オーバーパックの沈下 [OP-3.5]	保守的な仮定に基づいたとしても沈下量は小さく (4.4.1.3 参照)、オーバーパックの腐食膨張による比重量下で浸漬材の圧縮に沈下をさらに起こり得る。
浸漬材の化学的劣化 [B-4.8]	浸漬材の温度が 100℃未満となるように処分場が設計されるため、浸漬材性能を損なうようなスモクタイトのイライト化やセメンテーションは起こらない (動力炉・核燃料開発事業団, 1992)。また、セメント材料を用いる際でも、その材料を適切に選定すれば、スモクタイトの顕著な劣化は避けられると考えられる (久保ほか, 1998; 黒木ほか, 1998)。
処分施設の變形や流出 [D-3.4/D-3.5]	ブagg/グラウト、支保工、埋め戻し材については、取換条件を勘案し、變形や流出のような変化があっても、それが人工バリアや天然バリアの機能を損なわないように配厚すると考えられる。
処分施設中での核種移行 [D-5.1/D-6.1/D-6.2/D-6.3]	ブagg/グラウト、支保工、埋め戻し材については、それら自身に安全性の高い機能は期待していない。
母岩の化学的劣化 [H-4.8]	浸漬材の温度を最大でも 100℃未満となるように処分場のレイアウトが設計され、母岩の温度は、埋め戻し後の初期に地温より著しく高い時期があるにすぎず、地下水と母岩との化学的相互作用に大きな影響を及ぼすとは考え難い。長期において、母岩が劣化を受けたとしても、充填体の中核や亀裂を移行する物質の岩石基質部への拡散が起こりやすくなるといった好ましい現象が期待できる。また、支保工の影響についても、低アルカリ性コンクリートの使用により、母岩の著しい劣化を避けることができる。

5.4.3 シナリオの作成と取り扱い

1) FEPに基づくシナリオの作成

5.4.2 の手続きで選定された FEP に基づき安全評価のシナリオについて検討する。

シナリオは FEP 間の関連性を考慮したうえで、これらを組み合わせたものとして記述される。この記述を行うにあたっては、個々の FEP から直接積み上げていくのではなく、まず FEP の主要な相関関係を示したインフルエンスダイアグラム³¹⁾（図 5.4.4 参照）を作成する。次に、このインフルエンスダイアグラムを参照しながら、図 5.4.3 に示した安全機能ごとに関係する FEP を整理する（表 5.4.4 参照）。たとえば、「オーバーパックスの核種閉じ込め」という安全機能に対しては、「オーバーパックスの地下水化学」、「オーバーパックスの腐食」、「オーバーパックスの応力」「オーバーパックスの破損」などの複数の FEP をとりあげられる。次に、個々の FEP に集約された専門家の知見などの情報、それらを具体的に関係づけることによって、地層処分システムにおいて想定されるさまざまな現象の時間的推移をシナリオとして記述することができる。

2) 接近シナリオ

接近シナリオについては、以下のようなものが考えられるが、5.4.2 で述べた①～③の視点に基づき、それを生じさせる可能性のある FEP については、適切にサイトを選ぶことによって除外することができるとした。

- ・ 人間活動に起因する接近シナリオ：
 - 地下深部の処分場に人間が直接的に接近する。
- ・ 天然現象に起因する接近シナリオ：
 - 火山活動において、火道が人工バリアを直撃するなどして核種が短期間で人間環境に到達する。
 - 隆起・侵食により、核種を保持した処分場が人間環境に到達する。

したがって、接近シナリオは、以降の検討から除くが、仮想的に人間活動や天然現象が引き起こすシナリオの事例検討としての評価を、それぞれ付録 A および付録 B に示す。

³¹⁾ FEP を表すボックスとそのボックスを結ぶ線で、システムの場の特徴（Feature）、考えられる種々の事象（Event）およびプロセス（Process）の因果関係を表現する方法。

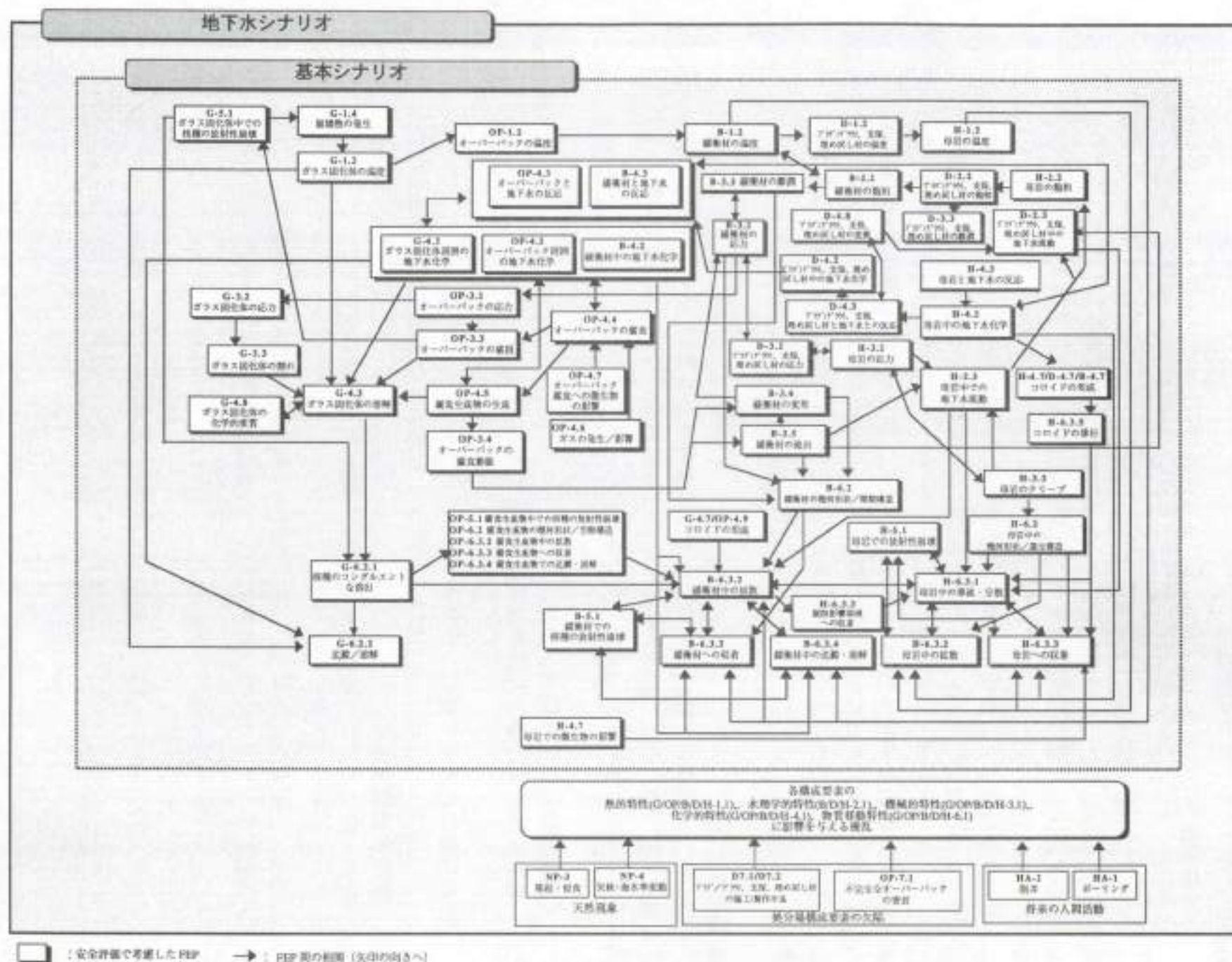


図 5.4-4 FEP の主要な相関関係についてのインフルエンスダイアグラム

表 5.4-4 安全機能およびそれに影響を与える可能性のある要因と FEP の関係

人工バリアの設置環境	
好ましい地下水化学（還元性など）	H-4.2/H-4.3
小さな地下水流束	H-2.3
力学的安定性	H-3.2
処分施設がバリア性能を損なわない	D-2.2/D-2.3/D-3.2/D-3.3/D-4.2/D-4.3
人間環境からの物理的障壁の存在	H-6.3
地層処分システムに期待する安全機能	
オーバーバックの核種閉じ込め	OP-3.2/OP-3.3/OP-4.2/OP-4.3/OP-4.4/OP-4.5/OP-4.6/OP-4.7 B-3.2, G-5.1/G-1.4/G-1.2, OP-1.2, B-1.2, D-1.2, H-1.2
ガラス固化体が地下水への放射性核種の溶出を抑制	G-3.2/G-3.3/G-4.2/G-4.3/G-4.8/G-5.1/G-6.2.1
緩衝材の低透水性	B-2.2/B-3.3, D-2.2, H-2.3/H-2.2
緩衝材の膨潤性と可塑性	B-2.2/B-3.2/B-3.3, D-3.2, H-3.2
緩衝材の化学的緩衝性	B-4.2/B-4.3, OP-4.3, D-4.2, H-4.2
緩衝材間隙中での低い溶解度（溶解度制限）	G-4.2/G-6.2.2, B-4.2/B-6.3.4, OP-4.2/OP-6.3.4
緩衝材中での小さな物質移行速度（拡散）	B-4.2/B-6.2/B-6.3.2, OP-4.2/OP-6.2/OP-6.3.2, H-6.3.1
緩衝材中での核種移行遅延（収着）	B-4.2/B-6.3.3, OP-4.2/OP-6.3.3
緩衝材中でのコロイド、微生物および有機物のろ過	B-6.2/B-4.7, G-4.7, OP-4.9
母岩中での核種の移行抑制	H-6.2/H-4.2/H-2.3/H-6.3.1/H-6.3.2/H-6.3.3
母岩中での核種の希釈・分散	H-6.2/H-2.3/H-6.3.1
移行中の崩壊による核種の減衰	G-5.1, OP-5.1, B-5.1, H-5.1
安全機能に対して影響を与える可能性のある要因	
オーバーバックの腐食膨張	OP-3.4/OP-4.5, B-3.4/B-3.5/B-6.2/B-3.2, D-3.2, H-3.2/H-2.3
緩衝材の亀裂への流入	B-3.5/B-6.2, OP-3.4, D-2.3, H-2.3
処分施設の変質	D-4.8/D-4.3/D-4.2/D-2.3
母岩中の有機物	H-4.6/H-6.3.3
コロイドの生成と母岩中でのコロイド移行	H-6.3.5/H-4.7, B-4.7, D-4.7
母岩の変形	H-3.3/H-2.3/H-6.2

3) 地下水シナリオ

ここでは、地下水シナリオに関し、5.4.1 1)で設定した基本シナリオと変動シナリオ、それぞれについて記述する。

(1) 基本シナリオ

オーバーバックが核種の閉じ込め機能を有する期間

・人工バリアおよび周辺母岩

オーバーバックは、放射能や発熱が高い初期の 1,000 年間は地下水がガラス固化体に接することを防ぐように設計され、この間に Cs-137, Sr-90 など比較的短寿命の核種はガラス固化体中で崩壊し減衰する。

オーバーバックに封入されたガラス固化体（廃棄体）は、緩衝材の最高温度が 100℃を超えないように、適切な間隔をもって定置される。人工バリアとその周辺の岩盤の温度は、廃棄体定置後上昇し、10～50 年後に最大となる。その後温度は下降し、1,000 年後には、深度 1,000 m の結晶質岩（地温 45℃）で約 55℃、深度 500 m の堆積岩（地温 30℃）で 40～50℃となる（4.3.4 参照）。

地下水が浸潤することにより、処分場閉鎖後数年で掘削影響領域を含む処分場周辺の岩盤が再飽和し、緩衝材は埋め戻し後 50 年までに飽和する（4.4.1 参照）。飽和にともなう緩衝材の膨潤により、施工上生じたベントナイト内およびベントナイト／母岩間のすきまなどが埋められ、均質な微細空隙構造を有するようになる。また、低透水性を有し、緩衝材中での物質の移動は拡散支配となる。オーバーバックは緩衝材中で定置された位置に保持される。緩衝材と埋め戻し材の膨潤圧と岩盤の地圧により、処分場内の応力の再配分が生じる。

人工バリア中に浸透してきた地下水は、緩衝材やオーバーバックの腐食生成物との反応によりその化学的性質が変化する。地下水はもともと還元性であり、緩衝材や腐食生成物との反応は還元性の維持に寄与する。

埋め戻し後の初期の期間は、緩衝材中や周辺岩盤に酸素が付着・残存すると考えられるものの、ベントナイト中の黄鉄鉱、オーバーバックやその腐食生成物の酸化／還元反応により、溶存酸素はオーバーバック破損時期までに消費されると考えられるため、間隙水化学への影響は有意とはならない。オーバーバックは、埋め戻し後、操業期間中に持ち込まれた緩衝材の間隙などに残る酸素を消費して腐食する。そのオーバーバックの腐食はその後還元条件下で水素発生型に移行する（4.3.3 参照）。

同じく埋め戻し後初期の、不飽和で緩衝材中の温度勾配が大きい期間には、塩の蓄積が生じ、局所的な化学的環境変化が生じることが考えられる（Kamland and Pusch, 1995）。しかしながら、温度勾配が小さくなり、緩衝材が地下水で飽和された後には、蓄積された塩は溶解し、拡散により散逸することにより、その影響は有意とはならない。

オーバーバックが閉じ込め機能を喪失した後の期間

・人工バリア

オーバーバックは、腐食の進行にともないその強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損する。設計で見込まれるオーバーバックの寿命は 1,000 年であり、この間にガラス固化体から生じる熱および放射線の影響は無視できる程度にまで小さくなる。ニアフィールドの温度は 10,000 年以内に処分場周辺岩盤の初期の地温に等しくなる（4.3.4 参照）。

オーバーバック破損後、地下水がガラス固化体に接触し、ガラスマトリクスの溶解にともなって放射性核種が地下水中に溶出を開始する。このとき、ガラス固化体には、製造時の冷却やオーバーバック破損後の応力による割れが生じている

と考えられ、これが単位時間あたりのガラスの溶解量に影響を及ぼす。また、ガラスの溶解が進むことにより体積が減少し、それによっても表面積の減少が単位時間あたりの溶解量を低下させる。

主要な放射性元素の多くは還元条件で難溶性であるため、ガラス固化体からの溶出あるいは親核種からの崩壊により溶解度を超えると沈殿を生じる。その際、同位体が存在する場合には、それぞれの核種の濃度は同位体存在比に応じて、その元素の溶解度よりも小さくなる。難溶性の核種は、このように溶解度により制限される濃度を上限とした濃度勾配にしたがって緩衝材中を溶質として拡散移行し、その過程で緩衝材の構成鉱物に吸着⁵⁻²⁾することにより、移行が遅延される。核種は、人工バリア中を移行する間にも放射性崩壊により減衰／生成する。緩衝材外側周辺を通過する地下水の流れは一般的に遅く、緩衝材中の濃度勾配はゆるやかなものとなる。

緩衝材以外に、オーバーパックの腐食生成物層においても、吸着などにより核種移行が遅延される可能性がある。

ガラス固化体中に存在する放射性核種からの放射線により緩衝材間隙水の放射線分解⁵⁻³⁾が起こり酸化剤（過酸化水素、溶存酸素など）が生ずるが、人工バリア内の還元剤（オーバーパックとその腐食生成物、緩衝材中の黄鉄鉱、地下水中の還元物質など）との反応により、酸化剤が存在し続けるとしてもガラス固化体近傍にとどまる（動力炉・核燃料開発事業団、1992；Nagra, 1994a）。

また、緩衝材の微細空隙構造がもたらすフィルトレーション機能により、コロイド、微生物あるいは高分子量の天然有機物の移行は抑制される（Kurosawa et al., 1997；金持ほか, 1999a；嶺ほか, 1999a）。

プラグ、グラウト、支保工としてセメント系材料を用いる場合には、低アルカリ性コンクリートを考える。そのため、緩衝材は、長期間にわたって顕著な変質を起こさず、所要の安全機能を発揮する（Bradbury and Baeyens, 1997；黒木ほか, 1998）。

緩衝材の母岩の亀裂への侵入は、緩衝材密度を低下させる可能性があるものの、亀裂の開口幅や周辺母岩中の流速が浸食を促進するほど大きくはないため制限され、緩衝材密度の顕著な低下を生ずることはないと考えられる（Ahn et al.,

⁵⁻²⁾ 気体または溶液中の溶質が固体表面および内部に取り込まれる現象を包括的に示す言葉で、物理吸着、イオン交換、長距離体形成、鉱物化などの現象を含む。

⁵⁻³⁾ 分子などが α 線、 β 線、 γ 線のエネルギーを吸収して分解される反応。たとえば、水の分解の場合、イオン化や電子軌道を経て、イオンラジカル、中性ラジカルなどが生成され、最終的に過酸化水素、酸素、水素や水などが生じる。

1998；Kanno et al., 1999）（4.4.5 参照）。また、設計によって最高温度が 100℃未満となるように定置間隔が設定されるため、長期間にわたって緩衝材の顕著な変質^{5.4)}は生じない（動力炉・核燃料開発事業団，1992）。還元状態でのオーバーバックの腐食にともない発生する水素ガスについては、時間とともに腐食速度が小さくなることなどから緩衝材の膨潤圧程度まで蓄積することはない（4.4.2 参照）。オーバーバックの腐食膨張や沈下については、緩衝材の厚さや密度を低下させる可能性があるものの、設計において考慮されており人工バリアの機能を損なうことはない（4.4.1 参照）。処分施設や母岩についても人工バリアの性能に影響を与えるような物理的／化学的な変化はない。

・母岩

母岩中の地下水および物質の移動は、亀裂が卓越する場合、透水性亀裂の不均質なネットワーク構造中で生じる。緩衝材外側に達した放射性核種は、その全量が緩衝材に接する母岩中の亀裂に移行する。亀裂に移行した核種は地下水の流れによりネットワーク構造中を移流・分散^{5.5)}により溶質として移行する。亀裂中の核種は拡散により岩石基質部に移行（マトリクス拡散）し、岩石基質部の鉱物表面への吸着により遅延される。また、粒子間隙中の流れが支配的な場合には、母岩に移行した核種は、不均質な地質構造内のゆっくりにした地下水の流れによる移流・分散により溶質として移行する。核種の移行は、粒子間隙中での鉱物表面への吸着により遅延される。核種は、母岩中において放射性崩壊により減衰／生成する。

地下水中のコロイドに核種が吸着して疑似コロイドを形成した場合、亀裂中での核種のマトリクス拡散による遅延効果が減少することにより、核種の移行挙動に影響を与える可能性がある（Back and Pin, 1996）。一方、コロイドは鉱物の表面への付着などの相互作用を持つことも確認されており、コロイドの岩石への付着による遅延も期待される（Dran et al., 1994）。

処分場内に廃棄体が距離をおいて配置されることにより、核種は処分場領域内の母岩中を移行し、この間にも母岩によって核種が遅延される。核種移行遅延効果を受ける。また、複数の廃棄体が存在することにより、地下水の流れの上流側に位置する廃棄体から溶出してきた核種が下流側の廃棄体周辺に至り、緩衝材外側での核種濃度が上昇することによって、緩衝材中での濃度勾配がさらに緩やかになる。この結果、下流側の緩衝材からの核種の放出率が小さくなる。

5.4) 緩衝材構成鉱物の鉱物学的な変化（たとえば、主成分であるス멕タタイトのイライト化）や、二次鉱物の生成、沈着など。

5.5) 地下水の流れによって溶質が地下水とともに移動することを移流という。また、移動する過程で経路が分岐していたり動力学的エネルギーにともなう分子拡散によって広がっていくことを分散という。

母岩として軟岩系岩盤を想定する場合、空洞の力学的安定性を確保するために支保工を必要とする。支保材としてコンクリートを用いた場合、支保工と反応した地下水が緩衝材中に浸透し、緩衝材間隙水を変化させる。また、支保材自体が化学的に変質する。このため、支保工に期待する性能が長期的には発揮されなくなる場合、オーバールック腐食膨張による応力や岩盤のクリープが、人工バリア周辺岩盤、すなわち掘削影響領域に力学的影響を及ぼす可能性がある。

上述した母岩および人工バリアの挙動は、地質環境の特性（5.2.1 参照）の違いに応じて変化する。

- 想定する地形に起因する地下水流れに関する特性（動水勾配など）の違い
 - 想定する岩種に起因する物質移行特性の違い
 - 想定する地下水組成に起因する物質移行特性の違い
- ・移行経路になると仮定した大規模な断層破砕帯
- 地下水流れに対して処分場の下流側に位置する大規模な断層破砕帯に到達した核種は、この中を移流・分散により溶質として移行する。この間にも、核種は拡散や収着により遅延され、放射性崩壊により減衰／生成する。
- ・生物圏
- 人工バリアから母岩と断層破砕帯を移行した放射性核種は、母岩上に位置する最初の帯水層を経て地表の環境に達した後、地表の環境中を移行しながら、さまざまな被ばく経路を通じて最終的に人間に放射線影響を及ぼす。
- ・天然現象
- 広域的で緩慢な現象である隆起・侵食や気候・海水準変動については、処分場の環境を変えるような影響を及ぼさない。

(2) 変動シナリオ

次に、作成した変動シナリオについて記述する。ここで、表 5.4-2 に示したように、適切なサイト選定やそのサイトに応じた工学的対策が適切に行われれば、地層処分システムに有意な影響を及ぼすような初期欠陥や人間活動が発生することは考えにくい。影響の発生をあえて想定することにより初期欠陥や人間活動についても変動シナリオを作成する。

天然現象

天然現象に起因する変動シナリオとして、隆起・侵食と気候・海水準変動の影響が生ずることを想定する。

・隆起・侵食

隆起とともに侵食が長期間にわたって継続することにより、時間の経過とともに処分場の深度が徐々に減少する。ある深度以浅では、処分場環境について、土被りの減少などによる地下水の流動の変化、地表の酸化環境による地下水組成の変化が生じる。

・気候・海水準変動

10 万年周期の氷期－間氷期サイクルが将来的にも継続し、約 10 万年後の最氷期（最寒冷期）に向けて、気候は寒冷化し海水準は低下していく。これにより、沿岸地域において塩水域と淡水域の分布変化が生じ、沿岸海域に処分場が設置される場合には、地下水の地球化学的環境が変化する。

初期欠陥

ガラス固化体、オーバーバック、緩衝材などの人工バリア材、および支保工、埋め戻し材、プラグ、立坑／トンネルなどの製作・施工については、それらの品質を管理し、もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられる（表 5.4-2 参照）。ただし、初期欠陥に起因する変動シナリオとして、以下のものを想定する。

・オーバーバックの不完全な密封

溶接ミスなどで、オーバーバック密封が不完全なものとなり、それが検出・補修されないことによって、オーバーバックが設計寿命よりも早く破損する。

・埋め戻し・プラグの施工不良

処分坑道やアクセス坑道などに対するプラグあるいは埋め戻しが不十分で、それが検出・補修されないことにより、地下水や核種の卓越的な移行経路が生ずる。

将来の人間活動

資源のない場所に適切な深度で処分場を構築することにより、処分場への人間の直接的な接近の可能性は小さくなると考えられる（表 5.4-2 参照）。ただし、将来の人間活動に起因する変動シナリオとして、以下のものを想定する。

・井戸の掘削と採水

・ボーリング孔の周りに発生する掘削影響領域を通じて、地表の酸化性地下水が処分場に侵入

・ボーリングの周りに発生する掘削影響領域を通じて、処分場からの核種が地表の環境に移行

ここで、5.4.2 で述べた①～③の視点に基づき、以下に示す処分システムの性能に突発的な擾乱を招く可能性のある FEP については、安全評価の対象から除外している（表 5.4-2 参照）。

- ・火山活動による、処分場近傍の地質環境における熱的、力学的、水理学的、化学的な条件の突発的变化
- ・断層活動により、処分場近傍の地質環境における力学的、水理学的、化学的な条件の突発的变化

これらの天然現象が引き起こすシナリオについては事例検討としての評価を付録 B に示す。

5.5 解析ケースの分類とレファレンスケース

ここでは、5.4 に示した安全評価シナリオに対し、モデルとデータを用いた定量的な解析のケース分類と設定を行う。このような解析ケースは多岐にわたるため、これらを相互に比較するための参照とする解析ケース（レファレンスケース）を定める。

5.5.1 シナリオに基づく解析ケースの分類

1) 分類の考え方

シナリオに沿った解析においては、まず、5.3.1 に述べたように地質環境と処分場の仕様の種々の組み合わせによる地層処分システムの多様性を考慮する必要がある。次に、ある組み合わせによって設定された地層処分システムに対して、5.4.1 に示した基本シナリオと変動シナリオを想定し、それぞれのシナリオに応じてモデルやデータを設定しなければならない。さらに設定するモデルやデータにともなう不確実性について検討を行うことが必要となる。

このように、システムの多様性、種々のシナリオ、モデル、データの不確実性を考慮することから、解析のケースは多岐にわたるものとなる。このため、次のような考えにしたがって解析ケースを分類し、安全評価上重要なケースを設定することとした。

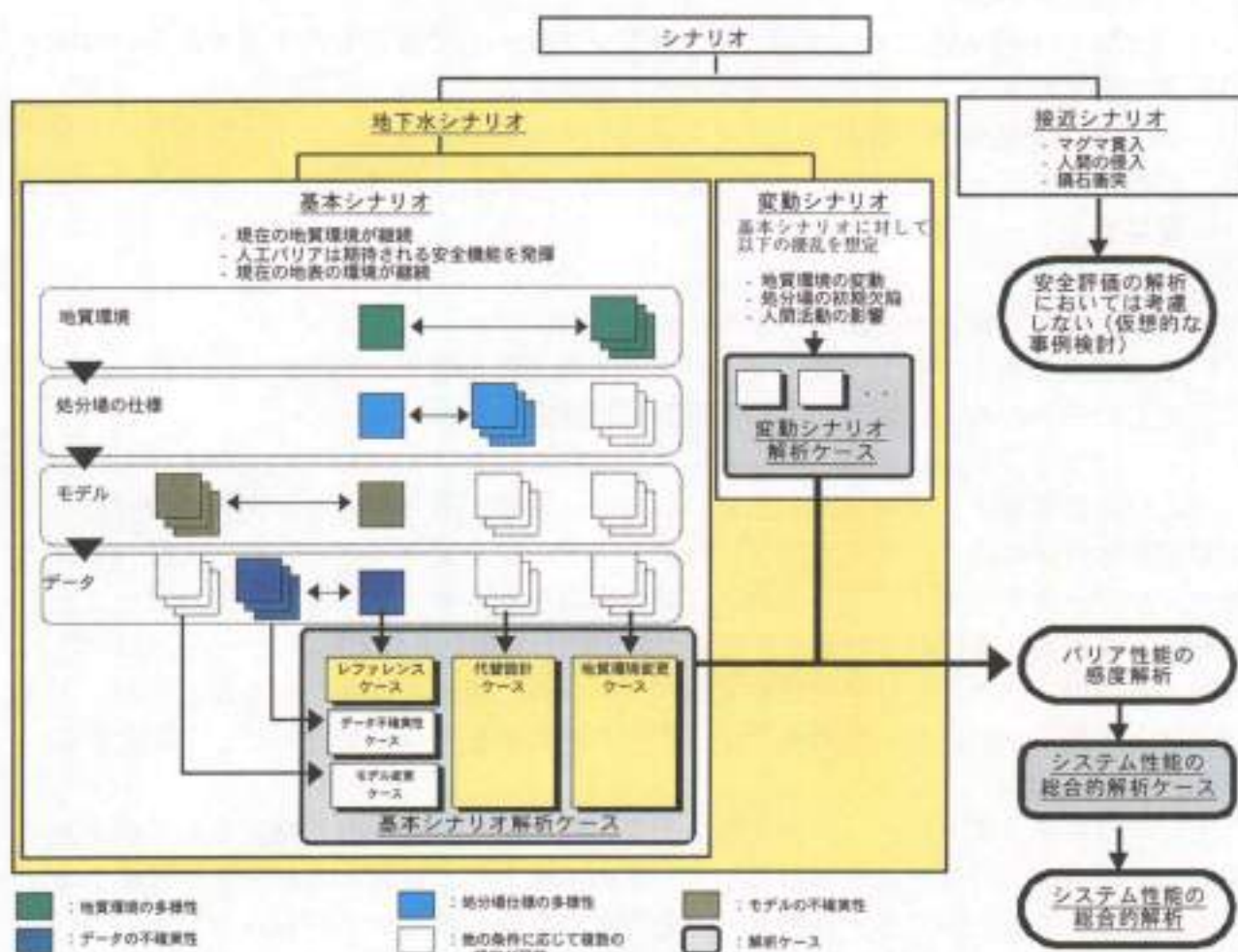
地下水シナリオは大きく基本シナリオと変動シナリオに分類しており、この分類にしたがって、まず解析ケースを「基本シナリオ解析ケース」と「変動シナリオ解析ケース」に分類する。これによってシナリオの不確実性に対応した解析ケースの分類が可能となる。

地層処分システムは多様なものが考えられるが、これらは基本的に長期的に安定で地下深部の好ましい条件を備えた地質環境に設置されるものであり、その多様性の評価は、まず基本シナリオの中で検討しておくことが合理的である。また、モデルやデータの不確実性は同一のシナリオに対して検討されるものであり、これらについてもまず基本シナリオに対して解析ケースを設定する。

このようにして設定した解析ケースをシナリオとの対応で示したものが図 5.5-1 である。基本シナリオ解析ケースには、多数の解析ケースが含まれる。これらの解析を効率的に進めるために、5.3.1 4) で示したレファレンスシステムを考える場合の基本シナリオに対する解析ケースを、「レファレンスケース」として設定し、種々の解析ケースとの比較の基準として用いる。レファレンスケースとの比較によって、システムの多様性、モデルやデータの不確実性を検討するための解析ケースとして、

- ・システムの多様性：地質環境変更ケース、代替設計ケース
- ・モデルの不確実性：モデル変更ケース
- ・データの不確実性：データ不確実性ケース

を考慮することとした。変動シナリオ解析ケースについても、レファレンスケースと比較することにより、第2次取りまとめの安全評価の目的に即して包括的な検討を行う。



分類した解析ケースの設定手順については、以下のように考えた。

ここで、システムの多様性とシナリオ、モデル、データの不確実性について、考え得るすべての組み合わせを定量的に評価しようとする、解析ケースの数は膨大なものとなり、データ設定のみならず解析の実施という観点からも現実的ではない。このため、システムの多様性やシナリオ、モデル、データの不確実性のバリア性能への影響を個別

に検討することとし、そのための解析ケースを、次のように設定した。

・基本シナリオ解析ケース設定の手順

- ・レファレンスケースで考慮するモデルやデータを設定する。
- ・レファレンスケースで設定したデータの不確実性を考慮して、データ不確実性ケースを設定する。
- ・モデルの不確実性については、レファレンスケースで設定したモデルあるいはデータの変更によって、モデル変更ケースを設定する。
- ・地質環境や処分場の仕様およびその組み合わせの多様性を、レファレンスケースで考慮するモデルあるいはデータの変更によって表し、代替設計ケースあるいは地質環境変更ケースを設定する。

・変動シナリオ解析ケース設定の手順

- ・安全機能に対して擾乱となる可能性のある要因の影響を、レファレンスケースで設定したモデルあるいはデータの変更として設定する。

ここで、基本シナリオ解析ケースについては、考慮する多様性や不確実性がどのバリアに関係するかに応じ、人工バリアのモデルやデータを変更するケース、天然バリアのモデルやデータを変更するケースおよび生物圏のモデルやデータを変更するケースとして分類しながら、重複のないよう工夫した。また、変動シナリオ解析ケースについては、擾乱の影響が、個々のバリアではなくシステム全体に及ぶと考えられることから、人工バリアと天然バリアについてのモデルとデータの変更を一つのケースとして設定する。

上記の解析を、個々のバリア性能への影響についての感度解析の結果として順次進めることによって、システムの多様性やデータの不確実性に起因するシステム性能への影響を定量化することができ、解析ケースとして具体化されていない組み合わせについてもその影響をおおよそ推定することが可能となる。このような検討によって、解析ケースを絞り込むことが可能であり、影響が大きいと推定される組み合わせについては、地層処分システムの安全性を総合的に解析するためのケースとして設定する。

このようなシステム性能の総合的な評価のための解析ケースの設定においては、地質環境の多様性を、サイト選定や工学的対策が適切に行われることを考慮して過度に保守的とならないように設定することとした。また、感度解析の結果や考察から重要と判断されるデータ、モデルあるいはシナリオの不確実性については、サイト特性調査や設計が適切に行われれば、その低減を図ることが期待されることから、過度に保守的とならないように組み合わせを考慮することとした。

このような手順にしたがい解析の内容を明らかにしていく際には、解析の対象となる多様性や不確実性を、地層処分システムに期待される安全機能、それに対して影響を与える可能性のある要因、あるいは擾乱を与える可能性のある要因のうち、どの要因との関係で検討しようとしているのかを明らかにする（付録C参照）。これにより、解析ケースの設定とシナリオの記述との整合性のチェックが容易となる。

次に、それぞれの解析ケースの具体的な設定の考え方について述べる。

2) 基本シナリオ解析ケース

基本シナリオ解析ケースでは、基本シナリオの前提に基づき以下の解析ケースを設定する。

・レファレンスケース：

第2次取りまとめの安全評価において実施する複数の解析について、それらの結果を相互に比較するための参照とする解析ケースである。レファレンスケースは、5.3.1 4)で示したレファレンスシステムに期待する安全機能が全て発揮される場合の解析例として設定する。このような設定に基づき、考慮する現象や特性に対する概念モデルとこれに基づく数学モデルを、適宜現実的あるいは安全評価上保守的な評価を行うことができるように適用する。さらに、これらモデルに含まれるパラメータについて、現実的な範囲で保守性を失わないようにデータを設定する。このように構築される概念モデル、数学モデルおよびデータを、安全評価における解析の基準とし、レファレンスケース以外の多数の解析ケースは、この基準となるモデルやデータを変更したものとして対比できる。

・データ不確実性ケース：

データの設定に伴う不確実性が、システム性能に与える可能性のある影響を、レファレンスケースを基準として検討する。レファレンスケースで考慮するデータが既に保守的な設定になっている場合には、本ケースとしてさらに保守側の設定は考えない。一方、レファレンスケースで考慮するデータとして現実的に分布や幅の平均値などを設定している場合には、データごとにその分布や幅に対応したシステム性能の変動を検討する。

・モデル変更ケース：

モデルの設定に伴う不確実性が、システム性能に与える可能性のある影響を、レファレンスケースとは異なるモデルを設定することにより検討する。本ケースでは、安全

機能のうちレファレンスケースでは考慮していない現象、および安全機能に影響を及ぼす可能性のある現象に対して、それぞれモデルを設定しシステム性能への影響を検討する。

・地質環境変更ケース：

地質環境（地形、地下水流動、地下水化学、岩盤の性状）の多様性が、システム性能に与える可能性のある影響を、レファレンスケースとは異なる地質環境を設定することにより検討する。本ケースでは、必要に応じて、処分場の設計、人工バリアおよび天然バリア中の核種移行ならびに生物圏評価において、設定した地質環境の設定との整合を図る。

・代替設計ケース：

処分場の設計の多様性がシステム性能に与える可能性のある影響を、レファレンスケースとは異なる人工バリアの材料などのオプションを設定することにより検討する。

3) 変動シナリオ解析ケース

変動シナリオ解析ケースでは、安全機能に擾乱を与える可能性のある要因の発生を想定した変動シナリオに基づき、それらの想定に対してシステム性能がどのように応答するかについて評価を行う。本ケースでは、天然現象として隆起・侵食と気候・海水準変動、処分場の初期欠陥としてオーバーパックの不完全な密封、将来の人間活動として新規の井戸掘削やボーリングの発生をそれぞれ想定した場合について、システム性能の変化をレファレンスケースを基準として検討する。

5.5.2 レファレンスケース

1) 地層処分システムと概念モデル

レファレンスケースで考慮する地質環境と処分場からなるレファレンスシステムは、5.3.1 4)で設定したとおりである（図 5.3-2 および表 5.3-2）。また、地下水シナリオ基本シナリオに対する概念モデルを図 5.5-2 に示す。

なお、安全評価で考慮する核種の設定にあたっては、ガラス固化体から溶出する核種が瞬時に母岩上に位置する骨水層に運ばれると仮定し、その濃度を求め、これが既存の原子力施設に対して規制で定められている「周辺監視区域外の水中の濃度限度」（科学技術庁、1988）の十分の一を超える場合の核種を抽出した（石原ほか、1999a）。人工バリアや天然バリアでの核種移行の解析では、ここで抽出された核種のうち、表 5.5-1 に示すように半減期が1年以上の核種を対象とし、半減期が1年未満の崩壊系列核種については、親核種との放射平衡が成り立つと仮定した。

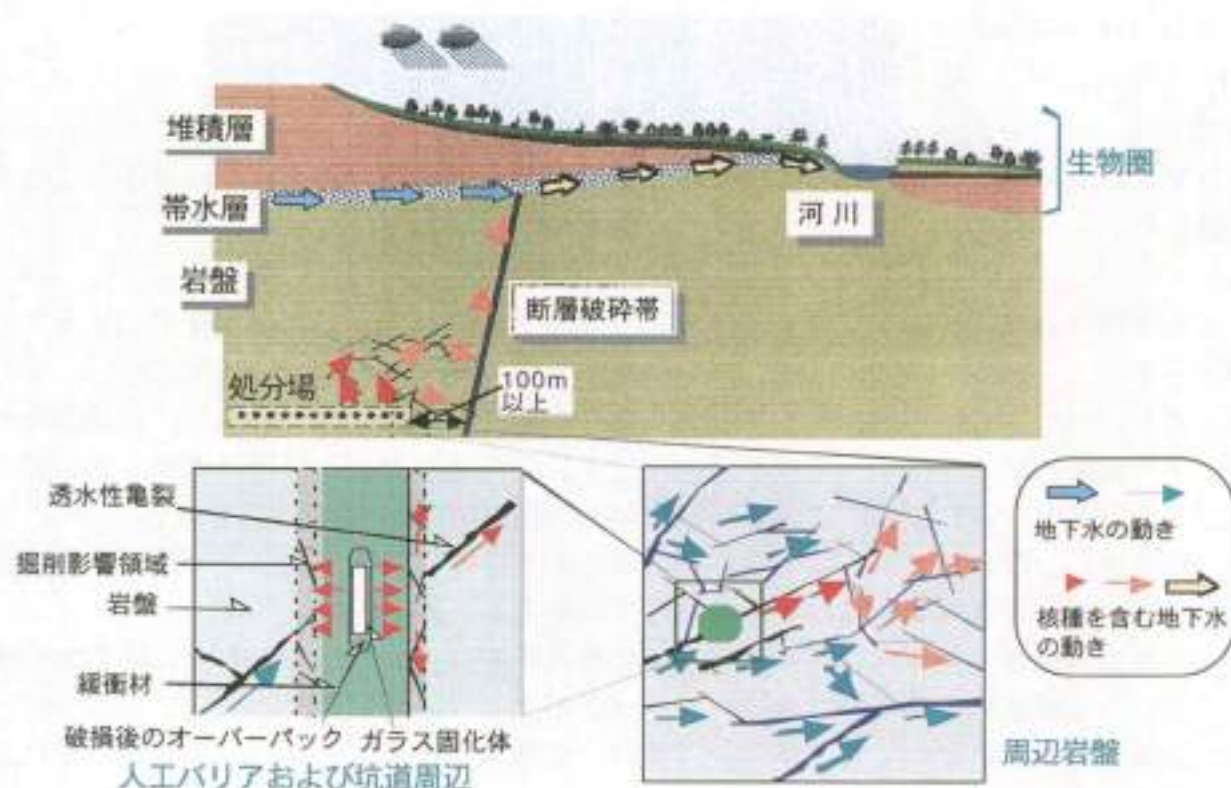


図 5.5-2 地下水シナリオ基本シナリオの概念モデル

表 5.5-1 人工バリアと天然バリア中の核種移行解析において考慮する放射性核種

放射化生成物/ 核分裂生成物	Sm-151, Cs-135, Sn-126, Pd-107, Tc-99, Nb-94, Zr-93→Nb-93m, Se-79
4N系列	Pu-240→U-236→Th-232
4N+1 系列	Cm-245→Pu-241→Am-241→Np-237→U-233→Th-229
4N+2 系列	Cm-246→Pu-242→U-238→U-234→Th-230→Ra-226→Pb-210 Am-242m→Pu-238 ^{*1)}
4N+3 系列	Am-243→Pu-239→U-235→Pa-231→Ac-227

*1): 現状、人工バリア中核種移行解析コード以外は、崩壊系列中での分岐/合流を取り扱うことができない。そのため、人工バリア中核種移行解析の結果に基づいて、このブランチを考慮すべきかどうかを決定する。

以下では、レファレンスケースの解析で用いるモデルとデータについて、核種移行経路に沿って、人工バリア、天然バリア、生物圏の順で述べる。また、5.5.2 3)においてレファレンスケースの解析結果を示す。

2) モデルとデータ

(1) 人工バリア

a) モデル

レファレンスケースで考慮する人工バリア中核種移行の概念モデルでは以下のことを考慮した。

- ・処分後 1,000 年時点において、オーバーバックが核種閉じ込め機能喪失すると仮定する。
- ・オーバーバック破損後、直ちに緩衝材間隙水がガラス同化体と接触し、長期的なガラス溶解速度にしたがってガラスマトリクスの溶解が進む。核種はガラス同化体中で均質に混合されており、ガラス固化体での存在比に応じてガラスから溶出する（調和溶解）。なお、ガラス固化体の溶解にともなうガラスの表面積の時間的な減少は考慮せず、ガラス固化体は一定の速度で溶解すると仮定する。
- ・ガラス固化体近傍あるいは緩衝材中での核種濃度は、同位体の存在比に応じて分配された溶解度により制限される。沈殿／溶解反応は瞬時／可逆と仮定する。なお、溶解度の分配において考慮する同位体は、ガラス固化体にインベントリとして含まれているもののみ考慮する。
- ・核種は緩衝材中を拡散により移行し、緩衝材に収着することにより遅延される。この際、収着反応としては瞬時／線形／可逆を仮定する。
- ・緩衝材の外側に到達した核種は、人工バリア周辺の母岩の掘削影響領域を通過する地下水と瞬時に混合し、その全量が母岩中の亀裂に流入するものと仮定する。なお、掘削影響領域での収着などによる核種移行遅延効果は保守的に考慮しない。

また、破損したオーバーバックとその腐食生成物による物質移動の抑制効果を見逃し、ガラス固化体から溶出した核種が瞬時にオーバーバック外側表面に達すると仮定した。このとき、オーバーバック外側全表面積（図 5.5-3 (a)）からの緩衝材への移行を円筒 1 次元のモデルを用いて求めるために、解析上の仮想的な緩衝材長さを設定した（図 5.5-3(b)）。

図 5.5-4 に、人工バリア中核種移行モデルとそれに基づく数学モデルならびにデータの関係を示す。これらデータの設定については次項で述べる。

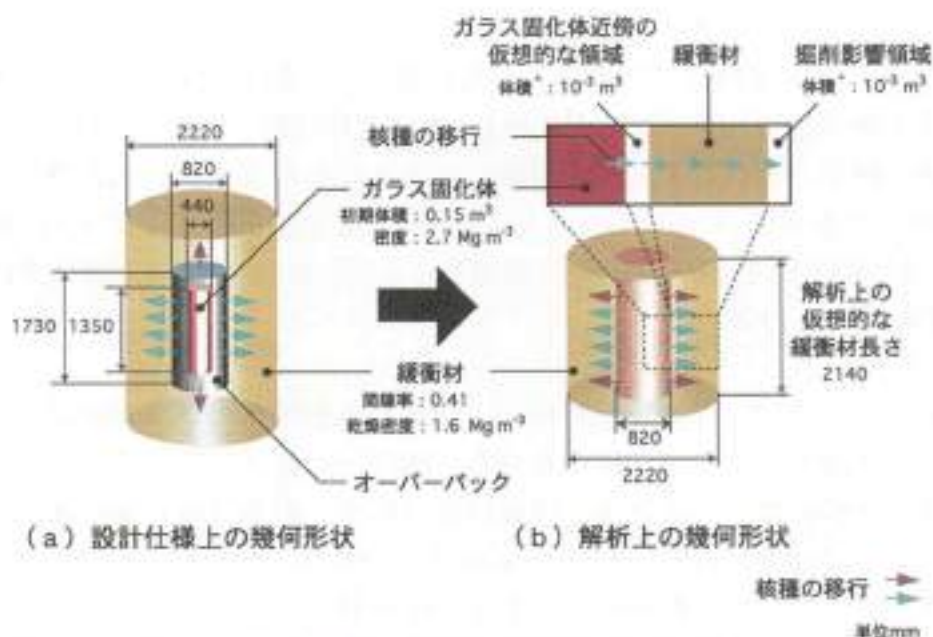


図 5.5-3 人工バリア中核種移行モデルで考慮する人工バリアの幾何形状

* 人工バリア中核種移行解析での境界（ガラス固化体と緩衝材および緩衝材と周辺母岩の境界）を数学的に取り扱うために導入した仮想的な領域の体積。10⁻³ m³ 程度の小さな体積を設定した場合、人工バリアからの核種移行率に対するこれらのパラメータの影響は無視できる。

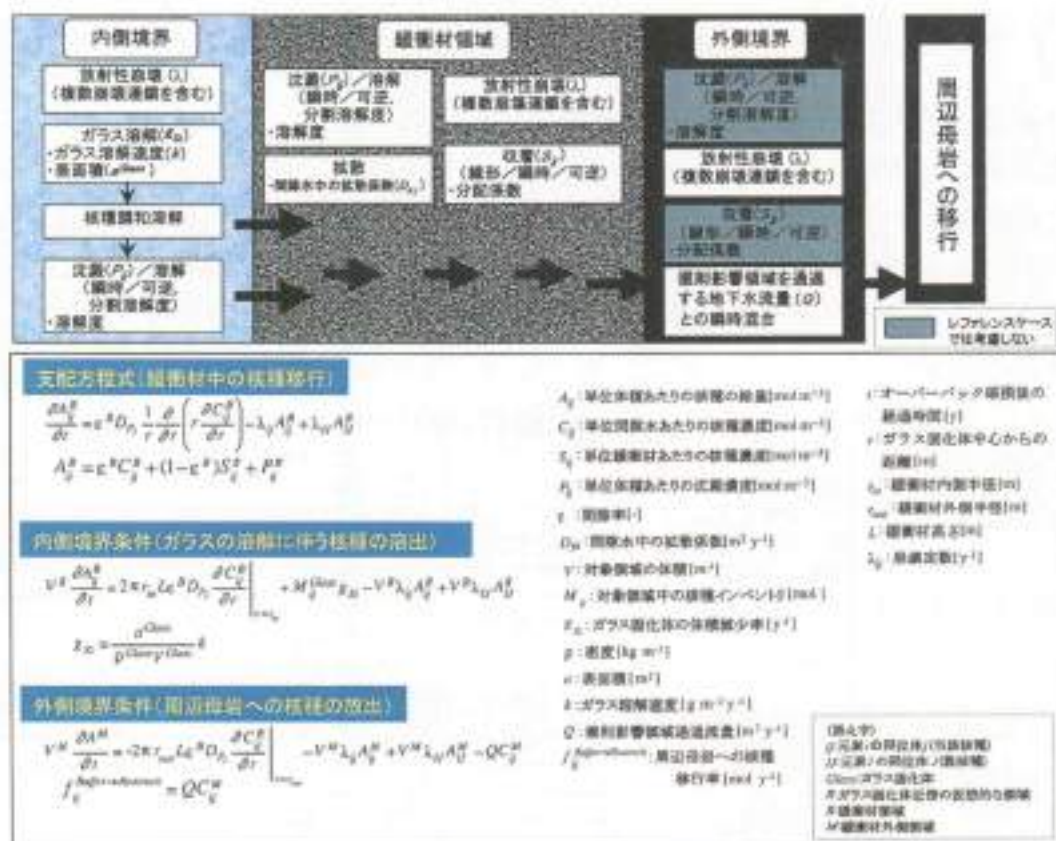


図 5.5-4 人工バリア中核種移行モデルと用いるパラメータ

b) コード

図 5.5-4 で示した人工バリア中核種モデルに基づき、第 1 次取りまとめにおいて使用した人工バリア中核種移行計算コード RELEASE (大井ほか, 1992) と比べて、複数の崩壊系列を同時に解くことが可能で、同位体の存在比に応じて元素の溶解度を分配して各同位体の沈澱/溶解量を決定することができる機能などを新たに加えた MESHNOTE コード (一次元円筒座標系, 有限差分法) を開発した (動力炉・核燃料開発事業団, 1996b; Wakasugi and Makino, 1999)。

MESHNOTE コードは、上記機能のほか、緩衝材外側での地下水流れに応じた母岩中への核種移行が考慮できるなどの機能を持ち、諸外国の性能評価で用いられている人工バリア中核種移行解析コードに比べ、核種移行プロセスの取り扱いが詳細、かつ現象に即したモデルとして分類されている (Zhou et al., 1994)。また、このコードに関し、ガラスの溶解とそれにともなう核種の溶出および緩衝材中での拡散移行についての概念モデルが、実際の高レベル放射性廃液を用いた固化ガラスからの核種溶出・拡散試験の結果と整合のとれたものであることを確認している (Ashida et al., 1994; 動力炉・核燃料開発事業団, 1996b)。さらに、定常解析解や他のコードとの比較により、その妥当性を確認している (Wakasugi and Makino, 1999; Webb et al., 1999)。

c) データ

解析に必要なデータ (溶解度、分配係数など) については、まず処分システムで想定される還元条件や圧縮バントナイト中の環境などを考慮して適切に制御された実験から得られた結果をデータベースとして作成し、その中から個々のデータを設定した。これらデータベースの作成やデータの設定にあたっては、国内外の専門家のレビューを踏まえた。以下に、レファレンスケースの解析に用いるデータの設定値 (表 5.5-2) と、その設定の考え方を示す。

表 5.5-2 人工バリア中核種移行解析で用いたデータ一覧

物質/プロセス	パラメータ	レファレンスケースの解析に用いたデータ
インベントリ	初期インベントリ (処分後 1,000 年時)	表 5.5-3 参照
ガラスの溶解	ガラス溶解速度	$1 \times 10^{-4} \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
	ガラス固化体の表面積	$17 \text{ m}^2/\text{本}$ (幾何学的表面積の 10 倍)
緩衝材中の核種の移行	元素の溶解度	表 5.5-5 参照
	元素の分配係数	表 5.5-7 参照
	実効拡散係数	Se: $2 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ Cs: $6 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ Se, Cs 以外の元素: $5 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
周辺母岩への核種放出	断片影響領域透過係数	$1 \times 10^{-2} \text{ m}^2 \text{ y}^{-1}$
解析における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	1.23 m
	緩衝材高さ	2.84 m
	緩衝材間隙率	0.43
	乾燥密度	1.6 Mg m^{-3}

インベントリ

ガラス固化体中の放射性核種および安定同位体のインベントリは、JNFL仕様（日本原燃（株）、1992）を参照して設定したモデルガラス固化体について、核種生成／崩壊コード ORIGEN2.1（Croff, 1980；Ludwig and Renier, 1989）を用いて算出した（表 5.5-3）。計算に際しては、燃料中に含まれる不純物と構造材（Ludwig and Renier, 1989）が照射されて発生する放射化生成物を含めた（石原ほか、1999a）。

表 5.5-3 ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種と安定同位体のインベントリ
（処分後 1,000 年時点）

元素	質量数	半減期 [*] [y]	モル数 [mol]	放射能 [Bq]	元素	質量数	半減期 [*] [y]	モル数 [mol]	放射能 [Bq]
Se	79	6.50×10^4	8.04×10^{-3}	1.64×10^{13}	Tb	229	7.34×10^3	2.51×10^{-5}	4.52×10^7
	Stable		6.86×10^{-3}			230	7.70×10^3	5.37×10^{-5}	9.23×10^7
Zr	93	1.53×10^5	8.54	7.39×10^{13}		232	1.41×10^{10}	6.50×10^{-5}	6.13
	Stable		4.74×10^{-3}		Pa	231	3.28×10^4	2.23×10^{-5}	8.99×10^7
Nb	93m	1.36×10^4	7.21×10^{-4}	7.02×10^{10}		233	1.59×10^4	1.17×10^{-5}	9.75×10^7
	94	2.03×10^4	2.80×10^{-4}	1.83×10^8		234	2.45×10^4	1.50×10^{-5}	6.14×10^8
	Stable		2.67×10^{-3}			235	7.04×10^8	1.46×10^{-4}	2.74×10^8
Tc	99	2.13×10^5	8.27	5.14×10^{11}		236	2.34×10^8	1.05×10^{-4}	5.94×10^8
Pd	107	6.50×10^4	2.04	4.16×10^7		238	4.47×10^9	1.31×10^{-4}	3.89×10^8
	Stable		1.18×10^{-3}		Np	237	2.14×10^6	3.74	2.31×10^{10}
Sn	126	1.00×10^5	2.25×10^{-3}	2.97×10^{10}		238	8.77×10^3	6.49×10^{-5}	9.79×10^8
	Stable		6.82×10^{-3}			239	2.41×10^4	1.60×10^{-5}	6.79×10^{10}
Cs	135	2.30×10^5	3.19	1.85×10^{10}		240	6.54×10^3	1.78×10^{-5}	3.59×10^{11}
	Stable		8.84			241	1.44×10^4	1.23×10^{-5}	1.13×10^{10}
Sm	151	9.09×10^4	3.20×10^{-3}	4.71×10^7		242	3.87×10^3	1.12×10^{-5}	3.82×10^8
	Stable		3.33		Am	241	4.32×10^3	1.88×10^{-5}	5.75×10^{12}
Pb	210	2.23×10^4	3.48×10^{-4}	2.07×10^8		242m	1.52×10^4	5.79×10^{-5}	5.04×10^8
	Stable		3.81×10^{-3}			243	7.38×10^3	4.01×10^{-5}	7.18×10^{11}
Ra	226	1.60×10^3	2.62×10^{-3}	2.16×10^8	Cm	245	8.50×10^3	7.26×10^{-5}	1.13×10^{13}
Ac	227	2.18×10^4	1.48×10^{-3}	8.98×10^7		246	4.73×10^3	8.29×10^{-5}	2.32×10^8

【モデルガラス固化体の主な仕様】

- ・濃縮度：4.5 %
- ・燃焼度：45,000 MWD/tMTU
- ・再処理での回収率：U：99.578 %、Pu：99.452 %
- ・固化後の貯蔵期間：50 年

Stable：安定同位体

*：ORIGEN2.1コードのDECAYライブラリから引用した。この半減期データは、人工バリア、天然バリア、および生物圏の評価で共通に使用する。なお、Se 79の半減期については、最近の研究から、より長い半減期であることが示唆されているが（たとえば、Li et al. (1997) では $(1.13 \pm 0.17) \times 10^5$ 年）、半減期が長くなったとしてもラフレンスケースの評価結果に大きな影響を及ぼすことはないことを確認している（石原ほか、1999b）。

間隙水の化学

緩衝材間隙水組成は、緩衝材中での溶解度、拡散係数、分配係数などの設定の前提条件となる。間隙水組成を設定するにあたり、まず地下水組成を以下のように設定した。

第 III 章で示したように (3.3.4 参照)、地下深部の地下水は、一般に弱アルカリ性で還元状態にあることが知られており、地下水水質の形成には、起源となる水（降水あるいは海水）と岩石中に含まれる造岩鉱物や粘土鉱物との反応、あるいは微生物による有機物の分解などが寄与していることがわかっている。

ここでは、一般化された地下水水質を与えるとの観点から、3.3.4 で考察された地下水水質を支配する地球化学プロセスを参考に、モデル地下水を設定することとした。モデル地下水の組成は、まず起源（降水、海水）を決め、次に土壌中、岩盤中での鉱物－水反応に関して、pH、酸化還元電位、主要元素濃度（Na、Ca、C など）に影響を及ぼすと考えられる主要な反応とその生起順序を考慮し、熱力学的平衡を仮定した計算により推定したものである。

レファレンスケースで考慮する地下水組成としては、降水系のモデル地下水（降水系高 pH 型地下水：Yui et al., 1999a）を設定した。このモデル地下水は、わが国の多くの地形パターンや岩種にあてはまり、地球化学的根拠も多く、東濃地域および釜石鉱山の実測地下水や文献データを含めた多変量解析^{5,7)}からもその妥当性を確認している（Yui et al., 1999a）。

降水系のモデル地下水の設定においては、大気中でのガス（CO₂、O₂）の吸収、土壌中での有機物の腐敗により発生する CO₂ ガスの吸収を考慮し、さらに岩盤中での以下の鉱物－水間の平衡反応により、pH、酸化還元電位および主要な元素の濃度が変化すると仮定した（Yui et al., 1999a）。

- ・ 曹長石－カオリナイト間の化学平衡（pH、Na 濃度など）
- ・ 黄鉄鉱－磁鉄鉱間の酸化還元平衡（酸化還元電位、Fe、S 濃度）
- ・ 方解石と水溶液間の溶解平衡（Ca、C 濃度）
- ・ 玉髓と水溶液間の溶解平衡（Si 濃度）
- ・ 微斜長石と水溶液間の溶解平衡（K 濃度など）

一方、鉱物との熱力学的平衡を仮定した計算では濃度を推定することが困難な元素については、既存の地下水組成データセットにおけるデータの平均値から濃度を設定した（Yui et al., 1999a）。モデル地下水の組成を表 5.5-4 に示す。以降このモデル地下水を“降水系地下水”とする。

^{5,7)} 多変量データの解析に用いられる手法のことであり、ここでは主成分分析および主成分分析を用いた。

次に、人工バリア中の間隙水組成の設定では、上記で設定した地下水と緩衝材材料およびオーバーバック腐食生成物との熱力学的平衡を仮定したモデルを用いた（小田ほか、1999a）。このモデルでは、上記地下水と緩衝材との支配的な反応として、緩衝材の主成分であるスメクタイトの表面反応（イオン交換反応および表面水酸基^{5a)}の酸・塩基解離反応）と随伴鉱物（玉髄、方解石、黄鉄鉱）の溶解／沈澱反応、酸化還元反応を考慮した。これらの反応は、固相／溶液比を変化させたベントナイト－水反応実験や、圧縮ベントナイト中の pH 測定実験から圧縮ベントナイト中の間隙水組成を制御する重要因子であることが示されている（小田・柴田、1999）。オーバーバック腐食生成物としては、熱力学的に安定であり、また腐食実験（本田ほか、1997）などでその生成が確認されている磁鉄鉱を仮定し、間隙水中での磁鉄鉱の溶解／沈澱反応を考慮した。緩衝材材料に含まれる可溶性不純物（塩化物、硫酸塩）については、オーバーバック破損時期以前に溶解・散逸するものとして、その影響を考慮しないこととした。表 5.5-4 に間隙水組成を地下水組成とあわせて示す。

表 5.5-4 地下水と間隙水の組成（レファレンスケース）

	地下水（降水系）	間隙水
pH	8.5	8.4
Eh [mV]	-281	-276
単位：[mol l ⁻¹]		
Na (Total)	3.6×10^{-3}	2.8×10^{-3}
Ca (Total)	1.1×10^{-4}	5.3×10^{-5}
K (Total)	6.2×10^{-5}	1.2×10^{-4}
Mg (Total)	5.0×10^{-5}	4.2×10^{-6}
Fe (Total)	9.7×10^{-10}	2.0×10^{-9}
Al (Total)	3.4×10^{-7}	3.4×10^{-7}
C (Total)	3.5×10^{-3} ^{*1}	1.6×10^{-2} ^{*5}
S (Total)	1.1×10^{-4} ^{*2}	1.1×10^{-4} ^{*6}
B (Total)	2.9×10^{-4} ^{*3}	2.9×10^{-4}
P (Total)	2.9×10^{-6} ^{*3}	2.9×10^{-6}
F (Total)	5.4×10^{-5} ^{*3}	5.4×10^{-5}
N (Total)	2.3×10^{-5} ^{*3}	2.3×10^{-5}
Cl (Total)	1.5×10^{-2} ^{*4}	1.5×10^{-3}
Si (Total)	3.4×10^{-4}	3.4×10^{-4}

*1 無機炭素 = 3.5×10^{-3} mol l⁻¹, CH₄(aq) = 1.5×10^{-10} mol l⁻¹

*2 SO₄²⁻ = 1.1×10^{-4} mol l⁻¹, HS⁻ = 3.8×10^{-9} mol l⁻¹, H₂S(aq) = 1.2×10^{-10} mol l⁻¹

*3 実測地下水の平均値より設定

*4 電荷バランスをとるために調整

*5 無機炭素 = 1.6×10^{-2} mol l⁻¹, CH₄(aq) = 8.1×10^{-10} mol l⁻¹

*6 SO₄²⁻ = 1.0×10^{-4} mol l⁻¹, HS⁻ = 3.7×10^{-9} mol l⁻¹, H₂S(aq) = 1.3×10^{-10} mol l⁻¹

5-B) スメクタイトの結晶格子層の破断面において、酸素イオンの結合相手である金属イオンが不足するために余剰の負電荷が生じる。この負電荷が H⁺ を引きつけて生じた OH⁻ 基のこと。

ガラス溶解速度

ガラス固化体から溶解した溶性ケイ酸については、緩衝材中での拡散による散逸が遅いことから、ガラス固化体近傍の溶性ケイ酸濃度は長期的にはほぼ飽和に達すると考えられる。この考え方にしたがって、溶性ケイ酸濃度が飽和に達するような長期の浸出試験で取得されている各種ガラス固化体の溶解速度（たとえば、Ohe et al., 1991）をもとに、処分場温度を考慮し、温度依存性に関する回帰式から算出される 60℃の溶解速度（ $1 \times 10^{-1} \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ）を、レファレンスケースにおけるガラス固化体の溶解速度とした。この値は諸外国の評価における設定値（たとえば、Nagra, 1994a）と同程度の値である。

また、ガラス固化体製造時の冷却、オーバーパックの破損や腐食膨張などに起因して、ガラス固化体に割れが生じ、表面積が増加することが考えられる。ガラス固化体内部に存在する製造時の冷却によって生じた割れのうち、溶解に寄与する表面積の実質的な増加は 4 から 5 倍程度であることが、大型ガラス固化体の浸出試験によって確認されている（動力炉・核燃料開発事業団, 1991）。これらのことから、ガラス固化体の幾何学的表面積（ 1.7 m^2 ）の 10 倍（ 17 m^2 ）を溶解に寄与するガラス固化体の表面積とすることにより、割れによる溶解量の増加を考慮することとした。なお、ガラス固化体の幾何学的表面積は、4.3.2 に示すモデルガラス固化体仕様を参照し、外径 430mm のキャニスタに 150 リットルの固化ガラスが封入された場合を想定して算出した。これらの設定値に基づけば、オーバーパック破損後約 7 万年でガラス固化体の全量が溶解することになる。

ガラス溶解速度： $1 \times 10^{-1} \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$

溶解に寄与するガラス固化体の表面積（1 本あたり）： 17 m^2

元素の溶解度

難溶性の放射性元素について、上記の間隙水組成に対し、熱力学的安定性や溶解度実験で支持される固相を溶解度制限固相⁵⁻⁹⁾として、熱力学的平衡モデルによる溶解度計算を行った。計算に用いた熱力学データベースは、国際的専門家によるレビューを受けつつ取りまとめたものである（Yui et al., 1999b）。

溶解度の実測値が存在するものについては、計算値との比較を行い、保守的となる場合には実測値を採用した（Zr, Nb, Sn, Pd）。Ra については、簡易な共沈モデル（Berner, 1995）を適用するとともに、天然で観察される元素濃度などを考慮して決定した。

溶解度の設定においては、熱力学データが充実している 25℃の値を用いることとした

⁵⁻⁹⁾ 固相と液相が共存する系において、対象とする元素を成分とし、液相と平衡状態となることにより液相中の元素濃度を支配する固相。

(東ほか, 1999)。なお、溶解度の温度依存性については、評価するための十分な熱力学データが世界的にも整備されていないものの、それが顕著ではないことを示す研究例も存在する (Nitsche, 1987; Rao et al., 1996)。また、温度の上昇は、一部の元素に対しては、溶解度制限固相の安定な結晶性固相への変遷を加速し溶解度を大幅に減少させる可能性が示されている (Rai et al., 1999)。

設定した溶解度を、計算で仮定した溶解度制限固相、主要溶存化学種とともに表 5.5-5 に示す。

表 5.5-5 放射性元素の溶解度 (レファレンスケース)

元素	溶解度 [mol l ⁻¹ at 25℃]	溶解度制限固相 ¹⁾	主要溶存化学種 ²⁾
Se	3×10^{-9}	FeSe ₂ (cr)	HSe
Zr	$1 \times 10^{-9.71}$	ZrO ₂ (am)	Zr(OH) ₄ (aq)
Nb	$1 \times 10^{-11.1}$	Nb ₂ O ₅ (am)	Nb(OH) ₅
Tc	4×10^{-8}	TcO ₂ · 2H ₂ O(am)	TcO(OH) ₂ (aq)
Pd	$1 \times 10^{-11.1}$	Pd(cr)	Pd(OH) ₂ (aq)
Sn	$5 \times 10^{-9.71}$	SnO ₂ (am)	Sn(OH) ₄ ⁺ , Sn(OH) ₅ (aq)
Cs	可溶性	—	Cs ⁺
Sm	2×10^{-7}	SmOHCO ₃ (cr)	Sm(CO ₃) ₂ ⁺ , Sm(CO ₃) ₃ ⁺ , SmCO ₃ ⁺
Pb	2×10^{-8}	PbCO ₃ (cr)	PbCO ₃ (aq), Pb(CO ₃) ₂ ⁺
Ra	$1 \times 10^{-12.72}$	Ra-Ca-CO ₃	Ra ²⁺
Ac	2×10^{-7}	AcOHCO ₃ (cr)	Ac(CO ₃) ₂ ⁺ , Ac(CO ₃) ₃ ⁺ , AcCO ₃ ⁺
Th	5×10^{-9}	ThO ₂ (am)	Th(OH) ₄ CO ₃
Pa	2×10^{-8}	Pa ₂ O ₅ (s)	PaO(OH) ₂ (aq)
U	8×10^{-9}	UO ₂ (am)	U(OH) ₂ (CO ₃) ₂ ²⁺ , U(OH) ₃ (aq)
Np	2×10^{-9}	NpO ₂ (am)	Np(OH) ₂ (CO ₃) ₂ ²⁺ , Np(OH) ₃ (aq)
Pu	3×10^{-8}	PuO ₂ (am)	Pu(OH) ₂ (CO ₃) ₂ ²⁺ , Pu(CO ₃) ₃ ⁺ , Pu(CO ₃) ₂ ⁺ , PuCO ₃ ⁺
Am	2×10^{-7}	AmOHCO ₃ (cr)	Am(CO ₃) ₂ ⁺ , Am(CO ₃) ₃ ⁺ , AmCO ₃ ⁺
Cm	2×10^{-7}	CmOHCO ₃ (cr)	Cm(CO ₃) ₂ ⁺ , Cm(CO ₃) ₃ ⁺ , CmCO ₃ ⁺

*1: 実測値に基づく設定

Zr: 遊谷・笹井 (1998)

Nb: 矢島ほか (1992); 矢島 (1994), (参考) 計算値 7×10^{-7} mol l⁻¹

Sn: Okamoto and Amaya (1998), (参考) 計算値 2×10^{-7} mol l⁻¹

Pd: Okamoto et al. (1996), (参考) 計算値 ほぼゼロ

*2: Ca との簡易な共沈モデル (Bernier, 1995) との比較のうえで、天然水中の濃度上限値から設定。

*3: 固相の表記については、熱力学データベース開発での議論を踏まえて結晶質を(cr)、アモルファスを(am)および現状ではこの両者に区分けできない固相(s)に分類している。電気的に中性の水溶性化学種については化学式の最後に(aq)を付記している (Yin et al., 1999b)。

元素の拡散係数

ベントナイト中での放射性元素の実効拡散係数^{①)}については、間隙水中での溶存化学種を考慮して元素に応じた値を設定することが理想的である。間隙水組成、酸化還元状態などを適切に制御した拡散実験はきわめて限られているが、対象元素の実測値が適切な酸化還元条件において測定されている場合には、その値に基づく設定を行なった。また、対象元素の実測値は存在しないが、間隙水中での溶存化学種を考慮して、適切な類似元素が選定可能な場合には類似元素の実測値を利用した。以下に設定の考え方を示す。

・ Cs の実効拡散係数

間隙水中で単純な一価の陽イオンの形態 (Cs^+) をとることが知られており、圧縮ベントナイト中での実効拡散係数が取得されているため実測値を採用した。この実効拡散係数のベントナイト乾燥密度依存データから、実効拡散係数とベントナイト乾燥密度の関係式を求め、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} の値を導出した。なお、30 wt%のケイ砂混合が Cs の実効拡散係数に与える影響は十分に小さいため、ケイ砂混合率に対する補正は行わないこととした。

・ Se の実効拡散係数

間隙水中で単純な一価の陰イオンの形態 (HSe^-) をとると推定されることから、同じ一価の陰イオンである I⁻ のベントナイト乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} での実測値に基づき保守的な値を採用した。I⁻ については、藤原ほか (1998) による実効拡散係数のケイ砂混合率依存性を考慮した。

・ Cs, Se 以外の元素の実効拡散係数

Cs, Se 以外の元素については、適切な酸化還元状態での実測値が存在せず、また、間隙水中での化学種が中性である、あるいは複数の化学種が混在するなどの理由により適切な類似元素の設定も困難である。したがって、これらの元素については、圧縮ベントナイト中で、他のイオンよりも大きな値を示す (Cs などの一部元素を除く) と考えられるトリチウム水 (HTO) の実効拡散係数を用いることとした。この実効拡散係数のベントナイト乾燥密度依存データから、実効拡散係数とベントナイト乾燥密度の関係式を求め、乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} の値を導出した。なお、30 wt%のケイ砂混合が HTO の実効拡散係数に与える影響は十分に小さいため、ケイ砂混合率に対する補正は行わないこととした。

5.5.2 で示した緩衝材仕様 (乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%) に対する実効拡散係数の設定値を表 5.5-6 に示す。なお、実効拡散係数の温度依存性については、白山

①) 風荷に関するフィックの第三法則に基づいて記述される定常状態における拡散係数。間隙水中の濃度勾配との積で、単位面積単位時間あたりの物質の通過量を表す。

水中でのイオンの拡散係数の活性化エネルギーを $15.05 \text{ kJ mol}^{-1}$ (田島, 1986) として、自由水中でのイオンの拡散係数に基づく温度補正方法 (中嶋, 1990) にしたがって、 60°C における値を推定した (Sato, 1998)。

表 5.5-6 放射性元素の実効拡散係数 (レファレンスケース)

元素	溶存化学種	実効拡散係数 [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ at 60°C]
Cs	Cs^+	6×10^{-10}
Se	HSe^-	2×10^{-10}
Cs, Se 以外の元素		3×10^{-10}

元素の分配係数⁵⁻¹¹⁾

圧縮ベントナイトを用いた拡散試験の結果に基づき、(5.5-1) 式により求められる値を設定した。設定にあたっては、さまざまなベントナイト乾燥密度に対して測定された見かけの拡散係数⁵⁻¹²⁾に対して分配係数を導出し、分配係数のベントナイト乾燥密度依存性などを考慮して、実測値の範囲から保守的な値を設定した。

$$Kd = \frac{1}{\rho} \left(\frac{De}{Da} - \epsilon \right) \quad (5.5-1)$$

ここで、 Kd : 分配係数 [$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$].

De : 実効拡散係数 [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$], Da : 見かけの拡散係数 [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$].

