

## 沿岸域における地質環境の変遷を考慮した放射性廃棄物地層処分安全評価手法に関する研究

江橋, 健

<https://doi.org/10.15017/1500718>

---

出版情報：九州大学, 2014, 博士（工学）, 課程博士  
バージョン：  
権利関係：全文ファイル公表済

博士論文

沿岸域における地質環境の変遷を考慮した  
放射性廃棄物地層処分安全評価手法  
に関する研究

平成 27 年 3 月

江橋 健



## 論文要旨

我が国における原子力発電に伴う放射性廃棄物のうち、高レベル放射性廃棄物については、300m以深の地下深い岩盤に処分する方針である（地層処分）。この地層処分の安全評価においては、様々な自然事象や人為事象に対して、適切なシナリオ、モデル、データを設定して解析を行い、その解析結果が、あらかじめ定められた放射線防護上の要件を満足しているか否かを確認することとなる。この際、超長期の時間スケールおよび天然の地層の不均質性という地層処分システム固有の特徴により、不確実性の取扱いが鍵となる。

国際放射線防護委員会（ICRP）は、不確実性を考慮した放射性廃棄物の安全評価において、シナリオの発生の可能性とその影響を組み合わせたリスク論的考え方の適用が有効であることを提案している。この考え方は、我が国の規制機関も採用しており、技術開発の観点から見ると、既往のシナリオ区分と異なるシナリオ構築手法やモデル化手法が必要となることを示唆している。具体的には、隆起・侵食や海水準変動のような緩慢ながらも広域的な自然現象については、我が国において発生可能性が高いことから、地質環境の変遷を重視した研究開発が必要となる。一方、地層処分事業では、サイトが有する地質環境の特徴を安全評価に適切に取り込むことが重要である。この際、隆起・沈降・侵食や気候・海水準変動などの発生可能性が高い現象に起因する長期的な変遷を適切に考慮していく必要がある。

これまでのサイトを特定しない地層処分の技術開発では、内陸の地質環境を対象とする検討に主眼を置いていた。我が国は周囲を海で囲まれており、輸送の容易性などの観点から、沿岸域への立地も選択肢として考えられる。このため、隆起・侵食に加え、海水準変動に起因する影響を評価できるようにしておくことは重要な課題と考えた。そこで、本論文では、沿岸域における隆起・侵食および海水準変動による複合的な影響について長期安全性の観点から評価するための手法を整備することを目的とした。

本論文は全体として6章から構成されている。

第1章では、本研究の背景と目的について述べた。

第2章では、我が国の地層処分事業を対象として、シナリオ、モデル、パラメータに関する考え方を既往の検討に基づき概括的に整理した。さらには、性能評価モデルと現象解析モデルに大別した上で、性能評価とそれを支持する現象解析モデル群の関係および主要なデータの流れを明らかにするとともに、各事業段階における安全評価の役割について提案した。これにより、我が国の地層処分事業における安全評価に対して基盤となる考え方や手法を体系化することができた。

第3章では、沿岸域における地質環境の長期変遷を考慮した地層処分システムの状態設定手法を開発した。具体的には、沿岸域における海水準変動および隆起・侵食に対して、これらの複合的な影響が汀線や塩淡境界に与える影響を分析し、ストーリーボードとして例示した。これにより、これまで単一の事象毎の分析に留まっていた沿岸域における地層処分システムの将来の状態を複合的に設定できるようになった。

第4章では、隆起速度と侵食速度の違いおよび塩淡境界の移動に着目した定量的な核種移行解析を実施するための手法を開発した。これにより、隆起・侵食および海水準変動に対する定量的な核種移行解析が可能となり、これまで簡略的かつ定性的な議論に留まっていた隆起・侵食および海水準変動の影響を複合的かつ定量的に評価することができるようになった。さらには、仮想的な堆積岩領域に開発した手法を適用することで、具体的なサイトが与えられた場合の適用性を確認し、隆起速度と侵食速度に起因する地質環境条件の変化は長期安全性に大きな影響を与える事、塩淡境界の移動は本研究で想定した範囲では影響がさほど大きくないという知見を見出した。

第5章では、高レベル放射性廃棄物を対象として、人工バリアのパラメータに着目し、成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価手法を開発した内容について述べた。既往の包括的感度解析手法では、崩壊連鎖を構成するアクチノイド元素を含む場合の成立条件を抽出することが困難であった。このため、単核種、崩壊連鎖核種で別々に解析し最後にそれらを合算するといった工夫を取り込むことで、支配核種が崩壊連鎖核種を含めて時間的に入れ替わる場合でも、成立条件を抽出できることを明らかにした。この際、天然バリアがきわめて保守的な条件下において、ガラス固化体溶出率、オーバーパックの破損時期、緩衝材の厚さに着目した解析を行い、それに基づく成立条件の抽出および性能評価パラメータの安全裕度について例示することができた。

第6章では、上記の検討結果に基づいて、本論文のまとめおよび今後の課題について述べた。

以上を踏まえ、今後の沿岸域における地質環境変遷を考慮した安全評価において、これらの評価手法が有効かつ実用的な方法論となり得ることを示した。

## 目次

第1章 序論.....	1
1.1 我が国におけるエネルギー確保と原子力発電の特徴.....	1
1.2 放射性廃棄物の地層処分.....	1
1.2.1 核燃料サイクルと福島第一原子力発電所の事故.....	1
1.2.2 放射性廃棄物の種類と量.....	3
1.2.3 地層処分の歴史.....	4
1.2.4 地層処分の選択とコミュニケーションの重要性.....	5
1.2.5 地層処分の概念.....	5
1.3 地層処分における安全性と安全評価.....	6
1.4 研究の目的と論文の構成.....	7
参考文献 (1章) .....	11
第2章 事業の観点を踏まえた長期安全性評価の基本的な考え方.....	14
2.1 背景と目的.....	14
2.2 安全評価の概要.....	14
2.2.1 全体像.....	14
2.2.2 不確実性への対応.....	15
2.3 シナリオ構築.....	18
2.3.1 国際的な動向.....	18
2.3.2 シナリオ構築手順.....	18
2.4 モデリング.....	19
2.4.1 人工バリアと天然バリアにおける相互補完的な活用.....	19
2.4.2 モデルチェーン.....	20
2.5 パラメータ設定.....	25
2.6 安全解析と信頼性に関する検討.....	25
2.7 各事業段階における安全評価の役割.....	26
2.7.1 概要調査地区選定段階（文献調査の段階）.....	27
2.7.2 精密調査地区選定段階（概要調査の段階）.....	27
2.7.3 処分施設建設地選定段階（精密調査の段階）.....	28
2.8 まとめ.....	28
参考文献 (2章) .....	29
第3章 隆起・侵食および海水準変動の複合的な影響を考慮したシステムの状態設定手法の開発.....	31
3.1 背景と目的.....	31
3.2 アプローチ.....	31
3.2.1 我が国の特徴.....	31
3.2.2 手順.....	32
3.3 ケーススタディ.....	33
3.3.1 初期条件の設定.....	33
3.3.2 標高と地形勾配の分析.....	34

3.3.3 汀線と塩淡境界の分析 .....	37
3.3.4 環境変遷の記述 .....	44
3.4 まとめ .....	51
参考文献 (3章) .....	51
第4章 隆起速度と侵食速度の違いおよび海水準変動に着目した核種移行解析手法の開発 .....	53
4.1 背景と目的 .....	53
4.2 RRM の概要 .....	53
4.3 ケーススタディ .....	54
4.3.1 Step 1: 対象領域の設定 .....	54
4.3.2 Step 2: THMC パラメータの設定 .....	55
4.3.3 Step 3: 相対的な違いに着目した解析ケースの設定 .....	58
4.3.4 Step 4: 核種移行パラメータの設定 .....	61
4.3.5 Step 5: 核種移行解析の実施 .....	65
4.4 まとめ .....	67
参考文献 (4章) .....	67
第5章 成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価方法の開発 .....	70
5.1 背景と目的 .....	70
5.2 アプローチ .....	71
5.3 解析条件 .....	74
5.3.1 核種移行解析モデル .....	74
5.3.2 解析コード .....	74
5.3.3 対象核種 .....	74
5.3.4 性能目標値 .....	74
5.3.5 パラメータ設定 .....	75
5.4 解析結果 .....	79
5.4.1 人工バリアパラメータの影響特性 .....	79
5.4.2 成立条件の抽出 .....	82
5.4.3 安全裕度の評価 .....	88
5.5 まとめ .....	90
参考文献 (5章) .....	90
第6章 おわりに .....	92
6.1 本論文の結論 .....	92
6.2 今後の課題 .....	93
付録 A : 核種移行解析モデル .....	95
用語集 .....	101
謝辞 .....	103
主論文/参考論文 .....	104

## 第1章 序論

### 1.1 我が国におけるエネルギー確保と原子力発電の特徴

人類は、数十万年前の火の発見から始まり、家畜、練炭、水力、風力といったエネルギーを活用するようになり、特に、18世紀後半の産業革命以降、石炭や石油などの有意な量の化石燃料を活用して、多くのエネルギーを使用してきた。これにより、農業、工業、医療、サービスなどの産業が革命的に発展し、世界人口は今日に至るまで爆発的に増加してきている。

このような世界的な人口増加や新興国の経済発展に伴い、世界のエネルギー消費量も増加傾向にある。特に、中国は、1990年代までは石油の純輸出国であったものの、2020年から2030年にかけて世界最大の輸入国になるという試算結果もある（OECD/IEA, 2011）。また、天然ガスについても、今後、急激に輸入を増加させるものとみられる。このため、比較的安価な石油や天然ガスなどの限られた資源は、数世代先に枯渇することが想定され、その際には資源獲得競争の激しさが益々増加していくことは避けられない。

我が国は、世界有数のエネルギー消費大国であるにもかかわらず、エネルギーや鉱物などの天然資源に乏しく、エネルギー資源の大部分を海外からの輸入に頼っている（例えば、総合資源エネルギー調査会・電気事業分科会・原子力部会、2006）。このため、輸入なくして必要なエネルギーを確保していくことは不可能であり、資源の安定的な確保は、国民生活にも直結する重要な課題である。すなわち、激しくなる国際的な資源獲得競争や世界的な人口増加のなかで、エネルギー資源をどのようにして安定的に確保するかがこれまで以上に重要な課題となる。

このうち、電力は、国民生活の基盤となる必須のエネルギーである。電力確保の方策については、火力、水力、風力、原子力、太陽光、地熱などのさまざまな選択肢があるが、これらを適切な割合で組み合わせるエネルギーミックスという考え方が重要となる。我が国においては、安全性を大前提としつつ3E（エネルギー安全保障・安定供給、経済効率性、環境への適合）の観点から、バランスの取れたエネルギーミックスを実現していくことが必要となる（総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会、2014）。このうち、原子力発電については、燃料となるウランに関して石油に見られるような政情が不安定な地域への強い依存性がなく、CO<sub>2</sub>の排出量が少ないという特徴を持つ。さらには、燃料投入量に対するエネルギー出力が大きく、数年にわたって国内保有燃料だけで生産が維持できる低炭素の準国産エネルギー源として、効率的に安定供給できるという特徴も持つ。このため、資源確保（エネルギーセキュリティ）および地球温暖化への対応の観点から優れている。

しかしながら、原子力発電には、一般的に、次に示すようないくつかの課題がある。例えば、チェルノブイリや福島第一原子力発電所のような過酷事故（放射性物質の大量放出という最悪の状態を引き起こすこと）が発生した場合には周辺環境に多大な被害を与えること、これによりパブリックアクセプトランスが得られにくいこと、様々な放射性廃棄物が発生することである。これらの課題のうち、放射性廃棄物の発生は、原子力が発電に占める割合に関係なく、我が国に既に存在し、今後もその発生が避けられないものである。

### 1.2 放射性廃棄物の地層処分

#### 1.2.1 核燃料サイクルと福島第一原子力発電所の事故

我が国では、原子力利用にあたり、限りある資源を有効に利用するという観点から、原子力発電に使用した燃料（使用済燃料）について、ウラン、プルトニウムを回収（再処理）し、再び燃料として利用すること（図 1-1）を基本方針としていた（原子力委員会、2005）。ここでは、これを「燃料サイクル」と



定義する。燃料サイクルにおける使用済燃料は、一定の期間発電所の貯蔵プール等で冷却しながら安全に貯蔵した後、再処理される。再処理は、これまで主として海外の再処理事業者に委託されてきたが、燃料サイクルの自主性を確実なものとするため、国内で行うことが原則とされていた。

しかしながら、2011年3月には、東北地方太平洋沖地震と地震に伴って発生した津波を端緒として、東京電力（株）福島第一原子力発電所の1～4号機が全ての電源を失い、大量の放射性物質を環境中に放出するという甚大な事故が発生した。この事故により、広範な地域で放射能による汚染が生じて、地域の住民は避難を余儀なくされるとともに、我が国が大規模な混乱に陥った。これを受けて、我が国では、エネルギー政策がゼロベースから見直す議論が活発になり、原子力自体の必要性が問われることになった。このような情勢の変化も踏まえ、原子力委員会は、エネルギー・環境会議より、核燃料サイクル政策の選択肢を提示することについて要請を受け、将来の原子力発電規模に応じた核燃料サイクル政策の選択肢について検討を行った結果、再処理と直接処分の併存が有力であるとの見解を示した（原子力委員会、2012：原子力委員会 原子力発電・核燃料サイクル技術等検討小委員会、2012）。しかしながら、その会議資料を準備する過程において透明性が確保されていないことが顕在化し、我が国の原子力政策は混迷を極めることとなった。その後、原子力委員会の役割が見直されるとともに、原子力規制庁が新たに発足し、東京電力（株）福島第一原子力発電所の事故を踏まえた新規規制基準の作成やその適合性確認が行われている。また、我が国のエネルギー政策に関する議論が進展し、エネルギー基本計画が閣議決定された（経済産業省資源エネルギー庁、2014）。この中で燃料サイクルについては、引き続き従来の方針に従い再処理事業に取り組むことを基本としつつも、当面並行して、使用済燃料燃料の直接処分に関する調査・研究、使用済燃料の貯蔵能力の拡大、放射性廃棄物の減容化・有害度低減のための技術開発等を進める方針についても示されている。この方針は、エネルギー基本計画に沿って当面の政策が進むものの、政策が未来永劫変わらないことは保証できないため、政策変更に対応するためのものと捉えることができる。しかしながら、どのような政策変更がなされようとも、前述のように、様々なレベルの放射性廃棄物が我が国に既に存在し、今後もその発生を完全に回避することが不可能であることは変わりようがない事実である。このため、将来の世代に過度の負担を押し付けないようにするという観点から、現在の世代が当事者意識を持って解決すべき国家的な課題であると捉えていかななくてはならない。

なお、福島第一原子力発電所の事故に伴い、福島第一原子力発電所内（オンサイト）では、伐採木、ガレキ、二次廃棄物といった汚染された廃棄物が既に発生しており、今後も多種多様な廃棄物の発生が想定される。さらに、福島第一原子力発電所外（オフサイト）においても、環境修復に伴い既に多量の廃棄物（汚染土壌等）が発生している。これらの廃棄物の処理・処分についても、廃棄物の性状把握を漸進的に行いながら、性状と濃度に応じて対応していくことが肝要であり、現在の世代が当事者意識を持って解決に取り組むべき課題である。

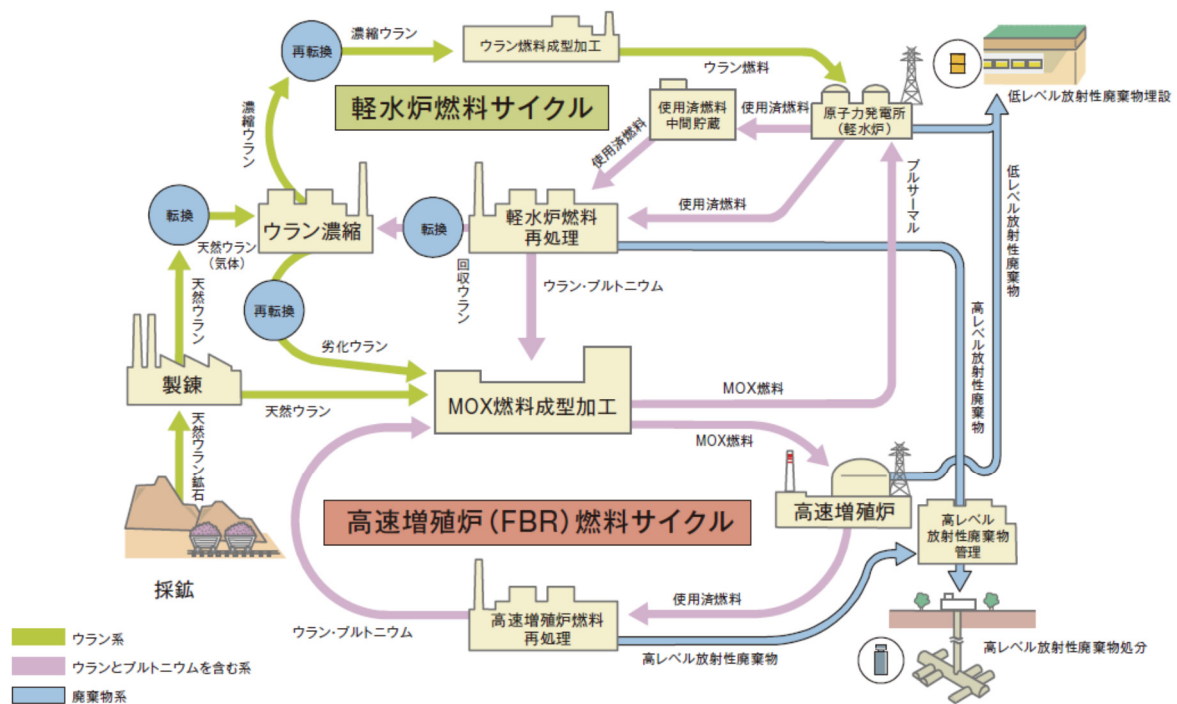


図 1-1 燃料サイクルの概要 (出典：電気事業連合会, 2014)

### 1.2.2 放射性廃棄物の種類と量

原子力発電に伴う放射性廃棄物としては、燃料サイクルの施設、つまり、原子力発電所、ウラン濃縮工場、燃料加工工場、再処理工場から発生し、放射能レベルの極めて低いものから高いものまで、さらには、コンクリートや金属、制御棒や炉内構造物、廃銀吸着材やハル・エンドピースといった多種多様なものが想定される (表 1-1)。また、燃料サイクル以外では、医療機関などの放射性同位元素 (RI) 使用施設、核燃料物質を使用する研究機関などからも発生し、医薬品、研究用放射性物質、注射器などが含まれる。すなわち、放射性廃棄物の発生源は多様であり、発生源によって廃棄物の形状、性状、含まれる放射性物質の核種濃度等が異なったものが発生する。これらの多種多様な廃棄物に対しては、その特徴に応じて適切な方法で処理・処分することが合理的であり、このことを踏まえた区分管理 (濃度上限値) とその区分に応じた法制化と事業化が行われている (法律, 2007 ; 原子力安全委員会, 2007 ; 日本原燃, 1997 ; 日本原子力研究所, 1994)。

このうち、高レベル放射性廃棄物は、使用済燃料からウランやプルトニウム等を分離・回収した後の廃液をガラス固化したもの (ガラス固化体) であり、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といった特徴を有する。このため、高レベル放射性廃棄物の地層処分については、技術的な観点からというよりも、その潜在的な危険性に対するパブリックアクセプタンスの観点から、国際的にも未だ解決されていない問題である。

なお、ガラス固化体は、海外製造と国内製造に大別される。海外製造分に関しては、我が国はフランスとイギリスに再処理を委託しており、AREVA (旧 COGEMA) のガラス固化体およびBNFL (現 Sellafield) のガラス固化体が存在する。一方、国内製造に関しては、日本原燃株式会社のガラス固化体および日本原子力研究開発機構のガラス固化体が存在する。これらのガラス固化体は、高レベル放射性廃棄物として取り扱うことになる。

表 1-1 日本における放射性廃棄物の区分と現状（資源エネルギー庁(2014)に加筆）

廃棄物の種類		廃棄物の例	発生源	廃棄物の量	処分の方法(例)	
高レベル放射性廃棄物		ガラス固化体	再処理施設	ガラス固化体貯蔵管理中1,664本 <sup>(注1)</sup>	地層処分	
低レベル放射性廃棄物	高↑放射能レベル 発電所廃棄物	放射能レベルの比較的高い廃棄物	原子力発電所	200リットルドラム缶約60万本 <sup>(注2)</sup> 、その他 <sup>(注3)</sup>	余裕深度処分	
		放射能レベルの比較的低い廃棄物			廃液、フィルター、廃器材、消耗品等を固形化	浅地中ビット処分
		放射能レベルの極めて低い廃棄物			コンクリート、金属等	浅地中トレンチ処分
	超ウラン核種を含む放射性廃棄物	燃料棒の部品、廃液、フィルター	再処理施設 MOX燃料加工施設	200リットルドラム缶約14.5万本 <sup>(注2)</sup>	地層処分、余裕深度処分、浅地中ビット処分	
ウラン廃棄物	消耗品、スラッジ、廃器材	ウラン濃縮・燃料加工施設	200リットルドラム缶約10.4万本 <sup>(注2)</sup>	余裕深度処分、浅地中ビット処分、浅地中トレンチ処分、場合によっては地層処分		
クリアランスレベル <sup>(注4)</sup> 以下の廃棄物	原子力発電所解体廃棄物の大部分	上に示した全ての発生源	-	再利用/一般の物品としての処分		

注1 平成21年末現在

注2 平成21年3月末現在

注3 蒸気発生器、チャンネルボックス、制御棒等も保管されている。

注4 発電所廃棄物についてはクリアランスレベルを制度化(平成17年5月に原子炉等規制法改正)

### 1.2.3 地層処分の歴史

ここでは、JNC(1999a)等に基づき、我が国における地層処分の歴史について概観する。

1950年代、米国では、高レベル放射性廃液を炭素鋼のタンクに貯蔵していたが、1956年頃からたびたび漏洩事故がおこった。このため、全米科学アカデミーは、1957年に『陸地における放射性廃棄物の処分(The Disposal of Radioactive Waste on Land)』と題する報告書を公表し、高レベル放射性廃棄物を岩塩層の中に処分することが有望であると提言した(NAS/NRC, 1957)。我が国では、原子力三法の施行や原子力委員会などの設置が進んだ時期である。1962年には、原子力委員会廃棄物処理専門部会が、基本的な方針として、最終処分方式として深海投棄と地層処分を示し、総合的な研究開発の目標が深海投棄であることを示している。

1970年代から1980年代にかけては、地層処分に関する重要な報告書が国際機関により公表された(例えば、OECD/NEA, 1977)。この時期には、岩塩層という特定の地層に依存するのではなく、一定の条件を満たす地層であれば、その種類を問わず地層処分の場としての検討の対象になりうるものが、共通認識として確立された。また、ストリパ計画(例えば、Pusch and Borgessonm, 1985)のような国際的な共同研究が本格化し、様々な技術や知見が得られた。

我が国では、原子力委員会が、1976年に、当面地層処分に重点を置き、我が国の社会的、地理的条件に見合った処分方法の調査研究を進めることを示した。これを受けて、1980年後半には、動燃事業団を中核とするさまざまな研究開発が、地層の種類を特定することなく進められた。

1990年代に入ると、地層処分計画の経緯と問題点に関する分析が行われ、必ずしも順調に進んでいない原因が考察された(例えば、NAS/NRC, 1990)。実際に、実施主体がサイト選定において直面した問題は、技術的な観点よりも、社会的・倫理的な観点からの問題であった。

その後も社会的・倫理的な観点の重要性に関する議論が進められ、国際的には、ステークホルダーの理解を得るために不可欠な点として、意思決定のプロセスを準備すること、実施主体の信頼性を高めること、意思決定にステークホルダーが参画することなどの基本的な考え方が取りまとめられた(OECD/NEA, 2004a)。このことは、技術的な観点に加え、社会的・倫理的な観点にも配慮して、事業を進めていくことが不可欠であることの再確認を示唆している。

我が国では、研究開発成果の蓄積が進み、地層処分の技術的な可能性や成立性、事業としての実現性に関する報告書が、順次公開された(動燃事業団, 1992 ; JNC, 1999b ; 電力中央研究所・電気事業連合, 1999)。特に、JNC(1999b) (以下、第2次取りまとめ) は、原子力委員会によってその妥当性が評価され、最終処分法の制定や実施主体の設立における技術的な拠り所になった。

その後、原子力発電環境整備機構 (NUMO) は、2002年より全国の市町村を対象に最終処分場の立地に向けた文献調査の公募を開始したが、処分制度の創設以降10年以上を経た現在においても文献調査の実施には到っていない。さらには、東日本大震災や東京電力福島原子力発電所の事故により、原子力発電に関わる国や電力事業者等に対する信頼が大きく失墜している。このような中、これまでの取り組みを繰り返すのではなく、最終処分政策の枠組みを見直し、原点に立ち返って議論することが必要と認識され、最終処分に関する基本方針や最終処分計画を見直すための議論が進められている(例えば、総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 放射性廃棄物WG, 2014)。

#### 1.2.4 地層処分の選択とコミュニケーションの重要性

地層処分そのものの発想は、その考慮すべき時間が長く、継続性の点で懸念がある人間社会による管理よりは自然環境の持つ隔離性に委ねたほうが将来世代のリスクを小さくできるであろう、という考え方に立脚している。すなわち、現世代は、廃棄物を一定期間安全に貯蔵する能力を有するものの、放射能が長い期間にわたり残存することから、人間による継続的な管理や制度的な管理に十分な信頼を置くことができない。このため、世代間の公平性や世代間倫理に関する論点も避けて通ることはできず、1.2.3項で述べたようにステークホルダーとのコミュニケーションが不可欠である。この点については、原子力安全委員会が安全コミュニケーションに関する報告書を取りまとめ、その中で、「ステークホルダー間に存在する情報の非対称性を低減するために、セーフティケースをステークホルダー間での信頼構築の共通的な土台と位置づけることが重要であること」等について提言している(原子力安全委員会 特定放射性廃棄物処分安全調査会, 2011)。さらには、日本原子力学会が、使用済燃料の直接処分に係る議論の中で、「地層処分はトランスサイエンス的な要素が多く含まれた解決策でもあることから、広範な分野の専門家を巻き込んだ学際的な仕組みや議論が不可欠である」とも指摘している(日本原子力学会・「使用済燃料直接処分に関わる社会環境等」研究専門委員会, 2014)。

#### 1.2.5 地層処分の概念

我が国における地層処分では、火山や活断層等を避け、有用な地下資源がない場所を選び、300mより深い地下に人工バリアを設置して、高レベル放射性廃棄物を処分する方針である(NUMO, 2004)。図 1-2に、高レベル放射性廃棄物の地層処分に関する概念を示す。キャニスターをオーバーパックに入れ、その周囲を緩衝材(ベントナイト)で覆い、さらにその周囲に天然バリアが存在する。このような多重バリアシステムにより、事業者による管理が終了した期間においても、高レベル放射性廃棄物を人間や環境から安全に隔離し、人間の関与によらず受動的に長期の安全を確保する。

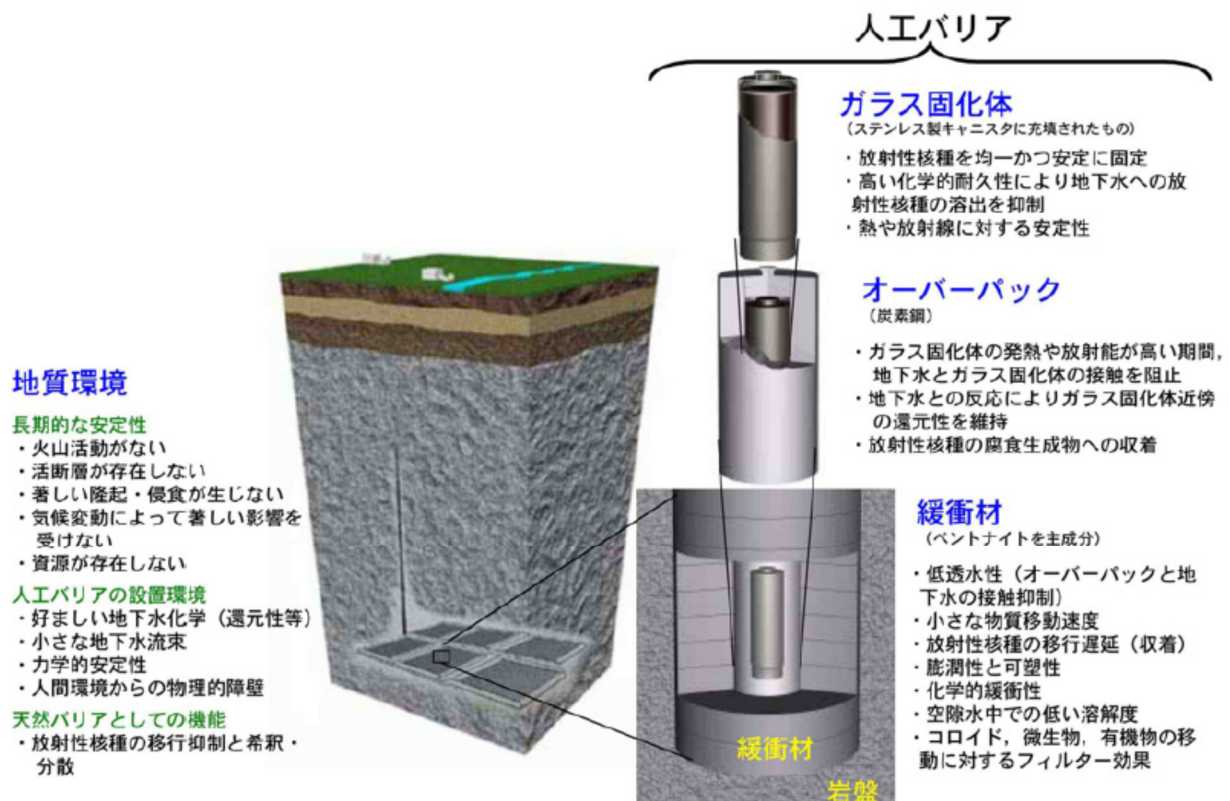


図 1-2 処分場の構成要素と期待される安全機能（NUMO, 2004）

### 1.3 地層処分における安全性と安全評価

地層処分の安全性は、閉鎖前の安全性と閉鎖後の長期安全性（以下、長期安全性）に大別される。閉鎖前の安全性は、処分場の建設・操業・埋戻しを行う際の作業安全や放射線安全にかかわるものが中心であり、閉鎖後の安全性は、非常に長い期間における人間への影響にかかわるものが中心である。長期安全性は、放射性廃棄物固有の問題であり、極めて多様な物理的、化学的、あるいは地球科学的な自然現象や人為的事象などが、緩慢に、あるいは突発的に発生する可能性を検討しなければならない。

このための方策としては、一般的に以下の対策と確認によって確保することが基本である（原子力安全委員会、2000）。

- ① 長期的安全確保対策
  - ・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合理的に設計施工すること（工学的対策）
- ② 安全評価等による安全確認
  - ・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）。

地層処分システムの安全評価が通常の工学システムの評価と大きく異なる点がある。それは、極めて長い時間スケールを考慮しなければならないことに加え、天然の地層という不均質で大きな空間領域を対象とすることである。このため、閉鎖後の安全性については、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 (OECD/NEA, 1983)。このため、上述の長期的安全確保対策によって構築された地層処分システムの安全性について、間接的に確認していくことになる。すなわち、様々な自然事象や人為的事象に対して適切なシナリオ、モデル、データを設定して解析を行い、その解析結果が、あらかじめ定められた放射線防護上の要件を満足していることを確認していくことになる。なお、安全評価は、地層処分システムによる将来の人間への影響を言いあてるものではなく、設計されたシステムの妥当性を確認し、その安全性の判断材料を提供するものである。従って、使用するシナリオ、モデル、データなどに対して十分議論が尽くされているかどうか重要な観点である。すなわち、地質環境の不均質性や現象の時間的推移の予測に伴う不確実性の取り扱いが鍵であり、十分な保守性を見込んだ解析を行うために、シナリオ、モデル、データに関するバリエーションを整理して、それらのバリエーションが評価結果に及ぼす影響を定量的に評価することが重要となる。このうち、本論文では、自然事象の時間的推移の予測に伴う不確実性に着目する。

#### 1.4 研究の目的と論文の構成

我が国に係る自然事象は、大きく分けて、地球内部エネルギーによるプレート運動と、太陽活動、地球軌道要素などの周期的変化を主な要因とする気候変動のいずれか、あるいはその両方に起因し、これに地域性 (検討対象領域周辺の地質構造発達史や地形発達史) が加わって変動している (土木学会, 2008)。したがって、過去から現在までの自然事象の要因および法則性を把握するとともに、将来のプレート運動の継続性と気候変動の周期性の知見と地域性を考慮することによって、将来の自然事象の変動時期、変更幅およびその予測の確からしさを把握できる。自然事象に関わる項目と相互関係を図 1-3 に示す。

第 2 次取りまとめでは、具体的なサイトを特定せず、我が国の一般的な地質環境を対象として、システムの長期安全性を総合的に評価した (JNC, 1999b)。この中で、現象の時間的推移の予測の不確実性に関する主な対応としては、システムの安全機能が期待通りに働くこと (現在の地質環境が継続するなど) を想定した基本シナリオに加えて、自然事象の影響を基本シナリオに対する擾乱として取り扱う変動シナリオも考慮していることである。この変動シナリオでは、自然事象によってシステム性能が著しく損なわれることがないような安定な場所を選定することを前提として (図 1-4)、自然事象の発生をあえて想定することにより、システムへの影響に焦点を当てて、簡略的かつ保守的に取り扱われた。

一方、規制の観点では、放射性廃棄物において不確実性を考慮した安全評価を行う際、シナリオの発生の可能性とその影響を組み合わせたリスク論的考え方の適用が有効であることを提案している (原子力安全委員会, 2004)。リスク論的考え方は、ICRP が 1998 年に推奨した線量/確率分解アプローチ

(ICRP, 1998) に基づくものであり、発生可能性を考慮してシナリオを大別し、それぞれに対応した線量めやす値との比較を行うものである。この考え方は、近年の ICRP の報告書 (ICRP, 2013) においても踏襲されており、原子力規制庁が策定したトレンチ処分およびピット処分に対する新規制基準にも適用されている (原子力規制委員会, 2013)。技術開発の観点からこの考え方を見ると、第 2 次取りまとめで想定したシナリオ区分と異なるものであり、シナリオ構築を取り巻く境界条件が大きく変わることを意味している。すなわち、地層処分に対するリスク論的考え方という観点では、隆起・侵食や海水準変動のように緩慢ながらも広域的な自然現象については我が国においてその発生可能性が高いことから、基本シナリオに含める必要があり、地質環境の長期変遷に関する取り扱いがより重視されてきていると捉えるべきである。

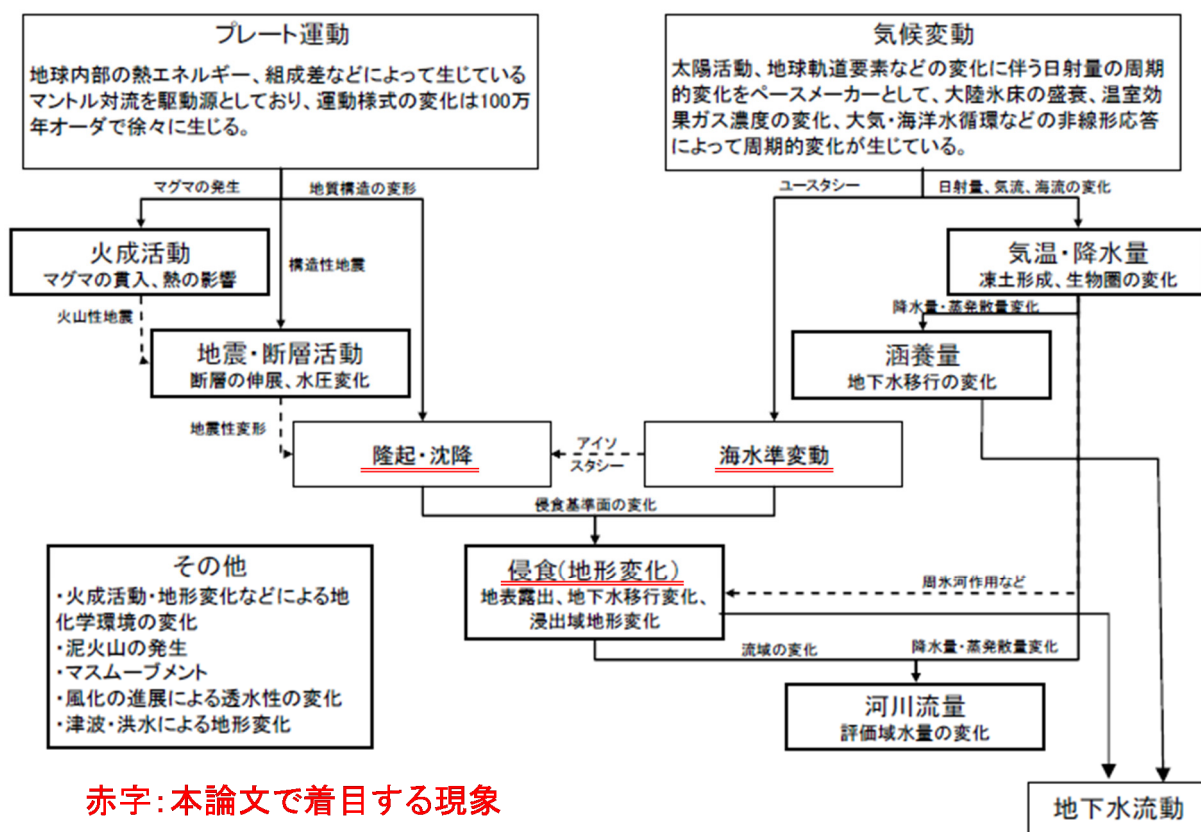


図 1-3 自然事象間の相互関係 (土木学会 (2008) に加筆)

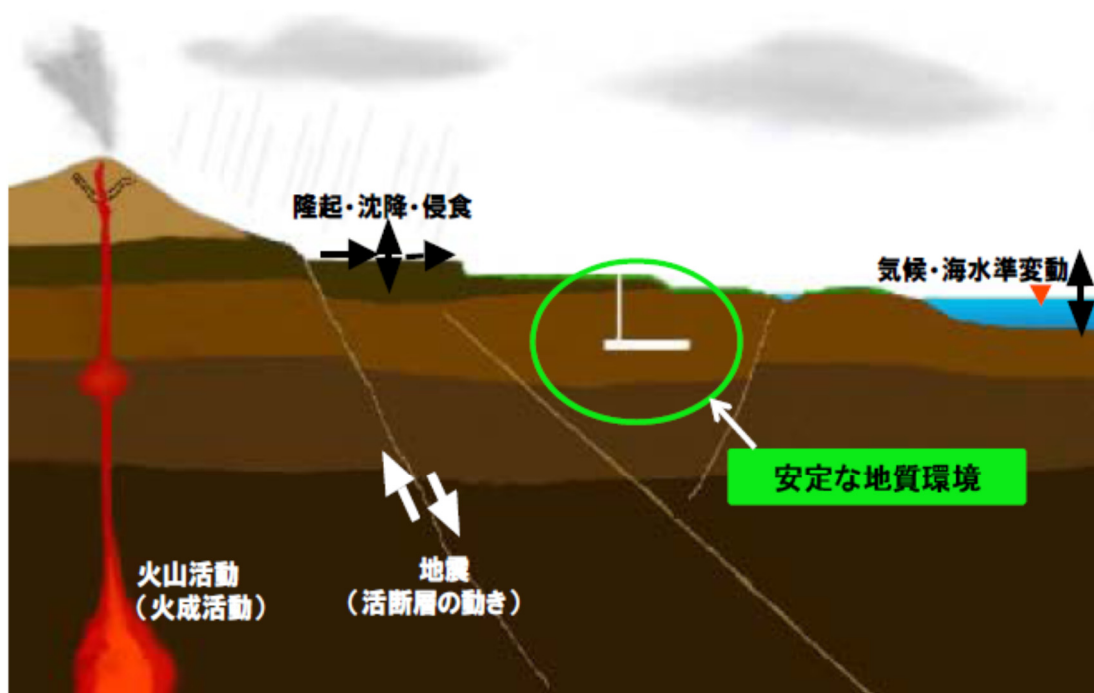


図 1-4 地質環境の長期安定性にとって重要な天然現象 (JNC, 1999 に加筆)

また、我が国の地層処分事業では、地質環境として、内陸、沿岸、島などの地形と堆積岩系、結晶質岩系の観点から様々な可能性が想定される（図 1-5）。この際、地層処分事業の安全評価においては、自然事象の著しい影響を回避した地域を選定することを念頭に置きつつ、サイトが有する地質環境の特徴を適切に取り込むことが重要である。この際、原子力安全委員会が示した考え方を踏まえれば、一般的に、隆起・沈降・侵食や気候・海水準変動などの緩慢ながらも広域的な自然現象の発生可能性は高いと考えられることから、これらに起因する長期的な変遷を適切に考慮しなければならない。

