

平成 25 年度

地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備

(安全審査に向けた評価手法の整備)

報 告 書

平成 26 年 3 月

独立行政法人 日本原子力研究開発機構

目 次

| | 頁 |
|--|-------|
| 1. 序論 | 1-1 |
| 1.1 まえがき | 1-1 |
| 1.2 実施内容 | 1-1 |
| 1.3 成果概要 | 1-4 |
| 1.3.1 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備 | 1-4 |
| 1.3.2 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (バリア材長期変遷事象) | 1-19 |
| 1.3.3 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (人工バリア材の初期欠陥) | 1-28 |
| 1.3.4 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (地質・気候関連事象) | 1-33 |
| 1.3.5 体系的な安全評価手法の整備 | 1-38 |
| 第1章の参考文献 | 1-51 |
| 2. 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備 | 2-1 |
| 2.1 全体概要 | 2-1 |
| 2.2 ガラス固化体の溶解モデルの作成 | 2-2 |
| 2.2.1 背景と目的 | 2-2 |
| 2.2.2 Mg イオン共存下における浸出試験条件とガラス固化体の溶解促進との関係 | 2-5 |
| 2.2.3 金属鉄共存下における固化体の溶解／変質挙動 | 2-15 |
| 2.2.4 ガラス固化体の溶解速度モデルへの反映と課題 | 2-25 |
| 2.2.5 まとめ | 2-29 |
| 2.3 放射化金属の腐食モデルの作成 | 2-30 |
| 2.3.1 背景と目的 | 2-30 |
| 2.3.2 低温域でのジルカロイ-4 腐食メカニズムの検討 | 2-32 |
| 2.3.3 長期評価の際の腐食速度モデルの適用範囲 | 2-42 |
| 2.3.4 現実的評価を行うために必要なモデルの改良点 | 2-43 |
| 2.3.5 まとめ | 2-43 |
| 2.4 オーバーパックの腐食寿命評価モデルの整備 | 2-44 |
| 2.4.1 背景と目的 | 2-44 |
| 2.4.2 既往文献のレビュー及び腐食速度の検討 | 2-45 |
| 2.4.3 低酸素条件下における腐食モデルに関する検討 | 2-54 |
| 2.4.4 炭素鋼の全面腐食速度に及ぼす温度の影響 | 2-65 |
| 2.4.5 まとめおよび今後の課題 | 2-70 |
| 2.5 緩衝材の劣化モデルの作成 | 2-71 |
| 2.5.1 背景と目的 | 2-71 |
| 2.5.2 これまでに整備した評価モデル等の適用性および今後の整備の方向性 | 2-72 |
| 2.5.3 緩衝材劣化における物質移行一連成解析コードの機能拡張 | 2-99 |
| 2.5.4 結論および今後の課題 | 2-110 |
| 2.6 まとめ | 2-111 |

| | |
|--|-------|
| 第2章の参考文献 | 2-112 |
| 3. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (人工バリアの長期変遷事象) | 3-1 |
| 3.1 はじめに | 3-1 |
| 3.2 諸外国の安全評価のレビュー | 3-2 |
| 3.2.1 背景・目的 | 3-2 |
| 3.2.2 スウェーデン | 3-3 |
| 3.2.3 フィンランド | 3-12 |
| 3.2.4 まとめ | 3-17 |
| 3.3 成果概要 | 3-20 |
| 3.3.1 背景・目的 | 3-20 |
| 3.3.2 人工バリアの安全機能 (新たな安全機能の提示) | 3-22 |
| 3.3.3 新規知見の FEP への反映 | 3-29 |
| 3.3.4 安全機能につながる影響の連鎖 | 3-36 |
| 3.3.5 リンケージ解析への展開の現状と課題 | 3-52 |
| 3.3.6 まとめ | 3-54 |
| 第3章の参考文献 | 3-57 |
| 4. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (人工バリアの初期欠陥) | 4-1 |
| 4.1 はじめに | 4-1 |
| 4.2 背景・目的 | 4-2 |
| 4.3 工学的対策などの技術情報のレビュー | 4-3 |
| 4.3.1 ガラス固化体 | 4-5 |
| 4.3.2 オーバーパック | 4-6 |
| 4.3.3 緩衝材 | 4-7 |
| 4.3.4 粘土プラグ | 4-11 |
| 4.3.5 埋め戻し材 | 4-12 |
| 4.3.6 母岩掘削影響領域 | 4-14 |
| 4.4 工学技術に関連したシナリオ検討 | 4-16 |
| 4.4.1 ガラス固化体 | 4-16 |
| 4.4.2 オーバーパック | 4-17 |
| 4.4.3 緩衝材 | 4-19 |
| 4.4.4 粘土プラグ | 4-23 |
| 4.4.5 埋め戻し材 | 4-24 |
| 4.4.6 母岩掘削影響領域 | 4-26 |
| 4.5 まとめ | 4-29 |
| 第4章の参考文献 | 4-34 |
| 5. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備 (地質・気候関連事象) | 5-1 |
| 5.1 はじめに | 5-1 |

| | |
|------------------------------------|-------|
| 5.2 母岩の影響評価シナリオの設定手法 | 5-2 |
| 5.2.1 地質・気候関連事象の影響評価における課題と対処方法 | 5-2 |
| 5.2.2 地質・気候関連事象の母岩の影響評価手法の整備手順 | 5-2 |
| 5.3 地質・気候関連事象の FEP データベースの整備 | 5-4 |
| 5.3.1 背景 | 5-4 |
| 5.3.2 FEP データベースの整備方法 | 5-4 |
| 5.3.3 FEP データベースの概要 | 5-5 |
| 5.3.4 FEP データベースの更新 | 5-10 |
| 5.4 モデル構造の整備 | 5-13 |
| 5.4.1 背景 | 5-13 |
| 5.4.2 モデル構造の整備方法 | 5-13 |
| 5.4.3 モデル構造の概要 | 5-14 |
| 5.4.4 モデル構造の適用例（気候関連事象による母岩の影響） | 5-27 |
| 5.5 不確実性の評価手法の整備 | 5-34 |
| 5.5.1 背景 | 5-34 |
| 5.5.2 モデル構造を用いた不確実性の評価手法 | 5-34 |
| 5.5.3 不確実性の評価手法の適用例 | 5-38 |
| 5.6 まとめ | 5-50 |
| 第 5 章の参考文献 | 5-53 |
| | |
| 6. 安全審査に向けた体系的な安全評価手法の整備 | 6-1 |
| 6.1 はじめに | 6-1 |
| 6.2 安全評価手法の全体像 | 6-2 |
| 6.2.1 体系的な安全評価手法の概要 | 6-2 |
| 6.2.2 安全評価コードのリンケージに係る拡張・整備 | 6-5 |
| 6.3 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価 | 6-24 |
| 6.3.1 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価 | 6-24 |
| 6.3.2 炭素鋼オーバーパックスの腐食寿命解析 | 6-65 |
| 6.3.3 ガラス溶解速度評価 | 6-66 |
| 6.3.4 核種移行パラメータ | 6-67 |
| 6.3.5 ニアフィールド地下水流動 | 6-79 |
| 6.3.6 核種移行解析 | 6-80 |
| 6.4 隆起・侵食による地下環境の変動を想定した安全評価 | 6-96 |
| 6.4.1 隆起・侵食が地下環境に与える影響に関する解析的検討 | 6-96 |
| 6.4.2 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価 | 6-157 |
| 6.4.3 炭素鋼オーバーパックスの腐食寿命解析 | 6-183 |
| 6.4.4 ガラス溶解速度評価 | 6-183 |
| 6.4.5 核種移行パラメータ | 6-183 |
| 6.4.6 ニアフィールド地下水流動 | 6-188 |
| 6.4.7 核種移行解析 | 6-189 |
| 6.5 重要な人工バリアの設計要件と天然バリアの調査要件に関する検討 | 6-207 |
| 6.5.1 重要な人工バリアの設計要件の検討 | 6-207 |
| 6.5.2 重要な天然バリアの調査要件の検討 | 6-214 |

| | |
|--------------------------------|-------|
| 6.6 体系的な安全評価手法のまとめと今後の課題 | 6-214 |
| 第 6 章の参考文献 | 6-216 |

図目次

| | 頁 |
|---|------|
| 図 1.3-1 Mg ケイ酸塩の生成に伴う Si 消費プロセスによるガラス固化体の溶解促進 | 1-4 |
| 図 1.3-2 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 (左) 0.041 mol/l 及び (右) 0.21 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係 | 1-5 |
| 図 1.3-3 (左上) 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl ₂ 溶液中に 91 日間浸漬した | 1-6 |
| 図 1.3-4 (左) 鉄粉もしくはマグネタイト粉末とクーポン状ガラス固化体を共存させた系 .. | 1-6 |
| 図 1.3-5 浸出期間 169 日のガラス/鉄粉等を樹脂で固めて切断・研磨した | 1-7 |
| 図 1.3-6 ガラス固化体/人工バリア/地下水系においてガラス固化体の表面に | 1-8 |
| 図 1.3-7 各ケースにおける 10 万年間のガラス固化体の溶解速度の平均値 | 1-8 |
| 図 1.3-8 腐食量と腐食時間の立方根との関係 (三乗則として原点を通る直線上に整理可能。高温域では三乗則となっている) | 1-9 |
| 図 1.3-9 三乗則に基づいた腐食速度定数でアレニウスプロット | 1-10 |
| 図 1.3-10 腐食メカニズムの二つの仮説と同位体効果 | 1-10 |
| 図 1.3-11 気相中の D/H 比分析結果および 仮説 1,2 で想定した気相中の D/H 比 | 1-11 |
| 図 1.3-12 金属中の D/H 比分析結果および 仮説 1,2 で想定した金属中の D/H 比 | 1-12 |
| 図 1.3-13 オーバーパック腐食寿命評価モデルの概要 | 1-13 |
| 図 1.3-14 腐食速度と試験期間の関係 | 1-14 |
| 図 1.3-15 種々の温度で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料における重水浸透時間の平方根と浸透重水量との関係 | 1-15 |
| 図 1.3-16 係数 A, B の温度依存性 | 1-16 |
| 図 1.3-17 緩衝材の止水性の変遷評価を行うための解析コードと評価モデルの体系 | 1-17 |
| 図 1.3-18 ベントナイト透水係数評価モデルの改良案 (平成 25 年度版) に係る概念図 (40°C) | 1-18 |
| 図 1.3-19 ガラス固化体溶解モデル図 | 1-19 |
| 図 1.3-20 安全機能に着目したシナリオ設定手法 | 1-23 |
| 図 1.3-21 ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制「(低い)溶解性」の低下に至るまでの | 1-27 |
| 図 1.3-22 リンケージ解析に対するシナリオ設定の展開 | 1-28 |
| 図 1.3-23 事故・人的要因に起因した影響の連鎖 | 1-29 |
| 図 1.3-24 地質・気候関連事象のシナリオ設定手法の整備の平成 25 年度までの成果概要 | 1-34 |
| 図 1.3-25 FEP データベースの構成 | 1-35 |
| 図 1.3-26 データベース・システム：起動・作業画面 | 1-36 |
| 図 1.3-27 データベース・システム：177 事象の影響計算の仕組み (計算システム) 表示画面 | 1-36 |
| 図 1.3-28 データベース・システム：モデルシート表示画面 | 1-36 |
| 図 1.3-29 隆起・侵食による天然バリア内の特性変化を想定した核種移行評価イメージ | 1-40 |
| 図 1.3-30 堆積岩サイトの隆起・侵食を想定した場合の核種移行に繋がる評価体系 | 1-40 |
| 図 1.3-31 解析体系の概念図 | 1-42 |
| 図 1.3-32 有効モンモリロナイト密度の経時変化 (「一定の傾向が見出しにくい」ケース) | 1-44 |
| 図 1.3-33 有効モンモリロナイト密度の経時変化 (「一定の傾向が見受けられる」ケース) | 1-44 |
| 図 1.3-34 間隙率の経時変化 (「一定の傾向が見受けられる」ケース) | 1-45 |

| | | |
|----------|---|------|
| 図 1.3-35 | トラジェクトリー解析の結果例（0年の流跡線図、Case1：一様隆起・透水異方性なし・侵食なし） | 1-48 |
| 図 1.3-36 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳例：Case1、Case3、Case5、Case8におけるP2 | 1-49 |
| 図 1.3-37 | 隆起・侵食シナリオの解析イメージ | 1-49 |
| 図 1.3-38 | 隆起・侵食シナリオ解析ケース Case1 の各処分場位置における人工バリアからのガラス固化体 1 本当りりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス | 1-50 |
| 図 1.3-39 | 隆起・侵食シナリオ解析ケース Case1 の各処分場位置における天然バリアからのガラス固化体 1 本当りりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス | 1-51 |
| 図 1.3-40 | 処分場位置 P2 における隆起・侵食シナリオの天然バリアからのガラス固化体 1 本当りりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス | 1-51 |
| 図 2.2-1 | 有限量の水溶液中でのガラス固化体の溶解量と時間の関係 | 2-3 |
| 図 2.2-2 | Mg ケイ酸塩の生成に伴うガラス固化体の溶解促進プロセス | 2-4 |
| 図 2.2-3 | 粉末状ガラス固化体を用いた浸出試験の概略図と試験条件 | 2-6 |
| 図 2.2-4 | 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係 | 2-6 |
| 図 2.2-5 | 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の脱イオン水中における B の浸出量と時間の関係 | 2-7 |
| 図 2.2-6 | 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.0041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係 | 2-8 |
| 図 2.2-7 | 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係 | 2-9 |
| 図 2.2-8 | 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl ₂ 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体表面 | 2-9 |
| 図 2.2-9 | 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl ₂ 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体の XRD 分析結果 | 2-10 |
| 図 2.2-10 | 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl ₂ 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体表面において EDS 分析を行った 20 箇所のポイント | 2-10 |
| 図 2.2-11 | 図 2.2-10 の各ポイントにおける EDS 分析から求めた Mg と Si のモル比 | 2-11 |
| 図 2.2-12 | 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液系でガラス固化体を浸出させ 64 日目に浸出液中 Mg イオン濃度が 0.041 mol/l となるように MgCl ₂ を添加した条件での溶液中 B 及び Mg イオン濃度と時間の関係 | 2-11 |
| 図 2.2-13 | 低 SA/V 条件での浸出試験の概略図と試験条件 | 2-12 |
| 図 2.2-14 | 各浸出溶液条件における重量減少率 (WLR) (左) および pH の経時変化 (右) (DIW : 脱イオン水、SW : 人工海水) | 2-13 |
| 図 2.2-15 | 各浸出溶液条件におけるガラスクーポンの変質状態 (7 日間、90°C) | 2-14 |
| 図 2.2-16 | 鉄粉もしくはマグネタイト粉末とクーポン状ガラス固化体を共存させた系での浸出試験の概略図と試験条件 | 2-15 |
| 図 2.2-17 | 90°C の条件における鉄粉共存下及びマグネタイト粉末共存下、ならびに脱イオン水中における (a) NL _B 及び (b) pH の時間変化 | 2-17 |
| 図 2.2-18 | 90°C の条件における (a) 鉄粉共存下及び (b) マグネタイト粉末共存下、ならびに (c) 脱イオン水中における NL _B 及び NL _{Si} の時間変化 (1 / 2) | 2-18 |

| | | |
|----------|---|------|
| 図 2.2-18 | 90°Cの条件における (a) 鉄粉共存下及び (b) マグネタイト粉末共存下、 ならびに (c) 脱イオン水中における NL_B 及び NL_{Si} の時間変化 (2/2) …… | 2-19 |
| 図 2.2-19 | 浸出期間 144 日及び 169 日のマグネタイト共存系及び鉄共存系において ガラス固化体が溶解/変質した領域に含まれていた Si の重量のうち、 ①浸出液中に溶存しているもの、②鉄粉等に収着しているもの及び ③ガラス固化体表面に残存しているかもしくは硝酸では溶出しない固相を 形成して鉄粉等に析出しているものの重量…………… | 2-20 |
| 図 2.2-20 | 浸出期間 169 日のガラス/鉄粉等を樹脂で固めて切断・研磨したガラス /鉄粉 試料断面を SEM-EDS を用いて観察・分析した結果 (右上と右下 の図の発色部にはそれぞれ Fe と Si が存在していることを示している) …… | 2-21 |
| 図 2.2-21 | 宮原金山遺跡から出土した鉄滓試料 (番号 12-3) …… | 2-23 |
| 図 2.2-22 | 鉄滓試料破断面 …… | 2-23 |
| 図 2.2-23 | 鉄滓試料切断面 …… | 2-24 |
| 図 2.2-24 | 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°Cの初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl ₂ 溶液中における NL_B と NL_{Si} 及び Mg イオン濃度ならびに Grambow model で計算した NL_B と時間の関係 …… | 2-25 |
| 図 2.2-25 | ガラス固化体/人工バリア/地下水系においてガラス固化体の表面に 供給される Mg イオン量を保守的に算出するための計算体系 …… | 2-26 |
| 図 2.2-26 | 各ケースにおける 10 万年間のガラス固化体の溶解速度の平均値…………… | 2-28 |
| 図 2.3-1 | 低温域でのジルカロイ腐食量の測定方法 …… | 2-30 |
| 図 2.3-2 | 腐食量と腐食時間の立方根との比例関係 …… | 2-31 |
| 図 2.3-3 | 三乗則に基づいた腐食速度定数で低温域のデータをアレニウスプロット すると、低温域のデータは高温域のアレニウスプロットの 外挿直線付近にある …… | 2-31 |
| 図 2.3-4 | 水素発生量測定と腐食増量測定との腐食深さの比較 (180°C、脱酸素条件) …… | 2-31 |
| 図 2.3-5 | 腐食メカニズムの二つの仮説と同位体効果 …… | 2-32 |
| 図 2.3-6 | 酸化皮膜厚さと気相中 D/H 比の予想 …… | 2-36 |
| 図 2.3-7 | 酸化皮膜厚さと金属中 D/H 比の予想 …… | 2-37 |
| 図 2.3-8 | 水素発生量測定法の腐食試験で得られた水素の水素同位体比分析概略図…………… | 2-38 |
| 図 2.3-9 | 100°C脱酸素条件で 25 日間腐食させたジルカロイ-4 試料表面の TEM 観察、 電子線回折、TEM-EDX の結果 …… | 2-40 |
| 図 2.3-10 | 酸化皮膜厚さと気相中の D/H 比分析結果 …… | 2-41 |
| 図 2.3-11 | 酸化皮膜厚さと金属中の D/H 比分析結果 …… | 2-42 |
| 図 2.3-12 | 三乗則が現れる理由の考察の図…………… | 2-43 |
| 図 2.4-1 | オーバーパック腐食寿命評価モデルの概要 …… | 2-44 |
| 図 2.4-2 | 腐食速度と測定期間の関係 …… | 2-54 |
| 図 2.4-3 | 試料及び試験装置の模式図(数字の単位: mm)…………… | 2-56 |
| 図 2.4-4 | 昇温脱離ガス分析(TDS)装置の概略図 …… | 2-56 |
| 図 2.4-5 | (a)573, (b)723 および(c)873 K で酸化させた試料の XRD パターン…………… | 2-57 |
| 図 2.4-6 | 種々の温度で酸化させた試料の表面に対する光学顕微鏡観察結果…………… | 2-58 |
| 図 2.4-7 | 種々の温度で酸化させた試料の断面に対する SEM 観察結果 (エッチング処理後) …… | 2-58 |
| 図 2.4-8 | 酸化させた後に重水浸透試験を行った試料から得られた重水の TDS 曲線…………… | 2-59 |

| | | |
|----------|---|-------|
| 図 2.4-9 | 種々の温度で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料の浸透重水量に対する経時変化 | 2-60 |
| 図 2.4-10 | 873 K で酸化させた後に軽水(H ₂ O)浸透試験を行った試料から得られた軽水の TDS 曲線 | 2-61 |
| 図 2.4-11 | 873 K で酸化させた後に重水および軽水浸透試験(浸透時間 86.4 ks)を行った試料から得られた重水および軽水の TDS 曲線 | 2-61 |
| 図 2.4-12 | 873 K で酸化させた後に重水および軽水浸透試験を行った試料に浸透した重水量および軽水量の経時変化 | 2-62 |
| 図 2.4-13 | 種々の温度で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料における重水浸透時間の平方根と浸透重水量との関係 | 2-63 |
| 図 2.4-14 | 523 K および 723 K で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料における重水浸透時間の平方根と浸透重水量との関係 | 2-63 |
| 図 2.4-15 | 腐食速度のモデル計算結果 | 2-64 |
| 図 2.4-16 | 緩衝材中における浸漬試験用カラムの模式図 | 2-66 |
| 図 2.4-17 | 試験後試験片の外観 (試験片寸法 : 30×30×2mm) 重水量および軽水量の経時変化 | 2-67 |
| 図 2.4-18 | 平均腐食深さの経時変化 | 2-69 |
| 図 2.4-19 | 係数 A, B の温度依存性 | 2-69 |
| 図 2.5-1 | 緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系 | 2-71 |
| 図 2.5-2 | 砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数 (<i>K</i>) と有効モンモリロナイト密度 (ρ_m)、イオン強度 (<i>I_s</i>) の関係 (実験値と計算値の比較、～平成 24 年度) | 2-74 |
| 図 2.5-3 | ベントナイト透水係数評価モデルの改良案 (平成 24 年度版) に係る概念図 (40°C) | 2-75 |
| 図 2.5-4 | 長期透水試験装置の概略図 | 2-77 |
| 図 2.5-5 | 変質させたベントナイト試料の XRD 測定結果 | 2-79 |
| 図 2.5-6 | 砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数 (<i>K</i>) と有効モンモリロナイト (ρ_m)、イオン強度 (<i>I_s</i>) の関係 (実験値と計算値の比較、～平成 25 年度) | 2-80 |
| 図 2.5-7 | ベントナイト透水係数評価モデルの改良案 (平成 25 年度版) に係る概念図 (40°C) | 2-81 |
| 図 2.5-8 | 高精度定水位試験装置の模式図 | 2-83 |
| 図 2.5-9 | 高精度定水位試験装置の外観 | 2-83 |
| 図 2.5-10 | 動水勾配の負荷パターン of 基本的考え方 | 2-84 |
| 図 2.5-11 | 流量と水頭差の経時変化の一例 (0.1 mol dm ⁻³ ケース、STEP-10) | 2-85 |
| 図 2.5-12 | 各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係 (0.1 mol dm ⁻³ ケース) | 2-87 |
| 図 2.5-13 | 各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係 (0.3 mol dm ⁻³ ケース) | 2-87 |
| 図 2.5-14 | 物質移行-変質連成解析コードによる計算の流れと計算に必要なモデル | 2-89 |
| 図 2.5-15 | セメント間隙変遷モデルにおけるセメント硬化体の間隙構成と経時変化の概念 | 2-91 |
| 図 2.5-16 | Concrete/Argillite 接合試料写真、Argillite 領域で観測された鉱物分布の概要図および解析による空間分布図 | 2-95 |
| 図 2.5-17 | ガラス固化体溶解モデル図 | 2-101 |

| | | |
|----------|---|-------|
| 図 2.5-18 | ガラス固化体を考慮した計算モデル概念図 | 2-102 |
| 図 2.5-19 | 緩衝材領域における経時変化（ガラス成分溶解モデル） | 2-105 |
| 図 2.5-20 | 全領域における固相空間分布（ガラス成分溶解モデル） | 2-105 |
| 図 2.5-21 | 全領域における液相空間分布（ガラス成分溶解モデル） | 2-106 |
| 図 2.5-22 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布（ガラス成分溶解モデル） | 2-106 |
| 図 2.5-23 | 緩衝材領域における経時変化（疑似固相溶解モデル） | 2-108 |
| 図 2.5-24 | 全領域における固相空間分布（疑似固相溶解モデル） | 2-108 |
| 図 2.5-25 | 全領域における液相空間分布（疑似固相溶解モデル） | 2-108 |
| 図 2.5-26 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布（疑似固相溶解モデル） | 2-108 |
| | | |
| 図 3.1-1 | FEP データベースの構成 | 3-1 |
| 図 3.2-1 | 閉じ込めに関連した安全機能（SR-Site） | 3-7 |
| 図 3.2-2 | 遅延に関連した安全機能（SR-Site） | 3-8 |
| 図 3.2-3 | セーフティケース開発アプローチ（FEP = 特性、事象及びプロセス、PSAR = 予備安全解析報告書、FSAR = 最終安全解析書） | 3-13 |
| 図 3.3-1 | 安全機能への影響の連鎖の具体化のための実施フロー | 3-22 |
| 図 3.3-2 | FEP データベースの構成 | 3-29 |
| 図 3.3-3 | ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制「(低い) 溶解性」の低下に至るまでのフロー図 | 3-37 |
| 図 3.3-4 | オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、応力腐食割れの発生に至るまでのフロー図 | 3-38 |
| 図 3.3-5 | オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、局部腐食の発生に至るまでのフロー図 | 3-39 |
| 図 3.3-6 | オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、水素脆化割れ・水素誘起割れの発生に至るまでのフロー図 | 3-39 |
| 図 3.3-7 | オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、全面腐食耐性の喪失に至るまでのフロー図 | 3-40 |
| 図 3.3-8 | オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、平衡荷重耐性の喪失に至るまでのフロー図 | 3-41 |
| 図 3.3-9 | オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、せん断荷重耐性の喪失に至るまでのフロー図 | 3-42 |
| 図 3.3-10 | オーバーパックによる間隙水の還元性維持特性の低下に至るまでのフロー図 | 3-43 |
| 図 3.3-11 | 緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的外部プロセスからの保護」（好ましいオーバーパック腐食環境）の低下に至るまでのフロー図 | 3-44 |
| 図 3.3-12 | 緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的外部プロセスからの保護」（好ましい弾性・塑性）の低下に至るまでのフロー図 | 3-45 |
| 図 3.3-13 | 緩衝材の安全機能「オーバーパックの保持」（好ましい弾性・塑性）の低下に至るまでのフロー図 | 3-46 |
| 図 3.3-14 | 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」（低い透水性）の低下に至るまでのフロー図 | 3-47 |

| | | |
|----------|--|------|
| 図 3.3-15 | 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低いコロイド透過性)の低下に至るまでのフロー図 | 3-48 |
| 図 3.3-16 | 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(高い核種収着性)の低下に至るまでのフロー図 | 3-49 |
| 図 3.3-17 | 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低い核種拡散性)の低下に至るまでのフロー図 | 3-50 |
| 図 3.3-18 | 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理プロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行など)」(自己シール性)の低下に至るまでのフロー図 | 3-50 |
| 図 3.3-19 | 緩衝材の安全機能「微生物の除去」の低下に至るまでのフロー図 | 3-51 |
| 図 3.3-20 | リンケージ解析に対するシナリオ設定の展開 | 3-52 |
| 図 3.3-21 | 安全機能に着目したシナリオ設定手法 | 3-54 |
| | | |
| 図 4.3-1 | 事故・人的要因に起因した影響の連鎖 | 4-3 |
| 図 4.3-2 | 事故・人的要因による安全機能への影響整理の実施フロー(平成22年度) | 4-5 |
| 図 4.5-1 | 事故・人的要因に起因した影響の連鎖 | 4-29 |
| | | |
| 図 5.2-1 | 不確実性を考慮した母岩の影響シナリオの検討手順 | 5-3 |
| 図 5.3-1 | FEPデータベースの構成 | 5-5 |
| 図 5.3-2 | 地震に伴う熱水活動(G18)に関するFEP相関関係図 | 5-8 |
| 図 5.3-3 | 地震動に伴う透水性変化に関するFEP相関関係図の修正例(案) | 5-12 |
| 図 5.3-4 | 静的な変形に伴う間隙水圧変化に関するFEP相関関係図の修正例(案) | 5-12 |
| 図 5.4-1 | FEPの連鎖と既存モデルの入出力関係との関連性 | 5-13 |
| 図 5.4-2 | 地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム | 5-15 |
| 図 5.4-3 | モデル構造の計算システム図 1/2 | 5-18 |
| 図 5.4-4 | モデル構造の計算システム図 2/2 | 5-19 |
| 図 5.4-5 | 地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システムの起動・作業画面 | 5-23 |
| 図 5.4-6 | 177事象の影響計算の仕組み(計算システム)の表示 | 5-23 |
| 図 5.4-7 | 侵食量の計算の場合の計算内容(モデルシート)の確認方法 | 5-23 |
| 図 5.4-8 | 侵食量の計算モジュールの内容(モデルシート)の表示 | 5-24 |
| 図 5.4-9 | 侵食量に影響を及ぼすモジュール(三世代)の表示の指定 | 5-24 |
| 図 5.4-10 | 侵食量に影響を及ぼすモジュール(三世代)の表示 | 5-24 |
| 図 5.4-11 | 事象リスト(177事象)から地震に関連する事象を選択して表示する方法 | 5-25 |
| 図 5.4-12 | 事象の根拠(安全性への影響の可能性)を表示する方法 | 5-25 |
| 図 5.4-13 | モジュールの一覧(相関マトリクス図) | 5-25 |
| 図 5.4-14 | 確率論的な地形・地質構造の変化量計算コードのプログラム構成 | 5-26 |
| 図 5.4-15 | 局地的気候変動に伴う涵養量の試解析における計算概要 | 5-27 |
| 図 5.4-16 | 日本の平均気温の予測 | 5-28 |
| 図 5.4-17 | 日本の年平均降水量の予測 | 5-28 |
| 図 5.4-18 | 気候変動に伴う涵養量の変化の計算例 | 5-32 |
| 図 5.5-1 | 泥火山と関連構造の平面配置関係 | 5-39 |
| 図 5.5-2 | 泥火山の排他的領域(未発生領域)の設定例 | 5-39 |

| | | |
|----------|---|------|
| 図 5.5-3 | USLE におけるデジタルデータの利用例 | 5-42 |
| 図 5.5-4 | 流出土砂量の計算値と実測値の関係 | 5-43 |
| 図 5.5-5 | 不確実性タイプ 3 の対応策の対象：局地的気候変動に伴う涵養量の変化 | 5-44 |
| 図 5.5-6 | 局地的気候変動に伴う涵養量の変化計算を題材とした ロジックツリー作成例 | 5-45 |
| 図 5.5-7 | 不確実性タイプ 4 の評価例の計算条件 | 5-46 |
| 図 5.5-8 | マグマ貫入（計算点 $x=0\text{km}$ ）の確率論的な地殻変動解析 | 5-48 |
| 図 5.5-9 | マグマ貫入の確率論的な地殻変動解析による変位の 空間的分布（座標走向一定） | 5-49 |
| 図 5.6-1 | 地質・気候関連事象のシナリオ設定手法の整備に係る 平成 25 年度までの成果概要 | 5-50 |
| 図 5.6-2 | FEP データベースの構成 | 5-51 |
| 図 6.2-1 | 人工バリア領域の状態変遷を解析するための核種移行に繋がる評価体系 | 6-3 |
| 図 6.2-2 | 隆起・侵食による天然バリア内の特性変化を想定した核種移行評価イメージ | 6-4 |
| 図 6.2-3 | 堆積岩サイトの隆起・侵食を想定した場合の核種移行に繋がる評価体系 | 6-4 |
| 図 6.2-4 | 人工バリア地下水系での pH/Eh 相関図 | 6-6 |
| 図 6.2-5 | 地質境界面情報からの物性値の割り当て概念 | 6-10 |
| 図 6.2-6 | 解析モデルの例（実線：水理境界面、破線：地質境界面） | 6-11 |
| 図 6.2-7 | バースアンドデス機能テスト計算モデル | 6-12 |
| 図 6.2-8 | 時刻 0 の圧力水頭分布 | 6-13 |
| 図 6.2-9 | 時刻 t_1 の圧力水頭分布 | 6-13 |
| 図 6.2-10 | 時刻 t_2 の圧力水頭分布 | 6-13 |
| 図 6.2-11 | 時刻 0 の塩分濃度分布 | 6-14 |
| 図 6.2-12 | 時刻 t_1 の塩分濃度分布 | 6-14 |
| 図 6.2-13 | 時刻 t_2 の塩分濃度分布 | 6-14 |
| 図 6.2-14 | 時刻 0 年の透水係数分布 | 6-15 |
| 図 6.2-15 | 時刻 10 万年の透水係数分布 | 6-16 |
| 図 6.2-16 | 時刻 50 万年の透水係数分布 | 6-16 |
| 図 6.2-17 | 時刻 0 年の塩水／降水境界 | 6-17 |
| 図 6.2-18 | 時刻 10 万年の塩水／降水境界 | 6-17 |
| 図 6.2-19 | 時刻 50 万年の塩水／降水境界 | 6-17 |
| 図 6.2-20 | 時刻 0 万年の地質境界線（青線） | 6-18 |
| 図 6.2-21 | 時刻 50 万年の地質境界線（青線） | 6-18 |
| 図 6.2-22 | 多孔質性媒体近似モデル・LTG 法における空間的な変化の例： 内側（上流側） | 6-21 |
| 図 6.2-23 | 一様隆起・侵食による移行経路上の地質及び水質の変化の例 | 6-22 |
| 図 6.2-24 | 処分場位置 P2 における移行経路上の地質・水質の時間的・空間的变化 | 6-23 |
| 図 6.3-1 | 本解析体系概念図 | 6-26 |
| 図 6.3-2 | オーバーパック境界温度データ(3) | 6-27 |
| 図 6.3-3 | 緩衝材領域における経時変化（case1、降水系） | 6-36 |
| 図 6.3-4 | 全領域における固相空間分布（case1、降水系） | 6-37 |
| 図 6.3-5 | 全領域における液相空間分布（case1、降水系） | 6-38 |

| | | |
|----------|--|------|
| 図 6.3-6 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (case1、降水系) | 6-39 |
| 図 6.3-7 | 緩衝材領域における経時変化 (case2、海水系) | 6-40 |
| 図 6.3-8 | 全領域における固相空間分布 (case2、海水系) | 6-41 |
| 図 6.3-9 | 全領域における液相空間分布 (case2、海水系) | 6-42 |
| 図 6.3-10 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (case2、海水系) | 6-43 |
| 図 6.3-11 | 緩衝材領域の有効モンモリロナイト密度の経時変化 (地下水質) | 6-45 |
| 図 6.3-12 | 緩衝材領域の透水係数の経時変化 (地下水質) | 6-45 |
| 図 6.3-13 | 緩衝材領域の間隙率の経時変化 (地下水質) | 6-46 |
| 図 6.3-14 | 緩衝材領域の pH の経時変化 (地下水質) | 6-46 |
| 図 6.3-15 | OP 近傍における緩衝材領域の Eh の経時変化 (地下水質) | 6-47 |
| 図 6.3-16 | 緩衝材領域のイオン強度の経時変化 (地下水質) | 6-47 |
| 図 6.3-17 | 緩衝材領域の有効モンモリロナイト密度の経時変化 (緩衝材初期厚さ) | 6-49 |
| 図 6.3-18 | 緩衝材領域の透水係数の経時変化 (緩衝材初期厚さ) | 6-49 |
| 図 6.3-19 | 緩衝材領域の間隙率の経時変化 (緩衝材初期厚さ) | 6-50 |
| 図 6.3-20 | 緩衝材領域の pH の経時変化 (緩衝材初期厚さ) | 6-50 |
| 図 6.3-21 | OP 近傍における緩衝材領域の Eh の経時変化 (緩衝材初期厚さ) | 6-51 |
| 図 6.3-22 | 緩衝材領域の有効モンモリロナイト密度の経時変化 (乾燥密度) | 6-53 |
| 図 6.3-23 | 緩衝材領域の透水係数の経時変化 (乾燥密度) | 6-53 |
| 図 6.3-24 | 緩衝材領域の間隙率の経時変化 (乾燥密度) | 6-54 |
| 図 6.3-25 | 緩衝材領域の pH の経時変化 (乾燥密度) | 6-54 |
| 図 6.3-26 | OP 近傍における緩衝材領域の Eh の経時変化 (緩衝材厚さ) | 6-55 |
| 図 6.3-27 | 緩衝材領域の有効モンモリロナイト密度の経時変化 (混合比) | 6-57 |
| 図 6.3-28 | 緩衝材領域の透水係数の経時変化 (混合比) | 6-57 |
| 図 6.3-29 | 緩衝材領域の間隙率の経時変化 (混合比) | 6-58 |
| 図 6.3-30 | 緩衝材領域の pH の経時変化 (混合比) | 6-58 |
| 図 6.3-31 | OP 近傍における緩衝材領域の Eh の経時変化 (混合比) | 6-59 |
| 図 6.3-32 | 緩衝材領域の有効モンモリロナイト密度の経時変化 (支保工厚さ) | 6-61 |
| 図 6.3-33 | 緩衝材領域の透水係数の経時変化 (支保工厚さ) | 6-61 |
| 図 6.3-34 | 緩衝材領域の間隙率の経時変化 (支保工厚さ) | 6-62 |
| 図 6.3-35 | 緩衝材領域の pH の経時変化 (支保工厚さ) | 6-62 |
| 図 6.3-36 | OP 近傍における緩衝材領域の Eh の経時変化 (支保工厚さ) | 6-63 |
| 図 6.3-37 | 各解析ケースにおける溶解度の経時変化 (1/2) | 6-68 |
| 図 6.3-38 | 各解析ケースにおける拡散係数の経時変化 | 6-73 |
| 図 6.3-39 | 各解析ケースにおける Se および Cs の収着分配係数の経時変化 | 6-77 |
| 図 6.3-40 | $4n+1$ 系列の崩壊系列と評価対象核種 | 6-81 |
| 図 6.3-41 | 緩衝材実効拡散係数の設定 (Se) | 6-84 |
| 図 6.3-42 | 緩衝材実効拡散係数の設定 (Se 以外) | 6-85 |
| 図 6.3-43 | Se 収着分配係数の経時変化 | 6-85 |
| 図 6.3-44 | Cs 収着分配係数の経時変化 | 6-86 |
| 図 6.3-45 | 緩衝材中の地下水実流速の時間変化設定 | 6-87 |
| 図 6.3-46 | 全核種の人工バリア移行フラックス (1/2) | 6-88 |
| 図 6.3-47 | 全核種の人工バリア移行フラックス (2/2) | 6-89 |
| 図 6.3-48 | $Se-79$ 人工バリア移行フラックス | 6-90 |

| | | |
|----------|---|-------|
| 図 6.3-49 | Cs-135 人工バリア移行フラックス | 6-91 |
| 図 6.3-50 | Np-237 人工バリア移行フラックス | 6-92 |
| 図 6.3-51 | 全核種の亀裂帯移行フラックス (1/2) | 6-93 |
| 図 6.3-52 | 全核種の亀裂帯移行フラックス (2/2) | 6-94 |
| 図 6.3-53 | 亀裂帯フラックスピーク付近の拡大グラフ | 6-95 |
| 図 6.4-1 | 解析のための初期モデルと境界条件 | 6-97 |
| 図 6.4-2 | 解析条件の設定の流れ | 6-97 |
| 図 6.4-3 | 幌延地域とその西方海域における約 250 万年前(2.5Ma)以降の 地質断面想定図 | 6-98 |
| 図 6.4-4 | 背斜軸付近の海成段丘の標高 (m) と隆起速度 | 6-99 |
| 図 6.4-5 | 一様隆起と傾動隆起モデルの地形・地質構造変化の比較 | 6-99 |
| 図 6.4-6 | 岩盤中の亀裂の開口幅と透水係数との関係 (左図)、 開口率と深度との関係 | 6-100 |
| 図 6.4-7 | 稚内層の透水係数と深度との関係 | 6-100 |
| 図 6.4-8 | 傾動隆起に伴い地形変化するケース (透水異方性ありのケース) | 6-102 |
| 図 6.4-9 | 傾動隆起・侵食に伴い透水性が変化するケース (透水異方性ありのケース) | 6-102 |
| 図 6.4-10 | 過去 8 万年間の平均降水量 (左図) と 将来 10 万年の涵養量の推定 (右図) | 6-103 |
| 図 6.4-11 | “現在”の全水頭分布 (左) と塩素濃度分布初期設定値 (右) | 6-104 |
| 図 6.4-12 | 観測データに基づく塩水/降水境界の設定法 | 6-106 |
| 図 6.4-13 | 傾動隆起・侵食に伴う地質境界の移動 | 6-107 |
| 図 6.4-14 | 解析モデル (地層区分と透水係数分布) | 6-108 |
| 図 6.4-15 | 洗い出し解析結果の初期塩分濃度分布 | 6-109 |
| 図 6.4-16 | 解析における涵養量設定パターン | 6-110 |
| 図 6.4-17 | 隆起侵食現象の想定の違いによる設定区分 | 6-112 |
| 図 6.4-18 | Case0_1 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-113 |
| 図 6.4-19 | Case1 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-113 |
| 図 6.4-20 | Case5 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-114 |
| 図 6.4-21 | Case0_3 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-115 |
| 図 6.4-22 | Case2 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-115 |
| 図 6.4-23 | Case7 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-116 |
| 図 6.4-24 | Case4 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-117 |
| 図 6.4-25 | Case 9 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-118 |
| 図 6.4-26 | Case 10 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-118 |
| 図 6.4-27 | Case 11 の移行経路解析結果と塩分濃度解析結果 (50 万年後) | 6-118 |
| 図 6.4-28 | 隆起・侵食を想定したリンケージ解析で想定した処分場位置 | 6-121 |
| 図 6.4-29 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case1) | 6-122 |
| 図 6.4-30 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case2) | 6-123 |
| 図 6.4-31 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case3) | 6-124 |
| 図 6.4-32 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの | |

| | | |
|----------|--|-------|
| | 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case4) | 6-125 |
| 図 6.4-33 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case5) | 6-126 |
| 図 6.4-34 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case6) | 6-127 |
| 図 6.4-35 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case7) | 6-128 |
| 図 6.4-36 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case8) | 6-129 |
| 図 6.4-37 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case9) | 6-130 |
| 図 6.4-38 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case10) | 6-131 |
| 図 6.4-39 | 地下水流動の各解析ケースにおける処分場位置から地表までの 流跡線の 10 万年ごとの結果 (Case11) | 6-132 |
| 図 6.4-40 | 地下水流動解析の解析ケースにおける処分場位置ごとの移行距離及び平均流速 (一様隆起ケース) | 6-134 |
| 図 6.4-41 | 各処分場位置における地下水流動解析の解析ケースごとの 移行距離の時間的な変化 | 6-138 |
| 図 6.4-42 | 各処分場位置における地下水流動解析の解析ケースごとの平均流速の 時間的な変化 | 6-140 |
| 図 6.4-43 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case1 | 6-143 |
| 図 6.4-44 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case2 | 6-144 |
| 図 6.4-45 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case3 | 6-145 |
| 図 6.4-46 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case4 | 6-146 |
| 図 6.4-47 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case5 | 6-147 |
| 図 6.4-48 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case7 | 6-148 |
| 図 6.4-49 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case8 | 6-149 |
| 図 6.4-50 | 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳 : Case10 | 6-150 |
| 図 6.4-51 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case1 | 6-151 |
| 図 6.4-52 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case2 | 6-151 |
| 図 6.4-53 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case3 | 6-152 |
| 図 6.4-54 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case4 | 6-152 |
| 図 6.4-55 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case5 | 6-153 |
| 図 6.4-56 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case7 | 6-153 |
| 図 6.4-57 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case8 | 6-154 |
| 図 6.4-58 | 処分場位置と塩水/降水境界の関係 : Case10 | 6-154 |
| 図 6.4-59 | 緩衝材領域における経時変化 (ケース A) | 6-161 |
| 図 6.4-60 | 全領域における固相空間分布 (ケース A) | 6-162 |
| 図 6.4-61 | 全領域における液相空間分布 (ケース A) | 6-163 |
| 図 6.4-62 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース A) | 6-164 |
| 図 6.4-63 | 緩衝材領域における経時変化 (ケース C) | 6-166 |
| 図 6.4-64 | 全領域における固相空間分布 (ケース C) | 6-167 |

| | | |
|----------|--|-------|
| 図 6.4-65 | 全領域における液相空間分布 (ケース C) | 6-168 |
| 図 6.4-66 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース C) | 6-169 |
| 図 6.4-67 | 緩衝材領域における経時変化 (ケース E) | 6-171 |
| 図 6.4-68 | 全領域における固相空間分布 (ケース E) | 6-171 |
| 図 6.4-69 | 全領域における液相空間分布 (ケース E) | 6-172 |
| 図 6.4-70 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース E) | 6-172 |
| 図 6.4-71 | 緩衝材領域における経時変化 (ケース H) | 6-174 |
| 図 6.4-72 | 全領域における固相空間分布 (ケース H) | 6-174 |
| 図 6.4-73 | 全領域における液相空間分布 (ケース H) | 6-175 |
| 図 6.4-74 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース H) | 6-175 |
| 図 6.4-75 | 緩衝材領域における経時変化 (ケース K) | 6-177 |
| 図 6.4-76 | 全領域における固相空間分布 (ケース K) | 6-177 |
| 図 6.4-77 | 全領域における液相空間分布 (ケース K) | 6-178 |
| 図 6.4-78 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース K) | 6-178 |
| 図 6.4-79 | 緩衝材領域における経時変化 (ケース M) | 6-180 |
| 図 6.4-80 | 全領域における固相空間分布 (ケース M) | 6-180 |
| 図 6.4-81 | 全領域における液相空間分布 (ケース M) | 6-181 |
| 図 6.4-82 | 全領域における $K_w \cdot De \cdot \rho_m \cdot Eps$ 空間分布 (ケース M) | 6-181 |
| 図 6.4-83 | 各解析ケースにおける溶解度の経時変化..... | 6-184 |
| 図 6.4-84 | 各解析ケースにおける拡散係数の経時変化..... | 6-185 |
| 図 6.4-85 | 各解析ケースにおける Se および Cs の収着分配係数の経時変化..... | 6-186 |
| 図 6.4-86 | 隆起・侵食シナリオの概念図：埋設深度 300m で処分場位置より 上側に塩水/降水境界が存在する場合..... | 6-190 |
| 図 6.4-87 | 緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価の解析ケースごとの 間隙率の時間的な変化 | 6-194 |
| 図 6.4-88 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における 各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による 移行フラックスの解析ケース間の比較： $Se79$ | 6-198 |
| 図 6.4-89 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における 各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による 移行フラックスの解析ケース間の比較： $Cs135$ | 6-200 |
| 図 6.4-90 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における 各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による 移行フラックスの解析ケース間の比較： $Np237$ | 6-202 |
| 図 6.4-91 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における 各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による 最大移行フラックスの解析ケース間の比較： $Se79$ | 6-204 |
| 図 6.4-92 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における 各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による 最大移行フラックスの解析ケース間の比較： $Cs135$ | 6-204 |
| 図 6.4-93 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における 各バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による 最大移行フラックスの解析ケース間の比較： $Np237$ | 6-204 |

| | | |
|----------|---|-------|
| 図 6.4-94 | 隆起・侵食シナリオの各処分場位置 (P1~P8) における天然バリアからのガラス固化体 1 本当りの地下水移行による最大移行フラックスの解析ケース間の比較 | 6-206 |
| 図 6.5-1 | 有効モンモリロナイト密度の経時変化 (「一定の傾向が見出しにくい」ケース) | 6-209 |
| 図 6.5-2 | 有効モンモリロナイト密度の経時変化 (「一定の傾向が見受けられる」ケース) | 6-210 |
| 図 6.5-3 | 間隙率の経時変化 (「一定の傾向が見受けられる」ケース) | 6-211 |

表目次

| | 頁 | |
|----------|--|------|
| 表 1.3-1 | 仮説 1、2 の気相中と金属中の水素同位体比 | 1-11 |
| 表 1.3-2 | スウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較 | 1-22 |
| 表 1.3-3 | 新たに提示する安全機能、バリア性能、重要パラメータ、影響因子の関係 | 1-24 |
| 表 1.3-4 | 着目すべき逸脱事象 (ガラス固化体) | 1-30 |
| 表 1.3-5 | 着目すべき逸脱事象 (オーバーパック) | 1-31 |
| 表 1.3-6 | 着目すべき逸脱事象 (緩衝材) | 1-31 |
| 表 1.3-7 | 着目すべき逸脱事象 (粘土プラグ) | 1-32 |
| 表 1.3-8 | 着目すべき逸脱事象 (埋め戻し材) | 1-32 |
| 表 1.3-9 | 着目すべき逸脱事象 (母岩掘削影響領域) | 1-33 |
| 表 1.3-10 | 着目すべき逸脱事象から除外した事象 | 1-33 |
| 表 1.3-11 | モジュールの不確実性の 4 タイプ分類 (案) | 1-38 |
| 表 1.3-12 | 不確実性の 4 タイプ別の対応策—不確実性の推定方法 (案) | 1-38 |
| 表 1.3-13 | 解析ケース一覧 | 1-43 |
| 表 2.2-1 | P0798 タイプ模擬ガラス固化体の化学組成 | 2-5 |
| 表 2.2-2 | ガラスクーポン表面の EDS による元素分析結果 | 2-13 |
| 表 2.2-3 | ガラス固化体/人工バリア/地下水系における物質移行—変質連成解析を行った 15 ケースの設定条件 | 2-27 |
| 表 2.3-1 | 腐食メカニズムの二つの仮説と同位体効果 | 2-32 |
| 表 2.3-2 | 気相中水素で想定される仮説 1、2 の分離係数 | 2-34 |
| 表 2.3-3 | 金属中水素で想定される仮説 1、2 の分離係数 | 2-34 |
| 表 2.3-4 | 仮説 1、2 の気相中と金属中の水素同位体比 | 2-35 |
| 表 2.3-5 | 試験に用いたジルカロイ-4 の組成 | 2-37 |
| 表 2.3-6 | 試験に用いたジルカロイ-4 試料の調製方法 | 2-38 |
| 表 2.3-7 | 分析装置と選定判断事項結果 | 2-39 |
| 表 2.3-8 | 皮膜厚さと気相中 H 濃度及び D 濃度との関係 | 2-41 |
| 表 2.3-9 | 不活性融解-ガスクロマトグラフで測定した腐食試験前と後の金属中全水素濃度 | 2-42 |
| 表 2.4-1 | Smart らが測定した腐食速度の結果 | 2-47 |
| 表 2.4-2 | Simpson らが実施した試験の溶液条件 | 2-48 |
| 表 2.4-3 | Simpson らが実施したベントナイトと共存させた条件における腐食速度測定結果 | 2-48 |

| | | |
|---------|---|------|
| 表 2.4-4 | Simpson らが実施した溶液単独条件における腐食速度測定結果 | 2-49 |
| 表 2.4-5 | Smailos らの試験で使用された基本溶液組成 | 2-50 |
| 表 2.4-6 | 溶液条件及び試験結果一覧 | 2-50 |
| 表 2.4-7 | 腐食量測定結果 | 2-68 |
| 表 2.5-1 | 透水係数および試験終了後の間隙率、モンモリロナイト密度 | 2-78 |
| 表 2.5-2 | 高精度定水位試験装置を用いた透水試験結果一覧 (0.1 mol dm ⁻³ ケース) | 2-86 |
| 表 2.5-3 | 高精度定水位試験装置を用いた透水試験結果一覧 (0.3 mol dm ⁻³ ケース) | 2-86 |
| 表 2.5-4 | OPC 系および FA セメント系のセメント鉱物モデル | 2-90 |
| 表 2.5-5 | セメント硬化体中の間隙の分類、および本モデルにおける間隙の名称 | 2-91 |
| 表 2.5-6 | ベントナイト系緩衝材の鉱物モデル (ベントナイト-砂比が 7 : 3 の場合) | 2-93 |
| 表 2.5-7 | 各影響因子に対するベントナイトアルカリ拡散モデルの適用範囲と処分場条件への適用性 | 2-94 |
| | | |
| 表 3.2-1 | ポシヴァ社の KBS-3V 処分場におけるバリア (人工バリア及び母岩) に割り当てられる安全機能 | 3-14 |
| 表 3.2-2 | 緩衝材の岩盤せん断に対する性能目標、関連する設計要件及び設計仕様 | 3-16 |
| 表 3.2-3 | スウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較 | 3-19 |
| 表 3.3-1 | 安全機能と発揮させるための具体的性能 (バリア性能) の内容 | 3-23 |
| 表 3.3-2 | 具体的性能を定量化するための重要パラメータの内容 | 3-25 |
| 表 3.3-3 | 重要パラメータを評価するための影響因子 | 3-28 |
| 表 3.3-4 | 相関の判定における安全性への影響の可能性の区分 | 3-29 |
| | | |
| 表 4.3-1 | 処分工学技術のリスト | 4-4 |
| 表 4.3-2 | 工学的対策などの技術情報の調査結果 (ガラス固化体) | 4-6 |
| 表 4.3-3 | 工学的対策などの技術情報の調査結果 (オーバーパック) | 4-7 |
| 表 4.3-4 | 工学的対策などの技術情報の調査結果 (緩衝材) | 4-8 |
| 表 4.3-5 | 工学的対策などの技術情報の調査結果 (粘土プラグ) | 4-12 |
| 表 4.3-6 | 工学的対策などの技術情報の調査結果 (埋め戻し材) | 4-13 |
| 表 4.3-7 | 工学的対策などの技術情報の調査結果 (母岩掘削影響領域) | 4-14 |
| 表 4.4-1 | 処分工学技術に関連したガラス固化体のシナリオ検討 | 4-17 |
| 表 4.4-2 | 処分工学技術に関連したオーバーパックのシナリオ検討 | 4-18 |
| 表 4.4-3 | 処分工学技術に関連した緩衝材のシナリオ検討 | 4-21 |
| 表 4.4-4 | 処分工学技術に関連した粘土プラグのシナリオ検討 | 4-24 |
| 表 4.4-5 | 処分工学技術に関連した埋め戻し材のシナリオ検討 | 4-26 |
| 表 4.4-6 | 処分工学技術に関連した母岩掘削影響領域のシナリオ検討 | 4-28 |
| 表 4.5-1 | 着目すべき逸脱事象 (ガラス固化体) | 4-30 |
| 表 4.5-2 | 着目すべき逸脱事象 (オーバーパック) | 4-30 |
| 表 4.5-3 | 着目すべき逸脱事象 (緩衝材) | 4-31 |
| 表 4.5-4 | 着目すべき逸脱事象 (粘土プラグ) | 4-31 |
| 表 4.5-5 | 着目すべき逸脱事象 (埋め戻し材) | 4-32 |
| 表 4.5-6 | 着目すべき逸脱事象 (母岩掘削影響領域) | 4-32 |
| 表 4.5-7 | 着目すべき逸脱事象から除外した事象 | 4-33 |

| | | |
|----------|--------------------------------------|-------|
| 表 5.3-1 | FEP リスト | 5-5 |
| 表 5.3-2 | 個別事象における FEP シートの作成例 (R3.1 岩盤の応力) | 5-7 |
| 表 5.3-3 | 安全性への影響の可能性に関する相関の判定区分 | 5-9 |
| 表 5.3-4 | 安全性への影響の可能性と相関の判定 (G18 の例) | 5-9 |
| 表 5.3-5 | 理解の現状に関する知見の追加 (下線部) の一例 | 5-11 |
| 表 5.4-1 | モデル構造のデータリスト | 5-16 |
| 表 5.4-2 | モデル構造のモジュールのリスト 1/2 | 5-16 |
| 表 5.4-3 | モデル構造のモジュールのリスト 2/2 | 5-17 |
| 表 5.4-4 | モデル構造のモジュール構成 (入出力関係の相関マトリクス) | 5-20 |
| 表 5.4-5 | データベース・システムの稼働環境 | 5-21 |
| 表 5.4-6 | 正馬川流域での年間流出率 | 5-29 |
| 表 5.4-7 | 計算で用いる年平均気温と年降水量 | 5-31 |
| 表 5.4-8 | 気候変動に伴う涵養量の変化の計算例 | 5-33 |
| 表 5.5-1 | リスク評価の知識の不定性の 4 類型 | 5-35 |
| 表 5.5-2 | モジュールの不確実性の 4 タイプ分類 (案) | 5-37 |
| 表 5.5-3 | 不確実性の 4 タイプ別の対応策—不確実性の推定方法 (案) | 5-37 |
| 表 5.5-4 | マグマ貫入のパラメータの分布幅および計算点 | 5-46 |
| | | |
| 表 6.2-1 | 今年度追加する鉄鉱物の熱力学データ | 6-6 |
| 表 6.2-2 | 各サブモデルにおいて時間変化を考慮可能なパラメータ | 6-20 |
| 表 6.2-3 | 地質条件及び水質条件を考慮した移行パラメータの分類 | 6-20 |
| 表 6.3-1 | 人工バリアを構成する熱物性データ | 6-27 |
| 表 6.3-2 | 代表地下水組成 | 6-28 |
| 表 6.3-3 | 鉱物モデル | 6-29 |
| 表 6.3-4 | 解析ケース一覧 | 6-33 |
| 表 6.3-5 | 人工バリア変遷シナリオ対象ケース | 6-64 |
| 表 6.3-6 | 人工バリアにおける 4n+1 系列核種の収着分配係数 | 6-77 |
| 表 6.3-7 | 天然バリアにおける収着分配係数 | 6-78 |
| 表 6.3-8 | 埋設直後及び 1000 年後のガラス固化体 1 本の放射能インベントリ | 6-81 |
| 表 6.3-9 | 地下水移行シナリオ解析の主な人工バリアの設定パラメータ | 6-82 |
| 表 6.3-10 | 4,000 年以降における溶解度評価結果の最大値、最小値 | 6-83 |
| 表 6.4-1 | 解析ケースと解析条件 (一様隆起の場合) | 6-104 |
| 表 6.4-2 | 解析ケースと解析条件 (傾動隆起の場合) | 6-104 |
| 表 6.4-3 | 塩水/降水境界の上下の地下水組成の平均値と最大、最小値 | 6-106 |
| 表 6.4-4 | 堆積岩 1~堆積岩 3 の鉱物組成 (相対量比 wt%、高橋、2005) | 6-107 |
| 表 6.4-5 | 地層区分 | 6-108 |
| 表 6.4-6 | 透水性区分 (基本設定) | 6-109 |
| 表 6.4-7 | 境界条件および初期条件 | 6-109 |
| 表 6.4-8 | 全解析ケース | 6-110 |
| 表 6.4-9 | 隆起侵食現象の想定の違いからの分類による解析ケース区分 | 6-111 |
| 表 6.4-10 | 透水係数の異方性の設定値 | 6-112 |
| 表 6.4-11 | 透水係数の時間的变化に関する設定値 | 6-112 |

| | | |
|----------|--|-------|
| 表 6.4-12 | 隆起の違いによる変化 | 6-114 |
| 表 6.4-13 | 透水係数の異方性の設定 | 6-114 |
| 表 6.4-14 | 透水性の異方性を考慮した隆起による変化 | 6-116 |
| 表 6.4-15 | 透水係数の時間的变化を考慮した隆起侵食による変化 | 6-117 |
| 表 6.4-16 | 涵養量の変動による変化 | 6-119 |
| 表 6.4-17 | 全ケースにおける 125 粒子による移行距離、移行時間、 平均流速の幾何平均値 | 6-120 |
| 表 6.4-18 | 各解析ケースの処分場位置における塩水/降水条件の切り替わり時刻 | 6-155 |
| 表 6.4-19 | 切り替わり時刻による解析ケースの整理 | 6-156 |
| 表 6.4-20 | 隆起・侵食シナリオにおける緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価のための 解析ケース | 6-156 |
| 表 6.4-21 | 幌延地下水組成 | 6-157 |
| 表 6.4-22 | 人工バリア解析ケース一覧 | 6-158 |
| 表 6.4-23 | 集約ケース割り当て一覧 | 6-158 |
| 表 6.4-24 | 天然バリアにおける収着分配係数の設定 | 6-187 |
| 表 6.4-25 | 隆起・侵食シナリオの解析ケース | 6-191 |
| 表 6.4-26 | 隆起・侵食シナリオのための緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価における 解析ケースと人工バリアの設定パラメータ | 6-193 |
| 表 6.4-27 | 隆起・侵食シナリオの核種移行解析ケースと 天然バリアの設定パラメータ | 6-195 |
| 表 6.4-28 | 幌延地域の地質を想定した泥岩中の実効拡散係数 | 6-196 |
| 表 6.4-29 | 小川と松井による幌延堆積岩の岩石コアに関する かさ密度等の調査結果 (一部改変) | 6-196 |
| 表 6.5-1 | 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価ケース | 6-208 |
| 表 6.5-2 | 緩衝材内部の間隙率の時間的・空間的分布の傾向 | 6-212 |

| | | |
|---------|----------------------------|-------|
| 表 6.5-1 | 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価ケース | 6-208 |
| 表 6.5-2 | 緩衝材内部の間隙率の時間的・空間的分布の傾向 | 6-212 |

1 . 序論

1. 序論

1.1 まえがき

使用済燃料の再処理に伴い発生する高レベル放射性廃棄物等については、地表面から 300m より深い安定した地層へ埋設し、埋設地周辺の地質環境による障壁（以下「天然バリア」という。）及び人工構造構築物による障壁（以下「人工バリア」という。）等によって隔離する処分（以下、「地層処分」という）が想定されている。

この地層処分の事業許可申請に際しては、核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律（以下「原子炉等規制法」という。）に基づき、国が安全審査を行う際には、事業者が行う安全評価の妥当性について判断しなければならない。国は、原子炉等規制法に基づく安全審査を行う際に必要となる安全評価手法及び安全評価データを整備するとともに、安全審査に向けた基本的考え方の整備や判断指標を策定することとしている。

特に地層処分の安全評価では、廃棄物埋設施設の人工バリアや周辺の地質環境の天然バリア等の廃棄物埋設施設全体について、放射性物質の閉じ込め機能並びに移行抑制機能等を適切に評価することが必須であるとともに、閉鎖後の長期安全性についての安全評価の対象期間が数千年から数十万年程度と非常に長いこと、及びこの長期性に起因する不確実性が避けられないことから、長期性と不確実性を考慮することが重要となる。

以上のことを踏まえ、本事業では、特に人工バリアに焦点を当て、地層処分にかかる事業許可申請に対する安全審査において、地質環境、人工バリア、廃棄体を組み合わせた処分システムの安全評価を行うことを踏まえた「安全評価の基本的考え方の整備」や、「地層処分の安全評価手法の整備」を実施する。

1.2 実施内容

本事業では、地層処分にかかる事業許可申請に対する安全審査において、地質環境、人工バリア、廃棄体を組み合わせた処分システムの安全評価を行うことを踏まえ、以下の項目（１）において地層処分の安全規制に活用するために安全性を確保するための考え方を整理した。また、以下（２）（３）（４）の項目の調査により、日本全国を対象にサイトを特定しないものの、文献調査対象地区及び概要調査地区の選定によって今後定まる我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学環境を踏まえた、放射性核種の移行や人への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ、モデル、解析コード、パラメータ評価手法）を整備した。

（１）安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方の整理

地層処分事業における安全審査段階で必要となる、地層処分施設の閉鎖後を対象にした「安全設計の基本要件及び安全評価の基本的考え方」を整理した。そのためには、我が国の処分環境や処分システム構成を考慮した上で事業者の安全評価に対する安全規制上の要求事項やレビューにおける重要項目などの考え方を示すことが重要である。ここでは閉鎖後の安全評価を対象に、我が国における地層処分システムの基本構成（天然バリアと人工バリアの組み合わせ）と多重安全機能としてのバリアシステムのあり方（安全を担保するための特性や構造）についての検討を行った。

平成 24 年度は、我が国の地層処分の安全評価において想定される評価シナリオを設定した上で、評価パラメータの変動を考慮した総合的な感度解析を実施した。解析結果から、放射性核種のフラックスを指標とした各評価パラメータの重要度を分析し、安全審査に向けた判断指

標のプロトタイプを整理した。

平成25年度は、仮想的なサイトを想定して、地質環境、地球化学環境及び人工バリアを設定した上で、総合的な感度解析を行い、天然バリアに対する重要な調査要件や人工バリアに関する重要なシステムの基本構成と多重バリアシステムのあり方について取りまとめた。また、安全評価期間と評価の不確実性、安全評価に係る指標・代替的指標（従前の線量基準に代わる指標）に係る既存の研究成果についてレビューを行い、それらの知見及びこれまでの成果を踏まえ、安全確保のための基本的考え方を整理した。

（2）時間スケールや処分環境を考慮した廃棄体・人工バリアの挙動モデルの整備とその適用条件・適用範囲と不確実性の把握

地層処分システムの性能評価に適用可能な廃棄体・人工バリア材の評価モデルや評価パラメータにかかるデータセットなどの品質評価を行った上で、データセットとして整備した。

なお、本項目については、安全設計の基本的要件や安全評価の基本的考え方等の、安全審査に向けた基本的考え方を取りまとめることを見据え、サイト特性に依存しない廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルを整備するものである。

平成24年度は、ガラス固化体の溶解、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食及び緩衝材の劣化について、我が国で想定される処分環境（イオン濃度、酸化還元環境等）における室内実験や分析を実施し、これまでに整備されたガラス固化体の溶解速度モデル、ジルカロイの腐食速度モデル、オーバーパックの腐食速度モデル、オーバーパックの腐食形態判定モデル及び緩衝材の変質速度モデル等の適用範囲や適用条件を提示し、試験結果を踏まえ各モデルを改良した。

平成25年度は、個々のバリア材に対して整備したモデルの長期に渡る評価への適用性を室内実験や分析によって確認するとともに、実際の処分場環境で想定される温度、地下水化学環境下、（水素イオン濃度、酸化還元環境、塩分濃度）への適用性を取りまとめた。また、ガラス固化体の溶解、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食及び緩衝材の劣化については、諸外国を含めた既存の研究成果をレビューし、モデルに係る保守性、現段階での適用限界、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。

ガラス固化体の溶解速度モデルについては、平成24年度までの実験的・熱力学的検討により、海水系地下水に含有されるマグネシウム（Mg）や炭素鋼オーバーパックの腐食にともなって放出される鉄（Fe）が共存する条件下でガラス固化体の溶解反応が促進される可能性が示唆された。この要因としては、Mg ケイ酸塩やFe ケイ酸塩の析出に伴うSiの消費プロセスが考えられるが、Siの消費プロセスが長期にわたってガラス固化体の溶解反応を促進しうるか否かについては明らかにされていない。そこで、実験的検討によって、生成するMg ケイ酸塩の特性やSiの消費プロセスの影響の持続性、鉄共存下でのガラス固化体の溶解挙動等に関する情報を取得した。

ジルカロイの腐食速度モデルについては、腐食速度の温度依存性に係る平成24年度までの実験的検討によって、300℃付近の高温域における既往の経験則モデルを100℃以下の処分場環境を含む低温域にも適応できる可能性が示された一方、100℃付近を境にジルカロイの腐食メカニズムが変遷する可能性も示唆された。高温域でのジルカロイの腐食メカニズムが低温域と同じであれば、高温域でのジルカロイの腐食試験を低温域での腐食の加速試験とみなせることから、低温域で形成された酸化皮膜中における物質移動に関するデータを取得し、低温域でのジルカロイの腐食メカニズムについて検討した。

オーバーパックの腐食については、これまでに整備した腐食速度算出モデル、応力腐食割れ

(SCC) 発生判定モデルの適用性を室内実験や分析によって確認するとともに、実際の処分環境で想定される温度、地下水環境下への適用性を取りまとめた。

緩衝材の劣化については、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、これまで整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデル、解析コードの処分環境での適用性について取りまとめるとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。また、解析コードへのガラス固化体溶解モデルの導入を図った。

これらの検討結果や国内外の研究成果を踏まえて、整備した各モデルを長期評価に使用する際、その適用限界やどの部分に保守性を有しているかを示すとともに、より現実的評価を行うために必要となるモデルの改良点のうち、重要かつ合理的に達成可能と考えられるものを課題として抽出した。

(3) リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備

OECD/NEA による国際 FEP リスト (Feature Event and Process ; 特性、事象、プロセス、以下 FEP) を踏まえ、これまで整備してきた FEP や安全評価上重要なシナリオについての検討、また、国内外のリスク論的扱いの方法論に関する情報などを踏まえ、リスク論的に評価すべき地質・気候関連事象とそれらが生じた場合の処分システム領域への影響に係る安全評価シナリオについて、事象生起確率などの観点で検討・整理を行った。また、高レベル放射性廃棄物 (HLW) 及び長半減期低発熱放射性廃棄物 (TRU) の地層処分を対象に、「(2) 時間スケールや処分環境を考慮した廃棄体・人工バリアの挙動モデルの整備とその適用条件・適用範囲と不確実性の把握」において想定される人工バリア材長期変遷事象 (発生確率を考慮したオーバーパック早期破損や緩衝材の変質) などを考慮したシナリオ設定を行い、安全評価に係る事象発生シナリオの重要性について整理を行った。

平成 24 年度は、地質・気候関連事象による処分システム領域の熱、水理、力学、化学 (以下、THMC) 的環境の変化と安全機能の関連性を整理し、地形・地質構造の変化が地下水流動に係る力学や水理に与える影響など部分的なシナリオの設定とモデルの構築を行った。また、人工バリア材の品質管理や人工バリアの長期変遷に係る不確実性の整理として、地層処分事業期間中に発生する地震によるバリア材の THMC への影響及び安全機能との関連性について整理した。

平成 25 年度は、発生確率は低い及安全機能への影響が大きい事象を評価するため、人工バリアの初期欠陥、人工バリアの変遷及び地質・気候関連事象の発生に係るシナリオ設定手法を取りまとめた。また、サイトを特定しない条件における安全評価の対象となる包括的なシナリオの全体像を提示するとともに、シナリオ設定上の課題を整理した。

特に、処分の工学技術の適用上の初期欠陥に対し、初期欠陥が人工バリア材の THMC 及び安全機能に与える影響の範囲を対象に、網羅的に整備した各初期欠陥に対する工学的な対策や品質管理の現状の知見等を踏まえ、既往知見の情報をベースとしたシナリオ設定手法の取りまとめを行った。

人工バリアの変遷に係るシナリオについては、オーバーパックの早期破損や緩衝材の変質等を対象に、本事業において整備してきたモデル・コードから核種移行に繋がるシナリオ設定手法の取りまとめを行った。

また、地質・気候関連事象の発生に伴う母岩における THMC の影響の範囲を対象として、本事業において整備した FEP の情報と、地質・気候関連事象による母岩への影響評価の方法を統合した地質・気候関連事象の発生に係るシナリオ設定手法の取りまとめを行った。

さらに、人工バリア材の初期欠陥、人工バリアの変遷及び地質・気候関連事象の発生を対象

として、サイトを特定しない条件における安全評価の対象となる包括的なシナリオの全体像を提示するとともに、各シナリオ設定上の課題を整理した。

(4) 総合的な核種移行評価手法の整備

地層処分の安全評価においては地質・気候関連事象を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックス及び生物圏における被ばく線量を一連で評価する必要がある（核種移行評価）。ここでは、(2)及び(3)の結果を考慮し、①人工バリアの各評価モデルの適切なリンケージの方法、②リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオとそれらの長期評価における不確実性への対応などを検討し、我が国で想定される地層処分地下環境へ適用可能な安全評価手法としての方法論の全体の取りまとめを行った。

平成24年度は、サイトを特定しない観点からの確率論的安全評価コード（GSRW-PSA等）を体系的に整備するとともに、地質・気候関連事象及び人工バリア長期変遷現象の発生などの不確実性を考慮した総合的な核種移行評価手法の全体像を提示した。

平成25年度は、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックス及び生物圏における被ばく線量を一連で評価するため、個々の要素モデルやコード間のリンケージを図り、総合的安全評価手法として体系的に整備するとともに、コードの検証・評価手法の信頼性を向上させるための手法・課題等について検討し、安全審査に向けて課題を整理した。

1.3 成果概要

平成25年度の各実施項目の研究成果については、2章～6章において取りまとめた。各章における実施項目の成果概要は、以下のとおりである。

1.3.1 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

(1) ガラス固化体の溶解モデルの作成

平成24年度までの実験的検討により、海水系地下水に含有されるマグネシウム（Mg）が共存する条件下では、ケイ素（Si）が主構成元素であるガラス固化体の溶解反応が促進される可能性が示唆された。

この要因としては、図1.3-1に示すように、Mgケイ酸塩の析出に伴うSiの消費プロセスが考えられる。また、熱力学的検討の結果、炭素鋼オーバーパックの主成分である鉄（Fe）が共存する条件においても、処分環境で鉄ケイ酸塩を形成する可能性が示唆された。

そこで、実験的検討によって、生成するMgケイ酸塩の特性やSiの消費プロセスの影響の持続性、鉄共存下でのガラス固化体の溶解挙動等に関する情報を取得し、現時点におけるガラス固化体の溶解速度モデルへの反映を図った。

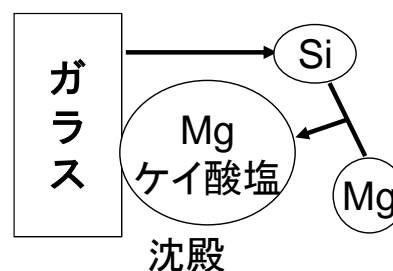


図 1.3-1 Mg ケイ酸塩の生成に伴う Si 消費プロセスによるガラス固化体の溶解促進

Mg イオンの影響

図 1.3-2 (左) に示すように、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の溶液中では、液中 Mg イオンが共存する間は、上記のプロセスによって、ガラス固化体の溶解（ホウ素 (B) の浸出量が指標）が促進されるが、液中 Mg イオンが枯渇すると、ガラス固化体の溶解は抑制される。一方、初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の溶液中では、試験期間をとおして液中 Mg イオン濃度が高濃度に維持されているにも拘わらず、図 1.3-2 (右) のように、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の条件に比べて、ガラス固化体の溶解速度は著しく遅いことがわかる。

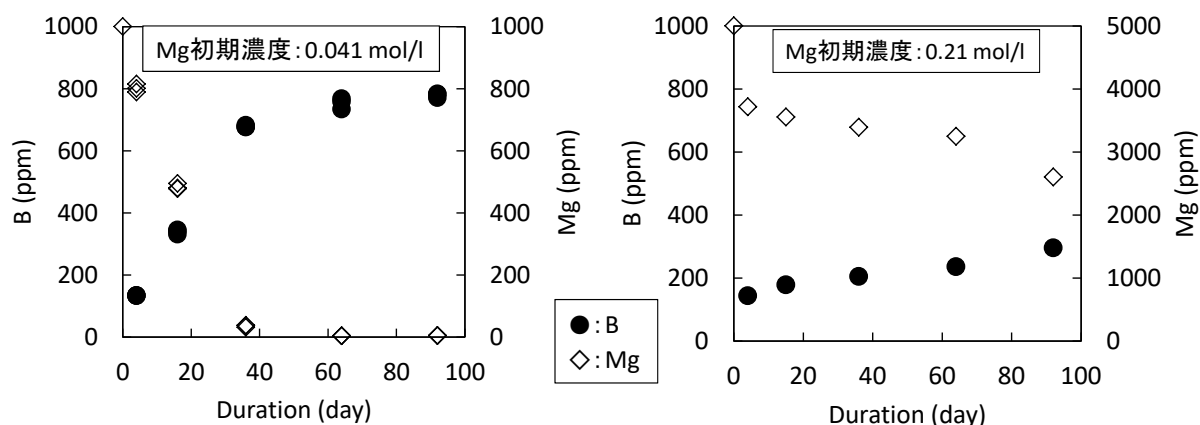


図 1.3-2 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 (左) 0.041 mol/l 及び (右) 0.21 mol/l の MgCl₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係

初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の溶液中で浸出したガラス固化体の表面は、図 1.3-3 (左上) に示すように、析出物で覆われており、XRD 分析結果 (同図右上) と SEM-EDS による元素分析結果 (同図下) から、この析出物は Mg ケイ酸塩の一種である talc (Mg₃Si₄O₁₀(OH)₂) もしくは sepiolite (Mg₄Si₆O₁₅(OH)₂·6H₂O) であることがわかった。

これらの結果から、初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の条件では、析出した Mg ケイ酸塩がガラス固化体表面を覆い、ガラス固化体/溶液間の物質移行の障壁となることによって、ガラス固化体の溶解速度が抑制されたことが推察される。

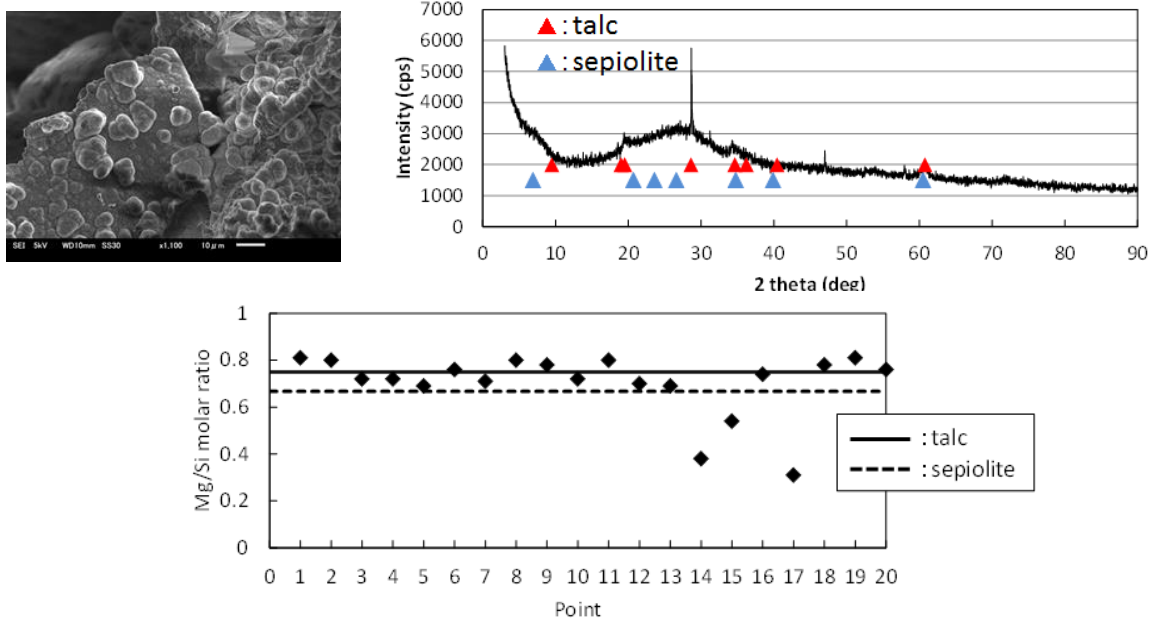


図 1.3-3 (左上) 90°Cの初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の $MgCl_2$ 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体表面と (右上) XRD プロファイル及び (下) SEM-EDS で分析・定量した 20 箇所の Mg/Si モル比

金属鉄の影響

図 1.3-4 (左) のように、低酸素雰囲気下において鉄共存条件でガラス固化体の浸出試験を行った結果、試験期間をとおして、共存物質のない脱イオン水中や酸化鉄 (マグネタイト) 共存系に比べてガラス固化体の溶解が促進されることがわかった (図 1.3-4 (右))。

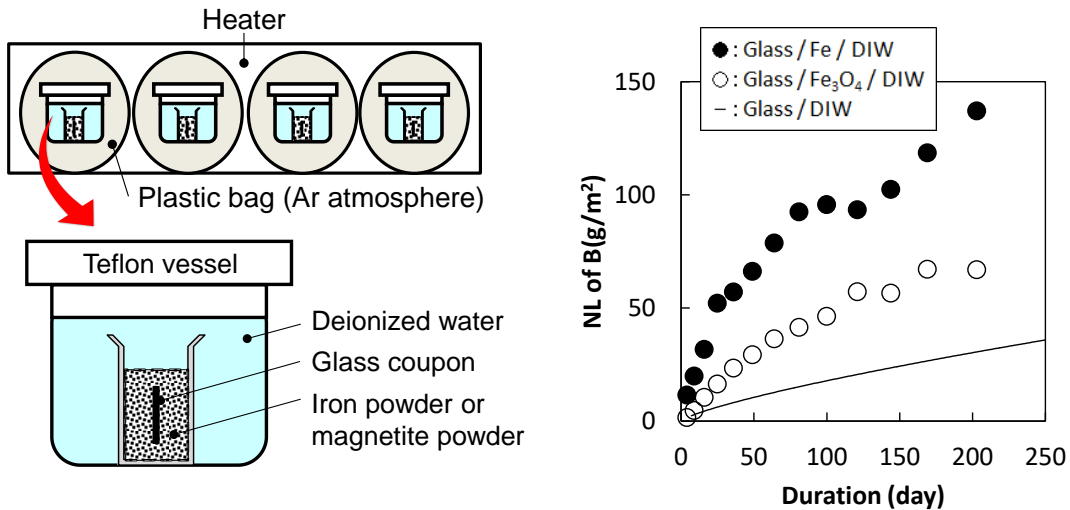


図 1.3-4 (左) 鉄粉もしくはマグネタイト粉末とクーポン状ガラス固化体を共存させた系での浸出試験の概略図と (右) 各系における B 浸出量の時間変化

鉄共存系においてガラス固化体が溶解/変質した領域に含まれていた Si の重量を調べた結果、マグネタイト共存系とは異なり、約 8 割の Si が溶存しておらず、そのうちの大部分がガラス固化体表面に残存しているかもしくは固相を形成して鉄粉等に析出していることがわかった。

また、図 1.3-5 に示すように、浸出後のガラス／鉄粉境界において、ガラス固化体や鉄とは異なる層(a)、(b)が形成されていることがわかる。このうち層(b)は Si と Fe を含むことから、鉄ケイ酸塩である可能性がある。

以上の結果及び平成 24 年度に実施した熱力学的検討結果（熱力学的には鉄ケイ酸塩が安定であると示唆）をふまえると、ガラス固化体から浸出した Si は、鉄粉から溶出した Fe イオンとともにガラス／鉄粉境界で鉄ケイ酸塩を形成し、この反応によって図 1.3-4 (右) に示した溶解促進が生じていることが推察される。ただし、層(b)は酸化鉄と鉄を含まないケイ酸塩の混合物から形成されている可能性もあることから、今後、より詳細な分析が必要である。

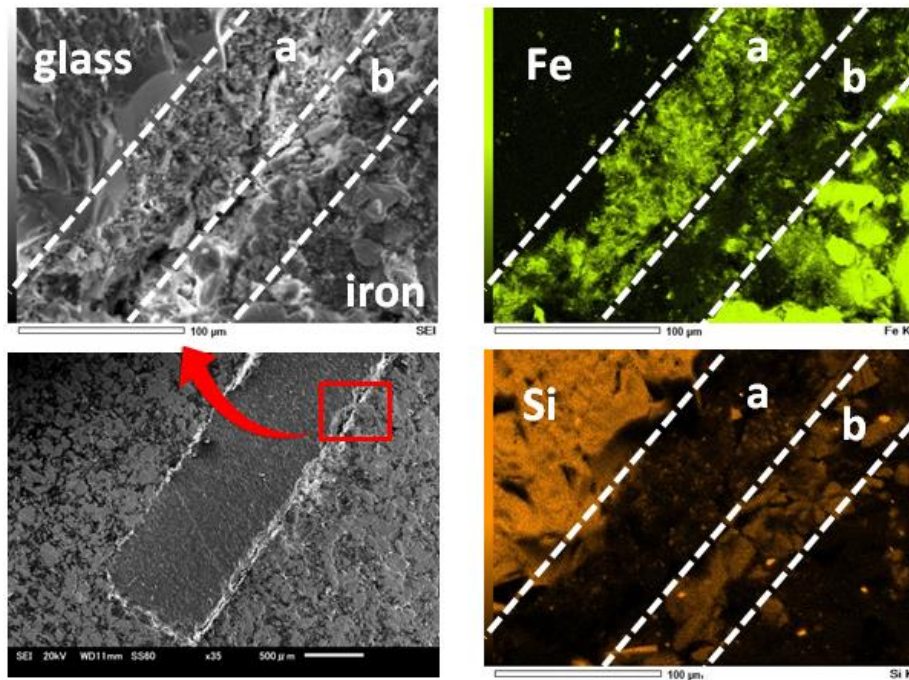


図 1.3-5 浸出期間 169 日のガラス／鉄粉等を樹脂で固めて切断・研磨したガラス／鉄粉試料断面を SEM-EDS を用いて観察・分析した結果

Mg イオンを考慮したガラス固化体の溶解速度モデルへの反映と課題

上述の Mg イオンの影響に関する検討結果をふまえると、析出した Mg ケイ酸塩がガラス固化体を覆うことによって保護的な効果をもたらす可能性はあるものの、保護的な効果を有する Mg ケイ酸塩の生成条件や、保護的な効果が長期的に維持されるかどうかの知見は得られていない。したがって、現時点においては、Mg イオンが共存する条件では、図 1.3-1 に示したプロセスによって、Mg ケイ酸塩生成を伴う Si 消費によるガラス固化体の溶解促進が生じるものとして評価すべきと考える。また、鉄が共存する条件においても、鉄ケイ酸塩の生成を伴う同様のプロセスが生じる可能性が示された。

そこで、「ガラス固化体が接触する溶液中に Mg イオンが供給されると、ガラス固化体表面に供給された Mg イオンとガラス固化体の Si が反応して、ある Mg/Si モル比の Mg ケイ酸塩を生成し、反応した Si 量に応じたガラス固化体が一次溶解反応速度式に概ね沿った速度で溶解する」というガラス固化体の溶解速度モデルに基づき、図 1.3-6 に示す体系でガラス固化体の表面に供給される Mg イオン量 ($Q(\text{Mg})$) を計算し、ガラス固化体の溶解速度を算出した。

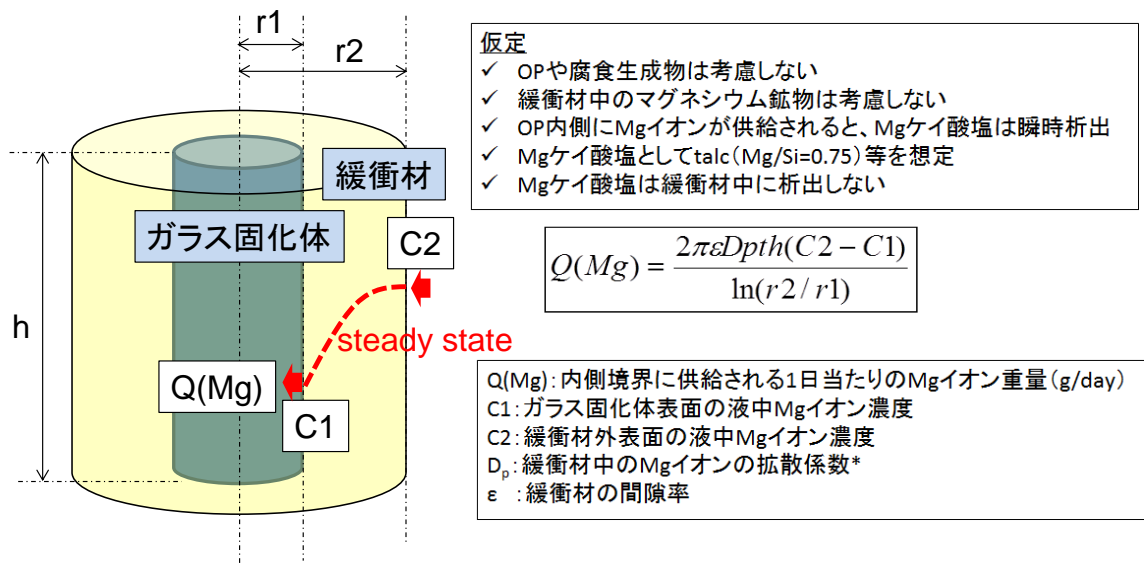


図 1.3-6 ガラス固化体／人工バリア／地下水系においてガラス固化体の表面に供給される Mg イオン量を保守的に算出するための計算体系

ガラス固化体／人工バリア／地下水系における物質移行－変質連成解析を行った 15 ケースの設定条件で Q(Mg)を計算し、各ケースにおける 10 万年間のガラス固化体の溶解速度の平均値を試算した結果を図 1.3-7 に示す。図 1.3-7 より、2つのケース (11 と 26) については、地層処分研究開発第 2 次取りまとめの評価で用いられたガラス固化体の溶解速度 (1.0×10⁻³ g/m²/day) を超える溶解速度となり、Mg イオン影響を無視できないが、他のケースについては Mg イオンによるガラス固化体の有意な溶解促進を考慮する必要がないと判定できる。より確からしい評価を行うためには、Mg ケイ酸塩による保護的効果の長期的信頼性や、Mg ケイ酸塩の種類・特性と生成条件 (pH 等) の把握、さらに緩衝材中における Mg イオンの移行データの拡充などが必要である。

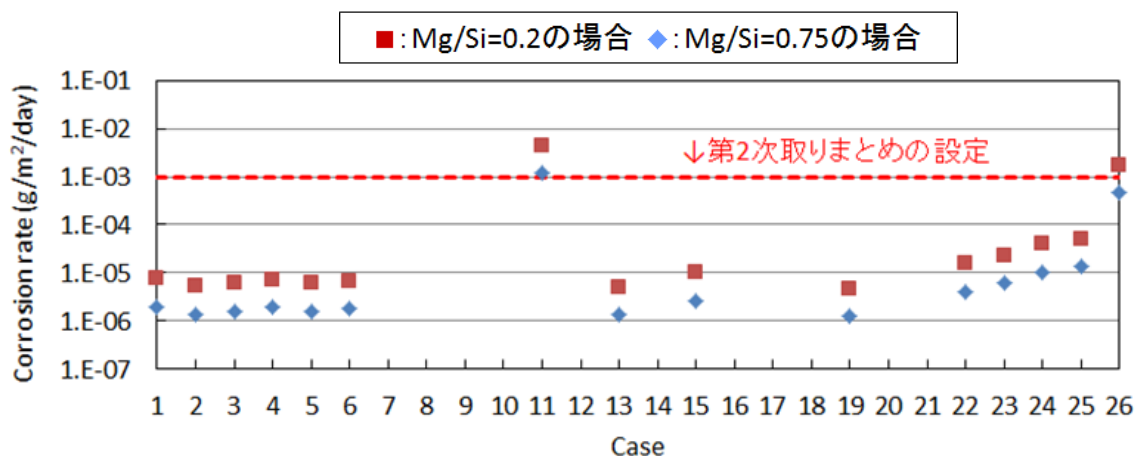


図 1.3-7 各ケースにおける 10 万年間のガラス固化体の溶解速度の平均値

(2) 放射化金属の腐食モデルの作成

ジルカロイを母材とするハルは、長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU 廃棄物）として地層処分される計画であるが、ハルには放射化によって生成された C-14 などの放射性核種が含まれる。このため、地層処分後に地下水を介して生活圏に達する可能性を考え、人への影響を評価する必要がある。放射性核種の溶出がジルカロイの腐食に伴って進行することから、処分環境におけるジルカロイの腐食速度を評価することが重要となる。

これまでに、300°C 付近の高温域での腐食速度については、時間の立方根と腐食量が比例する三乗則が経験則モデルとして提案されており、酸化皮膜の酸素イオン伝播が腐食メカニズムであるとする説と、酸化皮膜中の水拡散であるとする説が報告されているが、処分環境に近い 100°C 以下を含む低温域での腐食メカニズムについては不明であることが既往知見として認められた。

我々は、微量な腐食量でも測定が可能な水素ガス発生量測定法を用い、80°C～120°C の低温域におけるジルカロイ-4 の腐食速度が腐食時間とともに減少し、腐食量と腐食時間の立方根との間にほぼ比例関係が認められる結果を得ている（図 1.3-8）。このことは 300°C 付近の高温域において提唱されている腐食速度モデルの三乗則と同じであり、三乗則に基づいた腐食速度定数でアレニウスプロットすると、高温域のアレニウスプロットの外挿直線の付近にあることが分かった（図 1.3-9）。これにより、高温域と腐食メカニズムは同じであり高温域における既往の経験則モデルを 100°C 以下の処分場環境を含む低温域にも適用できる可能性が示された。

低温域での腐食メカニズムは、高温域と同様に、酸素イオン伝播支配と水拡散支配の二つの仮説が考えられ、安全評価の腐食速度で三乗則を使うためには、二つの仮説のうちどちらなのかを決めることが必要と考えられた。

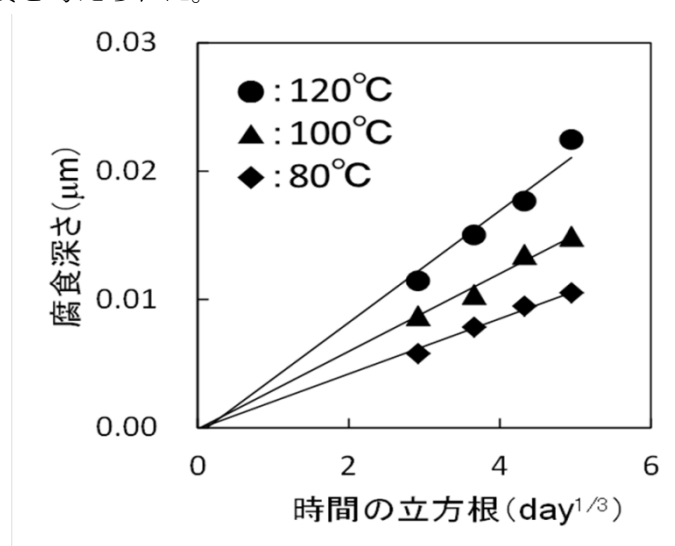


図 1.3-8 腐食量と時間の立方根との関係

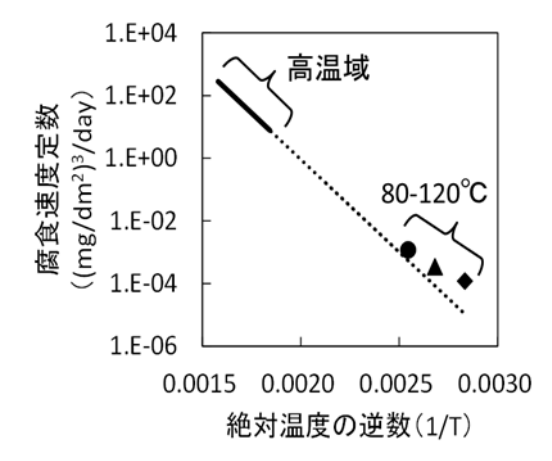


図 1.3-9 三乗則に基づいた腐食速度定数でアレニウスプロット

低温域でのジルカロイ-4 腐食メカニズムの検討

低温域におけるジルカロイ-4の腐食メカニズムを明らかにするため、水素発生量測定法による腐食試験を行い、発生した水素の同位体比を分析することで水素の発生源を特定し、酸素イオン伝播（仮説1）と水拡散（仮説2）のどちらが腐食メカニズムになっているかを判定した。

酸素イオン伝播（仮説1）の場合は、液相と酸化皮膜の界面で水が分解するため水分解の分離係数が水拡散（仮説2）の酸化皮膜/金属界面での水分解の分離係数に比べて高く、同位体効果が仮説2より強く出ると想定される。これに対し水拡散（仮説2）の場合は、酸化皮膜と金属の界面で水が分解されるが、酸化皮膜中をゆっくりと拡散してきた水が金属界面ですべてがすぐに分解されるため分解係数がほぼ1.0となり、同位体効果は仮説1に比べて弱くであると想定された（図1.3-10）

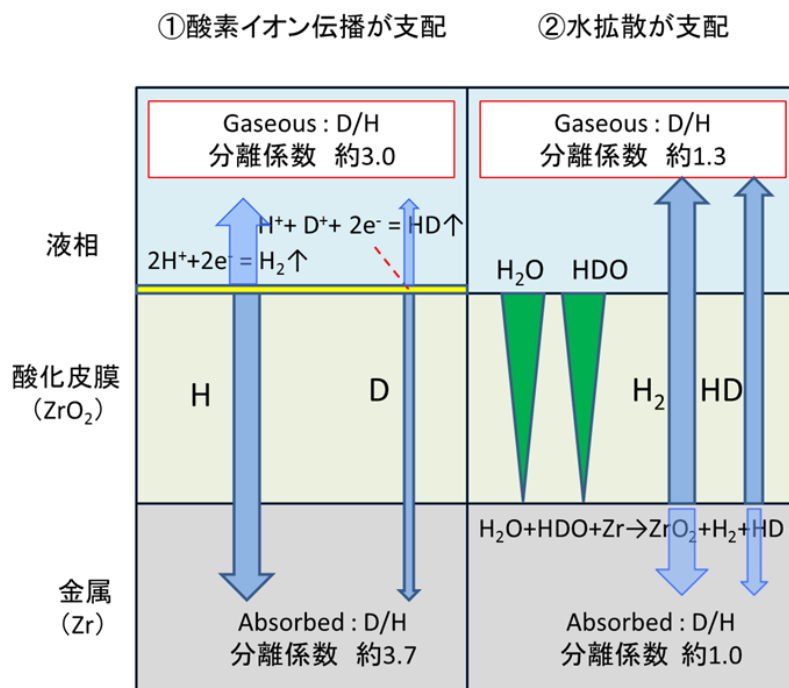


図 1.3-10 腐食メカニズムの二つの仮説と同位体効果

仮説 1（液相と酸化皮膜界面で水素発生）と仮説 2（酸化皮膜と金属界面で水素発生）で想定された分離係数より気相中及び金属中（試験片中）の水素同位体比を求めると表〇〇の値が得られた。仮説 2 では、同位体効果が弱いためにはじめの 10% 重水溶液の水素同位体比=0.11 と比べて変動が少ないことが想定された。また、仮説 1 と仮説 2 の水素同位体比を比べると金属中の方がその差が顕著となることが分かった（表 1.3-1）。

表 1.3-1 仮説 1、2 の気相中と金属中の水素同位体比

| | 気相中水素 | 金属中水素 |
|------|-------|-------|
| 仮説 1 | 0.036 | 0.030 |
| 仮説 2 | 0.087 | 0.107 |

① 気相中の水素同位体比

図 1.3-11 に水素同位体比（D/H 比）は腐食試験溶液の D/H 比とは明らかに異なっており、同位体効果を示している。D/H 比は酸素イオン伝播メカニズムの場合に想定される値に近くなっているが、酸化皮膜が厚くなるに従い上昇していることから水拡散メカニズムも寄与している可能性があると考えられた。

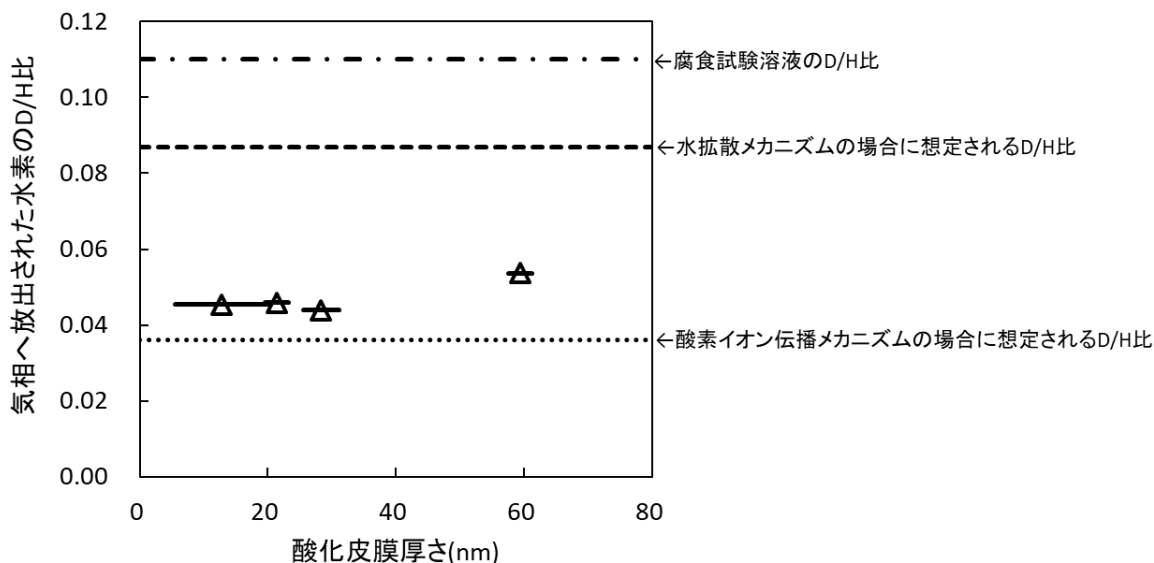


図 1.3-11 気相中の D/H 比分析結果および仮説 1,2 で想定した気相中の D/H 比

② 金属中の水素同位体比

図 1.3-12 に金属中の D/H 比分析結果と仮説 1,2 で想定した金属中の D/H 比を示す。D/H 比は腐食試験溶液のそれとは明らかに異なっており、同位体効果を示している。D/H 比は酸素イオン伝播メカニズムの場合に想定される D/H 比に近い値を示しているが、誤差の範囲を考慮

しても想定と一致しているとは言い難い。酸素イオン伝播メカニズムの場合に想定される D/H 比と、水拡散メカニズムの場合に想定される D/H 比の中間的な値を示したデータ点もあるため、二つのメカニズムが共存している可能性も考えられる。酸素イオン伝播メカニズムであるのか、酸素イオン伝播メカニズムと水拡散メカニズムが共存するのかは現状では決めることができず、さらにデータの蓄積が必要である。

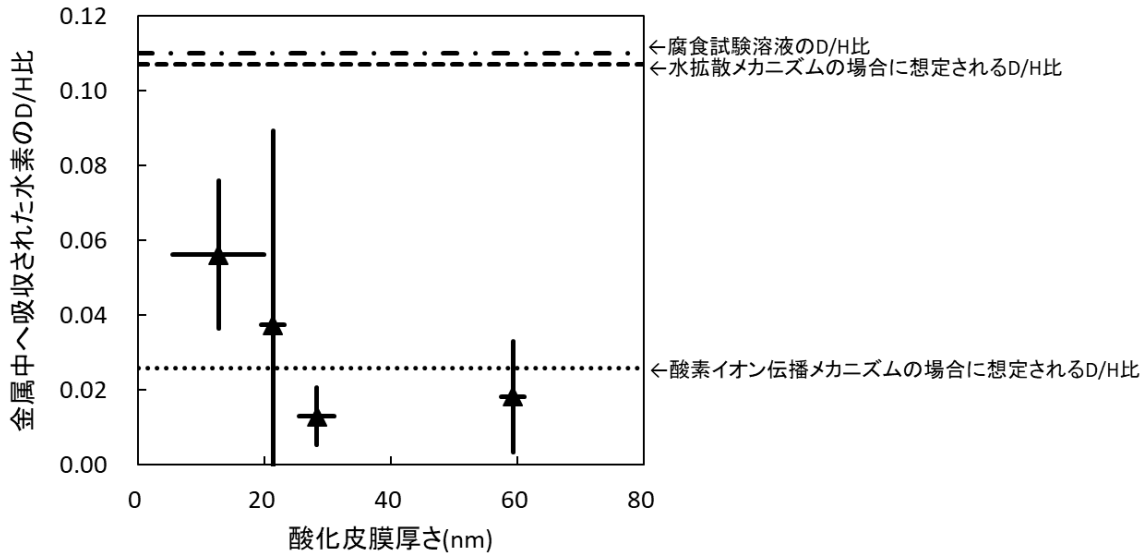


図 1.3-12 金属中の D/H 比分析結果および仮説 1,2 で想定した金属中の D/H 比

昨年度までに処分環境を想定した低温域での腐食メカニズムは高温域での腐食メカニズムと同じである可能性をアレニウスプロットによる活性化エネルギーの観点から示してきた。また、高温域での腐食メカニズムとして、酸素イオン伝播支配と水拡散支配の二つの仮説があるが、どちらも定説になってはいない。本年度は低温域における腐食メカニズム解明を進めた。同位体効果を用いて、水素の発生源を特定することにより腐食メカニズムが酸素イオン伝播支配なのか水拡散支配なのかを判断するもので、試験結果では水拡散支配だけの可能性は低いことが分かった。しかし、酸素イオン伝播メカニズム単独なのかもしくは酸素イオン伝播と水拡散支配のメカニズムが共存しているのかは判別できなかった。

今後、酸素イオン伝播支配なのか酸素イオン伝播支配と水拡散支配のメカニズムが共存するのを確認するため、酸化皮膜がより厚い条件で水素発生量を稼ぐ工夫が必要である。また金属中の水素同位体の分析の誤差を低減することが有用である。

(3) オーバーパック腐食モデルの作成

オーバーパック (OP) の閉じ込め性能を評価するためには、処分環境下での腐食進展量評価が必要である。OP の候補材料である炭素鋼の腐食進展速度は腐食形態によって大きく異なり、腐食形態は溶液組成や pH、溶存酸素濃度等に依存することが知られている。したがって、OP の性能評価にあたっては、OP 近傍における地下水環境条件の変遷を適切に評価するとともに、環境条件に応じた腐食形態や各腐食形態における腐食進展速度を設定する必要がある。

本事業ではこれまでに、オーバーパックの腐食寿命を評価するためのモデル及びコードの整備を行ってきた。図 1.3-13 に本モデルの概要を示す。本モデルは、オーバーパック近傍の地下水組成及び温度条件に依存した活性態-不動態遷移 pH(pH_d)を算出し、オーバーパック近傍の地下水 pH が pH_d よりもアルカリ側になった場合には局部腐食の進展量を算出する。一方 pH_d よりも酸性側となった場合には、全面腐食及び SCC の進展量の算出を行い、各腐食形態に対する合計の腐食進展量が破損判定基準に到達する時間すなわち腐食寿命を計算するモデルである。

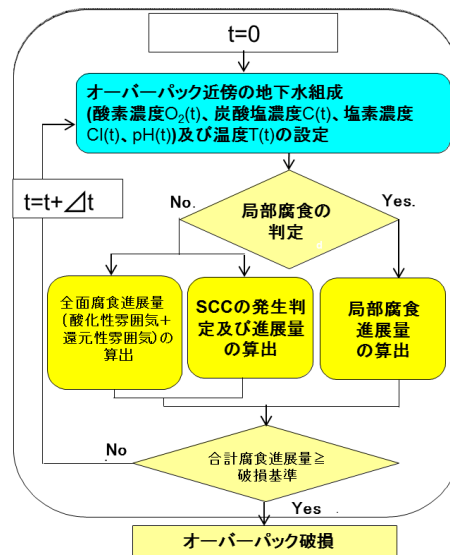


図 1.3-13 オーバーパック腐食寿命評価モデルの概要

pH_d に基づく局部腐食の判定モデルに関しては、平成 22 年度から平成 24 年度において実際の処分環境で想定される条件下で室内実験によりモデル検証を行い処分環境で適用できるようにした。低酸素濃度条件下における全面腐食に関しては、ベントナイト共存下における表面皮膜の保護性に及ぼす温度影響を整理し腐食速度の温度依存性をモデル化するための浸漬試験を平成 22 年度から始めている。また、平成 24 年度において腐食速度を時間によらない一定速度と仮定したモデルに加えて炭素鋼の表面に生成する腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した新たな腐食速度モデルを提案した。

平成 25 年度は、低酸素濃度条件下における腐食モデルの検討として、既往の文献レビューを行い、腐食寿命評価において腐食速度を時間に寄らない一定と仮定した場合に設定する腐食速度の検討を行った。また、炭素鋼の表面に生成する腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した新たな腐食速度モデルの妥当性を検討するために、腐食生成物中の水の拡散

係数の測定を試みた。また、表面皮膜の保護性に及ぼす温度の影響の検討として試験期間3年のデータを取得し、温度依存性を考慮したモデルを検討した。以下に本年度の成果概要を示す。

① 既往文献のレビュー及び腐食速度の設定

平成25年度に実施するオーバーパックの腐食寿命評価において設定する腐食速度の検討のため既往知見のレビューを行った。処分環境に適合すると考えられる試験条件で1年以上の試験期間に対して重量減少法を用いて算出した腐食速度と試験期間の関係を示した散布図を図1.3-14に示す。概ね $0.1 \mu\text{m/y} \sim 20 \mu\text{m/y}$ 程度の範囲に分布する結果となった。ベントナイトと共存させた室内試験結果(試験期間1年～10年)⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾によると、時間の経過に従い腐食速度は低下する傾向であることが確認できるため、腐食寿命評価において設定する腐食速度は現実的な値である $10 \mu\text{m/y}$ を採用し、この値が時間によらず一定の値をとるものとして評価をおこなった。

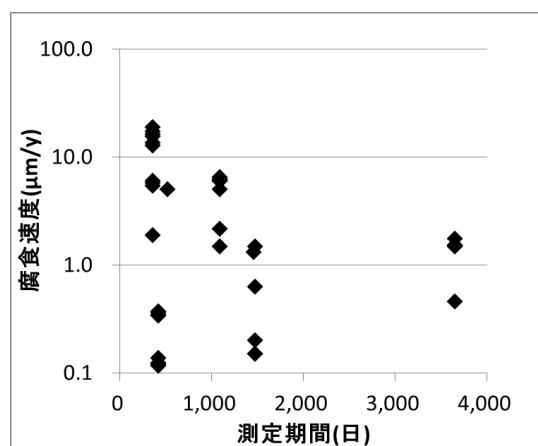


図 1.3-14 腐食速度と試験期間の関係

② 腐食生成物中の水の拡散律速を仮定した腐食モデルに関する検討

平成24年度には低酸素条件下における腐食モデルとして、腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した腐食モデルを提案した。平成25年度は、本モデルの妥当性検討の一環として、573K、723K、873Kの高温の条件下で生成させた腐食生成物に重水を浸透させて測定された浸透量(図1.3-15)から、腐食生成物中の水の移動がフィックの第2法則に従うものと仮定の下で腐食生成物中の水の拡散係数の推定を試みた。その結果、重水の浸透量が温度により違いがみられ、873Kの条件の拡散係数は $1.9 \times 10^{-12} \text{ cm}^2/\text{s}$ 、573Kならびに723Kの場合の水の拡散係数は $2.4 \times 10^{-13} \text{ cm}^2/\text{s}$ と異なる結果が得られた。この温度による重水量の違いの解釈として、皮膜との反応による重水の消費の可能性や皮膜中の水分子の移動がフィックの第2法則に従っていない可能性などが考えられるが本年度明らかにすることは出来なかった。このため、水の拡散が腐食速度を律速するという仮説の妥当性の確認には至っていない。また、「水の拡散」とは水による飽和度の高い場所から低い場所(不飽和の場所)への水分子の移動現象、即ち不飽和媒体中での水分子の輸送現象であると考えられることから、フィックの法則が成り立たない可能性があることにも注意が必要である。

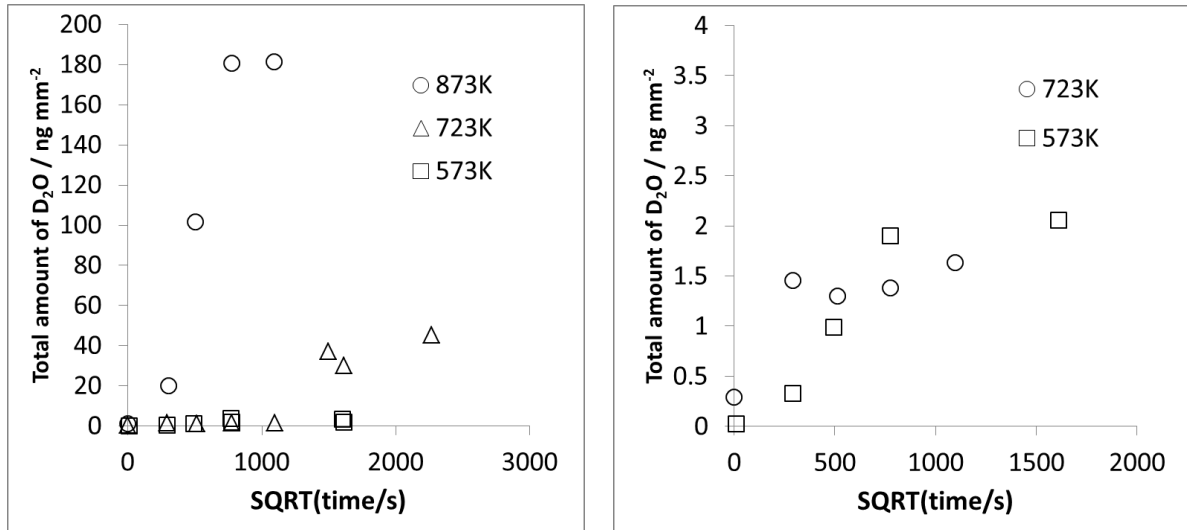
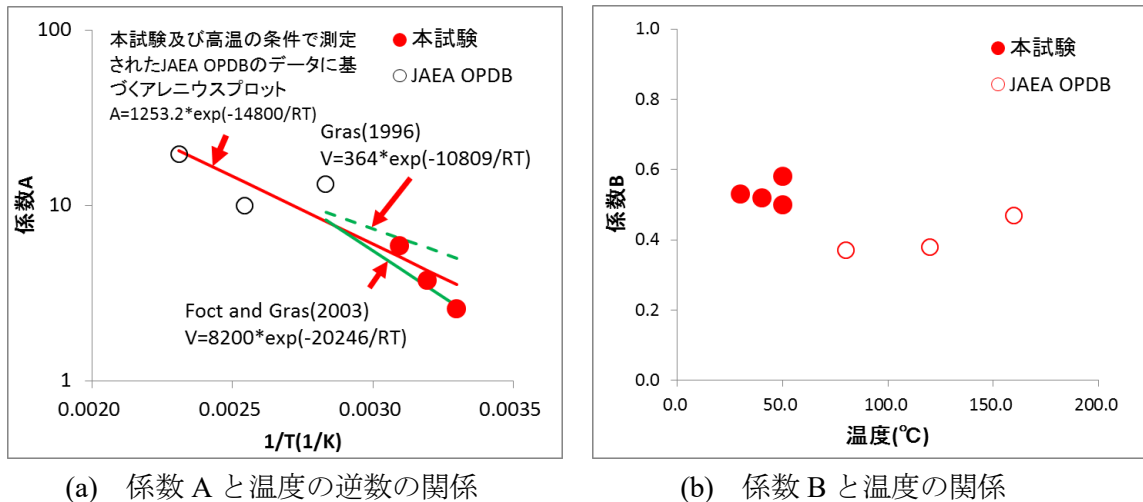


図 1.3-15 種々の温度で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料における重水浸透時間の平方根と浸透重水量との関係

③ 全面腐食の腐食速度に及ぼす温度の影響に関する検討

緩衝材を模擬した圧縮ベントナイト中において、浸漬初期における腐食速度は高温のほうが大きいものの、長期的には温度の低い条件のほうが高温下よりも大きくなる現象が確認されている⁽¹⁾ことから、ベントナイト共存下における炭素鋼の腐食速度に及ぼす温度影響を明らかにし、温度依存性を考慮した腐食モデル検討を行うために、30℃、40℃及び50℃の条件でベントナイト緩衝材共存下での炭素鋼の腐食試験を平成22年度より実施している。平成25年度は30℃、40℃の温度条件で3年の浸漬試験結果が得られており、この結果に基づいて腐食速度の温度影響を検討した。このために測定された腐食量の経時変化をべき乗則 ($Y=At^B$, Y:腐食量, A,B:係数) で近似し、温度と係数A, Bの関係を図 1.3-16に示す。係数Aは環境の腐食性に対応した値であり、値が大きいほど、皮膜がほとんど形成されていない初期の腐食速度が大きいことを意味する。係数Aの温度依存性がアレニウス型になると仮定して、腐食速度をアレニウス型に近似した既往のGrasの報告⁽⁴⁾及びFoctら⁽⁵⁾の報告と比較すると概ね整合する結果となった。また、本試験結果及びJAEA オーバーパックデータベースに収録された本試験と類似の条件で測定された高温の試験結果⁽⁶⁾より求めた活性化エネルギーは約14.8kJ/molと求められ、前述した既往の報告⁽⁴⁾⁽⁵⁾による値の中間的な値となり、皮膜が形成されていない初期の腐食速度の温度依存性はアレニウス型になる可能性が示された。また、係数Bは皮膜の保護性を示す値であり、この値が小さいほど皮膜の保護性が大きいことを意味する。図 1.3-16より、温度が高いほど炭素鋼の初期腐食速度は高いが皮膜の保護性も高くなることがわかる。このうち後者については、温度によって皮膜の組成もしくは構造が異なるためと推察される。今後は、皮膜が形成された場合における温度影響をモデルに反映するために、より長期のデータを拡充する必要がある。



(a) 係数 A と温度の逆数の関係

(b) 係数 B と温度の関係

図 1.3-16 係数 A, B の温度依存性

(4) 緩衝材の劣化モデルの作成

処分場の支保工等を使用されるセメント系材料を起因とする高アルカリ性地下水により、ベントナイト系緩衝材が変質・劣化し、その止水性が低下することが懸念されている。

緩衝材の長期的な止水性の変化を評価するため、これまでに、処分場での使用が想定されるベントナイト-砂混合土圧縮成型体を用いて、ベントナイトの変質に係る諸現象や変質にともなう止水性（透水係数が指標）の変化を実験的に定量化、評価モデル（評価式も含む）を整備するとともに、これらの評価モデルから構成される物質移行-変質連成解析コード“MC-BENT”を整備した。また、アルカリの放出源であるセメント系材料の変質にともなう固相および液相成分の変化等を評価するためのモデルとこれらモデルから構成されるコード“MC-CEMENT”も整備した。さらに、ベントナイト/セメントからなる複合的な人工バリアの変質にともなう止水性の変化を評価するため、MC-BENT と MC-CEMENT を統合した MC-BUFFER を整備した。（図 1.3-17 参照）。

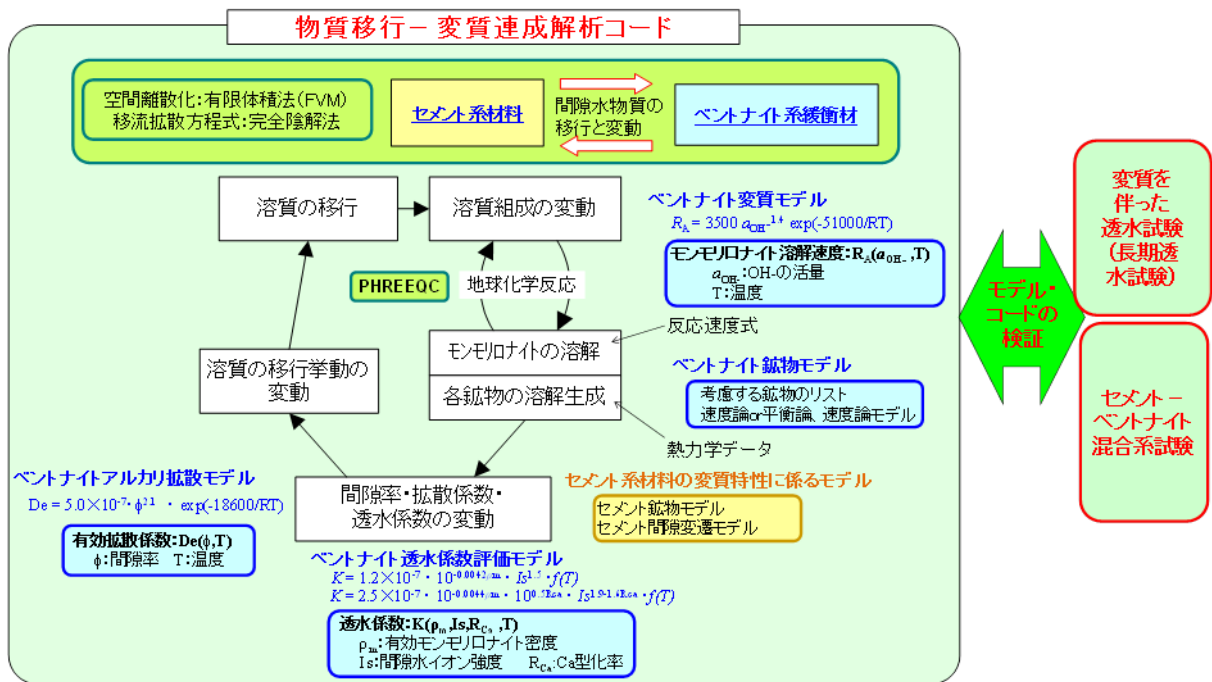


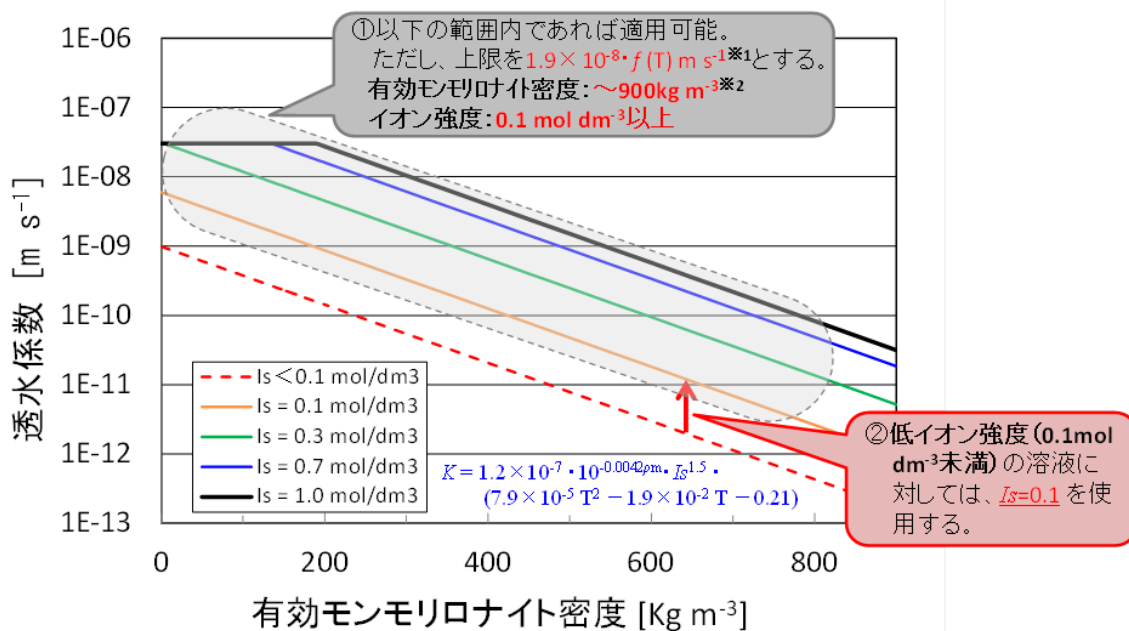
図 1.3-17 緩衝材の止水性の変遷評価を行うための解析コードと評価モデルの体系

平成 25 年度は、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、これまで整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードの処分環境での適用性（モデルの適用限界、保守性も含む）について取りまとめるとともに、今後の整備の方向性に関する課題を抽出した。また、MC-BUFFER について、ガラス固化体溶解モデルを拡充することにより、解析における再現性や利便性を向上させた。

ベントナイト透水係数評価モデルの改良および適用性確認

ベントナイト透水係数評価モデルについては、有効モンモリロナイト密度が異なるベントナイト試料に対する透水係数のイオン強度依存性を確認するため、アルカリ変質させたベントナイト試料にイオン強度の異なる溶液を通水させる透水試験を実施した結果、①モンモリロナイトの溶解が進むにつれて透水係数のイオン強度依存性が小さくなること、②当該試験における変質操作条件（1 mol dm⁻³ の NaOH 溶液に 90℃ で浸漬）では透水係数は 3 × 10⁻⁸ m s⁻¹ 程度までしか上昇しないこと、③イオン強度 0.01 mol dm⁻³ と 0.1 mol dm⁻³ の溶液を通水させたときの透水係数に大きな差異が見られないことが確認された。

また、これら結果を踏まえ、当該モデルの改良案として、①当該モデル式の適用範囲については有効モンモリロナイト密度 900 kg m⁻³ 未満、イオン強度 0.1～1.0 mol dm⁻³ の範囲とし、その上限値を $1.9 \times 10^{-8} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ すること、②イオン強度 0.1 未満の領域については当該モデル式のイオン強度を 0.1 mol dm⁻³ としたときの値を設定値とすることを提示した（図 1.3-18 参照）。



※1 過度に変質させた透水試験により得られた透水係数を基に決定（有効モンモリロナイト密度：ほぼ 0 kg m^{-3} 、イオン強度： $0.01 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$ ）

※2 当該モデルを作成時に使用した試料の有効モンモリロナイト密度の上限値

図 1.3-18 ベントナイト透水係数評価モデルの改良案（平成 25 年度版）に係る概念図（ 40°C ）

さらに、平成 24 年度に実施した低動水勾配下における透水試験のイオン強度条件を変えて実施し、透水試験における動水勾配の影響の把握および当該モデルへの影響について検討した結果、透水係数 $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 以上となる試験条件下では、流速と動水勾配の関係からダルシー則の成立が確認されたが、透水係数 $3 \times 10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ 程度となる試験条件下では、ダルシー則が成立しているかの判断は難しく、非ダルシー的な挙動が起こる可能性が示唆された。また、ペクレ数を用いた検討からは、透水係数が $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 未満となる場合は、物質移行は拡散支配になると想定されることから、移流と拡散の両方を考慮した安全解析を行う場合には、（ダルシー則の成立を前提として作成された）当該モデル式を使用しても問題ないことを示した。

一連の緩衝材劣化に係るモデルの現状の課題、適用性および今後の整備の方向性

一連の緩衝材劣化モデル、およびコードの適用性、課題については、ベントナイト圧縮体中における陽イオン交換現象に係るモデル化が未整備であること、経験則であるため科学的根拠が不足していること、OH⁻以外のイオン種についても（OH⁻の拡散実験結果から構築した）アルカリ拡散モデルを使用していること等、まだ多くの課題が残っているが、検証計算では概ね実現象が再現できていること等からこれらの課題があることを認識しつつ、現段階では安全評価において緩衝材劣化に係る一連のモデル（ベントナイト透水係数評価モデルに関しては本年度提示した改良案）を使用することとした。

今後は、緩衝材中のイオン種の拡散評価のため、「電気的中性条件を保ちつつ、全てのイオン種の拡散現象を評価可能なモデル」を構築し、MC-BUFFER へ組込むことに重点を置くと

もに、ナチュラルアナログデータを使った、より長期な現象についての検証を行い、当該評価手法の妥当性を確認することが重要である。

MC-BUFFER の機能拡充

人工バリアの変遷挙動評価や核種移行評価において、オーバーパックの安全機能損失後におけるベントナイト系緩衝材間隙水の影響により、ガラス固化体が放出する放射性元素の核種移行性を評価するには、ガラス固化体の溶出元素によるベントナイト系緩衝材への影響を把握しておくことが重要となる。このことから、ガラス固化体を含む複合体系を考慮できるよう、MC-BUFFER にガラス溶解速度を伴うガラス固化体溶解モデルの整備を行った。図 1.3-19 にガラス固化体溶解モデル図を示す。これにより、人工バリアにおけるオーバーパック破損後のガラス固化体溶解を考慮した人工バリア変遷挙動解析が可能となったが、モデルの方向性に関わる課題点が抽出されており、今後もモデル改良・拡充を進めていくことが重要である。

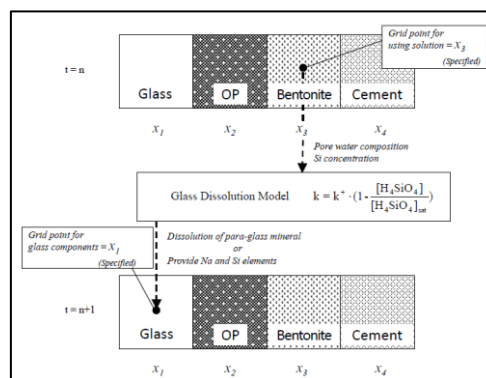


図 1.3-19 ガラス固化体溶解モデル図

1.3.2 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備（人工バリアの長期変遷事象）

人工バリアの長期変遷事象に関する安全評価シナリオ設定手法の整理では、過年度までに HLW および TRU 廃棄物を対象とした FEP データベースとして、処分システム内における、熱、水理、応力、化学、放射線、核種移行/物質移動の現象や特性などを FEP としてリスト化し、それら起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の関係を可能な限り網羅的に、「安全性への影響の可能性」として整理している。さらに、我が国や諸外国の研究機関による地層処分に関する実験的・解析的知見の拡充に伴い、FEP データベースの更新を行っている⁽⁷⁾⁽⁸⁾⁽⁹⁾。

一方で、平成 22 年度より、人工バリア領域におけるバリア性能の長期変遷を、それまでに主として実験的な手法に基づきモデル化したものを、それらの入出力の相互関係や共通して用いるパラメータをリンクさせた一連の計算により、各人工バリアの状態を解析する手法に基づく核種移行評価（リンケージ解析）の整備を行っている。この手法により、処分場閉鎖後の安全機能に影響を与える可能性のある処分場地化学環境や人工バリアの構成、構造が、だいたい指標の一つとして検討されている人工バリアからの核種移行フラックスへ与える影響を定量的に示すことができるようになりつつある⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾。