ϵ : 間隙率 [-], ρ : ベントナイト乾燥密度 [kg m^{-3}]

実効拡散係数については、前項の「元素の拡散係数」と同様の考え方に基づいた。

見かけの拡散係数については、対象元素に対して測定されたもので、酸化還元に敏感な元素については、処分環境に近い還元条件下で得られた拡散係数を用いた。見かけの拡散係数の実測値が存在しない元素に対しては、実測値が存在する類似元素 (元素間の化学的類似性および熱力学計算により求められる間隙水中の溶存化学種の化学形の類似性を考慮) の見かけの拡散係数を用いることとした。

30 wt% のケイ砂混合の影響に関しては、見かけの拡散係数のケイ砂混合による影響は顕著でないことから (たとえば, Idemitsu et al., 1994; Sato, 1999)、分配係数の設定においては値の補正は行わないこととした。

5-11) 岩石、ベントナイトなどの固相と地下水などの液相中における濃度濃度の比であり、液相の固相への収量の指標を表す。

5-12) 拡散に関するフickの第2法則に基づいて記述される非定常における拡散係数。媒体に対する溶質の吸着などの物理化学的遅延現象の影響を含む。

分配係数の設定は25℃における拡散係数のデータを用いて行ったが、温度の上昇に伴う分配係数の低下が認められている一部の元素については、その影響を考慮した(柴田ほか, 1999)。

設定した緩衝材への分配係数を表 5.5-7 に示す。

なお、分配係数は固相への吸着の程度を表す値として、一般にはバッチ吸着試験⁽¹⁾により求められる。しかしながら、圧縮ベントナイトにおいては、その微細な空隙構造により空隙水の多くの部分が固体表面の影響を受けていると考えられること(たとえば、Torikai et al., 1996) などから、圧縮ベントナイト中の移行評価においては、バッチ吸着試験から得られる分配係数よりも、圧縮ベントナイトに対して測定された見かけの拡散係数を重視するべきであるとの考え方が示されている(杉山ほか, 1998)。

表 5.5-7 放射性元素の緩衝材への分配係数(レファレンスケース)

元素	分配係数 [m^3/kg]	備考 (Da 値の出典 など)
Sc	0	Sato (1997a) ⁽¹⁾
Zr	10	Sato et al. (1995)
Nb	1	柴田ほか (1999b)
Tc	0.1	Kuroda et al. (1997) ⁽²⁾ 加藤ほか (1999) ⁽¹⁾
Pd	0.1	Tachi et al. (1999b)
Sn	1	小田ほか (1999b)
Cs	0.01	佐藤・益谷 (1994) Idemitsu et al. (1998)
Sm	1	Sato (1997b)
Pb	0.1	Ni (Sato, 1999)の値を代用 ⁽³⁾
Ra	0.01	Tachi et al. (1999a)
Ac	1	Sm の値を代用 ⁽³⁾
Th	1	U, Np の値を代用 ⁽³⁾
Pa	1	Sm の値を代用 ⁽³⁾
U	1	Idemitsu et al. (1994) ⁽²⁾ 加藤ほか (1999) ⁽¹⁾
Np	1	加藤ほか (1999) ⁽¹⁾
Pu	10	柴田ほか (1999)
Am	10	佐藤・益谷 (1994)
Cm	10	Am の値を代用 ⁽³⁾

⁽¹⁾ 還元性溶液に浸漬した試料に対する拡散試験

⁽²⁾ 鉄屑・生灰物を分散させた試料に対する拡散試験

⁽³⁾ 類似元素としてそれらの元素の分配係数を用いた

5-13) 粉碎した試料(ベントナイトや岩石)と溶液を混合し、注目する溶質を添加して、ある時間放置した後、溶質の固相への吸着量を測定する試験。溶質の吸着量と溶液中の濃度の上から分配係数を算出する。

掘削影響領域通過流量

3次元亀裂ネットワークモデルを用いた水理解析により掘削影響領域を通過する流量を求めた(澤田ほか, 1999)。解析においては、トンネルボーリングマシンによる坑道掘削を想定し、既往の文献に基づき掘削影響領域の幅を 0.5 m、掘削影響領域の透水係数は健岩部より 1 桁増加すると設定した。また、掘削影響領域のモデルとしては、直径 2.22 m の坑道周辺に坑道方向に連続した 0.5 m の厚さの掘削影響領域を亀裂で模擬し、水理解析を実施した。

その結果、掘削影響領域を通過する地下水流量の平均値はガラス固化体 1 本あたり約 $0.001 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と求められ、この値をレファレンスケースに用いた。

(2) 天然バリア

a) モデル

天然バリア中での核種移行については、5.3.1 で示した地質構造のとりえ方に基づき、処分場から地下水流れの下流側における 100 m までの母岩と処分場から 100 m 離れた断層破砕帯(図 5.5-2 参照)を対象に概念モデルを構築した。

天然バリアの性能評価モデル設定の考え方

天然バリア中の核種移行モデルの開発にあたり、まず第 III 章で分類した岩石を対象として、地下水や放射性核種の移行経路となりうる間隙構造について、既往の文献調査、釜石鉱山や東濃地域での調査試験に加え、日本各地の露頭や鉱山坑道内での調査を実施した。その結果、以下のことがわかっている。

- 日本各地の露頭や鉱山坑道内で観察したすべての岩種で亀裂が確認され、一部の亀裂からの湧水や亀裂中を地下水が流れた痕跡が認められた。
- 釜石鉱山(花崗岩)および東濃鉱山(新第三紀堆積岩)で実施した室内および原位置透水試験の結果によると、原位置で測定された亀裂を含んだ岩盤の透水係数は、室内で測定された亀裂を含まない岩石基質部の透水係数よりも高いことがわかった。
- 一部の新第三紀堆積岩においては、亀裂のほかに透水性の高い砂岩層や凝灰岩層内の岩石基質中の流れも有意であることが観察された。

以上より、わが国の岩盤は、一部の新第三紀堆積岩を除いて、亀裂が主要な地下水および核種移行経路である亀裂性岩盤として取り扱うことが妥当と考えられる(井尻ほか, 1999a)。一部の新第三紀堆積岩に対しては、亀裂だけでなく岩石基質中の流れも有意な亀裂性岩盤と多孔質岩盤の特徴を併せ持つ岩盤として取り扱うことが妥当と考えられる。

亀裂性岩盤に対しては、第1次取りまとめでは均質な1次元平行平板モデルを用いて安全評価を実施している。しかし、岩盤中の亀裂特性をはじめとして多くの地質特性は、不均質でその分布は統計的に表されることが知られており（たとえば、Priest, 1993）、亀裂性岩盤に均質な1次元モデルを適用した場合には、

- 亀裂の透水性に平均値や最頻値を用いた場合には、透水性が高くて流速の大きな亀裂が核種移行に及ぼす影響を解析結果に反映できないため、必ずしも保守的な評価とはならない。
- 岩盤の透水係数を一定とした場合、亀裂頻度が大きいほど亀裂の透水性が低くなり安全評価上好ましい岩盤となるため現実的ではない。

などの問題が生じ、その適用には限界がある。そこで、天然バリア中の核種移行モデルとして、亀裂の透水量係数の不均質性に着目し、透水量係数の異なる複数の1次元平行平板モデルを重ね合わせたモデルを適用することとした（Ijiri et al., 1998a, 1998b）。

この1次元平行平板モデルの重ね合わせに関しては、亀裂性岩盤を対象とした3次元亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行モデル、および多孔質岩盤を対象とした3次元連続体モデルを用いた核種移行モデル（井尻ほか、1998）による核種移行解析結果との比較によりその適用性に関して以下のような知見が得られている。

- 典型的な亀裂性岩盤として多くの亀裂研究の対象となり亀裂に関するデータ量が最も多いだけでなく、諸外国の数多くの安全評価研究の対象にもなっており、収着特性などに関するデータも豊富な花崗岩を選定し、花崗岩を対象とした3次元亀裂ネットワークモデル⁵⁻¹⁴⁾を用いた核種移行解析を実施した結果、花崗岩中の核種移行は1次元平行平板モデルの重ね合わせによって近似的に評価できることが確認されている（Ijiri et al., 1998a, 1998b）。
- 亀裂性岩盤と多孔質岩盤の特徴を併せ持つような一部の新第三紀堆積岩を対象として3次元連続体モデルを用いた核種移行解析を実施した結果、亀裂性岩盤として1次元平行平板モデルの重ね合わせにより評価した方が保守的に評価されることが確認されている（井尻ほか、1999c）。

したがって、1次元平行平板モデルの重ね合わせは、典型的な亀裂性岩盤である花崗岩だけでなく、亀裂性岩盤と多孔質岩盤の特徴を併せ持つような一部の新第三紀堆積岩に対しても安全評価上適用可能と考えられる。花崗岩以外の亀裂性岩盤に対する適用性

5-14) 土に亀裂の中を地下水が流れるような亀裂が発達した岩盤を対象として、亀裂が互いに連結したネットワーク構造を、円板でモデル化した個々の亀裂の3次元的配置によりコンピュータ上で再現したもの。

に関しては、亀裂特性に関するデータが乏しいため花崗岩のように 3 次元亀裂ネットワークモデルとの直接的な比較評価は難しいものの、

- 花崗岩以外の岩種の亀裂の頻度や連続性は花崗岩ほど高くない（緒方，1984）。
- 花崗岩以外の岩種の亀裂の方向性の規則性は花崗岩ほど高くなく、3 次元亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行解析において亀裂の方向性が低い方が性能評価上非保守側になることが確認されている（澤田ほか，1999）。

ことから、花崗岩以外の岩種に対しても、透水性の高い亀裂構造を有していると考えられる花崗岩中の核種移行を近似した 1 次元平行平板モデルの重ね合わせを適用することにより保守的に評価できると考えられる。

以上より、わが国の岩盤に対しては岩種にかかわらず 1 次元平行平板モデルの重ね合わせを適用することとした。なお、ドイツの Konrad（たとえば、Fein et al., 1999）やフランスの East サイト（たとえば、Lebon, 1999）にみられるような透水性が小さくて拡散が支配的となるような堆積岩に関しては、第 1 次取りまとめの感度解析の結果から大きな核種移行遅延機能を有することが明らかである。したがって、地層処分安全性を評価する目的で上記評価モデルにおいて陽に取り扱う必要はないと考えた。

レファレンスケースでは、岩種として花崗岩を考えており、上記の一般モデルをもとに、母岩中での核種移行についての概念モデルでは以下のことを考慮した。

- 核種は母岩中に不均質に分布する亀裂中を溶質として移流・分散で移行する。
- 亀裂ネットワーク構造に起因した機械的分散の効果は巨視的分散長により表現する。
- 亀裂中の核種は、拡散により岩石基質部へ移行し、岩石基質内の鉱物表面への収着により遅延される。収着は瞬時／線形／可逆と仮定する。なお、亀裂表面への収着による遅延効果については考慮しない。
- 地下水の流れがない亀裂充填鉱物や亀裂中への拡散による核種移行の遅延については、保守的に考慮しない。

母岩中での核種移行の解析においては、上述のように 1 次元平行平板モデル（MATRICS コード）の重ね合わせを用いた（図 5.5-5 参照）。1 次元平行平板モデルの重ね合わせにおいては、花崗岩に対する亀裂の透水量係数分布²⁻¹⁴⁾（図 5.5-8 参照）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た。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確率を乗じて足し合わせることに

²⁻¹⁴⁾ 透水係数と開口幅の積であり、亀裂の単位幅を単位時間あたりに透過する流量に相当する。亀裂の透水性は、亀裂開口幅の測定が困難なために、亀裂を透過する流量を測定して透水係数として表すことが一般的である。

より算出した。

一方、断層破碎帯中の核種移行についての概念モデルでは以下のことを考慮した。

- 母岩中を移行してきた核種は、そのすべてが断層破碎帯に放出され、その断層破碎帯内を上向きに最短距離で移行して生物圏に至ると仮定する。
- 断層破碎帯中の移行距離は、母岩上部の堆積層の厚さを考慮して 800 m と仮定する。
- 核種は均質な断層破碎帯中を溶質として移流・分散で移行する。
- 断層破碎帯中の核種は、拡散により岩石基質部へ移行し、岩石基質内の鉱物表面への収着により遅延される。収着は瞬時／線形／可逆と仮定する。
- 断層破碎帯粘土への拡散および断層破碎帯粘土への収着による核種移行の遅延については、保守的に考慮しない。

断層破碎帯中での核種移行の解析においては、断層破碎帯を均質な 1 次元亀裂性媒体で近似して、1 次元平行平板モデル (MATRICS コード) を用いた。図 5.5-6 に、1 次元平行平板モデルの概念図とそれに基づく数学モデルならびにモデルで使用するデータの関係をまとめて示す。

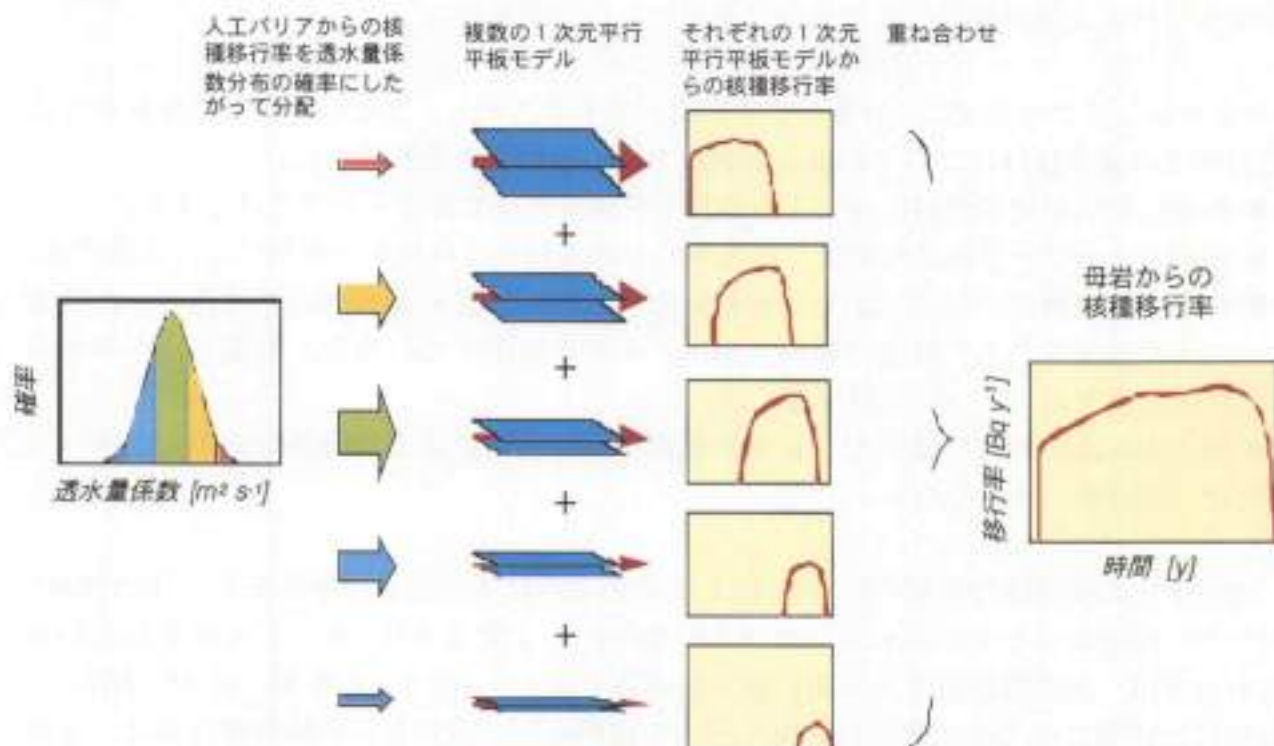
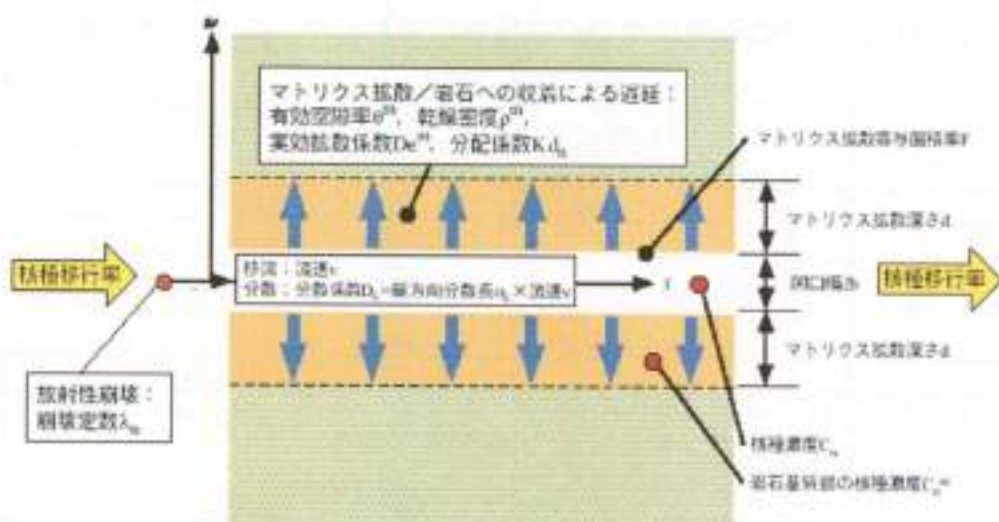


図 5.5-5 1 次元平行平板モデルの重ね合わせ概念図



●定常な地下水流れ下における1次元平行平板亀裂および断層中と岩石基質部における核種 n の移行支配方程式

亀裂部および断層部

$$R_f \frac{\partial C_f}{\partial t} + \frac{\partial C_f}{\partial x} - D_f \frac{\partial^2 C_f}{\partial x^2} + R_m \lambda_n C_f - R_m \lambda_{n-1} C_{f-1} + \frac{F}{d} D_m \frac{\partial C_m}{\partial x} \bigg|_{x=0} = 0$$

岩石基質部 m

$$R_m \frac{\partial C_m}{\partial t} - D_m \frac{\partial^2 C_m}{\partial x^2} + R_m \lambda_n C_m - R_m \lambda_{n-1} C_{m-1} = 0$$

R_f : 亀裂中および断層中遅延係数 (=1)。

R_m : 岩石基質部遅延係数 $= 1 + \frac{\rho \cdot K_d}{\theta}$

●初期条件

$$C_f(x,0) = 0$$

$$C_m(x,0) = 0$$

●核種流入境界条件

$$VC_f - D_f \frac{\partial C_f}{\partial x} = f_n \quad (x=0)$$

●岩石基質部境界条件

$$C_f(x,t) = C_m(x,t) \quad (x=0)$$

$$\frac{\partial C_m}{\partial x} \bigg|_{x=d} = 0 \quad (x=d)$$

図 5.5-6 1次元平行平板モデルとデータの関係

b) データ

レファレンスケースにおいて、母岩および断層破碎帯での核種移行解析に用いたデータの一覧を表 5.5-8 に示す。

母岩に用いた個々のデータの設定根拠を以下に示す。なお、断層破碎帯内の動水勾配については、処分場周辺の水理地質構造（母岩や断層破碎帯の透水係数、断層破碎帯の走向・傾斜など）や地下水流れ方向などに依存しているため定量的な評価は困難である。そこで、レファレンスケースにおいては、断層破碎帯に沿って上向きの動水勾配を想定し、その値は母岩と同じく 0.01 と保守的に設定する。また、断層破碎帯の透水量係数は、母岩において考慮する亀裂の透水量係数分布のうち最も大きな値である $10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ を採用する。5.5.2 (2) a) で述べた仮定に基づき断層破碎帯への入力 は母岩からの核種移行率とし、断層破碎帯内の移行距離は 800 m とする。したがって、分散長は、移行距離の 1/10 倍である 80 m とする。そのほかのデータは、母岩と同じとする。

表 5.5-8 母岩および断層破砕帯での核種移行解析に用いたデータ一覧
(レファレンスケース)

パラメータ	母岩 (1次元平行平板モデルの 重ね合わせ)	断層破砕帯 (1次元平行平板モデル)
岩種	花崗岩 (結晶質岩: 酸性岩)	
地下水	降水系地下水	
動水勾配 (i)	0.01	
入力とする核種移行率	人工バリアからの核種移行率 (5.5.3.2)参照	母岩からの核種移行率
移行距離 [m]	100	800
透水量係数 (T) [m^2/s]	$10^{-11} \sim 10^{-7}$; 対数正規分布 (対数 平均: 9.99, 標準偏差: 1.07) の 48 分割区間の各中央値 (流速 ¹⁾ : $0.05 \sim 50 \text{ m y}^{-1}$)	10^{-7} (流速: 50 m y^{-1})
開口幅 (2b)	経験則 $\checkmark$ 対数正規分布 (対数平均: 4.03, 標準偏差: 0.54)	経験則 $\checkmark$
縦方向分散長 ²⁾ [m]	10 (= 1/10 × 移行距離)	80 (= 1/10 × 移行距離)
マトリクス拡散寄与面積 率 [%]	50	
マトリクス拡散深さ [m]	0.1	
有効間隙率 ³⁾ [%]	2	
乾燥密度 ³⁾ [Mg m^{-3}]	2.64	
実効拡散係数 ³⁾ [m^2/s]	3×10^{-12}	
分配係数	表 5.5-9 参照	

1) 流速 v は, $v = T \times (2b)$ により求める。

2) 横方向分散長は考慮しない。

3) 岩石基質部の有効間隙率、乾燥密度、実効拡散係数は、互いに相関をもつように設定した。

母岩中核種移行解析に用いたデータの設定根拠

既往の文献、各種室内試験および釜石鉱山における原位置試験（核燃料サイクル開発機構、1999）などに基づいて、レファレンスケースで用いるデータとして以下のものを設定した。

- ・母岩における動水勾配
- ・亀裂パラメータ（透水量係数、開口幅）
- ・核種移行パラメータ（分散長、マトリクス拡散深さ、マトリクス拡散寄与面積率、有効間隙率、乾燥密度、実効拡散係数、分配係数）

・動水勾配

地下深部における動水勾配の実測例がほとんどないため、図 5.5-7 に示す既往の文献より求められた地下水面の勾配（図 3.3-6 参照）のうち最も頻度の高い 0.01 を地下深部の動水勾配の代表値として用いることとした。ここで、東濃鉱山における実測結果によ

ると、深度 500 m 以深の動水勾配は地下水面の勾配よりも小さいことが確認されている（3.3.3 1)参照）。そのため、地下深部の動水勾配に地下水面の勾配を用いた場合は、亀裂中の地下水流速や掘削影響領域を通過する地下水流量を大きめに評価し、評価上保守側の設定になると考えられる。

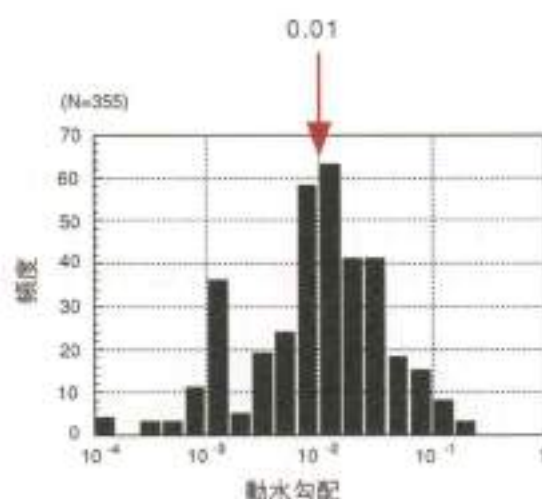


図 5.5-7 既往の文献により求められた地下水面の勾配の分布（図 3.3-6 参照）

・亀裂の透水量係数分布

これまでにわが国において原位置岩盤内の亀裂の透水量係数の分布を求めた例はない。そこで、釜石鉱山でのボーリング孔（6 孔 48 区間）で実施したダブルパッカー式透水試験で得られた透水係数と各試験区間内の開口亀裂の本数から、同じ試験区間内の亀裂の透水量係数は等しいと仮定して以下の式により透水量係数分布を求めた（井尻ほか，1999b）。

$$T_i = \frac{K_i \times L_i}{n_i} \quad (5.5-1)$$

ここで、 T_i は試験区間 i の亀裂の透水量係数 [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]， K_i は透水試験により求められた透水係数 [ms^{-1}]， L_i は区間長 [m]， n_i は開口亀裂の本数である。得られた透水量係数分布は、図 5.5-8 に示すように対数正規分布にしたがい、その対数平均値は -8.99，対数標準偏差は 1.07 である（標準正規変量の平均値 $2.18 \times 10^{-8} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ ，標準偏差 $4.61 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ ，中央値 $1.02 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ ）。各試験区間内でのばらつきが平均化されているため実際の透水量係数分布よりもばらつきは小さくなっていると考えられるものの、既往の室内試験および原位置試験により求められた単一亀裂の透水量係数の分布範囲である $10^{-10} \sim 10^{-6} \text{ m}^2 \text{s}^{-1}$ オーダー（たとえば、多田ほか，1994；渡辺・星野，1980；Gale et al., 1990；Makurat et al., 1990；Abelin et al., 1982；Uchida et al., 1994）を包含している。

一般に、岩盤の透水係数は深度とともに減少する深度依存性を呈することが知られており、地表面近傍だけでなく（たとえば、Snow, 1968；渡辺・小島, 1980）、地下数百メートル以深の地下深部においても深度依存性を呈することが報告されている（たとえば、SKB, 1992；木下ほか, 1993；Neretnieks, 1993；Löfman, 1999；Potter and Laitinen, 1999）。この透水係数の深度依存性は、亀裂面への応力の増加にともなう亀裂開口幅の減少に起因すると考えられる（Snow, 1968；渡辺・小島, 1980）ことから、開口幅と相関のある亀裂の透水量係数も深度とともに減少すると考えられる。そこで、スウェーデンのフィンション（花崗閃緑岩）をはじめとする7つのサイトでの透水係数の深度依存性（SKB, 1992）に基づいて、地下1,000 mの処分場周辺の亀裂の透水量係数として、上記の釜石鉱山の深度約260 mで測定されたデータから求めた透水量係数分布を1桁低減した分布（図5.5-8 中実線；対数平均値-9.99, 対数標準偏差1.07）をレファレンスケースで用いることとした。

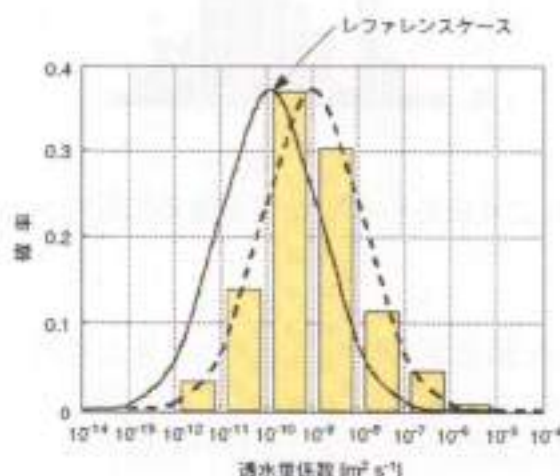


図 5.5-8 透水量係数分布

ヒストグラムは釜石鉱山での透水試験結果より算出した透水量係数の分布を示し、破線はその分布にフィッティングして求めた対数正規分布、実線はレファレンスケースに用いた対数正規分布を表す。

・亀裂の開口幅分布

一般に、亀裂の透水量係数と開口幅には相関があり、平行平板を仮定した亀裂の透水量係数は三乗則にしたがうことが知られている（たとえば、Snow, 1968）。しかし、このような三乗則を用いて透水試験から求められる水理開口幅は、トレーサ試験により求められる物質移行開口幅と異なることが指摘されている（たとえば、Tsang, 1992）。そこで、レファレンスケースの設定においては、トレーサ試験で求められた物質移行開口幅を用いることとし、釜石鉱山で実施された単一亀裂内のトレーサ試験の解析によりその適用性を確認した（5.5-2）式で表される経験則を用いた（動力炉・核燃料開発事業団, 1994）。

$$2b = c\sqrt{T} \quad (5.5-2)$$

ここで、 $2b$ は開口幅 [m]、 T は亀裂の透水量係数 [$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$]、 c は係数で釜石鉱山の単一亀裂を対象としたトレーサ試験により 2.0 と求められている。先に設定した透水量係数分布に上式を適用して得られた開口幅の分布は、対数平均値-4.03、対数標準偏差 0.54 の対数正規分布（標準正規変量の平均値 0.20 mm、標準偏差 0.38 mm）となる。

・分散長

一般に、不均質岩盤においては縦方向分散長が移行距離とともに増大する巨視的分散現象がみられる。縦方向分散長は、第 1 次取りまとめ（動力炉・核燃料開発事業団、1992）と同様、既往の測定結果（たとえば、Neretnieks, 1985 ; Gelhar, 1987 ; Gelhar et al., 1992）に基づいて、移行距離の 1/10 倍と設定した。また、横方向分散長は、縦方向分散長よりも小さく（Gelhar et al., 1992）、核種移行に及ぼす影響も小さいと考えられることから、保守的に考慮しないこととした。

・マトリクス拡散深さ

ウラン系列核種の放射平衡・非平衡を用いたナチュラルアナログ研究（たとえば、Alexander et al., 1988, 1990, 1996）によると、花崗岩類では亀裂表面から少なくとも数センチメートル程度までマトリクス拡散していることが確認されている。ただし、ナチュラルアナログ研究で用いたウラン系列核種（U-238, U-234, Th-230）よりも半減期が長いまたは分配係数が小さい核種では、これらのウラン系列核種よりも深くまでマトリクス拡散する可能性があるため（Miller et al., 1994 ; Neretnieks, 1980）、ナチュラルアナログ研究により得られたマトリクス拡散深さは最小推定値と考えられている（Miller et al., 1994）。一方、室内試験結果によると、有効間隙率が 1% 以下の新鮮な花崗岩中にも深さ方向に制限なくマトリクス拡散することが確認されており（北尾ほか、1997 ; 向井ほか、1998）、Olin and Valkiainen (1990) は原位置花崗岩中の地下水プロファイルから深さ方向に制限なくマトリクス拡散が起きる可能性を指摘している。さらに、亀裂周辺変質部の方が未変質部よりもマトリクス拡散しやすいと考えられるものの、未変質部中にも連続した間隙が観察されていることから（Ota et al., 1997）、未変質部にもマトリクス拡散すると考えられる。

以上より、亀裂中の核種は、変質部だけでなく未変質部にも際限なくマトリクス拡散すると考えられるものの、既往のナチュラルアナログ研究で得られた値が最大でも 0.1 m であることから、レファレンスケースでは保守的にマトリクス拡散深さを 0.1 m と設定する。

・マトリクス拡散寄与面積率

Pyrak-Nolte et al. (1987) の花崗岩亀裂中への低融点金属注入試験によると、亀裂面全体に対する亀裂開口部の面積比は、亀裂面への垂直応力によって異なり 3 MPa で 85～92%、33 MPa で 58～85%、85 MPa で 58～70%と報告されている。ここで、地下 1,000 m の処分場周辺における亀裂面への垂直応力は、亀裂の成因（せん断亀裂、引張り亀裂）や亀裂の方向（水平亀裂、鉛直亀裂）によって異なるものの、最大でも土被り圧 27 MPa ($=2.7 \text{ Mg m}^{-3} \times 1,000 \text{ m}$) 程度と仮定すると、亀裂開口部の面積は 58～85%程度で、引張り亀裂や鉛直亀裂ではさらに開口部の面積は大きくなると考えられる。したがって、レファレンスケースにおいては、マトリクス拡散寄与面積率を 50%と設定した。

・有効間隙率

既往の文献調査（佐藤ほか、1992）により得られた花崗岩類の有効間隙率は、その多くが未変質部の有効間隙率で 2%以下に分布し、全体の平均値は約 1.9%となっている。有効間隙率は風化や変質の度合いによって大きく異なり、釜石鉱山で測定された未変質部と亀裂周辺変質部の有効間隙率平均値はそれぞれ 2.3%と 3.2%である（Sato et al., 1997b）。亀裂周辺は何らかの変質または擾乱を受けていると考えられるため、マトリクス拡散深さ 0.1 m のうち亀裂近傍の有効間隙率は未変質部の有効間隙率よりも大きいと考えられる。レファレンスケースにおいては、変質部と未変質部を含んだマトリクス拡散領域の有効間隙率として一律 2%と設定した。

・乾燥密度

既往の文献調査（佐藤ほか、1992）により得られた乾燥密度 ρ [Mg m^{-3}] と有効間隙率 θ [-] との間には、岩石の真密度を 2.7 Mg m^{-3} として岩種にかかわらず以下に示す相関式がほぼ成り立つことがわかっている（谷口ほか、1999）。

$$\rho = 2.7 \times (1 - \theta) \quad (5.5-3)$$

レファレンスケースにおいては、この関係式に先に設定した有効間隙率 2%を代入し乾燥密度を 2.64 Mg m^{-3} と設定した。これは、既往の文献調査により得られた花崗岩類の乾燥密度の平均値 2.623 Mg m^{-3} にほぼ相当し、釜石鉱山で測定された未変質部の平均値 2.733 Mg m^{-3} と変質部の平均値 2.609 Mg m^{-3} の中間にある（Sato et al., 1997b）。

・実効拡散係数

わが国の岩石を対象とした既往の室内試験（たとえば、西山ほか、1990；Yamaguchi et al., 1993；動力炉・核燃料開発事業団、1996a；Sato et al., 1997a；Yamaguchi et al., 1997）より得られた実効拡散係数の分布を図 5.5-9 に示す。一般に、実効拡散係数は間隙の構造

に依存し、図中においても実効拡散係数と有効間隙率の間には相関が認められる。また、自由水中の拡散係数には温度依存性があることから、実効拡散係数にも温度依存性があると考えられる。そこで、図中央の最小二乗近似線から有効間隙率 2% に対する実効拡散係数を求め、既往の実効拡散係数値の測定温度を 25℃ として、地下深部の処分場周辺の母岩温度 (45℃) に対して、自由水中でのイオンの拡散係数の活性化エネルギーに基づいて温度補正 (中嶋, 1990) することにより得られる値 $3.0 \times 10^{-12} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ をレファレンスケースにおいて用いることとした。なお、間隙の構造や温度以外の、表面拡散、イオン排除、地下水組成や溶在化学種形態などの影響については考慮しないこととした。

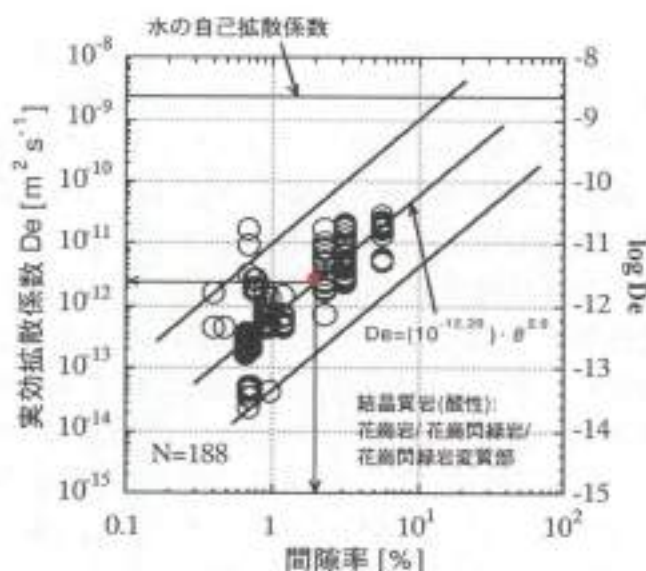


図 5.5-9 花崗岩類における実効拡散係数と有効間隙率の関係

(直線中央は最小二乗近似線、上下線は最小二乗近似と平行な線)

・分配係数

設定にあたっては、分配係数の原位置条件への適用に関する検討 (朽山ほか, 1998) を踏まえ、バッチ吸着試験のデータをもとに値を設定した。すなわち、広範に調査されたバッチ吸着試験データ (澁谷ほか, 1999b) に対し、実験手法などの評価を行い、レファレンスケースで考慮する降水系地下水に近い化学的条件下で測定された信頼性の高いデータを抽出し、それらデータの範囲を考慮して保守的な値を設定した (澁谷ほか, 1999a)。また、データが存在しないかもしくはデータが限られている元素については、化学的類似性のある元素の値を参考にして設定した。レファレンスケースにおいて用いる分配係数の一覧を表 5.5-9 に示す。

表 5.5-9 レファレンスケースにおける花崗岩に対する放射性元素の分配係数

元素	Kd [$m^3 kg^{-1}$]	元素	Kd [$m^3 kg^{-1}$]	元素	Kd [$m^3 kg^{-1}$]
Se	0.01	Cs	0.05	Pu	1
Zr	0.1	Sn	5	U	1
Nb	0.1	Pb	0.1	Np	1
Tc	1	Ra	0.5	Pu	1
Pd	0.1	Ac	5	Am	5
Sn	1	Th	1	Cm	5

(3) 生物圏

a) モデル

地層廻分の安全評価では、その一部として、人間の生活環境における核種移行プロセスとこれによる被ばくの形態（被ばく経路）についてモデルを構築し、人間への影響を推定することが必要である（生物圏評価）。安全評価はきわめて長い時間を対象とするため、将来の人間生活の環境や様式を予測することは困難であり、その評価は長期間安定に存在する地下深部の地質環境やそこに構築される人工バリアのものと比べ不確実性が高い。このため生物圏を、人間生活の環境や様式の仮定を安全評価の目的に沿って整合性をとりながら合理的に設定し適切な評価指標に変換するための道具としてとらえるレファレンスバイオスフィア（Reference Biosphere）の概念がIAEAの国際共同研究プロジェクト BIOMASSにおいて検討されている（たとえば、IAEA, 1996; BIOMASS, 1999a, 1999b）。BIOMASSでは、レファレンスバイオスフィア概念を幅広く適用できる方法論の開発を行っていることから、以下に示す第2次取りまとめでの生物圏評価の目的と合致している。このため、この概念を適用し、その最新の議論を取り入れながら、モデルを構築することとした。

専門部会報告書の指針のうち生物圏評価にかかわるものとして、地質環境を幅広く考え、今日との対比のため将来においても現在と同様の生活様式を仮定した人間環境での放射性物質の移行を例示的に解析し、評価指標には線量を基本とすることが示されている。これを受け、モデル化にあたっては、幅広い地質環境条件のうち地下水や地形の特徴を考慮し、その組み合わせに応じて放射性核種が生物圏に流入すると想定される場所（GBI）を設定した（表 5.3-1）。また現在と同様の生活様式が将来も継続するという仮定により、気候変動などによる環境や人間社会の状態の変化は考慮せず、さらに評価指標には線量を基本とするため、種々の被ばく経路を具体的に設定することとした。

また、レファレンスバイオスフィア概念を適用する際に、人間への影響を取り扱う

えて、決定グループの考え方（ICRP, 1977, 1985）を取り入れた。しかしながら、この考え方の具体的な地層区分の安全評価への適用は国際的にも統一されておらず、このため以下のアプローチをとることとした。

前もってグループが存在する場所やグループ構成員の特徴（規模、年齢、行動など）を特定せず、天然バリアから流入した核種の地表での移行プロセスを先に特定しモデル化を行う。その後、移行プロセスに応じて設定された河川などの地表のさまざまな構成要素と人間との接点ごとに適切な異なるタイプの被ばくグループを想定する。この結果、想定される複数の被ばくグループの中で最大の影響を受けるグループを決定グループとして取り扱うこととした。決定グループを先に設定した場合、モデルを構築する際に潜在的に重要な被ばく経路を見落としてしまう可能性が挙げられるが、このアプローチを採用することにより、グループの特徴に左右されずに想定されるすべての被ばく経路を先に特定することができる。なお、各被ばくグループの設定にあたっては、専門部会報告書の指針にしたがい、現在と同様の生活様式を仮定する。このため、代表的な個人を意味する被ばくグループの構成員は今日のわが国にみられる平均的な生活様式を有しているものとして取り扱う。

地表の環境と人間の生活様式の設定

前項(2)では、人工バリアからの放射性核種が地下水により周辺母岩や断層破砕帯を経て帯水層に達するまでのプロセス（天然バリア中核種移行モデル）を対象とした。帯水層の地下水に取り込まれた放射性核種は、最終的に河川などの表層水や海への放出あるいは井戸の汲み上げによって人間の生活環境に流入することになる。このような GBI には、表 5.3-1 に示すものが考えられるが、ここでは、そのうち地形が平野であり、地下水が陸水系の場合の中から、表層水の河川を設定した。これは、今日のわが国では、人口の約 80% が低地に居住しており、人口の重心が平野部に偏っていること（西川（監）、1995）、さらに取水源については、飲料水の約 70%（日本水道協会、1993；MHW、1998）が、また農業用灌溉水の約 85%（東京農工大学農学部生物圏環境科学専修編集委員会編、1992）が河川やダムなどの表層水を利用していることから、代表的なものとして設定した。また、天然バリアからの放射性核種は、帯水層での収着による移行遅延効果やそれにとまなう放射性崩壊を考慮せず、河川にすべて流入することを想定した。河川に流入した後、放射性核種は人間の生活環境である地表の環境中を移行・分散することが想定される。ここでは、主に放射性核種によって汚染された水を介した移行プロセスに焦点をあて、システムとしての生物圏である地表の環境と人間の生活様式を表 5.5-10 に示すとおり設定した。

表 5.5-10 生物圏評価モデルで想定した地表の環境と人間の生活様式

位置	・日本国内
地理学的範囲	・放射性核種が流入した河川からの灌漑によって汚染する土壌と、河川から沿岸海域までの範囲
地形	・山地と海域に挟まれた沿岸の平野部（地表面は土壌で覆われている）
気候条件	・現在のわが国の気候条件である温帯湿潤気候が継続
地形の形成プロセス	・現在わが国で生じている地形形成プロセスが継続
土地の利用形態	・陸地では農耕と牧畜、河川と海域の沿岸では漁業
人間の生活様式	・現在のわが国にみられる社会のもと、居住地での平均的なレベルの食物の生産／収穫と地場産物の消費 ・現在のわが国では、飲料水や灌漑水のほとんどが自治体などの上水道事業によって管理され、取水の際に水質検査が行われることになるが、ここでは、この水質検査が行われないものと仮定

核種移行プロセスに関するモデルの設定

天然バリアから河川を経て人間の生活環境に流入した放射性核種の移行プロセスを表 5.5-10 に示すとおり設定した（馬場ほか，1999）。なお、河川に放射性核種が流入する際に、川底にある堆積層を経由する場合も考えられるが、ここでは直接河川水に流入することを想定した。

図 5.5-10 (a) に示すように、生物圏の構成要素として、陸地を表面土壌と下部土壌（表面土壌の下に位置し地下水の飽和度が可変）とに分け、河川や沿岸海域については、堆積層の存在を考慮に入れ、それぞれ河川水、河川堆積層、沿岸海域水、沿岸海域堆積層として設定した。核種移行プロセスを定量的に取り扱うため、これら生物圏の各構成要素を、それぞれ一定の容積を有する区画（以下、「コンパートメント」という）としてとらえ、コンパートメント中の放射性核種は常に均一に分布することを仮定した。

なお、核種が地表に流入してから人間に到達するまでの時間が天然バリアでの移行時間に比べ短いことから、天然バリア中の核種移行解析で対象とした核種に加え、生物圏において放射性崩壊で生じる半減期 25 日以上の子核種を生物圏における核種移行評価の対象核種とし、それぞれ単独で移行することを想定した。半減期が 25 日未満の子核種については、親核種と放射平衡にあって随伴して移行するものと仮定した。

上記の核種移行プロセスの数学モデルとしては、図 5.5-10(b) に示すように、生物圏の個々の構成要素（コンパートメント）ごとにコンパートメント間を移行する核種の収支を考慮した方程式をたて、その連立方程式であらわすことができる。

被ばくグループの設定

図 5.5-10(a)に示された生物圏の構成要素に基づき、表土壌および河川水と海域の沿岸においてそれぞれ平均的な生活様式を有する被ばくグループを設定することとした(馬場ほか, 1999)。

表 5.5-10 (a)をもとに、表面土壌では農耕と牧畜、河川や海域の沿岸では漁業を行い、その居住地で生産/収穫した地場産物として、それぞれ農畜産物のみ、淡水産物のみ、海産物のみを摂取する3つの被ばくグループ(農作業従事者グループ、淡水漁業従事者グループ、海洋漁業従事者グループ)を想定した。各被ばくグループは成人で構成され、平均的な生活を送ることによって生じるすべての被ばく経路を図5.5-11 (a)に示すように設定した。各被ばくグループが受ける被ばく経路には、大別すると経口摂取による内部被ばく、吸入摂取による内部被ばく、外部被ばくの3つの被ばくモードがある。

それぞれの被ばくモードからの数学モデルには、各コンパートメントの核種濃度をもとに図 5.5-11 (b) に示す3つの基本式を用いた。

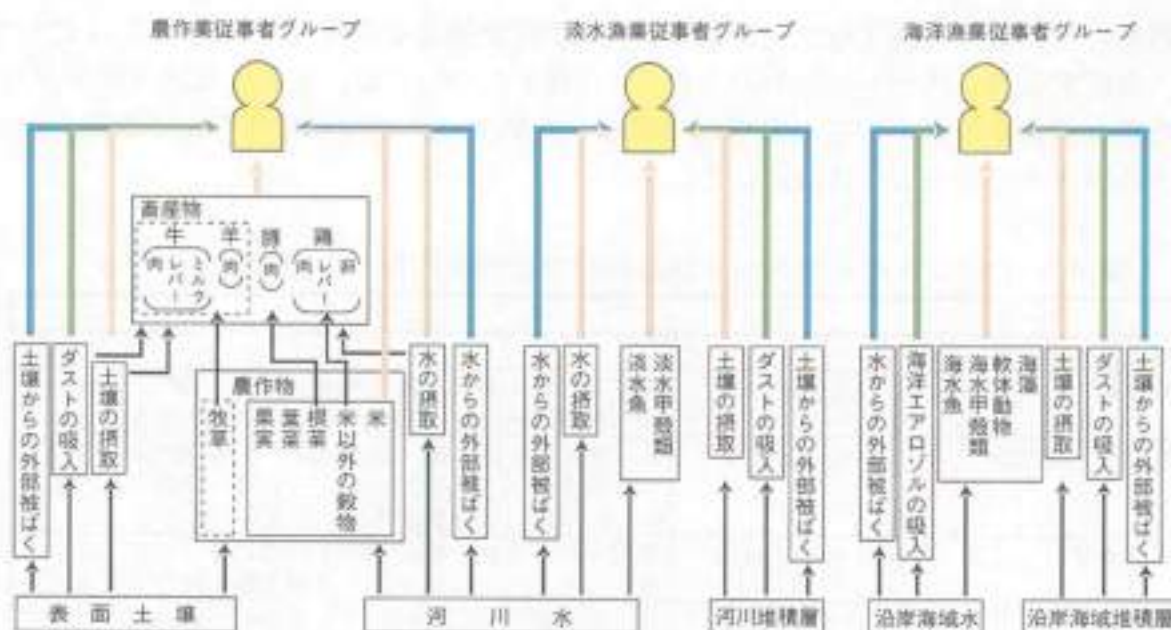
解析コード

生物圏評価モデル全体の数学モデルは、図 5.5-10 (b) の核種移行プロセスと図 5.5-11 (b) の被ばくモードの数学モデルを合わせるにより構成される。この解析コードには、コンパートメントの設定などが画面上で確認しつつ行える AMBER コード(QuantSci, 1998)を採用した。AMBER コードについては、国際共同研究プロジェクト BIOMOV5 II (BIOMOV5 II, 1996)において異なるコードとの比較が行われており、その適用性が確認されている。

b) データ

ここでは、生物圏評価に用いた主要なデータとその設定の考え方を以下に示す(馬場ほか, 1999)。

データのうち、食物の生産や消費など人間の生活様式に関連するデータは想定する被ばくグループの特徴に基づく。このため、設定にあたっては、今日のわが国にみられる平均的な生活様式をもとに行った。また、農耕作業に必要な灌漑水量や取水を行う河川の規模などについても被ばくグループの特徴に依存するため、同様に取り扱うこととした。これらのデータは、可能なかぎり「国民栄養の現状」(厚生省, 1997)などのわが国における統計資料に基づいて設定を行った。さらに、そのほかの人間の特性に関するデータは、諸外国の評価で用いられているデータセットを中心に収集を行った。



(a) 各被ばくグループに対する被ばくモードと被ばく経路

●経口摂取による内部被ばく D_{ING} [Sv y^{-1}]

$$D_{ING} = ING \cdot DC_{ing} \cdot C_{ing}$$

ING : 食物などの摂取量 [kg y^{-1}]あるいは[m³ y^{-1}]

DC_{ing} : 経口摂取に対する線量換算係数 [Sv Bq⁻¹]

C_{ing} : 摂取物中の核種濃度 [Bq m⁻³]

●吸入摂取による内部被ばく D_{DOI} [Sv y^{-1}]

$$D_{DOI} = DC_{inh} \cdot BR_{comp} \cdot O_{comp} \cdot C_{air}$$

DC_{inh} : 吸入摂取に対する線量換算係数 [Sv Bq⁻¹]

BR_{comp} : 表面土壌（堆積層）での人間の呼吸率 [m³ h⁻¹]

O_{comp} : 表面土壌（堆積層）上における人間の滞在時間 [h y^{-1}]

C_{air} : 表面土壌（堆積層）コンパートメント上部の大気中あるいはエアロゾルの核種濃度 [Bq m⁻³]

●外部被ばく D_{EXT} [Sv y^{-1}]

$$D_{EXT} = DC_{ext} \cdot O_{comp} \cdot C_{comp}$$

DC_{ext} : 外部被ばくに対する線量換算係数 [(Sv h⁻¹)/(Bq m⁻³)]

O_{comp} : 表面土壌（堆積層）上における人間の滞在時間 [h y^{-1}]

C_{comp} : 水または土壌（堆積層）コンパートメント中の核種濃度 [Bq m⁻³]

(b) 各被ばくモードに応じた数学モデル

図 5.5-11 生物圏における被ばくモードと被ばく経路

核種移行プロセスに関するデータについては、設定値とその考え方を表 5.5-11 に示す。また、設定するコンパートメントの大きさ（体積）については、放射性核種の速やかな、かつ均質な混合を仮定することが可能であり、食物生産／収穫を行ううえで実際に必要な最小のサイズとなるように設定した。

表 5.5-11 コンパートメント間の移行プロセスに対して設定したデータ

パラメータ	設定値	設定の考え方
液相による移行量		
灌漑水量	$1.5 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	農作物ごとの灌漑水量（水資源協会，1996）と作付面積（総務庁統計局，1997）から全灌漑水量を設定
年間浸透／流出量	$7 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	● 年間の全降水量（1750 mm y^{-1}）の 40%および年間洪水量（下記参照）が表面土壌へ浸透すると仮定 ● 流出量は浸透量と等しいと仮定
年間洪水量	$1.0 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	年間平均で表面土壌の 10%が洪水にさらされ、全洪水量のうち 50%（0.05 m）が表面土壌へ浸透すると仮定
河川流量	$1 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	国土開発調査会（1996）より求めた一般河川の流量の大きなほうからの累積分布が 96%となる値を設定
海洋船舶による希釈水量	$1 \times 10^{10} \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	国内主要地点の平均大潮期における潮流の最小値（国立天文台，1997）から設定
固相による移行量		
侵食速度	$1 \times 10^{-4} \text{ m y}^{-1}$	Shimizu et al.（1992）から平野の値をもとに設定
浸透／蛇行により堆積する堆積物量	$1.6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	Klos et al.（1989）のデータ範囲の幾何平均値を採用
河川堆積層からの再浮遊量	$1 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	侵食速度と等しいと仮定
河川における浮遊堆積物の年間沈殿量	$1.6 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	Smith et al.（1988）から設定
ベッドロード量	$1.6 \times 10^3 \text{ kg y}^{-1}$	河川の全堆積物量の 5～10%（Rice，1977）の対数平均値を採用
沿岸海域での生物擾乱による拡散係数	$3.2 \times 10^3 \text{ m}^2 \text{ y}^{-1}$	Klos et al.（1989）から設定
沿岸海域における浮遊堆積物の年間沈殿量	$7.5 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	Bergström and Puigdomenech（1987）から設定
年間の正味の沈殿量	$5 \times 10^3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	沿岸海域での沈殿量の 67%と仮定した。

c) 線量への換算係数

ここでは、単位定常入力に対する生物圏評価モデルの応答特性（ステップ応答）を把握した。その結果を図 5.5-12 に示す。

図 5.5-12 に示すように、生物圏評価モデルのステップ応答は核種に応じて早いもので 10 年程度、遅くとも約 1 万年以内に定常値に達する。このことは、天然バリアからの核種移行率のピーク到達時間が数万年よりも十分に遅い場合、その核種移行率を入力として生物圏評価モデルを用いた解析を行うことなく、上記ステップ応答の定常値を乗じることによって簡便に線量に換算できることを意味する。ここでは、ステップ応答の定常値を「線量への換算係数」として取り扱うこととする。これにより、地下水と地形の組

み合わせに対応した GBI の設定 (表 5.3-1 参照) に対して、線量への換算係数を一覧表としてあらかじめ用意しておくことができる。なお、線量への換算係数の算出は生物圏に流入した時点での核種を対象とするため、その核種が崩壊系列の親核種 (たとえば Np-237) である場合、自らの寄与分に加え、それが生物圏の中で移行する際に放射性崩壊によって生じるすべての娘核種からの線量への寄与分 (この場合、Pa-233, U-233, Th-229 の 3 核種による合計分) を含めることとした。

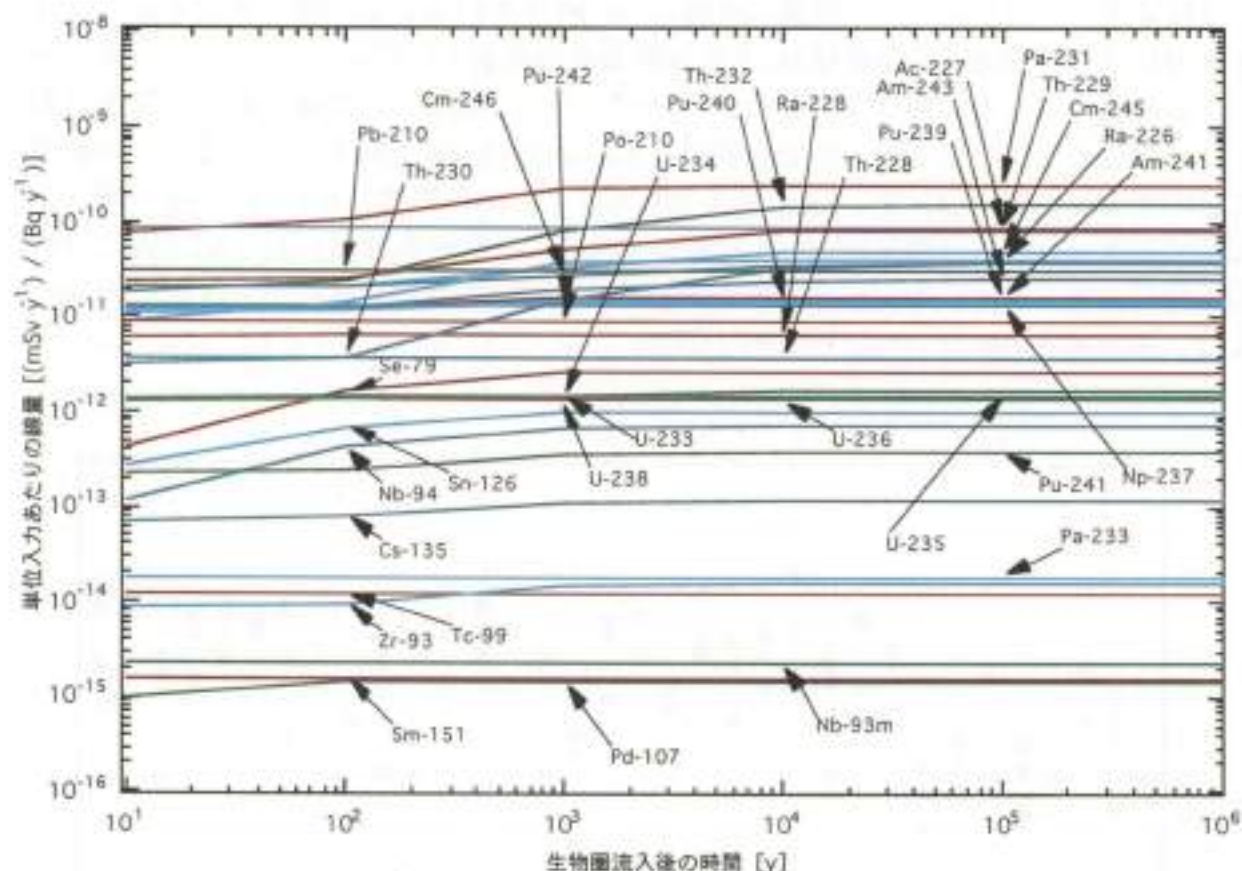


図 5.5-12 生物圏評価モデルのステップ応答特性

図 5.5-13 に、想定した 3 つの被ばくグループに対する線量への換算係数を示す。Po-210 を除くすべての核種について農作業従事者グループの線量への換算係数が他の被ばくグループのものよりも 1~3 桁程度高くなっており、ほとんどの場合、農作業従事者グループが決定グループとなる。Po-210 が 4n+2 系列による線量の支配核種となる場合、淡水漁業従事者グループが決定グループとなる可能性があるため、注意が必要である。

線量への換算係数が 2 番目に高い淡水漁業従事者グループとの違いを比較すると、農作業従事者グループは、他のグループと比べて摂取する食物の種類が多く、また個々の食物の濃縮係数も高い。このため、核種が直接流入する河川水からの被ばく経路の寄与

が大きい淡水漁業従事者グループよりも、河川水を経由して汚染する表面土壌からの被ばく経路の寄与が大きい農作業従事者グループに対する線量への換算係数が高くなる。

第1次取りまとめでは、詳細な生物圏を特定せず、天然バリアからの核種移行率を、パラメータとして設定した年間の希釈水量で除算し、得られる濃度をわが国の既存の原子力施設に対して定められている「周辺監視区域外の水中濃度限度」(科学技術庁, 1988)で再度除算することによって、線量に換算した。図 5.5-13 に、この第1次取りまとめの考えに基づく線量への換算係数(希釈水量を河川流量 $1 \times 10^8 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と同じとしたケース)をあわせて示した。農作業従事者グループに対する線量への換算係数を、第1次取りまとめでの考えに基づくものと比較すると、Se-79 と Sn-126 を除きほぼ1桁の範囲内に入っている。Se-79 については、第1次取りまとめでは考慮されていない畜産物(とくに牛肉と牛レバー)や農産物(とくに穀物や米)への移行係数が、また Sn-126 についても同様に考慮されていない外部被ばくの換算係数が他の核種と比べて大きいため、約2桁の違いが線量への換算係数に現われている。

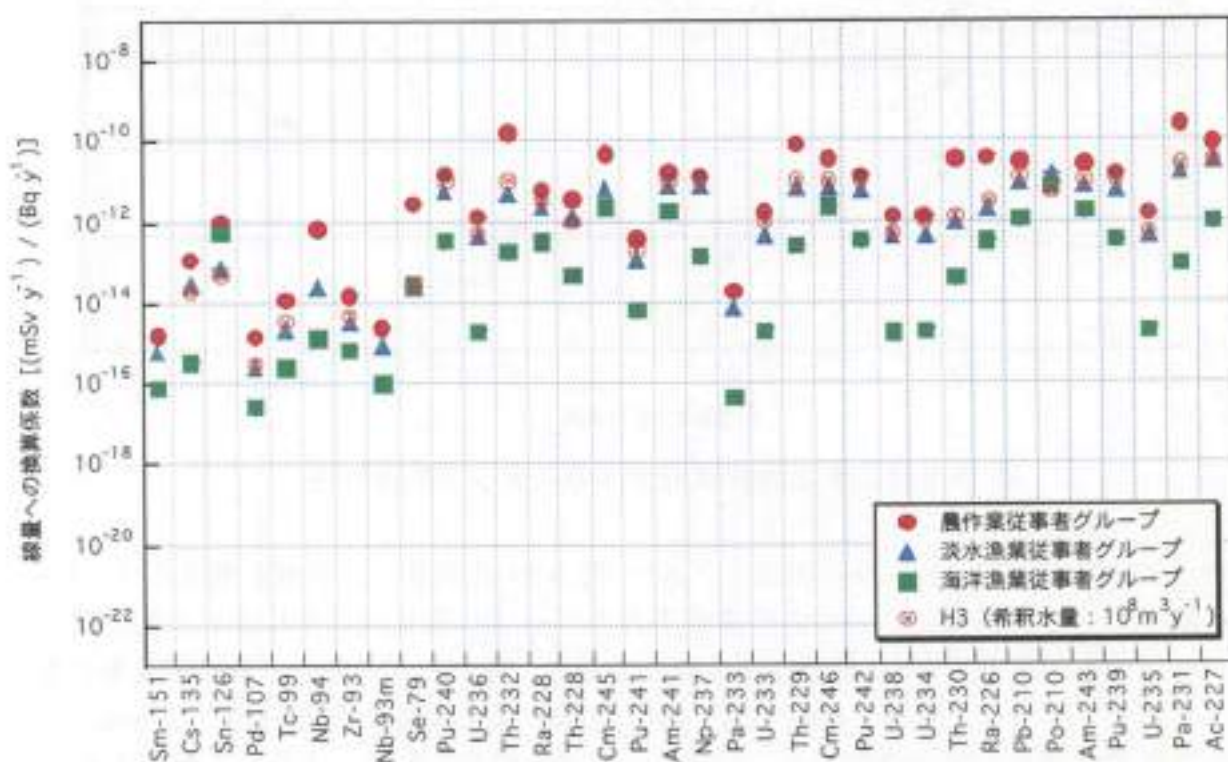


図 5.5-13 各被ばくグループに対する線量への換算係数

(レファレンスケースで設定した生物圏評価モデル)

注) 図中、H3 とあるのは、第1次取りまとめでの考えに基づく線量への換算係数

農作業従事者グループの線量への換算係数に対する被ばく経路の内訳を図 5.5-14 に示す。ほとんどの核種で飲料水の摂取や農作物の摂取が支配経路となっている。一方で、Se-79 では畜産物の摂取が、また Cm や Th ではダストの吸入が、さらに Sn-126 と Nb-94 では土壌からの外部被ばくが支配経路となっている。

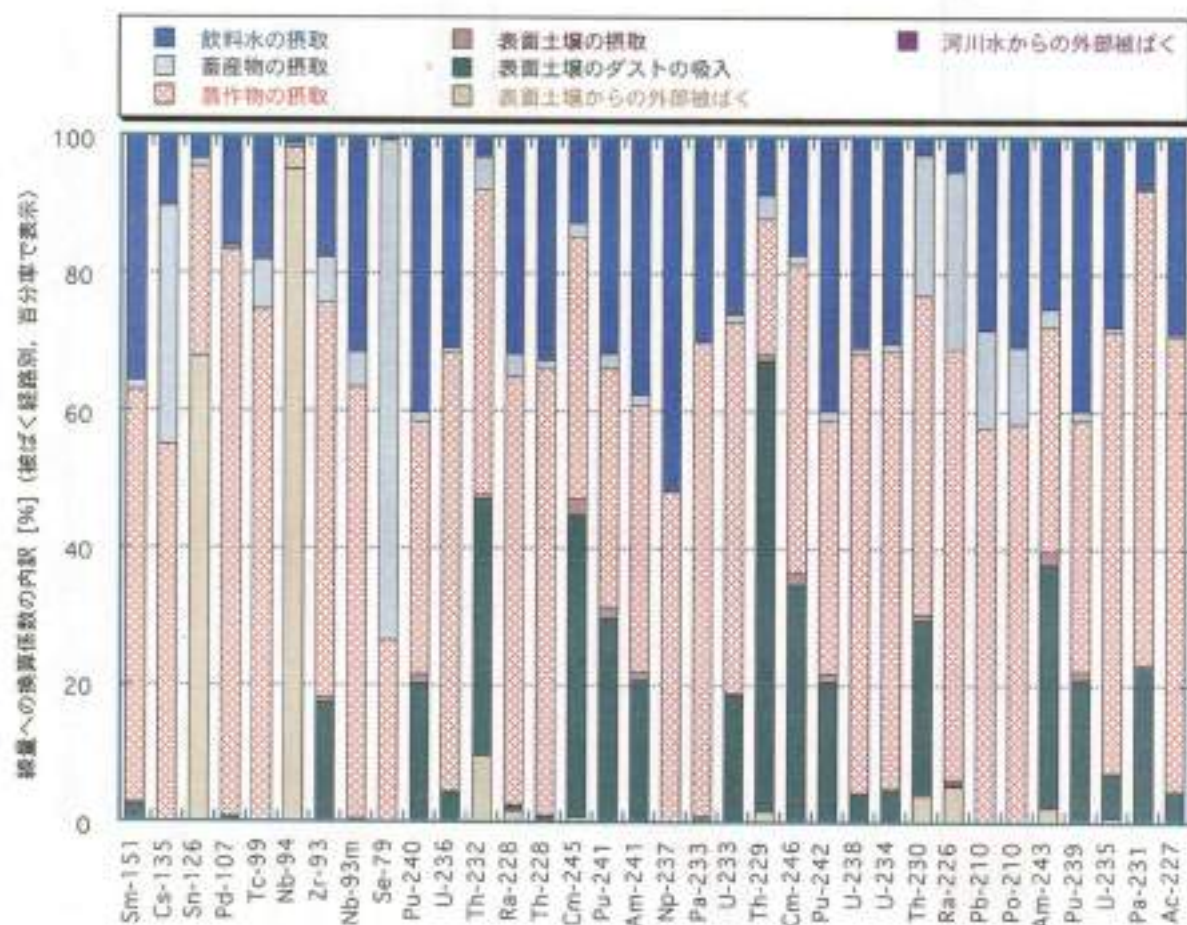


図 5.5-14 農作業従事者グループに対する影響に応じた被ばく経路の内訳

(4) 解析で用いるモデルチェーン

(1)から(3)で述べたように、人工バリア、天然バリアおよび生物圏における一連の核種移行の解析に用いられる初期条件（たとえば、間隙水化学）、境界条件（例えば、緩衝材外側での地下水の流れ）あるいはデータ（たとえば、溶解度）については、これらを設定するために別途解析が行われるものがある。図 5.5-15 に、核種移行解析とこれらを支援するための情報を設定するために用いた解析コードのつながり（以下、「モデルチェーン」という）と主要なデータの流れを示す。第2次取りまとめにおける安全評価の解析では、解析コードの変更やデータの流れの変更を必要とする解析ケース以外は、ここに示すモデルチェーンにしたがって解析を行った。

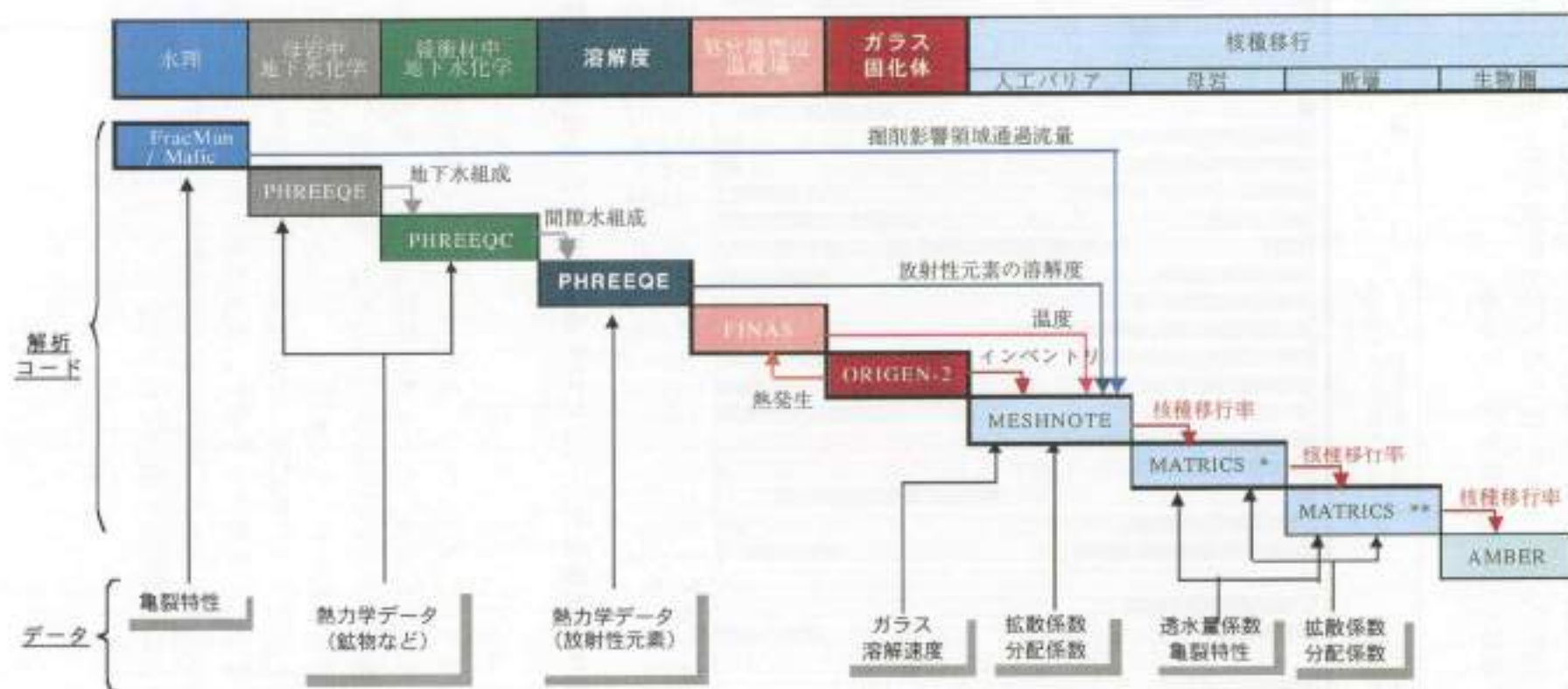


図 5.5-15 モデルチェーンと主要なデータの流れ

3) 解析結果

(1) 人工バリア中核種移行

5.5.2 2)で述べたレファレンスケースについてのモデルおよびデータを用いて、人工バリア中核種移行解析を行った。ガラス固化体1本に対して解析した人工バリアからの核種移行率を図 5.5-16 に示す。

図 5.5-16 より、人工バリアからの核種移行率の時間変化の特徴は以下のとおりである。

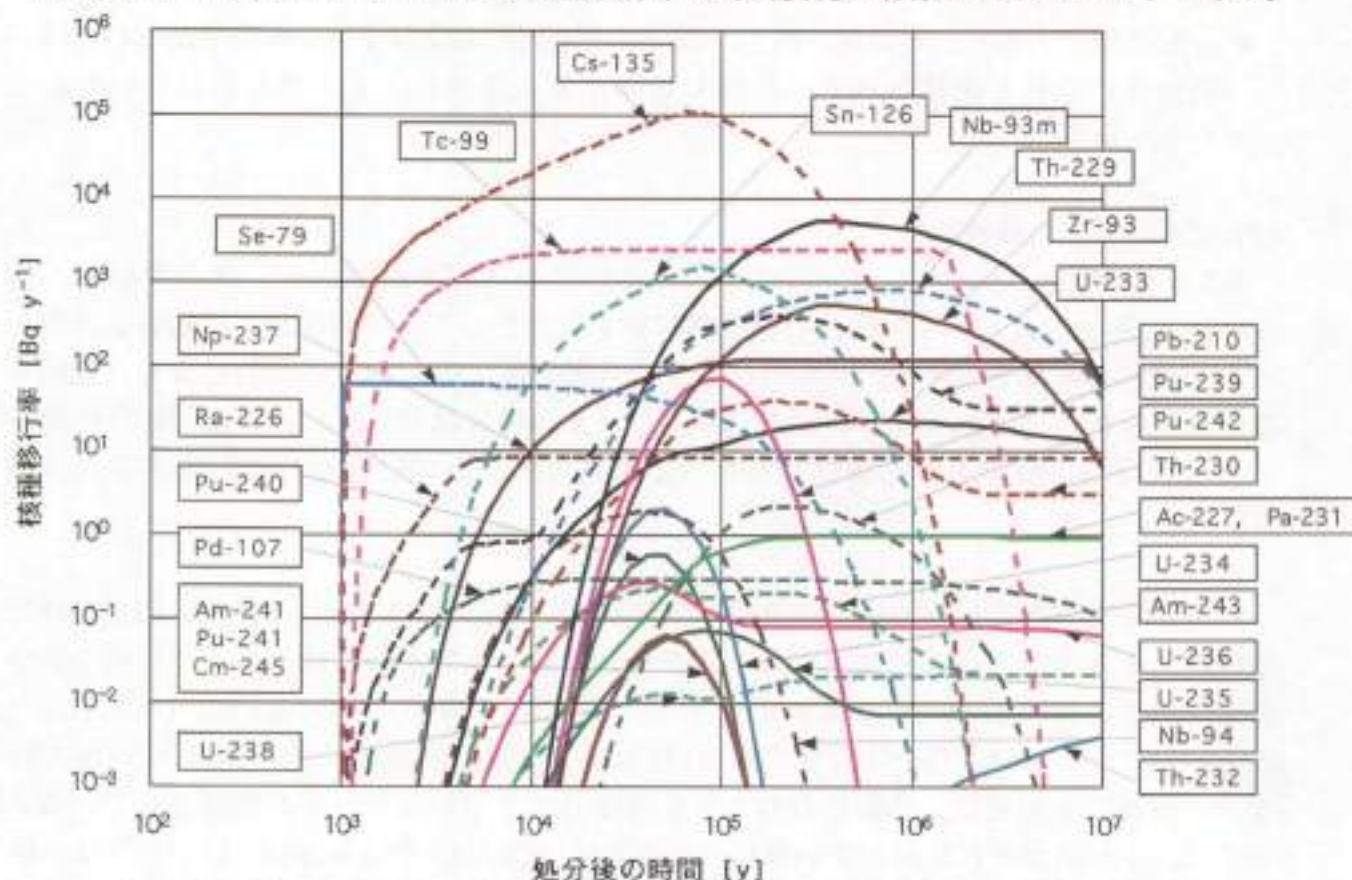


図 5.5-16 レファレンスケースにおける人工バリア中核種移行解析結果
(ガラス固化体1本に対する核種移行率)

[表 5.5-1 に示した Am-242→Pu-238→U-234 のブランチについては、予想的解析において人工バリアからの核種移行率が非常に小さかったため、第 V 章でのすべての核種移行解析から除外した]

- 処分後 1,000 年から 50 万年の期間では、Cs-135 の核種移行率が最も高い。これは、Cs が可溶性元素であり、かつ分配係数が小さいため、単位時間あたりの緩衝材中の移行量が多いことに起因しているものと考えられる。また、ガラス固化体はオーバーバック破損後約 7 万年で全量が溶解するため、それに応じてガラス固化体と調和溶解する Cs-135 の移行率は 7 万年付近で急激に減少している。

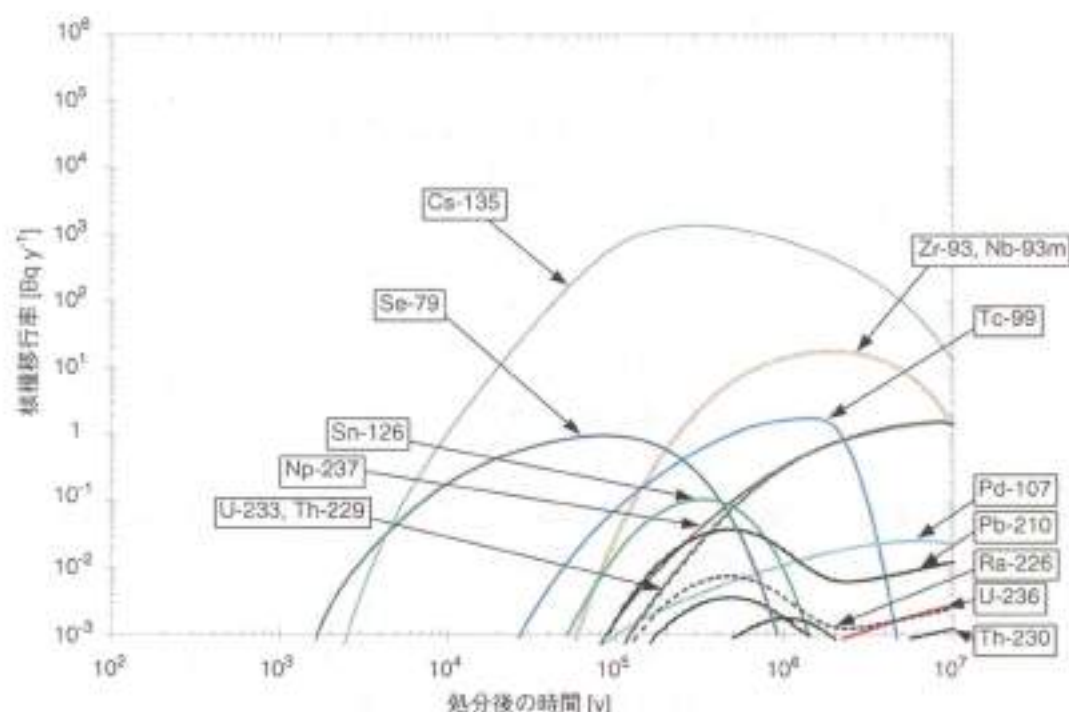
- 50 万年以降は Nb-93m の核種移行率が最も高い。Nb-93m は半減期が十数年と短いため、親核種である Zr-93 と放射平衡が成り立っているものの、分配係数が親核種より小さいため緩衝材中を移行しやすく、親核種よりも高い核種移行率となっている。
- Np-237 や Tc-99 などのインベントリが多く溶解度が低い核種は、ガラスから溶出した量のほとんどが沈殿し、緩衝材への移行が溶解度で制限されている。このため、これらの核種は人工バリアからの移行率が比較的低い。
- 分配係数が大きく、半減期が数万年以下の核種（たとえば Pu-240 や Am-241）は、緩衝材に収着し保持されている間の崩壊により減衰し、その移行率は低いものとなっている。

(2) 天然バリア中核種移行

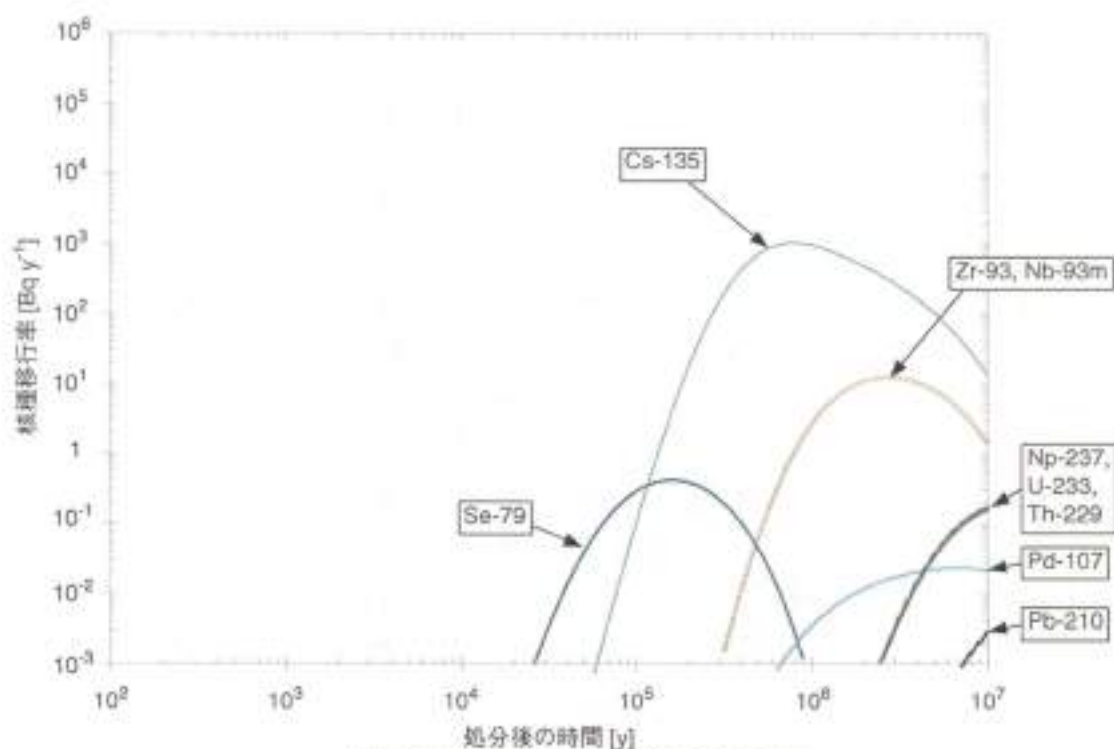
5.5.2 2) で述べたレファレンスケースについてのモデルおよびデータを用いて、図 5.5-16 に示した人工バリアからの核種移行率を入力として、母岩中および断層破碎帯中での核種移行解析を行った。解析では、ガラス固化体 1 本に対する解析により、母岩を経て断層破碎帯に放出される核種移行率（母岩からの核種移行率）と下流側断層破碎帯から地質環境に放出される核種移行率（断層破碎帯からの核種移行率）を求めた（図 5.5-17）。

母岩からの核種移行率では、処分後数千年までは Se-79 が、その後は Cs-135 の移行率が最も大きくなる。これは、これらの核種の人工バリアからの核種移行率が高くかつ母岩に対する分配係数が他の核種に比べて小さいためである。また、図 5.5-16 に示した人工バリアからの核種移行率に比べると、母岩中では分配係数が小さい Se-79 や Cs-135 などの核種は 2 桁程度、分配係数の大きな核種では 2 桁以上移行率が低減されている。とくに、半減期がそれ程長くない核種（たとえば、Pu-239 や Am-243）については、移行率の低減（ 10^{-3} Bq y⁻¹ 以下）が顕著で図 5.5-17 中には現れていない。ただし、半減期が短かくても長半減期の親核種と放射平衡となる核種（たとえば、Ra-226 と Pb-210）は、比較的高い移行率を示している。ここで、放射平衡となる核種の移行率は、母岩に対する分配係数によってそれぞれ異なる。

断層破碎帯からの核種移行率は、処分後 10 万年までは Se-79 が、10 万年以降では Cs-135 の核種移行率が最も大きくなる。これらの核種については、母岩に対する分配係数が小さいため、母岩からの移行率に比べて最大値に達する時間に遅れがみられるものの、断層破碎帯内での最大移行率の低減量はわずかである。一方、分配係数が比較的大きな崩壊系列核種（たとえば、Np-237、U-233、Th-229 など）については、断層破碎帯内での遅延により最大値に達する時間に大きな遅れがみられる。



(a) 母岩からの核種移行率



(b) 断層破碎帯からの核種移行率

図 5.5-17 レファレンスケースにおける天然バリア中核種移行解析結果
(ガラス固化体 1 本に対する核種移行率)

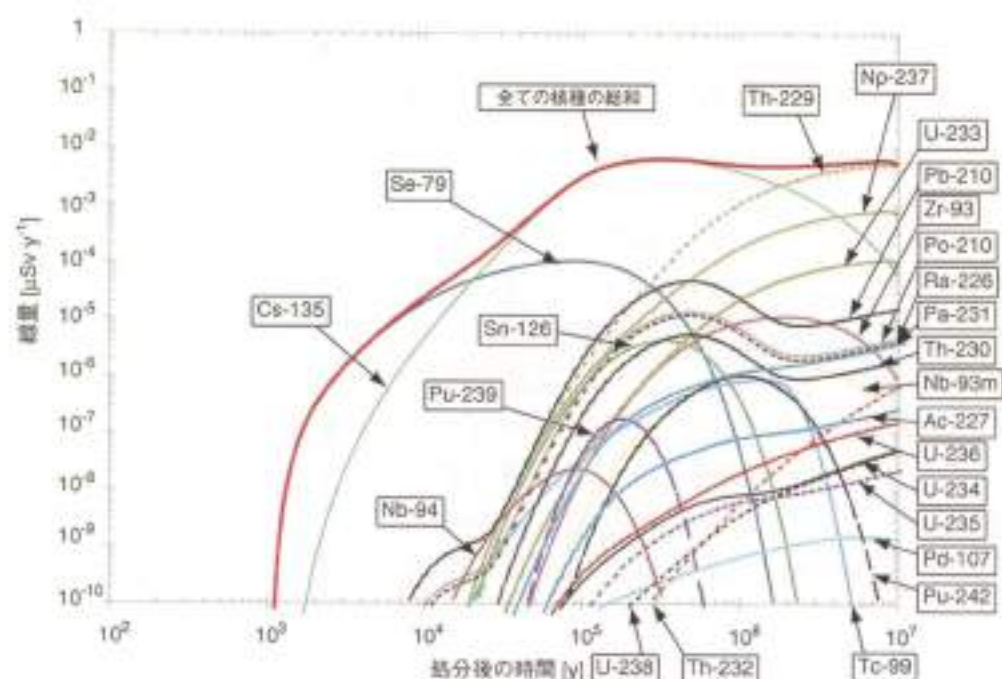
以上のことから、天然バリアにおいては、母岩での核種移行率の低減が顕著なのに対して、断層破砕帯内では動水勾配を保守的に設定したため、とくに分配係数が小さく支配的な核種となる Se-79 や Cs-135 の核種移行率の低減が顕著ではないことがわかった。すなわち、天然バリアのレファレンスケースにおいては、断層破砕帯よりも母岩での核種移行遅延効果が顕著であると言える。

(3) 線量の算出

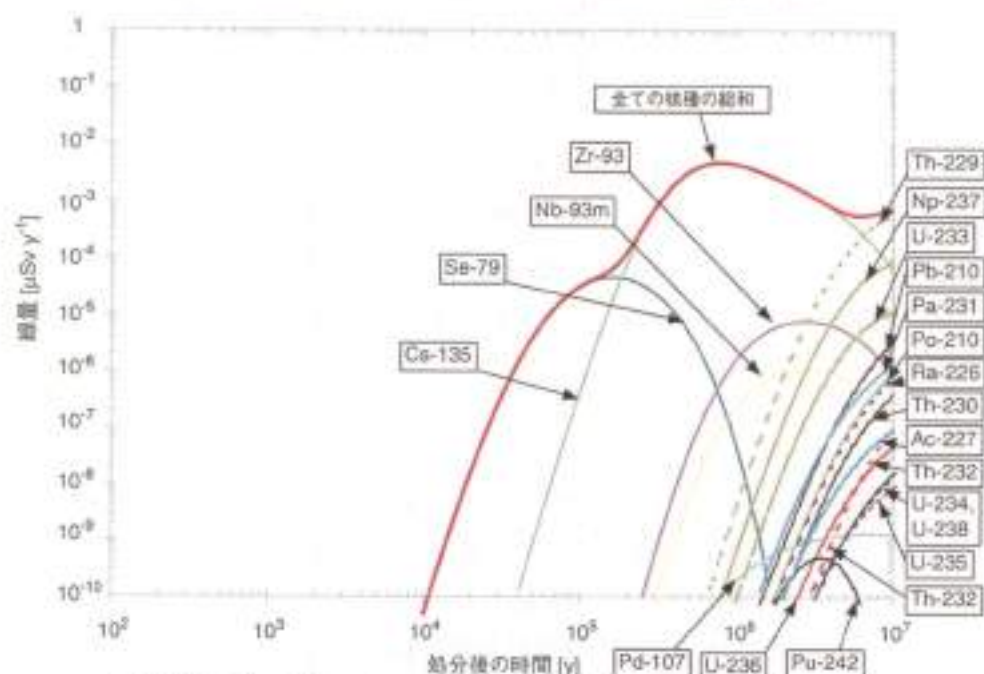
ここでは、レファレンスケースの解析結果として、人工バリアと天然バリアからなる多重バリアシステムの性能を表す線量を算出する。

5.5.2 2) (2)では、線量への換算係数を用いることにより核種移行率から線量を容易に算出できることを示した。これを利用して、図 5.5-17 のガラス固化体 1 本に対する天然バリアからの核種ごとの移行率に、決定グループである農作業従事者グループに対する線量への換算係数（図 5.5-13）をそれぞれ乗じ、その結果を足し合わせ 1 万倍することによって、線量という尺度で表した多重バリアシステムの性能を示すことができる。これは、総本数 40,000 本のガラス固化体を処分することを想定した処分場に対する多重バリアシステムの性能に相当する。

図 5.5-18 では、天然バリアが、母岩（移行距離 100 m）のみの場合と、その母岩と断層破砕帯（移行距離 800 m）からなる場合の 2 つのタイプが想定されており、それぞれの多重バリアシステムとしての性能が示されている。双方とも、線量を支配する核種は、Se-79、Cs-135、Th-229 の順に入れ替わるが、最大値はともに Cs-135 が支配している。両者を比較すると、図に示すように線量の最大値の差はわずかで、母岩のみの場合が $0.006 \mu\text{Sv y}^{-1}$ （処分後約 30 万年）であるのに対し、断層破砕帯も考慮した場合には $0.005 \mu\text{Sv y}^{-1}$ （同約 80 万年）となっており、最大線量への到達時間だけが 3 倍程度遅くなるだけである。これは、支配核種である Cs-135 の半減期が 230 万年であるため、核種の移行距離が長くなることによる移行遅延で生じる放射性崩壊の効果は効かないことを示している。このことから、天然バリアにおける断層破砕帯の存在は、多重バリアシステム全体の性能に対して、移行遅延の面しか担っていないことがわかる。なお、双方とも、図の枠外である 10^7 年以降においては、それぞれの最大線量を超える結果にはなっていない。



(a) 母岩からの核種移行率の線量への換算結果



(b) 断層破砕帯からの核種移行率の線量への換算結果

図 5.5-18 母岩および断層破砕帯からの核種移行率の線量への換算結果 5-16)
(レファレンスケース：ガラス固化体 4 万本についての結果)

5-16) 最近の研究で示唆されている Se の半減期 (表 5.5-3 の脚注参照) を用いた場合、Se-79 の移行率の線量への換算結果は、図 5.5-18 中の Se-79 の線量曲線の最大値が右側に移動したものとほぼ同じとなる (石原ほか, 1999b)。このため、図 5.5-18 で見られる Se-79 の総線量への寄与 (母岩からで処分後約 2 万年まで、断層破砕帯からで処分後約 20 万年まで) は顕著ではなく、Se-79 の線量が総線量の最大値に影響を与えることはなかった。

また、Po-210 については、人工バリアおよび天然バリアにおいて移行解析を行っておらず、その線量は、親核種との放射平衡を仮定して求めた移行率を用いて算出した (5.5.2 参照)。