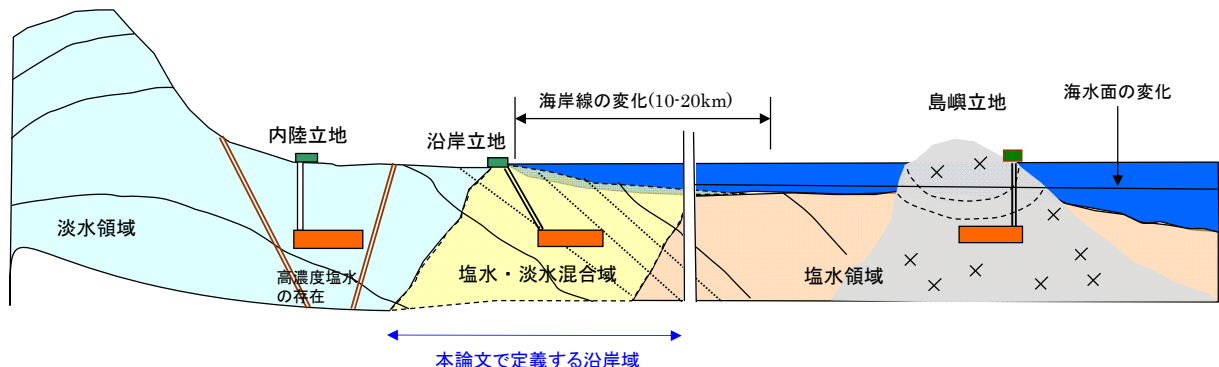


図 1-5 我が国で想定される多様な立地環境（河村（2009）に基づき加筆修正）

これまでのサイトを特定しない技術開発においては、内陸の地質環境を対象とする検討に主眼を置いていた（例えば、JNC, 1999b）。我が国は周囲を海で囲まれており、輸送の容易性などの観点から、沿岸域も選択肢として考えられる。このため、地質環境の多様性への対応という観点から、沿岸域固有の地質環境の特徴やその変遷を安全評価に取り込めるようにしておくことは重要な課題と考える。特に、地層処分システムへの影響という観点では、隆起・侵食および海水準変動が沿岸域において発生可能性が高い重要な現象となる。これらの現象については、過去に原子力安全・保安院が検討していた判断指標の調査・評価項目（総合資源エネルギー調査会・原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会 第11回放射性廃棄物規制支援研究ワーキンググループ, 2010）および地層処分にとって好ましい地質環境特性やその天然現象（総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 地層処分技術 WG, 2014）に関する議論でも検討対象に含まれている。既往の第2次取りまとめでは、地質環境と地表環境が将来に渡って継続することを前提として、隆起・侵食と塩淡境界をそれぞれ単一の事象として分類し、例えば、塩淡境界の影響を動水勾配の変化として取り込んだ上でシステムの性能が評価された。この評価方法では、塩淡境界に関する簡略的な取扱いであるものの、塩淡境界の時間的な変遷が考慮されておらず、隆起・侵食および海水準変動による複合的な影響を加味した地質環境の変遷が長期的なシステム性能に与える影響を定量的に把握することが困難であった。

一方、OECD/NEA や IAEA は、安全性に関する多様な論拠を統合して、セーフティーケースという論理構造を作り上げることが、ステークホルダーとの合意を形成する上で有効であることを示している（OECD/NEA, 2002; OECD/NEA, 2004b ; IAEA, 2009）。諸外国の実施主体では、このような国際的な動向を踏まえつつ、各国の地質環境条件や規制からの要求事項を踏まえたセーフティケースを報告書として公開している（Nagra, 2002 ; SKB, 2006 ; SKB, 2011; Andra, 2005; NDA, 2010）。このため、我が国の地層処分の安全評価においては、このような国際的な動向と我が国の規制の動向などを踏まえ、地層



処分事業の基盤となる考え方をあらかじめ具体化しておくことが有用である。

以上を踏まえ、本論文では、沿岸域における隆起・侵食および海水準変動による複合的な影響について長期安全性の観点から評価するための手法を整備することを目的として、以下のテーマに取り組んだ(図 1-6)。

- 事業の観点を踏まえた安全評価の考え方の整理 (2章)
- 隆起・侵食および海水準変動の複合的な影響を考慮したシステムの状態設定手法の開発 (3章)
- 隆起速度と侵食速度の違いおよび海水準変動に着目した核種移行解析手法の開発 (4章)
- 成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価方法の開発 (5章)

なお、本論文では沿岸域を次のように定義する。地層処分システムの長期安全性に与える影響が大きい地質環境の特性は地下水流速や化学の変化である。海などに沿った領域を意味する沿岸では、これらの特性に特徴的な現象として、海水準変動に起因する汀線の位置や塩淡境界の変化に着目する必要がある。このため、本論文における沿岸域を、汀線および塩淡境界が周期的に移動する範囲とする(図 1-5)。

まず、第2章では、我が国の地層処分事業における安全評価の基盤となる考え方や手法を体系化することを目的として、シナリオ、モデル、パラメータに関する考え方を2000年以降の動向を踏まえて概括的に整理した上で、モデル間の相互関係および主要なデータの流れを整理するための相関関係図および各事業段階における安全評価の役割について提案した内容について述べる。

次に、第3章では、沿岸域固有の特徴である海水準変動や塩淡境界の影響に着目し、隆起・侵食および海水準変動の複合的な影響を考慮したシステムの状態設定手法を開発した内容について述べる。これにより、地質環境の多様性およびその長期変遷に対応した技術の整備に資する。

第4章では、隆起速度と侵食速度の違いおよび塩淡境界の移動に着目した定量的な核種移行解析を実施するための手法を開発した内容について述べる。これにより、我が国の地質環境の多様性およびその長期変遷に対応した技術の整備に資する。

第5章では、本論文では、高レベル放射性廃棄物を対象として、人工バリアのパラメータに着目し、成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価手法を開発した内容について述べる。これにより、海水準変動に対する地質環境の変遷に対する人工バリアの頑健性の提示に資する。

第6章では、上記の検討結果に基づいて、本論文の総合的な結論を述べるとともに、今後の課題について述べる。

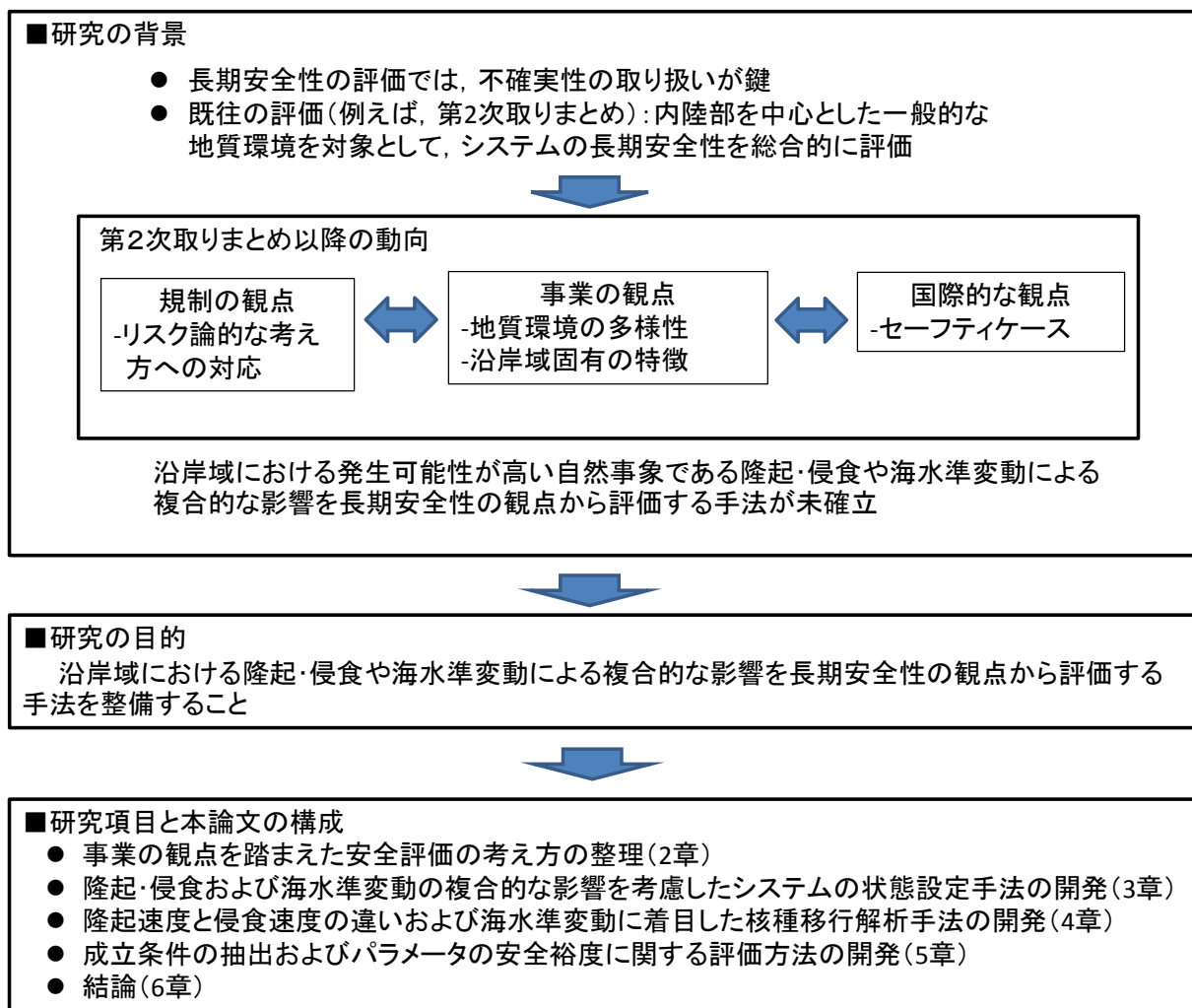


図 1-6 本論文の背景・目的・研究項目

**参考文献 (1章)**

ANDRA (2005): Dossier 2005 Argile, Architecture and management of a geological repository.

電気事業連合会 (2014) : 原子力・エネルギー図面集 2014.

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.

土木学会 (2008) : 余裕深度処分の安全評価における地下水シナリオに用いる核種移行評価パラメータ設定の考え方, 土木学会エネルギー委員会低レベル放射性廃棄物の余裕深度処分に関する研究小委員会.

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 ー平成3年度ー, 動力炉・核燃料開発事業団, PNC TN 1410 92-081.

原子力安全委員会 (2000) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第1次報告) .

原子力安全委員会 (2004) : 放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項について.

原子力安全委員会 (2007) : 低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について.

原子力安全委員会 特定放射性廃棄物処分安全調査会 (2011) : 地層処分に関する安全コミュニケーション

ンの考え方について、平成23年1月12日。

原子力委員会（2005）：原子力政策大綱。

原子力委員会（2012）：核燃料サイクル政策の選択肢について、原子力委員会決定、平成24年6月21日。

原子力発電・核燃料サイクル技術等検討小委員会（2012）：核燃料サイクル政策の選択肢に関する検討結果について、平成24年6月5日。

原子力規制委員会（2013）：第二種廃棄物埋設施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則の解釈について、平成25年11月27日。

河村秀紀（2009）：放射性廃棄物処分のセーフティケース構築におけるストーリーボードの適用性研究、京都大学学位論文。

JNC（核燃料サイクル開発機構）（1999a）：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 -, 別冊 地層処分の背景, JNC TN1400 99-024.

JNC（核燃料サイクル開発機構）（1999b）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 -地層処分研究開発第2次取りまとめ-, 総論レポート, JNC TN1400 99-020.

法律（2007）：核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律、最終改正 平成19年6月13日。

IAEA（2009）: Disposal of Radioactive Waste, Draft Specific Safety Requirements No.SSR-5 DS354 Draft4, International Atomic Energy Agency.

ICRP（1998）: Radiation protection recommendations as applied to the disposal of long-lived solid radioactive waste, ICRP Publication 81.

ICRP（2013）: Radiological Protection in Geological Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste, ICRP Publication 122.

経済産業省資源エネルギー庁（2014）：エネルギー基本計画、平成26年4月。

Nagra(2002): Project Opalinus Clay: Safety Report, Nagra Technical Report 02-05, Nagra, Wetingen, Switzerland.

NAS/NRC（1957）: The Disposal of Radioactive Waste on Land.

NAS/NRC（1990）: Rethinking High-Level Radioactive Waste Disposal, A Position Statement of the Board of Radioactive Waste Management.

NDA（2010）: Geological Disposal: An overview of the generic Disposal System Safety Case, NDA Report no.NDA/RWMD/010.

日本原燃（1997）：六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター 廃棄物埋設事業変更許可申請書。

日本原子力研究所（1994）：日本原子力研究所東海研究所 廃棄物埋設事業許可申請書。

日本原子力学会・「使用済燃料直接処分に関わる社会環境等」研究専門委員会（2014）：中間報告書、平成26年6月。

NUMO（原子力発電環境整備機構）（2004）：高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性－「処分場の概要」の説明資料－, NUMO-TR-04-01.

OECD/IEA（2011）: World Energy Outlook 2011

OECD/NEA（1977）: Objectives, Concepts and Strategies for the Management of Radioactive Waste Arising from Nuclear Power Programmes, OECD/Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA（1983）: Long-Term Management of High-Level Radioactive Waste; The meaning of a Demonstration, OECD/Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA（2002）: Establishing and Communicating Confidence in Safety Case of Deep Geologic Disposal: Approaches and Arguments, OECD/Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA (2004a): “Learning and Adapting Social Requirements for Radioactive Waste”

OECD/NEA (2004b): Post-closure Safety Case for Geological Repositories - Nature and Purpose-, OECD/Nuclear Energy Agency.

Pusch, R. and Borgesson, L. (1985): Final report of the buffer mass test – volume II, SKB Technical report 85-12.

資源エネルギー庁 (2014) : 放射性廃棄物のホームページ,

[http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity\\_and\\_gas/nuclear/rw/gaiyo/gaiyo01.html](http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/gaiyo/gaiyo01.html)

総合資源エネルギー調査会・電気事業分科会・原子力部会 (2006) : 原子力立国計画.

総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 放射性廃棄物WG (2014) : 放射性廃棄物WG中間とりまとめ, 平成26年5月.

総合資源エネルギー調査会・原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会 第11回放射性廃棄物規制支援研究ワーキンググループ (2010) : 概要調査結果の妥当性レビューにおける判断指標の調査・評価項目について, 資料1-2.

総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 地層処分技術 WG (2014) : 最新の科学的知見に基づく地層処分技術の再評価—地質環境特性および地質環境の長期安定性について—, 平成26年5月.

総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 (2014) : 原子力小委員会の中間整理, 平成26年12月.

SKB(2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main Report of the SR-Can project, SKB TR-06-09.

SKB (2011): Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project, Volume I, SKB Technical Report, SKB TR-11-01.

## 第2章 事業の観点を踏まえた長期安全性評価の基本的な考え方

### 2.1 背景と目的

事業の安全評価においては、1章で述べたように、特定のサイトに対する地層処分システムの特徴を取り込んで長期安全性を評価することとなる。このため、我が国の状況を鑑みれば、次の3点に留意すべきと考える。ひとつは、最終処分施設建設地が最終処分法に基づき三段階の過程を経て選定されることから、その選定過程における安全評価の役割や進め方を予め明確にしておくことである。次に、事業を取り巻く境界条件となる規制の動向や国際的な動向を踏まえて進める必要があることである。最後に、国内外の様々な機関が実施する研究開発や技術開発の成果を適切に取り込んで進めることである。

これまでの安全評価においては、我が国の一般的な地質環境条件を想定して、地層処分システムの安全性を総合的に評価した（JNC, 1999；電事連・JNC, 2005）。これらの評価や関連する報告書群は、地層処分を研究開発の段階から事業化の段階に進めるための実現可能性評価であり、上述の3つの留意点を踏まえた基本的な考え方が明確にされていない状況にある。一方、諸外国では、地質環境条件、事業を取り巻く規制、存在するステークホルダー等がその国に応じて異なることから、各国の考え方をそのまま日本に適用することができない。

そこで、本章では、我が国の地層処分事業における安全評価の基盤となる考え方や手法を体系化することを目的として、シナリオ、モデル、パラメータに関する考え方を既往の検討に基づき概括的に整理した上で、モデル間の相互関係および主要なデータの流れを整理するための相関関係図および各事業段階における安全評価の役割について提案する(Ebashi et al., 2011)。

### 2.2 安全評価の概要

#### 2.2.1 全体像

OECD/NEA の国際機関のプロジェクトでは、各国での研究や経験に基づく議論が重ねられ（OECD/NEA, 1991, 1997, 2000a, 2002, 2004）、安全評価に関する一般的な方法論がほぼ満足できるレベルに達していることについて合意が得られている（OECD/NEA, 1991, 1997）。事業段階における安全評価においても、この一般的な方法論を基本とすることが望ましいと考える。なお、1.3節で述べたように、安全評価は、長期安全性を判断するという観点から、使用するシナリオ、モデル、データセットなどについて十分検討されているかどうか重要である（NUMO, 2004）。地層処分の長期安全性は、安全解析の結果のみではなく、より幅広い多面的な視点を含めて示すものである。多面的な視点には、例えば、地質環境の調査・評価、処分場の設計、不確実性とその対策、代替的な安全指標の使用などがある。

以上を踏まえ、まず、安全評価の手順を整理した（図 2-1）。以下では、図 2-1 に示した手順の概要を記述する。

まず、安全確保の基本的な考え方に従い、前段階に行った検討結果や類似した地層処分システムの評価事例なども踏まえ、評価の目的および不確実性の取り扱いを整理し、安全評価戦略として策定（あるいは見直し）する。

次に、当該段階までに得られている既存の知見および安全規制からの要求に基づき、ストーリーボードの作成を通じて、地層処分システムの状態がどのように変遷するか（以下、状態設定という）を整理する。ここでは、地質環境の調査・評価、処分場の設計および研究開発の知見に基づき、地層処分システムの特長、安全機能、およびその将来挙動を整理する。すなわち、安全機能が地層処分システムのどのような特性によってもたらされるのか、そして、将来の地層処分システムの挙動によって安全機能がどのように変化するかを整理する。さらに、これに基づき、シナリオの作成・分類を行う。

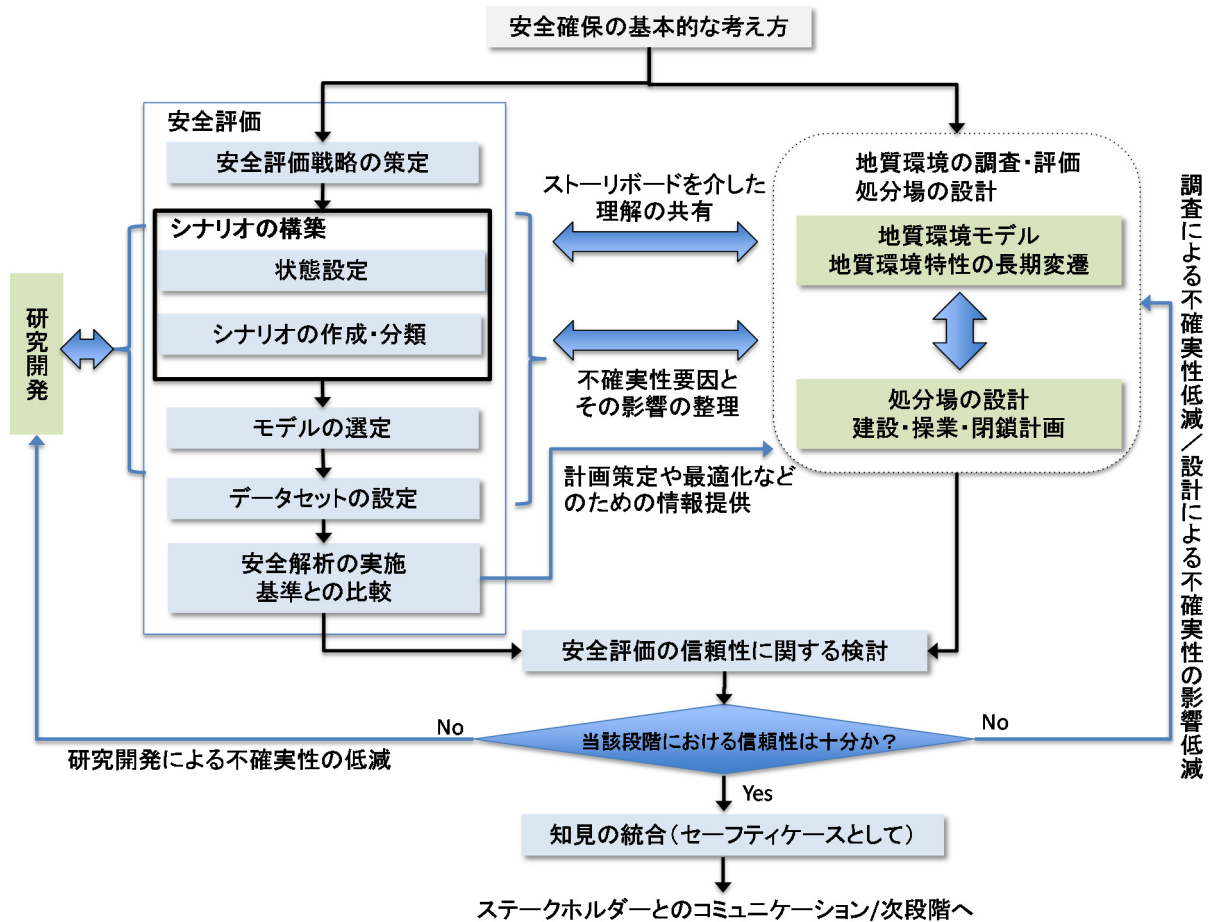


図 2-1 安全評価の基本的な手順

続いて、構築したシナリオに基づき、安全評価に用いるモデルおよびデータセットの設定を行い、安全解析を行う。そして、安全解析の結果と安全基準などとの比較を通じ、基準を満足するか否かを示す。なお、ここでは、次段階の調査計画の立案および処分場の設計の最適化に反映するため、性能評価の観点から、不確実性の影響把握および種々の設計オプション間の比較についても行う。さらには、OECD/NEA が提案している多面的な論点（OECD/NEA, 2002）などを参考として、長期安全性の信頼性に関する検討を行う。当該段階において、長期安全性の信頼性の程度が十分と判断できる場合には、討論モデルに基づく手法（例えば、Osawa et al., 2009）などを参考として、安全評価の結果と信頼性、ならびに次段階以降の課題とその対策などをセーフティケースとして取りまとめる。一方、長期安全性の信頼性の程度が十分ではないと判断する場合には、不確実性の低減に向けた課題を明確にした上で、地質環境の調査・評価や処分場の設計や研究開発にフィードバックし、信頼性の向上を図る。

### 2.2.2 不確実性への対応

不確実性とは、安全評価におけるシナリオ、モデル、パラメータの選択肢をひとつに決められないことであり、その原因は、現象のランダムさ（Randomness）および知識不足（Ignorance）などが考えられる。実際には、この2つの原因が共存することになるが、地層処分の安全評価では、原子炉などの通常

の原子力施設に対する評価期間に比べて対象とする期間が非常に長いこと、天然の地層という不均質で大きな空間領域を対象とするという特徴により、Ignorance が顕著である。これらに起因する不確実性に対しては、地質環境の調査・評価を段階的に詳細化することで、可能な限り低減する。さらには、残された不確実性を勘案して処分場の設計を保守的に行うことにより、不確実性の影響を可能な限り低減する。これらの安全確保対策によって不確実性をできる限り小さなものとする。しかしながら、不確実性を完全に取り除くことはできないため、安全評価では、残された不確実性を、シナリオ、モデル、データの不確実性として考慮する。従って、地質環境の調査・評価および処分場の設計に含まれる不確実性をどのように安全評価に反映するのか、および安全評価の結果を次段階の調査計画や設計課題にどのようにつなげていくのが重要である。

以下では、まず、事業における安全評価の目的を示す。以下の目的は、各事業段階の実施事項や必要な知見の充足度に応じて、力点を置くポイントが異なるものとする。

#### 安全基準遵守の確認

安全規制から示される枠組みに沿って、種々の不確実性の影響を考慮しても安全解析の結果が安全基準を満足することを確認する。これにより、不確実性に対する地層処分システムの頑健性について見通しを示す。

#### 不確実性の影響把握

地質環境の調査・評価および処分場の設計において不確実性を効果的に低減するため、性能評価の観点から、安全評価に含まれる不確実性が長期安全性に与える影響を把握する。

#### 設計オプション間の比較

処分場の設計では、廃棄体の定置方式や断層からの離隔距離などのさまざまな設計オプションを有する。そこで、処分場の設計の最適化に反映するため、性能評価の観点から、さまざまな設計オプションが性能評価の結果に与える影響を比較する。

さらには、安全評価における不確実性の取り扱いについて述べる。

不確実性の取り扱いとは、地質環境の調査・評価および処分場の設計から得られる情報を安全評価に反映する際に、不確実性を認識し、その影響を低減・緩和するとともに、残された不確実性の影響を安全評価に適切に反映するための一連の行為である (Posiva, 2008)。安全評価では、不確実性の抽出、重要度分類、不確実性の影響低減および安全評価への反映という四つの過程を各段階において反復的に繰り返すことを通じて不確実性を扱う (図 2-2)。この際、すべての不確実性やそれらの組み合わせを考慮するのではなく、以下の点に留意して、安全評価上考慮すべき不確実性を合理的に取り扱う。

- ・地質環境の調査・評価と処分場の設計において不確実性を考慮した上で対策を取るため、過度に保守的な不確実性の組み合わせを考慮しない。ただし、頑健性の例証や処分場の設計の最適化のために、一部の安全機能が無視するなどのあえて非現実的な想定を考慮する場合もある。
- ・専門家の判断や感度解析などにより影響が大きいと判断された不確実性のうち、その影響を完全に排除できないものについては、安全評価上、合理的な範囲における保守性を見込んで取り扱う。
- ・包絡性 (ある事象の影響が別の事象の影響に包含されること) を考慮する。

#### 不確実性の抽出

地質環境の調査・評価から得られるデータなどから安全評価に用いるシナリオ、モデルおよびデータセットを設定する一連の作業過程（アナロジー、内外挿など）に付随した不確実性について、最も発生可能性が高いもののみならず、発生可能性が低い選択肢についても抽出する。

### 重要度分類

安全解析に含まれる不確実性には、影響の大きさや確からしさの異なる多様なものが含まれ、それらのすべてについて同様の取り扱いをすることは合理的ではない。そこで、影響の大きさや確からしさの観点から無視できる不確実性を除外するとともに、性能評価の観点から不確実性の影響を定量化し、包絡性も考慮して、重要度を分類する。

### 不確実性の影響低減

重要度分類の結果、重要度が高い不確実性については、その影響を低減するための対策を講ずる。ただし、対策を講ずることの可能な時期が異なるため、当該段階で対策を取るものと次段階で対策を取るものとを分類し、次段階の計画策定に反映する。

### 安全評価への反映

種々の不確実性要因を低減するための対策を取っても、これらの影響を完全に排除することは困難である。このため、各段階の安全評価においては、不確実性の大きさ、保守性の程度および情報の充実度を考慮して、シナリオ、モデルおよびデータセットを設定する。なお、遠い将来における自然事象の影響および生物圏に関する不確実性については、様式化して設定する。また、残された不確実性について、安全評価結果に与える影響やセーフティケースの信頼性向上の観点から、課題とその対策を整理し、次段階の計画へ反映する。

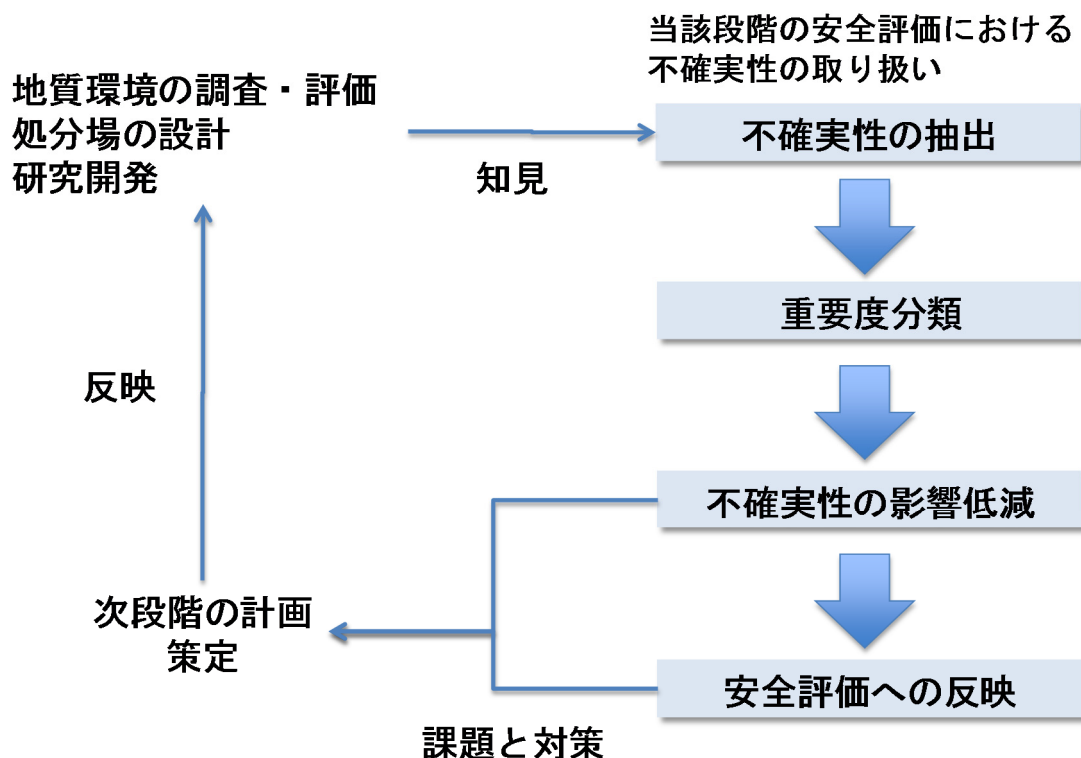


図 2-2 安全評価における不確実性の取り扱いの概念



## 2.3 シナリオ構築

安全評価におけるシナリオは、定量的な安全解析の前提となる地層処分システムの長期的な変遷を表したものであり、長期の将来予測に含まれる不確実性により、複数の選択肢を想定することになる。

### 2.3.1 国際的な動向

我が国においては、第2次取りまとめおよび第2次 TRU レポート以降、シナリオ構築に係る手法の検討や整備が進められて来ているものの、地層処分システムの性能評価の実施を前提とした網羅的なシナリオ構築は行われていない。一方、国外では、処分サイトの候補地あるいは対象とする地層が決定されるなどの進展に伴い、具体的なサイトや環境条件を前提とした性能評価報告書が刊行されている。

そこで、スウェーデン SKB の SR-Can (SKB, 2006)、スイス Nagra の EN2002 (Nagra, 2002)、フランス ANDRA の Dossier2005 (ANDRA, 2005)、ベルギー ONDRAF/NIRAS の SAFIR 2 (ONDRAF/NIRAS, 2001) 等について調査を行った。

調査の結果、シナリオ構築手法に関して、以下の傾向が認められた (Ebashi et al., 2010)。

- ・安全機能を軸としてシナリオを構築するとともに、FEP リストや FEP データベースによってシナリオの十分性を確認していること
- ・シナリオに対する要求 (例えば、規制側からの要求) は、国によって異なること
- ・国によって異なる安全確保の考え方に依存して、着目するシナリオが異なること (例えば、SKB では、オーバーパックの長期健全性を重視した安全確保の考え方を採用しており、オーバーパックの長期健全性に影響を与える因子に着目したシナリオを構築している)
- ・検討や判断の視点が多面的であり、構築されたシナリオに関連する情報が様々なレベルで存在すること

また、1.4 節で示したように、原子力安全委員会が提案したリスク論的考え方は、最新の ICRP の報告書 (ICRP, 2013) においても踏襲されており、原子力規制庁が策定したトレンチ処分およびピット処分に対して新規基準にも適用されている。

### 2.3.2 シナリオ構築手順

第2次取りまとめでは、国際的に合意が得られた体系的なアプローチ (OECD/NEA, 1991b) を踏襲しながら、「FEP に基づくシナリオ構築手法」によりシナリオを作成した。FEP に基づくシナリオ構築手法に対して、第2次取りまとめの国際レビューでは、その有効性は認めつつも、シナリオの構築から解析ケースの設定に至る一連の流れについて、よりわかりやすくすることが必要であると指摘されていた (OECD/NEA, 2000b)。

近年、従来の FEP に基づくシナリオ構築手法に対して、安全機能を基軸とした状態設定が重視される傾向にある (例えば、ONDRAF/NIRAS, 2001 ; Nagra, 2002 ; ANDRA, 2005 ; SKB, 2006)。安全機能を基軸とした状態設定では、安全機能がどのような地層処分システムの特性によってもたらされるのか、そして、地層処分システムの将来挙動によって安全機能がどのように変化するのかを整理することが重要である。この国際的な傾向を取り込むことにより、FEP に基づくシナリオ解析手法の課題に対して、シナリオの構築において着目すべき現象が明確になることから、その構築過程をより明確にすることおよび作業を効率化することが期待できる。

以上を踏まえ、事業の観点からは、長期安全性をおびやかすような現象について重大な抜け落ちがないように配慮しつつ、合理的にシナリオを構築することを目的として、従来のシナリオ解析手法と安全機能を基軸とした手法を組み合わせることが効率的である（Wakasugi et al., 2012 : Yashio et al., 2011）。

シナリオの不確実性は、現象の時間的な変遷、自然現象の発生の時期や頻度、将来の人間活動などに伴う不確実性がある。そこで、シナリオの不確実性を取り扱う際には、まず、長期の将来予測に含まれる不確実性を抽出し、重要度分類を行う。なお、将来のシステムの状態については、さまざまな現象が関連して複雑に変化することが考えられ、それらすべてを精緻に把握して科学的に明らかにすることは容易ではない。従って、国際的な FEP リストや既存の FEP リストに基づき、安全評価上の保守性や核種移行の観点から、重大な抜け落ちがないように配慮しつつ現象を選択する。現象を選択する際には、科学的な知見などに基づいて、第 2 次取りまとめ等でも採用されている以下の視点に着目し、安全評価で考慮する必要のない FEP を除外する。

- ・ 地質環境の調査・評価によって長期安全性に有意な影響を及ぼさないと判断する FEP
- ・ 処分場の設計によって長期安全性に有意な影響を及ぼさないと判断する FEP
- ・ 発生可能性が極めて小さいと判断する FEP
- ・ 別の事象を取り扱うことによって包含されると判断する FEP
- ・ 上記以外で、現段階での科学的な知見により、地層処分システムへの影響が無視できるほど小さいと判断する FEP

また、現象を選択する際に知見が不十分な状況では、以下のように取り扱うことも選択肢である。

- ・ 現象が安全機能を向上させることが見込まれる場合には、その現象をあえて無視する（Reserve FEP : Nagra, 2002）。
- ・ 現象が安全機能を低下させることが見込まれる場合には、その現象が影響を与える安全機能を無視する

## 2.4 モデリング

### 2.4.1 人工バリアと天然バリアにおける相互補完的な活用

モデルにおいては、関連する現象の多様性、地質環境の不均質性、評価期間の長期性に起因して、実際の地層処分システムの複雑な挙動を精緻に表現することは難しい。そこで、モデルを、安全機能に着目して簡略化した性能評価モデル（以下、性能評価モデルという）と地層処分システムの特性や現象を表現した現象解析モデル（以下、現象解析モデルという）に大別し、これらを相互補完的に用いる（Ishiguro et al., 2007 : 図 2-3）。すなわち、性能評価モデルにおける簡略化の妥当性を現象解析モデルによって示すとともに、性能評価モデルを用いて全体システムにおける鍵となる不確実性と現象解析モデルの重要度を明らかにする。これにより、モデルの信頼性を向上させることが期待できる。

モデルによる解析結果が、ナチュラルアナログなどの独立したほかの情報と整合することは、モデルの信頼性を示す上で重要である。このような独立した情報を活用した示し方を以下に示す。

- ・ ナチュラルアナログ事例についての観察によって得られた知見や古水理地質学的情報と、モデルを用いた解析とを比較する

- ・関連する複数の専門分野間での整合性をクロスチェックする（例えば、地下水流動と地下水の水質形成）
- ・小規模あるいは短期の室内試験などに基づき導出された評価モデルを、大規模あるいは長期の試験などに適用する

これらについては、これまでも JAEA などによってサイトを特定しない一般的な論拠が蓄積されるとともに、仮説検証を目的とした調査や研究計画および調査結果の解釈などについての方法論が開発されてきている（例えば、JAEA, 2009）。NUMO は、これらの成果を参照しつつ、事業の進展に応じて、特定のサイトに対するモデルの信頼性を示すための論拠を収集する。

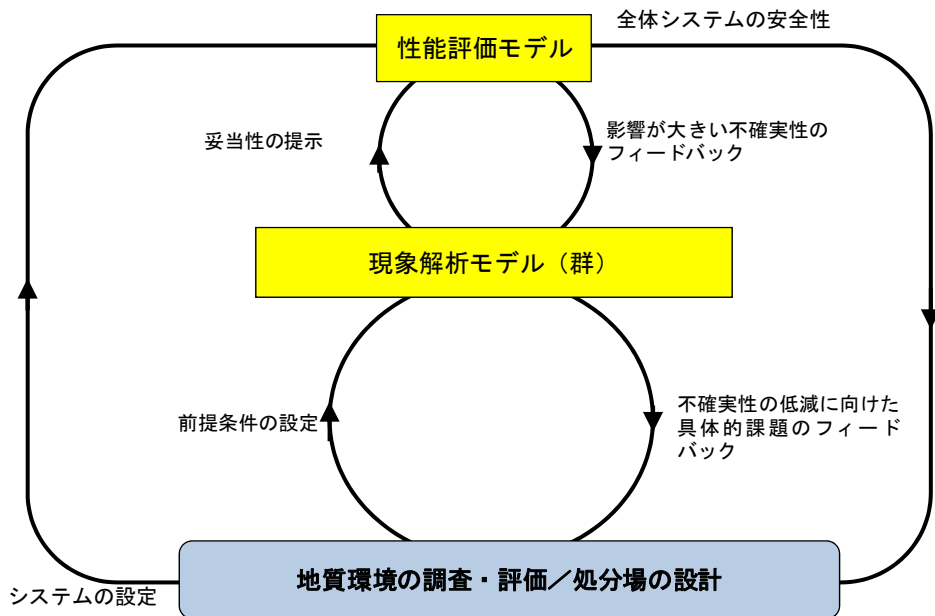


図 2-3 性能評価モデルと現象解析モデルの相互補完的な利用 (Ishiguro et al., 2007)

#### 2.4.2 モデルチェーン

性能評価モデルと現象解析モデル間には、一つのモデルの計算結果をほかのモデルの入力データとするといった情報の流れが存在する。このため、安全評価において、このような情報の流れをあらかじめ整理しておくことが必要である。文献調査の段階においては、一般的に、現象解析モデルを利用する上で必要となるサイト固有の情報が少ない。一方、概要調査の段階以降では、地表調査および少数のボーリング調査と処分場の設計に関する情報が増加することから、それらを入力条件とした種々の現象解析を行うことが可能となる。そこで、概要調査の段階および精密調査の段階を対象として、そこで、現象解析モデルの概要を整理するとともに（表 2-1）、現象解析モデルと性能評価モデルにおける情報の流れを整理した（図 2-4）。図 2-4 では、ソースターム、人工バリア、天然バリア、生物圏に領域を大別し、それぞれのモデルでどのような情報が主な入力となるかを整理した。このフローチャートの概略を以下に示す。

- ① 広域の地下水流動状況の想定：地質環境の調査・評価からの情報に基づき、当該地域での地形および海水準変化を予測し、これを前提として広域の地下水流動解析を行う。この際、地質環境の