これら相互の手法は、アプローチは異なるものの、より合理的なシナリオ設定を目指す点で共通しており、これらを連携させることにより、より合理的、系統的な人工バリアの長期変遷事象に関する安全評価シナリオ設定を行うことが可能となると考えられる。

本年度は、人工バリアの安全機能に着目した諸外国の安全評価のレビューを行い、安全機能の位置づけ、設定の考え方、安全機能から設計への展開などに着目した調査を行った。そして、この結果と、これまでの FEP データベース整備からの知見、リンケージ解析のパラメータ設定等を総合的に検討し、考慮すべき安全機能について、安全機能を具体化したバリア性能として定量化するための影響因子への展開とともにまとめた。これらの結果に基づいて、これまで整備してきた「安全機能と安全性への影響の可能性」の内容を、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材について拡張・更新するとともに、FEP データベースに、最新の知見を反映させた。さらに、シナリオ設定手法としてのリンケージ解析への展開と今後の課題についてまとめた。

（1）諸外国の安全評価のレビュー

安全規制の観点からシナリオ設定手法の妥当性を判断する上で、安全機能とその影響因子との関係を整理し、人工バリアの変遷に応じた安全機能の喪失・低下の体系的な評価手法を整備しておくことは重要である。

スウェーデン⁽¹²⁾⁽¹³⁾及びフィンランド⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾の既往の安全評価では、安全機能の喪失・低下を評価・判断するための定性的、定量的な指標が設定され、その指標の評価がシナリオ設定に活用されている。こうした情報は、本事業におけるシナリオ設定の手法にも有効であると考え、平成 25 年度は、スウェーデン及びフィンランドの既往の安全評価の中で行われている安全機能の喪失・低下の評価手法ならびにシナリオ設定に至る方法について精査した。

表 1.3-2 にスウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較を示す。

シナリオ設定方法については、スウェーデンでは、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述することを目的として、FEP 処理により解析に必要な全ての要因として特定された

①人工バリアの初期状態、②地圏と生物圏の初期状態、③人工バリア・天然バリアのプロセス、および、④将来の気候の変遷を前提条件とした解析が行われ、4つの事項（気候関連、生物圏関連、地圏の THMC、人工バリアの THMC）が時間スケール毎（掘削/操業期、閉鎖後 1,000 年及び初期の基本的な氷河サイクルの温暖気候期、基本的な氷河サイクルの残り、100 万年後までの氷河サイクル）に示される。それらの解析の結果から、提示された人工バリア・天然バリアの THMC についての不確実性が分析され、合理的に予想される変遷（基本的変遷）が特定されている。その際には、解析から得られた人工バリア・天然バリアの THMC の特性変化が、安全機能に対して有意な影響を及ぼすか否かについて、安全機能指標基準を用いて判断されるとともに、安全機能の喪失・低下につながる見込みに対する見積もりが行われている。これらを踏まえ、シナリオの分類が行われている。

一方、フィンランドでは、FEP により処分システムの変遷に影響を及ぼし、放射性核種の移行にとって関連性が高いと判断された①処分システムへの外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）、②内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置および人工バリアの設置の効果によるもの）、③処分場システムおよび地表環境の変遷、および、④変遷の道筋の不確実性を考慮した性能評価が行われ、その評価結果から、性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件（特に放射性核種の放出につながる条件および事象）と、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて放射性核種放出シナリオが作成される。

このように、フィンランド、スウェーデンともに、FEP によりシナリオ作成上必要と判断された処分サイトの地圏及び生物圏の初期状態、採用される人工バリアの初期状態を前提とし、想定される将来の気候の変遷等の外的な負荷、および、それら要因を踏まえた人工バリア及び天然バリアの特性やプロセスの変遷を考慮に入れた安全機能への影響を評価するために、性能評価（フィンランド）や基本的変遷の解析（スウェーデン）が行われている。これら性能評価や解析の結果からシナリオを作成するために、スウェーデンでは定量的な基準である安全機能指標基準が用いられているのに対し、フィンランドでは定性的な性能目標と目標特性が用いられていることが異なる特徴である。

指標の導入については、スウェーデン、フィンランドともに長期的な安全機能の評価を目指して、安全機能が満たされているか否かを示す指標が用いられている。スウェーデンでは、その指標に相当するものが安全機能指標であり、その指標をクリアする条件が安全機能指標基準である。この安全機能指標基準を用いて、長期的に変化していく人工バリア・天然バリアの THMC に関する値との比較を行うことで、安全機能に有意な影響を及ぼす可能性のある変遷を導き出している。安全機能指標基準は、安全機能が喪失・低下に直接寄与する指標を設定し、処分システムに予想される THMC の特性変化および不確実性を踏まえ、実験的・解析的理解に基づき導出されている。なお、安全機能指標基準は 100 万年の評価期間を通じて維持すべき定量的な基準であるのに対して、人工バリアの初期状態の基準である設計条件と呼ばれる定量的な基準がもうけられている。設計条件は安全機能指標基準および評価期間中の長期的な変遷に伴う人工バリアの劣化を踏まえ、余裕をもって設定されている。

一方、フィンランドでは、安全機能を長期的に満足させるための目標が「性能目標」（人工バリア）及び「目標特性」（母岩）として表現されている。この性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件の特定、および、逸脱が発生する見込みとその効果の見積もりによってシナリオの分類化がなされている。また、人工バリアの性能目標を観察や測定を通じて検証できるように定性的に表現したものが設計要件である。さらに、性能目標および設計要件を長期にわた

って満たすために必要な、設計、建設および製造に使用される詳細な仕様が設計仕様である。設計要件および設計仕様は、処分システムに予想される THMC 特性変化およびその不確実性を踏まえ、科学的理解に基づき導出される。

フィンランドの設計仕様とスウェーデンの設計条件はともに人工バリアの設計、建設および製造に必要な初期状態の仕様であるが、フィンランドは長期的に設定された長期的な目標を満たす数値として決められているのに対して、スウェーデンは安全機能を直接評価する安全機能指標基準を設定し、人工バリアの劣化を踏まえ余裕を持って設定されていることが特徴である。

表 1.3-2 スウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較

| | スウェーデン ⁽¹²⁾⁽¹³⁾ | フィンランド ⁽¹⁴⁾⁽¹⁸⁾ |
|----------|---|--|
| シナリオ設定手法 | <p>基本的変遷の解析により、閉じ込めに関する安全機能に影響を及ぼす様々なプロセスの影響を評価し、処分場で合理的に予想される変遷を記述する。この合理的に予想される変遷は主要シナリオを明確化する上で重要な根拠となる。本解析では、閉じ込めに関する安全機能に対する影響について焦点を当てた解析を行っている。解析の前提条件としては、FEP を考慮した①人工バリアの初期状態、②地圏と生物圏の初期状態、③処分場の変遷において支配的な役割を果たす一連の人工バリア・天然バリアのプロセス、④将来生じ得る気候の変遷、を踏まえている。また、評価期間は、1. 掘削／操業期、2. 閉鎖後の最初の 1,000 年間および基本的な氷期サイクルの初期にあたる温暖気候期、3. 基本的な氷期サイクルの残りの期間、4. その後に続く、閉鎖後の 100 万年後までの氷期サイクルの 4 つの期間に分けている。</p> <p>解析の結果、a. 気候関連の事項、b. 生物圏関連の事項、c. 地圏に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項、d. 人工バリア（キャニスタ、緩衝材、埋め戻し材）に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項を提示している。基本的変遷の解析結果から得られた、それぞれの期間および上記 4 つの事項ごとの不確実性について分析し、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述し、さらに、安全機能に及ぼす影響の面で有意なものか否かの判断を行う。これらを踏まえ、シナリオの分類が行われる。</p> | <p>設計基準の定義から、設計基準に従う処分場システム（性能目標及び目標特性を満たすように設計要件及び設計仕様に従って設計され建設されたシステム）が、将来の状況が合理的に見込まれる変遷の道筋（設計基準シナリオ）をたどった場合、安全機能は長期的に満たされる。このことは、性能評価により示される。</p> <p>ボンヴァ社では、性能評価を 100 万年の評価期間を 3 つの時間スケール（1. 閉鎖までの掘削及び操業期間、2. 閉鎖後の 1 万年間、3. 1 万年以降の氷期サイクルが繰り返し起こる期間）に分けて行っている。評価は、FEP を考慮した処分場システム及び地表環境の変遷及び変遷の道筋の不確実性を考慮に入れた上で、報告書及び文献に示された既存のデータ及び利用可能な科学的な知見に基づいて行われ、可能な場合は常に定量的な評価が実施される。処分場システムにかかる負荷としては、外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）及び内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置及び人工バリアの設置の効果によるもの）の両方が考慮される。</p> <p>また、性能評価によって性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件が特定され、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。特に、放射性核種の放出につながり得る条件及び事象（偶発的な逸脱）が特定される。これに加え、処分場を破壊し得るきわめて発生の見込みの低い事象及びプロセスがいくつか存在する。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて、放射性核種放出シナリオが作成される。</p> |
| 指標の導入 | <p>スウェーデンではシナリオ選定を行うための中核となる指標として、安全機能（処分場の各構成要素が持つ役割）（Safety function）、安全機能指標（安全機能を計るための指標）（safety function indicators）、安全機能指標基準（その指標がクリアすべき条件） safety function indicator criteria）を用いている。安全機能、安全機能指標および安全機能指標基準は、処分場構成要素の特性と長期的動向の理解に基づき設定している。</p> <p>ここで、安全機能は安全性の評価の一助となるものであるが、全ての安全機能指標基準が履行さ</p> | <p>フィンランドでは、要件管理システムにより、一連の安全機能（safety functions）、性能要件（performance requirements）、設計要件（design requirements）及び設計仕様（design specifications）を設定している。安全機能は処分場構成要素の役割として定義されている。安全機能は、それぞれの構成要素に対して設定されている性能要件（性能目標（performance targets）（人工バリア）、目標特性（target properties）（母岩））を満たすことで実現される。人工バリアに期待される性能目標を操業段階において検知できるように定性的に表現し</p> |

| | スウェーデン ⁽¹²⁾⁽¹³⁾ | フィンランド ⁽¹⁴⁾⁽¹⁸⁾ |
|--|--|---|
| | <p>れていること自体が、安全性の実現に関する根拠を示す上で必要なわけでも、十分なわけでもないとしている。一方、人工バリアの安全性の実現に関する根拠として、人工バリアの設計条件 (design premises) が提示されている。安全機能指標基準が 100 万年の評価期間を通じて維持すべき基準であるのに対して、設計条件は処分場の初期状態に関する基準であり、評価期間中の人工バリアの劣化を踏まえ、余裕を持って設定されている。設計条件は、安全機能と設計検討事項 (人工バリアの製造、定置、検査の実現可能性、コスト、スピード、環境影響および法規) に基づいて設定される。</p> | <p>たものが設計要件である。設計仕様は、性能目標および設計要件を長期にわたって満足させるための詳細な仕様である。設計要件および設計仕様は、処分システムに予想される THMC 特性変化およびその不確実性を踏まえ、科学的理解に基づき導出される。</p> |

(2) 安全機能に着目したシナリオ設定手法

体系的な安全評価手法としての人工バリアの変遷に関するシナリオ設定手法を整備することにより、地層処分の事業者が提示する安全評価におけるシナリオ設定が妥当であるかどうかを判断することができるようになることを目指し、①人工バリアの新たな安全機能の提示、②新規知見の FEP への反映、③安全機能につながる影響の連鎖、④リンケージ解析への展開の現状と課題を実施した (図 1.3-20)。

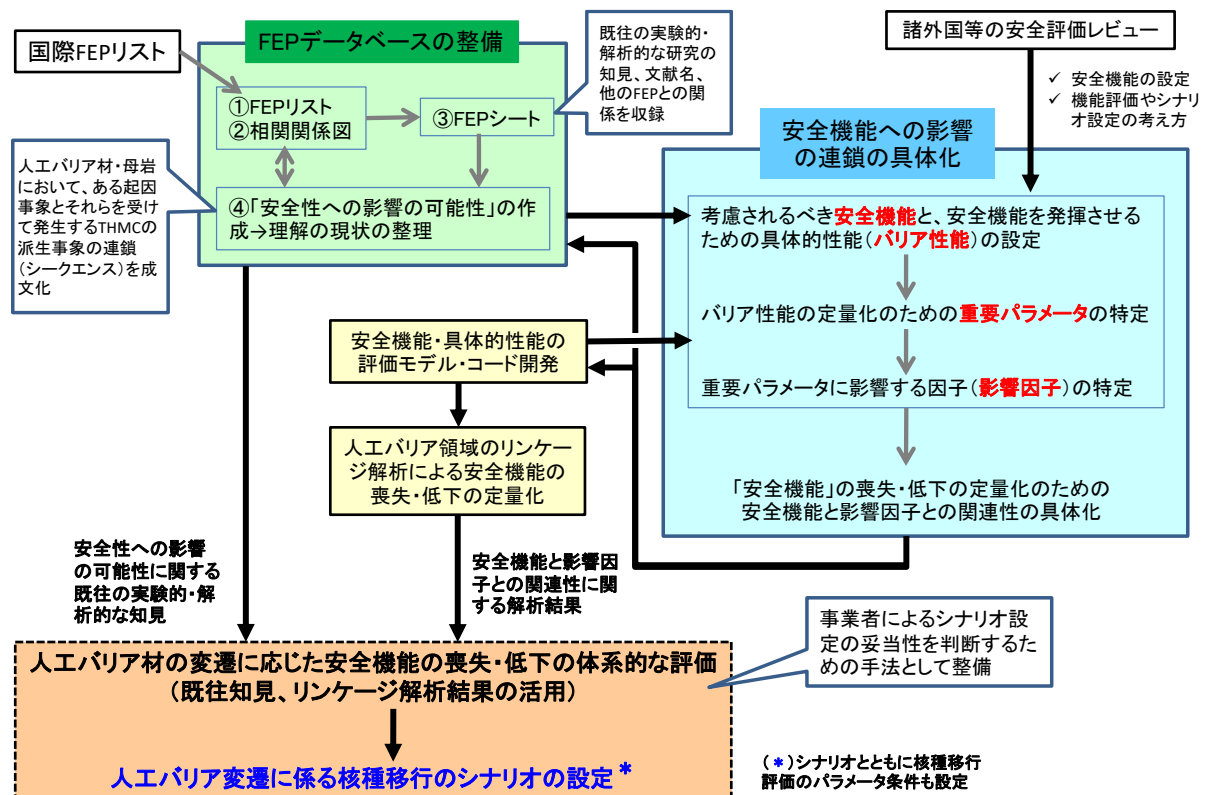


図 1.3-20 安全機能に着目したシナリオ設定手法

①人工バリアの新たな安全機能の提示

地層処分の安全戦略（概念）の基本的な考え方である閉じ込めと隔離に対応するため、人工バリアに期待すべき安全機能を適切に設定することは、処分システムの性能評価をする上で重要な着目点となる。人工バリアシステムは、ひとたび放射性廃棄物が定置・埋設された後は、受動的な環境にさらされつつ安全機能が発揮されることから、人工バリアシステムにおける安全機能には独立性の観点とともに、相互関係性の観点での記述を行うことが重要になってくる。この考え方に基づき、これまでの FEP データベースによる知見や、海外調査事例等から、本事業において、我が国における地層処分の人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能と、各安全機能を発揮させるための具体的な性能（バリア性能）およびその方向の設定について整理した（表 1.3-3）。

表 1.3-3 新たに提示する安全機能、バリア性能、重要パラメータ、影響因子の関係

| 人工バリア材 | 人工バリア材の安全機能とその性能を評価するため重要と考えられるパラメータおよびモデル・データベースにより重要パラメータの値を決める際の影響因子との関係性 | | | |
|--------------------------------|--|-----------------------------------|---|--|
| | 個々の安全機能 | 安全機能を発揮させるための具体的な性能(バリア性能)と望ましい方向 | 機能・性能を評価するために定量可能なパラメータで重要なもの(重要パラメータ) | モデル・データベースにより重要パラメータの値を決める際の影響因子 |
| ガラス固化体 | 放射性核種の浸出抑制 | (低い)溶解性 | ガラス固化体溶解速度 | Na、Al、Mg、Fe、FeAl等の珪酸塩鉱物の溶解沈殿速度、反応量、物理化学的特性、初期溶解速度(k0)、間隙水中のSi濃度(Q)、ガラスの疑似的な溶解度(K)、表面積、温度 |
| オーバーパック | 放射性核種の浸出抑制(ガラス固化体と地下水との物理的な接触防止) | (高い)全面腐食耐性 | 腐食速度 | pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、腐食生成物の種類、温度 |
| | | (高い)局部腐食耐性 | 活性態-不動態遷移pH(pHd) | pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、塩化物イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、温度 |
| | | (高い)水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性 | 水素脆化割れ、水素誘起割れ発生電位の上・下限値、水素脆化割れ、水素誘起割れ発生下限応力 | pH、溶存水素ガス濃度、表面、溶接部の欠陥量、温度、残留応力 |
| | | (高い)応力腐食割れ耐性 | 応力腐食割れ発生電位の上・下限値、応力腐食割れ発生下限応力 | pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、表面、溶接部の欠陥量、温度、残留応力 |
| | | (高い)平衡荷重耐性 | 材質、形状 | 強度、厚さ、自重、傾き |
| | (高い)剪断荷重耐性 | 材質、形状 | 強度、厚さ、自重、設置角度からの傾きによる応力 | |
| 間隙水の還元性維持(オーバーパック近傍の還元性の維持・確保) | (好ましい)還元状態維持性 | 全面腐食速度 | pH、溶存酸素濃度、腐食電位、腐食生成物の種類、温度 | |
| 緩衝材 | オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理(力学)的外部プロセスからの保護 | (好ましい)オーバーパック腐食環境性 | 間隙水組成 | 鉱物組成、乾燥密度、緩衝材厚、pH、Cl濃度、Na、K、Ca、Mg、Feのイオン交換の設定状態、支保工組成、支保工厚、飽和度、温度 |
| | | (好ましい)弾性・塑性 | 乾燥密度、膨潤力 | モンモリロナイト含有率、含水率、Ca型化率、イオン強度、温度 |
| | オーバーパック位置の保持 | (好ましい)弾性・塑性 | 乾燥密度、膨潤力 | モンモリロナイト含有率、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | 放射性核種の移行抑制 | (低い)透水性 | 透水係数 | 有効モンモリロナイト密度、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | | (低い)コロイド透過性 | 間隙径(分布) | 有効モンモリロナイト密度、イオン強度 |
| | | (高い)核種収着性 | 分配係数 | 有効モンモリロナイト密度、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | | (低い)核種拡散性 | 拡散係数 | 有効モンモリロナイト密度、間隙率、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | 放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理(力学)的プロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行経路生成など) | (高い)自己シール性 | 膨潤力(膨潤率) | モンモリロナイト含有率、乾燥密度、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度、外圧 |
| 微生物の除去 | (高い)侵入阻止性・排除性 | 膨潤圧 | モンモリロナイト含有率、乾燥密度、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度 | |

- 人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能については、バリアの相互関係性に関連する安全機能の観点から、早い段階から記載されることは少なかったが、「他のバリアの保護」機能を代表として、海外事例の調査結果により示された安全機能に着目した機能を整理して提示した。また、各安全機能を発揮させるための具体的な性能(バリア性能)およびその方向の設定について、オーバーパックおよび緩衝材に必要となるバリア性能について、腐食形態ごとへの細分化、還元性環境維持、核種移行抑制機能の阻害プロセスからの保護などの観点により、その内容について検討した。
- 概念としての安全機能と、指標としての定量可能なパラメータとを結びつけることを可能とするため、重要パラメータを各バリア性能に対して設定した。重要パラメータは、海外事例の調査結果において、「性能指標」、「安全機能指標」、「性能目標」等の表現で示されているものに相当すると考えられる。特に、前述した腐食形態ごとに設定したバリア性能で

は、腐食耐性や割れ耐性といったバリア性能に対し、全面腐食とそれ以外の腐食形態で重要と考えられるパラメータについて詳細に検討し、腐食速度とその形態の発生要因とに分割する考え方を示した。また、バリア性能の定量化を図る際には、その重要パラメータが、バリア性能間で共通するケースがあり、重要パラメータの変化がバリア性能の向上に一律かつ一方的に望ましくならないことを考慮せざるを得ないことも示した。このような場合には、バリア性能の方向性として「好ましい」と表現し、その例として、還元環境の維持に対する「全面腐食速度」、オーバーパックの腐食耐性や割れ耐性に対する「間隙水組成」を示した。

- これらの整理の内容を踏まえ、人工バリアをシステムとして機能させた場合のそれぞれの人工バリアの安全機能の喪失や低下の定量化の評価へと結びつけるため、重要パラメータを導出するために用いられるモデルやデータベースに入力される影響因子（導出手法が提示されている場合はその入力変数、未確定の場合には影響すると考えられる変数）を明確化した。これらの影響因子は、海外事例の調査結果において、「安全機能指標基準」、「設計仕様」等の表現で示されている値や範囲を、実験的、解析的な手法による結果から反映させるために用いられるものに相当すると考えられる。そして、影響因子についても、上述の内容と同様に、それぞれのバリア性能に対する影響因子が一方的かつ一律にそれぞれの重要パラメータに影響を与えるわけではないため、重要パラメータごとにそれぞれの因子の影響の方向と程度を評価することが必要になってくる。

②新規知見の FEP への反映

安全規制の観点からのシナリオ設定手法の妥当性の判断を目的として、HLW および TRU 廃棄物を対象に、これまでに FEP データベースの整備を行ってきている。FEP データベースは「FEP リスト」、「相関関係図」、「FEP シート」および「安全性への影響の可能性」から構成される。地層処分場での物理化学的特性や現象に関する知見を基に、ある起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の関係を可能な限り網羅的に「安全性への影響の可能性」として整理している。さらに、シナリオとして取り込む必要性や影響の有無を「相関の判定」として判断している。一方、我が国や諸外国の研究機関による地層処分に関する知見の拡充に伴い、処分場内における現象や特性の理解が進み、これら理解の進展に合わせて FEP データベースを更新していくことが重要である。平成 25 年度は、安全研究センター内部の専門家に対して、「安全性への影響の可能性」に対応する新規知見に関する情報の収集、および、「相関の判定」の妥当性についての意見を収集し、これら进行分析することで、FEP データベースの更新を行った。その成果の概要を以下に示す。

- 専門家の意見や新規知見により、現状の「相関の判定」が妥当であると判断された事例がほとんどであった。新規知見は、そのほとんどが、「安全性への影響の可能性」に示された起因事象とそれを受けて発生する派生事象の関係に対して、新たな条件下で実験や解析を行った内容であり、現状の「相関の判定」が妥当であると判断された。
- 現状の「相関の判定」を変更する必要があると判断された事例は、7 事例確認された。そのほとんどが、現状の相関の判定における“場合分け”が適切でないものであった。「安全性への影響の可能性」に記載された影響の連鎖が、複数の異なる前提条件によっては、「相関の判定」が異なる場合に、相関の判定における“場合分け”が用いられている。
- 「安全性への影響の可能性」の影響の連鎖の記述内容が、実際に処分場内で発生すると考えられる現象と解離していたり、記述内容が分かり難い事例が確認された。これらについ

ては、専門家の意見に従い、修正を行った。

③安全機能につながる影響の連鎖

人工バリアの変遷に応じた安全機能の喪失・低下の体系的な評価を行うためには、安全機能につながる影響の連鎖を図化し、明確化することが有効である。そこで、①で整理した「人工バリアの安全機能とその影響因子の関連性」と②で整理した「安全性への影響の可能性に記載されている起因事象と派生事象の連鎖」に関する情報を基に、「安全機能の喪失・低下に至るフロー図」を作成した。

ガラス固化体では低い溶解性の低下に至るフロー図を1つ、オーバーパックでは応力腐食割れ耐性、局部腐食耐性、水素脆化割れ・誘起割れ耐性、平衡荷重耐性、せん断荷重耐性、および、間隙水の還元性維持に関するフロー図を計7つ、緩衝材では化学的・物理的外部プロセスからの保護に関する好ましいオーバーパック腐食環境性と好ましい弾性・塑性、オーバーパックの保持に関する好ましい弾性・塑性、低い透水性、低いコロイド透過性、高い核種収着性、低い核種拡散性、高い自己シール性、高い微生物の侵入阻止性のフロー図を計9つ作成した。一例として、ガラス固化体の安全機能「放射性核種の浸出抑制」について図 1.3-21 に示す。

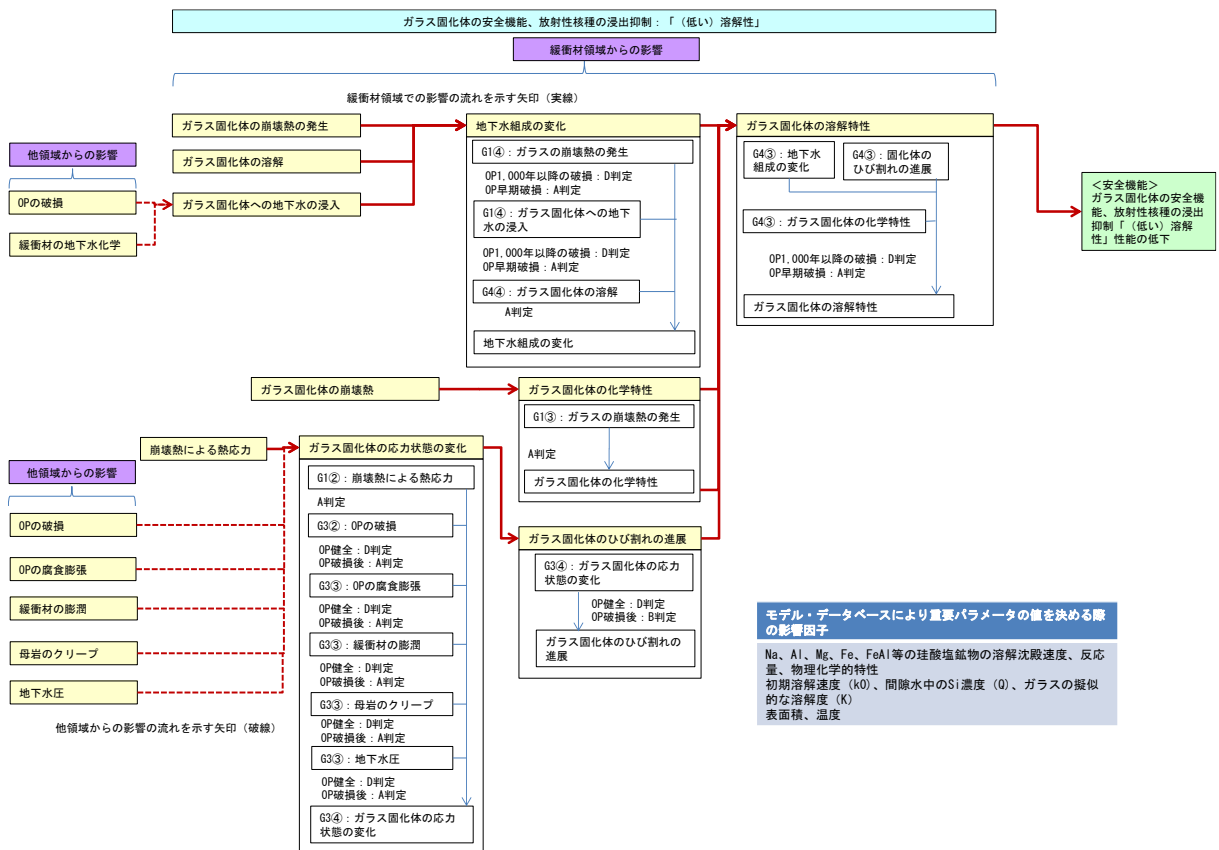


図 1.3-21 ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制「(低い)溶解性」の低下に至るまでのフロー図

④リンケージ解析への展開の現状と課題

安全評価は、処分施設の性能の評価ならびに人の健康と環境に対する放射線影響の可能性の定量化であり、施設およびその構成要素（人工および天然バリア）の劣化を生じさせる閉鎖後の漸進的プロセス（内的要因）、また、廃棄物の隔離に影響を及ぼし得る非定常に生じる擾乱事象（例えば、地震、断層運動および偶発的な人間侵入：外的要因）から生じる影響を評価する。これら2つの要因に対し、リンケージ解析では、内的要因に関するシナリオ設定をより科学的合理性を付与することに寄与するものを目指して開発してきている（図 1.3-22）。しかしながら、リンケージ解析で取り扱える事象は、内的要因のうちでも、力学などの要因を除いた一部に過ぎない。外的要因の一部の事象（例えば、地下水水質があるタイミングで変化するような状況）に対応できるように改良を進めているものの、外的要因事象については、FEPや本章で整理した安全機能への影響をシナリオ化して適用するのが現実的である。ただし、シナリオ化に当たっては、シナリオ設定について、各事象の時空間分布、タイミングや位置、状況の設定方法や設定値に対し、十分な合理性を付与することが必要になるものと考えられる。

今後は、③で整理した網羅性を背景とした安全機能に繋がる影響の連鎖において、リンケージ解析がどの範囲をカバーしているのかを十分把握した上で、今後カバーすべき事象を、モデル化の可否、困難度、バリア性能への影響度、を考慮しつつ進めていくことが重要になると考えられる。

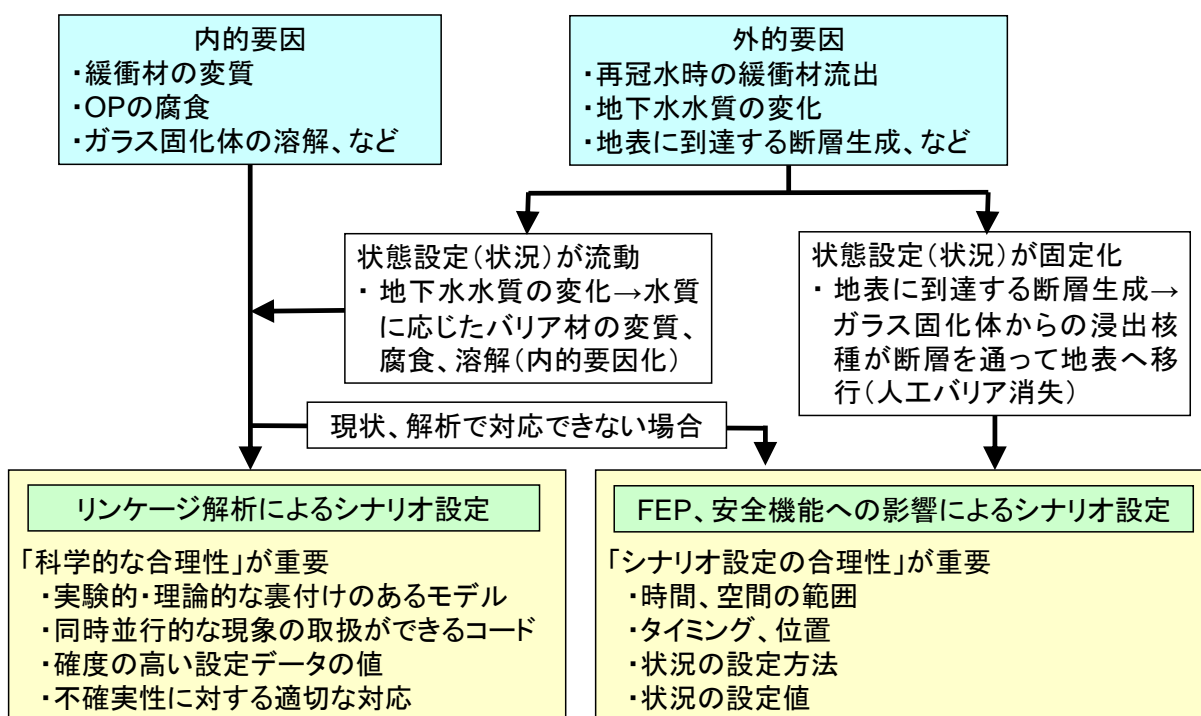


図 1.3-22 リンケージ解析に対するシナリオ設定の展開

1.3.3 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備（人工バリアの初期欠陥）

処分場閉鎖までに発生する工学技術の不具合や地震等の地質・気候関連事象が将来の安全機能の喪失・低下を誘発するシナリオ（人工バリアの初期欠陥シナリオ）に関して、NUMOにより示されるシナリオ設定の妥当性の判断のためシナリオ設定手法について検討した。平成22年度および平成23年度において、処分場の建設・操業・閉鎖段階で採用される可能性のある工学技術の適用時に、起因事象として事故・人的要因が発生した場合を想定したシナリオを対象として、建設・操業・閉鎖段階で発生が想定される事故・人的要因を起因事象とした処分場閉鎖後の長期安全性に与える影響の連鎖の整理を行った。平成24年度は、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象（地震）が発生した場合を想定したシナリオを対象として、地震による地下施設の被害事例の情報から各被害をもたらした条件の分析を進め、地震により人工バリアおよびその周辺母岩に被害を及ぼし、さらに閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある事象（地震による考慮すべき事象）を抽出した。平成25年度は、事故・人的要因を起因事象としたシナリオに対し、さらに工学的対策技術の有無、技術の適用実績、地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報を整理し、これらの情報および過年度までの整理結果を踏まえ、規制側が着目すべきシナリオの提示を行った。

人工バリアや天然バリアの安全機能に影響を及ぼす要因として、建設・操業・閉鎖段階での人工バリアの製作・施工、地下施設の建設・操業などの作業時に、火災・衝突・落下などの事故や作業者の誤動作、品質管理の不備などの人的要因が挙げられる。HLW地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で事故・人的要因が発生した場合、図1.3-23に示すように影響の連鎖が進展するものと考えられる。

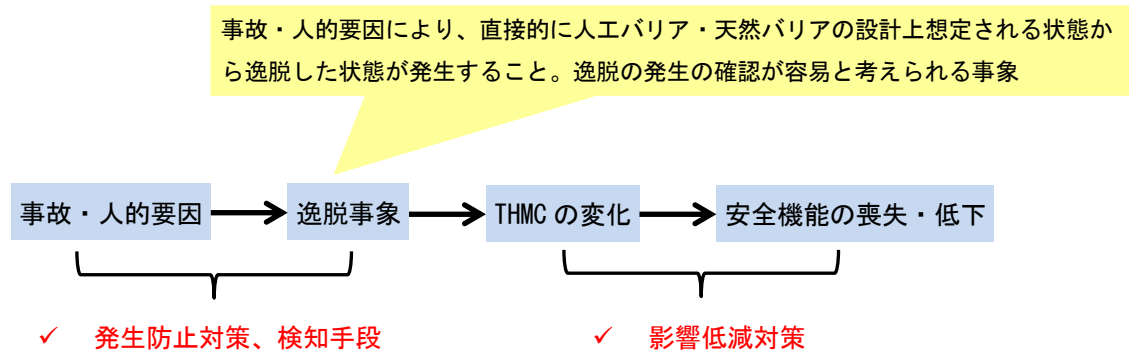


図 1.3-23 事故・人的要因に起因した影響の連鎖

図1.3-23に示すように、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階において、特定の工学技術を適用した際に、なんらかの事故・人的要因が発生した場合（例えば、オーバパックの地下施設への搬送時の衝突事故）、設計上想定される状態から逸脱した状態（逸脱事象：例えば、ガラス固化体の表面積の増加）が発生し、人工バリアまたは天然バリアのTHMCを変化させ（例えば、ガラス固化体の変質・溶解への影響）、安全機能（例えば、放射性核種の浸出抑制）の喪失・低下につながるものが考えられる。しかし、事故・人的要因や逸脱事象に対する発生防止対策を行うことで、逸脱事象の発生を抑制することが可能となる。さらに、仮に逸脱事象が発生した場合でも、逸脱事象を検知し影響低減対策を行うことで、安全機能の喪失・低

下につながる一連の影響の連鎖を断ち切ることができる。このようなことから、工学的対策技術に関する情報を収集・整理し、その適用性についての分析を行うことは、工学技術の適用に関するシナリオの妥当性を検討するために有効であると考えた。

そこで、平成25年度は、過年度に整理した事故・人的要因および逸脱事象（ガラス固化体4事象、オーバーパック5事象、緩衝材10事象、粘土プラグ5事象、埋め戻し材5事象、母岩掘削影響領域6事象、計35事象）ごとに、発生防止対策、検知手段、影響防止対策について情報収集を行った。さらに、逸脱事象に対応する工学的対策技術の適用実績や地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報を整理・分析し、規制側が着目すべき逸脱事象と着目すべき逸脱事象から除外した事象を区分した。

上記の整理の結果、規制側が着目すべき逸脱事象として、計28事象（ガラス固化体3事象、オーバーパック4事象、緩衝材6事象、粘土プラグ5事象、埋め戻し材4事象、母岩掘削影響領域6事象）を抽出した。表1.3-4～表1.3-9に着目すべき逸脱事象を示す。

規制側が着目すべきシナリオ（逸脱事象）から除外した事象（表1.3-10）に区分した理由は大きく分けて二つある。一つ目の理由は、実施主体および地層処分の工学技術の研究開発を実施している機関が、対象とする工学技術の実証を実施しており、かつ、発生防止対策の有効性が確認していることである。二つ目の理由は、他産業においてすでに一定品質の製品の供給がなされており、かつ、発生防止対策の有効性が確認されていることである。これら以外の事象は、対策技術に関して課題が残っていると考えられることから、規制側として着目すべき逸脱事象に区分している。

これら規制側として着目すべき逸脱事象は、地層処分に用いられる工学技術に対する研究・開発の進展に応じて変わっていく。そのため、規制側としては、今後とも地層処分の工学技術に関する新規知見の収集を進め、新技術の有効性について分析していく必要がある。

表 1.3-4 着目すべき逸脱事象（ガラス固化体）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|---------------------|--|
| 核種の混合が不均質なガラス固化体の発生 | 核種の不均質なガラス固化体の発生を抑制するためには、運転条件と固化体特性の関係を明らかにする技術情報を検討する必要があることが指摘されている。現状では対策技術の有効性が確認されていない。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| ガラス固化体の表面積の増加 | ガラス固化体の地上施設でのハンドリング技術は、JNFLにより実用化されている。また、基本的な火災への発生防止対策は、他産業において実用化されている。一方、地上施設で用いられるハンドリング技術の坑道内での適用性の確認、および、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災に伴ったガラス固化体の変質 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 1.3-5 着目すべき逸脱事象（オーバーパック）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|----------------------------|---|
| オーバーパック溶接部に過大な残留応力の発生 | 現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、過大な残留応力の発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、残留応力除去を目的とした新技術の有効性について確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| オーバーパック溶接部に微小キズ発生 | 現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、微細キズの発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、金属腐食に対して許容される溶接部の微小キズに対する検知手段の適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| オーバーパック表面への初期キズ形成と変形 | 移動物に対する落下・転倒防止対策は他産業においても広く実用化されている。さらに、JNFLにより実用化されているガラス固化体の遠隔操作によるハンドリング技術は、基本的にオーバーパックのハンドリングにも応用可能と考えられる。一方、許容されるキズと変形に対する検知手段の適用性やオーバーパックのハンドリングの坑道内での適用性の確認などが課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災に伴ったオーバーパックの溶融、過大な熱応力の発生 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 1.3-6 着目すべき逸脱事象（緩衝材）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|------------------------------------|--|
| 緩衝材ブロックのひび割れ・剥離 | 緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。一方、搬送・定置作業については、現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、今後ハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題である。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 緩衝材の初期含水比不良 | 緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。一方、湧水処理および湿度管理は、他産業で実用化されているものの、坑道内で発生する湧水や坑道内の高湿度を完全に防ぐことは難しい。そのため、湧水および湿度に対する発生防止対策として、「無孔 PEM 容器」により緩衝材を保護する対応と、「緩衝材製作時に密度と含水比を調整すること」により緩衝材自体の機能を高度化することでの対応について、現在検討が進められている。今後、これら対策についての有効性について検討することが課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 緩衝材の原位置締固め時の締固め不足 | 原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。また、今後坑道内での適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 緩衝材の浸食・流出 | 湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の緩衝材初期含水比に対する適用性確認、緩衝材浸食防止対策の有効性確認が課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 処分孔／処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響 | 緩衝材ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、緩衝材密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 1.3-7 着目すべき逸脱事象（粘土プラグ）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|---|--|
| 粘土ブロックのひび割れ・剥離 | 現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、粘土ブロックについても同様の工学技術が採用されるものと考えられる。そのハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題である。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 粘土ブロックの初期含水比不良 | 湧水処理技術については、他産業で実用化されているが、湧水処理対策の適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 粘土ブロックの浸食・流出 | 湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の粘土プラグ浸食防止対策の有効性確認が課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響 | ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、粘土プラグ密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 1.3-8 着目すべき逸脱事象（埋め戻し材）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|---------------------------------------|--|
| 埋め戻し材の初期含水比不良 | 緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されている。埋め戻し材製作は、緩衝材ブロックの製作技術を応用することができるが、緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が今後必要となる。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 埋め戻し材の転圧不足 | 緩衝材について原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。埋め戻し材についてもこの技術が応用されることが考えられる。緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が必要となる。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による埋め戻し材の密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成 | 空洞形成の対策技術について他産業で実用化されている。しかし、これは坑道の力学的安定性確保を目的とした対策であり、遮水性に関する有効性について、今後確認していく必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

1.3.4 リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備（地質・気候関連事象）

HLW、および TRU 廃棄物の地層処分では、地震、火山、隆起・侵食、気候変動等の地質・気候関連事象による処分施設の破壊や著しい特性の変化の影響はサイト選定により回避され、あるいは、処分場レイアウトの検討や適切な施設設計により、このような地質・気候関連事象による処分システム内の特性変化の影響を極力抑えなければならない。そのため、地層処分の安全評価では、地質・気候関連事象の発生が処分システム領域の地質環境（以下、母岩）に与える影響を定量的に評価（母岩の影響評価）することは必要不可欠である。さらに、地質・気候関連事象については不確実性が避けられないために、不確実性に配慮して母岩の THMC に関する影響評価を行う必要がある。

そこで、原子力機構では、規制側として事業者が設定する地質・気候関連事象シナリオで考慮された事象の影響と不確実性の漏れが確認できるように、我が国で想定しうる全事象を対象に、影響と不確実性の双方の評価を目指す母岩の影響評価手法について検討した。母岩の影響評価手法は、図 1.3-24 に示すように、①FEP データベース整備 [想定しうる全事象の整備]、②モデル構造の整備 [全事象を対象とする定量的な影響計算のためのモデル（以下、モデル構造）の整備]、③不確実性評価手法の整備 [モデル構造の不確実性をタイプ分けし、タイプ別の不確実性の推定方法を設定]、④不確実性に配慮した母岩の影響評価のまとめの 4 つの工程に分けられる。平成 19 年度に FEP データベースの整備に開始し、平成 25 年度は、工程③不確実性の評価の整備を行い、工程④影響評価については、①～③の成果を踏まえ影響評価の方向性を安全規制の観点で示した。

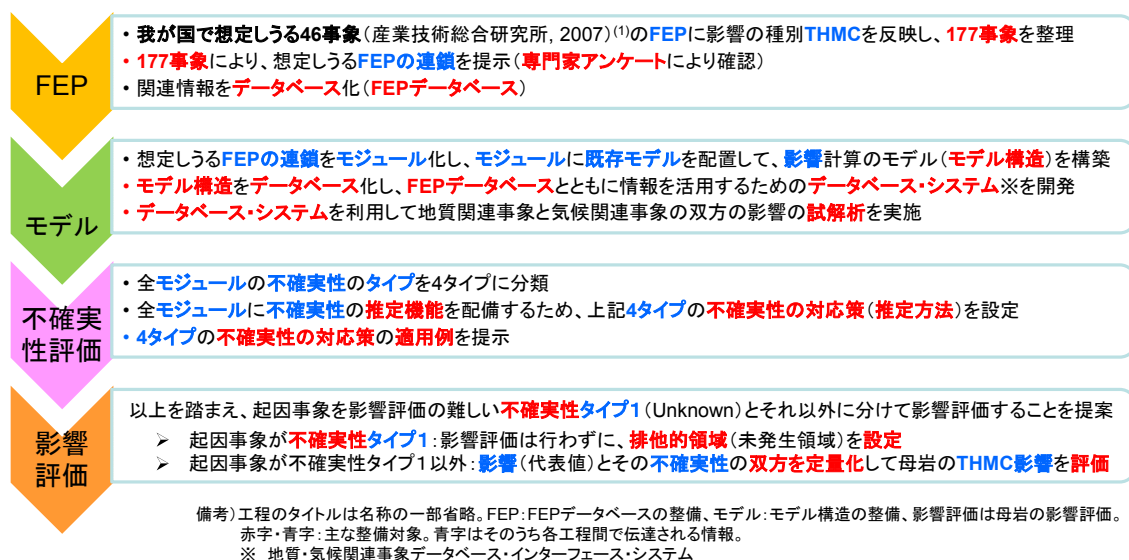


図 1.3-24 地質・気候関連事象のシナリオ設定手法の整備の平成 25 年度までの成果概要

①FEP データベースの整備

原子力機構では、平成 19～21 年度の 3 か年をかけて、地質・気候関連事象の発生、影響の伝搬プロセスの具体化とそれに基づく事象の細分化、FEP 相関関係図の作成、シナリオに取り込む事象抽出のための判断を成文化した“安全性への影響の可能性と相関の判定”にかかわる FEP データベースの構築を進め、処分システム領域（天然バリア、人工バリアからなる母岩領域）

に及ぼす THMC に関する影響事象の組み合わせが 177 存在することを示した。さらに平成 22～24 年度、FEP データベースの技術的信頼性を向上させるため、外部専門家にアンケート調査を実施し、調査結果を集約するとともに、地震に関しては東北地方太平洋沖地震、火山に関しては新燃岳の噴火等に関連する最新知見の追加・データベースの更新を行った。

この結果、現状、地質・気候関連事象の大部分の事象に関して図 1.3-25 に示す FEP データベースを整備することができた。今年度、図 1.3-25 のデータベースのうち、安全性への影響の可能性に関して見直し、データの追記・更新を行い、おおむね関連する知見については網羅できたものと考えられるが、特に起因事象に関しては、未だ THMC を考慮した FEP 相関関係図には至っておらず、将来的に起因事象に関する調査・研究の動向を見据えつつ包括的な FEP 化、FEP 相関関係図の整備も行っていく予定である。

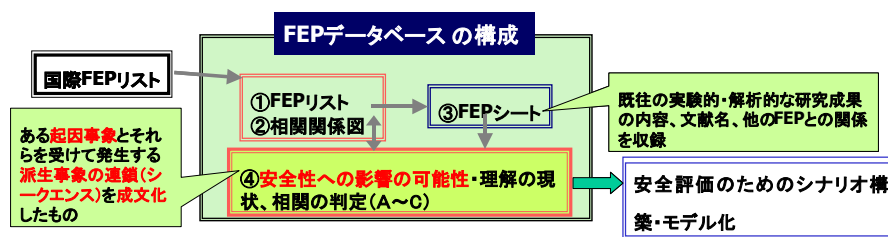


図 1.3-25 FEP データベースの構成

②モデル構造の整備

モデル構造の整備では、177 事象の全ての影響計算の仕組み（モデル構造）をデータベース化し、影響計算でデータベースを有効活用するための地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム（以下、データベース・システム）を整備した。モデル構造の構築方法としては、FEP データベースで得られた全ての FEP の連鎖をモジュール化して、各モジュールの条件（入出力関係）を満足する既存の近似式等（既存モデル）をあてはめ、これを 1 つに取りまとめる方法を用いた。モデル構造を整備した結果、177 事象の影響計算のシステムが、42 のデータと 59 の既存モデルからなる 63 組のモジュールで表されることを明らかにした。影響計算を行うときには、モデル構造データベース内に収録されたモジュール構成、既存モデル等の計算情報を参照する。データベース・システムは、影響計算の内容に応じて必要な計算情報をモデル構造データベースから引き出すためのツールである（図 1.3-26～図 1.3-28）。データベース・システムを利用した計算例として、平成 24 年度に地質関連事象による水理学的影響（地震に伴う地下水流動の変化）、平成 25 年度に気候関連事象による水理学的影響（局地的気候変動に伴う涵養量の変化）の試解析を実施した。

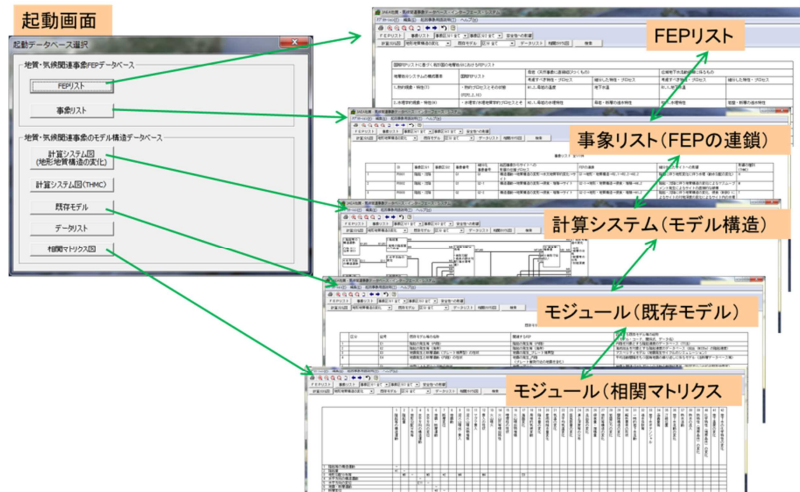


図 1.3-26 データベース・システム：起動・作業画面

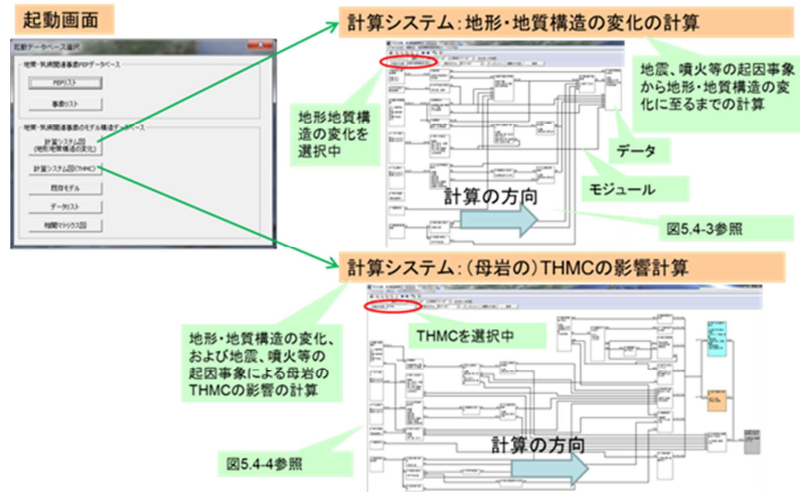


図 1.3-27 データベース・システム：177 事象の影響計算の仕組み（計算システム）表示画面

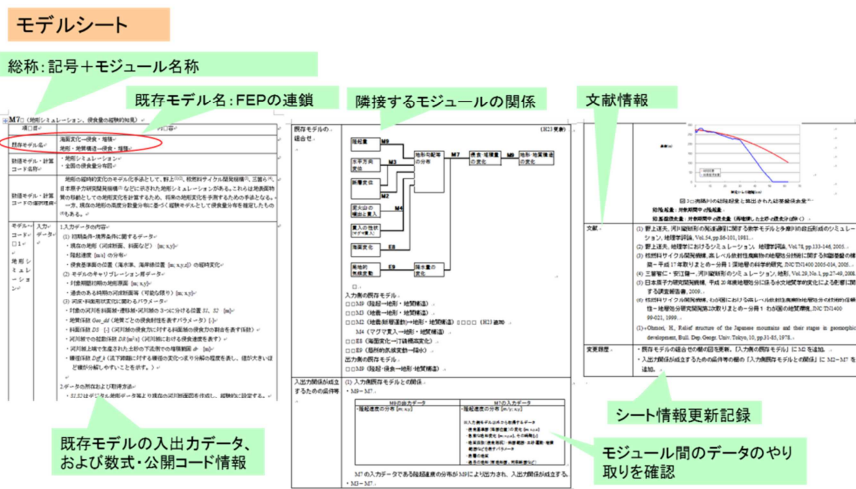


図 1.3-28 データベース・システム：モデルシート表示画面

③不確実性の評価手法の整備

不確実性の評価手法の整備では、モデル構造にモデル不確実性の推定機能をオプション追加するために、全モジュールの不確実性のタイプを4つに分類し、このタイプ別に不確実性の対応策（推定方法）を設定するとともに、タイプ別の対応策の適用例を示した。

モジュールの不確実性については、リスク評価の不確実性の分類を参考として、モジュールの出力と出力の確率に対し、各々の知識が定まっているか否かで分類した（表 1.3-11）。出力の知識については、出力の不確実性の定量的な把握のために必要となる知識「観測値との比較」が容易であるか否かで分けた。「確率」の知識については、不確実性の定量できないと求められないので、「観測値との比較」が困難なケース、容易なケースのそれぞれについて区分を設定した。「観測値との比較」が困難なケースについては、既存モデルの有無を用いて影響計算ができる範囲と困難な範囲を分けた。「観測値との比較」が容易なケースについては、出力の確率を1とみなせる条件「代表モデルを1つ定められること」を満足するか否かで分けた。

「観測値の比較」が困難なモジュールについては、不確実性の推定が困難であるため、代替的な措置を設定した。不確実性のタイプは、モジュールに対して代表的なモデルがないときは不確実性タイプ1（Unknown：未知）とし、代表的なモデルがあるときは不確実性タイプ2

（Ambiguity：あいまいさ）に分類した。不確実性タイプ1については、起因事象の排他的領域（未発生領域）を設定し、不確実性タイプ2については、短期間（数十年程度）の既存モデルの利用による対応策を示した（表 1.3-11）。なお、短期間の既存モデルについては、長期間の適用性の確認が必要となる。

「観測値の比較」が容易なモジュールについては、不確実性の推定が可能なモジュールであり、タイプ別に不確実性の推定方法を設定した。モジュールに対して代表的なモデルがないときは不確実性タイプ3（Uncertainty：狭義の不確実性）とし、代表的なモデルがあるときは不確実性タイプ4（Risk：リスク）に分類した。不確実性タイプ3（Uncertainty）と不確実性タイプ4（Risk）に属するモジュールについては、各々、ロジックツリー方式、モンテカルロ法を利用した不確実性の推定方法を設定した（表 1.3-12）。

不確実性タイプ1～4に対し、それぞれ、泥火山による地殻変動計算、侵食の計算、局地的気候変動に伴う涵養量の変化、マグマ貫入に伴う地殻変動の計算への適用例を示し、タイプ別の対応策の実用性を確認した。

④不確実性に配慮した母岩の影響評価のまとめ

処分サイトを特定しないジェネリックな条件の下、地質・気候関連事象による地質環境のTHMC特性に影響を与える可能性のある影響の連鎖を177事象として特定し、既往の種々のモデルの組み合わせから成るモデル構造を用いて影響の代表値（期待値）とともにその不確実性の情報を提供するための母岩の影響評価手法の整備を進めた。

影響評価のモデル構造における不確実性を整理した結果から、起因事象のうち火山噴火、マグマ貫入、泥火山（泥噴出、泥貫入）、熱水活動（水噴火含む）については、起因事象に係る予測データが乏しいため、不確実性タイプ1（Unknown）に分類された。不確実性タイプ1の起因事象に対しては、影響評価の妥当性を示すことは困難であることから、安全規制の観点から起因事象の排他的領域（未発生領域）として評価する方向が妥当と考えられる。一方、不確実性のタイプ1以外の起因事象、プレート運動（プレート境界面のすべり欠損を含む）、地震、侵食・堆積（マスマーブメントを含む）、海面変化、および局地的気候変動に対しては、影響の代表値と不確実性の双方について定量的な評価する方向が妥当と考えられる。地質・気候関連事

象のシナリオについては、以上述べた母岩の影響評価結果を整理することにより設定が可能と考えられる。また、こうした不確実性のタイプで分けた影響評価に基づくシナリオ設定においては、安全規制の観点から、事象、ならびにその影響と不確実性に漏れがないことの確認が不可欠であるが、その際にはFEPとモデル構造のデータベース・システムが利用可能である。

今後、不確実性タイプ1に属する起因事象をスクリーニングする方法論の整備が重要であると考えられる。その他の不確実性タイプの起因事象については、事例的なサイト条件に対し、既存モデルを具体的に適用するなどの詳細検討が必要と考えられる。

表 1.3-11 モジュールの不確実性の4タイプ分類 (案)

| 不確実性のタイプ | モジュールの状態 | | モジュールの不確実性の内容 | モジュールの例 |
|----------|----------|----------|---|----------------------------------|
| | 観測値との比較 | 代表モデルの有無 | | |
| タイプ1 | 困難 | 既存モデル無し | Unknown 未知 ・既存モデルが無く、影響の代表値も求められないモジュールの不確実性。 | ・泥火山、マグマ貫入等の予測データ ・泥火山の地殻変動計算 |
| タイプ2 | 困難 | 既存モデル有り | Ambiguity 多義性 ・認識論的不確実性の定量化の難しいモジュールの不確実性。観測値と比較が一般に難しく、既存モデルの入力・出力(成分)にあいまいさをもつ。 | ・隆起の計算 ・侵食の計算 |
| タイプ3 | 容易 | 代表モデル無し | Uncertainty 狭義の不確実性 ・長所・短所の異なるモデルが複数あり、その選択に伴う不確実性(認識論的不確実性) | ・実蒸発散量の計算 |
| タイプ4 | 容易 | 代表モデル有り | Risk リスク ・自然現象のランダムなふるまいによる不確実性(偶発的不確実性) | ・地震による地殻変動計算 |

備考) 観測値との比較：不確実性を推定可能なものと推定不能なものに分けるための指標。容易か困難かで分けた。地震等の実現現象の観測値との比較が容易なモジュールの場合のみ、実現現象との差(不確実性)が認知できる。代表モデルの有無：上述の不確実性を各々2分するための指標。観測値との比較が容易なとき、モジュールを代表するモデル(代表モデル)の有無、観測値との比較が困難なときは既存モデルの有無で分けた。代表モデルが有るケースは、出力の確率は1と見なすことができるため、出力の確率の知識は十分であるとみなした。

表 1.3-12 不確実性の4タイプ別の対応策－不確実性の推定方法 (案)

| 不確実性のタイプ | 不確実性の内容 | 不確実性を推定するための対応策 |
|----------|----------------------------|---|
| タイプ1 | Unknown 未知 | 抜本的な対応策はない。以下を対応策として示す。 ✓ 起因事象の予測データがタイプ1のときは、影響評価が難しい状態となるために、起因事象の排他的領域(起因事象の発生しない領域)での検討とし、その影響の低減効果を確認の意味で計算し記録しておく方法が考えられる。 ✓ 起因事象データ以外がタイプ1のとき(解析事例がない)は、類似事象のモデルを参照する方法が考えられる。 |
| タイプ2 | Ambiguity 多義性 | ✓ 不確実性の推定のために、モジュールの条件(入出力関係)を見直し、再設定した条件に見合う不確実性の推定のための既存モデルを設定する。 |
| タイプ3 | Uncertainty 狭義の不確実性 | ✓ 複数の中からモデル選択を行うために生ずる不確実性であるため、モデル選択を行わずに全てを選択し、その計算結果から影響の代表値と不確実性の双方を推定する。 ✓ 関連する複数のモジュールがタイプ3であるときは、ロジックツリーを用いて計算ケースを管理する。 |
| タイプ4 | Risk リスク | ✓ モンテカルロ法を用いて不確実性を推定する。 |

1.3.5 体系的な安全評価手法の整備

地層処分の安全審査では、事業許可申請の妥当性を判断することが重要になる。このため、判断の拠り所として「安全評価の基本的考え方」および「地層処分の安全評価手法」の整備が必要であり、これらのとりまとめが求められている。安全評価の基本的考え方としては、人工・天然バリアの安全機能（隔離、閉じ込め）を適切に評価することが必要であり、地層処分の安全評価手法としては、我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学的環境を踏まえた、核種移行や被ばくに与える影響を評価できる体系的な手法（シナリオ設定、モデル、解析コード、パラメータ評価）の整備が必要となっている。

また、体系的な手法にとっては、評価全体の一貫性が重要になってくることから、全体として「地質・気候関連事象を考慮した地下水流動条件を設定した上で、廃棄体から人工バリア、天然バリアを経由して放出される放射性核種のフラックス及び生物圏における被ばく量を“ひとつながり”で評価すること」が必要であり、これを実現するため、個々の要素モデルやコード間の適切なリンケージを図った、総合的な安全評価体系の整備を実施している。

（1）安全評価手法の全体像及び安全評価コードのリンケージに係る拡張・整備

平成 25 年度は、これまでに整備した人工バリア領域における変遷を評価するための各性能評価モデル/パラメータのリンケージについて、鉄珪酸塩鉱物の鉱物モデル・熱力学データの追加、核種溶解度評価への PA-SOL の適用、ガラス固化体溶解速度設定手法の見直しなどの整備を反映した。また、人工バリアの各評価モデルへのより適切なリンケージについて検討し、温度変遷の考慮等の拡張を行った。具体的な拡張の内容については 6.2.2(1)に詳述した。

HLW 等を対象とした地層処分では、地震、火山、隆起・侵食、気候変動等の地質・気候関連事象が発生することが想定される場合に、処分サイト内の地質環境及び処分施設における THMC 特性の変化の程度を評価し、さらに、その特性変化が処分施設からの核種移行に与える影響を評価する必要がある。地質・気候関連事象による処分施設の破壊や著しい特性の変化の影響はサイト選定により回避され、あるいは、処分場レイアウトの検討や適切な施設設計により、人工バリア及び天然バリア内の特性変化の影響を極力抑えられると考えられるが、将来の安全審査に向けて、地質・気候関連事象の発生による核種移行への影響の評価手法を整備しておく必要がある。そこで、本事業では、現在我が国で想定しうる地質・気候関連事象（177 事象、第 5 章にて詳細は記述）のうち、核種移行への影響評価の必要性が高いと考えられる「隆起・侵食」を対象に、平成 24 年度より核種移行に繋がる評価体系の構築を進めている。

隆起・侵食の進行に伴う処分システム内の特性変化を想定した核種移行評価のイメージを図 1.3-29 に示す。図に示すような塩水/降水境界がある仮想的な処分サイトにおいて、隆起・侵食により処分施設の対地深度が変化することにより、以下の核種移行への影響を想定した。

- ✓ 処分施設近傍のニアフィールド岩盤の水質が変化し、人工バリア内の特性が影響を受けること
- ✓ 処分施設からの核種移行経路において、地下水流速、生物圏までの移行距離、水質が変化し、さらに水質の変化は移行経路上の地質媒体の種類に応じて核種の収着特性に影響を与えること

これらの特性変化の影響を念頭に、平成 25 年度までに整備した隆起・侵食から核種移行に繋がる評価体系の概念図を図 1.3-30 に示す。天然バリア領域内では、まず、ガラーキン法を用いた有限要素法による 2 次元の地下水流動を解析するコード MIG2DF により水頭・流速分布及び塩分濃度分布を計算する。連動した粒子追跡法による地下水流路解析コード PASS-TRAC により、確率論的安全評価コード GSRW-PSA を用いて安全評価を行う際の天然バリアにおける核種

移行の評価に必要なパラメータ（地下水流速、移行経路、水質条件等）を算出する。また、算出された岩種や水質の情報を基に、核種移行データベースの整備の一環で進めている核種の分配係数評価手法により、移行経路上の分配係数を設定する。一方、ニアフィールド岩盤における水質の解析結果は、前述した一連の人工バリアにおけるリンケージ解析の入力となり、ガラス溶解速度や緩衝材中の分配係数、拡散係数などの核種移行パラメータを算出する。以上のパラメータ条件を基に、GSRW-PSAにより人工バリア内から天然バリア、生物圏に至るまでの核種移行の解析を可能とした。

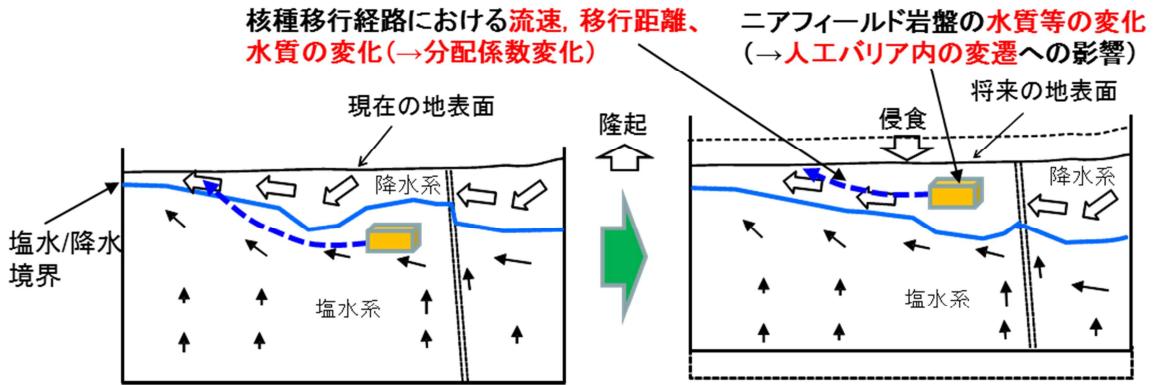


図 1.3-29 隆起・侵食による天然バリア内の特性変化を想定した核種移行評価イメージ

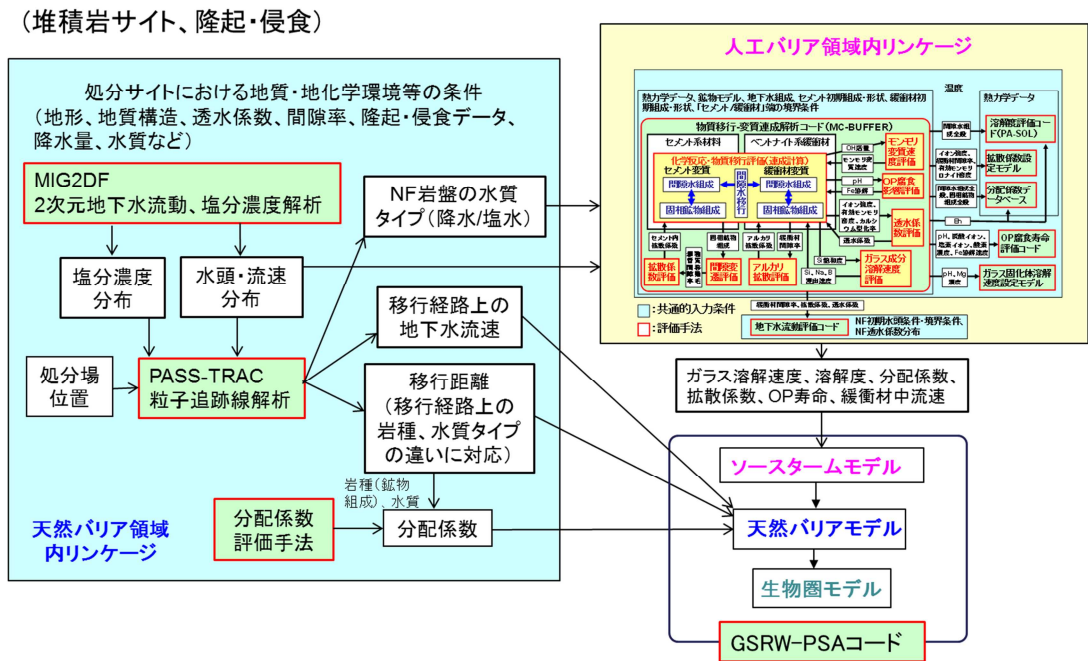


図 1.3-30 堆積岩サイトの隆起・侵食を想定した場合の核種移行に繋がる評価体系

平成 25 年度における安全評価コードのリンケージに係る拡張・整備は以下の通りである。

① 物質移行-変質連成解析コード (MC-BUFFER) の拡張

これまで、鉄鉱物として平成 17、18 年度に二次鉱物として鉱物モデルに選定した Siderite、Wustite、Magnetite、Hematite に加え、今年度は鉄珪酸塩などの鉄鉱物として、Chukanovite、Goethite、Melanterite、Berthierine、Greenalite の 5 種類についても考慮することとした。また、Goethite と同系の Wustite、Fe(OH)₂(s) (Ferrous_Hydroxide) と同系の Hematite については鉱物モデルから除外することとした。また、核種溶解度の設定に PA-SOL を適用するとともに、ガラス固化体溶解速度設定手法の見直しなどの結果を反映させた。

② 地下水流動・核種移行評価コード (MIG2DF 等) の拡張

多孔質媒体中での地下水流動・核種移行評価コード：MIG2DF に対し、隆起侵食現象に伴う地層の透水性や地層境界面の変化を考慮するため、要素のバースアンドデス機能、地層境界面等の時間的変化に対応した機能の追加を行った。また、地下水流路解析コード：PASS_TRAC においても、隆起侵食現象に伴う地層境界面の時間的・空間的变化を考慮した処理機能に対する拡張を行った。

③ 確率論的安全評価コード (GSRW-PSA) の拡張

天然バリアの移行経路上の環境条件の空間分布に基づいて、移行パラメータ (流速、分配係数、拡散係数など) が設定されるように機能拡張を行った。具体的には、地質条件 (岩種) × 水質条件 (降水、海水等) に基づいたパラメータセットを予め用意し、任意の範囲の移行パラメータがどの領域に分類されるかに基づいて自動的にパラメータが設定されるものとした。ただし、それらの地質や水質の境界自体も時間的に変化することが想定されるため、境界の移動速度も時間変化 (線形) できるよう拡張した。

(2) 人工バリアの変遷のシナリオを対象とした安全評価

我が国において想定される代表的な地下水の化学的環境を踏まえた、放射性核種の移行や周辺公衆への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法 (シナリオ、モデル、コード) の整備を進めてきた。平成 25 年度は、鉄珪酸塩鉱物の鉱物モデル・熱力学データの追加などの整備を反映した人工バリアの変遷を評価する感度解析を、仮想的なサイトを想定して総合的に行い、人工バリアに関する重要な設計要件を抽出するため、以下の内容・手順で検討を進めた。

- ① これまでの知見やリンケージ解析から、判断指標となりそうなパラメータを絞り込む。
- ② 影響解析 (ケース解析) を仮想的な処分環境や設計条件を想定して実施する。
- ③ バリア性能の劣化や人工バリアからの核種フラックスへの影響の仕方を検討する。
- ④ 各パラメータの設定の妥当性を判断するために重要な観点を抽出する。

①については、これまでのリンケージ解析による知見を踏まえ、仮想サイトを想定する際の人工バリア領域の主な設定パラメータとして、温度、地下水の化学組成 (降水系、海水系)、緩衝材の初期厚さ、初期乾燥密度、ベントナイト-珪砂混合率、支保工の厚さを絞り込んだ。

後半 4 つ因子は人工バリア領域の設計条件に由来する物理的な影響因子であり、合理的な範囲でバリア性能劣化への、影響を確認し、影響が大きい、あるいは影響評価に合理性が必要な因子については、設計確認や施設確認の際の重要な審査項目として抽出される可能性がある因子である。さらに、処分環境条件因子である地下水の化学組成については、降水系と海水系の混合率を変化させた条件を組み合わせた条件も検討した。

②については、解析ケースを以下のように設定した。基本ケースとして、降水系地下水および海水系地下水、降水系地下水と海水系地下水の各元素のモル濃度を比率で混合させた仮想的な地下水質の影響を調べるためのケースを設定した。先行して解析を実施したこれらのケースの解析結果より、海水系地下水がモンモリロナイトの長期変遷により大きな影響を及ぼす結果となったため、設計条件の変化の影響を調べるためのこれ以降のケースでは、海水系地下水を地下水組成として設定した。緩衝材の初期欠陥や流出などを想定した影響因子として、緩衝材厚さ、乾燥密度、ベントナイト-ケイ砂混合率を変化させたケースを、さらに緩衝材の変質挙動に影響を及ぼすアルカリ成分の溶出源として支保工厚さを変化させたケースの合計 26 ケースを設定した (表 1.3-13)。なお、解析体系については昨年度と同様とした (図 1.3-31)。解析体系、解析条件、解析結果の内容の詳細は第 6 章に示す。

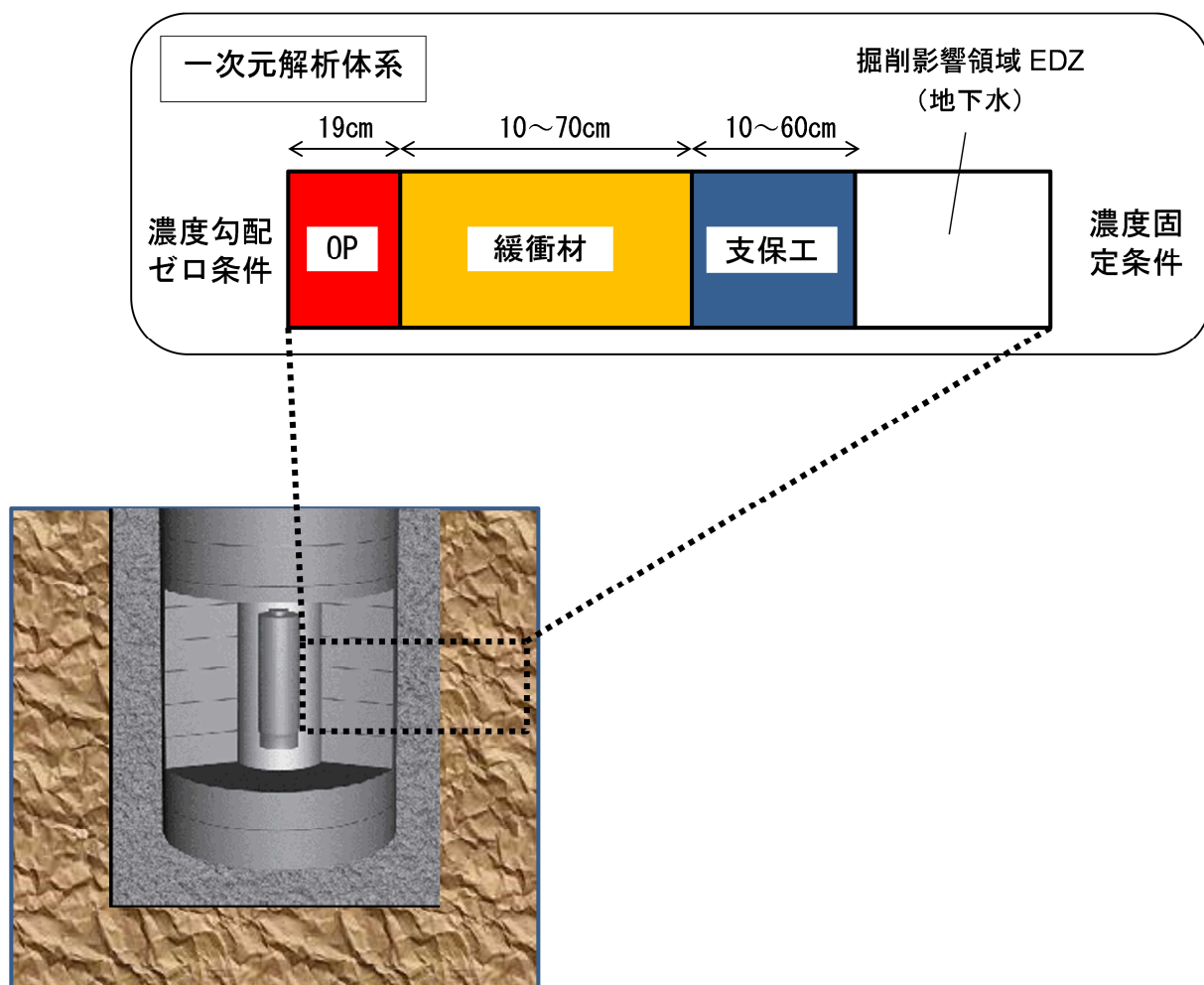


図 1.3-31 解析体系の概念図

表 1.3-13 解析ケース一覧

| ケース | 温度 [°C] | 地下水水質特性 | 緩衝材厚さ [cm] | 乾燥密度 [g/cm ³] | 混合率 [Bnt.:Qtz.] | 支保工厚さ [cm] | 溶存酸素 |
|-----|------------|----------|---------------|------------------------------|--------------------|---------------|------|
| 1 | 100~47 | 降水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 2 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 3 | 100~47 | 降水3:海水7 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 4 | 100~47 | 降水5:海水5 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 5 | 100~47 | 降水7:海水3 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 6 | 100~47 | 降水99:海水1 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 7 | 100~47 | 海水系 | 60 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 8 | 100~47 | 海水系 | 50 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 9 | 100~47 | 海水系 | 40 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 10 | 100~47 | 海水系 | 30 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 11 | 100~47 | 海水系 | 20 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 12 | 100~47 | 海水系 | 10 | 1.6 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 13 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.8 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 14 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.4 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 15 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.3 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 16 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.2 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 17 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.1 | 7:3 | 60 | 無酸素 |
| 18 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 10:0 | 60 | 無酸素 |
| 19 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 5:5 | 60 | 無酸素 |
| 20 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 3:7 | 60 | 無酸素 |
| 21 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 1:9 | 60 | 無酸素 |
| 22 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 50 | 無酸素 |
| 23 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 40 | 無酸素 |
| 24 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 30 | 無酸素 |
| 25 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 20 | 無酸素 |
| 26 | 100~47 | 海水系 | 70 | 1.6 | 7:3 | 10 | 無酸素 |

③④の検討のうち、バリア性能の劣化への影響の仕方の検討については、緩衝材のバリア性能の劣化を表す代表的な指標として「有効モンモリロナイト密度」と「間隙率」を選択した。有効モンモリロナイト密度は透水係数評価、間隙率は核種の拡散係数評価の主要なパラメータであり、透水係数と拡散係数は、緩衝材の安全機能である核種移行抑制機能の評価を定量化するための有効な指標となる。緩衝材の設計条件を変化させた評価ケースに対するこれら指標の経時変化への影響や傾向について検討を行った。26 ケースの有効モンモリロナイト密度の経時変化には、地下水水質特性や緩衝材厚さといった入力パラメータの変化が、計算結果に対して「一定の傾向が見出しにくい」ケースと、「一定の傾向が見受けられる」ケースとに分かれた。

有効モンモリロナイト密度 (ρ_{mont}) の経時変化においては、入力パラメータの変化が計算結果に対して「一定の傾向が見出しにくい」ケースは、地下水水質を変化させたケースと支保工の厚さを変化させたケースであった (図 1.3-32)。

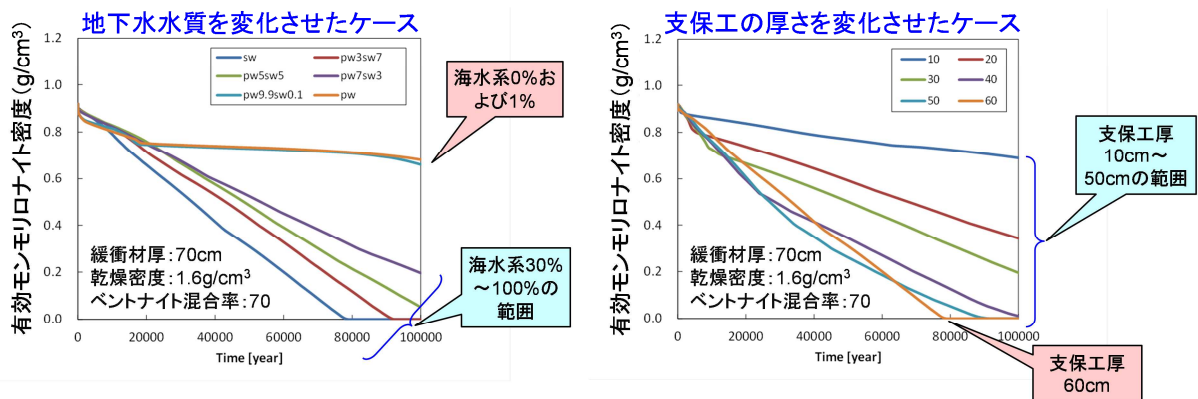


図 1.3-32 有効モンモリロナイト密度の経時変化（「一定の傾向が見出しにくい」ケース）

図中左側の地下水水質を変化させたケースでは、「地下水水質の海水系地下水の割合が 100%~30%の変化」に対して、有効モンモリロナイト密度は線形的な減少傾向を示しているのに対し、海水系の割合が 0 および 1%の経時変化は約 20,000 年経過時点以降、ほぼ一定で推移しており、30%~1%間で変化の傾向が大きく異なることが示されている。

また、図中右側の支保工の厚さを変化させたケースでは、「緩衝材厚 70cm における支保工の厚さが 10cm~50cm の変化」に対して、有効モンモリロナイト密度は、時間とともにほぼ一定の速度で減少する状態から、支保工厚さに応じた経過時間に応じて、よりゆっくりとした減少速度に変化して行くという線形的な減少傾向を示すのに対し、60cm ではこれらとは異なる有効モンモリロナイト密度の初期減少速度（小さな速度）で、変曲点を明確に経ずに密度ゼロまで減少するという異なる変化となっている。

その一方で、「一定の傾向が見受けられる」ケースとして、緩衝材の厚さを変化させたケース、「ベントナイト：珪砂」混合率を変化させたケース、緩衝材乾燥密度を変化させたケースが該当することが分かった（図 1.3-33）。

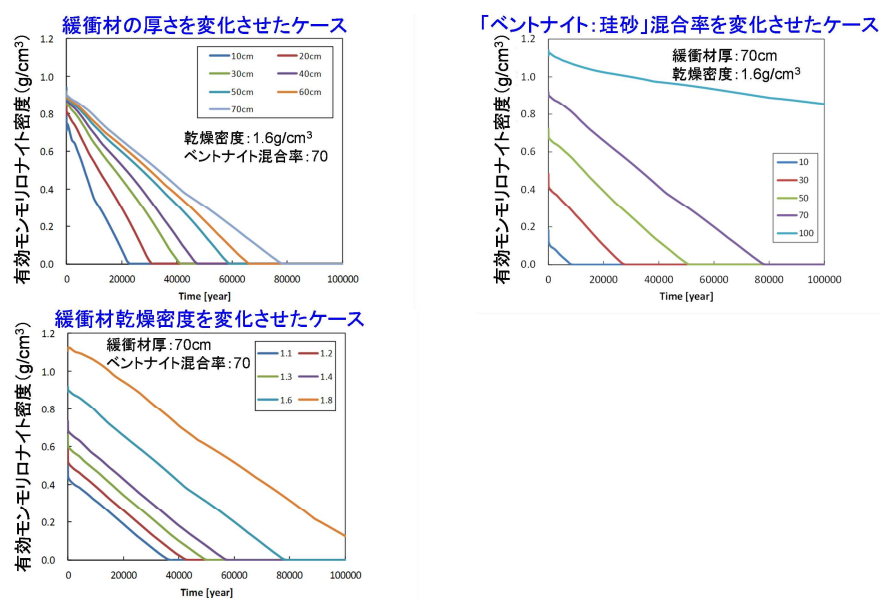


図 1.3-33 有効モンモリロナイト密度の経時変化（「一定の傾向が見受けられる」ケース）

図中左上の緩衝材の厚さを変化させたケースでは、緩衝材の厚さが減少するのに伴い、有効モンモリロナイト密度の減少速度が一定の傾向で増大していた。図中右上の「ベントナイト：珪砂」混合率を変化させたケースおよび左下の緩衝材乾燥密度を変化させたケースでは、これらに変化しても有効モンモリロナイト密度の減少速度は変化しないが、切片が一定の傾向で変化することが示されている。

これらの有効モンモリロナイト密度の変化に「一定の傾向が見受けられる」ケースについて、間隙率の経時変化を表したものを図 1.3-34 に示す。

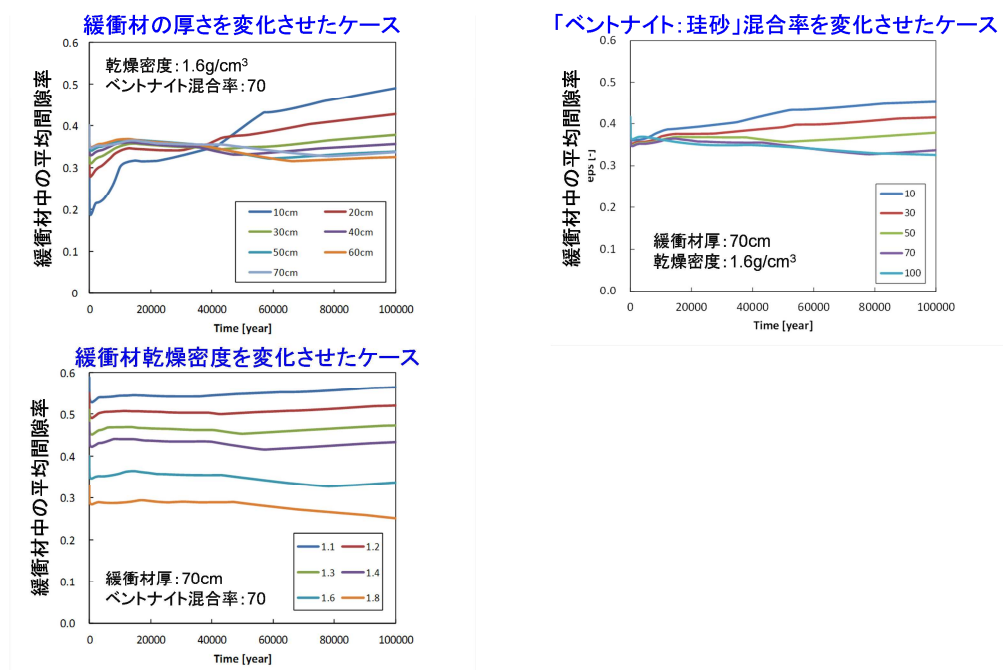


図 1.3-34 間隙率の経時変化（「一定の傾向が見受けられる」ケース）

図中左上の緩衝材の厚さを変化させたケースにおいて、緩衝材厚 10cm のケース（最も薄いケース）の変化の傾向が他と異なるのは、図中に示した間隙率が緩衝材全体の平均値で表した値であり、緩衝材厚が薄いケース（ここでは 10cm および 20cm）においては、支保工境界で生じた間隙率の変化が、他のケースよりも平均値を計算する際に大きく反映されたためと考えられる。これら 2 ケースおよび右上、左下の各ケースにおいては、有効モンモリロナイト密度と比較すると傾向は明確ではないものの、ある程度一定の傾向（ほぼ一定値であることも含め）が見受けられた。

これらの検討内容から、地下水の水質（＝海水系地下水と降水系地下水の混合割合）、支保工の厚さ（＝緩衝材中のモンモリロナイト量に対するアルカリ、カルシウム成分などの割合）については、緩衝材の性能劣化に対し、非線形的な影響が存在することが示唆された。この原因として、変化の傾向が非線形化したケースにおいては、支保工付近の緩衝材領域で、局所的に間隙閉塞（解析上の下限設定値である 0.005 に達すること）が生じ、それが計算期間全域（100,000 年）継続していることが分かった。その他のケースの場合には、一時的な間隙閉塞は発生する場合はあっても、その後短時間で解消されていた。これらのことを踏まえると、緩衝材内の有効モンモリロナイト密度や間隙率などのパラメータを設定する際の妥当性を判断するために重

要な観点として、

- ✓ 緩衝材領域における間隙閉塞の発生の有無、継続時間、その影響について、合理的な判断がされているかは重要な観点。

が挙げられる。また、加えて、

- ✓ 設定値の変化に対し一定の傾向がある緩衝材の厚さの設定などでは、例えば「10cm 増加させることで有効モンモリロナイト密度がゼロになる時間がおよそ 9000 年ずつ増加する傾向がある」といった定量的な観点が妥当性判断では重要になる。
- ✓ ベントナイト混合率の低いケース、緩衝材乾燥密度の低いケースでは、評価初期時点で有効モンモリロナイト密度が低いため、止水性、核種収着性、膨潤性などの性能が低い。この傾向は閉鎖後も推移すると考えられるため、処分場閉鎖時点でどの程度の性能の確保を求めるのか、また確保確認あるいは保守的に満足されていることの確認が重要になる。
- ✓ 緩衝材乾燥密度の低いケースでは、評価初期時点で間隙率が高くなっており、低い核種拡散性、自己シール性などの性能が低下した状態で閉鎖後の状態へと推移することになる。このため、特に、再冠水時の地下水上昇流が速い時期において、処分孔内に亀裂などが存在し、緩衝材の流出により低下する可能性を排除できるような観点が重要になる。
- ✓ 海外の処分概念では、クニゲル V1 よりもモンモリロナイト含有率が高いベントナイトを使用したり、コロイドの移行抑制に対応するため、乾燥密度を 1.8g/cm^3 としたりする事例もある。地下水水質、支保工厚に応じ、緩衝材性能が劣化するまでの時間を延長する効果があるこれらの対策に配慮されているかの判断も重要な観点。

も、重要な観点として抽出されるものと考えられる。

一方、③④の検討のうち、人工バリアからの核種フラックスへの影響の仕方の検討については、昨年度までに実施した人工バリアからの核種移行フラックスを着目する指標として選択した重要パラメータの抽出結果から、下記のような知見が得られている。

- ✓ 複雑系である人工バリアシステム（ガラス固化体－OP－緩衝材－支保工－EDZ）の、「入力・出力応答」を一般化して整理することは困難であること。
- ✓ しかしながら、これまでのリンケージ解析（主に地化学的条件を変えた設定）から示せることとして、ソースタームの流出項として最初にコントロールされるガラス固化体の溶解速度は、非常に重要なパラメータであること。
- ✓ ガラス固化体から溶出してしまった核種については、溶解度制限の有無、またその値の影響が大きいこと。
- ✓ 溶解度制限がかからない核種に関しては、分配係数の影響を把握することが重要であること。
- ✓ これらのパラメータに包括的に影響する因子として、EDZ における地下水組成、緩衝材中の鉱物生成・溶解反応、間隙水特性、モンモリロナイト残存量などが重要であること。
- ✓ なお、特殊な条件設定（シナリオ設定）をしない限り、OP は全面腐食で破損し、その寿命は寿命評価に用いる全面腐食速度で決まる。

本年度実施した 26 ケースから、上記の緩衝材変質・間隙水組成の変遷評価により示された解析結果に基づいて 15 ケースを選択し、GSRW-PSA コードを用いて核種移行解析を実施した。なお、GSRW-PSA コードの入力パラメータとしてリンクさせるガラス固化体の溶解速度、オーバーパック腐食寿命、ニアフィールド地下水流動の解析条件、解析結果の内容の詳細、また核種移行解析の解析条件、解析結果の内容の詳細は第 6 章に示す。

これらに対する核種移行解析の結果からは、ガラス固化体の溶解速度が全ケースで Stage II となったこと、全ケースで緩衝材中の核種移行は拡散支配であったことにより、Se-79 に対してはガラス固化体の溶解速度のように感度の大きいパラメータは抽出されなかった。しかしながら、Cs-135 に対しては、昨年度と同様に、緩衝材中の核種分配係数が感度の高い（重要度の高い）パラメータとして抽出され、これまでの知見と調和的な結果となった。

本年度から加えた 4n+1 系列核種の代表核種として、Np-237 の初期乾燥密度を変化させたケースにおけるガラス固化体 1 本当当たりの人工バリアからの移行フラックスの経時変化および緩衝材実効拡散係数の設定を図 1.3-32 に示す。移行フラックスピーク値がケース 15 > 2 > 13 の順になっているのに対し、実効拡散係数もケース 15 > 2 > 13 と一致しており、この傾向は他のケースでもほぼ同様であった。Np-237 の緩衝材に対する核種分配係数が全ケース一定となったことから、核種フラックスのピーク値に対し、緩衝材中の核種拡散係数が明瞭な相関関係を示すことが見出されたことで、昨年度までの核種分配係数に加わる重要パラメータを抽出することができた。

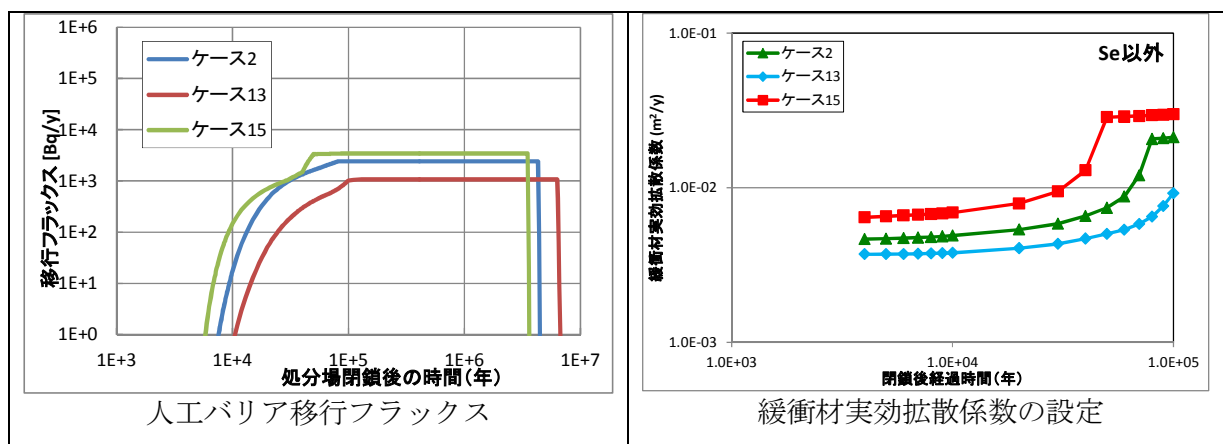


図 1.3-32 初期乾燥密度を変化させたケース (Np-237)

なお、ガラス固化体の溶解速度、核種溶解度、核種分配係数、核種拡散係数の相対的な重要度は、核種の化学形により変動するとともに、今後の解析ケースの設定、特に我が国で想定される多様な地下水組成の設定により、入れ替わる場合があることを指摘しておく。

これらのパラメータ（核種分配係数、拡散係数）は、重要な人工バリアの設計要因の検討において、緩衝材のバリア性能の指標として選択した有効モンモリロナイト密度と間隙率との相関が非常に高いパラメータであり、重要パラメータをブレークダウンした観点で人工バリアシステムの性能評価の妥当性を判断する際に重要な影響因子となること示している。

(3) 隆起・侵食による地下環境の変動を想定した安全評価

天然バリア領域においては、仮想的な堆積岩サイトに対し、比較的既往の水理・水質データが多く存在する幌延地下研究施設周辺の情報を基に、隆起侵食現象、地質環境等の条件を考慮した隆起・侵食の進行が核種移行に与える影響を把握するための感度解析を行った。感度解析では、隆起の様式（一様/傾動の違い）、侵食、透水異方性、対地深度変化に伴う透水性変化（以上は条件の有無）、氷期-間氷期の涵養量（氷期、間氷期の涵養量の設定値、涵養量の経時変化モデルの違い）に関する条件について、違いを組み合わせた解析ケースを想定した。解析では、まず、2次元地下水流動解析コード MIG2DF と連動した粒子追跡法による移行時間・移行経路の解析コード PASS-TRAC を用いて、隆起・侵食による地表面の削剥によって処分場の対地深度が変化した場合の核種移行経路、移行経路中の地下水流速、化学環境（塩水/降水境界）の変化を地下水流動解析、塩分濃度解析およびトラジェクトリー解析から求めた（図 1.3-35、図 1.3-36）。さらに、塩水/降水境界の位置と処分場の対地深度の関係から、処分場内の水質条件（塩水系及び降水系）を決め、その解析結果と、ガラス固化体やオーバーパック及びベントナイト系緩衝材の性能評価、ならびに核種移行パラメータの評価とのリンケージを図り、確率論的安全評価コード GSRW-PSA により人工バリア及び天然バリアにおける核種移行解析を行った。以上の隆起・侵食を想定したシナリオに対する解析イメージを図 1.3-37 に示す。なお、一連の隆起・侵食シナリオを対象とした解析の詳細は第 6 章に示す。

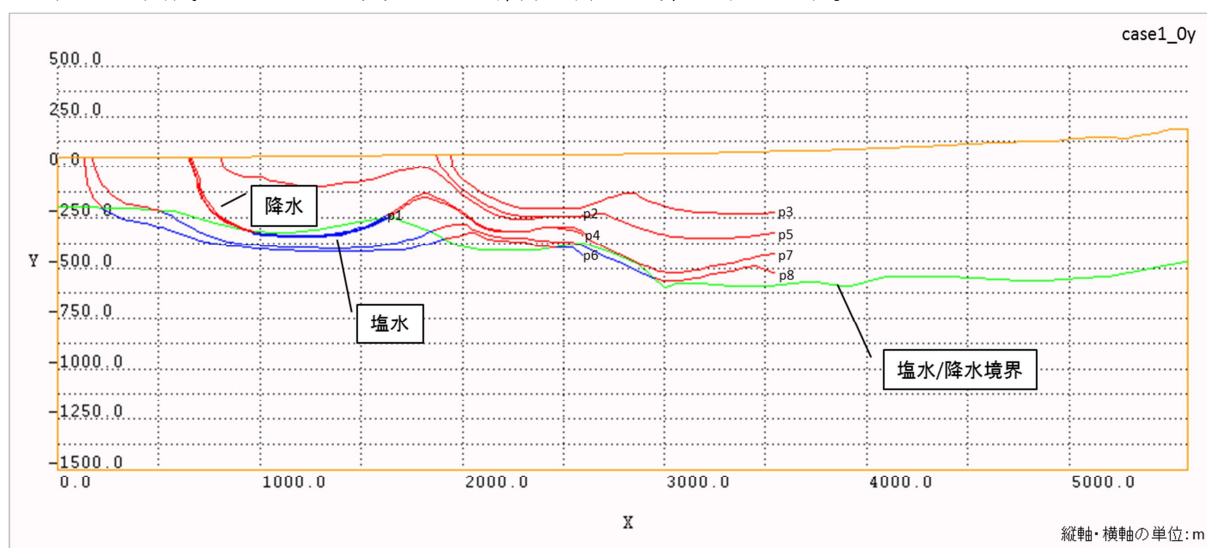


図 1.3-35 トラジェクトリー解析の結果例（0年の流跡線図、Case1：一様隆起・透水異方性なし・侵食なし）

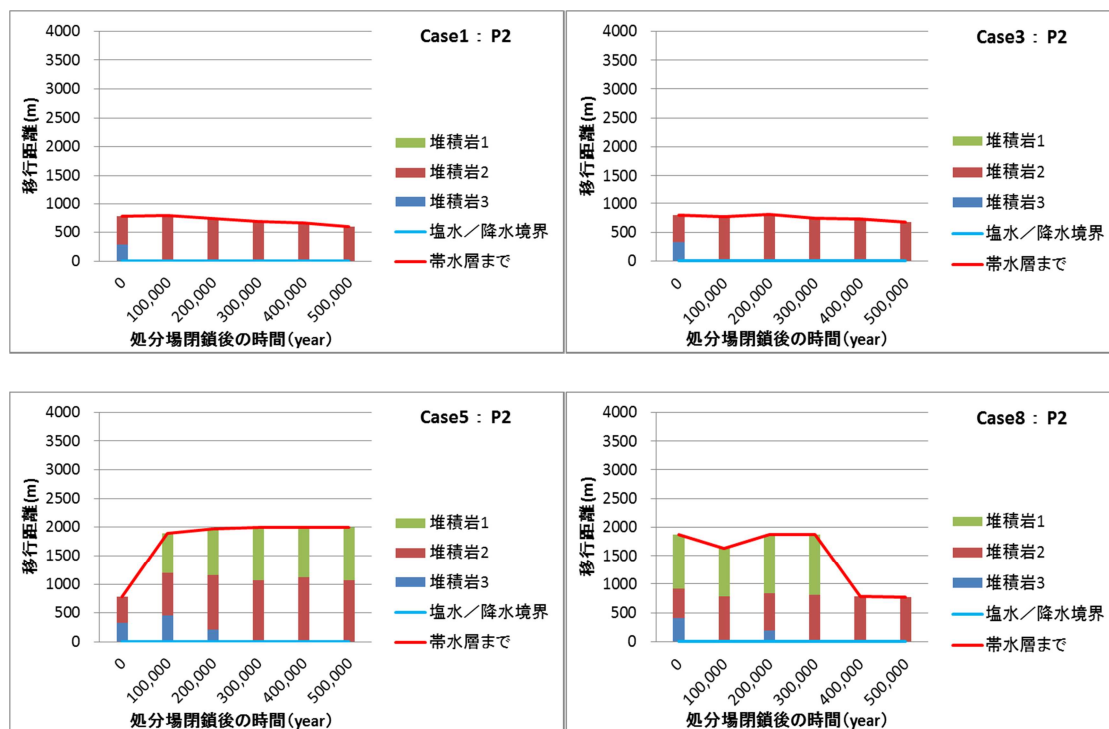


図 1.3-36 移行経路上の地質条件と水質条件の内訳例：Case1、Case3、Case5、Case8 における P2

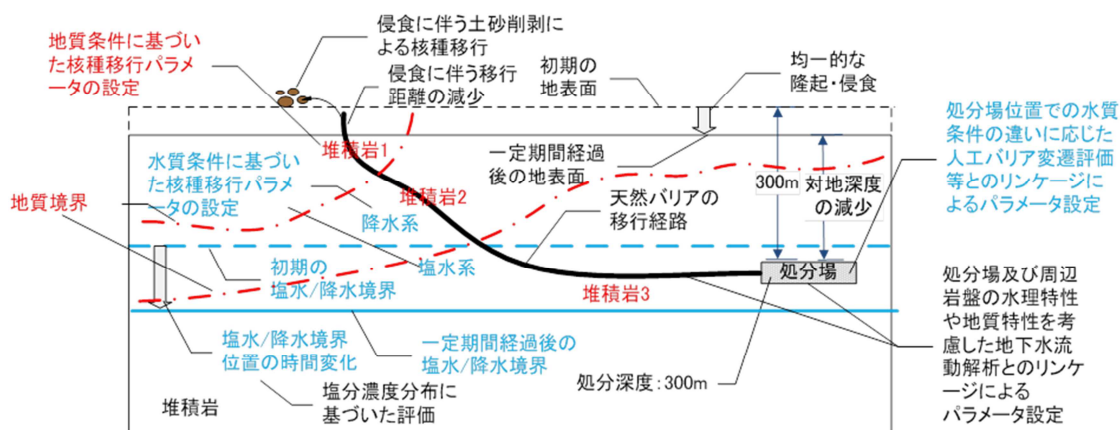


図 1.3-37 隆起・侵食シナリオの解析イメージ

天然バリアの地質環境条件、及び核種移行パラメータといった各因子の重要度を分析するために、核種移行解析の結果から人工バリア及び天然バリアからの Se-79 及び Cs-135、Np-237 (4n+1 系列) の移行フラックスを算出し、それぞれのバリアからの移行フラックスの変化を各因子の変動との関係で整理した。

その結果、人工バリア内の水質条件の違い (塩水系/降水系) は、処分場位置でほぼ決定され、その違いがガラス溶解速度を変化させ、人工バリアからの Se-79 及び Cs-135 の移行フラックスを変動させる可能性があることが示された (図 1.3-38 参照)。特に、塩水系の水質条件では、

ガラス溶解速度が2桁増加するため、処分場が塩水系の地下水環境にさらされている継続時間は重要になると考えられる。また、50 万年の隆起・侵食の進行に伴う処分場周辺岩盤の地下水流速の増加の影響を考慮したとしても、50 万年間にわたって変質した緩衝材中の地下水流速が移流支配になることはなかった。以上のことから、人工バリア中の移行フラックスに着目すると、隆起・侵食のシナリオにおいて、隆起・侵食の進行に伴って50 万年程度の処分場周辺岩盤の地下水流速が増加するという因子の感度は低いものの、塩水・降水境界の位置と処分場の対地深度の関係、特に処分場が塩水系の地下水環境にさらされている継続時間が影響因子として重要であるといえる。

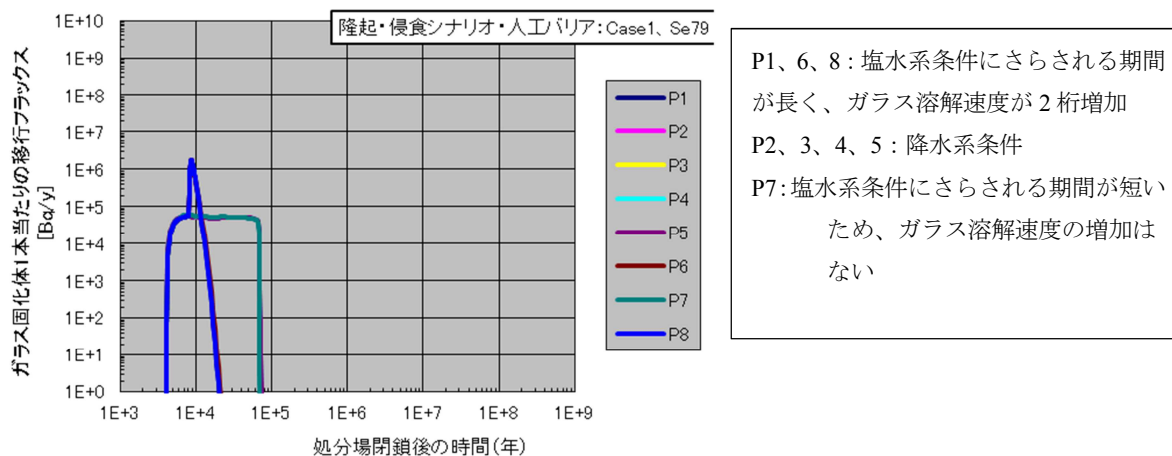


図 1.3-38 隆起・侵食シナリオ解析ケース Case1 の各処分場位置における人工バリアからのガラス固化体1本当たりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス

天然バリアからの移行フラックスに関しては、処分場位置によって差がみられ、処分場深度については、P1～P5 と P6～P8 の比較に見られるように、処分場深度のより深い P6～P8 (深度 600m) の方が、移行距離及び地下水流速ともにより大きくなり、その効果があらわれている (図 1.3-39)。また、隆起・侵食シナリオにおける地質環境条件の変化が、天然バリアからの移行フラックスに与える影響を見ると (図 1.3-40 参照)、隆起の様式の観点から、侵食なし・透水異方性なしの一樣隆起 (Case1) と傾動隆起 (Case5) で比較した場合、傾動隆起の方が、一樣隆起に比べて、天然バリアからの移行フラックスがわずかに高くなっており、これは、傾動隆起することにより動水勾配の増加による影響であると考えられた。さらに、侵食の影響に関しては、一樣隆起と傾動隆起で異なる影響がみられ、一樣隆起では、侵食を考慮したケース (Case3) の方が、考慮しないケース (Case1) に比べて、侵食による透水係数の増加に伴う流速の増加により天然バリアからの移行フラックスが高くなり、傾動隆起では、処分場位置によりその影響は異なるものの、例えば、処分場位置 P2 において、侵食を考慮したケース (Case8) の方が、考慮しないケース (Case5) に比べて、天然バリアからの移行フラックスが高く (侵食を考慮することによる移行経路の短絡に起因) になった。

以上のことから、天然バリア中の移行フラックスに着目すると、隆起・侵食シナリオにおいて、隆起の様式 (一樣/傾動の違い)、侵食 (対地深度変化に伴う透水性変化)、透水異方性が重要であり、それが処分場深度及び位置により複合的な影響を受けることがわかった。

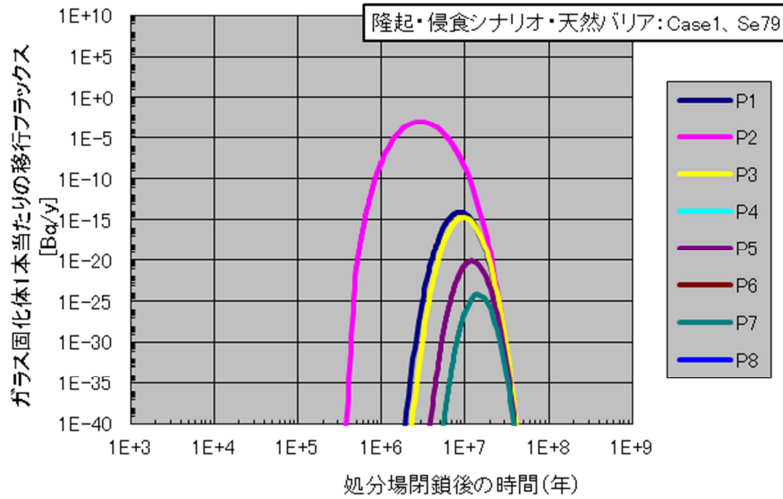


図 1.3-39 隆起・侵食シナリオ解析ケース Case1 の各処分場位置における天然バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス

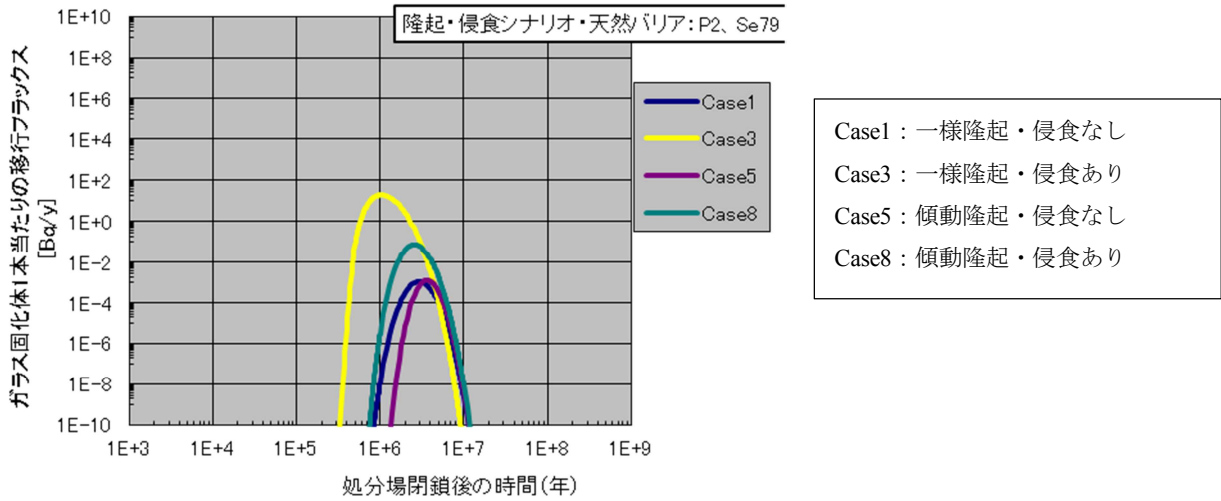


図 1.3-40 処分場位置 P2 における隆起・侵食シナリオの天然バリアからのガラス固化体 1 本当たりの地下水移行による Se-79 の移行フラックス

第1章の参考文献

- (1)谷口直樹・川崎学・内藤守正、“低酸素濃度条件下での模擬地下水の飽和した圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動”、材料と環境、vol.59、p.418-429、2010
- (2)谷口直樹・川崎学・内藤守正、“緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討- I —10年間の浸漬試験結果に基づく腐食進展挙動の検討”、JAEA-Research 2008-011, 2008
- (3)M. Kobayashi, Y. Yokoyama, R. Takahashi, H. Asano, N. Taniguchi and M. Naito, Long term integrity of overpack closure weld for HLW geological disposal Part 2 – corrosion properties under anaerobic conditions, Corrosion Engineering, Science and Technology vol 46 No.2, 2011
- (4)J.M. Gras, Rapport EDF, HT-40/96/002/A, P.87, 1996
- (5)F. Foct and J. M. Gras: Proc of and Int. Workshop, Cadarache, EFC No.36,92-102, 2002
- (6)JAEA オーバーパックデータベース (<https://opdb.jaea.go.jp/opdb/>)
- (7)日本原子力研究開発機構, 平成23年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 2012
- (8)日本原子力研究開発機構, 平成23年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書[添付資料編], 2012
- (9)神崎裕・武田聖司・木村英雄, 高レベル放射性廃棄物処分における地下水移行に係る安全評価のシナリオ構築のための FEP データベース (受託研究), 2009
- (10)日本原子力研究開発機構, 平成22年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 2011
- (11)日本原子力研究開発機構, 平成22年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書[添付資料編], 2011
- (12) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01, 2011
- (13) SKB, Design, production and initial state of the buffer, TR-10-15, 2010
- (14) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Design Basis 2012, POSIVA 2012-03, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (15) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Performance Assessment 2012, POSIVA 2012-04, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (16) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Synthesis 2012, POSIVA 2012-12, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (17) POSIVA, Buffer Production Line 2012 –Design, Production and Initial State of the Buffer, POSIVA 2012-17, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012
- (18) POSIVA, Buffer Design 2012, POSIVA 2012-14, Markku Juvankoski, Olkiluoto, 2012

2 . 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

2. 廃棄体・人工バリア材の性能評価モデルの整備

2.1 全体概要

本章では、個々のバリア材に対して整備したモデルの長期にわたる評価への適用性を室内実験や分析によって確認するとともに、実際の処分場環境で想定される温度、地下水化学環境下（水素イオン濃度、酸化還元環境、塩分濃度）への適用性を取りまとめた。また、ガラス固化体の溶解、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食及び緩衝材の劣化については、諸外国を含めた既存の研究成果をレビューし、モデルに係る保守性、現段階での適用限界、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。

「ガラス固化体の溶解速度モデルの作成」については、平成 24 年度までの実験的・熱力学的検討により、海水系地下水に含有されるマグネシウム (Mg) や炭素鋼オーバーパックの腐食に伴って放出される鉄 (Fe) が共存する条件下で、ケイ素 (Si) が主構成元素であるガラス固化体の溶解反応が促進される可能性が示唆された。この要因として、Mg ケイ酸塩や Fe ケイ酸塩の析出に伴う間隙水中の Si の消費プロセスが考えられているが、これらの析出物生成に伴う Si の消費プロセスが長期にわたってガラス固化体の溶解反応を促進しうるか否かについては明らかにされていなかった。そこで、実験的検討やナチュラルアナログ（考古学的アナログ含む）により、析出物を含む変質層の性状、Si の消費プロセスの影響の持続性等に関する情報を取得し、現時点におけるガラス固化体の溶解速度モデルへの反映を図った。

「放射化金属の腐食モデルの作成」では、これまでに微量な腐食量でも測定が可能な水素ガス発生量測定法を用い、80℃～120℃の低温域におけるジルカロイの腐食速度が腐食時間とともに減少し、腐食量と腐食時間の立方根との間にほぼ比例関係が認められる結果を得てきた。このことは 300℃付近の高温域において提唱されている腐食速度モデルの三乗則と同じであり、三乗則に基づいた腐食速度定数でアレニウスプロットすると、高温域のアレニウスプロットの外挿直線の付近にあることが分かり、高温域と腐食メカニズムは同じで高温域における既往の経験則モデルを 100℃以下の処分場環境を含む低温域にも適用できる可能性が示された。しかし、長期の腐食量を評価するには不十分であった。そこで、今年度は腐食メカニズムの解明に観点を移し、水素の同位体効果を用いた水素発生源の特定を試み、三乗則の腐食モデルの検証を行った。

「オーバーパックの腐食モデルの作成」では、全面腐食に関する文献レビューを実施し、腐食寿命評価において設定する腐食速度を検討するとともに、昨年度提案したモデルの妥当性の検討の一環として腐食生成物中の水の拡散係数の測定を試みた。また、平成 22 年度から継続している 30℃～50℃の温度条件に対する 3 年の浸漬試験結果から腐食速度の温度依存性を考慮したモデルの検討をおこなった。さらに、考古学的鉄製品の長期腐食事例の調査を実施するとともに、現在知見が少ない低酸素条件下での炭素鋼の SCC に関する検討も実施した。これらをまとめて関する今後の課題を抽出した。

「緩衝材の劣化モデルの作成」では、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、これまで整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードの処分環境での適用性(モデルの適用限界、保守性も含む)について取りまとめるとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。さらに、MC-BUFFER での人工バリア解析における、オーバーパック破損後におけるガラス固化体溶解による緩衝材への影響を再現するため、ガラス固化体溶解モデルを整備し、今後のモデルの方向性に係る課題を抽出した。

2.2 ガラス固化体の溶解速度モデルの作成

2.2.1 背景と目的

地層処分場の閉鎖後において、ガラス固化体は放射性核種の溶出を抑制する人工バリアとしての機能が期待されている。ガラス固化体は、放射性核種を化学的に安定な酸化物であるホウケイ酸ガラスのマトリクス中に固溶し固定化した廃棄体である。したがって、ガラス固化体が機械的な外力によって損壊した場合でも、放射性核種はガラスマトリクス中に保持され、このガラスマトリクスが溶解/変質することによって消失しない限り、核種が外部に放出されることはない。これは、地層処分において安全機能が期待される他のバリア、例えばオーバーパック、緩衝材もしくは天然バリアなどとガラス固化体が性質を異にする特徴である。

ガラス固化体に地下水が接触すると溶解/変質が生じ、それにともない放射性核種が溶出することが想定されるため、ガラス固化体の溶出抑制機能の性能を評価するためには、処分環境をふまえたガラス固化体の長期的な溶解/変質速度の評価が必要となる。

ガラス固化体は、シリカ (SiO_2) やホウ酸 (B_2O_3) を主成分とした網目と呼ばれる非晶質の構造を有するホウケイ酸ガラスを母材とし、網目の中にナトリウム (Na) などの修飾元素や廃棄物元素などが取り込まれている。ガラスの溶解挙動は従来から多くの研究報告のある非晶質シリカ ($\text{SiO}_2(\text{am})$) などのケイ酸塩鉱物の溶解挙動と類似している⁽¹⁾⁽²⁾。すなわち、ガラスからみて溶液中の溶存 Si が十分未飽和で化学親和力が大きい条件では、網目構造を形成する Si-O 結合の加水分解反応による切断や、ケイ酸 (H_4SiO_4) の脱離などによるガラスマトリクスの溶解 (以下「マトリクス溶解」) が支配的となり、このような溶解が進行する状態は Stage I と呼ばれている。また、溶存ケイ酸濃度が増加して飽和に近づき、ガラス/溶液間の化学親和力が減少するとマトリクス溶解は抑制される⁽¹⁾。

このような溶解特性をふまえて、ガラス固化体の溶解速度式としては、シリカの一次溶解反応速度式を基にした(2.2-1)式で表される速度式が提唱されている⁽¹⁾⁽²⁾。ここで、 k^+ はガラス固化体の組成や溶液の pH、温度に依存する速度定数であり、K と Q はそれぞれ固体の溶解度積 (平衡定数) とその積を溶液中のイオンの活量を掛け合わせて算出した値、 $[\text{H}_4\text{SiO}_4]$ と $[\text{H}_4\text{SiO}_4]_{\text{sat}}$ はそれぞれ溶液中及び飽和におけるケイ酸の活量である。

飽和から遠く化学親和力が大きい条件、すなわち(2.2-1)式の $(1-Q/K)$ が 1 に近い条件における右辺第 1 項の pH 依存性、温度依存性については、比較的コンセンサスが得られている。

シリカの場合は、溶液中のケイ酸活量が飽和における活量に等しくなると溶解速度はゼロになる。

一方、ガラス固化体の場合も、溶液中のケイ酸の活量が高くなると溶解速度は低下し、ガラス固化体からのケイ素 (Si) の溶出も止まるが、その後もガラス固化体はホウ素 (B) や Na などの可溶性元素を放出しながらゆっくりと溶解/変質する (図 2.2-1 参照)。これは、ガラス固化体がシリカのように水溶液中で熱力学的平衡にはならず、(2.2-1)式においてガラス固化体の Q が K に達することがないためと考えられている。このゆっくりとしたガラス固化体の溶解/変質速度は“残存溶解速度” (residual rate) とも呼ばれ、時間とともに低下することが知られている。このような溶解/変質が進行する状態は Stage II と呼ばれており、一般的に、Stage II における溶解/変質速度は Stage I のマトリクス溶解速度に比べて非常に小さい⁽¹⁾。

$$k = k^+ \cdot \left(1 - \frac{Q}{K}\right) \cong k^+ \cdot \left(1 - \frac{[\text{H}_4\text{SiO}_4]}{[\text{H}_4\text{SiO}_4]_{\text{sat}}}\right) \quad (2.2-1)$$

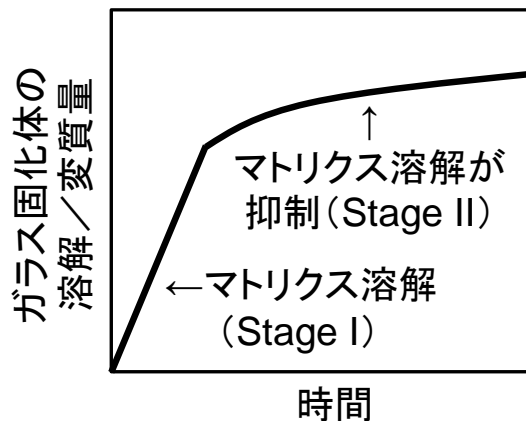


図 2.2-1 有限量の水溶液中でのガラス固化体の溶解量と時間の関係

地層処分想定されるような地下水の流れが遅い条件では、短期的にはガラス固化体は主構成元素である Si の溶出にともないマトリクス溶解するものの、長期的にはガラス固化体周辺の液中 Si が高い濃度で維持されることによって Stage II の状態が成立し、マトリクス溶解が抑制され、いわゆる“残存溶解速度”で溶解/変質が進行すると考えられている⁽³⁾。

一方、安全規制の視点としては、ガラス固化体の溶解/変質速度の設定が確からしいか、あるいは少なくとも保守的な設定であるのかについての妥当性を判断するために、科学的裏付けのある溶解/変質速度モデル（以下「溶解速度モデル」）を整備しその適用条件・範囲を把握しておく必要がある。また、人工バリアあるいは多重バリアを介した核種移行評価結果の妥当性判断に必要な確率論的安全評価手法を整備するためには、ソースタームとしてのガラス固化体について、溶解速度モデルをふまえた溶解/変質速度設定が必要である。

平成 21 年度までの検討では、いくつかの仮説への絞り込みとその実験的検証を行うことにより、Stage II における溶解/変質速度が時間とともに減少するという溶解速度モデルについては一定の成立性があると判断された⁽⁴⁾。これにより、Stage II が成り立つ環境であれば、例えばガラス固化体の長期の溶解/変質速度として一定速度を設定することは保守性の観点から妥当であるとした。

平成 22 年度は、ガラス固化体の溶解/変質に関して、pH 及び温度以外の影響因子の有無や影響程度についての知見が乏しかったことから、我が国の地層処分で想定される地下水を始めとする処分環境に着目し、淡水、海水及び酸化/還元雰囲気の影響について実験的検討を行った。その結果、海水中では、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されることなく溶解/変質が進展したことから、このような溶液環境では、平成 21 年度までに整備した Stage II における溶解速度モデルを適用できない可能性があることが分かった⁽⁵⁾。

これは、ガラス固化体表面近傍において、ガラス固化体から溶出した Si が海水中に含まれる Mg イオンと化合してケイ酸塩を生成し、Si が速やかに消費されることによって、ガラス固化体の溶液に対する化学親和力の大きい状態が維持され、ガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されない現象が生じたものと考えられる（図 2.2-2 参照）⁽⁶⁾。

このような現象は、Na 濃度の高い高温のアルカリ条件において、ゼオライト系鉱物の一種の方沸石 (analcime) の生成条件が満たされた際にも生じ、有限の溶液中においてガラス固化体の溶解速度がいったん減少した後、再び急激に増加する現象 (resumption) として知られている。

Resumptionが生じると、地層処分で想定されるような地下水の流れが遅い条件においてもガラス固化体のマトリクス溶解が長期的に抑制されない可能性があるため、ガラス固化体の溶出抑制機能に及ぼすインパクトはきわめて大きい。したがって、ガラス固化体の性能評価の妥当性を判断する際には、処分環境を考慮して、resumptionが長期にわたって生じる可能性の有無を判定することがきわめて重要であり、そのためには、ガラス固化体の溶解/変質に伴い生成するケイ酸塩の特性を把握することが必要となる。

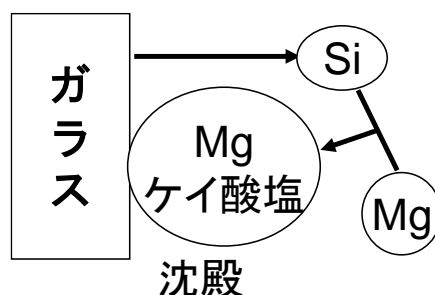


図 2.2-2 Mg ケイ酸塩の生成に伴うガラス固化体の溶解促進プロセス

平成 23 年度及び平成 24 年度は、処分環境で長期にわたりガラス固化体に接触する可能性のある高濃度のイオン種として、処分場の支保工などに使用されるセメント系材料を起源とするカルシウム (Ca) イオンと、ガラス固化体を封入するオーバーパック (OP) の候補材である炭素鋼を起源とする Fe イオンに着目し、ガラス固化体の溶解/変質挙動に及ぼす影響について検討した⁽⁷⁾⁽⁸⁾。

このうち Ca イオンについては、 $\text{pH} < 11.5$ の溶液中では、Mg イオンとは逆に、ガラス固化体の溶解/変質を抑制する働きがあることがわかった。この原因としては、ガラス固化体表面に形成される変質層中に Ca が取り込まれることによって変質層の保護的な働きが増している可能性が示唆された。また、 $\text{pH} 12$ 程度の Ca 溶液中では、ガラス固化体の溶解/変質にともない生成した Ca と Si に富む析出層がガラス固化体表面を覆うことによって、その後の溶解/変質を抑制する可能性があることも推察された⁽⁸⁾。

Fe イオンについては、ガラス固化体やベントナイト、地下水に含まれる成分が共存する系における鉄ケイ酸塩の生成条件について、 $25^{\circ}\text{C} \sim 100^{\circ}\text{C}$ の温度条件での熱力学的検討を行った結果、地層処分環境においてガラス固化体に接触する地下水特性 (pH 及び Eh) を考慮すると、ガラス固化体と OP の境界付近において、鉄ケイ酸塩の生成反応が長期的に生じる可能性が示された⁽⁷⁾⁽⁸⁾。

以上に述べた平成 24 年度までの実験的・熱力学的検討により、海水系地下水に含有される Mg イオンや OP の腐食に伴って放出される Fe イオンが共存する条件下では、ガラス固化体の溶解/変質に伴い Mg ケイ酸塩や鉄ケイ酸塩が生成し、ガラス固化体表面近傍の溶液中 (以下「間隙水中」) の Si が消費することによってガラス固化体のマトリクス溶解が抑制されない (以下「溶解を促進する」) 可能性が示唆された。ただし、これらケイ酸塩の生成に伴う Si の消費プロセスが長期にわたってガラス固化体の溶解を促進しうるか否かについては明らかにされていない。

今年度は、高い液中 Mg イオン濃度が維持される条件下等で模擬ガラス固化体の浸出試験を行い、ガラス固化体の溶解促進の持続性とケイ酸塩を含む変質層の性状を調べるとともに、クーポン状の模擬ガラス固化体を用いて、ガラス固化体の溶解挙動と Mg イオン濃度との関係を

を調べた。また、平成 24 年度までに示した、Fe イオン共存下における鉄ケイ酸塩の生成及びガラス固化体の溶解促進の可能性について検証するため、金属鉄が共存する条件におけるガラス固化体の浸出試験を行うとともに、ナチュラルアナログ（考古学的アナログ）として、10～13 世紀の製鉄遺跡から出土した鉄滓（てつさい）を調査した。

これらをふまえて、Mg イオンや Fe イオンによる Si の消費プロセスの影響の持続性等の観点から、ガラス固化体の溶解速度モデルに係る保守性、現段階での適用限界をふまえてガラス固化体の溶解速度モデルへの反映を図るとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。

2.2.2 Mg イオン共存下における浸出試験条件とガラス固化体の溶解促進との関係

(1) 高い液中 Mg イオン濃度が維持される溶液中でのガラス固化体の浸出試験

わが国の P0798 タイプ模擬ガラス固化体（化学組成を表 2.2-1 に示す。以下、「ガラス固化体」）を用いた静的浸出試験の概略図と試験条件を図 2.2-3 に示す。具体的には、粒径 75 - 150 μm の粉末状に整粒・調製した粉末状のガラス固化体と試験溶液をテフロン製の試験容器に入れ密封したものを複数個用意し、重量を測定した後に 90°C に調整した恒温器内で所定の期間静置した。