また、上記の1本のガラス固化体に対する評価結果を40,000倍することの想定は、以下に示すように、安全上好ましい効果を見逃している。

40,000本を処分するような処分場では、その大きさから、幾何形状など空間的な拡がりを考慮した処分場全体からの核種移行の評価を行うことができる。この場合、処分場の周囲を含む広域の地下水の動きや個々のガラス固化体から溶出した放射性核種を含む地下水が相互に干渉することなど、核種の溶出・移行の抑制や、希釈・分散などの効果を取り入れることが可能である。また、天然バリアでの核種の移行距離は、処分場全体での地下水の動きを考慮すると、それぞれのガラス固化体に対して一律同じものではなく、流れの上流側に位置する側に対しては移行距離が長くなり、より大きな天然バリア効果を期待することができる。したがって、多重バリアシステムの性能を示す際に、1本のガラス固化体についての結果を40,000倍するという想定は過度に保守的なものであるといえる。

(4) 各バリアの役割

ここでは、人工バリアなどの個々のバリアの性能が、多重バリアシステム全体の性能に対して、どの程度寄与しているかを検討する。

a) 人工バリアや天然バリアの核種の保持性能

核種の沈殿や収着といった現象は、バリア内に核種を保持するとともに、その間に核種が半減期に応じて放射性崩壊によりその量が低減する。図5.5-19と図5.5-20は、レファレンスケースの解析結果をもとにNp-237（Th-229の親核種）とCs-135が時間の経過とともにどの程度各バリアに存在しているかを、それぞれに示したものである。

Np-237は地下水に溶けにくく沈殿や収着しやすい核種であり、図5.5-19に示すように、時間の経過によらずそのほとんどが人工バリア（緩衝材）に留まっており、約1,000万年かけてガラス固化体に最初に含まれていた量の約1%分が天然バリアに運ばれることになる。最終的に初期の約10万分の一程度の量が人間環境に到達する。このことから、人工バリアや天然バリアは、Np-237に対する保持性能が大きいことがわかる。

一方、Cs-135は、地下水に溶けやすく、沈殿や収着しにくい核種であり、図5.5-20に示すように、人工バリアや天然バリアの保持性能は小さくなるが、それでも数百万年以上の間、ガラス固化体に最初に含まれていた量の95%程度を人間環境から隔離していることがわかる。

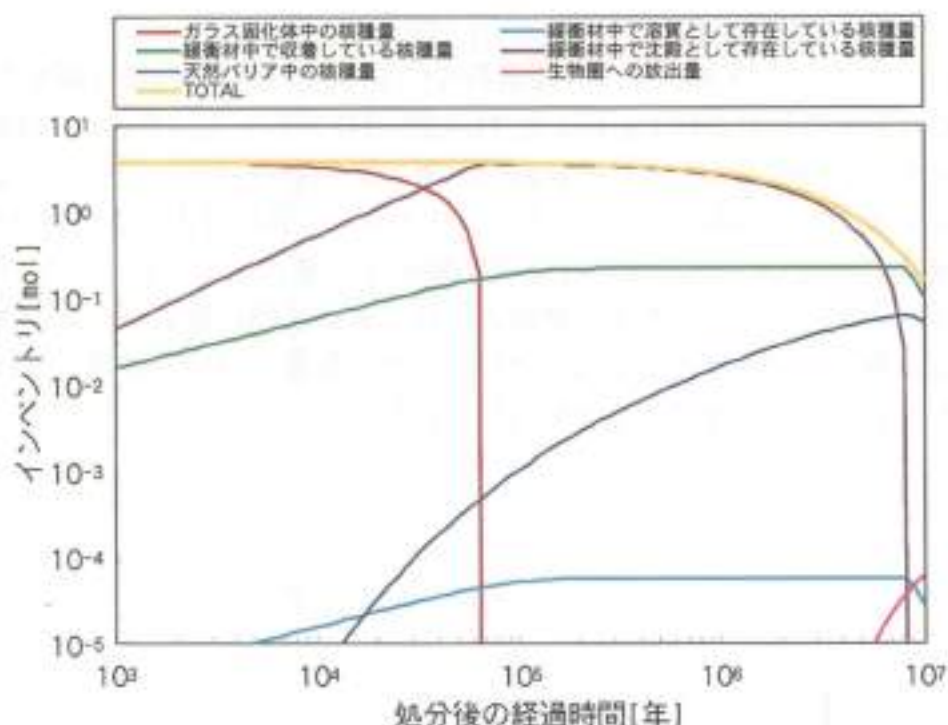


図 5.5-19 各バリア内での核種の存在量およびその時間変化
(Np-237: レファレンスケースでのガラス固化体 1 本あたりの結果)

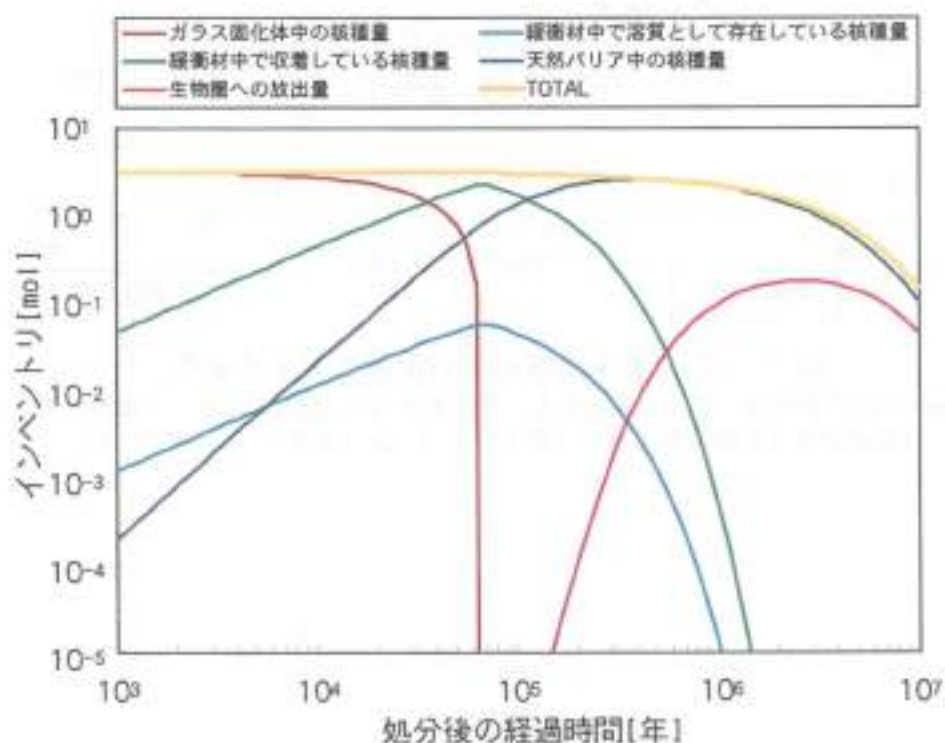


図 5.5-20 各バリア内での核種の存在量およびその時間変化
(Cs-135 レファレンスケースでのガラス固化体 1 本あたりの結果)

b) 天然バリアの核種移行遅延性能

図 5.5-21 に、レファレンスケースの設定条件に基づき、母岩中の移行距離をパラメータとして求めた最大線量および Cs-135 と Th-229 の線量の最大値を示す。図から、最大線量は緩衝材と母岩の境界から 10 m 程度で急激に 2 桁程度減少しており、それ以降はなだらかな減少となっている。これは、人工バリアから母岩に流入する核種量の多くは、母岩中の流速の遅い亀裂での核種移行遅延効果を受け減衰するものの、レファレンスケースのように、頻度は少なくとも流速がきわめて速く核種の減衰が小さい亀裂が存在する場合には、移行距離が長くなるにしたがい、その亀裂における核種の移行が母岩からの核種移行率に大きく寄与することを示している。

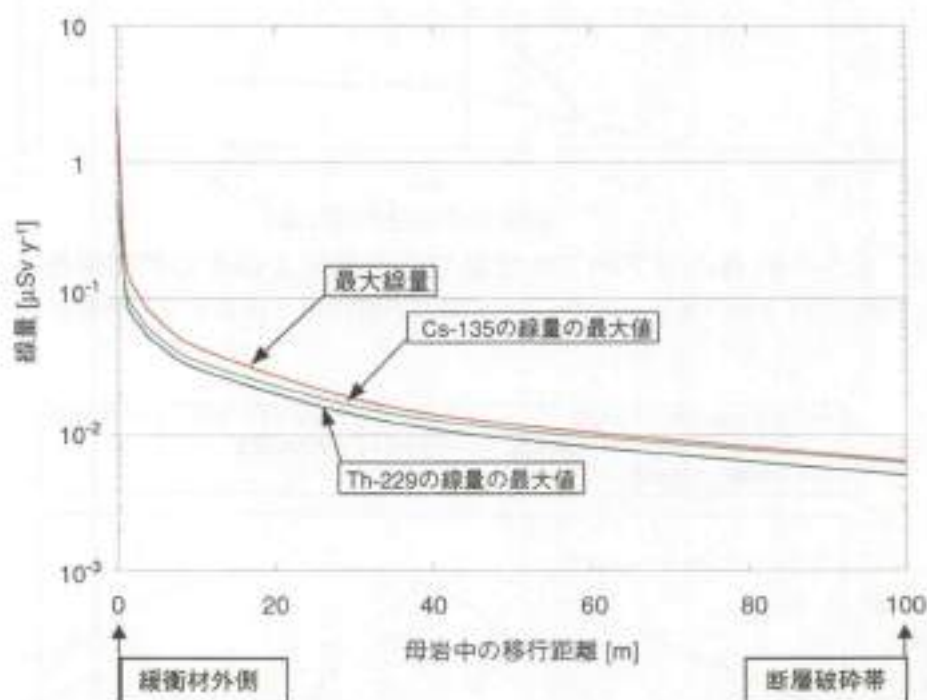


図 5.5-21 最大線量の移行距離に対する変化

(母岩中の移行距離を変えた場合のガラス固化体 40,000 本あたりの最大線量。
母岩中の移行距離以外は母岩に対するレファレンスケースと同じ条件)

5.6 バリア性能の検討

5.6.1 検討の進め方

1) 解析ケースの設定

ここでは、バリア性能を把握する感度解析として、レファレンスケース以外の基本シナリオ解析ケースおよび変動シナリオ解析ケースを設定する。なお、設定にあたっては、幅広い地質環境に対応できるよう、密接に関係する生物圏とのインターフェイス（GBI）ごとの生物圏評価モデル（代替生物圏として）を設定し、前もって線量への換算係数の一覧表（表 5.6-4 参照）を用意しておくこととした。

表 5.6-1 にレファレンスケース以外の基本シナリオ解析ケースの一覧を示す。これらの解析ケースは、5.5.1 で示した手順にしたがって設定した。

各解析ケースの内容は、人工バリア、天然バリア、生物圏のそれぞれにおいて、レファレンスケースで用いるモデルやデータからの変更として具体化した。解析においては、地下水流量を変える場合には、天然バリア解析の入力として、同じ地下水流量を想定した場合の人工バリアからの核種移行率を用いる（表 5.6-1）。さらに、地下水組成の違いを考慮する場合には、天然バリア解析の入力として、同じ地下水組成を想定した場合の人工バリアからの核種移行率を用いるとともに、GBI についても整合をとる。そのほかのケースでは、天然バリアの入力としてレファレンスケースでの人工バリアからの核種移行率を、線量への換算係数としてレファレンスケースでの値を用いる。

解析結果については、以下の指標を用いてレファレンスケースとの比較を行った。

- ・人工バリア性能を調べる解析では、ガラス固化体 1 本に対する解析により得られる人工バリアからの核種移行率
- ・天然バリア性能を調べる解析では、安全評価で想定するガラス固化体の総本数 40,000 本に対する核種移行率に線量への換算係数を乗ずることにより求められる線量

ここで、人工バリア性能を調べる解析では、天然バリアまでを含めた線量評価結果に大きく寄与する核種に着目し、解析結果を相互に比較・分析する。寄与が大きい核種としては、本節で述べる感度解析の結果に基づいて、Se-79、Cs-135、Th-229 を抽出した。ただし、Th-229 については、線量が最大となるときに Np-237 と放射平衡となるため、人工バリアからの核種移行率としては、Th-229 ではなくその親核種である Np-237 の移行率に着目する。また、これら核種以外に多様性や不確実性に対する感度を有する核種についても考察することとする。

本項では、まず、表 5.3-1 で示した GBI に対して用意した線量への換算係数につ

いて述べる。次に、人工バリアおよび天然バリアの性能の感度を調べる解析ケースについて、考慮するモデル、データおよび解析結果を、評価における不確実性の影響を検討するケース（データ不確実性ケース、モデル変更ケース）と、システムの多様性の影響を検討するケース（代替設計ケース、地質環境変更ケース）に分けてそれぞれ述べる。

表 5.6-1 レファレンスケース以外の基本シナリオ解析ケース

分類	解析ケースの内容
人工バリア	
データ不確実性ケース	・ガラス溶解速度の不確実性を考慮。 ・オーバーバック破損時期の不確実性（設計よりも長期の核種閉じ込め）を考慮。 ☆緩衝材外側での地下水流量の不確実性を考慮。
モデル変更ケース	・腐食生成物層での核種移行遅延（拡散・収着）を考慮。 ・掘削影響領域での核種移行遅延（収着）を考慮。 ・オーバーバックの腐食膨張による緩衝材の厚さ減少および周辺母岩への緩衝材の侵入による緩衝材の密度低下を想定。
代替設計ケース	・代替のオーバーバック材料を使用した場合の破損時期の不確実性（設計よりも長期の核種閉じ込め）を考慮。 ・緩衝材厚さを変更。
地質環境変更ケース	★地形（動水勾配）の違いによる地下水流動の多様性に応じて緩衝材外側での地下水流量を変更。 ・岩種の多様性に応じて、軟岩での支保工の使用を想定し、地下水と支保材の反応による間隙水化学の変化を考慮。 ・岩種の多様性に応じて、軟岩での支保工の変質およびオーバーバック腐食膨張による母岩への応力やクリープを想定し、緩衝材外側での地下水流量の変化を考慮。 ※地下水組成の多様性（海水系地下水）を考慮。 ・地下水組成の多様性（海水系地下水）に応じたオーバーバックを使用した場合の破損時期の不確実性（設計よりも長期の核種閉じ込め）を考慮。
天然バリア	
データ不確実性ケース	・亀裂の透水量係数分布の不確実性を考慮。 【人工バリアの☆のケースの核種移行率を入力とする】 ・亀裂開口幅の不確実性を考慮。 ・分散長の不確実性を考慮。 ・マトリクス拡散寄与面積率の不確実性を考慮。 ・マトリクス拡散深さの不確実性を考慮。 ・有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の不確実性を考慮。 ・分配係数の不確実性を考慮。 ・断層破砕帯内流速の不確実性を考慮。
モデル変更ケース	・コロイドによる移行を想定。 ・処分場レイアウトの効果を考慮。 ・処分場内での濃度干渉の効果を考慮。 ・断層破砕帯を多孔質媒体としてモデル化。
地質環境変更ケース	・地形（動水勾配）の多様性に応じて地下水流れを変更。 【人工バリアの★のケースの核種移行率を入力とする】 ・岩種の多様性に応じて有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数および分配係数を変更。 ・地下水組成の多様性（海水系地下水）に応じて岩種ごとの分配係数を変更。 【人工バリアの※のケースの核種移行率を入力とする。生物圏への核種の流入域として海を想定し、その想定と整合する GBI での緩衝材への換算係数を用いる】
生物圏	
・地質環境変更ケースで設定した地質環境（地下水と地形）と整合のとれた GBI に変更	

2) 代替生物圏

(1) 幅広い地質環境に対応させた生物圏評価モデルの設定

レファレンスケースにおける生物圏評価モデル（5.5.2 2）(3)参照）では、地形を平野としており、地下水が陸水系地下水の場合とし、表層水のうち河川水を GBI として設定した。ここでは、地質環境の幅に広く対応させるため、表 5.3-1 で示した地形と地下水の組み合わせに対応した GBI ごとに、以下に示すように代替生物圏の評価モデルを設定した（表 5.6-2）。

・表層水系

表 5.3-1 のうち、表層水系としては河川や湖沼などが考えられるが、ここでは河川で代表させることとした。これは、モデル上、湖沼を河川と同じように取り扱うことができることによる。なお、ここで想定する河川（湖沼も含め）の規模については、現在の社会において取水源となりうるものを想定する。また、河川に核種が流入する際に、川底にある堆積層を経由する場合も考えられることから、河川水に加え、河川堆積層に核種が流入する場合も想定する。以上から、表層水系に対する GBI として、表 5.6-2 のように河川水と河川堆積層を、地形（山地、丘陵、平野）ごとに設定し、それぞれに対応した生物圏評価モデルを作成する。

・井戸

井戸は、深井戸（被圧地下水を揚水）と浅井戸（不圧地下水を揚水）とに分けられる（地下水ハンドブック編集委員会，1979；日本水道協会，1993）。地下深部から移行する核種は、最初に母岩上に位置する被圧地下水の帯水層に流入することが想定される。この被圧地下水と不圧地下水とは不透水層によって物理的に隔てられているため、被圧地下水に流入した核種は不圧帯水層への移行が制限され、主に被圧帯水層に沿って分散・希釈されやすいことが想定される。また、核種が不透水層を通過し不圧帯水層に流入したとしても、不圧帯水層は地表の大気と自由に連絡しているため、降水などによる涵養によりさらに希釈されることが想定される（図 5.6-1 参照）。

以上から、被圧帯水層から揚水する深井戸を GBI とした生物圏評価モデルを作成する。ここでは被圧帯水層に達した核種はすべて深井戸によって揚水されることを想定する。なお、山地においては灌漑水などに利用する深井戸がほとんどないことから、地形パターンとしては平野と丘陵のみを対象とする（表 5.6-2 参照）。また、モデル化にあたっては、被圧帯水層での収着による核種の移行遅延や崩壊の効果を考慮せず、帯水層に達したすべての核種が深井戸によって汲み上げられることを想定する。

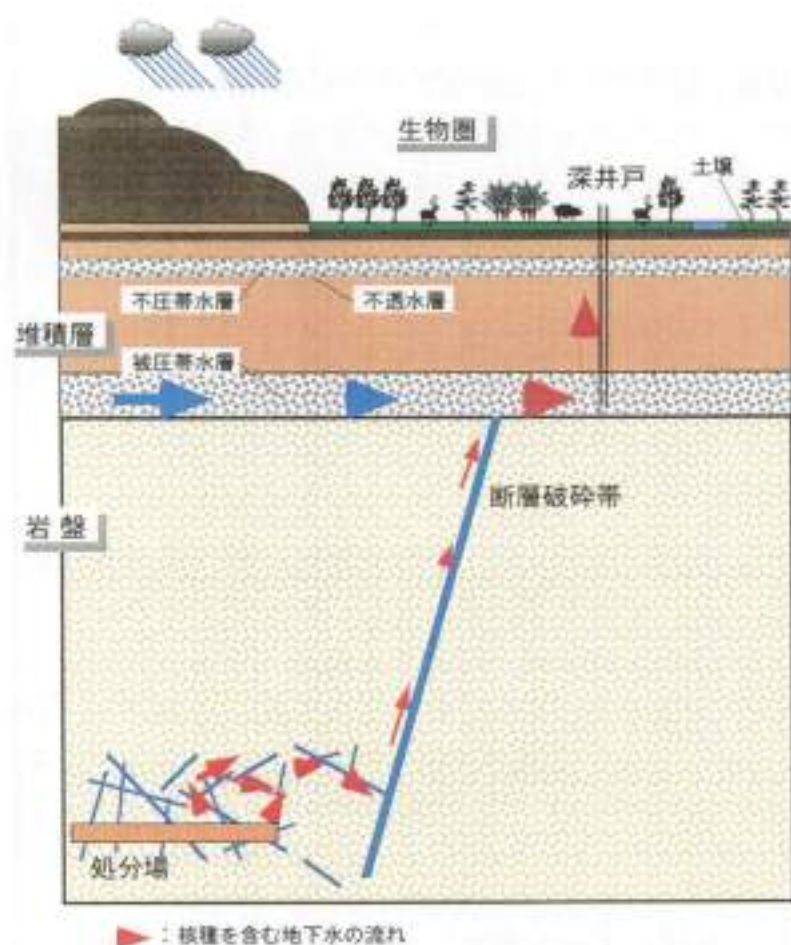


図 5.6-1 GBI となる深井戸の概念図

・海

周囲を海に囲まれたわが国の沿岸部において、淡水からなる陸水系地下水の帯水層と海水とが直に接している地域では、地下水は海に流出する（山本・榎根，1980）。また、処分場が沿岸地域に立地された場合、塩水である海水系地下水の環境下に処分場が建設されることも想定される。このため、陸水系と海水系の地下水双方を対象とした生物圏のモデル化を行う必要があるが、GBI を海に設定するため、同じモデルを兼用することができる。わが国の地形は山地や丘陵が直接、海に面していることが多いことから、地形パターンとしては、平野、丘陵、山地の 3 つを対象とする。さらに、沿岸海域に核種が流入する場合において、堆積層による収着の効果を考慮しない場合と考慮する場合を想定し、それぞれ沿岸海域水と沿岸海域堆積層を GBI とした生物圏評価モデルを作成する（表 5.6-2 参照）。

これら幅広い地質環境に対応させた代替生物圏の評価モデルを作成するにあたっては、5.3.1 4)で述べた GBI が河川水で地形が平野である場合（以下、「河川水／平野モデル」という）と重複する部分が多く、兼用することができるため、これをベースとし、各 GBI に応じて変更を行うこととした（表 5.6-3 参照）。

表 5.6-2 代替生物圏評価のモデル一覧

地下水の種類	GBI		地形	代替生物圏の評価モデル*
陸水系	表層水系 (河川)	河川水	平野	河川水／平野モデル (5.5.2.21(3)でシナシンスケースとして設定)
			丘陵	河川水／丘陵モデル
			山地	河川水／山地モデル
		河川堆積層	平野	河川堆積層／平野モデル
			丘陵	河川堆積層／丘陵モデル
			山地	河川堆積層／山地モデル
	深井戸		平野	深井戸／平野モデル
			丘陵	深井戸／丘陵モデル
陸水系／南水系	海	沿岸海域水	平野	沿岸海域水／平野モデル
			丘陵	沿岸海域水／丘陵モデル
			山地	沿岸海域水／山地モデル
		沿岸海域堆積層	平野	沿岸海域堆積層／平野モデル
			丘陵	沿岸海域堆積層／丘陵モデル
			山地	沿岸海域堆積層／山地モデル

*地形は異なるが、GBI が同じモデル（たとえば、河川水／平野モデル、河川水／丘陵モデル、河川水／山地モデル）については、装飾として、地形パターンを省略したモデルの名称（たとえば、河川水モデル）を用いることとする。

表 5.6-3 河川水／平野モデルからの変更による各生物圏評価モデルの作成

変更箇所	GBI	河川堆積層	深井戸	沿岸海域水	沿岸海域堆積層
コンパートメントの追加		・なし	・深井戸	・なし	・なし
コンパートメントの削除		・なし	・なし	・河川水 ・河川堆積層	・河川水 ・河川堆積層
移行プロセスの追加		・地下水流	・灌漑、飲料水以外の水の排出	・なし	・地下水流
移行プロセスの削除		・なし	・なし	・灌漑 ・浸漬／蛇行 ・ベッドロード	・灌漑 ・浸漬／蛇行 ・ベッドロード
被ばく経路の追加		・なし	・なし	・海洋エアロゾルの吸入 （農作業従事者グループ）	・海洋エアロゾルの吸入 （農作業従事者グループ）
被ばく経路の削除		・なし	・飲料水の摂取 （淡水漁業従事者グループ）	・飲料水の摂取（農作業従事者グループ） ・河川水からの外部被ばく （農作業従事者グループ） ・淡水漁業従事者グループの全被ばく経路	・飲料水の摂取（農作業従事者グループ） ・河川水からの外部被ばく （農作業従事者グループ） ・淡水漁業従事者グループの全被ばく経路
その他		・なし	・灌漑水、飲料水の取水源変更	・淡水漁業従事者グループの削除	・淡水漁業従事者グループの削除

また、データについても同様に、河川水／平野モデルのものから追加・変更したパラメータの設定値とその設定根拠を以下に示す。

地下水流量（河川堆積層モデル、沿岸海域堆積層モデル）

帯水層を流れる地下水の全量が堆積層に流入すると仮定して、帯水層の流量を

地下水流量として設定した。帯水層の流量については、1年間で帯水層を流れる水がすべて井戸から揚水されると仮定して、深井戸を主な取水源とする水道事業者の事業規模の統計分布（日本水道協会、1996）から対数平均値により $2 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と設定した。

侵食速度（地形を変更した場合）

図 3.2-17 の全国的な侵食速度の分布図をもとに、山地における侵食速度を $5 \times 10^3 \text{ m y}^{-1}$ 、丘陵における侵食速度を $1 \times 10^3 \text{ m y}^{-1}$ と設定した。

河川流量（地形を変更した場合）

河川の流量は一般的に上流に行くほど減少すると考えられるため、平野部での流量に対して丘陵では1桁、山地では2桁小さい流量を設定し、それぞれ $1 \times 10^7 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ 、 $1 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ とした（馬場ほか、1999）。

深井戸コンパートメントの体積（深井戸モデル）

年1回コンパートメント中の水が完全に交換すると仮定して、深井戸を主な取水源とする水道事業者の事業規模（日本水道協会、1996）の統計分布の対数平均値を参考に深井戸コンパートメントの体積を $2 \times 10^6 \text{ m}^3$ と設定した。

灌漑／飲料以外の残りの水の排出量（深井戸モデル）

灌漑水量（ $1.5 \times 10^4 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ ；表 5.5-11 参照）との合計値が深井戸を主な取水源とする水道事業者の事業規模（日本水道協会、1996）の対数平均値（ $2 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ ）となるようにし、 $1.985 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と設定した。

海洋エアロゾルの陸地への移行量（沿岸海域水モデル、沿岸海域堆積層モデル）

沿岸海域水コンパートメントの体積に沿岸地帯への水の輸送割合（Lawson and Smith, 1985）を乗じて、 $1 \times 10^7 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と設定した。

(2) 各生物圏評価モデルから得られた線量への換算係数

各生物圏評価モデルに対する決定グループの線量への換算係数の一覧を表 5.6-4 に示す。河川水モデルおよび深井戸モデルについては農作業従事者グループが、沿岸海域水モデルおよび沿岸海域堆積層モデルについては海洋漁業従事者グループがそれぞれ決定グループとなった。ただし、河川堆積層モデルについては、すべての核種にわたって単一の被ばくグループの線量への換算係数が最大とならないため、線量に換算しなければ決定グループは決まらない。

表 5.6-4 各生物圏評価モデルの決定グループに対する線量への換算係数 (単位: [(mSv y⁻¹)/(Bq y⁻¹)])

[illegible]

5.6.2 基本シナリオ解析ケース

1) データ不確実性ケース／モデル変更ケース

ここでは、モデルやデータの不確実性が人工バリアあるいは天然バリアの性能に与える影響について、レファレンスケースと比較することによって検討する。

(1) 人工バリア

以下に、各解析ケースで用いるモデルおよびデータの設定の考え方を、レファレンスケースとの違いに着目してまとめるとともに、解析結果（図 5.6-2）について述べる。

●データ不確実性ケース

・ガラス溶解速度の不確実性

解析ケースの設定

ガラス溶解速度に関しては、ガラス表面に生成した 2 次鉱物からなる変質層の保護効果によるガラス溶解の抑制の可能性が示されている（たとえば、Grambow and Strachan, 1988；Barkatt et al., 1989）。また、オーバーバックもしくはその腐食生成物による共沈や収着、あるいは 2 次鉱物の析出などに起因する溶性ケイ酸の消費によるガラス溶解の促進の可能性も示されている（たとえば、McGrail, 1986）。それぞれの可能性を勘案して、レファレンスケースで考慮したガラス溶解速度（ $1 \times 10^{-3} \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ）の 1/10 倍（ $1 \times 10^{-4} \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ）と 10 倍（ $1 \times 10^{-2} \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ）を設定した解析を行った。

解析結果

ガラス固化体から溶出した後に沈澱を生ずる Se-79、Np-237 については、ガラス溶解速度の違いによる核種移行率の変化はみられなかった。一方、可溶性である Cs-135 については、ガラス溶解速度の減少に比例して核種移行率が減少した。増加に対しては顕著な変化はみられなかった。これは、ガラス溶解速度の増加による Cs-135 の溶出時間が、緩衝材中での移行時間に比べて短くなり、溶出速度の違いが顕在化しなくなるためである。

・オーバーバックの破損時期の不確実性

解析ケースの設定

オーバーバックは、核種閉じ込め機能に関して保守的な評価に基づき設計されている（4.3.3 参照）。また、オーバーバックの腐食試験においては、腐食速度が時間の経過とともに低下することが観察されている（本田ほか, 1997）。そのため、オーバーバックの破損時期が設計（処分後 1,000 年）よりも長くなる場合（処分後 1 万年時点で破損する場合）を想定し、その時期におけるガラス固化体中の核種インベントリ（付録 D 付表 D-1）を用いた解析

を行った。

解析結果

処分後 1 万年時点での Cs-135, Se-79, および Np-237 のインベントリは、レファレンスケース（処分後 1,000 年時点）と比較して数%程度小さい（付録 D 付表 D-1 参照）。この変化は、溶解度に支配される Np-237 の核種移行率には影響を与えなかった。一方、可溶性元素である Cs-135 および安定同位体との溶解度の分配を考慮する Se-79 の核種移行率については、インベントリの減少に応じて数%の減少がみられた。

・緩衝材外側での地下水流量の不確実性

解析ケースの設定

緩衝材外側での地下水流量に関しては、母岩の透水性、掘削影響領域の大きさやそこでの透水性についての不均質性、不確実性を勘案し、レファレンスケースで考慮した掘削影響領域通過流量 ($0.001 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$) に対して感度解析的に 1/10 倍 ($0.0001 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$) と 10 倍 ($0.01 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$) を設定した解析を行った。

解析結果

Se-79, Np-237 の核種移行率は、掘削影響領域通過流量（以下、「流量」とする）の変化に比例して増減した。一方、可溶性である Cs-135 については、流量が減少すると、比例して核種移行率が減少したが、流量の増加に対しては顕著な変化はみられなかった。これは、流量の増加にともなう移行率の増加が、ガラス固化体からの溶出率の上限に近づいたためである。したがって、仮に本ケースよりも高い流量を設定したとしても Cs-135 の移行率は変化しない。

●モデル変更ケース

解析ケース

・腐食生成物層での核種移行遅延

レファレンスケースにおいては考慮していないが、オーバーパックの腐食生成物層においても、核種に対する移行の遅延があると考えられる。そこで、オーバーパックの領域（図 5.5-3 (a) 参照）を腐食生成物層とみなし、さらに均質多孔質媒体として取り扱えたと仮定することにより、そこでの拡散（自由水中の HTO の拡散係数： $4 \times 10^{-9} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ）と収着（分配係数：付録 D 付表 D-6）を考慮した解析を行った。

・掘削影響領域での核種移行遅延

レファレンスケースにおいては考慮していないが、掘削影響領域の岩盤にお

いても、核種に対する移行の遅延があると考えられる。そこで、掘削影響領域を均質多孔質媒体として取り扱えと仮定し、そこでの核種の収着（分配係数：付録 D 付表 D-6）を考慮した解析を行った。

・オーバパックの腐食膨張と周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入

オーバパックの腐食膨張および周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入による、緩衝材厚さの減少と緩衝材の密度の減少の可能性を勘案し、緩衝材厚さを 0.5 m、緩衝材の密度を 1.1 Mg m^{-3} と設定して解析を行った。

解析結果

モデル変更ケースとして考慮した上記のケースでは、可溶性である Cs-135 が、掘削影響領域での収着を考慮することにより、その移行率が約 1 桁減少した。それ以外は、いずれの場合も Np-237、Se-79 および Cs-135 の移行率にレファレンスケースとの差はほとんどみられなかった（図 5.6-2）。

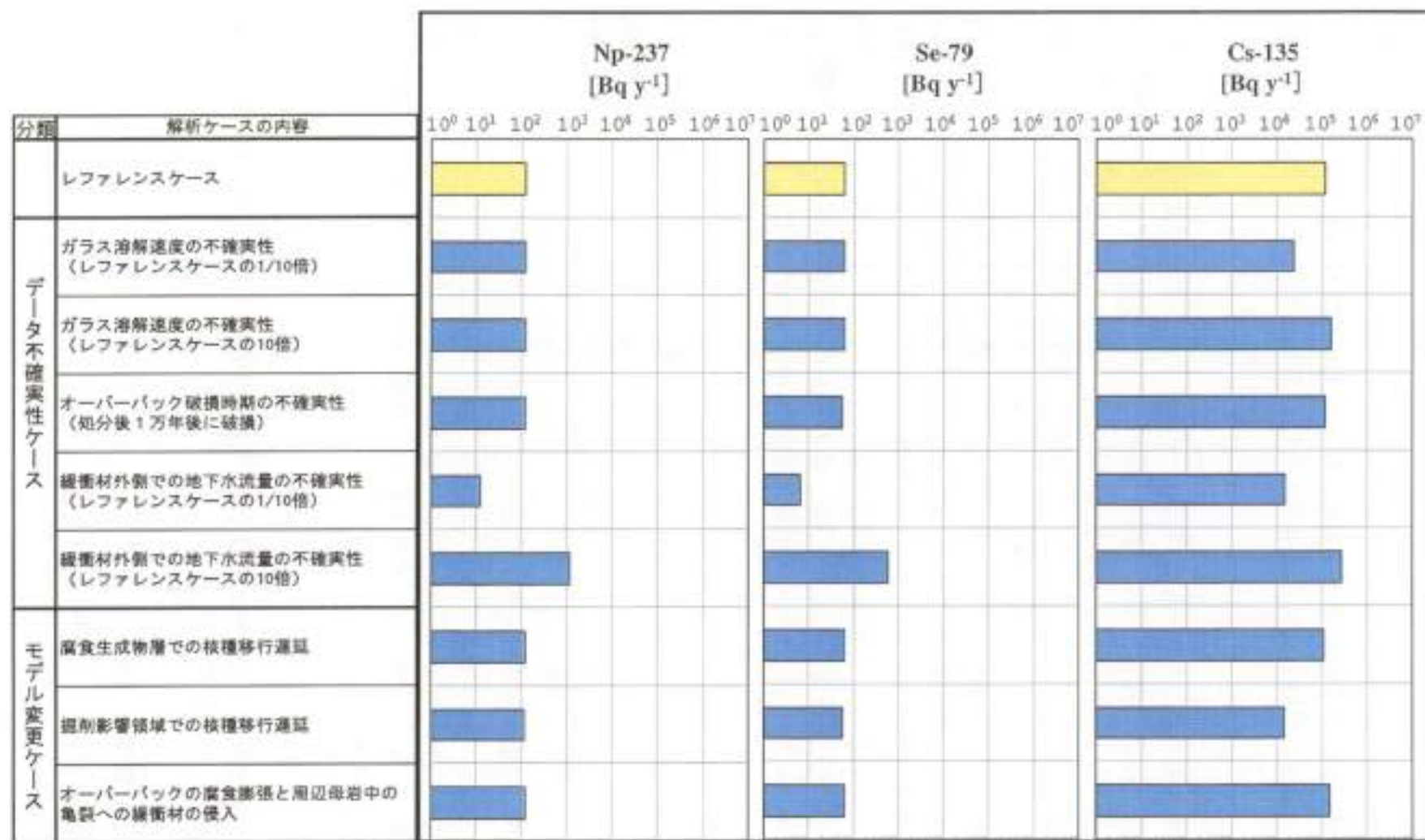


図 5.6-2 データ不確実性ケースおよびモデル変更ケースにおける
人工バリアからの最大核種移行率 (Np-237, Se-79, Cs-135)

(2) 天然バリア

●データ不確実性ケース

以下に、各解析ケースで用いるモデルおよびデータの設定の考え方を、レファレンスケースとの違いに着目してまとめるとともに、解析結果について述べる。

解析ケースの設定

ここでは、透水量係数、開口幅、分散長、マトリクス拡散寄与面積、マトリクス拡散深さ、有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数、分配係数のデータ不確実性を、レファレンスケースで用いた母岩と断層破砕帯の両方のモデルに適用し、それらの不確実性の影響について検討した。さらに、断層破砕帯内での動水勾配に関しては、不確実性が大きいことから、その影響についても検討した。なお、花崗岩のような亀裂性岩盤においては、亀裂構造にかかわるデータ（亀裂の方向性、大きさ、頻度など）の不確実性も核種移行解析結果に影響を及ぼすと考えられるものの、3次元モデルにより評価した結果、これらのデータが変化しても影響は顕著でない（澤田ほか、1999）ことから、本ケースでは取り扱わないこととする。また、入力となる人工バリアからの核種移行率については、透水量係数分布の不確実性を考慮するケース以外では、レファレンスケースにおける核種移行率を用いた。

・透水量係数分布：

亀裂の透水量係数分布に関しては、データの不確実性を定量的に評価できる実測データがないため、レファレンスケースで用いた透水量係数分布を感度解析的に1桁増減（対数平均値を10倍、1/10倍）させた分布を設定した。本ケースでは、人工バリアからの核種移行率として、それぞれ掘削影響領域通過流量を10倍、1/10倍した場合の結果を用いた。

・開口幅：

亀裂の透水量係数と開口幅の相関を示した経験則（5.5-2）式の係数 c が0.1と10のケースを感度解析的に設定した。

・分散長：

Gelhar et al. (1992) の巨視的分散長と移行経路の関係に基づき、移行距離の1/100倍と1倍のケースを設定した。

・マトリクス拡散寄与面積率：

感度解析的に10%と100%を設定した。

・マトリクス拡散深さ：

マトリクス拡散がより制限される保守的な場合として、釜石鉱山における亀裂周辺の変質幅の最頻値 0.03 m（井尻ほか，1999b）を設定した。一方、マトリクス拡散がより深くまで進行する場合として亀裂間隔などを勘案して 1 m を設定した。

・有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数：

有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数については、レファレンスケースと同様に互いに相関をもたせて設定する。有効間隙率に関しては、花崗岩の未変質部および変質部の有効間隙率測定値に基づいて亀裂周辺の岩石の有効間隙率の現実的な幅として 1 % と 3 % を設定した。乾燥密度については（5.5-3）式の相関により求めた。実効拡散係数に関しては、図 5.5-9 に示すように有効間隙率に対するばらつき（分布範囲）が大きいことから、有効間隙率 1 % と 3 % に対して実効拡散係数の不確実性を考慮した。すなわち、最も保守側となるケースとして有効間隙率 1 % に対して実効拡散係数は分布範囲の中で最も小さい値を、最も非保守側となるケースとして有効間隙率 3 % に対して分布範囲の中で最も大きい値を設定した（付表 D-7 参照）。

・分配係数：

分配係数は実験手法および条件によって大きく変化し、現実的な値として抽出されたデータについても最大 2 桁程度の幅を持つことが知られている（澁谷ほか，1999a）。また、有機物が分配係数に与える影響については、地質環境条件に依存するため、一般化した議論が困難であり、レファレンスケースでは考慮していないものの、これらの影響に関する研究例もある（澁谷ほか，1999a）。

そこで、データ不確実ケースでの分配係数設定においては、レファレンスケースデータの設定の考え方に加え、溶液組成や岩石の構成鉱物の違いによるデータの幅や有機物の影響も考慮し、最大値および最小値を設定した（付表 D-8 参照）。

・断層破碎帯内の動水勾配：

感度解析的に、レファレンスケースの動水勾配の 1/10 倍（0.001）および 10 倍（0.1）を設定した。

解析結果

解析の結果（図 5.6-3），亀裂や断層破碎帯内の流速にかかわるパラメータ（透水量係数）やマトリクス拡散にかかわるパラメータ（マトリクス拡散奇与面積率，マトリクス拡散深さ，分配係数）の不確実性の影響が大きいことがわかった。とくに、母岩中の核種移行において透水量係数の不確実性の影響が最も大きいのは、亀裂内の流速に影響を及ぼすだけでなく、人工バリア中核種移行の外側境界条件

となる掘削影響領域を通過する地下水流量にも影響を及ぼすためである。

また、亀裂の開口幅は透水量係数と相関をもたせたため不確実性の影響はみられず、分散長や有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の影響も比較的小さいことがわかった。

なお、図 5.6-3 に示すように、母岩および断層破碎帯からの核種移行では総じて Cs-135 が支配的であるが、Th-229 や Ra-226 が支配的となる場合も存在した。

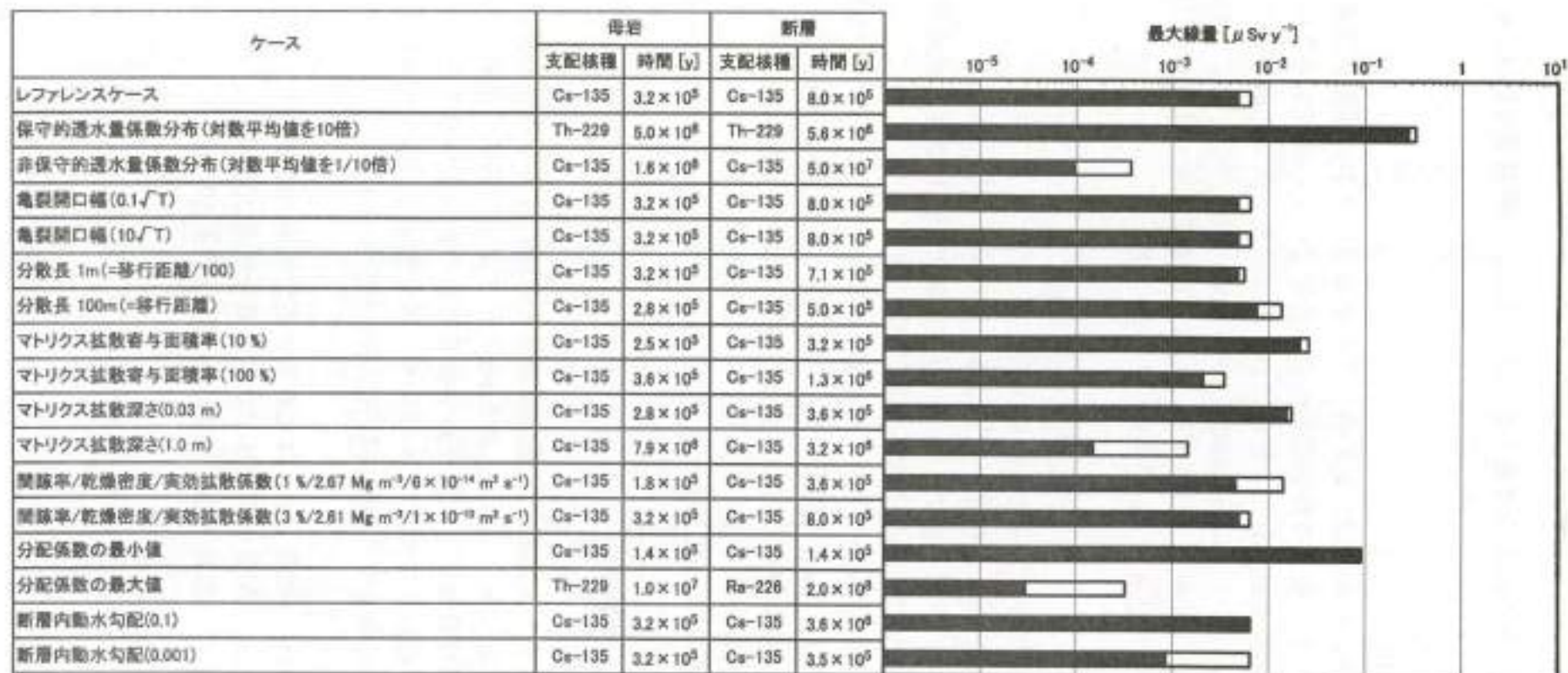


図 5.6-3 データ不確実性ケースにおける処分場全体からの最大線量一覧

図中白棒線は母岩からの核種移行率より求めた線量。黒棒線は断層破砕帯からの核種移行率より求めた線量を表す。

また、支配核種と時間は線量が最大となる時間とその時の支配核種を示す。

●モデル変更ケース

以下に、各解析ケースの設定の考え方を示す。また、解析結果を図 5.6-4 に示す。

・コロイドの影響

解析ケースの設定

コロイドの影響については、亀裂内に存在するコロイドに核種が収着し、そのコロイドがマトリクス拡散や亀裂表面への収着を受けずに移行するものとして、コロイド移行の影響を検討した。解析においては、地下深部でのコロイド濃度を 1 ppm、元素のコロイドへの分配係数を一律 $1,000 \text{ m}^3/\text{kg}$ とした。また、掘削影響領域内で核種がコロイドへ収着することにより核種濃度が低減され、人工バリアからの核種移行率が増大する効果についても考慮した。

解析結果

母岩からの核種移行による最大線量は、

- ・コロイドに収着した核種が遅延効果を受けずに移行する、
- ・コロイドへの核種収着が、人工バリア外側での核種濃度を低減させそれにより人工バリアからの核種移行率が増加する、

ことによりレファレンスケースよりも増加しているが、それは数倍程度であった。また、断層破砕帯内での遅延効果がレファレンスケースの断層破砕帯よりも大きいのは、コロイドの影響を考慮した場合の母岩における支配核種が Th-229 であり、この核種を含む系列核種の花崗岩に対する分配係数がレファレンスケースでの支配核種である Cs-135 よりも大きく遅延されやすいためと考えられる。

・処分場レイアウトの影響

解析ケースの設定

処分場レイアウトを考慮し、処分場領域内の母岩による核種の移行遅延効果を考慮する。解析にあたっては、図 5.6-5 に示すように各処分坑道から断層破砕帯までの核種移行評価に 1 次元平行平板モデルの重ね合わせをそれぞれ適用した。なお、処分場レイアウトは 3 つのケースを想定し、各ケースにおける処分坑道から断層破砕帯までの距離は以下に示すとおりである。

100～1,486 m (配置：固化体 400 本×処分坑道 100 列)

100～2,886 m (配置：固化体 200 本×処分坑道 200 列)

100～786 m (配置：固化体 800 本×処分坑道 50 列)



図 5.6 -4 概念モデル変更ケースにおける処分場全体からの最大線量一覧

図中白棒線は母岩から放出された核種の線量、黒棒線は断層破砕帯から放出された核種の線量を表す。

また、支配核種と時間は線量が最大となる時間とその時の支配核種を示す。

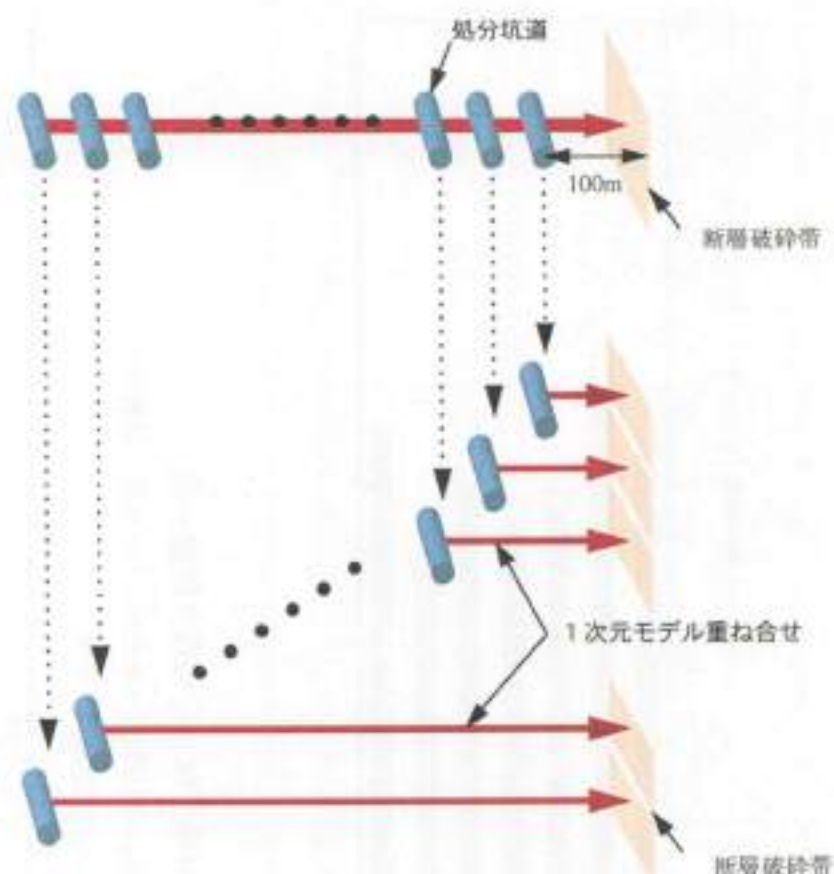


図 5.6-5 処分場レイアウトを考慮した場合の評価概念図
処分場領域内の各処分坑道に対して1次元平行平板モデルの重ね合わせを適用

解析結果

地下水流れ方向の処分場領域の一辺の長さが長くなるほど、処分場領域内の母岩による核種移行遅延効果が大きくなり最大線量が小さくなるものの、処分場レイアウトを考慮しないレファレンスケースでの最大線量の数分の1程度であった。これは、支配核種が分配係数の小さいCs-135であり、移行距離の増加にともなう遅延効果が小さいためと考えられる。

・濃度干渉の影響

解析ケースの設定

処分場レイアウトを考慮した場合には、図 5.6-5 のように、上流側の処分坑道から放出された核種が地下水により下流側に流れ込むことにより、下流側にいくほど核種濃度が上昇し、人工バリア中での濃度勾配が小さくなることによって人工バリアからの核種放出が抑制される（濃度干渉）と考えられる（図 5.6-6 参照）。そこで、先の処分場レイアウトの1番目のケース（各処分坑道から断層破砕帯までの移行距離：100～1,486 m）に対して濃度干渉の効果について検討した（畑中・亘，1999）。

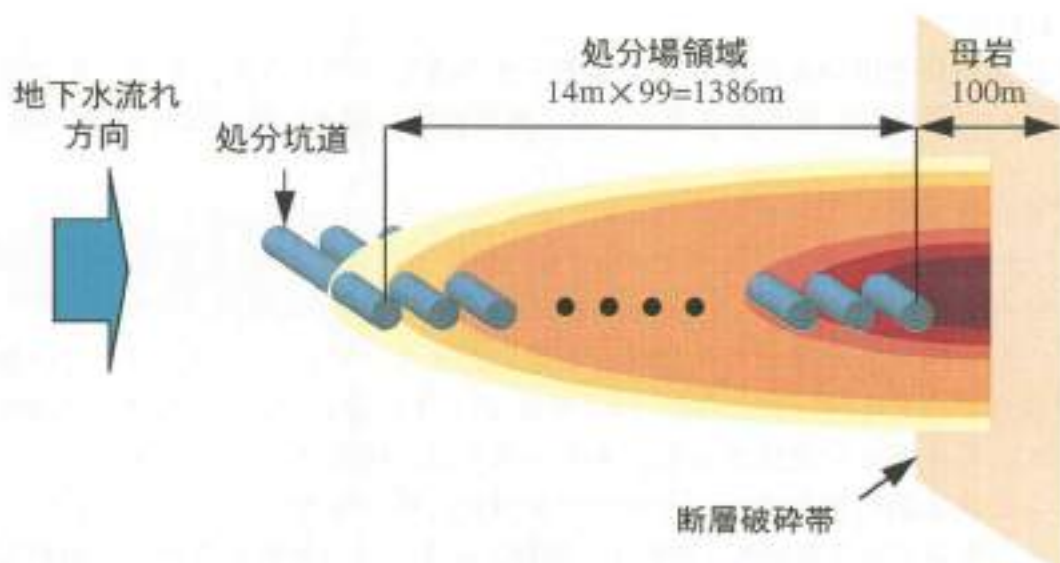


図 5.6-6 処分場領域内における濃度干渉概念図

上流側の処分坑道から放出された核種により、下流側の処分坑道周辺の核種濃度が上昇

解析結果

解析結果を図 5.6-4 に示す。この場合の最大線量は、レファレンスケースよりも 1 桁程度小さくなった。これは、移行経路上に複数の廃棄体が存在することにより、処分場全体からの核種移行率が低減される可能性を示している。

・断層破碎帯の多孔質媒体としてのモデル化

解析ケースの設定

下流側の断層破碎帯中の核種移行に関し、断層破碎帯を多孔質媒体とみなして、多孔質媒体モデルを用いた評価を行った。その際、岩盤基質部への拡散を無視するとともに、断層粘土への拡散による遅延効果についてはデータが乏しく定量的に評価するのが困難なため、ここでは保守的に考慮しないこととした。

解析結果

解析結果を図 5.6-4 に示す。断層破碎帯を多孔質媒体モデルにより取り扱った場合でも、Cs-135 が支配的で断層破碎帯内での遅延効果は顕著ではない。これは、亀裂性媒体モデル（1次元平行平板モデル）を用いたレファレンスケースと同様に、断層破碎帯内の流速の設定に際して、上向きの動水勾配を母岩と同じにするという過度の保守的に仮定をしたためと考えられる。

2) 代替設計ケース／地質環境変更ケース

処分場の設計や地質環境の多様性が人工バリアあるいは天然バリアの性能に与える可能性のある影響を、レファレンスケースと比較して検討する。

(1) 人工バリア

以下に、解析で用いるモデルおよびデータの設定の考え方を、レファレンスケースとの違いに着目してまとめるとともに、解析結果（図 5.6-7）について述べる。

・代替設計ケース

・代替材料を用いたオーバーバックの使用

解析ケースの設定

保守的に設計された代替材料を用いたオーバーバックが、好ましい地質環境において使用された場合、オーバーバックの設計上の寿命である 1,000 年を大きく上回る可能性がある。本ケースでは、代替オーバーバックとしてチタンと炭素鋼の複合オーバーバックを用いた場合を想定し、設計において期待する寿命である処分後 1,000 年で破損するケース（解析条件および解析結果結果はレファレンスケースと同じ）、オーバーバックの破損時期が設計寿命より長期化したケース（処分後 1 万年、10 万年および 100 万年時点でオーバーバックが破損）を想定した。なお、解析においては、オーバーバック破損時期に応じて核種インベントリを変更した（付録 D 付表 D-1）。

解析結果

半減期が数百万年以上の長半減期核種については、処分後 100 万年程度であっても、処分後 1,000 年時のインベントリ（レファレンスケース）と比較して変化が小さいため、核種移行率への影響は小さい。一方、半減期が約 7 万年の Sc-79 は、処分後 100 万年で 5 桁程度インベントリが減少するため（付録 D 付表 D-1）、最大移行率もそれに応じて減少している。なお、上記以外の特徴的な核種として、半減期が比較的短い Cm-245 、 Am-243 や Pu-239 は、オーバーバックの破損時期に応じた崩壊の影響によりインベントリが減少し（たとえば、 Cm-245 は処分後 1,000 年時のインベントリと比較して、1 万年で $1/2$ 、10 万年で 3 桁程度インベントリが減少し、100 万年では無視できるほどインベントリが小さくなっている（付録 D 付表 D-1 参照）、最大移行率についても大幅に減少した。

・緩衝材厚さの変更

解析ケースの設定

レファレンスケースにおいては、緩衝材厚さを 0.7 m と設定している。緩衝材の厚さについては、0.4 m 程度までを合理性を考慮した仕様とできるため（4.3.3 参照）、本ケースでは、緩衝材厚さを 0.4 m とした場合について解析を行った。

解析結果

Cs-135, Se-79, および Np-237 の最大移行率は、レファレンスケースと比較してほとんど違いはなかった。一方、上記以外の特徴的な核種として、数万年以下の比較的半減期の短い核種 (Cm-245, Am-243 など) については、緩衝材厚さの減少によりレファレンスケースに比べて最大移行率の増加がみられたが、天然バリア中での核種移行遅延と崩壊により減衰するため、影響が有意になることはなかった。

●地質環境変更ケース

・地下水流動の多様性

解析ケースの設定

地形の多様性については、地形に応じた動水勾配を考慮した場合、母岩中での地下水流量に応じて緩衝材外側での地下水流量も変化することが考えられる。本ケースでは、図 5.5-7 で示した動水勾配について最小と最大を考慮し、レファレンスケースに対して 1/10 倍と 10 倍の掘削影響領域通過流量を設定した。

解析結果

緩衝材外側での地下水流量の不確実性を考慮した解析結果と同じである。

・堆積岩の場合の支保工との反応による間隙水の変化

解析ケースの設定

岩種の多様性として、軟岩系岩盤としての堆積岩を考慮した場合、空洞の力学的安定性を確保するために支保工を使用することが予想される。支保工としてセメント系材料を用いた場合、支保工と反応した地下水が緩衝材中に浸透し、緩衝材間隙水の組成を変化させる可能性がある。この影響を考慮して、支保工に低アルカリ性コンクリートを用いた場合を想定し、支保工と反応した地下水に対して間隙水組成を評価 (付録 D 付表 D-3) し、その間隙水に対して溶解度、拡散係数および分配係数 (付録 D 付表 D-4~6) を設定した。ここで、分配係数、拡散係数の設定値は、レファレンスケースと同じとなった。

解析結果

Se-79 および Np-237 の最大移行率は、レファレンスケースからの溶解度の変更に応じて変化したものの、その影響は顕著ではなく、Np-237 の最大移行率が、溶解度の減少に応じて半分になった程度である。

・堆積岩の場合の支保工の変質、腐食膨張、岩盤のクリープなどによる緩衝材外側

での地下水流量の変化

解析ケースの設定

支保工の変質、オーバーパック腐食膨張による応力あるいは岩盤のクリープなどにより、人工バリア周辺の岩盤の応力状態が変化することが考えられる。たとえば、岩盤クリープ解析では、掘削影響領域が坑道半径の3倍弱まで広がるという検討例も示されている（4.4.2 参照）。そのため、本ケースでは、これらの影響を掘削影響領域の拡大による緩衝材外側での地下水流量の変化としてとらえ、レファレンスケースに対して10倍の掘削影響領域通過流量を設定した。

解析結果

5.6.2 1) (1)で示した緩衝材外側での地下水流量の不確実性を考慮した解析結果の1つと同じである。

・海水系地下水の想定

解析ケースの設定

地下水化学の多様性として、降水系地下水（レファレンスケース）と同様の考え方に従って海水系地下水（海水系高pH地下水：Yui et al., 1999a, 付表D 付表D-2）および海水系間隙水（付表D 付表D-3）を求め、これに志じた溶解度（付録D 付表D-4）、拡散係数（付録D 付表D-5）、分配係数（付録D 付表D-6）を設定した。なお、本ケースにおけるオーバーパックの破損時期については、オーバーパックの腐食評価において海水系地下水に対しても裕度を持った設計であること（4.4.3 参照）から、レファレンスケースと同じ処分後1,000年と設定した。

解析結果

本ケースにおける最大核種移行率は、地下水組成の違いに応じた溶解度、分配係数、拡散係数のレファレンスケースからの変更に応じて変化した。たとえば、Np-237については、溶解度の違い（約1桁低下）により最大移行率が減少し、Sc-79については、溶解度の違い（約2倍増加）により最大移行率が増加した。Cs-135については、海水系間隙水に対する分配係数の設定値がレファレンスケースより1桁低いため、緩衝材中を移行しやすく、レファレンスケースから最大移行率が増加したが、ガラス固化体からの溶出率に近づくことにより、その増加は数倍程度であった。

・海水系地下水の場合でのオーバーパックの破損時期の不確実性

解析ケースの設定

海水系地下水を想定するとともに、代替オーバーパック（チタンと炭素鋼の複合オーバーパック）の使用を想定し、すでに述べた「代替材料を用いたオーバーパックの使用ケース」と同様に、破損時期が設計よりも長期化する場合を考える。解析においては、オーバーパックの破損時期に応じて核種インベントリを変更する（付録 D 付表 D-1）とともに、海水系地下水に応じた溶解度（付録 D 付表 D-4）、拡散係数（付録 D 付表 D-5）、分配係数（付録 D 付表 D-6）を設定した。

解析結果

半減期の長い Np-237 の最大移行率は溶解度の違いにより減少し、また、Sc-79 については、溶解度が増加（約 2 倍）するものの、オーバーパックの破損時期の長期化による崩壊の影響を受けて最大移行率が減少した。



図 5.6-7 代替設計ケースおよび地質環境変更ケースにおける
人工バリアからの最大核種移行率 (Np-237, Se-79, Cs-135)

(2) 天然バリア

地質環境変更ケースでは、レファレンスケース以外の地形、岩種および地下水環境を考慮した核種移行解析を実施した。すなわち、わが国の地下深部において想定される現実的な動水勾配の範囲やわが国に分布する代表的な岩種（6 岩種：酸性／塩基性結晶質岩、先新第三紀砂質岩、先新第三紀泥質・凝灰質岩、新第三紀砂質岩、新第三紀泥質・凝灰質岩；5.3.1 参照）および地下水（降水系地下水、海水系地下水）を対象として、それら地質環境の違いが核種移行解析結果に与える影響について検討した。なお、岩種に関しては、レファレンスケースと同様、すべての岩種に対して 1 次元平行平板モデルの重ね合わせを適用し（5.5.2 参照）、岩種毎の有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数および分配係数の違いを考慮した。さらに、新第三紀堆積岩においては処分場深度を 500 m と設定して断層破砕帯内の移行距離を 300 m とした。解析に用いたパラメータを付録 D の付表 D-9～10 に示す。

解析においては、入力となる人工バリアからの核種移行率として、動水勾配を変えるケースでは動水勾配に応じた掘削影響領域通過流量を用いて解析した結果を、海水系地下水を想定するケースでは海水系地下水環境下における溶解度や分配係数を用いて解析した結果をそれぞれ用いた（表 5.6-1 参照）。それ以外のケースでは、レファレンスケースでの人工バリアからの核種移行率を用いた。また、線量への換算においては、海水系地下水を想定する場合、GBI を海とし、その中で線量が最も高くなる沿岸海域堆積層モデルを想定した。

地質環境変更ケースにおける最大線量を図 5.6-8 に示す。主な結果を以下にまとめる。

動水勾配に関しては、母岩中の亀裂内流速に影響を及ぼすだけでなく、緩衝材外側での地下水流量に影響を及ぼし人工バリアからの核種移行率が変化するため、最大線量への影響は大きいものとなった。

岩種に関しては、結晶質岩では酸性岩よりも分配係数の小さい塩基性岩の方が、堆積岩では泥質・凝灰質岩よりも分配係数の小さい砂質岩の方が、さらに先新第三紀堆積岩よりも断層破砕帯内の移行距離の短い新第三紀堆積岩の方が最大線量が高い傾向を示した。

地下水に関しては、降水系地下水よりも海水系地下水の方が最大線量が高い傾向を示した。これは、海水系地下水の場合には、支配核種となる Cs-135 や Ra-226 の分配係数が小さいことと、Ra-226 の線量への換算係数が大きいことに起因している。



図 5.6-8 地質環境変更ケースにおける処分場全体からの最大線量一覧

図中白棒線は母岩から放出された核種の線量、黒棒線は断層破砕帯から放出された核種の線量を表す。また、支配核種と時間は線量が最大となる時間とその時の支配核種を示す。地質環境変更ケースの動水勾配の変更は、花崗岩、降水系地下水を対象としている。各岩種の有効間隙率/乾燥密度/実効拡散係数は代表値を採用した。なお、地質環境変更ケースの海水系地下水を対象としたケースでは、沿岸海域堆積層を GBI と想定した場合の線量への換算係数を用いた。

5.6.3 変動シナリオ解析ケース

設定した変動シナリオ解析ケースの一覧を表 5.6-5 に示す。これら解析ケースでは、1) 天然現象の影響、2) 工学的対策に関する初期欠陥の発生、および 3) 将来の人間活動が、人工バリアと天然バリアの組み合わせとしてのシステム性能にどの程度の影響を与え得るかを、線量を指標としてレファレンスケースとの比較で検討することとした。

表 5.6-5 変動シナリオ解析ケース

解析ケースの内容
天然現象
・隆起・侵食による地下水流動と地下水水質の変遷 ・気候・海水準変動による地下水水質の周期的変遷
工学的対策に関する初期欠陥
・オーバーバックの不完全な密封によるオーバーバックの早期破損 ・シーリングミスによる卓越的な移行経路の発生
将来の人間活動
・井戸の掘削と採水 ・ボーリング孔の周りに発生する掘削影響領域を通じた酸化性地下水の浸入 ・ボーリング孔の周りに発生する掘削影響領域を通じた核種の地表環境への卓越的な移行

1) 天然現象

5.4.3 で示した天然現象に起因する変動シナリオに対して、隆起・侵食および気候・海水準変動のそれぞれの影響により現在の地質環境が変化することを想定して解析ケースを設定した。

変動シナリオにおいてこれらの現象の影響を想定する理由は以下の通りである。

- ・隆起・侵食は地域によりその速度が異なり、これらの現象が著しい地域はサイト選定において回避することが可能と考えられる（3.2.5 参照）。しかしながら、緩慢ながらもこれらの現象がきわめて長い期間にわたって継続するとすれば、不確実性の要因として隆起・侵食による処分場周辺の地質環境の変動を考慮することが必要である。
- ・現在より 1 万年程度後には氷河期の到来が考えられる。ここで、降水量や涵養量の変化、あるいは永久凍土や凍結割れ目の発生は、処分場が地下数百 m 以深に設置されることによりその影響は顕在化しないと考えられる（3.2.6 参照）。一方、気候変動にともなう海水準変動については、それによる塩淡境界の移動などが処分場周辺の環境に影響を与えないようにサイト選定を行うことが考えられる。しかしながら、塩淡境界の状態やその将来の変遷は場所によって異なると考えられ、処分場の設置位置によっては不確実性の要因として海水準変動による地質環境の変動を考慮することが必要と考えられる。

以下に、設定した解析ケースとその結果について示す。ここで、天然現象に起因する影響を検討するケースでは、パラメータの時間変化を考慮することが必要となる。そのため解析においては、5.5.2 2) (4)に示したモデルチェインのうち、天然バリア中の核種移行にかかわる解析コード MATRICES の代わりにパラメータの時間変化を取り扱うことのできる TIGER コードを用いた⁵⁻¹⁷⁾。解析においては、レファレンスケースでの取り扱いと比べて簡単にするために、透水量係数分布の分割区間数(5.5.2 2)参照)を少なくした⁵⁻¹⁸⁾。また母岩中を 100 m 移行してきた核種が断層破碎帯中での核種移行遅延効果を受けずに生物圏に流入すると仮定した。これは、隆起・侵食についてのケースにおいて、隆起・侵食の進行にともない断層破碎帯中の移行距離が短くなることを考えても保守的な設定である。そのほかのモデルおよびデータについては、とくにことわらない限りレファレンスケースと同じ設定とした。

●隆起・侵食についての解析ケース

隆起・侵食についてのシナリオの想定では、処分場の深度が重要なパラメータとなる。したがって、ここでは、花崗岩(処分深度 1,000 m)と新第三紀の泥質・凝灰質岩(処分深度 500 m)を対象とした解析ケースをそれぞれ設定した。解析においては、侵食速度が隆起速度と等しいとの保守的な仮定のもとに、処分場の深度が処分直後から 0.1 あるいは 1.0 mm y⁻¹ の速度で継続的に減少することを想定した。これによる影響として、主に地表付近(100 m 以浅を仮定)での酸化性地下水の浸入、および土被りの減少による透水性の増加(地下水流れがレファレンスケースに比べて 10 倍になると仮定)を設定した(図 5.6-9 参照)。ここで、酸化性地下水の浸入に対しては、地下水組成に応じた溶解度、分配係数および拡散係数を設定した(付録 D 付表 D-11~13 参照、新第三紀の泥質・凝灰質岩の分配係数については花崗岩に対して酸化状態で測定された値を代用)。これらの影響は、地表付近に達した段階で時間差なく処分場全体(ガラス固化体 4 万本分)に及ぶと仮定した。

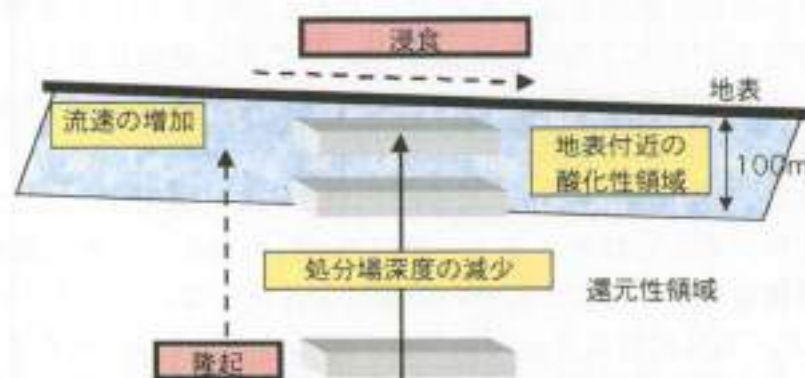


図 5.6-9 隆起・侵食についての解析ケースで考慮した概念モデル

5-17) TIGER コードは、MATRICES と同じ支配方程式(5.5.2 2) 参照)に基づいて開発した有限差分法のコードであり、パラメータの時間変化を考慮するなどの機能が拡充されている。また、人工バリア中核種移行解析においては、MESHNOTE コードがすでにパラメータの時間変化を考慮する機能を有しているため、コードの変更の必要はない。

5-18) TIGER コードについては、透水量係数の分割区間数以外をレファレンスケースでの母岩に対する解析条件に合わせたベンチマーク計算を行い、解析結果が良く一致することを確認している。

上記想定のもとで行った解析の結果（図 5.6-10 参照），地表付近の酸化性の環境（地表から 100 m 以浅）に到達した時点で線量のピーク（支配核種 Np-237）が発生し，花崗岩を対象としたケースでは，隆起侵食速度が 0.1 と 1.0 mm y^{-1} において，最大線量はそれぞれ 5 と $63 \mu\text{Sv y}^{-1}$ となった。これは，処分場全体が急激に還元状態から酸化状態に変化すると仮定により，処分場内に沈澱していた核種のうち酸化状態での溶解度が大きい Np などの元素がより容易に地下水に溶解するようになると考えられる。また，隆起侵食速度が 1.0 mm y^{-1} の場合に比べて 0.1 mm y^{-1} の場合に最大線量が小さくなるのは，地表付近に到達するまでの時間が長くなり，その間に，線量を支配する Np-237 の処分場内での量が放射性崩壊によって減少するためと考えられる。新第三紀の泥質・凝灰質岩を対象とした場合の結果は，花崗岩のケースと同様に Np-237 を支配核種とする線量のピークが生じるが，処分深度の違いによりその発生時間は花崗岩の場合に比べて早くなり，最大線量は，隆起侵食速度が 0.1 と 1.0 mm y^{-1} においてそれぞれ 29 と $78 \mu\text{Sv y}^{-1}$ となった。

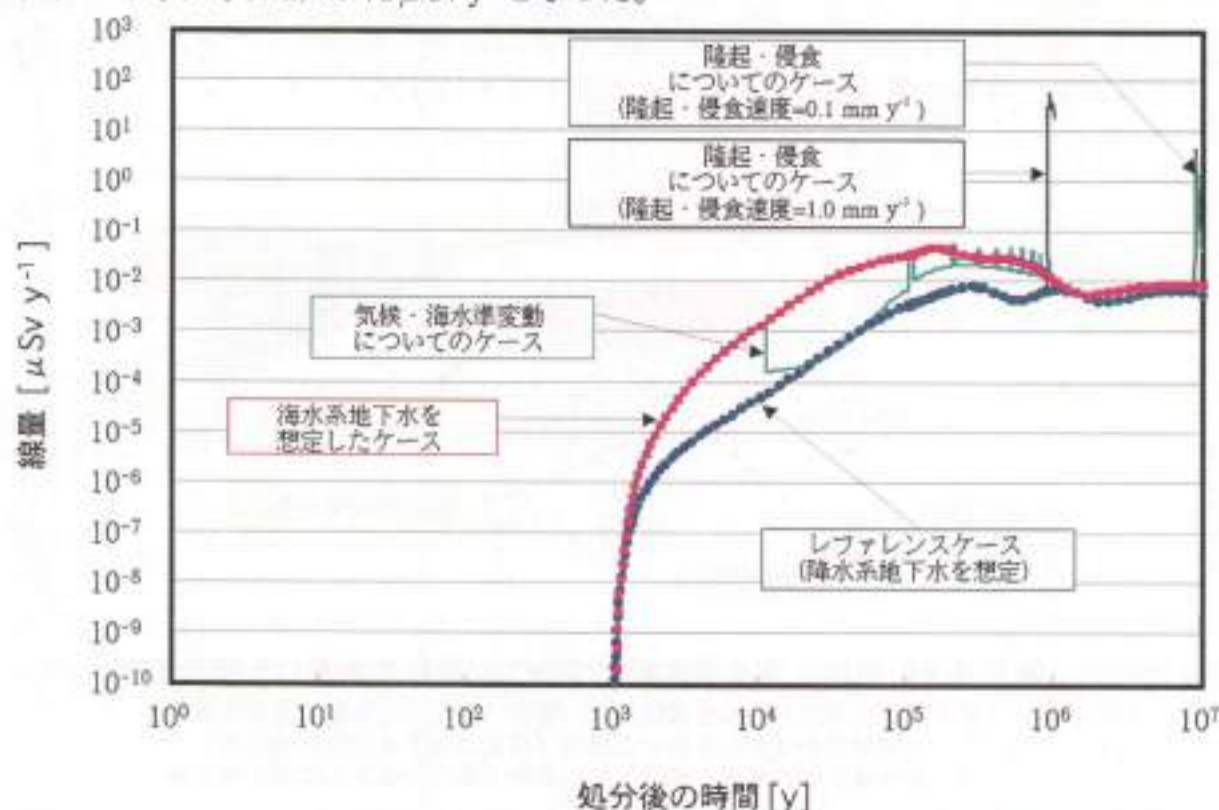


図 5.6-10 隆起・侵食，気候・海水準変動についての解析結果

（隆起・侵食については，処分場は結晶質岩（酸性岩）で深度 1,000 m，ガラス固化体 4 万本あたり）

●気候・海水準変動についての解析ケース

10 万年周期の氷期—間氷期サイクルに基づき海水準が変化し，塩淡水境界が処分場を周期的に横切ることを想定する。ここで，間氷期（現在）の地下水組成が降水系の場合（図 5.6-11 中の処分場の(a)の配置），海水準の変化による塩淡水境界の移動が

処分場を横切る状況は発生しない。したがって、ここでは、初期の地下水組成として海水系を想定し、海水系地下水と降水系地下水の周期的な入れ替わり（処分場環境において、それぞれの地下水組成の継続期間が1万年、9万年）を考える（図 5.6-11 中の処分場の(b)の配置）。本ケースにおいては、降水系地下水の期間についてはレファレンスケースのデータを用いた。海水系地下水の期間については 5.6.1 3) で示した海水系地下水に対するデータを用いた。付録 D の付表 D-11～13 に解析で用いたデータを整理して示す。また、比較の対象として、海水系地下水のみを想定したケース（降水系地下水への入れ替わりを考えない）を設定した。これら解析ケースにより得られる核種移行率の線量への換算においては、5.6.1 1) で示した沿岸海域堆積層／平野モデルについての換算係数を用いた。

上記想定のもとで行った解析の結果（図 5.6-10 参照），線量の時間変化が地下水組成の変化にともなう核種移行特性の変化と連動しており，Cs-135 の収着特性の違いより，降水系地下水から海水系地下水への変化の際に線量のピークが発生した。最大線量は，海水系地下水のみを想定したケースとほぼ同じであった。

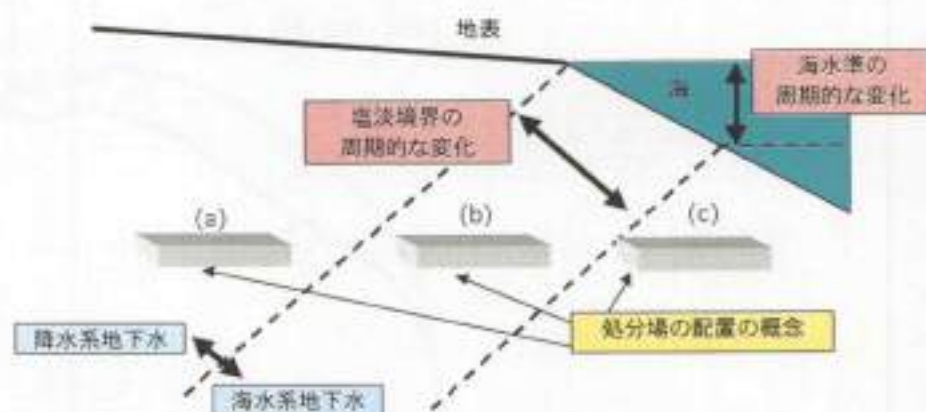


図 5.6-11 気候・海水準変動についての解析で考慮した概念モデル

- (a)：塩淡水境界が処分場を横切らない場合（現在の地下水組成が降水系）
- (b)：塩淡水境界が処分場を横切る場合（現在の地下水組成が海水系）
- (c)：塩淡水境界が処分場を横切らない場合（現在の地下水組成が海水系）

2) 工学的対策に関する初期欠陥

5.4.2 で示した初期欠陥に起因する変動シナリオに対して、一部のオーバーバックが溶接ミスなどにより密封が不完全となることや、処分坑道などに対するグラウトや埋め戻しが不十分となることを想定し（表 5.4-2 参照），以下の解析を行った。

● オーバーバックの不完全な密封

溶接ミスなどによりオーバーバックの密封が不十分であるような場合の影響について、その解析を行うにあたっては、不完全な密封の発生頻度やその場合のオー

オーバーバックの破損時間を設定する必要がある。全オーバーバック数の 0.1%が早期に破損するとした例 (AECL, 1994) もあるが、発生頻度や破損時間を現実的に設定することは困難である。そのため、感度解析的にオーバーバックが処分後 100 年時点で破損するとした。解析においては、処分後 100 年時点でのガラス固化体中の核種量 (付録 D 付表 D-13 参照) を初期インベントリとすること以外は、レファレンスケースと同じ設定を用いた。

半減期が約 30 年で、処分後 1,000 年までには崩壊によりガラス固化体中で十分に減衰する Sr-90 や Cs-137 についての初期インベントリは大きくなることから、上記想定のもとで解析を行った結果、人工バリアからの放出率がレファレンスケースでの Cs-135 の移行率と同程度になった。しかしながら、Sr-90 や Cs-137 は天然バリアでの移行の間に崩壊により減衰し、最大線量に寄与することはなかった。核種移行解析で考慮する核種 (表 5.5-1 参照) については、人工バリアからの移行率に大きな変化はなかった。

●埋め戻し・プラグの施工不良

処分坑道やアクセス坑道において、グラウトや埋め戻し・プラグの施工が不十分な場合、局所的に地下水の流れや核種の移動に対して卓越する移行経路が生ずることが考えられる。処分坑道についてどのような施工不良が生ずることの影響は、緩衝材外側での地下水流量の増加の影響としてとらえることができる。これは 5.6.2 1) (1) で扱った基本シナリオ解析ケースのデータ不確実性ケースで検討した。検討した緩衝材外側での地下水流量の不確実性による影響と同程度と考えられる。また、アクセス坑道について施工不良が生ずる場合の影響は、地表の環境に到達する経路での地下水流れの増加の影響としてとらえることができ、同じく 5.6.2 1) (2) で論じた断層破碎帯内の動水勾配の不確実性に対するものと同程度になると考えられる。さわめて想定しにくいケースであるが、処分坑道の複数の箇所およびその処分坑道と連結するアクセス坑道においてグラウトや埋め戻しの施工不良が生じ、廃棄体から地表の環境までを結ぶ卓越的な移行経路が生ずることも考えられる。このようなケースに対しては、人工バリアから放出された核種が、母岩や断層破碎帯での核種移行遅延効果を受けずに速い地下水流れにより移行して生物圏に至るという保守的な設定を行い、最大の影響を把握しておくことが有用と考えられる。このケースに対しては、緩衝材外側での地下水流れを増加させる (レファレンスケースの 10 倍) こと以外はレファレンスケースと同じ設定で人工バリアからの核種移行率を求め、その移行率を河川水/平野モデルに対する換算係数で線量に換算した。

ガラス固化体 1 本に対して、このようなさわめて起こりにくい想定についての解析を行った結果、最大線量は約 $0.0006 \mu\text{Sv y}^{-1}$ であった。仮に 1 つの処分坑道に

200 体の廃棄体が設置されるとすると、それら廃棄体に起因する線量の増加分は $0.1 \mu\text{Sv y}^{-1}$ 程度となる。

3) 将来の人間活動

5.4.3 で示した将来の人間活動に起因する変動シナリオに対して、井戸の掘削・採水、ボーリングによる掘削影響領域の発生を想定し、以下の解析を行った。

●処分後に新規の井戸が掘られ、処分場から帯水層に至った核種を含む地下水を採水・摂取することを想定したケース

井戸の掘削と採水を想定し、レファレンスケースで求められる断層破砕帯からの核種移行率 (5.5.2 3) (2) 参照) を深井戸／平野モデルで得られる線量への換算係数 (5.6.1 2) (2) 参照) を用いて線量に換算した結果、最大線量がレファレンスケースに比べて最大 2 桁程度高く評価される可能性が示された。