調査・評価から、塩淡境界の移動に関する古水理学的情報、水理地質構造、および各水理地質構造区分の平均的水理特性などの情報を提供することが必要となる。

- ② 地下水水質分布とその長期変遷の想定：地質環境の調査・評価によって得られる過去の地下水水質形成プロセスについての情報、地下水水質データとその空間分布、各地層の鉱物組成、および有機物などのデータに基づき、現在の地下水水質分布とその長期的変化の予測を行う。この際には、広域の地下水流動解析結果に基づき、異なる水質の地下水間での混合状況や各地層での地下水滞留時間を推定した結果を参照するとともに、水理解析結果と地下水水質についての推定の相互比較を行い、整合性を確認することが必要となる。
- ③ 処分場閉鎖後初期（熱的期間）のニアフィールド環境の予測：廃棄体発熱量、坑道・人工バリア設計、および建設操業閉鎖条件といった処分施設設計情報に基づき、坑道周囲の岩盤の熱・力学・水理特性や地下水水質についての地質環境の調査・評価結果を反映しつつ、熱・水・力学・化学連成解析を行い、処分場閉鎖時点でのニアフィールド環境条件の種々の擾乱が復旧し、核種移行の開始する時期までに、安全評価の前提となる深部地下の処分場における定常的な状態が達成されることを確認する。
- ④ ニアフィールドの水理学的条件の予測：熱的期間終了後の定常的な状態において、広域の地下水流動状況の時系列的変化を前提として想定しつつ、ニアフィールドにおける詳細な地下水流動の条件を予測する。ここでは、当該サイトの母岩に特徴的な高透水部位の種類と分布を踏まえた上で、亀裂などの統計データやほかの部位の水理特性といった地質環境情報を広域の場合よりも高い解像度で表現した不均質場を想定して地下水流動解析を行う。また、この際、処分位置や深度、坑道形状とレイアウト、掘削影響領域の範囲と水理特性、および人工バリアや止水工の水理特性といった施設の仕様や特性に関する情報を反映することも必要となる。
- ⑤ ニアフィールド地球化学条件の予測：人工バリアおよび処分施設構成要素として用いられる種々の材料と上記②において想定される水質をもつ地下水との間の化学的相互作用について、関連する鉱物の熱力学データや反応速度データに基づき地球化学解析モデルによる解析を行い、人工バリア材の変質や各部の間隙水組成の時間変化を予測する。この際、人工バリア材の鉱物組成などの特性に関する情報を処分施設設計から提供するとともに、④で予測する坑道周辺での地下水流量などを前提として考慮することが必要となる。
- ⑥ ニアフィールドでの核種移行挙動の理解：④で予測するニアフィールドの詳細な地下水流動場に加えて、緩衝材の間隙率や実効拡散係数といった物質移動特性に基づき核種移行の場の特徴を想定する。一方、⑤において予測する人工バリア内間隙水の水質に基づき、溶解度制限固相や溶質の化学種分布を適切に設定して熱力学計算を行い、安全評価の対象とする元素の溶解度を推定する。また、同じく⑤において予測する人工バリア内間隙水や周辺地下水の水質と鉱物組成を想定して行われる核種収着試験の結果や表面錯体モデルなどによる理論的推定に基づき緩衝材およびニアフィールド母岩に対する核種の分配係数を設定し、安全評価に用いる核種移行特性データセットを設定する。
- ⑦ ファーフィールドでの核種移行挙動の理解：ニアフィールドより下流側における核種移行の場として、広域の地下水流動解析で考慮している断層や大規模な割れ目帯などの主要な地下水移行経路を想定し、①において推定されるこれらの構造内の地下水流速や分配係数などの核種移行特性を設定する。
- ⑧ 性能評価：人工バリア仕様や核種インベントリなどの処分施設設計からの情報、上記①～⑦の現

象解析モデルの出力，および処分場環境で実施した試験研究（安全評価研究）によって得られる核種の分配係数や実効拡散係数データに基づく核種移行データセットを用いて，ソースタームモデル，人工バリア中核種移行モデル，および天然バリア中核種移行モデル（ニアフィールドおよびファーフィールド）を組み合わせて一環した核種移行解析を行い，生物圏への各核種移行率の時間変化を算出する。詳細な現象解析モデルから性能評価モデルへの情報の授受の際には，性能評価モデルによる評価の保守性が保たれることを確認しながら，現象解析モデルからの情報を近似する。

- ⑨ 生物圏評価：①における地形および海水準変化の予測に従い地表環境の変化を想定するとともに，これに対応して生ずる可能性のある生態系や土地利用および人間活動のタイプを様式化して生物圏モデルを構築する。また，広域地下水流動解析結果に基づき，処分場に由来する放射性核種が生物圏に至ると予想される箇所（Geosphere-Biosphere Interface : GBI）を想定し，この箇所に⑧で推定する核種移行率を入力して，その後の生物圏内での核種移行および被ばくを計算する。

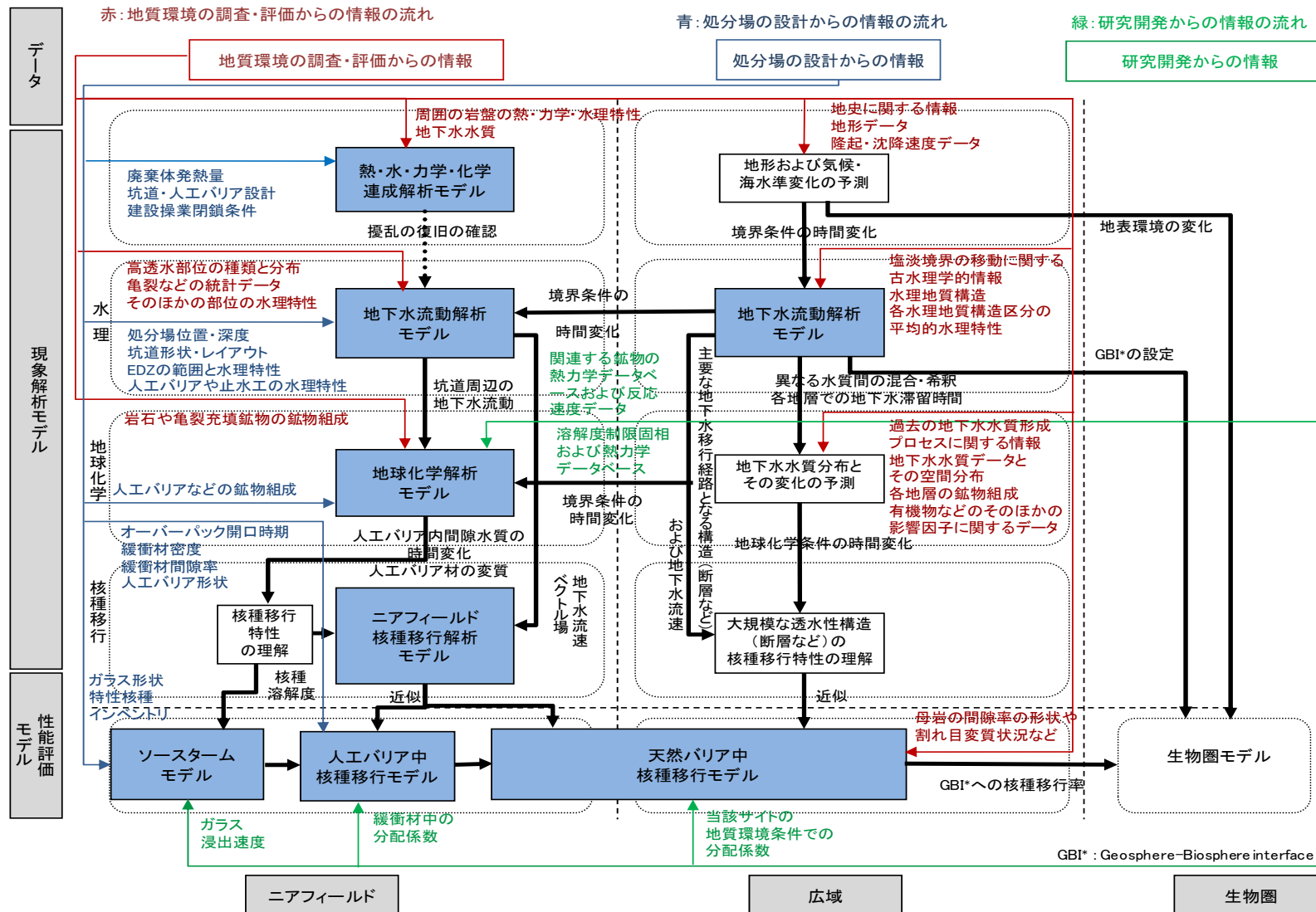


図 2-4 安全評価のためのモデルチェーンの例

表 2-1 現象解析モデルの例

現象解析モデル	概要	目的
地下水流動解析モデル (広域)	水理地質構造モデル, 涵養量および海岸や河川湖沼などの前提条件に基づき, 将来の地形変化や気候・海水準変動を考慮した広域の地下水流動を把握する(定常飽和流動モデルあるいは非定常密度流モデル)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ニアフィールド地下水流動解析の境界条件を設定</li> <li>・ 処分地点および深度に関するオプション比較</li> </ul>
地下水流動解析モデル (ニアフィールド)	地質環境モデルにおける母岩の不均質な透水性と設計における坑道や人工バリアの形状・特性に基づき, 広域地下水流動解析の結果を境界条件として, ニアフィールド内の地下水流動を把握する(定常飽和流動モデル)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 核種移行解析のための詳細な流速情報を提供</li> <li>・ 廃棄体定置位置や坑道設計などに関するオプション比較</li> </ul>
ニアフィールド 地球化学解析モデル	Fe, 緩衝材およびコンクリートなどの相互作用に伴う地球化学条件の時間的変化およびバリア材料の変質を把握する(多成分反応移動解析モデル)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 核種溶解度や分配係数設定のために空隙水質の情報を提供</li> <li>・ バリア材料に関するオプション比較</li> </ul>
ニアフィールド 力学解析モデル	応力場の時間変化とオーバーパックおよびガラス固化体の変形・破壊挙動を把握する	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 閉じ込め期間およびガラス破碎の情報を提供</li> <li>・ 人工バリア形状や仕様に関するオプション比較</li> </ul>
ニアフィールド 核種移行解析モデル	母岩の不均質性に起因する複雑な核種移行経路やさまざまな設計オプションの影響を考慮した核種移行率を把握する(三次元核種移行モデル)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 性能評価モデルのパラメータ設定</li> <li>・ 廃棄体定置位置や坑道設計などに関する設計オプション比較</li> </ul>
熱・水・応力・化学 連成解析モデル	坑道掘削, 廃棄体や人工バリアの設置および坑道閉鎖に起因する熱, 水理, 力学あるいは化学的擾乱によってその後のニアフィールド環境条件がどのように変遷するかを把握する	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 種々の擾乱により, 人工バリアの不可逆的な変質や形状変化などが生じないことを解析により確認する</li> </ul>
ガラス溶解モデル	地下水水質や温度等の環境条件に対応したガラス溶解速度を推定する。また, 時間の経過に伴う表面変質層(拡散層)の成長とそこでの物質移動律速によるガラス溶解速度の長期的減少を説明する	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 性能評価モデルの環境条件に適したパラメータの推定</li> <li>・ 安全機能発現のメカニズムの説明(ガラスの長期的な低浸出性)</li> </ul>
収着モデル	性能評価モデルにおける経験的な表現(分配係数)ではなく, イオン交換や表面錯体生成といった収着メカニズムについての理論的なモデルに基づき, 地下水水質およびベントナイトや岩石表面の特性に応じた核種の収着量を推定する	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 性能評価モデルの環境条件に適したパラメータの推定</li> <li>・ 安全機能発現のメカニズムの説明(岩石やベントナイトによる核種移行遅延)</li> </ul>
溶解度モデル	各放射性元素についての溶解度制限固相とその溶解/沈殿反応および液相での溶質の化学種分布を考慮した地球化学解析によって地下水水質や温度等の環境条件に対応した溶解度を推定する	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 性能評価モデルの環境条件に適したパラメータの推定</li> <li>・ 安全機能発現のメカニズムの説明(アクチニド等の難溶解性)</li> </ul>

## 2.5 パラメータ設定

シナリオを構築し、モデルを選定した後、モデルに必要なデータセットの値を設定する。ここでは、安全評価の目的や前提条件に即しており、かつ、整合性のとれた入力データの集合をデータセットと呼ぶ。データセットは、特定の目的のもとに注意深く設定するものであり、多様なデータの集合体を指すデータベースとは異なる。事業の初期段階では、特定のサイトに対する情報が限られる。このため、特定のサイトに対する地層処分システムに該当するものをデータベースの中から抽出するとともに、既存のデータに基づく類推などによってデータセットを設定する。そして、地質環境の調査・評価が進展するにつれて、サイトに固有の条件に対応して新たに取得したデータ（対象サイトで取得された岩石試料や地下水を用いた収着試験データなど）を中心としたデータセットへと移行する。この段階では、既存のデータベースの傾向との比較分析によって、サイトに固有の特徴に対応したデータセットの検証を行い、信頼性を向上させる。

データセットの設定においても、不確実性の取り扱いが重要である。すなわち、地質環境の調査・評価や実験などで測定することのできるデータを処理・解釈してデータセットを整備する過程で、さまざまな不確実性が介在する。例えば、データの測定誤差や地質環境の不均質性を扱うためのデータが十分でないことなどから生じる。以下では、このようなデータの不確実性の取り扱いの考え方について述べる。

- ・不確実性の抽出：データセットを設定する過程を明らかにし、設定過程における不確実性を抽出する。
- ・重要度分類：安全評価データセットの設定への影響が無視できるものを除外するとともに、性能評価モデルや現象解析モデルを用いた感度解析を実施し、データセットの設定に与える影響が大きい不確実性を特定する。
- ・不確実性の影響低減：重要な不確実性について、地質環境の調査・評価や研究開発を通じて、新たなデータの取得などを行い、不確実性の低減を図る。
- ・安全評価への反映：上記の対策にもかかわらずなお残る重要な不確実性については、合理的な範囲における保守性を考慮してデータセットを値あるいは幅として設定する。

データセットの変動幅が大きい原因には、地質環境の不均質性や試験・測定条件の変動によるデータのばらつき、地層処分システムの長期的な変遷に複数の選択肢が存在すること、評価モデルが実際の現象を適切に模擬していないこと、といった複数のものがある。不確実性の影響低減では、どの要因が支配的であるかを明らかにした上で、対策を行う。また、データセットの信頼性向上のために、こうした一連の作業過程や判断過程を記録しておくとともに、第三者によるレビューを受けることも検討する。

## 2.6 安全解析と信頼性に関する検討

安全評価戦略を踏まえて構築したシナリオ、モデルおよびデータセットを用いて安全解析を行う。安全解析は、決定論的な方法を中心として、必要に応じて統計論的な方法で補完することによって行う。決定論的な方法は、不確実性を考慮してデータセットを一定の値に設定して解析を行うものである。一方、統計論的な方法は、不確実性を考慮してデータセットに確率密度関数を設定し、そこからサンプリングによって値を設定しながら、さまざまなデータセットの組み合わせに対して繰り返し計算を行うものである。



指標としては、線量やほかの性能指標あるいは補完的な指標を用いる。事業では、不確実性を考慮して、シナリオ、モデルおよびデータセットの組み合わせを想定した安全解析の結果が安全基準を満足することを確認する。また、このような解析結果が基準を満足する場合でも、不確実性の影響を考慮した感度解析を行い、解析結果と基準との差が十分なものであるか否かを評価する。

## 2.7 各事業段階における安全評価の役割

安全評価の基本的な流れ(図 2-1)は各段階で共通である。しかしながら、事業全体としての主要な実施事項や入手可能な情報の制約に応じて、各段階において力点を置くポイントが変化する。上記の内容を踏まえ、文献調査の段階、概要調査の段階、精密調査の段階における自然過程シナリオを例として、地質環境の調査・評価および処分場の設計と連携した各段階における安全評価の主要な実施項目を整理した(図 2-5)。以下では、図 2-5 に沿って、各段階における安全評価の役割について記述する。

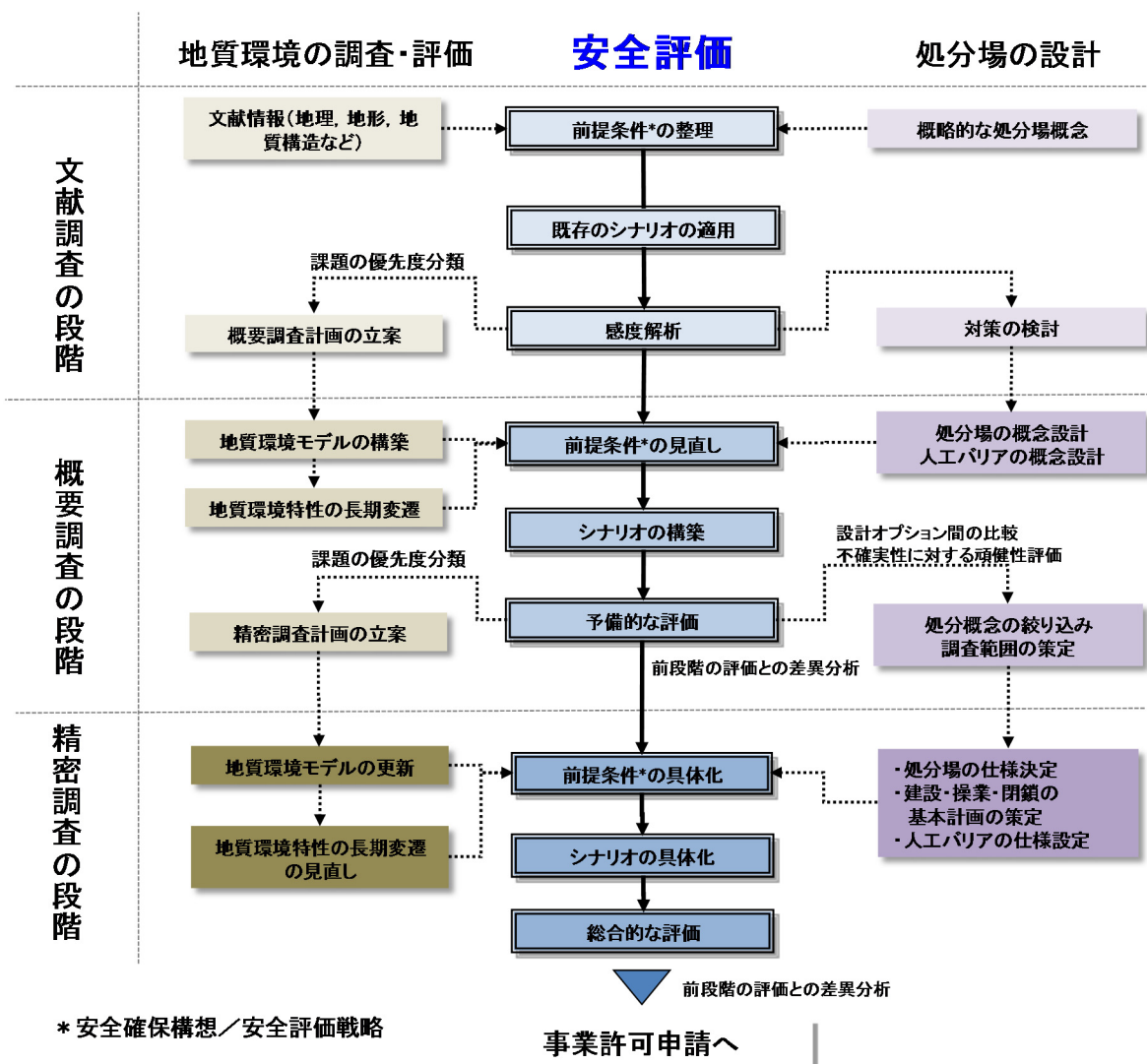


図 2-5 各段階における安全評価の主要な実施項目

### 2.7.1 概要調査地区選定段階（文献調査の段階）

本段階における安全評価は、概要調査計画の策定に反映することが主眼である。そのための役割を以下に示す。

- ・地質環境の調査・評価や処分場の設計や研究開発によって不確実性を効果的に低減するため、次段階以降の安全評価に与える影響が大きい因子を抽出すること。

本段階では、一般的に、地理、地形、地質構造といった文献情報が入手可能と考えられるものの、地質環境に関する情報が限定的であることから、天然バリアとしての母岩の性能を適切に評価することが難しい。また、人工バリアについても、その設置条件としての地質環境に関する情報が限定的であることの影響を受けて、保守性を重視したものになる。

このため、この段階の安全評価は、特定のサイトにおける地層処分システムが技術的な要件を満足するだけの安全機能を発揮しうるかどうかを体系的に分析するものではなく、既存の知見を利用して個々の安全機能をどのように割り当てるかの見通しについて検討し、そして、不確実性の低減に向けてどのような地質環境の調査・評価および処分場の設計を行うかの判断に反映すること（安全性の概略的検討）が主眼である。このための有効なアプローチとしては、既存のシナリオやモデルおよび地下水流動解析などに基づく感度解析が有効である。そして、感度解析から得られる情報に基づき、評価結果に及ぼす影響が大きい因子と、地質環境の調査・評価および処分場の設計とを対応付ける（例えば、Umeki et al., 2004）。このような対応付けにおいては、地層処分システムの空間スケールおよび時間スケールを考慮することが有効である。

### 2.7.2 精密調査地区選定段階（概要調査の段階）

本段階における安全評価は、処分場の設計に関する妥当性確認やオプション間の比較、精密調査計画の作成、セーフティケースの構築に対して、結果を反映することが主眼である。そのための役割を以下に示す。

- ・処分場の設計に反映するため、性能評価の観点から、地下施設のレイアウトや人工バリア設計などに関する妥当性確認およびオプション間の比較を行うこと。
- ・精密調査計画に反映させるため、次段階で長期安全性を確保するために重要な地質環境の特徴や条件をあらかじめ抽出すること。
- ・次段階で長期安全性を確保するために重要なモデル・データを特定すること。
- ・安全審査基本指針への対応という観点から、重要な調査項目や設計課題を抽出すること。
- ・この段階における長期安全性の信頼性について検討すること（セーフティケースへの反映）。

本段階においては、文献調査で得られた情報に加え、地上からの調査（地表踏査、物理探査、ボーリング調査など）により、地質環境特性に関する情報として、透水性や亀裂頻度などの知見を拡充できるため、地質環境モデルを更新するとともに、対象とする岩盤の長期安定性に関する知見が充実することから、地質環境の長期変遷の予測も更新する。また、処分場の設計においては、地質環境モデルの更新に従い、候補母岩の選定、地下施設と人工バリアの概念設計（基本レイアウトや人工バリア材料の選定など）を行い、設計オプションを具体化する。

選定した候補母岩に対して、シナリオの策定および予備的な評価を行う。ただし、この段階においても、入手可能な情報の制約、文献情報のばらつき、処分場の設計に関する複数の選択肢などを考慮する必要がある。

このため、安全評価では、安全評価データセットの範囲が幅広くなることから、一般に、目標値を満足するケースと満足しないケースが混在するような状況が生じる可能性がある（例えば、TRU 廃棄物）。この両者の境界値を明らかにすることにより、目標値を満足するための定量的な条件を抽出することができる（例えば、電事連・JNC, 2005）。この定量的な条件と安全機能を関係付けることにより、個々の安全機能をどのように割り当てるか（safety allocation）の見通しを検討する。この定量的な条件は、地層処分システムの長期安全性を確保するために必要な条件ではなく、ほかの安全機能の性能によって変わらうものであることに留意しなければならない。

また、性能評価の観点から、処分場の設計オプションの絞り込みのために、各オプションが評価結果に与える影響を定量的に把握する。さらには、概要調査地区選定段階（文献調査の段階）と同様に、この段階で得られた地質環境の情報や具体化される処分場の設計に基づき、不確実性の影響が大きい因子を抽出し、精密調査計画に反映する。最終的には、安全性の信頼性に関する検討を行い、この段階における長期安全性についての見通しとその信頼性について検討し、次段階以降の課題とその対策を取りまとめる。

### 2.7.3 処分施設建設地選定段階（精密調査の段階）

本段階における安全評価は、事業許可申請に向けた安全性の確認、事業許可申請書の作成、セーフティケースの更新に反映することが主眼である。そのための役割を以下に示す。

- ・地下調査施設での取得データを加えて、安全審査に向けた処分場の長期安全性に関する総合的な評価を実施すること。

本段階においては、地下調査施設を用いた詳細な調査により坑道スケールでの知見が拡充することから、地質環境モデルや地質環境長期変遷の予測を更新する。また、前段階で絞り込まれた処分場の設計に基づき、地下施設や人工バリアの仕様を決定するとともに、建設・操業・閉鎖の基本計画を作成する。安全評価においては、これらを反映して、前提条件の見直しを行う。そして、拡充された知見を取り込んだ総合的な安全評価を行う。また、安全解析の実施および基準との比較に加えて、長期安全性の信頼性に関する検討を行い、安全審査に向けて論拠を取りまとめる。

## 2.8 まとめ

本章では、我が国の地層処分事業を対象として、シナリオ、モデル、パラメータに関する考え方を既往の検討に基づき概括的に整理した。さらには、性能評価モデルと現象解析モデルに大別した上で、性能評価とそれを支持する現象解析モデル群の関係および主要なデータの流れを明らかにするとともに、各事業段階における安全評価の役割について提案した。これにより、我が国の地層処分事業における安全評価に対して基盤となる考え方や手法を体系化することができた。今後は、実際の地質環境条件を対象として、これらの考え方や手法に対する適用性確認を実施することが必要である。

## 参考文献 (2 章)

ANDRA(2005) : Dossier 2005 Argile.

電事連 (電気事業連合会)・JNC(核燃料サイクル開発機構)(2005) : TRU 廃棄物処分技術検討書—第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2-2005-02.

Ebashi, T., Ishiguro, K., Wakasugi, K., Kawamura, H., Gaus, I., Vomvoris, S., Martin, A. J., Smith, P. (2010): Trends in Scenario Development Methodologies and Integration in NUMO's Approach, Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2010), ICEM2010-40124.

Ebashi, T., Kaku, K., Ishiguro, K. (2011): NUMO' s APPROACH FOR LONG-TERM SAFETY ASSESSMENT, Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2011), ICEM2011-59404, September 25-29, 2011, Reims, France.

江橋健, 窪田茂, 黒澤進, 後藤淳一, 後藤考裕, 石井英一, 稲垣学, 守屋俊文, 鈴木寛, 大井貴夫, 市原貴之, 石田圭輔, 石黒勝彦, 土宏之, 柴田雅博, 澤田淳, 館幸男, 牧野仁史, 早野明, 三ツ井誠一郎, 谷口直樹, 小田治恵, 北村暁, 大澤英昭, 仙波毅, 日置一雅, 亀井玄人 (2012) : 概要調査段階における設計・性能評価手法の高度化 — NUMO-JAEA 共同研究報告書 (2011 年度) —, NUMO-TR-12-03, 原子力発電環境整備機構.

Ishiguro, K., Ueda, H., Wakasugi, K., Sakabe, Y., Kitayama, K., Umeki, H. and Takase, H. (2007): EBS Modelling for the Development of Repository Concepts Tailored to Siting Environments, Engineered Barrier Systems (EBS) in the safety case: The role of modeling, Workshop proceedings La Coruna, 24-26 August 2005, OECD/NEA.

JAEA (日本原子力研究開発機構) (2009) : 平成 20 年度地層処分技術調査等委託費地層処分共通技術調査地質環境総合評価技術高度化開発.

JAEA (2011): Thermodynamic Database & Sorption Database, Japan Atomic Energy Agency, <http://migrationdb.jaea.go.jp/english.html>.

JNC(核燃料サイクル開発機構)(1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ— 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

Nagra (2002) : Project Opalinus Clay: Safety Report, Nagra Technical Report 02-05, Nagra, Wettingen, Switzerland.

NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性—「処分場の概要」の説明資料—, NUMO-TR-04-01.

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 (1997): Lessons learnt from Ten Performance Assessment Studies, OECD/Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA (2000): OECD/NEA International Peer Review of the Main Report of JNC' s H12 Project to Establish the Technical Basis for HLW Disposal in Japan, OECD Nuclear Energy Agency International Review Group, OECD/Nuclear Energy Agency.

OECD/NEA (2002): Establishing and Communicating Confidence in Safety Case of Deep Geologic Disposal: Approaches and Arguments, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France.

OECD/NEA (2004): Post-closure Safety Case for Geological Repositories - Nature and Purpose - , OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France.

ONDRAF/NIRAS (2001): SAFIR2 - Safety Assessment and Feasibility Interim Report2, NIROND 2001-06E

Osawa, H., Hioki, K., Umeki, H., Takase, H. and McKinley, I. (2009): Use of the safety case to focus KMS applications,

Proceedings of the 12th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Management ICEM'09.

Posiva (2008) : Safety Case Plan 2008, Posiva 2008-05, Finland.

Umeki, H., Sakabe, Y., Ueda, H., Takahashi, Y., McKinley, I.G., Takase, H., Shimbo, H. and Ijiri, Y. (2004): Managing uncertainty on site characteristics for the design of a high-level radioactive waste repository, 3rd Asian Rock Mechanics Symposium, Contribution of Rock Mechanics to the New Century, November 30 , December 2, 2004, Kyoto, Japan.

SKB (2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar - a first evaluation, Main Report of the SR-CAN project, SKB Technical Report TR-06-09, SKB, Stockholm, Sweden.

Wakasugi, K., Ishiguro, K., Ebashi, T., Ueda, H., Koyama, T., Shiratsuchi H., Yashio, S., Kawamura, H. (2012): A methodology for scenario development based on understanding of long-term evolution of geological disposal systems, Journal of Nuclear Science and Technology, Volume 49, No. 7, pp. 673–688.

Yashio, S., Kawamura, H. Wakasugi, K., Ebashi, T., Ishiguro, K., McKinley, I. G. (2011): Storyboard-Led Hybrid Development Method for Safety Assessment Scenarios, Proceedings of 13th International High-level Radioactive Waste Management Conference (IHRWMC2011), pp.853-860.

## 第3章 隆起・侵食および海水準変動の複合的な影響を考慮したシステムの状態設定手法の開発

### 3.1 背景と目的

我が国の地層処分事業においては、地質環境として、地理、地形、地質学的にさまざまな可能性が考えられる (NUMO, 2004)。具体的には、地理的には内陸部、沿岸部、島嶼部、地形的には山地、丘陵、平野、母岩の種類としては、結晶質岩、堆積岩で覆われた結晶質岩、堆積岩である。

このうち、沿岸部については、淡水と塩水がぶつかる箇所に塩淡水境界が楔状に形成されるという固有の現象が考えられており (例えば, Church., 1986)、この塩淡水境界の形状は、長期に渡って一定ではなく、気候変動や海水準変動によって、その位置が変動する可能性がある (例えば, Meiseler et al., 1984)。塩淡水境界と地下水流動との関係については、塩淡水境界が地表付近の地下水面形状に左右されること、また塩淡水境界の地表の先端部は、地下水が後背地の高いポテンシャルを受けて流動しているために塩淡水境界を海側へ押し込むことが報告されている (Freeze and Cherry, 1979; Bouwer, 1978)。さらには、塩淡水境界に沿って上向きの地下水流動が発生し、地下水の海底湧出を形成し、地下水が海中に湧き出すことも報告されている。なお、塩淡水境界に沿って上向きの地下水流動が発生することは、Cooper et al., (1964)およびStringfield and LeGrand (1969)においても概念的に示されている。

我が国の沿岸域における研究については、近年、幌延沿岸域などを対象として、多数の研究報告がなされている。産業創造研究所 (2006) では、有限要素法を用いた2次元断面に対する感度分析結果から、解析結果を変動させる要因が透水係数、海岸線の位置、断層であることを示している。今井ほか (2009) においても、各地層に対する透水係数の設定が地質環境の変化より解析結果に与える影響が大きいことを示している。伊藤ほか (2010) では、地下水流動・塩淡水境界解析のための初期モデルを構築し、海水準変動を考慮した試解析に基づいて、今後必要とされる調査項目 (透水係数、海水準変動に伴う水質変化の履歴など) を抽出している。産業技術総合研究所 (2012) および産業技術総合研究所 (2013) においては、物理探査で得られた比抵抗分布およびボーリングによる地下水年代の深度分布などの調査データを、塩淡水境界の初期条件、解析範囲、解析時間にそれぞれ反映して長期の地下水流動解析を行い、地下水の年代や組成や成因と併せて検討を進めることの有効性を示している。我が国における既往の研究については、上述のように精力的に実施されているものの、それらの結果をどのように超長期の安全評価に反映するのかについては曖昧な点が残されている。例えば、既往の評価では、塩淡水境界が周期的に処分場を横切ることにより地下水組成が海水と降水の間で周期的に変化することを想定し、簡略的に評価していた (JNC, 1999)。実際の地質環境では、地表環境において、汀線の移動に伴う海域/陸域のサイクリックな変化が考えられるとともに、地下では、塩淡水境界の移動により、地下水化学や流速が変化することが考えられる。

このため、本章では、これらの現象が地層処分システムに与える影響を分析できるようにすることを目的として、沿岸域における地質環境の長期変遷を考慮したシステムの状態設定手法を開発し、例題に適用した内容について論じる (Ebashi et al., 2011)。これにより、地質環境の多様性に対応するための技術整備に資する。

### 3.2 アプローチ

#### 3.2.1 我が国の特徴

日本列島は、アジア大陸の東縁部に沿って細長く延びる弧状列島であり、太平洋側から2つの海洋プレートが日本列島の下に沈み込んでいる。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帯状に分布し、また、活発な断層活動や隆起運動が認められ

る。これが、とくに安定大陸にある欧米諸国と比較した、日本列島の特徴である。

隆起運動は、時間の経過とともに累積していく現象であり、日本列島における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、地域ごとに一定の傾向に沿って継続・累積している。このような変動の傾向は、地域差はあるものの、少なくとも過去数十万年を通じて継続しており、今後も同様に継続すると考えられる。

また、侵食作用はそれが及ぶ下方限界である侵食基準面に向かって地表を削り減らす作用であり、種々の侵食地形や侵食域から運ばれた土砂の作る堆積地形として認識されている。

隆起・沈降・侵食が地質環境に与える影響としては、動水勾配や地下水位の変化につながる地形勾配や土被りの変化が考えられる。また、隆起が激しい地域では、地下深部に埋もれていた岩盤の地表への接近や、地表水の地下深部への直接の混入などにつながる大きな侵食が生じる可能性がある。したがって、隆起・侵食については、個々の地域における変動量がおおむね推定し、一部の山岳地帯や半島先端部などの変動の著しい地域を避けたうえで、予想される影響を考慮して処分場を設計することができる。

第四紀には、北半球に大規模な氷床（大陸氷河）が発達し、氷床が拡大する氷期と氷床が縮小する間氷期という地球規模の気候・海水準の変動が周期的に繰り返されてきた。気候・海水準変動が地質環境に与える影響として、氷期の気温低下によって生じる凍土の形成など岩盤性状の変化や、気温・降水量の変化による涵養量の変化など水理学的な影響、海面変動や気温・降水量・植生の変化による侵食作用がある。特に、沿岸域では、塩淡水境界の移動につながる海岸線の移動も想定される。

### 3.2.2 手順

安全評価においては、これらの現象を取り込んでいくことが重要となる。この際、将来のシステムの状態については、様々な現象が関連して複雑に変化することが考えられ、それらすべてを精緻に把握して科学的に明らかにすることは容易ではない。従って、安全評価上の保守性や核種移行の観点から、重大な抜け落ちがないように配慮しつつ現象の単純化を図ることに留意する。本章では、沿岸域の地質環境に固有な現象として、地下水化学や流速や GBI への影響という観点から、標高、地形勾配、汀線、塩淡水境界に着目することとした。

以上を踏まえ、沿岸域の地質環境の特徴をより現象に即してシステムの状態設定を行うために、図 3-1 に示す手順を整理した。

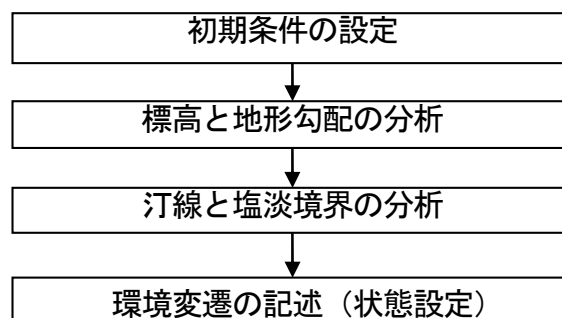


図 3-1 沿岸域における地質環境の変遷を考慮した状態設定手法

### 3.3 ケーススタディ

#### 3.3.1 初期条件の設定

図 3-2 に仮想的に設定した初期条件を示す。地形には、一定の勾配を持つような初期条件を設定した。また、気候・海水準変動および隆起・侵食に固有なパラメータを表 3-1 に示す。

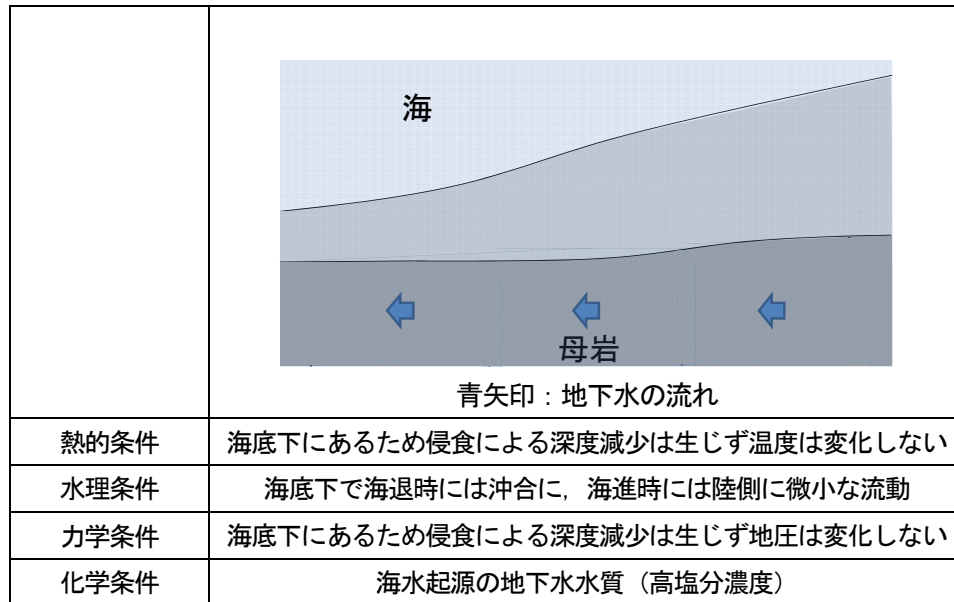


図 3-2 初期条件として想定した環境

表 3-1 気候・海水準変動および隆起・侵食に固有なパラメータの想定

海水準変動の周期	10 万年 海退：7.5 万年 海進：2.5 万年	参考：過去数 10 万年程度については 10 万年程度の明瞭な周期性が認められている（JNC, 1999b など）。
海水準変動の範囲	現在の海水準～-120m	参考：過去数 10 万年程度の海水準は、現在の水準と比較して、+数 m～-120m 程度の範囲で変動している（JNC, 1999b など）
地形勾配	5%	—
隆起速度	0.5 mm/y	参考：藤原ほか（2005）によれば、日本列島における隆起速度は最大 1mm/yr 程度であり、中でも 0.6mm/yr を超える地域は分布が限られる。
侵食速度	<隆起速度	参考：JNC（1999b）など
地温勾配	3°C/100m	参考：日本における平均的な地温勾配
初期の地下施設の標高	-750 m	—



### 3.3.2 標高と地形勾配の分析

海水準変動の幅を  $H(m)$ 、海水準変動の周期のうち、海退を  $T_1$ 、海進を  $T_2$ 、 $T = T_1 + T_2$  とすると、 $t$  年後における海水準  $a(t)$  は、次式のように変化していく。

$$\frac{da(t)}{dt} = \begin{cases} -\frac{H}{T_1}, & 0 < t'(t) < T_1 \text{ (海退)} \\ \frac{H}{T_2}, & T_1 < t'(t) < T_1 + T_2 \text{ (海進)} \end{cases} \quad (\text{式 3-1})$$

ただし、 $t'(t)$  は海退・海進の周期の中で現在の海水準に戻った時点からの経過時間を表す。

$$t'(t) \equiv \text{mod}(t, T) \quad (\text{式 3-2})$$

ここで、 $\text{mod}(t, T)$  は  $t$  を  $T$  で割った剰余を表す ( $t = nT + \text{mod}(t, T)$ ,  $n$  は整数)。  
現在の海水準を標高の基準とすると、海水準  $a(t)$  の初期条件は次式で与えられる。

$$a(0) = 0 \quad (\text{式 3-3})$$

すなわち、 $t$  年後の海水準  $a(t)$  は現在の海水準を基準として、次式で表される。

$$a(t) = \begin{cases} -\frac{H}{T_1} t'(t), & 0 < t'(t) < T_1 \\ \frac{H}{T_2} (t'(t) - T_1) - H, & T_1 < t'(t) < T_1 + T_2 \end{cases} \quad (\text{式 3-4})$$

侵食は海面から露出した陸地表面において起きることを仮定する。海底に位置している地形には侵食作用は働かないが、隆起および海退によって海底面が将来地表に露出した際には、当該期間を通じて隆起速度を上回らない程度の侵食が生じることを仮定している。なお、堆積については、深度が増すという意味で処分システムにとって有利な面が大きいことおよび地表に接近する場合と比較して、地表から遠ざかる場合には環境条件の変化が小さいことを考慮して、保守的に無視している。本検討では、侵食速度が隆起速度と等しいとした場合（ケース a）と、侵食速度を 0 とした場合（ケース b）について検討し、将来を幅でとらえることとする（図 3-4）。

当該地域の隆起速度を  $u(m/y)$  とすると、位置  $x$  における  $t$  年後の海底面の標高  $b(x, t)$  の変化は以下の方程式で表される。

ケース a :

$$\frac{\partial b(x, t)}{\partial t} = \begin{cases} u, & b(x, t) < a(t) \\ 0, & b(x, t) > a(t) \end{cases} \quad (\text{式 3-5})$$

ケース b :

$$\frac{\partial b(x,t)}{\partial t} = u, \quad x > 0, \quad t > 0 \quad (\text{式 3-6})$$