表 2.2-1 P0798 タイプ模擬ガラス固化体の化学組成

| Oxide | wt% |
|--------------------------------|------|
| Al ₂ O ₃ | 5.00 |
| B ₂ O ₃ | 14.2 |
| CaO | 3.00 |
| CeO ₂ | 3.34 |
| Fe ₂ O ₃ | 2.04 |
| Li ₂ O | 3.00 |
| MoO ₃ | 1.45 |
| Na ₂ O | 10.0 |
| Nd ₂ O ₃ | 1.38 |
| SiO ₂ | 46.6 |
| ZnO | 3.00 |
| ZrO ₂ | 1.46 |
| Other | 5.53 |
| Total | 100 |

所定の期間ごとに恒温器から取り出した試験容器を密封したまま室温まで自然放冷した。放冷後、試験容器の重量を測定して、浸出液の漏れや蒸発による有意な重量減が無いことを確認した後に、試験容器の蓋を開け、浸出液の pH を pH メータによって測定した。その後、浸出液を孔径 0.45 μm のフィルタでろ過し、ろ液を 1.0 %硝酸溶液に調整して元素濃度測定用試料とした。pH 測定の際の校正には、6.86 および 9.18（ともに 20°C での値）の pH 標準液を用いた。元素濃度の定量には、誘導結合プラズマ発光分析装置（ICP-AES）を使用した。

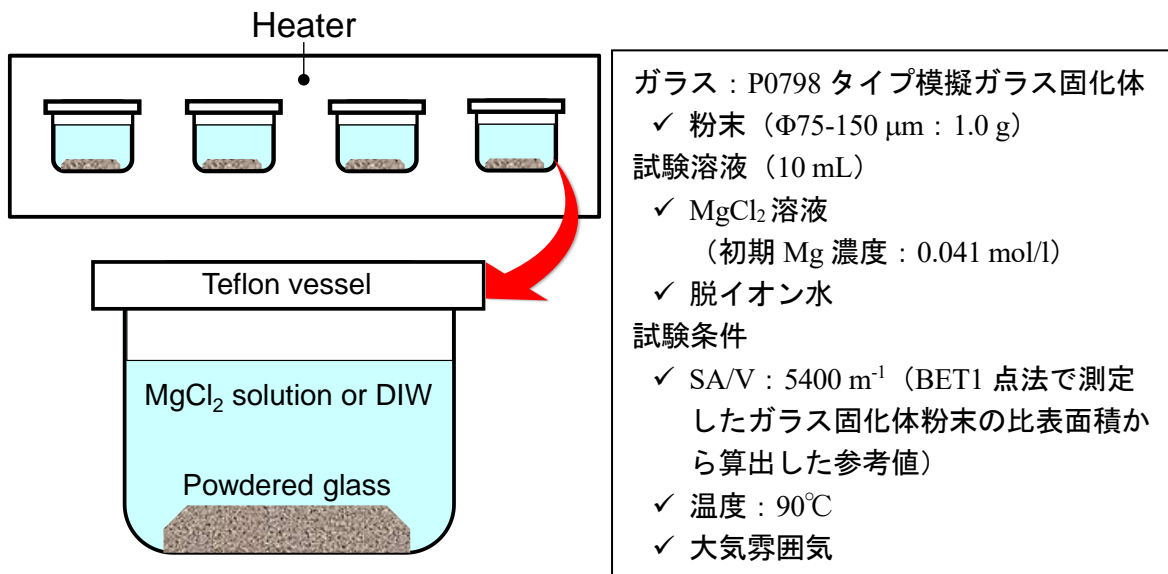


図 2.2-3 粉末状ガラス固化体を用いた浸出試験の概略図と試験条件⁽⁶⁾⁽⁸⁾

図 2.2-4 及び図 2.2-5 は、粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中と脱イオン水中における、浸出液中のホウ素 (B) と Mg イオン濃度の時間変化を示したものである⁽⁶⁾⁽⁸⁾。ここで、B はガラスマトリクスの構成元素の一つであり、一般的に可溶性で再析出を生じないため、浸出液中の B 濃度 (以下「B の浸出量」) を測定することによってガラスの溶解/変質量を定量することが可能であることから、B の浸出量をガラス固化体の溶解/変質量の指標とした。

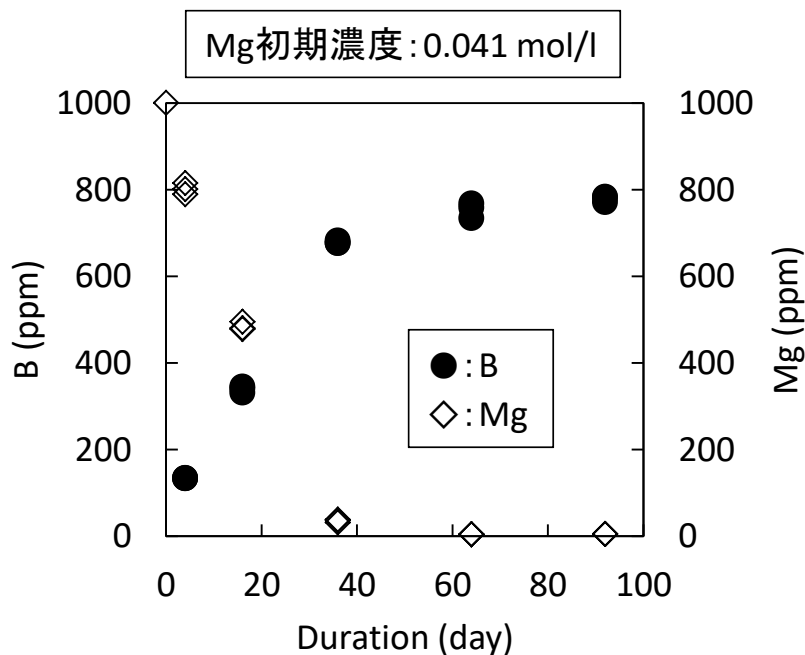


図 2.2-4 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係⁽⁶⁾

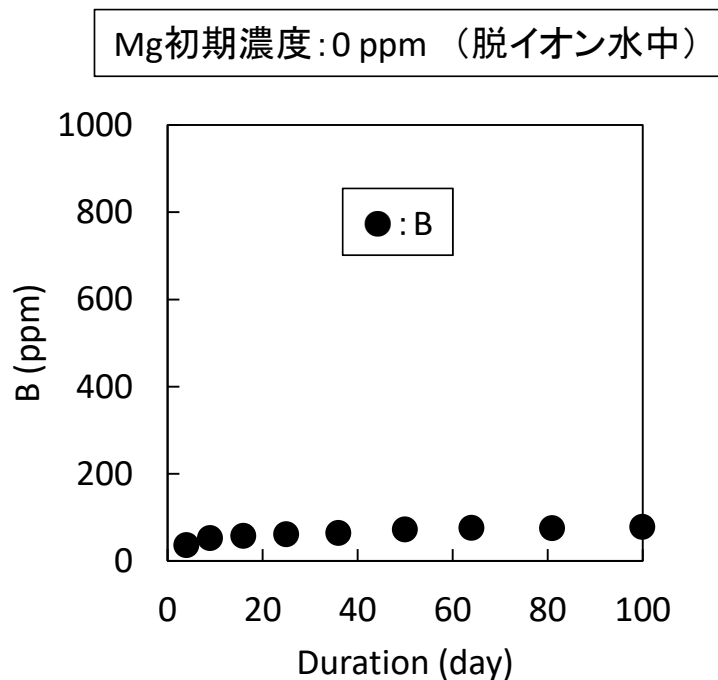


図 2.2-5 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90℃の脱イオン水中における B の浸出量と時間の関係

図 2.2-4 及び図 2.2-5 より、MgCl₂溶液系では、脱イオン水中に比べて B の浸出量、すなわちガラス固化体の溶解／変質量が多く、試験開始から 36 日目までの間、図 2.2-2 に示したプロセスにより、Mg ケイ酸塩の生成を伴ってガラス固化体が速い速度で溶解／変質していることがわかる。また、図 2.2-4 から、ガラス固化体の溶解／変質に伴い浸出液中 Mg イオン濃度が減少し、試験開始から 36 日目には浸出液中からほとんどの Mg イオンが失われており、浸出液中の Mg イオンが失われた 36 日目以降は、B 浸出量の増加速度、すなわちガラス固化体の溶解／変質速度が低下し、図 2.2-5 に示した脱イオン水中と同様に、マトリクス溶解が抑制された Stage II が観察される⁽⁶⁾。

図 2.2-4 に見られるような溶液中 Mg イオン濃度とガラス固化体の溶解促進との関係については、図 2.2-6 に示すように、90℃の初期 Mg 濃度を 1/10 の 0.0041 mol/l とした MgCl₂溶液中においても確認される。すなわち、図 2.2-4 に示した初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の場合に比べて、より短期の試験開始後約 3 日目に浸出液中の Mg イオンが失われ、その後は Stage II が観察されるため、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の場合に比べてガラス固化体の溶解／変質量は少なく、試験期間を通した溶解／変質量は図 2.2-5 に示した脱イオン水中と同程度となっている。

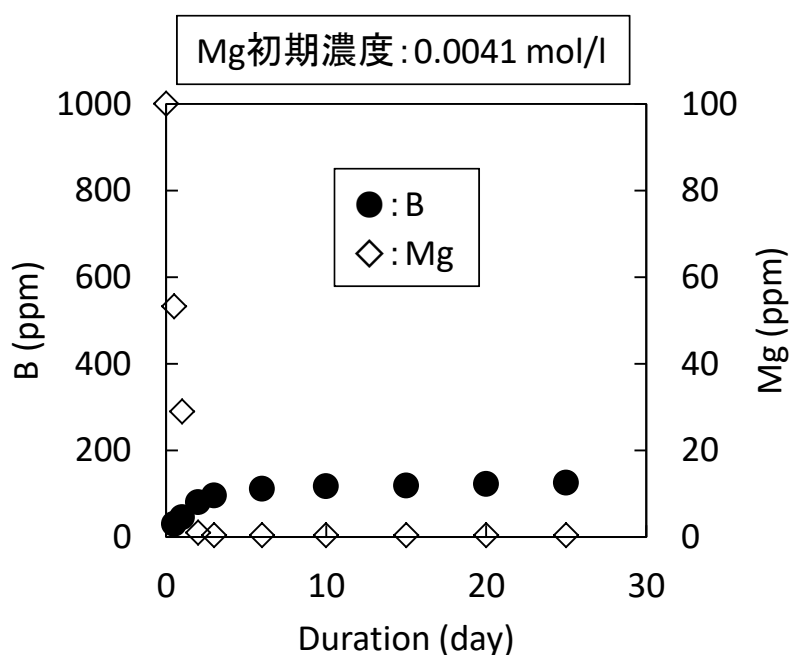


図 2.2-6 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.0041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係⁽⁸⁾

図 2.2-4 及び図 2.2-6 の結果をふまえると、Mg イオン共存下では、浸出液中に有意な濃度の Mg イオンが存在する条件において、ガラス固化体のマトリクス溶解が維持されるものと推察することができる。

一方、試験期間を通して高い液中 Mg イオン濃度が維持されるよう、初期 Mg 濃度を 0.041 mol/l の 5 倍の 0.21 mol/l とした条件では、図 2.2-7 に示すように、試験期間を通して浸出液中 Mg 濃度が 36 日目以降も高く維持されているにも拘わらず、図 2.2-4 の 36 日目までに比べて、ガラス固化体の溶解/変質速度は著しく遅いことがわかる。

本試験条件で浸出したガラス固化体の表面は、図 2.2-8 に示すように、析出物で覆われていることがわかった。浸出後のガラス固化体の XRD 分析結果を図 2.2-9 に、図 2.2-10 に示した 20 箇所のポイントについてのエネルギー分散型 X 線分析 (EDS) による元素分析結果を図 2.2-11 にそれぞれ示す。図 2.2-9 より XRD のピークは talc (Mg₃Si₄O₁₀(OH)₂) のピークによく一致しており、10° 以下の低角側には talc 等の層状鉱物特有の膨らみも見られる。図 2.2-9 のピークは sepiolite (Mg₄Si₆O₁₅(OH)₂·6H₂O) のピークにも近い。さらに、図 2.2-11 から、EDS で分析した Mg と Si のモル比は talc や sepiolite の Mg/Si モル比に近いことがわかる。

これらの結果から、初期 Mg 濃度 0.21 mol/l で、試験期間を通して高い液中 Mg イオン濃度が維持される条件では、図 2.2-2 に示したプロセスによって脱イオン水中に比べるとガラス固化体の溶解/変質は促進されるものの、析出した Mg ケイ酸塩 (talc もしくは sepiolite) によりガラス固化体表面が覆われることによって、図 2.2-4 に示した初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の条件に比較してガラス固化体の溶解速度は抑制されたことが推察される。

このような現象は、初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の溶液中でのガラス固化体の“再溶解”においても観察されている⁽⁸⁾。すなわち、図 2.2-12 に示すように、ガラス固化体粉末を初期 Mg 濃

度 0.041 mol/l の溶液中で浸出させ、液中の Mg イオンが枯渇した後に、再度液中 Mg イオン濃度が 0.041 mol/l になるよう Mg イオンを追加すると、ガラス固化体は再溶解するものの、その溶解速度は、初期における溶解速度に比べて低下している。

以上の結果は、ガラス固化体表面に生成した Mg ケイ酸塩がガラス固化体と溶液間の物質移行の障壁となった可能性を示唆している。

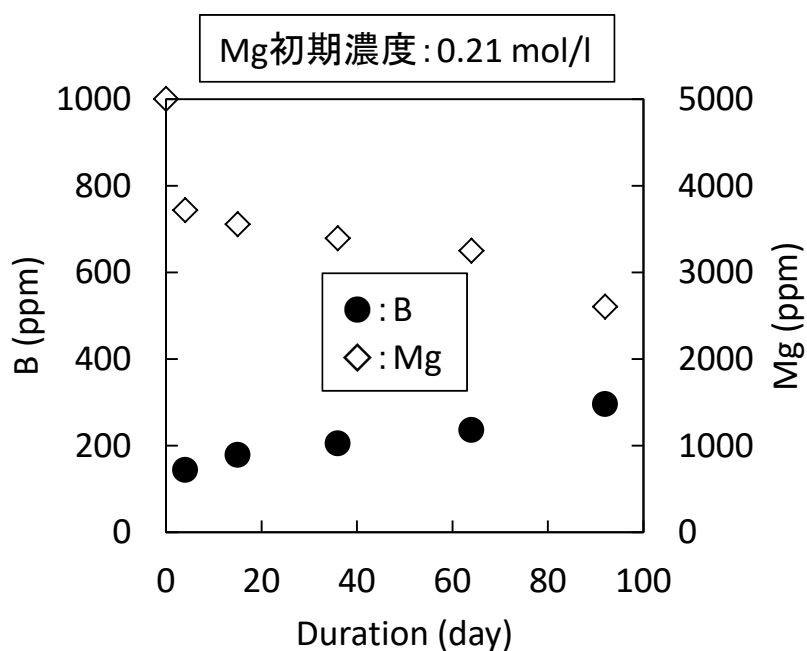


図 2.2-7 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl₂ 溶液中における B の浸出量及び Mg イオン濃度と時間の関係

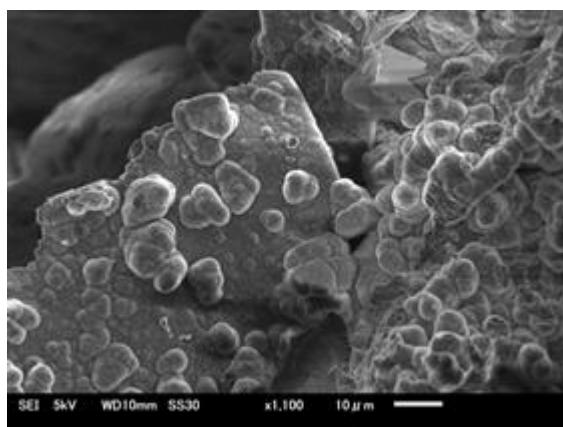


図 2.2-8 90°C の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl₂ 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体表面

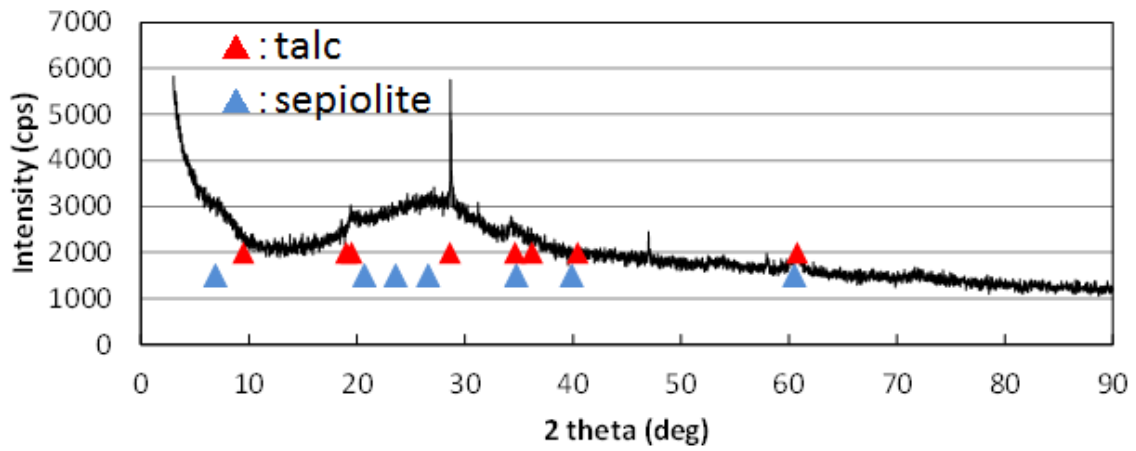


図 2.2-9 90℃の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl_2 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体の XRD 分析結果

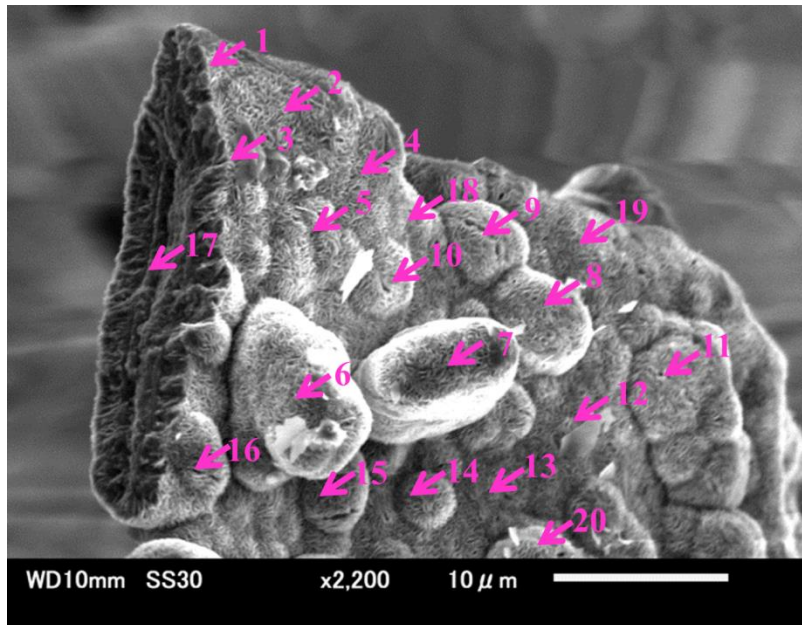


図 2.2-10 90℃の初期 Mg 濃度 0.21 mol/l の MgCl_2 溶液中に 91 日間浸漬した粉末状ガラス固化体表面において EDS 分析を行った 20 箇所のポイント

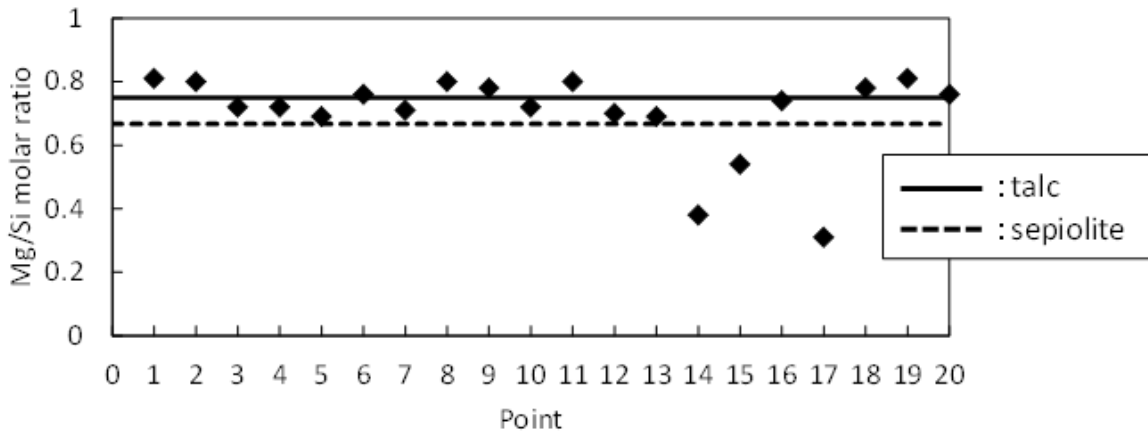


図 2.2-11 図 2.2-10 の各ポイントにおける EDS 分析から求めた Mg と Si のモル比

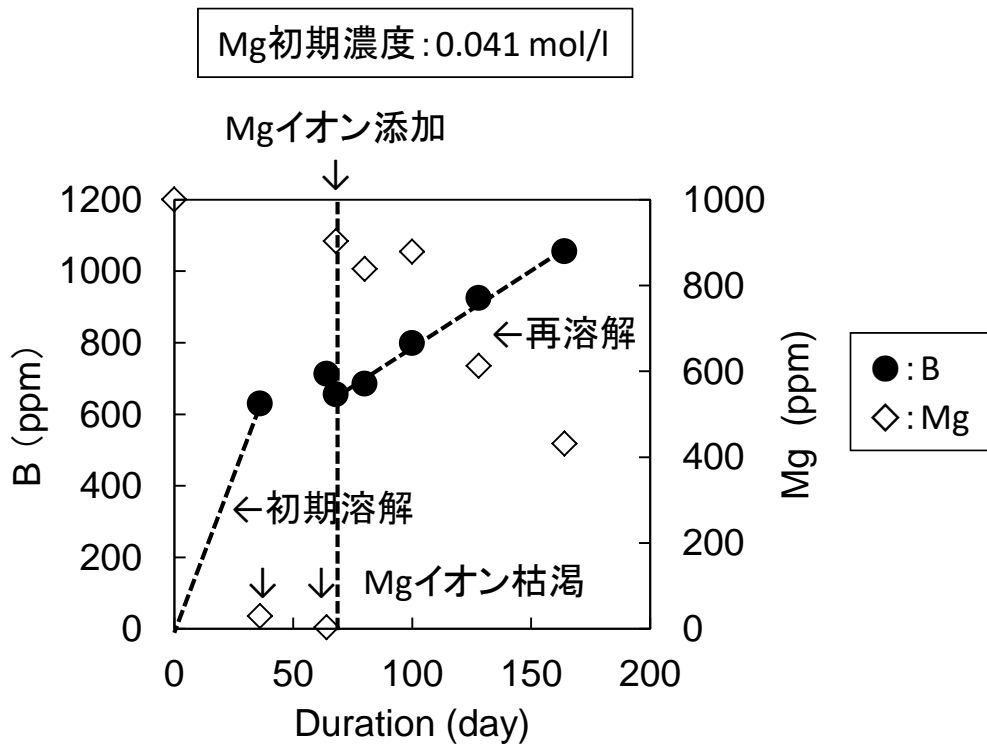


図 2.2-12 90°Cの初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液系でガラス固化体を浸出させ 64 日目に浸出液中 Mg イオン濃度が 0.041 mol/l となるように MgCl₂ を添加した条件での溶液中 B 及び Mg イオン濃度と時間の関係⁽⁸⁾

(2) クーポン状ガラス固化体を用いた浸出試験

浸出試験条件

表 2.2-1 の組成のクーポン状模擬ガラス固化体を用いて、低 SA/V 条件での浸出試験を実施した。浸出試験の概略図と試験条件を図 2.2-13 に示す。具体的には、10 mm×10 mm×1 mm に成型して表面を鏡面研磨したクーポン状模擬ガラス固化体試料（以下「ガラスクーポン」）と試験溶液をテフロン製の試験容器に入れ密封したものを複数個用意し、重量を測定した後に 90℃ に調整した恒温器内で所定の期間静置した。所定の期間ごとに恒温器から取り出した試験容器を密封したまま室温まで自然放冷した。放冷後、試験容器の重量を測定して、浸出液の漏れや蒸発による有意な重量減が無いことを確認した後に、試験容器の蓋を開け、マイクロピペットにより微量の浸出液を採取し、pH を pH メータによって測定した。その後、浸出液を 1.0 vol%硝酸溶液に調整して元素濃度測定用試料とした。pH 測定の際の校正には、4.01 および 6.86（ともに 20℃での値）の pH 標準液を用いた。元素濃度の定量には、誘導結合プラズマ質量分析装置（ICP-MS）を使用した。試験後のガラスクーポンについては試験前後の重量差から重量減少量を求めるとともに、走査型電子顕微鏡（SEM）による表面の変質状態を観察した。

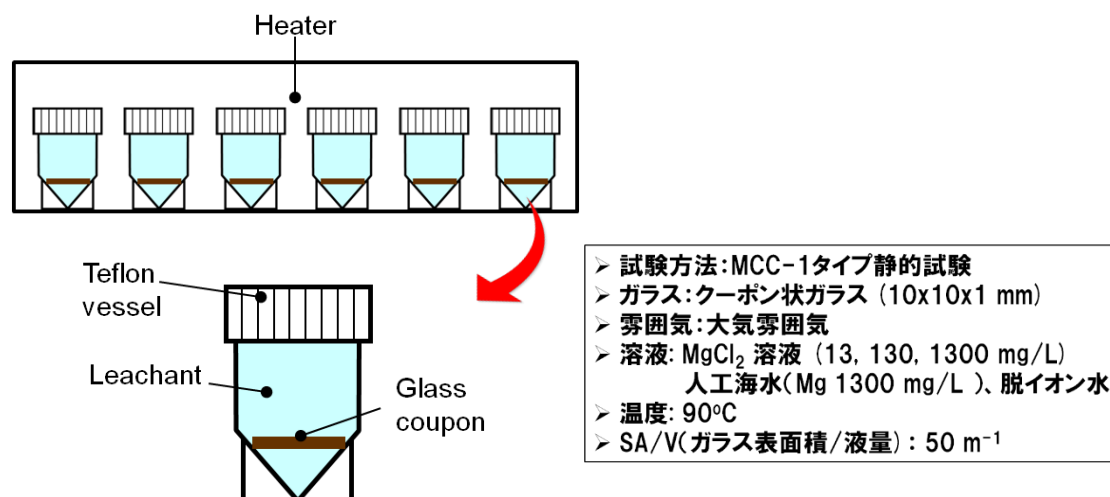


図 2.2-13 低 SA/V 条件での浸出試験の概略図と試験条件

浸出試験結果と考察

各条件で浸出させたガラスの重量減少率（Weight Loss Rate、以下「WLR」）と pH の経時変化を図 2.2-14 示す。重量減少量（WL）は、試験前後のガラスクーポンの重量変化を表面積で除した値であり、ガラス固化体が均一に溶解し、ガラスクーポン表面で再析出等を生じなければ、この WL と規格化質量損失（Normalized Elemental Mass Loss、以下「NL」）は同じ値となる。WLR は WL を試験期間で除した値である。

図 2.2-14 から、MgCl₂ 溶液中で浸出させたガラスクーポンについて、7 日後のデータでは Mg イオン濃度の低下に伴って WLR が低下する傾向が読み取れる。Inagaki ら⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾の研究などで示されているように、一般的には pH の増加に伴ってガラスの初期溶解速度は増加する傾向を持つが、MgCl₂ 溶液中で浸出させたガラスクーポンの WLR はこれとは逆の傾向を示している。また、Fleury ら⁽¹¹⁾は pH8 未満の条件では Mg イオンの影響は認められないと報告しているが、今回の条件では pH7 程度で WLR が最も大きくなっている。pH8 未満の条件においても、Mg ケイ酸塩析出による溶解促進など、Mg イオンが何らかの影響を与えている可能

性がある。人工海水中で浸出させたガラスクーポンについては、試験前に較べて試験後の重量が増加しており、人工海水中の成分との反応によって生成したガラス表面の析出物の影響と考えられる。28日後のWLRについては、Mgイオン濃度の違いおよびpHの違い（pH7程度から9程度）があるにも関わらず、人工海水のデータを除き、ほぼ同じ値となっている。

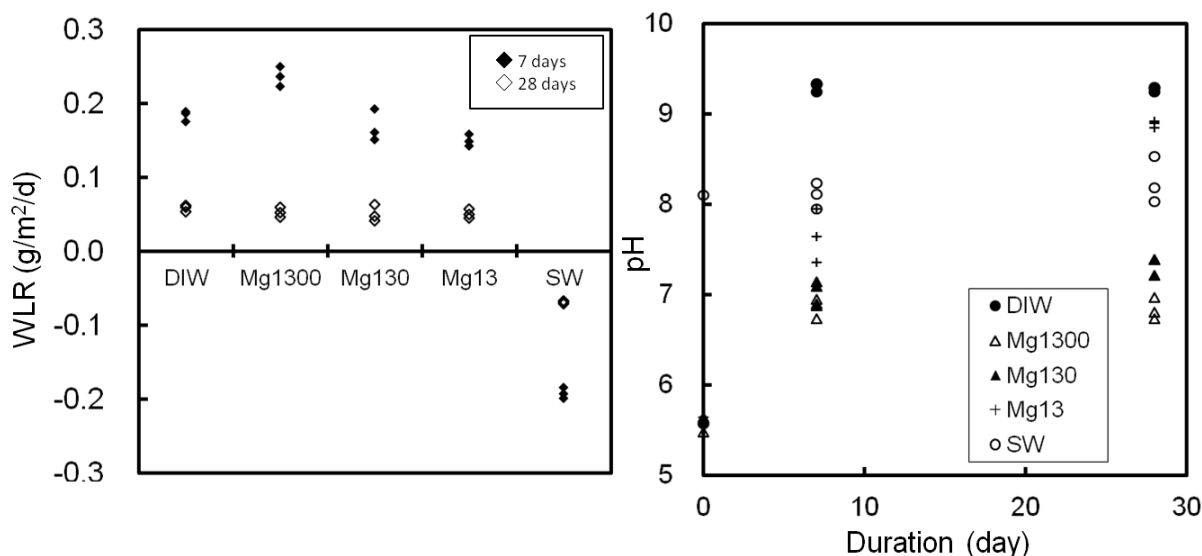


図 2.2-14 各浸出溶液条件における重量減少率（WLR）（左）および pH の経時変化（右）
（DIW：脱イオン水、SW：人工海水）

7日後のガラスクーポン表面のEDSによる元素分析結果を表2.2-2に、SEMによって観察した変質状態を図2.2-15に示す。析出物の組成については、脱イオン水中で変質させたガラスクーポンを除き、いずれもMgを主成分として含有しており、Mgケイ酸塩鉱物であると考えられる。各ガラスクーポンの表面にはひだ状の析出物が認められる。MgCl₂溶液中で浸出させたガラスクーポンについて、溶液中のMgイオン濃度の低下に伴って析出物の大きさ、析出物中のMg濃度が減少している。人工海水中で変質させたガラスクーポンについては、Mgイオン濃度が同じ条件のMgCl₂溶液中の析出物と大きさは類似しているが、ひだの肉厚に違いがある。Mg/Siモル比は、talcやsepioliteのMg/Siモル比に近いようであるが、図2.2-15に示した粉末状ガラスの浸出試験で観察された析出物の形状とは異なっている。低SA/V条件であるため、粉末条件での浸出試験と較べて浸出成分量が少ないことなどが関係していると考えられる。

表 2.2-2 ガラスクーポン表面のEDSによる元素分析結果

| 脱イオン水 | | 人工海水 | | Mg濃度: 1300 mg/L | | Mg濃度: 130 mg/L | | Mg濃度: 13mg/L | |
|--------------------------------|------|--------------------------------|------|--------------------------------|------|--------------------------------|------|--------------------------------|------|
| | 平均値 | | 平均値 | | 平均値 | | 平均値 | | 平均値 |
| SiO ₂ | 63.7 | SiO ₂ | 44.2 | SiO ₂ | 48.8 | SiO ₂ | 55.4 | SiO ₂ | 57.8 |
| Al ₂ O ₃ | 9.0 | MgO | 35.2 | MgO | 26.1 | MgO | 16.4 | MgO | 13.6 |
| Na ₂ O | 7.1 | Al ₂ O ₃ | 4.8 | Al ₂ O ₃ | 9.6 | Al ₂ O ₃ | 8.9 | Al ₂ O ₃ | 9.6 |
| CaO | 4.9 | ZnO | 2.7 | FeO | 3.4 | Na ₂ O | 4.2 | Na ₂ O | 4.8 |
| ZnO | 4.7 | FeO | 2.7 | ZnO | 3.4 | FeO | 3.8 | FeO | 3.3 |
| FeO | 4.4 | Na ₂ O | 2.4 | Na ₂ O | 2.3 | ZnO | 3.6 | CaO | 3.1 |
| CeO ₂ | 2.9 | Cl | 2.4 | CeO ₂ | 2.1 | CaO | 3.0 | ZnO | 3.0 |
| ZrO ₂ | 2.2 | CaO | 2.3 | CaO | 1.6 | CeO ₂ | 2.5 | CeO ₂ | 2.3 |
| MoO ₃ | 1.0 | CeO ₂ | 1.7 | ZrO ₂ | 1.5 | ZrO ₂ | 1.7 | ZrO ₂ | 1.8 |
| Mg/Si | - | Mg/Si | 0.80 | Mg/Si | 0.53 | Mg/Si | 0.30 | Mg/Si | 0.24 |

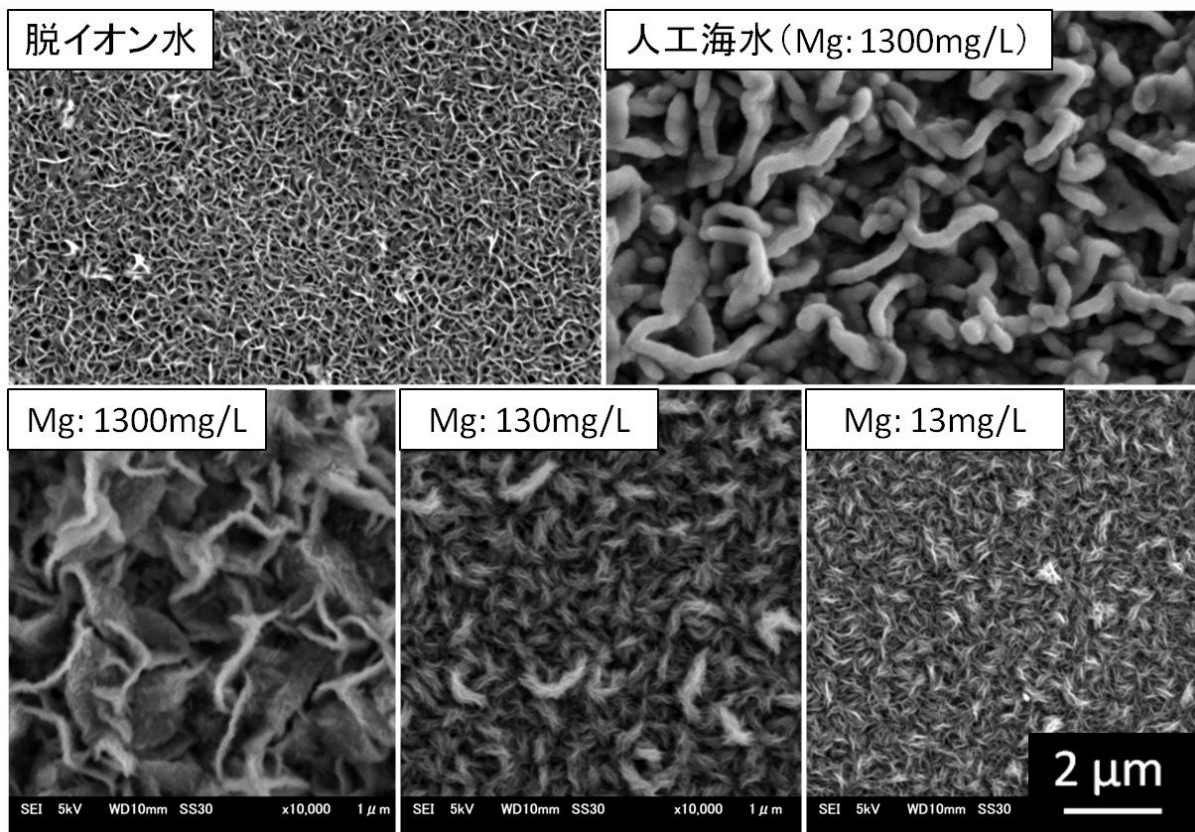


図 2.2-15 各浸出溶液条件におけるガラスクーポンの変質状態 (7日間、90°C)

2.2.3 金属鉄共存下における固化体の溶解／変質挙動

(1) 金属鉄が共存する条件におけるガラス固化体の浸出試験

浸出試験条件

表 2.2-1 の組成のガラス固化体を用いて、鉄共存条件での浸出試験を実施した。浸出試験の概略図と試験条件を図 2.2-16 に示す。図 2.2-16 に示すように、高純度化学研究所（株）製純度 99.9%以上 150 メッシュ純鉄（以下「鉄粉」）を充填した小型のテフロン容器（以下「内容器」）内に、10 mm×10 mm×1.0 mm に成型して表面を鏡面研磨したガラス固化体試料（以下「ガラスクーポン」）を埋設した。この内容器をやや大きめのテフロン容器（以下「試験容器」）に入れ、小型テフロン容器から鉄粉がこぼれたり、鉄粉に埋設したガラスクーポンが動いたりしないように、24 ml の脱イオン水を静かに注ぎ入れてから試験容器を密封したものを複数個用意した。ガラスクーポンの表面積 ($2.4 \times 10^{-4} \text{ m}^2$) と脱イオン水の体積の SA/V は 10 m^{-1} であるが、鉄粉に埋設されたガラスクーポンと接触している溶液は自由水中のような移流や対流の生じない条件であるため、本試験における SA/V は参考値である。また、比較のために、鉄粉の代わりに高純度化学研究所（株）製純度 99.9%以上 180 メッシュ magnetite 粉末（以下「マグネタイト粉末」）を入れたバッチも同数用意した。試験に用いた脱イオン水は、溶存酸素や炭酸ガスを除去するために酸素濃度を 1 ppm 以下に調整した Ar 雰囲気グローブボックス (GB) 中 (CO_2 濃度の実測値は約 30 ppm) で 6 時間バブリングしたものをを用い、テフロン容器を密封するまでの作用は全て Ar 雰囲気 GB 内で行った。

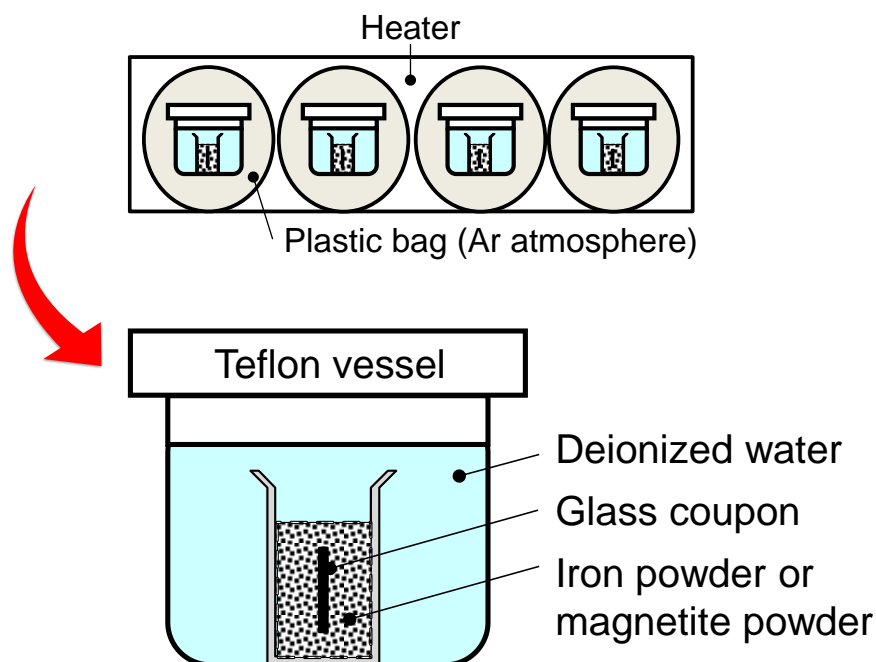


図 2.2-16 鉄粉もしくはマグネタイト粉末とクーポン状ガラス固化体を共存させた系での浸出試験の概略図と試験条件

密封した試験容器の重量を測定した後に、Ar 雰囲気 GB 内で炭酸ガス吸収剤（モレキュラシーブ）とともにビニールバックに封入し、GB から取出した後、90℃に調整した恒温器内で

最大約 200 日間静置した。所定の期間ごとに恒温器から取り出した試験容器を密封したまま室温まで自然放冷した。放冷後、試験容器の重量を測定して、浸出液の漏れや蒸発による有意な重量減が無いことを確認した後に、試験容器の蓋を開け、浸出液の pH を測定した。その後、浸出液を公称孔径 0.45 μm のフィルタでろ過し、ろ液を 1.0%硝酸溶液に調整して元素濃度測定用試料とした。浸出液中元素濃度の定量には ICP-AES を使用した。

試験期間 144 日と 169 日の試料については、浸出試験終了後に内容容器からガラスクーポンを回収し、内容容器内の鉄粉もしくはマグネタイト粉末（以下「鉄粉等」）と浸出液を公称孔径 0.45 μm のフィルタを用いて吸引ろ過することにより、鉄粉等と浸出液を分離した。

その後、鉄粉等中に残存した浸出液を除去するため、鉄粉等に脱イオン水を 5 ml 加えて洗浄する操作を 2 回行った。洗浄液中に含まれる B 等の元素量は浸出液中の元素量に加算した。

次に、ガラス固化体から浸出した B や Si のうち、鉄粉等の表面に付着しているものの有無やその量を確認するため、洗浄後の鉄粉等について硝酸溶液を用いた 2 段階の溶出操作を行った。具体的には、1 段階目の溶出操作として、鉄粉等に 0.1 mol/l%硝酸溶液を 5 ml 加えて 1 分間静置する操作を 3 回繰り返した後、固液試料を公称孔径 0.45 μm のフィルタで吸引ろ過することによって溶液（以下「酸溶出液 1」）を回収した。

さらに、2 段階目の溶出操作として、1 段階目の溶出操作を施した鉄粉等に 1 mol/l の硝酸溶液を 10 ml 加えて、90°C に調整した恒温器内で 2 時間静置した後、固液試料を公称孔径 0.45 μm のフィルタで吸引ろ過することによって溶液（以下「酸溶出液 2」）を回収した。

その後、酸溶出液 1 及び酸溶出液 2 中における B 及び Si 濃度を ICP-AES を用いて測定した。いずれの酸溶出液中にも有意な量の B は含まれていなかった。

また、浸出期間 169 日の試料について、試験期間終了後に、ガラスクーポンと鉄粉等を含む内容容器中にポリエチレングリコールを加え、鉄粉等の間隙をポリエチレングリコールに置換した後、ガラスクーポンを鉄粉等中に埋め込んだままの状態の内容容器中に、応用商事（株）製 Epok812 エポキシ樹脂を流しこんだ。その後、樹脂中になるべく気泡が残らない状態で鉄粉等に樹脂を浸透・固化させるため、樹脂を流し込んだ内容容器を -0.09 MPa に減圧した真空デシケータ中で 3 日間静置し、さらに、-0.1 MPa に減圧して 17 日間静置した。

ガラスクーポンを埋め込んだ鉄粉等（以下「ガラス／鉄粉等試料」）が内容器の中で樹脂によって固化されていることを確認後、低速切断機を用いて内容器ごとガラス／鉄粉等試料を湿式切断した。その後、Ar 雰囲気 GB 中で、ガラス／鉄粉等試料の切断面を #120 番及び #400 番研磨紙を用いて研磨した。研磨したガラス／鉄粉等試料の断面を、SEM-EDS を用いて観察・分析した。

浸出試験結果と考察

鉄粉を共存させた条件（以下「鉄共存系」）とマグネタイト粉末を共存させた条件（以下「マグネタイト共存系」）における B の浸出量 (NL_B) と浸出液 pH の時間変化を図 2.2-17 に示す。図 2.2-17 の NL_B は、(2.2-2)式で定義される規格化質量損失（Normalized Elemental Mass Loss、以下「NL」）によって整理したものである。NL は、各元素の浸出量をガラス固化体中の元素含有率と表面積で除した値であり、ガラス固化体が均一に溶解し、溶液中で再析出等を生じなければ、全ての元素についてこの NL が同じ値となる。

$$NL_i = \frac{m_i}{f_i \cdot SA} \quad (2.2-2)$$

ここで、
 NL_i : 元素 i の規格化質量損失 (g/m^2)
 m_i : 浸出した元素 i の質量 (g)
 f_i : ガラス固化体試料中の元素 i の質量分率
 SA : ガラス固化体試料の表面積 (m^2)

図 2.2-17 には共存物質がない条件において $90^\circ C$ 、 $SA/V=10 m^{-1}$ の条件で行われた脱イオン水中での P0798 タイプ模擬ガラス固化体の $NL_B^{(12)}$ も併記している。図 2.2-17 より、共存物質のない脱イオン水中に比べて、鉄共存系やマグネタイト共存系ではガラス固化体の溶解/変質が多くなっている。また、鉄共存系ではマグネタイト共存系に比べて溶解/変質が促進されており、約 120 日目以降においても速い溶解速度で溶解/変質が進行していることがわかる。

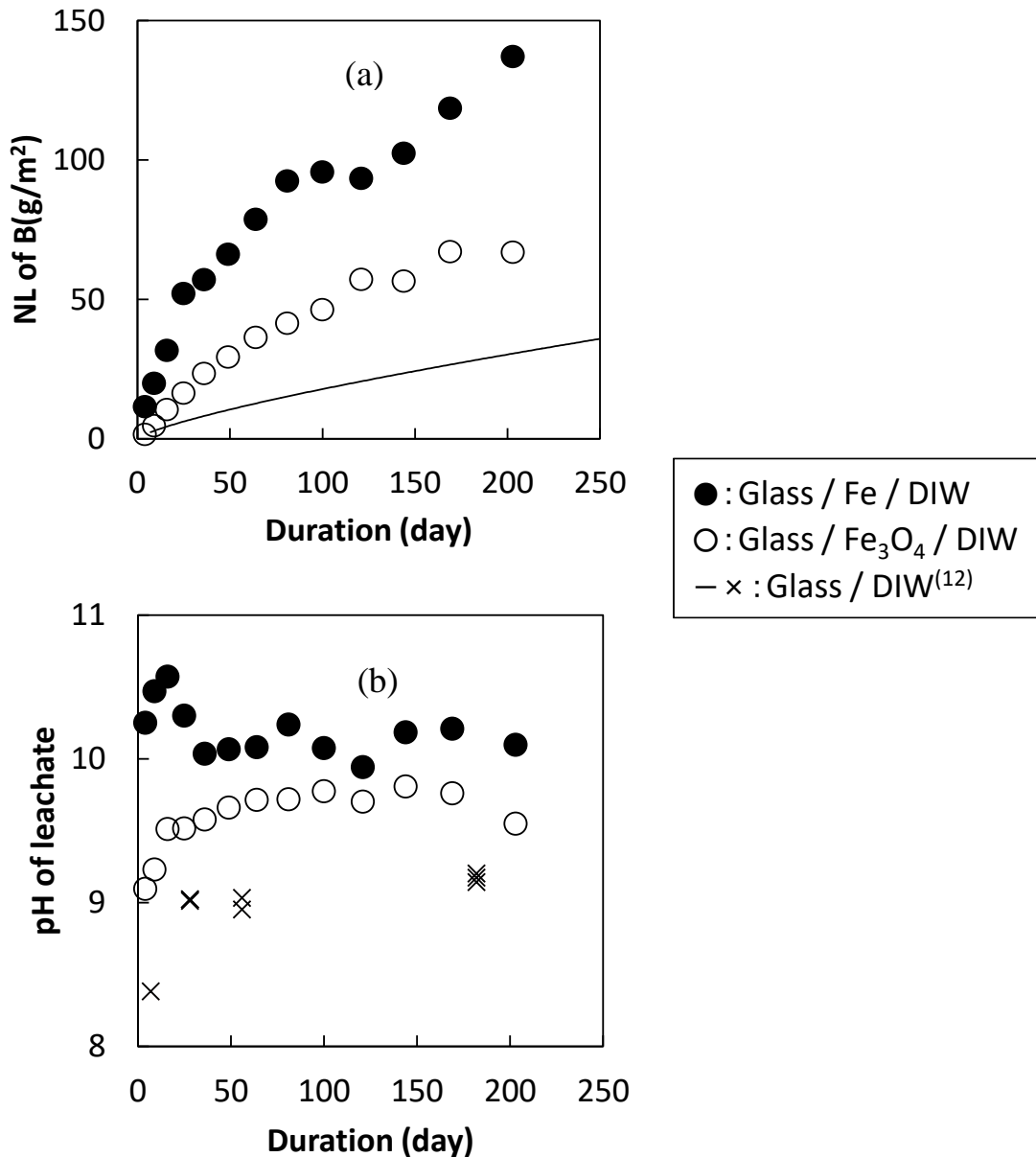


図 2.2-17 90°Cの条件における鉄粉共存下及びマグネタイト粉末共存下、
ならびに脱イオン水中における(a) NL_B 及び(b) pH の時間変化

鉄共存系とマグネタイト共存系及び脱イオン水中⁽¹²⁾における NL_B と NL_{Si} の時間変化を図 2.2-18 に示す。脱イオン水中での NL_B と NL_{Si} はほぼ同程度であるのに対し、鉄共存系及びマグネタイト共存系では NL_B に比べて NL_{Si} は試験期間をとおして低く維持されていることがわかる。これは、鉄共存系及びマグネタイト共存系ではガラス固化体が溶解/変質した領域に含まれていた Si のうち有意な割合については浸出液中に溶存しておらず、鉄粉等に収着または沈殿しているか、あるいはガラス固化体表面に固相として残存していることを示している。

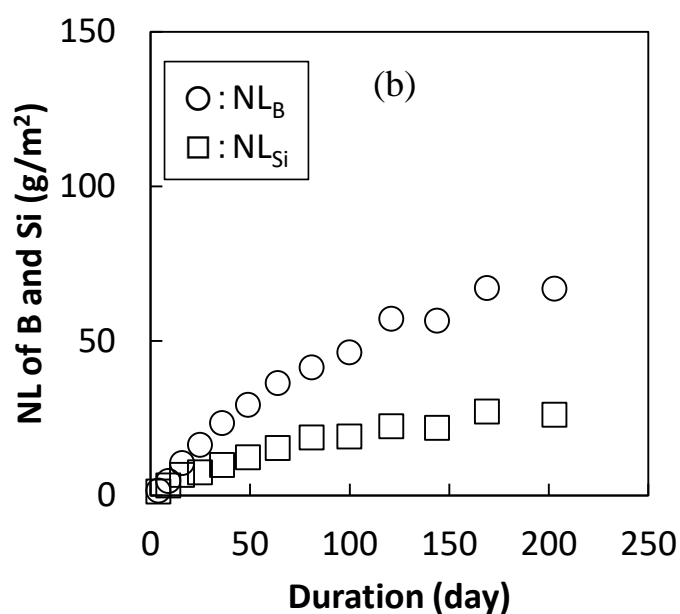
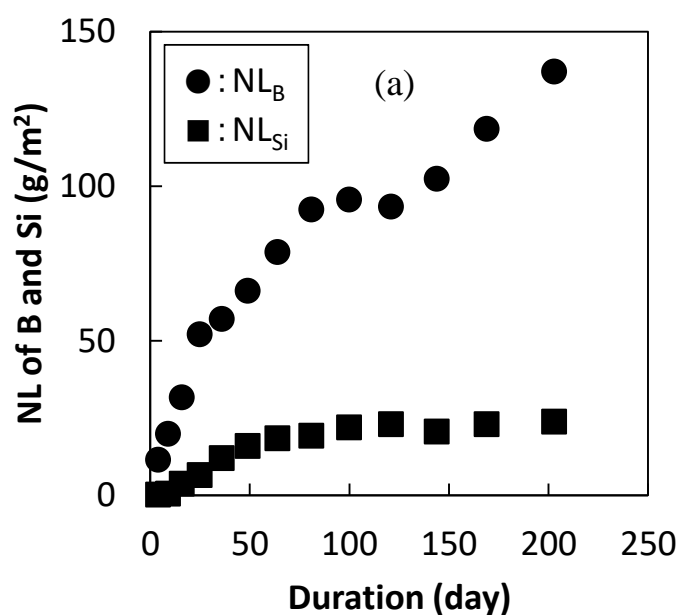


図 2.2-18 90°Cの条件における (a) 鉄粉共存下及び (b) マグネタイト粉末共存下、
ならびに (c) 脱イオン水中における NL_B 及び NL_{Si} の時間変化 (1 / 2)

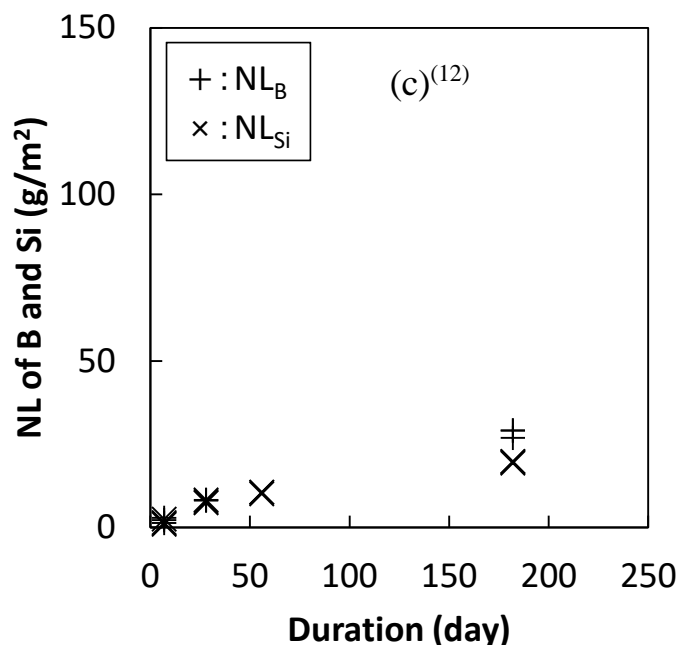


図 2.2-18 90°Cの条件における (a) 鉄粉共存下及び (b) マグネタイト粉末共存下、
ならびに (c) 脱イオン水中における NL_B 及び NL_{Si} の時間変化 (2 / 2)

浸出期間 144 日及び 169 日のマグネタイト共存系及び鉄共存系において、ガラス固化体が溶解／変質した領域に含まれていた Si の重量のうち、①浸出液中に溶存しているもの、②鉄粉等に収着しているもの及び③ガラス固化体表面に残存しているかもしくは硝酸では溶出しない固相を形成して鉄粉等に析出しているものの重量を図 2.2-19 に示す。ここで、②は第 1 節で示した酸溶出液 1 と 2 に含まれる Si 重量を合算したものであり、③は NL_B から算出されるガラス固化体の溶解／変質領域に含まれていた Si 重量から①と②の重量を差し引いて求めた。

図 2.2-19(a)より、マグネタイト共存系では、ガラス固化体の溶解／変質領域に含まれていた Si の 2~3 割がマグネタイト粉末に収着しており、3~4 割がガラス固化体の変質層中に固相として残存している。一方、図 2.2-19(b)より、鉄共存系では約 8 割の Si が溶存しておらず、そのうちの大部分がガラス固化体表面に残存しているかもしくは硝酸では溶出しない固相を形成して鉄粉等に析出していることがわかる。また、マグネタイト共存系と鉄共存系のいずれにおいても、ガラス固化体の溶解／変質の進行にかかわらず、鉄粉等への Si 収着量はほとんど増加していないことがわかる。

マグネタイト共存系については、これまでに Inagaki らが実施した類似の試験においても本試験と同様のガラス固化体の溶解／変質促進効果が観察されている⁽¹³⁾。これは、ガラス固化体から浸出した Si がマグネタイト粉末表面に収着し、溶存 Si 濃度が低く抑えられることによって、ガラス固化体と溶液間の化学親和力が大きい状態が維持され、ガラス固化体の溶

解が維持されることが要因と推察している。図 2.2-18 で示したように、試験開始後約 50 日目までは、脱イオン水中に比べてマグネタイト共存系でのガラス固化体の溶解／変質速度（NL_Bの時間変化）が大きい、その後の溶解／変質速度は脱イオン水中と同等になっている。これは、浸出初期においてはマグネタイト粉末表面にガラス固化体から浸出した Si が収着することによってガラス固化体の溶解が維持されるものの、図 2.2-19(a)に示したように、その後はマグネタイト粉末表面への Si 収着量が増えなかったため、ガラス固化体の溶解／変質速度も低下したものと考えられる。ここで、144 日目以降のマグネタイト粉末表面への Si 収着量が増えなかった理由としては、マグネタイト粉末表面における Si の収着サイトが有限で、そのサイトが Si で飽和したことが推察される。

一方、鉄共存系においては、図 2.2-19(b)に示したように、マグネタイト共存系よりも鉄粉への Si の収着量が少ないにもかかわらず、マグネタイト共存系よりも速い速度でガラス固化体の溶解／変質が進行している。また、鉄粉等に収着している Si の量は 144 日目と 169 日目でほぼ同等であることから、鉄粉表面の Si 収着サイトは Si で飽和していることが推察される。

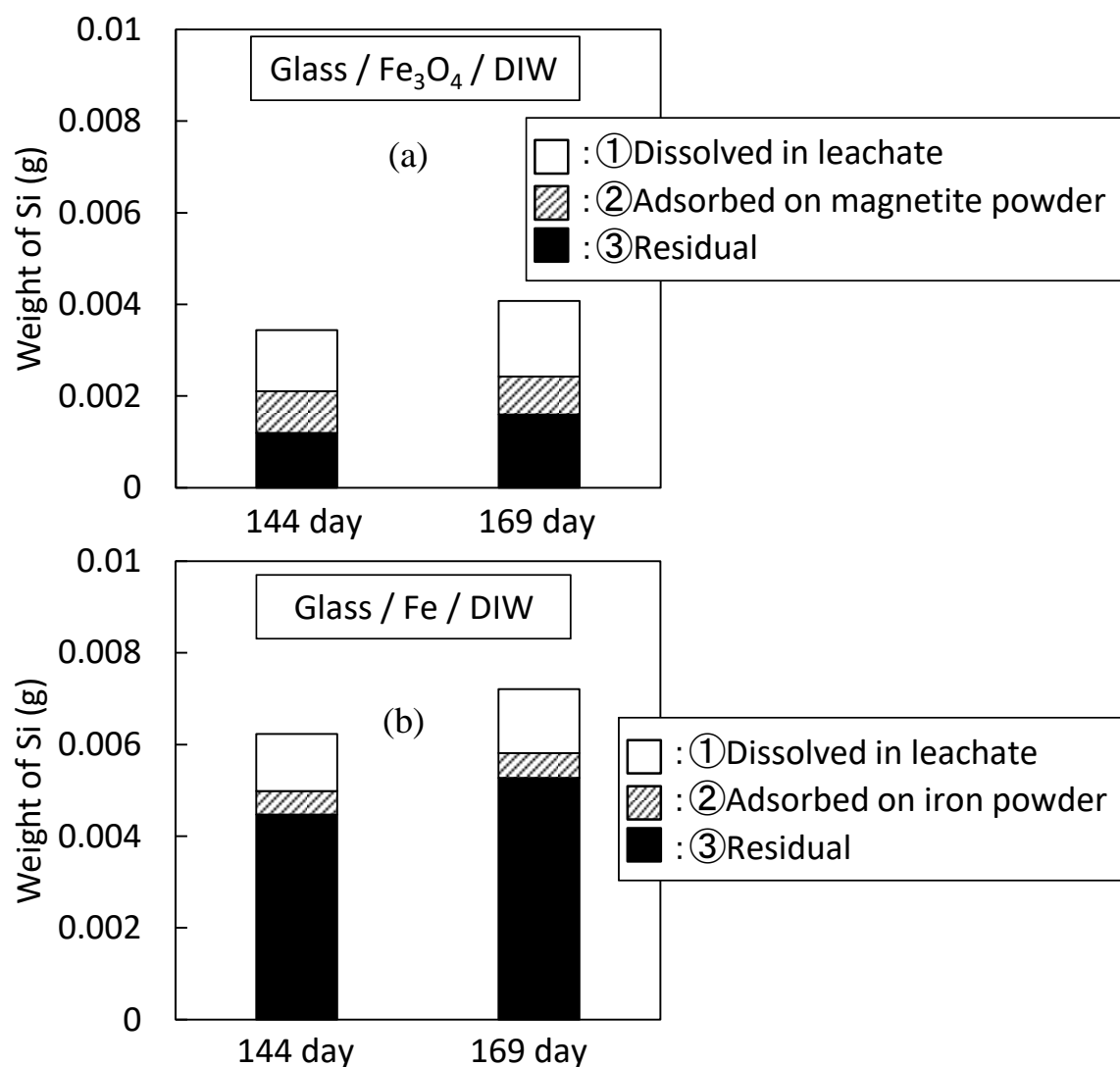


図 2.2-19 浸出期間 144 日及び 169 日のマグネタイト共存系及び鉄共存系においてガラス固化体が溶解／変質した領域に含まれていた Si の重量のうち、①浸出液中に溶存して

いるもの、②鉄粉等に収着しているもの及び③ガラス固化体表面に残存しているか
もしくは硝酸では溶出しない固相を形成して鉄粉等に析出しているものの重量

以上のことから、鉄共存系ではマグネタイト共存系とは異なるメカニズムによってガラス
固化体の溶解/変質が進行したものと考えられる。すなわち鉄共存系では、ガラス固化体か
ら浸出した Si が鉄もしくは鉄から溶出した鉄イオンと反応することによって Si と鉄を含む
固相を生成 しており、このようなガラス固化体からの Si の供給と固相生成による Si の消費
が継続することでガラス固化体の溶解/変質が進行したことが推察される。

浸出期間 169 日のガラス/鉄粉等を樹脂で固めて切断・研磨したガラス/鉄粉等試料断面
について、SEM-EDS を用いて観察・分析した結果を図 2.2-20 に示す。図 2.2-20 より、ガラ
ス固化体と鉄粉の境界においてガラス固化体や鉄とは異なる層(a)、(b)が形成されていること
がわかる。このうち層(a)は、Fe を多く含む物質で形成されていることから、酸化鉄を主成分
とする析出層と推察される。一方、層(b)は Si と Fe を含むことから、鉄ケイ酸塩が形成され
ている可能性がある。

図 2.2-19 に示した鉄共存系における Si の残存状態に関する結果と図 2.2-20 の層(b)の観
察・分析結果から、ガラス固化体から浸出した Si は鉄粉には収着せず、鉄粉から溶出した Fe
イオンとともにガラス/鉄粉境界で鉄ケイ酸塩を形成し、この反応によって図 2.2-18(a)に示
した鉄共存系での溶解/変質の促進が生じていることが推察される。ただし、層(b)は酸化鉄
と鉄を含まないケイ酸塩の混合物から形成されている可能性もあることから、今後、より詳
細な分析が必要である。

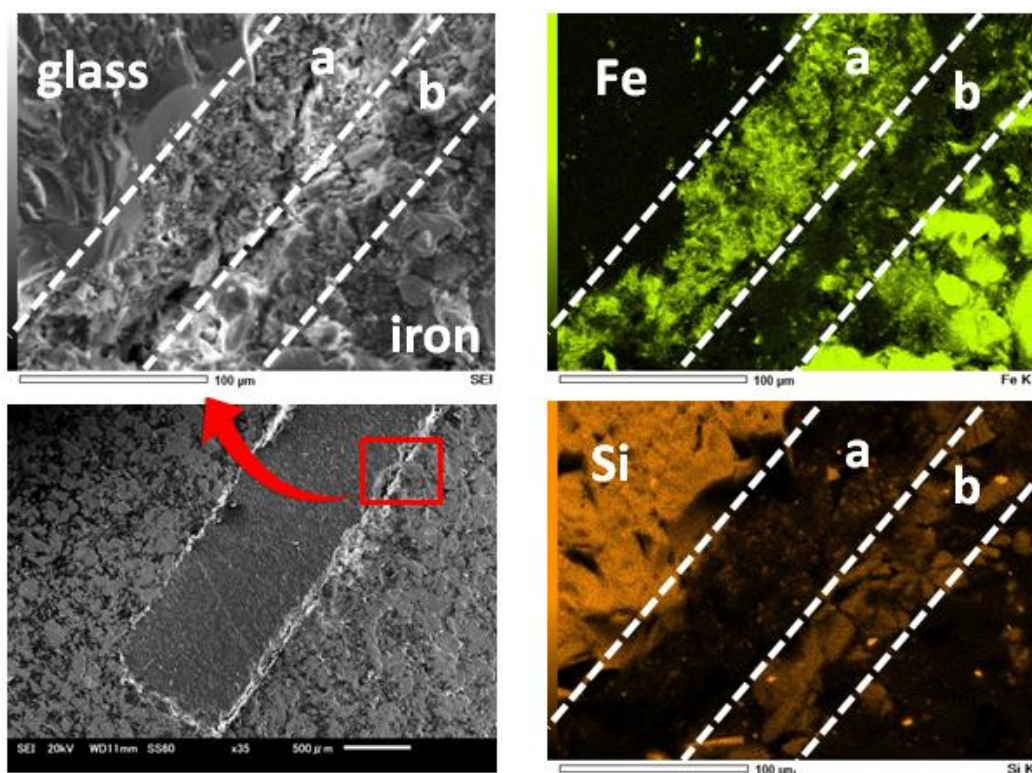


図 2.2-20 浸出期間 169 日のガラス／鉄粉等を樹脂で固めて切断・研磨したガラス／鉄粉試料断面を SEM-EDS を用いて観察・分析した結果（右上と右下の図の発色部にはそれぞれ Fe と Si が存在していることを示している）

以上の観察・分析結果、ガラス固化体から浸出した Si は鉄粉には収着せず、鉄粉から溶出した Fe イオンとともにガラス固化体表面で鉄ケイ酸塩を形成していることが推察される。

本浸出試験で得られた結果及び平成 24 年度に実施した熱力学的検討結果をふまえると、鉄共存系においては、ガラス固化体から浸出した Si が鉄もしくは鉄から溶出した鉄イオンと反応することによってガラス固化体表面近傍に鉄ケイ酸塩を生成し、このようなガラス固化体からの Si の供給と鉄ケイ酸塩生成による Si の消費が継続することでガラス固化体の溶解／変質が進行したことが推察される。

(2) 鉄滓を用いた考古学的アナログによる検討

オーバーパックの腐食に伴い放出される鉄イオンが存在する条件では鉄ケイ酸塩の生成反応が長期的に維持される可能性がある。ガラス表面に形成される変質層の保護的効果が十分期待できない場合、条件によってはガラス固化体の溶解速度は鉄ケイ酸塩の生成による溶存ケイ酸の消費速度に支配されることとなる。Burger ら⁽¹⁴⁾は、鉄/ガラス共存系の浸出試験後（試験期間は 756 日）のガラス変質層を分析し、鉄の影響を受けたガラスの変質層は多孔質であり、保護的効果に寄与する緻密化した領域が認められないと報告している。Michelin ら⁽¹⁵⁾は、仏国内の 16 世紀の製鉄遺跡から出土した鉄滓（てっさい）中の鉄とガラスの接触部を対象とした鉄とガラスの相互作用に関する考古学的アナログ研究を実施し、ガラス表面における非晶質の鉄ケイ酸塩の生成を確認しているが、変質層内の緻密化した領域の有無については言及していない。このように現時点では、鉄イオンが存在する条件での変質層の保護的効果、すなわち変質層内の緻密化した領域の生成を支持する情報は得られていない。

本検討では、鉄イオンが存在する条件での変質層の保護的効果に寄与する緻密化した領域の生成の可能性に関する基礎情報を得るため、福岡県福岡県田川郡香春町大字採銅所字金山の宮原金山遺跡（みやばるかなやまいせき）から出土した鉄滓試料を対象に調査を実施した。

調査項目

①鉄/ガラス接触部の存在の確認

本調査では、鉄イオンの影響を受けて生成したガラス変質層の分析を行うことから、まず、鉄/ガラス接触部の存在の確認が必要である。鉄滓試料を岩石カッター切断し、その断面観察により鉄/ガラス接触部の存在の確認を確認する。必要に応じて、薄片試料を作成し、観察する。鉄/ガラス接触部の存在が確認できなかった場合は、この段階で調査を終了する。

②埋蔵環境に関する情報収集

鉄/ガラス接触部の存在が確認できた鉄滓試料の埋蔵環境について、文献調査や発掘調査関係者への聞き取りにより情報を収集する。

③鉄/ガラス接触部の分析

薄片試料の光学顕微鏡観察により、鉄/ガラス接触部におけるガラスの変質状態を確認する。変質層の存在が確認できた場合は、走査型電子顕微鏡（SEM）、電子プローブマイクロアナライザ（EPMA）、透過型電子顕微鏡（TEM）等を用いた分析を行う。TEM を用いた分析では、

鉄ケイ酸塩の同定、変質層内の緻密化した領域の有無など、変質層の詳細な観察を行う。

調査対象試料

筑波大学大学院人間総合科学研究科松井准教授のご協力により九州歴史資料館から提供頂いた鉄滓3試料の内、鉄が残存する可能性があり、かつガラスの原料となりうる粘土質の炉床土が付着している鉄滓（10cm大）1試料を調査の対象とした。



図 2.2-21 宮原金山遺跡から出土した鉄滓試料（番号 12-3）

調査結果

①鉄/ガラス接触部の存在の確認

ハンマーによる破断および岩石カッターによる切断により、破断面（図 2.2-22）および切断面（図 2.2-23）のそれぞれを観察した。破断面について、図 2.2-22 に示すように鉄滓部は完全に錆化しており、金属鉄ならびに炉床土部のガラス化（熔融）は確認できなかった。

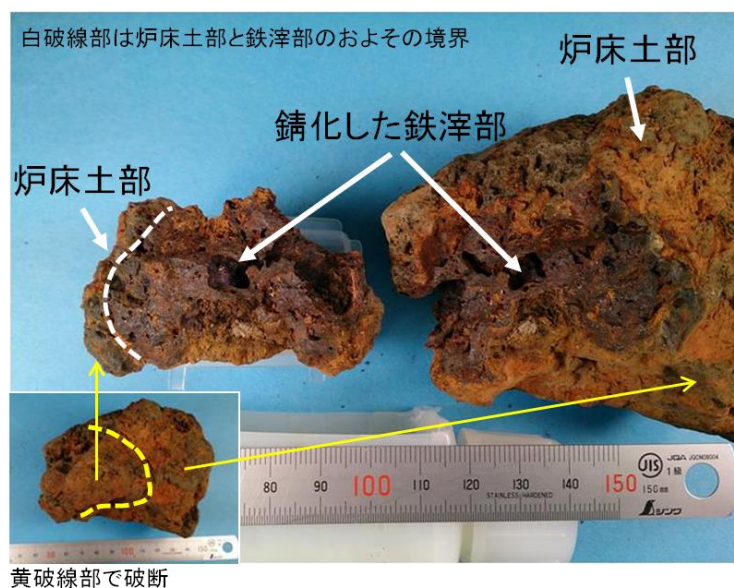


図 2.2-22 鉄滓試料破断面

切断面試料は、図 2.2-23 の破片中央部を切断したものである。図 2.2-23 に示すように、金属鉄は確認できたが、錆化した鉄滓部に周囲を覆われた状態であり、炉床土がガラス化した部分との接触は確認できなかった。



図 2.2-23 鉄滓試料切断面

以上の通り、今回対象とした鉄滓試料からは鉄/ガラス接触部の存在が確認できなかったため、この段階で調査を終了した。

2.2.4 ガラス固化体の溶解速度モデルへの反映と課題

(1) シリカの一次溶解反応速度式に基づくモデルの適用性

ガラス固化体の溶解に及ぼす Mg イオンの影響に関するこれまでの検討結果をふまえると、2.2.2 項に示したように、析出した Mg ケイ酸塩がガラス固化体を覆うことによって保護的な効果をもたらす可能性はあるものの、保護的な効果を有する Mg ケイ酸塩の生成条件や、保護的な効果が長期的に維持されるかどうかについての知見は得られていない。したがって、現時点においては、Mg イオンが共存する条件では、図 2.2-2 に示した Mg ケイ酸塩生成を伴う Si 消費によるガラス固化体の溶解促進が生じるものとして評価すべきと考える。また、鉄が共存する条件においても、鉄ケイ酸塩の生成を伴う同様のプロセスによって同様の可能性が示された。

これらの現象はいずれも、ガラス固化体表面に接触している溶液中の Si が消費され、シリカの一次溶解反応速度式を基にした(2.2-1)式における Q が K に比べて低く維持されることによるものと仮定すると、(2.2-1)式に基づいたガラス固化体の溶解速度モデル⁽²⁾(以下「Grambow model」)によって、Mg イオンや鉄の共存影響を考慮することが可能であると考えた。

図 2.2-24 は、粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における NL_B と NL_{Si} 及び Mg イオン濃度の時間変化⁽⁶⁾、ならびに Grambow model で計算した NL_B を示している。ここで、Grambow model での計算に用いた(2.2-1)式の溶液中におけるケイ酸の活量[H₄SiO₄]としては浸出液中 Si 濃度を用い、ガラス固化体の溶解速度定数 k⁺と飽和におけるケイ酸の活量[H₄SiO₄]sat については、それぞれ既往研究で得られた値として 0.65 g/m²/day⁽⁹⁾及び 110 ppm⁽¹²⁾の値を用いた。

図 2.2-24 より、試験開始から 36 日目までの Stage I が観察された期間における NL_B の時間変化、すなわちガラス固化体の溶解/変質速度については、Grambow model でよく再現できていることがわかる。

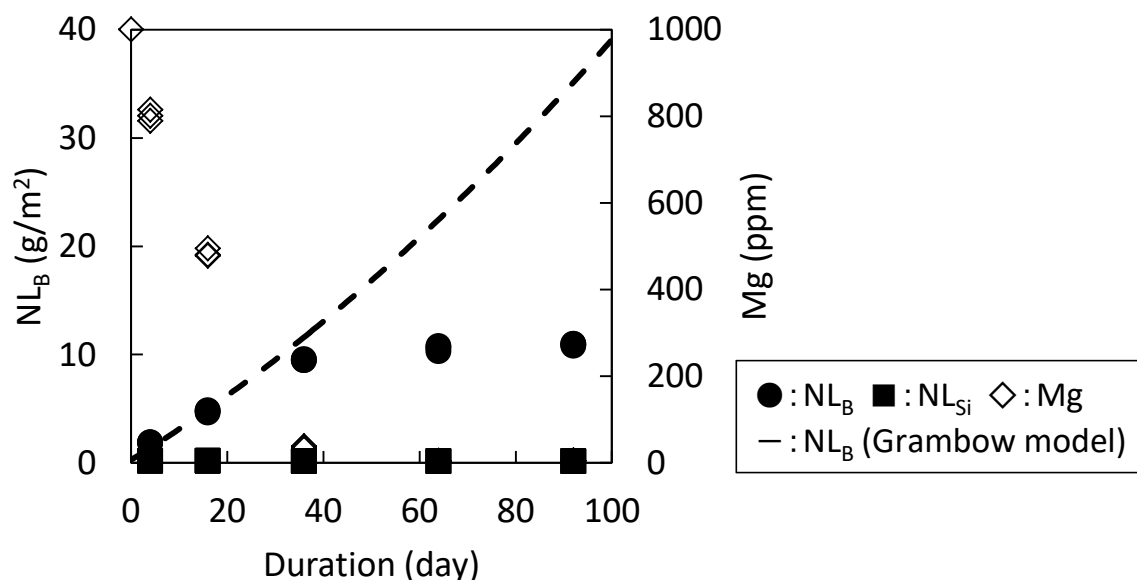


図 2.2-24 粉末状ガラス固化体を浸漬した 90°C の初期 Mg 濃度 0.041 mol/l の MgCl₂ 溶液中における NL_B と NL_{Si} 及び Mg イオン濃度⁽⁶⁾、ならびに Grambow model で計算した NL_B と時間の関係

一方、試験開始から 36 日目以降については、浸出液中 Si 濃度は低く維持されているにもかかわらず、ガラス固化体の溶解/変質速度が低下し Stage II が観察されており、Grambow model による計算結果とは一致していない。また、平成 24 年度に実施した CaCl₂ 溶液中でのガラス固化体の浸出試験結果から、浸出液中 Si 濃度が低く維持された条件においても、Ca イオン共存下ではガラス固化体の溶解/変質が抑制されることがわかっている⁽⁸⁾。

以上の結果から、ガラス固化体が接触する溶液中に Mg イオンが供給されると、ガラス固化体表面に供給された Mg イオンとガラス固化体の Si が反応して、ある Mg/Si モル比の Mg ケイ酸塩を生成し、反応した Si 量に応じたガラス固化体が(2.2-1)式に示した一次溶解反応速度式に概ね沿った速度で溶解/変質すると考えると実験結果を良く説明できる(以下「Mg 影響モデル」)。

こうした Si の消費プロセスは、鉄が共存する条件においても生じると推察される。ただし、処分場において溶液(間隙水)を介してガラス固化体表面と接触する OP の内側表面は、本試験で用いた鉄粉共存条件に比べて単位体積の溶液に接する鉄の表面積が著しく小さいため、ガラス固化体からの Si の溶出と鉄ケイ酸塩の生成を引き起こす 2 価の鉄イオンの供給速度も本試験条件に比べて小さいものと考えられる。さらに、OP の内側表面が腐食し、酸化鉄や炭酸鉄、鉄ケイ酸塩に変質すると、OP からの鉄イオンの供給速度は低下するため、Si の消費プロセスが長期的には持続しない可能性も推察される。

(2) Mg イオンの影響を考慮したガラス固化体の溶解速度モデルと今後の課題

上述の Mg 影響モデルに基づき、Mg イオンによるガラス固化体の溶解促進の有無を判定するためには、処分環境においてガラス固化体の表面に供給される Mg イオン量(以下「Q(Mg)」)を評価する必要がある。ガラス固化体/人工バリア/地下水系において、Q(Mg)を保守的に算出するための計算体系を図 2.2-25 に示す。

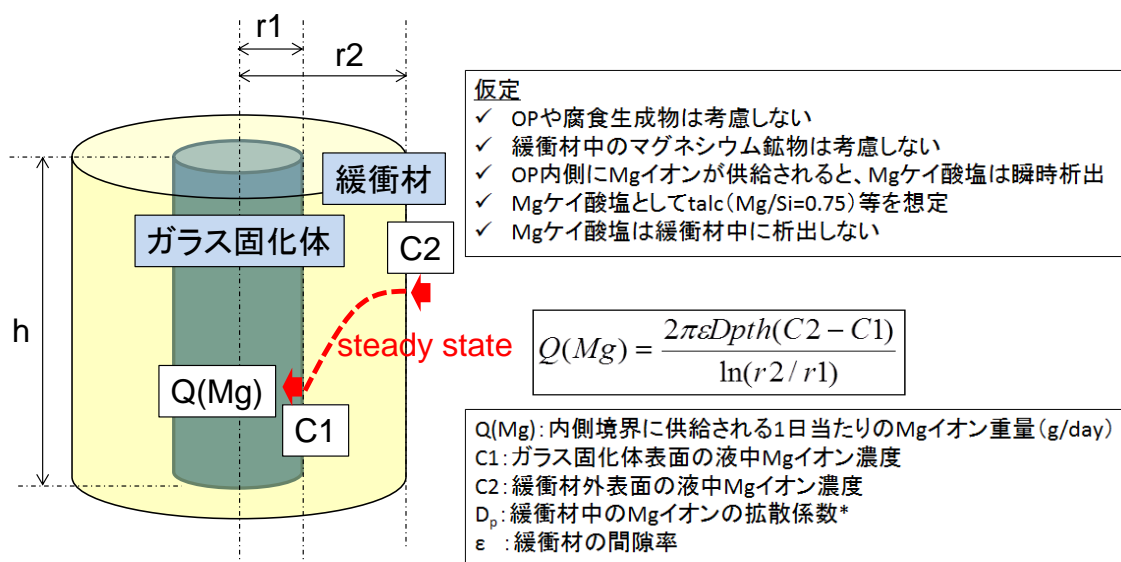


図 2.2-25 ガラス固化体/人工バリア/地下水系においてガラス固化体の表面に供給される Mg イオン量を保守的に算出するための計算体系

表 2.2-3 は、ガラス固化体／人工バリア／地下水系における物質移行－変質連成解析を行った 15 ケースの設定条件である。物質移行－変質連成解析の詳細については第 6 章に後述する。表 2.2-3 の各ケースで計算されたガラス固化体表面領域と緩衝材の外側表面領域における Mg イオン濃度 (C1 と C2) を用いて、図 2.2-25 に示した計算体系で Q(Mg) を計算し、Mg 影響モデルに基づきガラス固化体の溶解／変質量と溶解速度を求めた。

ここで、析出する Mg ケイ酸塩としては Mg/Si モル比 0.75 の talc に加え、Fleury らによって観察された Mg ケイ酸塩の Mg/Si モル比 0.2⁽¹²⁾についても想定した。

表 2.2-3 ガラス固化体／人工バリア／地下水系における物質移行－変質連成解析を行った 15 ケースの設定条件

| ケース | 温度 [°C] | 緩衝材厚さ [cm] | 乾燥密度 [g/cm ³] | 混合率 [Bent : Qtz] | 支保工厚さ [cm] | 地下水質特性 [降水系 : 海水系] |
|-----|------------|---------------|------------------------------|---------------------|---------------|-----------------------|
| 1 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 降水系 |
| 2 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 海水系 |
| 3 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 3:7 |
| 4 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 5:5 |
| 5 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 7:3 |
| 6 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 60 | 9.9:0.1 |
| 11 | 100~47 | 20 | 1.6 | 7:3 | 60 | 海水系 |
| 13 | 100~47 | 70 | 1.8 | 7:3 | 60 | 海水系 |
| 15 | 100~47 | 70 | 1.3 | 7:3 | 60 | 海水系 |
| 19 | 100~47 | 70 | 1.6 | 5:5 | 60 | 海水系 |
| 22 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 50 | 海水系 |
| 23 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 40 | 海水系 |
| 24 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 30 | 海水系 |
| 25 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 20 | 海水系 |
| 26 | 100~47 | 70 | 1.6 | 7:3 | 10 | 海水系 |

各ケースにおける 10 万年間のガラス固化体の溶解速度の平均値を試算した結果を図 2.2-26 に示す。図 2.2-26 より、緩衝材や支保工を薄く設定したケース 11 と 26 については、地層処分研究開発第 2 次取りまとめ（以下「第 2 次取りまとめ」）の評価で用いられた Stage II を想定した溶解速度 ($1.0 \times 10^{-3} \text{ g/m}^2/\text{day}$) の設定では、Mg イオン影響を無視できないが、他のケースについては第 2 次取りまとめの設定値と同等もしくはそれ以下となっており、Mg イオンによるガラス固化体の有意な溶解促進を考慮する必要がないと判定できる。

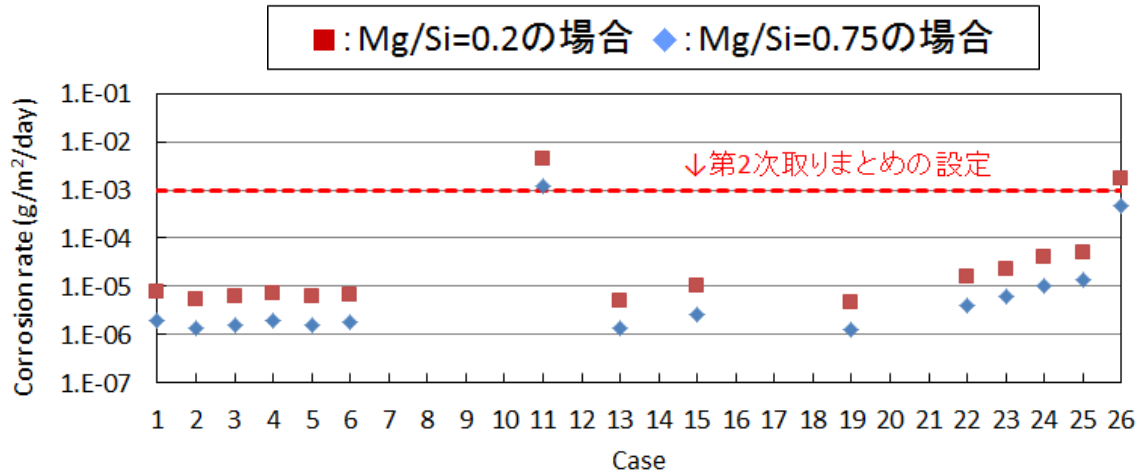


図 2.2-26 各ケースにおける 10 万年間のガラス固化体の溶解速度の平均値

(3) 今後の課題など

図 2.2-26 に示した試算結果は、(1) 項に示した単純な Mg 影響モデルと様々な仮定を含んだ図 2.2-26 の計算体系に基づくものであり、より確からしい評価を行うためには、Mg ケイ酸塩による保護的効果の長期的信頼性や、Mg ケイ酸塩の種類・特性と生成条件 (pH 等) 及び生成速度の把握、さらに緩衝材中における Mg イオンの移行データの拡充などが必要である。

特に、Mg ケイ酸塩の生成速度や長期的な保護的効果については、Mg イオンを有意に含む環境下でのガラス固化体の溶解量の評価結果を大きく左右するものの、現時点では十分な知見が得られていないため、「Mg ケイ酸塩は瞬時に生成し、保護的効果は期待しない」との前提で評価を行うことが適切と考える。

また、(1) 項で述べたように、Grambow model では Mg イオン共存下での Stage II や Ca イオン共存下でのガラス固化体の溶解挙動を説明できないことから、Mg 影響モデルを提案した。今回、Grambow model の飽和におけるケイ酸の活量 $[H_4SiO_4]_{sat}$ として、脱イオン水中にガラス固化体を浸漬した際の見かけの飽和状態における Si 濃度の値を用いたが、ガラス固化体と Mg ケイ酸塩や Ca ケイ酸塩が共存する条件では、Si を始めとする元素が溶液中で飽和に到達する濃度 (以下「飽和ポイント」) が脱イオン水中とは異なっている可能性がある。今後、各条件における飽和ポイントを把握した上で、Grambow model の適用性を確認することが必要である。

2.2.5 まとめ

ガラス固化体の溶解モデルの作成については、高い液中 Mg イオン濃度が維持される条件下等で模擬ガラス固化体の浸出試験を行い、ガラス固化体の溶解促進の持続性とケイ酸塩を含む変質層の性状を調べるとともに、クーポン状の模擬ガラス固化体を用いて、ガラス固化体の溶解挙動と Mg イオン濃度との関係を調べた。また、Fe イオン共存下における鉄ケイ酸塩の生成及びガラス固化体の溶解促進の可能性について検証するため、金属鉄が共存する条件におけるガラス固化体の浸出試験を行うとともに、ナチュラルアナログ（考古学的アナログ）として、10～13 世紀の製鉄遺跡から出土した鉄滓（てつさい）を調査した。その結果、析出した Mg ケイ酸塩がガラス固化体を覆うことによって保護的な効果をもたらす可能性はあるものの、保護的な効果を有する Mg ケイ酸塩の生成条件や、保護的な効果が長期的に維持されるかどうかの知見は得られていないため、現時点においては、Mg イオンが共存する条件では、図 2.2-2 に示した Mg ケイ酸塩生成を伴う Si 消費によるガラス固化体の溶解促進が生じるものとして評価すべきと考える。また、鉄が共存する条件においても、鉄ケイ酸塩の生成を伴う同様のプロセスが生じる可能性が示された。これらをふまえて、ガラス固化体の溶解速度モデルへの反映を図るとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。

2.3 放射化金属の腐食モデルの作成

2.3.1 背景と目的

ジルカロイを母材とするハルは、使用済燃料を再処理する工程で発生するもので、長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU 廃棄物）として地層処分される計画であるが、ハルの内部には放射化によって生成されたC-14などの放射性核種が含まれる。このため、放射性核種が地層処分後に地下水を介して生活圏に達する可能性を考え、人への影響を評価する必要がある。放射性核種の溶出がジルカロイの腐食に伴って進行する⁽¹⁾ことから、処分環境におけるジルカロイの腐食速度を評価することが重要である。

しかし、処分場環境を想定した100℃以下の低温域ではジルカロイの腐食の進行が遅いため、従来の炉水環境条件（300℃付近）の試験で用いられている方法では誤差が大きく腐食速度を正確に測定することはできなかった。そこで、H23年度は、腐食にともない発生する水素ガス量から腐食量を測定する水素ガス発生量測定法を用いることで、従来の方法に比べて微量な腐食量でも測定が可能となりジルカロイの腐食速度を精度よく算出することができた（図2.3-1）。当初ジルカロイの腐食速度については、第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ⁽²⁾において、腐食は一定速度（ $2 \times 10^{-2} \mu\text{m/y}$ ）で進行するものとされたが、測定精度の向上が図られた最近の試験では、ジルカロイの腐食速度は時間とともに減少し、腐食量と時間の立方根との間に比例関係が認められる結果を得ている（図2.3-2）。これは300℃付近の高温域において提唱されている腐食速度モデルの三乗則⁽³⁾と同じであり、三乗則に基づいた腐食速度定数をアレニウスプロットすると、低温域の腐食速度定数は高温域のアレニウスプロットの外挿直線の付近にあることが分かった（図2.3-3）。このように、高温域における既往の経験則モデルを100℃以下の処分場環境を含む低温域にも適用できる可能性が示された。H24年度は、低温域と高温域の試験で用いている水素ガス発生量測定法と腐食増量測定法を用いて腐食試験を行い、2つの方法で腐食量（腐食深さ）に大きな差がなく、水素ガス発生量測定法に基づく低温域の腐食速度データの信頼性を確認することができた（図2.3-4）。

低温域での腐食メカニズムが高温域と同じであれば、高温域での腐食試験を低温域での腐食の加速試験とみなすことができ、長期的な腐食量評価への活用が期待できる。ただし、長期的な腐食量評価に用いるためには、腐食メカニズムの解明が必要である。

そこで、H25年度は、腐食メカニズムの解明を目的とし試験を実施した。高温域では、酸素イオン伝播の説⁽⁴⁾と水拡散の説⁽⁵⁾があることから、低温域での腐食メカニズム解明にあたり、高温域と同様に酸素イオン伝播と水拡散の二つの仮説を作業仮説として、実験的に検証することとした。

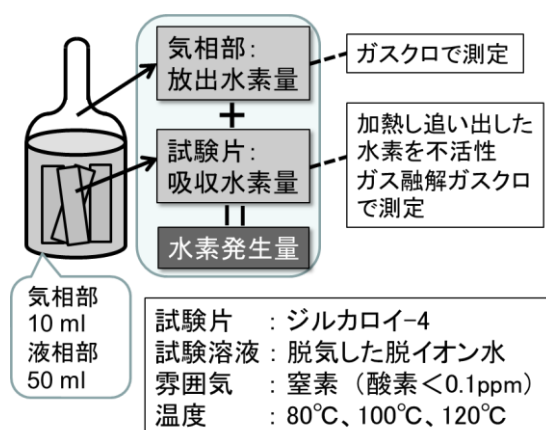


図 2.3-1 低温域でのジルカロイ腐食量の測定方法

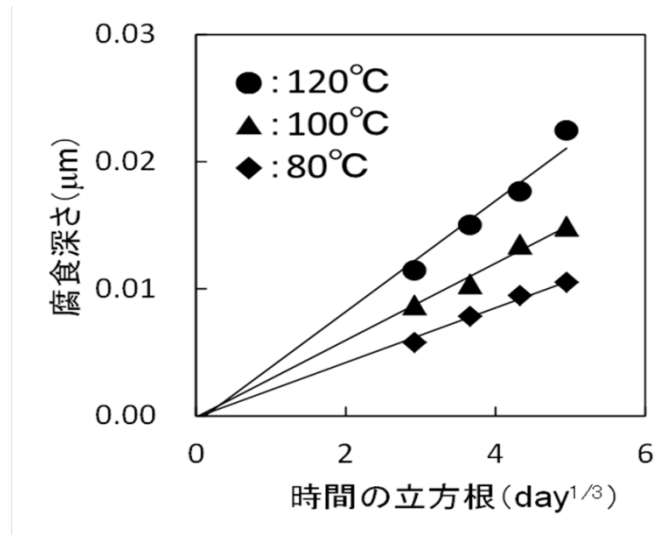


図 2.3-2 腐食量と腐食時間の立方根との比例関係

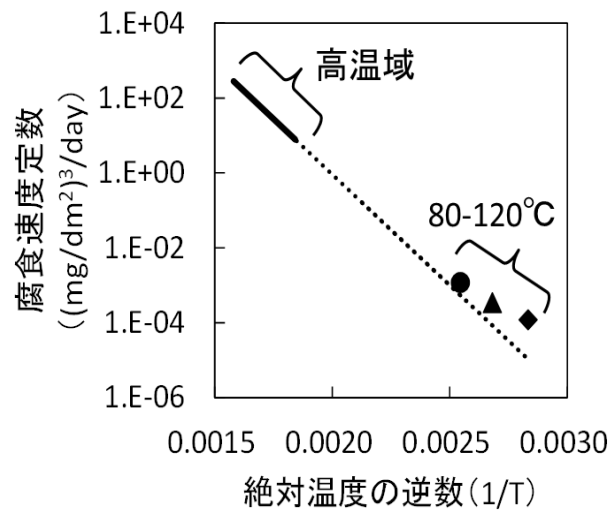


図 2.3-3 三乗則に基づいた腐食速度定数で低温域のデータをアレニウスプロットすると、低温域のデータは高温域のアレニウスプロットの extrapolated line 付近にある

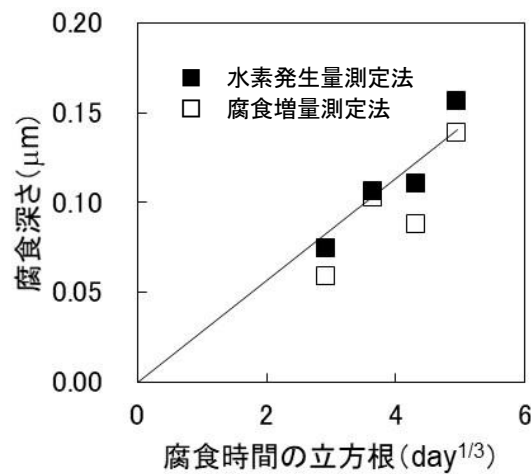


図 2.3-4 水素発生量測定と腐食増量測定の腐食深さの比較 (180°C、脱酸素条件)

2.3.2 低温域でのジルカロイ-4 腐食メカニズムの検討

(1) 水素発生反応の同位体効果を用いたメカニズム同定の原理

同じ元素でありながら原子量の違いにより異なった挙動を示す性質（同位体効果）を利用する。腐食による水素発生プロセスは、その発生場所により同位体効果が異なる。それを利用して、酸素イオン伝播（仮説 1）か水拡散（仮説 2）かを決定する。

同位体効果

酸素イオン伝播（仮説 1）の場合は、液相と酸化皮膜の界面で水が分解するため、水分解プロセスの水素同位体分離係数⁽⁶⁾が 3.0⁽⁷⁾となる。これに対し水拡散の場合は、酸化皮膜と金属の界面で水が分解されるが、酸化皮膜中をゆっくりと拡散してきた水が金属界面ですべてがすぐに分解されるため、同位体効果は酸素イオン伝播に比べて弱いと想定される（表 2.3-1、図 2.3-5）。

表 2.3-1 腐食メカニズムの二つの仮説と同位体効果

| 腐食メカニズムの仮説 | 酸素イオン伝播が支配 | 水拡散が支配 |
|------------|------------|------------|
| 水素の発生場所 | 液相と酸化皮膜の界面 | 酸化皮膜と金属の界面 |
| 同位体効果 | 強い | 弱い |
| 分離係数 | 約 3.0 | 約 1.0~1.3 |

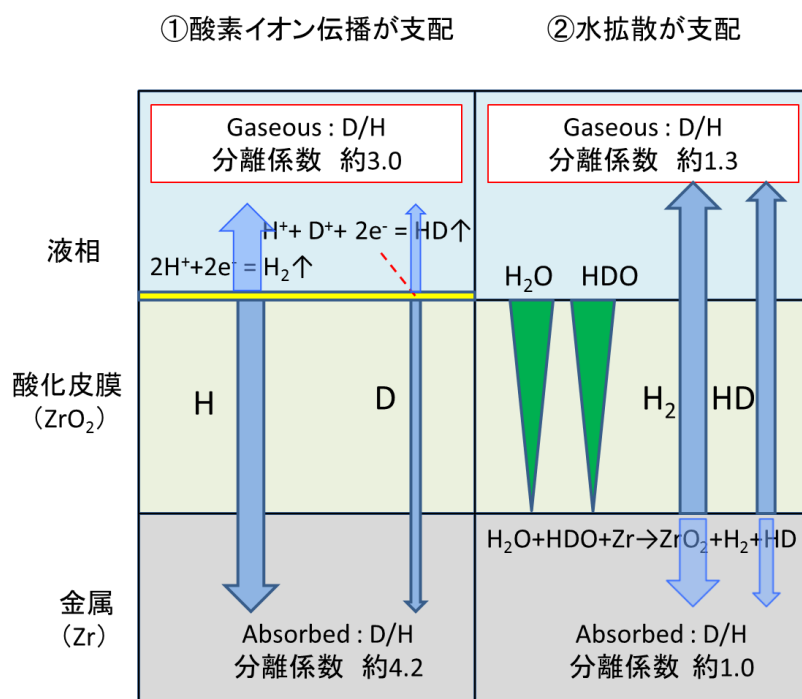
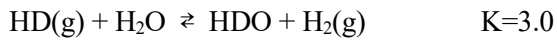


図 2.3-5 腐食メカニズムの二つの仮説と同位体効果

分離係数

分離係数は、どのようなものがどのような場所でどのように反応（分解や拡散）するかによって決まる。そのため、それぞれの仮説ごとに水素が気相中及び金属中に至る経路を想定し、経路のプロセスごとに分離係数を考えた。

水と水素ガスの気液平衡における、水素の同位体交換反応について下記の平衡定数が知られている⁷⁾。これが水素発生プロセスにおける水素同位体分離係数である。



気相中水素について想定される分離係数を表 2.3-2 に示す。仮説 1 の場合は、液相/酸化皮膜界面での水分解の水素発生プロセスのみが気相中の水素ガスの水素同位体比（D/H 比）に関わっており、その分離係数は（水 D/H） / （ガス D/H） = 3.0 となる。仮説 2 の場合は、水が酸化皮膜中を拡散し酸化皮膜/金属界面で水素を発生した後さらに酸化皮膜中を拡散したものが気相中の水素ガスの D/H 比になるため、酸化皮膜中の水拡散と酸化皮膜/金属界面の水分解及び酸化皮膜中の水素拡散がそれぞれ影響を与える。各プロセスの分離係数は表 2.3-2 に示すとおり 1.028 と 1.0 と 1.225 であり、これらを掛け合わせた 1.259 が全体の分離係数と考えた。

金属中水素について想定される分離係数を表 2.3-3 に示す。仮説 1 の場合、液相/酸化皮膜界面での水分解の分離係数=3.0 と酸化皮膜中の水素拡散の分離係数=1.414 を掛け合わせた 4.242 が全体の分離係数となる。これに対し仮説 2 では、酸化皮膜中での水分解の分離係数=1.028 と酸化皮膜/金属界面での水分解の分離係数=1.0 を掛け合わせた 1.028 が全体の分離係数となる（表 2.3-3）。

プロセスごとの分離係数の根拠は以下のとおり。

- ・ 水/酸化皮膜界面での水分解 （水 D/H） / （ガス D/H） = 3.0⁷⁾

水/酸化皮膜界面で、同位体の交換反応が平衡状態になる。この時の同位体分離係数が 3.0 となる⁷⁾。

- ・ 酸化皮膜中の水拡散 $(\text{水 D/H}) / (\text{酸化皮膜-金属界面での水 D/H})$
 $= (\mathbf{m}_{\text{HDO}}/\mathbf{m}_{\text{H}_2\text{O}})^{1/2} = (19/18)^{1/2}$
 $= 1.028$

m は式量を示す

液相中の水及び重水は酸化皮膜中を拡散し酸化皮膜/金属界面に達する。この時、同位体効果を受け、液相中の水 D/H が酸化皮膜中で拡散による同位体効果の影響を受け、酸化皮膜/金属界面での水 D/H に変わる。酸化皮膜中の水拡散での分離係数は、水と重水の拡散係数の比と考えられた。気相中拡散の同位体効果の古典的理論⁶⁾を使って分離係数を求めた。

- ・ 酸化皮膜/金属界面の水分解 $(\text{酸化皮膜-金属界面での水 D/H}) / (\text{酸化皮膜-金属界面でのガス D/H})$
 $= 1.0$
- ・ 酸化皮膜中の水素拡散 $(\text{酸化皮膜-金属界面でのガス D/H}) / (\text{ガス D/H})$
(仮説 2 の場合) $= (\mathbf{m}_{\text{HD}}/\mathbf{m}_{\text{H}_2})^{1/2} = (3/2)^{1/2}$
 $= 1.225$

酸化皮膜/金属界面に達した水及び重水は、その界面において分解される。酸化皮膜/金属界面での分離係数は 1.0 であるため、水と重水は図 2.3-5 中に示した反応により分解され $H_2(g)$ と $HD(g)$ が生成されると考えられた。このため、酸化皮膜/金属界面から気相に至る酸化皮膜中の分離係数は、 $H_2(g)$ と $HD(g)$ の拡散係数の比と考えられた。酸化皮膜中の水拡散と同様に、気相中拡散の同位体効果の古典的理論を使って分離係数を求めた。

・酸化皮膜中の水素拡散 (酸化皮膜-金属界面でのガス D/H) / (ガス D/H)
 (仮説 1 の場合) $= (m_D/m_H)^{1/2} = (2/1)^{1/2}$
 $= 1.414$

水/酸化皮膜界面で生成された H と D は酸化皮膜中を拡散して金属中へ吸収される。このため、水/酸化皮膜界面から金属に至る酸化皮膜中の分離係数は、H と D の拡散係数の比と考えられた。酸化皮膜中の水拡散と同様に、気相中拡散の同位体効果の古典的理論を使って分離係数を求めた。

仮説 1 と仮説 2 は、それぞれの分離係数の違いによって判別できると考えた。気相中水素で想定される分離係数では、仮説 1 の水分解による分離係数 3.0 に対し、仮説 2 の酸化皮膜中の水拡散と酸化皮膜中の水素拡散による 1.259 である。仮説 2 で求めた分離係数は、気相中拡散 (ガス拡散) の同位体効果の古典的理論を用いており、実際の酸化皮膜中の拡散によるものではない。拡散の同位体効果はガス拡散で最も高いと言われており、酸化皮膜中拡散はガス拡散に比べて低い値を示すと考えられるので、仮説 2 の分離係数は 1.259 よりもさらに低いなると考えられる。つまり分離係数の差は顕著となる方向となるため、仮説 1 と仮説 2 の特定に用いることに問題はないと考えた。

表 2.3-2 気相中水素で想定される仮説 1、2 の分離係数

| | プロセス | 分離係数 | |
|------|---------------|-------|-------|
| 仮説 1 | 水/酸化皮膜界面での水分解 | 3.0 | |
| 仮説 2 | 酸化皮膜中の水拡散 | 1.028 | 1.259 |
| | 酸化皮膜/金属界面の水分解 | 1.0 | |
| | 酸化皮膜中の水素拡散 | 1.225 | |

表 2.3-3 金属中水素で想定される仮説 1、2 の分離係数

| | プロセス | 分離係数 | |
|------|---------------|-------|-------|
| 仮説 1 | 水/酸化皮膜界面での水分解 | 3.0 | 4.242 |
| | 酸化皮膜中の水素拡散 | 1.414 | |
| 仮説 2 | 酸化皮膜中の水拡散 | 1.028 | 1.028 |
| | 酸化皮膜/金属での水分解 | 1.0 | |

分離係数と水素同位体比について

仮説 1（液相と酸化皮膜界面で水素発生）と仮説 2（酸化皮膜と金属界面で水素発生）で想定された分離係数より気相中及び金属中（試験片中）の水素同位体比を求めると表 2.3-4 の値が得られた。仮説 2 では、同位体効果が弱いためにはじめの 10% 重水溶液の水素同位体比=0.11 と比べて変動が少ないことが想定された。また、金属中の水素同位体比は仮説 1 が 0.026 で仮説 2 が 0.107 となり気相中の水素同位体比に比べその差が大きくなることが分かった（表 2.3-4）。

なお、分離係数から水素同位体比は

$$\text{分離係数} = \frac{\text{水 D/H比}}{\text{ガス D/H比}} = 3.0$$

$$\text{ガス(気相) D/H比} = \frac{\text{水 D/H比}}{3.0} = \frac{0.11}{3.0} = 0.036$$

のように求められる（気相中、仮説 1 の場合）。金属中や仮説 2 の場合も分離係数が変わるだけである。

$$\text{分離係数} = \frac{\text{水 D/H比}}{\text{ガス D/H比}} = 1.259$$

$$\text{ガス(気相) D/H比} = \frac{\text{水 D/H比}}{1.259} = \frac{0.11}{1.259} = 0.087$$

$$\text{分離係数} = \frac{\text{水 D/H比}}{\text{ガス D/H比}} = 4.242$$

$$\text{ガス(気相) D/H比} = \frac{\text{水 D/H比}}{4.242} = \frac{0.11}{4.242} = 0.026$$

$$\text{分離係数} = \frac{\text{水 D/H比}}{\text{ガス D/H比}} = 1.028$$

$$\text{ガス(気相) D/H比} = \frac{\text{水 D/H比}}{1.028} = \frac{0.11}{1.028} = 0.107$$

表 2.3-4 仮説 1、2 の気相中と金属中の水素同位体比

| | 気相中水素 | 金属中水素 |
|------|-------|-------|
| 仮説 1 | 0.036 | 0.026 |
| 仮説 2 | 0.087 | 0.107 |

想定される結果

① 気相中同位体比

仮説 1 の酸素イオン伝播が支配する場合には、水素同位体比の値は酸化皮膜厚さが異なっても変動しないが、仮説 2 の水拡散が支配する場合は、酸化皮膜が薄い場合には酸化皮膜表面での水素発生となるので水素同位体比の値が仮説 1 と同様になり、酸化皮膜が厚くなるに従い水素同位体比は上昇して 0.087 に近づく。さらに、両方のメカニズムが共存する場合には、仮説 2 と同様に水素同位体比の値は上昇するが、0.087 に至らないと考えられた (図 2.3-6)。

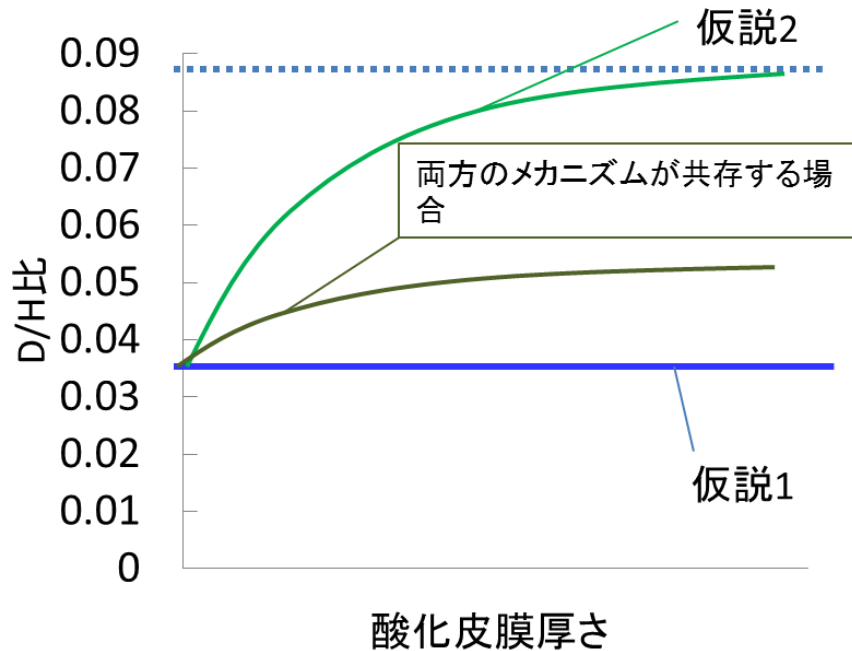


図 2.3-6 酸化皮膜厚さと気相中 D/H 比の予想

② 金属中同位体比

仮説 1 の酸素イオン伝播が支配する場合、酸化皮膜が薄い時は、酸化皮膜表面での水分解による分離係数により、水素同位体比は 0.036 付近になるが、酸化皮膜が厚くなるに従い酸化皮膜中の水素拡散の影響を受け、分離係数が上がり水素同位体比は 0.026 付近まで下降すると考えられる。仮説 2 の水拡散が支配する場合、酸化皮膜が薄い場合には酸化皮膜表面での水素発生となるので水素同位体比の値が仮説 1 と同様になり、酸化皮膜が厚くなるに従い水素同位体比は上昇して 0.107 に近づく。さらに、両方のメカニズムが共存する場合には、気相中の場合と同様に水素同位体比が仮説 1 と仮説 2 の間にくると考えられた (図 2.3-7)。

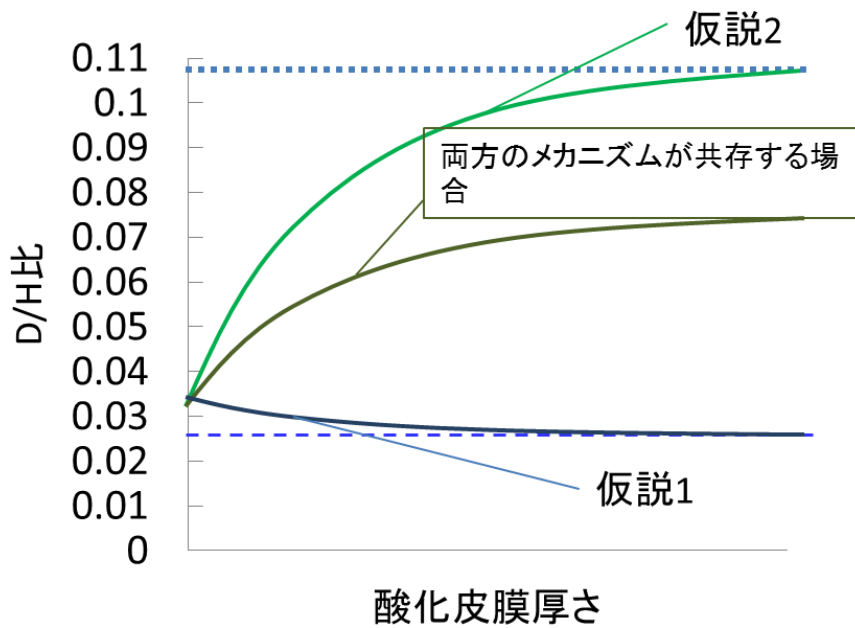


図 2.3-7 酸化皮膜厚さと金属中 D/H 比の予想

(2) 試験方法

薄片状に成形したジルカロイ-4 試料（以下「ジルカロイ-4 試料」）を用い、腐食試験で発生した水素の同位体比（D/H 比）の分析を行った。試験に用いたジルカロイ-4 試料の組成と調製条件を表 2.3-5 と表 2.3-6 に、試験方法の概略を図 2.3-8 にそれぞれ示す。

試料間の腐食による水素発生量のばらつきと測定の際の誤差を最低限に抑えるため、以下に示す条件で試料を調製した。具体的には、0.2 mm 厚さのジルカロイ-4 板材を、冷間圧延と真空焼鈍処理を繰り返し 0.1 mm 厚さの箔材を作製し、吸収水素量測定用試料については、# 800 エメリー紙で研磨して厚さを 0.05 mm とした。さらに、表面分析用試料については、表面が鏡面状態となるまで # 1500 エメリー紙で研磨処理を施した。冷間圧延と真空焼鈍処理は処理中に試料中に余分な水素や酸素が取り込まないためである。水素濃度の目標値を設定したのは、腐食により発生した吸収水素量を正確に測定するためであり、目標を達成するために真空焼鈍処理を行い、試料からの水素の追い出しを行った。

表 2.3-5 試験に用いたジルカロイ-4 の組成

| | JIS H 4751 | 分析結果 |
|----|-------------|--------|
| Sn | 1.20 – 1.70 | 1.29 |
| Fe | 0.18 – 0.24 | 0.20 |
| Cr | 0.07 – 0.13 | 0.11 |
| Ni | < 0.0070 | <0.005 |
| H | < 0.0025 | 0.0008 |
| N | < 0.0080 | 0.0022 |

表 2.3-6 試験に用いたジルカロイ-4 試料の調製方法

| | 調製条件 | | |
|------------------|---|------------------------------|--------------------------|
| | 吸収水素用 | 放出水素用 | 表面分析用 |
| 加工方法 | 冷間圧延 (3.66 mmt → 0.5 mmt) | 冷間圧延 (3.66 mmt → 0.1 mmt) | |
| 低水素化 熱処理 | 真空焼鈍 (10^{-2} Pa, 750°C × 10 hr) | | |
| 形状 | 3 mm × 50 mm × 0.05 mm | 3 mm × 90 mm × 0.1 mm | 3 mm × 30 mm × 0.1 mm |
| 1 アンブルあ たりの枚数 | 6 枚 | 19 枚 | 1 枚 |
| 表面仕上げ | #800 研磨, #1500 仕上げ | | #800 研磨, #1500 仕上げ, 鏡面研磨 |
| 目標水素濃度 | 10 ppm 未満 | | |

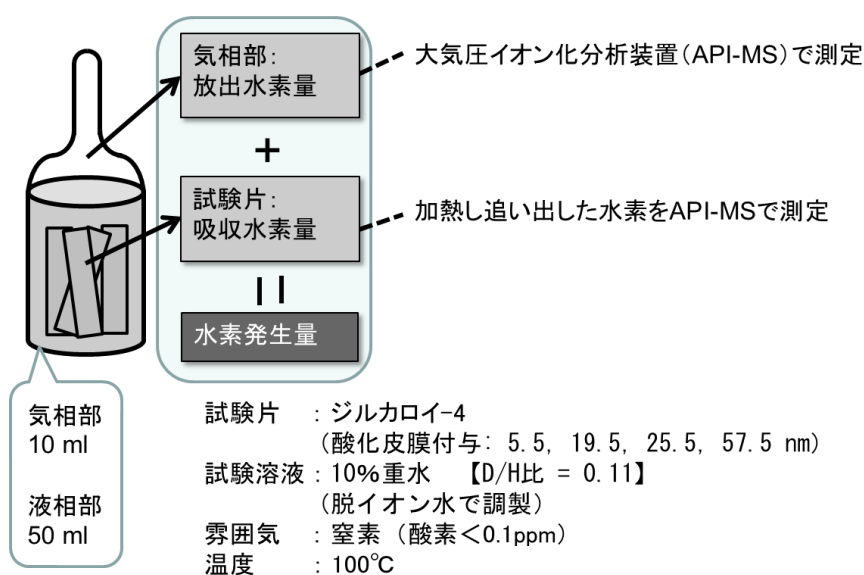


図 2.3-8 水素発生量測定法の腐食試験で得られた水素の水素同位体比分析概略図

分析装置の選定

水素同位体比の分析に適した分析装置の選定を行った。表 2.3-7 に選定に用いた分析装置と主な選定判断事項結果を示す。

四重極質量分析装置 (以下 Q-MS) の場合は、分析の際に H_2^+ と D^+ がともに $MS=2$ となり重なることと定量下限が大気圧イオン化質量分析装置 (以下 API-MS) に比べ高いことが確認された。それに対し API-MS の場合は、サンプル採取時の水分及び酸素の混入によるイオン化率低下が課題とされたが、前処理により除去することができること、定量下限が 10ppb 以下と低いことが確認された。

このため、分析装置として API-MS を使用することとした。

表 2.3-7 分析装置と選定判断事項結果

| 分析装置 | 四重極質量分析装置 Q-MS | 大気圧イオン化質量分析装置 API-MS |
|-------|--|-------------------------|
| 定量下限 | 1ppm 程度 | 10ppb 以下 |
| 分析の課題 | MS の重なり (H ₂ ⁺ と D ⁺) | イオン化率低下 (水分と酸素) |

試験溶液の重水濃度の検討

これまでに行ってきた腐食試験で分析可能な範囲で最低量の水素量は、金属中の水素量で 1ppm であった。これを基準に天然水を用いた時の重水素量（濃度）は、想定される最も水素量が少ない酸素イオン伝播の金属中の条件で約 0.03ppb となった。分析装置を API-MS にした場合でも精度良く分析をするためには、10ppb 程度は必要と考えられるので、天然水の 1000 倍程度の試験溶液を使用するのが適切と判断された。天然水の重水濃度は 0.0148% 程度であるため、試験溶液を 10% 重水とした。

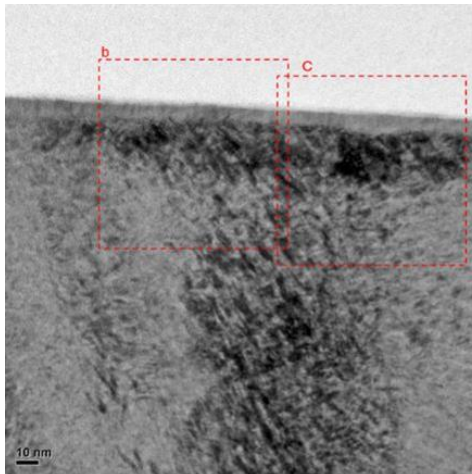
手順

予め異なった酸化皮膜厚（5.5 nm, 19.5 nm, 25.5 nm, 57.5 nm）を付けた試験片を入れたガラス製アンプルにコックを取り付け、不活性ガス(N₂)雰囲気グローブボックス内(酸素濃度 0.1ppm 以下)にて脱気した水で調整した 10% 重水溶液を入れ、減圧してコックを閉じた後、グローブボックス外に搬出し溶封して密閉容器とした。酸化皮膜厚の異なる試料ごとにアンプルを作成し、100°C に設定した恒温槽内に静置し、25 日間と 121 日間保存した。所定期間経過後、アンプル開封器内でアンプルを開封してガラスアンプル気相部に放出された水素ガスをガスクロマトグラフ（島津製作所 GC-2014）により測定後、同様に水素ガスを適量サンプリングし API-MS を用いて軽水素及び重水素を分析した。次にガラスアンプルよりジルカロイ試料を取り出し、不活性ガス融解-ガスクロマトグラフ（Leco 社製 RH-404）によって吸収された水素測定し、不活性ガス融解-ガスクロマトグラフで抽出された水素を API-MS を用いて軽水素及び重水素を分析した。

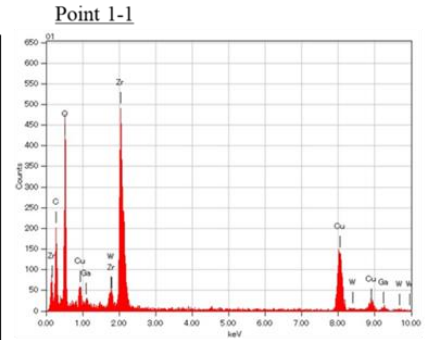
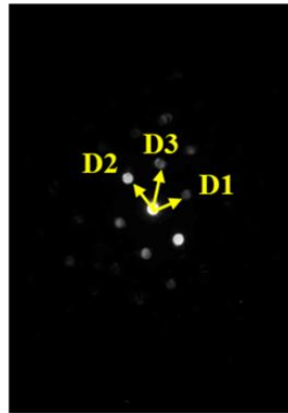
さらに、腐食試験終了後のジルカロイ試料表面について透過型電子顕微鏡（TEM）を用いた分析を行い、酸化皮膜厚さ、皮膜組成及び結晶構造を調べた。具体的には、収束イオンビーム加工装置（FIB）を用いてジルカロイ試料表面部分断面の薄膜試料を作製し、酸化皮膜の厚さを観察するとともに、EDX を用いて皮膜組成の分析を行った。また、電子線回折によって酸化皮膜中の酸化物の結晶化状態（t-ZrO₂、m-ZrO₂、アモルファスなど）を分析した。

(3) 結果と考察

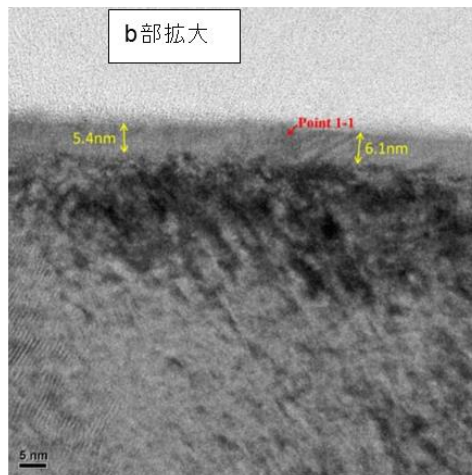
腐食試験終了後のジルカロイ試料表面についての TEM 写真及び分析結果を図 2.3-9 に示す。図 2.3-9 から、ジルカロイ表面に酸化皮膜が形成されていること、酸化皮膜は ZrO₂ の結晶構造を有していることが確認できた。



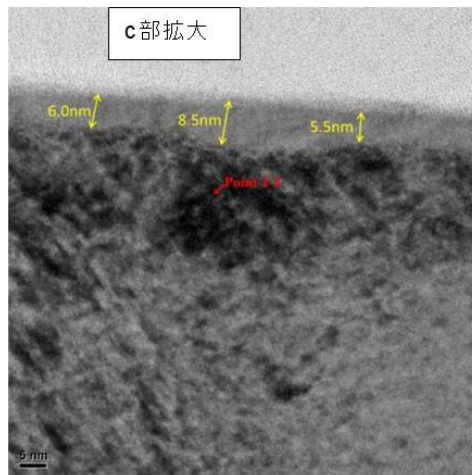
Point 1-1



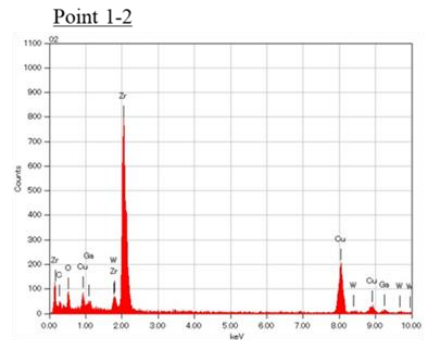
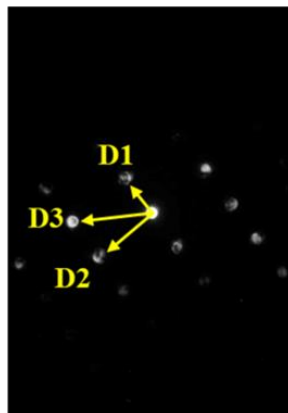
| Point | Element | O | Zr |
|-------|---------|------|------|
| 1-1 | wt. % | 23.4 | 76.6 |
| | at. % | 63.5 | 36.5 |



| 04-002-5424 ZrO ₂ / [-1 1 0]入射 Monoclinic | | | |
|---|--------|----------|--------|
| | D1 | D2 | D3 |
| (h k l) | 1 1 -1 | -1 -1 -1 | 0 0 -2 |
| 計算値 (nm) | 0.316 | 0.287 | 0.266 |
| 測定値 (nm) | 0.324 | 0.292 | 0.257 |



Point 1-2



| Point | Element | O | Zr |
|-------|---------|------|------|
| 1-2 | wt. % | 2.8 | 97.2 |
| | at. % | 13.9 | 86.1 |

| 04-004-5067 Zr / [-1 -3 3]入射 Hexagonal | | | |
|---|-------|--------|--------|
| | D1 | D2 | D3 |
| (h k l) | 0 1 1 | -3 1 0 | -3 2 1 |
| 計算値 (nm) | 0.255 | 0.165 | 0.146 |
| 測定値 (nm) | 0.266 | 0.170 | 0.146 |

図 2.3-9 100°C脱酸素条件下で25日間腐食させたジルカロイ-4 試料表面の TEM 観察、電子線回折、TEM-EDX の結果

実験結果

① 気相中の水素同位体比

表 2.3-8 及び図 2.3-10 に気相(N₂)中における水素同位体の濃度及び同位体比を示す。測定された水素同位体濃度に付随する誤差は 3σ で±0.2 ppb (±2×10⁻⁴ ppm) 程度であった。

表 2.3-8 皮膜厚さと気相中 H 濃度及び D 濃度との関係

| 皮膜厚さ(nm)* | API-MS 測定濃度(ppm) | | D/H 比 |
|-----------|----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | H | D | |
| 5.5~19.4 | 5.07×10 ² | 2.30×10 ¹ | 4.54×10 ⁻² |
| 19.5~23.1 | 2.22×10 ³ | 9.90×10 ¹ | 4.59×10 ⁻² |
| 25.5~30.9 | 6.74×10 ¹ | 2.96×10 ⁰ | 4.39×10 ⁻² |
| 57.5~61.0 | 1.15×10 ¹ | 6.19×10 ⁻¹ | 5.37×10 ⁻² |

*腐食試験開始時点と終了時点の皮膜厚さ

水素同位体比 (D/H 比) は腐食試験溶液の D/H 比とは明らかに異なっており、同位体効果を示している。D/H 比は酸素イオン伝播メカニズムの場合に想定される値に近くなっているが、酸化皮膜が厚くなるに従い上昇していることから水拡散メカニズムも寄与している可能性がある。

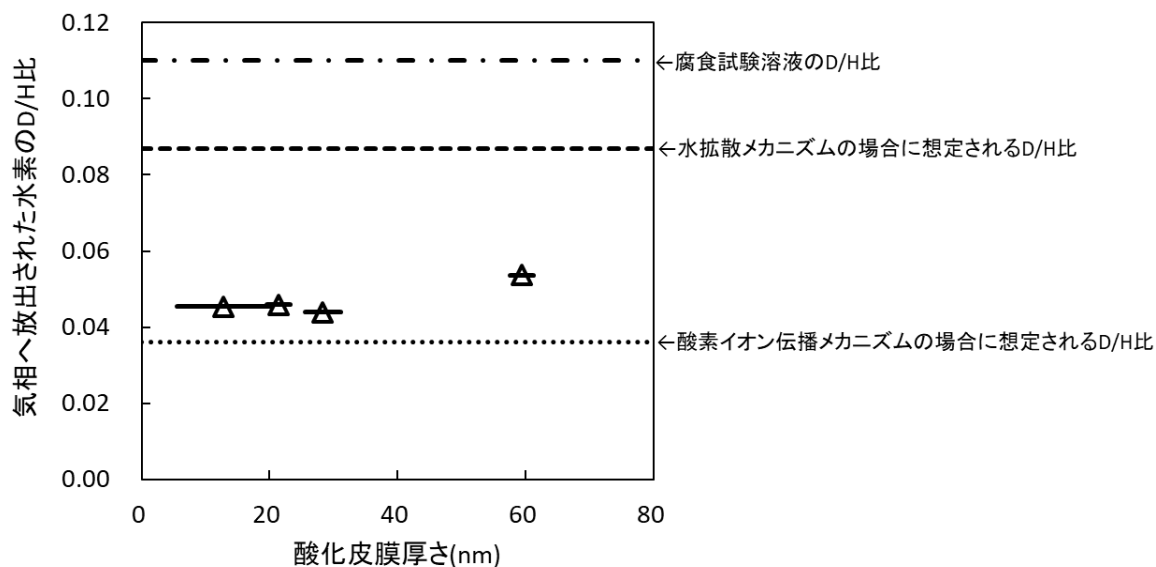


図 2.3-10 酸化皮膜厚さと気相中の D/H 比分析結果

② 金属中の水素同位体比

表 2.3-9 及び図 2.3-11 に金属中の水素同位体分析結果を示す。D/H 比は腐食試験溶液のそれとは明らかに異なっており、同位体効果を示している。D/H 比は酸素イオン伝播メカニズムの場合に想定される D/H 比に近い値を示しているが、誤差の範囲を考慮しても想定と一致しているとは言い難い。酸素イオン伝播メカニズムの場合に想定される D/H 比と、水拡散メカニズムの場合に想定される D/H 比の中間的な値を示したデータ点もあるため、二つのメカニズムが共存している可能性も考えられる。酸素イオン伝播メカニズムであるのか、酸素イオン伝播メカニズムと水拡散メカニズムが共存するのかは現状では決めることができず、さらにデータの蓄積