●ボーリングによりその周辺に掘削影響領域が発生し、地表の酸化性の地下水がその掘削影響領域を経て地下深部の処分場に至ることを想定したケース

解析においては、以下の仮定を行った。

- ・地下深部の地下水、岩盤および人工バリア材料の還元能力を勘案して、ボーリング孔を取り囲む 4 本の廃棄体の領域が酸化性になると想定する。
- ・4 本の廃棄体に対する母岩中および断層破砕帯での核種移行の取り扱い、ならびに生物圏評価モデルはレファレンスケースと同じとする。
- ・残りの廃棄体についてはレファレンスケースと同じ取り扱いとする。

解析の結果 (表 5.6-6 参照)、処分場が局所的に酸化状態になる場合であっても、最大線量がレファレンスケースと比べて顕著に増加することはないことが示された。

●ボーリングによりその周辺に掘削影響領域が発生し、それが地下水や核種の移行経路となることを想定したケース

解析においては、以下の仮定を設けた。

- ・ボーリング孔を取り囲む 4 本の廃棄体の領域において局所的に地下水流動が乱されると想定し、この 4 本の廃棄体については緩衝材外側での地下水流れが増加し (レファレンスケースに対して掘削影響領域通過流量を 10 倍と仮定)、そこから放出された核種は瞬時にボーリング孔周辺の掘削影響領域を経て帯水層に至ると仮定する。

- ・生物圏での核種移行・被ばく経路はレファレンスケースと同じとする。
- ・残りの廃棄体についてはレファレンスケースと同じ取り扱いとする。

これまでに述べた想定のもとで行った解析の結果（表 5.6-6 参照）、処分場に局所的な地下水や核種の移行経路が存在する場合であっても、最大線量がレファレンスケースと比べて顕著に増加することはないことが示された。

表 5.6-6 ボーリングによる掘削影響領域の発生を想定した場合の解析結果

解析ケース	解析結果のまとめ
地表の酸化性地下水がその掘削影響領域を経て地下深部の処分場に至ることを想定したケース	(1)人工バリアが酸化状態の場合の線量：約 $0.00001 \mu\text{Sv y}^{-1} \text{本}^{-1}$ (2)4本のガラス固化体を対象とするため(1)を4倍にする (1)～(2)より、本想定による線量の増加はレファレンスケースの最大線量に対して1%未満
掘削影響領域が地下水や核種の移行経路となることを想定したケース	(1)掘削影響領域流量がレファレンスケースの10倍の時の人工バリアからの核種移行率の線量への換算結果：約 $0.0006 \mu\text{Sv y}^{-1} \text{本}^{-1}$ (2)4本のガラス固化体を対象とするため(1)を4倍にする (1)～(2)より、本想定による線量の増加はレファレンスケースの最大線量に対して50%程度
レファレンスケース	処分場全体としての最大線量：約 $0.003 \mu\text{Sv y}^{-1}$

5.6.4 システムの安全性の検討において考慮すべき要因の抽出

本節では、システムの多様性やデータ、モデルおよびシナリオの不確実性がバリア性能に与える影響を体系的に調査するため、解析ケースごとに行われた感度解析の結果を整理し、システムの性能に影響を与える要因の抽出を行った。

●基本シナリオ解析ケース

人工バリア

データ不確実性ケース／モデル変更ケースでは、

- ・Cs-135のような可溶性の核種については、人工バリアからの移行率はガラス溶解速度の減少にともなって低減するが、ガラス溶解速度が増加しても、必ずしも増加するわけではない。
- ・難溶性の放射性元素（たとえば、Np-237 や Se-79）については、地下水組成に対応した溶解度にしたがい、人工バリアからの移行率は比例する。
- ・ほとんどの核種の移行率は緩衝材外側での地下水流量に比例するが、Cs-135のような可溶性の核種は、ガラス固化体との調和溶解による溶出率に依存するため、緩衝材外側での地下水流量の増加に対して必ずしも依存しない。
- ・上記以外の感度解析を実施した範囲では、天然バリアまでの解析を通じて重要となるCs-135、Np-237（天然バリア中でTh-229と放射平衡）およびSe-79に対して、大きな変化はみられなかった。

天然バリア

- ・母岩および断層破砕帯からの核種移行率を線量に換算した場合、その最大値を支配する核種は、総じて Cs-135 であったが、Th-229 や Ra-226 が現れる場合もあった。
- ・高い透水量係数を有する経路は、その存在の頻度が小さくても、天然バリア中での核種移行に与える影響は大きい。
- ・地下水流速は、天然バリアのみならず人工バリア中の核種移行にも影響を及ぼすため、動水勾配や透水量係数などのパラメータは重要である。また、マトリクス中の拡散寄与面積率や拡散深さおよび分配係数などのパラメータは、天然バリア中の核種の移行遅延効果に大きく影響する。
- ・処分場のレイアウトに応じた処分場周辺母岩での核種移行遅延の効果は、分配係数の小さい Cs-135 などの核種に対しては顕著とはならない。
- ・コロイドによる核種の移行は線量としての結果を増加させる可能性があること、また、処分場内での濃度干渉はそれを低下させる可能性がある。
- ・岩種の違いによる核種移行への影響を、収着性や有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の違いに着目して比較した結果、顕著な差はみられなかった。
- ・地下水組成の違いは、その組成に応じた溶解度や分配係数が異なることにより核種の移行遅延効果に影響を及ぼす。

●変動シナリオ解析ケース

- ・降起・侵食による影響を想定したケースでは、降起にともない、それまで還元性の環境下で Np などの多くの核種が沈殿していた処分場周囲の領域が、地表近傍の酸化性の環境に到達することにより、溶解度の違いなどにより速やかに溶解が生じるため、結果として最大線量が大きくなった。
- ・気候・海水準の変動による変動を考慮した解析ケースでは、海水準の変動にともない、処分場周囲の地下水が海水系と降水系との入れ替わりを想定し、その結果、地下水組成の変化に応じた線量の増減がみられた。その増減の幅は、入れ替わりを考慮せずにそれぞれの地下水組成に対して求められた最大線量の幅を超えることはなかった。
- ・工学的対策に関する初期欠陥や将来の人間活動を想定したケースでは、埋め戻し・プラグの施工不良などにより、処分場から直接地表の環境への選択的な移行経路が存在するという想定を行い、その結果、最大線量はそれほど大きなものとはならなかった。

以上、感度解析で得られた知見をふまえ、次項 5.7 で行う「システム性能の総合的解析」に資することができるよう、影響が大きいと推定されるシステムの多様性あるいは評価における不確実性を以下のように整理する

5.7 システムの安全性の検討

前節までの検討を踏まえ、ここでは、システム性能を総合的に解析することにより、諸外国で提案されている安全基準との比較を通じて、地層処分システムの総合的安全性に関する検討を行う。

5.7.1 システム性能の総合的解析

システム性能の総合的解析における解析ケースとしては、5.5.1 4) に述べた考え方にしたがって、以下のものを考える（表 5.7-1 参照）。

- ・ システムの多様性を考慮するケース（1～32）

わが国の地質環境において処分システムの性能を評価するため、まず、地質環境の多様性に関する組み合わせを考慮する。また、地質環境に密接に関係する GBI の違いについて考慮する。代替設計ケースとしては、緩衝材の厚さを変更したケースを考える。このような解析ケースのうち、レファレンスシステムに対応したものがレファレンスケースである。

- ・ 不確実性を考慮するケース

5.6.4 に示したバリア性能に対する影響が大きいと推定されるデータやモデルの不確実性を考慮する。また、シナリオの不確実性として、変動シナリオ解析ケースから影響の最も大きい隆起・侵食についてのケースを取り込むこととする。

- ・ 天然バリアの機能を考慮しないケース

非現実的な想定ではあるが、岩盤による核種移行遅延効果を考慮せず、人工バリアから移行した核種が直接生物圏に至ると仮定するケースを考える。このケースは、人工バリアのみの効果を端的に示すものとなる。

ここで、地質環境の多様性や評価における不確実性については、サイト選定や工学的対策が適切に行われることによって、基本的に水理学的あるいは地球化学的な条件は地層処分システムの安全機能にとって好ましいものとなっていることを考慮して、それらの組み合わせについては過度に保守的とならないように設定することとした。

以下、それぞれの解析ケースについて具体的に示す。

表 5.7-1 システム性能解析ケース一覧

解析ケースの分類	ケースNo.	レファレンスケースとの相違			Q値	
		地下水	動水勾配	岩種		
レファレンスケース	1	陸水系 地下土	0.01	結晶質岩（酸性）	河川水	
システムの多様性	2			結晶質岩（塩基性）		
	3			先新第三紀砂質岩		
	4			先新第三紀泥質岩・凝灰質岩		
	5			新第三紀砂質岩		
	6			新第三紀泥質岩・凝灰質岩		
	7		0.1	結晶質岩（酸性）		
	8			結晶質岩（塩基性）		
	9			先新第三紀砂質岩		
	10			先新第三紀泥質岩・凝灰質岩		
	11			新第三紀砂質岩		
	12			新第三紀泥質岩・凝灰質岩		
	13		0.001	結晶質岩（酸性）		
	14			結晶質岩（塩基性）		
	15			先新第三紀砂質岩		
	16			先新第三紀泥質岩・凝灰質岩		
	17			新第三紀砂質岩		
	18			新第三紀泥質岩・凝灰質岩		
	19		潜水系 地下水	0.01	結晶質岩（酸性）	沿岸海域 咸水層
	20				結晶質岩（塩基性）	
	21				先新第三紀砂質岩	
	22				先新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	23				新第三紀砂質岩	
	24				新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	25			0.001	結晶質岩（酸性）	
	26				結晶質岩（塩基性）	
	27				先新第三紀砂質岩	
	28				先新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	29				新第三紀砂質岩	
	30				新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	31	溶節・節理の密度（0.4 m）を考慮			河川水	
32	GIBを源井戸に設定			源井戸		
データの正確性	33	ガラス溶解速度、岩種中分圧係数、透水係数の不確実性を同時に考慮			河川水	
モデルの不確実性	34	コロイドによる鉄の移行を考慮				
シナリオの不確実性	35	地質・地質（地質環境温度 = 10 mm y ⁻¹ ）				
	36	埋め戻し・プラグの施工不良				
天然バリア機能を考慮しないケース	37	人工バリアから裏面が浸透生物圏に移行すると想定				

1) システムの多様性

(1) 地質環境の多様性（ケース1～30）

システムの多様性として、まず、地質環境の特性について、以下に述べるように3.1.1で述べた岩種、地下水の化学的特性、地形（動水勾配）の組み合わせを考慮する。地質環境の特性のうち、地下水の化学的特性の違いについては、降水系地下水と海水系地下水を考える。この地下水の化学的特性の違いについては、以下に示す岩種との組み合わせをすべて考慮する。一方、動水勾配の範囲の設定においては、以下に述べる理由により地下水の設定と整合がとれるようにする。また、それらとGBIとの組み合わせを考慮する。

・岩種

岩種については、3.1.1に示した6つの岩種（結晶質岩（酸性）、結晶質岩（塩基性）、先新第三紀砂質岩、先新第三紀泥質岩・凝灰質岩、新第三紀砂質岩、新第三紀泥質岩・凝灰質岩）を考慮する。なお、酸性結晶質岩については、レファレンスケース

において花崗岩で代表させた（5.5.2 参照）。また、各岩種の亀裂構造については、5.5.2 で示した考え方に基つき、レファレンスケース（花崗岩を設定）と同じとする。この取り扱いでは、花崗岩以外の岩種の亀裂構造が安全機能にとってより好ましくなる可能性を保守的に考えて無視することになる。そのため、岩種の違いによる解析結果の幅を考察する際には注意が必要である。各岩種についての間隙率／乾燥密度／実効拡散係数および分配係数には、各岩種の代表値を用いることとする（表 5.7-2）。

表 5.7-2 地質環境の多様性を考慮するケースで用いる岩種にかかわるデータ一覧

岩種	有効間隙率 [%]	乾燥密度 [Mg m ⁻³]	実効拡散係数[m ² s ⁻¹]	分配係数*[m ³ kg ⁻¹]						
				Se	Zr/Nb	Pd	Sn	Cs	Ra	Pb
結晶質岩（酸性） （花崗岩）	2	2.64	3×10 ⁻¹¹	0.01	0.1	0.1	1	0.05	0.5	0.1
				0.01	0.1	0.1	1	0.005	0.05	0.1
結晶質岩（塩基性）	2	2.64	9×10 ⁻¹¹	0.01	1	1	5	0.1	0.5	1
				0.01	0.5	1	5	0.01	0.05	1
先新第三紀 砂質岩	2	2.64	1×10 ⁻¹¹	0.001	0.1	0.1	1	0.05	0.5	0.1
				0.001	0.1	0.1	1	0.005	0.05	0.1
先新第三紀 泥質・凝灰質岩	2	2.64	4×10 ⁻¹¹	0.01	1	1	5	0.1	0.5	1
				0.01	1	1	5	0.01	0.05	1
新第三紀 砂質岩	20	2.16	5×10 ⁻¹¹	0.001	0.1	0.1	1	0.05	0.5	0.1
				0.001	0.1	0.1	1	0.005	0.05	0.1
新第三紀 泥質・凝灰質岩	20	2.16	9×10 ⁻¹¹	0.01	1	1	5	0.1	0.5	1
				0.01	1	1	5	0.01	0.05	1

* 分配係数の上段は降水系地下水、下段は海水系地下水に対する値を示し、岩種や填土水によって異なる核種のみ記載した。

・動水勾配

降水系地下水環境として内陸地域を、海水系地下水環境として沿岸地域を想定し、それら地下水環境との関係で動水勾配を以下のように設定する。

降水系地下水環境を対象とする場合：

想定し得る地質環境のうち動水勾配が極端に大きな地域はサイト選定の段階で避けることができること、また、地下深部の動水勾配は地下水面の勾配より推定された動水勾配よりも小さいと考えられることから、レファレンスケースでの値 0.01 に対して 0.001～0.1 の範囲を考える。

海水系地下水環境を対象とする場合：

沿岸地域を想定した場合には、一般に、陸水と海水の密度差の影響により塩淡水境界において海水は陸水の下へ陸側に向かって緩やかに流れ、核種が塩淡水境界に運ばれてきた場合には陸水側の上昇流によって海岸付近に放出される可能性が考えられる（図 5.7-1 参照）。密度差に起因した陸側に向かう海水の流れは、陸水の動水勾配（地下水面の勾配より推定された動水勾配）から定量的に推定することは難しい。しかし、塩淡水境界から離れ地下深部にいくほど海

ここで、核種移行率の線量への換算においては、換算結果が保守的となるように、河川水、河川堆積層および深井戸を GBI とする場合には農業従事者グループ、沿岸海域水および沿岸海域堆積層を GBI とする場合には漁業従事者グループに対する線量への換算係数を用いる（5.6.1 参照）。また、平野に対して上記の 5 つの GBI を想定した場合の線量への換算係数の幅が、地形（平野、丘陵、山）と流入域の組み合わせにより得られる幅を包含していることから、地形としては平野を想定する。

(3) 処分場の仕様の多様性（ケース 32）

本ケースでは、処分場仕様の多様性として、合理的であると考えられる緩衝材の厚さ 0.7 m から 0.4 m 程度のうち、0.4 m を選定したケースを設定する。

2) 不確実性

(1) データの不確実性（ケース 33）

感度解析の結果に基づき 5.6.4 で抽出した透水量係数分布、ガラス溶解速度および岩盤への分配係数についての不確実性を考慮する。これら不確実性に対しては、あえてシステムの性能に対して好ましくない影響を与える設定を行い、さらにそれらを組み合わせるケースを設定する。

まず、亀裂の透水量係数分布に関しては、その分布をレファレンスケースでの設定から高透水側に 1 桁シフトさせた場合を設定する。このとき、

- ・透水性が高く天然バリアとしての性能を期待できないような亀裂の頻度が高い岩盤はサイト選定の段階で避ける、
- ・透水性が高く天然バリアとしての性能を期待できないような亀裂がある場合には、亀裂を避けて処分場を配置するなどの工学的な対策を施す、

ことによって天然バリアとしての性能を確保できると考えられることから、さらに高い透水量係数の設定や高い動水勾配との組み合わせは考慮しない。

また、ガラス溶解速度については、保守的にレファレンスケースでの設定から 1 桁高いガラス溶解速度を設定する。

マトリクス拡散による遅延効果に寄与する分配係数については、不確実性の幅から保守側のデータ（付録 D 付表 D-8 参照）を設定する。

(2) モデルの不確実性（ケース 34）

モデルの不確実性については、5.6.2 に示したコロイドによる核種移行を考慮するケースを考える。

(3) シナリオの不確実性（ケース 35、36）

本ケースでは、感度解析の結果に基づき 5.6.4 で抽出した隆起・侵食による将来の影響を考慮するケースと、不十分な埋め戻し・プラグにより地下水による核種の卓越的な移行経路が発生することを想定するケースを設定する。解析は、5.6.3 において示した隆起・侵食のケース（図 5.6-9 参照）と同じとする。

3) 天然バリアの機能を考慮しないケース（ケース 37）

人工バリアシステムのみを効果的に示すものとして、非現実的な想定ではあるが、人工バリアから放出した核種が岩盤の遅延効果などを受けずに直接生物圏に至ると仮定するケースを設定する。このケースは、レファレンスケースにおいて、天然バリアの機能である母岩と断層破砕帯における核種移行抑制効果を考慮しないで、人工バリアからの核種移行率をそのまま生物圏への核種移行率として取り扱う。人工バリア中核種移行解析のモデルやデータはレファレンスケースと同じとする。

5.7.2 諸外国で提案されている防護レベルとの比較

上記解析ケースについての計算結果を示すとともに、専門部会報告書でも述べられているように諸外国で提案されている安全基準と比較することによりわが国における地層処分の安全性について考察する。

まず、図 5.7-2 に、表 5.7-1 で示したすべてのシステム性能解析ケースについて、最大線量を指標として解析の結果を整理した。また、諸外国で提案されている防護レベル（100～300 $\mu\text{Sv y}^{-1}$ ）をプロットし、さらに、わが国の自然放射線レベル（900～1200 $\mu\text{Sv y}^{-1}$ ）を参考として示した。

地質環境の多様性を考慮したケース（ケース 1～30）については、最大線量とその到達時間をプロットした図 5.7-2 とそのときの支配核種を整理した図 5.7-3 から、最大線量とその時間の分布および支配核種について以下の傾向が示された。

- ・地下水流動が小さくなるにしたがい、最大線量は減少しその到達時間は遅くなる。
- ・地下水流動を同じとして比較した場合、降水系地下水の場合の方が海水系地下水の場合に比べて最大線量が小さくその到達時間が遅い。
- ・支配核種は、ほとんどのケースで Cs-135 であり、地下水流動が大きい場合には Th-229 が支配的になる。

また、図 5.7-2 より、緩衝材厚さを変更したケース（ケース 32）やコロイドによる核種移行を考慮するケース（ケース 34）は、レファレンスケースからの変化は小さく、GBI を深井戸としたケース（ケース 31）、データの不確実性の組み合わせを考慮したケース（ケース 33）、埋め戻しやプラグの施工不良を想定したケース（ケース 36）お

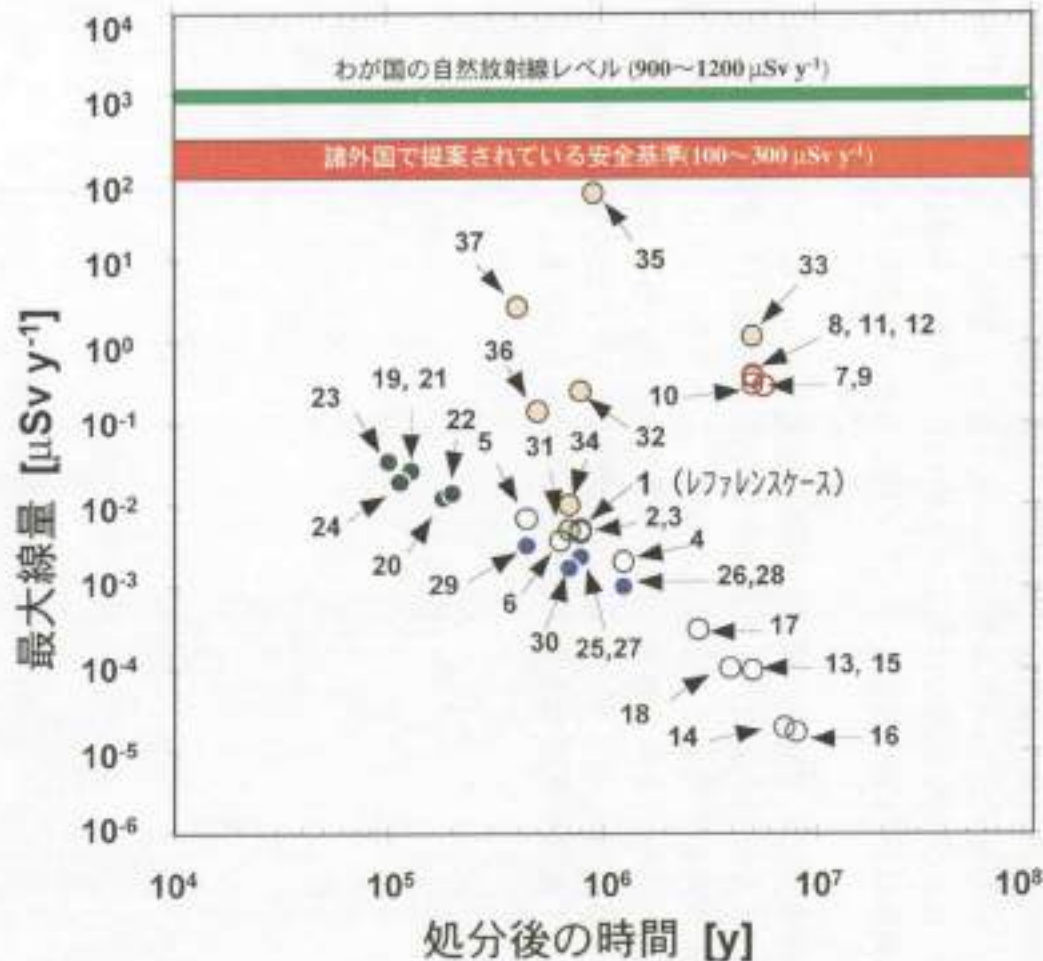
よび天然バリアの機能を考慮しないケース（ケース 37）であっても、地質環境の多様性による最大線量のばらつきの幅を大きく超えることはなかった。

さらに、地質環境の多様性を考慮するケースの結果を、種々の GBI に応じた線量への換算係数を用いた場合の最大線量の評価結果とあわせて示した図 5.7-4 より、以下のことがわかった。

- ・ 岩種の違い（各岩種についての空隙率／乾燥密度／実効拡散係数および分配係数を考慮）による結果の幅は多くの条件で 1 桁以内。
- ・ 地下水や動水勾配の違いを組み合わせた場合の結果の幅はレファレンスケースを基準にして高い側で 2 桁程度、低い側で 3 桁程度。
- ・ 地質環境の多様性に GBI の多様性を組み合わせた場合の最も保守的な線量換算結果についても、諸外国の防護レベルに比べてほぼ 1 桁下回っている。

以上のシステム性能解析の結果と諸外国で提案されている防護レベル（ $100 \sim 300 \mu\text{Sv y}^{-1}$ ）との比較により、わが国における地質環境の多様性についてその組み合わせを考慮して解析を行った結果、諸外国で提案されている防護レベルを十分下回ることが示された。また、不確実性をあえて保守的に組み合わせた場合、モデルの不確実性を考慮した場合、および非現実的ではあるが天然バリアの機能を無視した場合についても、その最大線量は諸外国の防護レベルを下回ることが示された。

シカリオの不確実性として隆起・侵食の影響を想定した場合については、隆起と侵食が同じ速度で起こるとし、また、その速度を保守的に 1 mm y^{-1} 設定した場合でも、諸外国の防護レベルの幅を超えることはなかった。これらのことは、第 2 次取りまとめで考慮した地層処分システム全体としての性能が十分高いものであり、人工バリアによる核種移行抑制を中心としてその周辺の比較的小さな岩盤の領域を考えることにより十分なバリア性能を期待できることを示しているといえる。



解析ケースの分類	ケースNo.	レファレンスケースとの相違			
		地下水	動水勾配	岩種	GBI
レファレンスケース	1	離水系 地下水	0.01	結晶質岩 (酸性)	河川水
システムの多様性	2			結晶質岩 (塩基性)	
	3			先新第三紀砂質岩	
	4			先新第三紀泥質・凝灰質岩	
	5			新第三紀砂質岩	
	6			新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	7		0.1	結晶質岩 (酸性)	
	8			結晶質岩 (塩基性)	
	9			先新第三紀砂質岩	
	10			先新第三紀泥質・凝灰質岩	
	11			新第三紀砂質岩	
	12			新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	13		0.001	結晶質岩 (酸性)	
	14			結晶質岩 (塩基性)	
	15			先新第三紀砂質岩	
	16			先新第三紀泥質・凝灰質岩	
	17			新第三紀砂質岩	
	18			新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	19	海水系 地下水	0.01	結晶質岩 (酸性)	沿岸海域 地積層
	20			結晶質岩 (塩基性)	
	21			先新第三紀砂質岩	
	22			先新第三紀泥質・凝灰質岩	
	23			新第三紀砂質岩	
	24			新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
	25		0.001	結晶質岩 (酸性)	
	26			結晶質岩 (塩基性)	
	27			先新第三紀砂質岩	
	28			先新第三紀泥質・凝灰質岩	
	29			新第三紀砂質岩	
	30			新第三紀泥質岩・凝灰質岩	
		31	緩衝材厚さの変更 (0.4 m) を考慮		
	32	GBIを深井戸に変更			深井戸
データの不確実性	33	ガラス溶解速度、岩盤中分配係数、透水量係数の不確実性を同時に考慮			河川水
モデルの不確実性	34	コロイドによる核種移行を考慮			
シナリオの不確実性	35	隆起・侵食 [隆起侵食速度 = 1.0 mm・y ⁻¹]			
	36	埋め戻し・プラグの施工不良			
天然バリア機能を考慮しないケース	37	人工バリアから核種が直接生物圏に移行すると仮定			

図 5.7-2 システム性能解析結果における最大線量とその時間
(ガラス固化体 4 万本あたり：GBI は河川水)

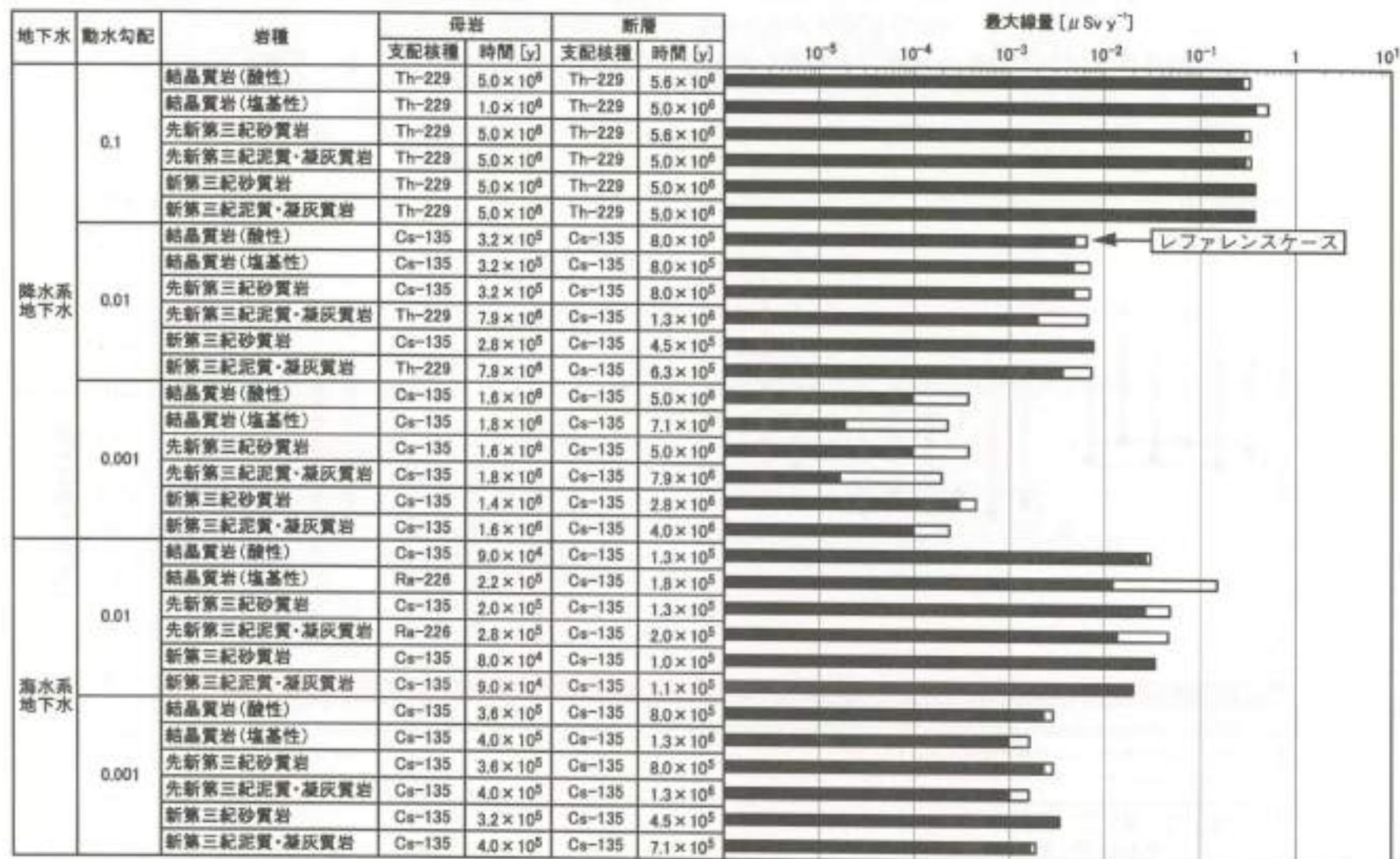


図 5.7-3 システム性能解析結果（地質環境の多様性）における最大線量と支配核種
（ガラス固化体 4 万本あたり）

図中白棒線は母岩から放出された核種の線量，黒棒線は断層破砕帯から放出された核種の線量を表す。
また、支配核種と時間は線量が最大となる時間とその時の支配核種を示す。

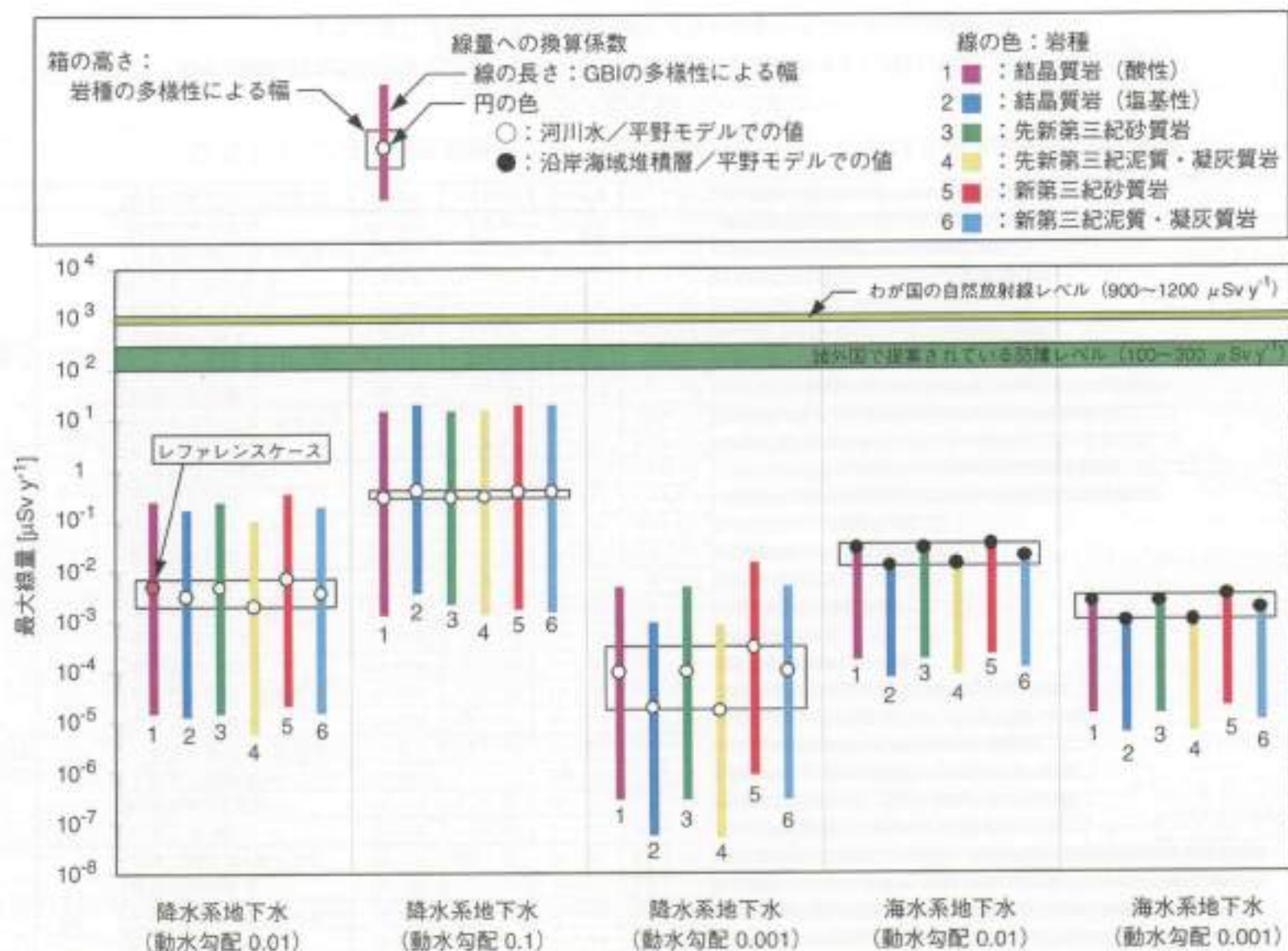


図 5.7-4 システム性能解析結果の地質環境の多様性と GBI の多様性に対する整理
(最大線量：ガラス固化体 4 万本あたり)

5.8 安全評価の信頼性に関する検討

5.8.1 方法論的観点

地層処分システムの安全性を評価するためには、まず、システムの将来の挙動に関するシナリオを描く。次に、シナリオにしたがってシステムの長期的な現象を表現するため、物理・化学的な法則に基づいた数学モデルの開発と必要なデータの整備が行われる。最後にモデルとデータを用いた影響解析を行ってシステムの性能を推定した後、これを安全規制のために定められた指針や基準と比較してシステムの安全性を判定する。安全評価の結果が妥当なものとして受け入れられるためには、シナリオは過不足なく定義されているか、評価の目的に照らして個々のモデルやコード、データは十分に妥当性が検討されているか、これらを組み合わせたシステム全体の解析の手順や数値計算は正しく実行されているか、といった点が綿密に検討されていることを示す必要がある。

第2次取りまとめにおいては、安全評価の信頼性を高めるため、天然バリアの持つ不確実性を考慮したニアフィールドアプローチをとるとともに、方法論的な観点からは、シナリオの作成、モデル開発、データの整備について、次のような配慮を行っている。

●シナリオ解析手法

- ・地層処分システムの将来挙動に関係する特質、事象および過程を安全評価上十分に考慮し、それをシナリオとして記述するとともに解析内容として具体化していくといった一連の作業をシナリオ解析手法として体系化し、それを適用することにより第2次取りまとめでの安全評価解析のフレームワークを定めた。
- ・第III章に示した地質環境や第IV章に示した地層処分の工学技術において得られた知見や成果を活用するとともに、さまざまな学問領域の専門家との議論を通じ、科学的知識を駆使して安全評価上の見落としや重複がないことに留意しながら合理的に解析ケースを設定した。
- ・シナリオ解析手法の各段階での議論や判断をその根拠となる情報と合わせて管理する計算機システムを開発し、シナリオ解析の内容を第三者が見ても確認できるような客観性のあるものとした（Urneki et al., 1999）。

●概念／数学モデルと解析コード

- ・概念モデルの開発においては、対象とする現象を現時点での科学的知見に基づき可能な限り現象に即して表現するように留意した。
- ・この観点から、人工バリア中の核種移行モデルについては、緩衝材中での核種移行過程における同位体存在比を考慮した溶解度の分割を取り込んだモデルを整備するとともに、掘削影響領域における現実的な地下水流量を考慮した解析を行うことができるようにした。

- 亀裂性岩盤中の水理・核種移行モデルにおいては、より現実的な地質構造を解析に反映させるために亀裂性岩盤に対しては亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行解析手法を、多孔質岩盤に対しては不均質連続体モデルを用いた核種移行解析手法を開発してきた。このようなより現実的なモデルを用いることにより、これまで 1 次元モデルでは考慮できなかった 3 次元不均質場の特徴が核種移行に及ぼす影響を把握することができるようになった。また、この知見に基づき 3 次元不均質場の特徴を簡略な 1 次元モデルの重ね合わせで近似する手法を開発し、より幅広い岩種へ適用したことを可能とした。
- 生物圏評価では、レファレンスバイオスフィアの概念をもとに、現在のわが国の地表の環境の特徴や人間の生活様式が将来にわたり継続することを前提として生物圏評価モデルを作成した。これにより、第 1 次取りまとめで考慮した水の飲用だけでなく種々の被ばく経路を想定した評価を行うことができるようになった。
- 解析コードが数学モデルを正しく解法していることを解析解や他コードとの比較により確認した。
- 実験室規模から地層処分基盤研究施設を利用した工学規模までの室内試験ならびに既存坑道などを利用したフィールドでの試験あるいは国際的な検証（verification）／検証（validation）プロジェクトなどを活用して、モデルやコードの適用性の確認を進めた。
- コードの修正内容や改訂履歴を適切に記録／管理する計算機システムを開発しその適用を図った（Neyama et al., 1998）。

●データ

- 地層科学研究の成果に基づく地下深部の地質環境に関するデータの整備、実験室規模から地層処分基盤研究施設を利用した工学規模までの室内試験ならびに既存坑道などを利用したフィールドでの試験によるデータの整備を行った。
- 対象とする現象が実際に起こる条件（たとえば、還元状態で中性付近の地下水化学）を十分に考慮した実験や観察などから得られたものを極力採用した。例えば、処分環境を考慮して正しく制御された還元条件や炭酸濃度条件での熱力学データが不足していたため、国際共同研究等を含めて積極的に取得を行ってきた。
- 溶解度実測値、熱力学データ、分配係数および拡散係数については、データの評価選定の手順とクライテリアを設定し、取得したデータや既存のデータをその手順に従いクライテリアに照らし合わせながら評価することにより、選定されたデータの追跡性を確保するとともにその信頼性を向上させることに努めた。
- 岩盤中の水理や物質移行に係わる特性については、東濃鉱山地域や釜石鉱山

における原位置試験で取得したデータや文献データを参考にしながら、それらデータの充足具合などを勘案しながら、必要に応じてデータを幅や分布として設定した。

- ・実験／原位置で取得されたデータならびに既存のデータが安全評価解析の入力データとして選定されるまでの各作業を適切に管理し、その記録を保存することによって、データの追跡性・信頼性等を確保した。

●安全評価解析作業の管理手法

- ・コードおよびデータを用いた以下の解析手続きが適切に行われていることを管理するための計算機システムを開発し、第2次取りまとめの安全評価解析作業においてその適用を図った (Neyama et al., 1998)。
 - 入力データの管理
 - 解析手順（内容）の管理
 - 解析結果の管理

以上のような手続きにより信頼性を確認しつつ、地質環境や処分場の仕様に関する多様性、シナリオ、モデル、パラメータの不確実性を考慮して、わが国の地層処分に関してできるだけ視点を広げて総合的な安全評価を行った。

5.8.2 その他の議論

1) 補完的解析

ここでは、「将来の人間環境の予測の困難さを考慮し、長期については天然の放射線レベルに有意な影響のないことを確認するため補完的な解析結果を併せて示す」ことによって、前節までに述べたシステムの安全性に関する議論の信頼性について検討を行う。

地層処分システムの安全性は、適切に設定された指標をもって判断される。指標には、人間への放射線影響を直接示すリスクや線量があるが、地層処分システムの安全評価では極めて長い期間を対象とするため、将来の人間の生活様式や環境条件についての仮定は評価期間が長くなるにしたがい不確実性が大きくなる。このような不確実性に対処するため、

- ・地層処分システムの性能を線量という尺度に換算するための道具として生物圏をとらえるレファレンスバイオスフィアの概念（たとえば、IAEA, 1996）,
- ・生物圏モデルでなされる仮定に依存せずに、線量やリスクに基づく評価結果を別の独立した指標によって補完すること（IAEA, 1994）,

が提案されている。

前者については、すでに本報告書を含め諸外国で行われている種々の性能評価においても取り入れられている概念であり、その方法論については本章で述べられている。線量やリスクが人間やその環境への放射線学影響を直接的に示す尺度であるのに対し、補完的安全指標は、地層処分システムの安全性を直接的に表すものではなく、処分システムの隔離能力や放射性廃棄物の潜在的な危険性を示す尺度として、以下のような具体的な提案がなされている（IAEA, 1994）。

- ・放射性核種の濃度およびフラックス（物質流束）
- ・時間
- ・危険度指数

これら補完的安全指標については、すでに諸外国で適用性について検討されている例があり、たとえば、スウェーデンのハードロック研究所（HRL）近傍で生じている天然放射性核種のフラックスを、処分場から生物圏に放出すると想定される放射性核種フラックスと比較した研究があげられる（Miller et al., 1996）。この例では、地下水の流動、氷河による侵食、氷河以外の侵食（風化作用）によって引き起こされる天然の放射性核種のフラックスが算出され、処分場の性能評価の結果得られている核種のフラックスとの比較が行われている。なお、わが国では、第 III 章に示されているように、氷河の痕跡に関する報告は一部の高山地域に限定されており、また侵食については風化作用によるものが中心となると考えられる。

放射性核種の濃度を補完的安全指標として用いた例としては、スイスの Kristalline-I 報告書での安全評価結果（Nagra, 1994）の信頼性を向上させるため、解析から得られた放射性核種濃度と地下水中に存在する天然放射性核種の濃度との比較を行ったものがある（Neall et al., 1994）。また、この例では、天然バリアでの核種移行評価に伴う不確実性を排除するため、人工バリアから放出される放射性核種フラックスを井戸のくみ上げ水量で除算することによって濃度に換算し、これを地下水中に存在する天然放射性核種の濃度と比較することも試みられている。このような検討によるシステム性能の評価は、地表近傍での環境の変化に伴う不確実性に対してよりロバストなものとなっている。また、流入する放射性核種フラックスと井戸のくみ上げ水量により井戸水の放射性核種濃度が求まり、その井戸水を摂取することにより生ずる線量を求めるという考えをとることにより、井戸の平均のくみ上げ水量が将来にわたり変わらないとの前提に立てば、予測が困難な人間の生活様式の変化の影響を受けない。

このような補完的安全指標を実際に適用するにあたっては、比較対象とする基準が明確になっていること、時間的・空間的不確実性および放射線影響の尺度への近接性を把握しておくことが重要である。

本章で述べてきたように、地層処分システムの安全評価では、人工バリアや地圏、生物圏といった各システム要素内の任意の地点におけるフラックスや濃度が算出される。これらの指標は着目する地点に応じて時間的・空間的な不確実性が異なり、たとえば時間的な不確実性については、地下深部にいくにしたがいシステムへの擾乱が小さくなるため、信頼性をもって予測できる時間スケールが深さ方向によって異なる（図 5.8-1）（高須ほか，1999）。一方、空間的な不確実性とは、対象とする場の空間スケールの観点から指標が有する不確実性の度合いを意味する。また、適用する補完的安全指標が、どの程度放射線影響の尺度に換算しやすいかを示すため、放射線影響の尺度への近接性として定義した（図 5.8-1）。これは、人間に至る放射性核種の移行プロセスや被ばく経路のステップ数に関連することになる。

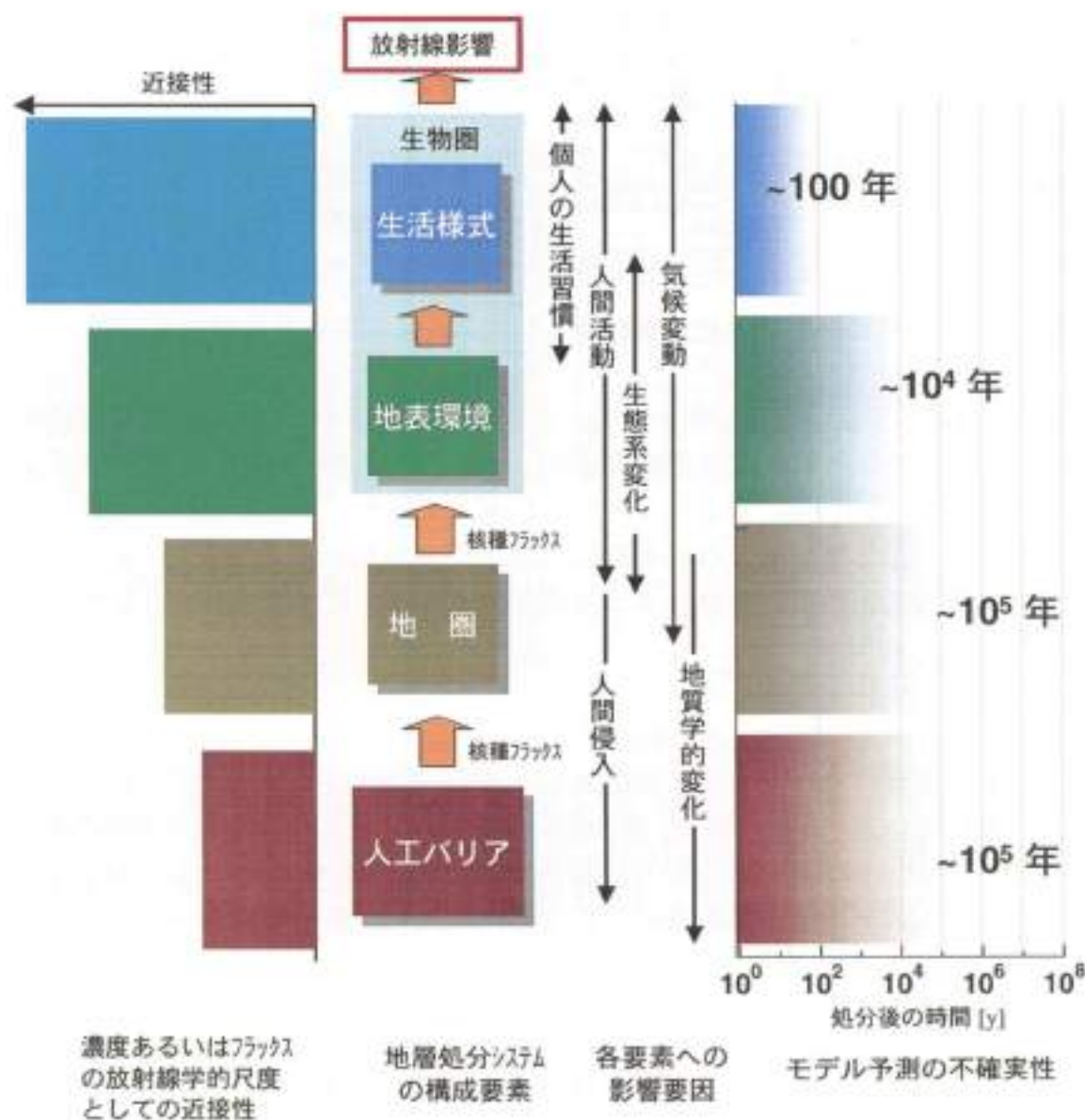


図 5.8-1 補完的安全指標の適用性

このような不確実性を勘案すると、性能評価モデルにより計算される各システム要素内の濃度やフラックスを指標として用いる場合、図 5.8-2 に示すように、基準となる天然の放射性核種の実測値が存在するシステム内の種々の位置で比較を行うことが適切とされている（高須ほか，1999）。以下に、補完的安全指標を具体的に適用した例を示す。

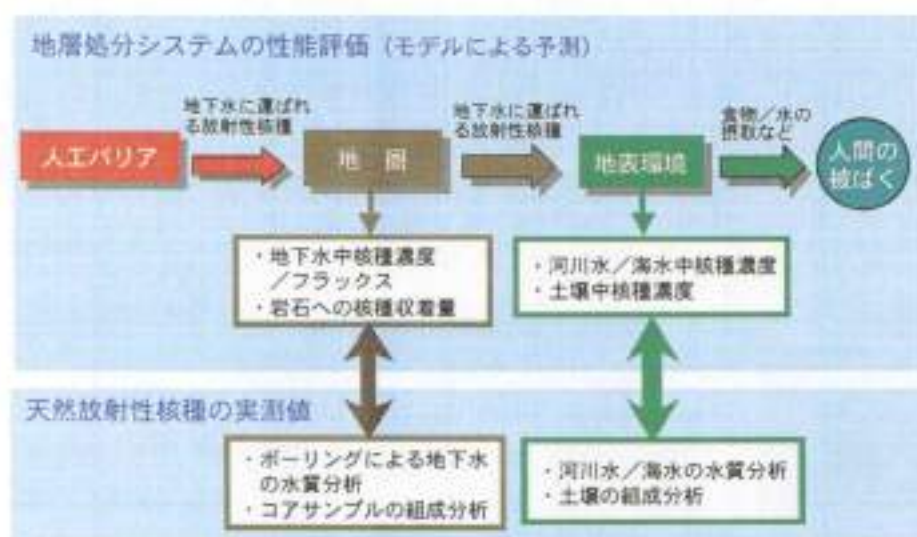


図 5.8-2 天然に存在する放射性核種を利用した補完的安全指標の適用例

図 5.8-3 に $4n+2$ 系列核種の河川中濃度との比較結果を示す。ここでは補完的指標の基準値として、天然放射性核種濃度の他に、世界保健機関（WHO）の飲料水水質ガイドライン（WHO, 1998）において化学的影響の尺度として追加されたウランの許容濃度も併せて示している。この比較によると、レファレンスケースにおいて、河川に流入する放射性核種による河川中の濃度は、天然のものより数桁も低いことがわかる。

また同じくレファレンスケースにおいて、人工バリアから放出される U-238 の処分場近傍における地下水中濃度と、東濃地域や釜石鉾山の地下水で測定されたものとを比較した結果を図 5.8-4 に示す。図から、処分後 10^4 年までは地下水中の濃度は上昇し、 10^5 年以降、ガラス固化体から放出される放射線源の枯渇や U-238 の半減期に関連して減少していく傾向にある。この比較によって、処分場によってもたらされると推定される U-238 濃度は、最大でも天然放射性核種のものと同レベルまでしか達しないことがわかる。

これらの比較は、天然に存在する放射性核種については可能であるが、高レベル放射性廃棄物の中には天然に存在しない核種も存在するため、限られたものとなる。そこで、核種に依存しないで比較が可能となるよう同一の尺度に変換することを試みた（高須ほか，1999）。

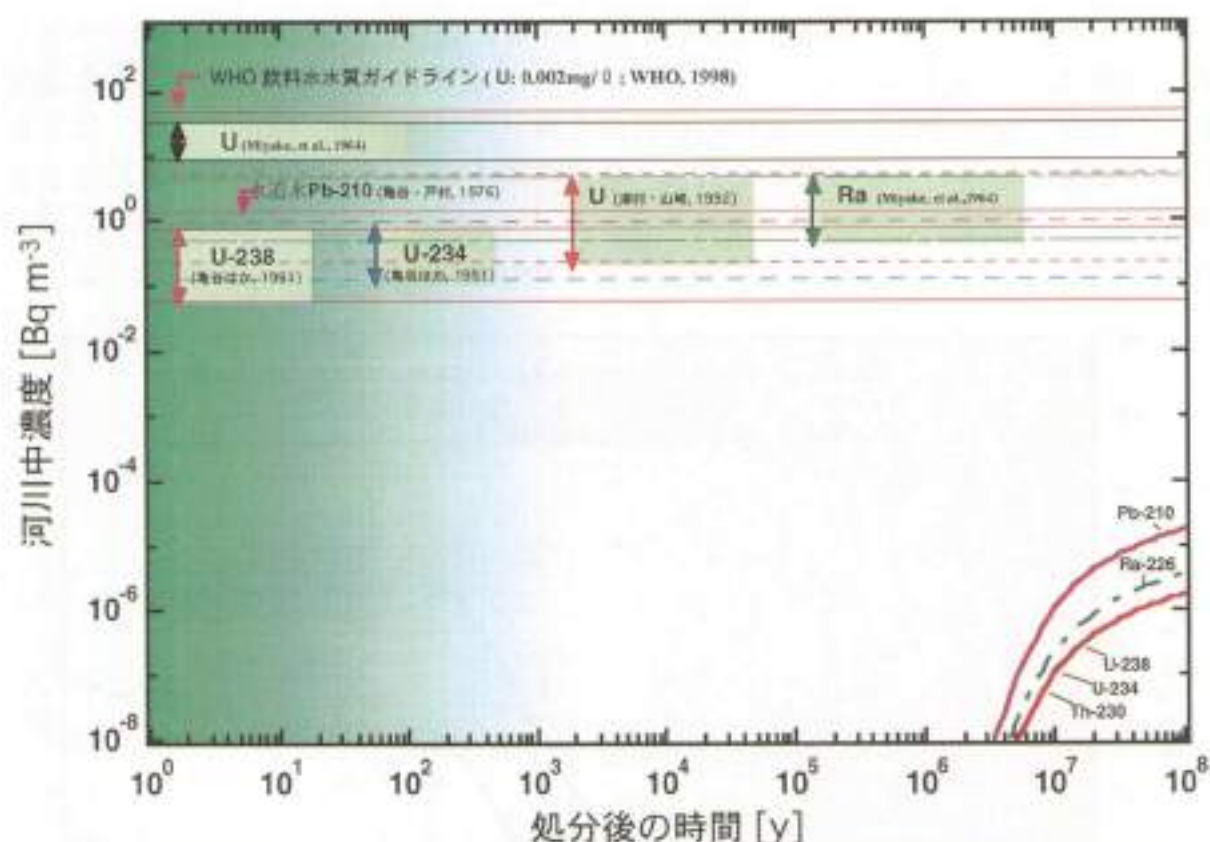


図 5.8-3 性能評価結果(レファレンスケース)と天然放射性核種の実測値との比較(1)
: 河川中 4n+2 核種濃度

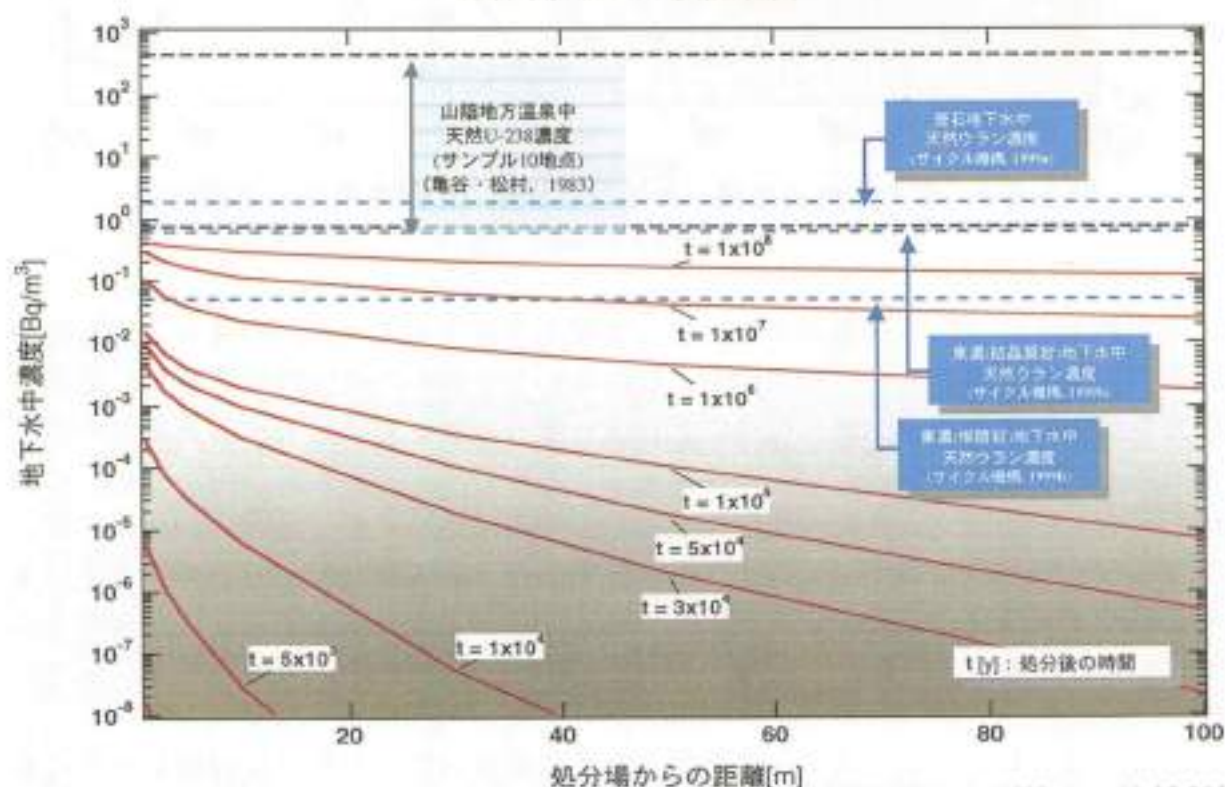


図 5.8-4 性能評価結果(レファレンスケース)と天然放射性核種の実測値との比較(2)
: 地下水中 U-238 濃度

レファレンスケースで示された母岩から放出される放射性核種それぞれのフラックス（図 5.5-17 (a)）について、地下水（希釈水）量をパラメータとして求めた濃度から、規制で定められている水中の濃度限度値（科学技術庁，1988）を用いることにより線量に換算して足し合わせた後、世界各地での天然放射性核種の摂取による平均線量（UNSCEAR, 1993）と比較を行った（図 5.8-5）。図から年間の希釈水量が 10^4 m^3 の場合であっても世界平均の線量値を1桁以上下回っていることがわかる。

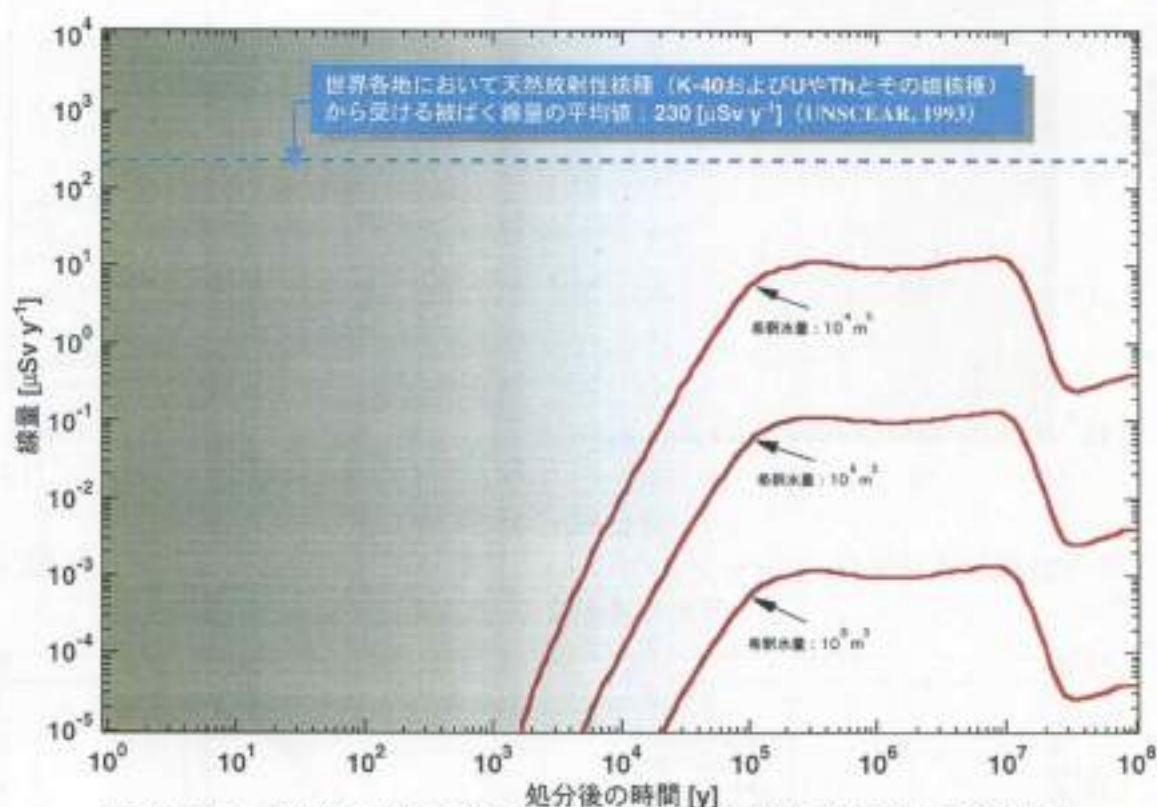


図 5.8-5 処分場からの種々の放射性核種の影響を考慮した検討例
(レファレンスケース)

以上のように、性能評価モデルによって算出されるシステム内の種々の地点における濃度やフラックスを、空間的および時間的な予測の不確実性を考慮し、天然放射性核種の実測値との比較を行うことによって、地層処分による放射線影響の程度を天然の放射線レベルとの対比で推測することができると考えられる。これらの指標だけで処分システムの安全性を保証できるものではないが、地層処分システムにおける種々の地点においてこのような比較を行うことによって、線量やリスクによる評価結果を補足し、わが国における地層処分の安全性に関する信頼性を高めることができると考えられる。

ここでは、レファレンスケースを例として比較検討し、天然の放射線レベルに有意な影響はないとの確認を行ったが、サイトが特定されれば、サイト特性調査によってこのような天然の放射性核種の濃度を予め測定しておき、より現実 に即した評価を行うことが可能となる。

2) 諸外国の安全評価との比較

これまでに述べてきた第2次取りまとめにおける安全評価の結果から、人工バリアとそれほど広くない岩盤が放射性核種を保持しその移行を抑制する機能が大きく期待できることが定量的に示された。

ここで行ったレファレンスケースの結果(5.5 参照)を、各国の最新の包括的性能評価報告書での考え方や評価結果と比較すると、スウェーデン SKB-91 (SKB, 1992)、フィンランド TILA99 (Vieno and Nordman, 1999) においては銅製キャニスタの極めて長い核種の閉じ込め性能が評価結果を支配しているのに対して、カナダ EIS (AECL, 1994) では非常に良質な岩盤が重要な役割を果たしており、スイス Kristallin-I (Nagra, 1994)、第2次取りまとめでは性能に余裕を持たせた人工バリアとそれほど広くない岩盤の総合的な性能が重要な役割を果たしている(図 5.8-6 参照)。これら諸外国の安全評価の対象となっている地質学的特徴はそれぞれ異なるものの、適切な地層に人工バリアを構築するという共通した処分概念の下で、ほとんどの国が安全を確保する要素として人工バリアとそれほど広くない岩盤における核種閉じ込め性能を重視しており、各国とも ICRP の勧告に基づき例示的に取り上げた規制のガイドラインを十分な裕度をもって充たしている。また、それら諸外国の安全評価は、適切なサイトが選定され、工学的な対策が適切に施されれば、高レベル放射性廃棄物の地層処分による放射線影響が規制のガイドラインを十分下回るとの結論で一致している。異なる処分概念、評価手法や様々な環境の想定において、それぞれ地層処分の安全性が示されているという事実は、今後求められる処分概念や評価手法の最適化に対して柔軟性が存在していることを併せて示していると考えられる (Neall (ed.) et al., 1994; 梅木, 1994)。

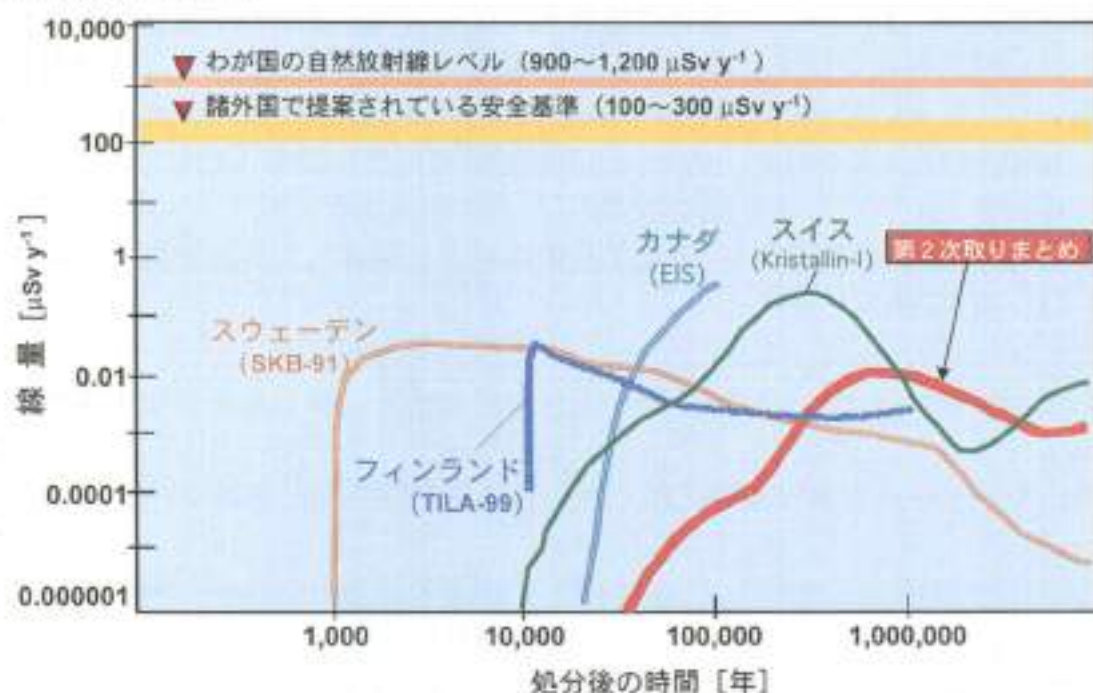


図 5.8-6 各国の安全評価結果の比較

3) ナチュラルアナログによる傍証

2.3.2 で述べたように安全評価の結果を直接証明することはできないが、その信頼性を支援するための道具として、ナチュラルアナログがある。

地下深部における処分場全体の長期的な安定性に関するナチュラルアナログ研究としては、すでに 3.4 において諸外国の例とともに東濃ウラン鉱床の例を示した。東濃ウラン鉱床は約 1 千万年前に形成され現在まで安定に保持されており、活断層によりウランの鉱体が切れ約 30m ずれ動いても断層に沿ってウランが移動した形跡は認められていず、また、隆起・沈降や侵食・堆積、気候・海水準変動を被ってもウラン鉱床が地下水中に溶け出してしまうような状態に至らなかった。

また、個別の人工バリア材料に関し以下の研究が進められてきた。天然の火山ガラスの変質速度の調査（例えば、Jercinovic and Ewing, 1988；Arai et al., 1989；湯佐ほか, 1991）では、ガラス組成が異なるといった点はあるものの、今回設定したガラス溶解速度を数桁以上も下回るガラス溶解速度も報告されている。また、物性が圧縮ベントナイトに類似した海成泥質岩に 100 万年間埋没していた火山ガラスの調査事例では、水分子の侵入以外の変質が認められていない。これは海水起源の地下水の溶性ケイ酸濃度がほぼ飽和に達しているために、ガラスの溶解がほとんど進行しなかったものと考えられる（Kamei et al., 1999a）。オーバーバックに対しては、淡水性粘土中の鋼鉄管の調査から経験的な予測式を導出した研究（炭山ほか, 1997）、考古学的鉄製品の腐食事例の調査（Johnson and Francis, 1980；Araki et al., 1989）がある。また、銅に対しても、国内外で土壌中での考古学的銅製品の腐食事例の研究がある（例えば、Bresle et al., 1983；三ッ井, 1999）。これらの研究事例から予測される腐食深さは、鉄、銅、いずれの場合も、第 2 次取りまとめの腐食評価と同等以下であり、腐食評価が保守であることを支持している（4.3.3 参照）。緩衝材材料の熱変質についても、多くの研究事例があり（例えば、Pusch and Kamland, 1988；Kamei et al., 1990, 1992；亀井ほか, 1993）、緩衝材最高温度の設定において参考とした。また、緩衝材とオーバーバック材料の相互作用に関する研究例（三ッ井ほか, 1996；Kamei et al., 1999b）およびベントナイト中の水分拡散に関する研究例（亀井ほか, 1995）は、現象理解の一助とされた。

さらに、天然バリアにおける核種移行への遅延性能に関わる重要な現象として挙げられるマトリクス拡散についても、国際的な研究および釜石鉱山における観察などから、マトリクス拡散が実際に生じていることが明らかにされている（3.3.2, 3.4 参照）。

このように、ナチュラルアナログによる裏付けをもつということは、高レベル放射性廃棄物対策における長期性の問題に対して、地層処分が有する特徴といえる。

5.9 まとめ

第 III 章に示したように、わが国の地質環境条件に関する調査研究の結果、長期的に安定で地層処分にとって好ましい特性を有する地質環境を選ぶことが可能であり、そのようにして選ばれた地質環境の特性について、処分場の設計や地層処分システムの安全性の観点から必要となる情報を整理した。このような地質環境の条件に基づいて、第 IV 章では処分場の仕様例を示すことによって、具体的な地層処分システムが明らかになった。

本章では、このシステムを対象として、とくに人工バリアとその近傍の岩盤の領域（ニアフィールド）の性能に重点をおいた評価手法を開発するとともにその手法を用いて安全評価を実施した。

安全評価手法については、体系的なシナリオ開発を進め、シナリオにしたがって、より現象に即したモデルの開発とより現実的なデータの整備を行った。シナリオについては、廃棄物と人間との物理的な距離が接近することによって人間の生活環境に影響が及ぶと想定した接近シナリオと、地下水により放射性核種が人間の生活環境に運ばれると想定した地下水シナリオを考えた。地層処分において考慮すべき現象をすべて抽出して、包括的な FEP（特質(Feature)、事象(Event)、プロセス(Process)の頭文字をとったもの）リストを作成し、2つのシナリオに関係付けを行った。

接近シナリオを引き起こす現象には天然現象や人間活動が考えられ、地質環境の長期安定性に関する知見などをもとに適切な処分地を選定することによって、その影響を基本的に排除できるものとした。しかし、このような天然現象や人間活動が仮想的に生ずるものとして、発生の頻度などから事例的にリスクの算出も試みた。

地下水シナリオについては関連する FEP を考慮し、解析評価を行ううえで参照とする解析ケース（レファレンスケース）を設定した。レファレンスケースでは、わが国の地層処分概念に基づいて構築される地層処分システムを、現実的な地質環境のデータとそれを踏まえて合理的に設計された人工バリア仕様によって特徴づけ、安全評価の対象とした。これをもとにモデルやデータにともなう不確実性を考慮したケース、天然現象により地質環境が変動すると想定したケースや人間活動が影響を及ぼすケース、さらに地質環境の多様性や処分場の仕様の幅を考慮した多様な地層処分システムに対する解析ケースをそれぞれ設定した。

モデルの開発は基本的にレファレンスケースに沿って行った。人工バリア中の核種移行については、同位体の存在比を考慮に入れた核種の沈殿／溶解と移行の各現象に対し、人工バリア周辺母岩での地下水の流れを境界条件として扱うことが可能なモデルを開発した。天然バリアについては不均質性を考慮し、種々の岩盤を包絡して安全評価を行うための簡略化したモデルを作成した。あわせて、このモデルをより詳細な解析に適用するため、亀裂が卓越した岩盤に対しては亀裂ネットワーク

モデルを、亀裂が少なく亀裂内の流れよりも粒子間隙内の流れが支配的となるような岩盤に対しては不均質連続体モデルを開発した。これらのモデルやデータの多くは、地下深部の環境を模擬した ENTRY での室内試験や地層処分放射化学研究施設 (QUALITY) での放射性核種を用いた試験、地層科学研究の成果を利用してその妥当性を確認した。

放射性核種が人間の生活環境に到達した後の移行プロセスと種々の被ばく経路を考慮して生物圏モデルを作成した。この生物圏モデルを人工バリアと天然バリアに関する解析モデルと接続することにより、線量を安全評価の指標とした解析モデルの基本体系を整備することができた。

解析モデルの基本体系を用いたレファレンスケースの評価を通じて、地下水の流速に依存するものの、天然バリアがもつ性能は処分場から数十 m 程度までの岩盤で十分な効果が期待できることがわかった。

データやモデルにともなう不確実性を考慮したケースに対しては、レファレンスケースに用いたパラメータの値やモデルを置き換えることにより、個々のバリア性能に対する影響を把握した。その結果、地下水の流れや地球化学的性質、岩盤中の地下水による物質移行経路などにかかわるパラメータが安全評価上重要となることが示された。

また、地下水を介して地層処分システムに及ぼす影響について、天然現象により地質環境が変動すると想定したケースや人間活動が影響を及ぼすケースの評価を行った。多様な地層処分システムに対する解析ケースでは、上記の安全評価上重要なパラメータに着目し、その組み合わせを絞り込んだうえで解析を行った。これらの解析の結果から、モデルやデータの不確実性、天然現象などによる処分システムへの地下水を介した影響とともに、地質環境と処分場の仕様に関する多様性を考慮しても、線量の最大値は、たとえば諸外国で提案されている年間の防護レベル (100~300 μ Sv) を下回ることが示された。

安全評価の指標の基本となる線量などは、人間の生活様式に関する長期的な予測に大きな不確実性をともなう。これを補完するため、解析モデルによる推定値と天然に存在する放射性核種濃度の実測値との比較が可能な河川や地下水などでの放射性核種の濃度が、安全性の判断に資するうえで有効であることを示した。

以上に述べた研究開発の成果によって、わが国においても、地層処分に適切な地質環境を選定し、その地質環境に適合した処分場を設計・施工することにより、長期間安全性を維持できる地層処分システムを構築することが可能であることが示された。このようにして構築されたシステムの長期的安全性は、ニアフィールド性能を中心として体系的に開発された方法論による評価を通じて確認された。

第2次取りまとめまでに開発された地層処分システムの安全評価手法、すなわち

シナリオ作成のための方法論やシナリオに沿って影響を評価するためのモデル、データは、実際の処分予定地の地質環境に対応して具体化される地層処分システムの安全評価手法に基盤を与えることができる。この際、安全評価のためのシナリオ、モデルおよびデータは、処分予定地の地質環境条件と最適化した処分場や人工バリアから構成される地層処分システムの固有の性能に着目し、現実的な範囲で保守性をもつように設定することが重要である。

参考文献

- Abelin, H., Gidlund, J. and Neretnieks, I. (1982) : Migration in a Single Fracture, Scientific Basis for Radioactive Waste Management-V, W. Lutze (ed), Elsevier Sci. Pub. Co., pp.529-538.
- AECL (1994) : Environmental Impact Statement on the Concept for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste, AECL-1071, COG-93-1.
- Ahn, J., Chambre, P.L., Crandall, E. and Verbeke, J. (1998) : Long-Term Behavior of Bentonite Buffer in a Geologic Repository for High-Level Wastes, UCB-NE-4222.
- 安俊弘, Greenspan, E and Chambre, P.L. (1998) : 地層処分された高レベル廃棄物による臨界現象発生メカニズムとその可能性, 原子力バックエンド研究 Vol.4 No.2 pp.3-20.
- Alexander, W.R., Scott, R.D., MacKenzie, A.B. and McKinley, I.G. (1988) : A Natural Analogue Study of Radionuclide Migration in a Water Conducting Fracture in Crystalline Rock, Radiochimica Acta, 44/45, pp.283-289.
- Alexander, W.R., McKinley, I.G., MacKenzie, A.B. and Scott, R.D. (1990) : Verification of Matrix Diffusion by Means of Natural Decay Series Disequilibria in a Profile Across a Water-Conducting Fracture in Granitic Rock, Science Basis Nuclide Waste Management XIII, pp.567-576.
- Alexander, W.R., Frieg, B., Ota, K. and Bossart, P. (1996) : The RRP Project: Investigating Radionuclide Retardation in the Host Rock, Nagra Bulletin, No.27, pp.43-55.
- Arai, T., Yusa, Y., Sasaki, N., Tsunoda, N. and Takano, H. (1989) : Natural Analogue Study of Volcanic Glass - A Case Study of Basaltic Glasses in Pyroclastic Fall Deposits of Fuji Volcano, Japan -, Mat. Res. Soc. Symp. Proc, 127, pp.73-80.
- Araki, K., Motegi, M., Emoto, Y., Kaji, Y., Iraki, S., Nada, T. and Watanabe, T. (1989) : Natural Analogue Study on Engineered Barriers for Underground Disposal of Radioactive Wastes, ASME'89 proceedings, pp.601-609.
- Ashida, T., Kohara, Y. and Yui, M. (1994) : Migration Behavior of Pu Released from Pu-

Doped Glass in Compacted Bentonite, *Radiochimica Acta* 66/67, pp.359-362.

東侍郎, 柴田雅博, 油井三和, 澁谷朝紀, 能登屋恒, 吉田泰 (1999): 地層処分研究開発第2次取りまとめにおける放射性元素の溶解度評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-071 (準備中)。

馬場智子, 石原義尚, 鈴木祐二, 内藤守正, 石黒勝彦 (1999): 高レベル放射性廃棄物の地層処分安全評価における生物圏のモデル化の検討, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-084 (準備中)。

Back, I. and Pitt, Jr, W. W. (1996): Colloid-Facilitated Radionuclide Transport in Fractured Porous Rock, *Waste Manage.*, Vol.16, No.4, pp.313-325.

Barkatt, A., Saad, E. E., Adiga, R., Sousanpour, W., Barkatt, A.I., Adel-Hadadi, M. A., O'Keefe, J. A. and Altrescu, S. (1989): Leaching of Natural and Nuclear Waste Glass in Sea Water, *Applied Geochemistry*, 4, pp.593-603.

Bergström, U. and Puigdomenech, I. (1987): Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR), SKB Report SFR 87-12.

Berner, U. (1995): KRISTALLIN-I: Estimates of Solubility Limits for Safety Relevant Radionuclides, PSI Bericht Nr. 95-07.

BIOMASS (1999a): Alternative Assessment Contexts: Implications for Development of Reference Biospheres and Biosphere Modelling, BIOMASS Theme 1 Working Document: BIOMASS/T1/WD02, International Atomic Energy Agency, Vienna.

BIOMASS (1999b): Long-Term Releases from Solid Waste Disposal Facilities: The Reference Biosphere Concept, BIOMASS Theme 1 Working Document: BIOMASS/T1/WD01, International Atomic Energy Agency, Vienna.

BIOMOVS II (1996): Development of a Reference Biospheres Methodology for Radioactive Waste Disposal, BIOMOVS II Technical Report No. 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.

Bowman, C.D. and Venneri, F. (1995): Underground Autocatalytic Criticality from Plutonium and Other Fissile Material, Los Alamos National Laboratory, LA-UR-94-4022A.

Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (1997): Far-Field Sorption Data Bases for Performance

Assessment of a L/ILW Repository in a Disturbed/Altered Palfris Marl Host Rock, Paul Scherrer Institute PSI Bericht Nr. 97-16.

Bresle, A., Saers, J. and Arrhenius, B. (1983) : Studies in Pitting Corrosion on Archaeological Bronzes, SKB Technical Report, TR 83-05.

地下水ハンドブック編集委員会 (1979) : 地下水ハンドブック。建設産業調査会刊。

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.

電力中央研究所・電気事業連合会 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術。

Diebold, P. and Mueller, W.H. (1984) : Szenarien der Geologischen Langzeit-Sicherheit, Nagra Technical Report NTB 84-26.

動力炉・核燃料開発事業団 (1991) : 地層処分研究開発の現状 (平成元年度)。動燃事業団技術資料。PNC TN1410 91-009.

動力炉・核燃料開発事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－。動燃事業団技術資料。PNC TN 141092-081.

動力炉・核燃料開発事業団 (1994) : 地層処分研究開発の現状 (平成5年度)。動燃事業団技術資料。PNC TN1410 94-094.

動力炉・核燃料開発事業団 (1996a) : 地層処分研究情報交換会報告書。動燃事業団技術資料。PNC TN1100 96-010.

動力炉・核燃料開発事業団 (1996b) : 地層処分研究開発の現状 (平成8年度)。動燃事業団技術資料 PNC TN1410 96-071.

Dran, J. C., Mea, G. D., Moulin, V., Petit, J. C. and Rigato, V. (1994) : Interaction of Pseudocolloids with Mineral Surface : The Fate of Scavenged Cation, Radiochim. Acta, 66/67, pp.221-227.

Fein, E., Storck, R., Klinge, H., Schelkes, K. and Wollrath, J. (1999) : The Transport Model for the Safety Case of the Konrad Repository and Supporting Investigations, Proc. of The 3rd

GEOTRAP Workshop, OECD/NEA (in press).

藤原啓司、安富勇、加藤博康、上田真二 (1998) : ペントナイト緩衝材中でのヨウ素、塩素および炭素の実効拡散係数。日本原子力学会「1998 年春の年会」要旨集, L25.