ここで、位置  $x(\text{m})$  は現在の汀線からの水平距離を表す。

表 3-1 に示した条件に従い、海水準の周期的変動および代表点（現在の汀線から沖合にそれぞれ 3km, 4km, 5km 離れた海底面とした）の標高（現在の海水準に対する）を算出した結果を図 3-3 に示す。各代表点では 0.5 mm/y の速度で継続的に隆起が生じているものとした。侵食速度を隆起速度と等しいとした場合（ケース a）には、図 3-3 の実線で示したように、海底に位置する期間には標高は 0.5 mm/y で上昇し、また、地表に露出している期間には、隆起が等量の侵食によって相殺されるため標高は変化しない。一方、侵食速度を 0 とした場合（ケース b）、同図において破線で示したように、時期によらず各代表点の標高は 0.5mm/y という一定の速度で上昇する。侵食速度の不確実性に起因する各代表点の標高の幅について、ケース a とケース b とは、それぞれ、下限と上限に対応することとなり、実際の各代表点の標高はこの両極端の間（図 3-3 における実線と点線の間）で推移するものとする。

侵食速度の想定に関するケース a とケース b とでは、環境変遷の様相が顕著に異なるものとする。ケース a では、海退時の侵食によって隆起量が相殺されるため、将来、このような期間の割合が増すにつれて標高の上昇は徐々に鈍化する。そして、その後は海水準の振幅の範囲内に留まり、海進・海退の度に海底と陸域の環境が交互に現れる。一方、ケース b では、標高の上昇が一定速度であるため、各代表点は 20 万年～40 万年後には離水し、その後は恒久的に陸域の環境となって丘陵から山地へと推移することが予想される。

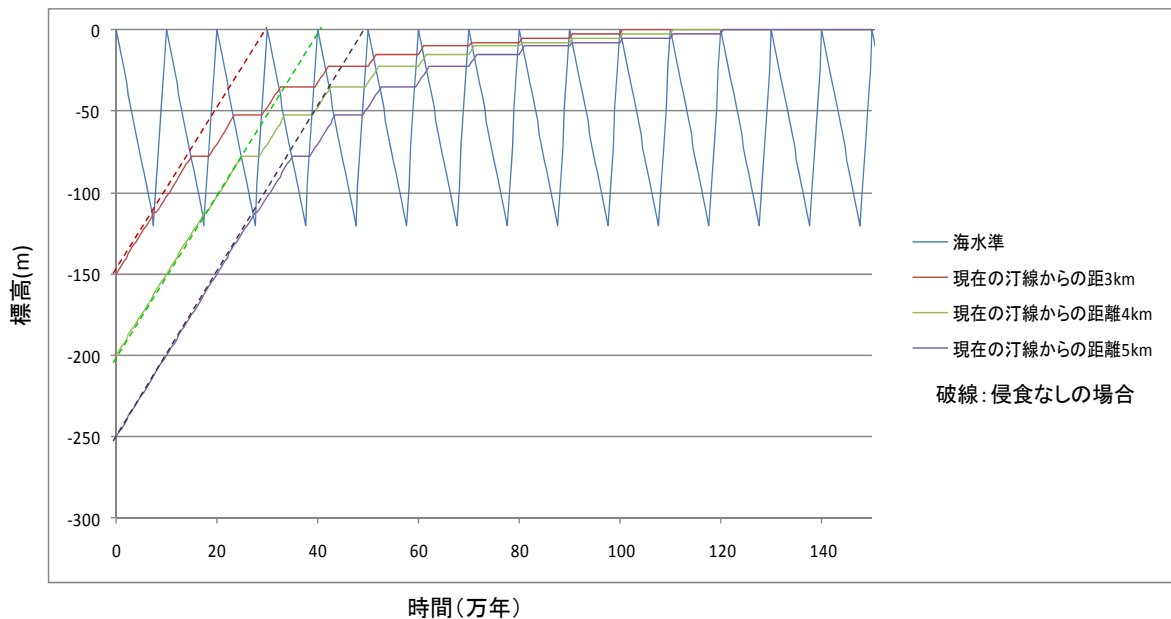


図 3-3 代表点における標高の時間変化

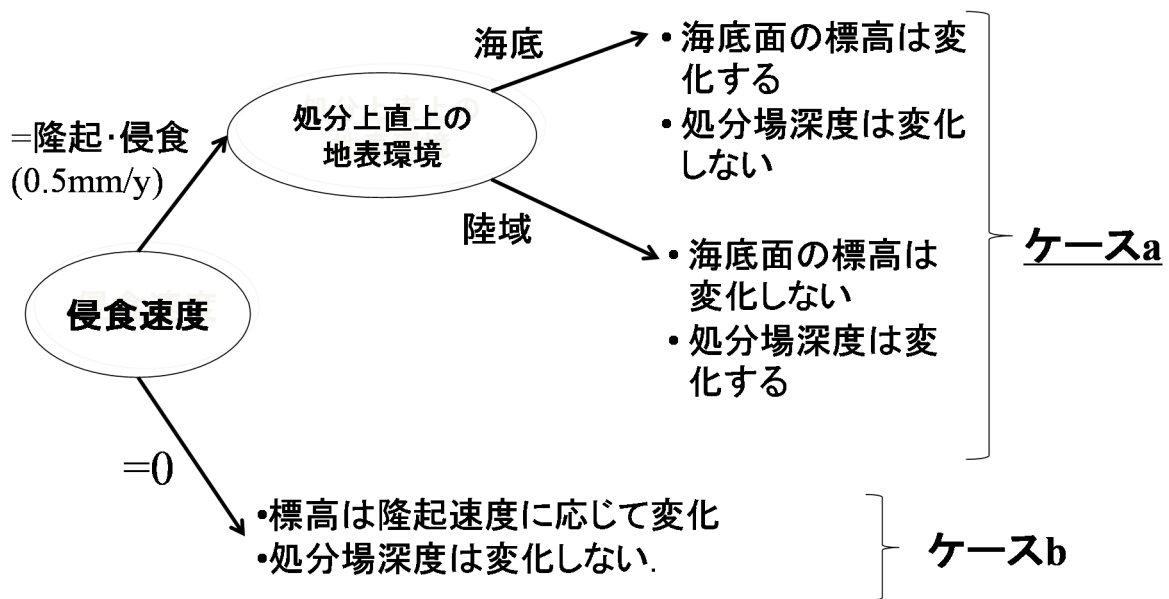


図 3-4 侵食速度の不確実性を想定して設定したケース

上図に示したように、標高が上昇する速度の鈍化は、現在の汀線に近い位置から順に始まることとなり、初期の標高の低い沖合の代表点の標高が、汀線に近く標高の高い代表点に徐々に追いついていくという挙動を示す。そして、このことは、ケース a の場合には、海底の地形勾配が徐々に小さくなることを示唆している。実際、現在の汀線から 8km の範囲内の海底地形の変化を算出した結果（図 3-5）が示すように、時間の経過とともに地形勾配は減少する。例えば 60 万年後には、現在の汀線から 8km にある範囲が海水準の振幅の範囲内に含まれるようになり、また、70 万年後にはこの範囲の平均地形勾配が 1% を下回る。

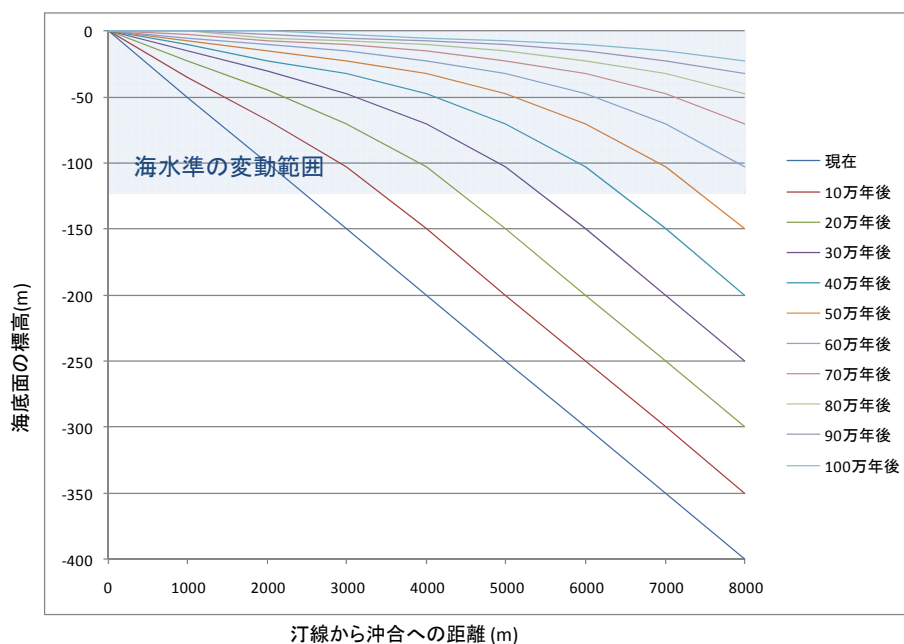


図 3-5 侵食速度が隆起速度と等しい場合（ケース a）の地形勾配の時間変化

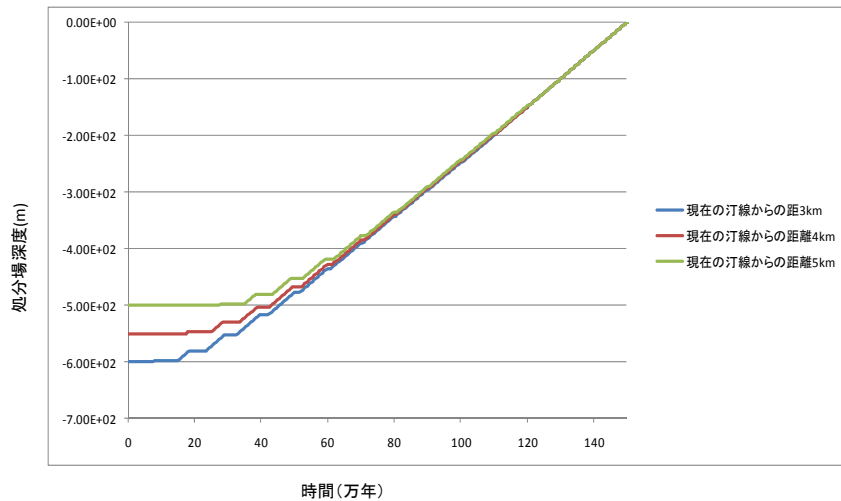


図 3-6 侵食速度が隆起速度と等しい場合（ケース a）の処分場深度の時間変化

一方、処分場に埋設された廃棄体も隆起とともに標高が高くなっていく。t年後の地下施設の標高 (m) は初期の標高 (=750 m) を用いて、次式で表される。

$$d(t) = d_0 + ut, \quad t \geq 0 \quad (\text{式 3-7})$$

処分場深度  $c(t)$  (直上の海底 (時期によっては地表) 面までの土被り厚) は、直上の海底面と地下施設の標高差として得られる。(ここで、 $x_0$  は現在の汀線から処分場までの水平距離を表す。)

$$c(t) = b(x_0, t) - d(t) \quad (\text{式 3-8})$$

各代表点に処分場を設置することを想定した場合、ケース b では、侵食速度を 0 と仮定しているために、処分場深度 (直上の海底 (時期によっては地表) 面までの土被り厚) は全く変化しないのに対して、地表に露出している期間には隆起速度と等しい侵食が生ずることを仮定したケース a では、処分場深度  $c(t)$  が徐々に減少することとなる (図 3-6)。

### 3.3.3 汀線と塩淡水境界の分析

次に、汀線と塩淡水境界の分析について述べる。

時間とともに変遷する地形 (ケース a の場合、図 3-5) から、各時期における海水準 (図 3-3) に相当する地点を抽出することによって、汀線の移動を把握する。

侵食速度の不確実性に対応して想定した前述の 2 つのケースに応じて、図 3-7 に示すように、将来の汀線の移動も大きく異なったものとなり、以下のような特徴を有する。なお、海退時の汀線位置は、侵食の影響に依存しないため、いずれのケースでも同じである。

- ケース a では、海退時の汀線は時間の経過とともに徐々に沖合へと移行するのに対して、海進時の汀線は一定である。また、このため、汀線の移動距離は徐々に拡大する
- ケース b では、海進時も海退時も汀線が徐々に沖合へと移行し、汀線の移動距離は時間に依らず一定である

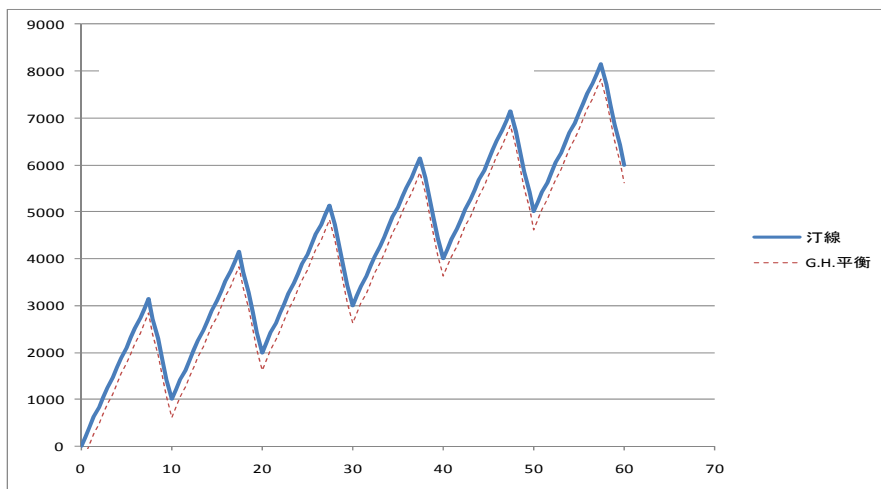
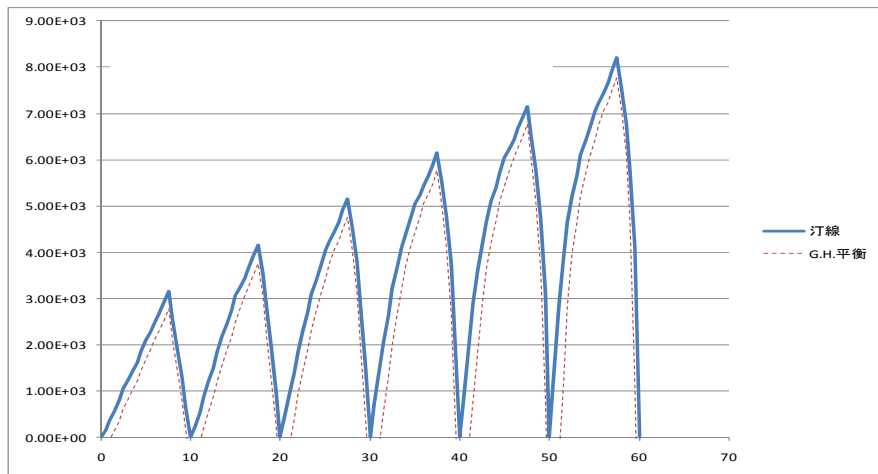


図 3-7 将来の汀線の移動挙動の侵食速度依存性

地下深部においても、塩水域と淡水域との境界（塩淡境界）が生ずるが、その位置は、汀線とは一致しないことが知られている。なお、実際には、塩水と淡水とは非混合性ではないために遷移域を伴うが、ここでは、対象とする系全体のスケールに比して遷移域は十分に小さいものと仮定する。

均質な岩盤を想定した場合の塩淡境界の形状については、ガイベンーヘルツベルグの関係式によって表現できることが提案されている（Freeze and Cherry, 1979: Domenico and Schwartz, 1998）。この関係式では、塩水と淡水の密度差および海水面から地下水面までの高さとの関係から、海水面から塩淡境界までの深さを定義している。ガイベンヘルツベルグの式から塩淡境界の平衡位置を推定すると、淡水と海水の密度差（約 2.5%）に起因して、陸域の塩淡境界は当該地点の標高の 40 倍に相当する深度に位置する。なお沿岸地域の地下では、比重の大きい海水が淡水の下方にくさび状に入り込み、塩淡境界が形成されていると想定すると、ガイベン・ヘルツベルグの法則は、陸域と海域の条件が長期間一定であったとした時の塩淡境界形状を表す法則である。陸域の地下水位（海水面から地下水面までの高さ）を  $h$ 、淡水の密度を  $\rho_f$ 、海水の密度を  $\rho_s$ 、重力加速度を  $g$  とすると、水圧の釣り合いから海水面から塩淡境界面までの深さ  $H$  は、次式により求められる。

$$\rho_s g H = \rho_f g (H + h) \quad (\text{式 3-9})$$

$\rho_f = 1000\text{kg/m}^3$ ,  $\rho_s = 1025\text{kg/m}^3$  を代入すると,  $H/h=40$  となり, 地下水位の 40 倍程度深部に塩淡境界が形成されることになる。図 3-7 に示した汀線近傍の赤い点線は, 想定される処分場位置として, 例えば標高-750m における塩淡境界の位置を示したものである。

ガイベン・ヘルツベルグの法則は, 陸域と海域の条件が長期間一定で塩淡境界形状が定常であると仮定したときに成立する。一方, より長期的な海水準変動および隆起浸食の影響を考慮すると, 図 3-3 に示したように海水準および標高が時間とともに変化するような, 動的な系で塩淡境界を設定する必要がある。この場合, 深部の塩淡境界を上記のような定常状態を前提とした方法で予測するのは適切ではなく, 非定常な状態を想定する必要がある。このように地下水流動が非定常な場合には, 非定常密度流解析によって塩淡境界の位置を推定する方法がある。低透水性の地層の存在や不均質な地質構造によって, 汀線の移動に対する塩淡境界の位置の移行パターンも影響を受けることとなる。特に, 地層処分の母岩となるような低透水性の地層では, 塩淡境界が海水準および標高の変化に追従できず, 定常状態を仮定して求めた境界の位置に対して遅れが生ずることが予想される。ここで, 海退時には, 陸側の地形勾配を駆動力として塩淡境界が沖合へと移動するのに対して, 海進時には海側に残留した淡水と海水との比重の差を駆動力として塩淡境界が陸側へと移動することとなる。このため, 塩淡境界の移動は, 一般に, 海退時のほうが海進時よりも大きい傾向がある。一方, 図 3-4 に示したように, 海退時において, 海水準は約 7.5 万年間で 120m 低下するのに対して, 海進時には約 2.5 万年間で 120m 上昇することから, 汀線の移動は, 海進時のほうが 3 倍程度速い。以上の解析結果に基づいて, 母岩の透水性に応じて, 地下深部の塩淡境界の移動を, 以下のように類型化した (表 3-2)。

- 母岩の透水性が十分高く, 海進・海退のいずれにおいても, 汀線の移動に追従しガイベン・ヘルツベルグ平衡の位置にある
- 海退時には汀線の移動に追従しガイベン・ヘルツベルグ平衡の位置にあるが, 海進時には追従できない
- 母岩の透水性が低く, 海進・海退のいずれにおいても汀線の移動に追従できない
- 母岩の透水性が極めて低く, 塩淡境界はほとんど移動しない

表 3-2 設定したパターン

パターン	母岩の透水性	塩淡境界の追従	
		海進への追従	海退への追従
1	高	○	○
2	中	-	○
3	低	-	-
4	極低	塩淡境界はほとんど移動しない	

ここでは, 侵食速度が隆起速度と等しいことを想定したケース a において, 上記に従って, 気候・海水準変動および隆起・侵食に伴う環境変遷の類型化を行った。類型化の結果を図 3-8~図 3-11 に示す。図中, 青線は地形変化および海水準変動に従って移動する汀線の位置を表す。赤い実線は, 非定常状態の塩淡境界を例示したものである。

沿岸域のサイトでは、海水準変動および隆起・侵食の作用による汀線の移動により、処分場の直上とその周辺の地表環境が海域から陸域に変化し、再び海域に戻ることを繰り返す複雑な環境に置かれる。また、地下においても、塩淡水境界（塩水と淡水の接触境界）の移動により、処分場の周辺の地下水流速や化学環境（塩分の濃度分布）が変化する。ここでは、隆起速度、侵食速度、海水準変動、気候変動などがどのようなサイクルで変遷していくか設定し、以降の解析に用いる。

隆起速度、侵食速度の設定は、将来に地形がどのように変化するかを記述するのに必要な情報である。また、海水準変動の設定は次に述べる密度流解析において必要な情報となる。氷期・間氷期サイクルによる気象変動は生物圏評価を行う上で必要な情報となる。

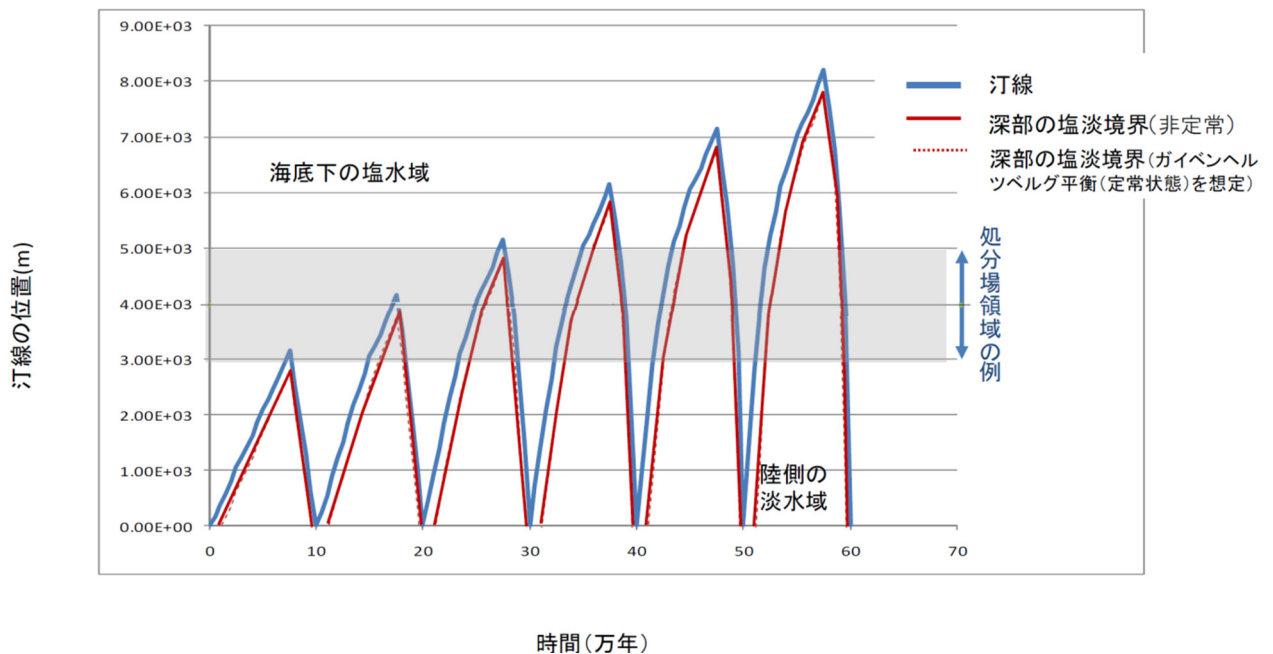


図 3-8 パターン1（母岩の透水性が十分高く海進・海退のいずれでも汀線の移動に追従できる場合）における環境変遷（ケース a：侵食速度＝隆起速度の場合）

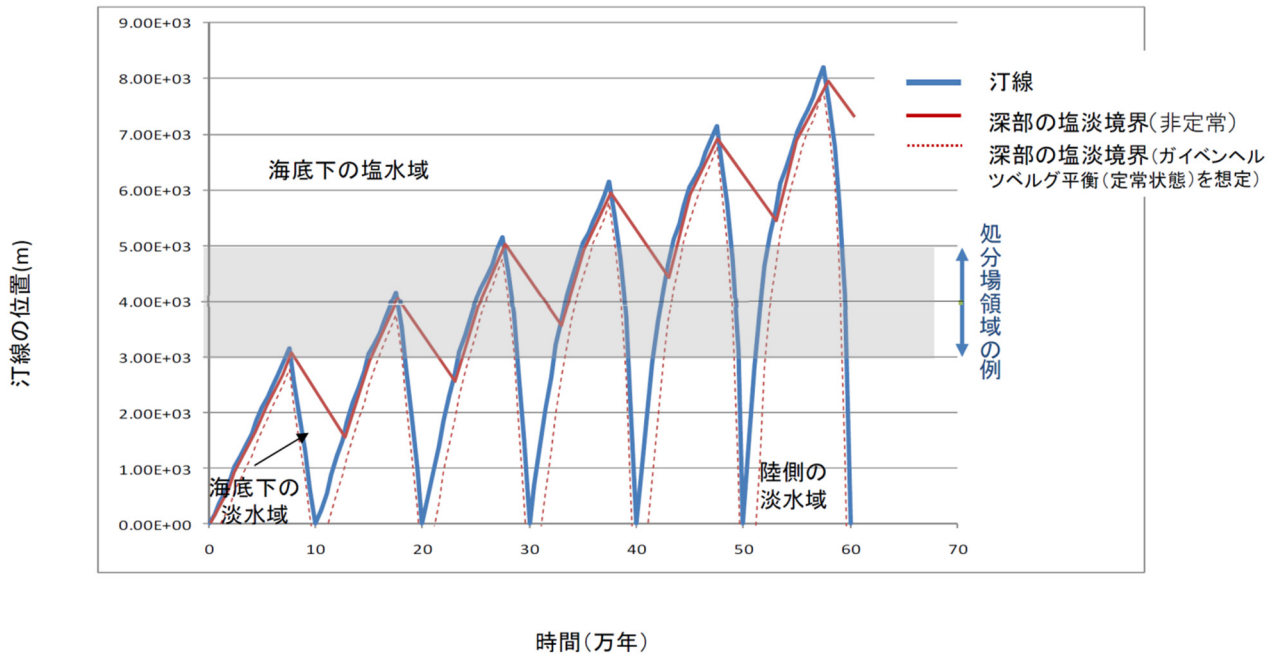


図 3-9 パターン 2 (海退時の汀線の移動には追従できるが海進時には追従できない場合) における環境変遷 (ケース a : 侵食速度=隆起速度の場合)

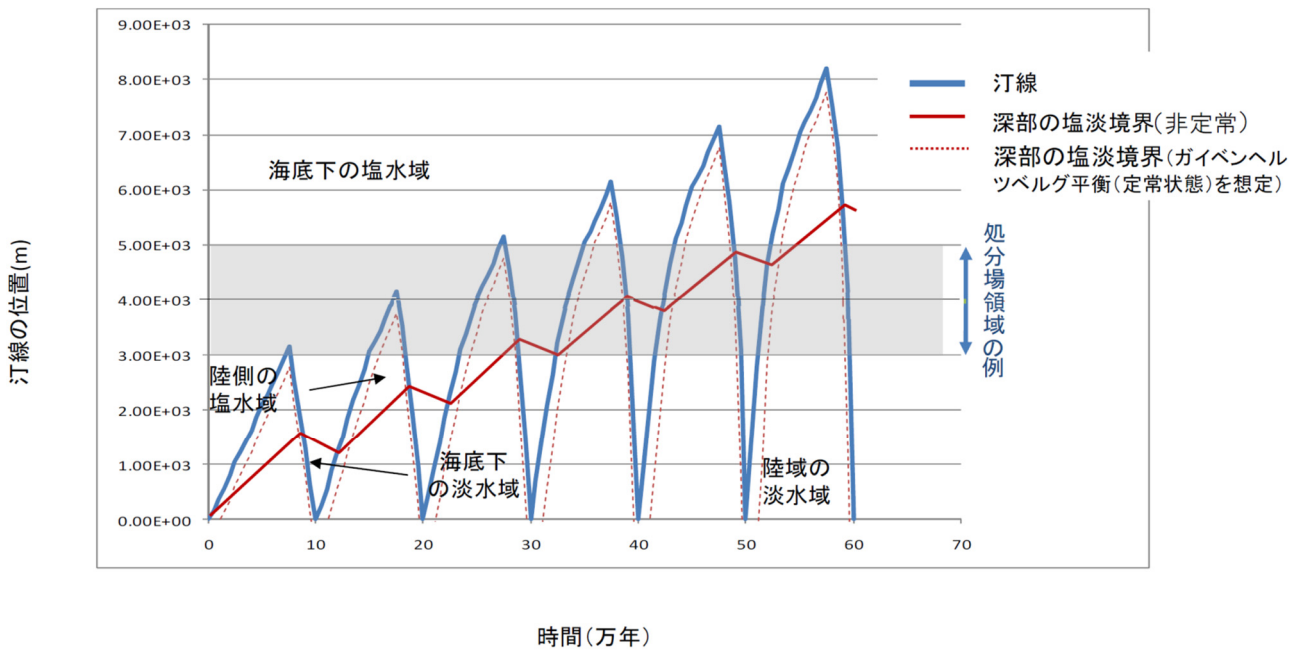


図 3-10 パターン 3 (母岩の透水性が低く海進・海退のいずれでも汀線の移動に追従できない場合) における環境変遷 (ケース a : 侵食速度=隆起速度の場合)



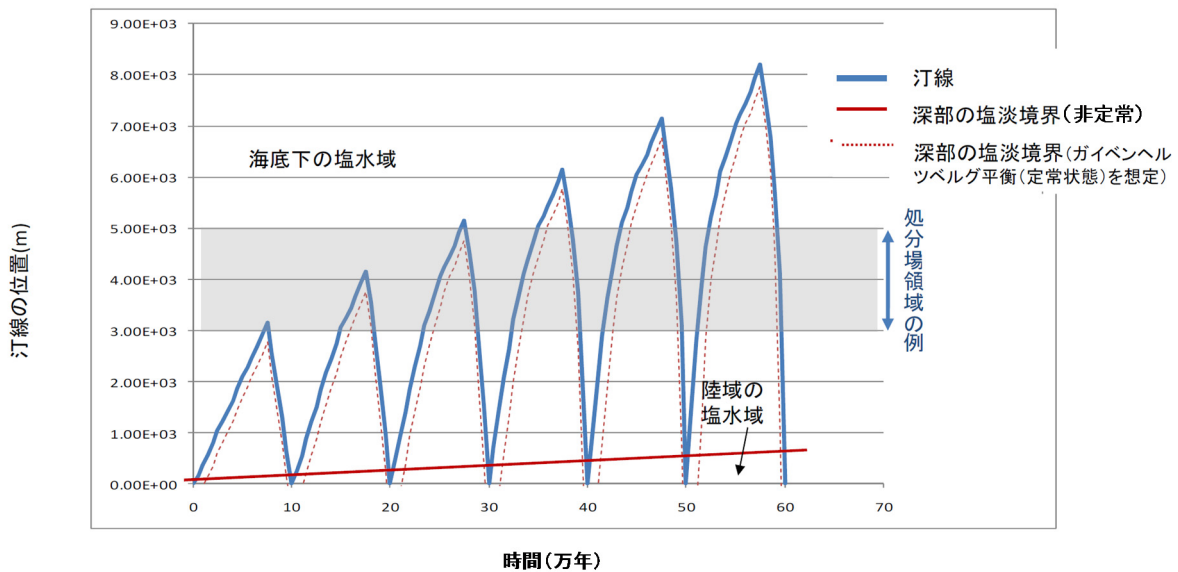


図 3-11 パターン 4 (母岩の透水性が極めて低く塩淡境界の移動がほとんど生じない場合) における環境変遷 (ケース a : 侵食速度=隆起速度の場合)

図 3-9 および図 3-10 に示したように、低透水性の母岩中における塩淡境界の移動が海進時あるいは海退時の汀線の移動から遅れることで、海底下に淡水が取り残された領域 (図中の「海底下の淡水領域」) や陸域に取り残された塩水 (同, 「陸側の塩水領域」) が生ずる。このような過渡的な環境を含めて考えた場合、例えば、現在の汀線から沖合 3km~5km の範囲に処分場を展開した場合の中心部 (沖合 4km) での環境は、各パターンにおいて、時間とともに、次のように推移することとなる。

パターン 1 : 海底下の塩水域⇒陸側の淡水域⇒海底下の塩水域⇒陸側の淡水域 . . . . .

パターン 2 : 海底下の塩水域⇒陸側の淡水域⇒海底下の淡水域⇒陸側の淡水域⇒海底下の淡水域⇒陸側の淡水域⇒海底下の淡水域⇒陸側の淡水域 . . . . .

パターン 3 : 海底下の塩水域⇒陸側の塩水域⇒海底下の塩水域⇒陸側の淡水域⇒海底下の淡水域⇒陸側の淡水域 . . . . .

パターン 4 : 海底下の塩水域⇒陸側の塩水域⇒海底下の塩水域⇒陸側の塩水域 . . . . .

侵食速度を 0 と仮定したケース b においても、同様の類型化を行うことが可能である。この場合には、すでに述べたように、一定期間を経過すると、処分場を含む領域は離水し、完全に陸域の環境へと推移することとなる。ケース b に対する類型化の結果を図 3-12~図 3-15 に示す。

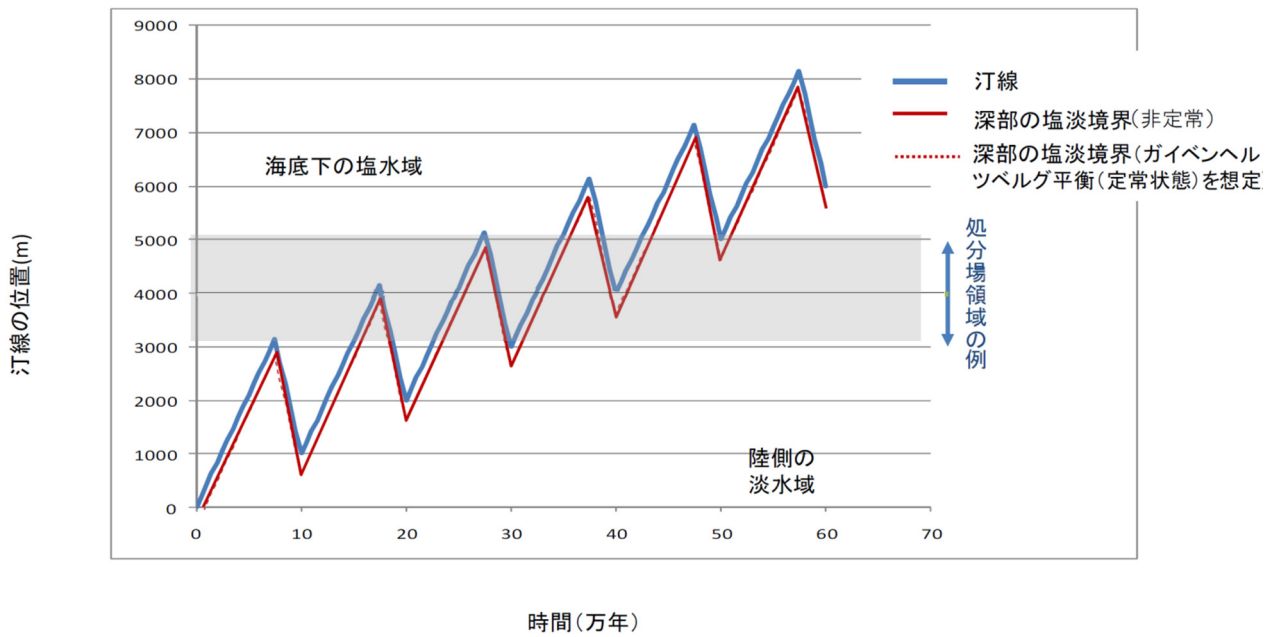


図 3-12 パターン1（母岩の透水性が十分高く海進・海退のいずれでも汀線の移動に追従できる場合）における環境変遷（ケースb：侵食なしの場合）

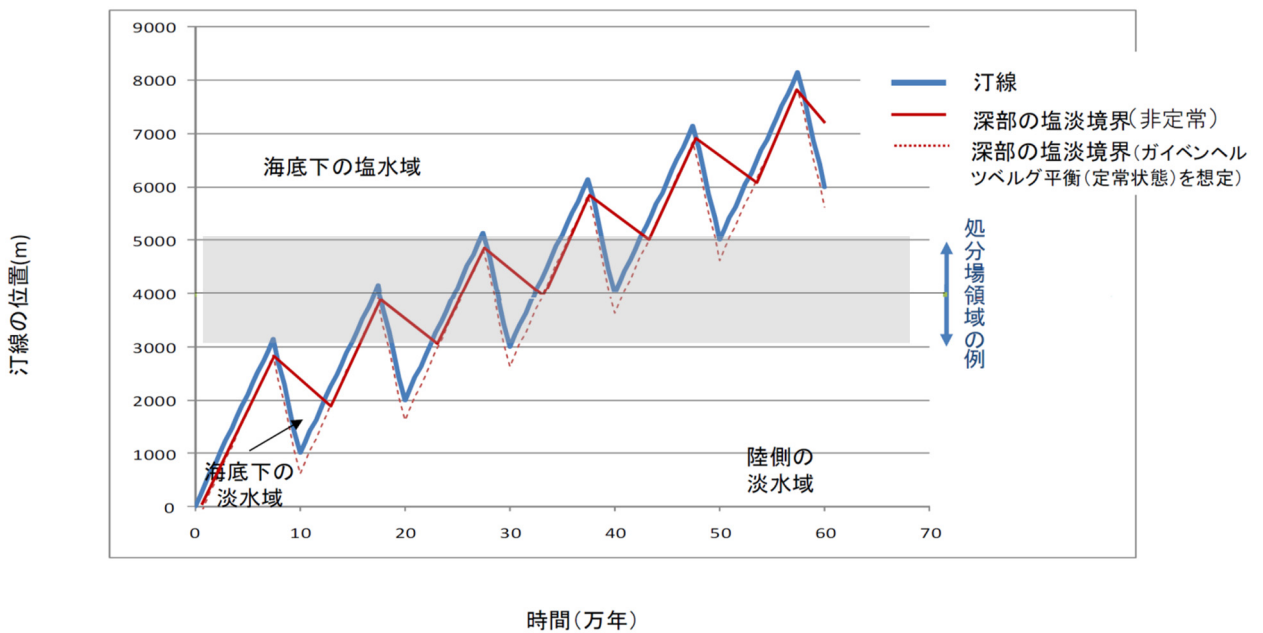


図 3-13 パターン2（海退時の汀線の移動には追従できるが海進時には追従できない場合）における環境変遷（ケースb：侵食なしの場合）

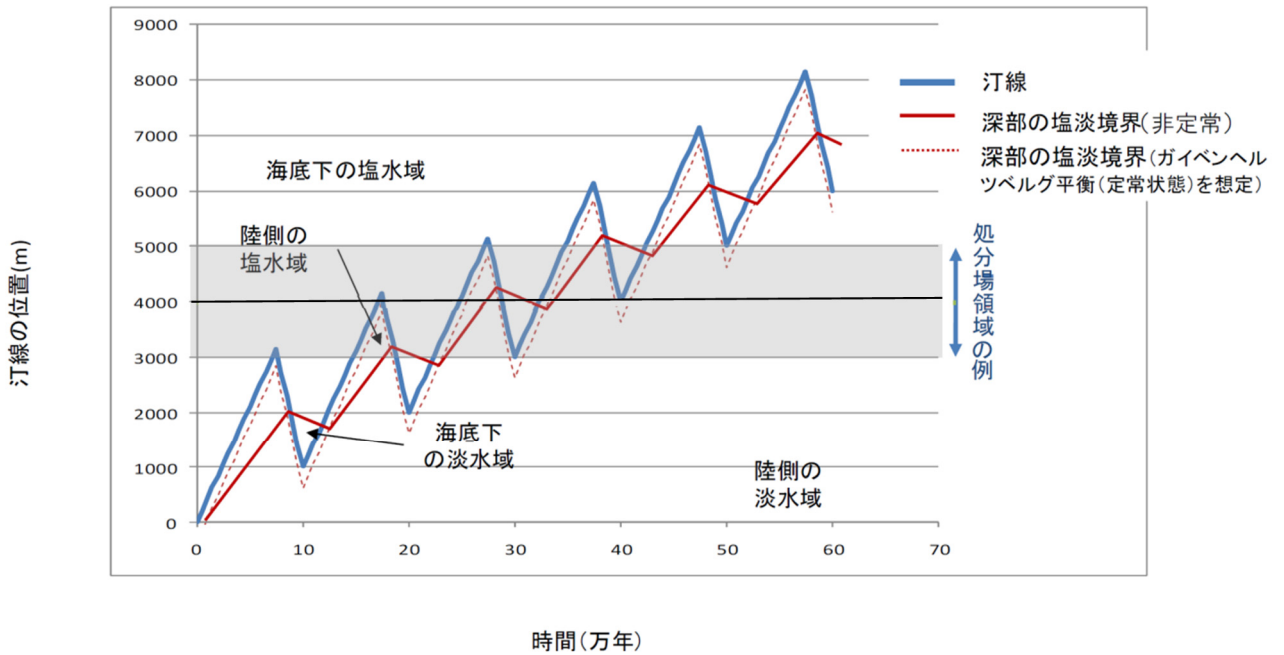


図 3-14 パターン 3 (母岩の透水性が低く海進・海退のいずれでも汀線の移動に追従できない場合) における環境変遷 (ケース b : 侵食なしの場合)

