

# 地層処分研究開発第2次取りまとめ 第2ドラフト

## 分冊3 地層処分システムの安全評価

平成11年4月21日

核燃料サイクル開発機構

本第2ドラフトは、2000年前までに公表を予定している地層処分研究開発第2次取りまとめの内容について専門家の方々にご検討を頂くための作業用資料であり、引き続き修正中の部分もございますので、記載内容の引用やそれを用いた説明にあたってはご注意下さいますようお願い申し上げます。

## ま え が き

核燃料サイクル開発機構（以下、サイクル機構）では、平成 9 年 4 月に公表された原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会報告書「高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について」（以下、専門部会報告書）に従って、関連する研究機関等の協力を得つつ、地層処分に関わる研究開発を様々な分野において進めてきている。研究開発の全体目標は「わが国における地層処分の技術的信頼性」を示すことにあり、その成果を技術報告書（以下、第 2 次取りまとめ）として国に提出しその評価を仰ぐこととされている。

第 2 次取りまとめは、平成 4 年に公表された第 1 次取りまとめの成果を受けて処分の技術的信頼性を示し、国による評価を経て、処分事業を進める上での処分予定地の選定、安全基準の策定の技術的拠り所を与えるとともに、2000 年以降の研究開発の具体化にとって極めて重要なものと位置づけられているものである。

平成 10 年 9 月には、地層処分に関連する領域の専門家の方々から研究開発の内容や進捗状況について忌憚のない指摘や議論を頂くため、専門部会報告書に示された個々の課題に対する研究開発の成果を中間的に整理した第 2 次取りまとめ第 1 ドラフトを、専門部会に報告、公表した。

第 1 ドラフトを素材とした指摘や議論およびそれ以降の研究開発の進捗を踏まえて、このたび第 2 ドラフトをまとめた。第 2 ドラフトは総論レポートと専門部会報告書に示された主要な研究開発分野である「地質環境条件の調査研究」、「処分技術の研究開発」及び「性能評価研究」のそれぞれに対応する 3 つの分冊から構成されている。

本資料は、このうちの第 2 ドラフト分冊 3「地層処分システムの安全評価」であり、総論レポートにおける性能評価に関する記述内容の詳細な技術的根拠を与えるものである。

第 2 ドラフトの総論レポートと 3 つの分冊については、第 1 ドラフト同様、地層処分に関連する領域の専門家の方々から研究開発の内容や進捗状況について忌憚のない指摘や議論を頂くとともに、英語版を作成し国際的なレビューを受ける予定である。これらのレビューの結果も踏まえ、総論レポートと 3 つの分冊を 2000 年前までに完成させることとしている。また、あわせて第 2 次取りまとめの理解の一助とするため、地層処分に関する基本的な事項や知見に関する情報（例えば、地層処分の発想、評価の時間枠等）を提供することを目的として、別冊「地層処分の背景」を作成し、一式の情報パッケージとすることによって、第 2 次とりまとめの内容について広く国民の理解を目指していく方針である。

## 分冊3 目次

### まえがき

### 目次

I 安全評価の目的とアプローチ	I -1
1.1 わが国の地層処分概念と安全確保の考え方	I -1
1.2 安全評価の特徴と一般的方法論	I -5
1.3 第2次取りまとめにおける安全評価の目的と範囲	I -7
1.4 安全評価解析の枠組み	I -9
1.4.1 安全評価解析のアプローチ	I -9
1.4.2 安全評価解析の構造	I -10
1.4.3 安全評価解析の進め方	I -11
1.4.4 解析の信頼性	I -13
1.5 分冊3の構成	I -15
II 地層処分システム	II -1
2.1 地層処分システムの機能	II -1
2.2 地層処分システムの設定	II -4
2.2.1 地質環境の特性	II -4
2.2.2 処分場レイアウト	II -4
2.2.3 人工バリア・処分施設	II -5
2.2.4 レファレンスケース地層処分システム	II -6
III シナリオ解析	III -1
3.1 シナリオ解析の手順	III -1
3.2 地層処分システムの理解	III -13
3.2.1 人工バリアおよび処分施設に関する特性・現象	III -14
3.2.1.1 緩衝材の飽和・膨潤	III -14
3.2.1.2 オーバーパックの腐食／破損／腐食生成物の生成	III -16
3.2.1.3 地下水・間隙水化学	III -18
3.2.1.4 ガラス固化体の溶解／核種の溶出	III -22
3.2.1.5 拡散／収着	III -24



3.2.1.6	沈澱／溶解	Ⅲ-28
3.2.1.7	有機物，微生物	Ⅲ-30
3.2.1.8	コロイド生成／移行	Ⅲ-33
3.2.1.9	ガス生成／移行	Ⅲ-34
3.2.1.10	放射線分解／放射線損傷	Ⅲ-35
3.2.1.11	人工バリアの物理的／化学的安定性	Ⅲ-36
1)	オーバーパックスの沈下	Ⅲ-36
2)	オーバーパックスの腐食膨張	Ⅲ-37
3)	緩衝材の流出	Ⅲ-38
4)	緩衝材の変質	Ⅲ-40
3.2.1.12	プラグ／グラウト，支保，埋め戻し材の 物理的／化学的安定性	Ⅲ-43
3.2.2	母岩に関する特性・現象	Ⅲ-45
3.2.2.1	水理	Ⅲ-45
3.2.2.2	水理学的擾乱	Ⅲ-46
3.2.2.3	断層	Ⅲ-47
3.2.2.4	掘削影響領域	Ⅲ-49
3.2.2.5	核種移行	Ⅲ-49
3.2.2.6	有機物，微生物	Ⅲ-51
3.2.2.7	コロイド生成／移行	Ⅲ-53
3.2.2.8	ガス生成／移行	Ⅲ-55
3.2.2.9	岩盤の物理的／化学的安定性	Ⅲ-56
3.2.3	地表環境	Ⅲ-57
3.2.4	地層処分システムに擾乱を与える可能性のある現象	Ⅲ-58
3.2.4.1	天然現象	Ⅲ-58
1)	火山・火成活動	Ⅲ-58
2)	地震・断層活動	Ⅲ-58
3)	隆起・沈降・侵食	Ⅲ-59
4)	気候・海水準変動	Ⅲ-59
3.2.4.2	工学的対策に関する初期欠陥	Ⅲ-61
3.2.4.3	将来の人間活動	Ⅲ-62
3.2.4.4	臨界	Ⅲ-64
3.2.4.5	隕石の衝突	Ⅲ-65
3.2.5	地層処分システムの理解のまとめ	Ⅲ-66

3.3	地下水シナリオ	III-68
3.4	解析ケースの設定	III-72
IV	レファレンスケースのモデルとデータ	IV-1
4.1	人工バリアのレファレンスケース概念モデルとデータ	IV-1
4.1.1	概要	IV-1
4.1.2	レファレンスケース概念モデル	IV-1
4.1.2.1	モデルの概要	IV-2
4.1.2.2	数学的定式化	IV-3
4.1.3	レファレンスケースデータ	IV-10
4.1.3.1	ガラス固化体のモデルインベントリ	IV-10
4.1.3.2	地下水組成	IV-14
4.1.3.3	間隙水組成	IV-17
4.1.3.4	ガラス溶解速度	IV-21
4.1.3.5	溶解度	IV-22
4.1.3.6	拡散係数	IV-27
4.1.3.7	分配係数	IV-32
4.1.3.8	掘削影響領域を通過する地下水流量	IV-35
4.2	天然バリアのレファレンスケース概念モデルとデータ	IV-38
4.2.1	概要	IV-38
4.2.2	母岩に対するレファレンスケース概念モデルとデータ	IV-40
4.2.2.1	概念モデルの構築手順	IV-40
4.2.2.2	3次元モデル	IV-42
4.2.2.2.1	3次元モデルの概要	IV-42
4.2.2.2.2	数学的定式化	IV-46
4.2.2.2.3	データ	IV-49
4.2.2.2.4	解析結果	IV-71
4.2.2.3	母岩に対するレファレンスケース概念モデル (1次元モデル重ね合せ)	IV-73
4.2.2.3.1	モデルの概要	IV-73
4.2.2.3.2	数学的定式化	IV-74
4.2.2.3.3	レファレンスケースデータ	IV-75
4.2.2.3.4	3次元モデルと1次元モデルの比較(妥当性の確認)	IV-78
4.2.3	断層に対するレファレンスケース概念モデルとデータ	IV-80

4.2.3.1	モデルの概要	IV-80
4.2.3.2	数学的定式化	IV-80
4.2.3.3	レファレンスケースデータ	IV-81
4.3	生物圏のレファレンスケース概念モデルとデータ	IV-83
4.3.1	生物圏評価モデルの考え方	IV-83
4.3.2	レファレンスケース概念モデル	IV-86
4.3.2.1	評価条件 (Assessment Context) の設定	IV-86
4.3.2.2	評価条件に基づく生物圏の状態設定	IV-87
4.3.2.3	FEP リストの作成	IV-88
4.3.2.4	FEP 間の相関関係の特定と概念モデルの構築	IV-88
4.3.2.4.1	相互作用マトリクスの作成と FEP 間の相関関係の特定	IV-88
4.3.2.4.2	概念モデル	IV-97
4.3.2.5	数学モデル	IV-98
4.3.2.5.1	コンパートメント間の移行プロセスに関わる数学モデル	IV-99
4.3.2.5.2	被ばくモードに関わる数学モデル	IV-100
4.3.3	レファレンスケースデータ	IV-101
4.3.3.1	コンパートメントの大きさに関するデータ	IV-101
4.3.3.2	コンパートメント間の移行プロセスに関するデータ	IV-101
4.3.3.3	被ばく経路に関するデータ	IV-102
V	レファレンスケース以外の解析ケースのモデルとデータ	V-1
5.1	人工バリア	V-1
5.1.1	データ不確実性ケース	V-1
5.1.1.1	ガラス溶解速度の不確実性	V-2
5.1.1.2	オーバーパック破損時期の不確実性	V-3
5.1.1.3	掘削影響領域通過流量の不確実性	V-4
5.1.2	概念モデル変更ケース	V-7
5.1.2.1	腐食生成物層での核種遅延	V-7
5.1.2.2	掘削影響領域での核種遅延	V-9
5.1.2.3	オーバーパックの腐食膨張と周辺母岩中への緩衝材の侵入	V-10
5.1.3	代替デザインケース	V-14
5.1.3.1	代替材料を用いたオーバーパックの使用	V-14
5.1.3.2	緩衝材厚さの変更	V-15
5.1.4	地質環境変更ケース	V-17

5.1.4.1	地下水流動のバリエーション	V-18
5.1.4.2	岩種のバリエーション	V-18
5.1.4.3	地下水タイプのバリエーション	V-20
5.1.5	データセット	V-26
5.2	天然バリア	V-35
5.2.1	データ不確実性ケース	V-35
5.2.1.1	透水量係数の不確実性	V-36
5.2.1.2	亀裂開口幅分布の不確実性	V-36
5.2.1.3	分散長の不確実性	V-36
5.2.1.4	マトリクス拡散寄与面積の不確実性	V-36
5.2.1.5	マトリクス拡散深さの不確実性	V-38
5.2.1.6	有効間隙率/乾燥密度/実効拡散係数の不確実性	V-38
5.2.1.7	分配係数の不確実性	V-39
5.2.1.8	断層内流速の不確実性	V-41
5.2.2	概念モデル変更ケース	V-42
5.2.2.1	コロイドの移行を考慮したケース	V-42
5.2.2.1.1	モデルの概要	V-42
5.2.2.1.2	データ	V-44
5.2.2.2	処分場レイアウトを考慮したケース	V-46
5.2.2.2.1	モデルの概要	V-46
5.2.2.2.2	データ	V-47
5.2.2.3	処分場内での濃度干渉効果を考慮したケース	V-49
5.2.2.3.1	モデルの概要	V-49
5.2.2.3.2	データ	V-50
5.2.2.4	断層を多孔質媒体によりモデル化したケース	V-51
5.2.2.4.1	モデルの概要	V-51
5.2.2.4.2	数学的定式化	V-51
5.2.2.4.3	データ	V-52
5.2.3	地質環境変更ケース	V-54
5.2.3.1	動水勾配のバリエーション	V-55
5.2.3.2	岩種のバリエーション	V-55
5.2.3.3	地下水のバリエーション	V-57
5.3	生物圏	V-62
5.3.1	データ不確実性ケース	V-62

5.3.1.1	土壌および堆積物中での分配係数の不確実性	V-62
5.3.1.2	農作物への移行係数の不確実性	V-62
5.3.1.3	コンパートメントの大きさの不確実性	V-63
5.3.2	概念モデル変更ケース	V-63
5.3.2.1	帯水層における収着	V-63
5.3.3	地質環境変更ケース	V-65
5.3.3.1	地形のバリエーション	V-66
5.3.3.2	GBI および地形の組み合わせのバリエーション	V-67
5.4	変動シナリオに関する解析	V-73
5.4.1	天然現象	V-73
5.4.2	初期欠陥	V-76
5.4.3	人間活動	V-77
VI	レファレンスケースと応答解析の結果	VI-1
6.1	レファレンスケースの解析結果	VI-1
6.1.1	人工バリア	VI-1
6.1.2	天然バリア	VI-5
6.1.3	生物圏	VI-8
6.1.4	線量評価結果と考察	VI-11
6.2	基本シナリオにおける応答解析	VI-17
6.2.1	人工バリア	VI-17
6.2.2	天然バリア	VI-26
6.2.3	生物圏	VI-33
6.3	変動シナリオ	VI-43
6.4	各バリアの性能についての考察	VI-48
6.5	安全評価において鍵となる要因	VI-53
VII	地層処分システムの全体性能解析	VII-1
7.1	全体性能解析の考え方と解析ケースの設定	VII-1
7.2	全体性能解析の結果と諸外国の安全基準との比較	VII-5

VIII 安全評価結果の信頼性	VIII-1
8.1 安全評価手法の信頼性	VIII-1
8.2 ナチュラルアナログによる傍証	VIII-3
8.3 諸外国の安全評価報告書との比較	VIII-5
IX まとめ	IX-1
参考文献	R-1
付録 1 生物圏評価における移行プロセスに関する評価式	S-1
付録 2 生物圏評価における被ばくモードに関する評価式	S-5
付録 3 生物圏評価におけるデータセット	S-10
付録 4 高レベル放射性廃棄物の地層処分に関わる人間侵入シナリオ の評価事例	S-42
付録 5 バリア中での核種崩壊割合の算出式	S-55
付録 6 補完的指標についての検討	S-57

## 図リスト

図 1-1 わが国の地層処分概念

図 1.4.2-1 安全評価解析の構造

図 1.4.3-1 安全評価解析の基本的な枠組み

図 3.1-1 シナリオ解析の手順

図 3.1-2 シナリオの分類

図 3.1-3 地下水シナリオに関するインフルエンスダイアグラム

図 3.1-4 シナリオと解析ケースの分類

図 3.1-5 安全評価解析の構造

図 3.1-6 基本シナリオレファレンスケースの概念モデル

図 3.1-7 全体性能に関する解析結果のイメージ

図 3.2.1 実測地下水およびモデル地下水の多変量解析（主成分分析）結果

図 3.2.2-1 亀裂性岩盤と多孔質岩盤に対する概念モデル

図 3.2.2-2 沿岸地域の密度流による地下水流動模式図

図 3.2.2-3 大規模断層と処分場レイアウト概念図

図 3.2.2-4 処分場概念図

図 3.2.2-5 亀裂中の核種移行メカニズム概念図

図 3.2.2-6 岩石基質中の核種移行メカニズム概念図

図 3.4-1 安全評価解析で考慮する解析ケースのまとめ

図 4.1.2-1 人工バリアの構成及び幾何域状

図 4.1.2-2 人工バリア中核種移行に関するプロセス

図 4.1.3-1 長期浸出試験における各種ガラス固化体の溶解速度

図 4.1.3-2 実効拡散係数のベントナイト密度依存性

図 4.1.3-3 Cs, Se, HTO の見かけの拡散係数のケイ砂混合の影響

図 4.1.3-4 HTO, I, Cl,  $\text{CO}_3^{2-}$  の実効拡散係数のケイ砂混合率依存性

図 4.1.3-5 掘削影響領域モデル概念図

図 4.1.3-6 亀裂の開口による掘削影響領域内での透水性増加概念図

図 4.2.1-1 処分場から生物圏までの移行経路模式図

図 4.2.2-1 母岩に対するレファレンスケース概念モデルの構築フロー

- 図 4.2.2-2 亀裂のモデル化概念図
  - 図 4.2.2-3 水理および核種移行境界条件模式図
  - 図 4.2.2-4 亀裂ネットワークからチャンネルネットワークへの変換模式図
  - 図 4.2.2-5 3次元亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行評価フロー
  - 図 4.2.2-6 3次元亀裂ネットワークモデルのフロー概念図
  - 図 4.2.2-7 地下水面の勾配から推定した動水勾配の分布（日比谷ほか，1997）
  - 図 4.2.2-8 花崗岩における亀裂ステレオ投影図
  - 図 4.2.2-9 Fisher 分布における偏向角と方位角の関係
  - 図 4.2.2-10 亀裂ネットワークモデルに用いた亀裂のステレオ投影図
  - 図 4.2.2-11 等方弾性媒体中に発生するせん断亀裂（Scholtz, 1990）
  - 図 4.2.2-12 菊間地下石油備蓄基地における亀裂・断層分布図（林ほか，1993）
  - 図 4.2.2-13 亀裂のトレース長分布（200m×200m 領域）
  - 図 4.2.2-14 花崗岩における亀裂頻度分布
  - 図 4.2.2-15 亀裂ネットワークモデル内の処分坑道平面上のトレース長マップ
  - 図 4.2.2-16 釜石鉱山 KD-90 坑道北側のコンパートメント構造
  - 図 4.2.2-17 透水量係数分布
  - 図 4.2.2-18 透水係数と深度の関係（SKB91, 1992）
  - 図 4.2.2-19 亀裂ネットワークモデルで用いた亀裂の開口幅分布
  - 図 4.2.2-20 縦方向分散長と移行距離の関係（Gelhar et al., 1992）
  - 図 4.2.2-21 花崗岩亀裂面内の低融点金属分布図（Pyrak-Nolte et al., 1987）
  - 図 4.2.2-22 花崗岩類の有効間隙率分布（佐藤ほか，1992）
  - 図 4.2.2-23 花崗岩類の乾燥密度分布（佐藤ほか，1992）
  - 図 4.2.2-24 花崗岩類における実効拡散係数と有効間隙率の関係
  - 図 4.2.2-25 3次元亀裂ネットワークモデルによる核種移行率解析結果
  - 図 4.2.2-26 リアライゼーション数と最大移行率の平均値の関係
  - 図 4.2.2-27 3次元モデルによるガラス固化体1本あたりの核種移行率解析結果
  - 図 4.2.2-28 亀裂の透水量係数分布と各区間の分布確率
  - 図 4.2.2-29 縦方向分散長と評価距離の関係（Gelhar et al., 1992）
  - 図 4.2.2-30 3次元亀裂ネットワークモデルと1次元モデル重ね合せにより得られたガラス固化体1本あたりの核種移行率の比較
- 
- 図 4.3.1-1 レファレンスバイオスフィア概念の構築アプローチ
  - 図 4.3.1-2 レファレンスケースにおける生物圏と地圏とのインターフェイス
  - 図 4.3.2-1 相互作用マトリクスの作成
  - 図 4.3.2-2 相互作用マトリクスを用いた生物圏での核種移行プロセスの特定
  - 図 4.3.2-3 コンパートメントで表現したレファレンスケース概念モデル
  - 図 4.3.2-4 コンパートメント間の物質収支



- 図 5.1.2-1 腐食生成物層での核種遅延を考慮した核種移行評価概念図
- 図 5.1.2-2 掘削影響領域での核種遅延を考慮した核種移行評価概念図
- 図 5.1.2-3 オーバーパックの腐食膨張現象に関する取扱いの考え方
- 図 5.1.2-4 緩衝材の流出現象に関する取扱いの考え方
  
- 図 5.1.5-1 レファレンスケースおよび地質環境変更ケースで設定された溶解度
  
- 図 5.2.1-1 データ不確実性ケースで用いた透水量係数分布
- 図 5.2.1-2 花崗岩亀裂面内のセメントグラウト分布図
- 図 5.2.1-3 閉塞点周辺から閉塞部奥へのマトリクス拡散概念図
- 図 5.2.1-4 釜石鉱山における亀裂周辺の変質幅の分布 (サイクル機構, 1999a)
- 図 5.2.1-5 データ不確実性ケースにおける有効間隙率と実効拡散係数の範囲
  
- 図 5.2.2-1 処分場レイアウトを考慮する場合の評価概念図
- 図 5.2.2-2 ガラス固化体定置ピッチと処分坑道配置ピッチ
- 図 5.2.2-3 処分場レイアウト解析ケース模式図
- 図 5.2.2-4 処分場領域内における濃度干渉概念図
- 図 5.2.2-5 濃度干渉効果を考慮した処分場内の核種移行モデル概念図
- 図 5.2.2-6 多孔質媒体モデル概念図
  
- 図 5.2.3-1 岩種と処分深度の関係
- 図 5.2.3-2 (再掲) 地下水面の勾配から推定した動水勾配の分布  
(日比谷ほか, 1997)
- 図 5.2.3-3 各岩種における有効間隙率の頻度分布
- 図 5.2.3-4 各岩種に対する有効間隙率と実効拡散係数の関係
  
- 図 5.3.2-1 概念モデル変更ケースの概念モデルの設定
  
- 図 5.3.3-1 河川水ケースの概念モデルの設定
- 図 5.3.3-2 河川堆積層ケースの概念モデルの設定
- 図 5.3.3-3 深井戸ケースの概念モデルの設定
- 図 5.3.3-4 沿岸海域水ケースの概念モデルの設定
- 図 5.3.3-5 沿岸海域水ケースの被ばく経路の設定
- 図 5.3.3-6 沿岸海域堆積層ケースの概念モデルの設定
  
- 図 5.4.1-1 変動シナリオで考慮する天然現象 (概念図)
  
- 図 6.1.1-1 ガラス固化体1本あたりの緩衝材外側からの核種移行率

- 図 6.1.2-1 母岩から放出される核種移行率
- 図 6.1.2-2 下流側断層から放出される核種の線量当量率
- 図 6.1.3-1 レファレンスケース概念モデルおよびデータの設定
- 図 6.1.3-2 単位入力に対する生物圏評価モデルのステップ応答
- 図 6.1.3-3 各被ばくグループに対する線量への換算係数の結果
- 図 6.1.4-1 母岩から放出される核種の線量当量率
- 図 6.1.4-2 下流側断層から放出される核種の線量当量率
- 図 6.1.4-3 沈殿の取り扱いによる核種移行率の違い
- 図 6.1.4-4 掘削影響領域通過流量に対する Np-237 の移行率の違い
- 図 6.1.4-5 線量当量率の最大値の移行距離に対する変化
- 図 6.1.4-6 被ばく経路の内訳（農作業従事者グループ）
  
- 図 6.2.1-1 データ不確実性ケースおよび概念モデル変更ケースにおける緩衝材外側からの最大核種移行率（Np-237, Se-79, Cs-135）
- 図 6.2.1-2 代替デザインケースおよび地質環境変更ケースにおける緩衝材外側からの最大核種移行率（Np-237, Se-79, Cs-135）
- 図 6.2.1-3 遅延効果に着目した緩衝材外側からの最大核種移行率の特徴的な例（Cm-245, Am-243, Pu-239, Tc-99）
  
- 図 6.2.2-1 データ不確実性ケースにおける処分場全体からの最大線量当量率一覧
- 図 6.2.2-2 概念モデル変更ケース・地質環境変更ケースにおける処分場全体からの最大線量当量率一覧
- 図 6.2.2-3 コロイドを考慮した場合の線量当量率解析結果
- 図 6.2.2-4 濃度干渉を考慮した場合の線量当量率解析結果
  
- 図 6.2.3-1 表面土壌コンパートメントの分配係数の変動による感度
- 図 6.2.3-2 根菜への移行係数の変動による感度
- 図 6.2.3-3 表面土壌コンパートメントの大きさの変動による感度
- 図 6.2.3-4 概念モデル変更ケースの解析結果
- 図 6.2.3-5 GBI が河川水である場合の解析結果
- 図 6.2.3-6 GBI が河川堆積層である場合の解析結果
- 図 6.2.3-7 GBI が深井戸である場合の解析結果
- 図 6.2.3-8 GBI が沿岸海域水である場合の解析結果
- 図 6.2.3-9 GBI が沿岸海域堆積層である場合の解析結果
  
- 図 6.3-1 天然事象を想定した場合の解析結果：総線量当量率の時間変化
- 図 6.3-2 隆起・侵食についての解析結果（総線量当量率が最大のときの支配核種）

図 6.3-3 処分場露出時の影響評価例

図 6.3-4 気候・海水準変動についての解析結果（総線量当量率の最大値付近での支配核種）

図 6.4-1 各バリアの核種移行抑制機能の定量的な表現の例

図 6.4-2 各バリア内での核種の存在形態およびその時間変化（Np-237, Cs-135, Tc-99）

図 7.1-1 沿岸地域の海水系地下水環境における処分場概念図

図 7.2-1 全体性能解析結果の地質環境のバリエーションによる整理

図 7.2-2 全体性能解析結果における最大線量率と支配核種

図 7.2-3 全体性能解析結果における最大線量率とその時間

図 8.1-1 天然バリア中核種移行モデル開発の流れ

## 表リスト

表 2.1-1 地層処分システムに期待する安全機能とそれに影響を与える可能性のある要因

表 2.2-1 ガラス固化体の特性の計算条件

表 2.2-2 わが国で考慮すべき地質環境条件およびレファレンスケース地質環境

表 2.2-3 デザインのオプションおよびレファレンスケースデザイン

表 3.1-1 安全評価解析で考慮する FEP リスト

表 3.2.5-1 種々の特性や現象の安全評価解析上の取扱い（人工バリアおよび処分施設に関する特性・現象）

表 3.2.5-2 種々の特性や現象の安全評価解析上の取扱い（天然バリアおよび生物圏に関する特性・現象）

表 3.2.5-3 種々の特性や現象の安全評価解析上の取扱い（外部擾乱に関する特性・現象）

表 3.4-1 解析ケースの設定とその内容（人工バリア）

表 3.4-2 解析ケースの設定とその内容（天然バリア／生物圏）

表 3.4-3 解析ケースの設定とその内容（外部擾乱要因）

表 3.4-4 人工バリア中核種移行解析で考慮する解析ケースのまとめ

表 3.4-5 天然バリア中核種移行解析で考慮する解析ケースのまとめ

表 3.4-6 生物圏評価で考慮する解析ケースのまとめ

表 4.1.2-1 プロセスに係わるパラメータ

表 4.1.2-2 特性に係わるパラメータ

表 4.1.2-3 パラメータのインデックス

表 4.1.3-1 人工バリアと天然バリア中の核種移行解析において考慮する放射性核種

表 4.1.3-2 ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種および安定同位体のインベントリ（処分後 1,000 年時点）

表 4.1.3-3 降水系高 pH 型モデル地下水と間隙水組成計算値（レファレンスケース）

表 4.1.3-4 間隙水平衡計算条件

表 4.1.3-5 ベントナイトの鉱物組成（伊藤ほか，1994）

表 4.1.3-6 放射性元素の溶解度レファレンスケースデータ

表 4.1.3-7 放射性元素の溶解度設定の考え方等

表 4.1.3-8 放射性元素の実効拡散係数レファレンスケースデータ

表 4.1.3-9 レファレンスケースにおける放射性元素の緩衝材への分配係数

表 4.1.3-10 掘削影響領域実測データ一覧

表 4.2.2-1 花崗岩類におけるナチュラルアナログ研究により得られたマトリクス拡散深さ

表 4.2.2-2 降水系高 pH 条件下での花崗岩に対する核種の分配係数

表 4.2.2-3 亀裂ネットワークモデル入力データ一覧

表 4.2.2-4 レファレンスケース概念モデル入力パラメーター一覧

表 4.2.3-1 断層および母岩に対するレファレンスケース概念モデルにおけるデータの比較一覧

表 4.3.1-1 地質環境（地下水／地形）に対応した生物圏と地圏とのインターフェイス

表 4.3.2-1 生物圏評価における対象核種

表 4.3.2-2 生物圏評価における地表環境の仮定（レファレンスケース）

表 4.3.2-3 第2次取りまとめ生物圏評価 FEP リスト（レファレンスケース）

表 4.3.2-4 各被ばくグループに対する被ばく経路

表 4.3.3-1 コンパートメントに関するパラメータの一覧表

表 4.3.3-2 コンパートメント間の移行プロセスに関するパラメータの一覧表

表 4.3.3-3 被ばく経路に関するパラメータの一覧表

表 5.1.1-1 データ不確実性ケースの概要

表 5.1.1-2 掘削影響領域実測データ一覧

表 5.1.2-1 概念モデル変更ケースの概要

表 5.1.3-1 代替デザインケースの概要

表 5.1.4-1 地質環境変更ケースの概要

表 5.1.5-1 ガラス固化体1本あたりの放射性核種および安定同位体のインベントリ

表 5.1.5-2 地質環境変更ケースとして設定したモデル地下水組成の計算値

表 5.1.5-3 地質環境変更ケースとして設定した緩衝材間隙水組成の計算値

表 5.1.5-4 降水系高 pH 型間隙水中の放射性元素の溶解度設定値（レファレンスケース）

表 5.1.5-5 コンクリート支保（低アルカリ性セメント）との反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水中の放射性元素の溶解度設定値

表 5.1.5-6 海水系高 pH 型間隙水中の放射性元素の溶解度設定値

表 5.1.5-7 各ケースに対する放射性元素の緩衝材中の実効拡散係数の設定値

表 5.1.5-8 各ケースに対する放射性元素の分配係数の設定値

- 表 5.2.1-1 データ不確実性ケース一覧
- 表 5.2.1-2 有効間隙率，乾燥密度，実効拡散係数パラメーター一覧（花崗岩）
- 表 5.2.1-3 データ不確実性解析ケースにおける花崗岩中の核種の分配係数
- 表 5.2.1-4 データ不確実性ケースにおけるパラメーター一覧
- 
- 表 5.2.2-1 コロイドの影響を考慮したケース
- 表 5.2.2-2 データー一覧
- 表 5.2.2-3 濃度干渉効果を考慮した核種移行解析での評価対象核種
- 表 5.2.2-4 断層に対する概念モデル変更ケースとレファレンスケースにおけるデータの比較一覧
- 
- 表 5.2.3-1 地質環境変更ケースにおける因子とパラメータの関係
- 表 5.2.3-2 有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数パラメーター一覧
- 表 5.2.3-3 降水系および海水系地下水環境下における各岩種に対する分配係数
- 表 5.2.3-4 地質環境変更ケースにおける変更パラメーター一覧
- 
- 表 5.3.1-1 データ不確実性ケースの解析の概要
- 表 5.3.2-1 概念モデル変更ケースの解析の概要
- 表 5.3.3-1 地質環境変更ケースに対する生物圏の解析ケース
- 表 5.3.3-2 レファレンスケースとのモデルの比較
- 
- 表 5.4.1-1 天然事象についての解析ケースの内容
- 表 5.4.1-2 酸化性地下水の組成とそれに対する溶解度，分配係数
- 表 5.4.1-3 酸化性地下水に対する拡散係数
- 
- 表 5.4.2-1 処分後100年時点でのガラス固化体1本中の核種のインベントリ
- 
- 表 6.1.1-1 レファレンスケース概念モデル・データの概要（人工バリア）
- 表 6.1.2-1 レファレンスケース概念モデル・データの概要（天然バリア）
- 
- 表 6.3-1 ボーリング周辺の掘削影響領域が地下水／核種の移行経路となる場合の影響の推定
- 
- 表 6.4-1 人工バリア中および天然バリアまでの領域における各核種の崩壊量の割合
- 
- 表 6.5-1 安全評価において鍵となる要因と関係する安全機能

表 7.1-1 全体性能解析ケースの一覧

表 7.1-2 各岩種におけるデータ一覧

[付録]

表 付録 3.1-1 コンパートメントの諸量に関するデータ

表 付録 3.2-1 コンパートメント間の移行プロセスに関するデータ

表 付録 3.3-1 線量換算係数

表 付録 3.3-2 食物等摂取量

表 付録 3.3-3 生物圏における土壌等への分配係数

表 付録 3.3-4 土壌から農作物への核種の移行係数

表 付録 3.3-5 飼料から畜産物への核種の濃縮係数

表 付録 3.3-6 淡水産物への核種の濃縮係数

表 付録 3.3-7 海産物への核種の濃縮係数

表 付録 3.3-8 人間の呼吸率、滞留時間等

表 付録 3.3-9 家畜に関するデータ

表 付録 3.3-10 農作物の栽培に関するデータ

表 付録 3.3-11 ヴェザリング率

表 付録 3.3-12 転流割合

表 付録 3.3-13 調理時ロス

表 付録 3.3-14 エアロゾルにおける濃縮係数

表 付録 3.4-1 帯水層コンパートメントにおける分配係数

表 付録 6-1 安全指標の比較 (IAEA, 1994)

# 第 1 章

## 安全評価の目的とアプローチ



## 1 安全評価の目的とアプローチ

### 1.1 わが国の地層処分概念と安全確保の考え方

1976年に原子力委員会により高レベル放射性廃棄物処分の方策として地層処分に重点を置く旨の目標と所要の方針が示された（原子力委員会，1976）。これにより，わが国における地層処分概念の検討に研究開発の焦点があてられてきた。1989年，原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会は「高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の重点項目とその進め方」（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会，1989）と題されたガイドラインを策定し公表した。ここではまず，わが国における地層処分の具体的な方法として，廃棄物のまわりに安全防護のため人工的に設けられる複数の障壁（人工バリア）と，含まれる物質を長期にわたって固定し保存するという天然の働きを備えた地層（天然バリア）とを組み合わせた多重バリアシステムが適切であることが確認されている。また，当面特定の地質構造や岩種に限るのではなく，わが国の幅広い地質環境を考慮して多重バリアシステムの性能について評価することが重要であると指摘した。このような考え方を受けて，動力炉・核燃料開発事業団（以下，動燃事業団という）は1992年にそれまでの研究開発の成果に基づいて，わが国における地層処分の有効性に関して，中間的ではあるものの総合的な取りまとめ（以下，第1次取りまとめという）を行いこれを公表した（動燃事業団，1992）。

第1次取りまとめで示された地層処分概念は，「安定な地質環境に，性能に余裕を持たせた人工バリア（ガラス固化体，オーバーバック，緩衝材で構成される）を含む多重バリアシステムを構築する」ものであり，第2次取りまとめでもこの概念に基づいている。（図1-1参照）

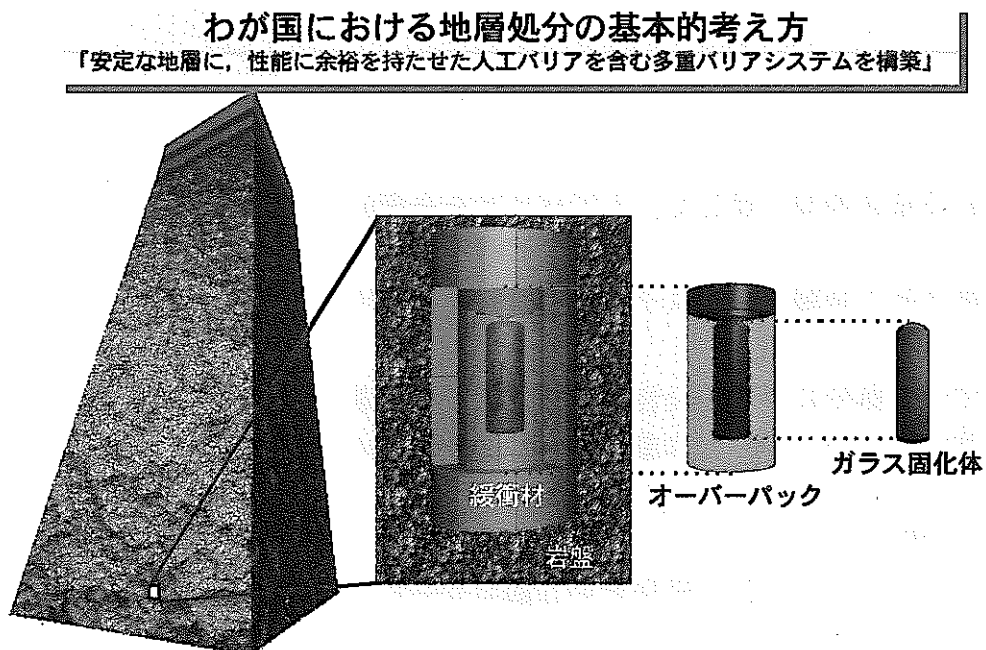


図1-1 わが国の地層処分概念

性能に余裕をもたせた人工バリアを概念に取り込み、それに応じて性能評価では、地下水による核種移行に対して人工バリアとその周辺のそれほど広くない範囲の地層（以下、ニアフィールドと呼ぶ）がもつバリア機能に焦点をあてることが、ニアフィールドアプローチの考えである。この考えは第1次取りまとめによって得られたものであり、第1次取りまとめの公表とほぼ同じ時期にスウェーデン（SKB, 1992）、フィンランド（Vieno et al., 1992）、スイス（Nagra, 1994）、カナダ（AECL, 1994）から公表された性能評価報告書においても、ニアフィールドの有する性能について地層処分の安全性に果たす役割の重要性が指摘されている。特に日本やスイスなどのように地質環境が複雑であり、地層処分概念を考える上でニアフィールドアプローチは理にかなったものといえる（梅木, 1994）。第2次取りまとめにおいても、第1次取りまとめと同様に以下の考え方によるニアフィールドアプローチを採ることとした。

- ・変動帯に位置するわが国においても、地下深部には、地層処分の観点からみて長期間にわたり安定な地質環境が存在すること
- ・多重バリアシステムのうち、主としてニアフィールドの働きによって、長期的な安全が確保できること

これによって、分散効果や収着能力など地層がもつ放射性核種の移行に対するバリア機能への負担を軽減し、将来の処分サイト選定において視野にいれることのできる地質環境の幅を広くすることが期待できる。また、人工バリアと異なり天然の地層は設計したものではないので、処分サイトが決まるまでは勿論、サイトが決まったとしても、間隙構造や鉱物学的分布に関する空間的不均質性により、放射性核種の移行経路のモデル化には不可避免的に不確実性が伴う。人工バリアの性能に余裕を持たせることによって、このような不確実性への対応を容易にすることも可能であると考えられる。

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

- ・地層処分にとって十分に安定な地質環境を選定すること（サイト選定）
- ・安定な地質環境に対して、人工バリアを合理的に設計、施工すること（工学的対策）
- ・構築された地層処分システムの安全性を確認すること（安全評価）

従って地層処分による安全性は、処分サイトの選定、工学的対策、地層処分システムの性能評価という3つの作業によって確かなものとして示されることになる。

## ● サイト選定

地層処分による安全性の確保という観点からのサイト選定の意味は、まず処分システムの性能に大きな影響をもたらす可能性のある場所を避けることである。わが国は変動帯に位置しており、特にこの観点から適切な処分サイトを選定することは重要で

ある。関連する天然現象（例えば、火山・火成活動、断層活動、著しい隆起・侵食など）の活動履歴や地質環境への影響についての理解に基づいて、地質環境として少なくとも十万年は 2.1 に示す地層処分システムの安全機能が発揮できるよう十分に安定であり、さらに長期にわたり安定と考えることができるサイトを選定することが可能であることが示されている（分冊 1 参照）。地震に関しては一般に地下深部では地表に比して影響は小さく、処分場を適切に設計することにより、安全上十分受け入れることのできる程度にその影響を低減することが可能である（分冊 2：4.3.2 参照）。また将来の人間活動によって、処分システムが破壊されないように、利用される可能性のある天然資源が存在する地域についても処分サイトとして選定されないようにする。

また、2.1 に示す地層処分システムの安全機能に対し、以下のようなできるだけ好ましい地質環境を選定することが可能である（分冊 1 参照）。

- 人工バリアの健全性と放射性核種の移動抑制機能が保証されるように、岩盤が力学的に安定であること、及び地下水の流束（フラックス）が小さく pH は中性から弱アルカリ性を示し化学的に還元性であること
- 地質媒体が放射性核種の移行に関して大きな遅延性能を有すること
- 処分場から人間環境までの地下水の移行経路が長く、移行経路に沿った希釈分散効果が大きいこと

### ●工学的対策

処分場の設計は、現実的な技術により経済的に合理的なレベルで実現できるものである必要がある。実際の製作、施工にあたっては、厳密な品質管理／品質保証により人工バリアや処分施設に工学的な欠陥が生じないようにすることが可能である（分冊 2 参照）。

### ●安全評価

地層処分システムの安全評価においては、前提として安全性の判断を行うために安全指標や安全基準、あるいは評価の時間枠に関する考え方が必要である。安全基準が策定されていない現状においては、1.3 で述べるように諸外国の安全基準と比較することにより、安全性を評価するための体系的な性能評価手法を確立することが必要である。ここで、地層処分システムの将来挙動を正確に予測することは困難であるため、適切なサイトの選定や処分場の設計に基づいて設定される地層処分システムの将来挙動に関するシナリオを安全評価上十分な幅を見込んで作成するとともに、現象に忠実なモデルや現実的条件で取得された信頼性の高いデータを基に、地質環境の不均質性や現象の時間的推移についての不確実性に対して十分な保守性を見込んだ解析を行うことにより評価の不確実性について十分に配慮することができる。これにより、地層処分システムの安全性を示すことが可能となる。

分冊 3 では、分冊 1、分冊 2 でそれぞれ示されたサイト選定と工学的な対策に基づいて設定される地層処分システムの安全性が確かなものであることを、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会によって示された第 2 次取りまとめの指針（原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会，1997；以下，専門部会報告書という）を満たしつつ安全評価によって示すものである。

## 1.2 安全評価の特徴と一般的方法論

地層処分システムの安全評価においては、通常の社会的あるいは技術的範囲をはるかに越えた極めて長い時間に対して安全性を検討するとともに、天然の地層という不均質で大きな空間領域を有するシステム要素を取り扱うという特徴がある。したがって、従来の工学技術のようにシステムを実際に作ってその挙動を確かめ、設計にフィードバックしながら最適化を図り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）。

この問題に対するアプローチとして、これまで各国あるいは国際機関において多くの議論が重ねられた結果、地層処分の安全評価について一般的な方法論が示されている。一般的な方法論に従った具体的な安全評価の進め方（OECD/NEA, 1991；梅木, 1995）としては、まず、対象とする地質環境の情報とそれに対応して作られる処分場のデザインによって、地層処分システムを設定する。この地層処分システムの安全機能を明確にし、それに基づいて想定されるシステムの将来挙動を記述する。これを念頭にシナリオ、モデル、データが整えられる。

なお、1 章でも述べたように、安全評価と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のではなく、その安全性の判断材料を提供するものであり、使用するシナリオ、モデル、データなどに対して充分議論が尽くされているかどうかが非常に重要となる。

シナリオの作成にあたっては、地層処分システムの性能に影響を及ぼすと考えられるシステムの特質（Feature）、そこで生ずる事象（Event）や過程（Process）を抽出したリスト（頭文字をとって FEP リストという）が利用される。抽出された FEP の相互関係を把握した上で、FEP を組み合わせることにより、地層処分システムの将来像の幅を安全評価上十分にとらえることができるようにシナリオを作成する。シナリオについては、国際的な協力により作成された FEP リストや専門家の科学的判断に基づき、各国のそれぞれの地層処分システムに対して、重要な現象の見落としや理解不足のない、安全評価上十分なシナリオを作成することの国際的なコンセンサスが得られている（OECD/NEA, 1991）。

地層処分システムの将来挙動について通常想定されるシナリオは、地下水によって長期間のうちに廃棄物を納めた容器が徐々に劣化し、ついには廃棄物中に閉じ込められていた放射性核種が地下水に溶出し始め、人工バリアや岩盤を経て人間の生活環境である地表に運ばれるという地下水シナリオである。

火山活動、断層活動のような天然現象、あるいは試錐のような人間活動等により、高レベル放射性廃棄物と人間との物理的距離が接近することによって人間環境に影

響が及ぶような、地下水シナリオの想定を越えるシナリオについては、基本的にサイト選定で避けることが可能と考えられるが、その発生の可能性について検討し発生確率を考慮した解析を行っている国もある（例えば、US DOE, 1998）。

このようにして作成されるシナリオにより記述されるシステムの将来挙動を定量的に解析するために、モデル、データを整える。モデルに関しては、まず、シナリオに沿ってシステムの挙動を定義するための仮定の集合である概念モデルを作成する。それに基づき数学モデルと計算プログラムである解析コードを作成する。モデルの妥当性は検証や確認によって確認される。解析コードの検証においては、数学モデルを数値的に正しく解いていることを、解析解との比較や他のモデルとの比較計算であるベンチマーク等によって確認する。モデルの確認においては、モデルを用いた予測解析と実験や観察による結果とを比較することによりモデルの妥当性を検討し、適切な概念モデルと数学モデルが選択されていることを確認する。モデルに対応して必要となるパラメータや境界条件に関するデータは、室内やフィールドにおける実験等を通じて準備する。また、熱力学データなどの、汎用性がありシステムの違いによらず共通に用いることが可能なデータについては、国際共同プロジェクトにより信頼性の高いデータベースが整備されてきており、これらを活用することが可能である。

概念モデルが複数考えられる場合、それらのモデルを用いた評価を行い結果を比較することにより、概念モデルの違いによる影響を求めることができる。データの不確実性については、測定誤差のほか、地質環境の不均質性を表すためのデータが不十分であることなどから生じ、その不確実性に基づくパラメータ値の幅や分布をモデルに適用することにより、安全評価解析の結果に与える影響を把握することができる。

安全評価解析の結果は、人間への影響を評価するために適切な安全指標を用いて示され、指針や基準と比較することにより安全性が判断される。安全指標としては、線量やリスクを用いて安全基準が設定されている国がある。また、補完的評価指標についての提案がなされている（IAEA, 1994）。

地層処分システムの長期的な安全評価の方法がほぼ満足できるレベルに達していることをこの分野の世界の専門家の合意として示した OECD/NEA の報告書が公表されている（OECD/NEA, 1991, 1997）。分冊 3 では、これら一連の作業をわが国の地層処分システムに対して具体的に示す。

### 1.3 第 2 次取りまとめにおける安全評価の目的と範囲

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会は、第 1 次取りまとめに対し、多重バリアシステムの性能については、ニアフィールドの性能を中心とした解析手法の基本が整理されたと評価し、ニアフィールド性能の信頼性の向上が重要課題であると指摘した（原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会、1993）。これを踏まえ、専門部会報告書では、第 1 次取りまとめで整理された包括的解析手法の枠組みを基に、シナリオ研究で明らかにされるシナリオに沿った解析を信頼性をもって行うことができるよう、個々のモデルの妥当性を高めるような研究開発を進めることが重要であるとしている。

専門部会報告書に示された第 2 次取りまとめの安全評価の目的は、地層処分システムの安全評価手法の確立を図るとともに、それを用いてわが国における幅広い地質環境を考慮した地層処分概念に対する評価解析を実施し、閉鎖後のシステムの安全性について検討を行うことである。

専門部会報告書では、第 2 次取りまとめの安全評価において、特に時間の経過に対応させた評価と安全指標をどのように考えるべきかについて、以下のように求めている。

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

さらに、専門部会報告書では、わが国において考慮すべき地質環境とそれに応じて合理的に設計した人工バリア・処分施設により構成される地層処分システムに対し、特にニアフィールドを中心とするシステム性能について十分な信頼性をもって評価するという考え方を示し、これに沿って、以下のように安全評価を進めるよう求めている。

- ・ 「地質環境条件の調査研究」によって提供される地質環境についての情報、「処分技術の研究開発」によって示される人工バリアや処分施設の設計要件などに基づき、安全評価において考慮すべきシナリオをより詳細に検討し、評価モデルの妥当性を高めていくとともに、ニアフィールドの水理、地球化学、物質移動などの特性および長期的な安定性の研究に重点を置き、信頼性の高いデータを用いてニアフィールド性能を評価する。

- ・ニアフィールドにより確保される安全性をさらに確かなものとする役割を担うという観点から研究を進め、その評価を行うことが重要である。その際、特にニアフィールドと人間環境との間の主要な地下水移行経路に焦点を当てて知見の向上を図っていく。
- ・人間環境における放射性物質の移行についても例示的な解析を行い、放射線量を算出して多重バリアシステム全体の安全性を評価しておく。
- ・可能性の低いシナリオについては、その確率を考慮するという考え方の適用性について検討する。

以上のことから、第 2 次取りまとめの安全評価では、第 1 次取りまとめ以降の研究開発の進展を踏まえ、設定した地層処分システムの長期安全性を科学的根拠をもって判断するための情報を整備するとともに、サイト選定や安全基準策定のために鍵となる情報を明らかにすることとする。



## 1.4 安全評価解析の枠組み

### 1.4.1 安全評価解析のアプローチ

安全評価において考慮すべき不確実性としては、地質環境のバリエーションとデザインのオプション、地層処分システムの将来挙動の時間的推移についての幅、地質環境の不均質性などに起因する不確実性が挙げられている。安全評価解析においては、これら不確実性を、以下に示すように、地層処分システムのバリエーションや、シナリオ、モデルおよびデータの不確実性として取り扱う（OECD/NEA, 1991）。

- 安全評価において取り扱う地層処分システムは、地質環境と人工バリア・処分場のデザインを組み合わせることにより与えられ、地質環境のバリエーションやデザインのオプションに応じて複数のものが考えられる。
- シナリオの不確実性は、地層処分システムの将来挙動が時間的推移に関して複数の可能性を有し、それを特定できないことにより生ずる。
- モデルの不確実性は、地層処分システムの将来挙動を表現する概念モデルの選定や、数学モデルの簡略化が適切に行われているかどうかの理解が十分でないことから生じる。
- データの不確実性は、データが本質的に有するばらつき（場の不均質性に起因するデータのばらつきや分布）、および現象の理解不足や実験の限界（実験条件の不統一、ヒューマンファクター等）あるいは実験結果の処理・加工方法などに起因するデータのばらつきの安全評価解析データとしての取扱いと関係する。

第 2 次取りまとめにおける安全評価解析では、シナリオ、モデル、データによる不確実性や地層処分システムのバリエーションに対するシステム性能の応答や幅を以下の取扱いに基づき定量的に把握することとする。

- 地層処分システムは、地質環境のバリエーションとしてわが国において考慮すべき地形、地下水化学、岩種を類型化し、それに対する人工バリア・処分場のデザインのオプションとして材料、形状、寸法や定置方式を合理的に組み合わせることにより設定される（2.2 参照）。
- このように設定した地層処分システムそれぞれの将来挙動を、「地下水を介しての核種の移行」と「放射性廃棄物と人間環境の物理的な接近」との分類、ならびに地質環境、人工バリア性能および地表環境の時間的変化の想定に関する分類に基づいてシナリオとして記述し、それらシナリオに沿った定性的・定量的な検討により、安全性への影響を調べる。安全評価解析は地下水シナリオを対象として行う（3 章参照）。
- シナリオに沿った定量的な検討を行う際に用いるモデルの不確実性については、考慮するプロセスの取扱い方法の選択に応じて、考え得る概念／数学モデルのそれぞれについて解析を行い、評価結果への影響の程度を把握する。概念モデ

ルについては、実験や原位置での観察などにに基づき現象の理解を深めることにより、概念モデルが適切であることを判断することが可能である。現象を適切に表わすことのできる概念モデルが複数存在する場合、それらのモデルを用いた評価を行い結果を比較することにより、概念モデルの違いによる影響を求めることができる（4章および5章参照）。

- データの不確実性については、分布や幅を特定できるものか否かをデータの種類や充足度に応じて判別し、前者の場合は分布や幅を考慮した解析を行い、後者の場合には可能な限り現実的かつ保守的なデータを設定した解析を行う。データについては、その不確実性に基づくパラメータの幅や分布をモデルに適用することにより、安全評価の結果に与える不確実性の影響を把握することができる（4章および5章参照）。

#### 1.4.2 安全評価解析の構造

安全評価では、1.4.1 で述べた安全評価解析で考慮する不確実性とその取扱いを踏まえて、

- ・地質環境のバリエーション
- ・デザインのオプション
- ・シナリオの不確実性
- ・概念モデルの不確実性
- ・データの不確実性

といった複数の不確実性を対象とした安全評価解析を行う。これらの解析を系統的に進めるために、まず、結果を相互に比較するための基準となる解析ケースとしてレファレンスケースを設定する。次に、何を対象とした解析であるかを明らかにするために、レファレンスケースと対比する形で上記の不確実性の分類毎に解析ケースを分類・設定する（3.4 参照）。

安全評価解析の流れを図 1.4.2-1 に示す。安全評価解析では、まず、レファレンスケースの解析を行う。次に、解析ケースの分類にしたがって、不確実性の分類毎に応答解析を行い、それら個々の不確実性に対する応答をシステム構成要素（人工バリア、天然バリア、生物圏）毎に調べる（5章）。最後に、システムの全体性能を示すために、それら不確実性を組み合わせた解析を、レファレンスケースに対する地質環境のバリエーションを中心として実施する（7章参照）。ここで、地質環境のバリエーションを中心とすることは、地質環境を幅広く考えるという第2次取りまとめの目的に沿っている。全体性能の不確実性については、サイト選定や工学的対策が適切に行われることを考え、モデルやデータの不確実性について適切に議論し、過度に保守的な組み合わせとならないように留意しつつ評価することとする。

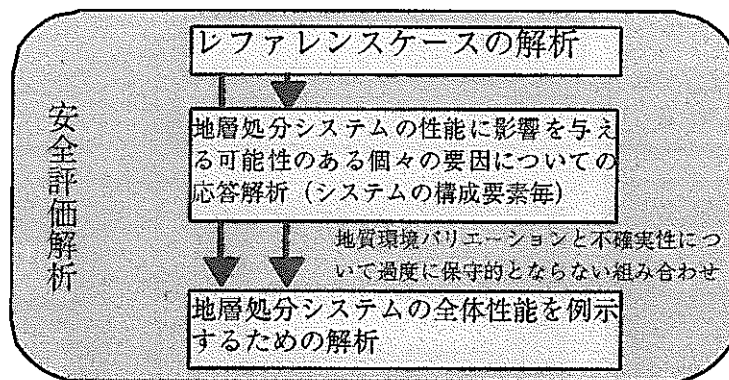


図 1.4.2-1 安全評価解析の構造

安全評価解析の結果については、専門部会報告書に沿って、安全指標として放射線量を基本とし、諸外国の安全基準との比較により第2次取りまとめで想定する地層処分システムの安全性を評価する。併せて、人間環境への影響が最大となる時期や各バリアの性能に関する検討を行う。また、天然の放射線レベルに有意な影響を与えないことについて、補完的な指標を用いた検討を行う。安全評価に関わる解析の信頼性の保証および向上に関しては、評価に用いるシナリオ、モデルおよびデータの信頼性の確保に留意する（1.4.4 参照）。さらに、最近の諸外国における安全評価報告書で示された評価手法、解析結果とその解釈について比較検討を行うとともに（8.3 参照）、時間スケールに応じた評価の不確実性が有意な問題にならないことを例示するためナチュラルアナログ研究について検討を行う（8.2 参照）。

### 1.4.3 安全評価解析の進め方

地下水シナリオについての安全評価解析を行うためのモデル体系は、人工バリア、天然バリアおよび生物圏における核種移行に関わる主要なプロセスを取り扱う安全評価モデルチェーンと、これとは独立して地下水流動や溶解度など安全評価モデルチェーンの初期条件や境界条件、パラメータなどの設定を行うための個別プロセスに関する支援モデル群により構築される（図 1.4.3-1）。安全評価解析は、各解析ケースについて、安全評価モデルチェーンや支援モデル群に現象や環境条件に即したモデルおよびデータの設定を行い、プロセス間でのデータの受け渡しを行いながら実施される。

安全評価モデルチェーンのうち、人工バリア中の核種移行モデルは、オーバーパック破損後のガラス固化体からの核種溶出および緩衝材中での核種の移行を評価する。また、天然バリア中の核種移行モデルは、人工バリア中の核種移行解析により得られる緩衝材外側からの核種移行率を入力として、周辺母岩中および断層中での核種の移行を評価する。それら核種移行モデルの初期条件や境界条件は、地球化学プロセスあるいは水理プロセスについてのモデルとそれに必要なデータに基づいて設定される。一方、生物圏評価モデルは、地表の環境に至る核種フラックスを人間に与える影響の尺度である線量に換算するために用いられる。

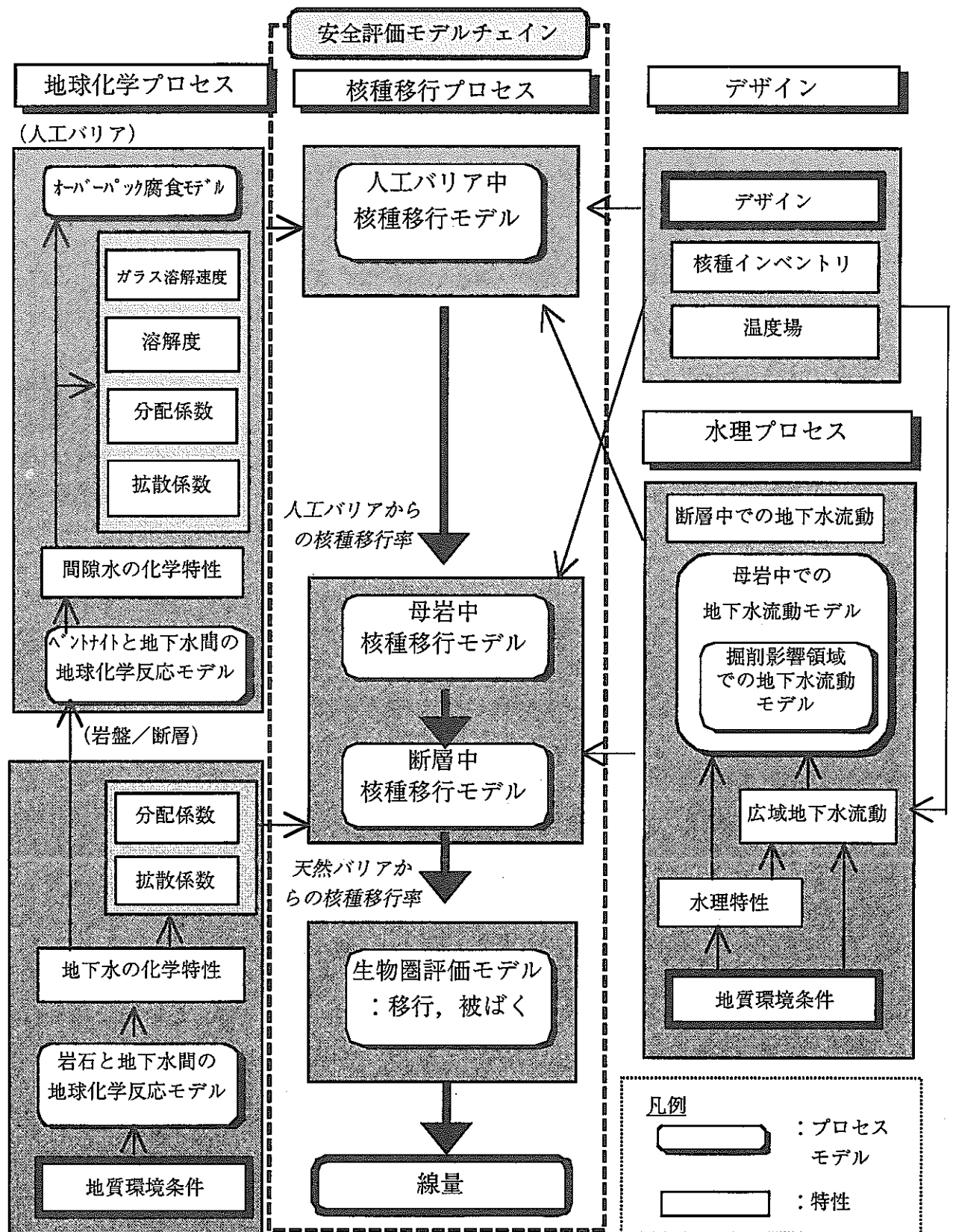


図 1.4.3-1 安全評価解析の基本的な枠組み

#### 1.4.4 解析の信頼性

第2次取りまとめの安全評価で用いたシナリオ解析手法、概念モデル、数学モデル、解析コード、データおよび解析作業管理手法は、第1次取りまとめ以降に進められてきた研究開発の成果として整備されたものである。それぞれの信頼性を以下のような手続きに沿って明らかにすることにより、安全評価解析の結果の信頼性を向上させることが可能となる。

##### ●シナリオ解析手法

安全評価において、地層処分の安全性を論ずるために十分な検討がなされていることを示すためには、地層処分システムの将来挙動に関係する特質、事象および過程（FEP）を諸外国の研究例や専門家の知見を踏まえて過不足なく考慮し、それをシナリオとして記述するとともにシナリオに応じた解析ケースを設定することが重要である。そのため、国際的に整備されてきた体系的なシナリオ解析手法を採用するとともに、シナリオ解析の各段階での議論や判断をその根拠となる情報と併せて明らかにする。

##### ●概念モデル

安全評価解析において用いるモデルについては、シナリオで考慮する現象を現実的あるいは安全評価上保守的に表現していることが重要である。そのため、概念モデルの開発においては、基礎となる科学的知見だけでなく、室内での実験、フィールドでの観察や試験あるいはナチュラルアナログから得られる結果を十分に反映する。

##### ●数学モデルと解析コード

安全評価解析に用いる数学モデルは、概念モデルとして示される現象の取り扱いや仮定を正しく表現していることが重要である。数学モデルを解析コード化する場合には、要求機能が満たされていることを確認するとともに、その解析コードが数学モデルを正しく解法していることを解析解や他コードとの比較により確認する。また、これらモデルとコードの適用性を、室内での実験、フィールドでの観察や試験あるいは国際的な検証／確証プロジェクトなどを活用しながら確認していく。さらに、解析コードの開発・改良にあたってはその履歴を適切に管理する。

##### ●データ

上記モデル／コードにあてはめるデータについては、対象とする現象が実際に起こる条件（例えば、実際の地下深部の条件）を十分に考慮した実験や観察などから得られたものを採用することによりデータの質を高める。さらに、データ選定のためのクライテリアを設定し、データをクライテリアに応じた手続きで取得するか、または既存のデータがこのクライテリアを満たしていることを確認する

ことによって、信頼性の高いデータを評価選定する。なお、安全評価解析で用いるデータは、サイクル機構をはじめとする関係研究機関により得られた実験データや関連する文献データに基づき設定する。

●安全評価解析作業の管理手法

安全評価解析作業については、解析コードおよびデータを用いた解析手続きが目的通りに行われていることを、入力データの管理、使用する入力データや解析コードの選択などの解析手順（内容）の管理、および解析結果の管理により保証する。

●信頼性の確認

シナリオ、モデルおよびデータについては、国内外の専門家によるレビューを受け、段階的にその信頼性を確認する。

以上のような手続きにより信頼性を確認しつつ安全評価解析を実施することにより、地層処分システムの安全性を信頼性高く評価することが可能になると考える。

## 1.5 分冊 3 の構成

分冊 3 は、9 つの章から構成される。

「1 安全評価の目的とアプローチ」では、地層処分概念と安全確保の考え方を示すとともに、第 2 次取りまとめにおける安全評価の目的とアプローチ及び安全評価解析の信頼性を確認するための手続きについて述べる。

「2 地層処分システム」では、地層処分システムの構成要素である地質環境や人工バリアに期待する安全機能について記述した上で、安全評価解析の対象とする地層処分システムを設定する。

「3 シナリオ解析」では、安全評価解析のアプローチとその構造に基づいて、シナリオ解析の手順とシナリオの分類および解析ケースの構造を明らかにした上でシナリオを作成するとともに、それぞれの解析ケースを設定する。また、安全評価解析として、様々な不確実性やバリエーションなどに対する地層処分システムの性能の応答を幅広く検討するための応答解析と、地層処分システム全体の安全性を評価するための全体性能解析の考え方について示す。

「4 レファレンスケースのモデルとデータ」では、レファレンスケースで用いるモデルとデータを人工バリア、天然バリア、生物圏のそれぞれについて設定する。

「5 レファレンスケース以外の解析ケースのモデルとデータ」では、地質環境やデザインのバリエーションとモデルやデータの不確実性についての応答解析、ならびに変動シナリオに関する解析についてのモデルとデータを設定する。

「6 レファレンスケースと応答解析の結果」では、4 章および 5 章で設定するモデルとデータを用いた解析結果を示すとともに、それら結果について考察し、安全評価の観点で重要な現象や特性あるいはモデルについて論ずる。

「7 地層処分システムの全体性能解析」では、地層処分システムの全体性能を示すための解析ケースの設定を行うとともに、その結果を諸外国の安全基準と比較することにより地層処分システムの安全性について論ずる。

「8 安全評価結果の信頼性」では、安全評価の信頼性について、安全評価手法の信頼性、ナチュラルアナログによる傍証および諸外国の安全評価報告書との比較により論ずる。

最後に、全体のまとめを 9 章に示す。

## 第 II 章

# 地層処分システム



## 2. 地層処分システム

### 2.1 地層処分システムの機能

1.1 で述べたように、地層処分システムにおいては、長期にわたって安定な地質環境に性能に余裕を持たせた人工バリアを含む多重バリアシステムを構築することにより次のような安全機能が期待される。

- ・ 深部地質環境は力学的に安定で人工バリアを物理的に保護するとともに、地下水が還元性を有し、その動きが遅いことによって、人工バリアが所期の機能を発揮できるような環境を提供する。
- ・ ガラス固化体は、放射性核種を安定なガラス構造の中に取り込み、地下水への溶出を抑える。
- ・ オーバーパックは、ガラス固化体と地下水の接触を一定期間阻止する。
- ・ 緩衝材は周囲からの地下水の浸透やその中での流れを制限することに加え、地下水に溶出した放射性核種を収着することによって、放射性核種の移動を抑制する。
- ・ 地質環境中では、地下水の動きが緩慢であるうえ、物質を収着するという岩石の特性が放射性核種の移行を抑制する。また、岩盤中の複雑な間隙構造によって地下水中の放射性核種はいろいろな方向に分散し、次第に希釈される。

以上の安全機能が確保されれば、放射性核種が生物圏に到達するまでには極めて長い時間を要し、この間に放射能は減衰、希釈されて、人間やその環境に有意な影響が及ばないように、安全に廃棄物を処分することができる。

地層処分システムに期待する安全機能とそれに影響を与える可能性のある要因を整理して表 2.1-1 に示す。

3 章で述べるシナリオおよび解析ケースの設定においては、これら地層処分システムに期待する安全機能を中心として、それに影響を与える可能性のある要因との組み合わせを考慮することによりシナリオや解析ケースを具体化していく。

表 2.1-1 地層処分システムに期待する安全機能とそれに影響を与える可能性のある要因 (1 / 2)

ES. 人工バリアに期待する安全機能	
ES-1	オーバーパックは、ガラス固化体と地下水の接触を一定期間完全に阻止する。この間に崩壊熱の発生に大きく寄与する短半減期核種は無視できるレベルまで減衰する。
ES-2	ガラス固化体は放射性核種を安定なガラス構造の中に取り込み、地下水への核種溶出を抑える。
ES-3	緩衝材は低透水性であり、周囲からの地下水の浸透やその中での流れを制限する。
ES-4	緩衝材は微細な間隙構造を有し、コロイド、微生物および有機物をフィルトレーションする。
ES-5	地下水はもともと還元性であるが、地下水と緩衝材およびオーバーパック腐食生成物との反応は還元性の環境をより確かにする。
ES-6	還元環境下で多くの放射性元素は難溶解性であり、ガラス固化体からの溶出あるいは親核種からの崩壊によりある濃度（溶解度）を越えると沈澱が生じ、放射性元素の濃度が制限される。
ES-7	緩衝材中での核種の移行は拡散により支配される。
ES-8	緩衝材中で核種が収着され、その移動が抑制される。
ES-9	長期間にわたって緩衝材の顕著な変質や流出はなく、緩衝材は期待する機能（低透水性、膨潤性、化学的緩衝性、核種移行遅延、フィルトレーション）を発揮する。
ES-10	適切に設計・施工された処分施設の構成要素は、適切な地質環境において長期間にわたって人工バリアや天然バリアの機能を損なわない。
ED. 人工バリアの安全機能に影響を与える可能性のある要因	
ED-1	人工バリア中での微生物活動、有機物
ED-2	人工バリア中でのコロイド生成／移行
ED-3	人工バリア中でのガス発生／移行
ED-4	間隙水の放射線分解
ED-5	人工バリアの放射線損傷
ED-6	腐食によるオーバーパックの体積膨張
ED-7	緩衝材中でのオーバーパックの沈下
ED-8	周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入
ED-9	緩衝材の変質
ED-10	処分施設の構成要素の物理的／化学的変遷

表 2.1-1 地層処分システムに期待する安全機能とそれに影響を与える可能性のある要因 (2/2)

<b>GS. 天然バリアに期待する安全機能</b>	
GS-1	地下深部での地下水の動きは緩慢。
GS-2	地下深部での地下水は還元性。
GS-3	核種は、岩盤の中をゆっくりとした移流により移行する。また、岩盤中の複雑な間隙構造によって地下水中の放射性核種はいろいろな方向に分散し、希釈される。
GS-4	(亀裂性の岩盤において) 亀裂中に存在する核種の岩盤基質部への拡散は、核種の移行を遅延させる。
GS-5	岩盤中で核種が収着され、その移動が抑制される。
GS-6	深部地質環境は力学的・化学的に長期間安定であり、人工バリアがその機能を発揮できるような環境を提供する。
GS-7	処分場は、主要な地下水移行経路となり得る大規模な断層破碎帯まで必要に応じた距離を離して設計される。
<b>GD. 天然バリアの安全機能に影響を与える可能性のある要因</b>	
GD-1	岩盤中での微生物活動、有機物
GD-2	岩盤中でのコロイド生成／移行
GD-3	岩盤中でのガス発生／移行
GD-4	地下水の放射線分解
GD-5	岩盤の放射線損傷
GD-6	岩盤の物理的／化学的変遷
<b>BS. 生物圏に期待する安全機能</b>	
BS-1	希釈
<b>D. 地層処分システムに擾乱を与える可能性のある要因</b>	
D-1	天然現象
D-2	工学的対策に関する初期欠陥
D-3	人間活動

## 2.2 地層処分システムの設定

### 2.2.1 地質環境の特性

わが国では、一般に地下水の水位が高く、岩盤は地表付近まで地下水に満たされている。サイト選定により得られる安定な地質環境を前提とすることにより、わが国の地質環境の特性（地下水の流動特性、地下水の地球化学特性、岩盤の熱・力学的特性、物質移動に関する特性）は、分冊 1 において以下の地質環境の多様性を考慮して整理されている。

- －地形：山地、丘陵、平野（台地、低地）
- －地下水：降水起源、海水起源
- －岩種：結晶質岩、堆積岩
  - ・結晶質岩：酸性岩、塩基性岩
  - ・堆積岩：軟岩（砂質岩、泥質・凝灰質岩）、硬岩（砂質岩、泥質・凝灰質岩）

また、わが国において考慮すべき地表環境は以下のように整理できる。

- －気候：温暖気候、寒冷気候
- －地圏と生物圏とのインターフェイス：河川水、河川堆積層、井戸、沿岸海域水、沿岸海域堆積層

### 2.2.2 処分場レイアウト

処分場は、サイト特性調査に基づき、主要な地下水移行経路となり得る大規模な断層破碎帯まで必要に応じた距離を離して設計される。また、処分坑道に沿った卓越した地下水移行経路が生じないように、処分坑道の方向は動水勾配の向きを考慮して設計される。処分するガラス固化体の総本数としては、将来の原子力による総発電量の見通しと再処理工場の運転見通しに基づき 40,000 本を想定する。処分場の深度を十分にとることにより、力学的に安定で地下水が還元性でかつその動きが遅いといった人工バリアの所期の機能を発揮できるような地質環境が得られるとともに、処分場へ人間が容易に接近できないこととなる。処分場の深度としては、硬岩では 1,000 [m] 程度まで、軟岩では 500 [m] 程度までを想定する。廃棄体の定置方式としては横置きと縦置きが考えられている。処分坑道は、トンネルボーリングマシンを用いて掘削することにより、処分坑道の掘削による損傷や応力解放などによる坑道周辺の岩盤の力学的・水理学的な擾乱（以下、このような擾乱を受ける領域を掘削影響領域という）は極力抑えられる。処分坑道の間隔や廃棄体の定置間隔は、緩衝材の変質を防ぐように温度が最大でも 100℃未満となるように設計される。地温（結晶質岩、深度 1000m）を 45℃とすると、処分後 1,000 年で処分場内がほぼ均一で約 55℃、処分後 1,000 年で処分場内がほぼ均一で約 60℃となる。また、堆積岩、深度 500m の場合、地温が 30℃であり処分場内の温度が約 40-50℃となる（分冊 2 参照）。

### 2.2.3 人工バリア・処分施設

#### ●ガラス固化体

わが国の原子力発電所から取り出された使用済燃料は、国内および海外の再処理工場（日本原燃株式会社再処理工場 [JNFL]、サイクル機構ガラス固化技術開発施設 [TVF]、フランス COGEMA、およびイギリス BNFL）で再処理され、ガラス固化される。ガラス固化体の特性は、燃料のタイプ、原子炉における燃焼のモード、再処理工場での運転条件等に依存して変化する（表 2.2-1）。

表 2.2-1 ガラス固化体の特性の計算条件

			JNFL [1,2]	COGEMA [3]	BNFL [2]	TVF [4,5]	
燃焼条件	炉型	—	PWR	PWR	PWR	PWR	
	濃縮度	%	4.5	3.5	3.35	4.0	
	比出力	MW/MTU	38.0	30.0	27.1	35.0	
	燃焼度	MWD/MTU	45,000	33,000	33,000	28,000	
	運転日数	日	1184.21	1094.0	1217.71	800.0	
再処理条件	炉取出後の冷却期間		年	4.0	3.0	5.0	0.5
	燃料中核種の 移行率	U	%	0.422	0.15	0.116	0.60
		Pu	%	0.548	0.67	1.256	0.66
		H,C,I,Cl	%	0.0	←	←	←
		希ガス	%	0.0	←	←	←
		その他	%	100.0	←	←	←
	構造材の移行率	全核種	—	1.0/264.5	1.0/264.5	0.0	0.0
固化条件	再処理から固化までの冷却期間	年	0.0	1.0	1.0	5.0	
	固化体発生量	本/MTU	1.25	0.73	0.556	1.0	
	ウラン等価量	MTU/本	0.8	1.37	1.8	1.0	
固化後貯蔵	貯蔵期間	年	50.0	←	←	←	

[1] 日本原燃株式会社（1992a）：六ヶ所再処理・廃棄物事業所 再処理事業指定申請書

[2] 日本原燃株式会社（1992b）：六ヶ所事業所 廃棄物管理事業許可申請書

[3] 電気事業連合会（1995）：COGEMAガラス固化体について

[4] 動燃事業団（1980）：再処理施設設置承認申請書

[5] Kawamura et al. (1990) : Characterization of High Level Waste Glass, Ceramic Transactions, Vol.9, pp.469-481

JNFL, COGEMA, BNFL, および TVF の4種類の固化体で、それらの特性（放射エネルギー、発熱量、換算水量、核種量）に大きな違いはない（石原ほか、1999）。今後発生するガラス固化体は JNFL 固化体が最も多く、地層処分される固化体のほとんどを占めることから、第2次取りまとめにおける処分場の設計や安全評価で用いるモデルガラス固化体として、JNFL 固化体を参考にして設定した。

固化後の貯蔵期間については 50 年を基本としているが、発熱量の増加による設計上の影響を把握するため貯蔵期間 30 年についても評価している（分冊2 参照）。ただし、安全評価上のソースタームとなる処分後 1,000 年時点のインベントリ（4.1.3.1 参照）については、貯蔵期間 50 年と 30 年でほとんど違いはない。また、再処理までの冷却期間と貯蔵期間の変動により処分後 1,000 年時点のインベントリが数倍程度高くなる核種があるが、安全評価上の影響は小さいと考えられる。

#### ●オーバーパックと緩衝材

オーバーパックや緩衝材の厚さなどの材料やデザインは、分冊2に示した考え方に

より設定される。設計においては、緩衝材のもつ低透水性、化学的な緩衝性、コロイドろ過作用及びオーバーパックを緩衝材の中心に保持する機能が発揮されるようベントナイトにケイ砂を混合したものが考慮される。サイトの地質環境に応じてオーバーパック材料など適切なデザインを選べばさらに安全の裕度を高めることが可能になると考えられる。オーバーパックの材料としては、第1次取りまとめで人工バリアの仕様例として選定した炭素銅のほか、チタン-炭素鋼や銅-炭素鋼製の複合オーバーパックを考える。

● プラグ、グラウト、支保、埋め戻し材

プラグやグラウトの材料については、粘土材や低pHセメントを考える。支保については、硬岩では空洞が安定に自立するため支保を用いる必要はなく、一方軟岩では支保材として低pHセメントや鋼材の使用が考えられる。埋め戻し材（粒度調整したずりとベントナイトの混合材など）は、廃棄体の定置方式として横置きでは立孔などにおいて用いられ、さらに縦置きでは処分坑道にも用いられる。

## 2.2.4 レファレンスケース地層処分システム

安全評価解析では、3章で示すように複数の解析ケースを設定する。これらの解析ケースの比較の基準となるレファレンスケースを設定するために選んだ地形、地下水、岩種、地表環境と処分場のデザインの組み合わせ（以下、レファレンスケース地層処分システム）を以下に示す。

- レファレンスケースで考慮する地質環境（以下、レファレンスケース地質環境）
  - 地形：平野（低地）（隆起／侵食量が一般的に小さい）
  - 岩種：花崗岩（結晶質岩（酸性岩）：深度を大きくするのが容易、力学的安定性により構造が簡単（支保工なし））
  - 地下水タイプ：降水系高pH型地下水（多くの地形パターンや岩種において想定可能で実測値によってその存在の支持も得られている）
- レファレンスケースで考慮する地表環境（以下、レファレンスケース地表環境）
  - 生物圏については、将来の人間活動について、現在の行動様式を前提とすることが適当と考えられるとの見解が専門部会報告書に述べられており、これを基本方針とする。
  - 地形：平野（低地）
  - 気候：現状の温暖気候
  - 人間の生活様式：現状の生活様式
  - 地圏と生物圏のインターフェース：河川
- レファレンスケースで考慮するデザイン（以下、レファレンスケースデザイン）

ガラス固化体：JNFL仕様を参照したモデルガラス固化体

オーバーパック材料：炭素鋼（単体で要求機能を全てバランスよく充たし，単  
純なオーバーパック構造を実現できると考えられる材  
料で，これまで最もよく検討されている）

緩衝材材料：ペントナイト 70％－ケイ砂 30％混合材料（緩衝材に求められる  
安全機能を充たすと同時に施工性，経済性の観点からケイ砂混合  
を想定）

緩衝材厚さ：0.70 [m]

また，レファレンスケースについては，このレファレンスケース地層処分システム  
に基づいて，3.1 に示す考え方で安全評価解析のための概念モデルとそれに対応する  
データを設定する。

なお，レファレンスケース以外の地質環境条件や処分場のデザインの組合せで得ら  
れる代替の地層処分システムについても，シナリオや解析においてレファレンスケー  
スとの相違に着目して考慮することとする。

表 2.2-2，2.2-3 にそれぞれわが国で考慮すべき地質環境条件およびレファレンスケー  
ス地質環境，わが国で考慮すべき地表環境条件およびレファレンスケース地質環境  
とデザインのオプションおよびレファレンスケースデザインをまとめる。

表 2.2-2 わが国で考慮すべき地質環境条件およびレファレンスケース地質環境

	わが国で考慮すべき地質環境条件	レファレンスケース地質環境
地形	・山地 ・丘陵 ・平野（台地，低地）	平野（低地）
地下水	・降水起源 ・海水起源	降水系高 pH 型地下水
岩種	・結晶質岩：酸性岩，塩基性岩 ・堆積岩（軟岩）：砂質岩，泥質・凝灰質岩 ・堆積岩（硬岩）：砂質岩，泥質・凝灰質岩	花崗岩：結晶質岩（酸性岩）
気候	・温暖気候 ・寒冷気候	現状の温暖気候
地圏と生物 圏のインタ ーフェイス	・河川 ・河川堆積層 ・井戸 ・沿岸海域水 ・沿岸海域堆積層	河川

表 2.2-3 デザインのオプションおよびレファレンスケースデザイン

	デザインのオプション	レファレンスケースデザイン
ガラス固化体	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ JNFL 仕様の固化体</li> <li>・ COGEMA 仕様の返還固化体</li> <li>・ BNFL 仕様の返還固化体</li> <li>・ サイクル機構仕様の固化体</li> </ul>	JNFL 仕様を参照してモデルガラス固化体を設定 (40,000 本を処分対象と想定)
オーバーパック	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 炭素鋼</li> <li>・ 複合オーバーパック ：チタン-炭素鋼, 銅-炭素鋼</li> </ul>	炭素鋼：厚さ 0.19m (最小の設計寿命は 1,000 年程度)
緩衝材	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ベントナイトとケイ砂の混合</li> </ul>	ベントナイト 70wt% + ケイ砂 30wt%, 乾燥密度 $1.6 \text{ Mg m}^{-3}$ , 厚さ 0.7 m
埋め戻し材	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 粒度調整したずりとベントナイトの混合</li> </ul>	粒度調整したずりとベントナイトの混合材
プラグ材	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ベントナイト</li> <li>・ 粒度調整したずり</li> <li>・ 粒度調整したずりとベントナイトの混合材</li> </ul>	粒度調整したずりとベントナイトの混合材
グラウト材	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 粘土系材料</li> <li>・ セメント系材料</li> </ul>	粘土系材料
処分場の深度	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 硬岩系では 1,000m 程度まで</li> <li>・ 軟岩系では 500m 程度まで</li> </ul>	硬岩系で 1,000m
坑道掘削技術	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 発破掘削</li> <li>・ 機械掘削 (トンネルボーリングマシン)</li> </ul>	機械掘削 (トンネルボーリングマシン)
処分場内の温度	熱解析に基づき人工バリア内の温度が $100^\circ\text{C}$ を越えないように設定	処分後 1,000 年以降 $60^\circ\text{C}$ で一定 (地温 $45^\circ\text{C}$ の場合, 処分後 1,000 年で処分場内がほぼ均一で $60^\circ\text{C}$ 以下となる)
支保	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ コンクリート支保</li> <li>・ 鋼製支保</li> </ul>	硬岩系では基本的に空洞は自立するため支保の使用は想定しない



## 第Ⅲ章

# シナリオ解析

### 3 シナリオ解析

本章では、1.4.1 と 1.4.2 で示した安全評価解析のアプローチと構造に基づいて、シナリオの作成とそれに応じた安全評価解析ケースの設定を行う。以下に、シナリオ解析の手順、およびその手順に従って定めたシナリオと解析ケースを示す。

#### 3.1 シナリオ解析の手順

上記のシナリオ解析の目的を満たすために、シナリオの作成を国際的に認められている体系的アプローチ（OECD/NEA, 1991）を踏襲しながら、以下の手順を進めた（図 3.1-1 参照）。

- ・わが国における地層処分の目的や前提を踏まえた地層処分システムの閉鎖後の性能に関係し得る FEP の包括的な抽出
- ・FEP の分類
- ・安全評価解析で考慮すべき FEP リストの作成
- ・絞り込まれた FEP や相関関係のシナリオとしての記述

また、シナリオの作成に続いて安全評価解析ケースの設定を以下の手順に進めた。

- ・系統的な解析を行うための解析ケースの分類の設定
- ・上記分類に応じた解析ケースの内容の設定

シナリオ解析においては、異なる分野の専門家間での議論などを通じて安全評価上の抜け落ちがないことを確認することに留意した。以下に各手順の内容について述べる。

##### 1) 包括的 FEP リストの作成

シナリオを検討するために、まず、2.1 で述べた地層処分システムに期待する安全機能とそれに影響を与える可能性のある要因をより詳細に記述・検討できるように、それらに関係する特性、事象および過程（FEP）のリストを作成する。この際、科学的な原理、原則や、室内および既存坑道などを利用したフィールドにおける観察や実験から得られる情報、国際的な協力により作成されている汎用的な FEP リスト（OECD/NEA, 1992, 1997）や専門家の科学的判断等を参考に、重要な現象に関して見落としがないように配慮する。併せて、わが国の地層処分概念と関係のない FEP（例えば、使用済燃料に固有の FEP）や地層処分本来の安全性を評価する上で対象外とすべき FEP（例えば、意図的な人間侵入に関わる FEP（専門部会報告書参照））については、第 2 次取りまとめの安全評価の目的・範囲から外れるため FEP リストに含めないようにする。わが国での地層処分についての FEP リストとしては、北山・駒田（1999）、駒田ほか（1999）および電力中央研究所・電気事業連合会（1999）での検討例がある。

FEP リストが包括的であることを確認するために、地層処分システムを構成する場と、分類された現象・特性を軸として FEP を整理する。具体的には、場として、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材、プラグ／グラウト・支保・埋戻し材および母岩（掘削影響領域、断層破碎帯含む）を、またそれぞれの場の特質とそこで生起する現象として、熱的現象・特性、水理学的現象・特性、力学的現象・特性、化学的現象・特性、放射線学的現象・特性、物質（核種）移動現象・特性およびシステムへの擾乱となり得る現象（天然現象等）からなるマトリクス構造を考え、その成分として各 FEP を配する。作成した包括的 FEP リストを表 3.1-1 に示す。このような整理は、FEP を基盤とするシナリオ解析において以下の利点を有する。

- ・階層構造を表現できるため、異なる詳細度での FEP の定義が可能であり FEP のグルーピングが容易
- ・FEP リストを場と現象・特性を軸として横断的に見渡すことが可能であり、様々な分野の専門家の意見を引きだしやすい
- ・研究の進捗による内容の変更が容易
- ・データベースシステムへの展開が容易

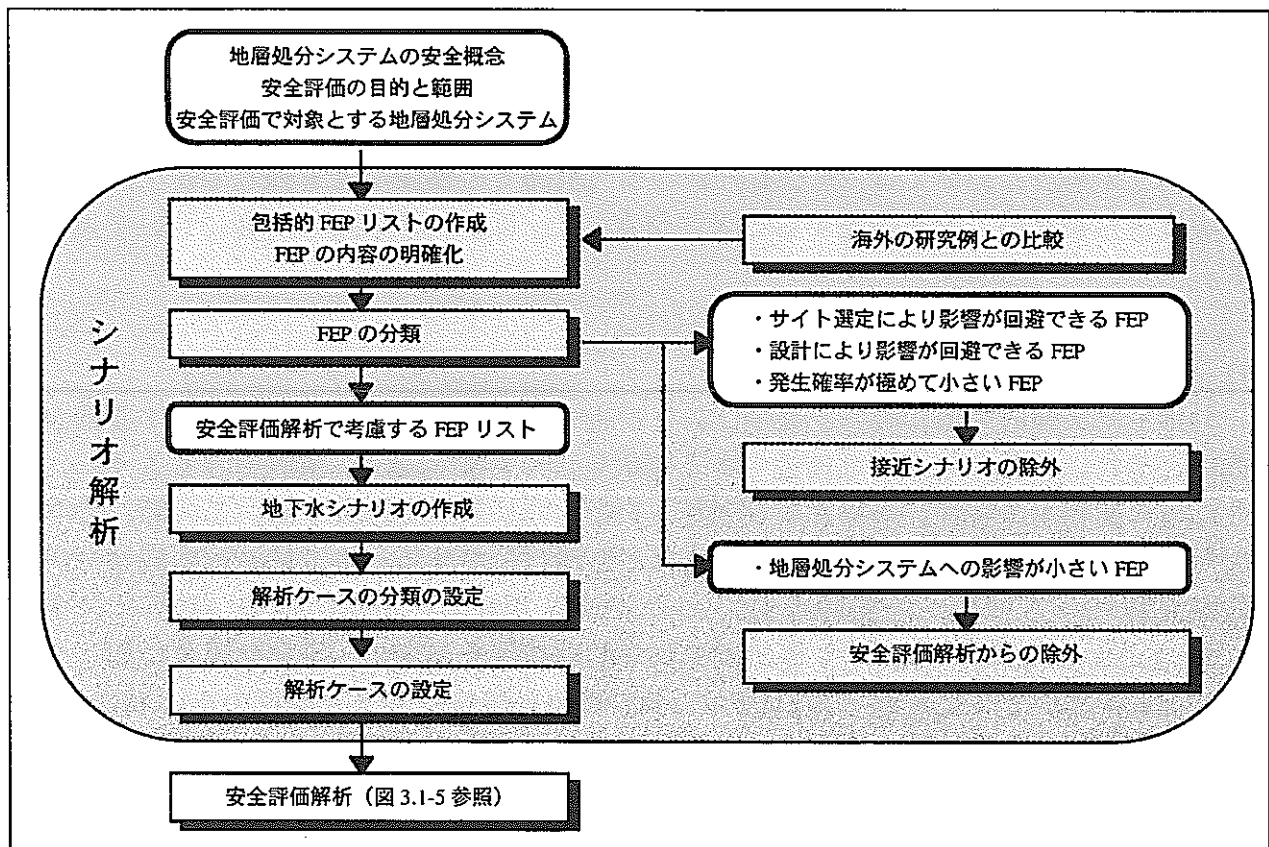


図 3.1-1 シナリオ解析の手順

天然現象（地震・断層活動、隆起・侵食、火山・火成活動、気候・海水準変動、岩石の落下、洪水）

表 3.1-1 安全評価解析で考慮する FEP リスト  
(安全評価解析で考慮しない FEP を網掛けで示す)

## 2) FEP の分類と安全評価解析で考慮する FEP リストの作成

包括的 FEP リストについては、科学的な知見や専門家の判断により FEP 間の相互関係を踏まえた上で影響の推定や発生確率の推定などを行い、これに基づいて個々の FEP の内容を記述する。その後、地層処分システムに期待する安全機能とそれに対する影響や擾乱の可能性（2.1 参照）を安全評価上十分にとらえることに留意しつつ、以下の視点により安全評価解析で考慮する必要のない FEP を除外する。

- ①適切な処分サイトが選定されることによって、地層処分システムの安全性に有意な影響を及ぼさないと判断される FEP
- ②処分場の設計により、地層処分システムの安全性に有意な影響を及ぼさないと判断される FEP
- ③発生確率が極めて小さい FEP
- ④上記①～③以外で上記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される FEP

シナリオについては、専門部会報告書でも述べられているように、地層処分システムの将来挙動の幅に起因する人間への影響の与え方により接近シナリオと地下水シナリオとに分類する（図 3.1-2 参照）。

地下水シナリオ：地下水により放射性物質が処分場から人間環境に運ばれる可能性に関するシナリオ

接近シナリオ：高レベル放射性廃棄物と人間との物理的距離が接近することによって人間環境に影響が及ぶ可能性に関するシナリオ

ここで、1.1 で述べた地層処分による安全確保の考え方にに基づき、長期的に安定で資源の存在しない地質環境を選定し、併せて処分深度を適切に設定することにより、天然現象や将来の人間活動に基づく接近シナリオの発生の可能性は極めて小さいものに抑えるような対策がとられる。また、人間活動に基づく接近シナリオ（人間侵入シナリオ）については、上述したような対策に加え、土地利用制限等の法的規制、記録の保存やマーカーの設置等により処分場の存在を警告するといった対策がとられる。そのため、これらに関連する FEP は、基本的に①～③の視点で安全評価の解析対象から除外することができると考えられる。例えば、火山活動による処分場への影響は、適切なサイト選定が行われることにより回避できると考えられるため、安全評価解析の対象からは除外することができる。しかし地層処分システムの安全評価上、このようなシナリオを想定し、それがどの程度の影響を及ぼすかを検討しておくことも意味があると考えられる。このため、今日の人間の生活様式を前提として、処分場へのボーリングによる侵入者への影響を発生確率も考慮して評価し、諸外国の基準と比較して問題とならないとの結果を得ている。この評価の詳細については、付録 4 に示した。

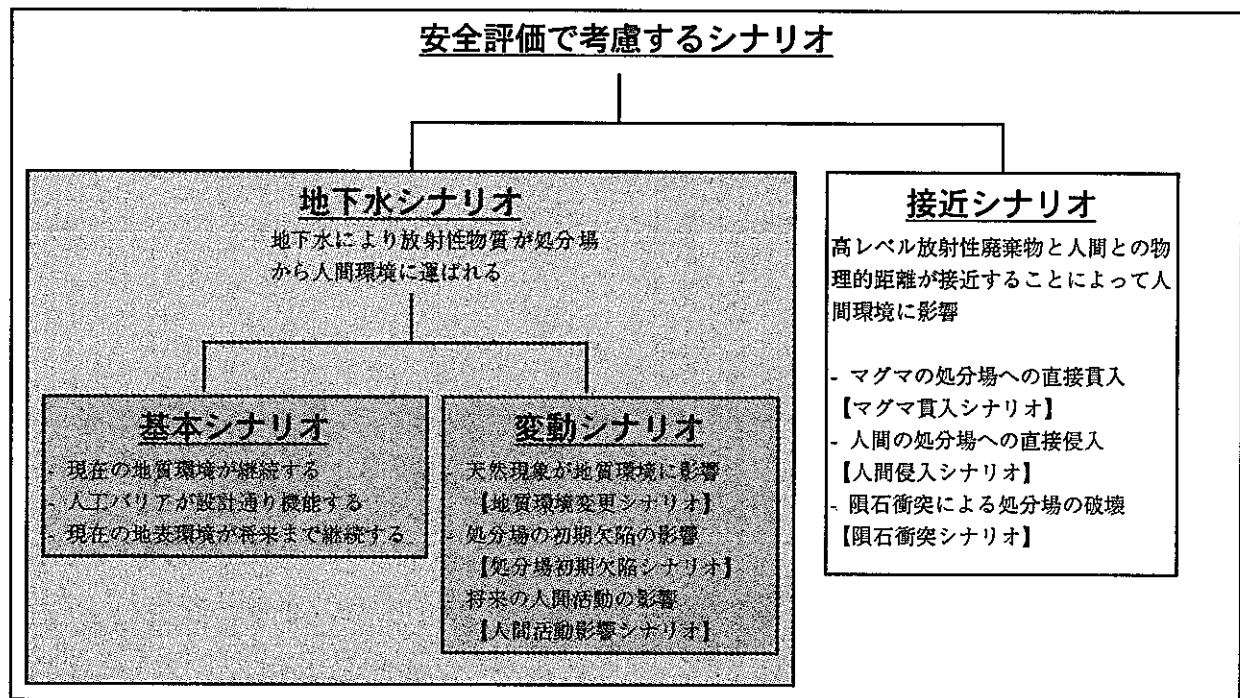


図 3.1-2 シナリオの分類

一方、地層処分では、選定された地質環境に対し、地下水への対策として注意深く設計した処分場と天然の地層とを組み合わせる多重バリアシステムを構築する。安全評価においては、この多重バリアシステム中での核種の移行を地下水シナリオに沿ってモデル等を用いて解析し、その安全性を評価しておくことが必須となる。

①～④の観点から除外された FEP を、表 3.1-1 の包括的 FEP リストにおいて網掛けで示す。①～④の観点から除外されなかった FEP は、安全評価解析で考慮する FEP となり、これらの FEP の相関関係を考慮して地下水シナリオが作成される。

### 3) 地下水シナリオの作成

地層処分システムは、安全確保の考え方にに基づきサイト選定や工学的対策が適切に行われ、長期的に安定な地質環境の下に注意深く設計された処分場を建設することによって構築されるため、天然現象、処分場の初期欠陥あるいは将来の人間活動がシステム性能に影響を及ぼす可能性を低減することが可能である。このことを勘案して、地下水シナリオについては、まず、

- 地層処分の観点から現在の地質環境は定常的な状態で将来まで継続する、
- 人工バリアは設計通り機能する、

とすることが合理的である。さらに、生物圏については、

- 現在の地表環境（気候、表層水系、人間の活動様式）が将来まで継続する、

と仮定する。このようなシナリオを基本シナリオと名付ける。

一方、基本シナリオにおける上記仮定の変更（天然現象による地質環境への影響、処分場の初期欠陥の影響、将来の人間活動の影響）をあえて想定することによって、地下水シナリオの不確実性に対するシステム性能の応答を例示するための変動シナリオを設定する。

安全評価で考慮するシナリオを、接近シナリオと地下水シナリオに、さらに、地質環境、人工バリア性能および地表環境の時間的变化に関する想定に応じて基本シナリオと変動シナリオとに分類して評価することにより（図 3.1-2）、シナリオの不確実性の影響を安全評価上十分に把握することができると考える。

地層処分システムの将来挙動の幅は、地下水シナリオにおいて考慮される各 FEP についての現在の知見や理解、FEP の因果関係のインフルエンスダイアグラム（Hodgkinson and Sumerling, 1990）や相互作用マトリクス（Hudson, 1992）としての表現、などに基づいてシナリオとして記述される（3.3 参照）。地下水シナリオについてのインフルエンスダイアグラムを図 3.1-3 に示す。インフルエンスダイアグラムでは、基本シナリオに係る FEP とそれらの相関を一つのボックス内に配置し、変動シナリオによる外部的な影響をそのボックスの外に配置している。また、地下水シナリオにおいて考慮される各 FEP についての知見や理解については、3.2.1～3.2.5 においてその整理結果を示す。ここで、シナリオの作成においては、2.1 で述べた地層処分システムの安全機能に関わる要因ならびに安全機能に影響や擾乱を与える可能性のある要因との対応を明らかにすることに留意する。

#### 4) 解析ケースの分類と設定

地下水シナリオに対して、安全評価解析で考慮する不確実性の以下の分類（1.4.1 参照）を踏まえて解析ケースを分類・設定する。

- ①シナリオの不確実性
- ②地質環境のバリエーション（地形、地下水化学、岩種など）
- ③デザインのオプション（材料、形状寸法、定置方式など）
- ④概念モデルの不確実性
- ⑤データの不確実性

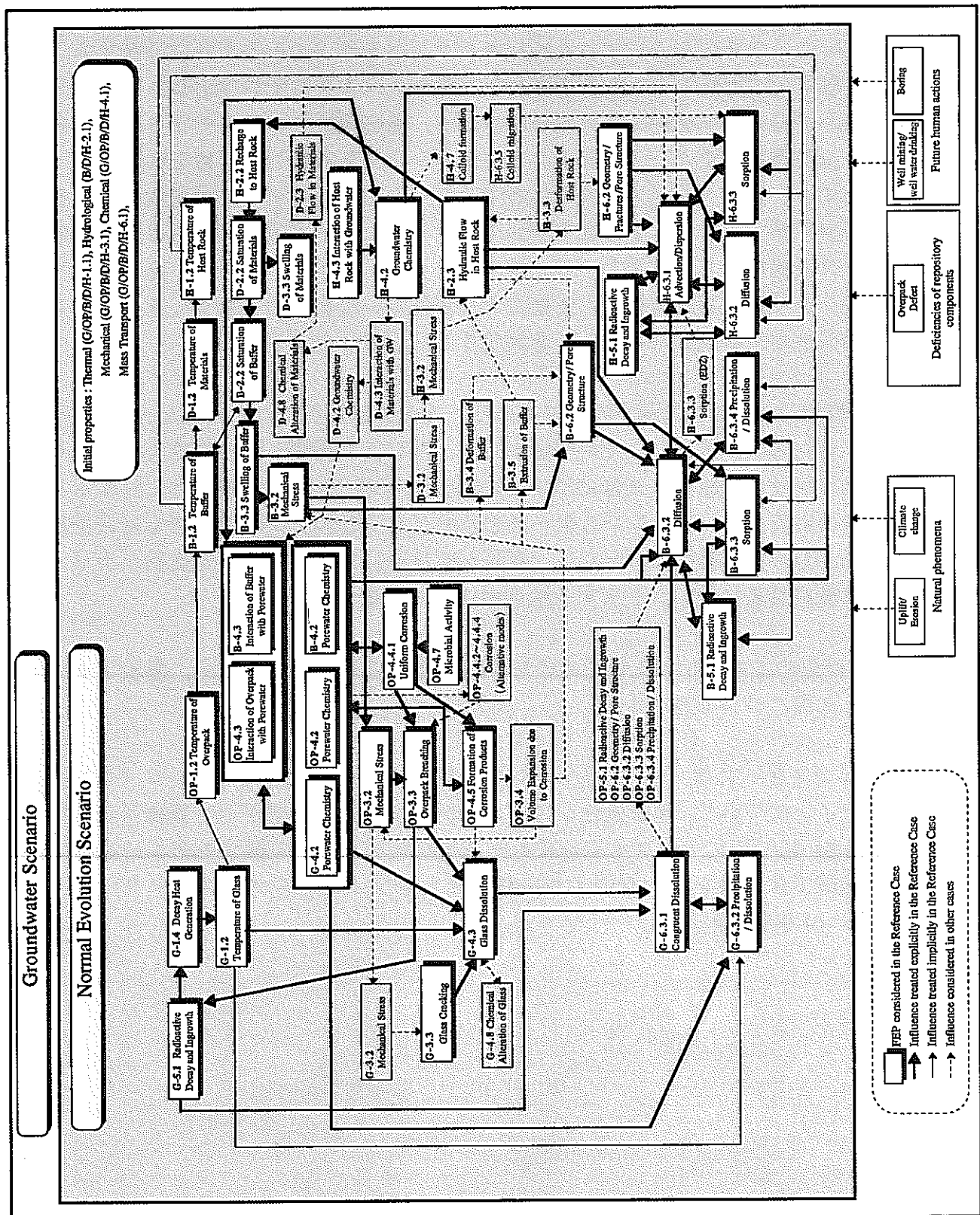


図 3.1-3 地下水シナリオに関するインフルエンスダイアグラム



上記のような多数の要因についての解析を系統的に進めるとともに何の影響に着目した解析であるかを明らかにするために解析ケースを図 3.1-4 のように分類する。まず、結果を相互に比較するための基準となる解析ケースとしてレファレンスケースを設定する。また、レファレンスケースに対して、地質環境のバリエーションを考慮した解析を地質環境変更ケース、デザインのオプションを考慮した解析を代替デザインケースとする。レファレンスケースに対するデータや概念モデルの不確実性は、それぞれデータ不確実性ケースと概念モデル変更ケースにおいて考慮する。以上の複数の解析ケースを総称して「基本シナリオ解析ケース群」とする。さらに、基本シナリオに対するシナリオの不確実性は、変動シナリオについて複数の解析ケース（総称して、「変動シナリオ解析ケース群」）を設定することにより考慮する。

安全評価解析は図 3.1-5 に示す流れで進める。安全評価解析では、最初に基本シナリオレファレンスケースについての解析を行う。次に、上記②～⑤の不確実性を取り込んだ基本シナリオ解析ケース群についての解析を行い、それら不確実性に対するシステム性能の応答を、レファレンスケースを基準としてシステムの構成要素毎に把握する。また、①の不確実性に対応して、変動シナリオについての解析を変動シナリオ解析ケース群を対象に行い、システム性能の応答を把握する。

システム性能の応答を把握するための解析の特徴を以下に示す。まず、基本シナリオ解析ケース群について述べる。

レファレンスケースは、2.2 で述べたレファレンスケース地質環境とレファレンスケースデザインについて、地層処分システムに期待する安全機能が全て発揮される場合（図 3.1-6）についてのレファレンスケース概念モデルとこの概念モデルに対して現実的な範囲で保守性を失わないように設定したレファレンスケースデータにより構築される（4 章参照）。

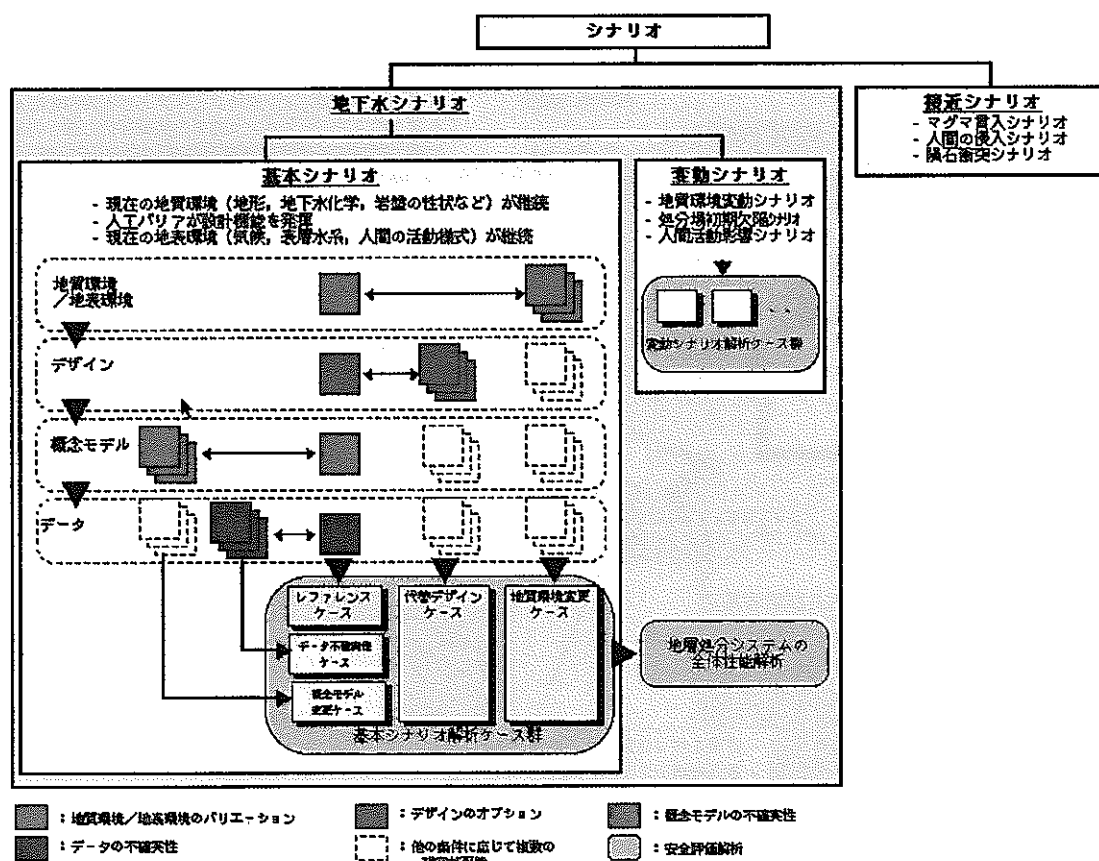


図 3.1-4 シナリオと解析ケースの分類

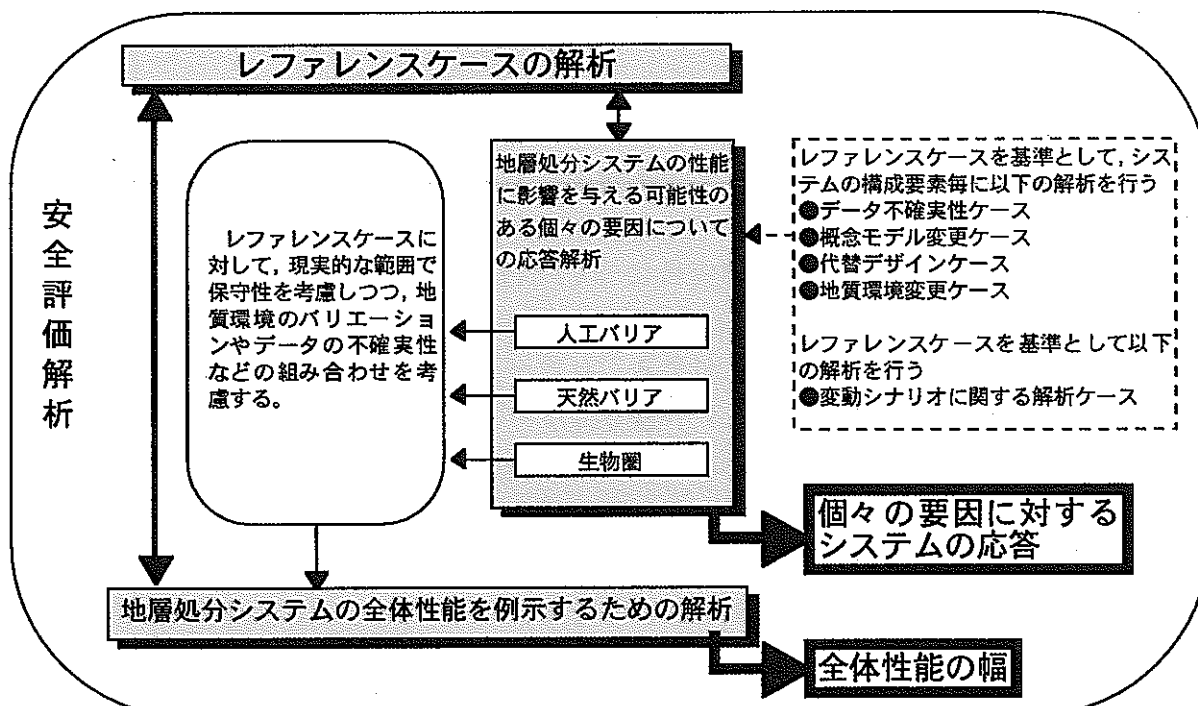


図 3.1-5 安全評価解析の構造（図 1.4.2-1 に、解析ケースとの関係を追記）

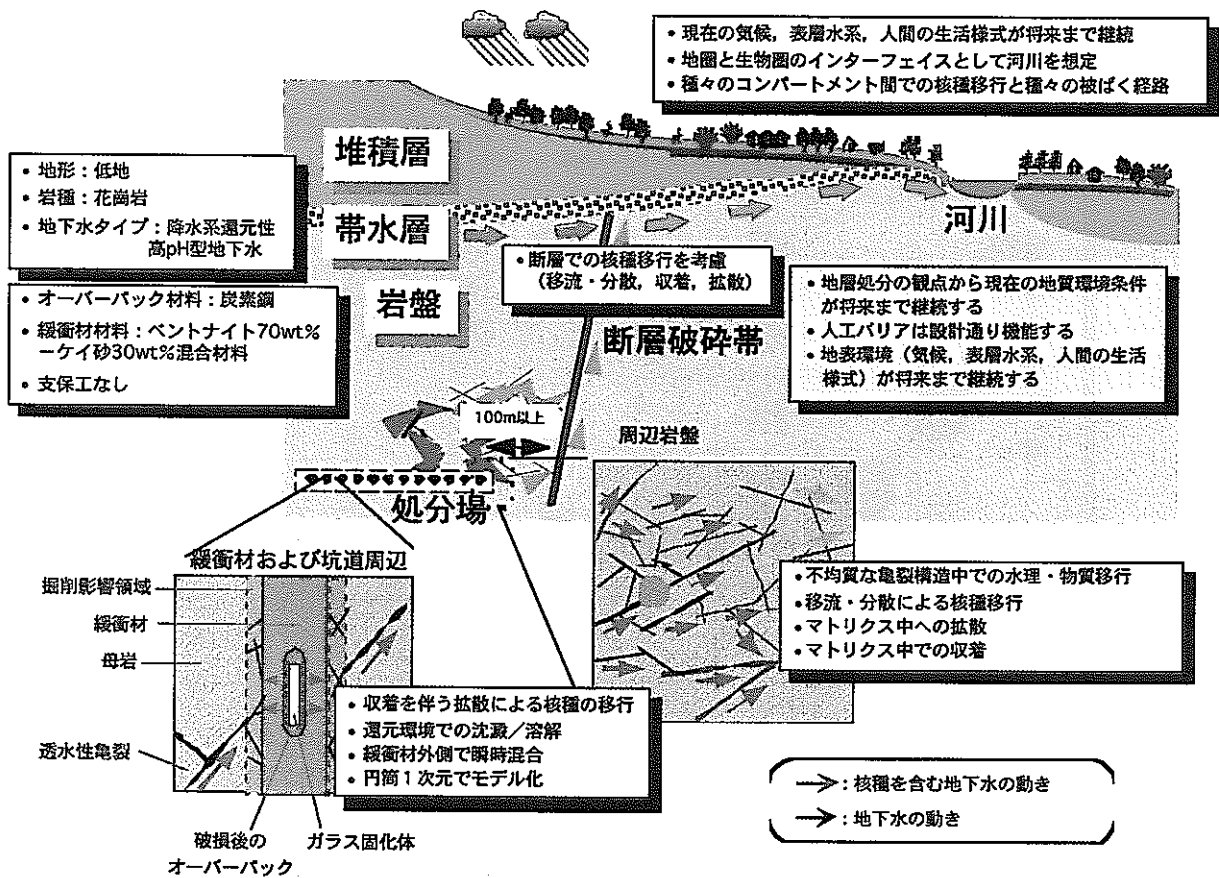


図 3.1-6 基本シナリオレファレンスケースの概念モデル

データ不確実性ケースでは、データが本質的に有するばらつき、および現象の理解不足や実験の限界ならびに実験結果の処理・加工方法などに起因するデータのばらつきの影響を検討する。データの不確実性については、1.4.1 で述べたように、分布や幅を特定できるものか否かによりレファレンスケースデータの設定の考え方が異なることに留意して、解析の意味を区別する。レファレンスケースデータが既に保守的な設定になっている場合には、データ不確実性ケースとしてさらに保守側の設定を考える必要はないのに対し、レファレンスケースデータとして分布や幅の平均値など代表値を設定している場合には、その分布や幅に対してシステム性能の変化を検討する。

概念モデル変更ケースでは、安全評価上重要なプロセスについての概念モデルの設定に起因する不確実性の影響を、レファレンスケース概念モデルと異なる概念モデルを選ぶことにより検討する。ここでは、地層処分システムに期待する安全機能に影響を及ぼす可能性のあるプロセスや、それを取り込むことにより安全の裕度が増すプロセスを対象とする。

地質環境変更ケースでは、安全評価上重要な地質環境の条件をデザインと整合をとりつつ系統的に変更することにより、わが国の幅広い地質環境に対してシステム性能を検討する。このとき、人工バリアおよび天然バリア中の核種移行や生物圏モデリングについて、地質環境の想定と整合性のとれたモデルとデータの設定を行う（例、地下水組成に応じた物質移行特性値の設定、岩盤中と緩衝材周辺の地下水流動状況の整合のとれた設定）。また、地質環境／地表環境を幅広く考える場合、特に地圏と生物圏のインターフェースが複数想定可能であることから（例えば、河川、井戸、沿岸海域）、生物圏についての応答解析では、それらインターフェースの変更により地圏からの核種放出率と人間への影響（放射線量）との関係がどのように変化するかを中心に調べる。

代替デザインケースでは、地質環境に応じた設計によるシステム性能の裕度の向上や設計の合理性を、人工バリアの材料などをレファレンスケースデザインから変更することにより検討する。

次に、変動シナリオ解析ケース群について述べる。変動シナリオ解析ケース群は、基本シナリオに関する仮定をあえて変更した場合にシステム性能がどのような応答を有するかを例示することを目的として、天然現象として隆起・侵食と気候・海水準変動、処分場の初期欠陥としてオーバーパックの不完全な密封、将来の人間活動として新規の井戸掘削やボーリングの発生をそれぞれ想定した場合の影響を検討する。

以上のように分類された解析ケースについて、それらの具体的な解析内容を設定する手順およびその手順に従い設定された解析内容を3.4に示す。具体的な解析内容の設定にあたっては、2.1に示した地層処分システムに期待する安全機能に関わる要因、およびそれら安全機能に影響や擾乱を与える可能性のある要因毎にその取り扱いを整理し、さらにその取り扱いがどのようなバリエーションあるいは不確実性に対応するかに応じて解析ケースの分類に当てはめることにより、各解析ケースが何に着眼したものであるかを明らかにするとともに設定した解析ケースの充足性を見通し易くすることに留意した。

図3.1-5に示した一連の安全評価解析の流れの最後として、地層処分システムの全体性能を例示する解析を行う。全体性能を例示するためには、不確実性を総合的に考慮した解析を行う必要がある。第2次取りまとめにおいては、レファレンスケースに対する地質環境のバリエーションを中心として全体性能を例示する解析を実施する。地質環境のバリエーションを中心として全体性能を検討することは、地質環境を幅広く考えるという第2次取りまとめの目的に沿っている。ここで、地質環境のバリエーションは、サイト選定や工学的対策が適切に行われることを考慮して過度に保守的とならないように設定する。また、データやモデルの不確実性の取扱いについては、サ

イト特性調査や設計が適切に行われればその不確実性の低減が期待されることなどを勘案して、適切な議論を踏まえて、過度に保守的にならないように留意することとした。全体性能の解析は、ガラス固化体 40,000 本を対象にして行う。全体性能についての解析結果のイメージを図 3.1-7 に示す。全体性能を例示する解析の内容およびその結果は 7 章 において述べる。

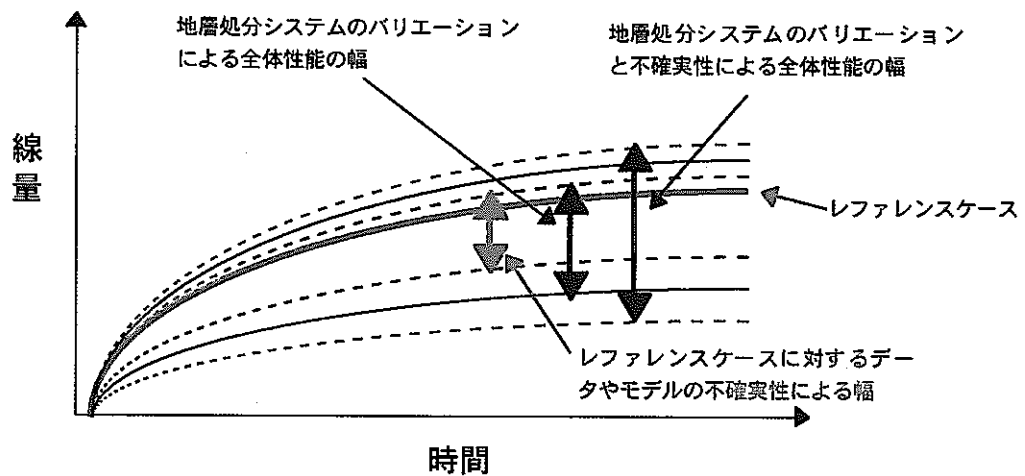


図 3.1-7 全体性能に関する解析結果のイメージ

### 3.2 地層処分システムの理解

地下水シナリオの作成において、2.1 で述べた地層処分システムに期待する安全機能とそれに影響を与える要因をより詳細に記述・検討できるように作成した FEP についての知見や理解が基盤情報となる。このような基盤情報を効率的に安全評価に反映していくためには、100 を超える FEP のそれぞれについての知見や理解を直接取り扱うよりも、共通の特徴をもつ FEP をランピングすることが有効である。3.2.1～3.2.4 では、各 FEP に関して収集・集約された情報を、特性や現象の一般的な区分レベルにおいてランピングすることにより整理した結果を示す。整理にあたっては、以下の点に留意した。

- 1) 文献、実験、解析から得られている知見・理解を、安全評価上の取扱いの判断に資する情報として整理する。
- 2) 1)の整理においては、対象とする特性や現象が地層処分システムに期待される安全機能をより増強するものか、安全機能の変化や擾乱に関係する可能性のあるものなのかを区別する。

### 3.2.1 人工バリアおよび処分施設に関する特性・現象

#### 3.2.1.1 緩衝材の飽和・膨潤

廃棄体定置後の緩衝材への地下水の浸潤により、緩衝材の飽和が起こる。飽和に伴う緩衝材の膨潤により、施工において生じた緩衝材とオーバーパック、岩盤との隙間や、周辺岩盤の亀裂等を充填する自己シール性が期待される。これにより、低透水性の場が実現され、緩衝材中での物質の移動が拡散支配となる。オーバーパックの腐食挙動や緩衝材中での核種移行挙動は、緩衝材の状態が飽和か不飽和かで異なると考えられるため、緩衝材が飽和するのに要する期間（飽和到達時間）を評価する必要がある。

緩衝材の膨潤による体積膨張量は、ケイ砂を 30 wt%混合したベントナイト（乾燥密度  $1.6 \text{ Mg m}^{-3}$ ）で 19%となる（分冊2）。膨潤により発生する膨潤圧は、ベントナイト内の水分ポテンシャルの低下量に等しいと考えられている。供試体内部において膨潤圧が発生したときの拘束境界面に作用する応力である膨潤応力は、ベントナイトの微視的構造による影響等により膨潤圧とは必ずしも等しくない（中野ほか, 1984）が、有効粘土密度に対して指数的に変化することがわかっている（分冊2）。これらのことから、施工時の隙間などの緩衝材による自己シール性が十分に期待できる。

飽和到達時間の評価においては、緩衝材の飽和・膨潤のプロセスにおいて、廃棄体からの放熱による温度変化、緩衝材の水理特性の変化、母岩の水圧や地圧の変化などの影響を考慮する必要がある。例えば、緩衝材の水理特性としては、飽和、不飽和のそれぞれの状態における特性を温度依存性を考慮して評価する必要がある。飽和到達時間は、このようなニアフィールドの温度、水理、応力環境等の変化に関わる熱－水－応力連成現象を解析することにより求められる。

これまでの研究により、熱－水－応力連成現象の評価に必要な、不飽和ベントナイトの伝熱特性、浸潤特性、膨潤特性等のケイ砂混合率、密度等への依存性が把握されている（松本ほか, 1997；鈴木ほか, 1996）。また、国際共同研究 DECOVALEX の中で、これまでに開発された熱－水－応力連成モデルを用いて解析評価を実施するとともに（Jing, L. et al., 1996）、工学規模あるいは原位置での熱－水－応力連成試験により、モデル（コード）の妥当性の検討が行われている。

飽和到達時間の評価においては、DECOVALEX で実績のある不飽和粘土中の水分拡散、温度勾配による水分移動、浸潤に伴う膨潤圧を考慮した熱－水－応力連成コード（千々松ほか, 1995）を用いた。解析においては、処分孔豎置方式で、処分深度を 1000m として、処分場 100m<sup>2</sup>に 1 本の割合で廃棄体が定置された場合を想定し、初期条件として、緩衝材、埋戻し材の含水比を 9.0%、地表面の温度を 15℃、深度方向に 3℃/100m の温度勾配を与えて地温を設定した。熱的境界条件については、地表面

を 15℃，モデル底面を 51℃の温度固定境界とし，側面は断熱境界とした。水理的境界条件として静水圧とし，坑道の掘削後廃棄体を定置するまでの期間と岩盤の固有透過度をパラメータとして求めた飽和到達時間は，50 年以内となると推定した。



### 3.2.1.2 オーバーパックの腐食／破損／腐食生成物の生成

緩衝材中へ侵入した地下水がオーバーパックに接触することにより腐食が進行し、構造強度が周囲からの応力を支持しえなくなった段階で、オーバーパックは機械的に破損することが考えられる。

これまで中心的に研究を進めてきた炭素鋼オーバーパックの場合、圧縮ベントナイト中では局部腐食の生起する可能性は低く、全面腐食の進行する可能性が高い (Taniguchi et al., 1998)。全面腐食の場合の腐食深さを、(i) 酸素による腐食、(ii) 水の還元による腐食 (1年程度の試験で得られる腐食速度  $0.01 \text{ [mm y}^{-1}\text{]}$  を不均一化を考慮して2倍にして考慮)、(iii) バクテリアによる腐食、について別々に保守的な仮定に基づき評価すると、1,000年間の腐食深さの合計は  $25.6 \text{ [mm]}$  と推定され、設計上の腐食代である  $40 \text{ [mm]}$  を十分下回る。長期間天然環境に曝されていた淡水性粘土中の鑄鉄管あるいは天然鉄金属や考古学的鉄製品の腐食深さ (炭山ほか, 1997; Johnson and Francis, 1980; Araki et al., 1989) は1,000年で  $1\sim 15 \text{ [mm]}$  であり、今回の評価結果と同等かそれより小さい。また、水の還元による腐食速度は時間とともに減少する傾向があるが (本田ほか, 1997)、上記の水の還元による腐食深さの評価では保守的に1年後の試験結果を用いている。以上のことから、腐食代  $40 \text{ [mm]}$  は1,000年間の腐食深さに対して裕度をもった設定となっている。チタンや銅をオーバーパックの耐食層として用いた場合にも設計寿命は炭素鋼の場合と同じであるが、地下水環境によってはより長期の寿命が期待できる可能性がある。なお、オーバーパックの腐食寿命評価については、第2分冊に詳述する。

生成する炭素鋼の腐食生成物の種類は周辺の化学的条件に依存する。酸化性の環境では、最終的には三価まで酸化されると考えられるが、還元性の環境では、二価の鉄を含む状態にとどまると考えられる。還元環境での腐食試験においては、脱気した海水および淡水条件 ( $80^\circ\text{C}$ ) に浸漬した炭素鋼表面で磁鉄鉱 (本田ほか, 1997) が、海水を含浸させた圧縮ベントナイト中 ( $80^\circ\text{C}$ ) では菱鉄鉱 (谷口ほか, 1999) が観察されている。

腐食生成物がどのような物質移行経路を有するかを推定することは困難であるが、腐食生成物は核種を収着することが期待できる。バッチ収着試験の多くは非還元性の条件で、処分環境では考えにくい鉄三価の固相に対するものが多いが、以下の知見が認められる。一般に、鉄酸化物／水酸化物は表面に酸・塩基の両性を示す収着サイトを持ち、pH条件に依存して、低pH条件では陰イオンを高pH条件では陽イオンを吸着する (たとえば, Nakayama and Skamoto, 1991)。磁鉄鉱、赤鉄鉱等に対する、Am (Allard and Beall, 1979)、Cs, Co, Sr, Mn (Fujikawa and Fukui 1997) の分配係数の花崗岩等の岩石との比較では、これらの鉄鉱物への元素の分配係数は他の岩石と同程度であった。ゲーサイト等の酸化水酸化物に対しては、比較的高い分配係数が認めら

れており（たとえば，Nakayama and Skamoto, 1991），収着特性は，腐食生成物の存在状態に依存すると考えられるが，熱力学的に安定と考えられる酸化物鉱物には必ずしも高い収着性能は期待できない。

一方，非晶質の鉄鉱物が結晶化する際にウランが結晶構造中に取り込まれるとの報告（Ohnuki et al., 1997）もあり，鉄酸化／水酸化物との共沈／固溶体の生成による核種の固定化も期待できる。

従って，保守的に評価したとしても，腐食生成物には岩石や緩衝材と同程度の収着能力が期待でき，長期間における鉄含有固相の変遷等を考えると，潜在的にはさらなる収着能力が期待される。

また，腐食生成物が緻密な間隙構造を形成する場合は物質移行に対する物理的抵抗となることが期待される。腐食生成物が間隙水の化学に与える影響については，3.2.1.3 に記述する。

### 3.2.1.3 地下水・間隙水化学

#### 1) 地下水化学

地下水の地球化学については、地下水の水質が岩石中に含まれる造岩鉱物、粘土鉱物、有機物との反応や微生物による作用によって形成されること、また、地下深部は一般に弱アルカリ性で還元状態にあることが示されている（分冊1，3.4 地下水の地球化学特性参照）。

地層処分システムの安全性を評価する上で地下水の化学的条件は、人工バリア材の長期的挙動、放射性元素の溶解度、放射性元素の緩衝材および岩石への収着などの移行特性に影響を与える重要な環境因子である。

第1次取りまとめでは、地層処分システムの安全評価の観点から地下水の化学的条件に係わる因子（pH, Eh, イオン濃度）を抽出し、これらの重要な因子を支配する地球化学プロセスを整理して、地表から地下深部において起こり得る反応を化学平衡に基づいてモデル化することで、4種類のモデル地下水（降水系高pH型、降水系低pH型、海水系高pH型、海水系低pH型）を設定した（油井ほか，1992）。第2次取りまとめでは、わが国における幅広い地質環境を考慮して、安全評価で取扱う地下水を設定するため、第1次取りまとめで設定された4種類の地下水分類の妥当性を、実測値をもとにした統計的解析（2変量の散布図および多変量解析）により検討した。また、平衡を仮定する鉱物の考え方について、一般的な地球化学的知見との整合性を確認するなどの再検討を行った。

検討においては、第1次取りまとめ以降進められてきた、深部地下水データや地質情報を収集するための調査研究により得られた、東濃、釜石、幌延地域における信頼できる実測値（Iwatsuki et al., 1994; Iwatsuki and Yoshida, 1997; 笹本ほか, 1996; Li et al., 1997）や、約15,000件におよぶ文献データ（瀬尾・清水, 1992）から、温泉地域や地熱地域等の地下増温率の高い地域の地下水、データの信頼性が低い（電荷バランスのとれていない）地下水、第四紀の火山岩および未固結岩中の地下水を除いたデータを用いた。

2変量の散布図に基づく場合、特に性能評価上重要となる炭酸濃度に関しては、4種類のモデル地下水の水質幅で設定される値よりも高濃度の実測地下水（ $\text{HCO}_3^-$ 濃度：5,000 [ppm] 程度，Cl濃度：10,000 [ppm] 程度，pH：7程度）が存在し、4種類のモデル地下水分類では、実測地下水を網羅できないことが示された。このような高炭酸濃度の地下水は、油田・炭田・天然ガス田に付随する地下水に典型的に認められる。高炭酸濃度地下水の成因の1つとしては、地層中の有機物の分解により生じた $\text{CO}_2$ による影響が考えられている（二間瀬, 1974）。したがって、資源のある地域を選定しないというわが国の処分コンセプト（動燃事業団, 1992）を踏まえ、高炭酸濃度の地

下水は、安全評価として取扱う地下水からは除外した。

地下水データは pH, Na, Ca 濃度など幾つかの主要な変量を伴う多変量データであるため、実測地下水を用いた多変量解析の結果をもとに、4 種類のモデル地下水分類の妥当性を再検討した。その結果、4 種類のモデル地下水のうち、降水系高 pH 型、降水系低 pH 型、海水系高 pH 型地下水に関しては、実測地下水をもとにした多変量解析からも分類の妥当性が支持された（図 3.2-1、笹本ほか、1998；Sasamoto et al., 1998）。しかしながら、これら 3 種類のモデル地下水のうち、降水系低 pH 型地下水は、信頼性のある深部地下水データが得られていない。また、これらのモデル地下水の設定にあたっては、わが国の花崗岩類（亀裂充填鉱物を含む）や堆積岩類に共通して認められる鉱物（油井ほか、1992）あるいはその準安定相との反応を仮定した熱力学的平衡に基づくモデル化を行っているが、降水系低 pH 型地下水をモデルで説明するためには、方解石に対して非平衡（未飽和）とする必要があるなど、一般的に考えられている深部地下水の特徴と異なるため、その妥当性を説明するのが難しい（Yui et al., 1999）。

以上より、わが国の多くの地形パターンや岩種にあてはまり、地球化学的根拠も多く、実測地下水や多変量解析結果からもその妥当性が支持される地下水は、降水系高 pH 型地下水および海水系高 pH 型地下水であった。特に、降水系高 pH 型地下水は、東濃および釜石地域での実測地下水により支持されている。

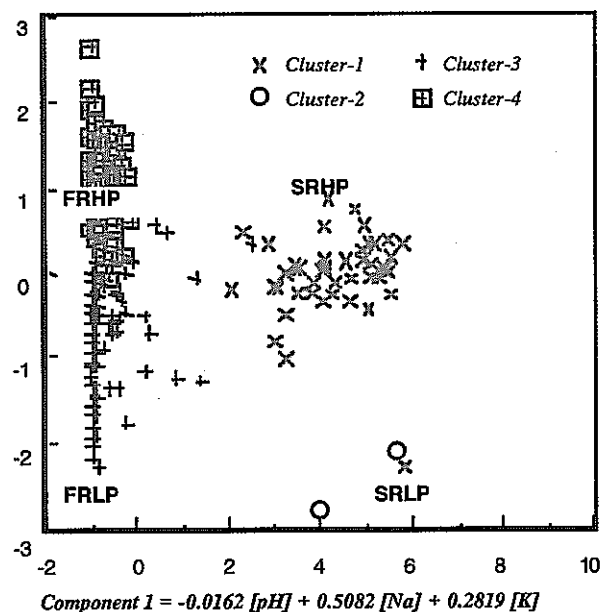


図 3.2-1 実測地下水およびモデル地下水の多変量解析（主成分分析）結果

4 種類のモデル地下水のうち、降水系高 pH 型、降水系低 pH 型、海水系高 pH 型地下水に関しては、実測地下水のグループの中に含まれている。

## 2) 緩衝材間隙水化学

人工バリア中に浸透してきた地下水は、緩衝材やオーバーパック腐食生成物との反応によりその化学的性質が変化する。

ベントナイト-水反応実験データ (Sasaki et al., 1995) に基づけば、大気平衡条件下でのベントナイト平衡水組成は、スメクタイトのイオン交換反応と随伴鉱物である方解石、石英の溶解平衡、および黄鉄鉱の酸化反応が影響を及ぼすことがわかっている。また、低酸素濃度条件下の実験では、黄鉄鉱の酸化溶解反応は顕著には認めれないことを報告している。一方、小田・柴田 (1999) による低酸素濃度条件下でのベントナイト-水反応実験において、固相/溶液比が高くなるのに伴い平衡液の pH がアルカリ側から中性側へと変化することが認められ、この傾向は圧縮されたベントナイト中の間隙水 pH 測定結果 (小田ほか, 1999b) とも合致するものであった。このような実験結果の固相/溶液比依存性は、酸化反応を除いた随伴鉱物の溶解平衡とイオン交換反応だけでは説明することはできず、スメクタイトの酸・塩基反応およびベントナイト中の可溶性不純物の溶解反応の影響によるものであることがわかった。これら反応を考慮した経験的な熱力学的平衡モデルによって、条件に応じた実験結果の傾向性を解釈することができる。しかしながら、圧縮ベントナイト中の水の熱力学的・電気化学的性質については、まだ明らかになっていない部分が多く、懸濁状態で得られたスメクタイトの表面特性値を用いた経験的な熱力学的平衡モデルによる間隙水組成の計算は、pH を低く評価する可能性がある (小田・柴田, 1999)。

間隙水組成を推定するモデルにスメクタイトの酸・塩基的特性の影響を取り込むモデルは、Wieland et al. (1994) によって提案されていたが、従来は、実験的な検証はなされておらず、核種移行評価に用いる間隙水の設定においても評価されていなかった。

処分環境でガラス固化体に接触する間隙水には、緩衝材に加え、腐食生成物との反応を考慮する必要がある。炭素鋼オーバーパックの腐食生成物としては、実験室レベルの試験で観察されるものを含め複数の鉄鉱物が候補となるが、安全評価解析の長期のタイムスケールを勘案し、熱力学的に安定な鉄鉱物との平衡を仮定する。処分環境で安定であると考えられる腐食生成物は磁鉄鉱、あるいは炭酸濃度の高い海水系の地下水や高炭酸濃度の地下水に対しては菱鉄鉱であると考えられる。これは、本田ほか (1997) および谷口ほか (1999) による腐食試験結果によっても支持される。チタンあるいは銅と炭素鋼の複合オーバーパックを想定する場合でも、破損後は炭素鋼の腐食が生ずるため、腐食生成物として磁鉄鉱を想定することは適切であると考えられる。

しかしながら、腐食生成物の相の変遷などに関する速度については、実験や天然現象などによる裏付けが十分でなく、腐食生成物との反応について、化学場の準安定

状態や熱力学的安定状態への変遷過程が長期におよび間隙水組成に影響する可能性がある。溶存鉄濃度は腐食生成物として磁鉄鉱が生成していても共存する非晶質の水酸化第一鉄によって支配される可能性がある（楠戸ほか，1995）。ナチュラルアナログ研究（三ツ井ほか，1996）からは，ベントナイト鉱山の支保鋼の周囲に腐食生成物の沈澱や，Fe 型化していると推定されるスメクタイトが存在していることから，鉄－ベントナイト境界近傍の間隙水の鉄イオン濃度は，磁鉄鉱などの安定な鉄鉱物の溶解度よりも高いことも予想される。

長期的な観点からは，腐食生成物の変遷のほかにも，間隙水中の溶質の拡散，ベントナイトの化学的特性（交換性陽イオン組成や酸・塩基解離度）の変化に伴う間隙水組成の継続的な変動が予想される（根山ほか，1999；小田ほか，1999a）。ベントナイト中に存在する可溶性不純物（塩化物，硫酸塩）は，岩体側での境界濃度条件に依存して，徐々に溶解・散逸すると考えられる。これらの，間隙水化学の時空間分布については，実験や天然現象などによる裏付けがない上に，解析評価においても未解決な部分が多い。

間隙水中では，Fe の他にも酸化還元電位を決定する可能性のある C や S が存在する。一般的な水質化学では，S (VI)，S (IV) から S (-I)，(-II) への還元反応，および C (IV) と C (-IV) の酸化還元反応は微生物等による触媒作用が重要な役割を担うとされている。ベントナイト中には微生物が存在する（吉川ほか，1995）ものの，圧縮ベントナイト間隙中での C や S の長期的な酸化還元挙動は明らかにはなっていない。

埋め戻し後の初期の期間は，緩衝材中や周辺岩盤に酸素が付着・残存すると考えられるが，ベントナイト再冠水中に水への吸収，黄鉄鉱の酸化反応により消費され，飽和後にも黄鉄鉱や腐食生成物の酸化／還元反応により，溶存酸素はオーバーパック破損時期までに消費され，間隙水化学への影響も無視できると推測されている（千葉ほか，1999）。

同じく埋め戻し後初期の，不飽和で緩衝材中の温度勾配が大きい期間には，塩の蓄積が生じ，局所的な化学的環境変化が生じることも考えられる（Karlund and Pusch, 1995）。しかしながら，温度勾配が小さくなり，緩衝材が地下水で飽和された後には，蓄積された塩は可溶性不純物として溶解し，拡散により散逸すると考えることができ，核種移行評価においては，その影響は無視することが可能である。

#### 3.2.1.4 ガラス固化体の溶解／核種の溶出

オーバーパック破損後、地下水が固化体に接触し、ガラスマトリクスの溶解および変質に伴い放射性核種がゆっくりと地下水中に溶出する。

ガラスの溶解および変質挙動は、ガラス固化体の組成、温度および接触する溶液の組成や pH により影響されるが、長期的にはガラス固化体周辺の溶性ケイ酸濃度がその挙動を決定する重要なパラメータとなると考えられる。ガラスマトリクスの溶解速度は、ガラス表面近傍での溶性ケイ酸濃度に対する一次溶解反応で表現され、溶性ケイ酸濃度の増加に伴って減少することが多くの試験から確認されている（例えば、Advocat et al., 1990）。一方、ガラスマトリクスの溶解反応が抑制されるような溶性ケイ酸に富む条件においては、ガラスマトリクスの水和変質が卓越し、これがアルカリ金属元素などの可溶性元素の溶出を律速しうることが、最近の研究（例えば、Inagaki et al., 1994；Lanza et al., 1988；Grambow et al., 1992；Lemmens and Van Iseghem, 1992）により報告されている。このガラスマトリクスの水和変質による溶出量や水和層厚さの時間変化は時間の平方根に比例すると考えられている（Lanza et al., 1988）。

処分環境におけるガラス固化体近傍での溶性ケイ酸濃度は、溶性ケイ酸の緩衝材中への拡散散逸により影響を受けると考えられる（Curti et al., 1993；Pescatore, 1994）。ガラス固化体の一次反応溶解と溶性ケイ酸の緩衝材中への拡散散逸を連成したモデル（牧野・吉田, 1996）による評価からは、ガラス固化体近傍の間隙水の溶性ケイ酸濃度が次第に上昇し、1000 年程度ではほぼ飽和に達することが示されている。

また、ガラス固化体製造時の冷却による割れやオーバーパックの腐食膨張などによる応力に起因する割れが生じ、ガラス固化体の表面積の増加が懸念される。しかし、ガラス固化体内部に存在する製造時の冷却によって生じた割れのうち溶解量の増加に寄与するのはその一部であることが、大型ガラス固化体の浸出試験によって確認されており（動燃事業団, 1991）、溶解量から推定した溶解に寄与する表面積の実質的な増加は、4 から 5 倍程度と見積もることができる。

このほかガラスの溶解に関しては、二次鉱物の析出等によって液中の溶性ケイ酸が消費されガラス溶解が促進されることや（例えば、McGrail, 1986）、反対に変質層によってガラス表面が保護されガラス溶解が抑制されることが考えられる（例えば、Barkatt et al., 1989）。また、溶解に伴うガラス固化体の体積減少を考慮すると、それに応じた表面積の減少がガラス溶解量を小さくすることを期待することができる。

火山ガラスのナチュラルアナログ研究からは、 $10^{-7} \sim 10^{-9} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$  といったオーダーの溶解速度に相当する長期の変質速度（例えば、Jercinovic and Ewing, 1988）も報告されている。ただし、これらの結果は、ガラス組成、温度および溶液条件等が安全

評価で対象とする条件と異なるため、安全評価解析で求められるガラス溶解速度との比較を行う場合には注意が必要である。

ガラス固化体に含まれる放射性核種は、ガラスマトリクスの溶解および変質に従い、その含有率に応じて調和的に溶出すると考えられる。ガラス固化体近傍での核種濃度は、緩衝材中での拡散移行（3.2.1.5 参照）や沈殿（3.2.1.6 参照）のバランスにより決定される。



### 3.2.1.5 拡散/収着

ベントナイトを主成分とする緩衝材は、地下水での飽和に伴う膨潤により均質な微細間隙構造を有し透水性が低いことから、ガラス固化体から溶出した核種は緩衝材中を拡散により移行するものとして取り扱われる。拡散とは、一般的には、分子の熱運動の結果として、溶液中の成分が高濃度側から低濃度側へ、濃度勾配により移行する現象をいう。しかしながら、ベントナイト間隙中での核種の拡散は、ベントナイトの間隙構造（間隙径や移行経路）や、間隙中の電場勾配、ベントナイト表面との静電的物理的相互作用等の様々な物理化学的な影響を受ける。さらに、間隙水中の核種の移行は、固相に収着されることにより遅延される。

これらの現象を表現する拡散係数として、固相への収着による遅延を含む“見かけの拡散係数”と、固相への収着による遅延を含まない“実効拡散係数”が定義される。

前者は、in-diffusion 法に代表される非定常拡散試験（試料中の濃度プロファイルの時間変化を調べる方法）により取得される。後者は、through-diffusion 法による定常拡散試験（試料中の濃度プロファイルが定常となる条件で、透過する元素のフラックスを測定する方法）によって取得される。見かけの拡散係数および実効拡散係数は、それぞれ 3.2.1.5-1 式、3.2.1.5-2 式で表すことができる（例えば、佐藤・澁谷，1994）。

$$Da = \frac{De}{\varepsilon + \rho Kd} \quad (3.2.1.5-1)$$

ここで、 $Da$ ：見かけの拡散係数、 $De$ ：実効拡散係数、 $Kd$ ：分配係数、 $\varepsilon$ ：間隙率、 $\rho$ ：ベントナイト乾燥密度

$$De = \frac{\varepsilon \delta}{\tau^2} Do \quad (3.2.1.5-2)$$

ここで、 $De$ ：実効の拡散係数、 $\varepsilon$ ：間隙率、 $\delta$ ：収れん度、 $\tau^2$ ：屈曲度、 $Do$ ：自由水中の拡散係数

自由水中の拡散係数は、溶液中の化学種毎に異なり、また、上述のように、化学種の持つ電荷等に応じて間隙水中で受ける相互作用も変化することから、ベントナイト中の核種の実効拡散係数は、化学種により異なると考えられる。佐藤・澁谷（1994）の実効拡散係数の測定において、トリチウム水（HTO）のような中性化学種の実効拡散係数に比べて陽イオンは大きな値を示し、陰イオンは小さな値を示すことが認められている。陽イオンについては、表面拡散の卓越により大きな実効拡散係数となると言われているが（例えば、Rasmuson and Neretnieks, 1983；Muurinen et al., 1985），その現象は十分には解明されていない。一方、陰イオンについては、イオン排除により

遅延されると解釈されている（例えば, Muurinen et al., 1989）。イオンの電荷の影響に関しては, Sato and Yui (1995) や Ochs et al. (1999) の電気二重層理論を用いたモデルや, 溶液構造論に基づいたモデル（川田ほか, 1997）による説明が試みられている。

実効拡散係数の間隙水のイオン強度依存性に関しては, イオン強度が高くなると陽イオンおよび陰イオンの実効拡散係数が中性化学種の拡散係数に近くなることが示されており（三原ほか, 1999）, このことは, Sato and Yui (1995) 等のモデルとも矛盾しない。

ケイ砂混合の影響に関しては, ベントナイトにケイ砂を混合した場合における, HTO (Sato, 1999a), Cs, Se (Sato, 1999b), Fe (Idemitsu et al., 1993) および U (出光, 1994) の見かけの拡散係数測定値や, HTO, I, Cl,  $\text{CO}_3^{2-}$  の実効拡散係数のケイ砂混合率依存性（加藤・八登, 1997; 藤原ほか, 1998）のデータから, ケイ砂混合率 30 wt% 程度では, その影響が顕著でないことが示されている。

また, 拡散係数の温度依存性に関しては, 実効拡散係数の温度依存性に関する実測データは報告されていないものの, 自由水中の拡散係数には温度依存性があることが知られている (Robinson and Stokes, 1959; 化学便覧, 1975)。これは, 温度上昇に伴ってブラウン運動していた分子の運動エネルギーが増加するためである。また, 温度上昇に伴って間隙水の粘性が小さくなり, 物質が移動し易くなることも一因として挙げられる。見かけの拡散係数については, 温度依存性に関するデータが, HTO (高野ほか, 1994),  $\text{Cs}^+$  (塚本・大江, 1989; 小崎ほか, 1996),  $\text{Sr}^{2+}$  (Kozaki et al., 1997),  $\text{Na}^+$  (小崎ほか, 1995),  $\text{Cl}^-$  (斉藤ほか, 1997),  $\text{Ni}^{2+}$  (Sato and Yui, 1997) 等について報告されており, 温度上昇に伴い, 拡散係数が増加することが示されている。

核種の緩衝材への収着による遅延に関しては, 以下のような収着メカニズムが考えられる。緩衝材の主成分鉱物であるスメクタイトは, そのシート状のアルミノケイ酸塩骨格に負の電荷を持ち, 層間に交換性陽イオンを有することから, 間隙水中の陽イオンはイオン交換によりスメクタイトに収着される。また, スメクタイトの結晶端には, エッジサイト（破壊原子価）と呼ばれ, pH に依存して, 酸・塩基の両性を示すシラノール基およびアルミノール基が存在し, これらサイトへの物質の収着が示唆されている（例えば, Zachara and McKinley, 1993; Morris et al., 1994）。これらはいずれも可逆で, 速い収着反応と考えられる。したがって, 吸着する溶質が吸着サイト濃度に対して十分に希薄であれば, 収着される元素の固相中の濃度が, 溶液中の元素濃度に比例する, 線形吸着であり, 元素の固液への分配は分配係数により記述できる。ベントナイトへの収着には, 一部の元素に対し, 非可逆な特異吸着も知られている（例えば, Khan et al., 1994）。これは, 本来, 分配係数の概念とは相いれないものである。

が、非可逆吸着を可逆と取り扱うことは、安全評価の観点からは、一般に保守側であると考えられる。

これらの収着現象は、試験条件が適切にコントロールされた比較的短期間のバッチ収着試験によりとらえることができる反応であり、バッチ収着試験が分配係数を求める一般的な方法として用いられている。

一方、圧縮ベントナイト中の収着による遅延については、上述の見かけの拡散係数(3.2.1.5-1式)と実効拡散係数(3.2.1.5-2式)から導出される、3.2.1.5-3式に従って分配係数(Kd)を導出することができる。

$$Kd = \frac{1}{\rho} \left( \frac{De}{Da} - \varepsilon \right) \quad (3.2.1.5-3)$$

ここで、Kd：分配係数，Da：見かけの拡散係数，De：実効拡散係数， $\varepsilon$ ：間隙率， $\rho$ ：ベントナイト乾燥密度

高密度に圧縮したベントナイト中の間隙構造や間隙水の存在状態は必ずしも明らかではなく、間隙水の熱力学的性質は希薄溶液中のそれとは異なるとの報告(Torikai et al., 1996)もあり、希薄溶液系でのバッチ収着試験結果を直接圧縮ベントナイト間隙水中での分配係数に適用することには疑問がある。このため、圧縮ベントナイト中で核種の収着挙動を評価する際には、圧縮ベントナイトを用いて取得された拡散係数から得られた分配係数を用いる手法が、朽山ほか(1998)の検討において支持されている。

この手法を用いる際には、実効拡散係数の与え方に留意する必要がある。実効拡散係数は、実際には溶存化学種毎に異なるものであると考えられるが、実効拡散係数の実測値は限られており、実効拡散係数の値として、元素によらず一定の値(例えば、トリチウム水(HTO)の値)を代表させることが少なくない(例えば、瀧谷ほか, 1992; Stenhouse, 1994)。このことは、本来、実効拡散係数で表現すべき現象の一部(表面拡散、陰イオン排除、自由水中の拡散係数の違い等)を分配係数に持たせることになる。しかしながら、信頼性の高い見かけの拡散係数データが存在する場合には、圧縮ベントナイト中での非定常拡散における遅延を現実的に表すことができるという利点がある。

緩衝材中での核種の拡散の駆動力となる濃度勾配に関しては、地下水の流れは一般的に遅く、緩衝材外側周辺を通過する地下水流れも遅いため、緩衝材外側の核種の濃度が徐々に上昇することにより、外側濃度をゼロと考えるよりも緩衝材中の濃度勾配は緩やかなものとなる。さらに、複数の廃棄体の存在を考慮した場合、地下水の流れ

の上流側に位置するガラス固化体から溶出してきた核種が下流側のガラス固化体周辺に至り、緩衝材外側での放射性核種濃度が上昇することによって、下流側の緩衝材中での濃度勾配がさらに緩やかになることが期待できる。

緩衝材以外の領域、すなわちガラス固化体の内部亀裂や変質生成物あるいはオーバーパックの腐食生成物は、物理的な移動抵抗を伴う物質移行経路になると考えられる。

また、長期のタイムスケールでは、核種を取り込んだ鉱物化が起こることも考えられ、これも遅延効果を与える要因としてとらえることができる。しかしながら、定量的な評価が困難であり、本現象を無視することは核種移行評価においては保守的となる。

### 3.2.1.6 沈澱／溶解

沈澱による元素濃度の制限（溶解度制限）は、拡散による緩衝材中での物質移行の駆動力となる濃度勾配を抑制するので、物質移行抑制のための重要な現象である。

主要な放射性元素の多くは地下水や緩衝材間隙水中で考えられる還元条件で難溶性である。放射性元素は、ガラス固化体からの溶出あるいは親核種からの崩壊に基づく濃度の変化により、ある濃度を超えると沈澱により放射性核種を含む固相を形成し、最終的には沈澱固相と間隙水とが化学平衡に達すると考えられる。このとき、この固相の溶解度が間隙水に対する放射性核種の濃度を与える。ガラス固化体から溶出した難溶性元素の濃度が溶解度により制限されることについては、室内試験（Rai et al., 1992；Ashida et al., 1994；黒羽ほか, 1998）により確認されている。

溶解度は溶液の pH や Eh および配位子濃度等の化学条件と、その溶液条件で生成される固相（溶解度制限固相）に影響される。したがって、化学条件に応じた溶解度は、熱力学データを用いた熱力学的平衡に基づく計算および実験事実などから設定される。

溶解度計算においては、用いる熱力学データの信頼性と、溶解度制限固相の仮定の妥当性が重要である。熱力学データベースの整備は、OECD/NEA 等において、国際プロジェクトとして実施されているとともに、各国の放射性廃棄物処分の安全評価のプロジェクト毎に検討、整備が行われている（たとえば、Berner, 1995；Bruno et al., 1997）。溶解度制限固相は、その熱力学安定性や実験での観察事実を基に、適切に選ぶことが求められる。短期の実験で観察される固相を用いることは、長期のタイムスケールでは、熱力学的により安定な結晶性の固相が溶解度を支配し、より低い溶解度となる可能性があることを勘案すると安全評価上保守的な取扱いとなる。たとえば、アクチニド IV 価のアモルファスの酸化物固相については、長い時間の後に結晶性の固相となることが予想され、Th に対する、温度を上げた条件（90℃）での加速試験においては、結晶性の酸化物固相が溶解度制限固相になる可能性が示されている（Rai et al., 1999）。

圧縮ベントナイト中の水の熱力学的状態については、明らかでないことが多く、水溶液と同様の熱力学的な考え方が、圧縮ベントナイト中で適応できるか否かについては、議論のあるところであり、今後の詳細な検討が待たれる。しかしながら、ベントナイト中の水の活量は自由水中のそれよりも小さいと推定されていること（Torikai et al., 1995）や、圧縮ベントナイト中での沈澱を含む拡散実験結果から推定される間隙水中の溶解度は、熱力学計算による推定よりも低いこと（館ほか, 1997）等から、ベントナイト間隙水に対して一般的な熱力学的な取り扱いをすることは、現状では妥当であり、保守的であると考えられることができる。

単一の溶解度制限固相を仮定した、熱力学的平衡計算の適用可能性については、国際的なナチュラアナログプロジェクトにおいて、ウラン鉱床での地下水中の微量元素の推定を行うことで、確認しようという試みが行われている（Chapman et al., 1990）。その結果、適切な固相を選定して行われた熱力学計算により推定された地下水中の元素濃度は、原位置での実測値と同等以上の値を示しており、このアプローチが一般的に保守的評価になることが示された。天然の実地下水中の値が、計算値より低くなった理由として、鉄鉱物との共沈や固溶体の形成が考察されている。現状の熱力学的計算では、天然で期待されるこれらの現象を取り扱えないが、結果として、安全評価上保守的な評価を行っているということができる。

ただし、アルカリ土類金属の硫酸塩や炭酸塩の共沈現象（特に、微量量のラジウムとバリウムとの同型置換型の共沈）は、一般的に認められる現象であるため、Nagra(1994)では Berner(1995)に基づいて、ラジウムの溶解度の設定に、他のアルカリ土類金属との共沈モデルを用いている。

溶解度の温度依存性については、評価するための十分な熱力学データが世界的にも整備されていないため、熱力学データが充実している 25℃で溶解度を設定した。なお、溶解度の温度依存性が顕著ではないことを示す研究例も存在する（Rao et al., 1996）。また、前述のように、温度の上昇は、一部の元素に対しては、安定な結晶性固相への固相の変遷を加速する効果も期待される。

人工バリア中の核種濃度は、基本的にガラス固化体近傍が最も高く、緩衝材中で外側に向かって減少する。そのため、天然バリア中で核種が沈殿する可能性は低いと考えられる。仮に放射性核種の沈殿が起こる濃度に達した場合や親核種からの崩壊により娘核種が沈殿が起こる濃度に達した場合を想定したとしても、3.2.2.7 に示すように、コロイドとしての核種の移行の影響はそれ程顕著ではないことが示唆されている。したがって、安全評価解析では、天然バリア中での放射性核種の沈殿／溶解を考慮しない。

また、一つの元素に対して、複数の安定同位体あるいは放射性同位体が存在する場合には、それら同位体の存在比に応じて元素の溶解度を割り振ることができるものと考えられる。

### 3.2.1.7 有機物, 微生物

#### 1) 有機物

ベントナイトに存在する有機物および地下水から侵入する有機物が、放射性元素と相互作用を起こし、溶解度や収着挙動等に影響を与える可能性がある。核種移行の観点から、緩衝材中での放射性元素と有機物との相互作用として、以下の分類が可能であると考えられる。

- ① ベントナイト中の不溶性の有機物による核種の収着
- ② 大きな分子サイズの可溶性有機物との錯形成
- ③ 小さな分子サイズの可溶性有機物との錯形成

すなわち、①は固相への収着であり、核種の移行を遅延するものとして働く。②と③は、次項で記述するベントナイト緩衝材のコロイドフィルトレーションの観点から分類する。②に分類される現象では、有機物と錯形成した溶存化学種（あるいはコロイド）は、緩衝材の空隙構造により濾過されるため、放射性核種は移行しない。分子サイズの大きな有機物がベントナイト中でろ過あるいは遅延される現象は、ポリアクリル酸水溶液の圧縮ベントナイト透過試験によっても確認されている（金持ほか、1999a）。③は、放射性核種が有機物錯体として緩衝材中を移行し得るものであり、安全評価における放射性元素の溶解度、拡散、収着に影響を及ぼす可能性がある。

ベントナイト製品中の有機炭素量を測定した報告（吉川ほか、1995）では、有機炭素量は 0.31～0.34 wt.% である。一方、金持・佐藤（1998）のベントナイトの浸漬試験によれば、圧密ベントナイトの間隙径に近い分画分子量 10,000 の限外濾過を行ったベントナイト浸漬液中に 3～4ppm の有機炭素が認められた。この液中に浸出した有機物量は、ベントナイトに含有される有機物の約 1wt.% に相当すると報告されている。しかしながら、有機物濃度の固液比依存データが存在しないため、圧縮ベントナイト間隙水中での有機物濃度は明らかではない。一方、深部地下水中の有機炭素濃度については、数 ppm 程度（長尾、1995；岩月・Moulin, 1998；Iwatsuki and Yoshida, 1999）という実測結果が報告されている。

有機物－金属錯体の分子量分布を調べたいくつかの報告（Kim et al., 1987；田中ほか、1995）では、金属の大部分は分子サイズの大きな有機物と錯生成をしているとされている。このことは、有機物の存在は分子ふるいなどの効果で、拡散による移行を遅延する方向に作用するものと考えられる。