Gale, J., MacLeod, R. and LeMessurier, P. (1990) : Site Characterization and Validation – Measurement of Flowrate, Solute Velocities and Aperture Variation in Natural Fractures as a Function of Normal and Shear Stress, Stage 3, Stripa Project Report 90-11.

Gelhar, L.W. (1987) : Applications of Stochastic Models to Solute Transport in Fractured Rocks, SKB Technical Report 87-05.

Gelhar, L.W., Welty, C. and Reifelidt, K.R. (1992) : A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, Water Resources Research, Vol.28, No.7, pp.1955-1974.

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会 (1984) : 放射性廃棄物処理処分方法について (中間報告)。

Goodwin, B.W., McConnell, D.B., Andres, T.H., Hajas, W.C., Leneveu, D.M., Melnyk, T.W., Sherman, G.R., Stephens, M.E., Szekely, J.G., Wuschke, D.M., Bera, P.C., Cosgrove, C.M., Dougan, K.D., Keeling, S.B., Kitson, C.I., Kummien, B.C., Oliver, S.F., Witzke, K.H., Wojciechowski, L.C. and Wikjord, A.G. (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste : Postclosure Assessment of a Reference System, AECL-10717, COG-93-7.

Grambow, B. and Strachan D. M. (1988) : A Comparison of the Performance of Nuclear Waste Glasses by Modeling, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XI, pp.713-724, Apted, M. J. and Westerman, R. E., eds., Material Research Society.

畑中耕一郎・亘真吾 (1999) : 濃度干渉を考慮した天然バリア中の核種移行モデルの開発。サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-094 (印刷中)。

本田明、谷口直樹、石川博久、藤原利雄 (1997) : 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討, 動燃技報 No.104, pp.125-134.

IAEA (1989) : Guidance for Regulation of Underground Repositories for Disposal of Radioactive Wastes, Safety Series Report No.96, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (1994) : Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, First Report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-767.

IAEA (1996) : International Programme on Biosphere Modelling and Assessment Methods (BIOMASS), Themes for a New Co-ordinated Research Programme on Environmental Model Testing and Improvement, Theme 1: Radioactive Waste Disposal, Theme 2: Environmental Releases, Theme 3: Biospheric Processes, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

ICRP (1977) : Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (adopted January 17, 1977), ICRP Publication 26, Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, Annals of the ICRP, 15, No.4, ICRP Publication 46, Pergamon Press, Oxford.

Idemitsu, K., Furuya, H., Tachi, Y and Inagaki, Y (1994) : Diffusion of Uranium in Compacted Bentonite in the Presence of Carbon Steel. Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.333, pp.939-946.

Idemitsu, K., Tachi, Y., Furuya, H., Inagaki, Y. and Arima, T. (1998) : Diffusion of Cs and Sr in Compacted Bentonites under Reducing Conditions and in the Presence of Corrosion Products of Iron, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.506, pp.351-358.

Ijiri, Y., Sawada, A., Hatanaka, K., Webb, E.K., Uchida, M., Ishiguro, K. and Umeki, H. (1998a) : Strategy for Characterisation and Radionuclide Migration Modelling in Block-Scale Geological Media, Water-Conducting Features in Radionuclide Migration, OECD/NEA, pp.259-270.

Ijiri, Y., Sawada, A., Webb, E.K., Watari, S., Hatanaka, K., Uchida, M., Ishiguro, K., Umeki, H. and Dershowitz, W.S. (1998b) : Radionuclide Migration Analysis Using a Discrete Fracture Network Model, Proc. of the MRS 1998 Fall Meeting (印刷中) .

井尻裕二、澤田淳、清宮和彦、赤堀邦晃、巨真吾、畑中耕一郎、内川雅大、石黒勝彦、楠木博之 (1998) : 不均質性を考慮した天然バリア中の核種移行評価手法. 日本原子力学会「1998 年秋の大会」予稿集, p.873.

井尻裕二、澤田淳、赤堀邦晃 (1999a) : 我が国の岩盤の水理・物質移行特性について、サイクル機構技術資料, INC TN8400-99-090 (印刷中) .

井尻裕二、澤田淳、赤堀邦晃 (1999b) : 我が国の岩盤における亀裂特性について、サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-091 (印刷中)。

井尻裕二、澤田淳、坂本和彦、亘良吾、F.K.Webb、中島研吾、野邊潤 (1999c) : 多孔質岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析、サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-092 (印刷中)。

石原義尚、牧野仁史、大井貴夫、石黒勝彦、宮原要、梅木博之、赤坂秀成、藤原啓司 (1999a) : 高レベル放射性廃棄物ガラス固化体のインベントリ評価、サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-085 (準備中)。

石原義尚、石黒勝彦、梅木博之 (1999b) : Sr-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、サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-086 (準備中)。

Jercinovic, M. J. and Ewing, R. C. (1988) : Basaltic Glasses from Iceland and the Deep Sea: Natural Analogues to Borosilicate Nuclear Waste-Form Glass, SKB Technical Reports, TR 88-01, SKB, Stockholm.

Johnson, A.B. and Francis, B. (1980) : Durability of Metals from Archaeological Objects, Metal Meteorites and Native Metals, Battelle Pacific Northwest Laboratory, PNL-3198.

科学技術庁 (1988) : 試験研究の用に供する原子炉等の設置、運転等に関する規制等の規定に基づく線量当量限度等を定める件、科学技術庁告示第 20 号。

核燃料サイクル開発機構 (1999) : 釜石原位置試験総括報告書, JNC TN7410 99-001.

Kamei, G., Arai, T., Yusa, Y., Sasaki, N. and Sakuramoto, Y. (1990) : Estimation of Illitization Rate of Smectite from the Thermal History of Murakami Deposit, Japan, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.176, pp.657-663.

Kamei, G., Yusa, Y. and Sasaki, N. (1992) : Natural Analogue Study on the Long-Term Durability of Bentonite. - Time- Temperature Condition and Water Chemistry on Illitization at the Murakami Deposit, Japan-. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 257, pp.505-512.

Kamei, G., Yusa, Y. and Arai, T. (1999a) : A Natural Analogue of Nuclear Waste Glass in Compacted Bentonite, Applied Geochemistry, inpress.

Kamei, G., Oda, C., Mitsui, S., Shibata, M. and Shinozaki, T. (1999b) : Fe (II)-Na Ion

Exchange at Interlayers of Smectite: Adsorption-Desorption Experiments and a Natural Analogue, *Engineering Geology*, 54, pp.15-20.

亀井玄人, 湯佐泰久, 桜本勇治, 山口克人, 高野仁 (1993): 新潟県村上粘土鉱床における変質帯の生成過程, *資源地質*, Vol.43, pp.365-373.

亀井玄人, 佐藤治夫, 柴田雅博 (1995): ベントナイト中の長期水分拡散係数の天然事例 29 年間接触し続けたベントナイト層と地下水, *日本原子力学会誌*, Vol.37, pp.624-627.

亀谷勝昭・戸村加代子 (1976): 水道水, 井水, 雨水中の ^{226}Ra および ^{210}Pb 含有量と ^{210}Pb の土壌への吸着について, *Radioisotopes*, Vol.25, No.7.

亀谷勝昭・松村年朗 (1983): 山陰地方の温泉水中の ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra および ^{228}Ra 含有量について, *Radioisotopes*, Vol.32, No.1.

亀谷勝昭, 松村年朗, 浅田誠 (1991): ウラン分析法と河川水中の ^{235}U および ^{234}U 濃度調査, *Radioisotopes*, Vol.40, No.3.

金持真理子, 久野義夫, 油井三和 (1999a): 圧縮ベントナイトに対する有機物の透過試験, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-080.

金持真理子, 亀井玄人, 油井三和 (1999b): サマリウム溶解度に対する地下水中有機物の影響, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-081.

金持真理子, 佐藤治夫, 笹平明 (1999c): フミン酸およびベントナイトに由来する有機物のサマリウム溶解度に及ぼす影響評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-059 (準備中).

Kanno, T., Matsumoto, K. and Sugino, H. (1999): Evaluation of Extrusion and Erosion of Bentonite Buffer, The 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation (ICREM '99), Nagoya, Japan, Sept. 26-30.

Karlund, O. and Pusch, R. (1995): Cementation Phenomena of Importance for the Performance of Smectite Clay Buffers in HLW Repository, *Radioactive Waste Management and Environmental Remediation*, ASME, pp.853-855.

加藤博康, 中澤俊之, 上田真三, 柴田雅博 (1999): 還元条件下でのベントナイト中

の U, Np および Tc の見かけの拡散係数, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-069 (準備中)。

木下直人, 安部透, 竹村友之, 横本誠一 (1993): 原位置透水試験によるトンネル周辺岩盤の水理特性の調査, 第 25 回岩盤力学シンポジウム講演論文集, pp.481-485.

北尾秀夫, 向井悟, 片岡伸一 (1997): 亀裂性岩石中のヨウ素を用いた移流・拡散試験, 日本原子力学会「1997 年秋の大会」予稿集, p.692.

Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989): Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities, National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.

国土開発調査会 (1996): 河川便覧 平成 8 年.

国立天文台編 (1997): 理科年表 平成 9 年, 丸善.

Komynenburg, V. R. A. (1995): Comments on the Draft Paper "Underground Supercriticality from Plutonium and other Fissile Material", UCRL-ID-120990COM.

厚生省 (1997): 国民栄養の現状 - 平成 7 年国民栄養調査成績 -.

久保博, 黒木泰貴, 三原守弘 (1998): ベントナイト系緩衝材のコンクリート間隙水による長期変質の基礎研究, 地盤工学会誌, 第 46 巻, 第 10, pp.31-34.

Kuroda, Y., Idemitsu, K., Furuya, H., Inagaki, Y. and Arima, T. (1997): Diffusion of Technetium in Compacted Bentonites in the Reducing Condition with Corrosion Products of Iron, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.465, pp.909-916.

黒木泰貴, 久保博, 川地武 (1998): ベントナイト-消石灰反応の促進実験 (その 3) - $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ・ $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ・ NaOH ・ KOH 溶液の濃度と温度の影響について-, 粘土科学討論会, pp.184-185.

Kurosawa, S., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1997): Experimental Study of Colloid Filtration by Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.465, pp.963-970.

Lawson, G. and Smith, G. M. (1985): BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories, National Radiological

Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.

Lebon, P. (1999) : Current Understanding of Transport at the East Site (Clays) and Relevant Research and Development Programme in the Planned Understand Research Laboratory, Proc. of The 3rd GEOTRAP Workshop, OECD/NEA (in press).

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.

Löfman, J. (1999) : Site Scale Groundwater Flow in Håstholmen, POSIVA 99-12.

Makurat, A., Barton, N., Vik, G. and Tunbridge, L. (1990) : Site Characterization and Validation - Coupled Stress-Flow Testing of Mineralized Joints of 200 mm and 1400 mm Length in the Laboratory and in Situ, Stage 3, Stripa Project Report 90-07.

McGrail, B. P. (1986) : Waste Package Component Interactions with Savannah River Defense Waste Glass in a Low-magnesium Salt Brine, Nuclear Technology, 75, pp.168-186.

MHW (Ministry of Health and Welfare), Water Supply and Environmental Sanitation Department (1998) : Water Japan 1997/98, Japan's Water Works Yearbook, Suido Sangyo Shimbun.

Miller, W., Alexander, R., Chapman, N., McKinley, I. and Smellie, J. (1994) : Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Wastes, Studies in Environmental Science 57, Elsevier, Amsterdam, p.216.

Miller, B., Smith, G., Savage, D., Towler, P. and Wingefors, S. (1996) : Natural Radionuclide Fluxes and their Contribution to Defining Licensing Criteria for Deep Geological Repositories for Radioactive Wastes, Radiochimica Acta 74, pp. 289-295.

瀧達也, 三原守弘, 大井貴夫 (1999a) : 微生物の珪砂混合ベントナイト中の移行に関する実験的研究, サイクル機構技術資料, JNC TN8430 99-013 (準備中) .

額達也、三原守弘、加藤大生 (1999b) : セメント系材料の影響を受けた環境条件での圧縮成型ベントナイトに対する分配係数, サイクル機構技術資料, JNC TN8430 99-012 (準備中) .

三ッ井誠一郎、久保田満、村上隆 (1996a) : ド田遺跡から出土した銅鐸の埋蔵環境, 『ド田遺跡』, (財)大阪府文化財調査研究センター調査報告書, 第 18 集, pp.371-381.

三ッ井誠一郎、柴田雅博、佐々木康雄、久保田満、伊藤雅和 (1996b) : 鉄と長期間接触していたベントナイトの変質 -山形県月布鉱山における事例-, 第 40 回粘土科学討論会講演要旨集, pp.118-119.

Miyake, Y., Sugimura, Y. and Tsubota, H. (1964) : Content of Uranium, Radium and Thorium in River Water in Japan. *The Natural Radiation Environment*, pp.219-225.

向井悟、北尾秀夫、片岡伸一 (1998) : 亀裂性岩石中の I, Se, 及び Cs を用いた移流・拡散試験, 日本原子力学会「1998 年秋の大会」予稿集, 第 III 分冊, p.842.

Nagra (1994a) : Kristallin-I, Safety Assessment Report, Nagra Technical Report NTB 93-22.

Nagra (1994b) : Kristallin-I: Conclusions from the Regional Investigation Programme for Siting a HLW Repository in the Crystalline Basement of Northern Switzerland, Nagra Technical Report NTB 93-09E, Nagra Wettingen, Switzerland.

中嶋悟 (1990) : 地球表層の地球化学的動的過程の解析と予言, 鉱物学雑誌, 第 19 巻, 第 5 号, pp.289-293.

NAS (1995) : Technical Bases for Yucca Mountain Standards National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.

Neall, F.B. (ed.), Baertschi, P., McKinley, I.G., Smith, P.A., Smerling, T. and Umeki, H. (1994) : Kristallin-I Results in Perspective, Nagra Technical Report NTB 93-23.

Neretnieks, I. (1980) : Diffusion in the Rock Matrix: An Important Factor in Radionuclide Retardation?, *Journal of Geophysical Research*, Vol.85, No.B8, pp.4379-4397.

Neretnieks, I. (1985) : Transport in Fractured Rocks, Paper Presented at the 17th International Congress on the Hydrology of Rock of Low Permeability, International Association of Hydrogeology, Tucson, Arizona, pp.7-12.

Neretnieks, J. (1993) : Solute Transport in Fractured Rock – Applications to Radionuclide Waste Repositories. in “Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock”, Chapter 2. Academic Press Inc., pp.39-128.

Neyuma, A., Ishihara, Y., Fusaeda, S. (1998) : Quality Assurance Program with Computer-Oriented Management System for Performance Assessment, Proc. of the 1998 International High-Level Radioactive Waste Management Conference.

日本原燃株式会社 (1992) : ハナ所再処理・廃棄物事業所 再処理事業指定申請書 平成元年3月(平成4年11月一部補正)。

日本水道協会 (1993) : 水道のあらまし, 日本水道協会。

日本水道協会 (1996) : 水道統計, 平成6年度。

西川治(監修), 氷見山幸夫, 新井正, 太田勇, 久保幸夫, 田村俊和, 野上道男, 村山裕司, 寄藤昂 (1995) : アトラス日本列島の環境変化, 朝倉書店。

西山勝榮, 中嶋悟, 多田隆治, 内川隆 (1990) : 岩石間隙水中のイオンの拡散と間隙の性質, 鉱山地質, 40巻5号, pp.323-336.

Nitsche (1987) : Effect of Temperature on the Solubility and Speciation of Selected Actinides in Near-neutral Solution, *Inorganica Chimica Acta*, 127, pp.121-128.

OECD/NEA (1991) : Review of Safety Assessment Methods, A Report of the Performance Assessment Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee, OECD Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA (1992) : Systematic Approaches to Scenario Development : A Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal.

OECD/NEA (1995) : Future Human Actions at Disposal Sites, Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories. A Report of the NEA Working Group on Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites, OECD/NEA, Paris, France.

OECD/NEA (1997a) : Lessons Learnt from Ten Performance Assessment Studies, Working

Group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories.

OECD/NEA (1997b) : Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories - Systematic Approaches to Scenario Development - An International Database of Features, Events and Processes. Draft Report (24/6/1997) of the NEA Working Group on Development of a Database of Features, Events and Processes Relevant to the Assessment of Post-Closure Safety of Radioactive Waste Repositories.

OECD/NEA and SKI (1994) : GEOVAL '94 Validation Through Model Testing, Proceeding of an NEA/SKI Symposium Paris, France, 11-14 October 1994.

Oda, C. and Amaya, T. (1998) : Effects of Ligands on the Solubility of Tin, JNC Technical Report, JNC TN8400 98-001.

Oda, C., Yoshikawa, H. and Yui, M. (1996) : Effects of Aging on the Solubility of Palladium, Mat. Soc. Symp. Proc., Vol.412, pp. 881-887.

小田治恵・柴田雅博 (1999) : ベントナイト・水相互作用の実験とモデル化, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-032.

小田治恵, 柴田雅博, 袖井三和 (1999a) : 地層処分研究開発第2次とりまとめにおける緩衝材間隙水化学の評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-078.

小田治恵, 池田孝夫, 柴田雅博 (1999b) : Sn (IV)のベントナイト・岩石への収着実験およびベントナイト中の拡散実験, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-073 (準備中) .

緒方正慶 (1984) : 岩盤分類の要因としての岩盤の不連続面, 岩盤分類, 応用地質, 特別号, 応用地質学会, pp.17-24.

Ohe, T., Tsukamoto, M., Kinoshita, M. and Inoue, T. (1991) : Analysis of High-Level Waste Glass Performance by the Physical and Geochemical Simulation Code STRAG4, Waste Management, vol. 11, pp. 191-203.

大井貴夫, 宮原要, 梅木博之 (1992) : ニアフィールド核種移行評価コード (RELEASE), 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 92-060.

Olin, M. and Valkiainen, M. (1990) : Concentration Profiles of Anions in Granite Bedrock

Caused by Postglacial Land Uplift and Matrix Diffusion, JVO Technical Report, 90-1.

Ota, K., Amano, K., Sato, H., Shibutani, T. and Tachi, Y. (1997) : **In Situ Matrix Diffusion in Fractured Crystalline Rock, Kamaishi in Situ Test Site, North-East Japan**, Sixth International Conference on the Chemistry and Migration Behavior of Actinides and Fission Products in the Geosphere, Migration '97, Sendai, Japan, 26-31 Oct. 1997, 98-99.

Parks, P. B., Williamson, T. G. and Hyder, M. L. (1995) : **Consequences of the Bowman-Venneri Nuclear Excursion Thesis on the Prospects for Placing Vitrified Plutonium Canisters in Geologic Repositories**, WSRC-TR-95-0036.

Poteri, A. and Laitinen, M. (1999) : **Site-to-Canister Scale Flow and Transport in Hästholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara Sites**, Helsinki, POSIVA 99-15.

Priest, S.D. (1993) : **Discontinuity Analysis for Rock Engineering**, Chapman & Hall Inc.

Pusch, R. and Karland, O. (1988) : **Geological Evidence of Smectite Longevity. The Sardinian and Gotland cases**, SKB Technical Report 88-26.

Pyrak-Nolte, L.J., Myer, L.R., Cook, N.G.W. and Witherspoon, P.A. (1987) : **Hydraulic and Mechanical Properties of Natural Fractures in Low Permeability Rock**. In Herget & Vongpaisal (eds), **The Proceedings of the Sixth International Congress on Rock Mechanics**, Rotterdam, Balkema, pp.225-233.

QuantiSci (1998) : **AMBER 4.0 Reference Guide**, QuantiSci Limited, Henley-on-Thames, United Kingdom.

Rai, D., Moore, D.A., Yui, M. and Oakes, C. (1999) : **A Thermodynamic Model for the Solubility of Thorium Dioxide in the Na⁺-Cl⁻-OH⁻-H₂O System**, *Radiochimica Acta* (to be submitted).

Rao, L., Rai, D. and Felmy, A.R. (1996) : **Solubility of Nd(OH)₃(c) in 0.1M NaCl Aqueous Solution at 25°C and 90°C**, *Radiochim. Acta*, 72, pp.151-155.

Rice, R. J. (1977) : **Fundamentals of Geomorphology**, Longman, London.

Sato, H. (1997a) : **Diffusion Behaviour of Se in Compacted Sodium Bentonite under Reducing Conditions**, PNC Technical Report, PNC TN 8410 97-075.

Sato, H. (1997b) : Effect of Dry Density and pH on Diffusion for Sm in Compacted Sodium Bentonite, PNC Technical Report, PNC TN 8410 97-007.

Sato, H. (1998) : Data Setting for Effective Diffusion Coefficients (D_e) of Nuclides in the Buffer for Reference Case in Performance Assessment of the Geological Disposal of High-Level Radioactive Waste (I), PNC Technical Report, PNC TN8410 98-097.

Sato, H. (1999) : Measurement of Apparent Diffusion Coefficient (D_a) for Cs(I), Ni(II) and Se(IV) in Bentonite with Silica Sand. JNC Technical Report, JNC TN8400 99-060. (in preparation).

Sato, H., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1995) : Diffusion Behaviour for Se and Zr in Sodium Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 353, pp.269-276.

Sato, H., Shibutani, T. and Yui, M. (1997a) : Experimental and Modelling Studies on Diffusion of Cs, Ni and Sm in Granodiorite, Basalt and Mudstone, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.26, pp.119-133.

Sato, H., Shibutani, T., Tachi, Y., Ota, K., Amano, K. and Yui, M. (1997b) : Diffusion Behaviour of Nuclides Considering Pathways in Fractured Crystalline Rocks, PNC Technical Report, PNC TN8410 97-127.

佐藤治夫・藍谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報, No.91, PNC TN8410 94-284, pp.71-89.

佐藤稔紀, 石丸恒存, 杉原弘造, 清水和彦 (1992) : 文献調査による我が国の岩石の物理的特性に関するデータの収集, 動燃事業団技術資料, PNC TN7410 92-018.

澤田淳, 井尻裕二, 坂本和彦, 亘真吾 (1999) : 亀裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-093 (印刷中) .

柴田雅博, 佐藤治夫, 小田治恵, 油井三和 (1999) : 地層処分研究開発第2次とりまとめにおける緩衝材への放射性元素の分配係数の設定, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-072 (準備中) .

藍谷早苗・油井三和 (1998) : 核種移行挙動評価のための熱力学データベースの整備とその状況, 動燃技報 No. 105, pp. 57-66.

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999a) : 性能評価で用いる岩石に対する核種の分配係数, サイクル機構技術資料, JNC TN8410 99-051.

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999b) : 核種のベントナイトおよび岩石に対する収着データベース, サイクル機構技術資料, JNC TN8410 99-050.

Shimizu, K., Ishimaru, K., Furuya, K. and Yusa, Y. (1992) : Natural Processes and Events Relevant to Long Term Stability of Geological Environment in Japan. In: Waste Disposal and Geology: Scientific Perspectives. Proceedings of Workshop WC-1 of the 29th International Geological Congress, Tokyo, pp.381-394.

SKB (1992) : SKB 91 - Final Disposal of Spent Nuclear Fuel; Importance of the Bedrock for Safety, SKB Technical Report 92-20.

Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg, National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

Snow, D.T. (1968) : Rock Fracture Spacings, Openings, and Porosities, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, Proc. of the American Society of Civil Engineers, pp.73-91.

総務庁統計局 (1997) : 日本の統計 1997.

水資源協会 (1996) : 国土庁長官官房水資源部監修 '96 水資源便覧, 山海堂.

炭山守男, 玉田明宏, 三ツ井誠一郎, 本田明 (1997) : ベントナイト中の炭素鋼オーバーバックのナチュラルアナログ研究, 第 44 回材料と環境討論会講演集, p.419.

Tachi, Y., Shibutani, T., Sato, H. and Yui, M. (1999a) : Experimental and Modeling Study on Sorption and Diffusion of Radium in Bentonite., MIGRATION'99. Abstract, p.180.

Tachi, Y., Shibutani, T., Sato, H. and Shibata, M. (1999b) : Sorption and Diffusion Behavior of Palladium in Bentonite, Granodiorite and Tuff, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-088 (in preparation).

舘幸男, 小原幸利, 内舘信幸, 澁谷朝紀 (1999) : 圧縮ベントナイト中における Pu, Am

の拡散挙動, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-089 (準備中)。

多田浩幸, 木下直人, 若林成樹 (1994): 岩石割れ目の透水係数と応力の関係を用いた空洞周辺岩盤の透水特性変化の予測手法, 第 9 回岩の力学国内シンポジウム講演論文集, pp.139-144.

高須重紀, 梅本博之, 内藤守正, 増田純男 (1999): 地層処分システム性能評価における補完的安全指標の適用性に関する検討, 日本原子力学会「1999 年春の年会」。

田島栄 (1986): 電気化学通論第 3 版, 共立出版, pp.41-42.

Tanai, K., Kanno, T. and Galle, C. (1997): Experimental Study of Gas Permeabilities and Breakthrough Pressures in Clays, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.465, pp.995-1002, Materials Research Society.

谷口航, 長谷川宏, 岩佐健吾, 佐藤稔紀 (1999): 地層処分場設計のための地質環境基本特性, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-053 (印刷中)。

朽山修, 高須重紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正知, 長崎晋也, 中山真一, 新堀雄一, 古屋廣高, 三須聡明, 山口徹治 (1998): 核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適用性, 原子力バックエンド研究, vol.5, No.1, pp.3-19.

東京農工大学農学部生物圏環境科学専修編集委員会編 (1992): 地球環境と自然保護, 培風館。

Torikai, Y., Sato, S. and Ohhashi, H. (1996): Thermodynamic Properties of Water in Compacted Montmorillonite, Nuclear Technology, Vol.115, pp.73-80.

Tsang, Y.W. (1992): Usage of "Equivalent Apertures" for Rock Fractures as Derived from Hydraulic and Tracer Tests, Water Resources Research, Vol.28, No.5, pp.1451-1455.

津村明人・山崎慎一 (1992): 二重収束型高分解能誘導結合プラズマ質量分析法による陸水の超微量希土類元素およびアクチノイドの直接定量, RADIOISOTOPS, 41, pp.185-192.

Uchida, M., Doe, T., Dershowitz, W., Thomas, A., Wallmann, P. and Sawada, A. (1994): Discrete-Fracture Modelling of the Äspö LPT-2. Large-Scale Pumping and Tracer Test, SKB International Cooperation Report 94-09.

梅本博之 (1994) : スイス Nagra Kristallin-I と動燃II 3 レポートの比較, 放射性廃棄物研究, Vol. 1, pp.13-20.

Umeki, H., Makino, H., Miyahara, K., Naito, M. (1999) : Scenario Development and Analysis in JNCÉUs Second Progress Report, Proc. of the NEA Workshop on Scenario Development, Madrid, Spain, May 10-12, 1999.

UNSCEAR (1993) : Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR 1993 Report to the Assembly, with Scientific Annexes, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation.

Vieno, T. and Nordman, H. (1999) : Safety Assessment of Spent Fuel Disposal in Håstholmen, Kivetty, Olkiluoto and Romuvaara, TILA-99, POSIVA 99-07.

Wakasugi, K. and Makino, H. (1999) : The Development of MESHNOTE Code for Radionuclide Migration in Near Field, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-095 (in preparation).

渡辺邦夫・小島圭二 (1980) : 断層・割れ目系岩盤中の地下水流れと関与する地質量の計測と評価, 日本応用地質シンポジウム, pp.2-16.

渡辺邦夫・星野吉昇 (1980) : 岩盤中に発達する単一開口割れ目の透水係数の算定, 応用地質, 21 巻, 2 号, pp.10-20.

Webb, E.K., Wakasugi, K., Makino, H., Ishihara, Y., Ijiri, Y., Sawada, A., Baba, T., Ishiguro, K. and Umeki, H. (1999) : Performance Assessment Uncertainty Analysis for Japan's HLW Program Feasibility Study (H12), ICM'99 Conference Proceedings, The 7th International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, NAGOYA, JAPAN, September 26-30, 1999.

WHO (1998) : Guidelines for Drinking-water Quality, World Health Organization.

矢島達哉 (1994) : ウランおよびニオブの溶解度測定, 東京大学工学部附属原子力工学研究施設弥生研究会「放射性廃棄物処理・処分の基礎科学(5)」報告書, pp.127-143.

矢島達哉, 飛田修一, 上田真三 (1992) : 雰囲気制御下での Nb-H₂O 系の溶解度測定, 日本原子力学会「1992 年秋の大会」予稿集, p.341.

Yamaguchi, T., Sakamoto, Y. and Senoo, M. (1993) : Consideration on Effective Diffusivity of Strontium in Granite, *Journal of Nuclear Science and Technology*, Vol.30, No.8, pp.796-803.

Yamaguchi, T., Sakamoto, Y., Nakayama, S. and Vandergraf, T.T. (1997) : Effective Diffusivity of the Uranyl Ion in a Granite from Inada, Ibaraki, Japan, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol.26, pp.109-117.

山本莊毅・樫根勇 (監) (1980) : 改訂新版 最新地下水学 調査と実務のガイドライン, 山海堂.

Yelton, W.G., Behl, Y.K., Kelly, W., Dunn, M., Gillow, J.B., Francis, A.J. and Papenguth, H.W. (1996) : Laboratory Evaluation of Colloidal Actinide Transport at the Waste Isolation Pilot Plant (WIPP) 1. Crushed-Dolomite Column Flow, *National Meeting of the American Chemical Society (ACS)*, Orlando, FL (United States). pp.25-30.

Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999a) : Groundwater Evolution Modeling for the 2nd Progress Performance Assessment (PA) Report, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-030 (in preparation).

Yui, M., Azuma, J., and Shibata, M. (1999b) : JNC Thermodynamic Database for Performance Assessment of High-level Radioactive Waste Disposal System, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-070 (in preparation).

湯佐素久, 新井隆, 亀井玄人, 高野仁 (1991) : 廃棄物ガラスの長期浸出挙動に関するナチュラルアナログ研究 富士および伊豆大島の火山ガラスの風化変質, *日本原子力学会誌*, vol.33, pp.890-905.

Zhou, W., Apted, M.J. and Robinson, P. (1994) : Comparison of International Source-Term Codes, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.* Vol. 333, pp.769-774.

第 VI 章

処分予定地選定と安全基準策定
に資するための技術的検討

第VI章 処分予定地選定と安全基準策定に資するための技術的検討

6.1	はじめに	VI-1
6.2	技術的拠り所としての研究開発成果の統合化	VI-2
6.2.1	検討の方法	VI-2
6.2.2	研究開発成果の反映	VI-2
6.2.3	事業化のプロセスとの関係	VI-4
6.2.4	技術的拠り所の構成	VI-6
6.3	処分予定地選定に資するための技術的拠り所	VI-9
6.3.1	サイト選定のプロセス	VI-9
1)	処分候補地の選定	VI-9
2)	処分予定地の選定	VI-9
3)	処分地の選定	VI-10
6.3.2	サイト選定の要件	VI-10
1)	要件の抽出	VI-10
2)	サイト選定の可否にかかわる地質環境の要件	VI-11
(1)	地質環境の長期安定性に関する要件	VI-11
(2)	処分場の建設可能性に関する要件	VI-12
(3)	人間侵入に関する要件	VI-12
3)	サイト選定にとって考慮すべき地質環境条件	VI-13
(1)	人工バリアの設置環境として考慮すべき地質環境条件	VI-13
(2)	天然バリアとして重要な地質環境条件	VI-15
6.3.3	地質環境の調査手法	VI-16
1)	調査の進め方	VI-16
(1)	文献調査	VI-16
(2)	地上からの調査	VI-20
(3)	地下施設を利用した調査	VI-22
(4)	ナチュラルアナログ研究の適用	VI-22
2)	調査技術の開発	VI-23
(1)	地下水調査機器の開発	VI-24
(2)	物理探査技術の高度化	VI-27
6.3.4	適用性の高い地層処分システム	VI-29
1)	オーバーバック材質	VI-29
2)	オーバーバック厚さ	VI-30
3)	緩衝材厚さ	VI-30
4)	緩衝材施工方法	VI-31

5) 地質環境	VI-32
6) アクセス方式	VI-32
6.4 安全基準の策定に資する技術的拠り所	VI-34
6.4.1 人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件	VI-34
1) 設計の基本的なプロセス	VI-34
2) 設計にあたっての前提条件	VI-34
3) 人工バリアおよび処分施設の設計要件と製作・施工技術の品質管理	VI-34
(1) オーバーバック	VI-35
(2) 緩衝材	VI-35
(3) 地下施設	VI-36
4) 人工バリアの埋設後の健全性評価	VI-38
5) 処分場の管理	VI-38
(1) 処分場の閉鎖に至るまでのプロセス	VI-38
(2) 処分場の管理に関する技術的基盤	VI-38
6.4.2 地層処分システムの安全評価上の要件	VI-39
1) 安全評価の前提条件	VI-39
(1) 防護目標	VI-39
(2) 安全指標	VI-39
(3) 時間スケール	VI-40
2) 安全評価の方法論に関する要件	VI-41
(1) 安全評価シナリオの明確化	VI-41
(2) 地下水シナリオに対する多重バリアシステムの安全評価	VI-43
(3) 接近シナリオに対する考察	VI-44
(4) 総合的な安全評価	VI-45
6.5 まとめ	VI-46
参考文献	VI-49

第 VI 章 処分予定地選定と安全基準策定に資するための技術的検討

6.1 はじめに

第 2 次取りまとめの目標は、わが国における地層処分の技術的信頼性を示すとともに、その研究開発成果を処分事業を進めるうえでの処分予定地の選定と安全基準の策定に資するための技術的拠り所として提示することである。

わが国における地層処分の技術的信頼性については、第 I 章で示した 3 つの研究開発目標に対応する研究開発分野（1.3.3 参照）それぞれの成果を、第 II 章に述べた安全確保のための 3 つの対策（2.3.2 参照）に対応させて、第 III 章から第 V 章までに相互に関連性をもたせながら展開することにより包括的に論じた。

本章では第 2 の目標に応えるため、第 V 章までに示した検討結果を踏まえ第 2 次取りまとめにおける研究開発成果を、実施主体の行う処分事業や国の安全規制に役立てるという観点で整理する。

6.2 技術的拠り所としての研究開発成果の統合化

6.2.1 検討の方法

専門部会報告書は、処分事業を進めていくうえで処分予定地の選定と安全基準の策定に資するため、第2次取りまとめに盛り込むべき主な事項（以下、「主要事項」という）を次のように示している。

表 6.2-1 専門部会報告書に示されている主要事項

処分予定地選定に資する技術的拠り所
• 処分予定地選定の要件の明確化に関する事項
①地質環境の長期安定性
②人工バリアの設置環境として重要な地質環境の特性
③天然バリアとして重要な地質環境の特性
• サイト特性調査技術に関する事項
①地質環境調査技術および関連機器の開発と改良
②ナチュラルアナログの適用性
安全基準の策定に資する技術的拠り所
• 人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件
①人工バリアの設計・製作・施工技術の品質
②処分施設の設計要件と施工技術の品質
• 地層処分システムの安全評価上の要件
①安全評価シナリオの明確化
②地下水シナリオに対する多重バリアシステムの安全評価
③接近シナリオに対する考察
④総合的な安全評価

これらの主要事項に関して、研究開発成果を技術的拠り所として示すためには、今後サイト選定や安全基準、技術基準などの規制体系の整備が進められる中で、どのような時期にどのような技術情報が必要となるかを考えておくことが重要である。この観点から、総合エネルギー調査会原子力部会における事業化のための審議や原子力安全委員会放射性廃棄物安全規制専門部会における安全規制にかかわる審議の状況を念頭におき、さらに諸外国のサイト選定指針や安全規制の例も参考にして、第2次取りまとめの研究開発成果を将来の地層処分事業にどのような形で反映することが可能であるかを検討した。

6.2.2 研究開発成果の反映

第II章2.3.2に、地層処分による安全確保の対策として、サイト選定、工学的対策、安全評価を挙げた。これらの3つの対策に関連する研究開発の成果は、第III章、第IV章、第V章に示しており、それによってわが国においても適切な地質環境を選定し、その地質環境に適合した処分場を設計・施工することにより、安全機能を期待できる地層処分システムを構築することが可能であることを示した。また、このように

して構築された地層処分システムの長期的安全性を、体系的に開発した方法を用いた評価によって確認した。これらのことから、わが国において高レベル放射性廃棄物の地層処分の安全を確保する上での技術的な基盤を信頼性をもって示すことができた」と結論した。

第 III 章から第 V 章に記述した研究開発成果の主要な内容と、専門部会報告書に示された主要事項とは、次のような関係にある。

第 III 章では、天然現象の活動の履歴が残されている地質や地形を対象に、現地調査や年代測定を主体とする事例研究を進めるとともに、地球科学の分野に蓄積された文献情報をもとに、地層処分の場としての地質環境の長期安定性について論じた。また、人工バリアを設置する環境および天然バリアとしての機能にとって重要な岩盤と地下水の特性について、文献データの整備を行うとともに、東濃地域および釜石鉱山での地層科学研究の成果を活用した実測データに基づき、人工バリアが長期にわたって性能を維持するうえで適切な環境条件に関する検討を行った。その結果、わが国の地質環境については、火山や断層などの活動地域とその影響範囲を除けば、少なくとも将来十万年程度の期間について、①廃棄物を人間環境から物理的に隔離し、②人工バリアがその性能を発揮しうる設置環境を維持し、③廃棄物に含まれる放射性核種の人間環境への移動を妨げる、という地層処分システムに期待される機能を有していること、またそのような機能を有する地質環境が広く存在することを確認した。

これらの研究開発成果は、主要事項に示された「処分予定地選定に資する技術的拠り所」に直接反映することができる。

第 IV 章では、種々の実験室規模あるいはサイクル機構の地層処分基盤研施設 (ENTRY) での工学規模の試験や鉱山での原位置試験を通じて、わが国の幅広い地質環境に対応できるように岩盤物性値の幅を考慮して合理的な設計・施工が可能であること、オーバーバックの試作や実際の緩衝材を用いた施工試験などを通じて、人工バリアの製作・施工が現在の技術をもとに実施できることを示した。また、人工バリア仕様を対象として、具体的な処分施設の設計や処分場の建設、操業の各手順について検討し、これらの作業について独立に並行して実施可能となるような処分場全体のレイアウトを示すとともに、それぞれの作業について基本的に現状技術あるいは近い将来実現すると考えられる技術で実現可能であること、十分品質管理を行うことができることを示した。これらのことから、工学技術については、わが国の幅広い地質環境に柔軟に対応させて、既存の技術で所期の仕様を満たしうる処分場（人工バリアを含む）を設計し、その建設・操業・閉鎖を安全かつ合理的に行うことが可能であることが確認された。また処分場の管理については国際的な共通認識なども参考にしつつ、

安全確保の要件ではないとしても必要に応じて一定期間の能動的な管理を行うこともできるレベルにあること、安全性の観点から廃棄体の再取り出しを行うことについては想定する必要がないことが示された。

これらの成果は、「人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件」に関する主要事項のほか、「処分予定地選定の要件の明確化」に関する主要事項のうちの人工バリアの設置環境として重要な地質環境の特性として反映することができる。

第Ⅴ章では、わが国においても存在することが確かめられた長期的に安定で地下深部の好ましい条件を備えた地質環境に、処分場を適切に設計施工することによって構築される地層処分システムを対象として安全評価を行った。評価にあたっては、体系的なシナリオ開発を進め、シナリオにしたがって、とくにニアフィールドに力点をおいて、より現象に即したモデルの開発とより現実的なデータの整備を行った。これらのモデルやデータベースの開発では、ENTRYでの工学規模の試験研究や地層処分放射化学研究施設（QUALITY）での放射性核種を用いた試験、東濃地域や釜石鉱山における地層科学研究に基づいた妥当性の検討を行い、信頼性の向上を図った。開発された個々のモデルを統合し、線量を指標として地層処分システム全体の安全性を評価するための安全評価モデルの基本体系を整えた。構築した安全評価手法を用い、わが国の地質環境の多様性と処分場仕様のオプション、シナリオやモデル、データの不確実性を考慮して、地層処分システムの安全性を評価した結果、廃棄物が人間環境に及ぼすと想定される影響は、諸外国で提案されている安全基準に示された防護レベルを下回ることを確認した。

これらの成果は、「地層処分システムの安全評価上の要件」に関する主要事項に反映することができるものであり、また第Ⅲ章や第Ⅳ章で示した研究開発成果が、地層処分の安全性を示すうえでどのような役割を果たしているかについては、安全評価を通じて理解されることから、処分地選定の過程や人工バリアおよび処分施設の設計・施工に対しても反映されるものである。

6.2.3 事業化のプロセスとの関係

わが国の高レベル放射性廃棄物の地層処分計画を進めるにあたっては、基本的な方針や処分場の立地に関する事項などを定めた基本計画、国および電気事業者の責務の明確化、処分費用の確保、処分実施主体の設立などを目的とした法制度（以下、「事業法」と呼ぶことにする）の整備について議論が進められている（総合エネルギー調査会原子力部会、1999）。

事業法に基づき、2000年を目安に設置される処分事業の実施主体が、地元の了承と国の確認を得て処分予定地を選定することとされている（原子力委員会、1994）。こ

の選定プロセスについては、①処分候補地の選定、②処分予定地の選定および、③処分地の選定の3つの段階が想定されており、処分予定地の選定段階には予備的調査が、また処分地の選定段階には地下施設を利用したサイト特性調査が行われることとなっている（原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）。サイトの選定にあたっては、各段階を通じて実施主体が判断の拠り所とすべき、選定要件を策定することが必要であると考えられる。

このためには、前述した主要事項のうち、処分予定地選定の要件の明確化に関して技術的拠り所を示すことが重要である。たとえば、米国のサイト選定ガイドライン（USDOE、1982）では、サイトが受け入れられるために満足すべき条件（Qualifying Condition）、サイトが受け入れられるために好ましい条件（Favorable Condition）、潜在的に好ましくない条件（Potentially Adverse Condition）、除外条件（Disqualifying Condition）という4段階の評価条件を設けており、これに基づいて処分の実施主体の役割を担うエネルギー省（DOE）が段階的に候補サイトの絞り込みを行ってきた。

選定された処分予定地においてサイト特性調査が行われるが、その際には何をどのように調べるのかが明らかにされている必要がある。このためには、主要事項のうち、「サイト特性調査技術に関する事項」について技術的情報を整理しておくことが重要である。サイト特性調査によって得られる地質環境に関する情報に基づき処分場の設計が行われる際には、主要事項の中の「人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件」にしたがって処分場の建設、操業および閉鎖を行うことが技術的に可能であることを示す必要がある。

事業法とともに、安全規制の整備が行われることが必要である。処分施設建設の認可申請にあたっては、サイト特性調査によって明らかとなった地質環境条件に対応した処分場の設計と地層処分システムの安全評価が行われる。これが適切なものであるかは、安全規制によって判断される。安全規制を整備するためには、いつまで評価すればいいのか（時間スケール）、何をもちいて安全と判断するのか（安全指標と防護レベル）という点が明確にされるとともに、主要事項に示したように評価において考慮すべきシナリオの範囲や手法などについての要件が示されることが必要となる。

安全評価の結果を踏まえ、サイトの適性や建設・操業・閉鎖といった処分技術や管理手法の適切性および地層処分システムの長期安全性について、最終的に国による安全審査などを得た後、認可を受けた手法を用いて処分場の建設、操業、閉鎖が行われる。これにあたっては、処分場の管理が適切に行われる必要があり、そのための技術的拠り所が示されることが重要となる。

6.2.4 技術的掘り所の構成

以上の検討から、処分予定地の選定や安全基準の策定に資する技術的掘り所を構成する内容については、専門部会報告書に示された主要事項と研究開発成果の関係、また将来の事業化にあたって求められる技術情報を提供するということを考慮して、主要事項を網羅しつつ次のような項目として示すこととする。

表 6.2-2 技術的掘り所の構成

処分予定地選定に資する技術的掘り所	
1) サイト選定の要件	
(1) サイト選定の判断のための要件	
・地質環境の長期安定性に関する要件	
・処分場の建設可能性に関する要件	
・人間侵入に関する要件	
(2) サイト選定にとって考慮すべき地質環境条件	
・人工バリアの設置環境として考慮すべき地質環境条件	
・天然バリアとして重要な地質環境条件	
2) 地質環境の調査手法	
(1) 調査の進め方	
(2) 調査技術の開発	
3) 適用性の高い地層処分システム	
安全基準の策定に資する技術的掘り所	
1) 人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件	
(1)人工バリアおよび処分施設の設計要件と製作・施工技術の品質管理	
(2)人工バリアの埋設後の健全性評価	
(3)処分場の管理に関する技術的差整	
2) 地層処分システムの安全評価上の要件	
(1)安全評価の前提条件	
・防護目標	
・安全指標	
・時間スケール	
(2)安全評価の方法論に關する要件	
・安全評価シナリオの明確化	
・地下水シナリオに対する多重バリアシステムの安全評価	
・接近シナリオに対する考察	
・総合的な安全評価	

これらの項目と研究開発成果の関係、これらの項目の事業化における反映先を図 6.2-1 にまとめて示す。また、これらの項目が事業化の展開の中でどのようなタイミングで用いられるかは、図 6.2-2 のように考えることができる。これらは、技術的掘り所がどのように構築されるべきかを示すものである。

技術的掘り所としての技術的情報は、これらの構造的特徴を考慮して整理する必要

がある。6.3節においては、処分予定地選定に資するための技術的拠り所として、サイト選定のプロセスにしたがい、サイト選定の要件を明らかにするとともに、地質環境の調査を行うための手法についてまとめた。これらの検討とあわせ、技術情報の理解を深めるため、6.3.4において想定されるわが国の幅広い地質環境条件に対し、安全性確保の点で適用性が高いと考えられる処分システムの設定を試みた。

6.4節には、安全基準の策定に資するための技術的拠り所として、人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件ならびに、地層処分システムの安全評価上の要件について記述した。

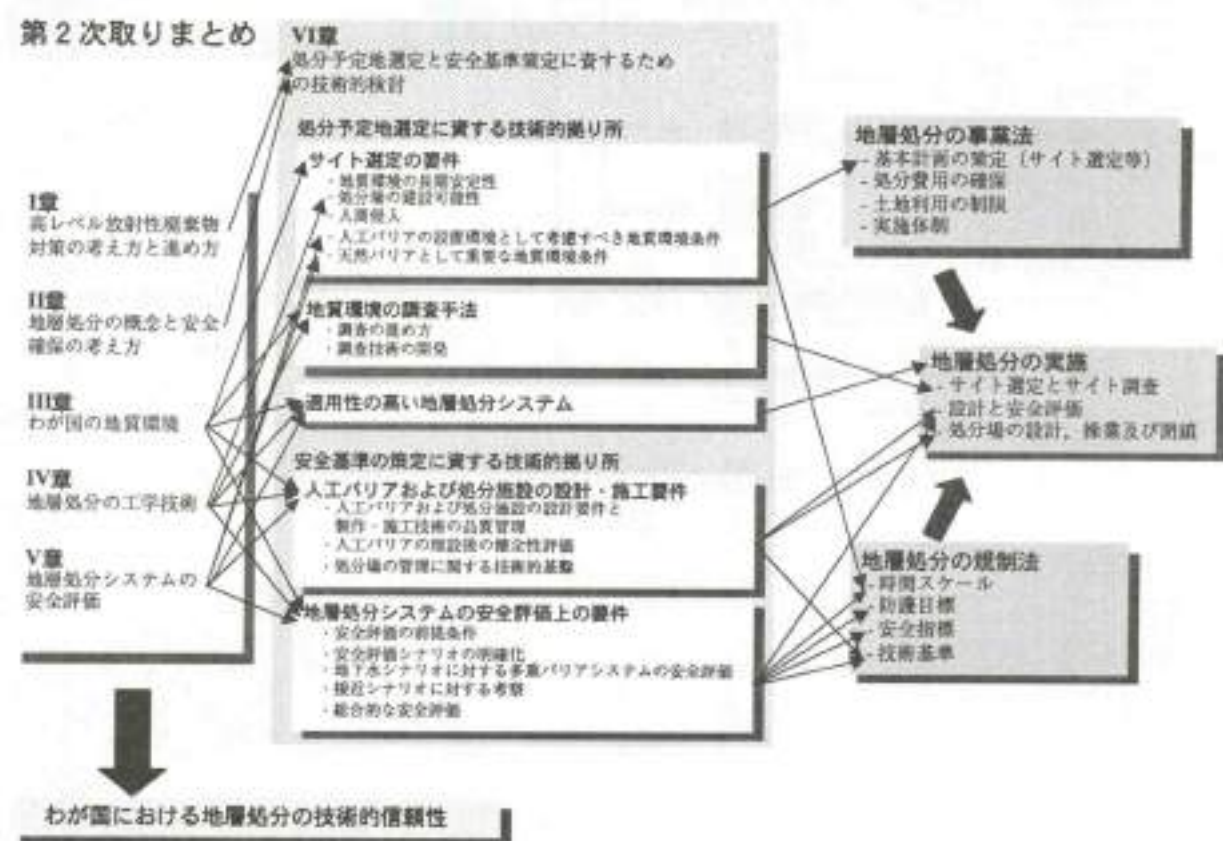


図 6.2-1 地層処分の事業化に向けた研究開発成果の反映

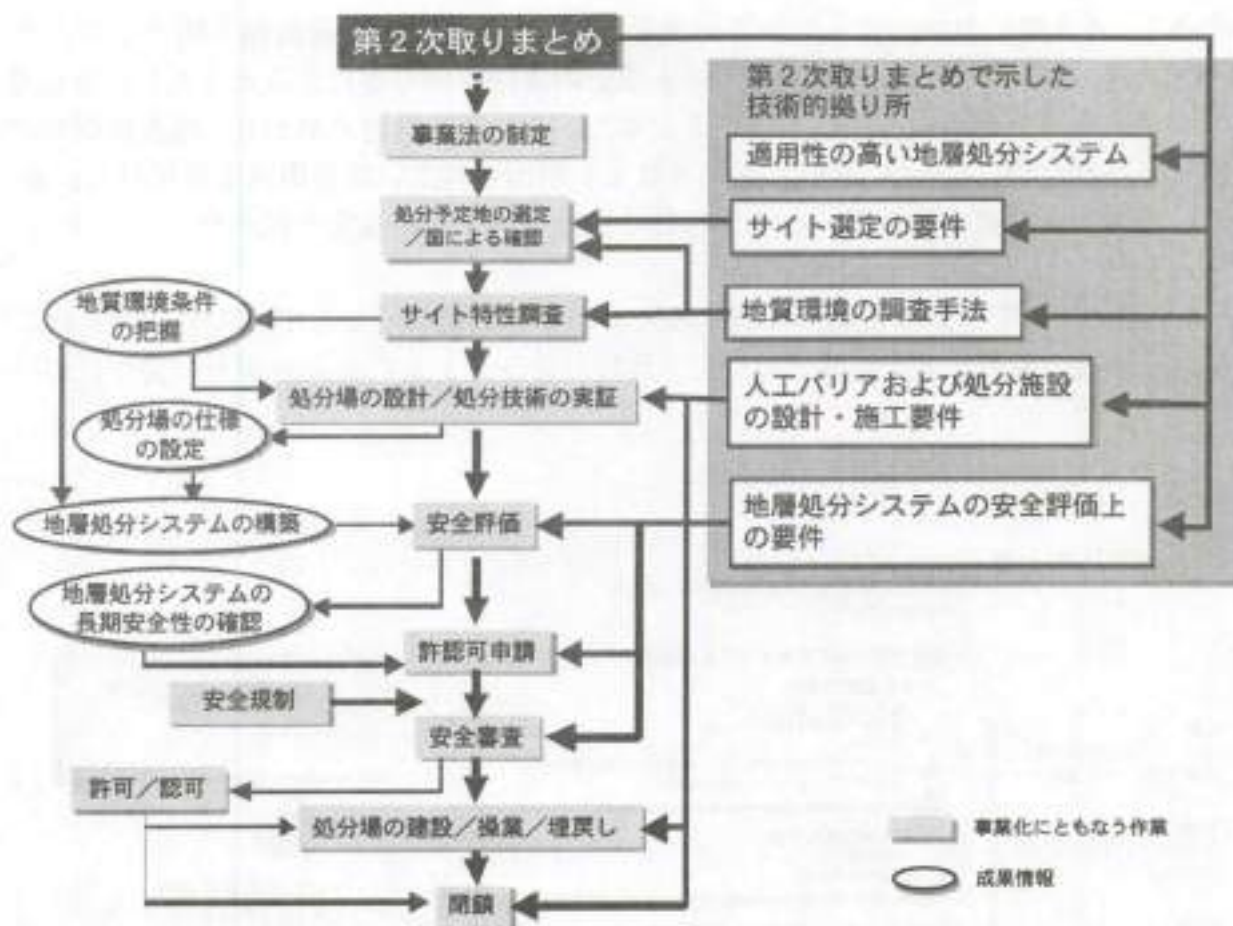


図 6.2-2 地層処分事業の展開と技術的拠り所

6.3 処分予定地選定に資するための技術的拠り所

地層処分のための場所の選定は、2000 年を目処に設立される処分事業の実施主体が行うこととされている（原子力委員会、1994）。また、その選定プロセスについては、①処分候補地の選定、②処分予定地の選定および③処分地の選定の3つの段階が想定されており、処分予定地の選定段階には予備的調査が、また、処分地の選定段階には地下施設を利用したサイト特性調査が行われることとされている（原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会、1998）。ここでは、上記の各段階における処分候補地、処分予定地および処分地を包括する意味で、「サイト」を用いる。

本節では、前章までに述べてきたわが国の地質環境の条件、およびこれに基づく処分技術ならびに安全性の検討の結果を踏まえ、サイトの選定において考慮すべき地質環境上の要件を整理する。また、これに基づき、サイトの選定にあたって実施すべき調査の内容について検討する。なお、これらの検討とあわせて、地層処分システムの具体像を描いておくことが技術情報を理解するうえで合理的であり、この目的で6.3.4に想定されるわが国の幅広い地質環境条件に対し、安全性確保の点で適用性が高いと考えられる処分システムの設定を試みた。

6.3.1 サイト選定のプロセス

サイトの選定を段階的に、かつ透明性をもって進めていくための具体的な方策については、国や電気事業者などにおいて検討がなされているところである（たとえば、駒田ほか、1999；北山・駒田、1999）。現時点において、各段階の技術的な位置づけについては、以下のように考えられる。

1) 処分候補地の選定

処分候補地の選定は、地層処分の場として不適切な地域を、処分予定地の選定に先だって除外しておくことが主眼となる。この観点からは、天然現象による著しい影響が及ばないことや、人間侵入の動機となるような地下資源が存在しないことなどが、処分候補地としての条件となる。なお、この段階における地質環境の調査は、関連する分野における既存の情報を対象とした文献調査が主体となると考えられる。

2) 処分予定地の選定

処分予定地の選定段階には、処分候補地における現地調査が実施される。これにより、処分候補地の選定段階に主に文献調査によって判断した内容が、実測データによって確認される。また、人工バリアの設置環境や天然バリアの観点から、サイトの岩盤および地下水の適性を検討することも可能になってくる。すなわち、本報告書（第Ⅳ章、第Ⅴ章）に示したような手法を適用することにより、処分候補地における実測データに基づいて、処分システムの概略的な設計や予備的な安全評価を行うことができる。これらの結果を踏まえて、処分候補地の中から処分予定地が選定される。

3) 処分地の選定

処分地の選定段階には、処分予定地において、地下施設の建設をとまなう総合的な調査（サイト特性調査）が実施される。この段階においては、サイトの地質環境特性が詳細に把握され、地層処分システムの設計や安全評価に必要な地質環境データが包括的に取得、整備されることになる。

6.3.2 サイト選定の要件

1) 要件の抽出

ここでは、6.3.1 で示したサイト選定の各段階を通じて、技術的判断の拠り所とすべき地質環境上の要件を検討する。まず、以下の考え方にに基づき、サイト選定の要件とすべき項目を抽出した。

- ・専門部会報告書に示された以下の技術的な事項について検討し、その内容を詳細化する。
 - －地質環境の長期安定性
 - －人工バリアの設置環境として重要な地質環境条件
 - －天然バリアとして重要な地質環境条件
- ・とくに、変動帯に位置するわが国の地質環境の特徴を十分に考慮する。
- ・国際機関（IAEA, 1981, 1989, 1994a など）や諸外国（USDOE, 1982；Nagra, 1994；SKB, 1992a, 1995；AECL, 1994 など）によって整理された項目を参照し、わが国の地質環境の特徴と対比することにより、漏れがないことを確認する（原子力安全研究協会, 1997）。

抽出された項目は、単独で地層処分の場合としてのサイトの適性が判断される項目と、サイトの適性に関与するが、単独での判断が困難（総合的な評価が必要）な項目とに大別できる。ここでは、前者を「サイト選定の可否にかかわる地質環境の要件」、後者を「サイト選定において考慮すべき地質環境条件」として整理する（表 6.3-1）。

表 6.3-1 サイト選定における地質環境上の要件

サイト選定のプロセス		候補地の選定	予定地の選定	処分地の選定	着視点
可否の要件	地質環境の長期安定性				○断層活動 ○火山活動 ○隆起・侵食
	処分場の建設可能性				○岩盤の規模、深さ
	人間侵入				○地下資源
考慮の条件	人工バリアの設置環境				○地質構造 ○地下水の流動特性 ○地下水の地球化学特性
	天然バリア機能				○岩盤の熱特性・力学特性 ○岩盤中の物質移動特性
主要な調査手段		文献調査	地上調査	地下調査	

2) サイト選定の可否にかかわる地質環境の要件

この要件は、地層処分の場合として不適切な地域を、選定の対象から除外するうえでの判断基準となる。現時点で想定される要件としては、地質環境の長期安定性、処分場の建設可能性および人間侵入に関連する項目が挙げられる。これらの要件を満たさない地域は、可能な限り処分候補地の選定段階における文献調査によって除外しておくことが重要である。そのうえで、これらの要件に関しては、処分予定地の選定段階において、現地調査による確認を行う必要がある。

(1) 地質環境の長期安定性に関する要件

地質環境の長期安定性の観点からは、3.2 で述べたように、断層活動、火山活動あるいは隆起・侵食といった天然現象による影響が、地層処分システムの性能に支障を及ぼすような場所でないことが重要な要件となる。各天然現象についての要件は、以下のように考えられる。

①断層活動の影響（岩盤の破断・破砕、変位）によって、処分システムの所期の性能が損われるような場所ではないこと

この要件を満たす場所は、主要な活断層（過去数十万年以内に繰り返し活動している断層）から十分に離すことにより確保できる。3.2.3 で述べたように、わが国における活断層の分布はおおむね把握されており、処分候補地を選定する段階に、主要な活断層の影響範囲（および活動の場の移動範囲）を見込んで距離を離すことが可能である。また、処分予定地の選定段階には、トレンチ調査や年代測定などの手法を用いて、活動の履歴や周辺岩盤の状態を調べることで、断層の活動性や影響の規模などを実際に確認できる。これらの結果に基づき、地下水の移行経路としての特性および周辺岩盤の破砕や変形の程度などを考慮して、人工バリアの性能および天然バリアとしての機能が十分に確保できるように、処分施設を配置できるかどうか判断される。

②火山活動の影響（マグマの貫入、地熱、熱水の侵入）によって、処分システムの所期の性能が損われるような場所ではないこと

この要件を満たす場所は、火山が分布する地域から十分に離すことにより確保できる。3.2.4 で述べたように、わが国における火山の分布は良く把握されており、処分候補地を選定する段階に、それらの影響範囲（および活動の場の移動範囲）を見込んで距離を離すことが可能である。また、処分予定地の選定段階には、火山噴出物や熱水変質帯の分布と年代、地下水の水質、地温の空間的な変化などを追跡することにより、周辺に存在する火山（地域）の活動の特徴や影響を調べることもできる。これにより、火山の活動地域およびそれに起因する地熱・熱水の影響範囲などを考慮して、人工バリアの性能および天然バリアとしての機能が十分に確保できるように、処分施設を配置できるかどうか判断される。

③隆起・侵食によって、地下深部に埋設した廃棄体が地表付近に接近するような場所ではないこと

この要件は、廃棄体を隔離すべき期間に予想される隆起・侵食量を見込んで、十分な深度に廃棄体を埋設すること、と言い換えることができる。すなわち、廃棄体を埋設する深度に応じて、許容できる隆起・侵食の程度は違ってくる。3.2.5 で述べたように、わが国における隆起・侵食の地域的な傾向はおおむね把握されているため、処分候補地を選定する段階に、著しい隆起・侵食が起こるような地域を除外することができる。また、処分子定地の選定段階には、個々の地域における地形・地質情報に基づいて、より詳細な分析が可能となる。その際には、3.2.6 で述べたような気候・海水準変動の影響を加味することも必要である。これらの検討に基づき、将来に想定される隆起・侵食を考慮しても、人工バリアの性能および天然バリアとしての機能が維持できる深度に、廃棄体を埋設できるかどうか判断される。

なお、これらの長期安定性に関する要件は、国際機関のガイドラインなど（たとえば、IAEA, 1985, 1994a）でも、地層処分システムが成立するための要件として提示されている。諸外国^[4]では、上記以外の天然現象として、岩塩層のダイアピリズム（岩塩が周囲の岩石よりも比重が小さく、塑性流動しやすいため、割れ目などに沿って上昇する現象）や巨大隕石の落下が検討されている例があるが、前者はわが国には存在しないこと、また、後者は地球的規模で環境を破壊する、きわめて稀な現象であること、などからサイト選定の要件の検討から除外した。

(2) 処分場の建設可能性に関する要件

処分場を建設するためには、一定の広がりをもつ空間が地下の岩盤内に確保されることが必要である（IAEA, 1994a；Nagra, 1994）。この観点からは、処分場を建設するうえで十分な規模の岩盤が、適切な深度に分布していることが要件となる。とくに、明らかに適性の劣ると考えられる第四紀の未固結岩（砂礫層など）が地下深部まで分布しているような地域は除外される（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1984）。そのような地域は、処分候補地を選定する段階において、地質図などの既存の資料を参考にして、あらかじめ除外することができる。また、処分子定地の選定段階には、対象とする岩盤の分布や強度などを測定することにより、合理的な仕様に基づいて処分場を建設できるかどうか判断される（第 IV 章参照）。

(3) 人間侵入に関する要件

地下に資源が存在する場合、将来の世代が採掘や探査の目的で地下深部の地質環境に接近することが想定される。処分場への人間侵入の可能性をできるだけ低減する観点からは、地下資源が存在する地域でないことが重要な要件となる。このような考え方は、諸外国においても示されている（たとえば、Nagra, 1994；SKB, 1995）。この要件については、処分候補地を選定する段階に、鉱床の分布や過去の鉱業活動など

に関する既存の資料に基づいて検討することが可能であり、処分予定地の選定段階には、現地調査により直接確認できる。

3) サイト選定において考慮すべき地質環境条件

地層処分システムが長期にわたる安全性を維持するためには、上記 2) の要件に加えて、サイトの岩盤や地下水の性質が、人工バリア（および処分施設）の設置環境ならびに天然バリアとして適切であることが重要となる。また、このような多重バリアの性能に関与する地質環境条件は、著しく適性が劣る場合を除けば、個々の条件を独立的に評価するよりも、むしろ、処分システムの設計や安全評価の観点からの検討を通じて、総合的に評価すべきである。

サイトの地質環境条件に関する具体的な情報は、処分予定地の選定段階における地表調査やボーリング調査によって取得され始め、最終的には、処分地の選定段階における地下施設を利用したサイト特性調査によって包括的に整備される。すなわち、調査が進展するにしたがって、得られる地質環境情報の量や詳細さが増し、これにともない、処分システムの設計および安全評価の精度や確実性が向上していく。なお、処分候補地の選定段階においても、その地域の地質・地形的な特徴に基づき、岩盤や地下水の性質をある程度予測しておくことは可能である。

(1) 人工バリアの設置環境として考慮すべき地質環境条件

人工バリアおよび処分施設の設置環境としては、建設・施工性と性能維持の観点から、サイトの地質構造、地下水の流動特性と地球化学特性および岩盤の熱特性・力学特性が重要となる。これらの地質環境条件について、以下のような点に留意しつつ、人工バリアの仕様や処分施設の設計との適合性を検討する必要がある。

①地質構造

主要な地質構造要素（断層や不整合面など）の分布や性状との関係で、処分施設を適切に配置できることが重要な条件となる。とくに、大規模な断層破砕帯など、地下坑道建設の障害となるような要素については、これを避けて配置する必要がある（第 IV 章参照）。なお、ここで検討の対象としている断層は、上記の「2) サイト選定の可否にかかわる地質環境の要件」の対象とした活断層ではなく、すでに活動を終了した断層（地質断層や死断層あるいは非活断層と呼ばれる）である。

②地下水の流動特性

地下水の動きは、オーバーバックの腐食や核種の溶解および移行を支配する重要な要素である。一般的には、動水勾配や透水性が低く、人工バリア中に浸透する地下水の量や速度が小さいことが好ましい条件となる。逆に、地下水の動きが速く、緩衝材の著しい流失などが想定されるような場所は、人工バリアの設置環境として適切では

ない（第Ⅴ章参照）。

東濃地域や釜石鉱山での実測結果などによれば、断層破碎帯や割れ目集中帯を除く地下深部の岩盤としての平均的な透水係数は、おおむね $10^{-12} \sim 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$ の範囲に分布しており、また、地下深部における動水勾配は、地表付近に比べて小さくなることが確認されている（3.3.3 参照）。このような知見に基づけば、地下深部において、緩衝材を流失させるような地下水流動が生じているとは、一般的には考え難い。

③地下水の地球化学特性

地下水の化学的な性質（pH や酸化還元状態など）は、人工バリア材の腐食速度や核種の溶解速度を左右する重要な要素である。現在検討されている人工バリアの仕様では、地下水の pH が強酸性や強アルカリ性でなく、かつ還元性であることなどが、オーバーパックの腐食や核種の溶解を抑制する観点から好ましい条件となる。とくに、緩衝材などによる還元能力を越えるような酸化性の地下水が、広域に浸透しているような場所は、人工バリアの設置環境として適切ではない（第Ⅴ章参照）。

わが国では、降水起源の地下水と海水起源の地下水を考慮する必要があるが、いずれも、岩石中に一般的に含まれる鉱物や有機物などとの反応によって、地下深部の地下水は一般に還元状態にあると考えられる。とくに、新第三紀の堆積岩のように有機物を多く含む岩盤中では、花崗岩などに比べて、比較的浅い深度で還元状態に達するものと思われる（3.3.4 参照）。

④岩盤の熱特性・力学特性

地下深部の応力、地温および岩盤の諸物性は、処分施設や人工バリアの設計および建設・施工性にとって重要である。一般的には、応力状態が均質に近く、地温が低いことが好ましい条件となる。これらの条件は、処分施設や人工バリアの仕様を最適化する要件となるため、経済性の観点からも重要である。とくに、緩衝材の温度を制限値（たとえば、 100°C ）以下に維持できるように設計することが困難な地温状態、あるいは建設・採業時における地下空洞の安定性や埋め戻し後の人工バリアの力学的な安定性を、合理的な設計により確保できないような応力状態は、人工バリアの設置環境として適切ではない（第Ⅳ章参照）。

全国的な文献データや東濃地域および釜石鉱山での計測によれば、一般に深度が増すにしたがって、鉛直応力と水平応力の比は 1 前後に近づく傾向がある。このように、応力状態が均質に近い方が、処分施設や人工バリアの設計は容易である（第Ⅳ章参照）。また、深層ボーリングに基づく全国規模の地温勾配図によれば、火山の周辺を除く地域における平均的な地温勾配は、おおむね $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 前後にある（3.3.5 参照）。地温勾配が $3^{\circ}\text{C}/100\text{m}$ 程度であれば、深度 1,000m においても合理的な処分施設の設計

が十分に可能である（第Ⅳ章参照）。

(2) 天然バリアとして重要な地質環境条件

天然バリアとしては、サイトの地質環境が、処分場から人間環境へ向かう核種の動きを遅延する機能を有することが重要となる。この観点から、サイトの地質構造、地下水の流動特性と地球化学特性および岩盤中の物質移動特性について、以下のような点を確認する必要がある。

①地質構造

物質の移行経路として重要な地質構造要素に着目し、大規模な断層破碎帯など選択的な移行経路となり得る構造から、十分な距離が確保できることを確認する（第Ⅴ章参照）。なお、処分場の母岩のみならず、被覆層における希釈効果や還元能力などにも着目して、地質構造をとらえる必要がある。

②地下水の流動特性

動水勾配や岩盤の透水性に着目し、地下水を媒体とする核種の移行が十分に低く制限できる水理学的状態であることを確認する。一般的には、上記(1)の②と同様、動水勾配や透水性が低く、処分場から人間環境へ向かう地下水の動きが小さいことが好ましい条件となる（第Ⅴ章参照）。

③地下水の地球化学特性

地下水と核種との化学的な反応に着目して、核種の移行が十分に低く制限できる化学的状态であることを確認する。一般的には、上記(1)の③と同様、還元性で核種を溶解し難いことが好ましい条件となる（第Ⅴ章参照）。

④岩盤中の物質移動特性

移行経路の構造や化学的な性質に着目し、核種の移行に対して十分な遅延効果（マトリクス拡散や吸着など）が期待できることを確認する。一般的には、マトリクス拡散の効果が大きく、移行経路沿いに存在する鉱物の核種に対する吸着能力が高いことが好ましい条件となる（第Ⅴ章参照）。

東濃鉱山や釜石鉱山での調査結果によれば、割れ目や断層中に存在する粘土鉱物、あるいは岩石中に普遍的に存在する雲母鉱物、鉄酸化鉱物は、ウランなどの元素を吸着する能力が高いことがわかっている。また、花崗岩中において、割れ目からのマトリクス拡散が実際に起こっていることも観察されている（3.3.2 参照）。このような知見に基づけば、処分場から人間環境へ向かう核種の移行は、概して（岩盤によって多少の差はあるとしても）、地下水の動きよりも遅くなることが期待できる。

6.3.3 地質環境の調査

1) 調査の進め方

地質環境を対象とした調査は、処分候補地の選定から、処分子定地の選定、そして処分地の選定へと、段階的に進められていく。各段階での調査の内容や前後の段階との関係などについては、今後、安全規制の枠組みが整備されるにしたがって、具体的な検討がなされていくことになる。一般的には、概略的な調査から詳細な調査（すなわち、文献調査から始まって、地表踏査や地上での物理探査、ボーリングによる調査、地下坑道を利用した調査）へと進展していくのが合理的である。ただし、実際に現地での調査を進める際には、文献調査で得られた情報に基づき、具体的な調査計画が策定され、また、調査計画の各段階ごとに、事前解析などを通じて手法の最適化が図られる。その際には、たとえば、一部のボーリングを地表踏査や物理探査に先行させるなど、既存情報の充実度やサイトの特徴、あるいは社会的な制約などに応じた柔軟な対応が必要となる。

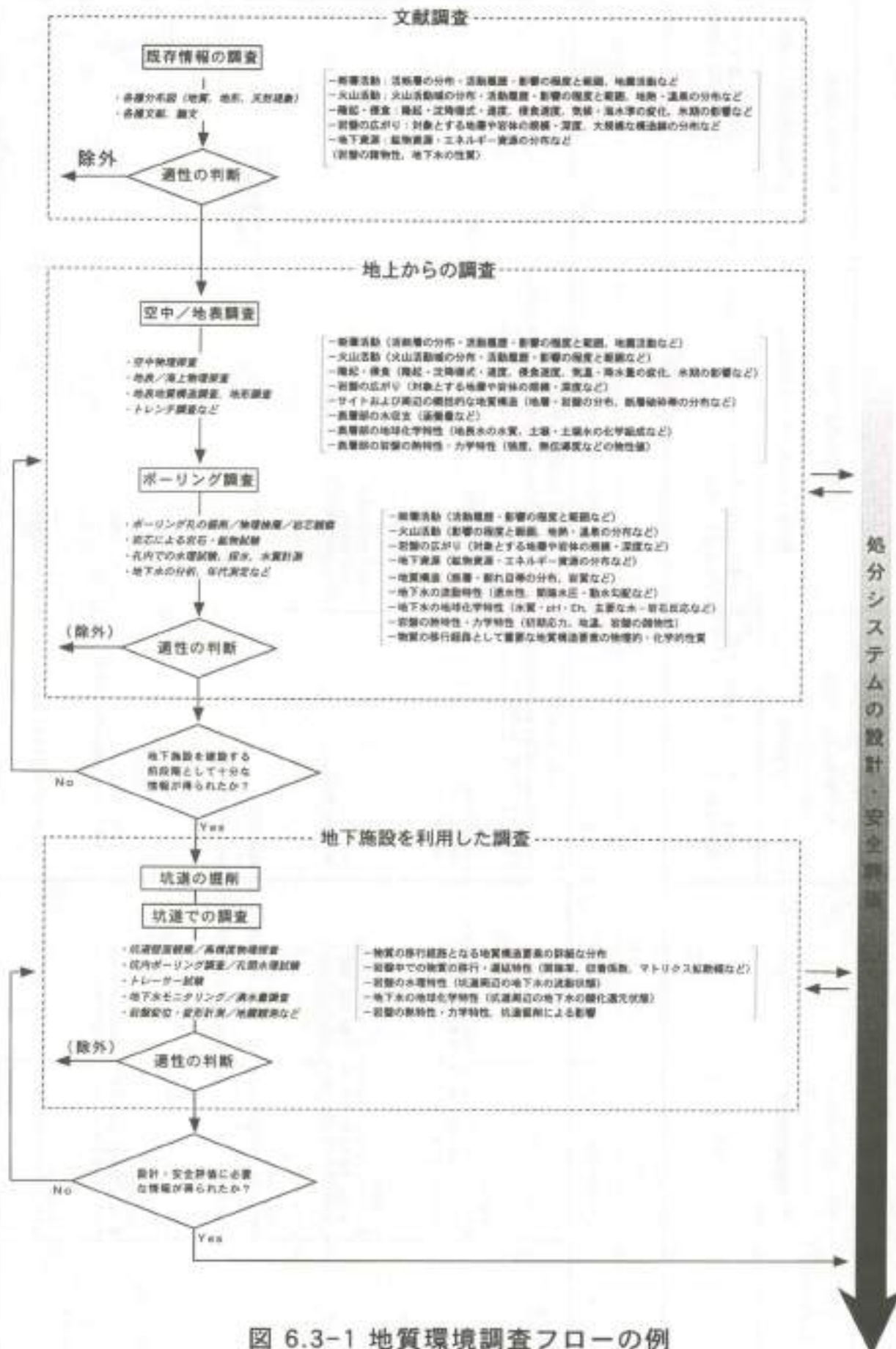
本節では、地質環境の調査を、文献調査、地上からの調査および地下施設を利用した調査に分けて、その内容について検討する（図 6.3-1、表 6.3-2）。文献調査は主に処分候補地の選定段階において、地上からの調査は処分子定地の選定段階から処分地の選定段階（サイト特性調査）にわたって、また、地下施設を利用した調査は、サイト特性調査の一環として実施されるものと考えられる。なお、最近における人工衛星を利用した測地技術の飛躍的な普及と高度化にみられるように、地質環境の調査に応用できる技術は日々進歩を遂げている。実際のサイトでの調査は、今後、実用化や高度化が図られてくる技術を取り込みながら、最適化されていく必要がある。なお、以下で言及する調査技術や手法の詳細については、分冊 1 第 IV 章に整理した。

(1) 文献調査

文献調査では、6.3.2 の 2) で述べたサイト選定の可否にかかわる要件について検討がなされる。そのため、以下のような項目について、本報告書（3.2 など）や分冊 1 に取りまとめた内容に加え、関連する地球科学の分野における最新の知見やサイトおよびその周辺に関する情報を最大限に活用する必要がある。

- －断層活動：活断層の分布・活動履歴・影響の程度と範囲、地震活動など
- －火山活動：火山活動域の分布・活動履歴・影響の程度と範囲、地熱・温泉の分布など
- －隆起・侵食：地域の隆起・沈降様式・速度、侵食速度、気温・降水量・海水準の変化、氷期の影響など
- －岩盤の広がり：対象とする地層や岩体の規模・深度、大規模な構造線の分布など
- －地下資源：鉱物資源・エネルギー資源の分布など

わが国においては、全国規模で詳細な地質図や各種の分布図が整備されており、主



61-19

[illegible]

要な地層・岩体、活断層や構造線、火山・地熱・温泉、地下資源の分布などは、文献調査の段階で把握することが可能である。とくに、3.2 に示したように、活断層、火山、地温勾配、隆起・沈降などの分布に関しては、最新の情報が包括的に整理された資料が出版されている。サイトによっては、既存の情報だけでは十分な検討を行うことが困難な場合も予想されるが、文献調査の段階では、その時点で得られる情報の限りにおいて、明らかに適性が劣ると判断されるサイトを除外することが重要である。

なお、サイトの岩盤や地下水の特性についても、可能な限り既存の情報を収集・整理し、その適性についての見通しを得ておくことが望まれる。

(2) 地上からの調査

地下施設の建設をともしない段階では、空中および地表または海上からの物理探査、地表踏査、ボーリング調査およびトレンチ調査などが実施される。これらの調査によって得られるサイトでの実際のデータに基づき、文献調査によって検討した項目について再度、吟味がなされる。とくに、地層処分システムの機能を損なう可能性のある天然現象について、最近の地質時代に発生または影響の痕跡がないこと、および将来、発生するような徴候のないことなどを確認しておくことが重要となる。

断層については、地震予知や原子力施設の耐震設計の目的で実施されているようなトレンチ調査や変位地形の調査などの手法を活用することにより、断層活動の履歴や周辺岩盤への影響を追跡することができる。また、ボーリング調査と物理探査を併用することにより、断層の地下構造を推定することも可能である。なお、断層の活動性については、全国的に広く分布している下末吉期（約 12.5 万年前）の地形や地層に変位を与えているかどうかの有効な指標となる。

火山については、周辺での地下水の水質や地温の空間的な変化、火山岩などの分布と年代を調べることにより、活動域や影響の範囲が確認できる。なお、年代については、最近の技術進歩により、精度の高い測定が可能となっている。

隆起・侵食についても、サイトやその周辺における段丘（海岸段丘、河岸段丘）、侵食平坦面、第四紀堆積物などの分布（形成年代と現在の高度）に基づいて、より詳細な分析が可能となる。また、侵食速度については、その地域の隆起速度や地形情報に基づいて評価することも可能である。

また、この段階において、地下深部の岩盤や地下水についての実測データが取得され、多重バリアシステムの性能の観点から、サイトの適性が具体的に検討され始めることになる。すなわち、主にボーリング調査によって取得される実測データに基づき、サイトの地質構造、地下水の流動特性と地球化学特性、岩盤の熱特性・力学特性

および物質移動特性が、人工バリアの設置環境および天然バリアとして適切な状態にあるかどうかを検討される。調査の具体的な内容や進め方については、サイトの地質・地形的な特徴および社会的な条件を考慮して最適化を図る必要があるが、一般的には以下のように考えられる。

①空中および地表からの調査

空中からの調査には、人工衛星を利用したリモートセンシングや航空機を用いた空中物理探査がある。これらは、資源探査などの分野で従来より用いられているものであり、主に数十～数百 km² あるいはそれ以上の領域を対象に、大規模な断層破砕帯や地質の分布などを大局的に把握するための手法として有効である。また、地表部における水の分布状況などの推定にも活用できる。

地表からの調査では、数 km～数十 km 四方程度の領域について、地表部の詳細な情報と地下深部までの概括的な情報を得ることが目的となる。地表踏査や地上物理探査などにより、空中からの調査では把握が難しい比較的小規模な断層や割れ目帯および地層や岩体の分布・性状などが把握される。また、地表水の分析や表層での水収支の観測などが実施される。

空中および地表からの調査では、比較的広域を対象とした概査から、対象領域をより限定した精査へと移行しつつ、得られる情報の分解能が高められていく。また、これらの調査によって得られた情報をもとに、地下深部の情報を直接的に取得するためのボーリング調査が実施され、地表から地下深部までの地質構造などが総合的に解析されていく。

空中および地表からの調査や観測などによって、以下のような項目についての情報が取得される。

- －サイトおよび周辺の概括的な地質構造（地層・岩体、断層破砕帯の分布など）
- －表層部の水収支（涵養量など）
- －表層部の地球化学特性（地表水の水質、土壌・土壌水の化学組成など）
- －表層部の岩盤の熱特性・力学特性（強度、熱伝導度などの物性値）

②ボーリング調査

ボーリング調査では、地下深部の岩石や地下水が採取、分析されるとともに、ボーリング孔を利用した地下水調査や物理探査、力学試験などが実施され、地下施設の設計や安全評価などにも活用可能な定量的な情報が取得される。ボーリング孔は、空中および地表からの調査によって推定される大局的な地質構造や広域地下水流動系などを踏まえて、適切な場所に配置し、体系的に実施することが重要である。

ボーリング調査では、以下のような項目についての情報が取得され、広域地下水流動、地球化学、岩盤力学などに関するモデルの作成に反映される。

- －地質構造（断層・割れ目帯の分布、岩質など）
- －地下水の流動特性（透水性、間隙水圧・動水勾配など）
- －地下水の地球化学特性（水質・pH・酸化還元電位、主要な水－岩石反応など）
- －岩盤の熱特性・力学特性（初期応力、地温、岩盤の諸物性）
- －物質の移行経路として重要な地質構造要素の物理的・化学的性質