が必要である。

表 2.3-9 金属中水素分析結果

| 皮膜厚さ (nm) | 腐食試験前 金属中 全水素 (ppm) | 腐食試験後 | | | | | |
|--------------|------------------------------|---------------------|--------------|------------|------------|-----------------------------------|--------------------------------------|
| | | 金属中 全水素 (ppm) | D/H 比 (-) | D (ppm) | H (ppm) | 腐食試験中 に金属に吸 収された H (ppm) | 腐食試験中に金 属に吸収された 水素の D/H (-) |
| 5.5~19.4 | 17±4 | 29 | 0.02250 | 0.64 | 28.4 | 11±4 | 0.0056±0.0020 |
| 19.5~23.1 | 12±4 | 15 | 0.00727 | 0.11 | 14.9 | 3±4 | 0.0037±0.0049 |
| 25.5~30.9 | 9±4 | 16 | 0.00567 | 0.09 | 15.9 | 7±4 | 0.013±0.007 |
| 57.5~61.0 | 8±4 | 13 | 0.00695 | 0.09 | 12.9 | 5±4 | 0.018±0.015 |

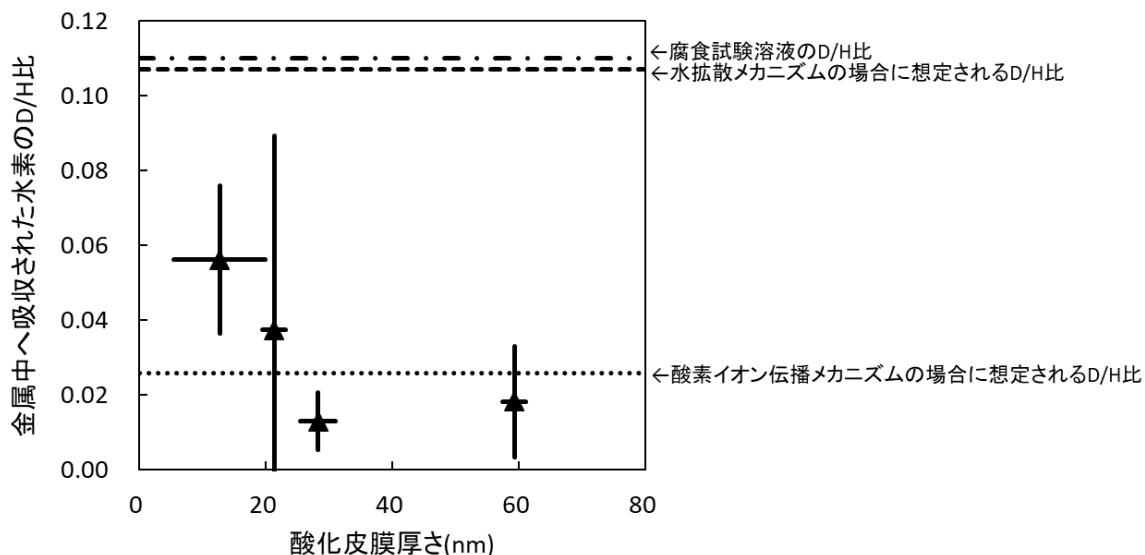


図 2.3-11 酸化皮膜厚さと金属中の D/H 比分析結果

2.3.3 長期評価の際の腐食速度モデルの適用範囲

三乗則モデルを長期の安全評価に使用するためには、腐食メカニズムを明らかにすることが必要であったが、低温域での試験では腐食メカニズムを決めるところまで至らなかった。規制側として、現状では三乗則をそのまま低温域での長期評価に使用することは適切とは考えられない。

2.3.4 現実的評価を行うために必要なモデルの改良点

これまでに得られた結果は、ジルカロイ-4の腐食量は三乗則にしたがうことを示している。腐食メカニズムが酸素イオン伝播もしくは水拡散であるとすれば、腐食量は二乗則にしたがうはずであり三乗則にはならない。

今回の試験では、二つのメカニズムが共存することも考えられたが、三乗則が現れる理由として、腐食メカニズムの遷移が考えられる。伝播や拡散支配の場合は、腐食速度は二乗則となるが、ある二乗則から別の二乗則に遷移する場合には、その途中で見かけ上三乗則に近い曲線があらわれる図 2.3-12。これが三乗則があらわれる理由であるならば、長期評価には、二乗則を使うことになる。腐食メカニズムの理解に基づき、三乗則が現れる理由を解明し、長期評価に用いることができるモデルを確立する必要がある。

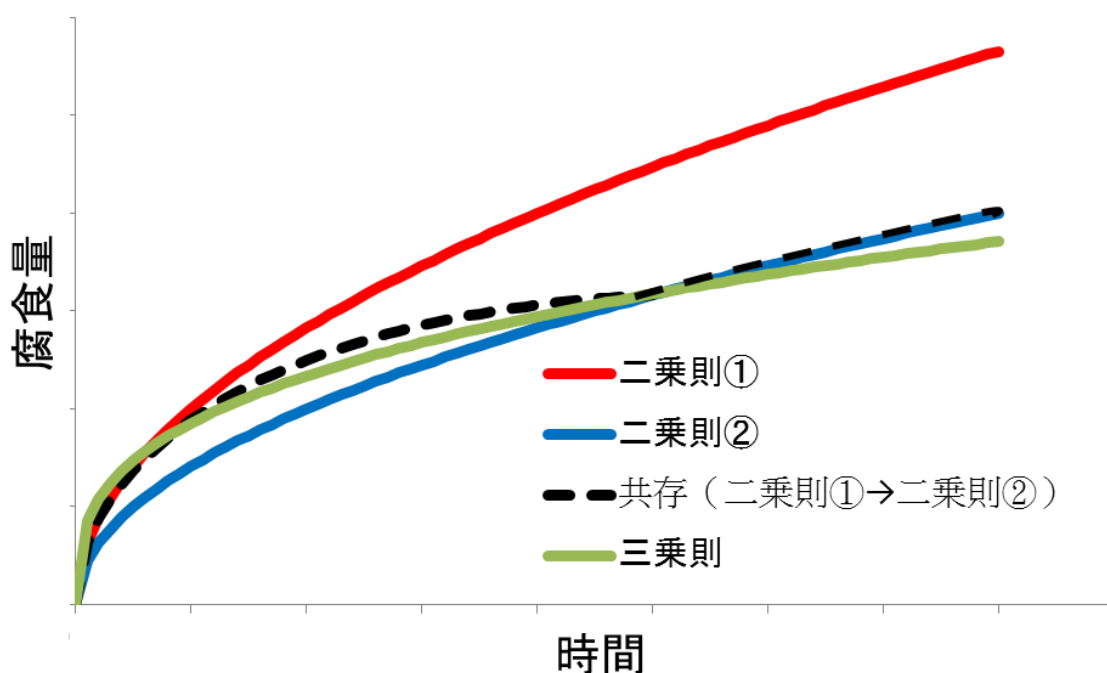


図 2.3-10 三乗則が現れる理由の考察の図

2.3.5 まとめ

昨年度までに処分環境を想定した低温域での腐食メカニズムは高温域での腐食メカニズムと同じである可能性をアレニウスプロットによる活性化エネルギーの観点から示してきた。また、高温域での腐食メカニズムとして、酸素イオン伝播支配と水拡散支配の二つの仮説があるが、どちらも定説になってはいない。本年度は低温域における腐食メカニズム解明を進めた。同位体効果を用いて、水素の発生源を特定することにより腐食メカニズムが酸素イオン伝播支配なのか水拡散支配なのかを判断するもので、試験結果では酸素イオン伝播支配だけの可能性は低いことが分かった。しかし、水拡散支配単独なのかもしくは酸素イオン伝播と水拡散支配のメカニズムが共存しているのかは判別できなかった。

今後、水拡散支配なのか酸素イオン伝播支配と水拡散支配のメカニズムが共存するのかを確認するため、酸化皮膜がより厚い条件で水素発生量を稼ぐ工夫が必要である。また金属中の水素同位体の分析の誤差を低減することが有用である。

2.4 オーバーパックスの腐食モデルの作成

2.4.1 背景と目的

高レベル放射性廃棄物を封入することが想定されているオーバーパックには、廃棄物と地下水との接触を一定期間避ける等により放射性物質を閉じ込める機能が期待されている。オーバーパック (OP) の閉じ込め性能を評価するためには、処分環境下での腐食進展量評価が必要である。OP の候補材料である炭素鋼の腐食進展速度は腐食形態によって大きく異なり、腐食形態は溶液組成や pH、溶存酸素濃度等に依存することが知られている⁽¹⁾。具体的には、廃棄体が定置される地下深部の酸素濃度が極めて低い還元性環境下では、炭素鋼の腐食形態は全面腐食となると考えられている⁽²⁾。しかし、処分場閉鎖後のしばらくの間は埋設作業時に地上から侵入した酸素が残存していると考えられ、このような条件下で高 pH 地下水がオーバーパックと接触した場合には不動態化して局部腐食が発生する可能性が考えられる⁽³⁾。一方、炭素鋼が不動態化しなくても、オーバーパック 蓋溶接部およびその近傍の応力の高い部位において、炭酸塩濃度条件や pH の条件によっては応力腐食割れ (Stress Corrosion Cracking, 以下「SCC」) が発生する可能性が考えられる⁽⁴⁾。局部腐食や SCC の進展速度は全面腐食に比較して著しく大きくなることから、OP の性能評価にあたっては、OP 近傍における地下水環境条件の変遷を適切に評価するとともに、環境条件に応じた腐食形態や各腐食形態における腐食進展速度を設定する必要がある。

本事業ではこれまでに、オーバーパックスの腐食寿命を評価するためのモデル及びコードの整備を行ってきた。図 2.4-1 に本モデルの概要を示す。本モデルは、オーバーパック近傍の地下水組成及び温度条件に依存した活性態-不動態遷移 pH (以下、 pH_d) を算出し、オーバーパック近傍の地下水 pH が pH_d よりもアルカリ側になった場合には、局部腐食の進展量の算出し、一方 pH_d よりも酸性側となった場合には、全面腐食及び SCC の進展量の算出を行い、各腐食形態に対する合計の腐食進展量が破損判定基準に到達する時間すなわち腐食寿命を計算するモデルである。

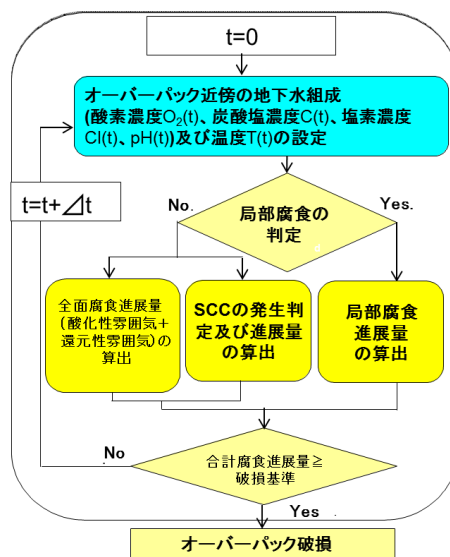


図 2.4-1 オーバーパックス腐食寿命評価モデルの概要

局部腐食の判定における pH_d の影響因子は、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度(C)、塩化物イ

オン濃度(Cl)、溶存酸素拡散限界電流密度(i)及び温度(T)であり、以下の(2.4-1)式で算出する。

$$pH_d(t) = 3.9 - 0.88 \cdot \log C(t) + 0.55 \cdot \log Cl(t) - 1.8 \cdot \log i(t) + \frac{1100}{T(t)} \quad (2.4-1)$$

(2.4-1)で算出する pH_d とオーバーパック近傍の地下水の pH との比較により局部腐食を判定する局部腐食判定モデルについては、平成 23 年度及び平成 24 年度において実際の処分環境で想定される条件下で室内実験を行うことによるモデル検証を行い処分環境で適用できるようにした。

SCC に関しては、中性から弱アルカリ性条件においては高濃度の炭酸塩が共存することによって SCC が発生しやすくなることが知られている⁽⁴⁾。これらの知見に基づいて、SCC 判定及び進展量算出モデルを作成した。低酸素濃度条件下における全面腐食に関しては、平成 22 年度よりベントナイト共存下における表面皮膜の保護性に及ぼす温度影響を整理し腐食速度の温度依存性をモデル化するための浸漬試験を行っている。平成 24 年度においては、炭素鋼の表面に生成する腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した新たな腐食速度モデルを提案した。

平成 25 年度は、低酸素濃度条件下における全面腐食モデルの検討として、既往の文献レビューを行い腐食寿命評価に設定する腐食速度の検討を行うとともに、昨年度提案したモデルの妥当性の検討の一環として腐食生成物中の水の拡散係数の測定を試みた。また、平成 22 年度より継続している 30℃~50℃の温度条件に対する浸漬試験結果から腐食速度の温度依存性を考慮したモデルの検討をおこなった。さらに、全面腐食に対する皮膜の保護効果の検証に役立てるため考古学的鉄製品の長期腐食事例の調査を実施するとともに、現在知見が少ない低酸素条件下での炭素鋼の SCC に関する検討も実施した。これらをまとめて関する今後の課題を抽出した。以下に本年度の実施項目の詳細について記す。なお、考古学的鉄製品長期腐食事例の調査結果及び低酸素条件下での炭素鋼の SCC の検討結果については、Appendix I -A に記述した。

2.4.2 既往文献のレビュー及び腐食速度の検討

(1) はじめに

オーバーパックの候補材料である炭素鋼は、低酸素条件では全面腐食が支配的な腐食形態と考えられている。オーバーパックの腐食寿命評価において、低酸素条件における腐食速度を一定としたモデルを用いて腐食進展量を評価する場合には、既往の知見に基づいて適切な腐食速度を設定する必要がある。本年度は、既往知見のレビューを行い本モデルを用いた場合に設定すべき腐食速度を検討した。

(2) 既往文献のレビュー

腐食速度の設定のため、長期的な腐食速度が取得されているか、処分環境条件に適合しているか観点から国内外の文献をレビューした。

文献 1 谷口ら⁽²⁾⁽⁵⁾⁽⁶⁾

本文献は、炭素鋼オーバーパックが定置される条件を模擬したベントナイト共存下で最大 10 年の浸漬試験から腐食進展量及び生成した腐食生成物を分析するとともに、皮膜の形成挙動と腐食速度の関係を考察している。試験条件は、酸素濃度条件（窒素脱気、大気吹き込み）、試験溶液（人工海水、人工淡水、高炭酸塩濃度溶液）、ベントナイトの種類（クニゲル V1、クニピア

F)、温度 (80°C、1 条件のみ 50°C)、試験片 (SM400B、SFVC1) の組み合わせ合計 21 の条件である。

その結果、試験時間が長いほど腐食速度が低下する結果が得られている。10 年間の腐食進展量が最も大きいのは人工海水、窒素雰囲気、温度 50°C の条件であり、試験片の重量減少量を試験期間 10 年で除することにより算出した平均腐食速度は約 $1.7 \mu\text{m/y}$ であり、生成した腐食生成物は、XRD では Fe のピークが観察されたのみであったが、XPS では鉄炭酸塩化合物の存在が示唆されている。本条件の腐食進展量が最も大きくなった理由は、温度が小さいほど FeCO_3 の溶解度が大きくなり、80°C の条件と比較して炭素鋼表面に沈殿しにくくなったためとしている。80°C の条件における平均腐食速度は $1.0 \mu\text{m/y}$ 以下の結果であった。次に、高炭酸塩濃度条件では 10 年間の試験期間を通して腐食進展量は非常に小さい結果となっている。腐食生成物として 2 価鉄の炭酸塩化合物 (FeCO_3 、 $\text{Fe}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$ など) が確認されている。しかし、人工淡水を試験溶液として用いた 10 年後の結果のみ、 Fe_3O_4 が観察されている。これは、長期的な pH 上昇、溶存炭素化学種濃度の低下など間隙水の化学特性の変化により生成したことが考えられるとしている。

さらに、SFVC1 の平均腐食速度(試験期間 1 年)が、SM400B と比較して速い傾向が認められていた。

文献 2 Marsh ら⁽⁷⁾⁽⁸⁾

本文献は、英国における地層処分において廃棄物が花崗岩の環境に処分されることを念頭に置き、破碎花崗岩及びベントナイトを試験片で覆った条件で 832 日間の浸漬試験を行い炭素鋼の腐食速度を報告している。ベントナイトの結果のみを記述する。

炭素鋼の試験片として鋳造鋼及び鍛造鋼の 2 種類の炭素鋼を用いている。これらの試験片の周囲を 5cm 及び 10cm 厚のベントナイトで覆い人工花崗岩海水に浸漬させた。この溶液に含まれる主な化学種の濃度は、 $\text{HCO}_3^- = 244\text{ppm}$ 、 $\text{Cl} = 35.5\text{ppm}$ 、 $\text{SO}_4^{2-} = 24\text{ppm}$ 及び $\text{pH} = 9.4$ である。本試験は大気吹き込み条件であり脱気は行っていない。温度は 90°C で行っている。なお、ベントナイトの種類や密度に関する記述はなかった。試験の結果得られた腐食速度は、鋳造鋼が $1.7 \mu\text{m/y} \sim 2.6 \mu\text{m/y}$ 、鍛造鋼が $7.1 \mu\text{m/y} \sim 7.7 \mu\text{m/y}$ であった。腐食生成物として、XRD 観察により Fe_3O_4 が同定されている。さらに、ベントナイト厚さ 7cm の条件において試験片表面の酸素の還元電流が測定されており、測定値として $1.0 \sim 1.5 \mu\text{mA/cm}^2$ が報告されている。

ここで、Manaka⁽⁹⁾の報告によると、炭素鋼試験片とベントナイト (クニピア F) 共存させた系において、ベントナイトの乾燥密度 $0.5\text{g/cm}^3 \sim 1.2\text{g/cm}^3$ の間を変化させた条件に対する酸素の還元電流を測定しており、還元電流とベントナイトの乾燥密度には負の相関があることを報告している。乾燥密度条件が最も小さいベントナイト乾燥密度 0.5g/cm^3 に対する酸素の還元電流は $0.4 \mu\text{A/cm}^2$ 程度であり Marsh らの測定値よりも小さい結果である。このことから、Marsh らの条件は、還元性雰囲気が達成されているかどうか疑問であり検討対象から除外した。

また、Marsh らは脱気条件において、 ^{60}Co 線源を用いた放射線照射条件下での浸漬試験を行っている。使用した試験溶液は、花崗岩地下水及び人工海水の 2 種類である。

花崗岩地下水ケースにおける照射条件は最大 $1.0 \times 10^5 \text{rad/h} (= 1.0 \times 10^3 \text{Gy/h})$ 、照射時間は 5,236 時間である。使用した試験片は前述の鍛造鋼である。温度条件は 90°C である。その結果、照射後の平均腐食速度は約 $3 \mu\text{m/y}$ 、試験後の $\text{pH} = 9.4$ であり、 pH はほとんど変動が無かったとしている。時間の経過による腐食速度の変動はほとんど見られなかった。

一方、人工海水のケースは、溶液条件は初期 $\text{pH} = 7.9$ 、試験期間は最大 10104 時間 (= 約 1.1 年) での試験である。その結果、放射線非照射条件における 10,104 時間経過後の平均腐食速度

は $6.3 \mu\text{m/y}$ で、試験後の pH=6 であった。一方、放射線量が $3 \times 10^2 \text{R/h}$ の試験期間は、最大 9660 時間である。9,660 時間経過後の平均腐食速度は、 $9.5 \mu\text{m/y} \sim 20.7 \mu\text{m/y}$ であった。

なお、第 2 次とりまとめにおいては、オーバーパック(厚さ 19cm)表面の吸収線量率は約 3mGy/h と計算で求められており、R 単位に換算すると約 0.34R/h である。文献記載の放射線の条件はオーバーパック表面の線量率よりも 3 桁以上大きい条件である。

文献 3 Smart ら⁽¹⁰⁾⁽¹¹⁾

本文献は、スウェーデンにおける地層処分を想定し、還元性雰囲気における炭素鋼の全面腐食に対して水素ガス圧の影響を調べるための浸漬試験結果が述べられている。

試験片の形状は $50\text{mm} \times 30\text{mm} \times 1\text{mm}$ の長方形を使用し、母材のみ及び電子ビーム溶接付の試験片をそれぞれ 6 片ずつ用意している。この試験片をオートクレーブにて水素ガス圧を 1、10、100atm の 3 通りに設定した最長 1481 日の浸漬試験を行っている。使用した試験溶液に含まれている化学種の濃度は、 $\text{Na}^+=6.0\text{mmol/l}$ 、 $\text{Ca}^+=1.5\text{mmol/l}$ 、 $\text{Mg}^+=1.26\text{mmol/l}$ 、 $\text{Cl}^-=3.0\text{mmol/l}$ 、Total Carbonate = 5.63mmol/l 、初期 pH=9.4 である。重量減少法により測定された腐食速度測定結果を以下 表 2.4-1 に示す。なお、表中の*は実験のエラーによりデータが取得出来ていない旨の記載があった。

表 2.4-1 Smart らが測定した腐食速度の結果⁽¹¹⁾

| 試験期間 (日) | 平均腐食速度 ($\mu\text{m/y}$) | | | | | |
|-------------|----------------------------|------|-------------|------|--------------|------|
| | 水素ガス圧 1atm | | 水素ガス圧 10atm | | 水素ガス圧 100atm | |
| | Plain | Weld | Plain | Weld | Plain | Weld |
| 120 | 0.47 | 0.08 | 1.09 | 0.93 | 0.92 | 0.47 |
| 243 | 0.22 | * | 0.58 | 0.58 | 0.5 | 0.78 |
| 389 | * | * | 0.74 | 0.5 | 0.38 | 0.2 |
| 552 | 0.16 | 0.1 | 0.82 | 0.59 | 0.49 | 0.31 |
| 999 | 0.18 | 0.13 | 0.63 | 0.39 | 0.37 | 0.21 |
| 1481 | 0.15 | 0.15 | 1.49 | 0.63 | 0.25 | 0.2 |

その結果、試験片の表面に腐食生成物として Fe_3O_4 の生成が確認された。この Fe_3O_4 層が腐食反応を抑制することにより腐食速度が次第に低下し、ほとんどのケースで最終的に $1 \mu\text{m/y}$ 以下となった。生成したマグネタイト皮膜の外側(溶液側)の層は緩い多孔質膜であり、母材側の内側の層は接着性及び結晶状態であった。次に、水素ガス圧の違いとして、100 気圧までの水素過圧は腐食速度に大きな影響を与えることはない。これは本条件における腐食速度がアノード反応支配であるとしている。低い腐食速度が保たれているが、時間の経過に従い腐食速度はほぼ一定のようにも見えるが、このこともアノード反応支配であることを支持するかもしれない。

また、本試験条件では局部腐食は観察されていない。また、溶接が腐食速度に及ぼす影響は小さい結果となっている。なお、水素発生量から推定した腐食速度もプロットで示されている。およそ 1,000 時間経過後は $10 \mu\text{m/y}$ 以下の腐食速度となっている。

文献 4 Simpson ら⁽¹²⁾

本文献では、スイスにおける地層処分研究の一環として、炭素鋼試験片の浸漬試験の結果が報告されている。

試験片として使用した炭素鋼の規格は GS-40 及び GGS-40 であり、試験片のサイズは 30mm

×20mm×2mm の直方体形状である。本文献ではベントナイトと共存させた試験とベントナイトを用いない溶液単独での試験の双方が行われている。

ベントナイトとしてMX80、乾燥密度は1.55~1.6g/cm³ (以下、ベントナイト1) 1.95~2.05g/cm³ (以下、ベントナイト2) の2種類を用いている。温度条件は80°C及び140°C。試験溶液は、以下表2.4-2に示す2種類が用いられている。腐食速度は重量減少法により算出されている。試験期間はベントナイトと共存させた試験では最長6,648時間 (=277日)、溶液単独で測定した試験は最長6,170時間 (=257日)、一部の条件では6,972時間 (=291日) である。

表 2.4-2 Simpson らが実施した試験の溶液条件⁽¹²⁾

| | 溶液1 (Sackingen) | 溶液2 (Bottstein) |
|-------------------------------|-----------------|-----------------|
| | μ g/g | |
| Na ⁺ | 900~1070 | 4800 |
| K ⁺ | 75~86 | 54 |
| Mg ²⁺ | 12~15 | 3 |
| Ca ²⁺ | 124~158 | 1100 |
| Cl ⁻ | 1480~1820 | 8100 |
| F ⁻ | 2.3~2.8 | 3.8 |
| SO ₄ ²⁻ | 112~125 | 1820 |

ベントナイトと共存させた条件での試験結果を以下の表2.4-3に示す。いずれの条件も、試験期間が長いほど平均腐食速度は小さくなる傾向であり、最も長い6,648時間経過後はほぼ10 μ m/y以下の値を示した。

表 2.4-3 Simpson らが実施したベントナイトと共存させた条件における腐食速度測定結果⁽¹²⁾

| | | 平均腐食速度 (μ m/y) | | | |
|----------------|-----------|-----------------|-------|-----------------|-------|
| | | 溶液1 (Sackingen) | | 溶液2 (Bottstein) | |
| Test Period(h) | ベントナイトの種類 | 80°C | 140°C | 80°C | 140°C |
| 0-816 | ベントナイト1 | 66 | 40 | 68 | 40 |
| | ベントナイト2 | 26 | 20 | 24 | 24 |
| 0-2160 | ベントナイト1 | 24 | 14 | 29 | 14 |
| | ベントナイト2 | 13 | 8 | 14 | 12 |
| 0-6648 | ベントナイト1 | 10 | 13 | 4 | 8 |
| | ベントナイト2 | 6 | 5 | 8 | 5 |

溶液単独試験の結果を表2.4-4に示す。80°Cの条件では、概ね10 μ m/y以下の結果となっている。温度140°Cの条件では80°Cの条件よりも速い結果となっている。

表 2.4-4 Simpson らが実施した溶液単独条件における腐食速度測定結果⁽¹²⁾

| 炭素鋼の種類 | 平均腐食速度 ($\mu\text{m/y}$) 試験期間は6170時間、*1のみ6972時間 | | | |
|--------|--|------------------|----------------|-------|
| | 溶液1(Sackingen) | | 溶液2(Bottstein) | |
| | 80°C | 140°C | 80°C | 140°C |
| GS40 | 5 | 4 | 10 | 18 |
| GGG40 | 6 | 14 ^{*1} | 5 | 17 |

文献5 Smailos ら⁽¹³⁾

本文献では、高レベル放射性廃棄物が岩塩、花崗岩及び粘土環境中に処分される想定のもとに、処分容器である炭素鋼 (TStE355 Steel) の腐食挙動の評価を目的として、試験溶液の pH が腐食速度に及ぼす影響と、海水中の不純物や放射線分解が腐食速度に及ぼす影響が報告されている。

本試験は、高温での試験で溶液の蒸発を防ぐためステンレス製の圧力容器中に試験片を封入した状態で試験を行っている。なお、本試験では脱気は行っておらず数日は酸素が残っている状態であるが、数日後には鉄との反応により酸素が枯渇して還元性雰囲気達成されるとしている。

試験溶液は、以下の表 2.4-5 に示すような 2 つの溶液を用意している。pH の影響を調べる試験では、溶液 1 に対しては、pH=3,4,5,7 の 4 条件、溶液 2 に対しては、pH=1,2,5,6,10 の 5 条件に対して行っている。pH 調整は、HCl もしくは NaOH を添加することにより行っている。添加化学種が腐食速度に及ぼす影響の試験では、溶液 1、溶液 2 及び放射線分解により発生することが想定されるものとして Fe^{3+} 、 H_2O_2 、 ClO^- 海水に含まれる不純物として想定される $\text{B}(\text{OH})_4^-$ の組み合わせとして、6 種類の溶液条件により行っている。添加した化学種の濃度は、 $\text{B}(\text{OH})_4^- = 0.14\text{mol/l}$ (H_3BO_3 として添加)、 $\text{Fe}^{3+} = 3.5 \times 10^{-2}\text{mol/l}$ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ として添加)、 $\text{ClO}^- = 1.0 \times 10^{-3}\text{mol/l}$ (15% NaClO -溶液) なお、 H_2O_2 に関しては、 10^{-3} ; 10^{-2} (mol/l) と記載されており、2 種類の溶液を使用したとも読み取れるが意味が不明瞭であった。温度条件は 90°C 及び 170°C の 2 通りの条件で行っている。試験期間は、pH 影響を調べる試験は 365 日、添加化学種の影響を調べる試験は 520 日である。重量減少法による算出した平均腐食速度を測定している。

表 2.4-5 Smailos らの試験で使用された基本溶液組成⁽¹³⁾

| | 溶液1 MgCl ₂ -rich Q-brine(初期pH=4.6) | | 溶液2 NaCl-rich brine(初期pH=6.5) | |
|--------------------------------|---|-----------|-------------------------------------|-----------|
| | wt(%) | mol/溶液1kg | wt(%) | mol/溶液1kg |
| MgCl ₂ | 26.8 | 2.8 | — | — |
| NaCl | 1.4 | 0.24 | 25.9 | 4.4 |
| KCl | 4.7 | 0.63 | — | — |
| MgSO ₄ | 1.4 | 0.12 | 0.16 | 0.013 |
| K ₂ SO ₄ | — | — | 0.23 | 0.013 |
| CaSO ₄ | — | — | 0.21 | 0.015 |
| H ₂ O | 65.7 | 36 | 73.5 | 41 |

③ 試験結果

● 腐食速度の pH 影響試験

170°Cの条件の結果のみ記載されていた。溶液1の平均腐食速度は177 μm/y~209 μm/y、pH=7が最小である。溶液2の条件は、26 μm/y~50 μm/yの範囲であり pH=10の条件が最小であった。

● 添加化学種の影響を調べる試験

試験結果一覧を以下の表 2.4-6 に示す。

表 2.4-6 溶液条件及び試験結果一覧⁽¹³⁾

| | 溶液条件 | 平均腐食速度 (μm/y) | |
|-----|--|------------------|-------|
| | | 90°C | 170°C |
| 1-1 | 溶液1のみ | 70 | 224 |
| 1-2 | 溶液1+B(OH) ₄ ⁻ | 93 | 115 |
| 1-3 | 溶液1+Fe ³⁺ | 101 | 155 |
| 1-4 | 溶液1+H ₂ O ₂ | 123 | 232 |
| 1-5 | 溶液1+ClO ⁻ | 114 | 199 |
| 1-6 | 溶液1+B(OH) ₄ ⁻ +Fe ³⁺ +H ₂ O ₂ +ClO ⁻ | 106 | 254 |
| 2-1 | 溶液2のみ | 5 | 46 |
| 2-2 | 溶液2+B(OH) ₄ ⁻ | 102 | 58 |
| 2-3 | 溶液2+Fe ³⁺ | 59 | 59 |
| 2-4 | 溶液2+H ₂ O ₂ | 26 | 30 |
| 2-5 | 溶液2+ClO ⁻ | 28 | 45 |
| 2-6 | 溶液2+B(OH) ₄ ⁻ +Fe ³⁺ +H ₂ O ₂ +ClO ⁻ | 236 | 73 |

溶液1では、腐食進展量は試験期間に対してほぼ線形に増加しているとの記述があった。そのうち、90°Cの条件では、均一な腐食ではなく凸凹が見られた。また、温度90°Cから170°Cへの温度の上昇に伴い腐食速度が上昇する傾向である。170°Cの条件では、ほぼ均一に腐食が進展したが1年以上過後局部腐食が観察されたとしている。

溶液2を用いた試験結果として、基本溶液に $B(OH)_4^-$ を添加した条件(2-2)では、基本溶液のみ(2-1)の結果と比較して平均腐食速度が20倍程度増加、2-6の結果は2-1と比較して40倍以上増加する結果となっている。本文献にこのことに対する考察はない。一方、本試験と類似の試験として、飽和濃度程度の高濃度 H_3BO_3 を添加した溶液中の試験において腐食速度が増加し、高濃度の $NaCl$ と共存させた溶液中ではさらに増加するとの報告がある⁽¹⁴⁾。 H_3BO_3 の溶液は酸性の条件であり水素イオンの還元反応がカソード反応となるとしている。別の報告⁽¹⁵⁾では、温度が $97.5^{\circ}C$ 、酸化性条件で飽和濃度の1/2の濃度のB溶液中で測定された低合金鋼の腐食速度は、飽和B濃度で測定された腐食速度のおよそ1/2の速度であり、還元性雰囲気中で測定され場合は、酸化性条件で測定された腐食速度のおよそ1/2になるとしている。

一方、処分環境で想定されるB濃度は、 $2.9 \times 10^{-4} \sim 1.7 \times 10^{-3} mol/l$ ⁽¹⁶⁾であり、調査対象とした本文献で使用したボロン濃度⁽¹³⁾より2桁程度低い。谷口ら⁽²⁾⁽⁵⁾の試験で用いたBが含まれている人工海水の試験結果をみても、B含まれていない淡水の結果と比較して腐食速度の増加は見られない。以上から、オーバーパックが定置される緩衝材と接触した条件において、本文献に示されたような高濃度のBがオーバーパック表面に到達して $100 \mu m/y$ 以上の腐食速度となることは考えにくい。

文献6 Telanderら⁽¹⁷⁾

本文献では、米テキサス州サラドにおいてTRU廃棄物の処分を想定したパイロットプラントで使用している容器の炭素鋼、銅ベース、チタンベース、アルミベースの材料のサラド地層の海水の液相または蒸気相での腐食試験結果が報告されている。ここは、炭素鋼試験片を用いて H_2S ガスを吹き込んだ14か月の浸漬試験結果の概要を記述する。

使用した炭素鋼は低炭素鋼、温度条件は $30^{\circ}C \pm 5^{\circ}C$ である。使用した試験溶液に含まれる主な化学種の濃度として、 $HCO_3^- = 700mg/L$ 、 $Cl^- = 190,000mg/L$ 、 $SO_4^{2-} = 3,500mg/L$ 、また、 $pH = 6.5$ である。 H_2S の圧力はオートクレーブにより $5atm$ に制御し、酸素濃度は低く保たれているとしている。その結果、重量減少法で算出した腐食速度は約 $0.3 \mu m/y$ 程度の低い結果となっている。これは、 H_2S の吹き込みにより試験片表面に保護性の高い FeS の皮膜が生成したためとしている。

文献7 小林ら⁽¹⁸⁾

本報告は、溶接が炭素鋼オーバーパックの腐食速度に及ぼす影響を調べることを目的として、溶接付試験片に対して、ベントナイトと共存させた条件において全面腐食進展挙動が調べられている。試験期間は3年である。

試験溶液は、海水系地下水を想定したASTM規格人工地下水を用いている。浸漬試験は酸素濃度 $0.1ppm$ 以下のグローブボックス内で行われている。温度条件は $80^{\circ}C$ 、ベントナイトの乾燥密度は $1.6g/cm^3$ 、溶接は、TIG試験片、EBW試験片、MAG試験片の3種類である。

その結果、重量減少法で測定された平均腐食速度は時間の経過に従い低下する傾向が示されている。試験期間1年では溶接方法により腐食速度に差が見られておりTIG試験片が最も大きな腐食速度を示したが、試験期間3年では、溶接の違いによるの影響は小さくなり重量減少法で測定された平均腐食速度は約 $6 \mu m/y$ 程度の値となった。

(3) 腐食速度データの選定

上記のレビュー結果も踏まえながら、モデルを用いた腐食速度を設定するための長期的な腐食速度が取得されているか、低酸素濃度条件に適合している否かの判断基準を以下のように設

定した。

① 雰囲気

本モデルで対象とする還元性雰囲気で測定されているか否かの判断は、文献の記述から、試験前に脱気を行っているかどうかを確認した上で採用した。なお、ベントナイトと共存させた試験において大気吹き込み条件実施した試験もあった。この場合、試験片表面では低酸素雰囲気が達成されているかもしれない。そのような記述が文献から確認できた場合にデータとして採用した。また、不飽和条件での試験は酸素が混入している可能性も考えられるために除外した。溶液単独系で行われている試験も同様であるが腐食速度の測定結果などから酸素が混入していないか否かの確認に留意した。

② 試験溶液の pH

既往の緩衝材間隙水組成の評価結果⁽¹⁶⁾によると、緩衝材中の間隙水 pH は最も酸性側のケースで 5.9 としている。溶液単独での浸漬試験の場合、試験前あるいは試験後の条件を確認し溶液の pH が 6 以上となっている場合に採用した。ベントナイトと共存させた試験の場合、間隙水の pH が判断基準となるが記載がない場合も多い。本年度は、ベントナイトの pH の緩衝作用を考慮して試験で使用したベントナイト間隙水中の pH は、記載が無くても 6 以上になっているものと見做した。pH の上限値は設けないが腐食形態が局部腐食となっていないかどうか留意した。

④ 溶液組成

腐食速度に影響を及ぼす因子として炭酸イオン、炭酸水素イオン、塩化物イオンが挙げられる。一般に、炭酸イオン／炭酸水素イオンは腐食速度を抑制する作用が認められるため濃度の上限値は設けない。塩化物イオン濃度に関しては、濃度依存性があり、大気曝露 NaCl 溶液中では、海水に相当する塩分濃度である 3wt%における腐食速度が最大となるとしている⁽¹⁹⁾。一方、谷口ら⁽²⁰⁾により実施されたベントナイトと共存させた試験結果では、皮膜が掲載されていない初期の段階では塩化物イオン濃度が高いほど腐食速度は大きくなるが、試験期間が 1 年程度の皮膜が生成された段階では塩化物濃度が腐食速度に及ぼす影響は小さいとしている。このようなことから、海水よりも塩化物イオン濃度が高い条件の試験が見られたが、濃度条件で除外することはしない。

⑤ 試験温度

温度条件は、オーバーパック表面付近の熱解析結果⁽²¹⁾によると、オーバーパック表面付近の最大温度は約 100℃となる条件であることから、100℃以下の条件を選定することにした。

⑥ 試験期間

腐食速度を増加させる可能性として、試薬の Fe₃O₄ を付与した試験による腐食速度が加速するという報告⁽²²⁾があるが、谷口ら⁽²³⁾、和田ら⁽²⁴⁾、柴田ら⁽²⁵⁾の報告から、腐食速度が増加する要因は試薬に含まれる過剰の 3 価鉄の還元反応であり、また試薬 Fe₃O₄ が水素発生反応を促進させる可能性は低いことが確認されている。このことから、低酸素濃度条件下において自然に生成した Fe₃O₄ が炭素鋼の腐食速度を継続的に加速させる可能性は低いと考えられるため、本検討では考慮しないものとした。

この場合、緩衝材と接触する低酸素濃度条件下では、腐食速度は時間の経過とともに低下する傾向であると考えられる。ここでは、365 日以上 の最長の測定期間のデータを対象とし、重量減少法で算出された腐食速度を選定しその結果を時間によらない一定速度と仮定することとした。なお、1 条件に対して複数の試験片が用いられている試験の場合、各試験片の結果間のばらつきが小さいことを確認しそれらの平均値とした。

⑦ 放射線の照射条件

放射線の照射が腐食速度に影響を及ぼすが、前述した Marsh ら⁽⁷⁾⁽⁸⁾の報告から、オーバーパック表面での最大線量は腐食速度に影響を及ぼす放射線照射条件と比較して十分小さいことが確認出来たので放射線照射条件での試験は除いた。

⑧ 腐食速度の測定方法

試験開始から終了後の重量変化量から腐食速度を割り出す重量減少法により求められている試験結果を対象とした。腐食速度が測定されていなくても、腐食進展量のみが記載されている場合があるが、最長の試験期間で除することにより腐食速度を推定した。

⑨ その他

腐食形態が局部腐食となっているかどうかを確認する。疑義があり文献の記述から判断出来ないものも含めて対象外とした。

(4) 腐食速度の設定

(2) で調査検討した文献に対して、(3) で示した方針に適合した腐食速度を選定した。腐食速度と測定期間との関係を示した散布図を以下の図 2.4-2 に示す。プロットした腐食速度は(3) の⑥で述べたように、365 日以上データとし最長の試験期間に対して重量減少法で算出した腐食速度である。腐食速度は概ね $0.1 \mu\text{m/y}$ から $20 \mu\text{m/y}$ の間に分布する結果となった。温度条件は、 30°C 、 50°C の温度条件で測定されたデータが一部見られたがほとんどが 80°C ~ 90°C のデータであった。

2.4.2 で調査した谷口らの結果(試験期間最長 10 年)⁽²⁾⁽⁵⁾、小林ら(試験期間最長 3 年)⁽¹⁸⁾の結果から見られるように、ベントナイトと共存させた室内試験結果によると長期的には腐食速度が低下する傾向がみられる。どの程度まで低下するかの考察はないが、365 日程度の測定では皮膜が十分に形成されておらず過度に大きな結果となっていると判断した。これらのことから、平成 25 年度に実施する腐食寿命評価において設定する腐食速度は現実的な設定として $10 \mu\text{m/y}$ とし、この値が時間によらず一定の値を取るものとして評価をおこなうことにした。なお、本条件は低酸素条件下での腐食速度であり、閉鎖後の初期の高濃度の酸素条件が達成された場合などには適用範囲外であることに注意する必要がある。

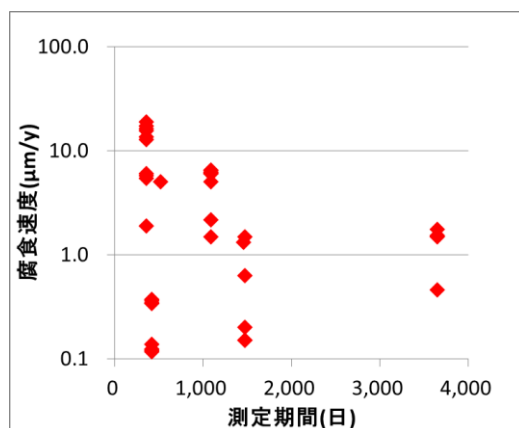


図 2.4-2 腐食速度と測定期間の関係

(5) まとめ

本節では、腐食速度に関する国内外の知見を調査し、オーバークラックの腐食寿命評価において腐食速度を一定としたモデルを使用する場合に設定する腐食速度を検討した。文献調査の結果として、処分環境に適合すると考えられる条件で測定された腐食速度概ね $0.1 \mu\text{m/y}$ から $20 \mu\text{m/y}$ の間に分布する結果となった。腐食寿命評価において設定する腐食速度は、皮膜の保護性を考慮することにより現実的な設定として $10 \mu\text{m/y}$ とし、この値が時間によらず一定の値を取るものとして評価をおこなうことにした。なお、本条件は低酸素条件下での腐食速度であり、閉鎖後の初期の高濃度の酸素条件が達成された場合などには適用範囲外であることに注意する必要がある。

2.4.3 低酸素条件下における腐食モデルに関する検討

(1) はじめに

前節では、低酸素条件下において腐食速度を一定と仮定した場合のモデルに設定する腐食速度を既往知見に基づいて設定した。一方、平成 24 年度に、低酸素条件下における腐食モデルとして腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定した腐食モデルを提案した。平成 25 年度は、本モデルの妥当性検討の一環として、腐食生成物中の水の拡散係数の測定を試みた。

(2) 昨年度の成果

低酸素条件下において、支配的なカソード反応が水の還元反応でありかつ腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速するという仮定の下では、鉄の溶解速度は鉄の表面における水の還元反応の速度に等しいとしてよい。即ち、「腐食速度＝水の還元反応の速度」と考えられる。この場合、腐食速度（＝水の還元反応速度）はフィックの第一法則を用いて電流密度 $i_{\text{corr}}(t)(\text{A}/\text{m}^2)$ として以下の式(2.4-2)で算出し、 1mol の鉄の溶解に対して 2mol の電子が生成することをファラデーの法則を用いて記述すると $1.16 \times 10^4 \text{mm/y} = 1\text{A}/\text{cm}^2(27)$ となるので、この式を用いて腐食速度に換算する。

$$i_{\text{corr}}(t_n) = \frac{2FD_e\Delta C}{\delta(t_{n-1})} \tag{2.4-2}$$

$$\delta(t_n) = \delta(0) + R \int_0^{t_n} i_{\text{corr}}(s) ds \frac{M}{2\rho F}$$

$i_{\text{corr}}(t_n)$: 時刻 t_n ($n=0,1,2 \dots, t_0=0$) における腐食電流密度 (A/m^2)
 De : 腐食生成物中の水の有効拡散係数 (m^2/s)
 ΔC : 腐食生成物中水の拡散層における水の濃度差 (mol/cm^3)
 $\delta(t)$: 腐食生成物中の水の拡散層厚さ (m)
 $\delta(0)$: 拡散層厚さの初期値 (cm)
 R : 溶解した鉄イオンが腐食生成物となる割合 (-)
 M : 腐食生成物の物質量 (g/mol)
 ρ : 腐食生成物の密度 (g/cm^3)
 F : ファラデー定数 (=96485C/mol)

(3) 腐食生成物中の水の拡散定数の推定

水の拡散係数の推定方法の流れとしては、まず、試験片を大気中で高温で加熱することにより試験片に皮膜を生成させる。次にこれらの試験片を常温の重水に接触させ皮膜に拡散浸透させ、拡散浸透した試験片を昇温脱離ガス分析装置に設置して、試験片を徐々に加熱し、その時に試験片から逃散する重水の浸透量を質量分析計で測定する。

拡散浸透時間と重水の浸透量から、フィックの第二法則を用いて拡散係数を推定するものである。以下、試験の詳細について記述する。

① 試験条件

A. 皮膜の生成

● 試料及び皮膜生成方法

供試材には、厚さ 2 mm の純 Fe 板 (ニラコ製:純度 99.5 mass%) を用い、マイクロカッターによって 10 mm × 10 mm × 2.0 mm の板状試料に加工した。次に試料表面にエメリー紙で M→0 の順に乾式研磨を行い、エタノールを用いて超音波洗浄を 600 s 行った。その後、電気炉(デンケン製 KDF 007 EX)を使用して、573 K にて 64.8 ks、または 723 K、873 K にてそれぞれ 86.4 ks の条件で、試料を大気中で高温酸化させ、炉冷することで酸化皮膜を作製した。

作成した皮膜に対して、X線回折試験装置(Rigaku 製、RINT-2550)を使用して酸化物の同定を行った。Cu をターゲットとした Cu - K α 線(波長 $\lambda=0.154060$ nm)を X 線源に用い、 $\theta/2\theta$ 法により測定した。測定条件は、サンプリング幅を 0.020 °、スキャンスピード 2.00 os $^{-1}$ 、管電圧 40 kV、管電流 300 mA とし、回折角を 20~80 ° の範囲として測定した。

● 表面観察

光学顕微鏡(OLYMPUS 製 BX51)を用いて、①.で作製した試料の表面を観察した。

● エッチング処理

皮膜を生成させた試料を樹脂埋めした後、マイクロカッターを使用して表面に垂直に切断した。試料断面にエメリー紙(#80 - #1000)で湿式回転研磨、0.3 μm のアルミナ粒子でバフ研磨を行い、エッチング処理を行った。エッチング溶液にはエタノール(和光薬製)93 mL と硝酸(和光純薬製)7 mL の混合溶液であるナイトールを使用して、試料を溶液に 30 s 浸漬した。

● 断面観察

皮膜を生成させた試料を走査型電子顕微鏡(Scanning Electron Microscope : SEM) (JEOL 製、JSM - 6060LV)を用いて観察し、皮膜の厚さ、状態を観察した。

B 重水の浸透試験

● 試験の概要

本試験の試料の構成図を図 2.4-3(a)に示す。PTFE(polytetrafluoroethylene)テープに直径 6 mm の穴を開け、皮膜を生成させた試料の中央にその穴がくるように被覆し、接液面積を限定した。次に本試験の装置図を図 2.4-3(b)に示す。密閉可能な容器に設置したアクリル台の上に PTFE テープで被覆された試料を設置し、試料の被覆していない部分に重水を 0.05mL 滴下した。アクリル台の下にも重水を設置し、密閉容器内の重水の相対湿度を 100%にして、試料に接触させた重水の乾燥を防止した。この状態で容器を密閉し、298 K にて 10.5 ks から 5184 ks の種々の時間試料を保持して、重水を酸化皮膜に浸透させた。A. で作製した試料のうち、873K で処理した試料には、重水に加えて、軽水でも同様の操作を行った。浸透させた重水量は、昇温脱離ガス分析装置(ULVAC 製、TDS-200-L STANDAM⁽²⁸⁾⁽²⁹⁾)を用いて測定した。概略図を図 2.4-4 に示す。重水浸透試験後の試料の表面に吸着した重水または軽水成分を取り除くため、TDS 装置の高真空($10^{-7} \sim 10^{-6}$ Pa)測定室に室温で 54 ks 程度保持した。その後、昇温速度 5.5×10^{-2} K/s にて室温から 973 K まで加熱し、各温度で試料から脱離する重水または軽水の脱離速度を 20 s 間隔で測定した。

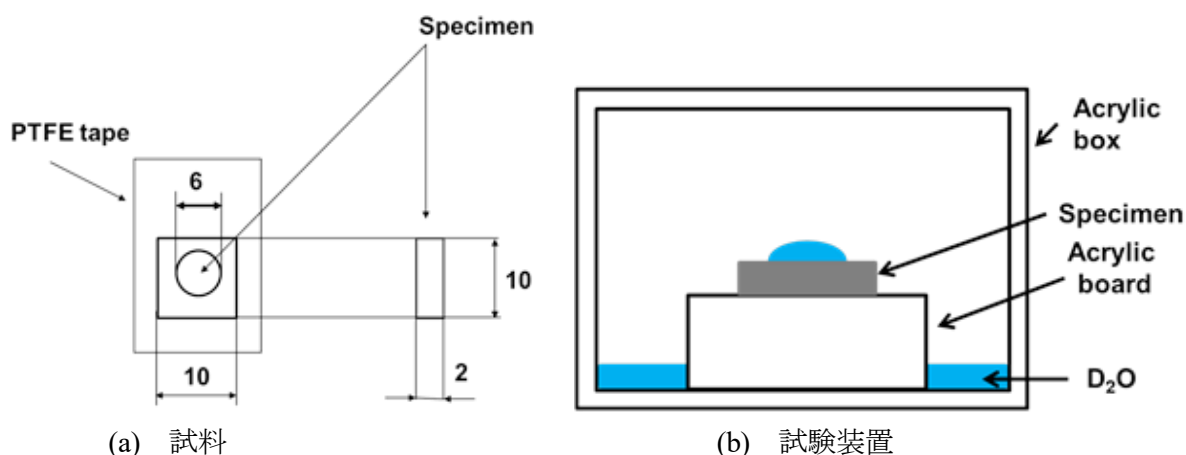


図 2.4-3 試料及び試験装置の模式図(数字の単位 : mm)

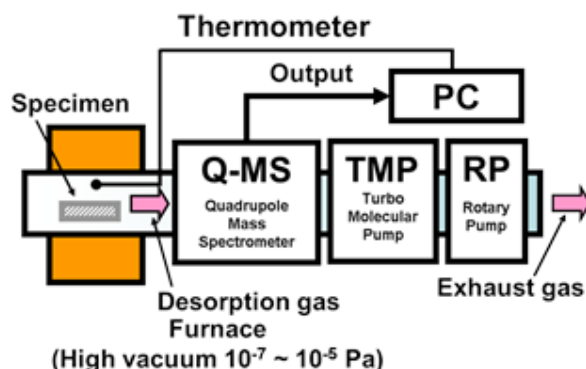


図 2.4-4 昇温脱離ガス分析(TDS)装置の概略図

③ 試験結果

A. XRD 分析結果

各温度で酸化させた試料の XRD プロファイルを図 2.4-5 に示す。573 K では Fe_3O_4 と Fe のピーク、723 K では Fe_3O_4 のピーク、873 K では Fe_3O_4 と Fe_2O_3 のピークが検出された。XRD 分析における X 線の貫入深さは約 $10\ \mu\text{m}$ であるため、573 K ではほぼ Fe_3O_4 単層皮膜、723 K では少なくとも皮膜最表面に Fe_3O_4 皮膜、873 K では少なくとも皮膜最表面に Fe_3O_4 もしくは Fe_2O_3 皮膜が形成していることがわかった。

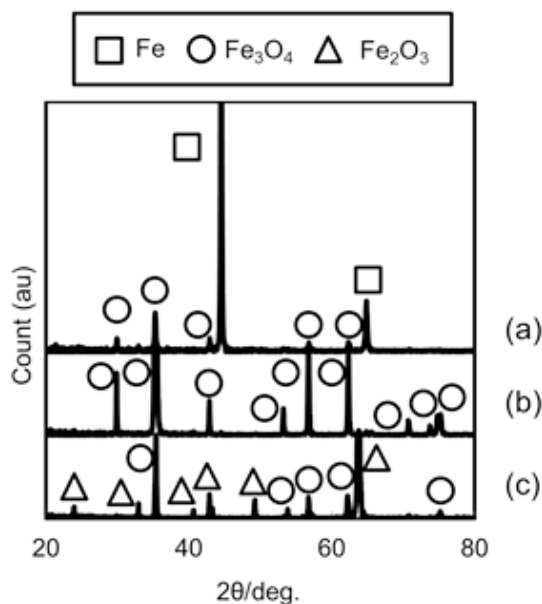


図 2.4-5 (a)573, (b)723 および(c)873 K で酸化させた試料の XRD パターン

B. 表面観察結果

各温度で酸化させた試料の表面に対する光学顕微鏡観察結果を図 2.4-6 に示す。573 K で酸化した試料の表面には光沢があり、薄い青色の皮膜が形成されていた。723 K と 873 K で酸化した場合には、試料表面に黒色の皮膜が形成されていた。723 K で酸化した試料の皮膜はすすけていた。1473 K の場合には試料表面に灰色の酸化物が形成されていたことに加えて、全体がたわみ、一部が膨らんでいた。

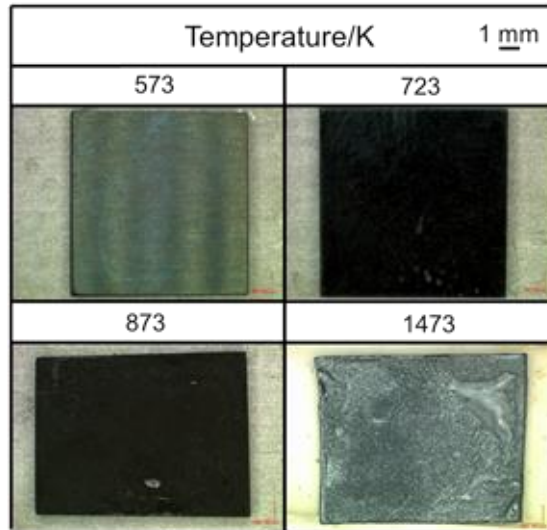


図 2.4-6 種々の温度で酸化させた試料の表面に対する光学顕微鏡観察結果

C. 断面観察結果

試料断面の SEM 観察結果(エッチング処理後)を図 2.4-7 に示す。573 K の場合、皮膜は均質に見え、単層皮膜であると推察された。また、皮膜と金属との間にすき間の形成が確認された。723 K の場合、皮膜の金属側は均質であるように見えたが、表面側の一部に多孔質な部分が認められたので、皮膜は 2 層構造であると推察された。また、573 K の場合と同様、皮膜と金属の間にすき間の形成が確認された。873 K の場合には、723 K の場合よりも明確な 2 層構造が認められ、皮膜の金属側は均質であり、表面側は多孔質であった。また、573 K、723 K の場合と同様、皮膜と金属の間にすき間の形成が確認された。1473 K の場合、試料全体が多孔質な単層構造であった。

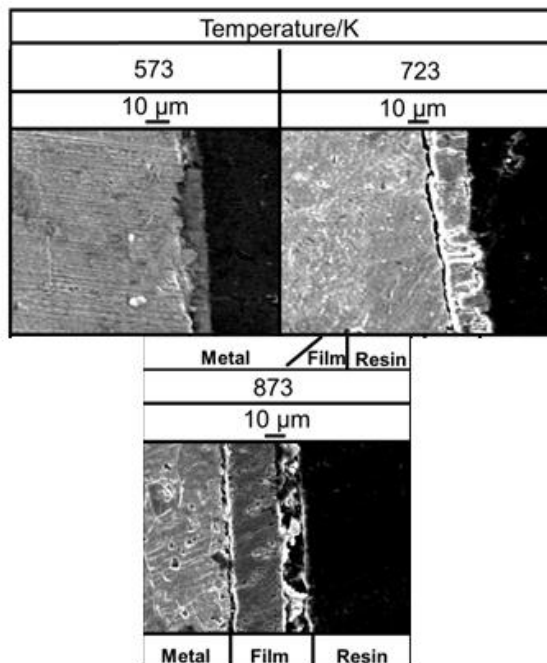


図 2.4-7 種々の温度で酸化させた試料の断面に対する SEM 観察結果(エッチング処理後)

図 2.4-7 より、573 K で酸化させた試料の皮膜は均質な単層であること、723 K で酸化させた試料の皮膜はほとんど均質な単層だが、表面の一部に多孔質な別の層があること、873 K で酸化させた試料の皮膜は均質な内層と多孔質な外層の明確な 2 層であることがわかった。また、図 2.4-5 に示す XRD 分析結果より、各皮膜の構成相は、573 K と 723 K の場合には Fe_3O_4 、873 K の場合には Fe_3O_4 と Fe_2O_3 である。一般的に鉄を高温酸化させてできる酸化皮膜は多層構造であるとされており、その層は外側から Fe_2O_3 、 Fe_3O_4 、 FeO の順に形成するとされている⁽³⁰⁾。したがって、今回の実験で作製した皮膜に関して、573 K で酸化させた試料の皮膜は均質な Fe_3O_4 単層であり、723 K で酸化させた皮膜はほぼ Fe_3O_4 層で表面の一部に多孔質な Fe_2O_3 層が形成されており、873 K で酸化させた皮膜は均質な Fe_3O_4 内層と多孔質な Fe_2O_3 外層であると考えられる。

D. TDS 試験結果

各温度で板状試料を高温酸化して作製した試料に種々の時間重水を浸透させた。その試料に TDS 試験を行った結果である、各試料温度における重水の脱離速度(TDS プロファイル)をそれぞれ図 2.4-8 に示す。いずれの酸化温度で作製した試料に重水を浸透させても、脱離速度は 400 K 付近にピークを示した。また、重水の浸透時間を増加させるとピーク高さは増大した。

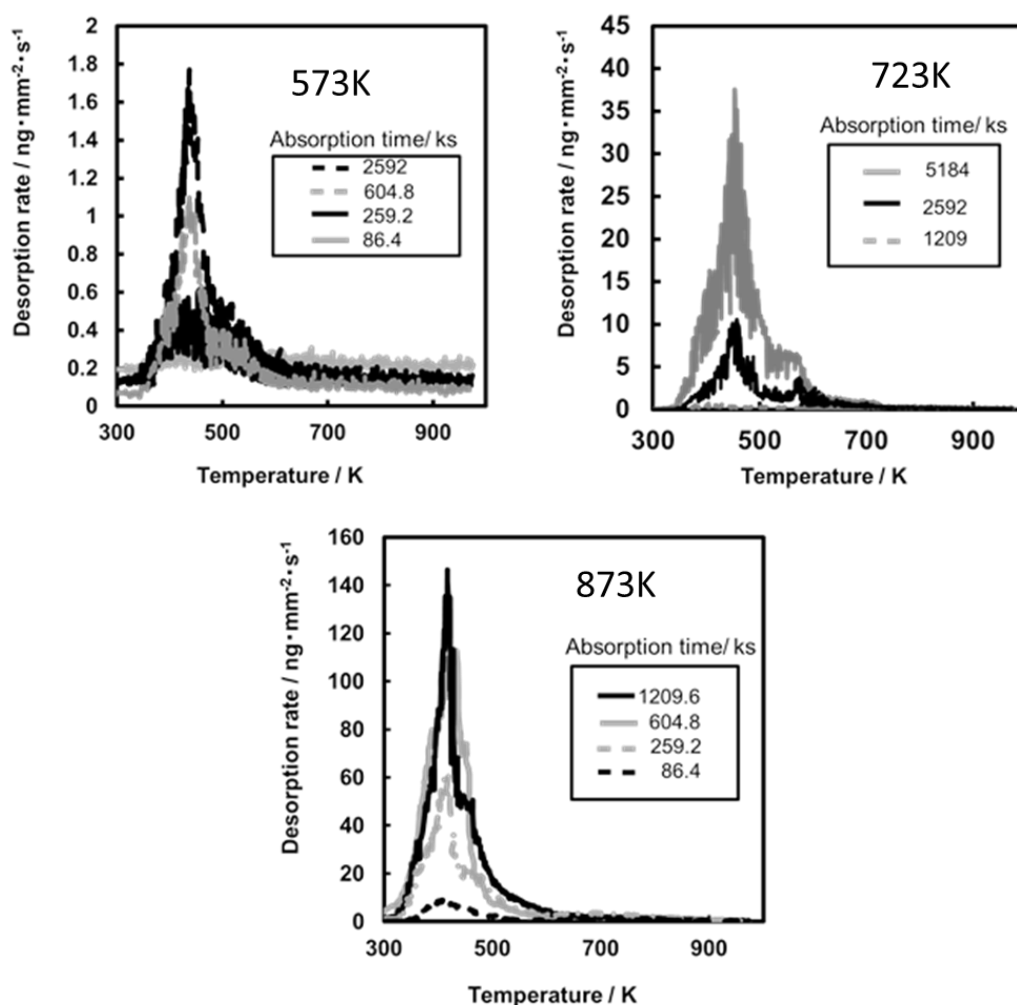


図 2.4-8 酸化させた後に重水浸透試験を行った試料から得られた重水の TDS 曲線

各温度で酸化させた試料への重水の浸透時間と重水量の関係を図 2.4-9 に示す。ここで、重水量は図 2.4-8 で示した TDS プロファイルにおける 298 K から 973 K の領域の曲線を時間積分した値である。573 K で酸化させた試料中の重水量は、浸透開始から約 2500 ks まで微量な増加傾向を示した。723 K で酸化させた試料中の重水量は、約 1200 ks までは 573 K で酸化させた試料中の重水量とほぼ同値を示した。しかし、1200 ks 以上の時間重水を浸透させると重水量は急激に増加し始めた。873 K で酸化させた試料中の重水量は、浸透開始から急激に増加したが、600 ks 以上浸透させても重水量はほとんど変化しなかった。

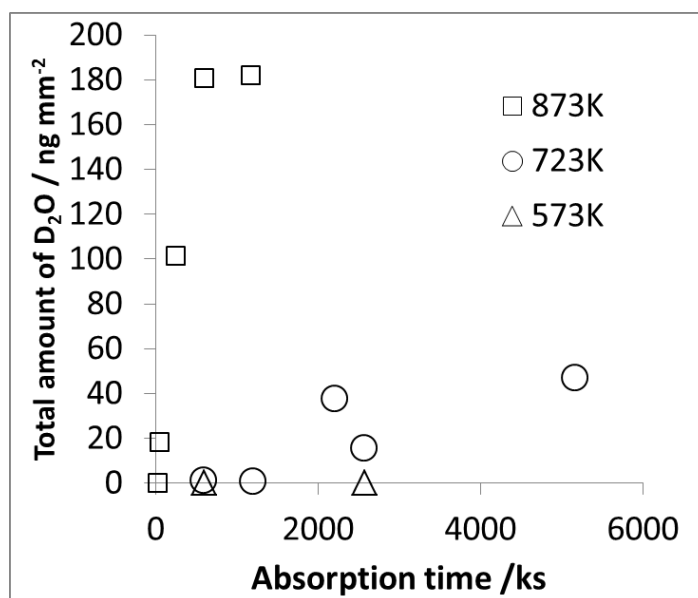


図 2.4-9 種々の温度で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料の浸透重水量に対する経時変化

873 K で酸化させた試料に軽水(H₂O)を 0 ならびに 86.4 ks 浸透させた後の TDS プロファイルを図 2.1-10 に示す。酸化させただけで軽水に接触させなかった試料(0 ks)にも軽水の脱離がわずかに観測され、軽水を 86.4 ks 浸透させた場合には、軽水の脱離速度が増加し、400K と 800K 付近にピークを示した。また 400 K のピークの高さは 800 K のピークと比較して大きかった。

873 K で酸化させた試料に重水または軽水を 86.4 ks 浸透させた後の TDS プロファイルを図 2.1-11 に示す。重水と軽水ではプロファイルの傾向に差異は見られないが、重水の方が軽水と比較し小さな値を示した。

873 K で酸化させた試料に重水もしくは軽水を浸透させたときの、浸透時間に対する重水量と軽水量の変化を図 2.1-12 に示す。この図より、重水より軽水の方が大きな浸透量を示した。86.4 ks 後の軽水の浸透量は、重水と比較して約 100 倍に増大した。

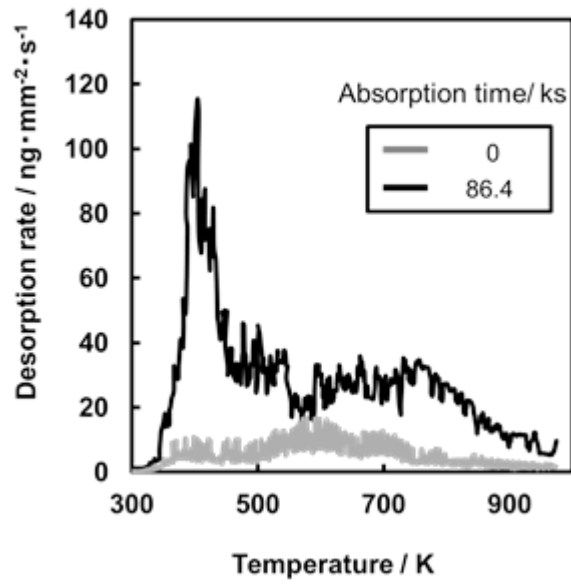


図 2.4-10 873 K で酸化させた後に軽水(H₂O)浸透試験を行った試料から得られた軽水の TDS 曲線

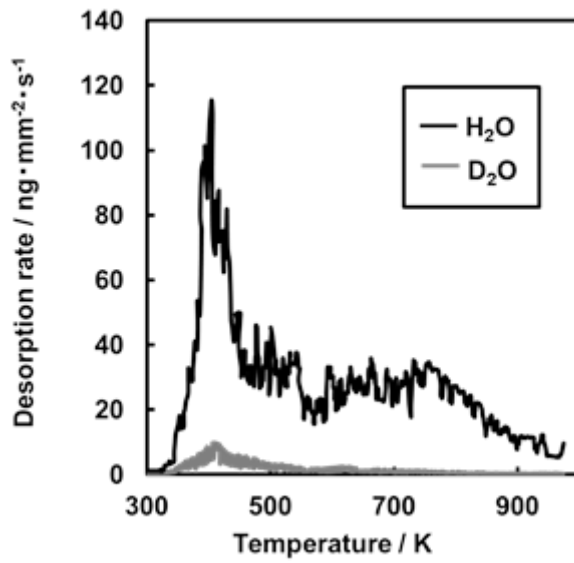


図 2.4-11 873 K で酸化させた後に重水および軽水浸透試験(浸透時間 86.4 ks)を行った試料から得られた重水および軽水の TDS 曲線

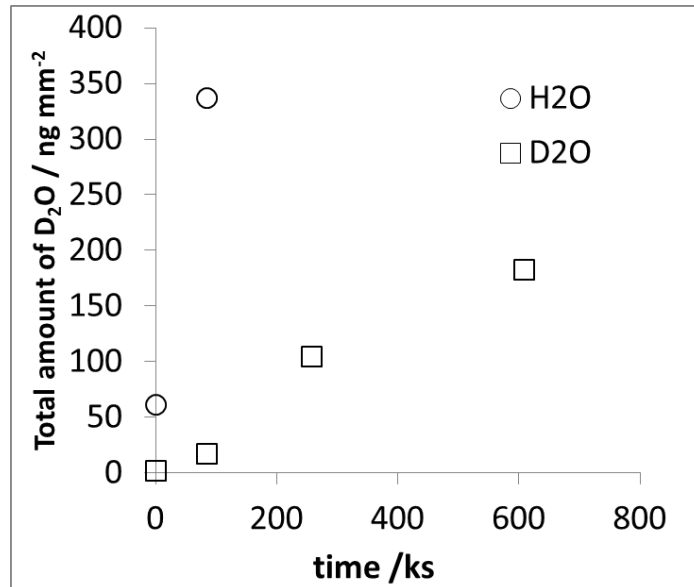


図 2.4-12 873 K で酸化させた後に重水および軽水浸透試験を行った試料に浸透した重水量および軽水量の経時変化

④ 水の拡散係数の推定

本試験は酸化皮膜に重水もしくは軽水を接触させて拡散浸透させているので、重水・軽水の浸透量は Fick の法則に従った経時変化を示すと考えられる。そこで、Fick の第二法則

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (2.4-3)$$

$$C(0, x) = 0.0 \quad (x > 0)$$

$$C(t, 0) = C_0 \quad (t > 0)$$

を解くと、浸透した全重水量 M_t は、 $x=0$ における水中の重水濃度 C_0 、拡散係数 D 、時間 t を用いて(2.4-3)式で表すことができる⁽³¹⁾。

$$M_t = 2C_0 \sqrt{\frac{Dt}{\pi}} \quad (2.4-4)$$

ここで、 t は浸透時間、 x は表面からの皮膜の厚さ方向の距離、 C は x の位置での濃度を示す。以下の議論では、 C_0 を飽和濃度と置き換えている。飽和濃度 C_0 と拡散係数 D は定数なので、(2.4-3)式より M_t は $t^{0.5}$ の一次関数として表すことができる。また、 C_0 を見積もることができれば、 M_t と t の平方根のプロットの直線の傾きから D を推定することができる。

図 2.1-9 に示した浸透重水量の経時変化の横軸を時間の平方根で描き直した図を図 2.1-13 に示す。この図より、873 K で酸化させた試料の皮膜に浸透させた重水の量はある一定の傾きを持って直線的にすることから、Fick の法則に基づき(2.1-3)式に従った変化をしていることが示唆された。また、最終的に飽和したと判断することができる。図 2.4-7 により当該皮膜の厚さは 20 μm と推定され、縦軸の値である単位面積当たりの浸透重水量を皮膜厚さで除することにより求めた皮膜中に対する飽和重水濃度は $1.8 \times 10^{-2} \text{ g/cm}^3$ と推定された。さらに、図の傾き

と推定飽和濃度から 873 K で酸化した試料の皮膜中の重水の拡散係数は $1.9 \times 10^{-12} \text{ cm}^2/\text{s}$ と推定された。この皮膜の表面は Fe_2O_3 で構成されていると考えられることから、求められた拡散係数は Fe_2O_3 に対する値であると考えられる。

一方、573 K および 723 K で酸化させた試料の皮膜に浸透した重水量は微小であるため、図 2.1-13 の縦軸を拡大した図を図 2.1-14 に示す。この図より、いずれの温度で酸化させた試料の皮膜に浸透した重水量もほぼ同じ傾きで直線的に増加し、最終的に飽和したように見ることができる。したがって、873 K での皮膜の場合と同様の方法を用いて、573 K ならびに 723 K の場合の皮膜に関して、いずれも皮膜厚さ約 $10 \mu\text{m}$ 、推定飽和濃度 $3.8 \times 10^{-4} \text{ g/cm}^3$ 、拡散係数 $2.4 \times 10^{-13} \text{ cm}^2/\text{s}$ と推定された。これらの皮膜はほぼ Fe_3O_4 で構成されていると考えられるため、求められた拡散係数は Fe_3O_4 に対する値であると考えられる。

723 K における浸透重水量が 2000 ks 以上で急激に上昇した理由は現在不明である。

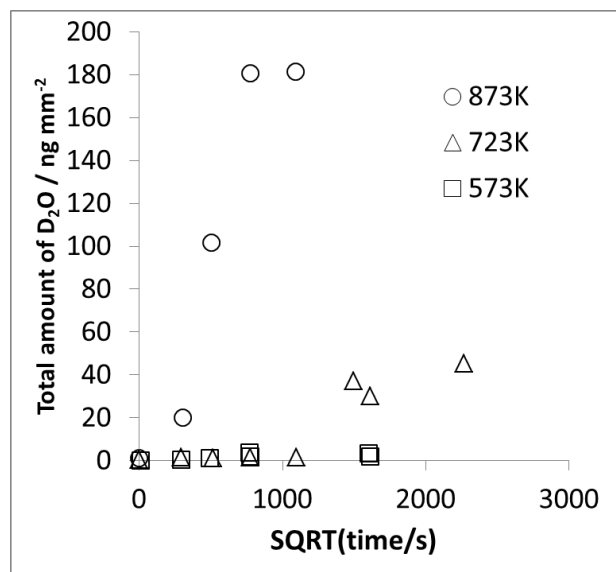


図 2.4-13 種々の温度で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料における重水浸透時間の平方根と浸透重水量との関係

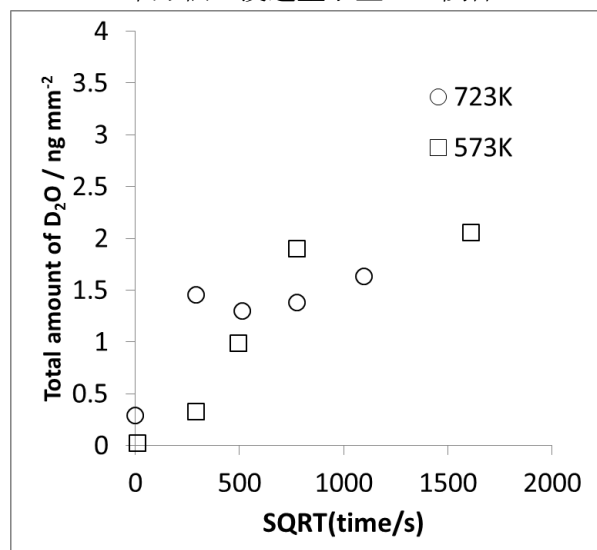


図 2.4-14 523 K および 723 K で酸化させた後に重水浸透試験を行った試料における重水浸透時間の平方根と浸透重水量との関係

⑤ モデル式を用いた計算

前項までの試験で得られた水の拡散係数を用いて、(2.4-1)式を用いて適用して腐食速度を計算した。なお、計算に使用した水の拡散係数以外のパラメータは平成 24 年度に用いた値と同一である。具体的な数値は Appendix I -A に示した。計算結果を図 2.4-15 に示す。最大で $10 \mu\text{m/y}$ 程度の腐食速度であり、2.4.2 で示した腐食速度の幅に含まれるような結果が得られた。

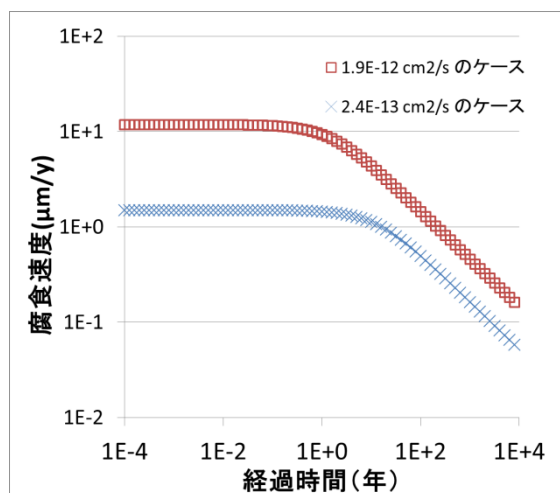


図 2.4-15 腐食速度のモデル計算結果

(4) まとめ

- ・大気中で Fe を高温酸化させて生成させた酸化皮膜に浸透させた重水ならびに軽水を、昇温脱離ガス分析法で定量することが可能であることがわかった。
- ・573 K の大気中に Fe を 64.8ks 保持して作製した酸化皮膜は、均質な Fe_3O_4 単層であり、皮膜厚さは $8 \mu\text{m}$ であった。この皮膜に対する重水の飽和濃度は $3.8 \times 10^{-4} \text{ g/cm}^3$ 、重水の拡散係数は $2.4 \times 10^{-13} \text{ cm}^2/\text{s}$ と推定された。一方、723 K の大気に Fe を 86.4 ks 保持して作製した酸化皮膜は、ほとんどが均質な Fe_3O_4 層であったが、表面の一部に多孔質の Fe_2O_3 層が認められ、全体の皮膜厚さは $10 \mu\text{m}$ であった。この皮膜に対する重水の飽和濃度と拡散係数は 573 K の場合の値と同値と推定された。
- ・873 K の大気に Fe を 86.4 ks 保持して作製した酸化皮膜は、均質な Fe_3O_4 内層と多孔質の Fe_2O_3 外層の 2 層構造であり、全体の皮膜厚さは $20 \mu\text{m}$ であった。この皮膜に対する重水の飽和濃度は $1.8 \times 10^{-2} \text{ g/cm}^3$ 、重水の拡散係数は $1.9 \times 10^{-12} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ と推定された。
- ・1473 K の大気に 0.10 mm の厚さの Fe を 54 ks 保持すると、すべて Fe_2O_3 相に酸化した。
- ・873 K の大気に Fe を 86.4 ks 保持して作製した酸化皮膜に重水と軽水を接触させたときの浸透量は、軽水の方が大きく見積もられた。
- ・現時点では温度による飽和重水量の違いの解釈、皮膜との反応による重水の消費の可能性などが考えられるが明らかではなく、拡散係数の妥当性が確認されていない。今後、皮膜中の水の存在形態も含めて検証を行い、より信頼性の高い測定手法の構築、データ取得を行う必要がある。よって、現時点では水の拡散が腐食速度を律速するという仮説の妥当性の確認には至っていない。
- ・また、「水の拡散」とは水による飽和度の高い場所から低い場所（不飽和の場所）への水分子の移動現象、即ち不飽和媒体中での水分子の輸送現象であると考えられ、フィックの法則が成り立たない可能性があることにも注意が必要である。

2.4.4 炭素鋼の腐食速度に及ぼす温度の影響

一般に、炭素鋼の腐食速度は高温ほど大きく、地層処分環境を想定した条件についても腐食速度の温度依存性に基づいてアレニウス型の式により近似した例⁽³²⁾⁽³³⁾等がある。しかし、緩衝材を模擬した圧縮ベントナイト中では、浸漬初期における腐食速度は高温のほうが大きいものの、長期的（数年以上）には温度の低い条件のほうが高温下よりも大きくなる現象が確認されている⁽²⁾。その原因として、低温下では高温下よりも皮膜の保護性が劣るためと推察されている。処分環境においてニアフィールドの温度は地温付近まで経時的に低下すると予想され、このような温度の低下に伴って耐食性が長期的に低下する可能性もある。そこで緩衝材共存下における炭素鋼の腐食速度に及ぼす温度の影響、特に低温条件での挙動を明らかにし、温度依存性を考慮したモデル検討を行った。

(1) 試験方法

① 試験片

炭素鋼試験片として、JIS G3106 SM400B (C:0.14, Si:0.22, Mn:1.12, P:0.0016, S:0.004 mass%) を用いた。この材料より 30×30×2mm の寸法の試験片を切り出し、エメリー#800 湿式研磨にて仕上げ、表面をエタノールで脱脂後、蒸留水で洗浄した。

② 試験条件、試験方法

試験溶液として既往のデータ⁽²⁾⁽³⁴⁾との比較の観点から人工海水を用い、ASTM D1141-98(2003) に準拠して調製した。ただし、下記の主要成分のみとし、微量成分は添加しなかった。

NaCl(24.53 g/l), MgCl₂(5.20 g/l), Na₂SO₄(4.09 g/l), CaCl₂(1.16 g/l), KCl(0.695 g/l), NaHCO₃(0.201 g/l), KBr(0.101 g/l), H₃BO₃(0.027 g/l), SrCl₂(0.025 g/l), NaF(0.003 g/l)

緩衝材にはベントナイト (クニゲル V1) に 30mass%のケイ砂を混合したのを用い、乾燥密度 1.6 g/cm³ に圧縮成型した。緩衝材は図 2.4-3 に示すように大気下でチタン製の試験カラムに充填したのち、酸素濃度 1ppm 以下に制御された窒素雰囲気グローブボックスに搬入し、グローブボックス内で真空引きと窒素置換を 3 回以上繰り返した。更に 24 時間以上 1torr 以下の減圧下に静置し、再び窒素ガスで置換した。試験溶液についてもグローブボックス内のガスを 24 時間以上通気して溶存酸素を除去した。試験温度は 30、40、50℃にてそれぞれ行った。所定期間終了後、試験片を試験カラムから取出し、5%クエン酸水素 2 アンモニウム溶液を用いて 10mA/cm² の電流密度のカソード分極下で脱錆処理を行った。次に試験片の重量を測定し、あらかじめ測定した試験前の重量との差から重量減少量を算出し、試験片表面積より平均腐食量を算出した。

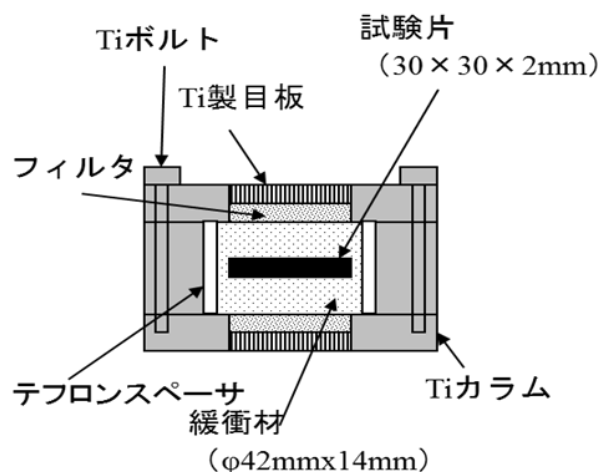


図 2.4-16 緩衝材中における浸漬試験用カラムの模式図

浸漬期間は30日、90日、1年、3年とした。昨年度までに1年までの結果を報告した。本年度は3年間の試験の取り出しを行った。

(2) 試験結果と考察

① 試験片外観と腐食生成物

試験後試験片の外観を図 2.4-4 に示す。試験後試験片にはいずれも均一な全面腐食が観察された。また、金属素地が見えており、厚い皮膜は形成されていない。

② 腐食量

各試験片の腐食量測定結果を昨年度の結果とともに表 2.4-1 に示す。温度が高いほど大きな腐食量の値が得られた。

腐食量の経時変化を既往の高温下でのデータ（オーバーパックデータベース, OPDB, <https://opdb.jaea.go.jp/opdb/>より）、及び Kobayashi らのデータ⁽¹⁸⁾とともに図 2.4-18 に示す。

図中にはべき乗則 ($Y=At^B$, Y:腐食量, A,B:係数) で近似した結果も示した。係数 A は環境の腐食性に対応した値であり⁽³⁵⁾、大きいほど環境の腐食性は大きい。皮膜が形成されていない浸漬初期の腐食速度はこの環境の腐食性を反映した値になると考えられる。係数 B は皮膜の保護性に対応した値とされており⁽³⁵⁾、この値が小さいほど皮膜の保護性は大きい。

温度と係数 A, B の関係を図 2.4-19 に示す。温度が高いほど A は大きくなる傾向を示しており、アレニウスプロットすると Foct ら⁽³²⁾および Gras⁽³³⁾の報告と概ね整合した。活性化エネルギーは約 14.8kJ/mol と求められ、Foct ら⁽³²⁾および Gras⁽³³⁾による値の中間的な値となり、皮膜が形成されていない状態での腐食速度の温度依存性がアレニウス型となる可能性が示された。一方、B は低温条件のほうが大きくなる傾向を示した。これは低温のほうが環境の腐食性は小さいが、皮膜の保護性も乏しいことを示している。

平成 24 年度まで行った腐食生成物の分析結果より、ベントナイト共存下における腐食生成物にはいずれの温度条件でも $FeCO_3$ が含まれていると推察される。小池ら⁽²⁶⁾はベントナイト中の炭素鋼の耐食性は $FeCO_3$ の性状により決定されるとしている。 $FeCO_3$ の溶解度は高温ほど小さくなることから⁽³⁶⁾、高温ほど $FeCO_3$ が沈殿しやすいと考えられる。高温条件のほうが係数 B が小さい、すなわち皮膜の保護性が大きくなったのは $FeCO_3$ の沈殿のしやすさに関連している可能性がある。












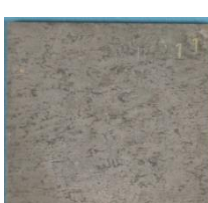


| 温度 (°C) | 30 日 | 90 日 | 1 年 | 3 年 |
|----------------|---|---|--|---|
| 30 |  |  |  |  |
| 40 |  |  |  |  |
| 50 |  |  |  | 浸漬中 |
| 50 (0.7MPa) |  |  |  | |

図 2.4-17 試験後試験片の外観 (試験片寸法 : 30×30×2mm)

表 2.4-7 腐食量測定結果

| 温度 (°C) | 圧力 | 試験期間 (days) | 平均腐食深さ (μm) | 平均腐食速度 ($\mu\text{m}/\text{y}$) | 備考 |
|------------|--------|----------------|-----------------------------|--------------------------------------|-------|
| 30 | 大気圧 | 30 | 6.55E-01 | 7.97E+00 | 報告済み |
| | | | 6.64E-01 | 8.08E+00 | |
| | | | 7.50E-01 | 9.12E+00 | |
| | | 90 | 1.36E+00 | 5.50E+00 | 報告済み |
| | | | 1.12E+00 | 4.54E+00 | |
| | | | 1.16E+00 | 4.72E+00 | |
| | | 365 | 2.79E+00 | 2.79E+00 | 報告済み |
| | | | 2.80E+00 | 2.80E+00 | |
| | | | 2.78E+00 | 2.78E+00 | |
| | | 1095 | 4.49E+00 | 1.50E+00 | 本年度実施 |
| | | | 4.28E+00 | 1.43E+00 | |
| | | | 4.44E+00 | 1.48E+00 | |
| 40 | 大気圧 | 30 | 1.06E+00 | 1.29E+01 | 報告済み |
| | | | 1.03E+00 | 1.26E+01 | |
| | | | 1.04E+00 | 1.27E+01 | |
| | | 90 | 1.77E+00 | 7.17E+00 | 報告済み |
| | | | 1.68E+00 | 6.82E+00 | |
| | | | 1.73E+00 | 7.03E+00 | |
| | | 365 | 3.94E+00 | 3.94E+00 | 報告済み |
| | | | 3.89E+00 | 3.89E+00 | |
| | | | 3.83E+00 | 3.83E+00 | |
| | | 1095 | 6.52E+00 | 2.17E+00 | 本年度実施 |
| | | | 6.56E+00 | 2.19E+00 | |
| | | | 6.41E+00 | 2.14E+00 | |
| 50 | 大気圧 | 30 | 1.52E+00 | 1.85E+01 | 報告済み |
| | | | 1.37E+00 | 1.67E+01 | |
| | | | 1.40E+00 | 1.71E+01 | |
| | | 90 | 2.55E+00 | 1.03E+01 | 報告済み |
| | | | 2.53E+00 | 1.03E+01 | |
| | | | 2.52E+00 | 1.02E+01 | |
| | | 365 | 6.03E+00 | 6.03E+00 | 報告済み |
| | | | 6.30E+00 | 6.30E+00 | |
| | | | 5.82E+00 | 5.82E+00 | |
| 50 | 0.7MPa | 30 | 1.71E+00 | 2.07E+01 | 報告済み |
| | | | 1.54E+00 | 1.88E+01 | |
| | | | 1.55E+00 | 1.88E+01 | |
| | | 90 | 3.70E+00 | 1.50E+01 | 報告済み |
| | | | 2.76E+00 | 1.12E+01 | |
| | | | 3.29E+00 | 1.33E+01 | |
| | | 365 | 5.92E+00 | 5.92E+00 | 報告済み |
| | | | 5.57E+00 | 5.57E+00 | |
| | | | 5.62E+00 | 5.62E+00 | |

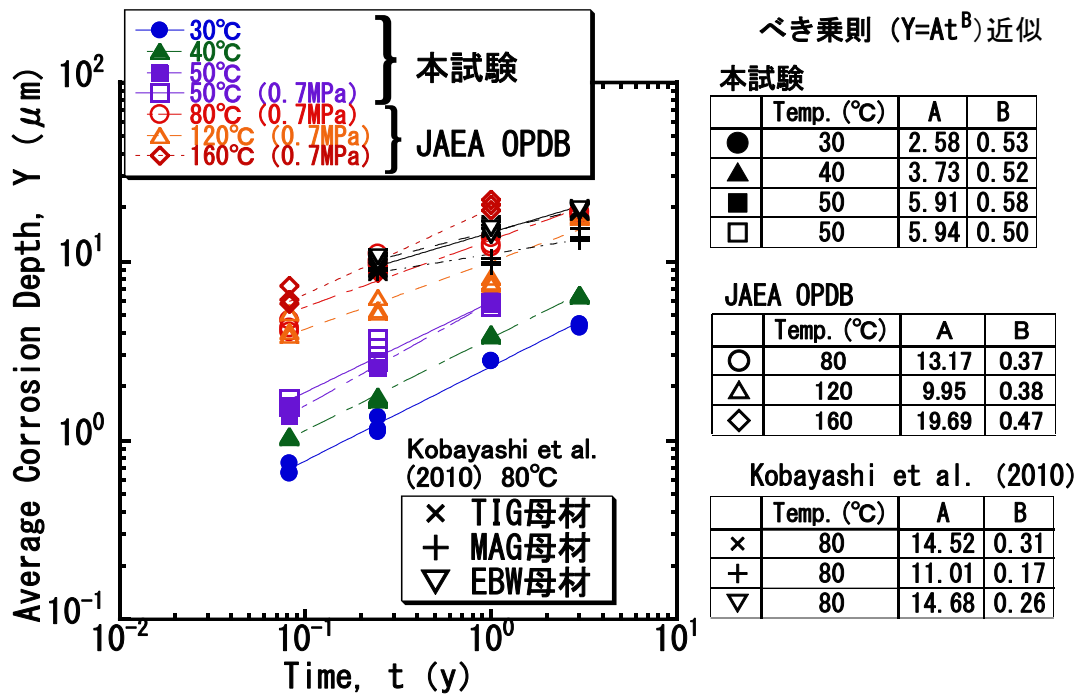


図 2.4-18 平均腐食深さの経時変化

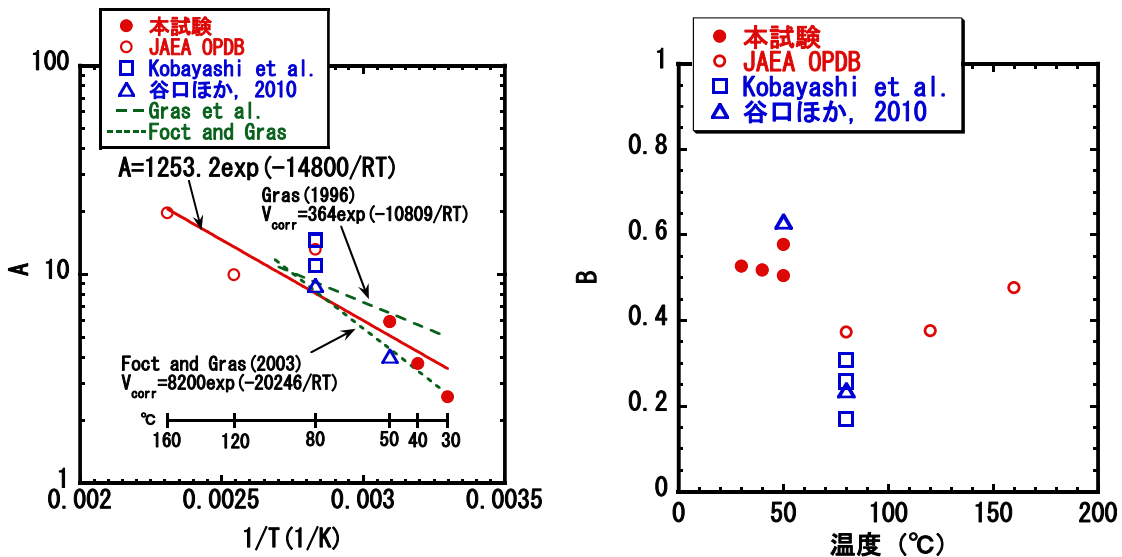


図 2.4-19 係数 A, B の温度依存性

(3) まとめ

環境の腐食性は温度が高いほど大きく、皮膜の保護性は温度の低いほうが小さくなる傾向が見られた。皮膜の影響が小さい場合には、温度依存性を考慮した腐食速度モデルがアレニウス型の式で表現できる可能性が示された。長期的に皮膜が形成された場合の効果と温度による影響をモデルに反映するためのデータ拡充が必要であると考えられる。

2.4.5 まとめおよび今後の課題

オーバーパックの腐食寿命評価モデルにおける低酸素濃度条件下における全面腐食の評価では、これまでに腐食速度を時間に依存しない一定値として腐食進展量を算出してきた。平成24年度より腐食生成物中の水の拡散が腐食速度を律速すると仮定したモデルを提案した。平成25年度の成果は以下のようにまとめられる。

低酸素濃度条件下で時間によらない一定値とした腐食速度モデルに用いる腐食速度の検討のための既往知見のレビューを行い、腐食速度として $10 \mu\text{m/y}$ を設定した。また、水の拡散が腐食速度の律速プロセスと仮定したモデル検討の一環として、腐食皮膜中の水の拡散係数測定を試みた。皮膜生成の温度条件によって異なる拡散係数の結果が得られている。その解釈として、飽和重水量の違いの皮膜との反応による重水の消費の可能性、フィックの法則が成立していない事などが考えられるが明らかではなく、今後確認を進めていく必要がある。

炭素鋼の腐食に及ぼす温度影響では、長期的な腐食進展量は低温の条件の方がより大きくなる可能性が実験的に示されつつある。また、皮膜の影響が小さい場合には、温度依存性を考慮した腐食モデルがアレニウス型の式で表現できる可能性が示された。

安全規制の観点からの今後の課題として、全面腐食が進展する環境条件が確認された場合には、本事業で検討したような低温の条件における長期的な腐食進展量データの拡充及びこの事実に関する信頼性を付与するための皮膜の保護性に関する機構論的な検討が必要であると考えられる。一方、局部腐食や応力腐食割れといった全面腐食と比べて進展量が極めて速くなることが考えられる腐食形態の生起可能性に関する検討も必要である。これまでの本事業において、既往のデータに基づいた局部腐食の判定モデル及び高炭酸塩濃度で電位が高い条件で取得された既往のデータに基づいた応力腐食割れ発生モデルを構築した。この SCC モデルの適用範囲外と考えられる低酸素条件下における SCC や水素脆化割れの発生、進展に関する知見も得られてきており、今後継続的な検討が必要である。

2.5 緩衝材の劣化モデルの作成

2.5.1 背景と目的

地層処分システムにおいて緩衝材の有力な候補材であるベントナイトは、止水機能、核種収着機能など、地層処分の安全性を確保する上で重要なバリア機能を期待されているが、同システムで多量に使用するとされるセメント系材料を起源とする高アルカリ性地下水によって変質し、期待されるバリア機能が長期的に損なわれることが懸念されている⁽¹⁾。そのため、安全審査の際に事業者が評価する緩衝材の各バリア機能およびその挙動の妥当性を適切に評価するためには、時間スケールや処分環境を考慮した「セメント起源のアルカリ成分がベントナイト系緩衝材へ影響を及ぼす期間および影響の程度を明らかにする手法」を整備する必要がある⁽²⁾。

過去の原子力安全・保安院の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、処分場での使用が想定されるベントナイト-砂混合土圧縮成型体を用いてベントナイトの変質に係る諸現象を実験的に定量化するとともに、ベントナイト系緩衝材に期待されている止水機能（透水係数）の長期的な変動を評価するための手法（評価モデル、評価式、評価データ、物質移行-変質連成解析コード（MC-BENT））の開発・整備を行ってきた。また、セメント系材料の変質にともなう固相および液相成分の変化を評価するための信頼性あるセメント鉱物モデル、およびセメント間隙変遷モデル（セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて分類するモデル（間隙モデル）及びセメントの変質によるこれらの間隙の量の変化を記述するモデル（変遷モデル）から成り、物質移動に寄与する間隙の間隙率（物質移動毛細管間隙率）と有効拡散係数は正比例とするモデル）の構築、さらに、これらのモデルを導入した解析コード（MC-CEMENT）の整備・検証を行ってきた（図 2.5-1）。

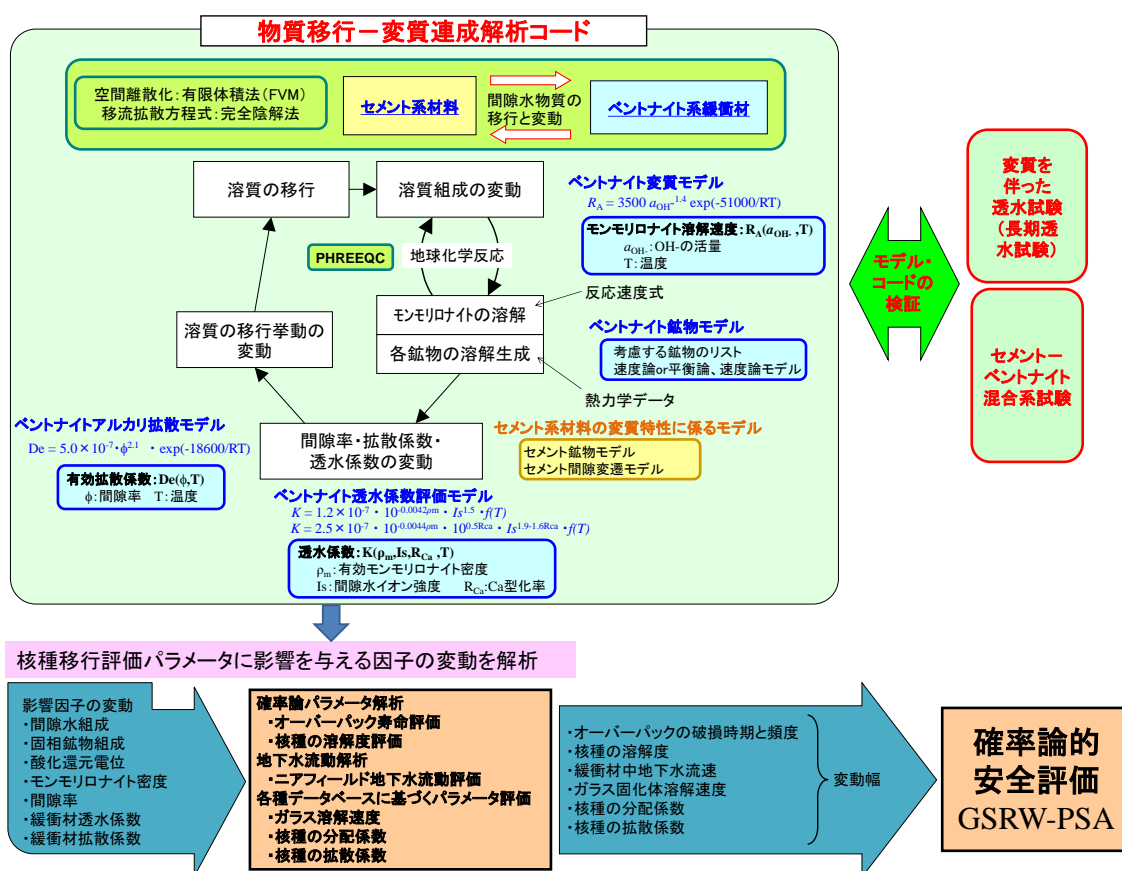


図 2.5-1 緩衝材の劣化に係る評価モデルと解析コードの体系

平成 22～24 年度は、我が国の地下環境（淡水、海水、酸化性条件、還元性条件など）を考慮した緩衝材劣化に係る試験を実施するとともに、その試験結果とこれまでに整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデルが導入された解析コード等による計算結果との比較を行い、当該モデルの地下環境への適用性に係る検討を実施した。また、複合的な人工バリア内で起こる現象を評価するため MC-BENT と MC-CEMENT の統合、および炭素鋼腐食影響評価モデルの導入、熱解析機能やリスタート計算機能の追加等を行い、MC-BUFFER として再整備した。

平成 25 年度は、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、これまで整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードの処分環境での適用性（モデルの適用限界、保守性も含む）について取りまとめるとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。また、ガラス固化体を含めた人工バリア体系を模擬した評価を実施するため、ガラス溶解速度を伴うガラス固化体溶解モデルの整備および MC-BUFFER への導入を図った。

2.5.2 これまでに整備した評価モデル等の適用性および今後の整備の方向性

(1) ベントナイト透水係数評価モデルの改良および適用性確認

(a) これまでの経緯と平成 25 年度の目的

ベントナイト系緩衝材には、人工バリア内の物質移行を制御する機能が期待されており、その機能の一つに止水機能がある。ベントナイトの止水機能は、ベントナイトが変質することで変化することが知られており、安全評価上特に重要である。「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、圧縮されたベントナイト系緩衝材中のモンモリロナイトが溶解し、その含有量が低下した際の透水係数を評価するため、砂と Na 型ベントナイト（クニゲル V1）の混合圧縮体試料（以下「混合圧縮体」）を用い、有効モンモリロナイト密度 ρ_m ($40 \sim 870 \text{ kg m}^{-3}$) とイオン強度 I_s ($0 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$) をパラメータとして、異なるいくつかの条件で透水試験を実施し、透水係数データを取得してきた。また、取得した透水係数データを対数に整理して、有効モンモリロナイト密度依存性を評価したところ直線関係を示し、イオン強度の対数値依存性についても直線関係を示した。さらに、イオン強度条件に依らず透水係数の対数値の有効モンモリロナイト密度依存性の傾きは一定であった。

以上をふまえて、透水係数に対するイオン強度と有効モンモリロナイト密度の関係を式(2.5-1)の形と仮定して、重回帰により整理し、式(2.5-2)のように定式化した。

$$\log K = a + b \rho_m + c \log I_s \quad (2.5-1)$$

K : 透水係数 (m s^{-1})

ρ_m : 有効モンモリロナイト密度(kg m^{-3})

I_s : イオン強度(mol dm^{-3})

$$K = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042 \rho_m} \quad (2.5-2)$$

また、透水係数は流れる水の粘性係数と密度によって影響を受けると考えられることから、温度による水の粘性係数と密度の変化を補正係数として考慮し、式(2.5-3)の透水係数評価モデル式を構築した。

$$K = 1.2 \times 10^{-7} I_s^{1.5} 10^{-0.0042\rho_m} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (2.5-3)$$

T : 温度(K)

さらに、処分場では、セメント系材料を起源とする Ca^{2+} と、ベントナイトの主成分であるモンモリロナイト層間の Na^+ がイオン交換することにより、いわゆる Ca 型化が生じる可能性が指摘されている。ベントナイトが Ca 型化すると、その膨潤性能が低下するため、ベントナイト系緩衝材の透水係数は上昇するという報告もある⁽³⁾。そのため、Ca 型化率をパラメータとした透水係数測定結果ならびに透水係数の温度依存性データ等を用いて、透水係数の Ca 型化率依存性とイオン強度依存性に相関関係が認められる等の傾向を確認、考慮した上で、上述した透水係数評価モデル式、式(2.5-3)を、Ca 型化率に応じた透水係数評価が可能なモデル式、式(2.5-4)に改良した。

$$K = 2.5 \times 10^{-7} 10^{-0.0044\rho_m} 10^{0.5R_{Ca}} I_s^{1.9-1.6R_{Ca}} (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \quad (2.5-4)$$

R_{Ca} : Ca 型化率 (—)

平成 22～24 年度は、上記関係式(2.5-3)の淡水系・海水系地下水への適用性の確認、および透水係数データ拡充のため、未変質および 1 mol dm^{-3} の NaOH 溶液で所定の期間 (～109 日、90℃ または 130℃) 実際に変質させた混合圧縮体を用いた透水試験を実施し、その試験結果と計算値の比較を行った (図 2.5-2)。その結果、(i) 通水溶液のイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} 未満にしたときの透水係数の計算値は実験値を大きく上回ること、(ii) 過度に (109 日間、90℃ の条件下で) 変質させた混合圧縮体の透水係数は、通水させた溶液のイオン強度に係わらず一定の値 ($2.0 \sim 2.6 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$) となることを確認した。また、(iii) 有効モンモリロナイト密度が高い領域 (約 400 kg m^{-3} 以上) では、透水係数に対するイオン強度依存性が大きく、実験値と計算値の整合性が良いが、モンモリロナイトが減少するに従いそのイオン強度依存性が小さくなり、実験値と計算値も乖離してくる傾向がみられた。(i) については、ベントナイトから溶出される Na^+ によって間隙水中のイオン強度が増加し、その結果、透水係数が上昇したことが原因であると考えられる。(ii) については、モンモリロナイト残存量が過度に低下した領域については (イオン強度依存性の項がある) 当該モデルが適用できないことを示している。(iii) については、ベントナイト系緩衝材の透水係数は、モンモリロナイトがある程度存在する状態では間隙水中のイオン強度の影響が大きい、その存在量が減少するとイオン強度の影響が小さくなり、変わりに間隙構造の影響が支配的になる可能性があること、また、実験値と計算値の乖離は、生成した二次鉱物の粒径が透水係数に及ぼす影響を当該モデルに考慮していないことが原因であると考えられる。しかしながら (iii) で示した傾向が正しいかどうかについては、実験的根拠が不足しており、今後確認することとした。

さらに、上記試験結果等を踏まえ、当該モデルの改良案^{*}に係る検討を行い、①適用範囲については有効モンモリロナイト密度 $40 \sim 900 \text{ kg m}^{-3}$ 、イオン強度 $0.1 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$ の範囲とすること、②有効モンモリロナイト 40 kg m^{-3} 未満の領域については $K = 1.2 \times 10^{-7} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21)$

* 平成 24 年度の報告書では「安全評価上の取扱い案」としていたが、適用範囲、使用方法も含めモデルと考えられることから、本年度より「モデルの改良案」という表記に変更する。

$^2T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ を設定値とすること、③イオン強度 0.1 未満の領域については暫定的^{*}に当該モデルのイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値を設定値とすることを改良案として提示した (図 2.5-3)。

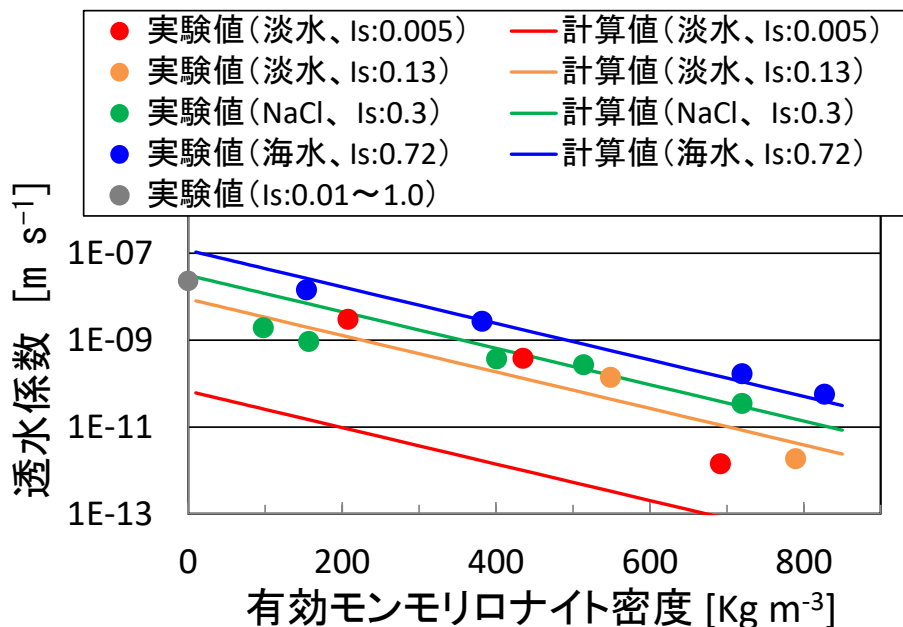
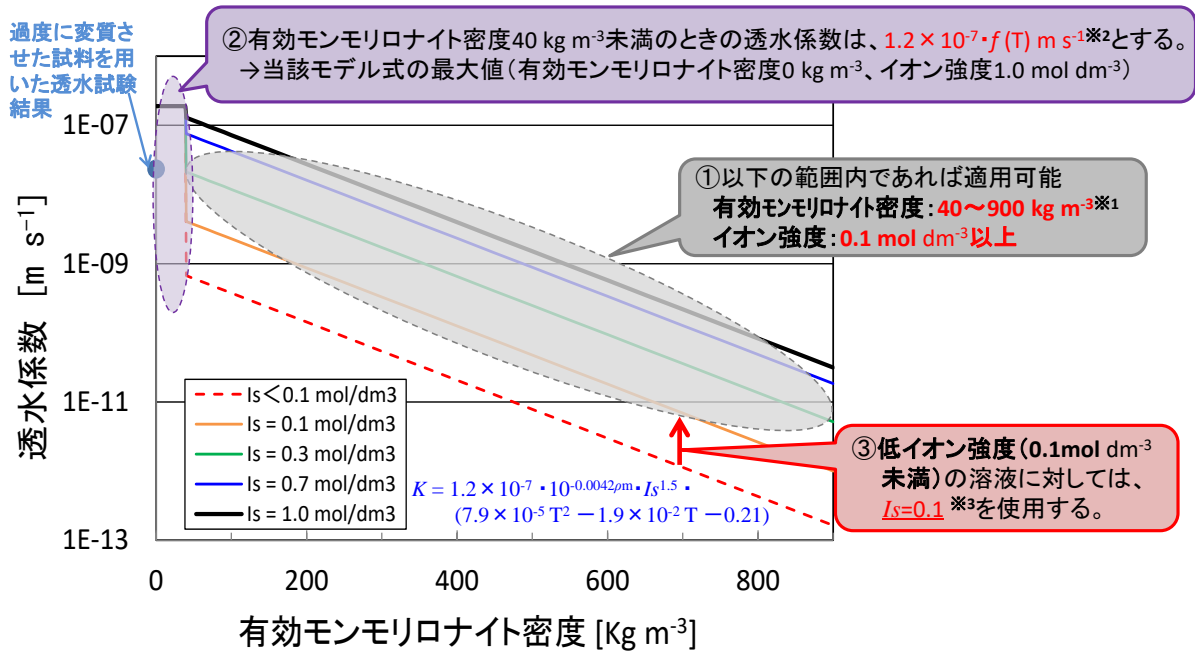


図 2.5-2 砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数 (K) と有効モンモリロナイト密度 (ρ_m)、イオン強度 (I_s) の関係 (実験値と計算値の比較、～平成 24 年度)

^{*} 平成 24 年度までの検討では、有効モンモリロナイト密度 $40\sim 180 \text{ kg m}^{-3}$ の範囲で調整した Na 型ベントナイト試料にイオン強度 0 mol dm^{-3} の脱イオン水を通水したときに得られた透水係数は当該モデルのイオン強度に 0.03 mol dm^{-3} を適用することで再現できることが確認されており⁽⁴⁾、低イオン強度溶液に対して当該モデルを適用する場合はイオン強度の下限值を設ける必要があることを示してきた。また、未変質および変質させた試料にイオン強度 $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ の溶液を通水させた透水試験結果 (図 2.5-2) と当該モデルを用いて計算した結果を比較した結果、未変質試料 (有効モンモリロナイト密度 700 kg m^{-3} 程度) では、透水係数の実測値はイオン強度 $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ としたときの計算値より 20 倍程度大きくなり、イオン強度を 0.03 mol dm^{-3} 相当としたときの計算値とほぼ同じ値を取ったのに対し、変質させた試料 (有効モンモリロナイト密度 $200, 400 \text{ kg m}^{-3}$ 程度) では、実験値はイオン強度 $0.005 \text{ mol dm}^{-3}$ とした計算値より 300 倍程度大きく、イオン強度 0.1 mol dm^{-3} 相当の計算値と同等の値を取ったことから、上述した下限値は一定値ではなく、有効モンモリロナイト密度によって変化する可能性があったことから、③の設定については“暫定的”とした。



- ※ 1 当該モデルを作成時に使用した試料の有効モンモリロナイト密度の範囲
- ※ 2 評価上の設定値であることに注意。
- ※ 3 暫定値。平成 25 年度以降変更の可能性有り。

図 2.5-3 ベントナイト透水係数評価モデルの改良案（平成 24 年度版）に係る概念図（40°C）

また、透水試験結果から透水係数を決定する際、以下の式（ダルシーの法則）が一般的に使われている。

$$v = Ki \tag{2.5-5}$$

v : 流速 (m s⁻¹)
 i : 動水勾配 (—)

式(2.5-5)が示す通り、透水係数を決定するためには流速（単位時間あたりの通水量 (m³ s⁻¹) と試料断面積 (m²) から決定)を測定する必要があるが、透水係数が小さいベントナイト等、粘土鉱物を対象とした試験では、有意な通水量を得るため、通水圧を高くした（動水勾配を大きくした）条件での試験が多く行われおり、当事業でこれまでに実施してきた試験も例外ではない。しかしながら、粘性土などについては、その真偽は明らかになっていないものの、低動水勾配（動水勾配 1 以下）の条件では透水性がダルシー則に従わない現象（非ダルシー性）がみられるという報告が多くなされており⁽⁵⁾、ダルシー則を適用して高動水勾配条件下で得られた透水係数を用いて地下環境（動水勾配 0.01 以下）における透水性評価を行うことの是非については、当分野において長年課題とされてきている。そこで、ベントナイト系材料の透水試験における動水勾配の影響を把握するため、高精度定水位試験装置を用いて低動水勾配条件下における透水試験を実施し、ダルシー則が成立するのかを確認した。その結果、動水勾配 0.1~5 程度の条件で未変質の混合圧縮体に 0.72 mol dm⁻³ の NaCl 溶液を通水させた試験で得られた透

水係数データ、および動水勾配 27～68 の条件で現行の透水試験装置（後述する長期透水試験装置、図 2.5-4 参照）で取得した透水係数データ（上述の過度に変質させた混合圧縮体を用いた透水試験データ）に関してはダルシー則が成立していることが確認でき、透水係数 $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ 以上の範囲においては、高動水勾配条件下で得られた透水係数データから導出した当該モデルが低動水勾配条件の地下環境を想定した透水性評価でも適用できる可能性があることを示した。

平成 25 年度は、アルカリ変質させたベントナイト試料にイオン強度の異なる溶液を通水させる透水試験を実施し、その結果を踏まえて当該評価モデルの適用性および改良案に係る検討を行うとともに、上述した低動水勾配下における透水試験のイオン強度条件を変えて実施し、透水試験における動水勾配の影響の把握および当該モデルへの影響について検討した。

（b）変質させたベントナイト試料を用いた透水試験

ベントナイト（クニゲル V1）とケイ砂（3 号と 5 号ケイ砂を 1:1 で混合）を乾燥密度が 1600 kg m^{-3} 、ベントナイト配合率が 50 % になるように試験容器（ $\phi 5 \times 1 \text{ cm}$ ）内に充填し、 0.01 mol dm^{-3} の NaCl 溶液に浸漬させた状態で、真空ポンプを用いて 1 週間脱気させたものを「未変質混合圧縮体」、 1 mol dm^{-3} の NaOH 溶液に浸漬させた状態で同様に脱気させ、 90°C の恒温槽内で 60 日間および 70 日間変質させたものを「変質させた混合圧縮体」とし、それぞれ 1 試料ずつ用意した。なお、処分場環境においては、緩衝材中の地下水の流れは非常に遅いため、緩衝材の変質は拡散場に近い条件で進行することが想定される。そのため本試験では拡散場で変質させた混合圧縮体を用いることとした。未変質、および変質させた混合圧縮体は、長期透水試験装置（図 2.5-4）に設置し、 0.01 、 0.1 、 0.3 、 0.7 、 1.0 mol dm^{-3} の NaCl 溶液を順に温度 40°C で通水させて透水係数を取得した。通水する NaCl 溶液の濃度変更については、通水後の溶液の Na、K、Mg、Ca、Al、濃度を誘導結合プラズマ発光分光分析装置（ICP-AES、SPS7800：エスアイアイ・ナノテクノロジー（株）製）を用いて、Si 濃度をダブルビーム分光光度計（UH5300：（株）日立ハイテクノロジー製）を用いて適宜測定し、溶液組成が安定かつ通水前溶液と同等になったことを確認した上で、通水溶液を次の濃度ステップ溶液に交換した。さらに、平成 24 年度に実施した「過度に変質させた混合圧縮体を用いた透水試験」により得られたデータの信頼性を確認するため、変質期間を 224 日とした同様の透水試験（2 run）も実施した。試験終了時には、ロードミンを通水して、水みち確認試験を行い、その後、固相を回収して湿潤重量、乾燥重量を測定し、間隙率を算出した。また、メチレンブルー吸着試験によるモンモリロナイト残存量の測定を行い、有効モンモリロナイト密度を求めるとともに、粉末 X 線回折（XRD、SmartLab：（株）リガク製）によりモンモリロナイトの減少の程度を確認した。

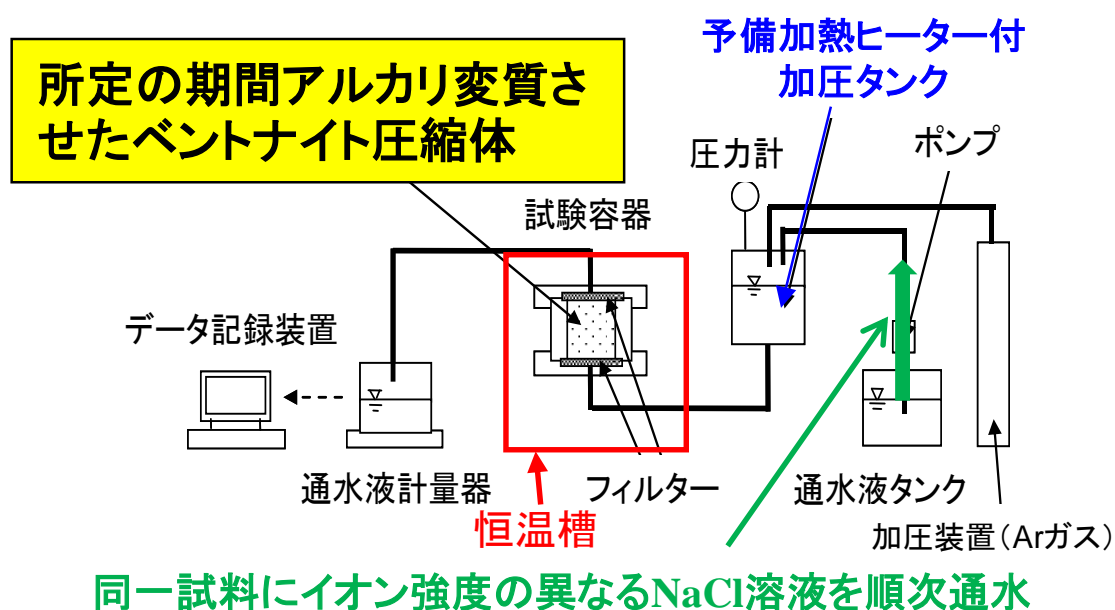


図 2.5-4 長期透水試験装置の概略図

本試験によって得られた、未変質、および変質させた混合圧縮体にイオン強度の異なる NaCl 溶液を通水させた際の透水係数および試験終了後の間隙率、モンモリロナイト密度を表 2.5-1 にまとめるとともに、XRD 測定結果を図 2.5-5 に示す。また、これまで取得してきたデータとともに変質させた混合圧縮体の透水係数 (K) と有効モンモリロナイト密度 (ρ_m)、イオン強度 (I_s) の関係を図 2.5-6 にまとめる。

当該透水試験結果より、変質期間が長期となり、モンモリロナイトの溶解が進むにつれて混合圧縮体の透水係数に対するイオン強度の影響（通水させた溶液のイオン強度設定範囲内において最大/最少となる透水係数の比）が小さくなること、224 日間変質させた試料（以下「224 日変質試料」）では当該影響がほとんどないことが確認された。具体的には、各圧縮体に対する透水係数の比 [—] は 0 日（未変質）で 530、60 日変質で 3.8、70 日変質で 1.9、224 日変質①で 1.4、224 日変質②で 1.3 であった（表 2.5-1、図 2.5-6）。メチレンブルー吸着試験結果から導出した試験終了後の有効モンモリロナイト密度、および XRD 測定結果（表 2.5-1、図 2.5-5）から混合圧縮体中のモンモリロナイトは変質が進むにつれて溶解し、224 日変質試料ではほとんど溶解し、消滅したことが分かる。また、224 日変質試料の透水係数は上述したように一定値を示したが、その値は昨年度実施した 109 日変質試料の透水係数とほぼ同値であった。この結果は、当該変質操作条件では透水係数は $3 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ 程度までしか上昇しないことを示している。さらに、有効モンモリロナイト密度が同一の混合圧縮体に対してイオン強度 0.01 mol dm^{-3} と 0.1 mol dm^{-3} の溶液を通水させたときの透水係数については、全圧縮体において大きな差異は見られなかった。また、一部のデータ（70、224 日変質試料に 1.0 mol dm^{-3} の溶液を通水させた時に得られた透水係数）以外は実験値と計算値の比は 1 桁以内となり、良い整合性がみられた。

表 2.5-1 透水係数および試験終了後の間隙率、モンモリロナイト密度

| 試験ケース | | 透水係数 (m s^{-1}) 1) | 間隙率 (%) | 有効モンモリ ロナイト密度 (kg m^{-3}) |
|--------------|--|----------------------------------|---------|--|
| 供試体 | 通水溶液の イオン強度 (mol dm^{-3}) | | | |
| 未変質 | 0.01 | 1.4×10^{-12} | 40.9 | 814±43 |
| | 0.1 | 1.4×10^{-12} | | |
| | 0.3 | 5.3×10^{-12} | | |
| | 0.7 | 3.1×10^{-11} | | |
| | 1.0 | 7.4×10^{-10} | | |
| 60 日変質 | 0.01 | 2.9×10^{-9} | 56.3 | 322±23 |
| | 0.1 | 3.8×10^{-9} | | |
| | 0.3 | 8.2×10^{-9} | | |
| | 0.7 | 1.1×10^{-8} | | |
| | 1.0 | 1.1×10^{-8} | | |
| 70 日変質 | 0.01 | 7.8×10^{-9} | 58.5 | 119±16 |
| | 0.1 | 9.2×10^{-9} | | |
| | 0.3 | 1.6×10^{-8} | | |
| | 0.7 | 1.5×10^{-8} | | |
| | 1.0 | 1.5×10^{-8} | | |
| 224 日変質 ① | 0.01 | 1.2×10^{-8} | 67.2 | 70±8 |
| | 0.1 | 1.3×10^{-8} | | |
| | 0.3 | 1.7×10^{-8} | | |
| | 1.0 | 1.6×10^{-8} | | |
| 224 日変質 ② | 0.01 | 1.8×10^{-8} | 67.0 | 65±9 |
| | 0.1 | 2.1×10^{-8} | | |
| | 0.3 | 2.3×10^{-8} | | |
| | 1.0 | 2.3×10^{-8} | | |

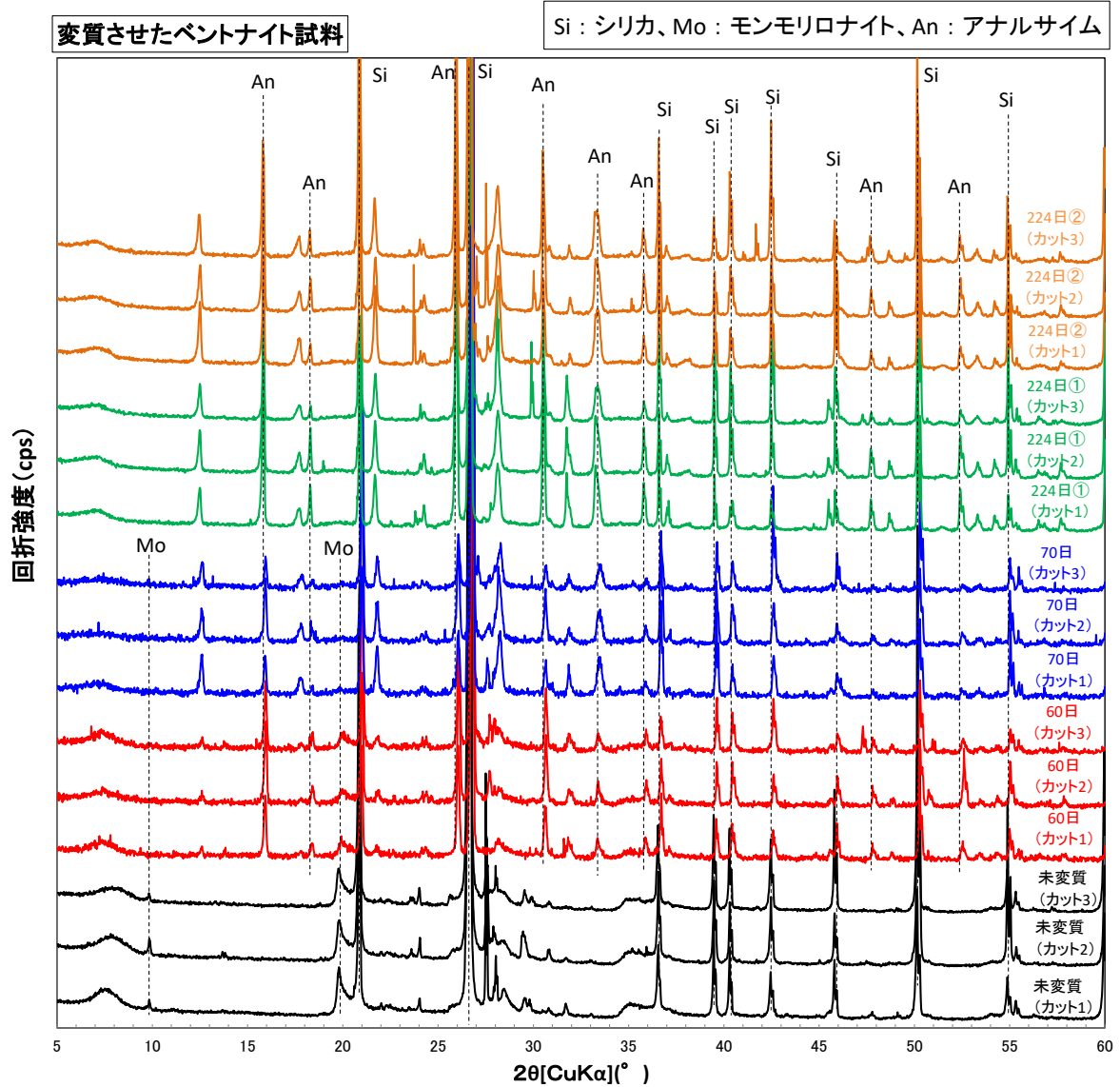


図 2.5-5 変質させたベントナイト試料の XRD 測定結果

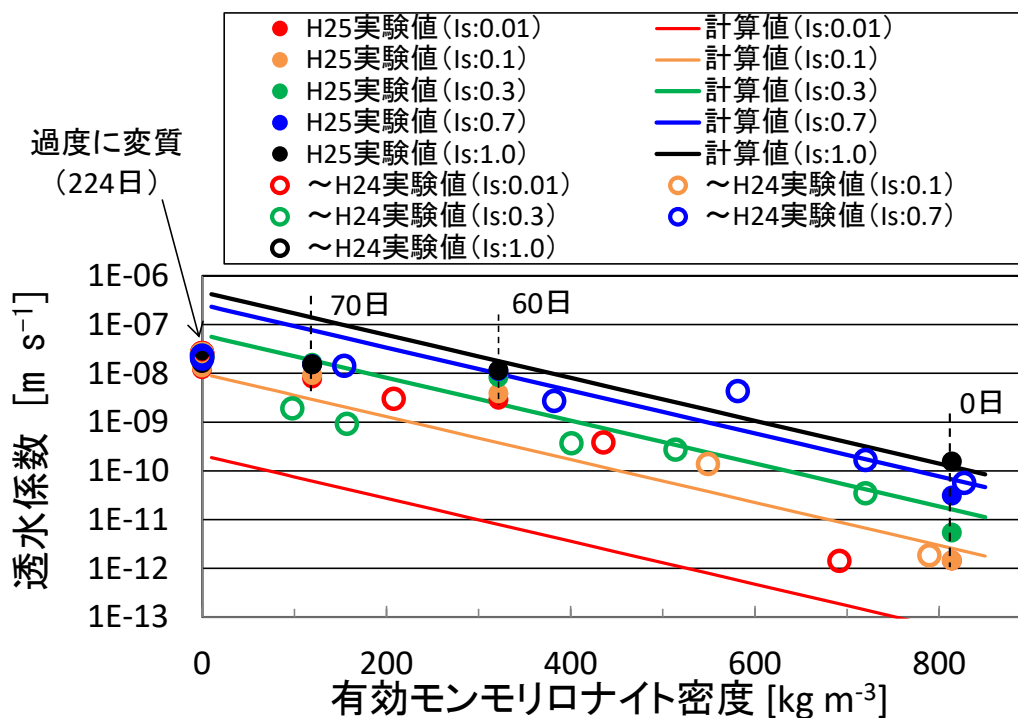


図 2.5-6 砂-ベントナイト混合圧縮成型体の透水係数 (K) と有効モンモリロナイト密度 (ρ_m)、イオン強度 (I_s) の関係 (実験値と計算値の比較、～平成 25 年度)