金持ほか（1999b）は、分画分子量 10,000 以下の地下水中の有機物に着目し、1～50 mg-C/l の有機物を含む実地下水中でサマリウムの溶解度試験を実施した。その結果に対し、フミン酸との錯形成モデル（Kim et al., 1990；Kim and Czerwinski, 1996）を考

慮した熱力学計算を実施したが、溶存化学種分配に与える有機物の影響は顕著ではないことが示された（金持ほか，1999c）。一方，Nagao et al. (1999) は，地下水から抽出したフルボ酸とプルトニウムあるいはアメリシウムを共存させ，プルトニウム，アメリシウムの存在する分子量画分を測定することにより，地下水の条件によっては，プルトニウムの多くがフルボ酸と錯体を形成していることを示唆する試験結果を報告している。

フミン酸の挙動や有機物と核種の錯生成に関しては他にも種々のモデルが提案されており（例えば，朽山ほか，1995；Choppin and Allard, 1985），また，有機物質は，それ自体が，起源や溶液条件によって特性が変化することが知られているので，一般化した定量的な議論をするのは現状では困難である。詳細な現象の理解とそのモデル化は，腐植物質のキャラクタリゼーションとともに，今後の研究に期待するところが多い。

しかしながら，上述のように，①ベントナイト中の有機物の存在には，核種の移行を遅延させる側面もあること，②核種と有機物との錯体の形成は，炭酸等の他の配位子との競合を考慮すると，溶存化学種の変化は大きくないという例が示されていること，等から，放射性核種の移行挙動（溶解度，緩衝材中の拡散，収着）に及ぼす影響は顕著でないと推定することが可能である。

なお，ベントナイトを用いた核種の拡散係数は，ベントナイト起源の有機物を含んだ系で測定されているため，有機物による収着，有機物錯体の形成，フィルトレーション等の影響も含まれていると考えることができる。

## 2) 微生物

微生物は，一部の放射性元素を含む間隙水中の元素の酸化還元反応に影響を及ぼすことが考えられ，結果として，オーバパックの腐食，放射性核種の移行挙動（溶解度，収着等）に影響を及ぼす。また，微生物の活動に付随して起こる有機物の分解による，可溶性で可動性の有機物の増加，ガスの発生，さらに，微生物自身の移動の影響等が想定され得る。

これらの中で重要と考えられる，酸化還元反応への寄与は，反応速度論の問題であり，微生物の活性の程度にも影響され，現状では，定量的な影響評価を行う段階にまで研究が進んでいないのが現状である。腐食評価では，硫酸塩還元菌の寄与を仮定して，硫酸塩や栄養源の輸送を見積もることにより腐食量の評価に取り込んでいる（石川ほか，1992；本田ほか，1997）。栄養源等の供給可能量の評価から微生物の最大の影響を評価する試みは McKinley et al. (1985) 等によっても行われている。



処分環境での微生物の存在および生息可能性については、吉川ほか (1995) が、アルカリ・低 Eh 環境においても硫酸塩還元細菌、メタン生成細菌は生存が可能であり、ベントナイト起源の有機物を栄養源として増殖しうることを報告している。一方、硫酸塩還元菌については、圧縮ベントナイト中では活性が維持されにくいことが報告されている (藤原ほか, 1999)。

微生物自身の移行については、微生物の大きさがミクロンオーダーであり、ベントナイト飽和後は、圧縮ベントナイトのろ過効果 (Kurosawa et al., 1997) により移動が妨げられるため、問題とならない。大腸菌を用いた圧縮ベントナイト中の透過試験において、菌がろ過されることが示されている (嶺ほか, 1999)。

有機物および微生物の核種移行挙動への影響に関する詳細な検討は、今後の具体的な地質環境条件での研究に依存するものと考ええる。現状の知見では、解析において具体的パラメータへの影響として取り扱うべきものではないと考えられる。

### 3.2.1.8 コロイド生成／移行

ガラス固化体の溶解に伴い、放出される放射性元素のうち、難溶性のものは、凝集により真性コロイドあるいは疑似コロイドを形成しやすい性質を有する（例えば、Avogadro and Lanza, 1982；動燃事業団, 1996）。また、緩衝材中で親核種の崩壊により娘核種の濃度が増加することでコロイドが生じたり、オーバーパックの腐食生成物や緩衝材から生成する無機コロイドへ核種が収着すること等の現象が考えられる。有機物や微生物がコロイドとして振る舞うことも考えられる。

しかし、圧縮ベントナイト中のスメクタイトの層間は数オングストローム程度であり、粒子間隙もスメクタイトで埋められるために、連続した大きな空隙は存在しないと考えられ（例えば、Pusch, 1998）、このような微細な間隙構造を有することにより、緩衝材は、コロイドに対するろ過作用がある。

金コロイド（粒径約15nm）を用いた透過試験（Kurosawa et al., 1997）においては、乾燥密度  $1.0 \text{ Mg m}^{-3}$ 、ケイ砂混合率 40wt.% の圧縮ベントナイトにおいてもコロイドの透過は認められなかった。コロイドが透過しなかった供試体の観察（SEM, TEM等）から、金コロイドは、供試体とコロイド溶液の接触面より数  $\mu\text{m}$  の範囲で留まっており、ベントナイトの有する微細な間隙構造によりトラップされていることが確認された。同様の効果は、分子量の大きな有機物や微生物についても確認されている（3.2.1.7 参照）。

以上のことから、安全評価解析においては、人工バリア中でのコロイドの生成と移行の影響を考慮しないこととした。

### 3.2.1.9 ガス生成／移行

還元環境における炭素鋼オーバーパックの水との反応による腐食に伴い発生する水素がガス相を形成し蓄積すると、緩衝材空隙水の排出や透気により緩衝材のバリア機能に影響を与える可能性がある。溶存水素ガスの緩衝材中での拡散速度と腐食による水素ガスの発生速度とを比較すると、腐食寿命評価で用いている保守的な平均腐食速度 ( $0.01 \text{ [mm y}^{-1}\text{]}$ ) を仮定。最大腐食速度としてはその2倍を仮定：分冊2 4.3.4 参照) を用いる場合にはガス蓄積の可能性も否定できない。しかし、腐食速度の経時的減少（例えば、2年程度の腐食試験の結果によれば  $0.005 \text{ [mm y}^{-1}\text{]}$  以下（分冊2 参照））を考慮することにより、ガス蓄積の可能性は低下すると考えられる。

仮に水素ガスが蓄積したとしても、水素ガスが緩衝材中の連結した空隙を通過することにより放出されることを示す実験結果がある（Pusch et al., 1985）。また、透気が起こったとしても、その経路が緩衝材のもつ自己シール性により修復されることを示す実験結果も得られている（Tanai et al., 1997；分冊2 参照）。一方、オーバーパック回りでの水素ガスの蓄積が腐食の進行を抑制するといった安全評価上好ましい効果を与える可能性がある。

したがって、水素ガスの蓄積は核種移行に対して顕著な影響は与えないと考えられる。

その他のガス発生メカニズムとしては、放射線分解による水素ガスの発生や有機物の分解に伴うガス発生が考えられるが、その量は炭素鋼オーバーパックの腐食に伴い発生する水素ガスに比べて小さい。

仮に、水素ガスの透気を想定するとガラス固化体中に含まれていたあるいは崩壊系列中で親核種により生成される放射性のガス成分が透気に伴い移行することが想定される。しかしながら、放射性ガスとなり得る核分裂生成物は再処理工程で除去されるためガラス固化体中に含まれる量は少なく、また、崩壊系列中で親核種により生成される放射性のガス成分もその半減期が短いことから親核種とともに移動しない限りは顕著な量が存在するとは考えられない。

以上のことから、安全評価解析においては、人工バリア中でのガスの生成と移行の影響を考慮しないこととした。

### 3.2.1.10 放射線分解／放射線損傷

ガラス固化体からの放射線が、ニアフィールドの性能に影響を及ぼす可能性として、間隙水の放射線分解による化学環境の変化と、ガラス固化体や緩衝材の放射線損傷による性能の変化が考えられる。

ガラス固化体からの放射線による間隙水の放射線分解は、 $\text{H}_2\text{O}_2$ などの酸化剤を生成し間隙水の酸化還元状態に影響を与える可能性があり、酸化フロントが緩衝材中を進展すると、緩衝材中での溶解度あるいは分配係数などが変化すると考えられる。

放射線分解により発生しうる酸化剤と人工バリア中の還元物質（オーバーパック腐食生成物）の量の比較からは、酸化剤が生じたとしても十分な量の還元剤が存在する（動燃事業団，1992）。仮にガラス固化体の近傍で酸化状態が生じ、溶解度等が増加したとしても、人工バリア内の還元剤（オーバーパックとその腐食生成物、緩衝材中の黄鉄鉱等）により酸化剤は、ガラス固化体近傍に留まると考えられる。したがって、緩衝材中においては還元条件での溶解度が期待されるため、核種移行に有意な影響を与えることはないと考えられる（動燃事業団，1992；Nagra，1994）。

ガラス固化体自体の放射線による損傷については、 $\text{Cm-244}$ を添加したガラスを用いた $\alpha$ 崩壊の影響を調べる加速試験において、15万年に相当する $\alpha$ 崩壊の影響を受けた実ガラスからの核種の浸出速度にほとんど変化が認められなかったこと（Banba et al., 1995）等から、ガラス固化体への影響は小さいものと考えられる（動燃事業団，1992）。

緩衝材に対するガラス固化体からの $\gamma$ 線の影響は、オーバーパックによる遮へい効果が期待できることや、スメクタイトの $\gamma$ 線照射試験結果（たとえば、Spitsyn et al., 1982）等から、その影響は大きくないと考えられる（動燃事業団，1992；Pusch, 1993）。一方、ガラス固化体から浸出し、収着された核種の $\alpha$ 崩壊の影響については、崩壊による反跳核の影響で、結晶構造の変化や収着特性に影響を及ぼす可能性が指摘されている（Grauer, 1986；Ewing, 1984）。しかしながら、損傷を受けるスメクタイトは多くても数%程度と推定されることや、損傷による変質物質が収着性能を有することなどから、核種移行評価上の顕著の影響は無いものと判断される（Grauer, 1986；動燃事業団，1992）。

### 3.2.1.11 人工バリアの物理的／化学的安定性

#### 1) オーバーパックの沈下

緩衝材が設計どおりの機能を発揮すれば、オーバーパックをその中心位置に保持し、核種移行を遅延し、コロイドの移動を抑制する。飽和した緩衝材に比べ、炭素鋼製オーバーパックや複合オーバーパックの比重は約3倍大きいので、緩衝材中をオーバーパックが沈下する可能性がある。オーバーパックの沈下が進行すれば、設計で期待する緩衝材の機能に影響を及ぼすこととなる。

緩衝材は、廃棄体の定置後、主としてオーバーパックの自重の作用により、瞬時に弾性変形する。その後、緩衝材の飽和による力学特性の変化として、まず、間隙水の流出による弾塑性的沈下である一次圧密が起こり、さらに粘土粒子の粘性抵抗による時間遅れ反応（クリープ）による粘性的沈下である二次圧密が生じる。このようなオーバーパックの沈下により、緩衝材には応力が発生する。また、緩衝材が流動し、オーバーパック上部は密度が低下し、下部は密度が上昇し、不均一となる。これらの挙動を表現できる粘弾塑性モデルとして、関口－太田モデルが提案されている（Sekiguchi, 1984）。このモデルを用いたオーバーパック沈下の解析によれば（分冊2 4.3.1.5 参照）、レファレンスの緩衝材とオーバーパックを対象とし、保守的に岩盤のクリープ変形、オーバーパックの腐食膨張変形による緩衝材密度、剛性の上昇を考慮しない場合、10,000年後の沈下量は2.6 [mm]（横置き方式）～5.1 [mm]（縦置き方式）程度であった。また、応力状態の変化も、オーバーパックの腐食膨張や岩盤のクリープの影響に比べ、無視しうるほど小さいことがわかった。

固相の剛性を一定と考えて、長期のモデル評価に適用することに関し、さらに現象の理解が必要との指摘はあるものの（Nagra, 1994）、岩盤のクリープ変形、腐食膨張によるオーバーパックの比重低下や緩衝材の圧密挙動を考えれば、沈下は起こりにくいものと判断される。

オーバーパックの沈下に及ぼす影響としては、この他に緩衝材の流出に伴う密度の減少による剛性の低下が考えられるが、3.2.1.11.3)に示すように周辺母岩中への緩衝材の侵入については、透水性の高い亀裂を避けて緩衝材を施工すれば問題とならないことが実験結果から見込まれている。

以上のことから、オーバーパックの沈下については、緩衝材に期待される機能を損なうような影響を及ぼすことは考えがたい。したがって安全評価上、オーバーパックの沈下については影響のないものとして取り扱う。

## 2) オーバーパックスの腐食膨張

オーバーパックスの材料として用いられる炭素鋼の腐食が進むと、炭素鋼に比べ腐食生成物の比重が小さいため体積の膨張が生じる（腐食膨張）。腐食膨張は、緩衝材を外側方向に圧縮することにより、緩衝材半径方向の厚さを低減させるとともに、緩衝材の圧密の結果として間隙率を低減させることとなる。これにより、核種移行に影響を与える可能性がある。また、緩衝材の破壊を導き、緩衝材の力学的安定性を損なう可能性がある。

腐食膨張による緩衝材への力学的な影響について、緩衝材の構成モデルとして、塑性体理論に基づいた粘性土の代表的な構成式である、修正 Cam-Clay モデル（Roscoe and Burland, 1968）を用いて解析した。解析においては、緩衝材の飽和後にオーバーパックスの腐食膨張が始まり、保守的に  $0.04 [\text{mm y}^{-1}]$  の腐食速度で全面腐食すると考え、厚さ  $0.19 [\text{m}]$  のオーバーパックスが 4,750 年で全量腐食すると仮定した。また、鉄筋コンクリート構造物の腐食ひびわれに関する文献（須田ほか, 1992）を参考に、オーバーパックスの腐食生成物腐食後の体積が腐食前の 3 倍に膨張するとして、半径方向に約  $0.15 [\text{m}]$  膨張することを仮定した。岩盤のクリープ変形も考慮して、オーバーパックスの腐食膨張による緩衝材の力学的安定性を検討した結果、緩衝材は破壊しないことが推定できた。

また、腐食膨張による人工バリア中核種移行への影響については、腐食膨張による緩衝材の半径方向の厚さの低減と圧密による間隙率の低減の影響に関する解析を行った。この結果、腐食膨張を考慮しない場合に比べ、緩衝材厚さの低減の影響のみを考えた場合でも、緩衝材外側からの主要な核種の放出率は数%～数十%倍増加したが、間隙率の低減も考慮した場合には減少することがわかった。（吉田ほか, 1999）

オーバーパックスの破損間隙や腐食生成物の間隙中の核種移行における遅延や抑制効果も考えられ、腐食膨張の核種移行に対する影響は安全評価上問題にならないと考えることができる。

### 3) 周辺母岩中への緩衝材の侵入

周辺岩盤亀裂中へ緩衝材が流出することにより、緩衝材に期待される核種移行遅延・抑制機能やコロイドろ過機能などの設計で期待する機能が損なわれる可能性がある。緩衝材の流出は、膨潤により亀裂へ侵入したベントナイト粒子が地下水の流れによって浸食されることにより起こると考えられている。

ベントナイトの亀裂への侵入に関しては、浸食が起こらない静的条件での試験研究から、亀裂への侵入による流出距離（変位）が時間の平方根に比例し、流出速度が亀裂開口幅と含有ベントナイト量に依存することや、侵入するベントナイトの先端部は、硬い相と軟らかい相の2相に分離し、後者では液性限界に近いゲル状となることがわかっている。（Pusch, 1983；Boisson, 1989；Kanno and Wakamatsu, 1991）

Pusch (1983)と Kanno and Wakamatsu (1991)は、ベントナイトの亀裂への侵入に対して、粘性流体の流れや粘土粒子の拡散を考えてモデル化を試みている。粘性流体の流れのモデルでは、ベントナイトゲルをニュートン流体と仮定すると、粘性係数が異常に高い値となる。一方、粘土粒子の拡散を考える場合、実験結果に基づき粘土粒子の拡散係数を求めることはできるが、粘土粒子が拡散するとの実験的な裏付けは得られていない。Börgesson (1990)の研究では、ベントナイトを多孔質弾性体やDrucker-Plager 塑性体として扱った解析により、緩衝材の亀裂への侵入量や、侵入に応じた間隙比分布の経時変化を求めているが、さらに検討する必要があることが指摘されている。Ahn et al. (1998)は、Terzaghiによる粘土の圧密理論に基づいて、亀裂への侵入におけるベントナイト間隙中の水の動きをモデル解析することにより、平行平板亀裂中へのベントナイト侵入の実験結果を説明した。このモデルを用いて彼らは、緩衝材（100%ベントナイト）を横切る周辺岩盤中の亀裂開口幅の総和を緩衝材 1 [m] に対し 1 [mm]とし、侵入先端の間隙比を一定と仮定した場合、侵入開始後 1,000 年で、0.3%の緩衝材が亀裂に侵入すると求めた。また、この時の岩盤への侵入距離を 3.5 [m]と見積もることで、処分場のレイアウトによっては、隣接する廃棄体周りの緩衝材から岩盤亀裂中へ侵入したベントナイトと遭遇することとなり、1,000 年以降侵入は滞ることとなることを指摘した。

亀裂への侵入後の浸食に関しては、地下水流れによる流体抗力（掃流力）がベントナイト粘土の粒子間力を上回る場合に浸食が起こると考えられている（Pusch, 1983）。

地層処分基盤研究施設（ENTRY）の緩衝材流出挙動試験設備（BENTFLOW）を用いて、侵入を調べる静水条件、浸食を調べる流水条件の各々で、アクリル製模擬岩盤の平行平滑単一亀裂中への緩衝材の流出試験を行った。この結果、静水試験では、流出ゲル先端の移動距離は時間の平方根に比例することが確認された。また、流水試験では、流量が  $0.1 [\text{cm}^3 \text{min}^{-1}]$  の場合、亀裂幅が  $0.5 [\text{mm}]$  以上では浸食が起こらないこと

が確認された（分冊 2 4.1.2.1.11(2)参照）。得られた実験データと緩衝材の流出挙動が拡散によって模擬されると仮定し、汎用有限要素法解析コード ABAQUS を用いて解析を実施した。解析では、緩衝材初期密度  $1.6 \text{ [Mg m}^{-3}\text{]}$ 、ケイ砂混合割合 30%、亀裂幅 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0 [mm]、亀裂本数 2 [本  $\text{m}^{-1}$ ] とし、亀裂幅と本数の関係を考慮するとともに、流出先端部の境界条件については、先端部の含水比が緩衝材試料の液性限界値に等しいと仮定した。この結果、平均的には、埋設後 10 万年で 8%程度、100 万年で 20%程度の密度低下が予想された。

以上のことから、緩衝材に期待される機能を著しく損なうような影響を及ぼすことは考えがにくいものの、人工バリアの長期的な性能への影響について、解析により確認すべきと判断される。



#### 4) 緩衝材の変質

緩衝材材料であるベントナイトは、環境条件（温度、溶液組成など）によっては、主要構成鉱物であるスメクタイトの層間陽イオンの交換やスメクタイトの鉱物学的変化等が起こる。これらの変化により、緩衝材の水理、力学等の諸特性、緩衝材と地下水の反応および緩衝材中の物質移行特性に変化を及ぼす可能性がある。また、溶性シリカの沈殿等によるセメンテーションが起こり、緩衝材の膨潤性能や力学特性等に影響をおよぼすことも考えられる。

陽イオン交換によるイオン型の変化としては、初期の  $\text{Na}^+$  イオンが、地下水中およびベントナイト中の方解石起源の  $\text{Ca}^{2+}$  イオンと置き代わる Ca 型化、あるいはオーバーパック材料である炭素鋼の腐食により生じる Fe イオンによる Fe 型化が考えられる。Ca 型への変化の程度は、接触する地下水水質等に依存し、Fe 型化は、オーバーパックの腐食速度や、腐食生成物の変遷速度等に依存する。しかしながら、仮に Ca 型化したとしても、Ca 型化させた試料を、高密度に圧縮した場合、Na 型と比較して膨潤応力、透水係数、核種の収着・拡散係数等は大きく変化しないというデータが得られている（前田ほか、1997、1998；三原ほか、1995；Kozai et al., 1995；嶺ほか、1999）。Ca 型化することにより、体積変化を許した際のベントナイトの膨張性が低下するという報告（三原ほか、1998）もあるが、Ca 型への変化は、飽和にともなう緩衝材の膨潤（自己シール）が達成された後であると考えられることや Ca 型化ベントナイトも膨張性能を有していること（田中ほか、1999）を考慮すると、Ca 型化は安全評価上問題とならないと考えられる。Fe 型化した試料について、緩衝材性能を測定したデータは無いものの、イオン型の変化のみであれば、スメクタイト特有の性質（膨張性、核種の吸着性）は有しており、緩衝材性能の変化は、Ca 型化で認められる程度の変化であると推定される。

鉱物学的な変化として考えられ得るものとして、スメクタイトのイライト化、鉄との相互作用による擬クロライト化、鉄スメクタイト化等があげられている（例えば、Johnston et al., 1985；Grauer, 1990）。また、高 pH の環境に曝された場合には、C-S-H ゲル化、ゼオライト化のような変質も知られている（例えば、Duerden, 1992）。

スメクタイトのイライト化は天然の埋没続成作用や熱水変質作用の結果として広く認められる現象である。しかしながら、Pusch (1983) や Kamei et al. (1992) による、温度、時間履歴、化学環境等を明らかにしたナチュラルアナログ研究によると、前者では、Kinnekule ベントナイト鉱床でベントナイトが 100～150℃で数百万年間存在しており、後者では、海水類似環境で、160℃から 100℃まで 200 万年かけて冷却した条件においてイライト化は起きなかったとしている。また、石川ほか (1994) は、スメクタイトのイライト化に関する反応速度式を用いてイライト化率の時間変化の

計算を行い、100℃を越える期間が数十年におよび、かつ、最高温度が 130℃程度になる場合であっても著しいイライト化は生じないことを示した。イライト化変質にはカリウムの供給が必須であり、地下水条件しだいではあるものの、カリウムの供給制限がさらにイライト化を妨げることも考えられる。

イライト化に伴う緩衝材性能の変化のうち、核種の収着に関しては、イライトは層間陽イオンが固定されているのでスメクタイトに比べ陽イオン交換容量が低く、一般にイオン交換性核種の収着性能は低下するものの、Cs に対しては、条件によりベントナイトよりも高い Kd を示す報告（例えば、Andersson et al., 1983 ; Cho et al., 1996）もある。

オーバーパックスの腐食によって生成する鉄水酸化物や、他の鉱物変質に伴って生じる Al 水酸化物等がスメクタイトの層間に入ることによって、スメクタイトの 2 : 1 層の骨格は変化しないものの、クロライト類似の鉱物（14Å 非膨張層）が生成することが考えられる。これを擬クロライト化という。この変化が起こった場合は、スメクタイトが非膨張性のフィロケイ酸塩鉱物に変化するので緩衝材性能は低下する恐れがある。しかしながら、現在まで、処分環境における発生の可能性の具体的な検討や、変質生成物に対する緩衝材性能のデータ取得は行われていない。鉄との反応による鉄スメクタイト化についても、その変質可能性は否定できないが、これらの鉄との反応によるスメクタイトの変化は、ベントナイト鉱山において鉄製支保と接触していたベントナイトの研究においては認められていない（三ツ井ほか, 1996 ; Kamei et al., 1998）。したがって、処分で考える時間スケールに直接適応することは難しいものの、容易かつ速やかに起こる反応ではないことがわかる。

なお、クロライト化は、十分量の Mg が供給され続けるような環境でなければ生成せず、一般に処分環境においては生じにくいと考えられる。

イライト化、擬クロライト化等は、いずれもスメクタイトの有する層間の膨張特性が失われることを意味し、一般にイオン交換能の減少と、膨潤性能の低下が予想される。したがって、仮にこれらの変質が起こるとすると、定性的にはイオン交換性核種の分配係数の低下、膨潤応力や自己シール性の低下および拡散挙動の変化が考えられる。しかし、これらはいずれも変質の程度に依存し、ある量のスメクタイトが残存している限り、ほぼ同等の緩衝材性能を有するものと期待される。このことは、ケイ砂等を混合したベントナイトの緩衝材特性の測定結果からも類推される。

一方、スメクタイトあるいは随伴鉱物の溶解に伴い、アモルファスシリカ等の二次鉱物、沈殿（セメンテーション）が起き、鉱物学的な変化が顕著でない場合でも、こ

れが緩衝材特性に影響を及ぼすことも懸念されている。天然のベントナイト鉱床（Pusch and Karnland, 1988）やストリッパ鉱山での原位置試験（Pusch et al., 1993）および室内試験（Pusch et al., 1991；Couture, 1985a, 1985b）等において顕微鏡レベルでのセメンテーションの観察や、膨潤圧、透水係数、クリープ特性等の変化が報告されているが、これらは、いずれも 100℃を超える温度を経験したベントナイト試料であることから、100℃を超えない条件では、実質的にはセメンテーションの影響はないものとの結論されている（Pusch, 1993）。

処分坑道の支保にセメント系材料を用いた場合には、ベントナイトが高 pH 環境に曝される可能性もある。高 pH においては、スメクタイトが溶解し、二次鉱物として C-S-H ゲル、ゼオライトが生成することが室内試験において認められており（例えば、Johnston and Miller 1984；久保ほか, 1998）、ナチュラルアナログ研究においても支持されている（Savage, 1996）。しかしながら、スメクタイトの変質には pH および温度依存性が認められており、pH11 で温度が 100℃以下の条件では、スメクタイトの溶解速度も遅く（久保ほか, 1998）、2 年までの変質試験において 2 次鉱物の生成が認められていない（黒木ほか, 1998）。このことは、粘土鉱物の安定限界を pH11 として取り扱うこととした Bradbury and Baeyens（1997）の見解を支持するものである。

したがって、浸出初期に、pH が 13.5 程度にまで上昇する普通ポルトランドセメントの利用は、緩衝材が変質を起こす可能性があるものの、浸出液の pH 最大でも 11 程度に抑えることができるセメント系材料（低アルカリ性セメント）（大和田ほか, 1998）を用いる場合には、顕著な変質は避けられると考えられる。しかし、より長期にわたるスメクタイトの安定性や C-S-H ゲルの発生などについては、今後、さらにデータの蓄積や速度論的評価行っていく必要がある。なお、低アルカリセメントを利用する際に十分な流動性を得るためには、普通ポルトランドセメント（OPC）に比べて多くの混和剤を用いる必要があるが、間隙中に浸出する有機物濃度は逆に低くなるとの知見が得られている。

以上を考慮すれば、処分システムのレイアウト（2.2.2）で示された条件（緩衝材の温度が 100℃未満、低アルカリセメントの利用等）を満たすことによって、緩衝材性能を損なうような変質は考えにくい。したがって、緩衝材の変質の影響はないものとして安全評価を行う。

### 3.2.1.12 プラグ／グラウト、支保、埋め戻し材の物理的／化学的安定性

掘削されたアクセス坑道、主要・連絡坑道、処分坑道等の空洞は、埋め戻し、プラグといった閉鎖技術の組み合わせによって、適切に充填される。埋め戻しは、坑道を適切な材料を用いて充填することにより、地下水の卓越した地下水移行経路とならないようにする。プラグは、坑道内の緩衝材と埋め戻し材の移動、流出を防止する。処分坑道内で多量の湧水を伴う割れ目等と交差する場合には、プラグはグラウトとともに、割れ目と処分坑道が短絡する地下水移行経路の形成を防ぐ。地下数百 m の深度での坑道の空洞安定性を確保するため、軟岩系岩盤では、支保工の設置が必要となるが、坑道が自立する結晶質岩盤では、基本的に支保工を必要としない（坑道の建設、埋め戻しの設計・施工については分冊 2 参照）。

埋め戻し材は、粒度調整したずり等に膨潤性を有するベントナイトを混合することから、緩衝材と同様に膨潤性があり、処分坑道の埋め戻し後、地下水を吸収して膨張し自己シール性を発揮することにより、すき間が生じやすい坑道天端部近傍や、割れ目等の地下水移行経路を閉塞する。

操業期間中の数十年間にわたり比較的大きな応力が作用すると考えられる処分坑道の端部には、強度が高く、一体化を期待できるセメント系材料のコンクリート製プラグが有効である。通常のコンクリートでは、コンクリートに接した地下水の Ca 濃度や pH の上昇によって緩衝材の化学的変質、炭素鋼の腐食形態の変化等、人工バリア性能に影響を及ぼすことが考えられるが、低アルカリ性コンクリートを用いるため、pH に関しては、10.5～11 程度が実現される（三原ほか、1998；大和田ほか、1999；Gray and Shenton, 1998）。また、設計で緩衝材に期待する特性に対するベントナイトの Ca 型化による影響は問題とならない（3.2.1.11, 4)参照）。閉鎖後においてはコンクリートプラグの化学的安定性は期待できないが、コンクリートプラグが劣化しても、埋め戻し材の自己シール性により新たな地下水移行経路となるような隙間は生じないと考えられる。

処分坑道を横切る割れ目を隔離するプラグやグラウト材としては、自己シール性を有するベントナイトの使用が適切である。また、さらに強度をもたせるようベントナイトと低アルカリ性コンクリートの複合構造のプラグも考えられている。プラグ・グラウトの化学的安定性については、緩衝材と同様と考えてよい（3.2.1.11 4)参照）。

支保工の材料としては、鋼や低アルカリ性コンクリートが考えられている。鋼製支保工を処分場閉鎖後も残置した場合、腐食生成物による腐食膨張や水素ガスの発生が考えられるが、炭素鋼オーバーパックの腐食による影響の方が支配的と考えることができる。低アルカリ性コンクリートを用いた場合、コンクリートの劣化により間隙率が増加することが考えられる。一方、鋼や低アルカリ性コンクリートを用いた場合の

緩衝材や埋め戻し材への化学的影響については、上述のように問題とならないと考える。

軟岩系の岩盤においては、3.2.2.9で述べるように、岩盤のクリープによる掘削影響領域の拡大が考えられるが、上述のように埋め戻し材の膨潤圧を考えれば、岩盤のクリープを抑制することとなり、坑道は、長期的に力学的な安定性が保たれると考えることができる。

### 3.2.2 母岩に関する特性・現象

#### 3.2.2.1 水理

##### 1) 水理地質構造

第 1 次取りまとめでは、亀裂内の流れが支配的な岩盤を亀裂性岩盤、粒子間隙中の流れが支配的な岩盤を多孔質岩盤と分類した（動燃事業団，1992）。その後、日本各地の露頭および鉱山坑道において岩盤調査を実施した結果、全ての岩盤で亀裂内の流れが支配的となる可能性が確認されるとともに、新第三紀堆積岩においては亀裂以外にも透水性の高い砂岩や凝灰岩などの粒子間隙中の流れが有意であることが観察されている（サイクル機構，1999a）。したがって、わが国のほとんど全ての岩盤は亀裂性岩盤に分類され、一部の新第三紀堆積岩などは亀裂性岩盤と多孔質岩盤の特性を併せ持つ岩盤に分類されることが考えられる。

亀裂性岩盤においては、地下水は亀裂特性の異なる亀裂が互いに連結した不均質なネットワーク構造内を選択的に流れる。したがって、ネットワークを構成する亀裂の方向分布、半径分布、頻度分布、空間分布、透水量係数分布などの亀裂特性の把握が重要となる。一方、粒子間隙内の流れが支配的な多孔質岩盤においては、地下水は不均質な地質構造内の透水性の高い部分を選択的に流れる。したがって、不均質な地質構造を調査するとともにその透水性の把握が重要となる。これまでに、亀裂性岩盤に対しては不均質な亀裂ネットワーク構造内の流れをモデル化した亀裂ネットワークモデルが（例えば、Dershowitz et al., 1991）、多孔質岩盤に対しては不均質な地質構造を反映した古典的な連続体モデルが広く適用されている（図 3.2.2-1 参照）。

亀裂内の流れが支配的な亀裂性岩盤の中でも特に花崗岩は、他の岩種に比べて岩石基質部の透水性が低く、しかも亀裂の頻度や連続性が高い（緒方，1984）ことから、典型的な亀裂性岩盤と考えられ、これまでに多くの亀裂に関する研究がなされ、亀裂特性に関するデータ量も豊富である。また、花崗岩は、数多くの諸外国の性能評価研究の対象にも選ばれ（例えば、AECL, 1994；Nagra, 1994；SKI, 1996）、亀裂特性だけでなく核種移行特性に関するデータ量も多い。一方、花崗岩以外の岩種に関しては、間隙率や拡散係数などの岩盤物性に関するデータは少なからず報告されているものの、亀裂に関するデータは乏しくその特性は未だよく知られていない。

##### 2) 透水性

わが国の地下深部における岩盤の透水性に関しては、既往の透水係数データの多くが施工上問題のある土木現場の比較的透水性の高い地表面近傍や破碎帯を対象としたものが多く、地下深部の岩盤の透水性を過大評価する可能性があることがわかっている。そこで、地下深部で測定された透水係数データのみを対象として検討した結果、地下深部

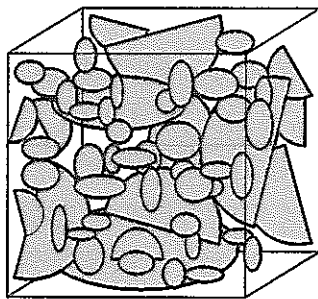
の巨視的な透水係数は岩種にかかわらず  $10^{-10} \sim 10^{-8} [\text{m s}^{-1}]$  オーダーを中心に分布すると推定されている（分冊1，3.3.1 参照）。

### 3) 動水勾配

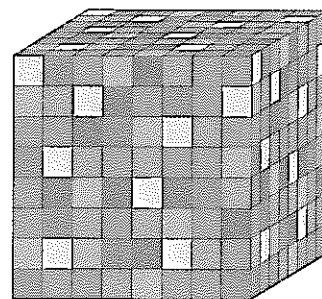
一般に，地下浅部の動水勾配は，地形の影響を受けることが知られているが，岩盤中の地下水の流れの起因となる地下深部の動水勾配は，広域的な地形の影響だけでなく地質構造や大規模な断層などの影響も受けると考えられる。しかし，これまでに地下深部の動水勾配を測定した例は乏しく，地形および地質構造との関係については，未だよくわかっていない。そこで，地形の勾配と相関がある地下水面の勾配から地下深部の動水勾配が推定されている（日比谷ほか，1997）ものの，地下深部の動水勾配の推定に地下水面の勾配を用いた場合には，

- 処分場は数キロメートル四方にも及び広域的な動水勾配が必要であるのに対し，地下水面の勾配は数十メートル間の局所的な動水勾配である。
- 動水勾配は地下深部にいくほど地形の影響が減少し緩やかになることが確認されている。

ことから，地下深部の動水勾配を過大に評価する可能性があることがわかっている（分冊1，3.3.1 参照）。



(a) 亀裂ネットワークモデル（亀裂性岩盤）



(b) 連続体モデル（多孔質岩盤）

図 3.2.2-1 亀裂性岩盤と多孔質岩盤に対する概念モデル

#### 3.2.2.2 水理学的擾乱

処分場から放出される熱が地下水流動に及ぼす影響に関しては，廃棄体の発熱が早期に顕著ではなくなり，たとえ初期に温度による擾乱があったとしても核種が人工バリアから放出される以前に復元するため，その地下水流動への影響は無視できると考えられ

る (Nagra, 1994)。

沿岸地域における海水（密度）が地下水流動に及ぼす影響に関しては、図 3.2.2-2 に示すように陸水（淡水）と海水の密度差により塩淡水境界の陸水側では沿岸部に向かう上昇流が生じるものの、処分場が塩淡水境界から離れて設置された場合には、陸水と海水間の密度流が地下水流動に及ぼす影響は無視できると考えられる。

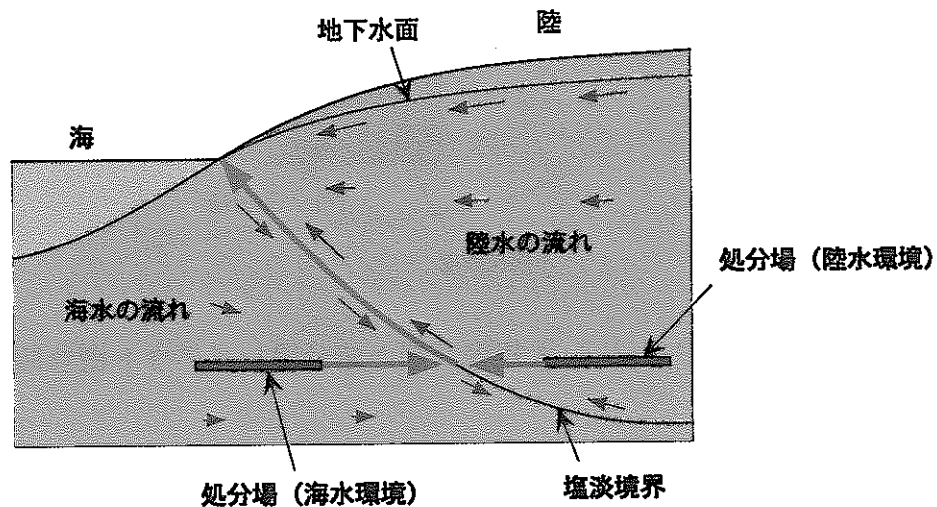


図 3.2.2-2 沿岸地域の密度流による地下水流動模式図

### 3.2.2.3 断層

わが国の岩盤には大小様々な断層が数多く存在し、これらの断層が処分場の安定性だけでなく、処分場の多重バリアとしての性能にも大きな影響を及ぼすと考えられる。特に活断層は、比較的短期間に再活動する可能性が高いことから、長期的な性能を要求される処分場から離しておく必要がある。また、透水性の高い大規模な破碎帯を伴う断層も、破碎帯が選択的な核種の移行経路となり性能評価上好ましくないため、処分場はこれらの断層からある程度離して配置するべきである（図 3.2.2-3 参照）。一方、比較的規模の小さな断層に対しては、破碎帯の透水性が高く、天然バリアとしての性能を期待できない場合には、図 3.2.2-4 に示すように断層を避けて処分坑道を配置したり、ガラス固化体を断層から離して定置したり、グラウトやプラグなどを設置したりして、断層内へ核種が流入しないような対策を講じることによって対処できると考えられる。また、比較的大きな断層でも、断層内部が断層粘土で構成されている場合は、断層粘土への拡散や収着が期待でき天然バリアとしての性能を十分に期待できるため、ガラス固化体の定置は避けるとしても処分場をこの様な断層から避けて配置する必要はないと考えられる。

一般に、断層は規模が大きくなるほど頻度が小さくなることが知られており（例えば、



大野・小島, 1993), 処分場を複数のパネルに分割すれば, 処分システムの性能を確保する上で好ましくない断層を避けて処分場を建設することは可能と考えられる。

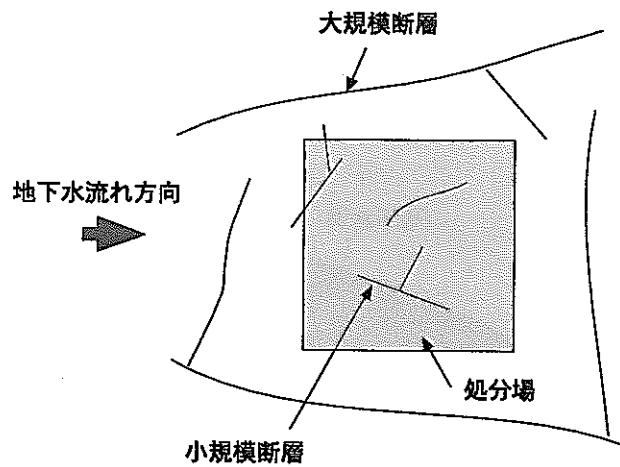


図 3.2.2-3 大規模断層と処分場レイアウト概念図

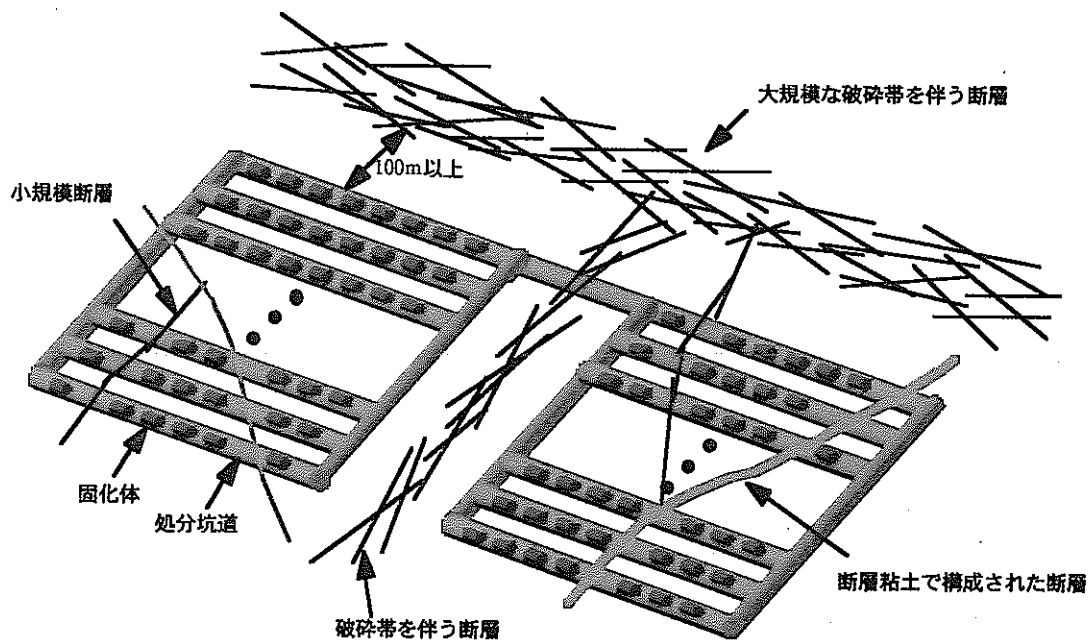


図 3.2.2-4 処分場概念図

#### 3.2.2.4 掘削影響領域

一般に、処分坑道の掘削に伴って処分坑道周辺の岩盤は、応力解放などの力学的な擾乱を受け、新たな亀裂が生じたり、既存の亀裂が開口したりするため、未擾乱の岩盤に比べ透水性が高くなる掘削影響領域（Excavation Disturbed Zone：EDZ）が生じることが知られている。この掘削影響領域の特性は、人工バリア中の核種移行の外側境界条件となる掘削影響領域を通過する地下水流量に影響を及ぼすだけでなく（4.1.3.8 節参照）、天然バリア中の核種移行解析における処分坑道周辺の水理場にも影響及ぼすことから、安全評価上重要なパラメータと考えられている。

一般に、掘削影響領域の幅や透水性は、掘削方法、坑道の大きさや形状、岩盤の応力状態（応力の大きさ、主応力の方向など）、亀裂特性（亀裂の方向や頻度など）、岩盤の力学特性などに依存すると考えられている（Martin et al., 1992）。実際、既往の研究によると、掘削影響領域の幅や透水性は、掘削方法によって異なり機械掘削よりも発破掘削の方が大きくなる傾向が知られているものの、掘削方法以外の影響については実測データが十分でないために定量的な評価は未だなされていない。

#### 3.2.2.5 核種移行

亀裂中の核種移行プロセスと岩石基質内の粒子間隙中の核種移行プロセスについて述べる。

##### 1) 亀裂中の核種移行

人工バリアから放出された核種は、チャネリングと呼ばれる複雑な形状を呈する亀裂開口部を地下水の流れに沿って移流し、移行経路に伴う機械的分散と分子拡散により縦方向と横方向に分散される。

亀裂中を移行する核種は、亀裂表面から岩石基質部へ拡散する（以下、マトリクス拡散と呼ぶ）ことが、室内試験（例えば、Lever and Bradbury, 1985；Cliffe et al., 1993）やナチュラルアナログ研究（例えば、Alexander et al., 1988；Ota et al., 1998）により確認されている。また、核種は天然ウラン鉱床での収着挙動観察（例えば、Yoshida et al., 1994；Yanase et al., 1991）や数多くの室内試験により鉱物粒子の表面に収着することが知られている。したがって、亀裂中を移行する核種は岩石基質にマトリクス拡散し鉱物粒子に収着して遅延されると考えられる。また、亀裂中には充填鉱物が観察されることが多く（分冊1, 3.2.2 参照）、亀裂中の充填鉱物にも拡散し収着することによってさらに遅延されると考えられている（例えば、Nagra, 1994）。亀裂中の核種移行メカニズムの概念図を図3.2.2-5に示す。

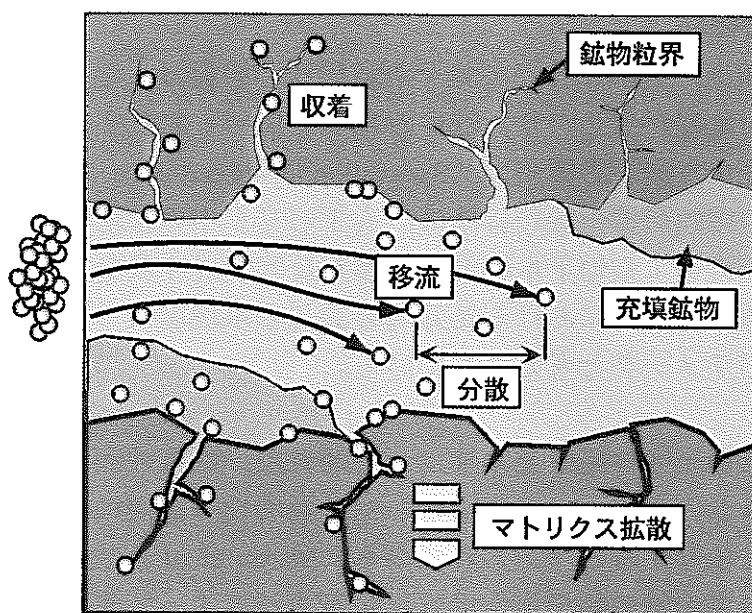


図 3.2.2-5 亀裂中の核種移行メカニズム概念図

## 2) 透水性の高い粒子間隙中の核種移行

人工バリアから放出された核種は、透水性の高い砂岩や凝灰岩などの粒子間隙中を地下水の流れに沿って移流し、間隙構造に伴う機械的分散と分子拡散により縦方向と横方向に分散される。粒子間隙中を移行する核種は、鉱物粒子の表面に収着され、遅延される。粒子間隙中の核種移行メカニズムの概念図を図 3.2.2-6 に示す。

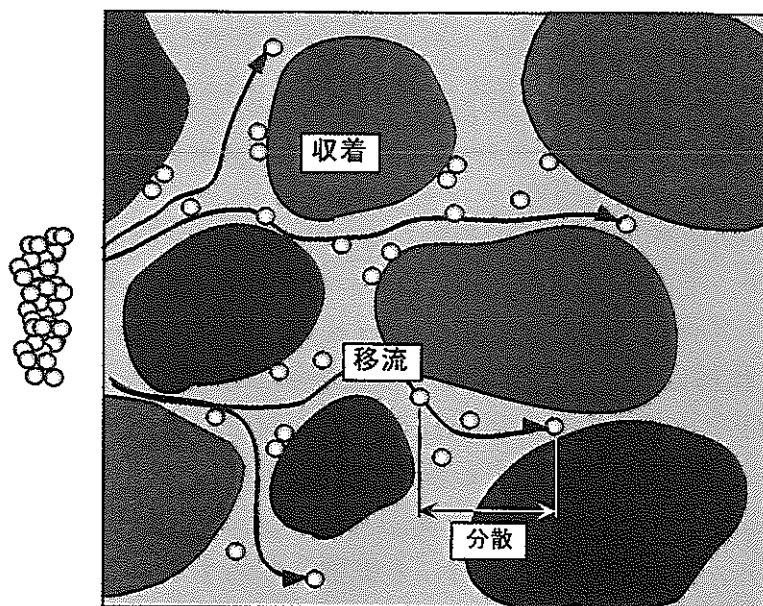


図 3.2.2-6 岩石基質中の核種移行メカニズム概念図

### 3.2.2.6 有機物、微生物

深部地下水環境にはフミン物質をはじめとする有機物が存在している。不溶性の有機物への放射性核種の収着は、核種移行を遅延させることが期待される。しかしながら、地下水中に溶存しているフミン物質と放射性核種の錯体の形成は、核種の岩石への収着を低減し、移行を促進することも懸念される（菅野，1995）。

3.2.1.7 項に示した様に、緩衝材内部においては、緩衝材によるフィルトレーション効果が期待できるため、分子量の小さな有機物の評価が重要となるが、天然バリア中では、有機物コロイドを含む全ての分子サイズの有機物が評価の対象となる。

有機物の核種移行に与える影響は、溶存有有機物濃度、有機物と核種との錯形成の程度に依存する。深部地下水中有機炭素濃度は、数 ppm 程度であるとの報告（例えば、長尾，1995）がある。全有機炭素として1～50ppmの有機物を含む3種類の実地下水を用いたSmの溶解度試験結果（金持ほか，1999）においては、限外濾過による前処理をしていない地下水を用いても、有機物との錯体形成の影響は小さいと評価された。しかしながら、地下水中の有機物濃度、有機物の分子量分画、有機物の持つ官能基等の特質は、地下水採取地点に強く依存する。有機物の分子量分画により、有機物の持つ特質と、核種との錯生成を整理しようという試み（Nagao et al., 1999a）もあるが、現状で有機物の影響を一般化した議論を行うには至っていない。分配係数に対する影響についても、有機物の起源によって影響が異なることが報告されている（例えば、Nagao et al., 1999b）。

したがって、本安全評価においては、有機物の影響を岩石への分配係数のデータ不確実性解析の中で取り扱うこととした。

有機物コロイドの影響評価においては、有機物のうちコロイドとして存在するものの割合、他のコロイドとの存在量の比較等が問題となる。金持ほか（1999）による、地下水の分析例では、コロイドとして挙動する有機物は少ないことが示されている。また、コロイドのキャラクタリゼーションが行われている天然地下水のサンプリング結果の多くは（特に結晶質岩体の地層中では）、主要なコロイドが粘土粒子などの無機コロイドであると報告されている（McCarthy and Degueldre, 1993）ことから、次項（3.2.2.7）および5.2.2.1 項で示すように、コロイドの評価は無機コロイドに代表させた取り扱いを行うこととした。

処分環境においても、深部地下水に生息する微生物や、処分場の建設操業に伴って侵入する可能性のある微生物が存在し活動する可能性がある。微生物の存在および生息可

能性については、3.2.1.7に示したように吉川ほか（1995）が、処分環境条件において生存可能であることを示している。微生物の存在は、地下水中の酸化還元反応速度に影響を与えるが、平衡を仮定した地下水水質形成モデルの中で、その影響を考慮していると考えることができる。また、核種を収着したり取り込んだ微生物のコロイドとしての移行も、潜在的な核種移行への影響可能性として考えられる。米国 WIPP サイトの条件を考慮して、破碎した岩石を用いたコロイド移行室内試験においては、微生物の移行は、岩石によるフィルトレーション効果で著しく遅延されているという報告（Yelton et al., 1996）もある。微生物の詳細な影響評価は、今後の具体的な地質環境条件での研究に依存する。しかしながら、現状の知見からは、現状で解析におけるパラメータへの具体的な影響として取り扱うべきものではないと考えられる。

### 3.2.2.7 コロイド生成／移行

岩盤亀裂中の地下水では、天然に存在するコロイド粒子に核種が収着して疑似コロイドを形成したり、あるいは核種によってはそれ自身が真性コロイドを形成することが考えられる。このように、核種がコロイドを形成した場合、イオン形態のみを想定した核種の固液両相への分配、すなわち収着性に影響を与えることが懸念される。そこで、5.2.1.5では岩石への分配係数の不確実性として、コロイドの存在を考慮する。

一方、コロイドが核種の移行に与える影響としては、3.2.1.8で示したように真性コロイドについては緩衝材でのろ過効果が期待されるので、むしろ疑似コロイド形成による影響を評価することが重要であると考えられる。このような疑似コロイドの移行は、粒子の大きさのためマトリクス拡散が生じにくかったり、あるいは亀裂表面への収着性が核種のそれよりも低い場合が予想されるので、核種移行の遅延効果を減少させる媒体として作用する恐れがある。

報告例として、アメリカのネバダ州核実験場では、実験空洞より1.3[km]離れた井戸で微量の放射性核種を検出し、これまで岩盤へ収着することにより移行速度が遅いと考えられてきた放射性核種が、コロイドを形成することによって移行が助長されたものと結論し、核種移行の評価においてコロイドの影響を考慮することの重要性を指摘している(Kersting et al., 1999)。

また、疑似コロイドの形成を想定し、亀裂岩石中での地下水コロイドの影響を評価した核種移行解析も実施されているが(例えば, Hwang et al., 1990; Smith and Degueudre, 1993), コロイドの存在により核種の移行速度が助長されることや、地下水中でのコロイドの濃度および核種のコロイドへの分配係数が、評価上特に重要なパラメータであることが示されている(Baek and Pitt, 1996; 久野ほか, 1999)。

岩盤中の地下水に含まれるコロイドとしては、地下水の浸食作用を受けることによって、緩衝材表面から生成する恐れのあるコロイドと、もともと地下水中に存在する天然コロイドとが考えられる。

前者については、ベントナイトコロイドが生成する可能性が指摘されているが(例えば Avogadro and De Marsily, 1984), コロイド粒子間の結合力と水の流れによって粒子が受ける掃流力との大小関係より、緩衝材からベントナイトコロイドが生成する流速を見積もったところ、おおよそ  $10^{-5} \sim 10^{-4} [\text{m s}^{-1}]$  ( $300 \sim 3000 [\text{m y}^{-1}]$  相当) 程度であった(黒澤ほか, 1998)。同様に、ベントナイト緩衝材の流出特性の実験的研究でも、ベントナイトの浸食が確認される流速として、上記の値と同程度の結果を得ている(菅野・松本,

1997)。これらの知見より、地下水流速が極めて速い環境でない限り、緩衝材に発生起源を有するベントナイトコロイドは生成しにくいとの見通しが得られている。

一方、後者のもともと地下水中に存在する天然コロイドとしては、天然バリアを構成する母岩中の鉱物の変質や2次鉱物の浸食によって、コロイド粒子が生成し、地下水の組成によってはこれらの無機コロイドが安定に存在することが考えられる (McCarthy et al., 1993)。これらの地層起源の地下水コロイドについては、亀裂岩石中での核種移行に影響を与えることが懸念されるので、5.2.2.1 に核種移行の概念モデルの変更ケースとして考慮することにした。

コロイドは岩石中の鉱物との相互作用により、表面に収着することがバッチ試験より確認されているので (Dran et al., 1994)、実際の岩盤中の亀裂表面でも収着されて、その移行が抑制されることが推察されている。また、コロイドが亀裂内を移行するときに、亀裂表面の形状によって物理的にトラップされることが考えられ、亀裂岩石中でのコロイドおよび核種の移行において、このコロイドのフィルトレーションが与える影響を、移行解析の上で考慮することも検討されている (Nagasaki et al., 1994)。これらの現象は、コロイドの亀裂中での移行を抑制するメカニズムとして考えられるが、現時点では実際の亀裂表面においてどの程度の効果があるか、十分な知見は得られていない。したがって、概念モデルの変更ケースでは、コロイドおよび核種については亀裂面での収着は起きないものとし、また亀裂形状に起因するコロイドのフィルトレーションも保守的に考慮していない。また、サイズとして大きいコロイドは岩石マトリクスに侵入しないものとして保守的な仮定をしている。

#### 3.2.2.8 ガス生成／移行

崩壊系列中で親核種により生成される放射性のガス成分は、その半減期が短いことから親核種とともに移動しない限りは顕著な量が存在するとは考えられない。また、微生物によるメタンガスの生成は、その溶解度が大きいこと、放射性分解による水素ガス発生はオーバーパックの腐食による発生と比較し有意でないこと等からガスによる核種移行への影響は考えにくい。

以上のことから、安全評価においては、天然バリア中でのガス生成と移行の影響を考慮しないこととした。



### 3.2.2.9 岩盤の物理的／化学的安定性

岩盤の力学的安定性は、人工バリアを物理的に保護し、オーバーパックスの核種閉じ込めや緩衝材による核種移行の遅延やコロイド移動の抑制などの設計で期待する機能を発揮させる上で重要である。

岩盤の力学的安定性の評価においては、岩盤のクリープと緩衝材の膨潤やオーバーパックスの腐食膨張による岩盤への応力の影響が考慮される。岩盤のクリープにより、亀裂の発生を伴って掘削影響領域が拡大し、壁面の押し出しが発生することから、オーバーパックスや緩衝材へ大きな応力が作用する。一方、岩盤にはオーバーパックス、緩衝材の定置以降、緩衝材の膨潤やオーバーパックスの腐食膨張、岩盤クリープ変形自体により、緩衝材からの反力を受ける。応力を受ける岩盤のひずみが時間の経過とともに次第に増加してゆくと仮定した非線形 Maxwell モデルである大久保モデルを用い、岩盤の長期クリープ変形挙動を解析した。(分冊2 参照) 解析においては、クリープ変形としては保守側となるよう、人工バリアや埋め戻し材を剛性の低い弾性体と仮定した。硬岩系岩盤では、坑道掘削時の弾性変形は 1.92 [mm] であり、処分後 10,000 年経過してもクリープ変形はほとんど見られなかった。したがって、硬岩系岩盤については長期にわたって安定であると言える。軟岩系岩盤ではクリープ変形は年々増加し、処分後 10,000 年経過しても、天端で 21.8 [mm]、側壁で 15.9 [mm] であった。また、応力分布の経時変化より、年数を経るごとに影響域が大きくなっており、半径の 3 倍弱まで広がると推定された。これにより掘削影響領域が広がり人工バリア周辺の母岩中の水理特性に影響を及ぼす可能性がある。

母岩の化学的安定性に及ぼす可能性のある処分場の影響としては、埋め戻し後の初期における廃棄体の崩壊熱による影響と支保工やプラグに用いる可能性のあるコンクリートによる影響が考えられる。緩衝材の温度を最大でも 100℃未満となるように処分場のレイアウトを設計することから考えて、埋め戻し後初期に母岩の温度は地温より数十℃高い時期があるにすぎず、地下水と鉱物との化学的相互作用を顕著に促進するとは考えがたい。長期において母岩が地下水との相互作用で変質を受けたとしても、亀裂中を移行する物質の岩盤マトリクスへの拡散が起こりやすくなるといった安全評価上好ましい効果が期待できる。また、低 pH コンクリートの使用により岩盤の著しい劣化を避けることができる。その他、黄鉄鉱の含有量が比較的高い堆積岩では、埋戻し前まで岩盤が空気にさらされるため、黄鉄鉱の酸化による硫酸の生成が及ぼす岩盤の劣化などの影響が考えられる(大山・志田原, 1997)。このような影響については、処分場の管理において人工バリア周辺の化学的環境を把握しつつ埋戻しを行うことにより対処することが可能である。

### 3.2.3 地表環境

地表環境は、処分場から放出された核種が長い時間をかけて地表に達した時の人間への影響の経路を把握する上で重要である。将来の地表環境や人間の生活様式については、一万年先頃までに到来すると考えられる次の氷期などの大きな気候変化により、著しい影響を受ける可能性がある。専門部会報告書では、一万年以上の期間に対して人間の生活様式を仮定して生活圏への影響の可能性を評価することには絶対的な意味はないという考え方があるとしつつも、現在の人々が受けている放射線量との対比から、現在の生活様式を仮定して放射線量を評価することが相対的に重要な意味をもつという第2次取りまとめにおける評価の考え方を示した。従って、生物圏での希釈などを考慮して評価を行う際には、現在の地表環境に基づいて、処分場から地圏を経て生物圏に核種が至る際の地圏と生物圏とのインターフェイスを設定することが適切である。2.2において、わが国の地層処分システムで考慮すべき地圏と生物圏とのインターフェイスとして井戸、河川水、河川堆積層、沿岸海域堆積層、沿岸海域水を設定した。このうち、陸水系地下水環境を対象とする場合、2.2で想定したすべてのインターフェイスを考えることができる。わが国には長さが20km以上で、流域面積が150km<sup>2</sup>以上の河川がおよそ260余りあり、それらの流域面積は日本全土の約80%を占めていることから（山本・高橋，1987），レファレンスケースにおいては、河川をインターフェイスとして選ぶこととする。河川以外のインターフェイスを想定した評価については地質環境の変更として取扱う。また、海水系地下水環境を対象とする場合、地下水は海岸付近に放出されと考えられるため、地圏と生物圏のインターフェイスとしては沿岸海域堆積層と沿岸海域水を想定することとする。

### 3.2.4 地層処分システムに擾乱を与える可能性のある現象

#### 3.2.4.1 天然現象

わが国における地質環境の長期安定性に関連する重要な天然現象については、各国の例やわが国の特徴を踏まえて検討した結果、①火山・火成活動、②地震・断層活動、③隆起・沈降・侵食、④気候・海水準変動が抽出された。なお、国際機関や諸外国の例（IAEA, 1985；IAEA, 1994；USDOE, 1982；AECL, 1994；Nagra, 1985；SKB, 1994 など）をみても、これら4つが基本的な項目となっている。これらの天然現象については、地層処分システムの性能との関連で想定される影響に着目して、現象自体の特徴やその発生・継続に伴う地質環境の変化の程度などを理解するための調査研究を進めてきた（分冊1参照）。ここでは、これら天然現象の発生が地層処分システムの性能に及ぼす可能性のある影響とその程度について分冊1で述べられている知見をまとめる。

##### 1) 火山・火成活動

わが国における火山・火成活動は、プレートの配置やその沈み込み角度などに支配された顕著な偏在性を有する。第四紀においては、大局的な火山活動の場に大きな変化は認められず、むしろ限定された地域内において、新たな火山の形成を含む活動が繰り返されている。したがって、十万年程度の将来については、このような火山地域における数十万年～百数十万年程度の火山活動の時間的・空間的变化に基づき、将来の活動場を評価することが可能と考えられる。ただし、現在、海底の拡大や新たなプレートの沈み込みなどを生じている可能性がある地域については、それらの変化や影響をさらに検討する必要がある。

火山地域やその周辺では、地下に存在するマグマや高温岩体からの熱による地温の上昇や揮発成分の混入による地下水の水質変化などが認められるが、そのような影響の範囲は火山の噴出中心から数十km程度である。したがって、現在の火山地域からこれらの範囲を考慮して離すことにより、火山活動による重大な影響は避け得ると考えられる。なお、溶岩流や火砕流などの地表部での現象は、人間環境や地上施設への影響は大きいものの、地下深部の処分施設に重大な影響を及ぼすとは考え難い。

##### 2) 地震・断層活動

わが国における主な地震・断層活動は、既存の「活断層帯」において、過去数十万年程度にわたり同様の活動様式で繰り返し起こっており、この間、地殻応力場は概ね安定して持続してきたとみなすことができる。このことから、十万年程度の将来については、現在までの活動の継続として、地震・断層活動を評価することが可能と考えられる。その際、地域によって活動性や活動様式が異なるため、逆断層帯での幅の拡大など、地域の特徴を十分に考慮する必要がある。

地震・断層活動による地質環境への影響としては、岩盤の破断・破碎や変位が重要であるが、破碎帯の幅は数 m から最大でも数百 m 程度であり、将来に想定される破碎帯幅の拡大はわずかである。また、周辺岩盤中に変位が発生する範囲については、数 km 程度以内との例がある。地層処分の実施に際しては、個々の活断層について、このような影響の程度や範囲を人工バリアの変形性能や処分施設の設計との関係で評価し、処分施設との間に適切な距離を確保することが可能であるため、重大な影響を及ぼすとは考え難い。

なお、地震動による影響は小さいと考えることができる。地層処分システムの設計においては予想される最大の地震動が考慮されている（分冊 2 参照）。

### 3) 隆起・沈降・侵食

わが国における隆起・沈降は、少なくとも過去数十万年程度の間、プレートの運動に起因する応力場に対応した地域ごとに、概ね一定の速度で進行しており、将来的にも同程度の速度で継続するとみなすことができる。この考えに従えば、例えば将来十万年程度の隆起量は、一部の高山や半島先端部を除けば、50～100m 未満と推定される。なお、十万年程度を越えるような将来についても、応力場が大きく変わって隆起・沈降の様式が急激に変化するとは考え難いが、このような長期間の変化を評価する場合には、時間スケールの長さに応じた不確実性の考慮が必要である。

また、わが国における侵食速度は、一部の高山地域や半島先端部を除けば、下刻を考慮しても数 10m～100m/十万年程度と考えられる。個々の地域における将来の侵食量については、過去の侵食速度や侵食のプロセスをもとに、地形条件や隆起速度などとの関係を考慮することにより、定量的な評価が可能である。

隆起・沈降・侵食による地層処分システムへの影響としては、隆起・侵食の継続により時間の経過とともに処分場の深度が変化する場合、地下水の流動・水質や岩盤の地圧・地温の変化などが考えられる。これについては、隆起・侵食の規模や速度を地域別に把握し、地層処分の実施に際しては、活断層や火山と同様、変動の激しい地域を避けるべきと考えられる。これらについても、予想される隆起・侵食の程度を考慮して、適切な地域を選定し、また、十分な深度を設定することにより、地層処分システムへの影響は限定できると考えられる。

### 4) 気候・海水準変動

気候・海水準変動については、過去の約 70 万年にわたって、10 万年周期の明瞭な氷期－間氷期サイクルが確認されており、将来的にもこの周期的な変化が継続するとみなすのが妥当と考えられる。具体的には、約 10 万年後に想定される最氷期（最寒冷期）に向けて、今後、気候は寒冷化し海水準は低下していくと考えられる。

気候・海水準変動による地層処分システムへの影響としては、表層での水収支や海水準の変動に伴う地下水の流動や水質の変化および侵食速度の変化が想定される。その他、氷期の気温低下によって形成される山岳氷河や凍結・凍土の影響が考えられる。また、沿岸地域においては、塩水域と淡水域の分布の変化などが想定される。

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

寒冷化に伴う影響としては、永久凍土や凍結割れ目の発達が想定される。すなわち、永久凍土は不透水層を形成することにより、また、凍結割れ目は、地下水の移行経路を形成することにより、地下水の流動を変化させる可能性がある。最終氷期には本州の高山と北海道に永久凍土が発達したとされており、次の氷期にもこれらの地域には永久凍土が発達すると考えられる。また、岩盤中に浸透した水の凍結・融解によって亀裂の発生・拡大が起こる範囲は、深部岩盤中の温度が地表付近に比べて安定していることから、大きく見積もっても 20 m 程度と考えられる。これらのことから、寒冷化の影響は地表環境に限定され、地下深部に位置する処分場を取り巻く環境条件に影響を与えることはないと考えられる。

### 3.2.4.2 工学的対策に関する初期欠陥

ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材などの人工バリア材、および支保工、埋め戻し材、プラグ、立坑／トンネルなどの製作・施工については、基本的に現状の手法を適用または準用することにより、それらの品質を管理し、もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられる（分冊 2 参照）。そのため、工学的対策に関する処分場の初期欠陥が生じることは考えにくい。製作・施工に不備があり、それらが検出・補修されないことを想定した場合に、地層処分システムの閉鎖後の安全機能に影響を及ぼす可能性として以下のものが考えられる。

- ・ガラス固化体については、ガラスへの核種混合が不均質であり、それが検出・補修されない場合、選択的な核種溶出が生ずる可能性がある。
- ・オーバーパックについては、材料の品質の不備、ガラス固化体の封入あるいは移送・定置に関わる不備があり、それが検出・補修されない場合、設計で期待するよりも早期に破損する可能性がある。
- ・緩衝材については、材料の品質（スメクタイト含有量、水分など）の不備あるいは成形・定置における密度やケイ砂混合比などに製作・施工上の不備があり、それが検出・補修されない場合、設計で期待される均質な低透水性バリア等としての機能の一部が損なわれる可能性がある。
- ・支保工、埋め戻し材、プラグについては、材料の品質（規格・配合など）や製作・施工上の不備があり、それが検出・補修されない場合、地下水および核種についての卓越的な移行パスが発生する可能性がある。

### 3.2.4.3 将来の人間活動

地層処分システムの安全性を評価する上で、天然現象に基づく事象・プロセス以外に、将来の人間活動に伴い発生する可能性のある事象を考慮する必要がある（OECD/NEA, 1995a, 1995b）。将来の人間活動に伴う処分場への侵入としては、処分場の存在を認識した上で処分場かその近傍に侵入する意図的なものと、処分場の存在を認識せず侵入する意図しないものとに分類される。意図しない人間侵入に対しては、さらに侵入者が危険な状況の生じたことを認識する場合としない場合とに分けられる（NAS, 1995）。

意図的な人間侵入については、そうした活動を起こす責任はその社会に帰属すべきとの観点から、またはそれに対し防護しようと試みるのは無意味との観点から、評価する必要はないと考えられている（例えば OECD/NEA, 1995b）が、一方、意図しない人間侵入において、侵入者が危険な状況の生じたことを認識しない場合は、評価する必要がある。また、侵入者が危険性を認識する場合、適切な対策が有効にとられれば、評価する必要はないが、適切な対策がとられないかまたは有効でないならば、評価上は危険性を認識しない場合と同じ扱いにできると考えられている（NAS, 1995；Goodwin et al., 1994；Nagra, 1994）。

将来の人間侵入については、その発生する確率あるいは、侵入が発生したことを探知する確率を予測することは不可能であり、また、将来どのような資源が発見されるかについても予測することはできない。例示的に想定された人間侵入シナリオに対して推定されるリスクは、擾乱のない処分場に対して設定されたりリスク限度を越えないことを、規制側は要求すべきと考えられている（NAS, 1995）。

将来の人間活動は不確実性が極めて大きいので、人間侵入の潜在的影響の例示的な評価だけが可能とされている（OECD/NEA, 1995b；NAS, 1995；Nagra, 1994）。人間侵入に対する処分場の性能に関し、例示的な評価により基準の検討に資するため、1本のボーリング孔に基づく簡潔なシナリオが、かなりの洞察を与えるという考え方が示されている（NAS, 1995）。一方、合理的な判断に基づくシナリオの代表的セット及び主観的に割り当てた確率により、可能性のある影響の範囲を示すことが重要であるという考え方もある（OECD/NEA, 1995b）。

人間侵入に対する評価は、通常の処分場の安全評価と同列ではなく区別して取り扱うべきと考えられている（NAS, 1995；Nagra, 1994）。また、評価においては、将来の社会の行動様式が現代の行動様式に一致するという前提に基づくことができると考えられている（NAS, 1995）。

意図しない人間侵入の発端として、ボーリングを考える場合、これに伴う放射性物

質に起因する危険性は以下の3つに大別されている（NAS, 1995）。

- ① 侵入者自身に対する危険性  
（ボーリング作業者、掘削した物質の取扱い者）
- ② 地表へ運ばれる物質による公衆に対する危険性  
（侵入活動により地表へ運ばれる物質は、生物圏において容易に移動可能なため、侵入者に加え公衆がその物質から被ばくする危険性が生じる。）
- ③ 処分場の所期性能が損なわれることによる危険性  
（処分場の人工バリア及び天然バリアの所期性能が侵入により損なわれるため、危険性が生じる。）

①、②は接近シナリオに、また③は地下水シナリオの中で変動シナリオとして考えることができる。

接近シナリオである①、②については以下のような考え方が示されている（NAS, 1995）。すなわち、①、②についてリスクを解析することは、固有の処分場サイトや設計について有益な情報を与えるとは考え難く、人間侵入に対する処分場の性能を判断する技術的基礎を与えることとはならない。深地層処分場に人間が意図せず侵入する場合、侵入者がリスクを被るのは避けられない。このことは1つの深地層処分場に特有ではなく、すべての処分場に共通な点である。特に、意図しない人間侵入におけるリスクに対し、受動的、能動的な制度的管理に付随する要求事項を除いて、規制により侵入者自身を防護することはできない。

第2次取りまとめにおいては、安全基準の検討に資する上で、将来の人間活動に対する多重バリアシステムの性能に関する例示的な評価を行うこと重要であり、1本のボーリングが処分システムの性能に及ぼす影響について解析を試みるものが肝要と考えられる。従って将来の人間活動については、変動シナリオにおける例示的な評価として、1本のボーリングが処分システムの性能に及ぼす影響について解析を試みるものとする。



#### 3.2.4.4 臨界

緩衝材中や岩盤中での核種移行において、Am-243 や Pu-239 の半減期（それぞれ、約 8000 年、約 24000 年）に比べ、娘核種である U-235 の半減期（約 7 億年）が長い  
ため、これらの親核種の半減期よりも十分に長い時間が経過すると、U-235 の濃縮  
度は初期のインベントリ中の濃縮度に比べ高くなる可能性がある。

安ほか（1998）は、ガラス固化体を地層処分する場合、核種移行により U の濃縮が  
使用済燃料の場合よりも高くなり得ることを指摘し、一箇所に濃集することにより臨  
界が生じる可能性について論じている。彼らは、処分場に埋設された 40,000 本のガ  
ラス固化体から放出された核種がすべて 1 点に濃集したと仮定しても、ウランが媒体  
中で動きにくい場合、ウランの濃集量は高々数モル程度と無視できるくらいに小さい  
ことを示した。また、彼らは、仮に濃集が起きた場合でも、母岩である花崗岩の間隙  
率が 30%を超えない場合、臨界事象の可能性は事実上否定できるとしたが、間隙率  
30%以上で濃集した 12%濃縮ウランが一度臨界になると正の温度のフィードバック  
機構が働き、核分裂連鎖反応が自己触媒的になりうることを示した。

地質環境の不均質性から考えて、40,000 本のガラス固化体から放出された核種がす  
べて 1 点に濃集するとの仮定は、現実的ではない。仮に 40,000 本から放出された核  
種が 1 点に集まったとしても、可逆的な化学反応を考えればそこで全量とどまるとの  
仮定は現実的ではない。また、仮に全量とどまるとしても、第 2 次取りまとめで設定  
している周辺岩盤におけるウランの Kd は、安ほか（1998）が設定した核種が動きに  
くい場合にあてはまるため、ウランの濃集量は問題とならないと考えられる。わが国  
において天然で核種の濃集がみられる数少ない例として東濃ウラン鉱床があるが、約  
一千万年前に形成された東濃ウラン鉱床におけるウランの濃集量は高々 0.5wt%程度  
である（Yoshida, 1994）。

なお、臨界の可能性については、兵器級プルトニウムを地層処分することによる  
自己触媒的な臨界到達の可能性が米国の研究者によって最初に指摘された（Bowman  
et al., 1995）。しかし、この指摘に対する技術的なレビューの結果、このような臨界  
が生じる上で必要となる種々のプロセスに対する発生確率は無視できる程小さく、仮  
に臨界が発生しても放出エネルギーが極めて小さく、地層処分システムの性能に影響  
を与えることはないと判断されている（Parks et al., 1995; Kanyneburg, 1995）。

以上のことから、臨界については、安全評価解析で考慮する必要はないと判断した。

#### 3.2.4.5 隕石の衝突

隕石の衝突は、日本においてのみの特徴的な現象ではなく、地球上においてランダムに発生するものである。これまでに行われた評価例によれば、処分場の深さまで直接影響を与えるような隕石の衝突頻度は、 $1.5 \times 10^{-13} \text{ [km}^2 \text{ y}^{-1}]$  (Goodwin et. al., 1994) から  $5 \times 10^{-10} \text{ [km}^2 \text{ y}^{-1}]$  (Diebold and Mueller, 1984) の範囲にあり、地層処分システムの性能に影響を及ぼす可能性は極めて小さいと考えられる。

### 3.2.5 地層処分システムの理解のまとめ

地層処分システムの理解のまとめとして、3.2.1～3.2.4 で述べた特性・現象に関し、安全評価解析の対象とするものとししないものに分けて表 3.2.5-1～表 3.2.5-3 に示した。

表 3.2.5-1 種々の特性や現象の安全評価解析上の取扱い  
(人工バリアおよび処分施設に関する特性・現象)

特性・現象	安全評価解析上の取扱い
	YES：安全評価解析で定量的な評価の対象とする NO：安全評価解析で定量的な評価の対象としない【評価の対象としない理由】
3.2.1.1 緩衝材の飽和・膨潤	YES
3.2.1.2 オーバーバックの腐食／ 破損／腐食生成物の生成	YES
3.2.1.3 地下水・間隙水化学	YES
3.2.1.4 ガラス固化体の溶解／核種 の溶出	YES
3.2.1.5 拡散／吸着	YES
3.2.1.6 沈殿／溶解	YES
3.2.1.7 有機物、微生物	NO 【核種と有機物の錯体形成は、他の配位子との競合や分子サイズが大きい場合の圧縮ベントナイトによるろ過などにより核種移行への影響は小さいと考えられる。微生物は、分子サイズが大きいため圧縮ベントナイトでろ過されることが考えられる。】
3.2.1.8 コロイド生成／移行	NO 【分子サイズが大きく圧縮ベントナイトでろ過されることが実験的にも確認されている。】
3.2.1.9 ガス生成／移行	NO 【ガスの発生については、オーバーバック腐食による水素ガスの発生が卓越している。腐食速度が時間的に減少することから、透気が起こるほどの水素ガスの蓄積はないと考えられる。また、仮に透気が起こったとしても、緩衝材の自己シール性により透気経路は閉塞されることを示す実験結果も得られている。】
3.2.1.10 放射線分解／放射線損傷	NO 【放射線分解で発生し得る酸化剤の量に比べて、人工バリア中に十分な量の還元物質（オーバーバックやその腐食生成物、緩衝材中の黄鉄鉱、地下水中の還元物質）が存在することにより酸化性雰囲気は緩衝されることが考えられる。】
3.2.1.11 1) オーバーバックの沈下	NO 【保守的な仮定に基づいたとしても沈下量は小さく、オーバーバックの腐食膨張による比重低下や緩衝材の圧縮は沈下をさらに起こりにくくする。】
3.2.1.11 2) オーバーバックの腐食 膨張	YES
3.2.1.11 3) 緩衝材の流出	YES
3.2.1.11 4) 緩衝材の変質	NO 【緩衝材の温度が 100℃未満となるよう処分場が設計され、かつ、セメント材料を用いる際にはその材料を適切に選定すれば、緩衝材性能を損なうような変質が起こることは考えにくい。】
3.2.1.12 プラグ／グラウト、支保、 埋め戻し材の物理的／化学的安定性	YES

表 3.2.5-2 種々の特性や現象の安全評価解析上の取扱い  
(天然バリアおよび生物圏に関する特性・現象)

特性・現象	安全評価解析上の取扱い YES：安全評価解析で定量的な評価の対象とする NO：安全評価解析で定量的な評価の対象としない【理由】
3.2.2.1 水理	YES
3.2.2.2 水理学的擾乱	NO 【密度流と熱対流は無視できると考えられる】
3.2.2.3 断層	YES
3.2.2.4 掘削影響領域	YES
3.2.2.5 核種移行	YES
3.2.2.6 有機物、微生物	YES
3.2.2.7 コロイド生成／移行	YES
3.2.2.8 ガス生成／移行	NO 【崩壊により生成される放射性のガス成分や微生物によるメタンガスの生成が考えられるが、それらの量は有意ではないと考えられる。】
3.2.2.9 岩盤の物理的／化学的安定性	YES
3.2.3 地表現境	YES (生物圏評価における人間の生活様式の設定において考慮)

表 3.2.5-3 種々の特性や現象の安全評価解析上の取扱い  
(外部擾乱に関する特性・現象)

特性・現象	安全評価解析上の取扱い YES：安全評価解析で定量的な評価の対象とする NO：安全評価解析で定量的な評価の対象としない【理由】
3.2.4.1 天然現象	接近シナリオに係わる現象（火山の直撃、隕石の衝突など）：NO 突発的な天然現象（火山・火成活動、地震・断層活動）：NO 【接近シナリオや突発的な天然現象の重要な影響はサイト選定やデザインを適切に行うことにより回避できる。隕石の衝突は地層処分に限らない問題であり、その発生確率は極めて小さい。】 緩慢な天然現象（隆起・侵食、気候・海水準変動）：YES
3.2.4.2 工学的対策に関する初期欠陥	YES（基本的には、品質管理が行われ、もし不備があったとしてもそれを検出・補修することが可能であると考えられるため、ここでは、オーバーパックの密封が不完全な場合を想定した評価のみを行う。）
3.2.4.3 将来の人間活動	接近シナリオに係わる現象（人間の処分場への直接侵入）：NO 【人間の処分場への直接侵入はサイト選定や設計を適切に行うことにより回避できる。】 地下水シナリオに係わる現象：YES
3.2.4.4 臨界	NO 【地層処分に起因する臨界を想定するには、非現実的を想定を複数組み合わせる必要があり、その発生は極めて考えにくい。】
3.2.4.5 隕石の衝突	NO 【処分場の深度まで影響が及ぶような隕石の衝突の可能性は無視できるほど小さい。】

### 3.3 地下水シナリオ

地下水シナリオを、3.1 に示した手順を踏まえて、2.1 で示した地層処分システムの安全機能に関わる要因および安全機能に影響や擾乱を与える可能性のある要因との関係に留意して記述すると以下ようになる。ここでは、まず、基本シナリオのうち、地層処分システムに期待する安全機能が全て発揮される場合、つまりレファレンスケースで考慮するシナリオを記述する。そのあと、レファレンスケース以外の解析ケースで考慮するシナリオ（安全機能に影響を与える可能性のある要因を考慮した場合）や変動シナリオ（安全機能に外部的な擾乱を与える可能性のある要因を考慮した場合）を、レファレンスケースについてのシナリオとの違いに焦点をあてて示す。

#### 1) レファレンスケースで考慮するシナリオ

埋め戻し後に地下水の浸潤による緩衝材の飽和が始まる。炭素鋼オーバーパックは、少なくとも1,000年間は地下水がガラス固化体に接することを防ぐように設計され、放射能が高く初期の崩壊熱に支配的に寄与するCs-137, Sr-90などの比較的短寿命の核種はガラス固化体中で十分に減衰する。オーバーパックは、埋め戻し後緩衝材の間隙等に残る酸素を消費して腐食した後、さらに還元条件下で水素発生型の腐食がゆっくりと進み、強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損する。

オーバーパック破損後、地下水が固化体に接触し、ガラスマトリクスの溶解に伴い放射性核種がゆっくりと地下水中に溶出する。また、このとき、ガラス固化体には製造時の冷却による割れが生じており、これがガラスの溶解速度に影響を及ぼす。

緩衝材は、オーバーパック破損前に飽和し、膨潤により施工上生じたベントナイト内およびベントナイト／岩盤間のすき間等を埋め均質な微細間隙構造を有するようになるとともに低透水性の場となり、緩衝材中およびそれより内部での物質の移動を拡散支配とする。

また、緩衝材が微細間隙構造を有するため、コロイド、微生物あるいは高分子量の天然有機物に対してフィルトレーション効果が期待できる。

人工バリア中に浸透してきた地下水は、緩衝材やオーバーパック腐食生成物との反応によりその化学的性質が変化する。地下水はもともと還元性であり、緩衝材やオーバーパック腐食生成物との反応は還元性の維持に貢献する。また、ガラス固化体からの放射線により緩衝材間隙水の放射線分解が起こり酸化剤（過酸化水素、溶存酸素等）が生ずるが、人工バリア内の還元剤（オーバーパックとその腐食生成物、緩衝材中の黄鉄鉱、地下水中の還元物質）との反応により、酸化剤が存在し続けるとしてもガラス固化体近傍にとどまる。

主要な放射性元素の多くは還元条件で難溶性であるため、ガラス固化体からの溶出

あるいは親核種からの崩壊によりある濃度（溶解度）を越えると沈澱を生じる。その際、同位体が存在する場合には、同位体存在比に応じて核種の濃度は溶解度よりも小さくなる。核種は、このように溶解度により制限される濃度を上限とした濃度勾配に従って緩衝材中を溶質として拡散移行し、その過程で緩衝材の構成鉱物に収着されることにより遅延される。核種は、人工バリア中において放射性崩壊により減衰／生成する。緩衝材外側周辺を通過する地下水の流れは一般的に遅く、緩衝材中の濃度勾配は緩やかなものとなる。

岩盤中の地下水および物質の移動は、透水性亀裂の不均質なネットワーク構造中で生じ、緩衝材外側に達した放射性核種は、その全量が緩衝材に接する岩盤中の亀裂に移行する。亀裂に移行してきた核種は、ゆっくりした地下水の流れによりネットワーク構造中を移流・分散により溶質として移行する。亀裂中の核種は拡散によりマトリクス部（岩盤基質部）に移行し、マトリクス部の間隙表面への収着により遅延される。核種は、亀裂中およびマトリクス中において放射性崩壊により減衰／生成する。

断層に到達した核種は、移流／分散により溶質として移行する。断層中の核種は拡散や収着により遅延される。核種は、断層中において放射性崩壊により減衰／生成する。

人工バリア、周辺の岩盤中および断層中を移行した放射性核種は、帯水層を経て生物圏に至る。生物圏においては、様々なプロセスによる放射性核種の希釈・濃集・移行が生じ、現在の生活様式で想定される被ばく経路を経て人間が放射線学的な影響を受ける。

緩衝材は、設計によって最高温度が100℃未満となるように定置間隔が設定されるため、長期間にわたって顕著な変質は生じない。また、緩衝材に接する岩盤中の亀裂への緩衝材の侵入は、周辺母岩中の流速が浸食を促進するほど大きくはないため制限され、緩衝材密度の顕著な低下を生ずることはない。還元状態でのオーバーパック腐食に伴い発生する水素ガスについては、時間とともに腐食速度が小さくなることから緩衝材の膨潤圧程度まで蓄積することはない。オーバーパックの腐食膨張や沈下については、設計においても考慮されており緩衝材が所期の機能を損なうことはない。処分施設や岩盤についてもシステム性能に影響を与えるような物理的／化学的な変化はない。

## 2) レファレンスケース以外の解析ケースで考慮するシナリオ

基本シナリオの全体像は、先に述べたレファレンスケースで考慮するシナリオの記述に対して、期待する安全機能を損なう可能性のある要因や、設計では期待していないがさらに安全の裕度を高める可能性のある要因を想定するとともに、地質環境条件

のバリエーションやデザインのオプションを考慮することの影響を付記することにより示される。

まず、安全機能を損なう可能性のある要因として以下のプロセスを考慮しその影響を付記する。

- オーバーパックの腐食膨張による緩衝材の変形・圧密
- 緩衝材に接する岩盤中の亀裂への緩衝材の流入に伴う圧密状態の変化
- 岩盤中でのコロイドによる核種の移行

安全機能に対してさらに安全の裕度を高める可能性のある要因として、以下のプロセスを考慮しその影響を付記する。

- オーバーパックの腐食生成物や掘削影響領域の物理的な物質移動抵抗およびそこでの放射性核種の収着や共沈による物質の移行遅延
- 処分場レイアウトを考慮することによる核種移行遅延効果の向上
- 処分場内での濃度干渉による人工バリアからの核種放出の抑制

地質環境条件のバリエーションやデザインのオプションを考慮する場合については、以下の想定を考慮しその影響を付記する。

- 想定する地形のバリエーションに起因する地下水流れに関する特性（動水勾配など）の変更
- 想定する岩種のバリエーションに起因する物質移行特性の変更
- 想定する岩種のバリエーションのうち、堆積岩系を想定する場合について、クリープ等による岩盤の応力場の変化、あるいはコンクリート支保工の使用とその溶出・劣化に伴う地下水組成／水理特性の変化
- 想定する地下水組成のバリエーションに起因する物質移行特性の変更

### 3) 変動シナリオ

安全機能に擾乱を与える可能性のある要因として天然現象、処分場の初期欠陥および将来の人間活動を想定し、それらが地質環境条件やバリアの諸特性に与える可能性のある影響を変動シナリオとして記述する。以下では、3.2.4.1～3を踏まえ、変動シナリオにおいて、レファレンスケースで考慮するシナリオの記述に何が付記されるかを示す。

天然現象については、緩慢な現象の発生が影響を与える場合を想定する。隆起・侵食による影響の可能性として、処分場が地表に近づくことによる地下水組成および水理場の変化を想定する。また、気候・海水準変動については、周期的な氷期の発生を想定し、その影響の可能性として氷期における海水準の低下とそれに伴って塩淡水境界

が処分場を横切るように移動をすることを想定する。

初期欠陥については、品質管理が適切に行われるため起こりにくいと考えられる製作・施工上の欠陥が検出・補修されないことをあえて想定する。初期欠陥に関するシナリオとしては、オーバーパックスの溶接ミスなどによる不完全な密封を想定し、レファレンスケースに関係する基本シナリオの記述に対して、一部のオーバーパックスの破損時期の早期化を付記する。

人間活動については、将来の人間活動として井戸の採掘と採水およびボーリングによる掘削影響領域の発生をあえて想定する。井戸水摂取については、地圏と生物圏のインターフェースの変更として取り扱う。ボーリングによる掘削影響領域の発生については、地表からの酸化性地下水の浸入あるいは掘削影響領域が卓越的な地下水／核種の移行パスになることを想定する。



### 3.4 解析ケースの設定

3.1で分類された解析ケースについての具体的な解析内容は、3.2.1～3.2.4に示した地層処分システムの理解と3.3に示したシナリオの記述に基づいて設定される。人工バリア、天然バリアおよび生物圏における核種移行について設定した解析内容を、それぞれ表3.4-1～3.4-3に示す。

安全評価解析ケースの具体的な解析内容は、以下に述べる手順に従って設定した。

まず、レファレンスケースは、レファレンスケース地層処分システムに対して、地層処分システムに期待する安全機能とそれに関係する特性・現象とを関係づけながらレファレンスケース概念モデルとレファレンスケースデータを設定する。次に、シナリオ解析を通じての安全機能やその安全機能に影響や擾乱を与える可能性のある要因についての検討を踏まえて、それらの地層処分システムの性能への影響の可能性を、①シナリオの不確実性、②地質環境のバリエーション、③デザインのオプション、④概念モデルの不確実性および⑤データの不確実性の分類に応じて、概念モデルやデータのレファレンスケースからの変更として具体化し安全評価解析上の取扱いを定める。設定した解析ケースとその内容の例を表3.4-1～3に示す。概念モデルやデータの変更点を解析ケースの分類毎に区別することにより、その変更点が、先に述べた①～⑤のいずれの要因に起因したもので、さらに安全機能やそれに影響や擾乱を与える可能性のある要因のいずれと関係するものなのかがわかるようにしている。

このような手順に従い解析ケースとその内容を明らかにすることにより、レファレンスケースを基準として、安全評価解析におけるそれぞれの解析ケースが何の影響をどのような考えに基づいて検討するものなのかを示すことができる。

ここで示す解析ケースに対する概念／数学モデルおよびデータの具体的な設定については4章で述べることとする。

表 3.4-1 解析ケースの設定とその内容 (人工バリア) (1/3)

安全機能 ／影響要因 ／外部擾乱要因	レファレンスケース (レファレンスケース概念モデル, レファレンスケースデータ)	データ不確実性ケース, 概念モデル変更ケース, 代替デザインケース, 地質環境変更ケース および変動シナリオに関する解析ケースの内容
ES-1 オーバーパックによるガラス固化体の封じ込め 【3.2.1.2 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>地下水とガラス固化体の接触を少なくとも 1000 年間は完全に妨げるように設計され、腐食による強度の減少により機械的に破損する。評価上は、全てのオーバーパックが処分後 1000 年で同時に破損し、ガラス固化体が地下水と接触することを保守的に仮定。</li> <li>オーバーパックの破損までに、ガラス固化体の発熱は無視できる程度になり、処分場内の温度は周辺岩盤とほぼ同じになる。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>処分後 1000 年時点でのガラス固化体中の核種量をガラス溶解開始時点でのインベントリ (初期インベントリ) とする。</li> </ul>	<b>【データ不確実性ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>鉄の腐食速度が時間的に減少することが報告されており、これを考慮すれば設計よりも長期にわたって核種を完全に封じ込めることを想定することができる。(解析においては、核種封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定)</li> </ul> <b>【代替デザインケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>複合オーバーパックの場合でも設計寿命はレファレンスケースデザインと同じく 1000 年であるが、地質環境に応じた材料を選べば、より長期にわたって核種を完全に封じ込めることを想定することができる。(解析においては、核種封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定)</li> </ul> <b>【地質環境変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>地下水タイプの変更に對し、地質環境に応じた材料を選べば、設計寿命である 1000 年より長期にわたって核種を完全に封じ込めることを想定することができる。(解析においては、核種封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定)</li> </ul>
ES-2 ガラス固化体から地下水への核種溶出の抑制 【3.2.1.4 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>オーバーパック破損後、ガラスマトリクスがゆっくりと溶解し、それと調和的にガラス固化体中の核種が溶出する。ガラス表面積の時間的減少は保守的に考えて無視する。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>長期的な実験から得られる溶解速度を採用。ガラス表面積は、製造時の冷却により割れが生じていることを考慮して設定。</li> </ul>	<b>【データ不確実性ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>長期的なガラス溶解速度の不確実性を考慮。溶解速度の不確実性は、ガラス表面に生成した変質層の保護効果により溶解反応が抑制される可能性、あるいは、炭素鋼オーバーパックの鉄腐食生成物との共存や地下水との反応によるケイ酸塩鉱物の生成で溶性ケイ酸が消費され溶解反応が促進される可能性により生ずる。(解析においては、ガラス溶解速度の幅を設定)</li> </ul>
ES-3 緩衝材の低透水性 【3.2.1.1 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>緩衝材は完全に飽和し、均質な低透水性のバリアとなる。緩衝材中の核種移行は、移流に比べて拡散が卓越する。</li> </ul>	変更なし
ES-4 緩衝材の微細間隙構造によるフィルトレーション 【3.2.1.1 参照】 【3.2.1.7 参照】 【3.2.1.8 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>飽和・膨潤した緩衝材は微細な間隙構造を有し、コロイド、微生物および有機物をフィルトレーションする。</li> </ul>	変更なし
ES-5 還元性の環境の保持 【3.2.1.3 参照】 【3.2.1.2 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>地下水はもともと還元性であるが、地下水と緩衝材およびオーバーパック腐食生成物との反応は還元性の環境をより確かにする。降水系高 pH 型地下水 (FRHP) と緩衝材およびオーバーパック腐食生成物との平衡反応を考慮。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>上記平衡反応に基づくモデル解析により間隙水組成を設定。</li> </ul>	<b>【地質環境変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>海水系高 pH 型地下水 (SRHP) と緩衝材およびオーバーパック腐食生成物との平衡反応を考慮。(解析は、ES-6、ES-7、ES-8 において溶解度、拡散係数および分配係数を設定して実施)</li> </ul>

表 3.4-1 解析ケースの設定とその内容（人工バリア）（2 / 3）

安全機能 ／影響要因 ／外部擾乱要因	レファレンスケース (レファレンスケース概念モデル, レファレンスケースデータ)	データ不確実性ケース, 概念モデル変更ケー ス, 代替デザインケース, 地質環境変更ケー スおよび変動シナリオに関する解析ケースの内容
ES-6 還元環境下での放 射性元素の難溶解 性 【3.2.1.6 参照】	<p><b>レファレンスケース概念モデル</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・ガラス固化体周辺および緩衝材中での放射性元素の濃度は還元環境で低い溶解度により制限される。放射性元素の溶解度は、当該元素の同位体間で分配される。沈殿は、瞬時／可逆を仮定する。</li> <li>・地下水や緩衝材を起源とする同位体の影響は保守的に考えて無視する。</li> <li>・核種の崩壊／生成を考慮する。</li> </ul> <p><b>レファレンスケースデータ</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・FRHP 間隙水の組成に対して、熱力学的な平衡計算および溶解度の実測値にもとづき現実的な範囲で保守的な溶解度を設定。</li> </ul>	<p><b>【地質環境変更ケース】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・海水系の地下水タイプ（SRHP）への変更。（解析においては、間隙水組成に応じた溶解度を設定）</li> <li>・岩種の変更（堆積岩）による支保材の使用を想定し、地下水と支保材の反応による間隙水化学の変化を考慮。（解析においては、間隙水組成に応じた溶解度を設定）</li> </ul>
ES-7 拡散による核種移行 【3.2.1.5 参照】 【3.2.1.2 参照】 【3.2.2.4 参照】	<p><b>レファレンスケース概念モデル</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・核種は、溶解度により制限される濃度を上限とした濃度勾配に従って緩衝材中を溶質として拡散移行する。緩衝材中での核種濃度は、軸方向および周方向での勾配はなく、半径方向にのみ勾配を持つと仮定。</li> <li>・緩衝材と岩盤の境界に達した核種が掘削影響領域を通過する地下水流れと瞬時混合するとして緩衝材外側の核種濃度を設定。瞬時混合した核種は全て掘削影響領域を通過する地下水流れにより透水性亀裂に流入する。</li> <li>・核種の崩壊／生成を考慮する。</li> <li>・地下水流れの上流側に位置するガラス固化体から溶出してきた核種が下流側に至り、緩衝材中の濃度勾配がさらに緩やかになる濃度干渉の効果は保守的に考えて無視する。</li> </ul> <p><b>レファレンスケースデータ</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・緩衝材中での実効拡散係数の実測値に基づき、明らかに陽イオンである Cs、陰イオンである Se についてはそれぞれ拡散係数を設定。その他の元素については一律同じ値を設定。</li> <li>・掘削影響領域通過流量については、GS-1 を参照。</li> </ul>	<p><b>【データ不確実性ケース】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・レファレンスケースで設定される掘削影響領域通過流量の不確実性を考慮。掘削影響領域通過流量の不確実性は、岩盤あるいは掘削影響領域の透水性、掘削影響領域の大きさのばらつきにより生ずる。</li> </ul> <p><b>【デザイン変更ケース】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・緩衝材厚さの変更。</li> </ul> <p><b>【地質環境変更ケース】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・動水勾配の変更による掘削影響領域通過流量の設定の変更。</li> <li>・海水系の地下水タイプ（SRHP）への変更。（解析においては、間隙水組成に応じた拡散係数を設定）</li> <li>・岩種の変更（堆積岩）による支保材の使用を想定し、地下水と支保材の反応による間隙水化学の変化を考慮。（解析においては、間隙水組成に応じた拡散係数を設定）</li> </ul>
ES-8 収着による核種移行遅延 【3.2.1.5 参照】 【3.2.1.2 参照】	<p><b>レファレンスケース概念モデル</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・拡散による移行の過程で、核種は緩衝材の構成鉱物への収着により遅延される。収着は、線形／瞬時／可逆を仮定する。</li> <li>・ガラス固化体の内部亀裂やガラスの変質生成物およびオーバーパック腐食生成物の核種遅延機能は保守的に考えて無視する。</li> <li>・核種の崩壊／生成を考慮する。</li> </ul> <p><b>レファレンスケースデータ</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・実効拡散係数や見かけの拡散係数の実測値に基づき分配係数を設定。</li> </ul>	<p><b>【概念モデル変更ケース】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・腐食生成物層での核種遅延（拡散、収着）を考慮。掘削影響領域での核種遅延（収着）を考慮。</li> </ul> <p><b>【地質環境変更ケース】</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・海水系の地下水タイプ（SRHP）への変更。（解析では、間隙水組成に応じた分配係数を設定）</li> <li>・岩種の変更（堆積岩）による支保材の使用を想定し、地下水と支保材の反応による間隙水化学の変化を考慮。（解析では、間隙水組成に応じた分配係数を設定）</li> </ul>
ES-9 緩衝材の長期的な安定性 【3.2.1.11 参照】	<p><b>レファレンスケース概念モデル</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・緩衝材は長期にわたって顕著な変質や亀裂への緩衝材の侵入はなく、期待される機能（低透水性、膨潤性、化学的緩衝性、核種遅延性、コロイドフィルトレーション）が発揮される。</li> </ul>	ED-6 参照 ED-7 参照
ES-10 処分施設の構成要素の長期的な安定性 【3.2.1.12 参照】	<p><b>レファレンスケース概念モデル</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・処分施設の構成要素は適切に設計・施工され、適切な地質環境下において長期間にわたって人工バリアや天然バリアの機能を損なわない。</li> <li>・処分場の深度は地下 1000m する。</li> </ul> <p><b>レファレンスケースデータ</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・処分場内の温度は保守的に 60℃、周辺の母岩の温度は地温 45℃と仮定する。</li> </ul>	ED-8 参照

表 3.4-1 解析ケースの設定とその内容（人工バリア）（3 / 3）

安全機能／影響要因 ／外部擾乱要因		レファレンスケース (レファレンスケース概念モデル, レファレンスケースデータ)	データ不確実性ケース, 概念モデル変更ケース, 代替デザインケース, 地質環境変更ケース および変動シナリオに関する解析ケースの内容
ED-1	人工バリア中での微生物活動, 有機物 【3.2.1.7 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-2	人工バリア中でのコロイド生成／移行 【3.2.1.8 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-3	人工バリア中でのガス発生／移行 【3.2.1.9 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-4	間隙水の放射線分解 【3.2.1.10 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-5	人工バリアの放射線損傷 【3.2.1.10 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-6	オーバーバックの腐食膨脹 【3.2.1.11 参照】	レファレンスケース概念モデル ・腐食膨脹は設計において考慮されており, 人工バリアに期待される安全機能を損なうことはない。	【概念モデル変更ケース】 ・腐食膨脹による緩衝材厚さ減少および亀裂への緩衝材の侵入による密度低下の発生を想定。（解析においては, その影響を緩衝材厚さ減少と密度減少として考慮）。 【地質環境変更ケース】 ・岩種を変更（堆積岩）した場合におけるオーバーバック腐食膨脹による母岩への応力を想定して, 掘削影響領域通過流量を変更。
ED-7	オーバーバックの沈下 【3.2.1.11 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-8	周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入 【3.2.1.11 参照】	レファレンスケース概念モデル ・亀裂への緩衝材の侵入は設計において考慮されており, 人工バリアに期待される安全機能を損なうことはない。	【概念モデル変更ケース】 (ED-6 と同じ)
ED-9	緩衝材の変質 【3.2.1.11 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さいと考えられるため, 安全評価解析では考慮しない。	同左
ED-10	処分施設の構成要素の物理的／化学的変質 【3.2.1.12 参照】	レファレンスケース概念モデル ・処分施設の構成要素は適切に設計, 施工され, 適切な地質環境において長期間にわたって人工バリアや天然バリアの機能を損なわない。	【地質環境変更ケース】 ・岩種を変更（堆積岩）した場合における支保材の劣化を想定して, 掘削影響領域通過流量を変更。

表 3.4-2 解析ケースの設定とその内容（天然バリア／生物圏）（1／2）

安全機能／影響要因 ／外部擾乱要因		レファレンスケース (レファレンスケース概念モデル, レファレンスケースデータ)	データ不確実性ケース, 概念モデル変更ケース, 代替 デザインケース, 地質環境変更ケース および変動シナリオに関する解析ケースの内容
GS-1	地下深部では地下 水の動きが緩慢 【3.2.2.1 参照】 【3.2.2.3 参照】 【3.2.2.4 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>地下水は、亀裂が連結した不均質なネットワーク構造の中を流れる。</li> <li>断層および亀裂は、支配的な移行経路として区別なくネットワーク構造で取扱う。</li> <li>主要亀裂と分岐・派生した亀裂からなる亀裂系は、1枚の亀裂として取扱う。</li> <li>熱による対流や塩淡水境界に沿った密度流の影響は考慮しない。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>亀裂の特性値を、酸性結晶質岩のうち最もデータ量が豊富な花崗岩の値に基づいて設定。</li> </ul>	<b>【データ不確実性ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>レファレンスケースで設定される透水量係数分布の不確実性を考慮。</li> </ul> <b>【地質環境変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>動水勾配のバリエーションによる地下水流れの変化を考慮。</li> </ul>
GS-2	地下深部の地下水 は還元性 【3.2.1.3 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>多くの地形パターンや岩種において想定可能で実測値によって存在の支持も得られている降水系還元性高 pH 地下水 (FRHP) を想定する。</li> <li>地下水組成は、一般的に存在すると考えられる主要な鉱物との平衡反応を仮定して設定する。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>平衡論に基づき降水系還元性高 pH 型のモデル地下水の組成を設定。</li> </ul>	<b>【地質環境変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>平衡論に基づき海水系のモデル地下水の組成を設定。 (GS-4, GS-5, ES-6, ES-7, ES-8 において、地下水組成に応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定)</li> </ul>
GS-3	ゆっくりとした地下 水の動きによる 核種の移行 (移流) と分散 【3.2.2.5 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>核種は岩盤の亀裂中および断層中を溶質として移流・分散で移行する。</li> <li>縦方向分散の影響のみ考慮し、横方向分散の影響は考慮しない。</li> <li>核種の崩壊／生成を考慮する。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>核種移行解析結果への影響を踏まえて分散長を設定。</li> </ul>	<b>【データ不確実性ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>レファレンスケースで設定される亀裂開口幅の不確実性を考慮</li> <li>レファレンスケースで設定される分散長の不確実性を考慮。</li> <li>レファレンスケースで設定される断層内流速の不確実性を考慮。</li> </ul> <b>【概念モデル変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>処分場レイアウトの効果を考慮。</li> <li>処分場内での濃度干渉の効果 (ES-7 参照) を考慮。</li> <li>断層の多孔質媒体としてのモデル化を考慮。</li> </ul>
GS-4	(亀裂性岩盤にお いて) 岩盤基質部へ の核種の拡散 【3.2.2.5 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>亀裂中の核種は、拡散により岩盤基質部 (マトリクス部) へ移行する。</li> <li>核種の崩壊／生成を考慮する。</li> <li>亀裂充填鉱物や流れのない亀裂間隙中への核種の拡散による移行遅延は保守的に考えて無視する</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>拡散係数を、酸性結晶質岩のうち最もデータ量が豊富な花崗岩の値に基づいて設定。</li> </ul>	<b>【データ不確実性ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>レファレンスケースで設定されるマトリクス拡散寄与面積率の不確実性を考慮。</li> <li>レファレンスケースで設定されるマトリクス拡散深さの不確実性を考慮。</li> <li>レファレンスケースで設定される間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の不確実性を考慮。</li> </ul> <b>【地質環境変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>岩種のバリエーションに応じた間隙率／乾燥密度／実効拡散係数を考慮。</li> </ul>
GS-5	収着による核種移 行遅延 【3.2.2.5 参照】	<b>レファレンスケース概念モデル</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>岩盤マトリクス中および断層中で、核種は岩石鉱物表面に収着し移行が遅延される。収着は線形／瞬時／可逆を仮定する。</li> <li>亀裂表面への収着による移行遅延は保守的に考えて無視する。</li> <li>核種の崩壊／生成を考慮する。</li> </ul> <b>レファレンスケースデータ</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>分配係数を、酸性結晶質岩のうち最もデータ量が豊富な花崗岩の値に基づいて設定。</li> </ul>	<b>【データ不確実性ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>レファレンスケースで設定される分配係数の不確実性を考慮。</li> </ul> <b>【地質環境変更ケース】</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>岩種のバリエーションに応じた分配係数を考慮。</li> <li>地下水タイプのバリエーション (海水系地下水) に応じた岩種毎の分配係数を考慮。</li> </ul>

表 3.4-2 解析ケースの設定とその内容（天然バリア／生物圏）（2 / 2）

安全機能／影響要因 ／外部擾乱要因		レファレンスケース (レファレンスケース概念モデル, レファレンスケースデータ)	データ不確実性ケース, 概念モデル変更ケース, 代替 デザインケース, 地質環境変更ケース および変動シナリオに関する解析ケースの内容
GS-6	深部地質環境の長 期的な安定性 【3.2.2.9 参照】	レファレンスケース概念モデル ・深部地質環境の力学的, 水理学的, 化学的 な特性および物質移行に関する特性の時間 的变化は考慮しない。	変更なし
GS-7	処分場は主要な地 下水移行経路とな る大規模な断層破 砕帯から離して建 設される 【3.2.2.3 参照】	レファレンスケース概念モデル ・処分場は主要な断層から少なくとも 100m 以上離して配置される。	変更なし
GD-1	岩盤中での微生物 活動, 有機物 【3.2.2.6 参照】	レファレンスケース概念モデル ・岩盤中の微生物や有機物が核種移行に有 意な影響は与えない。	【データ不確実性ケース】 ・分配係数の不確実性において有機物の影響を考慮 (GS-5 と 同じ)。
GD-2	岩盤中でのコロイ ド生成／移行 【3.2.2.7 参照】	レファレンスケース概念モデル ・コロイドは生成しにくく, また存在したと しても核種移行に影響は与えない。	【概念モデル変更ケース】 ・コロイドによる移行を考慮。
GD-3	岩盤中でのガス生 成／移行 【3.2.2.8 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さ いと考えられるため, 安全評価解析では考慮 しない。	同左
GD-4	地下水の放射線分 解 【3.2.1.10 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さ いと考えられるため, 安全評価解析では考慮 しない。	同左
GD-5	岩盤の放射線損傷 【3.2.1.10 参照】	地層処分システムの安全性への影響が小さ いと考えられるため, 安全評価解析では考慮 しない。	同左
GD-6	岩盤の物理的／化 学的変遷 【3.2.2.9 参照】	レファレンスケース概念モデル ・岩盤の力学的, 水理学的, 化学的な特性お よび物質移行に関する特性の時間的变化は 考慮しない。	【(人工バリアについての) 地質環境変更ケース】 ・岩種を変更 (堆積岩) した場合における岩盤のクリープを 想定して, 掘削影響領域通過流量を変更。
BS-1	希釈	レファレンスケース概念モデル ・評価指標として放射線量を基本として, 将 来においても現在と同様の生活様式が継続 すると仮定する。生物圏と地圏のインター フェイスとして河川を想定し, 地表環境で の核種の移行・分散と, 種々の経路による 被ばくを考慮する。 ・帯水層での核種の分散や収着は考慮しな い。	【データ不確実性ケース (生物圏)】 ・分配係数の不確実性を考慮。 ・農作物への移行係数の不確実性を考慮。 ・コンパートメントの大きさの不確実性を考慮。 【概念モデル変更ケース (生物圏)】 ・帯水層における収着を考慮。 【地質環境変更ケース (生物圏)】 ・生物圏と地圏のインターフェイス, 地形のバリエーション を考慮。

表 3.4-3 解析ケースの設定とその内容（外部擾乱要因）

安全機能／影響要因 ／外部擾乱要因		レファレンスケース (レファレンスケース概念モデル, レファレンスケースデータ)	データ不確実性ケース, 概念モデル変更ケース, 代替 デザインケース, 地質環境変更ケース および変動シナリオに関する解析ケースの内容
D-1	天然現象 【3.2.4.1 参照】	レファレンスケース概念モデル ・現在の地質環境が継続する。	<p>【天然事象（隆起・侵食）に関する解析ケース】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・隆起・侵食の影響として、処分場が地表に近づくことによる地下水組成および水理場の変化を考慮。（解析においては、地下水に応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定し、地下水流れの変化を考慮）</li> </ul> <p>【天然事象（気候・海水準変動）に関する解析ケース】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・氷期－間氷期のサイクルに伴う周期的な海水準変動の影響として、地下水組成の周期的な変化を考慮。（解析においては、地下水に応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定）</li> </ul>
D-2	工学的対策に関する 初期欠陥 【3.2.4.2 参照】	レファレンスケース概念モデル ・処分場の設計、製作、施工において適切な品質管理が行われ、人工バリアが設計機能を発揮する。	<p>【初期欠陥に関する解析ケース】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・オーバーパックの溶接ミスなどによる不完全な密封によるオーバーパックの早期破損を想定。（解析においては、核種封じ込め期間に応じた初期インベントリを設定）</li> </ul>
D-3	人間活動 【3.2.4.3 参照】	レファレンスケース概念モデル ・資源の存在しないサイトの選定と適切な処分深度の設定により、地層処分システムの所期の性能が人間活動により損なわれることはない。	<p>【人間活動に関する解析ケース】</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>・井戸の掘削と採取した水を人間が摂取することを想定</li> <li>・ボーリングによる掘削影響領域の発生と、その掘削影響領域を通じての地表からの酸化性地下水の浸入を想定。（解析においては、ボーリング周辺において酸化状態での溶解度、分配係数を考慮）</li> <li>・ボーリングによる掘削影響領域の発生と、その掘削影響領域が卓越的な地下水／核種の移行パスとなることを想定。（解析においては、ボーリング周辺の廃棄体について移行パスの減少を考慮）</li> </ul>

表3.4-1～3.4-2に示した基本シナリオにおける解析ケースを、人工バリア中核種移行、天然バリア中核種移行および生物圏評価のそれぞれに対して解析ケースの分類毎にまとめたものを表3.4-4～3.4-6および図3.4-1に示す。

表3.4-4 人工バリア中核種移行解析で考慮する解析ケースのまとめ

解析ケースの分類	解析ケースの内容
データ不確実性 ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ ガラス溶解速度の不確実性を考慮。</li> <li>・ オーバーパック破損時期の不確実性（破損時期の遅れ）を考慮。</li> <li>・ 掘削影響領域通過流量の不確実性を考慮。</li> </ul>
概念モデル変更 ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 腐食生成物層での核種遅延（拡散・収着）を考慮。</li> <li>・ 掘削影響領域での核種遅延（収着）を考慮。</li> <li>・ オーバーパックの腐食膨張による緩衝材の厚さ減少および周辺母岩への緩衝材の侵入による緩衝材の密度低下の発生を想定。</li> </ul>
代替デザインケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 代替オーバーパックを使用した場合の破損時期の不確実性（設計よりも長期にわたるオーバーパックの核種封じ込め）を考慮。</li> <li>・ 緩衝材厚さの変更。</li> </ul>
地質環境変更ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 動水勾配のバリエーションに応じた掘削影響領域通過流量の設定の変更。</li> <li>・ 岩種のバリエーション（堆積岩）による支保材の使用を想定し、地下水と支保材の反応による間隙水化学の変化を考慮。</li> <li>・ 岩種をバリエーション（堆積岩）した場合における、支保材の変質およびオーバーパック腐食膨張による母岩への応力やクリープを考慮した掘削影響領域通過流量の設定の変更。</li> <li>・ 地下水タイプのバリエーション（海水系地下水）を考慮。</li> <li>・ 地下水タイプのバリエーション（海水系地下水）に応じたオーバーパックを使用した場合の破損時期の不確実性（設計よりも長期にわたるオーバーパックの核種封じ込め）を考慮。</li> </ul>

表3.4-5 天然バリア中核種移行解析で考慮する解析ケースのまとめ

解析ケースの分類	解析ケースの内容
データ不確実性 ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 亀裂の透水量係数分布の不確実性を考慮。</li> <li>・ 亀裂開口幅の不確実性を考慮。</li> <li>・ 分散長の不確実性を考慮。</li> <li>・ マトリクス拡散寄与面積率の不確実性を考慮。</li> <li>・ マトリクス拡散深さの不確実性を考慮。</li> <li>・ 有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の不確実性を考慮。</li> <li>・ 分配係数の不確実性を考慮。</li> <li>・ 断層内流速の不確実性を考慮。</li> </ul>
概念モデル変更 ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ コロイドによる移行を考慮。</li> <li>・ 処分場レイアウトの効果。</li> <li>・ 処分場内での濃度干渉の効果。</li> <li>・ 断層の多孔質媒体としてのモデル化。</li> </ul>
地質環境変更ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 動水勾配のバリエーションによる地下水流れの変化を考慮。</li> <li>・ 岩種のバリエーション<sup>*1</sup>に応じた有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数を考慮。</li> <li>・ 地下水タイプのバリエーション（海水系地下水）に応じた岩種毎<sup>*2</sup>の分配係数を考慮。</li> </ul>

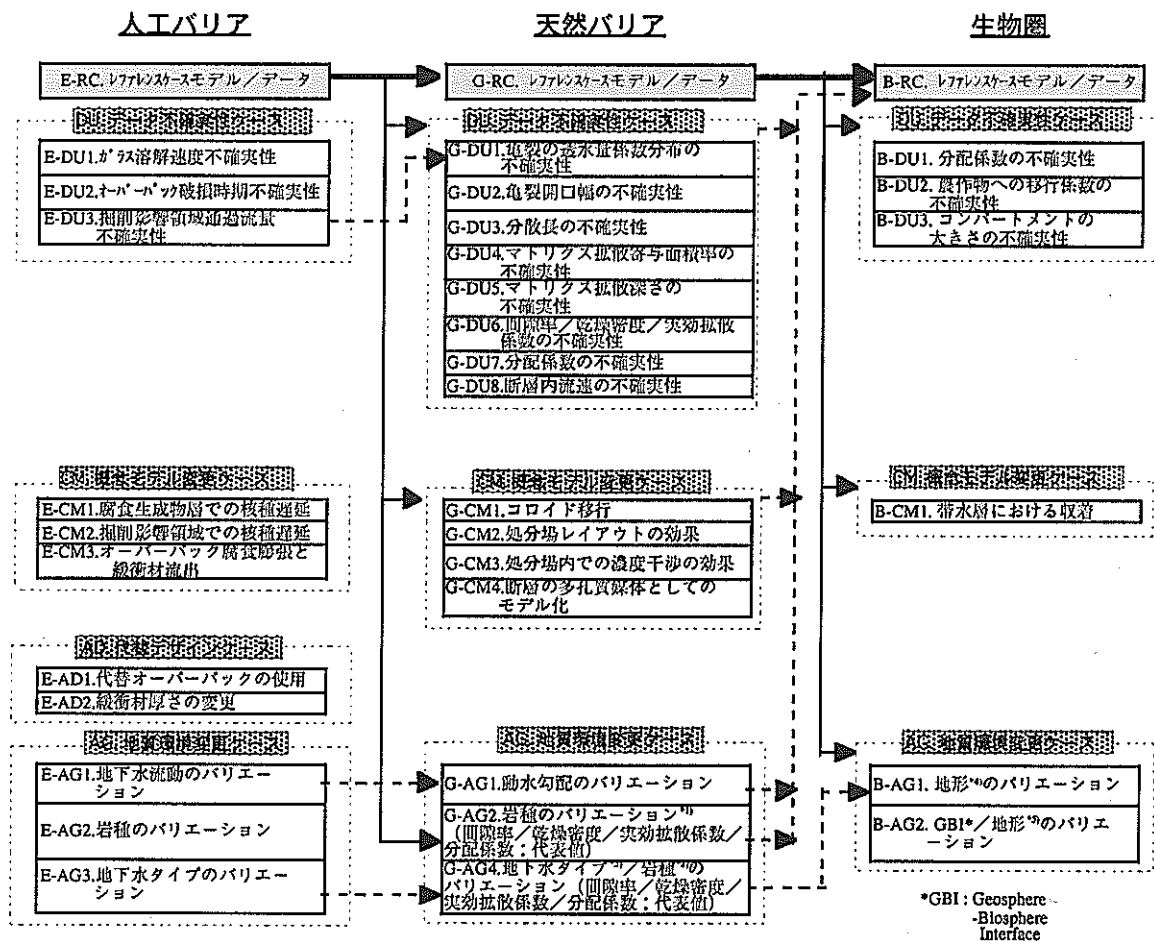
\*1：結晶質岩（塩基性），先新第三紀砂岩，先新第三紀泥岩・凝灰岩，新第三紀砂岩，新第三紀泥岩・凝灰岩

\*2：結晶質岩（酸性），結晶質岩（塩基性），先新第三紀砂岩，先新第三紀泥岩・凝灰岩，新第三紀砂岩，新第三紀泥岩・凝灰岩



表 3.4-6 生物圏評価で考慮する解析ケースのまとめ

解析ケースの分類	解析ケースの内容
データ不確実性 ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 分配係数の不確実性を考慮。</li> <li>・ 農作物への移行係数の不確実性を考慮。</li> <li>・ コンパートメントの大きさの不確実性を考慮。</li> </ul>
概念モデル変更 ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 帯水層における収着を考慮。</li> </ul>
地質環境変更ケース	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 地形のバリエーションを考慮。</li> <li>・ 生物圏と地圏のインターフェイス／地形のバリエーションを考慮。</li> </ul>



- \*1): 結晶質岩（塩基性）、先新第三紀堆積岩（砂岩）、先新第三紀堆積岩（凝灰岩、泥岩）、新第三紀堆積岩（砂岩）、新第三紀堆積岩（凝灰岩、泥岩）  
 \*2): 結晶質岩（酸性）、結晶質岩（塩基性）、先新第三紀堆積岩（砂岩）、先新第三紀堆積岩（凝灰岩、泥岩）、新第三紀堆積岩（砂岩）、新第三紀堆積岩（凝灰岩、泥岩）  
 \*3): 海水系地下水  
 \*4): 丘陵、山地  
 \*5): 河川堆積層、井戸、海洋、海洋堆積層（海水系地下水の場合、海洋、海洋堆積層のみ） / 平野、丘陵、山地

図 3.4-1 安全評価解析で考慮する解析ケースのまとめ

## 第Ⅳ章

# レファレンスケースの モデルとデータ

## 4 レファレンスケースのモデルとデータ

レファレンスケース地層処分システムは、複数の解析ケースの比較の基準となるレファレンスケースを設定するため選んだ、地形（低地）、地下水（降水系地下水）、岩石（花崗岩）、地表環境（2.2.4参照）と処分場デザイン（2.2.4参照）を組み合わせることによって設定される。レファレンスケースは、2.2.4で設定されたレファレンスケース地層処分システムに基づき、レファレンスケース地質環境とレファレンスケースデザインについて、地層処分システムに期待する安全機能を満足する場合を表現するレファレンスケース概念モデルを設定し、この概念モデルに対して現実的な範囲で保守性を考慮して設定したレファレンスケースデータにより構築される。このレファレンスケースの設定の考え方にに基づき、人工バリア、天然バリアおよび生物圏のそれぞれについて、レファレンスケースでの概念モデルとそれに対応する数学モデルおよびデータを設定する。

### 4.1 人工バリアのレファレンスケース概念モデルとデータ

#### 4.1.1 概要

人工バリア中核種移行解析では、ガラス固化体からの核種の溶出から、緩衝材中での核種の遅延・崩壊を伴う移行および緩衝材外側から周辺母岩への放出までを評価する。ここでは、レファレンスケースについての人工バリア中核種移行評価のため、概念モデルの仮定を整理するとともに、その概念モデルに対応した数学モデルおよびデータの設定を行う。概念モデルとデータの設定にあたっては、対象となる現象をより現実的に取り込むこととし、現象の理解不足等により現実的な取り扱いが困難な場合には、保守性を失わないように取り込むこととした。以下の前提に基づき、人工バリア中核種移行評価を具体化することとする。

- 人工バリアは所期の機能を発揮する。
- 人工バリアの特性およびそれを取り囲む環境条件は、時間的に変化しない。
- 人工バリアのまわりには掘削影響領域が存在し、緩衝材外側から放出された核種は、掘削影響領域を経て、天然バリアである母岩に流入する。
- 単一のガラス固化体を解析対象とする。

#### 4.1.2 レファレンスケース概念モデル（概念／数学モデル）

レファレンスケースの設定の考え方に沿って、人工バリア中の核種移行に関わるプロセスに対して具体的な取り扱いや条件を定めることにより、人工バリア中核種移行についてのレファレンスケース概念モデルを設定した。さらに、定量的評価のために保守性を失わないように留意しつつ概念モデルの仮定を簡略化した数学モデルを設定した。以下に、人工バリア中核種移行に関するレファレンスケース概念モデルの設定について示す。

#### 4.1.2.1 モデルの概要

人工バリアに期待する安全機能が発揮され、かつ人工バリアの性能が時間的に変化しないことを前提とする、レファレンスケース概念モデルを構築するにあたっては、以下に示す仮定を設定する。

- オーバーパックは少なくとも 1,000 年間破損しないように設計され、腐食による強度の低下により処分後 1,000 年以降に機械的に破損する。
- オーバーパック破損時には、ガラス固化体の発熱は無視できる程度になっており、処分場内の温度は周辺母岩中とほぼ同じになる。また、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。
- 緩衝材は所期の性能（低透水性、膨潤性、化学的緩衝性、核種遅延性、コロイドフイルトレーションなど）を発揮し、核種移行に有意な影響を与えるような形状や性能の変化はない。また、オーバーパックは緩衝材により保持され、施工時の位置から移動することはない。
- 冷却時の割れによるガラス固化体の表面積の増加を考慮し、処分時のガラス固化体表面積を幾何学的表面積より大きくする。
- オーバーパック破損後、緩衝材間隙水がガラス固化体と接触し、長期的なガラス溶解速度にしたがってガラスマトリクスの溶解が進む。ガラスの溶解に伴い、ガラス固化体中で均質に混合されている核種は、ガラス固化体中での核種存在比に応じてガラスから溶出する（調和溶解）。
- オーバーパック破損後の、ガラス固化体の内部亀裂やガラスの変質生成物およびオーバーパック腐食生成物の核種遅延機能は保守的に無視する。
- ガラス固化体近傍あるいは緩衝材中での核種濃度は、同位体の存在比に応じて分割された溶解度により制限される。また、沈澱／溶解は瞬時／可逆の反応を仮定する。沈澱した固相が存在する場合、溶解度を維持するために再溶解が起こる。なお、溶解度分割において考慮される同位体存在比としてはガラス固化体を起源とするもののみを考慮し、地下水や緩衝材を起源とする同位体の影響は保守的に無視する。
- 緩衝材間隙水は、地下水と緩衝材およびオーバーパックの腐食生成物との化学平衡により組成が決まり、還元性に維持される。溶解度はこの間隙水組成に基づいて設定される。
- 核種は緩衝材中を拡散により移動する。また、緩衝材中での核種の拡散移行は、収着により遅延される。収着反応は瞬時／可逆／線形を仮定する。コロイドの移行は緩衝材の微細な間隙構造によりろ過される。炭素鋼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。
- 核種移行評価期間においては核種の崩壊／生成を考慮する。
- 緩衝材外側に到達した核種は、掘削影響領域での収着等の遅延効果を受けず、全量が母岩中の亀裂に流入する。
- 地下水の流れの上流側に位置するガラス固化体から溶出してきた核種が下流側の

ガラス固化体周辺に至り、緩衝材外側での放射性核種濃度が上昇することによって、下流側の緩衝材中での濃度勾配がさらに緩やかになり核種移行率が低減するという効果は保守的に無視する。

#### 4.1.2.2 数学的定式化

4.1.2.1 に示した概念モデルに基づいて、人工バリア中核種移行解析のための数学モデルを構築する。モデルの定式化にあたっては、以下の付加的な仮定を設定した。

- ガラス固化体の溶解に伴う表面積の時間的な減少は保守的に無視する。
- オーバーパックは処分後 1,000 年で破損すると仮定する。
- ガラスの溶解をモデル化するためにガラス近傍に仮想的な領域を仮定する。ガラス固化体中の核種は、いったんこの仮想的な領域へ均質に溶出した後に緩衝材中に移行すると仮定する。
- 緩衝材と母岩の境界に到達した核種が掘削影響領域を通過する地下水流れと瞬時に混合することを仮定することにより与えられる核種の濃度を外側境界とする。
- 緩衝材中での核種濃度は、軸方向および周方向での勾配はなく、半径方向にのみ勾配を持つと仮定し、緩衝材中の核種の拡散による移行を 1 次元円筒座標系で表現する。
- 複数の崩壊連鎖を同時に考慮する。

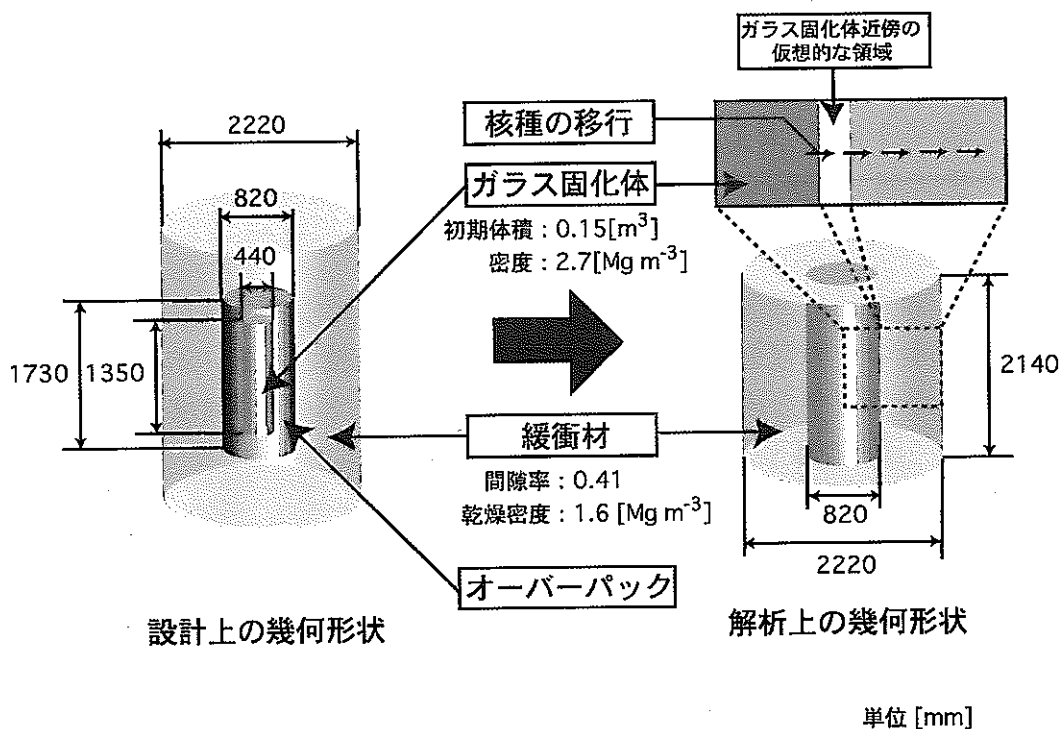


図 4.1.2-1 人工バリアの構成及び幾何形状

また、人工バリア中核種移行に関する数学モデルを構築するにあたって、人工バリアの幾何形状を図 4.1.2-1 に示す解析上の幾何形状に簡略化した。すなわち、オーバーパックの物理的抵抗を無視するとともに、オーバーパック外側全表面から緩衝材中へ移行する単位時間あたりの核種量を設計上のオーバーパックの場合と等しくするために、設計上のオーバーパックの外側総表面積と等価な内側側面積を持つ緩衝材高さを設定した。なお、緩衝材内側半径はオーバーパック外側半径とした。

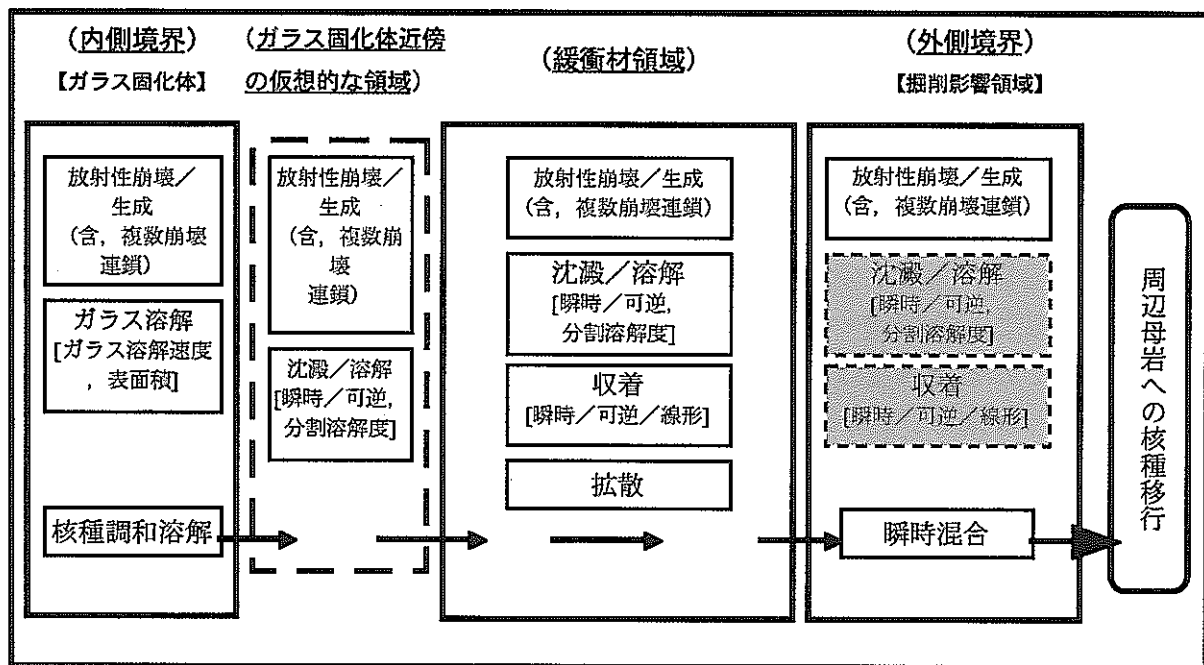


図 4.1.2-2 人工バリア中核種移行に関するプロセス

破線枠 : レファレンスケースでは考慮しないプロセス

人工バリア中核種移行評価のための数学モデルは、内側境界条件を導くガラス固化体の溶解、緩衝材中での収着を伴う核種の拡散移行、核種の沈澱／溶解、外側境界条件を導く掘削影響領域から周辺母岩への核種放出、および核種の崩壊に関する各プロセス（図 4.1.2-2）を表現する方程式群から構成される。

人工バリア中核種移行は、簡単化のため一次元円筒座標系で表現する。また、核種の移行問題を数学的に表現するために、ガラス固化体からの核種の溶出、緩衝材中の拡散移行、緩衝材外側から周辺岩盤への核種放出の各プロセスにおいて、単位体積あたりの核種量を3つの形態に分けて取り扱う。すなわち液相濃度を  $C_{ij}$ 、収着量を  $S_{ij}$ 、沈澱量を  $P_{ij}$  とし、各媒体中に存在する各核種の総量を未知変数として支配方程式を組み立てる。なお、内側境界、ガラス固化体近傍の仮想的領域、緩衝材、外側境界を表現するパラメータインデックスとして、それぞれ Glass, R, B, M を用いることとす

る。以下に各領域での核種移行プロセスに係わる数学モデルを示す（モデル式中のパラメータの説明を表 4.1.2-1～表 4.1.2-3 に示す）。

1) ガラスの溶解（内側境界，およびガラス固化体近傍の仮想的な領域）

ガラスの溶解は，長期的なガラス溶解速度で表現されるガラス溶解モデルを使用する。ガラスの溶解を基に表現される緩衝材内側の境界条件は，ガラス固化体の溶解，それに伴う核種の溶出，沈澱／溶解による核種濃度の制限（4.1.2.2 2）緩衝材中の核種移行を参照）および複数崩壊連鎖を含む核種の崩壊を考慮した核種濃度で表現される（式 4.1.2-1）。

$$V^R \frac{\partial(C_{ij}^R + P_{ij}^R)}{\partial t} = 2\pi r_{in} L \varepsilon^B D_{pi} \left. \frac{\partial C_{ij}^B}{\partial r} \right|_{r=r_{in}} + M_{ij}^{Glass} g_{Si} - V^R \lambda_{ij} (C_{ij}^R + P_{ij}^R) + V^R \lambda_{ii} (C_{ii}^R + P_{ii}^R)$$

式 (4.1.2-1)

ここで  $g_{Si}$  は，ガラス固化体の体積減少率であり以下の式で求められる。

$$g_{Si} = \frac{a^{Glass}}{\rho^{Glass} V^{Glass}} k$$

式 (4.1.2-2)

また，ガラス固化体中の核種量の時間変化は次のように表現される。

$$\frac{dM_{ij}^{Glass}}{dt} = -M_{ij}^{Glass} g_{Si} - \lambda_{ij} M_{ij}^{Glass} + \lambda_{ii} M_{ii}^{Glass}$$

式 (4.1.2-3)

2) 緩衝材中の核種移行（緩衝材領域）

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質量保存式（式 (4.1.2-4)）で表現される。収着は瞬時／可逆／線形として，沈澱／溶解は瞬時／可逆反応として取り扱う。また，複数の崩壊連鎖をについての式を同時に解くことにより，緩衝材中での沈澱および同位体間での溶解度の分割といった現象を詳細に評価することができる。

$$\frac{\partial(\varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B + P_{ij}^B)}{\partial t} = \varepsilon^B D_{pi} \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left( r \frac{\partial C_{ij}^B}{\partial r} \right) - \lambda_{ij} (\varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B + P_{ij}^B) + \lambda_{ii} (\varepsilon^B C_{ii}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ii}^B + P_{ii}^B)$$

式 (4.1.2-4)

ここで，

$$S_{ij}^B = \rho^B K d_i C_{ij}^B \quad \text{式 (4.1.2-5)}$$

また,

$$\sum_j (\varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B) > \varepsilon^B C_i^* + (1 - \varepsilon^B) \rho^B K d_i C_i^* \quad \text{式 (4.1.2-6)}$$

の時沈殿が生じ、その時の沈殿量 ( $P_{ij}^B$ ) は以下の式で求められる。

$$P_{ij}^B = \varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B - (\varepsilon^B C_i^* + (1 - \varepsilon^B) \rho^B K d_i C_i^*) \frac{(\varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B)}{\sum_j (\varepsilon^B C_{ij}^B + (1 - \varepsilon^B) S_{ij}^B)} \quad \text{式 (4.1.2-7)}$$

以上の方程式を次の初期条件の基で解く。

$$C_{ij}^B = C_{Si}^B = 0 \quad (r_{in} \leq r \leq r_{out}) \quad \text{式 (4.1.2-8)}$$

### 3) 周辺母岩境界への核種放出 (外側境界)

外側境界条件となる緩衝材外側と周辺母岩境界での核種濃度は、緩衝材外側から放出された核種と緩衝材外側を流れて周辺母岩へ流れ込む地下水流れとの瞬時混合と周辺母岩への移行を仮定することにより、式 (4.1.2-9) で表現される。ここで、地下水流速としては、緩衝材外側の掘削影響領域を通過する地下水流速 (4.1.3.8 参照) を用いる。

$$\begin{aligned} & V^M \frac{\partial (\varepsilon^M C_{ij}^M + (1 - \varepsilon^M) S_{ij}^M + P_{ij}^M)}{\partial t} \\ &= -2\pi r_{out} L \varepsilon^B D_{p,i} \left. \frac{\partial C_{ij}^B}{\partial r} \right|_{r=r_{out}} - V^M \lambda_{ij} (\varepsilon^M C_{ij}^M + (1 - \varepsilon^M) S_{ij}^M + P_{ij}^M) \\ & \quad + V^M \lambda_{Ij} (\varepsilon^M C_{Ij}^M + (1 - \varepsilon^M) S_{Ij}^M + P_{Ij}^M) - Q C_{ij}^M \quad \text{式 (4.1.2-9)} \end{aligned}$$

なお、レファレンスケースでは、緩衝材外側領域、すなわち掘削影響領域を通過する流量との瞬時混合のみを考慮し、掘削影響領域での収着などによる遅延の効果を考慮しない。 ( $S_{ij}^M = 0$ ,  $P_{ij}^M = 0$ )



以上の方程式群を解くことにより、人工バリア中での核種移行挙動を評価し、周辺母岩への核種移行率を式 (4.1.2-10) で求める。

$$Flux_{Buffer \rightarrow Hostrock} = QC_{ij}^M \quad \text{式 (4.1.2-10)}$$

これら設定した数学モデルに対して、第 1 次取りまとめにおいて使用した人工バリア中核種移行計算コード **RELEASE** (大井ほか, 1992) を基に、複数の崩壊系列を同時に解くことが可能で、かつ時間・空間ごとに同位体の存在比に応じて元素の溶解度を分配して各同位体の沈澱／溶解量を決定することができる機能を新たに加えた、**MESHNOTE** コード (円筒一次元座標系, 有限差分法) を開発した (動燃事業団, 1996)。

**MESHNOTE** コードについては、複数崩壊連鎖が取り扱えること、同位体分割を考慮した沈澱／溶解が取り扱えること、人工バリア周辺の掘削影響領域中での地下水流れによる母岩中への核種流出が取り扱えること等、核種移行に関わる諸プロセスについて現象に即したモデル化が行われていることを確認している (動燃事業団, 1997)。また、諸外国の性能評価で用いられている人工バリア中核種移行解析コードとの比較により、**MESHNOTE** コードにおける核種移行プロセスの取り扱いがより詳細であることが示されている (Zhou et al, 1994)。モデルのコード化については、定常解析解や他のコードとの比較によりその妥当性を確認している (若杉・牧野, 1999; Webb et al., 1999)。

また上記のような、ガラスの溶解、それに伴う核種の浸出、および緩衝材中の核種の拡散移行等の人工バリア中核種移行の概念モデルについては、実高レベル廃液を用いて作成されたガラス試料や Pu を含有するガラス試料を圧縮ベントナイト中に埋め込んだ溶出・拡散試験の結果からも支持されている (Ashida et al., 1994; 動燃事業団, 1996)。

表 4.1.2-1 プロセスに係わるパラメータ

プロセス	モデル式中のパラメータ		
時間	t	y	オーバーパック破損後（処分後 1000 年）の経過時間
放射性崩壊	$\lambda_{ij}$	$y^{-1}$	元素 i の同位体 j に対する崩壊定数
ガラス溶解	k	$g\ m^{-2}\ y^{-1}$	ガラス溶解速度
	$g_{Si}$	$y^{-1}$	ガラス固化体の体積減少率
放射性元素の沈殿／溶解	$C_i^*$	$mol\ m^{-3}$	元素 i の溶解度
Si の沈殿	$C_{Si}^*$	$mol\ m^{-3}$	仮想的領域での溶性ケイ酸飽和濃度
緩衝材中での拡散	$D_{pi}$	$m^2\ y^{-1}$	元素 i の間隙水中の拡散係数
緩衝材への収着	$Kd_i$	$m^3\ kg^{-1}$	元素 i の分配係数
緩衝材外側境界での地下水流量	Q	$m^3\ y^{-1}$	掘削影響領域を通過する平均地下水流量
周辺母岩への移行	Flux	$mol\ y^{-1}$	周辺母岩への核種流入量

表 4.1.2-2 特性に係わるパラメータ

領域	モデル式中のパラメータ		
緩衝材内側領域 (ガラス固化体)	$M_{ij}^{Glass}$	mol	ガラス固化体中の核種インベントリ
	$a^{Glass}$	$m^2$	ガラス固化体表面積
	$V^{Glass}$	$m^3$	ガラス固化体の体積
	$\rho^{Glass}$	$kg\ m^{-3}$	ガラス固化体の密度
ガラス固化体近傍 の仮想的な領域	$C_{ij}^R$	$mol\ m^{-3}$	単位液相（間隙水）体積あたりの溶存種濃度
	$P_{ij}^R$	$mol\ m^{-3}$	単位領域体積あたりの沈殿種濃度
	$C_{Si}^R$	$mol\ m^{-3}$	単位液相（間隙水）体積あたりの溶性ケイ酸濃度
	$V^R$	$m^3$	ガラス溶解をモデル化するために導入した仮想的なガラス近傍領域の体積
緩衝材	$r_{in}$	m	緩衝材内側半径
	$r_{out}$	m	緩衝材外側半径
	L	m	緩衝材高さ
	$\epsilon^B$	-	緩衝材の間隙率
	$C_{ij}^B$	$mol\ m^{-3}$	単位液相（間隙水）体積あたりの溶存種濃度
	$S_{ij}^B$	$mol\ m^{-3}$	単位吸着媒体（緩衝材）体積あたりの収着種濃度
	$P_{ij}^B$	$mol\ m^{-3}$	単位領域体積あたりの沈殿種濃度
	$\rho^B$	$kg\ m^{-3}$	緩衝材真密度
緩衝材外側領域 (掘削影響領域)	$V^M$	$m^3$	瞬時混合をモデル化するための緩衝材外側領域（掘削影響領域）の体積
	$\epsilon^M$	-	掘削影響領域の間隙率
	$C_{ij}^M$	$mol\ m^{-3}$	単位液相（地下水）体積あたりの溶存種濃度
	$S_{ij}^M$	$mol\ m^{-3}$	単位吸着媒体（周辺岩盤）体積あたりの収着種濃度
	$P_{ij}^M$	$mol\ m^{-3}$	単位領域体積あたりの沈殿種濃度

表 4.1.2-3 パラメータのインデックス

インデックス	意味
ij	当該核種：元素 i の同位体 j
IJ	親核種：元素 I の同位体 J
Glass	緩衝材内側領域（ガラス固化体）
R	ガラス固化体近傍の仮想的領域
B	緩衝材領域
M	緩衝材外側領域（掘削影響領域）

#### 4.1.3 レファレンスケースデータ

##### 4.1.3.1 ガラス固化体のモデルインベントリ

2.2.3 で述べたように、JNFL仕様を参考にして設定したモデルガラス固化体について、核種生成／崩壊コード ORIGEN 2.1 (Croff, 1980; Ludwig and Renier, 1989) を用いてインベントリを計算した。計算に際しては、燃料中に含まれる不純物元素および構造材 (Ludwig and Renier, 1989) が照射されて発生する放射化生成物を含めた。また、構造材起源の放射化生成物はファイン (剪断より生じる構造材・被覆管の切り粉および燃料中不溶性微粒子が高レベル放射性廃液に混入したもの) に付随して固化体へ移行するとした。

##### 1) 安全評価における対象核種の選定

人工バリア中と天然バリア中の核種移行解析において対象とする放射性核種については、半減期の大きさや、処分後 1,000 年以降の換算水量が  $1 [\mu\text{Sv y}^{-1}]$  の年間線量当量率に相当する値を上回るという選定基準を考慮して抽出を行った。

対象核種選定の際の換算水量の基準値を求めるにあたり、以下のような保守的な前提条件を想定した。

- ・核種の放出は処分後 1,000 年間、すなわちオーバーパックが破損するまでは起こらない。
- ・核種が浸出した水は、直ちに地表に運ばれる。
- ・地表へ運ばれた水は井戸水で希釈され、それを人が摂取し被ばくする。

この前提条件の下では、ガラスの浸出速度および地表での希釈のみが被ばく線量に影響する因子となり、実際には人工バリア中および天然バリア中で生じると考えられる核種の移行遅延／吸着等の作用は保守的に無視している。この前提条件にもとづいて、ここでは個人の年間線量当量率  $1 [\mu\text{Sv y}^{-1}]$  を基準として、これに相当する換算水量を以下のように求めた。

##### ①浸出時間

次式より、核種の浸出時間  $T$  は約 6,500 年となる。

$$T = \frac{w}{L S}$$

ここで、

- ・固化体重量： $w = 400 [\text{kg 本}^{-1}]$

日本原燃株式会社 (1992) によれば、固化ガラス重量は一本当たり約 400 [kg] である。

- ・固化体表面積： $S = 17 [\text{m}^2 \text{ 本}^{-1}]$

人工バリア中核種移行解析のレファレンスケースデータ (4.1.3.4 参照) を使用した。

- ・ガラス溶解速度： $L = 0.01 [\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}]$

人工バリア中核種移行解析のレファレンスケースデータ（4.1.3.4 参照）に対して、保守的に 10 倍の値を使用した。

## ②固化体一本当りの希釈水量

次式より，固化体一本当りの希釈水量  $v$  は  $1.6 \times 10^5 [\text{m}^3 \text{ 本}^{-1}]$  となる。

$$v = \frac{VT}{N}$$

ここで，

- ・ 固化体本数： $N = 40,000$  [本]（分冊 2 参照）
- ・ 井戸水量： $V = 1 \times 10^6 [\text{m}^3 \text{ y}^{-1}]$

井戸揚水量のオーダーに相当する希釈水量として，生物圏評価における河川水量（付録 3.2-1 参照）の 1/100 の値を使用した。

## ③換算水量の基準値

ガラス固化体中の各核種の放射エネルギー  $[\text{Bq 本}^{-1}]$  をそれぞれの核種の水中の濃度限度（科学技術庁，1988）で除して算出した換算水量が，上記②項の希釈水量を上回れば，個人の年間線量当量率は  $1 [\text{mSv y}^{-1}]$  を上回ることを意味する。

したがって， $1 [\mu\text{Sv y}^{-1}]$  の線量当量率に相当する換算水量は，比例換算から  $1.6 \times 10^2 [\text{m}^3 \text{ 本}^{-1}]$  となる。

これより， $1.6 \times 10^2 [\text{m}^3 \text{ 本}^{-1}]$  を基準値として設定し，処分後 1,000 年以降の換算水量がこの値を上回る核種を抽出した。さらに，抽出された核種の中で半減期が 1 年未満の娘核種については，親核種との放射平衡が成り立つと仮定し，核種移行解析においては省略することとした。表 4.1.3-1 に，人工バリア中と天然バリア中の核種移行解析において考慮する放射性核種をまとめて示す。

表 4.1.3-1 人工バリアと天然バリア中の核種移行解析において考慮する  
放射性核種

放射化生成物／ 核分裂生成物	Sm-151, Cs-135, Sn-126, Pd-107, Tc-99, Nb-94, Zr-93→Nb-93m, Se-79
4N 系列	Pu-240→U-236→Th-232
4N+1 系列	Cm-245→Pu-241→Am-241→Np-237→U-233→Th-229
4N+2 系列	Cm-246→Pu-242→U-238→U-234→Th-230→Ra-226→Pb-210 $Am-242m \rightarrow Pu-238 \xrightarrow{\uparrow *1) } U-234$
4N+3 系列	Am-243→Pu-239→U-235→Pa-231→Ac-227

\*1)：現状，人工バリア中核種移行解析コード以外は，崩壊系列中での分岐／合流を取扱うことができない。そのため，人工バリア中核種移行解析の結果に基づいて，それ以降の解析での  $Am-242m \rightarrow Pu-238 \rightarrow U-234$  の取り扱いについて決定する。

## 2) モデルガラス固化体のインベントリ

人工バリア材の一つであるオーバーパックは、少なくとも 1,000 年間は破損しないように設計されており、腐食による強度の減少により処分後 1,000 年以降に機械的に破損する。したがって、オーバーパック破損後、ガラス固化体と地下水が接触する時点のインベントリが、安全評価（人工バリア中核種移行解析）のソースタームとなる。表 4.1.3-2 に、処分後 1,000 年時点におけるモデルガラス固化体中の放射性核種と安定同位体のインベントリを示す。

表 4.1.3-2 ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種および安定同位体の  
インベントリ（処分後 1,000 年時点）

元素	質量数	半減期 <sup>*)</sup> [年]	モル数 [mol]	放射能量 [Bq]	元素	質量数	半減期 <sup>*)</sup> [年]	モル数 [mol]	放射能量 [Bq]
Se	79	6.50E+04	8.04E-02	1.64E+10	Th	229	7.34E+03	2.51E-06	4.52E+06
	—	Stable	6.86E-01	—		230	7.70E+04	5.37E-05	9.23E+06
Zr	93	1.53E+06	8.54E+00	7.39E+10		232	1.41E+10	6.50E-06	6.13E+00
	—	Stable	4.74E+01	—	Pa	231	3.28E+04	2.23E-06	8.99E+05
Nb	93m	1.36E+01	7.21E-05	7.02E+10	U	233	1.59E+05	1.17E-03	9.75E+07
	94	2.03E+04	2.80E-04	1.83E+08		234	2.45E+05	1.50E-02	8.14E+08
	—	Stable	2.67E-02	—		235	7.04E+08	1.46E-01	2.74E+06
Tc	99	2.13E+05	8.27E+00	5.14E+11		236	2.34E+07	1.05E-01	5.94E+07
Pd	107	6.50E+06	2.04E+00	4.16E+09		238	4.47E+09	1.31E+01	3.89E+07
	—	Stable	1.18E+01	—	Np	237	2.14E+06	3.74E+00	2.31E+10
Sn	126	1.00E+05	2.25E-01	2.97E+10	Pu	238	8.77E+01	6.49E-05	9.79E+09
	—	Stable	6.82E-01	—		239	2.41E+04	1.60E-01	8.79E+10
Cs	135	2.30E+06	3.19E+00	1.83E+10		240	6.54E+03	1.78E-01	3.59E+11
	—	Stable	8.84E+00	—		241	1.44E+01	1.23E-05	1.13E+10
Sm	151	9.00E+01	3.20E-05	4.71E+09		242	3.87E+05	1.12E-02	3.82E+08
	—	Stable	3.33E+00	—	Am	241	4.32E+02	1.88E-01	5.75E+12
Pb	210	2.23E+01	3.48E-09	2.07E+06		242m	1.52E+02	5.79E-05	5.04E+09
	—	Stable	3.81E-03	—		243	7.38E+03	4.01E-01	7.18E+11
Ra	226	1.60E+03	2.62E-07	2.16E+06	Cm	245	8.50E+03	7.26E-03	1.13E+10
Ac	227	2.18E+01	1.48E-09	8.98E+05		246	4.73E+03	8.29E-04	2.32E+09

\*)：ORIGEN2.1 コードの DECAY ライブラリから引用した。この半減期データは、人工バリア、天然バリア、および生物圏の評価で共通に使用する。

### 3) 第 1 次取りまとめとの比較

#### ・モデルガラス固化体

第 1 次取りまとめ（動燃事業団，1992）では、当時入手できる範囲の情報を参考に、比較的仕様が明確な COGEMA 固化体の仕様を参照してモデル固化体を設定した。なお、第 1 次取りまとめでは、放射化生成物の計算は行っていない。

#### ・対象核種の選定

第 1 次取りまとめでは、第 2 次取りまとめと同様に換算水量を基準に核種を抽出（動燃事業団，1991）しており、さらに諸外国における評価対象核種も選定において参考にした。抽出された核種については一致しているが、第 1 次取りまとめでは腐食生成物として Ni-59 を加えていた。第 1 次取りまとめにおいては放射化生成物

の発生量を評価しておらず、ガラス固化体中の Ni のインベントリを設定できなかったため、諸外国の評価対象核種を参考に Ni-59 を加えたものである。第 2 次取りまとめでは放射化生成物を評価しており、換算水量の観点から抽出されなかったため、Ni-59 は対象外とした。また、第 2 次取りまとめでは放射化生成物として、Nb-94 が加わっている。

#### ・インベントリ

第 1 次取りまとめにおけるインベントリは、表 3.2.1.1-1 に示した COGEMA 仕様の解析で得られるインベントリとほぼ一致する。第 2 次取りまとめにおけるモデルガラス固化体 (JNFL 仕様) のインベントリに比べて、核分裂生成物のインベントリが若干高くなっており、これはウラン等価量が大いことが原因と考えられる。また、アクチニド核種については、ウランおよびその娘核種のインベントリが若干低くなっており、これはウランの移行率の違いによると考えられる。また、第 1 次取りまとめでは、安定同位体のインベントリを考慮していなかった。

#### 4.1.3.2 地下水組成

レファレンスケース地質環境における地下水組成としては、我が国の多くの地形パターンや岩種にあてはまり、地球化学的根拠も多く、東濃および釜石地域の実測地下水や文献データを含めた多変量解析からその妥当性が支持されるモデル地下水（降水系高 pH 型地下水）を設定した。

モデル地下水は、まず起源（降水、海水）を決め、次に土壤中、岩体中での鉱物／水反応に関して pH、酸化還元電位、主要元素濃度（Na, Ca, C など）に影響をおよぼすと考えられる主要なプロセスと反応の生起順序を考慮して設定した（油井ほか、1992；Yui et al., 1999）。降水系高 pH 型地下水の場合、以下の様なプロセスと反応を仮定した。

##### 1) 大気中でのガス／水反応

雨水（純水）が大気中に含まれる  $\text{CO}_2$  ガスを吸収することにより、 $\text{HCO}_3^-$  濃度および pH が変化し（ $\text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(g)} = \text{H}^+ + \text{HCO}_3^-$ ）、さらに  $\text{O}_2$  ガスを吸収する。大気と平衡になった水の酸素分圧および炭酸分圧は、 $\text{PO}_{2(g)} = 10^{-0.7} [\text{atm}]$ 、 $\text{PCO}_{2(g)} = 10^{-3.5} [\text{atm}]$  である（Hem, 1985）。

##### 2) 土壤中での有機物の腐敗による $\text{CO}_2$ ガス吸収反応

土壤中では、有機物の腐敗や植物の根の呼吸に伴い発生する  $\text{CO}_2$  ガスにより、土壤中での炭酸分圧は大気中より数十倍～数百倍程度高くなる（Stumm and Morgan, 1981）。有機物を  $\text{CH}_2\text{O}$  として表わせば、 $\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_{2(g)} = \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_{2(g)}$  の反応により、炭酸分圧が上がるのがわかる。土壤中での炭酸分圧は、前述の Stumm and Morgan (1981) の知見など参考に  $\text{PCO}_{2(g)} = 10^{-1.0} [\text{atm}]$  を仮定した。

##### 3) 岩体中での鉱物／水反応

岩体中では、以下の鉱物／水反応により、pH、酸化還元電位および地下水中の主要な元素の濃度が変化する。

- ・ アルバイト - カオリナイト間の化学平衡（pH, Na 濃度等）
- ・ 黄鉄鉱-磁鉄鉱間の酸化還元平衡（酸化還元電位, Fe, S 濃度）
- ・ 方解石と水溶液間の溶解平衡（Ca, C 濃度）
- ・ 玉随と水溶液間の溶解平衡（Si 濃度）
- ・ マイクロクリンと水溶液間の溶解平衡（K 濃度等）

上記のプロセスと反応を考慮して、地下水水質の変遷をモデル化し、地球化学コード（PHREEQE：Parkhurst et al., 1980）を用いた熱力学的平衡計算により、モデル地下水の組成を求めた。熱力学的平衡計算は、25℃で行った。なお、平衡計算に使用した鉱物の熱力学データは、第 1 次取りまとめと同様に PHREEQE のオリジナル版に



