

高レベル放射性廃棄物等の地層処分に
関する技術開発事業

直接処分等代替処分技術開発

5 か年取りまとめ報告書

平成 30 年 3 月

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構

本報告書は、経済産業省資源エネルギー庁からの委託事業として、国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構が実施した平成29年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術開発」の事業報告書である。

目 次

| | |
|--|------|
| 目次 | i |
| 1. はじめに | 1-1 |
| 1.1 本事業の背景と目的 | 1-1 |
| 1.2 本事業の全体構造 | 1-1 |
| 1.3 本5か年取りまとめの構成 | 1-10 |
| 2. 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化 | 2-1 |
| 2.1 先進的な材料の開発 | 2-1 |
| 2.2 閉じ込め性能評価手法の高度化 | 2-21 |
| 2.2.1 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究 | 2-21 |
| 2.2.2 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究 | 2-45 |
| 2.2.3 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究 | 2-61 |
| 3. 直接処分施設の設計検討 | 3-1 |
| 3.1 人工バリアの設計 | 3-1 |
| 3.1.1 処分容器の設計 | 3-1 |
| 3.1.2 緩衝材の設計 | 3-23 |
| 3.2 地下施設の概念設計 | 3-41 |
| 3.3 搬送・定置設備の概念設計 | 3-55 |
| 3.4 地上施設の概念設計 | 3-69 |
| 3.5 直接処分方策に関する調査・検討 | 3-79 |
| 3.6 処分容器の設計における臨界安全に関する検討 | 3-95 |
| 4. 直接処分施設の設計支援システムの構築 | 4-1 |
| 5. その他の代替処分オプションについての調査・検討 | 5-1 |
| 6. おわりに | 6-1 |

目 次

| | | |
|------------|--|------|
| 図 1.2-1 | 本事業全体の概略スケジュール | 1-9 |
| 図 2.1.2-1 | 三元系合金の液相線の計算結果 | 2-4 |
| 図 2.1.2-2 | 各種合金の時間-換算化温度-変態図の計算結果 | 2-5 |
| 図 2.1.2-3 | γ パラメータ、 δ パラメータおよび Ω パラメータと金属ガラス生成のための臨界直径 (d_c) との相関 | 2-7 |
| 図 2.1.2-4 | 三元系アモルファス合金に対する δ パラメータと γ パラメータの相関関係 | 2-8 |
| 図 2.1.2-5 | 試作した金属ガラス溶射膜の例 | 2-10 |
| 図 2.1.2-6 | 厚さ 5 mm の溶射膜の外観および断面の状況 | 2-11 |
| 図 2.1.2-7 | 溶射膜の X 線回折測定結果例 | 2-11 |
| 図 2.1.2-8 | 金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の SEM 画像 | 2-12 |
| 図 2.1.2-9 | 浸出試験概要 | 2-13 |
| 図 2.1.2-10 | 従来材の浸出量の経時変化 (左: SUS316L、右: Hastelloy C-276) | 2-14 |
| 図 2.1.2-11 | Zr 基および Cu 基金属ガラス成分の浸出量の経時変化の例 | 2-14 |
| 図 2.1.2-12 | Ni 基金属ガラス成分の浸出量の経時変化 | 2-14 |
| 図 2.1.2-13 | $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 溶射試験片のアノード分極挙動に及ぼす NaCl 濃度の影響 | 2-16 |
| 図 2.2.1-1 | 密閉型セルと開放型セルの腐食速度の比較 | 2-24 |
| 図 2.2.1-2 | カーブフィッティングに使った等価回路とフィッティングパラメータ | 2-25 |
| 図 2.2.1-3 | レジストメトリー法による銅薄膜の腐食減肉量測定結果と腐食速度 | 2-26 |
| 図 2.2.1-4 | U 字ベント曲げ試験片を純水膨潤したベントナイト中で 240 時間浸漬した試料の表面付近断面の SEM 像ならびに元素マップ像 | 2-27 |
| 図 2.2.1-5 | 純チタン、純銅、ニッケル基合金 (C276) の照射下 (under irradiation) と非照射下 (w/o irradiation) での交流インピーダンス特性の比較 | 2-29 |
| 図 2.2.1-6 | 処分容器に及ぼす微生物腐食反応の概念図 | 2-32 |
| 図 2.2.1-7 | 各ベントナイト濃度条件における鉄腐食活性 | 2-33 |
| 図 2.2.1-8 | 異なる乾燥密度条件下における炭素鋼片の重量減損量 | 2-35 |
| 図 2.2.1-9 | 低濃度側溶液へ透過したヨウ化物イオンおよび酢酸イオンのフラックの時間変化 (乾燥密度 0.8 Mg m^{-3} 、NaCl 濃度 0.5 mol l^{-1}) | 2-38 |
| 図 2.2.1-10 | 銅-ベントナイト変質試験カラム概略図 | 2-40 |
| 図 2.2.1-11 | 接触面近傍領域 ($300 \mu\text{m} \times 300 \mu\text{m}$) の Cu, S, O, Si, Al, Na, Cl マッピング分析結果 (試験期間 30 日) | 2-41 |
| 図 2.2.1-12 | 接触面近傍領域 ($30 \mu\text{m} \times 30 \mu\text{m}$) の Cu, S マッピング分析結果と点分析による元素存在比の分析結果 (試験期間 30 日) | 2-42 |

| | | |
|------------|--|------|
| 図 2.2.1-13 | 接触面近傍領域 ($40 \mu\text{m} \times 40 \mu\text{m}$) の Cu, S マッピング分析結果と点 分析による元素存在比の分析結果 (試験期間 1 年) | 2-43 |
| 図 2.2.2-1 | 使用済燃料中の核種分布および核種放出の概念 | 2-47 |
| 図 2.2.2-2 | Cs の瞬時放出割合と FGR との関係 | 2-51 |
| 図 2.2.2-3 | 燃料タイプと FGR の関係 | 2-53 |
| 図 2.2.2-4 | 燃料溶解速度の炭酸濃度依存性の文献値 | 2-56 |
| 図 2.2.2-5 | 二酸化ウランの溶解速度の測定結果 | 2-57 |
| 図 2.2.3-1 | 縦置き方式と横置き方式における構成要素の位置関係 | 2-64 |
| 図 2.2.3-2 | 岩盤中の高透水性構造と坑道が交差することを想定した解析モデルの 概念 | 2-65 |
| 図 2.2.3-3 | 三次元物質移行解析で求められた物質移行挙動の例 | 2-66 |
| 図 2.2.3-4 | 三次元物質移行解析で求められた物質移行率の結果の例 | 2-67 |
| 図 2.2.3-5 | 廃棄体、人工バリア、母岩の各領域における収着性物質の残留率 | 2-67 |
| 図 2.2.3-6 | 地下水流動解析の解析モデルの概念図 | 2-70 |
| 図 2.2.3-7 | 地下水流動解析結果の例 (結晶質岩) | 2-72 |
| 図 2.2.3-8 | 地表までの移行時間の比較 | 2-73 |
| 図 2.2.3-9 | 各処分場位置からの流跡線の例 | 2-73 |
| | | |
| 図 3.1.1-1 | 横置き定置を想定した臨界安全解析体系 | 3-4 |
| 図 3.1.1-2 | 縦置き定置を想定した臨界安全解析体系 | 3-5 |
| 図 3.1.1-3 | BWR 燃料集合体の臨界安全解析結果 (BWR 燃料集合体の例) | 3-6 |
| 図 3.1.1-4 | 実効増倍率計算結果 | 3-7 |
| 図 3.1.1-5 | 胴体部板厚解析のための構造解析モデル (BWR 使用済燃料 4 体収容) .. | 3-11 |
| 図 3.1.1-6 | 処分容器蓋部の断面形状図 (BWR 使用済燃料 4 体収容) | 3-11 |
| 図 3.1.1-7 | 使用済燃料 1 体あたりの発熱量 | 3-14 |
| 図 3.1.1-8 | 伝熱解析対象領域、解析メッシュの例 | 3-14 |
| 図 3.1.1-9 | 処分容器の断面寸法 | 3-17 |
| 図 3.1.1-10 | 複合容器の構成例 (PWR 使用済燃料用 2 体収納の例) | 3-18 |
| 図 3.1.1-11 | 平蓋構造における複合容器構造 | 3-19 |
| 図 3.1.2-1 | 人工バリアの基本仕様 (PWR 燃料 2 体収容) | 3-28 |
| 図 3.1.2-2 | PEM 容器仕様 | 3-28 |
| 図 3.1.2-3 | 緩衝材の設計解析モデル (複合処分容器、軟岩、横置き定置) | 3-31 |
| 図 3.1.2-4 | 緩衝材の設計解析モデル (複合処分容器、軟岩、縦置き定置) | 3-32 |
| 図 3.1.2-5 | 経過年数に対する腐食膨張量および等価剛性 (炭素鋼処分容器の場 合) | 3-33 |
| 図 3.1.2-6 | 経過年数に対する腐食膨張量および等価剛性 (複合処分容器の場合) .. | 3-34 |
| 図 3.1.2-7 | 載荷応力-間隙比関係 (乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%) .. | 3-37 |
| 図 3.1.2-8 | 軸ひずみ-軸差応力関係 (乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%) | 3-37 |

| | | |
|-----------|--|-------|
| 図 3.1.2-9 | 有効応力経路（乾燥密度 1.8 Mg m ⁻³ 、ケイ砂混合率 50 wt%） | 3-38 |
| 図 3.2-1 | 廃棄体の定置方式による坑道のイメージ図 | 3-42 |
| 図 3.2-2 | 人工バリアの基本仕様（PWR 燃料集合体 2 体収納） | 3-47 |
| 図 3.2-3 | 坑道離間距離と緩衝材最高温度の関係 | 3-49 |
| 図 3.3-1 | 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念 | 3-60 |
| 図 3.3-2 | 搬送・定置工程の三次元動画による可視化 | 3-65 |
| 図 3.3-3 | 搬送・定置設備の設計を中心とした処分施設の設計フロー | 3-66 |
| 図 3.3-4 | 保証措置・核セキュリティを考慮した搬送・定置設備のハンドリングフロー | 3-67 |
| 図 3.4-1 | 地上施設の設計を中心とした処分施設の設計フロー | 3-77 |
| 図 3.5-1 | 新規に登録した諸外国の情報を表示した画面例 | 3-81 |
| 図 3.5-2 | 使用済燃料の直接処分施設の工程および適用する保障措置技術の例 | 3-83 |
| 図 3.5-3 | 適用性が高いと考えられる人工的な特徴の付与位置 | 3-85 |
| 図 3.5-4 | 代表的な解析モデル | 3-87 |
| 図 3.5-5 | 測定の再現性に関する解析結果 | 3-88 |
| 図 3.5-6 | 超音波試験体系（探触子を試験体上面に設置した場合） | 3-89 |
| 図 3.5-7 | 核セキュリティシステム概念およびセキュリティ機器の検討例（地上施設） | 3-92 |
| 図 3.5-8 | 核セキュリティシステム概念およびセキュリティ機器の検討例（地下施設） | 3-93 |
| 図 3.6-1 | 直接処分における処分容器設計 | 3-97 |
| 図 3.6-2 | 中性子増倍率の関係 | 3-101 |
| 図 3.6-3 | 使用済燃料処分体系における相関係数の評価結果 | 3-103 |
| 図 3.6-4 | PWR 使用済燃料における推定臨界下限増倍率の評価結果 | 3-104 |
| 図 3.6-5 | BWR 使用済燃料における推定臨界下限増倍率の評価結果 | 3-104 |
| 図 3.6-6 | 保守的な処分容器破損状態において中性子吸収材を考慮した場合の中性子増倍率 | 3-108 |
| 図 3.6-7 | 臨界事象が発生した場合を想定した破損体系 | 3-111 |
| 図 4-1 | 地層処分エンジニアリング統合支援システム (iSRE) の概念図 | 4-4 |
| 図 4-2 | IF および DB の構成 | 4-6 |
| 図 4-3 | iSRE 全体の画面構成 | 4-8 |
| 図 5-1 | 新第三紀層の層厚分布 | 5-6 |
| 図 5-2 | 新第三紀層の層厚分布（層厚 2,000 m 以上） | 5-6 |
| 図 5-3 | 本検討で想定した超深孔処分の概念図 | 5-12 |
| 図 5-4 | 熱対流などによる廃棄体定置領域およびシール材領域中の移行の概念図 | 5-14 |
| 図 5-5 | 地下水流れによる周辺母岩中の移行の概念図 | 5-14 |
| 図 5-6 | 熱対流などによる移行と地下水流れによる移行の組み合わせイメージ図 | 5-15 |

| | |
|---|------|
| 図 5-7 熱対流などによる累積移行率と地下水流れによる累積移行率の比較（対象 核種：C-14） | 5-19 |
|---|------|

表 目 次

| | | |
|-----------|---|------|
| 表 1.2-1 | 過去の研究開発成果に関連する報告書などとその略称 | 1-8 |
| 表 2.1.3-1 | アルミナ、炭化ケイ素を混合したベントナイトの熱伝導率測定結果 | 2-19 |
| 表 2.2.1-1 | カーブフィッティングにより得られたパラメータ | 2-25 |
| 表 2.2.1-2 | 各種条件における Cu 箔の腐食速度 | 2-26 |
| 表 2.2.1-3 | 試験条件マトリクスと条件設定の考え方 | 2-36 |
| 表 2.2.1-4 | ヨウ化物イオン、酢酸イオン、酪酸イオン実効拡散係数、形状因子の 実測値 | 2-38 |
| 表 2.2.1-5 | 重水およびブタノールの実効拡散係数、形状因子の実測値 | 2-39 |
| 表 2.2.1-6 | 試験に使用した人工海水の組成 | 2-41 |
| 表 2.2.2-1 | 諸外国における瞬時放出割合の一覧 | 2-50 |
| 表 2.2.2-2 | 国内向けのソースタームパラメータとしての瞬時放出割合の一覧 | 2-51 |
| 表 2.2.2-3 | 諸外国の安全評価における燃料溶解速度の評価値 | 2-55 |
| 表 2.2.2-4 | 国内パラメータセットと諸外国の設定との対比表 | 2-60 |
| 表 2.2.3-1 | ニアフィールドの構成要素のつながりに基づき抽出した主な移行経路 | 2-64 |
| 表 2.2.3-2 | 定置方式の選択による閉じ込め性能の違いに関する知見のまとめ | 2-68 |
| 表 2.2.3-3 | 設計オプションとして想定した処分場の位置 | 2-69 |
| 表 2.2.3-4 | 処分場位置の選択による天然バリア中での非収着性核種 (C-14 等) の 閉じ込め性能の知見のまとめ | 2-74 |
| 表 2.2.3-5 | 設計オプションの選択による閉じ込め性能の違いの特徴のまとめ | 2-76 |
| 表 3.1.1-1 | 検討の前提とした使用済燃料仕様 | 3-3 |
| 表 3.1.1-2 | 最大収容体数の評価結果 | 3-5 |
| 表 3.1.1-3 | 未臨界を維持可能な最低燃焼度 | 3-8 |
| 表 3.1.1-4 | 構造健全性評価にもとづく必要板厚 | 3-12 |
| 表 3.1.1-5 | 設計要件を満足する処分容器仕様などの検討結果 | 3-16 |
| 表 3.1.1-6 | 処分容器の仕様 | 3-17 |
| 表 3.1.2-1 | 緩衝材の設計解析ケース | 3-25 |
| 表 3.1.2-2 | 考慮したシナリオの特徴と力学的なモデル・手法 | 3-27 |
| 表 3.1.2-3 | 処分容器の腐食膨張による緩衝材の体積減少率の試算 | 3-29 |
| 表 3.1.2-4 | 緩衝材の応力緩衝性の評価結果 | 3-36 |
| 表 3.2-1 | 地盤条件と人工バリアの組み合わせ | 3-41 |
| 表 3.2-2 | 試験を実施した配合 | 3-45 |
| 表 3.2-3 | 検討ケース一覧表 | 3-50 |
| 表 3.2-4 | 地盤条件と人工バリアの組み合わせごとの評価結果の一例 (硬岩系) | 3-53 |
| 表 3.3-1 | 搬送・定置設備の概念設計に係る検討項目 | 3-55 |
| 表 3.3-2 | 廃棄体の搬送・定置装置に求められる機能と候補技術の例 | 3-57 |

| | | |
|---------|--|-------|
| 表 3.3-3 | 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能の技術オプションの評価 | 3-58 |
| 表 3.3-4 | 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の各機能の技術設定 | 3-59 |
| 表 3.3-5 | 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様 | 3-59 |
| 表 3.3-6 | 坑道仕様の違い | 3-61 |
| 表 3.3-7 | 処分坑道の搬送・定置装置の実現可能性の総合評価 | 3-64 |
| 表 3.3-8 | 搬送・定置設備の技術オプションの特徴比較の視点への追加項目（保障措置／核セキュリティ） | 3-67 |
| 表 3.4-1 | 封入設備に関わる技術オプションの特徴比較の視点 | 3-71 |
| 表 3.4-2 | 溶接装置の溶接機能の技術オプションの評価 | 3-74 |
| 表 3.4-3 | 検査装置の検査機能の技術オプションの評価 | 3-75 |
| 表 3.4-4 | 封入設備の技術オプションの特徴比較の視点への追加項目（保障措置／核セキュリティ） | 3-76 |
| 表 3.5-1 | 保障措置対策に適用可能な技術 | 3-82 |
| 表 3.5-2 | 同定・識別、未開封確認に適用可能な特徴 | 3-86 |
| 表 3.5-3 | 8 mm の特徴に対する超音波探傷測定値、切断後の実測値、シミュレーション解析結果の比較 | 3-90 |
| 表 3.6-1 | 燃焼度クレジットで考慮した核種 | 3-96 |
| 表 3.6-2 | 核種組成予測の不確かさによる中性子増倍率への影響 | 3-98 |
| 表 3.6-3 | 燃焼計算時の燃焼パラメータの設定 | 3-99 |
| 表 3.6-4 | 燃焼履歴による中性子増倍率への影響 | 3-99 |
| 表 3.6-5 | 燃焼度分布による中性子増倍率への影響 | 3-100 |
| 表 3.6-6 | 種々のパラメータによる中性子増倍率の影響 | 3-101 |
| 表 3.6-7 | SiO ₂ 反射体を使用した臨界実験の中性子増倍率の解析結果 | 3-105 |
| | | |
| 表 4-1 | iSRE の機能の概要 | 4-5 |
| 表 4-2 | 設計および試作を行った IF の一覧 | 4-7 |
| 表 4-3 | 設計および試作を行った DB の一覧 | 4-7 |
| 表 4-4 | 試運用ケース 1 で取り扱う主要データ | 4-10 |
| | | |
| 表 5-1 | 最終処分方式としての代替処分概念および最終処分以外の方式 | 5-1 |
| 表 5-2 | わが国の掘進長 1,000 m を超える坑井情報 | 5-4 |
| 表 5-3 | 母岩透水係数をパラメータとした解析ケース | 5-17 |
| | | |
| 表 6-1 | 使用済燃料の直接処分とガラス固化体の地層処分の類似点・相違点の整理案 | 6-6 |