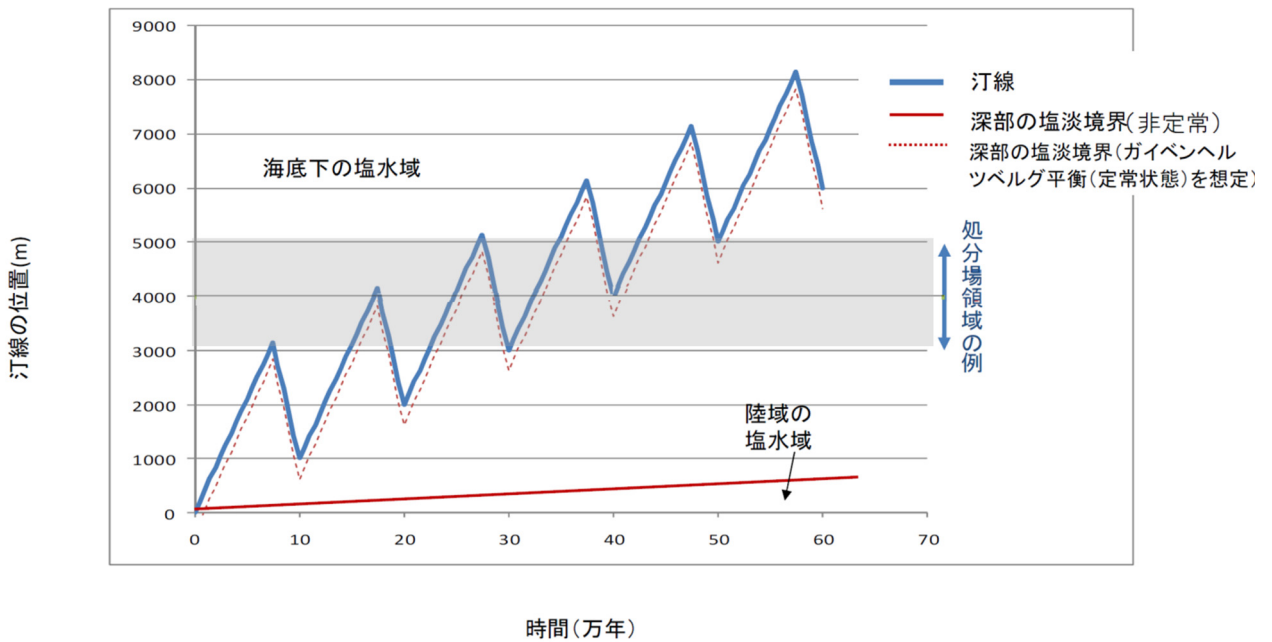


図 3-15 パターン 4 (母岩の透水性が極めて低く塩淡境界の移動がほとんど生じない場合) における環境変遷 (ケース b : 侵食なしの場合)

### 3.3.4 環境変遷の記述

前項において述べたように、将来の気候・海水準変動および隆起・侵食の複合的な影響によって生ずる沿岸域での環境変遷は、ある程度類型化することが可能と考える。

一方、ニアフィールドについては種々の安全機能を期待することになり、これらの安全機能の性能は、熱的条件、水理条件、力学・物理条件、および化学条件といった環境条件に影響を受ける。従って、ここで整理する環境変遷は、ニアフィールドのシナリオを構築する上での境界条件となるものであるとともに、ニアフィールドの環境条件がどのような現象によって時間とともに推移するかという視点から整理することが効果的と考える。そこで、ケース a のパターン 3 (図 3-10) を例として、ニアフィールドの前提条件として着目すべき処分場周辺の環境条件と、気候・海水準変動や隆起・侵食による環境条件への影響因子とを整理した (表 3-3)。

表 3-3 ニアフィールドの前提条件として着目すべき環境条件および影響因子

環境条件		影響因子
熱的条件	・ 地温	・ 隆起・侵食による深度減少
水理条件	・ 地下水流向分布 ・ 地下水流量分布 ・ 圧力分布	・ 隆起・侵食による地形変化 ・ 海水準変動による動水勾配の変化 ・ 塩淡境界の移動による流向・流速の変化 ・ 気候変動による涵養量の変化
力学および物理条件	・ 地圧 ・ 水圧	・ 隆起・侵食による深度減少 ・ 海水準変動による基準面の変化
化学条件	・ 地下水水質	・ 塩淡境界の移動による水質変化 ・ 異なる水質間での混合

ここでは、図 3-16 に示した環境変遷のパターンに従い、時間および空間を以下のように区分することとし、地層処分システムの将来の状態を表現した結果を表 3-4 に示す。

空間区分：現在の標高-750m において汀線から沖合 3km～5km に展開される処分場領域の中で、汀線からの距離に応じて環境変化に位相差が生ずることから、処分場領域を陸側、中央部および沖合側の三つに区分する

時間区分：上記の三つの処分場領域において環境変化の生ずる 2 回目～6 回目の海水準変動のそれぞれにおいて処分場よりも汀線が陸側にある期間と海側にある期間とを区分する

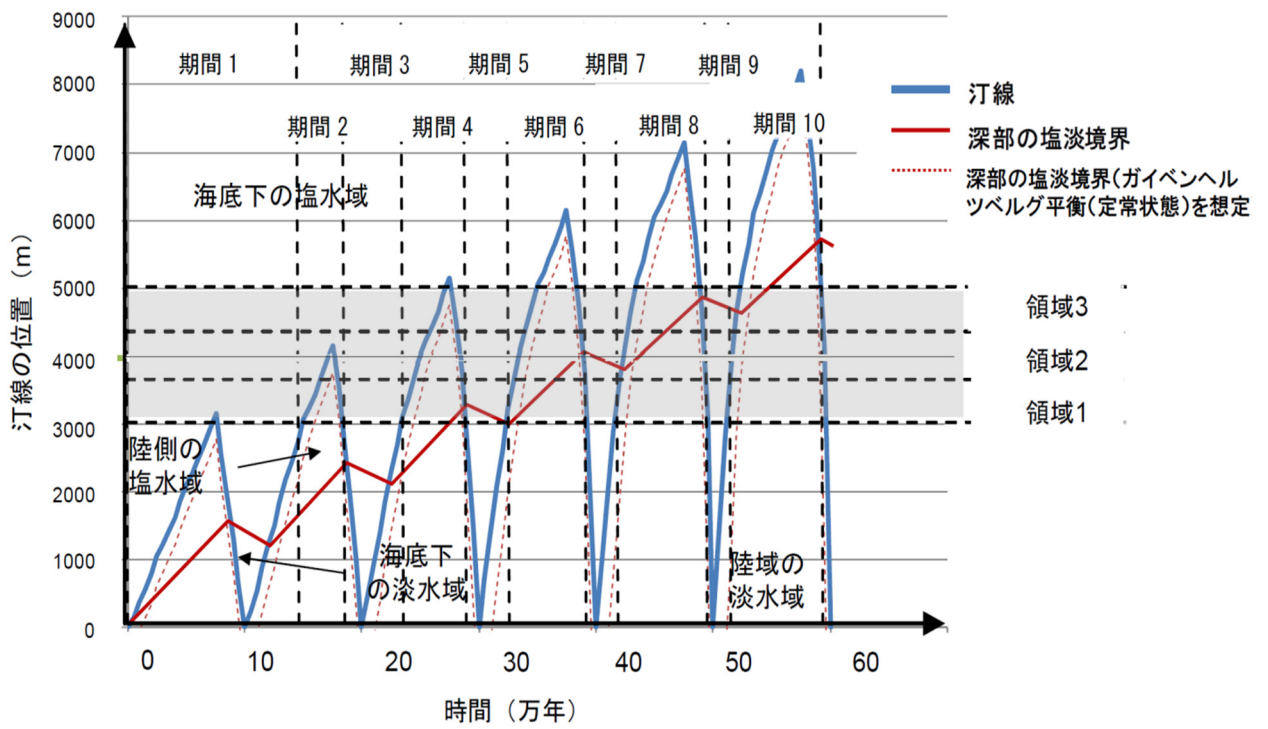


図 3-16 環境変遷を記述するための時間・空間区分

表 3-4 海水準変動および隆起・侵食による環境変遷に関するストーリーボードの例（ケース a：パターン3）（1/4）

		期間1	期間2	期間3
領域1	熱的条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず温度は変化しない	深度減少により10万年間で1.5℃程度低下	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず温度は変化しない
	水理条件	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	汀線よりも陸側、塩淡水境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動
	力学条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず地圧は変化しない		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）
領域2	熱的条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず温度は変化しない		
	水理条件	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動
	力学条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず地圧は変化しない		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）
領域3	熱的条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず温度は変化しない		
	水理条件	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動
	力学条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず地圧は変化しない		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）

（矢印は、地下水の流向と大きさを意味する）

表 3-4 海水準変動および隆起・侵食による環境変遷に関するストーリーボードの例（ケース a：パターン 3）（2/4）

		期間 4	期間 5	期間 6
領域 1	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下		
	水理条件	汀線よりも陸側、塩淡水境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	汀線および塩淡水境界よりも陸側にあり地形勾配による比較的速い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	降水起源の地下水
領域 2	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下		
	水理条件	汀線よりも陸側、塩淡水境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	汀線よりも陸側、塩淡水境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）
領域 3	熱的条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず温度は変化しない		
	水理条件	汀線よりも陸側、塩淡水境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	汀線よりも陸側、塩淡水境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ
	力学条件	海底下にあるため侵食による深度減少は生じず地圧は変化しない		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）

（矢印は、地下水の流向と大きさを意味する）

表 3-4 海水準変動および隆起・侵食による環境変遷に関するストーリーボードの例（ケース a：パターン3）（3/4）

		期間 7	期間 8	期間 9
領域 1	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下		
	水理条件	海底下に軽い淡水があるため対流による上向きの遅い流れ	汀線および塩淡境界よりも陸側にあり地形勾配による比較的速い流れ	海底下に軽い淡水があるため対流による上向きの遅い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下		
	化学条件	降水起源の地下水	降水起源の地下水	降水起源の地下水
領域 2	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下		
	水理条件	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	汀線および塩淡境界よりも陸側にあり地形勾配による比較的速い流れ	海底下に軽い淡水があるため対流による上向きの遅い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	降水起源の地下水	降水起源の地下水
領域 3	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下		
	水理条件	海底下で海退時には沖合に、海進時には陸側に微小な流動	汀線よりも陸側、塩淡境界よりも海側にあり、海側に向かった遅い流れ	海底下に軽い淡水があるため対流による上向きの遅い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下		
	化学条件	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	海水起源の地下水水質（高塩分濃度）	降水起源の地下水

（矢印は、地下水の流向と大きさを意味する）



表 3-4 海水準変動および隆起・侵食による環境変遷に関するストーリーボードの例（ケース a：パターン 3）（4/4）

		期間 10
領域 1	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下
	水理条件	汀線および塩淡水境界よりも陸側にあり地形勾配による比較的速い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下
	化学条件	降水起源の地下水
領域 2	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下
	水理条件	汀線および塩淡水境界よりも陸側にあり地形勾配による比較的速い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下
	化学条件	降水起源の地下水
領域 3	熱的条件	深度減少により 10 万年間で 1.5°C 程度低下
	水理条件	汀線および塩淡水境界よりも陸側にあり地形勾配による比較的速い流れ
	力学条件	10 万年間で地圧が数 MPa 程度低下
	化学条件	降水起源の地下水

（矢印は、地下水の流向と大きさを意味する）

### 3.4 まとめ

本章では、沿岸域における地質環境の長期変遷を考慮した地層処分システムの状態設定手法を開発した。具体的には、沿岸域における海水準変動および隆起・侵食に対して、これらの複合的な影響が汀線や塩淡水境界に与える影響を分析し、ストーリーボードとして例示した。これにより、これまで単一の事象毎の分析に留まっていた沿岸域における地層処分システムの将来の状態を複合的に設定できるようになった。

今後は、密度流解析結果の反映方法、ニアフィールドを対象とした状態設定、核種移行解析モデルやパラメータ設定への展開、調査計画および設計へのフィードバックについて検討する必要がある。

### 参考文献 (3章)

Bouwer, H. (1978): Groundwater Hydrology, McGrawhill, New York.

Cooper, H.H., Kohout, F.A, Henry, H.R. and Glover, R.E. (1964): Sea Water in Coastal Aquifers, USGS, Water-Supply Pap. 1913-C, p.84.

Church, T.M. (1986): An underground route for the water cycle. Nature, 380(18), 579-580.

Domenico, P. A. and Schwartz, F. W. (1998): Physical and Chemical Hydrogeology, 2nd edition, John Wiley & Sons.

Ebashi, T., Ishiguro, K., Ishida, K., Takase, H., Yamaguchi, M., Kawasaki, D.: SCENARIO DEVELOPMENT METHODOLOGY FOR DYNAMIC SYSTEM EVOLUTION IN COASTAL AREAS, Proceedings of International High-level Radioactive Waste Management Conference, pp. 884-891, Albuquerque, New Mexico, U.S.A, April 10-14 (2011).

Freeze, R.A. and Cherry, J. A. (1979): Groundwater, Prentice Hall, Englewood Cliff.

原子力安全委員会 (2004) : 放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項について.

伊藤成輝, 越谷賢, 丸井敦尚(2010): 幌延沿岸域における地下水流動・塩淡水境界解析の初期モデル構築, 地下水学会誌 Vol. 52 (2010) No. 4 p.381-394.

NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性ー「処分場の概要」の説明資料ー, NUMO-TR-04-01.

NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004) : 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠, ー「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料ー, NUMO-TR-04-02.

JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性ー地層処分研究開発第2次取りまとめー 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.

核燃料サイクル開発機構 (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性ー地層処分研究開発第2次取りまとめー総論レポート, JNC TN1400-99-020.

Meisler, H., P.P. Leahy, L.L. Knobel (1984): Effect of Eustatic Sea-Level Changes on Saltwater-Freshwater in the Northern Atlantic Coastal Plain. U.S. GEOLOGICAL SURVEY WATER-SUPPLY PAPER 2255, 12-28.

産業創造研究所(2006):平成 18 年度地層処分技術調査等バリア機能総合調査(塩水環境下処分技術調査) 成果報告書, pp.222-306.

産業技術総合研究所(2012):沿岸域塩淡水境界・断層評価技術高度化開発 平成 23 年度成果報告書, pp.160-181.

産業技術総合研究所(2013):沿岸域塩淡水境界・断層評価技術高度化開発 平成 24 年度成果報告書, pp.305-341.

Stringfield, V.T and LeGrand, H.E. (1969): Relation of Sea Water to Fresh Water in Carbonate Rocks in Coastal Areas,

with Special Reference to Florida, USA and Cephalonia (Kephallinia), Greece, Jour. Hydrol., 9, pp.387-404.

## 第4章 隆起速度と侵食速度の違いおよび海水準変動に着目した核種移行解析手法の開発

### 4.1 背景と目的

我が国の地質環境の特徴としては、変動帯に位置する弧状列島からなり、様々な種類の地質や岩体により複雑に構成されていること、安定大陸と比べて天然現象（火山・火成活動、地震・断層活動、隆起・沈降運動）が活発に認められること、地下水の水位が高く、岩盤中に開口割れ目等が存在する場合、その空隙は地表付近まで地下水に満たされている所が多いこと等が挙げられる。このうち、天然現象の火山・火成活動および地震・断層活動については、最終処分法（法律，2007）や概要調査地区選定上の考慮事項（以下、考慮事項という：NUMO，2004）等に基づき避けることとなっている。一方、広域的で緩慢な現象である隆起・侵食については、最終処分法や考慮事項に基づき、明らかに隆起速度が速い場所は選定しないこととしている。しかしながら、将来数十万年を超えるような超長期においては、隆起・侵食が継続する場合、地形や深度の変化、それらが地下水流動や地下水質に影響を及ぼす可能性がある。このため、隆起・侵食が地層処分システムの長期的な性能に及ぼす影響を評価できるようにしておく必要がある。また、沿岸部については、隆起・沈降による相対的な海水準変動（海進・海退）が想定される。その場合には、塩淡水境界や地下水流動などが変遷することが考えられ、それらが地層処分システムに与える影響を評価する必要がある。

これまでの検討においては、隆起・侵食による深度の減少に伴い、深度 100m 以浅に仮定する酸化帯に入ることを想定し、地下水流動や地下水質が変化することを想定していた（JNC，1999a）。この分析は、隆起速度と侵食速度が等しいと仮定して処分深度が減少するという想定に基づくものであり、実際のサイトにおいては、局所的な褶曲構造や断層の存在等により、隆起速度と侵食速度が異なることも十分に考えられ、その場合にはその違いが地層処分システムに与える影響を分析しておく必要がある。また、地表環境が時間と共に平野から沿岸に変遷していくことも想定され、その場合には、上述のように塩淡水境界の移動も考慮することが必要となる。この問題に対して、川村ほか（2010）では、特に、隆起速度と侵食速度の違いが引き起こす THMC（Thermal-Hydrological-Mechanical-Chemical，熱-水理-力学-化学）の変化を定性的に抽出するための手法を提案し、仮想的な堆積岩領域に対する試行を行っている。しかしながら、この研究においては、隆起速度と侵食速度の違いが引き起こす THMC の変化を定性的に引き出すための手法として有効であるものの、定量的な核種移行解析をどのように実施するのかについて示されていない。

そこで、本章では、川村ほか（2010）で提案された手法を拡張することとし、隆起速度と侵食速度の違いおよび塩淡水境界の移動に着目した定量的な核種移行解析を実施するための手法として“Relative Rates Method (RRM)”を提案する（Ebashi et al., 2014）。具体的には、提案した手法に基づき、仮想的な堆積岩領域を対象として THMC パラメータおよび核種移行パラメータを定量的に設定し、核種移行解析を実施した内容について報告する。

### 4.2 RRM の概要

我が国では、過去 100 万年から現在までの期間を対象とした場合に、隆起傾向にある地域が多いことがわかっている。その際、我が国における平均的な隆起速度は、山地を除けば、1mm/y 以下である。このため、隆起速度と侵食速度の関係については、地形などによって影響を受けるものの、我が国全体として見れば、隆起速度が侵食速度より大きいといった相対的な違いが存在する。相対的な違いを考慮した隆起・侵食は、地形や THMC の時間的な変化に対して徐々に影響を与えるとともに、それらの変遷は地層処分システムの安全機能に影響を与える可能性がある。

隆起速度が侵食速度を上回る場合には、対象領域が丘陵や山地になっていくことが想定され、その変化に付随して、処分深度の変化や THMC パラメータの変化が生じることとなる。このことにより、隆起速度と侵食速度の相対的な違い（相対的な違い）と処分場の設置位置に依存して、THMC パラメータが変化することを意味している。このため、隆起速度と侵食速度が異なる状況を相対した解析ケースを設定し、その影響を把握しておくことが必要と考える。

そこで、本研究では、川村ほか（2010）の手法を拡張し、隆起速度と侵食速度の違いおよび塩淡境界の移動に着目した定量的な核種移行解析を実施するための手法として、以下の5つのステップから成る RRM を提案する。

- Step 1: 対象領域の設定
- Step 2: THMC パラメータの設定
- Step 3: 相対的な違いに着目した解析ケースの設定
- Step 4: 核種移行パラメータの設定
- Step 5: 核種移行解析の実施

なお、地表付近の侵食についてはその様式が複雑であることがわかっており、河食（河による侵食）を考慮したいくつかの概念モデルが開発されている（例えば、Miyahara et al., 2011）。加えて、我が国の安全規制においては、原子力規制庁が 2012 年に発足し、余裕深度処分と地層処分に対する考え方を統合的に見直す方針が示されている。このため、本研究においては、隆起・侵食により深度が浅くなっていくことを想定する際、地表付近の侵食様式の複雑さ、および余裕深度処分が 50m 以深と定義されていることを踏まえ、地下深部から深度 50m までの領域を対象とすることとした。

また、沈降・堆積については、処分深度が増すという意味で処分システムにとっては有利な面が大きいと考えられること（土木学会・原子力土木委員会・地下環境部会，2001）、さらに、地表に接近する場合と比較して、地表から遠ざかる場合にはシステムにとって有利に働くことを踏まえ、保守的に考慮しないこととした。

### 4.3 ケーススタディ

ここでは、4.2 節で示したアプローチに基づくケーススタディについて述べる。

#### 4.3.1 Step 1: 対象領域の設定

本項では、まず、文献調査や数本のボーリング調査などにより、場、地質、現在の地質環境条件、隆起速度の概要に関する情報が得られているものと仮定して、仮想的な堆積岩分布域を対象領域として設定した。設定した対象領域の概念を図 4-1 に示す。

設定においては、水平方向のスケールとして数十 km オーダーを想定し、顕著な断層活動・褶曲構造・火山・火成活動はないことを前提とした。なお、堆積岩が分布する領域では、一般的に、異なる物性値を有する岩が層状構造を成して分布すると考えられるが、ここでは、隆起・侵食による深度の変化を考慮すれば処分場を設置する層のみを対象とすることが適切であると考え、本研究では均質な岩で構成されていると仮定した。

なお、本研究では、具体的な地質環境が与えられた場合の適用性を確認することを主眼に置いている

ことから、川村ほか（2010）でその根拠が論じられている仮想的な堆積岩領域を対象とする。この堆積岩領域は、我が国の幅広い地質環境に関する知見（例えば、核燃料サイクル開発機構，1999b）や幌延深地層研究計画で得られた知見（例えば、太田ほか，2007）等を参照して設定されたものである。以下では、その概要のみを示す。

- 水理特性については、深度 100m 以浅と深度 100m 以深で透水係数が大きく変わる。また、水理特性に影響を及ぼす大規模な割れ目帯等は存在しない。
- 力学特性については、堆積岩を想定していることから、深度が深くなるにつれて、圧密と地温勾配による続成作用を受け硬質になる傾向が認められるが、表層の風化部を除くと密度、有効間隙率、強度に大きな変化はなく、ほぼ均一な特性である
- 化学特性については、丘陵および平野では、淡水が分布することを想定した。淡水は深度 100m 以浅では Na-Ca-HCO<sub>3</sub> タイプが支配しているが、100m 以深では Na-HCO<sub>3</sub> タイプが支配している。沿岸の浅部では、淡水が分布しているものの、深部では塩水が分布しており、その境界部は 100m 程度である。鉱物組成については、続成作用、地下水の酸化還元環境の相違により、主にシリカ鉱物、粘土鉱物、黄鉄鉱の組成に差がある。

水平方向の区分については、地表環境と地下水水質に着目し、丘陵、平野、沿岸に分割した。一方、深度方向の区分については、地下水流動方向の情報を想定していないことから、主に地下水質および水理特性の観点から 100m 以浅と以深に大別した。人工バリア構成などの処分場の設計については、第2次取りまとめにおける処分場の仕様に準拠することとした。なお、処分深度については、500m を想定することとした。

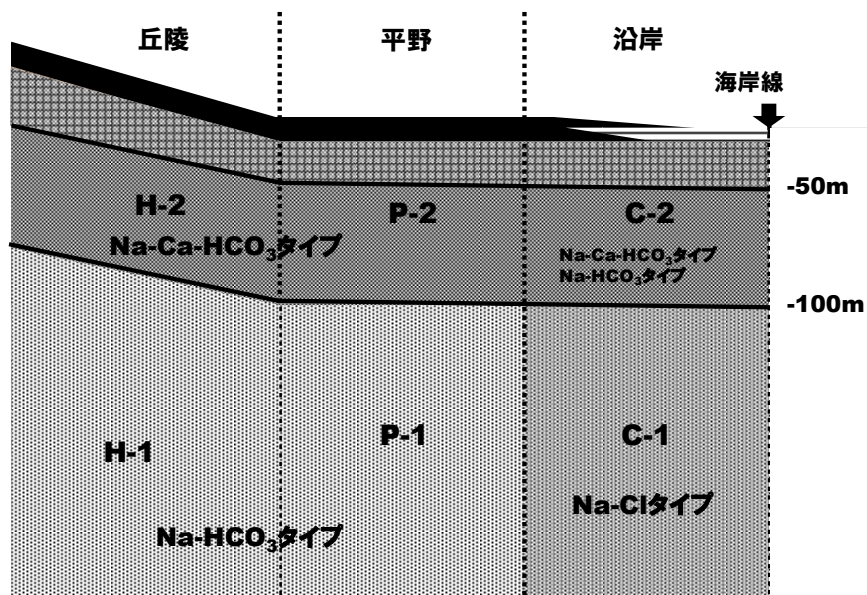


図 4-1 対象領域の模式図（川村ほか（2010）に基づき作成）

#### 4.3.2 Step 2: THMC パラメータの設定

次に、各ブロックに対して THMC パラメータを設定した。設定した結果を表 4-1 に示す。

まず、温度に係るパラメータについては、既往の火山から離れた位置におけるボーリング調査の結果（JNC, 1999b; JNC, 2005; 矢野ほか, 1999）に基づき、地温勾配を 100m あたり 2°C、地表付近の温度を 15°C と設定した。その上で、H-1, P-1, C-1 には深度 500m に対する温度として 25 度を設定するとともに、H-2, P-2, C-2 には、深度-50m と深度-100m の中間である深度-75m の値として、17°C を設定した（深度-75m では 16.5°C でありその値を丸めて 17°C とした）。

岩盤の透水係数および動水勾配については、新第三紀堆積岩および第四紀堆積岩に対する既存のボーリング調査を参照して設定した。参照したデータは、宗谷、房総、秋田—新潟の各地域で得られたデータである（JNC, 1999b; JNC, 2005; 太田ほか, 2011）。

間隙率と岩盤密度については、我が国における新第三紀堆積岩の砂質岩および泥岩／凝灰質岩に関する既存の調査データ（佐藤ほか, 1992; JNC, 1999a; JNC 1999b）を参照して設定した。また、宗谷地域の新第三紀堆積岩については地下研究施設の建設に伴う深度方向のデータが出てきており、そのようなデータも参照した（太田ほか, 2011）。地下水組成については、宗谷、房総、秋田—新潟の各地域で得られたボーリング調査データに加え（JNC, 1999b; 太田ほか, 2011）、沿岸、海域における地下の地下水データに関しては、我が国の地下水の水質データベース（浅森ほか, 2003）より海底下における炭田とトンネル開発で得られた調査結果を抽出・参照して設定した。

表 4-1 各ブロックに対する THMC パラメータ

地質環境条件に係るパラメータ		単位	ブロック							
			H-1	H-2	P-1	P-2	C-1	C-2		
T	岩盤の温度	degree C	25	17	25	17	25	17		
	温度勾配	degree C/100m	2	2	2	2	2	2		
H	透水係数	m/s	$1 \times 10^{-7}$	$1 \times 10^{-5}$	$1 \times 10^{-8}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-9}$	$1 \times 10^{-7}$		
	動水勾配	-	0.035	0.138	0.016	0.100	0.008	0.067		
M	間隙率	%	35	35	35	35	35	35		
	岩盤の密度	g/cm <sup>3</sup>	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7	1.7		
C	pH	-	7.8~8.5	7.5~8.5	7.8~8.5	7.5~8.5	7.8~8.5	7.5~8.5		
	Eh	mV	-340~-280	-300~-200	-340~-280	-300~-200	-340~-280	-300~-200		
	地下水 組成	陽イオン	mg/l	[Na <sup>+</sup> ]	2300	2300	2300	2300	6400	2300
		[K <sup>+</sup> ]		20	20	20	20	70	20	
		[Ca <sup>2+</sup> ]		30	30	30	30	85	30	
		[Mg <sup>2+</sup> ]		20	20	20	20	200	20	
		[Cl <sup>-</sup> ]		2100	2100	2100	2100	9700	2100	
		[HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]		1600	1600	1600	1600	1100	1600	
	陰イオン	mg/l	[CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ]	10	10	10	10	500	10	
	[SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ]		350	350	350	350	1500	350		
	粘土鉱物		1~18	1~18	1~18	1~18	1~18	1~18		
	鉱物組 成	雲母	%	~1	~1	~1	~1	~1	~1	
		緑泥石		n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
方解石		1~5		~1	1~5	~1	1~5	~1		
黄鉄鉱		2~3		2~3	2~3	2~3	2~3	2~3		



#### 4.3.3 Step 3: 相対的な違いに着目した解析ケースの設定

本項では、隆起速度と侵食速度の違いおよび海水準変動による塩淡水境界の移動を考慮して解析ケースを設定した。設定した結果を図4-2および表4-2に示す。本研究では、手法開発が主眼であることおよび仮想的な領域を対象としていることから、感度解析的に解析ケースを設定した。実際の地質環境においては、地史（そのサイトの地質学的な歴史）を踏まえた将来予測により、解析ケースをさらに絞り込むことが可能となる。

隆起速度および侵食速度の設定にあたっては、日本全国を対象とした最近10万年間の隆起速度（日本地質学会，2011）に基づき、過去の変動傾向が将来も継続することを仮定して設定する。隆起速度および沈降速度は、地域性があるものの、山地や半島を除けば、大半の地域が0.1mm/y～1mm/yの範囲に含まれている（日本地質学会，2011；藤原ほか，2001；JNC，1999b）。このため、本検討では、まず、比較の基準とするケースとして、隆起速度と侵食速度を1mm/yと設定した（ケース1）。このケースでは、処分場の深度は侵食速度に応じて単に減少することとなる（図4-2）。また、同様な想定で、隆起速度と侵食速度が0.1mm/yのケースも想定した（ケース4）。

次に、隆起速度が侵食速度よりも大きいことを仮定して、侵食速度が0.1mm/yおよび0.8mm/yの2ケースを感度解析的に設定した（ケース2およびケース3）。これらのケースでは、隆起速度と侵食速度との関係から標高が大きくなることになる。このことは平野をスタートした場合、将来的に丘陵になることを想定する必要がある。ここでどの標高から丘陵とみなすかの定義が必要になる。我が国においてその地質が新第三紀の堆積岩で構成されている宗谷、房総、相模丘陵の平均的な標高はほぼ50～150m程度であった。そのためここでは、標高が初期値から100m高くなる際、地表環境が平野から丘陵に変遷することとした。

さらに、気候変動が引き起こす海水準変動の海進に着目して、その影響を把握するためのケースを設定した。

また、ケース2およびケース3に対する比較検討して、沿岸に変化するケースも設定することとした。このケースを発生させる減少としては、例えば、海進が考えられる。海進とは海水準が上昇することであり、この現象は気候変動に起因する温暖化により単純に海水準が上昇する場合と、土地が沈降していく場合や隆起速度よりも侵食速度が速く土地の標高が低くなっていく場合が想定される。いずれの場合でも陸上のある地点を基準とすると、その基準点が海水準に近づいていく、すなわち海進となる。但し、本論では議論を単純化するため、海水準の上昇する場合のみを検討対象とした。ここでも、ケース2と3と同様にどの標高差から沿岸とするかの定義が必要になるが、ケース2と3の比較対象であるので、地表標高（海拔）が初期値から100m低下した時点で沿岸になることとした。この場合の解析ケース設定は次のとおりである。隆起速度と侵食速度は基本ケース（ケース1）と同様にそれぞれ1mm/yとした。但し、他のケースでは設定しなかった海進速度を0.25mm/y（ケース5）、0.27mm/y（ケース6）と設定した。

さらに、気候変動周期（氷期－間氷期）による海水準変動について検討することとした（ケース7）。この場合は、隆起速度と侵食速度は1mm/yとし、1回の気候変動周期を間氷期80,000年、氷期20,000年の合計10万年と想定した。間氷期と氷期の気候変動とそれに起因する地表および地下の地質環境の変化は急激に変化するわけではないが、議論を単純化するために、ここでは間氷期と氷期の地下の地質環境の変化は上記の時間間隔で発生するものと仮定した。すなわち、間氷期では海進の影響により沿岸、氷期では海退により平野に瞬時に切り替わるものとし、その変動サイクルが継続されるとした。

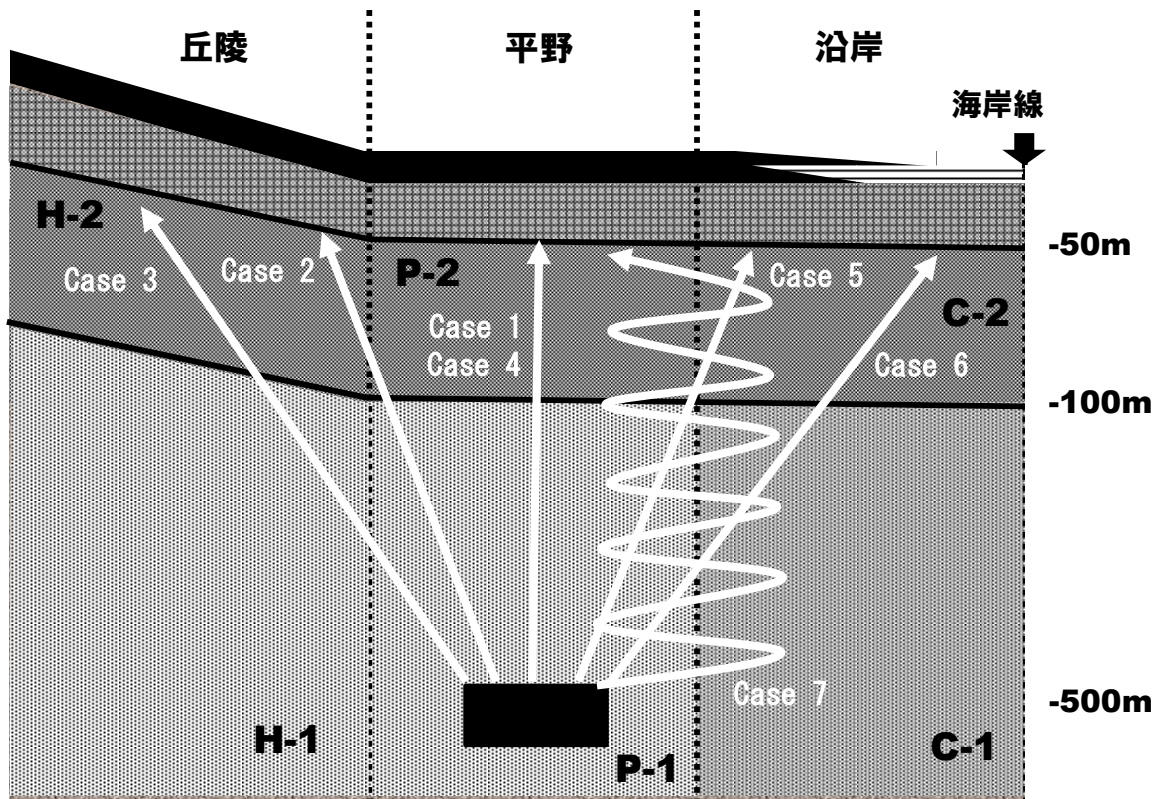


図 4-2 解析ケース

表 4-2 解析ケースと各ブロックの切替時間の関係

解析ケース 番号	地質環境条件の変遷	隆起速度 (mm/y)	侵食速度 (mm/y)*1	海水準変動	ブロックの変遷	出発点からの 距移動離(m)*2	地表の標高 (m)*3	処分場深度 (m)*4	切替時間 (y)
1	平野 → 平野 (P-1 → P-2)	1	1	考慮しない	Arr.(深度-50m)	450	0	-50	450,000
					P-1 → P-2	400	0	-100	400,000
					Dept.(P-1)	0	0	-500	0
2	平野 → 丘陵 (P-1 → H-2)	1	0.8	考慮しない	Arr.(深度-50m)	563	113	-50	562,500
					P-1 → H-2	500	100	-100	500,000
					Dept.(P-1)	0	0	-500	0
3	平野 → 丘陵 (P-1 → H-1 → H-2)	1	0.1	考慮しない	Arr.(深度-50m)	4,500	4,050	-50	4,500,000
					H-1 → H-2	4,000	3,600	-100	4,000,000
					P-1 → H-1	111	100	-489	111,111
					Dept.(P-1)	0	0	-500	0
4	平野 → 平野 (P-1 → P-2)	0.1	0.1	考慮しない	Arr.(深度-50m)	450	0	-50	4,500,000
					P-1 → P-2	400	0	-100	4,000,000
					Dept.(P-1)	0	0	-500	0
5	平野 → Coast (P-1 → C-2)	1	1	海進だけを考慮 0.25mm/y	Arr.(深度-50m)	450	-113	-50	450,000
					P-1 → C-2	400	-100	-100	400,000
					Dept.(P-1)	0	0	-500	0
6	平野 → Coast (P-1 → C-1 → C-2)	1	1	海進だけを考慮 0.27mm/y	Arr.(深度-50m)	450	-122	-50	450,000
					C-1 → C-2	400	-108	-100	400,000
					P-1 → C-1	370	-100	-130	370,370
					Dept.(P-1)	0	0	-500	0
7	平野 → Coast (P-1 → C-1 → C-2)	1	1	海進: 80,000 y 海退: 20,000 y	Arr.(深度-50m)	450	0	-50	450,000
					C-1 → P-2	400	0	-100	400,000
					...	...	...	...	...
					C-1 → P-1	100	0	-400	100,000
					P-1 → C-1	80	0	-420	80,000
Dept.(P-1)	0	0	-500	0					

\*1 処分場の深度は侵食速度に依存して減少する

\*2 隆起による影響のみを考慮した値

\*3 隆起速度と侵食速度の違いに基づく値

\*4 現在の標高を起点とした値

#### 4.3.4 Step 4: 核種移行パラメータの設定

本項では、Step2 で設定した THMC パラメータに基づき、核種移行パラメータを設定した。放射性廃棄物の地下水移行シナリオに係る核種移行モデルとしては、一次元核種移行、多次元核種移行、4 因子公式といった概念があり、それぞれのメリットとデメリットが整理されている（青木ほか，2012）。地層処分安全評価においては、評価の目的（施設設計の妥当性を放射線防護の観点から確認すること、不確実性の影響を把握すること等）に応じてこれらの概念を使い分けることが肝要と考える。本研究は、手法構築を目的としていることから、使用実績が多いことに着目し、一次元の核種移行解析のモデルを採用することとした（例えば、JNC，1999a：日本原子力学会，2009：原子力安全委員会，2007）。

具体的には、天然バリアの核種移行モデルとして既往の 1 次元多孔質媒体モデル、人工バリアとして既往の 1 次元核種移行解析モデルを用いることとし（JNC，1999a），解析コードは Goldsim を用いることとした（GoldSim Technology Group LLC, 2010：小尾・稲垣，2010）。人工バリアのモデルおよび天然バリアの多孔質媒体モデルに対する支配方程式、初期条件、境界条件を付録 A に示す。なお、対象核種については、第 2 次取りまとめで考慮した多くのケースにおいて総線量の最大値の支配核種である Cs-135 に着目した。

これらのモデルおよび THMC パラメータ（表 4-1）を前提として、第 2 次取りまとめ（JNC，1999a）における設定方法に準拠して各ブロックに対する核種移行パラメータを設定した。設定した結果を表 4-4 に示すとともに、その設定根拠を以下に記す。

#### 人工バリア中の間隙水組成の設定

人工バリア中での溶解度、緩衝材への分配係数および緩衝材中の拡散係数を設定するための前提条件として、人工バリア中での間隙水組成の設定を行った。すなわち、浸入する地下水に対し、緩衝材中のスメクタイト（モンモリロナイト）のイオン交換反応と表面酸・塩基解離反応、随伴鉱物との平衡反応、およびオーバーパックに由来する鉄腐食生成物との平衡反応を考慮した、地球化学計算により推定した（小田ほか，1999）。計算条件の概要を表 4-3 に示す。

設定した地下水組成（表 4-1）のうち、幅で提示されている pH および Eh については、最大値と最小値の平均値を用いることとした。

計算は、地球化学計算コード PHREEQC（Parkhurst，1995）により実施した。熱力学データベースは、JAEA-TDB(991231c2)（Yui et al, 1999：吉田・柴田，2005）を用いた。

表 4-3 間隙組成計算条件の概要

地下水タイプ	還元性
緩衝材仕様	ベントナイト (クニゲル V1* <sup>1</sup> ) (70%) / ケイ砂 (30%), 乾燥密度 1.6g/cm <sup>3</sup>
平衡鉱物	随伴鉱物 : 玉髄, 方解石, 黄鉄鉱 腐食生成物 : 磁鉄鉱
陽イオン交換容量	60.1 meq/100g-ベントナイト
初期交換性 陽イオン組成	Z-Na = 51.4, Z-Ca = 7.4, Z-K = 0.6, Z-Mg = 0.7 (Z : 陽イオン交換サイト, 単位 : meq/100g-ベントナイト)
イオン交換反応 定数* <sup>2</sup> (logK <sub>G&amp;T</sub> )	2ZNa - Z <sub>2</sub> Ca : 0.69, ZNa - ZK : 0.42 2ZNa - Z <sub>2</sub> Mg : 0.67, ZNa - ZH : 1.88
表面サイト数	6.48E-05 mol/g-スメクタイト
表面サイト 有効比表面積	29 m <sup>2</sup> /g-スメクタイト
表面サイト 酸・塩基解離定数* <sup>3</sup>	log K(-) = -7.92 log K(+) = 5.67
可溶性塩の取り扱い	溶解, 散逸後を仮定

\*1 : スメクタイト含有量 : 48%として条件を設定。

\*2 : イオン交換反応は, Gaines and Thomas (1953)の定式に従う取り扱いとする。

\*3 : 表面酸・塩基解離反応は, Dzombak and Morel (1990)の Generalized two layermodel に従う取り扱いとする。