(c) ベントナイト透水係数評価モデルの改良案について

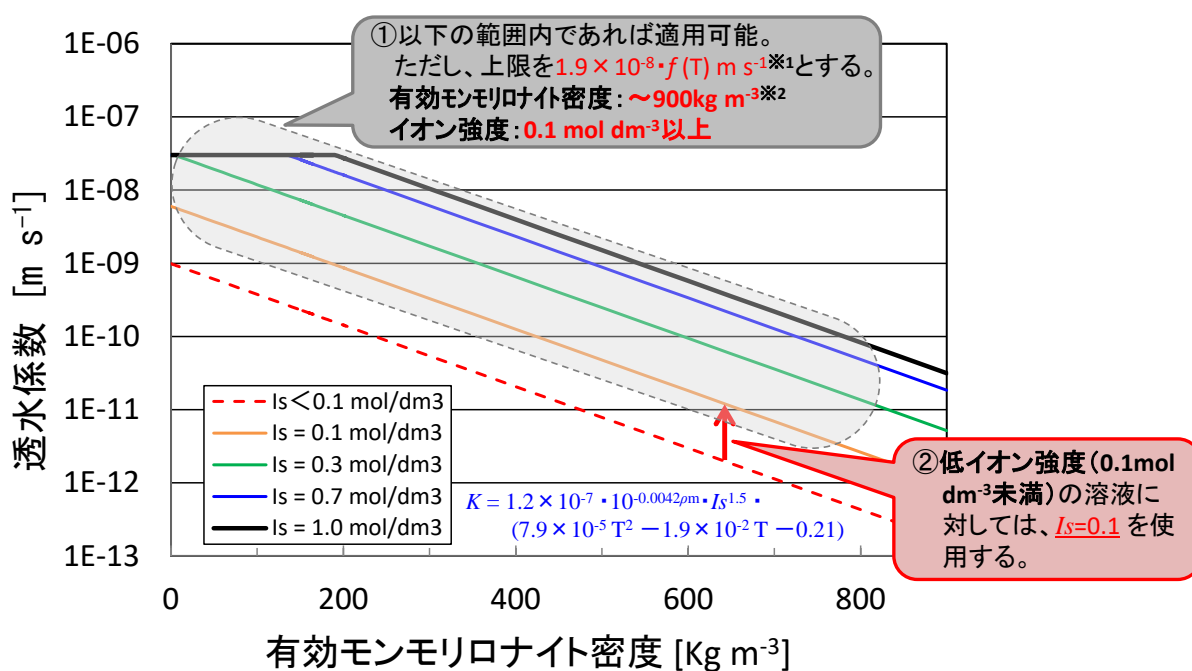
平成 24 年度までの成果の中でも示したとおり、当該モデルはその適用性が確認されている有効モンモリロナイト密度およびイオン強度の領域が限られているため、それらを適切に考慮した上で長期安全評価に反映させる必要がある。上述したように平成 24 年度はこれまで得られた知見を踏まえ、当該モデルの改良案を提示した。しかしながら、有効モンモリロナイト 40 kg m^{-3} 未満の領域は保守的な値、それ以上の領域は経験式である当該モデルとするとしており、設定の考え方が統一されていなかったこと、イオン強度 0.1 未満の領域についてはイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値を暫定的に設定していたこと等、まだ改善の余地が残されていた。そこで平成 25 年度は新たな知見 (試験データ) を踏まえ、当該モデルの改良案に係る再検討を実施した。なお、圧縮ベントナイト中におけるカルシウム型化等、イオン交換に係る現象のモデル⁶⁾については現段階では未検証のため、式(2.5-4)で示した Ca 型化の影響を考慮した透水係数評価式は現在評価で使用していない。そのため、ここでは第 6 章のリンケージ解析等で現在使用している式(2.5-3)についての検討を行い、その結果を当該モデルの改良案として以下に提示する。

- ①当該モデル式(2.5-3)の適用範囲については、平成 24 年度までに実施した実際にアルカリ変質させた混合圧縮体の透水試験結果等を踏まえ、有効モンモリロナイト密度 900 kg m^{-3} 以下、イオン強度 $0.1 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$ とする。有効モンモリロナイト密度の上限値については、当該モデルを作成した際に使用した試料の最大密度であり、その値は実際の処分場での使用が想定されているベントナイト-砂 (7 : 3) 混合圧縮体の当該密度に相当する。イオン強度については、ベントナイトから溶出される Na^+ 等が間隙水中のイオン強度を増加させる

割合が小さく、透水係数への影響が小さいと考えられる 0.1 mol dm^{-3} を最小値とし、当該モデル作成時に使用した通水溶液イオン強度の最大値 (1.0 mol dm^{-3}) までとする。また、上述した 109 日および 224 日変質させた試料を用いた透水試験結果を踏まえ、透水係数の上限値を $K=1.9 \times 10^{-8} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^{-2} T - 0.21) \text{ m s}^{-1}$ ($=3.0 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1} @ 40^\circ\text{C}$) とする。

②イオン強度 0.1 mol dm^{-3} 未満の領域については、上述したとおり、ベントナイトから溶出する Na^+ 等により間隙水中のイオン強度が増加する割合が大きいため、当該モデルが直接適用できず、これまでイオン強度の下限値を設ける必要があることを示してきた。本年度実施した透水試験結果より、同一試料にイオン強度 0.01 mol dm^{-3} と 0.1 mol dm^{-3} の溶液を通水させたときの透水係数に大きな差異が見られず、有効モンモリロナイト密度依存性も確認されなかったことから、当該下限値は一定としても良いと考えられる。以上の検討より、当該領域においては、当該モデルのイオン強度を 0.1 mol dm^{-3} としたときの値を設定値とする。

上述の本年度提示する当該モデルの改良案の概念図を図 2.5-7 に示す。



※1 過度に変質させた透水試験により得られた透水係数を基に決定（有効モンモリロナイト密度：

ほぼ 0 kg m^{-3} 、イオン強度： $0.01 \sim 1.0 \text{ mol dm}^{-3}$ ）

※2 当該モデルを作成時に使用した試料の有効モンモリロナイト密度の上限値

図 2.5-7 ベントナイト透水係数評価モデルの改良案（平成 25 年度版）に係る概念図（ 40°C ）

当該改良案においては、過度に変質させた試料の透水試験結果から透水係数の上限値を決定したが、当該試験の変質操作条件より低アルカリかつ低温である処分場環境において、モンモリロナイトの溶解が長期にわたり起こり、それに伴い生成する 2 次鉱物の生成場所や粒径、および自己シール性の消失に伴う亀裂発生等が透水係数へ与える影響については不明瞭である。そのため、実際の処分を想定した科学的根拠のある値を設定するのは難しいが、安全評価にお

いては、本年度改良した当該モデルを使うことを基本としつつ、亀裂発生等により透水係数が当該上限値を超えるケースも組み合わせて、シナリオを決定することが妥当であると考えられる。

また、①で示した有効モンモリロナイト密度の適用範囲を超える領域における当該モデルの適用性については、Yamaguchi et al.⁽⁷⁾が確認しており、有効モンモリロナイト密度 740～1,100 kg m⁻³ 以下、イオン強度 0.72 mol dm⁻³ の条件で取得した透水係数データ⁽⁸⁾から導出した近似式と当該モデルを比較した結果、良い整合性があるとしている。さらに、脱イオン水を用いた試験で得られた透水係数データ⁽⁹⁾ (有効モンモリロナイト密度 220～1,600 kg m⁻³) から導出した近似式は当該モデルと整合せず、有効モンモリロナイト密度が高い条件で透水係数にイオン強度依存性がなくなるように見えるのは、脱イオン水がベントナイトと接触した後に間隙水組成が変化することを考慮していないこと、ベントナイトと平衡させた水の Na 濃度は液固比が低いほど高くなることの原因であるとしている。

(d) 透水試験における動水勾配の影響

ベントナイト (クニゲル V1) とケイ砂 (3 号と 5 号ケイ砂を 1:1 で混合) を乾燥密度が 1600 kg m⁻³、ベントナイト配合率が 50 %になるように試験容器 (φ5×5 cm) 内に充填し、0.1 mol dm⁻³ および 0.3 mol dm⁻³ の NaCl 溶液に浸漬させた状態で、真空ポンプを用いて 1 ヶ月脱気させた混合圧縮体を供試体とし、高精度定水位試験装置 (応用地質株式会社製) を用いて、それぞれ 0.1 mol dm⁻³、0.3 mol dm⁻³ の NaCl 溶液を温度 20°C、動水勾配 0.1～30 程度の条件下で通水し、その透水係数を測定した。

図 2.5-8 に試験装置の模式図、図 2.5-9 に試験装置の外観、図 2.5-10 に動水勾配の負荷パターンの基本的考え方を示す。当該透水試験では、流入側貯留槽と流出側貯留槽の水位差によって供試体に水頭差を与え、その水位差を高精度水位計により測定し、供試体を通過する流量を微小流量計によって測定する。低動水勾配下での試験では、水位差の設定あるいは計測精度、浸透した水量の計測精度が重要となる。特に、本試験のような難透水性の試料を用いた場合、浸透水量が微量であることから、浸透流の安定性を確認の上、試験を実施することとした。

また、透水係数 (K) は以下の式により算出した。

$$K = \frac{Q L}{A t h} \quad (2.5-6)$$

Q : 時間 t の間に供試体中を流れる水量 (m³)

A : 供試体の断面積 (m²)

t : 時間 (s)

L : 供試体の長さ (m)

h : 水位差 (m)

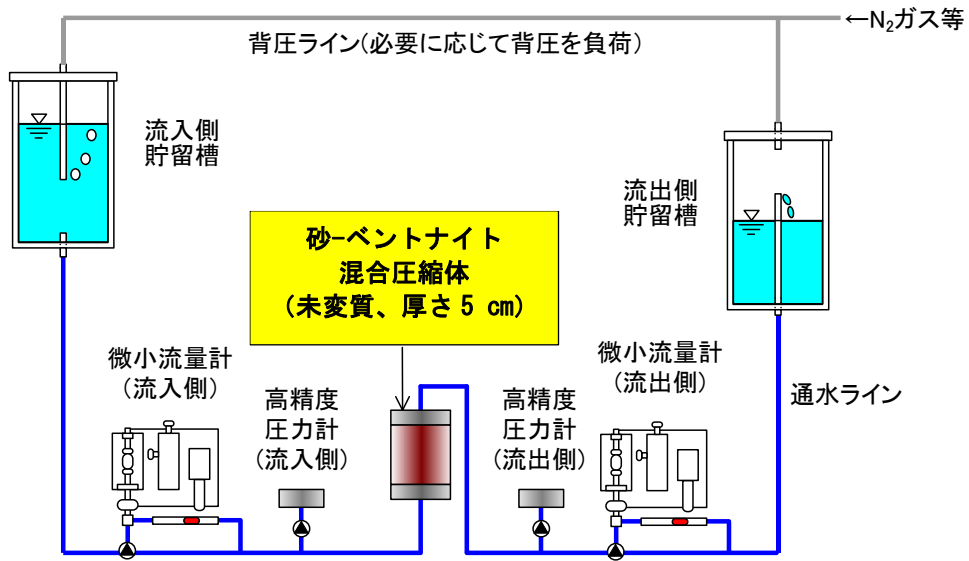


図 2.5-8 高精度定水位試験装置の模式図

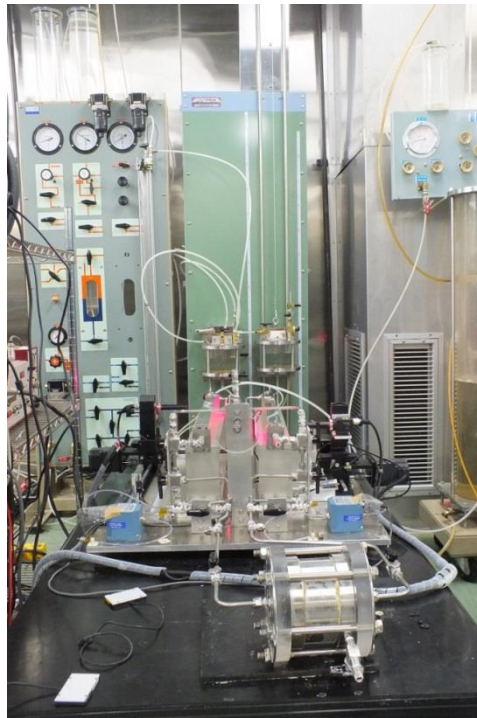
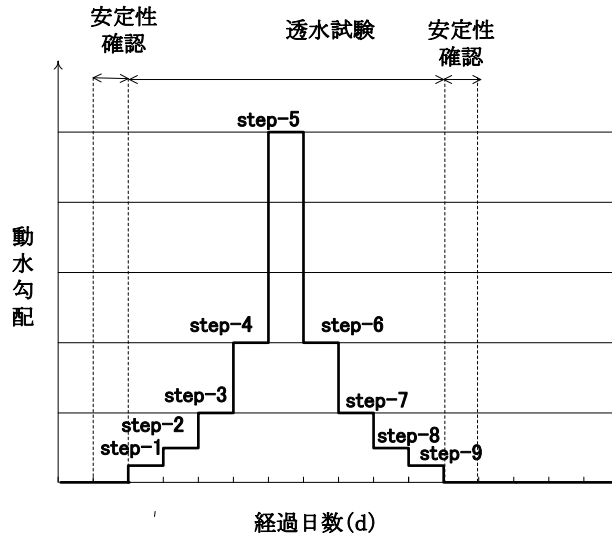


図 2.5-9 高精度定水位試験装置の外観



※図の STEP パターンはあくまでも基本的なパターンの概念であり、
 実際の試験ではこの限りではない。

図 2.5-10 動水勾配の負荷パターンの基本的考え方

0.1 mol dm⁻³ の NaCl 溶液を用いた試験では設定水位差 0cm で安定性を確認した後、0.5cm、1cm、2cm、5cm、10cm、25cm と段階的に設定水位差を上昇させ (STEP-1~6)、その後 10cm に設定水位差を下げた (STEP-7)。STEP-1~7 においては、各 STEP における水位差を 1 日程度保持したが、試料の透水性を評価できるような流量は認められなかった。そのため、透水性を評価できるような流量を確保するため、設定水位差 50cm、100cm、150cm と段階的に設定水位差を上げた (STEP-8~10)。STEP-8~10 では、より多くの流量を確保するため各水位差を 4 日程度保持した。STEP-9 および STEP-10 では試料の透水性が評価可能と考えられる流量が認められた。一方、0.3 mol dm⁻³ の NaCl 溶液を用いた試験では設定水位差 0cm で安定性を確認した後、5cm、10cm、25cm、50cm、100cm、150cm と段階的に設定水位差を上昇させた (STEP-1~6)。設定水位差 50cm 以上で透水性の評価が可能と認められた。その後、STEP-4~6 による流量と動水勾配の関係の一次回帰式から逸脱する STEP-3 (設定水位差 25cm) を再測定するため、設定水位差 25cm に下げた (STEP-7)。STEP-1~7 においては、各 STEP における水位差を 1 日程度保持した。

図 2.5-11 に流量と水頭差の経時変化の一例、表 2.5-2、表 2.5-3 にそれぞれの試験結果、図 2.5-12、図 2.5-13 に各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係を示す。また、各ステップで得られた流量と水頭差の経時変化は Appendix- I -B-1、図 App. I .B-1~21 にまとめる (図 2.5-11 で示した一例も含む)。流量の評価は、不安定な挙動を示すデータは除き、連続的に比較的安定した挙動を示す範囲のデータを用いた (図 2.5-11 参照、各ステップの水頭差は常に安定していた)。また、流速や透水係数の算出には、流入側と流出側の流量の平均値を使用した。表 2.5-2、表 2.5-3 に示すとおり、0.1 mol dm⁻³ のケースにおける STEP-1~8 では通水量が非常に小さかったこと、0.3 mol dm⁻³ のケースにおける STEP-1~3 および STEP-7 では通水量が試験前後の安定性確認の流量に比べて小さかったことから、これらは信頼性が乏しいデータとし、本検討から除外することとした (図 2.5-12、図 2.5-13 参照)。

0.1 mol dm⁻³ のケースでは、信頼性のあるデータが 2 点しかなく、流速と動水勾配の関係からダルシー則が成立しているか判断するのは困難であるが、この 2 点を通る直線は原点を通らず、動水勾配が 10 以下の STEP-1~8 ではほとんど通水が確認できなかったことは、非ダルシー的

な挙動が起こっていることを示している可能性も考えられる (図 2.5-12)。一方、 0.3 mol dm^{-3} のケースでは、信頼性のある 3 ステップ (STEP-4~6) のデータから、流速と動水勾配両者の関係は原点を通る直線で近似できるとともに、これらステップで得られた透水係数は一定値 ($4.0 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$) を取る結果となった (図 2.5-13)。これは、透水係数 $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 程度となる当該試験条件下 (イオン強度 0.3 mol dm^{-3}) ではダルシー則が成立していることを示している。さらに、この透水係数は、有効モンモリロナイト密度 720 kg m^{-3} (当該未変質試料の理論値)、温度 20°C として、当該モデル式(2.5-3)で計算した値 ($2 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$) とほぼ同じであった。

一連の低動水勾配条件下における混合圧縮体の透水試験結果より、透水係数 $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 以上となる試験条件下 (イオン強度 0.3 mol dm^{-3} 以上) では、流速と動水勾配の関係からダルシー則の成立が確認されたが、透水係数 $3 \times 10^{-12} \text{ m s}^{-1}$ 程度となる試験条件下 (イオン強度 0.1 mol dm^{-3}) では、ダルシー則が成立しているかの判断は難しく、非ダルシー的な挙動が起こる可能性が示唆された。両者の試験結果が異なる傾向を示したのは、非ダルシー性に関与すると考えられる「粒子と流体の相互作用^{*}」や「間隙特性 (圧縮体の間隙構造)」のイオン強度依存性が影響したこと、すなわち、通水溶液のイオン強度が増加すると粘土鉱物表面の電気二重層が薄くなり、これらの影響が小さくなったことが原因と考えられる。粘性土等のダルシー性/非ダルシー性に関する既往の研究事例の調査結果、および非ダルシー性に関与すると考えられる要因の考察については Appendix- I -B-2 にまとめた。

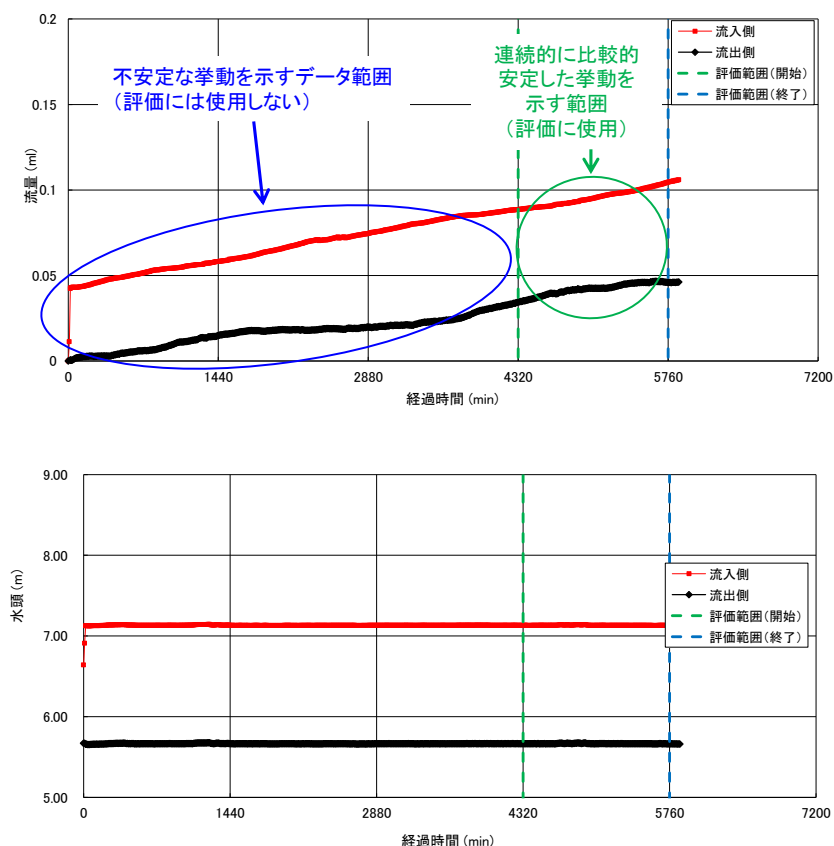


図 2.5-11 流量と水頭差の経時変化の一例 (0.1 mol dm^{-3} ケース、STEP-10)

^{*} 粘土粒子-水分子間に働く力であり、表面電荷に起因する静電気力、粒子との間の分子間および不均一なポテンシャル場での内部圧

表 2.5-2 高精度定水位試験装置を用いた透水試験結果一覧 (0.1 mol dm⁻³ ケース)

| 試験段階 | 通水時間 (min) | 流量 (ml) | | | 水頭差 (cm) | 動水勾配 (-) | 流速 (m s ⁻¹) | 透水係数 (m s ⁻¹) |
|---------|------------|---------|---------|---------|----------|----------|---------------------------|---------------------------|
| | | 流入側 | 流出側 | 平均 | | | | |
| Step-1 | 600 | 0.0010 | 0.0003 | 0.0007 | 0.50 | 0.10 | (9.5×10 ⁻¹²) | - |
| Step-2 | 600 | 0.0022 | -0.0028 | -0.0003 | 1.16 | 0.23 | (-3.9×10 ⁻¹²) | - |
| Step-3 | 1180 | -0.0001 | -0.0003 | -0.0002 | 2.18 | 0.44 | (-1.3×10 ⁻¹²) | - |
| Step-4 | 800 | 0.0036 | -0.0071 | -0.0017 | 5.14 | 1.03 | (-1.8×10 ⁻¹¹) | - |
| Step-5 | 600 | 0.0025 | -0.0050 | -0.0012 | 10.07 | 2.01 | (-1.7×10 ⁻¹¹) | - |
| Step-6 | 350 | 0.0016 | -0.0008 | 0.0004 | 25.05 | 5.01 | (9.8×10 ⁻¹²) | - |
| Step-7 | 600 | 0.0002 | 0.0004 | 0.0003 | 10.00 | 2.00 | (4.3×10 ⁻¹²) | - |
| Step-8 | 1180 | 0.0079 | -0.0046 | 0.0016 | 48.29 | 9.66 | (1.2×10 ⁻¹¹) | - |
| Step-9 | 1440 | 0.0112 | 0.0052 | 0.0082 | 97.02 | 19.40 | 4.8×10 ⁻¹¹ | 2.5×10 ⁻¹² |
| Step-10 | 1440 | 0.0159 | 0.0117 | 0.0138 | 146.68 | 29.34 | 8.1×10 ⁻¹¹ | 2.8×10 ⁻¹² |

※括弧で記した値は信頼性が乏しいデータであるが、参考値として記載した。

表 2.5-3 高精度定水位試験装置を用いた透水試験結果一覧 (0.3 mol dm⁻³ ケース)

| 試験段階 | 通水時間 (min) | 流量 (ml) | | | 水頭差 (cm) | 動水勾配 (-) | 流速 (m s ⁻¹) | 透水係数 (m s ⁻¹) |
|--------|------------|---------|---------|--------|----------|----------|--------------------------|---------------------------|
| | | 流入側 | 流出側 | 平均 | | | | |
| Step-1 | 600 | 0.0032 | -0.0006 | 0.0013 | 4.91 | 0.98 | (1.8×10 ⁻¹¹) | - |
| Step-2 | 1000 | 0.0109 | 0.0007 | 0.0058 | 9.91 | 1.98 | (4.9×10 ⁻¹¹) | - |
| Step-3 | 1045 | 0.0387 | 0.0177 | 0.0282 | 24.45 | 4.89 | (2.3×10 ⁻¹⁰) | (4.7×10 ⁻¹¹) |
| Step-4 | 1270 | 0.0668 | 0.0502 | 0.0585 | 49.46 | 9.89 | 3.9×10 ⁻¹⁰ | 4.0×10 ⁻¹¹ |
| Step-5 | 670 | 0.0696 | 0.0570 | 0.0633 | 99.44 | 19.89 | 8.0×10 ⁻¹⁰ | 4.0×10 ⁻¹¹ |
| Step-6 | 900 | 0.1307 | 0.1219 | 0.1263 | 149.69 | 29.94 | 1.2×10 ⁻⁹ | 4.0×10 ⁻¹¹ |
| Step-7 | 1330 | 0.0329 | 0.0243 | 0.0286 | 24.98 | 5.00 | (1.8×10 ⁻¹⁰) | (3.7×10 ⁻¹¹) |

※括弧で記した値は信頼性が乏しいデータであるが、参考値として記載した。

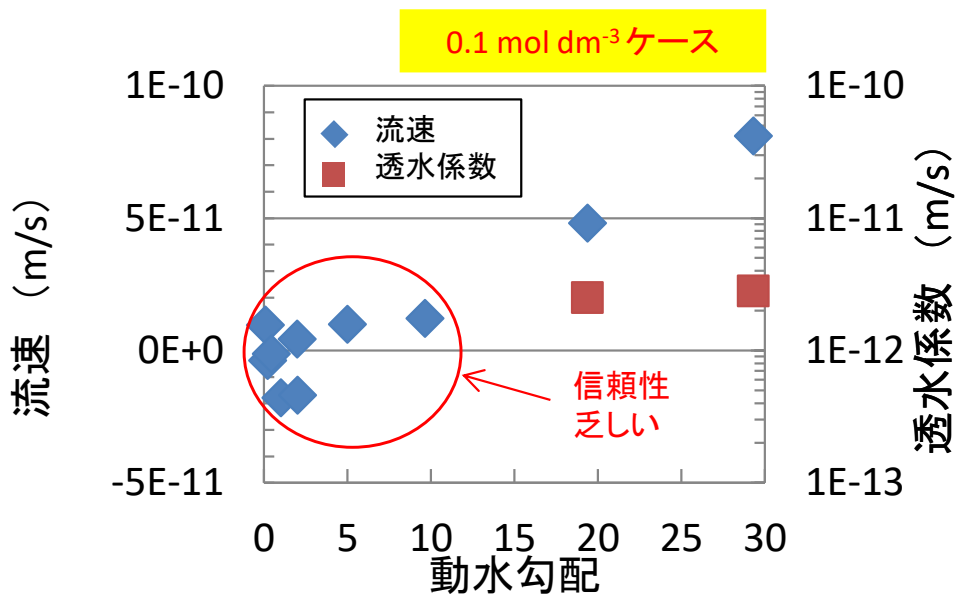


図 2.5-12 各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係 (0.1 mol dm⁻³ ケース)

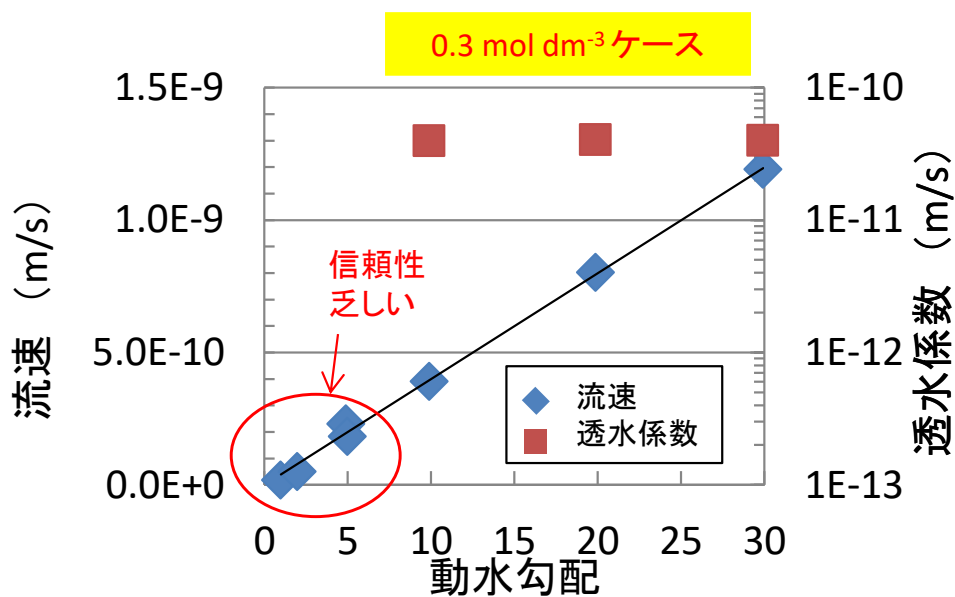


図 2.5-13 各ステップにおける流速、透水係数と動水勾配の関係 (0.3 mol dm⁻³ ケース)

ベントナイト系緩衝材中の物質移行が拡散支配であることを判定する指標として式(2.5-7)に示すペクレ数 (Pe) がある。ペクレ数は物質移行に対して移流による影響と拡散による影響の比で表す無次元数であり、 $Pe < 1$ の場合にベントナイト系緩衝材中の物質移行は拡散支配であると判定される⁽¹⁰⁾。

$$Pe = \frac{v \cdot L}{De} \quad (2.5-7)$$

- Pe : ペクレ数 (-)
 v : ベントナイト系緩衝材中の流速 (m s^{-1})
 L : 代表長さ (m)
 De : ベントナイト緩衝材中の有効拡散係数 ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$)

ベントナイト系緩衝材中の流速がダルシー則に従うとすると、式(2.5-5)が成立するため、式(2.5-7)は式(2.5-8)のように表される。

$$Pe = i \cdot L \cdot \frac{K}{De} \quad (2.5-8)$$

保守的に動水勾配0.1、代表長さ0.7 m（地層処分で想定される緩衝材の長さ⁽¹¹⁾）、最も拡散係数が小さい陰イオン種の有効拡散係数 $4 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ ⁽¹²⁾としたとき、 $Pe < 1$ を満たす透水係数の範囲は $6 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$ 未満である。したがって、本年度実施した低動水勾配下における透水試験結果からダルシー則が成立することが確認された透水係数未満となる（透水係数が $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 未満となり、非ダルシー的挙動が起こる可能性のある）条件下では、物質移行は拡散支配になると想定される。

以上の検討より、移流と拡散の両方を考慮した安全解析を行う場合、透水係数が $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 未満となる条件では物質移行が拡散支配となること、透水係数が $4 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$ 程度ではダルシー則が成り立つことから、（ダルシー則の成立を前提として作成された）当該モデル式を使用しても問題ないと考えられる。

（2）緩衝材劣化モデルの適用性および今後の整備の方向性に係る課題の抽出

（a）一連の緩衝材劣化モデルに係るこれまでの検討の経緯

一連の緩衝材劣化モデル（上述した「ベントナイト透水係数評価モデル」は除く）に係るこれまでの検討の経緯を以下に整理した。

【セメント系材料の変質特性に係るモデル】

処分環境において構造材や固形化材として使用されることが想定されるセメント系材料を起源とするアルカリ成分は、周辺環境を高アルカリ化させることによって、ベントナイト系緩衝材の性能劣化、および一部の核種の溶解度の上昇などを引き起こし、安全性能評価に大きな影響を及ぼす重要な因子の一つとなることが懸念されている。

その評価の妥当性について規制機関として技術的判断を行うためには、セメント系材料からのアルカリ成分の溶出の影響の程度、およびその期間を明らかにする必要があり、そのためには、信頼性のあるモデルを構築することが必要不可欠である。

このような背景をふまえ、「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、一般的なセメント系材料である普通ポルトランドセメント（以下、OPC）を対象として、アルカリ成分の溶出を評価するために必要な、①セメント鉍物モデル、②セメント間隙変遷モデル、ならびにこ

れらを組み込んだ解析コードの構築を行ってきた。解析コードによる計算の流れと計算に必要なモデルを図 2.5-14 に示す。

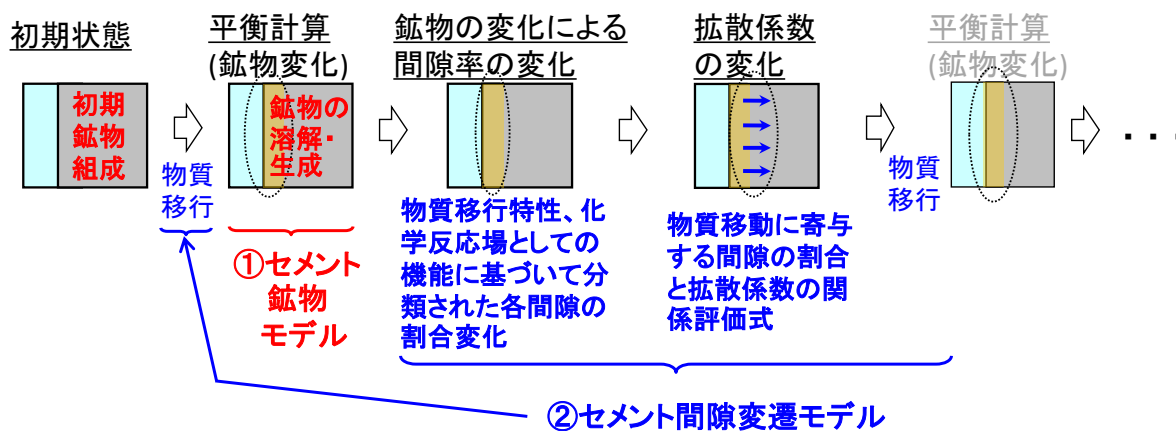


図 2.5-14 物質移行－変質連成解析コードによる計算の流れと計算に必要なモデル

①セメント鉍物モデル

粉末状の OPC ペースト硬化体を人工海水、および脱イオン水に浸漬し、瞬時平衡として扱える系において、水和セメント鉍物、および浸出液の組成を、様々な液固比に対して実験的に取得し、その試験結果と解析コードによる計算結果を照合・妥当性確認することにより、セメント水和鉍物相の変質、および浸出液組成を計算するためのモデル（初期鉍物・二次鉍物の設定）を構築した。さらに、セメント鉍物モデルに関しては、OPC に対する鉍物モデルをベースに、フライアッシュセメント*（以下、FAC）にも適用できる共通の鉍物モデルとして整備し、その妥当性について検討を行った結果、FAC にも適用できることが示された。OPC 系および FAC 系共通のセメント鉍物モデルを表 2.5-4 に示す。

* アルカリ成分による緩衝材への影響を低減すること等を目的として、固形化材等のセメント系材料にフライアッシュ（FA）を混合した低アルカリ性のセメント

表 2.5-4 OPC 系および FA セメント系のセメント鉱物モデル

| 初期鉱物・二次鉱物の設定 |
|--|
| <ul style="list-style-type: none"> • C-S-H (1.8), (1.5), (1.3), (1.1), (1.0), (0.9), (0.833), (0.6), (0.4) • Ca(OH)₂ • 3CaO · Al₂O₃ · 3CaSO₄ · 12H₂O (モノサルフェート) • 3CaO · 3CaSO₄ · 32H₂O (エトリンガイト) • 3CaO · Al₂O₃ · 6H₂O (ハイドロガーネット) • Mg(OH)₂ (ブルーサイト) • Na₂O • K₂O • 3CaO · Al₂O₃ · CaCl₂ · 10H₂O (フリーデル氏塩) • CaCO₃ (カルサイト) • CaSO₄ · 2H₂O (セッコウ) • Ca₃Al₂(SiO₄)OH₈ (カトアイト) • Mg₆Al₂CO₃(OH)₁₆ (ハイドロタルサイト) • Mg₄Si₆O₁₅(OH)₂ · 6H₂O (セピオライト) • Al(OH)₃ (ギブサイト) • SiO₂ (カルセドニー) |

②セメント間隙変遷モデル

セメント硬化体中の間隙を成因や物質移行特性、化学反応場としての機能に基づいて、「水泡」、「貯留毛細管間隙」、「物質移動毛細管間隙」、「ゲル間隙」の4種類に分類するとともに、「物質移動毛細管間隙」を物質の移動に寄与する間隙とし、また化学反応場として機能する「水泡」「貯留毛細管間隙」「物質移動毛細管間隙」の量がセメントの変質によって変化すると考えることで、セメント系材料の変質にともなう有効拡散係数の変化を評価するモデルを構築した。セメント硬化体中の間隙の分類を表 2.5-5 に示す。また、セメント間隙変遷モデルにおけるセメント硬化体中の間隙構造の経時変化についての概念図を図 2.5-15 に示す。変質前のセメント硬化体は、セメント水和鉱物、および骨材（粗骨材、細骨材）と各間隙から構成され（図 2.5-15 中央列）、時間 t においては、セメント水和鉱物、および骨材（粗骨材、細骨材）の変質による体積変化により各間隙量が変化する（図 2.5-15 右列）。

「物質移動毛細管間隙率」と有効拡散係数の関係は、トリチウム（HTO）を使って実測された有効拡散係数を基に、有効拡散係数が物質移動毛細管間隙率の1乗に比例、すなわち、細孔拡散モデルに調和的な関係としてモデル化されている⁽¹³⁾。

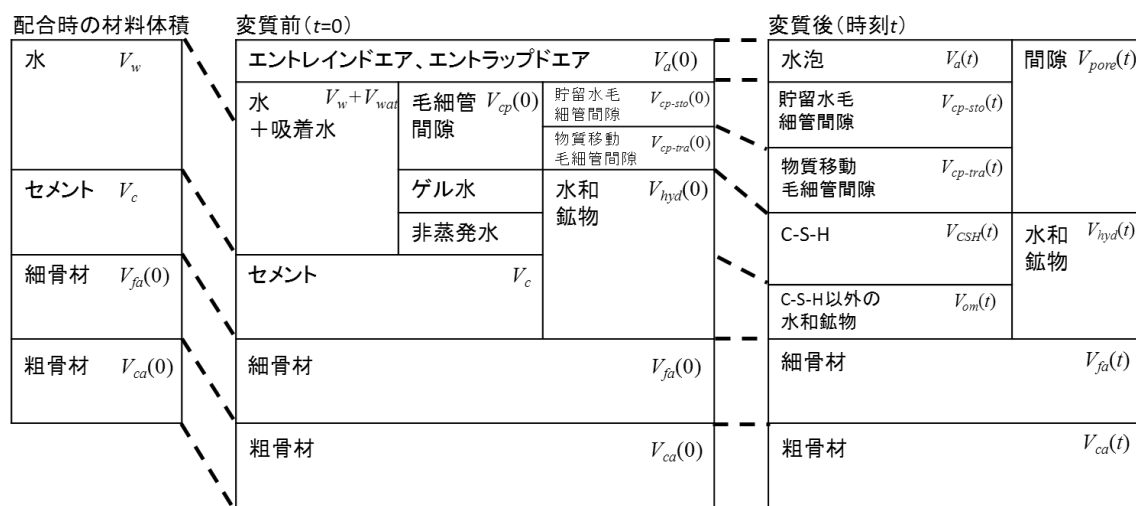
$$De = 5.37 \times 10^{-10} \phi_{tra} \quad (2.5-9)$$

De : HTO の有効拡散係数 (m s⁻²)

ϕ_{tra} : 物質移動毛細管間隙率(-)

表 2.5-5 セメント硬化体中の間隙の分類、および本モデルにおける間隙の名称

| 一般的な分類 | 成 因 | セメント間隙変遷モデルでの扱い | | |
|---------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------|---------------|
| | | 物質移動特性 | 名称 | 化学反応場としての特性 |
| 気泡 (100 μm ～数 mm) | 練り混ぜ時に混入する空気 | 物質移動間隙としてはたらかない | 水泡 | 化学反応場として機能する |
| 毛細管間隙 (数 10nm～数 10 μm) | セメント水和鉱物の粒子間の間隙 | 物質移動間隙としてはたらかない | 貯留毛細管間隙 | 化学反応場として機能する |
| | | 物質移動間隙 | 物質移動毛細管間隙 | 化学反応場として機能する |
| ゲル間隙 (数 nm～数 10nm) | C-S-H 粒子内の層間間隙 | 物質移動間隙としてはたらかない | ゲル間隙 | 化学反応場として機能しない |



※左列は配合時の各材料の体積を表す。中央列は水中養生後のセメント系材料が硬化した状態であり、変質前の初期(t=0)状態を表し、右列はセメント系材料の変質が進行している時刻 t における状態を表している。

図 2.5-15 セメント間隙変遷モデルにおけるセメント硬化体の間隙構成と経時変化の概念

また、構築した①および②のモデルを取り込んだ解析コード計算における設定の最適化についても検討を実施してきた。

平成 22～24 年度は、①セメント鉱物モデルの淡水/塩水環境における適用性を確認するため、粉体状の OPC、FAC 試料を用い、人工淡水、および人工海水への浸漬試験を実施するとともに、同試験を模擬した地球化学的計算を行い、主要鉱物であるポルトランダイトや C-S-H 等の溶解、液相 pH や浸出元素濃度の変遷等、多くの部分で試験結果と計算結果が整合していることから、当該モデルが淡水系、海水系地下水でも適用可能であることを確認した。また、セメント系材料からのアルカリ成分溶出に係る総合的な評価手法の適用性を確認するため、セメントディスクの浸漬試験 (W/C=0.6、0.75 の OPC 硬化体をそれぞれ人工淡水・人工海水に浸漬、～365 日まで) を実施し、液相、固相の長期的、定量的な変遷データの取得を行うとともに、物

質移行-変質連成解析コード (MC-BUFFER) を用いて同試験を模擬した物質移行-変質連成計算を行い、試験結果と計算結果の比較を実施した。その結果、人工海水系において一部不整合*が見られたものの、固相、液相で起こった現象について、定性的、定量的に計算結果は試験結果を良く再現できていたこと、評価体系 (メッシュ幅、タイムステップ) の設定の違いによる影響の程度は小さいことが確認され、当該評価手法が淡水系、海水系地下水にも適用できる可能性を示した。

【ベントナイト変質モデル (モンモリロナイト溶解速度式)、ベントナイト鉱物モデル】

ベントナイト系緩衝材のバリア機能は、第一義的にはベントナイトの主成分であるモンモリロナイト量で決まるとされているが、前述したようにセメント系材料からの高アルカリ性地下水によって緩衝材中のモンモリロナイトが溶解し、バリア機能が低下することが懸念されている。TRU-2 レポートでは、このベントナイト系緩衝材の変質によるバリア機能の低下を評価するため、モンモリロナイト粉体状試料を用いた溶解試験で得られたデータに基づくモンモリロナイト溶解速度式が採用されている⁽¹²⁾。しかしながら、粉体状試料を用いた溶解試験は、圧縮状態のベントナイト系緩衝材の使用が想定されている実際の処分場環境よりはるかに低い固液比条件下で行われており、そのような試験結果から導出された溶解速度式を緩衝材変質の長期予測に使用することが適切かどうかについては、科学的根拠に基づいた技術的な判断を行う必要がある。「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、クロスチェックの観点から、粉体状試料ではなく、ベントナイト-砂混合圧縮成型体 (混合圧縮体) を高アルカリ性溶液 (NaOH 濃度 0.1~1.0 mol dm⁻³、イオン強度 1 mol dm⁻³) に浸漬させ、高温環境 (50~170 °C) に静置して変質させる試験を実施し、混合圧縮体中のモンモリロナイトの溶解速度を OH⁻活量 a_{OH^-} と温度 T の関数として式(2.5-10)のように定式化した。

$$R_A = 3500 (a_{OH^-})^{1.4} e^{-51000/RT} \quad (2.5-10)$$

R_A : 変質速度(kg m⁻³ s⁻¹)
 a_{OH^-} : OH⁻活量(mol dm⁻³)
 T : 温度(K)
 R : 気体定数(8.314 Jmol⁻¹ K⁻¹)

しかしながら、式(2.5-6)は、処分場で想定される条件⁽¹²⁾に比べて高アルカリ、高温条件、さらにはイオン強度一定で得られた経験則であることから、そのまま処分場環境に外挿して用いることは現時点では不適切であり、処分場環境での評価に適用可能なモデル式とするためには、

* 人工海水系における試験結果と計算結果の比較では、試験結果は「接液部」から「内部」にかけて間隙率が経時的に増加する傾向が確認されたのに対して、計算結果は反対に「接液部」で間隙率が減少する結果となった。これは、実際の試験体系では、フリーデル氏塩は生成するものの、その後再び溶解することがなかったのに対し、計算ではフリーデル氏塩の溶解にともない、エトリンガイトが生成したためである。なお、この原因については、エトリンガイトの熱力学データ (平衡定数) の設定に起因している可能性が考えられるが、その知見は不足しており、また、現在当該解析で使用している熱力学データベース (Spron-JNC⁽¹⁴⁾) のうち一つの鉱物だけを変更することは評価上好ましくないため、現状評価に反映させるのは困難である。そのため、このような不整合事象が起こることを認識しつつ、現段階では安全評価において当該評価手法を使用することとしている。

式(2.5-10)の科学的根拠を明らかにした上で、適宜改良を行う必要があるとしている。

また、MC-BUFFER には、一般的な地球化学計算に多くの適用実績があるコード PHREEQC を組み込んで利用している。計算に必要となる鉱物モデル（表 2.5-6、考慮する鉱物のリスト、速度論 or 平衡論、速度論モデル）については、既往の研究で報告された情報をベースに、ベントナイトをアルカリ溶液中で変質させた実験結果等を再現するように決定した。さらに他の実験結果や観察結果を再現することにより検証事例の蓄積を図っている。

表 2.5-6 ベントナイト系緩衝材の鉱物モデル（ベントナイト-砂比が 7 : 3 の場合）

| | | | | |
|--------------|--|---|-----|-----|
| ベントナイト配合率 | | 70 | wt% | |
| クニゲル V1 | montmorillonite | $\text{Na}_2\text{Mg}_2\text{Al}_{10}\text{Si}_{24}\text{H}_{12}\text{O}_{72}$ | 34 | wt% |
| | quartz(瞬時溶解) | SiO_2 | 27 | wt% |
| | analcime | $\text{NaAlSi}_2\text{H}_2\text{O}_7$ | 2.1 | wt% |
| | calcite | CaCO_3 | 1.8 | wt% |
| ケイ砂 | quartz(溶解速度) | SiO_2 | 30 | wt% |
| 二次鉱物 | portlandite | $\text{Ca}(\text{OH})_2$ | — | wt% |
| | C-S-H gel | | — | wt% |
| | hydrogarnet | $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | monosulfate | $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaSO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | ettringite | $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | gypsum | $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | laumontite | $\text{CaAl}_2\text{Si}_4\text{H}_8\text{O}_{16}$ | — | wt% |
| | brucite | $\text{Mg}(\text{OH})_2$ | — | wt% |
| | kaolinite | $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | katoite | $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{SiO}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | AS ₄ H | $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 4\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | Friedel's salt | $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaCl}_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% |
| | gibbsite | $\text{Al}(\text{OH})_3$ | — | wt% |
| | sepiolite | $\text{Mg}_2\text{Si}_3\text{H}_7\text{O}_{11.5}$ | — | wt% |
| hydrotalcite | $4\text{MgO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ | — | wt% | |

※鉱物の熱力学データは、SPRON-JNC⁽¹⁴⁾などから引用

※ベントナイト-砂比が異なる場合は、その比に応じて初期鉱物の重量割合を修正する。

平成 22、23 年度は、

- (i) 式(2.5-10)の地下環境条件（淡水、塩水、酸化状態、還元状態）へ適用性を確認するため、ベントナイト粉末を用いたアルカリ変質試験を実施した。その結果、海水系地下水を模擬したベントナイトのアルカリ変質試験では、生成する二次鉱物が淡水系、脱イオン水系と異なることが確認されたが、雰囲気条件、溶存イオン種の違いによるモンモリロナイト溶解速度への顕著な影響は認められず、式(2.5-10)が処分場環境条件においても適用できる可能性を示した。
- (ii) 処分場環境で Na と共存しうる元素、イオン強度の式(2.5-10)への影響の可能性について考察を行った。その結果、二次鉱物生成の観点から Ca、Si、Al の影響について、飽

和度の観点から Si、Al の影響について、静電的な効果の観点からイオン強度の影響について今後検討する必要性を示した。また、K の影響についてはほとんどないこと、Mg の影響については処分場レイアウトの観点から当該モデルを用いた評価への影響は少なく、また影響があるにしてもモンモリロナイトの溶解を抑制する方向であることを示した。

【ベントナイトアルカリ拡散モデル】

地下水中のアルカリ成分（水酸化物イオン、OH⁻）は、緩衝材の外面から拡散によって内部に移行してモンモリロナイトの溶解に寄与する。ベントナイトの変質に伴い変化すると考えられる OH⁻の移行性や移行量を定量的に求めるため、「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、模擬セメント水（pH13.72）と模擬降水系地下水（pH8.97）の間にベントナイト-砂（7:3）混合圧縮体を設置した透過拡散試験（10～90℃）を行い、その結果から、混合圧縮体中の OH⁻の有効拡散係数 De (m² s⁻¹) をベントナイトの間隙率 ϕ (-) と温度 T (K) の関数として式(2.5-11)のように定式化した。

$$De = 5.0 \times 10^{-7} \phi^{2.1} \exp(-18600/RT) \quad (2.5-11)$$

De : 有効拡散係数(m² s⁻¹)

ϕ : 間隙率(-)

T : 温度(K)

R : 気体定数(8.314 Jmol⁻¹ K⁻¹)

当該モデルについては、様々な影響因子に着目した適用範囲、および処分場条件への適用性に係る検討が平成 17 年度⁽¹⁵⁾に実施しており、その結果は表 2.5-7 のようにまとめられた。

表 2.5-7 各影響因子に対するベントナイトアルカリ拡散モデルの適用範囲と処分場条件への適用性⁽¹⁵⁾

| 影響因子 (単位) | 適用範囲とその根拠 | 処分場条件への適用性 |
|---|--|------------|
| pH (-) | 制限なし 既往の知見より | 適用可 |
| イオン強度 (mol・dm ⁻³) | 制限なし 既往の知見より | 適用可 |
| 有効モンモリロナイト密度 (Mg・m ⁻³) | <0.91 実験条件と既往の知見より | 適用可 |
| 間隙率 (-) (乾燥密度 (Mg m ⁻³)) | 0.25～0.81 (0.5～2.0 に相当) 実験条件および既往の知見より | 適用可 |
| Ca 型化率 (-) | 0～1 既往の知見より | 適用可 |
| 温度 (°C) | 10～90 実験条件より | 適用可 |

【一連の緩衝材劣化に係るモデル、評価手法の総合的な検証】

物質移行-変質連成解析コードを用いたベントナイト系緩衝材やセメント系材料の長期変質挙動による評価手法の妥当性を確認するため、粘土系材料とセメント系材料が共存する実環境での相互作用現象に係る検証計算を平成 24 年度に実施した。本検証では IRSN トゥーヌミル地下実験施設（仏国）におけるコンクリート/粘土岩の接触部における鉱物変化の観察、分析結果（接触期間 15 年）⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾⁽¹⁹⁾と一連のモデルを含むコード（MC-CEMENT ver.2）による計算結果を比較し、その結果、コンクリート領域における間隙率の上昇が再現できるとともに、粘土岩領域では Ca-montmorillonite の溶解や gypsum の生成は計算では再現できなかったものの、Calcite や CSH の生成および Quartz の溶解、間隙率の低下が再現できた（図 2.5-16）。また、その変質範囲も 1cm 以内と整合した。これらの結果から、溶存酸素やイオン交換反応の考慮等、当該モデルに関してはまだ改良の余地はあるものの、粘土系材料とセメント系材料が共存する実環境での相互作用現象については概ね再現でき、実験室規模、1 年程度の実験に基づくモデルが、より長い時間に適用できる可能性が示唆された。

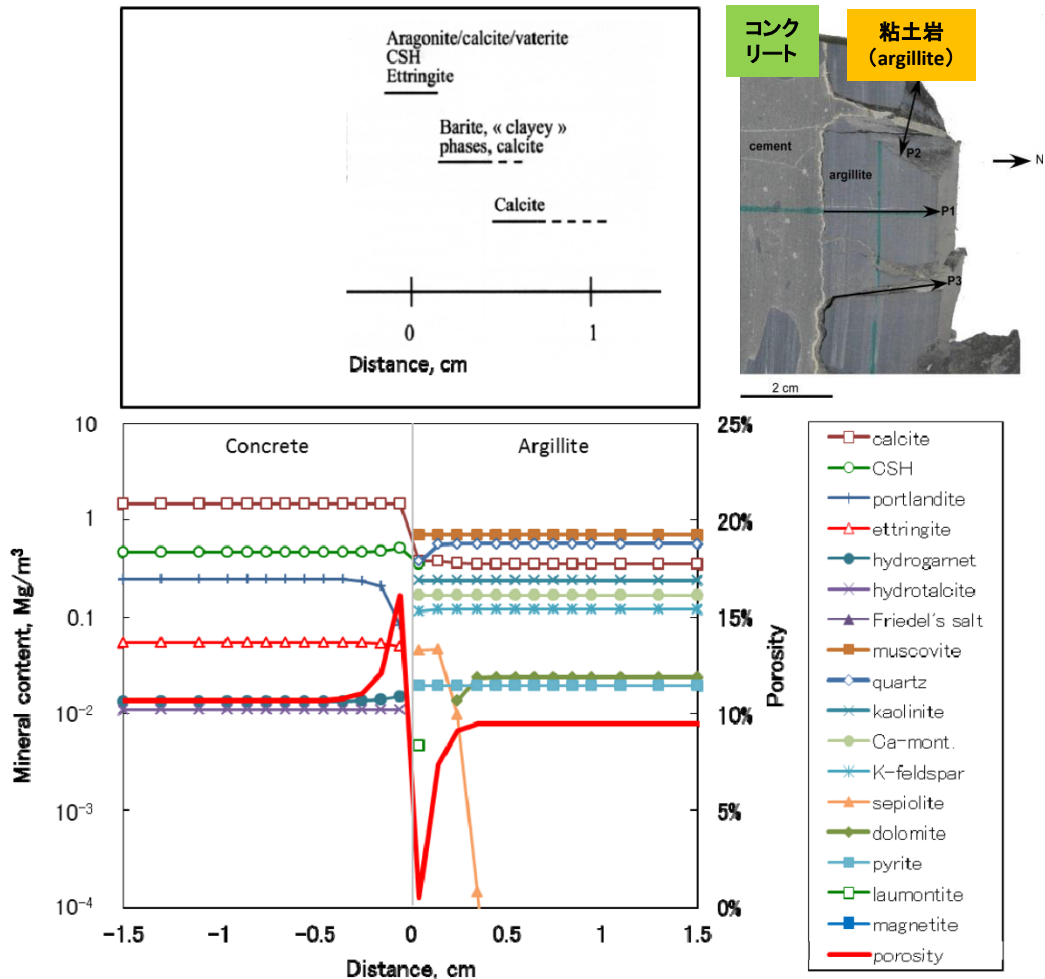


図 2.5-16 Concrete/Argillite 接合試料写真、Argillite 領域で観測された鉱物分布の概要図および解析による空間分布図

(b) 一連の緩衝材劣化に係るモデルの現状の課題、適用性および今後の整備の方向性
平成 24 年度までの各モデル、およびコードの緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードの検討結果等を踏まえ、現状考えられる当該モデル、評価手法の課題を以下に整理した。

- ①海水系地下水条件において試験結果と計算結果の（フリーデル氏塩の溶解、エトリンタイトの生成に係る）不整合事象が確認される。【セメント系材料の変質特性に係るモデル】
- ②Ca 系アルカリ溶液によるベントナイト変質（Ca 系二次鉱物の生成等）に起因する透水性の変化に関しては未検討である。【ベントナイト透水係数評価モデル】
- ③ベントナイト圧縮体中における陽イオン交換現象に係るモデル化が未整備である。【ベントナイト透水係数評価モデル、ベントナイト鉱物モデル】
- ④ベントナイト圧縮体のアルカリ変質に作用する Ca、Si、Al、イオン強度の影響については明らかになっていない。【モンモリロナイト溶解速度式、ベントナイト鉱物モデル】
- ⑤処分場で想定される条件に比べて高アルカリ、高温、イオン強度一定条件で得られた経験則であるため、科学的根拠が不足している。【モンモリロナイト溶解速度モデル】
- ⑥当該評価手法におけるベントナイト系緩衝材中の拡散評価では、OH⁻以外のイオン種についても（OH⁻の拡散実験結果から構築した）アルカリ拡散モデルを使用している。【物質移行-変質連成解析コード (MC-BUFFER)】

①については、エトリンタイトの熱力学データの設定が起因していると考えられるが、知見の不足、および熱力学データベースの統一性を考慮すると、現状モデルに反映させるのは困難であると考えられる。

②については、横山らが Ca 系アルカリ溶液を用いた透水試験においては、Na 系溶液を用いた試験と異なり、二次鉱物の生成により透水係数が低下することを報告している⁽²⁰⁾。このような報告も踏まえ、Ca 系アルカリ環境に対するモデルの取扱いについて検討する必要があるが、Ca(OH)₂ 飽和溶液の pH は 12.5 程度であり、圧縮体の変質現象を観測するには長期間を要すること、Ca の炭酸化を防ぐため低酸素雰囲気です試験を実施する必要があること、Ca 型化についても同時に考える必要があること等から実験的にこの影響について確認することは困難であると考えられる。

③については、ベントナイト圧縮体中における Ca 型化等、イオン交換現象（交換割合）のモデル化については現段階では未整備のため式(2.5-4)は整備しているものの、現段階では評価で使用できていない。ベントナイト圧縮体内におけるイオン交換を評価するためには、間隙水濃度も影響すると考えられ、静電的効果の影響を考慮した間隙水中のイオン種分布に係る評価も必須となる。そのため、これら現象（圧縮体内におけるイオン交換、間隙水中イオン分布）に係る研究等の進捗を踏まえ、必要に応じて当該モデルの改良を行うことが重要であると考えられる。

④については、これら溶存元素を含む二次鉱物の生成、飽和度、および静電的効果（イオン強度）が異なることによる圧縮体内部の OH⁻濃度の差異が、ベントナイト圧縮体中のモンモリロナイトの溶解に与える影響について十分に理解されていないということである。そのため、当該課題解決のためにも上述した「間隙水中のイオン分布に係る評価」が必要になると考えられる。

⑤については、澤口らが混合圧縮体中のモンモリロナイトの溶解挙動を明らかにするため、モンモリロナイト圧縮体を用いたアルカリ変質試験を 130°C の条件下で実施しており、その結果、モンモリロナイト圧縮体の溶解速度は混合圧縮体中のモンモリロナイト溶解速度よりも高

く、シリカ等随伴鉱物を含む混合圧縮体内では OH 活量の低下によってモンモリロナイトの溶解が抑制されることを明らかとしている⁽²¹⁾。また、溶解速度式を用いたベントナイト変質に係る解析に信頼性を付与するためには、混合圧縮体内における OH 活量の低下の定量化、およびモンモリロナイト圧縮体の溶解速度の定式化が重要である⁽²¹⁾としており、今後はこれら研究の進捗を踏まえ、適宜当該モデルの適用性について検討することとする。

⑥については、今後 MC-BUFFER を用いて各バリア材（ガラス固化体－オーバーパック－ベントナイト系緩衝材－セメント系材料）を用いて各バリア材の性能評価を行うことが想定されるが、そのためには OH 以外のイオン種の移行も適切に評価する必要があり、今後は全てのイオン種を対象とした新たな拡散モデルを構築し、MC-BUFFER に組み込むことが重要であると考えられる。

上述したように一連のモデルには、まだ解明されていない課題が多く残されている。しかしながら、セメントディスク浸漬試験やトゥーヌミル接触試験等の検証計算では概ね実現象が再現できていること、第三者の研究においても当該モデルが採用され、試験結果と良い整合性を示していること^{*}から、これらの課題があることを認識しつつ、現段階では安全評価において緩衝材劣化に係る一連のモデル（ベントナイト透水係数評価モデルに関しては本年度提示した改良案）を使用することとする。

また、上述したベントナイト圧縮体に係るモデルの課題（課題②～⑥）を解決するために共通して把握しておかなければいけない現象は「間隙水中のイオン種分布」であると考えられ、その分布を決定するのは、緩衝材中におけるイオン種の拡散である。そのため、今後は、緩衝材中のイオン種の拡散評価のため、「電気的中性条件を保ちつつ、全てのイオン種の拡散現象を評価可能なモデル」を構築し、MC-BUFFER へ組み込むことに重点を置く必要があると考えられる。さらに、ナチュラルアナログデータを使った、より長期的な現象についての検証を行い、当該評価手法の妥当性を確認することも重要である。

特に「緩衝材中のイオン種の拡散モデル」については、緩衝材自体の劣化・変質評価のみならず、ガラス固化体やオーバーパックの性能評価や核種移行パラメータの設定等に直接影響を与える「再冠水後における緩衝材中の環境状態設定」を決定するものであるため、安全規制の観点からも、当該モデルを構築することは有用であると考えられる。また、ナチュラルアナログデータの検証については、妥当性が確認できれば、当該評価手法を用いた長期評価への信頼性付与が期待される。

^{*} Savage らは、ベントナイト圧縮体と Na-Ca-OH-Cl 溶液（pH = 11.7）を用いた in-diffusion 試験を模擬した解析を実施し、パラメータ/条件の変化、キーププロセスの有無が結果へ与える感度を調べた。当該解析では、本事業で整備したベントナイトアルカリ拡散モデルから導出した有効拡散係数（ De ）が基本ケースにおける全てのイオン種の De として採用されるとともに、 De をこの値より小さくしたケースの計算では、試験結果との整合性が悪くなる結果が示されている⁽²²⁾。また、Watson らは、ベントナイト圧縮体と Na-K-OH 溶液（pH = 12.3）を用いた in-diffusion 試験を模擬した感度解析を実施し、入力パラメータに関する不確実性を調べた。その結果、モンモリロナイトがほとんど溶解しなかったこと、接触面でブルーサイトが沈殿したこと、Mg 型モンモリロナイトが K 型に置換したこと等、主要な試験結果の全てと最も良く整合したケースは本事業で整備したモンモリロナイト溶解速度モデルを使用したケースであった⁽²³⁾。

(3) まとめ

平成 25 年度は、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、これまで整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードの処分環境での適用性（モデルの適用限界、保守性も含む）について取りまとめるとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。

ベントナイト透水係数評価モデルについては、有効モンモリロナイト密度が異なるベントナイト試料に対する透水係数のイオン強度依存性を確認するため、アルカリ変質させたベントナイト試料にイオン強度の異なる溶液を通水させる透水試験を実施した。また、その結果を踏まえ、当該評価モデルの適用性および改良案に係る再検討を行った。さらに、平成 24 年度に実施した低動水勾配下における透水試験のイオン強度条件を変えて実施し、透水試験における動水勾配の影響の把握および当該モデルへの影響について検討した。

変質させたベントナイト試料を用いた透水試験の結果、①モンモリロナイトの溶解が進むにつれて透水係数のイオン強度依存性が小さくなること、②当該試験における変質操作条件（1 mol dm⁻³ の NaOH 溶液に 90℃ で浸漬）では透水係数は 3×10^{-8} m s⁻¹ 程度までしか上昇しないこと、③イオン強度 0.01 mol dm⁻³ と 0.1 mol dm⁻³ の溶液を通水させたときの透水係数に大きな差異が見られないことが確認された。

また、これらの結果を踏まえ、当該モデルの改良案として、①当該モデル式の適用範囲については有効モンモリロナイト密度 900 kg m⁻³ 未満、イオン強度 0.1～1.0 mol dm⁻³ の範囲とし、その上限値を $1.9 \times 10^{-8} \cdot (7.9 \times 10^{-5} T^2 - 1.9 \times 10^2 T - 0.21)$ m s⁻¹ すること、②イオン強度 0.1 未満の領域については当該モデル式のイオン強度を 0.1 mol dm⁻³ としたときの値を設定値とすることを提示した。

低動水勾配条件下における透水試験結果からは、透水係数 4×10^{-11} m s⁻¹ 以上となる試験条件下では、流速と動水勾配の関係からダルシー則の成立が確認されたが、透水係数 3×10^{-12} m s⁻¹ 程度となる試験条件下では、ダルシー則が成立しているかの判断は難しく、非ダルシー的な挙動が起こる可能性が示唆された。また、ペクレ数を用いた検討からは、透水係数が 4×10^{-11} m s⁻¹ 未満となる場合は、物質移行は拡散支配になると想定されることから、移流と拡散の両方を考慮した安全解析を行う場合には、（ダルシー則の成立を前提として作成された）当該モデル式を使用しても問題ないことを示した。

一連の緩衝材劣化モデル、およびコードの適用性、課題については、ベントナイト圧縮体中における陽イオン交換現象に係るモデル化が未整備であること、経験則であるため科学的根拠が不足していること、OH⁻以外のイオン種についても（OH⁻の拡散実験結果から構築した）アルカリ拡散モデルを使用していること等、まだ多くの課題が残っているが、検証計算では概ね実現象が再現できていること等からこれらの課題があることを認識しつつ、現段階では安全評価において緩衝材劣化に係る一連のモデル（ベントナイト透水係数評価モデルに関しては本年度提示した改良案）を使用することとした。

今後は、緩衝材中のイオン種の拡散評価のため、「電気的中性条件を保ちつつ、全てのイオン種の拡散現象を評価可能なモデル」を構築し、MC-BUFFER へ組込むことに重点を置くとともに、ナチュラルアナログデータを使った、より長期な現象についての検証を行い、当該評価手法の妥当性を確認することが重要である。安全規制の観点からも、前者は「再冠水後における緩衝材中の環境状態設定」を決定するため、後者は当該手法に信頼性を付与するために有用であると考えられる。

2.5.3 緩衝材劣化における物質移行—連成解析コードの機能拡張

(1) 背景および目的

2.5.1 で述べたとおり、過去の原子力安全・保安院の委託事業である「放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査」では、処分場構造材等で大量に使用される可能性のあるセメント系材料が地下水と反応して発生する高アルカリ性地下水環境について調査を実施し、ベントナイト系緩衝材の変質等によるバリア性能の長期的な変遷を評価するための手法を整備した。また、平成 23 年度⁽²⁴⁾には、これらの評価手法を導入した高アルカリ性地下水環境によるベントナイト系緩衝材の長期的な変質現象を予測する解析コード MC-BENT および地下水によるセメント系材料の変質に伴うセメント成分の長期的な溶出挙動を評価する解析コード MC-CEMENT ver.2 を統合した MC-BUFFER の開発を行い、ベントナイト系緩衝材のセメント系材料などの影響による長期的な変質挙動を解析することが可能となった。さらに、平成 24 年度⁽²⁵⁾には人工バリアを評価する際に重要なパラメータの 1 つとなる温度について、温度境界条件における経時変化を考慮し、さらに熱フラックス、熱源についての経時変化にも対応した熱解析機能を、また評価時間の延長や解析途中での条件設定変更を可能とするリスタート計算機能を整備した。

これらの評価モデルおよび機能により、ベントナイト系緩衝材のセメント系材料などの影響による長期的な変質挙動やオーバーパックを考慮した複合的な人工バリア体系について評価することが可能となった。しかし、オーバーパックの安全機能損失後においてベントナイト系緩衝材間隙水の影響により、ガラス固化体が放出する放射性元素の核種移行性を評価するには、ガラス固化体の溶出元素によるベントナイト系緩衝材への影響を把握しておくことが重要となる。このことから、ガラス固化体を含む複合体系を考慮できるよう、ガラス溶解速度を伴うガラス固化体溶解モデルの導入を行った。

(2) ガラス固化体溶解モデルの整備

ガラス固化体はシリカ (SiO₂) やホウ酸 (B₂O₃) を主成分とした網目と呼ばれる非晶質の構造を有するホウケイ酸ガラスを母材とし、網目の中にナトリウム (Na) などの修飾元素や廃棄物元素などが取り込まれている。ガラスからみて、溶液中の溶存ケイ素 (Si) が十分未飽和で化学親和力が大きい条件では、網目構造を形成する Si-O 結合の加水分解反応による切断や、ケイ酸 (H₄SiO₄) の脱離などによるガラスのマトリクス溶解が支配的となり、このような条件下での溶解/変質速度は初期溶解速度 (initial dissolution rate) と呼ばれ、このような状態は Stage I と呼ばれている。この Stage I は、溶存ケイ酸濃度が増加して飽和に近づき、ガラス/溶液間の化学親和力が減少するとマトリクス溶解が抑制されるといわれている。このような溶解特性を踏まえて、ガラス固化体溶解速度としては、シリカの一次溶解反応式を元にした式(2.5-12)で表される Grambow モデル⁽²⁶⁾が提唱されている。

・ Grambow の溶解速度式

$$k = k^+ \cdot \left(1 - \frac{Q}{K}\right) \cong k^+ \cdot \left(1 - \frac{[H_4SiO_4]}{[H_4SiO_4]_{sat}}\right) \quad (2.5-12)$$

ガラス溶解速度については、式(2.5-12)に示す Grambow モデルを採用した。Grambow がモデル化したガラス溶解速度 k は $\text{g/m}^2/\text{day}$ という単位で表される溶解速度であるが、ホウ素の浸出速度をガラス固化体中のホウ素含有量で割り戻して得られるパラメータであり、ガラス固化体がこの速度で消失していくことを表すものではない。この速度で溶けていくのはホウ素だけであり、その他の元素の多くは溶け残る（非調和溶解）。 k^+ はガラス固化体の組成や溶液の pH および温度に依存する速度定数、 K は固体の溶解度積の値（平衡定数）、 Q は溶解度積に相当するそれぞれ溶液中のイオン活量積である。ここで固体の溶解反応を $\text{SiO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} = \text{H}_4\text{SiO}_4$ と仮定すると、 K は SiO_2 の溶解平衡時の H_4SiO_4 濃度となり、 Q は溶液中の H_4SiO_4 濃度となることを式(2.5-12)は示している。この Grambow モデルを MC-BUFFER の溶解速度モデルとして導入する上で溶解速度パラメータとして、 k^+ についてはガラス固化体溶解速度定数の文献値、 $[\text{H}_4\text{SiO}_4]$ については Si 濃度、 $[\text{H}_4\text{SiO}_4]_{\text{sat}}$ については Si 飽和度定数（例えばアモルファスシリカの溶解度 $3.0\text{E-}3 \text{ mol/L}$ など）とした。さらに、ガラス溶解速度 k の単位は $\text{g/m}^2/\text{day}$ で表わされており、MC-BUFFER に考慮するには mol/L/sec に換算する必要がある。よって、溶解速度パラメータとして換算パラメータも設定した。溶解表面積(m^2)を間隙水のかさ (L) 換算する際に、セル幅が関係することには注意が必要である。また、Grambow モデルでの Q に、上述のように Si 濃度を与えたため、 $Q > K$ 即ち k が負の値になる可能性があることから、便宜的に溶解速度の最小値（例えば平成 24 年度に設定した Stage II の溶解速度である $1.6\text{E-}3 \text{ g/m}^2/\text{day}$ など）を設定し、 k の評価値がその溶解速度最小値よりも小さくなった場合、式(2.5-12)で評価される溶解速度ではなく、溶解速度の最小値をガラス溶解速度とすることとした。

ガラス固化体溶解モデルは、疑似固相またはガラスが一様に溶解、即ち、各元素が組成比に従って溶出する調和溶解モデルとした。ガラスの代替として疑似固相を任意の領域に設定し、ガラス溶解速度により溶解させる疑似固相溶解モデルと、溶出元素を任意に設定し、ガラス溶解速度によって溶出元素を溶出させるガラス成分溶解モデルを整備した。

(a) 疑似固相溶解モデル

疑似固相を考慮した溶解モデルは、鉱物として熱力学データに考慮できないガラスに代わり、疑似固相を設定し、溶解速度式を適用することにより速度論的に調和溶解させるモデルである。この溶解モデルは、1 ステップ前の任意グリッドにおける溶液組成を元にある任意のグリッド（ガラス領域）に設定した疑似固相（例えば Quartz）について Grambow モデルを用いてガラスの溶解を再現している。図 2.5-17 にガラス固化体溶解モデル図を示す。ガラス溶解速度の設定方法については、Appendix- I -B に記載する。

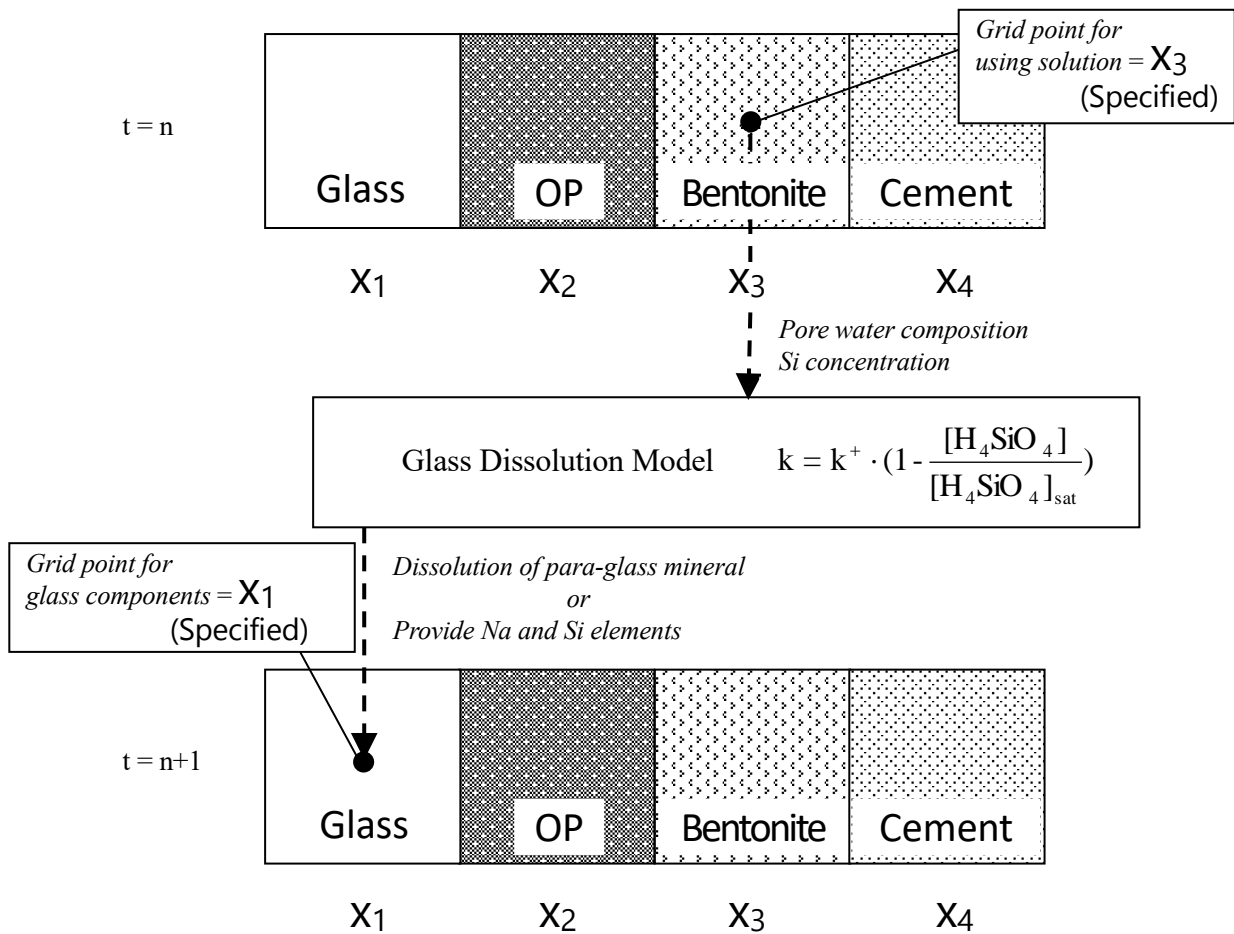


図 2.5-17 ガラス固化体溶解モデル図

(b) ガラス成分溶解モデル

ガラス成分溶解モデルは、ガラス固化体が組成比に従って調和溶解することを想定したモデルである。MC-BUFFER で考慮できる溶解速度式は、鉱物（固相）として与えられているものに対応することができるが、ガラスはアモルファスの状態であるので溶解速度を与えることができない。また、熱力学データも定義できない。ガラス成分溶解モデルでは、Grambow モデルで評価されるガラスの溶解量とガラスの組成比を掛け合わせるにより、任意に選ばれる注目元素（例えば Si および Na）の溶出量を評価する。溶解モデルは 1 ステップ前の任意グリッドにおける溶液組成を元にガラス固化体溶解速度を求め、タイムステップ時間に溶出するガラス成分を算出し、任意のグリッド（ガラス部セル）へ加えるモデルとした。ガラス溶解速度の設定方法については、Appendix- I -B に記載する。

(3) ガラス固化体溶解モデルを使用した人工バリア解析

(a) 解析条件

上項で整備したガラス固化体溶解モデルを用いてガラス固化体を考慮した人工バリア解析を実施した。計算体系および計算条件は、後述する 6.3.1 項で実施したケースのうち、降水系地下水のケース 1（計算体系および計算条件については、6.3.1 項を参照）を用いた。さらに 6.3.2 項の炭素鋼オーバーパックスの腐食寿命解析の結果から、オーバーパックス破損時期までの 4,000 年を OP-緩衝材-支保工体系で解析し、その後 96,000 年をガラス固化体領域を付加したガラス固化体-OP-緩衝材-支保工体系として解析を行った。図 2.5-18 にガラス固化体を考慮した計算モデル概念図を示す。ガラス固化体溶解モデルは、ガラス成分溶解モデルを採用した。溶出する元素については Si と Na とし、ガラス固化体組成⁽²⁷⁾から mol 比率を算出し、Si が 1.0 のとき、Na を 0.415 に設定した。ガラス固化体速度定数は、稲垣ら⁽²⁸⁾で報告されている 50°C / pH10 条件の 0.25 g/m²/day を用いた。Si 飽和度定数については、アモルファスシリカの飽和度を PhreeqC で計算した 50°C 条件の 3.0E-3 mol/L を設定した。溶解速度の最小値には、平成 24 年度⁽²⁹⁾に設定した残存溶解速度 (residual rate) の 0.0016 g/m²/day を採用した。

さらに、疑似固相溶解モデルについても上記と同様の条件で解析を行った。なお、疑似固相には Quartz (SiO₂) を設定している。計算ステップについては疑似固相溶解モデルを用いた場合、時間間隔が大きいと平衡計算で計算不能になる現象が起きたことから、1/10week (6.3E+4 sec) と短いタイムステップを設定した。また、ガラス固化体が早期に消滅したため、評価時間は 10,000 年間としている。

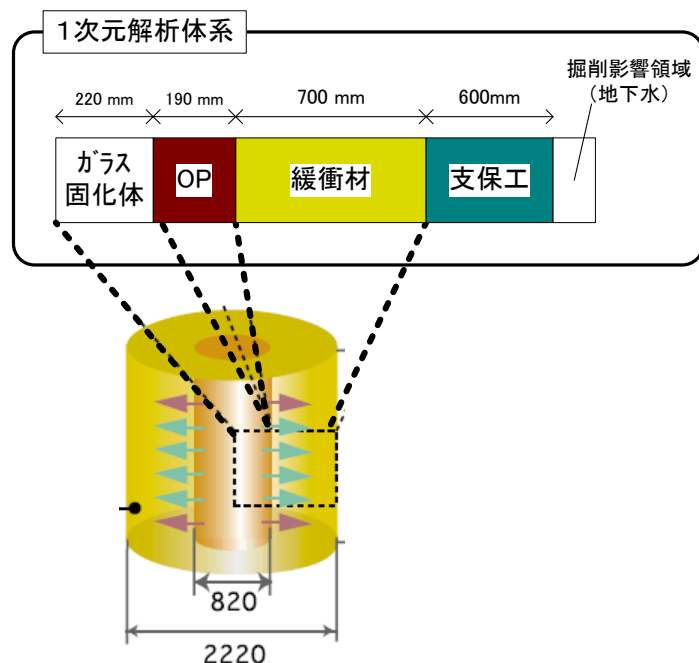


図 2.5-18 ガラス固化体を考慮した計算モデル概念図

(b) 解析結果

(i) ガラス成分溶解モデル

ガラス成分溶解モデルの解析結果を図 2.5-19～図 2.5-22 に示す。図 2.5-19 をみると、有効モンモリロナイト密度が 100,000 年後において 0.13 g/cm^3 残存する結果となった。ガラス固化体溶解モデルを考慮していないケース 1 と比較して、かなりのモンモリロナイトが溶解してしまっていることがわかる。これは、溶出するガラス成分が元素（単体）として与えているモデルとなっているために金属ナトリウムとして放出されており、その加水分解により NaOH が生成したためと考えられる。また、透水係数についても 100,000 年後において $8.0 \times 10^{-8} \text{ m/s}$ まで上昇しているが、ケース 1 では $4.0 \times 10^{-12} \text{ m/s}$ と 4 オーダー上昇する結果となった。図 2.5-20 の 100,000 年後の固相空間分布をみると、モンモリロナイトはオーバーパック側からも溶解していることが確認できる。さらに、図 2.5-21 の 10,000 年後の液相空間分布をみると、上述の理由からガラス固化体領域での OH 濃度が上昇していることがわかる。ケース 1 の 100,000 年後における固相空間分布と比較しても明らかにモンモリロナイトが消失している領域が多く、さらに図 2.5-22 の 100,000 年後をみると、モンモリロナイトが消失している領域においては透水係数が適用条件上限に達していることから、透水係数も上昇したものと考えられる。間隙率も 0.28 とケース 1 より低下していることがわかる。図 2.5-20 の 100,000 年後の固相分布をみると、支保工近辺の緩衝材領域における局所的な間隙低下は、本ケースおよびケース 1 両方で発生しており、間隙率も 0.038 とほぼ一致していることから、他緩衝材領域での影響であることがわかる。緩衝材領域では、ケース 1 に比べ、Quartz と Analcime が多く生成していることがわかる。これら Si 含有鉱物特に Quartz はガラス固化体溶解による金属 Si の供給により生成していると考えられ、ガラス固化体溶解モデルを適用したことのあらわれの一つと言える。OP 近傍の Eh は 4,000 年後から 6,000 年後にかけて、約-510 mV から約-670 mV まで低下していることがわかる。また、ケース 1 と比べると Eh の低下傾向が強いことがわかる。これは溶出させる元素を金属 Na 及び金属 Si としており、これらが強い還元剤としてはたらくためである。図 2.5-19 で溶存水素濃度が異常に高くなっていることともよく整合している。

図 2.5-20 のガラス固化体溶解直近にあたる 5,000 年後における固相空間分布をみると、分布的にケース 1 と殆ど変わらないことがわかる。しかし、図 2.5-21 の 5,000 年後における液相空間分布をみると、ケース 1 に比べ Si 濃度および Na 濃度が上昇していることがわかる。さらに上述の Pyrite 溶解により S 濃度も上昇しており、Al 濃度が低下していることがわかる。Al 濃度は、ガラス領域および OP 領域内に Lmt が生成したために低下したものと考えられる。10,000 年後の固相空間分布では、緩衝材領域において Calcite が消失していることがわかる。ケース 1 では Calcite は消失しておらず、この消失時期の差が Eh 低下の時期と連動しているものと考えられる。さらにガラス領域では、Analcime が生成していることがわかる。Analcime は、ガラスマトリクス溶解を引き起こすと言われており、pH11.5 程度以上のアルカリ条件の場合で生成する可能性が示唆されている⁽²⁹⁾。50,000 年後ではガラス固化体が消滅していることがわかる。ガラス固化体は 37,000 年後の約 33,000 年間で消滅しており、殆どの期間 Stage II の残存溶解速度で溶解が進んだものと推測される。本年度整備したガラス固化体溶解モデルでは、評価したガラス溶解速度 k を出力することができないためこのように推測している。しかし、ケイ酸塩鉱物である Quartz や Analcime、Sepiolite、Greenalite が同領域で生成していることから、残存溶解速度よりも速いガラス溶解速度となっていないのは不自然である。これは、ガラス固化体溶解モデルにおいて、Si 濃度を変数とした溶解速度として適用していることが原因と考えられ、Grambow モデルを忠実に用い、Si の化学種である H_4SiO_4 濃度を変数とすることで、改善する可能性があり、今後のガラス固化体溶解モデル導入における検討事項であると考えられる。緩

衝材領域ではモンモリロナイト溶解が進んでいるために、ケース 1 に比べ Analcime がより生成していることがわかる。また、ケース 1 ではほぼ Pyrite が溶解し、Berthierine が一様に生成していることが確認できるが、本ケースは Pyrite がまだ残存していることから Berthierine への変遷途中であることがわかる。Pyrite は 75,000 年後に消滅しており、Berthierine は 80,000 年後に一様に生成することとなった。100,000 年後をみると、上述のとおりモンモリロナイトは殆ど溶解しており、緩衝材領域中央付近に残存する結果となった。このことより、ガラス固化体溶解モデルを適用することにより、明らかに緩衝材安全機能が低下していることが示唆された。一方、支保工領域については、5,000 年後から 100,000 年後にかけて、ケース 1 と殆ど同傾向であることがわかる。これは、ガラス固化体溶解による緩衝材領域からの影響を殆ど受けておらず、EDZ から流入する地下水の影響のみを受けている結果であることがわかった。また、支保工付近の緩衝材領域における局所的な間隙低下により、支保工間隙水成分の緩衝材への流入が抑制されていることから、EDZ からこの領域までほぼクローズされた状態になっているものと推測される。ただし、ガラス固化体溶解速度が上述のとおり残存溶解速度で進んでいる可能性が高く、これより速い速度となった場合や、オーバーパック腐食速度による Fe の供給が変動することにより局所的な間隙低下が解消される可能性も否定できない。100,000 年後の液相では、ケース 1 に比べ、緩衝材領域の OH 濃度が上昇していることがわかる。これは、ガラス固化体溶解によって金属 Na が注入されている影響と考えられる。さらに支保工領域における Al 濃度は、ケース 1 より高いことがわかる。この差異は、支保工の局所的な間隙低下領域以外に生成している Lmt の影響によるものであり、本ケースでは Lmt が消失していないことから Al 濃度が保たれているものと考えられる。S 濃度は、全領域でフラットな分布となっており、EDZ から流入した S が影響を受けずにガラス固化体領域まで到達していることがわかる。ケース 1 では緩衝材領域において 10^{-3} mol/L オーダーの濃度で安定していることから差異がみられるが、ケース 1 では OP 領域にて Pyrite が生成し、溶解傾向であることから OP 側から EDZ にかけて濃度勾配がみられている傾向となっていると考えられる。しかし、本ケースでは全領域において Pyrite を含む硫化鉱物や硫酸塩鉱物が生成していないことから、このような現象が起きているものと推測される。

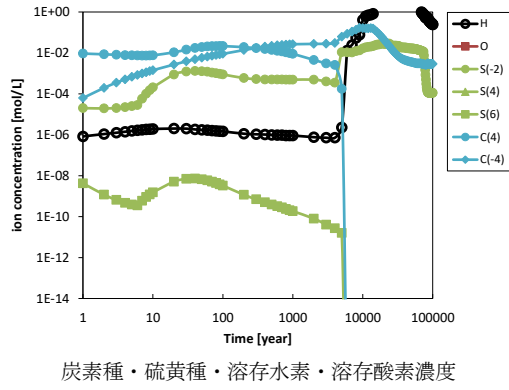
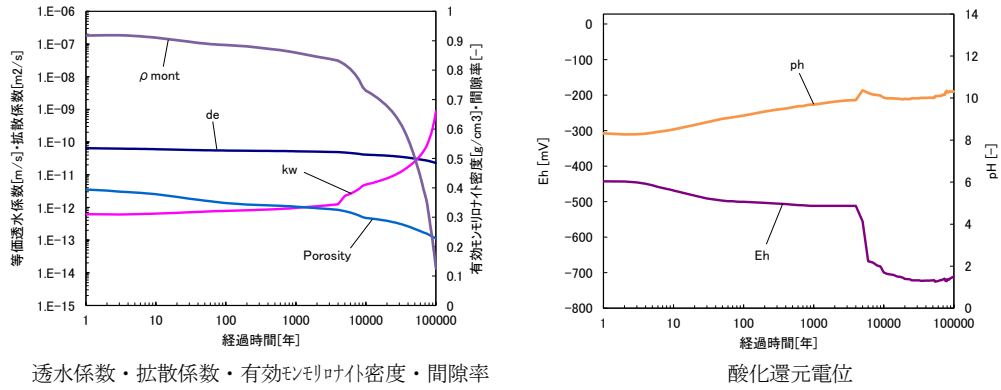


図 2.5-19 緩衝材領域における経時変化 (ガラス成分溶解モデル)

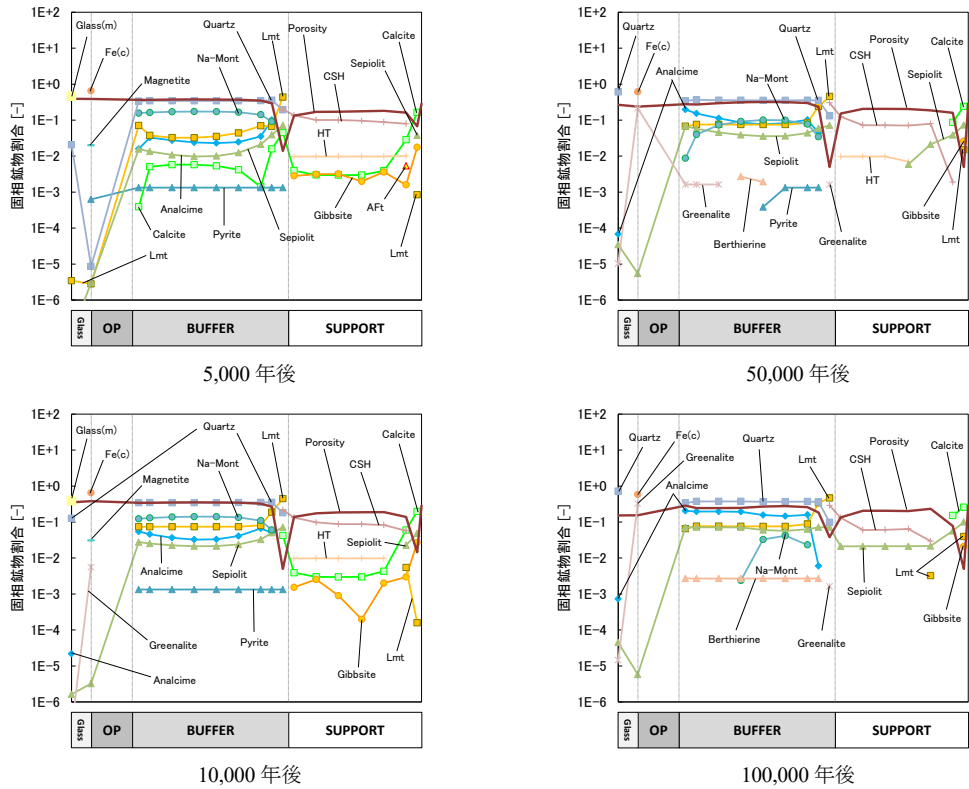


図 2.5-20 全領域における固相空間分布 (ガラス成分溶解モデル)

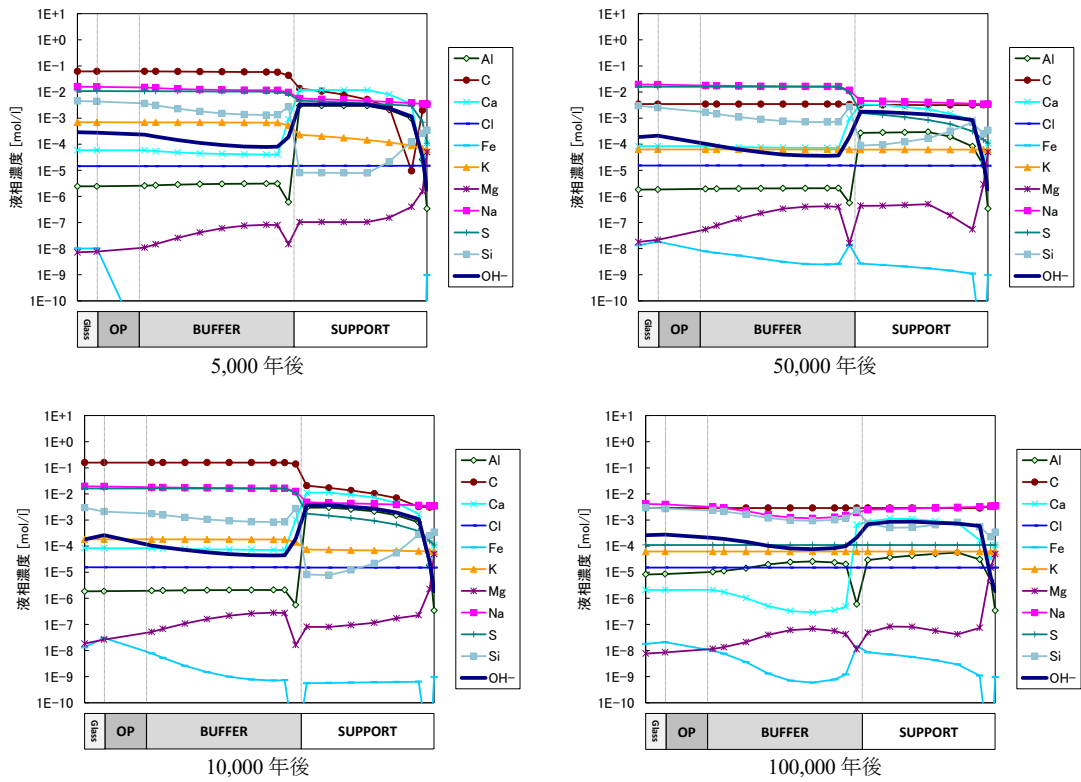


図 2.5-21 全領域における液相空間分布 (ガラス成分溶解モデル)

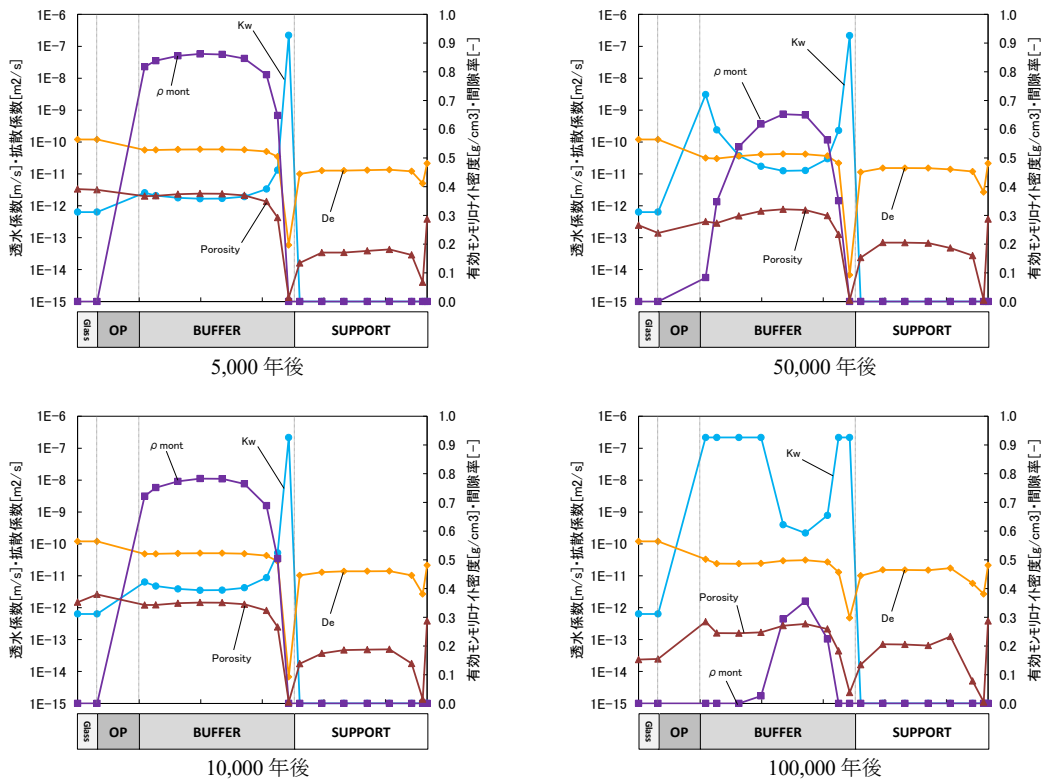


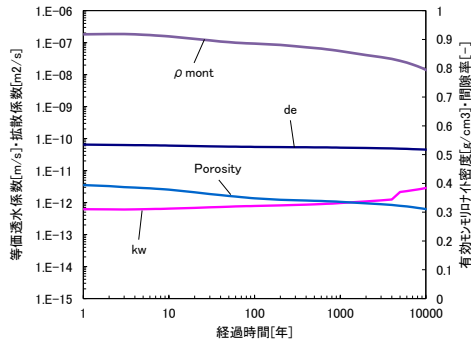
図 2.5-22 全領域における Kw · De · ρ_m · Eps 空間分布 (ガラス成分溶解モデル)

(i i) 疑似固相溶解モデル

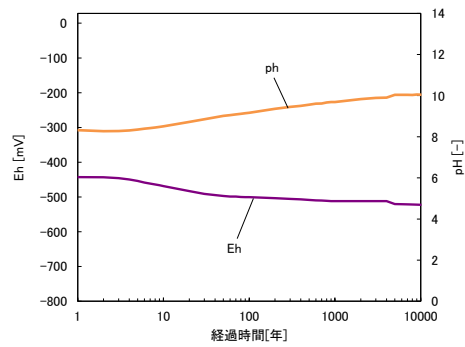
疑似固相溶解モデルの解析結果を図 2.5-23～図 2.5-26 に示す。図 2.5-23 をみると 10,000 年後の有効モンモリロナイト密度は 0.79 g/cm^3 残存する結果となった。ケース 1 では 10,000 年後において 0.80 g/cm^3 とほぼ同じであったが、ガラス成分溶解モデルでは 0.73 g/cm^3 と低下している。これは、疑似固相溶解モデルにおいて代替鉱物として Quartz を採用しており、Na 成分が疑似固相に含まれていないことから、この差異が生まれたものと推測される。OP 付近の Eh では、ガラス成分溶解モデルでは前述のとおり 4,000 年～6,000 年後に Eh は低下しているが、疑似固相モデルでは 10,000 年後においても Eh が低下していない。これは、図 2.5-24 の 10,000 年後の固相空間分布をみると、緩衝材領域において Calcite が残存していることから、(i) でも述べたとおり Calcite の消失時期が Eh 低下に起因しているものと考えられ、10,000 年後以降に Calcite が消失した時点で Eh は低下するものと想定される。

固相空間分布では、図 2.5-24 の 5,000 年後をみると、ガラス成分溶解モデルと比べ、殆ど分布は一致していることがわかる。また、ケース 1 の結果においてもほぼ一致する結果であった。ただし、疑似固相溶解モデルではガラス固化体はかなり溶解していることがわかる。このガラス溶解は、1,000～2,000 年間に消滅している。ガラス成分溶解モデルでは Stage II に近い速度であったことから約 33,000 年間に渡り溶解していたことから、疑似固相溶解モデルは 1 オーダーほど高い溶解速度でガラス固化体を溶解したものと推測される。10,000 年後をみると支保工・緩衝材領域では殆ど分布は一致しているが、ガラス領域に生成するケイ酸塩鉱物には違いが見られる。ガラス成分溶解モデルでは Quartz・Analcime・Sepiolite が生成しているのに対し、疑似固相溶解モデルでは Quartz・Lmt・Sepiolite が生成している。疑似固相溶解モデルでは、代替鉱物として Quartz を設定しており、Na が溶出していないことから、Analcime ではなく Lmt が生成しているものと考えられる。ガラス固化体は SiO_2 のみの組成ではないために、今後 Na_2O などガラス固化体組成に関わる固相に対する溶解モデルを検討する必要があると考えられる。また、疑似固相溶解モデルはガラス固化体として単一鉱物の設定のみであることから、これらをモデル化するには複数の疑似固相を設定できるよう改良する必要がある。

図 2.5-24 の液相空間分布では、ケース 1 と比較すると、OP 領域における疑似固相溶解モデルの Si 濃度が高いことがわかる。これは、ガラス領域に設定した疑似固相である Quartz が溶解したことにより Si 濃度が上昇したものと考えられる。よって、ガラス固化体溶解による Si の影響は計算で体现できていると考える。また、緩衝材領域の Fe 濃度が OP 領域より低いことがわかる。ガラス成分溶解モデルでは 10,000 年後に OP から Fe の濃度勾配がついていることがわかる。これは、上述のとおりガラス成分溶解モデルでは SO_4^{2-} および CO_3^{2-} が全て還元されたために緩衝するものがなくなったことで Fe 濃度が上昇した分布が確認できているが、疑似固相モデルではまだ緩衝されているために Fe 濃度が低下しているものと考えられる。

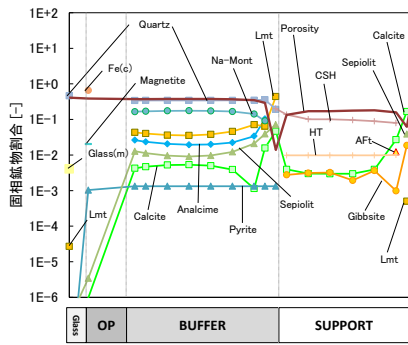


透水係数・拡散係数・有効モンテリロナイト密度・間隙率

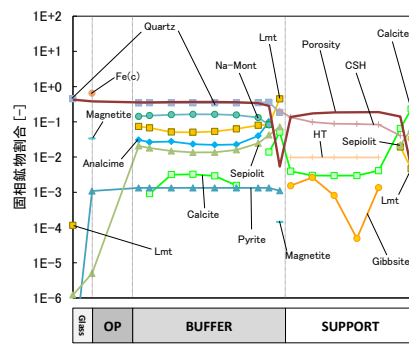


酸化還元電位

図 2.5-23 緩衝材領域における経時変化 (疑似固相溶解モデル)

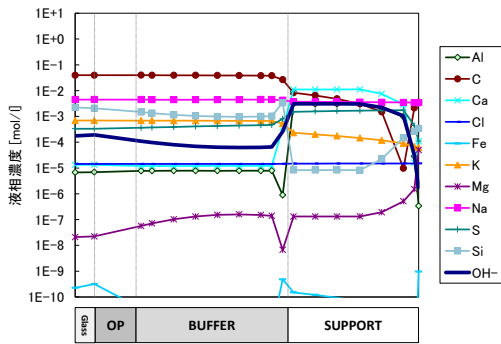


5,000 年後

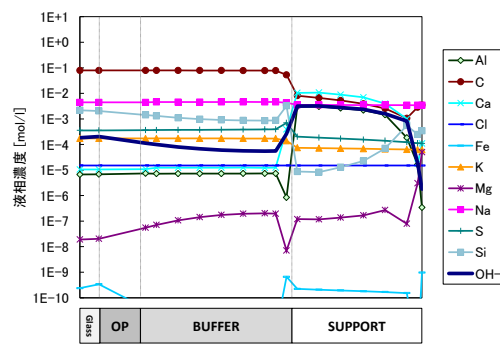


10,000 年後

図 2.5-24 全領域における固相空間分布 (疑似固相溶解モデル)

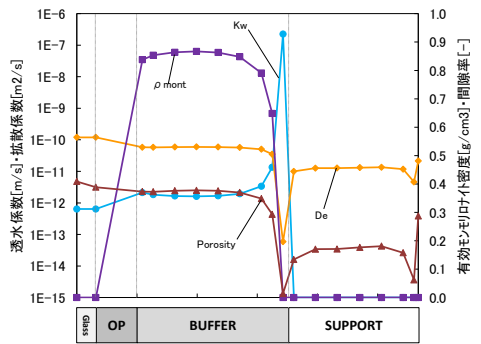


5,000 年後

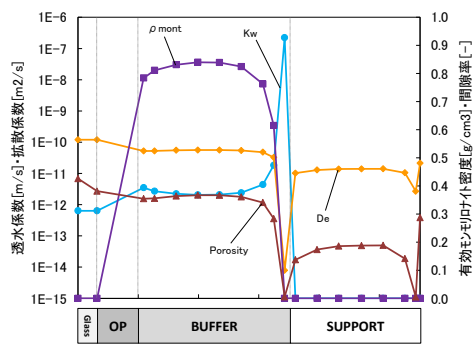


10,000 年後

図 2.5-25 全領域における液相空間分布 (疑似固相溶解モデル)



5,000 年後



10,000 年後

図 2.5-26 全領域における Kw・De・ρ_m・Eps 空間分布 (疑似固相溶解モデル)

(c) ガラス固化体溶解速度モデルの今後の課題

今年度整備したガラス固化体溶解モデルを用いた解析では、ガラスから溶出する元素 Si および Na によりガラス固化体側からのモンモリロナイト溶解が促進され、緩衝材に影響を与える可能性を示唆した。ただし、本ケースで適用したガラス成分溶解モデルは、元素として溶出グリッドに与えるモデルであるため、金属元素を溶出させると溶出グリッドで M (金属元素) + $nH_2O = M^{n+} + nOH^- + n/2H_2$ の反応が起こって pH の上昇と Eh の低下を引き起こしているものと予想される。これを解消するために金属元素だけでなく酸素も同時に溶出させることも考えられるが、その場合は逆に酸素が過剰となり、pH の上昇と Eh の上昇を引き起こしてしまう可能性もある。これら溶出成分については、今回金属元素を注入する誤ったモデリングであったことから、今後化学種を用いるなど改良する必要がある。また、ガラス成分溶解モデルのケースでは殆どの期間溶解速度最小値として設定した溶解速度で進んだものと考えられる。これは、K にアモルファスシリカの溶解度を設定しているが、Q は全ての Si 化学種がのった全 Si 濃度であるため $Q > K$ となり、アモルファスシリカの飽和における平衡定数を超える状態となっている可能性が高い。このため、Q は H_4SiO_4 濃度として与える必要があると考えられる。しかし、現在の鉱物モデルでは、Quartz (SiO_2) を設定しており、アモルファスシリカ ($SiO_2(a)$) が設定されていない。また鉱物モデルに $SiO_2(a)$ を設定したとしても、飽和度が $10^{-3}mol/L$ オーダーに対し Quartz は $10^{-4}mol/L$ オーダーであることから、Quartz が生成してしまう。このため、ガラス領域のみに Quartz ではなく、 $SiO_2(a)$ を設定する必要があると考えられる。さらに、解析結果よりガラス領域には Quartz だけではなく、Sepiolite や Greenalite が生成しており、 H_4SiO_4 濃度はこれらのケイ酸塩鉱物によって支配される可能性がある。よって、K にアモルファスシリカの溶解度を設定するのではなく、これら支配的なケイ酸塩鉱物の溶解度積を設定することにより、本来ホウ素の溶解のモデルである Grambow モデルを使って、ケイ素の溶解をモデル化できる可能性があると考えられる。その場合には Si 以外の元素 (例えば Na) の溶解をどう扱うか別途検討が必要になる。さらに、溶出するガラス成分を、任意のグリッド (ガラス部セル) へ加えるというモデルの基本的な枠組みでは、これまでの経験上、加えられるグリッドにおける間隙閉塞 (計算停止) を招く可能性があり、ガラスの溶解速度に依存して実質的に計算ができない可能性も想定されることから、基本的な枠組みから改良の考える余地があるかもしれない。k は今年度のガラス溶解速度モデルにおいてガラス固化体速度定数として一定値としており、温度依存性や pH 依存性が考慮されていないことから、今後これらを考慮したモデルを整備していくことが重要である。

疑似固相溶解モデルについては、単一の鉱物を対象として速度論的に溶解させるモデルとしたが、今回設定した Quartz (SiO_2) だけではなく、ガラス固化体組成として構成されている Na_2O も設定し速度論的に溶解させることで、より現実的なモデルに近づく可能性があるため、今後複数の疑似固相を設定できるよう検討していく必要があると考えられる。ただし、 Na_2O の溶解速度として Grambow モデルは不適切であるため、適切な溶解速度モデルの選定が必要である。さらに、今回は k を $0.25 g/m^2/day$ として設定したが、この設定より高温・高 pH 条件での速いガラス溶解速度の場合、平衡計算が不安定になる可能性も考えられることから、今後検討する必要がある。

以上より、今回整備したガラス固化体溶解速度モデルは、モデルの基本的な枠組みとしては正しい方向性で整備されているが、採用した Grambow モデルの各パラメータや溶出成分パラメータの適用方法、さらに鉱物設定などの計算条件などにおいてモデルの方向性に関わる課題が抽出された。今後、抽出された課題に対する検討・解決策をより深め、ガラス固化体溶解モデルの改良・拡充を進めていくことが重要である。

2.5.4 結論および今後の課題

平成 25 年度は、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、これまで整備してきた緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードの処分環境での適用性（モデルの適用限界、保守性も含む）について取りまとめるとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。さらに、MC-BUFFER での人工バリア解析における、オーバーパック破損後におけるガラス固化体溶解による緩衝材への影響を再現するため、ガラス固化体溶解モデルを整備した。

ベントナイト透水係数評価モデルに関しては、変質させたベントナイト試料を用いた透水試験結果から①モンモリロナイトの溶解が進むにつれて透水係数のイオン強度依存性が小さくなること、②透水係数は $3 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$ 程度までしか上昇しないこと、③イオン強度 0.01 mol dm^{-3} と 0.1 mol dm^{-3} の溶液を通水させたときの透水係数に大きな差異が見られないことが確認された。また、その結果を踏まえ、当該モデルの改良案を提示した。さらに、低動水勾配条件下における透水試験結果からは、移流と拡散の両方を考慮した安全解析を行う場合には、(ダルシー則の成立を前提として作成された) 当該モデル式を使用しても問題ないことを示した。

一連の緩衝材劣化モデル、およびコードの適用性、課題に関しては、まだ多くの課題が残っていることを認識しつつ、現段階では安全評価において緩衝材劣化に係る一連のモデルを使用することとした。また、今後は、「電気的中性条件を保ちつつ、全てのイオン種の拡散現象を評価可能なモデル」を構築と、ナチュラルアナログデータを使った、より長期な現象についての検証を行うことが重要であるとした。

MC-BUFFER の整備に関しては、ガラス固化体溶解モデルを拡充することにより、人工バリアにおけるオーバーパック破損後のガラス固化体溶解による溶出元素を考慮した人工バリア変遷挙動解析が可能となったが、モデルに多くの課題点が抽出されており、今後もモデル改良・拡充を進めていく必要があることが示唆された。

2.6 まとめ

廃棄体や人工バリア材の性能評価手法を整備するために、ガラス固化体の溶解／変質、放射化金属の腐食、オーバーパックの腐食及び緩衝材の劣化の評価に適用可能な評価モデルの検討を行った。

ガラス固化体の溶解モデルの作成については、高い液中 Mg イオン濃度が維持される条件下等で模擬ガラス固化体の浸出試験を行い、ガラス固化体の溶解促進の持続性とケイ酸塩を含む変質層の性状を調べるとともに、クーポン状の模擬ガラス固化体を用いて、ガラス固化体の溶解挙動と Mg イオン濃度との関係を調べた。また、Fe イオン共存下における鉄ケイ酸塩の生成及びガラス固化体の溶解促進の可能性について検証するため、金属鉄が共存する条件におけるガラス固化体の浸出試験を行うとともに、ナチュラルアナログ（考古学的アナログ）として、10～13 世紀の製鉄遺跡から出土した鉄滓（てつさい）を調査した。その結果、析出した Mg ケイ酸塩がガラス固化体を覆うことによって保護的な効果をもたらす可能性はあるものの、保護的な効果を有する Mg ケイ酸塩の生成条件や、保護的な効果が長期的に維持されるかどうかの知見は得られていないため、現時点においては、Mg イオンが共存する条件では、図 2.2-2 に示した Mg ケイ酸塩生成を伴う Si 消費によるガラス固化体の溶解促進が生じるものとして評価すべきと考える。また、鉄が共存する条件においても、鉄ケイ酸塩の生成を伴う同様のプロセスが生じる可能性が示された。これらをふまえて、ガラス固化体の溶解速度モデルへの反映を図るとともに、今後の整備の方向性に係る課題を抽出した。

放射化金属の腐食モデルの作成については、同位体効果を用いた水素の発生源を特定することにより、腐食メカニズムが酸素イオン伝播支配なのか水拡散支配なのかを判断する検討を行った。その結果、酸素イオン伝播支配だけの可能性は低いことが分かったが、水拡散支配単独なのかもしれないか酸素イオン伝播と水拡散支配のメカニズムが共存しているのかは判別できなかった。今後、水拡散支配なのか酸素イオン伝播支配と水拡散支配のメカニズムが共存するのかを確認するため、酸化皮膜がより厚い条件で水素発生量を稼ぐ工夫が必要である。

オーバーパックの腐食モデルの作成については、低酸素濃度条件下で時間によらない一定値とした腐食速度モデルに用いる腐食速度の検討のための既往知見のレビューを行い、腐食速度として $10 \mu\text{m/y}$ を設定した。また、水の拡散が腐食速度の律速プロセスと仮定したモデル検討の一環として、腐食皮膜中の水の拡散係数測定を試みた。皮膜生成の温度条件によって異なる拡散係数の結果が得られている。その解釈として、飽和重水量の違いの皮膜との反応による重水の消費の可能性、フィックの法則が成立していない事などが考えられるが明らかではなく、今後確認を進めていく必要がある。また、炭素鋼の腐食に及ぼす温度影響の検討では、長期的な腐食進展量は低温の条件の方がより大きくなる可能性が実験的に示されつつある。また、皮膜の影響が小さい場合には、温度依存性を考慮した腐食モデルがアレニウス型の式で表現できる可能性が示された。

緩衝材の劣化モデルの作成については、試験結果や既往の研究成果等を踏まえ、ベントナイト透水係数評価モデルの改良案を提示するとともに、これまで整備してきた一連の緩衝材劣化に係る評価モデル、評価コードについては、まだ課題があることを認識しつつ、現段階では安全評価において使用することとした。また、今後は緩衝材中のイオン種拡散モデルの構築やナチュラルアナログデータを用いた検証を行うとした。また、MC-BUFFER における再現性の向上を図るためガラス固化体溶解モデルを整備したが、まだ多くの課題が抽出されていることから、今後もモデル改良・拡充を進めていく必要があることが示唆された。

第2章の参考文献

2.2 の参考文献

- (1) 稲垣八穂広・三ツ井誠一郎・牧野仁史・石黒勝彦・亀井玄人・河村和廣・前田敏克・上野健一・馬場恒孝・油井三和, 高レベルガラス固化体の性能評価に関する研究—現状と信頼性向上にむけて—, 原子力バックエンド研究, Vol.10, pp.69-83, 2004.
- (2) B.Grambow, A general rate equation for nuclear waste glass corrosion, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, Vol.44, pp.15-27, 1985.
- (3) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, JNC-TN1400, 1999.
- (4) 日本原子力研究開発機構, 平成21年度地層処分の長期的評価手法の調査 報告書, 平成22年3月, 2010.
- (5) 日本原子力研究開発機構, 平成22年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成23年3月, 2011.
- (6) T. Maeda, H. Ohmori, S. Mitsui and T. Banba, Corrosion behavior of simulated HLW glass in the presence of magnesium ion, *International Journal of Corrosion*, 2011, 796457, 2011.
- (7) 日本原子力研究開発機構, 平成23年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成24年3月, 2012.
- (8) 日本原子力研究開発機構, 平成24年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成25年3月, 2013.
- (9) Y.Inagaki, H.Makigaki, K.Idemitsu, T.Arima, S.Mitsui, K.Noshita, Initial dissolution rate of a Japanese simulated high-level waste glass P0798 as a function of pH and temperature measured using micro-channel flow-through test method, *Journal of Nuclear Science and Technology*, 49, pp.438-449, 2012.
- (10) Y.Inagaki, T.Kikunuma, K.Idemitsu and T.Arima, Initial dissolution rate of the International Simple Glass as a function of pH and temperature measured using microchannel flow-through test method, *International Journal of Applied Glass Science*, 4, pp.317-327, 2013.
- (11) B.Fleury, N.Godon, A.Ayral and S.Gin, SON68 glass dissolution driven by magnesium silicate precipitation, *Journal of Nuclear Materials*, 442, pp.17-28, 2013.
- (12) S.Mitsui, H.Sasamoto, G. Kamei, and M.Kubota, Comparison of dissolution behavior between nuclear waste glass and natural volcanic glass - Laboratory support experiments for natural analogue study -, *Radioactive Waste Research*, 2, pp.105-119, 1996.
- (13) Y.Inagaki, A.Ogata, H.Furuya et al., Effects of redox condition on waste glass corrosion in the presence of magnetite, *Mat. Res. Soc. Proc.*, 412, pp.257-264, 1995.
- (14) E.Burger, D.Rebiscoul, F.Bruguier, M.Jublot, J.E.Lartigue, S.Gin, Impact of iron on nuclear glass alteration in geological repository conditions: A multiscale approach, *Applied Geochemistry*, 31, pp.159-170, 2013.
- (15) A.Michelin, E.Burger, D.Rebiscoul, D.Neff, F.Bruguier, E.Drouet, P.Dillmann, S.Gin, Silicate glass alteration enhanced by iron: Origin and long-term implications, *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47, pp.750-756, 2012.

2.3 の参考文献

- (1) T.Yamaguchi et al., "A Study on Chemical Forms and Migration Behavior of Radionuclides in Hull Wastes", *Proc.of ICEM99*, 1999.

- (2) 電気事業連合会, 核燃料サイクル開発機構, 第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ, 2005.
- (3) E.Hillner, et al., Long-term corrosion of Zircaloy before and after irradiation, J.Nucl.Mat., 278, pp.334-345, 2000.
- (4) International Atomic Energy Agency, Waterside corrosion of zirconium alloys in nuclear power plants, IAEA-TECDOC-996, 1998.
- (5) D.G.Franklin and P.M.Lang., ASTM STP 1132, pp.3-32, 1991.
- (6) 深田 智, 水素吸蔵合金による水素同位体比の分離技術, エヌ・ティー・エス, 2000.
- (7) 清瀬 量平, 同位体分離の化学工学: 原子力化学工学 第5分冊, 日刊工業新聞社, 1984.

2.4 の参考文献

- (1) 加藤淳・中西智明・阪下真司・中山武典・加藤修・和田隆太郎・建石剛・藤原和雄・宮内善浩・熊野裕美子・三本木満, “アルカリ・還元性の模擬地下水環境下における炭素鋼の腐食挙動”, 材料と環境, vol.56, pp.198-207, 2007.
- (2) 谷口直樹・川崎学・内藤守正, “低酸素濃度条件下での模擬地下水の飽和した圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動”, 材料と環境, vol.59, pp.418-429, 2010.
- (3) 中山元・明石正恒, “アルカリ自然水-ベントナイト系における炭素鋼の局部腐食生起臨界条件の検討”, Zairyo-to-Kankyo, vol.49, pp.222-227, 2000.
- (4) R. N. Parkins, “PREDICTIVE APPROACHES TO STRESS CORROSION CRACKING FAILURE”, Corrosion Science, Vol.20, pp.147-166, 1980.
- (5) 谷口直樹・川崎学・内藤守正, “緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討-I — 10年間の浸漬試験結果に基づく腐食進展挙動の検討”, JAEA-Research 2008-011, 2008.
- (6) 谷口直樹・川崎学・内藤守正, “緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討-II — 10年間の浸漬試料の腐食生成物分析結果”, JAEA-Research 2008-108, 2008.
- (7) G. P. Marsh and K. J. Taylor, “AN ASSESSMENT OF CARBON STEEL CONTAINERS FOR RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL”, Corrosion Science, Vol.28, No.3, pp.289-320, 1998.
- (8) K. J. Taylor, I. D. Bland, S. Smith and G. P. Marsh, “Corrosion Studies on Containment Materials for Vitriified Heat Generating Waste”, AERE-G3422, 1985.
- (9) MITSUO MANAKA, “THE EFFECTIVE DIFFUSION COEFFICIENT OF DISSOLVED OXYGEN AND OXIDATION RATE OF PYRITE BY DISSOLVED OXYGEN IN COMPACTED PURIFIED AND CRUDE SODIUM BENTONITES IN CARBONATE BUFFERED SOLUTION”, NUCLEAR TECHNOLOGY VOL.43, 2003.
- (10) N. R. Smart, D. J. Blackwood and L. Werme, “Anaerobic Corrosion of Carbon Steel and Cast Iron in Artificial Groundwaters: Part1 — Electrochemical Aspects”, Corrosion — Vol.58, No.7, pp.547-559, NACE International, 2002.
- (11) N. R. Smart, D. J. Blackwood and L. Werme, “Anaerobic Corrosion of Carbon Steel and Cast Iron in Artificial Groundwaters: Part2 — Gas Generation”, Corrosion — Vol.58, No.8, pp.627-637, NACE International, 2002.
- (12) J. P. Simpson and P. H. Vallotton, “Experiments on Container Materials for Swiss High-Level Waste Disposal Projects PartIII”, TECHNICAL REPORT 86-25, Nagra, 1986.
- (13) E.Smailos, A. Martinez-Esparza, B. Kursten, G. Marx and I. Azkarate, “Corrosion Evaluation of Metallic Materials for Long-Lived HLW/Spent Fuel Disposal Containers Final Report 1996-1998” Wissenschaftliche Berichte, FZKA 6285, 1999.
- (14) 金児絳征・中川時子・平泉浩成, “NaCl-H₃BO₃ 水溶液における原子炉压力容器材料の加速腐食試験”, 日本金属学会誌 第76巻 第11号 pp.615-623, 2012.
- (15) J.-H. Park, O. K. Chopra, K. Natesan, and J. Shack, “Boric Acid Corrosion of Light Water Reactor Pressure Vessel Materials” NUREG/CR-6875, ANL-04/08, 2005.
- (16) 小田治恵・柴田雅博・油井三和, “地層処分研究開発第2次取りまとめにおける緩衝材間隙

- 水化学の評価（研究報告）”、JNC TN8400 99-078, 1999.
- (17) M.R. Telander, R. E. Westerman, “Hydrogen Generation by Metal Corrosion in simulated Waste Isolation Pilot Plant CONTRACTOR REPORT”, SAND96-2538, 1997.
 - (18) M. Kobayashi, Y. Yokoyama, R. Takahashi, H. Asano, N. Taniguchi and M. Naito, Long term integrity of overpack closure weld for HLW geological disposal Part 2 – corrosion properties under anaerobic conditions, Corrosion Engineering, Science and Technology vol 46 No.2, 2011.
 - (19) R.W. Revie, H. H. Uhling: Corrosion and Corrosion Control, 4th ed., 2008.
 - (20) 谷口直樹・本田明・川崎学・水流徹、“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（研究報告）”、JNC TN8400 99-003, 1999.
 - (21) 谷口航・岩佐健吾、“ニアフィールドの熱解析 ～第2次とりまとめにおける処分坑道離間距離と廃棄体ピッチの設定～”、JNC TN8400 99-051, 1999.
 - (22) 兒島洋一・藪内透・辻川茂男、“圧縮ベントナイト環境中炭素鋼腐食速度の堆積腐食生成物層による加速”、材料と環境 98 講演集、pp.233-236, 1998.
 - (23) 谷口直樹・本田明・川崎学・舛形剛・建石剛・藤原和雄、“腐食生成物としてのマグネタイトによる炭素鋼オーバーパックスの腐食への影響”、JNC-TN8400 2001-001, 2000.
 - (24) 和田隆太郎・栗本宜孝・藤原和雄・安部睦・建石剛・舛形剛、“チタンオーバーパックスの水素脆化に関する研究”、JNC-TJ8400 2002-2002, 2002.
 - (25) 柴田俊夫・瀬尾真浩・杉本克久・水流徹・藤本慎司・井上博之、“マグネタイト共存下における炭素鋼の腐食挙動に関する研究の現状と課題”、Zairyo-to-Kankyo, 54, pp.2-8, 2005.
 - (26) 小池充・広谷卓也・赤尾昇・原信義・杉本克久、“アルカリ性水溶液を含む圧縮ベントナイト中での炭素鋼の耐食性に及ぼす微量合金元素の影響”、材料と環境、vol.55、pp.445-451, 2006.
 - (27) 腐食防食協会 編、材料環境学入門、丸善、1993.
 - (28) 床野和之・脇田久信、入門機器分析化学、三共出版、pp.165-183, 1988.
 - (29) 不破敬一郎・藤井敏久、“四重極型質量分析計 原理と応用”、講談社、pp.4-10, 1977.
 - (30) 白岩俊男・藤野允克・松野二三朗、“酸化層のマイクロアナライザー分析”、鉄と鋼、第4号、pp.274-280, 1968.
 - (31) 藤重晴明、“磁硫鉄鉱の酸化反応過程の考察”、工業化学雑誌、Vol.66, No.7, pp.18-22, 1963.
 - (32) F. Foct and J. M. Gras: Proc of and Int. Workshop, Cadarache, EFC No.36,92-102, 2002.
 - (33) J.M. Gras, Rapport EDF, HT-40/96/002/A, P.87, 1996.
 - (34) 日本原子力研究開発機構、“平成 22 年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム科学影響評価高度化開発 報告書”, 2011.
 - (35) 鹿毛勇・塩谷和彦・竹村誠洋・小森務・京野一章、“耐候性鋼の腐食量予測”、第 51 回材料と環境討論会講演集、pp.81-84, 2004.
 - (36) 上田昌克、“炭酸ガス及び硫化水素を含む油井環境用の耐食材料開発”、材料と環境、vol.55、pp.445-451, 2006.

2.5 の参考文献

- (1) 原子力発電環境整備機構、地層処分事業の安全確保（2010 年度版）－確かな技術による安全な地層処分の実現のために－、技術報告書 NUMO-TR-11-01, 2011.
- (2) 独立行政法人原子力安全基盤機構、放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究計画（平成 22 年度～平成 26 年度）、平成 21 年 10 月 19 日, 2009.
- (3) 原子力環境整備促進・資金管理センター、「平成 12 年度放射性廃棄物処分高度化システム確証試験」報告書, 2001.
- (4) 日本原子力研究開発機構、平成 16 年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書（1/2）[確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査]、平成 17 年 3 月, 2005.
- (5) 酒井隆太郎、宗像雅広、大岡政雄、亀谷裕志、広域地下水流動解析モデルの水理パラメータの不確実性評価手法の検討、JAEA-Research 2009-038, 2009.