第 1 章

はじめに

1. はじめに

1.1 本事業の背景と目的

本事業は、平成 25 年度から平成 26 年度の地層処分技術調査等事業（使用済燃料直接処分技術開発）、平成 27 年度から平成 28 年度の地層処分技術調査等事業（直接処分等代替処分技術開発）および平成 29 年度の高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業（直接処分等代替処分技術開発）として、平成 25 年度から平成 26 年度は独立行政法人日本原子力研究開発機構として、また、平成 27 年度から平成 29 年度は国立研究開発法人日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構）が経済産業省資源エネルギー庁（以下、資源エネルギー庁）から受託したものである。

本事業の背景および目的は以下の通りである。

- ・ 東北地方太平洋沖地震やこれに起因する原子力事故を契機として、今後の日本のエネルギーシステムをより安全性とセキュリティ性の高いものとしていくことが国家的な重要課題である。長期的に安定なエネルギーシステムを構築していく上で、原子力の利用にあたっては、シビアアクシデント対策などより高い安全性と核セキュリティの確保を図るとともに、将来のエネルギー政策や世界のエネルギー情勢などに柔軟に対応可能な技術基盤を整備しておくことが不可欠となっている。
- ・ 従来より、わが国では資源の有効利用を目的として全量を再処理し、発生する高レベル放射性廃液をガラス固化体として最終処分することを基本方針として研究開発を実施してきている。しかしながら、原子力利用における柔軟性を確保しつつ今後のバックエンド対策を着実に進めていくために、これまでに蓄積されてきたガラス固化体の処分に関する技術的知見および諸外国における直接処分に関する技術的知見ならびにその他の考えられる代替処分オプションに関する調査・検討事例を利用し、わが国における使用済燃料の直接処分についての技術的な検討およびその他の代替処分オプションの技術的な検討を行っておくことが必要である。
- ・ そのため、本事業では使用済燃料の直接処分についての技術的課題などの把握およびそれを実現するために必要な技術開発ならびにその他の代替処分オプションについての調査と有効性の検討をわが国の諸条件を踏まえて行うことを目的とする。

1.2 本事業の全体構造

本事業では、わが国の地質環境条件や使用済燃料の特性を踏まえ、直接処分などの代替処分技術についての調査、検討、技術開発を実施する。

代替処分技術のうち、直接処分技術については、諸外国の事例調査を通じて最新の技術動向や技術的課題などを把握した上で、わが国の諸条件を考慮した場合の処分場施設的设计・性能評価技術の調査、検討、技術開発を実施する。

超深孔処分など、現在検討段階にあるその他の代替処分オプションについては、諸外国の事例調査を行うことにより、それらの考え方、特徴、検討の背景、技術的課題などを明らかにし、わが国の諸条件を考慮した場合の有効な代替処分オプションについて検討する。

これにより、わが国における使用済燃料の直接処分など代替処分オプションについての技術的基盤を提供することを目標とする。

本事業では、1.1節で述べた本事業の目的および上記で述べた本事業の目標のもとに、平成25年度からの5年程度の期間において取り組むべき大項目を以下のように設定した。なお、直接処分技術についてはその検討範囲が広いことから、大項目の設定において、直接処分システムの閉じ込め性能に着目した検討と直接処分施設の設計に着目した検討を分けることとした。

- (1) 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化
- (2) 直接処分施設の設計検討
- (3) 直接処分施設の設計支援システムの構築
- (4) その他の代替処分オプションについての調査・検討（平成27年度より）

これらの項目および後述する各課題の着眼点・目標・実施内容などは、平成25年度での本事業の全体計画の検討および平成26年度に行った本事業の全体計画の見直しを通じて設定したものであり、この見直しでは、別途平成25年度に着手した直接処分第1次取りまとめドラフトの作成および今後の課題の検討状況なども参考とした。

以下に、(1)～(4)の各課題の着眼点、実施内容の構成や方向性、成果目標などを示す。

また、本項の最後に本事業の実施における留意点、全体の概略スケジュールを示す。

ここで、本事業の実施においては、原子力機構が過去に実施した高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）に関する地層処分技術（核燃料サイクル開発機構，1999a；1999b；1999c；1999d）に関する研究成果や TRU 廃棄物に関する地層処分技術（電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005）に関する研究成果、使用済核燃料の直接処分に関する国内外の研究開発成果（たとえば、原子力機構，2015）を基盤とし、さらに原子力機構の運営費交付金による研究開発成果、資源エネルギー庁関連技術開発成果、他の研究機関の成果も適宜反映する。これにより、高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）や TRU 廃棄物を対象に検討された設計や性能評価の技術や知見を土台として、まずはそれら既存の技術・知見の使用済燃料の直接処分への適用を検討するとともに、必要に応じて改良・高度化を進めた。

(1) 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化

本項目では、直接処分システムの閉じ込め性能に関する調査研究として、閉じ込め性能の向上に着目する「先進的な材料の開発」と、閉じ込め性能評価手法に着目する「閉じ込め性能評価手法の高度化」の2つの下位項目を設定して実施した。

1) 先進的な材料の開発

処分容器材料、緩衝材、埋め戻し材について、わが国の地下水水質などの地質環境条件を考慮しても長期の閉じ込め性を担保できるか否かを確認するとともに、より有効な新材料の開発・適用性についても検討を進める必要がある。また、廃棄体から発せられる高い放射線や発熱が処分システムの安全性に与える影響や、設計に対する制約条件を緩和するという観点から、処分容器や緩衝材、埋め戻し材として使用可能な新材料の有効性について検討・確

認することが必要である。

そこで、新材料に期待する性能として

- ・ 処分容器：耐食性向上など
- ・ 緩衝材、埋め戻し材：高吸着性、高熱伝導性など

に着目し、人工バリアである処分容器や緩衝材、埋め戻し材に関し、わが国および諸外国における研究開発動向の調査を行う。この結果を踏まえて、安全性、経済性、技術的実現性などに関する検討を基礎試験も含めて実施することにより、新材料の開発や新たな候補材料となりうる材料選定（例えば、金属ガラスの処分容器材料の候補としての検討）を行い、人工バリア材料としての適合性に関する知見の総合的な整備と次段階の課題の抽出などを行う。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の劣化およびそれに起因して生じる核種の放出・移行に関わる現象や、それらに及ぼす諸因子の影響などに対して、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明により不確実性を低減し、より現実的な閉じ込め性能評価手法を構築することによって、これまで保守的に見積もってきた閉じ込め性能をより適正に評価し、より高度なバリア機能を期待できる可能性がある。

そこで、処分容器材料の腐食機構の解明やモデル化による経時的な腐食速度の低下を考慮した現実的な処分容器寿命の推定、直接処分を想定した条件での微生物の閉じ込め機能への影響や影響緩和のための工学的対策などの知見の整備、直接処分の核種移行評価で支配的となる有機化合物の形態で存在する C-14 の緩衝材中の移行特性としての実効拡散係数の整備、燃料集合体の溶解や劣化挙動の理解に基づく燃料中や金属中の放射性核種の放出速度などに関する安全評価上のモデル／パラメータのより現実的な設定、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた様々なシナリオに対応可能な多重バリアシステムや構成要素に対する評価手法や評価事例の整備などを行う。

(2) 直接処分施設の設計検討

本項目では、使用済燃料の直接処分のための処分施設の設計検討を行う。設計検討の対象とする施設・設備は、使用済燃料に適用する人工バリアを構成する廃棄体および緩衝材、人工バリアを搬送・定置するための設備、搬送・定置設備の外形や必要空間と整合するアクセス坑道や処分坑道からなる地下施設、ならびに使用済燃料の封入施設などの地上施設とする。また、使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々な方策（操業中および閉鎖後管理段階の保障措置ならびに核セキュリティ対策、回収可能性の維持など）、処分容器の設計検討で重要となる臨界安全解析の高度化技術についても調査・検討を行う。

これらの調査研究を、下記の6つの下位項目を設定して実施する。

- 1) 人工バリアの設計（処分容器、緩衝材）
- 2) 地下施設の概念設計
- 3) 搬送・定置設備の概念設計

- 4) 地上施設の概念設計
- 5) 直接処分方策に関する調査・検討
- 6) 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

1) 人工バリアの設計

① 処分容器の設計

使用済燃料集合体を収容する処分容器は人工バリア構成要素の一つであり、その設計においては、バリア機能を発揮するために設定された設計要件を満足させることが必要である。また、使用済燃料として代表的なものとしてはPWR燃料集合体とBWR燃料集合体があり、それらの燃焼度や濃縮度なども燃料集合体毎に異なるものが存在するため、処分容器にはこれら多様な使用済燃料を包括して収容可能とすることが求められる。さらに、この多様性に加えて、人工バリアの定置方式（横置きあるいは縦置き）に応じた臨界安全性、収納本数や肉厚などに応じた放射線遮へい性や構造安定性、銅や炭素鋼などの処分容器材料や容器構造とそれらに応じた製作性（処分容器への使用済燃料集合体の封入技術や検査技術も含む）、さらには操業時の容器のハンドリング性や処分容器と容器に収容した燃料集合体の健全性などの観点も考慮しつつ処分容器の設計を進める必要がある。

そこで、多様性のある使用済燃料に対応する処分容器の設計検討として、PWR燃料集合体およびBWR燃料集合体を対象とした検討を上記の観点を考慮しつつ行い、処分容器仕様を例示する。また、設計を通じて抽出した開発課題とその課題解決策についても併せて示す。

② 緩衝材の設計

緩衝材は、処分容器とともに人工バリアを構成する要素の一つであり、その設計においては、バリア機能を発揮するために設定された緩衝材の設計要件を満足するとともに、多様性のある使用済燃料での放射線量、形状、寸法、重量などの特徴に加えて、対象となる処分容器として炭素鋼処分容器および銅外層と炭素鋼からなる複合処分容器、さらに、軟岩・硬岩の両岩盤条件、横置き・縦置きの両定置方式、およびブロック方式・PEM方式も考慮しつつ設計を進める必要がある。

そこで、使用済燃料を封入した処分容器を対象とした緩衝材の設計として、緩衝材による処分容器の支持性能の処分容器沈下量の数値解析による確認、また、適切な緩衝材厚さ（緩衝材の緩衝機能により処分容器および岩盤が破壊しない）の処分容器の全量の腐食膨張を考慮した数値解析（腐食膨張解析）による確認を行うことで、緩衝材仕様やその設定手法、適用範囲および今後の合理化の可能性などを例示する。また、緩衝材の設計にあたって必要となる乾燥密度およびケイ砂混合率などが異なる条件下での力学的および水理学的な物性値の取得を行い、緩衝材設計の基本データとして整備する。

2) 地下施設の概念設計

地下施設は、使用目的の異なる坑道（アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道、処分坑道など）からなる坑道群で構成される。人工バリアのレイアウトに対応する地下施設の概念は、人工バリアを地下に構築するための定置方式や搬送・定置設備の仕様によって必要となる地下空

間の大きさが異なることを考慮して設計を進める必要がある。

そこで、地下施設では使用目的の異なる坑道および多くの坑道交差部が存在することから、これらの坑道および坑道交差部の空洞安定性の解析、適用実績の高い力学的安定性評価指標による評価などを行い、概念設計を例示する。このとき、施工方法との整合のとれた現実的な地下施設の概念設計を可能とするために、施工方法を実現する掘削手順や支保工打設の工程、地下施設の建設に必要となる突発的な湧水などへの対策工なども考慮する。また、支保工の配合選定のための基礎物性の取得を行い、適切な支保工を選定することで掘削土量を抑えるなどの地下施設の空間設計の合理化の検討に資する基本データとして整備する。

3) 搬送・定置設備の概念設計

搬送・定置設備は、処分場の地質環境条件や処分場概念、また、これらを前提として設計された処分容器および緩衝材から成る人工バリアの仕様、さらにはこれら人工バリアに対応する坑道の仕様などを上位条件として考慮して設計を進める必要がある。なお、搬送・定置設備の設計においては、使用済燃料を含む廃棄体がガラス固化体に比べて長尺化し、かつ、重量も増加することなどの直接処分における特徴に着目すること、さらに、設備の異常・故障やメンテナンスなどの操業に関わる技術と安全性についても十分考慮する必要がある。

そこで、処分場概念や人工バリアなどの様々な上位条件に対応可能な搬送・定置設備に関わる技術選択肢を技術オプションとして体系的に整備する。さらに、搬送・定置設備の設計と他の処分施設の設計とを統合したものとしていくために、搬送・定置設備と人工バリアや地下施設の設計との連携として考慮すべき事項、および搬送・定置設備と核セキュリティ・保障措置を考慮した技術や処分システムとの連携として考慮すべき事項などを検討し、搬送・定置設備などの評価フローや設計事例として例示する。

4) 地上施設の概念設計

地上施設は、使用済燃料を受入れ、必要な確認を行った上で処分容器への封入を行い、封入部の検査を経て地下施設への払出しを行うための施設である。これら一連の工程を考慮すると、地上施設を構成する設備としては、使用済燃料の受入れ設備、使用済燃料の一時保管設備、使用済燃料の処分容器への封入設備、封入した処分容器の検査設備、一時保管設備および払出し設備などが考えられる。

そこで、使用済燃料の処分容器への封入工程という地上施設で中心的な役割を果たす封入施設を対象として、その設備の実現可能性について、炭素鋼処分容器および銅外層と炭素鋼からなる複合処分容器を対象として検討し、廃棄体封入施設の設計要件などを例示する。

5) 直接処分方策に関する調査・検討

使用済燃料の処分施設の設計においては、使用済燃料集合体についての操業中および閉鎖後管理段階の保障措置ならびに核セキュリティ対策、回収可能性、モニタリング、モラトリアムの考え方、処分までの貯蔵場所、貯蔵方法、貯蔵（冷却）期間の維持などについて、ガラス固化体の場合とは異なる考え方や方策が必要になると考えられる。

そこで、ガラス固化体では考慮しない保障措置や核セキュリティについての処分施設の設

計検討段階での考え方や方策などについての検討状況や課題を、IAEAの国際会議や直接処分
で先行しているスウェーデン、フィンランドなど諸外国の事例の調査・分析を通じて整理す
る。また、抽出された課題を踏まえて、保障措置や核セキュリティシステムの要件や適用可
能な候補技術の整備、さらには廃棄体の固有性確認技術の候補としての超音波探傷技術の適
用性確認などを行う。

6) 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

使用済燃料の直接処分を行う際には、超長期の時間経過に伴う処分容器の劣化により形状
などが変化する。その場合、燃料やその周辺の条件は想定以上に変わらないという、通常の
臨界安全管理では担保されている要件を満たすことができなくなる可能性がある。そのため、
そのような複雑な条件を考慮しつつ、未臨界性を担保するための処分容器設計を合理的に実
施できるようにするための臨界安全解析の高度化技術の整備が必要となる。

そこで、処分容器設計における収納本数の設定に直結する臨界安全評価の過度の保守性の
回避や不確実性の低減などを目指して、燃料の燃焼に伴う反応度低下を考慮する燃焼度クレ
ジット（BUC）の導入、燃焼計算コードの計算精度の確認と計算誤差が臨界安全評価に与える
影響の評価、中性子増倍率を低減するための中性子毒物の適用可能性や必要量の検討、直接
処分の状況で想定される緩衝材や岩盤に存在するSiO₂の反射体効果の検証などを行う。

(3) 直接処分施設の設計支援システムの構築

地層処分事業は、長期にわたる事業であり、数世代の技術者が関わる事業であることから、
事業期間における情報の増大、技術の進歩に応じて繰り返し行われる設計に対して、事業の
知識情報を確実に管理し、次世代に継承することが重要となる。また、使用済燃料の廃棄体
を対象とした処分施設を設計する上では、ガラス固化体とは異なる廃棄体の特性（形状、寸
法、重量、放射線量など）を考慮する必要があり、例えば、搬送・定置設備の設計と処分施設
の設計は、空間的な取り合いなどについて密接に関連しており、設計に関わる情報のやりと
りにおいて、各々の設計データ情報を共有することが出来れば、処分施設の設計を効率的か
つ効果的に行うことができる。このため、設計に用いるデータや判断根拠などを共有し一元
的に管理することで、処分容器・緩衝材・地下施設・搬送定置設備・地上施設などの整合的な
設計を支援するとともに、設計や施工の透明性・追跡可能性の確保を支援する知識化ツール
として、直接処分施設の設計支援システムの検討を進めた。

ここでは、設計支援システムの要件や中核となるデータベースとインターフェースの機能
を整理し、それらに基づき各機能の設計と試作を段階的に行う。また、試作した機能に対し
て、地層処分事業の各段階で行われる行為を想定した試行を適宜行うことで機能や運用方法
の見直し・改良なども行いつつ、設計支援システムとしてのプロトタイプを構築する。なお、
設計支援システムの検討では、計画～設計～施工～維持管理までの建設事業全体をIT技術を
用いて一括管理する概念であるCIM（Construction Information Modeling）の考え方を参考
として、三次元CADモデルに属性情報に関連付けたデータモデルを用いた情報管理を目指す。
また、設計や安全評価の前提となる地質環境調査評価技術に関する知識化ツールなどとの連
携にも留意する。これにより、処分施設の設計検討だけでなく、処分施設を設置する地質環

境や安全評価なども含めた見える化を図り、社会・国民に対しても地層処分を分かりやすく説明するための有効なツールになり得るよう開発を進める。

(4) その他の代替処分オプションについての調査・検討（平成 27 年度より）

放射性廃棄物の最終処分方式としては、国際的共通認識としてもっとも有望な方法とされた地層処分の研究が進められてきている。総合資源エネルギー調査会の放射性廃棄物 WG が示した「放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ（平成 26 年 5 月）」（放射性廃棄物 WG, 2014）では、放射性廃棄物の最終処分方式として、現在各国が取り組んでいる地層処分のほかに、海洋投棄、海洋底下処分、沈み込み帯への処分（以上はロンドン条約により禁止）、氷床処分（南極条約により禁止）、超深孔処分、岩石溶解処分、井戸注入処分、宇宙処分について、国際的な評価が示された。また、地層処分の安全性に未だ不確実性があることから、その不確実性を今後の研究開発などにより低減することと並行して、今後の技術の進捗により潜在的な課題が克服されることで検討の対象となり得る方式については、その可能性を模索する、という国際的な認識を示している。