#### 評価対象元素の間隙水中溶解度

溶解度の設定は, 前項に示した方法で計算された間隙水に対し, 第2次取りまとめにおける溶解度設定(東ほか, 1999)と同様の手法で行った。すなわち, まず, 各間隙水組成に対し, 熱力学的安定性や溶解度実験結果から, 現実的と考えられる溶解度制限固相を想定し, その固相と間隙水との平衡計算を行い, 各元素の間隙水中濃度 (=溶解度)を地球化学計算コード PHREEQC により計算する。なお, この際, 熱力学データは第2次取りまとめの溶解度計算に用いられたものと同じ, JAEA-TDB(991231c2) (Yui et al, 1999 : 吉田・柴田, 2005)を用いた。核種移行計算に用いる溶解度の設定は, この溶解度計算結果に加え, 利用した熱力学データの整備状況や, 溶解度実験の実測値等を考慮し, 現実的かつ保守的な値を選定した。

#### 評価対象元素の緩衝材への分配係数

第2次取りまとめの設定(柴田ほか, 1999)と同じ値を設定した。設定において分配係数に影響を及ぼす因子として, 間隙水のイオン強度を考慮した。今回の設定の対象となっている領域の間隙水は, イオン強度  $I > 約 0.1$  であることから, 海水系相当と考え,  $C_s$  の分配係数を設定した。

#### 評価対象元素の緩衝材中の実効拡散係数

ここでは,  $C_s$  に対して, クニゲル V1 中の  $C_s$  の実効拡散係数 ( $D_e$ ) の実測値に基づき設定を行った (Sato, 1998)。なお, 本設定では, 間隙水中のイオン強度の影響については, 第2次取りまとめ以降の知

見（鈴木，2002；石寺ほか，2004）も考慮し，補正を行った。

なお，拡散係数は，いずれも温度補正を行うこととし，実測値から導出される値を25℃とし，活性化エネルギーを15.05kJ/molとして，アレニウスの式により，与えられた温度に対して補正を行った。

#### 評価対象元素の母岩への分配係数

第2次取りまとめにおける設定方法（澁谷ほか，1999）と同様に，既往のバッチ収着試験データを集めた収着データベースから，データの信頼性や実験条件と与えられた環境条件の類似性等を考慮して，現実的かつ保守的な値を設定した。収着データベースは，JAEAのデータベース（齋藤ほか，2007）を用いた。なお，Csについては，幌延地域の堆積岩に対する実測値（Xia et al., 2004a ; Xia et al., 2004b）を優先的に考慮することとした。設定値は，1または $5 \times 10^n$ （nは整数）とした。

#### 評価対象元素の母岩中の実効拡散係数

我が国の堆積岩地域の一例として，幌延地域の堆積岩に対して測定されているヨウ素（I-）の実効拡散係数の実測値を参考として設定を行った。下茂ほか（2007）に示されている間隙率と実効拡散係数の値から両者の関係式を導出し，与えられた間隙率での実効拡散係数を導出した。また，拡散係数は，いずれも温度補正を行うこととし，実測値から導出される値を25℃とし，活性化エネルギーを15.05kJ/molとして，アレニウスの式により，与えられた温度に対して補正を行った。

#### ガラス溶解速度

ここでは，長期的なガラス溶解速度に主要な影響を与える因子として温度に着目し，第2次取りまとめ（JNC，1999a）における温度とガラスの長期的な溶解速度の回帰直線に，処分環境条件の温度（T）の値（17℃，25℃）を代入することにより，各温度に対するガラス溶解速度を設定した。

表 4-4 各ブロックに対する核種移行パラメータの設定値

核種移行パラメータ	単位	丘陵		平野		沿岸	
		H-1	H-2	P-1	P-2	C-1	C-2
人工バリア							
溶解度	mol/l	Soluble					
緩衝材に対する分配係数 (Cs)	m <sup>3</sup> /kg	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
緩衝材に対する拡散係数 (Cs)	m <sup>2</sup> /s	2.7×10 <sup>-10</sup>	2.3×10 <sup>-10</sup>	2.0×10 <sup>-10</sup>	2.5×10 <sup>-10</sup>	2.0×10 <sup>-10</sup>	2.3×10 <sup>-10</sup>
ガラス溶解速度	g/m <sup>2</sup> /day	8.7×10 <sup>-5</sup>	4.6×10 <sup>-5</sup>	8.7×10 <sup>-5</sup>	6.4×10 <sup>-5</sup>	8.7×10 <sup>-5</sup>	4.6×10 <sup>-5</sup>
母岩							
分配係数 (Cs)	m <sup>3</sup> /kg	0.5	0.5	0.1	0.5	0.1	0.5
実効拡散係数	m <sup>2</sup> /s	1.2×10 <sup>-11</sup>	1.1×10 <sup>-11</sup>	1.2×10 <sup>-11</sup>	1.1×10 <sup>-11</sup>	1.2×10 <sup>-11</sup>	9.8×10 <sup>-12</sup>
空隙率	%	35	35	35	35	35	35
乾燥密度	kg/m <sup>3</sup>	1105	1105	1105	1105	1105	1105
流速	m/y	3.2×10 <sup>-1</sup>	1.2×10 <sup>2</sup>	1.4×10 <sup>-2</sup>	9.0×10 <sup>0</sup>	7.2×10 <sup>-4</sup>	6.0×10 <sup>-1</sup>

- EDZ流量については、ゼロ濃度境界を設定した。
- 実流速は、「透水係数×動水勾配/空隙率」に基づき設定した。
- ガラス溶解速度および緩衝材に対する拡散係数については、初期の1万年に対して40℃を想定して設定した(2.7×10<sup>-4</sup> g/m<sup>2</sup>/day and 2.7×10<sup>-10</sup> m<sup>2</sup>/s)。
- 緩衝材中の空隙率と乾燥密度については、0.41および1.6 Mg/m<sup>3</sup>を設定した。

#### 4.3.5 Step 5: 核種移行解析の実施

4.3.4 までの条件に基づき、GoldSim を用いて核種移行解析を実施した。Cs-135 に対する母岩からの核種移行率（フラックス）の系時変化を図 4-3 および図 4-4 に示す。

これらの結果について、フラックスの最大値に着目して分析すると以下のことがわかる。

- ・ケース 2 はケース 1 よりもフラックスの最大値が大きい。これは、ケース 2 の方が侵食速度が小さいことよりも、環境が平野（P-1）から丘陵の浅部（H-2）に変遷したことにより、Cs-135 のフラックスに感度が大きいダルシー流速が数桁以上増加しているためと考えられる。

- ・一方、ケース 3 では、ダルシー流速が数桁以上増加する丘陵の浅部（H-2）となる時間が 400 万年以降であり、フラックスの最大値が丘陵の深部（H-1）の状況下で生じている。

- ・ケース 4 は、ケース 1 よりもフラックスの最大値が小さく、その発生時期が遅くなっている。これは、隆起速度および侵食速度が 1 桁小さいため、平野浅部（P-2）に到達する時期も 10 倍遅くなり、その間の半減期による崩壊等の影響であると考えられる。

- ・ケース 5 およびケース 6 については、ケース 1 よりもフラックスの最大値が小さい。これは、ケース 1 の到達する平野浅部（P-2）のダルシー流速よりも、ケース 5 およびケース 6 で到達する沿岸浅部（C-2）のダルシー流速の方が大きいためである。海退の影響はさほど大きくないと考えられる。

- ・ケース 7 については、フラックスの最大値がケース 1 と概ね同じ値である。これは、平野浅部（P-2）のダルシー流速値が比較的大きく、その到達時期でフラックスの最大値が決定付けられているためである（ケース 1 とケース 7 の P-2 到達時期は同じ値）。このことは、海水準変動に伴う塩淡境界の移動がフラックスに与える影響が大きいことを示唆している。

以上を踏まえると、本研究で着眼した隆起速度と侵食速度の相対的な違い、それらに起因する地質環境条件の変化は、地層処分システムの長期性能に与える影響を大きい因子のひとつであると考えられる。これは、地層処分システムにおける重要核種のひとつである Cs-135 がダルシー流速の変化に鋭敏な核種であることに起因している。一方、隆起速度と侵食速度との複合的な影響を考慮した場合に、海水準変動による塩淡境界の移動は、本研究で想定した範囲という前提条件下において、地層処分システムの長期性能に与える影響がさほど大きくないことが示唆された。

なお、隆起・侵食を考慮した地下水シナリオでは、本報で取り扱わなかった表層付近（深度 50m 以浅）の取扱いも重要な課題のひとつであり、その際には長半減期で酸化還元鋭敏な核種（Np-237 等）が地層処分システムの性能を支配する可能性が高い。



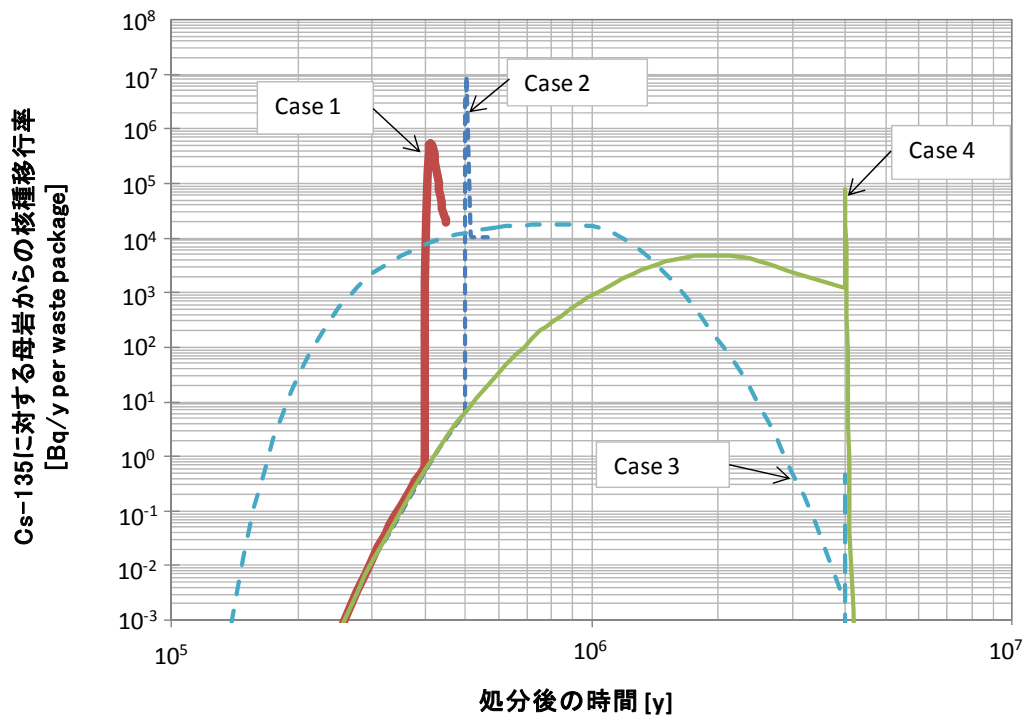


図 4-3 ケース 1～ケース 4 に対する核種移行解析結果の例 (Cs-135)

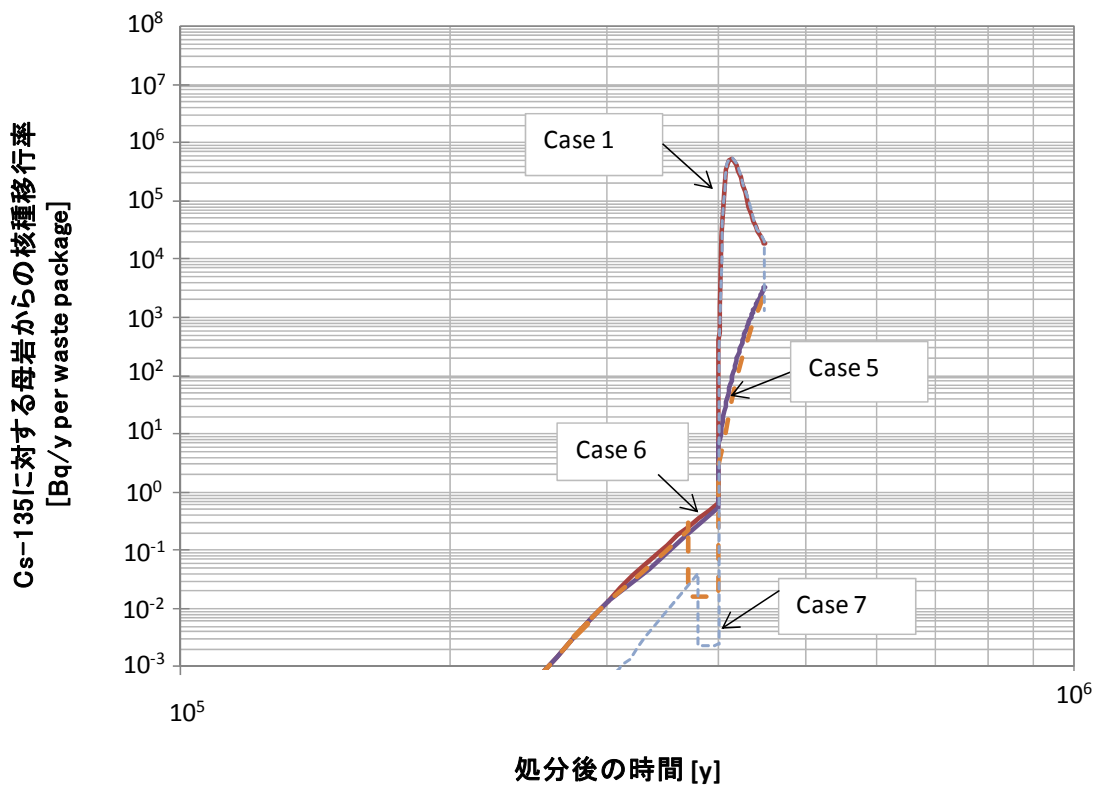


図 4-4 ケース 5～ケース 7 に対する核種移行解析結果の例 (Cs-135)

#### 4.4 まとめ

本章では、隆起速度と侵食速度の違いおよび塩淡境界の移動に着目した定量的な核種移行解析を実施するための手法を開発した。これにより、これまで簡略的かつ定性的な議論に留まっていた隆起・侵食＋海水準変動の影響を複合的かつ定量的に評価することができるようになった。

さらには、仮想的な堆積岩領域に開発した手法を適用することで、具体的なサイトが与えられた場合の適用性を確認し、以下の知見を見出した。

- 隆起速度と侵食速度の相対的な違い、それらに起因する地質環境条件の変化は、地層処分システムの長期性能に与える影響を大きい因子のひとつである。
- 隆起速度と侵食速度との複合的な影響を考慮した場合に、塩淡境界の移動は、本研究で想定した範囲という前提条件下において、地層処分システムの長期性能に与える影響がさほど大きくないことが示唆された。

将来の地層処分事業において沿岸域の地質環境調査を行う場合には、これらの因子に着目して適切に調査計画を立案すべきと考える。

開発した手順の信頼性を高めていくためには、評価対象核種の拡充、深度 50m 以浅も含めた評価手法の体系化、隆起・侵食・海水準変動を考慮した密度流解析結果の反映、透水係数や有効間隙率等の不確実性が地層処分システムの性能に与える影響の把握、地層処分対象 TRU 廃棄物に対する適用性確認、ボーリング調査や塩分濃度に関する解析に基づき代表的な地下水組成を設定するための考え方の整理、動的な変遷を考慮した生活圈評価モデルの開発が必要と考える。さらには、隆起・侵食・塩淡境界の移動が緩衝材やオーバーパック性能に与える影響に関する知見の充実や工学的対策に関するオプションの整理、地震・断層活動と関連付けた隆起・侵食・塩淡境界の移動に関する知見の充実などを行っていく必要がある。さらには、地震・断層活動と関連付けた隆起・侵食・塩淡境界の移動に関する知見の充実などについても検討していく必要がある。

#### 参考文献 (4 章)

- 浅森 浩一; 梅田 浩司; 石丸 恒存; 小松 亮 (2003): 温泉地化学データベースの作成, JNC-TN7450 2002-003.
- 東侍郎, 柴田雅博, 油井三和, 澁谷朝紀, 能登屋信, 吉田泰 (1999): “地層処分研究開発第 2 次と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.
- Church, T.M. (1996): An underground route for the water cycle. *Nature*, 380(18), 579-580.
- 土木学会・原子力土木委員会・地下環境部会(2001): 概要調査地区選定時に考慮すべき地質環境に関する基本的考え方.
- 藤原 治, 三箇智二, 大森博雄 (2001): 日本列島における侵食速度の分布 (CD-ROM 版), 核燃料サイクル開発機構, JNC TN7410 2001-015.
- Dzombak, D.A. and Morel, M.M. (1990): “Surface complexation modeling, hydrous ferric oxide”, John Wiley & Sons. Inc..
- Ebashi, T., Kawamura, M., Inagaki, M., Koo, S., Shibata, M., Itazu, T., Nakajima, K., Miyahara, K., Apted, M.J. (2014): “Relative Rates Method” for Evaluating the Effect of Potential Geological Environmental Change due to Uplift/Erosion to radionuclide migration of High-level Radioactive Waste, *Scientific Basis for Nuclear Waste*

- Management XXXVII (Material Research Society Symposium Proceedings Volume 1665), pp. 39-45.
- Gaines, G.L.Jr. and Thomas, H.C. (1953): "Adsorption Studies on Clay Minerals. II. A Formulation of the Thermodynamics of Exchange Adsorption", The Journal of Chemical Physics, Vol.21, No.4, pp.714-718.
- 原子力安全委員会 (2007): 低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について, 平成19年5月21日.
- GoldSim Technology Group LLC (2010): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, Version 6.0, GoldSim Technology Group LLC.
- 法律 (2007): 特定放射性廃棄物の最終処分に關する法律, 最終改正 平成19年6月13日.
- 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫(2004): 圧縮ベントナイト中のC, Cl, Iの拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及びNaNO<sub>3</sub>の影響, 核燃料サイクル開発機構, JNC TN8400 2004-001. JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999a): 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—, 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNCTN1400 99-023.
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999b): 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—, 分冊1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021.
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005): 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に關する知識基盤の構築—平成17年取りまとめ—分冊3 安全評価手法の開発, JNC TN1400 2005-016. JNC, JNC TN1400 2005-014.
- 川村淳, 江橋健, 牧野仁史, 新里忠史, 安江健一, 稲垣学, 大井貴夫 (2010): "高レベル放射性廃棄物地層処分における性能評価のための隆起・浸食に起因する地質環境条件変化の評価方法の検討", 応用地質 第51巻 第5号 pp.229-240.
- 小尾繁, 稲垣学 (2010): GoldSimによる核種移行パラメータの時間的変化を考慮した地層処分核種移行解析モデルの構築, JAEA-Data/Code 2010-006. JAEA-Data/Code 2010-006.
- Meisler, H., P.P. Leahy, L.L. Knobel (1984): Effect of Eustatic Sea-Level Changes on Saltwater-Freshwater in the Northern Atlantic Coastal Plain. U.S. GEOLOGICAL SURVEY WATER-SUPPLY PAPER 2255, 12-28.
- Miyahara, K., Kawamura, M., Mckinley, I.G., Inagaki, M. and Ebina, T. (2011): "Consequence Analysis of Fluvial Erosion Scenarios for a HLW Repository", Journal of Nuclear Science and Technology Vol.48 No.7 pp.1069-1076.
- 日本原子力学会(2009): 余裕深度処分の安全評価手法: 2008, AESJ-SC-F012:2008.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004): 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠—「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料—, NUMO-TR-04-02.
- 日本地質学会(2011): 日本列島と地質環境の長期安定性, 地質リーフレット4. ISSN 2185-8548, 2011.
- 太田久仁雄, 安部寛信, 山口雄大, 國丸貴紀, 石井英一, 操上広志, 戸村豪治, 柴野一則, 濱克宏, 松井裕哉, 新里忠史, 高橋一晴, 丹生屋純夫, 大原英史, 浅森浩一, 森岡宏之, 舟木泰智, 茂田直, 福島龍朗 (2007): 幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階 (第1段階)研究成果報告書, 分冊「深地層の科学的研究」, JAEA-Research 2007-044.
- Ota, K., Abe, H., Kunimaru, T. (2011): Horonobe Underground Research Laboratory Project; Synthesis of phase I investigations 2001 - 2005, volume "Geoscientific research", JAEA-Research 2010-068.
- Tachi, Y., Suyama, T., Ochs, M., Ganter, C. (2011): Development of JAEA Sorption Database (JAEA-SDB): Update of Data Evaluation Functions and Sorption/QA Data, JAEA-Data/Code 2010-031
- Yano. Y., et al., (1999): Geothermal gradient map of Japan.
- 小田治恵, 柴田雅博, 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間隙水化学の評価, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-078.

- Parkhurst, D.L. (1995): User's Guide to PHREEQC-A Computer Program for Speciation, Reaction-Path, Advective-Transport, and Inverse Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 95-4227 ([http://wwwbr.ccr.usgs.gov/projects/GWC\\_coupled/phreeqc/index.html](http://wwwbr.ccr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/index.html))
- 齋藤好彦, Ochs, M., 陶山忠宏, 北村暁, 柴田雅博, 笹本広(2007): 収着データベースの更新: 信頼性評価に伴う収録データの訂正と公開文献データの追加, 日本原子力研究開発機構 JAEA-Data/Code 2007-014.
- Sato, H. (1998): Data Setting for Effective Diffusion Coefficients (De) of Nuclides in the Buffer for Reference Case in Performance Assessment of the Geological Disposal of High-Level Radioactive Waste (I)・, PNC TN8410 98-097.
- 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特性に関するデータ収集, 動燃事業団技術報告書, PNC TN7410 92-018.
- 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.
- 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.
- 鈴木覚(2002): 人工バリアにおける核種拡散過程に関する研究, 核燃料サイクル開発機構, JNC TN8400 2002-006.
- 澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博(1999): 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.
- 下茂道人, 熊本創, 前川恵輔(2007): 亀裂を有する軟岩の水理・物質移行特性データの取得・解析, 日本原子力研究開発機構 JAEA-Research 2007-016.
- Xia, X., Shibata, M., Kitamura, A., Kamei, G. (2004a): A systematic Study on Cesium Sorption on a Sedimentary Rock towards Reliable Safety Assessment Methodology for HLW Disposal, Advances in Nuclear and Radiochemistry: Extended Abstracts of Papers presented at the Sixth International Conference on Nuclear and Radiochemistry (NRC-6), 29 August to 3 September 2004, Aachen, Germany, in cooperation with University of Cologne, GDCh, FECS, OECD-NEA and IAEA, edited by Syed M. Qaim and Heinz H. Coenen, pp.779-781.
- Xia, X., Shibata, M., Kamei, G. (2004b): 海水系地下水条件下での堆積岩に対するセレンの収着, 日本原子力学会バックエンド部会, 第20回バックエンド夏期セミナー資料集, ポスター7.1-7.9.
- 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, 6p.
- Yui, M., Azuma, J., Shibata, M. (1999): JNC Thermodynamic Database for Performance Assessment of High-level Radioactive Waste Disposal System, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-070.
- 吉田 泰, 柴田雅博(2005): OECD/NEA で整備された熱力学データベース利用環境の整備 その2 - Tc, U, Np, Pu, Am および auxiliary の熱力学データの更新 -, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 2004-025.

## 第5章 成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価方法の開発

### 5.1 背景と目的

性能評価の信頼性を高めていくためには、多様な不確実性をシナリオ・モデル・パラメータの不確実性として評価に組み込み、それらの不確実性が評価結果に及ぼす影響を把握するとともに、これらの不確実性を低減させることが重要となる。不確実性を効果的に低減させるためには、不確実性の影響が大きい因子を抽出し、不確実性低減のための個別現象研究の知見を優先的に拡充することが重要となる。一方、システムの頑健性を提示するための方法のひとつとして、システムが有する安全裕度を評価することが考えられる。安全裕度をパラメータの観点から補完的に評価する場合には、「それぞれのシナリオに対する適切な条件設定に基づいて、保守的な値を考慮した解析結果や感度解析の結果から、線量目安値を満足するパラメータの範囲を算出し、その値と確からしい値との関係から、裕度をおおよそ見積もること」が有効である。このような議論を行うにあたっては、システムに要求される性能を満足するための目安となる定量的な情報が必要となる。これらの情報を得るための手法のひとつとして、単核種が線量を支配する TRU 廃棄物の評価において活用されてきた包括的感度解析手法が挙げられる（電事連・JNC, 2005 ; Ohi et al., 2007）。これは、統計手法を用いた感度解析から「評価結果に与える影響が大きいパラメータ」（以下、重要パラメータ）や影響特性を特定し、それに基づいて「設定した性能目標を満足するパラメータ値の組合せ」（以下、成立条件）を抽出するものである。諸外国における類似の手法としては、たとえば、米国ユッカマウンテンのリスク評価に対して提案されている SPARC 解析がある（Ghosh, 2004）。これは、あるパラメータが好ましくない条件においても、設定した性能目標を達成することができるような他のパラメータの条件(救世主的な条件)およびその発生確率を抽出するものである。これらの手法においては、SPARC 解析が統計的手法を用いて救世主的な条件およびその発生確率を統計解析の結果から合理的に抽出可能であるのに対して、包括的感度解析は、設定したパラメータの範囲からランダムサンプリングによる統計解析あるいは固定した決定論解析を組み合わせるパラメータの影響特性を漸進的に把握しつつ成立条件を抽出可能であるという特徴の違いがある。

パラメータの安全裕度の評価において、保守的な天然バリアの条件下で主に人工バリアを対象とした成立条件が示される場合には、サイト選定に幅を持たせるとともに、地質環境の多様性に対する人工バリアの高い頑健性を示すための有用な情報になると考える。また、海水準変動によるシステムへの影響については、降水系と海水系の地下水環境が周期的に入れ替わることが想定される。従って、保守的な天然バリアの条件に加え、降水系と海水系の地下水環境下における成立条件が示される場合には、沿岸域の地質環境の変遷に対する人工バリアの頑健性を示すための有用な情報となる。

以上を踏まえ、本章では、包括的感度解析手法を高レベル放射性廃棄物のシステムに対して適用し、人工バリアのパラメータに着目して、成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価方法を開発した内容について述べる（江橋ほか, 2009）。具体的には、開発したアプローチを述べた上で、天然バリアをきわめて保守的に設定した条件および降水系と海水系の条件下において、既往の評価（JNC, 1999）において支配的となった核種を対象として、工学的な対策により性能の高度化が可能という観点から、ガラス固化体溶出率、オーバーパックの破損時期、緩衝材の厚さに着目した解析結果とその解釈について示す。

## 5.2 アプローチ

包括的感度解析手法を用いて、複数のパラメータの幅広い変動が評価結果に及ぼす影響を調べる場合には、以下の特徴を考慮する必要がある。

- 地層処分の性能評価のモデルは複雑な入出力関係を有する。このことは、分析対象パラメータの影響特性が、他のパラメータの取りうる値によって変わることの意味する。そのため、パラメータの影響特性の見落としを回避するという観点から、多様な条件を考慮した網羅的な検討が必要となる。
- 包括的感度解析手法を用いて多様な条件を考慮した網羅的な検討を実施するためには、まず、モデルに含まれるすべてのパラメータに幅広い変動範囲を設定し、感度解析を通じてパラメータの不確実性が評価結果に及ぼす相対的な影響を把握することが必要となる。この際、相対的に影響の大きいパラメータの存在によって他のパラメータの影響が見えにくくなり、分析対象パラメータの特性の把握が困難になることがある。このため、相対的に影響の小さい分析対象パラメータの特性を把握するためには、相対的に影響の大きいパラメータを特定の値に固定し、分析対象パラメータを変動させた感度解析が必要となる。その際、分析対象パラメータの影響特性を適切に把握するためには、相対的に影響の大きいパラメータをパターン化して固定し、その固定値に応じた複数の感度解析が必要となる。

一方、HLWの地層処分の性能評価の特徴として、NpやThなどの崩壊連鎖を構成するアクチノイド元素がシステムの性能を支配する核種に含まれること、および溶解度や収着分配係数などの元素依存パラメータがシステムの性能に比較的大きな影響を与えることがある。このような特徴に対して、包括的感度解析手法を適用する際の留意点は、以下の通りである。

- パラメータ間に相関があり、定式化の可能なものは、関係式を用いて独立パラメータの数を減らす。定式化が困難なものは、相関関係を考慮したサンプリングを行う必要がある。特に、崩壊連鎖核種については、親核種に与えられた溶解度、収着分配係数、実効拡散係数と子孫核種に与えられるそれらのパラメータとの間に地球化学的な整合性が確保される必要がある。影響が大きいパラメータに対してこの考慮がなされない場合には、解析結果が非現実的なものとなる可能性がある。

以上の特徴および留意点を踏まえ、包括的感度解析手法をHLWの地層処分の性能評価に適用し、成立条件を抽出およびパラメータの安全裕度の評価を行うための具体的手順を示した。図5-1に概略的なフローを示す。

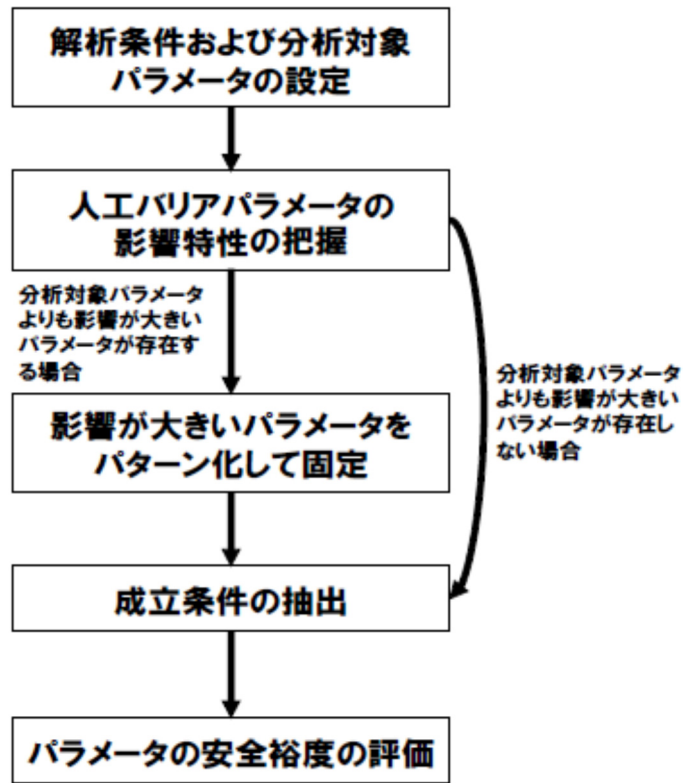


図 5-1 透水量係数分布の平均値と最大総線量の関係

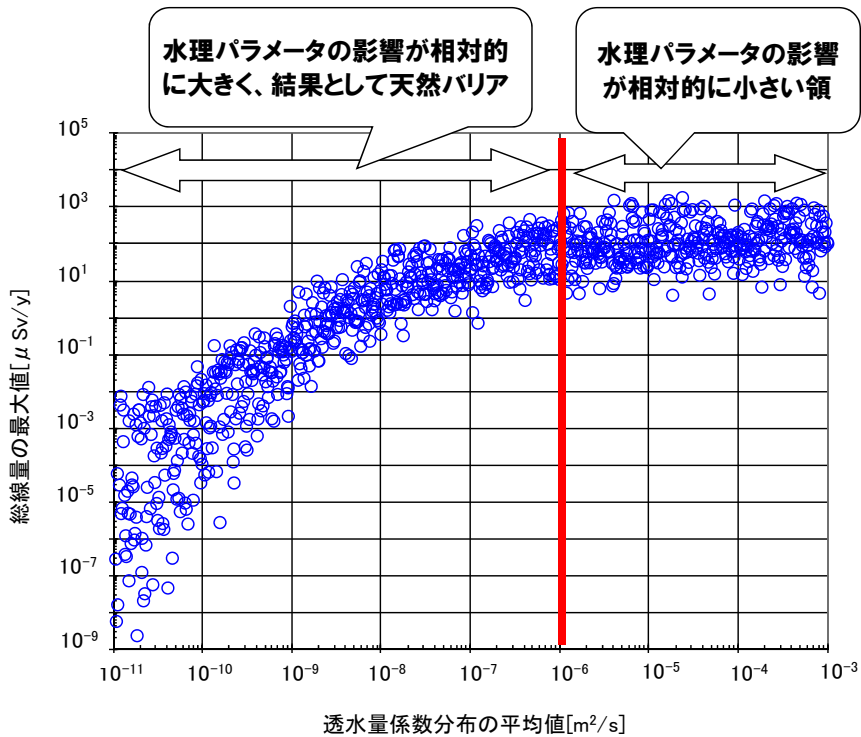


図 5-2 透水量係数分布の平均値と最大総線量の関係

(若杉ほか(2002)の解析条件に基づき、より広く透水量係数の平均値を変化させた解析結果)

#### 解析条件および分析対象パラメータの設定：

- 分析対象パラメータとして、工学的対策による性能の高度化が可能という観点から、人工バリアのうち、ガラス固化体溶出率、オーバーパックの破損時期、緩衝材の厚さを設定する。
- 極めて保守的な天然バリアの条件として、線量に対して主要な影響を与えるパラメータである透水量係数分布の平均値に着目する。
- 図 5-2 は、若杉ほか(2002)の解析条件に基づき、透水量係数分布の平均値をより幅広に変動させた場合の統計解析の結果である。本研究では、人工バリアのパラメータに着目してパラメータの安全裕度を評価するための考え方について提案および例示することをねらいとしている。このため、ここで用いた透水量係数分布の平均値の変動幅は、線量に与える性能評価上の影響特性を把握することを目的としたものであり、人工バリアへの影響を実測値や解析に基づき分析した値ではないことに注意が必要である。
- 図 5-2 より、透水量係数分布の平均値が  $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  よりも大きい場合には、線量の変化率は小さくなることが概略的にわかる。このため、極めて保守的な天然バリアの条件として、透水量係数分布の平均値を  $10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  とする。

#### 人工バリアパラメータの影響特性の把握：

- 分析対象パラメータよりも影響の大きいパラメータの存在を把握するため、すべての人工バリアのパラメータを変動させた解析を行う。このような解析を通じて把握されるパラメータの影響特性は、人工バリアでの重要な不確実性の判断や成立条件の抽出に資するものである。

#### 影響が大きいパラメータをハターン化して固定：

- 分析対象パラメータよりも影響が大きいパラメータが存在する場合には、分析対象パラメータの影響特性に見落としがないように、地球化学的な整合性等を考慮して、それらの値をいくつかのパターンに分類して固定する。ここでの検討例では、溶解度、緩衝材への収着分配係数、緩衝材中の拡散係数の値を地下水分類毎に固定し、複数の地下水組成（パターン）を設定した。

#### 成立条件の抽出：

- 固定したパターンごとに成立条件を抽出する。この際、変動パラメータの増大により抽出プロセスが複雑になることを避けるため、非崩壊連鎖核種は単独で、崩壊連鎖核種はその崩壊系列のみで別々に解析し、性能指標に対する全体としての適合性については、最後にそれを合算することで確認するなどの工夫を行う。

#### パラメータの安全裕度の評価：

- パラメータの安全裕度は、線量目安値を満足するパラメータの値（成立条件）と確からしい値や設計上の設定値などとを比較することにより示される。ここでの検討では、安全裕度の評価を例示するための参考値として、第2次取りまとめのレファレンスケースにおいて設定された値を用いる。



### 5.3 解析条件

#### 5.3.1 核種移行解析モデル

本検討においては、第2次取りまとめ（JNC，1999）において構築されたレファレンスケースの核種移行解析モデルを用いた。人工バリアに対して用いるモデルおよび天然バリアに対して用いる亀裂性媒体モデルは付録Aに示す。なお、生物圏については、不確実性については考慮しないこととし、河川水/平野モデルにおいて、現行法令に準拠して算出された線量への換算係数を用いる。そして、評価においては、廃棄体1本あたりの断層からの核種移行率に、廃棄体の本数4万本および線量への換算係数を乗じることにより、線量を算出することとした。

#### 5.3.2 解析コード

解析コードについては、入力パラメータ値を統計的にサンプリングする機能や、複数の入力データセットに対する繰り返し計算機能が整備されているシミュレーションプラットフォーム GoldSim（GoldSim Technology group LLC，2007）を用いることとした。なお、GoldSimについては、第2次取りまとめにおいて用いられた解析コードとの比較検証を行い、その有効性が確認されている（若杉ほか，2002）。

#### 5.3.3 対象核種

本検討においては、第2次取りまとめの解析結果において線量を支配した核種を対象とすることとした。本検討で対象とした核種およびその特徴を以下に示す。

- Se-79：早い時期の総線量の支配核種である。
- Cs-135：第2次取りまとめで考慮した多くのケースにおいて総線量の最大値の支配核種である。
- Th-229：最大値の発生時刻は、Cs-135よりも遅く、第2次取りまとめで考慮した多くのケースにおいてCs-135の次に線量が高い。
- Np-237：Th-229の親核種のひとつ。第2次取りまとめの変動シナリオの解析において線量を支配する。

#### 5.3.4 性能目標値

パラメータの安全裕度を評価するためには、目安となる性能目標値を設定する必要がある。我が国の放射性廃棄物処分の安全規制については、安全規制を考えていく上で共通する重要事項や検討の方向性が示され（原子力安全委員会，2004）、今後、地層処分に関する安全基準の具体的な値について検討される状況にある。本検討では、安全基準の候補となるような具体的な値が示されている国際放射線防護委員会の勧告、我が国において先行的に進められている浅地中処分が可能な低レベル放射性廃棄物処分の検討状況を参考として、任意の性能目標値を設定することとした。

国際放射線防護委員会は、放射性廃棄物処分場などの個々の線源からの公衆の被ばくに対し、目安として個人の線量拘束値を定義し、1年間あたり300  $\mu\text{Sv}$ を勧告している（ICRP，1998；ICRP，2000）。また、我が国における浅地中可能な低レベル放射性廃棄物処分に係る現行の安全規制においては、管理期間終了後の安全確保に必要な放射線防護上の目安として、その発生が一般的と考えられる通常のシナリオに対して一般公衆が受けるかもしれない年線量の評価値が10  $\mu\text{Sv}$ を超えないことが定義されている（原子力安全委員会，1988）。以上を踏まえ、本検討では、任意の性能目標値として、10  $\mu\text{Sv/y}$ および300  $\mu\text{Sv/y}$ を設定することとした。

### 5.3.5 パラメータ設定

人工バリアのパラメータの変動範囲およびその設定根拠を表 5-1 に示す。設定においては、既往の検討（電事連・JNC, 2005 ; JNC, 1999 ; 若杉ほか, 2002 ; 東ほか, 1999 ; 柴田ほか, 1999 ; Mihara, 2005）において示されている値から、それらの値が可能な限り内包されるよう上限および下限の値を設定することとした。なお、オーバーバックの破損時期については、離散的に変動させることとした。このために必要となるインベントリを表 5-2 に示す。固定したパラメータの値およびその根拠を表 5-3 に示す。表 5-3 においては、2 章で示したきわめて保守的な天然バリアの条件として設定したパラメータ値を網掛けして示す。これらの値は、人工バリアへの影響などの観点から検討したものではなく、既存の文献や解析から設定した性能評価上の設定値である。このため、このような仮想的な条件下で示される成立条件は、天然バリアがきわめて保守的な条件下で与えられる処分システムの性能を表す目安のひとつであることに留意する必要がある。

本検討では、人工バリアパラメータの影響特性を把握するため、表 5-1 の変動範囲に基づいて、2000 回のランダムサンプリングによる統計解析を実施することとした。また、成立条件の抽出においては、溶解度、分配係数、拡散係数の影響が分析対象パラメータより大きい場合には、表 5-1 の変動範囲から、地球化学的な整合性を考慮したパターン毎に溶解度、分配係数、拡散係数の値を固定し、解析を実施することとした。