OECD/NEA の熱力学データを追加したものである（油井ほか, 1992）。モデル化された地下水水質は、東濃および釜石地域の実測地下水の pH, 酸化還元電位および地下水中の主要な元素濃度をよく近似しており、降水系高 pH 型地下水の地下水水質変遷モデルの適用性が示されている（油井ほか, 1993；笹本, 1997）。また、これら鉱物／水反応のモデルにより設定した元素のほかに、モデル化が適当ではない元素（F, B, P 等）については、実測値から導出した各元素濃度の平均値を用いた。平均値の導出にあたっては、約 15,000 件の文献データ（瀬尾・清水, 1992）から選定したデータ（3.2.1.3 参照）を、さらに、瀬尾・清水（1992）らの基準を参考に、塩化物イオン濃度により降水系と海水系に分別し（降水系地下水： $\text{Cl} \leq 141[\text{mg l}^{-1}]$ , 海水系地下水： $\text{Cl} > 141[\text{mg l}^{-1}]$ ），降水系地下水のデータ群を用いた。

Mg 濃度に関しては、東濃および釜石地域の実測地下水に対するドロマイトの飽和指数計算結果（Sasamoto et al., 1999a；Sasamoto et al., 1999b）を参考に、ドロマイトに未飽和になる様な値を設定した。最後に、地下水水質変遷モデルにより導出した元素濃度とモデル化せずに実測値から導出した元素濃度を組み合わせて、Cl 濃度で電荷を調整し、レファレンスケース地下水である降水系高 pH 型地下水を設定した（表 4.1.3-3）。

表 4.1.3-3 降水系高 pH 型モデル地下水と間隙水組成計算値  
(レファレンスケース)

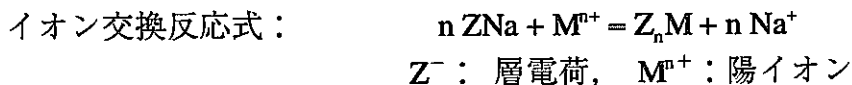
	降水系高 pH 型 モデル地下水	間隙水組成計算値 <sup>3)</sup>
pH	8.5	8.4
Eh [mV]	-281	-276
単位：[mol l <sup>-1</sup> ]		
Na (Total)	3.6E-03	2.8E-02
Ca (Total)	1.1E-04	5.3E-05
K (Total)	6.2E-05	1.2E-04
Mg (Total)	5.0E-05	4.2E-06
Fe (Total)	9.7E-10	2.0E-09
Al (Total)	3.4E-07	3.4E-07
C (Total)	3.5E-03	1.6E-02
S (Total)	1.1E-04	1.1E-04
B (Total)	2.9E-04 <sup>1)</sup>	2.9E-04
P (Total)	2.9E-06 <sup>1)</sup>	2.9E-06
F (Total)	5.4E-05 <sup>1)</sup>	5.4E-05
N (Total)	2.3E-05 <sup>1)</sup>	2.3E-05
Cl (Total)	1.5E-05 <sup>2)</sup>	1.5E-05
Si (Total)	3.4E-04	3.4E-04

- 1) 実測地下水の平均値より設定  
2) 電荷バランスをとるために調整  
3) 次項 (4.1.3.3) 参照

#### 4.1.3.3 間隙水組成

レファレンスケースデザインの緩衝材中の間隙水組成の評価は、ベントナイト-地下水相互作用の中で重要な反応と考えられるスメクタイトのイオン交換反応および結晶端における酸・塩基反応、随伴鉱物の溶解／沈殿反応、並びに腐食生成物との平衡反応に基づいた熱力学的平衡モデル計算により行う。間隙水組成のモデル計算は、オーバーパックが破損すると想定する処分後 1,000 年以降を対象とする。緩衝材中に含まれる硫酸塩などの可溶性不純物の溶解反応については、溶解したイオンが、オーバーパックの破損時期まで拡散により逸脱すると評価できる（小田ほか, 1999）ことから、間隙水組成の評価から除外する。

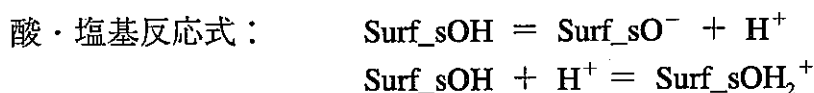
スメクタイトの陽イオン吸着特性は、多くの実験データを通じイオン交換反応として熱力学的に解釈されている（Gast, 1969；Maes et al., 1975；Sposito et al., 1983）。イオン交換反応に関する特性として、月布産 Na 型ベントナイト（クニゲル VI）より抽出したスメクタイト成分に対する陽イオン吸着等温線を求め、Gaines and Thomas (1953) によるイオン交換の熱力学的取り扱い（4.1.3-1 式）に基づき Na と Ca, Mg, K のイオン交換選択係数（表 4.1.3-4）を決定した。また、初期交換性陽イオン組成には同ベントナイトの値（表 4.1.3-4）を用いた（小田・柴田, 1999）。



Gaines & Thomas 選択係数：
$$K_{G \& T} = \frac{(Z_nM)}{(ZNa)^n} \frac{\{Na^+\}^n}{\{M^{n+}\}}$$
 式 (4.1.3-1)

$(Z_nM)$ ：固相中の  $M^{n+}$  の陽イオン交換容量に対する当量分率  
 $\{M^{n+}\}$ ：溶液中  $M^{n+}$  の活量

また、3.2.1.3 項に示したように、固相／溶液比の高い条件での緩衝材中では、スメクタイトの酸・塩基反応を考慮する必要がある。酸・塩基反応に関する特性として、Dzombak and Morel (1990) による固相の表面サイトでの化学反応モデル (The Generalized Two Layer Model) に基づいて、スメクタイトの酸塩基滴定実験より導出された表面サイト密度および酸・塩基解離定数（表 4.1.3-4；4.1.3-2 式，4.1.3-3 式）を設定した（澁谷ほか, 1999）。



Surf\_sOH ; 表面サイト,  $H^+$  ; 水素イオン

$$K_{(-)} = \frac{(Surf\_sO^-)\{H^+\}}{(Surf\_sOH)} \exp\left(-\frac{F\Psi}{RT}\right) \quad \text{式 (4.1.3-2)}$$

酸・塩基解離定数:

$$K_{(+)} = \frac{(Surf\_sOH_2^+)}{(Surf\_sOH)\{H^+\}} \exp\left(\frac{F\Psi}{RT}\right) \quad \text{式 (4.1.3-3)}$$

(表面化学種): 表面化学種の濃度,  $\{H^+\}$ : 平衡液中  $H^+$  の活量,  $\Psi$ : 表面電位[V],  
F: ファラデー定数[C mol<sup>-1</sup>], R: 気体定数[J mol K<sup>-1</sup>], T: 温度[K]

間隙水組成のモデル計算において平衡を考える随伴鉱物は、方解石、玉髄および黄鉄鉱とした。月布産 Na 型ベントナイト（クニゲル V1）の鉱物組成（伊藤ほか，1994）を表 4.1.3-5 に示す。室内実験では玉髄の溶解平衡を確認できていないものの（小田・柴田，1999），玉髄のベントナイト中の含有量が多いこと，天然の地下水中の溶性ケイ酸濃度が玉髄平衡で説明されること（Sasamoto et al., 1999）から，玉髄との平衡を考慮することとする。ベントナイト中に含有される石英や，ベントナイトと混合されるケイ砂については，上記の観点から，玉髄との平衡を考慮することで代表される。また，苦灰石およびスメクタイトの平衡反応は解析結果にほとんど影響を及ぼさないことを確認しており（小田・柴田 1999），これらが与える間隙水組成計算値への影響は無視できるものである。斜長石，方沸石については，設定された地下水に対する間隙水条件では過飽和となるが，処分環境温度ではこれらの鉱物が生成することは考え難いため，平衡を仮定することは適当ではない（小田・柴田 1999）。

腐食生成物との反応については，オーバーパックの腐食の進行とともに腐食速度が減少（谷口ほか，1999）し，間隙水化学は熱力学的に安定な腐食生成物と緩衝材との平衡によって支配されると仮定する。腐食生成物としては，低酸素濃度条件で熱力学的に安定であり，腐食実験（本田ほか，1997）などでその生成が認められている磁鉄鉱を考慮した。

Fe, C と S の酸化還元反応については，全ての液相および固相の化学種間での平衡を考慮した。以上の考え方に基づいて，レファレンスケースでは，降水系高 pH 型地下水に対して設定した間隙水組成を，表 4.1.3-3（前項参照）に地下水と併せて示す。計算に用いたパラメータ値を表 4.1.3-4 に示す。間隙水組成の計算には，地球化学計算コード PHREEQC（Parkhurst et al., 1995）を用い，熱力学データベースは，地下水のモデル化に用いたものと同じものを用いた。

表 4.1.3- 4 間隙水平衡計算条件

緩衝材仕様	Na 型ベントナイト 70wt%, ケイ砂 30wt%, 乾燥密度 1.6 [Mg m <sup>-3</sup> ] (ベントナイト/間隙水比 = 2.78E+03 [g l <sup>-1</sup> ])
平衡鉱物	方解石, 玉髄, 黄鉄鉱, 腐食生成物 (磁鉄鉱)
ベントナイトのスメクタイト含有量	スメクタイト 48wt%
イオン交換反応	陽イオン交換容量 60.1 [meq 100g <sup>-1</sup> ]
	初期の交換性陽イオン組成 [meq 100g <sup>-1</sup> ]
	ZNa 51.4 Z <sub>2</sub> Ca 7.4 ZK 0.6 Z <sub>2</sub> Mg 0.7
	イオン交換反応選択係数 (log K <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
酸・塩基反応	表面サイト酸・塩基解離定数: logK(-)=-7.92 logK(+)= 5.67 表面サイト密度: 6.5E-05 [mol g <sup>-1</sup> ]* 表面サイト有効比表面積: 29 [m <sup>2</sup> g <sup>-1</sup> ]* (* : スメクタイト単位重量当たり)

表 4.1.3- 5 ベントナイトの鉱物組成 (伊藤ほか, 1994)

鉱物	含有量 (重量%)
スメクタイト	46~49
石英	0.5~0.7
玉髄	37~38
斜長石	2.7~5.5
方解石	2.1~2.6
苦灰石	2.0~2.8
方沸石	3.0~3.5
黄鉄鉱	0.5~0.7

間隙水組成の設定値に対する影響要因として、地下水・間隙水組成の熱力学的平衡計算に用いる熱力学データ、酸化還元反応の仮定、スメクタイト表面特性値の影響や、間

隙水組成の時空間的な変化が考えられる。

熱力学データの影響を把握するために、レファレンスケース地下水および間隙水の設定にあたって使用した熱力学データベース (PHREEQE.PNC) とは別の、地球化学元素に関し最新の知見の基に整備された熱力学データベース (SPRONS.JNC (Authur et al., 1999)) を用いて、降水系高 pH 型地下水およびその緩衝材間隙水のモデル化を行った。その結果、地下水組成計算値には、pH で 0.8 程度の違いが認めれたが、その地下水を用いての間隙水組成計算値へは影響しなかった (小田ほか, 1999)。

緩衝材の中で生じる C や S の酸化還元反応は、微生物の触媒作用が満足でないときに非平衡である可能性がある (Drever, 1997)。ただし、レファレンスケースの間隙水組成の計算においては、これらの酸化還元反応が間隙水の酸化還元電位に及ぼす影響は無視できるものであった。従って、酸化還元の平衡の仮定が及ぼす影響も無視できるものであると考えられる。

また、スメクタイトのイオン交換特性や酸・塩基的特性は、ベントナイト産地によって異なる。これについても、ワイオミング産のスメクタイト特性値 (Ochs et al., 1999) を用いて、間隙水組成計算を行った。その結果、レファレンスケースでの山形県月布産スメクタイトの特性値 (澁谷ほか, 1999) を用いた場合との間隙水組成の違いは、pH で 0.5 であった (小田ほか, 1999)。

さらに、間隙水の長期的な変化を考慮し、間隙水をバッチ操作的に新しい地下水と入れ換えるモデル (Wanner, 1986) を用いて間隙水組成の時間変化を計算した。その結果、間隙水交換回数の増加に伴い間隙水の pH は上昇し、最大 pH が 10 程度まで変動する結果となった (小田ほか, 1999)。この変動が核種移行パラメータ (溶解度、実効拡散係数、分配係数) に与える影響を考察したところ、間隙水の pH の上昇は、高次の水酸化物錯体を形成する化学種では溶解度が大きく計算されるものの、そのような傾向を持つ Zr, Nb, Sn はいずれも、pH 10 での溶解度計算値よりも保守的な溶解度試験の実測値を設定していることから (4.1.3.5 項参照)、pH 変化の影響はない。また、Pu については、III 価の化学種濃度の低下により、計算される溶解度が下がる。他の元素についても、全体的には溶解度が低下する傾向を示すものの、溶解度の変化も小さく、支配化学種の変化もほとんど認めれない。

したがって、レファレンスケースにおいて設定された間隙水組成は、現状において考慮可能な影響因子と、それによる変動幅を考慮した上で、レファレンスケースでの核種移行パラメータの設定に用いるものとして妥当であると考えられる。

#### 4.1.3.4 ガラス溶解速度

3.2.1.4 で述べた通り、ガラス固化体は緩衝材によって覆われ、溶解した溶性ケイ酸の散逸が遅いことから、ガラス固化体近傍に存在する間隙水の溶性ケイ酸濃度は次第に上昇し、長期的にはほぼ飽和に達すると考えられる。これに基づき、レファレンスケースにおけるガラス固化体の溶解速度については、溶性ケイ酸濃度が飽和に達するような長期の浸出試験で取得されている各種ガラス固化体の溶解速度（例えば、Ohe et al., 1991）の温度依存性に関する回帰式から算出される  $60^{\circ}\text{C}$  の溶解速度 ( $1 \times 10^{-3} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ ) を設定値とする（図 4.1.3-1）。この値は諸外国の設定値（例えば、Nagra, 1994）と同程度の値である。

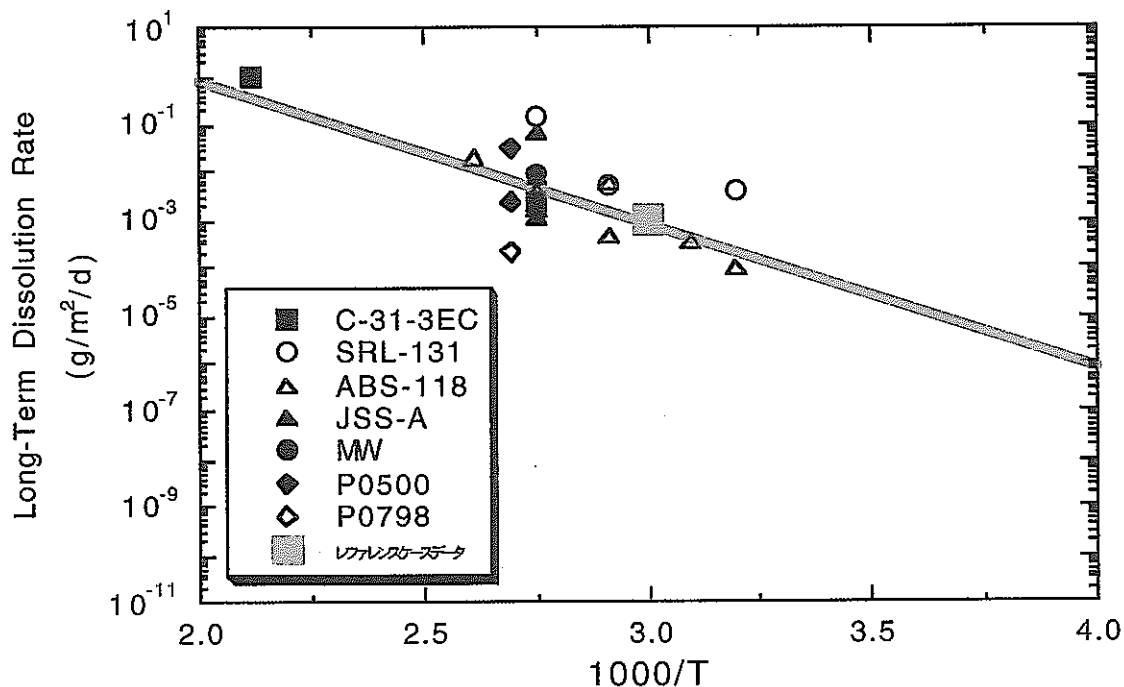


図 4.1.3-1 長期浸出試験における各種ガラス固化体の溶解速度

水和変質の考え方に基づくと、ガラス固化体の溶解速度は経時的に減少することになるが、現時点では十分な測定データが得られていないことから、溶解速度の設定においてはこれを保守的に無視することとする。

ガラス固化体の表面積が製造時の冷却による割れや処分後のオーバーパックの腐食膨張などによる応力に起因する割れの発生により増加することについては、3.2.1.4 で述べた通り、ガラス固化体の溶解・変質の促進は、表面積が4から5倍増加することに相当する程度であると考えられることから、保守的にガラス固化体の幾何学的表面積 ( $1.7\text{m}^2$ ) の10倍 ( $17\text{m}^2$ ) を設定値とすることにより考慮する。これは、諸外国の設定値（例えば、NAGRA, 1994）と同程度の値である。

#### 4.1.3.5 溶解度

人工バリア中の緩衝材間隙水に対する放射性元素の溶解度は、3.2.1.1の対象核種のうち可溶性であるCsを除き、各放射性元素について以下の方法に基づき設定する。

- ・溶解度制限固相を仮定し熱力学データおよび地球化学計算コード PHREEQE (Parkhurst et al., 1980) を用いた溶解度計算により設定する。
- ・溶解度実測値のあるものについては、溶解度計算値と比べて安全評価上保守的となる場合に実測値を採用する。
- ・共沈現象が考えられる元素については簡易的な共沈モデルにより溶解度を設定する。

降水系高 pH 型地下水に対応する間隙水中での放射性元素の溶解度設定値を表 4.1.3-6 に示す (東ほか, 1999)。

溶解度の計算においては、そこで用いる熱力学データの選定および溶解度制限固相の仮定が非常に重要である。以下に熱力学データベースの開発と現状について述べる。

溶解度計算に用いた熱力学データには核燃料サイクル開発機構において開発され、国際的専門家によりデータの科学的信頼性が検討された地層処分性能評価用熱力学データベース JNC-TDB (Yui et al., 1999) を用いた。第1次取りまとめで使用した熱力学データベース (油井ほか, 1992) は、その時点で報告されていた熱力学データベースを調査し、特にデータの充足性の向上を目的として開発したものであり、熱力学データの出典にまで遡ってその信頼性・妥当性を検討するまでに至っていなかった。そこで、JNC-TDB 開発では、熱力学データの出典の追跡性、熱力学データの信頼性の向上に主眼を置き、データを取得したオリジナル文献にまで遡り、その実験が平衡定数を得る上で適切であるかを以下の点に留意して検討した。

- ・固相の同定の有無
- ・pH, 酸化還元条件および配位子濃度
- ・イオン強度およびその調整に使用した媒体
- ・イオン強度0に外挿するための活量補正

また、第1次取りまとめ以降の新しい情報についても、実験の信頼性を考慮しつつ取り込みを行った。

その結果、以下の点で、熱力学データベースは第1次取りまとめに用いられたものよりも、信頼性が向上した。

- ・一部の元素を除き、データの追跡性が確保された。
- ・アクチニドIV価については、新たな実験事実 (たとえば, Rai et al., 1999a) から、高炭酸濃度である間隙水中での溶解度評価に重要な、ヒドロキソ炭酸錯体および炭酸錯体のデータが整備された。このアクチニドIV価の熱力学データの整



備は、米国 Waste Isolation Pilot Plant (WIPP) の評価で用いられた Th の熱力学データをさらに発展させたものである。

- ・ Am については、国際的に高い信頼性が認められている OECD/NEA の熱力学データ (Silva et al., 1995) を、再評価の上、主として取り込んだ。
- ・ Pd, Pb および Sn については、OECD/NEA が実施している整備方法に倣い、熱力学定数を導出した (Lothenbach et al., 1999)。
- ・ ランタニド (Sm) III 価およびアクチニド (Ac, Pu および Cm) III 価の熱力学データは、各元素に対する熱力学データの整備が試みられたものの、存在する熱力学データの対象配位子が限られていることや、それらの信頼性評価が十分でないことから、化学的に類似している Am (III) の熱力学データを用いる方が、信頼性の高い溶解度評価が可能であると判断した。

一方、Se 及び Zr については、現状でも、そのデータの信頼性・追跡性が十分ではなく、Se については HATCHES (Cross et al., 1987) をベースとした熱力学データ (Yui et al., 1999; 東ほか, 1999) を用いて溶解度計算を行い、Zr については溶解度実測値を採用することとした。

JNC-TDB 開発ではイオン強度  $I=0$  かつ  $25^{\circ}\text{C}$  での平衡定数を整備しているが、活量補正に関するパラメータは十分整備されていないことから、活量補正については水溶性化学種の種別によって影響されない Davies の活量係数補正式を採用した。この式はイオン強度  $0.1[\text{mol kg}^{-1}]$  程度まで適用可能であり (Stumm and Morgan, 1996), 降水系高 pH 型地下水に対する間隙水 (イオン強度は  $0.02[\text{mol kg}^{-1}]$ ) 中の溶解度計算にも十分適用可能である。

溶解度設定においては熱力学データに基づいた計算値を基本的に採用したが、一部の元素については、前述のように溶解度実測値や、簡易的なモデル計算の採用等、既存の知見に基づく判断を行っている。なお、間隙水における放射性元素の溶解度制限固相の仮定においては熱力学的安定性や溶解度実験で支持されている固相を考慮した。表 4.1.3-7 に各元素毎に溶解度の設定の考え方および溶解度に影響を及ぼす要因等について示す。

表 4.1.3-6 放射性元素の溶解度レファレンスケースデータ

元素	溶解度[mol l <sup>-1</sup> at 25℃]	溶解度制限固相*3	支配的化学種*3
Se	3×10 <sup>-9</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup>
Zr	1×10 <sup>-6</sup> *1	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)
Nb	1×10 <sup>-4</sup> *1	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (am)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup>
Tc	4×10 <sup>-8</sup>	TcO <sub>2</sub> ・2H <sub>2</sub> O(am)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)
Pd	1×10 <sup>-9</sup> *1	Pd(cr)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)
Sn	5×10 <sup>-6</sup> *1	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> , Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)
Cs	可溶性	—	—
Sm	2×10 <sup>-7</sup>	SmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Sm(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sm(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , SmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Pb	2×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (cr)	PbCO <sub>3</sub> (aq), Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>
Ra	1×10 <sup>-12</sup> *2	Ra-Ca-CO <sub>3</sub>	Ra <sup>2+</sup>
Ac	2×10 <sup>-7</sup>	AcOHCO <sub>3</sub> (cr)	Ac(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Ac(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AcCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Th	5×10 <sup>-6</sup>	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Pa	2×10 <sup>-8</sup>	Pa <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)	PaO(OH) <sub>3</sub> (aq)
U	8×10 <sup>-9</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	U(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , U(OH) <sub>4</sub> (aq)
Np	2×10 <sup>-8</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , Np(OH) <sub>4</sub> (aq)
Pu	3×10 <sup>-8</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , PuCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Am	2×10 <sup>-7</sup>	AmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Am(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Am(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Cm	2×10 <sup>-7</sup>	CmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Cm(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Cm(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , CmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>

\*1 : 実測値に基づく設定

Zr : 澁谷・油井 (1998) ,

Nb : 矢島ほか (1992) ; 矢島 (1994) , (参考) 計算値 7×10<sup>-7</sup> [mol l<sup>-1</sup>]

Sn : Amaya et al. (1997) , (参考) 計算値 2×10<sup>-7</sup> [mol l<sup>-1</sup>]

Pd : Oda et al. (1996) , (参考) 計算値 ほぼゼロ [mol l<sup>-1</sup>]

\*2 : Ca との簡易な共沈モデル (Berner, 1995) による Ra 濃度計算値と自然水中の Ra 濃度 (e.g., Bruno et al., 1997) の比較より, 保守的に自然水中の Ra 濃度を設定。

\*3 : 固相の表記については, JNC-TDB 開発での議論を踏まえて結晶質を(cr), アモルファスを(am)及び現状ではこの両者に区分けできない固相(s)に分類している。電気的に中性の水溶性化学種については化学式の最後に(aq)を付記している (Yui et al., 1999)。

表 4.1.3-7 放射性元素の溶解度設定の考え方等 (1/2)

元素	溶解度設定の考え方等
Se	溶解度制限固相は、熱力学的安定性、黄鉄鉱共存水溶液中での生成の確認(立川ほか,1999)、および緩衝材中での平衡をが仮定されている黄鉄鉱( $\text{FeS}_2$ )との化学アナログにより $\text{FeSe}_2(\text{cr})$ とした。溶解度は間隙水中の pH, Eh および $\text{Fe(II)}$ 濃度に依存する。
Zr	澁谷・油井(1998)の $\text{ZrO}_2(\text{am})$ の溶解度実験における最大値を採用した。
Nb	溶解度制限固相は、矢島ほか(1992)および矢島(1994)の溶解度実験から、 $\text{Nb}_2\text{O}_5(\text{s})$ とした。この溶解度実測値のバラツキから、間隙水の pH を考慮した大きめの値を採用した。間隙水の pH 領域では $\text{Nb(OH)}_6^-$ の存在により、溶解度は Eh に依存する。
Tc	熱力学計算において間隙水条件では固相、溶液中化学種ともに Tc(IV)が安定。pe が Tc(IV)が安定な範囲内では、溶解度は pH などに依存せずほぼ一定。
Pd	溶解度制限固相は、熱力学的な安定性や脱酸素条件下水溶液中での Pd(cr)の生成の確認(Oda et al., 1996) から Pd(cr)を溶解度制限固相と仮定した。計算で溶解度はほぼ0となるため、Oda et al. (1996)の定量下限値 $10^{-9}[\text{mol l}^{-1}]$ を採用した。化学種計算では、存在は否定されないものの、その熱力学データの信頼性は低いとして推奨されなかった $\text{Pd(OH)}_2(\text{aq})$ のデータ(Baeyens and McKinley, 1989)を含めて計算を行った。
Sn	熱力学計算において間隙水条件では固相、溶液中化学種ともに Sn(IV)が安定。Amaya et al. (1997) の溶解度実測値のバラツキから、間隙水の pH を考慮した大きめの値を採用した。間隙水の pH 領域では $\text{Sn(OH)}_5^-$ の存在により、溶解度は pH に依存する。
Cs	可溶性元素
Sm, Ac, Am, Cm	化学アナログにより、Am の熱力学データを用いて、Sm, Ac, Cm の溶解度および化学種を推定。溶解度制限固相は熱力学的安定性および澁谷ほか(1995)の Sm の溶解度実験から水酸化炭酸塩 ( $\text{MOHCO}_3(\text{cr})$ : Mは金属元素) とした。間隙水中では炭酸錯体が支配化学種となるものの、加水分解種の存在により、溶解度は $\text{HCO}_3^-$ 濃度に加えて pH に依存する。
Pb	溶解度制限固相は熱力学的安定性から $\text{PbCO}_3(\text{cr})$ とした。間隙水の pH, $\text{HCO}_3^-$ 濃度では $\text{PbCO}_3(\text{aq})$ が支配化学種となる。この場合、溶解度は pH, Eh などには大きく依存しない。
Ra	$\text{RaCO}_3$ あるいは $\text{RaSO}_4$ を溶解度制限固相として Ra 単独で溶解度計算を行った場合、溶解度はそれぞれ $10^{-4}$ , $10^{-6}[\text{mol l}^{-1}]$ のオーダーと計算され、自然水中で認められる Ra 濃度と比較して非常に大きな値である。一方、化学的性質が類似している同族元素が溶液中に多量に存在する場合、共沈現象が起こることが予測されることから、インベントリ中に多く存在する Ca との共沈モデルを仮定した。これは、Kristallin-I (Nagra,1994) における溶解度評価(Bemer, 1995) においても採用されている。共沈モデルでのラジウムの濃度は間隙水中のカルシウム濃度とインベントリ中のラジウム／カルシウムの存在比との積により与えられる。共沈モデル計算の結果、ラジウムの溶解度は $10^{-14}[\text{mol l}^{-1}]$ 程度であった。一方、自然水中のラジウム濃度は $10^{-12}[\text{mol l}^{-1}]$ を下回る報告がなされている(Langmuir and Melchior, 1985; Bruno et al., 1997)。ラジウムの溶解度データ設定では安全評価上保守的となる自然水中のラジウム濃度の上限値 $10^{-12}[\text{mol l}^{-1}]$ を採用した。
Th	溶解度制限固相は熱力学的安定性および Ryan and Rai (1987), Osthols et al., (1994)等の溶解度実験から $\text{ThO}_2(\text{am})$ とした。アクニチド IV 価については、溶液中の炭酸濃度が高い条件においても、酸化物アモルファス固相が安定であることが、本表中で引用しているような実験から示されている。間隙水の炭酸濃度が高いため、 $\text{Th(OH)}_3\text{CO}_3^-$ が支配化学種となり、このときの溶解度は間隙水中の $\text{HCO}_3^-$ 濃度に依存する。

表 4.1.3-7 放射性元素の溶解度設定の考え方等につき (2/2)

Pa	間隙水条件では固相，溶液中化学種ともにPa(V)が安定．溶解度制限固相は熱力学的安定性からPa <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)とした．間隙水中で電気的に中性なPaO(OH) <sub>3</sub> (aq)が支配化学種となり，溶解度はpHなどに依存せずほぼ一定．
U	溶解度制限固相は，熱力学安定性および Rai et al., (1990), Yajima et al.(1995)等の溶解度実験からU(IV)O <sub>2</sub> (am)とした．しかし，JNC-TDBを用いた溶解度計算では，間隙水が高炭酸濃度([HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ]~10 <sup>-2</sup> [mol l <sup>-1</sup> ])であるためにウランが酸化され，ウランVI価の炭酸錯体(UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> )が支配的となり，溶解度は10 <sup>-6</sup> [mol l <sup>-1</sup> ]のオーダーとなる．一方，Rai et al. (1995)によりU(IV)O <sub>2</sub> (am)の溶解度の時間依存性について還元条件下で実験が行われている．その結果，反応時間が長くなると溶解度が下がる理由として，Rai et al.(1995)は反応時間が短い場合はウランVI価の水溶性化学種が支配的であるが，反応時間が長くなるとウランはIV価が支配的になると考察している．また，JNC-TDBのウランIV価のみの熱力学データを用いて Rai et al. (1995)の実験に関して溶解度計算を行い，ウランVI価を含む場合と比較することにより Rai et al. (1995)の考察の妥当性を確認している(東ほか,1999)．地層処分環境は還元条件であり，十分に長い反応時間を対象としているため，Rai et al. (1995)の考察に基づき，ウランはIV価が支配となっているものと考え，JNC-TDBのウランIV価のみの熱力学データを用い溶解度計算を行った．間隙水での支配化学種はU(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> とU(OH) <sub>4</sub> (aq)と計算され，このときの溶解度はHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 濃度に依存する．
Np	溶解度制限固相は熱力学的安定性および Rai et al. (1999a)等の溶解度実験からNpO <sub>2</sub> (am)とした．間隙水中の支配化学種はNp(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> およびNp(OH) <sub>4</sub> (aq)と計算され，このときの溶解度はHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 濃度に依存する．
Pu	溶解度制限固相は熱力学的安定性および Yamaguchi et al.(1994), Rai et al. (1999b)等の溶解度実験からPuO <sub>2</sub> (am)とした．間隙水中の支配化学種はPu(IV)(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> およびPu(III)の炭酸錯体であり，III価およびIV価が共存する．このときの溶解度は，IV価の錯体はHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 濃度に，III価の錯体はpH, Eh およびHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> 濃度に依存する．

#### 4.1.3.6 拡散係数

実効拡散係数は、実測された値に基づいて、現実的な範囲で保守性を失わない設定とした。ベントナイト中の核種の実効拡散係数は、3.2.1.5 項で記述したように、実際には化学種毎に異なり、各化学種毎に値を設定することが理想的であるが、各化学種に対して、拡散係数に影響を与える可能性の有る要因（緩衝材の種類、緩衝材密度、混合物、酸化還元状態、間隙水化学、温度等）を十分に考慮した実測値は極めて限られている。したがって、熱力学計算等によって間隙水中で推定される元素の酸化還元条件、溶存化学種を考慮しつつ、可能な範囲で元素毎の実効拡散係数の設定を試みた。設定は以下の考え方に基づいた。

- (1) 対象元素の実測値がある場合は、実測データに基づいて設定する。ただし、酸化還元  
に鋭敏な元素については、元素の酸化還元状態を考慮した上で、適切と思われる酸化  
還元条件でのデータのみを用いる。
- (2) 実測値は存在しないが、間隙水中での拡散化学種が単純であり、電荷によるアナログ  
が利用可能である場合は、アナログのデータに基づいて設定する。
- (3) 実測値がなく、間隙水中での拡散化学種が複雑であり、複数存在する場合は、保守性  
を考慮し、HTO のデータに基づいて設定する。

評価対象元素のうち、処分環境に直接的に適用可能なデータが存在する元素は Cs のみである。その他の元素は、間隙水中で明らかに陰イオンとなる Se を除いて、支配化学種の電荷が中性であったり、複数の支配的な化学種が存在すると予想されている。したがって、Cs については Cs の実測値、Se については、陰イオンのアナログの実測値を採用することとし、その他の元素に対しては、実測値に基づいて個別元素毎に拡散係数を設定することは困難であると考え、HTO の実効拡散係数を設定することとした。

HTO の実効拡散係数は、Cs 等の一部の陽イオンを除く他のイオンと比較して大きな値であると考えられる。これは、水の自由水中の自己拡散係数が、他の元素の化学種よりも大きい自由水中の拡散係数を持つこと、陽イオンの電荷による影響を考慮しても、電荷が大きくなると、スメクタイト表面付近での静電的な粘性の効果により、実効拡散係数は必ずしも大きくならないことによる。このことは、定常状態を考えると、実効拡散係数の高い方がフラックスも大きくなり、保守側の設定となる。

与えられた緩衝材仕様（乾燥密度  $1.6[\text{Mg m}^{-3}]$ 、ケイ砂混合率 30[wt%]）に対する拡散係数の設定として、まず、乾燥密度（乾燥密度  $[1.6 \text{ Mg m}^{-3}]$ 、ケイ砂なし）での値を導出し、次に、ケイ砂混合の議論をすることとする。

実効拡散係数のベントナイト密度依存性が得られている Cs, HTO については、最小二乗回帰して実験式を導出し、密度  $1.6 \text{ [Mg m}^{-3}\text{]}$ での値を求めた。実効拡散係数は HTO に比べ、Cs の方が密度全体に渡って大きいものの、それほど大きな差は見られず、2 倍以内である。図 4.1.3-2 に、他の元素の実測値とあわせて、実効拡散係数のベントナイト密度依存性を示す。Se については、報告されている Cl (藤原ほか, 1998),  $\text{TeO}_4^-$ ,  $\text{NpO}_2\text{CO}_3^-$ ,  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$  (佐藤・澁谷, 1994), I,  $\text{CO}_3^{2-}$  (藤原ほか, 1998),  $\text{SeO}_3^{2-}$  (Sato, 1999a) などの、陰イオンに対する実効拡散係数の実測値の中から、密度  $1.6 \text{ [Mg m}^{-3}\text{]}$ の条件に対して保守的に最も大きな I の値を採用した。

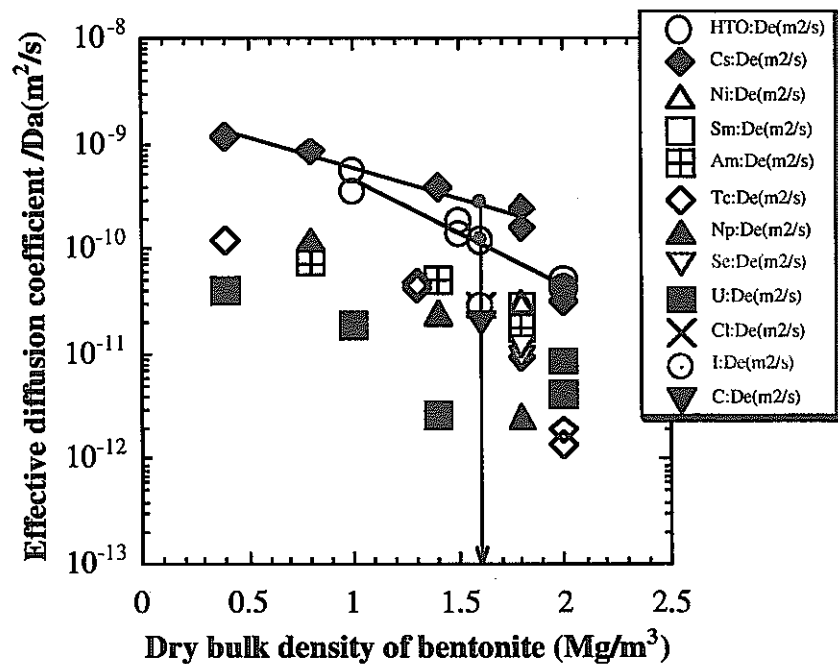


図 4.1.3-2 実効拡散係数のベントナイト密度依存性

次に、実効拡散係数に与えるケイ砂混合の影響について評価した。図 4.1.3-3 にケイ砂混合率が異なる場合の HTO, Cs 及び Se (Sato, 1999b) の見かけの拡散係数を示す。ケイ砂混合の影響は、Se について見かけの拡散係数を若干低下させるものの、HTO, Cs については有意ではなく、ベントナイトの間隙構造に与えるケイ砂混合の影響は、50wt% 程度では無視できると言える。

また、図 4.1.3-4 に密度  $1.6 \text{ [Mg m}^{-3}\text{]}$ のベントナイト中での HTO, I, Cl,  $\text{CO}_3^{2-}$ の実効拡散係数のケイ砂混合率依存性の実測結果 (加藤・八登, 1997; 藤原ほか, 1998) では、ケイ砂混合率の増加に伴って実効拡散係数も増加傾向が見られるが、30[wt%]程度の混合率では、それほど大きな影響はない。HTO は、70wt%の混合率でさえ 2 倍程度の増加で

ある。一方、陰イオンの  $I^-$ ,  $Cl^-$ ,  $CO_3^{2-}$  については、比較的低い混合率から実効拡散係数のケイ砂混合率依存性が若干見られる。

以上の知見より、Cs および HTO については、30[wt%]のケイ砂混合による値の補正は行わないこととした。 $I^-$ については、藤原ほか(1998)による実効拡散係数のケイ砂混合率依存性について実験式を導出し、ケイ砂 30[wt%]での値を求め、これを Se に対する設定値とした。

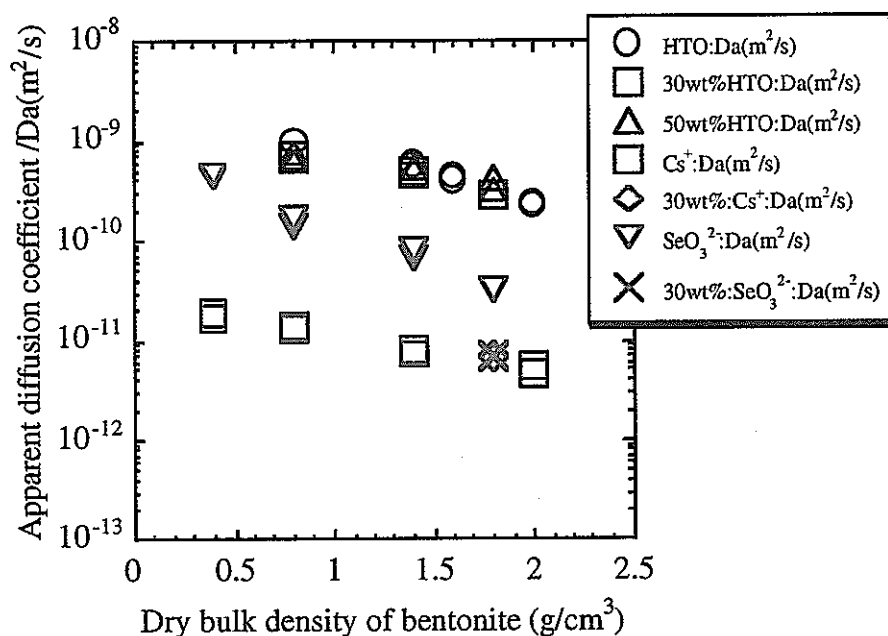


図 4.1.3-3 Cs, Se, HTO の見かけの拡散係数のケイ砂混合の影響

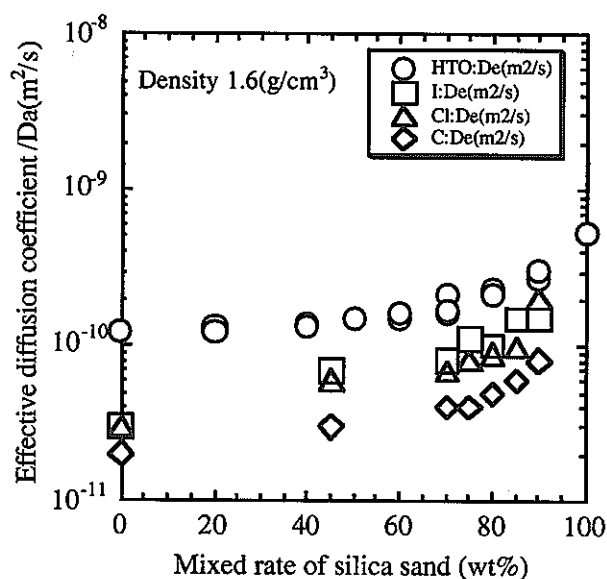


図 4.1.3- 4 HTO, I<sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> の実効拡散係数のケイ砂混合率依存性

次に、拡散係数の温度補正について述べる。評価において考慮する処分場の温度は、ガラス固化体からの崩壊熱、地温勾配、深度を考慮して保守的に 60℃と設定される。実測されている実効拡散係数は、室温あるいは 25℃であるため、拡散の活性化エネルギーに基づいて温度補正を行った。実効拡散係数の温度依存性は、拡散化学種とベントナイト表面との静電的相互作用に温度依存性がないとすれば、理論的には拡散するイオンや水溶性化学種の自由水中の拡散係数の温度依存性と等しくなる。従って、イオンの自由水中の拡散の活性化エネルギーによって補正することができる。このことは、中嶋 (1990) によっても指摘されている。活性化エネルギーは、イオンによって異なるものの、H<sup>+</sup>と OH<sup>-</sup>を除く他のイオンに対しては、水を媒体とする電導現象ではどんな場合でもおおよそ 15.05 [kJ mol<sup>-1</sup>]である (田島, 1986)。よって、温度補正では、この値を活性化エネルギーとして採用した。

以上説明した化学系、ケイ砂混合率および温度の影響を考慮して設定した実効拡散係数を表 4.1.3-8 に示す。核種移行解析には 60℃に温度補正した拡散係数値が用いられるが、参考に 25℃における値を併記した。



表 4.1.3- 8 放射性元素の実効拡散係数レファレンスケースデータ

元素	溶存化学種	実効拡散係数 ( $\text{m}^2/\text{s}$ ) at 25°C	実効拡散係数 ( $\text{m}^2/\text{s}$ ) at 60°C
Cs	$\text{Cs}^+$	$2.7 \times 10^{-10}$	$5.4 \times 10^{-10}$ ( $6.0 \times 10^{-10}$ )*
Se	$\text{HSe}^-$	$6.0 \times 10^{-11}$	$1.2 \times 10^{-10}$ ( $2.0 \times 10^{-10}$ )*
その他の元素		$1.2 \times 10^{-10}$	$2.4 \times 10^{-10}$ ( $3.0 \times 10^{-10}$ )*

\* ( ) 内の数字は、丸めた値を示す。

#### 4.1.3.7 分配係数

圧縮ベントナイトに対する分配係数の導出方法としては、3.2.1.5 項に示したように、バッチ法による収着試験から求める方法と、見かけの拡散係数から導出する方法の 2 つに大別される。ここでは、圧縮ベントナイトにおける実測値を重視するとの観点から、圧縮ベントナイト中の見かけの拡散係数を基に分配係数を設定することを基本とした。この場合分配係数は、見かけの拡散係数と実効拡散係数を用いて、3.2.1.5-3 式にしたがって算出される。

計算で用いる実効拡散係数 ( $D_e$ ) の値は、基本的には、前項での設定と同様の考え方に基づいた。 $Cs$  に対しては  $Cs$  の実測値を、 $Se$  については、陰イオンのアナログとして  $I$  の実測値を用いた。また、 $D_e$  の実測値が存在せず、間隙水中での溶存化学種の化学形を考慮した適切なアナログ元素が選定できない元素については、トリチウム水 ( $HTO$ ) の  $D_e$  の値を用いることとした。実際の拡散化学種と異なる化学種の  $D_e$  を用いることは、3.2.1.5 項で述べたように、分配係数に収着以外の要因が含まれる。しかしながら、前項 (4.1.3.6) と整合のとれた  $D_e$  を用いることで、設定の根拠となった  $Da$  実測値に基づいた、非定常状態での遅延を表すことができる。また、大きな値であるトリチウム水 ( $HTO$ ) の実効拡散係数を拡散係数を用いることは、前項で述べたように定常拡散の状態に対して保守側の設定となる。

見かけの拡散係数 ( $Da$ ) の値は、処分環境での元素の酸化還元状態と同等の状態で測定されたデータを用いることとした。さまざまな密度に対して測定されている  $Da$  に対し、その密度に対する  $D_e$  と間隙率を用い、各点での分配係数を算出した。各密度に対する  $D_e$  は、 $Cs$ 、 $HTO$  については前項で示した  $D_e$  の密度依存データから、 $I$  については、 $Na$  型ベントナイトに対する実効拡散係数の密度依存データが存在しないため、 $Ca$  型化させたベントナイト試料に対する  $D_e$  の密度依存データ (三原ほか, 1999) を基に  $Na$  型ベントナイトの密度依存データを導出した (佐藤, 1999)。分配係数に密度依存性が認められる元素 ( $Cs$ ,  $Sm$ ,  $Ra$ ,  $Am$ ) に対しては、 $\log Da$  と乾燥密度の関係を示す実験式を導き、設定対象の乾燥密度  $1.6 [Mg\ m^{-3}]$  に内外挿した。また、実験式で求められる値と実測値の残差の最大値からバラツキの幅を考慮し、低めの値を設定した。密度依存性が認められない、あるいは明らかではない元素 ( $Se$ ,  $Zr$ ,  $Nb$ ,  $Tc$ ,  $Pd$ ,  $Sn$ ,  $U$ ,  $Np$ ) については、各点から求められる分配係数の分布を考慮して、低めの値を設定した。 $Pu$  については、 $Da$  は乾燥密度  $0.4 [Mg\ m^{-3}]$  の 1 条件でしか測定されていないものの (館ほか, 1999)、スメクタイト含有量の多い他のベントナイト ( $Kunipia-F$ ) では、密度とともに  $Kd$  が増加する傾向が認められている (佐藤, 1991) ことから、乾燥密度  $0.4 [Mg\ m^{-3}]$  の値による設定は保守的であると判断し、この密度での  $Da$  から求められる分配係数をもとに設定した。なお、 $U$  と  $Np$  については、IV 価のアクチニド元素として、還元条件での両元素に対するデータを併せて評価し、両元素に同一の値を設定することとした。

Kd の設定に用いるベントナイト材料は、国内で多くの信頼性の高い拡散係数が取得されていることから、データの一貫性も考慮して、山形県月布産の Na 型ベントナイトを基本とした。ケイ砂混合の影響については、3.2.1.5 項に示したように、Cs, Se, U, HTO 等の見かけの拡散係数において、ケイ砂混合率 30% 程度では、その影響が顕著ではないことから、ケイ砂を混合しない試料に対する見かけの拡散係数をそのまま用いることとした。

実験室における拡散試験での間隙水水質と性能評価上設定された間隙水水質は必ずしも一致せず、実験条件での間隙水は、緩衝材と水との反応の初期段階で顕著な可溶性不純物の溶解の影響等により、レファレンスケースで想定されている間隙水よりも、イオン強度が高く、pH は若干低いものと想定される（小田・柴田，1999）。この違いは、実験条件の方が陽イオンが収着しにくい条件であること等を考慮すると、実験値を直接レファレンスケースの間隙水条件に用いることは保守的であると判断した。また、可能な範囲で間隙水中で想定される支配化学種の影響を検討した。

分配係数の温度依存性は、いくつかの元素について、バッチ試験データから知見が得られている。例えば、Baston et al. (1997) においては、還元条件下での Tc, U, Np, Cm の温度依存データを議論しているが、Tc は 60℃の方が 25℃に比べ 1 桁程度大きな分配係数を示しているものの、Np, U, Cm については、その温度依存性は明らかではない。温度の上昇にともない Kd が低下するとされている元素として Cs があり、塚本・大江 (1990) は、温度が 20℃から 70℃に上昇することで分配係数は約 2.5 分の 1 になると報告している。Cs の分配係数の温度依存性は、ベントナイト中の見かけの拡散の活性化エネルギー（Kozaki et al., 1996）と、自由水中の拡散の活性化エネルギーを用いた計算からも、60℃での分配係数が 25℃での値の約 2 分の 1 になると計算される（柴田ほか，1999）。今回の設定では、このように、温度の上昇により分配係数が明らかに低下する場合には温度の影響を考慮することとした。

なお、見かけの拡散係数の実測値が存在しない元素に対しては、元素間の化学的類似性および熱力学計算により求められる間隙水中の溶存化学種の化学形の類似性に基づいて、Da の実測値が存在する類似元素の分配係数を用いることとした。

設定されたレファレンスケースにおける緩衝材への分配係数を表 4.1.3-9 に示す。設定は、保守性を考慮しつつ、1 あるいは  $5 \times 10^n$  (n は整数) の数値にまるめた。見かけの拡散係数から導出された分配係数を、レファレンスケースの条件と類似する試験条件でのバッチ試験による分配係数と比較すると、ほとんどの元素でバッチ試験から求められる分配係数の方が大きく、バッチ試験の最小値が上記の設定を上回っている（柴田ほか，1999）。したがって、本設定は、その設定手法の点からも、バラツキ

の中で低めの値を選んでいるという点からも保守的な設定であるといえる。なお, Cs, Ra 等の化学挙動が比較的単純な元素については, イオン交換等の収着モデル (Ochs et al., 1998 ; Tachi et al., 1999a) を適応し, 設定値の妥当性を検討した (柴田ほか, 1999)。

表 4.1.3-9 レファレンスケースにおける放射性元素の  
緩衝材への分配係数 (単位  $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ )

元素	分配係数	備考 (Da 値の出典 等)
Se	0	Sato (1997a)
Zr	10	Sato et al. (1995)
Nb	1	嶺ほか (1999)
Tc	0.1	Kuroda et al.(1997) <sup>*1</sup> , 加藤ほか (1999) <sup>*2</sup>
Pd	0.1	Tachi et al. (1999b)
Sn	1	小田ほか (1999)
Cs	0.01	佐藤・澁谷 (1994)
Sm	1	Sato (1997b)
Pb	0.1	Ni (Sato,1999)のアナログ
Ra	0.01	Tachi et al. (1999a)
Ac	1	Sm のアナログ
Th	1	U, Np のアナログ
Pa	1	Sn のアナログ
U	1	Idemitsu et al. (1994) <sup>*1</sup> , 加藤ほか (1999) <sup>*2</sup>
Np	1	加藤ほか (1999) <sup>*2</sup>
Pu	10	館ほか (1999)
Am	10	佐藤・澁谷 (1994)
Cm	10	Am のアナログ

<sup>\*1</sup> 鉄腐食生成物を拡散させた試料に対する拡散試験

<sup>\*2</sup> 還元性溶液に浸漬した試料に対する拡散試験

#### 4.1.3.8 掘削影響領域を通過する地下水流量

掘削影響領域を通過する地下水流量は、既往の研究に基づき掘削影響領域の幅と透水性を設定して 3 次元亀裂ネットワークモデル内に掘削影響領域をモデル化し、水理解析により求めることとする。レファレンスケースにおける掘削影響領域の幅と透水性は、トンネルボーリングマシンによる坑道掘削を想定し、表 4.1.3-10 に示す既往の機械掘削およびトンネルボーリングマシン掘削時の測定データに基づいて設定する。

カナダ URL における機械掘削による試験結果によると、掘削影響領域の幅が数 [cm] 程度（掘削面積の約 1%）にも拘わらず、水平応力が高いために掘削に伴う応力解放により亀裂が生じ、掘削影響領域の透水性が 6~7 オーダー増加したと報告されている（Chandler et al., 1996）。このような現象は、サイトの岩盤特性や応力状態に大きく依存するため定量的な評価は難しい。また、日本各地のトンネルでは、掘削影響領域の幅は 0.5 [m] 以下と報告されている（桜井, 1983）。トンネルボーリングマシンを用いた場合には、スウェーデン HRL では、掘削影響領域の幅はわずか 0.03 [m] で、透水性の増加は認められていない（Emsley et al., 1997）。また、スイスのグリムゼルでは、掘削影響領域の幅は 1 [m] 以下で、透水性の増加は約 1 オーダーと報告されている（Frieg et al., 1996）。以上より、透水性の増加が応力解放に伴う亀裂の発生に起因する場合を除けば、機械掘削による掘削影響領域の幅は数センチメートルから 0.5 [m] 以下、透水性の増加は 1 オーダー程度と考えられる。

レファレンスケースにおける掘削影響領域の幅は 0.5 [m]、透水性の増加は 1 オーダーと設定する。これは、上述した掘削影響領域の透水性の増加幅は、実測された値の中の最大値であり測定値の中には透水性の変化がない場合や透水性が低下している場合もあることや、スウェーデン HRL でも掘削影響領域の透水性が必ず増加するという明確な答えは得られていない（Olsson et al., 1996）ことから保守的な設定と考えられる。

掘削影響領域のモデル化にあたっては、構築した亀裂ネットワークモデルの透水係数が約  $10^{-10}$  [ $\text{m s}^{-1}$ ] に分布することから、図 4.1.3-5 に示すように透水量係数が  $5 \times 10^{-10}$  [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ] ( $=10^{-10}$  [ $\text{m s}^{-1}$ ]  $\times 0.5$  [m]  $\times 10$ ) の模擬亀裂を処分坑道（直径 2.22 [m]）外側 0.5 [m] の位置に矩形に配置することとした。これは、図 4.1.3-6 に示すように処分坑道掘削に伴い岩盤が坑道内側へ変位することによって、坑道直交方向や坑道半径方向の亀裂は透水性が変化しないかもしくは亀裂が閉塞して透水性が低下し、坑道円周方向の亀裂は開口して透水性が増大すると考えられるためである。既往の性能評価研究においても、坑道方向の透水性の増加のみ考慮し、坑道直交方向の透水性の増加は考慮していない例がある（例えば、SKB, 1992; Nagra, 1994）。このような掘削影響領域を坑道方向に沿って水理的に連続したモデル化をすることにより、緩衝材から放出される核種は掘削影響領域に沿って支配的な移行経路に集中するため保守的

な設定になると考えられる。ただし、実際には、掘削影響領域内の亀裂は不連続で、処分坑道内に適宜プラグが設けられることから、掘削影響領域が処分坑道方向の卓越的な移行経路となるとは考えにくい。

以上のように掘削影響領域をモデル化した亀裂ネットワークモデルの水理解析により求められた掘削影響領域を通過する地下水流量は、亀裂ネットワークモデルのリアライゼーション（4.2.2.2 節参照）毎に異なり、ガラス固化体 1 本あたりの掘削影響領域を通過する地下水流量の平均値は約  $0.001[\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$  と求められている（サイクル機構, 1999b）。

表 4.1.3- 10 掘削影響領域実測データ一覧

サイト	岩種／坑道径	方法	幅	透水性増加
HRL, スウェーデン Emsley et al., 1997	閃緑岩／5[m]	TBM	0.03[m]	（測定値なし）
URL, カナダ Chandler et al., 1996	花崗岩類／3.5[m]	機械	0.01[m]程度	6～7オーダー
グリムゼル, スイス Frieg et al., 1996	花崗閃緑岩／3.5[m]	TBM	1[m]	1オーダー
各地トンネル, 日本 桜井, 1983	硬岩／5[m]	機械	0.5[m]以下	（測定値なし）

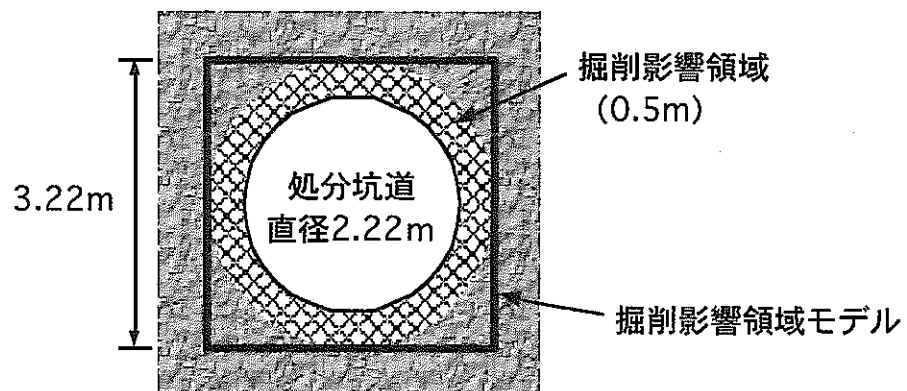


図 4.1.3- 5 掘削影響領域モデル概念図

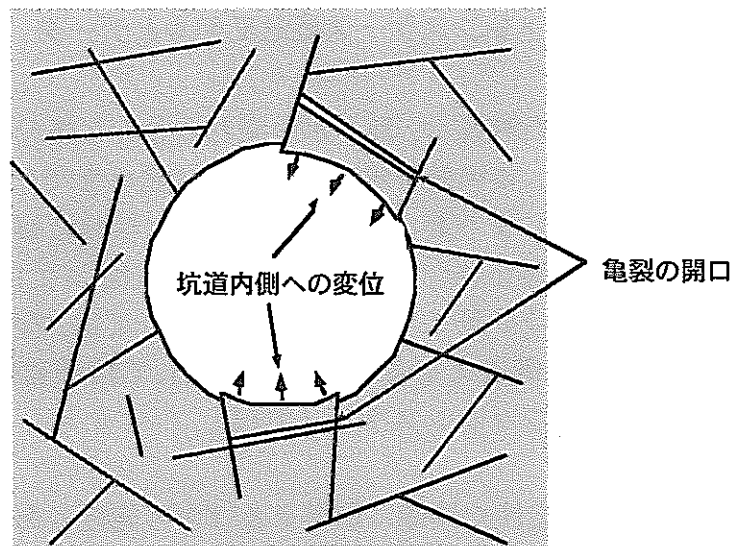


図 4.1.3-6 亀裂の開口による掘削影響領域内での透水性増加概念図

## 4.2 天然バリアのレファレンスケース概念モデルとデータ

### 4.2.1 概要

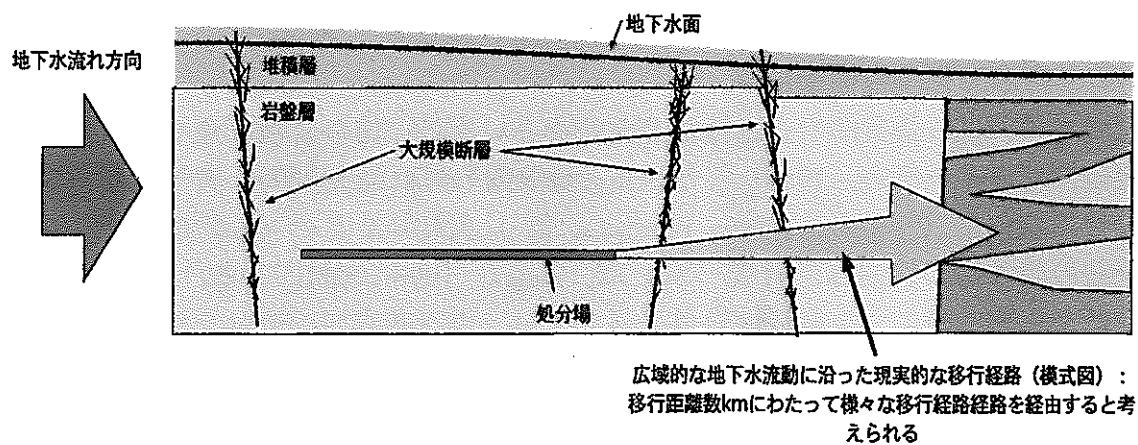
処分場から放出された核種は、地下水の流れとともに処分場下流側に運ばれてやがて生物圏に放出される。この処分場から生物圏に至るまでの核種の移行経路は、処分場周辺の水理地質環境により異なるものの、一般に核種は複数の地質構造や断層を経て非常に複雑で長い経路を移行すると考えられる（図 4.2.1-1(a)参照）。しかし、特定のサイトを対象としない第2次取りまとめにおいては、複数の地質構造を含む大きなスケールの水理地質構造を定量的にモデル化して核種移行解析を実施するのは困難である。そこで、レファレンスケースでは、

- 処分場は、その安定性や性能に影響を及ぼす可能性のある活断層や透水性の高い大規模な破碎帯を伴う主要な断層から少なくとも 100 [m] 以上離して配置されることとし、
- 処分場から地下水によって運ばれてきた核種は、処分場下流側 100 [m] にある大規模な断層内を上向きに流れて最短距離で生物圏に放出される（図 4.2.1-1(b)参照）

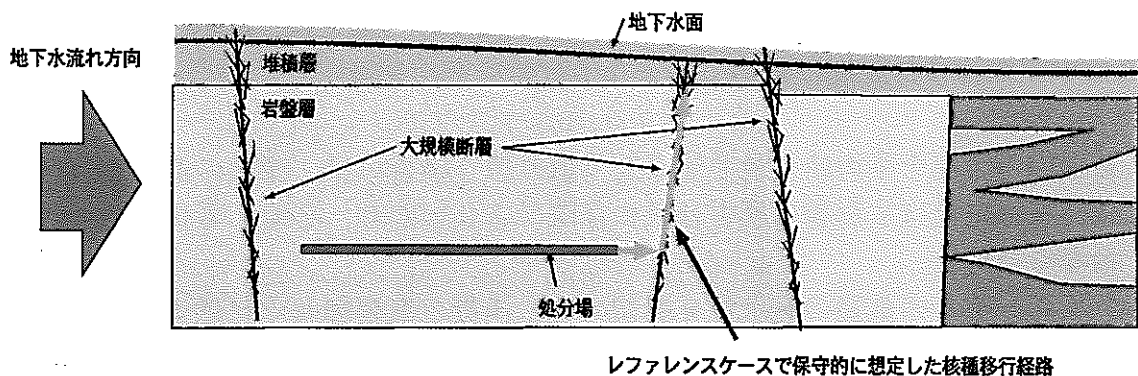
と仮定する。すなわち、レファレンスケースでは、処分場領域内および処分場から下流側断層までの母岩と下流側断層が安全評価の対象となる。レファレンスケース概念モデルの構築にあたって設定したその他の仮定を以下に示す。

- レファレンスケースでは、数多くの諸外国の安全評価研究の対象にもなっており（例えば、AECL, 1994；Nagra, 1994；SKI, 1996；YJT, 1992）、亀裂特性などに関するデータ量が最も豊富な花崗岩を対象と設定する。
- 熱による対流や塩淡境界に沿った密度流の影響は考慮しない（3.2.2.2 参照）。
- 核種の連鎖崩壊／生成を考慮する。
- コロイド、微生物、有機物が核種移行に及ぼす影響については、確立された評価手法やデータが乏しいことから、レファレンスケースでは考慮しない（データ不確実性ケースおよび概念モデル変更ケースにてその影響を別途考慮する）。
- 岩石の力学的、水理学的、化学的な特性および物質移行に関する特性の時間的変化は考慮しない。





(a) 現実的な移行経路



(b) レファレンスケースにおける評価経路

図 4.2.1-1 処分場から生物圏までの移行経路模式図

## 4.2.2 母岩に対するレファレンスケース概念モデルとデータ

### 4.2.2.1 概念モデルの構築手順

花崗岩は、岩石基質部の透水性が非常に小さい上に、他の岩種に比べて亀裂の頻度や連続性が高い（緒方，1984）ことから、亀裂内の流れが支配的な典型的な亀裂性岩盤に分類される（サイクル機構，1999a）。第 1 次取りまとめ（動燃事業団，1992）や既往の諸外国の性能評価研究（例えば，Nagra，1994；SKB，1992）にも見られるように、花崗岩のような亀裂性岩盤に対しては、岩石基質内の流れを無視し、亀裂内の流れと亀裂から岩石基質方向へのマトリクス拡散および岩石基質内の鉱物粒子への収着を考慮した亀裂モデルを適用するのが一般的である。

既往の研究によると、岩盤中の亀裂の大きさや透水性などの亀裂特性のほとんどは、不均質でその分布は統計量に従うことが知られており（例えば，Priest，1993），亀裂性岩盤中の核種移行評価において均質な 1 次元モデルを適用した場合には、

- 亀裂内の流速を平均値や最頻値などで取り扱う場合には、流速の速い移行経路が核種移行に及ぼす影響を解析結果に反映できないため、必ずしも保守的な評価とはならない。
- 1 次元モデルの亀裂の透水性を岩盤の透水係数と亀裂頻度で評価する場合、亀裂密度が大きいほど亀裂内の流速が遅く性能評価上非保守的な岩盤となり、現実的ではない。

などの問題が生じる。そこで、実測値に基づいた亀裂特性を統計量のままモデルの中で取り扱うことができる 3 次元亀裂ネットワークモデルを用いて核種移行解析を実施し（井尻ほか，1998），得られた知見をレファレンスケース概念モデルの構築に反映することとした。以下に、母岩に対するレファレンスケース概念モデルの構築手順を述べる（図 4.2.2-1 参照）。

- 既往の文献および釜石鉱山における亀裂観察や原位置試験により得られた実測データに基づいてわが国の花崗岩における一般的な亀裂特性を設定する。
- 設定した亀裂特性に基づいて亀裂構造の詳細なモデル化が可能な比較的小さなスケール（処分場最下流側の処分坑道から下流側断層までの母岩 100 [m] を対象とした一辺 200 [m] の立方体領域）において 3 次元の不均質な亀裂ネットワークモデルを構築する。
- 構築した亀裂ネットワークモデルを基にした核種移行解析結果より、3 次元不均質亀裂構造内での核種移行挙動を把握し、その結果を近似可能なより簡略されたレファレンスケース概念モデル（後述する 1 次元モデル重ね合せ）を開発する（Ijiri et al., 1998a）。
- 処分場全体からの核種放出量は、処分場領域内の各処分坑道から下流側断層まで

の移行距離を一律 100 [m] と仮定し、処分場領域内の母岩による核種遅延効果を保守的に無視する（概念モデル変更ケースにおいて、処分場レイアウトの影響を別途考慮する）。

3次元モデルならびにレファレンスケース概念モデル（1次元モデル重ね合せ）に共通して設定した仮定を以下に示す。

- 核種は母岩中に不均質に分布する亀裂中を溶質として移流・分散で移行する。
- 亀裂中での縦方向分散の影響のみ考慮し、横方向分散の影響は考慮しない。
- 亀裂中の核種は、拡散によりマトリクス部へ移行し、マトリクス内の鉱物粒子表面への線形／瞬時／可逆な収着により遅延される（亀裂表面への収着による遅延は考慮しない）。
- 亀裂充填鉱物や流れのない亀裂間隙中への拡散による遅延は、保守的に考慮しないこととする。

4.2.2.2 節では3次元亀裂ネットワークモデルについて、4.2.2.3 節ではレファレンスケース概念モデル（1次元モデル重ね合せ）および3次元モデルとの比較結果についてそれぞれ詳しく説明する。

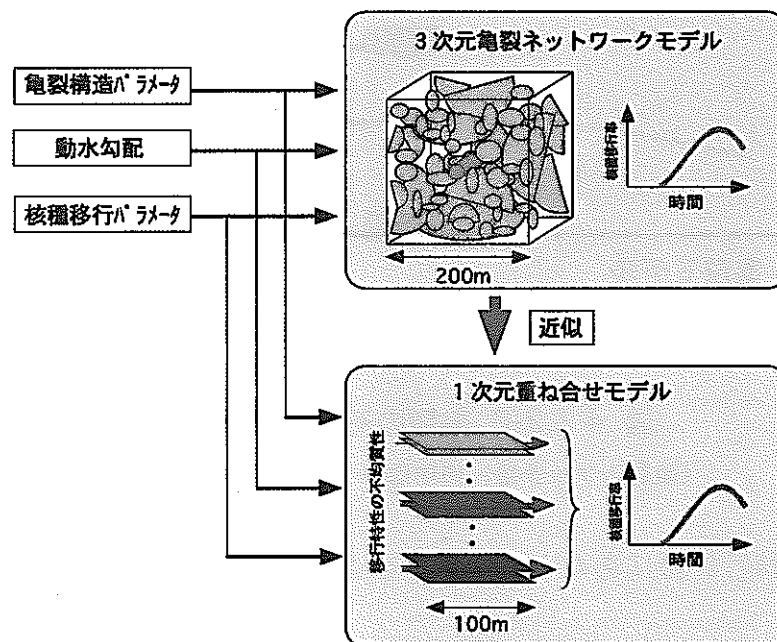


図 4.2.2-1 母岩に対するレファレンスケース概念モデルの構築フロー

#### 4.2.2.2 3次元モデル

##### 4.2.2.2.1 3次元モデルの概要

###### 1) モデルの仮定

3次元亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行解析においては、前節で設定した仮定に加えて、以下の仮定を設定する。

- 地下水は、岩盤中に分布する方向、大きさ、透水量係数および開口幅の異なる亀裂から構成される不均質な亀裂ネットワーク構造中を流れる。
- 亀裂毎の分散長、マトリクス拡散寄与面積率、マトリクス拡散深さ、マトリクスの有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数、マトリクスへの分配係数の不均質性は考慮しない。また、各亀裂内での透水量係数および開口幅の不均質性も考慮しない。
- 断層および亀裂は、区別しない。また、主要な亀裂や断層と分岐・派生した亀裂や断層からなる亀裂や断層系は、1枚の亀裂として平行平板で取扱う（図 4.2.2-2 参照）。

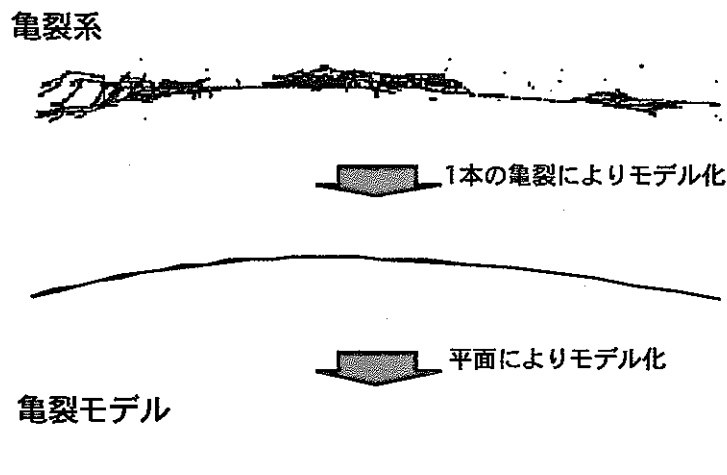


図 4.2.2-2 亀裂のモデル化概念図  
(亀裂スケッチは、田中ほか(1994)から引用)

さらに、核種移行評価にあたって、以下のような仮定および簡略化を行う。

- 処分場最下流側の処分坑道から下流側断層までを 100 [m] とし、最下流側の処分坑道を中央に配した 200 [m] × 200 [m] × 200 [m] の領域をモデル化の対象とする。
- 処分坑道の掘削にはトンネルボーリングマシンを用い、処分坑道周辺には透水性の高い掘削影響領域が発生するものとする。
- 解析領域の上・下流側境界は所定の動水勾配となるように水頭固定境界とし、そ

れ以外の側方境界は全て不透水境界とする（図 4.2.2-3 参照）。

- 亀裂ネットワークモデルに対して水理解析を実施し、掘削影響領域を通過する地下水流量を求める（4.1.3.8 参照）。
- 核種移行解析を実施するために、構築した亀裂ネットワークモデル内の各亀裂面上の亀裂交差線中点を平行平板チャンネルで結ぶことによって（図 4.2.2-4(a) 参照）、亀裂ネットワークモデルをチャンネルネットワークモデルに変換する。亀裂からチャンネルへの変換に際しては、チャンネルの透水量係数および開口幅は亀裂と同じとし、チャンネルの幅は次式により設定する（図 4.2.2-4(b) 参照）。

$$w = f_w \times \frac{w_1 + w_2}{2} \quad (4.2.2-1)$$

ここで、 $w$  はチャンネルの幅 [m]， $w_1$  と  $w_2$  はチャンネルと直交する方向への亀裂交差線の投影幅 [m]， $f_w$  は定数でチャンネルネットワークモデル全体の透水係数が亀裂ネットワークモデル全体の透水係数と等しくなるように設定した値を表す（Ijiri et al., 1998b）。

- 核種移行解析は、解析領域の側方境界の影響を少なくするために、解析領域中央の処分坑道 100 [m] 区間に接続する下流側のチャンネルネットワーク内で実施する（図 4.2.2-6 参照）。
- 掘削影響領域は坑道方向に沿って水理的に連続していると仮定する。
- 処分坑道 100 [m] 区間に含まれるガラス固化体本数分の人工バリアからの核種放出量を掘削影響領域内での瞬時混合を仮定して 100 [m] 区間に接続するチャンネル毎に地下水流量に応じて配分する。
- 確率論的手法である亀裂ネットワークモデルにおいては、同じ亀裂パラメータ統計量に対して複数の異なる亀裂ネットワークモデル（リアライゼーションと呼ぶ）が構築されるため、リアライゼーション毎に得られた結果を統計処理して 3 次元の不均質な亀裂ネットワーク構造中の核種移行挙動を評価する（4.2.2.2.4 参照）。
- ガラス固化体の定置レイアウトに関しては、①処分坑道横置き方式および処分孔縦置き方式とも固化体 1 本あたりの占有面積がほぼ等しく人工バリア中の核種移行解析で用いる掘削影響領域を通過する地下水流量がほぼ同じと見なせること、②処分坑道横置き方式では解析領域内の掘削影響領域が水理的に連続した移行経路となり処分坑道 100 [m] 区間に接続した支配的なチャンネルに優先して核種が流れるため保守的な評価になると考えられることから、処分坑道横置き方式を想定した評価を行うこととする。
- 地下水の流れ方向に関しては、処分場レイアウトを無視して処分場最下流端と下流側断層間の母岩 100 [m] のみを評価の対象とするレファレンスケースにおいては、核種移行評価結果は地下水の流れ方向に依存しないと考えられることから、地下水の流れ方向は処分坑道に直交する方向とする。

3次元亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行評価のフローを図4.2.2-5に、一連のモデルのフローを図4.2.2-6に示す。

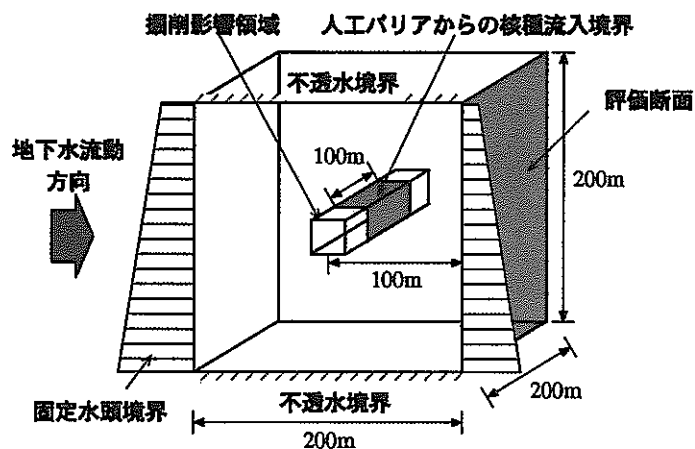


図 4.2.2-3 水理および核種移行境界条件模式図

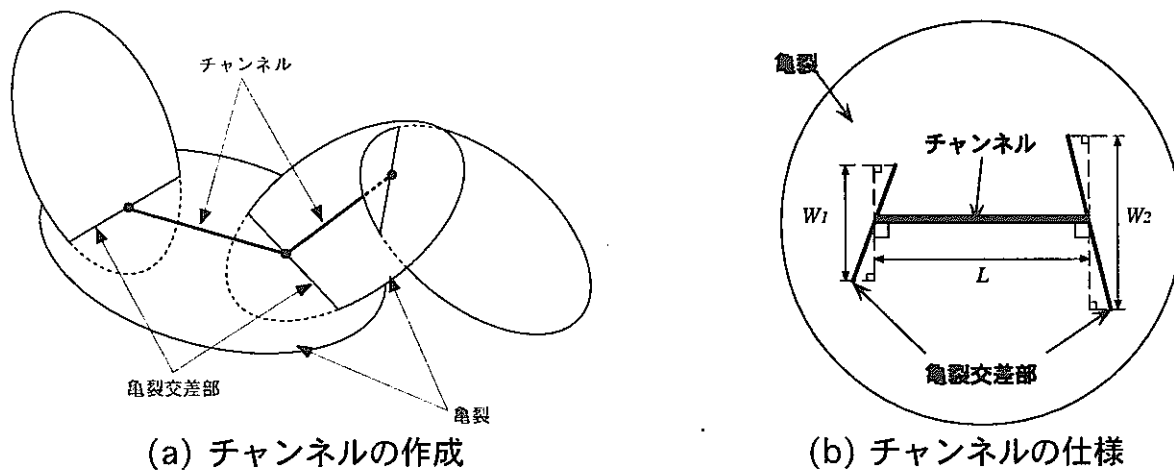


図 4.2.2-4 亀裂ネットワークからチャンネルネットワークへの変換模式図

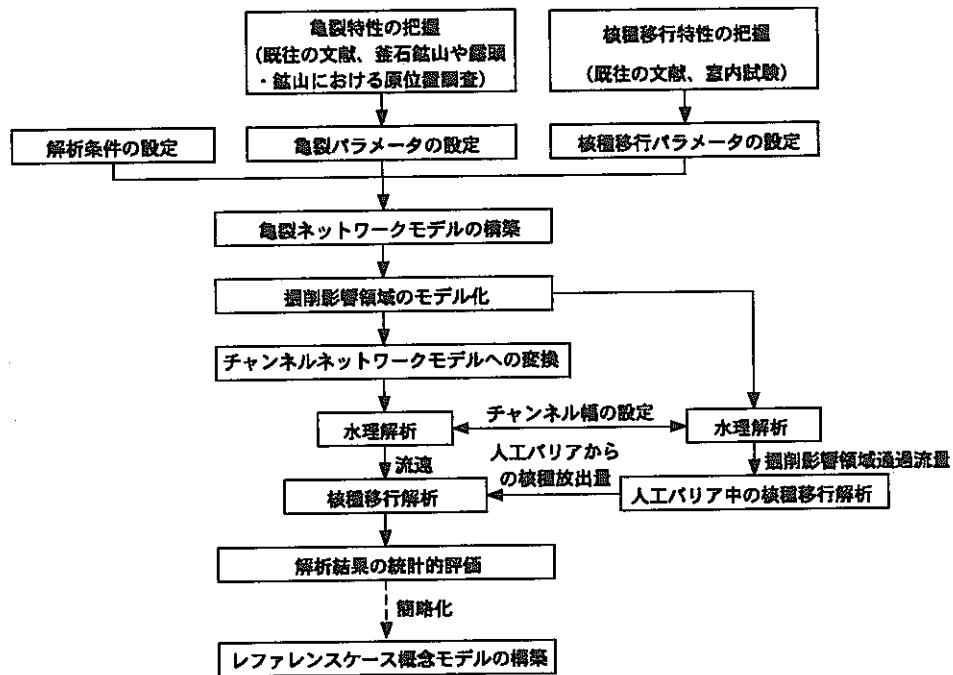


図 4.2.2-5 3 次元亀裂ネットワークモデルを用いた核種移行評価フロー

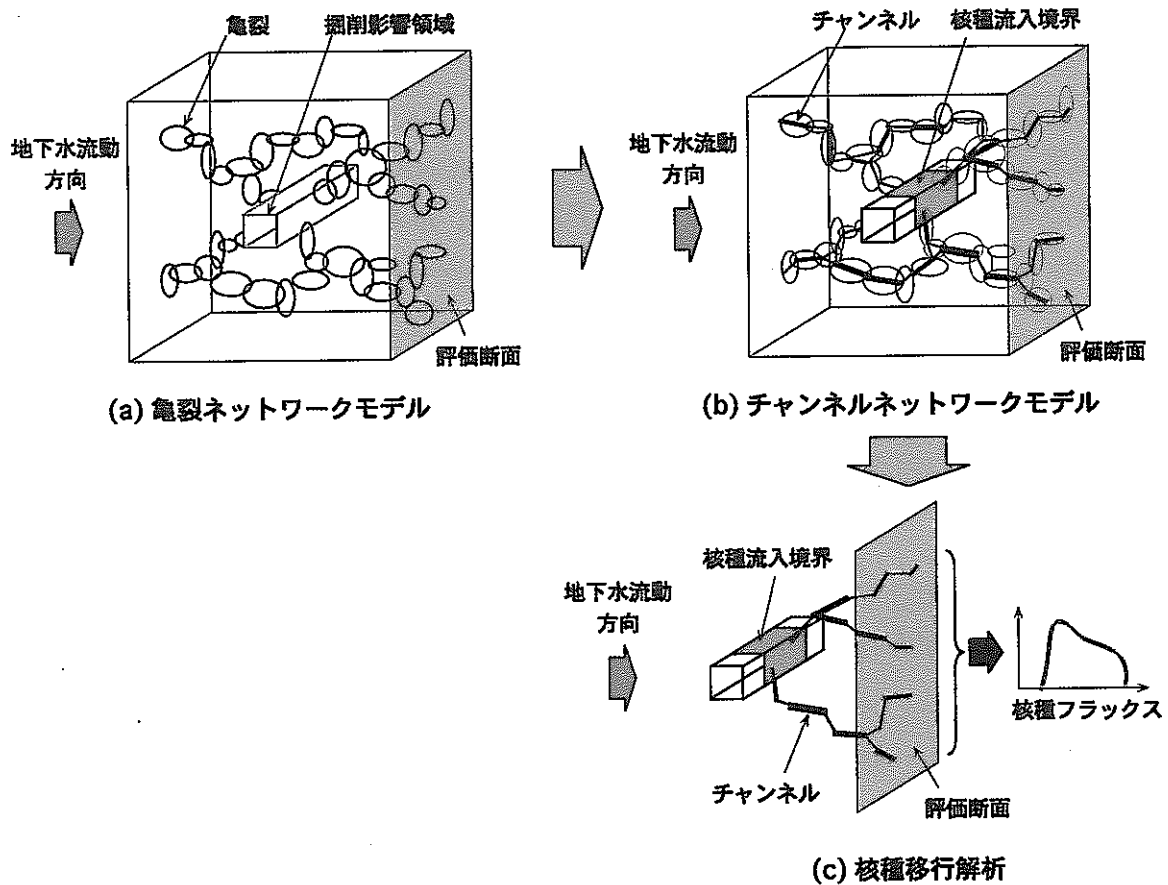


図 4.2.2-6 3 次元亀裂ネットワークモデルのフロー概念図

## 2) モデルの検証および適応性の確認

亀裂ネットワークモデル FracMan/MAFIC は、与えられた亀裂データに基づいて亀裂を発生し、構築された亀裂ネットワーク中の水理および物質移行を正しく解析できることが確認されている (Dershowitz et al., 1998)。また、ストリパ鉱山の SVC 坑道周辺の岩盤を対象に FracMan/MAFIC を適応した結果、坑道への湧水量の解析において実測値との良い一致が見られ (Dershowitz 1991a), また SVC 坑道上方のボーリング孔と SVC 坑道の非吸着性トレーサー試験結果を精度良く予測している (Dershowitz et al., 1991a, b)。国内の原位置試験においては釜石鉱山の KD-90 坑道周辺岩盤をモデル化し、KD-90 坑道への湧水量解析の結果、実測値との良い一致が見られた (Uchida et al., 1993)。また、構築したモデルを KD-90 坑道上方のボーリング孔間で実施された非吸着性トレーサー試験結果に適用することで亀裂開口幅が求められている (動燃事業団, 1994)。このように、本モデルはこれまでに数多くの原位置試験で用いられ、亀裂性岩盤における亀裂ネットワーク構造中の水理や物質移行への適用性が確認されてきている。

チャンネルネットワーク中の核種移行解析コード LTG は、解析精度が高く時間ステップを必要としないラプラス変換有限要素法 (Sudicky, 1989, 1990) を採用しており、1次元均質場においては解析解や第1次取りまとめで用いた核種移行解析コード MATRICS (動燃事業団, 1992) との比較検証を行い、モデルが正しくコード化されていることを確認している。また、3次元不均質場においては、Barten (1996) により検証結果が報告されている核種移行解析コード PICNIC との比較検証を行い、同じ結果が得られることを確認している (サイクル機構, 1999b)。また、チャンネルネットワークの概念モデルについては、フランス Fanay-Augères サイトのトレーサ試験結果のシミュレーション (Cacas et al., 1990a, b) や、上述の釜石鉱山におけるトレーサ試験結果のシミュレーション (渡辺ほか, 1994) をはじめとした原位置試験への適用の結果、実測値との良好な一致が得られている。

### 4.2.2.2.2 数学的定式化

#### 1) 支配方程式

定常な地下水流れ下におけるチャンネルネットワーク内の亀裂中およびマトリクス中の核種移行支配方程式はそれぞれ以下のように表される。

$$A(k) \left[ R_n(k) \frac{\partial C_n}{\partial t} + v(k) \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L(k) \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n(k) \lambda_n C_n - R_{n-1}(k) \lambda_{n-1} C_{n-1} \right] + w(k) F D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \bigg|_{\omega=0} = 0 \quad (4.2.2-2)$$



$$R_n^m(k) \frac{\partial C_n^m}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial \omega} D^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} + R_n^m(k) \lambda_n C_n^m - R_{n-1}^m(k) \lambda_{n-1} C_{n-1}^m = 0 \quad (4.2.2-3)$$

ここに、添え字  $n, k, m$  はそれぞれ核種、チャンネル、マトリクスを表す。また、 $A(k) (=b(k) \times w(k))$  はチャンネルの断面積 [ $\text{m}^2$ ]、 $b(k)$  は亀裂開口幅の 1/2 [ $\text{m}$ ]、 $w(k)$  はチャンネル幅 [ $\text{m}$ ]、 $v(k)$  は亀裂内流速 [ $\text{m s}^{-1}$ ]、 $D_L(k) (= \alpha_L v(k) + D_0)$  は亀裂内分散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\alpha_L$  は縦方向分散長 [ $\text{m}$ ]、 $D_0$  は自由水中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\lambda_n$  は崩壊定数 [ $\text{s}^{-1}$ ]、 $F$  は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 [-]（以下、マトリクス拡散寄与面積率と呼ぶ）、 $D_e^m (= \theta^m D^m)$  は実効拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\theta^m$  はマトリクスの有効間隙率 [-]、 $D^m$  はマトリクス間隙中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $C_n, C_n^m$  はそれぞれ亀裂、マトリクス中の核種濃度 [ $\text{mol m}^{-3}$ ]、 $x$  はチャンネルネットワークモデル中の移行距離 [ $\text{m}$ ]、 $\omega$  は亀裂表面から垂直方向の距離 [ $\text{m}$ ]、 $t$  は時間 [ $\text{s}$ ] を表す。また、 $R_n(k)$  および  $R_n^m(k)$  は亀裂とマトリクス中での遅延係数で、瞬時／可逆／線型な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n(k) = 1 + \frac{K a_n}{b}, \quad R_n^m(k) = 1 + \frac{\rho^m K d_n}{\theta^m} \quad (4.2.2-4)$$

ここに、 $K a_n$  は亀裂表面への分配係数 [ $\text{m}$ ]、 $K d_n^m$  はマトリクス中の岩石鉱物への分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]、 $\rho^m$  はマトリクスの乾燥密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ] を表す。ただし亀裂表面への収着による遅延は考慮しないため  $R_n(k) = 1$  である。

## 2) 初期条件・境界条件

亀裂およびマトリクス中での初期濃度は 0 とする。

$$C_n(x, 0) = 0 \\ C_n^m(x, \omega, 0) = 0 \quad (4.2.2-5)$$

人工バリアを通して処分坑道 100 [ $\text{m}$ ] 区間に含まれる人工バリアから放出された核種は、掘削影響領域内で瞬時混合し、100 [ $\text{m}$ ] 区間に接続している各チャンネルにその地下水流量に応じて配分される。

$$N_w \times \text{Flux}_{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}} = \sum_k^K f_n(k, t) \quad (4.2.2-6)$$

ここに、 $N_w$  は処分坑道 100 [ $\text{m}$ ] 区間に含まれるガラス固化体本数、 $\text{Flux}_{\text{Buffer} \rightarrow \text{Hostrock}}$  はガラス固化体 1 本あたりの人工バリアからの核種放出率 [ $\text{mol y}^{-1}$ ]（4.1.2.2 節式 (4.1.2-10) 参照）、 $f_n(k, t)$  はチャンネル  $k$  へ流入する核種フラックス [ $\text{mol y}^{-1}$ ] を表す。各チャンネルの処分坑道 100 [ $\text{m}$ ] 区間上の境界条件は、以下のように表される。

$$A(k) \left[ v(k)C_n - D_L(k) \frac{\partial C_n}{\partial x} \right] = f_n(k, t) \quad (x=0) \quad (4.2.2-7)$$

また、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される。

$$\begin{aligned} C_n(x, t) &= C_n^m(x, 0, t) & (\omega = 0) \\ \left. \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \right|_{\omega=d} &= 0 & (\omega = d) \end{aligned} \quad (4.2.2-8)$$

#### 4.2.2.2.3 データ

既往のデータに基づき地下水流動の起因となる動水勾配を設定する。また、既往の文献、釜石鉱山における原位置調査試験および露頭・鉱山坑道での亀裂調査（サイクル機構，1999a）に基づいてわが国に分布する花崗岩の一般的特性を把握し、数百メートルスケールの母岩を対象とした亀裂構造パラメータ（方向分布、形状、半径分布、頻度分布、空間分布、透水量係数分布、開口幅分布）、核種移行パラメータ（亀裂内分散長、マトリクス拡散深さ、マトリクス拡散寄与面積率、有効間隙率、乾燥密度、実効拡散係数、分配係数）を設定する。また、動水勾配などの地質環境パラメータや掘削影響領域の特性などを設定する。

##### 1) 動水勾配

動水勾配に関しては、地下深部での実測例がほとんどないため、図 4.2.2-7 に示すように様々な地形に対して既往の文献より求められた地下水面の勾配に基づいて地下深部の動水勾配が推定されている（日比谷ほか，1997）。レファレンスケースでは、この動水勾配分布で最も頻度の高い0.01を代表値として用いる。ここで、東濃鉱山における実測結果によると深度500[m]以深の動水勾配は地下水面の勾配よりも小さいことが確認されていることから（分冊1；3.3.1参照）、地下深部の動水勾配に地下水面の勾配から推定された動水勾配を用いる場合には、亀裂中の地下水流速や掘削影響領域を通過する地下水流量を過大に評価するため性能評価上は保守側の設定になると考えられる。

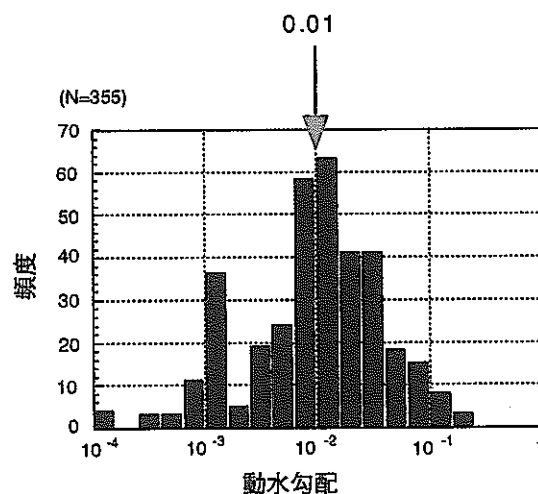


図 4.2.2-7 地下水面の勾配から推定した動水勾配の分布（日比谷ほか，1997）

##### 2) 亀裂構造パラメータ

###### (1) 亀裂の方向分布

一般に、亀裂の方向は、同じサイト内でも場の応力や潜在クラックの方向が異なるため局所的なスケールでは場所によりばらつきがあることが知られている（例えば、野沢・太田，1967；田中ほか，1996）。しかし、渡辺ほか（1982）が指摘するように

巨視的なスケールではある傾向を持つことが多く、亀裂の卓越方向と断層やリニアメントの卓越方向にはよい相関があることが報告されている（例えば、小島ほか, 1981；越谷ほか, 1991）。このような傾向は、地下石油備蓄菊間基地の領家花崗岩でも見られ、ボーリング孔内で観察された亀裂は方向にばらつきがあるものの（下茂ほか, 1992）、スケールがより大きな岩盤タンク内で観察された亀裂にはある傾向が認められている（羽出山ほか, 1993）。また、木村（1981）は、地下浅部の亀裂の方向は不規則であるものの、地下深部にいくほど亀裂の方向の規則性が高くなることを指摘している。以上より、地下深部における亀裂の方向の規則性は比較的高いと考えられる。

岩種の中では花崗岩は特に亀裂の方向性が高く（緒方, 1978）、既往の観察結果によると鉛直方向と水平方向の亀裂（Sheeting Joint）からなる互いに直交する 3 組の亀裂群が卓越することが多いことが知られている（例えば、Oda, 1985；羽田, 1984）。また地下深部では、図 4.2.2-8 の菊間地下石油備蓄基地（羽出山ほか, 1993）や釜石鉱山の 250 [m] レベルのボーリング孔での観察結果（サイクル機構, 1999a）に見られるように、地表面近傍の応力解放に伴う水平方向の亀裂は少なくなり直交 2 組の鉛直方向の亀裂群が卓越すると考えられる。したがって、レファレンスケースでは、直交 2 組の鉛直方向の亀裂群を取扱うこととし、各亀裂群の方向分布には次式の確率密度関数で与えられる Fisher 分布を用いる（Chiles and de Marsily, 1993）。

$$f(\theta', \phi') = \frac{\kappa \sin \theta'}{2\pi(e^\kappa - e^{-\kappa})} e^{\kappa \cos \theta'} \quad 0 < \theta' < \pi \quad 0 < \phi' < 2\pi \quad (4.2.2-9)$$

ここに、 $\theta'$  は亀裂の主極方向からの偏向角、 $\phi'$  は方位角を表し（図 4.2.2-9 参照）、 $\kappa$  はばらつきを表す Fisher 定数で既往の文献との対比から 10 と設定した。また、一方の亀裂群の主極方向は、処分坑道から断層までの移行経路長が最も短くなるように地下水流の方向と同じとする。レファレンスケースで用いた直交 2 組の鉛直亀裂群のステレオ投影図を図 4.2.2-10 に示す。

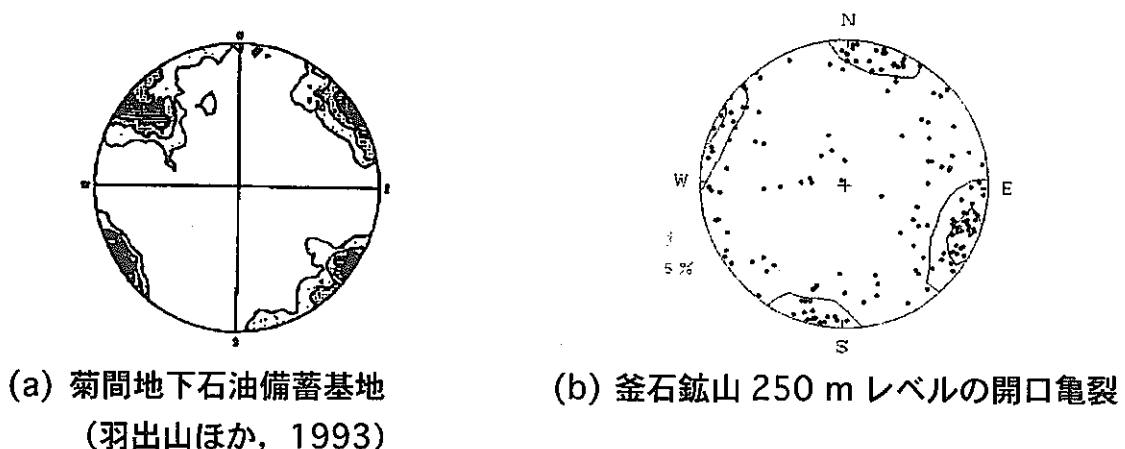


図 4.2.2-8 花崗岩における亀裂ステレオ投影図

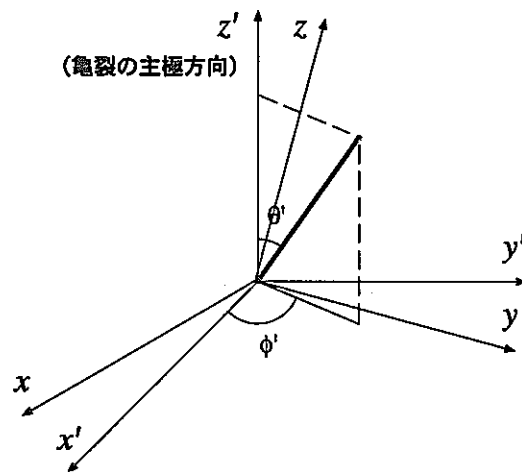


図 4.2.2-9 Fisher 分布における偏向角と方位角の関係

$z'$  は亀裂の主極方向,  $\theta'$  は偏向角,  $\phi'$  は方位角を表す。

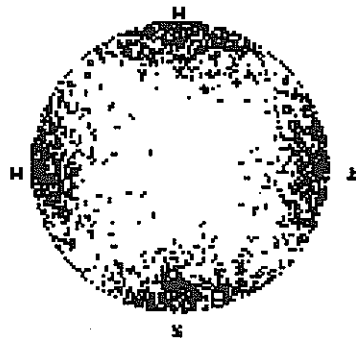


図 4.2.2-10 亀裂ネットワークモデルに用いた亀裂のステレオ投影図

(シュミットネット下半球投影)

## (2) 亀裂形状

一般に、均質等方弾性媒体中に発生するせん断クラックは、図 4.2.2-11 に示すように円盤形状を呈することが知られている (Scholz, 1990) ものの、不均質な原位置岩盤内における亀裂の形状を原位置で測定した例はない。既往の研究では、亀裂を多角形によりモデル化している例が多く (例えば, Veneziano, 1979; Dershowitz, 1984), Dershowitz (1984) は亀裂が互いに切られることによって亀裂の形状が多角形になることを指摘している。

以上より亀裂の形状は円盤と仮定し、亀裂ネットワークモデル内では亀裂半径分布にしたがって発生させられた円盤を等価な面積を持つ 6 角形に変換してモデル化する。

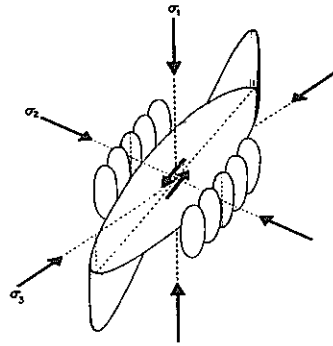


図 4.2.2-11 等方弾性媒体中に発生するせん断亀裂 (Scholz, 1990)

(図中央はせん断クラック, その他は引張りクラック)

### (3) 亀裂半径分布

亀裂の大きさに関しては、原位置岩盤内の平面的な広がりをも測定した例はなく、これまでは露頭や空洞壁面での亀裂のトレース長により評価されてきた。既往の文献によると、亀裂のトレース長分布には、対数正規分布（例えば、Barton, 1977）や負の指数分布（例えば、Priest and Hudson, 1981; Kikuchi et al., 1987; 野口ほか, 1991; 菊地ほか, 1992）が数多く用いられている。

実際に原位置で測定されたトレース長の頻度分布は、数メートル付近に最頻値を持つ対数正規分布形状を示すことが多い（例えば、大西ほか, 1992; 菊地ほか, 1984; Oda, 1985）。この理由としては、岩盤のひずみにより生じる亀裂はある大きさ以上になること（小島ほか, 1981）も一因として考えられるが、実際の原位置調査においては微小な亀裂の測定漏れがあることもその要因として指摘されており、対数正規分布の妥当性は未だ検証されていない。また、対数正規分布は、最頻値前後の比較的小さなトレース長の分布形状に平均値や標準偏差などの統計量が依存するため、観察したスケールとモデル化するスケールの差が大きくなるほど指数分布やべき乗分布に比べて大きな亀裂の分布の推定精度は低くなる（大野・小島, 1987, 1989; 小田・木村, 1990）。

大野・小島（1993）は、大小様々なスケールでトレース長の測定を行いトレース長分布がべき乗分布に従うことを示している。また、小田・木村（1990）は、亀裂の大きさがフラクタル性を有し、トレース長分布がべき乗分布に従うことを指摘している。実際、菊間地下石油備蓄基地においては、岩盤タンク（幅 20.5 [m]、高さ 30 [m]）内で測定されたトレース長が数メートル～十数メートルにしか分布していないのに対し（羽出山ほか, 1993）、図 4.2.2-12 に示すようにサイト内には数百メートル規模の断層が比較的多く存在していることが確認されている（林ほか, 1993）。

以上より、200 [m] スケールの岩盤を対象とするレファレンスケースにおいては、亀裂半径分布に次式の確率密度関数で与えられるべき乗分布を採用する。

$$f(r) = \frac{b-1}{r_{\min}} \left( \frac{r_{\min}}{r} \right)^b \quad (r \geq r_{\min}, b > 1) \quad (4.2.2-10)$$

ここに、 $r$  は亀裂半径 [m] ,  $r_{\min}$  は最小亀裂半径 [m] で 1 [m] とし、 $b$  はべき指数を表す。べき指数は、実際に亀裂を発生させて構築した亀裂ネットワークモデル内の任意断面上でのトレース長分布の傾きと大野・小島（1993）の花崗岩地域での実測分布の傾きが一致するように 3.0 と設定した（図 4.2.2-13 参照）。また、亀裂ネットワーク内にモデル化する亀裂の最小半径は、亀裂ネットワーク全体の透水性に顕著な影響を及ぼさない範囲でなるべく大きな値 7 [m] とし、最大半径は発生される亀裂の大きさが解析領域よりも十分大きくなる 300 [m] とした（サイクル機構, 1999b）。

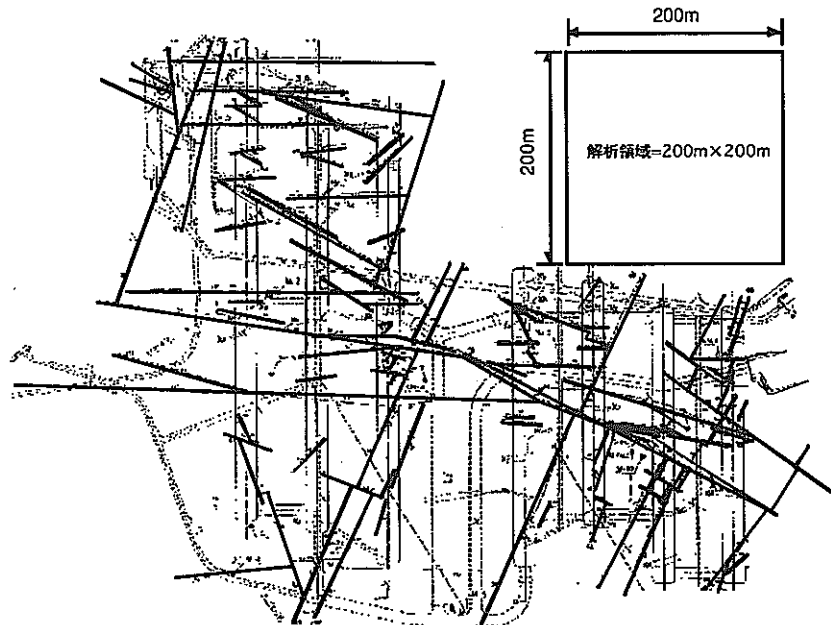


図 4.2.2-12 菊間地下石油備蓄基地における亀裂・断層分布図  
(林ほか, 1993)

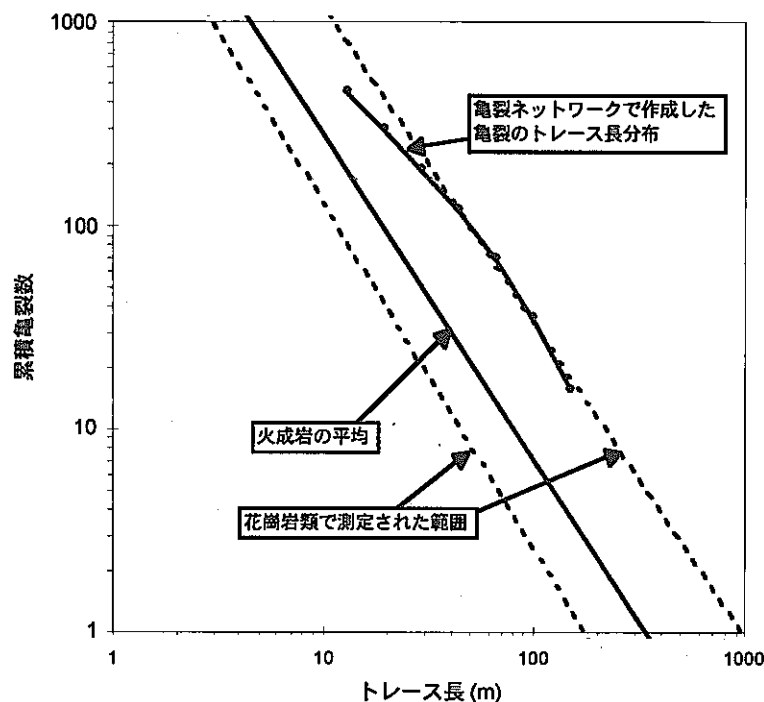


図 4.2.2-13 亀裂のトレース長分布 (200[m]×200[m]領域)

実線および破線はそれぞれ火成岩地域の平均と花崗岩地域の分布範囲（大野・小島，1993）を示し，●付き実線はレファレンスケースにおける亀裂ネットワークモデルのトレース長分布を示す。

#### (4) 亀裂頻度分布

既往の文献（池田，1979；羽出山ほか，1993；下茂ほか，1992）および釜石鉾山での亀裂観察結果により得られた亀裂頻度分布を図 4.2.2-14 に示す。図中の釜石鉾山の亀裂頻度は，各坑道やボーリング孔で測定された亀裂頻度の平均値を示してある。一般に，亀裂頻度は，測定場所によって異なるだけでなく，測定方法（ボアホール TV 観察，スキャンライン法など），測定の対象とする亀裂の大きさや性状（開口や湧水の有無など），測定者などによって大きく異なるため，定量的な評価は難しい。例えば，釜石鉾山では，坑道壁面とボーリング孔で亀裂頻度が異なり，同じ坑道壁面でも測定の対象とする亀裂の大きさ（NW 坑道ではトレース長 3 [m] 以上，KD-90 坑道では 0.5 [m] 以上の亀裂を対象）や湧水の有無によっても大きく異なっている。

そこで，モデル化の対象となる 200 [m] スケールで透水に寄与するような連続性の高い亀裂の頻度について検討する。菊間地下石油備蓄基地では，岩盤タンク（高さ 30 [m]，幅 20.5 [m]）壁面で観察された空洞の安定性に影響を及ぼすような比較的大きな連続性の高い亀裂の頻度が 0.25～0.5 [本 m<sup>-1</sup>] に分布している（羽出山ほか，1993）のに対し，ボーリング孔内の開口亀裂の頻度は約 1 [本 m<sup>-1</sup>] と大きくなっている（下茂ほか，1992）。これは，ボーリング孔内では，局所的に開口した亀裂や開口していても連続性の低い亀裂を観察している可能性があるためと考えられる。したがって，200 [m] スケールで透水に寄与するような連続性の高い亀裂の頻度は，数十メートル



スケールの岩盤タンク内で観察された比較的大きな連続性の高い亀裂の頻度  $0.25 \sim 0.5$  [本  $m^{-1}$ ] 程度と考えられる。これは、釜石鉱山のNW坑道やKD-90坑道で観察された湧水亀裂の頻度  $0.1 \sim 0.2$  [本  $m^{-1}$ ] よりも大きく、比較的透水性の高い赤色変質を伴う亀裂の頻度約  $0.3$  [本  $m^{-1}$ ] (サイクル機構, 1999a) とほぼ一致する。

亀裂頻度の深度依存性に関しては、花崗閃緑岩や閃緑岩質片麻岩地域での測定結果によると、地表面近傍では深度とともに亀裂頻度が減少するものの、 $100$  [m] 以深ではあまり変化がないことが報告されている(緒方, 1984)。また、亀裂頻度の深度依存性は、岩種や地質要因(成因, 年代, 深度等)によって大きく異なり(緒方, 1984) 定量的な評価が難しいため、深度依存性は考慮しないこととする。

以上より、3次元亀裂ネットワークモデルでは  $200$  [m] スケールで透水に寄与するような連続性の高い亀裂を対象とし、その頻度として  $0.25 \sim 0.5$  [本  $m^{-1}$ ] 程度を考慮することとした。モデル化にあたっては、亀裂ネットワークモデルの任意の直線上で測定した1次元亀裂密度が  $0.25 \sim 0.5$  [本  $m^{-1}$ ] 程度になるように3次元亀裂密度を調節した。その結果、3次元亀裂密度は  $0.8$  [m<sup>2</sup> m<sup>-3</sup>] (単位体積あたりの亀裂表面積であり、以下では[area / volume]で表す)、1次元亀裂密度は約  $0.3$  [本  $m^{-1}$ ] となった。構築した亀裂ネットワークモデル内には、図 4.2.2-15 に示すように菊間地下石油備蓄基地で観察された亀裂分布(図 4.2.2-12 参照)に見られるような比較的大きな亀裂がモデル化されており、モデル内の任意断面上でのトレース長分布が大野・小島(1993)

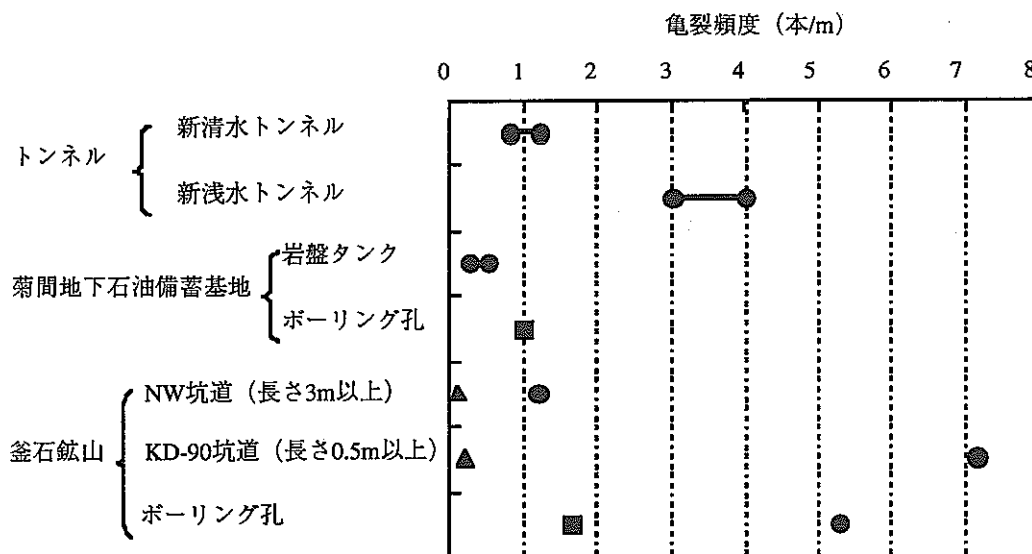


図 4.2.2-14 花崗岩における亀裂頻度分布

トンネルのデータは池田(1979)、菊間地下石油備蓄基地のデータは羽出山ほか(1993)と下茂ほか(1992)を引用した。菊間基地および釜石鉱山の亀裂観察深度は、それぞれ約  $50$  [m] と約  $260$  [m] 以上である。図中、釜石鉱山データのうち●は観察された全亀裂、▲は湧水亀裂、■は開口亀裂を表す。

の 花崗岩地域での実測値のうち頻度の高い地域にほぼ一致していることから（図 4.2.2-13 参照），設定した 3 次元亀裂密度  $0.8 [\text{area} / \text{volume}]$ （1 次元亀裂密度約  $0.3 [\text{本} / \text{m}^3]$ ）は妥当な値と考えられる。ただし，次項に述べるように亀裂は空間内にランダムに分布すると仮定し，亀裂頻度の場所による不均質性は考慮しない。

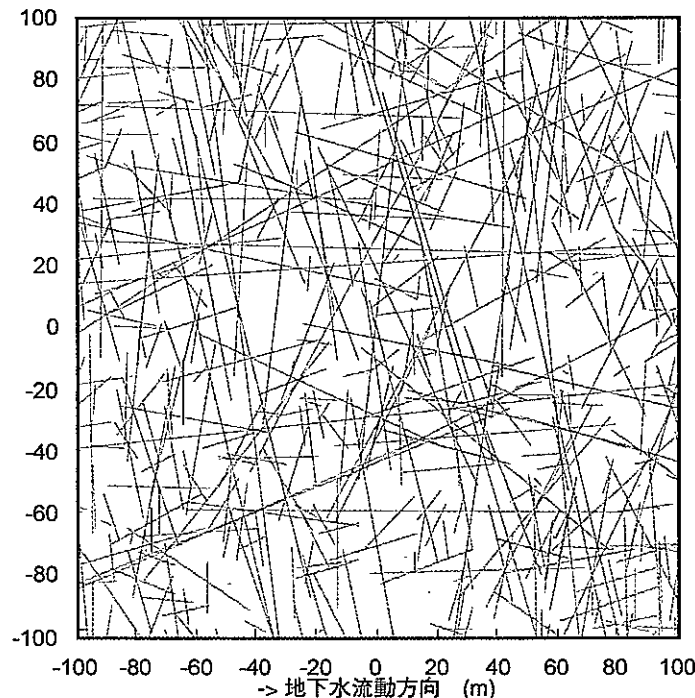


図 4.2.2-15 亀裂ネットワークモデル内の処分坑道平面上のトレース長マップ

#### (5) 亀裂の空間分布

一般に，せん断破壊により生じた比較的規模の大きな亀裂の周辺には小規模な分岐・派生した亀裂が密集し（例えば，小出ほか，1979；Tchalenko, 1970），透水性の高い水みちを形成することが指摘されている（渡辺ほか，1994；田中ほか，1994）。大野・小島（1992）は，14 のサイトでの 2 次元平面における亀裂分布のフラクタル次元が  $1.5 \sim 1.99$  に分布していることから亀裂の分布には疎密があることを示し，釜石鉱山においてもボーリング孔内の亀裂の分布から空間分布のフラクタル性が示されている（Uchida et al., 1993）。一方，釜石鉱山の KD-90 坑道北側では複数のボーリング孔間の水理応答結果と各パッカー区間の間隙水圧の分布から，図 4.2.2-16 に示すような互いに水理学的な連結性が乏しい数十メートル 規模のコンパートメント構造の存在が確認されている（サイクル機構，1999c）。以上より，亀裂の疎密構造は，サイトによって異なるため定量的な評価は難しいものの，局所的には透水性の高い亀裂密集部を形成し，巨視的には水理学的な連結性が乏しいコンパートメント構造を形成すると考えられる。

したがって、3次元亀裂ネットワークモデルでは、

- 主要亀裂から分岐・派生した亀裂を含めて1枚の亀裂でモデル化する（図 4.2.2-2 参照）ため、局所的な亀裂の疎密構造は取り扱わない。
- 亀裂の疎密構造により釜石鉱山に見られるような数十メートル 規模の比較的小さなコンパートメント構造が形成された場合には、数百メートル スケールでの岩盤の水理学的な連続性は乏しくなるため、安全評価上は非保守側の岩盤になると考えられる。

ことから、亀裂の空間分布はランダムと仮定し、亀裂の中心位置の分布をポアソン過程に基づく Baecher モデルにより求めることとする（Baecher et al., 1977）。既往の解析研究においても亀裂の空間分布はランダムと仮定している例が多い（例えば, Cacas et al., 1990a, 1990b ; Dverstorp et al., 1992 ; 小島ほか, 1981）。

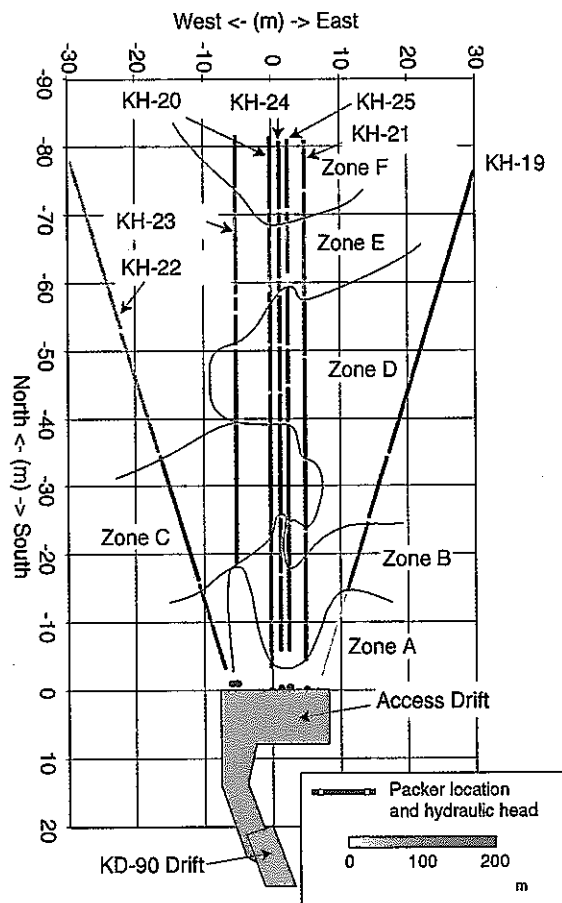


図 4.2.2-16 釜石鉱山 KD-90 坑道北側のコンパートメント構造

#### (6) 亀裂の透水量係数分布

花崗岩中の単一亀裂の透水量係数に関しては、多田ほか(1994)や渡辺・星野(1980)の室内試験では  $10^{-10} \sim 10^{-7} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  オーダーに分布し、ストリパ鉱山で採取した岩石試

料を用いた室内試験では  $10^{-10} \sim 10^{-6} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  オーダーに分布している (Gale et al., 1990; Mukurat et al., 1990)。また、ストリパ鉱山で実施した原位置トレーサ試験では  $10^{-9} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  程度 (Abelin et al., 1982), 釜石鉱山における原位置トレーサ試験では  $1.07 \times 10^{-7} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  と報告されている (Uchida et al., 1994)。以上より、既往の室内試験および原位置試験により得られた数十センチメートル～数メートル以下のスケールで測定された亀裂の透水量係数は、 $10^{-10} \sim 10^{-6} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  オーダーに分布している。

一方、原位置岩盤内の亀裂の透水量係数の分布を求めた例はない。そこで、釜石鉱山でのボーリング孔 (KE-3, KE-6, KE-7, KH-2, KH-3, KH-5 計6孔48区間) で実施したダブルパッカー式透水試験で得られた透水係数と各試験区間内の開口亀裂の本数から同じ試験区間内の亀裂の透水量係数は等しいと仮定して以下の式により透水量係数分布を求めた。

$$T_i = \frac{K_i \times L_i}{n_i} \quad (4.2.2-11)$$

ここに、 $T_i$ ,  $K_i$ ,  $L_i$ ,  $n_i$  は、それぞれ試験区間  $i$  の亀裂の透水量係数  $[\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ , 透水試験により求められた透水係数  $[\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ , 区間長  $[\text{m}]$ , 開口亀裂の本数である。得られた透水量係数分布は、図 4.2.2-17 に示すように対数正規分布に従い、その対数平均値は -8.99, 対数標準偏差は 1.07 で (標準正規変量の平均値  $2.18 \times 10^{-8} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ , 標準偏差  $4.61 \times 10^{-7} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ , 中央値  $1.02 \times 10^{-9} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ )、各試験区間内でのばらつきが平均化されているため実際の透水量係数分布よりもばらつきは小さくなっていると考えられるものの、既往の文献より得られた単一亀裂の透水量係数の分布範囲  $10^{-10} \sim 10^{-6} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  オーダーを包含している。

亀裂の透水量係数の深度依存性に関しては、透水量係数と相関のある亀裂の開口幅が地表面近傍では深度とともに減少する傾向が示されている (例えば、緒方, 1984; Snow, 1968) もの、地下深部での深度依存性については報告例がない。一方、岩盤の透水係数に関しては、100 [m] 以深での深度依存性が報告されている (SKB, 1992; 木下ほか, 1993; Neretnieks, 1993)。Snow (1968) や渡辺・小島 (1980) は、透水係数の深度依存性は亀裂開口幅の深度依存性に起因することを指摘していることから、亀裂の透水量係数も深度とともに減少すると考えられる。そこで、図 4.2.2-18 に示すスウェーデンのフィンション (花崗閃緑岩) をはじめとする7つのサイトで測定された透水係数の深度依存性 (SKB, 1992) に基づいて、透水量係数の深度依存性による補正を行うこととする。すなわち、地下 1000 [m] の処分場周辺の岩盤中の亀裂の透水量係数として、釜石鉱山の深度約 260 [m] で測定されたデータより求められた透水量係数分布を1桁低減した透水量係数分布を用いる。

温度依存性に関しては、釜石鉱山の水温約 15℃における水の粘性係数（約  $1.138 \times 10^{-3} [\text{Pa} \cdot \text{s}]$ ）と処分場周辺の水温 45℃における水の粘性係数（約  $0.596 \times 10^{-3} [\text{Pa} \cdot \text{s}]$ ；化学便覧，1993）が 2 倍程度しか変わらないことから，温度による補正は考慮しないこととする。

以上より，レファレンスケースでは，図 4.2.2-17 中実線で示した亀裂の透水量係数分布を（対数平均値-9.99，対数標準偏差 1.07）を用いることとした。

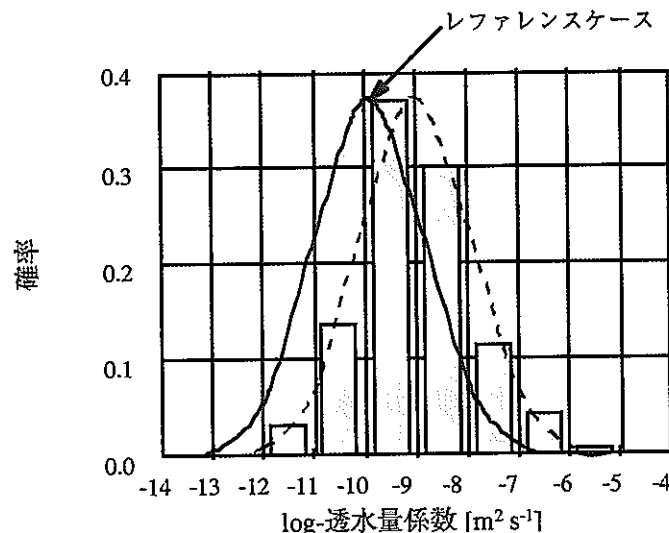


図 4.2.2-17 透水量係数分布

ヒストグラムは釜石鉱山での透水試験結果より算出した透水量係数の分布を示し，破線はその透水量係数分布にフィッティングして求めた透水量係数の対数正規分布，実線はレファレンスケースの透水量係数の対数正規分布を表す。

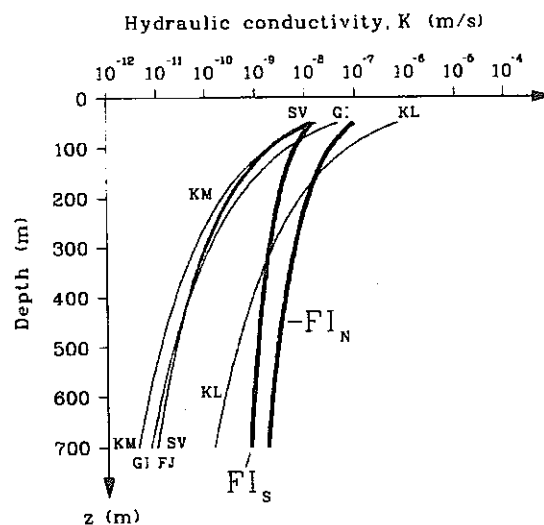


図 4.2.2-18 透水係数と深度の関係（SKB91，1992）

図中記号はそれぞれ，FIN: Finnsjon北部，FIS: Finnsjon南部，FJ: Fjallveden，GI: Gidea，KL: Klipperas，KM: Kamlunge，SV: Svartbobergetを表す。

### (7) 亀裂の開口幅分布

一般に、亀裂の透水量係数と開口幅には相関があり、平行平板を仮定した亀裂の透水量係数は三乗則に従うことが知られている（例えば、Snow, 1968）。Witherspoon et al. (1980) は、亀裂表面の凹凸の影響を考慮し、実際の亀裂に対しては抵抗係数により三乗則を低減した修正三乗則を提案している。しかし、花崗岩中の天然亀裂を対象とした既往の室内透水試験結果によると、抵抗係数は亀裂によって大きく異なり定量的な評価は難しい（例えば、Sundaram et al., 1987；多田ほか, 1994；内田ほか, 1995）。さらに、透水試験で求められた水理開口幅とトレーサ試験により求められた物質移行開口幅は、異なることが知られている（例えば、Abelin et al., 1985；Tsang, 1992）。

そこで、亀裂開口幅の設定にあたっては、釜石鉱山で実施された単一亀裂内のトレーサ試験の解析によりその適用性が確認されている次式で表される経験則を用いることとした（動燃事業団, 1994）。

$$2b = c\sqrt{T} \quad (4.2.2-12)$$

ここに、 $2b$  は開口幅 [m] ,  $T$  は亀裂の透水量係数 [ $\text{m}^2\text{s}^{-1}$ ] ,  $c$  は係数で釜石鉱山の単一亀裂を対象としたトレーサ試験により 2.0 と求められている。前節で設定した透水量係数分布に上式を適用して得られた開口幅の分布は、図 4.2.2-19 に示すように対数平均値-4.03, 対数標準偏差 0.54 の対数正規分布（標準正規変量の平均値 0.20 [mm] , 標準偏差 0.38 [mm] ）となる。なお、1次元均質場においては開口幅の算定に経験則を用いた場合も三乗則を用いた場合も核種移行解析結果は等しくなることが、理論的にも数値解析的にも確認されている（サイクル機構, 1999b）。

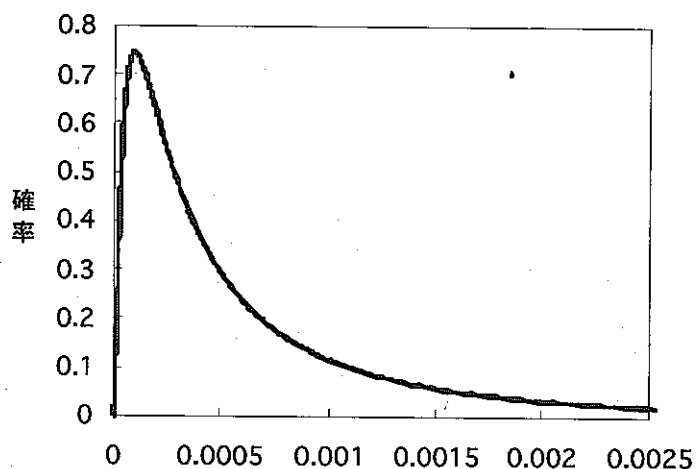


図 4.2.2-19 亀裂ネットワークモデルで用いた亀裂の開口幅分布

### 3) 核種移行パラメータ

#### (1) 亀裂内分散長

亀裂内の分散長に関しては、Neretnieks et al. (1982) が実施した花崗岩試料（直径 0.2 [m]，長さ 0.3 [m]）を用いた室内トレーサ試験結果によると、分散長は移行距離の約 1/10 倍となっている。また、Cliffe et al. (1993) が実施した粘板岩試料（幅 1.25 [m]，長さ 1.05 [m]）を用いた室内トレーサ試験結果によると、分散長は移行距離の約 1/100 ~ 1/10 倍に分布している。すなわち、亀裂内においても亀裂開口幅や亀裂充填鉱物などの不均質性によりチャネリング（一様でない地下水流れ）が起こるため、不均質岩盤と同様に分散長が移行距離とともに増大する巨視的分散現象を示すと考えられる。

したがって、亀裂内の分散長は、図 4.2.2-20 に示すように不均質岩盤における縦方向分散長が移行距離の 1/10 倍を中心に分布することから（Gelhar et al., 1992），各亀裂内の移行距離の 1/10 倍とする。ただし、チャンネルネットワークモデル中の個々のチャンネル長は最頻値が約 5 [m] で数メートルから数十メートルまでばらつくことから、分散長 0.5~2.0 [m] の範囲で感度解析した結果、分散長が核種移行結果に及ぼす影響は非常に小さいことが確認されたため（サイクル機構，1999b），計算効率を考慮して縦方向分散長を一律 2.0 [m] とした。横方向分散長に関しては、縦方向分散長よりも核種移行に及ぼす影響も小さいと考えられることから保守的に考慮しないこととする（サイクル機構，1999b）。

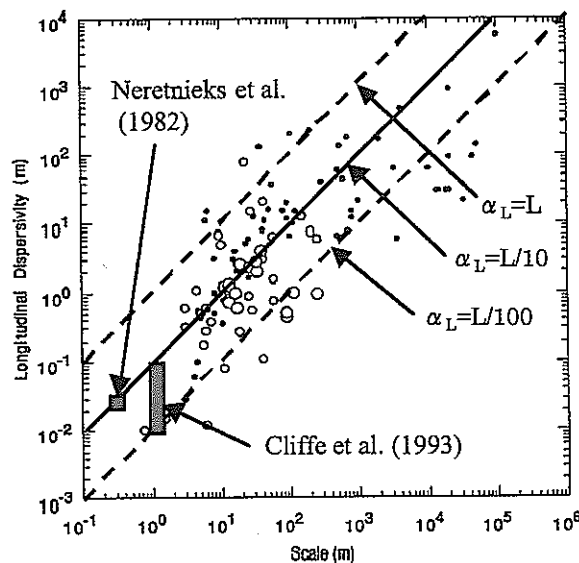


図 4.2.2-20 縦方向分散長と移行距離の関係（Gelhar et al., 1992）

#### (2) マトリクス拡散深さ

亀裂からマトリクス中への拡散現象に関しては、岩石基質部の不均質性（Birgersson and Neretnieks, 1990）や変質鉱物による亀裂表面のコーティング（Johns and Roberts, 1991）などの影響を受けるため複雑で、室内試験では時間を要することから、ウラン

系列核種の放射壊変（放射平衡・非平衡）を用いたナチュラルアナログ研究が数多く実施されている（例えば、Alexander et al., 1988, 1990, 1996；Smellie et al., 1986；Suksi et al., 1992；Ménager et al., 1994；Mazurek et al., 1996）。これらの研究結果によると、表 4.2.2-1 に示すように花崗岩類では亀裂表面から少なくとも数センチメートル程度まではマトリクス拡散していることが確認されている。これは、亀裂周辺部では、熱水などによる変質作用を受けたり、鉱物の溶解に伴う間隙や冷却過程の体積収縮による微小亀裂が生じるため、未変質部よりも間隙の大きさや連結性が高くなるためと考えられている（例えば、Bossart and Mazurek, 1991；Ota et al., 1999）。たとえば、亀裂周辺に変質部が認められない場合でも亀裂の形成過程において二次的な微小亀裂が形成されるため、変質の有無に拘わらず亀裂周辺部はマトリクス拡散しやすくなっていると考えられている（Heath et al., 1992）。釜石鉱山においても、ウラン系列核種のマトリクス拡散深度と変質部の深度がほぼ一致し、レジン注入試験の結果より変質部の方が未変質部よりも間隙の大きさや連結性が高くなっていることが確認されている（Ota et al., 1997；Ota et al., 1999）。したがって、釜石鉱山では少なくとも亀裂表面から変質部の深さ数センチメートル～10 センチメートルまではマトリクス拡散しやすくなっていると考えられる。また、これらのウラン系列核種の放射壊変を用いたナチュラルアナログ研究では、ウラン系列核種の半減期や岩盤への収着のために測定可能な深度が制約されているが、ウラン系列核種よりも半減期が長く分配係数の小さい核種ではさらに拡散深さが大きくなることが指摘されている（Miller et al., 1994；Neretnieks, 1980）。実際、室内で測定された釜石鉱山の変質部と未変質部の有効間隙率（それぞれ 1.1～2.3%, 2.2～3.2% に分布）や実効拡散係数には顕著な差は認められないことと（動燃事業団, 1996a）、未変質部中にも連続した間隙が観察されていることから（Ota et al., 1997）、未変質部にもマトリクス拡散している可能性がある。また、核種の半減期による制約を受けない還元フロントを利用したナチュラルアナログ研究（例えば、Hofmann, 1990；Miller et al., 1994）においても、岩盤が有する化学的緩衝能力によって溶解度や移行速度が低減されたり、還元フロントにおけるコロイドの形成によってマトリクス拡散が制限を受けることが指摘されている

（Alexander et al., 1990）。したがって、ナチュラルアナログ研究で得られたマトリクス拡散深さは、あくまで最小推定値であり（Miller et al., 1994）、核種移行評価上は保守的な設定になると考えられる。

一方、北尾ほか（1997）や向井ほか（1998）が実施した人工亀裂を用いた室内試験結果によると、新鮮な花崗岩中にもマトリクス拡散することが確認されている。また、スルーディフュージョン法による室内試験においても有効間隙率が1%以下の新鮮な花崗岩中にも拡散している（(6)；図 4.2.2-24 参照）。さらに、Olin and Valkiainen（1990）は地盤の隆起に伴い海水から陸水へ地下水環境が変化した後の花崗岩中の亀裂から数メートルの深さにわたって塩分濃度が低下していることから、深さ方向に制限なくマトリクス拡散が起きる可能性を指摘している。したがって、亀裂周辺の変質部の方



が未変質部よりもマトリクス拡散しやすいと考えられるものの、新鮮な花崗岩のように有効間隙率が小さい緻密な岩石中にもマトリクス拡散が起これと考えられる。

以上より、未変質部にもマトリクス拡散すると仮定し、亀裂表面からのマトリクス拡散深さを一律 0.1 [m] と設定する。これにより、レファレンスケースの単位体積あたりのマトリクス拡散に使われる体積の比は約 0.08 (3 次元亀裂密度 0.8 [area / volume] ×マトリクス拡散深さ 0.1 [m] ×マトリクス拡散寄与面積率 50%×亀裂面 2) となり、岩盤の約 10%の体積がマトリクス拡散領域として使われることとなる(サイクル機構, 1999b)。

### (3) マトリクス拡散寄与面積率

Pyrak-Nolte et al. (1987) の花崗岩亀裂中への低融点金属注入試験によると、亀裂面全体に対する亀裂開口部の面積比は、図 4.2.2-21 に示すように亀裂面への垂直応力によって異なり 3 [MPa] で約 90%, 33 [MPa] で約 70% (58%~85%), 85 [MPa] で 58% と報告されている。ここで、地下 1000 [m] の処分場周辺における亀裂面への垂直応力は、亀裂の成因(せん断亀裂, 引張り亀裂)や亀裂の方向(水平亀裂, 鉛直亀裂)によって異なるものの、最大でも土被り圧 27 [MPa] ( $=2.7 \text{ [Mg m}^{-3}] \times 1000 \text{ [m]}$ ) 程度と仮定すると、亀裂開口部の面積は約 70%程度で、引張り亀裂や鉛直亀裂ではさらに開口部の面積は大きくなると考えられる。

以上より、マトリクス拡散寄与面積率は保守的に 50%と設定した。ここで、マトリクス拡散寄与面積率を 50%とした場合には、亀裂ネットワークモデル中の単位体積あたりのマトリクス拡散寄与面積は約 0.8 [area / volume] ( $=3 \text{ 次元亀裂密度 } 0.8 \text{ [area / volume]} \times 0.5 \times 2$ ) となる。

表 4.2.2-1 花崗岩類におけるナチュラルアナログ研究により得られた  
マトリクス拡散深さ

場所	核種	拡散深さ [m]	参考文献
Grimsel, スイス	Ra	0.03	Alexander et al., 1990
Bottstein Area, スイス	U	0.03~0.04	Alexander et al., 1988
Krakemala Site, スウェーデン	U	0.03	Smellie et al., 1986
Kamlunge Site, スウェーデン	U	0.03~0.07	Ohlsson and Neretnieks, 1995
Stripa Mine, スウェーデン	U	0.025	Heath et al., 1992
Palmottu NA Site, フィンランド	U	0.08	Blomqvist et al., 1991
El Berrocal Site, スペイン	U	0.035~0.08	Heath et al., 1992
URL, カナダ	U	0.05	Heath et al., 1992
釜石鉱山, 日本	U	0.01~0.1	Ota et al., 1999

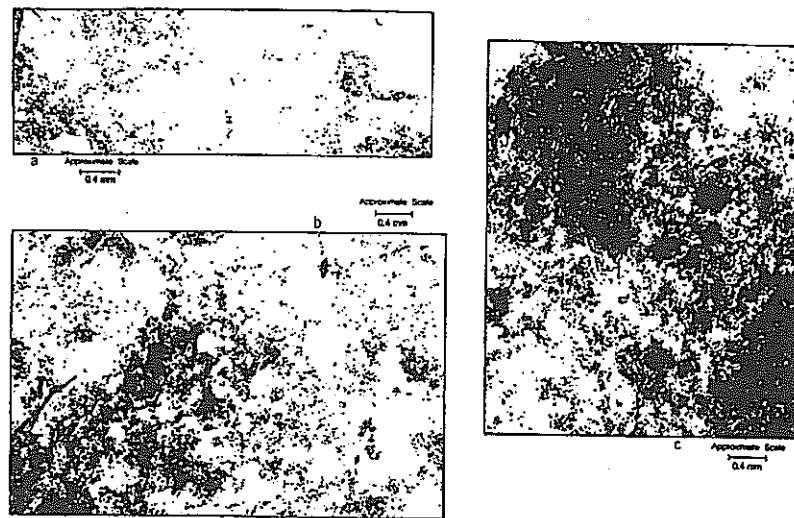


図 4.2.2-21 花崗岩亀裂面内の低融点金属分布図

(Pyrak-Nolte et al., 1987)

図中白色部は低融点金属，黒色部は亀裂閉塞部を示す。

亀裂面への垂直応力 3 [MPa] (左上図) で白色部 90%，33 [MPa] (左下図) で 58%～85%，33 [MPa] 以上ではほとんど変化がなくなり 85 [MPa] (右図) で 58%である。

#### (4) 有効間隙率

既往の文献調査（佐藤ほか，1992）により得られた花崗岩類の有効間隙率は，図 4.2.2-22 に示すようにその多くが新鮮部の有効間隙率で 2%以下に分布し，全体の平均値は約 1.9%となっている。有効間隙率は風化や変質の度合いによって大きく異なり，釜石鉱山の未変質部と亀裂周辺変質部の有効間隙率平均値はそれぞれ 2.3%と 3.2%である（動燃事業団，1997）。マトリクス拡散深さの項で述べたように亀裂周辺は何らかの変質または擾乱を受けていると考えられるため，マトリクス拡散深さ 0.1 [m] のうち亀裂近傍の有効間隙率は未変質部の有効間隙率よりも大きいと考えられる。

したがって，変質部と未変質部を含んだマトリクス拡散領域の有効間隙率として一律 2%と設定する。

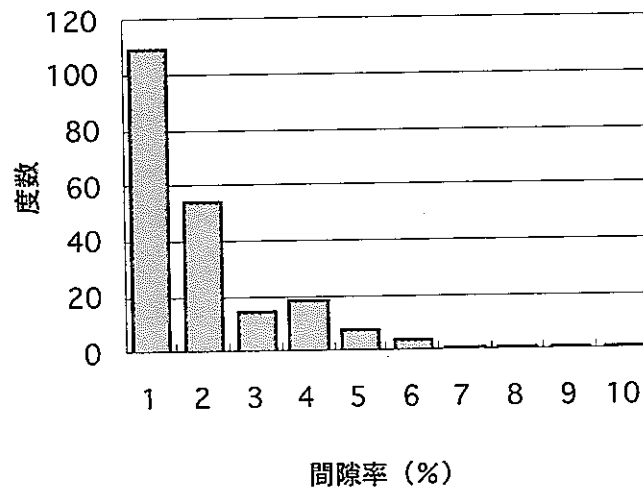


図 4.2.2-22 花崗岩類の有効間隙率分布（佐藤ほか，1992）

#### (5) 乾燥密度

既往の文献調査（佐藤ほか，1992）により得られた乾燥密度  $\rho$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] と有効間隙率  $\theta$  との間には，岩種にかかわらず岩石の真密度を  $2.7$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] として以下に示す相関式がほぼ成り立つことがわかっている（分冊 2；Appendix A 参照）。

$$\rho = 2.7 \times (1 - \theta) \quad (4.2.2-13)$$

そこで，レファレンスケースにおける乾燥密度は，この関係式に(4)で設定した有効間隙率 2%を代入した値  $2.646$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] から  $2.64$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] と設定する。これは，既往の文献調査により得られた花崗岩類の乾燥密度の平均値  $2.623$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] にほぼ相当し

（図 4.2.2-23 参照），釜石鉱山の未変質部の平均値  $2.733$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] と変質部の平均値  $2.609$  [ $\text{Mg m}^{-3}$ ] の中間にある（動燃事業団，1997）。

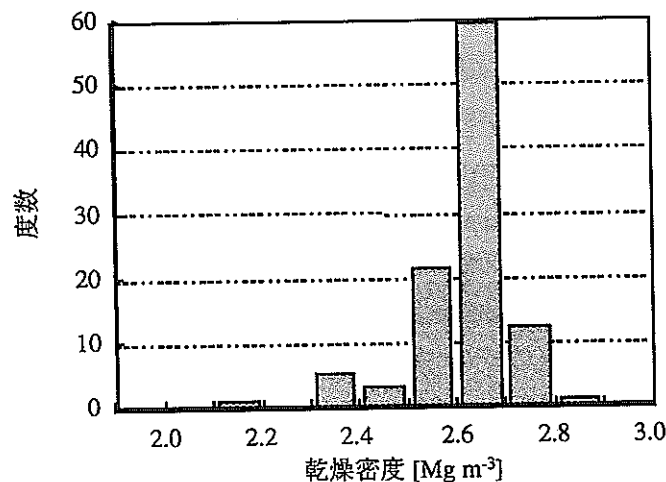


図 4.2.2-23 花崗岩類の乾燥密度分布（佐藤ほか，1992）

## (6) 実効拡散係数

わが国の岩石を対象とした既往の室内試験測定結果（例えば、西山ほか，1990；Yamaguchi et al., 1993；動燃事業団，1996a；Sato et al., 1997a；Yamaguchi et al., 1997）より得られた実効拡散係数の分布を図 4.2.2-24 に示す。一般に，実効拡散係数は，間隙の大きさ，連結性，屈曲度などの間隙の構造に依存することが知られており（例えば，Fernandez-Merayo et al., 1996；Sato et al., 1997b），図 4.2.2-24 においても西山ほか（1990）と同じように実効拡散係数と有効間隙率の間には相関が認められ，有効間隙率が大きいほど実効拡散係数も大きくなることがわかる。

実効拡散係数は，間隙の構造以外にも，温度（例えば，Tsukamoto and Ohe, 1991），表面拡散（例えば，Yamaguchi et al., 1993）やイオン排除（例えば，McKinley and Hadermann, 1984），間隙水（例えば，Kumpulainen et al., 1991）や化学種（佐藤・澁谷，1994）などに影響されることが報告されている。以下では，これらの影響の取扱いについて述べる。

温度依存性に関しては，実効拡散係数の温度依存性に関する実測値は報告されていないものの，自由水中の拡散係数には温度依存性があることから，温度の影響を考慮してイオンの自由水中の拡散係数の活性化エネルギーに基づいた温度補正（中嶋，1990）を行うこととする。温度補正にあたっては，既往の文献により得られた実効拡散係数の測定温度を 25℃とし，地下深部の処分場周辺の母岩温度を 45℃とする。また，自由水中の拡散係数の活性化エネルギーは，イオンの種類によって厳密には異なるものの， $H^+$ と  $OH^-$ を除く他のイオンに対しては水を媒体とする導電現象ではおおよそ 15.05 [kJ mol<sup>-1</sup>] である（田島，1986）ことから，核種よる違いは考慮しないこととし，ほとんどの化学種で 45℃における自由水中の拡散係数は，25℃のときの約 1.5 倍となることから（例えば，化学便覧，1993，p.II-61），図 4.2.2-24 により得られた実効拡散係数を一律 1.5 倍して温度補正を行った。

岩石の細孔径分布実測結果によると，岩石中の間隙は，拡散化学種と比較して極めて大きい（例えば，Sato et al., 1997b；山口ほか，1997；Ota et al., 1999）ことから，実効拡散係数に及ぼす拡散化学種と間隙壁面との静電的・化学的相互作用の影響は，相対的には顕著ではないと考えられるため，表面拡散やイオン排除の効果は無視し得ると思われる。したがって，実効拡散係数の有効間隙率や核種依存性は考慮しないこととする。また，岩石中の実効拡散係数は，間隙水や化学種により異なることが知られている（佐藤・澁谷，1994）ものの，酸化還元状態などの処分環境に対応した各化学種の実測値は極めて限られていることから，間隙水や核種の化学形態に関係なく，図 4.2.2-24 より得られた関係に基づいて，全ての元素に対して一律に実効拡散係数を設定することとした。

室内試験では試料が物理的擾乱を受けるために実効拡散係数を過大評価する可能性がある（例えば、Lever and Bradbury, 1985；Miller et al., 1994）ものの、室内試験における物理的擾乱を定量的に評価した既往の研究はなく、Birgersson and Neretnieks (1990) がストリパ鉱山の小口径ボーリング孔内で実施した非収着性トレーサを用いた低圧注入試験結果によると、原位置の乱されていない花崗岩中で測定された拡散係数が室内試験の結果と良く一致することから室内試験における物理的擾乱の影響は少ないことが示されている。したがって、図 4.2.2-24 の既往の室内試験結果における物理的擾乱の影響は考慮しないこととする。

以上より、現実的な値として図 4.2.2-24 中央の最小二乗近似線から有効間隙率 2% に対応する実効拡散係数を温度補正した値  $3.0 \times 10^{-12} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  を採用する。

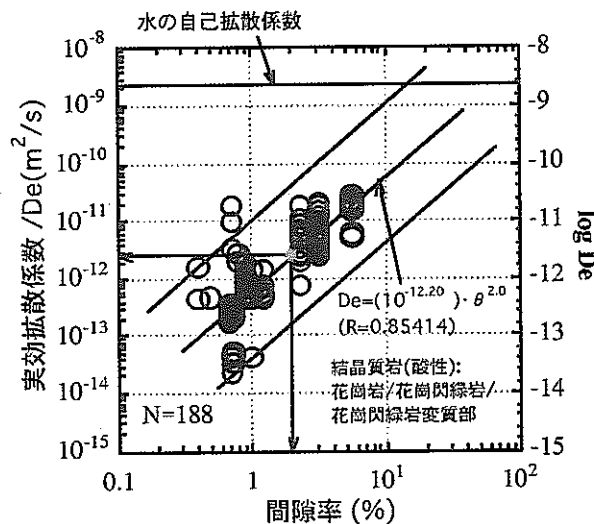


図 4.2.2-24 花崗岩類における実効拡散係数と有効間隙率の関係

（直線中央は最小二乗近似線，上下線は最小二乗近似と平行な線）

#### (7) 分配係数

釜石鉱山においては亀裂中に二次的に生成した充填鉱物が確認されており（サイクル機構, 1999c），核種移行に対する核種の充填鉱物への収着による遅延効果が期待されるものの、亀裂充填鉱物の定量的な評価が難しいことと、釜石鉱山の亀裂充填鉱物、変質部及び新鮮岩部の分配係数には顕著な差がないことから（Sato et al., 1997a），亀裂充填鉱物による遅延効果は保守的に考慮しないこととする。

降水系高 pH 条件下での花崗岩に対する分配係数設定にあたっては、以下に示すような理由により室内でのバッチ収着試験によって得られた値を用いることとする。

- 岩石の細孔経分布から岩体中の間隙が比較的大きく、間隙水は自由水に近いと考えられることから、岩体中の核種の収着メカニズムがバッチ収着試験で観察されるメカニズムと同等であると考えられる。
- データ量が豊富で様々な化学的条件下での分配係数を設定することができる。また、多くの元素について分配係数に変化を与える因子に関する知見が蓄積されており、データが存在しない場合でも化学的に性質の類似している他の元素や類似した化学的条件下での分配係数を推定することが可能である。
- 原位置での測定例や岩体中の拡散係数を測定した例が少なく、バッチ収着試験以外のデータを用いて分配係数を設定するのは困難である。

バッチ収着試験データに関しては、公開された文献を中心にデータベースを構築し（澁谷ほか、1999b）、バッチ収着試験データの原位置条件への適用に関する検討（朽山ほか、1998）を踏まえ、以下のような条件で測定されたデータを選定した（澁谷ほか、1999a）。

- 試験に用いた溶液の pH, Eh, イオン強度が、降水系高 pH 条件下での地下水の化学的性質と近いデータ（具体的には  $\text{pH}=8.46\pm1$  以内、核種の酸化還元状態が処分環境下で想定される状態と同等であること、イオン強度は  $0.01 [\text{M}]$  以下）。
- 分配係数の温度依存性が顕著でないこと（澁谷ほか、1999a）から、 $20\sim75^{\circ}\text{C}$  で得られたデータ。
- 平衡状態におけるデータが望ましいが、収着挙動に経時変化が見られる場合には試験期間内でなるべく平衡状態に近いデータ。
- コロイドを形成する元素についてはできる限りコロイドの影響を排除した条件で取得されたデータ。
- 初期濃度が地下水中での元素の溶解度以下のデータ。
- 花崗岩類（花崗岩、花崗閃緑岩、トーナライト、変麻岩等）で測定されたデータ。

また、分配係数の設定にあたっては、以下の考え方を採用した。

- 溶液組成や造岩鉱物の違いによりばらつきを有する場合には、選定された分配係数の保守側の値を用いることとする。
- データの存在しない核種または、データの少ない核種については、化学的類似性のある他の核種の値を参考とする。

上記の方針に従って選定・設定した分配係数の一覧を表 4.2.2-2 に示す。

表 4.2.2-2 降水系高 pH 条件下での花崗岩に対する核種の分配係数

元素	Kd [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]	元素	Kd [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]	元素	Kd [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]
Se	0.01	Cs	0.05	Pa	1
Zr	0.1	Sm	5	U	1
Nb	0.1	Pb	0.1	Np	1
Tc	1	Ra	0.5	Pu	1
Pd	0.1	Ac	5	Am	5
Sn	1	Th	1	Cm	5

以上(1)～(7)で設定した 3 次元モデルで用いる入力データの一覧を表 4.2.2-3 に示す。これらのデータのうちマトリクス部の有効間隙率，乾燥密度，実効拡散係数に関しては，前述したように互いに相関を持たせて設定した。

表 4.2.2-3 亀裂ネットワークモデル入力データ一覧

分類	名称	設定値
地質環境 条件	岩種	花崗岩（酸性結晶質岩）
	地下水	降水系還元性高 pH 地下水
	動水勾配	地下水面から推定した動水勾配の代表値 0.001
	掘削影響領域	母岩の 10 倍の透水性（透水係数 $10^{-9}$ [m s <sup>-1</sup> ]），幅 0.5 [m]， 透水量係数： $5 \times 10^{-10}$ [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ] の亀裂によりモデル化
境界条件	人工バリヤからの核種放 出量	掘削影響領域通過流量 0.001 [m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> ] とした場合の人工バリ アからの核種放出量（6.1.1 節参照）
亀裂構造 パラメータ	方向性	直交 2 組の鉛直亀裂群 各亀裂群は Fisher 分布（ $\kappa=10$ ）
	半径	べき乗分布（べき指数 3），最小・最大半径は 7～300 [m]
	3 次元亀裂密度	0.8 [m <sup>2</sup> m <sup>-3</sup> ；area / volume] （任意の直線上における亀裂頻度は約 0.3 [本 m <sup>-1</sup> ]
	空間分布	ポアソンプロセス（Baecher モデル）
	透水量係数	対数正規分布（対数平均 $m=-9.99$ ，標準偏差 $sd=1.07$ ）
	開口幅	経験則 $2b = 2\sqrt{T}$
核種移行 パラメータ	分散長	縦方向分散長 2.0 [m]，横方向分散長は考慮しない。
	マトリクス拡散寄与面積率	50%
	マトリクス拡散深さ	0.1 [m]
	有効間隙率*	2%
	乾燥密度*	2.64 [Mg m <sup>-3</sup> ]
	実効拡散係数*	$3 \times 10^{-12}$ [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]
	分配係数	表 4.2.2-2 参照

\* 間隙率，乾燥密度，実効拡散係数は，互いに相関を持つように設定した。



#### 4.2.2.2.4 解析結果

前節で設定した亀裂パラメータ統計量を用いて確率的に発生させた複数の亀裂ネットワークモデルのリアライゼーションに対して核種移行解析を実施した。その結果、モデル下流側断面におけるガラス固化体 1 本あたりの各核種の移行率は、図 4.2.2-25 に示すようにリアライゼーション毎に異なり、各リアライゼーションの最大移行率は約 2 オーダーにわたって分布している。この最大移行率の平均値は、図 4.2.2-26 に示すようにリアライゼーション数の増加とともに一定値に漸近しリアライゼーション数が 20 以上ではほぼ安定することから、3 次元亀裂ネットワークモデルにより得られた核種移行率は、統計的な分布傾向を有すると考えられる（サイクル機構, 1999b）。

3 次元モデルでは処分坑道 100 [m] 分を対象としているため、処分場全体からの核種移行率は、処分坑道の長さに応じた複数のリアライゼーションの結果の総和により求められる。ここで、3 次元亀裂ネットワークモデルにより得られた結果が統計量に従いエルゴード性が成り立つとすると、処分場全体からの核種移行率は複数のリアライゼーションの平均値から求めることができ（Ijiri et al., 1998b）、50 個のリアライゼーションの核種移行解析結果を用いることとする（図 4.2.2-27 参照）。