このような背景を踏まえ、現在検討段階にあるその他の代替処分オプションについて、特に超深孔処分を中心に諸外国の事例調査を行い、考え方、特徴、検討の背景、技術的課題などを整理する。また、超深孔での深部地質環境特性や掘削技術などについて、諸外国の事例に加えて、関連する国内の既存情報の収集・分析を行う。これらを踏まえて、代替処分オプションの適用性や課題などについてわが国の諸条件を考慮した場合の予察的な検討を試みる。

以下では、本事業の実施における留意点、全体の概略スケジュール、および期待される反映先・波及効果などを示す。

まず、本事業の実施における留意点としては、本事業の実施内容は多岐にわたり、処分分野以外の様々な分野の専門家との協力が不可欠であることが挙げられる。このため、これを円滑に進めるための実施体制を構築することで効果的に調査研究を行った。具体的には、臨界安全に関して原子力機構の原子力科学研究部門、保障措置・核セキュリティに関して同じく原子力機構の核不拡散・核セキュリティ総合支援センターの専門家を含めた実施体制とした。

また、本事業に係る専門家・有識者などで構成される委員会（平成 25 年度から平成 26 年度は使用済燃料直接処分技術開発委員会、平成 27 年度から平成 29 年度は直接処分等代替処分技術開発委員会）を設置し、各年度の研究計画、実施方法、結果の評価などに関する審議・検討を行い、成果の創出・取りまとめに反映した。

さらに、本事業では、原子力機構が過去に実施した高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）に関する地層処分技術や TRU 廃棄物に関する地層処分技術、使用済核燃料の直接処分に関する国内外の研究開発成果などを土台として活用することで、効果的・効率的な実施を図った。そのため、表 1.2-1 に挙げる過去の研究開発成果に関連する報告書などについては、本報告書において頻繁に引用することになるため、以降ではとくにことわりなく表 1.2-1 に示す略称を使うことがある。

表 1.2-1 過去の研究開発成果に関連する報告書などとその略称

| 報告書名 | 略称 |
|---|----------------|
| 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－（核燃料サイクル開発機構，1999a；1999b；1999c；1999d） | H12 レポート |
| TRU 廃棄物処分技術検討書－第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－（電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005） | 第 2 次 TRU レポート |
| わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価－直接処分第 1 次取りまとめ－（日本原子力研究開発機構，2015a） | 直接処分第 1 次取りまとめ |
| 平成 25 年度地層処分技術調査等事業「使用済燃料直接処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2014） | 平成 25 年度 |
| 平成 26 年度地層処分技術調査等事業「使用済燃料直接処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2015b） | 平成 26 年度 |
| 平成 27 年度地層処分技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2016） | 平成 27 年度 |
| 平成 28 年度地層処分技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2017） | 平成 28 年度 |
| 平成 29 年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分に関する技術開発事業「直接処分等代替処分技術開発」報告書（日本原子力研究開発機構，2018） | 平成 29 年度 |

さらに、本事業のスケジュールについては、全体の概略スケジュールを図 1.2-1 のように設定した。

| 使用済燃料直接処分技術開発 事業項目 | 平成25年度 | 平成26年度 | 平成27年度 | 平成28年度 | 平成29年度 |
|---|---------------------------------|--|--|--|-----------------------|
| (1) 全体計画(5か年)の策定/見直し | 定量的目標を掲げた 全体計画の策定 | 全体計画の見直し | 全体計画の見直し | 全体計画の見直し | 全体計画の見直し |
| (2) 使用済燃料の閉じ込め性能を確保するための 先進的な人工バリア材料の開発および閉じ込め 性能評価手法の高度化 | 処分容器新材料に関する候補材料の 提示・適用性の概略評価 | 内部充填材、緩衝材、埋め戻し材の新材料に関する調査と適用性の概略評価 | 多重バリア構成材料の閉じ込め性能向上の可能性検討 燃料集合体ソースターム評価のための調査・解析・データベース整備 閉じ込め性能評価手法の高度化と試行 | 選定した新材料の基本特性 分析・評価、適用性の詳細検討 | 事業成果の取りまとめ |
| (3) 直接処分施設設計の概念構築 (3-1) 処分施設の設計支援システムの構築 | 設計支援システム の概念設計 | 設計支援システム の設計 | 設計支援システム プロトタイプ の設計 | 様々な地質環境における設計事例の提示及びコスト計算 | 事業成果の取りまとめ |
| (3-2) 処分施設の設計検討 | 直接処分方策に関する諸外国の調査 | 搬送・定置設備の概念検討 地下施設の概念検討 地上施設の概念検討 | わが国の環境条件に対応した直接処分方策の検討・整理 | 搬送・定置設備の概念設計 地下施設の概念設計 地上施設の概念設計 | 成果の取りまとめ |
| | | | 直接処分方策に関する調査・検討成果を踏まえた処分概念データベースの拡充整備 | | |
| | | | | | 処分容器の設計における臨界安全の検討と反映 |

(a) 平成 25 年度－平成 29 年度の実施スケジュール（平成 26 年度時点）

| 直接処分等代替技術開発 事業項目 | 平成27年度 | 平成28年度 | 平成29年度 |
|---|---|--|------------|
| (1) 直接処分システムの閉じ込め性能を向上 させる先進的な材料の開発および閉じ込め 性能評価手法の高度化 | | 選定した新材料の基本特性分析・評価、適用性の詳細検討 | 事業成果の取りまとめ |
| (1-1) 先進的な材料の開発 | 緩衝材、埋め戻し材の新材料に関する調査と適用性の概略評価 | | |
| (1-2) 閉じ込め性能評価手法の高度化 | | 多重バリア構成材料の閉じ込め性能向上の可能性検討 燃料集合体ソースターム評価のための調査・解析・データベース整備 閉じ込め性能評価手法の高度化と試行 | |
| (2) 直接処分施設の設計検討 | | | 事業成果の取りまとめ |
| (2-1) 直接処分方策に関する調査・検討 | 直接処分方策(保障措置、核セキュリティ対策、回収可能性、モニタリング等)に関する調査・検討 | わが国の環境条件に対応した直接処分方策の検討・整理 | |
| (2-2) 人工バリアの設計 | 処分容器の設計(代表的PWR・BWR燃料、炭素鋼・複合容器) | 処分容器の設計(燃料の多様性考慮) | |
| | 緩衝材設計(代表的定置方式) / 設計のための基礎データの測定 | 取得データに基づく緩衝材設計 | |
| (2-3) 地下施設の概念設計 | 地下施設の概念設計(代表的な地質条件、定置方式) | 地下施設の概念設計(地質環境、施工方法等の多様な条件設定、他施設との連携考慮) | |
| (2-4) 搬送・定置設備の概念設計 | 搬送・定置設備の概念設計(代表的定置方式) | 搬送・定置設備の概念設計(他施設との連携考慮) | |
| (3) 直接処分施設の設計支援システムの構築 | | 設計支援システムのプロトタイプ構築 | 事業成果の取りまとめ |
| | | 試運用による機能の確認・不具合等の改良 | |
| (4) その他の代替処分オプションについての 調査・検討 | 調査研究計画の検討 | 海外事例の調査 わが国に対する適用性の評価 | 事業成果の取りまとめ |

(b) 平成 27 年度－平成 29 年度の実施スケジュール（平成 29 年度時点）

図 1.2-1 本事業全体の概略スケジュール

1.3 本5か年取りまとめの構成

本5か年取りまとめは、1.2に示した本事業の4つの項目について、表1.2-1に示す平成25年度～平成29年度の各年度の成果を踏まえ、それぞれの項目についての調査研究の概要と現段階での技術基盤を提示するものである。

本5か年取りまとめは、以下に示すように、本事業の4つの項目（2章～6章）を中心に、本事業の背景・目的と全体構造および本5か年取りまとめの構成を示す1章（本章）、ならびに、本事業での調査研究と成果の全体的なまとめと今後の課題などを提示する6章で構成される。

1章 はじめに

2章 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化

3章 直接処分施設の設計検討

4章 直接処分施設の設計支援システムの構築

5章 その他の代替処分オプションについての調査・検討（平成27年度より）

6章 おわりに

また、本5か年取りまとめは、本事業の5か年での成果をまとめて説明するものであり、各年度の実施内容や成果を詳細に記載することはしない。そのかわりに、2章～5章での記載に関する詳細な情報にも必要に応じて容易にアクセスできるように、なるべく緻密に各年度の報告書を引用するようにした。具体的には、2章～5章での記載に該当する各年度の報告書名と該当箇所を、「各年度の報告書の略称（表1.2-1）+該当箇所（ページ番号、図表番号など）」の形で表現し、それを参考文献と同様に（）でくくって示すこととした（例えば、（平成27年度 pp.22-24）、（平成27年度 表2.2-4）、（平成27年度 図2.2-5））。

【参考文献】

- 核燃料サイクル開発機構(1999a): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—総論レポート, JNC TN1400 99-020.
- 核燃料サイクル開発機構(1999b): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—分冊1 わが国の地質環境, JNC TN1400 99-021.
- 核燃料サイクル開発機構(1999c): 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.
- 核燃料サイクル開発機構(1999d): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構(2005): TRU 廃棄物処分技術検討書-第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2015): わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価 -直接処分第1次取りまとめ-, JAEA-Research-2015-016.
- 放射性廃棄物WG(総合資源エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会放射性廃棄物WG)(2014): 放射性廃棄物WG 中間とりまとめ 平成26年5月.

第 2 章

直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる

先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化

2. 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化

直接処分では、使用済燃料の多様性や不確実性、使用済燃料の処分に伴い生じる挙動や影響の複雑性などにより、ガラス固化体処分に比して核種の閉じ込め性能がより重要となる。このことを踏まえ、人工バリア材などについて、必要となる閉じ込め性能を確保することが可能かを確認することが重要である。

これらを踏まえ、本技術開発項目では、以下について検討する：

- ・直接処分を行う場合の処分容器材料、緩衝材、埋め戻し材に適用可能な先進的な材料の開発を通じて、閉じ込め性能の向上の可能性を検討する。
- ・人工バリアの閉じ込め性能評価における不確実性を低減させることを目的とし、使用済燃料の特性および人工バリア材料の腐食、劣化および変質などに係る知見の拡充を行うとともに、閉じ込め性能の評価手法について検討する。

上記に関する検討内容を、次節以降に「先進的な材料の開発（2.1節）」および「閉じ込め性能評価手法の高度化（2.2節）」として示す。

2.1 先進的な材料の開発

2.1.1 背景と目的

使用済燃料の直接処分では、使用済燃料のインベントリや廃棄物の形状・寸法および廃棄体から発せられる放射線や発熱がガラス固化体とは異なることに留意し、人工バリア材料としてより有効な新材料の開発・適用性についても検討を進める必要がある。また、それらが、処分システムの安全性に与える影響や設計に対する制約条件を緩和するという観点から、処分容器や緩衝材などとして使用可能な新材料の有効性について検討・確認することが必要となる。

そこで、処分場設計に資する技術オプションとして提示することを目的として、従来から提案されている候補材料（以下、「従来材料」という）だけでなく、より有効と考えられる新材料も視野に入れ、わが国における使用済燃料の直接処分に適用可能な人工バリア材料について検討を行った。

2.1.2 処分容器材料

使用済燃料の直接処分での処分容器の候補材料は、高レベル放射性廃棄物地層処分でのオーバーパック材料の研究開発成果を参考・活用することが可能であるが、使用済燃料に特有の課題などを考慮して、処分容器概念を構築する必要がある。特に、C-14の閉じ込めの考慮に代表される長寿命の処分容器概念を構築するうえで、幅広い地質環境条件や使用済燃料特性の多様性などへの柔軟な対応をはかるとともに、将来的な選択肢の拡充を図る観点から、従来材料に加え、より幅広い材料に関する検討を行うことが望ましい。

本検討では処分容器への適用可能性を検討する新材料として、バルク金属ガラスを検討対象として選定し、機械的性質および耐食性を含む諸特性について調査を行った。バルク金属ガ

ラスは、高強度、高靱性、高耐食性などについての優れた基本特性により高機能の新材料として注目されているものである。

(1) 検討対象とする合金選定

現状で、バルク金属ガラスは、Zr 基、La 基、Fe 基、Mg 基、Pd 基、Pt 基、Cu 基、Ni 基、Ca 基および Ti 基に大別される。それらのうち、主構成元素として白金族、希土類（La 基、Pd 基、Pt 基）は稀少な元素であることから検討対象から除外した。次に、学術的、工業的知見の豊富さの観点から、Zr 基と Cu 基を検討対象とした（平成 25 年度 pp. 3-110～3-111）。また、材料調達や経済的合理性の観点およびから優位となる可能性があること、処分容器への施工方法として現状で有力な溶射の特性について比較的豊富な先行研究事例があることなどから、Fe 基も検討対象とした（平成 25 年度 pp. 3-110～3-111）。溶射の先行研究事例については Ni 基についても比較の実績の豊富な合金が存在することから、これも検討対象とした（平成 26 年度 pp. 3-14～3-35）。

Zr 基については、国際標準化が行われており、標準の合金組成がいくつか提示されている。その組成の中で、まずガラス形成能の大きい $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ を選定した。また、Nb の添加により耐食性が改善された $Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{12.5}Nb_5$ についても検討対象に加えた。

Cu 基についても標準化された組成が提示されており、ガラス形成能の良好な $Cu_{36}Zr_{48}Al_8Ag_8$ を選定した。また、この組成を含めて Cu 基の標準組成の検討においてプロトタイプとして検討されてきた $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ についても比較的知見が豊富なことから検討対象に加えた。

Fe 基については、ガラス形成能が比較的良好でバルク化の見通しがある材料のうち、レアアースや希少元素を含まず経済的合理性の観点でより優位となる可能性のある $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ を選定した。

Ni 合金については、溶射実績の比較的豊富な $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ および $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ を選定した。

以上のとおり、処分容器材料として検討対象に選定した合金をまとめると以下のとおりであり、これらを中心に、物理化学的特性、溶射コーティングへの適用性、耐食性について検討を行った。

Zr 基： $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ および $Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{12.5}Nb_5$

Cu 基： $Cu_{36}Zr_{48}Al_8Ag_8$ および $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$

Fe 基： $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$

Ni 基： $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ および $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$

(2) 金属ガラスの物理化学的特性に関する検討

金属ガラスのガラス形成能を支配する要因やそのメカニズムを把握し、非晶質構造の長期的な安定性、合金の合理的な選定に資することを目的として、以下の検討を実施した。

- ・熱力学的性質とガラス形成能
- ・時間-温度-変態図によるアモルファス相の安定性
- ・ガラス形成能の評価に用いるパラメータ

上記の各項目についての実施内容を以下に示す。

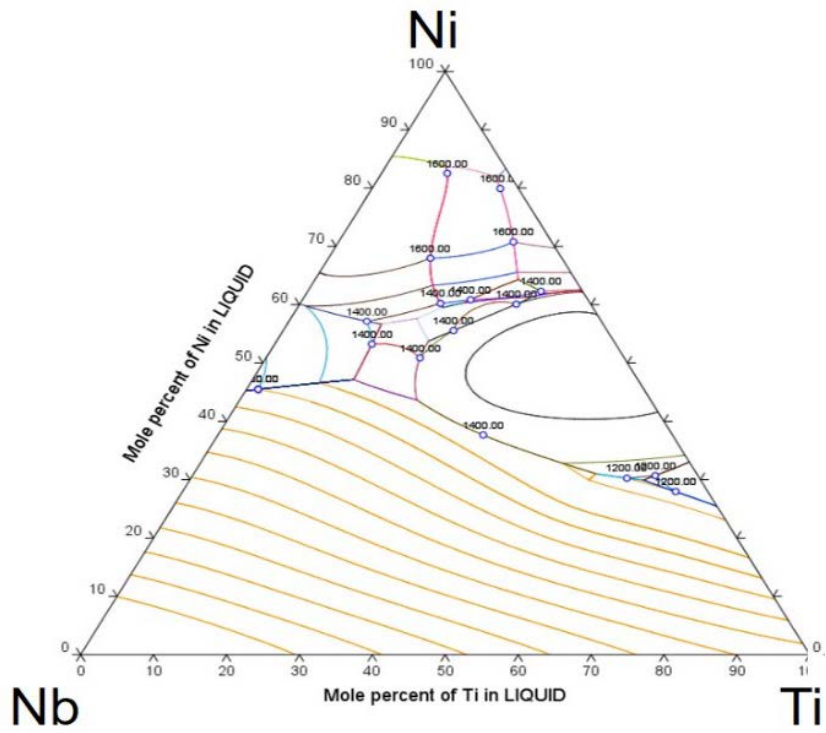
1) 熱力学的性質とガラス形成能

バルク金属ガラスの特性は非晶質構造であることに大きく関連している。したがって、実験的に確認された多種多様なバルク金属ガラスの物理化学的な基本特性の理論的な理解や、ガラス形成能の高い合金選定手法の構築に資するため、ガラス形成能を支配する要因について熱力学的なアプローチにより検討した。