地下水の調査では、水圧や水質の時間的な変化や地下施設の建設による影響を評価するための長期観測が必要である。なお、断層や割れ目の分布を把握するための、ボーリング孔を利用した物理探査手法としては、複数孔間や地表との間でのトモグラフィ調査（弾性波や電磁波などを利用）などがある。

(3) 地下施設を利用した調査

地下施設の建設をとともう調査段階においては、地層処分システムの設計および安全評価に必要なデータが包括的に整備される。地下坑道を利用することにより、坑道の壁面観察（割れ目の分布など）や坑道内での高精度の物理探査、トレーサーを用いた物質移行試験、岩盤の変位・変形や地下水の水質・水圧の長期観測などを実施することが可能となる（図 6.3-2）。これにより、人工バリアの設置環境および天然バリアとしての機能の評価に直接的に反映されるような、坑道周辺の岩盤および地下水の性質についての詳細な情報が取得される（たとえば、SKB, 1989; Nirex, 1992）。なお、地表からのボーリング孔を利用した地下水観測などを継続して行うことにより、坑道掘削にともなう変化を把握することも重要となる（たとえば、SKB, 1992b）。

地下施設を利用した調査では、主に坑道周辺の岩盤における人工バリアの設置環境および天然バリアとしての条件に着目して、以下のような項目についての情報が取得される。

- －物質の移行経路となる地質構造要素の詳細な分布・性状
- －岩盤中での物質の移行・遅延特性（間隙率、収着・拡散係数、マトリクス拡散幅など）
- －地下水の流動特性（坑道周辺の地下水の流動状態）
- －地下水の地球化学特性（坑道周辺の地下水の酸化還元状態など）
- －岩盤の熱特性・力学特性、坑道掘削による影響

(4) ナチュラルアナログ研究の適用

ナチュラルアナログ研究については、3.4 に東濃ウラン鉱床における事例を示した。このような手法は、現在の地球化学で用いられている分析技術などを活用すれば、ウラン鉱床のみならず一般の地質環境にも広く適用可能と考えられる。たとえ

ば、割れ目周辺の変質作用に着目したマトリクス拡散に関する研究などは、多くの地質環境に応用することが可能であり、実際に、花崗岩に対しての適用例が国内外において報告されている（たとえば、Alexander et al., 1990；Ota et al., 1999）。また、過去から現在までの地形・地質条件や水理条件などの変遷に着目した古水理地質学的なアプローチ（たとえば、Chapman and McEwen, 1993；Yusa et al., 1993）を適用することによって、現在から将来への地質環境の変化の傾向を類推できる可能性も考えられる。このようなアプローチが、サイトにおける地質環境の長期的な安定性を評価する補完的な手段として、有効に活用されることが期待される。

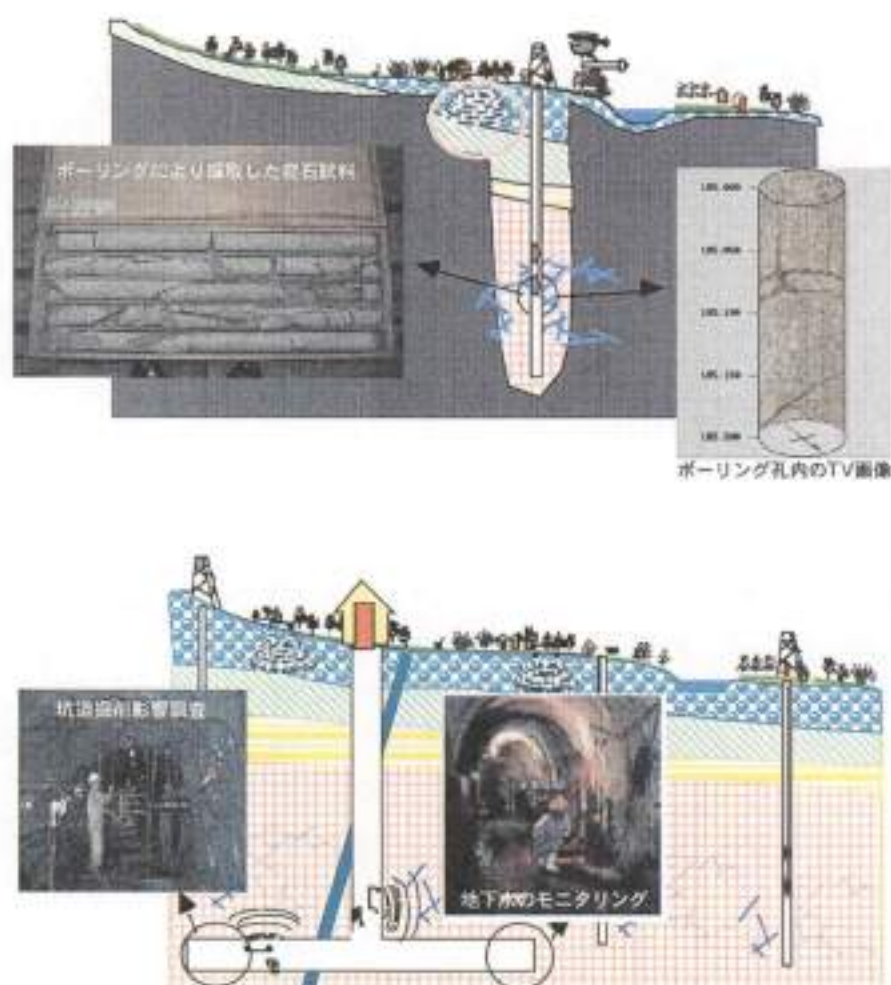


図 6.3-2 ボーリング孔や地下坑道を利用した地質環境の調査

2) 調査技術の開発

地層処分の観点から行う地質環境の調査は、従来の土木関連分野における調査などに比べて、①地下 1,000m 程度までの深部の岩盤とそこに含まれる地下水を対象としている、②長期の評価に用いるため、原位置における精度の高い情報や長期変化に関する情報が必要となる、③限られた情報から、一定の範囲の状況を適切に推測するこ

とが求められる、などの要求に応えなければならない。

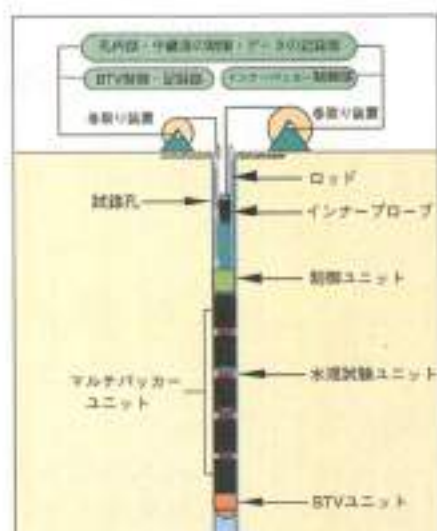
地下深部までの広域的な地下水の動きやこれを媒体とする核種の移行を、長期にわたって評価するためには、岩盤の透水性や主要な移行経路となり得る断層や割れ目帯などの分布を精度良く把握する必要がある。また、オーバーバックの腐食速度や核種の溶解度などを評価するうえでは、原位置での地下水の地球化学特性を把握することが重要となる。したがって、地質環境の調査技術としては、地下深部の難透水性岩盤を対象とした透水試験技術や精密な地質構造調査技術、ならびに地下深部の還元的な環境や被圧条件を維持できる採水・分析技術や原位置での酸化還元電位の測定技術などが重要である。

一方で、地質環境を、地表から、あるいはボーリングや地下施設を利用して調査する技術については、従来、土木工学や資源探査の分野などで実用化されたものが多数あり、また、地球科学の進歩や地下空間利用の進展とともに技術の改良・高度化が図られてきている。地層処分の観点から地質環境を調査するにあたって取得すべきデータ項目自体は、必ずしも地層処分に特有のものではなく、従来の産業や学術研究においても調査対象とされてきたものが多い。したがって、地下の岩盤や地下水を調べるために一般に用いられているような技術を応用し、あるいは、それを基盤技術として必要な改良・高度化を施すことにより、地層処分のための地質環境調査に活用していくことが可能である。

以上の観点から、サイクル機構においては、広域にわたる深部地下水の流動特性と地球化学特性に関するデータを取得するための地下水調査機器の製作と、地下坑道周辺の詳細な地質構造や掘削影響領域の性状などを計測するための物理探査技術の高度化に重点を置いて、技術開発を進めてきた。また、これらの技術を既存の技術と組み合わせ、東濃地域（新第三紀堆積岩と花崗岩）や釜石鉾山（花崗岩）での調査研究に活用することを通じて、適用性の確認や複数の手法の比較検討などを行ってきた（小出ほか、1998；岩月ほか、1998；佐藤ほか、1998；核燃料サイクル開発機構、1999など）。その結果、地下深部の地下水や物質の移行評価に必要な地質環境データを取得するための機器や手法など、サイトでの地質環境調査の基盤となる要素技術についてはおおむね整備することができた。個々の技術や手法の詳細については、分冊Ⅰ第Ⅳ章にまとめたが、主な点を以下に示す。

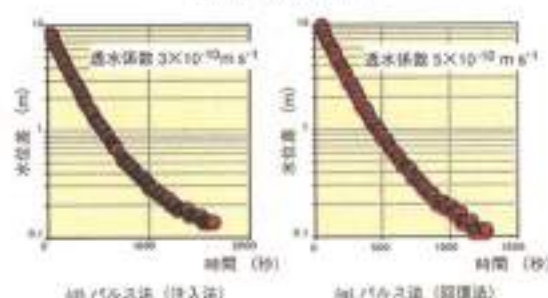
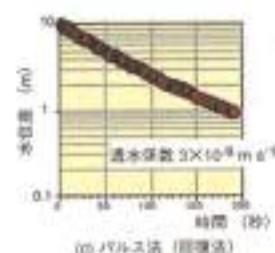
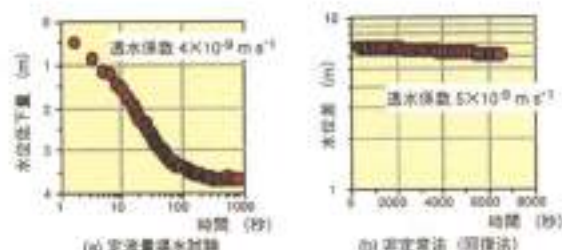
(1) 地下水調査機器の開発

深度 1,000m までのボーリング孔を利用して、岩盤の透水係数などを原位置で精度良く計測する装置、深部の雰囲気維持したまま地下水を採取する装置、および地下水の pH や酸化還元電位を原位置で計測する装置などを開発した（図 6.3-3）。また、坑道内で利用できる水理試験装置や水質モニタリング装置などを開発した。これらに

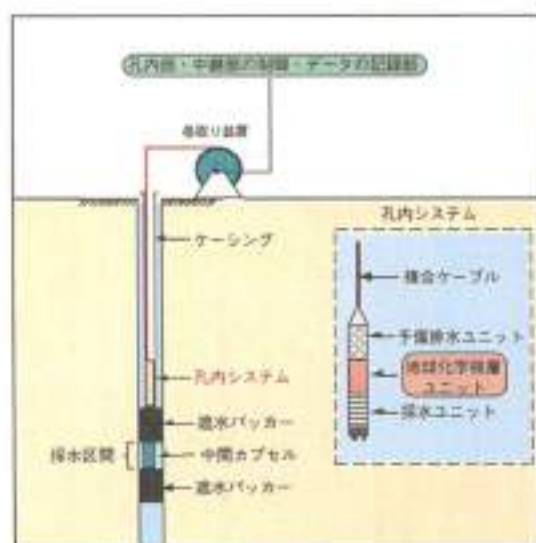


1,000m対応水理試験装置

適応深度：地下1000 m	適応口径：φ75～100 mm
適応温度：70℃以下	基本構造：パイプシステム
水理試験法：定常法（定流量揚水試験） 非定常法（回復法、注入法） パルス法 間隙水圧測定	
透水係数の測定範囲： $10^{-6} \sim 10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ オーダー	
特殊機能：ボアホールテレビ マルチパッカーシステムなど	



一試験結果の例一



1,000m対応地下水の地球化学調査機器

適応深度：地下1,000 m	適応口径：φ75～130 mm
基本構造	パイプシステム
採水方法	バッチ式 (500 cc/1回)* ¹ ポンプアップ式 (1～100 cc/min)* ²
特殊機能	採水区間内の水圧監視機能など
オプション	地球化学換層ユニットの装着* ³

- *¹ 大気と接触せず採水区間内の圧力を保った状態で地下水を採取できるバッチ式の採水機能
- *² 採水区間内の地下水を採水区間の外側または地上へ連続的に排出できるポンプアップ式の予備排水機能
- *³ 地球化学換層ユニットを組み合わせることで、採水区間内の地下水の酸化還元電位やpHなどを原位置で測定

図 6.3-3 地下水調査機器

より、広域かつ長期にわたる地下水の動きやこれを媒体とする核種の移行、あるいは、オーバーバックの腐食速度や核種の溶解度などを評価するために必要な地質環境データの取得が可能である。サイクル機構が中心となって、これまでに開発した主な地下水調査機器は以下のとおりである（詳細については、分冊1を参照）。

①1,000m 対応水理試験装置

従来の土木工学の分野では、不透水層として扱われてきた 10^{-8} m s^{-1} 以下の透水係数を有する難透水性岩盤の水理試験（透水係数や間隙水圧の測定）を、深度 1,000m までのボーリング孔を利用して原位置で実施できる装置を開発した。本装置は、複数の透水試験手法を併用することにより、 10^{-6} m s^{-1} から $10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ までの透水係数の測定が可能である。試験区間については、その上下をゴム製のパッカーで遮水する方式により、2m から 14m までの選択の幅をもつ。また、先端に、テレビカメラを装着しており、リアルタイムで、ボーリング孔内の岩盤の状況を観察しながら、試験区間を精度よく設定することができる。なお、地下深部の環境下で使用できるよう、70℃までの温度と 15 MPa までの圧力に耐える構造となっている。

②1,000m 対応地下水の地球化学調査機器

パッカーにより試験区間の上下を遮水して、その区間内の孔壁から湧水する地下水だけを、大気と接触させることなく、被圧状態で採取できる装置を開発した。この装置は、まず試験区間内に残留しているボーリング時の掘削水を除去したうえで、本来の岩盤中の地下水だけを採水する。また、本装置に地球化学検層ユニットを装着することにより、ボーリング孔内で地下水の物理化学パラメータ（pH、酸化還元電位、電気伝導度、硫化物イオン濃度、水温）を計測できる。70℃までの耐熱性と 15 MPa までの耐圧性能を有する。

③1,000m 対応揚水試験装置

深度 1,000m までのボーリング孔を利用した揚水試験により、空間的な広がりをもつ岩盤としての水理学的な特性（透水係数、比貯留係数）を把握することができる。70℃までの耐熱性と 15 MPa までの耐圧性能を有する。

④1,000m 対応地下水の長期モニタリング装置

深度 1,000m までのボーリング孔を利用して、マルチパッカー方式により、多区間の間隙水圧の観測および採水ができる装置。立坑掘削による影響などをモニタリングするため、最大 3 MPa の差圧にも対応できる。

⑤孔間水理試験装置

2つのボーリング孔を利用して、一方から注水し、他方でその応答を観測することにより、一定の広がりをもつ岩盤の水理学的な特性を把握できる装置。坑道周辺に存

在する割れ目の水理パラメータ（透水係数、比貯留係数、透水異方性、間隙水圧）を取得するのに有効である。なお、注水を正弦波パターンで行うことにより、潮汐などの影響でバックグラウンドの水圧が変化した場合でも、正確な計測ができる。

⑥水理学的ゆるみ領域計測装置

坑道周辺の不飽和領域（坑道内へ地下水が排出されることにより、地下水に満たされていない部分が生じて、岩盤の間隙内の水圧が低下する領域）を対象とした水理試験装置を開発した。通常、不飽和状態では正確な水理パラメータが取得できないため、この装置では、注水により擬似的な飽和状態を形成したうえで、透水係数や間隙水圧を計測する。

⑦水質連続モニタリング装置

坑道内から掘削したボーリング孔などを利用して、地下水の物理化学パラメータ（pH、酸化還元電位、電気伝導度、溶存酸素濃度、水温）を連続的に測定できる装置。バックホウで透水した区間の地下水を、大気に接触させることなく装置内に導いて計測し、リアルタイムで測定値を表示する。

2) 物理探査技術の高度化

地層・岩体の境界や断層・割れ目帯の分布など、地層処分にとって重要な地質構造を、調査の進展に応じた適切な精度で効率的に把握するための、物理探査技術の整備を行った。とくに、地下水の移行経路として重要な断層・割れ目帯の分布や坑道周辺の岩盤の物性などを効率良く把握するため、東濃鉱山および釜石鉱山の地下坑道内での試験を通じて、高精度の物理探査手法（トモグラフィー技術など）の有効性の確認や解析手法の高度化を図った。また、東濃地域での地質構造調査や断層に関する事例研究などを通じて、広域を対象とした空中からの調査、より精密な地表での調査、ボーリング孔を利用した調査などに活用可能な各種物理探査手法の適用性の確認を行った。地質環境の調査に有効と考えられる主な手法は以下のとおりである（詳細については、分冊1を参照）。

①空中からの調査：

- ・リモートセンシング（人工衛星画像、航空写真）：リニアメントの抽出
- ・空中電磁探査：比抵抗分布に基づく広域の地質・地質構造の把握
- ・空中磁気探査：磁気強度分布に基づく広域の地質・地質構造の把握
- ・空中放射能探査：放射能強度分布に基づく広域の地質・地質構造の把握

②地表からの調査

- ・重力探査：重力分布に基づく地質境界、岩相分布の把握
- ・反射法地震探査：弾性波速度構造に基づく地質境界などの把握

- ・海上音波探査：海域における地質境界などの把握
- ・地上電磁探査：比抵抗構造に基づく地質・地質構造の把握
- ・比抵抗法電気探査：比抵抗構造に基づく地質・地質構造の把握
- ・屈折法地震探査：弾性波速度構造に基づく地質境界の把握

③ボーリング孔内での調査

- ・各種物理検層：電気検層（比抵抗分布）、密度検層（密度分布）、中性子検層（空隙率分布）、音波検層（弾性波速度分布）、PS 検層（弾性波速度分布）、温度検層（孔内の温度分布）、キャリパー検層（孔径の計測）、孔曲がり検層（深度方向の位置座標を計測）
- ・ボアホールレーダー調査：電磁波を利用して岩盤の割れ目（帯）の3次元的な分布を把握（複数のボーリング孔を利用するクロスホール調査も可能）
- ・ハイドロフォン VSP 調査：弾性波によって割れ目内の地下水が動く現象を利用して岩盤中の透水性割れ目（帯）を把握

④坑道内での調査

- ・ジオトモグラフィ調査：対象領域を取り囲むように配置した複数のボーリング孔を利用して、岩盤の物性値の2次元あるいは3次元的な分布を高精度に把握する手法／弾性波トモグラフィ（弾性波速度・減衰率分布）、比抵抗トモグラフィ（比抵抗分布）、レーダートモグラフィ（電磁波速度・減衰率分布）

そのほか、地下水調査に用いるためのボーリングの掘削やボーリングを利用した力学試験に関する各種技術の適用性の検討を行った。また、坑道掘削による周辺岩盤への影響の程度や範囲を評価するための掘削影響評価手法や坑道周辺岩盤中での物質の移動を評価するためのトレーサー試験技術などを整備した。これらの調査技術についても、分冊1にまとめた。

実際のサイトでの調査においては、これらの基盤となる技術や機器をもとに、そのサイトの条件に応じて手法およびその組み合わせを最適化し、あるいは必要に応じて機器などの改良を図っていくことが必要である。また、その際には、今後整備されていく安全規制からの要求に適合できるだけだけの技術的な信頼性を確保しつつ、あわせて、実用性や経済性の観点からの改良（軽量化、簡素化など）を検討することも重要となる。なお、サイクル機構においては、超深地層研究所（岐阜県瑞浪市）やその周辺地域における地層科学研究として、地質環境を地上および地下から体系的に調査解析するための技術の開発と検証を進めているところである。これらの計画は、サイクル機構が東濃地域および釜石鉱山での調査試験などを通じて、これまでに蓄積してきた技術や経験を集大成したものであり、実際のサイトでの調査を立案するうえで、参考とすることができる（動力炉・核燃料開発事業団、1996、1997；大澤、1997；川瀬

ほか、1998（核燃料サイクル開発機構、1998a、1998b など）。今後は、計画の進展にともない、さらなる技術開発を進めることにより、より実用性の高い技術や手法として整備していく予定である。

6.3.4 適用性の高い地層処分システム

処分予定地選定に資するために技術的拠り所に示した技術情報を理解するうえで、地層処分システムの具体像を描いておくことが合理的であると考えられ、想定されるわが国の幅広い地質環境条件に対して、安全性確保の点から現段階で最も適用性があると考えられる処分システムの検討を行った。

具体的には、第 IV 章で実施された人工バリア仕様や処分施設仕様の検討や第 V 章で行われた安全評価結果を踏まえ、求められる要件を満足すると考えられる仕様や方法のなかで、ある幅や複数の仕様・施工方法などを有している、1) オーバーバック材質、2) オーバーバックの厚さ、3) 緩衝材厚さ、4) 緩衝材施工方法、5) 地質環境、6) アクセス方式について、それぞれ上記の観点から、より適用性の高いと考えられる仕様や方法について設定することとした。

1) オーバーバック材質

第 IV 章で検討したように、オーバーバックの候補材質として、炭素鋼、チタン、銅が必要な性能を満足することが示されている。チタン、銅の場合、強度部材に炭素鋼を用いる複合オーバーバックを考えている。

オーバーバック材質としては、設計耐用年数 1,000 年間の閉じ込め性能を有することが必要となり、主として耐食性が重要となる。

炭素鋼の腐食については、はじめに、緩衝材や埋め戻し材中に取り込まれた酸素の還元をカソード反応とする腐食が進展し、酸素が消費された後は水の還元による腐食が支配的になると考えられる。実験結果などによる評価から必要な腐食代として 30 mm から 40 mm を設定することにより、1,000 年間の閉じ込め性能が確保される。

チタン合金については、地層処分の環境では孔食と応力腐食割れは起こさないことから、問題となる腐食形態は、すきま腐食と水素脆化である。これらの腐食形態について、1,000 年間の腐食量を評価した結果、試作によって確認された製作上必要な厚さ 6mm に対して無視し得るほど小さい。

銅については、1,000 年間の腐食深さを 26 mm から 39 mm と評価した。

上述したように、耐食性に関し、炭素鋼、チタン合金、銅とも設計耐用年数 1,000

年間の閉じ込め性能を有している。炭素鋼や銅は、チタンと比べ考古学的な長期の腐食事例の蓄積がある。また、炭素鋼は、構造物や放射線遮へい材として十分な使用実績を有するとともに、単一材料であることから、チタン-炭素鋼複合オーバーバックや銅-炭素鋼複合オーバーバックに比べ製作が単純である。これらのことから、適用性の高い材質として、現時点では炭素鋼と設定しておくことが妥当と考えられる。

2) オーバーバックの厚さ

オーバーバックの厚さとしては、必要な腐食代、耐圧上必要な厚さ、放射線遮へい上必要な厚さ（ガラス固化体からの放射線が腐食に影響を及ぼさないために必要な厚さ）が確保されていることが重要となる。第 IV 章で行われた検討の結果、地質環境条件の不確実性に対し、より技術的な裕度をもって腐食に対する安全性を確保することができることから、現時点では、オーバーバック厚さとして、腐食代を 4 cm とし、耐圧と放射線遮へいに必要な厚さを満足する 15 cm の厚さを加え 19 cm としておくことが妥当と考えられる。

3) 緩衝材厚さ

設計の観点から応力緩衝性、自己シール性、コロイドフィルトレーション機能などの設計要件を満足することが重要となり、安全評価の観点からは、核種移行遅延性を満足することが重要となる。第 IV 章で行われた緩衝材厚さに関連する設計要件の検討結果および第 V 章における安全評価解析結果から、求められる性能を満足する、合理的と考えられる緩衝材厚さは 40 cm 程度から 70 cm 程度である。

以下図の e, c, d の各曲線で囲まれる領域（斜線部）は、応力緩衝性、自己シール性、コロイドフィルトレーションなどの設計要件をすべて満足しうると考えられる緩衝材厚さと乾燥密度の範囲である。

安全評価における核種移行解析により、緩衝材厚さ 70cm の場合の最大線量は、 $5 \times 10^{-3} \mu\text{Sv y}^{-1}$ （第 V 章参照）であり、これは、諸外国で提案されている安全基準（100～300 mSv y⁻¹）やわが国の自然放射線レベル（900～1200 $\mu\text{Sv y}^{-1}$ ）を十分に下回っている（第 V 章参照）。緩衝材厚さ 40 cm の場合も、人工バリアからの核種移行率の結果（第 V 章参照）から、最大線量は、諸外国で提案されている安全基準（100～300 mSv y⁻¹）やわが国の自然放射線レベル（900～1200 $\mu\text{Sv y}^{-1}$ ）より、低いことがわかる。

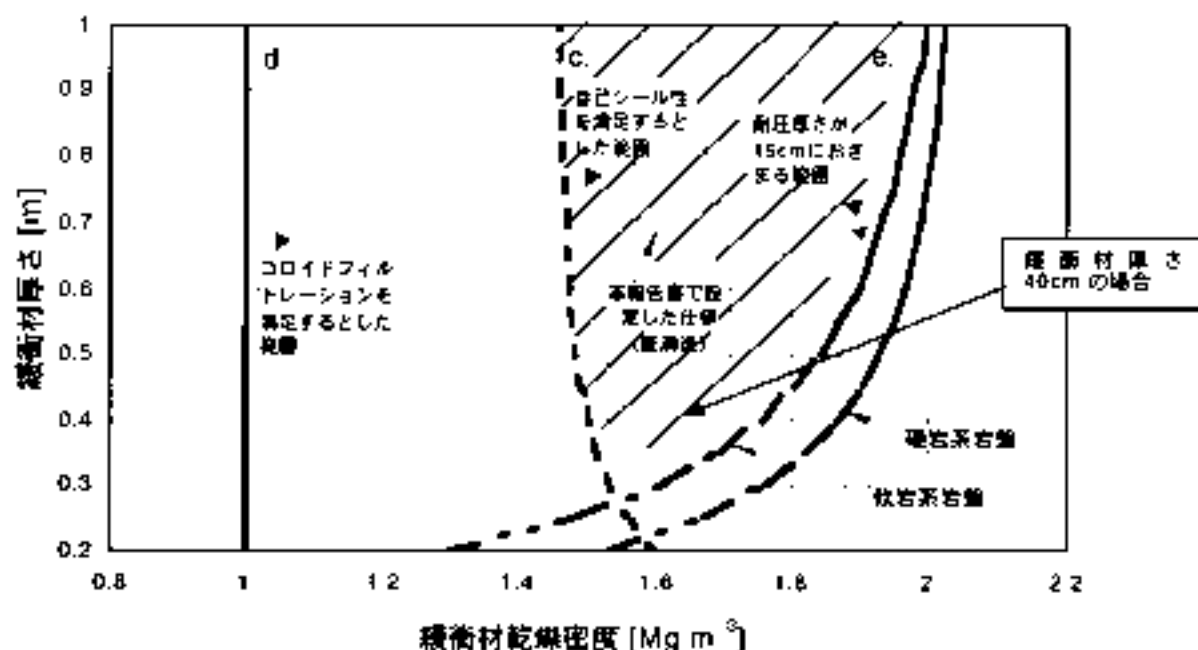


図 6.3-4 設計要件を満足する緩衝材厚さと乾燥密度の関係
(図 4.3-23 に加筆)

図 6.3-4 の直線 d や曲線 c は基本的には地質環境条件に依存しない。図から分かるように、直線 d と曲線 c に対しては、緩衝材厚さ 70 cm と 40 cm に裕度の差はほとんどない。一方、曲線 e は、オーバーバックの腐食量、オーバーバックの腐食生成物の特性、岩盤のクリープ量の違いにより変化するもので、これらの違いは基本的には地質環境条件に依存する。図 6.3-4 の曲線 e は、オーバーバックの腐食量 (4 cm)、オーバーバックの腐食生成物の特性 (腐食膨張倍率: 体積の 3 倍)、岩盤のクリープ量 (20 mm) を、それぞれ保守的と考えられる設定として計算したものであるが、さらにそれらの量よりも大きくなるような地質環境条件を想定すると曲線 e は左にシフトする。設定したオーバーバック厚さに対して緩衝材厚さ 40 cm の場合には、曲線 e が左にシフトして安全性を確保することが厳しくなるような地質環境条件においても、緩衝材厚さを 70 cm としておけば、裕度をもって安全性を確保できる。

したがって、緩衝材厚さとして、地質環境条件の不確実性に対して、より技術的な裕度をもって安全性を確保することができる 70cm と設定しておくことが妥当と考えられる。

4) 緩衝材施工方法

緩衝材施工方法については、要求される仕様や形状の緩衝材の施工、製作・定置・搬送ができることが重要となり、主にこの観点から現場締固め方式、ブロック方式、

・一体型方式を検討し、その技術的可能性を示した。

・現場締固め方式

実験室レベルおよび実規模での施工試験例により、現場締固めにより求められる仕様（ケイ砂混合比、乾燥密度）を満足できる緩衝材が施工できることを示した。第 IV 章で述べたように、諸外国においても候補方式として検討されている。

・ブロック方式

製作したブロック型緩衝材を用いて各種試験が行われ、求められる仕様（ケイ砂混合比、乾燥密度）を満足するブロックが製作可能であることが示されている。第 IV 章で述べたように、諸外国においても候補方式として多く検討されており、海外の地下研究施設において原位置での実規模の施工実績がある。また、定置・搬送設備や手順に関する概念設計が行われている。

・一体型方式

小型の一体型緩衝材の製作試験により、要求仕様（ケイ砂混合比、乾燥密度）が満足できることが記述されている。定置・搬送設備や手順に関する概念設計が行われている。

現時点で、工学的信頼性の観点から適用性の高い仕様としては、第 IV 章で述べたように、諸外国においても候補方式として検討されており、国内外での製作実績や原位置での実規模の施工試験実績の多いブロック方式が妥当と考えられる。

5) 地質環境

わが国の幅広い地質環境に柔軟に対応するという観点から、処分場の設計、施工の検討においては、技術の適用範囲を幅広く示しておくこととし、その力学特性の分布や割れ目頻度等に着目し、大きく硬岩系岩盤（結晶質岩を中心）と軟岩系岩盤（堆積岩）に分類した。また設計や施工検討のための処分深度としては、硬岩系岩盤（結晶質岩を中心）と軟岩系岩盤（堆積岩）それぞれに対して、1,000m と 500m と設定した。

6) アクセス方式

アクセス方式としては、技術的に可能な方式として立坑方式と斜坑方式が考えられる。

アクセス方式は、地上から地下への連絡や物流の経路を提供するものであり、物流効率や作業の安全性等について考慮しておく必要がある。サイトが決まれば、その地質環境条件や敷地条件などを含め総合的に考慮して、これらのうち最適な方式が選定される。操業の観点からは、立坑方式はエレベータ搬送であるため斜坑方式に比べて

短時間での搬送が可能となる。斜坑方式は、その勾配が比較的緩やかな場合には、安全対策が立坑方式の落下防止対策に比較して容易であるという利点を有する。

現時点では安全性を最優先して、廃棄体の搬入に関わるアクセス坑道は、斜坑方式を適用することとし、その他のアクセス坑道については効率的に搬送が可能で実績が多い立坑方式としておくことが妥当と考えられる。

6.4 安全基準の策定に資する技術的拠り所

本節では、安全基準の策定に資する技術的拠り所として、人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件、地層処分システムの安全評価上の要件について論ずる。これらの要件のいくつかは、6.3 で述べたサイト選定の要件と直接結びついている。

6.4.1 人工バリアおよび処分施設の設計・施工要件

第 IV 章では、現状の技術および近い将来実現可能な技術に基づき、わが国の幅広い地質環境を考慮した人工バリアおよび処分施設の設計、製作・施工ならびに建設・操業・閉鎖に関する検討を行った。ここではその成果を踏まえ、人工バリアおよび処分施設を設計・施工する際の要件について検討する。

1) 設計の基本的なプロセス

設計にあたっては、まず人工バリアおよび処分施設に求められる機能との対応、経済性の観点などを考慮して、設計要件を明確にする必要がある。設計要件の中から人工バリアや処分施設の個々の仕様に関連する要件とその組み合わせを整理し、次にこれらの設計要件とその組み合わせに対して現実的な設計データベースや解析評価手法などを用いて人工バリアおよび処分施設の仕様の検討を行い、個々の設計要件を満たすことができる仕様の範囲を示す。さらにこの幅の中から設計にともなう不確実性を勘案し、人工バリア性能に裕度をもたせて選定した仕様例について、人工バリアの長期健全性の検討（第 IV 章 4.4 参照）、核種移行に対する性能の評価を行う（第 V 章参照）。そして、その結果を適宜フィードバックさせて設計を改良していくという手順が、設計の基本的なプロセス（第 IV 章 図 4.3-1 参照）である。

2) 設計にあたっての前提条件

人工バリアおよび処分施設の設計・施工を検討するにあたっては、前提として次の情報が必要となる。

- ガラス固化体の発熱量、放射能量、貯蔵期間および処分施設の規模
- 地質構造要素と地理的条件
- 岩盤物性

ガラス固化体の特性は、燃料のタイプ、原子炉での燃焼モード、再処理工場での処理条件などに依存し、処分する本数については電力需要など将来の社会条件によっても異なることに留意する必要がある。一方、地質構造要素と地理的条件および岩盤物性については、将来処分場サイトが選定されれば、サイト特性調査によって具体的に得ることができる（第 III 章参照）。

3) 人工バリアおよび処分施設の設計要件と製作・施工技術の品質管理

上述した設計の基本的なプロセスの各段階を通じて、地層処分システムの安全性を

確保する観点から人工バリアおよび処分施設の設計に対して求められる要件について検討する。

(1) オーバーバック

オーバーバックの設計にあたり求められる基本的な要件は以下の3つである。

①放射能核種の物理的な閉じ込め機能を有していること

この要件を満たすためにオーバーバックは少なくともガラス固化体中の放射能がある程度減衰するまでの期間、地下水がガラス固化体に接触しないよう物理的に隔離する機能を有する必要がある。したがってオーバーバックには、容器としての健全性を維持するために閉じ込め性、耐食性、耐圧性、放射線遮へい性、耐熱性が求められる。

②所要の期間、ガラス固化体および緩衝材の性能に有意な影響を与えないこと

オーバーバックは、ガラス固化体や緩衝材に所要の期間、熱的、力学および化学的影響を与えないように熱伝導性、放射線遮へい性、化学的緩衝性および耐圧性を有している必要がある。

③製作・施工が技術的に可能であること

この要件を満たすためにオーバーバックは、製作性、遠隔封入性および遠隔定置性を有している必要がある。

オーバーバックの設計にあたっては、①～③を満足するために、サイト固有の地質環境に関する情報や実際に埋設されるガラス固化体の仕様およびその他のバリア要素とをあわせて検討する必要がある。具体的な手順については第IV章4.3.3に示している。

また製作されたオーバーバックの材料調達時、製作時、処分場地上施設における固化体封入時、および地上施設から地下の定置場所までの移送時といったそれぞれの段階において、要求される設計要件を満たしていることを適宜確認する必要がある（品質管理）。これらの具体的な品質管理項目については第IV章4.3.3に示されており、その手段については一般産業界において実績のある手法が適用できる。

(2) 緩衝材

緩衝材の設計にあたり、求められる基本的な要件は以下の3つである。

①放射能核種の移動を抑制すること

緩衝材には、放射能核種の溶解や移行、地下水の流動の抑制、溶解した核種の収

着およびコロイドの移行防止といった機能が求められる。この要件を満たすために緩衝材は、低透水性、核種収着性、コロイドフィルトレーション機能および地下水の化学的緩衝性を有している必要がある。

②製作・施工が技術的に可能であること

緩衝材には、施工やその他の原因で生じる周辺岩盤とのすき間や、緩衝材内に生じたすき間を充填できること、および施工可能な特性を有するといった機能が求められる。この要件を満たすために緩衝材は、自己シール性および施工可能な締固め特性と強度を有している必要がある。

③所要の期間、人工バリア性能を維持すること

緩衝材には、オーバーバックの機能が維持される期間、オーバーバックの腐食膨張や岩盤のクリープ変形によって生じる応力を力学的に緩和するとともに、オーバーバックを安定に支持するという機能が求められる。このような機能を維持するためには、ガラス固化体の発熱にともなって緩衝材が変質しないようにしておくことが重要である。したがって緩衝材は、可塑性、廃棄体を力学的に安定に支持できる強度および良好な熱伝導性を有している必要がある。

設計にあたっては、オーバーバックと同様にサイト固有の地質環境情報やその他のバリア要素との相互関係とをあわせて検討する必要がある。それには、サイトの地下水の地球化学特性との関係で決まる化学的緩衝性やコロイドフィルトレーション機能およびガラス固化体の発熱量とサイトの地温とを考慮して熱伝導特性を検討する必要がある。また、放射性核種の移動抑制機能を維持しつつも、オーバーバックの腐食にともない発生するガスが局所的に充満しないような透気性を併せもつ必要があることなどが考えられる。これら一連の検討を通して、最終的に緩衝材の材料選定、厚さおよび密度を決定することができる。

このような要件に基づいて緩衝材を設計するための具体的な手順については第 IV 章 4.3.3 に示されている。

また品質管理については、製作から施工に至るまで適切に行わなければならない。これらの具体的な品質管理項目については、第 IV 章 4.3.3 に示されており、現状技術を適用することにより実施可能である。

(3) 地下施設

地下施設の設計にあたり求められる基本的な要件は以下の 2 つである。

①人工バリアの設置手段が提供できること

この要件を満たすために地下施設は、安全に建設・操業・閉鎖が実施でき、廃棄体を含む物流経路、操業に必要な空間および空洞の力学的安定性が確保されている必要がある。また敷地条件（地形、形状、面積）や廃棄体の本数などの前提となる条件を満たして設計される必要がある。

②人工バリアの性能に有意な影響を与えないこと

この要件を満たすために地下施設においては、ガラス固化体の発熱を考慮して適切な廃棄体の離間距離を確保する必要がある。また、人工バリアが安定するように適切に埋め戻しを行い、さらに核種移行に大きな影響を及ぼす可能性のある透水性の高い主要な割れ目などに対して、人工バリアを適切に配置しておくことが重要である。

このため処分場の設計にあたっては、処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの検討、処分場レイアウトならび埋め戻し材について検討を行う必要があり、それぞれの検討で考慮すべき項目は以下のとおりである。

－ 処分坑道離間距離および廃棄体ピッチの検討

処分場は主にアクセス坑道、主要・連絡坑道および処分坑道などの坑道群から構成され、これらの坑道には地下施設の建設、操業、埋め戻し時の廃棄体の移送を含む安全な物流の経路を提供することが要求される。これらを満足するためには、地下施設の成立性の観点から空洞の力学的安定性および熱解析に基づく処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの設定に十分配慮した設計を行うことが重要である。これらの具体的な評価方法および設計プロセスについては、第 IV 章 4.3.4 に示されている。

－ 処分場レイアウトの検討

処分場レイアウトは、サイトが特定されれば具体的な地形などの敷地条件や地質環境条件などに応じて適切に設定されるものであるが、方法論的には設計条件に基づいて、段階的に①処分場位置の検討、②処分パネルの検討、③アクセス坑道の検討、④主要坑道・連絡坑道の検討を行うことによって設定することができる。それぞれの検討段階で考慮すべき項目については第 IV 章の表 4.3-22 に示されている。なお、処分深度については、地層処分システムの長期安定性、地質環境の特性、建設や調査に関する技術の現状および経済性といった種々の観点から検討を行い設定される。また、処分場パネルなどの処分場全体でのレイアウトを設定する際には、処分場の初期状態を規定することになることを勘案して、主要な断層からの隔離、地形、初期地圧の主応力方向、広域地下水流動などととも、建設・操業・閉鎖の施工性、物流などを考慮して配置設計を行う必要がある。

ー 埋め戻しの検討

処分場建設の際に掘削した空洞が最終的に適切に埋め戻されないと、地層処分システムの性能に有意な影響を及ぼすことが想定されるため、第IV章 4.3.4に示された項目を考慮したうえで埋め戻し技術を検討する必要がある。

4) 人工バリアの埋設後の健全性評価

ニアフィールドにおいては、坑道の掘削にともなって岩盤に応力再分配が起り、また、廃棄体定置後から長期にわたり、緩衝材の膨潤、オーバーバックの自重沈下、腐食膨張変形、岩盤のクリープ変形などが生じることが想定され、かつそれらの現象が相互に作用することにより、緩衝材や坑道周辺の応力状態が経時的に変化することが考えられる。このため、人工バリアの埋設後の健全性という観点からこれらによる影響を確認することが必要であり、その評価方法は第IV章 4.4に示されている。

5) 処分場の管理

(1) 処分場の閉鎖に至るまでのプロセス

地層処分の閉鎖に至るまでのプロセスは、まず処分予定地でのサイト特性調査に続き、工学技術の実証、処分場の設計・安全評価が行われ、許認可申請・安全審査を経て処分場サイトとして最終的に認められた場合、処分場の建設が許可される。処分場で実施される作業に着目すれば、坑道の掘削、廃棄体の定置、坑道などの埋め戻しというそれぞれの行為に対応して、建設段階、操業段階、閉鎖段階という3つの作業段階に分類できる。ここで閉鎖とは、連絡坑道、アクセス坑道、試錐孔の埋め戻しおよび地上施設の解体・撤去を指し、すべての埋め戻しと地上施設の解体・撤去が完了した時点を開鎖完了という。

これらの各段階で行われる具体的な作業は、第IV章の表 4.6-1に整理されている。

処分場の管理とは、サイト特性調査や工学技術の実証を行い、処分場の建設・操業・閉鎖を経て、処分場が「受動的」なシステムに移行するまでの一貫した流れの中で行われるものであり、これによって処分場の閉鎖を行う判断に必要な技術的情報を提供することができる。

(2) 処分場の管理に関する技術的基盤

第IV章で具体的に行った処分場の閉鎖に至るまでの一連の実施プロセスに関する技術的検討を通して、今後実際に処分事業が進行し制度的管理を終了するまでに、何を、どのような目的で、かつどのような方法によりどの程度把握しておくかに関して、技術的な観点から検討しておくべき事項の整理を行った。

上述した処分場閉鎖に至るまでのプロセスの各段階において、処分場の管理として、以下の項目を考慮する必要がある。またこれらの確認に必要と考えられるモニタリング項目については、第IV章4.6.3にその概要が示されている。

- ー 設計・施工上の品質管理
- ー 人工バリアおよび処分施設周辺部の地質環境に関するモニタリング
- ー 処分場敷地周辺部の環境に関するモニタリング
- ー 作業安全にかかわる管理

これら個々のモニタリングに関する要素技術はすでに存在しているが、今後計画されている地下研究施設における試験などを通じて得られる知見を加えることにより、より体系的なものとして選定されたサイトに適用することができると考えられる。なお、安全性の観点から処分場閉鎖後に廃棄体の再取り出しを行うことを想定する必要はないが、それまでの手順を逆にたどることにより技術的には可能である。

6.4.2 地層処分システムの安全評価上の要件

1) 安全評価の前提条件

地層処分システムの安全評価を行うにあたっては、前提として防護目標と安全指標、評価の時間スケールを明確にしたうえで、これらを念頭におき、評価で考慮すべきシナリオの範囲やそれに応じたモデルやデータの整備を行う必要がある。

(1) 防護目標

防護目標については、現在多くの国々や国際機関によって検討が進められている。すでに規制基準として定めている国もあり、すべての線源に対する線量限度 1 mSv y^{-1} から適切に割りあてるという ICRP 原則 (ICRP, 1977, 1985, 1991) にしたがって、おおむねその $1/10 \sim 3/10$ ($0.1 \sim 0.3 \text{ mSv y}^{-1}$) に、年間の個人線量上限値を設定している (たとえば EPA, 1993)。わが国においては、低レベル放射性廃棄物の埋設事業に対して、「規制除外線量である $10 \mu\text{Sv y}^{-1}$ を超えないこと」という防護目標が定められている。このため規制体系の一貫性を保つという観点からは、対象とする放射性廃棄物の種類によらず同じ値を上限値として設定するという考え方が成り立つ。しかしながら、高レベル放射性廃棄物の潜在的な危険性が非常に長期にわたるという特徴を勘案すれば、時間とともに評価の不確実性が増大する将来のすべての期間にわたって、同じ防護目標を厳密に遵守するということは必ずしも合理的ではないという考え方もある。

(2) 安全指標

地層処分システムの安全性は、適切に設定された指標をもって判断される。指標には、人間への放射線影響を直接示すリスクや線量があるが、地層処分システムの安全評価ではきわめて長い期間を対象とするため、将来の人間の生活様式や地表環境条件

についての仮定は評価期間が長くなるにしたがい不確実性が大きくなる。このような不確実性に対処するため、地層処分システムの性能を線量などの尺度に換算するための道具として生物圏をとらえるレファレンスバイオスフィアの概念（IAEA, 1996）や、生物圏モデルでなされる仮定に依存せずに、線量やリスクに基づく評価結果を別の独立した指標によって補完すること（IAEA, 1994b）が提案されている。これらの適用性については、第Ⅴ章で論じている。

（3）時間スケール

国際的な議論の結果として、「原則的に、今日使用されている個人線量およびリスクの上限値は、将来にわたって期間を限ることなく適用されるべきである。しかし、将来の人間に対する環境条件や彼らの生活様式の変化に付随する不確実性により、この原則を満たすことを長期間保証することは難しい（IAEA, 1989）。」との見解が示されている。また、いくつかの国では時間スケールを設定しているが、これらの考え方は第Ⅱ章で整理したように、次の3つに分類することができる。

- ・安全評価を必要とする期間を限る考え方（米国）
- ・処分後の一定期間は定められた防護目標に基づいた評価を行い、その期間以降は別の方法で安全性を評価するという考え方（カナダ、フランス）
- ・とくに期間を限らず、少なくとも線量のピークが現れるまで評価を行うという考え方（スイス）

このような時間枠を設定するうえで重要な因子は以下のとおりである。

- ・地質環境の安定性
- ・人間環境の長期的な変化
- ・廃棄物の潜在的な危険性

約1万年後に到来すると考えられている次期氷河期により、人間の生活形態や地表の環境条件は大きく変化することが想定されるが、第Ⅲ章での知見によれば、わが国においてこのような氷河期の到来による地質環境への影響は小さいものと考えられる。また、地震・断層活動や火山・火成活動などの天然現象に対しては、サイトを適切に選定することによって、将来十万年程度は安定と考えることができる地質環境を確保することが可能であることが示されている（第Ⅲ章参照）。このため、時間スケールの設定にあたっては、これら地質環境の安定性の継続期間が参考になるものと考えられる。

人間が生活する地表環境の長期的な変化については、主に上述の氷河のような気候変動に起因して発生するものであることから、信頼性をもって地表環境を評価できる期間として、次期氷河期が到来すると考えられている10,000年を設定している国も

あるが、地表環境に関する予測が可能な期間は 1,000 年未満であるという見解も示されている (IAEA, 1998)。

廃棄物の特性については、その放射能による潜在的な危険性が有意に継続する期間という観点で検討することができる。この場合潜在的な危険性は、廃棄物に存在する放射性核種の放射性崩壊に基づいて簡単に計算することが可能であるが、有意となるレベルをどこに設定するかを決める必要がある。

以上のように、安全評価の時間スケールの設定にあたっては一つの要因のみではなく、種々の要因を考慮し、防護目標や安全指標をどのように設定するかという問題とあわせて検討しておくことが重要となる。このことは、地質環境の長期安定性について論ずることが可能であると結論した少なくとも将来十万年程度の期間を越える予測の不確実性が増大する期間の性能評価を行う際にはとくに配慮する必要があると考えられる。

2) 安全評価の方法論に関する要件

一般に高レベル放射性廃棄物の地層処分に対する安全評価では、第 II 章で述べたように、まず地層処分の安全性に影響を及ぼすと考えられる現象を組み合わせて地層処分システムの将来挙動を想定するシナリオが作成され (シナリオ解析)、続いてシナリオに沿ってその挙動を表現するための数学モデルが開発される (モデル開発とデータ整備)。さらに数学モデルとデータを用いて地層処分のもつ人間環境への影響が定量的に解析され、その結果を放射線に対する安全基準に示された防護レベルと比較する (影響解析) ことによって安全性についての判断が下される (OECD/NEA, 1991)。

これに基づき第 V 章においては、わが国の幅広い地質環境 (第 III 章参照) に基づいて設計した処分場 (第 IV 章参照) からなる地層処分システムに対して実際に安全評価を行い、そこで用いた評価手法が地層処分の安全性を示すうえで適切なものであることを確認した。これを踏まえ、以下に安全評価の方法論とその評価を実施するにあたって考慮すべき要件の抽出を行う。

(1) 安全評価シナリオの明確化

① 安全評価上考慮すべき要因を列挙すること

安全評価を行うにあたっては、まず地層処分の安全性の観点から対象とする地域の地質環境や処分場の設計に関する情報を整理し、地層処分システムの安全性能に影響を与える可能性のある要因 (FEP) の抽出を行わなければならない。安全評価シナリオはこれらの FEP に基づいて設定されるものであるため、抽出にあたっては評価上重要な現象の見落としがないように注意する必要がある。また、安全性に関わる FEP を網羅的にリストアップすることはもちろんのことであるが、地層処分シ

システムの性能を向上させる FEP についても明確にしておくことも重要である。これらの詳細な方法論については、5.4 に示されている。

今後サイトが決定し処分場の設計条件などが明確になった段階では、サイト固有のデータを用いることや、それによって決定される緩衝材やオーバーバックの特性によって、安全評価上取り扱うべき FEP を絞り込むことが可能である。その際には今回作成した包括的な FEP リストを基本として、より現実的な FEP リストの作成をすることができると考えられる。

② 除外した FEP の根拠を明確にすること

抽出された FEP に対して、その発生確率の推定や FEP 間の相互関係を踏まえた影響の検討を行い、安全評価上で考慮する必要のない FEP を除外する。その際、除外した FEP が地層処分場の安全性に影響しないということが確実になるようにするために、除外した技術的根拠を明確にしておかなければならない。

これらの詳細な方法論についても、5.4 に示した。

③ シナリオの設定とその根拠を明示すること

安全上評価すべきシナリオの分類をまず行い、②で除外されなかった FEP についてそれらの相互関係を明確にした上で、それぞれのシナリオとの関係を考慮する。

第 V 章で行った安全評価では、地下水シナリオを基本とし、接近シナリオについてはサイト選定により、その影響を避けることができるものとした。地下水シナリオについては、現在の地質環境の状態が将来にわたって継続し、人工バリアは設計通り機能することを前提とした基本シナリオと、天然現象によるシステムへの擾乱、人工バリアの製作・施工時にともなう初期欠陥および将来の人間活動による影響を想定した変動シナリオに区分した。そのうえで、インフルエンスダイアグラムや相互作用マトリクスを用いて安全解析で考慮する FEP をその相互関係を考えながら、それぞれ設定したシナリオとの関係を明らかにした。詳細な手順については、第 V 章 5.4 に示している。

シナリオに沿った解析評価を行ううえで重要な点は、天然現象による影響をいかにシナリオに組み込むかであり、諸外国での考え方や日本の地質環境の特徴を考慮すると、地下水シナリオと接近シナリオに分類する方法は妥当なものであると考えられる。今後サイト選定が進めば、第 V 章で示した FEP 間の相互関係を明らかにする手法を適用して、そのサイト固有の地質環境情報を反映したシナリオを設定することが可能である。

(2) 地下水シナリオに対する多重バリアシステムの安全評価

①シナリオに基づき必要に応じて保守性を考慮しつつ、対象とする現象に即した基本となる解析ケースと、将来起こりうる処分システムのさまざまな状態を考慮した解析ケースを設定すること

第Ⅴ章では、地質環境や処分場のバリエーション、またモデルやデータにともなう種々の不確実性を考慮した多数の解析ケースについて、それらの結果を相互に比較するための基準とするレファレンスケースをまず設定した。これをもとにデータの不確実性、概念モデルの不確実性、地質環境のバリエーションおよび処分場デザインのオプションを勘案した解析ケースをそれぞれ設定した。これらの詳細な手順については、5.5 に示されている。

ここで設定した個別の解析ケースは、わが国の幅広い地質環境や処分場デザインのバリエーション、予測にともなうさまざまな不確実性を考慮して、地層処分システムの安全性を幅広く検討することを目的としたものであるため、将来処分サイトや処分場の設計が明確になった段階では、このような地質環境や処分場デザインの多様性を考慮する必要性は小さくなる。また、サイト特性調査を行うことによってサイト固有の詳細なデータを得ることができるため、データやモデルの不確実性も低減することができる。

②モデルを開発し、データを整備すること

解析の内容を具体化するため、設定した解析ケースごとに、その内容に応じたモデルの開発を行う。通常モデル開発は、システムの理解（FEPによって表現される）、概念モデルの開発、数学的定式化、計算モデルの開発、検証（Verification）、確証（Validation）というステップを繰り返すことによって行われる。これらのモデルはシナリオで考慮される現象を適切に表現していることが重要であり、基礎となる知見だけでなく室内実験およびフィールドでの観察（ナチュラルアナログ）や試験から得られる結果にも基づいて作成される。その際、安全評価の信頼性を向上させるために、評価に用いるモデルやデータの不確実性を低減させるとともに、それらを保証する考え方や手法を明確にしておくことが重要である。

第Ⅴ章では、以上のことに配慮しつつ、人工バリア中核種移行、天然バリア中核種移行および生物圏評価のそれぞれについて、概念モデルとそれに対応する数学モデルやデータの設定を行った。その結果、人工バリアにおける核種移行に関しては、ガラス固化体／緩衝材および緩衝材／岩盤のそれぞれの境界において、現実的な境界条件を設定できるようにするとともに、4つの崩壊系列について核種移行問題を同時に解法し、異なる崩壊系列に属する同位体の存在比にしたがって溶解度の分割を考慮できるモデルを開発した。天然バリア中の水理・核種移行については、不均質な地質構造を取り扱うことができる簡略化モデルを作成し、亀裂ネットワークモ

デルや不均質連続体モデルを保守的に近似できるものであることを示した。また生物圏評価では、レファレンスバイオスフィアの概念（IAEA, 1996）をもとに、現在と同様の人間環境が継続すると仮定した生物圏モデルを設定した。これらの詳細な手順については、5.5.2 に示されている。

データについては、東濃地域および釜石鉱山における地層科学研究の成果に基づく深部地質環境の実測値や文献データ、実験室規模から工学規模までの室内試験によるデータ、さらにナチュラルアナログ研究による知見に基づき、安全評価に用いるデータ設定の考え方を明確にした。これにより深部地質媒体中の亀裂特性に関するデータ、ガラス固化体の溶解速度、元素の溶解度および緩衝材や岩石に対する核種の分配係数などについての信頼性を向上させることができた。

第Ⅴ章で作成されたモデルについては、今後サイト特性調査によって得られるサイト固有のデータなどに基づき、現象の理解を深めることにより、さらに詳細で現実に即したものにすることが可能である。またモデルに使用するデータについては、現象に即した実験や観察などから得られたものを採用するとともに、専門家のレビューにより信頼性を高めることができる。

③規制によって定められた指針や基準と比較することによって、システムの安全性を評価すること

影響解析では、モデルとデータを用いた予測解析を行ってシステムの性能を推定した後、これを規制によって定められた指針や基準と比較してシステムの安全性が判断される。ここでは解析の手順を明らかにすることによって、評価結果の信頼性を確保できるようにすることが重要である。

第Ⅴ章では、専門部会報告書に沿って放射線量を基本として、レファレンスケースを中心にさまざまな解析ケースを対象に、地層処分システムの安全性の評価を行った。その結果、今回構築した安全評価手法が正しく機能すること、またガラス固化体1本あたりの線量をガラス固化体の総本数倍するという過度に保守的な試算を行ったとしても、処分場全体としての線量の最大値は諸外国で提案されている基準を下回っていることが確認できた。また評価結果の質を向上させるために、基本シナリオ以外の解析ケースについても検討を行った。これらの詳細な手順は、5.5 および5.7 に示されている。

(3) 接近シナリオに対する考察

天然現象に起因する接近シナリオについては、第Ⅲ章で得られた知見により、安定な地質環境がわが国に存在することが示されており、適切にサイトを選定することによって、影響はもとより、その原因となりうる現象そのものを回避することができ

ると考えられる。しかし、仮にこのような接近シナリオが発生したとして評価を行った例を付録として示した。また、人間侵入による接近シナリオについては、そもそも将来の人間活動について技術的に予測することは不可能であり、付録 A および B で論じているように、仮に評価を行ったとしても、地層処分システムの特徴によらず同様の結果となるため、サイトの選定や処分場の設計によって決定される地層処分システム固有の安全機能に対して有益な情報を与えるものではない。

(4) 総合的な安全評価

第 V 章では、安全評価解析の結果について、その評価手法とともに信頼性を明らかにするため、ナチュラルアナログによる傍証や諸外国の安全評価報告書との比較を行うことによって総合的に評価した。この詳細な結果については、5.7 に示している。

地質環境や処分場仕様に関する情報は、安全評価の種々の過程で、システムの理解や概念モデルの開発とその妥当性の確認のために用いられ、直接解析の入力データに用いられる。このことから、安全評価とサイト調査が、人工バリアや処分場の設計、建設といった工学的な活動も含めて安全に地層処分を行うという目的のために、適切に統合されるべきであり、これらの関連性を十分に踏まえてそれぞれの作業を進めることがきわめて重要である。

6.5 まとめ

処分予定地選定と安全基準策定に資するための技術的拠り所に関する検討にあたり、まずわが国の地層処分概念に基づく安全確保のしくみを具体的に論証していくためのサイト選定、工学的な対策、安全評価といった対策に求められる要件と、それらが満たされているかどうかを判断するにあたって必要となる情報の整理を行った。

サイト選定は、①処分候補地の選定、②処分予定地の選定、③処分地の選定、の3段階によって進められると想定し、選定にあたって考慮すべき地質環境上の要件および必要となる情報を整理するとともに、重要な地質環境情報を取得するために必要な調査技術の開発状況を整理した。

処分予定地の選定においては、地層処分にとって不適切な地質環境を除外する観点から、①断層活動、火山活動、隆起・侵食によって処分システムの性能が損われるような地域ではないこと、②対象とすべき岩盤が必要な規模の処分施設を建設するうえで十分な空間的な広がりを持つこと、③将来における人間侵入の動機となるような地下資源が存在しない地域であること、が重要な地質環境上の要件として明らかになった。これらの要件については、処分候補地の選定段階に主に文献調査による検討を行った後に、処分予定地の選定段階において、ボーリングや物理探査などの現地調査を行うことによって、それらが満たされていることを確認していくことが可能である。

地質環境の特性（地質・地質構造、地下水の流動、地下水の地球化学、岩盤の熱・力学、岩盤中での物質移動）については、これらの各段階を通じて予備的な情報の取得・収集を進めるとともに、処分地の選定段階における地下施設などを利用したサイト特性調査によって、処分システムの設計と性能評価に必要なデータを包括的に整えることが必要である。

これらの調査に対応するため、ボーリング孔を利用して深度 1,000 m までの岩盤の透水係数や地下水の酸化還元電位などを高精度で計測するための装置、地下坑道における地質構造調査やトレーサー試験あるいは掘削影響評価の手法など基盤となる要素技術に関し、東濃地域や釜石鉱山での調査試験によって、現状の技術によって十分適用することが可能であることを確認した。

工学的な対策としては、わが国の幅広い地質環境を対象とした入てバリアおよび処分施設の設計・施工要件を示し、このような要件を満たすような仕様例を明らかにした。これにより今後、処分サイト固有の地質環境条件が与えられれば、それに応じて適切に設計を行うための手法やデータの種類といった基本的な枠組みを構築することが可能となる。実際に処分予定地においては、サイト特性調査による地質環境条件の把握、これに基づく処分場の設計、設計された処分場を含む地層処分システム全体

の性能評価による安全性の確認という作業をくり返すことによって最適な地層処分システムの構築を行うことが可能である。

処分場の管理については、処分場の建設・操業・閉鎖に関する品質管理の考え方を明らかにし、これらが基本的には既存の手法やモニタリング技術によって実施可能であるとともに、処分場閉鎖後において安全性の観点から廃棄体の再取出しを行うことについては想定する必要がないことを示した。

安全評価に関しては、わが国の幅広い地質環境を考慮して構築された地層処分システムの安全評価を行うために開発されたシナリオ作成の方法論やそのシナリオに沿って影響を評価するために設定するモデルおよびデータが、今後実際の処分予定地の地質環境に対応させて具体的に行われる地層処分システムの安全評価の基盤となることを示した。安全評価を実施するにあたっては、「サイトの選定による地層処分にとって好ましい地質環境条件の確保と設計に基づく工学的対策によって実現される」地層処分システムの性能に十分留意し、シナリオ、モデルおよびデータは現実的な範囲で保守性をもつように設定することが重要である。

安全評価の結果を判断するための指標としては、線量あるいはリスクが基本的として考えられているが、生物圏に関する予測に大きな不確実性をともなうことから、これを補完する指標の適用可能性について、比較対象とする基準の明確化、時間的・空間的不確実性および放射線影響の尺度への近接性の観点から検討を行った。その結果、河川、海、土壌あるいは岩石中といったシステム要素内の放射性核種濃度が線量を補完する指標として有効であり、安全評価モデルによる推定値と天然に存在する放射性核種濃度の実測値とを比較することによってシステムの安全性の判断に資することができることを示した。このような評価は、サイトの条件やシステムの安全評価の枠組みに合わせて天然の放射性核種濃度の測定をサイト特性調査項目に加えることにより、より具体的な比較を行うことが可能である。

安全評価の時間スケールを考察するうえで重要な因子は、地質環境の長期安定性、人間環境の長期的な変化および廃棄物の潜在的危険性の変化であり、地質環境の安定性については将来十万年程度、人間環境については次の氷期が到来するまでの一万年程度の期間については、ある程度の信頼性をもって予測することが可能である。廃棄物の潜在的危険性の放射性崩壊による時間的減少については、どの程度のレベルまでの低減を考慮するかを決定する必要がある。一つの考え方として、その廃棄物を発生させるもととなるウラン鉱石総量の潜在的な危険性と同レベルを目安とすることができ、そのようなレベルとなるまでの時間は数万年程度である。これらを勘案すれば、少なくとも地質環境の長期安定性を論ずることが可能な少なくとも将来十万年程度までは、線量と補完的な安全指標を適切に組み合わせて評価を行うべきと考えられる。

それ以降の期間については、評価の不確実性は大きくなるが、廃棄物の潜在的な危険性も小さくなることによって緩和され则认为られる。

参考文献

AECL (1994) : Environmental impact statement on the concept for disposal of Canada's nuclear fuel waste. Atomic Energy of Canada Limited Report, AECL-10711, COG-93-1.

Alexander, W.R., McKinley, I.G., MacKenzie, A.B. and Scott, R.D. (1990) : Verification of Matrix Diffusion by Means of Natural Decay Series Disequilibria in a Profile Across a Water Conducting Fracture in Granitic Rock, Mat. Res. Soc, Proc. 261, pp.567-576.

Chapman, N.A. and McEwen, T.J. (1993) : The Application of Palaeohydrogeological Information to Repository Performance Assessment, Proc. Paleohydrogeological Methods and their Applications, NEA Workshop, Paris, 9-10 Nov., OECD, pp.23-38.

動力炉・核燃料開発事業団(1996) : 超深地層研究所地層科学研究基本計画, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN7070 96-002.

動力炉・核燃料開発事業団(1997) : 広域地下水流動研究基本計画書, 動力炉・核燃料開発事業団技術資料, PNC TN7020 97-002.

EPA (1993): Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level, and Transuranic Radioactive Wastes, Final Ruling, 40 CFR Part 191.

原子力安全研究協会(1997) : 地層処分安全性確保の基本的考え方に関する調査研究, 平成8年度科学技術庁放射性廃棄物処理処分対策委託調査研究, 財団法人原子力安全研究協会.

原子力委員会(1994) : 原子力の研究, 開発および利用に関する長期計画, 平成6年6月24日.

原子力委員会高レベル放射性廃棄物処分懇談会(1998) : 高レベル放射性廃棄物処分に向けての基本的考え方について, 平成10年5月26日.

IAEA (1981) : Underground Disposal of Radioactive Wastes - Basic Guidance, IAEA, Safety Series No.54, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (1985) : Techniques for Site Investigation for Underground Disposal of Radioactive Wastes, Technical Report Series, Report No.256, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (1989) : Guidance for Regulation of Underground Repositories for Disposal of Radioactive Wastes, Safety Series Report No.96, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (1994 a) : Siting of Geologic Disposal Facilities, Safety Series Report (RADWASS) 111-G-4.1, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (1994 b) : Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, IAEA-TECDOC-767.

IAEA (1996) : International Programme on Biosphere Modeling and Assessment Methods (BIOMASS) Themes for a New Co-ordinated Research Programme on Environmental Model Testing and Improvement. Theme 1: Radioactive Waste Disposal. Theme 2: Environmental Releases. Theme 3: Biospheric Processes, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

IAEA (1998): Long-term Releases from Solid Waste Disposal Facilities: The Reference Biosphere Concept, BIOMASS Theme 1, Working Document No 1, International Atomic Energy Agency, Vienna.

ICRP (1977) : Recommendations of the ICRP, ICRP Pub. 26, Annals of the ICRP 1(3).

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste, Annals of the ICRP, ICRP Pub. 46.

ICRP (1991) : 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Pub. 60, Annals of the ICRP 21(1-3).

岩月輝希, 豊嶋賢治, 吉田英一 (1998) : 深地層を対象とした地下水の地球化学調査の現状, 原子力バックエンド研究, vol.4, No.2, pp.73-82.

核燃料サイクル開発機構 (1998a) : 超深地層研究所－地表からの調査予測研究段階計画－平成 10 年度, 11 年度研究計画書, 核燃料サイクル開発機構技術資料, JNC TN7410 99-004.

核燃料サイクル開発機構（1998b）：広域地下水流動研究実施計画書 平成 10 年度、11 年度研究計画書、核燃料サイクル開発機構技術資料、JNC TN7410 99-005.

核燃料サイクル開発機構（1999）：釜石原位置試験総括報告書、核燃料サイクル開発機構技術資料、JNC TN7410 99-001.

川瀬啓一、戸高法文、杉原弘造（1998）：超深地層研究所での地層科学研究計画－地表からの調査予測研究段階計画を中心にして－、原子力バックエンド研究、Vol.4, No.2, pp.91-96.

北山一美、駒田広也（1999）：高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術、原子力学会誌、Vol.41, No.8, pp.858-874.

小出馨、中野勝志、尾方伸久（1998）：地層科学研究における地下水調査・解析技術開発の現状、原子力バックエンド研究、vol.4, No.2, pp.59-72.

駒田広也、北山一美、森田正紀、片山 薫（1999）：高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術－その 1－総論、原子力バックエンド研究、Vol.5, No.2, pp.67-70.

Nagra (1994) : Kristallin-1; Conclusions from the Regional Investigation Programme for Siting a HLW Repository in the Crystalline Basement of Northern Switzerland, Nagra Technical Report NTB 93-09E, Nagra Wettingen, Switzerland.

Nirex(1992) : The Geology and Hydrogeology of Shelfield, Nirex Report No.263, 2 volumes, (ed.U.McL.Michie). UK Nirex Limited, Harwell, U.K.

OECD/NEA (1991) : Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste, A Report of the Performance Assessment, Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee.

大澤正秀（1997）：超深地層研究所計画、自治研ぎふ、第 60 号、pp.2-14.

Ota,K., Amano,K. and Ando,T.（1999）：Brief Overview of In Situ Contaminant Retardation in Fractured Crystalline Rock at the Kamaishi In Situ Test Site. In: Proc. International Workshop for Kamaishi In Situ Experiments, Kamaishi, Japan, 24-25 August 1998, JNC Tech. Rep., JNC TN7400 99-007, pp.67-76.

佐藤稔紀、松井裕哉、杉原弘造（1998）：深地層を対象とした力学的調査の現状－複数
数の手法を用いた初期応力測定について－、原子力バックエンド研究, vol.4, No.2,
pp.83-90.

SKB(1989) : Handling and final disposal of nuclear waste; Hard Rock Laboratory, Background
Report to the R&D Programme 89, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company,
Stockholm, Sweden.

SKB (1992a) : SKB-91; Final Disposal of Spent Nuclear Fuel. Importance of the Bedrock for
Safety, SKB Technical Report, TR92-20, SKB, Stockholm, Sweden.

SKB (1992b) : The Stripa Project, Site Characterization and Validation - Final Report, Stripa
Project Report 92-22, SKB, Stockholm, Sweden.

SKB (1995) : General siting study 95, Siting of a deep repository for spent nuclear fuel, SKB
Technical Report 95-34, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, Stockholm,
Sweden.

USDOE (1982) : 10CFR Part960; Nuclear Waste Policy Act of 1982; General Guidelines for
the Recommendation of Sites for the Nuclear Waste Repositories, U.S.Department of Energy.

Yusa,Y, Ishimaru,K, Ota,K. and Umeda,K. (1993) : Geological and Geochemical Indicators
of Palaeohydrogeology in Tono Uranium Deposit, Japan. Proc. Palaeohydrogeological Methods
and their Applications, NEA Workshop, Paris, 9-10 Nov., OECD, pp.117-146.