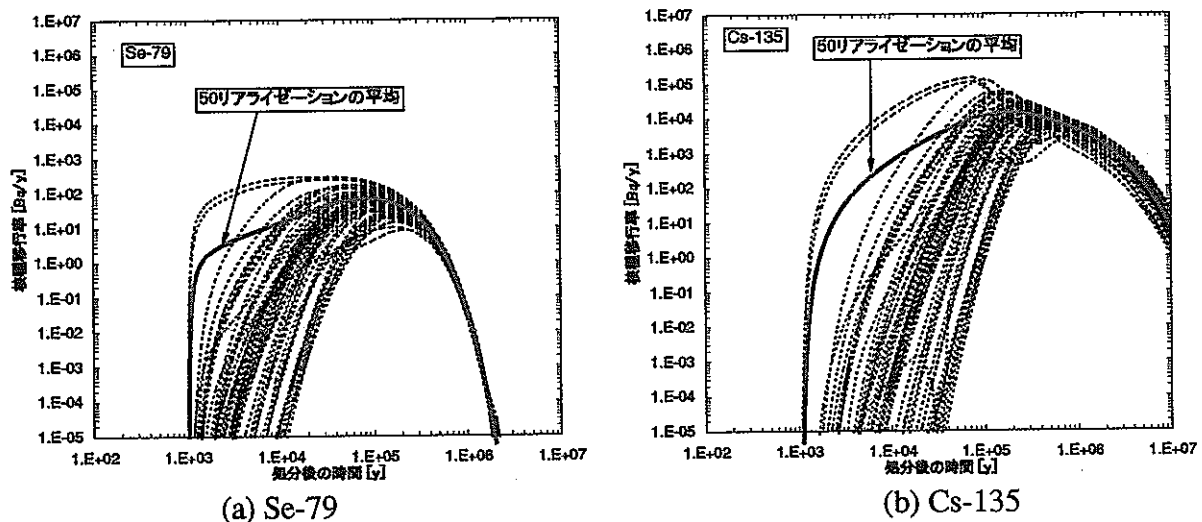


図 4.2.2-25 3 次元亀裂ネットワークモデルによる核種移行率解析結果

（ガラス固化体 1 本あたりの核種移行率を示し、点線はリアライゼーション毎の結果、実線はリアライゼーション 50 個の平均を表す）

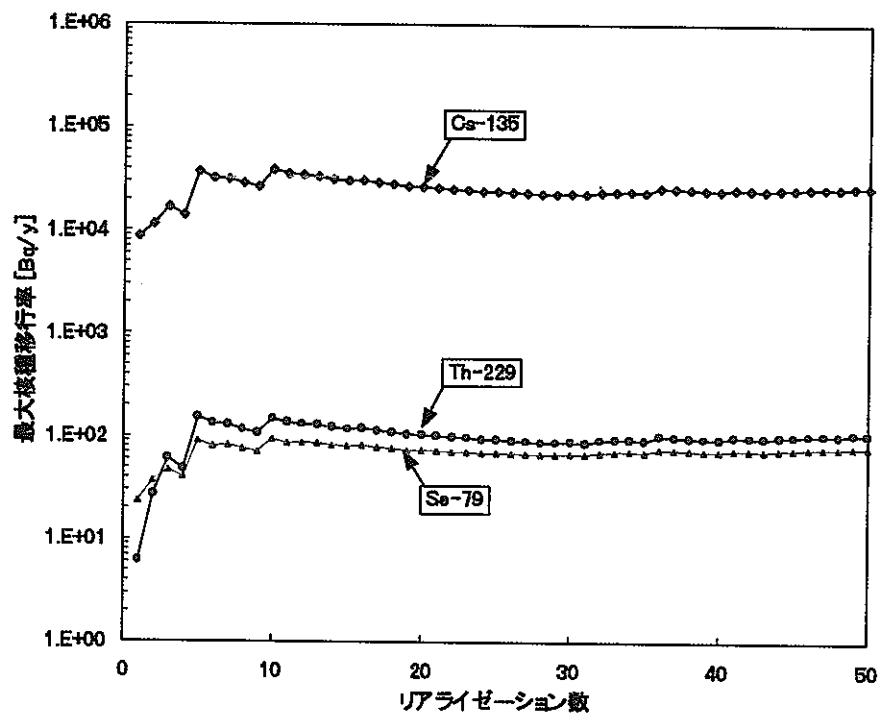


図 4.2.2-26 リアライゼーション数と最大移行率の平均値の関係

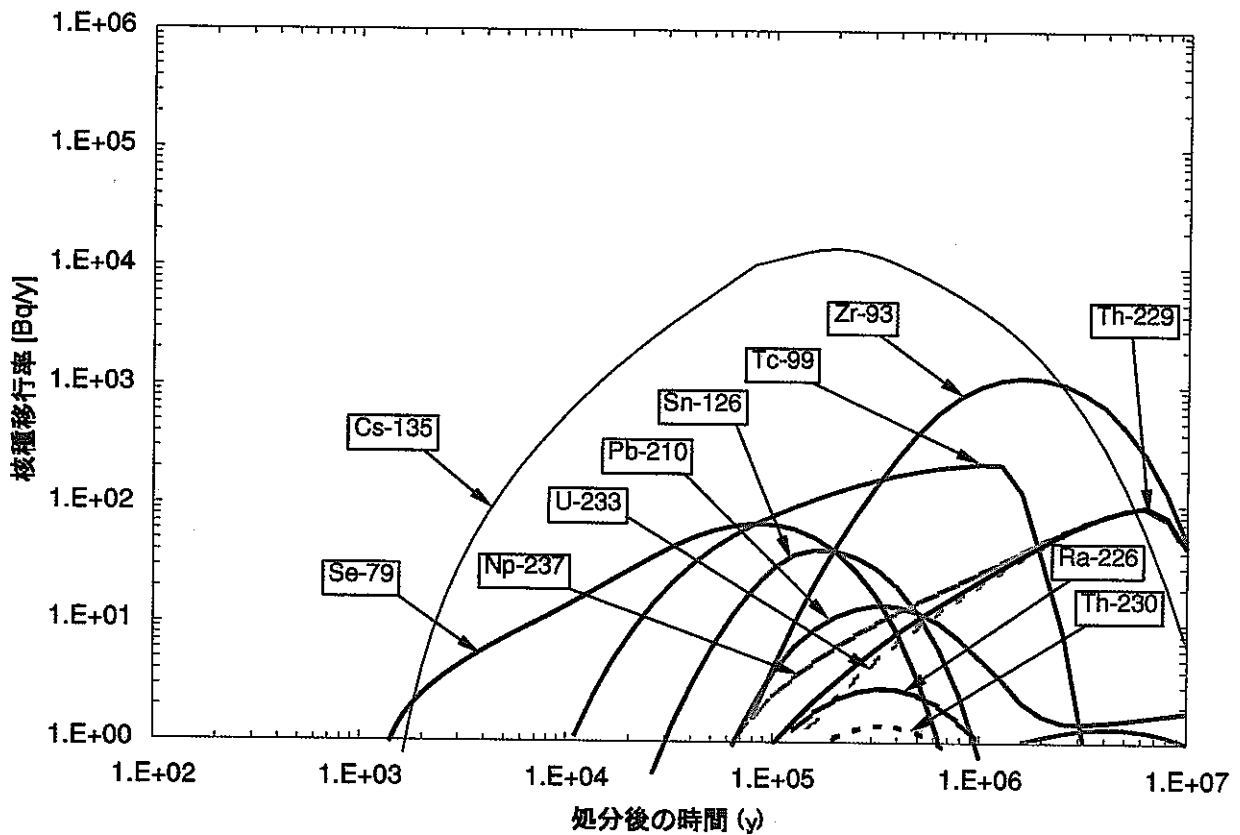


図 4.2.2-27 3 次元モデルのリアライゼーション 50 個の平均より算定した核種移行率  
(ガラス固化体 1 本あたりの核種移行率を示す)

#### 4.2.2.3 母岩に対するレファレンスケース概念モデル（1次元モデル重ね合せ）

第2次取りまとめでは、我が国の幅広い地質環境を対象として様々な岩種、地下水、地形（動水勾配）が天然バリアの性能に及ぼす影響を評価するとともに、亀裂構造パラメータや核種移行パラメータの不確実性が及ぼす影響についても評価する必要がある。そこで、数多くの解析に対応できるより計算効率の高い解析手法の開発についても検討してきた。その結果、不均質性を考慮した3次元亀裂ネットワークモデルにより得られた核種移行解析の結果は、1次元平行平板モデルの重ね合せによりほぼ近似できることがわかっている（Ijiri et al., 1998b）。そこで、この1次元モデルの重ね合せを母岩に対するレファレンスケース概念モデルとし、その概要と3次元亀裂ネットワークモデルとの解析結果の比較について述べる。

##### 4.2.2.3.1 モデルの概要

1次元モデル重ね合せにおいては、以下の仮定を設定する。

- 1次元モデルの移行距離は100[m]とし、亀裂ネットワーク構造による機械的分散の効果は巨視的分散長により表現する。
- 各1次元モデルの透水量係数は、亀裂ネットワークモデルに用いた透水量係数分布を等分割した各区間の中央値とし（図4.2.2-28参照）、重ね合わせる1次元モデルの数は透水量係数分布の分割数とする。
- 各1次元モデルにより得られた各分割区間の透水量係数でのガラス固化体1本あたりの核種移行率を各区間の分布確率（図中面積 $a_j$ ）で重み付けして透水量係数分布を反映した核種移行率 $G(t)$ を求める。

$$G(t) = \sum_{j=1}^J \{P_j \cdot g(T_j, t)\} \quad (4.2.2-14)$$

ここに、 $G(t)$  は1次元モデル重ね合せにより求められたガラス固化体1本あたりの核種移行率 [Bq y<sup>-1</sup>]、 $J$  は透水量係数分布の分割数、 $p_j$  は分割区間  $j$  の確率、 $g(T_j, t)$  は分割区間  $j$  の1次元モデルにより得られた核種移行率 [Bq y<sup>-1</sup>]、 $T_j$  は分割区間  $j$  の透水量係数中央値、 $t$  は時間を表す。

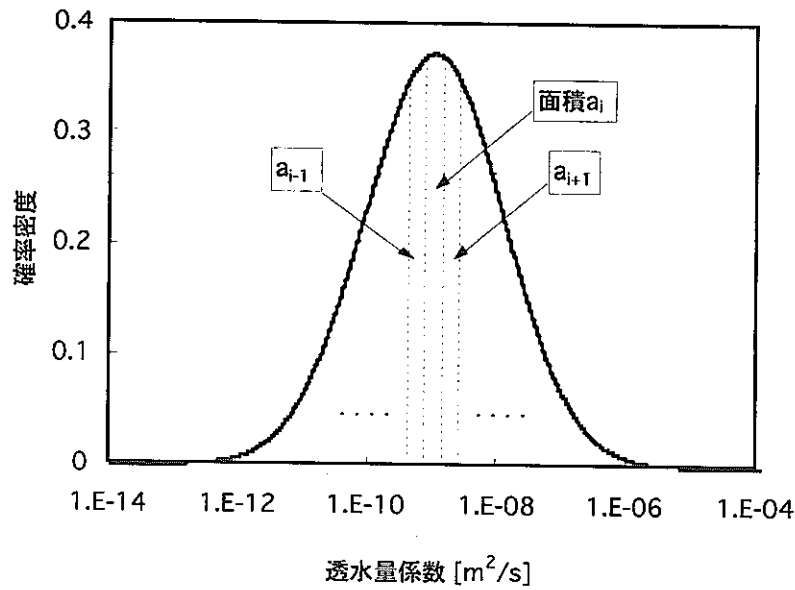


図 4.2.2-28 亀裂の透水量係数分布と各区間の分布確率

#### 4.2.2.3.2 数学的定式化

##### 1) 支配方程式

定常な地下水流れ下における 1 次元平行平板亀裂中およびマトリクス中の核種移行支配方程式はそれぞれ以下のように表される。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (4.2.2-15)$$

$$R_n^m \frac{\partial C_n^m}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial \omega} D^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} + R_n^m \lambda_n C_n^m - R_{n-1}^m \lambda_{n-1} C_{n-1}^m = 0 \quad (4.2.2-16)$$

ここに、添え字  $n, m$  はそれぞれ核種およびマトリクスを表し、 $b$  は亀裂開口幅の 1/2 [m]， $v$  は亀裂内流速 [ $\text{m s}^{-1}$ ]， $D_L (= \alpha_L v + D_0)$  は亀裂内分散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]， $\alpha_L$  は縦方向分散長 [m]， $D_0$  は自由水中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]， $\lambda_n$  は崩壊定数 [ $\text{s}^{-1}$ ]， $F$  はマトリクスに寄与する亀裂面積の割合 [-]， $D_e^m (= \theta^m D^m)$  は実効拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]， $\theta^m$  はマトリクスの有効間隙率 [-]， $D^m$  はマトリクス間隙中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]， $C_n$ ， $C_n^m$  はそれぞれ亀裂およびマトリクス中の核種濃度 [ $\text{mol m}^{-3}$ ]， $x$  は移行距離 [m]， $\omega$  は亀裂表面から垂直方向の距離 [m]， $t$  は時間 [s] を表す。また、 $R_n$  および  $R_n^m$  は亀裂とマトリクス中の遅延係数で瞬時・可逆・平衡な収着を仮定して式(4.2.2-4) と同じように表され、レファレンスケース概念モデルでは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。

上記の支配方程式に基づいてコード化された 1 次元核種移行解析コード **MATRICS** は、第 1 次取りまとめにおいて天然バリアの性能評価計算に用いられている（動燃事業団，1992）。

## 2) 初期条件・境界条件

亀裂およびマトリクス中での核種の初期濃度は 0 とする（式(4.2.2-5) 参照）。また、ガラス固化体 1 本あたりの人工バリアからの核種放出率を境界条件として与える。

$$vC_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} = f_n(t) \quad (x=0) \quad (4.2.2-17)$$

ここに、 $f_n(t)$  は人工バリアからの核種放出率 [ $\text{mol y}^{-1}$ ] を表わす。また、亀裂表面とマトリクス拡散の最大深さ  $d$  [m] における境界条件は式(4.2.2-8)のように表される。

### 4.2.2.3.3 レファレンスケースデータ

1 次元モデルの重ね合せにおいては、新たに流速と開口幅に係わる透水量係数および 3 次元亀裂ネットワーク構造に起因した機械的分散を表すための巨視的分散長を設定する必要がある。その他のパラメータ（マトリクス拡散寄与面積率，マトリクス拡散深さ，有効間隙率，乾燥密度，実効拡散係数，分配係数）やガラス固化体 1 本あたりの人工バリアからの核種放出率は，3 次元亀裂ネットワークモデルでの設定と同じ値を用いる（表 4.2.2-3 参照）。

#### 1) 透水量係数

亀裂ネットワークモデルで用いた亀裂の透水量係数分布を 48 分割し，分割した区間毎に 1 次元モデルを適用し，透水量係数には各区間の中央値を用いることとした（図 4.2.2-28 参照）。なお，1 次元モデルの重ね合せの結果は，透水量係数分布の分割数に大きく依存しないことが確認されている（サイクル機構，1999b）。

#### 2) 巨視的分散長

一般に，不均質地盤においては縦方向分散長が評価距離とともに増大する巨視的分散現象が見られ，第 1 次取りまとめ（動燃事業団，1992）では，Neretnieks (1985) の亀裂性岩盤での測定結果や Gelhar (1987) の測定結果に基づいて，縦方向分散長は移行距離 10～1000 [m] に対して一律移行距離の 1/10 倍と設定している。Gelhar et al. (1992) は，ある移行距離に対する縦方向分散長に 2～3 オーダーのばらつきがあるのは，透水場のばらつきの影響だけでなく（Gelhar and Axness, 1983；Dagan, 1984），測定データそのものが有する誤差にも起因していると考え，59 のサイトにおける測定データを見直して縦

方向分散長を訂正し、図 4.2.2-29 に示すような縦方向分散長と移行距離の関係を求めている。この図より、信頼性の高い縦方向分散長値は、移行距離の 1/10 倍を中心に 1/100 ~ 1/1 倍に分布していることがわかる。Neuman (1995) は、室内および原位置での測定結果を取りまとめ、亀裂性媒体および多孔質媒体に拘わらず、縦方向分散長は移行距離が 10 [cm] ~ 3.5 [km] の範囲で以下の回帰直線により表されとしている。

$$\alpha_L = 0.017L^{1.5} \quad (4.2.2-18)$$

ここに、 $\alpha_L$  は縦方向分散長 [m]， $L$  は移行距離 [m] である。この回帰直線は、移行距離約 35 [m] で移行距離の 1/10 倍の直線と交差し、移行距離 1~1000 [m] の範囲で移行距離の 1/100~1/1 倍の間に含まれる（図 4.2.2-29 参照）。

以上より、1 次元モデルの重ね合わせにおいては、縦方向分散長は移行距離の 1/10 倍を用いることとする。また、横方向分散長は、縦方向分散長よりも小さくなる (Gelhar et al., 1992) と考えられることから、保守的に考慮しないこととする。

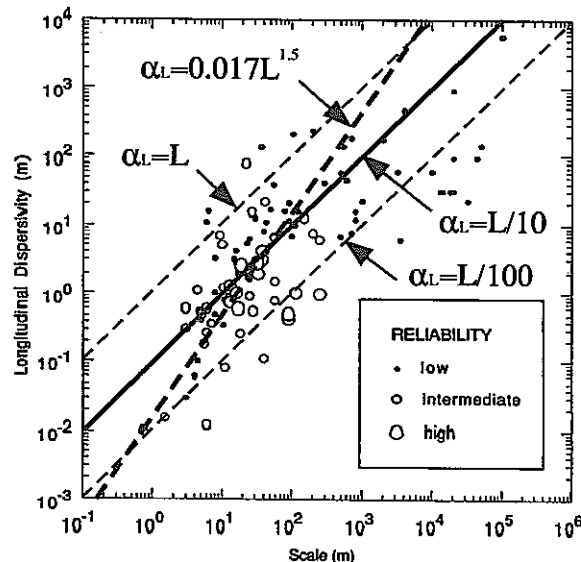


図 4.2.2-29 縦方向分散長と移行距離の関係 (Gelhar et al., 1992)

( $\alpha_L$  は縦方向分散長 [m]， $L$  は移行距離 [m] を示す)

表 4.2.2-4 に、1 次元モデルで用いる入力パラメータの一覧を示す。

表 4.2.2-4 レファレンスケース概念モデル入力パラメータ一覧

分類	名称	設定値
地質環境 条件	岩種	花崗岩（酸性結晶質岩）
	地下水	降水系還元性高 pH 地下水
	動水勾配	地下水面の基づいて推定された動水勾配の代表値 0.01
境界条件	人工バリアからの核種放 出量	掘削影響領域通過流量 $0.001[\text{m}^3\text{y}^{-1}]$ とした場合の人工 バリアからの核種放出量（6.1.1 節参照）
亀裂構造 パラメータ	移行距離	100[m]
	透水量係数	対数正規分布（対数平均 -9.99, 標準偏差 1.07）の 48 分割区間の各中央値
	開口幅	経験則 $2b = 2\sqrt{T}$
核種移行 パラメータ	分散長	縦方向分散長 10[m]（=100[m]/10） 横方向分散長は考慮しない。
	マトリクス拡散寄与面積率	50%
	マトリクス拡散深さ	0.1[m]
	有効間隙率	2%
	乾燥密度	$2.64 [\text{Mg m}^{-3}]$
	実効拡散係数	$3 \times 10^{-12} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$
	分配係数	表 4.2.2-2 参照

#### 4.2.2.3.4 3次元モデルと1次元モデルの比較（妥当性の確認）

1次元モデルの重ね合せにより得られた Se-79, Cs-135 および Th-229 の核種移行率解析結果を3次元亀裂ネットワークモデルの結果とともに図 4.2.2-30 に示す。この図からわかるように、1次元モデルの重ね合せにより得られた核種移行率は、3次元亀裂ネットワークモデルのリアライゼーション 50 個の平均と同じような形状を示し、最大移行率もほぼ同じ程度となっていることから、3次元亀裂ネットワークモデルが1次元モデルの重ね合せによりほぼ近似できることがわかった。両者の結果に若干の違いがあるのは、以下のような理由によるものと考えられる。

- 1次元モデルの重ね合せの方が移行率の立ち上がりが早くなっている。これは、立ち上がりが早くなる透水量係数の大きな亀裂 ( $10^{-6}$  [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ] 程度) が、1次元モデルの重ね合せには頻度が小さいながらも含まれているのに対し、少なくとも3次元亀裂ネットワークモデルのリアライゼーション 50 個の処分坑道と下流側断層を結ぶ亀裂の中には含まれていなかったためと考えられる。
- 10万年以降で1次元モデルの重ね合せの方が移行率が小さくなっている。これは、1次元モデルの重ね合せでは分布頻度に応じて透水量係数が小さい亀裂（例えば、 $10^{-11}$  [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ] 以下）にも核種が流れるのに対し、3次元亀裂ネットワークモデルでは掘削影響領域の連続性と掘削影響領域内での瞬時混合を仮定しているために透水性の高い経路に優先的に核種が流れるためと考えられる（Ijiri et al., 1998b）。

3次元亀裂ネットワークモデルの結果が1次元モデルの重ね合せにより近似できることから、亀裂ネットワーク構造内の処分坑道から下流側断層に至るような大きな亀裂が核種移行評価上重要な役割を果たすことが推測される（Ijiri et al., 1998b）。



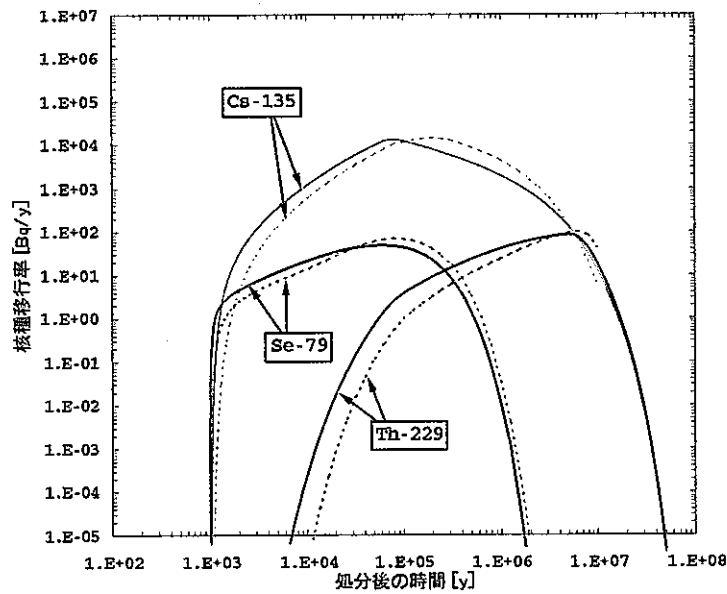


図 4.2.2-30 3次元亀裂ネットワークモデルと1次元モデル重ね合せにより得られたガラス固化体1本あたりの核種移行率の比較  
点線は3次元亀裂ネットワークモデルのリアライゼーション50個の平均、実線は1次元モデルの重ね合せにより得られたSe-79, Cs-135, Th-229の結果を示す。

### 4.2.3 断層に対するレファレンスケース概念モデルとデータ

#### 4.2.3.1 モデルの概要

一般に、比較的規模の大きな断層は、断層中央の粘土部とその周辺の断層破碎帯部（角礫部）から構成されていることが多く（例えば、緒方・本荘，1981），断層粘土部では透水性が低く、断層破碎帯部では周辺母岩よりも透水性が高くなる傾向がある（例えば、梅田ほか，1995；田中・井上，1995）。長江・早坂（1993）は、地下深部の地下水流動方向が透水性の低い断層により遮られ、地表に湧水する可能性を指摘している。そこで、

- 母岩中を移行してきた核種は、処分場下流側 100 [m] にある断層に放出され、その断層破碎帯内を上向きに移行して生物圏に放出される。

と仮定し、断層内での核種移行評価を行うこととする。

スイスグリムゼル地下実験場の断層粘土を挟在する断層破碎帯内でトレーサ試験を実施した結果、数メートルの移行距離に対して比較的大きな遅延効果が認められ（動燃事業団，1996b），断層粘土部への拡散を考慮することによって試験結果をシミュレーションできることが確認されている（Umeki et al., 1995）。したがって、断層内では断層粘土への拡散による核種移行遅延効果が期待できるものの、断層粘土の構造を定量的に評価するのは難しいため、レファレンスケース概念モデルの構築にあたっては断層粘土部への拡散による遅延効果は保守的に無視することとする。また、断層のモデル化にあたっては、母岩中の亀裂と同様、マトリクス部への拡散を考慮した1次元平行平板モデルを適用する。

以上より、処分場下流側の断層に対するレファレンスケース概念モデルにおいては、以下の仮定を設定する。

- 断層中の移行距離は、母岩上部の堆積層の厚さを考慮して 800 [m] とする。
- 断層中の核種移行プロセスは、母岩中の亀裂内の核種移行プロセスと同じとする（母岩に対するレファレンスケース概念モデルで設定したモデルの仮定および数学的定式化は、断層に対してもそのまま適用される）。
- 断層内での亀裂構造パラメータおよび核種移行パラメータの不均質性は考慮しない。
- 断層粘土への拡散および断層粘土への収着による遅延は保守的に考慮しない。

#### 4.2.3.2 数学的定式化

##### 1) 支配方程式

定常な地下水流れにおける1次元平行平板断層中およびマトリクス中の核種移行支

配方程式はそれぞれ 4.2.2.2 節と同様に以下のように表される。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (4.2.3-1)$$

$$R_n^m \frac{\partial C_n^m}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial \omega} D^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} + R_n^m \lambda_n C_n^m - R_{n-1}^m \lambda_{n-1} C_{n-1}^m = 0 \quad (4.2.3-2)$$

ここに、添え字  $n, m$  はそれぞれ核種およびマトリクスを表し、 $b$  は断層開口幅の 1/2 [m]、 $v$  は断層内流速 [ $\text{m s}^{-1}$ ]、 $D_L (= \alpha_L v + D_0)$  は断層内分散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\alpha_L$  は縦方向分散長 [m]、 $D_0$  は自由水中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\lambda_n$  は崩壊定数 [ $\text{s}^{-1}$ ]、 $F$  はマトリクスに寄与する断層面積の割合 [-]、 $D_e^m (= \theta^m D^m)$  は実効拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\theta^m$  はマトリクスの有効間隙率 [-]、 $D^m$  はマトリクス間隙中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $C_n, C_n^m$  はそれぞれ断層およびマトリクス中の核種濃度 [ $\text{mol m}^{-3}$ ]、 $x$  は移行距離 [m]、 $\omega$  は断層表面から垂直方向の距離 [m]、 $t$  は時間 [s] を表す。また、 $R_n$  および  $R_n^m$  は断層とマトリクス中での遅延係数で瞬時・可逆・平衡な収着を仮定して式(4.2.2-4)と同じように表され、レファレンスケース概念モデルでは断層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。

## 2) 初期条件・境界条件

断層およびマトリクス中での初期濃度は 0 とする (式(4.2.2-5) 参照)。また、母岩からの核種移行率を境界条件として与える。

$$v C_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} = f_n(t) \quad (x=0) \quad (4.2.3-3)$$

ここに、 $f_n(t)$  は母岩からの核種移行率 [ $\text{mol y}^{-1}$ ] を表わす。また、断層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式(4.2.2-8)のように表される。

## 4.2.3.3 レファレンスケースデータ

母岩中の亀裂と異なるデータのみ以下に記述する。

### 1) 断層の透水量係数

断層の透水量係数は、母岩に対するレファレンスケース概念モデルでモデル化されている亀裂のうち最も大きな透水量係数  $10^{-7} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$  を採用する。

### 2) 断層内の流速

断層内の地下水流速は、処分場周辺の水理地質構造 (母岩や断層の透水係数など)、動水勾配、地下水流動方向と断層の走向・傾斜の関係などに依存しているため定量的な評価は困難である。そこで、断層内の上向きの動水勾配を母岩と同じ 0.01 と保守

的に設定し、断層内の流速を以下のように算定する。

$$V_f = \frac{T_f \cdot i}{\alpha_f} = \frac{T_f \cdot i}{2\sqrt{T_f}} = \frac{\sqrt{10^{-7}} \times 0.01}{2} = 1.58 \times 10^{-6} [\text{m s}^{-1}] \cong 50 [\text{m y}^{-1}] \quad (4.2.3-4)$$

ここに、 $V_f$ は断層内の流速 [ $\text{m s}^{-1}$ ]、 $T_f$ は断層の透水量係数 ( $=10^{-7} [\text{m s}^{-1}]$ )、 $i$ は動水勾配 ( $=0.01$ )、 $\alpha_f$ は開口幅 [-] を表す。

断層に対するレファレンスケース概念モデルに用いたデータ一覧を母岩に対するレファレンスケース概念モデルで用いたデータと併せて表 4.2.3-1 に示す。

表 4.2.3-1 断層および母岩に対するレファレンスケース概念モデルにおけるデータの比較一覧

パラメータ	下流側断層	母岩
モデル	1次元モデル	1次元重ね合わせ
入力ソース	母岩からの放出量	人工バリアからの放出量
移行距離	800 [m]	100 [m]
流速	50 [ $\text{m y}^{-1}$ ]	0.05～50 [ $\text{m y}^{-1}$ ]
透水量係数	$10^{-7} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$	$10^{-13} \sim 10^{-7} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$
開口幅	経験則 $a = 2\sqrt{T}$	経験則 $a = 2\sqrt{T}$ 対数正規分布
縦方向分散長	80 [m] ( $=1/10 \times$ 移行距離)	10 [m] ( $=1/10 \times$ 移行距離)
マトリクス拡散寄与面積率	50%	50%
マトリクス拡散深さ	0.1 [m]	0.1 [m]
有効間隙率	2%	2%
乾燥密度	2.64 [ $\text{Mg m}^{-3}$ ]	2.64 [ $\text{Mg m}^{-3}$ ]
実効拡散係数	$3 \times 10^{-12} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$	$3 \times 10^{-12} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$
分配係数	表 4.2.2-2 参照	表 4.2.2-2 参照

### 4.3 生物圏のレファレンスケース概念モデルとデータ

#### 4.3.1 生物圏評価モデルの考え方

地層処分の安全評価では、その一部として、人間の生活環境における核種移行プロセスとこれによる被ばくの形態（被ばく経路）についてモデル化を行い人間への影響を推定することが必要である（生物圏評価）。安全評価は極めて長い時間を対象とするため、将来の人間生活の環境や様式を予測することは困難であり、その評価は長期間安定に存在する地下深部の地質環境やそこに構築される人工バリアのものと比べ不確実性が大きい。このため、生物圏を、人間生活の環境や様式の仮定を安全評価の目的に沿って整合性をとりながら合理的に設定し適切な評価指標に変換するための道具としてとらえるレファレンスバイオスフィア（Reference Biosphere）の概念が国際原子力機関（IAEA）の国際共同研究プロジェクト BIOMASS において検討されているところである（IAEA, 1996；BIOMASS, 1998a；同, 1998b）。

なお生物圏評価によって示される線量などの指標は放射線学的影響を定量的に示すうえで適切なものとなるが、これは実際に将来の人間が受ける地層処分の影響を評価することを意味しているのではなく、地層処分システムが与える影響の可能性を指標として表現したものにはすぎないことに留意する必要がある。

#### 1) 生物圏評価のアプローチ

第1次取りまとめでは、人間の生活環境での移行プロセスや被ばく経路を特定せず、希釈水量をパラメータに地層中の核種フラックスを水中濃度限度値（科学技術庁, 1988）で除算することによって線量として評価した。これは核種で汚染された地下水を人間が摂取することに相当する。

専門部会報告書の指針のうち生物圏評価に関わるものとして、地質環境を幅広く考え、今日との対比のため将来においても現在と同様の生活様式を仮定した人間環境での放射性物質の移行を例示的に解析し、安全指標には線量を基本とすることが示されている。

これを受け、第2次取りまとめの生物圏評価では、レファレンスバイオスフィアの概念を導入し、幅広い地質環境条件のうち特に地下水や地形の特徴に応じて放射性核種が生物圏に流入すると想定される場所（地圏と生物圏とのインターフェイス、以下 GBI という）を複数設定した（「3) 生物圏のレファレンスケースの設定」参照）。また現在と同様の生活様式が将来も継続するという仮定により、気候変動などによる環境や人間社会の状態の変化は考慮せず、さらに種々の被ばく経路を具体的に設定し、安全指標としては線量を基本とすることとした。

## 2) レファレンスバイオスフィアの概念

レファレンスバイオスフィアとは以下のように定義される (BIOMASS, 1998b)。

“the set of assumptions and hypotheses that is necessary in order to provide a consistent basis for calculations of the radiological impact arising from long term releases of repository derived radionuclides into biosphere”

『処分場に起因する放射性核種が生物圏に流入することによって生じると考えられる放射線学的影響について、計算する基盤を与えるために必要な仮定の集合』

BIOMASS ではレファレンスバイオスフィアを具体的に構築するため、図 4.3.1-1 に示すアプローチを採用している。これは、まずモデル化の範囲を規定する「評価条件 (Assessment Context)」を設定する。それに基づき、国際共同研究 BIOMOVs II で作成された FEP リスト (BIOMOVs II, 1996) や国際放射線防護委員会 (ICRP) などの地層処分に関する原理原則を参照しながら、将来の人間の生活環境や様式について整合性のとれた仮定を行うというものである (BIOMASS, 1998b)。

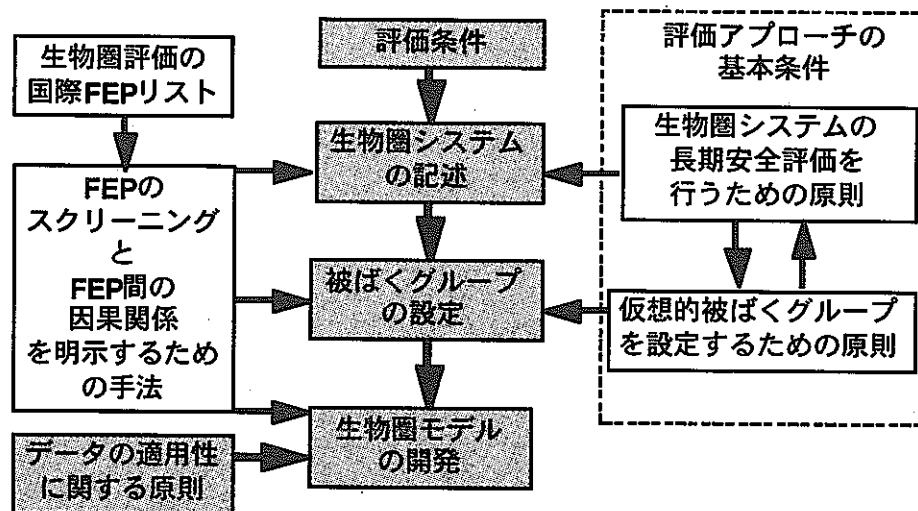


図 4.3.1-1 レファレンスバイオスフィア概念の構築アプローチ

第2次取りまとめの生物圏評価においても、このアプローチを参考とし BIOMASS での最新の議論を取り入れながらモデル化を行った。

## 3) 生物圏のレファレンスケースの設定

モデル化を行うにあたり、幅広い地質環境条件に対応させるため、GBIを表 4.3.1-1 に示すとおり設定した。なお、山地においては灌漑水などに利用している深井戸がほとんどないことから、山地での深井戸のGBIは対象外とした。

表 4.3.1-1 地質環境（地下水／地形）に対応したGBI

地下水	地形	山 地	丘 陵	平野（低地，台地）
陸水系 <sup>*1)</sup>		・表層水系 （河川，湖沼など） ・海洋	・表層水系 （河川，湖沼など） ・深井戸 ・海洋	・表層水系 （河川，湖沼など） ・深井戸 ・海洋
海水系		・海洋	・海洋	・海洋

\*1) 陸水系地下水には，降水を起源としたものと海水を起源としたもの（化石海水など）が考えられるが，ここでは降水を起源とした地下水を対象に評価を行った。

天然バリア中核種移行モデルでは，人工バリアからの放射性核種が岩盤を経て処分場から100[m]離れた断層に至り，その後核種が断層中を移行して帯水層に達するまでのプロセスを対象としている。帯水層の地下水は，最終的に河川などの表層水や海への放出あるいは井戸のくみ上げによって人間の生活環境に流入することになる。レファレンスケースでは，レファレンスケース地質環境条件（「2.2 地層処分システムの設定」参照）にしたがい，表 4.3.1-1 の組合せに対して，地形が平野であり，地下水が陸水系の場合を想定し，さらに，現在の日本では飲料水や灌漑水のほとんどがダムや河川などの地表水から取水されていることから（MHW, 1998），表層水のうち河川水をGBIとして設定する（図 4.3.1-2 参照）。この際，帯水層での収着による核種の移行遅延や崩壊の効果を考慮せず，帯水層に達したすべての核種が河川水に流入することを想定する。

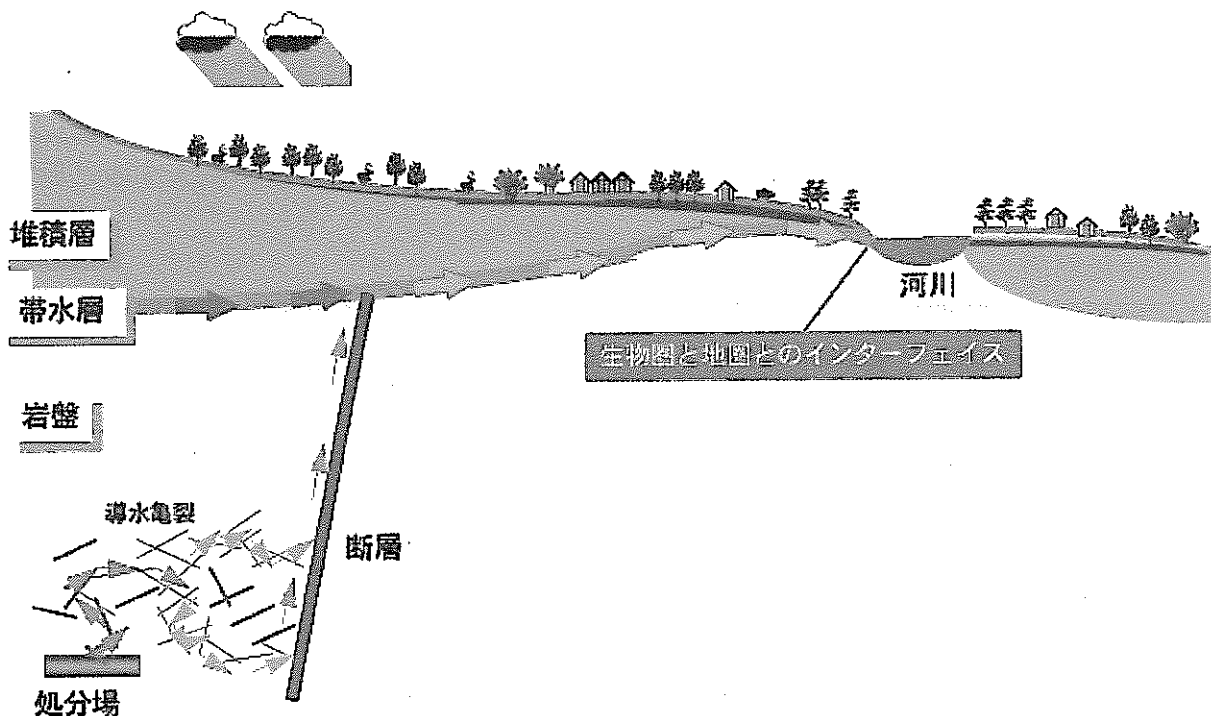


図 4.3.1-2 レファレンスケースにおける生物圏と地圏とのインターフェイス

## 4.3.2 レファレンスケース概念モデル

### 4.3.2.1 評価条件 (Assessment Context) の設定

IAEAのBIOMASSでの議論 (BIOMASS, 1998a) をもとに、以下の項目から構成される評価条件の設定を行った。これら評価条件は生物圏のモデル化を行ううえでの前提となる。ここでは、前節 (4.3.1) で述べたレファレンスケースに対する評価条件として、以下のとおり設定を行った。

#### ①評価目的

処分概念の成立性を示すために地層処分システムの性能を評価指標に変換することを目的とする (専門部会報告書)。

#### ②評価指標

放射線量を基本とし (専門部会報告書)、種々の被ばく経路を考慮する。

#### ③処分場のタイプ

地下数百メートル以深の地層に設置する人工バリア (ガラス固化体、オーバーパックおよび緩衝材) からなる処分場 (原子力委員会, 1987) を対象とする。

#### ④サイト条件

レファレンスケース地質環境条件 (「2.2 地層処分システムの設定」参照) にしたがって、地形は平野で、地下水が陸水系の場合を対象とする。

#### ⑤ソースタームおよびGBI

- ・天然バリア中核種移行解析により得られる地圏から生物圏への核種流入量をソースタームとする。
- ・生物圏評価では、天然バリア中核種移行評価の対象核種に加え、生物圏で放射平衡となる短半減期の娘核種も対象とする (表 4.3.2-1)。
- ・GBIには河川水を設定し、また、地圏からの核種は、生物圏に流入する前に帯水層で分散せず、また帯水層中での遅延効果を受けずに全量が流入すると仮定する (図 4.3.1-2 参照)。

#### ⑥評価期間

評価期間の時間枠は限定せず、人間への影響が最大となる時期やその期間がわかるように評価しておく (専門部会報告書)。

#### ⑦将来の社会に関する仮定

- ・現在の人々が受けている線量と対比するため、将来においても現在と同様の生活様式を仮定するという指針 (専門部会報告書) に基づき、現在の環境と社会状態 (気候、農業および漁業慣習など) が継続すると仮定する。



表 4.3.2-1 生物圏評価における対象核種

系列	対象核種	半減期 [年]	生物圏のすべての場において親核種と放射平衡を仮定する娘核種
核分裂生成物 放射化生成物	Sm-151	$9.00 \times 10^1$	—
	Cs-135	$2.30 \times 10^6$	—
	Sn-126	$1.00 \times 10^5$	Sb-126m→Sb-126
	Pd-107	$6.50 \times 10^6$	—
	Tc-99	$2.13 \times 10^5$	—
	Nb-94	$2.03 \times 10^5$	—
	Nb-93m	$1.36 \times 10^1$	—
	Zr-93	$1.53 \times 10^6$	—
	Se-79	$6.50 \times 10^4$	—
4N 系列	Pu-240	$6.54 \times 10^3$	—
	U-236	$2.34 \times 10^7$	—
	Th-232	$1.41 \times 10^{10}$	—
	Ra-228	$6.70 \times 10^3$	Ac-228
	Th-228	$1.91 \times 10^4$	Ra-224→Rn-220→Po-216→Pb-212→Bi-212→Tl-208
4N+1 系列	Cm-245	$8.50 \times 10^3$	—
	Pu-241	$1.44 \times 10^1$	U-237
	Am-241	$4.32 \times 10^2$	—
	Np-237	$2.14 \times 10^6$	—
	Pa-233	$7.39 \times 10^2$	—
	U-233	$1.59 \times 10^5$	—
	Th-229	$7.34 \times 10^3$	Ra-225→Ac-225→Fr-221→At-217→Bi-213→Po-213→Tl-209→Pb-209
4N+2 系列	Cm-246	$4.73 \times 10^3$	—
	Pu-242	$3.87 \times 10^5$	—
	U-238	$4.47 \times 10^9$	Th-234→Pa-234m→Pa-234
	U-234	$2.45 \times 10^5$	—
	Th-230	$7.70 \times 10^4$	—
	Ra-226	$1.60 \times 10^3$	Rn-222→Po-218→At-218→Pb-214→Bi-214→Po-214
	Pb-210	$2.23 \times 10^1$	Bi-210
	Po-210	$3.79 \times 10^{-1}$	—
4N+3 系列	Am-243	$7.38 \times 10^3$	Np-239
	Pu-239	$2.41 \times 10^4$	—
	U-235	$7.04 \times 10^8$	Th-231
	Pa-231	$3.28 \times 10^4$	—
	Ac-227	$2.18 \times 10^1$	Th-227→Fr-223→Ra-223→Rn-219→Po-215→Pb-211→Bi-211→Po-211→Tl-207

補足：生物圏における核種の移行は地圏に比べて十分速いことから、半減期 25 日以上の娘核種までが単独で移行すると仮定する。また半減期 25 日未満の娘核種については親核種と放射平衡にあると仮定し、それら娘核種の線量換算係数を親核種のものに加算する。なお、Rn-222（半減期 3.8 日）については希ガスのため Ra-226 とは別個に移行すると考えられるが、放射平衡を仮定することにより食物連鎖中の娘核種（Pb, Po）の濃度が大きくなり、経口摂取線量を高めに見積もることになる（Nagra, 1994）。

#### 4.3.2.2 評価条件に基づく生物圏の状態設定

IAEA の BIOMASS では、システムとしての生物圏の記述を行うにあたり、次に示す 3 段階のアプローチが提案されている（BIOMASS, 1998b）。

- ステップ 1) 評価条件を用いて、現在の生物圏の状態を記述する。これはモデル化の対象となるシステムとしての生物圏の範囲とその定義付けとなる。
- ステップ 2) 評価条件の設定によっては、ステップ 1 で記述した状態が、評価期間の間にどのように変化するかを検討を行う。
- ステップ 3) 状態変化を考慮しなければならない場合には、ステップ 2 で検討した初期状態からの変化をどのように取り込むかを明確にする。

ステップ1をもとに現在の状態の設定を行った(表4.3.2-2)。ここでは、レファレンスケースを対象に記述する。

表 4.3.2-2 生物圏評価における地表環境の仮定(レファレンスケース)

位置	・日本国内
地学的範囲	・放射性核種が流入した河川水からの灌漑によって汚染する土壌と、河川から沿岸海域までの範囲
地形	・山地と海域に挟まれた沿岸の平野部
気候条件	・現在の日本の気候条件である温暖気候
地形の形成プロセス	・現在日本で生じている地形形成プロセス
土地の利用形態	・陸地では農耕と牧畜、河川と海域の沿岸では漁業
人間の生活様式	・現在の日本の生活様式を営む社会のもと、被ばくグループは地場産物を生産し消費 ・飲料水や灌漑水のくみ上げに際し水質検査は行わないと仮定

ステップ2以降の検討として、将来生物圏に変化を及ぼす可能性のあるものには、氷河サイクルによる気候変動や火山の噴火などの天然事象および将来の人間活動があげられる。また天然事象は人間活動に直接影響を及ぼす可能性があり、人間活動も天然事象に影響を及ぼすこともある。このように生物圏の状態は時間とともに変遷していくことが想定されるが、評価条件での想定により、レファレンスケースでは現時点の環境や社会条件がそのまま継続すると仮定する。

#### 4.3.2.3 FEP リストの作成

BIOMOVs II 国際生物圏 FEP リスト (BIOMOVs II, 1996) を出発点に、上記の評価条件や生物圏システムの記述を踏まえ、生物圏評価で考慮すべき FEP の抽出を行った。また BIOMOVs II の FEP リストは内陸部のみを対象としているため、河川や河口／沿岸海域に関する FEP を新たに追加した。第2次取りまとめ生物圏評価 FEP リスト(レファレンスケース)を表4.3.2-3に示す。

生物圏評価で考慮する FEP については表4.3.2-3の1次スクリーニングの欄に「Y」を、考慮しない FEP については「N」を付した。これらの FEP については、次節で述べる相互作用マトリクスを用いてクロスチェックを行い、最終的に考慮する FEP を抽出した。

#### 4.3.2.4 FEP 間の相関関係の特定と概念モデルの構築

##### 4.3.2.4.1 相互作用マトリクスの作成と FEP 間の相関関係の特定

評価条件や生物圏の状態をもとに、システムとしての生物圏の特徴を表現するための相互作用マトリクスを、BIOMOVs II (1996) の検討結果を参考にして作成した(図4.3.2-1)。

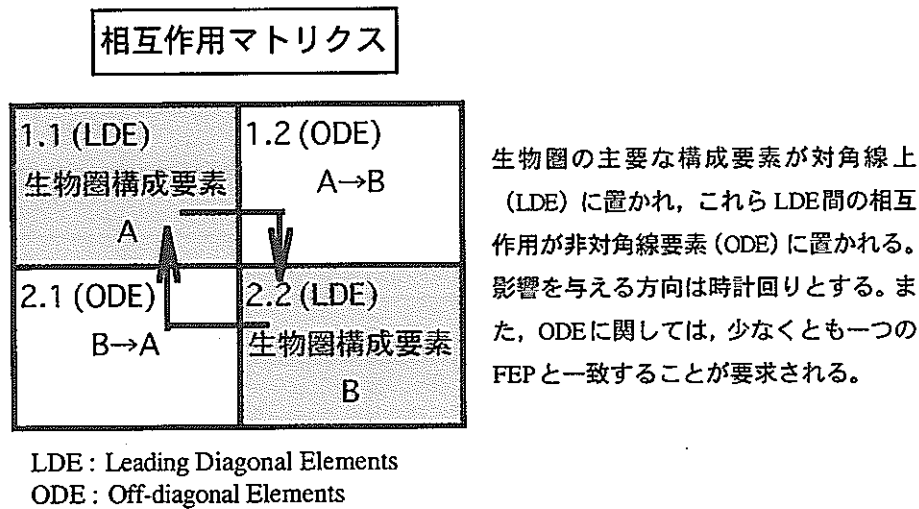


図 4.3.2-1 相互作用マトリクスの作成

レファレンスケースに対する相互作用マトリクスの作成にあたり、相互作用マトリクスの対角線要素 (LDE) として必要な項目を検討した。その結果、BIOMOVs II において採用された相互作用マトリクスの 11 個の LDE に加えて、海洋／河口の水とその直下の堆積物を表現する 2 つの LDE を追加し、LDE の数を 13 個に設定した。

次に、13 個の LDE のそれぞれの間で考えられるプロセス (LDE 間を時計回りに見て該当すると考えられるプロセス) を、非対角線要素 (ODE) に埋め込んだ。この際、表 4.3.2-3 に示した第 2 次取りまとめ生物圏評価 FEP リストと各 ODE との間の対応関係についてクロスチェックを行った。最終的に生物圏評価で考慮した FEP については表 4.3.2-3 の 2 次スクリーニングの欄に「Y」を、考慮しなかった FEP については「N」を付した。また、考慮した FEP については、相互作用マトリクスでの位置 (マトリクスの要素番号) を示した。

図 4.3.2-2 に、上記のプロセスにより作成した相互作用マトリクスに基づいて特定した生物圏での核種移行プロセス (レファレンスケース) を示す。なお、相互作用マトリクスは生物圏での要素のみを対象としており、対象としている生物圏システムから流出する核種の移行プロセスは表現されていない。このため、概念モデルを構築する際にはその流出分も考慮しなければならない。概念モデルの作成にあたっては、これを最終シンク (Final sink) への移行という形で表現している。

表 4.3.2-3 第2次取りまとめ生物圏評価 FEP リスト (レファレンスケース)

FEP 番号	BIOMOVs II FEP コード	FEP 名	1 次 スクリーニング	2 次スクリーニング マトリクスの要素番号	コメント
BS-1		熱的現象・特性	N	N	該当なし
BS-2		水理学的現象・特性			下位 FEP 参照
BS-2.1	2.1.3.2.1	水の流れ (移動)	Y	Y 1.3, 3.6, 3.10, 5.3, 6.3	
BS-2.1.1	(2.1.3.2.1)	地下水流	Y	Y 1.3, 5.3	
BS-2.1.2		地表面水流 (Surface run-off)	Y	Y 6.3	侵食の FEP に含まれている
BS-2.1.3		河川流	Y	Y 3.6, 3.10	
BS-2.1.4		潮流	Y	Y 10.10	
BS-2.1.5		海流	Y	Y 10.10	
BS-2.1.6		シースプレイ	Y	Y 10.10	
BS-2.1.7		洪水	Y	Y 3.6	
BS-2.1.8		大波	Y	N	本ケースでは、沿岸部陸地は汚染地下水の河川環境への放出や汚染水の利用と比べて重要度が低い
BS-2.1.8.1		暴風	Y	N	BS-2.1.8 参照
BS-2.1.8.2		津波	Y	N	BS-2.1.8 参照
BS-2.2	2.1.3.2.2	帯水層涵養	Y	N	涵養は帯水層ではなく河川水へ起こると保守的に仮定する
BS-2.3	2.1.3.2.3	降雨	Y	Y 7.3, 7.4, 7.6, 7.7, 7.8, 7.9, 7.10, 7.11, 7.12	
BS-2.4	2.1.3.2.6	降雪	Y	Y 7.3, 7.4, 7.6, 7.7, 7.8, 7.9, 7.10, 7.11, 7.12	
BS-2.5	2.1.3.2.4	蒸発	Y	Y 3.3, 4.4, 6.6, 10.10, 11.11	
BS-2.6	2.1.3.2.5	蒸散	Y	Y 8.7	
BS-3		物理学的現象・特性			下位 FEP 参照
BS-3.1	2.1.1.1.3.2	侵食 (風, 水, 洪水)	Y	Y 5.3, 6.3	
BS-3.2	2.1.1.1.3.1	土壌の転換	Y	Y 4.6, 5.6	
BS-4		化学的現象・特性			下位 FEP 参照
BS-4.1	2.1.1.1.2	土壌の化学変化	N	N	
BS-4.1.1	2.1.1.1.2.1	アルカリ化	N	N	

FEP 番号	BIOMOV5 II FEP コード	FEP 名	1 次 スクリーニング	2 次スクリーニング マトリクスの要素番号	コメント
BS-4.1.2	2.1.1.1.2.2	微生物による化学 変化	N	N	
BS-4.1.3	2.1.1.1.2.3	植物による化学変 化	N	N	
BS-4.2	2.1.3.1	化学反応	Y	Y	高位の FEP は相関マトリ クス全体に影響する
BS-4.2.1	2.1.3.1.1	沈殿／溶解	Y	Y	固相－液相間の相関は、平 衡を仮定した経験データ に基づく
BS-4.2.2	2.1.3.1.2	吸着／脱着	Y	Y 3.3, 4.4, 5.5, 6.6, 10.10, 11.11	固相－液相間の相関は、平 衡を仮定した経験データ に基づく
BS-5		放射線学的現象・ 特性			下位 FEP 参照
BS-5.1	1.2.3.1	ソースターム	Y	Y 1.1	
BS-5.2	2.3.2	外部被ばく	Y	Y 3.13, 4.13, 6.13, 10.13, 11.13	
BS-5.3	2.3.3	内部被ばく	Y	Y 3.13, 4.13, 6.13, 7.13, 8.13, 9.13, 11.13	
BS-5.3.1	2.3.3.1.1	吸入	Y	Y 7.13	
BS-5.3.2	2.3.3.1.2	経口摂取	Y	Y 3.13, 4.13, 6.13, 8.13, 9.13, 11.13	
BS-5.3.3	2.3.3.1.3	皮膚汚染	Y	N	重要でないと仮定
BS-5.4	2.3	被ばくモードへ影 響を与える事象と プロセス	Y	Y	高位の FEP は相関マトリ クス全体に影響する
BS-5.4.1	2.3.1	人間の習慣	Y	Y 3.12, 4.12, 6.12, 8.12, 9.12, 10.12, 11.12,	
BS-5.4.2	2.3.1.1	資源利用	Y	Y 3.12, 4.12, 6.12, 8.12, 9.12, 10.12, 11.12	
BS-5.4.3	2.3.1.2	生産物貯蔵	Y	N	放射能を減衰させる貯蔵 は無視する（保守側）
BS-5.4.4	2.3.1.3	水、空気、調理	Y	Y 12.13	
BS-5.4.4.1	2.3.1.3.1	水のろ過	Y	N	河川水を揚水する場合に ついては考慮しない（保守 側）
BS-5.4.4.2	2.3.1.3.2	空気のろ過	Y	N	保守的に無視する
BS-5.4.4.3	2.3.1.3.4	換気	Y	Y 12.13	
BS-5.4.5	2.3.1.3.3	調理	Y	Y 12.13	
BS-5.4.6	2.3.1.4	居住／遮蔽要因	Y	N	保守的に無視する
BS-5.4.7	2.3.1.5	食餌	Y	Y 12.13	

FEP 番号	BIOMOV5 II FEP コード	FEP 名	1 次 スクリーニング	2 次スクリーニング マトリクスの要素番号	コメント
BS-5.4.8	2.2.3.1	耕作	Y	Y 12.6, 12.7	
BS-5.4.9	2.2.3.3	施肥	Y	Y 12.6, 12.8, 12.9	
BS-6		物質（核種）移動 現象			下位 FEP 参照
BS-6.1	2.1.2.4	液相輸送プロセス	Y	Y 3.6, 4.3, 5.3	
BS-6.1.1	2.1.2.2	表層水中の核種移行	Y	Y 3.3, 3.6, 3.10, 4.3, 4.4, 6.3, 6.8, 10.10	
BS-6.1.1.1	2.1.2.2.1	地表面水流 (Surface Run-Off)	Y	Y 6.3	
BS-6.1.1.2		河川流	Y	Y 3.10	
BS-6.1.1.3		潮流	Y	Y 10.10	
BS-6.1.1.4		海流	Y	Y 10.10	
BS-6.1.1.5		洪水	Y	Y 3.6	
BS-6.1.1.6		大波	Y	N	本ケースでは、沿岸部陸地 は汚染地下水の河川環境 への放出や汚染水の利用 と比べて重要度が低い
BS-6.1.1.6.1		暴風	Y	N	BS-6.1.1.6 参照
BS-6.1.1.6.2		津波	Y	N	BS-6.1.1.6 参照
BS-6.1.2	2.1.2.3	土壌中の液相移行	Y	Y 1.3, 3.3, 5.5, 6.5, 6.6	
BS-6.1.2.1	2.1.2.3.3	地下水（移流）	Y	Y 1.3	
BS-6.1.2.2	2.1.2.3.1	透過 (Percolation)	Y	Y 5.5, 6.5, 6.6	
BS-6.1.2.3	2.1.2.3.2	毛管上昇	Y	N	灌漑による下方流が支配 的であり、毛管上昇は無視 しうる
BS-6.1.2.4	2.1.2.3.4	拡散／分散	Y	N	移流と比べて重要度は低 い
BS-6.1.2.5	2.1.2.3.5	浸透 (Infiltration)	Y	Y 5.5, 6.5, 6.6	
BS-6.1.3	2.1.2.3.6	二相流およびマト リクス拡散	Y	N	水流による移行に比べて 重要度は低いと考えられ る
BS-6.1.3.1	2.1.2.3.6.1	浮遊粒子の移行	Y	N	水流に伴う浮遊粒子の移 行は、BS-6.1.1 に含める
BS-6.1.3.2	2.1.2.3.6.2	コロイドの移行	Y	N	コロイドのフィルトレー ション効果は無視する
BS-6.2	2.1.2.5	固相の移動による 核種移行	Y	Y 3.3, 3.4, 3.10, 4.3, 4.7, 4.11, 6.7, 6.8, 7.6, 7.8, 10.10, 10.11, 11.7, 11.10	
BS-6.2.1	2.1.1.1.3.2	侵食（風、水、洪 水）	Y	Y 5.3, 6.3	

FEP 番号	BIOMOV5 II FEP コード	FEP 名	1 次 スクリーニング	2 次スクリーニング マトリクスの要素番号	コメント
BS-6.2.2	2.1.2.5.2	地滑り	N	N	
BS-6.2.3	2.1.2.5.3	落石	N	N	
BS-6.2.4	2.1.2.5.1	土壌粒子の再浮遊 ／乾性沈着（大気 中）	Y	Y 4.7, 6.7, 7.4, 7.6, 7.8, 7.11, 8.6, 11.7	
BS-6.2.5	2.1.2.5.4.1	堆積物の再浮遊 （水中）	Y	Y 4.3, 11.10	
BS-6.2.6	2.1.2.5.4.2	浮遊物の堆積（水 中）	Y	Y 3.4, 3.6, 10.11	
BS-6.2.7	2.1.2.5.4.4	ウォッシュアウト	Y	Y 7.3, 7.4, 7.6, 7.8, 7.10, 7.11	
BS-6.2.8	2.1.2.5.4.5	湿性沈着	Y	Y 7.3, 7.4, 7.6, 7.8, 7.10, 7.11	
BS-6.2.9		ベッドロード	Y	Y 4.11	
BS-6.2.10	2.1.2.7.2	生物擾乱	Y	Y 9.4, 9.6, 9.11, 11.10	
BS-6.3	2.1.2.1	大気輸送プロセス	Y	Y 4.7, 6.7, 7.3, 7.4, 7.6,	
BS-6.3.1	2.1.2.1.1	気体による移行 （揮発）	N	N	
BS-6.3.2	2.1.2.1.2	エアロゾルによる 移行	Y	Y 10.7	
BS-6.3.3	2.1.2.1.3	燃焼	Y	N	その他の農業活動による ダストの発生と比べて、年 間平均の重要度は低い
BS-6.4	2.1.2.7	植物への核種移行	Y	Y 3.8, 4.8, 6.8, 7.9, 8.3, 8.4, 8.6, 8.7, 8.8, 8.9, 8.10, 8.11, 10.8, 11.8	
BS-6.4.1 (BS-6.4.4)	2.1.2.7.1	吸収／代謝	Y	Y 3.8, 4.8, 6.8, 8.3, 8.4, 8.6, 8.7, 8.10, 8.11, 10.8, 11.8	
BS-6.4.2	2.1.4.1.1	転流	Y	Y 8.8	
BS-6.4.3	2.1.2.5.4.3	雨のはね （水および土壌粒 子の付着を伴う）	Y	Y 6.8	
BS-6.4.4	2.1.3.2.7	ウェザリング	Y	Y 8.6	
BS-6.5	2.1.2.7	動物への核種移行	Y	Y 3.9, 4.9, 6.9, 7.9, 9.3, 9.4, 9.6, 9.7, 9.8, 9.9, 9.10, 9.11, 10.9, 11.9	
BS-6.5.1	2.1.2.7.3	摂取／排泄	Y	Y 3.9, 4.9, 6.9, 7.9, 8.9, 9.3, 9.4, 9.6, 9.7, 9.8, 9.10, 9.11, 10.9, 11.9	
BS-6.5.2	2.1.4.2.1	動物体内の移行	Y	Y 9.9	

FEP 番号	BIOMOV5 II FEP コード	FEP 名	1 次 スクリーニング	2 次スクリーニング マトリクスの要素番号	コメント
BS-6.6	2.2.4	人間活動による核 種移行	Y	Y 12.3, 12.4, 12.6, 12.8, 12.9	
BS-6.6.1	2.2.3.2	固体物質のリサイ クル	Y	N	現在の食品生産慣習では 固体物質は再利用しないと 仮定する
BS-6.6.2	2.2.4.1	揚水（取水）	Y	Y 3.6, 12.3, 12.6, 12.8, 12.9	
BS-6.6.2.1	2.2.4.1.1	井戸水利用	N	N	
BS-6.6.2.2	2.2.4.1.2	灌漑	Y	Y 3.6, 12.6, 12.8	
BS-6.6.3	2.2.4.2	人工涵養	Y	N	考慮しない（保守側）
BS-6.6.4	2.2.4.3	人造湖（貯水）	N	N	
BS-6.6.5	2.2.4.4	固体物質輸送	Y	Y 4.6, 12.4	
BS-6.6.5.1	2.2.4.4.1	堆積物の浚渫	Y	Y 4.6, 12.4	
BS-6.6.5.2	2.2.4.4.2	土木工事	Y	N	土壌の農業利用に比べて 影響は小さい
BS-6.6.6		脱塩	N	N	
BS-6.6.7		製塩	Y	N	本ケースでは重要でない
BS-7		生物圏状態の擾乱 となる現象			
BS-7.1	2.1.1.2	気候変動による変 化	N	N	
BS-7.2		海水準変動	N	N	
BS-7.2.1		Isostatic（隆起／侵 食）	N	N	
BS-7.2.2		Eustatic（海水量の 増減）	N	N	
BS-7.3		河川水準変動	Y	Y 3.3, 3.6, 3.10, 4.3, 4.4, 5.3, 7.3	
BS-7.4	2.2.1	人間活動による化 学変化	N	N	
BS-7.4.1	2.2.1.1	化学汚染	N	N	
BS-7.4.2	2.2.1.1.1	酸性雨	N	N	
BS-7.5	2.2.2	人間活動による物 理変化	Y	N	その他の影響に比べて小 さいと仮定
BS-7.5.1	2.2.2.2	ダム建設	Y	N	ダムの貯水の影響は、そ 他の地表水の利用に比べ て小さいと仮定
BS-7.5.2	2.2.2.3	開墾／干拓	Y	N	開墾／干拓の影響は灌漑 土壌の直接利用に比べて 小さいと仮定



FEP 番号	BIOMOV5 II FEP コード	FEP 名	1 次 スクリーニング	2 次スクリーニング マトリクスの要素番号	コメント
BS-7.5.3		護岸工事	Y	N	干拓と比べて影響は小さい。護岸工事を行わないため洪水が生じるという仮定はさらに保守的である

この相互作用マトリクスをもとに概念モデルを作成するにあたっては、以下の仮定を行った。

- ・対角線要素にある表面土壌などの主要な生物圏構成要素をコンパートメントとして取り扱い、核種移行をコンパートメント間の核種の移動として表現する。なお、「大気」、「植物群」や「動物群」中の放射性核種の濃度は、それらに放射性核種をもたらす表面土壌や河川水、沿岸海域水中の核種濃度と瞬時に平衡に達するものと仮定した。これは、このようなプロセスはコンパートメント間の核種移行プロセスに比べ速やかに生じると考えられるためである。
- ・図 4.3.2-2 の地表淡水には、評価条件により河川水を仮定した。
- ・本検討では河川から海洋環境への物質の移動のみを考慮しており、また多くの重要なプロセスは河口と海洋環境で類似していることより、沿岸海域／河口水には沿岸海域水を仮定した。

また、被ばくモードを特定するにあたり、それぞれ地場産物の農畜産物のみ、淡水産物のみ、海産物のみを摂取する3つの被ばくグループ（農作業従事者グループ、淡水漁業従事者グループ、海洋漁業従事者グループ）に分けることとした。各被ばくグループに対する被ばく経路を表 4.3.2-4 に示す。

1.1 ソースターム (汚染された地下 水)	1.2	1.3	1.4	1.5	1.6	1.7	1.8	1.9	1.10	1.11	1.12	1.13
2.1	2.2 地表近くの帯水 層	2.3	2.4	2.5	2.6	2.7	2.8	2.9	2.10	2.11	2.12	2.13
3.1	3.2	3.3 表層水 (淡水)	3.4 沈殿	3.5	3.6 洪水 灌漑	3.7	3.8 吸収 付着	3.9 採取	3.10 水の放出 (河川 流)	3.11	3.12 水の供給 漁業およびレク リエーションへ の利用	3.13 外部へばく 採取
4.1	4.2	4.3 再浮遊	4.4 表層堆積層 (淡水)	4.5	4.6 土壌の転換 (地 行)	4.7	4.8 付着	4.9 採取	4.10	4.11 ベッドロード	4.12 レクリエーショ ンへの利用	4.13 外部へばく 採取
5.1	5.2	5.3 埋食 地下水流出 (涵 養)	5.4	5.5 飽和度が可変と なる表層下部の 土壌 (VSZ)	5.6 風化 (埋食)	5.7	5.8	5.9	5.10	5.11	5.12	5.13
6.1	6.2	6.3 埋食	6.4	6.5 空道	6.6 表層土壌	6.7 舞い上がり	6.8 吸収	6.9 採取	6.10	6.11	6.12 農業への利用	6.13 外部へばく 採取
7.1	7.2	7.3 気象による効果	7.4 気象による効果	7.5	7.6 沈着 気象による効果 風による埋食	7.7 大気	7.8 沈着 気象による効果	7.9 吸入 気象による効果	7.10 気象による効果	7.11 気象による効果 沈着	7.12 気象による効果	7.13 吸入
8.1	8.2	8.3 脱着	8.4 脱着	8.5	8.6 ウェザリング	8.7 蒸散 呼吸	8.8 植物	8.9 採取	8.10 脱着	8.11 脱着	8.12 資源利用	8.13 採取
9.1	9.2	9.3 排泄	9.4 排泄 生物擾乱	9.5	9.6 排泄 生物擾乱	9.7 呼吸	9.8 排泄 汚染の汚染	9.9 動物	9.10 排泄	9.11 排泄 生物擾乱	9.12 資源利用	9.13 採取
10.1	10.2	10.3	10.4	10.5	10.6	10.7 エアロゾル	10.8 吸収	10.9 採取	10.10 沿岸海域/河口 水	10.11 沈殿	10.12 漁業およびレク リエーションへ の利用	10.13 外部へばく 採取
11.1	11.2	11.3	11.4	11.5	11.6	11.7 再浮遊	11.8 吸収	11.9 採取	11.10 再浮遊	11.11 沿岸海域/河口 堆積層	11.12 レクリエーショ ンへの利用	11.13 外部へばく 採取
12.1	12.2	12.3 取水	12.4 栄養	12.5	12.6 農耕活動 施肥	12.7 農耕活動	12.8 農耕活動 施肥	12.9 農耕活動	12.10	12.11	12.12 移行に影響を及 ぼす人間活動	12.13 外部へばく 採取
13.1	13.2	13.3	13.4	13.5	13.6	13.7	13.8	13.9	13.10	13.11	13.12	13.13 人間のばくモ ード

図 4.3.2-2 相互作用マトリクスを用いた生物圏での核種移行プロセスの特定

(レファレンスケース)

表 4.3.2-4 各被ばくグループに対する被ばく経路

		農作業従事者	淡水漁業従事者	海洋漁業従事者
経口摂取による 内部被ばく	農作物	穀物, 米, 葉菜, 根菜, 果物		
	畜産物 ／水産物	・牛肉, 牛レバー, ミルク ・豚肉 ・羊肉 ・鶏肉, 鶏レバー, 卵	・淡水魚 ・淡水甲殻類	・海水魚 ・海洋甲殻類 ・軟体動物 ・海藻
	その他	・水 ・土壌	・水 ・堆積物	・堆積物
吸入摂取による内部被ばく		・ダスト	・ダスト	・ダスト ・エアロゾル
外部被ばく		・水 ・土壌	・水 ・堆積物	・水 ・堆積物

表 4.3.2-4 をもとに概念モデルを作成するにあたっては、さらに以下の仮定を行った。

- ・各被ばくグループの構成員の生活様式はさほど異ならず、グループ構成員が受ける線量はすべての被ばく経路によるものを合計する。
- ・各被ばくグループの構成員は成人と仮定する。（個々の構成員について年令、食習慣などに相違は存在するが、平均的なふるまいをする成人を各被ばくグループを代表するものと考え線量の計算を行う。）
- ・各被ばくグループの人数は設定しない。（グループの構成員に対する年間の個人線量は、その個人が食習慣、呼吸率、汚染区域での滞留時間等に関して平均的なふるまいをするとして仮定して計算するため、人数の設定は不要と考えられる。）

#### 4.3.2.4.2 概念モデル

これらから得られた生物圏での核種移行プロセスと被ばく経路について、コンパートメントを用いて表現した概念モデルが図 4.3.2-3 である。

なお、このようなコンパートメントを用いて表現した生物圏モデルは、諸外国の性能評価、例えばスイス Nagra の Kristallin-I (Nagra, 1994)、カナダ AECL の EIS (Davis et al., 1993)、スウェーデン SKB の SKB-91 (SKB, 1992) や同 SKI の SITE-94 (SKI, 1996)、米国 EPRI の TSPA (Smith et al., 1996) などにおいても取り入れられている。

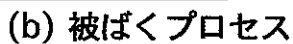
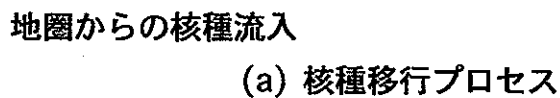


図 4.3.2-3 コンパートメントで表現したレファレンスケース概念モデル

#### 4.3.2.5 数学モデル

図 4.3.2-3 の概念モデルにもとづく数学モデルでは、コンパートメント間の物質収支を放射性崩壊を考慮した連立方程式により定式化し、また各コンパートメントから

の被ばく経路については、摂取物中の核種濃度は、それらに放射性核種をもたらすコンパートメント中の核種濃度に依存し、両者の濃度が平衡状態にあると仮定して定式化した。

なお数学モデルに対応する解析コードとしては、コンパートメントの設定が計算機画面上で容易に行える AMBER (QuantiSci, 1998) を採用した。AMBER コードは多くの国（英国、スペイン、米国など）において評価に用いられた実績があるとともに、その検証については、OECD/NEA (OECD/NEA, 1993) や国際共同研究プロジェクト BIOMOVs II (BIOMOVs II, 1996) において異なるコードとの比較が行われており、その適用性が確認されている。

#### 4.3.2.5.1 コンパートメント間の移行プロセスに関わる数学モデル

各コンパートメント間の移行プロセスの数学モデルでは、以下の物質収支を考慮する。

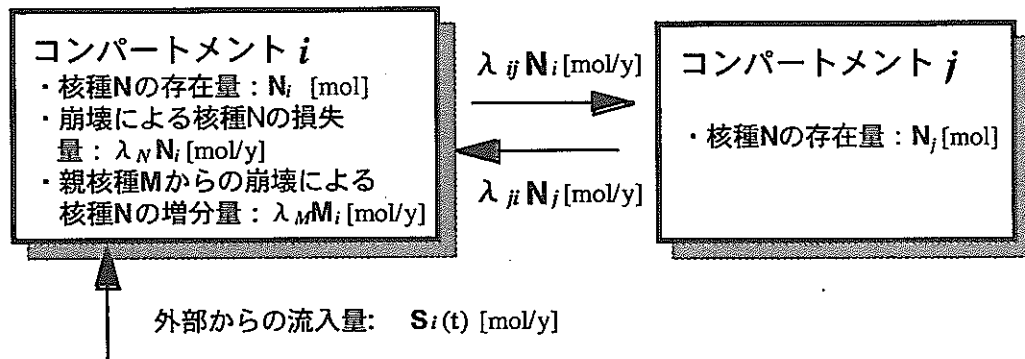


図 4.3.2-4 コンパートメント間の物質収支

コンパートメント  $i$  に存在する核種  $N$  [mol] の存在量の時間変化は、次式で表される。

$$\frac{dN_i}{dt} = \left( \sum_{j \neq i} \lambda_{ji} N_j + \lambda_M M_i + S_i(t) \right) - \left( \sum_{j \neq i} \lambda_{ij} N_i + \lambda_N N_i \right) \quad (4.3.2-1)$$

$N_i$ : コンパートメント  $i$  における核種  $N$  の量 [mol]

$N_j$ : コンパートメント  $j$  における核種  $N$  の量 [mol]

$M_i$ : コンパートメント  $i$  における核種  $M$  の量 ( $M$  は  $N$  の親核種) [mol]

$S_i(t)$ : コンパートメント  $i$  への核種  $N$  の外部からの流入量 [ $\text{mol y}^{-1}$ ]

$\lambda_M$ : 核種  $M$  の崩壊定数 [ $\text{y}^{-1}$ ]

$\lambda_N$ : 核種  $N$  の崩壊定数 [ $\text{y}^{-1}$ ]

$\lambda_{ji}$ : 核種  $N$  のコンパートメント  $j$  ( $j \neq i$ ) からコンパートメント  $i$  への移行係数 [ $\text{y}^{-1}$ ]

$\lambda_{ij}$ : 核種  $N$  のコンパートメント  $i$  からコンパートメント  $j$  ( $j \neq i$ ) への移行係数 [ $\text{y}^{-1}$ ]

図 4.3.2-3 に示す移行プロセスを考慮してそれぞれのコンパートメントごとに設定

した式(4.3.2-1)を連立方程式として解くことにより、各コンパートメント中の核種濃度が得られる。

各コンパートメント間の移行プロセスについては、固相および液相による移行プロセスそれぞれについて、式(4.3.2-1)の移行係数を定式化した。移行プロセスに関するすべての評価式を付録 1 に示す。

#### 4.3.2.5.2 被ばくモードに関わる数学モデル

各被ばくグループが受ける被ばく経路には、大きく分類して経口摂取による内部被ばく、吸入摂取による内部被ばく、外部被ばくの 3 つの被ばくモードがある。それぞれの被ばくモードによる年間の個人線量は、それぞれのコンパートメントでの核種濃度をもとに次式より算出する。

##### (1) 経口摂取による内部被ばく $D_{ing}$ [Sv $y^{-1}$ ]

$$D_{ing} = DCF_{ing} \text{ } ING \text{ } C_{ing} \quad (4.3.2-2)$$

$DCF_{ing}$  : 経口摂取に対する線量換算係数 [Sv Bq $^{-1}$ ]

$ING$  : 食物等摂取量 [kg  $y^{-1}$ ] あるいは [m $^3$   $y^{-1}$ ]

$C_{ing}$  : 食物等中の核種濃度 [Bq kg $^{-1}$ ] あるいは [Bq m $^{-3}$ ]

##### (2) 吸入摂取による内部被ばく $D_{inh}$ [Sv $y^{-1}$ ]

$$D_{inh} = DCF_{inh} \text{ } BR_{comp} \text{ } O_{comp} \text{ } C_{inh} \quad (4.3.2-3)$$

$DCF_{inh}$  : 吸入摂取に対する線量換算係数 [Sv Bq $^{-1}$ ]

$BR_{comp}$  : 呼吸率 [m $^3$  h $^{-1}$ ]

$O_{comp}$  : 滞留時間 [h  $y^{-1}$ ]

$C_{inh}$  : ダストあるいはエアロゾル中の核種濃度 [Bq m $^{-3}$ ]

##### (3) 外部被ばく $D_{ext}$ [Sv $y^{-1}$ ]

$$D_{ext} = DCF_{ext} \text{ } O_{comp} \text{ } C_{ext} \quad (4.3.2-4)$$

$DCF_{ext}$  : 外部被ばくに対する線量換算係数 [(Sv h $^{-1}$ ) (Bq m $^{-3}$ ) $^{-1}$ ]

$O_{comp}$  : 滞留時間 [h  $y^{-1}$ ]

$C_{ext}$  : 水または土壌（堆積物）中の核種濃度 [Bq m $^{-3}$ ]

図 4.3.2-3 に示した各被ばく経路に対する評価式については付録 2 に示す。

### 4.3.3 レファレンスケースデータ

生物圏評価モデルに必要なデータのうち、灌漑水量、河川流量、食物の生産や消費に関わるデータはわが国固有の値をとると考えられるため、可能なかぎり国内の文献や統計データを参照して設定を行った。その他のデータについては、諸外国の性能評価報告書や文献を参照して設定を行った。

#### 4.3.3.1 コンパートメントの大きさに関するデータ

生物圏評価に関わる各コンパートメントについて、それらのサイズ、間隙率、浮遊物濃度および密度の設定を行った。これらの各設定については、生物圏での物理的、化学的そして生物学的プロセスを想定した場合に、汚染物質の速やかな、かつ均質な混合を仮定することが可能であり、かつ、実際の食物生産のために必要な最小のサイズとなるように設定を行った。付録3にコンパートメントの諸量に関するデータを示す。このうち、レファレンスケースの解析では、標準値の欄に記載されている値を使用した。表 4.3.3-1 にコンパートメントに関するパラメータの一覧を示す。

表 4.3.3-1 コンパートメントに関するパラメータの一覧表

パラメータ	設定の考え方	設定値
面積	汚染物質の速やかな、かつ均質な混合を仮定することが可能であり、実際の食物生産のために必要な最小のサイズとなるように設定した。	表 付録3.1-1
深さ		
体積		
間隙率	コンパートメントごとに複数の文献より値を設定した。	
体積含水率	コンパートメントごとに文献より値を設定した。ただし、河川水および沿岸海域水コンパートメントは完全に飽和しているものとする。	
浮遊堆積物濃度	Bergström and Puigdomenech (1987) 等の複数の文献より値を設定した。	
水の密度	Weast (1987) より設定した。	
土壌/堆積物密度	Freeze and Cherry (1979) より設定した。	

#### 4.3.3.2 コンパートメント間の移行プロセスに関するデータ

コンパートメント間の移行係数を算出するパラメータのうち、固相および液相の移行に関わる諸量についてデータを設定した。付録3にコンパートメント間の移行プロセスに関するデータを示す。このうち、レファレンスケースの解析では、標準値の欄に記載されている値を使用した。表 4.3.3-2 にコンパートメント間の移行プロセスに関するパラメータの一覧を示す。

表 4.3.3-2 コンパートメント間の移行プロセスに関するパラメータの一覧表

パラメータ	設定の考え方	設定値
灌漑水量	農作物ごとの灌漑水量（水資源協会，1996）と作付面積（総務庁統計局，1997）から全灌漑水量を設定した。	表 付録 3.2-1
年間浸透／流出量	全降水量（1750 [mm]）の 40%および年間洪水量（下記参照）が表面土壌へ浸透すると仮定した。流出量は浸透量と等しいと仮定した。	
年間洪水量	年間平均で表面土壌の 10%が洪水にさらされ，全洪水量のうち 50%（0.05 [m]）が表面土壌へ移行すると仮定した。	
河川水流量	国土開発調査会（1996）より求めた一級河川の流量の大きなほうからの累積分布が 96%となる値を設定した。	
海洋拡散による希釈水量	国内主要地点の平均大潮期における潮流の最小値（国立天文台，1997）から設定した。	
侵食速度	Shimizu et al.（1992）から標準値を設定した。	
浚渫／蛇行率	Klos et al.（1989）のデータ範囲の幾何平均値を標準値として設定した。	
河川堆積層からの再浮遊	侵食速度と等しいと仮定した。	
河川でのグロスの沈殿量	Smith et al.（1988）から標準値を設定した。	
ベッドロード量	Rice（1977）により，河川のベッドロード量は通常，全堆積物量の 5～10%とされている。対数平均値を標準値とした。	
沿岸海域での生物擾乱による拡散率	Klos et al.（1989）から標準値を設定した。	
沿岸海域におけるグロスの沈殿量	Bergström and Puigdomenech（1987）から標準値を設定した。	
正味の沈殿量	沿岸海域でのグロスの沈殿量の 67%と仮定した。	

#### 4.3.3.3 被ばく経路に関するデータ

各パラメータについては諸外国の評価において用いられているデータセットを中心にデータの収集を行った。ただし，食物摂取量等わが国特有と思われるパラメータについては，わが国における平均的な条件を反映したデータに基づいて設定を行った。付録 3 に被ばく経路に関するデータを示す。このうち，レファレンスケースの解析では，標準値の欄に記載されている値を使用した。表 4.3.3-3 に被ばく経路に関するパラメータの一覧を示す。



表 4.3.3-3 被ばく経路に関するパラメータの一覧表

パラメータ	設定の考え方	設定値
土壌および堆積物中での分配係数	複数の文献に基づいて値を設定した。文献に値がないものについては他の核種を参照した。	表 付録 3.3-3
農作物への移行係数	複数の文献に基づいて値を設定した。文献に値がないものについては他の核種を参照した。	表 付録 3.3-4
畜産物への濃縮係数	複数の文献に基づいて値を設定した。文献に値がないものについては他の核種を参照した。	表 付録 3.3-5
水産物への濃縮係数	複数の文献に基づいて値を設定した。文献に値がないものについては他の核種を参照した。	表 付録 3.3-6 表 付録 3.3-7
ウェザリング率	文献に基づいて値を設定した。文献に値がないものについては他の核種を参照した。	表 付録 3.3-11
転流割合		表 付録 3.3-12
調理時ロス		表 付録 3.3-13
エアロゾルにおける濃縮係数	Eakins et al. (1982) に基づいて値を設定した。	表 付録 3.3-14
食物等摂取量	国民栄養の現状（厚生省，1997）等の日本における統計資料から値を設定した。	表 付録 3.3-2
人間の呼吸率	ICRP Pub23 (1975) の休息時，軽労働時，重労働時の値から設定した。	表 付録 3.3-8
人間の滞在時間	表面土壌については，耕地の利用割合，単位面積あたりの労働時間および一人あたりの耕作面積に基づき設定した。	
ダストレベル	OECD/NEA (1993) 等の複数の文献に基づき値を設定した。	
エアロゾルレベル	Lawson and Smith (1985) に基づいて値を設定した。	
家畜の飼料摂取量	複数の文献に基づき値を設定した。	表 付録 3.3-9
家畜の土壌摂取量		
家畜の水摂取量		
家畜の呼吸率		
家畜の放牧時間		
家畜の飼育密度		
農作物への土壌付着量	米は穀物の設定値と等しいと仮定，その他は文献より値を設定した。	表 付録 3.3-10
農作物の栽培密度	収穫量と作付面積から設定した。	
農作物ごとの灌漑水量	水資源協会（1996）に基づき，値を設定した。	
灌漑水の阻止率	文献より値を設定した。	
半減期および崩壊定数	表 4.3.2-1 を参照のこと。	—
内部被ばく線量等量換算係数	科学技術庁（1988）に基づいて設定した。	表 付録 3.3-1
外部被ばく線量等量換算係数	Eckerman and Ryman (1993) に基づいて設定した。	

## 第 V 章

# レファレンスケース以外の 解析ケースのモデルとデータ

## 5 レファレンスケース以外の解析ケースのモデルとデータ

ここでは、レファレンスケース以外の基本シナリオ解析ケース（データ不確実性ケース、概念モデル変更ケース、代替デザインケース、地質環境変更ケース）についてのモデル、データを人工バリア、天然バリア、生物圏のそれぞれについて述べる。レファレンスケース以外の基本シナリオ解析ケースでは、レファレンスケースに対して安全機能の変化あるいは好ましい影響を与える要因を想定することの影響、さらには地質環境条件のバリエーションやデザインのオプションを考慮することの影響を調べ、それらに対するシステムの応答を把握する。以下に、3.4 で設定された解析ケースに従い、人工バリア、天然バリアおよび生物圏のそれぞれについて、解析ケースの分類ごとに具体的な解析の内容を示す。

### 5.1 人工バリア

#### 5.1.1 データ不確実性ケース

3.1 の 4) で述べたように、データ不確実性ケースについては、対象とするデータが、分布や幅を特定できるものか、レファレンスケースデータが既に保守的な設定になっているかに応じて、データ不確実性ケースとしての取り扱いを定める。すなわち、データ不確実性ケースとして 3.4 で人工バリアに対して設定された以下の 3 つのパラメータについて分布や幅を考慮したデータ設定を行う。（表 3.4-1 参照）

- ガラス溶解速度
- オーバーパックの破損時期
- 掘削影響領域通過流量

以下に、これらのパラメータのそれぞれについて、レファレンスケースデータからの変更およびデータの設定の考え方について示すとともに、表 5.1.1-1 にデータ不確実性ケースの内容をまとめる。

表 5.1.1-1 データ不確実性ケースの概要

解析ケース の内容	データ・モデル設定の考え方	設定データ	レファレンス ケースデータ
ガラス溶解速度の 不確実性	2 次鉱物からなる変質層の保護効果による ガラス溶解の抑制の可能性を考慮したガラ ス溶解速度を設定	ガラス溶解速度 $=1 \times 10^{-4} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ (ガラスの寿命約 70 万年に相当)	ガラス溶解速度 $=1 \times 10^{-3} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ (ガラスの寿命約 7 万年に相当)
	オーバーパックもしくはその腐食生成物に よる共沈や収着、また 2 次鉱物の析出等に起 因する溶性ケイ酸の消費によるガラス溶解 の促進の可能性を考慮したガラス溶解速度 を設定	ガラス溶解速度 $=1 \times 10^{-2} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ (ガラスの寿命約 7,000 年に相当)	
オーバーパッ ク破損時期期 間の不確実性	オーバーパックの腐食速度の時間に伴う低 下を考慮してオーバーパック破損時期を設 定 (破損時期に応じたガラス固化体中の核種 インベントリを設定)	処分 1 万年後にオーバーパックが破損 (表 5.1.5-1 参照)	処分 1,000 年後に オーバーパックが 破損 (表 4.1.3-2 参 照)
掘削影響領域 通過流量の不 確実性	母岩の透水性、掘削影響領域の透水性や大き さに起因する不均質性・不確実性を考慮	掘削影響領域通過流量 $=0.0001 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$	掘削影響領域通過 流量 $=0.001 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$
		掘削影響領域通過流量 $=0.01 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$	

#### 5.1.1.1 ガラス溶解速度の不確実性

##### 1) 概要

レファレンスケースでは、ガラス溶解速度は長期的な実験から得られる溶解速度の温度依存性に関する回帰式から算出される 60℃の溶解速度の値を採用している。ガラスの溶解速度に対しては、

- ガラス固化体表面において生成する 2 次鉱物からなる変質層の保護効果によるガラス溶解の抑制の可能性
- オーバーパックもしくはその腐食生成物による共沈や収着、また 2 次鉱物の析出等に起因する溶性ケイ酸の消費によるガラス溶解の促進の可能性

が示唆されているが、現時点では十分なデータが蓄積されていない。このため、これらの影響をデータの不確実性として取り扱うこととし、レファレンスケースにおけるガラス溶解速度を 変化させたケースを設定する。

##### 2) データ

鉄や鉄腐食生成物の共存する条件における鉄ケイ酸塩鉱物の生成や収着 (例えば, McGrail, 1986), また地下水との反応による沸石等のアルミノケイ酸塩の生成 (例え

ば、Van Iseghem and Grambow, 1988) などにより、ガラス固化体に接触している地下水中の溶性ケイ酸が消費され、ガラスマトリクスの溶解反応が促進されるという報告がある。McGrail (1986) は鉄共存条件の浸出試験を実施し、鉄とガラスとの表面積比が 10:1 の条件におけるガラスマトリクスの長期的な溶解速度が、鉄の無い条件と比較して 1 桁程度高いことを報告している。また、Van Iseghem and Grambow (1988) が報告している沸石の生成は、ガラス固化体の Al 含有量が高い ( $\text{Al}_2\text{O}_3$  濃度にして 18wt% 程度)、もしくは試験温度が 150℃ 程度という条件で観察されている。

一方、ガラス表面に生成した 2 次鉱物から成る変質層の保護効果によって、ガラスマトリクスの溶解反応が抑制されるという報告がある (例えば、Grambow and Strachan, 1988; Barkatt et al., 1989)。Grambow and Strachan (1988) は、ガラス表面の変質層が溶性ケイ酸の拡散バリアとなることで変質層と健全なガラスマトリクスの界面に存在する溶液の溶性ケイ酸濃度が高くなり、結果的にガラスマトリクスの溶解反応が抑制されると考えた。また Barkatt et al. (1989) は、海水と脱イオン水を用いた浸出試験を実施し、ガラス表面に溶解反応を抑制する Mg に富む変質層が形成されたことを報告した。彼らの実験において、海水中の溶解速度は脱イオン水中と較べて 2 桁程度小さいという結果が得られている。

上記のような知見を参考に、ガラスの溶解に関するデータの不確実性を考慮するため、レファレンスケースのガラス溶解速度 ( $1 \times 10^{-3} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ ) の 10 倍および 1/10 倍でガラス固化体が溶解するケースを選定した。

#### 5.1.1.2 オーバーパック破損時期の不確実性

##### 1) 概要

オーバーパックの寿命評価では、十分に保守的な腐食速度を用いて、少なくとも 1,000 年以上オーバーパックの核種閉じ込め機能が保持される設計であることが確認されている。このため、レファレンスケースでは、緩衝材中へ侵入してきた地下水が炭素鋼オーバーパックに接触することにより腐食が進行し、構造強度が周囲からの応力を支持しえなくなった段階で、処分後 1,000 年に炭素鋼オーバーパックが機械的に破損すると仮定している。しかしながら、オーバーパックの破損時期については、以下の点からレファレンスケースの設定値から長期化することが考えられる。

- レファレンスケースで設定された 1,000 年のオーバーパックの寿命は、腐食速度を保守的に見積もっている (3.2.1.2 参照)。また、全てのオーバーパックがこの保守的な寿命で破損することは、現実的に考えにくい。
- オーバーパック腐食生成物等の影響により、腐食速度の時間的な低下が予想される。

一方、核種移行評価の観点からオーバーパックスの破損時期が長期化することを考慮すると、廃棄体中での崩壊の影響により娘核種が生成するため、半減期の短い親核種をもつ長半減期核種は、オーバーパックス破損時のインベントリがレファレンスケースの初期インベントリより増加する可能性がある。このため、オーバーパックス破損時期が長期化した場合の緩衝材外側における核種移行率に与える影響を定量的に把握しておく必要がある。

以上のことを考慮して、オーバーパックスの破損時期の長期化が人工バリア中核種移行評価に与える影響を把握するために、データ不確実性ケースとして、以下のケースを設定する。

## 2) データ

オーバーパックスの核種閉じ込め機能の寿命は、腐食によって決定される。腐食について保守的な仮定に基づき評価すると、レファレンスケースで設定された1,000年のオーバーパックスの寿命は、十分に保守的であることが確認されている。また、全てのオーバーパックスがこの保守的な寿命で破損することは、現実的に考えにくい。

一方、レファレンスケースに用いられている炭素鋼オーバーパックスの腐食については、腐食の進行とともに腐食生成物がオーバーパックス／緩衝材界面に堆積すると考えられている。一般的に、金属表面に形成される腐食生成物の被膜は腐食を抑制することが考えられており、炭素鋼の腐食速度は時間の経過とともに小さくなる傾向がある（分冊2の4.1.1.1参照）。さらに、低溶存酸素濃度下での腐食試験の結果では、炭素鋼の腐食速度は時間の経過とともに低下し、2年後の腐食速度は1年後に比べて、約1桁程度減少した報告がある（分冊2の4.1.1.1参照）。

以上のことを考慮し、レファレンスケースで設定したオーバーパックスの破損時期1,000年から1桁増加させたケース（オーバーパックスの破損時期1万年）を設定する。

なお、本解析ではオーバーパックスの核種閉じ込め期間に対応したガラス固化体中の初期インベントリを設定する。処分後 1 万年時点でのモデルガラス固化体（4.1.3.1 参照）中の放射性核種と安定同位体のインベントリを表 5.1.5-1 示す。

### 5.1.1.3 掘削影響領域通過流量の不確実性

#### 1) 概要

レファレンスケースでは、固化体 1 本あたりの掘削影響領域を通過する地下水流量を亀裂ネットワークモデルを用いた評価を基に設定している。しかしながら、掘削影響領域を通過する地下水流量は、母岩の透水性、あるいは掘削影響領域の透水性や幅

の影響を受けるため、地質媒体が本質的に有する不均質性・不確実性が存在すると考えられる。このため、データ不確実性ケースとして、レファレンスケースにおける掘削影響領域通過流量を変化させたケースを設定する。

## 2) データ

掘削影響領域を通過する地下水流量は、母岩の透水性、あるいは掘削影響領域の透水性や幅の影響を受ける。レファレンスケースで設定した値には、以下のようなデータ不確実性が伴う。

### (1) 母岩の透水性の不確実性

地下深部における母岩の平均的な透水性はサイトによって異なるとともに、わが国の地下深部の透水係数は  $10^{-10} \sim 10^{-8} [\text{m s}^{-1}]$  を中心に分布していると考えられている（分冊1の3.3.1参照）。

### (2) 掘削影響領域の幅および透水性の不確実性

掘削影響領域の幅や透水性は、岩盤の特性（応力場、岩盤特性、亀裂特性）や掘削方法の影響を受ける。岩盤の特性が及ぼす影響については、実測データが十分でないために未だ定量的な評価はなされていないものの、掘削方法によって掘削影響領域の幅や透水性が異なることが知られている。レファレンスケースで想定したトンネルボーリングマシン掘削による掘削影響領域の幅や透水性については、掘削影響領域実測データから掘削影響領域の幅は数十 [cm] 程度、透水性の増加は数桁程度の幅があることが示されている（4.1.3.8参照）。そこで以下では、トンネルボーリングマシン掘削や機械掘削以外の発破掘削による掘削影響領域の幅や透水性について述べる。

スウェーデン HRL で実施した発破掘削による坑道掘削試験結果によると、表 5.1.1-2 中に示すように掘削影響領域の幅は坑道側壁および底盤でそれぞれ 0.3 [m] と 0.8 [m]、透水性の増加は底盤から 0.5 [m] の範囲で2オーダーと報告されている（Emsley et al., 1997）。カナダ URL では、底盤部の掘削影響領域の幅は 0.3 [m] 以下、透水性の増加は1～2オーダーと報告されている（Chandler et al., 1996）。釜石鉱山では、掘削影響領域の幅は1～2 [m]、透水性の増加は1～2オーダーに分布している（サイクル機構, 1999）。さらに、Edgar 鉱山での掘削影響領域の幅は 0.5～1 [m]（Ubbes et al., 1989）、日本各地のトンネルでは1 [m] 程度が標準値と報告されている（桜井, 1983）。HRL や URL のように発破量の違いにより底盤部の岩盤の損傷が大きくなったり（Martin et al., 1992）、ストリパ鉱山に見られるようにスキン効果により掘削影響領域の透水性が低下する例（Olsson, 1992）もあるため定量的な評価は難しいものの、発破掘削による掘削影響領域の幅は1 [m] 程度、透水性の増加は1～2オーダー程度と考えられる。

したがって、発破掘削の場合には、レファレンスケースで想定したトンネルボーリ

ングマシン掘削の場合よりも掘削影響領域の幅は2倍、透水性は最大1桁増加し、掘削影響領域を通過する地下水流量も増加すると考えられる。

以上より、データ不確実性ケースにおける掘削影響領域を通過する地下水流量は、複数の不確実性要因が影響しており定量的な評価が困難なため、感度解析的に値を設定することとし、レファレンスケースで設定した値の1/10倍、10倍である0.0001 [m<sup>3</sup>y<sup>-1</sup>] および0.01 [m<sup>3</sup>y<sup>-1</sup>] を設定する。

表 5.1.1-2 掘削影響領域実測データ一覧

サイト	岩種／ 坑道径	方法	幅	透水性増加
HRL, スウェーデン Emsley et al., 1997	閃緑岩 5 [m]	発破	側壁0.3 [m], 底盤0.8 [m]	2オーダー（底盤0.5 [m]）
URL, カナダ Chandler et al., 1996	花崗岩類 3.5 [m]	発破	0.3 [m] 以下	1～2オーダー
ストリパ鉱山, スウェーデン Olsson, 1992	花崗岩 5 [m]	発破	0.8 [m] 以下	スキニング効果により低下
Edgar 鉱山, アメリカ Ubbes et al., 1989	花崗片麻岩 5 [m] × 3 [m]	発破	0.5～1 [m]	（測定値なし）
釜石鉱山, 日本 サイクル機構, 1999	花崗閃緑岩 3～3.5 [m]	発破	1～2 [m]	1～2オーダー
各地トンネル, 日本 桜井, 1983	硬岩 5 [m]	発破	1.0 [m]	（測定値なし）



### 5.1.2 概念モデル変更ケース

レファレンスケース概念モデルの変更として 3.4 で人工バリアに対して設定された 3 つの概念モデル変更ケース（表 3.4-1 参照）である

- 腐食生成物層での核種遅延を考慮したケース
- 掘削影響領域での核種遅延を考慮したケース
- オーバーパックの腐食膨張と緩衝材の流出を考慮したケース

のそれぞれについて、レファレンスケース概念モデルに対して変更・付加するモデル、および関連するデータ設定を以下に記述するとともに、表 5.1.2-1 に概念モデル変更ケースの内容をまとめて示す。

表 5.1.2-1 概念モデル変更ケースの概要

解析ケース の内容	データ・モデル設定の考え方	設定データ	レファレンス ケース概念モデル
腐食生成物層 での核種遅延	オーバーパック領域が均質多孔質媒体の腐食生成物層（拡散層）を形成すると仮定し腐食生成物層への核種収着を考慮	腐食生成物層に対する拡散係数、分配係数等を設定 拡散係数： $4 \times 10^{-9} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ 分配係数：表 5.1.5-8 参照	核種移行媒体として腐食生成物層自体を無視
掘削影響領域 での核種遅延	掘削影響領域内の岩盤への核種収着を考慮	掘削影響領域の分配係数等を岩盤データを参考に設定 分配係数：表 5.1.5-8 参照	掘削影響領域での遅延機能は保守的に無視
オーバーパックの腐食膨張と周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入	オーバーパック腐食膨張および緩衝材の流出による、緩衝材厚さの減少と緩衝材の密度の減少を考慮	緩衝材内側半径を 0.2[m]増加、 緩衝材乾燥密度 $1.1 [\text{Mg m}^{-3}]$ に減少 拡散係数：表 5.1.5-7 参照 分配係数：表 5.1.5-8 参照	考慮せず

#### 5.1.2.1 腐食生成物層での核種遅延

##### 1) 概要

レファレンスケースでは、オーバーパックの腐食によって形成されると予想される腐食生成物層での核種の移行・遅延効果を保守的に無視している。しかしながら、核種の移行媒体としてこのような層を考慮することにより、人工バリアから天然バリアへの移行抑制効果が期待される。ここでは、人工バリアから天然バリアへの移行が抑制されるケースとしてオーバーパック腐食生成物層での核種の移行・遅延を考慮したケースについて記述する。

##### 2) モデル

レファレンスケース概念モデルに対して、ガラス固化体と緩衝材との間にオーバー

パック腐食生成物層を仮定し、腐食生成物層での核種の移行・遅延効果を考慮することとする。

しかしながら、処分環境におけるオーバーパックの腐食によって生成する腐食生成物の存在形態についての情報が不足していたため、ここではオーバーパック腐食生成物層を緩衝材と類似した機能を有する拡散層と想定し、以下に列挙する仮定をレファレンスケース概念モデルに取り入れることとする。

- ガラス固化体と緩衝材との間のオーバーパック領域を腐食生成物層（均質多孔質媒体）と仮定する。
- 腐食生成物層中の核種の移行は拡散支配とする。
- 腐食生成物への核種の収着は線形／瞬時／可逆とする。
- 腐食生成物層中においても核種の崩壊／生成、およびそれに伴う沈殿／溶解（瞬時／可逆）反応を考慮する。

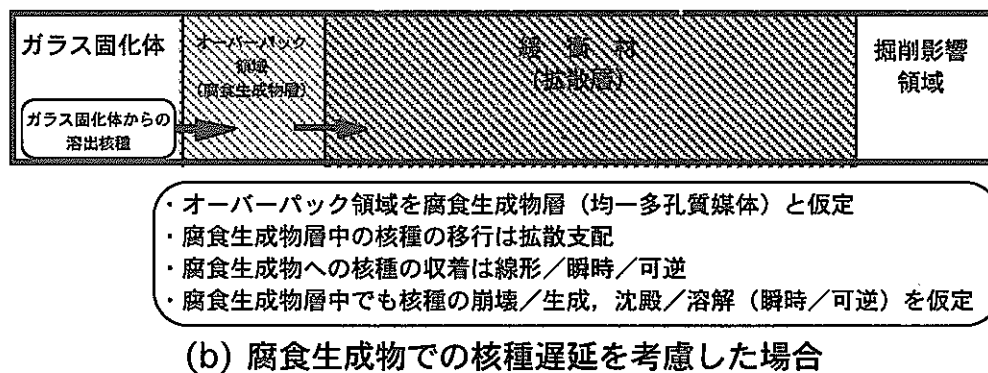
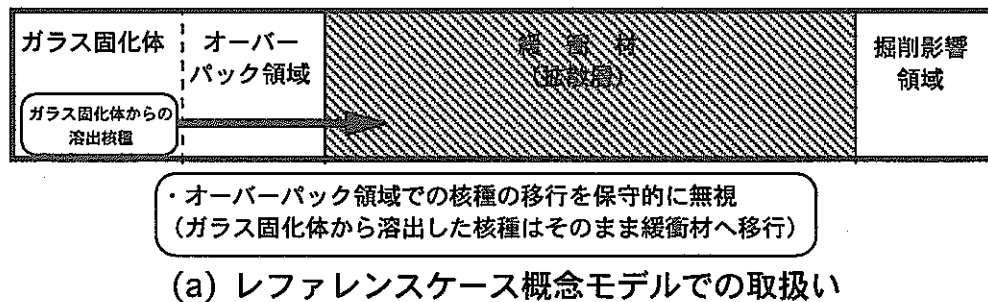


図 5.1.2-1 腐食生成物層での核種遅延を考慮した核種移行評価概念図

### 3) データ

モデルと同様、処分環境におけるオーバーパックの腐食によって生成する腐食生成物の存在形態についての情報が不足していることから、腐食生成物層に対する拡散係数や分配係数等のデータに関して現実的に設定することは困難である。したがって、以下の仮定・考え方に従い、腐食生成物層のデータについて設定する。その他のデー

タについては、レファレンスケースデータと同様とする。

- 腐食生成物層領域（厚さ）：0.19 [m]  
オーバーパック破損時に、オーバーパック領域（ガラス固化体外側半径 0.22[m], オーバーパック外側半径 0.41 [m] の円筒領域）が腐食生成物層（均質多孔質媒体）を形成していると仮定した。
- 腐食生成物層の間隙率：0.41  
緩衝材と同じと仮定した。
- 腐食生成物の真密度：5.2 [Mg m<sup>3</sup>]  
炭素鋼オーバーパックの腐食生成物として処分環境において熱力学的に安定であると考えられている磁鉄鉱の真密度を仮定した。
- 腐食生成物層中の溶解度：緩衝材中と同じ設定値（表 5.1.5-4 参照）  
各核種の溶解度は間隙水組成に基づいて設定される。緩衝材中の間隙水組成の設定の際に腐食生成物との反応が考慮されていることから、腐食生成物層中の間隙水組成と緩衝材中の間隙水組成は同じであると仮定して溶解度を設定した。
- 腐食生成物層中の実効拡散係数： $4.0 \times 10^{-9}$  [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]  
腐食生成物層中では拡散を仮定するが、間隙構造が不明であるため、保守的にすべての核種について自由水中の HTO の自己拡散係数を設定した。
- 腐食生成物の分配係数：（表 5.1.5-8 参照）  
腐食生成物に対する各元素の分配係数については、収着データベース（澁谷ほか、1999）から、鉄酸化物等へのバッチ収着データを抽出し、参考とした。また、酸化還元に鋭敏な元素に対しては、還元条件でのデータに着目した。しかしながら、データが限られていることから、岩石等への分配係数や化学的類似元素の収着データも参考に、現実的で保守的と考えられる値を設定した（柴田ほか 1999）。天然で認められる鉄鉱物への一部の元素の濃集現象は、バッチ収着試験では認められていないことから、分配係数の設定においては考慮しなかった。

### 5.1.2.2 掘削影響領域での核種遅延

#### 1) 概要

レファレンスケースでは、緩衝材外側に達した核種は掘削影響領域を通過する地下水流量と瞬時に混合され、その全量が天然バリア中に受け渡されると仮定し、掘削影響領域での核種の収着については考慮していない。しかしながら、掘削影響領域は処分坑道掘削時の影響を受けた岩盤として想定された領域であり、緩衝材から移行してきた核種は、その領域内の岩盤への収着により遅延されることが期待される。ここでは、5.1.2.1 と同様、人工バリアから天然バリアへの移行が抑制されるケースとして、掘削影響領域での核種の収着を考慮したケースについて記述する。

#### 2) モデル

レファレンスケース概念モデルに対して、掘削影響領域での核種収着を考慮する。収着反応については、線形／瞬時／可逆反応を仮定する。

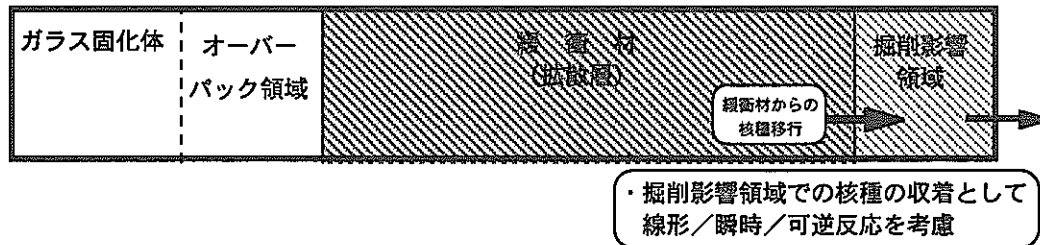


図 5.1.2-2 掘削影響領域での核種遅延を考慮した核種移行評価概念図

### 3) データ

掘削影響領域中での核種収着について、以下の仮定・考え方に従い、関連するデータを設定する。その他のデータについては、レファレンスケースデータと同様とする。

- 掘削影響領域中の分配係数：天然バリアと同じ設定値（表 5.1.5-8 参照）  
掘削影響領域を通過する地下水組成、領域内岩盤の鉱物組成等が天然バリアと同様（すなわち、化学環境が天然バリアと同じ）であると仮定して設定した。
- 掘削影響領域の間隙率：0.20  
掘削による岩盤マトリックスの間隙構造への影響として、天然バリアにおけるマトリックス部の有効間隙率設定値 0.02 の 10 倍になると仮定した。
- 掘削影響領域の真密度：2.64 [ $\text{Mg m}^{-3}$ ]  
岩盤マトリックスの真密度を設定（天然バリアと同じ設定値）した。

### 5.1.2.3 オーバーバックの腐食膨張と周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入

#### 1) 概要

オーバーバックの腐食膨張のみ考慮した場合、緩衝材厚さの減少による核種移行促進効果よりも緩衝材の圧密による核種移行抑制効果の方が大きく、全体として核種の移行が抑制されるが、緩衝材の周辺母岩中の亀裂への侵入による緩衝材密度低減効果も考慮に加えることにより核種の移行が促進される（吉田ほか，1999）。ここでは、人工バリアでの核種移行に変化を与えるケースとして、オーバーバックの腐食膨張と周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入との複合現象を考慮したケースについて記述する。

#### 2) モデル

オーバーバックの腐食膨張現象については、オーバーバックが全量腐食して腐食生

成物となり、初期のオーバーパック形状と相似形に膨張して緩衝材領域を狭めると仮定する。その際、緩衝材の圧縮に伴う乾燥密度の増加も考慮する。ただし、レファレンスケース概念モデルと同様、膨張したオーバーパック領域中の核種の移行は保守的に無視することとする。

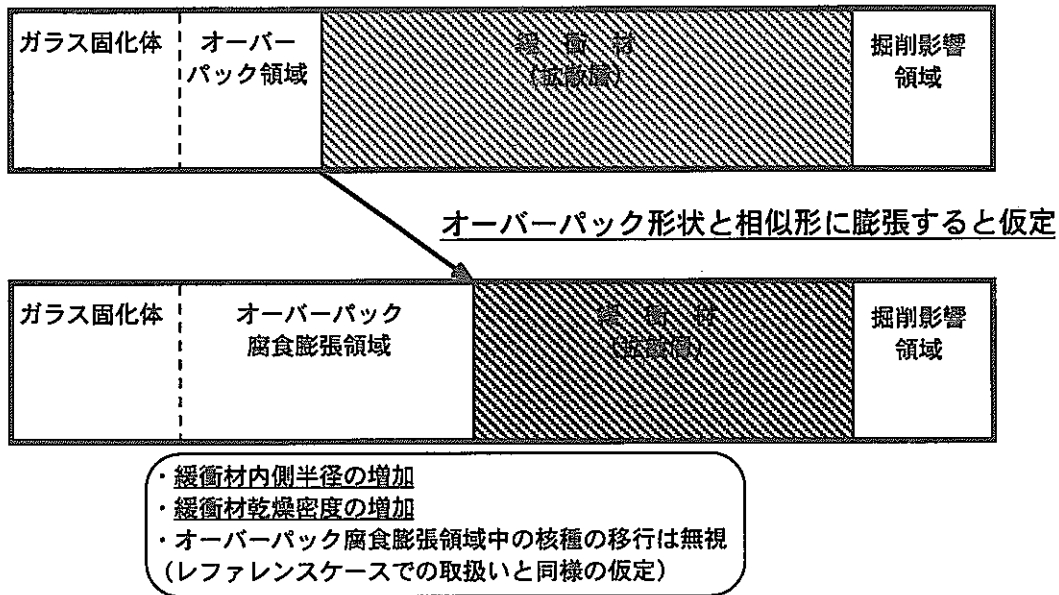


図 5.1.2-3 オーバーパックの腐食膨張現象に関する取扱いの考え方

周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入現象については、緩衝材の流出により緩衝材の乾燥密度が低下することを仮定する。ただし、緩衝材が亀裂内へ入り込むことによる掘削影響領域内の流量変化は保守的に考慮しないこととする。

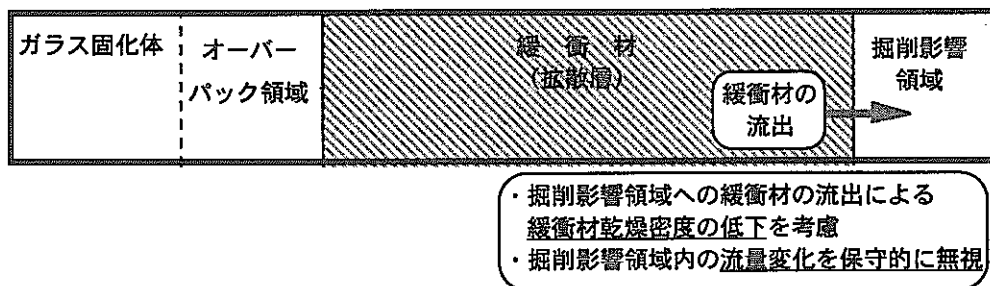


図 5.1.2-4 緩衝材の流出現象に関する取扱いの考え方

レファレンスケース概念モデルに対してこれら二つの現象を取り入れてモデル化する。

### 3) データ

オーバーパックの腐食膨張と緩衝材の流出について、以下の仮定・考え方に従い、関連するデータを設定する。その他のデータについては、レファレンスケースデータと同様とする。

- オーバーパック体積膨張率：3.0

腐食後のオーバーパック領域体積を腐食前の初期オーバーパック領域体積で除した値をオーバーパック体積膨張率と定義する。

処分環境におけるオーバーパックの腐食によって生成する腐食生成物の存在形態について明確に表現できるだけの情報が不足している状況において、現実的にオーバーパック体積膨張率を設定することは困難である。ここでは、処分環境で磁鉄鉱（鉄に対する体積膨張率 2.1（須田ほか，1992））が熱力学的に安定な鉄鉱物であることを参考にしてオーバーパック体積膨張率を過剰に 3.0 と仮定した。

- 緩衝材流出割合：0.4

緩衝材流出量を緩衝材流出前の初期緩衝材量で除した値を緩衝材流出割合と定義する。

3.2.1.11 3)より、緩衝材の流出によって 100 万年で 20% 程度の乾燥密度の低下（すなわち、100 万年で 20% 程度の緩衝材の流出）が予測されている。ただし、この予測は、アクリル平行平板単一亀裂への緩衝材の流出試験結果に対して、亀裂幅、亀裂本数等のパラメータを仮定して見積もられたものであり、実際の処分環境における緩衝材流出割合には多くの不確実性が含まれていると考えられる。したがって、ここでは緩衝材の流出現象を過剰に取り扱うこととし、オーバーパック破損時にすでに緩衝材が 40% 流出していると仮定した。

- 緩衝材乾燥密度：1.1[Mg m<sup>-3</sup>]

図 4.1.2-1 より、レファレンスケースでの緩衝材の幾何形状として緩衝材厚さ 0.7 [m]（オーバーパック外側半径 0.41 [m]，緩衝材外側半径 1.11 [m]）が設定されている。これに基づき、緩衝材形状として軸方向に対しても 0.7 [m] の厚さを有する形状を仮定し、この緩衝材形状、および初期の緩衝材乾燥密度 1.6 [Mg m<sup>-3</sup>]（レファレンスケースデータ）から、オーバーパック体積膨張率 3.0 と緩衝材流出割合 0.4 に基づいて算出した。

- 緩衝材内側半径増加距離：0.2 [m]

オーバーパック体積膨張率 3.0 から幾何学的に算出した。

- 緩衝材中の実効拡散係数：（表 5.1.5-7 参照）

4.1.3.6 より、緩衝材中の実効拡散係数は緩衝材乾燥密度に依存する。この依存性を考慮し、レファレンスケースと同様の手続き（4.1.3.6 参照）に従って、緩衝材乾燥密度 1.1[Mg m<sup>-3</sup>]での実効拡散係数を設定した。ただし、Se については、I の Na 型ベントナイトに対する実効拡散係数の乾燥密度依存データが存在しな

いため、Ca型化させた試料の密度依存性（三原ほか，1999）を参照し、Na型ベントナイトの密度依存データを導出した（佐藤，1999）。

● 緩衝材中の分配係数：（表 5.1.5-8 参照）

腐食膨張・緩衝材の流出による緩衝材乾燥密度の変化に対応した分配係数の設定は、原則としてレファレンスケースと同様の手続きに従うこととし、見かけの拡散係数から求められる分配係数が緩衝材乾燥密度依存性を持っていると判断される元素に対しては、緩衝材乾燥密度（ $1.1 \text{ [Mg m}^3]$ ）に内外挿した見かけの拡散係数と実効拡散係数から分配係数を算出した。緩衝材乾燥密度依存性を示した元素のうち、Cs, Raについては、値をまるめると同じ設定になる。Sm, Amについては、レファレンスケースより大きな値を設定することも可能であると思われるが、保守的にレファレンスケースと同じ値とした。

### 5.1.3 代替デザインケース

レファレンスケースで設定された人工バリアのデザイン，すなわちレファレンスケースデザインに対して，地質環境に応じた人工バリアデザインの変更を考慮する。レファレンスケースデザインの変更として 3.4 で設定された以下の代替デザインケース（表 3.4-1 参照）である

- 代替材料を用いたオーバーパックの使用を考慮したケース
- 緩衝材厚さの変更を考慮したケース

のそれぞれについて，レファレンスケースデザインに対して変更するモデル，および関連するデータ設定を以下に記述するとともに，表 5.1.3-1 に代替デザインケースの内容をまとめて示す。

表 5.1.3-1 代替デザインケースの概要

解析ケース の内容	データ・モデル設定の考え方	設定データ	レファレンス ケースデザイン
代替材料を用 いたオーバー パックの使用	レファレンスケースと同じオーバーパック 破損時期を設定（破損時期に応じたガラス固 化体中の核種インベントリを設定）	処分 1,000 年後にオーバーパックが破 損（表 5.1.5-1 参照）	オーバーパック 材 料として炭素鋼を 想定（処分 1,000 年後にオーバーパ ックが破損：表 4.1.3-2 参照）
	設計よりも長期にわたるオーバーパック破 損時期を想定（破損時期に応じたガラス固 化体中の核種インベントリを設定）	処分 1 万年後にオーバーパックが破損 （表 5.1.5-1 参照）	
		処分 10 万年後にオーバーパックが破 損（表 5.1.5-1 参照）	
		処分 100 万年後にオーバーパックが 破損（表 5.1.5-1 参照）	
緩衝材厚さの 変更	炭素鋼 オーバーパックに対する応力緩衝性 として合理的かつ最小の緩衝材厚さを設定	緩衝材厚さ 0.4[m]（緩衝材外側 半径を 0.81[m]）に変更	緩衝材厚さ 0.7[m]

#### 5.1.3.1 代替材料を用いたオーバーパックの使用

##### 1) 概要

レファレンスケースデザインとして想定されている炭素鋼オーバーパックの代替案として，銅やチタンと炭素鋼とを組み合わせた複合オーバーパックについての検討がなされている。代替材料を用いたオーバーパックが，適切な地質環境において使用された場合，オーバーパックの設計上の最少寿命である 1,000 年を大きく上回る可能性がある。本ケースでは，代替オーバーパックとしてチタンと炭素鋼の複合オーバーパックを用いた場合を想定し，設計において期待する最小の寿命である処分後 1,000 年で破損するケース，オーバーパックの破損時期が設計寿命より長期化したケースを



想定する。なお、解析においては、各オーバーパック破損時期に応じて初期インベントリを変更する。

## 2) データ

オーバーパックの核種閉じ込め機能は、腐食によって決定される。チタンと炭素鋼の複合オーバーパックを使用した場合、チタンの水素吸収による脆化が懸念される。水素脆化については、

- 保守的なデータを用いて、発生する水素が全てチタンに吸収されると仮定した評価においても、1,000年では起らない（分冊2の4.1.1.1参照）。
- 腐食速度の時間的な変化を考慮し、かつ適切な地質環境が与えられれば、設計において期待される最少の寿命である1,000年を大きく上回る可能性がある（分冊2の4.1.1.1参照）。

これらを考慮して、代替オーバーパックの寿命として、設計上の最少寿命である処分後1,000年、さらに寿命の長期化を考慮して処分後1万年、10万年、および100万年を設定した。

オーバーパックの寿命の長期化を考慮した解析は、オーバーパックの核種閉じ込め期間に対応したガラス固化体の初期インベントリを設定する。処分後 1,000 年、1 万年、10 万年、および 100 万年時点でのモデルガラス固化体（4.1.3.1 参照）中の放射性核種と安定同位体のインベントリを表 5.1.5-1 示す。

## 5.1.3.2 緩衝材厚さの変更

### 1) 概要

レファレンスケースにおける緩衝材厚さは、施工性、熱伝導性、透気性、経済性等の観点から、0.7 [m] を設定している。緩衝材の核種遅延性能は、人工バリアと天然バリアを組み合わせた多重バリアとしての評価の結果に基づき確認されるとともに、将来的には具体的な人工バリア設計や地質環境条件に応じた緩衝材厚さの最適化を図る必要がある。本解析では、その予察的解析を人工バリア外側における核種移行率を指標として実施する。

### 2) データ

第 2 次取りまとめにおける緩衝材の設定では、炭素鋼オーバーパックの応力緩衝性を考慮すると、緩衝材の厚さを 0.4 [m] から 0.7 [m] 程度の範囲で設定することが合理的であると示されている（分冊 2 の 4.1.2.2 参照）。このため、レファレンスケースデザインでは、緩衝材厚さを 0.7 [m] に設定している。

代替デザインケースではこの範囲を考慮して、緩衝材厚さを、炭素鋼オーバーパックに対する応力緩衝性として合理的かつ最小値である 0.4 [m] に変更した解析ケースを設定する。すなわち、レファレンスデザインと等しい緩衝材内側半径 (0.41 [m] ) を想定し、緩衝材外側半径を 0.81 [m] に変更する。なお、ケイ砂混合率、緩衝材乾燥密度等の緩衝材物質特性値はレファレンスケースデータを用いる。

#### 5.1.4 地質環境変更ケース

地質環境変更ケースでは、レファレンスケース地質環境に対して、3.4 で示された以下のバリエーションを考慮する。

- (地形の変更による) 地下水流動のバリエーション
- 岩種のバリエーション
- 地下水タイプのバリエーション

上記バリエーションを考慮した解析ケース (表 3.4-1 参照) では、レファレンスケース地質環境からの変更に対して、整合をとりつつ統計的にデータを変更することにより設定される。以下に、各ケースにおけるデータの設定について記述するとともに、地質環境変更ケースの内容を表 5.1.4-1 にまとめて示す。

表 5.1.4-1 地質環境変更ケースの概要

解析ケース の内容	データ・モデル設定の考え方	設定データ	レファレンス ケースでの設定
地下水流動の バリエーショ ン	地形の変更による動水勾配の幅を考慮	掘削影響領域通過流量 =0.0001[m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> ]	掘削影響領域通過 流量 =0.001[m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> ]
		掘削影響領域通過流量 =0.01[m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> ]	
岩 種 の バリ エーション (堆積岩を想定)	コンクリート支保の使用を想定し、地下水と 支保材の反応を考慮	コンクリート支保 (低アル カリ性セメント) との反応 を考慮した間隙水組成に対 する溶解度 (表 5.1.5-5) , 分配係数 (表 5.1.5-8) , 拡 散係数 (表 5.1.5-7) を設定	支保の使用を想定 せず
	支保材の変質, 腐食膨張による応力や岩盤の クリープによる掘削影響領域の拡大を考慮	掘削影響領域通過流量 =0.01[m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> ]	掘削影響領域通過 流量 =0.001[m <sup>3</sup> y <sup>-1</sup> ]
地下水タイプ のバリエー ション  (海水系高 pH 型地下水地下 水を想定)	母岩中の地下水として海水系高 pH 型地下水 を考慮	海水系高 pH 型地下水を想 定した間隙水組成に対する 溶解度 (表 5.1.5-6) , 分配 係数 (表 5.1.5-8) , 拡散係 数 (表 5.1.5-7) を設定	降水系高 pH 型地下 水に対応する間隙水 組成に対する溶解度 (表 4.1.3-6) , 分配 係数 (表 4.1.3-9) , 拡散係数 (表 4.1.3- 8) を設定
	海水系高 pH 型地下水環境下 (海水系高 pH 型間隙水に対する溶解度, 分配係数, 拡散係 数を設定: 5.1.4.3.1) を参照) で代替オーバ パック材料の使用を考慮 (設計よりも長期に わたるオーバーパック破損時期を想定し, 破 損時期に応じたガラス固化体中の核種イン ベントリを設定)	処分 1 万年後にオーバーパックが 破損 (表 5.1.5-1) 処分 10 万年後にオーバーパックが 破損 (表 5.1.5-1) 処分 100 万年後にオーバーパッ クが破損 (表 5.1.5-1)	処分 1,000 年後に オーバーパックが破損 (表 4.1.3-1)

#### 5.1.4.1 地下水流動のバリエーション

##### 1) 概要

ガラス固化体 1 本あたりの掘削影響領域通過流量は、亀裂ネットワークモデルによる水理解析結果から設定される。このため、レファレンスケースと異なる地形を想定した場合、地形に応じた動水勾配の変更により、掘削影響領域を通過する地下水流量が変化すると考えられる。本ケースでは、この動水勾配の変更に起因する地下水流動のバリエーションを考慮し、掘削影響領域通過流量を変化させたケースを設定する。

##### 2) データ

地質環境変更ケースにおける動水勾配は、以下の点を考慮して設定した。

- 地下水面の勾配から推定した動水勾配の分布から、動水勾配の現実的な範囲は、0.001 から 0.1 までの範囲が考えられる（4.2.2.2.3 参照）。
- レファレンスケースで設定した動水勾配 0.01 は、地下水面の勾配から推定しているため、わが国の地下深部における平均的な動水勾配を過大に評価している可能性がある（4.2.2.2.3 参照）。また、数 [km] 四方に及ぶ処分場領域内では場所により動水勾配が異なる可能性がある。

以上を考慮して、地下水流動のバリエーションケースとして用いる掘削影響領域通過流量については、レファレンスケースにおける掘削影響領域通過流量を 1/10 倍、10 倍とした、0.0001 [m<sup>3</sup>y<sup>-1</sup>] および 0.01 [m<sup>3</sup>y<sup>-1</sup>] を設定する。

#### 5.1.4.2 岩種のバリエーション

##### 1) 地下水と支保材の反応による間隙水の変化

###### (1) 概要

レファレンスケースの岩種として設定された結晶質岩以外に、地質環境変更ケースとして堆積岩を設定する。軟岩としての堆積岩の場合、空洞の力学的安定性を確保するために支保工を必要とすることが予想される。支保工としてコンクリートを用いた場合、コンクリートと地下水が反応した地下水が緩衝材中に浸透し、緩衝材間隙水を変化させる可能性がある。この影響を考慮して、コンクリート支保の主要な成分であるセメントと地下水の反応を考慮した間隙水組成に基づく溶解度、拡散係数、分配係数を設定する。なお、ここでは低アルカリ性セメント（大和田ほか、1999）を用いた支保材の使用を想定する。

###### (2) データ

上述のようにコンクリート支保の主要な成分である低アルカリ性セメントと地下水の反応を考慮した間隙水組成に基づく溶解度、拡散係数、分配係数を、レファレンスケースと同様の設定プロセスにしたがって設定する。なお、岩種の変更による地下

水組成については、レファレンスケースで設定された降水系高 pH 型地下水が、わが国の多くの岩種にあてはまり、実測値や多変量解析結果からもその妥当性が支持されていることから、レファレンスケースと同様の降水系高 pH 型地下水を想定する。

#### a) 地下水・間隙水組成

間隙水組成については以下のように設定する。すなわち、降水系高 pH 型地下水が低アルカリ性セメントと反応し平衡に達する。次に、このセメント反応地下水が緩衝材中に浸入し緩衝材構成鉱物と反応するというモデルを考えた。地下水と低アルカリ性セメントの反応では、セメント中の C-S-H (calcium silicate hydrate phase) 固相と二次鉱物としての方解石との平衡反応を考えた。C-S-H 固相の Ca/Si モル比 (C/S 比) を 0.78 として、これを Berner (1992) のモデルに従って、 $\text{SiO}_2$  と  $\text{CaH}_2\text{SiO}_4$  の溶解平衡定数を修正し、それらを平衡させることで、C-S-H 固相との平衡を記述することとした。セメント反応地下水は、 $\text{pH}=11.2$ 、 $\text{pe}=-7.85$  と計算された。

セメント反応地下水が浸入した際の間隙水組成は、レファレンスケースと同じ化学モデルを用いた平衡計算により設定した。ただし、間隙水中で、二次鉱物として磁鉄鉱の生成を考慮した。間隙水組成を表 5.1.5-3 に示す。支保材の低アルカリ性セメントとの反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水については、レファレンスケースの間隙水に比べて、 $\text{pH}$  が 0.3 上がり、 $\text{pe}$  が 0.4 下がる。重炭酸イオン ( $\text{HCO}_3^-$ ) 濃度はレファレンスケースの約 3 分の 2 となるが、イオン強度はほぼ同じであり、その他の間隙水組成の変化は小さい。

#### b) 溶解度

計算された低アルカリ性セメントとの反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水に対して、レファレンスケースと同様の手続きで溶解度の設定を行った (4.1.3.5 参照)。しかしながら、間隙水組成の変化が小さいために、各元素の溶解度制限固相の仮定、支配化学種および溶解度はレファレンスケースの場合とほぼ同じとなる。支保材の低アルカリ性セメントとの反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水に対する溶解度設定を表 5.1.5-5 に示す。

#### c) 拡散係数

支保材の低アルカリ性セメントとの反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水について、 $\text{pH}$ 、 $\text{Eh}$ 、イオン強度の観点で、レファレンスケースでの間隙水と比較した。間隙水の  $\text{pH}$  の変動は、Cs や Se の化学形態に影響を及ぼす領域でないことから、 $\text{pH}$  の影響は考慮しないこととした。イオン強度については、レファレンスケースの降水系高 pH 型地下水に対する間隙水とほぼ同じであるので、レファレンスケースと同じ設定とした (表 5.1.5-7 参照)。

d) 分配係数

支保材の低アルカリ性セメントとの反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水に対し、各元素の溶存化学種の変化、イオン強度の変化が分配係数に与える影響について、レファレンスケースでの間隙水と比較検討した。間隙水組成の変化が小さいために溶存化学種の変化は小さく、イオン強度の変化も小さいことから、分配係数に与える影響は無視しえるものと判断し、レファレンスケースと同じ分配係数を設定した（表 5.1.5-8 参照）。

## 2) 支保材の変質、腐食膨張による応力や岩盤のクリープによる掘削影響領域の拡大

### (1) 概要

堆積岩を設定した場合、上述のように空洞の力学的安定性を確保するために支保工を必要とすることが予想される。支保としてコンクリートを用いた場合、コンクリートと地下水が反応した地下水の Ca 濃度や pH の上昇により、支保材が化学的に変質する可能性がある。このため、支保工に期待する機能が長期的には発揮されなくなる場合、オーバーパック腐食膨張による応力や岩盤のクリープが人工バリア周辺岩盤、すなわち掘削影響領域に力学的影響を及ぼすことも考えられる。現段階では、これらの現象の相互作用や掘削影響領域へ与える影響に関する定量的なデータはないが、本ケースでは、これらの影響を掘削影響領域の拡大としてとらえ、掘削影響領域を通過する地下水流量を増加させた解析を設定する。

### (2) データ

一般に掘削影響領域の幅は透水性に影響すると考えられるが、実測データが十分でないため定量的な評価はなされていない。このため、掘削影響領域の拡大による地下水流量の変化を感度解析的に値を設定することとし、本ケースにおける掘削影響領域通過流量をレファレンスケースの設定値から 10 倍の  $0.01 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$  と設定する。

### 5.1.4.3 地下水タイプのバリエーション

#### 1) 海水系高 pH 型地下水の想定

##### (1) 概要

分冊 1 の 3.4 で述べられているように、地層処分の観点からわが国の地下水は、降水起源と海水起源に分類することが可能である。このうちレファレンスケースでは、母岩中の地下水タイプとして降水系高 pH 型地下水を想定し、これに応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定している。これに対する地下水タイプのバリエーションとして、海水系高 pH 型地下水を想定し、これに応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定する。

##### (2) データ

上述のように、地下水タイプとして海水系高 pH 型地下水を想定し、レファレンス

ケースと同様の設定プロセスにしたがって、間隙水組成を設定するとともに、その間隙水組成に対応する溶解度、拡散係数、分配係数を以下のように設定する。

a) 地下水・間隙水組成

3.2.1.3 項で記述した様に、地下水分類の妥当性、地下水水質形成に関する地球化学的根拠などから、地質環境変更ケースで考慮すべき地下水として、海水系高 pH 地下水を設定した (Yui et al., 1999)。

モデル地下水は、レファレンスケースで設定された降水系高 pH 地下水と同様に、起源となる水を決め、次に岩体中での地下水／岩石反応に関して pH, 酸化還元電位, 主要元素濃度 (Na, Ca, C など) に影響をおよぼすと考えられる主要なプロセスを考慮して設定した (油井ほか, 1992; Yui et al., 1999)。

海水系高 pH 型地下水の場合、主に、岩体中に閉じ込められた海水が周辺の岩石と反応することにより水質が形成される様な水質変遷過程を想定している。また、海水系高 pH 型地下水では、海水中で認められる  $\text{SO}_4^{2-}$  がほとんど存在せず、また、その多くが、有機物を含むと考えられる堆積岩地域に多いことから、モデル化にあたって、有機物による還元反応に着目した。海水系高 pH 型地下水のモデル化にあたっては、以下の様な反応を考慮した。

- マイクロクリンと白雲母の化学平衡 (pH, K 濃度等)
- 有機物による  $\text{SO}_4^{2-}$  の還元反応 (酸化還元電位, C, S 濃度)
- 方解石とドロマイト間の化学平衡 (Ca, Mg 濃度)
- 玉髄と水溶液間の溶解平衡 (Si 濃度)

上記のプロセスと反応を考慮し、レファレンスケース地下水 (降水系高 pH 地下水) と同じ地球化学計算コードおよび熱力学データベースを用いて、熱力学的平衡計算を行い、地下水水質をモデル化した。

また、4.1.3.2 で記述した様に、これら鉱物／水反応のモデルにより設定した元素のほかに、モデル化が適当ではない元素 (F, B, P 等) については、4.1.3.2 で示した方法により選定された海水系地下水の実測値から各元素濃度の平均値を導出した。

最後に、鉱物／水反応のモデルにより導出した元素とモデル化せずに実測値から導出した元素を組み合わせ、Na 濃度で電荷を調整し、海水系高 pH 型のモデル地下水水質を設定した。

なお、間隙水組成は、海水系高 pH 型地下水に対し、4.1.3.3 で示したレファレンス

ケースと同じ地球化学モデルを用いた平衡計算によって設定した。海水系高 pH 型の地下水組成および間隙水組成を、それぞれ表 5.1.5-2, 表 5.1.5-3 に示す。

海水系高 pH 型間隙水の組成で、レファレンスケースの降水系高 pH 型間隙水の組成と異なる点は、pH が 0.6 下がり、 $p_e$  が 0.5 下がり、イオン強度(主に NaCl)が  $0.6[\text{mol kg}^{-1}]$  と高くなっていることである。それに加えて、重炭酸イオン ( $\text{HCO}_3^-$ ) 濃度が  $10^{-4}[\text{mol l}^{-1}]$  程度とレファレンスケースに比べて約 2 オーダー下がっている。

#### b) 溶解度

計算された海水系高 pH 型間隙水に対して、レファレンスケースと同様の手続きで溶解度の設定を行った(4.1.3.5 参照)。

レファレンスケースでの溶解度の設定において述べたように、Davies の活量係数補正式をイオン強度 0.1 程度以上に適用した場合、実際よりも高い活量係数を計算してしまう。そこで、これらの間隙水に関する溶解度計算では、イオン強度を支配する NaCl の平均活量係数を考慮し、0.3 以上のイオン強度に対して Davies の活量係数が極小となるイオン強度 0.3 のときの活量係数を用いて溶解度計算を行った(東ほか, 1999)。この処置はこのイオン強度領域で正しく活量を補正する Pitzer の式、Specific Ion Interaction Theory (SIT) の式と比較しても溶解度の設定において有意な差はない(東ほか, 1999)。

各元素の溶解度制限固相については、この間隙水に対する熱力学的安定性等を考慮して検討を行った結果、レファレンスケースと同じ固相を仮定することとした。溶解度設定値等を表 5.1.5-5 に示す。以下に、いくつかの元素について、レファレンスケースとの違いを述べる。

アクチニド III 価については pH および炭酸濃度が下がったことにより、レファレンスケースの間隙水において支配的であった炭酸錯体の濃度が低下するものの、加水分解種の濃度が上昇することで、溶解度がレファレンスケースの 2 倍程度となる。また、アクチニド IV 価については、炭酸濃度が下がることによりヒドロキソ炭酸錯体の濃度が低下するため、溶解度がレファレンスケースに比べ下がる。しかし、Pu については、Pu(IV)のヒドロキソ炭酸錯体濃度は低下するが、Pu(III)の加水分解種が増加することで、溶解度はレファレンスケースに対して変化しない。Pb については塩化物錯体が形成され、レファレンスケースに比べて 3 倍程度となる。

Ra の共沈モデルによる評価では、海水系高 pH 型間隙水の Ca 濃度がレファレンスケースの場合より 100~1000 倍程度大きいので、共沈モデルによる計算値は自然水での Ra 濃度の上限値  $10^{-12} [\text{mol l}^{-1}]$  を超える。しかしながら、ここでは保守性の観点か



ら、共沈モデルによる計算値を採用した。

### c) 拡散係数

間隙水の pH, Eh, イオン強度などは、拡散化学種や緩衝材を構成する鉱物からの電気二重層の広がりに影響し、拡散化学種との静電的相互作用に影響を及ぼすことが考えられる。特にイオン強度が異なった場合には、実効拡散係数に違いが見られている（例えば、藤原ほか、1998）。したがって、海水系高 pH 型間隙水について、pH, Eh, イオン強度の観点で、レファレンスケースでの間隙水と比較した。なお、間隙水の pH の変動は、Cs や Se の化学形態に影響を及ぼす領域でないことから、pH の影響は考慮しないこととした。

HTO の見かけの拡散係数に関するベントナイト密度依存性が、海水系と蒸留水系に対して報告されており（佐藤・澁谷、1994；動燃事業団、1991）、両者には差が見られない。このことから、海水系と蒸留水系とではベントナイトの間隙構造が同じであると言える。

海水系での Na 型ベントナイト中での Cs の実効拡散係数については報告されていないが、間隙水のイオン強度が大きくなることから、ベントナイトとの静電的相互作用は小さくなり、HTO の値に近づくと考えられる。これについては、Ca 型化させたベントナイトに対して、密度  $1.8 \text{ [Mg m}^{-3}]$  の条件で、 $\text{Cs}^+$ ,  $\text{I}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  の実効拡散係数が蒸留水系と海水系で実測されており（三原ほか、1999a, 1999b）、海水系における  $\text{Cs}^+$  の実効拡散係数が HTO とほぼ同じ値であったことで裏付けられる。なお、5.1.2 項（概念モデル変更ケースにおける拡散係数の設定）において説明したように、Na 型ベントナイトが Ca 型化しても間隙構造は変化しない（三原ほか、1995）。このことから、この傾向は、Na 型ベントナイトに対しても同様であると考ええる。

一方、 $\text{I}^-$  と  $\text{CO}_3^{2-}$  の実効拡散係数は、海水系では大きくなり HTO の値に近づく傾向を示した。この内、 $\text{I}^-$  は蒸留水系と比較して海水系の方が 2.4 倍程度増加した。また、Na 型ベントナイトに対する  $\text{I}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  の実効拡散係数が、密度  $1.6 \text{ [Mg m}^{-3}]$  の条件で蒸留水系と海水系で実測されており（藤原ほか、1998）、海水系の方が高い実効拡散係数であった。この場合の海水系での  $\text{I}^-$  の実効拡散係数は、蒸留水系の約 1.8 倍であった。元々レファレンスケースで設定した Se ( $\text{I}^-$  で設定) とその他の元素 (HTO で設定) の実効拡散係数の差は、後者の方が 2 倍程度大きい。また、 $\text{I}^-$  の実効拡散係数は海水系となると 2 倍程度上昇する。したがって、海水系では、 $\text{I}^-$  と HTO の値を同等とするのが妥当と考えられる。

以上のことから、海水系における Cs と Se の値は HTO と同じとした（表 5.1.5-7 参照）。

#### d) 分配係数

分配係数の設定では、圧縮ベントナイトに対して測定されている見かけの拡散係数から導出される値を優先するという設定の考え方に従い、イオン強度の高い溶液を含水した条件で見かけの拡散係数が求められている場合には、その見かけの拡散係数を蒸留水を含水させた場合の見かけの拡散係数と比較し、見かけの拡散係数のイオン強度依存性を参考にレファレンスケースからの設定値の変更を検討した。イオン強度の高い溶液条件での見かけの拡散係数が存在しない場合には、収着データベース（澁谷ほか、1999）を用いて、バッチ収着試験で認められる分配係数の pH、イオン強度等の溶液条件依存性を調査するとともに、間隙水中で推定される化学種や、収着メカニズムを考慮しつつ、レファレンスケースでの設定値を基本として、分配係数の補正を行うことで設定した。設定値を表 5.1.5-8 に示す。

## 2) 海水系高 pH 型地下水を想定したオーバーパックスの破損時期の不確実性

### (1) 概要

本ケースでは地下水タイプを海水系高 pH 型地下水に変更した場合における、代替オーバーパックス（チタンと炭素鋼の複合オーバーパックス）の使用を想定する。代替オーバーパックスについては、腐食速度の時間的な変化等を考慮し、オーバーパックスの破損時期が設計寿命より長期化したケースを設定する。なお、解析においては、オーバーパックスの破損時期に応じて初期インベントリを変更するとともに、5.1.4.3 1)と同様に、海水系高 pH 型地下水に応じた溶解度、分配係数、拡散係数を設定する。

### (2) データ

上述のように、地下水タイプとして海水系高 pH 型地下水を想定し、オーバーパックスの破損時期に応じて初期インベントリを以下のように設定する。なお、海水系高 pH 型地下水環境下での溶解度、拡散係数、分配係数は、5.1.4.3 1)で設定された値を用いる。

#### a) 代替材料を使用したオーバーパックスの破損時期

5.1.3.1 で述べたように、適切な地質環境に応じて代替材料を使用したオーバーパックスの寿命は、

- 保守的なデータに基づいた評価においても、水素脆化は 1,000 年では起らない。
- 腐食速度は時間の経過とともに低下する。

このため、オーバーパックスの寿命は、レファレンスケースにおいて設定された設計で期待されている最少寿命である 1,000 年を大きく上回る可能性がある。これらを考慮して、本ケースではオーバーパックスの破損時期として処分後 1 万年、10 万年、100 万

年を想定し，オーバーパック破損時間に応じた初期インベントリを設定する。

### 5.1.5 データセット

人工バリアに関するレファレンスケース以外の解析ケース（データ不確実性ケース，概念モデル変更ケース，代替デザインケース，地質環境変更ケース）で用いられる核種移行データのうち，核種の初期インベントリ，溶解度，拡散係数，分配係数をまとめて示す。なお，溶解度，拡散係数，分配係数の設定根拠となる地下水・間隙水組成についても併せて示す。

#### 1) 核種の初期インベントリ

オーバーパックの破損時期の違いを考慮したガラス固化体 1 本あたりの解析対象核種のインベントリを表 5.1.5-1 に示す。

表 5.1.5-1 ガラス固化体 1 本あたりの放射性核種および安定同位体のインベントリ  
(処分後 1,000 年～100 万年時点でオーバーパックが破損した場合の設定値)

対象解析ケース		・レファレンス ・代替デザイン	・データ不確実性 ・代替デザイン ・地質環境変更	・代替デザイン ・地質環境変更	・代替デザイン ・地質環境変更	対象解析ケース		・レファレンス ・代替デザイン	・データ不確実性 ・代替デザイン ・地質環境変更	・代替デザイン ・地質環境変更	・代替デザイン ・地質環境変更
元素	質量数	1,000 年後 [mol]	1 万年後 [mol]	10 万年後 [mol]	100 万年後 [mol]	元素	質量数	1,000 年後 [mol]	1 万年後 [mol]	10 万年後 [mol]	100 万年後 [mol]
Se	79	8.04E-02	7.30E-02	2.79E-02	1.89E-06	Th	229	2.51E-06	2.01E-04	4.28E-03	1.07E-02
	安定同位体	6.86E-01	6.86E-01	6.86E-01	6.86E-01		230	5.37E-05	4.16E-04	2.45E-03	6.16E-04
Zr	93	8.54E+00	8.50E+00	8.17E+00	5.43E+00	Pa	232	6.50E-06	5.13E-05	7.84E-04	8.19E-03
	安定同位体	4.74E+01	4.74E+01	4.74E+01	4.74E+01		231	2.23E-06	3.27E-06	2.32E-05	3.28E-05
Nb	93m	7.21E-05	7.18E-05	6.90E-05	4.59E-05	U	233	1.17E-03	1.23E-02	1.01E-01	2.24E-01
	94	2.80E-04	2.06E-04	9.53E-06	4.29E-19		234	1.50E-02	1.48E-02	1.16E-02	1.57E-03
	安定同位体	2.67E-02	6.15E-02	4.01E-01	3.14E+00		235	1.46E-01	2.13E-01	6.63E-01	7.05E-01
Tc	99	8.27E+00	8.03E+00	5.99E+00	3.21E-01		236	1.05E-01	2.14E-01	2.82E-01	2.74E-01
	安定同位体	1.18E+01	1.18E+01	1.18E+01	1.18E+01		238	1.31E+01	1.31E+01	1.31E+01	1.31E+01
Pd	107	2.04E+00	2.04E+00	2.02E+00	1.84E+00	Np	237	3.74E+00	3.92E+00	3.81E+00	2.85E+00
	安定同位体	1.18E+01	1.18E+01	1.18E+01	1.18E+01		238	6.49E-05	4.31E-23	0.00E+00	0.00E+00
Sn	126	2.25E-01	2.11E-01	1.13E-01	2.21E-04		239	1.60E-01	3.21E-01	4.26E-02	1.57E-08
	安定同位体	6.82E-01	6.82E-01	6.82E-01	6.82E-01		240	1.78E-01	6.84E-02	4.90E-06	1.10E-10
Cs	135	3.19E+00	3.18E+00	3.10E+00	2.36E+00		241	1.23E-05	5.92E-06	3.84E-09	0.00E+00
	安定同位体	8.84E+00	8.84E+00	8.84E+00	8.84E+00		242	1.12E-02	1.16E-02	1.01E-02	2.01E-03
Sm	151	3.20E-05	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00	Am	241	1.88E-01	1.85E-04	1.15E-07	1.61E-39
	安定同位体	3.33E+00	3.33E+00	3.33E+00	3.33E+00		242m	5.79E-05	8.69E-23	0.00E+00	0.00E+00
Pb	210	3.48E-09	9.46E-08	7.00E-07	1.80E-07		243	4.01E-01	1.72E-01	3.67E-05	5.22E-09
	安定同位体	3.81E-03	3.82E-03	5.13E-03	1.96E-02	Cm	245	7.26E-03	3.49E-03	2.26E-06	2.99E-38
Ra	226	2.62E-07	6.79E-06	5.03E-05	1.29E-05		246	8.29E-04	2.22E-04	4.16E-10	0.00E+00
Ac	227	1.48E-09	2.17E-09	1.54E-08	2.18E-08						

## 2) 地下水・間隙水組成

地下水分類の妥当性、地下水水質形成に関する地球化学的根拠などから、地質環境変更ケースで考慮すべき地下水として、海水系高pH型モデル地下水を設定している。

また、緩衝材間隙水組成については、海水系高pH型モデル地下水に対し、4.1.3.3で示したレファレンスケースと同じ地球化学モデルを用いて平衡計算によって設定している。

さらに、岩種の変更（堆積岩）に伴い、処分場坑道の支保材に低アルカリ性セメントを用いた場合を想定し、降水系高pH地下水、低アルカリ性セメント、および緩衝材が反応した間隙水を同様に平衡計算によって設定している。

以下に、地質環境変更ケースとして設定されたモデル地下水、および緩衝材間隙水組成をそれぞれ表5.1.5-2、表5.1.5-3に示す。

表 5.1.5-2 地質環境変更ケースとして設定したモデル地下水組成の計算値

	降水系高pH型地下水 (レファレンスケース)	海水系高pH型地下水 (地質環境変更ケース)
pH	8.5	8.0
Eh [mV]	-281	-303
単位：[mol l <sup>-1</sup> ]		
Na (Total)	3.6E-03	6.2E-01 <sup>2)</sup>
Ca (Total)	1.1E-04	3.3E-04
K (Total)	6.2E-05	1.1E-02
Mg (Total)	5.0E-05	2.5E-04
Fe (Total)	9.7E-10	3.9E-08
Al (Total)	3.4E-07	3.2E-09
C (Total)	3.5E-03	3.5E-02
S (Total)	1.1E-04	3.0E-02
B (Total)	2.9E-04 <sup>1)</sup>	1.7E-03 <sup>1)</sup>
P (Total)	2.9E-06 <sup>1)</sup>	2.6E-07 <sup>1)</sup>
F (Total)	5.4E-05 <sup>1)</sup>	1.0E-04 <sup>1)</sup>
Br (Total)	—	5.3E-04 <sup>1)</sup>
I (Total)	—	2.0E-04 <sup>1)</sup>
N (Total)	2.3E-05 <sup>1)</sup>	5.2E-03 <sup>1)</sup>
Cl (Total)	1.5E-05 <sup>2)</sup>	5.9E-01
Si (Total)	3.4E-04	3.0E-04

1) 実測地下水の平均値より設定

2) 電荷バランスをとるために調整

表 5.1.5-3 地質環境変更ケースとして設定した緩衝材間隙水組成の計算値

	降水系高pH型地下水 に基づく計算値 (レファレンスケース)	コンクリート支保（低アル カリ性セメント）との反応 を考慮した降水系高pH型 地下水に基づく計算値	海水系高pH型地下水 に基づく計算値
pH	8.4	8.7	7.8
Eh [mV]	-276	-299	-309
単位：[mol l <sup>-1</sup> ]			
Na (Total)	2.8E-02	2.5E-02	5.7E-01
Ca (Total)	5.3E-05	4.0E-05	1.4E-02
K (Total)	1.2E-04	1.1E-04	3.4E-03
Mg (Total)	4.2E-06	3.2E-06	1.5E-03
Fe (Total)	2.0E-09	5.5E-10	2.2E-07
Al (Total)	3.4E-07	3.4E-07	3.2E-09
C (Total)	1.6E-02	9.8E-03	2.2E-02
S (Total)	1.1E-04	1.1E-04	7.2E-09
B (Total)	2.9E-04	2.9E-04	1.7E-03
P (Total)	2.9E-06	2.9E-06	2.6E-07
F (Total)	5.4E-05	5.4E-05	1.0E-04
Br (Total)	—	—	5.3E-04
I (Total)	—	—	2.0E-04
N (Total)	2.3E-05	2.3E-05	5.1E-03
Cl (Total)	1.5E-05	1.5E-05	5.9E-01
Si (Total)	3.4E-04	3.5E-04	2.7E-04

### 3) 溶解度

上述の緩衝材間隙水組成に対応して設定された放射性元素の溶解度を、溶解度制限固相および支配的化学種とともに表 5.1.5-4～5.1.5-6 に示し、さらに設定された溶解度を図 5.1.5-1 にまとめる。

表 5.1.5-4 降水系高 pH 型間隙水中の放射性元素の溶解度設定値  
(レファレンスケース)

元素	溶解度 [mol l <sup>-1</sup> at 25℃]	溶解度制限固相 <sup>*3</sup>	支配的化学種 <sup>*3</sup>
Se	3×10 <sup>-9</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup>
Zr	1×10 <sup>-6</sup> <sup>*1</sup>	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)
Nb	1×10 <sup>-4</sup> <sup>*1</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (am)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup>
Tc	4×10 <sup>-8</sup>	TcO <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O(am)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)
Pd	1×10 <sup>-9</sup> <sup>*1</sup>	Pd(cr)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)
Sn	5×10 <sup>-6</sup> <sup>*1</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> , Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)
Cs	可溶性	—	—
Sm	2×10 <sup>-7</sup>	SmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Sm(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sm(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , SmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Pb	2×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (cr)	PbCO <sub>3</sub> (aq), Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>
Ra	1×10 <sup>-12</sup> <sup>*2</sup>	Ra-Ca-CO <sub>3</sub>	Ra <sup>2+</sup>
Ac	2×10 <sup>-7</sup>	AcOHCO <sub>3</sub> (cr)	Ac(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Ac(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AcCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Th	5×10 <sup>-6</sup>	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Pa	2×10 <sup>-8</sup>	Pa <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)	PaO(OH) <sub>3</sub> (aq)
U	8×10 <sup>-9</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	U(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , U(OH) <sub>4</sub> (aq)
Np	2×10 <sup>-8</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , Np(OH) <sub>4</sub> (aq)
Pu	3×10 <sup>-8</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , PuCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Am	2×10 <sup>-7</sup>	AmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Am(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Am(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Cm	2×10 <sup>-7</sup>	CmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Cm(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Cm(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , CmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>

\*1 : 実測値に基づく設定

Zr : 澁谷・油井 (1998) ,

Nb : 矢島ほか (1992) ; 矢島 (1994) , (参考) 計算値 7×10<sup>-7</sup> [mol l<sup>-1</sup>]

Sn : Amaya et al. (1997) , (参考) 計算値 2×10<sup>-7</sup> [mol l<sup>-1</sup>]

Pd : Oda et al. (1996) , (参考) 計算値 ほぼゼロ [mol l<sup>-1</sup>]

\*2 : Ca との簡易な共沈モデルによる Ra 濃度計算値と自然水中の Ra 濃度の比較より、保守的に自然水中の Ra 濃度を設定。

\*3 : 固相の表記については、JNC-TDB 開発での議論を踏まえて結晶質を(cr)、アモルファスを(am)及び現状ではこの両者に区分けできない固相(s)に分類している。電気的に中性の水溶性化学種については化学式の最後に(aq)を付記している (Yui et al., 1999)。

表 5.1.5-5 コンクリート支保（低アルカリ性セメント）との反応を考慮した  
降水系高 pH 型間隙水中の放射性元素の溶解度設定値

元素	溶解度[mol l <sup>-1</sup> at 25℃]	溶解度制限固相	支配的化学種
Se	4×10 <sup>-9</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup>
Zr	1×10 <sup>-6</sup> *1	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq), Zr(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup>
Nb	1×10 <sup>-4</sup> *1	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup>
Tc	4×10 <sup>-8</sup>	TcO <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O(am)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)
Pd	1×10 <sup>-9</sup> *1	Pd(cr)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)
Sn	5×10 <sup>-6</sup> *1	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> , Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)
Cs	可溶性	—	—
Sm	9×10 <sup>-8</sup>	SmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Sm(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Sm(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , SmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Pb	2×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (cr)	PbCO <sub>3</sub> (aq), Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>
Ra	1×10 <sup>-12</sup> *2	Ra-Ca-CO <sub>3</sub>	Ra <sup>2+</sup>
Ac	9×10 <sup>-8</sup>	AcOHCO <sub>3</sub> (cr)	Ac(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Ac(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AcCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Th	3×10 <sup>-6</sup>	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Pa	2×10 <sup>-8</sup>	Pa <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)	PaO(OH) <sub>3</sub> (aq)
U	4×10 <sup>-9</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	U(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , U(OH) <sub>4</sub> (aq)
Np	8×10 <sup>-9</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , Np(OH) <sub>4</sub> (aq)
Pu	7×10 <sup>-9</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Pu(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup>
Am	9×10 <sup>-8</sup>	AmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Am(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Am(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>
Cm	9×10 <sup>-8</sup>	CmOHCO <sub>3</sub> (cr)	Cm(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> , Cm(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , CmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>

\*1 : 実測値に基づく設定

Zr : 澁谷・油井 (1998) ,

Nb : 矢島ほか (1992) ; 矢島 (1994) , (参考) 計算値 2×10<sup>-6</sup> [mol l<sup>-1</sup>]

Sn : Amaya et al. (1997) , (参考) 計算値 3×10<sup>-7</sup> [mol l<sup>-1</sup>]

Pd : Oda et al. (1996) , (参考) 計算値 ほぼゼロ [mol l<sup>-1</sup>]

\*2 : Ca との簡易な共沈モデルによる Ra 濃度計算値と自然水中の Ra 濃度の比較より, 保守的に自然水中の Ra 濃度を設定。



表 5.1.5-6 海水系高 pH 型間隙水中の放射性元素の溶解度設定値

元素	溶解度 [mol l <sup>-1</sup> at 25℃]	溶解度制限固相	支配的化学種
Se	$6 \times 10^{-9}$	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup>
Zr	$1 \times 10^{-6}$ *1	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)
Nb	$1 \times 10^{-4}$ *1	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup>
Tc	$4 \times 10^{-8}$	TcO <sub>2</sub> · 2H <sub>2</sub> O(am)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)
Pd	$1 \times 10^{-9}$ *1	Pd(cr)	Pd(NH <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> <sup>2+</sup>
Sn	$5 \times 10^{-6}$ *1	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>4</sub> (aq), Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup>
Cs	可溶性	—	—
Sm	$4 \times 10^{-7}$	SmOHCO <sub>3</sub> (cr)	SmOH <sup>2+</sup> , SmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Sm(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>
Pb	$6 \times 10^{-6}$	PbCO <sub>3</sub> (cr)	PbCl <sup>+</sup> , PbCl <sub>2</sub> (aq), PbCO <sub>3</sub> (aq), PbCl <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Ra	$1 \times 10^{-10}$ *2	Ra-Ca-CO <sub>3</sub>	Ra <sup>2+</sup>
Ac	$4 \times 10^{-7}$	AcOHCO <sub>3</sub> (cr)	AcOH <sup>2+</sup> , AcCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Ac(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>
Th	$9 \times 10^{-8}$	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Pa	$1 \times 10^{-8}$	Pa <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (s)	PaO(OH) <sub>3</sub> (aq)
U	$2 \times 10^{-9}$	UO <sub>2</sub> (am)	U(OH) <sub>4</sub> (aq)
Np	$3 \times 10^{-9}$	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(OH) <sub>4</sub> (aq)
Pu	$3 \times 10^{-8}$	PuO <sub>2</sub> (am)	PuOH <sup>2+</sup> , PuCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Pu(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>
Am	$4 \times 10^{-7}$	AmOHCO <sub>3</sub> (cr)	AmOH <sup>2+</sup> , AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Am(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>
Cm	$4 \times 10^{-7}$	CmOHCO <sub>3</sub> (cr)	CmOH <sup>2+</sup> , CmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Cm(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>

\*1 : 実測値に基づく設定

Zr : 澁谷・油井 (1998) ,

Nb : 矢島ほか (1992) ; 矢島 (1994) , (参考) 計算値  $3 \times 10^{-7}$  [mol l<sup>-1</sup>]

Sn : Amaya et al. (1997) , (参考) 計算値  $9 \times 10^{-8}$  [mol l<sup>-1</sup>]

Pd : Oda et al. (1996) , (参考) 計算値 ほぼゼロ [mol l<sup>-1</sup>]