- (6) 小田治恵・柴田雅博・油井三和, 地層処分研究開発第2次取りまとめにおける緩衝材間隙水化学の評価(研究報告), JNC TN8400 99-078, 1999.
- (7) Yamaguchi, T., Sakamoto, Y., Akai, M., Takazawa, M., Iida, Y., Tanaka, T. and Nakayama, S., Experimental and modeling study on long-term alteration of compacted bentonite with alkaline groundwater, *Physics and Chemistry of the Earth*, 32, pp.298-310, 2007.
- (8) 菊池広人・棚井憲治・松本一浩・佐藤治夫・上野健一, 緩衝材の飽和透水特性-II [海水性地下水が緩衝材の透水性に及ぼす影響], JNC TN8430 2003-002, 2003.
- (9) 前田宗宏・棚井憲治・伊藤勝・三原守弘・田中益弘, 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-, PNC TN8410 98-021, 1998.
- (10) 吉田隆史・大井貴夫・石黒勝彦, 緩衝材中の物質移動の拡散支配に関する検討-様々な緩衝材条件におけるペクレ数の変動範囲の簡略的評価-, PNC TN8410 98-085, 1998.
- (11) 核燃料サイクル開発機構, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性-地層処分研究開発第2次取りまとめ-, JNC-TN1400, 1999.
- (12) 電気事業連合会, 核燃料サイクル開発機構, 第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ, JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02, 2005.
- (13) Yamaguchi, T., Negishi, K., Hoshino, S. and Tanaka, T., Modeling of diffusive mass transport in micropores in cement based materials, *Cement and Concrete Research*, 39, pp.1149-1155, 2009.
- (14) Arthur, R.C., Sasamoto, H., Shibata, M., Yui, M. and Neyama, A., Development of Thermodynamic Databases for Geochemical Calculations, JNC Technical Report, JNC TN8400 99-079, 1999.
- (15) 日本原子力研究開発機構, 平成17年度放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査], 平成18年3月, 2006.
- (16) Tinseau, E., Bartier, D., Hassouta, L., Devol-Brown, I. and Stammose, D., Mineralogical characterization of the Tournemire argillite after in situ interaction with concretes. *Waste Management*, 26, pp.789-800, 2006.
- (17) De Windt, L., Marsal, F., Tinseau, E. and Pellegrini, D., Reactive transport modeling of geochemical interactions at a concrete / argillites interface, Tournemire site (France). *Physics and Chemistry of the Earth*, 33, pp.295-305, 2008.
- (18) Gaboreau, S., Prêt, D., Tinseau, E., Claret, F., Pellegrini, D. and Stammose, D., 15 years of in situ cement-argillite interaction from Tournemire URL: Characterisation of the multi-scale spatial heterogeneities of pore space evolution. *Applied Geochemistry*, 26, pp.2159-2171, 2011.
- (19) Techer, I., Bartier, D., Boulvais, Ph., Tinseau, E., Suchorski, K., Cabrera, J. and Dauzères, A., Tracing interactions between natural argillites and hyper-alkaline fluids from engineered cement paste and concrete: Chemical and isotopic monitoring of a 15-years old deep-disposal analogue. *Applied Geochemistry*, 27, pp.1384-1402, 2012.
- (20) 横山信吾・中村邦彦・田中幸久・廣永道彦, 放射性廃棄物処分におけるベントナイト系材料のアルカリ溶液による変質挙動(その2) -アルカリ溶液の種類がベントナイト混合土の透水性へ及ぼす影響-, 電力中央研究所報告 N10037, 2011.
- (21) 澤口拓磨・角脇三師・山口徹治・向井雅之・田中忠夫, 圧縮状態におけるモンモリロナイトのアルカリ溶解挙動, バックエンド研究, 20(2), pp.71-77, 2013.
- (22) Savage, D., Arthur, R., Watson, C., Wilson, J. and Strömberg, B., Testing geochemical models of bentonite pore water evolution against laboratory experimental data, *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, pp.1817-1829, 2011.
- (23) Watson, C., Hane, K., Savage, D., Benbow, S., Cuevas, J. and Fernandez, R., Reaction and diffusion of cementitious water in bentonite; results of blind modelling, *Applied Clay Science* 45, pp.54-69, 2009.
- (24) 日本原子力研究開発機構, 平成23年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成24年3月, 2012.
- (25) 日本原子力研究開発機構, 平成24年度地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備 報告書, 平成25年3月, 2013.
- (26) Grambow, B., A general rate equation for nuclear waste glass corrosion, *Mat.Res.Soc.Symp.Proc.*, 44,

pp.15-27, 1985.

- (27) 稲垣八穂広・三ツ井誠一郎・牧野仁史・石黒勝彦・亀井玄人・河村和廣・前田敏克・上野健一・馬場恒孝・油井三和, 高レベルガラス固化体の性能評価に関する研究－現状と信頼性向上にむけて－, 原子力バックエンド研究, 10 (1-2) , pp.69-83, 2004.
- (28) Inagaki, Y., Makigaki, H., Idemitsu, K., Arima, T., Mitsui, S. and Noshita, K., Initial dissolution rate of a Japanese simulated high-level waste glass P0798 as a function of pH and temperature measured by using micro-channel flow-through test method, Journal of Nuclear Science and Technology, 49 (4), pp.438–449, 2012.
- (29) Inagaki, Y., Shinkai, A., Idemitsu, K., Arima, T., Yoshikawa, H. and Yui, M., Aqueous alteration of Japanese simulated waste glass P0798: Effects of alteration-phase formation on alteration rate and cesium retention, Journal of Nuclear Materials, 354 (1-3), pp.171-184, 2006.

3. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ 設定手法の整備（人工バリアの長期変遷事象）

3. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備（人工バリアの長期変遷事象）

3.1 はじめに

我が国の地層処分に係る法的整備状況や処分技術に関する進展により、今後想定される地層処分の事業許可申請を実施するためには、核原料物質・核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律等に基づき、国が実施する安全審査を通して、事業者が行う安全評価の妥当性について判断してゆく必要がある⁽¹⁾⁽²⁾。安全評価の妥当性を判断するためには、安全評価手法及び安全評価データを整備すると共に、安全審査に向けた基本的な考え方の整備、シナリオ設定手法の整備や判断指標を策定してゆくことが課題となっている。

また、事業者は安全評価を実施する際に、地層処分システムの処分場閉鎖後の状態を基にして、人工バリア、天然バリアの状態を長期間にわたり変化させる可能性がある一連の事象を想定し、これらを組み合わせた地層処分システムにおける放射性核種の長期挙動を描いたシナリオを使用することで、地層処分システムからの放射性核種移行に対する安全性の評価を行うものと考えられる。これに対応し、安全評価の妥当性を判断するためには、事業者が提示する地層処分システムの安全性に関して確認する必要があるポイント（以下、判断指標）を安全規制の実施の観点から提示することが必要と考えられる。この判断指標は、規制側で必要となるシナリオ設定やデータ評価の方法論、モデル・コードの整備といった体系的な安全評価手法との関連性を見据えて構築しておくことが肝要である。

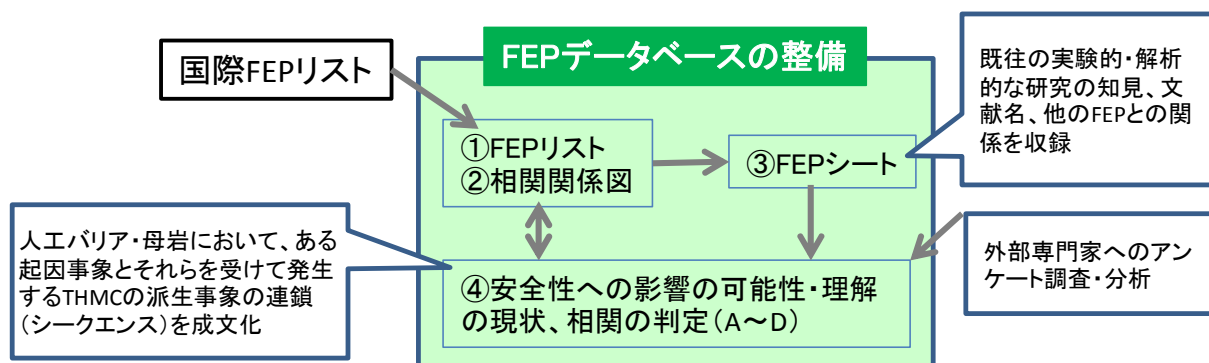


図 3.1-1 FEP データベースの構成

上記に対応するため、平成 21 年度までに、処分場の構成要素である人工バリア、天然バリアそれぞれについて、処分場で発生する事象の流れを網羅的に表現している HLW 地層処分 FEP（Feature：特性、Event：事象、Process：プロセス、以下 FEP）データベースの整理を実施してきた（図 3.1-1）。HLW の FEP データベースは、①FEP リスト、②相関関係図（関連性のある FEP 間の因果関係を図化したもの）、③FEP シート（当該 FEP に関する既往の実験的・解析的な研究から得られる知見情報、他の FEP との関係、参考文献などを収録したもの）及び④安全性への影響の可能性・理解の現状・相関の判定、の 4 項目から構成される。「安全性への影響の可能性」とは、ある起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の連鎖（シーケンス）を成文化したものであり、「安全性への影響の可能性」に関する現状の知見の集約として「理解の現状」が整理され、「理解の現状」の情報を基に影響の有無を判定した「相関の判定」を整備している⁽³⁾⁽⁴⁾。

網羅的な観点の一方で、地層処分の安全評価では、処分場の人工バリア、天然バリアについて、放射性核種の閉じ込め機能や移行抑制機能などを適切に評価することが必要と考えられ、

こうした「安全機能」を整備中のシナリオ評価手法に導入することはもう一方の観点で重要と考えられる。放射性核種の閉じ込め機能や移行抑制機能などを示す「安全機能」は、人工バリアや天然バリアの性質や特性により実現されると考えられるため、処分場での人工バリアや天然バリアの長期変遷によって、その性質や特性が影響を受け変化し、期待される「安全機能」が喪失または低下する可能性がある。安全規制としては、このような「安全機能」の喪失または低下を引き起こす要因を把握しておくことで、事業者が実施する安全評価の内容に対して、重要な安全機能にフォーカスした検討がなされているかを適切に判断することが可能となる。

これに対応するため、平成 22 年度に、諸外国及び我が国における安全機能の活用状況に関する調査とともに、地層処分の人工バリアの長期変遷事象などに関して、それまでに整備した FEP データベースに含まれる「安全性への影響の可能性」と我が国において想定されている「安全機能」との関係の整理を実施した。具体的には、人工バリアの「オーバーパック」、「緩衝材」を対象として、「安全性への影響の可能性」に記載されている派生事象から、それぞれの人工バリアの「安全機能」の喪失・低下に直接的な要因となり得る事象を抽出するとともに、その直接的な要因となる事象に影響を与える起因事象に遡り「安全機能」に至るまでの影響の連鎖の全体フローを作成した⁽⁵⁾⁽⁶⁾。

今年度は、平成 22 年度において整備した「我が国において想定されている安全機能」に、国内外の知見を加えたガラス固化体を含む人工バリアの安全機能を新たな安全機能として提示するとともに、それらに応じた安全機能への影響の連鎖の見直し・追加等の整備を進める。そして、特定された安全機能に影響する因子と人工バリア領域におけるリンケージ解析との関係性について、今後、評価手法として整備する上で検討が必要な課題等を抽出する。

3.2 諸外国の安全評価のレビュー

3.2.1 背景・目的

人工バリアの長期変遷事象に関する安全評価シナリオ設定手法の整理では、過年度までに HLW および TRU 廃棄物を対象とした FEP データベースとして、処分システム内における、熱、水理、応力、化学、放射線、核種移行/物質移動の現象や特性などを FEP としてリスト化し、それら起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の関係を「安全性への影響の可能性」として整理している。さらに、我が国や諸外国の研究機関による地層処分に関する実験的・解析的知見の拡充に伴い、FEP データベースの更新を行っている。加えて、平成 22 年度には、国内外における「安全機能」の設定内容及び活用状況について調査・整理を実施するとともに、規制機関や国際機関における「安全機能」に関するレビューコメントから、その安全評価への導入に関する課題を整理した。また、我が国と諸外国の事業者が設定した安全機能の内容や活用状況に関する類似点や相違点について整理した。整理の結果、安全機能の喪失・低下をもたらす要因を整理する必要性やそれを判断するための指標を検討する必要性が指摘された。このような状況の中、規制側として事業者が設定する人工バリアの変遷に係るシナリオの妥当性を判断するためには、地層処分システムにおいて期待される安全機能がどの程度有効であるのかを定量的に把握する必要があると考えた。

スウェーデン及びフィンランドの既往の安全評価では⁽¹⁾⁽⁷⁾、安全機能の喪失・低下を評価・判断するための指標が設定され、その指標の評価がシナリオ設定に活用されている。こうした情報は、本事業におけるシナリオ設定の手法にも有効であると考え、平成 25 年度は、スウェーデン及びフィンランドの既往の安全評価の中で行われている安全機能の喪失・低下の評価手法ならびにシナリオ設定に至る方法について精査した。

3.2.2 スウェーデン

スウェーデンの放射性廃棄物処分の実施主体であるスウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（SKB 社）は、フォルスマルクの KBS-3 処分場案を対象として、法令で定められた安全を評価するために、SR-Site 安全評価レポートを公表した⁽¹⁾⁽²⁾。ここでは、SR-Site 安全評価レポートに記載されている安全評価の概要、安全機能、安全機能指標、安全機能指標基準の提示、緩衝材の安全機能指標基準の導出および、安全機能指標基準と基本シナリオの関係を示す。

（1）安全評価の概要

SR-Site の安全評価は、次に示す 11 のステップで構成されている。安全機能、安全機能指標、安全機能指標基準の明確化を実施しているステップ 5 は、平行して実施されたステップ 3 と 4 の結果を受けて行われている。ステップ 3 と 4 は、ステップ 1 から 2 へと順次実施された結果を受け行われている。ステップ 5 と 6 の結果を受けステップ 7 が実施され、さらに、その結果を受けステップ 8 と 9 が平行して実施されている。さらに、ステップ 8 と 9 の結果を受けステップ 10 と 11 が平行して実施されている。

ステップ 1：FEP の処理

このステップでは、解析に含める必要のある全ての要因を特定する。これまでに実施された安全評価の経験、長期安全性に影響する FEP に関する KBS-3 のデータベース、国際データベースを用いてリスト化している。SKB の FEP データベースは、初期状態 FEP、内部プロセス FEP、外部 FEP に分類される。残りの FEP は、評価手法に関係するもの、または、KBS-3 の処分概念に関係ないと判断されたものである。

ステップ 2：初期状態の記述

初期状態は、処分サイトの地質環境モデル、KBS-3 処分場の設計、サイト固有の処分場レイアウトに基づいて記述する。初期状態は、評価に必要な基本的なインプットである。ステップ 1 の FEP 処理によって、初期状態に関連した多数の FEP が得られている。これら初期状態 FEP の一部は、FEP 処理の後のステップであるシナリオ解析において、別の取り扱いが必要となるものもある。

ステップ 3：外部条件の記述

外部条件に関係する要素は、「気候に関連したもの」、「大規模な地質プロセスとその影響」、「将来の人間侵入」に分けて記述される。このステップで着目すべき点は、このステップ以降の解析に用いる基本的な外部条件を確立することである。基本的な外部条件は、氷期サイクルが今後も繰り返すことを前提としたものである。代替の基本的変遷は、地球温暖化を前提としたものである。

ステップ 4：プロセスの記述

処分場の長期変遷および安全に重要なプロセスを特定し、どのように取り扱うかを記述する。

ステップ 5：安全機能、安全機能指標、安全機能指標基準の明確化

SR-Site の評価手法の中核となるのが、処分場で長期にわたって果たすべき一連の安全機能を明確にすることである。ここでは、安全機能を大きく閉じ込めと遅延に区分し、キャニスタ、緩衝材、坑道埋め戻し材、母岩について、細分化する。また、安全機能を長期間にわたって評

価するために、安全機能に対して、対象とする処分場構成要素の測定可能、あるいは計算可能な特性を安全機能指標として設定する。さらに、いくつかの安全機能については、対象とする安全機能が維持されているかどうかを判断するための判断基準として安全機能指標基準を定める。

ステップ6：データの取りまとめ

処分場の変遷の定量化および被ばく線量計算で使用するデータを構造化した手順で選定する。

ステップ7：基本的変遷の解析

基本的変遷の解析では、閉じ込めに関する安全機能に影響を及ぼす様々なプロセスの影響を評価し、その評価結果に基づいて処分場で合理的に予想される変遷を記述している。この合理的に予想される変遷は主要シナリオを明確化する上で重要な根拠となる。基本的変遷の解析では、放射性核種が放出した後の経時的な核種移行に対する影響解析ではなく、閉じ込めの安全機能に対する影響について焦点を当てた解析を行っている。解析の前提条件としては、以下の点を踏まえている。

- ・ 人工バリアの初期状態：キャニスタの溶接欠陥や緩衝材の初期密度のばらつきなど
- ・ 地圏と生物圏の初期状態：サイト記述モデル、サイト固有の情報、処分場設計など
- ・ プロセス・システム：処分場の変遷において支配的な役割を果たす一連の人工バリア・天然バリアのプロセス
- ・ 外部条件：将来生じ得る気候の変遷。基本ケース「最初の12万年間の氷河サイクルの間の外部条件は、ウルム氷河期のものと同様であるとの想定」と地球温暖化ケース「将来の気候が人による温室効果ガスの排出に大きく影響されたと想定」

基本ケースの解析は、次の4つのタイムフレームに分けて行われる。

- ・ 掘削／操業期
- ・ 閉鎖後の最初の1,000年間および基本的な氷期サイクルの初期にあたる温暖気候期
- ・ 基本的な氷期サイクルの残りの期間
- ・ その後に続く、閉鎖後の100万年後までの氷期サイクル

上記4つの期間において、解析の結果に対し以下の事項を提示している。

- ・ 気候関連の事項
- ・ 生物圏関連の事項
- ・ 地圏に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項
- ・ 人工バリア（キャニスタ、緩衝材、埋め戻し材）に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項

基本的変遷の解析結果を基に、それぞれの期間および上記4つの事項ごとの不確実性について分析するとともに、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述し、さらに、安全機能に及ぼす影響の面で有意なものか否かの判断を行っている。

ステップ8：シナリオの選定

処分場の将来の変遷における不確実性の管理において、合理的な将来変遷の全てを網羅できるようにシナリオを選定することと、解析するシナリオの数を減らしステップ9以降の作業の合理化を図ることが必要である。そのため、ステップ7の基本的変遷の解析において、多くの起こりえる将来変遷の中から、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述し、その基本的変遷を基に主要シナリオを特定している。さらに、主要シナリオでカバーされていない閉じ込

めに関する安全機能が維持されない変遷を追加シナリオとして選定している。これら追加シナリオに対して、ステップ7の基本的変遷の解析結果に基づき、人工バリアの熱、水理、力学及び化学（以下、THMC）の変遷に関する不確実性が、安全機能に有意な影響を及ぼすか否かの判定を安全機能指標基準により行い、有意な影響が無いと判断したものは残余シナリオに、有意な影響があると判断したものは発生確率の低いシナリオに分類することで、網羅的なシナリオ選定を行った。

- ① 主要シナリオの明確化
- ② 安全機能の喪失の可能性に基づいた追加シナリオの選定
- ③ 将来の人間侵入に関連したシナリオ
- ④ その他の残余シナリオなど
- ⑤ シナリオの組み合わせ

ステップ9：選定したシナリオの解析

選定したシナリオの解析は、閉じ込め能力の解析と遅延能力の解析に分けられる。

ステップ10：追加解析とその裏付けとなる根拠

安全評価を完全なものとするために、複数の追加的な解析を実施している。

- 将来の人間侵入に関係するシナリオの解析（選定の手法の説明を含む）
- 最適化とBATの使用を立証するために必要な解析
- 評価の前段階で除外されたFEPが最終的なシナリオとリスク解析で無視できることの検証
- 100万年以降の期間についての簡単な考察
- ナチュラルアナログ

ステップ11：結論

ステップ9～10のシナリオ解析の結果を統合する。

(2) 安全機能、安全機能指標、安全機能指標基準の明確化

SR-Siteの評価手法の中核となるのが、処分場が閉鎖後の時間経過とともに理想的な形で維持することが必要な一連の安全機能を明確にすることである。安全機能の時間的な推移についての評価は、全ての安全機能について安全機能指標に関連づけることで可能となる。ここで安全機能指標とは、処分場構成要素についての測定可能な、または、計算可能な特性である。いくつかの安全機能については、安全機能指標が基準値を満足すれば、その安全機能の確保を確認できることを示す安全機能指標と関連づけることができる。以下に安全機能、安全機能指標、安全機能指標基準の定義を示す。

- 安全機能（Safety function）：それを通じて処分場の構成要素が安全に寄与する役割。
- 安全機能指標（safety function indicators）：処分場構成要素に関する、測定可能あるいは計算可能な特性であり、それによって安全機能が満たされている程度を示すためのもの。
- 安全機能指標基準（safety function indicator criteria）：安全機能指標が満足していれば、対応する安全機能が確保されるような定量的限度のこと。

ここで、安全機能は安全性の評価の一助となるものであるが、全ての安全機能指標基準が履行されていること自体が、安全性の実現に関する根拠を示す上で必要なわけでも、十分なわけ

でもないとしている。安全機能指標基準は、ある程度の余裕が設定される形で決定されている。SR-Site で使用される一連の安全機能は、処分場の長期安全性に関する研究を通じて蓄積された経験、および、その文書化に基づいて、導き出されたものである。

一方、バリアの安全性の実現に関係する根拠として、バリアの設計条件 (design premises) が提示されている。安全機能指標基準が 100 万年の評価期間を通じて維持すべき基準であるのに対して、設計条件は処分場の初期状態に関する基準である。評価期間中のバリアの劣化を踏まえ、余裕を持って設定されている。設計条件は、安全機能と設計検討事項 (バリアの製造、定置、検査の実現可能性、コスト、スピード、環境影響および法規) に基づいて設定される。

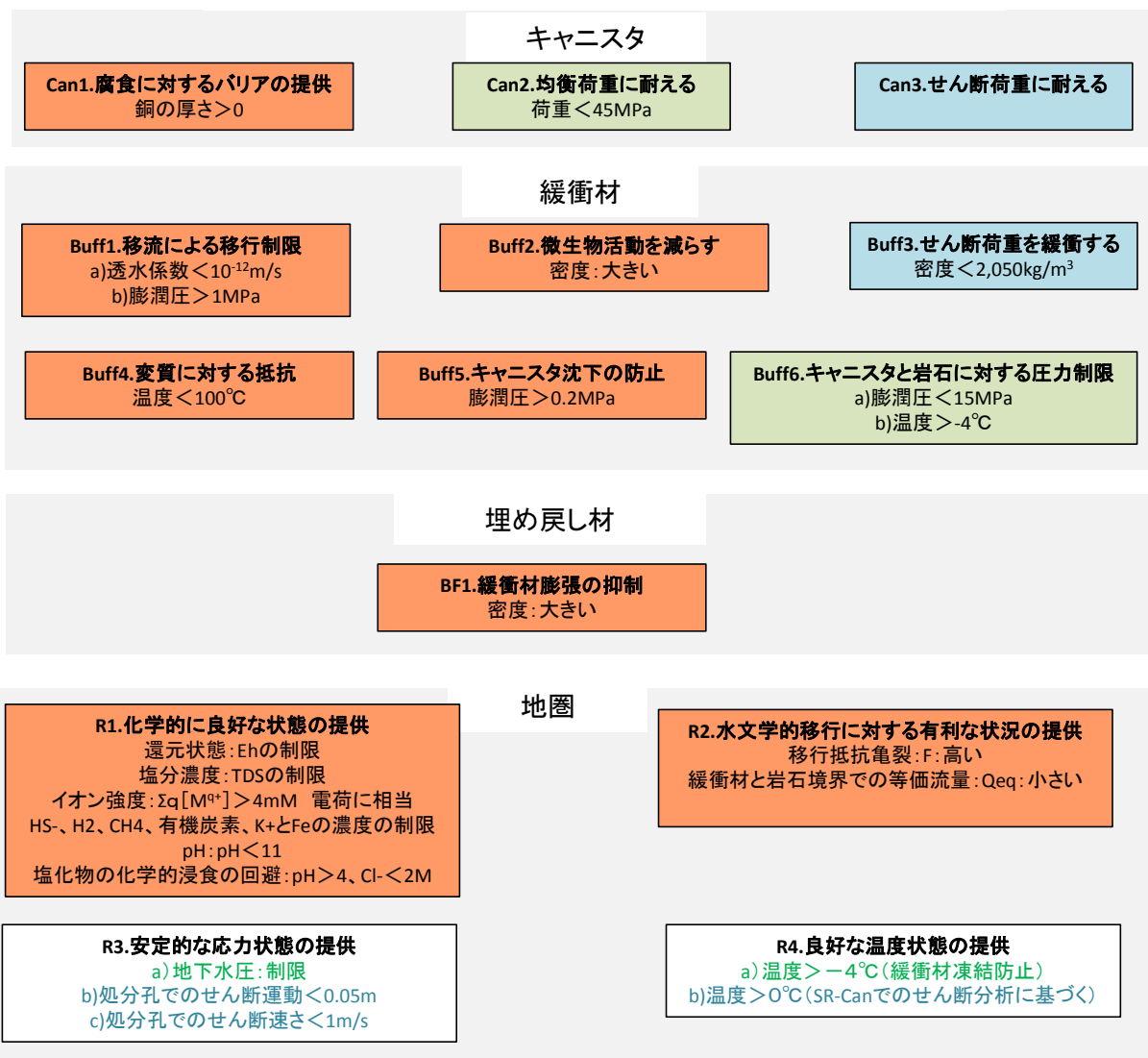
一連の安全機能を明確化することは、処分場構成要素が備えている閉鎖後長期安全性の理解につながるとともに、安全評価で評価すべき重要事項を抽出することを意味する。基本的変遷の解析において、異なるタイムフレームでの安全性を評価するために、安全機能を用いる。安全機能の役割は、処分場の安全性に関連する不確実性を評価するために用いるシナリオを選定する際に発揮される。具体的には、前述の (1) 安全評価の概要のステップ 8 シナリオ選定により実施している。

安全機能とは、処分場の安全性について詳細で定量的な理解と評価を行うことを目的に、処分場構成要素の性質によって処分場の安全性がどのように維持されているかを記述したものである。

処分場構成要素の特性と長期的動向の理解に基づくことにより、主要な安全機能として「閉じ込め」と「遅延」に関する多数の従属的な安全機能を特定できるとしている。「閉じ込め」とは、放射性核種の放出を防止するためキャニスタの健全性を確保に寄与する処分場構成要素の役割であり、「遅延」とは、キャニスタ破損後に放射性核種移行の遅延に寄与する処分場構成要素の役割である。このように、SR-Site の安全機能は「閉じ込め」と「遅延」に要約することができ、これを「主要な安全機能」としている。また、処分場構成要素の特性と長期的動向の理解に基づき、主要な安全機能の「閉じ込め」と「遅延」に対し「従属的な安全機能」を設定し、それらに対して安全機能指標および安全機能指標基準を設けている。図 3.2-1 に閉じ込めに関連した安全機能を図 3.2-2 に遅延に関連した安全機能を示す。

図に示すように、安全機能は相互に関連している。例えば、図 3.2-1 の赤のボックスは、キャニスタの「腐食に対するバリアの提供」に関する安全機能である。キャニスタの「腐食に対するバリアの提供」には、緩衝材の「移流による移行制限」、「微生物活動を減らす」、「変質に対する抵抗」などが関係していることを示している。図 3.2-2 に示した黄色いボックスの安全機能は、全て「遅延」に寄与している安全機能である。さらに、緩衝材の安全機能である「移流による移行制限」は、キャニスタの安全機能である「腐食に対するバリアの提供」に寄与するだけでなく、緩衝材における「遅延」にも寄与することを示している。同様に、母岩の全ての安全機能は、緩衝材の安全機能を通じて直接的にまたは間接的にキャニスタの安全機能を支援するか、岩盤における「遅延」に寄与するものである。

閉じ込めに関連した安全機能



安全機能(太字)、安全機能指標と安全機能指標基準は、閉じ込めに関係するものです。定量的基準が設定できない場合、「高い」、「低い」「制限」のような条件が安全機能指標の好ましい値を示すのに用いられます。色分けは、キャニスタの安全機能であるCan1(赤)、Can2(緑)、Can3(青)のいずれに貢献するのかわを示しています。

図 3.2-1 閉じ込めに関連した安全機能 (SR-Site)



遅延に関連する安全機能、安全機能指標及び安全機能指標基準。安全機能指標の好ましい値を示すために「高い」、「低い」、及び「制限」などの用語を使用。※が記された安全機能は閉じ込めにも適用される。

図 3.2-2 遅延に関連した安全機能 (SR-Site)

(3) 緩衝材の安全機能指標基準導出の流れ

処分場の安全性に関する詳細で定量的な理解と評価を実現するためには、「閉じ込め」と「遅延」という主要な安全機能が処分場の様々な構成要素によってどのように維持されるのかに関する記述が必要であるとしている。構成要素の特性と長期的な変遷に関する理解に基づいて、「閉じ込め」と「遅延」に関する安全機能を特定している。

安全機能指標は、特定の安全機能に対して、測定可能または計算可能な指標として表現している。安全機能と同様に、構成要素の特性と長期的な変遷に関する理解に基づいて、安全機能指標を特定している。

安全機能指標基準は、安全機能が維持されるかどうかを明らかにするための定量的基準である。しかし、処分場の構成要素の特性は、閉鎖後に連続的に変化していくものであり、処分場の安全性を維持するための「受け入れ可能な状態」と「機能不全に陥った状態」の間に明確な

区別は存在しない。このことから、「受け入れ可能な状態」を示す基準値を明確に示すことができない安全機能指標が存在することになる。一方で、定量的な基準値を設定することが可能な安全機能指標もある。安全機能指標基準の設定は、安全機能、安全機能指標と同様に、構成要素の特性と長期的な変遷に関する理解に基づいて設定している。

以下に緩衝材を例にとり、安全機能指標導出の流れを示す。

Buff1. 移流による移行制限

キャニスタの腐食を防止のため溶解性腐食剤がキャニスタ表面に移行することを抑制すること、および、使用済み燃料からの放射性核種の放出を抑制することを目的として、「移流による移行制限」が緩衝材の安全機能として設定された。

SR-Site では緩衝材の「移流による移行制限」が満足するためには、緩衝材の透水係数が一定範囲にあることが必要であるとしている。

完全飽和後の低塩分濃度水での標準的な緩衝材 (MX-80 と Deponit CA-N) の透水係数は、飽和時の密度 $2,000\text{kg/m}^3$ の時、約 10^{-13}m/s であることが実験により明らかになっている。一方、移流による移行が拡散移行より重要となるための近似的な条件は、 $De/\Delta L < Ki$ で与えられる (De : 実効拡散係数、 ΔL : 移行長さ、 K : 透水係数、 i : 動水勾配)。処分場内の水理状況が回復した段階では、動水勾配 $i=10^{-2}$ 、実効拡散係数 $De=10^{-12}\text{m}^2/\text{s}$ とすることができる。 $De/\Delta L < Ki$ の関係式より、緩衝材の厚さが $\Delta L=0.35\text{m}$ である場合は、透水係数 K が $3 \times 10^{-10}\text{m/s}$ を超える必要がある。そこで、標準的な緩衝材の透水係数 (10^{-13}m/s) と移流による移行が拡散移行より重要となる透水係数のしきい値 ($3 \times 10^{-10}\text{m/s}$) の間をとって、「移流による移行制限」に対応した透水係数の安全機能指標基準を $K < 10^{-12}\text{m/s}$ としている。

また、緩衝材の膨潤圧が下がると、緩衝材中に移行経路が形成される可能性が増加する。このことから、SR-Site では、緩衝材の膨潤圧を「移流による移行制限」に関係した安全機能指標として設定している。

飽和後の緩衝材の透水係数は、緩衝材の膨潤圧が 1MPa を超えるとき、 $K < 10^{-12}\text{m/s}$ となることが実験により確認されている。このことから、「移流による移行制限」に対応した膨潤圧の安全機能指標基準を $> 1\text{MPa}$ としている。

Buff2. 微生物活動を減らす

緩衝材に当初から存在している硫酸還元菌による硫化物の生成は、キャニスタの腐食を促進させる働きがある。このことから、「微生物活動を減らす」が緩衝材の安全機能として設定された。

エスポ岩盤研究所での定置された圧縮ベントナイトを用いて実施された実験により、緩衝材密度が $1,800\text{kg/m}^3$ である場合、または、微生物が栄養分を獲得可能な場合では、生成される硫化物によって、1,000年当たり $2\mu\text{m}$ 未満の銅腐食が発生すること、および、密度が高いほど銅腐食の水準が低下することが明らかとなった。このことから、緩衝材の密度を「微生物活動を減らす」に関係した安全機能指標として設定している。

しかし、緩衝材密度はこの安全機能にとって役に立つ指標の一つであるが、他の要因にも影響するため、定量的な基準を作成することはできないとしている。

Buff3. せん断荷重を緩衝する

緩衝材の安全機能の一つとして、岩盤のせん断運動の影響からキャニスタを保護することが挙げられる。この点において、緩衝材の密度が重要な役割を果たす。密度 $2,050\text{kg/m}^3$ の Ca 型

ベントナイトで取り囲んだ銅キャニスタのせん断運動に対する健全性の実験において、せん断速度 1m/s、せん断長さ 5cm の条件でのせん断運動があっても、キャニスタの健全性が確保されることが確認された。このことより、緩衝材密度が 2,050kg/m³ 未満の条件であれば、せん断荷重に対する緩衝性が確保されるものと判断している。

Buff4. 変質に対する抵抗

緩衝材中の鉱物変化は、温度と熱負荷の持続時間に依存することが分かっていることから、緩衝材の温度を「変質に対する抵抗」に関係した安全機能指標として設定している。反応速度論モデルにより、溶液中のカリウム濃度が既知の場合、特定の時間におけるスメクタイト含有量を計算することができる。このモデルにより 100℃未満の条件では、緩衝材のスメクタイトがイライトに変質することは、現実的にあり得ないことが分かっている。そこで、「変質に対する抵抗」に対応した温度の安全機能指標基準を <100℃としている。

Buff5. キャニスタ沈下の防止

キャニスタが定置孔で沈み込んだ場合、キャニスタが岩盤と直接接触することになり、緩衝材の短絡が発生する可能性があることから、「キャニスタ沈下の防止」を緩衝材の安全機能として設定している。

キャニスタ沈下の主要な要因は、緩衝材のせん断抵抗力である。緩衝材のせん断抵抗力は、膨潤圧が低下するのに応じて低下する。一定の緩衝材膨潤圧を対象とした、定置孔におけるキャニスタ沈下の分析により、膨潤圧が 0.1MPa である場合、沈下量は 2cm 未満であることが分かった。そこで、「キャニスタ沈下の防止」に対応した緩衝材膨潤圧の安全機能指標基準を余裕を持って >0.2MPa としている。

Buff6. キャニスタと岩石に対する圧力制限

キャニスタに作用する均衡荷重は、緩衝材膨潤圧が 15MPa を超過することがないという仮定のもとで決定されたものである。これは、悲観的な条件で選定されたイオンを伴わない地下水組成との組み合わせにおける飽和状態で 2,050kg/m³ の密度の緩衝材が発生させる膨潤圧であることが実験により確かめられている。したがって、「キャニスタと岩石に対する圧力制限」に対応した緩衝材膨潤圧の安全機能指標基準を <15MPa としている。

緩衝材が凍結する場合、それに伴う水の膨張に起因する圧力が形成され、緩衝材が損傷する可能性がある。従って、緩衝材の温度は緩衝材の凍結温度を下回ってはいけない。緩衝材の周囲の岩盤に含まれる地下水が凍結した場合、緩衝材の温度がさらに低下することにより、膨潤圧は約 1.2MPa/℃の割合で低下することになる。緩衝材の膨潤圧が完全に失われる温度を臨界温度という。緩衝材の温度が臨界温度を下回った場合、緩衝材における氷の形成が開始される。緩衝材の完全な氷結はこの臨界温度をはるかに下回る温度で発生する。緩衝材密度が 1,950～2,050 kg/m³ の場合、臨界温度は-4～-11℃の範囲にあることが確かめられている。したがって、「キャニスタと岩石に対する圧力制限」に対応した緩衝材温度の安全機能指標基準を-4℃としている。

Buff7. コロイドフィルトレーション

遅延の面から緩衝材は、緩衝材中を通過するコロイドの移行を防止する必要がある。そのため、緩衝材の密度が十分であることが必要である。

Buff8. 放射性核種の収着

拡散が支配的な移行メカニズムになるように緩衝材内の移流を制限することは、放射性核種の移行にとっても重要である。これに加えて、緩衝材内部での放射性核種の収着により、放射性核種の外部への移行を大幅に制限できることが考えられている。緩衝材を通る水の移動は大幅に制限されるが、損傷のない緩衝材の内部における移行は拡散支配である。水の場合と異なり、放射性核種の移行はさらに次の条件によって遅延されるとしている。

- ・ 比較的速度の遅い拡散：この条件は、自由水中の拡散係数が比較的小さいことによって、さらに、見かけの拡散係数—アクセス可能な間隙率に対する静電的影響（陰イオン排除）によって成立。
- ・ 粘土表面との相互作用：収着によって成立。
したがって、固有元素の有効拡散係数（De）および収着係数（Kd）は、この安全機能指標となる。

Buff9. ガスの通過を可能にする

緩衝材は鋳鉄インサートの腐食に起因する水素ガスの漏出を可能にする必要がある。これは、加圧されたガスの圧力または放出にともなって、緩衝材が損傷する可能性があるためである。ガスの移行特性は緩衝材の膨潤圧と結びついており、膨潤圧が低い方が有利であるが、現段階ではこの点において定量的な基準を作成することはできない。

（4）安全機能指標基準とシナリオの関係

処分場の将来変遷に関する不確実性の取り扱いにおいて、解析対象とするシナリオを選定することが重要である。主要シナリオは基本的変遷に基づくものである。基本的変遷は、処分場の現実的な初期状態を出発点として、外部条件については前述の基本ケースと地球温暖化ケースを使うことによって、評価対象期間における処分場の変遷を表現しようとするものである。基本的変遷では全ての不確実性が網羅されているわけではなく、一連の追加シナリオを設定して評価する必要がある。不確実性の評価では、より極端な初期状態および外部条件を解析対象に組み込む必要があるかどうか、追加解析を実施すべきかどうかを検討することになる。

KBS-3 処分場の主要な安全機能は閉じ込めである。前述の「安全機能の導出」で示した方法で、キャニスタの閉じ込めに関する安全機能「Can1 腐食に対するバリアの提供」、「Can2 均衡荷重に耐える」、「Can3 せん断荷重に耐える」を提示している。これら安全機能が部分的または完全に失われる可能性とその後の影響を評価するために、3つの安全機能がそれぞれ喪失したケースを次のように設定し、追加解析が必要な「発生確率の低いシナリオ」に分類する必要があるかどうかについて検討した。

- ・ 腐食に起因するキャニスタの破損：「安全機能 Can1」
- ・ 地殻均衡荷重に起因するキャニスタの破損：「安全機能 Can2」
- ・ せん断荷重に起因するキャニスタの破損：「安全機能 Can3」

安全機能の多くが重複していたり、相互に関連している。例えば、緩衝材の安全機能である「移流による移行制限」は、緩衝材において移流が支配的である場合には、腐食の進行が促進されるので、キャニスタの安全機能である「腐食に対するバリア」に関連している。したがって、キャニスタ腐食シナリオの包括的な評価を行う際には、緩衝材の移流の評価も一緒に行う

必要がある。このように、包括的な評価を行うためには、キャニスタ破損に関する3つのシナリオのそれぞれを、関連する緩衝材の状態と組み合わせる必要がある。

SR-Siteでは、安全機能に基づいて、次に示すように、安全性に関連する6つの緩衝材の状態を導き出している。

- ・ 基本状態：損傷のない緩衝材であり、緩衝材の全ての安全機能が維持されている。
- ・ 移流状態の緩衝材：Buff1の安全機能指標基準が満足されない緩衝材。極端なケースとしてBuff5の安全機能指標基準が満足されない緩衝材。
- ・ 変質した緩衝材：Buff4の安全機能指標基準が満足されない緩衝材。
- ・ 凍結した緩衝材：Buff6の温度に関する安全機能指標基準が満足されない緩衝材。
- ・ 密度の高い緩衝材：Buff3とBuff6の膨潤圧に関する安全機能指標基準が満足されない緩衝材。
- ・ 活発に活動する微生物を伴う緩衝材：Buff2に関連する緩衝材。

これらの内、「移流状態の緩衝材」、「変質した緩衝材」、「凍結した緩衝材」については、緩衝材の安全機能が喪失したケースとして取り扱う。「密度の高い緩衝材」、「活発に活動する微生物を伴う緩衝材」については、関連性の高いキャニスタ・シナリオの解析に組み込まれている。「密度の高い緩衝材」、「活発に活動する微生物を伴う緩衝材」は、いずれも緩衝材密度と膨潤圧に関連したものであり、キャニスタ・シナリオの範囲内で容易に解析できるため、シナリオの数を減らしたり、説明の煩雑さを低下させるために、キャニスタ・シナリオに組み込んでいる。

3.2.3 フィンランド

フィンランドでは2012年に、フィンランド南西部沿岸域に位置するKBS-3概念に基づくオルキルオト最終処分場に、処分実施主体であるポシヴァ社(Posiva Oy)が建設許可申請を行った。ここでは建設許可申請においてポシヴァ社が取りまとめた予備的安全解析書を支援するセーフティケース文書(Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto)⁽³⁾⁽⁷⁾に記載されている安全評価の概要、安全機能、設計仕様の導出の流れ、シナリオ設定について示す。

(1) 安全評価の概要

フィンランドの規制側機関である放射線・原子力安全センター(STUK)は、原子力廃棄物の処分に適用される指針YVL D.5の中で、次のように述べている。

“予想される変遷シナリオに関して、また放射線被ばくを十分な信頼性をもって評価できる期間にわたり(少なくとも数千年間)最も高い被ばくを受ける人々の年間線量は0.1 mSv未満にとどまるとする。またその他の人々が受ける年間平均線量は、十分に低い水準にとどまるものとする。(YVL Guide D.5)”

ポシヴァ社はこの指針を遵守することを前提に、安全評価を行っている。

図3.2-3に、セーフティケースの開発アプローチの概略を示す。ポシヴァ社では、人工バリア及び母岩の安全機能(safety function)を設定し、それを基にそれぞれのバリアに対する性能目標(performance targets)及び目標特性(target properties)を定義している。それらから導出される設計要件(design requirements)及び設計基準シナリオ(design basis scenarios)を含む設計基準

(design basis)は、性能評価(performance assessment)及び放射性核種放出シナリオ(formulation of release scenarios)の作成及び評価を反復的に行うことで、設定される。これらは科学的な知見が得られるにつれて改良される。

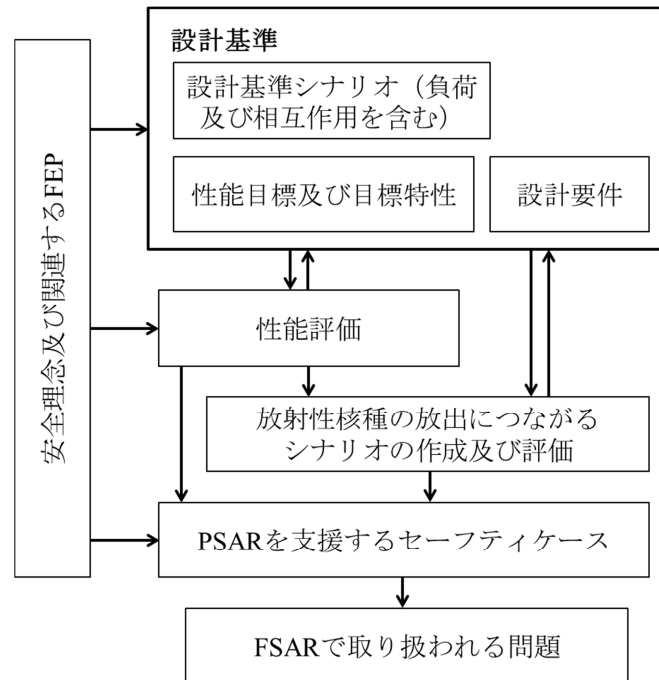


図 3.2-3 セーフティケース開発アプローチ (FEP = 特性、事象及びプロセス、PSAR = 予備安全解析報告書、FSAR = 最終安全解析書)

(2) 要件の明確化

ポシヴァ社では要件管理システム(VAHA: Vaatimusten Hallinta-Requirements management system)を構築し、処分場システムに関する、ステークホルダーの要件、長期的な安全確保の考え方、安全機能、性能要件、設計要件及び設計仕様を以下のように段階的に整理している。

- ・ レベル1 『ステークホルダー要件 (stakeholder requirements)』
- ・ レベル2 『長期的な安全確保の考え方 (the long-term safety principles)』
- ・ レベル3 『性能要件 (performance requirements)』
- ・ レベル4 『人工バリア及び地下開口部に関する設計要件 (design requirements)』
- ・ レベル5 『設計仕様 (design specifications)』

『ステークホルダー要件 (レベル1)』は、法律、原則決定、規制要件及びその他のステークホルダーに基づく要件である。

『長期的な安全確保の考え方 (レベル2)』は、以下のように定義されている。

1. 使用済燃料要素は、オルキルオトの地下深部の基盤岩に立地される処分場で処分される。放射性核種の放出は、多重バリア処分システムによって防止される。このシステムは、人工バリア (EBS) と母岩のシステムで構成され、システムが居住/生息環境から放射性核種を効果的に隔離する。

2. 次に示すものによって構成される人工バリアシステム
 - a) キャニスタ：放射性核種を、それらが環境に対して有意の悪影響を引き起こす可能性がある期間において閉じ込める。
 - b) 緩衝材：キャニスタと母岩の間に設置され、放射性核種の閉じ込めが必要とされる期間において、キャニスタを保護する。
 - c) 定置坑道埋め戻し材及びプラグ：緩衝材を適切な位置に維持し、母岩内の自然条件の復元を促す。
 - d) 閉鎖材：すなわち、処分場を地表環境から切り離すための埋め戻し材及びシーリング構造。
3. 母岩、さらには処分場の深度は、EBS による上述した閉じ込め及び隔離機能の達成が可能になるものとして選定される。
4. いくらかのキャニスタが漏出する場合にも、処分場システムは、地表環境への放射性核種の放出を（長期安全規準によって要求されているレベル未満となるように）防止し、遅延させる。

上で示される処分の長期安全性は、天然バリアと人工バリアで構成されるシステムに基づくものである。人工バリア及び母岩の『安全機能』は、長期的に安全を確保する上でそれぞれのバリアが担う役割であり、表 3.2-1 のように定義されている。

表 3.2-1 ポシヴァ社の KBS-3V 処分場におけるバリア（人工バリア及び母岩）に割り当てられる安全機能

| バリア | 安全機能 |
|------------|---|
| キャニスタ | 長期間の使用済み燃料の閉じ込めを保証する。この安全機能はなによりも、キャニスタの鑄鉄製インサートの力学的強度とその周りを囲む銅の耐食性に向けられたものである。 |
| 緩衝材 | キャニスタに対して予想され、有利に働く、力学的、地球科学的及び水理学的条件に寄与する。キャニスタを、使用済み燃料及び関係する放射性核種の完全な閉じ込めに対する安全機能が危険にさらされる可能性のある外的プロセスから保護する。 キャニスタが損傷した場合の放射性核種の放出を制限し、遅延させる。 |
| 処分坑道の埋め戻し材 | 緩衝材とキャニスタに対して予想され、有利に働く、力学的、地球科学的及び水理学的条件に寄与する。 キャニスタの損傷という起こりうる事象に対し、放射性核種の放出を制限し、遅延させる。 処分坑道に隣接する岩の力学的安定性に寄与する。 |
| 母岩 | 使用済み燃料の処分場を地表環境及び人間、植物、動物の通常の居住/生息環境から隔離し、人間侵入が起こる可能性を限定し、処分場を地表の条件の変化から隔離する。 人工バリアに対して予想され、有利に働く、力学的、地球科学的及び水理学的な条件に寄与する。 処分場から放出されうる有害物質の移動を制限し、移行を遅延させる。 |
| 閉鎖材 | 地下開口部が、処分場と地表環境及び人間、植物、動物の通常の居住/生息環境との長期的な隔離を危険にさらすことを防ぐ。 開口部を通じた支配的な透水性流動経路を防ぐことで、その他の人工バリアに対して予想され、有利に働く、地球科学的、水理学的な条件に寄与する。 処分場からの有害物質の放出及び流入を制限し、遅延する。 |

これらの安全機能が長期にわたって満たされるように、それぞれのバリアに関して『性能要件（レベル3）』、『設計要件（レベル4）』及び『設計仕様（レベル5）』が定義される。

『性能要件（レベル3）』は、処分場システムが要求される安全レベルを実現するためにそれぞれのバリアが長期的に満たすべき要件であり、人工バリアに関する『性能目標』と母岩に関する『目標特性』に区分される。

『設計要件（レベル4）』は、性能要件をより詳細に記述したものである。

『設計仕様（レベル5）』は、性能要件及びそれから導き出される設計要件を履行するための、処分場システムの初期段階の設計、建設及び製造に使用される詳細な仕様である。

定義から、性能目標及び目標特性を満たすように設計要件及び設計仕様に従って設計され建設されたシステムが、将来の状況が合理的に見込まれる変遷の道筋（『設計基準シナリオ』）をたどった場合には、安全機能は満たされる。このことは、（4）で後述する性能評価によって、処分場システムに予想される熱－水－力学－化学的な変遷及び予想される変遷の道筋の不確実性を考慮に入れた上で科学的知見を基に示される。

（3）緩衝材の設計仕様の導出の流れ

各バリアに対する設計仕様は、性能要件及び、性能要件から導き出される設計要件から導出される。例として以下に、緩衝材の岩盤せん断に対する性能目標、関連する設計要件及び設計仕様の導出の流れを、根拠とともに示す。また括弧内は要件マネジメントシステム中での各要件のラベルを表す。

a) 性能目標

緩衝材は、岩盤せん断がキャニスタに及ぼす影響を軽減するものとする。(L3-BUF-10)

岩盤せん断運動は、母岩にかかっている圧力が解放されたときに起こりうる。緩衝材は、母岩とキャニスタの間で弾性材として働く。この機能を発揮するために、緩衝材の膨潤圧はある限度より低くなければならない。

b) 関連する設計要件

緩衝材の主な要素は自然の膨潤性粘土から構成される。(L4-BUF-2)

緩衝材は岩盤せん断運動によるキャニスタへの影響を、キャニスタが完全に維持される程度まで減少させるように設計される。(L4-BUF-7)

岩盤せん断運動によるキャニスタへの影響を減少させるために、緩衝材は膨潤性を持つものから構成され、キャニスタが完全に維持される程度まで影響を減少させるように設計される必要がある。

c) 関連する設計仕様

乾燥緩衝材材質中のモンモリロナイトの含有量は、75-90wt%とする。(L5-BUF-7)

飽和した状態での緩衝材の目標密度は $2,000\text{kg/m}^3$ であり、このとき緩衝材は *Buffer Design 2012* で定義される耐久性を持つ。(L5-BUF-9)

岩盤せん断運動によるキャニスタへの影響を減少させるため緩衝材は膨潤性を持つ必要があり、緩衝材の膨潤圧はベントナイト中のモンモリロナイト含有量に大きく依存する。

Buffer Design 2012（セーフティケース文書に含まれる緩衝材の設計に関する報告書）⁽⁷⁾では、緩衝材の飽和密度は $1,950\text{-}2,050\text{kg/m}^3$ に制限されている。キャニスタがせん断負荷に耐えるためには、緩衝材密度が $2,050\text{kg/m}^3$ 以下である必要がある⁽⁸⁾。下限 $1,950\text{kg/m}^3$ は、緩衝材がパイ

ピングや侵食による材料損失に対する余地をもって微生物活動を抑制するのに十分高い値である。

表 3.2-2 緩衝材の岩盤せん断に対する性能目標、関連する設計要件及び設計仕様

| 性能目標 | 関連する設計要件 | 設計仕様 |
|--|--|--|
| 緩衝材は、岩石せん断がキャニスタに及ぼす影響を軽減するものとする。 (L3-BUF-10) | <ul style="list-style-type: none"> －緩衝材の主な要素は自然の膨潤性粘土から構成される。(L4-BUF-2) －緩衝材は、岩石のせん断運動によるキャニスタへの影響を、キャニスタが完全に維持されている程度まで減少させるように設計される。(L4-BUF-7) | <ul style="list-style-type: none"> －乾燥緩衝材材質中のモンモリロナイトの含有量は、重さの 75-90%である。(L5-BUF-7) －飽和した状態での緩衝材の目標密度は 2,000kg/m³ であり、このとき”Buffer Design 2012”で定義される耐久性を持つ。(L5-BUF-9) |

そのほかの緩衝材の性能目標、設計要件及び設計仕様については、Appendix II -B に示す。

(4) 設計基準とシナリオの関係

設計基準の定義から、設計基準に従う処分場システム（性能目標及び目標特性を満たすように設計要件及び設計仕様に従って設計され建設されたシステム）が、将来の状況が合理的に見込まれる変遷の道筋（設計基準シナリオ）をたどった場合、安全機能は長期的に満たされる。このことは、性能評価により示されている。

ポシヴァ社では、性能評価を 100 万年の評価期間を 3 つの時間スケール（1. 閉鎖までの掘削及び操業期間、2. 閉鎖後の 1 万年間、3. 1 万年以降の氷期サイクルが繰り返し起こる期間）に分けて行っている。評価は、FEP を考慮した処分場システム及び地表環境の変遷及び変遷の道筋の不確実性を考慮に入れた上で、報告書及び文献に示された既存のデータ及び利用可能な科学的な知見に基づいて行われ、可能な場合は常に定量的な評価が実施される。処分場システムにかかる負荷としては、外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）及び内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置及び人工バリアの設置の効果によるもの）の両方が考慮される。

また、性能評価によって性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件が特定され、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。特に、放射性核種の放出につながり得る条件及び事象（偶発的な逸脱）が特定される。これに加え、処分場を破壊し得るきわめて発生の見込みの低い事象及びプロセスがいくつか存在する。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて、放射性核種放出シナリオが作成される。

ポシヴァ社では、処分システムに予想される変遷と発生の見込みの低い変遷及び事象とを区別し、シナリオを基本シナリオ(base scenarios)、バリエーションシナリオ(variant scenarios)、擾乱シナリオ(disturbance scenarios)の 3 つに分類している。基本シナリオでは起こる見込みが最も高い変遷の道筋が取り扱われる。ただし、検出されずに残った初期欠陥を伴う 1 体または複数のキャニスタが実際に定置される可能性も考慮に入れられている。バリエーションシナリオでは合理的に見込まれるだけでなく、バリアの 1 件または複数の安全機能の性能が低下する可能性のある状況が取り扱われる。さらに擾乱シナリオでは発生の見込みが低いとみなされるものの、その可能性を完全に排除できない道筋が扱われる。

安全評価は以上のように作成されたシナリオを用いて放射性核種の放出、移行に関する分析、特定されたシナリオ、及びその組み合わせにおける放射線影響に関する分析を行い、その結果が規制基準を満たしているかを判断することで検討されている。

3.2.4 まとめ

安全規制の観点からシナリオ設定手法の妥当性を判断する上で、安全機能とその影響因子との関係を整理し、人工バリア材の変遷に応じた安全機能の喪失・低下の体系的な評価を行うことは重要である。

スウェーデン及びフィンランドの既往の安全評価では⁽¹⁾⁽⁷⁾、安全機能の喪失・低下を評価・判断するための指標が設定され、その指標の評価がシナリオ設定に活用されている。こうした情報は、本事業におけるシナリオ設定の手法にも有効であると考え、平成25年度は、スウェーデン及びフィンランドの既往の安全評価の中で行われている安全機能の喪失・低下の評価手法ならびにシナリオ設定に至る方法について精査した。表 3.2-3 にスウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較を示す。

(1) シナリオ設定方法

スウェーデンでは、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述することを目的として、FEP 処理により解析に必要な全ての要因として特定された①人工バリアの初期状態、②地圏と生物圏の初期状態、③人工バリア・天然バリアのプロセス、および、④将来の気候の変遷を前提条件とした解析が行われ、4つの事項（気候関連、生物圏関連、地圏の THMC、人工バリアの THMC）が時間スケール毎（掘削/操業期、閉鎖後 1,000 年及び初期の基本的な氷河サイクルの温暖気候期、基本的な氷河サイクルの残り、100 万年後までの氷河サイクル）に示される。それらの解析の結果から、提示された人工バリア・天然バリアの THMC についての不確実性が分析され、合理的に予想される変遷（基本的変遷）が特定されている。その際には、解析から得られた人工バリア・天然バリアの THMC の特性変化が、安全機能に対して有意な影響を及ぼすか否かについて、安全機能指標基準を用いて判断されるとともに、安全機能の喪失・低下につながる見込みに対する見積もりが行われている。これらを踏まえ、シナリオの分類が行われている。

一方、フィンランドでは、FEP により処分システムの変遷に影響を及ぼし、放射性核種の移行にとって関連性が高いと判断された①処分システムへの外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）、②内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置および人工バリアの設置の効果によるもの）、③処分場システムおよび地表環境の変遷、および、④変遷の道筋の不確実性を考慮した性能評価が行われ、その評価結果から、性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件（特に放射性核種の放出につながる条件および事象）と、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて放射性核種放出シナリオが作成される。

このように、フィンランド、スウェーデンともに、FEP によりシナリオ作成上必要と判断された処分サイトの地圏及び生物圏の初期状態、採用される人工バリアの初期状態を前提とし、想定される将来の気候の変遷等の外的な負荷、および、それら要因を踏まえた人工バリア及び天然バリアの特性やプロセスの変遷を考慮に入れた安全機能への影響を評価するために、性能評価（フィンランド）や基本的変遷の解析（スウェーデン）が行われている。これら性能評価や解析の結果からシナリオを作成するために、スウェーデンでは定量的な基準である安全機能指標基準が用いられているのに対し、フィンランドでは定性的な性能目標と目標特性が用いられていることが異なる特徴である。

(2) 指標の導入

スウェーデン、フィンランドともに長期的な安全機能の評価を目指して、安全機能が満たさ

れているか否かを示す指標が用いられている。スウェーデンでは、その指標に相当するものが安全機能指標であり、その指標をクリアする条件が安全機能指標基準である。この安全機能指標基準を用いて、長期的に変化していく人工バリア・天然バリアの THMC に関する値との比較を行うことで、安全機能に有意な影響を及ぼす可能性のある変遷を導き出している。安全機能指標基準は、安全機能が喪失・低下に直接寄与する指標を設定し、処分システムに予想される THMC の特性変化および不確実性を踏まえ、実験的・解析的理解に基づき導出されている。なお、安全機能指標基準は 100 万年の評価期間を通じて維持すべき定量的な基準であるのに対して、人工バリアの初期状態の基準である設計条件と呼ばれる定量的な基準がもうけられている。設計条件は安全機能指標基準および評価期間中の長期的な変遷に伴う人工バリアの劣化を踏まえ、余裕をもって設定されている。

一方、フィンランドでは、安全機能を長期的に満足させるための目標が「性能目標」（人工バリア）及び「目標特性」（母岩）として表現されている。この性能目標と目標特性からの逸脱につがる条件の特定、および、逸脱が発生する見込みとその効果の見積もりによってシナリオの分類化がなされている。また、人工バリアの性能目標を観察や測定を通じて検証できるように定性的に表現したものが設計要件である。さらに、性能目標および設計要件を長期にわたって満たすために必要な、設計、建設および製造に使用される詳細な仕様が設計仕様である。設計要件および設計仕様は、処分システムに予想される THMC 特性変化およびその不確実性を踏まえ、科学的理解に基づき導出される。

フィンランドの設計仕様とスウェーデンの設計条件はともに人工バリアの設計、建設および製造に必要な初期状態の仕様であるが、フィンランドは長期的に設定された長期的な目標を満たす数値として決められているのに対して、スウェーデンは安全機能を直接評価する安全機能指標基準を設定し、人工バリアの劣化を踏まえ余裕を持って設定されていることが特徴である。

表 3.2-3 スウェーデンおよびフィンランドの安全機能を踏まえたシナリオ設定手法の比較

| | スウェーデン | フィンランド |
|----------|---|--|
| シナリオ設定手法 | <p>基本的変遷の解析により、閉じ込めに関する安全機能に影響を及ぼす様々なプロセスの影響を評価し、処分場で合理的に予想される変遷を記述する。この合理的に予想される変遷は主要シナリオを明確化する上で重要な根拠となる。本解析では、閉じ込めに関する安全機能に対する影響について焦点を当てた解析を行っている。解析の前提条件としては、FEP を考慮した①人工バリアの初期状態、②地圏と生物圏の初期状態、③処分場の変遷において支配的な役割を果たす一連の人工バリア・天然バリアのプロセス、④将来生じ得る気候の変遷、を踏まえている。また、評価期間は、1. 掘削／操業期、2. 閉鎖後の最初の 1,000 年間および基本的な氷期サイクルの初期にあたる温暖気候期、3. 基本的な氷期サイクルの残りの期間、4. その後に続く、閉鎖後の 100 万年後までの氷期サイクルの 4 つの期間に分けている。</p> <p>解析の結果、a. 気候関連の事項、b. 生物圏関連の事項、c. 地圏に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項、d. 人工バリア（キャニスタ、緩衝材、埋め戻し材）に関連する熱的、力学的、水理学的、化学的な事項を提示している。基本的変遷の解析結果から得られた、それぞれの期間および上記 4 つの事項ごとの不確実性について分析し、合理的に予想される変遷（基本的変遷）を記述し、さらに、安全機能に及ぼす影響の面で有意なものか否かの判断を行う。これらを踏まえ、シナリオの分類が行われる。</p> | <p>設計基準の定義から、設計基準に従う処分場システム（性能目標及び目標特性を満たすように設計要件及び設計仕様に従って設計され建設されたシステム）が、将来の状況が合理的に見込まれる変遷の道筋（設計基準シナリオ）をたどった場合、安全機能は長期的に満たされる。このことは、性能評価により示される。</p> <p>ポシヴァ社では、性能評価を 100 万年の評価期間を 3 つの時間スケール（1. 閉鎖までの掘削及び操業期間、2. 閉鎖後の 1 万年間、3. 1 万年以降の氷期サイクルが繰り返し起こる期間）に分けて行っている。評価は、FEP を考慮した処分場システム及び地表環境の変遷及び変遷の道筋の不確実性を考慮に入れた上で、報告書及び文献に示された既存のデータ及び利用可能な科学的な知見に基づいて行われ、可能な場合は常に定量的な評価が実施される。処分場システムにかかる負荷としては、外的な負荷（主として気候の変遷に起因するもの）及び内的な負荷（掘削作業、使用済み核燃料の定置及び人工バリアの設置の効果によるもの）の両方が考慮される。</p> <p>また、性能評価によって性能目標と目標特性からの逸脱につながる条件が特定され、逸脱が発生する見込みとその効果が見積もられる。特に、放射性核種の放出につながり得る条件及び事象（偶発的な逸脱）が特定される。これに加え、処分場を破壊し得るきわめて発生の見込みの低い事象及びプロセスがいくつか存在する。これらの偶発的な逸脱及び発生の見込みの低い事象を踏まえて、放射性核種放出シナリオが作成される。</p> |
| 指標の導入 | <p>スウェーデンではシナリオ選定を行うための中核となる指標として、安全機能（処分場の各構成要素が持つ役割）（Safety function）、安全機能指標（安全機能を計るための指標）（safety function indicators）、安全機能指標基準（その指標がクリアすべき条件）（safety function indicator criteria）を用いている。安全機能、安全機能指標および安全機能指標基準は、処分場構成要素の特性と長期的動向の理解に基づき設定している。</p> <p>ここで、安全機能は安全性の評価の一助となるものであるが、全ての安全機能指標基準が履行されていること自体が、安全性の実現に関する根拠を示す上で必要なわけでも、十分なわけでもないとしている。一方、人工バリアの安全性の実現に関する根拠として、人工バリアの設計条件（design premises）が提示されている。安全機能指標基準が 100 万年の評価期間を通じて維持すべき基準であるのに対して、設計条件は処分場の初期状態に関する基準であり、評価期間中の人工バリアの劣化を踏まえ、余裕を持って設定されている。設計条件は、安全機能と設計検討事項（人工バリアの製造、定置、検査の実現可能性、コスト、スピード、環境影響および法規）に基づいて設定される。</p> | <p>フィンランドでは、要件管理システムにより、一連の安全機能（safety functions）、性能要件（performance requirements）、設計要件（design requirements）及び設計仕様（design specifications）を設定している。安全機能は処分場構成要素の役割として定義されている。安全機能は、それぞれの構成要素に対して設定されている性能要件（性能目標（performance targets）（人工バリア）、目標特性（target properties）（母岩））を満たすことで実現される。人工バリアに期待される性能目標を操業段階において検知できるように定性的に表現したものが設計要件である。設計仕様は、性能目標および設計要件を長期にわたって満足させるための詳細な仕様である。設計要件および設計仕様は、処分システムに予想される THMC 特性変化およびその不確実性を踏まえ、科学的理解に基づき導出される。</p> |

3.3 安全機能に着目したシナリオ設定手法

3.3.1 背景・目的

我が国において想定される代表的な地質、水理、熱及び化学的環境を踏まえた、放射性核種の移行や人への被ばくに与える影響を評価することのできる体系的な安全評価手法（シナリオ設定、モデル、解析コード、パラメータ設定）を整備するためには、リスク論的考え方による時間スケールや処分環境を考慮した廃棄体・人工バリアの挙動、人工バリアの長期変遷事象などを適切に把握しておくことが必要である。

人工バリアに関するシナリオは網羅性を重視した視点でこれまで蓄積されてきており、FEPデータベースとして整理されている。そして、その中から発生の頻度や影響の度合い（リスク）を勘案し、対象となるシークエンスの中から標準的なシナリオと核種移行フラックスに影響しそうなシナリオを選択することで設定してきた。たとえば、緩衝材の透水係数値、ガラス固化体の溶解速度、また、OPの破損時間などのパラメータは、相関性の観点からは比較的独立していると考えられ、ある程度の範囲で自由に設定できることから、本事業、あるいは本事業外において過去に行われた解析ケースを参考とすることにより、標準および変動シナリオを設定することが行われた。このような手法を用いることにより、人工バリアの初期状態の設定に関するシナリオであっても、また、変遷の途中でパラメータ値が大きく変動するような事象（外因事象）が起きるようなシナリオであっても、既存の知見などに基づいて、主に専門家的見地からパラメータの値を設定することが可能である。しかしながら、自由度が高いが故に、相関性がある事象を取り扱う場合にはパラメータ間に矛盾がないように設定するのは難しく、ケースによっては矛盾が生じる場合が設定されてしまう可能性がある。

上述した考え方に基づく本事業におけるシナリオ設定の例としては、平成20年度に実施した、緩衝材変質シナリオ（緩衝材の透水係数の性能低下の程度と時期、ガラス溶解速度について設定したケース）、OP早期破損シナリオ（OPの破損時間と本数について設定するとともに、ガラス溶解速度、Kd、拡散係数、溶解度の不確かさ解析を実施したケース）がある⁽¹⁾⁽²⁾。

一方、体系的な安全評価手法にあっては、状態設定、安全機能評価、核種移行解析の3つを関連させ合いながら実施してゆくことが重要である、という考えに基づき⁽³⁾、これまで整備してきた様々な環境条件でのガラス固化体や各人工バリアの変質・腐食試験等の結果に基づく性能評価手法や核種の収着モデルやデータをリンクさせたコード（物質移行・化学反応連成コード：MC-BUFFER）を開発するとともに⁽⁴⁾、コードからのアウトプットデータと、確率論的安全評価コード（GSRW-PSA）への入力データへの橋渡しをする各種パラメータの評価コードやデータベース（PA-SOL、ガラス固化体溶解速度データベースなど）ともリンクさせた体系を構築した核種移行評価（リンケージ解析）を進めている⁽⁵⁾⁽⁶⁾⁽⁷⁾⁽⁸⁾。このリンケージ解析の結果は、人工バリア領域に対して、ある初期条件を起点として、時間的・空間的に変化する人工バリア領域の状態（THMCの状態）を設定することであり、その状態設定に応じた各バリア材の性能評価（安全機能評価）が行われることから、パラメータ間に矛盾が生じることが少ないシナリオ設定を行うことへと反映させることが可能な手法である。しかしながら、その一方で、性能評価モデルとして、十分な実験的、機構論的な検討を経て構築されたモデルを、全ての状態設定評価、安全機能評価に対して整備することには困難が多く、例えばMC-BUFFERの現状では、M（力学的状態）については評価のリンクが実現できていないことや、MC-BUFFERに組み込んだモデルの一部については、地下深部の環境条件に対して、その適用範囲に限界がありつつも、評価上安全側の設定として使用しているものがあるといった課題も残されている。

このように2つに大別されるシナリオ設定手法について、共通的に重要となる考え方を検討するには、3.2.4にまとめたように「人工バリアシステムとして重要な性能（安全機能）をきちんと設定した上で、適切な方法に基づいてそのパラメータ値を時間的空間的な観点も含め設定するための影響因子との関係を整理すること」が重要である。例えば、スウェーデンでは、11ステップから構成される安全評価の中核として、安全機能を明確化することとしており、フィンランドにおいても、ポシヴァ社の要件管理システムにおいて、レベル2として明確に全体構成の一つとして定義することが行われている。人工バリアシステムの安全機能を過不足無く選定・定義することにより、網羅性を踏まえた上で、安全性に直結する事象を抽出し、その影響や、将来的には不確実性も含めて考慮可能なシナリオ設定を行えるようになると考えられる。また、諸外国の安全機能の設定には、安全機能の関係性についての視点でも整理が行われており参考になる。

これらのことを踏まえ、本節では、前節での諸外国の安全評価レビューで示された、特に安全機能の設定や機能評価やシナリオ設定の考え方を参考として、本事業において、我が国における地層処分的人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能と、各安全機能を発揮させるための具体的な性能（バリア性能）の設定について整理を行う。

さらに、その具体的なバリア性能を定量化するための主要なパラメータ（重要パラメータ）の特定を行う。この重要パラメータは、規制側の観点では定量的に安全機能の状態を判断する指標（事業者側からの観点では安全機能として満足すべき設計指標）になり得るものと考えられる。さらに、重要パラメータに影響する因子（重要パラメータを導出するためのモデルなどにおける入力変数）を特定する。そして、これらの整理に基づいて、平成22年度に、人工バリアの一部について整理したFEPデータベースに含まれる「安全性への影響の可能性」と我が国において想定されている「安全機能」との関係の整理、すなわち、「オーバーパック」、「緩衝材」を対象として、それぞれの人工バリアの「安全機能」の喪失・低下に直接的な要因となり得る事象を「安全性への影響の可能性」に記載されている派生事象から抽出し、影響を与える起因事象に遡る影響の連鎖の全体フローの改定（ガラス固化体の追加を含む）を実施する（図 3.3-1）。

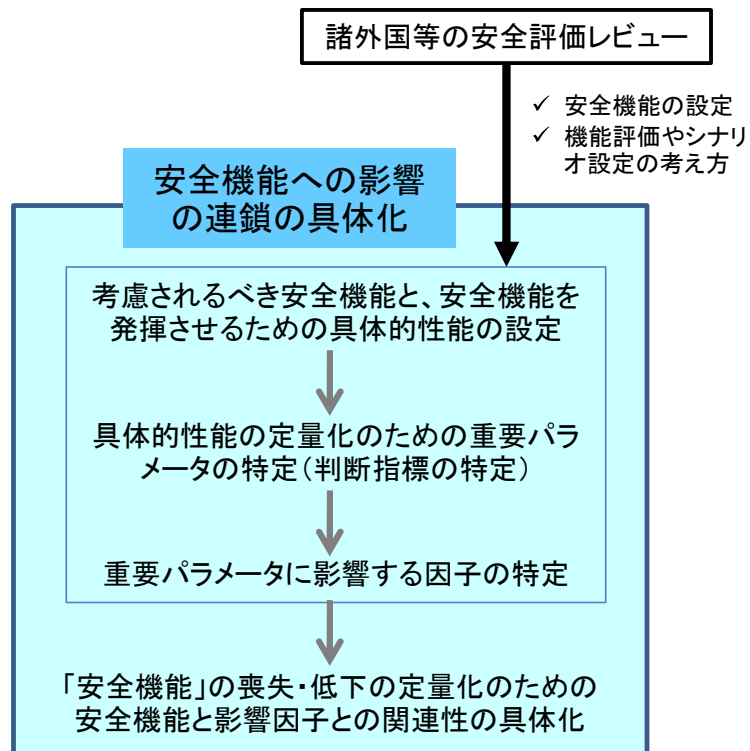


図 3.3-1 安全機能への影響の連鎖の具体化のための実施フロー

以下、これらの内容について記述するとともに、安全機能への影響の連鎖の具体化を踏まえたリンケージ解析への展開の現状と課題について提示する。

3.3.2 人工バリアの安全機能（新たな安全機能の提示）

（1）安全機能と発揮させるための具体的性能

地層処分の安全戦略（安全概念）の基本は、放射性廃棄物の閉じ込めと隔離であり、廃棄物自体やそれに応じた処分システムは各国とも異なるものの、これら2つの概念を維持させるよう対応している。通常、隔離は生物圏から十分な距離を有する地下深部に廃棄物を埋設することで確保することから天然バリアに、一方、閉じ込めはもっぱら人工バリアに期待される安全戦略とされる。閉じ込めで期待される安全機能は、より明確化することにより「浸出抑制」と「移行抑制（遅延）」に大別できる。以下、本報告書では、安全機能の具体化を行うにあたり、人工バリアの安全機能として「浸出抑制」と「移行抑制」の2つを提示することとした。その上で、これまで NUMO 等が提示してきた安全機能に、海外におけるシナリオ設定事例の調査結果を考慮し、新たに「考慮されるべき安全機能」を提示してゆく。

NUMO は、処分場閉鎖後長期の安全確保の基本概念と安全機能について、「隔離」と「閉鎖後閉じ込め」を基本概念として掲げ、その概念を具体化したものとして安全機能を示すとともに、処分場のバリア構成要素と安全機能との関係について、技術的要件設定の観点から整理している⁽⁹⁾。一方、3.2 節に記したように、海外では安全機能として、NUMO では明示的に示されていない「隣り合う人工バリアの安全機能への保護・維持機能」を設定する場合があった。

安全機能の設定では、単一の安全機能に過度に依存することにはならないようある程度の独立性と、1つの安全機能が意図されたとおりに実行されないことがあったとしてもそれを埋め合わせるための安全機能が存在するような関係性という、2つの観点が重要であることが指摘されている⁽¹⁰⁾。特に人工バリアシステムは、原子力発電施設の安全性を確保するために施設

に備わるべき多重安全バリアのように、それぞれのバリア（多重の安全装置や多層の物理的障壁・隔壁）が独立の層となり機能するシステムとは完全に対照できるものではなく、ひとたび放射性廃棄物が定置・埋設された後は、受動的な環境にさらされつつ安全機能が発揮されることを期待するシステムとなっている。このことから、人工バリアシステムにおける安全機能には独立性の観点よりも、むしろ相互関係性の観点で安全機能を記述することが重要になってくるものと考えられる。

上記のような、バリアの相互関係性に関連する安全機能については、これまでは、大枠としての安全機能の提示のような、早い段階においては記載されることは少なかった。しかしながら、前節の調査により示された安全機能の位置づけでは、比較的早い提示の段階から安全機能として、この観点に着目した機能を定義しており、その代表的なものとして「他のバリアの保護」機能が挙げられていた。

表 3.3-1 安全機能と発揮させるための具体的性能（バリア性能）の内容

| 人工バリア材 | 個々の安全機能 | 安全機能を発揮させるための具体的性能（バリア性能）と望ましい方向 |
|--|--|----------------------------------|
| ガラス固化体 | 放射性核種の浸出抑制 | (低い)溶解性 |
| オーバーパック | 放射性核種の浸出抑制 (ガラス固化体と地下水との物理的な接触防止) | (高い)全面腐食耐性 |
| | | (高い)局部腐食耐性 |
| | | (高い)水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性 |
| オーバーパック | 間隙水の還元性維持(オーバーパック近傍の還元性の維持・確保) | (高い)応力腐食割れ耐性 |
| | | (高い)平衡荷重耐性 |
| 緩衝材 | オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理(力学)的外部プロセスからの保護 | (好ましい)オーバーパック腐食環境性 |
| | オーバーパック位置の保持 | (好ましい)弾性・塑性 |
| | 放射性核種の移行抑制 | (好ましい)弾性・塑性 |
| | | (低い)透水性 |
| | | (低い)コロイド透過性 |
| | 放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理(力学)のプロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行経路生成など) | (高い)核種収着性 |
| | | (低い)核種拡散性 |
| 放射線核種の移行抑制機能を阻害する物理(力学)のプロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行経路生成など) | (高い)自己シール性 | |
| 微生物の除去 | (高い)侵入阻止性・排除性 | |

これらを踏まえ、本事業において、我が国における地層処分的人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能と、各安全機能を発揮させるための具体的な性能（バリア性能）およびその方向の設定について整理した結果を表 3.3-1 に示す。主な設定のポイントを下記に記す。

- ①オーバーパックの放射性核種の浸出抑制機能に対し、具体的な性能を想定される腐食形態ごとに設定したこと。
- ②オーバーパックの安全機能に、放射性元素の移行挙動、特に溶解度に大きな影響を及ぼす「還元性環境」の維持を設定したこと。
- ③緩衝材の安全機能に、明示的にオーバーパックの安全機能維持として、化学的（腐食形態など）と物理的（力学的耐変形性）を設定したこと。
- ④その他、オーバーパックの位置保持、核種移行抑制機能の阻害プロセスからの保護を明示的に設定したこと。

ここで、①は、オーバーパックの破損時期、頻度など安全評価上における重要性に鑑み、腐食形態ごとに、より下層への展開（重要パラメータの特定の階層への展開）を図る必要性から設定したものである。また、②は、平成 23 年度から実施しているリンケージ解析において、オーバーパックの腐食による緩衝材への鉄イオンの供給といった影響を勘案した上で、緩衝材中間隙水特性を評価することの重要性を反映させたものである。

次項では、これに基づき、バリア性能を具体的に評価するための重要パラメータへの展開について記述する。

（2）具体的な性能の定量化のための重要パラメータ

前述した「安全機能を発揮させるための具体的な性能（バリア性能）」は、概念的、定性的なものであり、その性能が発揮されているかどうか、発揮されている程度はどのくらいか、を知るためには、その性能として表現すべきパラメータ（重要パラメータ）を設定することが必要になってくる。重要パラメータを設定することにより、概念としての安全機能と、指標としての定量可能なパラメータとを結びつけることが可能となる。

これまでのリンケージ解析の各種モデルやデータベース、FEP データベースに基づく知見を整理して、安全機能を発揮させるための具体的な個々のバリア性能に対し、その性能を定量的に評価するための重要パラメータを表 3.3-2 にまとめた。これらの重要パラメータは、海外事例の調査結果において、「性能指標」、「安全機能指標」、「性能目標」等の表現で示されているものに相当すると考えられる。

表 3.3-2 具体的性能を定量化するための重要パラメータの内容

| 人工バリア材 | 個々の安全機能 | 安全機能を発揮させるための具体的性能(バリア性能)と望ましい方向 | 具体的性能の定量化のための重要パラメータ(性能指標・安全機能指標) |
|--------------------------------|--|----------------------------------|--|
| ガラス固化体 | 放射性核種の浸出抑制 | (低い)溶解性 | ガラス固化体溶解速度 |
| オーバーパック | 放射性核種の浸出抑制 (ガラス固化体と地下水との物理的な接触防止) | (高い)全面腐食耐性 | 腐食速度 |
| | | (高い)局部腐食耐性 | 活性態-不動態遷移pH(pHd) |
| | | (高い)水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性 | 水素脆化割れ、水素誘起割れ発生電位の上・下限値、水素脆化割れ、水素誘起割れ発生下限界応力 |
| | | (高い)応力腐食割れ耐性 | 応力腐食割れ発生電位の上・下限値、応力腐食割れ発生下限界応力 |
| | | (高い)平衡荷重耐性 | 材質、形状 |
| | (高い)剪断荷重耐性 | 材質、形状 | |
| 間隙水の還元性維持(オーバーパック近傍の還元性の維持・確保) | (好ましい)還元状態維持性 | 全面腐食速度 | |
| 緩衝材 | オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理(力学)的外部プロセスからの保護 | (好ましい)オーバーパック腐食環境性 | 間隙水組成 |
| | オーバーパック位置の保持 | (好ましい)弾性・塑性 | 乾燥密度、膨潤力 |
| | 放射性核種の移行抑制 | (好ましい)弾性・塑性 | 乾燥密度、膨潤力 |
| | | (低い)透水性 | 透水係数 |
| | | (低い)コロイド透過性 | 間隙径(分布) |
| | | (高い)核種収着性 | 分配係数 |
| | 放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理(力学)的外部プロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行経路生成など) | (低い)核種拡散性 | 拡散係数 |
| | | (高い)自己シール性 | 膨潤力(膨潤率) |
| 微生物の除去 | (高い)侵入阻止性・排除性 | 膨潤圧 | |

表中で、特記すべき内容としては、前項で、具体的性能の設定ポイントとして記述した①(オーバーパックの放射性核種の浸出抑制機能に対して具体的な性能を想定される腐食形態ごとに設定)に関することであり、全面腐食については、その腐食速度が最も性能を評価すべき重要なパラメータとして設定する一方、その他の腐食形態については、その腐食形態が発生するかどうか、が最も重要な判断になり得るとして、その判断に関するパラメータを設定した整理を行ったことである。また、還元環境の維持については、地下深部環境で一般的に想定される腐食形態であること、オーバーパックの面積を考慮するとその寄与が最も大きくなることを想定し、全面腐食速度を重要パラメータとして設定した。

全面腐食速度は、還元環境の維持に寄与する一方で、速度が大きくなるほどオーバーパックの寿命が短くなるとともに、腐食に伴って生成する溶存水素あるいは水素ガスの影響や、緩衝材近傍に生成する鉄鉱物(腐食生成物)の影響により、間隙水組成や固相の鉱物組成を変化させ、様々な方向性の影響を与えることが想定されることから、地下水環境や人工バリアの設計条件の個々の組み合わせによって「好ましい」範囲がそれぞれに対して存在する可能性があると考え、他の性能の方向性の表現(高い、低いなど一方的な表現)とは異なるものとなっている。なお、全面腐食耐性、局部腐食耐性等の腐食耐性、平衡および剪断加重耐性については、設置後の耐性に加え、製作時、封入時、運搬時の耐性を含めて設定することが考慮されるべきと考えられる。

緩衝材の安全機能のうち「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的・物理(力学)的外部プロセスからの保護」についても、重要パラメータである「間隙水組成」により腐食形態に

一律に高い耐性を与える組成を提示できることは考えにくいことから、上記と同様に「好ましい」と言う表現を使用している。また、オーバーパックの安全機能を阻害する外的プロセスとして、隆起／沈降、断層ずれを、また、オーバーパック位置の保持では、沈下とともに中心からの横ずれにも対応が必要と考えられ、その対応のための重要パラメータを緩衝材の乾燥密度・膨潤力とし、弾性・塑性性能が発揮されることを期待しているが、これらの性能についても「高ければ良い」とは限らない性質が存在することが考えられるため、ここでも「好ましい」とする表現とし、適切な値、あるいは範囲がある可能性を示した。

なお、緩衝材の安全機能のうち、オーバーパックの安全機能を阻害する物理（力学）的的外部プロセスからの保護に寄与する「弾性・塑性」については、「コロイド透過性」および「微生物の侵入阻止性・排除性」とともに、リンケージ解析には現状組み込まれていないため、主に知見ベースから重要パラメータを設定しており、今後、モデル化の進展や知見の集積によって変更される場合も考えられる。同様に、透水性、コロイド透過性の重要パラメータは、現状ではマトリックスとしての地質媒体における透水性、コロイド透過性の評価のためのものであり、隙間や亀裂が発生した場合は対象外となっている。このため、特に変質、劣化後の性能評価には留意し、今後さらに検討する必要があるのと考えられる。

（3）重要パラメータに影響する因子の特定

これまで（1）（2）において、諸外国の安全評価レビュー結果において、特に安全機能の設定や機能評価やシナリオ設定の考え方を参考として、本事業において、我が国における地層処分的人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能と、各安全機能を発揮させるための具体的なバリア性能の設定について整理を行うとともに、その具体的なバリア性能を定量化して表現するための重要パラメータの特定を行った。

これらの整理を踏まえ、整理の内容を、人工バリアをシステムとして機能させた場合のそれぞれの人工バリア材の安全機能の喪失や低下の定量化の評価へと結びつけるためには、重要パラメータを導出するために用いられるモデルやデータベースに入力される影響因子（導出手法が提示されている場合はその入力変数、未確定の場合には影響すると考えられる変数）を明確化する必要がある。

これらを明確化することで、これまで開発してきた FEP データベースにおいて、安全機能へ繋がる影響の可能性の内容を、網羅性を保ちながらより具体化、詳細化することができるようになる。そして、これが明確化されることにより、人工バリア領域に対して構築してきた安全機能を評価するためのリンケージ解析において、リンケージされていない重要パラメータについて、どのような影響因子がその値を決めるために存在するかの関係性に対して網羅性を含めて検討が行えるようになる。さらに、既にリンケージされている重要パラメータについても、FEP データベースが更新されることによるフィードバックを行なうことが可能になることで、今後何らかの直接的あるいは間接的なリンクを図るべき影響因子の範囲や手法の特定や検討をするための拠り所として活用できるようになるものと考えられる。

上述した背景や目的のため、本事業で開発してきた、実験的な手法により開発してきた性能評価モデルやパラメータ設定手法、FEP による知見のデータベース、また、国内外の機関による評価手法を整理して、重要パラメータの値を決める際の影響因子として表 3.3-3 に示す。これらの影響因子は、海外事例の調査結果において、「安全機能指標基準」、「設計仕様」等の表現で示されている値や範囲を、実験的、解析的な手法による結果から反映させるために用いられるものに相当すると考えられる。

これら影響因子は、個々の人工バリアのバリア性能間で共通（例えば、オーバーパックにおいては各種の腐食・割れ耐性に共通的に pH が影響する等）なものが含まれるとともに、人工バリア間でも共通（例えば、オーバーパックの腐食・割れ耐性に炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、緩衝材のバリア性能の多くに核種のイオン濃度やイオン強度）なものが含まれるなどの関連性が存在する。ただし、それぞれのバリア性能に対する影響因子が一方的かつ一律にそれぞれの重要パラメータに影響を与えるわけではなく、重要パラメータごとにそれぞれの因子の影響の方向と程度を評価することが必要になってくる。

また、緩衝材の影響因子で多くのバリア性能に影響する「有効モンモリロナイト密度」は、乾燥密度、モンモリロナイト含有率、随伴鉱物の平均密度から算出されるパラメータであるため、影響因子のさらなるブレイクダウンは可能ではあるものの、有効モンモリロナイト密度として整理したパラメータとバリア性能との相関性が高いというこれまでの実験的知見から、敢えてブレイクダウンした形では整理していないが、他のパラメータも含め、どの段階までブレイクダウンするかについても今後の課題として残される部分はあると考えられる。

ガラス固化体の溶解速度に関しては、2.5.3 において記述したように、緩衝材中の間隙水組成および鉱物組成の状態設定評価に、本年度からガラス固化体の溶解に伴うガラス溶解成分の影響を考慮するためのリンケージに着手している。このため、「ガラス固化体成分の溶解速度＝ガラス固化体内の放射性核種の浸出速度」ではない可能性を考慮したモデル化を本事業ではそれぞれに対し実施しており、表にまとめた影響因子は、ガラス固化体内の放射性核種の浸出速度への影響因子であることを触れておく。

表 3.3-3 重要パラメータを評価するための影響因子

| 人工バリア材 | 人工バリア材の安全機能とその性能を評価するため重要と考えられるパラメータおよびモデル・データベースにより重要パラメータの値を決める際の影響因子との関係性 | | | |
|--------------------------------|--|----------------------------------|--|--|
| | 個々の安全機能 | 安全機能を発揮させるための具体的性能(バリア性能)と望ましい方向 | 機能・性能を評価するために定量可能なパラメータで重要なもの(重要パラメータ) | モデル・データベースにより重要パラメータの値を決める際の影響因子 |
| ガラス固化体 | 放射性核種の浸出抑制 | (低い)溶解性 | ガラス固化体溶解速度 | Na、Al、Mg、Fe、FeAl等の珪酸塩鉱物の溶解沈殿速度、反応量、物理化学的特性、初期溶解速度(k0)、間隙水中のSi濃度(Q)、ガラスの疑似的な溶解度(K)、表面積、温度 |
| オーバーパック | 放射性核種の浸出抑制(ガラス固化体と地下水との物理的な接触防止) | (高い)全面腐食耐性 | 腐食速度 | pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、腐食生成物の種類、温度 |
| | | (高い)局部腐食耐性 | 活性態-不動態遷移pH(pHd) | pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、塩化物イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、温度 |
| | | (高い)水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性 | 水素脆化割れ、水素誘起割れ発生電位の上・下限値、水素脆化割れ、水素誘起割れ発生下限界応力 | pH、溶存水素ガス濃度、表面、溶接部の欠陥量、温度、残留応力 |
| | | (高い)応力腐食割れ耐性 | 応力腐食割れ発生電位の上・下限値、応力腐食割れ発生下限界応力 | pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、表面、溶接部の欠陥量、温度、残留応力 |
| | | (高い)平衡荷重耐性 | 材質、形状 | 強度、厚さ、自重、傾き |
| | (高い)剪断荷重耐性 | 材質、形状 | 強度、厚さ、自重、設置角度からの傾きによる応力 | |
| 間隙水の還元性維持(オーバーパック近傍の還元性の維持・確保) | (好ましい)還元状態維持性 | 全面腐食速度 | pH、溶存酸素濃度、腐食電位、腐食生成物の種類、温度 | |
| 緩衝材 | オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理(力学)的外部プロセスからの保護 | (好ましい)オーバーパック腐食環境性 | 間隙水組成 | 鉱物組成、乾燥密度、緩衝材厚、pH、Cl濃度、Na、K、Ca、Mg、Feのイオン交換の設定状態、支保工組成、支保工厚、飽和度、温度 |
| | | (好ましい)弾性・塑性 | 乾燥密度、膨潤力 | モンモリロナイト含有率、含水率、Ca型化率、イオン強度、温度 |
| | 放射性核種の移行抑制 | (好ましい)弾性・塑性 | 乾燥密度、膨潤力 | モンモリロナイト含有率、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | | | (低い)透水性 | 透水係数 |
| | | (低い)コロイド透過性 | 間隙径(分布) | 有効モンモリロナイト密度、イオン強度 |
| | | (高い)核種収着性 | 分配係数 | 有効モンモリロナイト密度、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | 放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理(力学)的プロセスからの保護(亀裂生成、ガス移行経路生成など) | (低い)核種拡散性 | 拡散係数 | 有効モンモリロナイト密度、間隙率、イオン強度、Ca型化率、温度 |
| | | (高い)自己シール性 | 膨潤力(膨潤率) | モンモリロナイト含有率、乾燥密度、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度、外圧 |
| 微生物の除去 | (高い)侵入阻止性・排除性 | 膨潤圧 | モンモリロナイト含有率、乾燥密度、含水率、イオン強度、Ca型化率、温度 | |

これらの整理結果を踏まえて、安全機能に繋がる影響の連鎖の更新を実施した。その内容は3.3.4に記述する。

3.3.3 新規知見の FEP への反映

地層処分の事業主体である NUMO は、今後の立地広報活動における地層処分の安全性に関する説明の技術的なより所を示すため、「地層処分事業の安全確保（2010 年度版）-確かな技術による安全な地層処分の実現のために-」⁽¹¹⁾（以下、「NUMO-TR-11-01」という）を公表している。NUMO は安全評価を実施する際に、処分場閉鎖後の状態を基にして、長期間にわたる人工バリア、天然バリアの状態を変化させる可能性のある一連の事象を想定し、これらを組み合わせた放射性核種の長期挙動を描いたシナリオを用いることで、処分場から放出された放射性核種移行に対する安全性の影響評価を行っている。このことから、規制機関としては、安全評価結果の妥当性を判断するために、処分場の安全性に関して確認する必要があるポイントを踏まえたシナリオ設定手法を整備することが求められると考えられる。

これまで、人工バリアの長期変遷事象に関する安全評価シナリオ設定手法の整備では、HLW および TRU 廃棄物の FEP データベースの整備を行ってきた。図 3.3-2 に HLW および TRU 廃棄物の FEP データベースの構成を、表 3.3-4 には関連の判定における安全性への影響の可能性の区分を示す。FEP データベースは、①FEP リスト、②層間関係図（関連性のある FEP 間の因果関係を図化したもの）、③FEP シート（該当 FEP に関する既往の実験的・解析的な研究から得られる知見情報、他の FEP との関係、参考文献などを収録したもの）、④「安全性への影響の可能性・理解の現状・関連の判定」の 4 つの項目で構成されている。文献の知見レベルのシナリオ判断は、この表 3.3-4 に示す A～D となる。これらのうち、D 判定が、知見ベースでシナリオとして、影響量の評価が必要にならない判断をしているものである。現状では、それ以外の判定については、定量的な評価により、事象が発生するのか、発生する場合に影響がどの程度あるのか判断してゆく必要があるものである。そうした評価をペンディングしている C 判定もある。

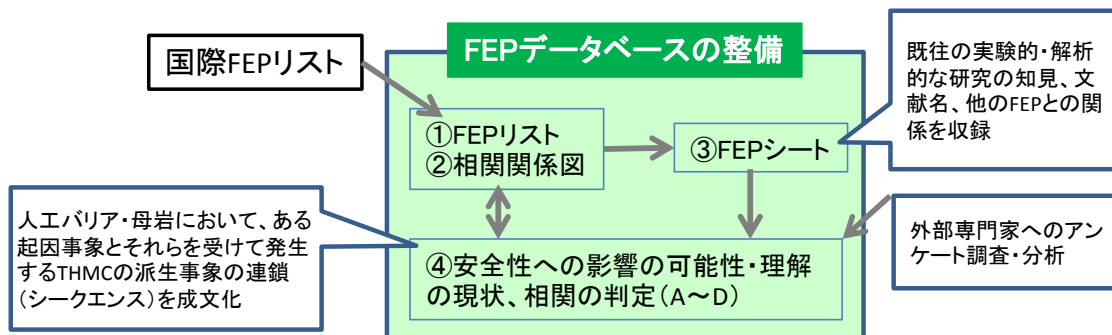


図 3.3-2 FEP データベースの構成

表 3.3-4 関連の判定における安全性への影響の可能性の区分

| 判定 | 判定区分内容 |
|----|---|
| A | 影響の程度によらず、安全性への影響の可能性の一連の事象が発生すると判断され、かつシナリオ上考慮すべきと判断される事象 |
| B | 一連の事象が発生するかどうか不明確であるものの、安全機能の観点からシナリオ上考慮すべきと判断される事象（シナリオ設定における不確実性の考えられる事象） |
| C | 一連の事象が発生するかどうか不明確であり、かつシナリオ上考慮すべき判断が出来ない事象（サイト処分条件や処分場仕様にも影響を受けるものを含む） |
| D | 一連の事象が発生しても、影響を及ぼさない、あるいは影響が無視できるほど小さいことが解かっており、シナリオ上考慮しなくても良いと判断される事象 |

平成 23 年度には、全面的な新規知見の追加により FEP データベースの更新が実施されており、FEP シート・理解の現状への新規知見の追加および相関の判定に関する検討を行っている。平成 25 年度は、安全性への影響の可能性に対応する相関の判定の妥当性を向上させるために、安全研究センター内部の専門家に対して、安全性への影響の可能性および相関の判定の妥当性について意見を収集し、検討を行った。更新された安全性への影響の可能性を Appendix II -C に示す。また、その成果を以下のように整理した。

(1) ガラス固化体

【ガラス固化体・熱】

G1②：熱伝導の過程において発生するガラス固化体の熱応力が、固化体自身に作用し、固化体内部や表面に微細ひび割れを発生させ、進展させる可能性。

<理解の現状>

ガラス固化体の製造から保管時における固化体ひび割れに関する知見が記載されているが、安全性への影響の可能性の記載と適合していないため、削除した。

G1③：崩壊熱によるガラス固化体の温度変化が、ガラス組織、結晶構造など化学特性や、弾性係数、ポアソン比など力学特性に影響を及ぼす可能性。

<相関の判定>

一般的にガラス固化体の化学特性、力学特性は温度に依存するため、A 判定に変更した。

G1④他：オーバーパック破損後において崩壊熱によるガラス固化体の温度上昇が、オーバーパック内側に浸入した地下水の化学組成に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性>

上記 G1④の「安全性への影響の可能性」には「崩壊熱によるガラス固化体の温度上昇」との記載があるが、崩壊熱は時間とともに低下することから、「崩壊熱によるガラス固化体の温度変化」と変更した。

G1⑤：G1②～④に示した崩壊熱によるガラス固化体の温度変化や地下水の組成変化が、ガラス固化体の化学的変質の進行やガラス成分の溶解現象に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

下記の新規知見を追加した。

海水と脱イオン水を用いた浸出試験において、海水中では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、溶解速度は脱イオン水中に比べて 2 桁程度小さいという結果が得られている。一方、本事業の H22 年度に実施した試験では、逆の傾向が見られた。Mg に富む変質層 (Mg ケイ酸塩) が生成されるが、その生成反応によってガラス固化体の Si が消費され、マトリクス溶解が維持される⁽¹²⁾。

【ガラス固化体・水理】

G2①：オーバーパック破損後においてガラス固化体内部の透水係数、飽和度、含水率、動水勾配などの水理特性の変化が、ガラス固化体内部における地下水流動現象に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性・相関の判定>

オーバーパックが破損しなければ、ガラス固化体内部に地下水が浸入しないため、安全性への影響の可能性の前提条件として、「オーバーパック破損後」と明記した。相関の判定では、オ

オーバーパック破損の場合と健全の場合に分けて判定を行っていたが、健全の場合については、ガラス固化体内部に地下水が浸入しないため削除した。破損の場合については、ガラス固化体内部が地下水で飽和し、固化体の水理特性が変化した場合には、固化体内部の地下水流動現象に影響すると考えられるため A 判定とした。

G2②：オーバーパック破損後におけるガラス固化体内部の地下水流動が、固化体内部の物質移動現象を支配し、地下水中の溶存成分、コロイドなど地下水の化学組成に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性・関連の判定>

G2①と同様の理由で、前提条件として「オーバーパック破損後」と明記した。関連の判定についても G2①と同様の理由で、オーバーパック健全の場合の判定は削除した。破損の場合については、ガラス固化体内部が地下水で飽和し、固化体の水理特性が変化した場合には、固化体内部の地下水流動現象が変化する。その結果、間隙水中の溶存成分やコロイド形成に影響すると考えられるため A 判定とした。

G2③：オーバーパック破損後におけるガラス固化体内部の地下水流動が、ガラスの変質の進行やガラス成分の溶解現象を左右するなど地下水化学に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性・関連の判定>

G2①と同様の理由で、前提条件として「オーバーパック破損後」と明記した。関連の判定についても G2①と同様の理由で、オーバーパック健全の場合の判定は削除した。破損の場合については、ガラス固化体内部の地下水流動が変化した場合、ガラスの変質や溶解現象に影響すると考えられるため A 判定とした。

G2④：オーバーパック破損後におけるガラス固化体内部の地下水流動が、固化体内部における核種移行/物質移動挙動や固化体からの核種の漏洩量に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

「固化体内部亀裂はマトリックス溶解の有効表面積として計上する必要がない」ことを示した知見が記載されているが、安全性への影響の可能性の記載と適合していないため、削除した。

<安全性への影響の可能性・関連の判定>

G2①と同様の理由で、前提条件として「オーバーパック破損後」と明記した。関連の判定についても G2①と同様の理由で、オーバーパック健全の場合の判定は削除した。破損の場合については、ガラス固化体内部の地下水流動が変化した場合、固化体内部での核種移行/物質移動挙動や漏洩量に影響すると考えられるため A 判定とした。

【ガラス固化体・応力】

G3①：ガラスの変質や溶解の進行が、弾性係数、ポアソン比など力学特性に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性>

力学特性に影響を及ぼす要因として、ガラスの変質や溶解の進行の他に、崩壊熱による温度変化を記載していたが、G1③で検討しているため、崩壊熱による温度変化を削除した。

G3②：オーバーパックの破損およびオーバーパックの腐食膨張に伴ったオーバーパックの応力状態の変化が、ガラス固化体に作用する応力状態に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性・理解の現状>

安全性への影響の可能性の記述が分かり難かったので修正した。また、安全性への影響の可能性の記載と適合していない知見が記載されていたので削除した。

G3④：G3①～③に示した要因による、ガラス固化体の力学特性の変化や固化体に作用する応力状態の変化が、固化体のひび割れ発生、進展に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性・理解の現状>

安全性への影響の可能性の記述が分かり難かったので修正した。また、安全性への影響の可能性の記載と適合していない知見が記載されていたので削除した。

G3⑥：G3④の要因による固化体のひび割れ発生、進展が、ガラスの変質の進行、ガラス成分の溶解現象に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

下記の新規知見を追加した。

固化体のひび割れの開口幅が小さい場合、ひび割れの表面と外表面の変質量には差が生じる。しかし、ひび割れの開口幅が大きくなると、この表面と外表面の変質量の差がなくなることが報告されている⁽¹³⁾。

【ガラス固化体・化学】

G4④：ガラス固化体の変質や溶解現象が、地下水の組成に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性・理解の現状>

安全性への影響の可能性の記述が分かり難かったので修正した。また、安全性への影響の可能性の記載と適合していない知見が記載されていたので削除した。

G4⑤：G4②～③の要因によるガラス固化体の変質及び溶解の進行と共にガラス起源のシリカコロイド(ケイ素含有コロイド等)が形成される可能性。

および G4⑦：G4②～③の要因によるガラス固化体成分の溶解進行に伴い、ガラスが劣化し固化体の幾何形状・間隙構造を変化させる可能性。

<理解の現状>

安全性への影響の可能性の記載と適合していない知見が記載されていたので削除した。

G4⑧：地下水の温度、地下水組成に依存して、変質層中での核種移行/物質移動現象に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

下記の新規知見を追加した。

海水と脱イオン水を用いた浸出試験において、海水中では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、溶解速度は脱イオン水中に比べて2桁程度小さいという結果が得られている。一方、本事業のH22年度に実施した試験では、逆の傾向が見られた。Mgに富む変質層(Mgケイ酸塩)が生成されるが、その生成反応によってガラス固化体のSiが消費され、マトリクス溶解が維持される⁽¹²⁾。

G4⑩：ガラス固化体の変質(変質層の形成)及び地下水組成の変化が、固化体内部の間隙構造と共に、物質移動特性を変化させ、変質層中の核種移行/物質移動(移流, 拡散, 収着等)の進行に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

地下水組成の試験条件に関する記載が不足していたため、知見を以下のように修正した。

pH11 以上では方沸石の生成によりガラスの浸出/変質が加速されるが、一方、pH11 以下の条件では、スメクタイトの生成の有無に係わらずガラス浸出/変質速度は遅いことが実験により明らかになった。

【ガラス固化体・放射線】

G5②：核種の放射性崩壊によって放出された放射線が、固化体及び他バリア材に対し放射線影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

下記の新規知見を追加した。

PNC-TN8410-92-056「実廃液ガラス固化体の α 加速試験(Ⅱ)」⁽¹⁴⁾によると、 α 崩壊の加速年数に応じてわずかに浸出量が増加する傾向が認められている。一方浸出液の pH は α 崩壊の加速年数が長いほどわずかに高い傾向がある。この傾向からは、 α 崩壊が水質に影響し、ガラス変質を促進させているのではなく、 α 崩壊がガラスマトリクスや変質層の性質に影響を与え、それによりわずかな促進が生じているものと推定される。

【ガラス固化体・物質移動】

G6①：放射性崩壊に伴う固化体中の核種インベントリの変化が、移行する核種量の時間的変化をもたらす可能性。

<関連の判定>

可溶性核種と難溶性核種では、移行する核種量の時間的変化のプロセスが異なるものと考えられるため、場合分けをして関連の判定を行うこととした。判定結果を下記に示す。

A 判定(可溶性核種):一般論として放射性崩壊に伴う固化体中の核種インベントリの変化が、移行する核種量の時間的変化をもたらす可能性はある。

A 判定(難溶性核種):現行評価では、核種移行は拡散支配であり、地下水中放射性物質濃度の上限は、対象核種を含む化学形の溶解度や、(間隙を構成する固形物質に対する)間隙水中平衡濃度によって決定される。従って、ガラス固化体中のインベントリが増えても、固化体から溶出した難溶性元素の濃度は化学種の溶解度あるいは間隙水中平衡濃度により制限されることとしている。

G6③：ガラス固化体内部における物質の拡散、移流、収着など核種移行/物質移動特性が、変質層の形成及び地下水組成に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

安全性への影響の可能性の記載と適合していない知見を削除した。

G6⑦：調和的に溶解した核種が、沈殿/溶解の現象を伴い拡散または移流支配で人工バリア中を移行する可能性。

<安全性への影響の可能性・理解の現状>

安全性への影響の可能性の表現が適切でないため、上記のように修正した。理解の現状については、安全性への影響の可能性の記載と適合していない知見を削除した。

G6⑧：ガラス固化体中の核種の放射性崩壊が、変質層中での核種移行(移流、拡散等)に影響

を及ぼす可能性。またその逆に、変質層中における核種の拡散、収着、移流などの核種移行の進行により、廃棄体の放射性崩壊や核種インベントリが変化する可能性。

<安全性への影響の可能性・理解の現状・相関の判定>

このような影響の連鎖が発生することは考えられないので、安全性への影響の可能性、理解の現状と相関の判定を削除し、G6⑧は欠番とする。

G6⑨：ガラス固化体成分の溶解進行に伴った固化体の劣化や応力による割れ等に依存した幾何形状・間隙構造の変化が、内在クラック中の物質移動特性／核種移行特性（拡散、収着、移流など）を変化させ、内在クラック中の間隙水組成が影響を受け、変質層の物質移動特性／核種移行特性が変化する可能性。

<安全性への影響の可能性>

安全性への影響の可能性の表現が適切でないため、上記のように修正した。

(2) オーバーパック

【オーバーパック・熱】

OP1①他：核種崩壊に伴い発生する熱が、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材などの熱特性に依存して周辺バリアへ伝播し、オーバーパックの埋設初期段階における温度上昇や時間的・空間的な温度変化をもたらす可能性。

<安全性への影響の可能性>

上記 OP1①の「安全性への影響の可能性」には「オーバーパックの埋設初期段階における温度上昇や時間的・空間的な温度変化」との記載があるが、崩壊熱は時間とともに低下することから、「オーバーパックの温度変化」と変更した。

OP1④他：OP1①に示した熱伝導の過程において発生するオーバーパックの熱応力が、オーバーパックの溶接部等に存在する微小き裂に作用し、応力腐食割れなどを誘起させる可能性。

<理解の現状>

応力腐食割れの発生は、熱応力の他、地下水環境にも大きく依存するため、特に影響を及ぼす因子として、炭酸イオン+炭酸イオン濃度、pH、塩化物イオン濃度、溶存酸素濃度、腐食電位、温度を追加記載した。

<相関の判定>

オーバーパックが早期破損した場合に限った相関の判定を行っていたが、ここでは、健全なオーバーパックが応力腐食割れにより破損するか否かの判定を行う必要があると考え、早期破損した場合に限った相関の判定を行わないものとした。なお、判定結果はB判定を継続することとした。

OP1⑥他：OP1①に示した温度変化が、オーバーパック破損後の腐食生成物中の水理特性を変化させ、地下水流動の現象に影響を及ぼす可能性。

<安全性への影響の可能性>

修正前の「安全性への影響の可能性」の記述は、「OP1①に示した温度変化が、オーバーパック破損後のオーバーパック領域の水理特性を変化させ、地下水流動の現象に影響を及ぼす可能性。」となっていたが、健全なオーバーパック内部に、地下水が浸入することはないので、オーバーパックの腐食により発生する腐食生成物の水理特性変化を温度変化による派生事象として記載した。

(3) 緩衝材

【緩衝材・熱】

B1①他：核種崩壊に伴い発生する熱が、ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材などの熱特性に依存して周辺バリアへ伝播し、緩衝材の埋設初期段階における温度上昇や時間的・空間的な温度変化をもたらす可能性。

<安全性への影響の可能性>

上記 B1①の「安全性への影響の可能性」には「緩衝材の埋設初期段階における温度上昇や時間的・空間的な温度変化」との記載があるが、崩壊熱は時間とともに低下することから、「緩衝材の温度変化」と変更した。

B1③：B1①に示した温度変化が、緩衝材の変質現象に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

熱起因の変質とアルカリ変質に関する知見が混在して記載されていたので、アルカリ変質に関する知見を削除した。

B1⑤：B1①に示した温度変化が、緩衝材の水理特性を変化させ、地下水飽和挙動や地下水流動の現象に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

「高温により水の粘性が低くなれば、透水係数が大きくなる⁽¹⁵⁾。」との知見を追加した。

【緩衝材・水理】

B2②：B2①に示した浸潤、膨潤、飽和現象の進行の程度が、緩衝材における酸素濃度やオーバーパック近傍の地下水化学を変化させ、オーバーパック破損に至るまでのオーバーパックの腐食形態及びその進行に影響を及ぼす可能性。

<理解の現状>

理解の現状に、「本事業のリンケージ解析で海水環境など地下水組成の種類に応じた検討が実施されている」との知見を追加した。

【緩衝材・応力】

B3⑤：B3④により発生した緩衝材の変形、幾何形状及び間隙構造の変化、緩衝材の破断が、緩衝材内部の水理特性や地下水流動現象を変化させる可能性。

<理解の現状>

理解の現状に、「本事業のリンケージ解析で海水環境など地下水組成の種類に応じた検討が実施されている」との知見を追加した。

3.3.4 安全機能につながる影響の連鎖

高レベル放射性廃棄物地層処分の安全規制の観点から処分場の安全性を確認し、事業者が行う安全評価結果に対する妥当性を判断するためには、処分場の構成要素に期待される役割としての安全機能が維持されるか否かを見極める必要がある。安全機能は、人工バリアと天然バリアの特性により実現されるため、処分場での長期変遷によって、その特性が変化し、安全機能が喪失・低下する可能性がある。このような処分場閉鎖後の人工バリアと天然バリアの特性変化から安全機能の喪失・低下につながる一連の影響の連鎖は、非常に複雑であるため、文章で表現すると煩雑化し、理解が困難となる。そのため、安全規制としては、このような安全機能の喪失・低下につながる一連の影響の連鎖の理解を容易にするために、フロー図を作成することが有効であると考えた。

そこで、平成 25 年度は、FEP データベースでこれまで整備している「安全性への影響の可能性」に記載されている起回事象と派生事象の連鎖と本章の 3.3.2 節「人工バリアの安全機能（新たな安全機能の提示）」で整理した安全機能と影響因子との関連性から安全機能の喪失・低下に至るフロー図を作成した。具体的には 3.3.2 節で提示した「安全機能を発揮させるための具体的な性能と望ましい方向」の具体的な性能が記載されている「安全性への影響の可能性」を「安全機能の喪失・低下に直接的につながる事象」として特定した。その「安全機能の喪失・低下に直接的につながる事象」を派生事象として、その派生事象につながる起回事象を「安全性への影響の可能性」から抽出し、影響の連鎖を図化した。このように、安全機能と影響因子との関連性から安全機能の喪失・低下に至るフロー図を作成することにより、安全機能の喪失・低下を引き起こす可能性のある影響因子とその関係性を網羅的に把握することが可能となる。フロー図は、「安全機能を発揮させるための具体的な性能と望ましい方向」ごとに作成した。以下に整理結果を示す。

(1) ガラス固化体の安全機能「放射性核種の浸出抑制」

ガラス固化体の浸出抑制については、ガラス固化体溶解速度が低く保たれることで実現される。図 3.3-3 にガラス固化体の放射性核種の浸出抑制「(低い) 溶解性」の低下に至るまでのフロー図を示す。ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制は、溶解特性が変化することで低下する。ガラス固化体の溶解特性には、地下水組成、ガラス固化体の化学特性、ガラス固化体のひび割れの進展の影響を受ける。さらに、ガラス固化体の崩壊熱によって、地下水組成、ガラス固化体の化学特性、ガラス固化体のひび割れの進展が変化する。

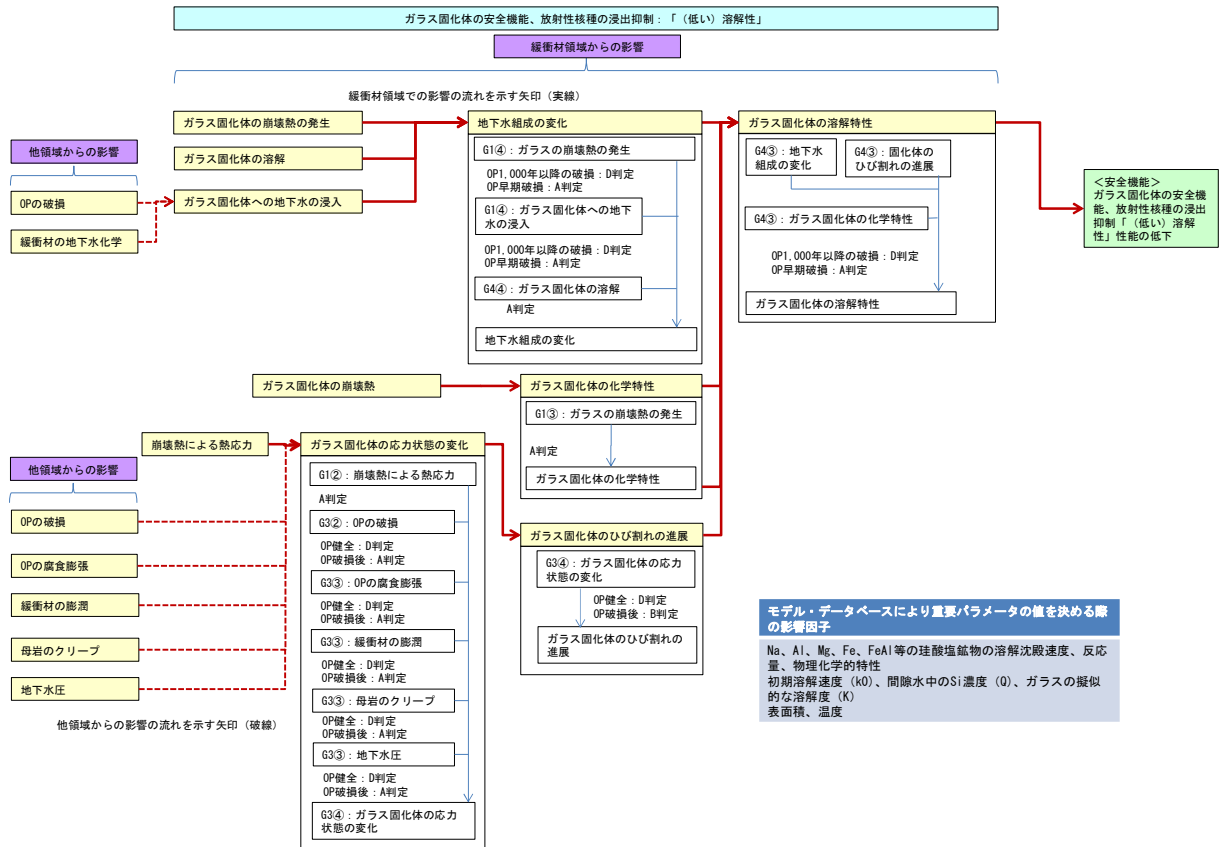


図 3.3-3 ガラス固化体の放射性核種の浸出抑制「(低い) 溶解性」の低下に至るまでのフロー図

(2) オーバーパットの安全機能「放射性核種の浸出抑制」(応力腐食割れ耐性)

オーバーパットの放射性核種の浸出抑制(応力腐食割れ耐性)については、腐食速度が低く保たれることで実現される。図 3.3-4 にオーバーパットの放射性核種の浸出抑制、オーバーパットの応力腐食割れの発生に至るまでのフロー図を示す。オーバーパットの応力腐食割れは、オーバーパット表面・溶接部の欠陥、オーバーパットの化学特性、欠陥に作用する応力、地下水特性、温度に影響を受け発生する。応力腐食割れの発生は、特にpH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、溶存酸素濃度などの地下水特性に依存する。

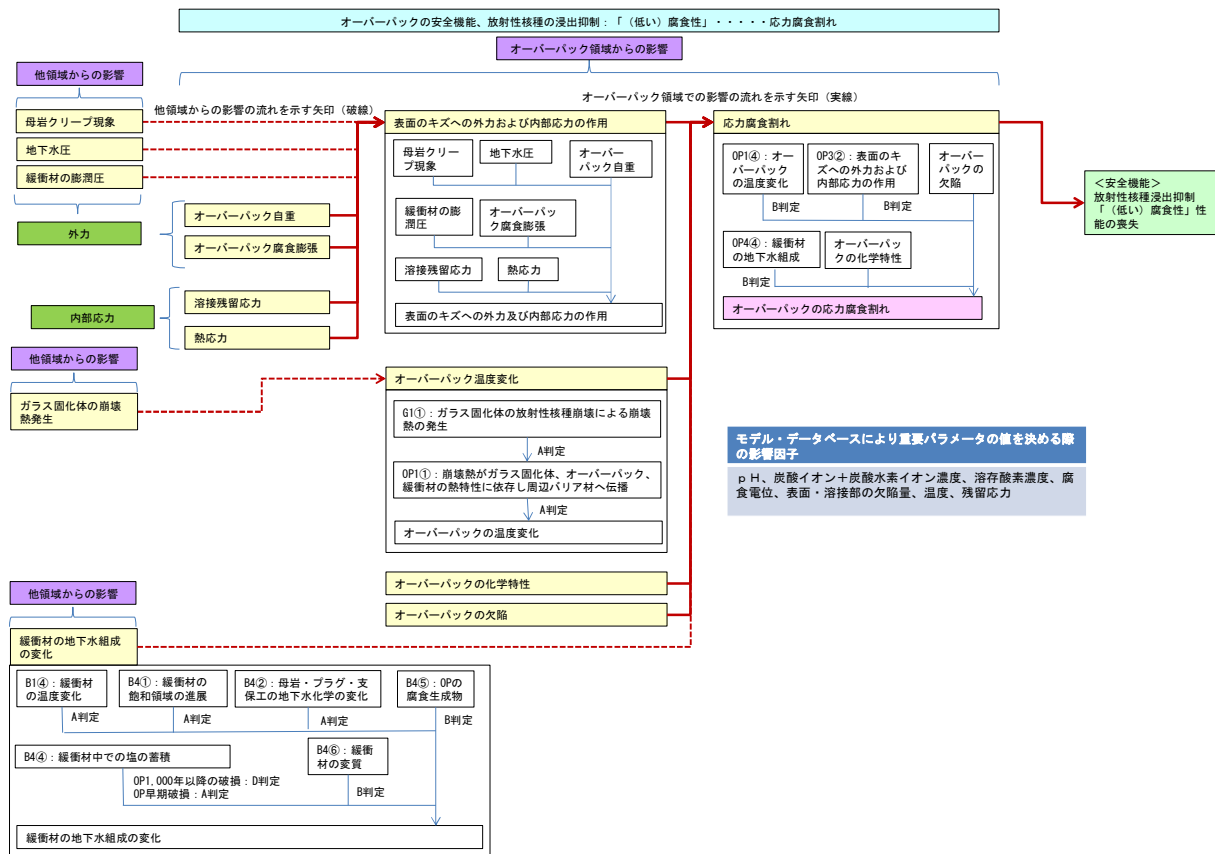


図 3.3-4 オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、応力腐食割れの発生に至るまでのフロー図

(3) オーバーパックの安全機能「放射性核種の浸出抑制」(局部腐食耐性)

オーバーパックの放射性核種の浸出抑制(局部腐食耐性)については、腐食速度が低く保たれることで実現される。図 3.3-5 にオーバーパックの放射性核種の浸出抑制、局部腐食の発生に至るまでのフロー図を示す。オーバーパックの局部腐食は、オーバーパックが不動態化することで発生すると考えられる。オーバーパックの不動態化は、オーバーパックの化学特性、ガラス固化体の崩壊熱、地下水組成の影響を受け発生する。特に pH、炭酸イオン+炭酸水素イオン濃度、塩化物イオン濃度、溶存酸素濃度などの地下水組成に依存する。

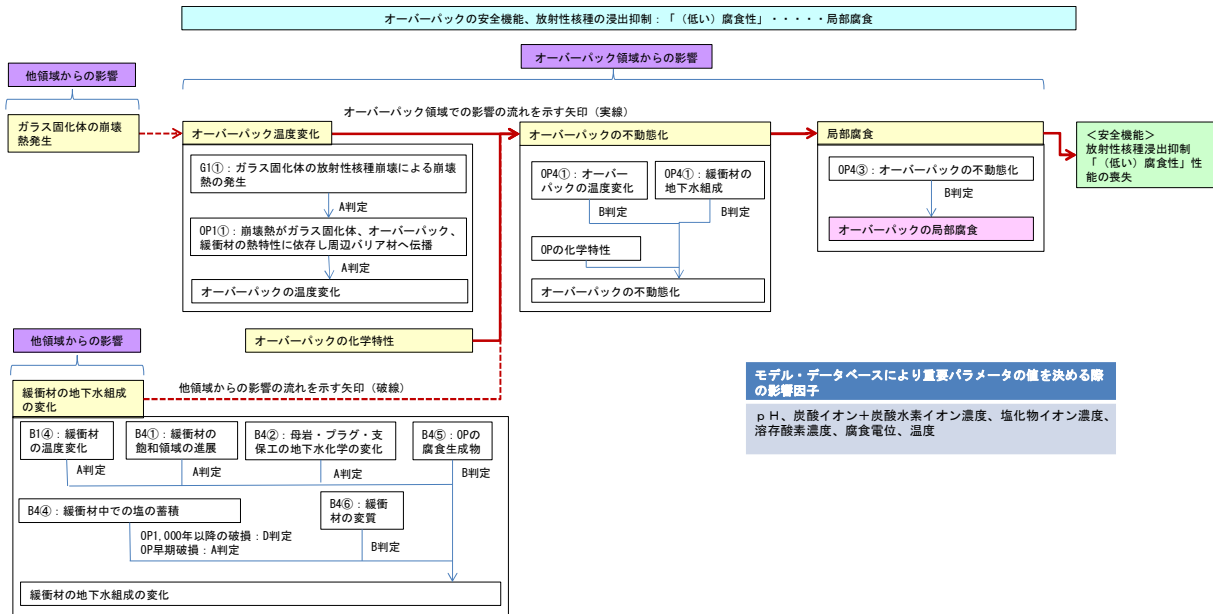


図 3.3-5 オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、局部腐食の発生に至るまでのフロー図

(4) オーバーパックの安全機能「放射性核種の浸出抑制」(水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性)

オーバーパックの放射性核種の浸出抑制(水素脆化割れ、水素誘起割れ耐性)については、腐食速度が低く保たれることで実現される。図 3.3-6 にオーバーパックの放射性核種の浸出抑制、水素脆化割れ・水素誘起割れの発生に至るまでのフロー図を示す。オーバーパックの水素脆化割れ・水素誘起割れは、腐食生成物と地下水との還元反応による水素ガス、水の放射線分解による水素ガス、オーバーパックの化学特性、オーバーパックの欠陥に影響して発生する。

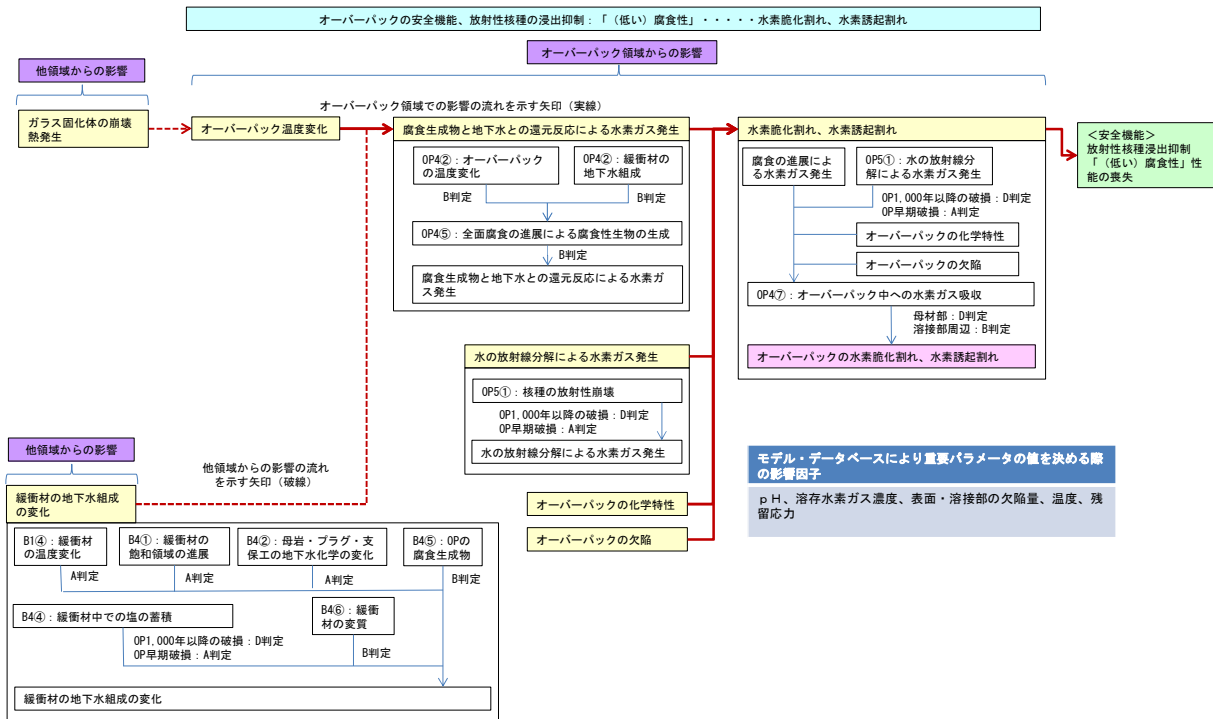


図 3.3-6 オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、水素脆化割れ・水素誘起割れの発生に至るまでのフロー図

(5) オーバーパックの安全機能「放射性核種の浸出抑制」(全面腐食耐性)

オーバーパックの放射性核種の浸出抑制(全面腐食耐性)については、腐食速度が低く保たれることで実現される。図 3.3-7 にオーバーパックの放射性核種の浸出抑制、全面腐食耐性の喪失に至るまでのフロー図を示す。オーバーパックの全面腐食耐性の喪失は、地下水組成、温度、微生物による腐食の進展に影響して発生する。

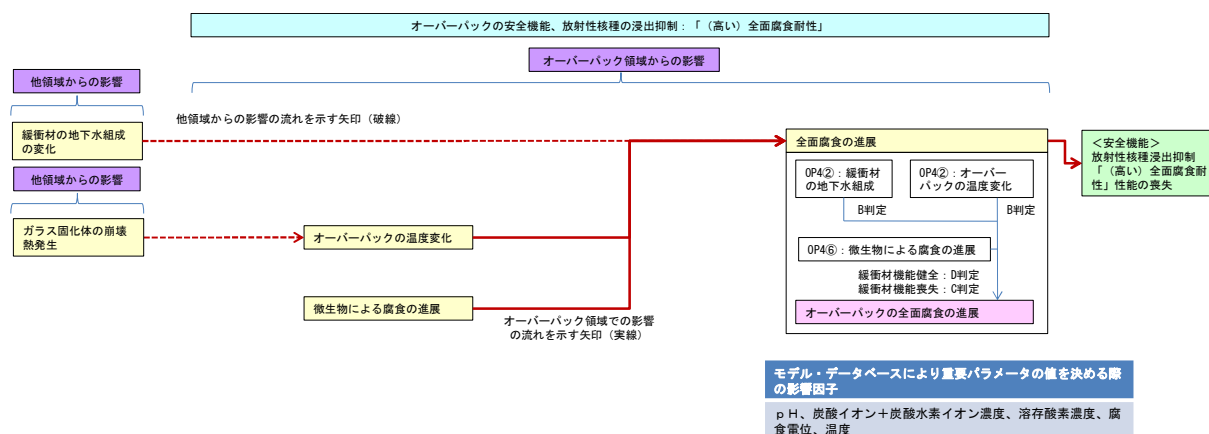


図 3.3-7 オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、全面腐食耐性の喪失に至るまでのフロー図

(6) オーバーパックの安全機能「放射性核種の浸出抑制」(平衡荷重耐性)

オーバーパックの放射性核種の浸出抑制(平衡荷重耐性)については、オーバーパックの材質・形状を適切に保つことで実現される。図 3.3-8 にオーバーパックの放射性核種の浸出抑制、平衡荷重耐性の喪失に至るまでのフロー図を示す。オーバーパックの平衡荷重耐性の喪失は、オーバーパックの力学特性に加えて、オーバーパックに作用する応力、全面腐食による肉厚の減少に影響して発生する。