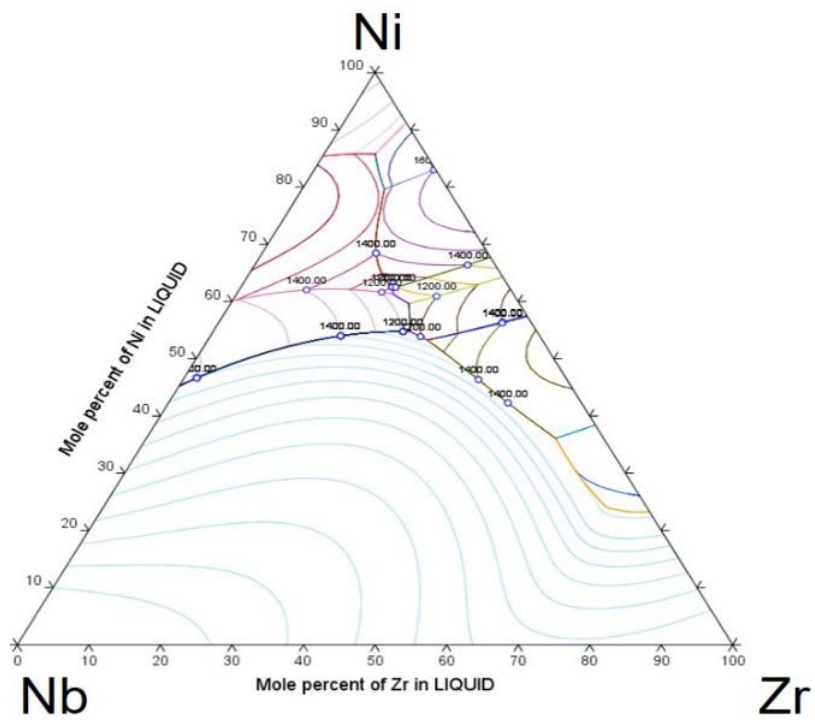
従来、バルク金属ガラスが生成する合金組成は元素の組み合わせや比率などについて多くの実験を行い、経験的に探査されていたが、液相温度が低下する組成を見出すなどの熱力学的手法を用いることによって、より合理的にバルク金属ガラスの合金組成が可能となることが期待される。熱力学な研究が比較的充実している $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ および Fe-Si-B-P-Cu 系合金を対象に熱力学的解析を実施した結果、液相温度が極小となる共晶組成や特定の平衡相を含まない組成などのガラス形成能が相対的に高い合金の特徴を見出した（平成 26 年度 pp. 3-3～3-8）。さらに、Fe 基金属ガラスに対する自由エネルギー解析を行い、結晶化過程を評価可能であることが確認された（平成 26 年度 pp. 3-8～3-13）。Fe 基合金に加えて、溶射による施工性や耐食性いずれも比較的良好な Ni 基合金についても既存のデータベースを用いた状態図などの計算を行った。計算結果は実験結果を概ね再現可能であることが確認された（平成 28 年度 p. 2-3）。計算結果の一例として液相単相の下限温度の曲線（液相線）を図 2.1.2-1 に示す（平成 27 年度 p. 2-9）。双方とも合金組成図の中央付近で液相温度が低下していることが確認されるが、Ni-Nb-Zr 合金の場合、55 at.%Ni、35 at.%Zr 付近に 1,200 K 程度の最も低い液相温度が出現していることが認められる。したがって、Ni-Nb-Zr 合金の方が液相温度の低下が容易でありアモルファス形成能が高い合金組成が得られることが予測される。

以上のように、熱力学的なアプローチによりガラス形成能の高い合金組成の推定が可能であることの見通しを得た。

さらに、Ni 基合金を対象に $\text{Ni}_{60}\text{Nb}_{30}\text{Ta}_{10}$ 、 $\text{Ni}_{60}\text{Nb}_{40}$ および $\text{Ni}_{60}\text{Ta}_{40}$ の分子動力学シミュレーションを試み、原子配置を計算するとともに、原子の無秩序充填の度合いを 2 体分布関数により評価した。その結果、原子間の距離と 2 体分布関数の強度はアモルファス構造に特徴的なプロファイルを示し、シミュレーションによってアモルファス構造を再現可能であることを確認した。また、これらの合金の物性の計算を試み、多元合金化によってずり粘性が特異的な値を示すことなどアモルファス合金の特徴を再現できることを確認した（平成 29 年度 pp. 2-5～2-7）。



(a) Ni-Nb-Ti



(b) Ni-Nb-Zr

図 2.1.2-1 三元系合金の液相線の計算結果

2) 時間-温度-変態図によるアモルファス相の安定性

竹内および井上が報告している方式 (Takeuchi and Inoue, 2001) に基づき、Fe 基、Cu 基および Ni 基の金属ガラス相が 5 万年 ($=10^{12.2}$ 秒) 間、結晶化せずにガラス相を保持可能な温度条件の目安を検討した (平成 27 年度 pp. 2-10~2-11、平成 29 年度 pp. 2-7~2-8)。Fe₇₉Si₁₀B₁₁ 合金、Cu₄₇Ti₃₄Zr₁₁Ni₈ 合金、Ni_{59.35}Nb_{34.45}Sn_{6.2} 合金、Fe₆₇Mo₆Ni_{3.5}Cr_{3.5}P₁₂C_{5.5}B_{2.5} 合金、Ni₆₉Cr_{8.5}Nb₃P_{16.5}B₃ 合金に対して行った計算結果を図 2.1.2-2 に示す。図の縦軸は、合金の液相温度 (T_l) で規格化した温度 ($T_r = T/T_l$) であり、横軸は時間を対数軸で示している。図中の 3 本の C 字型の曲線は、Fe 基、Cu 基および Ni 基の合金系それぞれの結晶化曲線である。液相から冷却した場合、温度変化 (冷却曲線) が C 字型の曲線と交差する場合には結晶化が生じ、一方、冷却速度が高く C 字型の曲線のノーズに掛からない場合は液相が凍結されたアモルファス相が生じることを示している。この図は、一般的には、臨界冷却速度の推定に用いられるが、等温変化による結晶化の有無の判断に拡張して利用することができる。等温熱処理により結晶化が生じる場合は、水平部分が C 字型曲線の下部に交差することで判断することができる。本図から、Fe 基、Cu 基および Ni 基の金属ガラス相が静的条件の下で例えば 5 万年 ($=10^{12.2}$ 秒) 間は、結晶化せずにガラス相を保持可能な温度条件の目安は、融点の 0.5 倍程度を上限として、それ未満の温度域では結晶化せずに存在可能であると推定される。処分環境で想定される温度条件 (100 °C 以下) はこれよりも十分低いことから、本手法に基づくこれらの金属ガラスは長期にわたってアモルファス構造を維持できると推定される。

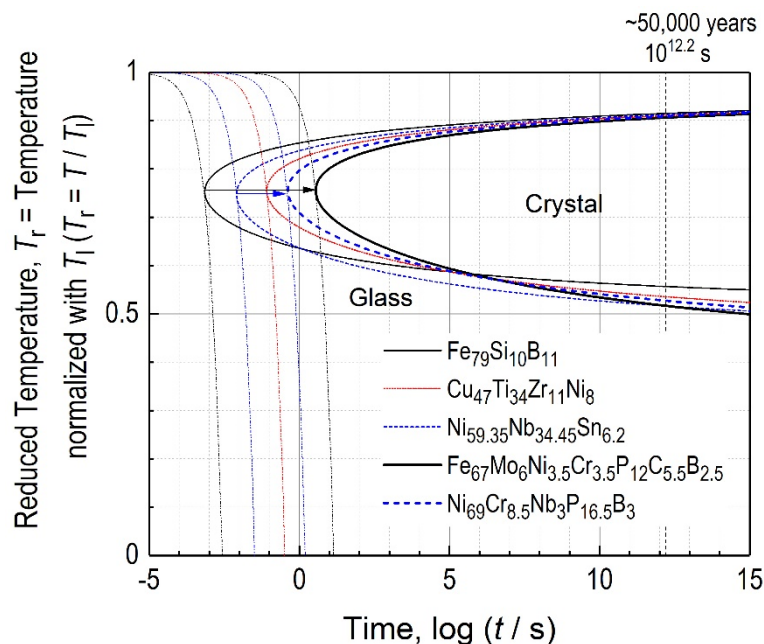


図 2.1.2-2 各種合金の時間-換算化温度-変態図の計算結果

3) ガラス形成能の評価に用いるパラメータ

ガラス形成能の代表的な評価因子としては、従来から原子寸法差および混合エンタルピーなどが検討されており、原子寸法差に関連した値である δ パラメータ (またはミスマッチエントロピー S_0) と混合エンタルピー ΔH_{mix} などを用いて、例えば $\delta - \Delta H_{mix}$ 図などにおいてバルク金属ガラスが生成する領域などが報告されている (Zhang et al., 2008)。また、金属

ガラスのガラス形成能に係る実測データとして臨界冷却速度 (R_c)、換算ガラス化温度 (T_g/T_l) および過冷却液体域 ($\Delta T_x = T_x - T_g$) などがある。これらのパラメータに加えて、実験や測定によらず値の大小によって一義的にガラス形成能の高低を評価できるパラメータの検討が進められており、例えば、 Ω パラメータ (Yang and Zhang, 2012 ; Zhang et al., 2014) が式 2.1.2-1 で定義されている。

$$\Omega = \frac{T_{m,ave} \Delta S_{conf}}{|\Delta H_{mix}|} \dots\dots\dots \text{式 2.1.2-1}$$

$$T_{m,ave} = \sum_{i=1}^N T_{m,i} c_i \dots\dots\dots \text{式 2.1.2-2}$$

ここで、 $T_{m,ave}$ は式 2.1.2-2 で示すように、N 元系合金における各構成元素の融点 ($T_{m,i}$) の合金組成 (c_i) による加算平均であり、 ΔS_{conf} は混合エントロピー (配置エントロピー) である。式 2.1.2-1 は、液相温度の違いによりガラス形成能が識別される可能性を示しており、合金の構成元素および組成を決定すれば、実験や測定結果に依存せずにパラメータ値を算出することが可能である。今後、共晶反応による液相温度の低下の効果を組み入れることができれば、アモルファス形成能を適切に評価するパラメータになり得ると考えられる。

また、原子寸法差の効果を定量的に評価するパラメータとして、 γ パラメータ (Wang, et al., 2015) が提唱されており、式 2.1.2-3 で定義される。

$$\gamma = \frac{\omega_s}{\omega_L} = \left(1 - \sqrt{\frac{(r_s + \bar{r})^2 - \bar{r}^2}{(r_s + \bar{r})^2}} \right) / \left(1 - \sqrt{\frac{(r_L + \bar{r})^2 - \bar{r}^2}{(r_L + \bar{r})^2}} \right) \dots\dots\dots \text{式 2.1.2-3}$$

$$\bar{r} = \sum_{i=1}^N c_i r_i \dots\dots\dots \text{式 2.1.2-4}$$

なお、比較のために δ パラメータの定義式を式 2.1.2-5 に示す。 γ パラメータは、特に、構成元素の中の原子半径の最小値 (S) と最大値 (L) に注目して、原子寸法差の効果を表現するパラメータであるとみなしうる。

$$\delta = \sqrt{\sum_{i=1}^N c_i \left(1 - \frac{r_i}{\bar{r}} \right)^2} \times 100 \dots\dots\dots \text{式 2.1.2-5}$$

γ パラメータと δ パラメータの相関を調査すると、 δ パラメータと γ パラメータは一次関数的な比例関係が認められ、正の相関があることが確認されている。また、三元系アモルファス合金では、概ね、 $\gamma \geq 1.17$ である。

次に、本検討で対象としている Zr 基、Fe 基、Cu 基および Ni 基の金属ガラスにおける γ パラメータ、 δ パラメータおよび Ω パラメータと金属ガラス生成のための臨界直径 (d_c) との相関を図 2.1.2-3 に示す (平成 28 年度 p. 2-9)。図 2.1.2-3(a) および (b) より、 $\Omega \sim 10$ および $\gamma \sim 1.3$ 付近で特異的に d_c が大きなバルク金属ガラスが生成する傾向が分かった。また、 γ と結晶合金の固溶体生成に関する Hume-Rothery 則の関係 ($\gamma \leq 1.17$) から、この特異点は、結晶の固溶限よりもわずかに原子寸法差が大きな条件を満たす合金系でセンチメートル級のバルク金属ガラスが生成する傾向があることを意味している。このような、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ およ

び $\text{Cu}_{36}\text{Zr}_{48}\text{Al}_8\text{Ag}_8$ バルク金属ガラスの d_c に関する特異性の存在については、 Ω パラメータに着目するのみでは見出すことができず、 γ パラメータの導入により明らかとなったものである。

次に γ パラメータと δ パラメータの相関を図 2.1.2-4 に示す (平成 29 年度 p.2-10)。 $\text{Ni}_{60}\text{Nb}_{30}\text{Ta}_{10}$ 合金は、同じ γ パラメータの値 ($\gamma = 1.19$) の金属ガラスの中で、最大の δ の値を有していることが分かる。合金の原子寸法差の効果を表すパラメータとして、 S_o/k_B 、 δ パラメータ、 γ パラメータを考えた場合、前者の 2 つ (S_o/k_B 、 δ パラメータ) と γ パラメータとは異なる性質をもつ。したがって、総合的に考えて、異なる性質を持つ δ パラメータと γ パラメータの複合評価が合金の原子寸法差評価には有効と考えられる。

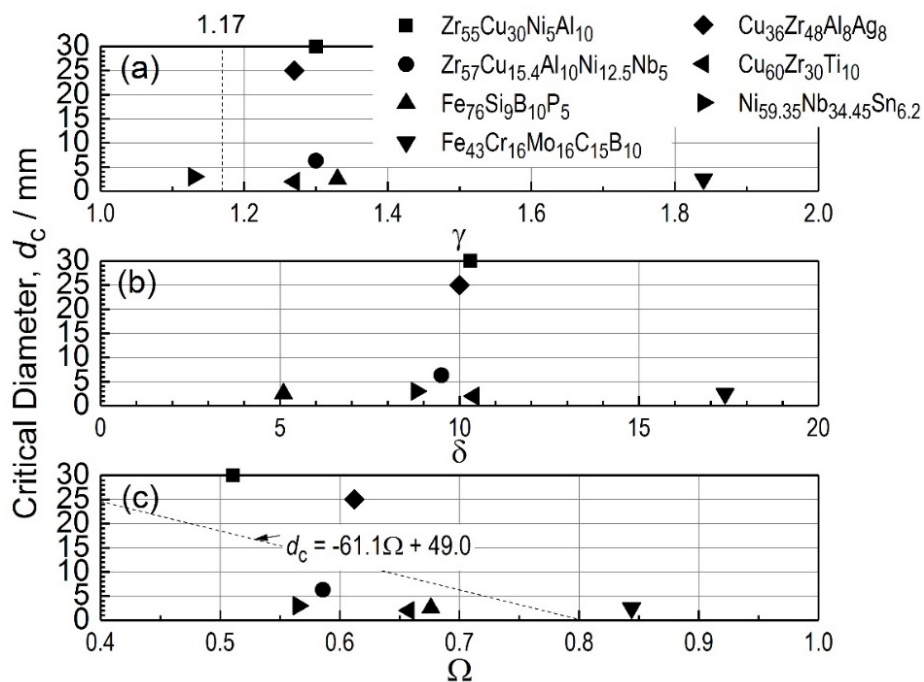


図 2.1.2-3 γ パラメータ、 δ パラメータおよび Ω パラメータと金属ガラス生成のための臨界直径 (d_c) との相関

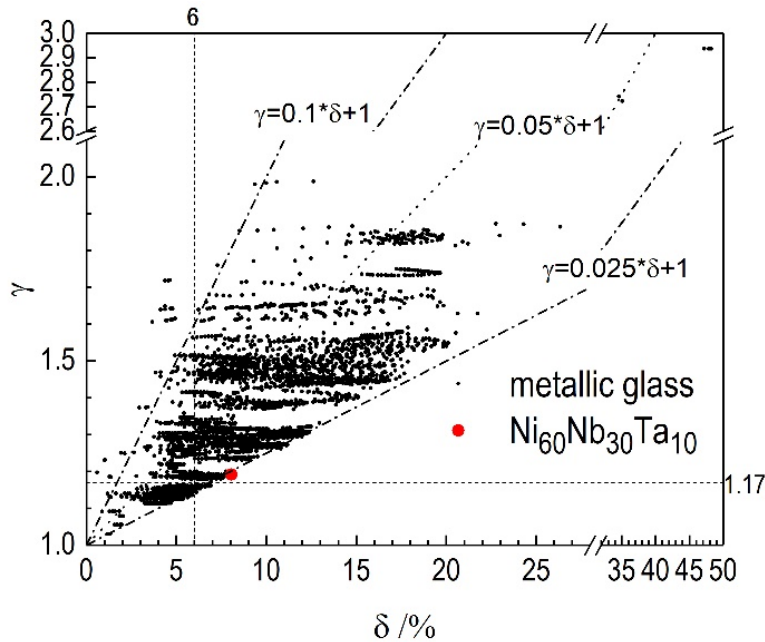


図 2.1.2-4 三元系アモルファス合金に対する δ パラメータと γ パラメータの相関関係

(3) 金属ガラスの溶射コーティングへの適用性

1) 溶射方法

溶射法の熱源としては、ケロシンやアセチレンなどの燃焼ガスを用いる方法（フレイム溶射）、アークやプラズマなどの電気をエネルギー源とする方法（アーク溶射、プラズマ溶射）などがある。フレイム溶射は、原料がフレイム中に滞留する時間が比較的に長いこと、溶融が十分に進むという特徴を有しており、本検討においてもこれを選定した（平成 26 年度 pp. 3-19～3-22）。フレイム溶射には HVOF（High Velocity Oxy-Fuel spraying）や、フレイム溶射ガンを用いた方法などがある。本検討では、溶射コーティングを適用する合金組成の調整や変更への柔軟な対応や、大型の処分容器への施工などの観点から、フレイム溶射のひとつで汎用性の高い溶射技術である急冷遷移制御溶射ガンを用いた改良フレイム溶射法を選定した（平成 26 年度 pp. 3-19～3-22）。

改良フレイム溶射法の金属ガラスなどの溶射コーティングへの適用を実施するにあたり、ある程度の過冷却液体の温度領域があり（約 20 K）、すでに溶射実績のある $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 金属ガラスを選定し、その溶射条件と製膜状況について検討を行なった。溶射条件には種々の可変パラメータがあり、主なパラメータとしては、粉末粒径、材料供給量、基材の溶射前のブラスト処理、予熱温度、燃焼ガスのアセチレン流量などがあり、それぞれ、これまでの溶射実績を基に条件の幅を設定して、SS400 の基材上への溶射膜の作製を実施し、最も良好な溶射膜形成が可能な条件を検討した。

検討結果の詳細は既報に記載されている（平成 26 年度 pp. 3-22～3-28）。38-63 μm の粒径の場合、粉末供給量を減少させることにより溶射膜内の気孔が減る傾向があることがわかった。また、粉末供給量を下げると製膜速度を下げってしまうが、健全な溶射膜を作製するためには、粉末供給量は可能な範囲で少ない方が欠陥の少ない溶射膜が得られることが分かった。他のパラメータについても良好な溶射膜の形成が可能な条件を溶射試験により確認し、

基材の溶射前ブラスト処理については#60 のアルミナグリッド、アセチレンガス流量は 26～29 L min⁻¹、予熱温度は 300 °C 以下とすることが望ましいことがわかった。