\*2 : Ca との簡易な共沈モデルによる Ra 濃度計算値と自然水中の Ra 濃度の比較より, 保守的に簡易な共沈モデルによる Ra 濃度計算値を設定。

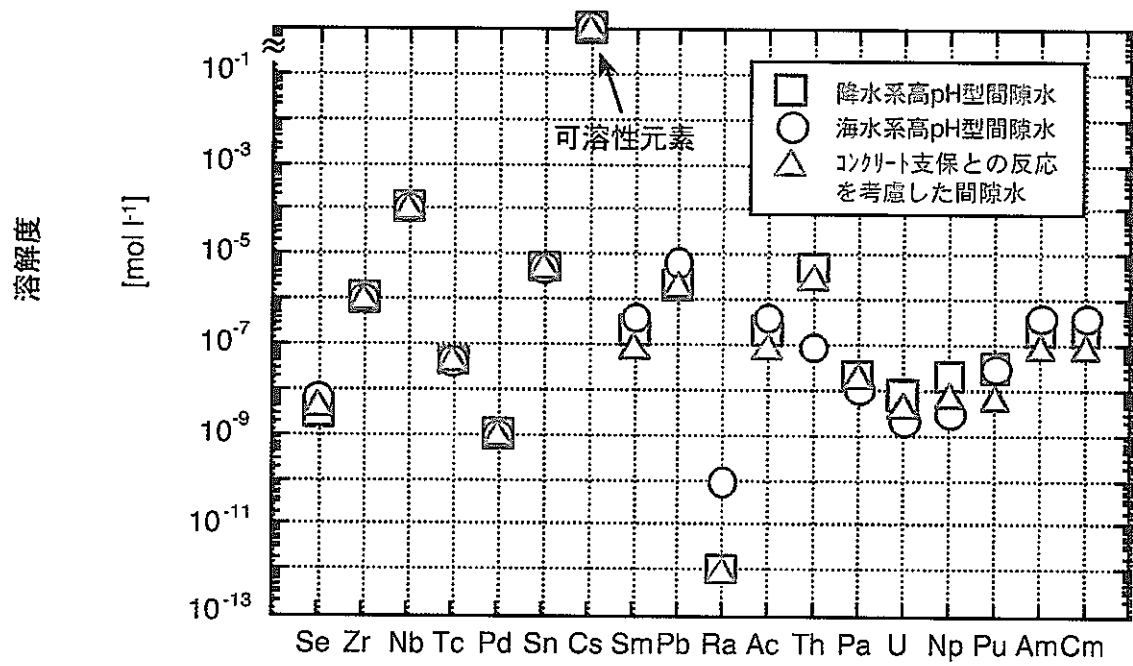


図 5.1.5-1 レファレンスケースおよび地質環境変更ケースで設定された溶解度 [mol l<sup>-1</sup>]

#### 4) 拡散係数

3.2.1.5での現象理解より、放射性元素の緩衝材中の拡散係数は、緩衝材の間隙構造、緩衝材中の化学環境等によって影響を受けると考えられている。レファレンスケース以外の解析ケースのうち、概念モデル変更ケースでのオーバーパックの腐食膨張と緩衝材の流出を考慮する場合では、緩衝材乾燥密度（すなわち、間隙構造）が  $1.1[\text{Mg m}^{-3}]$  にケース設定されている。また、地質環境変更ケースでは、コンクリート支保との反応を考慮した降水系高 pH 型間隙水、および海水系高 pH 型間隙水（すなわち、化学環境）に対するケース設定がなされている。

以下に、これらのケースに対応して設定された放射性元素の緩衝材中の実効拡散係数の設定値を表 5.1.5-7 に示す。

表 5.1.5-7 各ケースに対する放射性元素の緩衝材中の  
実効拡散係数の設定値 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$  at  $60^\circ\text{C}$ ]

元素	レファレンスケース	概念モデル変更ケース	地質環境変更ケース	地質環境変更ケース
	降水系高pH型間隙水の場合	緩衝材乾燥密度 $1.1[\text{Mg m}^{-3}]$ の場合	コンクリート支保(低アルカリ性セメント)との 反応を考慮した降水系高 pH型間隙水の場合	海水系高pH型間隙水 の場合
Se	$2 \times 10^{-10}$	$2 \times 10^{-9}$	$2 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$
Cs	$6 \times 10^{-10}$	$1 \times 10^{-9}$	$6 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$
その他の元素	$3 \times 10^{-10}$	$8 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$	$3 \times 10^{-10}$

## 5) 分配係数

放射性元素の緩衝材への分配係数は基本的に拡散試験に基づいて求められることから、拡散係数と同様、緩衝材の間隙構造、緩衝材中の化学環境等によって影響を受けると考えられる。したがって、拡散係数の場合と同様の解析ケースについて、それぞれ分配係数が設定される。

以下に、それらのケースに対応して設定された放射性元素の緩衝材への分配係数を表 5.1.5-8 に示す。また、概念モデル変更ケースにおいて、オーバーパック腐食生成物、および掘削影響領域中の岩盤に対する核種収着を考慮することから、それらへの分配係数についても合わせて示す。

表 5.1.5-8 各ケースに対する放射性元素の分配係数の設定値 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$  at  $25^\circ\text{C}$ ]

元素	レファレンス 降水系高pH型 間隙水の場合	概念モデル変更 オーバーパック腐 食生成物に対する 分配係数	概念モデル変更 掘削影響領域中の 岩盤に対する 分配係数 <sup>1)</sup>	概念モデル変更 緩衝材乾燥密度 $1.1[\text{Mg m}^{-3}]$ の 場合	地質環境変更 コンクリート支保 (低アルカリ性セ メント)との反応を 考慮した降水系高 pH型間隙水の場合	地質環境変更 海水系高pH型 間隙水の場合
Se	0	0.001	0.01	0	0	0
Zr	10	1	0.1	10	10	10
Nb	1	1	0.1	1	1	1
Tc	0.1	1	1	0.1	0.1	$0.1^{2)}$
Pd	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sn	1	10	1	1	1	1
Cs	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	$0.001^{3)}$
Sm	1	1	5	1	1	1
Pb	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Ra	0.01	0.01	0.5	0.01	0.01	$0.01^{2)}$
Ac	1	1	5	1	1	1
Th	1	1	1	1	1	1
Pa	1	1	1	1	1	1
U	1	1	1	1	1	$1^{2)}$
Np	1	1	1	1	1	$1^{2)}$
Pu	10	1	1	10	10	10
Am	10	1	5	10	10	10
Cm	10	1	5	10	10	10

- 1) 天然バリアのレファレンスケースとして設定された値
- 2) 見かけの拡散係数の浸漬液のイオン強度依存性を考慮して設定
- 3) バッチ法による分配係数で認められるイオン強度依存性を考慮

## 5.2 天然バリア

### 5.2.1 データ不確実性ケース

レファレンスケース概念モデルに対して設定した各データの不確実性が核種移行に及ぼす影響について評価する。ただし、亀裂ネットワーク構造に係わるパラメータの不確実性に関しては、3 次元モデルにより評価した結果、核種移行結果に大きな影響を及ぼさないと考えられる（サイクル機構，1999b）ことからデータ不確実性ケースでは取り扱わないこととする。

亀裂構造パラメータ以外のデータ不確実性に関しては、母岩および断層に対するレファレンスケース概念モデルを用いて評価を行う。すなわち、母岩中の亀裂の透水量係数分布の不確実性は、レファレンスケースと同様、3 次元モデルの結果が 1 次元モデルの重ね合わせにより近似できることがわかっている（サイクル機構，1999b）ため、母岩に対するレファレンスケース概念モデルにより評価を行う。また、母岩と断層に共通なパラメータである亀裂や断層の開口幅、分散長、マトリクス拡散寄与面積率、マトリクス拡散深さ、有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の組み合わせ、分配係数の不確実性に関しては、母岩および断層に対するレファレンスケース概念モデルを用いた評価を行う。断層内の流速の不確実性に関しては、断層に対するレファレンスケース概念モデルを用いた評価を行う。データ不確実性を考慮するパラメータと不確実性を取り込むモデルの対応表を表 5.2.1-1 に示す。

表 5.2.1-1 データ不確実性ケース一覧

パラメータ	不確実性を評価するレファレンスケース概念モデル	
	母岩	断層
亀裂ネットワーク構造に関わるパラメータ	3 次元モデルで評価した結果、核種移行挙動への影響が小さいことがわかっている（サイクル機構，1999b 参照）	—
亀裂の透水量係数分布	感度解析的に分布を変動	母岩の流速変化に合わせて断層内流速を設定
亀裂開口幅	実測データに基づき最大・最小を設定	母岩と同じ
分散長	実測データに基づき最大・最小を設定	母岩と同じ
マトリクス拡散寄与面積率	実測データに基づき最大・最小を設定	母岩と同じ
マトリクス拡散深さ	実測データに基づき最大・最小を設定	母岩と同じ
有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数	実測データに基づき最大・最小を設定	母岩と同じ
分配係数	実測データに基づき最大・最小を設定	母岩と同じ
断層内流速	—	感度解析的に地下水流速を変動

#### 5.2.1.1 透水量係数の不確実性

亀裂の透水量係数分布に関してはデータの不確実性を定量的に評価できる実測データがないため、図 5.2.1-1 に示す様にレファレンスケースで用いた透水量係数分布の平均値を感度解析的に 1/10 倍、10 倍とした分布を設定する。

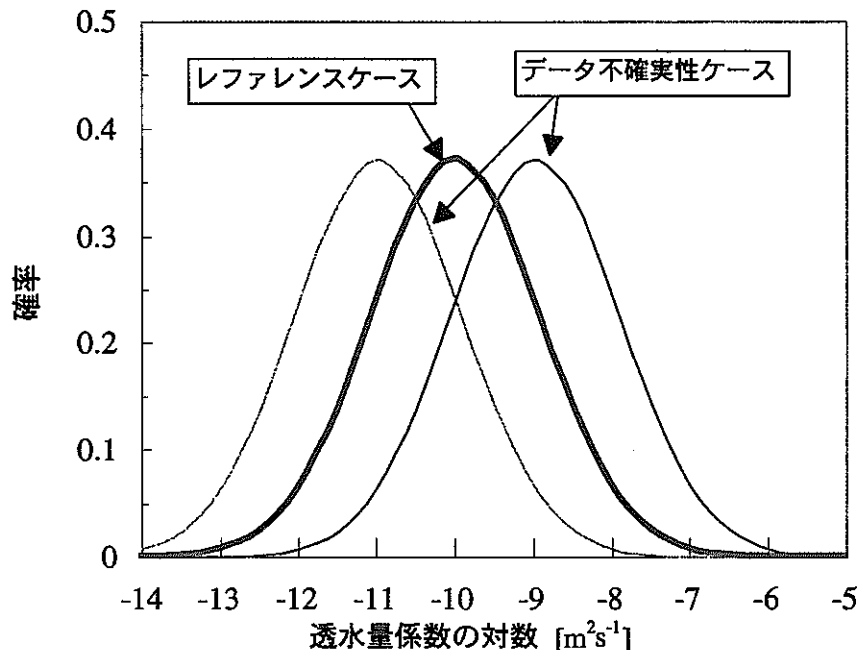


図 5.2.1-1 データ不確実性ケースで用いた透水量係数分布

図中太線は、レファレンスケースで採用した透水量係数分布を示す。

#### 5.2.1.2 亀裂の開口幅分布の不確実性

亀裂の透水量係数と開口幅の相関を示した経験則(4.2.2-11)式の係数  $c$  は、スウェーデン HRL で実施されたトレーサ試験では 0.1～1.0 の範囲で設定され (Uchida et al., 1994)，釜石鉱山の KD-90 坑道で実施した単一亀裂を対象としたトレーサ試験では 1～10 に分布している (Sawada et al., 1999；サイクル機構, 1999c)。したがって、データ不確実性ケースでは、感度解析的に係数  $c$  が 0.1 と 10 のケースを設定する。

#### 5.2.1.3 分散長の不確実性

Gelhar et al. (1992) の巨視的縦方向分散長と移行距離の関係 (図 4.2.2-29) に基づき、巨視的縦方向分散長が移行距離の 1/100 倍と 1/1 倍の場合について検討する。横方向分散長に関しては、レファレンスケースと同様考慮しない。

#### 5.2.1.4 マトリクス拡散寄与面積の不確実性

水戸ほか (1990, 1993) の原位置花崗岩中の亀裂へのセメントグラウト注入試験によると、亀裂面内の流路は複雑なチャネリング形態を示し (図 5.2.1-2 参照)，亀裂面全体に占める流路面積は、対象とする亀裂によって 2～66% と大きなばらつきがあるものの、平均的には 20～30% 程度であることが示されている。これらの研究では、

地表面近傍での試験であるため地下深部に比べて亀裂面への応力が小さかったり、比較的粒径の大きなセメントグラウトを用いているため目詰まりを生じる可能性があるなど、マトリクス拡散寄与面積率の評価には問題点があるものの、データ不確実性ケースではマトリクス拡散寄与面積率の保守的な値として10%を設定する。

一方、釜石鉱山や露頭・鉱山坑道調査では、亀裂周辺の変質部は開口部・閉塞部に拘わらず亀裂全体にわたって存在していることが確認されており、亀裂閉塞部にも地下水が浸入して閉塞部からマトリクス拡散が起こっているか、もしくは図 5.2.1-3 に示すように閉塞点まわりから閉塞部奥のマトリクス中へも拡散が起こっている可能性が考えられる。したがって、データ不確実性ケースでは亀裂閉塞部奥のマトリクス中にも拡散する（図 4.2.2-24 参照）と仮定して、非保守的なケースのマトリクス拡散寄与面積率として100%の値を設定する。



図 5.2.1-2 花崗岩亀裂面内のセメントグラウト分布図（水戸ほか，1990）

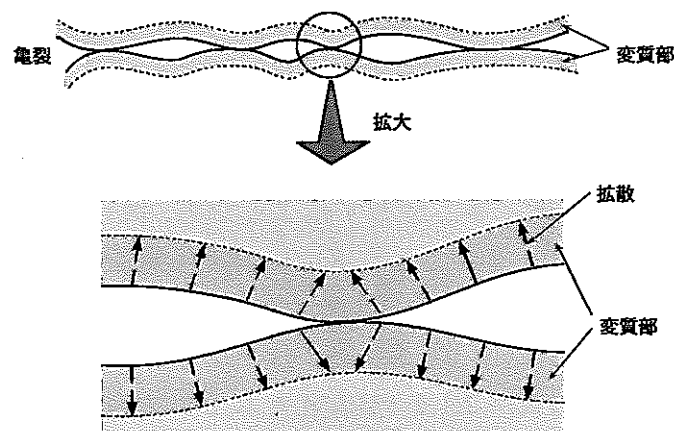


図 5.2.1-3 閉塞点周辺から閉塞部奥へのマトリクス拡散概念図

#### 5.2.1.5 マトリクス拡散深さの不確実性

レファレンスケースにおける亀裂ネットワークモデルの亀裂頻度は約  $0.3 \text{ [本 m}^{-1}\text{]}$  (表 4.2.2-3 参照) で亀裂の平均間隔は約  $3 \text{ [m]}$  となる。レファレンスケースと同様マトリクス拡散深さに制限はないと仮定し、亀裂交差部近傍ではその間隔が小さくなることを勘案して非保守的な設定としてマトリクス拡散深さを  $1 \text{ [m]}$  と設定する。

また、マトリクス拡散深さをナチュラルアナログ研究で保証されている亀裂周辺変質部に制限し、釜石鉱山における亀裂周辺の変質幅の最頻値  $0.03 \text{ [m]}$  (図 5.2.1-4 参照) をマトリクス拡散深さの保守的な値として設定する。なおこの値は、既往のナチュラルアナログ研究文献値 (表 4.2.2-1 参照) と比較しても保守側にある。

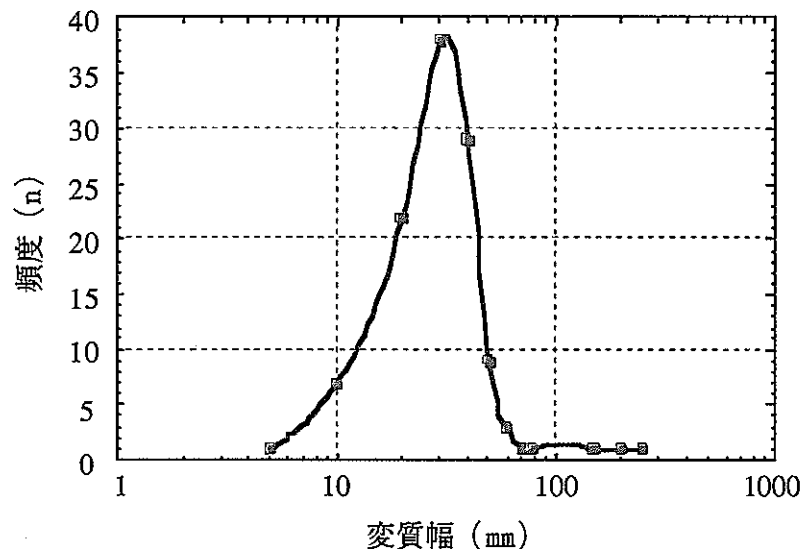


図 5.2.1-4 釜石鉱山における亀裂周辺の変質幅の分布  
(サイクル機構, 1999a)

#### 5.2.1.6 有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の不確実性

有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数に関してはレファレンスケースと同様、お互いに相関を持たせて設定する。

データ不確実性ケースにおける有効間隙率に関しては、擾乱を受けていない新鮮な花崗岩の有効間隙率は1%程度に多く分布することから、保守的なケースとして1%を採用する (図 4.2.2-22 参照)。また、釜石鉱山における亀裂周辺変質部の有効間隙率の平均値が3.2%であることから、非保守的なケースとして3%を採用する。

乾燥密度に関しては、相関式(4.2.1.2-12)よりそれぞれの有効間隙率に対して求めた値を表 5.2.1-2 に示す。

実効拡散係数に関しては、基本ケースで用いた実効拡散係数と有効間隙率の関係に



基づいてそれぞれの有効間隙率に対して実効拡散係数の変動幅を求める。すなわち、図 5.2.1-5 に示すようにほとんどのデータを包括するような基本ケースで用いた実効拡散係数  $D_e$  と有効間隙率  $\theta$  の関係を表す最小二乗近似線 ( $\log D_e = 2 \times \log \theta - 12.20$ ) と平行な直線と、有効間隙率 1% と 3% の直線で囲まれた領域を実効拡散係数の変動範囲と考え、その変動範囲の最大値と最小値 (表 5.2.1-5 参照) に対して解析を実施する。

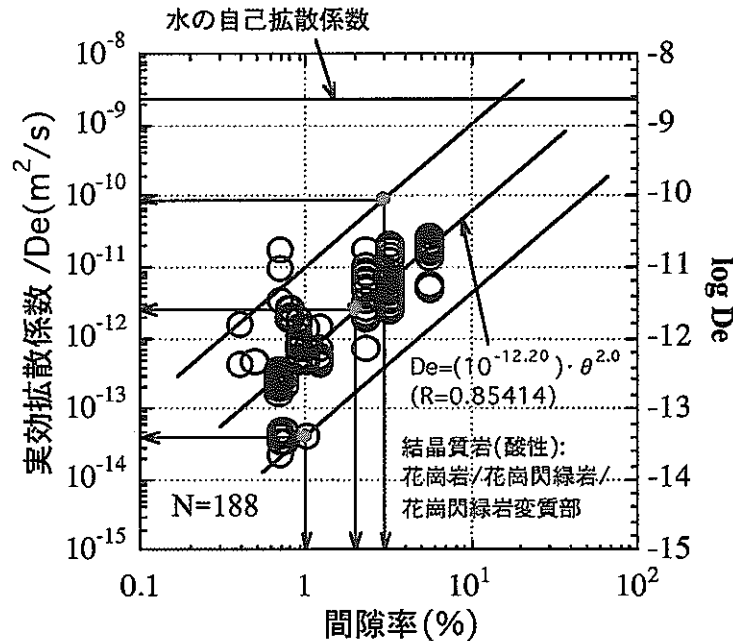


図 5.2.1-5 データ不確実性ケースにおける有効間隙率と実効拡散係数の範囲

表 5.2.1-2 有効間隙率，乾燥密度，実効拡散係数パラメーター一覧（花崗岩）

有効間隙率 [%]	乾燥密度 [Mg m <sup>-3</sup> ]	実効拡散係数 [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]	備 考
2	2.64	$3 \times 10^{-12}$	レファレンスケース
1	2.67	$6 \times 10^{-14}$	保守的なケース
3	2.61	$1 \times 10^{-10}$	非保守的なケース

実効拡散係数は、図 5.2.1-5 より求められた値（温度 25℃）に対し基本ケースと同様に温度補正（1.5 倍）を行った 45℃換算値を表す。

#### 5.2.1.7 分配係数の不確実性

レファレンスケースでは、天然バリア中の核種の分配係数として、想定される地下環境条件に比較的近い条件で実験的に得られた値を中心に、いくつかの基準に従って抽出し、さらにそれらの中から保守的な値を設定した（4.2.3.3 参照）。しかし、分配係数は実験手法および条件によって大きく変化し、現実的な値として抽出されたデータについても最大 2 桁程度の幅を持つことが知られている（澁谷ほか，1999a）。ま

た、有機物やコロイド等が分配係数に与える影響は、地質環境条件に依存するため、一般化した議論が困難である。したがって、レファレンスケースにおける分配係数の設定では考慮していないが、多くの室内実験によって、これらの影響に対する知見も得られている。

このため、データ不確実性ケースでの分配係数の設定においては、レファレンスケースデータの設定の考え方(4.2.2.2.3.参照)に加え、以下の点を考慮することとした。

- 有機物の影響については、処分条件下での有機物の含有量およびその影響の包含化が困難なことからレファレンスケースでは考慮していないが、有機物の分配係数に及ぼす影響がすでに知られている核種については、実測値から保守的に考慮することとした。この際、処分環境下で存在する有機物含有量を長尾(1995)のまとめから、TOC または DOC として最大で 10 [mgC l<sup>-1</sup>] とした。
- コロイドの影響に関しては概念モデル変更ケースにおいて別途検討を行う(5.2.2.1 参照)ことから、レファレンスケースでは、コロイドの影響がなるべく排除された固液分離方法により得られたデータに基づき分配係数を設定したが、データ不確実性ケースでは、その他の固液分離方法によって得られた分配係数も考慮することとする。
- 化学的に挙動が類似していると考えられる他の元素の分配係数が不確実性を有する場合には、それらも考慮して当該元素のデータの幅を設定することとした。
- 分配係数は、個々の溶液組成、岩石を構成する鉱物の違いにより、大きな幅を持つため、これらに起因する分配係数の幅をデータ不確実性ケースで考慮する。

データ不確実性ケースにおける降水系高 pH 型地下水条件下での花崗岩に対する分配係数設定値を表 5.2.1-3 に示す。

表 5.2.1-3 データ不確実性解析ケースにおける花崗岩中の核種の分配係数(Kd [m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>])

元素	Kd最小値	Kd最大値	元素	Kd最小値	Kd最大値
Se	0.0	0.1	Ra	0.05	0.5
Zr	0.01	10	Ac	0.05	50
Nb	0.01	10	Th	0.1	10
Tc	0.05	100	Pa	0.1	10
Pd	0.05	1	U	0.1	10
Sn	0.1	100	Np	0.1	10
Cs	0.001	10	Pu	0.1	10
Sm	0.05	50	Am	0.05	50
Pb	0.1	10	Cm	0.05	50

### 5.2.1.8 断層内流速の不確実性

データ不確実性ケースにおける断層内の地下水流速に関しても、感度解析的にレファレンスケースの流速  $50 [\text{m y}^{-1}]$  の  $1/10$  倍および  $10$  倍と設定する。

以上により設定されたデータ不確実性ケースにおけるパラメータの一覧を表 5.2.1-4 に示す。

表 5.2.1-4 データ不確実性ケースにおけるパラメータ一覧

パラメータ		データ不確実性ケース		レファレンス ケース
		母岩	断層	
透水量係数分布	保守的ケース	平均値×10 倍	流速*：160 $[\text{m y}^{-1}]$	対数正規分布 対数平均値：-9.99
	非保守的ケース	平均値×1/10 倍	流速*：16 $[\text{m y}^{-1}]$	
開口幅：経験則の係数 $c$	最小値	0.1	0.1	2
	最大値	10	10	
巨視的縦方向分散長*	最小値	移行距離の $1/100$ 倍	移行距離の $1/100$ 倍	移行距離の $1/10$ 倍
	最大値	移行距離の $1$ 倍	移行距離の $1$ 倍	
マトリクス拡散寄与面積率	保守的ケース	10%	10%	50%
	非保守的ケース	100%	100%	
マトリクス拡散深さ	保守的ケース	0.03 $[\text{m}]$	0.03 $[\text{m}]$	0.1 $[\text{m}]$
	非保守的ケース	1.0 $[\text{m}]$	1.0 $[\text{m}]$	
有効間隙率／ 乾燥密度／ 実効拡散係数	最小値	1 [%]	1 [%]	2 [%] 2.64 $[\text{Mg m}^{-3}]$ $3 \times 10^{-12} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$
		2.67 $[\text{Mg m}^{-3}]$	2.67 $[\text{Mg m}^{-3}]$	
		$6 \times 10^{-14} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$	$6 \times 10^{-14} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$	
	最大値	3 [%]	3 [%]	
分配係数	保守的ケース	表 5.2.1-3 参照	表 5.2.1-3 参照	表 4.2.2-2 参照
	非保守的ケース	表 5.2.1-3 参照	表 5.2.1-3 参照	
断層内流速	保守的ケース	—	500 $[\text{m y}^{-1}]$	50 $[\text{m y}^{-1}]$
	非保守的ケース	—	5 $[\text{m y}^{-1}]$	

\*：母岩内の透水量係数分布の変化に応じて断層の透水量係数も変化する（4.2.3.3 節参照）

\*\*：母岩と断層における移行距離はそれぞれ 100[m]、800[m]である。

## 5.2.2 概念モデル変更ケース

### 5.2.2.1 コロイドの移行を考慮したケース

#### 5.2.2.1.1 モデルの概要

##### 1) モデルの仮定

地下水中のコロイド移行の影響を考慮した天然バリア中の核種移行のモデル化にあたっては、レファレンスケース概念モデルで設定した仮定に加えて以下のような仮定を設定する。

- コロイドの亀裂表面への収着は、保守的に考慮しない。
- コロイドは、粒径が比較的大きく岩石と同じ負に帯電していることから、コロイドの岩石基質内への拡散は、保守的に考慮しない。
- 亀裂中のコロイドの分散係数は、核種の分散係数と等しい。
- 核種のコロイドへの収着は、線形／瞬時／可逆とする。
- コロイドの発生と消失（フィルトレーションや凝集沈殿など）は平衡状態にあり、コロイド濃度は場所や時間にかかわらず一定とする。
- レファレンスケース概念モデルで設定した環境では、地下水流速が最大 50 [m y<sup>-1</sup>] 程度であり、既往の研究より緩衝材からのコロイドの生成は起こりにくいと考えられる（3.2.2.7 参照）ため、天然環境に存在するコロイドのみを対象とする。

##### 2) 数学的定式化

上記の仮定に基づきコロイドの移行を考慮した場合には、母岩中の亀裂および断層に対する 1 次元モデル（式 4.2.2-15、-16 および式 4.2.3-1、-2）のうち、亀裂および断層中の核種移行支配方程式(4.2.2-15)と(4.2.3-1)が以下のように書き表される（例えば、Hwang et al., 1990 ; Grindrod and Worth, 1990 ; Smith, 1993）。

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} [C_n + C_n^c] + v \frac{\partial C_n}{\partial x} + v_c \frac{\partial C_n^c}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L^c \frac{\partial C_n^c}{\partial x} \\ + \lambda_n [C_n + C_n^c] - \lambda_{n-1} [C_{n-1} + C_{n-1}^c] + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \bigg|_{\omega=0} = 0 \end{aligned} \quad (5.2.2-1)$$

ここに、下添え字  $n$  は核種、上添え字  $m, c$  はそれぞれマトリクスおよびコロイドを表し、 $C_n$  は亀裂中の核種濃度 [kg m<sup>-3</sup>]、 $C_n^c$  はコロイドに収着した核種濃度 [kg m<sup>-3</sup>]、 $b$  は開口幅の 1/2 [m]、 $v$  は亀裂内地下水流速 [m y<sup>-1</sup>]、 $v_c$  はコロイドの移流速度 [m]、 $D_L$  は核種の分散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]、 $D_L^c$  はコロイドの分散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]、 $\lambda_n$  は崩壊定数 [s<sup>-1</sup>]、 $F$  はマトリクスに寄与する亀裂面積の割合 [-]、 $D_e^m (= \theta^m D^m)$  は実効拡散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]、 $\theta^m$  はマトリクスの有効間隙率 [-]、 $D^m$  はマトリクス間隙中の拡散係数 [m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]、 $x$  は移行距離 [m]、 $\omega$  は亀裂表面から垂直方向の距離 [m]、 $t$  は時間 [s] を表す。ただし、核種の亀裂表面への収着による遅延は無視した ( $R_n=1$ )。

コロイドに収着した核種濃度は、コロイドへの線形／瞬時／可逆な収着を仮定して以下のように書き表される。

$$C_n^c = \chi K_c C_n \quad (5.2.2-2)$$

ここに、 $\chi$  はコロイド濃度  $[\text{kg m}^{-3}]$ ， $K_c$  は核種のコロイドへの分配係数  $[\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$  を表す。コロイドの分散係数  $D_L^c$  は核種の分散係数  $D_L$  と等しいとし、式(5.2.2-2)を代入すると、式(5.2.2-1)は以下のように書き換えられる。

$$R'_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v' \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D'_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R'_n \lambda_n C_n - R'_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega} \Big|_{\omega=0} = 0 \quad (5.2.2-3)$$

$$R'_n = 1 + \chi K_c$$

$$v' = v \left( 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right) \quad (5.2.2-4)$$

$$D'_L = D_L \left( 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right)$$

ここに、 $R'$ 、 $v'$ 、 $D'_L$  はそれぞれコロイドの影響を考慮した場合の実効遅延係数、実効亀裂内流速、実効分散係数である。ここで、実効分散係数は、

$$D'_L \cong \alpha_L \cdot v \left( 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right) = \alpha_L \cdot v' \quad (5.2.2-5)$$

と実効亀裂内流速により表されることから、コロイドの影響は、母岩および断層に対するレファレンスケース概念モデルに式(5.2.2-4)で算定される遅延係数および流速を代入することによって評価することができる。

また、人工バリアにおいては、掘削影響領域内でのコロイドへの収着により核種濃度が低減され、人工バリアからの核種放出量が増加すると考えられる。したがって、コロイドへの収着を考慮した場合の実効掘削影響領域通過流量  $Q' [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$  は、コロイドへの収着を考慮しない場合の掘削影響領域通過流量  $Q [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$  から以下のように求められる。

$$Q' = v' A = v \left( 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right) \cdot A = Q \left( 1 + \frac{v_c}{v} \chi K_c \right) \quad (5.2.2-6)$$

#### 5.2.2.1.2 データ

前節の数学的定式化よりコロイドの影響を評価するにあたって必要となる入力データは、コロイドの移流速度  $v_c$  [ $\text{m y}^{-1}$ ] , コロイド濃度  $\chi$  [ $\text{kg m}^{-3}$ ] および核種のコロイドへの分配係数  $K_c$  [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ] である。

##### 1) コロイドの移流速度

コロイドは大きさの影響から、水の流れの中心部（流速が速い領域）に分布する傾向があるので、平均的なコロイドの移流速度は、水のそれよりも速くなることが指摘されている（Prieve and Hoysan, 1978）一方、その影響は過大に見積もっても1.3倍以下との見解もある（Grindrod, 1993）。レファレンスモデルではトレーサ試験により求められた物質移行開口幅を用いておりトレーサの移流速度と亀裂内流速は同じと考えられるため、コロイドの移流速度  $v_c$  は亀裂内流速  $v$  と同じとする。

##### 2) コロイド濃度

東濃鉱山における堆積岩層での地下水測定結果によると、コロイド濃度は約1～5 [ppm] と報告されている（動燃事業団, 1996）。しかし、一般に地下深部の地球化学的に安定な環境では、地下水中的コロイド濃度は低く（McCarthy et al., 1993）、海外で実施された地下深部の結晶質岩（花崗岩）中での測定結果によると、天然コロイドの濃度は0.1 [ppm] 以下と報告されている（Degueldre et al., 1996a）。したがって、解析で用いる地下深部のコロイド濃度として、1 [ppm] ( $10^{-3} \text{ kg m}^{-3}$ ) と設定する。

##### 3) コロイドへの分配係数

核種の天然コロイドへの分配係数に関しては、測定データが少なく未だよくわかっていない。そこで、久野ほか（1999）は、

- 地下深部の花崗岩中の地下水に含まれる天然コロイドの成分は、主に粘土やシリカである（Degueldre et al., 1996a）。
- 天然コロイドのモデルコロイドとしてベントナイトを用いた研究事例がある（Degueldre et al., 1996b）。
- ベントナイトは数多くの核種についてその収着性がバッチ試験などにより確認されている。

ことから、ベントナイトを天然コロイドとして想定して、分配係数を設定している。すなわち、分配係数に関するデータベース（濫谷ほか, 1999b）の中から、スメクタイトを含む物質を対象とし、沈殿を生じない試験条件下で、かつ地下深部の地下水が取りうる pH (5.7～10) 条件下（Yui et al., 1999）で測定された分配係数を抽出し、コロイドへの分配係数が大きいほどマトリクス拡散による核種の遅延効果が小さくなり保守側の設定となることを勘案して設定している。その結果、核種毎に設定した

分配係数は最大でも  $500 [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$  と見積もっている。

一方、海外での原位置試験では Am などの数種の核種について、天然コロイドやモデルコロイドへの分配係数を測定した事例も見られる。その結果では大きい分配係数として  $1,000 [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$  程度の値も得られ、保守的に見積もっても  $10,000 [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$  以上の値は取らないと考察している (Degueldre, 1994)。

天然コロイドとしては、粘土やシリカの他にも、有機物や鉄水酸化物など種々の成分が含まれることが考えられ、その組成や核種のコロイドへの収着性はサイト依存性が高いと考えられる。また、核種毎にコロイドへの分配係数も異なるものの、解析では、極めて保守的な設定として、全核種に対して分配係数  $10,000 [\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$  を用いることとする。

以上より設定した値を式(5.2.2-5)と(5.2.2-6)に代入して、実効遅延係数、実効亀裂内流速および実行掘削影響領域通過流量は、以下のように求められる。

$$\begin{aligned} R'_n &= 1 + \chi K_c = 1 + 10^{-3} \times 10000 = 11 \\ v' &= (1 + \chi K_c) \cdot v = 11v \\ Q' &= (1 + \chi K_c) \cdot Q = 11Q \end{aligned} \quad (5.2.2-7)$$

コロイドを考慮した解析ケースのデータ一覧を表 5.2.2-1 に示す。

表 5.2.2-1 コロイドの影響を考慮したケース

	パラメータ	レファレンスケース	コロイドケース
コロイド	コロイド濃度	—	1[ppm] ( $=10^{-3} [\text{kg m}^{-3}]$ )
パラメータ	コロイドへの分配係数 $[\text{m}^3 \text{kg}^{-1}]$	—	10000
人工バリア	掘削影響領域通過流量 $[\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$	0.001	0.011*
	亀裂／断層中の遅延係数	1.0	11*
天然バリア	流速 $[\text{m y}^{-1}]$	母岩：0.05～50 $[\text{m y}^{-1}]$ 断層：50 $[\text{m y}^{-1}]$	各 11 倍*

\* は設定したコロイド濃度およびコロイドへの分配係数を用いて算定した値を示す。

## 5.2.2.2 処分場レイアウトを考慮したケース

### 5.2.2.2.1 モデルの概要

レファレンスケースでは、処分場レイアウトを無視して処分場内の全ての処分坑道から下流側断層までの距離を一律 100 [m] とし、処分場最下流端と下流側断層間の母岩による遅延効果のみを考慮した保守的な評価を実施した。ここでは、処分場レイアウトを想定し、処分場領域内の母岩による遅延効果も考慮した場合について検討を行う。処分場レイアウトを考慮するにあたっては、

- 移行距離が 100 [m] 以上となる大きなスケールでの母岩中の核種移行特性は、移行距離 100 [m] の母岩中の核種移行特性と等しい。

と仮定し、1次元モデル重ね合せを処分場内の各処分坑道から下流側断層までの核種移行評価に適用する（図 5.2.2-1 参照）。すなわち、処分坑道毎に下流側断層までの移行距離を考慮した1次元モデル重ね合せを適用し、結果の総和より処分場全体からの核種放出量を求める。各処分坑道への1次元モデル重ね合せの適用に際しては、移行距離と移行距離と相関関係にある分散長（移行距離の 1/10 倍）以外のパラメータは、レファレンスケース概念モデルと同じとする。

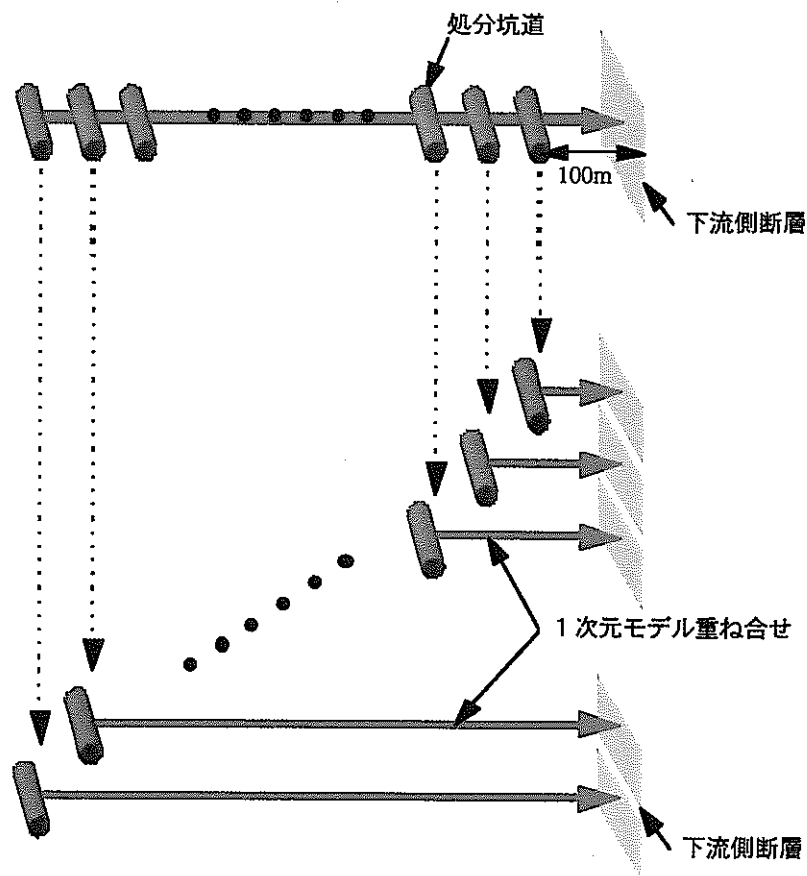


図 5.2.2-1 処分場レイアウトを考慮する場合の評価概念図



#### 5.2.2.2.2 データ

処分場レイアウトの設定にあたっては、ガラス固化体定置ピッチを3.2[m]，処分坑道中心間距離を14[m]とする（図5.2.2-2参照）。処分場の基本レイアウトとしては、ガラス固化体400本が定置された長さ1,280[m]の処分坑道が14[m]間隔で100本並列した処分場（1,280[m]×1,386[m]；図5.2.2-3(a)参照）を想定し、地下水流れ方向の処分場領域の一辺の長さが2倍（2,786[m]）になるケース（図5.2.2-3(b)）と同じく1/2倍（686[m]）になるケース（図5.2.2-3(c)）についても解析を実施する。各レイアウトにおける各処分坑道から下流側断層までの移行距離を表5.2.2-2に示す。

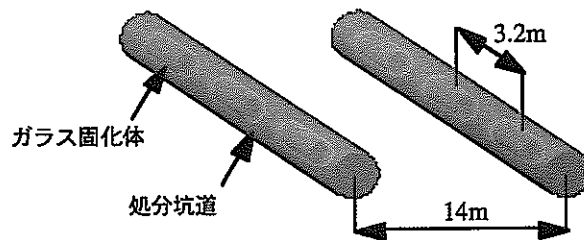
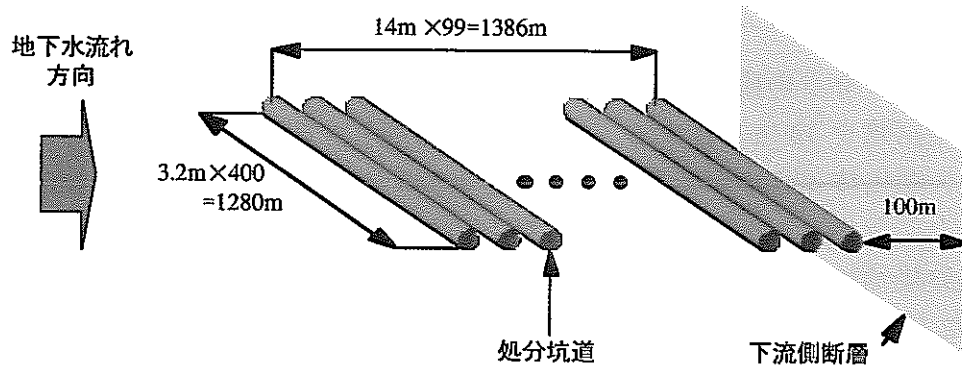


図 5.2.2-2 ガラス固化体定置ピッチと処分坑道配置ピッチ

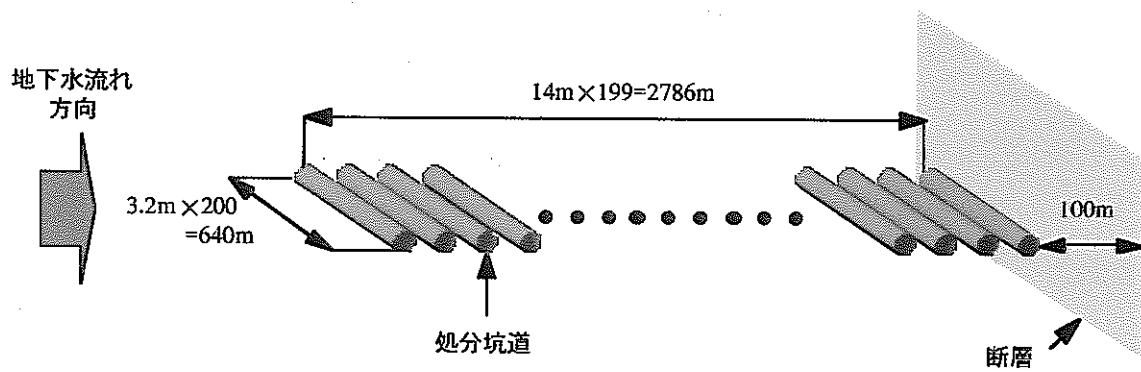
表 5.2.2-2 データ一覧

	各処分坑道から断層までの移行距離 (処分坑道列数)	各処分坑道に含まれる ガラス固化体本数
基本レイアウト	100～1,486[m] (100列)	400本
処分場一辺の長さ2倍	100～2,886[m] (200列)	200本
処分場一辺の長さ1/2倍	100～786[m] (50列)	800本

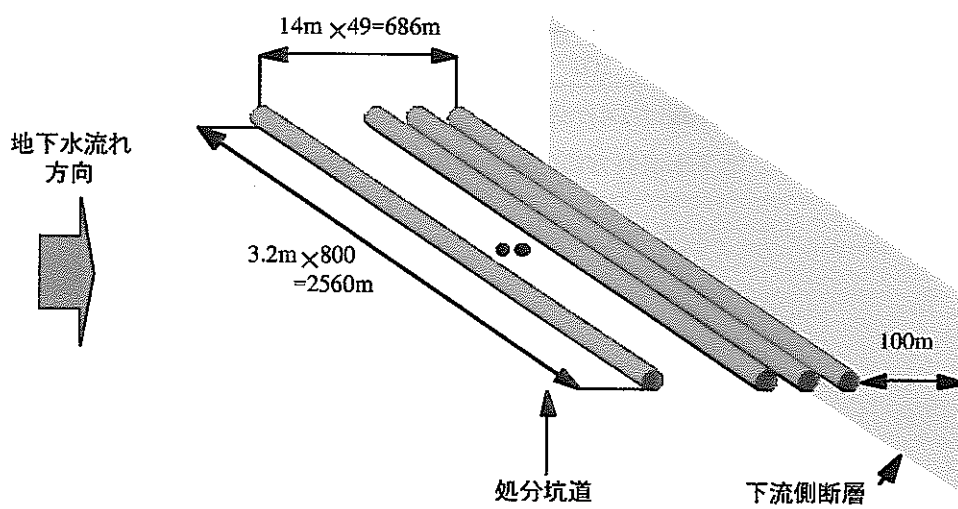
ただし、処分坑道中心間距離は14[m]，処分坑道内のガラス固化体ピッチは3.2[m]とする。  
処分場一辺の長さは、地下水流れ方向の処分場領域の一辺の長さを表す。



(a) 基本レイアウト



(b) 処分場の長さが 2 倍になるケース



(c) 処分場の長さが 1/2 倍になるケース

図 5.2.2-3 処分場レイアウト解析ケース模式図

### 5.2.2.3 処分場内での濃度干渉効果を考慮したケース

#### 5.2.2.3.1 モデルの概要

濃度干渉効果に関しては、

- 上流側の処分坑道から放出された核種により、下流側の処分坑道周辺の核種濃度が上昇して人工バリア中での濃度勾配が低減されることによって人工バリアからの核種放出量が抑制される（図 5.2.2-4 参照）。

と仮定し、処分場領域内での濃度干渉効果について解析を実施する。すなわち、濃度干渉モデルにより処分場最下流端における処分場全体からの核種移行率を算定し、この核種移行率を用いて下流側の母岩と断層内での核種移行評価をそれぞれ母岩と断層に対するレファレンスケース概念モデルにより実施する。濃度干渉モデルの構築にあたっては、以下の仮定を設定する（図 5.2.2-5 参照）。

- 地下水流れ方向に配置された全ての処分坑道が濃度干渉に寄与する。
- ガラス固化体から溶出した核種は緩衝材中を拡散により移行し、処分坑道周辺の掘削影響領域に流入する。
- 上流側の処分坑道から放出された核種は全て、下流側の処分坑道周辺の掘削影響領域内に流入し、掘削影響領域内の核種濃度は、緩衝材および上流側の掘削影響領域からの流入と、下流側の掘削影響領域への流出より算定する。
- 掘削影響領域中の核種の溶解・沈殿を考慮する。
- 処分場領域内の母岩による核種移行遅延効果は考慮しない。

以上の仮定に基づく濃度干渉モデルでは、濃度干渉の効果を十分に取り込むこととなり、非保守側の設定となる。なお、濃度干渉モデル中の人工バリア中の核種移行については、人工バリアのレファレンスケース概念モデルと同じ結果を導くことが確認されている（サイクル機構, 1999e）。

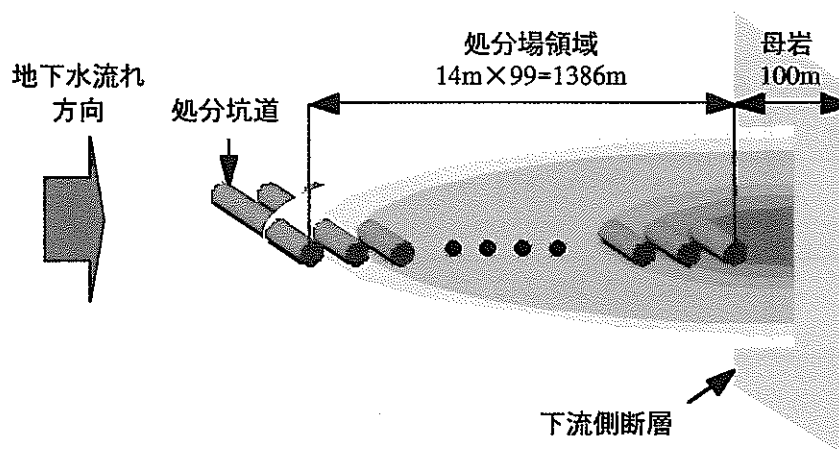


図 5.2.2-4 処分場領域内における濃度干渉概念図

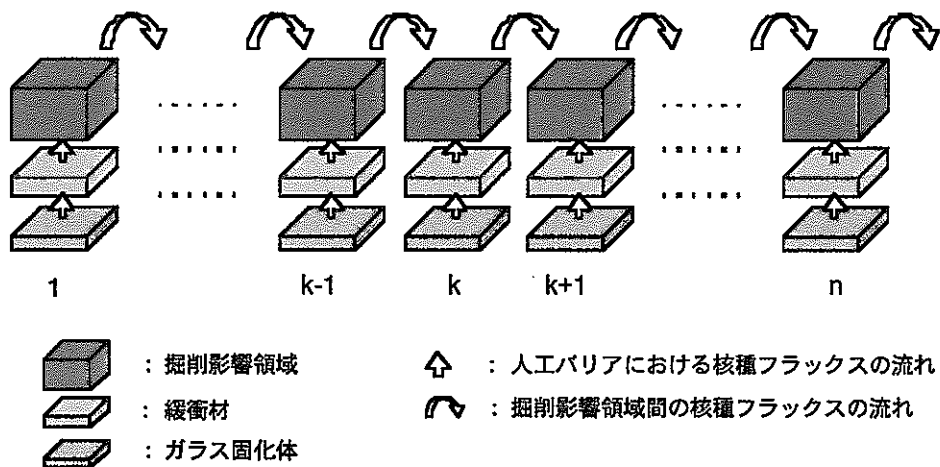


図 5.2.2-5 濃度干渉効果を考慮した処分場内の核種移行モデル概念図

#### 5.2.2.3.2 データ

処分場内の濃度干渉効果を考慮した核種移行評価は、5.2.2.2節で設定した処分場の基本レイアウトを対象として実施する。すなわち、処分坑道100本間の濃度干渉を人工バリア中の核種移行と掘削影響領域間の核種移行を連成させた解析を行うため、計算に多大な時間を要する。そこで、レファレンスケースで採用した核種（4崩壊系列21核種、放射化生成物／核分裂生成物8核種）のうち、レファレンスケースの核種移行解析結果から各時間領域において支配的となる核種を含む崩壊系列と核分裂生成物を対象核種とした（表 5.2.2-3 参照）。

ガラス固化体1本あたりの掘削影響領域の体積は、処分坑道直径を2.22[m]、掘削影響領域の幅を0.5[m](4.1.3.8参照)、ガラス固化体ピッチを3.13[m]として約13[m<sup>3</sup>]と求められる。また、掘削影響領域を通過する流量としては、レファレンスケースにおいて亀裂ネットワークモデルを用いて算出された処分坑道周辺の掘削影響領域を通過する流量0.001[m<sup>3</sup> y<sup>-1</sup>]を使用した。その他のガラス固化体、緩衝材および核種に関するデータは、それぞれレファレンスケースで設定した値を採用した。

表 5.2.2-3 濃度干渉効果を考慮した核種移行解析での評価対象核種

核分裂生成物	Se-79, Tc-99, Cs-135
4n+1 系列	Cm-245 ⇒ Pu-241 ⇒ Am-241 ⇒ Np-237 ⇒ U-233 ⇒ Th-229
4n+2 系列	Cm-246 ⇒ Pu-242 ⇒ U-238 ⇒ U-234 ⇒ Th-230 ⇒ Ra-226 ⇒ Pb-210

#### 5.2.2.4 断層を多孔質媒体によりモデル化したケース

##### 5.2.2.4.1 モデルの概要

一般に、断層破碎帯部は小さな角礫で構成されていることが多く、Umeki et al. (1995) はスイスグリムゼル地下実験場における断層破碎帯部を多孔質媒体によりモデル化することによって断層内でのトレーサ試験結果をシミュレーションしている。そこで、概念モデル変更ケースにおいては、処分場下流側の断層に対して多孔質モデルを適用することとする。その他の仮定は、レファレンスケースと同じとする。

##### 5.2.2.4.2 数学的定式化

###### 1) 支配方程式

定常な地下水流れ下における 1 次元多孔質断層中の核種移行支配方程式は以下のよう表される（図 5.2.2-6 参照）。

$$R_n \frac{\partial C_n}{\partial t} + v \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n \lambda_n C_n - R_{n-1} \lambda_{n-1} C_{n-1} = 0 \quad (5.2.2-8)$$

ここに、添え字  $n$  は核種を表し、 $v$  は平均実流速 [ $\text{m s}^{-1}$ ]、 $D_L (= \alpha_L v + D^m)$  は分散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\alpha_L$  は縦方向分散長 [ $\text{m}$ ]、 $D^m$  は岩石基質間隙中の拡散係数 [ $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ]、 $\lambda_n$  は崩壊定数 [ $\text{s}^{-1}$ ]、 $C_n$  は核種濃度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]、 $x$  は移行距離 [ $\text{m}$ ]、 $t$  は時間 [ $\text{s}$ ] を表す。また、 $R_n$  は遅延係数で瞬時・可逆・平衡な収着を仮定して次式のように表される。

$$R_n = 1 + \frac{\rho \cdot Kd_n}{\theta} \quad (5.2.2-9)$$

ここに、 $Kd_n$  は岩石鉱物への分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]、 $\rho$  はマトリクス乾燥密度 [ $\text{Mg m}^{-3}$ ]、 $\theta$  は間隙率 [-] を表す。

###### 2) 初期条件・境界条件

亀裂およびマトリクス中での初期濃度は 0 とする。核種移行は、母岩から放出された核種フラックスを境界条件として与える。

$$vC_n - D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} = f_n(t) \quad (x=0) \quad (5.2.2-10)$$

ここに、 $f_n(t)$  は流入する核種フラックス [ $\text{mol y}^{-1}$ ] を表わす。

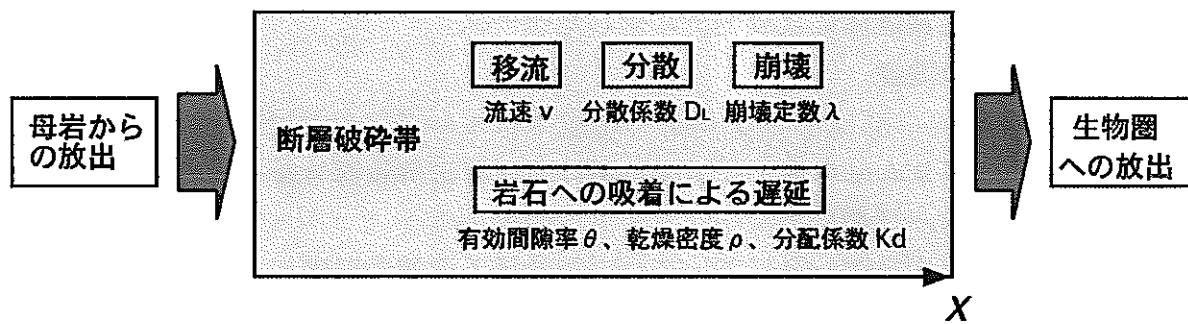


図 5.2.2-6 多孔質媒体モデル概念図

#### 5.2.2.4.3 データ

レファレンスケースと異なるデータのみ以下に記述する。

##### 1) 断層破砕帯部の透水性

断層破砕帯の透水係数は、既往の文献調査（梅田，1996）によると  $10^{-9} \sim 10^{-5} [\text{m s}^{-1}]$  に分布し，田中・井上（1995）によると  $10^{-6} \sim 10^{-5} [\text{m s}^{-1}]$  に分布している。また，釜石鉱山の断層破砕帯の透水係数は  $10^{-7} \sim 10^{-5} [\text{m s}^{-1}]$  に分布している（動燃事業団，1998）。以上より，断層破砕帯部の透水係数は  $10^{-5} [\text{m s}^{-1}]$  とする。

##### 2) 断層破砕帯部の有効間隙率

釜石鉱山における破砕帯の有効間隙率は 3.0～11.3% に分布し，その平均値は 8.6% である（佐藤，1999）ことから，断層破砕帯部の有効間隙率は 10% とする。

##### 3) 断層破砕帯部の乾燥密度

断層破砕帯の乾燥密度は，有効間隙率を 10% とし，母岩と同様関係式(4.2.2-12)より  $2.43 [\text{Mg m}^{-3}]$  と求められる。これは，釜石鉱山での破砕帯の乾燥密度の測定平均値  $2.43 [\text{Mg m}^{-3}]$  ( $2.3 \sim 2.63 [\text{Mg m}^{-3}]$ ) に等しい。

##### 4) 断層破砕帯内の実流速

レファレンスケースと同様，断層破砕帯内の上向きの動水勾配を母岩と同じ 0.01 と保守的に設定し，断層破砕帯内の実流速を以下のように算定する。

$$V_f = \frac{K_f \cdot i}{\theta_f} = \frac{10^{-5} \times 0.01}{0.1} = 10^{-6} [\text{m s}^{-1}] \approx 32 [\text{m y}^{-1}] \quad (5.2.2-11)$$

ここに， $V_f$  は断層破砕帯内の実流速  $[\text{m s}^{-1}]$ ， $K_f$  は断層の透水係数 ( $=10^{-5} [\text{m s}^{-1}]$ )， $i$  は動水勾配 ( $=0.01$ )， $\theta_f$  は有効間隙率 [-] を表す。

断層に対する概念モデル変更ケースおよびレファレンスケースで用いたデータを併せて表 5.2.2-4 に示す。

表 5.2.2-4 断層に対する概念モデル変更ケースと  
レファレンスケースにおけるデータの比較一覧

パラメータ	概念モデル変更ケース	レファレンスケース
モデル	1次元多孔質モデル	1次元平行平板モデル
入力ソース	母岩からの放出量	母岩からの放出量
移行距離	800[m]	800[m]
実流速	32[m y <sup>-1</sup> ]	50[m y <sup>-1</sup> ]
縦方向分散長	80[m] (=1/10×移行距離)	80[m] (=1/10×移行距離)
有効間隙率	10% (断層破碎帯部)	2% (岩石基質部)
乾燥密度	2.43[Mg m <sup>-3</sup> ](断層破碎帯部)	2.64[Mg m <sup>-3</sup> ] (岩石基質部)
分配係数	表 4.2.2-2 参照	表 4.2.2-2 参照

### 5.2.3 地質環境変更ケース

地質環境変更ケースでは、レファレンスケース以外の地形地質環境および地下水環境下における核種移行評価を実施する。すなわち、わが国の地下深部において想定される現実的な動水勾配の範囲や、わが国に分布する代表的な岩種および地下水を対象として核種移行解析を実施する。

岩種に関しては、レファレンスケースの花崗岩以外の結晶質岩や堆積岩を対象とし、構成鉱物による分配係数の違いにより、結晶質岩は花崗岩などの酸性岩と玄武岩などの塩基性岩に分類し、堆積岩は砂岩と泥岩・凝灰岩に分類する。堆積岩は、さらに強度特性の違いにより先新第三紀堆積岩と新第三紀堆積岩に分類し、新第三紀堆積岩においては処分深度を 500 [m]、下流側断層内での移行距離を 300 [m]として評価を実施する（図 5.2.3-1 参照）。したがって、評価の対象となる岩種は、酸性結晶質岩、塩基性結晶質岩、先新第三紀砂岩、先新第三紀泥岩・凝灰岩、新第三紀砂岩、新第三紀泥岩・凝灰岩の 6 岩種とする。

地下水に関しては、レファレンスケースの降水系高 pH 型地下水の他に海水系高 pH 型地下水も対象とする（3.2.1.3 参照）。

地質環境変更ケースにおいて検討の対象となるパラメータの一覧を表 5.2.3-1 に示す。

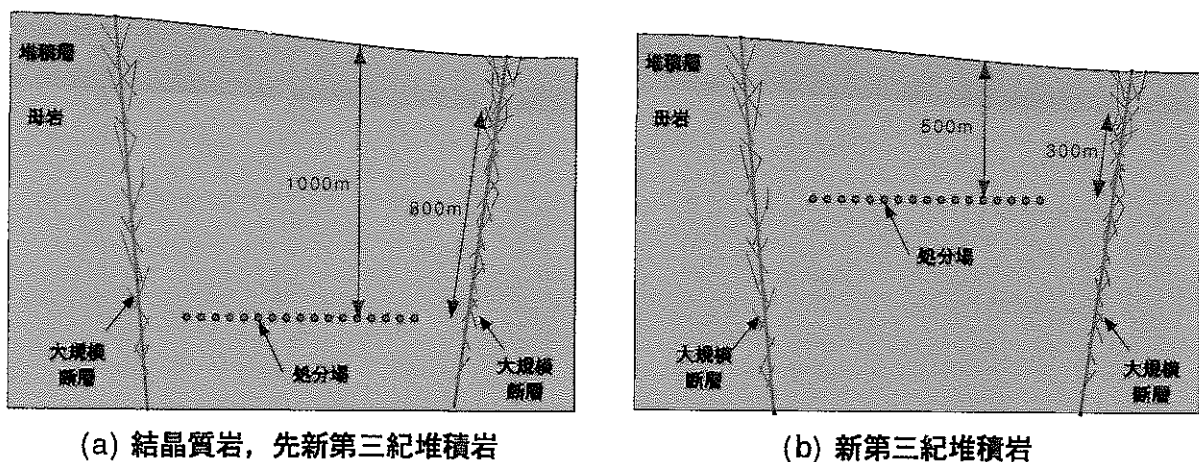


図 5.2.3-1 岩種と処分深度の関係



表 5.2.3-1 地質環境変更ケースにおける因子とパラメータの関係

項目	対象パラメータ
地形（地質）構造	動水勾配 (掘削影響領域通過流量：5.1.4.1 参照)
岩種*：結晶質岩（酸性、塩基性） 堆積岩（砂岩、泥岩・凝灰岩）	亀裂構造特性 核種移行特性
地下水：降水系高 pH 地下水 海水系高 pH 地下水	収着特性（分配係数）

\* 堆積岩は先新第三紀堆積岩と新第三紀堆積岩に分類し、結晶質岩および先新第三紀堆積岩は処分深度 1000[m]、断層内の移行距離 800[m]とし、新第三紀堆積岩は処分深度 500[m]、断層内の移行距離 300[m]として評価を実施する。

#### 5.2.3.1 動水勾配のバリエーション

地質環境変更ケースにおける動水勾配は、地下水面の勾配から推定した動水勾配の分布より現実的な範囲として 0.001, 0.1 と設定する（図 5.2.3-2 参照）。

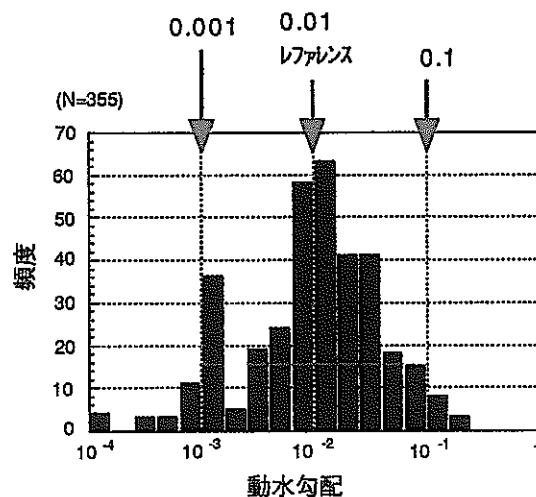


図 5.2.3-2（再掲） 地下水面の勾配から推定した動水勾配の分布  
(日比谷ほか, 1997)

#### 5.2.3.2 岩種のバリエーション

各岩種における亀裂構造パラメータおよび核種移行パラメータを設定する。

##### 1) 亀裂構造パラメータ

レファレンスケースの花崗岩以外の岩種に関しては、

- 日本各地の露頭や鉱山坑道内で実施した亀裂調査によると、観察した全ての岩種で亀裂が確認され亀裂が支配的な移行経路となる可能性が示されている（サイク

ル機構, 1999a) ,

- 亀裂以外に透水性の高い地層構造内の粒子間隙中の流れが有意な新第三紀堆積岩に対して, 粒子間隙中の核種移行を考慮した不均質連続体モデルを用いて評価(井尻ほか, 1998) した結果, 亀裂内の流れのみを考慮した亀裂性岩盤モデルを用いた評価の方が保守側となることがわかった(サイクル機構, 1999d) ,

ことから, ここでは全ての岩種に対してレファレンスケースと同様, 亀裂内の流れが支配的な亀裂性岩盤として核種移行解析を実施する。各岩種における亀裂特性に関しては,

- 亀裂特性に関する既往の文献のほとんどが花崗岩を対象とし, その他の岩種における亀裂特性に関しては, データが少なく未だよく知られていない(サイクル機構, 1999a) ,
- 花崗岩は, 岩石基質部の透水性が非常に小さく, 亀裂の頻度や連続性が高い(緒方, 1984) ことから, 典型的な亀裂性岩盤に分類でき, その他の岩種に比べて透水性の高い亀裂構造を有していると考えられる(サイクル機構, 1999a) ,
- 花崗岩以外の岩種では花崗岩ほど亀裂の方向性が顕著でなく(緒方, 1984) , 亀裂の方向分布をランダムとした場合には, 亀裂の方向分布を与えたレファレンスケースよりも性能評価上非保守側になることがわかっている(サイクル機構, 1999b) ,

ことから, 花崗岩以外の岩種に対してもレファレンスケースと同じ亀裂構造を適用して解析を実施することとする。

## 2) 核種移行パラメータ

花崗岩以外の岩種における核種移行パラメータのうち分散長, マトリクス拡散寄与面積率およびマトリクス拡散深さに関しては, 既往のデータが少ないため岩種による違いが明らかでないことから, レファレンスケースと同じ値とする。ただし, マトリクス拡散深さに関しては, 堆積岩(頁岩: 有効間隙率 9%) で実施したナチュラルアナログ研究の結果によると, 測定深度 (0.08 [m]) 以深にもマトリクス拡散している可能性がある(Mazurek et al., 1996) ことから, 特に有効間隙率の大きい新第三紀堆積岩では, 未変質部にも容易にマトリクス拡散すると考えられ, レファレンスケースで設定したマトリクス拡散深さ 0.1[m] は非常に保守的な設定と考えられる。

花崗岩以外の岩種における有効間隙率/乾燥密度/実効拡散係数および分配係数は, 次頁のように設定する。

#### (1) 有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数

有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数に関しては、レファレンスケースと同様、互いに相関を持たせて設定する。

有効間隙率に関しては、既往の文献調査（佐藤ほか，1992）および釜石鉱山や東濃鉱山での測定値により得られた頻度分布に基づいて6岩種の代表値と現実的な分布範囲を設定する（図5.2.3-3参照）。すなわち、塩基性結晶質岩および先新第三紀堆積岩の有効間隙率は、花崗岩とほぼ同じような分布傾向を示すことから、レファレンスケースと同じく代表値として2%を設定する。新第三紀堆積岩の有効間隙率は、結晶質岩や先新第三紀堆積岩よりも大きく、文献値の平均が約20%であること（分冊1；3.5.2参照）から、代表値として20%を設定する。

乾燥密度は、設定した各有効間隙率に対して相関式(4.2.2-12)を用いて算定する。

実効拡散係数は、既往の文献より得られた図5.2.3-4に示す有効間隙率と実効拡散係数の関係に基づいて求める。すなわち、有効間隙率の代表値に対する実効拡散係数は最小二乗近似線との交点より求める。ただし、図5.2.3-4の実効拡散係数は常温（25[℃]）での測定値であるため、結晶質岩および先新第三紀堆積岩に対しては処分深度を1,000[m]として45[℃]換算した値を、新第三紀堆積岩に対しては処分深度を500[m]として30[℃]換算した値を求めている。

以上で求められた有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数の一覧を表5.2.3-2に示す。

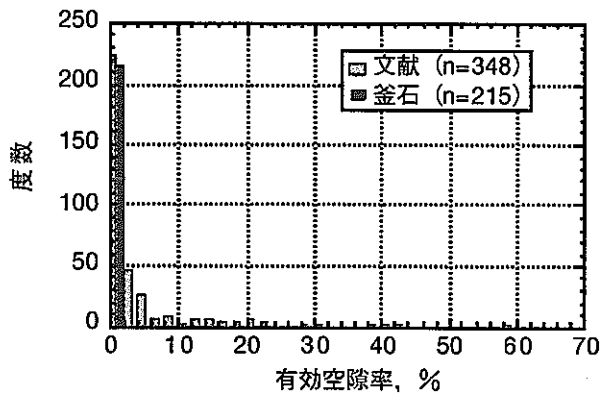
#### (2) 分配係数

岩石に対する核種の分配係数は多くの研究がなされており、分配係数が地下水化学および岩石を構成する鉱物組成（主に粘土鉱物、雲母、緑泥石、方解石等）によって影響を受けることが知られている（例えば、Allard, 1982）。そこで、年代（先新第三紀および新第三紀）による分配係数の違いは小さいと仮定し、岩種による分配係数の違いのみ考慮してレファレンスケースと同じデータ設定の考え方に基づいて分配係数を設定した。6岩種に対する分配係数を表5.2.3-3に示す（澁谷ほか，1999a）。

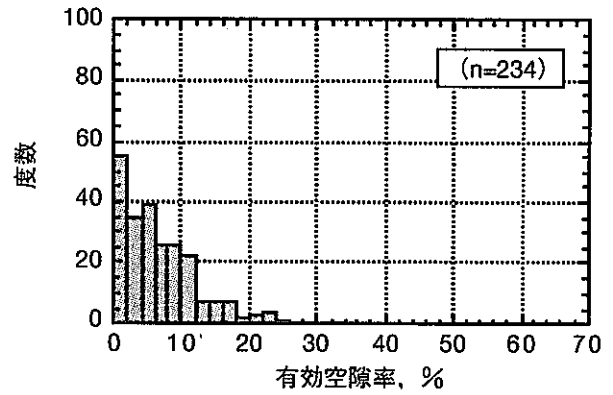
#### 5.2.3.3 地下水のバリエーション

地下水に関しては、分配係数への影響のみ考慮し、レファレンスケース（降水系高pH型地下水）以外の海水系高pH型地下水環境下における各岩種に対する分配係数を求める。データ設定の考え方はレファレンスデータの場合と同じである（4.2.2.2.3参照）。求めた分配係数を表5.2.3-3に示す

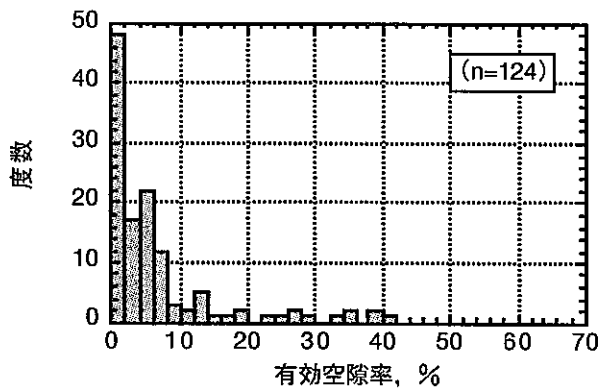
以上で設定した地質環境変更ケースにおけるパラメータの一覧を表5.2.3-4に示す。



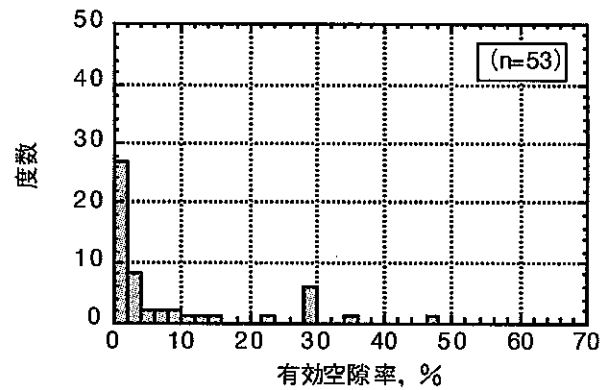
(a) 酸性結晶質岩



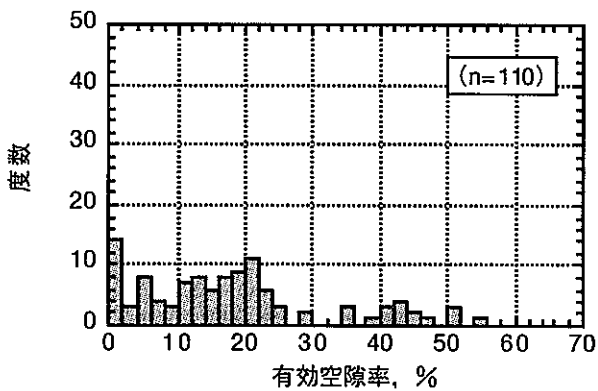
(b) 塩基性結晶質



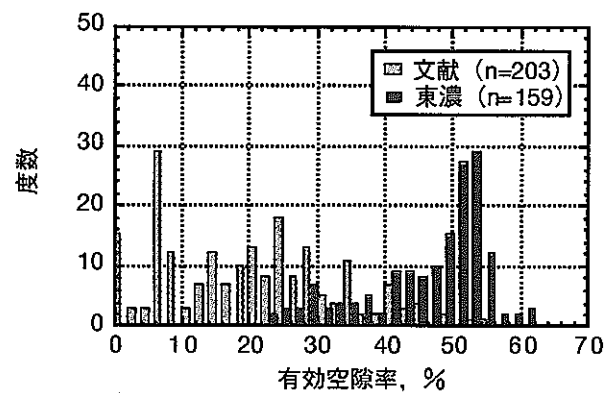
(c) 先新第三紀砂岩



(d) 先新第三紀泥岩・凝灰岩



(e) 新第三紀砂岩

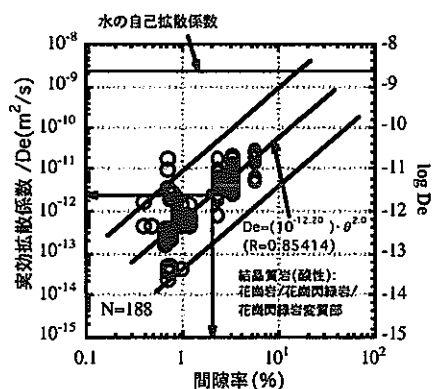


(f) 新第三紀泥岩・凝灰岩

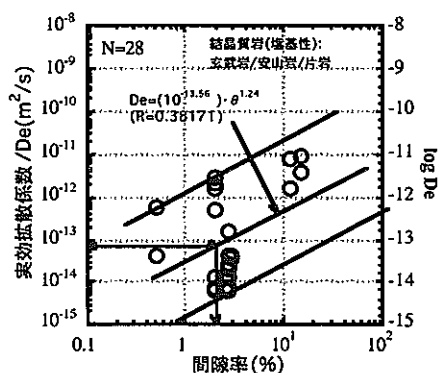
図 5.2.3-3 各岩種における有効間隙率の頻度分布

図中、釜石は栗橋花崗閃緑岩、東濃は瑞浪層群堆積岩における有効間隙率測定値を示す。

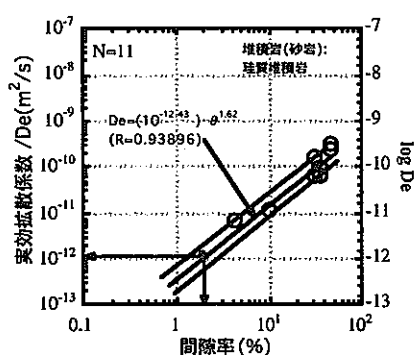
その他のデータは、佐藤ほか（1992）に新たに文献からのデータを追加したものを表す。



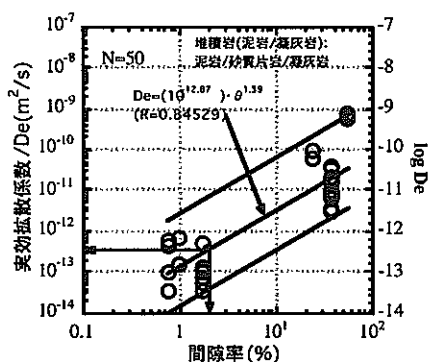
(a) 結晶質岩 (酸性)



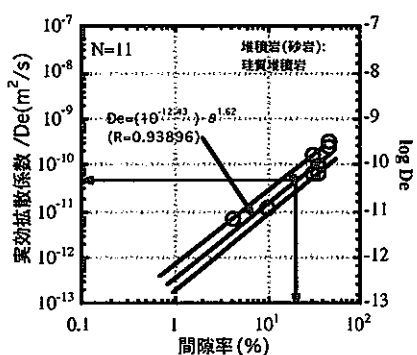
(b) 結晶質岩 (塩基性)



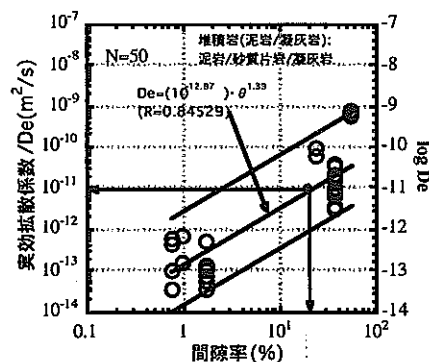
(c) 先新第三紀砂岩



(d) 先新第三紀泥岩・凝灰岩



(e) 新第三紀砂岩



(f) 新第三紀泥岩・凝灰岩

図 5.2.3-4 各岩種に対する有効間隙率と実効拡散係数の関係

図中央の直線は最小二乗近似線，その上下の直線は最大・最小値を通る最小二乗近似と平行な線を示す。

堆積岩に関しては，先新第三紀と新第三紀を区別せずに表示してある。

表 5.2.3-2 有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数パラメーター一覧

岩種	有効間隙率 [%]	乾燥密度 [Mgm <sup>-3</sup> ]	実効拡散係数* [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]	備 考
結晶質岩（酸性）	2	2.64	3×10 <sup>-12</sup>	レファレンスケース
結晶質岩（塩基性）	2	2.64	9×10 <sup>-14</sup>	代表値
先新第三紀砂岩	2	2.64	1×10 <sup>-12</sup>	代表値
先新第三紀泥岩・凝灰岩	2	2.64	4×10 <sup>-13</sup>	代表値
新第三紀砂岩	20	2.16	5×10 <sup>-11</sup>	代表値
新第三紀泥岩・凝灰岩	20	2.16	9×10 <sup>-12</sup>	代表値

\* 結晶質岩および先新第三紀堆積岩は45℃換算値，新第三紀堆積岩は30℃換算値を示す。

表 5.2.3-3 降水系および海水系地下水環境下における  
各岩種に対する分配係数(Kd[m<sup>3</sup>kg<sup>-1</sup>])一覧

地下水 岩種	降水系高pH (FRHP)				海水系高pH (SRHP)			
	結晶質岩 (酸性) レファレンスケース	結晶質岩 (塩基性)	泥岩 凝灰岩	砂岩	結晶質岩 (酸性)	結晶質岩 (塩基性)	泥岩 凝灰岩	砂岩
Se	0.01	0.01	0.01	0.001	0.01	0.01	0.01	0.001
Zr	0.1	1	1	0.1	0.1	0.5	1	0.1
Nb	0.1	1	1	0.1	0.1	0.5	1	0.1
Tc	1	1	1	1	1	1	1	1
Pd	0.1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1
Sn	1	5	5	1	1	5	5	1
Cs	0.05	0.1	0.1	0.05	0.005	0.01	0.01	0.005
Sm	5	5	5	5	5	5	5	5
Pb	0.1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1
Ra	0.5	0.5	0.5	0.5	0.05	0.05	0.05	0.05
Ac	5	5	5	5	5	5	5	5
Th	1	1	1	1	1	1	1	1
Pa	1	1	1	1	1	1	1	1
U	1	1	1	1	1	1	1	1
Np	1	1	1	1	1	1	1	1
Pu	1	1	1	1	1	1	1	1
Am	5	5	5	5	5	5	5	5
Cm	5	5	5	5	5	5	5	5

表 5.2.3-4 地質環境変更ケースにおける変更パラメーター一覧

	岩種	動水勾配	間隙率／乾燥密度 ／実効拡散係数*	分配係数**	断層内の移行距離 ／分散長***
レファレンスケース	酸性結晶質岩	0.01	レファレンス値	降水系	800[m]／80[m]
地質環境 変更ケース	酸性結晶質岩	0.001, 0.1	レファレンス値	降水系	800[m]／80[m]
	酸性結晶質岩	0.01	レファレンス値	海水系	800[m]／80[m]
	塩基性結晶質岩		代表値	降水系／海水系	
	先新第三紀砂岩				
	先新第三紀泥岩・凝灰岩				
	新第三紀砂岩				
	新第三紀泥岩・凝灰岩				300[m]／30[m]

- \* 母岩／断層のマトリクス部の有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数は、表 5.2.3- 2 に基づき岩種毎に設定する。
- \*\* 分配係数は、表 5.2.3-2 に基づき岩種や地下水に応じた値を設定する。
- \*\*\* 断層内の移行距離や断層内の分散長（＝移行距離の 1/10 倍）は、図 5.2.3-1 に基づき設定する。人工バリアからの核種放出量およびその他のパラメータは、各岩種ともレファレンスケースと同じ値を用いる。

## 5.3 生物圏

### 5.3.1 データ不確実性ケース

生物圏評価においてはパラメータ数が1核種当たり100項目を超えるため、全てのパラメータに対してデータの不確実性についての評価を行うことは困難である。そこで、レファレンスケースの解析結果に基づいて支配的な被ばく経路を抽出し、線量への換算係数に与える影響が大きいと考えられるパラメータについてデータ不確実性ケースを設定し、感度解析を実施する。表 5.3.1-1 にデータ不確実性ケースの解析の概要を示す。

表 5.3.1-1 データ不確実性ケースの解析の概要

解析内容	レファレンスケースからのモデルの変更	データの設定
土壌および堆積物中での分配係数の不確実性 ・ 表面土壌／下部土壌 ・ 河川堆積物 ・ 沿岸海域堆積物	・ レファレンスケースと同じ	・ 文献から得られるデータの幅を考慮 ・ 表 付録3.3-3 参照
農作物への移行係数の不確実性 ・ 米 ・ 根菜 ・ 果物	・ レファレンスケースと同じ	・ 文献から得られるデータの幅を考慮 ・ 表 付録3.3-4 参照
コンパートメントの大きさの不確実性 ・ 表面土壌／下部土壌 ・ 河川水 ・ 沿岸海域水	・ レファレンスケースと同じ	・ 体積、面積、深さの幅を考慮 ・ 表 付録3.1-1 参照

#### 5.3.1.1 土壌および堆積物中での分配係数の不確実性

レファレンスケースの解析結果（後述）から、農作業従事者グループの支配経路は、半数を超える核種で飲料水の摂取が支配経路となっており、次いで農作物の摂取による線量が多いことが分かる。また、全体の約三分の一の核種で外部被ばくやダストの吸入が支配経路となっている。これらの被ばく線量は、河川水コンパートメント中および表面土壌コンパートメント中の核種濃度に依存する。そこで、コンパートメント中の核種濃度に影響を与えるパラメータとして、表面土壌／下部土壌、河川堆積層、沿岸海域堆積層コンパートメントの分配係数を対象に感度解析を実施する。

評価に用いた概念モデルおよび数学モデルは、レファレンスケースの場合と同じとする。データについては、諸外国の報告書や文献等に記載されている値に基づいて変動範囲を設定した。感度解析に用いたデータの最小値・最大値を付録3に示す。

#### 5.3.1.2 農作物への移行係数の不確実性

農作物中の核種濃度は、主として汚染土壌からの経根吸収および灌漑水の葉面付着



(吸収)の二つのプロセスによって与えられる。ここでは、経根吸収に係るパラメータの一つである農作物（果物、米、根菜）への移行係数を対象に感度解析を実施する。

評価に用いた概念モデルおよび数学モデルは、レファレンスケースの場合と同じである。データについては、諸外国の報告書や文献等に記載されている値に基づいて変動範囲を設定した。感度解析に用いたデータの最小値・最大値を付録3に示す。

### 5.3.1.3 コンパートメントの大きさの不確実性

5.3.1.1で記述したように、農作業従事者グループでは、多くの核種で飲料水の摂取、農作物の摂取、外部被ばくやダストの吸入が支配経路となっている。これらの被ばく線量は、河川水コンパートメント中および表面土壌コンパートメント中の核種濃度に依存する。このため、コンパートメント中の核種濃度に影響を与えるパラメータとして、コンパートメントの大きさ（面積、深さ、体積）を対象に感度解析を実施する。

評価に用いた概念モデルおよび数学モデルは、レファレンスケースの場合と同じとする。データについては、諸外国の報告書や文献等に記載されている値に基づいて変動範囲を設定した。感度解析に用いたデータの最小値・最大値を付録3に示す。

## 5.3.2 概念モデル変更ケース

### 5.3.2.1 帯水層における収着

レファレンスケース（4.3.1 参照）においては帯水層での収着による移行遅延／核種崩壊の効果を考慮せず、すべての核種が河川水に流入することを想定した。これに対して、概念モデル変更ケースとして、レファレンスケースをもとに帯水層における収着の効果を考慮し、帯水層を経て河川水へ移行するモデルを設定する。表 5.3.2-1 に概念モデル変更ケースの解析の概要を示す。

表 5.3.2-1 概念モデル変更ケースの解析の概要

解析内容	レファレンスケースからのモデルの変更	データの設定（レファレンスケースからの追加）
帯水層での収着を考慮	<ul style="list-style-type: none"> <li>・帯水層をコンパートメントとしてモデル化</li> <li>・帯水層から河川水への核種移行プロセスの追加</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・帯水層の流量（下記③項参照）</li> <li>・帯水層コンパートメントの体積（下記③項参照）</li> <li>・帯水層コンパートメントの間隙率（下記③項参照）</li> <li>・帯水層コンパートメントの分配係数（表 付録3.4-1 参照）</li> </ul>

#### ①概念モデル

レファレンスケースからの変更点を図 5.3.2-1 に示す。

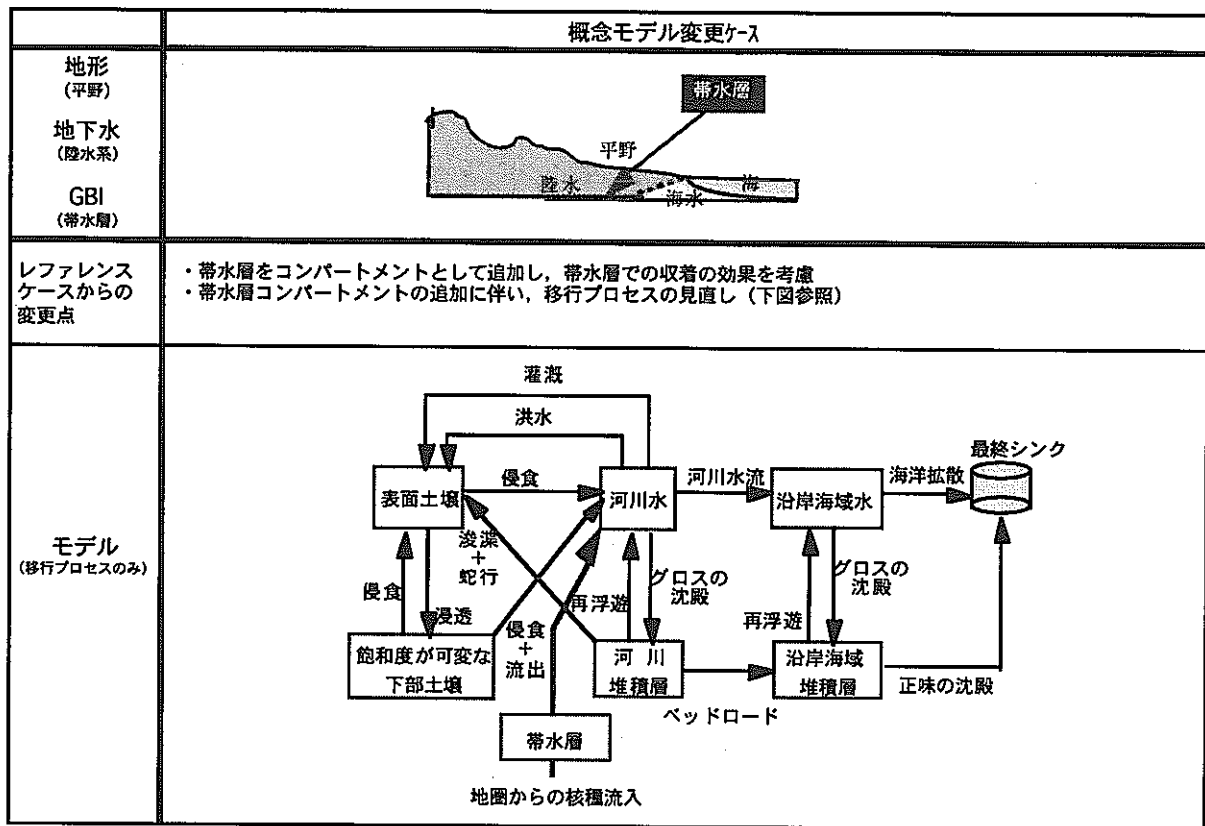


図 5.3.2-1 概念モデル変更ケースの概念モデルの設定

その他の移行プロセス、各被ばくグループや被ばく経路の設定については、レファレンスケースと同じと仮定した。

## ②数学モデル

帯水層コンパートメントから河川水コンパートメントへの液相の移行プロセスの評価式を(付録 1-14)式に示す。

## ③データ

### ・帯水層の流量

深井戸からの揚水量のデータを参考に帯水層の流量を設定した。深井戸からの揚水量（希釈水量）については、深井戸を主な取水源とする水道事業者の事業規模（日本水道協会，1996）の分布がほぼ対数正規分布にしたがうことから、対数平均値により年間揚水量を  $2 \times 10^6 \text{ [m}^3 \text{ y}^{-1}\text{]}$  と設定した。

### ・帯水層コンパートメントの体積

年 1 回コンパートメント中の水が入れ替わると仮定した。

### ・コンパートメントの間隙率

水理公式集（土木学会，1977）に示された土壌の有効間隙率の値のうち、最大値

である砂層の値を採用し、0.3 [-]と設定した。

#### ・帯水層コンパートメントの分配係数

日本において利用できる地下水の90%以上が完新統および更新統中に存在するとされており（蔵田，1962），帯水層は主に第四紀の未固結な堆積岩層と考えられる。ここでは，堆積岩の中で間隙が比較的大きい砂岩層を帯水層として想定し，砂岩に対する降水系還元性高pH型地下水の分配係数の値を設定した。表 付録 3.4-1 に設定値を示す。

### 5.3.3 地質環境変更ケース

生物圏のレファレンスケースにおいては，レファレンスケース地質環境にしたがい，地形が平野であり，地下水が陸水系地下水の場合で，表層水のうち河川水を地圏と生物圏とのインターフェイス（以下，GBI）として設定した。地質環境変更ケースでは，表 4.3.1-1（4.3.1 参照）で示した地質環境条件（地形と地下水の組合せ）を考慮して，その組合せに応じたGBIを設定する。地質環境変更ケースに対する解析ケースの一覧を表 5.3.3-1 に示す。

表 5.3.3-1 地質環境変更ケースに対する生物圏の解析ケース

地形			地下水	GBI					備考 (レファレンスケースからの変更点)
				河川	深井戸	海洋			
平野	丘陵	山地		河川水	堆積層	井戸水	海水	堆積層	
○			陸水系	○					ー (レファレンスケース)
	○		陸水系	○					・丘陵を対象
		○	陸水系	○					・山地を対象
○			陸水系		○				河川堆積層への流入を考慮
	○		陸水系		○				・丘陵を対象
		○	陸水系		○				・山地を対象
○			陸水系			○			深井戸水への流入を考慮
	○		陸水系			○			・丘陵を対象
○			陸水系と 海水系				○		沿岸海域水への流入を考慮
	○		陸水系と 海水系				○		・丘陵を対象
		○	陸水系と 海水系				○		・山地を対象
○			陸水系と 海水系					○	沿岸海域堆積層への流入を考慮
	○		陸水系と 海水系					○	・丘陵を対象
		○	陸水系と 海水系					○	・山地を対象

GBI として，レファレンスケースと同様に河川水を設定した場合について，丘陵および山地の地形パターンを考慮した解析を行う。また，河川に核種が流入する場合において，河川の堆積層による収着の効果を考慮し，図 4.3.2-3(a)に示したレファレンスケースのコンパートメントモデルにおける河川堆積層コンパートメントを GBI として設定した解析を行う。

帯水層の地下水を直接揚水して利用する場合を考慮し、GBI として深井戸を設定した解析を行う。ただし、山地においては灌漑水などに利用している深井戸がほとんどないと想定されることから、地形パターンとしては平野と丘陵を対象とする。

処分場の沿岸立地を考慮して、GBI として海洋を設定した解析を行う。この場合、地下水は陸水系と海水系のどちらの地下水も対象となる。また、わが国の地形環境は山地や丘陵が直接、海に面していることが多いことから、地形パターンとしては、平野、丘陵、山地の 3 つを対象とする。さらに、河川のケースと同様に、堆積層による収着の効果を考慮して、沿岸海域堆積層コンパートメントを GBI として設定した場合についても解析を行う。

### 5.3.3.1 地形のバリエーション

#### 1) 概念モデルおよび数学モデル

それぞれの GBI に応じて設定した概念モデルおよび数学モデルを使用することとする。図 5.3.3-1 に GBI が河川水で地形パターンを変更した場合の概念モデルを示す。数学モデルはレファレンスケースと同じものを使用する。なお、GBI の変更に伴うモデルの設定については、次の 5.3.3.2 で述べる。

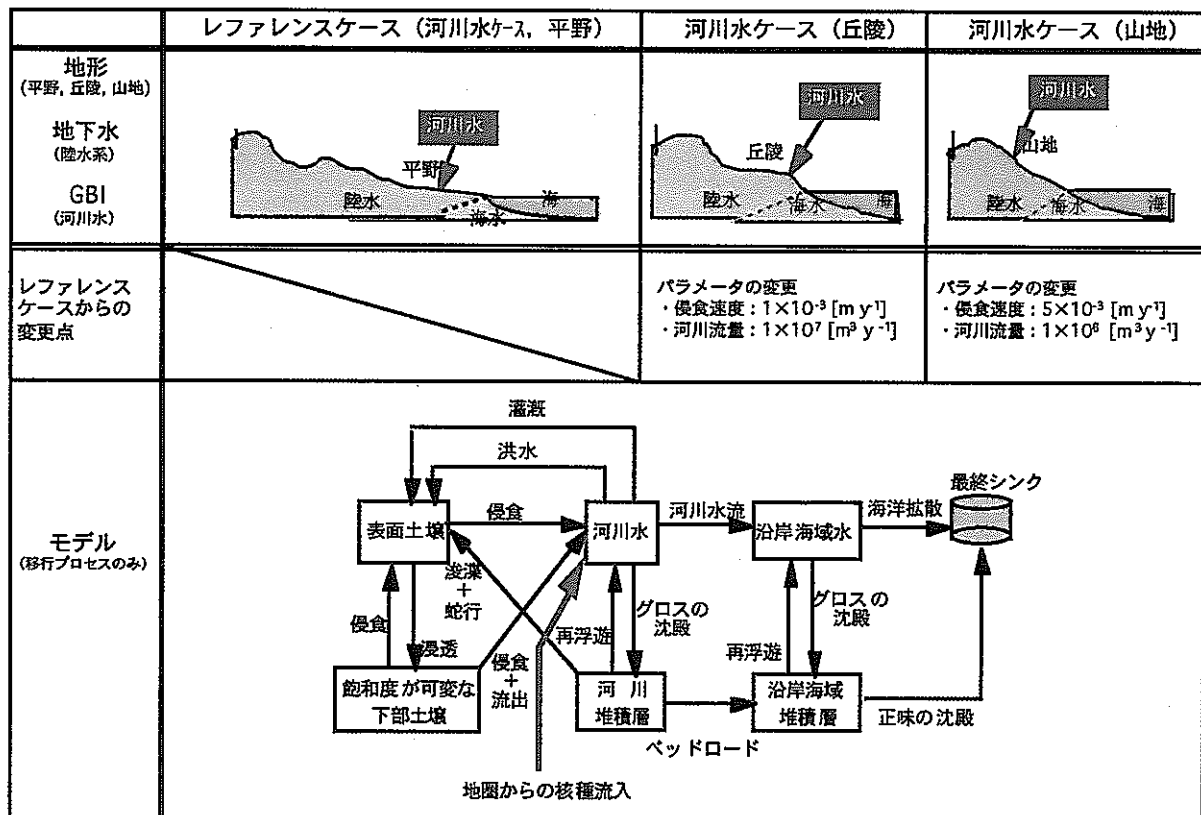


図 5.3.3-1 河川水ケースの概念モデルの設定

#### 2) データセット

地形パターンの変化として、レファレンスケースで設定した平野に加えて、丘陵と山地を考慮した。地形パターンが変わることにより、核種移行プロセスとして侵食速度と河川流量が変動すると仮定した。以下に設定根拠を示す。

### ① 侵食速度

分冊1に記載されている侵食速度の全国的な分布図をもとに、山地および丘陵における侵食速度を設定した。

### ② 河川流量

河川の流量は一般的に上流に行くほど減少するため、平野部での流量に対して丘陵では1桁、山地では2桁小さい流量をそれぞれ設定した。なお、河川の水系網はホートンの法則に従うことが知られている（山本・高橋，1987）。この法則を用いて勾配と河川流量の関係を求めたところ、平野（低地）における流量に対して丘陵での流量は約1桁程度、山地での流量は約2桁程度小さくなる結果が得られた（馬場ほか，1999）。

### 5.3.3.2 GBI および地形の組み合わせのバリエーション

GBI を変更したケースとレファレンスケースのモデルの比較をまとめて、表5.3.3-2に示す。

表 5.3.3-2 レファレンスケースとのモデルの比較

GBI	河川堆積層	深井戸	沿岸海域水	沿岸海域堆積層
地形	・平野 ・丘陵 ・山地	・平野 ・丘陵	・平野 ・丘陵 ・山地	・平野 ・丘陵 ・山地
コンパートメントの追加	・なし	・深井戸	・なし	・なし
コンパートメントの削除	・なし	・なし	・河川水 ・河川堆積層	・河川水 ・河川堆積層
追加される移行プロセス	・地下水流	・灌漑／飲料以外の排水	・なし	・地下水流
削除される移行プロセス	・なし	・なし	・灌漑 ・浚渫／蛇行 ・ベットロード	・灌漑 ・浚渫／蛇行 ・ベットロード
追加される被ばく経路	・なし	・なし	・海洋エアロゾルの吸入（農作業従事者 Gr）	・海洋エアロゾルの吸入（農作業従事者 Gr）
削除される被ばく経路	・なし	・飲料水の摂取（淡水漁業従事者 Gr）	・飲料水の摂取（農作業従事者 Gr） ・河川水からの外部被ばく（農作業従事者 Gr） ・淡水漁業従事者 Grに関連する被ばく経路すべて	・飲料水の摂取（農作業従事者 Gr） ・河川水からの外部被ばく（農作業従事者 Gr） ・淡水漁業従事者 Grに関連する被ばく経路すべて
その他	・なし	・取水源の変更	・淡水漁業従事者 Grの削除	・淡水漁業従事者 Grの削除

以下に、各 GBI の変更に伴うモデルとデータのレファレンスケースからの変更を述べる。

# (1) 河川堆積層を GBI とするケース

## ① 概念モデル

レファレンスケースからの変更点を図 5.3.3-2 に示す。

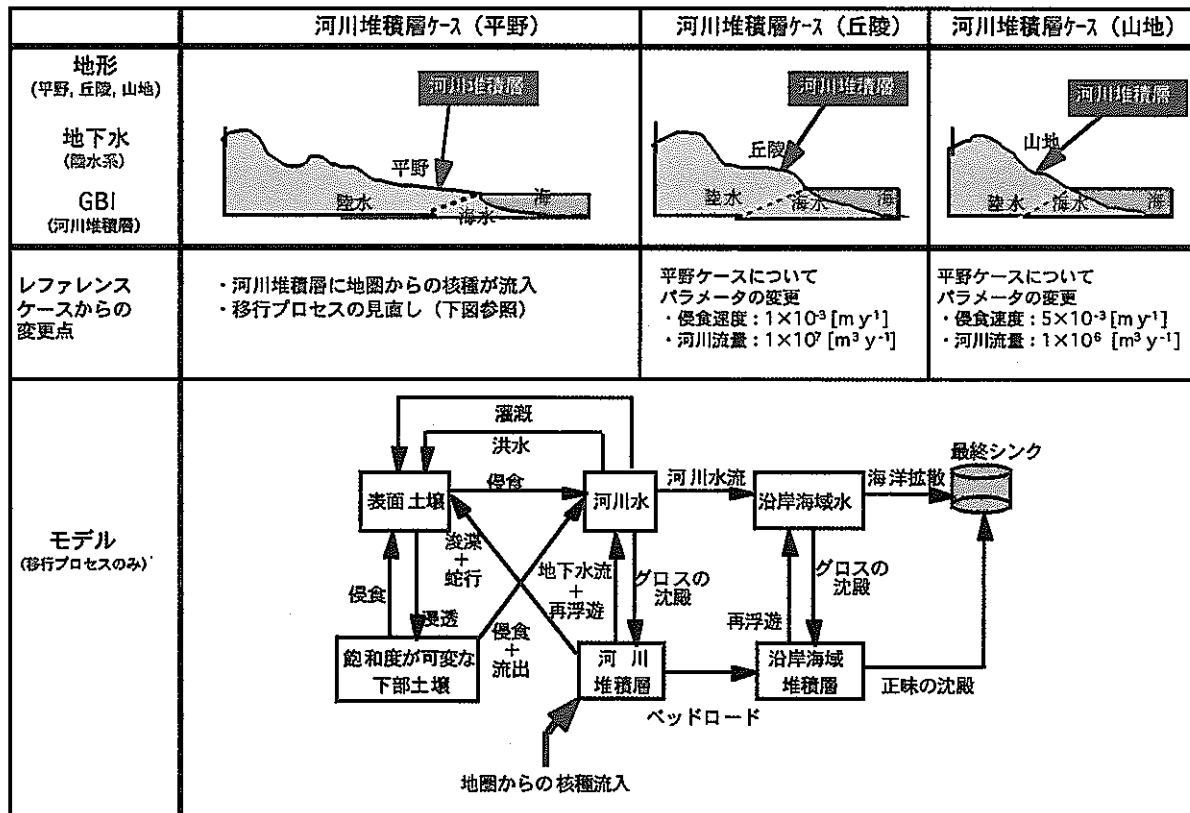


図 5.3.3-2 河川堆積層ケースの概念モデルの設定

各被ばくグループや被ばく経路の設定については、レファレンスケースと同じであると仮定した。

## ② 数学モデル

河川堆積層コンパートメントから河川水コンパートメントへの地下水流プロセスの移行係数算出式を(付録 1-15)式に示す。

## ③ データ

### ・地下水流量

深井戸希釈水量（5.3.2.1 参照）と同じであると仮定し、 $2.0 \times 10^6 [\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1}]$ と設定した。

## (2) 深井戸を GBI とするケース

### ① 概念モデル

レファレンスケースからの変更点を図 5.3.3-3 に示す。

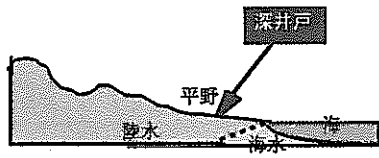
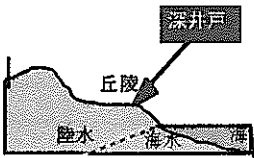
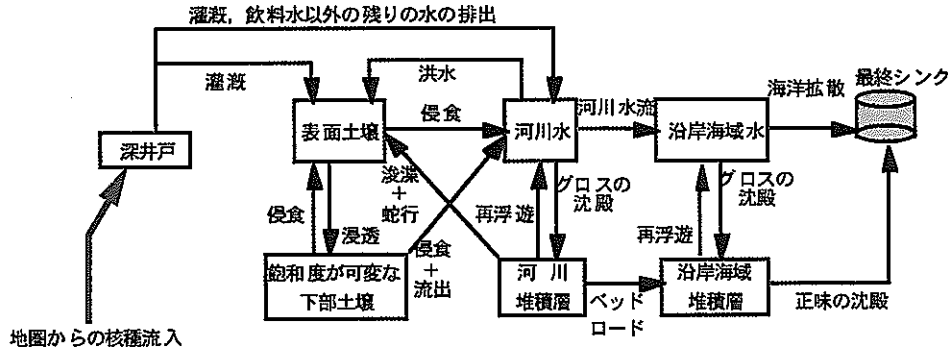
	深井戸ケース（平野）	深井戸ケース（丘陵）	
地形 （平野、丘陵）  地下水 （陸水系）  GBI （深井戸）			
レファレンスケースからの変更点	<ul style="list-style-type: none"> <li>・深井戸のコンパートメントを追加</li> <li>・深井戸に地図からの核種が流入</li> <li>・深井戸コンパートメントの追加に伴い、移行プロセスの見直し（下図参照）</li> <li>・被ばく経路の見直し（淡水漁業Grの飲料水の摂取の削除）</li> </ul>	平野ケースについて パラメータの変更 <ul style="list-style-type: none"> <li>・侵食速度：<math>1 \times 10^{-3} [\text{m} \cdot \text{y}^{-1}]</math></li> <li>・河川流量：<math>1 \times 10^7 [\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1}]</math></li> </ul>	
モデル （移行プロセスのみ）			

図 5.3.3-3 深井戸ケースの概念モデルの設定

各被ばくグループや被ばく経路の設定については、レファレンスケースと同じであると仮定した。ただし、淡水漁業従事者グループの被ばく経路のうち飲料水の摂取を削除した。

### ② 数学モデル

深井戸コンパートメントから河川水コンパートメントへの灌漑／飲料以外の排水プロセスの移行係数算出式を(付録 1-16)式に示す。

### ③ データ

#### ・灌漑／飲料以外の排水量

灌漑水量 ( $1.5 \times 10^4 [\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1}]$ ) との合計値が深井戸希釈水量 ( $2.0 \times 10^6 [\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1}]$ ) となるよう、 $1.985 \times 10^6 [\text{m}^3 \cdot \text{y}^{-1}]$  と設定した。

#### ・深井戸コンパートメントの大きさ

年 1 回コンパートメント中の水が入れ替わると仮定して、深井戸希釈水量より  $2.0 \times 10^6 \text{ [m}^3\text{]}$  と設定した。

### (3) 沿岸海域水を GBI とするケース

#### ① 概念モデル

レファレンスケースからの変更点を図 5.3.3-4 に示す。

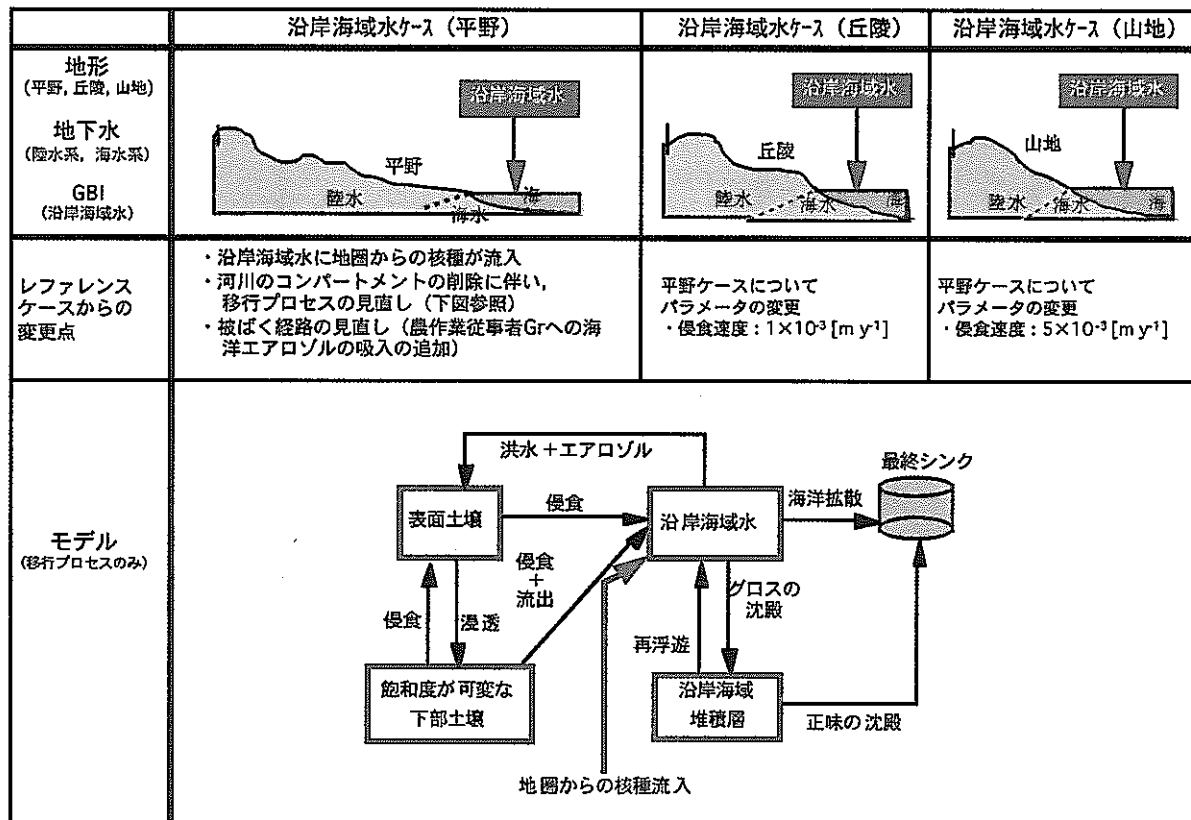


図 5.3.3- 4 沿岸海域水ケースの概念モデルの設定

また、各被ばくグループや被ばく経路の設定を図 5.3.3-5 に示す。

#### ② 数学モデル

沿岸海域水コンパートメントから表面土壌コンパートメントへの海洋エアロゾルの移行係数算出式を(付録 1-17)式に示す。

#### ③ データ

##### ・海洋エアロゾルの陸地への移行量

沿岸海域水コンパートメントの体積に沿岸地帯への水の輸送割合 (Lawson and Smith, 1985) を乗じて 海洋エアロゾルの陸地への移行量を標準値  $1 \times 10^2 \text{ [m}^3 \text{ y}^{-1}\text{]}$ , 範囲  $1 \sim 1 \times 10^3 \text{ [m}^3 \text{ y}^{-1}\text{]}$  と設定した。



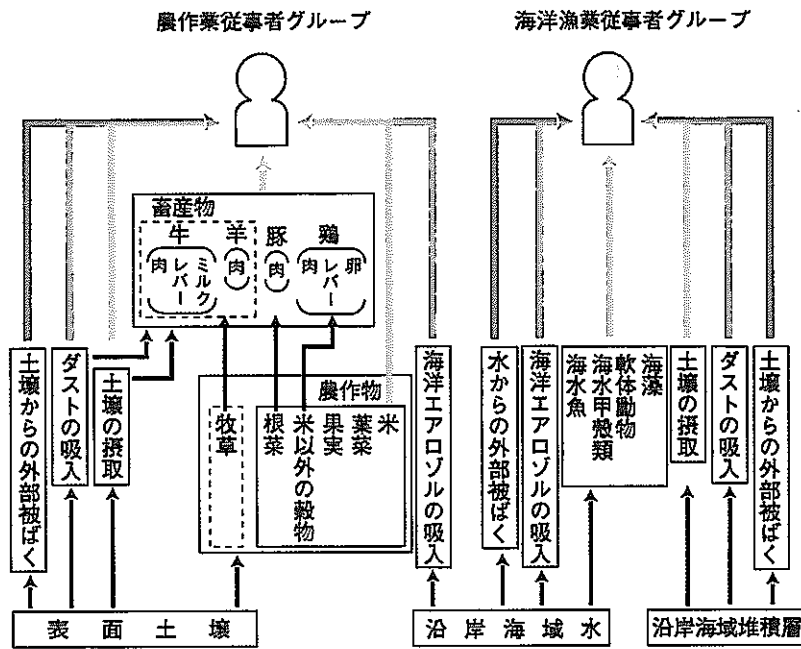


図 5.3.3-5 沿岸海域水ケースの被ばく経路の設定

#### (4) 沿岸海域堆積層を GBI とするケース

##### ① 概念モデル

レファレンスケースからの変更点を図 5.3.3-6 に示す。

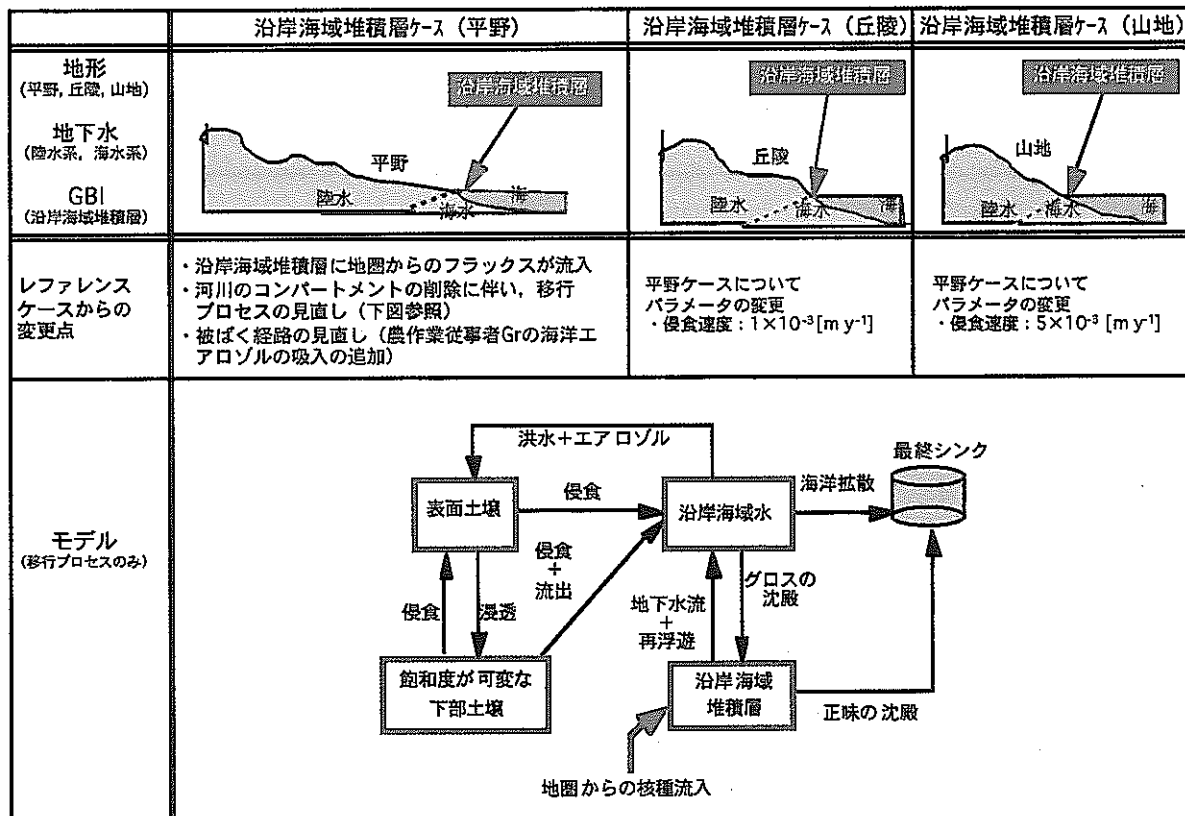


図 5.3.3-6 沿岸海域堆積層ケースの概念モデルの設定

各被ばくグループや被ばく経路の設定については、沿岸海域水ケース（図 5.3.3-5 参照）と同じであると仮定した。

② 数学モデル

海洋エアロゾルの移行係数算出式は沿岸海域水ケースの(付録 1-17)式と同様に設定した。

また、地下水流プロセス（沿岸海域堆積層コンパートメント→沿岸海域水コンパートメント）の移行係数算出式は河川堆積層ケースの(付録 1-15)式と同様に設定した。

③ データ

海洋エアロゾルの陸地への移行量は沿岸海域水ケースと同じ値を、地下水流量は河川堆積層ケースと同じ値をそれぞれ設定した。

## 5.4 変動シナリオについての解析

### 5.4.1 天然現象

3.3 に示した天然現象に起因する変動シナリオについて、隆起・侵食および海水準変動（図 5.4.1-1 参照）のそれぞれの影響により現在の地質環境条件が変化することを想定した解析ケースのモデルとパラメータを設定する。

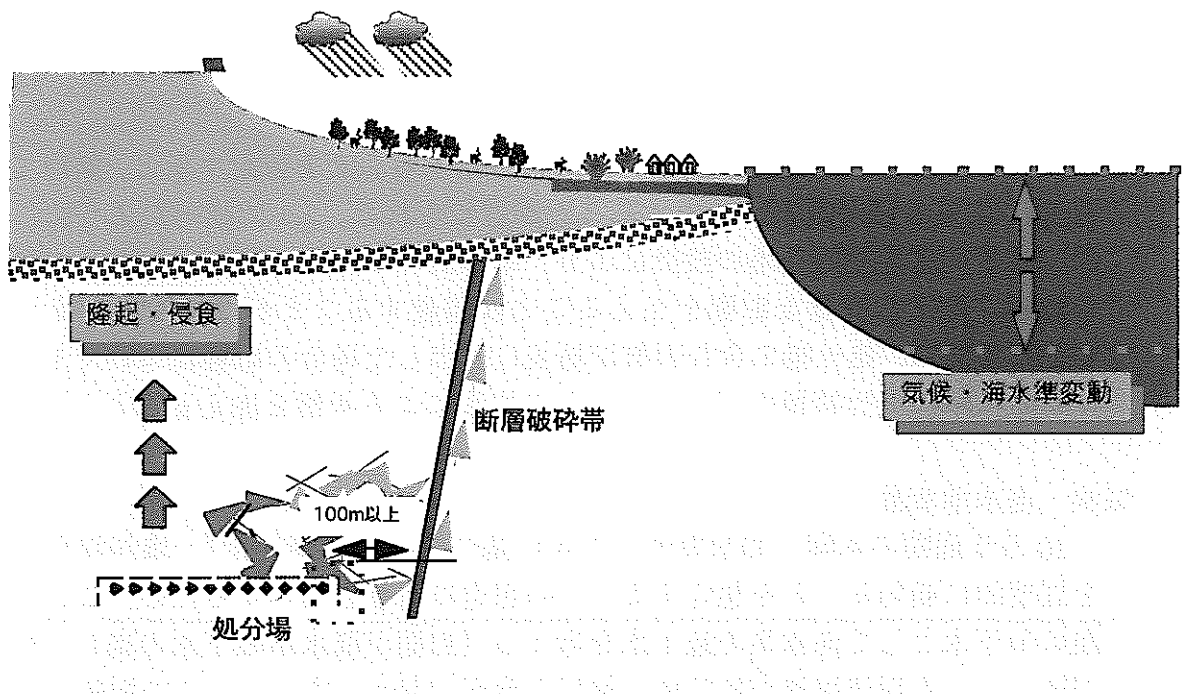


図 5.4.1-1 変動シナリオで考慮する天然現象（概念図）

サイトが特定されていない現段階の評価においては、特定の場合を対象とした具体的な環境条件や天然現象の活動履歴および天然現象による影響を想定した評価を行うのではなく、第 III 章に示した知見などを参考にしながら、天然現象に起因して生ずる地質環境条件（地下水の流動や組成など）の特徴的な変化を保守的に想定し、その想定を主要なモデルやパラメータ（地下水流速や溶解度など）の変化として取り扱うことにより影響を例示することとした。ここで、気候・海水準変動については、10 万年周期での地質環境条件の変化を考慮した。また、隆起・侵食については、処分直後から継続的に進行するとした。

各天然現象の影響を例示するために想定した地質環境条件の変化を以下に示す。また、表 5.4.1-1 に各想定に対応する解析ケースの具体的な内容をまとめる。

#### ・隆起・侵食

侵食速度が隆起速度と等しいと仮定し、処分直後から  $0.1 \sim 1.0 \text{ [mm y}^{-1}\text{]}$  の隆起速度で処分場の深度が減少することを想定する。この影響として、主に地表付近（100m 以浅）での酸化性地下水の浸入と土被りの減少による透水性の増加（地下水流れの増加）を考える。これらの影響による人工バリア中および天然バリア中での核種移行挙動の変化を定量的に評価し、生物圏への核種移行率を線量に換算してレファレンスケースと比較することにより隆起・侵食の影響を例示することとする。

ここで、想定した隆起速度が将来的に継続することを仮定すると、極めて遠い将来には処分場が地表に露出することが考えられる。3.1 で述べたように、注意深いサイト選定や処分場の設計により、基本的には隆起・侵食に起因して処分場が地表に露出し有意な影響を与えることは回避することができると考えられるが、ここでは、処分場を含む岩盤が地表に露出した場合の影響についても、侵食による天然放射性核種のフラックスとの比較による考察を加えることとする。

#### ・気候・海水準変動

10 万年周期の氷期—間氷期サイクルに基づき海水準が変化し、塩淡水境界が処分を周期的に横切ることを想定する。この想定の影響を例示するため、ここでは初期の地下水として海水系の地下水を考える（初期が降水系地下水の場合、海水準が降下しても塩淡水境界が処分場を横切る状況が発生しない）。この影響として、主に海水系地下水と降水系地下水の周期的な入れ替わりを考える。これらの影響による人工バリア中および天然バリア中での核種移行挙動の変化を定量的に評価し、生物圏への核種移行率を線量に換算してレファレンスケースと比較することにより海水準変動の影響を例示することとする。

表 5.4.1-1 で示した解析ケースでは、解析の簡単化のために単一亀裂中での核種移行（地下水流速はレファレンスケースの結果をほぼ再現できる代表値）を考慮すること、断層中での核種移行を無視することおよび表 5.4.3-1 に示す地下水流動や溶解度、分配係数などのパラメータの時間変化を考慮すること以外は、レファレンスケースと同じ設定とした。隆起・侵食についての解析ケースでは、酸化性地下水に対する溶解度、分配係数および拡散係数を考慮する（表 5.4.1-2～3）。また、気候・海水準変動についての解析ケースでは、5.1.4 と 5.2.3 の地質環境変更ケースで示した海水系高 pH 型地下水に対するデータを用いる。

表 5.4.1-1 天然現象についての解析ケースの内容

解析ケース	各解析ケースでの想定	パラメータの変更			その他
		地下水流速	地下水化学	物質移動特性	
隆起・侵食 1	隆起速度 1 [mm y <sup>-1</sup> ], 100m 以速に達する 90 万年以 降処分場は酸化状態。	90 万年以降 レファレンスケースデータ <sup>1)</sup> ×5	90 万年以降 酸化状態(FOHP)に変化。	溶解度, 分配係数 拡散係数が変化	地盤に露出した場合の影響に ついて, 侵食による天然放射 性核種のフラックスとの比較 により考察
隆起・侵食 2	隆起速度 0.5 [mm y <sup>-1</sup> ], 100m 以速に達する 180 万年 以降処分場は酸化状態。	180 万年以降 レファレンスケースデータ <sup>1)</sup> ×5	180 万年以降 酸化状態(FOHP)に変化。		
隆起・侵食 3	隆起速度 0.1 [mm y <sup>-1</sup> ], 100m 以速に達する 900 万年 以降処分場は酸化状態。	900 万年以降 レファレンスケースデータ <sup>1)</sup> ×5	900 万年以降 酸化状態(FOHP)に変化。		
気候・ 海水準変動	10 万年周期の気候変動 (海水準変動), 初期地下水は SRHP。	—	10 万年周期で SRHP→ FRHP→SRHP・・・と変化	溶解度, 分配係数 拡散係数が変化	—

FRHP: 降水系地下水 (レファレンスケース)

SRHP: 海水系地下水

FOHP: 酸化性地下水

1): レファレンスケースの結果を単一角度で表現するための代表地下水流速=約 2.0 [m y<sup>-1</sup>]

表 5.4.1-2 酸化性地下水の組成とそれに対する溶解度, 分配係数

[mol l <sup>-1</sup> ]						
	地下水	間隙水	元素	溶解度 [mol l <sup>-1</sup> ]	緩衝材中分配 係数 [m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ]	岩盤中分配係 数 [m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> ]
pH	8.5	8.4	Se	可溶性	0	0
Eh [mV]	472	480	Zr	1E-06	10	0.1
Na (Total)	3.3E-03	2.8E-02	Nb	1E-04	1	0.1
Ca (Total)	1.0E-04	5.2E-05	Tc	可溶性	0	0
K (Total)	5.8E-05	1.2E-04	Pd	1E-09	0.1	0.1
Mg (Total)	6.5E-05	4.1E-06	Sn	5E-06	1	1
Fe (Total)	2.1E-15	1.9E-15	Cs	可溶性	0.01	0.05
Al (Total)	3.6E-07	3.6E-07	Sm	2E-07	1	5
C (Total)	3.5E-03	1.6E-02	Pb	2E-06	0.1	0.1
S (Total)	1.0E-06	1.0E-06	Ra	1E-12	0.01	0.5
B (Total)	2.9E-04	2.9E-04	Ac	2E-07	1	5
P (Total)	2.9E-06	2.9E-06	Th	5E-06	1	1
F (Total)	5.4E-05	5.4E-05	Pa	2E-08	1	0.005
N (Total)	1.5E-05	1.5E-05	U	3E-03	0.005	0.005
Cl (Total)	4.4E-06	4.4E-06	Np	4E-05	0.005	0.005
Si (Total)	3.4E-04	3.4E-04	Pu	6E-09	10	0.05
			Am	2E-07	10	5
			Cm	2E-07	10	5

表 5.4.1-3 酸化性地下水に対する拡散係数

元素	緩衝材中拡散係数 [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]
Cs	6E-10
Se	5E-11
Tc	5E-11
Np	3E-11
U	2E-11
Others	3E-10

## 5.4.2 初期欠陥

3.4 に示した初期欠陥に起因する変動シナリオについて、一部のオーバーパックが溶接ミスなどにより密封が不完全となることを想定して解析ケースのモデルとデータを設定した。

オーバーパックの溶接ミスなどにより不完全な密封が生じた場合の影響について、その解析上の取り扱いを検討するにあたっては、不完全な密封の発生頻度を設定する必要がある。その具体的数値を厳密に設定することは難しいが、AECL (1994) などの評価例を参考にすると、全オーバーパック数の 0.1% が早期に破損すると仮定すれば保守的な評価になると考えられる。ただし、破損時期がいつかを現実的に設定することは困難であるため、保守性を担保しつつ解析を単純化することを目的して、全てのオーバーパックが処分後 100 年時点で破損すると仮定した。解析においては、処分後 100 年時点でのガラス固化体中の核種量（表 5.4.2-1）を初期インベントリとすること以外は、レファレンスケースと同じ設定を用いた。

表 5.4.2-1 処分後 100 年時点でのガラス固化体 1 本中の核種インベントリ

元素	核種	半減期 [y]	インベントリ [mol 本 <sup>-1</sup> ]	元素	核種	半減期 [y]	インベントリ [mol 本 <sup>-1</sup> ]
Se	79	6.50E+04	8.11E-02	Pa	231	3.28E+04	2.14E-06
	-	Stable	6.86E-01	U	233	1.59E+05	1.48E-04
Zr	93	1.53E+06	8.54E+00		234	2.45E+05	8.93E-03
	-	Stable	4.73E+01		235	7.04E+08	1.42E-01
Nb	93m	1.36E+01	7.21E-05		236	2.34E+07	8.73E-02
	94	2.03E+04	2.89E-04		238	4.47E+09	1.31E+01
	-	stable	2.33E-02	Np	237	2.14E+06	3.13E+00
Tc	99	2.13E+05	8.30E+00	Pu	238	8.77E+01	3.34E-03
Pd	107	6.50E+06	2.04E+00		239	2.41E+04	1.28E-01
	-	Stable	1.18E+01		240	6.54E+03	1.95E-01
Sn	126	1.00E+05	2.26E-01		241	1.44E+01	2.90E-05
	-	Stable	6.82E-01		242	3.87E+05	1.05E-02
Cs	135	2.30E+06	3.19E+00	Am	241	4.32E+02	7.94E-01
	-	Stable	8.84E+00		242m	1.52E+02	3.51E-03
Sm	151	9.00E+01	3.28E-02		243	7.38E+03	4.36E-01
	-	stable	3.33E+00	Cm	245	8.50E+03	7.82E-03
Pb	210	2.23E+01	2.60E-10		246	4.73E+03	9.46E-04
	-	Stable	3.81E-03	Sr	90	2.91E+01	1.70E-01
Ra	226	1.60E+03	2.37E-08		-	Stable	4.47E+00
Ac	227	2.18E+01	1.41E-09	Cs	137	3.00E+01	2.69E-01
Th	229	7.34E+03	5.40E-08				
	230	7.70E+04	1.93E-05				
	232	1.41E+10	3.94E-06				

### 5.4.3 人間活動

3.4 に示した将来の人間活動に起因する変動シナリオについて、以下の想定に基づき解析ケースのモデルとデータを設定した。

- a) 処分後に新規の井戸が掘られ、処分場から帯水層に至った核種を含む地下水を採水・摂取することを想定する。

上記想定に対して、生物圏の地質環境変更ケースで得られる井戸を GBI とした場合の線量換算係数（6.2.3 参照）を用いて、レファレンスケースでの生物圏への核種移行率を線量に換算する。

- b) 処分場領域を通過するボーリングが実施されることを想定し、ボーリング周辺に掘削影響領域が発生することを想定する。

上記想定に対して、以下の2つの解析ケースを設定する。

- ①地表の酸化性の地下水がボーリング周辺の掘削影響領域を経て地下深部に至る場合

- ・地下深部の地下水、岩盤および人工バリアの還元能力を勘案して、ボーリングとそれを取り囲む4本の廃棄体の領域が酸化性になると想定する。
- ・周辺岩盤中での核種移行の取扱いはレファレンスケースと同様とする。
- ・残りの廃棄体についてはレファレンスケースと同様の取扱いとする。

- ②ボーリング周辺の掘削影響領域が地下水／核種の移行経路となる場合

- ・ボーリングとそれを取り囲む4本の廃棄体の領域において局所的に地下水流動が乱されると考え、この4本の廃棄体については掘削影響領域通過流量の増加を想定し、そこから放出された核種は瞬時に掘削影響領域を経て帯水層に至ると仮定する。
- ・帯水層から人間環境への移行はレファレンスケースと同様の取扱いとする。
- ・残りの廃棄体についてはレファレンスケースと同様の取扱いとする。

## 第Ⅵ章

# レファレンスケースと 応答解析の結果



## 6 レファレンスケースと応答解析の結果

### 6.1 レファレンスケースの解析結果

#### 6.1.1 人工バリア

##### 1) モデル・データ

レファレンスケースにおける人工バリア中核種移行解析に対して設定された、概念モデルおよびデータについては、4.1 で示した。ここでは、レファレンスケース概念モデル、データについての概要を表 6.1.1-1 にまとめる。

表 6.1.1-1 レファレンスケース概念モデル・データの概要（人工バリア）

Process/Feature	レファレンスケース概念モデル	レファレンスケースデータ
インベントリ		・中間貯蔵期間50年を想定し、JNFL固化体仕様を参照した、処分後1,000年時のインベントリ：表 4.1.3-2参照
ガラスの溶解	オーバーパックの破損後、ガラスの溶解が開始する。ガラスの溶解は長期的なガラス溶解速度による定常溶解モデルで表現する。	・ガラス溶解速度： $1 \times 10^{-3} [\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}]$ ・冷却時の割れの効果を考慮したガラス固化体の表面積（幾何学的表面積の10倍）： $17 [\text{m}^2 \text{can}^{-1}]$
ガラスからの放射性核種の放出	・ガラスの溶解に伴い、ガラス固化体中の核種存在比に応じてガラスから溶出する（調和溶解）。 ・沈殿・溶解（瞬時/可逆/同位体間での溶解度分割）による核種濃度の制限を考慮する。 ・ガラス固化体中での核種の崩壊（複数崩壊連鎖を含む）を考慮する。	・元素の溶解度：表4.1.3-6参照
緩衝材中の核種の移行	・沈殿・溶解（瞬時/可逆/同位体間での溶解度分割）による核種濃度の制限を考慮する。 ・緩衝材中での移行は吸着（線形/瞬時/可逆）により遅延される。 ・緩衝材中を拡散によって移行する。	・元素の溶解度：表4.1.3-6参照 ・元素の分配係数：表4.1.3-9参照 ・実効拡散係数 Se： $2 \times 10^{-10} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ Cs： $6 \times 10^{-10} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$ その他の元素： $3 \times 10^{-10} [\text{m}^2 \text{s}^{-1}]$
掘削影響領域への核種の移行	・緩衝材を移行してきた核種は、掘削影響領域での地下水流れにより瞬時混合する。	・地下水流量： $0.001 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$
人工バリアの構成		・炭素鋼オーバーパック（解析上では、物理的抵抗を考慮しない） ・ケイ砂混合ベントナイト（クニゲル-V1）（クニゲル-V1 70wt%+ケイ砂 30wt%）
解析における人工バリア幾何形状		・緩衝材内側半径： $0.41 [\text{m}]$ ・緩衝材外側半径： $1.11 [\text{m}]$ ・緩衝材高さ： $2.14 [\text{m}]$ ・緩衝材空隙率：0.41 ・乾燥密度： $1.6 [\text{Mg m}^{-3}]$

## 2) 解析結果

4.1.2 で述べたレファレンスケースに対して設定されたレファレンスケース概念モデル、数学モデル及びレファレンスケースデータを用いて、人工バリア中核種移行解析を行った。ガラス固化体 1 本あたりの緩衝材外側からの核種移行率を図 6.1.1-1 に示す。なお、表 4.1.3-1 に示した  $4n+2$  崩壊系列中での  $\text{Am-242} \rightarrow \text{Pu-238} \rightarrow \text{U-234}$  の合流については、予察的解析により、緩衝材外側における核種移行率が無視できるほど小さいことを確認した。

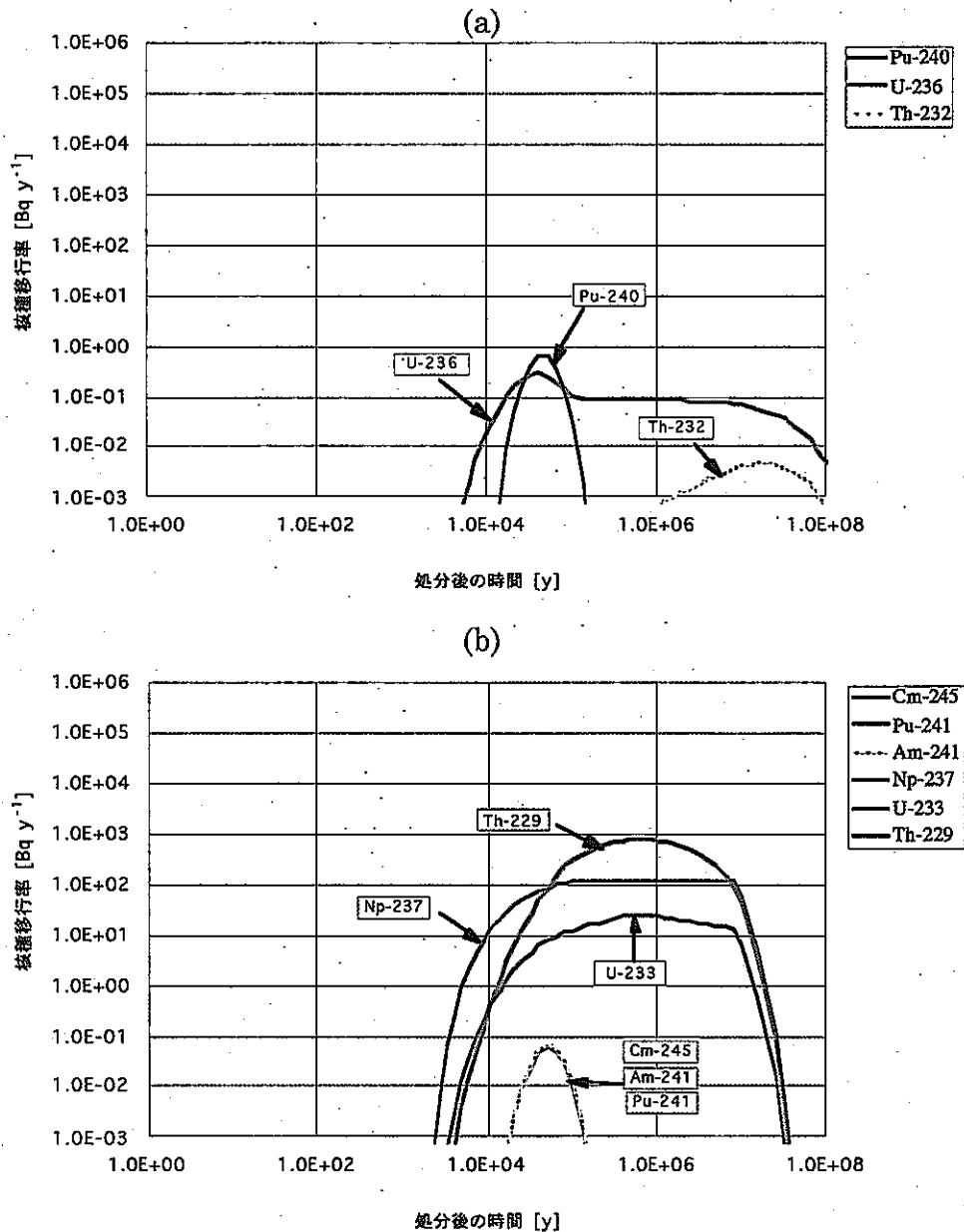


図 6.1.1-1 ガラス固化体 1 本あたりの緩衝材外側からの核種移行率 (1/2)  
((a)4N 系列, (b)4N+1 系列)

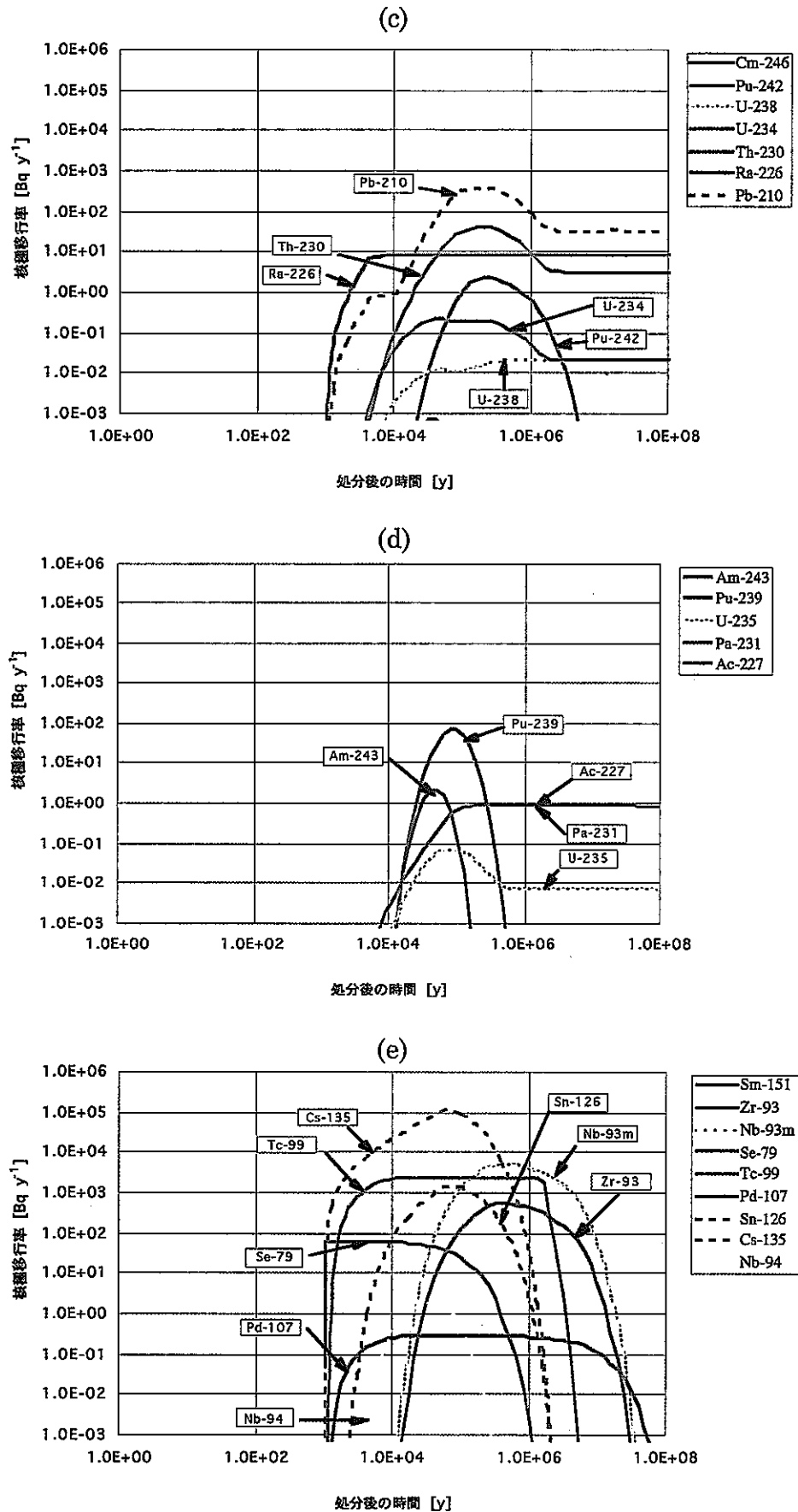


図 6.1.1-1 ガラス固化体 1 本あたりの緩衝材外側からの核種移行率 (2/2)

((c)4N+2 系列, (d)4N+3 系列, (e)FP)

図 6.1.1-1 より、人工バリア外側からの核種の移行率の時間変化は以下のようにまとめられる。

- 処分後 1,000 年から 50 万年の期間では、Cs-135 の核種移行率が最も高い。これは、Cs が可溶性元素であり、かつ分配係数が小さいことに起因しているものと考えられる。また、ガラス固化体の枯渇に応じて、調和溶解する Cs の核種移行率は 7 万年付近で急激に減少している。
- 50 万年から 1,000 万年までは Nb-93m、1,000 万年以降は Pb-210 の核種移行率が最も高い。これらの核種は、いずれも半減期が数十年オーダーと短かいため、親核種との放射平衡（Nb-93m は Zr-93、Pb-210 は Th-230 と放射平衡）が成り立っており、さらに、当該核種の分配係数が親核種より小さいため、親核種の核種移行率より高くなっている。

人工バリア中核種移行挙動については、6.1.4 においてより詳しく考察する。

## 6.1.2 天然バリア

### 1) モデル・データ

レファレンスケースにおける天然バリア中核種移行解析に対して 4.2 節で設定された概念モデルおよびデータの概要を表 6.1.2-1 にまとめる。

表 6.1.2-1 レファレンスケース概念モデル・データ（天然バリア）

		母岩	下流側断層
地質環境条件	岩種	花崗岩（酸性結晶質岩）	
	地下水	降水系高 pH 型地下水	
	動水勾配	0.01	-
対象領域		最下流側の処分坑道から大規模断層までの 100m の岩盤	処分場深度（1000[m]）から地表まで鉛直方向に連続した断層移行距離としては地表堆積層（地表から 200[m]）までの 800m を考慮
概念モデル		1 次元モデル重ね合せ ・ 移行経路として亀裂を対象 ・ 不均質な移行経路特性分布を考慮 ・ プロセスとして亀裂中の移流分散、マトリクス部への拡散、収着、核種崩壊（連鎖）を考慮	1 次元モデル ・ 断層破碎帯を一次元の均質な亀裂としてモデル化 ・ プロセスとして亀裂中の移流分散、マトリクス部への拡散、収着、核種崩壊（連鎖）を考慮
境界条件		人工バリアからの放出量	母岩からの放出量
データ	評価距離	100 [m]	800 [m]
	流速	0.05～50 [m y <sup>-1</sup> ]	50 [m y <sup>-1</sup> ]
	透水量係数	10 <sup>-13</sup> ～10 <sup>-7</sup> [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]	10 <sup>-7</sup> [m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> ]
	開口幅	経験則 $a = 2\sqrt{T}$	
	縦方向分散長	10 [m] (=1/10×評価距離)	80 [m] (=1/10×評価距離)
	マトリクス拡散寄与面積率	50%	
	マトリクス拡散深さ	0.1m	
	有効間隙率	2%	
	乾燥密度	2640kg/m <sup>3</sup>	
	実効拡散係数	3×10 <sup>-12</sup> m <sup>2</sup> /s	
	分配係数	表 4.2.1.2-3 参照	

### 2) 解析結果

#### (1) 母岩

処分場から母岩を通して下流側断層に放出される核種移行率を図 6.1.2-1 に示す。処分後数千年は Se-79、その後は Cs-135 が支配的となる。これらの核種は人工バリアからの放出率が大きく、かつ母岩中の遅延効果が最も小さいため母岩中においても高

い移行率になると考えられる。

Se-79 の母岩からの破過が最も速いのは、人工バリアにおいて緩衝材に対する分配係数が0である影響を受けているためである。Se-79 や Cs-135 の支配核種は人工バリアからの放出率に比べて2桁程度、他の核種も母岩中での崩壊により大きく減衰し、特に、短半減期の核種は長半減期核種と放射平衡となる（例えば、Pb-210 と Ra-226）。放射平衡であるにもかかわらず核種移行率が異なるのは、母岩に対する分配係数が異なるためである。

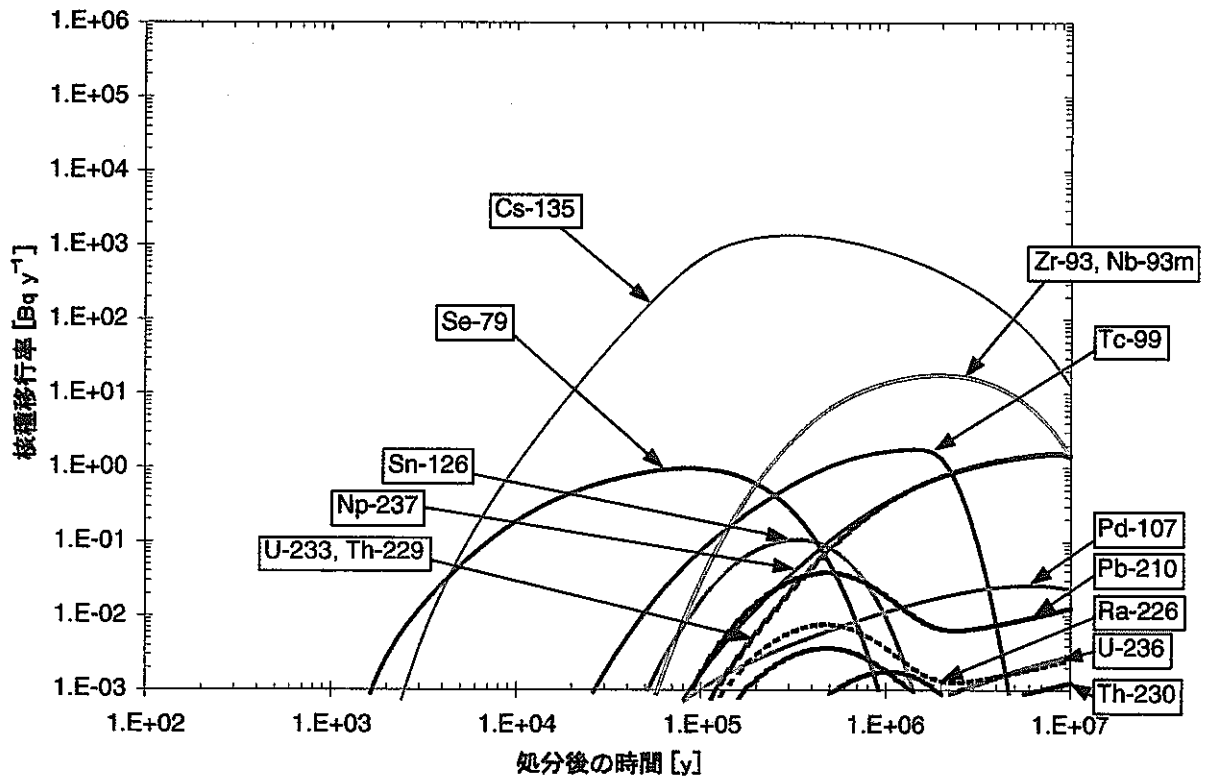


図 6.1.2-1 母岩から放出される核種移行率  
(レファレンスケース、ガラス固化体1本当たり)

## (2) 断層

下流側断層から放出される核種移行率を図 6.1.2-2 に示す。処分後数万年以降で Se-79 が出現しはじめ、ほぼ十万年で Cs-135 が支配核種となる。これらの核種は母岩からの放出率に比べて破過時間が遅れるものの、他の核種に比べて分配係数が小さいために Cs-135 の最大放出率は母岩とほぼ同様の値となる。

岩盤に対する分配係数が比較的大きな崩壊系列核種については、母岩での減衰に加えて、地下水流速などを保守的に設定した断層中でも減衰している。

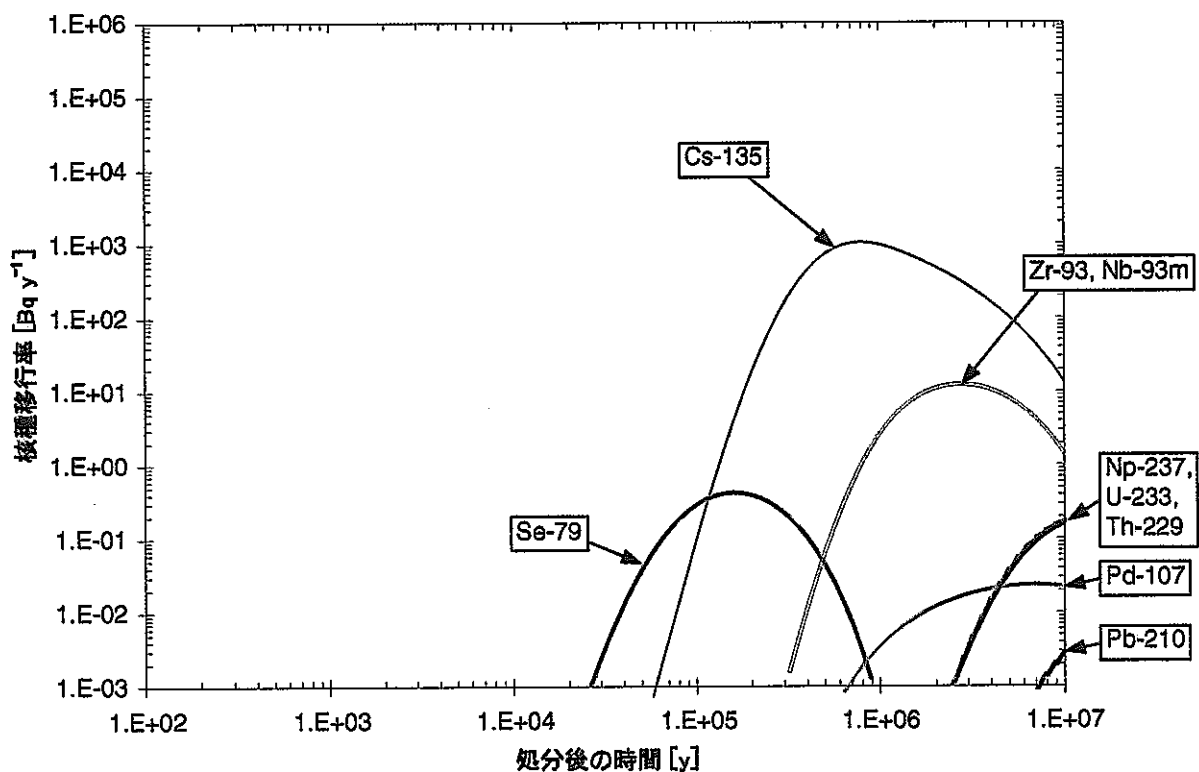


図 6.1.2-2 下流側断層から放出される核種移行率  
(レファレンスケース、ガラス固化体 1 本当たり)

### 6.1.3 生物圏

#### 1) モデル・データ

レファレンスケース概念モデルおよび主なデータについて、図 6.1.3-1 に示す。

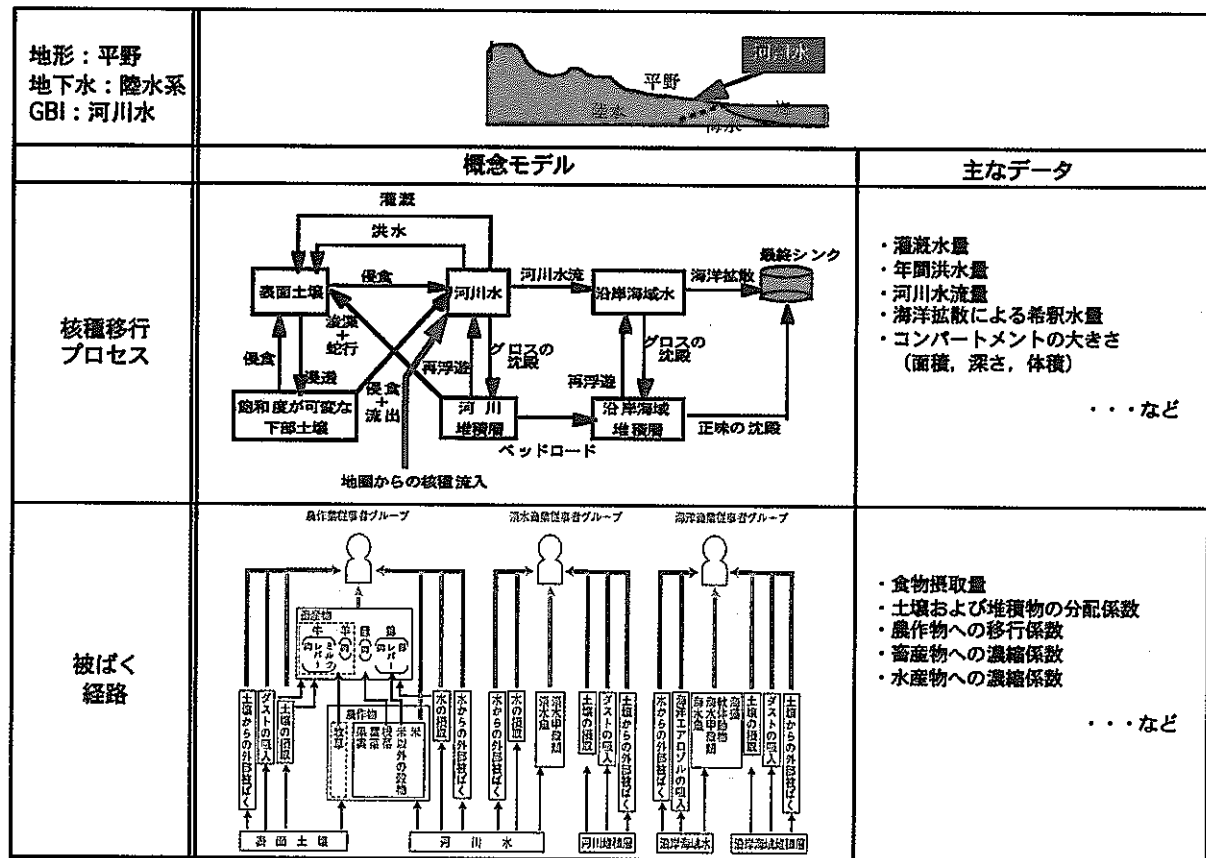


図 6.1.3-1 レファレンスケース概念モデルおよびデータの設定

#### 2) 解析結果

4.3.2.5 に述べた数学モデルを用いて地圏からの核種移行率を入力として線量を評価するにあたり、まず単位フラックスに対する生物圏評価モデルの応答性を把握した。その結果を図 6.1.3-2 に示す。

図に示すように、単位入力の核種フラックスに対するステップ応答は核種に応じて早いもので10年程度、遅くとも約1万年以内に定常値に達する。このことは、地下から人間の生活環境に流入する核種フラックスのピーク到達時間が数万年よりも十分に遅い場合、そのフラックスに単位入力に対するステップ応答の定常値を乗じることによって簡便に線量に換算できることを意味する(線量への換算係数)。これによって、天然バリア中核種移行モデルと生物圏評価モデルの接続を簡素化することが可能となり、また幅広い地質環境に応じた種々の生物圏モデルについて、線量への換算係数の一覧表としてあらかじめ用意しておくことができる。



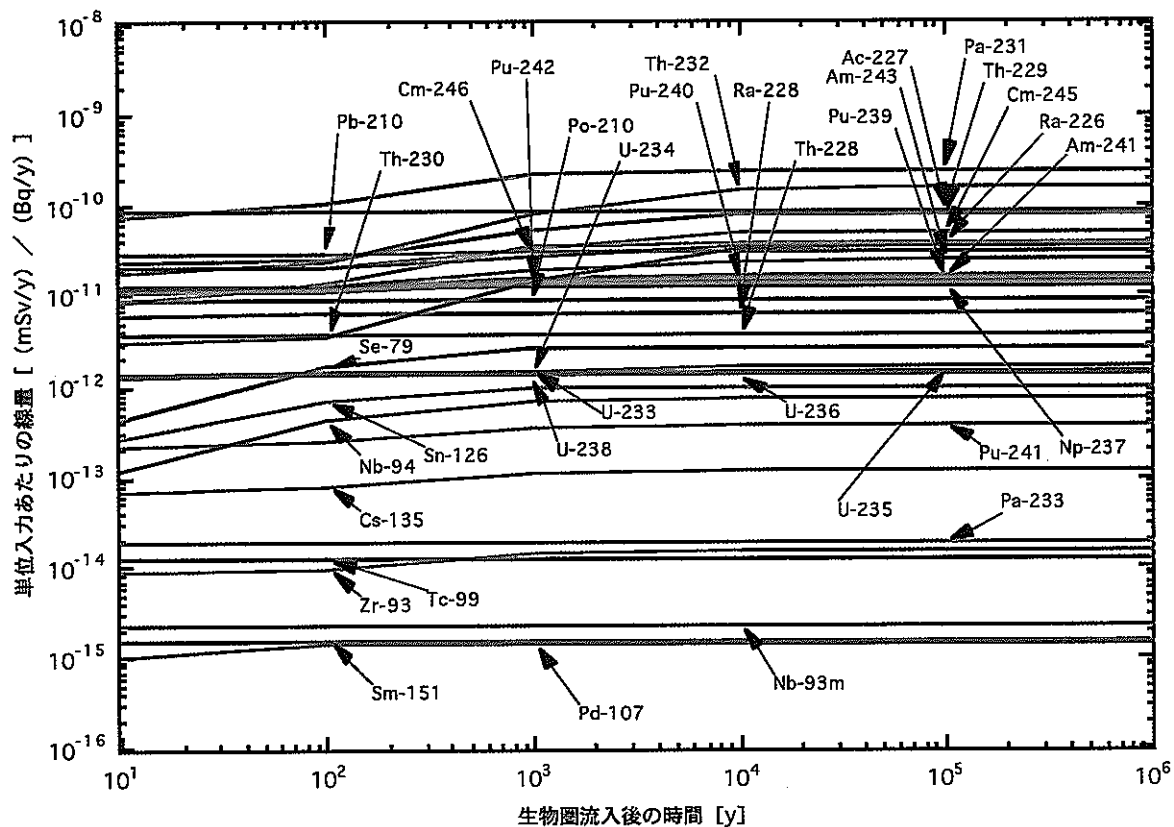


図 6.1.3-2 単位入力に対する生物圏評価モデルのステップ応答  
(レファレンスケース、農作業従事者グループ)