表 5-1 パラメータの変動範囲

パラメータ	単位	変動範囲		備考	
		最小値	最大値		
緩衝材厚さ	m	0.1	3	第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ(電事連・JNC,2005)における感度解析においては、緩衝材の厚さの現実的な設計範囲として、0.1m~3mが設定されている。ここでは、これらの値に基づいて変動範囲を設定した。	
オーバーパック破損時期	y	100, 1000, 10000		第2次取りまとめ(JNC,1999)においては、環境条件の不確実性やナチュラルアナログ研究を考慮した保守的な寿命評価に基づいて、レファレンスケースの値を1000年と設定している。さらには、腐食生成物などの影響による腐食速度の時間的な低下や溶接ミスなどによる不完全な密封の影響などを考慮して、感度解析的に100年および10000年を設定している。ここでは、これらの設定値に基づいて変動範囲を設定した。	
ガラス固化体溶出率	g/y	$6.2 \times 10^{-1}$	$4.1 \times 10^5$	第2次取りまとめ(JNC,1999)においては、ガラス表面に生成される変質層の保護効果によるガラス溶解反応の抑制を考慮して、レファレンスケースの値から1桁小さい値を設定している。ここで、最小値についてはこの設定値に基づき設定し、最大値については、ガラスの全量が1年で溶出することを想定した値を感度解析的に設定した。	
溶解度	Se	mol/l	$5.1 \times 10^{-11}$	$6.5 \times 10^{-3}$	既存の検討(東ほか,1999)においては、降水系間隙水、海水系間隙水、コンクリート接触降水系間隙水、酸化性間隙水に対する溶解度が設定されている。さらには、降水系間隙水の不確実性、溶解度制限固相の不確実性、実測値の不確実性などを考慮した溶解度の変動範囲が設定されている。ここでは、これらの設定値の中から、最大値および最小値を選定した。
	Cs	mol/l	可溶性		
	Np	mol/l	$1.0 \times 10^{-9}$	$4.0 \times 10^{-5}$	
	Th	mol/l	$1.0 \times 10^{-9}$	$1.0 \times 10^{-5}$	
分配係数	Se	m <sup>3</sup> /kg	$1.0 \times 10^{-6}$	$1.0 \times 10^{-4}$	既存の検討(柴田ほか,1999)においては、降水系間隙水、海水系間隙水、コンクリート接触降水系間隙水、酸化性間隙水に対する分配係数が設定されている。さらには、降水系間隙水に対する実測値のばらつきを考慮した分配係数の変動範囲が設定されている。ここでは、これらの設定値の中から、最大値および最小値を選定した。
	Cs	m <sup>3</sup> /kg	0.001	0.05	
	Np	m <sup>3</sup> /kg	0.005	50	
	Th	m <sup>3</sup> /kg	1	50	
拡散係数	Se	m <sup>2</sup> /s	$4.0 \times 10^{-11}$	$6.3 \times 10^{-10}$	第2次取りまとめ(JNC,1999)においては、降水系間隙水、海水系間隙水、酸化性間隙水に対する拡散係数が設定されている。若杉ほか(2002)においては、統計解析のために拡散係数の変動範囲が設定されている。Mihara(2005)においては、降水系間隙水に対する拡散係数が設定されている。ここでは、これらの設定値の中から、最大値および最小値を選定した。
	Cs	m <sup>2</sup> /s	$3.0 \times 10^{-10}$	$6.3 \times 10^{-9}$	
	Se・Cs以外	m <sup>2</sup> /s	$3.0 \times 10^{-11}$	$2.2 \times 10^{-9}$	

表 5-2 各オーバーパック破損時期におけるインベントリ

元素	質量数	半減期(y)	処分後100年時点の インベントリ(mol/can)	処分後1,000年時点の インベントリ(mol/can)	処分後10,000年時点の インベントリ(mol/can)
Se	79	$1.20 \times 10^6$	$8.13 \times 10^{-2}$	$8.12 \times 10^{-2}$	$8.08 \times 10^{-2}$
	stable		$6.86 \times 10^{-1}$	$6.86 \times 10^{-1}$	$6.86 \times 10^{-1}$
Cs	135	$2.30 \times 10^6$	3.19	3.19	3.18
Np	237	$2.14 \times 10^6$	3.13	3.74	3.92
Th	229	$7.34 \times 10^3$	$5.40 \times 10^{-8}$	$2.51 \times 10^{-6}$	$2.01 \times 10^{-4}$

表 5-3 固定したパラメータ値の一覧

パラメータ名	単位	設定値	備考	
人工バリア				
ガラス固化体の初期体積	m <sup>3</sup> /can	0.15		
ガラス固化体の初期重量	g/can	4.1 × 10 <sup>5</sup>		
ガラスの密度	g/m <sup>3</sup>	2.8 × 10 <sup>6</sup>		
緩衝材内側半径	m	0.41	第2次取りまとめ(JNC,1999)に基づく設定	
緩衝材長さ(高さ)	m	2.14		
緩衝材間隙率	-	0.41		
緩衝材乾燥密度	Mg/m <sup>3</sup>	1.6		
緩衝材のメッシュ	-	22		
掘削影響領域に対して設定した体積	m <sup>3</sup>	10 <sup>-3</sup>		
天然バリア				
透水量係数分布の平均値*	m <sup>2</sup> /s	10 <sup>-6</sup>	図5-2に基づき保守的な値を設定	
動水勾配	-	0.23	文献調査から得られた動水勾配分布の最大値(JNC,1999)を設定	
亀裂開口幅の係数	-	10	釜石鉱山で実施した単一亀裂を対象とした複数のトレーサ試験の評価結果のうち保守的な値(JNC,1999)を設定	
縦方向分散長	m	1	縦方向分散長と移行距離との関係から保守的な値(JNC,1999)を設定	
マトリクス拡散深さ	m	0.01	釜石鉱山における亀裂周辺の変質幅の分布(JNC,1999)から、保守的に設定	
マトリクス拡散寄与面積率	-	0.01	原位置花崗岩中の亀裂へのセメントグラウト注入試験から求められた亀裂面全体に占める流路面積の割合(JNC,1999)に基づき、保守的に設定	
岩盤の間隙率	-	0.5	第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ(電事連・JNC,2005)の感度解析において堆積岩系岩盤を想定して用いられた保守的な値を設定	
母岩への分配係数	Se	m <sup>3</sup> /kg	0	既存の検討(渋谷,1999)においては、花崗岩類や砂岩類などの4種類の岩石と、降水系地下水や海水系地下水や酸化性地下水などの6種類の地下水を想定して、岩石への分配係数が設定されている。さらには、花崗岩類・降水系地下水を対象として、有機物やコロイドの影響などを考慮して、変動範囲が設定されている。ここでは、ここでは、これらの設定値の中から、最小値を選定した。
	Cs	m <sup>3</sup> /kg	0.001	
	Np	m <sup>3</sup> /kg	0.005	
	Th	m <sup>3</sup> /kg	0.1	
透水量係数分布の標準偏差	-	1.07		
母岩の移行距離	m	100	第2次取りまとめ(JNC,1999)に基づく設定	
断層の移行距離	m	800		
生物圏				
線量への換算係数	Se	(mSv/y)/(Ba/y)	3.2 × 10 <sup>-12</sup>	河川水/平野モデルを想定し、現行法令に準拠して算出された線量への換算係数(鈴木ほか, 2005)
	Cs	(mSv/y)/(Ba/y)	1.2 × 10 <sup>-13</sup>	
	Np	(mSv/y)/(Ba/y)	1.3 × 10 <sup>-12</sup>	
	Th	(mSv/y)/(Ba/y)	2.3 × 10 <sup>-11</sup>	

きわめて保守的な天然バリアの条件として設定したパラメータ値

\*: 掘削影響領域流量には領域中の核種濃度が常に0になるような値を設定

## 5.4 解析結果

5.4.1 項において、分析対象パラメータの影響特性の結果を、5.4.2 項において、分析対象パラメータよりも影響が大きいパラメータをパターン化して固定した場合の成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度の評価結果について例示する。

### 5.4.1 人工バリアパラメータの影響特性

5.2 節で記述したように、分析対象パラメータより影響の大きいパラメータが存在する場合は、そのようなパラメータの値を固定した検討が必要となる。そこで、以下では、分析対象パラメータより影響の大きいパラメータの存在の有無を把握するために実施した、天然バリアをきわめて保守的な条件で固定し、人工バリアのパラメータを変動させた場合の解析結果について記述する。解析結果から影響特性を把握する際には、横軸をパラメータの変動範囲、縦軸を最大線量とした 2 次元平面に展開し、以下の手順で近似曲線および与えられた前提条件下における相対的な重要度(以下、重要度という)を算出した。

- ・パラメータの変動範囲をバンドに分割する。2000 回の統計解析に対するバンドの分割数としては 200 を設定した。
- ・分割した各バンドに含まれる解析結果(最大線量)の平均値を算出し、それらの平均値に最小二乗法を適用し、近似多項式(近似曲線)を求める。
- ・算出した近似曲線の最大値と最小値の差を、重要度として定義する。

Cs-135 :

Cs-135 を対象に、人工バリアのパラメータを表 5-1 の変動範囲で変動させた統計解析を実施した。この統計解析の結果に基づいて算出した重要度を図 5-3 に示す。図 5-3 から、Cs-135 の最大線量に対しては、早期溶出を含む幅広な変動範囲を有するガラス固化体溶出率の重要度が高いことがわかる。これは、きわめて保守的な天然バリアにおいては、Cs-135 の最大線量が、ガラス固化体からの溶出率から大きな影響を受けることを意味する。ここで、横軸にガラス固化体溶出率、縦軸に Cs-135 の最大線量を取った散布図を図 5-3 に示す。図 5-3 より、ガラス固化体溶出率が約 30 g/y 以下の領域においては、Cs-135 の最大線量のばらつきがほとんどないことがわかる。このことは、ガラス固化体溶出率以外のパラメータが感度を持たないことを意味する。

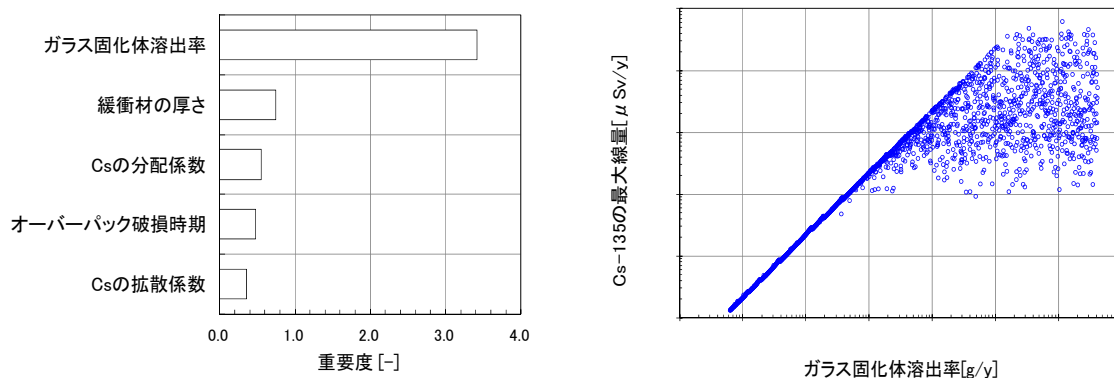


図 5-3 Cs-135 の最大線量に対する重要度およびガラス固化体溶出率との関係

Se-79 :

Se-79 を対象に、人工バリアのパラメータを表 5-1 にて設定した範囲で変動させた統計解析を実施した。この統計解析の結果に基づいて算出した重要度を図 5-4 に示す。図 5-4 より、Se の溶解度が重要度の高いパラメータであることがわかる。横軸に Se の溶解度、縦軸に Se-79 の最大線量を取った散布図およびその結果に対する近似曲線を図 5-4 に示す。図 5-4 の近似曲線より、Se の溶解度が小さい領域では、Se-79 の最大線量が主に Se の溶解度によって支配されており、Se の溶解度が大きい領域では、Se-79 の溶解度が最大線量へ与える影響が小さくなることがわかる。以下では、この理由について簡潔に述べる。溶解度制限によりガラス固化体近傍での Se の濃度が低いレベルに制限される場合には、緩衝材からの移行率は定常になりやすく、溶解度や拡散係数、緩衝材の厚さに依存して決まることになる。Se の溶解度が小さい領域におけるばらつきは、これらのパラメータの変動に依存するものである。一方、Se の溶解度が大きい領域では、ガラス固化体近傍での Se の濃度が溶解度ではなく、インベントリやガラス固化体溶出率によって制限されるようになる。とくに、より高いガラス固化体の溶出率によって制限される場合は、緩衝材からの移行率が定常になりにくく、インベントリやガラス固化体溶出率、拡散係数、分配係数などの影響を受け、大きなばらつきとなって現れる。

ここで、図 5-4 に示した降水系間隙水、海水系間隙水、酸化性間隙水の場合におけるそれぞれの Se の溶解度の代表値と近似曲線との関係から、間隙水が降水系および海水系の場合には、Se-79 の最大線量は Se の溶解度にほぼ依存し、間隙水が酸化性の場合には Se-79 の最大線量は Se の溶解度以外の他のパラメータにも依存することが概略的にわかる。このような Se の溶解度に関する影響特性の把握は、Se-79 に対する頑健な人工バリアの構築に資するものと考えられる。さらに、Se の溶解度が好ましくない領域においては、ガラス固化体溶出率などに着目して Se-79 の最大線量を低減できる可能性があることが示唆される。

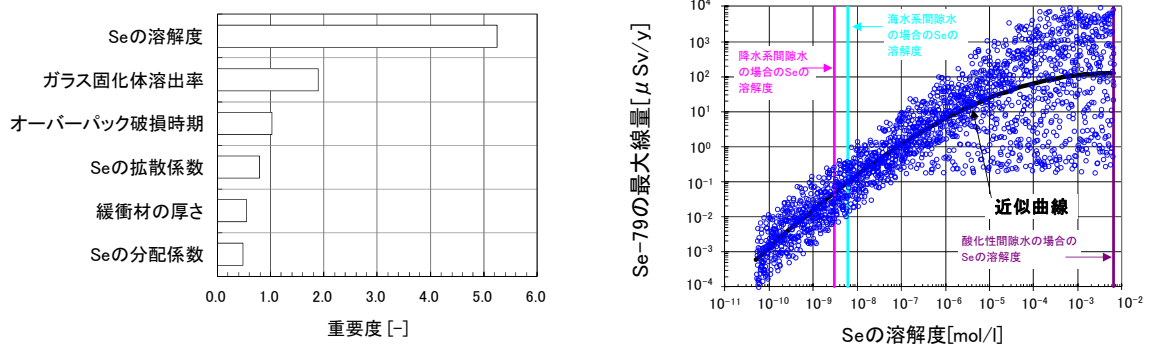


図 5-4 Se-79 の最大線量に対する重要度およびガラス固化体溶出率との関係

Np-237 :

Np-237 を対象に、人工バリアのパラメータを表 5-1 において設定した範囲で変動させた統計解析を実施した。この統計解析の結果に基づいて算出した重要度を図 5-5 に示す。図 5-5 から、1 つのパラメータの重要度が突出しているのではなく、溶解度や分配係数などの複数のパラメータの重要度が高い傾向にあることがわかる。ここで、横軸に重要度が最も高い Np の溶解度、縦軸に Np-237 の最大線量を取った散布図およびその結果に対する近似曲線を図 5-5 に示す。図 5-5 の近似曲線より、Np の溶解度が小さい領域では、Np の溶解度の感度が大きく、Np の溶解度が大きい領域では、Np の溶解度の感度が小さくな

ることがわかる。この理由は、Se の場合と同様であると考えられる。また、Se-79 の最大線量に対する Se の溶解度の影響特性(図 5-4 参照)と比較すると、図 5-5 における Np-237 の最大線量のプロットが大きくばらついていることがわかる。これは、Np の分配係数や Np の拡散係数が比較的大きな範囲で変動しているためと考えられる(表 5-1 および図 5-4 参照)。図 5-5 に示した降水系間隙水、海水系間隙水、酸性間隙水の場合におけるそれぞれの Np の溶解度の代表値と近似曲線との関係から、間隙水が降水系および海水系の場合には、Np の溶解度の感度が大きい傾向にあること、および、間隙水が酸性の場合には、Np の溶解度の感度が小さい傾向にあることが概略的にわかる。このような Np の溶解度、分配係数、拡散係数に関する影響特性の把握は、Np-237 に対する頑健な人工バリアの構築に資するものと考えられる。さらには、Np-237 の最大線量を低減したい場合に、間隙水組成に留意することが示唆される。

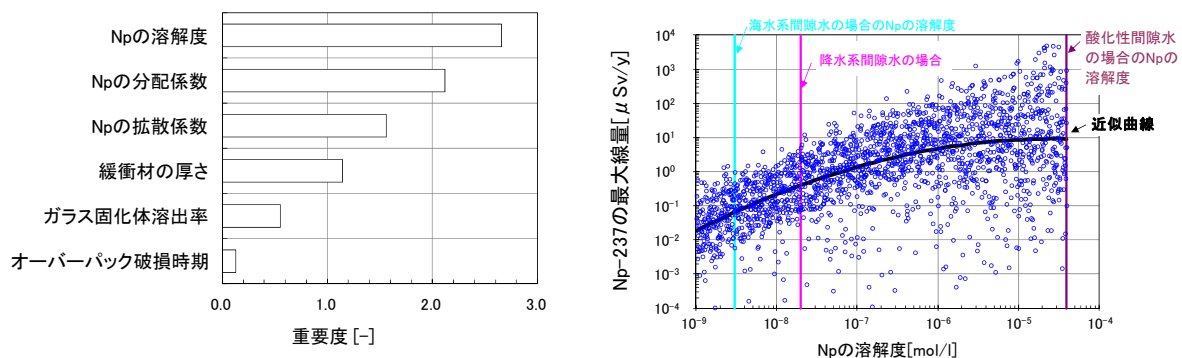


図 5-5 Np-237 の最大線量に対する重要度およびガラス固化体溶出率との関係

Th-229 :

Th-229 については、Np-237 の子孫核種であるため、Np に対する溶解度、分配係数および拡散係数を分析対象に含めておく必要がある。そこで、Th-229 を対象に、人工バリアのパラメータを表 5-1 にて設定した範囲で変動させた統計解析結果を実施した。この統計解析結果に基づいて算出した重要度を図 5-6 に示す。図 5-6 から、Th-229 の最大線量に対して、最も重要度の高いパラメータは緩衝材の厚さであることがわかる。そこで、横軸に緩衝材の厚さ、縦軸に Th-229 の最大線量を取った散布図およびその結果に対する近似曲線を図 5-6 に示す。図 5-6 より、緩衝材の厚さが厚くなるに従い、Th-229 の最大線量のばらつきが大きくなる傾向にあることがわかる。これは、緩衝材の厚さが厚くなるに従い、緩衝材中での遅延効果が大きくなり、拡散係数や Th の分配係数などの違いによる崩壊の影響が大きく表れるようになるためと考えられる。このため、緩衝材の厚さが厚い場合には、拡散係数や Th の分配係数の不確実性を補完し、Th-229 の最大線量を低減できる可能性があることが示唆される。



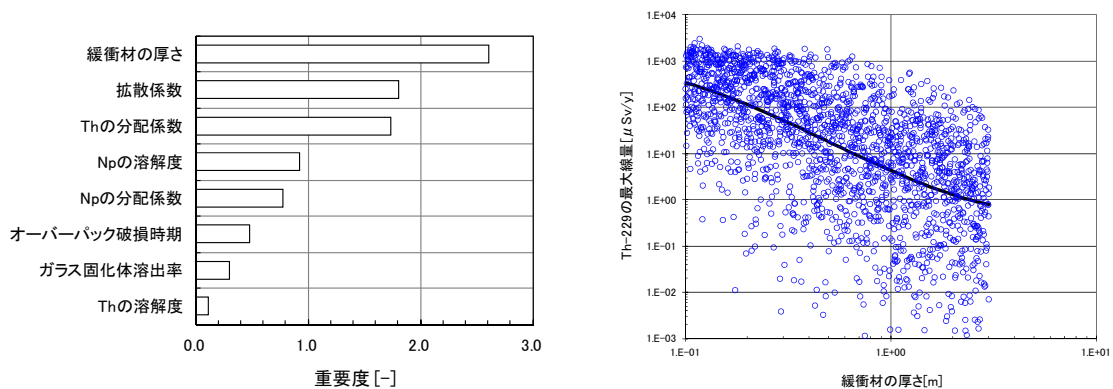


図 5-6 Th-229 の最大線量に対する重要度およびガラス固化体溶出率との関係

### 5.4.2 成立条件の抽出

5.4.1 項に示した解析の結果から、きわめて保守的な天然バリアを想定した場合に、本検討で対象としていない人工バリアのパラメータ(溶解度や分配係数など)の相対的な影響が大きいことがわかる。前述のように、本検討においては、人工バリアの分析対象パラメータとして、工学的対策による性能の高度化が可能と考えられるガラス固化体溶出率、オーバーパックの破損時期、緩衝材の厚さに着目している。そこで、ここでは、間隙水組成の影響を受ける主要なパラメータ(溶解度、分配係数、拡散係数)をパターン化して固定し、固定値ごとに成立条件を抽出する。この際、固定値の設定については、地球化学的な相関関係を考慮して、既往の検討 (JNC, 1999 ; 東ほか, 1999 ; 柴田ほか, 1999) に基づき、主要な間隙水に対する代表値を設定した(表 5-4 参照)。主要な間隙水としては、降水系間隙水および海水系間隙水に加えて、極端な地球化学環境の変化を考慮し酸化性間隙水を想定した。なお、Np および Th の分配係数、溶解度、拡散係数については、Np が酸化還元状態に鋭敏である一方で、Th は酸化還元状態にさほど鋭敏ではないという特徴を踏まえて設定した。

表 5-4 各間隙水組成における人工バリアのパラメータ値

パラメータ	間隙水組成		
	降水系間隙水を想定した場合	海水系間隙水を想定した場合	酸化性間隙水を想定した場合
溶解度 mol/l	Cs	可溶性	可溶性
	Se	$3 \times 10^{-9}$	$6 \times 10^{-9}$
	Np	$2 \times 10^{-8}$	$3 \times 10^{-9}$
	Th	$5 \times 10^{-6}$	$9 \times 10^{-8}$
分配係数 $m^3/kg$	Cs	0.01	0.001
	Se	0	0
	Np	1	1
	Th	1	1
拡散係数 $m^2/s$	Cs	$6 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$
	Se	$2 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$
	Np	$3 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$
	Th	$3 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$

ここでは、きわめて保守的な天然バリアおよび降水系間隙水を想定した場合の成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度の評価プロセスを例示的に示す。

まずは、降水系間隙水を想定して、溶解度・分配係数・拡散係数を表 5-4 に示した値に基づいて固定し、ガラス固化体溶出率、緩衝材の厚さ、オーバーパックの破損時期を変動させた解析を実施した(1 次解析)。この統計解析の結果を図 5-7 に示す。図 5-7 より、Se-79 および Np-237 については、統計解析の結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  および  $300 \mu\text{Sv/y}$  をすべて下回ることがわかる。一方、Cs-135 および Th-229 については、統計解析の結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  および  $300 \mu\text{Sv/y}$  を下回らない場合も存在することがわかる。このため、これらの核種について、ガラス固化体溶出率、緩衝材の厚さおよびオーバーパックの破損時期を分析対象として、成立条件を抽出することとした。

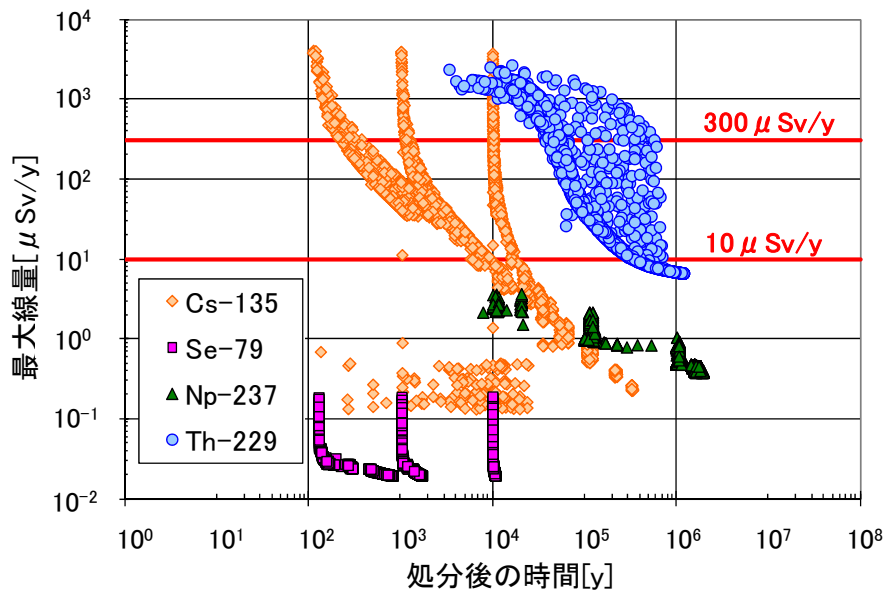


図 5-7 きわめて保守的な天然バリアおよび降水系間隙水の条件下における統計解析結果

#### 5.4.2.1 Cs-135

Cs-135 に対する 1 次解析の結果(図 5-7 参照)に基づいて重要度を算出したところ、Cs-135 の最大線量に対して重要度が大きいパラメータは、ガラス固化体溶出率であることがわかった。そこで、横軸にガラス固化体溶出率、縦軸に Cs-135 の最大線量を取った散布図を図 5-8 に示す。図 5-8 においては、性能目標値、および第 2 次取りまとめのレファレンスケースにおいて設定されたガラス固化体溶出率の値についても合わせて示す。プロットされた結果と  $10 \mu\text{Sv/y}$  ラインとの交点から、ガラス固化体溶出率が  $42.5\text{g/y}$  以下であれば  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回る可能性があることが推定される。また、プロットされた結果と  $300 \mu\text{Sv/y}$  ラインとの交点から、ガラス固化体溶出率が  $1275\text{g/y}$  以下であれば  $300 \mu\text{Sv/y}$  を下回る可能性があることが推定される。これらの値は、緩衝材からの移行率が定常状態であるプロットと性能目標値との交点から推定されるものである。定常状態の場合には、緩衝材からの Cs の移行率がガラス固化体からの Cs の溶出率と等しくなるため、ガラス固化体溶出率と Cs の最大線量との関係は線形関係となる。このため、図 5-8 において、抽出される成立条件の推定値は、第 2 次取りまとめのレファレンスケースにおいて設定されたガラス固化体溶出率の値と比較して、性能目標が  $10 \mu\text{Sv/y}$  の場合に約 1 桁弱、性能目標が  $300 \mu\text{Sv/y}$  の場合に約 2 桁強の裕度があることがわかる。次に、 $10 \mu\text{Sv/y}$  の場合の成立条件を同定するために、緩衝材の厚さおよびオーバーパックの破損時期を保守値に設定し、ガラス固化体溶出率を  $42.5\text{g/y}$  に

設定した決定論解析を実施した(Cs-135 - 2 次解析)。その結果、この決定論解析の結果の最大値が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を超えないことを確認した(図 5-9 参照)。

また、同定した成立条件の妥当性を確認するために、ガラス固化体溶出率を  $42.5\text{g/y}$  以下、緩衝材の厚さおよびオーバーパックの破損時期を表 5-1 の変動範囲で変動させた統計解析をそれぞれ実施した(Cs-135-3 次解析：図 5-9 参照)。図 5-9 より、統計解析の結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回っていることおよび先の決定論解析(Cs-135 - 2 次解析)の結果の最大値が統計解析(Cs-135 - 3 次解析)の結果の上限を与えていることを確認できる。

一方、 $300 \mu\text{Sv/y}$  の場合の成立条件を同定するために、緩衝材の厚さおよびオーバーパックの破損時期を保守値に設定し、ガラス固化体溶出率を  $1275\text{g/y}$  に設定した決定論解析を実施した(Cs-135-4 次解析)。その結果、この決定論解析の結果の最大値が  $300 \mu\text{Sv/y}$  を超えないことを確認した(図 5-9 参照)。また、同定した成立条件の妥当性を確認するために、ガラス固化体溶出率を  $1275\text{g/y}$  以下の範囲で、緩衝材の厚さおよびオーバーパックの破損時期を表 5-1 の変動範囲で変動させた統計解析をそれぞれ実施した(Cs-135 - 5 次解析：図 5-9 参照)。図 5-9 より、統計解析の結果が  $300 \mu\text{Sv/y}$  をすべて下回っていることおよび先の決定論解析(Cs-135-4 次解析)の結果の最大値が統計解析(Cs-135-5 次解析)の結果の上限を与えていることが確認できる。

以上の検討から、きわめて保守的な天然バリアおよび降水系間隙水を想定した場合に、ガラス固化体溶出率が  $42.5\text{g/y}$  以下であれば Cs-135 の最大線量は  $10 \mu\text{Sv/y}$  を超えない可能性があること、およびガラス固化体溶出率が  $1275\text{g/y}$  以下であれば Cs-135 の最大線量は  $300 \mu\text{Sv/y}$  を超えない可能性があることが示唆された。

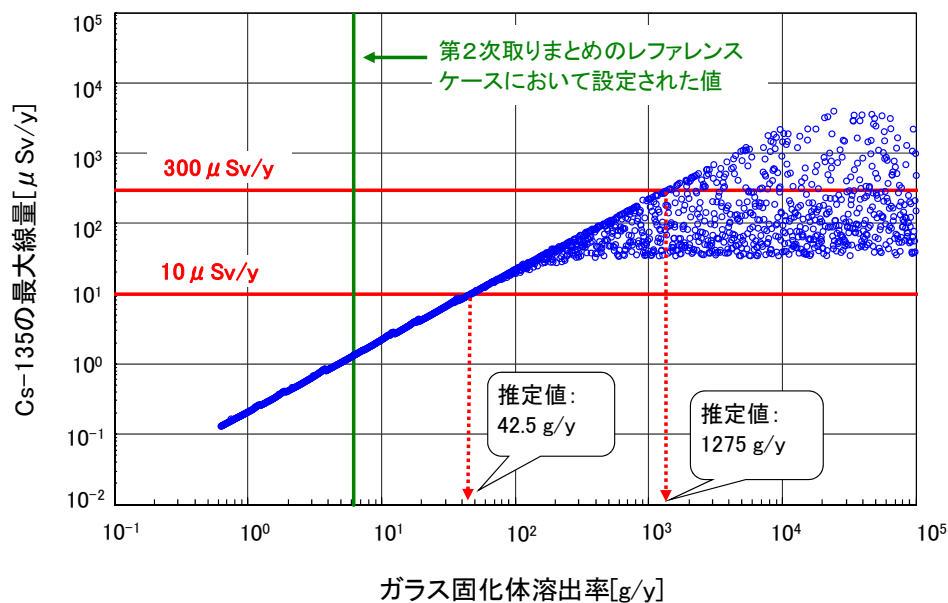


図 5-8 ガラス固化体溶出率と Cs-135 の最大線量との関係

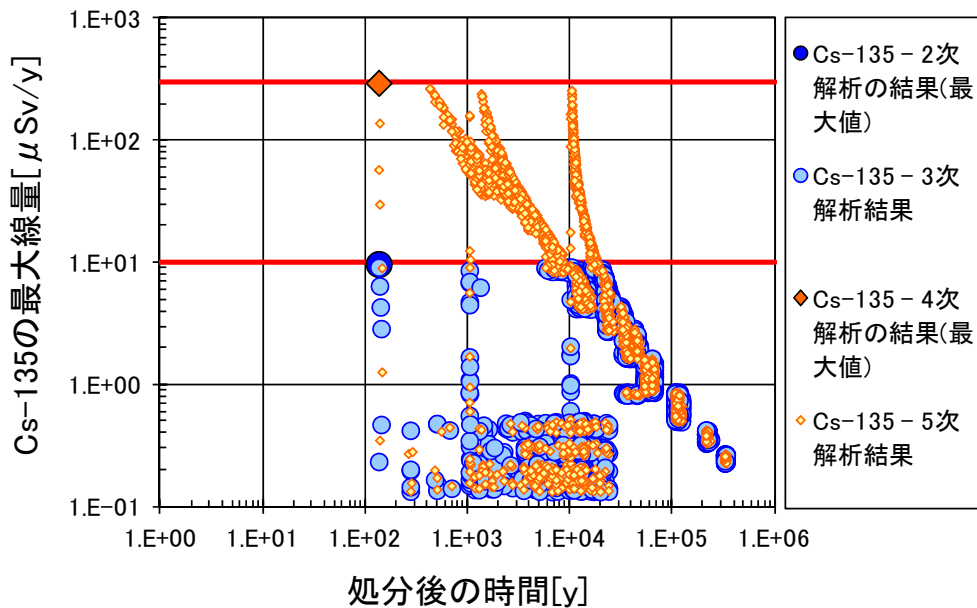


図 5-9 Cs-135 に対する成立条件の確認解析の結果

#### 5.4.2.2 Th-229

Th-229 に対する 1 次解析の結果に基づいて重要度を算出したところ、Th-229 の最大線量に対して重要度が大きいパラメータは、緩衝材の厚さであることがわかった。そこで、1 次統計解析の結果に基づき、緩衝材の厚さを横軸に、Th-229 の最大線量を縦軸に取った

散布図を図 5-10 に示す。図 5-10 には、性能目標値、および第 2 次取りまとめのレファレンスケースにおいて設定された緩衝材の厚さの値についても合わせて示す。プロットされた結果と  $10 \mu\text{Sv/y}$  ラインとの交点から、緩衝材の厚さが 2.1m 以上であれば  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回る可能性があることが推定される。また、プロットされた結果と  $300 \mu\text{Sv/y}$  ラインとの交点から、緩衝材の厚さが 0.75m 以上であれば  $300 \mu\text{Sv/y}$  を下回る可能性があることが推定される。さらに、図 5-10 より、緩衝材の厚さと Th-229 の最大線量との関係は、非線形性を有することがわかる(例えば、緩衝材の厚さを第 2 次取りまとめのレファレンスケースにおける設定値から 3 倍にすると、Th-229 の最大線量が約 1/30 になる)。パラメータの安全裕度を提示する際には、このようなパラメータの影響特性を把握することが重要である。

なお、図 5-10 より、緩衝材の厚さが約 0.1m 程度の薄い場合に、Th-229 の最大線量が特異的にばらついており、線量が高い結果と低い結果が存在することがわかる。線量が高い結果は、ガラス固化体溶出率が大きい場合の結果であり、ガラス固化体近傍での Np-237 の沈殿・崩壊により、Th-229 の緩衝材からの移行率が高くなるために生じるものである。一方、線量が低いプロットは、ガラス固化体溶出率が小さい場合の結果であり、Np-237 の沈殿が発生しないため、緩衝材中での Np-237 の崩壊による Th-229 の生成が起こりにくく、Th-229 の緩衝材からの移行率が低くなるために生じるものである。 $10 \mu\text{Sv/y}$  の場合の成立条件を同定するために、ガラス固化体溶出率およびオーバーパックの破損時期を保守値に設定し、緩衝材の厚さを 2.1m で固定した決定論解析を実施した(Th-229 - 2 次解析)。その結果、この決定論解析の結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を超えないことを確認した(図 5-11 参照)。

さらに、同定した成立条件の妥当性を確認するために、緩衝材の厚さを 2.1m 以下、ガラス固化体溶出率およびオーバーパックの破損時期を変動させた統計解析をそれぞれ実施した(Th-229 - 3 次解析：図 5-

11 参照)。図 5-11 より、統計解析の結果が  $10 \mu\text{Sv/y}$  を下回っていることおよび先の決定論解析(Th-229 - 2 次解析)の結果が統計解析(Th-229- 3 次解析)の結果の上限を与えていることを確認できる。次に、 $300 \mu\text{Sv/y}$  の場合の成立条件を同定するために、ガラス固化体溶出率およびオーバーパックの破損時期を保守値に設定し、緩衝材の厚さを  $0.75\text{m}$  で固定した決定論解析を実施した(Th-229 - 4 次解析)。その結果、この決定論解析の結果が  $300 \mu\text{Sv/y}$  を超えないことを確認した(図 5-11 参照)。

さらに、同定した成立条件の妥当性を確認するために、緩衝材の厚さを  $0.75\text{m}$  以下、ガラス固化体溶出率およびオーバーパックの破損時期を変動させた統計解析を実施した(Th-229 - 5 次解析：図 5-11 参照)。図 5-11 より、統計解析の結果が  $300 \mu\text{Sv/y}$  を下回っていることおよび先の決定論解析(Th-229-4 次解析)の結果の最大値が統計解析(Th-229 - 5 次解析)の結果の上限を与えていることを確認した。

以上の検討から、きわめて保守的な天然バリアおよび降水系間隙水の場合に、緩衝材の厚さが  $2.1\text{m}$  以上であれば Th-229 の最大線量は  $10 \mu\text{Sv/y}$  を超えない可能性があること、および緩衝材の厚さが  $0.75\text{m}$  以上であれば、Th-229 の最大線量は  $300 \mu\text{Sv/y}$  を超えない可能性があることが示唆された。

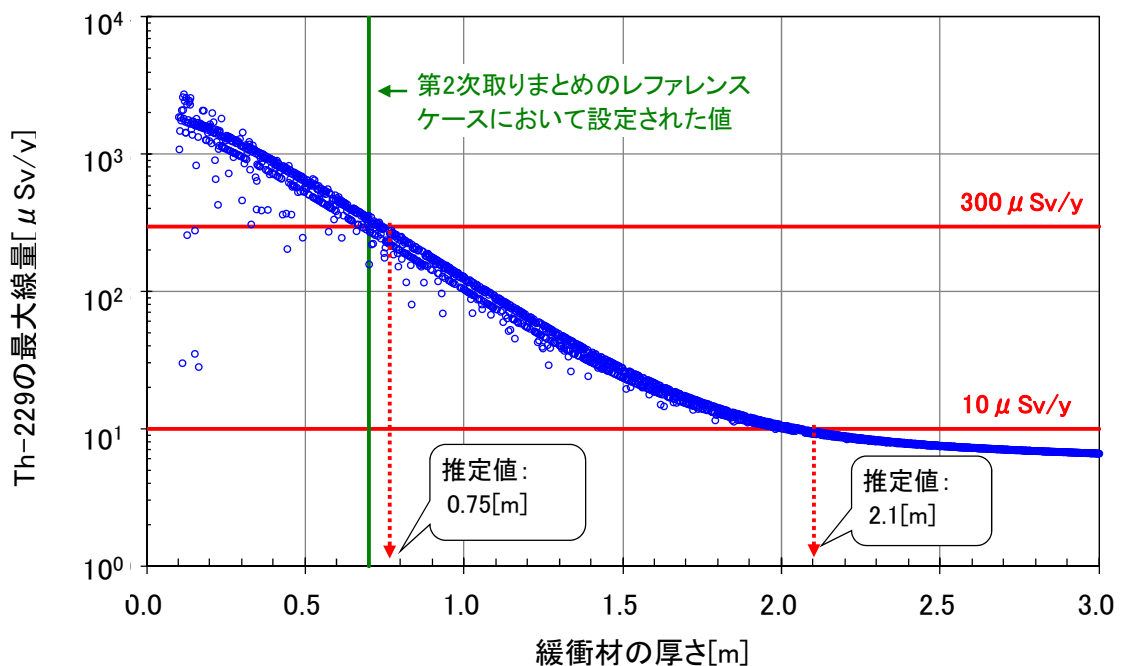


図 5-10 緩衝材の厚さと Th-229 の最大線量との関係

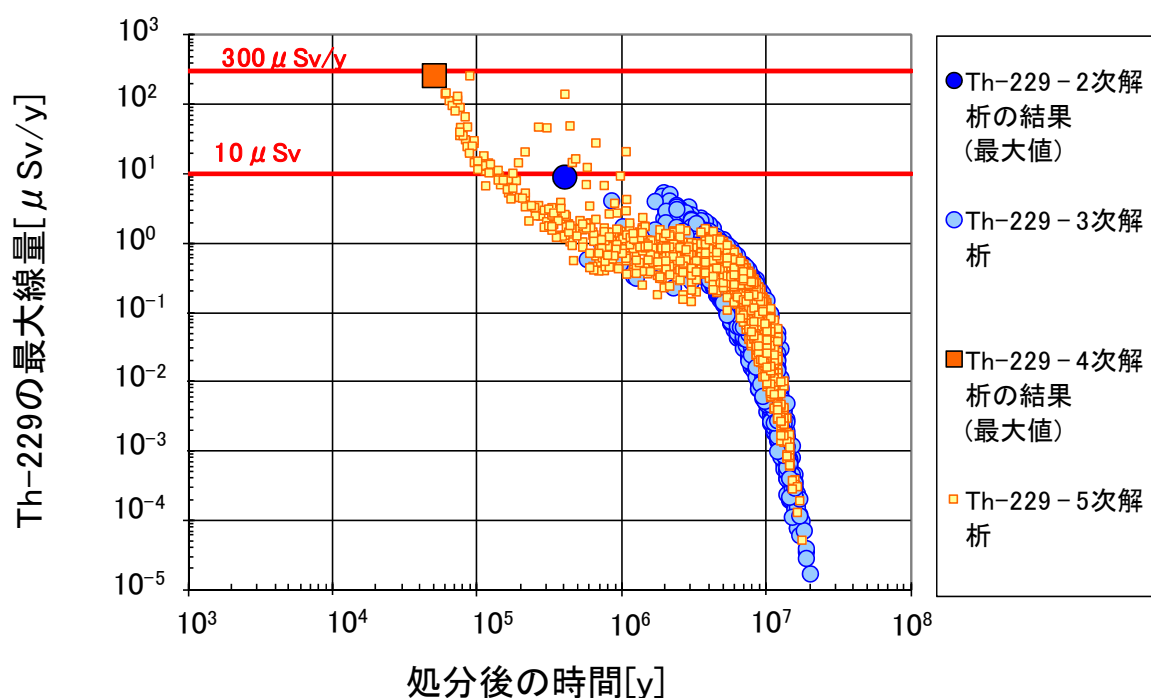


図 5-11 Th-229 に対する成立条件の確認解析の結果

#### 5.4.2.3 合計線量

ここでは、抽出した個々の核種に対する成立条件が、Se-79、Cs-135、Np-237 および Th-229 の合計線量を指標とした場合においても性能目標を下回るかどうかを確認する。このため、5.4.2.1 および 5.4.2.2 で抽出した個々の核種に対する成立条件の値で固定し、それ以外のパラメータを表 5-1 の変動範囲における保守値で固定した決定論解析を実施した(図 5-12 参照)。図 5-12 より、Se-79 および Np-237 の最大線量が溶解度制限により  $10 \mu\text{Sv/y}$  および  $300 \mu\text{Sv/y}$  をそれぞれ大きく下回ること、Cs-135 の最大線量および Th-229 の最大線量に対する発生時刻が異なることがわかる。このため、4 核種の合計線量が  $10 \mu\text{Sv/y}$  および  $300 \mu\text{Sv/y}$  をそれぞれ下回ったものと考えられる。