2) 各合金の溶射膜の比較

Fe 基、Ni 基、Zr 基および Cu 基について溶射膜形成を試みた（平成 26 年度 pp. 3-28～3-33）。その外観を図 2.1.2-5 に示す。Fe 基と Ni 基は、いずれも外観上良好な溶射膜が形成されている。また、X 線回折においてもブロードなピークのみで結晶の存在を示す鋭いピークが観察されなかったことから、ガラス相単相の金属ガラス溶射膜であるといえる。ただし、その断面を見ると、Ni 基は気孔などの欠陥もなく、基材に密着した溶射膜が得られているが、Fe 基については、未熔融と推察される球状の部分などが観察されていた。Fe 基においては、融点の違いにより加熱不足が生じている可能性などが考えられ、Fe 基金属ガラスの溶射については、さらに溶射条件の検討が必要である。Zr 基および Cu 基のいずれにおいても、溶射膜表面は酸化された状態になっていた。また、試料表面の X 線回折結果では、Zr 基および Cu 基のいずれの試料においても、ブロードなピークと同時に結晶の析出を示す鋭いピークが重畳しており、ガラス相と結晶相の混相であることが分かった。金属ガラスは、酸化物などにより、液体からの冷却中に不均一核生成を生じることが知られており、今回も酸化物を起因とした結晶化が生じていると推察される。このように、Zr 基と Cu 基については酸化などが生じない溶射方法や条件などを検討する必要がある。Cu 基については Ti などの活性金属の溶射膜作製用に開発がおこなわれている新型プラズマ溶射装置を用いて溶射を試みた（平成 29 年度 pp. 2-15～2-17）。その結果、急冷型フレーム溶射法を用いた場合と比較すると、酸化が抑制され、亀裂などが生じることもなく製膜できていることが確認された。また、溶射膜表面の X 線回折においてもガラス相特有のブロードなピークのみであることが分かった。以上から、この新型溶射装置の開発が進行することにより十分に溶射膜を生成できる可能性があると考えられる。ただし、気孔が多く、また未熔融粒子も認められることから、溶射ガンの改造および溶射条件の検討などが今後必要である。

フレーム溶射で比較的良好な溶射膜が得られた Ni 基と Fe 基について基材との密着力を測定すると、Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ および Fe₇₆Si₉B₁₀P₅ でそれぞれ 52 MPa および 61 MPa を示しており、十分に高い密着強度が得られていることがわかった（平成 26 年度 p. 3-29）。

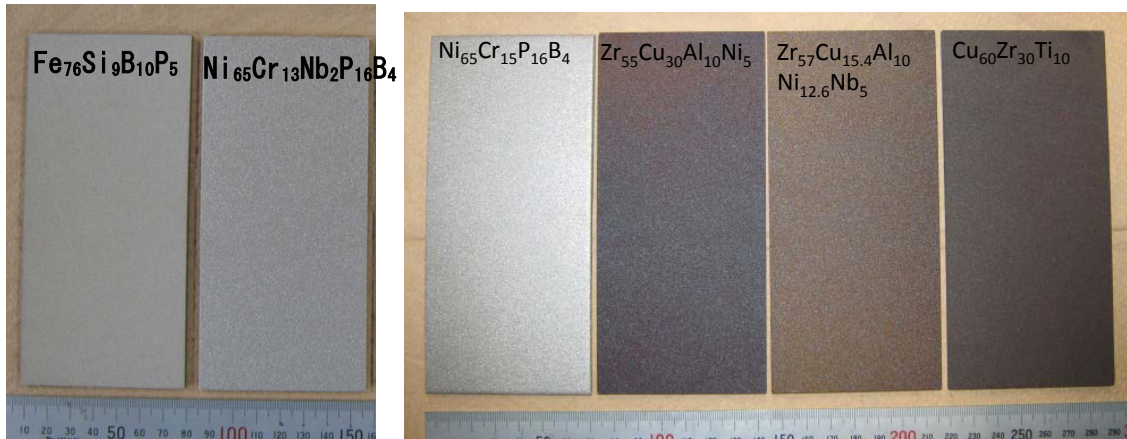


図 2.1.2-5 試作した金属ガラス溶射膜の例

(左より $\text{Fe}_{76}\text{Si}_9\text{B}_{10}\text{P}_5$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{15}\text{P}_{16}\text{B}_4$ 、 $\text{Zr}_{55}\text{Cu}_{30}\text{Al}_{10}\text{Ni}_5$ 、 $\text{Zr}_{57}\text{Cu}_{15.4}\text{Al}_{10}\text{Ni}_{12.6}\text{Nb}_5$ および $\text{Cu}_{60}\text{Zr}_{30}\text{Ti}_{10}$)

3) Ni 基合金に対する厚膜溶射および円筒形状への溶射

上記のとおり、比較的良好な溶射膜の形成が確認された Ni 基合金について、さらに、実際の処分容器への施工を考慮してより厚い溶射膜の形成および、円筒形状への適用性を確認するための溶射試験を行った。処分容器としての適用において必要となる溶射膜の厚さについては、閉じ込め期間に対応した腐食量や外圧に対する耐圧厚さ、搬送・定置時などにおけるハンドリングを含めて作業時の健全性などに係る要件を満足するための必要厚さなどを考慮する必要があり、現時点では具体的な値の設定は困難であるが、例えば C-14 の閉じ込めなどを考慮した 10^4 年スケールの閉じ込め期間を想定して、チタン材やステンレス鋼などの高耐食性金属に低酸素濃度下で観察される腐食速度の代表的な値として $10^{-2} \mu\text{m y}^{-1}$ の値を仮定すると、平均腐食量は 10^{-1}mm のオーダーとなる。腐食速度の不確実性や腐食の不均一性も考慮する必要もあることなどから、本試験では数 mm 以上の溶射膜形成を目安として 0.5、1.0、2.0、3.0、5.0 mm と段階的に膜厚を大きくして溶射試験を行った（平成 27 年度 pp. 2-15～2-20、平成 28 年度 pp. 2-10～2-12、平成 29 年度 pp. 2-11～2-14）。また、処分容器への施工を考慮して曲面への溶射を想定して実際よりも曲率の厳しいパイプ形状（ $\phi 14 \text{mm}$ ）の基材への溶射も行った（平成 28 年度 pp. 2-12～2-17、平成 29 年度 pp. 2-14～2-15）。

代表例として、最も厚い 5 mm の溶射膜の外観および断面の状況を図 2.1.2-6 に示す。外観上は均一で基材に密着した溶射膜が得られている。また、溶射膜の X 線回折を行った結果、図 2.1.2-7 に示すようにブロード状のプロファイルであり、Cu 基合金の溶射膜に見られる結晶によるシャープなピークは認められていないことから、良好な溶射膜が形成されていると考えられる。パイプ形状の基材に溶射（約 0.5 mm 厚）を行った試料においても外観上均一であり、X 線回折では結晶化は見られなかったが、基材と溶射膜との界面に結晶化を生じたような断面が観察されており、溶射の極初期に若干高熱であったことがうかがえる。これは、溶射初期に基材の予熱とフレームからの入熱および外部からの冷却の調整が不足であったことが原因と考えられ、極初期の溶射条件にも注意を払うことが必要である。

以上のように、従来の溶射では実績のない数 mm 以上の厚膜の溶射が可能であることが確認

されるとともに、実際の処分容器よりも曲率の厳しい条件での円筒形状などへの適用性も概ね良好であることが示された。



図 2.1.2-6 厚さ 5 mm の溶射膜の外観および断面の状況

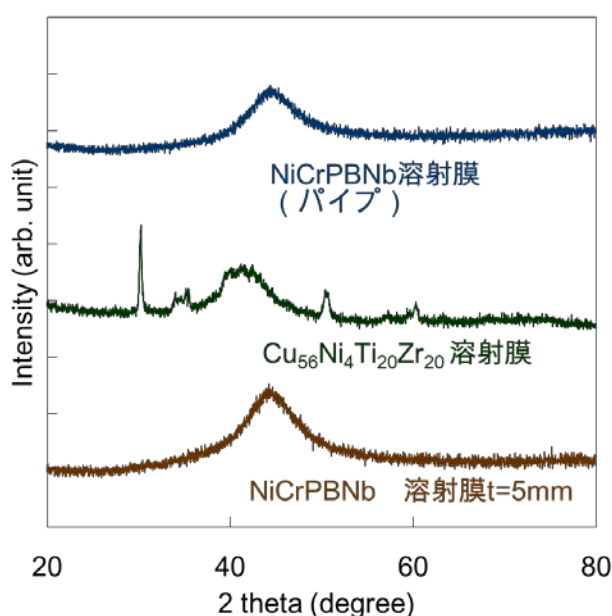


図 2.1.2-7 溶射膜の X 線回折測定結果例

(4) 金属ガラスの耐食性に関する検討

金属ガラスは一般的に耐食性に優れていることが特徴のひとつであることから、腐食速度の定量的な推定が難しいと考えられる。そこで粉末試料を用いて元素の浸出量や粉末の表面状態の観察・分析により耐食性の検討を行った。また、金属ガラスはチタン材やステンレス鋼などと同様に保護性の高い不動態皮膜の形成により高い耐食性を示すと考えられることから、不動態皮膜の局所的破壊に起因する局部腐食の評価が必要となる。よって、(3)で述べたように溶射による施工性の検討結果が比較的良好な Ni 基合金を対象に溶射膜の耐局部腐食性を検討した。

実施項目は以下のとおり。

- ・アトマイズ粉末を用いた浸漬試験
- ・Ni 基合金の耐局部腐食性

1) アトマイズ粉末を用いた浸漬試験

① 金属ガラスのアトマイズ粉末試料

本研究の浸出試験には、ガスアトマイズ法により作製された金属ガラスの粉末を使用した。ガスアトマイズ法は、合金溶湯に高速のガス(アルゴンや窒素、ヘリウムなどの不活性ガス)を吹き付けることで飛散および急冷凝固させて合金粉末を得る方法である(井上監修, 2009)。金属ガラス材料として、Zr 基の $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ および $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{12.6}Al_{10}Nb_5$ 、Ni 基の $Ni_{65}Cr_{15}P_{16}B_4$ および $Ni_{65}Cr_{13}Nb_2P_{16}B_4$ 、Fe 基の $Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$ 、Cu 基の $Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$ を使用した。ただし、Fe 基については浸漬後短期間で明瞭な腐食が認められ、良好な耐食性は期待できないと推定されたことから、試験は継続せず終了した(平成 26 年度 3-55~3-59)。粒径は、 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ のみ $75 \mu m$ 以下、他は $38 \mu m$ 以下の金属ガラス粉末を使用した。図 2.1.2-8 は、浸出試験に使用する前の金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の SEM(Scanning Electron Microscope)画像である。この図に見られるように、一部に繊維状などの形状が見られるがほとんどは球状粒子であり、その大きさはナノオーダーから分級設定の粒径 $75 \mu m$ の範囲に入る $60 \mu m$ 程度である。また、拡大した観察においても表面は滑らかであり、亀裂や局所的な変色はほとんど認められない。EDS による元素分布分析結果においても各元素の均一な分布が確認された。

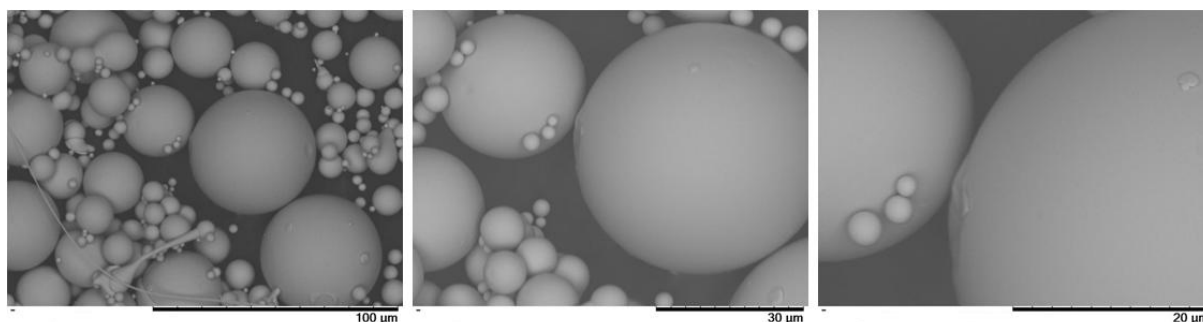


図 2.1.2-8 金属ガラス $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末の SEM 画像

② 浸出試験方法

図 2.1.2-9 に試験概要を示す。液相に金属ガラス粉末を加えた。液相は、淡水条件として $0.1 M NaOH$ 溶液を、塩水条件として $0.6 M NaCl$ を添加した $0.1 M NaOH$ 溶液を使用した。 $Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$ 粉末を用いた試験の一部を除き、とくに雰囲気制御を行わず、実験室の大気環境下で試薬調整、混合、容器密封を行っており、これを酸化条件と定義した。一方、試験の一部(Ni 基合金)では、極低酸素条件となる処分環境条件を考慮して、浸漬溶液を窒素ガスで脱気するとともに窒素ガスを充填したグローブバック内で混合、容器密封を行った。さらに、酸化還元電位が $-400 mV$ 以下になるように還元剤として $Na_2S_2O_4$ 溶液を適宜混合することで還元条件とした。浸出試験中は恒温振とう器(EYELA 社製 MMS-1)にて装置内温度を $25 \text{ }^\circ C$ および $60 \text{ }^\circ C$ に保ちつつ $100 \text{ strokes min}^{-1}$ で振とうした。所定時間振とうした後、孔径 $0.45 \mu m$ のメンブレンフィルター(ADVANTEC 社製)で固液を分離した。液相については ICP-AES(Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry、Seiko Instrument 社製 SPS7800)で各金属ガラス粉末の構成元素について濃度を測定した。固相については、超純水

で洗浄およびシリカゲル入り真空デシケーター内で乾燥させた後、SEM-EDS による観察を行った。

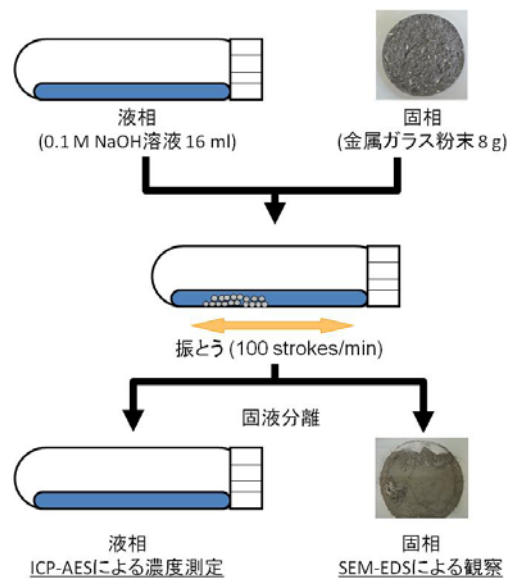


図 2.1.2-9 浸出試験概要

③ 結果および考察

平成 25 年度から開始した浸出試験結果として、各合金を構成する元素の浸出率を図 2.1.2-10～図 2.1.2-12 に示す。いずれの合金においても高温の条件のほうが高い浸出率を示す傾向が見られた。

比較対象とする従来材の浸出率の測定結果例を見ると、図 2.1.2-10 に示すように、SUS316L では Cr, Mo の浸出が認められており、経時的に増加して数%以上の浸出量に達した。ハステロイ C276 は Cr, Mo, W の浸出があり、0.01～0.1 %に達しているが、概ね頭打ちとなる挙動を示した。Zr 基と Cu 基については、図 2.1.2-11 に示すように、元素浸出量はほぼ 0.01 %以下であり、経時的な増加も認められなかった。Ni 基については図 2.1.2-12 に示すように P および B の浸出量が比較的大きく、経時的な増加傾向も見られ 0.1 %以上となった。これら以外の元素については、元素浸出量は 0.1 %以下であり、従来の Ni 合金のひとつであるハステロイ C-276 と同程度の浸出量となった。以上のように、浸出量の値で比較すると、Zr 基合金と Cu 基合金については、従来の高耐食金属である SUS316L およびハステロイ C-276 よりも良好な耐食性を示す可能性がある。Ni 基合金については、SUS316L よりも良好で、ハステロイ C276 に近い耐食性を期待できる可能性があると考えられる。

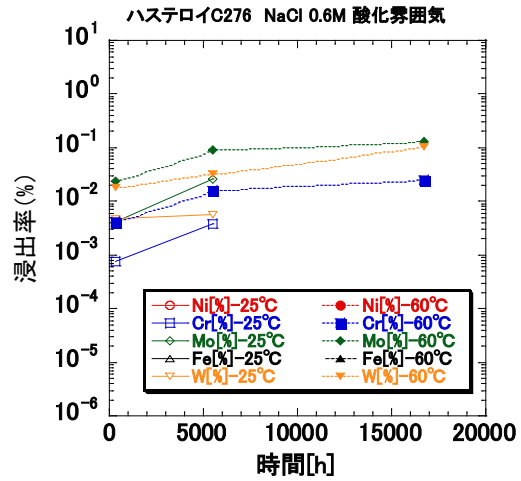
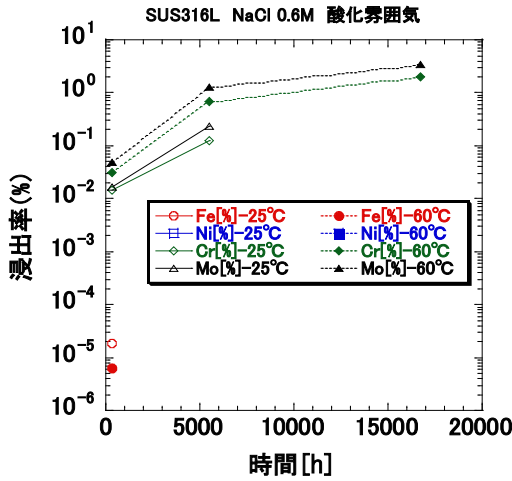


図 2.1.2-10 従来材の浸出量の経時変化 (左 : SUS316L、右 : Hastelloy C-276)