各被ばくグループに対する線量への換算係数の解析結果を図 6.1.3-3 に示す。

- 図 6.1.3-3 から、農作業従事者グループに対する線量への換算係数は、Po-210 を除いて他の従事者グループよりも 1~3 桁程度高いものとなっている。2 番目に高い淡水漁業従事者グループとの違いを比較すると、農作業従事者グループは、摂取する食物の種類が多く、また個々の食物の濃縮係数も高い。このため核種が直接流入する河川水からの被ばく経路よりも河川水を経由して汚染する表面土壌からの被ばく経路の影響が大きくなる。なお淡水漁業従事者グループの Po-210 の線量への換算係数が農作業従事者グループを上回るのは、淡水甲殻類の濃縮係数が他の核種のものと比べて大きいことによるが、農作業従事者グループのものと比べて 2 倍程度である。

以上のことから、6.1.4 における母岩外側および下流側断層からの核種移行率の線量当量率への換算は農作業従事者グループに対する値を用いることとする。

また、線量への換算係数の被ばく経路毎の内訳などについて 6.1.4 において考察する。

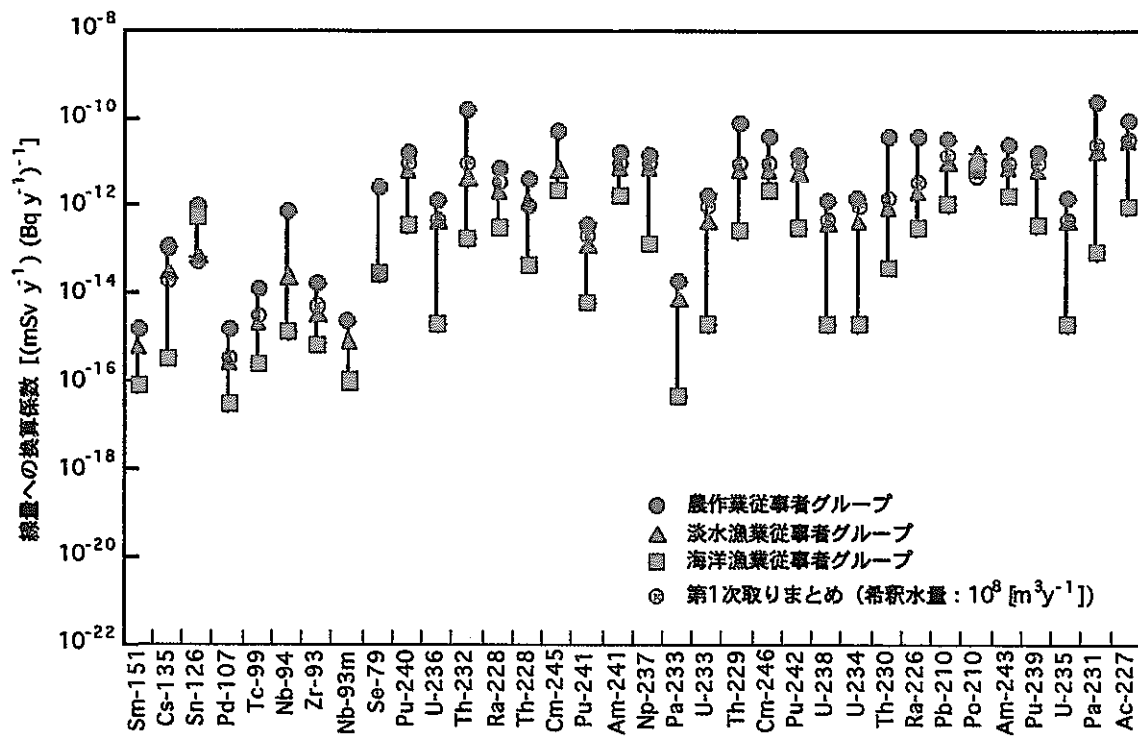


図 6.1.3-3 各被ばくグループに対する線量への換算係数の結果

#### 6.1.4 線量評価結果と考察

##### 1) 線量当量率への換算結果

レファレンスケースにおける母岩外側からの核種移行率（図 6.1-2-1）および下流側断層からの核種移行率（図 6.1-2-2）を、6.1.3 で示した線量への換算係数（農業従事者グループ）を用いて線量当量率に換算した結果を図 6.1.4-1～2 に示す。

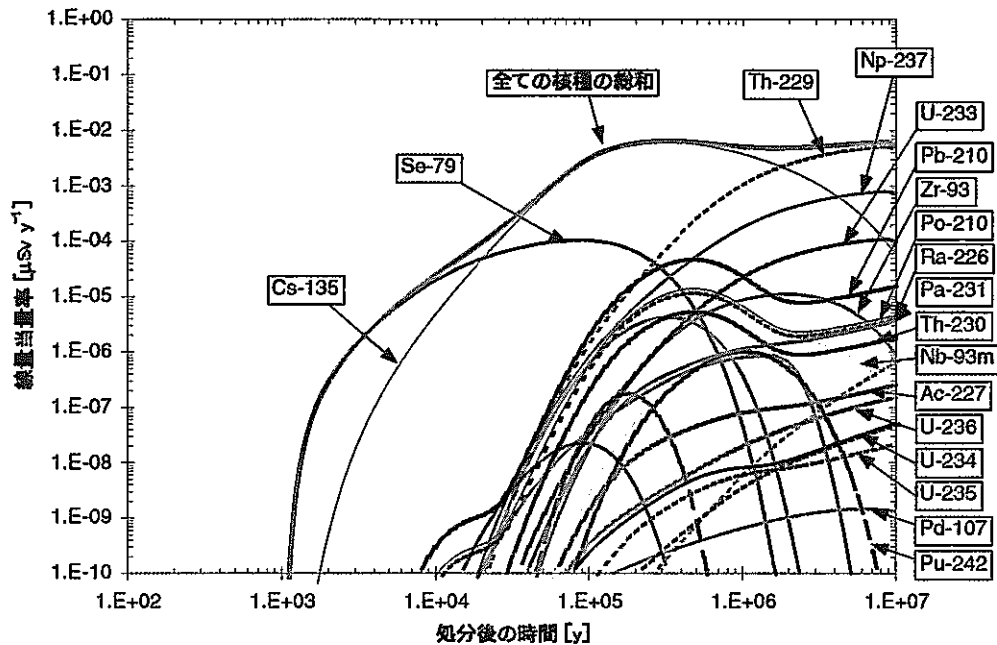


図 6.1.4-1 母岩から放出される核種の線量当量率

（レファレンスケース，ガラス固化体 4 万本，Po-210 は親核種との放射平衡を仮定して算定）

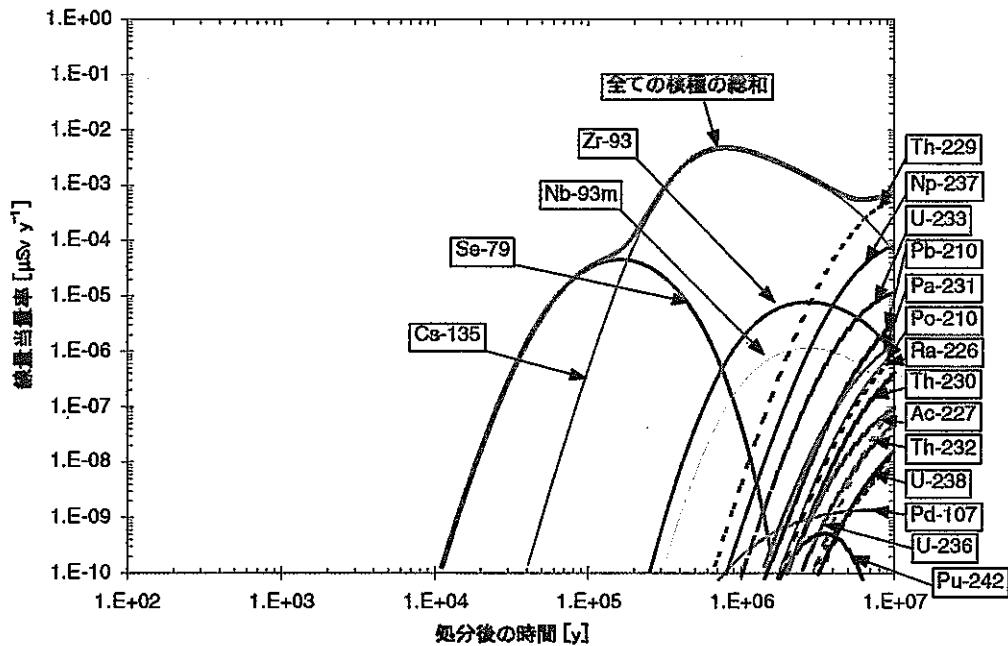


図 6.1.4-2 下流側断層から放出される核種の線量当量率

（レファレンスケース，ガラス固化体 4 万本，Po-210 は親核種との放射平衡を仮定して算定）

母岩外側から放出される核種の線量当量率については、処分後数千年は Se-79、数百万年までは、Cs-135 が支配的となり、その後は Th-229 (Np-237 と放射平衡) が支配的となり総線量当量率の最大は約  $0.006 [\mu \text{ Sv y}^{-1}]$  となる。また、下流側断層から放出される核種の線量当量率については、処分後数万年以降で Se-79 が出現しはじめ、数十万年以降で Cs-135 が支配核種となり、総線量当量率の最大は約  $0.005 [\mu \text{ Sv y}^{-1}]$  と母岩外側に比べてわずかに低減される。なお、 $10^7$  年以降これらの最大値を越えることはない。

Se-79 と Cs-135 については、人工バリアからの核種放出率が相対的に高くかつ天然バリア中での分配係数が他の核種に比べて小さいために支配核種となると考えられる。また、断層内での核種移行遅延を保守的に設定したにもかかわらず、母岩において支配核種となる Th-229 に代表されるほとんどの崩壊系列核種は断層内で遅延・減衰している。

## 2) 考察

ここでは、6.1.1～6.1.3 および上記 1) で示したレファレンスケースについての解析結果に対して考察を加える。

### (1) 人工バリア中核種移行について

人工バリア中核種移行に対する沈殿や収着および緩衝材外側での地下水流れの影響について考察した結果を以下に示す。

#### ●沈殿による核種濃度の制限

- ・ガラスからの調和溶解に伴い溶出した核種量により、緩衝材内側での核種濃度が溶解度を超えた場合、その核種は沈殿する。また、緩衝材中の移行過程において、親核種からの崩壊の寄与により溶解度を超え、緩衝材中で沈殿を生じる核種もある。この際生じる沈殿フロントの進展は、核種の実効的な移行距離を減少させるため、核種移行率を増加させる作用をもつ。一方、沈殿を考慮することは、過飽和状態での核種の移行が起きないため、核種移行率を抑制する作用をもつ。本解析において沈殿が生じる核種は、評価期間の全般にわたって沈殿が存在する核種 (U の放射性同位体, Ra-226 等) や一時的に沈殿を生じる核種 (Pu-241, Am-241 等) があるが、それら沈殿のほとんどは、緩衝材内側付近で生じているため、溶解度制限による核種移行率の抑制の効果が大きい。沈殿が無くなった後の核種移行率は、収着の効果を大きく受け、半減期の短い核種の核種移行率が急激に減少した。
- ・最も沈殿フロントが進展した放射性元素は Ra である。このため Ra の沈殿フロントの進展による移行距離の減少の影響が懸念されるが、沈殿を考慮しない解析との比較から、沈殿の生成により緩衝材外側における核種移行率が抑えられている

ことが確認できた（図 6.1.4-3 (a) 参照）。

- ・放射性同位体あるいは安定同位体が存在する場合には、各同位体にその存在比に応じて元素の溶解度が分割されて割り当てられる（分割溶解度）。その効果は、例えば Se の安定同位体を考慮した Se-79 の核種移行率に対して、安定同位体を考慮しない場合、すなわち溶解度が全て Se-79 に与えられた場合と比較することで示される。表 4.1.3-2 を参照すると、Se-79 に対して約 9 倍存在する安定同位体を考慮したレファレンスケースでは、Se-79 の緩衝材外側における核種移行率は、安定同位体を考慮しない場合に比べて約 1 桁低い結果となった（図 6.1.4-3(b) 参照）。また、レファレンスケースにおける放射性同位体間の分割溶解度の効果としては、U の同位体（U-233, U-234, U-235, U-236, U-238）の核種移行率が同位体の存在比に応じたものとなっている。

#### ●ガラス固化体との調和溶解による移行抑制効果

- ・可溶性である核種やガラス固化体中での存在量が小さい核種は沈殿による濃度制限を受けない。そのため、ガラス固化体との調和溶解の速度がそれら核種の移行率に大きく寄与する。特に Cs-135 は、ガラス固化体中での存在量も多く、緩衝材中での収着による遅延も小さいと考えられるため、ガラス溶解速度がその移行率を支配する大きな要因となる。

#### ●収着による移行抑制効果

- ・一般的に、半減期が短く、かつ分配係数の値が大きい核種は移行率が低減される。レファレンスケースでは、比較的半減期が短く、分配係数の大きい Pu-240, Cm-246, Am-241 等の核種が低い移行率となった。
- ・緩衝材外側における核種移行率に対する収着の効果は、半減期が長く、溶解度制限により定常放出率に至る核種（Np-237, Tc-99 など）では小さい。一方、半減期が短く親核種と放射平衡となる核種では、親核種と娘核種との分配係数の違いが放出率を支配する。例えば、Th-230 と放射平衡となる Pb-210 は、Pb の分配係数が Th の分配係数の 1/10 倍となっているため、親核種である Th-230 との分配係数の違いに依存した核種移行率となる。Pb-210 の最大核種移行率は、この分配係数の違いにより Th-230 の最大放出率から 10 倍高い値となっている。

#### ●掘削影響領域通過流量の影響

- ・緩衝材外側での核種濃度は、緩衝材から移行してきた核種が掘削影響領域を通過する地下水と瞬時混合するとして求められるため、緩衝材外側における核種移行率は、掘削影響領域通過流量に依存する（式 4.1.2-10 参照）。
- ・これらの影響を定量的に把握するために、Np-237 の定常核種移行率を、掘削影響領域通過流量をパラメータとして求めた（図 6.1.4-4 参照）。この図から掘削影響領域通過流量の増加とともに Np-237 の核種移行率は増加するが、掘削影響領

域通過流量が  $1 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$  以上では、Np-237 の核種移行率は一定となり、緩衝材外側濃度を  $0 [\text{mol m}^{-3}]$  と仮定した場合（0 濃度境界）とはほぼ等しくなる。掘削影響領域通過流量の増加に対する核種移行率の増加に上限が生じるのは、掘削影響領域通過流量の増加に伴い掘削影響領域での核種濃度が減少するが、その濃度が溶解度に比べて十分に小さくすると、それ以上濃度が減少しても緩衝材中での濃度勾配に有意な変化をもたらさないためである。

- ・レファレンスケースにおける Np-237 の核種移行率は、0 濃度境界を仮定した場合に比べて 2 桁程度低くなっている。

以上のことから、人工バリアからの核種移行率は、Cs-135 のような可溶性の核種ではガラス固化体の溶解速度に律速され、他の多くの核種では溶解度制限あるいは収着による遅延により核種移行率が抑制されること、また、掘削影響領域を通過する地下水流れとの相互作用が核種移行率に大きく寄与することが明かとなった。

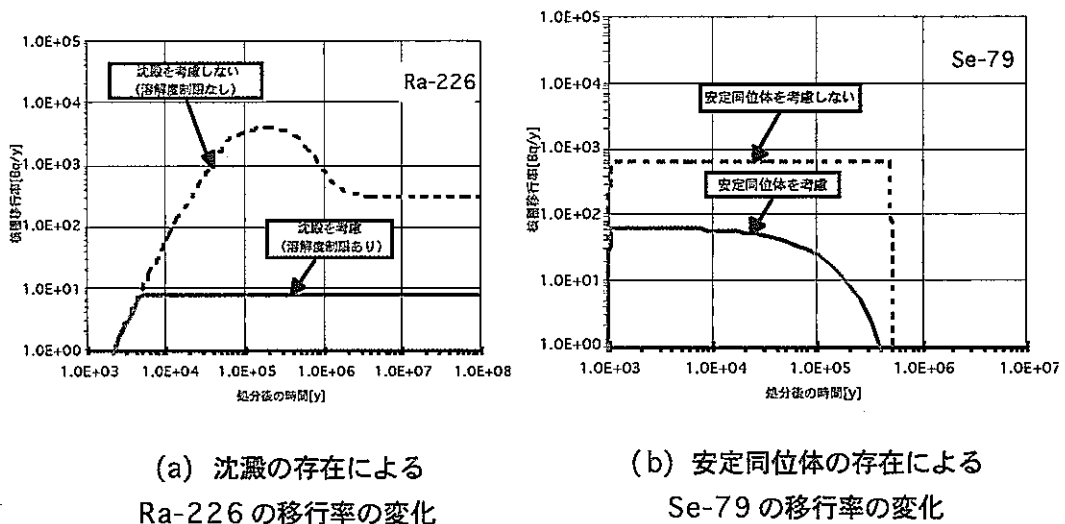


図 6.1.4-3 沈澱の取り扱いによる核種移行率の違い

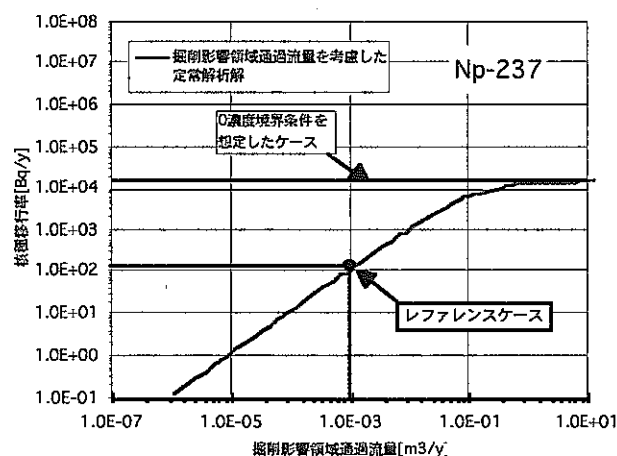


図 6.1.4-4 掘削影響領域通過流量に対する Np-237 の核種移行率の違い

## 2) 天然バリア中の核種移行について

人工バリアから放出された核種は、マトリクス部への拡散と収着による遅延効果を受けながら岩盤亀裂中を移流・分散による移行する。図 6.1.4-5 は、緩衝材と岩盤の境界から母岩と断層の境界までの 100 [m]の間で、線量当量率がどのように減少しているかを示している。図から明らかなように、総線量当量率の最大値は緩衝材と岩盤の境界から 10 [m] 程度で急激に 2 桁程度減少しており、それ以降はなだらかな減少となっている。これは第1次取りまとめに示したように、亀裂中では移行距離に対して指数関数的に核種移行率が低減されるためである（動燃事業団，1992，P4-145）。このことから、人工バリアと近傍のそれほど広くない岩盤が核種の移行抑制に大きく寄与していることがわかる。

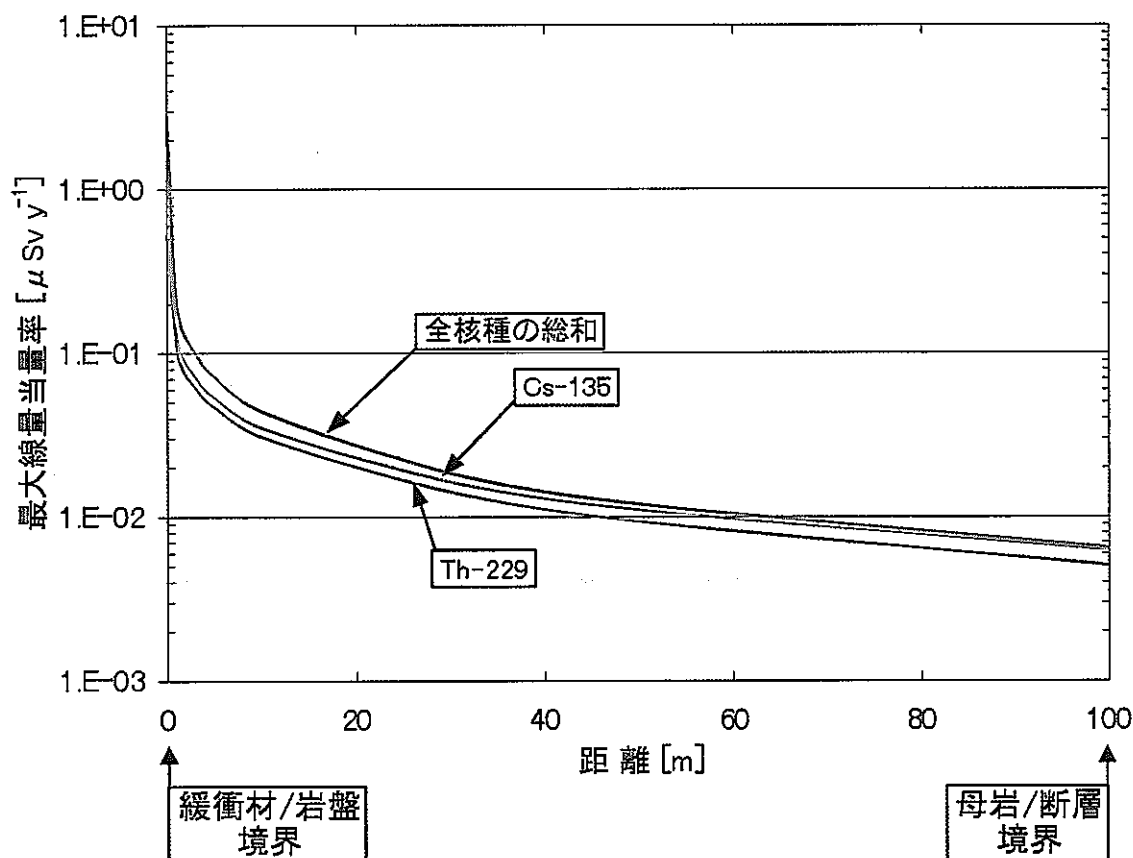


図 6.1.4-5 総線量当量率の最大値の移行距離に対する変化

(移行距離以外は母岩に対するレファレンスケースと同じ条件，ガラス固化体 4 万本)

## 3) 生物圏における線量への換算係数について

農作業従事者グループに対する核種ごとの線量への換算係数の内訳を図 6.1.4-6 に示す。ほとんどの核種で水の摂取や畜産物（特に牛肉と牛レバー）および農産物（特に穀物や米）の摂取が支配経路となっている。畜産物や農作物の摂取が支配経路になっている核種では、畜産物への濃縮係数および農作物への移行係数が大きくなってい

る。一方で、CmやThではダストの吸入が、Sn-126とNb-94では土壌からの外部被ばくが支配経路となっている。

また、6.1.3で示した農作業従事者グループの線量への換算係数について、第1次取りまとめでの考え方（移行してきた核種を含む地下水を人間が摂取）に基づき、レファレンスケースでの河川流量と同じ値（ $1 \times 10^8 \text{ [m}^3 \text{ y}^{-1}]$ ）を希釈水量として求めた線量への換算係数と比較すると（図6.1.3-3参照）、農作業従事者グループの方がすべての核種について上回っており、種々の被ばく経路を考慮した生物圏評価モデルは第1次取りまとめよりも保守的なモデルとなっていることがわかる。ここで、水の摂取のみを考慮している第1次取りまとめに比べ農作業者の飲料水摂取量は少ないが、水の摂取量の差を食物等の摂取や吸入からの内部被ばくおよび外部被ばくによって補っているものと考えられる。核種ごとにみると、Se-79とSn-126を除き第1次取りまとめと第2次取りまとめの結果はほぼ1桁の範囲で一致している。Se-79については、第1次取りまとめでは考慮されていない畜産物（特に牛肉と牛レバー）や農産物（特に穀物や米）への移行係数が、またSn-126についても同様に考慮されていない外部被ばくの換算係数が大きいため、約2桁の違いが線量への換算係数に現われていると考えられる。

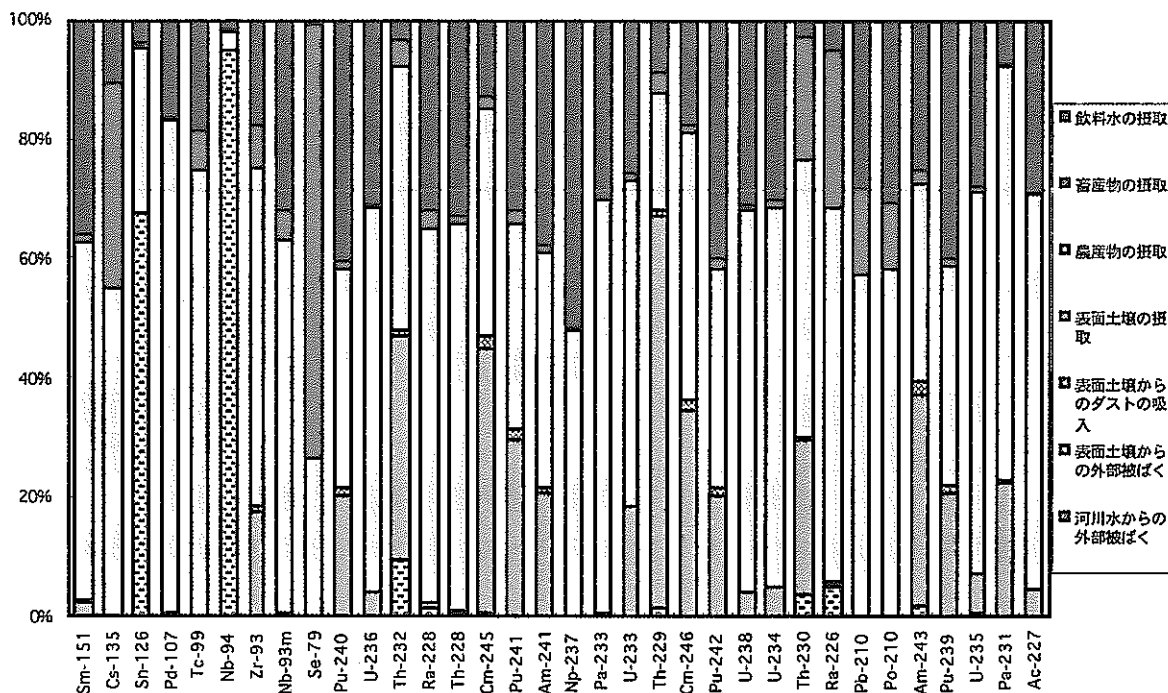


図 6.1.4-6 被ばく経路の内訳（農作業従事者グループ）



## 6.2 基本シナリオにおける応答解析

### 6.2.1 人工バリア

5.1 で設定した基本シナリオにおけるレファレンスケース以外の解析ケースの設定に基づき、データ不確実性ケース、概念モデル変更ケース、代替デザインケース、および地質環境変更ケースに対する人工バリア中核種移行解析を行い、ガラス固化体 1 本あたりの緩衝材外側からの最大核種移行率を求めた。

データやモデルの不確実性あるいは地質環境や人工バリアデザインのバリエーションが人工バリア中での核種移行挙動に与える影響を分析するにあたっては、

- 天然バリアまでを含めた線量評価結果に影響を与えるような核種
- 天然バリアまでを含めた線量評価結果に影響を与えないが、人工バリア外側における移行率が顕著に変化する核種

に着目することが考えられる。本検討では、まず天然バリアまでを含めた線量評価結果の変動と連動する人工バリア中核種移行挙動の応答を把握するために、前者の核種を対象として結果を整理・分析する。その後、後者の核種についてその特徴的な挙動を考察する。

天然バリアまでを含めた線量評価結果について、6.1.4 で述べたレファレンスケースおよび 6.2.2 で述べるレファレンスケース以外の解析ケースにおいて総線量当量率を支配する主な核種は、Se-79, Cs-135, Th-229 である。ここで、Th-229 については、天然バリアまでを含めた線量評価結果が最大となるとときに Np-237 と放射平衡となり、人工バリアからの Th-229 の放出率ではなく親核種である Np-237 の放出率の変動が重要となる。以上のことを考慮して、人工バリアにおけるレファレンスケース以外のケースにおいては、Se-79, Cs-135, および Np-237 について結果を整理・考察する。

図 6.2.1-1～2 に Se-79, Cs-135 および Np-237 の人工バリアからの放出率を整理する。

#### 1) データ不確実性ケース

##### (1) ガラス溶解速度の不確実性

- Cs-135 は可溶性元素であるため、ガラス固化体の溶解と調和的に溶出する。このため、ガラス固化体の溶解モデルに応じた核種移行率の違いが認められる。ここで、ガラスの溶解速度がレファレンスケースの 10 倍のケースにおいて、Cs-135 の増加は数倍程度の増加に収まっている。これは、ガラスの溶解速度が 1 桁高くなることによって、緩衝材内側における Cs-135 の溶出率は高くなるが、ガラスの溶解速度が低い場合と比べてガラスの浸出時間が短くなり、定常放出に達するまでに吸着や拡散により遅延されることから、溶出率の増加の影響が顕著に現れな

かったと考えられる。

- Se-79, Np-237 については、本解析ケースについて移行率に違いは見られない。Se-79, Np-237 はガラス固化体の溶解に伴い溶出し、緩衝材内側での核種濃度が溶解度を越えて沈殿を生じるため、ガラス固化体から溶出された Se-79, Np-237 の緩衝材中への移行は、浸出率ではなく溶解度によって律速される。したがって、Se-79, Np-237 の最大移行率は、本ケースで仮定したガラス固化体の溶解速度の違いの影響を受けなかった。

## (2) オーバーパック破損時期の不確実性

- 処分後年数1万年の Cs-135, Se-79, および Np-237 のインベントリは、レファレンスケースで設定された処分後1,000年時のインベントリと比較して、数%程度の違いである。このため、溶解度に支配される Np-237 の最大移行率は変化せず、Cs-135, Se-79 の最大移行率についてもインベントリの変化に比例して数%の減少であった。

## (3) 掘削影響領域通過流量の不確実性

- 緩衝材外側からの核種移行率は、掘削影響領域通過流量と掘削影響領域中の核種濃度を乗することで評価される（式 4.1.2-10 参照）。また、掘削影響領域中の核種濃度は、緩衝材からの核種の拡散流入と、上述の掘削影響領域からの核種の流出のバランスによって定まる。したがって、このようなモデルからわかるように、掘削影響領域通過流量が大きい場合には核種移行率が大きくなる傾向がある。本解析では、掘削影響領域通過流量の変更によって Se-79, および Np-237 の移行率は大きく変動し、この解析結果から核種移行率に対して掘削影響領域通過流量の影響が大きいことがわかる。

掘削影響領域通過流量をより大きく設定した場合、緩衝材外側における核種移行率は増加するが、その影響には上限が存在する（レファレンスケースの解析結果 6.1.4 参照）。これは、掘削影響領域通過流量が増加するにしたがって掘削影響領域での核種濃度が減少するが、その濃度が溶解度に比べて十分に小さくなると、それ以上濃度が減少しても緩衝材中での濃度勾配に有意な変化をもたせないためである。0 濃度境界条件を仮定した場合の Se-79 および Np-237 の最大移行率は、レファレンスケースから 2 桁程度高い値となり、掘削影響領域の通過流量が極端に大きくなっても、移行率はこの値を超えることはない。

- Cs-135 については、掘削影響領域通過流量をレファレンスケースから 1 桁大きくしても緩衝材外側における核種移行率に顕著な変化はなかった。これは、可溶性元素である Cs-135 のレファレンスケースにおける核種移行率が、上限である調和溶解速度とすでに等しくなっているため、掘削影響領域通過流量が増加しても移行率は増加しなかったと考えられる。一方、掘削影響領域通過流量が一桁下がった場合は、掘削影響領域において、調和溶解速度と岩盤への移行率が等しくなる

濃度へ達するまでの時間が長くなり、その間に Cs-135 の崩壊が進むため、移行率がレファレンスケースに比べて核種移行率が減少した。

## 2) 概念モデル変更ケース

### (1) 腐食生成物層での核種遅延

- オーバーパック腐食生成物への収着を考慮したケースにおいて、Cs-135, Se-79, および Np-237 の最大移行率は、レファレンスケースとの差がほとんど見られなかった。腐食生成物に対する Cs, Se, および Np の分配係数が緩衝材と同じ設定値である (Se についてはレファレンスケースの分配係数は 0, 腐食生成物に対する分配係数は 0.001 と異なるが、無視できるほどの差異である)。このことから、これらの核種における腐食生成物への収着を考慮したケースとレファレンスケースとの違いは、実質的には、緩衝材厚さを腐食生成物層分増やしたことであり、その影響は小さいことがわかる。

### (2) 掘削影響領域での核種遅延

- 掘削影響領域への収着を考慮した結果、Cs-135 の最大移行率がレファレンスケースよりも減少した。これは掘削影響領域での Cs-135 の分配係数が緩衝材の設定値より大きいため、掘削影響領域中での固相側に収着する量が多く、液相中の濃度が小さい期間が長く保たれるため、掘削影響領域から周辺母岩に放出されるまでに崩壊の影響が有意になったと考えられる。

### (3) オーバーパックの腐食膨張と周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入

- オーバーパックの腐食膨張と周辺母岩中の亀裂への緩衝材の侵入の影響として、緩衝材厚さおよび緩衝材乾燥密度の減少を考慮した結果、Cs-135, Se-79, および Np-237 の最大移行率はともにレファレンスケースとの違いがほとんどなかった。この結果より、本ケースで設定した緩衝材の厚さの減少、および緩衝材乾燥密度の減少が起こったとしても、核種移行に有意な影響を及ぼさないことがわかった。

## 3) 代替デザインケース

### (1) 代替材料を用いたオーバーパックの使用

- Cs-135 の半減期は 200 万年と長いとため、処分後数万～10 万年でオーバーパックが破損するケースでは、ガラス固化体中のインベントリの変化がなく、移行率にほとんど違いは見られなかった。処分後 100 万年後にオーバーパックが破損するケースにおける Cs-135 のインベントリは、レファレンスケースの処分後 1,000 年時のインベントリと比較して 25%程度減少している (表 4.1.3-2, 表 5.1.5-1 参照)。Cs-135 はインベントリの減少とともにそのガラス固化体からの溶出率が減少し、解析結果についてもそれに応じた違いが見られる。
- 処分後 100 万年における Se-79 のインベントリは、半減期が 65,000 年であるため

レファレンスケースにおけるインベントリから約5桁程度減少するとともに、ガラス固化体から調和溶解するSe-79の量が減少することによって溶解度制限を受けなくなるため、最大移行率もそれに応じて減少している。

- Np-237は、Cm-245、Pu-241およびAm-241を親核種として持つため、処分後年数の増加とともにガラス固化体中のインベントリが増加することが考えられる。最もインベントリが増加したケースは、処分後1万年後にオーバーパックが破損するケースであり、レファレンスケースと比較して5%程度増加した（表4.1.3-2、表5.1.5-1参照）。しかしながら、Np-237のガラス固化体から緩衝材への放出は溶解度によって制限されるため、Np-237のインベントリの増加は、緩衝材外側における最大移行率に影響を与えなかった。

## (2) 緩衝材厚さの変更

- 緩衝材厚さを0.4[m]に変更したケースにおいて、Cs-135、Se-79、およびNp-237の最大移行率は、レファレンスケースと比較してほとんど違いはない。これは、これらの核種の放出率が定常に達するため、緩衝材移行距離の違いによる影響が小さいためである。

## 4) 地質環境変更ケース

### (1) 地下水流動のバリエーション

- データ不確実性ケースの掘削影響領域通過流量の不確実性を考慮した解析と同様のケースであるため6.2.1 1) (3)を参照。

### (2) 地下水と支保材の反応による間隙水の変化

- 地下水と支保材の反応を考慮したケースでは、地下水組成に対して設定した溶解度（分配係数、拡散係数はレファレンスケースデータから変更無し）の値に応じて移行率が変化した。例えば、Np-237の最大移行率の減少は、セメント反応水に対して設定されたNp-237の溶解度がレファレンスケースの設定値から2/5倍になったことに起因する。
- Se-79、Cs-135については、地下水と支保材の反応を考慮した地下水組成に対して設定された溶解度において、レファレンスケースデータから有意な変更がなかったため、レファレンスケースでの最大放出率から変化はなかった。

### (3) 支保材の変質、腐食膨張による応力や岩盤のクリープによる掘削影響領域の拡大

- データ不確実性ケースの掘削影響領域通過流量の不確実性を考慮した解析と同様のケースであるため6.2.1 1) (3)を参照。

### (4) 海水系地下水の想定

- 海水系地下水を想定したケースでは、地下水組成に対する溶解度、分配係数、拡

散係数の値に応じて移行率が変化した。例えば、Se-79 については、海水系地下水に対する溶解度の設定値がレファレンスケースの設定値より 2 倍ほど高いため、レファレンスケースより高い最大移行率を示した。

- Cs-135 については、海水系高 pH 型地下水に対する分配係数の設定値がレファレンスケースの設定値より 1 桁低いいため、Cs-135 の定常到達時間を早めたが、最大移行率はガラスとの調和溶解速度に律速されるためほとんど変化はなかった。

#### (5) 海水系地下水を想定した代替材料を使用したオーバーパック

- 海水系地下水を想定したオーバーパックの寿命の長期化を考慮した解析ケースにおける最大移行率の変動は、上記の海水系地下水に対する解析結果、および代替デザインケースでのオーバーパックの寿命の長期化の解析結果を併せて勘案すると、レファレンスケースからの最大移行率の変動は以下のように類推できる。すなわち、半減期の長い Np-237 のレファレンスケースからの変動は、オーバーパックの破損時期の長期化の影響ではなく、溶解度の違いによるものである。また、半減期が比較的短い Se-79 は、オーバーパックの破損時期の長期化により、崩壊の影響を受け、核種閉じ込め期間の違いに応じて大きく減少する。また、Cs-135 については、オーバーパックの破損時期に応じて崩壊の影響によりインベントリが減少し、それに伴い Cs-135 のガラス固化体から溶出率が減少するため、解析結果についてもそれに応じた違いが見られる。

以上、天然バリアまでを含めた線量評価結果に影響を与えるような核種として、Cs-135、Se-79 および Np-237 に着目して、人工バリア外側における最大核種移行率について整理・分析した。

次に、上記以外の核種として、天然バリアまで含めた線量評価結果に影響を与えないが、人工バリア外側における核種移行率が特徴的に変化する核種について考察する。ここでは、特徴的な挙動の一例として、レファレンスケースにおける人工バリアの収着性能を変化させるケースに着目し、核種移行率が特徴的に変化する核種として Cm-245、Am-243 および Pu-239、移行率が変化しない核種として Tc-99 について結果を整理した（図 6.2.1-3 参照）。

- Cm-245、Am-243 および Pu-239 等の比較的半減期の短い核種は、移行過程において崩壊の影響を大きく受ける。崩壊の影響は移行媒体の遅延機能に依存し、遅延効果が大きい場合、崩壊により核種移行率が低減される。掘削影響領域での核種遅延を考慮したケースでは、Cm-245、Am-243 および Pu-239 の最大核種移行率は、レファレンスケースから、最大でおよそ 1 桁程度減少した。
- 腐食生成物層での核種収着を考慮したケースにおける Cm-245、Am-243 および Pu-239 の核種移行率はレファレンスケースから減少しているが、Cm、Am および

Pu に設定された分配係数がレファレンスケースから 1 桁低い値となっているため、崩壊の影響は顕著に現れなかった。

- 緩衝材厚さを 0.4 [m] に変更するケースやオーバーパックの腐食膨張および緩衝材の流出を考慮するケースでは、Cm-245, Am-243 および Pu-239 の最大移行率に顕著な増加が見られた。これは、緩衝材の厚さが減少することにより、核種の遅延効果が低下し、緩衝材を移行中に核種が崩壊せず母岩へ移行したためであると考えられる。
- Tc-99 は、半減期が 20 万年と比較的長く、かつレファレンスケースにおける分配係数の設定値も低いため、緩衝材中の移行が定常に達する。この場合、緩衝材外側における核種移行率への収着の影響は小さく、レファレンスケースからの変動もほとんど無かった。

以上のことから、データやモデルの不確実性あるいは地質環境や人工バリアデザインのバリエーションが人工バリア中での核種移行挙動に与える要因について、特徴的な応答をまとめると、

- Cs-135 のような可溶性の核種は、ガラス固化体の溶解と調和的に溶出するため、ガラス溶解速度の影響が大きいことが示された。
- ガラス固化体近傍、あるいは緩衝材中で溶解度制限となるような核種については、ガラスの溶解に影響されず、地下水組成の違いにより生ずる溶解度の影響が大きいことが示された。
- 緩衝材外側における核種移行率は、掘削影響領域通過流量の変化による影響が大きい、レファレンスケースの結果から最大でも 2 桁程度の増加に収まった。また、緩衝材内側における核種の溶出が浸出率一定境界となる Cs-135 は、掘削影響領域通過流量の増加によって、核種移行率が顕著に増加することはない。
- 天然バリアまで含めた線量評価結果に影響を与えないような半減期が短い核種は、収着が緩衝材外側における移行率を大きく抑制しており、人工バリアデザインの変更やオーバーパックの腐食膨張による緩衝材厚さの低減はその効果を減少させる。

その他の要因を考慮した場合の Cs-135, Se-79, Np-237 の最大移行率は、レファレンスケースの最大移行率と比較して、顕著な変化は見られなかった。また、Cm-245 や Pu-249 などの比較的半減期が短い核種の核種の最大移行率は、緩衝材厚さの変更や分配係数等の要因に大きく影響されるが、天然バリア中での崩壊により十分に減衰するため、これらの変動が総線量に与える影響は無視できると考えられる。

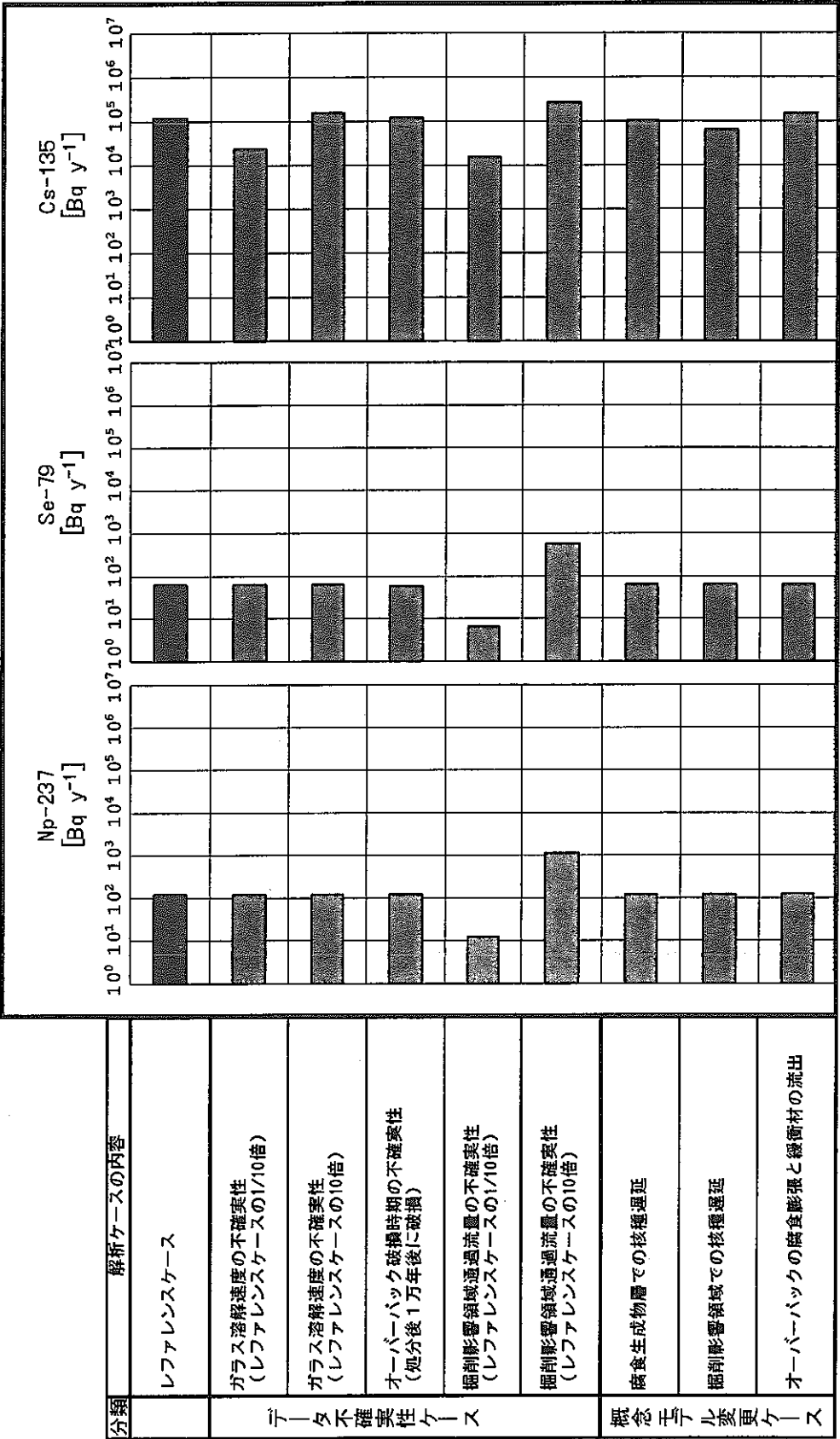


図 6.2.1-1 データ不確実性ケースおよび概念モデル変更ケースにおける  
緩衝材外側からの最大移行率 (Np-237, Se-79, Cs-135)

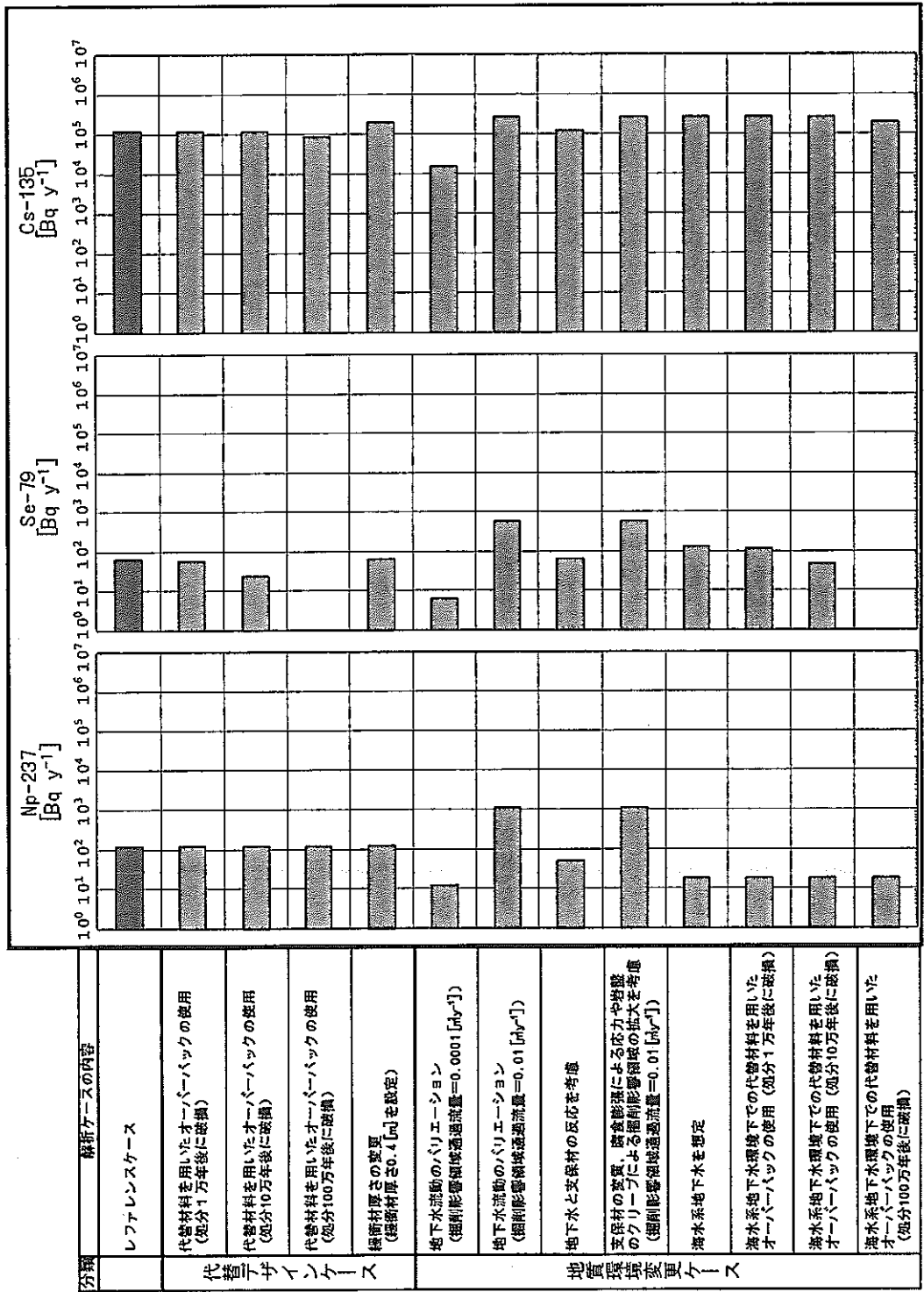


図 6.2.1-2 代替デザインケースおよび地質環境変更ケースにおける  
緩衝材外側からの最大移行率 (Np-237, Se-79, Cs-135)



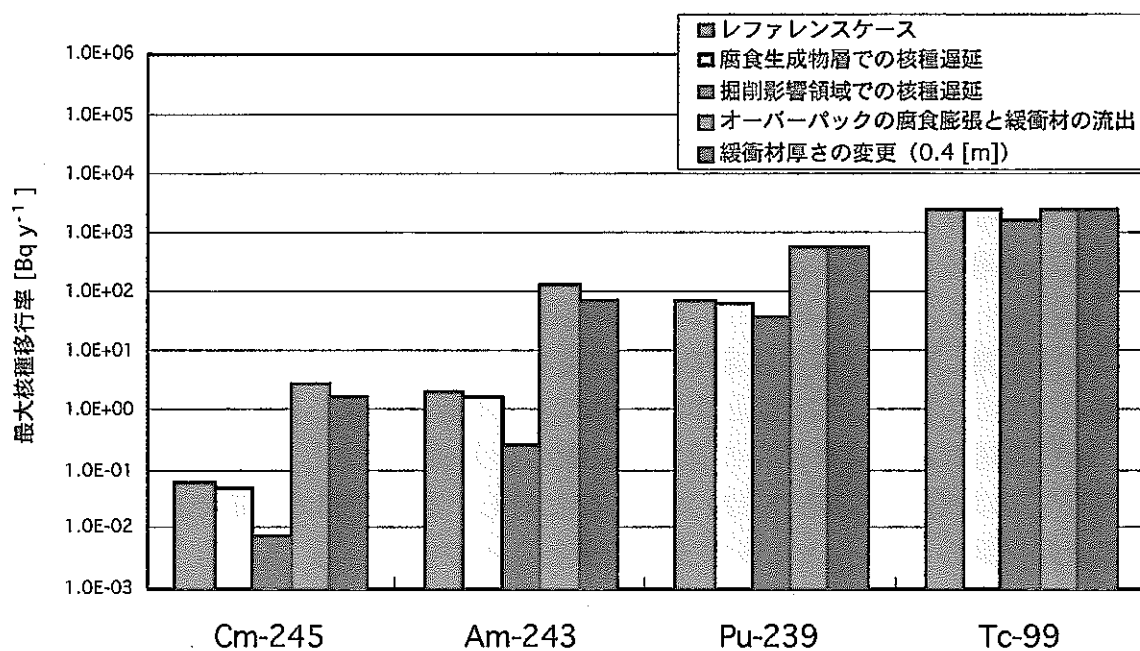


図 6.2.1-3 遅延効果に着目した緩衝材外側からの最大核種移行率の特徴的な例  
(Cm-245, Am-243, Pu-239, Tc-99)

## 6.2.2 天然バリア

### 1) データ不確実性ケース

データ不確実性ケースにおける最大線量当量率とその支配核種および最大線量に達する処分場閉鎖後の時間の一覧を図 6.2.2-1 に示す。図中、母岩を通して下流側断層へ放出される時の最大線量当量率は白棒線で、断層を通して生物圏に放出される時の最大線量当量率は黒棒線で示す。

透水量係数分布は、亀裂内の地下水流速および人工バリアからの放出量に係わる掘削影響領域を通過する地下水流量に影響を及ぼすため、核種移行結果に与える影響も大きい。レファレンスケースに対して感度解析的に設定したデータ不確実性ケースにおいては、保守側と非保守側の設定で最大線量当量率が母岩で約 3 桁、断層では 4 桁以上の違いが生じている。保守側と非保守側の設定で断層による遅延効果の差が大きいのは、断層の透水量係数を母岩の透水量係数の最大値と設定したためである。また、保守側の設定では支配核種が Th-229 であるのに対し、非保守側の設定では Th-229 に代わって分配係数の小さい Cs-135 が支配核種となっている。

亀裂開口幅に関しては、開口幅設定値の増減による地下水流速の変化とマトリクス拡散の効果が互いに相殺されるため、母岩および断層中の最大線量当量率はともにレファレンスケースと同じ結果が得られている。また、経験則の代わりに三乗則を用いた場合も同じ結果が得られることが理論的にも数値解析的にも確認されている（サイクル機構，1999b）。

分散長に関しては、亀裂内での分散が小さいほど比較的早い時間での核種放出量が相対的に減少し核種崩壊の影響を受けるため最大線量当量率が低下し、分散が大きいほど核種崩壊の影響を受けない早い時間での放出量が増えるため最大線量当量率が増加している。ただし、分散長の核種移行に対する影響は小さく、分散長の 2 桁の変化に対し母岩および断層における最大線量当量率の変化はともに数倍程度であった。

マトリクス拡散寄与面積率およびマトリクス拡散深さに関しては、それぞれ 10～100%および 0.03～1 [m]の変化に対し、母岩における最大線量当量率は約 1 桁異なり、断層ではさらにその差が大きくなっている。すなわち、これらのパラメータが核種移行に及ぼす影響は比較的大きく、移行距離が長くなるほど、また流速が遅くなるほど、その影響も大きくなることがわかる。

有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数に関しては、保守側と非保守側の設定で実効拡散係数が 4 桁異なるにもかかわらず、母岩および断層における最大線量当量率はともに数倍程度の差であった。これは、有効間隙率、乾燥密度、実効拡散係数に相関を持たせたために、これらのパラメータの不確実性が及ぼす影響が互いに相殺されたた

めと考えられる。すなわち、有効間隙率を大きく設定するとマトリクス内での遅延係数が小さくなり遅延効果が小さくなるものの、実効拡散係数が大きくなりマトリクス拡散による遅延効果が大きくなるため、その影響が互いに相殺されて顕著な差がなくなるためである。

分配係数に関しては、保守側と非保守側の設定で最大線量当量率は、母岩で 2 桁以上、断層では 3 桁以上も異なり、その不確実性が核種移行解析結果に与える影響が大きいことがわかった。

断層内流速に関しては、レファレンスケースの流速  $50 \text{ [m y}^{-1}]$  以上になるとほとんど遅延効果が期待できなくなるものの、流速が  $5 \text{ [m y}^{-1}]$  程度であれば、母岩における最大線量当量率が 1 桁程度低減されることがわかる。

以上より、母岩や断層内の流速に係わるパラメータ（透水量係数分布、断層内の流速）やマトリクス拡散に係わるパラメータ（マトリクス拡散寄与面積率、マトリクス拡散深さ、分配係数）の不確実性が核種移行解析結果に及ぼす影響が大きいことがわかった。解析では、母岩  $100 \text{ [m]}$  と断層  $800 \text{ [m]}$  しか考慮しなかったものの、現実的には処分場から生物圏までの移行距離はもっと長くなると考えられ、これらのパラメータが核種移行に及ぼす影響はさらに大きくなると考えられる。

一方、開口幅や分散長の影響は小さく、有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数は互いに相関を持つ場合には核種移行促進効果と遅延効果が相殺されて最大線量当量率に及ぼす影響は比較的小さくなることがわかった。なお、図 6.2.2-1 中に示すように、総じて母岩・断層ともに Cs-135 が支配的で、遅延効果の小さい保守的透水量係数の場合には Th-229 が支配核種に、非保守的分配係数の場合には Th-229 から Ra-226 に支配核種が変化している。

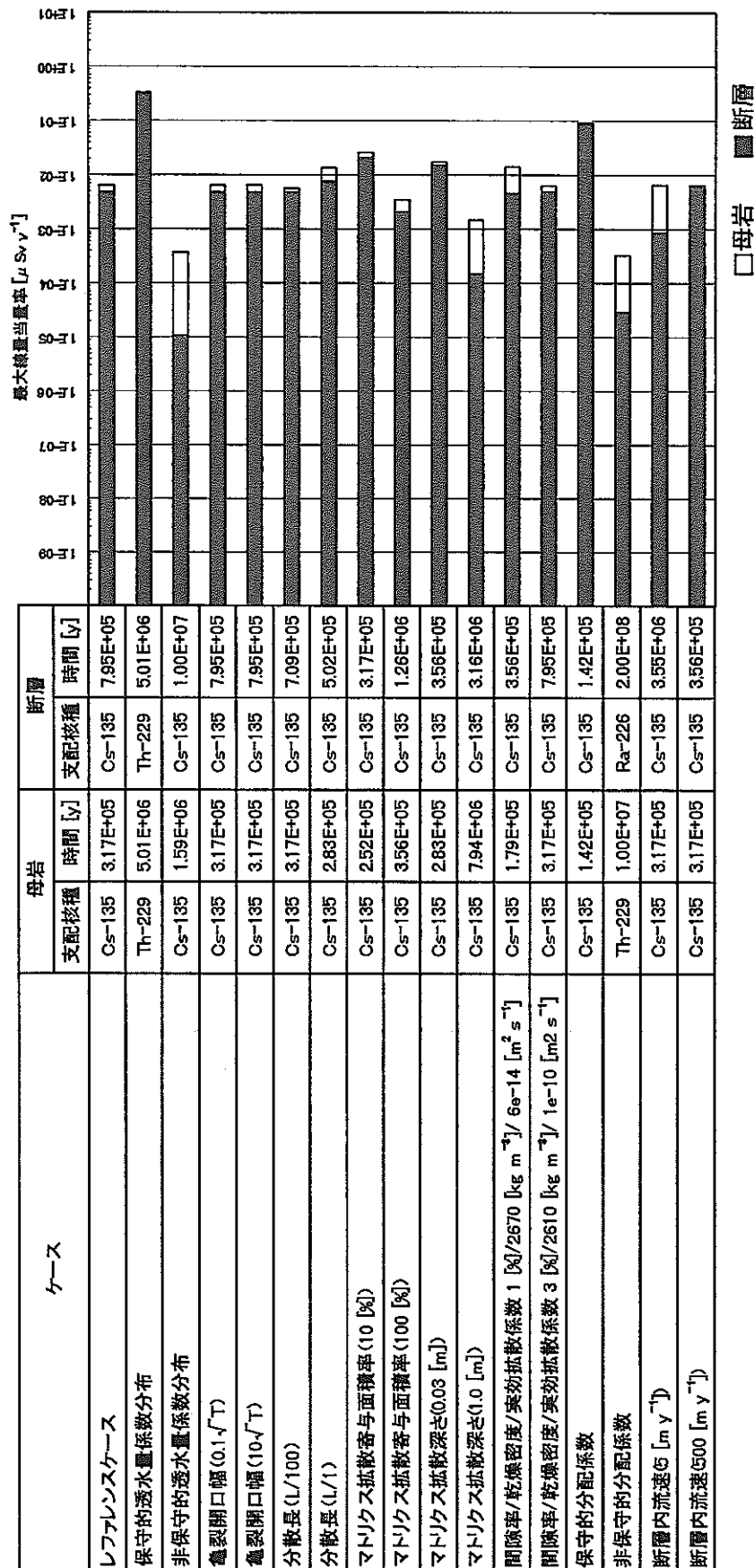


図 6.2.2-1 データ不確実性ケースにおける処分場全体からの最大線量当量率一覧

図中白棒線は母岩から放出された核種の線量、黒棒線は断層から放出された核種の線量を表す。

## 2) 概念モデル変更ケース

### (1) コロイドの影響を考慮したケース

コロイドの影響を考慮した場合の最大線量当量率を図 6.2.2-2 に、断層から放出された線量当量率の経時変化を図 6.2.2-3 に示す。コロイドの影響を考慮した場合の母岩における最大線量当量率は、レファレンスケースよりも1桁程度大きくとなっている。これは、人工バリアからの放出量が約1桁増加したことに起因すると考えられる(5.2.2.1 参照)。また、断層内での遅延効果がレファレンスケースの断層よりも大きいのは、コロイドの影響を考慮した場合の支配核種が Th-229 で、レファレンスケースの支配核種 Cs-135 よりも分配係数が大きく遅延されやすいためと考えられる。

### (2) 処分場レイアウトを考慮したケース

処分場レイアウトを考慮した場合の最大線量当量率を図 6.2.2-2 に示す。処分場レイアウトを考慮した場合の最大線量当量率は、地下水流れ方向の処分場領域の一辺の長さが長くなるほど小さくなるものの、処分場レイアウトを考慮しないレファレンスケースの最大線量当量率の数分の1程度であった。これは、支配核種が分配係数の小さい Cs-135 であるため移行距離の増加に伴う遅延効果が小さいためであり、結果的に処分場レイアウトが解析結果に及ぼす影響が小さくなっている。

### (3) 濃度干渉効果を考慮したケース

濃度干渉効果を考慮した場合の最大線量当量率を図 6.2.2-2 に、断層から放出された線量当量率の経時変化を図 6.2.2-4 に示す。図 6.2.2-2 より、濃度干渉効果を考慮した場合の最大線量当量率は、レファレンスケースよりも1桁程度小さくなっていることがわかる。また、図 6.2.2-4 とレファレンスケースの結果(図 6.1.4-2)を比較すると、濃度干渉効果を考慮した場合、支配核種である Cs-135 の線量当量率は1桁程度小さくなるのに対し、Cs-135 以外の核種の線量当量率は2桁程度小さくなっている。これは、可溶性核種の Cs-135 は溶解度による制限を受けないのに対し、Cs-135 以外の溶解度制限を受ける核種は、掘削影響領域内の核種濃度が溶解度に達すると、緩衝材中の濃度勾配がなくなり人工バリアからの放出量が極端に制限されることから、濃度干渉の影響が大きくなると考えられる。

### (4) 断層を多孔質媒体モデルによりモデル化したケース

断層を多孔質媒体モデルによりモデル化した場合の最大線量当量率を図 6.2.2-2 に示す。断層を多孔質媒体モデルによりモデル化した場合は、亀裂モデル(平行平板モデル)によりモデル化したレファレンスケースと同様に、断層内での遅延効果は顕著ではないことがわかる。これは断層内の流速の設定に際して、断層内の上向きの動水勾配に母岩と同じ値を用いるという過度に保守的な設定をしたためである。

### 3) 地質環境変更ケース

#### (1) 動水勾配の影響

レファレンスケースと同じ花崗岩、降水系高 pH 型地下水を対象として動水勾配を変化させた場合の最大線量当量率を図 6.2.2-2 に示す。動水勾配は、透水量係数と同様、母岩や断層内の流速に影響を及ぼすだけでなく、人工バリアからの放出量に係わる掘削影響領域を通過する地下水流量にも影響を及ぼすため、核種移行結果に与える影響は大きい。図 6.2.2-2 によると、母岩における最大線量当量率は、動水勾配 1 桁の変化に対し 1 桁強（数十倍程度）増減していることがわかる。また、断層においては、動水勾配が小さくなると断層内の流速も小さくなるため、動水勾配が小さいほど遅延効果が大きくなっている。

#### (2) 岩種および地下水の影響

岩種および地下水を変化させた場合の最大線量当量率を図 6.2.2-2 に示す。レファレンスケースを含め降水系高 pH 型地下水では、母岩においては岩種にかかわらずほぼ同じ最大線量当量率を示すのに対して、断層においては岩種で若干の違いが見られ、堆積岩では泥岩・凝灰岩よりも砂岩の方が、先新第三紀堆積岩よりも新第三紀堆積岩の方が最大線量当量率が大きくなっている。これは、泥岩・凝灰岩よりも砂岩の方が支配核種である Cs-135 をはじめ分配係数が小さいことや、先新第三紀堆積岩よりも新第三紀堆積岩の方が有効間隙率が 1 桁大きくマトリクス部での遅延効果が小さくなるためと考えられる。塩基性結晶質岩の方が酸性結晶質岩よりも分配係数が大きいにもかかわらず最大線量当量率があまり変わらないのは、酸性結晶質岩よりも塩基性結晶質岩の方が実行拡散係数が 1 桁以上小さくマトリクス拡散による遅延効果が小さくなるためと考えられる。

海水系高 pH 型地下水では、塩基性結晶質岩や先新第三紀泥岩・凝灰岩の母岩においては Ra-226 が支配核種となっている。これは、海水系高 pH 型地下水の方が降水系高 pH 型地下水よりも溶解度が高く、人工バリアからの放出率が約 2 桁増加したためである（6.2.1 参照）。しかし、断層内では、Cs-135 よりも分配係数が大きい Ra-226 は遅延されて支配核種は Cs-135 となる。降水系高 pH 型地下水の場合と同様、海水系高 pH 型地下水においても、泥岩・凝灰岩よりも砂岩の方が、先新第三紀堆積岩よりも新第三紀堆積岩の方が最大線量当量率が大きくなる傾向が見られる。また、海水系高 pH 型地下水の方が降水系高 pH 型地下水よりも最大線量当量率が大きいのは、生物圏での線量換算係数として降水系高 pH 型地下水では河川を用いたのに対して、海水系高 pH 型地下水では沿岸海域堆積層を用いたためである。

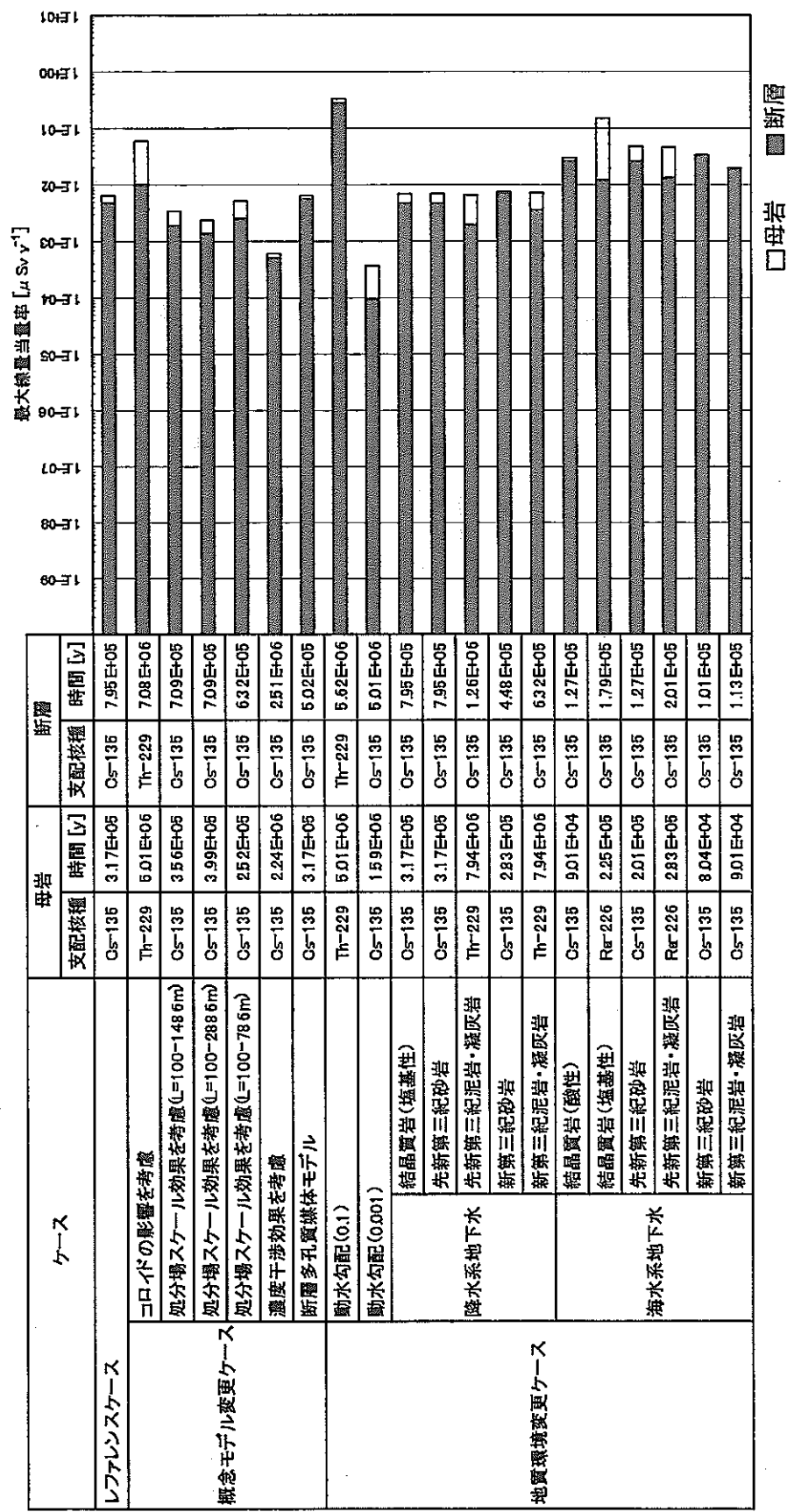


図 6.2.2-2 概念モデル変更ケース・地質環境変更ケースにおける処分全体からの最大線量当量率一覧

図中白棒線は母岩から放出された核種の線量、黒棒線は断層から放出された核種の線量を表す。地質環境変更ケースの動水勾配の変更は、花崗岩、降水系地下水を対象としている。各岩種の有効間隙率／乾燥密度／実効拡散係数は代表値（表 5.2.3-2 参照）を採用した。なお、地質環境変更ケースの海水系高 pH 地下水を対象としたケースでは、沿岸海域堆積層への放出を想定した線量換算係数を用いた。

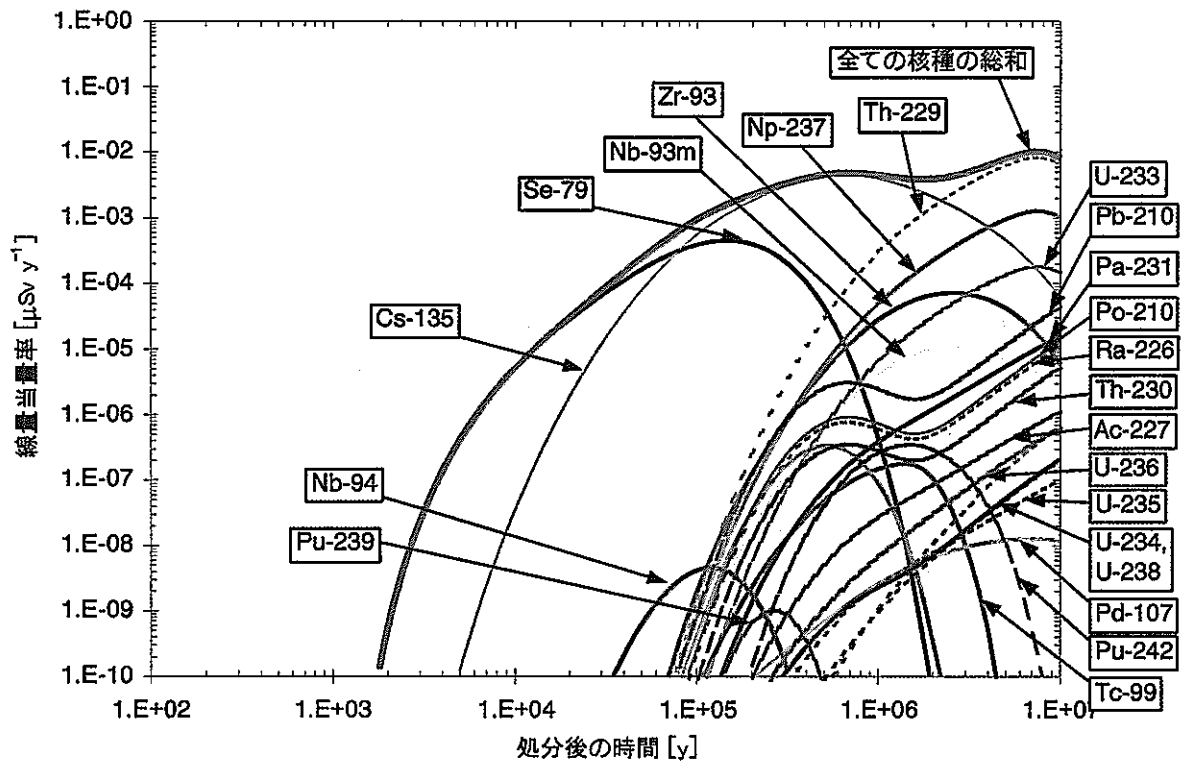


図 6.2.2-3 コロイドの影響を考慮した場合の線量当量率解析結果

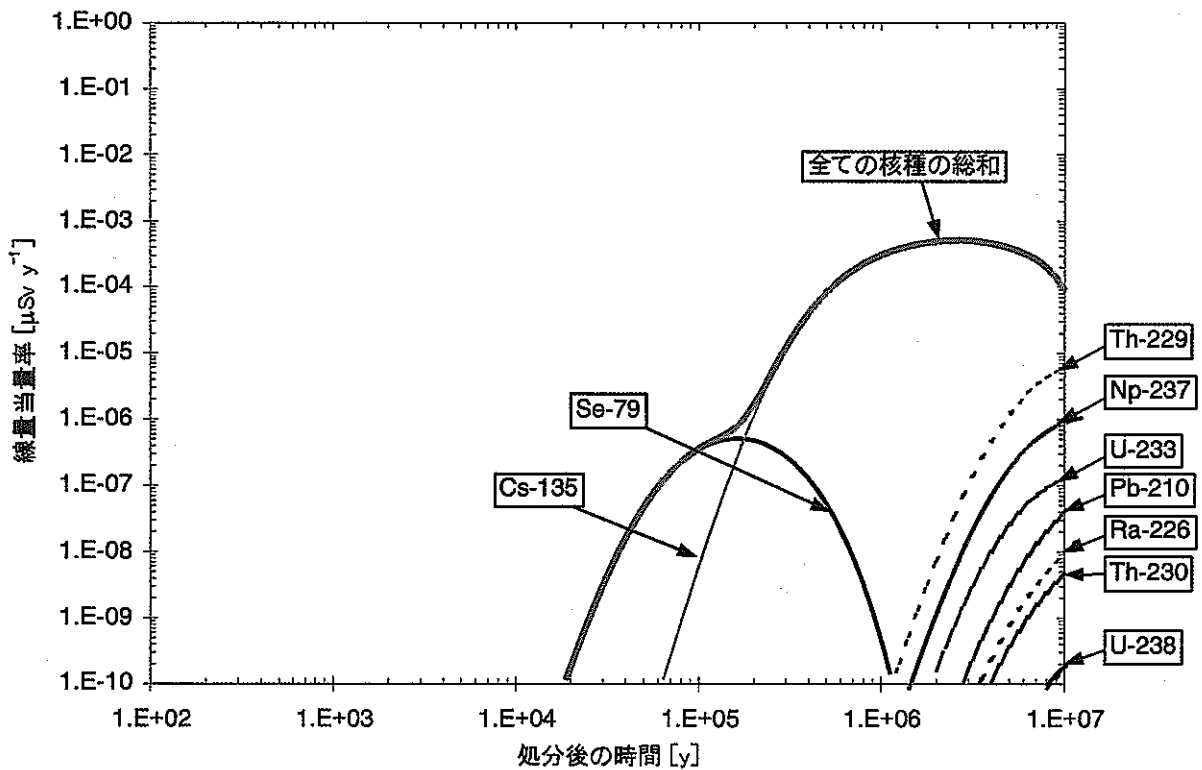


図 6.2.2-4 濃度干渉効果を考慮した場合の線量当量率解析結果



### 6.2.3 生物圏

#### 1) データ不確実性ケース

生物圏におけるデータ不確実性ケースとしては、5.3.1 で述べたように、線量への換算係数に与える影響が大きいと考えられる、土壌および堆積物中での分配係数、農作物への移行係数、およびコンパートメントの大きさを対象に感度解析を実施した。

#### (1) 土壌および堆積物中での分配係数の不確実性

表面土壌／下部土壌、河川堆積層、沿岸海域堆積層のコンパートメントの分配係数として付録 3 に示したデータ幅の最大値および最小値を用いて計算した結果、分配係数を変化させたコンパートメントから線量を受ける被ばくグループへの感度が大きいことがわかった。一例として表面土壌コンパートメントの分配係数を変化させた場合の結果を図 6.2.3-1 に示す。表面土壌は農作業従事者グループへの被ばく経路が設定されているコンパートメントである。図は農作業従事者グループの線量への換算係数の範囲をレファレンスケースのもので規格化して示した。例えば、Tc-99 や Se-79 の線量への換算係数は他の核種と比べて分配係数に対する感度が大きいことがわかった。また、Sm-151 などでは、分配係数の変動範囲が大きいにもかかわらず線量への換算係数はほとんど変化していないことから、感度が低いことがわかった。なお、下部土壌は直接の被ばく経路を有していないが線量への換算係数（農作業従事者グループ）が変化したことから、分配係数を変動させることにより表面土壌コンパートメントや河川水コンパートメントへの核種移行量が変化することが示唆された。

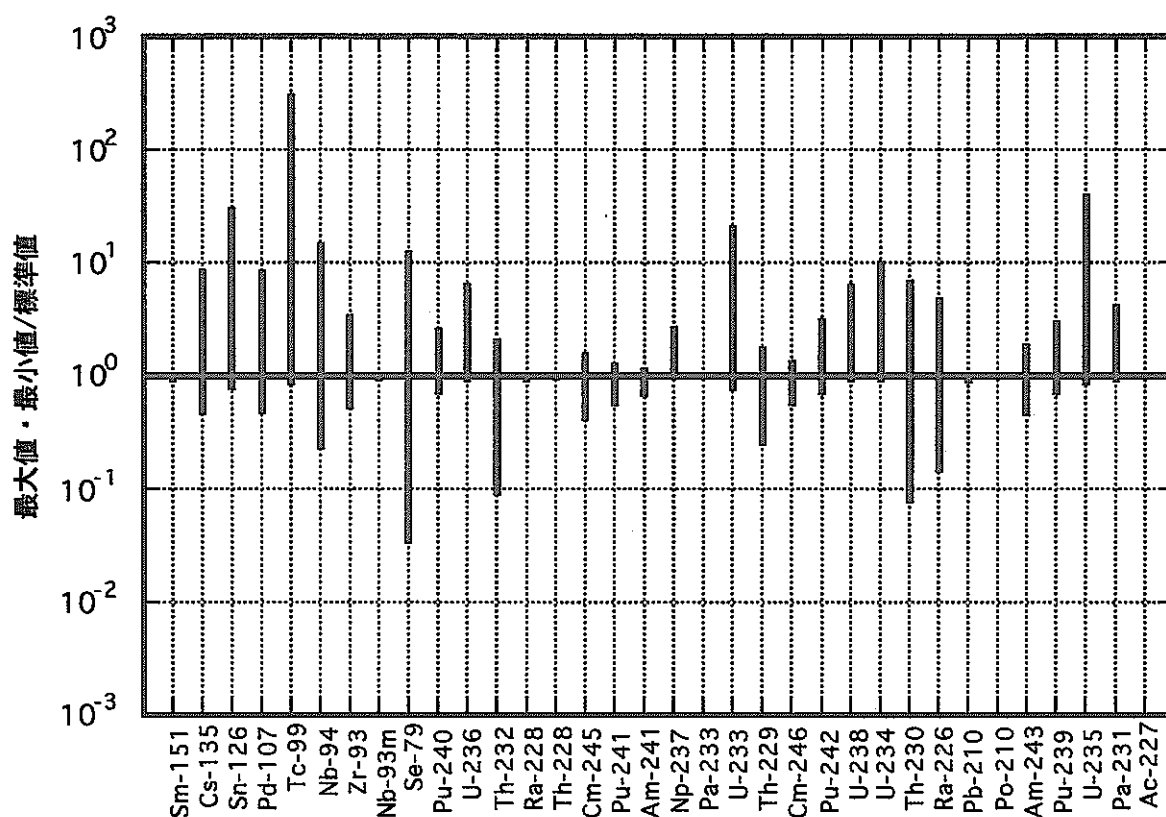


図 6.2.3-1 表面土壌コンパートメントの分配係数の変動による感度  
(農作業従事者グループ、レファレンスケースの線量への換算係数で規格化)

## (2) 農作物への移行係数の不確実性

果物、米および根菜の移行係数として、付録3に示したデータ幅の最大値および最小値を用いて計算した結果、線量への換算係数（農作業従事者グループ）は根菜への移行係数を変えた場合が最も変化が大きかった。一例として、根菜への移行係数を変えた場合の解析結果を図 6.2.3-2 に示す。図から明らかなように、Pa-231 を除いて線量への換算係数はほとんど数倍程度しか変化しなかった。この傾向は米や果物の移行係数についても同じことから、農作物への移行係数が換算係数に与える影響は小さいことがわかった。

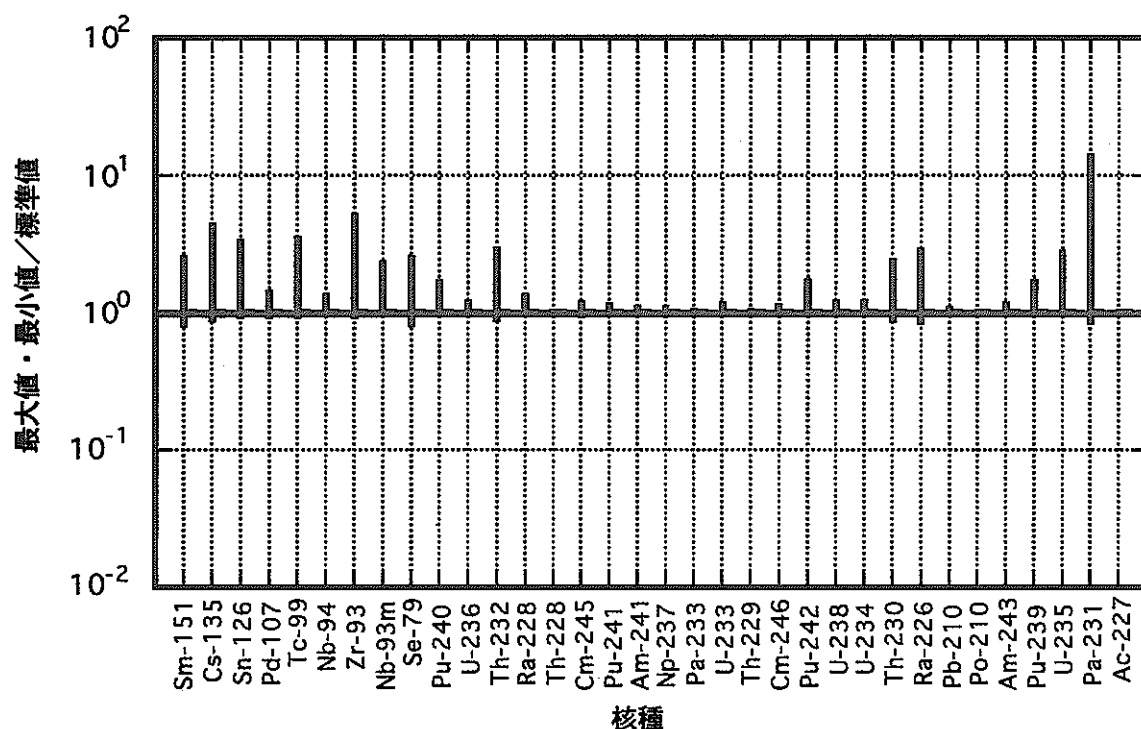


図 6.2.3-2 根菜への移行係数の変動による感度

(農作業従事者グループ、レファレンスケースの線量への換算係数で規格化)

### (3) コンパートメントの大きさの不確実性

付録3に示した表面土壌コンパートメントの大きさの最大値および最小値を用いて計算した結果を図 6.2.3-3 に示す。図は農作業従事者グループの線量への換算係数をレファレンスケースの解析結果で規格化して示している。表面土壌コンパートメントの大きさを約 0.02 ～ 約 80 倍の範囲で変化させると、農作業従事者グループの線量への換算係数が約 0.05 ～ 20 倍の範囲で変動することから、パラメータの変化の幅に対して線量への換算係数の変動幅が小さいことがわかった。一方、河川水コンパートメントおよび沿岸海域水コンパートメントについては、ほとんど影響がなかった。

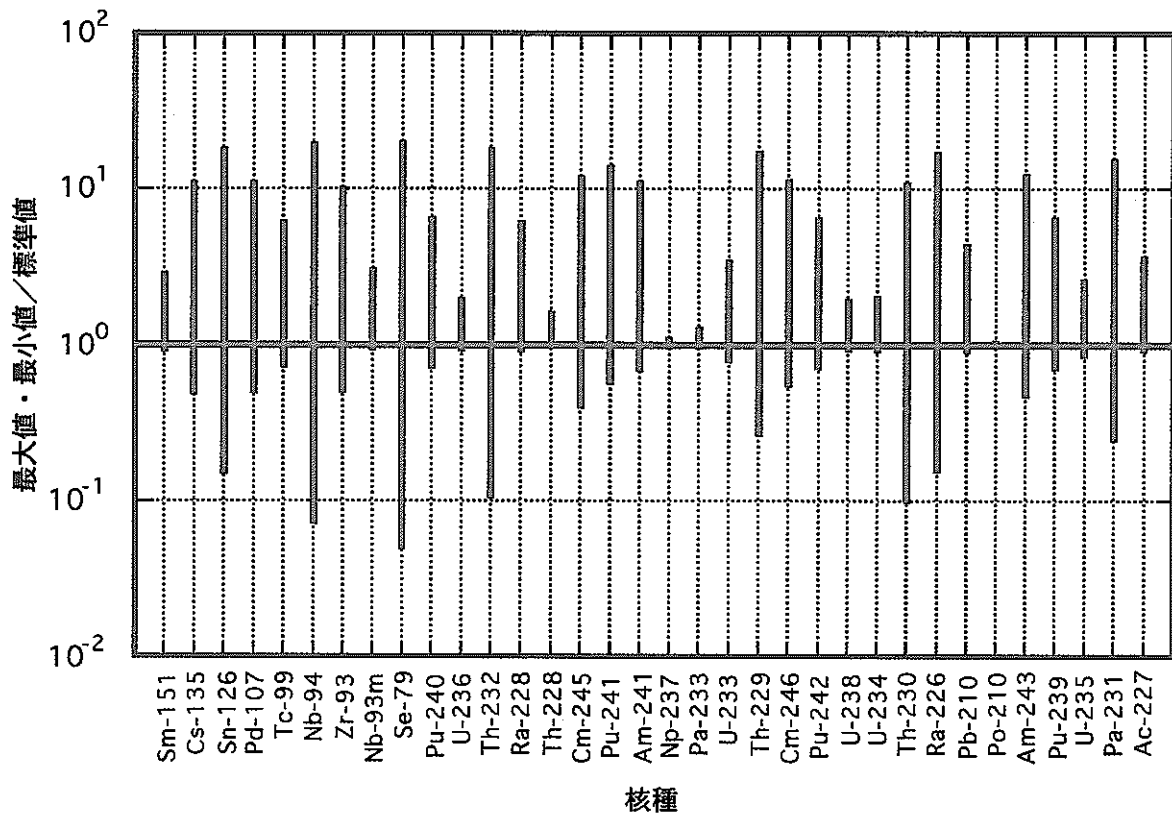


図 6.2.3-3 表面土壌コンパートメントの大きさの変動による感度  
(農作業従事者グループ、レファレンスケースの線量への換算係数で規格化)

本検討の結果から、コンパートメントの大きさや農作物への移行係数については、パラメータの変化に対する線量への換算係数の感度がそれほど高くないが、分配係数については、パラメータの変化に対して線量への換算係数の感度が大きいことが示された。特に、Tc-99 や Se-79 は分配係数の変化に対する線量への換算係数の変動幅が大きくなった。

## 2) 概念モデル変更ケース

帯水層における収着の効果を考慮した概念モデル変更ケースの解析結果を図6.2.3-4に示す。農作業従事者グループについてレファレンスケースと比較した場合、線量への換算係数はほとんどの核種で変わらないか、あるいは減少した。特に、半減期が数百年未満の核種（Sm-151, Nb-93m, Ra-228 など）では、レファレンスケースと比較して2桁あるいはそれ以上、線量への換算係数が低くなっている。これは短半減期の核種が帯水層に収着され崩壊するため、下流側の河川水コンパートメントへ流入する核種の量が減少すること、および帯水層コンパートメントからの直接の被ばく経路がないことによる。また、換算係数が変動しないものについては、帯水層に流入した核種が崩壊により減衰する前に下流側の河川水コンパートメントへ移行することを表している。

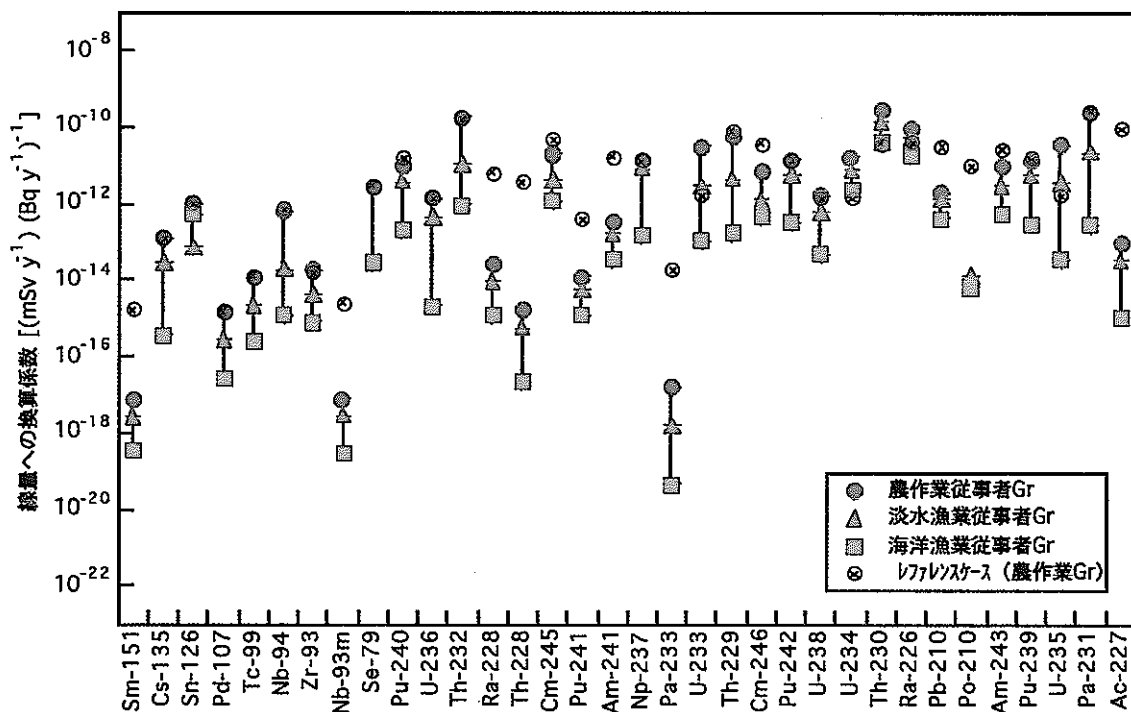


図 6.2.3-4 概念モデル変更ケースの解析結果  
(農作業従事者グループ)

### 3) 地質環境変更ケース

#### (1) 河川水を GBI としたケース

図 6.2.3-5 に GBI が河川水で、地形パターンが丘陵および山地である場合の線量への換算係数（農作業従事者グループ）を示す。レファレンスケース（農作業従事者グループ）と比較すると、丘陵の場合で1桁、山地の場合で2桁それぞれ増加した。ここでは、侵食速度と河川流量を変動させて丘陵および山地に対する評価を行っている。侵食速度と河川流量はそれぞれ表面土壌と河川水のコンパートメント内の核種濃度を変動させるパラメータであるため、農作業従事者グループの線量への換算係数が大きくなったと推測される。

また、淡水漁業従事者グループについても、レファレンスケースにおける淡水漁業従事者グループの結果と比べて丘陵の場合で1桁、山地の場合で2桁それぞれ増加した。一方、海洋漁業従事者グループの場合は、レファレンスケースの海洋漁業グループの結果と比べて変化しなかった。

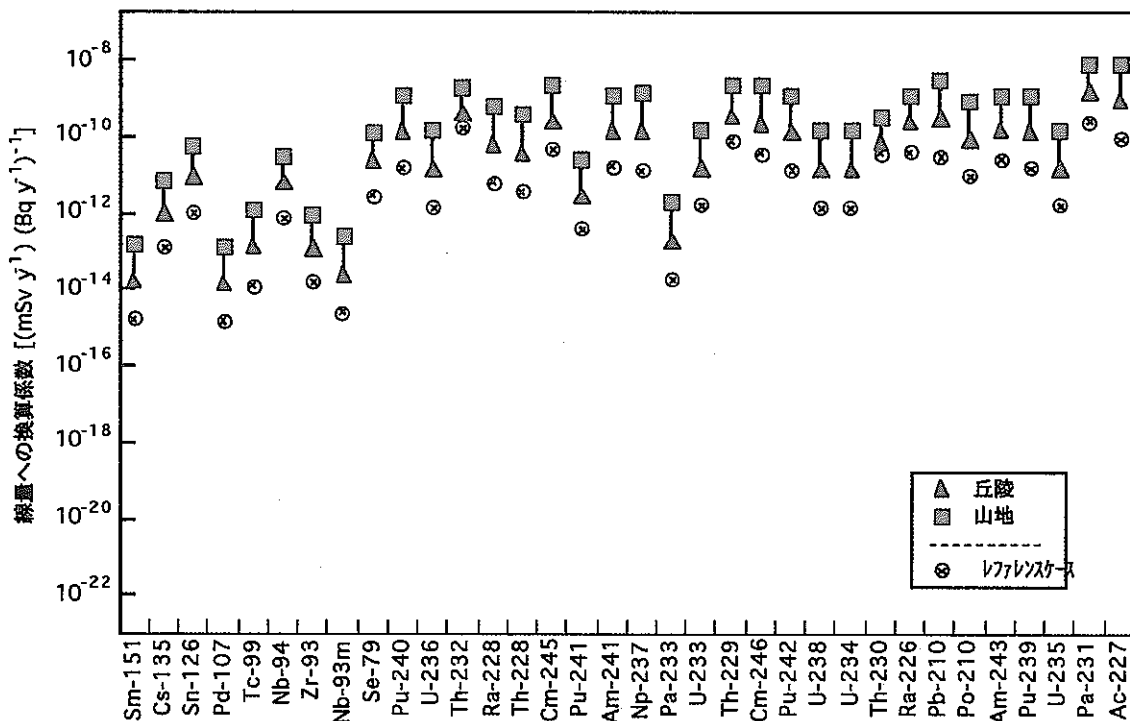


図 6.2.3-5 GBI が河川水である場合の解析結果  
(農作業従事者グループ)

## (2) 河川堆積層を GBI としたケース

図 6.2.3-6 に GBI が河川堆積層である場合の線量への換算係数（農作業従事者グループ）を示す。レファレンスケースの結果（農作業従事者グループ）と比較して、線量への換算係数が若干大きくなった。これは、河川堆積層への核種の収着量が増加することにより、浚渫／蛇行によって表面土壌に運ばれる核種量が増加するためである。一方、地形パターンが丘陵および山地である場合には、線量への換算係数の増減に一定の傾向は見られず、核種ごとに異なる結果が得られた。

また、淡水漁業従事者グループでは、レファレンスケースにおける淡水漁業従事者グループの結果に比べて、線量への換算係数が高くなった。一方、海洋漁業従事者グループでは、レファレンスケースにおける海洋漁業従事者グループの結果とほぼ同じであった。

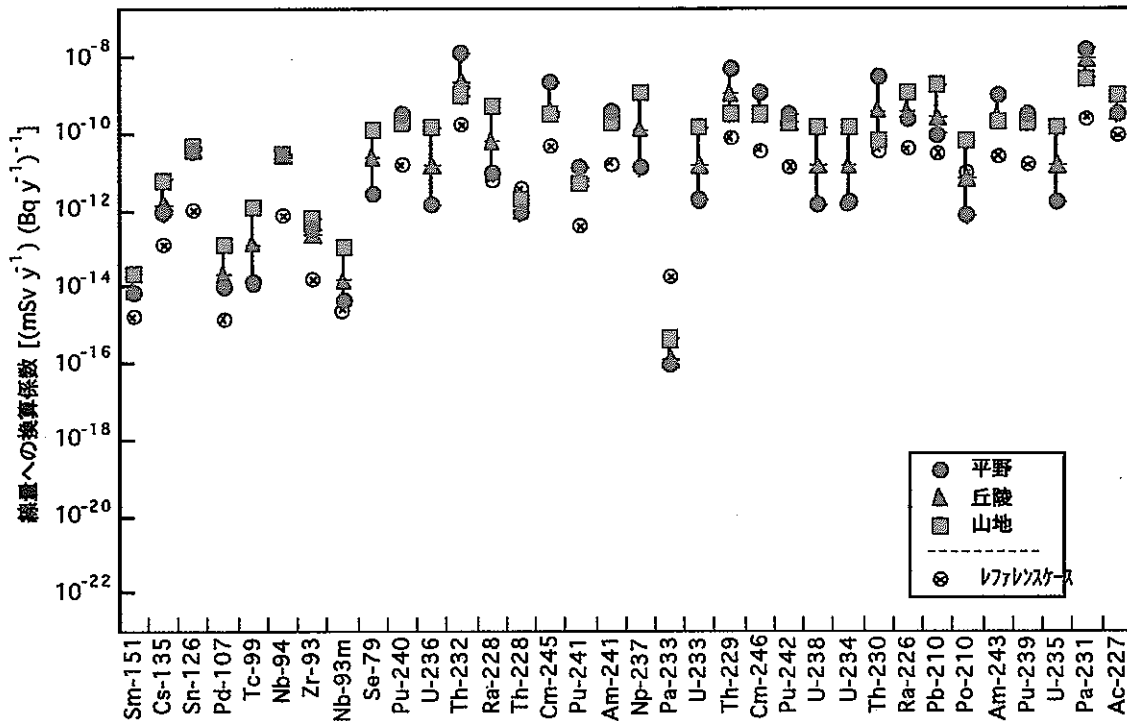


図 6.2.3-6 GBI が河川堆積層である場合の解析結果  
(農作業従事者グループ)

### (3) 深井戸を GBI としたケース

図 6.2.3-7 に GBI が深井戸である場合の線量への換算係数（農作業従事者グループ）を示す。レファレンスケースの結果（農作業従事者グループ）と比較すると、最大で2桁、線量への換算係数が高くなっている。これは深井戸の希釈水量（ $2 \times 10^6$  [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]) が河川の希釈水量（ $1 \times 10^8$  [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]) と比べて約2桁小さいことによるものと考えられる。また地形パターンが丘陵の場合には、平野の場合と比較して線量への換算係数は核種（Th-230, Th-232 など）によっては減少している。これは侵食速度が増加することで表面土壌コンパートメントからの核種の流出量が増え、コンパートメント中の核種濃度が減少するためである。

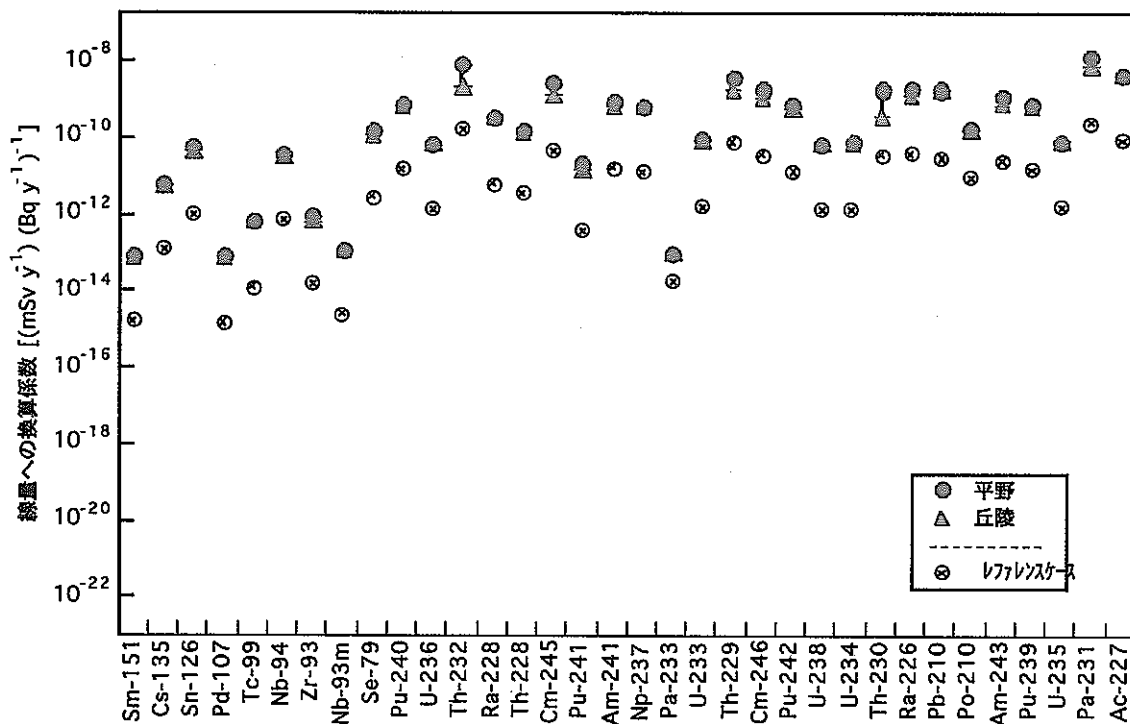


図 6.2.3-7 GBI が深井戸である場合の解析結果  
(農作業従事者グループ)



#### (4) 沿岸海域水を GBI としたケース

図 6.2.3-8 に GBI が沿岸海域水である場合の線量への換算係数(海洋漁業従事者グループ)を示す。GBI が沿岸海域水の場合は、すべての地形パターンで海洋漁業従事者グループの線量への換算係数が最も大きくなる。レファレンスケース(農作業従事者グループ)の結果と比較すると、最大で約 3 桁、線量への換算係数が小さくなっている。これは、海洋の希釈水量 ( $1 \times 10^{10} [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$ ) が河川の希釈水量 ( $1 \times 10^8 [\text{m}^3 \text{y}^{-1}]$ ) と比べて 2 桁大きいことによる。地形パターンが丘陵および山地である場合には、海洋漁業従事者グループの線量への換算係数は平野の場合とほぼ同じであった。

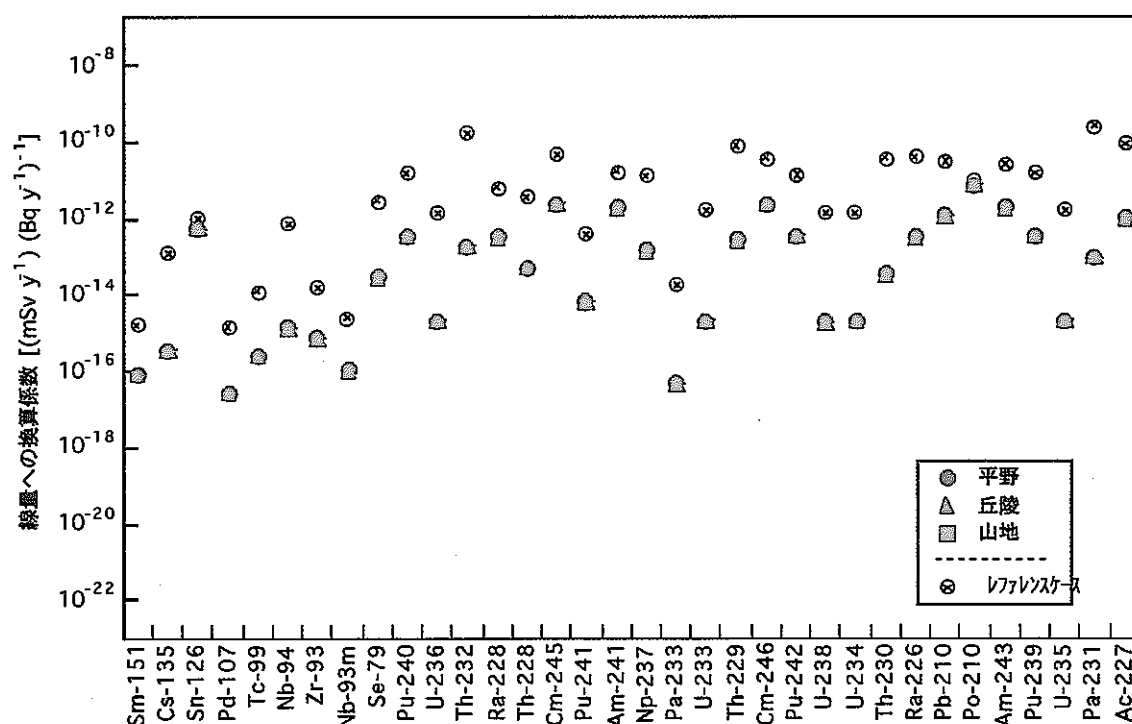


図 6.2.3-8 GBI が沿岸海域水である場合の解析結果  
(海洋漁業従事者グループ、レファレンスケースは農作業従事者グループ)

# (5) 沿岸海域堆積層を GBI としたケース

図 6.2.3-9 に GBI が沿岸海域堆積層である場合の線量への換算係数(海洋漁業従事者グループ)を示す。GBI が沿岸海域堆積層の場合もすべての地形パターンで海洋漁業従事者グループの線量への換算係数が最も高くなり、線量への換算係数はレファレンスケース(農作業従事者グループ)と比較してほとんどの核種で増加する。これは、沿岸海域堆積層内の核種濃度が高くなるため、堆積層からの被ばく経路が設定されている海洋漁業従事者グループの線量への換算係数が大きくなることによる。また地形パターンが丘陵や山地の場合でも、平野の場合とほぼ同じであった。

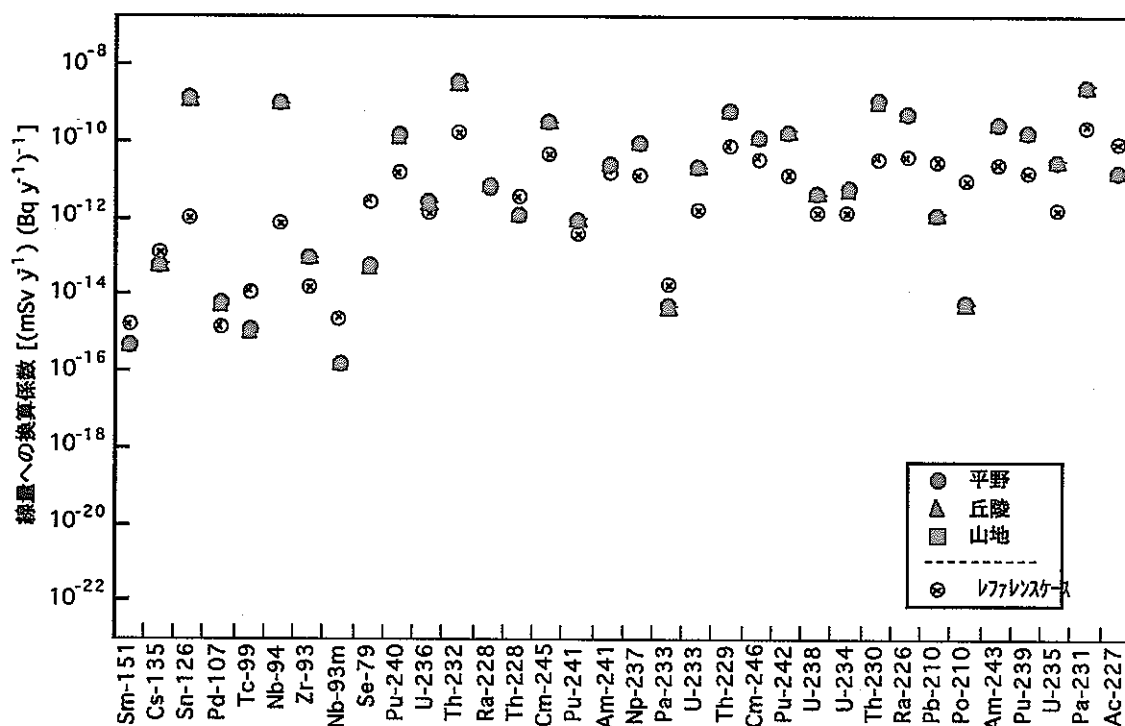


図 6.2.3-9 GBI が沿岸海域堆積層である場合の解析結果  
(海洋漁業従事者グループ, レファレンスケースは農作業従事者グループ)

## 6.3 変動シナリオ

### 1) 天然現象

5.4.1 に示したケースについて解析を行った結果を図 6.3-1 に示す。

隆起・侵食を想定したケースでは、地下深部にある処分場を含む岩盤が隆起・侵食速度で地表に向かって移動していくことを想定した。解析の結果、その影響は地表付近の酸化性の環境（地下 100 m 以浅を想定）に到達した時点で最も大きくなり、線量の最大値がレファレンスケースのものに比べて約 4～5 桁大きい（図 6.3-1）。これは、処分場を含む岩盤が地表付近に達した時点で、処分場内に沈澱していた核種のうち酸化状態での溶解度が大きい Np などの元素が急激に地下水に溶解しはじめ、その結果線量が鋭いピークなることによる（図 6.3-2）。また、隆起・侵食速度が小さくなるにつれ地表付近に到達するまでの時間が長くなり、その分処分場内に沈澱している Np-237 などの線量を支配している核種の量が放射性崩壊によって減少し、線量の最大値が減少している。

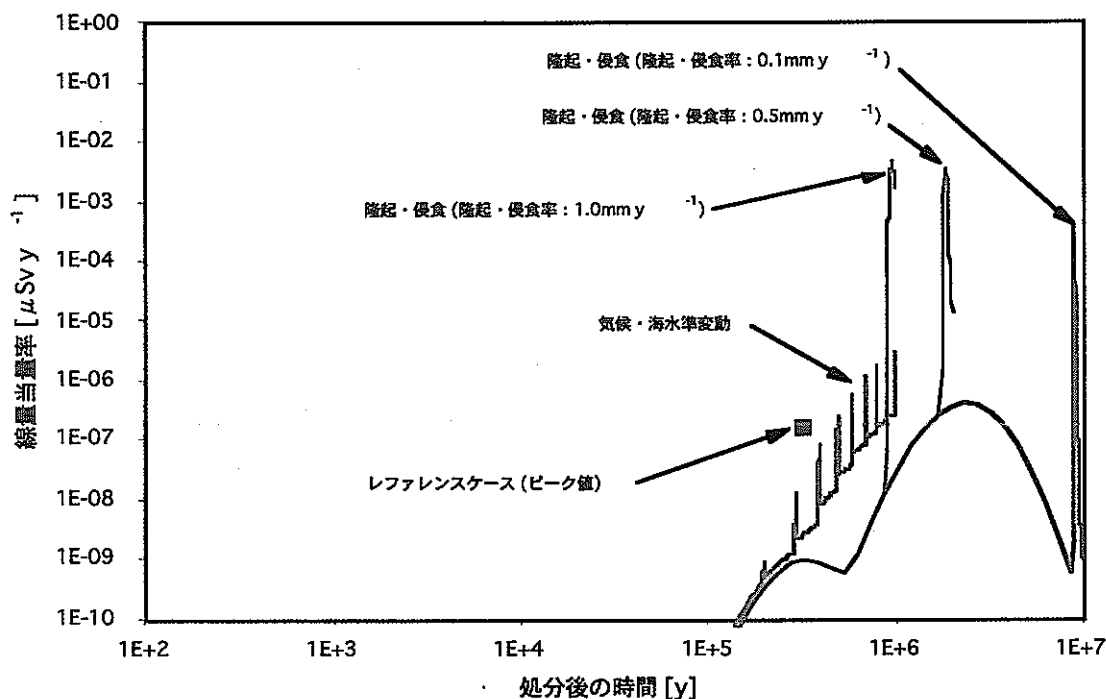
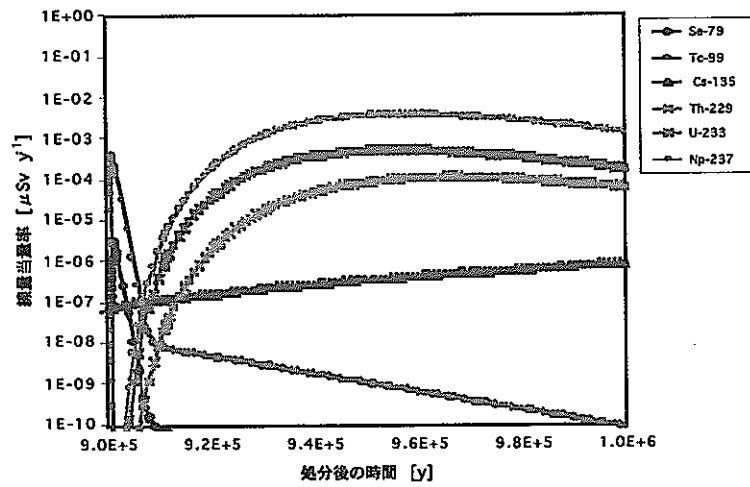
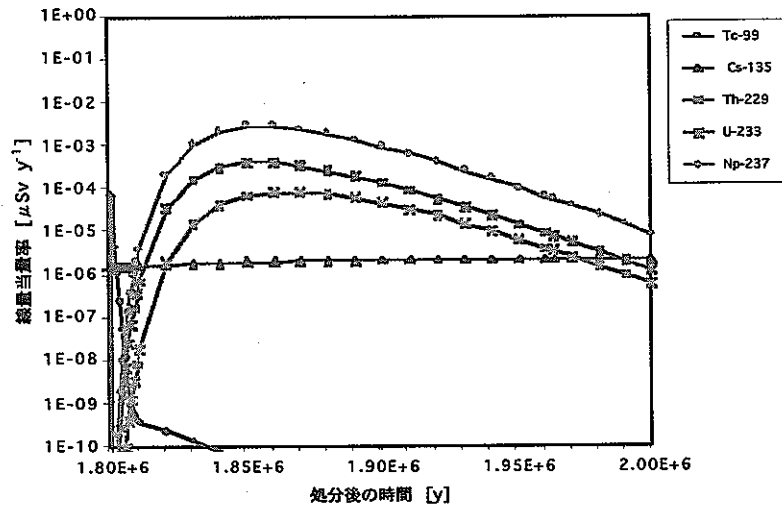


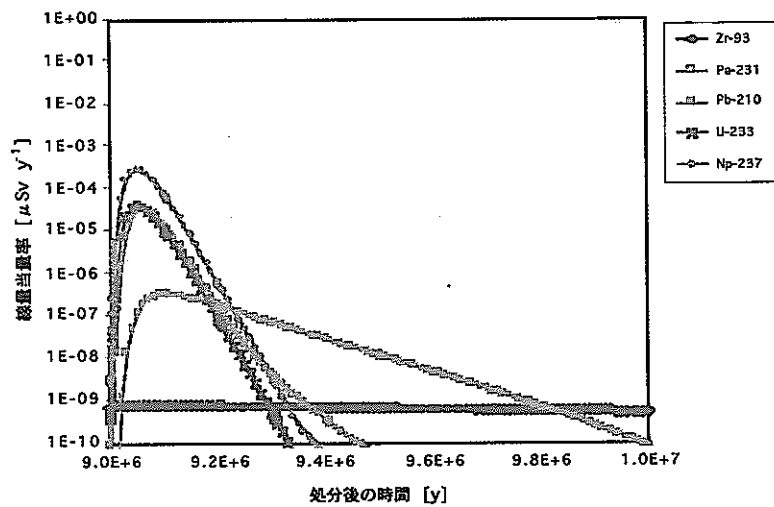
図 6.3-1 天然現象による影響を想定した変動シナリオの解析結果  
(ガラス固化体 1 本あたりの線量)



(a) 隆起・侵食速度 1.0 [ $\text{mm y}^{-1}$ ]



(b) 隆起・侵食速度 0.5 [ $\text{mm y}^{-1}$ ]



(c) 隆起・侵食速度 0.1 [ $\text{mm y}^{-1}$ ]

図 6.3-2 隆起・侵食についての解析結果  
(最大線量となる時刻での支配核種)

上記の解析ケースにおいて、さらに一定の隆起・侵食速度で処分場を含む岩盤が地表に到達することを想定し、侵食によって生ずる処分場内に存在する放射性核種からのフラックス（処分場起源のフラックス）を求め、これを処分場面積と等しい岩盤（花崗岩やウラン鉱床を想定）からの天然放射性核種のフラックスと比較することを行った。比較にあたっては、核種による相違を相殺するため、それぞれのフラックスについて核種ごとに「経口摂取の場合における年摂取限度」（科学技術庁，1988）で一旦除算したうえで足し合わせ、それを U-238 と等価のフラックスに置換えた。その結果、処分場起源の U-238 換算フラックスは、隆起・侵食速度 1mm/y の場合においても、品位 0.1wt% のウラン鉱床からの天然の U-238 換算フラックスを下回ることが示された（図 6.3-3）。

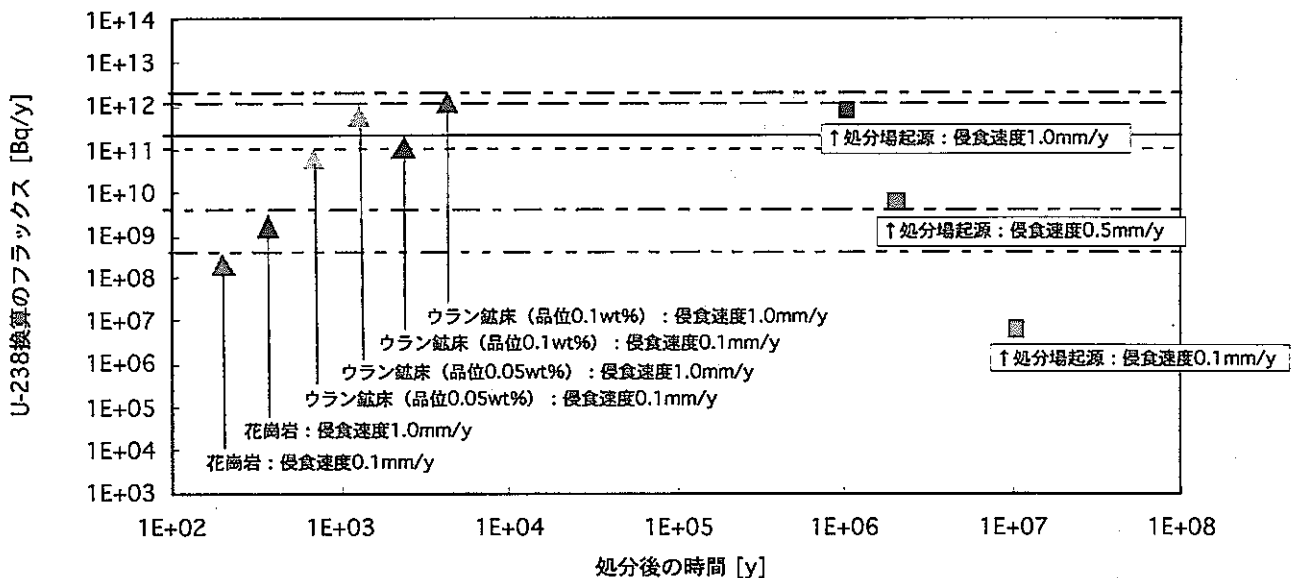


図 6.3-3 処分場を含む岩盤が地表に到達した場合の影響評価例  
(天然放射性核種のフラックスとの比較)

一方、気候・海水準変動を想定したケースについては、線量の時間変化が地下水組成の変化に伴う核種移行特性値の変化と連動しており、降水系高 pH 型地下水から海水系高 pH 型地下水への変化により Cs-135 の収着特性の違いに応じて線量が鋭いピークを有している（図 6.3-1 および図 6.3-4）。線量の最大値は、レファレンスケースのものに比べ 1～2 桁大きくなった。

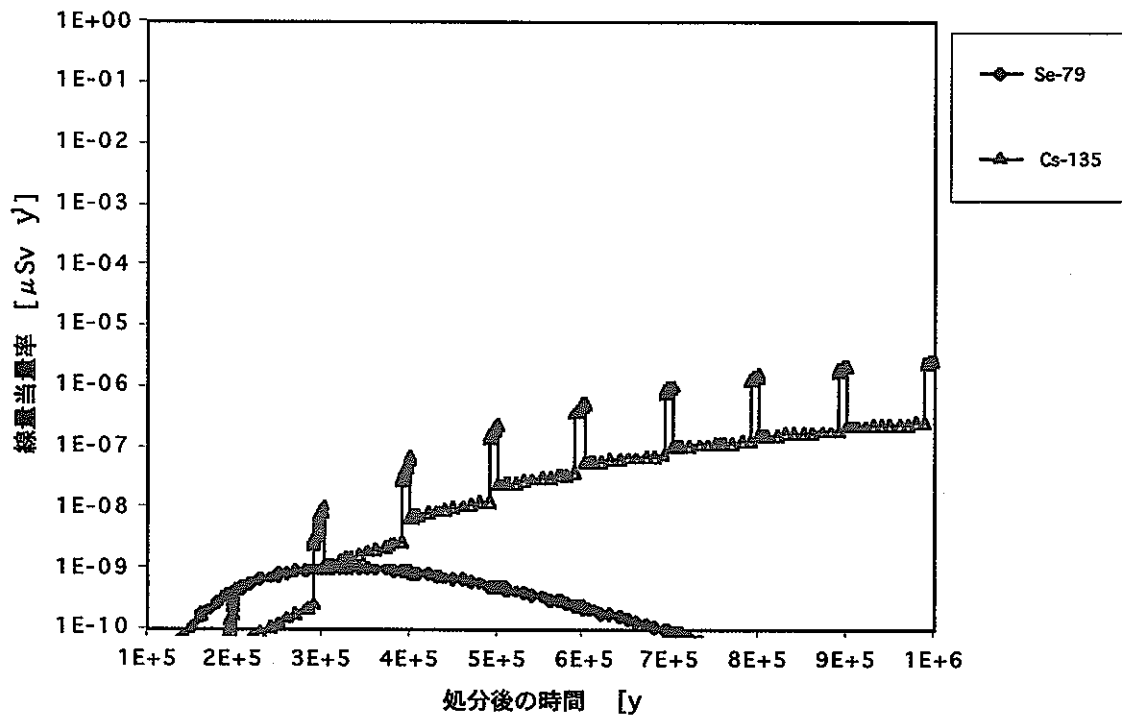


図 6.3-4 気候・海水準変動についての解析結果  
(最大線量となる時刻での支配核種)

## 2) 初期欠陥

5.4.2 に示したケースについて解析を行った結果、オーバーパックの不完全な封入によるオーバーパックの早期破損を想定した場合、短半減期の Sr-90 や Cs-137 が十分崩壊しておらず、それらのインベントリが大きいいため、人工バリアからの放出率についてはそれら核種が初期の段階で比較的高い放出率を示した。しかし、天然バリア中の移行までを考えた場合、それら短半減期核種は十分に減衰し線量の最大値を変動させることはない。

## 3) 人間活動

5.4.3 に示したケースのうち、処分後に新規の井戸が掘られ、処分場から帯水層に至った核種を含む地下水が採水・摂取されることを想定するケースでは、インターフェイスを河川としたレファレンスケースに比べて、生物圏での被ばくが最大2桁程度高く評価される可能性が示された(6.2.3 参照)。

また、ボーリング周辺の掘削影響領域が地下水／核種の移行経路となることを想定したケースでは、表 6.3-1 に示すように、局所的に酸化状態になる場合および局所的な地下水／核種の移行経路が存在する場合のいずれにおいても、処分場全体についての線量がレファレンスケースと比べて顕著に増加することはないと推定された。

表 6.3-1 ボーリング周辺の掘削影響領域が地下水／核種の移行経路となる場合の影響の推定

解析ケース	影響推定の考え方
地表の酸化性の地下水がボーリング周辺の掘削影響領域を経て地下深部に至る場合	(1) 人工バリアが酸化状態の場合の線量：約 $0.004 \mu\text{Sv/y/本}$ (2) 4 本の固化体を対象とするため(1)を 4 倍にする (1)～(2)より、想定した現象による線量当量率の増加は約 $0.02 \mu\text{Sv/y/4 本}$
ボーリング周辺の掘削影響領域が地下水／核種の移行経路となる場合	(1) レファレンスケースでの人工バリア外側での線量：約 $0.00008 \mu\text{Sv/y/本}$ (2) 地下水流量が 10 倍に増加すると仮定して(1)を約 10 倍にする (3) 4 本の固化体を対象とするため(2)を 4 倍にする (1)～(3)より、想定した現象による線量当量率の増加は約 $0.003 \mu\text{Sv/y/4 本}$
レファレンスケース	処分場全体としての線量の最大値：約 $0.01 \mu\text{Sv/y/40000 本}$

#### 6.4 各バリアの性能についての考察

多重バリアシステムは、ガラス固化体からの放射性核種の溶出の抑制、人工バリアでの沈殿による核種濃度の制限や収着・拡散による核種の遅延、天然バリアでの収着・マトリクス拡散による核種の遅延、システム内での希釈ならびに放射性崩壊等による核種移行抑制といった安全機能を有しており、これらが各バリアの性能と密接に関係している。ここでは、各バリアの性能を定量的に表現・比較する方法を検討することと併せて、各バリアの性能について考察することとする。

##### 1) 各バリアから移行する核種の累積量に基づく検討

処分時点でのガラス固化体中の核種の換算水量の合計を基準として、ガラス固化体から溶出する核種フラックスの累積量を換算水量への換算した値（以下、累積換算水量）、人工バリア外側から天然バリアに流入する核種フラックスの累積換算水量、および天然バリア外側から生物圏に流入する核種フラックスの累積換算水量を比較した（図6.4-1）。その結果、オーバーパックが少なくとも1,000年間ガラス固化体と地下水の接触を抑制すること、およびガラス固化体が数万年の時間をかけて核種を徐々に溶出させることにより、ガラス固化体から溶出した核種の累積換算水量は処分時点に対して2オーダー程度減少することがわかる。また、人工バリアと天然バリアの遅延機能により、バリアを経由する毎にある時間での累積換算水量が減少する（言い換えれば、時間的に遅延される）とともに、崩壊による核種の減衰が起こり、換算水量累積値の最大値が1～2オーダー程度ずつ減少することがわかる。

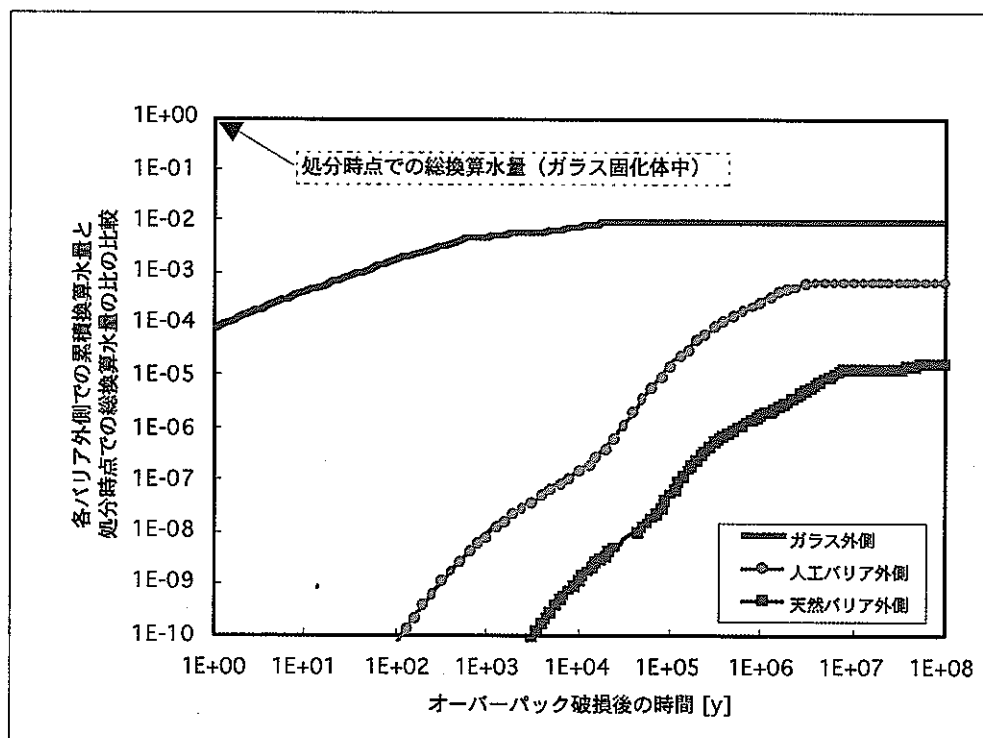


図 6.4-1 各バリアの核種移行抑制機能の定量的な表現の例



## 2) 各バリア内での核種崩壊割合に基づく検討

ここでは、各バリアに流入した核種が、各バリア中でどの程度の割合で崩壊するかに着目する。各バリア中での核種の崩壊割合を以下のようにして算出した（付録5参照）。すなわち、処分開始から  $10^8$  年までにバリア中で崩壊した核種の総量を算出し、同じ期間内にバリア内に存在しうる核種の最大量（例えば人工バリアにおける核種の最大量は、初期インベントリと処分開始から  $10^8$  年までの親核種からの総崩壊量の合計となる）との比で評価した。なお、本検討では、半減期  $10^7$  年以上の核種は考慮していない。

レファレンスケースの解析結果を用いて、人工バリア中での崩壊割合（ $\phi_{\text{Buffer}}^i$ ）および人工バリア中と天然バリア中での崩壊割合（ $\phi_{\text{Hostrock}}^i$ ）をそれぞれ算出した結果を表 6.4-1 に示す。

この表から、人工バリア中で存在しうる最大の核種量に対して、人工バリア中で崩壊する量の割合は、Zr-93, Cs-135, Np-237 を除いては 95% 以上である。また、天然バリアまで含めると、Cs-135 を除く核種において、99% 以上が崩壊している。

一方、Cs-135 の崩壊割合は、人工バリア内で 10.98%，天然バリアまで考慮した場合でも 84.90% 程度である。ここで、半減期が Cs-135 より数倍長い Pd-107 と比較すると、Pd-107 の崩壊割合は、人工バリア内で 99.39%，人工バリアおよび天然バリア内で 99.86% であり、Cs-135 の崩壊割合より高いことがわかる。これらの相違は、Cs が可溶性元素であり沈殿を生じないこと、半減期が比較的長いこと、さらに、分配係数が他の核種より相対的に小さいためベントナイトおよび母岩中における核種遅延効果が低いためであると考えられる。

## 3) 各バリア内での核種の存在形態およびその時間変化に基づく検討

ここでは、ガラス固化体中、緩衝材中および天然バリア中での核種存在量と生物圏への核種放出量の時間変化を算出することにより、核種量の時間的、空間的分布を把握する。特に、緩衝材中については、液相中、沈殿中、固相中のそれぞれでの核種存在量を求め、緩衝材中において核種がどのように分配されているかを検討する。これにより、各バリアの核種保持能力が定量化され、さらに崩壊がバリア性能とどのように関係しているかを検討することができる。図 6.4-2 に、人工バリア内における崩壊割合が少ない Cs-135, Np-237 についての結果および人工バリア内における崩壊割合が高い核種の例として Tc-99 の結果を示す。

表 6.4-1 人工バリア中および天然バリアまでの領域における  
各核種の崩壊量の割合

核種	$\phi_{\text{Buffer}}^i$ [%] (人工バリア)	$\phi_{\text{Ilroct}}^i$ [%] (人工バリア, 天然バリア)
FP		
Sm-151	100.00	100.00
Zr-93	86.89	99.38
Nb-93m	100.00	100.00
Se-79	99.69	100.00
Tc-99	95.03	100.00
Pd-107	99.39	99.86
Sn-126	92.75	100.00
Cs-135	10.98	84.90
Nb-94	99.40	100.00
4N+1 系列		
Cm-245	100.00	100.00
Pu-241	100.00	100.00
Am-241	100.00	100.00
Np-237	74.55	100.00
U-233	99.45	100.00
Th-229	99.69	100.00
4N+2 系列		
Cm-246	100.00	100.00
Pu-242	96.80	100.00
4N+3 系列		
Am-243	100.00	100.00
Pu-239	99.99	100.00
4N 系列		
Pu-240	100.00	100.00

図 6.4-2 より、ガラス固化体から溶出した Np-237 は、溶出開始後  $10^6$  年を超える期間まで、緩衝材中での沈殿として最も多く存在するとともに、収着により保持される核種量も比較的大きく、緩衝材中を移行し天然バリアに放出される核種量は小さいことがわかる。しかしながら、崩壊の影響が顕著になる  $10^7$  年付近から天然バリアに放出される核種量が沈殿量を上回るようになる。このことは、人工バリア中での崩壊割合が比較的小さいという検討結果（表 6.4-1）と整合がとれている。生物圏に至る Np-237 は時間的に大きく遅延されておりその量の低減も顕著である。

一方、ガラス固化体から溶出した Cs-135 については、溶出開始数万年後には、天然バリアに放出された核種量が緩衝材中に存在する量よりも大きくなることがわかる。また、生物圏に至る Cs-135 は時間的な遅延および量の低減が見られるが、Np-237 や後述する Tc-99 ほど顕著ではない。これは、Cs が可溶性元素であり沈殿を生じないこと、さらに、分配係数が他の核種より相対的に小さいため、ガラスから溶出した Cs-135 が他の核種に比べて早期に天然バリアへ、さらに生物圏へと移行するためであると考えられる。このことは、Cs-135 の人工バリア中での崩壊割合が特に小さいという検討結果（表 6.4-1）と矛盾がない。

人工バリア内における崩壊割合が高い核種である Tc-99 については、崩壊による減衰が顕著化する  $10^5$  年以降においても緩衝材中での沈殿としての存在割合が大きく、崩壊により 2 桁以上減衰する  $10^6$  年程度で天然バリアに放出される核種量が沈殿量を上回るようになる。また、生物圏に至る Tc-99 の量は極めて小さい。Tc-99 の人工バリア中での崩壊割合が大きい結果となるのは、このように緩衝材中での沈殿としての存在割合が大きな時点で崩壊による減衰が進むためである。

以上のことから、ガラス固化体中に封じ込められた核種インベントリのほとんどが、人工バリア中あるいは天然バリア中に存在する間に崩壊により大きく減衰し、その結果として生物圏にまで至る核種の量が大きく制限され得ることが示された。このような効果は、核種が沈殿生成や収着といった現象により長期間バリア中に保持され、崩壊により減衰することから説明できる。一方、沈殿、収着および崩壊の影響を受けにくい核種（例えば、Cs-135）に対しては、人工バリアおよび天然バリアの効果が相対的に小さくなるが、それでも、処分時点においてガラス固化体が有する潜在的な毒性（本検討では「換算水量」として考察）が、各バリアを通過して外側のバリアにまで伝搬するにはそれぞれ長い時間を必要とし、その絶対値も大幅に低減されることが示された。

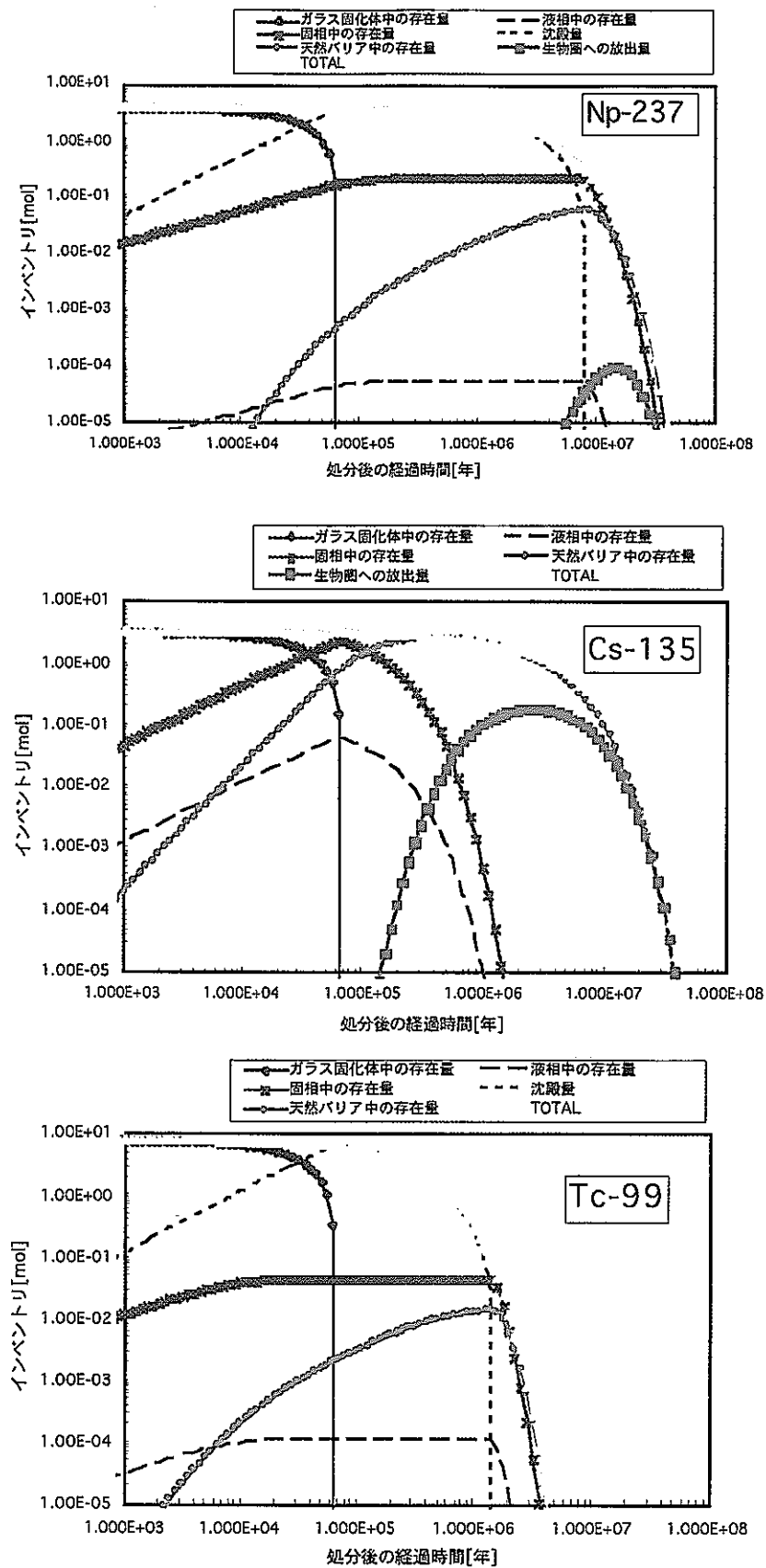


図 6.4-2 各バリア内での核種の存在形態およびその時間変化  
(Np-237, Cs-135, Tc-99)

## 6.5 安全評価において鍵となる要因

6.4 で示したバリア性能に関する検討結果や地層処分システムに関する様々な不確実性に対するシステム性能の応答に関する検討結果（6.2 参照）から得られた核種移行挙動に関する主な知見をまとめると以下ようになる。

- ・透水性や動水勾配により決まる地下水の流動は、人工バリア中および天然バリア中の核種移行の両方に大きく影響する
- ・緩衝材中では、還元環境下での低い溶解度と高い収着性により多くの核種の移行が抑制され、核種が長期間緩衝材中に保持される。特に、半減期の短い核種は、収着などにより緩衝材中に保持されることでその崩壊が進み移行率が低減する。
- ・岩盤中では、マトリクス拡散が核種の移行抑制に大きく寄与しており、マトリクス部への拡散やそこでの収着に係る特性が重要となる。また、マトリクス拡散による核種移行抑制効果は、地下水の流動状況に応じて変化する。
- ・断層については、そこでの流速が小さい場合には大きな移行抑制が期待でき、また高い収着性が期待できる場合にも大きな移行抑制効果が期待できる。

これらの知見を踏まえて、地層処分システムに期待する安全機能（2.1 参照）が十分に発揮されるか否かに関係する地層処分の安全評価において鍵となる要因を整理して表 6.5-1 に示す。

表 6.5-1 安全評価において鍵となる要因と関係する安全機能

安全評価において鍵となる要因	関係する安全機能
<ul style="list-style-type: none"> <li>・緩衝材が低透水性を有する</li> <li>・緩衝材が微細な間隙構造を有する</li> </ul>	緩衝材中での移行メカニズムが溶質の拡散となり、人工バリアからの核種放出が抑制される。併せて収着が起こることにより移行の遅延と半減期の短い核種の崩壊による減衰が期待できる。
<ul style="list-style-type: none"> <li>・地下水化学が還元性で弱アルカリ性の特性を有する</li> </ul>	還元性で弱アルカリ性の地下水化学においては、多くの放射性元素の溶解度は低く、高い収着能力が期待できる。
<ul style="list-style-type: none"> <li>・岩盤中および緩衝材周辺での地下水流れがゆっくりしていること</li> </ul>	緩衝材での拡散移行を抑制するとともに、岩盤中での移流による移行が抑制される。地下水流れがゆっくりしていることは、マトリクス拡散の効果を増大させ、核種の崩壊による減衰が期待できる。地下水の流れは、人工バリア中と岩盤中の両方の核種移行挙動に密接に関係するため核種移行抑制に対する特に重要な要因となる。
<ul style="list-style-type: none"> <li>・人工バリアの物理的／化学的安定性</li> </ul>	上記の人工バリアの核種移行抑制に係る機能が長期的に維持される
<ul style="list-style-type: none"> <li>・岩盤の物理的／化学的安定性</li> </ul>	人工バリアに対してその機能の発揮に必要な条件を提供するとともに、岩盤自身の核種移行抑制に係る機能が長期的に維持される。

これら要因と関係する安全機能が、地層処分システムの安全性を確保する上で特に重要であることが 6.1 と 6.2 で述べた安全評価解析の結果や 6.4 で述べたバリア性能に関する考察から定量的に示されており、サイト選定や処分場の設計においてこれらの要因に留意することが重要である。適切なサイトが選定され、そこでのサイト特性

調査によりプロセスや特性についての理解が進むことは、過剰な保守性を排除したより詳細でかつ現実的な評価を可能とする。また、現時点では評価に含まれていない安全機能を付加すると期待される現象（例えば、亀裂充填物や断層粘土による核種遅延効果、緩衝材やグラウトの亀裂への流入による掘削影響領域の透水性低下と遅延効果増大等）の評価への取り込みを可能とする。

これらは、地層処分システムの安全性の裕度をさらに大きなものにすると考えられる。

## 第Ⅶ章

# 地層処分システムの 全体性能解析

## 7 地層処分システムの全体性能解析

### 7.1 全体性能解析の考え方と解析ケースの設定

全体性能解析では、6.1～6.2 で示したレファレンスケースと応答解析の結果および 6.5 で示した安全評価において鍵となる要因を勘案しつつ、わが国の幅広い地質環境を対象として地層処分システムの全体性能を評価することを目的とする。そのため、わが国で想定しうる地質環境のバリエーションを中心として解析ケースを設定する。解析ケースの内容は、以下の 2 つの考え方に基づいて設定することとした。

#### ●考え方 1：サイト選定や工学的対策が適切に行われることを考慮した環境条件の設定

サイト選定や工学的対策が適切に行われると考えることができるため、水理学的あるいは地球化学的な環境条件は地層処分システムの安全機能にとって好ましいものとなっていると考える。つまり、地質環境条件について過度に保守的な設定は考慮しない。

#### ●考え方 2：適切なサイト特性調査や設計の実施によるデータやモデルの不確実性の低減

6.2 で述べた応答解析では、システム性能の応答を幅広く調べることを目的としているため、データやモデルについてその不確実性についての幅を保守性を勘案して設定した。ここで、適切なサイト特性調査や設計が実施されれば、これら不確実性は低減すると考えられる。また、このことと「考え方 1」を併せて考えれば、全体性能解析においては、応答解析で考慮したような不確実性の幅をそのまま用いてさらにその組み合わせまでを考える必要はなく、特にシステム性能の応答が大きいことが示されたパラメータについてその不確実性の取り込みを検討することが合理的であると考ええる。

以下に、上記「考え方 1」「考え方 2」に基づいて設定した全体性能解析についての解析ケースを示す。まず、全体性能解析ケースで中心的に考慮する地質環境のバリエーションについて述べた後、それに加えて考慮する要素について述べ、それらの組み合わせを含めて全体性能解析ケースの全体像を示す。

#### 1) 地質環境のバリエーションの設定

わが国で想定しうる岩種、地下水、動水勾配（水理地質環境）のバリエーションを考え、「考え方 1」に従いその組み合わせを検討することにより、全体性能解析において対象とする地質環境のバリエーションを設定した（表 7.1-1）。

#### ●岩種

岩種は 6 岩種（酸性結晶質岩、塩基性結晶質岩、先新第三紀砂岩、先新第三紀泥



岩・凝灰岩，新第三紀砂岩，新第三紀泥岩・凝灰岩）とし，地質環境変更ケースと同様，各岩種の亀裂構造はレファレンスケースと同じとし，間隙率／乾燥密度／実効拡散係数および分配係数には各岩種の代表値を用いる（表 7.1-2）。

#### ●地下水

地下水は，降水系高 pH 型地下水と海水系高 pH 型地下水を対象とする。

#### ●動水勾配

降水系地下水環境として内陸地域を，海水系地下水環境として沿岸地域を想定し，それら地下水環境との関係で動水勾配を以下のように設定する。

- ・ 降水系地下水環境を対象とする場合：想定しうる地質環境のうち動水勾配が極端に大きな地域はサイト選定の段階で回避できることと，地下深部の動水勾配は地下水面の勾配より推定された動水勾配よりも小さいと考えられることから，地下深部の現実的な動水勾配としてレファレンスケースでの 0.01 に対して 0.001～0.1 の範囲を考える。
- ・ 海水系地下水環境を対象とする場合：沿岸地域を想定した場合には，一般に，陸水と海水の密度差の影響により海水は陸水の下へ陸側に向かって緩やかに流れ，塩淡境界に運ばれてきた核種は陸水側の上昇流によって海岸付近に放出される可能性が考えられる（図 7.1-1 参照）。密度差に起因した陸側に向かう海水の流れは，陸水の動水勾配（地下水面の勾配より推定された動水勾配）から定量的に推定することは難しい。しかし，塩淡境界から離れ地下深部にいくほど海水の流れは小さくなると考えられるため，動水勾配はレファレンスケースでの 0.01 に対して 0.001～0.01 の範囲を考える。また，核種が塩淡境界の上昇流に沿って生物圏に放出される場合には，移行距離は長くなると考えられるものの，サイトが特定されていない現段階では定量的な評価が難しいため，レファレンスケースと同様に，断層を通過して生物圏に放出されるとする。

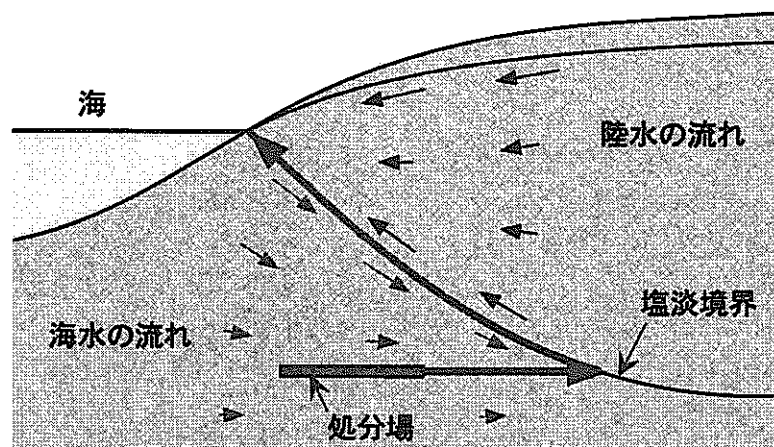


図 7.1-1 沿岸地域の海水系地下水環境における処分場概念図

## 2) 生物圏での核種移行率の線量への換算

地圏と生物圏のインターフェース（河川水、河川堆積層、井戸水、海水、海洋堆積層）の地下水環境に応じた設定を考慮する。

- ・ 降水系地下水環境を対象とする場合：河川水、河川堆積層、井戸水、海水、海洋堆積層の全てのインターフェースが想定される。全体性能解析では、レファレンスケースと同様に河川をインターフェースとした評価を中心に行う。
- ・ 海水系地下水環境を対象とする場合：地下水は海岸付近に放出されると考えられるため、地圏と生物圏のインターフェースとしては海水と海洋堆積層が想定される。全体性能解析では、線量換算結果が保守側となる海洋堆積層をインターフェースとした評価を中心に行う。
- ・ 放出率の線量への換算結果が保守的となるように、河川水、河川堆積層および井戸水をインターフェースとする場合には農業従事者グループ、海水および海洋堆積層をインターフェースとする場合には漁業従事者グループに対する線量への換算係数を用いる。

## 3) データおよびモデルの不確実性

全体性能解析におけるデータやモデルの不確実性の取扱いについては、応答解析の結果を踏まえ、人工バリア中核種移行と天然バリア中核種移行に大きく影響するデータについて以下の考えに基づきその不確実性を考慮することとする。

まず、水理地質環境を決める主要なパラメータの 1 つであり、応答解析により核種移行率への寄与が大きいことが示されている亀裂の透水量係数分布に関しては、その分布を高透水側に 1 桁シフトさせた場合を考慮する。このとき、「考え方 1」に従い、透水性が高くて天然バリアとしての性能を期待できないような亀裂の頻度が高い岩盤はサイト選定の段階で回避されること、また、透水性が高くて天然バリアとしての性能を期待できないような亀裂がある場合には亀裂を避けて処分場を配置するなどの工学的な対策を施すことによって天然バリアとしての性能を確保できると考えられることから、さらに高い透水量係数の設定や高い動水勾配との組み合わせは考慮しないこととした。

また、線量への換算結果の最大値に最も寄与する核種である Cs-135 は、可溶性でありその人工バリアからの放出はガラス溶解速度の影響を大きく受ける。そのため、保守的に 1 桁高いガラス溶解速度を考慮する。

最後に、亀裂性岩盤中での核種移行遅延に大きく寄与するマトリクス拡散に関して、その遅延効果に寄与するパラメータの中から分配係数を選び、不確実性の幅の

保守側のデータを考慮する。ここで、マトリクス拡散の遅延効果には複数のパラメータが寄与するが、それらが同時に不確実性の保守側の値をとることは考えにくい  
ため、それらの組み合わせまでは考えないこととする。

以上のことから、全体性能解析においては、透水量係数分布、ガラス溶解速度および岩盤への分配係数について、それらデータの不確実性を組み合わせたケースを設定することにより、保守的な設定をあえて採用した場合の全体性能の変化を例示することとする。また、非現実的な想定ではあるが、人工バリアから放出した核種が岩盤の遅延効果などを受けずに生物圏に至ると仮定するケースを設定する。このケースは、人工バリアシステムのみの効果を端的に例示したものになる。

全体性能解析ケースを表7.1-1のように設定する。また、各岩種で用いたデータの一覧を表7.1-2に示す。

表 7.1-1 全体性能解析ケース一覧

解析ケースの分類	地下水	岩種	動水勾配	生物圏評価 <sup>1)</sup>
地質環境の バリエーションの 組み合わせを考慮	降水系 高 pH 型 地下水	酸性結晶質岩（花崗岩）	0.001～0.1 <sup>2)</sup>	河川堆積層 河川水 井戸 海水 海洋堆積層
		塩基性結晶質岩		
		先新第三紀砂岩		
		先新第三紀泥岩・凝灰岩		
		新第三紀砂岩		
		新第三紀泥岩・凝灰岩		
	海水系 高 pH 型 地下水	酸性結晶質岩（花崗岩）	0.001～0.01 <sup>3)</sup>	海水 海洋堆積層
		塩基性結晶質岩		
		先新第三紀砂岩		
		先新第三紀泥岩・凝灰岩		
		新第三紀砂岩		
		新第三紀泥岩・凝灰岩		
データの不確実性の 組み合わせを考慮	保守的なデータ設定：ガラス溶解速度、岩盤中分配係数、透水量係数 上記以外は、レファレンスケースと同じ設定			
天然バリアの効果を 考慮しない	非現実的な過剰に保守的な設定ではあるが、人工バリアから放出した 核種が天然バリアの効果を受けずに生物圏に至るとして線量を評価。			

- 1) 地圏と生物圏のインターフェースのうち降水系地下水環境では河川水（農業従事者グループ）、海水系地下水環境では海洋堆積層（漁業従事者グループ）を中心に評価を実施する。
- 2) 降水系地下水環境として内陸地域を想定する場合は、想定しうる地質環境のうち動水勾配が極端に大きな地域はサイト選定の段階で回避できることと、地下深部の動水勾配は地下水面の勾配より推定された動水勾配よりも小さいと考えられることを勘案して設定。
- 3) 海水系地下水環境として沿岸地域を想定する場合は、一般に、陸水と海水の密度差の影響により海水は陸水の下へ陸側に向かって緩やかに流れ、塩淡水境界に運ばれてきた核種は陸水側の上昇流によって海岸付近に放出される可能性が考えられる。また、塩淡水境界から離れ地下深部にいくほど海水の流れは小さくなると考えられる。これらのことを勘案して設定。

表 7.1-2 各岩種におけるデータ一覧

岩種	有効間隙率 (%)	乾燥密度 (kg/m <sup>3</sup> )	実効拡散係数 (m <sup>2</sup> /s)	分配係数* (m <sup>3</sup> /kg)						
				Se-79	Zr-93 Nb-94	Pd-107	Sn-126	Cs-135	Ra-226	Pb-210
酸性結晶質岩 (花崗岩)	2	2640	3×10 <sup>-12</sup>	0.01 0.01	0.1 0.1	0.1 0.1	1 1	0.05 0.005	0.5 0.05	0.1 0.1
塩基性結晶質岩	2	2640	9×10 <sup>-14</sup>	0.01 0.01	1 0.5	1 1	5 5	0.1 0.01	0.5 0.05	1 1
先新第三紀 砂岩	2	2640	1×10 <sup>-12</sup>	0.001 0.001	0.1 0.1	0.1 0.1	1 1	0.05 0.005	0.5 0.05	0.1 0.1
先新第三紀 泥岩・凝灰岩	2	2640	4×10 <sup>-13</sup>	0.01 0.01	1 1	1 1	5 5	0.1 0.01	0.5 0.05	1 1
新第三紀 砂岩	20	2160	5×10 <sup>-11</sup>	0.001 0.001	0.1 0.1	0.1 0.1	1 1	0.05 0.005	0.5 0.05	0.1 0.1
新第三紀 泥岩・凝灰岩	20	2160	9×10 <sup>-12</sup>	0.01 0.01	1 1	1 1	5 5	0.1 0.01	0.5 0.05	1 1

\* 分配係数の上段は降水系高 pH 型地下水、下段は海水系高 pH 型地下水に対する値を示し、岩種や地下水によって異なる核種のみ記載した。他の核種については 4.2 および 5.2 を参照のこと。

## 7.2 全体性能解析の結果と諸外国の安全基準との比較

ここでは、全体性能解析の結果について考察を加えるとともに、諸外国の安全基準と比較することによりわが国における地層処分の安全性について検討する。

図 7.2-1～3 に、全体性能解析結果を線量当量率の最大値を指標として整理した結果を示す。また、専門部会報告書でも述べられているように諸外国の安全基準を参照として安全性を論ずるために、諸外国の安全基準 (0.1～0.3 [mSv y<sup>-1</sup>]) をプロットした。

まず、図 7.2-1 では、i) 地質環境のバリエーションによる影響を把握するために地下水と動水勾配の組み合わせ毎に 6 岩種についての解析結果をまとめて示すとともに、ii) それらの結果に生物圏と地圏のインターフェイスの設定の違いによる線量当量率の幅の最大値と最小値を追記することにより、全体性能解析の結果を概観できるようにした。ここで、上記 i) については、生物圏と地圏のインターフェイスとして降水系地下水について河川を、海水系地下水について海洋堆積層を想定して線量換算を行った結果を示す。一方、ii) については、降水系地下水について井戸、河川堆積層、海洋堆積層、海洋をインターフェイスとして線量換算を行った結果のうちの最大値と最小値の幅を、また海水系地下水について海洋をインターフェイスとして線量換算を行った結果を示している。この結果より、以下のことがわかる。