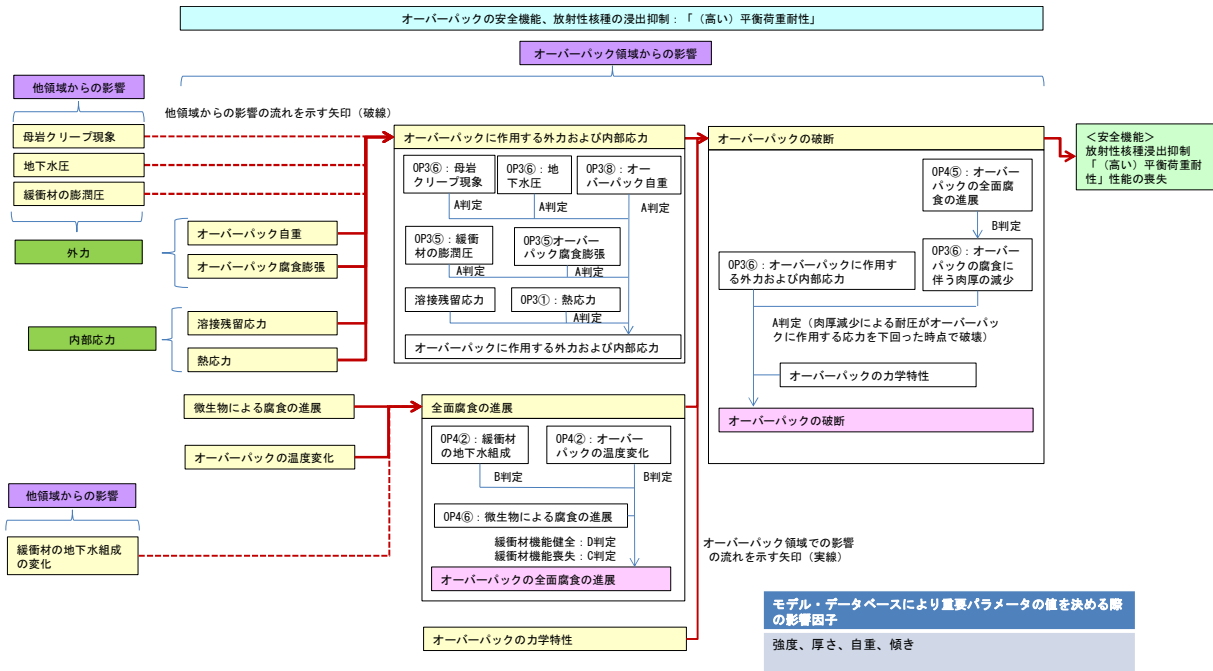


図 3.3-8 オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、平衡荷重耐性の喪失に至るまでのフロー図

(7) オーバーパックの安全機能「放射性核種の浸出抑制」(せん断荷重耐性)

オーバーパックの放射性核種の浸出抑制(せん断荷重耐性)については、オーバーパックの材質・形状を適切に保つことで実現される。図 3.3-9 にオーバーパックの放射性核種の浸出抑制、せん断荷重耐性の喪失に至るまでのフロー図を示す。オーバーパックのせん断荷重耐性の喪失は、オーバーパックの力学特性に加えて、オーバーパックに作用する応力、全面腐食による肉厚の減少、オーバーパックへのせん断荷重の作用に影響して発生する。

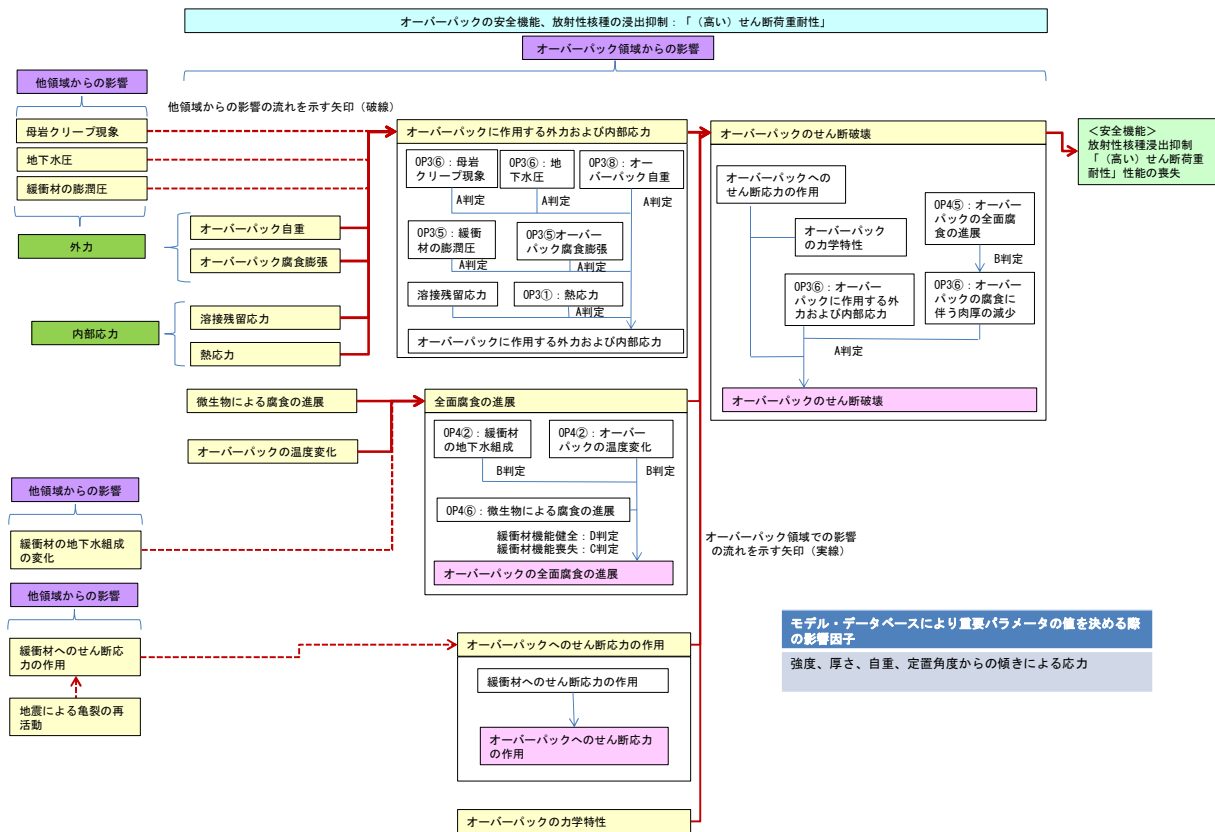


図 3.3-9 オーバーパックの放射性核種の浸出抑制、せん断荷重耐性の喪失に至るまでのフロー図

(8) オーバーパックの安全機能「間隙水の還元性維持」

オーバーパックの安全機能「間隙水の還元性維持」については、オーバーパックが全面腐食することで、間隙水の還元性が維持される。図 3.3-10 にオーバーパックによる間隙水の還元性維持特性の低下に至るまでのフロー図を示す。オーバーパックによる間隙水の還元性維持特性の低下は、オーバーパックの化学特性に加えて、地下水組成、温度、微生物による腐食の進展に影響して発生する。

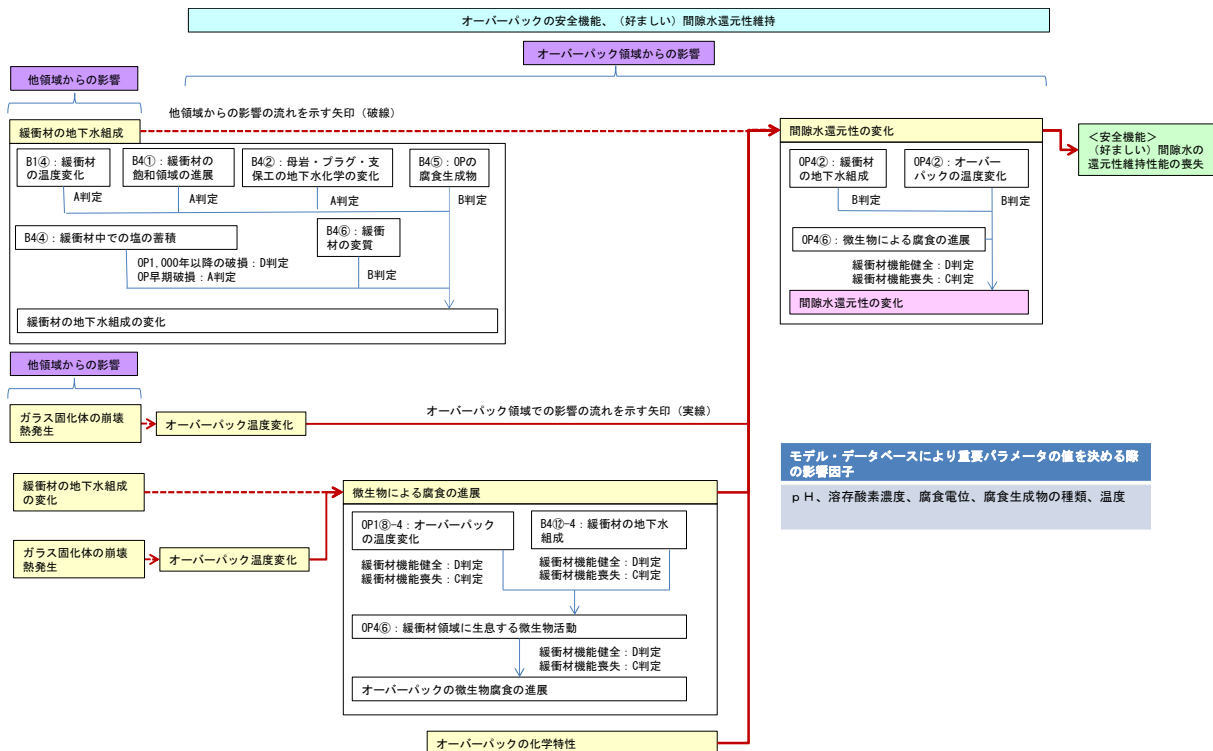


図 3.3-10 オーバーパックによる間隙水の還元性維持特性の低下に至るまでのフロー図

(9) 緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的外部プロセスからの保護」(好ましいオーバーパック腐食環境)

緩衝材の安全機能である「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的外部プロセスからの保護」(好ましいオーバーパック腐食環境)については、緩衝材の間隙水組成に依存する。図 3.3-11 に緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的外部プロセスからの保護」(好ましいオーバーパック腐食環境)の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の間隙水組成は、温度、緩衝材の飽和の進展、母岩・プラグ・支保工の地下水化学特性、塩の蓄積、オーバーパックの腐食生成物、緩衝材の変質の影響を受ける。

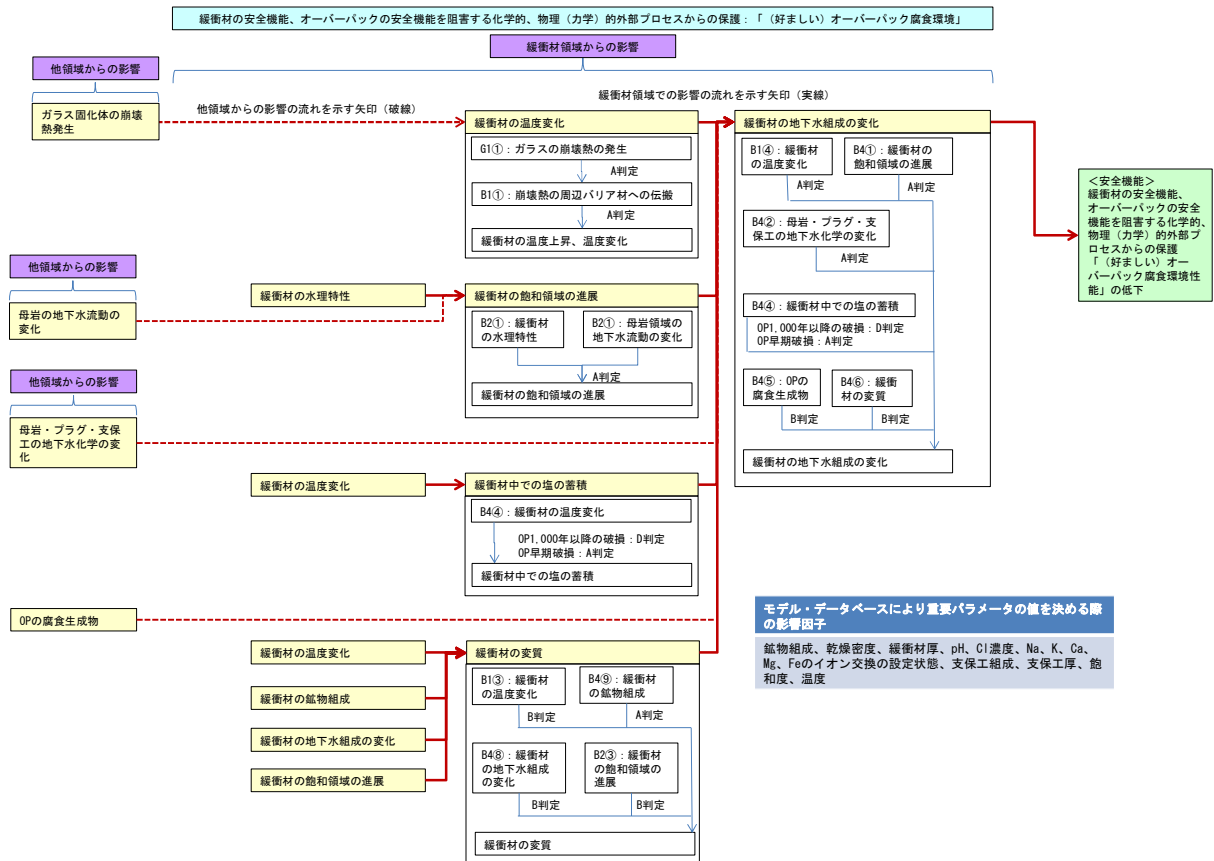


図 3.3-11 緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的的外部プロセスからの保護」(好ましいオーバーパック腐食環境)の低下に至るまでのフロー図

(10) 緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的的外部プロセスからの保護」(好ましい弾性・塑性)

緩衝材の安全機能である「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的的外部プロセスからの保護」(好ましい弾性・塑性)については、緩衝材の乾燥密度および膨潤力に依存する。図 3.3-12 に緩衝材の安全機能「オーバーパックの安全機能を阻害する化学的、物理的的外部プロセスからの保護」(好ましい弾性・塑性)の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の弾性・塑性特性は、緩衝材の力学特性と緩衝材に作用する応力状態の影響を受ける。緩衝材の力学特性は、モンモリロナイト含有率、Ca 型化率などの化学組成、緩衝材の含水率、温度などに依存する。

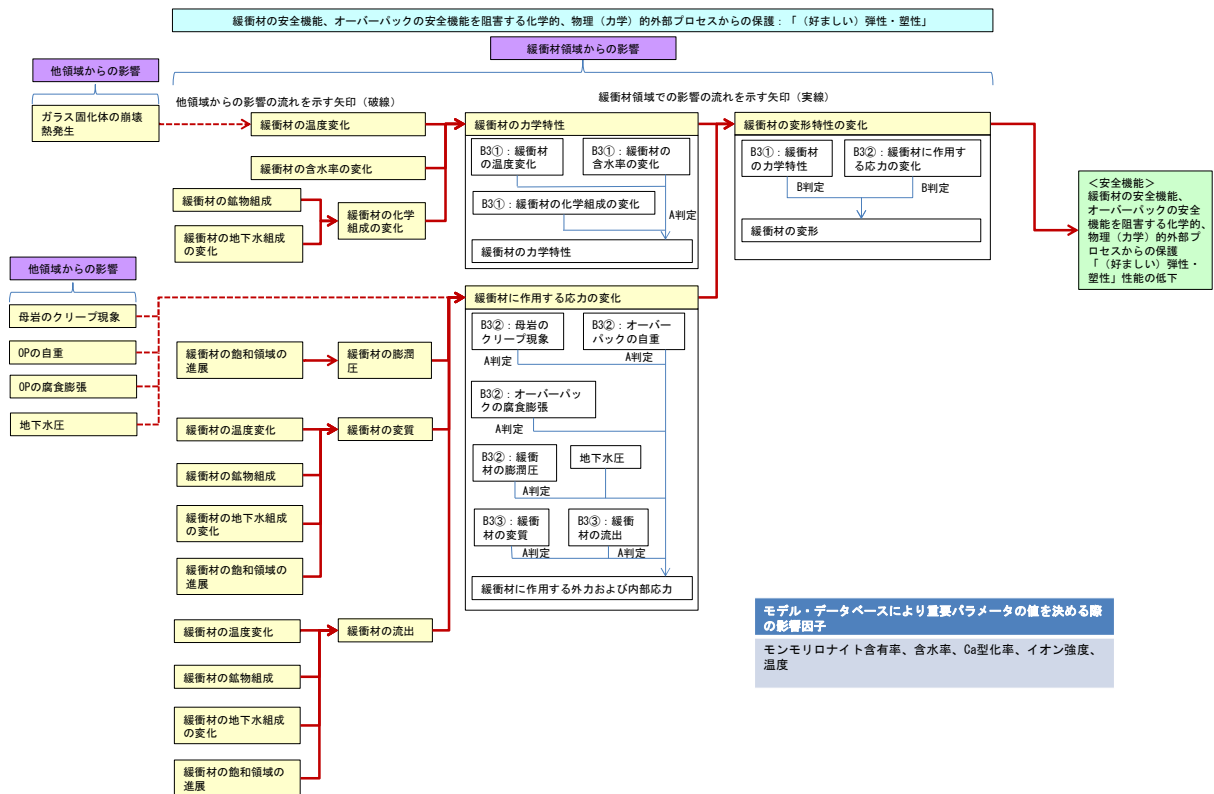


図 3.3-12 緩衝材の安全機能「オーバーパックスの安全機能を阻害する化学的、物理的的外部プロセスからの保護」(好ましい弾性・塑性)の低下に至るまでのフロー図

(1 1) 緩衝材の安全機能「オーバーパックスの保持」(好ましい弾性・塑性)

緩衝材の安全機能である「オーバーパックスの保持」(好ましい弾性・塑性)については、緩衝材の乾燥密度および膨潤力に依存する。図 3.3-13 に緩衝材の安全機能「オーバーパックスの保持」(好ましい弾性・塑性)の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の弾性・塑性特性は、緩衝材の力学特性と緩衝材に作用する応力状態の影響を受ける。緩衝材の力学特性は、モンモリロナイト含有率、Ca型化率などの化学組成、緩衝材の含水率、温度などに依存する。

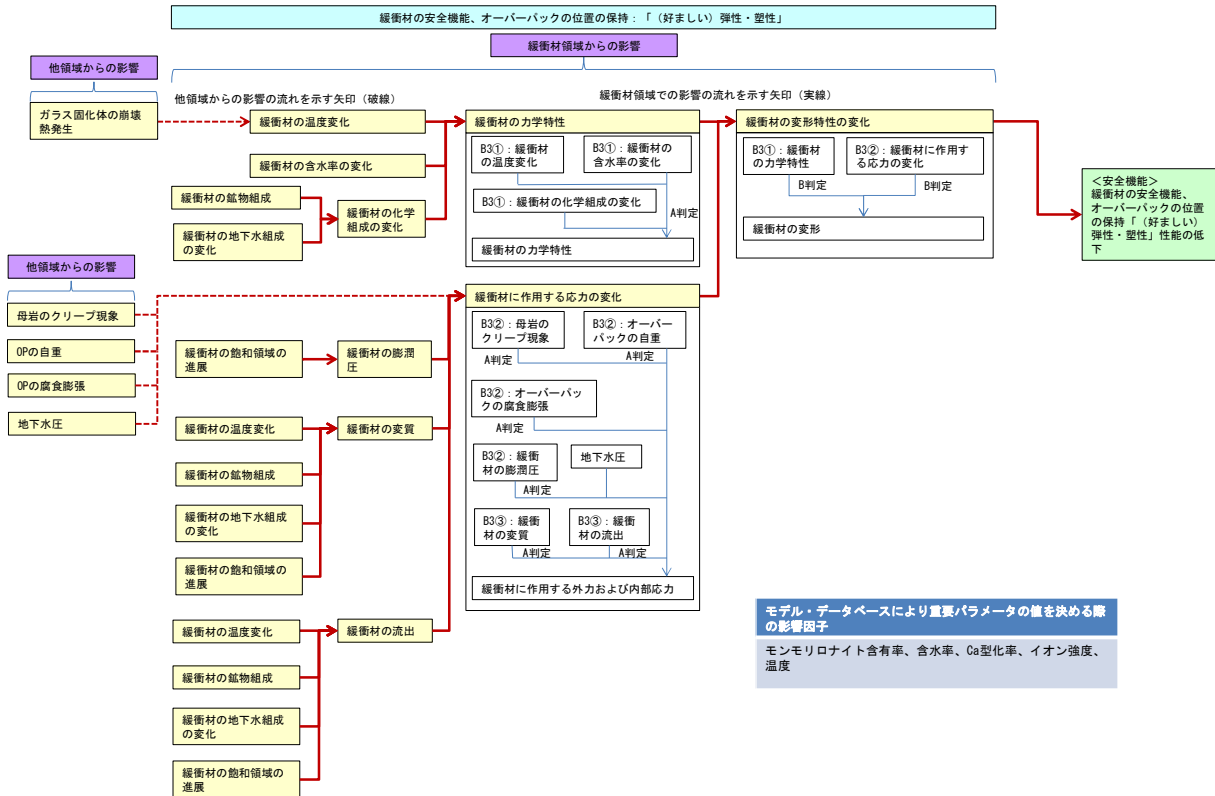


図 3.3-13 緩衝材の安全機能「オーバーバックの保持」(好ましい弾性・塑性)の低下に至るまでのフロー図

(1 2) 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低い透水性)

緩衝材の安全機能である「放射性核種の移行抑制」(低い透水性)については、緩衝材の透水係数に依存する。図 3.3-14 に緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低い透水性)の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の透水係数を含めた水理特性は、温度、緩衝材に作用する応力、幾何形状・間隙構造、化学特性、地下水組成に依存する。

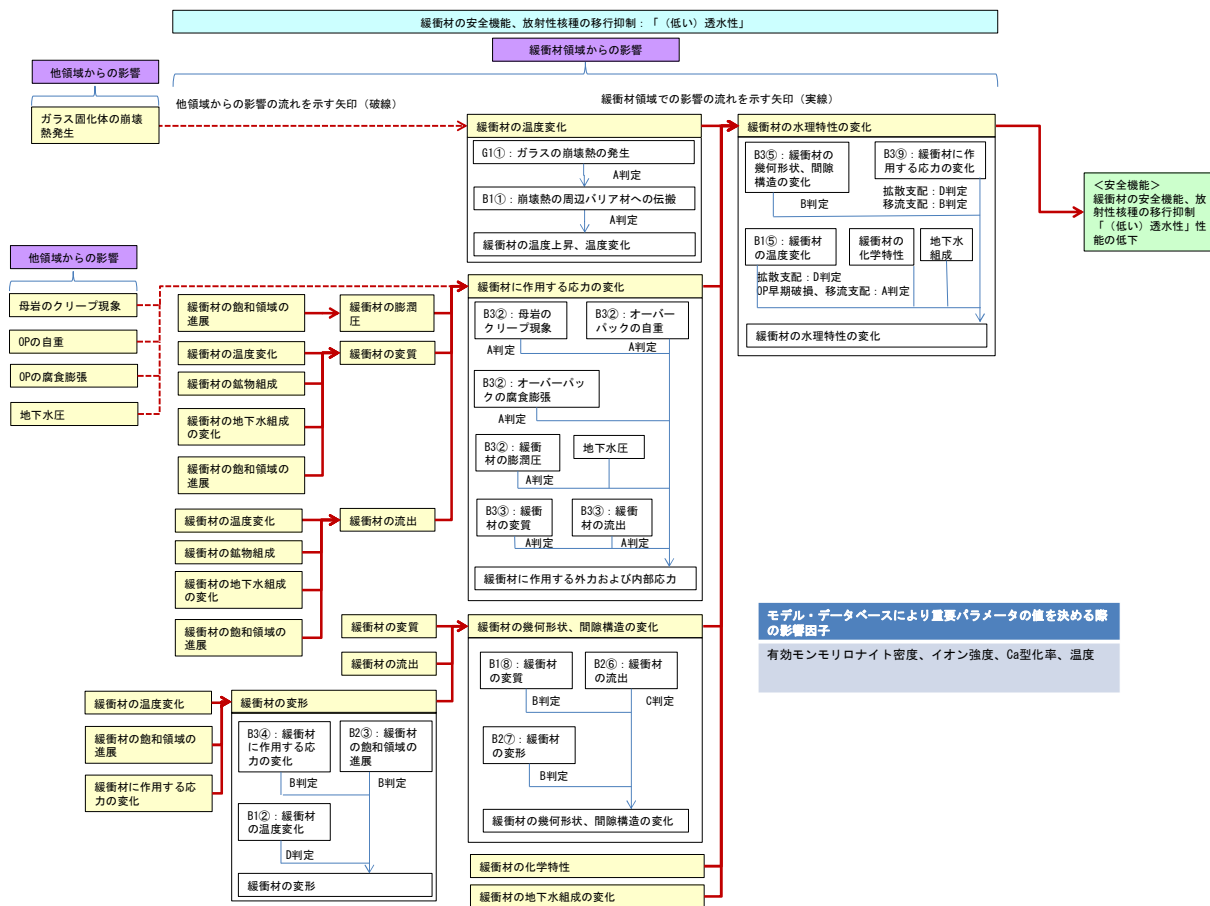


図 3.3-14 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」（低い透水性）の低下に至るまでのフロー図

(1 3) 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」（低いコロイド透過性）

緩衝材の安全機能である「放射性核種の移行抑制」（低いコロイド透過性）については、緩衝材の間隙径などに依存することが考えられる。図 3.3-15 に緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」（低いコロイド透過性）の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の幾何形状および間隙径を含めた間隙構造は、緩衝材の変質、流出、変形、緩衝材の化学特性、イオン強度などの地下水組成に依存する。

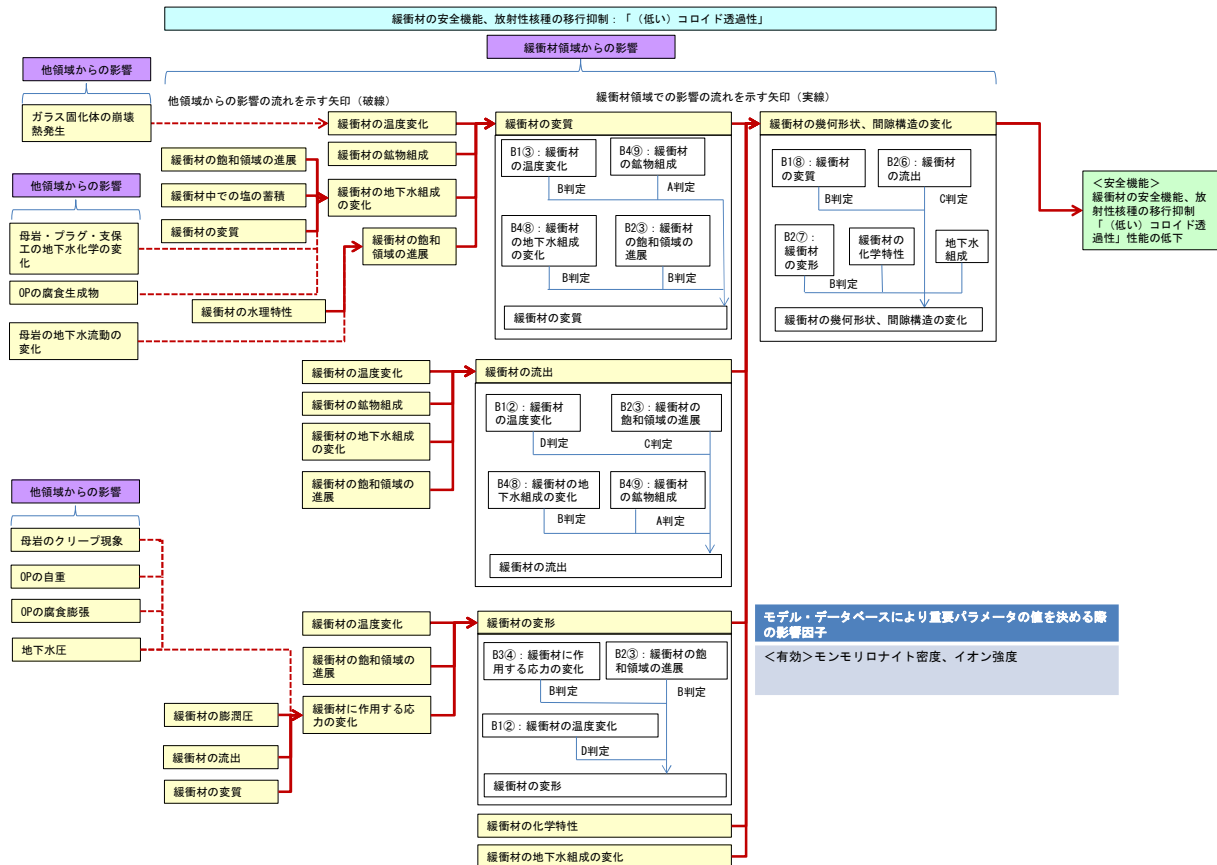


図 3.3-15 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低いコロイド透過性)の低下に至るまでのフロー図

(14) 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(高い核種収着性)

緩衝材の安全機能である「放射性核種の移行抑制」(高い核種収着性)については、緩衝材の分配係数に依存する。図 3.3-16 に緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(高い核種収着性)の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の収着特性は、温度、地下水組成、コロイド・有機物・微生物の存在、緩衝材の鉱物組成に依存する。

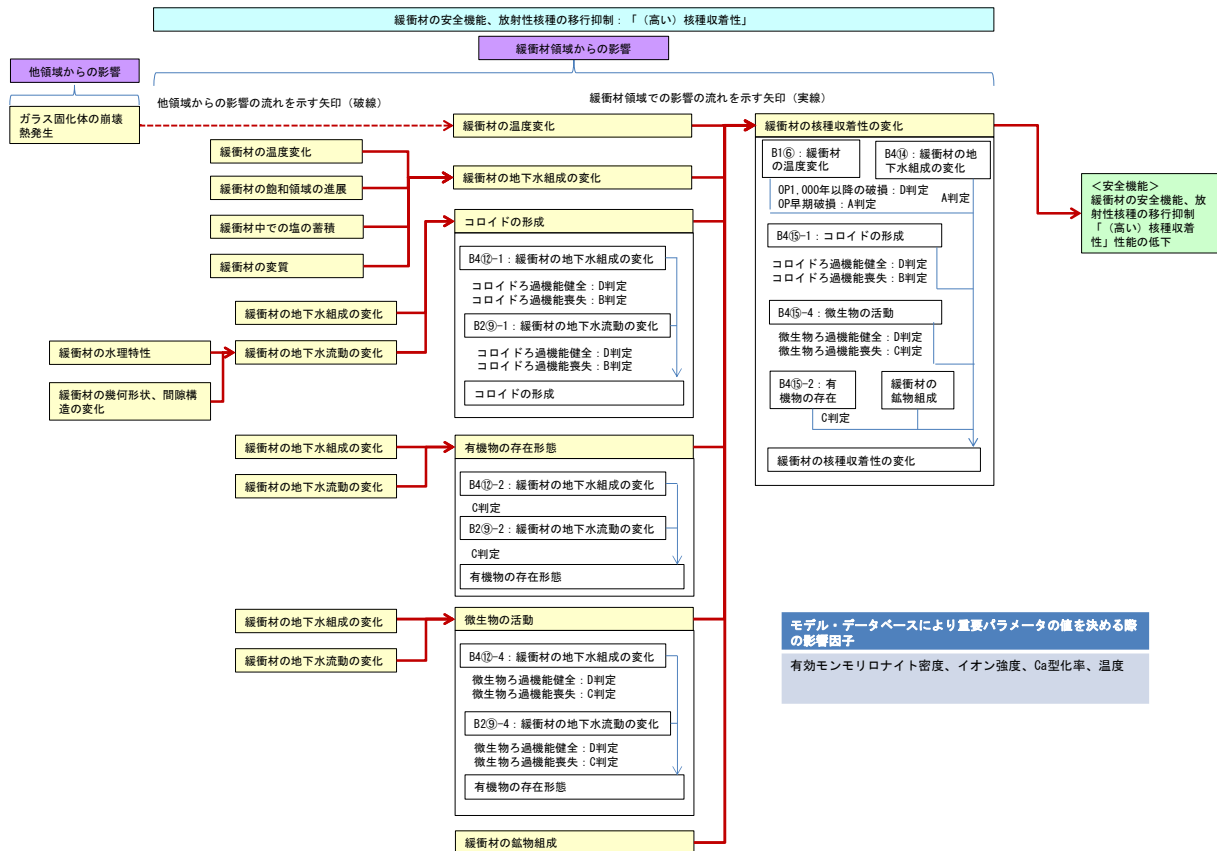


図 3.3-16 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(高い核種収着性)の低下に至るまでのフロー図

(15) 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低い核種拡散性)

緩衝材の安全機能である「放射性核種の移行抑制」(低い核種拡散性)については、緩衝材の拡散係数に依存する。図 3.3-17 に緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」(低い核種拡散性)の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の核種拡散特性は、温度、地下水組成、緩衝材の幾何形状・間隙構造、緩衝材の鉱物組成に依存する。

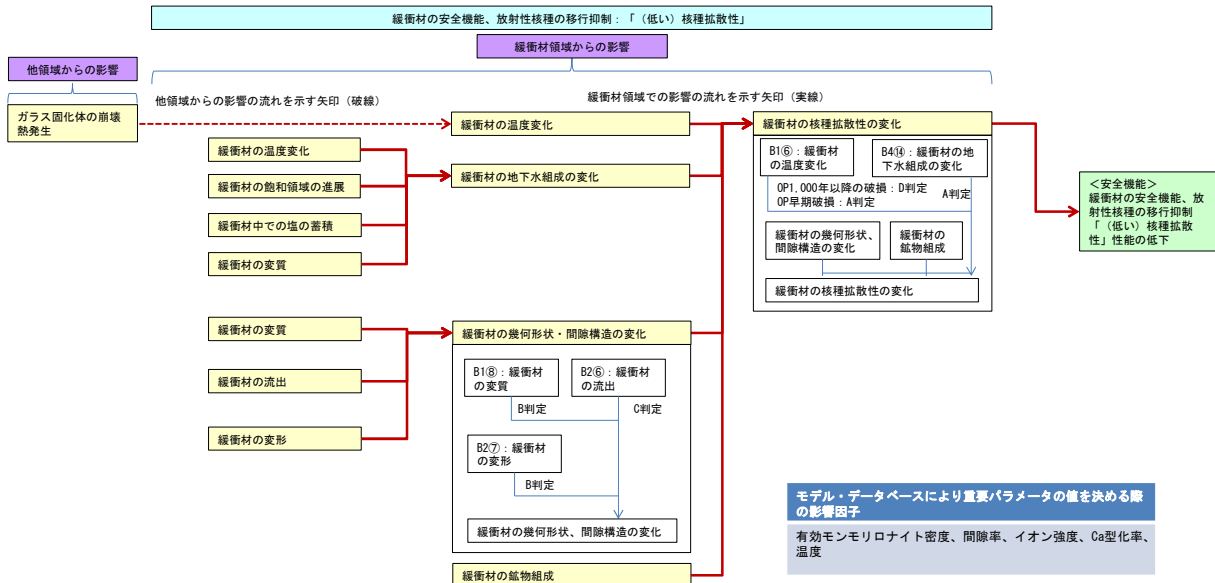


図 3.3-17 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制」（低い核種拡散性）の低下に至るまでのフロー図

(16) 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理プロセスからの保護（亀裂生成、ガス移行など）」（自己シール性）

緩衝材の安全機能である「放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理プロセスからの保護（亀裂生成、ガス移行など）」（自己シール性）については、緩衝材の膨潤力に依存する。図 3.3-18 に緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理プロセスからの保護（亀裂生成、ガス移行など）」（自己シール性）の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の膨潤力は、緩衝材の飽和の進展、地下水組成、間隙構造、緩衝材に作用する応力、鉱物組成、温度に依存する。

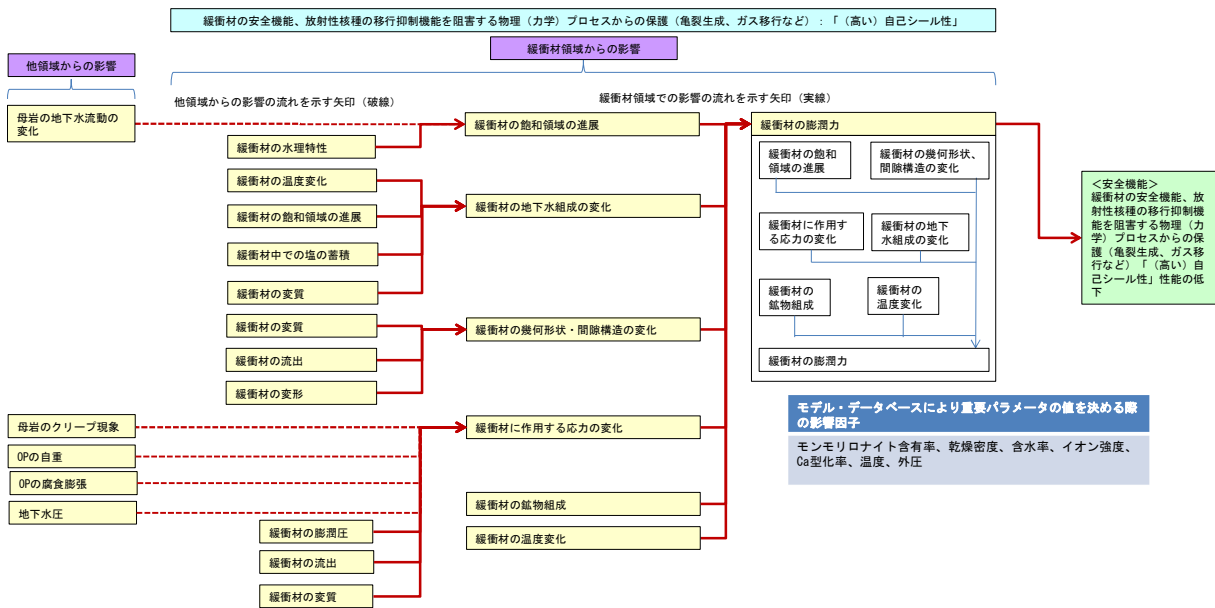


図 3.3-18 緩衝材の安全機能「放射性核種の移行抑制機能を阻害する物理プロセスからの保護（亀裂生成、ガス移行など）」（自己シール性）の低下に至るまでのフロー図

(17) 緩衝材の安全機能「微生物の除去」

緩衝材の安全機能である「微生物の除去」については、緩衝材の膨潤圧に依存する。図 3.3-19 に緩衝材の安全機能「微生物の除去」の低下に至るまでのフロー図を示す。緩衝材の膨潤力は、緩衝材の飽和の進展、地下水組成、間隙構造、緩衝材に作用する応力、鉱物組成、温度に依存する。

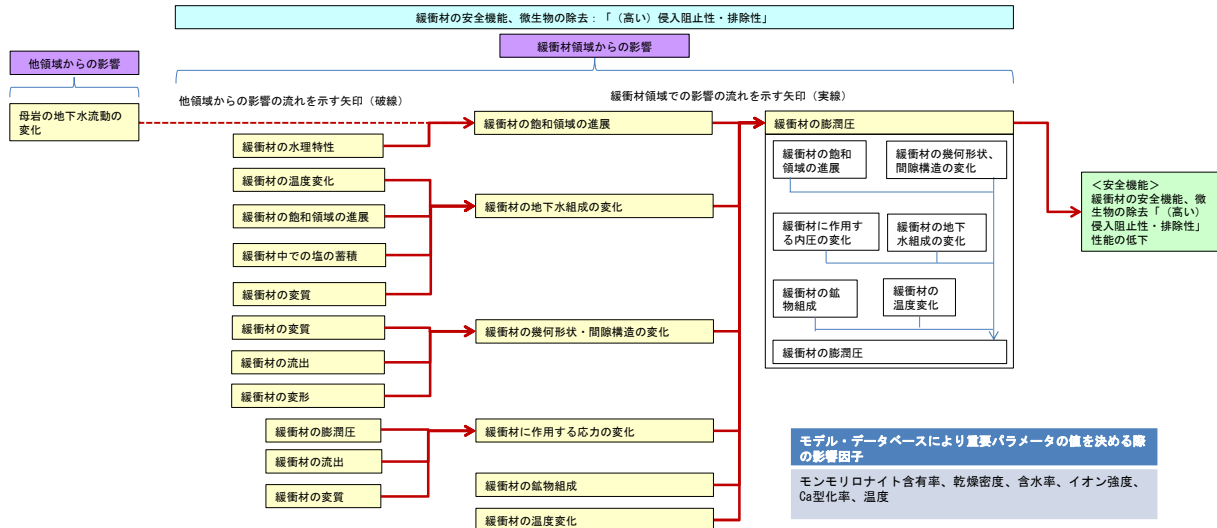


図 3.3-19 緩衝材の安全機能「微生物の除去」の低下に至るまでのフロー図

3.3.5 リンケージ解析への展開の現状と課題

提示した安全機能とこれまで整備してきたFEPデータベースとの具体的な関連性および人工バリア領域のリンケージ解析への反映を踏まえたシナリオ設定の現状と課題について以下に述べる。

安全評価は、処分施設の性能の評価ならびに人の健康と環境に対する放射線影響の可能性の定量化であり、施設およびその構成要素（人工および天然バリア）の劣化を生じさせる閉鎖後の漸進的プロセス、また、廃棄物の隔離に影響を及ぼし得る非定常に生じる擾乱事象（例えば、地震、断層運動および偶発的な人間侵入）から生じる影響を評価する。

処分施設の性能の評価においては、処分システムの記述を基にして評価が進められる。処分システムの記述は、システムの構成要素、安全機能、システムの初期状態から予想される変遷（以下「内的要因」）と、どのタイミングでどの程度の規模が起こるのか予測しにくい境界条件としての事象（以下「外的要因」）の両方に対してシステムの構成要素がどのように割り当てられた安全機能を果たし続けられるのかについて行われる。

このためには、処分システムに影響を与えるかもしれないTHMC（放射線学的、生物学的プロセスも含む）、システムの構成要素間で生じるかもしれない相互作用、システム構成要素およびそれらのインターフェースの特性および挙動の時間とともに起こる可能性のある変化、さらには、どのように要素の劣化、環境の変化が起こるか、そしてそれが処分システムの構成要素に対して及ぼす影響について記述する必要がある⁽¹⁰⁾。

シナリオは、処分システムにおいて起こり得る様々な変化に関する記述であるため、「評価ケース」を評価の目的と背景に沿って特定し定義することが重要である。評価ケースは、処分システムにおいて合理的に起こり得る変遷を包絡するものである必要があり、シナリオの選択およびそれに基づく適切な評価ケースの選択の論理的根拠が非常に重要となる⁽¹⁰⁾。

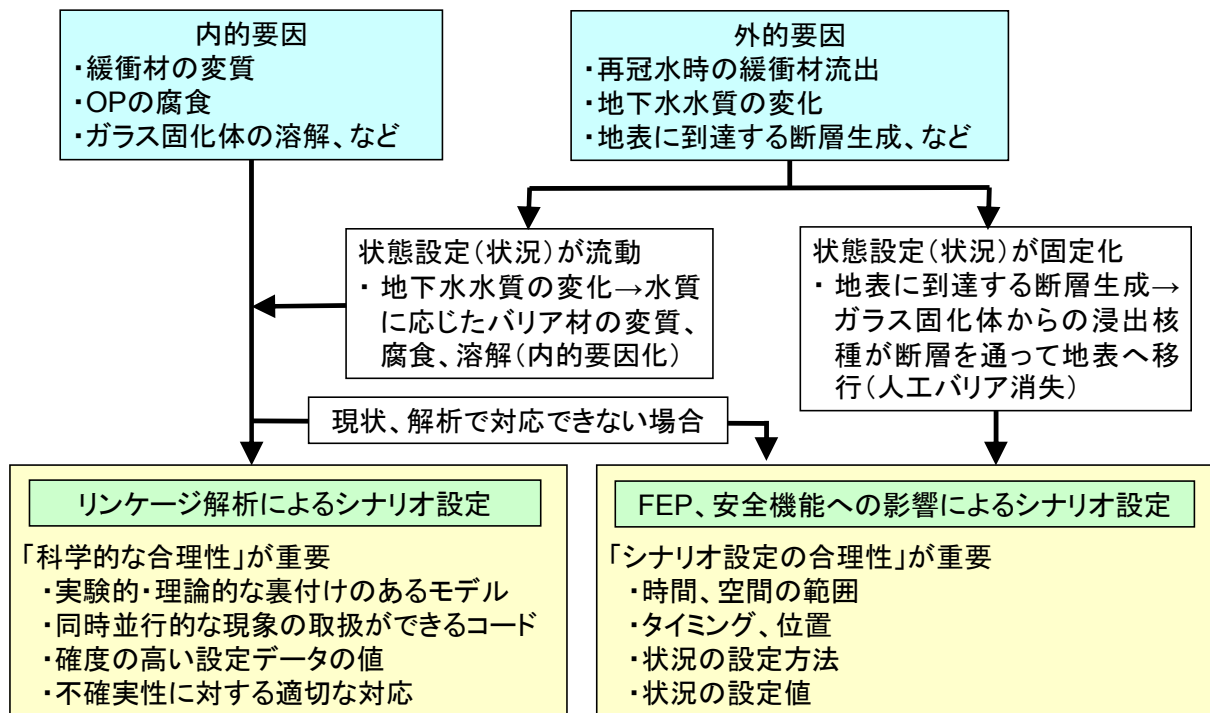


図 3.3-20 リンケージ解析に対するシナリオ設定の展開

3.3.1 で述べたように、人工バリアの長期変遷事象に関するシナリオは、網羅性を重視した視点でこれまで蓄積されてきた FEP データベースの中から、発生の頻度や影響の度合いを勘案し、対象となるシーケンスの中から標準的なシナリオと核種移行フラックスに影響しそうなシナリオを選択する設定手法と、リンケージ解析の結果から、ある初期条件を起点として時間的・空間的に変化する人工バリア領域の状態を設定し、その状態設定に対応させることで、パラメータ間に矛盾の少ないシナリオ設定手法の 2 つの手法を適用した核種移行解析(安全評価)を、これまでは特に連携させることをそれほど意識せずに、比較的独立した評価ケースを設定して進めてきた。しかしながら、今後はこれら 2 つの手法を適切に連携させてシナリオを設定することが重要であることと考え、図 3.3-20 に現状のリンケージ解析を含む包括的なシナリオ設定手法をフロー図として表した。

ここで、内的要因には、緩衝材の変質、オーバーパックの腐食、ガラス固化体の溶解など時間の経過とともに通常生じ得る事象であり、処分システムが置かれた地化学環境や人工バリアの構造・構成などの設計、施工の状態を出発点として受動的に変遷していく象が含まれる。これらの事象は、初期の処分システムのあり方、つまり、初期条件に起因する要因に基づくものと理解できる。

一方、外的要因には、再冠水時の緩衝材流出、地下水水質の変化、地表に到達する断層生成など時間の経過にかかわらず、徐々に変化するのではなく（あくまでも長期の時間スケールに対し）、あるタイミングで突発的に発生する事象であり、処分システムの置かれた地化学環境や人工バリアの構造・構成を能動的に変遷させて行く事象が含まれる。これらの事象は、初期の処分システムのあり方に係わらず、あり方そのものに影響を与えることから、境界条件に起因する要因に基づくものと理解できる。

これら 2 つの要因に対し、リンケージ解析では、内的要因に関するシナリオ設定により科学的合理性を付与することを寄与することを目指して開発してきている。それは、リンケージ解析においては、より現実的な評価にする必要から多数のパラメータを伴う連成現象を含む計算を取り扱っており、また、使われるデータとモデルについても、できるだけ処分システムの性能の現実的な描写に実際につながるような条件設定の実験、あるいはデータベースからのフィードバックを裏付けとして持っているからである。しかしながら、現状のリンケージ解析で取り扱える事象は、内的要因のうちでも、力学などの要因を除いた一部に過ぎない。さらに、図 3.3-20 に示したように、外的要因の一部の事象（例えば、地下水水質があるタイミングで変化するような状況）に対応できるように改良を進めているものの⁽⁷⁾⁽⁸⁾、多くの外的要因をリンケージ解析に直接取り込むことは実現できていないし、また現実的ではない。これらの外的要因事象については、FEP や本章で整理した安全機能への影響をシナリオ化して適用するのが現実的である。ただし、シナリオ化に当たっては、シナリオ設定について、各事象の時空間分布、タイミングや位置、状況の設定方法や設定値に対し、十分な合理性を付与することが必要になるものと考えられる。

3.3.6 まとめ

体系的な安全評価手法としての人工バリアの変遷に関するシナリオ設定手法を整備することにより、地層処分の事業者が提示する安全評価におけるシナリオ設定が妥当であるかどうかを判断することができるようになることを目指し、①人工バリアの新たな安全機能の提示)、②新規知見のFEPへの反映、③安全機能につながる影響の連鎖、④リンケージ解析への展開の現状と課題を実施した(図 3.3-21)。

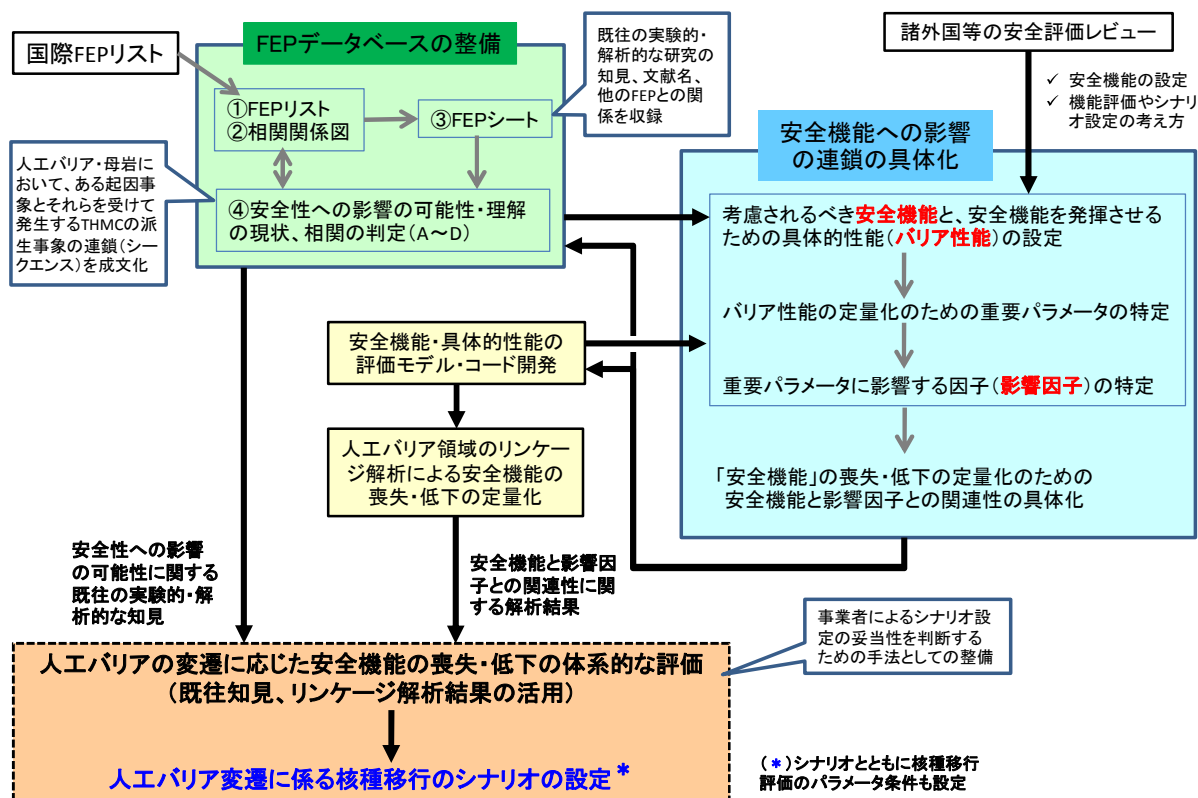


図 3.3-21 安全機能に着目したシナリオ設定手法

①人工バリアの新たな安全機能の提示

地層処分の安全戦略(概念)の基本的な考え方である閉じ込めと隔離に対応するため、人工バリアに期待すべき安全機能を適切に設定することは、処分システムの性能評価をする上で重要な着目点となる。人工バリアシステムは、ひとたび放射性廃棄物が定置・埋設された後は、受動的な環境にさらされつつ安全機能が発揮されることから、人工バリアシステムにおける安全機能には独立性の観点とともに、相互関係性の観点での記述を行うことが重要になってくる。この考え方に基づき、これまでのFEPデータベースによる知見や、海外調査事例等から、本事業において、我が国における地層処分の人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能と、各安全機能を発揮させるための具体的な性能(バリア性能)およびその方向の設定、について整理した。

- 人工バリアシステムにおいて考慮すべき安全機能については、バリアの相互関係性に関連する安全機能の観点から、早い段階から記載されることは少なかったが、「他のバリアの保護」機能を代表として、海外事例の調査結果により示された安全機能に着目した機能を整理して提示した。また、各安全機能を発揮させるための具体的な性能(バリア性能)およびその方向の設定について、オーバーパックおよび緩衝材に必要となるバリア性能につい

て、腐食形態ごとへの細分化、還元性環境維持、核種移行抑制機能の阻害プロセスからの保護などの観点により、その内容について検討した。

- ・ 概念としての安全機能と、指標としての定量可能なパラメータとを結びつけることを可能とするため、重要パラメータを各バリア性能に対して設定した。重要パラメータは、海外事例の調査結果において、「性能指標」、「安全機能指標」、「性能目標」等の表現で示されているものに相当すると考えられる。特に、前述した腐食形態ごとに設定したバリア性能では、腐食耐性や割れ耐性といったバリア性能に対し、全面腐食とそれ以外の腐食形態で重要と考えられるパラメータについて詳細に検討し、腐食速度とその形態の発生要因とに分割する考え方を示した。また、バリア性能の定量化を図る際には、その重要パラメータが、バリア性能間で共通するケースがあり、重要パラメータの変化がバリア性能の向上に一律かつ一方的に望ましくならないことを考慮せざるを得ないことも示した。このような場合には、バリア性能の方向性として「好ましい」と表現し、その例として、還元環境の維持に対する「全面腐食速度」、オーバーパックの腐食耐性や割れ耐性に対する「間隙水組成」を示した。
- ・ これらの整理の内容を踏まえ、人工バリアをシステムとして機能させた場合のそれぞれの人工バリアの安全機能の喪失や低下の定量化の評価へと結びつけるため、重要パラメータを導出するために用いられるモデルやデータベースに入力される影響因子（導出手法が提示されている場合はその入力変数、未確定の場合には影響すると考えられる変数）を明確化した。これらの影響因子は、海外事例の調査結果において、「安全機能指標基準」、「設計仕様」等の表現で示されている値や範囲を、実験的、解析的な手法による結果から反映させるために用いられるものに相当すると考えられる。そして、影響因子についても、上述の内容と同様に、それぞれのバリア性能に対する影響因子が一方的かつ一律にそれぞれの重要パラメータに影響を与えるわけではないため、重要パラメータごとにそれぞれの因子の影響の方向と程度を評価することが必要になってくる。

②新規知見の FEP への反映

安全規制の観点からのシナリオ設定手法の妥当性の判断を目的として、HLW および TRU 廃棄物を対象に、これまでに FEP データベースの整備を行ってきている。FEP データベースは「FEP リスト」、「相関関係図」、「FEP シート」および「安全性への影響の可能性」から構成される。地層処分場での物理化学的特性や現象に関する知見を基に、ある起因事象とそれらを受けて発生する派生事象の関係を可能な限り網羅的に「安全性への影響の可能性」として整理している。さらに、シナリオとして取り込む必要性や影響の有無を「相関の判定」として判断している。一方、我が国や諸外国の研究機関による地層処分に関する知見の拡充に伴い、処分場内における現象や特性の理解が進み、これら理解の進展に合わせて FEP データベースを更新していくことが重要である。平成 25 年度は、安全研究センター内部の専門家に対して、「安全性への影響の可能性」に対応する新規知見に関する情報の収集、および、「相関の判定」の妥当性についての意見を収集し、これらを分析することで、FEP データベースの更新を行った。その成果の概要を以下に示す。

- ・ 専門家の意見や新規知見により、現状の「相関の判定」が妥当であると判断された事例がほとんどであった。新規知見は、そのほとんどが、「安全性への影響の可能性」に示された起因事象とそれを受けて発生する派生事象の関係に対して、新たな条件下で実験や解析を行った内容であり、現状の「相関の判定」が妥当であると判断された。
- ・ 現状の「相関の判定」を変更する必要があると判断された事例は、7 事例確認された。そ

のほとんどが、現状の相関の判定における“場合分け”が適切でないものであった。「安全性への影響の可能性」に記載された影響の連鎖が、複数の異なる前提条件によっては、「相関の判定」が異なる場合に、相関の判定における“場合分け”が用いられている。

- ・ 「安全性への影響の可能性」の影響の連鎖の記述内容が、実際に処分場内で発生すると考えられる現象と解離していたり、記述内容が分かり難い事例が確認された。これらについては、専門家の意見に従い、修正を行った。

③安全機能につながる影響の連鎖

人工バリアの変遷に応じた安全機能の喪失・低下の体系的な評価を行うためには、安全機能につながる影響の連鎖を図化し、明確化することが有効である。そこで、①で整理した「人工バリアの安全機能とその影響因子の関連性」と②で整理した「安全性への影響の可能性に記載されている起回事象と派生事象の連鎖」に関する情報を基に、「安全機能の喪失・低下に至るフロー図」を作成した。

ガラス固化体では低い溶解性の低下に至るフロー図を1つ、オーバーパックでは応力腐食割れ耐性、局部腐食耐性、水素脆化割れ・誘起割れ耐性、平衡荷重耐性、せん断荷重耐性、および、間隙水の還元性維持に関するフロー図を計7つ、緩衝材では化学的・物理的外部プロセスからの保護に関する好ましいオーバーパック腐食環境性と好ましい弾性・塑性、オーバーパックの保持に関する好ましい弾性・塑性、低い透水性、低いコロイド透過性、高い核種収着性、低い核種拡散性、高い自己シール性、高い微生物の侵入阻止性のフロー図を計9つ作成した。

④リンケージ解析への展開の現状と課題

安全評価は、処分施設の性能の評価ならびに人の健康と環境に対する放射線影響の可能性の定量化であり、施設およびその構成要素（人工および天然バリア）の劣化を生じさせる閉鎖後の漸進的プロセス（内的要因）、また、廃棄物の隔離に影響を及ぼし得る非定常に生じる擾乱事象（例えば、地震、断層運動および偶発的な人間侵入：外的要因）から生じる影響を評価する。これら2つの要因に対し、リンケージ解析では、内的要因に関するシナリオ設定をより科学的合理性を付与することに寄与するものを目指して開発してきている。しかしながら、リンケージ解析で取り扱える事象は、内的要因のうちでも、力学などの要因を除いた一部に過ぎない。外的要因の一部の事象（例えば、地下水水質があるタイミングで変化するような状況）に対応できるように改良を進めているものの、外的要因事象については、FEPや本章で整理した安全機能への影響をシナリオ化して適用するのが現実的である。ただし、シナリオ化に当たっては、シナリオ設定について、各事象の時空間分布、タイミングや位置、状況の設定方法や設定値に対し、十分な合理性を付与することが必要になるものと考えられる。

今後は、③で整理した網羅性を背景とした安全機能に繋がる影響の連鎖において、リンケージ解析がどの範囲をカバーしているのかを十分把握した上で、今後カバーすべき事象を、モデル化の可否、困難度、バリア性能への影響度、を考慮しつつ進めていくことが重要になると考えられる。

第3章の参考文献

3.1 の参考文献

- (1) 総合資源エネルギー調査会 原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究(平成22年度～平成26年度)について, 2009.
- (2) 総合資源エネルギー調査会 原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 「放射性廃棄物処理・処分に係る規制支援研究計画(平成22年度～平成26年度)」について, 2009.
- (3) 日本原子力研究開発機構, 平成21年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書, 2010.
- (4) 日本原子力研究開発機構, 平成21年度 放射性廃棄物処分の長期的評価手法の調査 報告書[添付資料編], 2010.
- (5) 日本原子力研究開発機構, 平成22年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 2011.
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成22年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書[添付資料編], 2011.

3.2 の参考文献

- (1) SKB, Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01, 2011.
- (2) SKB, Design, production and initial state of the buffer, TR-10-15, 2010.
- (3) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Design Basis 2012, POSIVA 2012-03, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012.
- (4) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Performance Assessment 2012, POSIVA 2012-04, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012.
- (5) POSIVA, Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olukiluoto –Synthesis 2012, POSIVA 2012-12, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012.
- (6) POSIVA, Buffer Production Line 2012 –Design, Production and Initial State of the Buffer, POSIVA 2012-17, Posiva Oy, Olkiluoto, 2012.
- (7) POSIVA, Buffer Design 2012, POSIVA 2012-14, Markku Juvankoski, Olkiluoto, 2012.
- (8) SKB, Long-term safety for KBS-3 Repositories at Forsmark and Laxemar – A First Evaluation – Main Report of the SR-Can Project. SKB Technical Report, TR-06-09, 2006.

3.3 の参考文献

- (1) 日本原子力研究開発機構, 平成20年度 放射性廃棄物の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査], 2009.
- (2) 日本原子力研究開発機構, 平成20年度 放射性廃棄物の長期的評価手法の調査 報告書(1/2) [確率論的アプローチによる長期的評価手法の調査 添付資料編], 2009.
- (3) 向井雅之 他, 体系的な安全評価手法の構築への取り組みーモデル・パラメータのリンケージを図った人工バリアからの核種フラックスの解析ー, 日本原子力学会第28回「バックエンド」夏期セミナー(コラッセ福島, 福島), 2012.
- (4) 片岡理治 他, 人工バリアの長期変遷解析コードの開発, 平成25年度安全研究センター成果報告会(アキバプラザ, 東京), 2014.
- (5) 日本原子力研究開発機構, 平成23年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 2012.
- (6) 日本原子力研究開発機構, 平成23年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書[添付資料編], 2012.

- (7) 日本原子力研究開発機構, 平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 2013.
- (8) 日本原子力研究開発機構, 平成 24 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書[添付資料編], 2013.
- (9) 原子力発電環境整備機構, 地層処分事業の安全確保 (2010 年度版) - 確かな技術による安全な地層処分の実現のために -, NUMO-TR-11-01, 2011.
- (10) IAEA, The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste, Specific Safety Guide, SAFETY STANDARDS SERIES No. SSG-23, 2012.
- (11) 原子力発電環境整備機構, 地層処分事業の安全確保 (2010 年度版) - 確かな技術による安全な地層処分の実現のために -, NUMO-TR-11-01, 2011.
- (12) 日本原子力研究開発機構, 平成 22 年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備報告書, 2011.
- (13) Perez, J.M. and J.H. Westsik, Effects of cracks on glass leaching. Nuclear and Chemical Waste Management, Vol2. pp. 165-168, 1981.
- (14) 動力炉・核燃料開発事業団 東海事業所, 実廃液ガラス固化体の α 加速試験 (II) (動燃 - 原研共同研究) 物性評価試験, 1992.
- (15) SKB, Buffer and backfill process report for the safety assessment SR-Can, TR-06-018, 2006.

4. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ 設定手法の整備（人工バリアの初期欠陥）

4. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備（人工バリアの初期欠陥）

4.1 はじめに

我が国の高レベル放射性廃棄物（以下、HLW）等の地層処分は、2000年10月の「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」により事業化が行われている。その後、2007年の同法改正に伴い長半減期低発熱性放射性廃棄物（以下、TRU廃棄物）の一部も地層処分の対象に含まれた。最終的な処分地選定に向けて、今後、規制当局による処分候補地に対する安全審査等が行われ、その際には地層処分の安全性を判断するための評価手法が必要である。そのため、日本原子力研究開発機構安全研究センター（以下、JAEA）では、リスク論的考え方に基づくシナリオ設定手法の整備を進めている。

地層処分は、人工バリアと天然バリアを適切に組み合わせることにより、数万年以上の長期的な安全性を確保するものである。そのためには、処分場閉鎖後にガラス固化体およびオーバーパックに求められる放射性核種の浸出抑制、緩衝材と天然バリアに求められる放射性核種の移行抑制および埋め戻し材と粘土プラグに求められる移行経路形成抑制などの閉じ込め性能が適切に機能するような処分概念を構築することが実施主体である原子力発電環境整備機構（以下、NUMO）に求められる。

さらに、地層処分の概念に対する工学技術の実現可能性を幅広く示すことが技術基盤の整備として求められている。その中で、地層処分事業のサイト調査、建設、操業、閉鎖の段階で採用される可能性のある工学技術におけるプロセスおよび機器の開発は、処分システムの実現性、および成立性を提示するものとして、また処分システム構築時の品質を決めるものとして重要である。このような背景のもと、原子力環境整備推進・資金管理センター⁽¹⁾では、処分システムが安全かつ効率的に機能するための多様な工学技術の整備、また構築された人工バリアの健全性や工学技術の妥当性等を評価するシステムの整備を実施している。

このような中、これまでに、JAEAではNUMOにより示される将来のシナリオ設定の妥当性を判断するために、処分場閉鎖までに発生する工学技術の不具合や地震等の地質・気候関連事象が将来の安全機能の喪失・低下を誘発するシナリオ（人工バリアの初期欠陥シナリオ）を2つのシナリオに区分して、その設定手法について検討している。一方は、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で採用される可能性のある工学技術の適用時に起因事象として事故・人的要因が発生した場合を想定したシナリオである。平成22年度および平成23年度において、HLW地層処分およびTRU廃棄物地層処分を対象に、建設・操業・閉鎖段階で発生が想定される事故・人的要因を起因事象とした処分場閉鎖後の長期安全性に与える影響の連鎖の整理を行っている。もう一方は、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象（地震）が発生した場合を想定したシナリオであり、平成24年度において、その整理を行っている。平成25年度は、さらに工学的対策技術の有無、技術の適用実績、地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報を整理し、これらの情報および過年度までの整理結果を踏まえ、規制側が着目すべきシナリオの提示を行った。

なお、処分場のレイアウトや用いられる工学技術の詳細が未定である現状では、発生確率や影響の大きさを定量的に評価することができないので、事故・人的要因や地震により「人工バリア・天然バリアが損傷すること（逸脱事象）」に対する対策技術の有無や有効性の観点から、逸脱事象の発生の可能性を定性的に判断した。このようなアプローチをここでは「リスク論的考え方に基づく」と呼んでいる

4.2 背景・目的

本事業では、処分システムへの影響の要因を3タイプに分類し、それぞれの要因に対するシナリオ設定手法の整備を行っている。それは、「人工バリアの変遷である内的条件に関連したシナリオ」、「人工バリアの初期欠陥に関連したシナリオ」、「地質・気候関連事象である外的条件に関連したシナリオ」である。

それらのシナリオは、人工バリアの機能や処分サイトの地質環境、処分の工学技術に関する様々な条件や起こりうる現象を考慮して、構築されなければならない。それらの条件や現象、処分場閉鎖後の長期安全性に関係すると考えられる要因は、多岐に亘るため、情報を体系的に整理し、シナリオ整備を進める必要がある。その方法として、JAEAでは、経済協力開発機構／原子力機関（以下、「OECD/NEA」という）の国際FEPリスト⁽²⁾に基づき、我が国の処分概念に適合するFEPをリストアップし、それらに関する科学的知見に基づいて、シナリオを整備していくことを基本方針として、上述した3タイプのシナリオ設定手法の整備を進めている。

本章では、「人工バリアの初期欠陥に関連したシナリオ」を対象に研究を実施している。前節で述べたとおり、そのためには、処分事業の一連の工学技術に対する妥当性判断を行うための技術情報や評価手法を整備し、さらに、処分工学技術の適用が閉鎖後長期安全性に与える影響を検討することが有用であると考えられる。

そのため、平成22年度および平成23年度の調査内容は、NUMOの「地層処分事業の安全確保2010」⁽³⁾等に示されたHLW、TRU廃棄物地層処分で採用が検討されている工法、および、山岳トンネル工法について記述されている「トンネル標準示方書」⁽⁴⁾に示された工法のうち、事故・人的要因を起因事象として処分場閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある工学技術のリストを文献調査により作成し、そのリスト化した工学技術について個別に概要・特徴、作業手順、施工上の留意点などを整理した。その結果、および、本事業の「人工バリアの変遷である内的条件に関連したシナリオ」で整備が進められているFEPデータベースの人工バリアの変遷に関するシーケンスの情報をもとに、事故・人的要因により工学技術が適切に機能しなかった場合の処分場閉鎖後の安全機能につながる影響の連鎖の整理を行った。

平成24年度は、HLW地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で地震が発生した場合を想定したシナリオ作成のために、地震による地下施設の被害事例を収集し、各被害をもたらした条件の分析をした。その被害事例の分析結果、処分工学技術の事故・人的要因を起因事象とした安全機能の喪失・低下につながる影響の連鎖の情報、および地震によるサイトの熱、水理、力学及び化学（以下、THMC）への影響に関するFEP（Feature：特性、Event：事象、Process：プロセス、以下FEP）情報を踏まえ、地震により人工バリアおよび天然バリアに被害を及ぼし、さらに閉鎖後の長期安全性に影響を及ぼす可能性のある事象（地震による考慮すべき事象）を抽出した。さらに、その地震による考慮すべき事象と処分場閉鎖後の安全機能との関係について整理したシナリオを作成した。

平成25年度は、工学的対策技術の有無、技術の適用実績、地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報を整理し、これらの情報および過年度までの整理結果を踏まえ、規制側が着目すべきシナリオの提示を行った。本報告では、工学的対策に関する技術情報を踏まえたシナリオ設定手法の整備について説明する。

4.3 工学的対策技術のレビュー

人工バリアや天然バリアの安全機能に影響を及ぼす要因として、建設・操業・閉鎖段階での人工バリアの製作・施工、地下施設の建設・操業などの作業時に、火災・衝突・落下などの事故や、作業者の誤動作および品質管理の不備などの人的要因がある。

HLW 地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で事故・人的要因が発生した場合、図 4.3-1 に示すように影響の連鎖が進展するものと考えられる。

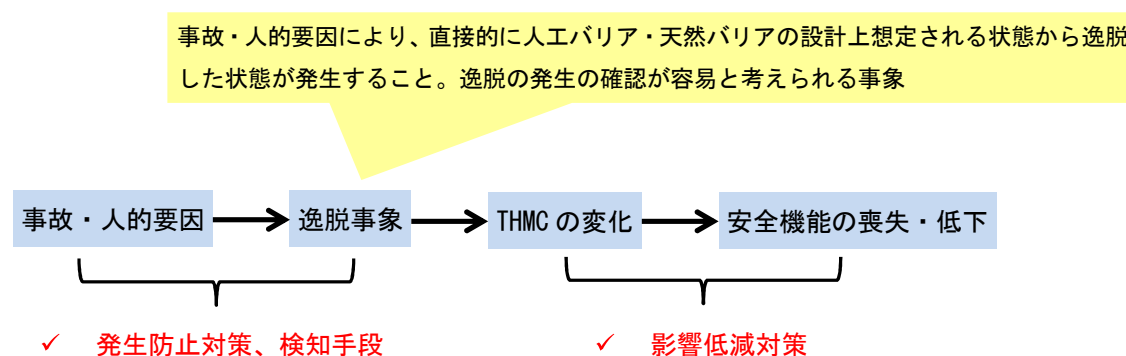


図 4.3-1 事故・人的要因に起因した影響の連鎖

図 4.3-1 に示すように、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階において、特定の工学技術を適用した際に、なんらかの事故・人的要因が発生した場合（例えば、オーバパックの地下施設への搬送時の衝突事故）、設計上想定される状態から逸脱した状態（逸脱事象：例えば、ガラス固化体の表面積の増加）が発生し、人工バリアまたは天然バリアの THMC を変化させ（例えば、ガラス固化体の変質・溶解への影響）、安全機能（例えば、放射性核種の浸出抑制）の喪失・低下につながることを考えられる。しかし、事故・人的要因や逸脱事象に対する発生防止対策を行うことで、逸脱事象の発生を抑制することが可能となる。さらに、仮に逸脱事象が発生した場合でも、事故・人的要因または逸脱事象を検知し影響低減対策を行うことで、安全機能の喪失・低下につながる一連の影響の連鎖を断ち切ることになる。

このようなことから、工学的対策技術に関する情報を収集・整理し、その適用性についての分析を行うことは、初期欠陥シナリオの妥当性を検討するために有効であると考えた。

NUMO-TR-11-01⁽³⁾、NUMO-TR-04-01⁽⁵⁾などで採用が検討されている工学技術、および、トンネル標準示方書⁽⁴⁾に示されているトンネル建設技術を基に、平成 22 年度に作成した処分工学技術のリストを表 4.3-1 に示す。

表 4.3-1 に示した工学技術は、サイト調査、建設、操業、閉鎖段階で用いられる工学技術を工程ごとに大分類・中分類・小分類に細分化されている。例えば、建設段階の坑道建設（大分類）は、坑道掘削、支保工、覆工など（中分類）の工程に区分することができる。坑道掘削（中分類）は掘削やズリ運搬（小分類）の工程に区分でき、掘削には発破掘削、自由断面掘削および全断面掘削などの掘削方式がある。このように、小分類には、中分類の工程をさらに細分化した分類の場合と、中分類の工程を各工学技術の手法により分類した場合を表記している。

表 4.3-1 処分工学技術のリスト

| 事業段階 | 大分類 | 中分類 | 小分類 |
|----------|----------------------------|-------------------------|--|
| サイト調査 | ボーリング | 機械ボーリング | 機械ボーリング(ロータリー掘削方式) |
| | 物理探査 | 孔内検層 | 孔内透水試験(注水方式) |
| 建設段階 | 坑道建設 | 坑道掘削 | 発破掘削、自由断面掘削、全断面掘削(TBM※1)、ズリ処理(タイヤ方式) |
| | | 支保工 | 吹付けコンクリート、ロックボルト、鋼製支保工 |
| | | 覆工 | 覆工コンクリート |
| | | インバート | インバートコンクリート |
| | | 防水工 | 防水シート、 |
| | | 排水工 | 排水管の敷設、水抜きボーリング |
| | | 止水工法 | グラウト方式 |
| | | 切羽安定対策 | 天端部の安定対策(先受け工)、鏡面の安定対策(鏡吹付け) |
| | 通気工 | 通気工(風管・扇風機を用いる方式) | |
| | 処分孔建設 | 処分孔掘削 | ダウンザホールハンマー方式、ロータリー掘削方式 |
| | | 処分孔安定性確保 | 吹付けコンクリート、補強リング |
| 処分孔湧水対策 | | 鋼製ライナー | |
| 操業段階 | ガラス固化体の製造から輸送 | ガラス固化体の製造 | ガラス固化体の製造(LFCM 法※2) |
| | | ガラス固化体の貯蔵管理 | ガラス固化体の貯蔵管理(間接空冷方式) |
| | | ガラス固化体の輸送 | 輸送(海上輸送・陸上輸送による方式) |
| | 炭素鋼の製造からガラス固化体のオーバーパックへの封入 | 製鉄 | 製鉄(製鉄、製鋼による方式) |
| | | オーバーパックの製作 | 鍛造によるオーバーパックの製作 |
| | | 廃棄体封入 | ガラス固化体の受け入れ(輸送容器による方式)、廃棄体封入(溶接によるオーバーパックへの封入の方式) |
| | ベントナイト原鉱の採取・加工 | ベントナイト原鉱の採取 | ベントナイト原鉱の採取(露天掘り・坑内掘り方式) |
| | | ベントナイト原鉱の加工 | ベントナイト原鉱の加工(乾燥や粉碎による方式) |
| | ベントナイト材料の制作 | 緩衝材の製作 | ケイ砂混合材料の製作(練り混ぜ方式)、緩衝材ブロックの製作(加圧方式)、PEM※の製作(網製セルの方式) |
| | | 埋め戻し材の製作 | 埋め戻し材の製作(練り混ぜ方式) |
| | 地下施設への搬送 | オーバーパックの地下施設への搬送 | オーバーパックの地下施設への搬送(輸送装置を用いた方式) |
| | | 緩衝材ブロックの地下施設への搬送 | 緩衝材ブロックの地下施設への搬送(輸送装置を用いた方式) |
| | 定置 | オーバーパックと緩衝材の定置 | 緩衝材ブロック方式、原位置施工方式、ペレット方式、吹付け方式、PEM※3方式 |
| | | 処分孔上部キャップの設置 | 処分孔上部キャップ※4の設置(コンクリートキャップを用いた方式) |
| | 処分坑道埋め戻し | 埋め戻し材の締固め | 締固め・横締固め方式 |
| | | 粘土プラグの設置 | 粘土プラグの設置(粘土ブロック方式) |
| 力学プラグの設置 | | 力学プラグ※5の設置(コンクリートプラグ方式) | |
| 閉鎖段階 | 坑道埋め戻し | 水平坑道埋め戻し | 締固め・横締固め方式 |
| | | 斜坑埋め戻し | 締固め・横締固め方式 |
| | | 立坑埋め戻し | 締固め・横締固め方式 |
| | | ボーリング孔埋め戻し | ボーリング孔埋め戻し(粘土材を用いた方式) |
| | | 粘土プラグ設置 | 粘土プラグ設置(粘土ブロック方式) |
| | | 力学プラグ設置 | 力学プラグ設置(コンクリートプラグ方式) |

※1) TBM：トンネルボーリングマシン。カッターヘッドを回転させながら岩盤に押しつけて掘削を行う円形的全断面トンネル掘削機で、これを用いた工法を TBM 工法という。

※2) LFCM 法：ガラス固化体の製造プロセスは JNFL と JAEA の LFCM 法とフランス AREVA NC 社の AVM 法がある。LFCM 法は高レベル放射性廃液とガラス材料を同時にセラミック製溶融炉に投入し、溶融炉で溶融して高レベルガラス固化体とする方式である。一方 AVM 法は、高レベル放射性廃液をか焼した後、か焼物とガラス材料を金属製溶融炉に投入し、溶融炉で溶解して高レベルガラス固化体とする方式である。

※3) PEM：地上施設であらかじめ緩衝材と廃棄体を鋼製セル内に格納し、地下施設へ鋼製セルを搬送・定置する方式。

※4) 処分孔上部キャップ：処分孔の上部に設置するコンクリート製のキャップ。処分場の閉鎖前に地下水が緩衝材や埋め戻し材に浸潤し、閉鎖の完了していない空間側へ膨潤することが考えられる。この対策として強度を持たせたコンクリート製のキャップを設置し、アンカーで固定する。

※5) 力学プラグ：処分坑道等に設置するコンクリート製の構造物。処分場の閉鎖前に地下水が緩衝材や埋め戻し材に浸潤し、閉鎖の完了していない空間側へ膨潤することが考えられる。この対策として強度を持たせたコンクリート製のプラグを設置する。

平成 22 年度には、表 4.3-1 に示したそれぞれの工学技術ごとに、作業手順、施工上の留意点などの技術情報を収集、整理した。その結果と人工バリアの変遷に関するシークエンスの情報をもとに、事故・人的要因および逸脱事象を想定した。さらに、シークエンスの情報をもとに逸脱事象が発生したが発生した場合の THMC の変化から安全機能の喪失・低下につながる影響の連鎖を整理している。図 4.3-2 に事故・人的要因による安全機能への影響整理の実施フロー（平成 22 年度）を示す。また、事故・人的要因および逸脱事象の一覧を Appendix-III に示した。

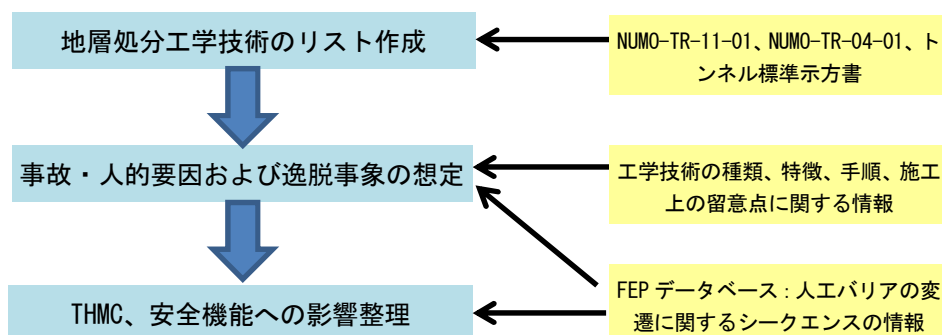


図 4.3-2 事故・人的要因による安全機能への影響整理の実施フロー（平成 22 年度）

平成 25 年度は、Appendix-III に示した事故・人的要因および逸脱事象ごとに、発生防止対策、検知手段、影響防止対策について文献調査を行った。調査対象とした文献は、NUMO-TR-11-01⁽³⁾、NUMO-TR-04-01⁽⁵⁾、JNC-TN1400-99-022⁽⁶⁾、原環センターの「処分システム工学要素技術高度化開発報告書」⁽⁷⁾⁽⁸⁾、土木学会の「トンネル標準示方書」⁽⁴⁾及びそれらの引用文献である。

調査結果をガラス固化体、オーバーパック、緩衝材、粘土プラグ、埋め戻し材および母岩掘削影響領域に区分して整理した。それらの結果を以下に示す。

4.3.1 ガラス固化体

表 4.3-2 にガラス固化体に対する工学的対策などの技術情報の調査結果を示す。

ガラス固化体の逸脱事象は、①イエローフェーズガラス固化体の発生、②核種の混合が不均質なガラス固化体の発生、③ガラス固化体の表面積の増加、および、④火災に伴ったガラス固化体の変質の発生、の 4 種類が考えられる。これら 4 種類の逸脱事象に対する発生防止対策を整理した。イエローフェーズと核種の混合が不均質なガラス固化体の発生に対する発生防止対策は、製造段階の適切な管理により実現されるとしている。ガラス固化体の落下・転倒などを要因としたガラス固化体の表面積の増加に対する発生防止対策は、インターロック設置、転倒防止対策をガラス固化体の取り扱い装置に設置することにより実現される。火災に対する発生防止対策は、不燃性・難燃性材料の使用や着火源の排除などが挙げられる。

次に検知の手段を整理すると、イエローフェーズガラス固化体の発生に対しては、ガラス固化体製造作業時の管理記録を確認することにより、イエローフェーズと核種の混合が不均質なガラス固化体発生を検知することが可能である。ガラス固化体ひび割れについては、外観検査によってキャニスタ表面に破損・欠損の有無を確認することができるが、固化体のひび割れを直接観察することはできない。火災に伴ったガラス固化体の変質の発生については、現状では検知手段は示されていない。

なお、ガラス固化体の4つの逸脱事象発生後のTHMCとそれに続く安全機能の喪失・低下に対する影響低減対策については、特に現状では報告されていない。

表 4.3-2 工学的対策などの技術情報の調査結果（ガラス固化体）

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|---------------------|---|---|--|
| イエローフェーズガラス固化体の発生 | ガラス固化体製造時の廃液調整 (C1) | 適切なガラス固化体の製造 (注入状況管理) (日本原子力学会、2010) ⁽⁹⁾ | 【逸脱事象検知】注入状況の管理記録 (日本原子力学会、2010) ⁽⁹⁾ |
| 核種の混合が不均質なガラス固化体の発生 | ガラス固化体製造作業時 (C3) | 適切なガラス固化体の製造 (熔融ガラス温度・保持時間、注入状況、冷却、貯蔵中の管理) (日本原子力学会、2010) ⁽⁹⁾ | 【逸脱事象検知】熔融ガラス温度・保持時間、注入状況、冷却、貯蔵中の管理記録 (日本原子力学会、2010) ⁽⁹⁾ |
| ガラス固化体の表面積の増加 | ガラス固化体の地上での転倒・落下 (製造時 (C2)、貯蔵時 (C4)、海上・陸上輸送時 (C5-1)、処分施設への受け入れ時 (C8)、OP への収納時 (C9)、PEM 容器への収納時 (C19)) | インターロック設置、転倒防止機能、脱輪防止機能、多重化措置 (吊りワイヤの二重化など) (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | 【逸脱事象検知】外観検査によってキャニスタ表面に破損・欠損がないことを、閉じ込め検査によってキャニスタ溶接部の健全性を評価することができる (日本原子力学会、2010) ⁽⁹⁾ 、しかし、ひび割れ増加を直接的に測定できない |
| | ガラス固化体の地下施設での転倒・落下 (OP 定置時 (C25-1:緩衝材ブロック方式、C30-1:原位置施工方式、C35-1:ペレット方式、C39-1:吹き付け方式)、地下施設への搬送時 (C22-1)) | | |
| | OP の地下施設への搬送時の衝突事故 (C22-5) | 車両の自動速度制御装置、水平区間・衝突時衝撃緩和区間の設置 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | |
| | 火災発生に伴った熱応力の作用 (C5-2:海上・陸上輸送時、OP 定置時 (C25-2:緩衝材ブロック方式、C30-2:原位置施工方式、C35-2:ペレット方式、C39-2:吹き付け方式)、C22-2:地下施設への搬送時) | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | |
| 火災に伴ったガラス固化体の変質の発生 | 火災発生に伴った熱負荷による融解 (C5-3:海上・陸上輸送時、OP 定置時 (C25-3:緩衝材ブロック方式、C30-3:原位置施工方式、C35-3:ペレット方式、C39-3:吹き付け方式)、C22-3:地下施設への搬送時) | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | 特になし。 |

4.3.2 オーバーパック

表 4.3-3 にオーバーパックに対する工学的対策などの技術情報の調査結果を示す。

オーバーパックの逸脱事象は、①炭素鋼の延性不足、②オーバーパック溶接部への過大な残留応力の発生、③オーバーパック溶接部へのキズ発生、④オーバーパック表面へのキズ形成、および、⑤火災に伴ったオーバーパックの融解、過大な熱応力の発生の5種類が考えられる。炭素鋼の延性不足に対する発生防止対策は、製造段階の適切な品質管理により実現されている。オーバーパック溶接部に過大な残留応力に対する発生防止対策は、残留応力の除去 (外面誘導加熱応力改善法、表面応力改善法) である。オーバーパック溶接部へのキズ発生に対する発生防止対策は、適切な溶接条件の適用が挙げられる。落下・転倒などを要因としたオーバ

オーバーパック表面へのキズ形成に対する発生防止対策は、インターロック設置、転倒防止対策をオーバーパックの取り扱い装置に設置することにより実現される。火災に対する発生防止対策は、不燃性・難燃性材料の使用や着火源の排除などが挙げられる。

次に、検知の手段の現状を以下に述べる。日本工業規格に定められた方法で、化学成分分析と引張試験を行うことで、炭素鋼の炭素含有量や引張強度を検知することが可能である。オーバーパック溶接部へのキズ発生については、外観検査と超音波探傷試験によってオーバーパック溶接部の表面と内部の微小欠陥の有無を確認することができる。オーバーパック溶接部への過大な残留応力の発生については、残留応力計測によって残留応力分布を確認することができる。また、火災に伴ったオーバーパックの融解、および、過大な熱応力の発生に対する検知手段は、地層処分の実施主体から示されていない。

なお、オーバーパックの5つの逸脱事象発生後の THMC とそれに続く安全機能の喪失・低下に対する影響低減対策は、現状では報告されていない。

表 4.3-3 工学的対策などの技術情報の調査結果（オーバーパック）

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|-------------------------|--|---|---|
| 炭素鋼の延性不足 | 不純物混入、不適切な炭素含有量による製造 (C6) | 高炉での品質管理（不純物、炭素含有量の調整） | 【要因検知】化学成分分析、引張試験（日本工業規格、JIS G 0321 ⁽¹⁶⁾ 、JIS Z 2241 ⁽¹⁷⁾ ） |
| OP 溶接部への過大な残留応力の発生 | OP 蓋の溶接欠陥 (C10) | OP 残留応力除去を目的とした外面誘導加熱応力改善法、表面応力改善法 (RWMC, 2013) ⁽⁷⁾ | 【逸脱事象検知】残留応力計測 (RWMC, 2002) ⁽¹⁵⁾ |
| OP 溶接部へのキズ発生 | OP 蓋の溶接欠陥 (C10) | 適切な溶接条件の適用 (RWMC, 2013) ⁽⁷⁾ | 【逸脱事象検知】外観検査、超音波探傷試験 (RWCM, 2013) ⁽⁷⁾ |
| OP 表面へのキズ形成 | OP の旋盤加工時 (C7) | 適切な旋盤加工 | 【逸脱事象検知】外観検査、超音波探傷試験 (RWCM, 2013) ⁽⁷⁾ |
| | PEM 容器への OP 収納時 (C18) 地下施設への搬送時 (C21-1)、OP の定置時 (C24-1:緩衝材ブロック方式、C29-1:原位置施工方式、C34-1:ペレット方式、C38-1:吹き付け方式) | インターロック設定、転倒防止機能、脱輪防止機能、多重化措置（吊りワイヤーの二重化など） (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | |
| 火災に伴った OP の融解、過大な熱応力の発生 | 地下施設への搬送時 (C21-2)、OP の定置時 (C24-2:緩衝材ブロック方式、C29-2:原位置施工方式、C34-2:ペレット方式、C38-2:吹き付け方式) | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | 特になし。 |

4.3.3 緩衝材

表 4.3-4 に緩衝材に対する工学的対策などの技術情報の調査結果を示す。

緩衝材の逸脱事象は、①スメクタイト含有量の不足、②緩衝材ブロックのひび割れ・剥離、③緩衝材の粒度分布不良、④緩衝材の初期含水比不良、⑤緩衝材の不均質な施工、⑥緩衝材の原位置締固め時の締固め不足、⑦緩衝材の浸食・流出、⑧処分孔／処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響、⑨力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の過剰な空間側への膨潤、および、⑩火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響の 10 種類が考えられる。スメクタイト含有量の不足に対する発生防止対策は、ベントナイト原鉱の品質管理により実現されると考えられる。緩衝材ブロックのひび割れ・剥離に対する発生防止対策は、搬送作業時・定置作業時の落下・転倒、製作時の不備な

どの要因の違いにより対策が異なる。緩衝材の粒度分布不良に対する発生防止対策は、適切な材料品質管理や混合量管理が挙げられる。緩衝材の初期含水比不良、緩衝材の浸食・流出、処分孔／処分坑道の掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響および力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の空間側への膨潤に対する発生防止対策は、要因の違いにより様々な対策が提案されている。緩衝材の不均質な施工に対する発生防止対策は特に示されていない。緩衝材の原位置締固め時の締固め不足に対する発生防止対策は、適切な材料品質管理が挙げられる。火災に対する発生防止対策は、不燃性・難燃性材料の使用や着火源の排除などが挙げられる。

検知の手段については、現状以下のように整理できる。陽イオン交換容量（CEC）、メチレンブルー吸着量試験を行うことで、スメクタイト含有量の不足を検知することが可能である。緩衝材ブロックのひび割れ・剥離については、外観検査によって検知することができる。緩衝材の初期含水比不良については、逸脱事象の検知手段が示されているのは、緩衝材製作時のケイ砂混合作業の要因だけであり、その他の要因では、要因検知が示されているものもあるが、多くは逸脱事象検知も要因検知も示されていない。緩衝材の粒度分布不良、緩衝材の不均質な施工、緩衝材の原位置締固め時の締固め不足、力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の空間側への膨潤および火災発生に伴った熱応力による定置された緩衝材の密度への影響については、現状では検知手段は示されていない。

なお、緩衝材の10種類の逸脱事象発生後のTHMCとそれに続く安全機能の喪失・低下に対する影響低減対策については、実施主体または地層処分の工学技術に対する研究開発機関からの報告は現状ではない。

表 4.3-4 工学的対策などの技術情報の調査結果（緩衝材）

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|-----------------|---|--|--|
| スメクタイト含有量の不足 | 原鉱採取時、原鉱加工時（ベントナイト仕分け作業）（C11,C12） | ベントナイト原鉱の品質管理 | 【逸脱事象検知】陽イオン交換容量（CEC）、メチレンブルー吸着量試験（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ |
| 緩衝材ブロックのひび割れ・剥離 | 緩衝材ブロックの落下・転倒（搬送作業、定置作業）（C23-1,C26-1）、定置作業での底部緩衝材ブロックへのOPの落下（C36,C40） | インターロック設定、転倒防止機能、脱輪防止機能、多重化措置（吊りワイヤーの二重化など）、真空吸引把持技術（緩衝材ブロックを真空吸引ポンプで把持する技術）（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 【逸脱事象検知】外観検査 |
| | 緩衝材ブロック製作作業（ブロックの圧縮、脱型）（C16） | ミキサーの回転数、プレス機による圧縮保持時間の管理（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ | 【逸脱事象検知】外観検査、寸法測定、重量測定（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ |
| | PEM製作作業（OP、緩衝材ブロックの挿入）での隙間の残存（C17） | ペレット、スラリーによる隙間の充填（RWCM, 2013） ⁽⁷⁾ | 特になし。 |
| | 処分坑道の防水シート設置作業（緩衝材への適水）（B16） | 適切な導水処理、防水シート破損防止策など（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ 無孔PEM容器による緩衝材保護、緩衝材製造時に密度と含水比を調整し緩衝材自体の機能を高度化（RWCM,2013） ⁽⁷⁾ | 【逸脱事象検知】外観検査、寸法測定、重量測定（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ |
| | 坑道の通気工設置作業（坑道内の湿度上昇）（B28） | 適切な運転管理、緩衝材を外気に触れないようにする（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ 。しかし、 | |

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|-------------|--------------------------------|---|---------------|
| | | 基本的には建設技術により、湿度をコントロールすることは難しい。緩衝材の品質に影響を与えないように、施設内の湿度調整や製造時に含水比を調整する (RWMC,2013) | |
| 緩衝材の粒度分布不良 | 原鉱加工時(乾燥・粉碎・包装作業) (C13) | 適切な材料品質管理 | 特になし。 |
| | ケイ砂混合材料製作時(粒度調整) (C15) | 適切な混合量管理 (JNC-TN1400-99-022) (6) | |
| 緩衝材の初期含水比不良 | 処分坑道の防水シート設置作業(緩衝材浸潤) (B17) | 適切な導水処理、防水シート破損防止策など(トンネル標準示方書、2006) (4) 無孔 PEM 容器による緩衝材保護、緩衝材製造時に密度と含水比を調整し緩衝材自体の機能を高度化 (RWMC,2013) (7) | 特になし。 |
| | 坑道の通気工設置作業(坑道内の湿度上昇) (B29) | 適切な運転管理、緩衝材を外気に触れないようにする (NUMO-TR-11-01) (5)。しかし、基本的には建設技術により、湿度をコントロールすることは難しい。緩衝材の品質に影響を与えないように、施設内の湿度調整や製造時に含水比を調整する (RWMC,2013) | 【要因検知】湿度測定 |
| | 水抜きボーリング作業の排水不良(緩衝材浸潤) (B19) | 適切な排水工の設置(トンネル標準示方書、2006) (4) 無孔 PEM 容器による緩衝材保護、緩衝材製造時に密度と含水比を調整し緩衝材自体の機能を高度化 (RWMC,2013) (7) | 特になし。 |
| | グラウト作業の湧水量低減効果不良(緩衝材浸潤) (B22) | グラウト材料の微粒子化、動的注入工法の適用 (JAEA, 2013) (10) 無孔 PEM 容器による緩衝材保護、緩衝材製造時に密度と含水比を調整し緩衝材自体の機能を高度化 (RWMC,2013) (7) | 特になし。 |
| | 処分孔鋼製ライナー設置作業のライナーの水密性喪失 (B37) | ライナーの交換 無孔 PEM 容器による緩衝材保護、緩衝材製造時に密度と含水比を調整し緩衝材自体の機能を高度化 (RWMC,2013) (7) | 特になし。 |
| | ポンプ排水作業の排水不良 (C33) | フィルターにより異物のポンプへの流入を防止 無孔 PEM 容器による緩衝材保護、緩衝材製造時に密度と含水比を調整し緩衝材自体の機能を高度化 (RWMC,2013) (7) | 【要因検知】外観検査 |
| | ケイ砂混合作業(含水比調整作業)の含水比不良 (C14) | 適切な品質管理、適切な養生時間の確保 (JNC-TN1400-99-022) (6) | 【逸脱事象検知】含水比測定 |
| | 緩衝材の不均質な施工 | 緩衝材吹き付け作業のノズル操作作業 (C41-1) | 特になし。 |

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|--|---|--|--|
| 緩衝材の原位置締固め時の締固め不足 | 緩衝材の原位置締固め時 (C31-3) | 適切な材料品質管理 (締固めエネルギー、巻きだし厚さなど) (JNC-TN1400-99-022) ⁽⁶⁾ | 特になし。 |
| 緩衝材の浸食・流出 | 水抜きボーリング作業の排水不良 (水流による緩衝材の浸食・流出) (B20) | 適切な排水工の設置 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | 特になし。 |
| | グラウト作業の湧水量低減効果不良 (水流による緩衝材の浸食・流出) (B23) | グラウト材料の微粒子化、動的注入工法の適用 (RWMC,2013) ⁽¹⁰⁾ | 特になし。 |
| | 処分孔鋼製ライナーの設置作業のライナーの水密性喪失 (B38) | ライナーの交換 | 特になし。 |
| | OP 定置作業の定置面の掘削ズリと空洞の残存 (ブロック方式、原位置締固め方式) (C28,C32) | ペレットを用いた隙間充填 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | 【要因検知】 処分孔のレーザー計測 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ |
| | 坑道発破掘削作業時 (B1-2) の周辺岩盤への過大な衝撃による掘削影響領域の拡大 | 適切な爆薬使用量の管理 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | 【要因検知】 弾性波探査 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ |
| | 坑道機械掘削時 (B3-2) の周辺岩盤への過大な衝撃 | 適切な掘削作業、(トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 排水管設置作業時 (B18-2) により路盤上の排水がうまくいかず、車両走行に伴い路盤部岩盤の劣化が進行する | 路盤の養生 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 坑道掘削時のズリ運搬作業 (B7-2) で排水・湧水処理不良、路盤の養生不良により路盤部岩盤の劣化が進行する | | |
| | TBM による坑道掘削時の支保工設置作業で、安定性の悪い不良地山では、支保効果発現不良が生じる (B5-2) | 適切な支保工設置作業 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 吹き付けコンクリート作業時、鏡吹き付けコンクリート作業時 (コンクリートの品質低下、付着性低下、支保部材への応力伝達不良による支保効果発現不良) (B9-2,B27-2) | 適切な現場配合、吹き付け作業 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 鋼製支保工建て込み作業 (地山と支保の一体化不良による支保効果発現不良) (B12-2) | 速やかな支保工の建て込み、支保工の連結など (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | インバートコンクリート作業 (コンクリートの現場配合、運搬、打ち込み、締固め、養生の不備による支保効果発現不良) (B15-2) | 適切なコンクリート現場配合作業 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | ロックボルト作業、先受け工作業 (穿孔作業の孔荒れ、くり粉の残留などによる定着力不足) (B10-2,B25-2) | 適切な穿孔作業、孔の清掃など (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 水抜きボーリング作業の目詰まりにより地山からの排水が促進されず、過剰な地下水圧が母岩に作用 (B21-2) | 特になし。 | |
| グラウト作業 (注入材料配合、注入圧力管理) で、地山安定化効果不良 (B24-2,C46-2) | 適切な注入材料の配合、注入圧力管理 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | | |

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|--------------------------------------|--|--|--|
| | 粘土プラグ設置作業での切り欠き部掘削作業で周辺岩盤へ過大な衝撃が加わる (C45-2) | 適切な掘削作業 | |
| | 力学プラグ設置作業での切り欠き部掘削作業で周辺岩盤へ過大な衝撃が加わる (C51-2) | | |
| | 処分孔掘削作業時の処分孔周辺への過大な衝撃 (B30-2,B32-2)、 | 特になし。 | |
| | 処分孔安定性確保作業 (B34-2) の支保効果不良 | 適切な現場配合、吹き付け作業 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 処分孔安定確保のための補強リン作業 (コンクリートの現場配合、運搬、打ち込み、締固め、養生作業) の不備で支保効果が十分発揮できない (B36-2) | 特になし。 | |
| 処分孔/処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響 | 処分孔掘削作業 (B31,B33)、処分孔安定性確保作業 (B35) の掘削ズリと空洞の残存 | ペレットを用いた隙間充填 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | 【要因検知】 処分孔のレーザー計測 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ |
| | 緩衝材定置作業 (ブロック方式、原位置施工方式) (C27,C31-1) の掘削ズリと空洞の残存 | | |
| | ペレットによる隙間充填作業 (C37) の掘削ズリと空洞の残存 | 圧空の利用 (RWCM,2008) ⁽¹¹⁾ | 特になし。 |
| | PEM 定置作業 (C42) の掘削ズリと空洞の残存 | 処分坑道の拡幅 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | |
| | 力学プラグ設置面の清掃・不陸処理作業時に力学プラグと岩盤の境界面に空洞やズリが残存する (C52-2) | 特になし。 | |
| 力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の過剰な空間側への膨潤 | 処分孔上部キャップ施工作業のコンクリートの強度・耐久性の低下、アンカーの定着力不足、上部キャップと地山との密着不良 (C43) | 強度・耐久性に対しては、適切なコンクリートの配合、打ち込み、締固め、養生など。定着力に対しては、適切な穿孔、くり粉の排出など (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | 特になし。 |
| | 力学プラグ施工作業のコンクリートの強度・耐久性の低下、力学プラグと地山との密着不良 (C53) | 強度・耐久性に対しては、適切なコンクリートの配合、打ち込み、締固め、養生など (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| 火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響 | 緩衝材ブロックの輸送作業 (C23-2)、緩衝材定置作業 (ブロック方式、原位置施工方式、ペレット方式、吹き付け方式) (C26-2,C31-2,C37-2, C41-2)での火災発生 | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策 (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ | 特になし。 |

4.3.4 粘土プラグ

表 4.3-5 に粘土プラグに対する工学的対策などの技術情報の調査結果を示す。

粘土プラグの逸脱事象は、①粘土ブロックのひび割れ・剥離、②粘土ブロックの初期含水比不良、③粘土ブロックの浸食・流出、④粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響、および、⑤火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響の5種類が考えられる。粘土ブロックのひび割れ・剥

離に対する発生防止対策は、インターロック設置、転倒防止対策を粘土ブロックの取り扱い装置に設置することにより実現される。粘土ブロックの初期含水比不良に対する発生防止対策は、ポンプ排水および止水グラウトである。粘土ブロックの浸食・流出、および、粘土プラグ切り欠き部における掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響に対する発生防止対策は、ペレットを用いた隙間充填が挙げられる。火災に対する発生防止対策は、不燃性・難燃性材料の使用や着火源の排除などが挙げられる。

次に、検知手段の現状は以下のものである。外観検査を行うことで、粘土ブロックのひび割れ・剥離を検知することが可能である。粘土ブロックの初期含水比不良、粘土ブロックの浸食・流出、粘土プラグ切り欠き部における掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響、および、火災発生に伴った熱応力による定置された粘土プラグの密度への影響については、現状では検知手段は示されていない。

なお、粘土プラグの5種類の逸脱事象発生後の THMC とそれに続く安全機能の喪失・低下に対する影響低減対策についての報告はない。

表 4.3-5 工学的対策などの技術情報の調査結果（粘土プラグ）

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|---|--|--|--------------|
| 粘土ブロックのひび割れ・剥離 | 粘土ブロックの落下・転倒（粘土ブロックの定置作業）（C47-1,D7-1） | インターロック設定、転倒防止機能、脱輪防止機能、多重化措置（吊りワイヤーの二重化など）（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 【逸脱事象検知】外観検査 |
| 粘土ブロックの初期含水比不良 | 粘土プラグ切り欠き部の湧水処理作業不良による粘土ブロックと地下水の接触（C48,D8） | ポンプ排水、止水グラウト（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | 特になし。 |
| 粘土ブロックの浸食・流出 | 粘土プラグ設置面の清掃・不陸の処理作業時の過大な不陸や掘削ズリの残存による界面での水流の発生（C50,D10） | ペレットを用いた隙間充填（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 特になし。 |
| 粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響 | 粘土プラグ設置面の清掃・不陸の処理作業時の過大な不陸や掘削ズリが残存し、地下水の浸潤に伴い粘土ブロックが空間側へ膨潤（C49,D9） | ペレットを用いた隙間充填（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 特になし。 |
| 火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響 | 粘土ブロック定置作業時の燃料漏れによる火災の発生 | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 特になし。 |

4.3.5 埋め戻し材

表 4.3-6 に埋め戻し材に対する工学的対策などの技術情報の調査結果を示す。

埋め戻し材の逸脱事象は、①力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の過剰な空間側への膨潤、②埋め戻し材の初期含水比不良、③埋め戻し材の転圧不足、④火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による定置された埋め戻し材の密度への影響、および、⑤処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成の5種類が考えられる。力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の空間側への膨潤に対する発生防止対策は、適切な施工作业を実施することにより実現される。埋め戻し材の初期含水比不良、および、埋め戻し材の転圧不足に対する発生防止対策は、適切な材料品質管理である。処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成に対する発生防止対策は、事故・人的要因ごとに様々な対策が考えられている。火災に対する発生防止対策は、不燃性・

難燃性材料の使用や着火源の排除などが挙げられる。

また、含水比測定を行うことで、埋め戻し材の初期含水比不良を検知することが可能である。力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の空間側への膨潤、埋め戻し材の転圧不足、火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による定置された埋め戻し材の密度への影響、および、処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成については、現状では検知手段は示されていない。なお、埋め戻し材の5種類の逸脱事象発生後の THMC とそれに続く安全機能の喪失・低下に対する影響低減対策については、特に現状では報告されていない。

表 4.3-6 工学的対策などの技術情報の調査結果（埋め戻し材）

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|--|---|--|-------------------|
| 力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の過剰な空間側への膨潤 | 力学プラグ施工作業のコンクリートの強度・耐久性の低下、力学プラグと地山との密着不良（C54,D13,D14） | 強度・耐久性に対しては、適切なコンクリートの配合、打ち込み、締固め、養生など（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | 特になし。 |
| 埋め戻し材の初期含水比不良 | 埋め戻し材製作時の材料調整作業、混合作業、練り混ぜ時間と回転速度の管理不良（C20） | 適切な品質管理、適切な養生時間の確保（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ | 【逸脱事象検知】 含水比測定 |
| 埋め戻し材の転圧不足 | 処分坑道、水平坑道、斜抗、立坑の埋め戻し作業時（C44-1,D1-1,D2-1,D3-1） | 適切な材料品質管理（締固めエネルギー、巻きだし厚さなど）（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ | 特になし。 |
| 火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による定置された埋め戻し材の密度への影響 | 処分坑道、水平坑道、斜抗、立坑の埋め戻し作業時の燃料漏れによる火災（C44-2,D1-2,D2-2,D3-2） | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 特になし。 |
| 処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成 | 坑道発破掘削作業時（B2）の周辺岩盤への過大な衝撃による不陸の形成 | 適切な爆薬使用量の管理、充填材の注入（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | 特になし。 |
| | 坑道機械掘削時（B4）の周辺岩盤の過大な衝撃による不陸の形成 | 適切な掘削作業、充填材の注入（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | TBMによる坑道掘削時の支保工設置作業による支保効果不良により、掘削断面形状の不陸が大きくなる（B6） | 適切な支保工設置作業、充填材の注入（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | ロックボルト作業時の穿孔作業の不備により周辺岩盤に過大な衝撃が加わり、不陸が大きくなる（B11） | 適切なロックボルト設置作業、充填材の注入（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 先受け作業時の穿孔作業の不備により周辺岩盤に過大な衝撃が加わり、不陸が大きくなる（B26） | 適切な先受け工設置作業、充填材の注入（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 覆工コンクリート施工作業の不備により、コンクリートの流動性が確保されず、コンクリートの未充填部が発生（B13） | 適切なコンクリート現場配合作業、充填材の注入（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 坑道掘削時のズリ運搬作業時に路盤の荒れが発生し、掘削ズリが残存する（B8） | 特になし。 | |
| | インバートコンクリート施工作業時の打ち込み箇所の清掃・排水作業の不備により、掘削ズリが残存する（B14） | 特になし。 | |

4.3.6 母岩掘削影響領域

表 4.3-7 に母岩掘削影響領域に対する工学的対策などの技術情報の調査結果を示す。

母岩掘削影響領域の逸脱事象は、①調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成、②坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存、③ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成、④坑道周辺の掘削影響領域の拡大、⑤処分孔周辺の掘削影響領域の拡大、および、⑥火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大の 6 種類が考えられる。調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成に対する発生防止対策は、適切な材料品質管理と注入管理作業を実施することにより実現される。ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成に対する発生防止対策は、特に示されていない。坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存、坑道周辺の掘削影響領域の拡大、および、処分孔周辺の掘削影響領域の拡大に対する発生防止対策は、事故・人的要因ごとに様々な対策が考えられている。火災に対する発生防止対策は、不燃性・難燃性材料の使用や着火源の排除などが挙げられる。

検知の手段の現状は以下のようにまとめられる。弾性波探査を行うことで、坑道周辺の掘削影響領域の拡大、処分孔周辺の掘削影響領域の拡大、および、火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大を検知することが可能である。調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成、および、ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成については、現状では検知手段は示されていない。

なお、母岩掘削影響領域の 6 種類の逸脱事象発生後の THMC とそれに続く安全機能の喪失・低下に対する影響低減対策については、特に現状では報告されていない。

表 4.3-7 工学的対策などの技術情報の調査結果（母岩掘削影響領域）

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|---------------------|---|--|---|
| 調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成 | ボーリング孔閉塞作業時の閉塞材と分散媒との配合不良、閉塞作業の不備により、閉塞材の目詰まりが生じ、ボーリング孔が完全に閉塞されない (A1,D4) | 適切な閉塞材の品質管理、注入圧力管理作業 | 特になし。 |
| 坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存 | 粘土プラグ部でのグラウト作業時の注入材の充填不足 (C46-1,D6) | 適切な材料品質管理と注入圧力管理 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | 【要因検知】確認孔での透水試験 (JAEA,2013) ⁽¹⁰⁾ |
| | 力学プラグ設置面の清掃・不陸処理作業時に力学プラグと岩盤の境界面に空洞やズリが残存する (C52-1,D12) | 特になし。 | 特になし。 |
| ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成 | ボーリング孔での透水試験 (注入圧力管理の不備) により、ボーリング孔周辺の割れ目充填物の流出および割れ目の拡大 (A2) | 特になし。 | 特になし。 |
| 坑道周辺の掘削影響領域の拡大 | 坑道発破掘削作業時 (B1-1) の周辺岩盤への過大な衝撃 | 適切な爆薬使用量の管理 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | 【逸脱検知】弾性波探査 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ |
| | 坑道機械掘削時 (B3-1) の周辺岩盤への過大な衝撃 | 適切な掘削作業、(トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 排水管設置作業時 (B18-1) により路盤上の排水がうまくいかず、車両走行に伴い路盤部岩盤の劣化が進行する | 路盤の養生 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |
| | 坑道掘削時のズリ運搬作業 (B7-1) で排水・湧水処理不良、路盤の養生不良により路盤部岩盤の劣化が進行する | | |
| | TBM による坑道掘削時の支保工設置作業で、安定性の悪い不良地山では、支保効果発現不良が生じる (B5-1) | 適切な支保工設置作業 (トンネル標準示方書、2006) ⁽⁴⁾ | |

| 逸脱事象 | 事故・人的要因 | 発生防止対策 | 検知の手段 |
|------------------------------|---|--|--|
| | 吹き付けコンクリート作業時、鏡吹き付けコンクリート作業時（コンクリートの品質低下、付着性低下、支保部材への応力伝達不良による支保効果発現不良）（B9-1,B27-1） | 適切な現場配合、吹き付け作業（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 鋼製支保工建て込み作業（地山と支保の一体化不良による支保効果発現不良）（B12-1） | 速やかな支保工の建て込み、支保工の連結など（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | インバートコンクリート作業（コンクリートの現場配合、運搬、打ち込み、締固め、養生の不備による支保効果発現不良）（B15-1） | 適切なコンクリート現場配合作業（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | ロックボルト作業、先受け工作業（穿孔作業の孔荒れ、くり粉の残留などによる定着力不足）（B10-1,B25-1） | 適切な穿孔作業、孔の清掃など（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 水抜きボーリング作業の目詰まりにより地山からの排水が促進されず、過剰な地下水圧が母岩に作用（B21-1） | 特になし。 | |
| | グラウト作業（注入材料配合、注入圧力管理）で、地山安定化効果不良（B24-1,C46-1） | 適切な注入材料の配合、注入圧力管理（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 粘土プラグ設置作業での切り欠き部掘削作業で周辺岩盤へ過大な衝撃が加わる（C45-1,D5） | 適切な掘削作業 | |
| | 力学プラグ設置作業での切り欠き部掘削作業で周辺岩盤へ過大な衝撃が加わる（C51-1,D11） | | |
| 処分孔周辺の掘削影響領域の拡大 | 処分孔掘削作業（ダウンザホールハンマー方式、ロータリー掘削方式）で処分孔周辺岩盤に過大な衝撃が加わる（B30-1,B32-1） | 特になし。 | 【逸脱検知】弾性波探査（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ |
| | 処分孔安定確保のための吹き付けコンクリート作業（コンクリートの品質低下、浮き石除去、ノズル操作、湧水処理作業）の不備で支保効果が十分発揮できない（B34-1） | 適切な現場配合、吹き付け作業（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ | |
| | 処分孔安定確保のための補強リング作業（コンクリートの現場配合、運搬、打ち込み、締固め、養生作業）の不備で支保効果が十分発揮できない（B36-1） | 特になし。 | |
| 火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大 | OPの地下施設への搬送時の衝突事故、燃料漏れ（C22-4）、緩衝材ブロックの地下施設への搬送時の衝突事故、燃料漏れ（C23-3）、OP定置作業時の燃料漏れ（緩衝材ブロック方式、原位置施工方式、ペレット方式、吹付け方式）（C24-3, C29-3, C34-3, C38-3） | 不燃性・難燃性材料の使用、着火源の排除、必要に応じて可燃性ガス対策、異常な温度上昇の防止対策（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ | 【逸脱検知】弾性波探査（トンネル標準示方書、2006） ⁽⁴⁾ |

4.4 工学技術に関連したシナリオ検討

前節では、事故・人的要因と逸脱事象に対する発生防止対策の情報、逸脱事象に対応する工学的対策技術の適用実績や地層処分に特有な工学技術の開発状況などの情報を収集した。収集した情報のうち、逸脱事象に対応する工学的対策技術の適用実績や地層処分に特有な工学技術の開発状況の情報から、工学的対策技術等に対する理解の現状を整理し、さらに、その整理結果をもとに、それぞれの工学的対策技術に対する現状の有効性について検討するとともに、対策技術の有効性が未熟であるものに対する今後の検討課題を整理した。それらの検討結果を踏まえ、規制側が着目すべきシナリオ（逸脱事象）と着目すべきシナリオ（逸脱事象）から除外したものに分類した。規制側が着目すべきシナリオ（逸脱事象）から除外した事象に区分した理由は大きく分けて二つある。一つ目の理由は、実施主体および地層処分の工学技術の研究開発を実施している機関が、対象とする工学技術の実証を実施しており、かつ、発生防止対策の有効性が確認していることである。二つ目の理由は、他産業においてすでに一定品質の製品の供給がなされており、かつ、発生防止対策の有効性が確認されていることである。これら以外の事象は、対策技術に関して課題が残っていると考えられることから、規制側として着目すべき逸脱事象に区分した。以下にその結果を処分場の構成要素ごとに示す。

4.4.1 ガラス固化体

表 4.4-1 に処分工学技術に関連したガラス固化体のシナリオ検討の調査結果を示す。

① イエローフェーズガラス固化体の発生

ガラス固化体製造時の廃液調整作業の事故・人的要因により、ガラス流下運転時にイエローフェーズが発生する可能性がある。しかし、イエローフェーズ発生防止対策を講じた以降のアクティブ試験においては、イエローフェーズの発生は確認されておらず、発生防止対策の有効性が確認された⁽⁴⁾としている。このことから、「イエローフェーズガラス固化体の発生」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）に含めないものとした。

② 核種の混合が不均質なガラス固化体の発生

ガラス固化体製造作業時の事故・人的要因により、核種の混合が不均質なガラス固化体が発生する可能性がある。核種の不均質なガラス固化体の発生を抑制するためには、運転条件と固化体特性の関係を明らかにする技術情報を検討する必要があることが指摘されている。現状では対策技術の有効性が確認されていない。このことから、「核種の混合が不均質なガラス固化体の発生」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

③ ガラス固化体の表面積の増加

ガラス固化体の地上および地下でのハンドリング時の事故・人的要因、オーバーパックの地下施設へのハンドリング時の衝突事故および事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱応力のガラス固化体への作用により、ガラス固化体の表面積が増加する可能性がある。

ガラス固化体の地上施設でのハンドリング技術は、JNFLにより実用化されている。また、基本的な火災への発生防止対策は、他産業において実用化されている。一方、地上施設で用いられるハンドリング技術の坑道内での適用性の確認、および、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「ガラス固化体の表面積の増加」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

④ 火災に伴ったガラス固化体の変質

事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱負荷により、ガラス固化体が相転移することでガラス固化体に変質する可能性がある。

基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段

階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「火災に伴ったガラス固化体の変質」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

表 4.4-1 処分工学技術に関連したガラス固化体のシナリオ検討

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|---------------------|---|---|
| イエローフェーズガラス固化体の発生 | イエローフェーズを少量含むガラス固化体が地層処分されているとしても、多重バリアシステムの相互補完性によりより大きな影響を及ぼさないと判断されている（日本原子力学会、2008） ⁽¹²⁾ 。 イエローフェーズ発生防止対策を講じた以降のアクティブ試験においては、イエローフェーズの発生は確認されておらず、発生防止対策の有効性が確認された（IAE-1323715-1） ⁽¹³⁾ 。 | アクティブ試験の結果を踏まえた運転管理として、ガラス固化体の操業運転において、発生が想定される事象や運転条件に対する手順の整備や適切な対応能力について、運転管理マニュアルに反映している（IAE-1323715-1） ⁽¹³⁾ 。 |
| 核種の混合が不均質なガラス固化体の発生 | 均質性に対する明確な定量的要求はなく、特性が把握できる程度に適切に製造されていることの確認が必要（日本原子力学会、2011） ⁽¹⁴⁾ 。 | 運転条件と固化体特性の関係を明らかにする技術情報を検討する必要がある（日本原子力学会、2010） ⁽⁹⁾ 。 |
| ガラス固化体の表面積の増加 | 地上施設でのガラス固化体の移動に必要な遠隔操作技術は、JNFLによって実用化。 基本的な火災への発生防止対策は、他産業で実用化。火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない。 | 地上施設で用いられる技術の坑道内での適用性を確認する必要がある。 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある。 |
| 火災に伴ったガラス固化体の変質 | 基本的な火災の発生防止対策は、他産業で実用化されている。 火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない。 | 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある。 |

4.4.2 オーバーパック

表 4.4-2 に処分工学技術に関連したオーバーパックのシナリオ検討の調査結果を示す。

① 炭素鋼の延性不足

炭素鋼製造時の品質管理作業の事故・人的要因により、不純物が混入した炭素鋼や炭素含有量が適切でない炭素鋼が製造される可能性がある。

炭素鋼の製造は製鉄業で実用化されており、日本工業規格⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾の適用により、製品品質のばらつきを小さくすることが可能であり、炭素鋼の延性不足は低い発生確率となることが考えられる。このことから、「炭素鋼の延性不足」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）に含めないものとした。

② オーバーパック溶接部に過大な残留応力の発生

オーバーパック蓋の溶接作業時に事故・人的要因が発生した場合、溶接部に過大な残留応力が発生する可能性がある。

現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、過大な残留応力の発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、残留応力除去を目的とした新技術の有効性について確認する必要があるものと考えられる。このことから、「オーバーパック溶接部に過大な残留応力の発生」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

③ オーバーパック溶接部にキズ発生

オーバーパック蓋の溶接作業時に事故・人的要因が発生した場合、溶接部にキズが形成される可能性がある。

現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、微細キズの発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、金属腐食に対して許容される溶接部のキズに対する検知手段の適用性を確認する必要があるものと考えられる。このことから、「オーバーパック溶接部にキズ発生」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

④ オーバーパック表面へのキズ形成と変形

オーバーパックの旋盤加工時、PEM 容器へのオーバーパック収納時、地下施設への搬送時、オーバーパックの定置時に事故・人的要因が発生した場合、オーバーパック表面にキズの形成や変形が生じる可能性がある。

移動物に対する落下・転倒防止対策は他産業においても広く実用化されている。さらに、JNFLにより実用化されているガラス固化体の遠隔操作によるハンドリング技術は、基本的にオーバーパックのハンドリングにも応用可能と考えられる。一方、許容されるキズと変形に対する検知手段の適用性やオーバーパックのハンドリングの坑道内での適用性の確認などが課題として残る。このことから、「オーバーパック表面へのキズ形成と変形」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑤ 火災に伴ったオーバーパックの溶融、過大な熱応力の発生

事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱負荷により、オーバーパックの融解や過大な熱応力が発生する可能性がある。

基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「火災に伴ったオーバーパックの溶融、過大な熱応力の発生」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

表 4.4-2 処分工学技術に関連したオーバーパックのシナリオ検討

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|-------------------------|---|--|
| 炭素鋼の延性不足 | 日本工業規格 ⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾ の適用により、製品品質のばらつきを許容範囲に抑えることは可能。 低い発生確率として評価可能な見込み。 | 特になし。 |
| OP 溶接部に過大な残留応力の発生 | OP 溶接技術の実用化進行中。 ⁽⁷⁾ 発生防止対策の有効性検討のデータを取得中。 ⁽⁷⁾ | 残留応力除去を目的とした新技術の有効性を確認する必要がある。 |
| OP 溶接部にキズ発生 | OP 溶接技術の実用化が進行している。 発生防止対策の有効性検討のデータを取得中。 ⁽⁷⁾ 検知技術の開発が進行している。 ⁽⁷⁾ | 金属腐食に対して許容される溶接部のキズに対する検知の手段の適用性を確認する必要がある。 |
| OP 表面へのキズ形成と変形 | 落下・転倒防止対策は他産業でも広く実用化されている。 JNFL のガラス固化体の遠隔操作によるハンドリング技術は、基本的に OP にも応用可能と考えられる。 検知技術の開発が進行している。 ⁽⁷⁾ | 許容されるキズと変形に対する検知手段の適用性を確認する必要がある。 OP ハンドリングの坑道内での適用性を確認する必要がある。 |
| 火災に伴った OP の溶融、過大な熱応力の発生 | 基本的な火災に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている。 火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない。 | 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある。 |

4.4.3 緩衝材

表 4.4-3 に処分工学技術に関連した緩衝材のシナリオ検討の調査結果を示す。

① スメクタイト含有量の不足

ベントナイト原鉱の採取・加工時の材料仕分け作業において、事故・人的要因が発生した場合、ベントナイト品質のばらつきが大きくなり、スメクタイト含有量が規定より少ないベントナイトが製造される可能性がある。

他産業では安定的な品質のベントナイトが提供されており、製品品質のばらつきを許容範囲に抑えることが可能である⁽⁶⁾と考えられる。そのため、「スメクタイト含有量の不足」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）に含めないものとした。

② 緩衝材ブロックのひび割れ・剥離

搬送・定置作業時の緩衝材ブロックの落下・転倒、緩衝材ブロック製作作業時、PEM 製作作業時の事故・人的要因により、緩衝材ブロックのひび割れ・剥離が発生する可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。

一方、搬送・定置作業については、現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術（真空吸引ポンプにより緩衝材ブロックを把持する技術）の開発が行われているところであり、今後ハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題であると考えられるため、「緩衝材ブロックのひび割れ・剥離」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

③ 緩衝材の粒度分布不良

ベントナイト原鉱加工時の乾燥・破砕・包装作業時、緩衝材製作時のケイ砂混合作業時の事故・人的要因により、緩衝材の粒度が不均質になる可能性がある。

工学技術の開発状況については、他産業で安定的な品質のベントナイトが供給されており、さらに、緩衝材ブロック製作試験の結果から、製造された緩衝材の品質のばらつきが小さいことが確認されている⁽⁶⁾。そのため、「緩衝材の粒度分布不良」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）に含めないものとした。

④ 緩衝材の初期含水比不良

処分場建設・操業段階の湧水処理の作業時（防水シート、水抜きボーリング、止水グラウト、処分孔鋼製ライナー、ポンプ排水）、処分場建設段階の坑道の通気工設置作業時（坑道内湿度管理）、緩衝材製作時のケイ砂混合作業時の事故・人的要因により、緩衝材の初期含水比がばらつく可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており⁽⁶⁾、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。

一方、湧水処理および湿度管理は、他産業で実用化されているものの、坑道内で発生する湧水や坑道内の高湿度を完全に防ぐことは難しい。そのため、湧水および湿度に対する発生防止対策として、「無孔 PEM 容器」により緩衝材を保護する対応と、「緩衝材製作時に密度と含水比を調整すること」により緩衝材自体の機能を高度化することでの対応について、現在検討が進められている。今後、これら対策についての有効性について検討することが課題として残るため、「緩衝材の初期含水比不良」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑤ 緩衝材の不均質な施工

緩衝材吹き付け作業時のノズル操作作業時の事故・人的要因により、緩衝材が不均質に施工

される可能性がある。

工学技術の開発状況については、吹き付け方式による緩衝材の施工試験が実施されている。それにより、ベントナイト単体でも高密度の緩衝材の施工が可能であること、品質のばらつきが小さいことが確認されている⁹⁾。そのため、「緩衝材の不均質な施工」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）に含めないものとした。

⑥ 緩衝材の原位置締固め時の締固め不足

緩衝材の原位置締固め時の締固めエネルギー不足などの事故・人的要因により緩衝材の締固め不足が発生する可能性がある。

工学技術の開発状況については、原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。今後坑道内での適用性を確認する必要があるものと考えられることから、「緩衝材の原位置締固め時の締固め不足」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑦ 緩衝材の浸食・流出

湧水処理作業時（水抜きボーリング、止水グラウト、処分孔鋼製ライナー）の事故・人的要因により、処分孔／処分坑道の湧水処理不良が発生し、緩衝材定置後に緩衝材が浸食・流出される可能性がある。また、処分孔／処分坑道の定置面清掃作業の不備により、掘削ズリや空洞が残存し、緩衝材定置後に掘削ズリや空洞部を流れる地下水により、緩衝材が浸食・流出される可能性がある。

工学技術の開発状況については、湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の緩衝材初期含水比に対する適用性確認、緩衝材浸食防止対策の有効性確認が課題として残るため、「緩衝材の浸食・流出」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑧ 処分孔／処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響

処分孔掘削作業、処分孔安定性確保作業、緩衝材定置作業および PEM 定置作業時の事故・人的要因により、緩衝材定置後、処分孔／処分坑道の岩盤部と緩衝材の境界に掘削ズリや空洞が残存した場合、定置された緩衝材の地下水の浸潤に伴い、空間側に膨潤し、緩衝材密度に影響する可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、緩衝材密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っているため、「処分孔／処分坑道の掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑨ 力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の過剰な空間側への膨潤

処分孔上部キャップおよび力学プラグ施工作业時の事故・人的要因により、コンクリートの強度・耐久性などが低下した場合、定置された緩衝材の地下水の浸潤に伴った膨潤圧が、処分孔上部キャップまたは力学プラグに作用し、処分孔上部キャップまたは力学プラグの破損が発生する可能性がある。その結果、緩衝材が空間側に膨潤し、緩衝材密度に影響する可能性がある。

工学技術の開発状況については、他産業でコンクリートの強度・耐久性を確保するための対策¹⁸⁾が実用化されており、一定品質のコンクリート構造物の施工が行われている。このため、「力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の空間側への膨潤」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑩ 火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響

事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱応力が緩衝材に作用し、緩衝材密度へ影響する可能性、および、火災に伴い緩衝材の化学特性が変化し、緩衝材密度へ影響する可能性がある。