以下では、図 5-12 の特徴について簡潔に示す。Cs-135 については、図 5-12(左図)より約 1 万年で急激に減少していること、図 5-12(右図)より約 300 年で急激に減少していることをそれぞれ把握できる。これは、ガラス固化体の全量が溶解する時間(ガラス固化体溶出率  $42.5\text{g/y}$  の場合の核種溶出期間は約 1 万年、ガラス固化体溶出率  $1275\text{g/y}$  の場合の核種溶出期間は約 300 年)とほぼ整合することから、インベントリの枯渇が原因と考えられる。さらには、Se-79 については、溶解度制限により  $0.3 \mu\text{Sv/y}$  付近で定常に達していること、Np-237 および Th-229 については、放射平衡に達していることを把握できる。

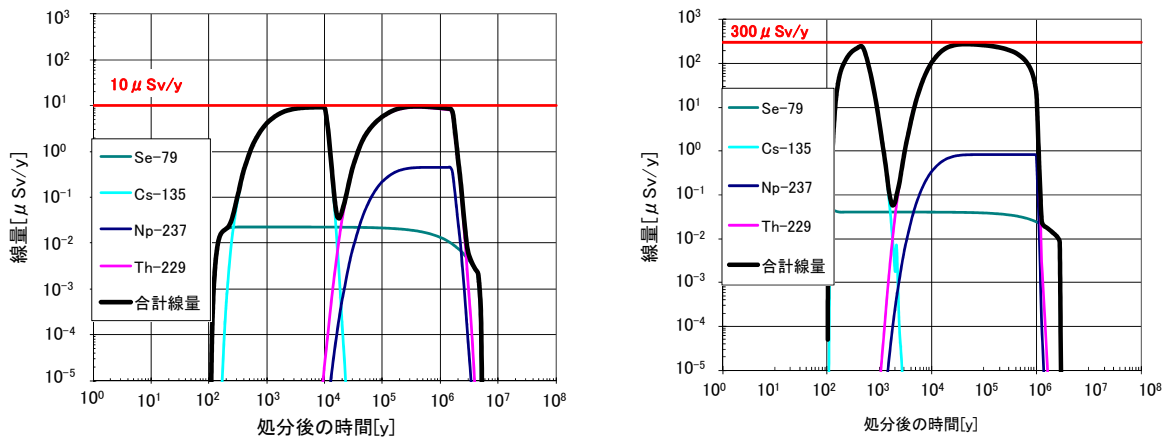


図 5-12 4 核種の合計線量に対する成立条件の確認解析の結果

### 5.4.3 安全裕度の評価

きわめて保守的な天然バリアを想定し、間隙水および性能目標ごとに抽出した成立条件および安瀬裕度の評価例を表 5-5 に示す。次に、これらの成立条件の値に基づいてパラメータの安全裕度の評価を表 5-5 に示す。ここでは、前述のように、パラメータの安全裕度の評価を例示するための参考値として、第 2 次取りまとめのレファレンスケースにおいて設定されたパラメータ値を用いることとする。パラメータと線量の関係については、パラメータが大きくなると線量が増加する傾向とパラメータが大きくなると線量が減少する傾向の 2 つがある。このため、本検討においては、値が増加すると線量が増加する関係を有するパラメータについては、以下の(5-1)式を用いて算出することとした。また、値が増加すると線量が減少する関係を有するパラメータについては、以下の(5-2)式を用いることとした。

$$\text{パラメータの安全裕度係数} = \text{成立条件の値} / \text{参考値} \quad (\text{式 5-1})$$

$$\text{パラメータの安全裕度係数} = \text{参考値} / \text{成立条件の値} \quad (\text{式 5-2})$$

なお、これらの式に基づいて算出されるパラメータの安全裕度係数は、各パラメータの参考値に対して規格化した値であり、参考値に対する裕度の有無を示すものである。なお、5.2 節で述べたように、性能評価パラメータと性能評価結果は、複雑な入出力関係を有する場合がある。このため、パラメータの安全裕度係数が同じであったとしても、パラメータの影響特性に応じてその程度は異なる。例えば、パラメータ値が数桁変動しても線量にあまり変化がなく、パラメータの安全裕度の程度が変わらないケースもあれば、パラメータ値が倍になるだけで線量が大きく変動し、パラメータの安全裕度の程度が大きく変動するケースも考えられる。仮に、各パラメータの安全裕度の程度を相対的に表現しようとする際には、各パラメータの影響特性(どのような複雑な入出力関係を有するか)の情報と合わせて提示することが重要である。

表 5-5 間隙水および性能目標ごとに抽出した成立条件および安全裕度の評価（例）

**性能目標：10  $\mu$  Sv/y**

パラメータ	線量との関係	安全裕度係数の評価式	降水系間隙水			海水系間隙水			酸化性間隙水			レファレンスケース				
			成立条件	制限核種	安全裕度係数	成立条件	制限核種	安全裕度係数	成立条件	制限核種	安全裕度係数					
ガラス固化体溶出率	g/y	↑	1)	42.5	以下	Cs-135	6.8	42.5	以下	Cs-135	6.8	1.53	以下	Np-237	0.25	6.2
緩衝材厚さ	m	↓	2)	2.1	以上	Th-229	0.3	1.75	以上	Th-229	0.4	1.0	以上	Th-229	0.70	0.7
オーバーパック破損時期	y	↓*	2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000

**性能目標：300  $\mu$  Sv/y**

パラメータ	線量との関係	安全裕度係数の評価式	降水系間隙水			海水系間隙水			酸化性間隙水			レファレンスケース				
			成立条件	制限核種	安全裕度係数	成立条件	制限核種	安全裕度係数	成立条件	制限核種	安全裕度係数					
ガラス固化体溶出率	g/y	↑	1)	1275	以下	Cs-135	205	1275	以下	Cs-135	205	5.61	以下	Th-229	0.90	6.2
緩衝材厚さ	m	↓	2)	0.75	以上	Th-229	0.93	0.75	以上	Th-229	0.93	-	-	-	-	0.7
オーバーパック破損時期	y	↓*	2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.000

↑：パラメータが大きくなると線量が増加する傾向を示す ↓：パラメータが大きくなると線量が減少する傾向を示す

-：本検討で設定した変動範囲内であれば制限する必要がないことを意味する。

\*：厳密には、オーバーパックの破損時期の変動による線量の増減は核種に依存して変化する。ここでは、簡単化のため、パラメータが大きくなると線量が減少する傾向で代表的に表現する。



## 5.5 まとめ

本章では、高レベル放射性廃棄物を対象として、人工バリアのパラメータに着目し、成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価手法を開発した内容について述べた。

高レベル放射性廃棄物の地層処分の性能評価の特徴として、Np や Th などの崩壊連鎖を構成するアクチノイド元素がシステムの性能を支配する核種に含まれること、および溶解度や収着分配係数などの元素依存パラメータがシステムの性能に比較的大きな影響を与えることがある。既往の包括的感度解析手法では、これらの特徴を加味して成立条件を抽出することが困難であった。ここでは、単核種、崩壊連鎖核種で別々に解析し最後にそれらを合算するといった工夫を取り込むことで、高レベル放射性廃棄物の評価のように被ばく線量に対する支配核種が崩壊連鎖核種を含めて時間的に入れ替わる場合でも、成立条件を抽出できることを明らかにした。

この際、天然バリアがきわめて保守的な条件下において、ガラス固化体溶出率、オーバーパックの破損時期、緩衝材の厚さに着目した解析を行い、それに基づく成立条件の抽出および性能評価パラメータの安全裕度について例示した。例示を通じて、保守的な天然バリア条件の場合について以下の知見を見出した。

- ・降水と海水のいずれの地下水条件下においても、ガラス固化体溶出率および緩衝材の厚さを調整することで、 $10\ \mu\text{Sv/y}$  や  $300\ \mu\text{Sv/y}$  を下回ることが示唆された（例えば、ガラス固化体溶出率を  $42.5\text{g/y}$  以下および緩衝材の厚さを  $2.1\text{m}$  以上であれば  $10\ \mu\text{Sv/y}$  を超えないこと等）。
- ・酸化性の地下水環境であっても、緩衝材の厚さ等の工学的対策を施すことにより、 $10\ \mu\text{Sv/y}$  や  $300\ \mu\text{Sv/y}$  を下回ることが示唆された（例えば、ガラス固化体溶出率を  $5.61\text{g/y}$  以下であれば  $10\ \mu\text{Sv/y}$  を超えないこと等）。

これらの知見により、沿岸域の地質環境の変遷に対する人工バリアの頑健性を提示することができたものとする。

個別現象研究や工学的対策にフィードバックして不確実性を効率的に低減していくためには、評価対象として含めるべき核種をより詳細に検討する必要がある。その際には、パラメータの増加による解釈の困難さ、天然バリアや生物圏に属するパラメータを他の値で固定あるいは変動させた解析、高度化された核種移行解析モデルを用いた解析などについても検討する必要がある。なお、これらの解析に対しては、SI 法（高瀬ほか、2006）などの他の統計手法や、既報（安ほか、1998）にて提案されている崩壊連鎖核種に関する取扱いなどを参考としつつ、作業を効率化することも重要である。

## 参考文献（5章）

- 東侍郎, 柴田雅博, 油井三和, 澁谷朝紀, 能登屋信, 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. JNC TN8400 99-071.
- 電事連 (電気事業連合会)・JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005): TRU 廃棄物処分技術検討書—第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—. JNC TY1400 2005-013 FEPC-TR2-2005-02, pp.4-175-4-188.
- 江橋健, 小尾繁, 大井貴夫 (2009): 高レベル放射性廃棄物地層処分における性能評価パラメータの安全裕度評価方法の例示, 原子力バックエンド研究, Vol. 15, No.2, pp. 99-115.
- 原子力安全委員会 (2004) 放射性廃棄物の処分の安全規制における共通的な重要事項について. 平成 16

年6月10日.

原子力安全委員会 (1988): 放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方. 昭和63年3月17日.

Ghosh, S. T. (2004): Risk-Information Decisions about High-Level Nuclear Waste Repositories, Dr.Thesis, Massachusetts Institute of Technology.

GoldSim Technology Group LLC (2007): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide., GoldSim Technology Group LLC.

ICRP (1998): Radiological Protection Policy for the Disposal of Radioactive waste: ICRP Publication 77, Pergamon press, Oxford, UK.

ICRP (2000): Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long-lived Solid Radioactive Waste: ICRP Publication 81, Pergamon press, Oxford, UK.

JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 -地層処分研究開発第2次取りまとめ- 分冊3 地層処分システムの安全評価. JNC TN1400 99-023.

Mihara, M. and Sasaki, R. (2005): Radio-nuclides Migration Datasets (RAMDA) on cement, bentonite and rock for the performance assessment of TRU waste repository in Japan. JNC TN8400 2005-027.

Ohi, T., Takase, H., Inagaki, M., Oyamada, K., Sone, T., Mihara, M., Ebashi, T., Nakajima, K. (2007): Application of a comprehensive sensitivity analysis method on the safety assessment of TRU waste disposal in JAPAN. Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXX (Mater. Res.Soc. Symp. Proc. Vol. 985) (Dunn, D. and Poinssot, C. and Begg, B. ed.), Boston, Massachusetts, U.S.A, November 27- December 1, 2006, pp.129-134.

鈴木祐二, 牧野仁史, 加藤智子(2005): 線量換算係数の改訂に伴う地層処分生物圏評価の再検討(研究報告). JNC TN8400 2005-004.

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次取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. JNC TN8400 99-072.

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博(1999): 性能評価で用いる岩石に対する核種の分配係数. JNC TN8410 99-051.

高瀬博康, 稲垣学, 須山泰宏(2006): 地質環境条件の空間的不均質性に応じた施設レイアウト等の工学的対策によるシステム全体性能の改善の可能性について. 原子力バックエンド研究 13, No.1, 13-22.

若杉圭一郎, 小尾繁, 牧野仁史 (2002): モンテカルロシミュレーションによる高レベル放射性廃棄物地層処分の安全評価に対するデータ不確実性解析. JNC TN1340 2001-010, pp.149-160.

## 第6章 おわりに

### 6.1 本論文の結論

本論文では、沿岸域における隆起・侵食および海水準変動による複合的な影響について長期安全性の観点から評価するための手法を整備することを目的として、以下のテーマについて論じたものである。

- ・事業の観点を踏まえた安全評価の考え方の整理 (2章)
- ・隆起・侵食および海水準変動の複合的な影響を考慮したシステムの状態設定手法の開発 (3章)
- ・隆起速度と侵食速度の違いおよび海水準変動に着目した核種移行解析手法の開発 (4章)
- ・成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価方法の開発 (5章)

まず、第2章では、我が国の地層処分事業を対象として、シナリオ、モデル、パラメータに関する考え方を既往の検討に基づき概括的に整理した。さらには、性能評価モデルと現象解析モデルに大別した上で、性能評価とそれを支持する現象解析モデル群の関係および主要なデータの流れを明らかにするとともに、各事業段階における安全評価の役割について提案した。これにより、我が国の地層処分事業における安全評価対して基盤となる考え方や手法を体系化することができた。

次に、第3章では、沿岸域における地質環境の長期変遷を考慮した地層処分システムの状態設定手法を開発した。具体的には、沿岸域における海水準変動および隆起・侵食に対して、これらの複合的な影響が汀線や塩淡境界に与える影響を分析し、ストーリーボードとして例示した。これにより、これまで単一の事象毎の分析に留まっていた沿岸域における地層処分システムの将来の状態を複合的に設定できるようになった。

続いて、第4章では、本章では、隆起速度と侵食速度の違いおよび塩淡境界の移動に着目した定量的な核種移行解析を実施するための手法を開発した。これにより、これまで簡略的かつ定性的な議論に留まっていた隆起・侵食+海水準変動の影響を複合的かつ定量的に評価することができるようになった。さらには、仮想的な堆積岩領域に開発した手法を適用することで、具体的なサイトが与えられた場合の適用性を確認し、以下の知見を見出した。

- ・隆起速度と侵食速度の相対的な違い、それらに起因する地質環境条件の変化は、地層処分システムの長期性能に与える影響を大きい因子のひとつ
- ・隆起速度と侵食速度との複合的な影響を考慮した場合に、塩淡境界の移動は、本研究で想定した範囲という前提条件下において、地層処分システムの長期性能に与える影響がさほど大きくないこと

将来の地層処分事業において沿岸域の地質環境調査を行う場合には、これらの因子に着目して適切に調査計画を立案すべきと考える。

さらに、第5章では、高レベル放射性廃棄物を対象として、人工バリアのパラメータに着目し、成立条件の抽出およびパラメータの安全裕度に関する評価手法を開発した内容について述べた。

高レベル放射性廃棄物の地層処分の性能評価の特徴として、NpやThなどの崩壊連鎖を構成するアクチノイド元素がシステムの性能を支配する核種に含まれること、および溶解度や収着分配係数などの元

素依存パラメータがシステムの性能に比較的大きな影響を与えることがある。既往の包括的感度解析手法では、これらの特徴を加味して成立条件を抽出することが困難であった。ここでは、単核種、崩壊連鎖核種で別々に解析し最後にそれらを合算するといった工夫を取り込むことで、高レベル放射性廃棄物の評価のように被ばく線量に対する支配核種が崩壊連鎖核種を含めて時間的に入れ替わる場合でも、成立条件を抽出できることを明らかにした。

この際、天然バリアがきわめて保守的な条件下において、ガラス固化体溶出率、オーバーパックスの破損時期、緩衝材の厚さに着目した解析を行い、それに基づく成立条件の抽出および性能評価パラメータの安全裕度について例示した。例示を通じて、保守的な天然バリア条件の場合について以下の知見を見出した。

- ・降水と海水のいずれの地下水条件下においても、ガラス固化体溶出率および緩衝材の厚さを調整することで、 $10\ \mu\text{Sv/y}$  や  $300\ \mu\text{Sv/y}$  を下回ることが示唆された（例えば、ガラス固化体溶出率を  $42.5\text{g/y}$  以下および緩衝材の厚さを  $2.1\text{m}$  以上であれば  $10\ \mu\text{Sv/y}$  を超えないこと等）。
- ・酸化性の地下水環境であっても、緩衝材の厚さ等の工学的対策を施すことにより、 $10\ \mu\text{Sv/y}$  や  $300\ \mu\text{Sv/y}$  を下回ることが示唆された（例えば、ガラス固化体溶出率を  $5.61\text{g/y}$  以下であれば  $10\ \mu\text{Sv/y}$  を超えないこと等）。

以上の内容から、沿岸域における隆起・侵食および海水準変動による複合的な影響について長期安全性の観点から評価するための手法を整備し、これらの評価手法が今後の沿岸域における地質環境変遷を考慮した安全評価において、有効かつ実用的な方法論となり得ることを示した。

## 6.2 今後の課題

ここでは、各章において整理した課題についてまとめる。

第2章で提案した一連の考え方や手法は、我が国の地層処分事業における評価の基盤となるものであり、実際の地質環境条件の特徴や得られる情報の量や質、規制から要求される項目等の境界条件の変化に応じて、柔軟に進化させるべきものである。このため、実際の地質環境条件に対して適用することを通じて考え方や手法の適用性確認や作業上の留意点の抽出を実施しておくことが有効と考える。

第3章で提案した状態設定手順の信頼性を高めていくためには、不確実性を考慮した密度流解析結果の取り込み、ニアフィールドを対象とした状態設定への展開、核種移行解析モデル・パラメータ設定について検討することが必要である。また、地質環境調査や設計へのフィードバックという観点からは、段階的に進められる調査項目や調査方法と関連付けた優先度の付与、および設計で対処できる工学的対策の整理等を実施することも必要である。

第4章で提案した手順の信頼性を高めていくためには、評価対象核種の拡充、深度  $50\text{m}$  以浅も含めた評価手法の体系化、隆起・侵食・海水準変動を考慮した密度流解析結果の反映、透水係数や有効間隙率等の不確実性が地層処分システムの性能に与える影響の把握、地層処分対象 TRU 廃棄物に対する適用性確認、ボーリング調査や塩分濃度に関する解析に基づき代表的な地下水組成を設定するための考え方の整理、動的な変遷を考慮した生活圏評価モデルの開発が必要と考える。さらには、隆起・侵食・塩淡境界

の移動が緩衝材やオーバーパック性能に与える影響に関する知見の充実や工学的対策に関するオプションの整理、地震・断層活動と関連付けた隆起・侵食・塩淡境界の移動に関する知見の充実などについても検討していく必要がある。

第5章で提案した性能評価パラメータの安全裕度評価方法を用いて、個別現象研究や工学的対策にフィードバックして不確実性を効率的に低減していくためには、評価対象として含めるべき核種をより詳細に検討する必要がある。その際には、パラメータの増加による解釈の困難さ、天然バリアや生物圏に属するパラメータを他の値で固定あるいは変動させた解析、高度化された核種移行解析モデルを用いた解析などについても検討する必要がある。なお、これらの解析に対しては、他の統計手法などを参考としつつ、作業を効率化することも重要である。

## 付録 A 核種移行解析モデル

### 1. 人工バリア

ここでは、以下の点を仮定した人工バリアの核種移行モデル (JNC, 1999) について述べる。

- 処分後のある時点において、すべてのオーバーパックが核種閉じ込め機能を喪失する。
- オーバーパック破損時には、緩衝材は地下水によって完全に飽和し、オーバーパックまわりに均質な低透水性バリアを形成する。
- オーバーパック破損後、直ちに緩衝材間隙水がガラス固化体と接触し、長期的なガラス固化体溶出率に従ってガラスマトリクスの溶解が進む。核種はガラス固化体中で均質に混合されており、ガラス固化体中での存在比に応じてガラスから溶出する ((調和溶解)。
- ガラス固化体近傍あるいは緩衝材中での沈澱/溶解反応は、瞬時/可逆と仮定する。
- 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。
- コロイドは緩衝材の微細な間隙構造によりろ過されると仮定する。また、オーバーパックの腐食による水素の発生、放射線分解、微生物および有機物は核種の移行に影響を与えないと仮定する。

ガラス固化体、ガラス固化体近傍の仮想的な領域、緩衝材領域および掘削影響領域の各領域を表すパラメータインデックスとして、それぞれ  $G_{lass}$ ,  $R$ ,  $B$ , および  $M$  を、当該核種およびその親核種を表すパラメータインデックスとして、 $ij$  (元素  $i$  の同位体  $j$ ) および  $IJ$  (元素  $I$  の同位体  $J$ ) を用いる。また、核種の移行問題を数学的に表現するために、移行プロセスにおける単位体積あたりの核種量を 3 つに分けて取り扱う。すなわち、媒体中に存在する単位領域体積あたりの核種量 ( $A_{ij} [\text{mol m}^{-3}]$ ) を、単位間隙水あたりの溶存種濃度 ( $C_{ij} [\text{mol m}^{-3}]$ )、単位収着媒体あたりの収着種濃度 ( $S_{ij} [\text{mol m}^{-3}]$ )、および単位領域体積あたりの沈澱種濃度 ( $P_{ij} [\text{mol m}^{-3}]$ ) に分ける。

人工バリアの核種移行解析モデルについては、ガラス固化体、緩衝材、掘削影響領域に対する支配方程式を以下に示す (JNC, 1999)。

$$\frac{d M_{ij}^{Glass}}{d t} = -M_{ij}^{Glass} g_{Si} - \lambda_{ij} M_{ij}^{Glass} + \lambda_{IJ} M_{IJ}^{Glass} \quad (\text{式 A-1})$$

$M_{ij}^{Glass}$	:	ガラス固化体中の核種インベントリ [mol]
$g_{Si}$	:	ガラス固化体の体積減少率 [ $\text{y}^{-1}$ ]
$r$	:	ガラス固化体中心からの距離 [m]
$t$	:	オーバーパック破損後の経過時間 [y]
$\lambda_{ij}$	:	崩壊定数 [ $\text{y}^{-1}$ ]

緩衝材領域での核種の移行は、核種の拡散、緩衝材への収着、緩衝材中での沈澱/溶解ならびに崩壊/生成のプロセスに関する以下の質量保存式で表される。

$$\frac{\partial A_{ij}^B}{\partial t} = \varepsilon^B D_{p_i} \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( r \frac{\partial C_{ij}^B}{\partial r} \right) - \lambda_{ij} A_{ij}^B + \lambda_{ij} A_{ij}^B \quad (\text{式 A-2})$$

$$A_{ij}^B = \varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B + P_{ij}^B \quad (\text{式 A-3})$$

$$S_{ij}^B = \rho^B K d_i C_{ij}^B \quad (\text{式 A-4})$$

$\rho^B$  : 緩衝材真密度 [kg m<sup>-3</sup>]  
 $K d_i$  : 分配係数 [m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>]

また, (5.3.1-8) 式が成り立つとき,

$$\varepsilon^B C_i^* + (1 - \varepsilon^B) \rho^B K d_i C_i^* < \sum_j A_{ij}^B \quad (\text{式 A-5})$$

$C_i^*$  : 元素の溶解度 [mol m<sup>-3</sup>]

緩衝材における単位体積あたりの沈澱種濃度  $P_{ij}^B$  は (5.3.1-9) 式で求められる。

$$P_{ij}^B = A_{ij}^B - (\varepsilon^B C_i^* + (1 - \varepsilon^B) \rho^B K d_i C_i^*) \frac{A_{ij}^B}{\sum_j A_{ij}^B} \quad (\text{式 A-6})$$

この時の緩衝材中の核種の溶存種濃度  $C_{ij}^B$  は, 同位体存在に応じた元素の溶解度  $C_i^*$  の分配を考慮して, 以下のように求められる。

$$C_{ij}^B = C_i^* \frac{A_{ij}^B}{\sum_j A_{ij}^B} \quad (\text{式 A-7})$$

初期条件としては, 緩衝材中の初期濃度を 0 と設定した。

$$C_{ij}^B = 0 \quad (r_{in} \leq r \leq r_{out}) \quad (\text{式 A-8})$$

$r_{out}$  : 緩衝材外側半径 [m]

## 2. 天然バリアの多孔質媒体モデル

ここでは、以下の点を仮定した多孔質媒体モデル (JNC, 1999) について述べる。

- ・核種は、多孔質媒体中を移流/分散によって移行する。
- ・多孔質媒体中の核種は、多孔質媒体内の鉱物表面への収着 (瞬時/線形/可逆) によって遅延される。
- ・多孔質媒体での核種の崩壊を考慮する。

上述の点を踏まえた支配方程式を以下に示す (JNC, 1999 : 小尾・稲垣, 2010)。

$$R_{ij} \frac{\partial C_{ij}}{\partial t} = - \left( v \frac{\partial C_{ij}}{\partial x} - (\alpha v + D_p) \frac{\partial^2 C_{ij}}{\partial x^2} \right) - R_{ij} \lambda_{ij} C_{ij} + R_{IJ} \lambda_{IJ} C_{IJ} \quad (\text{式 A-9})$$

ここで、 $R_{ij}$  は元素 i 同位体 j の遅延係数[-]、 $C_{ij}$  は元素 i 同位体 j の多孔質媒体中の核種濃度[g/m<sup>3</sup>]、 $v$  は実流速 (m/y)、 $\alpha$  は縦方向分散長[m]、 $D_p$  は多孔質媒体間隙水中の拡散係数[m<sup>2</sup>/s]、 $\lambda_{ij}$  は崩壊定数[1/y]、 $x$  は移行距離、 $t$  は時間である。

また、 $R_{ij}$  は、瞬時/線形/可逆な収着を仮定して以下のように表現できる (核燃料サイクル開発機構, 1999 : 小尾・稲垣, 2010)。ここで、 $\rho$  は乾燥密度、 $Kd_{ij}$  は元素 i の同位体 j の多孔質媒体への分配係数[m<sup>3</sup>/kg]である。

$$R_{ij} = 1 + \frac{\rho Kd_{ij}}{\theta} \quad (\text{式 A-10})$$

なお、初期条件および境界条件としては、多孔質媒体中の初期濃度を 0 と設定するとともに、ガラス固化体一本あたりの人工バリアからの核種移行率を入力フラックスとして与えることとした。

$$C_{ij} = (x, 0) \quad (\text{式 A-11})$$



### 3. 天然バリアの亀裂性媒体モデル

ここでは、以下の点を仮定した亀裂性媒体モデル (JNC, 1999) について述べる。

- ・核種は母岩および断層中を移流分散で移行する。
- ・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。

定常な地下水流れ場における 1 次元平行平板亀裂中および岩石基質中の核種移行支配方程式はそれぞれ以下に示す。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (\text{式 A-12})$$

$$R_n^m \frac{\partial C_n^m}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial \omega} D^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} + R_n^m \lambda_n C_n^m - R_{n-1}^m \lambda_{n-1} C_{n-1}^m = 0 \quad (\text{式 A-13})$$

- $b$  : 亀裂開口幅の 1/2 [m]  
 $v$  : 亀裂内流速 [m s<sup>-1</sup>]  
 $D_L$  : 亀裂内分散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>] (=  $\alpha_L v + D_0$ )  
 $\alpha_L$  : 縦方向分散長 [m]  
 $D_0$  : 自由水中の拡散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]  
 $\lambda_n$  : 崩壊定数 [s<sup>-1</sup>]  
 $F$  : 亀裂単位面積あたりのマトリクス拡散に寄与する亀裂面積の割合 [-]  
 $D_e^m$  : 実効拡散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>] (=  $\theta^m D^m$ )  
 $\theta^m$  : 岩石基質部の有効間隙率 [-]  
 $D^m$  : 岩石基質部間隙中の拡散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]  
 $C_n, C_n^m$  : 亀裂および岩石基質中の核種濃度 [mol m<sup>-3</sup>]  
 $x$  : 亀裂内の移行距離 [m]  
 $\omega$  : 亀裂表面から垂直方向の距離 [m]  
 $t$  : 時間 [s]

また、添字  $n, m$  はそれぞれ核種および岩石基質部を表わし、 $R_n$  と  $R_n^m$  は亀裂および岩石基質中での遅延係数で、瞬時／線形／可逆な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{K a_n}{b}, \quad R_n^m = 1 + \frac{\rho^m K d_n^m}{\theta^m} \quad (\text{式 A-14})$$

- $K a_n$  : 亀裂表面への分配係数 [m]

$Kd_n^m$  : 岩石基質部の岩石鉱物への分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]  
 $\rho^m$  : 岩石基質部の乾燥密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

ただし、亀裂表面への収着による遅延は考慮しないため  $R_n=1$  である。

初期条件および境界条件について、以下に記す。

亀裂およびマトリクス中での初期濃度は 0 とする。

$$\begin{aligned}
 C_n(x, 0) &= 0 \\
 C_n^m(x, \omega, 0) &= 0
 \end{aligned}
 \tag{式 A-15}$$

また、ガラス固化体 1 本あたりの人工バリアからの核種移行率を境界条件として与える。

$$vC_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} = f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}} \quad (x=0)
 \tag{式 A-16}$$

$f_n^{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}}$  : 核種  $n$  の人工バリアからの核種移行率 [ $\text{mol s}^{-1}$ ]

亀裂表面とマトリクス拡散の最大深度  $d$  [m] における境界条件は以下のように表わされる。

$$\begin{aligned}
 C_n(x, t) &= C_n^m(x, 0, t) \quad (\omega = 0) \\
 \left. \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \right|_{\omega=d} &= 0 \quad (\omega = d)
 \end{aligned}
 \tag{式 A-17}$$

母岩中の核種移行モデルについては、亀裂の透水性の不均質性を考慮するため、透水性の異なる複数の 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。1 次元平行平板モデルの重ね合わせにおいては、亀裂の透水量係数分布を 48 分割し、分割した区間ごとに 1 次元平行平板モデルを適用する。母岩からの核種移行率は、分割した各透水量係数で求められる核種移行率に透水量係数分布の各区間の確率を乗じて足し合わせるにより算出する。

$$g_n(t) = \sum_{i=1}^I \{p_i \cdot h_n(T_i, t)\}
 \tag{式 A-18}$$

$g_n(t)$  : 1 次元平行平板モデル重ね合わせにより求められたガラス固化体 1 本あたりの母岩からの核種移行率 [ $\text{Bq s}^{-1}$ ]

$I$  : 透水量係数分布の分割数 (=48)

$p_i$  : 分割区間  $i$  の確率 [-] (図 5.3.2-2 中分割区間の面積に相当する)

$h_n(T_i, t)$  : 分割区間  $i$  の 1 次元平行平板モデルにより得られた核種移行率 [ $\text{Bq s}^{-1}$ ]

$T_i$  : 分割区間  $i$  の透水量係数中央値 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]  
 $t$  : 時間 [y]

また、添字  $n, i$  はそれぞれ核種および分割区間を表わす。解析にあたっては、1次元平行平板モデルの重ね合わせによる解析結果は分割数に大きく依存しないことから分割数を48区間とし、各区間の透水量係数には各区間の中央値を用いた。

#### 参考文献（付録A）

JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNCTN1400 99-023.  
小尾繁, 稲垣学 (2010) : GoldSim による核種移行パラメータの時間的变化を考慮した地層処分核種移行解析モデルの構築, JAEA-Data/Code 2010-006.

## 用語集

- 安全評価/性能評価：性能評価とは、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を指す。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わるものである場合には、性能評価は安全評価と同義になる。なお、IAEA No.SSR-5 では、地層処分システムに関連する危険性に対して、サイトの地質環境や処分場の設計が技術的な要件を満足するだけの安全機能を発揮し得るか否かを体系的に分析する作業過程と定義している。
- 塩淡水境界：塩水と淡水の両方が存在する場合に、両者の密度差による流れ（密度流）が発生し、塩水が淡水の下部に侵入している現象。
- 感度解析：変数（パラメータ）が変動したとき、アウトプットにどの程度の影響を与えるかを調べる手法。
- 海水準変動：海面の陸地に対する昇降運動。海面そのものの運動（ユースタシー）と地域的な地盤運動の結果現れる見かけ上の運動（相対的海水準変動）がある。
- 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、一般に適用される岩石分類のひとつ。緻密で硬いが、割れ目ができやすいため、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。
- 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、処分システムの処分直後の状態を基に、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、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、処分システムの機能を評価するための道筋を規定し、その評価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。
- 侵食：水や風などの外的営力により岩石や地層が削られること。浸食と表記する場合もあるが、水に「浸る」とは限らないため、学術的には侵食の表記を用いる。
- ステークホルダー：IAEA 安全用語集においては、「ステークホルダーには一般に、所有者、運転者、従業員、メディア、公衆などを含んでいる」とされ、また IAEA INSAG-20（原子力の課題におけるステークホルダー関与）では、「与えられた課題または決定に特定の関心のある者で、このグループに一般公衆を含めることができる」とされている。本報告書では、地層処分に係るすべての関係者、例えば安全性を審査する国の規制機関をはじめ、地域住民や国民、大学や研究機関の研究者を指す。
- ストーリーボード：図などを用いて、処分システムにおいて生起する事象やその相関関係、時間的変遷をわかりやすく示す表現手法。
- セーフティケース：ある特定の（放射性廃棄物）処分場の開発段階において、処分場の長期の安全を裏付ける論拠を収集したもの。セーフティケースは、処分事業の各段階で規制機関又はその他の必要な意思決定へ情報を与えるために必要な技術情報を提供する目的で作成される。
- 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）。

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。

隆起： 地殻が広い範囲にわたって上がる運動。変位は主として鉛直方向で、水平方向の変位を伴わない。隆起と沈降は地理学や地質学において対になって用いられる。

FEP： 地層処分システムの各要素の特性 (Feature)、特性に影響を与える事象 (Event)、地層処分システムの時間的変遷の過程 (Process) の略称。

## 謝辞

本学位論文は、著者が日本原子力研究開発機構で携わった研究開発の成果、および原子力発電環境整備機構に出向して携わった技術開発の成果を取りまとめたものです。

九州大学工学研究院エネルギー量子工学部門教授 出光一哉先生には、研究全般にわたり多大なるご指導ご鞭撻を賜るとともに、ご多忙の中、本学位論文の指導と査読をして頂きました。ここに深く謝意を表します。特に、面識もない私が博士課程でお世話になりたいと突然申し出たにもかかわらず快諾し社会人博士課程への入学の道を開いて頂いたことに心より御礼申し上げます。

九州大学工学研究院附属アジア防災研究センター教授 三谷泰浩先生、九州大学工学研究院エネルギー量子工学部門教授 原一広先生には、本学位論文の審査をお引き受けいただき、個々の研究に対する位置付けやまとめの記述方法、残された課題等に関して、貴重なご意見を頂きました。先生方の的確なご指摘により、本論文が充実したものとなったと感じております。感謝いたします。

また、第2章の成果については、原子力発電環境整備機構の石黒勝彦博士、加来謙一氏より議論を通じて有益な示唆を頂くとともに、株式会社クインテッサジャパンの高瀬博康博士には考え方の整理にあたって貴重な情報を提供して頂きました。第2章の成果のうち、安全評価のシナリオ構築に関する国際的な動向の整理については、原子力発電環境整備機構の石黒勝彦博士、日本原子力研究開発機構の若杉圭一郎氏、NagraのIrina Gaus博士、Stratis Vomvoris博士、Andrew J. Martin博士、SAMのPaul Smith博士、大林組の河村秀紀博士から価値の高い支援をいただきました。第3章の成果については、原子力発電環境整備機構の石黒勝彦博士、石田圭輔博士、株式会社クインテッサジャパンの高瀬博康博士、川崎大介博士、山口正秋博士に多大なるご支援を頂きました。第4章の成果については、日本原子力研究開発機構の川村淳氏（現 三菱マテリアルテクノ株式会社）、稲垣学氏（現 原子力発電環境整備機構）、柴田雅博氏、宮原要博士、板津透氏（現 株式会社 V.I.C.）、株式会社 NESI の小尾繁氏、仲島邦彦氏、INTERA 社の Mick J. Apted 博士に多大なるご協力を頂きました。第5章の成果については、日本原子力研究開発機構の大井貴夫博士、株式会社 NESI の小尾繁氏に多大なるご指導とご協力を頂きました。皆様のご指導とご協力により、浅学な著者の能力以上の成果をあげることができました。ここに厚く御礼申し上げます。

なお、日本原子力研究開発機構の塩月正雄氏、亀井玄人博士、畑中耕一郎氏、牧野仁史氏、舘幸男博士、加藤智子氏をはじめとする職場の皆様には、個々の研究に携わる機会を与えて頂くとともに、本学位論文の作成に関わる惜しめない理解と助言を頂きました。また、原子力発電環境整備機構の土宏之氏（現 清水建設株式会社）、藤原啓司氏、植田浩義博士、兵藤英明氏、窪田茂氏、鈴木覚博士をはじめとする職場の皆様には、出向期間中の様々な配慮を通じてバックアップして頂きました。

本学位論文の執筆には、1年間の休学期間を含めて多くの時間を費やしました。執筆期間中は仕事との両立に苦勞し、心が折れそうになる時が何度もありました。無事やりきることができたのは、学位取得に理解を示し、笑顔で支えてくれた妻（絵里子）のおかげです。そして、家族として常に応援してくれた長男（遼悟）、長女（舞）にも感謝します。また、影ながら応援してくれた義父と義母、そして、私を産んで育ててくれた父と母にも感謝します。ありがとうございました。

## 主論文

- [Takeshi. Ebashi](#), Katsuhiko. Ishiguro, Keiichiro. Wakasugi, Hideki. Kawamura, Irina. Gaus, Stratis. Vomvoris, Andrew. J. Martin, Paul. Smith (2010) : Trends in Scenario Development Methodologies and Integration in NUMO's Approach, Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2010), October 3-7, 2010, Tsukuba, Japan. (第2章)
- [Takeshi. Ebashi](#), Kenichi. Kaku, Katsuhiko. Ishiguro (2011) : NUMO's APPROACH FOR LONG-TERM SAFETY ASSESSMENT, Proceedings of the 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2011), ICEM2011-59404, September 25-29, 2011, Reims, France. (第2章)
- [Takeshi. Ebashi](#), Katsuhiko. Ishiguro, Keisuke. Ishida, Hiroyasu. Takase, Masaaki. Yamaguchi, Daisuke. Kawasaki (2011): SCENARIO DEVELOPMENT METHODOLOGY FOR DYNAMIC SYSTEM EVOLUTION IN COASTAL AREAS, Proceedings of International High-level Radioactive Waste Management Conference (IHRWMC), pp. 884-891, Albuquerque, New Mexico, U.S.A, April 10-14. (第3章)
- [Takeshi. Ebashi](#), Makoto. Kawamura, Manabu. Inagaki, Shigeru. Koo, Masahiro. Shibata, Toru. Itazu, Kunihiko. Nakajima, Kaname. Miyahara, Michael. J. Apted (2014): "Relative Rates Method" for Evaluating the Effect of Potential Geological Environmental Change due to Uplift/Erosion to radionuclide migration of High-level Radioactive Waste, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXVII (Material Research Society Symposium Proceedings Volume 1665), pp.39-45. (第4章)
- [江橋健](#), 小尾繁, 大井貴夫 (2009) : 高レベル放射性廃棄物地層処分における性能評価パラメータの安全裕度評価方法の例示, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.2, pp.99-115. (第5章)

## 参考論文

- Takao. Ohi, Hiroyasu. Takase, Manabu. Inagaki, Kiyoshi. Oyamada, Tomoyuki. Sone, Morihiro. Mihara, [Takeshi. Ebashi](#), Kunihiko. Nakajima (2007): Application of a comprehensive sensitivity analysis method on the safety assessment of TRU waste disposal in JAPAN, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXX (Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 985), pp.129-134.
- [Takeshi. Ebashi](#), Yong-Soo. Hwang, Youn-Myoung. Lee, Takao. Ohi, Shigeru. Koo (2008): Application of the comprehensive sensitivity analysis method to a Korean geological disposal concept, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol.45, No.11, pp.1138-1149.
- Takao. Ohi, Manabu Inagaki, Makoto. Kawamura, [Takeshi. Ebashi](#) (2009): A systematic approach to evaluate the importance of concerns affecting the geological disposal of radioactive wastes, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXII (Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 1124), pp.407-412.
- 川村淳, [江橋健](#), 牧野仁史, 新里忠史, 安江健一, 稲垣学, 大井貴夫 (2010) : 高レベル放射性廃棄物処分における性能評価のための隆起・侵食に起因する地質環境条件変化の評価方法の検討, 応用地質, 第51巻, 第5号, pp.229-240, 2010年12月.
- Shoko. Yashio, Hideki. Kawamura, Keiichiro. Wakasugi, [Takeshi. Ebashi](#), Katsuhiko. Ishiguro, Ian. G. McKinley (2011): A storyboard-led hybrid development method for safety case scenarios, Proceedings of International High-level Radioactive Waste Management Conference, pp.853-860, Albuquerque, New Mexico, U.S.A, April

10-14.

Keiichiro. Wakasugi, Katsuhiko. Ishiguro, [Takeshi. Ebashi](#), Hiroyoshi. Ueda, Toshihiro. Koyama, Hiroshi. Shiratsuchi, Shoko. Yashio, Hideki. Kawamura. (2012): A Methodology for Scenario Development Based on Understanding of Long-term Evolution of Geological Disposal Systems, Journal of Nuclear Science and Technology, Volume 49, No. 7, pp. 673–688.