- ・ 岩種の違いによる結果の幅はどの条件でもほぼ 1 桁以内
- ・ 地下水や動水勾配の違いを組み合わせた場合の結果の幅はレファレンスケースを基準にして高い側と低い側とともに 1 桁程度
- ・ 生物圏と地圏のインターフェイスとして河川あるいは海洋堆積層を想定した場

合の線量当量率の最大値は諸外国の安全基準を3桁程度下回っている

- ・地質環境のバリエーションに生物圏と地圏のインターフェースのバリエーションを組み合わせた場合の最も保守的な線量換算結果についても、諸外国の安全基準に比べて1桁以上の裕度を有している

また、母岩と断層のそれぞれでの線量当量率の最大値とその時間および支配核種を整理した図 7.2-2 から、降水系高 pH 型地下水で地下水流動が大きな場合と人工バリアからの放出率を線量に換算した結果以外は、Cs-135 が支配的な核種であることがわかる。

さらに、図 7.2-2 で整理した線量当量率の最大値とその時間をプロットした図 7.2-3 から、線量当量率の最大値とその時間の分布が以下の傾向を有することがわかる。

- ・地下水流動が小さくなるに従い、線量当量率の最大値は減少しその時間は遅くなる。
- ・地下水流動が同じ時には、降水系高 pH 型地下水の場合の方が線量当量率の最大値が小さくその時間が遅い。
- ・上記の傾向を含めて、線量当量率の最大値が同じ核種（Cs-135：図 7.2-2 参照）に支配されている場合には、線量当量率の最大値とその時間のプロットはほぼ右下がりの直線上に乗っている。一方、線量当量率の最大値が異なる核種（Th-229：図 7.2-2 参照）に支配される場合には、この直線からずれている。これは、6.1.4 で示したように、Cs-135 と Th-229 のピーク位置が時間的に大きく異なっていることから説明できる。

全体性能解析の結果から、地質環境の様々なバリエーションについてその組合せを考慮したとしても、諸外国の安全基準（0.1～0.3 [mSv/y]）を十分に下回ることが示された。また、地下水の流動状況と地下水の違いにより線量当量率の最大値が変動するものの、その傾向が比較的単純なものであることが明らかとなった。さらに、データ不確実性を保守的に組み合わせた場合、あるいは天然バリアの効果を考慮せずに人工バリア外側からの核種移行率に着目した場合についても、その線量当量率の最大値は諸外国の安全基準を十分に下回っており、第2次取りまとめで考慮した地層処分システムの性能が蓋然性の高いものであり、人工バリアによる核種移行抑制を中心としてその周辺の比較的小さな岩盤の領域を考えることにより十分なバリア性能を期待できることが示された。

以上のことから、第2次取りまとめで示した地層処分システム概念により、わが国の幅広い地質環境に対して高レベル放射性廃棄物を安全に処分することが十分に可能であることが示されたと考える。

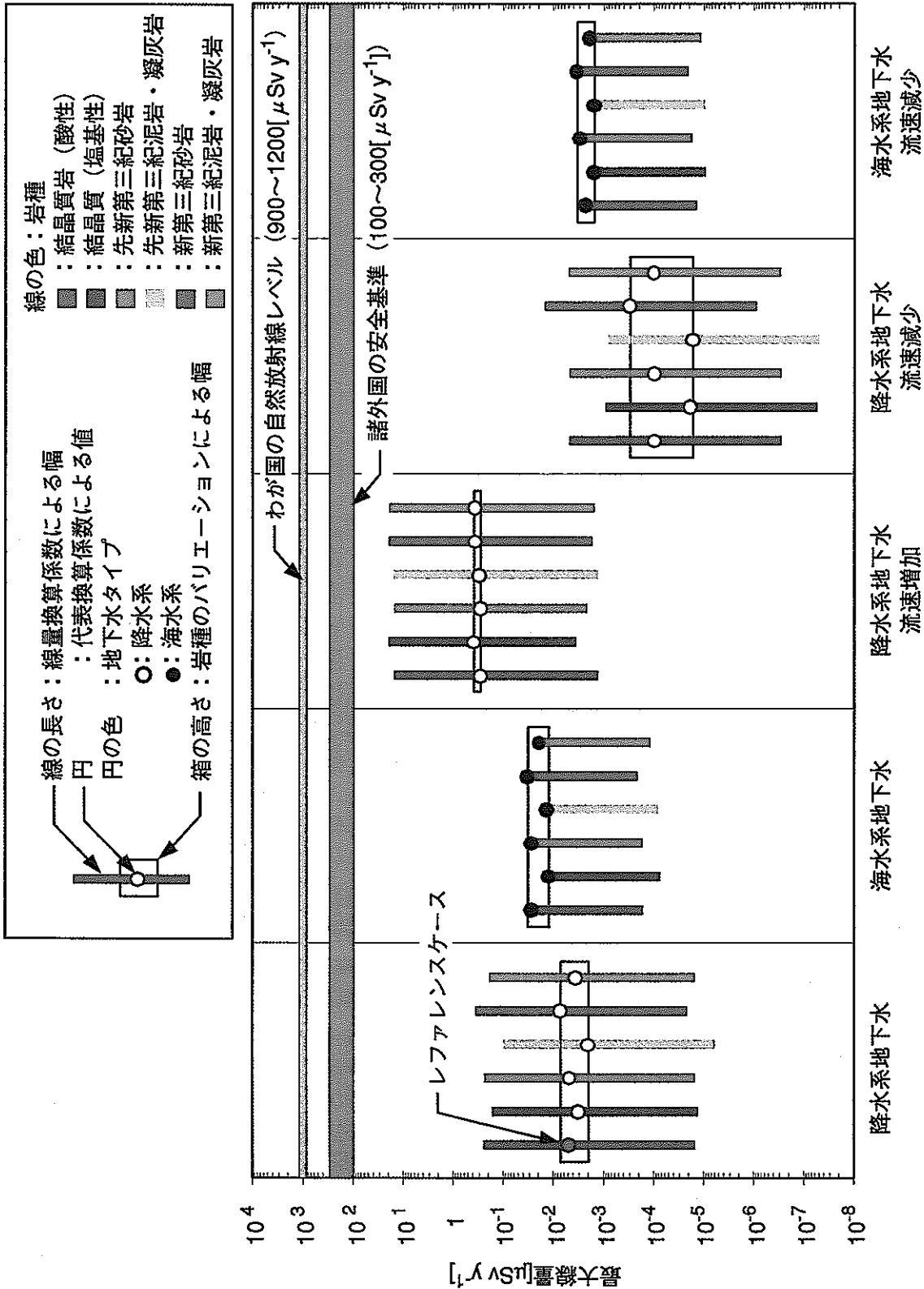


図 7.2-1 全体的性能解析結果の地質環境のバリエーションによる整理

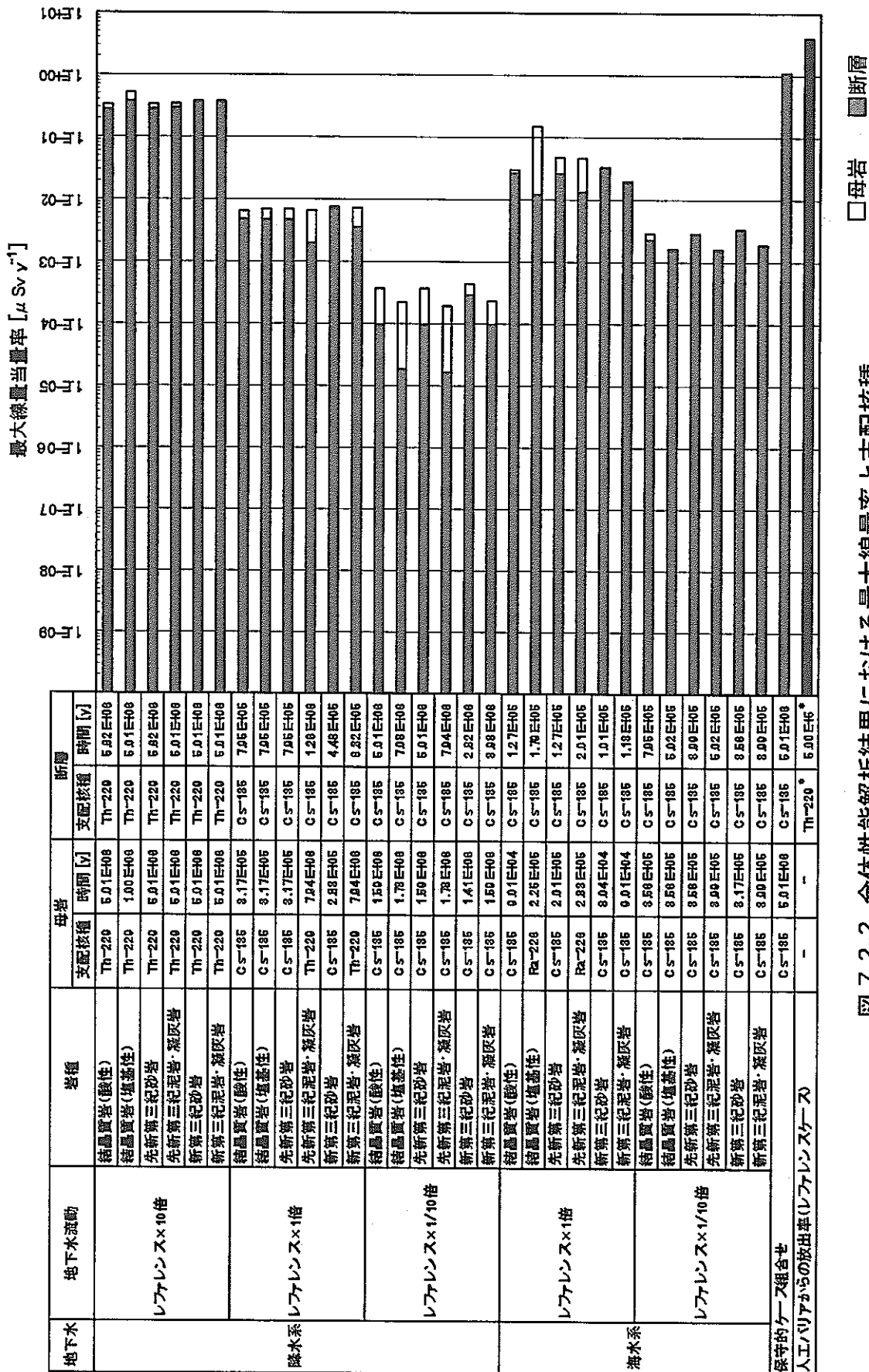


図 7.2-2 全体性能解析結果における最大線量率と支配核種

図中白棒線は母岩から放出された核種の線量，黒棒線は断層から放出された核種の線量を表す。  
本図の表記の中で，人工バリアからの放出率については，便宜的に断層からの放出率で表現した。

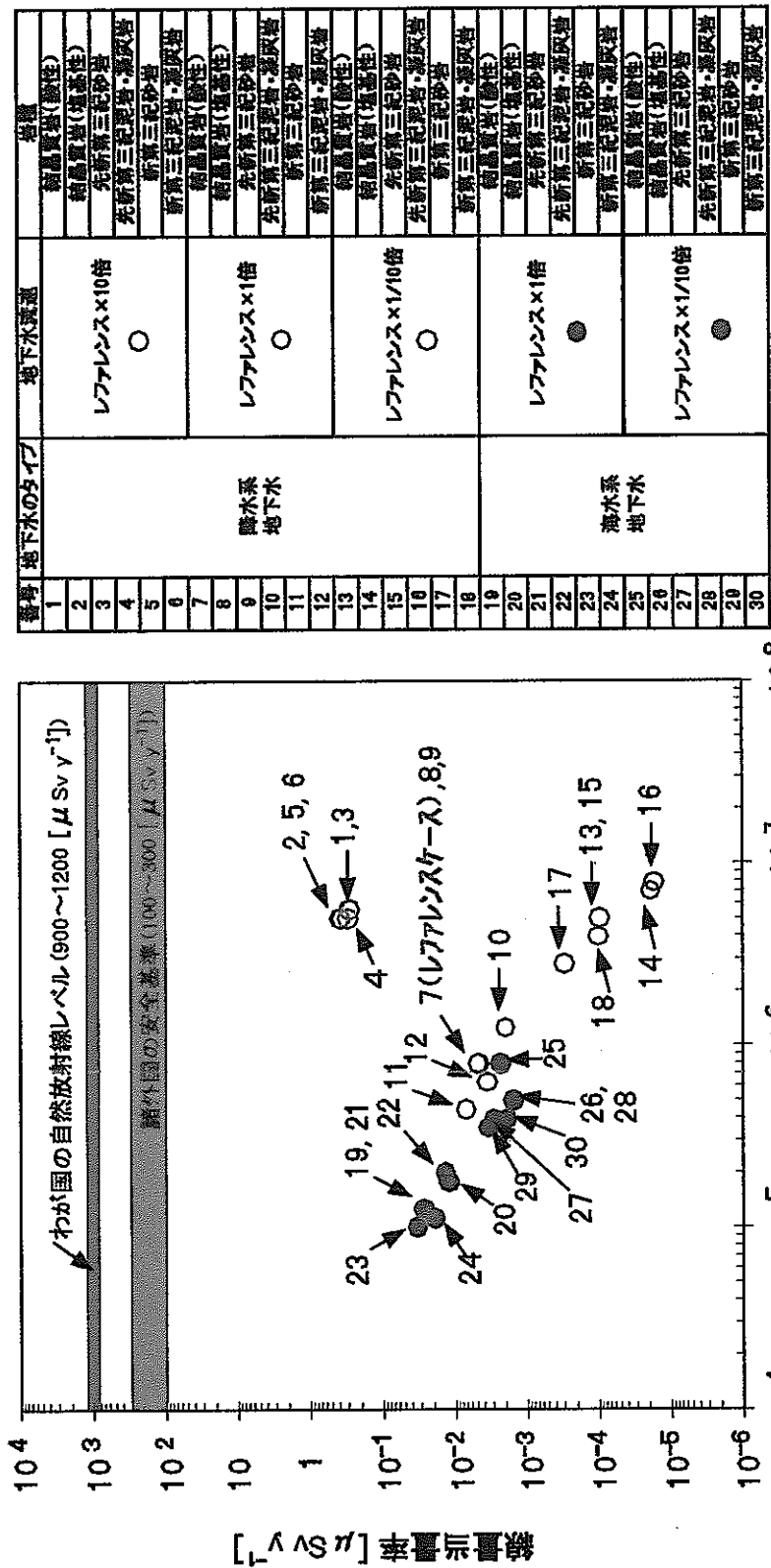


図 7.2-3 全体性能解析結果における最大線量率とその時間  
(40,000本の廃棄体を想定)



## 第Ⅷ章

# 安全評価結果の信頼性

## 8. 安全評価結果の信頼性

本章では、安全評価の結果の信頼性を、シナリオ、モデル、データおよび解析管理を軸として論ずるとともに、ナチュラルアナログ研究による傍証について検討する。また、第2次取りまとめでの安全評価の結果を諸外国における安全評価書との比較で論ずる。

### 8.1 安全評価手法の信頼性

第2次取りまとめで用いたシナリオ解析手法、概念／数学モデル、解析コード、データおよび解析作業管理手法については、1.4.4 に示した手順に沿って以下に示すように信頼性の向上に努めた。

#### ●シナリオ解析手法

- 地層処分システムの将来挙動に関係する特質、事象および過程を安全評価上十分に考慮し、それをシナリオとして記述するとともに解析内容として具体化していくといった一連の作業をシナリオ解析手法として体系化し、それを適用することにより第2次取りまとめでの安全評価解析のフレームワークを定めた。
- 地質環境条件の調査研究（分冊1参照）や処分技術の研究開発（分冊2参照）において得られた知見や成果を活用するとともに、さまざまな学問領域の専門家との議論を通じ、科学的知識を駆使して、安全評価上の見落としや重複がないことに留意しながら合理的にシナリオと解析ケースを設定した。
- シナリオ解析手法の各段階での議論や判断をその根拠となる情報と合わせて管理する計算機システムを開発し、シナリオ解析の内容を第三者が見ても確認できるような客観性のあるものとした（梅木ほか、1998）。

#### ●概念／数学モデルと解析コード

- 概念モデルの開発においては、対象とする現象を現時点での知見に基づき可能な限り現実的に表現するように留意した。
- 人工バリア中の核種移行モデルについては、現象に即したモデルを検討することにより、第1次取りまとめで用いたものに比べ、同位体存在比を考慮した溶解度の分割や掘削影響領域における地下水流れとの相互作用を考慮することが可能となっており、より詳細な解析を行うことができるようになった。
- 亀裂性岩盤中の水理・核種移行モデルにおいては、図 8.1-1 に示すように、より現実的に不均質な地質構造を解析に反映させるための核種移行解析手法を開発してきた。このようなモデルを用いることにより、第1次取りまとめで用いた1次元モデルでは考慮できなかった不均質な地質構造の特性が核種移行に及ぼす影響を把握することができるようになった。

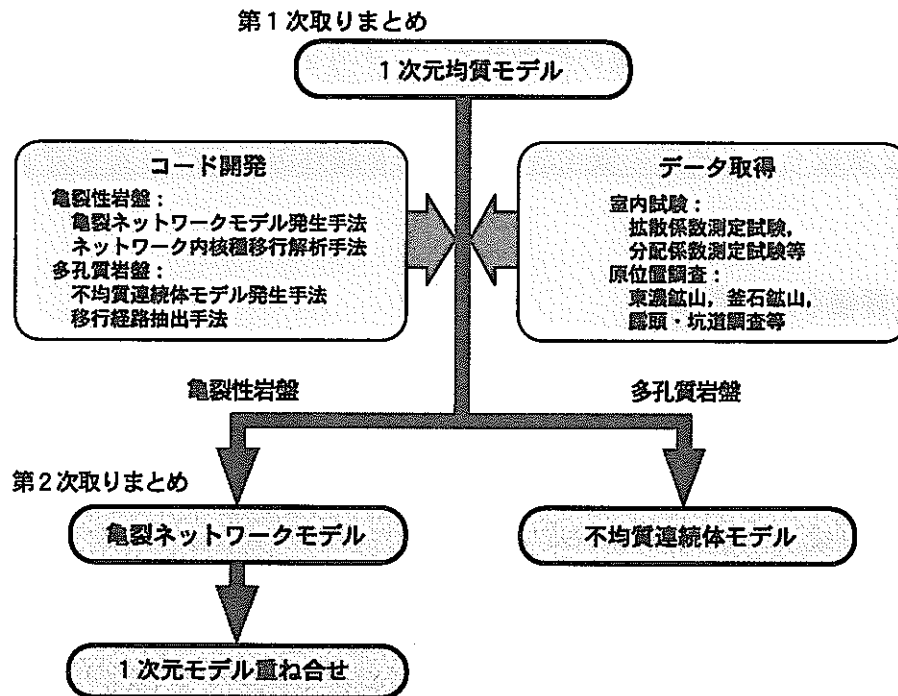


図 8.1-1 天然バリア中核種移行モデル開発の流れ

- 生物圏評価では，レファレンスバイオスフィアの概念をもとに，現在のわが国の地表環境の特徴や人間の生活様式が将来にわたり継続することを前提として生物圏評価モデルを作成した。これにより，第1次取りまとめで考慮した水の飲用だけでなく種々の被ばく経路を想定した評価を行うことができるようになった。
- 解析コードが数学モデルを正しく解法していることを解析解や他コードとの比較により確認するとともに，メッシュ数やパラメータ分布の分割数などが解析結果の精度に与える影響を把握し，計算効率と精度の両方を満たす条件において解析を実施した。
- 実験室規模から地層処分基盤研究施設を利用した工学規模までの室内試験ならびに既存坑道などを利用したフィールドでの試験あるいは国際的な検証／確証プロジェクトなどを活用して，モデルやコードの適用性の確認を進めた。
- コードの修正内容や改訂履歴を適切に記録／管理する計算機システムを開発しその適用を図った (Neyama et al., 1998)。

#### ● データ

- 地層科学研究の成果に基づく地下深部の地質環境に関するデータの整備，実験室規模から地層処分基盤研究施設を利用した工学規模までの室内試験ならびに既存坑道などを利用したフィールドでの試験によるデータの整備を行った。

- 対象とする現象が実際に起こる条件（たとえば、還元状態で中性付近の地下水化学）を十分に考慮した実験や観察などから得られたものを極力採用した。例えば、処分環境を考慮して正しく制御された還元条件や炭酸濃度条件での熱力学データが不足していたため、国際共同研究等を含めて積極的に取得を行ってきた。
- 溶解度実測値、熱力学データ、分配係数および拡散係数については、データの評価選定の手順とクライテリアを設定し、取得したデータや既存のデータをその手順に従いクライテリアに照らし合わせながら評価することにより、選定されたデータの追跡性を確保するとともにその信頼性を向上させることに努めた。
- 岩盤中の水理や物質移行に係わる特性については、東濃鉱山や釜石鉱山における原位置試験で取得したデータや文献データを参考にしながら、それらデータの充足具合などを勘案しながら、必要に応じてデータを幅や分布として設定した。
- 実験／原位置で取得されたデータならびに既存のデータが安全評価解析の入力データとして選定されるまでの各作業を管理し、その記録を保存することによってデータの追跡性・信頼性等を確保した。

#### ●安全評価解析作業の管理手法

- コードおよびデータを用いた以下の解析手続きを管理するための計算機システムを開発し、第2次取りまとめの安全評価解析作業においてその適用を図った(Neyama et al., 1998)。
  - 入力データの管理,
  - 解析手順（内容）の管理,
  - 解析結果の管理。

- 以上の項目に関する信頼性については、国内の各種委員会や関係研究機関との情報交換・議論・レビューを受けながら確認しているところであり、さらに、国外の専門家や OECD/NEA によるレビューを受けることを予定している。

以上のような手続きにより信頼性を確認しつつ、パラメータの変動幅を考慮したり、シナリオ解析によって想定される様々な現象を取込んで安全評価解析を実施することにより、地層処分システムの安全性を信頼性高く評価することができたと考える。

## 8.2 ナチュラルアナログによる傍証

地層処分の長期的な安全性については、直接的な証明は不可能であり、安全評価解析に基づいて間接的に実証することになる。直接的な証明ではないものの、安全評価解析の結果の信頼性を支援するための道具として、ナチュラルアナログがある。ナチ

ユラルアナログは、いわば、地層処分に関連した現象に関し人間が行うには不可能な程十分に長い時間をかけて自然が行った実験である（Chapman et al., 1984；Yusa et al., 1990；湯佐, 1996）。例えば 20 億年前に活動したオクロの天然原子炉は、高レベル放射性廃棄物の地層処分について自然が行った総合的な試験という意味でナチュラルアナログの代表とされている（例えば, 山川, 1993）。そこでは、天然の原子炉によって生成された天然の高レベル放射性廃棄物が、極めて長期間の間に地下においてどのように振る舞ったかを直接観察することができ、長半減期で毒性の高いアクチニドが長い時間が経過したにもかかわらず、発生した場所からほとんど移動しなかったことがわかっている。

わが国でも、東濃地域のウラン鉱床において天然の放射性核種の地下深部での動きに関する事例研究を進めており、ナチュラルアナログとして重要な知見を得ている（例えば, Yoshida et al., 1996）。

さらに、廃棄物ガラス、オーバーパック材料、緩衝材といった、個別の人工バリア材料に対するナチュラルアナログ研究も進められてきた。廃棄物ガラスに類似するものとして、天然の火山ガラスの変質速度の調査（例えば, Jercinovic and Ewing, 1988；Arai et al., 1989；湯佐ほか, 1991）では、ガラス組成が異なるといった点はあるものの、今回設定したガラス溶解速度を数桁以上も下回るガラス溶解速度も報告されている。また、物性が圧縮ベントナイトに類似した海成泥質岩に 100 万年間埋没していた火山ガラスの調査事例では、水分子の侵入以外の変質が認められていない。これは海水起源の地下水の溶性ケイ酸濃度がほぼ飽和に達しているために、ガラスの溶解がほとんど進行しなかったものと考えられる（Kamei et al., 1999a）。オーバーパックに対しては、淡水性粘土中の鑄鉄管の調査から経験的な予測式を導出した研究（炭山ほか, 1997）、考古学的鉄製品の腐食事例の調査（Johnson and Francis, 1980；Araki et al., 1989）がある。また、銅に対しても、国内外で土壤中での考古学的銅製品の腐食事例の研究がある（例えば, Bresle et al., 1983；三ッ井, 1999）。これらの研究事例から予測される腐食深さは、鉄、銅、いずれの場合も、第2次取りまとめの腐食評価と同等以下であり、腐食評価が保守であることを支持している（分冊2, 4.1.1.1.3 参照）。緩衝材材料の熱変質についても、多くの研究事例があり（例えば, Pusch and Karnland, 1988；Kamei et al., 1990, 1992；亀井ほか, 1993）、緩衝材最高温度の設定において参考とした。また、緩衝材とオーバーパック材料の相互作用に関する研究例（三ッ井ほか, 1996；Kamei et al., 1999b）およびベントナイト中の水分拡散に関する研究例（亀井ほか, 1995）は、現象理解の一助とされた。

このように、ナチュラルアナログによる裏付けをもつということは、高レベル放射性廃棄物対策における長期性の問題に対して、地層処分が有する特徴といえる。

### 8.3 諸外国の安全評価報告書との比較

第 2 次取りまとめにおける安全評価の結果、人工バリアとそれほど広くない岩盤が放射性核種を保持しその移行を抑制する機能が大きく期待できることが定量的に示された。第 1 次取りまとめ（動燃事業団，1992）を含む、各国の包括的性能評価の考え方及び結果を比較すると、スウェーデン（SKB，1992）、フィンランド（Vieno et al., 1992）においては銅製キャニスタの極めて長い核種の閉じ込め性能が評価結果を支配しているのに対して、カナダ（Goodwin et al., 1994）では非常に良質な岩盤が重要な役割を果たしており、スイス（Nagra，1994）、第 1 次取りまとめおよび第 2 次取りまとめでは性能に余裕を持たせた人工バリアとそれほど広くない岩盤の総合的な性能が重要な役割を果たしている。これら諸外国の安全評価の対象となっている地質学的特徴はそれぞれ異なるものの、適切な地層に人工バリアを構築するという共通した処分概念の下で、ほとんどの国が安全を確保する要素として人工バリアとそれほど広くない岩盤における核種閉じ込め性能を重視しており、各国とも ICRP の勧告に基づき例示的に取り上げた規制のガイドラインを十分な裕度をもって充たしている。また、それら諸外国の安全評価は、適切なサイトが選定され、工学的な対策が適切に施されれば、高レベル放射性廃棄物の地層処分による放射線学的影響が規制のガイドラインを十分下回るとの結論で一致している。異なる処分概念や評価手法がそれぞれ地層処分の安全性を示しているという事実は、今後求められる処分概念や評価手法の最適化に対して柔軟性が存在していることを併せて示している（Neill (ed.) et al., 1994；梅木，1994）。

# 第IX章

## ま と め

## 9. まとめ

地層処分研究開発の第1次取りまとめでは、地下水による核種移行に対して人工バリアとその周辺のそれほど広くない範囲の地層がもつバリア機能、すなわちニアフィールドの有する性能が地層処分の安全性に果たす役割の重要性が指摘された。これを踏まえ、専門部会報告書では第2次取りまとめの安全評価の目的として、わが国の地質環境においてニアフィールドを中心とした処分システムの性能に関し、十分な信頼性をもって評価することを示した。従って、第2次取りまとめでは、このニアフィールドの性能に焦点をあてて安全評価を行うこととした。国際的に認識されている安全評価の一般的方法論に沿って、①地層処分システムの設定、②シナリオ解析、③安全評価解析、及び④結果の解釈という一連の手順で、第2次取りまとめの安全評価を進めることとした。また、専門部会報告書に沿って、①安全評価の指標として放射線量を基本とし、②諸外国の指針や基準、国際機関によって提案されている考え方を参照し、③評価期間に関する時間スケールについては特に限定せず、現在の人々との対比において人間への影響が最大となる時期やその期間がわかるように評価を行うこととした。

地層処分システムの設定においては、まず、わが国の地層処分システムに期待される安全機能について明らかにし、安全評価で対象とする地層処分システムの構成要素を整理した上で、わが国の地質環境を特徴づける岩種などの条件と、地質環境に対応させて合理性を考慮して検討した処分場デザインのオプションとの整合のとれた組み合わせによって、40,000本のガラス固化体を埋設する地層処分システムを設定した。地層処分システムの主な安全機能として、放射性核種の物理的な閉じ込め機能、核種保持機能、希釈、分散機能を示した。これを踏まえ、地質環境としては、岩種、地形、地下水化学についてわが国の地質環境の多様性を考慮して整理し、処分場のデザインとしては、オーバーパックの材料や構造、緩衝材の寸法、シーリング、グラウト、支保などの材料のオプションを考慮した。これにより、安全評価においてわが国の地質環境を幅広く考慮することを可能にした。複数の解析ケース間の比較の基準とするレファレンスケースを設定するための地質環境（レファレンスケース地質環境）として地形（低地）、岩種（結晶質岩）、地下水化学（降水系高pH型地下水）を、また処分場のデザイン（レファレンスケースデザイン）として第1次取りまとめのデザインを合理性を考慮して見直した人工バリア（炭素鋼オーバーパック、ベントナイトとケイ砂混合緩衝材）などを設定した。

シナリオ解析では、①国際的に認められている体系的アプローチを踏襲して、包括的なFEPリストに基づき、安全評価解析で考慮すべきFEPを抽出し、②FEPの相互関係を把握することにより、地層処分システムの将来像の幅を安全評価上十分にとらえることができるように地下水シナリオを作成し、③それに基づき解析ケースを設定した。FEPの抽出において、接近シナリオを招く可能性のあるFEPについては、適切



なサイト選定や工学的対策により、長期的に安定な地質環境に対し、十分な深度をとるなど注意深く設計された処分場を建設することにより構築されることに基づいて、その可能性や影響が無視できる程度に小さいものであることを示した上で除外した。例えば、人間侵入シナリオでは、今日の人間の生活様式を前提として、処分場のボーリングによる侵入者への影響を発生確率も考慮してリスクを評価し、諸外国の基準を参照して問題とならないことを示した。従って、安全評価解析は地下水シナリオに対して実施することとした。地下水シナリオにおいて長期の安全性を評価する上での不確実性は、サイト選定と工学的対策を適切に行うことにより、可能な限り小さくすることができる。これらの対策を踏まえても残される不確実性については、シナリオ、モデル、データの不確実性として解析ケースを設定する際に考慮することとした。さらに、地質環境のバリエーションやデザインのオプションを考慮して解析ケースを設定した。シナリオの不確実性については、①適切なサイト選定と工学的対策を前提とすることにより、現在の地質環境や地表環境が安定でかつ定常的な状態で将来まで継続し、さらに人工バリアが設計どおり機能するとの仮定に基づくシナリオ（基本シナリオ）と、②基本シナリオに関する仮定をあえて変更した場合に、地層処分システムの性能がどのように応答するかを例示するために設定するシナリオ（変動シナリオ）とを想定することにより取扱うこととした。基本シナリオでは、地質環境のバリエーション、デザインのオプション、モデル、データの不確実性といった安全評価で考慮すべき不確実性に依拠して解析を系統的に進めるため、まず、結果を相互に比較するための基準となる解析ケースとしてレファレンスケースを設定した上で、それぞれの不確実性を取扱えるよう解析ケースを分類、設定した。レファレンスケースでは、地層処分システムに期待する安全機能がすべて発揮される場合についての概念モデルを設定するとともに、それに対して必要となるデータを現実的な範囲でかつ保守性を失わないように設定した。変動シナリオでは、天然現象、処分場の初期欠陥、将来の人間活動の影響を考慮して解析ケースを設定した。

まず基本シナリオを対象として、概念モデルとデータを設定することによりシステム全体の安全評価解析を行うための手法について以下のように整備した。人工バリア中の核種移行については、緩衝材／岩盤の境界において、現実的な境界条件を設定できるようにするとともに、異なる崩壊系列に属する同位体の存在比に基づく溶解度の分割を考慮できるモデルを開発した。また、天然バリア中の水理・核種移行については、現実的な地質構造を反映して、亀裂性岩盤の不均質性を取り扱うことが可能な亀裂ネットワークモデルなどを開発、整備した。これらのモデルについては、現象に即して詳細に解析することを可能としており、室内試験やフィールド試験との比較を行うことによりその妥当性を高めることができた。さらに、生物圏評価では、レファレンスバイオスフィアの概念をもとに、わが国の地表環境の特徴を考慮しながら、将来の生活環境や様式については、現在のレベルを基準として種々の被ばく経路を想定した評価を行うことを可能とした。データに関しては、東濃地域および釜石鉱山におけ

る地層科学研究の成果に基づく深部地質環境の実測値や文献データ、実験室規模から工学規模までの室内試験によるデータ、ナチュラアナログ研究による知見に基づき、安全評価上のデータ選定の考え方を明確にして、深部地質媒体中の亀裂特性に関するデータ、ガラス固化体の溶解速度、核種の溶解度、緩衝材や岩石に対する核種の分配係数などについて信頼性の向上を図った。開発、整備された個々のモデルを接続することにより、線量を指標としてシステム全体の性能を評価するための安全評価解析のモデル体系を整えることができた。シナリオ、モデル、データおよび解析の信頼性について、国内外の専門家によるレビューを受け、段階的に研究開発成果を確認するとともに、解析の一連の手続きを確認するための計算機支援システムを開発し、計算結果の信頼性を確保できるようにした。

構築した安全評価手法を用いて、まず、レファレンスケースの解析を行い、これを比較の基準として、設定した様々な解析ケースに基づく応答解析を人工バリア、天然バリア、生物圏それぞれに対して行った。この結果、データの不確実性や地質環境に応じたバリエーションにより生じる地下水流速の幅は人工バリアと天然バリアの両者の性能に影響を与えるため、設定した他の不確実性やバリエーションに比べ影響の大きいことがわかり、サイト選定や設計で留意しておくべきことが示された。一方それ以外の要因については、解析で設定した幅においては人工バリアとその周辺岩盤の性能の裕度を損なわないことが示された。変動シナリオの解析ケースに対しては、起点となる事象の影響を地層処分システムの性能に対して重要なパラメータの変化として取扱うとともに、事象の発生時期を想定するためパラメータの時間変化を解析できるコードを開発した。

応答解析で取扱った不確実性やバリエーションなどについて、システム全体の性能を解析するための組み合わせを検討し、サイト選定や設計を適切に行うことで排除できる要因の組み合わせについて論じることで過度に保守的な組み合わせを避けて全体性能のための解析ケースを設定し評価を行った。この結果、処分場から生物圏への放射性核種の移行には極めて長い時間を要するとともに、線量の最大値は諸外国で提案されている基準（ $0.1 \sim 0.3 \text{ mSv y}^{-1}$ ；専門部会報告書参照）や天然の放射線レベルを数桁下回った。また、基本シナリオの仮定をあえて変更した変動シナリオに対しても安全性が示された。

以上により、専門部会報告書の指針に沿って、地層処分の安全評価に関して、体系的なシナリオの検討と、より現象に即したモデルや現実的な範囲で保守性を失わないデータによって構築される地層処分システムの安全評価手法によって、ニアフィールドを中心とした地層処分システムの安全性を信頼性をもって評価することができた。この結果、わが国の幅広い地質環境を考慮しても、適切なサイト選定と設計に基づけば、地層処分システムが長期的に安全であるとの結論を得た。併せて、想定される不

確実性やバリエーションの影響に対して、人工バリアの性能が重要な役割を果たすことが示された。このような性能を保証するための地質環境の役割は、人工バリアを安定に保持し、人工バリアの機能を発揮する上で水理・化学的に好ましい条件を保ちつづけることである。岩盤の核種保持機能に対してはレファレンスケースにおいて保守性を考慮したモデルやデータの設定がとられているが、サイト特性調査により具体的な地質環境条件が設定されれば、さらに安全の裕度を大きく向上させるとの見通しが得られた。

## 参 考 文 献

## 参考文献

### 【1.1】

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

原子力委員会（1976）：放射性廃棄物処理処分対策について。

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

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

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

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

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

梅木博之（1994）：スイス Nagra Kristallin-I と動燃 H 3 レポートの比較，放射性廃棄物研究，Vol.1, No.1, pp.13 - 20.

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

### 【1.2】

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

梅木博之（1995）：高レベル放射性廃棄物処分の安全評価の現状と課題（IV.地層処分における安全評価，1. 安全評価の一般的手法），日本原子力学会誌，Vol.37, No.11, pp.999-1001.

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.

IAEA (1994) : Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, First Report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-767.

OECD/NEA (1997) : Lessons Learned from Ten Performance Assessment Studies, Working group on Integrated Performance Assessments of Deep Repositories, OECD Nuclear Energy Agency.

US DOE (1998) : Viability Assessment of a Repository at Yucca Mountain-Total System Performance Assessment, DOE/RW-0508.

【1.3】

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

【1.4】

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.

【2.2】

電気事業連合会（1995）：COGEMA ガラス固化体について（平成 7 年 2 月）。

動力炉・核燃料開発事業団（1980）：再処理施設設置承認申請書（昭和 55 年 2 月），PNC TN1700 93-001.

石原義尚ほか（1999）：高レベル放射性廃棄物ガラス固化体の特性，サイクル機構公開技術資料（準備中）。

Kawamura, K., Takahashi, T., Horie, M. and Tsunoda, N. (1990) : Characterization of High Level Waste Glass, Proceeding of 4th International Symposium on Ceramics in Nuclear Waste Management, Ceramic Transactions, Vol.9, Nuclear Waste Management, pp.469-481.

日本原燃株式会社（1992a）：六ヶ所再処理・廃棄物事業所 再処理事業指定申請書 平成元年 3 月（平成 4 年 11 月一部補正）。

日本原燃株式会社（1992b）：六ヶ所事業所 廃棄物管理事業許可申請書（平成 4 年 1 月一部補正）。

### 【3.1】

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

OECD/NEA (1992) : Systematic Approaches to Scenario Development : A Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal.

OECD/NEA (1997) : Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories - Systematic Approaches to Scenario Development - An International Database of Features, Events and Processes. Draft Report (24/6/1997) of the NEA Working Group on Development of a Database of Features, Events and Processes Relevant to the Assessment of Post-Closure Safety of Radioactive Waste Repositories.

Hodgkinson, D.P. and Sumerling, T.J. (1990) : A Review of Approaches to Scenario Analysis for Repository Safety Assessment, Proc. Int. Symp. Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, pp. 333-350, OECD/NEA, Paris.

Hudson, J. (1992) : Rock Engineering Systems: Theory and Practice, Ellis Horwood, Chichester.

北山一美, 駒田広也 (1999) : 高レベル放射性廃棄物処分の事業化技術の検討, 日本原子力学会誌 (投稿中)。

駒田広也, 北山一美, 森田正紀, 片山薫 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術 (その 8), 原子力バックエンド研究 (投稿中)。

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 (出版準備中)。

#### 【3.2.1.1】

松本一浩, 菅野毅, 藤田朝雄, 鈴木英明 (1997) : 緩衝材の飽和透水特性, PNC TN8410 97-296.

Jing, L., O. Stephansen, C.-F. Tsang, F. Kautsky (1996) : DECOVALEX -Mathematical Models of Couples T-H-M Processes for Nuclear Waste Repositories, Executive Summary for Phases I, II and III.

中野政詩, 雨宮悠, 藤井克己, 石田明俊 (1984) : 拘束された不飽和粘土の浸潤と膨張圧, 農業土木学会論文集, 第 112 号, pp.55 - 66.

千々松正和, 藤田朝雄, 菅野毅, 小林晃, 茂呂吉司 (1995) : 膨潤応力を考慮した熱-水-応力連成解析, 土木学会第 58 回年次学術講演会, 講演概要集第 3 部 (A) pp.26-27.

鈴木英明, 藤田朝雄, 菅野毅 (1996) : 緩衝材の水分ポテンシャルと水分拡散係数, 動燃技術資料, PNC TN8410 96-117.

### 【3.2.1.2】

Ohnuki, T. Isobe, H. Yanase, N., Nagano, T. Sakamoto, Y. and Sekine, K. (1997): Change in Sorption Characteristics of Uranium during Crystallization of Amorphous Iron Minerals, Journal of Nuclear Science and Technology, 34 pp.1153-1158.

Fujikawa, Y. and Fukui, M. (1997a) : Radionuclide Sorption to Rocks and Minerals . Effects of pH and Inorganic Anions. Part 1. Sorption of Cesium, Cobalt, Strontium and Manganese, Radiochimica Acta, 76, pp.153-162.

Allard, B and Beall, G.W. (1979) : Sorption of Americium on Geologic Media, J. Environ. Sci. Health, No. A14, pp.507-518.

Nakayama, S and Sakamoto, Y. (1991) : Sorption of Neptunium on Naturally -Occuring Iron-Containing Minerals, Radiochimica Acta, 52/53, pp.153-157.

谷口直樹, 本田明, 川崎学, 水流徹 (1999) : 圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態と腐食速度の評価, サイクル機構公開技術資料 (印刷中) .

本田明, 谷口直樹, 石川博久, 藤原和雄 (1997) : 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討, 動燃技報 No.104, pp.125~134.

Taniguchi, N., Honda, A. and Ishikawa, H. (1998) : Experimental Investigation of Passivation Behavior and Corrosion Rate of Carbon Steel in Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol. 506, pp.495-501.



炭山守男, 玉田明宏, 三ツ井誠一郎, 本田明 (1997) : ベントナイト中の炭素鋼オーバーパックのナチュラルアナログ研究, 第 44 回材料と環境討論会講演集, p.419.

Johnson, A.B. and Francis, B. (1980) : Durability of Metals from Archaeological Objects, Metal Meteorites, and Native Metals, Battelle Pacific Northwest Laboratory, PNL-3198.

Araki, K., Motegi, M., Emoto, Y., Kaji, Y., Iraki, S., Nada, T. and Watanabe, T. (1989) : Natural Analogue Study on Engineered Barriers for Underground Disposal of Radioactive Wastes, ASME'89 Proceedings, pp.601-609.

【3.2.1.3.1】

動燃事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告 -平成 3 年度-, PNC TN 1420 92-081.

Li, H., Horie, Y., Ishii, T. and Shimada, J. (1997) : Development of an Apparatus to Measure Groundwater Qualities in situ and to Sample Groundwater Using Boreholes, Environmental Geology 32.

Iwatsuki, T., Sato, K., Seo, T. and Hama, K. (1994) : Hydrogeochemical Investigation of Groundwater in the Tono Area, Japan, MRS'94 Proceedings, 353, pp.1291-1297.

Iwatsuki, T. and Yoshida, H. (1997) : Water-rock Interaction Analysis in Relation to Geological Structure in Deep Crystalline Rock at Tono Area, Japan, Chemical Containment of Wastes in the Geosphere.

二間瀬冽 (1974) : 石油・天然ガス付随水の化学組成について, 北海道地下資源調査報告書, 第 46 号.

笹本広, 瀬尾俊弘, 油井三和, 佐々木康雄 (1996) : 釜石鉱山における地下水の地球化学的研究 (I), PNC TN8410 96-023.

笹本広, 油井三和, 梅木博之 (1998) : 統計学的手法に基づいた地下水水質の分析, 日本原子力学会 1998 年秋の大会予稿集, p.867.

Sasamoto, H., Salter, P., Apted, M. and Yui, M. (1998) : Principal Component Analyses of Potential Repository Groundwaters, MRS'98 (in preparation).

瀬尾俊弘, 清水和彦 (1992) : 我が国における地下水の水質に関するデータの収集, 解析, PNC TN7410 92-017.

油井三和, 武田精悦, 小室光世, 牧野仁史, 澁谷朝紀, 梅本博之, 石黒勝彦, 高瀬博康, 根山敦史 (1992) : 高レベル廃棄物地層処分システムの性能評価における地下水の地球化学的特性に関するモデル化, PNC TN 8410 92-166.

Yui, M, Sasamoto, H. and Arthur, R. C. (1999) : Groundwater Evolution Modeling for the 2nd Progress PA Report, JNC Technical Report. (in preparation).

【3.2.1.3.2)】

千葉保, 笹本広, 三木崇史, 稲垣学, 油井三和 (1999) : ニアフィールドにおける酸化還元状態の変遷に関する予察的解析, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

本田明, 谷口直樹, 石川博久, 藤原和雄 (1997) : 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討, 動燃技報 No.104, pp125~134.

Karnland, O. and Pusch, R. (1995) : Cementation Phenomena of Importance for the Performance of Smectite Clay Buffers in HLW Repository, Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, ASME, pp.853-855.

楠戸伊緒里, 本田明, 油井三和 (1995) : 鉄-水-ベントナイト混合系における化学的相互作用に関する研究, 第 42 回腐食防食討論会講演集, pp.109-112.

三ツ井誠一郎, 柴田雅博, 佐々木康雄, 久保田満, 伊藤雅和 (1996) : 鉄と長期間接触していたベントナイトの変質, 第 40 回粘土科学討論会講演要旨集, pp.118-119.

根山敦史ほか (1999) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

小田治恵, 柴田雅博, 油井三和 (1999a) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

小田治恵, 磯貝武司, 佐藤光吉, 柴田雅博 (1999b) : 圧密ベントナイト間隙水の pH 測定 (Ⅱ) -雰囲気制御下における樹脂埋め込み測定-, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

小田治恵・柴田雅博 (1999) : ベントナイト-水相互作用の実験とモデル化, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Sasaki, Y., Shibata, M., Yui, M. and Ishikawa, H. (1995) : Experimental Study on the Interaction of Groundwater with Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. No.353, pp.337-344.

谷口直樹, 本田明, 川崎学, 水流徹 (1999) : 圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態と腐食速度の評価, サイクル機構公開技術資料 (印刷中) .

Wieland, E., Wanner, H., Albinsson, Y., Wersin, P. and Karnland, O. (1994) : A Surface Chemical Model of the Bentonite-water Interface and its Implications for Modelling the Near Field Chemistry in a Repository for Spent Fuel, SKB Technical Report 94-26.

吉川英樹, 川上泰, 福永栄, 岡野誠司, 藤木喜市, 本谷益良, 油井三和, 朝野栄一 (1995) : 地層処分における微生物の影響について (2) , 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.213-230.

#### 【3.2.1.4】

Advocat, T., Crovisier, J.L., Fritz, B. and Vernaz, E. (1990) : Thermokinetic Model of Borosilicate Glass Dissolution : Contextual Affinity, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XIII, pp.241-248, Oversby, V.M. and Brown, P.W., eds., Material Research Society.

Barkatt, A., Saad, E.E., Adiga, R., Sousanpour, W., Barkatt, Al., Adel-Hadadi, M.A. , O'Keefe, J.A. and Alterescu, S.(1989) : Leaching of Natural and Nuclear Waste Glass in Sea Water, Applied Geochemistry, 4, pp.593-603.

Curti, E., Godon, N. and Vernaz, E.Y. (1993) : Enhancement of the Glass Corrosion in the Presence of Clay Minerals: Testing Experimental Results with an Integrated Glass Dissolution Model, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVI, pp.163-170, Interrante, C.G. and Pabalan, R.T., eds., Material Research Society.

動燃事業団 (1991) : 地層処分研究開発の現状 (平成元年度) , 動燃事業団技術資料, PNC TN1410 91-009, pp.44-46.

Grambow, B., Lutze, W. and Müller (1992) : Empirical Dissolution Rate Law for the Glass R7T7 Contacting Halite- and Silica-saturated Brines, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XV, pp.143-150, Sombret, C.G., ed., Material Research Society.

Inagaki, Y., Furuya, H., Idemitsu, K. and Yonezawa, S. (1994) : Corrosion Behavior of a Powdered Simulated Nuclear Waste Glass : A Corrosion Model Including Diffusion Process,

Journal of Nuclear Materials, 208, pp. 27-34.

Jercinovic, M.J. and Ewing, R.C. (1988) : Basaltic Glasses from Iceland and the Deep sea: Natural Analogues to Borosilicate Nuclear Waste-form Glass, SKB Technical Reports, TR 88-01, SKB, Stockholm.

Lanza, F., Manara, A. Mammarella, L., Blasi, P. and Ceccone, G. (1988) : Borosilicate HLW Glass Leaching in Silica Saturated Solution, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XI, pp. 685-691, Apted, M.J. and Westerman, R.E., eds., Material Research Society.

Lemmens, K. and Van Iseghem, P. (1992) : The Long-term Dissolution Behaviour of the Pamela Borosilicate Glass SM527 - Application of SA/V as Accelerating Parameter, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XV, pp.49-56, Sombret, C.G., ed., Material Research Society.

牧野仁史, 吉田隆史 (1996) : ガラス固化体の溶解及びそれに伴う緩衝材中の核種移行に関する感度解析, 動燃事業団公開技術資料, PNC TN8410 96-093.

McGrail, B.P. (1986) : Waste Package Component Interactions with Savannah River Defense Waste Glass in a Low-magnesium Salt Brine, Nuclear Technology, 75, pp.168-186.

Pescatore, C. (1994) : The Dependence of Waste Form Dissolution on Migration Phenomena in the Host Medium, Radiochimica Acta, 66/67, pp.389-394.

#### 【3.2.1.5】

藤原啓司, 安富勇, 加藤博康, 上田真三 (1998) : ベントナイト緩衝材中でのヨウ素, 塩素および炭素の実効拡散係数, 日本原子力学会「1998 春の年会」, L25.

出光一哉 (1994) : 鉄共存系緩衝材中でのウランの拡散挙動, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.1, pp.43-52.

Idemitsu, K., Furuya, H. and Inagaki, Y. (1993) : Diffusion of Corrosion Products of Iron in Compacted Bentonite, Material Research Society, Symposium Proceedings, vol. 294, pp.467-474.

化学便覧, 基礎編 II, 改訂 2 版, 丸善 (1975) .

加藤博康・八登唯夫 (1997) : 砂／ベントナイト混合物中での実効拡散係数の推定,

日本原子力学会「1997 秋の大会」, I39.

川田千はる, 大江俊明, 山口徹治 (1997) : 微小間隙中における拡散係数の評価計算, 日本原子力学会「1997 年春の年会」, L11.

Khan, S.A., Rehman, R.U. and Khan, M.A. (1994) : Sorption of Cesium on Bentonite, Waste Management, vol.14, No.7, pp.629-642.

小崎完, 藤島敦, 佐藤正知, 大橋弘士 (1995) : 圧密した Na 型モンモリロナイト中の  $\text{Na}^+$  イオンの移行挙動, 北海道大学工学部研究報告, 175 号 (平成 7 年) .

小崎完, 佐藤大樹, 藤島敦, 佐藤正知, 大橋弘士 (1996) : 圧密した Na 型モンモリロナイト中の  $\text{Cs}^+$  イオンの移行挙動, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.1, pp.25-32.

Kozaki, T., Sato, H., Fujishima, A., Saito, N., Sato, S. and Ohashi, H. (1997) : Effect of Dry Density on Activation Energy for Diffusion of Strontium in Compacted Sodium Bentonite, Materials Research Society Symposium Proceedings, Vol.465, pp.893-900.

三原守弘, 市毛悟, 加藤博康, 上田真三 (1999) : セメント系材料の影響を考慮した条件での圧縮成型ベントナイトに対する核種の実効拡散係数, 日本原子力学会「1999 春の年会」, N26.

Morris, D.E., Chisholm-Brause, C.J., Barr, M.E., Conradson, S.D., Eller, P.G.(1994) : Optical Spectroscopic Studies of the Sorption of  $\text{UO}_2^{2+}$  Species on a Reference Smectite, Geochimica et Cosmochimica Acta, 58, pp.3613-3623.

Muurinen, A., Rantanen, J. and Penttilä-Hiltunen, P. (1985) : Diffusion Mechanisms of Strontium, Cesium and Cobalt in Compacted Sodium Bentonite., Materials Research Society Symposium Proceedings, Vol.50, pp.617-624.

Muurinen, A., Penttilä-Hiltunen, P. and Uusheimo, K. (1989) : Diffusion of Chloride and Uranium in Compacted Sodium Bentonite. Materials Research Society Symposium Proceedings, Vol.127, pp.743-748.

Ochs, M., Boonekamp, M. Wanner, H. Sato, H. and Yui, M.(1999) : A Quantitative Model for Ion Diffusion in Compacted Bentonite, Radiochimica Acta.Vol.87. pp.437-443.

Rasmuson, A. and Neretnieks, I. (1983) : Surface migration in sorption processes. SKB

Technical Report 83-37.

Robinson, R. A. and Stokes, R. H. (1959) : Electrolyte Solutions, 2nd edn., Butterworths, London.

斉藤暢彦, 藤島敦, 小崎完, 佐藤正知, 大橋弘士 (1997) : 圧密 Na 型モンモリロナイト中の Cl<sup>-</sup>イオンの拡散, 日本原子力学会「1997 春の年会」, L14.

佐藤治夫, 澁谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報, No.91, PNC TN8410 94-284, pp.71-89.

Sato, H. and Yui, M. (1995) : Diffusion Behavior for Se and Zr in Sodium Bentonite, Materials Research Society Symposium Proceedings, Vol.353, pp.269-276.

Sato, H. and Yui, M. (1997) : Diffusion of Ni in Compacted Sodium Bentonite, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol.34, No.3, pp.334-336.

Sato, H. (1999a) : A Study on Pore Structure of Compacted Bentonite (Kunigel-V1), JNC Technical Report (in preparation).

Sato, H. (1999b) : Measurement of Apparent Diffusion Coefficient (Da) for Cs(I), Ni(II) and Se(IV) in Bentonite with Silica Sand, JNC Technical Report (in preparation).

澁谷朝紀, 吉川英樹, 佐藤治夫, 油井三和, 梅木博之, 石黒勝彦 (1992) : ベントナイト及び岩石中での核種の分配係数, 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 92-163.

Stenhouse, M.J. (1994) : Sorption Databases for Crystalline, Marl and Bentonite for Performance Assessment, Nagra Technical Report NTB 93-06.

高野公秀, 鳥養祐二, 佐藤正知, 大橋弘士 (1994) : 圧密 Na モンモリロナイト中のトリチウムの拡散挙動, 日本原子力学会「1994 秋の大会」, K5.

枋山修, 高須亜紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正知, 長崎晋也, 中山真一, 新堀雄一, 古屋廣高, 三頭聡明, 山口徹治 (1998) : 核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適用性, 原子力バックエンド研究 Vol.5, pp.3-19.

Torikai, Y., Sato, S. and Ohohashi, H. (1996) : Thermodynamic Properties of Water in Compacted Montmorillonite. Nuclear Technology Vol. 115 pp.73-80.

塚本政樹, 大江俊昭 (1989) : ベントナイト中のセシウムの移行挙動, 日本原子力学会「1989 秋の大会」, J50.

Zachara, J.M. and McKinley, J.P. (1993) : The Influence of Hydrolysis on the Sorption of Metal Cations by Smectite : Importance of Edge Coordination Reactions. *Aquatic Chemistry*, 55 pp250-261.

【3.2.1.6】

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

Ashida T., Kohara, Y. and Yui, M. (1994) : Migration Behavior of Pu Released from Pu-doped Glass in Compacted Bentonite, *Radiochimica Acta* 66/67, pp.359-362.

Chapman, N.A., McKinley, I.C., Shea, M.E. and Smellie, J.A.T. (1990) : The Poços de Caldas Project : Summary and implications for radioactive waste management, NAGRA NTB 90-33, SKB TR 90-24, UK DOE WR 90-055.

黒羽光彦, 澁谷朝紀, 岡崎充宏, 乾真一, 山田一夫, 油井三和 (1998) : プルトニウム含有ガラス固化体からのプルトニウムの溶解挙動に関する研究, サイクル機構公開技術資料, JNC TN 8410 98-001.

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

Rai, D., Felmy, A.R., Fulton, R.W. and Ryan, J.L. (1992) : Aqueous Chemistry of Nd in Borosilicate-Glass/Waste Systems, *Radiochimica Acta* 58/59, pp.9-16.

Rai, D. (1997) : Presentation at MIGRATION'97 (Abstract No. A1-01), Sendai, Japan.

Rao, L., Rai, D. and Felmy, A.R. (1996) : Solubility of Nd(OH)<sub>3</sub>(c) in 0.1M NaCl Aqueous Solution at 25°C and 90°C, *Radiochim. Acta* 72, pp.151-155.

SKI (1996) : SKI SITE-94 Deep Repository Performance Assessment Project, SKI Report 96:36, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm.

館幸男, 澁谷朝紀, 佐藤治夫, 油井三和 (1997) : 圧縮ベントナイト間隙水中におけるアクチニド元素の溶解度評価, 動燃事業団公開技術資料, PNC TN 8410 97-233.

Torikai, Y., Sato, S. and Ohohashi, H. (1995) : Thermodynamic Properties of Water in Compacted Bentonite under Expternal Pressure-free Conditions, Mat. RES. Soc. Symp. Proc Vol. 353 pp.321-382.

【3.2.1.7】

Choppin, G.R. and Allard, B.(1985) : Complexes of Actinides with Naturally Occurring Organic Compounds, Handbook on the Physics and Chemistry of the Acinides, Elsecier Science Publishers pp.407-429.

藤原和男（1999）：公開技術資料準備中

本田明，谷口直樹，濱田啓志，石川博久（1997）：オーバーパック候補材料の長期寿命評価の考え方と評価の現状，第44回材料と環境討論会講演集，pp.401-404.

石川博久，本田明，鶴留浩二，井上邦博，小畑政道，佐々木憲明（1992）：オーバーパックの候補材料選定と炭素鋼オーバーパックの寿命評価，PNC TN8410 92-139.

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

Iwatsuki, T. and Yoshida, H. (1999) : Water Chemistry and Mineralogy of Fracture Systems in the Basement Granite in the Tono Uranium Mine Area, Gifu Prefecture, Central Japan, Geochemical J., Vol.33, pp.19-32.

金持真理子・佐藤治夫（1998）：圧縮ベントナイトを通過できるベントナイト起源の可溶性有機炭素の定量，PNC TN8410 98-102.

金持真理子，笹平朗，深澤哲夫，鴨志田守，佐藤治夫（1999a）：サイクル機構公開技術資料（準備中）。

金持真理子，笹平朗，深澤哲夫，鴨志田守 佐藤治夫（1999b）：サイクル機構公開技術資料（準備中）。

金持真理子ほか（1999c）：圧縮ベントナイトに対する有機物の透過試験（仮題），サイクル機構公開技術資料，（準備中）。

Kim, J. I., Buchau, G. and Zhuzng, W. (1987) : Humic Colloid Generation of Transuranic



Elements in Ground Water and Their Migration Behaviour, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., vol 84, pp.747-756.

Kim, J. I., Buchau, G., Klenze, R., Rhee, D.S. and Wimmer, H. (1990) : Characterization and Complexation of Humic Acid, RCM01090, TU München.

Kim, J.I. and Czerwinski, K.R. (1996) : Complexation of Metal Ions with Humic Acid : Metal Ion Charge Neutralization Model, Radiochimica Acta 73, pp.5-10.

Kurosawa, S., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1997) : Experimental Study of Colloid Filtration by Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., vol 465, Materials Research Society, pp.963-970.

McKinley, I.G., West, J.M. and Grogan, H.A. (1985) : An Analytical Overview of the Consequences of Microbial Activity in a Swiss HLW Repository, Nagra Technical Report, NTB 85-43.

長尾誠也 (1995) : 地下水に存在する腐植物質の特徴と TRU 元素との錯体形成, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.231-242.

Nagao, S., Tanaka, T., Nakaguchi, Y., Suzuki, Y., Hiraki, K. and Ogawa, H. (1999) : Complexation of Pu and Am with Fulvic Acid under Saline Condition, Proceedings of the 2nd NUCEF International Symposium (in press).

嶺達也ほか (1999) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

田中忠夫, 向井雅之, 妹尾宗明 (1995) : 海岸砂中における  $^{85}\text{Sr}$  の吸着・移行挙動への共存フミン酸の関与, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.169-176.

枋山修, 榊原哲朗, 井上泰 (1995) : フミン酸の解離特性, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.187-1198.

吉川英樹, 川上泰, 福永栄, 岡野誠司, 藤本喜市, 本谷益良, 油井三和, 朝野栄一 (1995) : 地層処分における微生物の影響について (2) , 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.213-230.

#### 【3.2.1.8】

Avogadro, A. and Lanza, F. (1982) : Relationship between Glass Leaching Mechanism and

Geochemical Transport of Radionuclides, Mat. Res. Soc. Symp. Procdp, Vol.11, Materials Research Society, pp.103～112.

動燃事業団（1996）：地層処分研究開発の現状（平成 8 年度）, PNC TN1410 96-071, pp.165-167.

Kurosawa, S., Yui, M., Yoshikawa, H. (1997) : Experimental Study of Colloid Filtration by Compacted Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.465, Materials Research Society, pp.963-970.

Pusch, R. (1998) : Transport Phenomena in Smectite Clay Explained by Considering Microstructural Features. Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.506, Materials Research Society, pp.439-448.

【3.2.1.9】

Pusch, R., Ranhagen, L. and Nilsson, K. (1985) : Gas Migration through MX-80 Bentonite, SKB TR85-36.

Tanai, K., Kanno, T. and Galle, C. (1997) : Experimental Study of Gas Permeabilities and Breakthrough Pressures in Clays, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.465, pp.995-1002, Materials Research Society.

【3.2.1.10】

Banba, T., Matsumoto, S., Muraoka, S. Yamada, K., Saito, M., Ishikawa, H. and Sasaki, N. (1995) : Effects of Alpha Decay on the Properties of Actual Nuclear Waste Glass, Material Research Society Symposium Proceedings, vol. 353, pp.1397-1404.

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

Éwing, R.C. (1984) : Summary, Smectite Alteration, Proceedings of Workshop Convened at the Shoreham Hotel Washington, D.C. Dec. 8-9 1983, SKB KBS Technical Report 84-11.

Grauer, R (1986) : Bentonite as a Backfill Material in the High-Level Waste Repository : Chemical Aspects, NAGRA NTB 86-12E.

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

Spitsyn, V.I., Balukova, B.D. and Savushkina, M.K. (1982) : Influence of Irradiation with Gamma - Quanta and Beam of Accelerated Electrons on the Sorption Parameters of Clay Minerals of the Montmorillonite Group, Material Research Society Symposium Proceedings, vol. 6, pp.703-707.

Pusch, R (1993) : MX-80 Clay Exposed to High Temperature and Gamma Radiation, SKB Technical Report, 93-03.

【3.2.1.11.1】

Sekiguchi, H. (1984) : Theory of Undrained Creep Rupture of Normally Consolidated Clay Based on Elasto-viscoplasticity, Soils and Foundations, Vol.24, No.1, pp.129~147.

Nagra (1994) : Kristallin-I : Safety Assessment Report, NAGRA NTB 93-22, p.182.

【3.2.1.11.2】

Roscoe, K.H. and Burland, J.B. (1968) : On the Generalized Stress-strain Behavior of 'Wet' Clay, Engineering Plasticity, Cambridge University Press, pp.535~609.

須田久美子, Misra Sudhir, 本橋賢一 (1992) : 腐食ひびわれ発生限界腐食量に関する解析的検討, コンクリート工学年次論文報告集, Vol. 14, No. 1, pp.751-757.

吉田隆ほか (1999) : サイクル機構公開技術資料 (準備中)

【3.2.1.11.3】

Ahn, J., Chambre, P.L., Crandall, E. and Verbeke, J. (1998) : Long-Term Behavior of Bentonite Buffer in a Geologic Repository for High-Level Wastes, UCB-NE-4222.

Boisson, J.Y. (1989) : Study on the Erosion Possibilities by Flowing Ground Waters on Bentonite Plugs Expanded from Borehole into Fractures, Proc. NEA/CEC Workshop - Sealing of Radioactive waste repositories.

Börgesson, L. (1990) : Interim Report on the Laboratory and Theoretical Work in Modeling the Drained and Undrained Behavior of Buffer Materials, SKB Technical Report 93-22.

Kanno, T. and Wakamatsu, H. (1991) : Experimental Study on Bentonite Gel Migration from a Deposition Hole, Proc. 3rd Int. Conf. Nuclear Fuel Reprocessing and Waste Management (RECOD 91), Sendai.

Pusch, R. (1983) : Stability of Bentonite Gels in Crystalline Rock-Physical Aspects, KBS TR 83-04.

【3.2.1.11.4.】

Andersson, K., Torstenfelt, B. and Allard, B. (1983) : Sorption of Radionuclides in Geologic Systems ; SKBF KBS Technical Report, No. 83-63.

Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (1997) : Far-Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of a L/ILW Repository in a Disturbed/Altered Palfris Marl Host Rock, Paul Scherrer Institute PSI Bericht Nr. 97-16.

Cho, Y.-H. , Jeong, C.-H. and Hahn, P.-S. (1996) : Sorption Characteristics of  $^{137}\text{Cs}$  onto Clay Minerals : Effect of Mineral Structure and Ionic Strength ; Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, Vol. 204, No. 1, pp. 33-43.

Couture, R.A. (1985a) : Rapid Increase in Permeability and Porosity of Bentonite-Sand Mixtures due to Alteration by Water Vapor, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 44, pp.515-522.

Couture, R.A. (1985b) : Steam Rapidly Reduces the Swelling Capacity of Bentonite, Nature, 318, pp.50-52.

Duerden, S.L. (1992) : Review of the Interactions between Bentonite and Cement, DOE Report No:DOE/HMIP/RR/92/031.

石川博久, 柴田雅博, 藤田朝雄 (1994) : 放射性廃棄物地層処分における緩衝材のイライト化変質シミュレーション, 粘土科学, 34, pp.149-156.

Grauer, R (1990) : The Chemical Behaviour of Montmorillonite in a Repository Backfill : Selected Aspects, Nagra Technical Report NTB 88-24E.

Johnston, R.M. and Miller, H.G. (1984) : The Effect of pH on the Stability of Smectite, AECL 8376.

Johnston, R.M. and Miller, H. G. (1985) : Hydothermal Stability of Bentonite-Based Buffer Materials, AECL-8376.

Kamei, G, Yusa, Y., Sasaki, N.(1992) : Natural Analogue Study on the Long-term Durability of Bentonite. - Time-Temperature Condition and Water Chemistry on Illitization at the

Murakami Deposit, Japan-

Kamei, G., Oda, C., Shinozaki, T. Mitsui, S. and Shibata, M. (1998): Fe(II)-Na Ion Exchange at Interlayers of Smectite: Adsorption-Desorption Experiments and a Natural Analogue, Preprints of contributions to the Workshop on Microstructural modelling of natural and artificially prepared clay soils with special emphasis on the use of clays for waste isolation.

Kozai, N. Ohnuki, T. and Muraoka, S. (1995): Sorption Behavior of Neptunium on Bentonite - Effect of Calcium on the Sorption -, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 335, pp.1021-1028.

久保博, 黒木泰貴, 三原守弘 (1998) : ベントナイト系緩衝材のコンクリート間隙水による長期変質の基礎研究, 地盤工学会誌, 第 46 巻, 第 10.

黒木泰貴, 久保博, 川地武 (1998) : ベントナイト-消石灰反応の促進実験 (その 3) -Ca(OH)<sub>2</sub>, Ca(OH)<sub>2</sub>-NaOH-KOH 溶液の濃度と温度の影響について-, 粘土科学討論会, pp.184-185.

前田宗弘, 伊藤勝, 三原守弘, 田中益弘 (1997) : カルシウム型化ベントナイトの圧密非排水三軸圧縮試験, 動燃事業団公開技術資料, PNC TN8410 97-314.

前田宗弘, 棚井憲治, 伊藤勝, 三原守弘, 田中益弘 (1998) : カルシウム型化及びカルシウム型ベントナイトの基本特性 -膨潤圧, 透水係数, 一軸圧縮強度及び弾性係数-, 動燃事業団公開技術資料, PNC TN8410 98-021.

三原守弘, 伊藤 勝, 加藤博康, 上田真三 (1995) : ナトリウム型ベントナイトのカルシウム型化に伴う形状因子の変化-圧縮ベントナイト中のトリチウムの実効拡散係数による比較-, 日本原子力学会 1995 秋の大会予稿集, p.942.

三原守弘, 青柳孝義, 田中益弘, 山本博之 (1998) : Na 型ベントナイトの Ca 化による最大膨潤率の変化, 日本原子力学会 1998 秋の大会予稿集, p.849.

嶺達也, 三原守弘, 向井悟, 桂井清道 (1999) : セメント系材料の影響を考慮した条件での圧縮成型ベントナイトに対する核種の吸着挙動, サイクル公開技術資料 (準備中) .

三ッ井誠一郎, 柴田雅博, 佐々木康夫, 久保田満, 伊藤雅和 (1996) : 鉄と長期間接触していたベントナイトの変質 -山形県月布鉱山における事例-, 第 40 回粘土科学討論会講演要旨集, pp.118-119.

大和田仁, 三原守弘, 入矢桂史郎, 松井淳 (1998) : 放射性廃棄物地層処分システムにおけるセメント系材料の検討 -浸出液の pH を低くしたセメント系材料の施行性と機械的特性-, サイクル機構公開技術資料 (準備中)

Pusch, R. (1983) : Stability of Deep-sited Smectite Minerals in Crystalline Rock, - Chemical Aspects-, SKBF/KBS Teknisk Rapport 83-16.

Pusch, R. (1993) : Evolution of Models for Conversion of Smectite to Non-expandable Minerals. SKB TR 93-33.

Pusch, R. and Karnland, O. (1988) : Geological Evidence of Smectite Longevity. The Sardinian and Gotland Cases, SKB Technical Report 88-26.

Pusch R., Karnland, O., Lajudie, A., Lechelle, J. and Bouchet, A. (1993) : Hydrothermal Field Test with French Candidate Clay Embedding Steel Heater in the Stripa Mine, SKB Technical Report 93-02.

Pusch, R., Karnland, O., Hokmark, H., Sanden, T., Borgesson, L. (1991) : Final Report of the Rock Sealing Project- Sealing Properties and Longevity of Smectitic Clay Grouts. Stripa Project Technical Report 91-30.

Savage, D. (1996) : Zeolite Occurrence, Stability and Behaviour : A Contribution to Phase III of the Jordan Natural Analogue Project, U.K. DOE Report No : DoE/HMIP/RR/95.020.

田中益弘, 三原守弘, 藤沢理, 青柳孝義, 青柳義孝 (1999) : Ca 化ペントナイトの自己シール性確認実験, 日本原子力学会 1999 春の年会予稿集, p.767.

#### 【3.2.1.12】

Gray, M.N. and Shenton, B.S. (1998) : For Better Concrete, Take out Some of the Cement, 6th ACI/CANMET Symposium on the Durability of Concrete.

三原守弘, 入矢桂史郎, 根山敦史, 伊藤勝 (1998) : シリカフュームを混合したセメントペーストの浸出試験とモデル化, 放射性廃棄物研究, Vol.3, No.2, pp.71-79.

大和田仁, 三原守弘, 入矢桂史郎, 松井淳 (1998) : 放射性廃棄物地層処分システムにおけるセメント系材料の検討 -浸出液の pH を低くしたセメント系材料の施行性と機械的特性-, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

【3.2.2.1-5】

大野博之, 小島圭二 (1993) : 岩盤割れ目のフラクタル (その 2) - フラクタル特性と分布のばらつき -, 応用地質, 34 巻 2 号, pp.12-26.

緒方正慶 (1984) : 岩盤分類の要因としての岩盤の不連続面, 応用地質, 特別号, pp.17-24.

サイクル機構 (1999a) : わが国の岩盤における亀裂特性調査 (仮題), サイクル機構公開技術資料 (印刷中) .

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

日比谷啓介, 稲葉武史, 塩釜幸弘, 山本拓治, 升本一彦, 古市光昭 (1997) : わが国の地下水流動に関する研究 (印刷中) .

AECL (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: Site Screening and Site Evaluation Technology, AECL-10713, COG-93-3.

Alexander, W.R., Scott, R.D., MacKenzie, A.B. and McKinley, I.G. (1988) : A Natural Analogue Study of Radionuclide Migration in a Water Conducting Fracture in Crystalline Rock, Radiochimica Acta, 44/45, pp.283-289.

Cliffe, K.A., Gilling, D., Jefferies, N.L. and Lineham, T.R. (1993) : An Experimental Study of Flow and Transport in Fractured Slate, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.13, pp.73-90.

Dershowitz, W.S., Wallman, P. and Kindred, S. (1991a) : Discrete Fracture Network Modelling for the Stripa Site Characterization and Validation Drift Inflow Predictions, Stripa Project Technical Report TR91-16.

Lever, D.A. and Bradbury, M.H. (1985) : Rock-matrix Diffusion and its Implications for Radionuclide Migration, Mineralogical Magazine, Vol.49, pp.245-254.

Martin, C.D., Kozak, E.T. and Chandler, N.A. (1992) : Hydraulic Properties of the Excavation-disturbed Zone around Underground Openings, Proc. of 45th Canadian Geotechnical Conference, pp.89:1-10.

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

Ota, K., Amano, K. and Ando, T. (1999) : Brief Overview of in-situ Contaminant Retardation in Fractured Crystalline Rock, Kamaishi in-situ Test Site, North-east Japan, Proceedings of an International Workshop for the Kamaishi in-situ Experiments, Kamaishi, Japan, 24-25 August 1998, 67-76, JNC Technical Report, JNC TN7400 99-007, JNC, Japan.

SKI (1996) : SKI SITE-94, Deep Repository Performance Assessment Project, SKI Report 96:36.

Yanase, N., Nightingale, T., Payne, T. and Duerden, P. (1991) : Uranium Distribution in Mineral Phases of Rock by Sequential Extraction Procedure, *Radiochimica Acta*, 52/53, pp.387-393.

Yoshida, H., Kodama, K. and Ota, K. (1994) : Role of Microscopic Flow-paths on Nuclide Migration in Sedimentary Rocks, A Case Study from the Tono Uranium Deposit, Central Japan, *Radiochimica Acta*, 66/67, pp.505-511.

#### 【3.2.2.6】

金持真理子, 笹平朗, 深澤哲夫, 鴨志田守, 佐藤治夫 (1999) : 地下水中の有機物によるサマリウム溶解度への影響評価 (仮題), サイクル機構公開技術資料 (準備中)

菅野卓治 (1995) : フミン物質の性質と核種移行への影響, 放射性廃棄物研究, Vol.1, pp.131-162.

McCarthy, J. and Degueldre, C. (1993) : Sampling and Characterisation of Colloids in Ground-water for Studying their Role in Contaminant Transport, In Characterisation of Environmental Particles, (eds J. Buffer and H. P. van Leeuwen) IUPAC Environmental Analytical Chemistry Series Vol.II (Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc.).

Nagao, S., Tanaka, T., Nakaguchi, Y., Suzuki, Y., Hiraki K. and Ogawa, H. (1999a) : Molecular Size Distribution of Np, Pu and Am in Organic Rich, Saline Groundwater, submitted to Proceedings of 9th International Conference of International Humic Substances Society.

Nagao, S., Rao, R.R., Killey, R.W.D. and Young, J.L. (1999b) : Migration Behavior of Eu(III) in Sandy Soil in the Presence of Dissolved Organic Materials, *Radiochim. Acta* (in press).



長尾誠也 (1995) : 地下水に存在する腐植物質の特徴と TRU 元素との錯体形成, 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.231-242.

吉川英樹, 川上泰, 福永栄, 岡野誠司, 藤木喜市, 本谷益良, 油井三和, 朝野栄一 (1995) : 地層処分における微生物の影響について (2), 放射性廃棄物研究, Vol.1, No.2, pp.213-230.

Yelton, W.G., Behl, Y.K., Kelly, W., Dunn, M., Gillow, J.B., Francis, A.J. and Papenguth, H.W. (1996) : Laboratory Evaluation of Colloidal Actinide Transport at the Waste Isolation Pilot Plant (WIPP) 1. Crushed-dolomite Column Flow, National Meeting of the American Chemical Society (ACS). Orlando, FL (United States). pp.25-30.

### 【3.2.2.7】

Avogadro, A., De Marsily, G. (1984) : The Role of Colloids in Nuclear Waste Disposal, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.26, Materials Research Society, pp.495-505.

Baek, I. and Pitt, Jr, W. W. (1996) : Colloid-facilitated Radionuclide Transport in Fractured Porous Rock, Waste Manage., Vol.16, No.4, pp.313-325.

Dran, J.-C., Mea, G. D., Moulin, V., Petit, J.-C. and Rigato, V. (1994) : Interaction of Pseudocolloids with Mineral Surface : The Fate of Scavenged Cation, Radiochim. Acta, 66/67, pp.221-227.

Hwang, Y., Chambre, P. L., Lee, W. W.-L. and Pigford, T. H. (1990) : Analytic Studies of Colloid Transport in Fractured Media, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.176, Materials Research Society, pp.599-605.

菅野毅・松本一浩 (1997) : ベントナイト緩衝材の流出特性の評価 (I), PNC TN8410 97-313.

Kersting, A. B., Efur, D. W., Finnegan, D. L., Rokop, D. J., Smith, D. K. and Thompson, J. L. (1999) : Migration of Plutonium in Groundwater at the Nevada Test Site, Nature, 397. 7 January, pp.56-59.

久野義夫, 油井三和, 黒澤進, 加藤博康, 上田真三 (1999) : 亀裂岩石中におけるコロイドに助長された核種移行の評価, サイクル機構技術資料 (準備中) .

黒澤進, 久野義夫, 加藤博康, 上田真三, 油井三和 (1998) : ベントナイトコロイドの

特性に基づくベントナイトの侵食に関する検討, 日本原子力学会「1998 春の年会」要旨集, p.598.

McCarthy, J. and Degueldre, C. (1993) : Sampling and Characterisation of Colloids in Ground-water for Studying their Role in Contaminant Transport, In Characterisation of Environmental Particles, (eds J. Buffer and H.P. van Leeuwen) IUPAC Environmental Analytical Chemistry Series Vol.II (Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc.).

Nagasaki, S., Nakatsuka, T., Tanaka, S. and Suzuki, A. (1994) : Impact of Pseudocolloid Formation on Migration of Nuclides within Fractures, J. Nucl. Sci. Technol., Vol.31, No.6, pp.623-625.

Smith, P. A. and Degueldre, C. (1993) : Colloid-facilitated Transport of Radionuclides through Fractured Media, J. Cont. Hydro., 13, pp.143-166.

#### 【3.2.2.9】

大山隆弘・志田原巧 (1997) : 堆積岩の化学的風化作用の土木構造物への影響, 電力土木, No.272.

#### 【3.2.3】

山本荘毅・高橋裕 (1987) : 図説水文学, 共立出版.

#### 【3.2.4.1】

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

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

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

Nagra (1985) : Project Gewähr 1985, NGB 85-01/09, Nagra, Wettingen, Switzerland.

SKB (1994) : RD&D-Programme92 Supplement, Treatment and Final Disposal of Nuclear Waste, Supplement to the 1992 Programme in Response to the Government Decision of December 16.

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

【3.2.4.3】

OECD/NEA (1995a) : The Environmental and Ethical Basis of the Geological Disposal of Long-lived Radioactive Waste; Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee, OECD/NEA, Paris, France.

OECD/NEA (1995b) : Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories; Future Human Actions at Disposal Sites. A Report of the NEA Working Group on Assessment of Future Human Actions at Radioactive Waste Disposal Sites, OECD/NEA, Paris, France.

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

Goodwin, B.W. et al. (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste; Postclosure Assessment of a Reference System, AECL-10717, COG-93-7.

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

【3.2.4.4】

安俊弘, Greenspan, E and Chambre, P.L. (1998) : 地層処分された高レベル廃棄物による臨界現象発生メカニズムとその可能性, 原子力バックエンド研究 vol.4 No.2 pp.3-20.

Yoshida, H. (1994) : Relation between U-series Nuclide Migration and Microstructural Properties of Sedimentary Rocks, Appl. Geochem., Vol.9, pp.479-490.

Bowman, C.D. and Venneri, F. (1995) : Underground Autocatalytic Criticality from Plutonium and Other Fissile Material, Los Alamos National Laboratory, LA-UR-94-4022A.

Parks, P. B., Williamson, T. G. and Hyder, M. L. (1995) : Consequences of the Bowman-Venneri Nuclear Excursion Thesis on the Prospects for Placing Vitrified Plutonium Canisters in Geologic Repositories, WSRC-TR-95-0036.

Konynenburg, V. R. A. (1995) : Comments on the Draft Paper "Underground Supercriticality from Plutonium and other Fissile Material", UCRL-ID-120990COM.

【3.2.4.5】

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

Diebold, P. and Mueller, W.H. (1984) : Szenarien der Geologischen Langzeit-Sicherheit, Nagra NTB 84-26.

【4.1.1-2】

Ashida, T., Kohara, Y. and Yui, M (1994) : Migration Behavior of Pu Released from Pu-Doped Glass in Compacted Bentonite, Radiochimica Acta 66/67, pp.391-394.

動燃事業団 (1996) : 地層処分研究開発の現状 (平成 8 年度), 動燃事業団技術資料 PNC TN1410 96-071, pp.170-178.

動燃事業団 (1997) : 地層処分研究情報交換会 (INTEGRATE '97) 報告書, PNC TN1100 97-004.

大井貴夫, 宮原要, 梅木博之 (1992) : ニアフィールド核種移行評価コード (RELEASE), 動燃事業団技術資料, PNC TN8410 92-060.

若杉圭一郎・牧野仁史 (1999) : 人工バリア中核種移行解析コード MESHNOTE の開発, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Webb, E.K., Wakasugi, K., Makino, H., Ishihara, Y., Ijiri, Y., Sawada, A., Baba, T., Ishiguro, K. and Umeki, H. (1999) : Performance Assessment Uncertainty Analysis for Japan's HLW Program Feasibility Study (H12), ICEM (to be presented).

Zhou, W., Apted, M.J. and Robinson, P. (1994) : Comparison of International Source-Term Codes, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 333, pp.769-774.

【4.1.3.1】

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

動力炉・核燃料開発事業団 (1991) : 地層処分研究開発の現状 (平成元年度), PNC

TN 1410 91-009, pp.27-28.

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

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

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

日本原燃株式会社 (1992) : 六ヶ所事業所 廃棄物管理事業許可申請書 (平成 4 年 1 月一部補正)

#### 【4.1.3.2】

Hem, J.D. (1985) : Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters, U.S.Geological Survey Water-Supply Paper 2254.

Parkhurst, D.L., Thorstenson, D.C. and Plummer, L.N. (1980) : PHREEQE-A computer program for geochemical calculations, U.S.Geological Survey.

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1981) : Aquatic Chemistry, John Wiley and Sons, Inc. ISBN 0-471-09173-1.

笹本 広 (1997) : 動燃における深部地下水地球化学的研究の現状 (釜石), INTEGRATE 97, PNC TN 1100 97-004, pp.32-42.

Sasamoto, H., Yui, M. and Arthur, R.C. (1999a) : Hydrochemical Investigation and Status of Geochemical Modeling of Groundwater Evolution at the Kamaishi in-situ Tests Site, Japan JNC TN (in preparation).

Sasamoto, H. Yui, M. and Arthur, R.C. (1999b) : Status of Geochemical Modeling of Groundwater Evolution at the Tono in-situ Tests Site, Japan JNC TN (in preparation).

瀬尾俊弘・清水和彦 (1992) : 我が国における地下水の水質に関するデータの収集, 解析, PNC TN7410 92-017.

油井三和, 武田精悦, 小室光世, 牧野仁史, 澁谷朝紀, 梅木博之, 石黒勝彦, 高瀬博康, 根山敦史 (1992) : 高レベル廃棄物地層処分システムの性能評価における地下水の地球化学的特性に関するモデル化, PNC TN 8410 92-166.

油井三和, 瀬尾俊弘, 梅木博之, 根山敦史 (1993) : 地下水の水質形成に関するモデリング, 日本地球化学年会予稿集, p.157.

Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999) : Groundwater Evolution Modeling for the 2nd Progress PA Report, JNC TN (in preparation).

【4.1.3.3】

Arthur, R.C., Sasamoto, H., Shibata, M. and Neyama, A. (1999) : JNC TN(in preparation).

Drever, J.I.(1997) : The Geochemistry of Natural Waters : Surface and Groundwater Environments, 3rd ed., Prentice Hall, Inc.

Dzombak, D. A. and Morel, M. M. (1990) : Surface Complexation Modeling, Hydrous Ferric Oxide, John Wilcy & Sons. Inc.

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, pp714-718.

Gast, R. G. (1969) : Standard Free Energies of Exchange for Alkali Metal Cations on Wyoming Bentonite, Soil Sci. Soc. Amer. Proc., vol. 33, pp37-41.

本田明, 谷口直樹, 石川博久, 藤原和雄 (1997) : 低溶存酸素濃度下における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討, 動燃技報 No.104, 125.

伊藤雅和, 岡本真由美, 鈴木啓三, 柴田雅博, 佐々木康雄 (1994) : ベントナイトの鉱物組成分析, 原子力学会誌 vol.36, No.11, pp1055-1058.

Maes, A., Peigneur, P. and Cremers, A. (1975) : Thermodynamics of Transition Metal Ion Exchange in Montmorillonite, Proceedings of the International Clay Conference 1975, pp319-321.

Ochs, M. et al. (1999) : JNC Technical Report (in preparation).

小田治恵, 柴田雅博, 油井三和 (1999) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

小田治恵・柴田雅博 (1999) : ベントナイト-水相互作用の実験とモデル化, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

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.

Sasamoto, H., Yui, M. and Arthur, R.C. (1999) : Hydrochemical Investigation and Status of Geochemical Modeling of Groundwater Evolution at the Kamaishi in-situ Test Site, Japan, JNC Tech. Report (in preparation).

澁谷朝紀, 小原幸利, 柴田雅博, 小田治恵, 久保田満 (1999) : スメクタイトの表面特性に関する研究, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Sposito, G., Holtzclaw, K.M., Jouany, C. and Charlet, L. (1983) : Cation Selectivity in Sodium-Calcium, Sodium-Magnesium, and Calcium-Magnesium Exchange on Wyoming Bentonite at 298 K, Soil Sci. Soc. Am. J., vol.47, pp917-921.

谷口直樹, 本田明, 川崎学, 水流徹 (1999) : 圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態と腐食速度の評価, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Wanner, H. (1986) : Modelling Interaction of Deep Groundwaters with Bentonite and Radionuclide Speciation, EIR-Bericht Nr. 589.

#### 【4.1.3.4】

NAGRA (1994) : Kristallin-I Safety Assessment Report, Technical Report 93-22.

Ohe, T., Tsukamoto, M., Kinoshita, M. and Inoue, T. (1991) : Analysis of High-Level Waste Glass Performance by the Physical and Geochemical Simulation Code STRAG4, Waste Management, vol. 11, pp. 191-203.

#### 【4.1.3.5】

Amaya, T., Chiba, T., Suzuki, K., Oda, C., Yoshikawa, H. and Yui, M. (1997) : Solubility of Sn(IV) Oxide in Dilute NaClO<sub>4</sub> Solution at Ambient Temperature, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 465, pp. 751-758.

東侍郎, 柴田雅博, 油井三和, 澁谷朝紀, 能登屋信, 吉田泰 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分における放射性核種の溶解度評価, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Baeyens, B. and McKinley, I.G. (1989) : A PHREEQE Database for Pd, Ni, and Se, Nagra Technical Report 88-28.

Berner, U. (1995) : KRISTALLIN-I : Estimates of Solubility Limits for Safety Relevant Radionuclides, PSI Bericht Nr. 95-07.

Bruno, J., Cera, E., Pablo, J., Duro, L., Jordana, S. and Savage, D. (1997) : Determination of Radionuclide Solubility Limits to be used in SR 97; Uncertainties Associated to Calculated Solubilities, SKB Technical Report 97-33.

Cross, J.E., Ewart, F.T. and Tweed, C.J. (1987) : Thermodynamical Modelling with Application to Nuclear Waste Processing and Disposal, AERE-R12324.

Langmuir, D. and Melchior, D. (1985) : The Geochemistry of Ca, Sr, Ba and Ra Sulfates in Some Deep Brines from the Palo Duro Basin, Texas, *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol. 49, pp. 2423-2432.

Lothenbach, B., Ochs, M., Wanner, H. and Yui, M. (1999) : Thermodynamic Data for the Solubility and Speciation of Sn, Sb, Pb, Bi, Nb, and Pd in Aqueous Solution, JNC Technical Report (in press).

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

Oda, C., Yoshikawa, H. and Yui, M. (1996) : Effects of Aging on the Solubility of Palladium, *Mat. Soc. Symp. Proc.* Vol. 412, pp. 881-887.

Parkhurst, D.L., Thorstensen, D.C. and Plumer, L.H. (1980) : PHREEQE - A Computer Program for Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations 80-96.

Rai, D., Felmy, A.R., Fulton, R.W. (1990) : Uranium(IV) Hydrolysis Constants and Solubility Product of  $\text{UO}_2 \cdot x\text{H}_2\text{O}(\text{am})$ , *Inorg. Chem.* 29, pp. 260-264.

Rai, D., Felmy, A.R., Moore, D.A. and Mason, M.J. (1995) : The Solubility of Th(IV) and



U(IV) Hydrous Oxides in Concentrated  $\text{NaHCO}_3$  and  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  Solutions, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 353, pp.1143-1150.

Rai, D., Hess, N.J., Felmy, A.R., Moore, D.A. and Yui, M (1999a) : A Thermodynamic Model for the Solubility of  $\text{NpO}_2(\text{am})$  in the Aqueous  $\text{K}^+\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}\text{-OH}^-\text{-H}_2\text{O}$  System, Radiochimica Acta (in press).

Rai, D., Hess, N.J., Felmy, A.R., Moore, D.A. and Yui, M. (1999b) : A Thermodynamic Model for the Solubility of  $\text{PuO}_2(\text{am})$  in the Aqueous  $\text{K}^+\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}\text{-OH}^-\text{-H}_2\text{O}$  System, Radiochimica Acta (submitted).

Ryan, J.L. and Rai, D. (1987) : Thorium(IV) Hydrous Oxide Solubility, Inorg. Chem. Vol. 26, pp. 4140-4142.

澁谷早苗, 牧野仁史, 吉川英樹, 油井三和 (1995) : 水酸化炭酸サマリウム ( $\text{SmOHCO}_3$ ) の溶解度測定と加水分解平衡定数の算出, 動燃技術資料, PNC TN8410 95-031.

澁谷早苗・油井三和 (1998) : 核種移行挙動評価のための熱力学データベースの整備とその状況, 動燃技報 No. 105, pp. 57-66.

Silva, R.J., Bidoglio, G., Rand, M.H., Robouch, P.B., Wanner, H. and Puigdomenech, I. (1995) : Chemical Thermodynamics of Americium, Amsterdam : Elsevier Science Publishers B.V.

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996) : Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, third edition, John Wiley & Sons, Inc. , New York (See Table 3.3 Individual Ion Activity Coefficients on p. 103).

立川博一ほか (1999) : Fe-Se 鉱物の熱力学に関する実験的研究, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Yajima, T., Kawamura, T. and Ueta, S. (1995) : Uranium(IV) Solubility and Hydrolysis Constants under Reduced Conditions, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 353, pp. 1137-1142.

矢島達哉, 飛田修一, 上田真三 (1992) : 雰囲気制御下での Nb-H<sub>2</sub>O 系の溶解度測定, 日本原子力学会 1992 年秋の大会予稿集, p. 341.

矢島達哉 (1994) : ウラン及びニオブの溶解度測定, 東京大学工学部附属原子力工学

研究施設弥生研究会「放射性廃棄物処理・処分の基礎科学(5)」報告書, pp. 127-143.

Yamaguchi, T., Sakamoto, Y. and Ohnuki, T. (1994): Effect of the Complexation on Solubility of Pu(IV) in Aqueous Carbonate System., *Radiochimica Acta* 66/67, pp. 9-14.

油井三和, 牧野仁史, 芦田敬, 梅木博之, 石黒勝彦, 根山敦史 (1992) : ガラス固化体からの元素の溶出挙動と人工バリア空隙水中の溶解度評価, PNC TN 8410 92-161.

Yui, M., Azuma, J. and Shibata, M. (1999) : JNC Thermodynamic Database for Performance Assessment of High-level Radioactive Wastes Disposal System, JNC Technical Report (in preparation).

#### 【4.1.3.6】

藤原啓司, 安富勇, 加藤博康, 上田真三 (1998) : ベントナイト緩衝材中でのヨウ素, 塩素および炭素の実効拡散係数, 日本原子力学会「1998 春の年会」, L25.

加藤博康, 八登唯夫 (1997) : 砂／ベントナイト混合物中での実効拡散係数の推定, 日本原子力学会「1997 秋の大会」, I39.

中嶋悟 (1990) : 地球表層の地球化学的解析の過程と予言, 鉱物学雑誌, 第 19 巻, 第 5 号, pp.289-293.

Sato, H.(1999) : Acquisitions of Effective Diffusion Coefficients (De) for Ni(II), Am(III), Sm(III) and Se(IV) in Bentonite by Through-Diffusion Method., JNC Technical Report. (in preparation) .

佐藤治夫, 澁谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報, No.91, PNC TN8410 94-284, pp.71-89.

田島栄 (1986) : 電気化学通論第 3 版, 共立出版, pp.41-42.

#### 【4.1.3.7】

Baston, G.H.N., Berry, J.A., Brownsword, M., Heath, T.G., Tweed, C.J. and Yui, M. (1997) : The Effect of Temperature on the Sorption of Uranium, Technetium, Neptunium and Curium on Bentonite, Tuff and Granodiorite, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.* Vol.465, pp.805-812.

Idemitsu, K., Furuya, H., Tachi, Y. and Inagaki, Y. (1994) : Diffusion of Uranium in

Compacted Bentonite in the Presence of Carbon Steel. Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.333, pp.939-946.

加藤博康ほか（1999）：還元条件下でのベントナイト中の Np, Up および Tc の見かけの拡散係数（仮題），サイクル機構技術資料（準備中）。

Kozaki, T., Sato, H., Fujishima, A., Sato, S. and Ohashi, H. (1996) : Activation Energy for Diffusion of Cesium in Compacted Sodium Montmorillonite, Journal of Nuclear Science and Technology. Vol.33 pp.522～524.

Kuroda, Y., Idemitsu, K., Furuya, H., Inagaki, Y. and Arima, T. (1997) : Diffusion of Technetium in Compacted Bentonites in the Reducing Condition with Corrosion Products of Iron, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 465, pp.909-916.

三原守弘ほか（1999）：サイクル機構技術資料（準備中）。

嶺達也ほか（1999）：サイクル機構技術資料（準備中）。

Ochs, M., Boonekamp, M., Wanner, H., Sato, H. and Yui, M. (1998) : A Quantitative Model for Ion Diffusion in Compacted Bentonite, Radiochimica Acta, 82, pp.437-443.

小田治恵・柴田雅博（1999）：拡散試験条件における間隙水組成および拡散化学種の推定（仮題），サイクル機構技術資料（準備中）。

小田治恵ほか（1999）：Sn(IV)のベントナイト・岩石への収着試験およびベントナイト中の拡散試験（仮題），サイクル機構公開技術資料（準備中）。

佐藤治夫（1991）：緩衝材および岩体中での核種の拡散・収着データおよびその機構，性能評価情報交換会報告書，動燃事業団技術資料，PNC TN1410 91-079, pp.275-286。

佐藤治夫（1999）：第 2 次取りまとめにおける性能評価解析のための人工バリア中での核種の実効拡散係数(De)データの設定（仮題），サイクル機構技術資料（準備中）。

Sato, H. (1997a) : Diffusion Behaviour of Se in Compacted Sodium Bentonite under Reducing Conditions, PNC Technical Report, PNC TN 8410 97-075.

Sato, H. (1997b) : Effect of Dry Density and pH on Diffusion for Sm in Compacted Sodium Bentonite, PNC Technical Report, PNC TN 8410 97-007.

佐藤治夫, 澁谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報 No.91, PNC TN8410 94-284, pp.71-89.

Sato, H., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1995) : Diffusion Behaviour for Se and Zr in Sodium Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 353, pp.269~276.

Sato, H. (1999) : Measurement of Apparent Diffusion Coefficient ( $D_a$ ) for Cs(I), Ni(II) and Se(IV) in Bentonite with Silica Sand, JNC Technical Report (in preparation).

柴田雅博ほか (1999) : 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 (仮題), サイクル機構技術資料 (準備中) .

館幸男ほか (1999) : Pu と Am のベントナイト中の拡散挙動 (仮題), サイクル機構技術資料 (準備中) .

Tachi, Y., Shibutani, T., Sato, H. and Yui, M. (1999a) : Experimental and Modeling Study on Sorption and Diffusion of Radium in Bentonite, MIGRATION'99 (to be presented).

Tachi, Y. et al. (1999b) : Sorption and Diffusion Behavior of Palladium in Bentonite, Granodiorite and Tuff, JNC Technical Report (in preparation).

塚本政樹・大江俊昭 (1990) : ベントナイト中のセシウムの移行挙動, 核種移行に係る基礎データ論文集 V, 日本原子力学会放射性廃棄物研究連絡会, RWM-90014, pp34-43.

#### 【4.1.3.8】

サイクル機構 (1999b) : 亀裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析 (仮題), サイクル機構公開技術資料 (印刷中) .

桜井春輔 (1983) : トンネル掘削に伴うゆるみ領域の研究, トンネルと地下, 14 巻 1 号, pp.35-41.

Chandler, N.A., Kozak, E.T. and Martin, C.D. (1996) : Connected Pathways in the EDZ and the Potential for Flow along Tunnels, EDZ Workshop, pp.25-34.

Emsley, S., Olsson, O., Stenberg, L., Alheid, H.J. and Falls, S. (1997) : ZEDEX - A Study of dDamage and Disturbance from Tunnel Excavation by Blasting and Tunnel Boring, SKB

Technical Report 97-30.

Frieg, B., Marschall, P., Blümling, P., Albert, W., Kull, H. and Liedtke, L. (1996) : The Near-field Programme and the Tomography and Borehole Sealing Projects, Nagra Bulletin, No.27, pp.18-42.

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

Olsson, O., Emsley, S., Bauer, C., Falls, S. and Stenberg, L. (1996) : ZEDEX - A Study of the Zone of Excavation Disturbance for Blasted Bored Tunnels, Vol.1-3, SKB International Cooperation Report 96-03.

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

#### 【4.2】

池田和彦 (1979) : 割れ目岩盤の性状および強度, 応用地質, 第 20 巻第 4 号, pp.20-32.

井尻裕二, 澤田淳, 清宮和彦, 赤堀邦晃, 亘真吾, 畑中耕一郎, 内田雅大, 石黒勝彦, 梅木博之 (1998) : 不均質性を考慮した天然バリア中の核種移行評価手法, 日本原子力学会「1998 年秋の大会」予稿集, p.873.

内田雅大, 野田兼司, 丸山誠, 須藤賢 (1995) : 亀裂性媒体水理試験装置による単一亀裂岩体の透水・トレーサー試験, 第 26 回岩盤力学に関するシンポジウム, pp.156-160.

梅田浩司, 柳澤孝一, 米田茂夫 (1995) : 日本の地盤を対象とした透水係数データベースの作成, 地下水学会誌, 37 巻 1 号, pp.69-77.

大西有三, 田中誠, 中川誠司, 松田泰英, 鳥居聡 (1992) : トンネル先進側壁導坑の観察による未掘削部分の岩盤性状の推定, 第 27 回土質工学研究発表会, pp.1315-1318.

大野博之・小島圭二 (1987) : 割れ目の統計的相似性に基づく Site Characterization の試み, 第 19 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.416-420.

大野博之・小島圭二 (1992) : 岩盤割れ目のフラクタル (その 1) - フラクタル分布一, 応用地質, 33 巻 3 号, pp.11-24.

大野博之・小島圭二（1993）：岩盤割れ目のフラクタル（その 2）－フラクタル特性と分布のばらつき－，応用地質，34 巻 2 号，pp.12-26.

緒方正虔（1978）：硬質岩盤における節理分布の数量モデル化およびその適用に関する考察，応用地質，19 巻 1 号，pp.12-20.

緒方正虔・本荘静光（1981）：電力施設の耐震設計における断層活動性の評価，応用地質，第 22 巻第 1 号，pp.67-87.

緒方正虔（1984）：岩盤分類の要因としての岩盤の不連続面，応用地質，特別号，pp.17-24.

小田匡寛・木村健司（1990）：亀裂の寸法分布について－フラクタル性を仮定して－，第 8 回岩の力学国内シンポジウム講演論文集，pp.55-60.

化学便覧（1993）：基礎編 II，改訂 4 版，丸善.

菊地宏吉，三室俊昭，大村富士夫，原敏昭（1984）：節理性岩盤のモデル化に関する研究，第 16 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集，pp.126-130.

菊地宏吉，水戸義忠，本多眞（1992）：節理分布性状の確率統計学的モデル化に関する研究（その 2）－節理分布特性要素と確率モデル－，応用地質，33 巻 5 号，pp.19-31.

北尾秀夫，向井悟，片岡伸一（1997）：亀裂性岩石中のヨウ素を用いた移流・拡散試験，日本原子力学会「1997 秋の大会」，p.692.

木下直人，安部透，竹村友之，横本誠一（1993）：原位置透水試験によるトンネル周辺岩盤の水理特性の調査，第 25 回岩盤力学シンポジウム講演論文集，pp.481-485.

木村敏雄（1981）：断層，とくに断層破碎帯の見方，考え方，応用地質，22 巻 1 号，pp.4-16.

小出仁，山崎晴雄，加藤碩一（1979）：地震と活断層の本，（株）国際地学協会，p.61.

小島圭二，大塚康範，山田敏博（1981）：断層密度および規模の分布とその予測の試み，応用地質，22 巻 1 号，pp.88-103.

越谷信，長江亮二，大上和良，森田安彦（1991）：南部阿武隈山地花崗岩中の断裂系

と地下水, 応用地質, 32 巻 4 号, pp.23-39.

サイクル機構 (1999a) : わが国の岩盤における亀裂特性調査 (仮題), サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

サイクル機構 (1999b) : 亀裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析 (仮題), サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

サイクル機構 (1999c) : 釜石原位置試験研究総括報告書, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

佐藤稔紀, 石丸恒存, 杉原弘造, 清水和彦 (1992) : 文献調査による我が国の岩石の物理的特性に関するデータの収集, PNC TN7410 92-018.

佐藤治夫, 澁谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報 No.91, PNC TN8410 94-284, pp71-89.

桜井春輔 (1983) : トンネル掘削に伴うゆるみ領域の研究, トンネルと地下, 14 巻 1 号, pp.35-41.

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999a) : 性能評価で用いる岩石に対する核種の分配係数, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999b) : 核種のベントナイトおよび岩石に対する収着データベース, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

下茂道人, 井尻裕二, 飯星茂, 橋本憲和, 長田和洋 (1992) : トモグラフィーとクロスホール透水試験による岩盤内地下水浸透経路の調査, 第 24 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.31-35.

田島栄 (1986) : 電気化学通論第 3 版, 共立出版, pp.41-42.

多田浩幸, 木下直人, 若林成樹 (1994) : 岩石割れ目の透水係数と応力の関係を用いた空洞周辺岩盤の透水特性変化の予測手法, 第 9 回岩の力学国内シンポジウム講演論文集, pp.139-144.

田中達也, 渡辺邦夫, 前川恵輔, 中村直昭 (1994) : 地質構造を基礎としたフラクチャーネットワークモデルの開発 (その 1) - 解析の考え方 -, 応用地質, 第 35 巻第 3

号, pp.22-33.

田中和広・井上大栄(1995) : 断層の定義, 考え方, 土と基礎, 43 巻 3 号, pp.11-14.

田中和広, 田中靖治, 宮川公雄, 馬原保典, 安池慎治, 本荘静光(1996) : 割れ目岩盤における水理地質構造の調査手法の提案と適用, 応用地質, 第 36 巻第 6 号, pp.18-30.

動燃事業団(1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書—平成 3 年度—, PNC TN1410 92-081.

動燃事業団(1994) : 地層処分研究開発の現状(平成 5 年度), PNC TN1410 94-094, pp.138-141.

動燃事業団(1996a) : 地層処分研究情報交換会報告書, 動燃技術資料, PNC TN1100 96-010.

動燃事業団(1996b) : 地層処分研究開発の現状(平成 8 年度), PNC TN1410 96-071.

Sato, H., Shibutani, T., Tachi, Y., Ota, K., Amano, K., Yui, M.(1997) : Diffusion behaviour of nuclides considering pathways in fractured crystalline rocks, PNC Technical Report, PNC TN8410 97-127.

朽山修, 高須亜紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正知, 長崎晋也, 中山真一, 新堀雄一, 古屋廣高, 三頭聰明, 山口徹治(1998) : 核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適用性, 原子力バックエンド研究, vol.5, No.1. pp.3-19.

長江亮二, 早坂功(1993) : 南部阿武隈山地花崗岩体中の断裂系と地下水(その 2), 応用地質, 34 巻 2 号, pp.27-36.

中嶋悟(1990) : 地球表層の地球化学的動的解析の過程と予言, 鉱物学雑誌, 第 19 巻第 5 号, pp.289-293.

西山勝栄, 中嶋悟, 多田隆治, 内田隆(1990) : 岩石空隙水中のイオンの拡散と間隙の性質, 鉱山地質, 40 巻 5 号, pp.323-336.

野口義文, 岩崎浩, 小池克明(1991) : 深部花崗岩体における亀裂情報のデータベース化とその利用, 第 23 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.56-60.



野沢保・太田良平(1967)：内之浦地域の地質，地域地質研究報告(5 万分の 1 図幅)，地質調査所。

日比谷啓介，稲葉武史，塩釜幸弘，山本拓治，升本一彦，古市光昭(1997)：わが国の地下水流動に関する研究(印刷中)。

羽田忍(1984)：岩盤分類のための地質要素の見方，応用地質，特別号，pp.176-189。

羽出山吉裕，大津宏康，大矢敏雄，岡本淳(1993)：クラックテンソル理論による地下空洞掘削時の原位置岩盤の透水性評価に関する一考察，第 25 回岩盤力学シンポジウム講演論文集，pp.313-317。

林信義，田中耕一，北村恵，上山邦彦(1993)：大規模地下空洞の施工実績－地下石油備蓄での例－，電力土木，No.244，pp.344-440。

向井悟，北尾秀夫，片岡伸一(1998)：亀裂性岩石中の I, Se 及び Cs を用いた移流・拡散試験，日本原子力学会「1998 秋の大会」予稿集，第・分冊，p.842。

山口徹治，磯部博志，中山真一(1997)：花崗岩内の微小間隙構造の解析，放射性廃棄物研究，3 巻，2 号，pp.99-107。

渡辺邦夫，星野吉昇(1980)：岩盤中に発達する単一開口割れ目の透水係数の算定，埼玉大学工学部地盤水理実験施設年報，Vol.6，pp.60-70。

渡辺邦夫，小原勝巳，新城栄一(1982)：岩盤中の割れ目系分布と透水異方性の調査例，日本応用地質学会，昭和 57 年度シンポジウム及び研究発表会予稿集，pp.57-60。

渡辺邦夫，田中達也，内田雅大，岩崎浩(1994)：地質構造を基礎としたフラクチャーネットワークモデルの開発(その 2)－釜石鉱山 KD-90 坑道・トレーサー試験の解析－，応用地質，35 巻 4 号，pp.2-12。

Abelin, H., Gidlund, J. and Neretnieks, I. (1982) : Migration in a Single Fracture, Scientific Basis for Radionuclide Waste Management-V, W. Lutze (ed), Elsevier Sci. Pub. Co., pp.529-538.

Abelin, H., Neretnieks, I., Tunbrant, S. and Moreno, L. (1985) : Migration in a Single Fracture : Experimental Results and Evaluation, Final report, Stripa Project Technical Report 85-03.

AECL (1994) : The Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste: Site Screening and Site Evaluation Technology, AECL-10713, COG-93-3.

Alexander, W.R., Scott, R.D., MacKenzie, A.B. and McKinley, I.G. (1988) : A Natural Analogue Study of Radionuclide Migration in a Water Conducting Fracture in Crystalline Rock, *Radiochimica Acta*, 44/45, pp.283-289.

Alexander, W.R., McKinley, I.G., MacKenzie, A.B. and Scott, R.D. (1990) : Verification of Matrix Diffusion by Means of Natural Decay Series Disequilibria in a Profile across a Water-conducting Fracture in Granitic Rock, *Science Basis Nuclide Waste Management XIII*, pp.567-576.

Alexander, W.R., Frieg, B., Ota, K. and Bossart, P. (1996) : The RRP Project: Investigating Radionuclide Retardation in the Host Rock, *Nagra Bulletin*, No.27, pp.43-55.

Baecher, G.B., Lanney, N.A. and Einstein, H.H. (1997) : Statistical Description of Rock Properties and Sampling, *Proc. of the 18th U.S. Symposium on Rock Mechanics*, 5C1-8.

Barten, W. (1996) : PICNIC-I Test Cases: Fracture case, Paul Scherrer Institute.

Barton, N. (1977) : A Review of the Shear Strength of Filled Discontinuities in Rock, *Saertrykk, Fjellspreg*, p.19.

Birgersson, L. and Neretnieks, I. (1990) : Diffusion in the Matrix of Granitic Rock: Field Test in the Stripa Mine, *Water Resources Research*, Vol.26, No.11, pp.2833-2842.

Blomqvist, R., Jaakkola, T., Niini, H. and Ahonen, L. (1991) : The Palmottu Analogue Project: Progress Report 1990, Geological Survey of Finland, Nuclear Waste Disposal Project Report, YST-73.

Bossart, P. and Mazurek, M. (1991) : Grimsel Test Site: Structural Geology and Water Flow-paths in the Migration Shear-zone, *Nagra Technical Report*, NTB 91-12, Nagra, Wettingen, Switzerland.

Cacas, M.C., Ledoux, E., de Marsily, G., Tillie, B., Barbreau, A., Durand, E., Feuga, B. and Peaudecerf, P. (1990a) : Modeling Fracture Flow with a Stochastic Discrete Fracture Network: Calibration and Validation 1. The Flow Model, *Water Resources Research*, Vol.26, No.3,

pp.479-489.

Cacas, M.C., Ledoux, E., de Marsily, G., Barbreau, A., Calmels, P., Gaillard, B. and Margritta, R. (1990b) : Modeling Fracture Flow with a Stochastic Discrete Fracture Network: Calibration and Validation 2. The Transport Model, Water Resources Research, Vol.26, No.3, pp.491-500.

Chiles, J.P. and de Marsily, G. (1993) : Stochastic Models of Fracture Systems and their Use in Flow and Transport Modeling, in Flow and Contaminant Transport in Fractured Rock, Edited by Bear, J., Tsang, C.F. and de Marsily, G., p.181.

Chandler, N.A., Kozak, E.T. and Martin, C.D. (1996) : Connected Pathways in the EDZ and the Potential for Flow along Tunnels, EDZ Workshop, pp.25-34.

Cliffe, K.A., Gilling, D., Jefferies, N.L. and Lineham, T.R. (1993) : An Experimental Study of Flow and Transport in Fractured Slate, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.13, pp.73-90.

Dagan, G. (1984) : Solute Transport in Heterogeneous Porous Formulations, Journal of Fluid Mechanics, Vol.145, pp.151-177.

Dershowitz, W.S. (1984) : Rock Joint Systems, Ph.D. Dissertation, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.

Dershowitz, W.S., Wallman, P. and Kindred, S. (1991a) : Discrete Fracture Network Modelling for the Stripa Site Characterization and Validation Drift Inflow Predictions, Stripa Project Technical Report TR91-16.

Dershowitz, W.S., Wallman, P., Geier, J.E. and Lee, G. (1991b) : Preliminary Discrete Fracture Network Modelling of Tracer Migration Experiments at the SCV Site, Stripa Project Technical Report TR91-23.

Dershowitz, W., Lee, G., Geier, J., Foxford, T., LaPointe, P. and Thomas, A. (1998) : FracMan Interactive Discrete Feature Data Analysis, Geometric Modeling, and Exploration Simulation, User documentation, Version 2.6, Golder Associates Inc., Seattle WA.

Dverstorp, B., Andersson, J. and Nordqvist, W. (1992) : Discrete Fracture Network Interpretation of Field Tracer Migration in Sparsely Fractured Rock, Water Resources Research, Vol.28, No.9, pp.2327-2343.

Emsley, S., Olsson, O., Stenberg, L., Alheid, H.J. and Falls, S. (1997) : ZEDEX - A Study of Damage and Disturbance from Tunnel Excavation by Blasting and Tunnel Boring, SKB Technical Report 97-30.

Fernandez-Merayo, N., Siitari-Kauppi, M., Montoto, M. and Hellmuth, K.H. (1996) : Characterization of Rock Matrix Structure Using Microscopy and  $^{14}\text{C}$ -PMMA Method for the Study of Retardation Mechanisms in Granite, *Radiochimica Acta*, Vol.74, pp.211-215.

Frieg, B., Marschall, P., Blümling, P., Albert, W., Kull, H. and Liedtke, L. (1996) : The Near-field Programme and the Tomography and Borehole Sealing Projects, *Nagra Bulletin*, No.27, pp.18-42.

Gale, J., MacLeod, R. and LeMessurier, P. (1990) : Site Characterization and Validation – Measurement of Flowrate, Solute Velocities and Aperture Variation in Natural Fractures as a Function of Normal and Shear Stress, Stage 3, Stripa Project Report 90-11.

Gelhar, L.W. and Axness, C.L. (1983) : Three-dimensional Stochastic Analysis of Macrodispersion in Aquifers, *Water Resources Research*, Vol.19, No.1, pp.161-180.

Gelhar, L.W. (1987) : Applications of Stochastic Models to Solute Transport in Fractured Rocks, SKB Technical Report 87-05.

Gelhar, L.W., Welty, C. and Rehfeldt, K.R. (1992) : A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, *Water Resources Research*, Vol.28, No.7, pp.1955-1974.

Heath, M.J., Montoto, M., Rodriguez Rey, A., Ruiz de Argandona, V.G. and Menendez, B. (1992) : Rock Matrix Diffusion as a Mechanism of Radionuclide Retardation: A Natural Analogue Study of El Berrocal Granite, Spain, *Radiochimica Acta*, 58/59, pp.379-384.

Hofmann, B.A. (1990) : Reduction Spheroids from Northern Switzerland : Mineralogy, Geochemistry and Generic Models, *Chemical Geology*, Vol.81, pp.55-81.

Ijiri, Y., Sawada, A., Hatanaka, K., Webb, E.K., Uchida, M., Ishiguro, K. and Umeki, H. (1998a) : Strategy for Characterisation and Radionuclide Migration Modelling in Block-scale Geological Media, Proc. of the Third GEOTRAP Workshop, OECD/NEA (in press).

Ijiri, Y., Sawada, A., Webb, E.K., Watari, S., Hatanaka, K., Uchida, M., Ishiguro, K.,

Umeki, H. and Dershowitz, W.S. (1998b) : Radionuclide Migration Analysis Using a Discrete Fracture Network Model, Proc. of the MRS 1998 Fall Meeting (in press).

Johns, Robert A. and Roberts, Paul V. (1991) : A Solute Transport Model for Channelized Flow in a Fracture, Water Resources Research, Vol.27, No.8, pp.1797-1808.

Kikuchi, K., Kuroda, H. and Mito, Y. (1987) : Stochastic Estimation and Modelling of jointed rock masses based on statistical sampling, 6th Int. Congress ISRM, Montreal, Canada, pp.425-428.

Kumpulainen, H., Muurinen, A. and Uusheimo, K. (1991) : Diffusion Porosity and Diffusivity of Radionuclides in Granitic Rocks. Part II: Diffusivity and Electrical Resistivity Measurements in Rock Matrix around Fractures, Proc. of Material Research Society Symposium, Vol.212, pp.655-660.

Lever, D.A. and Bradbury, M.H. (1985) : Rock-matrix Diffusion and its Implications for Radionuclide Migration, Mineralogical Magazine, Vol.49, pp.245-254.

Martin, C.D., Kozak, E.T. and Chandler, N.A. (1992) : Hydraulic Properties of the Excavation-disturbed Zone around Underground Openings, Proc. of 45th Canadian Geotechnical Conference, pp.89:1-10.

Mazurek, M., Alexander, W.R. and MacKenzie, A.B. (1996) : Contaminant Retardation in Fractured Shales: Matrix Diffusion and Redox Front Entrapment, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.21, pp.71-84.

McKinley, I.G. and Hardermann, J. (1984) : Nuclide Sorption Database for Swiss Safety Assessment, NAGRA Technical Report, NTB84-40.

Ménager, M.T., Heath, M.J., Ivanovich, M., Montjotin, C., Barillon, R., Camp, J. and Hasler, S.E. (1994) : Uranium Migration/Retention Processes in Core Profiles from El Berrocal (Spain): Implications for Matrix Diffusion in Fractured Granite, Radiochimica Acta, 66/67, pp.475-483.

Miller, W., Alexander, R., Chapmen, N., McKinley, I. and Smellie, J. (1994) : Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Waste, Studies in Environmental Science 57, Elsevier, Amsterdam, p.216.

Makurat, A., Barton, N., Vik, G. and Tunbridge, L. (1990) : Site Characterization and

Validation - Coupled Stress-flow Testing of Mineralized Joints of 200 mm and 1400 mm Length in the Laboratory and in situ, Stage 3, Stripa Project Report 90-07.

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

Neuman, S.P. (1995) : On Advective Transport in Fractal Permeability and Velocity Fields, Water Resources Research, Vol.31, No.6, pp.1455-1460.

Neretnieks, I. (1980) : Diffusion in the Rock Matrix: An Important Factor in Radionuclide Retardation?, Journal of Geophysical Research, Vol.85, No.B8, pp.4379-4397.

Neretnieks, I. (1982) : Tracer Movement in a Single Fissure in Granitic Rock : Some Experimental Results and their Interpretation, Water Resources Research, Vol.18, No.4, pp.849-856.

Neretnieks, I. (1985) : Transport in Fractured Rocks, paper presented at the 17<sup>th</sup> International Congress on the Hydrology of Rock of Low Permeability, International Association of Hydrogeology, Tucson, Arizona, pp.7-12.

Neretnieks, I. (1993) : Solute Transport in Fractured Rock - Applications to Radionuclide Waste Repositories, Academic Press Inc., Flow and contaminant transport in fractured rock chapter 2, pp.39-128.

Oda, M. (1985) : Permeability Tensor for Discontinuous Rock Masses, Geotechnique, Vol.35, No.4, pp.483-495.

Ohlsson, Y. and Neretnieks, I. (1995) : Literature Survey of Matrix Diffusion Theory and of Experiments and Data Including Natural Analogues, SKB Technical Report 95-12.

Olin, M. and Valkiainen, M. (1990) : Concentration Profiles of Anions in Granite Bedrock Caused by Postglacial Land Uplift and Matrix Diffusion, IVO Technical Report, 90-1.

Olsson, O. (ed) (1992) : Site Characterization and Validation - Final Report, Stripa Project Report 92-22.

Olsson, O., Emsley, S., Bauer, C., Falls, S. and Stenberg, L. (1996) : ZEDEX - A Study of the Zone of Excavation Disturbance for Blasted Bored Tunnels, Vol.1-3, SKB International Cooperation Report 96-03.

Ota, K., Amano, K., Sato, H., Shibutani, T. and Tachi, Y. (1997) : In-situ Matrix Diffusion in Fractured Crystalline Rock, Kamaishi in-situ Test Site, North-east Japan, Sixth International Conference on the Chemistry and Migration Behavior of Actinides and Fission Products in the Geosphere, Migration '97, Sendai, Japan, 26-31 Oct. 1997, 98-99.

Ota, K., Amano, K. and Ando, T. (1999) : Brief Overview of in-situ Contaminant Retardation in Fractured Crystalline Rock, Kamaishi in-situ Test Site, North-east Japan, Proceedings of an International Workshop for the Kamaishi in-situ Experiments, Kamaishi, Japan, 24-25 August 1998, 67-76, JNC Technical Report, JNC TN7400 99-007, JNC, Japan.

Priest, S.D. (1993) : Discontinuity Analysis for Rock Engineering, Chapman & Hall Inc.

Priest, S.D. and Hudson, J.A. (1981) : Estimation of Discontinuity Spacing and Trace Length using Scanline Surveys, Int. Journal of Rock Mech. Sci. & Geomech. Abstr., Vol. 13, pp.135-148.

Pyrak-Nolte, L.J., Myer, L.R., Cook, N.G.W. and Witherspoon, P.A. (1987) : Hydraulic and Mechanical Properties of Natural Fractures in Low Permeability Rock. In Herget & Vongpaisal (eds), The proceedings of the Sixth International Congress on Rock Mechanics, Rotterdam, Balkema, pp.225-233.

Sato, H., Shibutani, T. and Yui, M. (1997a) : Experimental and Modelling Studies on Diffusion of Cs, Ni, Sm in Granodiorite, Basalt and Mudstone, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.26, pp.119-133.

Sato, H., Shibutani, T., Tachi, Y., Ota, K., Amano, K. and Yui, M. (1997b) : Diffusion Behaviour of Nuclides Considering Pathways in Fractured Crystalline Rocks, PNC Technical Report, PNC TN8410 97-127.

Scholz, C.H. (1990) : The Mechanics of Earthquakes and Faulting, Cambridge University Press, (柳谷俊訳：地震と断層の力学，古今書院，p.30) .

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

SKI (1996) : SKI SITE-94, Deep Repository Performance Assessment Project, SKI Report

96:36.

Smellie, J.A.T., MacKenzie, A.B. and Scott, R.D. (1986) : An Analogue Validation Study of Natural Radionuclide Migration in Crystalline Rocks using Uranium-series Disequilibrium Studies, *Chemical Geology*, 55, pp.233-254.

Snow, D.T. (1968) : Rock Fracture Spacings, Openings, and Porosities, *Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, Proc. of the American Society of Civil Engineers*, pp.73-91.

Sudicky, E.A. (1989) : The Laplace Transform Galerkin Technique: A Time-continuous Finite Element Theory and Application to Mass Transport in Groundwater, Contaminant Transport in Groundwater, Kobus and Kinzelbach (eds), Balkema, Rotterdam, pp.317-325.

Sudicky, E.A. (1990) : The Laplace Transform Galerkin Technique for Efficient Time-continuous Solution of Solute Transport in Double-porosity Media, *Geoderma* 46, pp.209-232.

Sundaram, P.N., Watkins, D.J. and Ralph, W.E. (1987) : Laboratory Investigations of Coupled Stress-Deformation-Hydraulic Flow in a Natural Rock Fracture, 28th U.S. Symposium on Rock Mechanics, pp.585-592.

Suksi, J., Ruskeenieni, T. and Rasilainen, K. (1992) : Matrix Diffusion – Evidences from Natural Analogue Studies at Palmottu in SW Finland, *Radiochimica Acta*, 58/59, pp.385-393.

Tchalenko, J.S. (1970) : Similarities between Shear Zones of Different Magnitudes, *Bull. Geol. Soc. Am.*, Vol.81, pp.1620-1640.

Tsang, Y.W. (1992) : Usage of “Equivalent Apertures” for Rock Fractures as Derived from Hydraulic and Tracer Tests, *Water Resources Research*, Vol.28, No.5, pp.1451-1455.

Tsukamoto, M. and Ohe, T. (1991) : Intraparticle Diffusion of Cesium and Strontium Cations into Rock Materials, *Chemical Geology*, Vol.90, pp.31-44.

Ubbes, W.F., Yow, J.L. and Hustrulid, W.A. (1989) : Application of the Results of Excavation Response Experiments at Climax and the Colorado School of Mine to the Development of an Experiment for the Underground Research Laboratory, *Proc. of OECD/NEA Workshop on Excavation Response in Geological Repositories for Radionuclide Waste*, Winnipeg, Canada 1988. OECD/NEA 1989.



Uchida, M., Doe, T.W., Dershowitz, W.S. and Wallmann, P. (1993) : Simulation of Fracture Flow to the Kamaishi Validation Drift, Proc. of the forth Annual International Conference of High Level Radioactive Waste Management, pp.437- 442.

Uchida, M., Doe, T., Dershowitz, W., Thomas, A., Wallmann, P. and Sawada, A. (1994) : Discrete-fracture Modelling of the Äspö LPT-2, Large-scale Pumping and Tracer Test, SKB International Cooperation Report 94-09.

Umeki, H., Hatanaka, K., Alexander, W.R., McKinley, I.G. and Frick, U. (1995) : The Nagra/PNC Grimsel Test Site Radionuclide Migration Experiment: Rigorous Field Testing of Transport Models, Proc. of Materials Research Society, Vol.353, pp.427-434.

Veneziano (1979) : Probabilistic Model of Joints in Fractured Rock, Technical Report, Department of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA.

Witherspoon, P.A., Wang, J.S.Y., Iwai, K. and Gale, J.E. (1980) : Validity of Cubic Law for Fluid Flow in a Deformable Rock Fracture, Water Resources Research, Vol.16, No.6, pp.1016-1024.

Yamaguchi, T., Sakamoto, Y. and Senoo, M. (1993) : Consideration on Effective Diffusivities of Strontium in Granite, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol.30, No.8, pp.796-803.

Yamaguchi, T., Sakamoto, Y., Nakayama, S. and Vandergraf, T.T. (1997) : Effective Diffusivity of the Uranyl Ion in a Granite from Inada, Ibaraki, Japan, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.26, pp.109-117.

YJT (1992) : TVO-92, Safety Analysis of Spent Fuel Disposal, Report YJT-92-33E.

#### 【4.3】

Bergström, U. and Puigdomenech, I. (1987) : Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.

BIOMASS (1998a) : Alternative Assessment Contexts: Implications for Development of Reference Biospheres and Biosphere Modelling. BIOMASS Theme 1 Working Document 2. International Atomic Energy Agency, Vienna.

BIOMASS (1998b) : Long-term Releases from Solid Waste Disposal Facilities: The Reference Biosphere Concept. BIOMASS Theme 1 Working Document 1. International Atomic Energy Agency, Vienna.

BIOMOVs II (1996) : Development of a Reference Biospheres Methodology for Radioactive Waste Disposal, BIOMOVs II Technical Report No. 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm, Sweden.

Davis, P.A., Zach, R., Stephens, M. E., Amiro, B. D., Bird, G. A., Reid, J. A. K., Sheppard, M. I., Sheppard, S. C. and Stephenson, M. (1993) : The Biosphere Model, BIOTRAC, for Postclosure Assessment, Atomic Energy of Canada Limited Report, AECL-10720, COG-93-10.

Eakins, J. D., Lally, A. E., Burton, P. J., Kilworth, D. R. and Pratley, F. A. (1982) : Studies in Environmental Radioactivity in Cumbria: Part 5, The Magnitude and Mechanism of Enrichment of Sea Spray with Actinides in West Cumbria. Harwell, UKAEA Report AERE-R10127.

Eckerman, K. F. and Ryman, J. C. (1993) : External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil. Exposure-to-Dose Coefficients for General Application , Based on the 1987 Federal Radiation Protection Guidance. Federal Guidance Report No.12. United States Environmental Protection Agency EPA 402-R-93-081.

Freeze, R.A. and Cherry, J.A. (1979) : Groundwater. Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.

原子力委員会 (1987) : 昭和 62 年原子力開発利用長期計画.

IAEA (1996) : International Programme on Biosphere Modelling and Assessment Methods (BIOMASS) Themes for a New Co-ordinated Research Programme on Environmental Model Testing and Improvement. Theme 1: Radioactive Waste Disposal, Theme 2: Environmental Releases, Theme 3: Biospheric Processes, International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.

ICRP (1975) : Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.

科学技術庁 (1988) : 放射線を放出する同位元素の数量等を定める件, 昭和 63 年 5

月 18 日科学技術庁告示第 15 号.

Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989): Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.

国土開発調査会 (1996) : 河川便覧, 平成 8 年.

国立天文台編 (1997) : 理科年表, 平成 9 年, 丸善.

厚生省 (1997) : 国民栄養の現状, ー平成 7 年国民栄養調査成績ー.

Lawson, G. and Smith, G. M. (1985) : BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.

Ministry of Health and Welfare (MHW), Water Supply and Environmental Sanitation Department (1988) : Water Japan 1997/98, Japan's Water Works Yearbook, Suido Sangyo Shimibun.

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

OECD/NEA (1993) : PSACoin Level 1B Intercomparison, An International Code Intercomparison Exercise on a Hypothetical Safety Assessment Case Study for Radioactive Waste Disposal Systems, Probabilistic System Assessment Group (PSAG), OECD/NEA, Paris, France.

QuantiSci (1998) : AMBER 4.0 Reference Guide, QuantiSci Limited, Henley-on-Thames, United Kingdom.

Rice, R.J. (1977) : Fundamentals of Geomorphology. Longman, London.

Shimizu, K., Ishimaru, K., Furuya, K. and Yusa, Y. (1992) : Natural Processes and Events Relevant to Long Term Stability of Geological Environment in Japan. In: Waste Disposal and Geology; Scientific Perspectives. Proceedings of Workshop WC-1 of the 29th International Geological Congress, Tokyo, 381-394.

SKB (1992) : SKB-91, Final Disposal of Spent Nuclear Fuel. Importance of the Bedrock for

Safety, Technical Report 92-20.

SKI (1996) : SKI SITE-94 Deep Repository Performance Assessment Project, SKI Report 96:36, Swedish Nuclear Power Inspectorate, Stockholm.

Smith, G.M., Fearn, H.S., Smith, K.R., Davis, J.P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

Smith, G.M., Watkins, B.M., Little, R.H., Jones, H.M. and Mortimer, A.M. (1996) : Biosphere Modeling and Dose Assessment for Yucca Mountain, EPRI Report TR-107190 3294-18, Electric Power Research Institute, California.

総務庁統計局 (1997) : 日本の統計, 1997.

水資源協会 (1996) : 国土庁長官官房水資源部監修 '96 水資源便覧, 山海堂.

Weast, R. C. (1987) : Handbook of Chemistry and Physics. First Student Edition. CRC Press Inc, Boca Raton, Florida.

#### 【5.1.1】

Barkatt, A., Saad, E.E., Adiga, R., Sousanpour, W., Barkatt, Al., Adel-Hadadi, M.A., O'Keefe, J.A. and Alterescu, S. (1989) : Leaching of Natural and Nuclear Waste Glass in Sea Water, Applied Geochemistry, 4, pp.593-603.

Chandler, N.A., Kozak, E.T. and Martin, C.D. (1996) : Connected Pathways in the EDZ and the Potential for Flow along Tunnels, EDZ Workshop, pp.25-34.

Emsley, S., Olsson, O., Stenberg, L., Alheid, H.J. and Falls, S. (1997) : ZEDEX - A Study of Damage and Disturbance from Tunnel Excavation by Blasting and Tunnel Boring, SKB Technical Report 97-30.

Grambow, B. and Strachan, D.M. (1988) : A Comparison of the Performance of Nuclear Waste Glasses by Modeling, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XI, pp.713-724, Apted, M.J. and Westerman, R.E., eds., Material Research Society.

Martin, C.D., Kozak, E.T. and Chandler, N.A. (1992) : Hydraulic Properties of the Excavation-Disturbed Zone around Underground Openings, Proc. of 45th Canadian

Geotechnical Conference, pp.89:1-10.

McGrail, B.P. (1986) : Waste Package Component Interactions with Savannah River Defense Waste Glass in a Low-magnesium Salt Brine, Nuclear Technology, 75, pp.168-186.

Olsson, O., Emsley, S., Bauer, C., Falls, S. and Stenberg, L. (1996) : ZEDEX - A Study of the Zone of Excavation Disturbance for Blasted Bored Tunnels, Vol.1-3, SKB International Cooperation Report 96-03.

サイクル機構 (1999) : 釜石原位置試験研究総括報告書, サイクル機構公開技術資料 (印刷中) .

桜井春輔 (1983) : トンネル掘削に伴うゆるみ領域の研究, トンネルと地下, 14 巻 1 号, pp.35-41.

Ubbes, W.F., Yow, J.L. and Hustrulid, W.A. (1989): Application of the Results of Excavation Response Experiments at Climax and the Colorado School of Mine to the Development of an Experiment for the Underground Research Laboratory, Proc. of OECD/NEA Workshop on Excavation Response in Geological Repositories for Radionuclide Waste, Winnipeg, Canada 1988. OECD/NEA 1989.

Van Iseghem, P. and Grambow, P. (1988) : The Long-Term Corrosion and Modeling of Two Simulated Belgian Reference High-Level Waste Glasses, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XI, pp.631-639, Apted, M.J. and Westerman, R.E., eds., Material Research Society.

#### 【5.1.2】

佐藤治夫 (1999) : 第 2 次取りまとめにおける性能評価解析のための人工バリア中での核種の実効拡散係数 (De) データの設定 (仮題) , サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

澁谷朝紀ほか (1999) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

柴田雅博ほか (1999) : 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 (仮題) , サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

吉田隆史ほか (1999) : サイクル機構技術資料 (準備中) .

須田久美子, Misra Sudhir, 本橋賢一 (1992) : 腐食ひびわれ発生限界腐食量に関する解析的検討, コンクリート工学年次論文報告集, Vol. 14, No. 1, pp.751-757.

三原守弘ほか (1999) : サイクル機構技術資料 (準備中) .

#### 【5.1.4】

東侍郎, 柴田雅博, 油井三和, 澁谷朝紀, 能登屋信, 吉田泰 (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分における放射性核種の溶解度評価, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

Berner, U.R. (1992) : Evolution on Porewater Chemistry during Degradation of Cement in a Redioactive Waste Repository Environment, Waste Management, vol.12, pp.201-219.

動燃事業団 (1991) : 性能評価研究情報交換会報告書, 動燃技術資料, PNC TN1410 91-079.

藤原啓司, 安富勇, 中澤俊之, 加藤博康, 上田真三 (1998) : ベントナイト緩衝材中でのヨウ素, 塩素および炭素の実効拡散係数(2), 日本原子力学会「1998 秋の大会」, M40.

三原守弘, 伊藤勝, 加藤博康, 上田真三 (1995) : ナトリウム型ベントナイトのカルシウム型化に伴う形状因子の変化, 日本原子力学会「1995 秋の大会」, H66.

三原守弘, 市毛悟, 加藤博康, 上田真三 (1999a) : セメント系材料の影響を考慮した条件での圧縮成型ベントナイトに対する核種の実効拡散係数, 日本原子力学会「1999 春の年会」.

三原守弘ほか (1999b) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

大和田仁, 三原守弘, 入矢桂史郎, 松井淳 (1999) : 放射性廃棄物地層処分システムにおけるセメント系材料の検討 -浸出液の pH を低くしたセメント系材料の施行性と機械的特性-, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

佐藤治夫・澁谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, 動燃技報, No.91, PNC TN8410 94-284, pp.71-89.

澁谷朝紀ほか (1999) : サイクル機構技術資料 (準備中) .

Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999): Groundwater Evolution Modeling for the 2nd Progress PA Report., JNC Technical Report (in preparation).

油井三和, 武田精悦, 小室光世, 牧野仁史, 澁谷朝紀, 梅木博之, 石黒勝彦, 高瀬博康, 根山敦史 (1992): 高レベル廃棄物地層処分システムの性能評価における地下水の地球化学的特性に関するモデル化, PNC TN 8410 92-166.

#### 【5.1.5】

澁谷早苗, 油井三和 (1998): 核種移行挙動評価のための熱力学データベースの整備とその状況, 動燃技報 No. 105, pp. 57-66.

矢島達哉, 飛田修一, 上田真三 (1992): 雰囲気制御下での Nb-H<sub>2</sub>O 系の溶解度測定, 日本原子力学会 1992 年秋の大会予稿集, p. 341.

矢島達哉 (1994): ウラン及びニオブの溶解度測定, 東京大学工学部附属原子力工学研究施設弥生研究会「放射性廃棄物処理・処分の基礎科学(5)」報告書, pp. 127-143.

Amaya, T., Chiba, T., Suzuki, K., Oda, C., Yoshikawa, H. and Yui, M. (1997): Solubility of Sn(IV) Oxide in Dilute NaClO<sub>4</sub> Solution at Ambient., Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 465, pp. 751-758.

Oda, C., Yoshikawa, H. and Yui, M. (1996): Effects of Aging on the Solubility of Palladium, Mat. Soc. Symp. Proc. Col. 412, pp. 881-887.

#### 【5.2】

井尻裕二, 澤田淳, 清宮和彦, 赤堀邦晃, 亘真吾, 畑中耕一郎, 内田雅大, 石黒勝彦, 梅木博之 (1998): 不均質性を考慮した天然バリア中の核種移行評価手法, 日本原子力学会「1998 年秋の大会」予稿集, p.873.

大野博之・小島圭二 (1992): 岩盤割れ目のフラクタル (その 1) —フラクタル分布—, 応用地質, 33 巻 3 号, pp.11-24.

大野博之・小島圭二 (1993): 岩盤割れ目のフラクタル (その 2) —フラクタル特性と分布のばらつき—, 応用地質, 34 巻 2 号, pp.12-26.

緒方正虔 (1984): 岩盤分類の要因としての岩盤の不連続面, 応用地質, 特別号, pp.17-24.

久野義夫, 油井三和, 黒澤進, 加藤博康, 上田真三 (1999) : 亀裂岩石中におけるコロイドに助長された核種移行の評価, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

越谷信, 長江亮二, 大上和良, 森田安彦 (1991) : 南部阿武隈山地花崗岩中の断裂系と地下水, 応用地質, 32 巻 4 号, pp.23-39.

サイクル機構 (1999a) : わが国の岩盤における亀裂特性調査 (仮称), サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

サイクル機構 (1999b) : 亀裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析 (仮称), サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

サイクル機構 (1999c) : 釜石原位置試験研究総括報告書, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

サイクル機構 (1999d) : 多孔質岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析 (仮称), サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

サイクル機構 (1999e) : 濃度干渉を考慮した天然バリア中の核種移行解析 (仮称), サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

佐藤稔紀, 石丸恒存, 杉原弘造, 清水和彦 (1992) : 文献調査による我が国の岩石の物理的特性に関するデータの収集, PNC TN7410 92-018.

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999a) : 性能評価で用いる岩石に対する核種の分配係数, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999b) : 核種のベントナイトおよび岩石に対する収着データベース, サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

動燃事業団 (1996) : 地層処分研究開発の現状 (平成 8 年度), PNC TN1410 96-071.

長尾誠也 (1995) : 地下水に存在する腐植物質の特徴と TRU 元素との錯体形成能, 放射性廃棄物研究, vol.1, No.2, pp.231-242.

野口義文, 岩崎浩, 小池克明 (1991) : 深部花崗岩体における亀裂情報のデータベース化とその利用, 第 23 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.56-60.



日比谷啓介, 稲葉武史, 塩釜幸弘, 山本拓治, 升本一彦, 古市光昭 (1997) : わが国の地下水流動に関する研究 (印刷中) .

水戸義忠, 菊地宏吉, 鶴田修, 本多眞 (1990) : 実岩盤の節理流れに関する実験と考察 (その2) , 第22回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.176-180.

水戸義忠, 菊地宏吉, 山本佳正, 吉川浩二 (1993) : 節理性岩盤における3次元浸透流解析システムの提案, 第25回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.496-500.

Allard, B. (1982) : Sorption of Actinides in Granitic Rocks, KBS TR82-21.

Deguelldre, C. (1994) : Colloid Properties in Groundwaters from Crystalline Formations, Nagra Technical Report 92-05.

Deguelldre, C., Pfeiffer, H.R., Alexander, W., Wernli, B. and Bruetsch, R. (1996a) : Colloid Properties in Granitic Groundwater Systems. I : Sampling and Characterisation, Applied Geochem., 11, pp677-695.

Deguelldre, C., Grauer, R. and Laube, A. (1996b) : Colloid Properties in Granitic Groundwater Systems. II : Stability and Transport Study, Applied Geochem., 11, pp697-710.

Gelhar, L.W., Welty, C. and Rehfeldt, K.R. (1992) : A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, Water Resources Research, Vol.28, No.7, pp.1955-1974.

Grindrod, P. and Worth, D.J. (1990) : Radionuclides and Colloid Migration in Fractured Rock : Model Calculations, SKI TR 91:11, Swedish Nuclear Power Inspectorate.

Grindrod, P. (1993) : The Impact of Colloids on the Migration and Dispersal of Radionuclides within Fractured Rock, J. Cont. Hydro., Vol.13, pp.167-181.

Hwang, Y., Chambre, P.L., Lee, W.W. and Pigford, T.H. (1990) : Analytic Studies of Colloid Transport in Fractured Porous Media, Proceedings of Material Researches Society, Vol.176, pp.599-605.

McCarthy, J. and Deguelldre, C. (1993) : Sampling and Characterisation of Colloids in Groundwater for Studying their Role in Contaminant Transport, In Characterisation of Environmental Particles, (eds J. Buffer and H.P. van Leeuwen) IUPAC Environmental

Analytical Chemistry Series Vol.II (Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc.).

Mazurek, M., Alexander, W.R. and MacKenzie, A.B. (1996) : Contaminant Retardation in Fractured Shales : Matrix Diffusion and Redox Front Entrapment, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.21, pp.71-84.

Prieve, D.C. and Hoysan, P.M. (1978) : Role of Colloidal Forces in Hydrodynamic Chromatography, J. Colloid Interface Sci., Vol.64, No.2, pp.201-213.

Sawada, A., Uchida, M., Shimo, M., Yamamoto, H., Takahara, H. and Doe, T.W. (1999) : Non-sorbing Tracer Migration Experiments in Fractured Rock at the Kamaishi Mine, Northeast Japan, Engineering Geology, Kanaori, Y. (ed), [in printing].

Smith, P.A. (1993) : A Model for Colloid Facilitated Transport through Fractured Media, PSI Report Nr. 93-04, PSI, Wurenlingen and Villigen, Switzerland; Nagra Technical Report NTB93-32, Nagra, Wettingen, Switzerland.

Uchida, M., Doe, T., Dershowitz, W., Thomas, A., Wallmann, P. and Sawada, A. (1994) : Discrete-fracture Modelling of the Äspö LPT-2, Large-scale Pumping and Tracer Test, SKB International Cooperation Report 94-09.

Yui, M. et al. (1999) : Groundwater Evolution Modeling for the Second Progress Performance Assessment (PA) Report, JNC Technical Report. (in preparation).

### 【5.3】

馬場智子ほか（1999）：高レベル放射性廃棄物の地層処分安全評価における生物圏のモデル化の検討（仮称），サイクル機構公開技術資料（準備中）。

土木学会（1977）：水理公式集。

蔵田延男（1962）：日本の地下水，「地下の化学」シリーズ I，実業公報社刊，p.117.

Lawson, G. and Smith, G.M. (1985) : BIOS : A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories, National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.

日本水道協会（1996）：水道統計，平成 6 年度。

山本莊毅・高橋裕（1987）：図説水文学，共立出版.

【5.4.2】

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

【6.1.4】

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

【6.2.2】

サイクル機構（1999b）：亀裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析（仮題），サイクル機構公開技術資料（準備中）.

【6.3】

科学技術庁（1988）：「試験研究の用に供する原子炉等の設置，運転等に関する規則等の規定に基づき，線量当量限度等を定める件」，科学技術庁告示第 20 号.

【8】

梅木博之，内藤守正，牧野仁史，宮原要，油井三和，石黒勝彦（1998）：体系的シナリオ作成の方法論と影響解析への展開，日本原子力学会「1998 年秋の大会」予稿集，p.869.

Neyama A., Ishihara Y., Fusaeda S. (1998) : Quality Assurance Program with Computer-Oriented Management System for Performance Assessment, Proceedings of the 1998 International High-Level Radioactive Waste Management Conference.

Arai, T., Yusa, Y., Sasaki, N., Tsunoda, N. and Takano, H. (1989) : Natural Analogue Study of Volcanic Glass - A Case Study of Basaltic Glasses in Pyroclastic Fall Deposits of Fuji Volcano, Japan -, Mat. Res. Soc. Symp. Proc, 127, pp.73-80.

Araki, K., Motegi, M., Emoto, Y., Kaji, Y., Iraki, S., Nada, T. and Watanabe, T. (1989) : Natural Analogue Study on Engineered Barriers for Underground Disposal of Radioactive Wastes, ASME'89 proceedings, pp.601-609.

Bresle, A., Saers, J. and Arrhenius, B. (1983) : Studies in Pitting Corrosion on Archaeological Bronzes, SKB Technical Report, TR 83-05.

Chapman, N.A., McKinley, I.G. and Smellie, J.A.T. (1984) : The Potential of Natural Analogues in Assessing Systems for Deep Disposal of High-Level Radioactive Waste, SKB TR 84-16, SKB, Stockholm.

Jercinovic, M.J. and Ewing, R.C. (1988) : Basaltic Glasses from Iceland and the Deep Sea : Natural Analogues to Borosilicate Nuclear Waste-form Glass, SKB Technical Reports, TR 88-01, SKB, Stockholm.

Johnson, A.B. and Francis, B. (1980) : Durability of Metals from Archaeological Objects, Metal Meteorities and Native Metals, Battelle Pacific Northwest Laboratory, PNL-3198.

Kamei, G., Arai, T., Yusa, Y., Sasaki, N. and Sakuramoto, Y. (1990) : Estimation of Illitization Rate of Smectite from the Thermal History of Murakami Deposit, Japan, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 176, pp.657-663.

Kamei, G., Yusa, Y. and Sasaki, N. (1992) : Natural Analogue Study on the Long-term Durability of Bentonite. - Time - Temperature Condition and Water Chemistry on Illitization at the Murakami Deposit, Japan-, Mat. Res. Soc. Symp., Proc. 257, pp.505-512.

亀井玄人, 湯佐泰久, 桜本勇治, 二口克人, 高野仁 (1993) : 新潟県村上粘土鉱床における変質帯の生成過程, 資源地質, Vol.43, pp.365-373.

亀井玄人, 佐藤治夫, 柴田雅博 (1995) : ベントナイト中の長期水分拡散係数の天然事例 29 年間接触し続けたベントナイト層と地下水, 日本原子力学会誌, Vol.37, pp.624-627.

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

Kamei, G., Oda, C., Mitsui, S. and Shibata, M. (1999b) : Fe(II)-Na Ion Exchange at Interlayers of sSmectite : Adsorption-desorption Experiments and a Natural Analogue, Engineering Geology, Special Issue (in press).

Pusch, R. and Karnland, O. (1988) : Geological Evidence of Smectite Longevity. The Sardinian and Gotland Cases, SKB Technical Report 88-26.

三ッ井誠一郎, 柴田雅博, 佐々木康夫, 久保田満, 伊藤雅和 (1996) : 鉄と長期間接触していたベントナイトの変質 -山形県月布鉱山における事例-, 第 40 回粘土科学討

論会講演要旨集, pp.118-119.

三ツ井誠一郎 (1999) : サイクル機構公開技術資料 (準備中) .

炭山守男, 玉田明宏, 三ツ井誠一郎, 本田明 (1997) : ベントナイト中の炭素鋼オーバーパックのナチュラルアナログ研究, 第 44 回材料と環境討論会講演集, p.419.

山川 稔 (1993) : オクロ天然原子炉, 最近の調査結果と高レベル放射性廃棄物地層処分についての意義, 日本原子力学会誌 Vol.35, No.11, pp.978-984.

Yoshida, H., Sakkuma, H. and Yusa, Y. (1996) : The Tono Natural Analogue Study Program, Sixth EC Natural Analogue Working Group Meeting, Proc. Inter. Workshop in Santa-Fe NM USA on 12-16 September 1994, EUR 16761.

湯佐泰久, 新井隆, 亀井玄人, 高野仁 (1991) : 日本原子力学会誌, vol.33, pp.890-905.

Yusa, Y., Kamei, G. and Arai, T. (1990) : Some Aspects of Natural Analogue Studies for Assessment of Long-Term Durability of Engineered Barrier Materials - Recent Activities at PNC Tokai, Japan -, CEC Nuclear Science and Technology, EUR 13014EN, pp.215-232.

湯佐泰久 (1996) : ナチュラルアナログ研究のすすめ, 放射性廃棄物研究, vol.2, pp.85-92.

動燃事業団 (1992) : 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書—平成 3 年度, PNC TN 141092-081.

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

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

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

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

梅木博之 (1994) : スイス Nagra Kristallin-I と動燃 H 3 レポートの比較, 放射性廃棄物研究, Vol.1, pp.13-20.