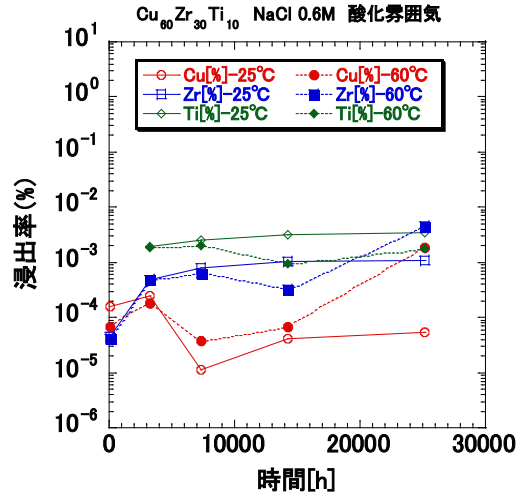
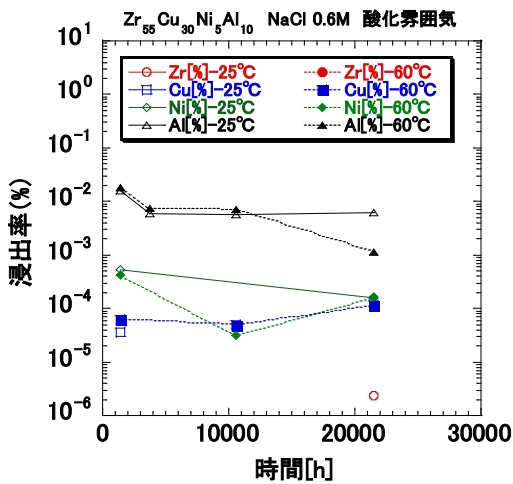


図 2.1.2-11 Zr 基および Cu 基金属ガラス成分の浸出量の経時変化の例

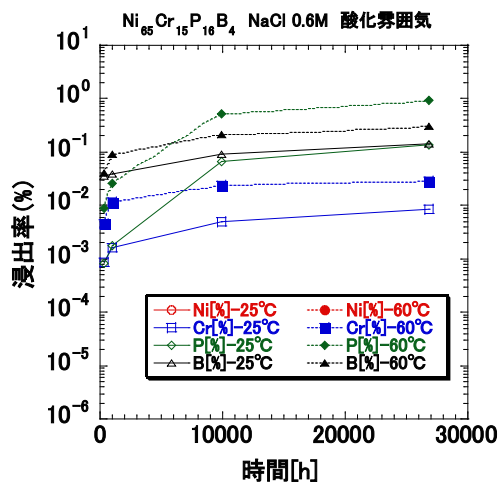
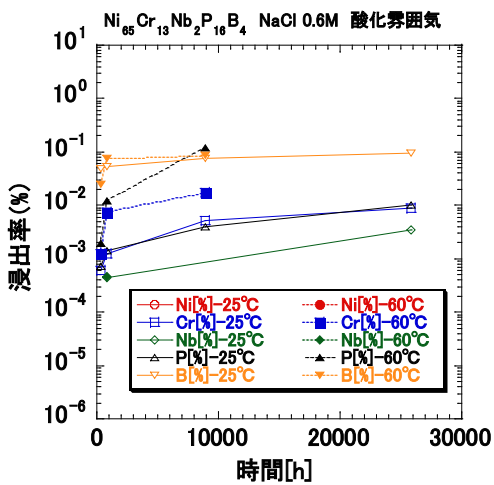


図 2.1.2-12 Ni 基金属ガラス成分の浸出量の経時変化

2) Ni 基合金の耐局部腐食性

金属ガラスには溶射処理を行った $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 試験片を用い、90 °C の 0.5~3.0 M の NaCl 水溶液中で電気化学測定を行った（平成 29 年度 pp. 2-52~2-58）。溶射したままの試験片を用いて各 NaCl 濃度条件で得られたアノード分極測定結果を図 2.1.2-13 に示す。なお、図の電流密度は電流値を浸漬面の寸法から算出した面積で除したみかけの値である。NaCl 濃度が高いほど卑な電位で電流の上昇が生じた。0.5 M を超える条件では試験後試験片の外観においても黄~茶色の変色が認められ、NaCl 濃度が高いほど変色は顕著となった。このようなことから 0.6 M 以上では皮膜破壊が生じていたと推察される。また、このような変色は試験片表面全体にわたっており、孔食のような局所的な皮膜破壊ではなく、全面的な皮膜破壊の様相であった。溶射ままの試験片表面は凹凸によって閉塞部が生じ、微細なすきま構造が全面的に形成されたことによってすきま腐食と類似のメカニズムによって皮膜破壊が全面的に生じた可能性がある。表面を研磨した場合には 3 M の NaCl 濃度でも水が安定な電位領域では皮膜破壊が生じなかった。溶射ままの試験片で 1 M の NaCl 溶液中で定電位試験も実施した結果、-0.55~0.50 V (vs. SCE) の範囲に皮膜破壊の閾値があり、図 2.1.2-13 に示した動電位法によるアノード分極試験の結果得られた皮膜破壊電位と整合することを確認した。次に、皮膜破壊が生じたと推定される -0.5 V (vs. SCE) で 2400 min 定電位保持したのちに、120 分ごとに電位を 10 mV ステップで低下させ、再不動態化して腐食の進展が停止する電位を測定した結果、約 -0.65 V (vs. SCE) と求められた。

比較的汎用的に使用されている高耐食性金属の類似の環境における局部腐食臨界電位として、例えばステンレス鋼 SUS316L では 80 °C の 1 M NaCl 水溶液中における孔食電位が 0.04 V (vs. SCE) と報告されている（磯本・松尾，2012）。また、90 °C の NaCl 水溶液中における各種高耐食性金属のすきま腐食再不動態化電位のデータが、深谷ほか（2007）によりまとめられており、それによると 1 M NaCl の条件では純チタン（ASTM Grade 1）では -0.5 V (vs. SCE) 程度と推定される。今回の溶射試験片では、研磨した試料については SUS316L の孔食電位の報告事例 0.04 V (vs. SCE) より十分高い電位でも孔食発生が認められていないことから、溶射膜自体は SUS316L よりも耐孔食性に優れることが期待される。また、皮膜破壊がすきま腐食に類似のメカニズムで生じたと仮定してチタン材等のすきま腐食再不動態化電位と比較すると、本試験で得られた溶射ままの材料での再不動態化電位 -0.65 V (vs. SCE) 程度は、純チタンのすきま腐食再不動態化電位（-0.5 V vs. SCE 程度）より低いものの、定電位法での皮膜破壊生起電位は -0.55~0.5 V (vs. SCE) と純チタンのすきま腐食再不動態化電位に近い。

今回得られた溶射材の皮膜破壊電位や再不動態化電位が局部腐食の臨界電位と見なしうるかどうかは測定方法の最適化を含めて更に検討が必要であるが、ステンレス鋼 SUS316L よりも良好で純チタンに近い耐局部腐食性を期待できる可能性がある。

実際の処分容器としての適用においては、構造的なすきまの有無や表面の微細な凹凸等が皮膜の耐食性に大きく関わると考えられることから、実際の施工方法や表面仕上げ方法に対応した耐食性の評価が必要と考えられる。

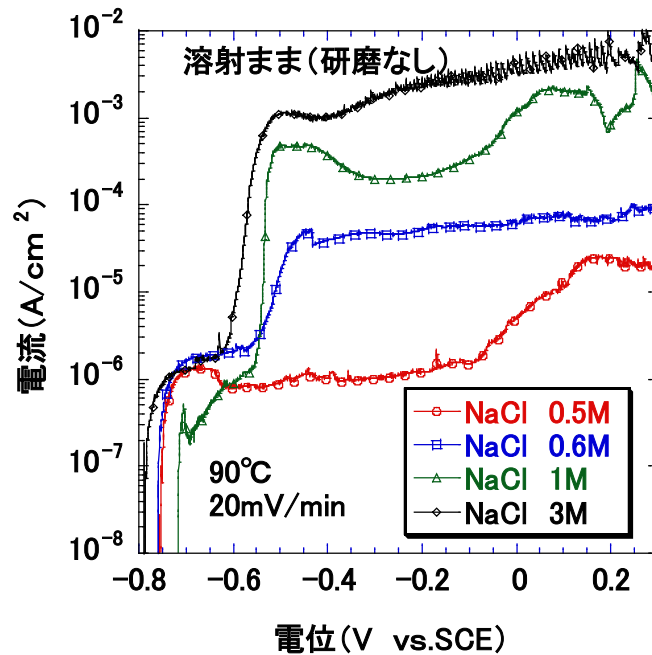


図 2.1.2-13 $\text{Ni}_{65}\text{Cr}_{13}\text{Nb}_2\text{P}_{16}\text{B}_4$ 溶射試験片のアノード分極挙動に及ぼす NaCl 濃度の影響

2.1.3 緩衝材、埋め戻し材

使用済燃料の地層処分についての国内外における安全評価事例（原子力委員会 新計画策定会議技術検討小委員会，2004；SKB，1999；NAGRA，2002）によれば、還元条件下において可溶性で貧収着性という特徴を有するC-14およびI-129が支配核種となることが示唆されている。半減期が約5,600年のC-14に対しては、処分容器の高度化によって長期閉じ込めが可能になれば線量を低減させることができる。一方、半減期の長いI-129に対しては、閉じ込めによる減衰は期待できず、また、TRU廃棄物地層処分で検討されているような代替固化技術による溶出制限なども使用済燃料の地層処分では期待できないが、緩衝材の移行遅延性能を向上させることによって人工バリアからの溶出率を抑制することができれば、線量低減に貢献できる可能性がある。そこで本調査では、まず、緩衝材の移行遅延性能の向上を課題として、I-129に対する緩衝材の収着性向上の可能性を文献調査により調べることにした。

また、処分容器設計における使用済燃料集合体収容体数および地下施設設計における廃棄体ピッチや坑道離間距離は、緩衝材の最高到達温度に対する制限（現状では100℃）を考慮した熱解析に基づき設定されており、この熱解析では緩衝材の熱伝導性が重要な基本特性のひとつである。そのため、緩衝材の熱伝導性を向上することが可能であれば、処分容器への使用済燃料収容体数の増加、廃棄体ピッチや坑道離間距離の低減などによって、フットプリントを縮小したより合理的な処分場の設計に寄与できると考えられる。そこで本調査では、緩衝材などの熱伝導性の向上に関する国内外の事例についての現状を調査するとともに、緩衝材への添加材とすることで、熱伝導率を向上できる可能性のある材料を選定するとともに、その効果についての予察的な検討を行った。

(1) 収着性向上

I-129 に対する緩衝材の収着性向上の可能性を文献調査により調べるために、文献データベース JICST 及び NUCLEN を用いて、還元性条件におけるヨウ素の収着を扱った文献を抽出した。また、海外の地層処分研究における収着性に優れた材料の検討事例 (Evins, 2013) や土壌中のヨウ素の収着挙動を調べたレポート (Soderlund et al., 2011)、さらに、原子力機構で実施した過去の検討事例 (去来川ほか, 1996; 小田ほか, 1991) を調査の対象とした (平成 26 年度 pp. 3-62~3-68)。

文献などに示された種々の材料・鉱物 (化学収着性鉱物、活性炭、ケイ酸塩鉱物、層状複水酸化物、金属酸化・水酸化物、カルシウム含有鉱物、有機物など) に対するヨウ素の収着挙動を整理した結果、化学収着性鉱物、活性炭、有機物土壌などへの I⁻ の収着性が際だって高いことがわかった。化学収着性鉱物への I⁻ の収着機構は、鉱物中の金属イオンと I⁻ が難溶性のヨウ化物を形成するためと考えられており、この場合の液相中のヨウ素濃度はその難溶性化合物の溶解度によって規定されることとなる。こうした難溶性化合物の溶解度については化学的環境条件の影響を受ける可能性がある。例えば、AgI は大気雰囲気では極めて溶解度の低い化合物であるが、還元性雰囲気では金属 Ag が解離して I⁻ が容易に溶解すると考えられている (Kurimoto et al., 1997)。また、化学収着性鉱物に対する I⁻ の Kd に pH 依存性がみられることから、難溶性のヨウ化物の溶解度が pH に依存する可能性がある。さらに、水銀化合物などについては、環境基準の観点からの配慮も必要である。例えば、HgS は pH 3~10 程度では溶解度が低く難溶性であるが、pH 12 以上で水濁汚染に関わる総水銀の環境基準を上回る程度の溶解度にまで上昇する (角谷ほか, 2009)。よって、化学収着性鉱物を人工バリア材料に添加して用いる場合には、鉱物そのものや鉱物中の金属イオンと I⁻ によって形成される可能性のあるヨウ化物について、その溶解度へ及ぼす化学的条件の影響を把握しておくことが必要である。有機物土壌に対するヨウ素の収着性については、有機物含有量と微生物の活動度の双方の影響を受けるため、I⁻ 以外の陰イオンによる競合のみならず、存在する微生物種類、微生物活動に影響を及ぼす様々な因子、有機物そのものの長期的挙動などの多くの影響因子が複雑に関与する。よって、有機物土壌を利用するためには、このようなメカニズムの解明が必要と考える。活性炭については、椰子殻活性炭に対して高い Kd が報告されているものの、データは少なく、pH 依存性などが調べられていない。活性炭への陰イオンの吸着機構は、金属酸化・水酸化物と同様に静電的吸着によると考えられるため、pH やイオン強度などの化学的環境条件の影響を詳細に調べる必要がある。

(2) 熱伝導性の向上

1) 事例調査と検討対象材料の検討

ベントナイト系材料の熱伝導性向上に関する検討の現状について地層処分分野以外も含めて文献調査を行った結果 (平成 27 年度 p. 2-59)、これまで緩衝材への添加材として検討されてきた材料のうち、既に適用されているケイ砂を除くと、熱伝導性向上にはグラファイトが最も有望と考えられるが、処分容器の腐食促進や微生物増殖への寄与の可能性 (Leung et al., 2014) など他のバリア材料や安全機能への影響の観点から適用にあたっては課題があることがわかった。一方、地中熱利用の分野において熱伝導率向上の実績のある炭化ケイ素は、

熱伝導率が約 200 W mK^{-1} とグラファイト (約 100 W mK^{-1}) よりも優れており、研磨材や耐火材などとして広く用いられているセラミック材料であることから、検討対象材料として選定した。また、既往の事例には含まれていないが、セラミック材料のうち、アルミナ (約 30 W mK^{-1}) もケイ砂に比較して約 10 倍の熱伝導性を有しており、炭化ケイ素よりも安価であることから検討対象とした。

2) 熱伝導率の測定

ベントナイトにアルミナまたは炭化ケイ素を実際に混合した試料を作成し、熱伝導率を QTM 法により測定した (平成 27 年度 pp. 2-62~2-64)。混合材の粒径は $0.15 \sim 2 \text{ mm}$ および 2 mm 程度の 2 条件にて行った。現状のケイ砂混合緩衝材との比較のため、乾燥密度、有効粘土密度、間隙率をそれぞれ同一条件とした試料を作成して測定を行った。また、含水比は 7% とした。熱伝導率測定結果 (平均値) を表 2.1.3-1 に示す。表中にはケイ砂の熱伝導率 (核燃料サイクル開発機構, 1999) も示した。表中の赤字で示したように、有効粘土密度または間隙率を同一とした場合に比較的大きな熱伝導率向上が認められる。また、粒径の大きい添加材のほうが熱伝導率は大きくなる傾向があった。アルミナと炭化ケイ素の違いは明瞭ではなかった。この結果より、現状の緩衝材仕様相当の乾燥密度、有効粘土密度、間隙率の場合、ケイ砂にかえてアルミナまたは炭化ケイ素を混合することにより、最大 25% 程度の熱伝導率の改善が見込まれる可能性があると考えられる。一方、現状のケイ砂混合の緩衝材であっても、高密度化、粒径の見直しなどによりある程度の熱伝導率の改善は期待できると考えられる。例えば、乾燥密度 1.85 g cm^{-3} として熱伝導率を実測すると、乾燥密度が 1.60 g cm^{-3} での 0.828 W mK^{-1} に対して 1.257 W mK^{-1} の値となり、50% 以上向上する。アルミナ、炭化ケイ素はともに、ケイ砂に比較して高価な材料であることから、これらの適用にあたっては、現行の緩衝材 (ケイ砂混合) の仕様変更などにより達成可能な改善効果や経済的合理性も考慮して優位性を検討する必要がある。また、ケイ砂にかえてアルミナまたは炭化ケイ素を混合した場合の他の緩衝材特性や他のバリア材料などへの影響についても検討が必要と考えられる。

表 2.1.3-1 アルミナ、炭化ケイ素を混合したベントナイトの熱伝導率測定結果

| 添加材 | 混合率 (%) | 含水比 (%) | 乾燥密度 (g/cm ³) | | 有効粘土密度 (g/cm ³) | | 空隙率 | | 粒径 (mm) | 熱伝導率 (W/mK) | 対ケイ砂増加率 (%) |
|-----------|---------|------------|---------------------------|--------------|-----------------------------|--------------|------|--------------|--------------|----------------|----------------|
| | | | 目標 | 実測 | 目標 | 実測 | 目標 | 実測 | | | |
| ケイ砂 (H12) | 30 | 7.0 | 1.60 | | 1.37 | | 0.40 | | - | 0.828 | - |
| アルミナ | 30 | 6.9 7.0 | 1.60 | 1.58 1.58 | 1.28 | 1.26 1.26 | 0.46 | 0.46 0.46 | 0.15 2.36 | 0.687 0.745 | -17.2 -10.2 |
| アルミナ | 30 | 7.0 7.0 | 1.70 | 1.68 1.68 | 1.37 | 1.36 1.36 | 0.43 | 0.43 0.43 | 0.15 2.36 | 0.906 0.914 | +9.2 +10.1 |
| アルミナ | 30 | 6.9 7.0 | 1.77 | 1.74 1.76 | 1.44 | 1.41 1.43 | 0.40 | 0.41 0.41 | 0.15 2.36 | 0.780 1.056 | -6.0 +27.2 |
| 炭化ケイ素 | 30 | 7.0 6.8 | 1.60 | 1.61 1.56 | 1.32 | 1.33 1.28 | 0.43 | 0.44 0.44 | 0.2 2.0 | 0.766 0.835 | -7.7 +0.6 |
| 炭化ケイ素 | 30 | 7.0 7.0 | 1.65 | 1.61 1.64 | 1.37 | 1.33 1.36 | 0.42 | 0.42 0.42 | 0.2 2.0 | 0.780 1.041 | -6.0 +25.4 |
| 炭化ケイ素 | 30 | 7.0 7.0 | 1.69 | 1.65 1.66 | 1.40 | 1.37 1.38 | 0.40 | 0.41 0.41 | 0.2 2.0 | 0.832 0.970 | +0.2 +16.9 |