基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

表 4.4-3 処分工学技術に関連した緩衝材のシナリオ検討

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|-----------------|---|---|
| スメクタイト含有量の不足 | 他産業で安定的な品質のベントナイトが提供されており、製品品質のばらつきを許容範囲に抑えることは可能。低い発生確率として評価可能な見込み。 | 特になし。 |
| 緩衝材ブロックのひび割れ・剥離 | 緩衝材ブロックの移動に必要な真空吸引把持技術（真空吸引ポンプにより緩衝材ブロックを把持する装置）が開発されており、地上での実規模試験が行われている。その結果、吸引ポンプ停止時などの不具合発生時にも直ちにブロックが落下することはないことなどが確認されている ⁽³⁾ （C23-2,C26-1）。JNFLのガラス固化体の遠隔操作によるハンドリング技術は、基本的にOPの移動にも応用可能と考えられる（C36,C40）。第二次とりまとめにより、緩衝材ブロック製作の実証試験が行われ、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されている ⁽⁶⁾ （C16）。 | OPおよび緩衝材ブロックのハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが必要（C23-2, C26-1, C36, C40）。緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さく、緩衝材ブロック製作作業を要因としたひび割れ・剥離は、低い発生確率として評価可能な見込み（C16）。 |
| 緩衝材の粒度分布不良 | 他産業で安定的な品質のベントナイトが供給されており、製品品質のばらつきを許容範囲に抑えることは可能である（C13）緩衝材ブロック製作試験が実施され、現場施工と比べ、含水比、乾燥密度ともに品質のばらつきが小さいことが確認されている（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ （C15）。 | 特になし。 |
| 緩衝材の初期含水比不良 | 防水シート、水抜きボーリング、鋼製ライナー、排水ポンプ作業は湧水対策として他産業で実用化されている（B17, B19, B22, B37, C33, C41-1）。しかし、これらの対応では、坑道に発生する湧水を完全に防ぐことは難しい。従って、「無孔PEM容器」により緩衝材を保護する対応と、「緩衝材製作時に密度と含水比を調整すること」により緩衝材自体の機能を高度化することで対応することが考えられている（RWMC,2013） ⁽⁷⁾ 。坑道内の湿度は換気による管理を基本とするが、コントロールが難しいことから、坑道内は高湿度環境であると考えられるので、高温高湿度環境下での緩衝材ブロックの挙動に関するデータをRWMCが取得している。その結果、含水比を低めに設定した場合にはブロック内の飽和度と周辺環境の湿度の差異により、吸水によるブロック表面のひび割れが発生することが分かった。このことにより、高湿度環境下に緩衝材ブロックをある程度の時間放置する必要がある場合には、緩衝材ブロック製作時初期含水比を定置環境の湿度を考慮して適切に設定する必要がある（NUMO-TR-11-01） ⁽³⁾ 。発生防止対策としては、緩衝材製造時に含水比を調整（緩衝材自体の機能を高度化）することの他、坑道内の換気による湿度調整、緩衝材と外気との接触防止（無孔PEM容器）が示されている（RWMC,2013） ⁽⁷⁾ （B29）。なお、湿度を考慮した含水比調整については、フィルダムの遮水性材料にて実績がある（RWMC,2013） ⁽⁷⁾ 。緩衝材ブロックの製作試験が実施され、現場施工と比べ、含水比、乾燥密度ともに品質のばらつきが小さいことが確認（JNC-TN1400-99-022） ⁽⁶⁾ （C14）。 | 湧水および湿度に対する発生防止対策である「無孔PEM容器」や「緩衝材自体の機能を高度化」の有効性について検討する必要がある（B17, B29, B19, B22, B37, C33, C41-1）。緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さく、初期含水比不良は、低い発生確率として評価可能な見込み（C14）。 |
| 緩衝材の不均質な施工 | 吹き付け方式による緩衝材の施工試験が実施されている。超高速ノズルを用いて高速でベントナイト材料を吹き付けることにより、ベントナイト単体でも高い乾燥密度（1.6t/m ³ ）の緩衝 | 特になし。 |

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|--------------------------------------|---|--|
| | 材の施工が可能であることが実証されている。さらに、吹き付け方式により施工した緩衝材は密度の均一性が高く、ブロック方式や締固め方式で施工した場合の乾燥密度の標準偏差が0.09, 0.12 であるのに対して、吹き付けによる場合は0.02 という値が得られている (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ (C41-1)。 | |
| 緩衝材の原位置締固め時の締固め不足 | 原位置締固め方式の実規模試験が行われており、発生防止対策の有効性についての情報を取得している (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ 。 | 原位置締固め方式の坑道内での適用性を確認する必要がある。 |
| 緩衝材の浸食・流出 | <p>防水シート、水抜きボーリング、鋼製ライナー、排水ポンプ作業は湧水対策として実用化されている (B20, B23, B38)。</p> <p>ロックフィルダムの遮水性材料とダム基礎岩盤部の境界面での水流を防止するため、不陸の処理 (隙間充填作業) が実用化されている (B28, C32)。</p> <p>坑道掘削時の周辺岩盤への過大な衝撃に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (B1-2, B3-2)。</p> <p>排水管設置作業、ズリ運搬作業の路盤部岩盤の劣化に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (B18-2, B7-2)。</p> <p>支保設置作業時の支保効果発現不良に対する発生防止対策は他産業で実用化されている (B5-2, B9-2, B27-2, B12-2, B15-2, B10-2, B25-2)。</p> <p>水抜きボーリング作業時の排水効果不良に対する発生防止対策は示されていない (B21-2)</p> <p>粘土プラグ、力学プラグ設置作業での切り欠き部掘削作業時の周辺岩盤への過大な衝撃に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (C45-2, C51-2)</p> <p>処分孔掘削作業時の処分孔周辺岩盤への衝撃を緩和するための対策は、特に示されていない (B30-2, B32-2)。</p> <p>処分孔安定確保のための補強リング作業の支保効果不良に対する発生防止対策は示されていない (B34-2)。</p> <p>処分孔安定確保のための吹き付けコンクリート作業の支保効果不良に対する発生防止対策は他産業で実用化されている (B36-2)。</p> | <p>湧水防止対策の緩衝材初期含水比に対する適用性を確認する必要がある (B20, B23, B38)。</p> <p>緩衝材の浸食・流出防止に対する隙間充填作業の有効性を確認する必要がある (C28, C32)。</p> <p>掘削影響領域が拡大し、坑道周辺岩盤の水理特性が変化することで緩衝材と岩盤の境界に水流が生じ緩衝材が浸食・流出することに対する対策の有効性を確認する必要がある (B1-2, B3-2, B18-2, B7-2, B5-2, B9-2, B27-2, B12-2, B15-2, B10-2, B25-2, B21-2, C45-2, C51-2, B30-2, B32-2, B34-2, B36-2)。</p> |
| 処分孔/処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響 | <p>緩衝材ペレットを用いた隙間充填作業について実規模の模擬処分坑道での試験が実施され、充填技術の有効性についての情報を取得している (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ (B32, B35, C27, C31-1, C37)。</p> <p>坑道を拡幅することにより、搬送装置の操舵性と PEM 前方の視認性が向上し、リスクへの対応が向上すると考えている (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ (C42)。</p> | <p>緩衝材の密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性についての検討が必要である (B32, B35, C27, C31-1, C37)。</p> <p>隙間充填作業、PEM 定置作業の坑道内での適用性の確認をする必要がある (C42)。</p> |
| 力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の過剰な空間側への膨潤 | 発生防止対策を適用することにより、コンクリート構造物の強度・耐久性を確保することが可能。低い故障率として評価可能な見込み。 | 特になし。 |
| 火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は、他産業で実用化されている。火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない。 | 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある。 |

4.4.4 粘土プラグ

表 4.4-4 に処分工学技術に関連した粘土プラグのシナリオ検討の調査結果を示す。

① 粘土ブロックのひび割れ・剥離

粘土ブロックハンドリング時の粘土ブロックの落下・転倒が発生した場合、粘土ブロックのひび割れ・剥離が発生する可能性がある。

工学技術の開発状況については、現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、粘土ブロックについても同様の工学技術が採用されるものと考えられる。そのハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題であると考えられるため、「粘土ブロックのひび割れ・剥離」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

② 粘土ブロックの初期含水比不良

粘土プラグ切り欠き部の湧水処理作業時の事故・人的要因により、粘土ブロックと地下水が接触し、粘土ブロックの初期含水比が不良となる可能性がある。

湧水処理技術については、他産業で実用化されているが、湧水処理対策の適用性を確認する必要があるため、「粘土ブロックの初期含水比不良」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

③ 粘土ブロックの浸食・流出

粘土プラグ設置面の清掃・不陸の処理作業時の事故・人的要因により、過大な不陸または掘削ズリが残存し、岩盤部と粘土ブロックの間に連続的な隙間が形成される可能性がある。その連続的な隙間に地下水の流れが生じた場合、粘土ブロックが浸食・流出する可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材の場合と同様であるため、「粘土ブロックの浸食・流出」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

④ 粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響

粘土プラグ設置面の清掃・不陸の処理作業時の事故・人的要因により、過大な不陸または掘削ズリが残存し、地下水の浸潤に伴い粘土ブロックが空間側へ膨潤し、粘土プラグの密度に影響する可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材の場合と同様であるため、「粘土プラグ切り欠き部における掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑤ 火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響

燃料漏れなどの事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱応力が粘土ブロックに作用し、粘土ブロック密度へ影響する可能性がある。

基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

表 4.4-4 処分工学技術に関連した粘土プラグのシナリオ検討

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|---|---|--|
| 粘土ブロックのひび割れ・剥離 | 緩衝材ブロックの移動に必要な真空吸引把持技術が開発中である。緩衝材ブロックのハンドリング技術は基本的に粘土ブロックにも応用可能と考えられる (C47-1, D7-1)。 | 粘土ブロックのハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが必要 (C47-1)。 |
| 粘土ブロックの初期含水比不良 | 湧水対策は他産業で実用化されている (C48, D8)。 | 湧水対策の適用性の確認 (C48, D8) をする必要がある。 |
| 粘土ブロックの浸食・流出 | ロックフィルダムの遮水性材料とダム基礎岩盤部の境界面での水流を防止するため、不陸の処理 (隙間充填作業) が実用化されている (C50, D10)。 | 緩衝材の浸食・流出防止に対する隙間充填作業の有効性を確認する必要がある (C50, D10)。 |
| 粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響 | 緩衝材ペレットを用いた隙間充填作業について実規模の模擬処分坑道での試験が実施され、充填技術の有効性についての情報を取得している (NUMO-TR-11-01) ⁽³⁾ (C49, D9)。 | 粘土プラグの密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性についての検討が必要である (C49, D9)。 |
| 火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は、他産業で実用化されている。火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない (C47-2, D7-2)。 | 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある (C47-2, D7-2)。 |

4.4.5 埋め戻し材

表 4.4-5 に処分工学技術に関連した埋め戻し材のシナリオ検討の調査結果を示す。

① 力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の過剰な空間側への膨潤

力学プラグ施工作业時の事故・人的要因により、コンクリートの強度・耐久性などが低下した場合、埋め戻し材の地下水の浸潤に伴った膨潤圧が、力学プラグに作用し、力学プラグの破損が発生する可能性がある。その結果、埋め戻し材が空間側に膨潤し、埋め戻し材密度に影響する可能性がある。

工学技術の開発状況については、他産業でコンクリートの強度・耐久性を確保するための対策⁽¹⁸⁾が実用化されており、一定品質のコンクリート構造物の施工が行われている。このため、「力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の空間側への膨潤」は、着目すべきシナリオ (逸脱事象) に含めないものとした。

② 埋め戻し材の初期含水比不良

埋め戻し材製作時の事故・人的要因により、埋め戻し材の初期含水比がばらつく可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されている。埋め戻し材製作は、緩衝材ブロックの製作技術を応用することができるが、緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が今後必要となると考えられる。そのため、「埋め戻し材の初期含水比不良」は、着目すべきシナリオ (逸脱事象) として抽出した。

③ 埋め戻し材の転圧不足

処分坑道、水平坑道、斜抗、立坑の埋め戻し作業時の事故・人的要因により埋め戻し材の転

圧不足が発生する可能性がある。

工学技術の開発状況については、緩衝材について原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。埋め戻し材についてもこの技術が応用されることが考えられる。緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が必要と考えられる。そのため、「埋め戻し材の転圧不足」は、着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

④ 火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による定置された埋め戻し材の密度への影響

燃料漏れなどの事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱応力が埋め戻し材に作用し、埋め戻し材の密度へ影響する可能性、および、火災に伴った熱負荷により埋め戻し材の化学特性が変化し、埋め戻し材の密度へ影響する可能性がある。

基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による定置された埋め戻し材の密度への影響」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑤ 処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成

坑道掘削時、支保工施工作业時の事故・人的要因による坑道周辺岩盤に過大な衝撃による過大な不陸の形成、および、覆工コンクリート施工作业時のコンクリートの流動性不足などによるコンクリート見充填部の形成により、覆工コンクリート背面と岩盤との境界に連続した空洞が形成される可能性がある。

工学技術の開発状況については、空洞形成の対策技術について他産業で実用化されている。しかし、これは坑道の力学的安定性確保を目的とした対策であるため、遮水性に関する有効性については今後確認していく必要がある。そのため、「処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

表 4.4-5 処分工学技術に関連した埋め戻し材のシナリオ検討

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|--|--|--|
| 力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の過剰な空間側への膨潤 | 発生防止対策を適用することにより、コンクリート構造物の強度・耐久性を確保することが可能。 低い故障率として評価可能な見込み (C54, D13, D14)。 | 特になし。 |
| 埋め戻し材の初期含水比不良 | 緩衝材の製作試験が実施され、現場施工と比べ、含水比、乾燥密度ともに品質のばらつきが小さいことが確認されている (JNC-TN1400-99-022) ⁽⁶⁾ 。埋め戻し材の製作には緩衝材の製作技術が応用可能と考えられる (C20)。 | 緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が必要である (C20)。 |
| 埋め戻し材の転圧不足 | 緩衝材の原位置締固め方式の実規模試験が行われており、発生防止対策の有効性についての情報を取得している (C44-1, D1-1, D2-1, D3-1)。 | 緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が必要である (C44-1, D1-1, D2-1, D3-1)。 |
| 火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による定置された埋め戻し材の密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は、他産業で実用化されている。火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない (C44-2, D1-2, D2-2, D3-2)。 | 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある (C44-2, D1-2, D2-2, D3-2)。 |
| 処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成 | 処分坑道掘削時、ロックボルト、先受け工施工作業時の不陸の形成に対する発生防止対策は、他産業で実用化されているが、坑道の力学的安定性の確保を目的とした対策であり、遮水性を目的としたものではない (B2, B4, B6, B11, B26)。 覆工コンクリート施工作業時のコンクリートの見充填部に対する発生防止対策は、他産業で実用化されているが、坑道の力学的安定性の確保を目的とした対策であり、遮水性を目的としたものではない (B13)。 ズリ運搬作業時、インバートコンクリート施工作業時の掘削ズリの残存に対する発生防止対策は、示されていない (B8, B14)。 | 処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞に対する発生防止対策の遮水性に関する有効性を検討する必要がある (B2, B4, B6, B11, B26, B13)。 坑道路盤部の掘削ズリの残存に対する発生防止対策を検討する必要がある (B8, B14)。 |

4.4.6 母岩掘削影響領域

表 4.4-6 に処分工学技術に関連した母岩掘削影響領域のシナリオ検討の調査結果を示す。

① 調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成

サイト調査段階でのボーリング孔閉塞作業時の閉塞材と分散媒との配合不良、閉塞作業の不備により、閉塞材の目詰まりが生じ、ボーリング孔が完全に閉塞されなかった場合、調査ボーリング孔自体が選択的な流路となる可能性がある。

工学技術の開発状況については、ボーリング孔閉塞作業時の目詰まりに対する発生防止対策は、他産業で実用化されているが、1,000m 級のボーリング孔の埋め戻しについては、全長にわたって適切に充填できる技術の確認などが必要であるとされている。そのため、「調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

② 坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存

粘土プラグ部でのグラウト作業時の注入材の充填不足による空洞の残存、力学プラグ設置面の清掃・不陸処理作業時の事故・人的要因により、坑道周辺に空洞やズリが残存する可能性がある。

工学技術の開発状況については、グラウト作業については発生防止対策が他産業で実施され

ているものの発生防止対策の有効性については確認されていない。また、力学プラグ設置面の空洞やズリの残存に対する発生防止対策は現在のところ示されていない。これらのことから、「坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

③ ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成

ボーリング孔での透水試験時の事故・人的要因により、ボーリング孔周辺岩盤の割れ目充填物の流出や割れ目の拡大が発生し、ボーリング孔周辺母岩が選択的な流路となる可能性がある。

工学技術の開発状況については、具体的な発生防止対策が示されていないことから、「ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

④ 坑道周辺の掘削影響領域の拡大

坑道掘削時、粘土・力学プラグ切り欠き部掘削時の坑道周辺岩盤への過大な衝撃、坑道路盤の排水不良による路盤岩盤の劣化、支保工施工作业時の支保効果発現不良、湧水対策作業時の不備による過剰な間隙水圧の発生などを起因として、坑道周辺の掘削影響領域が拡大する可能性がある。

工学技術の開発については、事故・人的要因に応じて様々な対策が他産業で実用化されているものと、対策が示されていないものがある。逸脱事象が坑道周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性について今後検討する必要があると考えられるため、「坑道周辺の掘削影響領域の拡大」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑤ 処分孔周辺の掘削影響領域の拡大

処分孔掘削作業時の処分孔周辺岩盤への過大な衝撃、処分孔安定確保作業時の支保効果不良を起因として、処分孔周辺の掘削影響領域が拡大する可能性がある。

工学技術の開発については、事故・人的要因に応じて様々な対策が他産業で実用化されているものと、対策が示されていないものがある。逸脱事象が処分孔周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性について今後検討する必要があると考えられるため、「処分孔周辺の掘削影響領域の拡大」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

⑥ 火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大

燃料漏れなどの事故・人的要因を起因とした火災に伴った熱応力が坑道周辺岩盤に作用し、坑道周辺の掘削影響領域の拡大する可能性がある。

基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、「火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大」を着目すべきシナリオ（逸脱事象）として抽出した。

表 4.4-6 処分工学技術に関連した母岩掘削影響領域のシナリオ検討

| 逸脱事象 | 工学的対策技術等に対する理解の現状 | 工学技術等における着目すべき項目 |
|------------------------------|--|---|
| 調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成 | ボーリング孔閉塞作業時の目詰まりに対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (A1, D4)。ボーリング孔の埋め戻し方法として、ストリパプロジェクトのボアホールプラグ、スイス放射性廃棄物管理共同組合のボーリング孔閉塞試験が実施されている。いずれの試験でも、ベントナイトを充填した区間は周辺の岩盤よりも透水係数が低くなる、または選択的な水みちとはならないことが確認されている (NUMO-TR-04-01) ⁽⁵⁾ 。 | 1,000m 級のボーリング孔の埋め戻しについては、全長にわたって適切に充填できる技術の確認などが必要である (NUMO-TR-04-01) ⁽⁵⁾ 。 |
| 坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存 | 粘土プラグ部でのグラウト作業時の注入材の充填不足に対する発生防止対策は他産業で実用化されている (C46-1, D6)。力学プラグ設置面の空洞やズリの残存に対する発生防止対策は示されていない (C52-1, D12)。 | 発生防止対策の有効性について検討する必要がある (C46-1, D6)。 |
| ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成 | 具体的な発生防止対策は示されていない。 | 逸脱事象が処分場に与える影響について検討する必要がある。 |
| 坑道周辺の掘削影響領域の拡大 | 坑道掘削時の周辺岩盤への過大な衝撃に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (B1-1, B3-1)。排水管設置作業、ズリ運搬作業の路盤部岩盤の劣化に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (B18-1, B7-1)。支保設置作業時の支保効果発現不良に対する発生防止対策は他産業で実用化されている (B5-1, B9-1, B27-1, B12-1, B15-1, B10-1, B25-1)。水抜きボーリング作業時の排水効果不良に対する発生防止対策は示されていない (B21-1)。粘土プラグ、力学プラグ設置作業での切り欠き部掘削作業時の周辺岩盤への過大な衝撃に対する発生防止対策は、他産業で実用化されている (C45-1, D5, C51-1, D11)。 | 逸脱事象が坑道周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性を検討する必要がある。 |
| 処分孔周辺の掘削影響領域の拡大 | 処分孔掘削作業時の処分孔周辺岩盤への衝撃を緩和するための対策は、特に示されていない (B30-1, B32-1)。処分孔安定確保のための補強リング作業の支保効果発現不良に対する発生防止対策は示されていない (B34-1)。処分孔安定確保のための吹き付けコンクリート作業の支保効果発現不良に対する発生防止対策は他産業で実用化されている (B36-1)。 | 逸脱事象が処分孔周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性を検討する必要がある。 |
| 火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大 | 基本的な火災の発生防止対策は、他産業で実用化されている。火災に対する個別の発生防止対策の有効性は示されていない (C24-3, C29-3, C34-3, C38-3)。 | 地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策の有効性を検討する必要がある (C24-3, C29-3, C34-3, C38-3)。 |

4.5 まとめ

地層処分場の長期安全性を確保するためには、人工バリアと天然バリアを含めた多重バリアが適切に機能することが重要である。そこで、規制の観点から、工学技術の適用に関するシナリオ整備を行ってきている。平成 22 年度および平成 23 年度には、HLW および TRU 廃棄物を対象に処分場の建設・操業・閉鎖段階における工学技術適用時の事故・人的要因を起因とした人工バリアまたは天然バリアの THMC の変化、および、それにつづく安全機能への影響に関するシナリオ整備を行った。平成 24 年度には、建設・操業・閉鎖段階で地質・気候関連事象（地震）が発生した場合を想定した整理を行った。

人工バリアや天然バリアの安全機能に影響を及ぼす要因として、建設・操業・閉鎖段階での人工バリアの製作・施工、地下施設の建設・操業などの作業時に、火災・衝突・落下などの事故や作業者の誤動作、品質管理の不備などの人的要因がある。HLW 地層処分場の建設・操業・閉鎖段階で事故・人的要因が発生した場合、図 4.5-1 に示すように影響の連鎖が進展するものと考えられる。

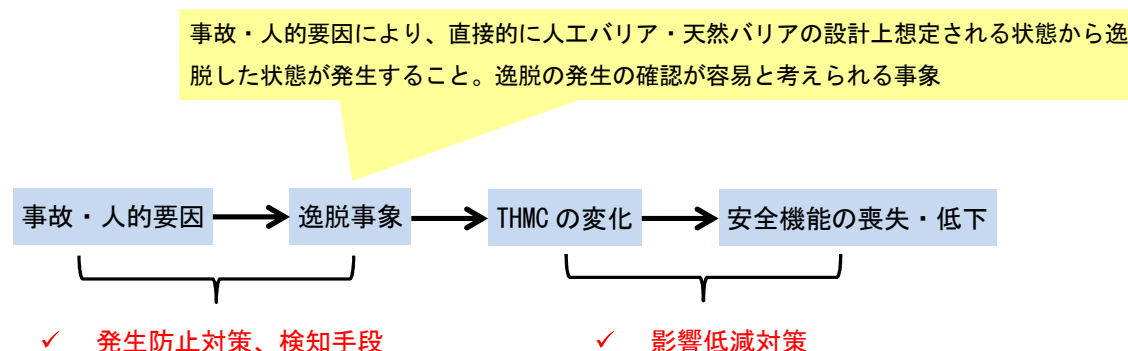


図 4.5-1 事故・人的要因に起因した影響の連鎖

図 4.5-1 に示すように、地層処分場の建設・操業・閉鎖段階において、特定の工学技術を適用した際に、なんらかの事故・人的要因が発生した場合（例えば、オーバーパックの地下施設への搬送時の衝突事故）、設計上想定される状態から逸脱した状態（逸脱事象：例えば、ガラス固化体の表面積の増加）が発生し、人工バリアまたは天然バリアの THMC を変化させ（例えば、ガラス固化体の変質・溶解への影響）、安全機能（例えば、放射性核種の浸出抑制）の喪失・低下につながることを考えられる。しかし、事故・人的要因や逸脱事象に対する発生防止対策を行うことで、逸脱事象の発生を抑制することが可能となる。さらに、仮に逸脱事象が発生した場合でも、逸脱事象を検知し影響低減対策を行うことで、安全機能の喪失・低下につながる一連の影響の連鎖を断ち切ることができる。このようなことから、工学的対策技術に関する情報を収集・整理し、その適用性についての分析を行うことは、工学技術の適用に関するシナリオの妥当性を検討するために有効であると考えた。

そこで、平成 25 年度は、過年度に整理した事故・人的要因および逸脱事象（ガラス固化体 4 事象、オーバーパック 5 事象、緩衝材 10 事象、粘土プラグ 5 事象、埋め戻し材 5 事象、母岩掘削影響領域 6 事象、計 35 事象）（Appendix-III）ごとに、発生防止対策、検知手段、影響防止対策について情報収集を行った。さらに、その整理結果をもとに、それぞれの工学的対策技術に対する現状の有効性について検討するとともに、対策技術の有効性が未熟であるものに対する今後の検討課題を整理した。それらの検討結果を踏まえ、規制側が着目すべきシナリオ（逸脱事象）と着目すべきシナリオ（逸脱事象）から除外したものに区分した。

上記の整理の結果、規制側が着目すべき逸脱事象として、計 28 事象（ガラス固化体 3 事象、オーバーパック 4 事象、緩衝材 6 事象、粘土プラグ 5 事象、埋め戻し材 4 事象、母岩掘削影響領域 6 事象）を抽出した（表 4.5-1～表 4.5-6）。

また、着目すべき事象から除外した事象を表 4.5-7 に示した。規制側が着目すべきシナリオ（逸脱事象）から除外した事象に区分した理由は大きく分けて二つある。一つ目の理由は、実施主体および地層処分の工学技術の研究開発を実施している機関が、対象とする工学技術の実証を実施しており、かつ、発生防止対策の有効性が確認していることである。二つ目の理由は、他産業においてすでに一定品質の製品の供給がなされており、かつ、発生防止対策の有効性が確認されていることである。これら以外の事象は、対策技術に関して課題が残っていると考えられることから、規制側として着目すべき逸脱事象に区分した。

これら規制側として着目すべき逸脱事象は、地層処分に用いられる工学技術に対する研究・開発の進展に応じて変わっていく。そのため、規制側としては、今後とも地層処分の工学技術に関する新規知見の収集を進め、新技術の有効性について分析していく必要がある。

表 4.5-1 着目すべき逸脱事象（ガラス固化体）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|---------------------|--|
| 核種の混合が不均質なガラス固化体の発生 | 核種の不均質なガラス固化体の発生を抑制するためには、運転条件と固化体特性の関係を明らかにする技術情報を検討する必要があることが指摘されている。現状では対策技術の有効性が確認されていない。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| ガラス固化体の表面積の増加 | ガラス固化体の地上施設でのハンドリング技術は、JNFLにより実用化されている。また、基本的な火災への発生防止対策は、他産業において実用化されている。一方、地上施設で用いられるハンドリング技術の坑道内での適用性の確認、および、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災に伴ったガラス固化体の変質 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 4.5-2 着目すべき逸脱事象（オーバーパック）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|----------------------------|---|
| オーバーパック溶接部に過大な残留応力の発生 | 現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、過大な残留応力の発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、残留応力除去を目的とした新技術の有効性について確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| オーバーパック溶接部にキズ発生 | 現在、RWMCにより、オーバーパック溶接技術の実用化に向けて技術開発が行われており、微細キズの発生防止対策の有効性についての検討が行われている段階である。今後、金属腐食に対して許容される溶接部のキズに対する検知手段の適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| オーバーパック表面へのキズ形成と変形 | 移動物に対する落下・転倒防止対策は他産業においても広く実用化されている。さらに、JNFLにより実用化されているガラス固化体の遠隔操作によるハンドリング技術は、基本的にオーバーパックのハンドリングにも応用可能と考えられる。一方、許容されるキズと変形に対する検知手段の適用性やオーバーパックのハンドリングの坑道内での適用性の確認などが課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災に伴ったオーバーパックの溶融、過大な熱応力の発生 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 4.5-3 着目すべき逸脱事象（緩衝材）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|------------------------------------|--|
| 緩衝材ブロックのひび割れ・剥離 | 緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。一方、搬送・定置作業については、現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、今後ハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題である。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 緩衝材の初期含水比不良 | 緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されており、製作作業を要因とした逸脱事象の発生確率は低いものと考えられる。 一方、湧水処理および湿度管理は、他産業で実用化されているものの、坑道内で発生する湧水や坑道内の高湿度を完全に防ぐことは難しい。そのため、湧水および湿度に対する発生防止対策として、「無孔 PEM 容器」により緩衝材を保護する対応と、「緩衝材製作時に密度と含水比を調整すること」により緩衝材自体の機能を高度化することでの対応について、現在検討が進められている。今後、これら対策についての有効性について検討することが課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 緩衝材の原位置締固め時の締固め不足 | 原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。また、今後坑道内での適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 緩衝材の浸食・流出 | 湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の緩衝材初期含水比に対する適用性確認、緩衝材浸食防止対策の有効性確認が課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 処分孔／処分坑道の過剰な掘削ズリと空洞の残存による緩衝材密度への影響 | 緩衝材ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、緩衝材密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った緩衝材の化学特性、熱応力による緩衝材の密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 4.5-4 着目すべき逸脱事象（粘土プラグ）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|---|--|
| 粘土ブロックのひび割れ・剥離 | 現在、緩衝材ブロックのハンドリングに必要な真空吸引把持技術の開発が行われているところであり、粘土ブロックについても同様の工学技術が採用されるものと考えられる。そのハンドリング技術の坑道内での適用性を確認することが課題である。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 粘土ブロックの初期含水比不良 | 湧水処理技術については、他産業で実用化されているが、湧水処理対策の適用性を確認する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 粘土ブロックの浸食・流出 | 湧水処理対策、浸食防止対策が他産業で実用化されている。一方、湧水処理対策の粘土プラグ浸食防止対策の有効性確認が課題として残る。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 粘土プラグ切り欠き部における過剰な掘削ズリと空洞の残存による粘土プラグ密度への影響 | ペレットを用いた隙間充填作業などの実証試験が実施されている。しかし、粘土プラグ密度のばらつきに対する発生防止対策の有効性確認が今後の課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った粘土プラグの化学特性、熱応力による粘土プラグの密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 4.5-5 着目すべき逸脱事象（埋め戻し材）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|---------------------------------------|--|
| 埋め戻し材の初期含水比不良 | 緩衝材ブロック製作作業については、実証試験により、製造された緩衝材ブロックの品質のばらつきが小さいことが確認されている。埋め戻し材製作は、緩衝材ブロックの製作技術を応用することができるが、緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が今後必要となる。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 埋め戻し材の転圧不足 | 緩衝材について原位置締固め方式の実規模試験が行われており、現在開発中である。埋め戻し材についてもこの技術が応用されることが考えられる。緩衝材と埋め戻し材では、使用する材料が異なることが考えられることから、実際に使用する材料を用いた材料品質の確認が必要となる。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った埋め戻し材の化学特性、熱応力による埋め戻し材の密度への影響 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 処分坑道の覆工コンクリート背面の空洞形成 | 空洞形成の対策技術について他産業で実用化されている。しかし、これは坑道の力学的安定性確保を目的とした対策であり、遮水性に関する有効性について、今後確認していく必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 4.5-6 着目すべき逸脱事象（母岩掘削影響領域）

| 逸脱事象 | 選定理由 |
|------------------------------|--|
| 調査ボーリング孔自体の選択的な流路形成 | ボーリング孔閉塞作業時の目詰まりに対する発生防止対策は、他産業で実用化されているが、1,000m級のボーリング孔の埋め戻しについては、全長にわたって適切に充填できる技術の確認などが必要であるとされている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 坑道周辺の掘削ズリや空洞の残存 | グラウト作業の事故・人的要因に起因した空洞形成については発生防止対策が他産業で実施されているものの発生防止対策の有効性については確認されていない。また、力学プラグ設置面の空洞やズリの残存に対する発生防止対策は現在のところ示されていない。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| ボーリング孔周辺母岩の選択的な流路形成 | 具体的な発生防止対策が示されていないことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 坑道周辺の掘削影響領域の拡大 | 事故・人的要因に応じて様々な対策が他産業で実用化されているものと、対策が示されていないものがある。逸脱事象が坑道周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性について今後検討する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 処分孔周辺の掘削影響領域の拡大 | 事故・人的要因に応じて様々な対策が他産業で実用化されているものと、対策が示されていないものがある。逸脱事象が処分孔周辺岩盤の水理特性に与える影響と発生防止対策の有効性について今後検討する必要がある。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |
| 火災発生に伴った熱応力による坑道周辺の掘削影響領域の拡大 | 基本的な火災の発生防止対策は他産業で実用化されているものの、地層処分の技術・作業段階に応じた火災に対する個別の対策技術の有効性の確認などが課題として残っている。このことから、着目すべき逸脱事象に含めることとした。 |

表 4.5-7 着目すべき逸脱事象から除外した事象

| 逸脱事象 | | 除外理由 |
|-------|--------------------------------------|---|
| ガラス | イエローフェーズガラス 固化体の発生 | イエローフェーズ発生防止対策を実施したアクティブ試験においては、イエローフェーズの発生は確認されておらず、発生防止対策の有効性が確認されたとの報告がある。このことから除外することとした。 |
| OP | 炭素鋼の延性不足 | 炭素鋼の製造は製鉄業で実用化されており、日本工業規格の適用により、製品品質のばらつきを小さくすることが可能であり、炭素鋼の延性不足は低い発生確率となることが考えられる。このことから、除外することとした。 |
| 緩衝材 | スメクタイト含有量の不足 | 他産業では安定的な品質のベントナイトが提供されており、製品品質のばらつきを許容範囲に抑えることが可能である。このことから、除外することとした。 |
| | 緩衝材の粒度分布不良 | 他産業で安定的な品質のベントナイトが供給されており、さらに、緩衝材ブロック製作試験の結果から、製造された緩衝材の品質のばらつきが小さいことが確認されている。このことから、除外することとした。 |
| | 緩衝材の不均質な施工 | 吹き付け方式による緩衝材の施工試験が実施されており、ベントナイト単体でも高密度の緩衝材の施工が可能であること、品質のばらつきが小さいことが確認されている。このことから、除外することとした。 |
| | 力学プラグ・処分孔上部キャップの破損に伴った緩衝材の過剰な空間側への膨潤 | 他産業でコンクリートの強度・耐久性を確保するための対策が実用化されており、一定品質のコンクリート構造物の施工が行われている。このことから、除外することとした。 |
| 埋め戻し材 | 力学プラグの破損に伴った埋め戻し材の過剰な空間側への膨潤 | 他産業でコンクリートの強度・耐久性を確保するための対策が実用化されており、一定品質のコンクリート構造物の施工が行われている。このことから、除外することとした。 |

第4章の参考文献

- (1) 公益財団法人 原子力環境整備促進・資金管理センター，平成23年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発 報告書，2012
- (2) OECD/NEA, Features, events and processes (FEPs) for geological disposal of radioactive waste – An International Database -, 2002
- (3) 原子力発電環境整備機構，地層処分事業の安全確保（2010年度版）－確かな技術による完全な地層処分の実現のために－，NUMO-TR-11-01，2011
- (4) 土木学会，トンネル標準示方書，山岳工法・同解説，2006
- (5) 原子力発電環境整備機構，高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性－「処分場の概要」の説明資料－，NUMO-TR-04-01，2004
- (6) 核燃料サイクル開発機構，わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ－，分冊2地層処分の工学技術，JNC TN1400 99-022，1999
- (7) 原子力環境整備促進・資金管理センター，平成24年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書－遠隔操作技術高度化開発－，2013
- (8) 原子力環境整備促進・資金管理センター，平成24年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書－人工バリア品質評価技術の開発－，2013
- (9) 日本原子力学会，地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント～地層処分において必要とされる高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の特性～報告書，2010
- (10) 日本原子力研究開発機構，平成24年度地層処分技術調査等事業 高レベル放射性廃棄物処分関連 地下坑道施工技術高度化開発 6カ年報告書，2013
- (11) 原子力環境整備促進・資金管理センター，平成19年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書－遠隔操作技術高度化開発－，2008
- (12) 日本原子力学会イエローフェーズ含有ガラス固化体評価特別専門委員会，イエローフェーズ含有ガラス固化体の処分時影響評価試算結果の妥当性について，2008
- (13) エネルギー総合工学研究所，核燃料サイクル技術の安定性に関する検討 第一ステップ 再処理工場におけるガラス固化施設の安定運転の実現に向けた見通しの技術的評価報告書，2013
- (14) 日本原子力学会地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント特別委員会，地層処分対象放射性廃棄物品質マネジメント～地層処分において必要と考えられる高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の機能と要件～報告書，2011
- (15) 原子力環境整備促進・資金管理センター，平成13年度 高レベル放射性廃棄物処分事業推進調査報告書－遠隔操作技術高度化開発－，2002
- (16) 日本工業規格，鋼材の製品分析方法及びその許容変動値，JIS G 0321，2010
- (17) 日本工業規格，金属材料引張試験方法，JIS Z 2241，2011
- (18) 土木学会 コンクリート委員会 コンクリート標準示方書改訂小委員会編集，コンクリート標準示方書 [施工編]，2012

5 . リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ 設定手法の整備（地質・気候関連事象）

5. リスク論的考え方に基づく安全評価シナリオ設定手法の整備(地質・気候関連事象)

5.1 はじめに

HLW、および TRU 廃棄物の地層処分では、地震、火山、泥火山、侵食、局所的気候変動等の地質・気候関連事象による処分施設の破壊や著しい特性の変化の影響はサイト選定により回避され、あるいは、処分場レイアウトの検討や適切な施設設計により、このような地質・気候関連事象による処分システム内の特性変化の影響を極力抑えなければならない。そのため、地層処分の安全評価では、地質・気候関連事象の発生が処分システム領域の地質環境（以下、母岩）に与える影響を定量的に評価（母岩の影響評価）することは必要不可欠である。さらに、地質・気候関連事象については不確実性が避けられないために、不確実性に配慮して母岩の熱、水理、力学、化学（以下、THMC）に関する影響評価を行う必要がある。

そこで、日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構）は、我が国を概観したジェネリックな地質・気候関連事象の発生が処分システムに与える THMC の影響により細分化した事象の整理を平成 19 年度に開始するとともに、これらの細分化した事象の影響を評価するために、事象に適用可能な既存モデル（近似式等）を組合せ、そのデータの入出力関係を整理・統合したモデル構造の整備を平成 21 年度に開始した。

FEP データベースの整備では、我が国において想定しうる事象が FEP（Feature Event and Process；特性、事象、プロセス）の連鎖で表すと 177 事象となることを示した。また、母岩の影響評価手法の整備では、177 事象の全てを対象とするモデル（モデル構造）を整備した。

平成 25 年度は、モデル構造の不確実性について分析を行い、177 事象を対象とする母岩の影響評価の不確実性の類型化を行うとともに、母岩の影響評価シナリオに至る一連の作業の取りまとめを行った。

本章の「5.2 項 母岩の影響評価シナリオの設定手法」では、影響評価における問題点とその対処方法を示し、この対処方法に基づいて FEP データベース、モデル構造、および不確実性の評価手法の整備の手順を示す。5.3 項、5.4 項ではそれぞれ、FEP データベース、モデル構造の整備概要について報告する。5.5 項では、母岩の影響評価手法のうち不確実性の評価手法の整備について報告する。母岩の影響評価シナリオについては、影響評価を実施していないため、現時点で想定されるシナリオの概要について 5.6 項まとめに報告する。

5.2 母岩の影響評価シナリオの設定手法

5.2.1 地質・気候関連事象の影響評価における課題と対処方法

地質・気候関連事象の発生に伴う母岩の定量的な影響評価を行うには、その不確実性の対象と内容が明らかではないため、想定しうる全ての事象を対象とした影響計算のモデル（以下、モデル構造）、および不確実性の推定方法（評価方法）の整備が必要となる。モデル構造で取り扱う全ての地質・気候関連事象（以下、全事象）については、部分的なモデルは存在するものの、全事象を扱えるモデルは存在しない。

そこで、全事象を対象とするモデル構築のアプローチは、現在の既存モデルをベースに適宜組合せを考えて構築し、その不確実性の推定方法については別途検討を行うこととした。

モデル構造の構築手順としては、全事象を対象としながら効率に構築するために、モジュールを用いたシステム設計概念による方法を用いた。個々の事象は、地震等の起因事象の発生から母岩の THMC の影響に至るまで、FEP の 1 方向の相関（FEP の連鎖）で整理されるとする。本手法は、この FEP の連鎖の全てをモジュール化し、各モジュールに文献調査等で得た既存モデルを適用していく方法である。

モデル構造の基盤となる事象の FEP の連鎖については、モジュール化ができるように FEP リストをある程度細分化しておく必要がある。FEP リストとは、FEP の枠組みであり、この枠組みが大きい場合には、モジュールに該当する既存モデルが見つけれられない状況が予想されるからである。

母岩の影響評価の不確実性については、モジュールの不確実性とその基盤となる事象の不確実性の双方を想定した。モジュールの不確実性は、既存モデル（起因事象のデータを含む）を対象とし、その不確実性には、モデル改良で改善できるものとできないものの 2 種類がある。事象の不確実性については、事象の根拠とした専門的な知識の不確実性が想定される。知識の不確実性については、知識を発生可能性のある事象とその発生確率に係る知識に分け、次にそれぞれの知識を「定まっているか否か」により 2 つに分けて得られる類型等⁽¹⁾⁽²⁾がある。

本手法は、以上述べたように地質・気候関連事象による母岩の影響評価の問題に対して、既存知見、既存モデル、および既存の不確実性の推定方法を駆使して、現時点における不明な不確実性を整理し、母岩の影響とその不確実性の双方を評価することを試みる方法論である。その具体的な整備手順を次項に示す。

5.2.2 地質・気候関連事象の母岩の影響評価手法の整備手順

地層処分の安全評価シナリオは、考慮すべき事象・プロセス等の漏れを防ぐために、FEP に基づくことが前提となる。この前提については世界的なコンセンサスが得られており、様々な国々で FEP と関連づけられたシナリオが構築されている（例えば、SKB,2006⁽³⁾; DOE, 2008⁽⁴⁾）。FEP の枠組みの世界基準としては、国際 FEP リスト（OECD/NEA, 2002⁽⁵⁾）があり、各国で使用されている。一方、廃棄物・処分システムの仕様、地質環境などの条件、ならびに長期評価の期間等の安全評価の考え方については各国で違いがあることから、FEP は、国別にデータベース化されている。

地質・気候関連事象が母岩に及ぼす影響については、国際 FEP リストに基づいて我が国で想定しうる事象として 46 事象が示されている（産業技術総合研究所, 2007⁽⁶⁾）。1 つの事象は、FEP の 1 方向の関係（連鎖）で示されている。46 事象は、我が国を網羅した事象であるものの、母岩の THMC が考慮されていないので影響評価で用いるモデルに利用することが難しい。そのため、国際 FEP リストを細分化して我が国独自の FEP リストを作成し、これを 46 事象に適用し、177 事象を求めた。この作業が、FEP データベースの整備である（図 5.2-1）。FEP データベ

スでは、177 事象を定めるために既存知見を用いており、177 事象、ならびにその根拠の膨大な情報についてはデータベース化されている。

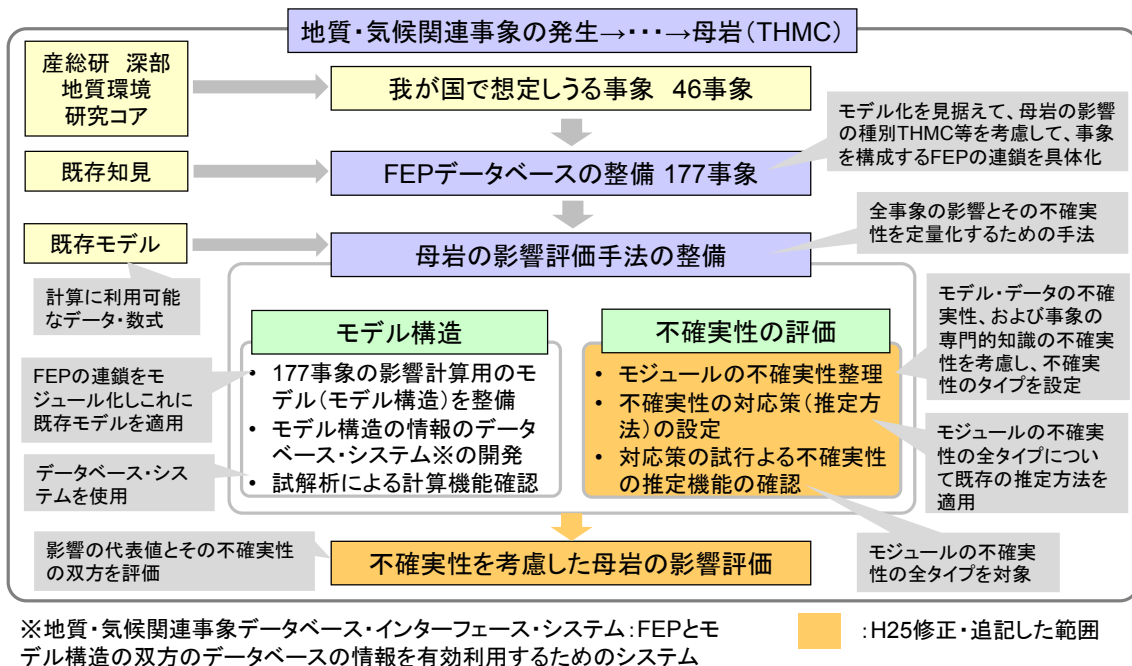


図 5.2-1 不確実性を考慮した母岩の影響シナリオの検討手順

全事象を対象とする母岩の影響計算のためにはモデル（モデル構造）が必要となる。モデル構造については、モジュールを用いたシステム設計の概念により構築した。具体的には、177 事象を構成する全ての FEP の連鎖をモジュール化（数式化）し、これに既存の近似解等（以下、既存モデル）をあてはめる手法を新たに提案した。

次に、モデル構造の計算情報を影響計算に有効利用するためのデータベース・システム（地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム）の開発を行った。モデル構造の計算情報は、各モジュールとそれらの組合せ、既存モデル（数式、データ、解析例等）等の情報からなり、177 事象の全事象を対象とするためにその量は膨大である。そのため、上記の様々な情報の関係性を視覚的に容易に理解しやすくすること、および計算情報の抽出のための検索機能の必要性からデータベース・システムを開発した。データベース・システムは、FEP データベースにも対応している。また、このデータベース・システムを用いて取得した計算情報に基づいて地質関連事象と気候関連事象のそれぞれの影響について試解析を行った。

さらに、不確実性の評価では、まず、不確実性を整理するとともに、各不確実性に対する安全評価における対応策について検討し、そして対応策の試行を行った。不確実性の整理は、177 事象の影響計算の構成要素、モジュールの不確実性をタイプで分類する作業である。不確実性の対応策は、不確実性のタイプ別に既存の不確実性の推定方法をあてはめる（対応策の設定）作業である。不確実性の対応策の試行は、本手法の実現可能性のチェックのために、タイプ別の対応策の適用例を示す作業である。

最後の母岩の影響評価では、モデル構造、および不確実性の評価による影響の代表値と不確実性を総合的に評価し、安全評価シナリオに反映する作業である。平成 25 年度は、モデル構造と母岩の影響種別に配慮して影響評価項目を設定するとともに、不確実性の評価を踏まえて、核種移行等の安全評価シナリオに反映する現時点で想定しうる内容について予察した。

5.3 地質・気候関連事象の FEP データベースの整備

5.3.1 背景

原子力機構では、平成 19～21 年度の 3 か年をかけて、地質・気候関連事象の発生、影響の伝搬プロセスの具体化とそれに基づく事象の細分化、FEP 相関関係図の作成、シナリオに取り込む事象抽出のための判断を成文化した“安全性への影響の可能性と相関の判定”にかかわる FEP データベースの構築を進め、処分システム領域（天然バリア、人工バリアからなる母岩領域）に及ぼす THMC に関する影響事象の組み合わせが 177 存在することを示した。さらに平成 21～22 年度は、原子力機構が作成した FEP データベースの技術的信頼性を向上させるため、データベース中の事象の細分化方法、FEP 相関関係図の作成方法の妥当性、「安全性への影響の可能性と相関の判定」の根拠となる知見・データの代表性、適切性に関して外部専門家にアンケート調査を実施し、調査結果を集約するとともに最新知見の追加・データベースの更新を行った。さらに、平成 23～24 年度は地震に関しては前年度に発生した東北地方太平洋沖地震、火山に関しては新燃岳の噴火等に関連する最新情報・知見をデータベースに反映させるため、関連する情報を収集した。この結果、現状、地質・気候関連事象の大部分の事象に関しては知見が網羅されているものと考えられるが、特に起因事象に関連する知見に関しては、不確実な情報や観測事実の解釈について著者の見解の異なるものが一部含まれている。これらに関しては今後、随時データ、知見を追加・更新していく必要があるものと考えている。以下に原子力機構においてこれまで整備されてきた FEP データベースの概要およびデータの更新状況・課題について報告する。

5.3.2 FEP データベースの整備方法

原子力機構では、FEP データベース整備のため、網羅的に国際 FEP リストから FEP を抽出するのではなく、本検討では、既往の地質・気候関連事象（G1～G56）の枠組み（ただし、津波など我が国において影響が無視できるような事象を除く 46 事象が対象）を踏襲し、時間・空間スケールの取り扱いを明確にしたうえで、FEP リスト、FEP 相関関係図、FEP シート等の整備を行った。したがって、将来的には、46 事象の網羅性についても再確認を行う必要がある。なお、今回取り扱った地質・気候関連事象の影響の伝播に関する検討は、46 事象が「立地選定による地質・気候関連事象の排除前の段階」としていることから、特定の地域に限定しないこととしている。また、起因事象の発生から処分システム領域に至るまでの影響の伝搬には、母岩領域へ向かうものと人工バリアと母岩領域双方に直接向かうものが存在する。本稿ではまずは母岩領域への影響の伝搬について取り扱うこととし、後者については別途検討することとした。以下に FEP データベース整備に関する手順を示すとともに整備した FEP データベースの構成を図 5.3-1 に示す。

- ① 産業技術総合研究所（2007）⁽¹⁾ において示されている事象の発生領域と処分システム領域との関係、および個々の領域における現象、特性の種類の違いを整理するとともに、各事象に含まれる最小単位の連鎖（起因事象、および起因事象の発生による二次的な派生事象の発生などがあり、以下連鎖と呼ぶ）を熱・水理・力学・化学に関する特性、プロセスを整理・分類し、事象の細分化を行う。
- ②①で分類した事象に対応する FEP 項目を OECD/NEA の FEP リスト、処分システム領域内の FEP リスト（神崎他、2009⁽²⁾）を参考とし、FEP リストの作成を行う。ただし、今回、起因事象に関しては、発生プロセスが不明確なものが多く存在するため、THMC の観点から特性、プロセスを分離しておらず、FEP としての取扱いをしていない。

- ③各連鎖の発生領域を考慮して、FEP リストをもとに FEP 相関関係図を作成する。
- ④FEP リスト、FEP 相関関係図を基に FEP リストに示される FEP 項目の内容、範囲を成文化するとともに、他の FEP との関係についての現象、特性に関する理解の現状を FEP シートに取りまとめる。
- ⑤FEP 相関関係図に従い、“安全性評価への影響の可能性と相関の判定”を連鎖ごとにシートに取りまとめる。“安全性評価への影響の可能性と相関の判定”は、問答形式で連鎖事象発生の可能性、物理化学的現象の種類、特徴を整理するとともに、影響の大きさについての判定を行うものである。

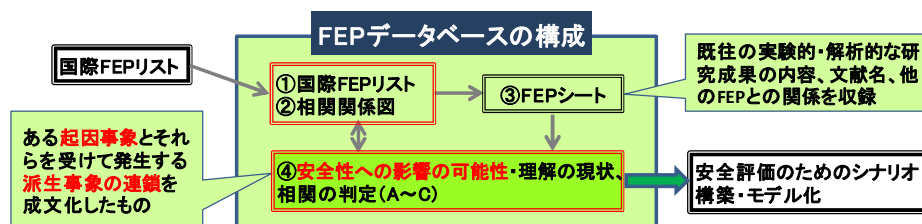


図 5.3-1 FEP データベースの構成

5.3.3 FEP データベースの概要

FEP データベースは、OECD/NEA による国際的 FEP リストをもとに母岩領域および広域地下水流動領域（処分システム領域を通り、涵養域から流出域を含む1つの地下水流動系を包含する領域）を対象とした FEP 項目に関する FEP リスト、FEP 項目の定義とその内容を成文化した FEP シート、FEP 間の相関関係を示した FEP 相関関係図、FEP 間の連鎖の成立性、影響の特徴や規模を知見ベースで取りまとめた“安全性への影響の可能性と相関の判定”からなる。

表 5.3-1 FEP リスト

| 地層処分システムの構成要素 | 国際 FEP リスト | 母岩（天然事象に直接結びつくもの） | | 広域地下水流動領域に係るもの | |
|---------------|---------------------------------------|------------------------|--------------------------------|---------------------|--------------------------------|
| | | 考慮すべき特性・プロセス | 細分した特性・プロセス | 考慮すべき特性・プロセス | 細分化した特性・プロセス |
| 熱的現象・特性 (T) | ・熱的プロセスとその状態(FEP2.2.10) | H1.2 母岩の温度 | 地下水温 | R1.1 地下水温 | |
| 水理学的現象・特性 (H) | ・水理学/水理地質学的プロセスとその状態(FEP2.2.07) | H2.1 母岩の水理特性 | 母岩・断層の透水性 地下水圧、動水勾配 間隙水圧 | R2.1 水理特性 | 岩盤・断層の透水性 地下水圧、動水勾配 間隙水圧 |
| | | H2.2 母岩の地下水流動 | 地下水流速、流量 地下水の流動経路 | R2.2 地下水流動 | 地下水流速、流量 地下水の流動経路 |
| | ・水文学的体系と水収支(FEP2.3.11) | | | R2.4 水文学的体系と水収支 | 涵養、表層水の流入 塩水（淡水）流入 |
| 力学的現象・特性 (M) | ・力学的プロセスとその状態 (FEP.2.2.06) | H3.2 母岩の応力 | | R3.1 岩盤の応力 | |
| | | H3.3 母岩のクリープ | | | |
| 化学的現象・特性 (C) | ・化学/地球化学的プロセスとその状態 (FEP2.2.08-3.2.05) | H4.2 母岩の地下水化学 | | R4.1 地下水化学 | |
| 物質移行特性 | ・無機固相/溶質 (FEP3.1.03) | H6.2 母岩の幾何形状・間隙構造・亀裂構造 | | R5.1 幾何形状・間隙構造・亀裂構造 | |

表中の母岩領域の FEP 項目、細分した特性・プロセスは、神崎他 (2009) ⁽²⁾ の記述に同じ

FEP データベースには、産業技術総合研究所 (2007) ⁽¹⁾ が取りまとめた 46 事象をベースに THMC の種別を行うとともに、物理的・化学的プロセスの異なる事象を派生事象として細分化を行ったため、追加分を含め、現在の 177 事象として整理されている。

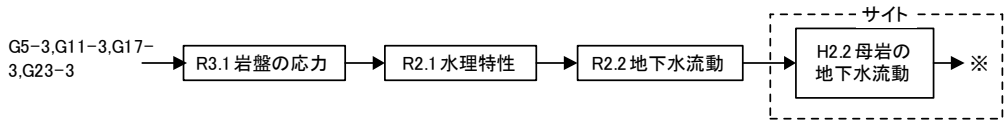
表 5.3-1 に FEP リストを示す。表に示すように地質・気候関連事象に関しては、網羅的な抽出ではなく、前述のとおり既存の 46 事象(産業技術総合研究所, 2007⁽¹⁾)をベースに、OECD/NEA による国際的 FEP リストおよび「地下環境」と「地表環境」において整備されている母岩領域の FEP (神崎他, 2009⁽²⁾) を踏襲し、“広域地下水流動領域”に関連する FEP 項目としてリストの追加を行った。ただし、母岩領域にはなく“広域地下水流動領域”のみ存在する地下水涵養や表層水の流入などは、新たに「R2.4 水文学的体系と水収支」として追加し、それ以外は母岩領域の FEP リストを踏襲した。新規に追加した R2.4 は、OECD/NEA の FEP2.3.11 「水文学的体系と水収支」に対比されるものとした。なお、OECD/NEA の外的要因に関わる FEP のうち、起因事象およびその関連事象(地震活動、侵食・堆積など)については、前述のとおり、THMC の観点からプロセス、特性が明らかになっていないものが多いため、THMC を分離することが困難であり、FEP 化を行っていない。

表 5.3-2 は表 5.3-1 中の R3.1 岩盤の応力の FEP シートの作成例である。シートの上から順に、「1.名称」、「2.概要」、「3.安全性への影響の可能性」、「4.他の FEP との関連性」、「5.現象、特性に関する理解の現状」、「6.今後の課題」、「7.参考文献」、および「8.シート履歴」である。「3.安全性への影響の可能性」は、“安全性への影響と相関の判定”中で R3.1 が使用されている連鎖の番号(例: G17-3②)が示されている。「4.他の FEP との関係」は、R3.1 を含むすべての相関関係図を示している。「5.現象、特性に関する理解の現状」は、対象となる FEP の概要説明に対する根拠が記載されている。また、「6.今後の課題」には「5.現象、特性に関する理解の現状」において収集した文献の知見・情報の不確実性や文献情報の代表性に関する課題を記述した。「5.現象、特性に関する理解の現状」に関する記述内容は、とくに特性の概要の根拠となる文献情報以外に起因事象が発生した場合の特性変化に関する代表的な文献情報が表記されている。このため、情報によっては代表性や最新知見の反映に限界があり、その場合は「6.今後の課題」において課題として記述した。

表 5.3-2 は「R3.1 岩盤の応力」に関する FEP シート作成例である。基本的な岩盤の応力特性に関しては母岩領域の「H3.2 母岩の応力」に同じ記述内容としているが、「2.概要」に示すように地震による局所的な応力変化がもたらす水理特性の変化の内容などを追加した。他の FEP との関連性に関して「R3.1 岩盤の応力」は「R2.1 水理特性」のみに影響を与えることになる。関連する「5.現象、特性に関する理解の現状」については、我が国の広域の地殻応力場に関する特徴を示すとともに、地震が発生した場合の地殻歪、応力の再配分の仕方などの知見を示した。特に地震活動では地殻歪量と地下水位、水圧変化との関係が釜石や他の多くの地点で論じられているが、岩盤応力変化が地下水流動に短期的、長期的にどのような影響を与えるのか定量的な解析等によって論じられ、検証された例はなく今後の課題であるとしている。

図 5.3-2 は、地震活動に伴う熱水活動に関する FEP 相関関係図の一例である。地震に伴う熱水活動に関しては、産業技術総合研究所(2007)⁽¹⁾による概要調査の調査・評価項目に関する技術資料では地震活動が陸側プレート内で発生した浅い地震の場合は、G18(地震活動→熱水活動→水文地質学的変化→サイト(処分システム領域))として整理されているが、ここでは、影響の種類を明確にするため、熱水活動による影響には熱的、化学的、水理学的変化(T、C、H)の3つが存在するとし、3事象からなる FEP 相関関係図として表現した。現在、その他 174 事象についても同じような形で FEP 相関関係図を整理している。なお、図の表現上、起因事象である地震活動の発生深度は地下数 km であるとされていることから、ここでは広域地下水流動領域の外側に位置付けている。

表 5.3-2 個別事象における FEP シートの作成例 (R3.1 岩盤の応力)

| | |
|-------------------|---|
| 1.名称 | R3.1 岩盤の応力 |
| 2.概要 | <p>岩盤の応力状態の変化は、岩盤自体の荷重、地下水圧の変化のほか、クリープ現象による荷重再編、地盤膨張、地震等による応力再変による変化などがある。特に活断層沿いで地震が発生し、サイト(処分坑道領域)内の岩盤応力変化に直接影響を与える可能性、広域地下水流動領域の岩盤の応力状態が変化する可能性が考えられる。また岩盤の応力状態が変化することで、水理特性の変化(過剰間隙水圧発生など)の可能性もある。</p> |
| 3.安全性への影響の可能性 | <p>広域地下水流動領域における「岩盤の応力」の長期的な変化が地層処分の安全性に与える影響として、以下の点が挙げられる。 力学>G17-3②、G5-3②、G11-3②、G23-3②</p> |
| 4.他のFEPとの関連性 |  <pre> graph LR A[G5-3, G11-3, G17-3, G23-3] --> B[R3.1 岩盤の応力] B --> C[R2.1 水理特性] C --> D[R2.2 地下水流動] subgraph Site [サイト] E[H2.2 母岩の地下水流動] end D --> E E --> F[*] </pre> |
| *5.現象、特性に関する理解の現状 | <ul style="list-style-type: none"> ・国内の岩盤初期応力状況に関しては、応力解放法や水圧破碎法による測定がこれまで実施されているが、応力の深度分布には地域差違や局所的な応力上昇等が報告されている。これは地域の地形や構成地質の違い、応力方向の違いに起因する。国内における既存の原位置応力測定結果によれば、深度500mで20Ma、1000mで40~80Maであることが知られている(楠瀬ほか,2005[1])。 ・地震が発生した場合、活断層周辺の応力状態は変化することが知られている(加藤・笠原(1985)[2]、G17-3)。地震活動に関しても地震前、活動中の周辺岩盤の応力分布についての観測データはない。ただし、地震後、の観測記録、解析等から地震直後の応力分布、ひずみ分布についての研究例は多く存在する。Okada(1992) [3]は、余効的現象として地殻歪の変化に伴い、断層周辺の地殻応力が再配分、即ち、応力状態が地震前後で変化してしまっていることを解析的に示している。断層活動による主破壊による周辺岩盤の応力の再配分による歪変化量分布図において、断層は右横ずれ断層の場合、地盤がずれた前方方向にある北東-南西のラインが伸長場となる。この場合、地殻歪量は断層から遠ざかるほど減少し、基本的に断層周辺の岩盤が弾性的な振る舞いをするとし、弾性論モデルを適用すると法線方向には距離減衰は断層からの距離の3乗に従うとされている(石川・橋本,1999[4]、G17-3,G23-3)。 ・日本全体をみると岩盤の応力状態は広域圧縮領域にあり、その中で地震活動によって局所的な圧縮変形、引張変形が生じる。地震活動後に地下水位は圧縮変形場で上昇し、引張変形場で下降する事象が各地の地震活動で報告されている。核燃料サイクル開発機構(1999)[5]は、釜石鉱山で観測した地震のデータから水圧変化を起こすのに必要なマグニチュードを示し、また深度と鉛直応力、深度と水平面内平均応力はそれぞれ正の相関を有することを示した(G5-3)。 ・川辺(1991)^[6]は、1923年関東大地震前後に伊豆半島北部から房総半島先端部において、圧縮変形場で水位上昇、引張変形場で水位低下が発生したことを報告している。また松本ほか(2004)^[7]は、水位変化と相関のある体積歪変化について報告している(G5-3)。岩盤の応力変化が水理に与える影響に関しては、R2.1水理特性のFEPシート参照。 |
| 6.今後の課題 | <p>活断層周辺岩盤の応力変化については地震後しか情報、知見がない。今後、地震活動のメカニズムの研究を含めた情報整備が重要となる。</p> |
| 7.参考文献 | <p>[1]楠瀬ほか(2005) www.suncoh.co.jp/pdf/report2/200507UP/H17_G018-P015.pdf</p> |

| | |
|-------|--|
| 献 | <p>[2]加藤照之・笠原慶一、1984 年長野県西部地震による阿寺断層の歪場変化、地震研究所彙報、60、231-237、1985</p> <p>[3]Okada,Y., Internal deformation due to shear and tensile faults in a half-space, Bull.Seismol.Soc.Am., 82, 1018-1040, 1992.</p> <p>[4]石川典彦・橋本学、測地測量により求めた日本の地震間の平均的な地殻水平ひずみ速度（Ⅱ）、地震、2、299-315、1999.</p> <p>[5]:核燃料サイクル開発機構（1999）：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性--地層処分研究開発第2次取りまとめ--分冊1 我が国の地質環境、JNC TN1400 99-021</p> <p>[6]:川辺岩夫（1991）：地震に伴う地下水・地球化学現象、地震 2、44、pp.341-364</p> <p>[7]:松本則夫、秋田藤夫、佐藤 努、高橋 誠、北川有一、小泉尚嗣（2004）：2003 年十勝沖地震による地下水位・自噴量の変化、日本地震学会、日本地震学会講演予稿集秋季大会、pp.173-173</p> |
| シート履歴 | 更新日：2010 年 10 月 13 日 |

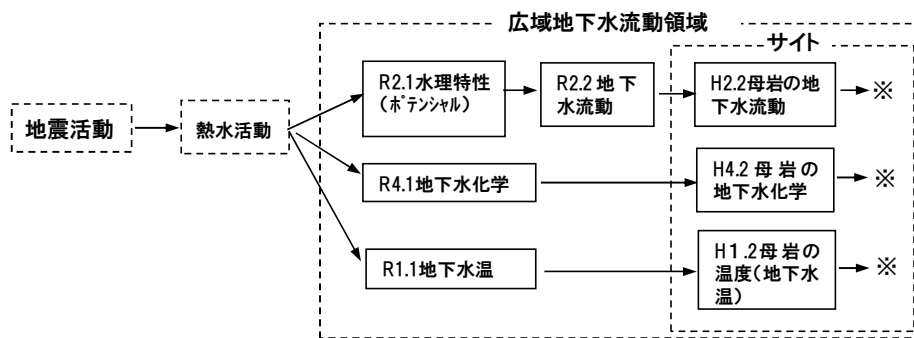


図 5.3-2 地震に伴う熱水活動（G18）に関する FEP 相関関係図
（→※部分から先は母岩領域の相関関係図に連鎖）

表 5.3-4 に G18 の地震に伴う熱水活動の“安全性への影響の可能性と相関の判定”の一例を示す。表中、左から“安全性への影響の可能性”、“理解の現状”、“相関の判定”とし、事象が発生する可能性に対する回答を“理解の現状”に記述した。ただし、表中の相関関係図に示すようにサイト（処分システム領域）に直結する連鎖（例えば R2.1→R2.2）を単独で評価することは困難であるため、例えば、サイトに近い連鎖部分については、G18 の例では、熱水活動→R2.1→R2.2→H2.2 と熱水活動から H2.2 までを一括し、地震が発生し、熱水活動が起こった場合の水理、地下水流動への影響の可能性とした。連鎖は起因事象である上流側から G18①、G18②・・・と連鎖番号を付し、水理、化学、熱、力学、幾何形状の順で通し番号とした。

相関の判定については、表 5.3-3 に示すように、安全性への影響の特徴、影響の規模の観点から、連鎖が成立する場合「THMC に関して影響が無視できず、考慮すべきと判断されるケース」(A1)、「影響が小さく考慮の優先度が低いケース」(A2)、「考慮すべきだが現在判断できないケース」(B)、「考慮すべきかどうかは地質環境や地域特性条件に依存するケース」(C) の 4 項目に区分した。なお、連鎖発生の可能性と派生事象の大きさの判定は、事象の発生する評価期間によって左右されるため、前述のとおり、本検討では評価期間として 10⁵ 年までを目安とした。また、空間スケールについても起因事象や派生事象とサイトとの位置関係によって影響の程度が異なるため、対象とする影響の発生領域において影響の程度が一定せず A1、A2 両方の可能性が含まれる場合は A1 とした。また、対象とする領域、評価期間について、全域影響

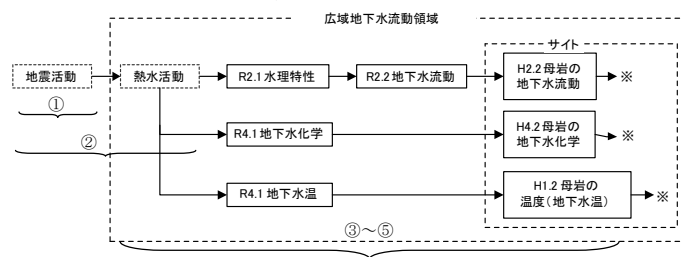
を無視できないが極めて小さい場合は A2 とした。C は、対象領域において事象が発生し、何らかの影響があることは間違いないが、影響の程度は特定の場所に限定できる点で A1 と区別されるとした。B は、現状の科学的知見では、事象が発生するか否かを時間・空間的に特定できない場合であり、将来、技術が進歩し、判定が可能となれば、A1、A2、C のうちいずれかに移行されるケースである。

なお、“安全性への影響の可能性と相関の判定”は、随時、必要に応じて FEP 相関関係図の修正とともに最新知見を取り込み、更新を行うこととしている。

表 5.3-3 安全性への影響の可能性に関する相関の判定区分

| | |
|----|---|
| A1 | 安全性への影響の観点から一連の事象が発生する（可能性が高い）と判断され、影響の程度から考慮すべきと判断されるケース |
| A2 | 安全性への影響の観点から一連の事象が発生する（可能性が高い）と判断されるが、影響の程度が小さく、影響の考慮の優先度が低いケース |
| B | 一連の事象が発生するかどうか不明確であるが、安全性の観点から影響を考慮すべきと判断されるケース |
| C | 一連の事象が発生するかどうかは地質環境や地域特性（気象条件等）に依存するため、安全性の観点から影響を考慮すべきかは地質環境あるいは地域特性（気象条件等）条件に左右されると判断されるケース |

表 5.3-4 安全性への影響の可能性と相関の判定（G18 の例）



| 安全性への影響の可能性 | 理解の現状 | 相関の判定（10 ⁵ 年評価） |
|---|---|--|
| G18①: 活断層沿いで地震（地震断層の活動）が発生する可能性 <全体> G18 | <ul style="list-style-type: none"> 地震活動（活断層沿い）の発生は、活断層の活動性により、将来想定される期間内に起こる可能性が異なる。 近年の活断層研究により、最近の数10万年間にわたり活動した証拠の認められない断層については、今後も活動する可能性が低いとして「活断層」を後期更新世（最近の10数万年間）以降の断層変位地形が存在する断層としている⁽³⁾。しかし、従来の定義による活断層（第四紀以降の活動の記録のあるもの⁽⁴⁾）は今後将来活動する可能性を否定できないため、本件では現在それらが分布する位置で地震が発生する可能性はあるとした。 A級：千年に1回程度、B級：数千年に1回、C級：1万年超に1回⁽⁴⁾ | C（活断層分布域に限定。10 ⁵ 年間評価では、活断層の活動性によらず、最低数回活動する可能性があり） |
| G18②: 活断層沿いの地震活動した場合、深部から熱水流体が活断層沿い、周辺に流入する可能性。 <全体> G18→熱水活動 | <ul style="list-style-type: none"> 地震活動により深部から熱水流体が活断層沿いに流入する可能性はある。ただし、地震活動と同期的に熱水流体が上昇したという観測事実はない。多くは、地震発生後、活断層周辺で地下水温が上昇したり、現在活断層沿いで熱水が湧出しつつけている（有馬温泉の例など）例⁽⁵⁾⁽⁶⁾があり、活断層が熱水の通り道になっている可能性は十分考えられる。熱水流入の範囲は、活断層の場合、地表部の水温変化から、断層から最大2-3km程度⁽⁷⁾程度に及ぶ場合がある。また、松代群発地震地域における地震前後の観測例はあるが、活断層沿いの例とは言えないため、G24で取り扱う。 | B（活断層が活動しても熱水流体がコサイスマックに流入するとは限らない。発生自体不明。） |

| | | |
|--|--|--|
| <p>G18③：活断層沿いの地震活動による深部から熱水流体が活断層沿い、周辺に流入した場合、広域地下水流動領域の水理特性（ポテンシャル等）を変化させ、広域地下水流動の変化、母岩の地下水流動が変化する可能性。</p> <p><水理> 熱水活動→R2.1 →R2.2→H2.2 (サイト)</p> | <p>・熱水流体が活断層沿いに流入した場合、水理特性、広域地下水流動に影響を与える可能性はある。ただし、確認例はなし。</p> | <p>A1（活断層が活動し、熱水が流入すれば周辺地下水の水理への影響が想定される。影響の程度は断層からの距離に依存。）</p> |
| <p>G18④：（活断層沿いの地震活動による深部から熱水流体が活断層沿いに流入した場合、広域地下水流動領域の地下水化学（水質等）を変化させ、母岩の地下水化学が変化する可能性。</p> <p><化学> 熱水活動→R4.1→H4.2(サイト)</p> | <p>・熱水流入により、地下水化学が変化する可能性はあるが、確認例はない。ただし、亀裂を含む活断層周辺の母岩には熱水変質の痕跡があり、変質帯の幅は数 cm～数 10m に及ぶ⁽⁸⁾。野島断層では 10m 前後。一部の活断層沿いにおいては、活断層から離れた地域の地表水とは異なる水質を持っており、一部硫酸イオンを含むものもあるが多くは NaCl 型である⁽⁹⁾⁽¹⁰⁾。</p> | <p>A1（活断層が活動し、熱水が流入すれば、周辺地下水の水質への影響が想定される。影響の程度は断層からの距離に依存。）</p> |
| <p>G18⑤：（活断層沿いの地震活動による）深部から熱水流体が活断層沿いに流入した場合、広域地下水流動領域の地下水温度を変化させ、母岩の地下水温度が変化する可能性。</p> <p><熱> 熱水活動→R1.1→H 1.2（サイト）</p> | <p>・地震活動に伴って活断層沿いに熱水が上昇し、地下水温度を変化させる可能性あり。熱水の湧出する活断層周辺では水温が活断層から離れた場所よりも高く（有馬温泉では最高 98℃⁽¹¹⁾）、深部から熱水の供給による影響を受けている可能性がある。周辺岩盤の深部の水温変化の範囲については不明であるが、少なくとも熱水の流入範囲よりも広範囲と推定される。</p> | |

相関の判定：10 万年（10⁵ 年）程度を評価期間とした場合の連鎖部分の影響の特徴から推測される安全性への影響について原子力機構が判定

5.3.4 FEP データベースの更新

昨年度以降、FEP データベースのうち FEP 相関関係図、FEP リスト等については変更していないが、一部“安全性への影響の可能性と相関の判定”の知見を追加・更新したので、これについて報告する。既往知見の記述内容の更新に際しては、①情報が古い場合、②情報が間違っている場合、③同一内容であるが、学会発表、大学の紀要等レフリーのない文献に掲載されていたものが、その後、レフリー付きの雑誌に掲載された場合、④新規情報および関連情報が公表された場合の 4 項目が判断の目安となる。更新方法は追記、修正、削除である。①に関しては、データベース登録時点における情報が古くなったため、最新情報と差し替えを行ったケースである。②に関しては、大半はこれに該当しないが、その後、最新論文の中で、従来扱っていたデータが不適切あるいはデータの解釈が訂正された場合であり、原子力機構独自の判断で情報の削除を行うことはない。③は文献リストの更新である。④はとくに古い情報には関係なく、新規データ、解釈等が論文に掲載された場合である。今回、更新は、地震活動 5 件、隆起・侵食 1 件である。いずれも新規知見の追加・更新のみ（上記の④に該当）であり、これによる相関の判定の変更はなかった。

表 5.3-5 に、G17-2 に関する理解の現状に関する知見の追加の例を示す。表中、下線の部分が追加した知見である。表中 G17-2②は地震活動に伴い、広域地下水流動領域の幾何形状・間隙構造が変化した場合、水理特性（透水性）が変化する可能性を示している。理解の現状ではそれに対する回答と根拠となった文献を示している。従来、地震後、地震によって地盤の透水性が変化したという確かな証拠が見つかったわけではなく、現地調査による水位変化などの観測事実と水理解析結果とから、断層周辺の透水性が変化したと推測されていた。しかし、その後、小泉(2012)⁽¹²⁾らによって地震時および地震後の地下水圧変化に関する過去の調査・研

究例がレビューされており、海外の詳細な調査・研究事例、透水性変化のメカニズムに関する知見などが紹介されている。これによると透水性変化に関しては3つのメカニズムがあり、動的な地盤中の亀裂状態の変化が水理特性に対して重要な働きをしている可能性があり、地下水圧変化に影響を与えていることが指摘されている。これらのメカニズムの詳細はまだ確認されたわけではないが、南カリフォルニアの花崗岩中の井戸で地震前後の透水性の変化量と地震波の揺れの速度との関係が示された例があるとされている。表中には、上記メカニズムに関する3件の文献情報と南カリフォルニアの観測1事例を追記している。なお、表5.3-5にはデータの更新日時は表記されていないが、データベースには更新日時と更新履歴とが記録されることとなっている。

表 5.3-5 理解の現状に関する知見の追加（下線部）の一例

| 安全性への影響の可能性 | 理解の現状（文献情報にもとづく連鎖項目の成立性） |
|---|---|
| <p>G17-2③：活断層沿いで地震が発生し、広域地下水流動領域の幾何形状・間隙構造が変化した場合、水理特性（透水性）が変化する可能性。 <水理> R5.1→R2.1</p> | <p>・地震の前後で周辺地盤の間隙構造が変化した場合、透水性が変化する可能性はある。活断層の透水性については地震後、断層部の注水試験が実施されており、地震後断層部の透水性が（10年近くかけて）回復傾向にあることから、地震時には透水性が一時的に数倍増加したものと推定されている⁽¹³⁾。また、地震発生後、系統的に活断層周辺の高標高部で水位が低下、低地部で水位上昇、湧水量増加などの状況証拠、水位、湧水量変化を解析に組み込み、透水係数の変化は表層数100mの風化部に限られるとするも下記に示すように透水係数は地震時に数倍～2桁程度増加した可能性があるとしている⁽¹⁴⁾⁽¹⁵⁾⁽¹⁶⁾⁽¹⁷⁾⁽¹⁸⁾。</p> <p>・1995年兵庫県南部地震前後の淡路島北部地域における地下水変動の主たる原因は、地震に伴う透水係数の増大であると考えられ、透水係数は5倍以上大きくなっていると推定される。断層の透水係数の増加は、岩盤部分のそれよりも大きいと想定されるが、断層以外の岩盤部分でもある程度の透水係数の増加が起こったことが想定されている⁽¹⁷⁾。(2010)</p> <p>・その後、多くの地点で地震後の湧出量変化の解析から透水性の変化が検討されており、透水係数は平均で地震前の7.3倍、地点によっては最大15倍に増加する結果を得ている⁽¹⁹⁾。</p> <p>・地震に伴う透水性の変化のメカニズムについては、以下の3つの可能性があるとされている。①地下水の通路である隙間に詰まっていた透水性を下げている少量のガスの泡は、地震動の揺れで除去される結果、透水性が増加し、そのガスが再び生じることで短期間に透水性がもとの値に戻るという説⁽²⁰⁾、②表面波に伴う動的な体積歪変化によって振動的な水が移動し、帯水層中の詰まりが一時的に除去されて透水性が向上するという説⁽²¹⁾、③断層粘土による鉛直方向の不透水層の両側で大きな水圧勾配が生じている場所では、わずかな振動で不透水層が局所的に破れて透水性が増加し、地震による水位の変化が生じやすいとした説⁽²²⁾である。</p> <p>・南カリフォルニアの花崗閃緑岩の井戸における地下水データと地震の揺れとの関係から、地震動の最大速度(PGV)と地震後の透水性の変化量とは比例関係にあることが示されている。それによると深度211mではPGVが2.1cm/sの場合、透水係数は地震後3倍になるとしている⁽²³⁾。</p> |

前述のとおり FEP データベース中の起因事象に関しては、THMC の観点からプロセス、特性が明らかになっていないものが多いため、THMC を分離できず、FEP 化には至っていない。地震活動に関しては表 5.3-5 の例に見るように比較的研究が進んでおり、本来は、地震活動とされるものの中に断層変位に伴う静的な変形と動的な震動（地震動）とが含まれるものと考えられる。当初、地震動による影響は前述のとおり、地下深部において影響は非常に小さいとして産業技術総合研究所（2007）⁽¹⁾では地震活動の中には動的な地震動は取り扱われていなかった。

表 5.3-5 の知見を追加することにより、「地震活動→地震動（動的な地盤の変動）」（仮称）と「地震活動→静的変形（体積歪変化）」（仮称）に区分（用語は小泉、2012⁽¹²⁾を参照）する必要がある。この区分を行った場合、地震の対応の異なる4事象 G5-2、GG11-2、G17-2、G23-2 の FEP 相関関係図は、例えば、図 5.3-3 のように「地震動」を加えることにより修正される。一方、G5-3、GG11-3、G17-3、G23-3 の地震活動に伴う過剰間隙水圧発生に関する FEP 相関関係

図は、図 5.3-4 のように、「静的変形」を追記することにより起因事象の部分において両者は明確に区別されるものと思われる。

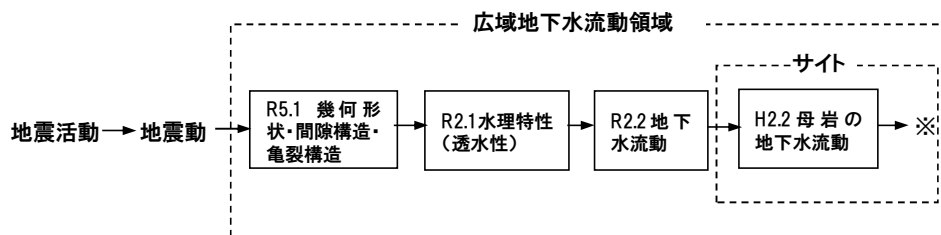


図 5.3-3 地震動に伴う透水性変化に関する FEP 相関関係図の修正例 (案)

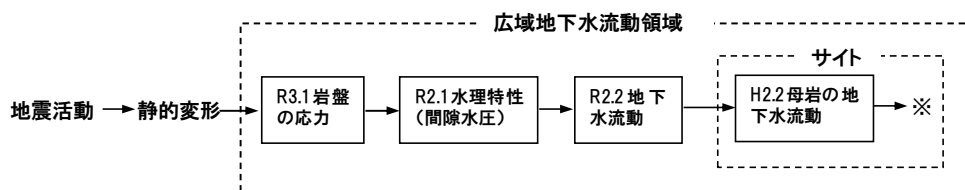


図 5.3-4 静的な変形に伴う間隙水圧変化に関する FEP 相関関係図の修正例 (案)

前述のとおり、結果的には、図 5.3-3、図 5.3-4 に示す通り、既存の FEP 相関関係図に地震動、静的変形の FEP を追記するだけで 177 事象の総数は変わらない。

しかし、その他の起因事象を見た場合、例えば、熱水活動は、OECD/NEA による国際的 FEP の定義によると“地下水の密度流による地下水流動、あるいは高温の地下水が岩石中を流れることによる鉱物の熱水変質などのプロセス”とされており、その成因については最新の知見を加味しても未だ不明な点が多く、地下深部の現象の理解には至っていない。例えば、地震活動がトリガーとなっている可能性のある“深部流体“(産業技術総合研究所、2007⁽¹⁾)も地震活動のどのプロセスが熱水活動の発生あるいは流動に関わっているのか示されていない。「地震活動」について上記のような区分をした場合、熱水活動のトリガーが地震活動のうち地震動によるものなのか静的な変形によるものか FEP 相関関係図上表現する必要性が出てくるが、知見ベースでは事象の細分化は困難である。また G2 の隆起・沈降に関しては、産業技術総合研究所、2007⁽¹⁾を踏襲し、非地震性起源の事象として区別しているが、その成因については曖昧な点が多く、観測されている地形変化の解釈に対して G19 (地震性隆起) などと重複している可能性 (多義性) も否定できない。

これら起因事象に関しては、未だ THMC を考慮した FEP 相関関係図には至っておらず、将来的に起因事象に関する調査・研究の動向を見据えつつ包括的な FEP 化、FEP 相関関係図の整備を行っていく予定である。

5.4 モデル構造の整備

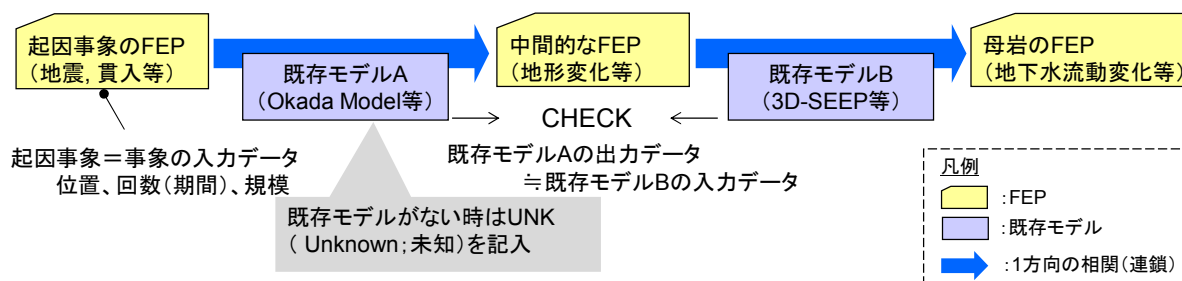
5.4.1 背景

地質・気候関連事象による母岩の影響評価においては、影響の代表値とその不確実性について評価が必要となる。そのため、想定しうる事象（177 事象）を対象とした母岩の影響評価をモデル化することとした。このモデルは、影響の代表値（期待値）とともにその不確実性の情報を提供するモデルであり、これを以下、モデル構造と称する。モデル構造は、177 事象の全ての影響評価を扱うシステムであるため、モジュールを用いたシステムの設計概念によって効率的に構築することを発案し、平成 20 年度の FEP データベースの結果を基に平成 21 年度に予備検討を行い、その実現可能性をチェックした。この実現可能性の確認により平成 22 年から平成 23 年度にかけて文献調査に基づいてモジュールに利用可能な既存モデルを整理し、モデル構造を構築した。また、モデル構造の膨大な計算情報（モジュール、既存モデル等の情報）の中から影響計算に必要な情報のみが抽出できるように、モデル構造をデータベース化し、計算情報検索のためのデータベース・システムを開発した。平成 24 年度には、データベース・システムの影響計算機能の確認のため、地質関連事象による影響（地震の発生に伴う母岩の水理学的影響）の試解析例を示した。

本項（5.4 項）では、モデル構造の整備方法、データベース・システムで管理されるモデル構造の概要、ならびにデータベース・システムを用いた影響計算例として平成 25 年度に実施した気候関連事象による影響（局所的気候変動に伴う涵養量の変化）の試解析例を示す。なお、モデル構造を応用した不確実性の評価については、5.5 項に示す。

5.4.2 モデル構造の整備方法

地震、マグマ貫入等の起回事象の発生に伴う母岩の影響の可能性（事象）は、7 個以下の FEP からなる 1 方向の相関によって示される。ここに、2 つの FEP からなる 1 方向の相関を FEP の連鎖と呼ぶこととする。図 5.4-1 は、起回事象の発生、中間的な影響、最終的な母岩の影響の 3 つの FEP からなる 2 つの FEP の連鎖を示す。起回事象側から 1 つめの FEP の連鎖（地震・マグマ貫入等に伴う地形・地質構造の変化）を計算する既存モデルとして Okada model (Okada, 1992⁽¹⁾)、2 つ目の FEP の連鎖（地形・地質構造の変化に伴う地下水流動変化）を計算する既存モデルとして 3D-SEEP（原子力機構が開発した地下水流動解析コード）がある。仮に、この 2 つの既存モデル間でデータの授受が行えるのであれば、図 5.4-1 の事象の影響計算は、2 つの既存モデルと 3 つの入出力データで表される。



※影響計算システムにおいて FEP の連鎖をモジュールとみなして、これに既存モデルを配置すると事象の影響計算システムが構築できる

図 5.4-1 FEP の連鎖と既存モデルの入出力関係との関連性

事象の影響計算、FEP の連鎖、および既存モデルを、それぞれ（計算）システム、モジュール、およびモジュールに適用する部品に置き換えると、影響計算のためのモデル構築作業は、モジュールを用いたシステム設計の概念に基づいた作業形態とみなすことができる。この概念に基づいて、以下の手順で、177 事象の影響計算のモデル（モデル構造）を構築した。

- ① 全ての FEP の連鎖をモジュール化し、モジュールに関連する既存モデルの情報を文献調査により収集・整理
- ② モジュールに該当する既存モデルを配置。既存モデルが無いモジュールは、Unknown（未知；以下、UNK）の扱いとした。
- ③ 隣接するモジュール間のデータの受け渡しが行えることを、既存モデルを用いて確認。データの受け渡しが不十分であるときは、モジュールを見直すか、既存モデルを変更。
- ④ 177 事象の全モジュールを 1 つのモデルに集約（母岩の影響の連鎖が $M \rightarrow H \rightarrow T \rightarrow C$ で表されると仮定）。
- ⑤ モジュール（入出力関係）、および既存モデルの文献情報をデータベース化（モデル構造データベース）。
- ⑥ モデル構造データベースから必要な計算情報を検索抽出、および計算情報を管理するためのツール、データベース・システムを整備。本データベース・システムはモデル構造の基盤となる FEP データベースにも対応。

5.4.3 モデル構造の概要

モデル構造は、これまで不明であった全事象の影響計算の仕組み（システム）を 2 枚の計算システム図（モジュールの構成図）で表した。実際の計算作業を行うには、モジュールのコード化等を要する場合があるものの、モデル構造から必要な計算情報が取得できることから、これを基にコード化あるいは手計算できる。このように、モデル構造は、母岩の影響計算システムの理解と影響計算の双方に利用できる計算情報データベースである。

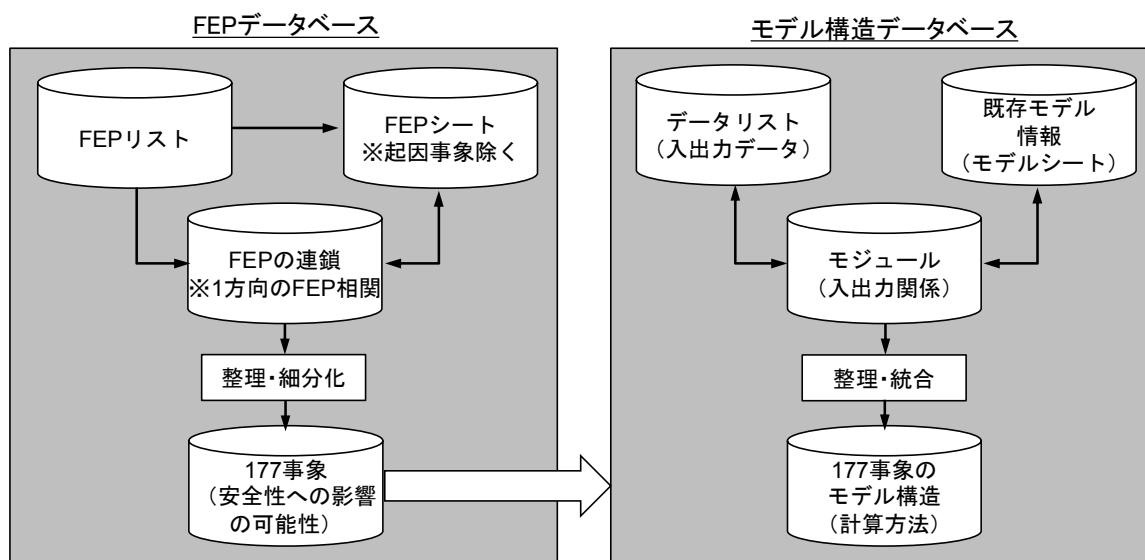
本項では、モデル構造のデータベースの構成と、データベースを有効利用するために整備したデータベース・システム機能について報告する。

（1）モデル構造データベースの構成

モデル構造の情報は、FEP データベースと同一のデータベース・システム（地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム）によってデータベース化されている（図 5.4-2 参照）。モデル構造は、FEP の連鎖を基に作成したモジュールに基づいているので、双方のデータベースの構成要素は類似している。異なる点は、関係の整理の仕方である。FEP データベースでは影響計算に資する情報提供のために FEP の連鎖が細分化している。これに対し、モデル構造では、同種の計算内容をもつモジュールが集約されている。

モデル構造は、データリスト、既存モデル情報（モデルシート）、およびモジュール（入出力関係）によって構成されている（図 5.4-2 参照）。データは、起因事象のデータと隣接するモジュール間のデータ受け渡しのチェック用のデータの 2 種類がある（表 5.4-1）。データの識別は番号と名称で管理されている。モジュールは、計算の種類を記号（U：UNK・未知、E：起因事象データの設定関連、T：熱関連、H：水理関連、M：力学関連、C：化学関連、および T, H, M, C の組合せ）で表し、管理番号をこれに付記した識別記号（例えば M7）と名称で管理している（表 5.4-2～表 5.4-3）。水理構造の違いにより入出力関係が異なるモジュールについては、関連する複数の入出力を統合し、記号として Cm を用いた。個々の既存モデルの情報について

は、モデルシートの中に記載されている。モデルシートには、関連する FEP の連鎖、該当する既存モデル、既存モデルの選択理由、各既存モデルの入力・出力データと入出力関係の情報、および適用範囲が示されるとともに、隣接するモジュールとの関係、隣接するモジュール間のデータの授受関係の確認（図 5.4-1）の結果、解析例、および参考文献の情報が収録されている。実際に影響計算を行うときは、このモデルシートの情報に基づいて行うことを想定している。



備考) 計算システム図においては、データを□、モジュールを□を結ぶ線で表している。計算の方向は右方向とし、起因事象のデータを左に配置した。計算システム図の作図においては、データ (□) は、モジュール (線) が右側に接続するときにはモジュールの入力データ、その逆のときは出力データとするルールを用いている。

図 5.4-2 地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム

全事象(177事象)を対象とする母岩の影響計算のシステム(モデル構造)については、図 5.4-3～図 5.4-4 に示すように 2 枚の計算システム図で表した。このシステムを 1 枚の計算システム図で表すことも可能であるが、システムが煩雑化するため、ここでは、システムを起因事象の発生に伴う地形・地質構造の変化に至る計算過程の範囲と、これ以外の母岩の影響に至る計算過程の範囲の 2 つに分けた。計算システム図においては、データを□、モジュールを□を結ぶ線で表している。計算の方向は右方向とし、起因事象のデータを左に配置した。計算システム図の作図においては、データ (□) は、モジュール (線) が右側に接続するときにはモジュールの入力データ、その逆のときは出力データとするルールを用いている。

モデル構造は、63 個のモジュールで構成されている (表 5.4-4)。列が入力、行が出力を表しており、それぞれの交差点に該当するモジュールの記号が記されている。モジュール間を結合する主要なデータは、42 個のデータで表される (表 5.4-1)。モジュールの中には、複数の入出力関係を満たすモジュールがあるので、これを整理すると 59 個のモジュールとなる (表 5.4-2～表 5.4-3)。

表 5.4-1 モデル構造のデータリスト

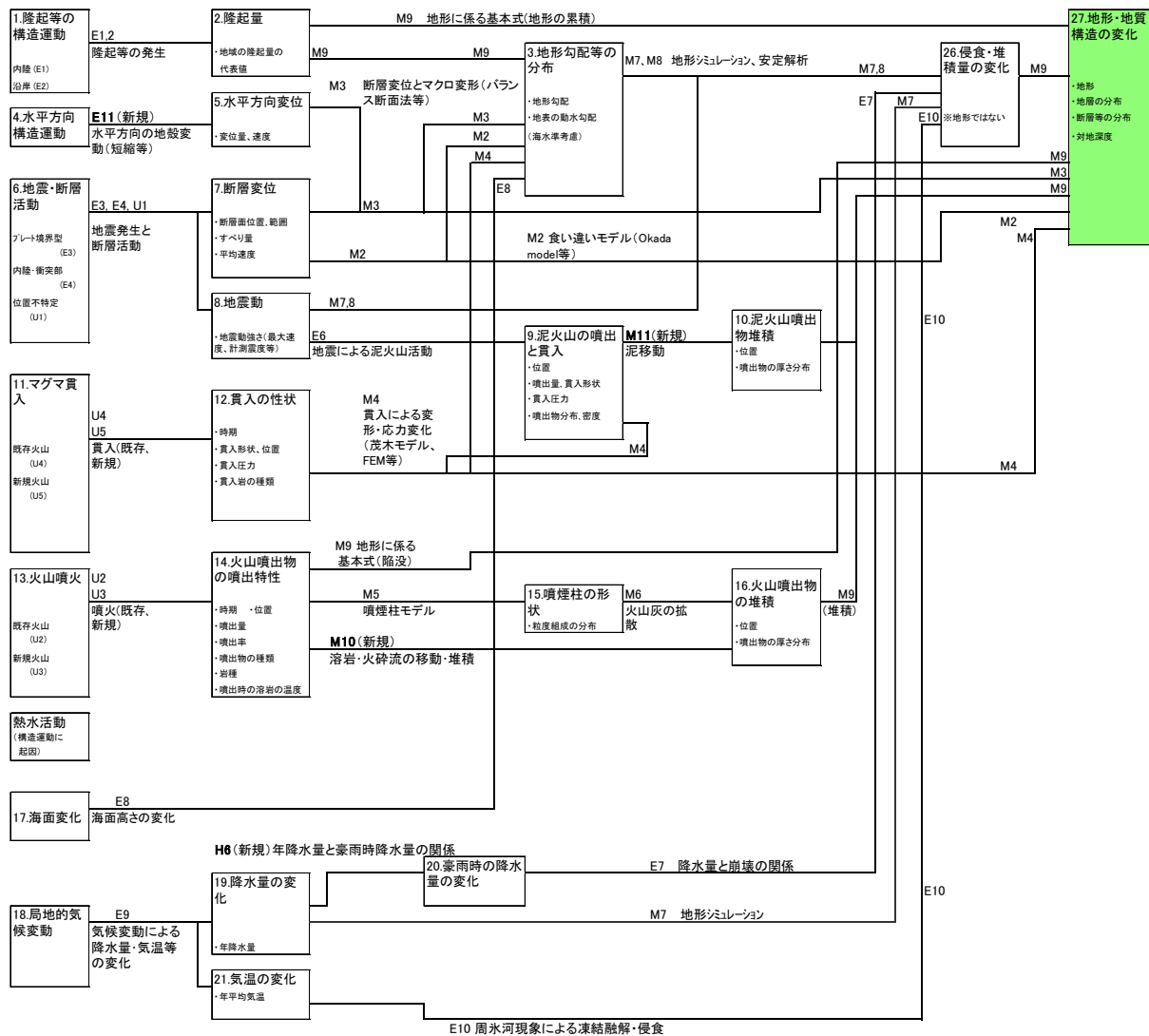
| NO. | 名称 | NO. | 名称 |
|-----|-----------|-----|---------------|
| 1 | 隆起等の構造運動 | 22 | 月平均気温変化 |
| 2 | 隆起量 | 23 | 蒸発散量の変化 |
| 3 | 地形勾配分布等 | 24 | 凍土深度等の分布 |
| 4 | 水平方向の構造運動 | 25 | 流出高の変化 |
| 5 | 水平方向の変位 | 26 | 侵食量・堆積量 |
| 6 | 地震・断層運動 | 27 | 地形・地質構造の変化 |
| 7 | 断層変位 | 28 | 岩盤応力の変化 |
| 8 | 地震動 | 29 | 間隙構造の変化 |
| 9 | 泥火山噴出・貫入 | 30 | 解析要素の形状 |
| 10 | 泥火山噴出物堆積 | 31 | 一時的な地下水流動の変化 |
| 11 | マグマ貫入 | 32 | 透水係数等 |
| 12 | 貫入の性状 | 33 | 地下水ポテンシャル |
| 13 | 火山噴火 | 34 | 涵養量等 |
| 14 | 火山灰等噴出特性 | 35 | 汀線位置 |
| 15 | 噴煙中柱の性状 | 36 | 地下水流動の変化 |
| 16 | 火山噴出物堆積 | 37 | 熱水活動 |
| 17 | 海面変化 | 38 | 熱水の流入 |
| 18 | 局地的気候変動 | 39 | 熱特性(境界条件)の変化 |
| 19 | 降水量の変化 | 40 | 化学特性(境界条件)の変化 |
| 20 | 豪雨時降水量変化 | 41 | 地下温度の変化 |
| 21 | 気温の変化 | 42 | 地下水の化学特性の変化 |

表 5.4-2 モデル構造のモジュールのリスト 1/2

| No. | 記号 | モジュール名 | 該当する既存モデル等の総称 (モデル・コード名) |
|-----|-----|-----------------------|---|
| 1 | E1 | 隆起の発生等(内陸) | 内陸を対象とする隆起速度のデータベース(TT法) |
| 2 | E2 | 隆起の発生等(海岸) | 海成段丘を対象とする隆起速度のデータベース(段丘の隆起速度等) |
| 3 | E3 | 地震発生と断層運動(プレート境界型)の性状 | アスペリティモデル(地震発生サイクルのシミュレーション) |
| 4 | E4 | 地震発生と断層運動(内陸)の性状 | 平均活動間隔をもつ固有地震の繰返しに係るモデル(活断層データベース等) |
| 5 | E6 | 地震による泥火山活動 | 地震と関連つけた泥火山の活動の観測結果等(新冠泥火山や松代群発地震等) |
| 6 | E7 | 降水量と侵食・マス・ムーブメントの関係 | 地すべり・大崩壊事例による経験則 |
| 7 | E8 | 海面高さの変化 | 第四紀の海洋酸素同位体と海面変化量との関係等 |
| 8 | E9 | 気候変動による降水量・気温等の変化 | ベストモダンアナログ法 |
| 9 | E10 | 周水河現象による凍結融解・侵食 | Aldrich式に基づく活動層の厚さ、松岡の式、赤石山地の表層砂礫移動速度、赤石山地での周水河作用による斜面標高の経時変化 |
| 10 | E11 | プレート運動による水平方向の地殻変動 | GPS観測データ、およびデータ分析に基づく経験式 |
| 11 | U1 | 地震発生と断層運動(位置不特定)の性状 | 現在は不明なモデル |
| 12 | U2 | 火山噴火(既存)の噴出特性 | 現在は不明なモデル |
| 13 | U3 | 火山噴火(新規)の噴出特性 | 現在は不明なモデル |
| 14 | U4 | マグマ貫入(既存)の性状 | 現在は不明なモデル |
| 15 | U5 | マグマ貫入(新規)の性状 | 現在は不明なモデル |
| 16 | U6 | 地震による熱水流入 | 現在は不明なモデル |
| 17 | U8 | 構造運動による熱水流入 | 現在は不明なモデル |
| 18 | H1 | 地下水流動解析 | 地下水流動解析コード(3D-SEEP, Dtransu3D-EL, GETFLOWS等) |
| 19 | H2 | 水収支式等による涵養量算定 | 水収支式、水頭観測による涵養量算定法 |
| 20 | H3 | 地形から水収支を推定する方法 | 地形と河川流量の相関、分布型タンクモデル |

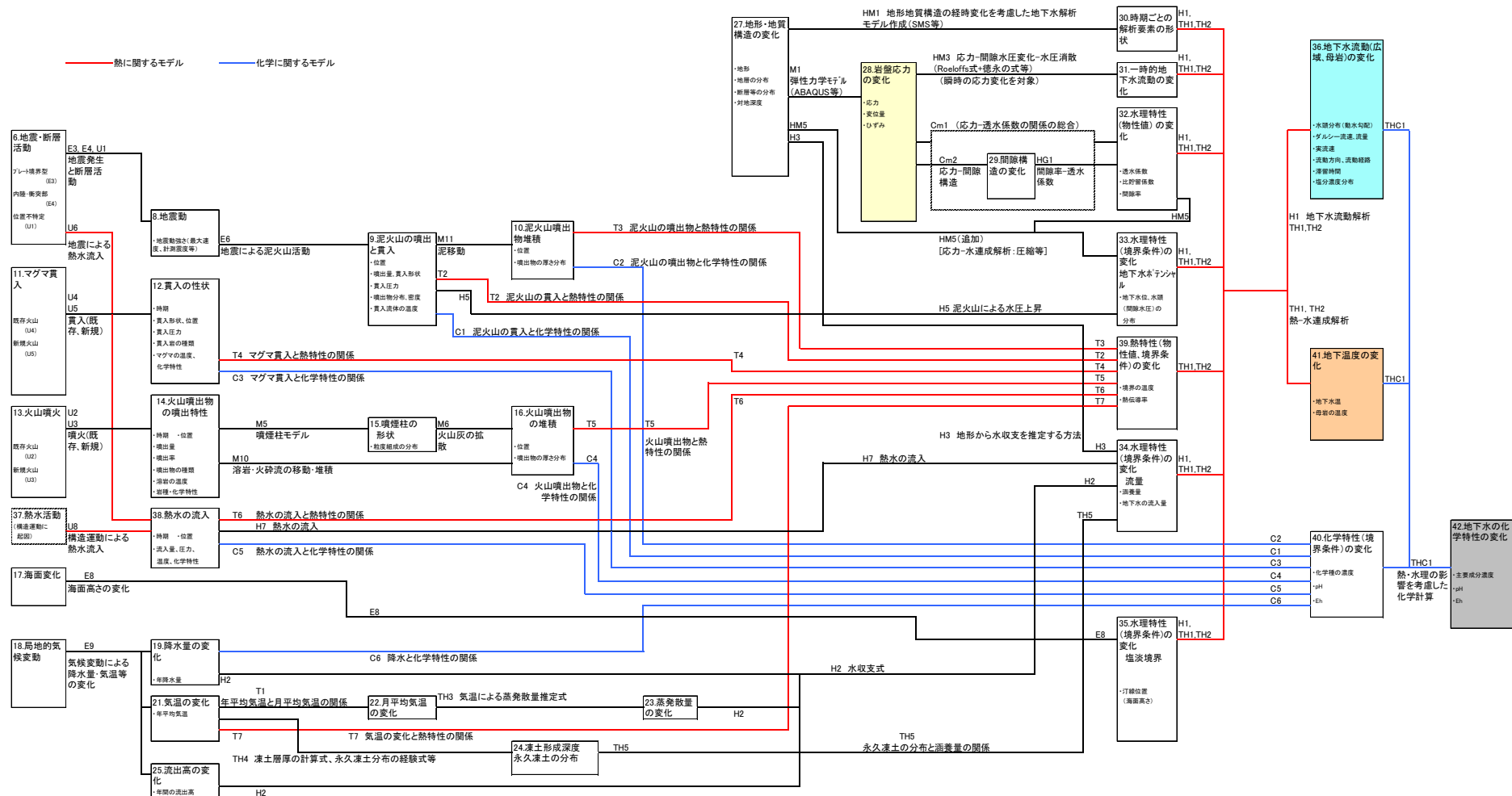
表 5.4-3 モデル構造のモジュールのリスト 2/2

| No. | 記号 | モジュール名 | 該当する既存モデル等の総称 (モデル・コード名) |
|-----|------|---------------------------|--|
| 21 | H5 | 泥火山による水圧上昇 | 泥火山の活動に伴う水理特性の変化の観測結果(松代群発地震の要因を泥火山の活動とみなした場合) |
| 22 | H6 | 年平均降水量と豪雨時の降水量の関係 | 観測結果に基づく年降水量と豪雨時降水量の関係の経験式等 |
| 23 | H7 | 熱水の流入量 | 現在は不明なモデル(モデルシートはU6,U8参照) |
| 24 | HM1 | 地形・地質構造の経時変化の地下水流動解析モデル作成 | SMS(連続的モデル化手法)、上部境界条件設定による方法 |
| 25 | HM3 | 瞬時の応力変化に伴うイベント的な地下水流動変化 | 応力変化と間隙水圧変化の関係式(Roeloffsの式、徳永(2006)の式等) |
| 26 | HM5 | 応力-水理連成解析 | 応力-水理連成解析(圧密沈下解析を対象としたコードにDACSAR、ABAQUS等) |
| 27 | HG1 | 間隙率-透水係数・貯留係数の関係 | 間隙率と透水係数の関係、間隙率と比貯留係数の関係(圧密の場合) |
| 28 | Cm1 | 応力と透水係数の関係の総合 | 亀裂と間隙との構造の違いを考慮した応力の変化に伴う透水係数の変化の関係 |
| 29 | Cm2 | 応力と間隙構造との関係 | 多孔質媒体の場合の応力の変化に伴う間隙構造の変化の関係 |
| 30 | M1 | 弾性力学モデル | 汎用の力学数値解析コード(ABAQUS、MSC NASTRAN、GEOFEM等)、鉛直載荷の理論解(Boussinesqの解) |
| 31 | M2 | 断層の食い違いモデル | 食い違いモデル(Okada model, コードMICAP-G) |
| 32 | M3 | 断層変位と周囲のマクロ変形 | 食い違いモデル(Okada model, コードMICAP-G)、バランス断面法(2D Move・3D Move) |
| 33 | M4 | マグマ等の貫入による変位・応力変化 | 食い違いモデル(Okada model, コードMICAP-G)または球状圧力源モデル(茂木モデル) |
| 34 | M5 | 噴煙柱モデル | 噴煙柱のモデル(鈴木, 1985等)、噴煙柱中の粒度分布モデル |
| 35 | M6 | 火山灰の拡散・堆積 | JMANHM(火山灰の気流による拡散と降灰予測に関する気象庁の非静力学モデル)、PUFFモデル(リアルタイム火山灰追跡モデル) |
| 36 | M7 | 地形シミュレーション、侵食量の経験的知見 | 地形シミュレーション、全国の侵食量分布図 |
| 37 | M8 | 斜面安定解析 | 斜面安定解析(SSRFEM:コード名GA2D)、二次元動的弾塑性FEM |
| 38 | M9 | 地形に係る基本式 | 隆起、侵食量やマスマーブメントに伴う地表面変化量を地形変化量に換算するための経験式・判定等 |
| 39 | M10 | 火山噴出物の堆積 | 溶岩流シミュレーションコード(LavaSIM)、火砕流流動・堆積シミュレーション手法(高橋らの方法等) |
| 40 | M11 | 泥火山の堆積 | 事例に基づく経験則 |
| 41 | T1 | 年平均気温と月平均気温の関係 | 観測結果に基づく年平均気温と月平均気温の関係の経験式等 |
| 42 | T2 | 泥火山貫入と熱特性の関係 | E6に熱に関連する情報を追加したもの |
| 43 | T3 | 泥火山噴出物の堆積と熱特性の関係 | M11に熱特性に係る情報を追加したもの |
| 44 | T4 | マグマ貫入と熱特性の関係 | 現在は不明なモデル(モデルシートはU4,U5参照) |
| 45 | T5 | 火山噴出物と熱特性の関係 | 現在は不明なモデル(モデルシートはU2,U3参照) |
| 46 | T6 | 熱水の流入と熱特性の関係 | 現在は不明なモデル(モデルシートはU6,U8参照) |
| 47 | T7 | 気温の変化と熱特性の関係 | E9に熱特性に係る情報を追加したもの |
| 48 | TH1 | マグマ貫入による地下水温度の変化 | 熱-水理連成モデル(Magma2002)、一次元熱輸送モデル |
| 49 | TH2 | 熱-水理連成解析(高温・高圧に非対応) | 三次元熱-水理連成解析コード(GETFLOWS、THAMES等)、一次元熱拡散モデル |
| 50 | TH3 | 気温と蒸発散の関係 | ソーンズウェイト法、ベンマン法、マッキング法 |
| 51 | TH4 | 永久凍土の形成と分布 | 凍土層の厚さの推定モデル、永久凍土の厚さの経験式、永久凍土の分布高度の経験式 |
| 52 | TH5 | 永久凍土の分布と涵養量の関係 | 凍土の範囲・地表被覆率と涵養量の関係の経験式、または凍土被覆率と温暖期涵養量の単純な乗算 |
| 53 | C1 | 泥火山による地下水化学変化の観測結果等 | 泥火山による地下水化学変化の観測結果等(モデルシートTHC3参照) |
| 54 | C2 | 泥火山噴出物の堆積と化学特性の関係 | M11に化学特性に係る情報を追加したもの |
| 55 | C3 | マグマ貫入による地下水化学変化の観測結果等 | マグマ貫入による地下水化学変化の観測結果等(モデルシートU7参照) |
| 56 | C4 | 噴火に伴う地下水化学変化の観測結果等 | 火山噴出物堆積地区における地下水化学特性に関する経験的知見(モデルシートTHC2参照) |
| 57 | C5 | 熱水の流入と化学特性の関係 | 現在は不明なモデル(モデルシートU6,U8参照) |
| 58 | C6 | 降水と化学特性の関係 | E9に化学に関連する情報を追加したもの |
| 59 | THC1 | 熱力学解析-水理連成モデル | 熱力学解析の地化学コード:PHREEQC(米国地質調査所開発)、GWB(Geochemist's Workbench; イリノイ大学開発)、TOUGHREACT(ローレンスバークレー国立研究所開発)等 |



備考) 計算システム図においては、データを□、モジュールを□を結ぶ線で表している。計算の方向は右方向とし、起因事象のデータを左に配置した。計算システム図の作図においては、データ (□) は、モジュール (線) が右側に接続するときにはモジュールの入力データ、その逆のときは出力データとするルールを用いている。

図 5.4-3 モデル構造の計算システム図 1/2
(起因事象による地形・地質構造の変化の計算)



備考) 計算システム図においては、データを□、モジュールを○を結ぶ線で表している。計算の方向は右方向とし、起因事象のデータを左に配置した。計算システム図の作図においては、データ(□)は、モジュール(線)が右側に接続するときにはモジュールの入力データ、その逆のときは出力データとするルールを用いている。

図 5.4-4 モデル構造の計算システム図 2/2 (母岩の THMC の影響計算)

(2) モデル構造のデータベースとコード概要

本項では、モデル構造を用いて母岩の影響計算を行うときに利用するために整備したツールについて報告する。ツールは2種類あり、1つは「地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム」、もう1つはモンテカルロ法を適用した「地形・地質構造の変化量計算コード」である。

「地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム」は、地質・気候関連事象の専門的な知識をもたなくても、FEPデータベースとモデル構造データベースの情報を自由に検索し、利用・管理するためのツールである。モンテカルロ法を適用した「地形・地質構造の変化量計算コード」は、モンテカルロ法をモデル構造に適用するにあたり、そのノウハウを取得するために整備した確率論的な地殻変動計算用のコードである。このコードは、地震の断層パラメータ（静的断層パラメータ）、および貫入のパラメータの基礎知識があれば、利用することが可能であり、その試解析例は5.5.3（4）項に示されている。

以下、ツール別にその整備内容を報告する。

(a) 地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システム

本システムは、モデル構造を用いて影響計算を行うに必要な情報を直感的な操作で取得するためのモデル構造のデータベースの管理・利用システムである。その特徴は、全事象の影響計算の仕組みを表す2枚の計算システム図を起点としていることである。得たい出力、あるいは入力するデータからその計算範囲が理解できるようになっている。

本システムの稼働環境を表5.4-5に示す。データベースエンジンは、フリーソフトであるため、基本的にOSがWindowsであれば全てのパソコンに導入することが可能である。FEPシートとモデルシートはWordファイルであるため、Wordのインストールが前提となる。

表 5.4-5 データベース・システムの稼働環境

| 項目 | 仕様 |
|------------------|----------------------|
| OS (オペレーションシステム) | Windows (Xp/Vista/7) |
| ビデオカード | XGA (1024×768) 以上 |
| ハードディスク | 空き容量 100MB 以上 |
| データベースエンジン | Firebird 2.1 以上 |

本システムは、FEPデータベースとモデル構造のデータベースの双方に対応しており、起動画面は図5.4-5の通りである。操作は、マウスの左クリックによって画面の切り替えや所得したい情報（FEPシート、安全性への影響の可能性、モデルリスト等）が容易に得られる。各画面の切り替えは、起動後も自由に行える。

以下、本システムにおいて「モデル構造を基に影響計算を行う」ことを目的としたときの利用を想定し、その利用の手順に沿ってシステムの機能について説明を行う。

- ① 起動画面で2つの計算システム図（地形・地質構造の変化とTHMC）の中からいずれかを選択し、求めたい出力データが含まれていることをチェックする（図5.4-6）。計算システム図ではデータを□で表し、モジュールは2つのデータ（□）をつなぐ線で表している。「地形・地質構造の変化」のシステム図は、起因事象から地形・地質構造の変化に

至るまでの計算の内容を示す。「THMC」は、地形・地質構造を介さない起因事象、および地形・地質構造の変化に伴う母岩の影響計算の内容を示す。

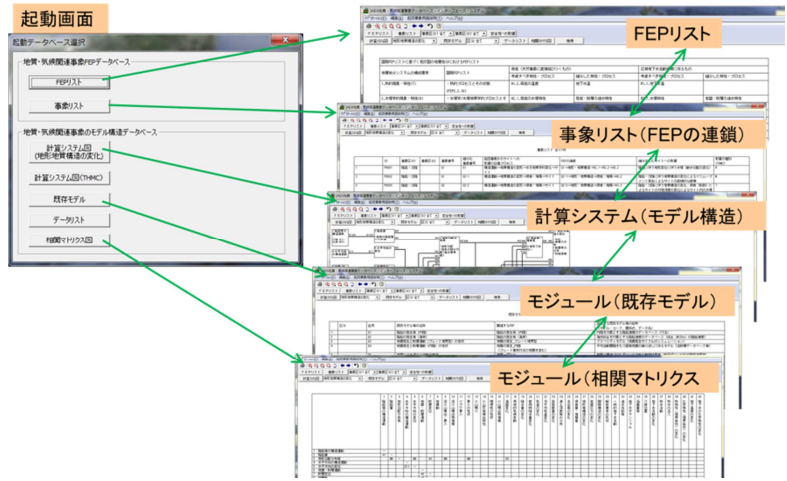
- ② 仮に侵食の計算モジュールの内容（計算方法、データ等）を知りたいときは、図 5.4-7 に示すように、該当するモジュールを表す「線」（侵食のデータの□の左側の線）にカーソルを合わせてクリックする。プルダウンメニューが出現するので、このメニューからモデルシートを選択する。図 5.4-8 に示すように、侵食量の計算モジュールのモデルシートが表示される。
- ③ 侵食量に影響を及ぼす直接的な要因の検討、あるいは直接的な要因を含む複数モジュールの計算を行いたいときは、データをクリックして現れたプルダウンメニューから、「影響を与える世代の表示」－「三世代まで表示」を選んでクリックする（図 5.4-9）。その結果、図 5.4-10 に示すように、関係するモジュールとデータのみが表示される。
- ④ 以上の手順により、5.4.4 項に示す影響計算に必要な計算情報が取得できる。ただし、モデル構造は計算サポートのツール（計算の設計図の役割）であり、計算用コードではない。実際に計算を行うときは、モデルシートに記載された数式、公開コード、参考文献等の情報（図 5.4-8）を基に手計算、あるいはコード化を行うことを想定している。

次に、177 事象の中から、地震の影響に係る事象とその根拠となる知見を知りたいときの手順を説明する。

- ① 起動画面あるいは、計算システム図の画面上の事象リストのボタンをクリックして事象リストを表示し、画面上部のリボン上の事象リストの選択ボタンで地震を選択する。この結果、地震に関連する事象リストが表示される（図 5.4-11）。画面上部には、地震に関連する事象が、177 事象のうち 60 事象であることが示されている。事象の中には、モジュール化の対象となる起因事象から母岩の THMC の影響に至る一連の FEP の連鎖の情報が示されている。
- ② ある事象の根拠を見たいときは、例えば、FEP の連鎖をクリックしてプルダウンメニューを表示し、その中から安全性への影響の可能性と相関の判定を選択しクリックする（図 5.4-12）。FEP の連鎖の根拠が、項目「理解の現状」（文献情報に基づく連鎖項目の成立性）に表されている。なお、参考文献については、著作権法上の問題があるため、モデルシートと同様に、一覧表の提示にとどめている。

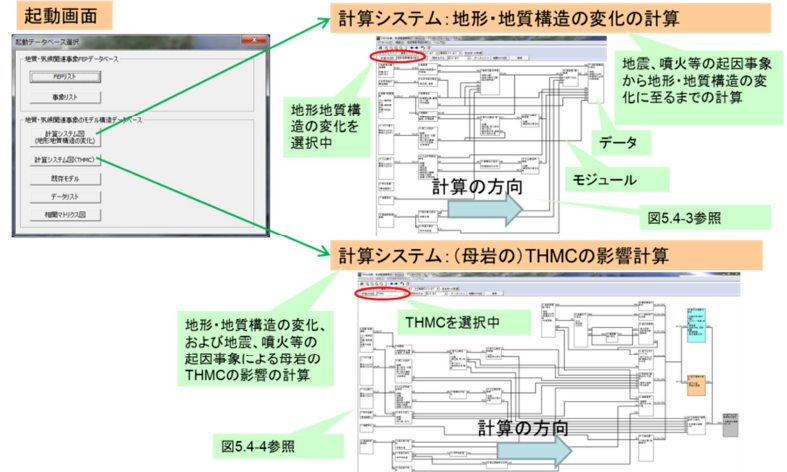
全ての FEP の連鎖のモジュールは、主な入力データと出力データの組合せ（入出力関係）で表される（図 5.4-13）。入力データと出力データの組み合わせに対して計算の内容を知りたいときは、図 5.4-13 に示すようにその入出力関係に該当する格子点をクリックしてプルダウンメニューからモデルシートを選択すれば、図 5.4-8 に示されるようにモデルシートが表示される。

以上示したように、地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システムを整備したことで、我が国で想定しうる 177 事象の全てに対応する FEP データベース、およびモデル構造の膨大な情報を必要な範囲のみ検索・抽出して、活用することが可能となった。このデータベース・システムを用いた試解析例については、5.4.4 項に示す。



※作業画面間は自由に行き来できる

図 5.4-5 地質・気候関連事象データベース・インターフェース・システムの起動・作業画面



※計算システム図は、地形・地質構造の変化で2枚に分けられている。両画面は自由に行き来できる。

図 5.4-6 177 事象の影響計算の仕組み (計算システム) の表示

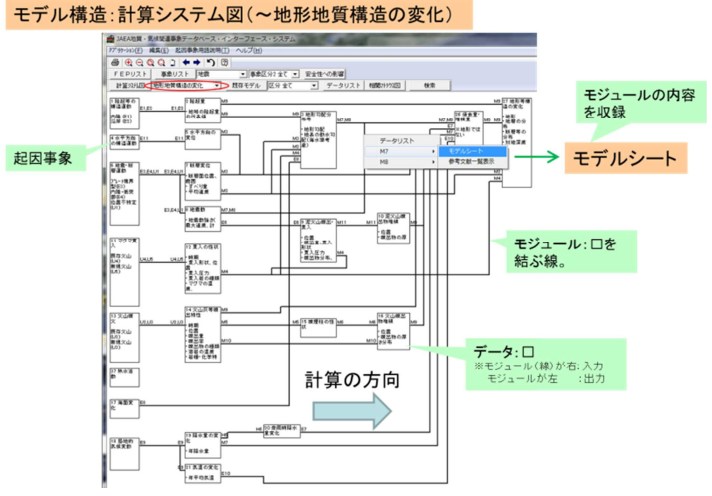


図 5.4-7 侵食量の計算の場合の計算内容 (モデルシート) の確認方法

モデルシート

総称:記号+モジュール名称

既存モデル名:FEPの連鎖

文献情報

The screenshot shows a detailed model sheet for 'FEPの連鎖'. It includes a flowchart on the right side showing the relationships between various modules like 'FEP', 'FEP-1', 'FEP-2', etc. On the left, there are sections for '総称:記号+モジュール名称' and '既存モデル名:FEPの連鎖'. Below the flowchart, there are tables for 'モジュール間のデータのやり取りを確認' and '文献情報'. The '文献情報' section lists several academic papers related to erosion and sediment transport.

図 5.4-8 侵食量の計算モジュールの内容 (モデルシート) の表示

モデル構造:計算システム図(~地形地質構造の変化)

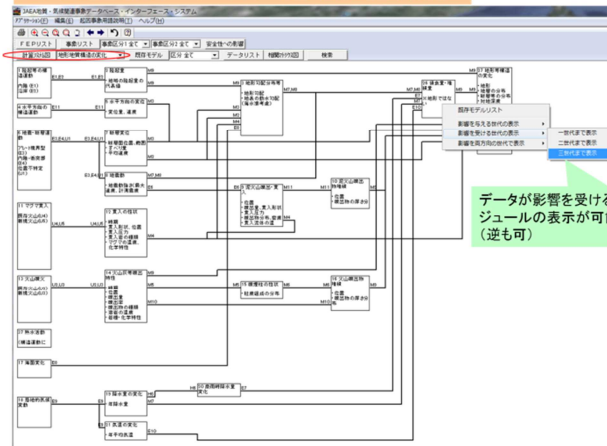


図 5.4-9 侵食量に影響を及ぼすモジュール (三代目) の表示の指定

モデル構造:計算システム図(~地形地質構造の変化)

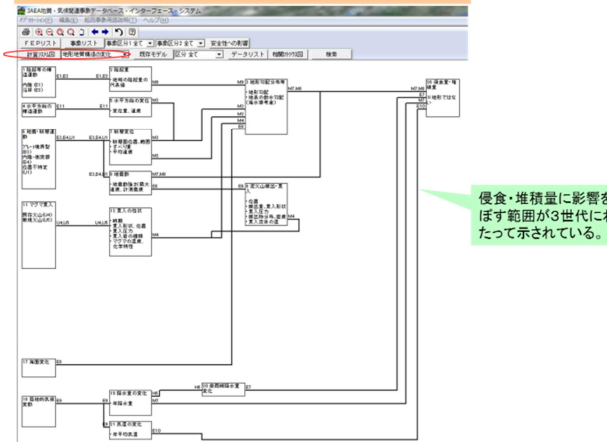


図 5.4-10 侵食量に影響を及ぼすモジュール (三代目) の表示

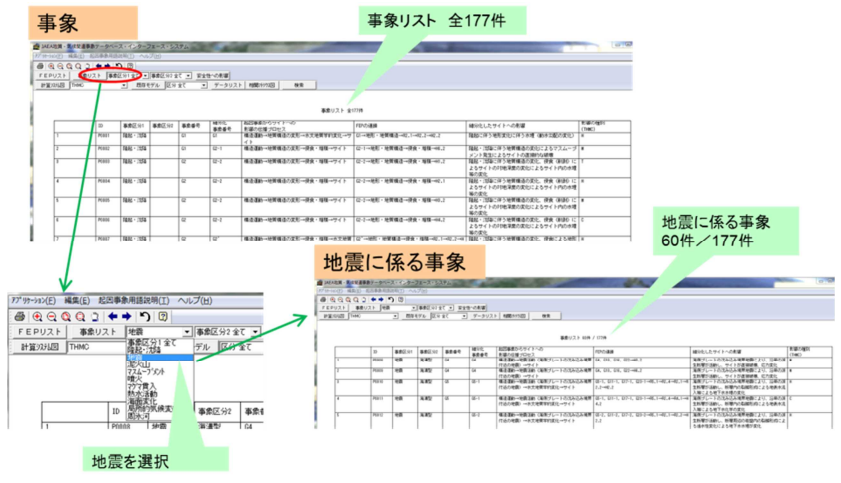


図 5.4-11 事象リスト (177 事象) から地震に関連する事象を選択して表示する方法

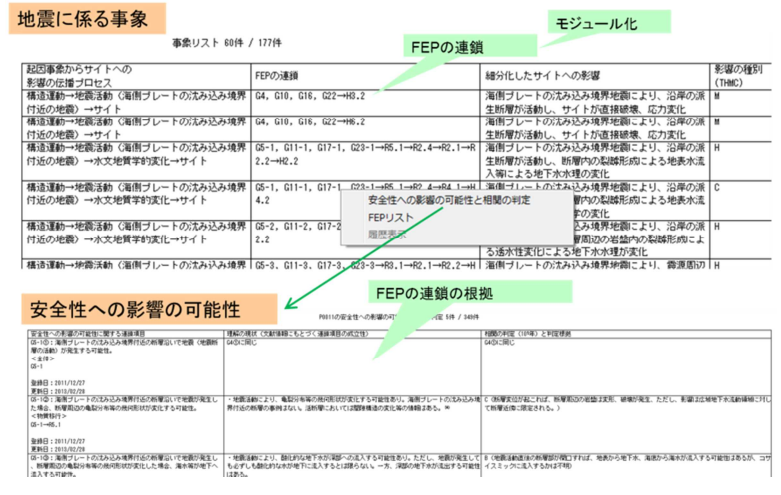
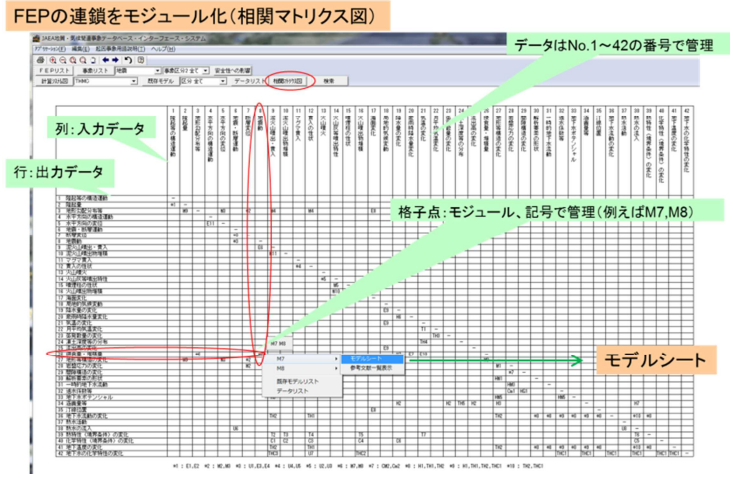


図 5.4-12 事象の根拠 (安全性への影響の可能性) を表示する方法



※各モジュールと FEP の連鎖の関係についてはモデルシートのモデル名称に記載 (図 5.4-8 参照)

図 5.4-13 モジュールの一覧 (相関マトリクス図)