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

# 付 録

## 付録 1 生物圏評価における移行プロセスに関する評価式

### 付録 1.1 レファレンスケース

#### 付録 1.1.1 液相による移行プロセス

- ・ 灌漑（河川水→表面土壌）

$$\frac{Q_{irr}}{V_{rw}} \quad (\text{付録 1-1})$$

$Q_{irr}$  : 表面土壌コンパートメントへの灌漑水量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]  
 $V_{rw}$  : 灌漑用水を取水する河川水コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

- ・ 浸透／地下水流出（表面土壌→VSZ, VSZ→河川水）

$$\frac{d_d}{Rd_{sed}\theta_{sedw}d_{sed}} \quad (\text{付録 1-2})$$

$d_d$  : 年間の浸透／地下水流出率 [ $\text{m y}^{-1}$ ]  
 $Rd_{sed}$  : 浸透／地下水流出が起こるコンパートメントの遅延係数 [-]  
 $\theta_{sedw}$  : 浸透／地下水流出が起こるコンパートメントの体積含水率 [-]  
 $d_{sed}$  : 浸透／地下水流出が起こるコンパートメントの深さ [m]

ただし、 $Rd_{sed}$  は次式で求められる。

$$Rd_{sed} = 1 + \frac{(1 - \theta_{sed})\rho_{gsed}}{\theta_{sedw}} Kd_{sed} \quad (\text{付録 1-3})$$

$\theta_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\rho_{gsed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $\theta_{sedw}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの体積含水率 [-]  
 $Kd_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]

- ・ 洪水（河川水→表面土壌）

$$\frac{Q_{fw}}{V_{rw}} \quad (\text{付録 1-4})$$

$Q_{fw}$  : 土壌へ浸透する年間洪水量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]  
 $V_{rw}$  : 洪水が起こる河川水コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

- ・ 河川水流（河川水→沿岸海域水） および 海洋拡散（河川堆積層→沿岸海域堆積層）

$$\frac{Q_w}{V_w} \quad (\text{付録 1-5})$$

$Q_w$  : 河川水流量あるいは海の交換水量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]  
 $V_w$  : 水コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]



### 付録 1.1.2 固相による移行プロセス

- ・ 侵食（表面土壌→河川水，VSZ→表面土壌，VSZ→河川水）

$$\frac{E_{sed}}{d_{sed}} \quad (\text{付録 1-6})$$

$E_{sed}$  : 堆積物または土壌コンパートメントの侵食速度 [ $\text{m y}^{-1}$ ]

$d_{sed}$  : 堆積物または土壌コンパートメントの深さ [m]

- ・ 浚渫／蛇行（河川堆積物→表面土壌）

$$\frac{V_{dn}}{V_{rs}} \quad (\text{付録 1-7})$$

$V_{dn}$  : 浚渫／蛇行により堆積する堆積物量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]

$V_{rs}$  : 河川堆積物コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

- ・ 河川堆積層からの再浮遊（河川堆積層→河川水）

$$\frac{r_{rsed}}{d_{rsed}} \quad (\text{付録 1-8})$$

$r_{rsed}$  : 河川堆積物コンパートメントからの再浮遊率 [ $\text{m y}^{-1}$ ]

$d_{rsed}$  : 河川堆積物コンパートメントの深さ [m]

- ・ 沿岸海域堆積層からの再浮遊（沿岸海域堆積層→沿岸海域水）

$$\frac{(Rd_{msed} - 1)B_{sed}}{Rd_{msed}d_{msed}^2} \quad (\text{付録 1-9})$$

$Rd_{msed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの遅延係数 [-]

$B_{sed}$  : 生物擾乱による拡散速度係数 [ $\text{m}^2 \text{y}^{-1}$ ]

$d_{msed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの深さ [m]

- ・ 正味の沈殿（沿岸海域堆積層→最終シンク）

$$\frac{(Rd_{msed} - 1) S_{nf}}{Rd_{msed} d_{msed}} \quad (\text{付録 1-10})$$

$Rd_{msed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの遅延係数 [-]

$S_{nf}$  : 最終シンクコンパートメントへの正味の沈殿率 [ $\text{m y}^{-1}$ ]

$d_{msed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの深さ [m]

ただし、 $R_{msed}$  項は、次式で表される。

$$Rd_{msed} = 1 + \frac{(1 - \theta_{msed}) \rho_{gmsed} Kd_{msed}}{\theta_{msedw}} \quad (\text{付録 1-11})$$

$\theta_{msed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの間隙率 [-]

$\rho_{gmsed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

$\theta_{msedw}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの体積含水率 [-]

$Kd_{msed}$  : 沿岸海域堆積層コンパートメントの分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]

- ・グロスの沈殿（河川水→河川堆積層，沿岸海域水→沿岸海域堆積層）

$$\frac{\alpha_w Kd_{dsed} S_g A_w}{(\theta_w + Kd_{sed} \alpha_w) V_w} \quad (\text{付録 1-12})$$

- $Kd_{sed}$  : 水コンパートメント中の浮遊堆積物の分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]  
 $S_g$  : 水コンパートメントから関連する堆積物コンパートメントへのグロスの沈殿率 [ $\text{m y}^{-1}$ ]  
 $A_w$  : 水コンパートメントの面積 [ $\text{m}^2$ ]  
 $\alpha_w$  : 水コンパートメント中の浮遊堆積物の密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $V_w$  : 水コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]  
 $\theta_w$  : 水コンパートメントの体積含水率 [-]

- ・ベッドロード（河川堆積層→沿岸海域堆積層）

$$\frac{Kd_{rsed} B_l}{(\theta_{rsedw} + Kd_{rsed} (1 - \theta_{rsed}) \rho_{grsed}) V_{rsed}} \quad (\text{付録 1-13})$$

- $Kd_{rsed}$  : 河川堆積物コンパートメントの分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]  
 $B_l$  : 河川のベッドロード量 [ $\text{kg y}^{-1}$ ]  
 $\theta_{rsedw}$  : 河川堆積物コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\theta_{rsed}$  : 河川堆積物コンパートメントの体積含水率 [-]  
 $\rho_{grsed}$  : 河川堆積物コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $V_{rsed}$  : 河川堆積物コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

## 付録 1.2 レファレンスケース以外の解析ケース

### 付録 1.2.1 液相による移行プロセス

- ・帯水層コンパートメントから河川水コンパートメントへの移行プロセス（帯水層→河川水）

$$\frac{1}{\varepsilon + (1 - \varepsilon) \rho k_d} \frac{Q_{flow}}{V_{comp}} \quad (\text{付録 1-14})$$

- $\varepsilon$  : 帯水層コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\rho$  : 帯水層コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $k_d$  : 帯水層コンパートメントの分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]  
 $Q_{flow}$  : 帯水層の流量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]  
 $V_{comp}$  : 帯水層コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

- ・地下水流（河川堆積層→河川水，沿岸海域堆積層→沿岸海域水）

$$\frac{Q_{wflow}}{V_{rsed} \theta_{rsed} R_{rsed}} \quad (\text{付録 1-15})$$

- $Q_{wflow}$  : 地下水流流量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]  
 $V_{rsed}$  : 河川堆積層コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]  
 $\theta_{rsed}$  : 河川堆積層コンパートメントの空隙率 [-]

$R_{sed}$  : 河川堆積層コンパートメントの遅延係数 [-]

- ・ 灌漑, 飲料水以外の残りの水の排出 (深井戸→表面土壌)

$$\frac{Q_{nir}}{V_{dw}} \quad (\text{付録 1-16})$$

$Q_{nir}$  : 灌漑, 飲料水以外の用途に用いられる深井戸コンパートメントからの年間取水量 (深井戸から河川への年間流量) [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]

$V_{dw}$  : 深井戸コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

- ・ 海洋エアロゾル (沿岸海域水→表面土壌)

$$\frac{T_{ss} Q_{aero}}{V_{lm}} \quad (\text{付録 1-17})$$

$T_{ss}$  : シースプレイ濃縮係数 [-]

$Q_{aero}$  : 海洋エアロゾルの陸地への年間移行量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]

$V_{lm}$  : 沿岸海域水コンパートメントの体積 [ $\text{m}^3$ ]

## 付録 2 生物圏評価における被ばくモードに関する評価式

### 付録 2.1 経口摂取による内部被ばく

- ・河川水の飲用による内部被ばく  $D_{rw}$  [ $\text{Sv y}^{-1}$ ]

$$D_{rw} = ING_{fw} D_{ing} C_{rw} \quad (\text{付録 2-1})$$

- $ING_{fw}$  : 飲料水の年間摂取量 [ $\text{m}^3 \text{y}^{-1}$ ]
- $D_{ing}$  : 経口摂取に対する線量換算係数 [ $\text{Sv Bq}^{-1}$ ]
- $C_{rw}$  : 河川水コンパートメント中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]

- ・農産物摂取（果物，米，穀物，葉菜，根菜）による内部被ばく  $D_{crop}$  [ $\text{Sv y}^{-1}$ ]

$$D_{crop} = ING_{crop} D_{ing} C_{crop} \quad (\text{付録 2-2})$$

- $ING_{crop}$  : 農作物の年間摂取量 [ $\text{kg y}^{-1}$ ]
- $D_{ing}$  : 経口摂取に対する線量換算係数 [ $\text{Sv Bq}^{-1}$ ]
- $C_{crop}$  : 農作物中の核種濃度 [ $\text{Bq kg}^{-1}$  (fresh weight of crop)]

$C_{crop}$  は次式により与えられる。

$$C_{crop} = \frac{(CF_{crop} + (1 - F_{crop}) S_{crop}) C_{ss}}{(1 - \theta_{ss}) \rho_{gss}} + \mu_{crop} (D_{irrcrop} C_{rw}) \left( \frac{(1 - F_{crop}) + F_{trans}}{Y_{crop} W_{crop}} \right) \quad (\text{付録 2-3})$$

- $CF_{crop}$  : 農作物への移行係数 [ $\text{Bq kg}^{-1}$  (fresh weight of crop) /  $\text{Bq kg}^{-1}$  (dry weight of soil)]
- $F_{crop}$  : 農作物表面汚染の調理時ロス割合 [-]
- $S_{crop}$  : 農作物への土壌の付着率 [ $\text{kg (dry weight soil) kg}^{-1}$  (fresh weight of crop)]
- $C_{ss}$  : 表面土壌コンパートメント中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]
- $\theta_{ss}$  : 表面土壌コンパートメントの間隙率 [-]
- $\rho_{gss}$  : 表面土壌コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]
- $\mu_{crop}$  : 農作物による灌漑水の阻止率 [-]
- $D_{irrcrop}$  : 農作物に利用される単位面積あたりの灌漑水量 [ $\text{m y}^{-1}$ ]
- $C_{rw}$  : 灌漑水中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]
- $F_{trans}$  : 転流割合 [-]
- $Y_{crop}$  : 栽培密度 [ $\text{kg m}^{-2}$ ]
- $W_{crop}$  : ウェザリング率 [ $\text{y}^{-1}$ ]

- ・畜産物（鶏肉，鶏レバー，卵，牛肉，牛レバー，ミルク，豚肉，羊肉）摂取による

内部被ばく  $D_{prod}$  [Sv  $y^{-1}$ ]

$$D_{prod} = ING_{prod} D_{ing} C_{prod} \quad (\text{付録 2-4})$$

- $ING_{prod}$  : 畜産物の年間摂取量 [kg  $y^{-1}$ ]  
 $D_{ing}$  : 経口摂取に対する線量換算係数 [Sv Bq $^{-1}$ ]  
 $C_{prod}$  : 畜産物中の核種濃度 [Bq kg $^{-1}$ ]

$C_{prod}$  は次式により算出される。

$$C_{prod} = CF_{prod} \left( C_{fodd} ING_{fodd} + C_{rw} ING_{fwa} + \frac{C_{ss} ING_{ssa}}{(1-\theta_{ss}) \rho_{gss} + \theta_{ssw} \rho_w} + BR_a O_{an} C_{airss} \right) \quad (\text{付録 2-5})$$

- $CF_{prod}$  : 畜産物への移行係数 [d kg $^{-1}$  (fresh weight of product)]  
 $C_{fodd}$  : 飼料中の核種濃度 [Bq kg $^{-1}$  (fresh weight of fodder)]  
 $ING_{fodd}$  : 家畜の飼料摂取量 [kg (fresh weight) d $^{-1}$ ]  
 $C_{rw}$  : 飲料水中の核種濃度 [Bq m $^{-3}$ ]  
 $ING_{fwa}$  : 家畜の水摂取量 [m $^3$  d $^{-1}$ ]  
 $C_{ss}$  : 表面土壌コンパートメント中の核種濃度 [Bq m $^{-3}$ ]  
 $ING_{ssa}$  : 家畜による表面土壌コンパートメントからの土壌摂取量 [kg (wet weight of soil) d $^{-1}$ ]  
 $\theta_{ss}$  : 表面土壌コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\rho_{gss}$  : 表面土壌コンパートメントの密度 [kg m $^{-3}$ ]  
 $\theta_{ssw}$  : 表面土壌コンパートメントの体積含水率 [-]  
 $\rho_w$  : 水の密度 [kg m $^{-3}$ ]  
 $BR_a$  : 家畜の呼吸率 [m $^3$  h $^{-1}$ ]  
 $O_{an}$  : 家畜の放牧時間 [h d $^{-1}$ ]  
 $C_{airss}$  : 表面土壌コンパートメント上部の大気中の核種濃度 [Bq m $^{-3}$ ]

$C_{airss}$  は次式により与えられる。

$$C_{airss} = \frac{C_{ss}}{(1-\theta_{ss}) \rho_{gss}} \frac{(Rd_{ss} - 1)}{Rd_{ss}} dust_{ss} \quad (\text{付録 2-6})$$

- $C_{ss}$  : 表面土壌コンパートメント中の核種濃度 [Bq m $^{-3}$ ]  
 $\theta_{ss}$  : 表面土壌コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\rho_{gss}$  : 表面土壌コンパートメントの密度 [kg m $^{-3}$ ]

- $Rd_s$  : 表面土壌コンパートメントの遅延係数 [-]  
 $dust_s$  : 表面土壌コンパートメント上部の大気中のダストレベル [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

摂取する飼料は、家畜によって異なる。ここでは、牛と羊が牧草を、豚は根葉を、鶏は穀物を摂取すると仮定した。したがって、豚および鶏の  $C_{fodd}$  は(付録 2-3)式を用いて、調理時ロスの項を除いて算出される。牛と羊の場合には、 $C_{fodd}$  は次式により算出される。

$$C_{fodd} = \frac{(CF_{past} + S_{past}) C_{ss}}{(1 - \theta_{ss}) \rho_{gss}} + \frac{\mu_{past} D_{irrpast} C_{rw}}{Y_{past} W_{past} + N ING_{past}} \quad (\text{付録 2-7})$$

- $CF_{past}$  : 牧草への移行係数 [ $\text{Bq kg}^{-1}$  (fresh weight of pasture)/ $\text{Bq kg}^{-1}$  (dry weight of soil)]  
 $S_{past}$  : 牧草への土壌の付着量 [ $\text{kg}$  (dry weight soil)/ $\text{kg}$  (fresh weight of pasture)]  
 $C_{ss}$  : 表面土壌コンパートメントの核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]  
 $\theta_{ss}$  : 表面土壌コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\rho_{gss}$  : 表面土壌コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $\mu_{past}$  : 牧草による灌漑水の阻止率 [-]  
 $D_{irrpast}$  : 牧草に使用される単位面積あたりの灌漑水量 [ $\text{m y}^{-1}$ ]  
 $C_{rw}$  : 灌漑水中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]  
 $Y_{past}$  : 牧草の栽培密度 [ $\text{kg m}^{-2}$ ]  
 $W_{past}$  : ウェザリング率 [ $\text{y}^{-1}$ ]  
 $N$  : 家畜の飼育密度 [ $\text{m}^{-2}$ ]  
 $ING_{past}$  : 家畜による飼料摂取量 [ $\text{kg}$  (fresh weight of pasture)  $\text{d}^{-1}$ ]

- ・ 土壌（堆積物）を摂取することによる内部被ばく  $D_{sed}$  [ $\text{Sv y}^{-1}$ ]

$$D_{sed} = ING_{sed} D_{ing} \frac{C_{sed}}{(1 - \theta_{sed}) \rho_{gsed} + \theta_{sedw} \rho_w} \quad (\text{付録 2-8})$$

- $ING_{sed}$  : 土壌（堆積物）の年間摂取量 [ $\text{kg y}^{-1}$ ]  
 $D_{ing}$  : 摂取に対する線量換算係数 [ $\text{Sv Bq}^{-1}$ ]  
 $C_{sed}$  : コンパートメント中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]  
 $\theta_{sed}$  : コンパートメント中の間隙率 [-]  
 $\rho_{gsed}$  : コンパートメント中の密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $\theta_{sedw}$  : コンパートメントの体積含水率 [-]  
 $\rho_w$  : 水の密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

- ・ 水産物（河川甲殻類／魚類，海洋甲殻類／魚類／軟体動物／海藻）を摂取することによる内部被ばく  $D_{aqfood}$  [ $\text{Sv y}^{-1}$ ]

$$D_{aqfood} = ING_{aqfood} D_{ing} FF_w C_w CF_{aqfood} 10^{-3} \quad (\text{付録 2-9})$$

- $ING_{aqfood}$  : 水産物の年間摂取量 [ $\text{kg y}^{-1}$ ]  
 $D_{ing}$  : 経口摂取に対する線量換算係数 [ $\text{Sv Bq}^{-1}$ ]  
 $FF_w$  : ろ過水中の放射能の存在割合 [-]  
 $C_w$  : それぞれの水コンパートメント中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]  
 $CF_{aqfood}$  : 水産物への濃縮係数 [( $\text{Bq kg}^{-1}$  (fresh weight of edible fraction of aquatic foodstuff)) ( $\text{Bq l}^{-1}$  (of filtered water)) $^{-1}$ ]

ただし、 $FF_w$  は次式により算出される。

$$FF_w = \frac{1}{1 + Kd_w \alpha_w} \quad (\text{付録 2-10})$$

- $Kd_w$  : 水コンパートメントの分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]  
 $\alpha_w$  : 水コンパートメント中の浮遊堆積物量 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

## 付録 2.2 吸入摂取による内部被ばく

- ・ダストの吸入による内部被ばく  $D_{dust}$  [ $\text{Sv y}^{-1}$ ]

$$D_{dust} = D_{inh} BR_{sed} O_{sed} C_{air} \quad (\text{付録 2-11})$$

- $D_{inh}$  : 吸入に対する線量換算係数 [ $\text{Sv Bq}^{-1}$ ]  
 $BR_{sed}$  : 堆積物あるいは表面土壌での人間の呼吸率 [ $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$ ]  
 $O_{sed}$  : 堆積物あるいは表面土壌での人間の滞留時間 [ $\text{h y}^{-1}$ ]  
 $C_{air}$  : 堆積物あるいは表面土壌コンパートメント上部の大気中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]

$C_{air}$  は次式により与えられる。

$$C_{air} = \frac{C_{sed}}{(1 - \theta_{sed}) \rho_{gsed}} \frac{(Rd_{sed} - 1)}{Rd_{sed}} dust_{sed} \quad (\text{付録 2-12})$$

- $C_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメント中の核種濃度 [ $\text{Bq m}^{-3}$ ]  
 $\theta_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの間隙率 [-]  
 $\rho_{gsed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの密度 [ $\text{kg m}^{-3}$ ]  
 $Rd_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントの遅延係数 [-]

$dust_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメント上部の大気中のダストレベル [kg m<sup>-3</sup>]

・エアロゾルの吸入による内部被ばく  $D_{aero}$ [Sv y<sup>-1</sup>]

$$D_{aero} = D_{inh} BR_{aero} Air_{aero} O_{aero} C_w T_{aero} \quad (\text{付録 2-13})$$

$D_{inh}$  : 吸入に対する線量換算係数 [Sv Bq<sup>-1</sup>]

$BR_{aero}$  : エアロゾルの影響を受ける地域での人間の呼吸率 [m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>]

$Air_{aero}$  : エアロゾルの影響を受ける地域での大気中のエアロゾルレベル [m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>]

$O_{aero}$  : エアロゾルの影響を受ける地域での人間の滞留時間 [h y<sup>-1</sup>]

$C_w$  : 水中の核種濃度 [Bq m<sup>-3</sup>]

$T_{aero}$  : エアロゾルの濃縮係数（シースプレイ濃縮係数） [-]

### 付録 2.3 外部被ばく

・土壌（堆積物）からの外部被ばく  $D_{exsed}$ [Sv y<sup>-1</sup>]

$$D_{exsed} = O_{sed} D_{exis} C_{sed} \quad (\text{付録 2-14})$$

$O_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメントにおける滞留時間 [h y<sup>-1</sup>]

$D_{exis}$  : 堆積物あるいは土壌からの外部被ばくに対する線量換算係数 [(Sv h<sup>-1</sup>) (Bq m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup>]

$C_{sed}$  : 堆積物あるいは土壌コンパートメント中の核種濃度 [Bq m<sup>-3</sup>]

・水からの外部被ばく  $D_{exwat}$ [Sv y<sup>-1</sup>]

$$D_{exwat} = O_w D_{extw} C_w \quad (\text{付録 2-15})$$

$O_w$  : 水中での人間の滞留時間 [h y<sup>-1</sup>]

$D_{extw}$  : 水からの外部被ばくに対する線量換算係数 [(Sv h<sup>-1</sup>) (Bq m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup>]

$C_w$  : 水中の核種濃度 [Bq m<sup>-3</sup>]



## 付録 3 生物圏評価におけるデータセット

### 付録 3.1 コンパートメントに関するデータ

表 付録3.1-1 コンパートメントの諸量に関するデータ

パラメータ	単位	表面土壌					飽和度が可変となる表面下部の土壌				
		標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
深さ	m	3E-01	1,2,3	1E-01	5E-01	1,2,4,5	2E+00	-	1E+00	2E+01	-(*)4
面積	m <sup>2</sup>	2E+04	6(*)2	1E+03	1E+06	6(*)2	2E+04	-(*)5	1E+03	1E+06	-(*)5
体積	m <sup>3</sup>	6E+03	-(*)3	1E+02	5E+05	-(*)3	4E+04	-(*)3	1E+03	2E+07	-(*)3
間隙率	-	4E-01	1,2,5	1E-01	7E-01	5,13,14	4E-01	2	1E-01	7E-01	5,13,14
体積含水率	-	3E-01	5	6E-02	4E-01	5,13	3.5E-01	5	8E-02	4E-01	5,13
浮遊物濃度	kg/m <sup>3</sup>	-	-(*)1	-	-	-(*)1	-	-(*)1	-	-	-(*)1
水の密度	kg/m <sup>3</sup>	1.0E+03	17	-	-	-	1E+03	17	-	-	-
堆積物の密度	kg/m <sup>3</sup>	2.65E+03	18(*)9	2.6E+03	2.7E+03	19(*)10	2.65E+03	18(*)9	8E-02	4E-01	19

パラメータ	単位	河川水					河川堆積層				
		標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
深さ	m	5E-01	7	5E-01	5E+00	1,7,8,9	1E-01	7	1E-01	5E-01	1,2,7,10
面積	m <sup>2</sup>	1E+04	1	4E+03	1E+05	1,8	1E+04	1(*)6	4E+03	1E+05	-(*)6
体積	m <sup>3</sup>	5E+03	-(*)3	2E+03	5E+05	-(*)3	1E+03	-(*)3	4E+02	5E+04	-(*)3
間隙率	-	9.9998E-01	-(*)8	9.8867E-01	9.99997E-01	-(*)8	5E-01	-	4E-01	6E-01	-
体積含水率	-	9.9998E-01	-(*)7	9.8867E-01	9.99997E-01	-(*)7	5E-01	-(*)7	4E-01	6E-01	-(*)7
浮遊物濃度	kg/m <sup>3</sup>	5E-02	8,9	7E-03	3E+01	1,15,16	-	-(*)1	-	-	-(*)1
水の密度	kg/m <sup>3</sup>	1E+03	17	-	-	-	1E+03	17	-	-	-
堆積物の密度	kg/m <sup>3</sup>	2.65E+03	18(*)9	-	-	19(*)1	2.65E+03	18(*)9	4E-01	6E-01	19(*)7

パラメータ	単位	沿岸海域水					沿岸海域堆積層				
		標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
深さ	m	5E+00	12	5E+00	2E+01	1,9	5E-01	1	1E-01	5E-01	1
面積	m <sup>2</sup>	2E+06	-(*)11	2E+05	2E+07	-(*)13	2E+06	-(*)6	-	-	-
体積	m <sup>3</sup>	1E+07	-(*)12	1E+06	4E+08	-(*)3	1E+06	-(*)3	-	-	-
間隙率	-	9.999996E-01	-(*)8	9.9996E-01	9.9999996E-01	-(*)8	5E-01	-	4E-01	6E-01	-
体積含水率	-	9.999996E-01	-(*)7	9.9996E-01	9.9999996E-01	-(*)7	5E-01	-(*)7	4E-01	6E-01	-(*)7
浮遊物濃度	kg/m <sup>3</sup>	1E-03	11	1E-04	1E-02	9,12	-	-(*)1	-	-	-(*)1
水の密度	kg/m <sup>3</sup>	1E+03	17	-	-	-	1E+03	17	-	-	-
堆積物の密度	kg/m <sup>3</sup>	2.65E+03	18(*)9	-	-	19(*)1	2.65E+03	18(*)9	4E-01	6E-01	19(*)7

#### 【参考文献】

- 1 Kloss, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 2 NEA/OECD (1993) : PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- 3 Charles, D. and Smith, G. M. (1991) : Project-90 Conversion of Releases from the Geosphere to Estimates of Individual Doses to Man. SKI Technical Report 91:14.
- 4 BIOMOVs (1989) : Scenario B2 : Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 5 BIOMOVs (1990a) : Scenario B6: Transport of Radionuclides to Root-Zone Soil from Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 9, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 6 Witherick, M. E. and Carr, M. (1993) : The Changing Face of Japan: A Geographical Perspective. Hodder and Stoughton, UK.
- 7 Smith, G. M., Watkins, B. M., Little, R. H., Jones, H. M. and Mortimer, A. A. (1996) : Biosphere Modelling and Dose Assessment for Yucca Mountain. EPRI Report TR-107190. Electrical Power Research Institute, California.

- 8 BIOMOVs (1990b) : Scenario B7: Transport of Contaminated Groundwater to a River. BIOMOVs Technical Report 10, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 9 Lawson, G. and Smith, G. M. (1985) : BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- 10 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 11 Bergström, U. and Puigdomenech, I. (1987) : Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- 12 国立天文台編 (1997) : 理科年表, 平成9年, 丸善.
- 13 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere Database for Assessments of Radioactive Waste Disposals. UK Department of the Environment Report DoE/RW/88/083.
- 14 Yu, C., Loureiro, C., Cheng, J.-J., Jones, L. G., Wang, Y. Y., Chia, Y. P. and Faillace, E. (1993) : Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EA15-8.
- 15 Milliman, J. D. and Meade, R. H. (1983) : World-wide Delivery of River Sediment to Oceans. Journal of Geology, Vol. 91, pp. 1-21.
- 16 Pitty, A. F. (1971) : Introduction to Geomorphology. Methuen, London.
- 17 Weast, R. C. (1987) : Handbook of Chemistry and Physics. First Student Edition. CRC Press Inc, Boca Raton, Florida.
- 18 Freeze, R. A. and Cherry, J. A. (1979) : Groundwater. Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.
- 19 Hillel, D. (1980) : Fundamental of Soil Physics. Academic Press Inc, New York.

#### 【設定根拠】

- \*1 本コンパートメントでは設定の必要なし。
- \*2 文献[6]で引用されている日本の農耕地の大きさに関するデータに基づいて設定した。
- \*3 体積＝深さ×面積。
- \*4 表面土壌と地下水面の間の領域を示す。本検討では深さを2 [m] と設定した。
- \*5 表面土壌コンパートメントの値と同じと仮定した。
- \*6 堆積層コンパートメントは水コンパートメントと同じ面積を有すると仮定した。ただし、堆積層は周期的に露出するものとする。
- \*7 コンパートメントは完全に飽和していると仮定した。
- \*8 浮遊物濃度と堆積物真密度から算出した。
- \*9 文献[18]に示されている石英の真密度として設定した。
- \*10 文献[19]で引用されている鉍質土壌の値の範囲を設定した。
- \*11 面積＝体積÷深さ。
- \*12 海岸線を10 [km], 沖合までの距離を200 [m] として算出した。
- \*13 範囲データがないので、標準値の上下1桁を範囲として設定した。

## 付録3.2 コンパートメント間の移行プロセスに関するデータ

表 付録3.2-1 コンパートメント間の移行プロセスに関するデータ

移行プロセス	単位	標準値	文献	最小値	最大値	文献
液相による移行量						
灌漑水量	m <sup>3</sup> /y	1.5E+04	1	-	-	-
年間浸透／流出量	m/y	7E-01	-(*)1	4.5E-01	1.0E+00	-(*)2
年間洪水量	m <sup>3</sup> /y	1.0E+02	-(*)3	1.0E+01	1.0E+03	-(*)4
河川水流量	m <sup>3</sup> /y	1E+08	2	3E+05	3E+10	3
海洋拡散による希釈水量	m <sup>3</sup> /y	1E+10	14	4E+09	2E+11	-(*)5
固相による移行						
侵食速度	m/y	1E-04	5	6.4E-06	3.4E-03	5,6,7,8
浚渫／蛇行率	m <sup>3</sup> /y	1.6E+00	-(*)6	5E-01	5E+00	9,10(*)7
河川堆積層からの再浮遊(*)8	m/y	1E-04	-	6.4E-06	3.4E-03	-
河川でのグロスの沈殿量	m/y	1.6E-05	11	1.6E-06	1.6E-04	-(*)4
ベッドロード量(*)9	kg/y	1.6E+05	-	1.0E+05	2.2E+05	-
沿岸海域での生物擾乱による拡散率	m <sup>2</sup> /y	3.2E-05	9	3.2E-06	3.2E-04	-(*)4
沿岸海域におけるグロスの沈殿量	m/y	7.5E-05	12	3.8E-06	3.7E-04	4
正味の沈殿量	m/y	5E-05	-(*)10	7.5E-06	3.7E-03	4

### 【参考文献】

- 1 総務庁統計局 (1997) : 日本の統計, 1997.
- 2 国土開発調査会 (1996) : 河川便覧, 平成8年.
- 3 Lawson, G. and Smith, G. M. (1985) : BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- 4 Charles, D., Jones, M. and Cooper, J. R. (1990) : Radiological Impact on EC Member States of Routine Discharges into North European Waters. Report of Working Group IV of CEC Project MARINA. National Radiological Protection Board, NRPB M172, Chilton, UK.
- 5 Shimizu, K., Ishimaru, K., Furuya, K. and Yusa, Y. (1992) : Natural Processes and Events Relevant to Long Term Stability of Geological Environment in Japan. In: Waste Disposal and Geology; Scientific Perspectives. Proceedings of Workshop WC-1 of the 29th International Geological Congress, Tokyo, 381-394.
- 6 NEA/OECD (1993) : PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- 7 Jones, C. H. (1987) : Data for Alternative Biosphere States Fisheries and Soil Erosion. ANS Technical Note 595-27.
- 8 Holmes, A. (1978) : Principles of Physical Geology. 3rd Edition, Thomas Nelson. and Sons, UK.
- 9 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 10 BIOMOVs (1990) : Scenario B7: Transport of Contaminated Groundwater to a River. BIOMOVs Technical Report 10, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 11 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the Radiological Impact of Disposal of Solid Radioactive Waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

- 12 Bergström, U. and Puigdomenech, I. (1987) : Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- 13 Little, R. H. and Watkins, B. M. (1998) : Assessment Context and Biosphere System Description for a River Geosphere-Biosphere Interface. QuantiSci Technical Note IE5058C-Note 1 v1.0, QuantiSci, Henley-on-Thames.
- 14 国立天文台編(1997) : 理科年表, 平成9年, 丸善.
- 15 Rice, R. J. (1977) : Fundamentals of Geomorphology. Longman, London.

【引用根拠】

- \*1 全降水量(1750 [mm])の40 %および年間洪水量(上記)が表面土壌へ浸透すると仮定して計算した。流出量は浸透量に等しいと仮定した。
- \*2 現在の降水量範囲(1500-2000 [mm])の30~50 %が浸透/流出すると仮定して計算した。
- \*3 年間平均で表面土壌の10 %が洪水にさらされ, 全洪水量のうち50 % (0.05 [m])が表面土壌へ移行するとして計算した。
- \*4 標準値の上下1桁の範囲を仮定した。
- \*5 コンパートメントのターンオーバー数(水が入れ替わる回数)を年20 [回] [4]とし, 沿岸海域水コンパートメント体積(表 3.1-1 参照)を用いて計算した。
- \*6 範囲の幾何平均値を設定した。
- \*7 移行率を $5 \times 10^{-3} \sim 5 \times 10^{-2}$  [ $y^{-1}$ ] [9]と仮定し, 沿岸海域水コンパートメント体積(表 3.1-1 参照)を用いて計算した。
- \*8 侵食速度と等しいと仮定した。
- \*9 文献[15]により, 河川のベッドロード量は通常, 全堆積物量の5~10 %とされている。
- \*10 沿岸海域でのグロスの沈殿量の67 %と仮定した。

### 付録 3.3 被ばく経路に関するデータ

付録 3.3-1 線量換算係数

核種	線量換算係数 (*1)					文献
	経口摂取 [Sv/Bq]	吸入摂取 [Sv/Bq]	文献	外部被ばく		
				土壌 [(Sv h <sup>-1</sup> ) (Bq m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup> ]	水 [(Sv h <sup>-1</sup> ) (Bq m <sup>-3</sup> ) <sup>-1</sup> ]	
Sm-151	9.3E-11	7.7E-09	1	1.9E-20	3.1E-19	2
Cs-135	1.9E-09	1.3E-09	1	7.4E-19	4.0E-18	2
Sn-126	5.4E-09	2.4E-08	1	2.3E-13	7.6E-13	2
Pd-107	3.8E-11	3.6E-09	1	0.0E+00	0.0E+00	2
Tc-99	3.6E-10	2.0E-09	1	2.4E-18	1.1E-17	2
Nb-94	1.4E-09	9.1E-08	1	1.9E-13	6.0E-13	2
Nb-93m	1.2E-10	7.8E-09	1	2.0E-18	3.7E-17	2
Zr-93	4.5E-10	8.6E-08	1	0.0E+00	0.0E+00	2
Se-79	2.4E-09	2.5E-09	1	3.6E-19	2.1E-18	2
Pu-240	9.8E-07	1.2E-04	1	2.8E-18	4.0E-17	2
U-236	6.8E-08	3.6E-05	1	4.1E-18	4.2E-17	2
Th-232	7.5E-07	4.5E-04	1	1.0E-17	7.2E-17	2
Ra-228	3.3E-07	1.2E-06	1	1.2E-13	3.7E-13	2
Th-228	2.0E-07	8.4E-05	1	2.0E-13	6.3E-13	2
Cm-245	1.0E-06	1.3E-04	1	6.6E-15	3.2E-14	2
Pu-241	1.9E-08	2.4E-06	1	3.6E-19	1.8E-18	2
Am-241	1.0E-06	1.2E-04	1	8.4E-16	6.8E-15	2
Np-237	1.1E-06	1.3E-04	1	1.5E-15	8.4E-15	2
Pa-233	9.1E-10	2.4E-09	1	2.0E-14	7.4E-14	2
U-233	7.2E-08	3.8E-05	1	2.7E-17	1.3E-16	2
Th-229	1.1E-06	5.8E-04	1	3.1E-14	1.2E-13	2
Cm-246	1.0E-06	1.3E-04	1	2.2E-18	3.8E-17	2
Pu-242	9.3E-07	1.1E-04	1	2.5E-18	3.4E-17	2
U-238	6.7E-08	3.3E-05	1	2.9E-15	1.1E-14	2
U-234	7.1E-08	3.8E-05	1	7.7E-18	6.3E-17	2
Th-230	1.5E-07	8.6E-05	1	2.3E-17	1.4E-16	2
Ra-226	3.1E-07	2.2E-06	1	2.2E-13	6.9E-13	2
Pb-210	1.4E-06	3.6E-06	1	1.2E-16	7.0E-16	2
Po-210	4.5E-07	2.3E-06	1	1.0E-18	3.3E-18	2
Am-243	1.0E-06	1.2E-04	1	1.7E-14	7.9E-14	2
Pu-239	9.8E-07	1.2E-04	1	5.7E-18	3.5E-17	2
U-235	6.9E-08	3.3E-05	1	1.5E-14	6.2E-14	2
Pa-231	2.9E-06	3.6E-04	1	3.7E-15	1.4E-14	2
Ac-227	4.0E-06	1.9E-03	1	3.9E-14	1.5E-13	2

#### 【参考文献】

- 1 科学技術庁 (1988) : 「放射線を放出する同位元素の数量等を定める件」, 昭和63年5月18日科学技術庁告示第15号.
- 2 Eckerman, K. F. and Ryman, J. C. (1993) : External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil. Exposure-to-Dose Coefficients for General Application, Based on the 1987 Federal Radiation Protection Guidance. Federal Guidance Report No 12. United States Environmental Protection Agency EPA402-R-93-081.

#### 【設定根拠】

- \*1 当該核種の線量換算係数には、短半減期核種 (半減期25日以下) の娘核種の線量換算係数を加算している。

表 付録3.3-2 食物等摂取量

食物等	単位	標準値	文献	最小値	最大値	文献
米	kg-fw/y	5.98E+01	12	5.0E+00	1.5E+02	1,3,5,7,8
穀物	kg-fw/y	2.85E+01	12	5.0E+00	1.5E+02	1,3,5,7,8
根菜	kg-fw/y	4.72E+01	12	5.0E+00	4.0E+02	1,6
葉菜	kg-fw/y	2.67E+01	12	2.5E+01	8.0E+01	3,5,8
果物	kg-fw/y	2.85E+01	12	0.0E+00	5.0E+01	7
牛肉	kg-fw/y	8.8E+00	12	4.0E+00	1.0E+02	1,2,3,4,5,6,10
羊肉	kg-fw/y	6.0E-01	13			
豚肉	kg-fw/y	9.5E+00	12			
鶏肉	kg-fw/y	7.4E+00	12			
牛レバー	kg-fw/y	2.0E-01	13	0.0E+00	4.0E+01	3,6
鶏レバー	kg-fw/y	3.0E-01	13			
鶏卵	kg-fw/y	1.54E+01	12	1.0E+01	2.0E+02	2,4,5,6,8
牛乳	kg-fw/y	4.60E+01	12	2.0E+01	4.0E+02	1,2,3,6,10
淡水魚	kg-fw/y	4.0E-01	12,14	-	-	-
淡水甲殻類	kg-fw/y	2.0E-01	12,14	-	-	-
海水魚	kg-fw/y	1.49E+01	12	-	-	-
海洋甲殻類	kg-fw/y	2.9E+00	15	-	-	-
軟体動物	kg-fw/y	1.8E+00	15	-	-	-
海藻類	kg-fw/y	1.9E+00	12	-	-	-
水	m <sup>3</sup> /y	6.1E-01	9,10	4.0E-01	7.5E-01	1,5
土壌	kg-fw/y	3.7E-02	7,11	1.0E-03	1.0E-01	1

【引用文献】

- 1 Bergström, U. and Nordlin, S. (1991) : Uncertainties Related to Dose Assessments for High Level Waste Disposal. Nuclear Safety 32(3), pp. 391-402.
- 2 Takase, H. (1992) : Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- 3 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 4 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- 5 BIOMOVs II (1996) : Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories. Final Report of the Complementary Studies Working Group. BIOMOVs II Technical Report No 12 published on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee by Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.
- 6 Watkins, B. M., Little, R. H. and Cooper, N. S. (1994) : Provision of Information on the Effects of Climate Change on the Biosphere Transport of Repository Derived Radionuclides. MAFF Food Sciences Division, Report IE3965-1, Version 2.0.
- 7 Yu, C., Loureiro, C., Cheng, J.-J., Jones, L. G., Wang, Y. Y., Chia, Y. P. and Faillace, E. (1993) : Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EAIS-8.
- 8 Bergström, U. and Puigdomenech, I. (1987) : Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- 9 ICRP (1975) : Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.

- 10 IAEA (1995) : Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release Safety Series No 57 (draft). IAEA, Vienna.
- 11 Linsley, G. S., Dionian, J., Simmonds, J. R. and Burgess, J. (1984) : An Assessment of the Radiation Exposure of Members of the Public in West Cumbria as a Result of Discharges from BNFL Sellafield. National Radiological Protection Board. NRPB-R170, Chilton, UK.
- 12 厚生省 (1997) : 国民栄養の現状, 一平成7年国民栄養調査成績一.
- 13 農林水産省畜産局食肉鶏卵課編 (1997) : 食肉便覧 (平成8年) .
- 14 水産庁漁政部企画課 (1996) : 水産統計指標 (平成6年) .
- 15 農林水産省統計情報部 (1996) : 第71次農林水産省統計表 (平成6年～7年) .

表 付録3.3-3 生物圏における土壌等への分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]

元素	表面土壌, 下部土壌					河川堆積層				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	1.5E-01	14,15	3E-04	3E+00	2,6,12,13	1E-02	4	4E-03	5E+00	4,11
Zr	6.0E-01	14,15	3E-02	1E+01	6,12	1E+01	5,6	5E-03	1E+01	4,6
Nb	1.6E-01	14,15	3E-02	6E+00	3,4	1E+01	5,6	1E-02	1E+02	4,11
Tc	1.4E-04	14	0E+00	4E-01	4,7,12,13,15,16	1E-01	8,9,11	0E+00	2E-01	4,11
Pd	5.5E-02	14,15	0E+00	1E+00	4,7,12(*1)	2E+00	3	4E-03	1E+01	-(*)5
Sn	1.3E-01	14,15	1E-01	1E+03	12,16	1E+01	5,6	5E-03	5E+01	4,11
Cs	2.7E-01	14,15	2E-03	5E+01	1,4,12,13,14,16	2E+00	4	1E+00	3E+01	5,9
Sm	2.4E-01	14	1E-03	1E+03	-(*)4	1E+02	-(*)4	1E-02	1E+03	-(*)4
Pb	2.7E-01	14,15	3E-03	6E+01	4,12,14,16	1E+01	5,6	1E-02	1E+01	4,5
Po	1.5E-01	14,15	6E-03	7E+00	12,14,16	1E+01	-(*)3	1E-02	1E+01	-(*)3
Ra	4.9E-01	14,15	7E-03	1E+03	2,4,16	1E+00	4	5E-01	3E+01	5,9
Ac	4.5E-01	14,15	4E-01	1E+01	3,6,16	1E+02	-(*)4	1E-02	1E+03	-(*)4
Th	3.0E+00	14,15	8E-03	5E+03	6,12,14	5E+03	5,9	7E-01	5E+03	4,5
Pa	5.4E-01	14,15	5E-01	6E+00	4,7,16	5E+03	9	1E+00	5E+03	4,9
U	3.3E-02	14,15	5E-05	2E+01	4,12,14,16(*2)	5E-02	5,6	5E-02	3E+00	4,5,6
Np	4.1E-03	14	1E-04	3E+00	4,12,14,15,16	5E-01	5	1E-02	5E+01	4,9(*2)
Pu	5.4E-01	14,15	1E-02	3E+02	4,13,14,16	1E+02	5,6	1E-02	1E+02	4,5
Am	2.0E+00	14,15	1E-03	1E+03	4,6,13	1E+02	8	1E-02	1E+03	4,6
Cm	4.0E+00	14,15	1E-01	5E+01	4	1E+02	8	1E+01	1E+02	5,8

元素	沿岸海域堆積層				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	1E+00	5	0E+00	1E+01	10
Zr	1E+01	6,9	1E-01	5E+03	5,10
Nb	1E+01	6	1E+00	1E+03	10
Tc	1E-01	5	1E-02	1E+01	5,9(*2)
Pd	5E+01	5	1E+01	5E+02	-(*)5
Sn	1E+01	6	2E-02	2E+02	5,11
Cs	3E+00	5	1E-01	2E+01	5
Sm	2E+03	5	2E+01	2E+05	-(*)7
Pb	2E+02	5	1E+01	1E+04	10
Po	2E+02	-(*)3	1E+01	1E+04	-(*)3
Ra	5E+00	5	5E-01	5E+02	5,10
Ac	2E+03	-(*)4	1E+01	1E+04	10
Th	5E+03	6,9	1E+02	1E+04	5,10
Pa	5E+03	6,9	1E+02	1E+04	9,10
U	5E-01	6,9	1E-01	5E+00	5,10(*2)
Np	2E+00	10	2E-01	5E+01	5,9(*2)
Pu	2E+03	-(*)6	1E+01	2E+04	5,10
Am	2E+03	5	1E+02	2E+04	10
Cm	2E+03	5	1E-02	2E+04	5,9

【参考文献】

- 1 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the radiological impact of unit releases of radionuclides to the biosphere from solid waste disposal facilities. U.K. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.



- 2 Gilbert, T. L., Yu, C., Yuan, Y. C., Zielen, A. J., Jusko, M. J. and Wallo, A. III. (1989) : A Manual for implementing residual radioactive material guidelines. Argonne National Laboratory Report ANL/ES-160.
- 3 Ashton, J., and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals (edition 1) UK DoE Report DOE/RW/88.083, Department of the Environment, London, U.K.
- 4 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. U.K. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 5 IAEA (1985) : Sediment  $K_d$ s and concentration factors for radionuclides in the marine environment. IAEA Tech. Rep. Series No. 247. IAEA, Vienna.
- 6 Kane, P. (1984) : ECOS: sorption, dose, consumption and miscellaneous data. U.K. Department of Environment Report DoE/RW/84.124.
- 7 Pinner, A. V., Hemming, C. R. and Hill, M. D. (1984) : An assessment of the radiological protection aspects of shallow land burial of radioactive waste. U.K. National Radiological Protection Board, NRPB-M161, Chilton, UK.
- 8 Vieno, T. and Suolonen, V. (1991) : Biosphere analysis for the VLJ repository (in Finnish). Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies. Report YJT-91-11, Helsinki, Finland.
- 9 Peltonen, E. (1985) : Safety analysis of disposal of spent nuclear fuel - normal and disturbed evolution scenarios. Nuclear Waste Commission of Finnish Power Companies. Report YJT-85-22, Helsinki, Finland.
- 10 Higgo, J. J. W. (1988) : Radionuclide interactions with marine sediments. Nirex Safety Studies Series Report NSS/R142.
- 11 Coughtrey, P. J., Jackson, D. and Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems: A compendium of data. Vols. 1-6, A A Balkema, Rotterdam.
- 12 Sheppard, M. I., Beals, D. I., Thibault, D. H. and O'Connor, P. (1984) : Soil nuclide distribution coefficients and their statistical distributions. Atomic Energy of Canada Limited Report AECL-8364.
- 13 Baes, III. C. F. and Sharp, R. D. (1981) : Predicting radionuclide leaching from root zone soil for assessment applications. Oak Ridge National Laboratory Report CONF-810606-44.
- 14 IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- 15 Yu, C., Loureiro, C., Cheng, J-J., Jones, L. G., Wang, Y. Y., Chia, Y. P. and Faillace, E. (1993) : Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS-8.
- 16 BIOMOVs II (1996) : Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories. Final Report of the Complementary Studies Working Group. BIOMOVs II Technical Report No. 12 published on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee by Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.

#### 【設定根拠】

- \*1 文献[14]には範囲が示されていないため、範囲データは土壌に対するAgのデータを文献[12], [7], [4]より引用した。
- \*2  $K_d$ が高いのは、還元条件を反映したためである。
- \*3 Pbデータをアナログとして使用した。
- \*4 Amデータをアナログとして使用した。
- \*5 Niデータをアナログとして使用した。Niデータは淡水については文献[4], 沿岸海水については文献[5]および[10]より引用した。

- \*6 Kdの推奨値は、他のアクチニドと整合を取るため文献[10]に記載の範囲( $1 \times 10^1 \sim 1 \times 10^3$  [m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>])の上限値に近い値とした。
- \*7 データがないので、標準値の上下2桁を範囲として仮定した。

表 付録3.3-4 土壌から農作物への核種の移行係数  
[Bq kg<sup>-1</sup> fresh wt/Bq kg<sup>-1</sup> dry soil]

元素	根菜					葉菜					穀物				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	1E+00	1	1E-02	1E+01	1,12	1E+00	1	1E-02	1E+01	1,12	1E+00	1	1E-02	1E+01	1
Zr	5E-03	1	3E-06	2E-02	1	5E-03	1	3E-06	2E-02	1	5E-03	1	3E-06	2E-02	1
Nb	1E-02	-(*)2	3E-03	2E+00	1	1E-02	-(*)2	3E-03	2E+00	1	1E-02	-(*)2	3E-03	2E+00	1
Tc	1E+01	-(*)5	4E-01	5E+02	-(*)5	1E+01	-(*)5	4E-01	5E+02	-(*)5	1E+01	-(*)5	4E-01	5E+02	-(*)5
Pd	6E-02	5	6E-03	6E-01	-(*)13	2E-01	5	2E-02	2E+00	-(*)13	2E-01	5	2E-02	2E+00	-(*)13
Sn	1E-01	-(*)4	1E-03	5E+00	1,4,12	1E-01	-(*)2	2E-03	5E+00	1,4	2E-01	1,4	2E-03	5E+00	1,4
Cs	3E-02	-(*)4	1E-03	1E+00	-(*)6	3E-02	-(*)2	1E-02	1E+00	4	2E-02	-(*)4	1E-03	1E+00	-(*)6
Sm	2E-03	1	5E-06	2E-02	1	2E-03	1	5E-06	2E-02	1	2E-03	1	5E-06	2E-02	1
Pb	1E-02	1	3E-04	7E-02	1	1E-02	1	3E-04	7E-02	1	1E-02	1	3E-04	7E-02	1
Po	2E-04	1	2E-06	7E-03	1	2E-04	1	2E-06	7E-03	1	2E-04	1	2E-06	7E-03	1
Ra	4E-02	1	5E-05	8E-01	1,12 (*)14	4E-02	1	7E-05	8E-01	1	4E-02	1	7E-05	8E-01	1
Ac	1E-03	1	2E-07	5E-03	1	1E-03	1	2E-07	5E-03	1	1E-03	1	2E-07	5E-03	1
Th	5E-04	1	4E-05	1E-03	1,12 (*)14	5E-04	1	1E-04	1E-03	1	5E-04	1	1E-04	1E-03	1
Pa	4E-02	1	4E-04	4E+00	1	4E-02	1	4E-04	4E+00	1	4E-02	1	4E-04	4E+00	1
U	1E-03	-(*)4	2E-05	2E-01	1	1E-03	-(*)4	2E-05	2E-01	1	1E-04	-(*)4	2E-06	2E-02	-(*)1
Np	1E-03	-(*)5	5E-05	4E-01	1	1E-02	-(*)5	5E-04	4E+00	1,3,4	3E-04	2	3E-05	4E-02	3
Pu	1E-03	-(*)2	4E-08	4E-02	1	1E-04	-(*)2	4E-08	4E-02	1	3E-05	-(*)4	4E-08	4E-02	1
Am	1E-03	-	2E-07	5E-03	1	1E-03	-(*)5	2E-07	5E-03	1	1E-05	-(*)4	2E-07	5E-03	1
Cm	1E-03	-(*)15	2E-07	5E-03	-(*)15	1E-03	-(*)15	2E-07	5E-03	-(*)15	1E-05	-(*)15	2E-07	5E-03	-(*)15

元素	牧草					米					果物				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	1E+00	1	1E-02	1E+01	1	1E+00	-(*)9	1E-02	1E+01	-(*)9	5E-01	-(*)12	5E-03	5E+00	-(*)10
Zr	5E-03	1	3E-06	2E-02	1	5E-03	-(*)9	3E-06	2E-02	-(*)9	5E-03	-(*)12	3E-06	2E-02	-(*)11
Nb	1E-02	-(*)4	3E-03	2E+00	1	1E-02	-(*)1	3E-03	2E+00	-(*)1	5E-03	-(*)1	3E-03	2E+00	-(*)1
Tc	1E+01	-(*)5	4E-01	5E+02	-(*)5	1E+01	-(*)1	4E-01	5E+02	-(*)1	2E+01	2	1E-01	2E+02	-(*)1
Pd	2E-01	5	2E-02	2E+00	-(*)13	2E-01	-(*)9	2E-02	2E+00	-(*)9	2E-01	5	2E-02	2E+00	-(*)13
Sn	2E-01	-(*)2	2E-03	5E+00	1,4	2E-01	-(*)1	2E-03	5E+00	-(*)1	1E-01	-(*)3	2E-03	5E+00	-(*)1
Cs	3E-02	-(*)2	1E-02	1E+00	3	2E-02	4	1E-02	3E-01	4	5E-02	2	1E-02	1E+00	-(*)1
Sm	2E-03	1	5E-06	2E-02	1	2E-03	-(*)7	5E-06	2E-02	-(*)5	2E-03	-(*)12	5E-06	2E-02	-(*)1
Pb	1E-02	1	3E-04	7E-02	1	1E-02	-(*)9	3E-04	7E-02	-(*)9	1E-02	-(*)12	3E-04	7E-02	-(*)11
Po	2E-04	1	2E-06	2E-02	1,12 (*)14	2E-04	-(*)9	2E-06	7E-03	-(*)9	2E-04	-(*)11	2E-06	7E-03	-(*)11
Ra	4E-02	1	7E-05	8E-01	1	4E-02	-(*)9	7E-05	8E-01	-(*)9	4E-02	-(*)12	7E-05	8E-01	-(*)11
Ac	1E-03	1	2E-07	2E-02	1,12 (*)14	1E-03	-(*)9	2E-07	5E-03	-(*)9	5E-04	-(*)12	1E-07	3E-03	-(*)10
Th	5E-04	1	1E-04	2E-03	1,12 (*)14	5E-04	-(*)9	1E-04	1E-03	-(*)9	5E-04	-(*)12	1E-04	1E-03	-(*)11
Pa	4E-02	1	4E-04	4E+00	1	4E-02	-(*)9	4E-04	4E+00	-(*)9	4E-02	-(*)12	4E-04	4E+00	-(*)11
U	1E-03	-(*)5	2E-05	2E-01	1	1E-04	-(*)7	2E-06	2E-02	-(*)7	1E-04	2	2E-06	2E-02	-(*)1
Np	5E-03	-(*)4	3E-04	3E-01	3	3E-04	-(*)8	3E-05	4E-02	-(*)7	3E-04	2	3E-05	3E-02	-(*)1
Pu	1E-03	-(*)4	4E-08	4E-02	1	1E-03	4	4E-08	4E-02	-(*)1	1E-04	2	1E-05	1E-03	3
Am	5E-03	-(*)4	1E-04	5E-02	-(*)6	1E-03	4	2E-07	5E-03	-(*)1	1E-03	2	2E-07	5E-03	-(*)1
Cm	5E-03	-(*)15	1E-04	5E-02	-(*)15	1E-05	-(*)9	2E-07	5E-03	-(*)9	1E-03	-(*)15	2E-07	5E-03	-(*)15

【参考文献】

- 1 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 2 Mitchell, N. G. and Jones, B. (1987) : A review of soil-plant concentration ratios for use in the biosphere models ECOS and SECOS. ANS Technical Note 595-26.
- 3 Jackson, D. (1984) : Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- 4 Coughtrey, P. J., Jackson, D., Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- 5 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.

- 6 Grogan, H. A. (1985) : Concentration Ratios for BIOPATH: Selection of Soil-to-Plant Concentration Ratio Database, Nagra Technical Report 85-16.
- 7 IAEA (1982) : Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. IAEA Safety Series No. 57, Vienna.
- 8 International Union of Radioecologists (1985) : IV<sup>th</sup> Report of the Workgroup on Soil-to-Plant Transfer Factors, Appendix A. Report prepared by RIVM, Netherlands.
- 9 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 10 Leigh, C. D., Thompson, B. M., Campbell, J. E., Longsine, D. E., Kennedy, R. A. and Napier, B. A. (1993) : User's guide for GENII-S: A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment. Sandia Report SAND91-0561.
- 11 Simmonds, J. R. and Crick, M. J. (1982) : Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- 12 Wang, Y-Y., Biwer, B. M. and Yu, C. (1993) : A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS/TM-103.

【設定根拠】

- \*1 データがないので、他の農作物に対する値と等しいと仮定した。
- \*2 文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9], [10], [11]で一致が得られた値を設定した。
- \*3 文献[2], [3], [5]で一致が得られた値を設定した。
- \*4 文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9], [10], [11]における値の範囲の平均値を採用した。
- \*5 標準値については、文献間で大きな差が見られた。文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9], [10], [11]における値の範囲の平均値を採用した。
- \*6 標準値の一般的な幅に基づいて範囲を設定した。
- \*7 データがないので、穀物の値と等しいと仮定した。
- \*8 文献[4]では、茎および葉部に対する値の範囲を $2 \times 10^{-2} \sim 1 \times 10^{-1}$ としている。ここでは、文献[3]の葉への値に比べて1～2桁小さい値を設定した。
- \*9 穀物に対する値と等しいと仮定した。
- \*10 他の農作物に対する値に基づいて範囲を設定した。
- \*11 他の農作物に対する値と等しいと仮定した。
- \*12 文献[1]および[2]に準拠した。
- \*13 データがないので、標準値の上下1桁を範囲として仮定した。
- \*14 文献[12]の値を乾燥重量および湿潤重量のデータに基づいて変換した。
- \*15 文献 [1], [2]および[4]に準拠した。

表 付録3.3-5 飼料から畜産物への核種の濃縮係数 [ $\text{d kg}^{-1}$  fresh weight]

元素	牛肉					羊肉				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	5.4E-01	1	2.0E-04	5.4E-01	1,2,10	1.4E+00	1	3.0E-02	1.4E+00	1,2
Zr	3.1E-03	1	5.0E-04	2.0E-01	2,4,5	1.0E-02	1	1.0E-02	3.0E-01	1,2
Nb	2.0E-04	6(*1)	1.7E-04	2.5E-01	1,2,4,5	2.0E-03	6	2.0E-04	2.0E-02	-(*)4
Tc	6.0E-03	1	1.3E-06	1.0E-02	3,5,9,10	8.6E-02	1	1.0E-02	5.0E+00	2,3
Pd	7.1E-05	1	7.1E-05	1.0E-03	1,10	1.0E-04	1	1.0E-05	1.0E-03	-(*)4
Sn	1.9E-03	1	2.0E-04	1.0E-02	2,3,10	1.3E-02	1	3.0E-03	3.0E-02	2
Cs	5.0E-02	6(*1)	2.0E-03	9.2E-02	2,3,4,5,9,10	3.0E-01	6(*1)	3.2E-04	4.6E-01	1,2,4,9
Sm	5.1E-04	1	5.4E-04	5.0E-03	1,2	3.2E-04	1	5.4E-04	5.0E-03	1,2
Pb	1.0E-02	1	1.0E-04	1.0E-02	1,2,4,9,10	8.8E-02	1	3.0E-03	8.8E-02	1,2
Po	4.0E-03	2	4.0E-04	4.0E-02	2,4,9,10	5.0E-02	2	5.0E-03	5.0E-01	-(*)4
Ra	1.3E-03	4(*6)	2.0E-05	1.9E-02	1,2,4,9,10	9.9E-02	1	6.0E-03	9.9E-02	1,2
Ac	1.6E-04	1	2.0E-06	1.6E-04	1,2,10	4.7E-04	1	3.0E-05	3.0E-03	2
Th	2.7E-03	1	1.0E-04	2.7E-03	1,2,10	1.3E-02	1	1.0E-03	6.0E-02	2
Pa	5.0E-05	8(*7)	2.6E-05	5.0E-03	1,2,10	3.4E-04	1	3.4E-04	6.0E-02	1,2
U	6.9E-04	1	2.0E-04	3.0E-02	2,5,9,10,11	7.4E-03	1	2.1E-03	4.0E-01	2,11
Np	1.2E-04	1	7.8E-06	5.0E-03	2,3,7,9,10	1.4E-04	1	1.1E-04	6.0E-02	2,3
Pu	2.0E-04	6(*1)	5.0E-09	2.0E-04	2,3,6,9,10	1.0E-03	6(*1)	6.0E-08	1.0E-03	2,6
Am	4.0E-04	6(*1)	2.0E-06	4.0E-04	2,3,6,9,10	2.0E-03	6(*1)	3.0E-05	2.0E-03	2,6
Cm	9.8E-05	1	3E-06	5E-03	10	3.0E-04	1	3.0E-05	3.0E-03	-(*)4

元素	豚肉					鶏肉				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	7.2E-01	1	3.2E-01	7.2E-01	1,4	8.3E+00	1	8.3E+00	9.0E+00	1,4,9
Zr	3.5E-03	1	3.5E-04	3.5E-02	-(*)4	1.4E-01	1	1.4E-02	1.4E+00	-(*)4
Nb	1.0E-03	6(*1)	5.5E-04	1.0E-03	1,6	4.0E-02	6	2.0E-03	4.0E-02	1,4,6
Tc	1.0E-04	7,9(*8)	1.0E-04	3.0E-02	1,7,9	1.2E+00	1	6.0E-02	1.2E+00	1,4,7,9 (*2)
Pd	3.6E-05	1	3.6E-06	3.6E-04	-(*)4	1.4E-03	1	1.4E-04	1.4E-02	-(*)4
Sn	4.4E-03	1	4.4E-04	4.4E-02	-(*)4	1.8E-01	1	1.8E-02	1.8E+00	-(*)4
Cs	2.4E-01	6	3.0E-02	1.1E+00	1,4,6,9	1.2E+01	6	3.0E-01	1.8E+01	1,4,9
Sm	1.0E-04	1	9.8E-06	9.8E-04	-(*)9	3.9E-03	1	3.8E-04	3.8E-02	-(*)4
Pb	3.1E-02	1	3.1E-03	3.1E-01	-(*)4	1.2E+00	1	1.2E-01	1.2E+01	-(*)4
Po	3.1E-02	-(*)5	3.1E-03	3.1E-01	-(*)5	1.2E+00	-(*)5	1.2E-01	1.2E+01	-(*)5
Ra	3.5E-02	1	3.5E-03	3.5E-01	-(*)4	4.8E-01	1	4.8E-02	4.8E+00	-(*)4
Ac	1.7E-04	1	1.7E-05	1.7E-03	-(*)4	6.6E-03	1	6.6E-04	6.6E-02	-(*)4
Th	4.6E-03	1	4.6E-04	4.6E-02	-(*)4	1.8E-01	1	1.8E-02	1.8E+00	-(*)4
Pa	1.1E-04	1	1.1E-05	1.1E-03	-(*)4	4.1E-03	1	4.1E-04	4.1E-02	-(*)4
U	2.6E-03	1	2.6E-03	6.2E-02	1,4,9	1.0E-01	1	1.0E-01	1.2E+00	1,4,9
Np	4.5E-05	1	4.5E-06	4.5E-04	-(*)4	1.7E-03	1	1.7E-04	1.7E-02	-(*)4
Pu	8.3E-05	1,9	4.0E-06	8.3E-05	9	1.0E-01	6	1.9E-05	1.0E-01	1,4,6,9(*3)
Am	1.0E-03	6(*1)	1.2E-05	1.0E-03	1,6,9	1.0E-01	6(*1)	2.0E-05	1.0E-01	1,4,9
Cm	9.9E-05	1	9.9E-06	9.9E-04	-(*)4	4.0E-03	1	4.0E-04	4.0E-02	-(*)4

表 付録3.3-5 飼料から畜産物への核種の濃縮係数 [ $\text{d kg}^{-1}$  fresh weight] (続き)

元素	牛レバー					鶏レバー				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	1.0E+01	1	6.0E-03	1.0E+01	1,2,3,5(*11)	7.6E+01	1	7.6E+00	7.6E+02	(-(*4)
Zr	3.1E-03	1	8.9E-05	3.1E-03	1,3,5	1.4E-01	1	1.4E-02	1.4E+00	(-(*4)
Nb	1.7E-04	1	1.7E-04	3.0E+00	1,2	2.2E-02	1	2.2E-03	2.2E-01	(-(*4)
Tc	2.1E-02	1,3	2.1E-03	2.1E-01	(-(*4)	1.2E+00	1	1.2E-01	1.2E+01	(-(*4)
Pd	9.8E-03	1	9.8E-04	9.8E-02	(-(*4)	9.8E-01	1	9.8E-02	9.8E+00	(-(*4)
Sn	2.2E-02	1	2.0E-04	2.2E-02	2,3	1.0E+00	1	1.0E-01	1.0E+01	(-(*4)
Cs	3.1E-02	1	7.0E-03	9.0E-02	1	1.2E+01	1	1.2E+00	1.2E+02	(-(*4)
Sm	5.8E-01	1	4.0E-03	5.8E-01	1,2	2.6E+00	1	2.6E-01	2.6E+01	(-(*4)
Pb	8.1E-01	11	2.0E-04	1.3E+00	1,5,11	7.7E+01	1	7.7E+00	7.7E+02	(-(*4)
Po	1.1E-01	11	4.0E-04	1.6E-01	2,11	7.7E+01	(-(*11)	7.7E+00	7.7E+02	(-(*4)
Ra	1.9E-02	1	2.0E-05	1.9E-02	1,2,5	4.8E-01	1	4.8E-02	4.8E+00	(-(*4)
Ac	1.4E-01	1	2.0E-03	2.0E-01	1,2,3	2.7E+00	1	2.7E-01	2.8E+01	(-(*4)
Th	6.3E-02	1	9.0E-05	6.3E-02	1,2,11	2.1E+00	1	2.1E-01	2.1E+01	(-(*4)
Pa	1.1E-03	1,11	6.0E-05	6.0E-03	1,2	1.1E+00	1	1.1E-02	1.1E+00	(-(*4)
U	6.9E-04	1	6.9E-04	3.0E+02	2(*10)	1.0E-01	1	1.0E-02	1.0E+00	(-(*4)
Np	1.5E-02	1	2.0E-04	1.5E-02	1,2(*10)	1.3E-01	1	1.3E-02	1.3E+00	(-(*4)
Pu	6.8E-02	1	2.0E-03	1.0E+00	2,6(*12)	1.4E+00	1	1.4E+00	1.4E+01	1,6
Am	6.8E-02	1	2.0E-03	5.3E-01	2,6(*12)	1.4E+00	1	1.4E+00	1.4E+01	1,6
Cm	3.2E-02	1	3.2E-03	3.2E-01	(-(*4)	6.3E-01	1	6.3E-02	6.3E+00	(-(*4)

元素	牛乳					鶏卵(*19)				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	4.0E-03	2	1.0E-03	6.0E-02	1,2,10,13	8.3E+00	1	8.3E+00	9.3E+00	1,4,9
Zr	3.0E-05	2	3.0E-06	5.0E-04	1,2,13	1.4E-01	1	1.4E-02	1.4E+00	(-(*4)
Nb	2.0E-02	2	0.0E+00	2.0E-01	1,2	2.2E-02	1	3.0E-03	2.2E-02	1,4
Tc	7.5E-03	1	2.3E-05	4.0E-01	2,5,7,9,10(*14)	1.2E+00	1	1.2E+00	3.0E+00	4,9
Pd	2.5E-04	1	2.5E-04	5.0E-03	1,10	1.4E-03	1	1.4E-04	1.4E-02	(-(*4)
Sn	1.0E-03	1,2	1.0E-04	1.0E-02	2,3,8,10	1.8E-01	1	1.8E-02	1.8E+00	(-(*4)
Cs	8.0E-03	6,9	1.0E-03	2.7E-02	1,3,10	4.0E-01	9	6.0E-02	1.2E+01	1,4,9
Sm	2.0E-05	2	2.0E-06	2.0E-04	1,2(*18)	3.9E-03	1	3.9E-04	3.9E-02	(-(*4)
Pb	3.0E-04	2	2.0E-05	4.0E-04	1,2,10	1.2E+00	1	1.2E-01	1.2E+01	(-(*4)
Po	3.0E-04	2,9	2.0E-05	4.0E-04	2,9,10(*15)	1.2E+00	(-(*5)	1.2E-01	1.2E+01	(-(*5)
Ra	1.3E-03	8,9(*13)	9.0E-05	1.0E-02	1,2,9,10	2.5E-01	1	2.5E-02	2.5E+00	(-(*4)
Ac	4.0E-07	2	4.0E-08	2.0E-05	1,2,10(*16)	1.6E-02	1	1.6E-03	1.6E-01	(-(*4)
Th	5.0E-06	2	5.0E-07	5.0E-04	1,2,10	1.8E-01	1	1.8E-02	1.8E+00	(-(*4)
Pa	5.0E-06	1,2	5.0E-07	5.0E-04	2,8,10	4.1E-03	1	4.1E-04	4.1E-02	(-(*4)
U	4.0E-04	2,9	4E-05	6E-04	2,9,10	1.0E-01	1	1.0E-01	1.0E+00	1,4,9
Np	5.0E-06	2,9,12	5E-07	1E-04	2,3,10	1.7E-02	1	1.7E-03	1.7E-01	(-(*4)
Pu	5.0E-06	1	2E-09	1E-05	2,5,6,9,10(*17)	8.0E-03	1	3.3E-05	8.0E-03	1,4
Am	5.0E-06	1	4E-08	5E-05	3,9,10	3.9E-03	1	1.0E-03	9.0E-03	1,4,9
Cm	9.0E-06	1	9.0E-06	1.1E-04	3	4.0E-02	1	4.0E-03	4.0E-01	(-(*4)

【参考文献】

- 1 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere Database for Assessments of Radioactive Waste Disposals. UK Department of the Environment Report DoE/RW/88/083.
- 2 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 3 Coughtrey, P. J., Jackson, D., Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: A Compendium of Data, Volumes 1-6. A A Balkema, Rotterdam.
- 4 Ng, Y. C., Colsher, C. S. and Thompson, S. E. (1982) : Transfer coefficients for assessing the dose from radionuclides in meat and eggs. NUREG/CR-2976.

- 5 Simmonds, J. R. and Crick, M. J. (1982) : Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- 6 Coughtrey, P. J. (1990) : Radioactivity transfer to animal products. Commission of the European Communities, EUR 12608, Luxembourg.
- 7 Bishop, G. P., Beetham, C. J. and Cuff, Y. S. (1989) : Review of literature for chlorine, technetium, iodine and neptunium. Nirex Safety Studies Report NSS/R193.
- 8 Morgan, J. E. and Beetham, C. J. (1990) : Review of literature for radium, protactinium, tin and carbon. Nirex Safety Studies Report NSS/R220.
- 9 IAEA/TUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- 10 Wang, Y-Y., Biwer, B. M. and Yu, C. (1993) : A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS/TM-103.
- 11 ICRP (1979-81) : Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, Parts 1-3. ICRP Publication 30, Pergamon Press.
- 12 Ng, Y. C. (1982) : A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. Nuclear Safety, Vol. 23, No 1, pp57.
- 13 Coughtrey, P. J. and Thorne, M. C. (1983) : Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems, Vol.3. A A Balkema, Rotterdam.

#### 【設定根拠】

- \*1 文献[6]より、連続放出条件に基づくデータを引用した。
- \*2 放射性同位体の移行形態（例えば、注射または飼料）に依存した値として設定されている。
- \*3 データの範囲は核種の化学形態に依存している。
- \*4 データがないため、範囲は標準値の上下1桁として設定した。
- \*5 データがないため、アナログであるPbのデータを引用した。
- \*6 最近の文献調査結果をまとめた文献[8]の推奨値を採用した。
- \*7 比較的最近の調査である文献[8]でもほとんどデータがないため、文献[8]で推奨されている $5.0 \times 10^{-5}$ を採用した。
- \*8 Tc-95mに基づく値を設定した。文献[7]では文献調査からTc-99の値を推定するのは困難であることが指摘されている。
- \*9 データがないため、Euをアナログとして範囲データに使用した。Euデータは文献[1]より採用した。
- \*10 文献[2]では、レバーに対する値は牛の筋肉に対する値をアナログとして設定したとされている。
- \*11 文献[5]より値は化合物の化学的特性に依存する。例えば、Seの単体、酸化物および水酸化物に対する値は $6.0 \times 10^{-2}$ 、その他すべてのセレン化合物に対する値は $1.0 \times 10^0$ としている。データ範囲の推奨値は、これらのデータをすべて包含するように設定されている。
- \*12 子牛や子羊のレバーについての値はより大きくなる可能性がある（文献[6]参照）。
- \*13 最近の文献調査結果をまとめたデータ集[8]で推奨されている値を採用した。
- \*14 同位体（Tc-99, Tc-99m or Tc-95m）によってデータは異なる。
- \*15 文献[2]におけるPbのデータに準拠した。
- \*16 文献[2]におけるAmのデータに準拠した。
- \*17 データ範囲が広いのは、被ばく期間の異なる試験データに基づく変化による。
- \*18 文献[2]では、PmおよびEuと同じ値を仮定している。
- \*19 卵全体ではなく、中身に対する値を設定している。

表 付録3.3-6 淡水産物への核種の濃縮係数 [ $\text{l kg}^{-1}$ ]

元素	淡水魚					淡水甲殻類				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	2E+02	5,12	3E+01	3E+02	5,11	2E+03	2	1E+02	1E+04	2
Zr	3E+02	5	1E+00	4E+02	5,11	1E+02	4	1E+01	1E+03	-(*)3
Nb	3E+02	-(*)1	2E+01	3E+04	5,6,11	1E+02	-(*)2	1E+01	5E+02	6
Tc	2E+01	-(*)1	2E+01	8E+01	5,9,11,12	5E+00	-(*)2	5E-01	1E+02	-(*)3
Pd	2E+01	-(*)7	2E+00	2E+02	-(*)7	5E+02	-(*)7	5E+01	5E+03	-(*)3
Sn	1E+03	1,6	1E+02	1E+04	5,9,11,12	1E+03	-(*)4	1E+02	1E+04	-(*)4
Cs	2E+03	-(*)1	3E+01	1E+04	5,9,10,11,12	1E+03	-(*)2	5E+01	1E+04	-(*)4
Sm	3E+01	-(*)9	1E+01	2E+02	-(*)9	1E+03	-(*)10	1E+02	1E+04	-(*)3
Pb	3E+02	5,9,12	1E+02	3E+02	5,9,11	1E+02	4	1E+01	1E+03	-(*)1
Po	5E+01	5,9	1E+01	5E+02	5,9,11,12	2E+04	4	2E+03	2E+05	-(*)1
Ra	5E+01	5,9,12	1E+01	2E+02	5,9,11	3E+02	4	3E+01	3E+03	-(*)1
Ac	8E+02	-(*)8	5E+02	1E+03	-(*)6	3E+03	-(*)8	3E+02	3E+04	-(*)1
Th	3E+01	5	3E+01	1E+04	5,9,11,12	5E+02	4	5E+01	5E+03	-(*)1
Pa	1E+01	5,12	2E+00	1E+02	5	1E+02	4	1E+01	1E+03	-(*)1
U	1E+01	-(*)1	2E+00	5E+01	9,11	1E+02	-(*)2	1E+01	5E+03	-(*)4
Np	1E+01	-(*)1	1E+01	3E+03	5,9,11,12	4E+02	1,4	4E+01	4E+03	-(*)6
Pu	4E+00	-(*)1	4E-01	5E+02	5,9,11,12	1E+02	-(*)2	1E+01	1E+03	-(*)6
Am	8E+02	6	3E+01	1E+03	6,9,11,12	3E+03	-(*)2	3E+02	3E+04	-(*)6
Cm	3E+01	11	2E+01	3E+02	11	1E+03	11	1E+02	1E+04	-(*)3

【参考文献】

- 1 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- 2 Jackson, D. (1984) : Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- 3 Miller, C. W. (ed) (1984) : Models and Parameters for Environmental Radiological Assessments. DOE/TIC-11468.
- 4 IAEA (1982) : Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Safety series No. 57.
- 5 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 6 Coughtrey, P. J., Jackson, D. and Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- 7 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 8 Leigh, C. D., Thompson, B. M., Campbell, J. E., Longsine, D. E., Kennedy, R. A. and Napier, B. A. (1993) : User's guide for GENII-S: A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment. Sandia Report SAND91-0561.
- 9 IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.



- 10 Saiki, M., Shimizu, M. and Watabe, T. (Eds.) (1994) : Concentration Factors of Radionuclides in Freshwater Organisms. Radioactive Waste Management Centre Environmental Parameters Series 3. Report No. RWMC-94-P-15, Tokyo, Japan.
- 11 Wang, Y-Y., Biwer, B. M. and Yu, C. (1993) : A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code. Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS/TM-103.
- 12 IAEA (1995) : Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release Safety Series No 57 (draft). IAEA, Vienna.

【設定根拠】

- \*1 文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9]で一致が得られた値を設定した。
- \*2 文献[1], [2], [4], [8]で一致が得られた値を設定した。
- \*3 データがないので、標準値の上下1桁の範囲を仮定した。
- \*4 データがないので、淡水魚の値と等しいと仮定した。
- \*5 設定根拠(\*3)と同様に設定した。ただし、値の範囲は文献[6]による。
- \*6 文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8]における値の範囲の平均値を採用した。
- \*7 文献[2]の値と文献[4]および[5]のNiおよびAgに対する値の平均値に準拠した。
- \*8 Amに対する値と同じと仮定した。
- \*9 文献[5]に記載されているPmの値に等しいと仮定した。
- \*10 文献[4]に記載されているPmの値に等しいと仮定した。

表 付録3.3-7 海産物への核種の濃縮係数 [ $\text{l kg}^{-1}$ ]

元素	海水魚					海洋甲殻類				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	6E+03	4	1E+03	1E+04	4,10	5E+03	4	2E+03	1E+04	4
Zr	2E+01	4	1E+00	5E+01	4	2E+02	4	5E+01	5E+02	4
Nb	1E+01	-(*)1	1E+00	5E+01	5	2E+02	4	5E+01	5E+02	4
Tc	3E+01	-(*)1	1E+01	2E+02	-(*)1	1E+03	-(*)1	5E+02	5E+04	5
Pd	3E+02	4	3E+01	3E+03	-(*)4	3E+02	4	3E+01	3E+03	-(*)4
Sn	5E+04	-(*)2	1E+03	1E+05	4	5E+04	4	1E+03	1E+05	2,4
Cs	1E+02	-(*)2	1E+01	3E+02	-(*)2	3E+01	-(*)1	5E+00	1E+02	2,4
Sm	5E+02	4	2E+02	8E+02	-(*)6	1E+03	4	1E+02	1E+04	5
Pb	2E+02	4	1E+01	3E+02	4,10	1E+03	4	4E+01	2E+05	5
Po	2E+03	4,10	1E+02	1E+04	4	5E+04	4	4E+02	3E+06	5
Ra	5E+02	4	5E+01	1E+03	4,10	1E+02	4	1E+02	1E+03	5
Ac	5E+01	4	5E-01	2E+02	-(*)3	1E+03	4	1E+02	1E+04	-(*)4
Th	6E+02	4	1E+02	1E+04	5,10	1E+03	4	1E+03	6E+03	5
Pa	5E+01	4	5E-01	2E+02	-(*)3	1E+01	4	5E-01	2E+02	-(*)5
U	1E+00	1,4,10	1E-01	3E+04	2	1E+01	4	2E-01	2E+05	2
Np	1E+01	4,10	1E-01	5E+01	4	1E+02	4	1E+01	1E+03	5
Pu	4E+01	-(*)2	5E-01	1E+02	-(*)2	2E+02	-(*)1	1E+01	1E+03	2,5
Am	5E+01	-(*)1	5E-01	2E+02	4	5E+02	-(*)2	1E+02	1E+03	4
Cm	5E+01	4	5E-01	2E+02	4	5E+02	4	1E+02	1E+03	4

元素	軟体動物					海藻類				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	6E+03	4	3E+03	1E+04	4	1E+03	4	5E+02	5E+03	4
Zr	5E+03	4	1E+03	1E+05	4	3E+03	4	5E+02	5E+03	4
Nb	1E+03	4	1E+03	1E+05	5	3E+03	4	1E+02	5E+03	2
Tc	1E+03	-(*)1	1E+02	1E+04	4,5	1E+03	-(*)2	5E+02	1E+05	4
Pd	3E+02	4	3E+01	3E+03	-(*)4	1E+03	4	1E+02	1E+04	-(*)4
Sn	5E+04	4	1E+03	1E+05	2,4	2E+04	4	5E+03	5E+04	4
Cs	2E+01	-(*)1	5E+00	5E+01	2,4	1E+02	-(*)1	1E+01	1E+03	2
Sm	5E+03	4	1E+03	1E+04	5	3E+03	4	3E+02	5E+03	5
Pb	1E+03	4	4E+01	2E+05	5	1E+03	4	1E+03	2E+04	5
Po	1E+04	4	4E+02	3E+06	5	1E+03	4	1E+03	2E+04	5
Ra	1E+03	4	1E+02	1E+03	5	1E+02	4	1E+01	1E+03	-(*)4
Ac	1E+03	4	1E+02	1E+04	-(*)4	1E+03	4	1E+02	1E+04	-(*)4
Th	1E+03	4	1E+03	6E+03	5	2E+02	4	1E+02	5E+02	4
Pa	5E+02	4	1E+02	5E+03	4	1E+02	4	6E+00	1E+02	5
U	3E+01	4	1E+01	6E+03	2,4	1E+02	-(*)1	5E+01	2E+02	4
Np	4E+02	-(*)2	1E+02	1E+03	4	5E+01	-(*)2	1E+01	5E+02	2
Pu	3E+03	4	5E+02	5E+03	4	2E+03	4	5E+02	1E+04	2,4
Am	2E+04	4	5E+03	5E+04	4	8E+03	4	5E+03	1E+04	2
Cm	3E+04	4	5E+03	5E+04	4	8E+03	4	5E+03	1E+04	4

【参考文献】

- 1 IAEA (1982) : Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. IAEA Safety Series No. 57, Vienna.
- 2 Coughtrey, P. J., Jackson, D. and Throne, M. C. (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- 3 Jackson, D. (1984) : Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127.
- 4 IAEA (1985) : Sediment  $K_d$ s and concentration factors for radionuclides in the marine environment. IAEA Technical Reports Series no. 247, Vienna.
- 5 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

- 6 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere Database for Assessments of Radioactive Waste Disposals. UK Department of the Environment Report DoE/RW/88/083.
- 7 IAEA (1978) : The Radiological Basis of the IAEA Revised Definition and Recommendations Concerning High-Level Radioactive Waste Unsuitable for Dumping at Sea. IAEA-TECDOC-211, Vienna.
- 8 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1988) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 9 Leigh, C. D., Thompson, B. M., Campbell, J. E., Longsine, D. E., Kennedy, R. A. and Napier, B. A. (1993) : User's guide for GENII-S: A code for statistical and deterministic simulations of radiation doses to humans from radionuclides in the environment. Sandia Report SAND91-0561.
- 10 IAEA (1995) : Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release Safety Series No 57 (draft). IAEA, Vienna.

【設定根拠】

- \*1 文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9]の値の平均値を採用した。
- \*2 文献[1], [2], [3], [4], [5], [6], [7], [8], [9]でおよその一致が得られた値を採用した。
- \*3 Cmに対する値と同じ範囲を仮定した。
- \*4 データがないため、標準値の上下1桁を範囲として仮定した。
- \*5 海水魚に対する値と同じ範囲を仮定した。
- \*6 文献[4]に示されているEuの範囲を引用した。

表 付録3.3-8 人間の呼吸率、滞留時間等

被ばくグループ	コンパートメント	呼吸率 [m³/h]					滞留時間(*8) [h/y]				
		標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
農作業従事者	河川水	4.5E-01	1(*1)	4.0E-01	5.0E-01	-	1.2E+02	-(*)9	3.7E+01	1.8E+02	-
	表面土壌	1.8E+00	1(*2)	1.2E+00	2.4E+00	1	1.3E+03	9	7.3E+02	4.4E+03	-
淡水漁業従事者	河川水	1.2E+00	1(*3)	1.1E+00	1.3E+00	-	2.2E+03	-(*)10	7.3E+02	3.7E+03	-
	河川堆積層	1.2E+00	1(*3)	1.1E+00	1.3E+00	-	2.2E+03	-(*)10	7.3E+02	3.7E+03	-
海洋漁業従事者	沿岸海域水	1.2E+00	1(*3)	1.1E+00	1.8E+00	-	2.2E+03	-(*)10	7.3E+02	3.7E+03	-
	沿岸海域堆積層	1.2E+00	1(*3)	1.1E+00	1.8E+00	-	2.2E+03	-(*)10	7.3E+02	3.7E+03	-

被ばくグループ	コンパートメント	ダストレベル [kg/m³]					エアロゾルレベル [m³/m³]				
		標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
農作業従事者	河川水	5E-08	2	5E-09	2E-06	-	0E+00	-(*)5	-	-	-
	表面土壌	2E-06	3,4,5	5E-09	5E-05	3,4,5	0E+00	-(*)5	-	-	-
淡水漁業従事者	河川水	0E+00	-(*)6	-	-	-	0E+00	-(*)5	-	-	-
	河川堆積層	5E-08	6	5E-09	5E-07	5	0E+00	-(*)5	-	-	-
海洋漁業従事者	沿岸海域水	0E+00	-(*)6	-	-	-	1E-11	8	1E-12	1E-10	-(*)7
	沿岸海域堆積層	1E-07	7	5E-09	5E-06	-	0E+00	-(*)5	-	-	-

【参考文献】

- 1 ICRP (1975) : Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.
- 2 Amiro, B. D. and Davis, P. D. (1991) : A Pathways Model to Assess Transport of Radionuclides from Terrestrial and Aquatic Surfaces to the Atmosphere. Waste Management, Vol. 11, pp 41-57.
- 3 NEA/OECD (1993) : PSACON Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- 4 BIOMOVs (1989) : Scenario B2: Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 5 BIOMOVs (1990) : Scenario B6: Transport of Radionuclides to Root-Zone Soil from Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 9, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 6 BIOMOVs II (1996) : Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories. Final Report of the Complementary Studies Working Group. BIOMOVs II Technical Report No. 12 published on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee by Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.
- 7 Haslam, I. K., Brennan, S. A., Green, N., Hammond, D. J. and Wilkins, B. T. (1994) : Assessment of Current Doses Arising from the Occupancy of Cumbrian Beaches and Preliminary Studies of the Radionuclide Behaviour in Beach Systems. National Radiological Protection Board, NRPB-M462, Chilton, UK.
- 8 Lawson, G. and Smith, G. M. (1985) : BIOS: A Model to Predict Radionuclide Transfer and Doses to Man Following Releases from Geological Repositories. National Radiological Protection Board, NRPB-R169, HMSO, London.
- 9 総務庁統計局(1997) : 日本の統計, 1997.

Notes

- \*1 休息時の値を設定した。
- \*2 軽労働時と重労働時の中間の値を設定した。
- \*3 軽労働時の値を設定した。
- \*4 ダストレベルの上限値は現実的ではあるが非常に高い値であるため、滞留時間（労働時間）が短い場合にのみ関係してくる。
- \*5 考慮しない。
- \*6 考慮の必要がない。
- \*7 標準値の上下1桁を範囲として仮定した。

- \*8 例示的な標準値を設定した。
- \*9 入浴時間として設定した。
- \*10 1日6時間作業に従事すると仮定した。

表 付録3.3-9 家畜に関するデータ

家畜	飼料の摂取量 [kg-fw/d] (*1)					土壌の摂取量 [kg-fw/d]				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
牛	5E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+02	1,2,3,4,5	6E-01	1	1E-01	2.2E+00	1,3,4,10,11
羊	7E+00	1,4	3.5E+00	1.4E+01	-(*)2	8E-02	1	8E-02	3E-01	1,4
豚	1E+01	1	5E+00	2E+01	-(*)2	2E-01	1	1E-01	4E-01	-(*)2
鶏	3E-01	1	7.0E-02	6E-01	5(*)3	2E-02	1	1E-01	4E-01	-(*)2
家畜	水の摂取量 [kg-fw/d]					呼吸率 [m³/h]				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
牛	7E-02	5,6	2E-02	2E-01	1,2,5,6,7,8,9,10	5.4E+00	12	-	-	-
羊	4E-03	7	2E-03	8E-03	-(*)2	3.6E-01	12	-	-	-
豚	5E-03	1	2.5E-03	1.0E-02	1,8(*)2	5.0E-01	12	-	-	-
鶏	5E-04	1,6	2.0E-04	1.0E-03	1,5,6,8	1.0E-02	12	-	-	-
家畜	滞留時間 [h/d]					飼育密度 [m²]				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
牛	2.4E+01	12	-	-	-	4.3E-04	12	-	-	-
羊	2.4E+01	12	-	-	-	4.8E-04	12	-	-	-
豚	2.4E+01	12	-	-	-	4.3E-04	12	-	-	-
鶏	2.4E+01	12	-	-	-	3.0E+00	12	-	-	-

【参考文献】

- 1 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- 2 Yu, C., Loureiro, C., Cheng, J.-J., Jones, L. G., Wang, Y. Y., Chia, Y. P. and Faillace, E. (1993) : Data Collection Handbook to Support Modelling the Impacts of Radioactive Material in Soil. Argonne National Laboratory, Report ANL/EAIS-8.
- 3 BIOMOVs (1989) : Scenario B2: Irrigation with Contaminated Groundwater. BIOMOVs Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.
- 4 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 5 BIOMOVs II (1996) : Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories. Final Report of the Complementary Studies Working Group. BIOMOVs II Technical Report No. 12 published on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee by Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.
- 6 Bergström, U. and Puigdomenech, I. (1987) : Radiological Consequences to Man due to Leakage from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.
- 7 Pinner, A. V. and Hill, M. D. (1982) : Radiological Protection Aspects of Shallow Land Burial of PWR Operating Wastes. National Radiological Protection Board, NRPB-R138, HMSO, London.
- 8 Takase, H. (1992) : Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- 9 Zach, R., Amiro, B. D., Davis, P. A., Sheppard, S. C. and Szekeley, J. G. (1994) : Biosphere Model for Assessing Doses from Nuclear Waste Disposal. Science of the Total Environment, No. 156, pp 217-234.
- 10 IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.

- 11 Zach, R. and Mayoh, K. R. (1984) : Soil Ingestion by Cattle: A Neglected Pathway. Health Physics Vol. 46, No 2, pp 431-434.
- 12 Smith, G. M., Watkins, B. M., Little, R. H., Jones, H. M., Mortimer, A. A. (1996) : Biosphere Modelling and Dose Assessment for Yucca Mountain. EPRI Report TR-107190, Electrical Power Research Institute, California.

【設定根拠】

- \*1 牛と羊は牧草を、豚は根菜を、鶏は穀物を摂取すると仮定する。
- \*2 データがないため、標準値の1/2から2倍の範囲を仮定した。
- \*3 下限値は文献[5]から引用、上限値は標準値の2倍とした。

表 付録3.3-10 農作物の栽培に関するデータ

農作物	土壌による汚染 [kg-dw soil/kg-dw crop]					栽培密度 [kg-fw/m <sup>2</sup> ]				
	標準値(*5)	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
根菜	1.5E-04	1	-	-	-(*)2	2.4E+00	8	2.0E+00	5.0E+00	1,2
葉菜	1.0E-04	1	-	-	-(*)2	3.1E+00	8	8.0E-01	5.0E+01	1,2,4
穀物	9.0E-05	1	-	-	-(*)2	4.0E-01	8	2.0E-01	6.0E-01	2
牧草	3.4E-03	5	-	-	-(*)2	3.9E+00	8	-	-	2,5
米	9E-05	-(*)1	-	-	-(*)2	5.0E-01	8	-	-	-(*)2
果物	1.5E-04	1	-	-	-(*)2	1.4E+00	8	-	-	-(*)2

農作物	農作物への灌漑水量 [m/y]					農作物による灌漑水の阻止率 [-]				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
根菜	7.0E-01	9	-	-	-	3.0E-01	3	2.0E-01	6.0E-01	3
葉菜	7.0E-01	9	-	-	-	3.0E-01	3	2.0E-01	6.0E-01	3,4
穀物	7.0E-01	9	-	-	-	5.0E-02	3,5	1.0E-02	6.0E-02	3
牧草	0.0E+00	9(*)3	-	-	-	0.0E+00	-(*)3	-	-	-
米	1.9E+00	9	-	-	-	5.0E-02	-(*)4	-	-	-
果物	7.0E-01	9	-	-	-	5.0E-01	1	-	-	-(*)2

【参考文献】

- 1 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- 2 BIOMOVs II (1996) : Biosphere Modelling for Dose Assessments of Radioactive Waste Repositories. Final Report of the Complementary Studies Working Group. BIOMOVs II Technical Report No 12 published on behalf of the BIOMOVs II Steering Committee by Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.
- 3 Klos, R. A., Smith, K. R. and Smith, G. M. (1989) : Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Board, NRPB-M150, Chilton, UK.
- 4 Takase, H. (1992) : Personal Communication listing the Parameter Values for the PAR 1 Biosphere Assessment.
- 5 NEA/OECD (1993) : PSACoin Level 1B Intercomparison. NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Energy Agency of Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- 6 IAEA/IUR (1994) : Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.
- 7 NRC (1983) : Radiological Assessment. A Textbook on Environmental Dose Analysis. Oak Ridge National Laboratory, NUREG/CR-3332 (ORNL-5968), Oak Ridge, Tenn., USA.
- 8 総務庁統計局 (1997) : 日本の統計, 1997.
- 9 水資源協会 (1996) : 国土庁長官官房水資源部監修 '96 水資源便覧, 山海堂.

【設定根拠】

- \*1 データがないため、穀物に対する値と等しいと仮定した。
- \*2 データなし。
- \*3 十分な降水量があると仮定されるため、牧草への灌漑はないと仮定した。
- \*4 米へのスプレー灌漑は仮定しない。洪水を灌漑代わりに利用すると仮定する。
- \*5 文献[1]および[5]には作物の乾燥重量に対するデータが与えられている。文献[6]および[7]の情報を用いて、湿潤重量に対するデータに変換した。



表 付録3.3-11 ウェザリング率 [ $y^{-1}$ ]

元素	根菜, 牧草					葉菜, 果物(*4)				
	標準値(*1,*2)	文献	最小値	最大値	文献	標準値(*1)	文献	最小値	最大値	文献
Se	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Zr	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Nb	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1,2(*2)	9.0E+00	3.0E+01	1
Tc	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1,2(*2)	9.0E+00	3.0E+01	1
Pd	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Sn	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1,2(*2)	9.0E+00	3.0E+01	1
Cs	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1,2(*2)	9.0E+00	3.0E+01	1
Sm	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+00	1
Pb	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Po	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Ra	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Ac	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Th	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
Pa	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1
U	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1,2(*2)	9.0E+00	3.0E+01	1
Np	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	5.1E+01	1,2	3.0E+01	8.0E+01	1
Pu	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	5.1E+01	1,2	3.0E+01	8.0E+01	1
Am	1.8E+01	1,2	9.0E+00	3.0E+01	1	5.1E+01	1,2	3.0E+01	8.0E+01	1
Cm	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1	1.8E+01	1	9.0E+00	3.0E+01	1

元素	穀物, 米(*3)				
	標準値(*1)	文献	最小値	最大値	文献
Se	8.4E+00	1	-	-	-
Zr	8.4E+00	1	-	-	-
Nb	8.4E+00	1,2	-	-	-
Tc	8.4E+00	1,2	-	-	-
Pd	8.4E+00	1	-	-	-
Sn	8.4E+00	1,2	-	-	-
Cs	8.4E+00	1,2	-	-	-
Sm	8.4E+00	1	-	-	-
Pb	8.4E+00	1	-	-	-
Po	8.4E+00	1	-	-	-
Ra	8.4E+00	1	-	-	-
Ac	8.4E+00	1	-	-	-
Th	8.4E+00	1	-	-	-
Pa	8.4E+00	1	-	-	-
U	8.4E+00	1,2	-	-	-
Np	5.1E+01	1,2	3.0E+01	8.0E+01	1
Pu	5.1E+01	1,2	3.0E+01	8.0E+01	1
Am	5.1E+01	1,2	3.0E+01	8.0E+01	1
Cm	8.4E+00	1	-	-	-

【参考文献】

- 1 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 2 Simmonds, J. R. and Crick, M. J. (1982) : Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.

【設定根拠】

- \*1 下式におけるウェザリング半減期( $T_{0.5w}$ )より得られた値を採用した。

$$a(t) = a_0 \exp\left(-\frac{\ln 2t}{T_{0.5w}}\right)$$

- \*2 文献[2]では、全評価核種および全農作物について $1.8 \times 10^1$  [y<sup>-1</sup>]を推奨している。より適切なデータがないため、本評価ではこの値を採用した。
- \*3 データがないため、穀物に対するデータに準拠した。
- \*4 文献[1]および[2]では果物に対するデータはないため、葉菜のデータに準拠した。

表 付録3.3-12 転流割合 [-]

元素	根菜					葉菜, 牧草(*9)				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	6.8E-02	1	6.8E-02	1.0E-01	1,3	3.0E-01	1(*6)	3.0E-01	8.0E-01	1,3
Zr	5.3E-01	1	1.0E-02	5.3E-01	1,3	1.3E-01	1(*11)	1.3E-02	1.0E+00	-(*)1
Nb	5.3E-01	1	1.0E-02	5.3E-01	1,3	5.2E-01	1(*15)	1.0E-02	5.2E-01	1
Tc	1.1E-01	1	1.1E-02	1.1E+00	-(*)1	2.8E-01	1(*2)	1.0E-01	2.8E-01	1
Pd	3.9E-02	1	3.9E-03	3.9E-01	-(*)1	3.7E-01	1(*5)	3.7E-02	3.7E+00	-(*)1
Sn	2.2E-01	1	2.2E-02	2.2E+00	-(*)1	2.2E-01	1(*5)	2.2E-02	2.2E+00	-(*)1
Cs	3.0E-01	1	1.0E-01	8.5E-01	1,2,3	1.9E-01	1(*5)	1.9E-02	1.9E+00	-(*)1
Sm	2.0E-02	1	2.0E-03	2.0E-01	-(*)1	7.6E-02	1	7.6E-03	7.6E-01	-(*)1
Pb	2.2E-01	1	2.2E-02	2.2E+00	-(*)1	2.2E-01	1(*5)	2.2E-02	2.2E+00	-(*)1
Po	2.2E-01	-(*)8	2.2E-02	2.2E+00	-(*)8	2.2E-01	-(*)8	2.2E-02	2.2E+00	-(*)8
Ra	9.9E-02	3	1.0E-02	9.9E-02	1,3	1.8E-01	1(*5)	1.8E-02	1.8E+00	-(*)1
Ac	2.9E-01	1	2.9E-02	2.9E+00	-(*)1	4.5E-01	1(*5)	4.5E-02	4.5E+00	-(*)1
Th	2.9E-01	1	2.9E-02	2.9E+00	-(*)1	3.8E-02	1(*7)	3.8E-03	3.8E-01	-(*)1
Pa	2.9E-01	1	2.9E-02	2.9E+00	-(*)1	4.5E-01	1(*5)	4.5E-02	4.5E+00	-(*)1
U	4.3E-02	1	4.3E-02	1.0E-01	1,3	3.6E-01	1(*5)	3.6E-02	3.6E+00	-(*)1
Np	2.9E-01	1	0.0E+00	2.9E-01	1,3(*14)	4.5E-01	1(*5)	4.5E-02	4.5E+00	-(*)1
Pu	4.3E-02	1	0.0E+00	4.3E-02	1,3(*14)	3.6E-01	1(*5)	3.6E-02	3.6E+00	-(*)1
Am	2.9E-01	1	0.0E+00	2.9E-01	1,3(*14)	2.8E-01	1(*5)	2.0E-02	2.8E-01	2
Cm	1.1E-01	1(*12)	0.0E+00	1.1E-01	1,3,5	2.7E-01	1(*13)	2.7E-02	2.7E+00	-(*)1

元素	穀物, 米(*10)					果物				
	標準値	文献	最小値	最大値	文献	標準値(*4)	文献	最小値	最大値	文献
Se	1.3E-01	1	1.3E-01	7.0E-01	1,3	1.2E-01	1	1.2E-02	1.2E+00	-(*)1
Zr	5.6E-02	1	5.6E-03	5.6E-01	-(*)1	6.2E-02	1	6.2E-03	6.2E-01	-(*)1
Nb	5.6E-02	1	5.6E-03	5.6E-01	-(*)1	6.2E-02	1	6.2E-03	6.2E-01	-(*)1
Tc	1.2E-01	1	1.2E-02	1.2E+00	-(*)1	1.2E-01	1	1.2E-02	1.2E+00	-(*)1
Pd	1.7E-01	1	1.7E-02	1.7E+00	-(*)1	1.6E-01	1	1.6E-02	1.6E+00	-(*)1
Sn	1.0E-01	1	1.0E-02	1.0E+00	-(*)1	1.1E-01	1	1.1E-02	1.1E+00	-(*)1
Cs	8.8E-02	1	0.0E+00	4.0E-01	2,4(*3)	9.8E-02	1	9.8E-03	9.8E-01	-(*)1
Sm	4.8E-02	1	4.8E-03	4.8E-01	-(*)1	2.9E-02	1	2.9E-03	2.9E-01	-(*)1
Pb	1.0E-01	1	1.0E-02	1.0E+00	-(*)1	1.1E-01	1	1.1E-02	1.1E+00	-(*)1
Po	1.0E-01	-(*)8	1.0E-02	1.0E+00	-(*)8	1.1E-01	-(*)8	1.1E-02	1.1E+00	-(*)8
Ra	8.0E-02	1	8.0E-03	8.0E-01	-(*)1	7.3E-02	1	7.3E-03	7.3E-01	-(*)1
Ac	2.0E-01	1	2.0E-02	2.0E+00	-(*)1	2.1E-01	1	2.1E-02	2.1E+00	-(*)1
Th	1.3E-01	1	1.3E-02	1.3E+00	-(*)1	1.3E-01	1	1.3E-02	1.3E+00	-(*)1
Pa	2.0E-01	1	2.0E-02	2.0E+00	-(*)1	2.1E-01	1	2.1E-02	2.1E+00	-(*)1
U	1.6E-01	1	1.6E-02	1.6E+00	-(*)1	1.9E-01	1	1.9E-02	1.9E+00	-(*)1
Np	2.0E-01	1	2.0E-02	2.0E+00	-(*)1	2.1E-01	1	2.1E-02	2.1E+00	-(*)1
Pu	1.6E-01	1	1.6E-02	1.6E+00	-(*)1	1.9E-01	1	1.9E-02	1.9E+00	-(*)1
Am	1.3E-01	1	3.0E-02	1.3E-01	2	1.3E-01	1	2.5E-02	1.3E-01	2
Cm	2.0E-01	2	2.0E-02	2.0E+00	-(*)1	2.1E-01	1	2.1E-02	2.1E+00	-(*)1

【参考文献】

- 1 Ashton, J. and Sumerling, T. J. (1988) : Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.
- 2 Coughtrey, P. J., Jackson, D., Thorne, M. C. (1983-85) : Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems: A Compendium of Data, Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.
- 3 Simmonds, J. R. and Crick, M. J. (1982) : Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- 4 Simmonds, J. R., Brown, J., Pröhl, G., Müller, H. and Paretzke, H. G. (1990) : The Use of Food-Chain Model Results in ACA Codes in Proc. Seminar on Methods of Codes for Assessing the Off-Site Consequences of Nuclear Accidents, Athens 7-11 May 1990, CEC Report EUR 13013, pp209-224.

- 5 Smith, G. M., Fearn, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

【設定根拠】

- \*1 データがないので、範囲を標準値の上下1桁と仮定した。
- \*2 葉菜については、文献[1]での豆科植物に対する値よりも保守的に設定した。
- \*3 小麦に対するデータを採用した。ただし、当該値は収穫前の汚染時期および小麦の種類に依存する。
- \*4 文献[1]で草木果物に対して設定された値を設定した。
- \*5 文献[1]での豆科植物に対する値を設定した。
- \*6 文献[1]で豆科植物に対して設定されている値は $7.4 \times 10^{-2}$ である。
- \*7 文献[1]で豆科植物に対して設定されている値は $2.8 \times 10^{-1}$ である。
- \*8 アナログであるPbのデータに準拠した。
- \*9 データがないため、葉菜に準拠して標準値および範囲を設定した。
- \*10 データがないため、穀物に対する値に準拠して値を設定した。
- \*11 文献[1]で豆科植物に対して設定されている値は $5.2 \times 10^{-1}$ である。
- \*12 文献[1]で芋類に対して設定されている値は $2.9 \times 10^{-1}$ である。
- \*13 記載されている値は葉菜の値である。文献[1]では、豆科植物に対して $4.6 \times 10^{-1}$ が設定されている。
- \*14 ある種の根菜については放射能が検出されないと報告されている。
- \*15 文献[1]において葉菜よりも保守側に設定されている豆科植物の値を採用した。

表 付録3.3-13 調理時ロス [-]

元素	根菜, 果物(*6)					葉菜				
	標準値(*1)	文献	最小値	最大値	文献	標準値(*2)	文献	最小値	最大値	文献
Se	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
Zr	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	-	-	-(*)9
Nb	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Tc	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Pd	0.0E+00	2	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Sn	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Cs	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3(*)7
Sm	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	-	-	-(*)9
Pb	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
Po	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
Ra	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
Ac	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
Th	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
Pa	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	7.0E-01	9.5E-01	3
U	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Np	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Pu	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Am	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	2	7.0E-01	9.5E-01	3
Cm	0.0E+00	1	-	-	-(*)8	9.0E-01	1,2	-	-	-(*)9

元素	穀物, 米(*5)				
	標準値(*3,*4)	文献	最小値	最大値	文献
Se	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
Zr	8.5E-01	1,2	-	-	-(*)10
Nb	8.5E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Tc	5.0E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Pd	8.5E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Sn	8.5E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Cs	5.0E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Sm	8.5E-01	1,2	-	-	-(*)10
Pb	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
Po	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
Ra	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
Ac	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
Th	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
Pa	8.5E-01	1,2	5.0E-01	9.0E-01	3
U	8.5E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Np	9.0E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Pu	9.0E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Am	9.0E-01	2	5.0E-01	9.0E-01	3
Cm	8.5E-01	1,2	-	-	-(*)10

【参考文献】

- 1 Simmonds, J. R. and Crick, M. J. (1982) : Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.
- 2 Smith, G. M., Feam, H. S., Smith, K. R., Davis, J. P. and Klos, R. (1988) : Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.
- 3 CEC (1990) : Proceedings of the Seminar on methods and codes for assessing the off-site consequences of nuclear accidents, Athens. EUR 13013, Luxembourg.

【設定根拠】

- \*1 汚染物質の調理によるロスの割合は根菜の皮を除去しているか否か、あるいは熱を用いた料理であるか否かに依存するが、文献[1]では調理時ロスは保守的になしと仮定している。
- \*2 (例えば、キャベツ、サラダ用野菜の) 外側の葉を取り除くことで、汚染物質の残留割合はかなり低減する。
- \*3 すべての元素に関して、調理方法の相違(例えば、加熱・漂白・酢／塩漬け)が放射能のロス割合に影響する可能性がある。
- \*4 外側の汚染は、製粉・精白・精製により除去される。
- \*5 データがないため、穀物に対する値と等しいと仮定した。
- \*6 データがないため、保守的に調理時ロスはないと仮定した。
- \*7 ほうれん草およびエンドウ豆に関するデータのみに準拠した。ただし、ほうれん草に比べエンドウ豆は汚染の除去率が低い。
- \*8 (例えば、皮むき・調理等による) 汚染の除去割合を最大 20 % と仮定して範囲を設定することが可能である。
- \*9 (例えば、皮むき・調理等による) 汚染の除去割合を最大 90 % と仮定して範囲を設定することが可能である。
- \*10 (例えば、皮むき・調理等による) 汚染の除去割合を最大 85 % と仮定して範囲を設定することが可能である。

表 付録3.3-14 エアロゾルにおける濃縮係数 [-]

元素	標準値	文献	最小値	最大値	文献
Se	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Zr	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Nb	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Tc	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Pd	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Sn	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Cs	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Sm	1E+00	1	1E+00	3E+00	1
Pb	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Po	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Ra	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Ac	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Th	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Pa	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
U	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Np	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Pu	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Am	1E+01	1	3E+00	5E+01	1
Cm	1E+01	1	3E+00	5E+01	1

【参考文献】

- 1 Eakins, J. D., Lally, A. E., Burton, P. J., Kilworth, D. R. and Pratley, F. A. (1982) : Studies in Environmental Radioactivity in Cumbria: Part 5, The Magnitude and Mechanism of Enrichment of Sea Spray with Actinides in West Cumbria. Harwell, UKAEA Report AERE-R10127.

### 3.4 その他のデータ

表 付録3.4-1 帯水層コンパートメントにおける分配係数

元素	分配係数 [ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ]
Se	0.001
Zr	0.1
Nb	0.1
Tc	1
Pd	0.1
Sn	1
Cs	0.05
Sm	5
Pb	0.1
Po	0.1
Ra	0.5
Ac	5
Th	1
Pa	1
U	1
Np	1
Pu	1
Am	5
Cm	5



## 付録4.高レベル放射性廃棄物の地層処分に関わる人間侵入シナリオの評価事例

### 1. 地層処分ににおける人間侵入シナリオ

地下深部に処分した高レベル放射性廃棄物と人間環境との物理的な距離が接近することにより直接的な影響が及ぶと想定する接近シナリオの一つに、将来の人間が試錐や大規模な掘削など地下へのアクセスを行うことによって処分場に侵入してしまうことが考えられる（人間侵入シナリオ）。このような人間侵入シナリオについては、

- －サイト選定において人間の接近の動機となり得る地下資源の存在する地域を避ける、
- －十分な処分深度をとることにより容易に接近できないように処分場を設計する、
- －土地利用制限等の法的規制、記録の保存やマーカーの設置等により処分場の存在を警告する、

といった対策がとられる。これらの対策によって、人間侵入シナリオの発生可能性は極めて小さなものとするのが可能と考えられるものの、地層処分システムの安全評価上、このようなシナリオを想定し、それがどの程度の影響を及ぼすかを検討しておくことも意味があると考えられる。地層処分システムの安全性は制度的管理に依存しないものとするのは合意された原則であるが、何らかの制度的管理によって、処分後の一定期間人間侵入シナリオの発生を緩和する効果を期待できると考えられている（各国における考え方は後段に述べる図-5 参照）。

処分場への人間侵入は、処分場の存在を認識したうえで処分場かその近傍に侵入するケース（処分場の存在を認識した人間侵入）と、処分場の存在を認識せず偶発的に処分場に侵入してしまうケース（偶発的な人間侵入）とに分けて考えられている。後者については、さらに侵入者が危険な状況の生じたことを認識する場合としない場合とに分けられている（OECD/NEA, 1995a, 1995b; NAS, 1995）。これを整理すると図-1 のようになる。

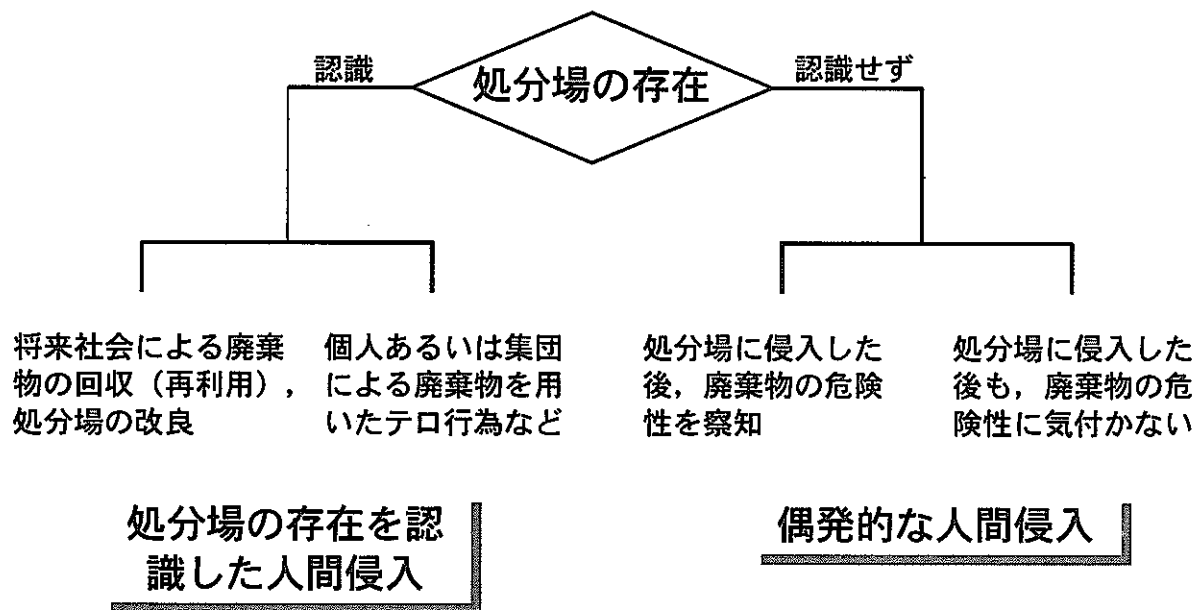


図-1 処分場への人間侵入の形態

以下では、このように分類される人間侵入シナリオに対して、地層処分システムの安全評価の観点から取扱いの考え方を述べるとともに、人間侵入が生じた場合の影響について試算を行った例を示す。

### 1.1 処分場の存在を認識した人間侵入

処分場の存在と廃棄物が有する危険性を認識したうえで意図的に処分場に接近する目的としては、戦争、テロ行為、廃棄物や資材の回収、処分場の改良などがあげられる。このような行為について考える場合、まず将来の世代といえども彼らが良心的な行動をとることについて責任をもたなければならないという広く適用されている原則に基づくことができるとされている。従って、戦争やテロ行為について考える必要はない（Grimwood, 1990）。もし将来の社会が廃棄物を回収すると決定した場合、そのことについて我々の世代ができることは、将来の世代へ情報伝達を行なう努力を怠ったり、廃棄物を発見・回収することをあえて阻害するような民主主義の基本的行為に反するようなことはしないということである。また、OECD/NEAの「放射性廃棄物処分場における将来の人間活動」に関するワーキンググループでは、廃棄物を処分しようとする社会は、将来の世代に対して廃棄物の危険性について警告することはできても、意図的な侵入に対して責任をもつことはできず、それについては、その時点の社会の保安上の責任と考えることができるとしている（OECD/NEA, 1995b）。

IAEAによる「放射性廃棄物の地層処分に関する安全原則と技術基準」（IAEA,

1989)では、高レベル放射性廃棄物を適切な時期に、技術的、社会的、経済的要因を考慮して安全に処分し、将来の世代への負担を最小限におさえることとしている。しかし、一方で知識の進展により、図-1に示すように将来の世代が、より高い安全性を確保するために処分場システムを改良したり、廃棄物中に含まれる物質を資源として使用する方法を獲得することも想定できる。こうした行為が可能となるためには、処分システムにあるレベルでの回収可能性が確保されていなければならない。

このような議論は、将来の処分場の管理や修復措置が処分システムの安全上は必要とならないようにすると同時に、廃棄物に対して将来考えられる措置が不可能なものとならないようにすべきであるという相反する条件を求めることになる(SKN, 1988)。言い換えれば、我々の世代は、処分場の保守について全責任を将来の世代へ負わせるのではなく、かといって、将来の世代が処分場に対する何らかの措置をとれる可能性を全くなくしてしまわないようにする必要があるということである。この2つの要件をバランスよく満たすような技術的な検討は今後、規制の策定、実際に処分場設計の最適化や安全審査が行われる段階でより詳細に議論されるべきものである。現在、各国で検討されている処分システムは、閉鎖後長期間にわたって回収可能性を確保するような設計にはなっていないが、もし将来の世代が廃棄物の回収を行おうとした場合には、多大な努力を要するとしても不可能ではないものとなっている。その場合には地層処分システムの安全性を損なうようなものであってはならない(Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 1994)。

こういった社会全体の意思決定とは別の、個人レベルでの処分場への侵入の可能性を阻止するような適切な制度的管理は存在せず、これについて検討を行うとすれば、個人あるいは集団が処分場の存在をあえて無視したり、テロ行為を目的として侵入を行うものと仮定することとなる。このようなシナリオについては、一度処分場が閉鎖されてしまえば、テロ行為としての効果を得るために多大な努力を要することや他により効果的な標的が存在するということから考える必要がないとしている(KBS, 1983)。OECD/NEAのワーキンググループの報告書では、意図的な人間侵入は地層処分の安全評価において取り扱うべきではないとしている(OECD/NEA, 1995b)。このような国際的な認識も勘案し、原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会による報告書(原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会, 1997)(以下、専門部会報告書という)では、意図的な人間侵入は第2次取りまとめにおける検討の対象から除外している。

## 1.2 偶発的な人間侵入

偶発的な侵入とは、「処分場の位置を知らず、その目的も忘れ、もしくはその影響について認知していないために、処分場あるいはバリア機能を有する地層処分システムに偶発的に侵入してしまうこと、またはその性能を損なう行動をとること」と定義されている(OECD/NEA, 1995b)。人間侵入に関する大部分のシナリオは、処分場の存在やその位置に関する知識が失われるという前提に基づいているが、これは必ずしも社会全体がすべての知識を喪失しているということを意味するものではな

い。従って侵入者は、

- 1) 処分場に関する情報の入手や保持を行なうこと、
- 2) サイトや廃棄物の存在を探知し危険を認識すること、
- 3) 処分場サイトでの地下へのアクセス行為（ボーリング、採鉱など）を停止する機会をもつこと、
- 4) 正しい対処行動をとること、

に全て失敗するという仮定のもとでのみ、廃棄物に接近してしまうというシナリオが想定される。

将来の人間活動に伴ってこのようなシナリオが発生する程度を定量的に評価することは難しいが、社会活動や科学技術が将来も継続して発展するという想定と、社会が後退し、科学技術のレベルが下がるという想定とを全体的に考察することにより人間侵入の発生に関する促進効果と低減効果とを検討することができる。これをまとめたものを表-1 に示す(Grimwood, 1990)。

表-1 将来の社会活動や科学技術レベルに応じた人間侵入発生の  
促進効果と低減効果 (Grimwood, 1990)

	今後引き続き社会活動や科学技術レベルが 発展する場合	今後、社会活動や科学技術レベルが 衰退する場合
人間侵入の 可能性が低 減する要因	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 処分場に関する情報の保存と入手が容易になる</li> <li>・ 廃棄物による影響を検知し理解する能力が高まる</li> <li>・ 偶発的に処分場に侵入してしまっても、有効な対策を探る能力が高まる</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 地表での国土開発が衰退する</li> <li>・ 地下深部にアクセスすることが困難となるか、あるいは経費がかさむことになる</li> </ul>
人間侵入の 可能性が増 大する要因	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 地表や岩盤の利用機会が増えることになる</li> <li>・ 地下深部にアクセスすることが容易となり、また経費が安くなる</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 情報や知識の喪失が起こりやすくなる</li> <li>・ 偶発的に処分場に侵入した場合、適切な対策を探る能力が低下する</li> </ul>

社会活動や科学技術レベルが今後引き続き発展すれば、人間が地下深部へアクセスする可能性が大きくなることが想定されるが、このような社会では、偶発的な侵入を認識したり、異常を検知して効果的な対策を講ずる能力も高くなっていると考えることができる。反対に、社会活動や科学技術の水準が現在より後退した場合、処分場の存在を認識する能力の低下を招くことになるが、一方で資金も不足し、地下環境を利用する機会や能力が減少し、侵入の起こりやすさは低減すると考えられる。これらのことから、将来の人間による処分場への侵入の検討にあたっては、現在の社会活動や科学技術レベルを仮定するとの考えが国際的に共通の認識となっている(OECD/NEA, 1995b)。

ここで観たような一般的議論は、評価にあたっての前提として考えることができる。

## 2. 人間侵入シナリオの評価の前提条件

1.に述べたシナリオの特徴やこれに対する考え方を勘案し、将来の人間活動によるシナリオを評価するうえでの枠組みを与えるための前提条件について検討を行っておく。

まず、処分場の存在を認識した意図的な侵入については、1.1で述べたような点や、最近の国際的な議論の場での合意（OECD/NEA, 1995b）を踏まえ、専門部会報告書に従って、性能評価の観点から検討の範囲を超えるものとして除外する。一方、偶発的な侵入については、人間社会の将来の変化が、現代の社会の行動様式をそのまま将来の社会に外挿することを中心としたシナリオを想定する。これについても国際的な合意が図られつつある（NAS, 1995; OECD/NEA, 1995a）。なお、偶発的な人間侵入を評価する必要性は、一般に侵入者に対して危険な状況が生じたことを認識しない場合とされているが、侵入者が危険性を認識する場合でも、適切な対策がとられないかまたは有効でないならば、評価上は危険性を認識しない場合と同じ扱いにできるものと考えられている（Nagra, 1994; Goodwin et al., 1994; NAS, 1995）。

将来の人間侵入については、その発生確率あるいは侵入したことを侵入者が認識する確率を予測することは難しく、また侵入の動機となる地下資源などが将来新たに発見されるかもしれないため、その予測は難しい。このため将来の人間活動を定量的に評価することは極めて大きな不確実性が伴い、人間侵入によって生じる潜在的な影響を例示的に示すことだけが可能であると考えられている（Nagra, 1994; OECD/NEA, 1995b; NAS, 1995）。

偶発的な人間侵入は何らかの明確な動機で発生することが想定されるが、どのような目的であるにせよ、まず地下深部の廃棄物に直接接触する可能性のある行為として行われるのはボーリングであり、その結果に基づいて大規模な掘削に進むまでには、資本の投入等大きな意思決定の壁がある。また、ボーリングの過程で危険性を認知する可能性が高い。従って、偶発的な人間侵入のシナリオの検討を行ううえでは、まずボーリングを対象としておくことが重要と考えられる。

米国科学アカデミー（NAS）が Yucca Mountain Project に関する規制の考え方について示した見解（NAS, 1995）では、ボーリングにより廃棄物に接触することに伴う放射性物質に起因する危険性は以下の3つに大別される（NAS, 1995）。

### 1) 侵入者自身に対する危険性

ボーリングなどの掘削従事者や掘削物の取扱い者（たとえばコア観察者）が受ける被ばく

### 2) 地表へ運ばれる物質によって公衆が受ける危険性

侵入によって地表へ運ばれる物質は、生物圏での移動が比較的容易となるため、侵入者に加え公衆が受けると考えられる被ばく

### 3) 処分場システムの所期性能が損なわれることによる危険性

人工バリアや天然バリアが有する所期の性能が侵入によって損なわれる可能性

が生ずる。

NAS の見解では、上述したようにそもそも将来の人間活動について予測することは不可能であり、1)、2)については、仮に評価を行ったとしても、地層処分システムによらず同様の結果となるため、サイトの選定や設計によって明確となる地層処分システム固有の安全機能に関して有益な情報を与えないとしている。

人間侵入シナリオに対する評価について米国環境保護庁の基準（EPA, 1993）では、

「個人に対する放射線防護要求は、擾乱のない地層処分システムの性能に対してのみ、その性能の不確実性も考慮して適用される。擾乱のない処分システムの性能とは人間侵入や起こりにくい天然の突発的事象により影響されないことを意味する。基準におけるこのような視点は、仮に人間侵入が発生すれば侵入者が高い線量の被ばくを受けることから取り入れられたものである。比較的小さな領域に多量の放射性物質が閉じ込められているような状況下では、規制の枠組みによって、このような侵入者が受ける被ばくを阻止することはできないと考えられる。」

として、人間侵入シナリオや突発的な天然事象に関するシナリオに対しては、地層処分システムが、規制に定めている地層処分場から接近可能な環境（accessible environment）への放射性核種の放出制限に適合することを求めている。これは、安全評価上、人間侵入が生じた場合、個人に対するリスクを問題とするのではなく、システム性能への影響がどの程度のものであるかを評価することに努めるという考え方であり、前述の NAS による見解（NAS, 1995）においても、上記 3)に対応するこのような評価によって地層処分システムが公衆の安全を防護する上で有している能力について情報を得るべきとしている。このため、人間侵入シナリオについては、それが生じたとして擾乱のない場合のシステム性能の評価と同様、決定グループに対するリスクを計算することを勧告している。

このような考え方に従い、上記 3)については本編 5.4 および 6.3 において、変動シナリオの 1 つとして取り扱っている。

### 3. 偶発的な人間侵入シナリオの記述

処分場の存在に気がつけば、理性ある行動をとることにより、処分場に誤って侵入したとしても適切な対策を講ずることによって被ばくの影響は生じないものと考えられるが、処分場の存在に気がつくかどうかについて考えられる要因の検討を行い、シナリオを記述する。図-2 はそれらの要因の関連を、イベントツリーとして表わしたものである。これに基づき、2.に示した前提条件を考慮して処分場への偶発的な人間侵入シナリオを記述したものが表-2 である。受動的な管理（記録の保存やマーカー）は、人間侵入シナリオの発生を抑制する効果が期待される。それをどの程度安全評価上見込むかについては国によって異なっているものの、概ね数百年から 1000 年間は有効であると考えられている（図-5 参照）。

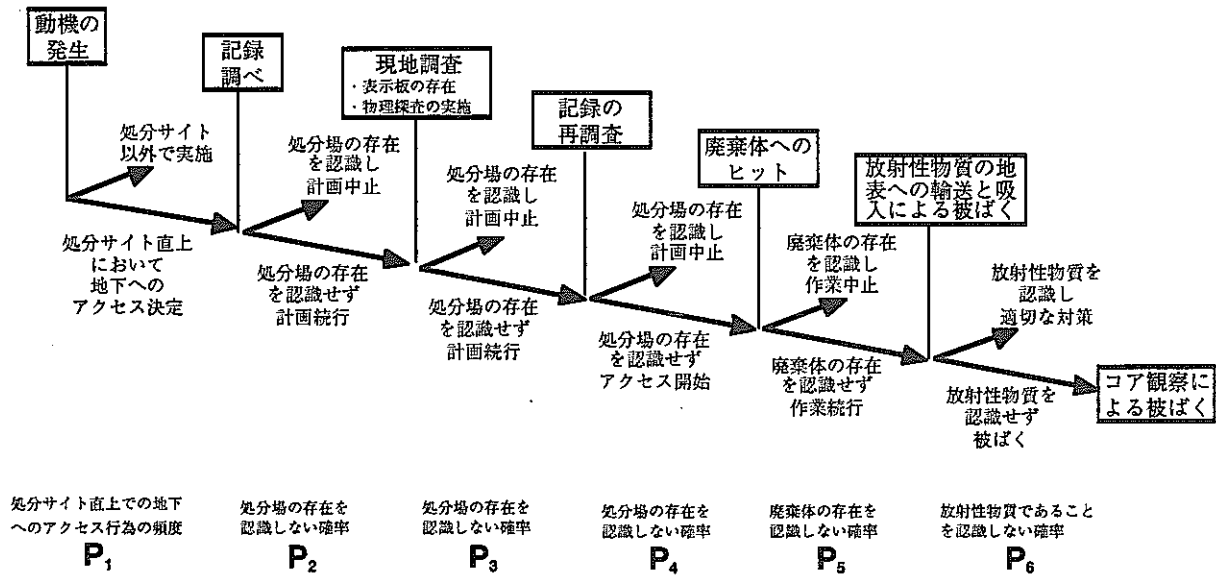


図-2 偶発的な人間侵入のイベントツリー

表-2 偶発的な人間侵入シナリオ

地下へのアクセス行為の時系列	対応策（発生の防止／緩和方策）	偶発的な人間侵入シナリオ
<p>動機による地下へのアクセス行為でも、何らかの目的または動機が存在する。</p>	<p>・ サイト選定と処分場設計 ・ サイト選定により地下資源が存在する地域を回避することにより、地下へのアクセス行為を低減 ・ 地下深く（数百メートル以深）に処分場を設置することにより、偶発的な人間侵入の可能性をさらに低減</p>	<p>地下資源（鉱物、地熱、温泉、地下水など）探査、地下空間利用、学術調査などが動機となる。</p>
<p>記録調べ 発生した動機に対し、その行為に関する記録を調べる必要のある場合には、必要事項に関する調査を行うことにより、例えば、対象となる地域周辺に処分場が存在していることに気がつく可能性が考えられる。</p>	<p>記録の保存と伝達 ・ 廃棄物の存在位置やそれが有する潜在的危険性を記述した記録を保存 ・ 記録の媒体に関する研究成果（Nordic Nuclear Safety Research Program Working Group, 1993）によれば、紙の耐久性は適切に取り扱われれば約 1000 年の保存は可能 ・ 国際公文書館（Nordic Nuclear Safety Research Program Working Group, 1993）の設立</p>	<p>時間とともに、 i) 保管中や書き換え時の伝承もれ・記載事項もれの発生 ii) 意図的ないしは偶発的（破壊）行為（核戦争など）による記録の劣化・消失 iii) 記録媒体の自然劣化（水河期の到来も含まれる） iv) 後世文化・社会情勢等の変化（言語体系の変化・移民の流入など）などの理由により、廃棄物を処分した時期、処分位置、処分者、廃棄物の種類・量・特性、処分場のしくみ（配置図等）、処分場選定の理由など、少なくとも後世の安全性を確保・維持するために必要な最低限の情報ないしは記録物（文書、地図、コンピュータファイル、掲示板など）が、それ自体もしくは受け取り側の理由により、その伝達効力を失い、その結果、処分場の直上あるいは近接しやすい位置から掘削を開始する。</p>
<p>現地調査 地下へのアクセス行為を開始する場合、現地においての地表調査や地上から地下方向に対し、物理探査を行うことが考えられる。また、物理探査を行う際に、その地域の地質構造、地下資源、地熱、温泉、断層、地下埋設物等を事前に把握しておく可能性があり得る。</p>	<p>処分サイトでのマーカー（表示板やモニメント）の設置 ・ 処分場の所在や内包物がある危険性を明示する表示板などが、地下へのアクセス行為を行う地点またはその近傍にあれば、その表示内容が解読されることにより、これ以降の地下へのアクセス行為を未然に防止することによって、これが可能 ・ 表示板などのマーカーは可能なかぎり耐久性が必要</p>	<p>上記の記録調べと同様、早期のうち、表示板の自然劣化あるいは何らかの人的破壊行為によって、表示板記載内容の消失、または、仮に表示板が健全な状態にあったとしても、発見者の言語体系が異なるなどの理由により掘削行為が起こる。 現在の調査及び解読技術の水準によれば、どの調査法を用いるにしても、周囲環境との異質性により、何かが存在し得るとの判定は下せるものの、それが高レベル放射性廃棄物の処分場であると断定できず、あるいは目的によっては、検知された異常帯を確かめるために積極的な掘削行為が開始される。</p>
<p>記録の再調査 サイト・サーベイの段階で異物の存在を検知した場合に、その正体を明らかにしようとして、より広範囲にわたる記録の（再）調査を行う可能性も考えられる。調査の動機が変われば調査範囲（記録書の種類、期年年代等）がより広がり、もしどこかに処分を行った記録があるならば、これを察し当てることも考えられる。</p>	<p>上記記録調べと同じ</p>	<p>上記記録調べの項で述べた理由から、掘削を続行してしまう。</p>
<p>廃棄体へのヒット（処分場への侵入） 掘削機が処分場の構成要素であるライナー（堆積岩系の場合）、ペントナイト、オーバパック、ガラス固化体を次々に掘進・破壊した際に、掘削機の異常を検知する可能性が ある。</p>	<p>処分場のレイアウト設計によって、廃棄体の配置などに配慮可能</p>	<p>掘削機のドリルが処分場の構成要素に接触・貫通しても、地上において検知されるその反応はわずかであり、さらに掘削が続行される。</p>
<p>放射性物質（掘削屑）の地表への輸送と吸入による被ばく ボーリングによって地上にもたらされる掘削屑によって異常が検知される可能性が ある。</p>	<p>なし</p>	<p>ガラス固化体の掘削屑が地表に引き上げられるが、それが放射性物質であることに気がつかず、掘削が続行されることにより、掘削屑の吸入により被ばくする。</p>
<p>コア観察による被ばく 掘削したボーリングコアを観察する際に、異質物の存在を認識することによって適切な対策が採られることが想定される。</p>	<p>なし</p>	<p>ガラス固化体を通じた部分のボーリングコアが放射性物質であると気がつかず、適切な対策を講ずることなく従事者がコアを観察することによって、コア自体からの放射線照射によって被ばくする。</p>



#### 4. 偶発的な人間侵入による接近シナリオ評価事例

ここでは、地下へのアクセス行為としてボーリングによる掘削を想定し、2.に述べた 1)の危険性に対して、表-2 に記述した偶発的な人間侵入シナリオが発生した場合の影響を定量的に例示するため、以下のモデルを仮定して評価を試みる。

このような稀頻度事象に起因する影響を定量的に示す指標の一つとしてリスクの概念（たとえば ICRP(1985)）があり、偶発的な人間侵入シナリオが発生し、掘削によりガラス固化体を貫通する頻度  $P$  [1/y]が一定であると仮定すると、リスク  $R(t)$  は、以下の式によって与えられる。

$$R(t) = \gamma \cdot P \cdot \sum_j H_j(t) \quad (1)$$

ここで、 $R(t)$ ：時刻  $t$  における年間のリスク [1/y]

$\gamma$ ：リスクファクター [1/Sv]

$H_j(t)$ ：人間侵入による想定被ばく線量 [Sv]

$P$  と  $H_j(t)$  については、以下の仮定を行った。

【偶発的な人間侵入シナリオが発生し、掘削によりガラス固化体を貫通する頻度： $P$ 】

- 処分サイト直上においてボーリングを行うことが決定されれば、その後の防止策などはすべて効かず、ガラス固化体を貫通するまで掘削は継続するものとする（図-2 で  $P_2 \sim P_6 = 1$ ）。
- したがって、処分場への人間侵入の頻度は以下のように与えられ、処分サイト直上において処分場の深度レベルまで達するボーリングの実施頻度  $P_1$  と、廃棄物が占める面積  $S$  に依存する。

$$P = S \cdot P_1 \cdot (P_2 \cdot P_3 \cdot P_4 \cdot P_5 \cdot P_6) = S \cdot P_1 \quad (2)$$

ここで、 $P_1$ ：処分サイト直上で処分場の深度レベルに達するボーリングが行われる頻度[1/( $m^2 \cdot y$ )]

$S$ ：地上から見下ろした場合の廃棄物が占める全投影面積 [ $m^2$ ]

【偶発的な人間侵入が生じた場合の被ばく線量： $H_i(t)$ 】

- 被ばくの形態としては、ボーリングコアの観察の際に、観察者が受ける外部被ばくと、掘削作業に伴う掘削屑を吸入することによる内部被ばくを想定。
- ボーリングの目的によっては、コアを採取しない場合が考えられるが、ここでは同一の人間が掘削作業とコア観察を行うと仮定し、コアからの外部被ばくと、掘削屑を吸入することによる内部被ばくの双方を加算して被ばく線量を評価。
- ガラス固化体を貫通した掘削屑を地上に引き上げることにより、粉塵（ダスト）となった放射性核種は空気中のダスト濃度まで瞬時に達するものと仮定。その際、処分場深度まで掘削した岩屑も混合しているものと仮定。

- 作業者の吸入による内部被ばくの影響  $H_{inh}(t)$  は以下の式より算出。

$$H_{inh}(t) = \sum_i \eta_i^{inh} \cdot C_i(t) \cdot f_{dil} \cdot \epsilon \cdot B \cdot T^{inh} \quad (3)$$

ここで、 $C_i(t)$ ：時点  $t$  におけるガラス固化体中の核種  $i$  の放射能濃度 [Bq/g]

$t$ ：処分場閉鎖後の時間 ( $t=0$  は処分場の閉鎖時期，ガラス固化後，処分場の閉鎖までに中間貯蔵期間 50 年，操業期間 50 年，計 100 年経過)

$\eta_i^{inh}$ ：核種  $i$  の吸入に対する線量換算係数 [Sv/Bq]

(科学技術庁告示第 15 号 (1988) を用いて各核種ごとに算出)

$f_{dil}$ ：処分場深度まで掘削した岩屑が混合することによる希釈割合 [—]

$B$ ：作業時の呼吸量 [ $m^3/h$ ]

$T^{inh}$ ：作業（被ばく）時間 [h]

$\epsilon$ ：空気中ダスト濃度 [ $g/m^3$ ]

- コア観察の際，観察者が受ける外部被ばくの影響  $H_{ext}(t)$  は以下の式により算出。

$$H_{ext}(t) = \sum_i \eta_i^{ext} \cdot C_i(t) \cdot T^{ext} \quad (4)$$

ここで、 $\eta_i^{ext}$ ：核種  $i$  の外部被ばくに対する線量換算係数 [Sv/(Bq/g)/h]

(直径 7cm (全国地質調査業協会連合会，1994) の無限円柱を仮定したコア表面から 50cm 離れた地点での外部被ばく線量を，評価コード ANISN を用いて核種ごとに算出)

$T^{ext}$ ：観察（被ばく）時間 [h]

上記モデルについて，表-3 の設定値を用い，掘削によりガラス固化体を貫通する頻度と被ばく線量 (図-4) を基に，(1)式からリスクを算出した (図-5)。その結果は，最大でも諸外国で示されている安全基準 ( $10^{-6} \sim 10^{-5}(1/y)$ ) を下まわっている。

なお，処分場の深度まで到達するボーリングの実施頻度  $P_1$  については，データとその設定方法に大きく依存するため，入手した範囲での最大と最小の値を用いて設定し，リスクを算出している。

表-4 は 1982 年および 1989 年にまとめられた文献から得られた 50 年間を対象とするデータであり，これに基づけば 500m 以深にアクセスする行為は 50 年間で 509 件となる (年間約 10 件；実施頻度  $0.36 \times 10^{-10} [1/(m^2 \cdot y)]$ )。一方，温泉調査用ボーリングは都道府県別温泉利用状況 (環境庁，1987，1995) によれば，昭和 62 年から平成 7 年までの 9 年間に 4370 本 (年間約 500 件；実施頻度  $1.3 \times 10^{-9} [1/(m^2 \cdot y)]$ ) 実施されている。

また，金属鉱業事業団は全国を対象として資源調査を実施している (金属鉱業事業団，1994)。この調査では，まず広域調査が行われた後，有望と考えられる地域においてさらに精密調査が実施されている。人間侵入シナリオの評価という観点から広域調査を対象として，掘削されたボーリング本数をその調査対象地域の面積及び調査期間で除しボーリングが行われる頻度を求めると，全調査地域の平均で  $3.0 \times 10^{-10} [1/(m^2 \cdot y)]$  となり，温泉調査用ボーリングの頻度に比して小さい値となる。

廃棄体の定置方式については横置きを仮定したが、縦置きの場合には、地上からの投影面積が小さくなる一方、外部被ばくの観点からコアの長さ、吸入による内部被ばくの観点から掘削屑（ダスト）への希釈率が大きくなるため、これらを考慮すると廃棄体の定置方法による影響の差は無視できる。

表-3 偶発的な人間侵入シナリオ評価に用いたデータ

パラメータ	設定値	出典等
処分場の深度以上に掘削を行う頻度: $P_1$ [ $1/(m^2 \cdot y)$ ]	$0.36 \times 10^{-10}$  $1.3 \times 10^{-9}$	・処分場の深度が 1000m にあると想定し、地下アクセス行為（ボーリングと地下空間開発・利用）の深度分布（表-4）より、保守的に 500m 以深のボーリング数を対象面積（29 道県, 29 万 $km^2$ ）と対象期間（50 年）から平均化して設定 ・昭和 62 年度および平成 7 年度「都道府県別温泉利用状況」（環境庁, 1988; 1996）の源泉数の比較から得られる 4370 件（9 年間の温泉増加数）が日本全国（37.8 万 $km^2$ ）で無作為に行われたとの仮定により設定
地上から見下ろした場合の横置の廃棄物が占める投影全面積: $S$ [ $m^2$ ]	$2.33 \times 10^4$	動燃事業団「地層処分研究開発第2次取りまとめ第1ドラフト」（1998）より設定 ・ガラス固化体1本あたり： $0.43m$ （ガラス固化体の直径） $\times 1.35m$ （ガラス固化体の高さ） $= 0.5805m^2$ /本 ・ガラス固化体の本数：40000本
処分場深度まで掘削した岩屑が混合することによる希釈割合: $f_{dil}$ [-]	$4.3 \times 10^{-4}$	処分場の深度が 1000m にあると想定し、掘削される 1000m 分の掘削屑に対し、くり貫かれる横置きガラス固化体の直径分 0.43m 分から算出
作業時の呼吸量: $B$ [ $m^3/h$ ]	1.2	Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control” (IAEA, 1987) より設定
掘削作業（被ばく）時間: $T^{inh}$ [h]	350	ガラス固化体破壊後の残りの掘削作業時間を、深度 1500m まで掘削が一定速度（10m/日）で継続するものと仮定し、1 日あたり作業時間を 7 時間として設定。
空气中ダスト濃度: $\epsilon$ [ $g/m^3$ ]	$1.0 \times 10^{-4}$	Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control” (IAEA, 1987)
観察（被ばく）時間: $T^{ex}$ [h]	$3 \times 10^{-1}$	ガラス固化体を貫通したコアの長さ（横置きガラス固化体の直径）0.43m を観察するのに要する時間
リスクファクター: $\gamma$ [リスク/Sv]	$5 \times 10^{-2}$	ICRP Pub.60 (ICRP, 1991) より設定

表-4 わが国における地下アクセス行為の深度分布

深度 (m)	資源探査などを目的としたボーリング					地下空間開発・利用					合計
	石油・ガス	金属資源	地熱	その他	小計	都市・産業	物流・輸送	エネルギー	その他	小計	
0~500	0	22	1	9	32	110	69	58	16	253	285
500~1000	1	100	55	1	157	9	0	2	1	12	169
1000~1500	17	79	12	0	108	1	0	1	0	2	110
1500~2000	22	12	0	0	34	0	0	1	0	1	35
2000~2500	38	0	0	0	38	2	0	1	0	3	41
2500~3000	13	0	0	0	13	0	0	2	0	2	15
3000~3500	17	0	0	0	17	0	0	0	0	0	17
3500~4000	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
4000~4500	10	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
4500~5000	9	0	0	0	9	0	0	0	0	0	9
5000~5500	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
不明	0	0	0	0	0	45	35	3	7	90	90
合計	140	213	68	10	431	167	104	68	24	363	794
出典 対象期間	既存ボーリング資料集（新妻編, 1982） 約50年間					（財）エンジニアリング振興協会基礎データ集（1989） 50年間（ただし構想分も含む）					

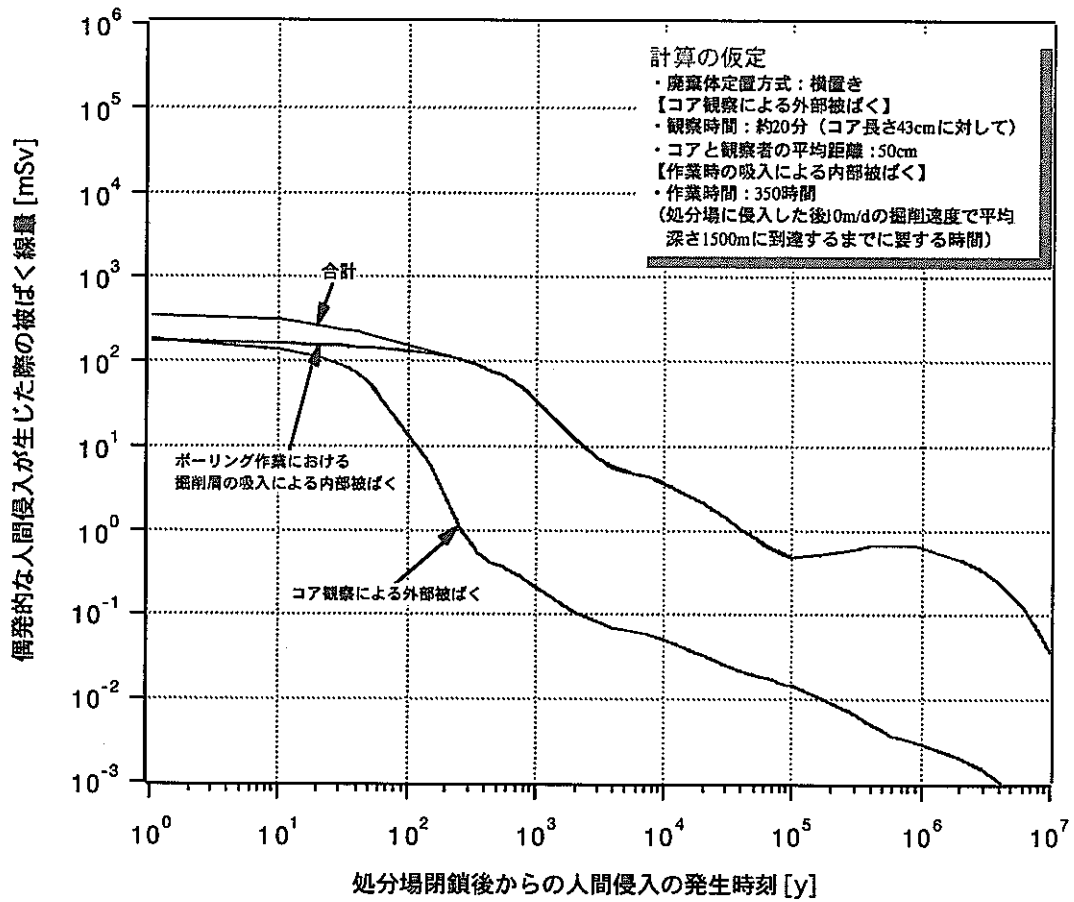


図-4 偶発的な人間侵入が生じた場合の被ばく線量

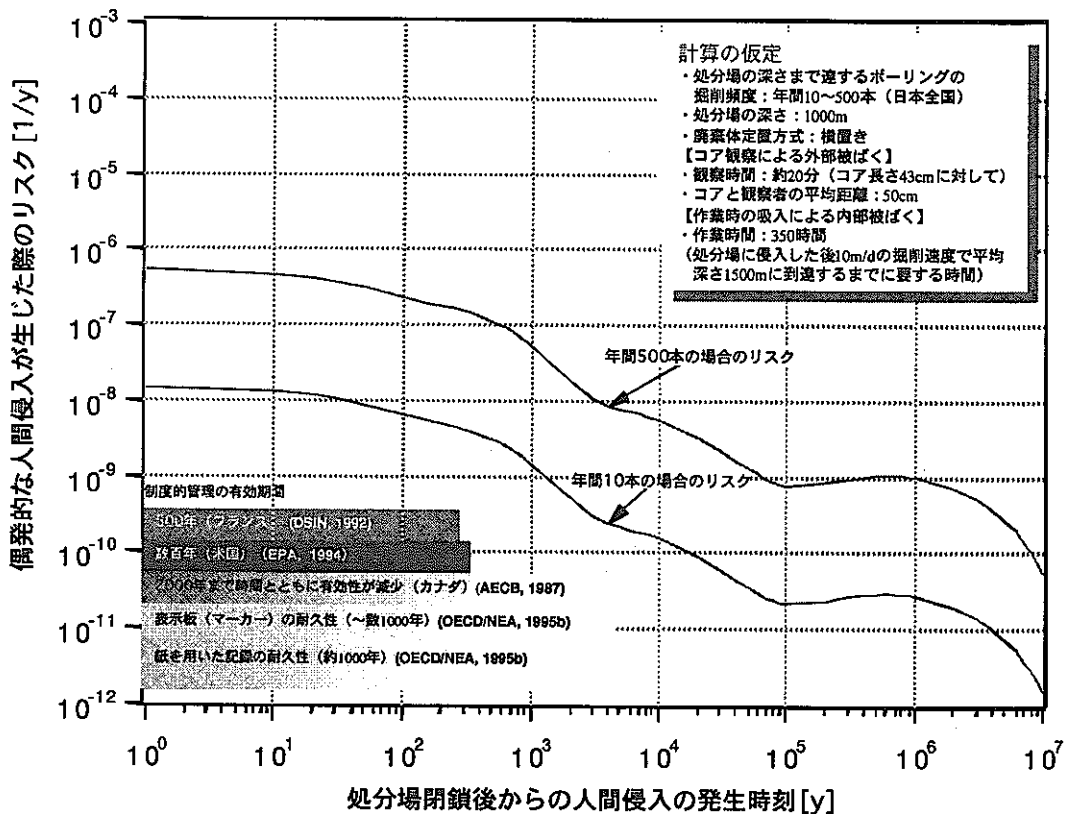


図-5 偶発的な人間侵入が生じた場合のリスク

【文 献】

AECB (1987) : Regulatory Policy Statement, Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes - Long-term Aspects, AECB Document R-104, Ottawa.

Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden (1994) : The Radiation Protection and Nuclear Safety, Disposal of High Level Radioactive Waste : Consideration of Some Basic Criteria, (Nordic Flag Book).

動燃事業団 (1998) : 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ第 1 次ドラフト, PNC TN1412 98-013.

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

エンジニアリング振興協会 (1989) : 地下開発利用研究センター, 地下空間開発利用の現況調査, ENAA GEC 1989-M1.

EPA (1993) : Environmental Radiation Protection Standards for Management and Disposal of Spent Nuclear Fuel, High-level and Transuranic Wastes, Code of Federal Regulations, Title 40, Part 191, GPO, Washington, D.C.

EPA (1998) : Criteria for the Certification and Recertification of the Waste Isolation Pilot Plant's Compliance with the Disposal Regulations: Certification Decision; Final Rule, Title 40, Part 194, GPO, Washington, D.C.

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

Grimwood, P. and Thegerstrom, C. (1989) : Assessment of the Risks Associated with Human Intrusion at Radioactive Waste Disposal Sites - Some Observations from an NEA Workshop, Proc. of the Symposium on Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories, Paris, pp.385-395, NEA/IAEA/CEC.

IAEA (1987) : Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, IAEA TECDOC-401.

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

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Wastes, Annals of the ICRP, vol.15, No.4 (ICRP Pub.46).

ICRP (1991) : 1990 Recommendation of the international Commission on Radiological Protection, ICRP Pub.60, Annals of the ICRP, Vo.21, Nos.1-3.

科学技術庁 (1988) : 放射線を放出する同位元素の質量等を定める件, 科学技術庁告示第 15 号.

環境庁 (1988) : 昭和 62 年度「都道府県別温泉利用状況」, 環境庁自然保護局施設整備課.

環境庁 (1996) : 平成 7 年度「都道府県別温泉利用状況」, 環境庁自然保護局施設整備課.

金属鉱業事業団 (1994) : 金属鉱業事業団データブック 1994 年 3 月.

新妻 (編) (1982) : 既存ボーリング資料集, 文部省科学研究補助金総合研究 (B), 学術ボーリング計画の研究 (文部省科学研究補助金総合研究課題番号 56306013).

Nordic Nuclear Safety Research Program Working Group (1993) : Conservation and Retrieval of Information - Elements of a Strategy to Inform Future Societies about Nuclear Waste Repositories, Final Report of Project KAN-1.3, Nordiske Seminar - og Arbejdsrapporter 1993:596, NKS, Roskilde.

OECD/NEA (1995a) : The Environmental and Ethical Basis of the Geological Disposal of Long-lived Radioactive Waste: Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee, OECD/NEA, Paris, France.

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

SKN (1988) : Ethical Aspects on Nuclear Waste : Some Points at a Seminar on Ethical Action in the Face of Uncertainty in Stockholm, Sweden, 1987, National Board for Spent Nuclear Fuel. SKN-Report.

Umeki, H., Masuda, S. and Ohkubo, H. (1989) : A Framework of Dynamic Analysis for Risks Associated with Human Activity at Radioactive Waste Disposal Sites, Proc. Workshop by OECD/NEA, Paris, June 5-7.

Wuschke, D.M. (1991) : Assessment of the Long-Term Risks of Inadvertent Human Intrusion into a Nuclear Fuel Waste Disposal Vault in Deep Igneous Rock, OECD/NEA, Paris, April 3-5.

全国地質調査業協会連合会(1994): 全国標準積算資料 土質調査・地質調査.

## 付録5 バリア中での核種崩壊割合の算出式

ここでは、各バリアに流入した核種が、各バリア中でどの核種の崩壊割合の算出式を示す。崩壊割合は、処分開始から  $10^8$  年までにバリア中で崩壊した核種の総量を算出し、同じ期間内にバリア内に存在しうる核種の最大量（例えば人工バリアにおける核種の最大量は、初期インベントリと処分開始から  $10^8$  年までの親核種からの総崩壊量の合計となる）との比を用いて評価した。なお、本検討では、評価期間をより長く必要とする半減期  $10^7$  年以上の核種は考慮しない。

以下に、人工バリア中での核種の崩壊割合を算出するために用いた式を示す。放射性崩壊連鎖、 $1 \rightarrow 2 \rightarrow \dots (i-1) \rightarrow i \dots$  を仮定すると、人工バリア内において親核種からの崩壊によって生成する核種  $i$  の量は、以下の式で表される（Nagra, 1994）。

$$\sum_{j=1}^{i-1} \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Buffer}^j dt \right) \quad (\text{付 5-1})$$

ここで、 $I^j$  は核種  $j$  の初期インベントリ、 $Flux_{Buffer}^j$  は核種  $j$  のフラックスである。さらに、人工バリア内で崩壊する核種  $i$  の量は、初期インベントリと親核種からの崩壊による生成量 (5.3-1) との和から、人工バリアからの総放出量を差し引いた以下の式で表される。

$$I^i + \sum_{j=1}^{i-1} \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Buffer}^j dt \right) - \int_0^{10^8} Flux_{Buffer}^i dt = \sum_{j=1}^i \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Buffer}^j dt \right) \quad (\text{付 5-2})$$

これらの式を用いて、緩衝材中で存在しうる最大の核種量（初期インベントリと親からの崩壊により生成した量の和）で、人工バリア内での核種  $i$  の総崩壊量を規格化することにより、人工バリア内での崩壊割合（ $\phi_{Buffer}^i$ ）が以下の式により得られる。

$$\phi_{Buffer}^i = \frac{\sum_{j=1}^i \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Buffer}^j dt \right)}{I^i + \sum_{j=1}^{i-1} \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Buffer}^j dt \right)} \quad (\text{付 5-3})$$

同様に、人工バリアから天然バリアまで含めた場合における総崩壊量の割合（ $\phi_{Hostrock}^i$ ）が次の式により得られる。

$$\phi_{Hostrock}^i = \frac{\sum_{j=1}^i \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Hostrock}^j dt \right)}{I^i + \sum_{j=1}^{i-1} \left( I^j - \int_0^{10^8} Flux_{Hostrock}^j dt \right)} \quad (\text{付 5-4})$$

### 参考文献【付録 5】

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

## 付録 6 補完的指標についての検討

安全評価の指標と時間枠については、1.3 において専門部会報告書に示されている考え方について述べた。さらに専門部会報告書では、線量を指標とすることに関し、一万年先頃までに到来すると考えられている次の氷期のような大きな気候変化による地表環境や人間の生活様式への大きな影響の可能性を線量を用いて評価することへの絶対的な意味はないという考えもありうるが、現在の人々が受けている線量との対比から、そのような遠い将来についても現在と同様の生活様式を仮に想定して線量を評価しておくことは相対的に重要な意味があると考えられることが示されている。5.1 では基本シナリオの全体性能解析の線量評価結果を諸外国の基準だけでなく天然の放射線レベルと比較し、これらに対し線量評価結果が数桁下回ることを示した。

付表 6-1 に示すように補完的指標についていくつかの具体的なアイデア (IAEA, 1994) が示されているが、実際に安全評価に用いられた例はあまりみられない。安全評価の指標に対する諸外国の動向を以下に示す。

付表 6-1 . 安全指標の比較 (IAEA, 1994)

	指 標	長 所	短 所
人 間	リスク	人間への影響の直接的指標 すべての被ばく経路の統合が可能 被ばくの起こりやすさ考慮可能 他の危険性と直接比較可能	意思疎通上の問題 確率の指定に関する問題 遠い将来への適用性に関する問題 計算が複雑
	線量	十分に確立され理解されている 人間への影響の直接的指標 すべての被ばく経路の統合が可能	被ばくの起こりやすさを考慮できない 遠い将来への適用性に関する問題
環 境	環境濃度	概念的に簡単 人間の状態と無関係 局所的な環境影響に関する尺度	人工放射性核種に対する直接的な天然の比較物が存在しない 一般的参照レベルの定義に関する問題
	生物圏におけるフラックス	局所的な生物圏や人間の変化に対して比較的無関係 広域的あるいは地球規模での環境影響の尺度	概念的に難しい 一般的参照レベルの定義に関する問題
	バリアを通過するフラックス	バリア性能の直接的指標	人工放射性核種に対する直接的な天然の比較物が存在しない 局所的な安全指標とはならない
	時間	理解が容易 バリア性能の直接的指標	安全性とは直接関係しない 全体的な安全目標から注意をそらす
廃 棄 物	潜在的危険度指数	概念的に簡単 重要な期間を示す指数	不完全であり仮定に影響を受けやすい

### 1) 線量, リスクを指標とした評価における不確実性

スウェーデンの SKBF (SKB の前身) は, KBS-3 (SKBF/SKB, 1983) において, 評価のガイドラインとして ICRP 及び SSI の勧告に基づく線量の上限値 (それぞれ 1 [mSv y<sup>-1</sup>], 0.1 [mSv y<sup>-1</sup>]) を超えないこと, および処分場周辺の天然放射線 (0.7~1.4 [mSv y<sup>-1</sup>]) のレベル) に対して影響のないことを用いている。線量評価にあたり, 将来の人間



環境や生活様式を現代のそれに基づいて仮定しているが、こうした条件はかなりの変化が生じると考えられるため、長期にわたる線量評価における不確実性は避け難いとしている。しかし、計算された線量は、天然の放射線バックグラウンドに比べ、その割合が無視し得る程度に小さく、このことから上記不確実性を考慮しても安全評価上は問題とならないとしている。これは、線量の基準値と計算値を直接比較して安全を議論しているのではなく、天然の放射線を線量に換算し、その値に対する計算された線量の比を考えることによって、システムの機能を評価していると考えられる。この比が極めて小さいことから、将来における線量評価に付随する不確実性が安全上問題とならないと判断していることとなる。

KBS-3 以後、北欧諸国による地層処分の安全基準に関する勧告（The radiation protection and nuclear safety authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden, 1993）が出され、それによると処分後一万年程度までの個人線量は通常の条件において  $0.1[\text{mSv y}^{-1}]$  を上回るべきでないとしている。また一万年を超える時間においては、処分場からの核種の放出によって、環境の放射線レベルが著しく影響を受けないことを要求している。

この勧告に基づき SKB によりまとめられる次の安全評価報告書では、一万年まで個人線量を評価し、一万年以降の時間においては地層処分場から生物圏への  $\alpha$  核種の流入率を  $[\text{Bq y}^{-1}]$  の単位で計算し、天然に存在する核種のそれと比較を行うこととしている。この際、一万年以前と以後の人間環境への核種放出率の傾向を比較するため、標準的な生物圏における線量換算係数に基づき計算された個人線量も併せて示すこととしている。

カナダの基準（AECB, 1987）では、処分後一万年までの個人リスクの評価を求めている。さらにリスクのピークが一万年までに生じない場合、それ以降の時間において環境への放射性核種の放出率が急激に増加したり、個人が大きな放射線学的リスクを被ることのないことを適切に示す必要があるとしている。この考え方は、将来の人間環境の不確実性を勘案し、規制側の判断として、評価を打ち切る時期を一万年とするものの、長半減期核種を含む廃棄物においては、一万年以前にピークが現れないと考えられることから、一万年以降の急激な核種放出のないことを確認するというものである。

これに基づき AECL は、EIS（Goodwin, B.W. et al., 1994）において、一万年以降（十万年まで）についてもリスク評価を行っている。しかし、一万年以降のリスクのカーブは、傾向をみるために用いられており、基準とその計算されたリスクが直接比較されて安全性が議論されているわけではない。

スイスの基準（HSK and KSA, 1993）では、通常の条件において現世代の人間環境および生活様式を前提に処分場の影響が最大となる時期まで、個人線量を評価することとしている。これに基づき Nagra は、Kristalline-I（Nagra, 1994）において線量による評価を行っているが、時間スケールに応じて評価結果の解釈の仕方を変えている。線量は、人間環境への核種放出率から人間環境における被ばく経路の評価に基づき推定される。一万年以降百万年までは、氷河による気候変動のため被ばく経路は著しく影響を受け、従って、推定された線量には、大きな不確実性が含まれるものとみなしている。よって、この時期における線量は、人間への影響を判断する指標というよりも、地層処分システムの健全性を確認する指標と考えられている。さらに、百万年以降は、地質環境の長期的変化による予測の不確実性を考慮せねばならず、線量は経時変化の傾向を把握するだけの指標と考えられている。このような考えは、上述カナダの例に見られる結果の解釈の仕方と類似したものとみなすことができる。

## 2) 補完的評価指標について

以上述べたように線量やリスクでは、評価期間が長くなるに従い、特に将来の人間環境や生活様式に関する不確実性が大きくなることが指摘されているが、専門部会報告書では、第2次取りまとめにおける安全評価の指標に関し、以下のように示されていることを1.3において述べた。

- －放射線量を基本とすること
- －天然の放射線レベルに有意な影響がないことを確認するための補完的評価指標についても検討すべきこと

線量を指標とした評価結果については、本文中の4.2.1.4, 4.2.2.4, 4.4 および5.1にそれぞれ示した。ここでは、線量を補完するための指標の必要性について述べた後、補完的評価指標に関するこれまでの研究例について検討する。

線量は、放射線が人体に付与するエネルギーの尺度であり、放射線の種類や人体組織の放射線に対する感度により重みづけがなされ、人間への影響を直接表わす指標として用いられている。天然の放射線による人体への影響についても線量を指標として評価されている。

安全評価では、本文第1章で述べたように処分場から移行した放射性核種が生物圏に到達し、人間に影響を及ぼす可能性についてシナリオとそれに対応するモデル、データを設定して解析し、適切な指標を用い安全基準と比較することにより、安全性を判断する。生物圏は、氷期のような大きな気候変化が生じることにより、著しい影響を受ける。次の氷期は一万年先頃までに到来すると考えられているが、そのような遠い将来の人間の生活様式や生物圏における食物連鎖の起こり方、あるいは地表とその近傍における環境条件を予測することが困難なことから、上記のような安全評価の考

え方に基づいて、計算された線量に絶対的な意味はないと考えられている。専門部会報告書では、現在の人々が受けている放射線量との対比から、そのような遠い将来についても現在と同様の生活様式を仮に想定して放射線量を評価しておくことは相対的に重要な意味があるとしている。

安全指標に関する国際的な検討において、予測が困難な将来の生物圏における変化の影響をうけにくく、線量による評価を補うことが可能と考えられる指標（補完的評価指標）として、多重バリアを経て地表環境へ至る放射性核種のフラックスや地表環境での放射性核種の濃度が挙げられているが、高レベル放射性廃棄物中には天然に存在しない核種が含まれており、これらについては天然の放射性核種と直接比較することができない。この他の補完的指標としては、時間や潜在的危険性も挙げられているが、地層処分の安全性の判断には直接結びつかないと考えられている（IAEA, 1994）。

地表環境へのフラックスを安全指標として用いる場合、安全評価解析において求められるフラックスと整合をとって、実測に基づき天然の放射性核種のフラックスを求める必要がある。

地表環境へのフラックスに関しては、スウェーデンのハードロック研究所近傍の天然に存在する放射性核種のフラックスを、処分場から生物圏へ放出される放射性核種に対して提案されている制限値と比較した例が報告されている（Miller et al., 1996）。この研究では、地下水のフラックス、氷河による侵食、氷河以外の侵食（風化作用）による天然の放射性核種のフラックスを算出し、それらの比較により氷河の侵食によるフラックスが支配的との結果を得ている。

上記の研究例のような天然に存在する放射性核種のフラックスの評価においては、将来の氷河の侵食速度の予測に関する不確実性を考慮する必要がある。また、安全評価解析では、地表環境へ放出されるフラックスとして地下水によって運ばれる放射性核種のフラックスを計算するが、上記の研究例のような天然に存在する放射性核種のフラックスと比較する場合、侵食に起因した天然の放射性核種のフラックスを計算に含めることの意味についても論ずる必要があると考えられる。なお、わが国においては、氷河の痕跡に関する報告は一部の高山地域に限定されており、侵食については、風化作用によるものが中心となる。

地表環境での放射性核種の濃度を安全指標として用いる場合、地下水中の天然の放射性核種の濃度を分析し、それを安全評価解析において求められる地表環境へのフラックスを希釈水量で除すことにより求めた放射性核種の濃度と比較する必要がある。このため、潜在的毒性に換算することや、潜在的毒性を一致させて天然の  $\alpha$  核種の放射能に換算するといった手続きにより比較するアプローチが考えられている。

地表環境の濃度に関しては、スイスの Kristalline-I 報告書において、線量を指標とした安全評価解析の結果 (Nagra, 1994) の信頼性を向上させるため、放射性核種の濃度を指標として Kristalline-I の安全評価解析から求めることができる濃度と地下水中の天然放射性核種の濃度を比較している (Neall et al., 1994)。具体的には、Kristalline-I の安全評価解析から得られる地表環境への放射性核種のフラックスとスイスにおける井戸の平均くみ上げ水量から放射性核種濃度を求め、スイスにおける地下水中の天然の放射性核種濃度の実測値と比較している。また、天然バリアにおける核種移行評価の不確実性に影響されないよう、人工バリア外側のフラックスをスイスにおける井戸の平均くみ上げ水量で除すことにより濃度を算出し、同様に地下水中の天然放射性核種の濃度と比較している。さらには、この井戸水を直接人間が飲水するとして線量を求めスイスの基準と比較している。

この例においては、平均のくみ上げ水量が帯水層における希釈水量の変化などに依存しない値であり、予測が困難な地表近傍の環境の変化の影響を受けない考え方をとっている。また、地表環境への放射性核種のフラックスと井戸の平均くみ上げ水量から求めた放射性核種の濃度に基づき、人間による井戸水の摂取を想定して線量を求めるという考えをとることにより、井戸の平均のくみ上げ水量が将来にわたり変わらないとの前提に立てば、予測が困難な将来の生物圏の変化の影響を受けない考え方となっている。

### 参考文献【付録 6】

AECB (1987): Regulatory Policy Statement; Regulatory Objectives, Requirements and Guidelines for the Disposal of Radioactive Wastes — Long-term Aspects, AECB Regulatory Documents R-104.

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

HSK and KSA (1993) : Guideline for Swiss Nuclear Installations; Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Waste, HSK-R-21/e.

IAEA (1994): Safety Indicators in Different Time Frames for the Safety Assessment of Underground Radioactive Waste Repositories, First Report of the INWAC Subgroup on Principles and Criteria for Radioactive Waste Disposal, IAEA-TECDOC-767.

Miller, B., Smith, G., Savage, D., Towler, P. and Wingefors, S. (1996): Natural Radionuclide Fluxes and their Contribution to Defining Licensing Criteria for Deep Geological Repositories for Radioactive Wastes, *Radiochimica Acta* 74, pp. 289-295.

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

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

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

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