2.1.4 まとめ

(1) 処分容器材料

処分容器材料としての適用を考慮して金属ガラスを対象に、検討対象とする合金を選定し (Fe 基、Ni 基、Zr 基、Cu 基)、それらを中心に物理化学的特性、溶射による施工性、耐食性の観点からの調査を行い、以下のことが確認された。

- ・ 状態図などを活用した熱力学的アプローチにより、ガラス形成能の高い合金組成の推定が可能となる見通しを得た。また、時間-温度-変態図により処分環境で想定される温度条件ではアモルファス構造が数万年以上の極めて長期にわたって安定であると評価された。
- ・ 溶射による施工性については Ni 基合金が最も良好であり、5 mm 厚まで良好な溶射膜形成が可能であることを確認した。また、円筒形状に対しても適用可能である見通しを得た。他の合金については、良好な溶射膜を得るためには酸化防止など、溶射条件の更なる検討が必要であることがわかった。
- ・ 耐食性については、粉末試料を用いた長期の浸出試験により Zr 基と Cu 基の浸出量が小さく、良好な耐食性を有することがわかった、Ni 基についても従来の高耐食性金属と比較して浸出量は小さいことから、比較的良好な耐食性を有すると評価された。
- ・ 溶射による施工性、浸出試験による耐食性のいずれも良好な Ni 基合金について処分環境への適用性評価に資するため、局部腐食の観点から耐食性の検討を行った結果、汎用的な高耐食性金属のひとつであるステンレス鋼 SUS316L よりも孔食に対して高い耐食性が期待できる可能性があるものの、表面仕上げによる影響が大きいことが確認された。

(2) 緩衝材、埋め戻し材

緩衝材の機能、特性のうち、収着性および熱伝導性に着目してこれらの向上の可能性のある添加材について文献調査などに基づいて検討を行った。

- ・ 緩衝材の収着性向上の可能性の観点から文献調査を実施し、I に対して収着性を向上させる可能性のある材料は存在するものの、その材料の緩衝材としての適用の可否を検討していくためには、化学的環境条件がその材料を適用した場合の収着性に及ぼす影響に

関する知見拡充が必要であること、また、他の人工バリア性能への影響や核種移行挙動への影響についても考慮が必要であること、などがわかった。

- ・ 緩衝材の熱伝導性向上に関する国内外の事例について現状を調査し、緩衝材への添加材として熱伝導率を向上できる可能性のある材料として、ケイ砂よりも熱伝導性に優れ、かつ比較的幅広い用途に用いられている炭化ケイ素とアルミナを選定し、緩衝材に添加した場合の効果について検討を行った。実際にアルミナおよび炭化ケイ素をそれぞれベントナイトに 30 mass%添加して熱伝導率を測定した結果、ケイ砂に比較して最大 25 %程度熱伝導率が向上した。ただし、ケイ砂混合の場合であっても高密度化などにより同程度の熱伝導率の改善は可能と推察されることから、複数の可能性について、改善効果や経済的合理性も考慮して優位性を検討する必要性も示唆された。

2.2 閉じ込め性能評価手法の高度化

直接処分システムにおける放射性核種の閉じ込め性能を評価するための手法を高度化するには、人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の劣化およびそれに起因して生じる核種の放出・移行に関わる現象や、それらに及ぼす諸因子の影響などに対してわが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明による不確実性を低減し、これまで保守的に見積もってきた閉じ込め性能をより適正に評価することが必要である。この高度化を行うことで、例えば処分容器材料の腐食機構のモデル化により、経時的な腐食速度の低下を考慮した腐食量評価に基づいて過度な保守性を除いた寿命を推定できるなど、より高度なバリア機能を構築することが可能となる。また、燃料集合体の腐食挙動の理解に基づいて閉じ込め性能を適正に評価することで、燃料中や金属中の放射性核種の放出速度などに関するモデルおよびパラメータをより現実的な値に設定することが可能となる。以上を踏まえ、人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の材料を対象に、腐食、劣化、変質に関する現象やメカニズム、それらへの影響因子の作用などを解明するとともに、多重バリアシステムや構成要素に対して、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた様々なシナリオに対応可能な新たな長期挙動の評価手法の検討や従来の評価手法の高度化などに資するための知見の整備を行うこととした。

2.2.1 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究

(1) 背景と目的

使用済燃料直接処分の場合、ガラス固化体に比べて放射能インベントリが高いことなどから、より高度な閉じ込め性能を期待した処分概念の構築に向けた検討も必要と考えられる。本節では、人工バリア材の閉じ込め性能をより適正に評価することを目的として、処分容器および処分容器接触下での緩衝材の腐食挙動について調査した。腐食挙動については、腐食メカニズムの調査を通じて処分容器の耐食性向上のための知見を拡充するとともに、処分容器を含む人工バリアの系に微生物が共存する場合の容器腐食影響などを調査した。

また、これまでわが国で調査例に乏しい緩衝材中での核種移行挙動、および処分容器として銅を用いる場合の、銅とベントナイト相互の変質など影響について調査を行った。

上記に関する検討内容を、以降に「(2) 処分容器材料の腐食挙動」、「(3) 人工バリア性能への微生物影響評価」、「(4) 緩衝材中の C-14 移行挙動試験」および「(5) 銅とベントナイトの相互作用に関する調査」として示す。また、本項のまとめを「(6) まとめ」に示す。

(2) 処分容器材料の腐食挙動

処分容器候補材料の腐食メカニズムの解明および腐食メカニズムに基づく評価手法の構築、耐食性向上に資する知見を整備することを目的として、以下に示す項目の検討を行った。

- ・ 低酸素濃度下における炭素鋼の腐食モデルの検討「1) 参照」
- ・ ベントナイト中における炭素鋼の腐食モニタリング「2) 参照」
- ・ ベントナイト中における銅の腐食モニタリング「3) 参照」
- ・ ベントナイト中における銅の応力腐食割れ挙動「4) 参照」

- ・ 代替処分容器候補材料 (Cu, Ti, Ni 基合金など) のガンマ線照射下での電気化学特性
「5) 参照」

1) 低酸素濃度下における炭素鋼の腐食モデルの検討

ガラス固化体の地層処分における炭素鋼製オーバーパックの腐食速度は設計上、保守的に $10 \mu\text{m y}^{-1}$ と設定しており、直接処分における炭素鋼製処分容器設計においても同様の設定がなされている。一方、酸素欠乏環境条件下の炭素鋼の腐食については、実験データが蓄積され、長期間後には 1~2 桁低い腐食速度も報告されており、現実的にはより長期の寿命達成により、処分容器の閉じ込め性向上が期待できる。しかしながら、この低い腐食速度が成立する理論的根拠は必ずしも明確にされていない。また炭素鋼表面に生成して腐食を抑制する腐食皮膜としては Fe_3O_4 、 FeCO_3 および FeS などが報告 (谷口ほか, 2008) されているが、それぞれの腐食皮膜の抑制作用の詳細については知られていない。処分容器のより現実的な寿命評価手法を構築する上で、実験データの蓄積とともに、実験データを合理的に説明できる腐食機構に基づく腐食モデルによる予測が必要である。

深部地下環境を想定した炭素鋼の腐食モデルとして文献調査を行った結果 (平成 27 年度 pp. 2-67~2-70)、柴田ほか (2013) の提示した腐食皮膜中における水の拡散律速によるモデルに基づいて、腐食皮膜の溶解速度を導入した改良モデル (Shibata et al, 2014) によって、長期間後の炭素鋼腐食速度が推定可能であることを示した。また、モデルによる評価において重要なパラメータである皮膜中の水の拡散定数の推定を行った。これまで、処分容器用候補材料である炭素鋼が処分環境に埋設された場合にその表面に形成されると考えられるマグネタイト (Fe_3O_4) 皮膜ならびにシデライト (FeCO_3) 皮膜を H_2O が拡散浸透する挙動を調査し、その拡散係数の推定を行った。種々の条件で生成した皮膜と得られた H_2O もしくは D_2O の拡散係数は既往のデータ (春名ほか, 2015) を含めて以下のとおりまとめられる。

- ・ 723 K の大気中 (Fe_3O_4) : $6.92 \times 10^{-13} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ (春名ほか, 2015)
- ・ 沸騰 45 mass% NaOH 水溶液中 (Fe_3O_4) : $5.6 \times 10^{-15} \sim 2.0 \times 10^{-14} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ (平成 28 年度 pp. 2-57~2-68)
- ・ 353 K および 363 K の飽和 NaHCO_3 水溶液中 (FeCO_3) : それぞれ $1.06 \times 10^{-13} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ 、 $1.60 \times 10^{-10} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ (平成 29 年度 pp. 2-61~2-74)

本検討により、皮膜中の水の拡散係数の推定手法に見通しが得られたが、上記のように温度や雰囲気、溶液条件によって異なる拡散係数が得られており、今後実際の地下水環境などを模擬した条件で生成した皮膜に対する拡散挙動を検討し、腐食モデルによる長期予測に反映する必要がある。

2) ベントナイト中における炭素鋼の腐食モニタリング

交流インピーダンス法は、自然状態をほとんど乱すことなく緩衝材中における炭素鋼の腐食速度やベントナイト／炭素鋼界面状態をモニタリングすることが可能であり、腐食メカニズムの解明や腐食速度の経時変化を追跡する上で有力な手法と考えられる。交流インピーダンス法を用いて緩衝材を模擬した圧縮ベントナイト中の炭素鋼の腐食挙動を調査した例（西方，2014；谷口ほか，2014）では、酸素の消費または腐食生成物皮膜形成によると思われる腐食速度の時間的な低下などが確認されている。腐食に寄与する化学種や腐食に伴う反応生成物などはベントナイト中を移行すると考えられ、ベントナイトの密度や厚さなどの違いが腐食にも影響を及ぼす可能性がある。ベントナイトの密度による影響については実験的な検討例はあるものの、ベントナイトのかぶり厚さについては任意に設定されており、測定結果に及ぼす厚さによる影響や酸素の寄与による影響などを実験的に検討した例はほとんど見当たらない。そこで本検討では、ベントナイト厚さをパラメータとして密閉型セルと開放型セルで交流インピーダンス測定を行い、腐食速度や界面状態とその経時的な挙動の違いを調査した（平成 28 年度 pp. 2-69～2-76、平成 29 年度 pp. 2-74～2-85）。

密閉型セルと開放型セルで交流インピーダンス測定を行い、測定された腐食速度の経時変化の比較を図 2.2.1-1 に示す。定常状態（100 日以降）での腐食速度を比較すると開放型セルの値が大きい。ただし、40 mm, 60 mm の速度は密閉型セルの腐食速度に近い値をとっている。かぶり厚が厚くなるにしたがって、酸素の拡散電流は減少する。一方、水の還元電流はかぶり厚さには依存しないと考えられる。これによりあるかぶり厚さで酸素の還元電流と水の還元電流が等しくなる。この厚さを、酸素の拡散係数 $D(O_2)=2\times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ 、酸素濃度を $2\times 10^{-7} \text{ mol cm}^{-3}$ と仮定し、水の還元速度（水による腐食速度）を図 2.2.1-1 の密閉型セルで得られた値 $0.2 \text{ } \mu\text{A cm}^{-2}$ を使って計算すると、約 80 mm となる。すなわち、80 mm 以上ベントナイトのかぶり厚があると、空気開放でも、酸素から水への腐食に 100 日程度で移行すると推定される。

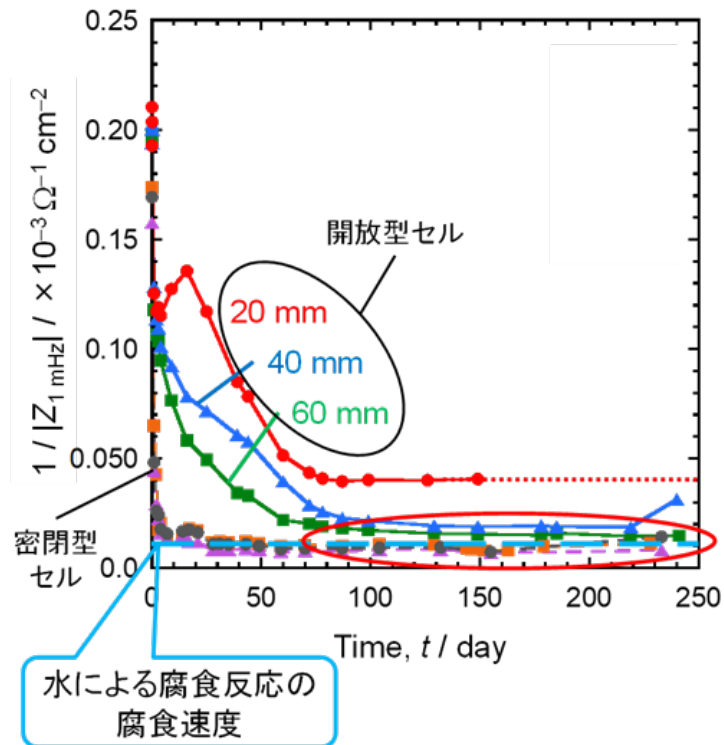


図 2.2.1-1 密閉型セルと開放型セルの腐食速度の比較

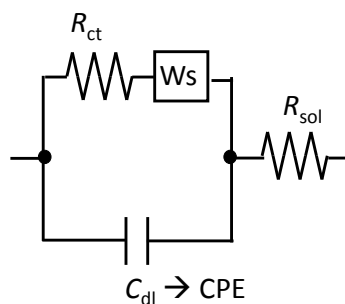
3) ベントナイト中における銅の腐食モニタリング

銅は一般的に溶存酸素濃度の低い天然水環境では熱力学的な安定性により腐食がほとんど進展しないという特徴を有し、地層処分で想定される酸素濃度の低い地下水環境においても極めて長期の腐食寿命を達成することが期待される。しかし、硫化物を含む環境ではこの熱力学的な安定性が失われ、酸素濃度の低い環境においても水の還元による腐食が進展しうる。その腐食速度は硫化物濃度に依存し、高濃度ほど腐食速度は大きくなる傾向がある (Taniguchi and Kawasaki, 2008)。よって、C-14 の閉じ込めなどを考慮した長寿命容器材料として銅を検討する場合には硫化物濃度が低く、腐食速度が十分小さい環境での適用が前提になると考えられる。そこで低硫化物環境での銅の微小の腐食速度を定量的に評価する手法として、レジストメトリー法および交流インピーダンス法を試み、腐食モニタリングにより腐食速度とその経時的な変化を調べた。

① 交流インピーダンス法 (平成 27 年度 pp. 2-70~2-75)

0.1 M 炭酸ナトリウム水溶液の浸潤した緩衝材中 (80 °C) での純銅の交流インピーダンス測定結果から界面は図 2.2.1-2 に示す回路となると推定された。この等価回路に基づいて交流インピーダンス測定結果をフィッティングし、各パラメータを求めた結果を表 2.2.1-1 に示す。Rsol は 55~68 Ω の間にあり、それほど大きな変化は示していないが、腐食速度のパラメータとなる Rct (1/Rct が腐食速度に比例) に関しては、暴露 1 日では 50 kΩ で徐々に大きくなり、44 日では 160 kΩ まで増大した。また、Ws-R を見ると、時間とともに増大することは、ベントナイト中の酸素の拡散層が成長していることに対応しているものと考えられる。

CPE-Tは、 $50\sim 280\text{ F cm}^{-2}$ 程度となった。この値は電気二重層容量に近い値であることから、この等価回路の妥当性が示される。CPE-Tは、初期に0.67で、時間とともに1に近づいている。このことは、銅表面が時間経過とともに均一になり、理想的なコンデンサーの振る舞いに近づいていることを示唆している。以上のように、ベントナイト中での銅の腐食は経時的に抑制され、表面の不均一化も小さくなる傾向があると考えられる。



R_{sol} : ベントナイトの液抵抗、 C_{dl} : 電気二重層容量、CPE: 定相要素 (Constant Phase Element)、CPE-T : CPE 定数、CPE-P : CPE 指数、 R_{ct} : 電荷移動抵抗、 W_s : ワールブルグインピーダンス

図 2.2.1-2 カーブフィッティングに使った等価回路とフィッティングパラメータ

表 2.2.1-1 カーブフィッティングにより得られたパラメータ

| Day | 1 | 3 | 10 | 26 | 44 |
|-------------------------------------|-----------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| $R_{sol} (\Omega\text{cm}^2)$ | | 68 | 61 | 56 | 55 |
| $R_{ct} (\Omega\text{cm}^2)$ | 5×10^4 | 4.3×10^4 | 3.3×10^4 | 2.0×10^5 | 1.6×10^5 |
| $W_s\text{-R} (\Omega\text{cm}^2)$ | --- | 1.1×10^5 | 3.2×10^5 | 2.0×10^6 | 2.6×10^6 |
| $W_s\text{-T}$ | --- | 250 | 1200 | 7600 | 32000 |
| $W_s\text{-P}$ | --- | 0.5 | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| $\text{CPE-T} (\mu\text{Fcm}^{-2})$ | 150 | 55 | 200 | 240 | 280 |
| CPE-P | | 0.67 | 0.77 | 0.83 | 0.82 |

② レジストメトリー法 (平成 28 年度 pp. 2-77~2-82)

レジストメトリー法による測定結果の例を図 2.2.1-3 に示す。腐食速度が時間の経過とともに低下またはほぼ停止する挙動をとらえることができおり、種々の環境条件で得られた腐食速度を表 2.2.1-2 に示す。本手法によって微小の腐食速度の評価が可能である見通しが得られた。

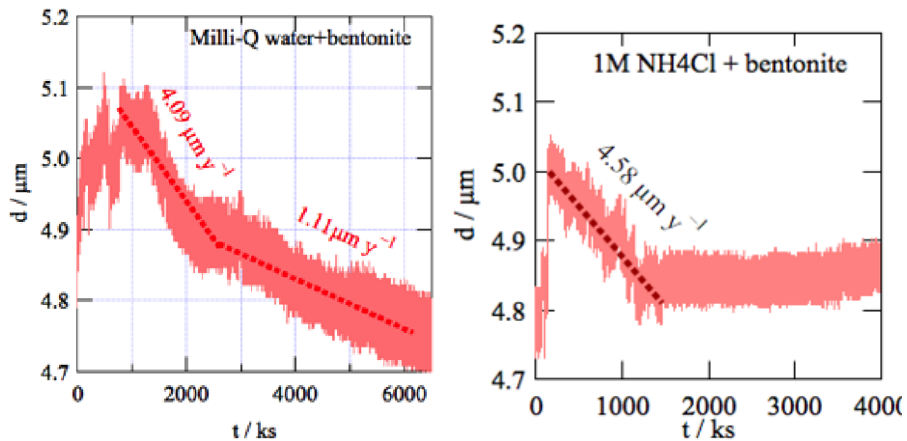


図 2. 2. 1-3 レジストメトリー法による銅薄膜の腐食減肉量測定結果と腐食速度

表 2. 2. 1-2 各種条件における Cu 箔の腐食速度

| Condition | Rate / $\mu\text{m y}^{-1}$ |
|---|-----------------------------|
| (a) Water + Bentonite | 4.1 \rightarrow 1.1 |
| (b) 1M NH_4Cl + Bentonite | 4.6 \rightarrow neg |
| (c) Water | 4.7 \rightarrow 2.1 |
| (d) 1M NH_4Cl | 68.5 \rightarrow neg |
| (e) 0.1M NH_4Cl | 1.44 \sim 34.3 |
| (f) 0.1M NaCl | 3.60 \rightarrow 5.57 |
| (g) 0.1M Na_2SO_4 | 4.20 \rightarrow 2.43 |
| (h) 0.1M NaHCO_3 | 4.59 |