第 VII 章

まとめ

第 VII 章 まとめ

7.1 第 2 次取りまとめの成果	VII- 1
7.2 2000 年以降の研究開発の考え方について	VII- 4
7.2.1 地層処分研究開発の特徴	VII- 4
7.2.2 2000 年以降の研究開発の展開	VII- 5
1) 第 2 次取りまとめまでの研究開発	VII- 5
2) 2000 年以降の研究開発	VII- 5
7.2.3 期待される成果	VII- 6
1) 地層処分事業化技術	VII- 6
(1) 地質環境条件の調査研究	VII- 7
(2) 処分技術の研究開発	VII- 7
(3) 性能評価研究	VII- 8
2) 地層処分技術のデジタル体系化「数値地層処分システム」の構築	VII- 8

第 VII 章 まとめ

7.1 第2次取りまとめの成果

専門部会報告書に示された指針に沿って第2次取りまとめを進め、以下の成果を得た。

わが国の地質環境

地質環境の長期安定性に影響を与える可能性のある天然現象として、地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・侵食、気候・海水準変動に注目し、その活動履歴が残されている地質や地形を対象に、現地調査や年代測定を主体とする事例研究を進めるとともに、地球科学分野の文献情報を整理した。この調査研究によって、第四紀の活動が継続すると考えられる少なくとも将来十万年程度の期間についても地層処分の場合としての地質環境の長期安定性を論ずることが可能となった。

また、人工バリアを設置する環境および天然バリアの機能として重要な岩盤と地下水の特性について、文献データの整備を行うとともに、東濃地域および釜石鉱山での地層科学研究の成果を活用して、実測データに基づく検討を行った。その結果、地温が十分に低く応力がほぼ均等に働いている深部岩盤がわが国にも広く存在していること、地下水は地球化学反応の理論にしたがって深部にいくほど還元され、深度数十 m～数百 m で強還元性になること、地下深部では地表に比べて地形の影響を受けにくいため動水勾配が小さく、地下水の動きが遅くなることがわかった。このような地下深部における岩盤と地下水の一般的な性質は、オーバーバックの腐食や核種の溶解・移行を制限するという観点から、人工バリアが長期にわたって性能を維持するうえで、また天然バリアとして機能するための好ましい環境条件を基本的に満たしている。

以上のように、わが国の地質環境について、火山や断層などの活動地域とその影響範囲を除けば、少なくとも将来十万年程度の期間にわたって、廃棄物を人間環境から物理的に隔離し、人工バリアが所定の期間その性能を発揮する設置環境を維持するとともに、天然バリアとして廃棄物に含まれる放射性核種の人間環境への移動を妨げる、という地層処分システムに期待される機能を有していることを明らかにした。また、このような機能を有する地質環境がわが国に広く存在することも示すことができた。

地層処分の工学技術

実験室規模あるいは工学規模での種々の試験を通じて、人工バリアや処分施設の設計要件の検討、応力変形解析モデルなどの解析評価手法の開発と設計用データベースの整備を進めた。これらに基づき、わが国の幅広い地質環境を考慮して整備さ

れた岩盤物性値の幅を考慮して合理的な人工バリアおよび処分施設の設計・施工が可能であることを示した。また、オーバーバックの試作や実際の緩衝材を用いた施工試験などを通じて、人工バリアの製作・施工が現状技術あるいは近い将来実現可能と考えられる技術をもとに実施できることを示した。

人工バリアについては、上記のような検討を経て明らかとなった設計要件、開発された設計手法やデータベースに基づく合理的な設計によって、オーバーバックと緩衝材の材料、厚さなどを検討し、仕様例を提示した。この例では、第1次取りまとめの段階での知見に基づいて示された仕様例に比べ、安全性能を損なうことなくオーバーバック、緩衝材とも、厚さを約 30 %低減することが可能となった。緩衝材の材料については、必要な性能を維持しつつベントナイトにケイ砂を混合することによって、より経済的なものとすることができた。

上記の人工バリア仕様を対象として、処分場の性能を損なうことなく坑道掘削量が最小となるように処分施設の合理的な設計を試み、処分坑道の離間距離や廃棄体の配置を決定した。この人工バリアと処分施設の仕様に基づいて、処分場の建設、操業の各手順について検討し、これらの作業が独立に並行して実施できるような処分場全体のレイアウトを示した。また、それぞれの作業について基本的に現状技術あるいは近い将来実現すると考えられる技術で実現可能であり、処分場の品質管理ができることを示した。さらに処分場の管理については、必要に応じて閉鎖後一定期間の能動的な管理を行うことが安全確保の要件ではないとしても可能な技術レベルにあること、安全性の観点からは廃棄体の再取り出しを行うことは想定する必要がないと考えられることを示した。

以上のように工学技術については、わが国の幅広い地質環境に柔軟に対応させて、現在の技術レベルで所期の仕様を満たしうる処分場（人工バリアを含む）を設計し、その建設・操業・閉鎖を安全かつ合理的に行うことが可能であることを示した。

地層処分システムの安全評価

長期的に安定で好ましい条件を備えた地下深部の地質環境に、適切に設計された処分場の仕様に基づいて構築される地層処分システムを対象に安全評価を行った。評価にあたっては、体系的なシナリオ開発を進め、シナリオにしたがって、とくにニアフィールドに重点をおいて、現象により即したモデルの開発と現実的なデータの整備を行った。これらのモデルやデータベースについては、サイクル機構の地層処分基盤研究施設（ENTRY）での工学規模の試験研究や地層処分放射化学研究施設（QUALITY）での放射性核種を用いた試験、東濃地域や釜石鉱山における地層科学研究に基づき妥当性の確認を行い、信頼性の向上を図った。開発された個々のモデルを統合し、線量を指標として地層処分システム全体の安全性を評価するための安

全評価モデルの基本体系を整えた。構築した安全評価手法を用い、わが国の幅広い地質環境と処分場仕様の多様性、地質環境の変動を想定したシナリオやモデル、データの不確実性を考慮し、地層処分システムの安全性を総合的に評価した結果、廃棄物が人間環境に及ぼすと想定される影響は、諸外国で提案されている安全基準に示された防護レベルを下回ることを確認した。

以上の成果をもとに、処分子定地の選定や安全基準の策定に資する技術的拠り所として、サイト選定、工学的な対策および安全評価を行うにあたって考慮すべき要件と必要な情報について整理を行った。これによって、今後わが国において処分事業を展開していくにあたり、第2次取りまとめで示した研究開発の成果をどのように用いていくことができるかを明らかにした。

結論として、これまでの研究開発により、

- 地層処分概念の成立に必要な条件を満たす地質環境がわが国に広く存在し、特定の地質環境がそのような条件を備えているか否かを評価する方法が開発されたこと、
- 幅広い地質環境条件に対して人工バリアや処分施設を適切に設計・施工する技術が開発されたこと、
- 地層処分の長期にわたる安全性を予測的に評価する方法が開発され、それを用いて安全性が確認されたこと

といった情報面での技術基盤が整備された。

また、研究開発施設としてすでに ENTRY や QUALITY が活用されており、さらに超深地層研究所（岐阜県瑞浪市）計画や現在北海道および幌延町に申し入れている深地層研究所（仮称）（北海道幌延町）計画が進むことにより、事業化に向けたスケジュールと整合をとりつつ、次節で述べるような研究開発を展開していくことが可能な状況となる。

以上のことから、サイクル機構としては、わが国においても地層処分を事業化の段階に進めるための、信頼性のある技術的基盤が整備されたものと総括した。

7.2 2000 年以降の研究開発の考え方について

今後、地層処分事業を円滑に進めるためには、第2次取りまとめの成果をもとに、事業のスケジュールと整合をとりつつ、引続き所要の研究開発を進めることが肝要であると考えられる。

2000 年以降における地層処分研究開発については、専門部会報告書によれば国による第2次取りまとめの評価の過程で今後の研究課題と進め方が明らかにされることとなっており、その後、関係機関の役割分担などの議論をふまえて計画が具体化されるものとする。

ここでは、将来の処分事業や安全規制の進展にかかわる全体像を展望し、第2次取りまとめによって集約された研究開発成果を拠り所として、処分計画を進めるための技術的基盤をより確かなものとするを目的に、2000 年以降の 20 年程度の期間を見通しつつ、とりわけ重要な当初の5ヶ年程度の研究開発課題に焦点をあて、今後の研究開発の展開について検討を行った。

7.2.1 地層処分研究開発の特徴

これまで述べたように、わが国の地層処分概念は、安定な地質環境に性能に余裕をもたせた人工バリアによる多重バリアシステムを構築することである。このため、地層処分研究開発では、地質環境の調査などの研究、人工バリアの設計施工技術の開発、長い期間にわたる地層処分システムの性能評価手法の確立について体系的に研究開発を行うことが求められる。また地層処分システムは、地層という天然の構成要素を含むとともに、従来の科学技術ではほとんど対象としてこなかった長い時間を評価の対象としているため、地質環境が特定されているかどうかにかかわらず、処分システム全体の性能を試験などによって直接的に把握できないという特徴を有している。したがって、地層処分研究開発には、人工バリアや処分施設の設計や施工のように製作や実験などにより研究成果を直接的に確認していくものと、たとえば水理地質構造のモデル化や人工バリア性能の評価のように調査や実験などに基づく個別の現象の理解からモデルを構築することによってシステムの予測解析を行うものが含まれる。

これに加え、処分システム全体の時間的、空間的変遷については、試験による確認が不可能である。このため、最新の成果や知見を適宜報告書やデジタル情報として体系的に取りまとめ、目に見える形で提供していくことにより、技術的・科学的根拠の透明性や追跡性を示していくことが必要である。それとともに、個々の研究開発から得られる知見を集約した情報を用いて、直接的には確認できない地層処分システムの長期的かつ複雑な挙動を計算機上で動的に表現する手法を開発する。

また視覚的に地層処分を理解することの一環として、深部地下環境の理解を促進するため、深地層の研究施設を活用していくことなどが重要となると考えられる。

7.2.2 2000 年以降の研究開発の展開

2000 年以降の研究開発では、わが国の幅広い地質環境条件を対象として進められてきた研究開発の成果の確認を進めていくとともに、具体的な地質環境条件を対象とする処分の事業化に向けた技術として実用化していく必要がある。

1) 第2次取りまとめまでの研究開発

これまで地層処分研究開発は、第1次取りまとめによる「地層処分の技術的可能性の提示」、第2次取りまとめによる「地層処分の技術的信頼性の提示」を主要なマイルストーンとして、段階的に進められてきた。これらは、“わが国においても地層処分概念が成立し得ること”について、関連する各分野の専門家が判断を行うための技術的根拠を与えるとともに、処分事業を開始するための技術情報の集約を行ってきた段階と位置づけることができる。研究開発は「地質環境条件の調査研究」、「処分技術の研究開発」および「性能評価研究」の3領域における成果の進展を相互に反映しながら、技術的な整合性と各領域間のバランスを保って進めることを重要なポイントとしてきた。あわせて、これらの共通の基盤となる「深部地質環境の科学研究」（地層科学研究）を進めてきた。

2) 2000 年以降の研究開発

2000 年以降においても、研究開発は、第2次取りまとめまでに整備された技術基盤をもとに、引き続き上記の3研究領域と地層科学研究の各領域において推進していくことが合理的である。処分事業の進展によって特定される地質環境の条件や安全基準の具体化に合わせ、必要とされる時期にそれまでの各領域における成果の統合化を行う。

処分事業は今後長期にわたって計画的に進められる。研究開発の時期と内容については、サイトの地質環境条件などに応じた新たな課題に柔軟に対応していくため、サイト選定などの処分事業のスケジュールに合わせ、最新の技術を的確に取り入れられるよう、適宜最適化を図っていくことが重要である。

事業化技術としての研究開発成果の提供については、当面、2000 年以降の最初の数年間は第2次取りまとめまでに整備された技術の確認を進め、特定の地質環境に適用していくための技術として実用性を高めていくことに重点をおいて研究開発を進めていくことが重要である。これにより、2000 年頃に設立される実施主体が取り組む処分地の選定プロセスが円滑に進むことが期待される。この研究開発では、深地層の研究施設で進められる地表からの調査段階および坑道掘削段階において取得

される地質環境特性データに基づいて、ENTRY などでの工学試験、QUALITY などでの放射性核種を用いた試験により解析モデルや評価データの妥当性の確認を行っていく。これにあわせて、申し入れ中の深地層研究所（仮称）計画を用いた工学技術および解析手法などの技術的確認などを進めていく。このような研究開発によって、処分場設計の合理化および安全裕度の定量化にかかわる手法の高度化が図られるとともに、地層処分の技術に対する信頼性の一層の向上が図られる。

また、地層処分システムにおいて想定されるさまざまな現象の解析評価を容易かつ柔軟に行うことができるよう、研究開発において得られた知識の体系化を進める。具体的には、解析モデルおよびデータベースを計算機上で統合した「数値地層処分システム」を開発する。このシステムによる解析結果を可視化することによって、地層処分システムにおける複雑な現象の時間的、空間的変遷について定量的に理解でき、個々の現象と処分システムの全体性能との関係を容易に把握することができる。このシステムを用いることによって特定の地質環境が与えられれば、その条件に対応した処分場の設計、構築された処分システムに対する長期的な挙動の評価、その結果の設計へのフィードバックといった一連のくり返し作業を効率的かつ容易に進めることが可能となり、地層処分システムの最適化に資する。また当該システムを活用して、地層処分システムの長期にわたる変化をわかりやすく提示することができ、地層処分に対する国民各層への理解促進に資することが可能である。

7.2.3 期待される成果

1) 地層処分事業化技術（表 7.2-1 参照）

第2次取りまとめまでに蓄積された技術的成果は、2000 年以降、実施主体によって進められるサイト選定、処分場の設計および安全評価の各作業を効率的かつ確実に展開するために、今後時宜を得て「地層処分事業化技術」として適用されることが期待できる。

(1) 地質環境条件の調査研究

● 地質環境の長期安定性に関する調査技術

天然事象による地形、地質の変化が記録として保存されている地域において事例研究を充実させることにより、地質環境の長期安定性の評価手法の信頼性の向上が期待できる。また、地域性に依存する天然現象の特徴の把握および影響評価については、事例研究の取りまとめを通して調査解析手法が体系化され、より合理的な技術とすることが期待できる。

● 地質環境調査技術

第2次取りまとめまでに蓄積された地質環境の調査技術について、東濃鉱山や国際共同研究としてカナダの URL（Underground Research Laboratory）、スウェーデン

の HRL (Hard Rock Laboratory)、スイスの GTS (Grimsel Test Site) などを利用して個々の調査技術の適用性を引き続き調べるとともに、超深地層研究所や中し入れ中の深地層研究所(仮称)計画における、地表での調査から地下深部の地質環境の詳細調査に至るまでの段階的な調査技術の適用により得られる知見をもとに、地質環境調査技術体系の確立を図ることにより、多様な地質環境に対して必要な調査技術を提供することが期待できる。

また、これら深地層の研究施設において、地表での調査段階から坑道掘削期間、一部を埋め戻した期間を通じて系統的なモニタリングを行うことにより、初期値から掘削にともなう変化を確認することが期待できる。

(2) 処分技術の研究開発

● 人工バリアなどの工学技術

人工バリアの製作技術や長期健全性などについては、ENTRY などにおける工学規模試験などにより確認を行う。中し入れ中の深地層研究所(仮称)計画においては、処分場掘削、建設技術、人工バリア製作、搬送・定置技術などの一連の地層処分の工学技術について技術的な確認を行っていく予定である。また、坑道埋め戻しにともなう地質環境条件の回復について情報を取得し、これを反映してモニタリング技術の確立と処分場の管理技術の整備に資する。さらにカナダ URL において実施しているトンネルシーリング技術に関する試験研究およびスウェーデンの HRL で進められている「Prototype Repository」プロジェクトなど、地下研究施設を利用した処分技術の実規模スケールでの研究開発を進める。

これらの研究開発により、要求品質に合致した人工バリアの施工が可能であることが具体的に示されることが期待できる。

● 地層処分場の詳細設計手法

ENTRY、QUALITY などにおける研究開発と地下研究施設から得られる知見を反映することにより、処分場の詳細設計に用いる個別の解析モデルやデータの確認とそれらの高度化を図る。さらに、解析手法の連成化と3次元化、ならびに設計の合理化や品質保証についての研究開発を進め、特定の地質環境条件に対して最適な処分場を設計するための詳細設計手法を確立する。

これらの研究開発により、処分場の設計の合理化・最適化を図ることが期待できる。

(3) 性能評価研究

● 安全評価手法

幅広い地質環境条件を対象に開発されてきた解析モデル、データベースをさらに発展させ、具体的な地質環境条件と詳細な設計情報を取り込み、現実的なモデルとデータベースの充実を図る。このため、放射性核種の挙動に関するデータの確認と充実のために QUALITY などを、モデルの検証については ENTRY などを活用する。また、諸外国を含めた地下研究施設などより得られる地質環境データを用いて、安全評価で扱う深部地質環境条件での現象モデルの妥当性の確認を進める。さらに、多重バリアシステムの構成要素ごとに、天然類似現象などとの比較評価（ナチュラアナログ研究）を進め、地層処分システムの安全評価手法への適用性について確認を行う。

以上の成果が体系化されることにより、安全評価手法が整備され、安全審査指針や安全基準の策定に資することが期待できる。

2) 地層処分技術のデジタル体系化「数値地層処分システム」の構築

これまで開発が行われてきた各種の安全評価モデルやコードおよびデータベースを、計算科学技術を活用して統合し、体系化する「数値地層処分システム」を計算機上に構築する。本システムに組み込まれるバーチャルエンジニアリング技術およびコンピュータグラフィックスなどを用いた情報の可視化を通じた地層処分システムの疑似体験などにより、多面的な情報の提供を通じて地層処分に対する社会の理解の促進に資することが期待できる。また3つの研究領域において蓄積される最新の技術情報（モデル、データなど）を適宜本システムに取り入れることにより、地層処分システムの空間的、時間的変遷を定量的に示すための解析手段として活用されることが期待できる。さらに、具体的な地質環境条件を対象とした処分場の設計、構築される処分システム全体の性能評価への適用を図ることにより、地層処分事業の今後の展開に応じて処分場の詳細設計や地層処分システムの安全評価に資することが期待できる。

表 7.2-1 第 2 次取りまとめ以降の処分事業化技術に関わる課題の分類
(処分候補地の調査段階までの重点課題)

地質環境の長期安定性に関する調査技術

目 標	課題項目
サイト選定に資する地質環境の長期安定性にかかる調査解析手法の体系化	◎地質環境の長期安定性評価に関する天然現象の影響評価手法の信頼性向上のための事例研究 ◎サイト選定にあたって考慮すべき地質環境上の要件とその基準の設定、ほか

地質環境調査技術

目 標	課題項目
地質環境調査技術の適用性確認	◎候補地・予定地での予備的調査のための調査・評価手法の体系化、実用化 ◎地質環境特性を評価する技術の高度化 ◎地質環境特性のモニタリング技術

人工バリアなどの工学技術

目 標	課題項目
1. 学技術の確認	◎処分場建設技術の確認 ◎ハ操業技術の確認 ◎ハ閉鎖技術の確認

地質処分場の詳細設計手法

目 標	課題項目
個別解析モデルの妥当性確認、データの拡充（長期試験、実環境条件下での試験による確認）	◎◎△人工バリアシステム長期挙動評価手法（オ・バー・バック腐食挙動、緩衝材の特性、再冠水挙動、ガス移行挙動、セメント系材料の影響など）の妥当性確認 ◎◎塩水環境下での人工バリア材の特性の評価・確認 ◎△岩盤の長期クリープ挙動の評価・確認
詳細設計手法確立のための研究開発（合理化、品質保証、など）	◎△人工バリア仕様の合理化 ◎△人工バリアの総合的健全性評価 ◎△地下施設の設計／評価技術の確立 ◎岩盤の長期健全性評価 ◎地層処分システムのモニタリング項目の抽出および適用技術の整備と高度化 ◎◎品質管理手法の確立（管理手法および管理基準値の確立など） ◎地下施設の耐震設計における既存の原子力施設の耐震設計指針との関連

安全評価手法

目 標	課題項目
信頼性向上のためのモデルの改良・データの拡充	◎人工バリア安全評価の信頼性向上 ◎◎天然バリア安全評価の信頼性向上 ◎システム総合安全評価の信頼性の向上 ◎安全評価用のデータの拡充・サイト情報に対する生物圏モデルの適用性の確認

◎：採地層の研究施設での研究開発計画に含むもの

◎：ENTRY QUALITY などでの研究開発計画に含むもの

△：諸外国の地下研究施設計画に含むもの

付 録

付録 A 人間侵入による接近シナリオの評価事例

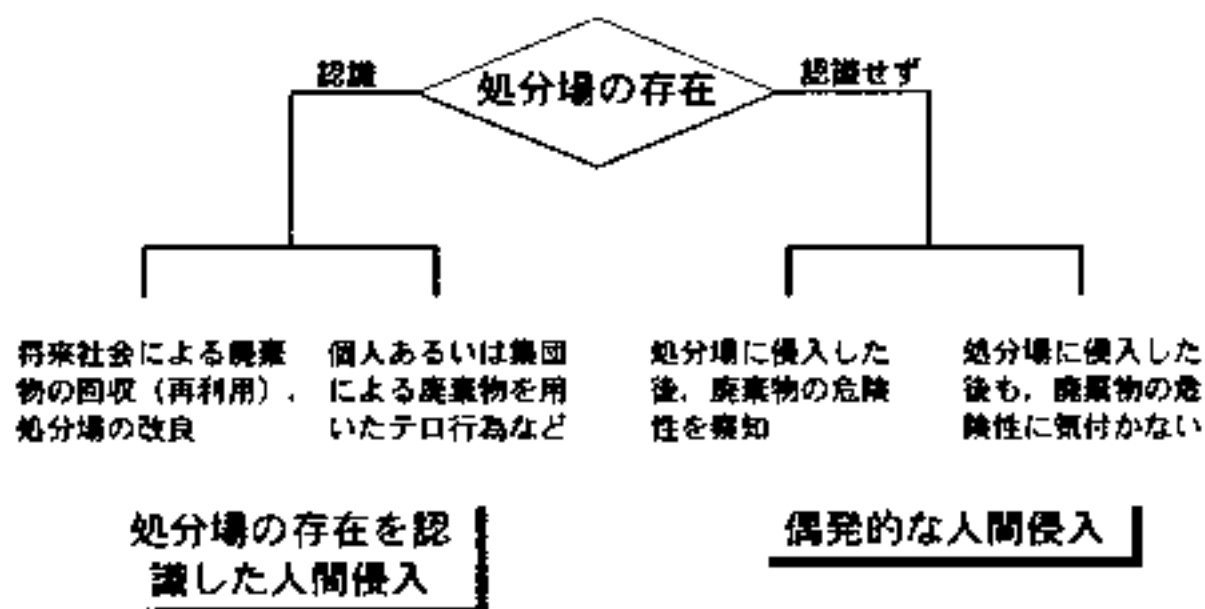
1. 地層処分における人間侵入シナリオ

地下深部に処分した高レベル放射性廃棄物と人間環境との物理的な距離が接近することにより直接的な影響が及ぶと想定する接近シナリオの一つに、将来の人間が試錐や大規模な掘削など地下へのアクセスを行うことによって処分場に侵入してしまうことが考えられる（人間侵入シナリオ）。このような人間侵入シナリオについては、

- サイト選定において人間の接近の動機となり得る地下資源の存在する地域を避ける、
- 十分な処分深度をとることにより容易に接近できないように処分場を設計する、
- 土地利用制限などの法的規制、記録の保存やマーカーの設置などにより処分場の存在を警告する、

といった対策がとられる。これらの対策によって、人間侵入シナリオの発生可能性はきわめて小さなものとするのが可能と考えられるものの、地層処分システムの安全評価上、このようなシナリオを想定し、それがどの程度の影響を及ぼすかを検討しておくことも意味があると考えられる。地層処分システムの安全性は制度的管理に依存しないものとするのは合意された原則であるが、何らかの制度的管理によって、処分後の一定期間人間侵入シナリオの発生を緩和する効果を期待できると考えられている（各国における考え方は後段に述べる付図 A-4 参照）。

処分場への人間侵入は、処分場の存在を認識したうえで処分場かその近傍に侵入するケース（処分場の存在を認識した人間侵入）と、処分場の存在を認識せず偶発的に処分場に侵入してしまうケース（偶発的な人間侵入）とに分けて考えられている。後者については、さらに侵入者が危険な状況の生じたことを認識する場合としない場合とに分けられている（OECD/NEA, 1995a, 1995b; NAS, 1995）。これを整理すると付図 A-1 のようになる。



付図 A-1 処分場への人間侵入の形態

以下では、このように分類される人間侵入シナリオに対して、地層処分システムの安全評価の観点から取り扱いの考え方を述べるとともに、人間侵入が生じた場合の影響について試算を行った例を示す。

1.1 処分場の存在を認識した人間侵入

処分場の存在と廃棄物が有する危険性を認識したうえで意図的に処分場に接近する目的としては、戦争、テロ行為、廃棄物や資材の回収、処分場の改良などがあげられる。このような行為について考える場合、まず将来の世代といえども彼らが良心的な行動をとることについて責任をもたなければならないという広く適用されている原則に基づくことができるとされている。したがって、戦争やテロ行為について考える必要はない (Grimwood, 1989)。もし将来の社会が廃棄物を回収すると決定した場合、そのことについてわれわれの世代ができることは、将来の世代へ情報伝達を行う努力を怠ったり、廃棄物を発見・回収することをあえて阻害するような民主主義の基本的行為に反するようなことはしないということである。また、OECD/NEA の「放射性廃棄物処分場における将来の人間活動」に関するワーキンググループでは、廃棄物を処分しようとする社会は、将来の世代に対して廃棄物の危険性について警告することはできても、意図的な侵入に対して責任をもつことはできず、それについては、その時点の社会の保安上の責任と考えることができるとしている (OECD/NEA, 1995b)。

IAEA による「放射性廃棄物の地層処分に関する安全原則と技術基準」(IAEA, 1989) では、高レベル放射性廃棄物を適切な時期に、技術的、社会的、経済的要因

を考慮して安全に処分し、将来の世代への負担を最小限におさえることとしている。しかし、一方で知識の進展により、付図 A-1 に示すように将来の世代が、より高い安全性を確保するために処分場システムを改良したり、廃棄物中に含まれる物質を資源として使用する方法を獲得することも想定できる。こうした行為が可能となるためには、処分システムにあるレベルでの回収可能性が確保されていなければならない。

このような議論は、将来の処分場の管理や修復措置が処分システムの安全上は必要とならないようにすると同時に、廃棄物に対して将来考えられる措置が不可能なものとならないようにすべきであるという相反する条件を求めることになる (SKN, 1988)。言い換えれば、われわれの世代は、処分場の保守について全責任を将来の世代へ負わせるのではなく、かといって、将来の世代が処分場に対する何らかの措置をとれる可能性を全くなくしてしまわないようにする必要があるということである。この2つの要件をバランスよく満たすような技術的な検討は今後、規制の策定、実際に処分場設計の最適化や安全審査が行われる段階でより詳細に議論されるべきものである。現在、各国で検討されている処分システムは、閉鎖後長期間にわたって回収可能性を確保するような設計にはなっていないが、もし将来の世代が廃棄物の回収を行おうとした場合には、多大な努力を要するとしても不可能ではないものとなっている。その場合には地層処分システムの安全性を損なうようなものであってはならない (Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 1994)。

こういった社会全体の意思決定とは別の、個人レベルでの処分場への侵入の可能性を阻止するような適切な制度的管理は存在せず、これについて検討を行うとすれば、個人あるいは集団が処分場の存在をあえて無視したり、テロ行為を目的として侵入を行うものと仮定することとなる。このようなシナリオについては、一度処分場が閉鎖されてしまえば、テロ行為としての効果を得るために多大な努力を要することや他により効果的な標的が存在するということから考える必要がないとしている (KBS, 1983)。OECD/NEA のワーキンググループの報告書では、意図的な人間侵入は地層処分の安全評価において取り扱うべきではないとしている (OECD/NEA, 1995b)。このような国際的な認識も勘案し、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会による報告書 (原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 1997) (以下、専門部会報告書という) では、意図的な人間侵入は第2次取りまとめにおける検討の対象から除外している。

1.2 偶発的な人間侵入

偶発的な侵入とは、「処分場の位置を知らず、その目的も忘れ、もしくはその影響について認知していないために、処分場あるいはバリア機能を有する地層処分システムに偶発的に侵入してしまうこと、またはその性能を損なう行動をとること」と

定義されている（OECD/NEA, 1995b）。人間侵入に関する大部分のシナリオは、処分場の存在やその位置に関する知識が失われるという前提に基づいているが、これは必ずしも社会全体がすべての知識を喪失しているということを意味するものではない。したがって侵入者は、

- 1) 処分場に関する情報の入手や保持を行うこと、
- 2) サイトや廃棄物の存在を探知し危険を認識すること、
- 3) 処分場サイトでの地下へのアクセス行為（ボーリング、探鉱など）を停止する機会をもつこと、
- 4) 正しい対処行動をとること、

にすべて失敗するという仮定のもとでのみ、廃棄物に接近してしまうというシナリオが想定される。

将来の人間活動にともなってこのようなシナリオが発生する程度を定量的に評価することは難しいが、社会活動や科学技術が将来も継続して発展するという想定と、社会が後退し、科学技術のレベルが下がるという想定とを全体的に考察することにより人間侵入の発生に関する促進効果と低減効果とを検討することができる。これをまとめたものを付表 A-1 に示す（Grimwood, 1990）。

社会活動や科学技術レベルが今後引き続き発展すれば、人間が地下深部へアクセスする可能性が大きくなることが想定されるが、このような社会では、偶発的な侵入を認識したり、異常を検知して効果的な対策を講ずる能力も高くなっていると考えることができる。反対に、社会活動や科学技術の水準が現在より後退した場合、処分場の存在を認識する能力の低下を招くことになるが、一方で資金も不足し、地下環境を利用する機会や能力が減少し、侵入の起こりやすさは低減すると考えられる。これらのことから、将来の人間による処分場への侵入の検討にあたっては、現在の社会活動や科学技術レベルを仮定するとの考えが国際的に共通の認識となっている（OECD/NEA, 1995b）。

ここでみたような一般的議論は、評価にあたっての前提として考えることができる。

付表 A-1 将来の社会活動や科学技術レベルに応じた人間侵入発生の
促進効果と低減効果 (Grimwood, 1990)

	今後引き続き社会活動や科学技術レベルが 発展する場合	今後、社会活動や科学技術レベルが 衰退する場合
人間侵入の 可能性が低 減する要因	・処分場に関する情報の保存と入手が容易になる ・廃棄物による影響を検知し理解する能力が高まる ・偶発的に処分場に侵入してしまっても、有効な対策を採る能力が高まる	・地表での国土開発が衰退する ・地下深部にアクセスすることが困難となるか、あるいは経費がかさむことになる
人間侵入の 可能性が増 大する要因	・地表や岩盤の利用機会が増えることになる ・地下深部にアクセスすることが容易となり、また経費が安くなる	・情報や知識の喪失が起こりやすくなる ・偶発的に処分場に侵入した場合、適切な対策を採る能力が低下する

2. 人間侵入シナリオの評価の前提条件

1.に述べたシナリオの特徴やこれに対する考え方を勘案し、将来の人間活動によるシナリオを評価するうえでの枠組みを与えるための前提条件について検討を行っておく。

まず、処分場の存在を認識した意図的な侵入については、1.1で述べたような点や、最近の国際的な議論の場での合意 (OECD/NEA, 1995b)を踏まえ、専門部会報告書にしたがって、性能評価の観点から検討の範囲を超えるものとして除外する。一方、偶発的な侵入については、人間社会の将来の変化が、現代の社会の行動様式をそのまま将来の社会に外挿することを中心としたシナリオを想定する。これについても国際的な合意が図られつつある (NAS, 1995; OECD/NEA, 1995a)。なお、偶発的な人間侵入を評価する必要性は、一般に侵入者に対して危険な状況が生じたことを認識しない場合とされているが、侵入者が危険性を認識する場合でも、適切な対策がとられないかまたは有効でないならば、評価上は危険性を認識しない場合と同じ扱いにできるものと考えられている (Nagra, 1994; Goodwin et al., 1994; NAS, 1995)。

将来の人間侵入については、その発生確率あるいは侵入したことを侵入者が認識する確率を予測することは難しく、また侵入の動機となる地下資源などが将来新たに発見されるかもしれないため、その予測は難しい。このため将来の人間活動を定量的に評価することはきわめて大きな不確実性がともなって、人間侵入によって生じる潜在的な影響を例示的に示すことだけが可能であると考えられている (Nagra, 1994; OECD/NEA, 1995b; NAS, 1995)。

偶発的な人間侵入は何らかの明確な動機で発生することが想定されるが、どのような目的であるにせよ、まず地下深部の廃棄物に直接接触する可能性のある行為として行われるのはボーリングであり、その結果に基づいて大規模な掘削に進むまで

には、資本の投入など大きな意思決定の壁がある。また、ボーリングの過程で危険性を認知する可能性が高い。したがって、偶発的な人間侵入のシナリオの検討を行ううえでは、まずボーリングを対象としておくことが重要と考えられる。

米国科学アカデミー（以下「NAS」という）が Yucca Mountain Project に関する規制の考え方について示した見解（NAS, 1995）では、ボーリングにより廃棄物に接触することにもなう放射性物質に起因する危険性は以下の3つに大別される（NAS, 1995）。

1) 侵入者自身に対する危険性

ボーリングなどの掘削従事者や掘削物の取り扱い者（たとえばコア観察者）が受ける被ばく

2) 地表へ運ばれる物質によって公衆が受ける危険性

侵入によって地表へ運ばれる物質は、生物圏での移動が比較的容易となるため、侵入者に加え公衆が受けると考えられる被ばく

3) 処分場システムの所期性能が損なわれることによる危険性

人工バリアや天然バリアが有する所期の性能が侵入によって損なわれる可能性

NAS の見解では、上述したようにそもそも将来の人間活動について予測することは不可能であり、1)、2)については、仮に評価を行ったとしても、地層処分システムによらず同様の結果となるため、サイトの選定や設計によって明確となる地層処分システム固有の安全機能に関して有益な情報を与えないとしている。

人間侵入シナリオに対する評価について米国環境保護庁の基準（EPA, 1985）では、

「個人に対する放射線防護要求は、擾乱のない地層処分システムの性能に対してのみ、その性能の不確実性も考慮して適用される。擾乱のない処分システムの性能とは人間侵入や起こりにくい天然の突発的事象により影響されないことを意味する。基準におけるこのような視点は、仮に人間侵入が発生すれば侵入者が高い線量の被ばくを受けることから取り入れられたものである。比較的小さな領域に多量の放射性物質が閉じ込められているような状況下では、規制の枠組みによって、このような侵入者が受ける被ばくを阻止することはできないと考えられる。」

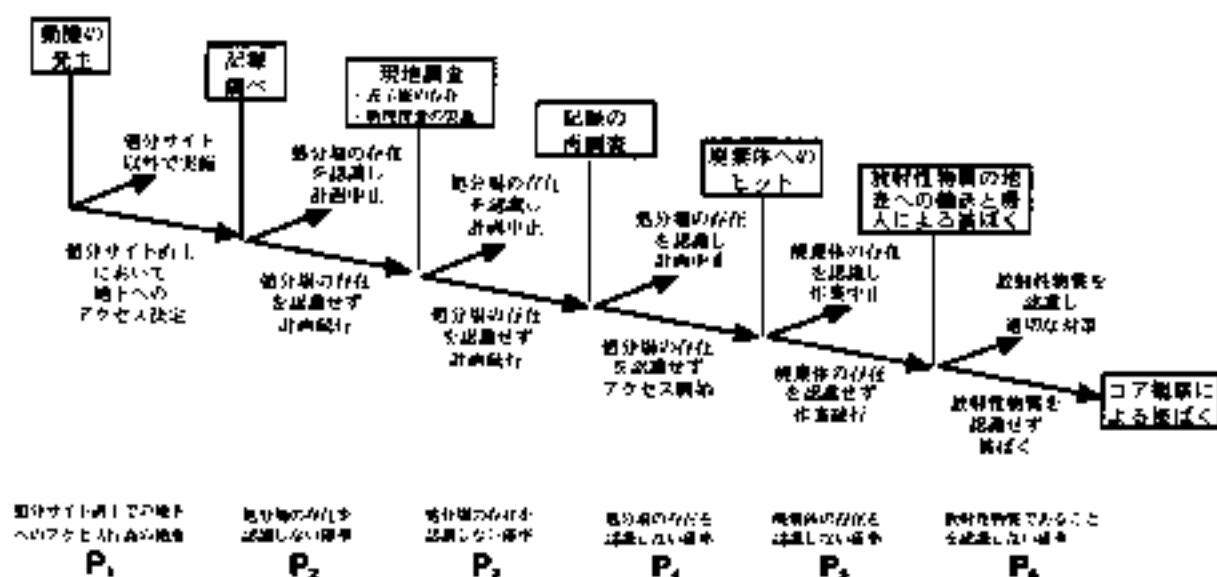
として、人間侵入シナリオや突発的な天然事象に関するシナリオに対しては、地層処分システムが、規制に定めている地層処分場から接近可能な環境（accessible environment）への放射性核種の放出制限に適合することを求めている。これは、安全評価上、人間侵入が生じた場合、個人に対するリスクを問題とするのではなく、システム性能への影響がどの程度のものであるかを評価することに努めるという考

え方であり、前述の NAS による見解 (NAS, 1995) においても、上記 3) に対応するこのような評価によって地層処分システムが公衆の安全を防護する上で有している能力について情報を得るべきとしている。このため、人間侵入シナリオについては、それが生じたとして擾乱のない場合のシステム性能の評価と同様、決定グループに対するリスクを計算することを勧告している。

このような考え方に従い、上記 3) については、本文 5.6.2 において変動シナリオの 1 つとして取り扱っている。

3. 偶発的な人間侵入シナリオの記述

処分場の存在に気がつけば、理性ある行動をとることにより、処分場に誤って侵入したとしても適切な対策を講ずることによって被ばくの影響は生じないものと考えられるが、処分場の存在に気がつくかどうかについて考えられる要因の検討を行い、シナリオを記述する。付図 A-2 はそれらの要因の関連を、イベントツリーとして表わしたものである。これに基づき、2 に示した前提条件を考慮して処分場への偶発的な人間侵入シナリオを記述したものが付表 A-2 である。受動的な管理（記録の保存やマーカー）は、人間侵入シナリオの発生を抑制する効果が期待される。それをどの程度安全評価上見込むかについては国によって異なっているものの、おおむね数百年から 1000 年間は有効であると考えられている（付図 A-4 参照）。



付図 A-2 偶発的な人間侵入のイベントツリー

付表 A-2 偶発的な人間侵入シナリオ

地下へのアクセス行為の時系列	対応策（発生の防止／緩和方策）	偶発的な人間侵入シナリオ
動機 いかなる地下へのアクセス行為でも、何らかの目的または動機が存在する。	サイト選定と処分場設計 ・サイト選定によって既知の地下資源が存在する地域を回避することにより、地下へのアクセス行為そのものを低減 ・地下深く（数百メートル以深）に処分場を設置することにより、偶発的な人間侵入の可能性をさらに低減	地下資源（鉱物、地熱、温泉、地下水など）掘査、地下空間利用、学術調査などが動機となる。
記録調べ 発生した動機に対し、その行為に関する記録を調べる必要のある場合には、必要事項に関する調査を行うことにより、たとえば、対象となる地域周辺に処分場が存在していることに気がつく可能性が考えられる。	記録の保存と伝達 ・廃棄物の存在位置やそれが有する潜在的危険性を記述した記録を保存 ・記録の媒体に関する研究成果（Nuclear Safety Research Program Working Group, 1993）によれば、紙の耐久性は適切に取り扱われれば約 1000 年の保存は可能 ・国際公文書群（Nuclear Safety Research Program Working Group, 1993）の設計	時間とともに、 i) 保管中や書き換え時の伝承もれ・記録事項もれの発生 ii) 意図的ないしは偶発的（紛争）行為（紛争など）による記録の劣化・消失 iii) 記録媒体の自然劣化（米河川の到来も含まれる） iv) 後世文化・社会情勢などの変化（言語体系の劣化・移住者の流入など）などの理由により、調査物を処分した時期、処分位置、処分者、調査物の種類・量・特性、処分場のしくみ（配置図など）、処分場周辺の理由など、少なくとも後世の安全性を確保・維持するために必要な最低限の情報ないしは記録物（文書、地図、コンピュータファイル、指示板など）が、それ自体もしくは受け取り側の理由により、その伝達効力を失い、その結果、処分場の直上あるいは近接しやすい位置から掘削を開始する。
現地調査 地下へのアクセス行為を開始する場合、現地に於いての地質調査や地上から地下方向に対し、物理調査を行うことが考えられる。また、物理調査を行う際に、その地域の地質構造、地下資源、地熱、温泉、断層、地下埋設物などを事前に把握しておく可能性があり得る。	処分サイトでのマーカー（指示板やモニュメント）の設置 ・処分場の所在や内容物が有する危険性を明示する表示板などが、地下へのアクセス行為を行う地点またはその近傍にあれば、その表示内容が解放されることによって、これ以降の地下へのアクセス行為を未然に防止することが可能 ・惑乱などのマーカーは可能な限り耐久性が必要	上記の記録調べと同様、長期間のうちに、指示板の自然劣化あるいは何らかの人的破壊行為によって、指示板設置内容の消失化、または、仮に指示板が健全な状態にあったとしても、発見者の言語体系が異なるなどの理由により掘削行為が起こる。 現在の調査および建設技術の水準によれば、どの調査法を用いるにしても、掘削現場との異質性により、何かが存在し得るとの判定は下せるものの、それが高レベル放射性廃棄物の処分場であると断定できず、あるいは目的によっては、検知された異常性を確かめるために掘削的な掘削行為が開始される。
記録の再調査 サイト・サーベイの段階で異物の存在を検知した場合に、その正体を明らかにしようとして、より広範囲にわたる記録の（再）調査を行う可能性も考えられる。調査の動機が変われば調査範囲（記録書の種類、遡る年代など）がより広がり、もしどこかに処分を行った記録があるならば、これを際当てることも考えられる。	上記記録調べと同じ	上記記録調べの項で述べた理由から、掘削を続行してしまう。
調査機へのヒット（処分場への侵入） 掘削機が処分場の構成要素であるライナー（地質岩系の場合）、ベントナイト、オーバーバック、ガラス固化体を沈下し掘削・破壊した際に、掘削機の異常を検知する可能性がある。	処分場のレイアウト設計によって、調査機の配置などに配慮可能	掘削機のドリルが処分場の構成要素に接触・貫通しても、地上において検知されるその反応はわずかであり、さらに掘削が継続される。
放射性物質（掘削屑）の掘削屑の輸送と搬入による掘削屑のボーリングによって地上にもたらされる掘削屑によって異常が検知される可能性がある。	なし	ガラス固化体の掘削屑が地表に引き上げられるが、それが放射性物質であることに気がつかず、掘削が継続されることにより、掘削屑の搬入により掘削屑が広がる。
コア掘削による掘削屑 掘削したボーリングコアを観察する際に、異常物の存在を認識することによって適切な対策が採られることが想定される。	なし	ガラス固化体を貫通した部分のボーリングコアが放射性物質であることが気がつかず、適切な対策を採ることなく掘削者がコアを観察することによって、コア自体からの放射線照射によって掘削屑が広がる。

4. 偶発的な人間侵入による接近シナリオ評価事例

ここでは、地下へのアクセス行為としてボーリングによる掘削を想定し、2.に述べた1)の危険性に対して、付表 A-2 に記述した偶発的な人間侵入シナリオが発生した場合の影響を定量的に例示するため、以下のモデルを仮定して評価を試みる。

このような稀頻度事象に起因する影響を定量的に示す指標の一つとしてリスクの概念（たとえば、ICRP、1985）があり、偶発的な人間侵入シナリオが発生し、掘削によりガラス固化体を貫通する頻度 $P[y^{-1}]$ が一定であると仮定すると、リスク $R(t)$ は、以下の式によって与えられる。

$$R(t) = \gamma \cdot P \cdot \sum_j H_j(t) \quad (1)$$

ここで、 $R(t)$: 時刻 t における年間のリスク $[y^{-1}]$

γ : リスクファクター $[Sv^{-1}]$

$H_j(t)$: 人間侵入による想定被ばく線量 $[Sv]$

P と $H_j(t)$ については、以下の仮定を行った。

【偶発的な人間侵入シナリオが発生し、掘削によりガラス固化体を貫通する頻度： P 】

- 処分サイト直上においてボーリングを行うことが決定されれば、その後の防止策などはすべて効かず、ガラス固化体を貫通するまで掘削は継続するものとする（付図 A-2 で $P_2 \sim P_6 = 1$ ）。
- したがって、処分場への人間侵入の頻度は以下のように与えられ、処分サイト直上において処分場の深度レベルまで達するボーリングの実施頻度 P_1 と、廃棄物が占める面積 S に依存する。

$$P = S \cdot P_1 \cdot (P_2 \cdot P_3 \cdot P_4 \cdot P_5 \cdot P_6) = S \cdot P_1 \quad (2)$$

ここで、 P_1 : 処分サイト直上で処分場の深度レベルに達するボーリングが行われる頻度 $[m^{-2}y^{-1}]$

S : 地上から見下ろした場合の廃棄物が占める全投影面積 $[m^2]$

【偶発的な人間侵入が生じた場合の被ばく線量： $H_j(t)$ 】

- 被ばくの形態としては、ボーリングコアの観察の際に、観察者が受ける外部被ばくと、掘削作業にともなう掘削屑を吸入することによる内部被ばくを想定。
- ボーリングの目的によっては、コアを採取しない場合が考えられるが、ここでは同一の人間が掘削作業とコア観察を行うと仮定し、コアからの外部被ばくと、掘削屑を吸入することによる内部被ばくの双方を加算して被ばく線量を評価。

- ・ ガラス固化体を貫通した掘削屑を地上に引き上げることにより、粉塵（ダスト）となった放射性核種は空気中のダスト濃度まで瞬時に達するものと仮定。その際、処分場深度まで掘削した岩屑も混合しているものと仮定。
- ・ 作業者の吸入による内部被ばくの影響 $H_{in}(t)$ は以下の式より算出。

$$H_{in}(t) = \sum_i \eta_i^{in} \cdot C_i(t) \cdot f_{in} \cdot \varepsilon \cdot B \cdot T^{in} \quad (3)$$

ここで、 $C_i(t)$: 時点 t におけるガラス固化体中の核種 i の放射能濃度 [Bq g⁻¹]
 t : 処分場閉鎖後の時間 ($t=0$ は処分場の閉鎖時期、ガラス固化後、処分場の閉鎖までに中間貯蔵期間 50 年、操業期間 50 年、計 100 年経過) [y]
 η_i^{in} : 核種 i の吸入に対する線量換算係数 [Sv Bq⁻¹]
 (科学技術庁告示第 15 号 (1988) を用いて各核種ごとに算出)
 f_{in} : 処分場深度まで掘削した岩屑が混合することによる希釈割合 [-]
 B : 作業時の呼吸量 [m³ h⁻¹]
 T^{in} : 作業 (被ばく) 時間 [h]
 ε : 空気中ダスト濃度 [g m⁻³]

- ・ コア観察の際、観察者が受ける外部被ばくの影響 $H_{ex}(t)$ は以下の式により算出。

$$H_{ex}(t) = \sum_i \eta_i^{ex} \cdot C_i(t) T^{ex} \quad (4)$$

ここで、 η_i^{ex} : 核種 i の外部被ばくに対する線量換算係数 [Sv (Bq/g)⁻¹ h⁻¹]
 (直径 7cm (全国地質調査業協会連合会, 1994) の無限円柱を仮定したコア表面から 50cm 離れた地点での外部被ばく線量を、評価コード ANISN を用いて核種ごとに算出)
 T^{ex} : 観察 (被ばく) 時間 [h]

上記モデルについて、付表 A-3 の設定値を用い、掘削によりガラス固化体を貫通する頻度と被ばく線量 (付図 A-3) をもとに、(1)式からリスクを算出した (付図 A-4)。その結果は、最大でも諸外国で示されている安全基準 ($10^{-6} \sim 10^{-5}$ y⁻¹) を下まわっている。

なお、処分場の深度まで到達するボーリングの実施頻度 P_f については、データとその設定方法に大きく依存するため、入手した範囲での最大と最小の値を用いて設定し、リスクを算出している。

付表 A-4 は 1982 年および 1989 年にまとめられた文献から得られた 50 年間を対象とするデータであり、これに基づけば 500m 以深にアクセスする行為は 50 年間で 509 件となる (年間約 10 件; 実施頻度 0.36×10^{-10} m⁻¹ y⁻¹)。一方、温泉調査用ボーリングは都道府県別温泉利用状況 (環境庁, 1988, 1996) によれば、昭和 62 年から平成 7

年までの9年間に4370本（年間約500件；実施頻度 $1.3 \times 10^9 \text{ m}^2 \text{ y}^{-1}$ ）実施されている。

また、金属鉱業事業団は全国を対象として資源調査を実施している（金属鉱業事業団、1994）。この調査では、まず広域調査が行われた後、有望と考えられる地域においてさらに精密調査が実施されている。人間侵入シナリオの評価という観点から広域調査を対象として、掘削されたボーリング本数をその調査対象地域の面積および調査期間で除しボーリングが行われる頻度を求めると、全調査地域の平均で $3.0 \times 10^{10} \text{ m}^2 \text{ y}^{-1}$ となり、温泉調査用ボーリングの頻度に比して小さい値となる。

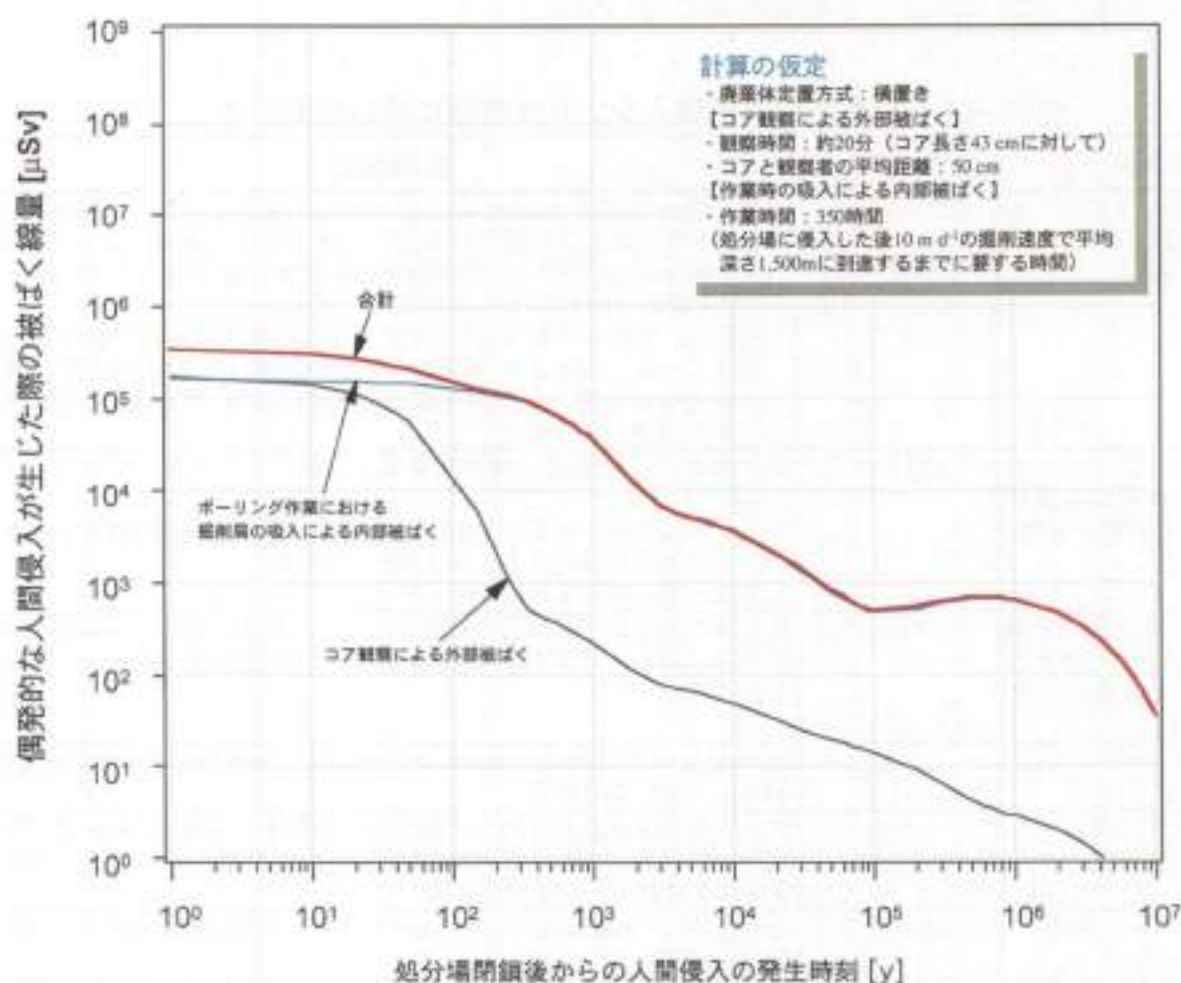
廃棄体の定置方式については横置きを仮定したが、縦置きの場合には、地上からの投影面積が小さくなる一方、外部被ばくの観点からコアの長さ、吸入による内部被ばくの観点から掘削屑（ダスト）への希釈率が大きくなるため、これらを考慮すると廃棄体の定置方法による影響の差は無視できる。

付表 A-3 偶発的な人間侵入シナリオ評価に用いたデータ

パラメータ	設定値	出典など
処分場の深度以上に掘削を行う頻度： $P_1 \text{ [1 m}^2 \text{ y}^{-1}]$	0.36×10^{10} 1.3×10^9	・処分場の深度が 1000m にあると想定し、地下アクセス行為（ボーリングと地下空間開発・利用）の深度分布（表-4）より、保守的に 500m 以深のボーリング数を対象面積（29 道県、29 万 km^2 ）と対象期間（50 年）から平均化して設定 ・昭和 62 年度および平成 7 年度「都道府県別温泉利用状況」（環境庁、1988；1996）の源泉数の比較から得られる 4370 件（9 年間の温泉増加数）が日本全国（37.8 万 km^2 ）で無作為に行われたとの仮定により設定
地上から見下ろした場合の横置きの廃棄物が占める投影全面積： $S \text{ [m}^2]$	2.33×10^7	動燃事業団「地層処分研究開発第2次取りまとめ第1ドラフト」（1998）より設定 ・ガラス固化体1本あたり 10.43m （ガラス固化体の直径） $\times 1.35\text{m}$ （ガラス固化体の高さ） $= 0.5805\text{m}^2$ / 本 ・ガラス固化体の本数：40000 本
処分場深度まで掘削した岩屑が混合することによる希釈割合： $f_{\text{mix}} \text{ [-]}$	4.3×10^{-4}	処分場の深度が 1000m にあると想定し、掘削される 1000m 分の掘削屑に対し、くり貫かれる横置きガラス固化体の直径分 0.43m 分から算出
作業時の呼吸量： $B \text{ [m}^3 \text{ h}^{-1}]$	1.2	"Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control" (IAEA, 1987) より設定
掘削作業（被ばく）時間： $T^{\text{ex}} \text{ [h]}$	350	ガラス固化体破壊後の残りの掘削作業時間を、深度 1500m まで掘削が一定速度（10m/日）で継続するものと仮定し、1 日あたり作業時間を7時間として設定。
空気中ダスト濃度： $c \text{ [g m}^{-3}]$	1.0×10^{-6}	"Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control" (IAEA, 1987)
観察（被ばく）時間： $T^{\text{ob}} \text{ [h]}$	3×10^{-1}	ガラス固化体を貫通したコアの長さ（横置きガラス固化体の直径）0.43m を観察するのに要する時間
リスクファクター： $\gamma \text{ [1 Sv}^{-1}]$	5×10^{-2}	ICRP Pub.60 (ICRP, 1991) より設定

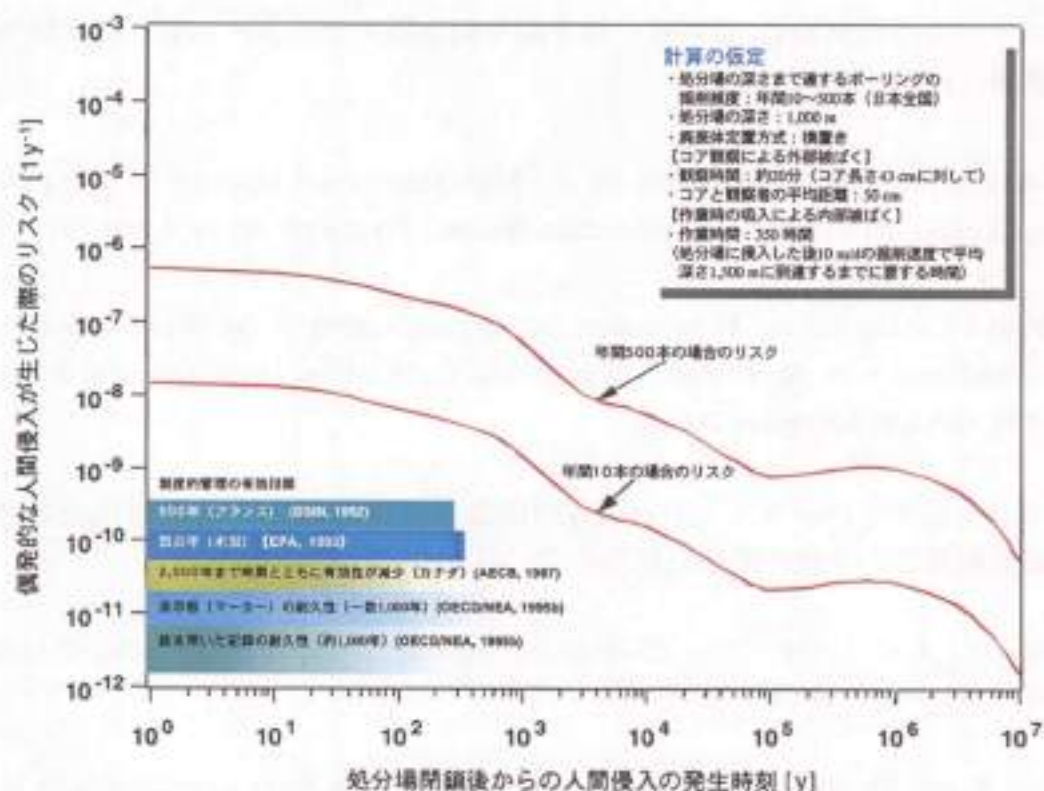
付表 A-4 わが国における地下アクセス行為の深度分布

深度 (m)	資源探査などを目的としたボーリング					地下空間開発・利用					合計
	石油・ガス	金属資源	地熱	その他	小計	都市・産業	物流・輸送	エネルギー	その他	小計	
0～500	0	22	1	9	32	110	69	58	16	253	285
500～1000	1	100	55	1	157	9	0	2	1	12	169
1000～1500	17	79	12	0	108	1	0	1	0	2	110
1500～2000	22	12	0	0	34	0	0	1	0	1	35
2000～2500	38	0	0	0	38	2	0	1	0	3	41
2500～3000	13	0	0	0	13	0	0	2	0	2	15
3000～3500	17	0	0	0	17	0	0	0	0	0	17
3500～4000	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
4000～4500	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
4500～5000	9	0	0	0	9	0	0	0	0	0	9
5000～5500	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
不明	0	0	0	0	0	45	35	3	7	90	90
合計	140	213	68	10	431	167	104	68	24	363	794
出典 対象期間	既存ボーリング資料集（新要編，1982） 約50年間					随エンジニアリング振興協会基礎データ集（1989） 50年間（ただし構想分も含む）					



（付図A-4に示すような制度的管理が行われる期間については、線量はゼロとなるが、ここでは仮にその効果が見込まれないものとして計算した値を示している）

付図 A-3 偶発的な人間侵入が生じた場合の被ばく線量



（制度的管理が行われる期間については、リスクはゼロとなるが、ここでは仮にその効果が現れられないものとして計算した値を示している）

付図 A-4 偶発的な人間侵入が生じた場合のリスク

参考文献

AECB (1987) : Regulatory Policy Statement, Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes - Long-term Aspects, AECB Document R-104, Ottawa.

Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden (1994) : The Radiation Protection and Nuclear Safety, Disposal of High Level Radioactive Waste : Consideration of Some Basic Criteria, (Nordic Flag Book).

動燃事業団 (1998) ; 地層処分研究開発第2次取りまとめ第1次ドラフト, PNC TN1412 98-013.

DSIN (1991) : Statement of Objectives to be Applied to the Study of Radioactive Waste Disposal in Deep Geological Formations to Ensure Safety After the Operating Period of the Repository, Fundamenta Safety Rule - Rule No.III.2.f. Ministry of Industry and Trade, Nuclear Installations Safety Directorate.

エンジニアリング振興協会 (1989) : 地下開発利用研究センター, 地下空間開発利用の現況調査, ENAA GEC 1989-M1.

EPA (1985): Environmental Standards for the Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-Level, and Transuranic Radioactive Wastes ; Final Rule, 40 CFR Part 191.

EPA (1998) : Criteria for the Certification and Recertification of the Waste Isolation Pilot Plant's Compliance with the Disposal Regulations: Certification Decision; Final Rule, Title 40, Part 194, GPO, Washington, D.C.

原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1997) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について.

Goodwin,B.W. et al. (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste; Postclosure Assessment of a Reference System, AECL-10717, COG-93-7.

Grimwood, P. and Thegerstrom, C. (1989) : Assessment of the Risks Associated with Human Intrusion at Radioactive Waste Disposal Sites - Some Observations from an NEA Workshop, Proc. of the Symposium on Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, Paris, pp.385-395, NEA/IAEA/CEC.

IAEA (1987) : Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, IAEA TECDOC-401.

IAEA (1989) : Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High Level Radioactive Wastes, IAEA Safety Series No.99.

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Wastes, Annals of the ICRP, vol.15, No.4 (ICRP Pub.46).

ICRP (1991) : 1990 Recommendation of the international Commission on Radiological Protection, ICRP Pub.60, Annals of the ICRP, Vo.21, Nos.1-3.

科学技術庁 (1988) : 放射線を放出する同位元素の質量等を定める件, 科学技術庁告示第 15 号.

環境庁 (1988) : 昭和 62 年度「都道府県別温泉利用状況」, 環境庁自然保護局施設整備課.

環境庁 (1996) : 平成 7 年度「都道府県別温泉利用状況」, 環境庁自然保護局施設整

備課.

KBS (1983) : Final Storage of Spent Fuel – KBS-3, SKBF/KBS Report (ISSN 0349-6015).

金属鉱業事業団 (1994) : 金属鉱業事業団データブック 1994 年 3 月.

新妻 (編) (1982): 既存ボーリング資料集, 文部省科学研究補助金総合研究 (B), 学術ボーリング計画の研究 (文部省科学研究補助金総合研究課題番号 56306013).

Nagra (1994) : Kristallin-I Safety Assessment Report, Nagra Technical Report 93-22.

NAS (1995) : Technical Bases for Yucca Mountain Standards National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C.

Nordic Nuclear Safety Research Program Working Group (1993): Conservation and Retrieval of Information – Elements of a Strategy to Inform Future Societies about Nuclear Waste Repositories, Final Report of Project KAN-1.3, Nordiske Seminar - og Arbejdsrapporter 1993:596, NKS, Roskilde.

OECD/NEA (1995a) : The Environmental and Ethical Basis of the Geological Disposal of Long-lived Radioactive Waste: Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee, OECD/NEA, Paris, France.

OECD/NEA (1995b) : Future Human Actions at Disposal Sites, Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, A Report of the NEA Working Group on Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites, OECD/NEA, Paris, France.

SKN (1988) : Ethical Aspects on Nuclear Waste : Some Points at a Seminar on Ethical Action in the Face of Uncertainty in Stockholm, Sweden, 1987, National Board for Spent Nuclear Fuel. SKN-Report.

Umeki, H., Masuda, S. and Ohkubo, H. (1989): A Framework of Dynamic Analysis for Risks Associated with Human Activity at Radioactive Waste Disposal Sites, Proc. Workshop by OECD/NEA, Paris, June 5-7.

Wuschke, D.M. (1991) : Assessment of the Long-Term Risks of Inadvertent Human Intrusion into a Nuclear Fuel Waste Disposal Vault in Deep Igneous Rock, OECD/NEA, Paris, April 3-5.

全国地質調査業協会連合会(1994): 全国標準積算資料 土質調査・地質調査.

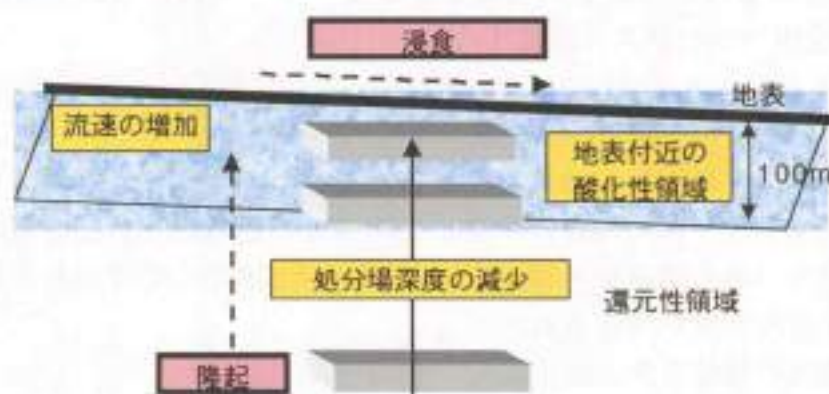
付録 B 天然現象による仮想的シナリオの評価事例

1. はじめに

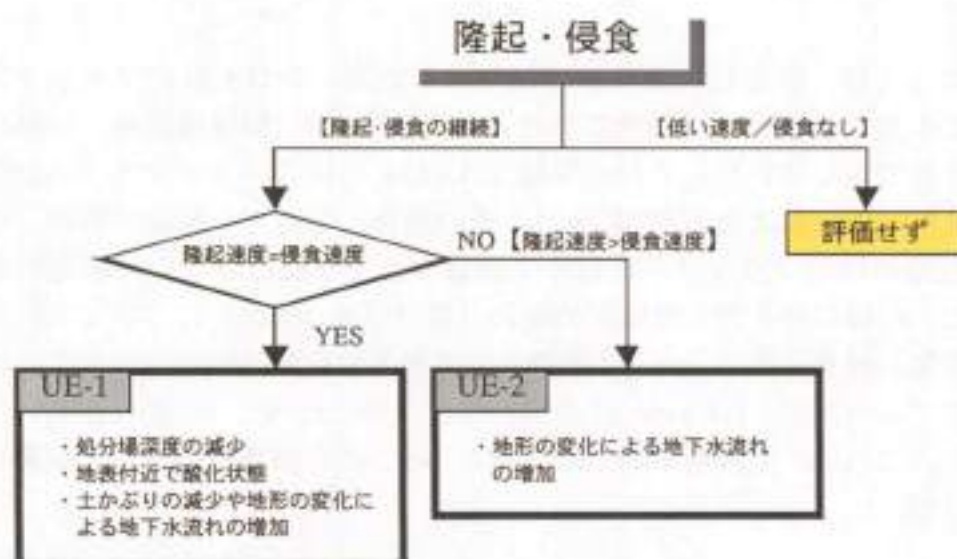
ここでは、地層処分システムに期待される安全機能（本文 2.2 参照）に対して影響を与える可能性のある天然現象（隆起・侵食、気候・海水準変動、火山活動、地震・断層活動）について、それらの安全評価上の取り扱いに関して行った検討の結果を示す。

2. 隆起・侵食についての検討結果

隆起・侵食が地層処分システムに与える可能性のある影響を、付図 B-1 に示す概念モデルおよび評価フローとして整理した。



(a) 概念モデル



(b) 評価フロー

付図 B-1 隆起・侵食についての概念モデルと評価フロー

安全評価の解析においては、隆起と侵食が継続し、それらの速度が等しい場合（付図 B-1 の UB-1）について定量的な評価を行った（本文 6.2.1 参照）。

ここで、注意深いサイト選定や処分場の設計により、基本的には隆起・侵食に起因して処分場が地表に露出し有意な影響を与えることは回避することができると考えられる。しかしながら、評価上においては、隆起と侵食が同じ速度で進むという保守的な仮定をきわめて遠い将来まで外挿することにより処分場が地表に露出するという状況も想定され得る。そのため、処分場を含む岩盤が地表に露出した場合の影響を、岩盤の侵食により生ずる核種フラックスを指標として考察した。具体的には、6.2 に示した隆起・侵食についての解析（花崗岩の場合：処分深度 1,000 m）を、処分場を含む岩盤が地表に到達するまで継続し、地表到達後も一定の隆起・侵食速度で処分場を含む岩盤が侵食されることを仮定する。このとき以下の想定のもとに求められる核種のフラックスを比較する。

・地層処分起源の核種フラックス：

処分場を含む岩盤が侵食されることによって生ずる地層処分を起源とする核種のフラックス。地表に到達した時点での処分場を含む岩盤内での放射性核種濃度（処分場面積×深度方向 100mの領域での均質分布を仮定）と年間あたりの侵食量から求める。

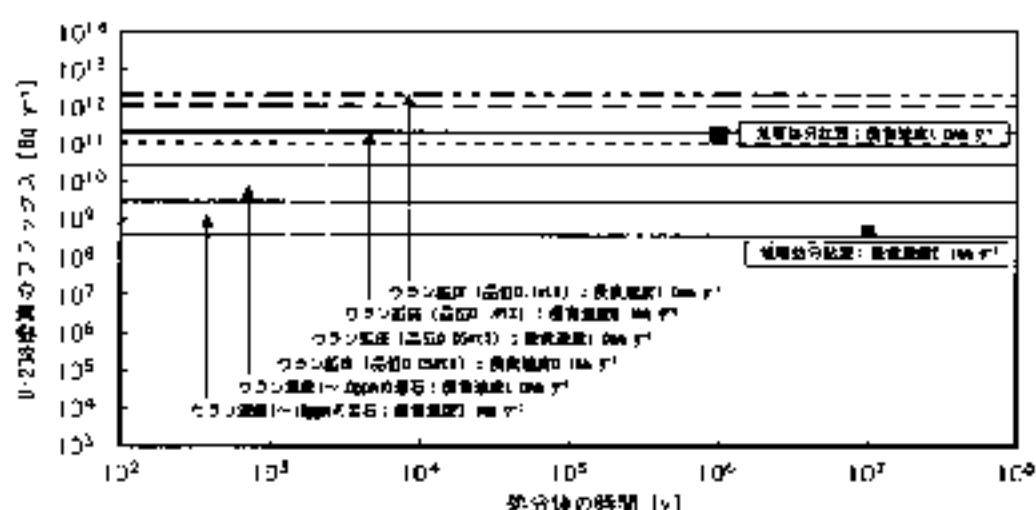
・天然起源の核種フラックス：

岩盤（花崗岩やウラン鉱床を想定）が侵食されることにより生ずる核種フラックス。岩盤中での天然放射性核種の濃度と年間あたりの処分場面積での侵食量から求める。

比較にあたっては、核種による相違を相殺するため、それぞれのフラックスについて、核種ごとに「経口摂取の場合における年摂取限度」（科学技術庁、1988）で一旦除算したうえで足し合わせ、それと等価な U-238 の核種フラックス（U-238 の換算フラックス）に置き換えた（付図 B-2）。その結果、地層処分起源の核種フラックスが、天然起源の核種フラックスに対して有意な影響を及ぼさない可能性のあることが示された。同様の考え方で堆積岩の場合（処分深度 500m）についても検討を行った。その結果、侵食速度 1 mm y^{-1} の場合の地層処分起源の核種フラックスは花崗岩とほぼ同じであったが、 0.1 mm y^{-1} の場合は花崗岩に比べて 40 倍程度高いフラックスになった。これは、半減期が約 200 万年の Np-237 の崩壊量の違いに起因していると考えられる。

このシナリオにおいては、隆起・侵食の継続により遠い将来において処分場が地表に到達するまでを想定しており、地表に到達するまでは地下水シナリオに基づく線量評価を、また、地表に到達したことを想定して侵食によって生ずる処分場内に

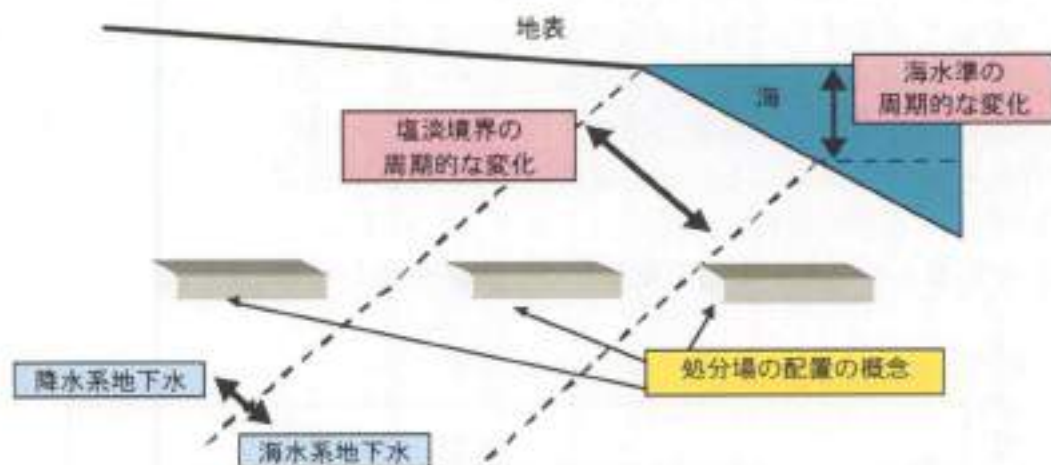
存在する放射性核種からのフラックス（地層処分起源の核種フラックス）を求めた。処分場の地表到達時において、線量評価を行うとした場合、地下水シナリオに基づく線量評価で用いたレファレンスバイオスフィアの概念をどのように適用するかが難しい。たとえば、侵食による放射性核種のフラックスがすべて河川に移行すると仮定して線量評価することは可能であるが、この場合、地表に到達した処分場そのものの放射線レベルを考慮していないこととなる。このため河川への移行による線量の評価結果を規制の上限値と比較しても、必ずしも将来の人間環境における放射線レベルへの影響を論ずるための保証とはならない。したがって、このような場合においては、天然の放射性核種のフラックスとの比較により、天然の放射線レベルに著しい影響を与えないことを確認することが重要となる。



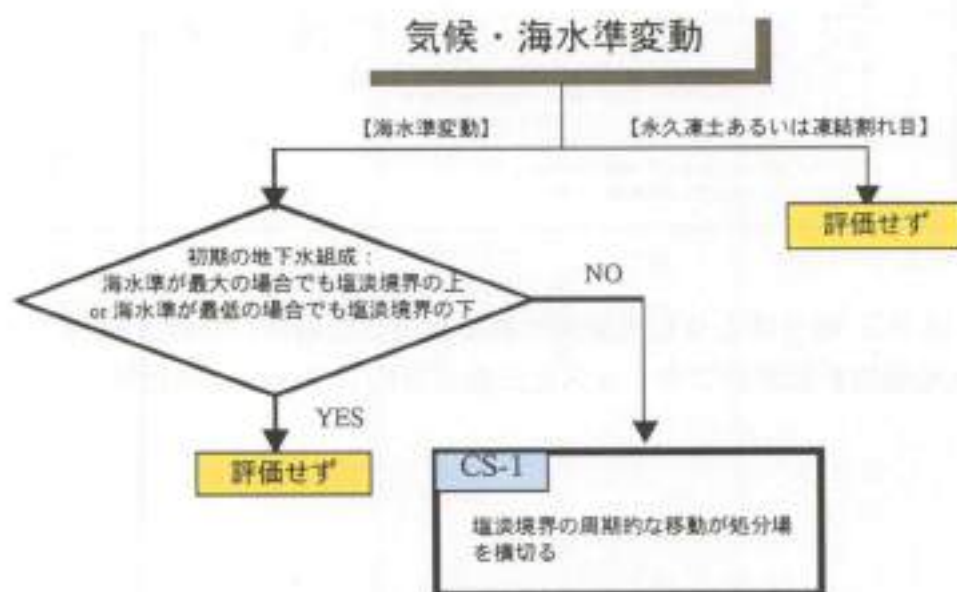
付図 B-2 処分場を含む岩盤が地表に到達した場合の影響評価例
（地層処分起源のフラックスと天然起源のフラックスの比較）

3. 気候・海水準変動についての検討結果

気候・海水準変動が地層処分システムに与える可能性のある影響を、付図 B-3 に示す概念モデルおよび評価フローとして整理した。



(a) 概念モデル



(b) 評価フロー

付図 B-3 気候・海水準変動についての概念モデルと評価フロー

安全評価の解析においては、初期の地下水組成が海水系の場合で、海水準変動により塩淡水境界が処分場を周期的に横切る場合（付図 B-3 の CS-1）について定量的な評価を行った（本文 6.2 参照）。

4. 断層活動ケース

「地質環境条件の調査研究」での検討から、十万年程度の将来については、現在までの活動の継続として、断層活動を評価することが可能と考えられる。したがって、個々の活断層について、処分施設との間に適切な距離を確保することにより、重大な影響を避けることができる。また、断層が発達しているわが国ではまったく弱面の存在しない岩盤に新たに断層が発生する可能性は小さく、仮に新たな断層が生じたとしても、初期の断層は小規模な破断の集合帯として徐々に成長するため、これが大きな変位を生じさせる大断層に急速に成長する可能性はきわめて小さい。

新編「日本の活断層」(活断層研究会編、1991)によると、日本列島には第四紀(170万年前以降)に繰り返し活動する1,778の活断層が確認されている。上記のように少なくとも将来十万年程度まで活断層による重大な影響を避けることができるものの、ここではあえて活断層の発生を時間的、空間的にランダムな事象にとらえ、確認されている活断層に基づいて、処分場に重大な影響を及ぼすと考えられる活断層の発生確率を求めてみた。

単位時間あたりの活断層の発生確率(P)は、

$$P=N/T, \quad N: \text{時間 } T \text{ の間に発生した断層の数}$$

と表すことができる(Shimizu et al., 1992)。ここで、Nを2,000、Tを 1.7×10^6 yとすると $P=1.2 \times 10^{-3} \text{ y}^{-1}$ となる。

発生した活断層が処分場に直接の影響を及ぼす確率は、この発生確率に、処分場面積(4 km²と仮定)と日本列島の面積(38万 km²)の比を乗ずることにより求めると、 $1.3 \times 10^{-3} \text{ y}^{-1}$ となる。

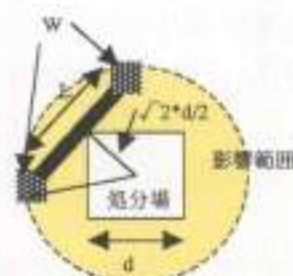
なお、この確率の設定において処分場面積の代わりに長さ10 kmの断層が処分場に影響を及ぼす可能性のある範囲を考慮した場合、1桁から2桁程度高い確率の値となる。

・影響範囲の面積（EA）

A.断層の発生が処分システムに影響を与える可能性のある領域



B.断層の発生が処分システムに影響を与える領域



L: 断層の長さ (10km を仮定)
W: 断層の破砕帯の幅 (100m を仮定)
d: 処分場の1辺の長さ (2km を仮定)
A: 日本の国土面積 (38 万 km²)

・発生した活断層が処分場に直接の影響を及ぼす確率

A.の場合：影響確率=発生確率×EA/A= $\pi \times (\sqrt{2} \times d/2 + 2W + L)^2 / A$
 $= 1.3 \times 10^{-6} \text{ y}^{-1}$

B.の場合：影響確率=発生確率×EA/A= $\pi \times ((\sqrt{2} \times d/2)^2 + (W + L/2)^2) / A$
 $= 2.8 \times 10^{-7} \text{ y}^{-1}$

念のために断層活動の影響について調べるため、断層活動が地層処分システムに与える可能性のある影響を、付図 B-4 に示す概念モデルおよび評価フローとして整理した。

このうち、処分後に発生する活断層が処分場を直撃し、人工バリアに保持されている核種が生物圏に放出されるという想定（付図 B-4 の F-3 に相当）に対して解析評価を行った。

解析で考慮した概念モデルと解析条件は以下のとおりである。

概念モデル

- ・新規断層発生により人工バリアが断層面に沿ってずれ、核種は移行遅延効果を受けずに断層を流れる地下水により運ばれ生物圏に移行すると仮定する。
- ・廃棄体が 200 体×200 体の正方形のレイアウトで配置されると仮定し、最も多くの廃棄体が影響を受ける場合として、対角線上に位置する約 300 の廃棄体とそれを取り囲む人工バリアを横切るように断層が発生すると仮定する。

- ・断層発生後は、人工バリアについて沈殿生成以外の核種移行に対する保持・遅延機能（拡散，収着）を考慮しない。
- ・人工バリア領域（ガラス固化体，オーバーバック，緩衝材）を瞬時混合領域と仮定し，断層発生時に人工バリア領域に存在していた核種量は，断層発生後，人工バリア領域に均質に分布すると仮定する。
- ・人工バリアから断層を経由して生物圏に至る核種量を，断層面を通る地下水流量と人工バリア領域での核種濃度の積から求め，河川水／半野モデルについての線量への換算係数（本文 5.3.5.1 参照）を用いて線量を求める。

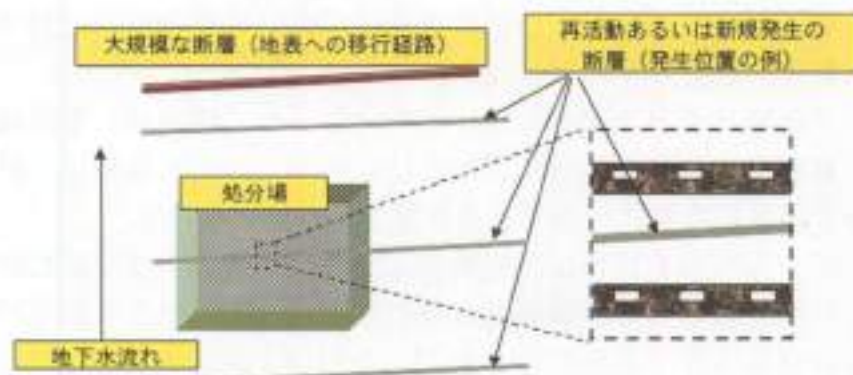
解析条件

- ・断層の発生時期は，感度解析的に処分後 1,000 年，1 万年，10 万年とする。
- ・断層を流れる地下水流量として， $0.01 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と $0.1 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ （それぞれ，レファレンスケースにおける値の 10 倍，100 倍）を仮定する。この地下水流量の幅は，5.3.2.2 で述べた条件（透水量係数 $10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ など）を用いて求めた断層内の地下水流量を廃棄体 1 体あたりに換算した結果（約 $0.07 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ ）を包含している。

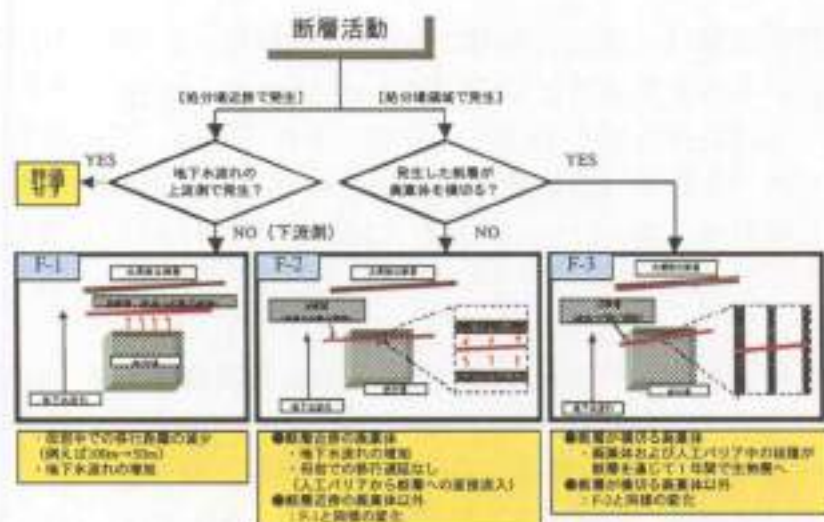
解析結果

- ・断層中の地下水流量が $0.01 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ の場合の線量評価結果は，処分後 1,000 年，1 万年，10 万年でそれぞれ，160, 90, 27 $\mu\text{Sv y}^{-1}$ であり，断層中の地下水流量がその 10 倍の $0.1 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ の場合，線量の値も 10 倍となった。
- ・線量の支配核種は，断層の発生時期（処分後 1,000 年，1 万年，10 万年）に応じて Am-241, Cm-245, Th-229 と変化した。

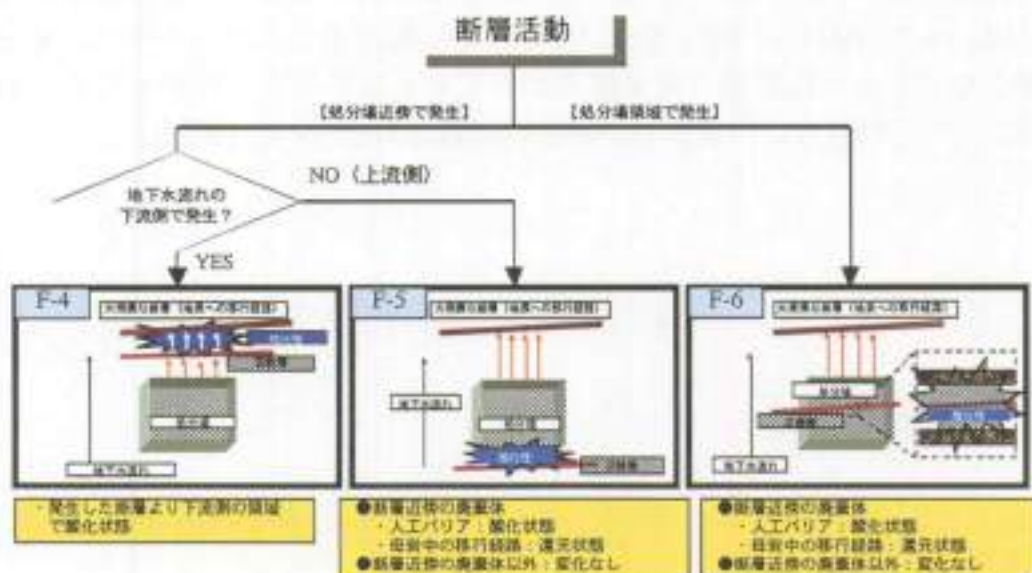
以上の解析の結果によれば，新規断層の発生に起因する線量の最大値がわが国の自然放射線レベル（ $900 \sim 1,200 \mu\text{Sv y}^{-1}$ ）を大きく超えることはなかった。処分場に直接影響を及ぼすような断層の発生確率がとても小さいこととあわせて考えれば，断層活動による地層処分システムへの影響は問題とならないと判断した。



(a) 概念モデル



(b-1) 評価フロー（断層が地下水流れ及び核種移行の卓越的な経路となる場合）



(b-2) 評価フロー（断層を通して酸化性の地下水が浸入する場合）

付図 B-4 断層活動についての概念モデルと評価フロー

5 火山・火成活動ケース

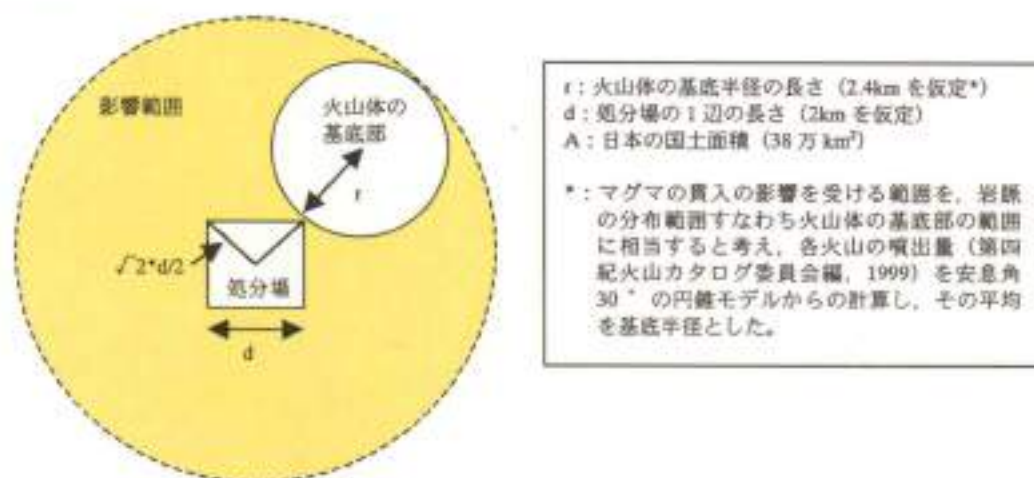
「地質環境条件の調査研究」での検討から、十万年程度の将来については、数十万年～百数十万年程度の火山活動の時間的・空間的变化に基づき、将来の活動場を評価することが可能と考えられる。したがって、サイト選定において、処分場を現在の火山地域からその影響の範囲を考慮して離すことにより、火山活動による重大な影響は避け得ると考えられる。

日本列島には200万年前以降に新たに形成された350の第四紀火山が存在する（第四紀火山カタログ委員会編、1999）。断層の場合と同様の考え方にに基づき、単位時間あたりの発生確率（ P ）は、 N を350、 T を 2×10^6 y とすると $P = N/T = 1.8 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ となる。さらに、発生した火山が処分場に重大な影響を及ぼす確率（影響確率）は、上記の発生確率に、処分場面積（ 4 km^2 と仮定）と日本列島の面積（ 38 万 km^2 ）の比を乗ずることにより、 $1.8 \times 10^{-8} \text{ y}^{-1}$ と求められる。

念のために火山・火成活動の影響について調べるため、火山活動が地層処分システムに与える可能性のある影響を、付図 B-5 に示す概念モデルおよび評価フローとして整理した。

処分後10万年時点に発生する火山が処分場を直撃し、人工バリアに保持されている核種が生物圏に放出されるという想定（付図 B-5 の V-3.2 に相当）については、上記影響確率はきわめて小さく、処分場面積の代わりに火山の影響範囲を考慮したとしても、確率は $5.7 \times 10^{-8} \text{ y}^{-1}$ となり十分に小さい値と考えることができる。影響確率は以下の考え方で求められる。

・影響範囲の面積（EA）

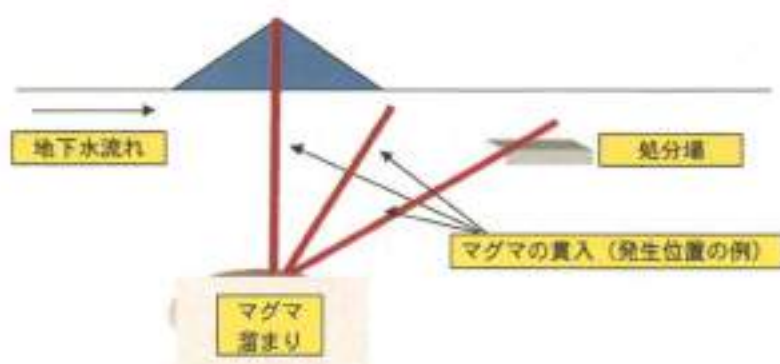


・影響確率

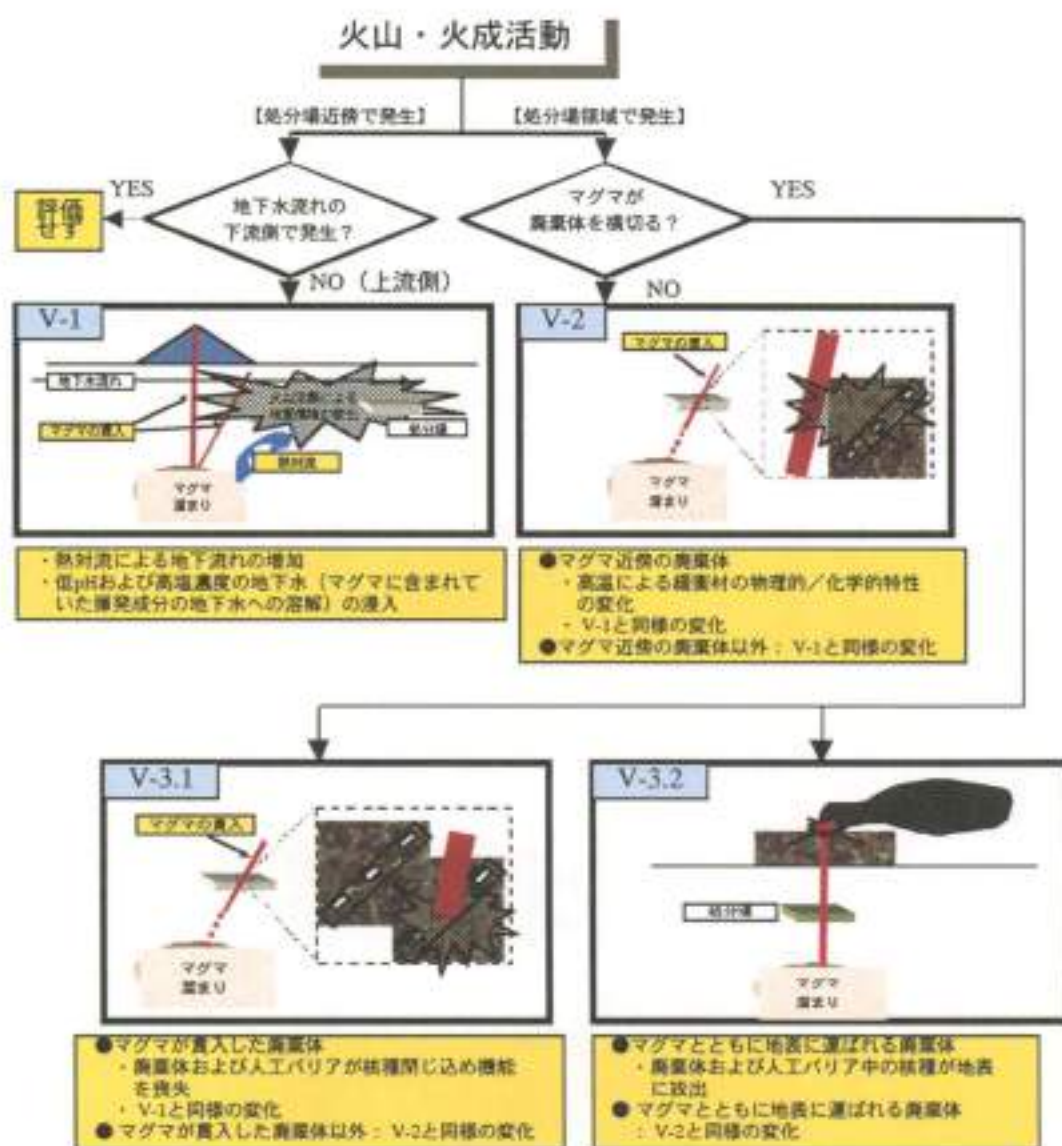
$$\text{影響確率} = \text{発生確率} \times \text{EA}/A = \pi \times (\sqrt{2 \times d/2} + r)^2 / A = 5.7 \times 10^{-8} \text{ y}^{-1}$$

また、火山活動によりマグマとともに地表に放出される処分場起源の放射性核種の量を、火山活動による噴出物中の天然の放射性核種の量と比較した。その結果、廃棄体 300 本分の放射性核種の量と U-238 換算で等価となる噴出物の量は、噴出物中のウラン濃度を 1 ppm とした場合に約 10^6 m^3 となる。ここで、火山活動による噴出物の量が火山体積（平均は約 $4 \times 10^6 \text{ m}^3$ ）に等しいと仮定すると、この火山体積が 1 回の火山活動によるものではないことを勘案しても、マグマとともに地表に放出される処分場起源の放射性核種の量は、火山活動による噴出物中の天然の放射性核種の量に比べてそれほど大きいものではないことが推定される。

以上のことから、安全評価においてはこの現象の影響は問題とならないと判断した。



(a) 概念モデル



(b) 評価フロー

付図 B-5 火山活動についての概念モデルと評価フロー

参考文献

Shimizu, K., Ishimaru, K., Furuya, K. and Yusa, Y. (1992) : Natural Processes and Events relevant to Long-term Stability of Geological Environment in Japan, Waste Disposal and Geology Scientific Perspectives, Proceedings of the Workshop WC-1 of the 29th International Geological Congress, pp.381-394.

活断層研究会編 (1991) : 新編日本の活断層 分布図と資料一, 東京大学出版会, p437.

第四紀火山カタログ委員会編 (1999) : 日本の第四紀火山カタログ (CD-ROM 版), 日本火山学会.

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.

付録C 解析ケースの設定

解析ケースの設定にあたっては、本文3.5.1で示した解析ケース設定の手順に従い、解析の対象となるシステムの多様性や評価における不確実性と、地層処分システムに期待される安全機能、それに対して影響を与える可能性のある要因との関係、および天然現象、人間活動、初期欠陥の安全評価の解析上の取り扱いを明らかにすることに留意した。具体的には、付表C-1～3に示す整理を行いつつ解析ケースを設定した。

付表C-1 安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係
(人工バリア) (1/3)

期待する 安全機能	レファレンスケース (概念モデル、データ設定の考え方)	安全評価の解析で考慮するデータの多様性、モデルの不確実性、処分場の設計の多様性、地質環境の多様性とその取り扱いにおけるレファレンスケースからの概念モデルやデータの重要
オーバーバックが、ガラス固化体の発熱や放射能が高い期間での地下水とガラス固化体の接触を阻止	●概念モデル - 地下水とガラス固化体の接触を少なくとも1000年間は完全に妨げるように設計され、腐食による強度の減少により機械的に破壊する。評価上は、すべてのオーバーバックが処分後1000年で同時に破壊し、ガラス固化体が地下水と接触することを保守的に仮定。 - オーバーバックの破壊までに、ガラス固化体の発熱は無視できる程度になり、処分場内の温度は周辺岩盤とほぼ同じになる。 ●データ設定の考え方 - 処分後1,000年時点でのガラス固化体中の放射性量をガラス溶解開始時点でのインベントリ(初期インベントリ)とする。	【データの多様性】 - 熱の腐食速度が時間的に減少することが報告されており、これを考慮すれば設計よりも長期にわたって接触を完全に封じ込めることを想定することができる。(解析においては、接触封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定) 【処分場の設計の多様性】 - 複合オーバーバックの場合でも設計寿命は1,000年であるが、地質環境に応じた材料を選べば、より長期にわたって接触を完全に封じ込めることを想定することができる。(解析においては、接触封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定) 【地質環境の多様性】 - 地下水組成の多様性に対し、地質環境に応じた材料を選べば、設計寿命である1,000年より長期にわたって接触を完全に封じ込めることを想定することができる。(解析においては、接触封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定)
ガラス固化体は、放射性核種を均一かつ安定に固定化し、地下水への放射性核種の溶出を抑制	●概念モデル - オーバーバック破壊後、ガラスマトリクスがゆっくりと溶解し、それと同時にガラス固化体中の核種が溶出する。ガラスマトリクスの時間的減少は保守的に考えて無視する。 ●データ設定の考え方 - 長期的な実験から得られる溶解速度を採用。ガラス表面積は、製造時の冷卻やオーバーバック破壊などの応力により割れが生じていることを考慮し、設定。	【データの多様性】 長期的なガラス溶解速度の不確実性を考慮。溶解速度の不確実性は、ガラス表面に生成した変質層の保護効果により溶解反応が抑制される可能性、あるいは、長期オーバーバックの放射性生成物との共存や地下水との反応によるケイ酸塩生成物の生成で溶けケイ酸が消費され溶解反応が促進される可能性により生ずる。(解析においては、ガラス溶解速度の幅を設定)
低透水性、遮断性	●概念モデル 遮断材は完全に飽和し、均質な低透水性のバリアとなる。遮断材中の核種移行は、終濃度比べて阻が卓越する。	変更なし
コロイド、微生物および有機物の溶	●概念モデル 飽和・膨潤した遮断材は微細な間隙構造を有し、コロイド、微生物および高分子の有機物をろ過	変更なし

付表 C-1 安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係
(人工バリア) (2/3)

期待する 安全機能	レファレンスケース (概念モデル、データ設定の考え方)	安全評価の解析で考慮するデータの多様性、 モデルの不確実性、処分場の設計の多様性、地 質環境の多様性とその取り扱いにおけるレファ レンスケースからの概念モデルやデータの選定
化学的緩衝性	●概念モデル - 地下水はもともと還元性であるが、地下水と緩衝材およびオーバーバック腐食生成物などの反応は還元性の環境をより確かにする。地下水系地下水と緩衝材およびオーバーバック腐食生成物との平衡反応を考慮 ●データ設定の考え方 - 上記平衡反応に基づくモデル解析により間隙水組成を設定	【地質環境の多様性】 海水系地下水と緩衝材およびオーバーバック腐食生成物との平衡反応を考慮（間隙水組成に応じた溶解度、溶解係数および分配係数を設定した解析を考慮）
間隙水中での低い溶解度（溶解度制限）	●概念モデル - ガラス固化体周囲および緩衝材中での放射性元素の濃度は還元環境で低い溶解度により制限される。放射性元素の溶解度は、当該元素の同位体価で分配される。沈着は、溶解・可逆を仮定する - 地下水と緩衝材を起源とする同位体の影響は保守的に考えて無視する - 緩衝材の腐蝕/生成を考慮する ●データ設定の考え方 - 地下水系地下水に対する間隙水組成に対して、熱力学的な平衡計算および溶解度の実測値に基づき現実的な範囲で保守的な溶解度を設定	【地質環境の多様性】 - 海水系地下水の想定。（解析においては、間隙水組成に応じた溶解度を設定） - 岩盤として軟岩の堆積岩に対する支保工の使用を想定し、地下水と支保工の反応による間隙水化学の変化を考慮。（解析においては、間隙水組成に応じた溶解度を設定）
小さな物質移行速度（拡散）	●概念モデル - 拡散は、同位体価で分配された溶解度により制限される濃度を上乗した濃度勾配に従って緩衝材中を溶質として拡散移行する。緩衝材中での拡散速度は、軸方向および周方向での勾配はなく、半径方向にのみ勾配を付与と仮定 - 緩衝材と岩盤の境界に準じた係数が緩衝材外側の地下水（拡散影響領域を通過する地下水流量を考慮）と瞬時混合するとして緩衝材外側の拡散速度を設定。瞬時混合した係数はすべて拡散影響領域を通過する地下水流れにより透水性能型に流入すると仮定 - 緩衝材の腐蝕/生成を考慮する - 地下水流れの上流側に位置するガラス固化体から溶出してきた係数が下流側に至り、緩衝材中の濃度勾配がさらに緩やかになる濃度干渉の影響は保守的に考えて無視する ●データ設定の考え方 - 緩衝材中での実効拡散係数の実測値に基づき、明らかに陽イオンである Ca、陰イオンである Sr についてはそれぞれ拡散係数を設定。その他の元素については一律同じ値を設定 - 拡散影響領域通過流量は、拡散影響領域と連結する周辺地盤中の亀裂構造の不均質性を考慮するとともに、拡散影響領域が処分坑道に沿って 100m の区間で連続性が高いとして算出する	【データの多様性】 - 拡散影響領域通過流量の不確実性を考慮。拡散影響領域通過流量の不確実性は、岩盤あるいは緩衝材影響領域の透水性、拡散影響領域の大きさとのばらつきにより生ずる 【処分場の設計の多様性】 - 緩衝材厚さの変更 【地質環境の多様性】 - 地形（動水勾配）に応じた拡散影響領域通過流量の設定の変更 - 海水系地下水の想定。（解析においては、間隙水組成に応じた拡散係数を設定） - 岩盤として軟岩の堆積岩に対する支保工の使用を想定し、地下水と支保工の反応による間隙水化学の変化を考慮。（解析においては、間隙水組成に応じた拡散係数を設定）
放射性核種の移行遅延（吸着）	●概念モデル - 拡散による移行の過程で、核種は緩衝材の構成鉱物への吸着により遅延される。吸着は、可逆/不可逆を仮定する - ガラス固化体の内部構造やガラスの浸食生成物およびオーバーバック腐食生成物や拡散影響領域の核種移行遅延機能は保守的に考えて無視する - 核種の腐蝕/生成を考慮する ●データ設定の考え方 - 実効拡散係数や見かけの拡散係数の実測値に基づき高密度の緩衝材中での分配係数を設定	【モデルの不確実性】 - 腐食生成物層での核種移行遅延（拡散、吸着）を考慮 - 拡散影響領域での核種移行遅延（吸着）を考慮 【地質環境の多様性】 - 海水系地下水の想定（解析では、間隙水組成に応じた分配係数を設定） - 岩盤として軟岩の堆積岩に対する支保工の使用を想定し、地下水と支保工の反応による間隙水化学の変化を考慮。（解析では、間隙水組成に応じた分配係数を設定）

付表 C-1 安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係
(人工バリア) (3/3)

安全機能 に対して影響を 与える可能性 のある要因	レファレンスケース (概念モデル、データ設定の考え方)	安全評価の解析で考慮するデータの多様性、モデルの不確実性、処分場の設計の多様性、地質環境の多様性とその取り扱いにおけるレファレンスケースからの概念モデルやデータの需要
微生物活動、有機物	地層処分システムへの影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
コロイド生成/移行	地層処分システムへの影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
ガス発生/移行	地層処分システムへの影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
放射線分解	地層処分システムへの影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
放射線誘起	地層処分システムへの影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
オーバーバック の腐食膨張	※概念モデル ・腐食膨張は設計において考慮されており、人工バリアに期待される安全機能を減らすことはない。	【モデルの不確実性】 ・腐食膨張による緩衝材厚さの減少および亀裂への緩衝材の侵入による湿度低下の発生を想定。(解析においては、その影響を緩衝材厚さ減少と湿度減少として考慮)。 【地質環境の多様性】 ・右欄として軟岩の堆積岩を想定した場合におけるオーバーバック腐食膨張による田地の応力状態の変化を想定して、掘削影響領域通過流量を定数。
オーバーバック の沈下	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。	同左
周辺田舎中の亀裂への 緩衝材の侵入	※概念モデル ・亀裂への緩衝材の侵入は設計において考慮されており、人工バリアに期待される安全機能を減らすことはない。	【モデルの不確実性】 (オーバーバックの腐食膨張と同じ)
緩衝材の定質	地層処分システムへの影響が小さいと考えられるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
処分施設の構成要素 の物理的/化学的変遷	※概念モデル ・処分施設の構成要素は適切に設計、施工され、適切な地質環境において長期間にわたって人工バリアや天然バリアの機能を減らさない。	【地質環境の多様性】 ・岩層として軟岩の堆積岩に対する支保工の使用とその劣化を想定し、掘削影響領域通過流量を定数。

付表 C-2 安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係
(天然バリア) (1/2)

期待する 安全機能	レファレンスケース (概念モデル、データ設定の考え方)	安全評価の解析で考慮するデータの多様性、 モデルの不確実性、処分場の設計の多様性、 地質環境の多様性とその取り扱いにおける レファレンスケースからの概念モデルやデータ の変更
好ましい地下水化学 (還元性など)	●概念モデル ・多くの地形パターンや岩種において想定可能で浸透係数によって存在の支持も得られている閉水系地下水を想定する。 ・地下水組成は、一般的に存在すると考えられる主要な鉱物との平衡反応を仮定して設定する。 ●データ設定の考え方 ・平衡論に基づきモデル地下水の組成を設定。	【地質環境の多様性】 ・平衡論に基づき閉水系のモデル地下水組成を設定。 ・(解析においては、地下水組成に応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定)
小さな地下水流量	●概念モデル ・地下水は、亀裂が連続した不均質な亀裂構造の中を流れる。 ・湧きによる対流や塩化境界に沿った密度流の影響は考慮しない。 ●データ設定の考え方 ・亀裂の特性は、結晶質岩(酸性)のうち最もデータ量が豊富な花崗岩の値に基づいて設定 ・透水係数分布の真値を考慮	【データの多様性】 ・透水係数分布の不確実性を考慮。 【地質環境の多様性】 ・動水勾配の多様性による地下水流れの変化を考慮。
深部地質環境の長期的な安定性	●概念モデル ・深部地質環境の力学、水理学的、化学的な特性および物質移行に関する特性の時間的な変化は考慮しない。	(変動シナリオ解析ケースで考慮 表 5-1-4 参照)
人間環境からの物理的障壁の存在	●概念モデル ・処分場は主要な断層から少なくとも 100m 以上離して配置される	変更なし
放射性核種の移行抑制(ゆっくりとした地下水の動きによる滞留の滞留・分散あるいは拡散)	●概念モデル ・核種は岩質の亀裂中および断層中を溶質として移行・分散・分岐で移行する。 ・縦方向分散の影響のみ考慮し、横方向分散の影響は考慮しない。 ・核種の崩壊/生成を考慮する ●データ設定の考え方 ・核種移行解析結果への影響を加えて縦分散係数のみを設定。	【データの多様性】 ・亀裂開口幅の不確実性を考慮。 ・分散係数の不確実性を考慮。 ・断層内動水勾配の不確実性を考慮。 【モデルの不確実性】 ・処分場レイアウトの効果性を考慮。 ・処分場内での温度干渉の効果性を考慮。 ・断層の多孔質媒体としてのモデル化を考慮
放射性核種の移行抑制(亀裂性岩盤における岩石基質層への核種の拡散)	●概念モデル ・亀裂中の核種は、拡散により岩石基質層へ移行する。 ・核種の崩壊/生成を考慮する。 ・亀裂基質層間や流れのない亀裂断層中への核種の拡散による移行遅延は保守的に考えて考慮する ●データ設定の考え方 ・拡散係数を、結晶質岩(酸性)のうち最もデータ量が豊富な花崗岩の値に基づいて設定。	【データの多様性】 ・マトリクス拡散係数/亀裂断層の不確実性を考慮。 ・マトリクス拡散深さの不確実性を考慮。 ・断層率/断層密度/実効拡散係数の不確実性を考慮。 【地質環境の多様性】 ・岩種の多様性に応じた断層率/断層密度/実効拡散係数を考慮。
放射性核種の移行遅延(収着)	●概念モデル ・岩石基質層中および断層中で、核種は岩石基質層面に収着し移行が遅延される。収着は線形/非線形/可逆を仮定する。 ・亀裂断層への収着による移行遅延は保守的に考えて無視する。 ・核種の崩壊/生成を考慮する。 ●データ設定の考え方 ・分配係数を、結晶質岩(酸性)のうち最もデータ量が豊富な花崗岩の値に基づいて設定。	【データの多様性】 ・分配係数の不確実性を考慮。 【地質環境の多様性】 ・岩種の多様性に応じた分配係数を考慮。 ・地下水の多様性(閉水系地下水)での岩種ごとの分配係数を考慮。

*：人工バリアの設置環境に係わる項目

付表 C-2 安全機能などと安全評価の解析で考慮する多様性や不確実性との関係
(天然バリア) (2/2)

安全機能に対して 影響を与える 可能性のある要因	レファレンスケース (概念モデル、データ設定の考え方)	安全評価の解析で考慮するデータの不確実性、モ デルの不確実性、処分場の設計の多様性、地質環 境の多様性とその取り扱いにおけるレファレンス ケースからの概念モデルやデータの変更
微生物活動、有機物	●概念モデル ・岩盤中の微生物や有機物が核種移行に有意 な影響は与えない。	【データの不確実性】 ・有機物の影響を分配係数の不確実性として考慮。
コロイド生成／移行	●概念モデル ・コロイドは生成しにくく、また存在したとし ても核種移行に影響は与えない。	【モデルの不確実性】 ・コロイドによる核種移行を考慮。
ガス生成／移行	地層処分システムへの影響が小さいと考えら れるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
放射線分解	地層処分システムへの影響が小さいと考えら れるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
放射線損傷	地層処分システムへの影響が小さいと考えら れるため、安全評価の解析では考慮しない。*	同左
岩盤の物理的／化学 的変遷	●概念モデル ・岩盤の力学的、水理学的、化学的な特性およ び物質移行に與する特性の時間的変化は考 慮しない。	【地質環境の多様性】 ・岩盤として軟岩の堆積岩を想定した場合における岩盤 のクリープを想定して、(人工バリアについてのケ ースにおいて) 掘削影響領域通過流量を変更。
生物圏での移行	●概念モデル(生物圏) ・評価指標として放射線量を基本として、将来 においても現在と同様の生活様式が継続す ると仮定する。 ・GRIとして河川を想定し、地質環境での核 種の移行・分散と、種々の経路による被ば くを考慮する。 ・帯水層での核種の分散や吸着は考慮しな い。	【地質環境の多様性(生物圏)】 ・地形パターンの変更 ・GRIの変更 ・地形とGRIの組み合わせ

付表 C-3 天然現象、人間活動および初期欠陥の安全評価の解析における取り扱い

変動シナリオの 要因	レファレンスケース (概念モデル、データ設定の考え方)	安全評価の解析で考慮するシナリオの不確実性と、その 取り扱いにおけるレファレンスケースからの概念 モデルやデータの変更
天然現象	●概念モデル ・現在の地質環境が継続する。	【陥没・浸食に起因するシナリオの不確実性】 ・陥没・浸食の影響として、処分場が地表に近づくことによ る地下水涵水および水理場の変化を考慮。（解析におい ては、地下水に与えた溶解度、分配係数、貯留係数を設定し、 地下水の流れの変化を考慮） 【気候・海水準変動に起因するシナリオの不確実性】 ・気候・海水準変動のシナリオにともなう長期的な海水面変動 の影響として、地下水組成の長期的な変化を考慮。（解析 においては、地下水に与えた溶解度、分配係数、貯留係数 を設定）
将来の人間活動	●概念モデル ・資源の存在しないサイトの選定と適切な 処分場の設定による、地層処分シス テムの初期の性能が人間活動により損なわ れることはない。	【人間活動に起因するシナリオの不確実性】 ・井口の掘削と採取した水を人間が摂取することを想定 ・ボ・リングによる掘削影響領域の発生と、その掘削影響領 域を通じての地表からの酸化性地下水の侵入を想定。（解 析においては、ボ・リング孔周辺において酸化状態の 溶解度、分配係数を考慮） ・ボ・リングによる掘削影響領域の発生と、その掘削影響領 域が卓越的な地下水の経路の移行パスとなることを想 定。（解析においては、ボ・リング孔周辺の地層体につ いて移行距離の減少を考慮）
工学的対策に関する 初期欠陥	●概念モデル ・処分場の設計、製作、施工において適切 な品質管理が行われ、人工バリアが設計 機能を発揮する。	【初期欠陥に起因するシナリオの不確実性】 ・オーバーパックの溶接ミスなどによる不完全な密封によ るオーバーパックの早期破損を想定。（解析においては、 破損が生じた時刻に与えた初期インベントリを設定） ・処分坑道などに対するクレーンや掘削機が不十分で、そ れが検出・補修されないことによる、地下水の流れや経 路の移行に対する卓越的な移行経路の発生を想定。（解 析においては、掘削機外側での地下水の流れの増加を考慮 し、天然バリアの機能は考慮しない）

付録 D 感度解析で用いるデータ集

1. 基本シナリオ解析ケース（人工バリア）で用いるデータ

付表 D-1 ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種および安定同位体のインベントリ *
(処分後 1,000 年～100 万年時点でオーバーバックが破損した場合)

元素	質量数	1,000 年後 [mol]	1 万年後 [mol]	10 万年後 [mol]	100 万年後 [mol]	元素	質量数	1,000 年後 [mol]	1 万年後 [mol]	10 万年後 [mol]	100 万年後 [mol]
Se	79	8.04×10^{-2}	7.30×10^{-2}	2.79×10^{-2}	1.89×10^{-2}	Th	229	2.51×10^{-6}	2.91×10^{-6}	4.28×10^{-5}	1.07×10^{-2}
	78Se78	6.86×10^{-1}	6.86×10^{-1}	6.86×10^{-1}	6.86×10^{-1}		230	5.37×10^{-7}	4.16×10^{-6}	2.45×10^{-4}	6.16×10^{-2}
Zr	93	8.54	8.50	8.17	5.41	Pa	231	2.23×10^{-6}	3.27×10^{-6}	2.32×10^{-5}	5.28×10^{-1}
	Zr93	4.74×10^1	4.74×10^1	4.74×10^1	4.74×10^1		232	6.30×10^{-8}	3.13×10^{-7}	7.84×10^{-4}	8.19×10^{-1}
Nb	93m	7.21×10^{-1}	7.18×10^{-1}	6.90×10^{-1}	4.59×10^{-1}	U	233	1.17×10^{-2}	1.23×10^{-1}	1.01×10^{-1}	2.24×10^{-1}
	94	2.80×10^{-4}	3.06×10^{-4}	9.51×10^{-4}	4.29×10^{-3}		234	1.50×10^{-2}	1.48×10^{-1}	1.16×10^{-1}	5.57×10^{-1}
	95Nb95	7.67×10^{-1}	6.15×10^{-1}	4.01×10^{-1}	3.14		235	1.46×10^{-1}	2.13×10^{-1}	6.61×10^{-1}	7.05×10^1
Tc	99	8.37	8.03	5.99	3.21×10^{-1}		236	1.05×10^{-1}	2.14×10^{-1}	2.82×10^{-1}	2.74×10^1
Pd	107	2.04	2.04	2.02	1.84		238	1.33×10^1	1.31×10^1	1.71×10^1	1.31×10^1
	106Pd	1.15×10^1	1.18×10^1	1.15×10^1	1.18×10^1	Pu	227	3.74	3.92	3.81	2.85
Sn	126	2.25×10^{-1}	2.11×10^{-1}	1.13×10^{-1}	2.21×10^{-1}		238	6.49×10^{-4}	4.31×10^{-2}	0.00	0.00
	124Sn124	6.82×10^{-1}	6.82×10^{-1}	6.82×10^{-1}	6.82×10^{-1}		239	1.60×10^{-1}	3.21×10^{-1}	4.26×10^{-1}	1.57×10^{-1}
Cs	135	2.19	3.18	2.10	2.36		240	1.78×10^{-1}	6.84×10^{-1}	4.90×10^{-1}	1.10×10^{-2}
	137Cs137	8.54	8.84	8.84	8.84		241	1.23×10^{-2}	5.92×10^{-3}	3.84×10^{-3}	0.00
Sm	151	1.20×10^{-2}	0.00	0.00	0.00		242	1.12×10^{-1}	1.16×10^{-1}	1.01×10^{-2}	2.01×10^{-1}
	152Sm152	3.33	3.33	3.33	3.33	Am	243	1.88×10^{-1}	1.83×10^{-1}	1.15×10^{-2}	1.61×10^{-2}
Pb	210	1.48×10^{-3}	9.46×10^{-3}	7.00×10^{-1}	1.80×10^{-1}		242m	5.79×10^{-4}	2.69×10^{-2}	0.00	0.00
	208Pb208	3.81×10^{-3}	3.82×10^{-3}	5.13×10^{-3}	1.96×10^{-3}		243	4.01×10^{-1}	1.72×10^{-1}	3.67×10^{-1}	5.22×10^{-2}
Ra	226	2.62×10^{-1}	6.79×10^{-3}	5.03×10^{-3}	1.29×10^{-3}	Cm	245	7.26×10^{-1}	3.49×10^{-1}	2.25×10^{-1}	3.92×10^{-1}
Ac	227	1.48×10^{-2}	2.17×10^{-2}	1.54×10^{-2}	2.18×10^{-2}		246	8.29×10^{-1}	2.22×10^{-1}	4.16×10^{-1}	0.00

* モデルガラス固化体の仕様については、5.2.3) 参照。

付表 D-2 地下水組成

	降水系地下水 (レファレンスケース)	海水系地下水*1 (地質環境変更ケース)
pH	8.5	8.0
Eh [mV]	-281	-303
単位: (mol l ⁻¹)		
Na (Total)	3.6×10^{-3}	$6.2 \times 10^{-1}^{*5}$
Ca (Total)	1.1×10^{-4}	3.3×10^{-4}
K (Total)	6.2×10^{-5}	1.1×10^{-7}
Mg (Total)	5.0×10^{-5}	2.5×10^{-4}
Fe (Total)	9.7×10^{-10}	3.9×10^{-8}
Al (Total)	3.4×10^{-7}	3.2×10^{-9}
C (Total)	$3.5 \times 10^{-1}^{*2}$	$3.5 \times 10^{-2}^{*6}$
S (Total)	$1.1 \times 10^{-4}^{*3}$	$3.0 \times 10^{-2}^{*7}$
B (Total)	$2.9 \times 10^{-4}^{*4}$	$1.7 \times 10^{-1}^{*4}$
P (Total)	$2.9 \times 10^{-6}^{*4}$	$2.6 \times 10^{-3}^{*4}$
F (Total)	$5.4 \times 10^{-5}^{*4}$	$1.0 \times 10^{-4}^{*4}$
Br (Total)	—	$5.3 \times 10^{-4}^{*4}$
I (Total)	—	$2.0 \times 10^{-4}^{*4}$
N (Total)	$2.3 \times 10^{-5}^{*4}$	$5.2 \times 10^{-1}^{*4}$
Cl (Total)	$1.5 \times 10^{-5}^{*3}$	5.9×10^{-1}
Si (Total)	3.4×10^{-4}	3.0×10^{-4}

*1 海水を起源として、鉱物との平衡反応、有機物による還元反応を考慮したモデル地下水 (Yui et al., 1999)

*2 無機炭素 = $3.5 \times 10^{-3} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{CH}_4(\text{aq}) = 1.5 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1}$

*3 $\text{SO}_4^{2-} = 1.1 \times 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{HS}^- = 3.8 \times 10^{-9} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{H}_2\text{S}(\text{aq}) = 1.2 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1}$

*4 支那地下水の平均値より設定

*5 電荷バランスをとるために調整

*6 無機炭素 = $1.5 \times 10^{-3} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{CH}_4(\text{aq}) = 2.0 \times 10^{-1} \text{ mol l}^{-1}$

*7 $\text{SO}_4^{2-} = 3.2 \times 10^{-5} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{HS}^- = 2.8 \times 10^{-2} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{H}_2\text{S}(\text{aq}) = 2.1 \times 10^{-3} \text{ mol l}^{-1}$

付表 D-3 間隙水組成

	降水系地下水 (レファレンスケース)	降水系地下水に対して 支保工との反応を考慮 ^{*1} (地質環境変更ケース)	海水系地下水 (地質環境変更ケース)
pH	8.4	8.7	7.8
Eh [mV]	-276	-299	-309
単位: [mol l ⁻¹]			
Na (Total)	2.8×10^{-2}	2.5×10^{-2}	5.7×10^{-1}
Ca (Total)	5.3×10^{-5}	4.0×10^{-5}	1.4×10^{-2}
K (Total)	1.2×10^{-4}	1.1×10^{-4}	3.4×10^{-3}
Mg (Total)	4.2×10^{-6}	3.2×10^{-6}	1.5×10^{-3}
Fe (Total)	2.0×10^{-9}	5.5×10^{-10}	2.2×10^{-7}
Al (Total)	3.4×10^{-7}	3.4×10^{-7}	3.2×10^{-9}
C (Total)	1.6×10^{-2} ^{*2}	9.8×10^{-3} ^{*4}	2.2×10^{-2} ^{*6}
S (Total)	1.1×10^{-4} ^{*3}	1.1×10^{-4} ^{*5}	7.2×10^{-9} ^{*7}
B (Total)	2.9×10^{-4}	2.9×10^{-4}	1.7×10^{-3}
P (Total)	2.9×10^{-6}	2.9×10^{-6}	2.6×10^{-7}
F (Total)	5.4×10^{-5}	5.4×10^{-5}	1.0×10^{-4}
Br (Total)	—	—	5.3×10^{-4}
I (Total)	—	—	2.0×10^{-4}
N (Total)	2.3×10^{-5}	2.3×10^{-5}	5.1×10^{-5}
Cl (Total)	1.5×10^{-5}	1.5×10^{-5}	5.9×10^{-1}
Si (Total)	3.4×10^{-4}	3.5×10^{-4}	2.7×10^{-4}

*1 降水系地下水とコンクリート支保（低アルカリ性セメント）との反応水が緩衝材に浸入すると仮定した。

*2 無機炭素 = $1.6 \times 10^{-2} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{CH}_4(\text{aq}) = 8.1 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1}$

*3 $\text{SO}_4^{2-} = 1.0 \times 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{HS}^- = 3.7 \times 10^{-9} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{H}_2\text{S}(\text{aq}) = 1.3 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1}$

*4 無機炭素 = $9.8 \times 10^{-3} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{CH}_4(\text{aq}) = 1.1 \times 10^{-9} \text{ mol l}^{-1}$

*5 $\text{SO}_4^{2-} = 1.0 \times 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{HS}^- = 8.5 \times 10^{-9} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{H}_2\text{S}(\text{aq}) = 1.5 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1}$

*6 無機炭素 = $4.2 \times 10^{-4} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{CH}_4(\text{aq}) = 2.2 \times 10^{-7} \text{ mol l}^{-1}$

*7 $\text{SO}_4^{2-} = 1.7 \times 10^{-12} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{HS}^- = 6.6 \times 10^{-9} \text{ mol l}^{-1}$, $\text{H}_2\text{S}(\text{aq}) = 6.1 \times 10^{-10} \text{ mol l}^{-1}$

付表 D-4 緩衝材中での放射性元素の溶解度の設定値 [mol l⁻¹ at 25℃]

元素	降水系地下水 (レファレンスケース)	降水系地下水に対して 支保工との反応を考慮 (地質環境変遷ケース)	海水系地下水 (地質環境変遷ケース)
Se	3×10^{-3}	4×10^{-3}	6×10^{-9}
Zr	$1 \times 10^{-6*1}$	$1 \times 10^{-6*1}$	$1 \times 10^{-6*1}$
Nb	$1 \times 10^{-4*1}$	$1 \times 10^{-4*1}$	$1 \times 10^{-4*1}$
Tc	4×10^{-3}	4×10^{-3}	4×10^{-3}
Pd	$1 \times 10^{-4*1}$	$1 \times 10^{-4*1}$	$1 \times 10^{-3*1}$
Sn	$5 \times 10^{-6*1}$	$5 \times 10^{-6*1}$	$5 \times 10^{-6*1}$
Cs	可溶性	可溶性	可溶性
Sm	2×10^{-7}	9×10^{-8}	4×10^{-7}
Pb	2×10^{-6}	2×10^{-6}	6×10^{-6}
Ra	$1 \times 10^{-10*2}$	$1 \times 10^{-10*2}$	$1 \times 10^{-10*2}$
Ac	2×10^{-7}	9×10^{-8}	4×10^{-7}
Th	5×10^{-6}	3×10^{-6}	9×10^{-6}
Pa	2×10^{-6}	2×10^{-6}	1×10^{-6}
U	8×10^{-9}	4×10^{-9}	2×10^{-9}
Np	2×10^{-8}	8×10^{-9}	3×10^{-9}
Pu	3×10^{-8}	7×10^{-9}	3×10^{-8}
Am	2×10^{-7}	9×10^{-8}	4×10^{-7}
Cm	2×10^{-7}	9×10^{-8}	4×10^{-7}

*1: 実測値に基づく設定

Zr: 遠谷・津井 (1998),

Nb: 矢島ほか (1992); 矢島 (1994)

Sn: Oda and Amaya (1998)

Pd: Oda et al. (1996)

*2: Ca との簡易な共沈モデル (Bemer, 1995) と天然水の濃度上限の比較から大きな値を設定

付表 D-5 緩衝材中での放射性元素の実効拡散係数の設定値 [m² s⁻¹ at 60℃]

元素	降水系地下水 (レファレンスケース)	降水系地下水で 緩衝材乾燥密度 1.1 Mg m ⁻³ の場合 (モデル変遷ケース)	降水系地下水に対して 支保工との反応を考慮 (地質環境変遷ケース)	海水系地下水 (地質環境変遷ケース)
Se	2×10^{-10}	2×10^{-9}	2×10^{-10}	3×10^{-10}
Cs	6×10^{-10}	1×10^{-9}	6×10^{-10}	3×10^{-10}
Se, Cs以外の元素	3×10^{-10}	8×10^{-10}	3×10^{-10}	3×10^{-10}

付表 D-6 緩衝材への放射性元素の分配係数の設定値 [$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ at 25℃]

元素	等水系地下水 (レファレンス ケース)	オーバーパイク 腐食生成物に 対する分配係数 ^{※1} (モデル変更 ケース)	掘削影響領域中の 岩盤に対する 分配係数 ^{※1} (モデル変更 ケース)	緩衝材飽和密度 11Mg/m ³ の場合 (モデル変更 ケース)	降水系地下水に 対して変換工との 反応を考慮 (地質環境変更 ケース)	過水系地下水 (地質環境変更 ケース)
Se	0	0.001	0.01	0	0	0
Zr	10	1	0.1	10	10	10
Nb	1	1	0.1	1	1	1
Tc	0.1	1	1	0.1	0.1	0.1 ^{※2}
Pd	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sr	1	10	1	1	1	1
Cs	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.001 ^{※4}
Sm	1	1	5	1	1	1
Pb	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ra	0.01	0.01	0.5	0.01	0.01	0.01 ^{※3}
Ac	1	1	5	1	1	1
Th	1	1	1	1	1	1
Pa	1	1	1	1	1	1
U	1	1	1	1	1	1 ^{※3}
Np	1	1	1	1	1	1 ^{※3}
Pu	10	1	1	10	10	10
Am	10	1	5	10	10	10
Cm	10	1	5	10	10	10

※1 収着データベース（澁谷ほか、1999b）中の鉄酸化物などへのバッチ収着データから設定

※2 天然バリアのレファレンスケースとして設定された値を使用

※3 見かけの拡散係数の浸漬液のイオン強度依存性を考慮して設定

※4 バッチ法により得られた分配係数で認められるイオン強度依存性を考慮

2. 基本シナリオ解析ケース（天然バリア）で用いるデータ

付表 D-7 有効間隙率、乾燥密度、実効拡散係数パラメーター一覧（花崗岩）

	有効間隙率 [%]	乾燥密度 [Mg m ⁻³]	実効拡散係数 [m ² s ⁻¹]
保守的なケース	1	2.67	6×10^{-14}
非保守的なケース	3	2.61	1×10^{-10}
レファレンスケース	2	2.64	3×10^{-12}

実効拡散係数は、レファレンスケースと同様に温度補正（1.5 倍）を行った 45℃換算値を表す。

付表 D-8 花崗岩に対する放射性元素分配係数の不確実性 [m³ kg⁻¹]

元素	分配係数	元素	分配係数	元素	分配係数
Sc	0-0.1	Cs	0.001-10	Pa	0.1-10
Zr	0.01-10	Sm	0.05-50	U	0.1-10
Nb	0.01-10	Pb	0.1-10	Np	0.1-10
Tc	0.05-100	Ra	0.05-0.5	Pu	0.1-10
Pd	0.05-1	Ac	0.05-50	Am	0.05-50
Sn	0.1-100	Th	0.1-10	Cm	0.05-50

各核種とも左側が保守的な分配係数、右側が非保守的な分配係数を表す。

付表 D-9 岩種に応じた有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の組合せ

岩種	有効空隙率 [%]	乾燥密度 [Mg m ⁻³]	実効拡散係数 [m ² s ⁻¹]
酸性結晶質岩	2	2.64	3×10^{-12}
塩基性結晶質岩	2	2.64	9×10^{-14}
先新第三紀砂質岩	2	2.64	1×10^{-12}
先新第三紀泥質・凝灰質岩	2	2.64	4×10^{-13}
新第三紀砂質岩	20	2.16	5×10^{-15}
新第三紀泥質・凝灰質岩	20	2.16	9×10^{-12}

付表 D-10 地下水組成と岩種の組み合わせに対する分配係数の設定値 [$\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$]

地下水 岩種	降水系地下水				海水系地下水			
	結晶質岩 (酸性)	結晶質岩 (塩基性)	泥質・ 凝灰質岩	砂質岩	結晶質岩 (酸性)	結晶質岩 (塩基性)	泥質・ 凝灰質岩	砂質岩
Se	0.01	0.01	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01	0.001
Zr	0.1	1	1	0.1	0.1	0.5	1	0.1
Nb	0.1	1	1	0.1	0.1	0.5	1	0.1
Tc	1	1	1	1	1	1	1	1
Pd	0.1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1
Sn	1	5	5	1	1	5	5	1
Cs	0.05	0.1	0.1	0.05	0.005	0.01	0.01	0.005
Sm	5	5	5	5	5	5	5	5
Pb	0.1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1
Ra	0.5	0.5	0.5	0.5	0.05	0.05	0.05	0.05
Ac	5	5	5	5	5	5	5	5
Th	1	1	1	1	1	1	1	1
Pa	1	1	1	1	1	1	1	1
U	1	1	1	1	1	1	1	1
Np	1	1	1	1	1	1	1	1
Pu	1	1	1	1	1	1	1	1
Am	5	5	5	5	5	5	5	5
Cm	5	5	5	5	5	5	5	5

3. 変動シナリオ解析ケースで用いるデータ

付表D-11 天然現象に関する解析ケースで用いる

地下水組成と間隙水組成のモデル計算値 [mol l⁻¹]

	降水系地下水 (レファレンスケース)		酸化性地下水 ^{*1}		海水系地下水 ^{*2}	
	地下水	間隙水	地下水	間隙水	地下水	間隙水
pH	8.5	8.4	8.5	8.4	8.0	7.8
Ec [mV]	-281	-276	472	480	-303	-309
Na (Total)	3.6×10^{-1}	2.8×10^{-1}	3.3×10^{-1}	2.8×10^{-1}	6.2×10^{-2}	5.7×10^{-1}
Ca (Total)	1.1×10^{-4}	5.3×10^{-5}	1.0×10^{-4}	5.2×10^{-5}	3.3×10^{-4}	1.4×10^{-1}
K (Total)	6.2×10^{-3}	1.2×10^{-4}	5.8×10^{-3}	1.2×10^{-4}	1.1×10^{-2}	3.4×10^{-3}
Mg (Total)	5.0×10^{-3}	4.2×10^{-4}	6.5×10^{-3}	4.1×10^{-4}	2.5×10^{-4}	1.5×10^{-3}
Fe (Total)	9.7×10^{-10}	2.0×10^{-9}	2.1×10^{-13}	1.9×10^{-15}	3.9×10^{-8}	2.2×10^{-1}
Al (Total)	3.4×10^{-3}	3.4×10^{-2}	3.6×10^{-1}	3.6×10^{-1}	3.2×10^{-9}	3.2×10^{-9}
C (Total)	3.5×10^{-3}	1.6×10^{-2}	3.5×10^{-2} ^{*3}	1.6×10^{-2} ^{*4}	3.5×10^{-2}	2.2×10^{-1}
S (Total)	1.1×10^{-4}	1.1×10^{-4}	1.0×10^{-6} ^{*4}	1.0×10^{-6} ^{*4}	3.0×10^{-2}	7.2×10^{-9}
B (Total)	2.9×10^{-4}	2.9×10^{-4}	2.9×10^{-4}	2.9×10^{-4}	1.7×10^{-1}	1.7×10^{-1}
P (Total)	2.9×10^{-6}	2.9×10^{-6}	2.9×10^{-6}	2.9×10^{-6}	2.6×10^{-7}	2.6×10^{-1}
F (Total)	5.4×10^{-5}	5.4×10^{-5}	5.4×10^{-5}	5.4×10^{-5}	1.0×10^{-4}	1.0×10^{-4}
N (Total)	2.3×10^{-3}	2.3×10^{-5}	1.5×10^{-3}	1.5×10^{-5}	5.2×10^{-1}	5.1×10^{-3}
Cl (Total)	1.5×10^{-5}	1.5×10^{-2}	4.4×10^{-6}	4.4×10^{-3}	5.9×10^{-1}	5.9×10^{-2}
Si (Total)	3.4×10^{-4}	3.4×10^{-4}	3.4×10^{-4}	3.4×10^{-4}	3.0×10^{-9}	2.7×10^{-4}

*1 降水系地下水とほぼ同様の地下水モデルを考慮したが、自然界で認められる大気平衡の酸化還元電位を与えた (Yui et al., 1999)。

*2 海水を起源として、鉱物との平衡反応、有機物による還元反応を考慮したモデル地下水 (Yui et al., 1999)。

*3 無機炭素

*4 S(VI)

付表 D-12 天然現象に関する解析ケースで用いる溶解度と分配係数の設定値

元素	溶解度 [mol l ⁻¹]			緩衝材中分配係数 [m ³ kg ⁻¹]			岩盤中分配係数 [m ³ kg ⁻¹]		
	降水系	酸化性	海水系	降水系	酸化性	海水系	降水系	酸化性	海水系
Se	3×10 ⁻³	可溶性	6×10 ⁻⁹	0	0	0	0.01	0	0.01
Zr	1×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁶	1×10 ⁻⁶	10	10	10	0.1	0.1	0.1
Nb	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	1	1	1	0.1	0.1	0.1
Tc	4×10 ⁻⁹	可溶性	4×10 ⁻⁶	0.1	0	0.1	1	0	1
Pd	1×10 ⁻⁹	1×10 ⁻⁷	1×10 ⁻⁹	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sn	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻⁶	1	1	1	1	1	1
Cs	可溶性	可溶性	可溶性	0.01	0.01	0.001	0.05	0.05	0.005
Sm	2×10 ⁻¹	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻¹	1	1	1	5	5	5
Pb	2×10 ⁻⁶	2×10 ⁻⁶	6×10 ⁻⁶	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ra	1×10 ⁻¹²	1×10 ⁻¹²	1×10 ⁻¹⁰	0.01	0.01	0.01	0.5	0.5	0.05
Ac	2×10 ⁻¹	2×10 ⁻¹	4×10 ⁻²	1	1	1	5	5	5
Th	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻⁶	9×10 ⁻⁸	1	1	1	1	1	1
Pa	2×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	1×10 ⁻⁴	1	1	1	1	0.005	1
U	8×10 ⁻⁶	5×10 ⁻³	2×10 ⁻⁶	1	0.005	1	1	0.005	1
Np	2×10 ⁻⁵	4×10 ⁻⁵	3×10 ⁻⁹	1	0.005	1	1	0.005	1
Pu	3×10 ⁻¹	6×10 ⁻⁹	3×10 ⁻¹	10	10	10	1	0.05	1
Am	2×10 ⁻¹	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻¹	10	10	10	5	5	5
Cm	2×10 ⁻¹	2×10 ⁻⁷	4×10 ⁻¹	10	10	10	5	5	5

降水系： 降水系地下水（レファレンスケース）

酸化性： 酸化性地下水

海水系： 海水系地下水

付表 D-13 天然現象に関する解析ケースで用いる拡散係数の設定値

元素	緩衝材中拡散係数 [m ² s ⁻¹]		
	降水系	酸化性	海水系
Cs	6×10 ⁻¹⁰	6×10 ⁻¹⁰	3×10 ⁻¹⁰
Se	2×10 ⁻¹⁰	5×10 ⁻¹¹	3×10 ⁻¹⁰
Tc	-	5×10 ⁻¹¹ *	-
Np	-	3×10 ⁻¹¹ *	-
U	-	2×10 ⁻¹¹ *	-
Others	3×10 ⁻¹⁰	3×10 ⁻¹⁰	3×10 ⁻¹⁰

降水系： 降水系地下水（レファレンスケース）

酸化性： 酸化性地下水

海水系： 海水系地下水

- * 酸化状態（大気中）での圧縮ベントナイト中の実効拡散係数の実測値をもとに設定。

付表 D-14 天然現象に関する解析ケースで用いる処分後 100 年時点での
ガラス固化体 1 本中の核種インベントリ

元素	核種	半減期 [y]	インベントリ [mol/本]	元素	核種	半減期 [y]	インベントリ [mol/本]
Se	79	6.50×10^4	8.11×10^{-2}	Pa	231	3.28×10^4	2.14×10^{-6}
	安定同位体	-	6.86×10^{-1}	U	233	1.59×10^3	1.48×10^{-6}
Zr	93	1.53×10^6	8.54		234	2.45×10^3	8.93×10^{-5}
	安定同位体	Stable	4.73×10^1		235	7.04×10^3	1.42×10^{-1}
Nb	93m	1.36×10^1	7.21×10^{-5}		236	2.34×10^3	8.73×10^{-2}
	94	2.03×10^4	2.89×10^{-4}		238	4.47×10^8	1.31×10^1
	安定同位体	-	2.33×10^{-1}	Np	237	2.14×10^6	3.13
Tc	99	2.13×10^5	8.30	Pu	238	8.77×10^1	3.34×10^{-1}
Pd	107	6.50×10^6	2.04		239	2.41×10^4	1.28×10^{-1}
	安定同位体	-	1.18×10^1		240	6.54×10^3	1.95×10^{-1}
Sn	126	1.00×10^3	2.26×10^{-1}		241	1.44×10^1	2.90×10^{-2}
	安定同位体	-	6.82×10^{-1}		242	3.87×10^5	1.05×10^{-2}
Cs	135	2.30×10^6	3.19	Am	241	4.32×10^2	7.94×10^{-1}
	安定同位体	-	8.84		242m	1.52×10^2	3.51×10^{-1}
Sm	151	9.00×10^3	3.28×10^{-1}		243	7.38×10^3	4.36×10^{-1}
	安定同位体	-	3.33	Cm	245	8.50×10^3	7.82×10^{-1}
Pb	210	2.23×10^3	2.60×10^{-10}		246	4.73×10^1	9.46×10^{-4}
	安定同位体	-	3.81×10^{-3}	Sr	90 *	2.91×10^1	1.70×10^{-1}
Ra	226	1.60×10^3	2.37×10^{-4}		安定同位体	-	4.47
Ac	227	2.18×10^5	1.41×10^{-9}	Cs	137 *	3.00×10^1	2.69×10^{-1}
Th	229	7.34×10^1	5.40×10^{-4}				
	230	7.70×10^4	1.93×10^{-1}				
	232	1.41×10^{10}	3.94×10^{-6}				

- ＊ 本文 5.5.1 において、安全評価の解析で考慮する核種としては選ばれていない核種。半減期が短く、処分後 1,000 年であれば十分に減衰する。

参考文献

Berner, U. (1995) : KRISTALLIN-I: Estimates of Solubility Limits for Safety Relevant Radionuclides, PSI Bericht Nr. 95-07.

Oda, C. and Amaya, T. (1998) : Effects of Ligands on the Solubility of Tin, JNC TN8400 98-001.

Oda, C., Yoshikawa, H. and Yui, M. (1996) : Effects of Aging on the Solubility of Palladium, Mat. Soc. Symp. Proc. Vol. 412, pp. 881-887.

澁谷早苗, 油井三和 (1998) : 核種移行挙動評価のための熱力学データベースの整備とその状況, 動燃技報 No. 105, pp. 57-66.

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999b) : 核種のベントナイトおよび岩石に対する収着データベース, JNC TN 8410 99-050

矢島達哉, 飛田修一, 上田真三 (1992) : 雰囲気制御下での Nb-H₂O 系の溶解度測定, (社) 日本原子力学会 1992 年秋の大会予稿集, p. 341.

矢島達哉 (1994) : ウランおよびニオブの溶解度測定, 東京大学工学部附属原子力工学研究施設弥生研究会「放射性廃棄物処理・処分の基礎科学(5)」報告書, pp. 127-143.

Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999a) : Groundwater evolution modeling for the 2nd progress report, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-030.

用 語 集

用語の説明

安全基準

原子炉施設などの安全設計を行う際、安全確保のために満たすべき基本的かつ一般的な要求事項であって、国が定めた基準あるいは指針のこと。

わが国では高レベル放射性廃棄物処分にかかわる安全基準は策定されていないが、第2次取りまとめでは、安全評価の指針として、まず放射線量を基本とすることとしており、それに対応する基準としては、諸外国の基準を参照して評価しておくことが求められている。

安全指標

地層処分システムの安全を評価するための尺度。指標には、人間への放射線影響を直接示すリスクや線量などがある。

安全評価

地層処分システムが安全上受け入れられるものか否かを判断するため、システムの将来挙動の予測を踏まえた人間とその生活環境への影響に関する解析結果を放射線の影響を表わす適切な指標（線量など）を用いて示し、安全基準と比較する。（専門部会報告書から引用）

なお、安全評価において実施する一連の解析を安全評価解析という。

安定な地質環境

わが国における地層処分による安全確保の概念は、安定な地質環境を選んだ上で、そこに多重バリアからなる適切な地層処分システムを構築することにより、長期にわたって廃棄物による影響が人間の生活環境に及ばないようにすることである。処分予定地の選定に際しては、地質環境に変化をもたらすさまざまな天然現象によって、地層処分システムの性能が著しく損なわれないような場（地域や深度）を選ぶことが前提となる。このような場を安定な地質環境と呼ぶ。安定な地質環境を選ぶ際に考慮すべき天然現象としては、地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・侵食、気候・海水準変動が重要である。

なお、ここでいう安定とは、廃棄物を埋設した場の地質環境が長期にわたって全く不変であることを意味しているわけではない。地下水や岩盤の性質がある程度変化することを考慮に入れても、地質環境が地層処分において期待される役割を果たすことができれば、その地質環境は十分に安定であるとみなすことができる。

移行

岩石媒質あるいは、その他の固体物質を通過して物質が移動すること。たとえば放射性核種の岩盤中の移行。（国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用）

F E P

地層処分システムに影響を及ぼすと考えられるシステムの特質(Feature)、そこで生ずる事象(Event)や過程(Process)をいう。

オーバーバック

ガラス固化体を包み込み、ガラス固化体に地下水が接触することを防止し、地圧などの外力からガラス固化体を保護する容器。人工バリアの構成要素の一つ。候補材料は炭素鋼などの金属である。(専門部会報告書から引用)

解析にかかわる品質保証

性能評価では、構築されたシナリオに基づき、モデルとデータを用いて地層処分システムのおもなふるまいを予測解析する。この際、シナリオに対応して適切にモデルが選ばれること、そのモデルに合わせて正しく計算機プログラムが作られていること、そのプログラムに適切にデータに対応させて解析が行われることが重要である。また、モデルについては、適切に現象を表すことができることを、実験結果に照らして確認しておくことが重要である。(専門部会報告書から引用)

拡散

媒体中をある物質が濃度勾配を駆動力にして移動する現象を示す。

核燃料サイクル

原子炉の運転に用いられる核物質の取得、利用、貯蔵、再処理および処分を包含する原子力発電関連の諸過程。(国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用)

ガラス固化

再処理の過程において使用済燃料から分離される高レベル放射性廃液を、ガラス繊維と一緒に高温で加熱することにより水分を蒸発させるとともに非晶質に固結(ガラス化)し、物理的・化学的に安定な形態にするプロセス。廃液はステンレス製の堅牢な容器(キャニスタ)に閉じ込められた状態でガラス固化され、人工バリアの構成要素のひとつであるガラス固化体となる。ガラス固化体は放射性物質を安定な形態に保持し、地下水に対する耐浸出性に優れることが特徴。(専門部会報告書から引用)

火山フロント

日本列島に沿う火山分布域の海溝よりの縁のこと。日本列島周辺では、太平洋側の海溝から海洋プレートが日本列島の下に沈み込んでおり、日本列島における火山の分布は、これらの海溝にほぼ平行に帯状に配列している。火山分布域内では火山フロントに近いほど火山分布密度および噴出量が大きく、また、火山フロントより海溝側には火山が出現しない。

活断層

最近の地質時代に繰り返し活動し、今後も活動する可能性のある断層。活断層であるかどうかの判断の第一の目安は、近い過去に活動したかどうかであるが、近い過去をどの程度まで遡るかについては、研究者によって多少の違いがある。本報告では、「過去数十万年以内に活動し、今後も活動する可能性のある断層」を活断層として扱っている。

換算水量

ガラス固化体に含まれる放射性核種の放射能を規制で定められている水中の濃度限度で除すことにより規格化し、濃度限度以下になるまで希釈するのに要する水の量として表したものであり、放射線による潜在的な危険性を知る指標として用いられる。

緩衝材

オーバーバックと岩盤の間に充填し、地下水の浸入と放射性物質の溶出・移行を抑制するもの。さらに岩盤の変位を物理的に緩衝するクッションの働きや、地下水の水質を化学的に緩衝して変化を抑える働きをもつ。人工バリアの構成要素の一つ。候補材料はベントナイトなどの粘土である。

感度解析

現象を解析するモデルは、いくつかのパラメータとそれに対応する因果関係などから構成されるが、その中で支配的と考えられるパラメータ値を変化させることによって、解析結果（例えばシステムの挙動）がどの程度変動するかを定量的に調べる方法。これにより、対象とするモデルを構成するパラメータの重要度を判断することができる。（専門部会報告書から引用）

亀裂ネットワークモデル

亀裂（割れ目）を含む岩盤中での地下水および物質の移行経路を表現するモデルの一つ。まず岩盤中に存在する個々の亀裂を表現するモデルを作成し、それに基づき個々の亀裂から構成されるネットワーク状の移行経路を表現するモデルを作成する。（専門部会報告書から引用）

キャニスタ

放射性廃棄物を収納する容器をいう。わが国では、ガラスとともに固化された高レベル放射性廃棄物の容器をいうことが多い。（→「オーバーバック」参照）

クリープ

一定の外力または応力が作用している状態で、時間の経過とともに物質（たとえば、緩衝材や岩盤等）が長期にわたって非常にゆっくりと変形していく現象。

結晶質岩

鉱物の結晶からなる岩石。マグマが冷えて固まってできた岩石（火成岩）および既存の岩石が熱や圧力によって変化してできた岩石（変成岩）を指す。地層処分研究において、一般に用いられる岩石分類のひとつ。緻密で硬いが、割れ目ができるため、亀裂性媒体（割れ目の中を選択的に地下水が移動する）として扱われる。例：花崗岩（⇔堆積岩）

建設・操業・閉鎖

建設は、廃棄物定置のための地下施設（地下坑道群）と地上施設を構築することを指す。操業はガラス固化体の受け入れ、廃棄体や緩衝材の搬送・定置、さらにその後に行われる処分坑道、主要坑道の埋め戻し作業を指す。閉鎖は、連絡坑道、アクセス坑道および止水孔を埋め戻し、さらに地上施設の解体・撤去を指す。

工学規模

ピーカーなどを使用した実験室規模の試験と実際の岩盤などを利用した実規模試験との中間的なスケールを指す。

コロイド

物質の状態を示す概念のひとつで、大きさが $10^{-6} \sim 10^{-3}$ mmの粒子が水などの液体中に浮遊し、容易に沈まない状態にあるものをコロイドという。粒子の大きさがこれよりも小さい場合は溶存状態となり、大きい場合はけん状状態となる。（専門部会報告書から引用）

コロイドフィルトレーション

飽和圧縮したペントナイトが有する微細な間隙構造により、コロイド粒子がトラップされ、コロイドの透過が防止されること。

コンパートメント

生物圏構成要素を取り扱うために仮定される一定の容積を有する区画。

サイト特性調査

処分予定地において、処分施設の設計や性能評価に必要な情報を包括的に取得するために実施する調査。地表からのボーリング調査や物理探査、地下施設を用いた調査などにより、地表から地下深部までの岩盤および地下水の性質を体系的に調べる。

酸化還元電位

地下水などの酸化還元状態を表す。酸化還元電位が高い地下水ほど、一般に物質を酸化・溶解する能力が高い。地層処分の観点からは、オーバーバックの腐食速度や

核種の溶解量などを支配する条件として、重要な地下水の地球化学特性となる。

地下水は、土壌や岩石中に含まれる鉱物や有機物と反応することにより、還元されていくため、一般には、深部にいくにしたがって地下水の酸化還元電位は低くなると考えられる。

シナリオ

放射性廃棄物が人間環境に及ぼす影響を評価する観点から、地層処分システムの処分直後の状態をもとに、長期間のうちにその状態を変化させる可能性のある一連の現象を想定し、これらを組み合わせて地層処分システムの長期挙動を描いたもの。シナリオを作成する目的は、地層処分システムの長期挙動を時系列的に記述することにより、地層処分システムの性能を解析するための道筋を規定し、その解析に必要なモデルの開発やデータ収集の枠組みを与えることである。（専門部会報告書から引用）

支保工

支保工は、坑道の掘削に伴って力学的に不安定となる坑道周辺の岩盤を施工中から完成後にわたって安定に保ち、掘削作業の安全と完成後の坑道の安全な供用を確保するために設置される構造物。支保部材としては、吹き付けコンクリート、ロックボルト、鋼製支保工、コンクリート覆工が一般的であり、単独あるいは組み合わせて用いられる。

吸着（分配係数）

吸着は、固体の空隙の中あるいは表面で起こる反応をいう広義の用語である。それを使うにあたっては、吸収と吸着の反応の間の技術的区別の問題は除かれている。吸収は主として固体の空隙内で起こり、固体の吸収能力はその体積に比例するような反応を一般的に示すのに用いられる。吸着は、固体表面で起こる反応を示すものであって、固体の吸着能力はその有効表面積に比例する。後者の過程の一例はイオン交換であり、そこでは固体の表面にある荷電位置を占めたイオンが溶液中のイオンにより交換されるのである。分配係数は、特定の化学種の平衡2相間の分配の定量的尺度。環境研究において、その値は、土壌あるいは埋め戻し材が放射性核種の移行をどのくらい遅らせるかを予測するのに用いられる。（国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用）

冗長性（redundancy）

性能の一部が機能しない際、代わりに機能を果たす代行能力を備えていること。

人工バリア

ガラス固化体、オーバーバックおよび緩衝材の総称。多重バリアシステムの構成要素の一つ。

性能評価

地層処分システム全体、あるいはその要素である個別システムが有する機能について解析した結果を適切な基準と比較し、その性能について判断を行うこと。解析の対象が地層処分システム全体で、比較の基準が安全性に関するものである場合には、性能評価は安全評価と同義である。（「安全評価」（専門部会報告書から引用）

制度的管理

処分を適切に実施するため、法令に従って当局あるいは指定機関が行う管理のこと。能動的な管理（人間による処分場の管理・保守、環境放射能のモニタリングなど）および受動的な管理（フェンスやマーカーの設置、記録の保管、土地使用の制限など）に分けられる。（専門部会報告書から引用）

接近シナリオ

火成活動、地震活動、断層活動、隆起・侵食、気候変動、海面変化などの天然現象や将来の人間活動を発端として、処分場に埋設された高レベル放射性廃棄物と人間との距離が接近し、影響が生物圏へ及ぶことを想定するシナリオ。（専門部会報告書から引用）

線量への換算係数

生物圏評価モデルを用いて地圏からの核種移行率（単位入力の核種フラックス）から線量を評価するための係数。

帯水層

地表面下にある水を含んだ層であり、井戸あるいは泉に対してかなりの水の供給ができるもの。（国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用）

堆積岩

海底や河床などに運ばれた泥や砂などの堆積物や火山噴出物などが固まってできた岩石。地層処分研究において、一般に適用される岩石分類のひとつ。結晶質岩と対比すべき重要な特徴として、とくに新しい時代の固結度の低い堆積岩は、水理学的には多孔質媒体（岩石の粒子の間隙中を均一に地下水が移動する）の性質が強く、工学的には軟岩として扱われる。例：泥岩（⇔結晶質岩）

第四紀

地球が誕生して以来の約 46 億年の歴史のうち、最も新しい地質時代。約 170 万年前から現在までを指す。（→地質時代）

多重バリアシステム

高レベル放射性廃棄物を、長期間にわたり生物圏から隔離し、放射性物質の移動を抑えることにより、処分された放射性廃棄物による影響が、将来にわたって人間とその環境に及ばないようにするための多層の防護系から成るシステム。工学技術により設けられる人工バリアと、天然の地層である天然バリアにより構成される。（専門部会報告書から引用）

段丘

川、海、湖などに隣接していて、平坦な面と急傾斜の崖が階段状に配列している地形。平坦面はかつての氾濫原や海底などに相当し、それぞれの起源を示す特徴が残されている。それらの特徴を、現在の分布や高度とあわせて検討することにより、環境の変化や地形の発達史などを推定することができる。たとえば、海岸の段丘が形成された年代と現在の高度により、隆起量を推定することができる。

地下水シナリオ

処分場に埋設された高レベル放射性廃棄物に地下水が到達し、廃棄物中の放射性物質が地下水によって運ばれることにより、影響が生物圏へ及ぶことを想定するシナリオ。（専門部会報告書から引用）

地層処分

高レベル放射性廃棄物の最終処分としてガラス固化体を地下数百メートルより深い地層中に隔離する方法をいう。処分後のいかなる時点においても人間とその生活環境が高レベル放射性廃棄物中の放射性物質による影響を受けないようにすることを目的とする。

地質環境

地層処分の観点からみた地下の環境。岩盤とそこに含まれる地下水などからなる。（→地質環境条件）

地質環境条件

地層処分の観点からみた地質環境の条件。岩盤や地下水の性質（地質環境の特性）とそれらの長期にわたる安定性（地質環境の長期安定性）にわけてとらえることができる。地質環境の特性としては、人工バリアの設置環境および天然バリアとしての機能の観点から、地下水の流動特性、地下水の地球化学特性、岩盤の熱特性・力学特性および岩盤中での物質移動特性が重要である。

また、地質環境の長期安定性としては、これらの岩盤や地下水の性質に大きな変化を及ぼす可能性のある天然現象（地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・沈降・侵食、気候・海水準変動）の発生の可能性やそれらによる影響が重要である。

地質時代

地球が誕生した約 46 億年前から現在までの時間の流れを、地質の積み重なるの順序や化石産出などに基づいて区分したもの。古い方から、先カンブリア時代、古生代、中生代、新生代に大別され、それぞれの代は、さらに、紀、世、期に細分される。新生代は、古い方から、古第三紀（約 6,500 万年前～約 2,300 万年前）、新第三紀（約 2,300 万年前～約 170 万年前）、第四紀（約 170 万年前～現在）に区分される。新第三紀よりも古い時代（古第三紀以前）を先新第三紀と呼ぶ。

地層処分システム

適切な地質環境の下に多重バリアシステムを構築することによって、処分された高レベル放射性廃棄物による影響が将来にわたって人間とその生活圏に及ばないようにするための仕組み。（専門部会報告書から引用）

長期

廃棄物管理においては、行政的管理が続くと期待できる期間を超える時間をさす。（国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用）

データに関する品質保証

データ採取試験に際して適切な試験方法で正しく条件を制御し、得られた一次データを適切な方法で評価するという一連の手続きによって、信頼性の高いデータを得ることをいう。または、既存のデータにおいてこうした適切な手続きが取られていることを確認することによって、信頼性の高いデータを評価選定することをいう。

同位体（放射性同位体、安定同位体、酸素同位体）

原子番号が同じで質量数が異なる核種。このうち、放射性崩壊により他の核種に変化する同位体を放射性同位体、放射性崩壊しない同位体を安定同位体と呼ぶ。

天然における安定同位体（酸素、炭素、窒素、イオウなど）の存在比はほぼ一定であるが、その微小な変化をとらえることにより、環境の変化を推定することができる。例えば、天然の酸素には質量数 16、17、18 の三つの安定同位体が存在するが、温暖な時期と寒冷な時期では、海水中に含まれる酸素の安定同位体比がわずかに変化することから、海底堆積物中の有孔虫の殻に含まれている酸素の安定同位体比を調べることで、過去の気候や海水準の変化を推定することができる。

一方、放射性同位体は、時間の経過とともにその存在比が減少していくため、年代測定に利用できる。とくに、質量数 14 の炭素（ ^{14}C ）や質量数 3 の水素（ ^3H ：トリチウム）は、地下水の年代測定に広く用いられる。 ^{14}C は、約 6 万年程度までの年代測定が可能であり、トリチウムは、核実験以降、大気中の存在比が急増したため、トリチウム濃度の高い地下水には、最近の降水が混入していることがわかる。

透水係数／透水量係数

いずれも岩盤中での水のとおりやすさを示す数。透水係数は、動水勾配が1のときに、単位面積あたりを流れる水の速度 (m s^{-1}) で表す。透水量係数は、透水係数に帯水層の厚さや割れ目を乗じたもの (単位は m^3s^{-1})。(→動水勾配)

動水勾配

地下水の動きを決める要因のひとつで、地下水が流れる方向の単位距離あたりの水圧 (正確には水頭) の差をいう。地下水は、水圧の高い方から低い方へ移動するので、水圧の高さが同じところを結んだ等水圧線に対して垂直の方向が動水勾配の方向となる。

トンネルボーリングマシン (TBM: Tunnel Boring Machine)

ディスクカッターあるいは切削ビットのついたカッターヘッド (刃先のついた面板) を回転させることにより岩盤を圧砕、切削しながら坑道の全断面を一度に掘削していくトンネル掘削機の総称。掘削されたずり (岩盤の破片) はベルトコンベア等によって搬出される。均質な岩盤には優れた掘削能力を発揮し、坑道周辺岩盤に与える掘削時の損傷も小さいという特長を持つ。

ナチュラルアナログ

廃棄物埋設後の放射性核種の挙動や人工バリアの腐食・変質など、地層処分システムにおいて想定される現象と類似した、自然界で過去に起こった長期的変化に関する現象。

火山から噴出した火山ガラス、古代の遺跡などから発掘される銅鐸、地下に埋設された古い鉄管などは、人工バリアの候補材であるガラスや金属に類似しているため、これらの地下での長期的な変化を調べることにより、人工バリアで生じ得る現象を確認したり、評価方法の妥当性をチェックすることができる。また、天然の放射性核種を含むウラン鉱床などは、地層処分システム全体のナチュラルアナログの研究の場として利用できる。(専門部会報告書を参照)

ニアフィールド

人工バリアとその設置などにより影響を受けると考えられる人工バリア近傍の岩盤とを合わせた領域。(専門部会報告書から引用)

人間侵入

地下深部に処分した高レベル放射性廃棄物と人間環境との物理的な距離が接近すること。これにより人体に直接的な影響が及ぶことが想定される。人間侵入には処分場の存在を認識したうえで処分場かその近傍に侵入するケース (処分場の存在を認識した人間侵入) と、処分場の存在を認識せずに偶発的に処分場に侵入してしまうケー

ス（偶発的な人間侵入）が想定される。

氷期・間氷期

第四紀には、大陸氷河の拡大と縮小をともなう気候・海水準変動が、地球規模で繰り返していることが知られている。大陸氷河が拡大する寒冷な時期を氷期、縮小する温暖な時期を間氷期とよぶ。氷期と間氷期の境界に関しては、中緯度圏の非山岳地域にまで大陸氷河が発達した時期が氷期されている。氷期・間氷期の変化には、十万年程度の大きな周期が認められるが、その大半は氷期に属する。現在は約1万年前頃から始まる間氷期であるが、一般には後氷期とよばれる。また、現在の間氷期以前の氷期は最終氷期と呼ばれる。氷期・間氷期のサイクルにしたがえば、今後、地球の気候は約十万年後に想定される最氷期（氷期の中でも最も寒冷な時期）に向けて寒冷化し、1万～数万年程度の間に氷期に入ると考えられている。

品質保証

施設の各部分が満足に機能するという適当な確信を与える目的で立案され体系化された行動。（国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集より引用）

フィールド

実際の岩盤や地下水を観察・計測できる野外や地下坑道内。（専門部会報告書から引用）

流量（フラックス）

一般に空間中のある断面を単位時間に通過する熱、流体、物質等の量。

変動帯

地球表面上で、地殻変動や火山活動、地震活動などが活発に起こっている地帯。現在の変動帯は、主にプレート（地球表面を覆う岩盤）の境界に沿う。日本列島は、太平洋を取り巻く変動帯に位置する地域のひとつである。

ベントナイト

モンモリロナイトを主成分とする粘土の一種。水を吸収して膨潤する性質およびイオン交換性を持つ。高レベル放射性廃棄物の地層処分では、緩衝材や処分坑の埋め戻し材の原料として用いられる。ベントナイトの膨潤により緩衝材の透水性が低下し、ガラス固化体に地下水が接触するのを防ぐ。また、ガラス固化体に地下水が接触したとしても、緩衝材の透水性が低いために放射性核種の移行が遅延し、イオン交換性により放射性核種が緩衝材に吸着される。

放射線量

放射線が人体影響の原因となると考えたときの原因量を放射線量あるいは線量と呼ぶ。使用目的に応じ何種類かの線量が定義されているが、最も基本的なものは吸収線量（単位：グレイ）であり、単位質量に吸収されるエネルギーで表わされる。人体への影響を評価する場合には、吸収線量に放射線の種類や臓器の感受性の違いなどによる補正を行って求める実効線量（単位：シーベルト）が用いられる。（専門部会報告書から引用）

母岩

処分場が設置される地層のこと。（国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用）

補完的評価指標

生物圏モデルでなされている仮定に依存せずに、線量やリスクに基づく評価を補完するための指標。処分システムの隔離能力や放射性廃棄物の潜在的な危険性を示す尺度として放射性核種の濃度およびフラックス、時間、放射能毒性指数などが挙げられる。

保守性

地層処分システムの性能評価あるいは安全評価を行う際、安全性に対する判断をより厳しく行うように、解析の前提条件や使用するデータをより安全側に見積もること、モデルの前提や使用するデータをより安全側に見積もることにより、安全性に関する判断を厳しく行えるような性格に保つことをいう。

ボーリング

地下の地質状況などを調べるために、地中深く、直径数 cm～20cm 程度の円筒状の孔を掘ることをボーリングという。ボーリング孔を掘る際に採取した岩石試料を用いた室内試験やボーリング孔を利用した各種計測によって、地下の岩石や地下水に関する様々な情報を取得することができる。（専門部会報告書を参照）

マトリクス拡散

割れ目（亀裂）から岩石基質方向への拡散。割れ目に沿った地下水の流れに対して直交する方向に物質が移動するため、花崗岩のような亀裂性岩盤で期待される遅延機能の一つとしてみなされている。

娘核種（⇔親核種）

放射性崩壊によって放射性核種が別の核種に変化する場合において、変化前の核種（親核種）に対して変化後の核種（崩壊生成物）のことをさす。（専門部会報告書か

ら引用)

モデル

応用数学においては、現実の体系およびその体系内で現象の起こる起こり方を解析的または数学的に表現あるいは定量化すること。個々の、あるいはサブ体系のモデルが組み合わされて体系のモデルが作られる。数学的モデルには決定論的モデルと確率論的モデルの2つの型がある。(国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用)

モニタリング

環境試料中の、あるいはその環境への途中の放射能のレベルを測定する方法とその実務。たとえば、地下水モニタリング、気体放出物(排気筒)モニタリングや個人モニタリングがある。(国際原子力機関放射性廃棄物管理用語集から引用)

有効粘土密度

単位体積あたりに含まれるベントナイト分の重量をそれ自身の体積で割ることにより得られる純粋なベントナイト分の密度。ケイ砂の混合比率を変えたベントナイト混合材料の特性を把握するときの指標のひとつ。

リスク

放射線被ばくによる有害な影響の生じる確率。ある線量の被ばくを受ける確率と、その被ばくによる健康への重大な影響を引き起こす確率との積で表される。(専門部会報告書から引用)

わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分技術的信頼性
 -地層処分研究開発第2次取りまとめ-
 「総論レポート」正誤表

頁	行	誤	正
III-93	下2	NEA/CEC Workshop on Heterogeneities in Hydrogeological Systems	NEA Workshop on Heterogeneities of Groundwater Flow and Site Evaluation
IV-32	図 4.3-8 縦軸単位	[A m ⁻³]	[A m ⁻²]
IV-51	表 4.3-13		(末尾に以下の注釈を追加) 注) θ は体積含水率 [-] を表す。
IV-56	下5と下7	1.333Mg m ⁻³	1.33Mg m ⁻³
IV-56	下4	直線 d は、4.3.3 ② ③ にも・・・	直線 d は、4.3.3 ② ③ にも・・・
IV-74	図 4.3-35	水平速度分布の算定	水平速度分布の算定
IV-96	表 4.4-3	○: 温度ひずみ	○: 弾性体
IV-121	図 4.5-7	③ 廃棄体の押し込み位置	③ 廃棄体の吊り降ろし位置
V-1	下2	~ (5.6) ~ (5.7)	~ (5.5) ~ (5.6)
V-1	下1	総合的な評価を行っている。	総合的な評価 (5.7) を行っている。
V-8	上11	「あわせて、一勝証について述べる」	上から15行目 (5.8参照) の前に移動
V-10	上19	先新第三紀泥質岩、凝灰質岩、新第三紀砂質岩、新第三紀泥質岩。	先新第三紀泥質岩・凝灰質岩、新第三紀砂質岩、新第三紀泥質岩・凝灰質岩
V-14	表 5.3-2	支保	支保など
	同上	「・コンクリート支保」、「鋼製支保」	削除
V-22	表 5.4-1	H-7.1 ボーリング孔・・・不良/変質	削除
V-23	表 5.4-2	D-7.1	削除
	表 5.4-2 脚注	H-7.1	D-7.1
V-31	上7	~ (5.2.1 参照) ~	~ (5.3.1 参照) ~
V-38	下15	~オーバーバックの不完全な密封、~	~密封と埋め戻し・プラグの施工不良、~
V-41	図 5.5-4 中	k: ガラス溶解速度 [g m ⁻² y ⁻¹]	k: ガラス溶解速度 [kg m ⁻² y ⁻¹]
V-48	下2	5.5.2 で示した	5.3.1 で示した
V-56	表 5.5-8 開口幅	経験則 $2h = 2\sqrt{t}$	経験則 $2h = 2\sqrt{t}$
	同上	対数正規分布 (対数平均 -4.03, ~)	対数正規分布 (対数平均 -4.59, ~)
V-59	上4	~対数平均値-4.03, 対数標準偏差 0.54 の対数正規分布 (標準正規変量の平均値 0.20 mm, 標準偏差 0.38 mm) となる。	~対数平均値-4.59, 対数標準偏差 0.54 の対数正規分布 (標準正規変量の平均値 0.043 mm, 標準偏差 0.081 mm) となる。
V-64	上2	~移行プロセスを表 5.5-10 に~	~移行プロセスを表 5.5-10 に~
V-66	上5	表 5.5-10(a) をもとに~	表 5.5-10 をもとに~
V-67	図 5.5-11(b) 外部被ばく	D_{ext}	DC_{ext}
V-84	下3	~5.3.1 4) で述べた~	~5.5.2 2) ③ で述べた~
V-110	上5	~5.6.1 3) で~	~5.6.2 2) で~
	上9	~5.6.1 1) で~	~5.6.1 2) で~
	下6	5.4.2 で~	5.4.3 で~
V-111	上20	~, 検討した~	削除
V-113	下12	データ不確実性ケース/モデル変更ケースでは、	削除
V-114	下12	・気候・海水準の変動による変動を~	・気候・海水準の変動を~
V-114	最終行		文末に以下追加 ●データの不確実性 ・核種移行に大きく影響する流速にかかわるパラメータの1つである透水量係数分布の不確実性 ・換算への換算結果の最大値に最も寄与する Cs-135 について、その核種移行率への影響が大きいことが示されたガラス溶解速度の不確実性

			- 亀裂性岩盤中での核種移行遅延に大きく寄与するマトリクス拡散に関して、その遅延効果に寄与する分配係数の不確実性 ●シナリオの不確実性 ・隆起・侵食による将来的な影響 ・埋め戻し・プラグの施工不良の影響
V-116	上下3	～3.1.1～	～5.3.1～
V-120	上5	～隆起・侵食のケース（図 5.6-9 参照）と同じとする。	～隆起・侵食のケース（図 5.6-9 参照）および埋め戻し・プラグの施工不良のケースと同じとする。
V-138	上17	Science Basis Nuclide	Scientific Basis for Nuclear
V-141	下3	Guidance for Regulation of Underground Repositories for Disposal of Radioactive Wastes, Safety Series Report No.96,	Safety Principles and Technical Criteria for the Underground Disposal of High Level Radioactive Wastes, Safety Series Report No.99,
A-11	付表 A-3	(表-4)	(付表 A-4)
	同上	動燃事業団「地層処分～第1ドラフト」(1998)より設定	本文表 4.3-1 より設定
	同上	2.33×10^4	2.3×10^4
	同上	1.35 m	1.34 m
	同上	$0.5805 \text{ m}^3/\text{本}$	$0.58 \text{ m}^3/\text{本}$
A-13	下6	動燃事業団 (1998) の参考文献	削除
B-2	上2	(本文 6.2.1 参照)	(本文 5.6.3 参照)
	上9	～6.2 に示した～	～本文 5.6.3 に示した～
B-4	付図 B-3(b)	初期の地下水組成:	処分場の配置:
	下1	(本文 6.2 参照)	(本文 5.6.3 参照)
B-6	上5, 7	～ $\pi \times$ ～	～ $P \times \pi \times$ ～
B-7	上8	(本文 5.3.5.1 参照)	(本文 5.5.2 2) (3) 参照)
	上11	～ $0.01 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と $0.1 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ ～	～廃棄体1本あたり $0.01 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ と $0.1 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ ～
	上13	5.3.2.2	5.5.2 2) (2)
	下8	～160, 90, 27 $\mu \text{ Sv y}^{-1}$ ～	～160, 90, 270 $\mu \text{ Sv y}^{-1}$ ～
B-8	付図 B-4(b-1) F-3	1年間で	削除
B-9	下1	～ $\pi \times$ ～	～ $P \times \pi \times$ ～
B-11	付図 B-5(b) V-3.2	下段の「●マグマとともに地表に運ばれる廃棄体」	「●マグマが貫入した廃棄体以外」
C-4	付表 C-2 中の「深部地質環境の長期的な安定性」	: 表 5.1-4 参照	: 付表 C-3 参照
用-4	上11	止水孔	ボーリング孔



JNC TN1400 99-020

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

平成11年11月26日

核燃料サイクル開発機構