4) ベントナイト中における銅の応力腐食割れ挙動

銅はアンモニアの存在する環境にて応力腐食割れを生じることが知られており (Suzuki, 1981; Pugh et al., 1966; Uhlig and Duquette, 1969)、生成した酸化物皮膜(変色皮膜)が応力の作用で脆性破壊して下地銅が露出されるとその部位での酸化物生成が優先されて酸化物が局部的に生成し、その割れと皮膜再生とが繰り返し進行する変色被膜破壊型応力腐食割れとして亀裂が進展する。よって、水を膨潤させたベントナイト中で銅の応力腐食割れ感受性を低ひずみ速度試験法 (SSRT) により評価するとともに、静的なひずみを付与した単軸引張定ひずみ試験および、一般的な定ひずみ試験である U 字ベント曲げ試験を実施した (平成 28 年度 pp. 2-83 \sim 2-93、平成 29 年度 pp. 2-91 \sim 2-102)。

SSRT 試験ではひずみが大きいほど多くの亀裂が観察されたが、単軸引張定ひずみ試験 (10 % ひずみ) および U 字ベント曲げ試験片を用いた試験では亀裂が確認できなかった。ただし、腐食生成物を分析すると、応力負荷のない条件やひずみが小さい (2.5 %) 条件では Cu_2O のみ

が検出されたことに対し、ある程度の応力やひずみが負荷された条件では CuO の生成が認められた。U 字ベント曲げ試験片での同試料の表面付近断面の SEM 像ならびに元素マップ像を図 2.2.1-4 に示す。マウンド状腐食生成物は CuO 、他は Cu_2O と判断できる。また、S はマウンド状腐食生成物の直下に濃縮しており、さらに酸化物全体にも低濃度ながら分布していると考えられる。下地銅の内部へ進展する腐食域は局部腐食状であり、その部位にはマウンド状腐食生成物がみられる。また、内部に進展する Cu_2O に表面に垂直な割れがみられることより、変色皮膜型応力腐食割れの兆候を示している。ただし、今回の浸漬試験では局部腐食が極めて多数生じており、局在化が不十分であり SSRT で見られる典型的な割れは形成しなかったと思われる。

Cu に加工ひずみないしは残留引っ張り応力がある場合に局部腐食を生じ、最上部に CuO のマウンド状の腐食生成物を形成すると推定される。Cu に加工ひずみあるいは残留応力が存在する際に、膨潤ベントナイト中の残留溶存酸素などの作用により厚い皮膜を生成し、変色皮膜破壊型応力腐食割れを生じる可能性がある。特に、SSRT 試験のような動的なひずみが与えられると短時間で局部腐食を生じ、典型的な変色皮膜破壊型応力腐食割れを形成すると考えられる。

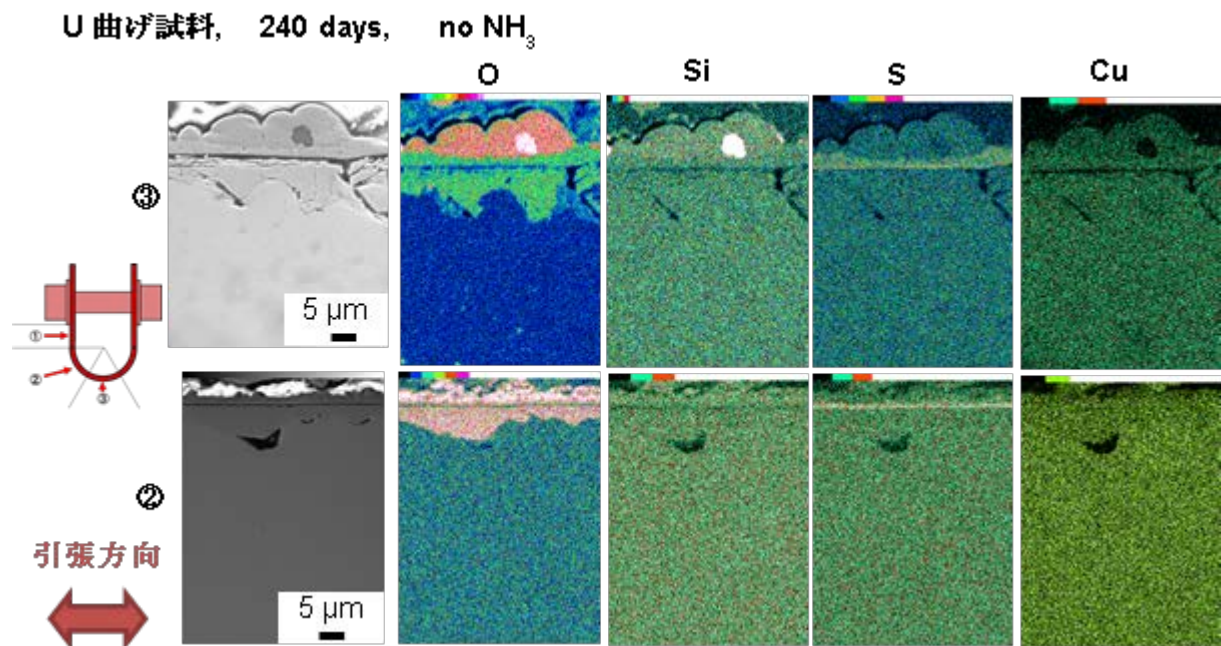


図 2.2.1-4 U 字ベント曲げ試験片を純水膨潤したベントナイト中で 240 時間浸漬した試料の表面付近断面の SEM 像ならびに元素マップ像

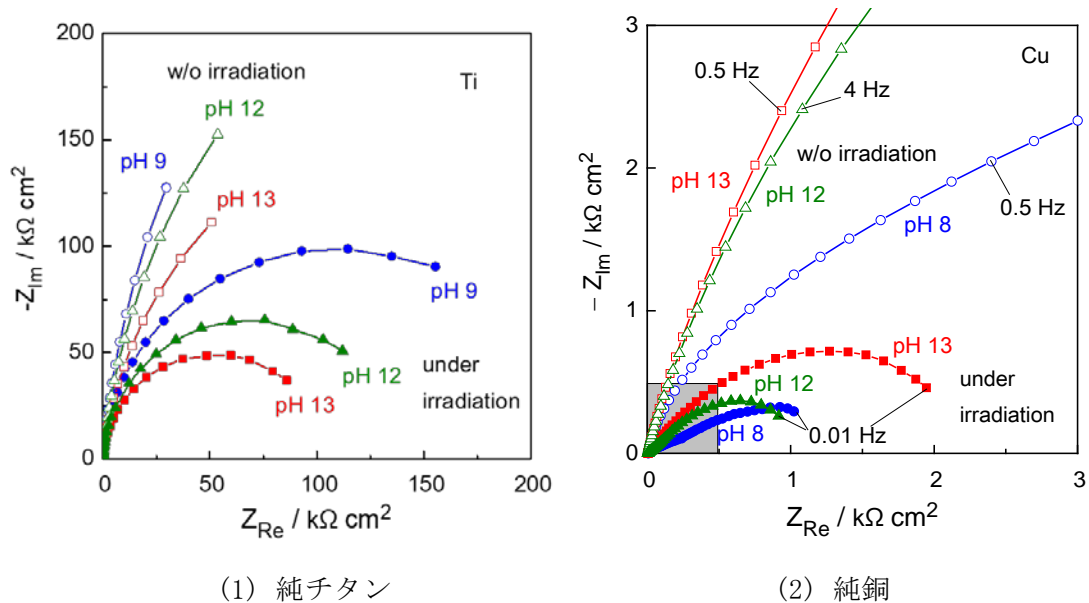
5) 代替処分容器候補材料 (Cu, Ti, Ni 基合金など) のガンマ線照射下での電気化学特性

処分後初期には使用済燃料からの放射線の線量率が比較的大きく、地下水の放射線分解などによって生じた化学種によって処分容器の腐食挙動が影響を受ける可能性がある。よって、代替処分容器候補材料であるチタン、純銅、Ni 基合金を対象としてガンマ線照射下での腐食試験を行い、ガンマ線によるこれらの材料の腐食挙動への影響を調査した。

純チタンならびに純銅、Ni 基合金の C276 (UNS N10276, Hastelloy® C-276) を作用電極として、ガンマ線照射下および非照射下での分極特性 (平成 28 年度 pp. 2-94~2-104) および交流インピーダンス (EIS) (平成 29 年度 pp. 2-102~2-106) を測定した。測定は、照射下および非照射下のいずれも 0.5~1 日程度の予備浸漬をおこない、作用電極の自然電位が安定してから行った。試験溶液には、50 mM NaCl 水溶液を基本組成とし、同水溶液に 1 M Na₂CO₃ ならびに 1 M NaHCO₃、1 M Na₂CO₃ と 0.1 M NaOH をそれぞれ添加した 3 種類を用いた。全試験期間中でのガンマ線の吸収線量率は $6.7 \pm 1.0 \text{ kGy h}^{-1}$ であった。照射下での測定では、分極あるいは EIS の測定中も、予備浸漬と同じ吸収線量率でガンマ線の照射を継続した。

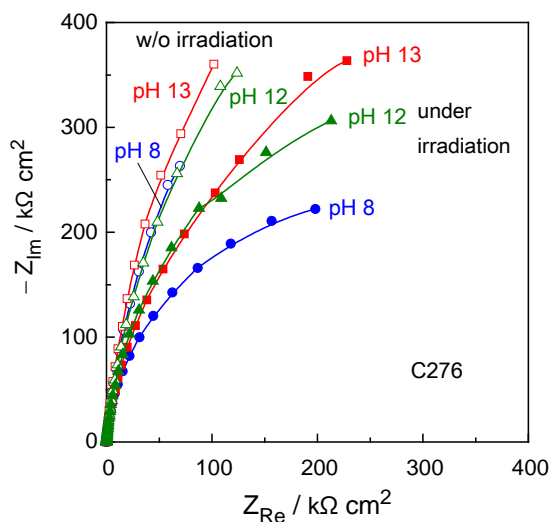
測定結果の一例として純チタン、純銅、Ni 基合金の照射下と非照射下でのインピーダンス特性の比較を図 2.2.1-5 に示す。いずれの電極でも、ガンマ線照射によりファラデーインピーダンスが低下することが確認された。また、純チタンは、非照射下を含め、pH の増加とともにファラデーインピーダンスが減少した。純銅と Ni 基合金では、逆に pH に応じてファラデーインピーダンスは増加した。ガンマ線照射下での腐食反応の律速段階は、純チタンと Ni 基合金は電荷移動、純銅はカソード反応の物質輸送と推定された。ガンマ照射下での純チタンの腐食速度は、分極曲線からの推定値は $2\sim 6 \mu\text{m y}^{-1}$ 、EIS の結果に基づく推定値は $0.8\sim 2 \mu\text{m y}^{-1}$ となった。また、純銅および Ni 基合金の腐食速度は、それぞれ $0.12\sim 0.24 \text{ mm y}^{-1}$ および $1 \mu\text{m y}^{-1}$ 未満と推定された。

今後は、異なる吸収線量率下での各種代替材料の腐食速度を評価することや、実際の処分条件を想定して緩衝材共存下での検討が必要と考えられる。



(1) 純チタン

(2) 純銅



(3) ニッケル合金 (C276)

図 2.2.1-5 純チタン、純銅、ニッケル合金 (C276) の照射下 (under irradiation) と非照射下 (w/o irradiation) での交流インピーダンス特性の比較

(3) 人工バリア性能への微生物影響評価

処分容器を含む人工バリアには、処分の安全性確保の観点から、放射性核種の物理的な閉じ込めが基本的な要件として求められている。一方で、処分環境下には $10^2 \sim 10^7$ cells ml^{-1} もの膨大な数の微生物が存在することが知られており (たとえば、West et al., 2002 ; Fredrickson and Fletcher, 2001)、それらの微生物は多種多様な酸化還元反応を行いながら地下環境で活動していることが明らかにされてきた (たとえば、Pedersen, 1999 ; Pedersen, 2001 ; Amano et al., 2012)。また、処分場には、建設から操業・閉鎖の過程で様々な陸上起源の微生物や有機物が持ち込まれると想定され、従来地下環境中に生息していた土着微生物や陸上から混入した微生物が人工バリア性能に及ぼす影響について評価する必要がある。微

生物が人工バリア性能に及ぼす影響項目として最も懸念されている事象の一つに、処分容器に対する微生物腐食が挙げられる。わが国では、ガラス固化体を対象とした H12 レポートにおいて、炭素鋼・チタン・銅を処分容器とした場合のそれぞれの腐食シナリオを検討し、主に微生物の硫酸還元反応による影響評価を実施している（核燃料サイクル開発機構，1999a；西村ほか，1999）。一方で、近年、地下環境を対象とした微生物に関する数多くの知見が集積され、それをもとに各国において天然バリアや人工バリアを対象とした微生物影響評価が進んでいる（たとえば、Pedersen, 1999；Humphreys et al., 2010；Stroes-Gascoyne et al., 2011；SKB, 2010b；Posiva, 2012）。そこで本研究では、微生物が関与する人工バリア性能への影響事象について、近年の国内外の研究成果を取りまとめ、我が国における使用済燃料の直接処分を対象とした場合の課題を整理した上で（原子力機構，2014）、それらの課題のうち最も重要度が高いと判断される微生物腐食について、ベントナイト共存下での微生物活性および金属材料に及ぼす腐食挙動に関する研究を行った。

1) 既存の知見と課題の整理

人工バリア性能に及ぼす微生物影響に関しては、主にスウェーデンやカナダにおいて先駆的に研究が進められている（たとえば、Stroes-Gascoyne, 2010）。想定される影響としては、①微生物代謝に伴う金属腐食、②ベントナイト変質、③空隙・亀裂閉塞、④ガス発生/消費が考えられる。これらの影響は、圧縮ベントナイト内部で微生物が活発に活動した場合には、人工バリアの長期的閉じ込め性能に悪影響を及ぼす可能性があるが、人工バリア内は、温度・水分活性・膨潤圧・空隙の観点で天然バリアと環境条件が大きく異なっていることから、微生物増殖に適した環境とは言い難く、圧縮ベントナイト内部における微生物活性を抑制することで、上記の影響を除外することができると考えられる。上記の微生物影響のうち、人工バリア性能の健全性に最も悪影響を及ぼす可能性のある事象が①微生物代謝に伴う金属腐食である。微生物代謝に伴う金属腐食に関しては、次の 2 点について検討を要する事項が挙げられる。

- ・ 圧縮ベントナイト内部における微生物活性（a. 参照）
- ・ 腐食に関与する微生物代謝（b. 参照）

以下に、これまでの国内外の知見と課題の概略を述べる。

a. 圧縮ベントナイト内部における微生物活性

圧縮ベントナイト内部の微生物活性に関しては、H12 レポート以降、室内試験に加えて原位試験に関する成果も集積しつつある（Masurat et al., 2010a, 2010b；Stroes-Gascoyne, 2010；Pedersen, 2010）。これまでの知見から、圧縮ベントナイト中における微生物の腐食影響はベントナイト乾燥密度に律則されており、適切な密度の設定により影響を極力抑えることができることが報告されている。例えば、Wyoming MX-80 ベントナイトを使用した場合、 1.6 Mg m^{-3} 以上の乾燥密度で、有効モンモリロナイト乾燥密度（EMDD）にして 1.4 Mg m^{-3} 以上とした場合に微生物活性を抑制可能であるとされている（たとえば、Stroes-Gascoyne et al., 2010）。しかしながら、これらの評価は Wyoming MX-80 ベントナイトを対象とした評価であり、わが国で使用が検討されている緩衝材（70 %クニゲル V1+30 %珪砂）に適用した場合、乾燥密度

1.6 Mg m⁻³の条件では有効モンモリロナイト乾燥密度約 1.0 Mg m⁻³まで低下する。したがって、日本で検討が進められている緩衝材に対する微生物影響について、室内および原位置における模擬試験を通して評価する必要がある。微生物増殖に大きく影響を及ぼす温度条件に関しては、処分容器近傍の温度は約 100 °C 以下になるように設計されているが、これまでにスウェーデンの Äspö 地下研究所やカナダの AECL 地下研究所を利用して実施された試験結果からは、130 °C までの様々な温度条件および様々な乾燥密度条件下において、圧縮ベントナイト中における微生物の生菌数は極めて低く、培養法に基づく検出法では検出下限以下であったことが報告されている (Pedersen et al., 2000 ; Stroes-Gascoyne, 1996 ; Stroes-Gascoyne et al., 1997 ; Stroes-Gascoyne and Hamon, 2010)。ただし、温度約 20~30 °C では、母岩近傍や銅製模擬廃棄体近傍でも生菌数 (10⁵ cells g⁻¹) が保持されており、また、高乾燥密度の圧縮ベントナイト中で微生物は休眠あるいは孢子を形成するなどして不活性化するが、死滅はしてはいないことも報告されている (Stroes-Gascoyne et al., 2010)。

b. 腐食に関与する微生物代謝

既存の多くの評価は微生物の硫酸還元反応を対象とした評価であるが、近年の研究報告により、微生物腐食の原因となる微生物には *Pseudomonas* のようなスライム生成菌、硫黄酸化細菌、メタン生成菌、硝酸還元菌、鉄などの金属還元菌、金属酸化菌、酸生成菌やカビなども関与することが報告されている (Little and Lee, 2007)。たとえば、メタン生成菌は、メタン生成に伴う水素消費の過程で、金属鉄を唯一の電子供与体として CO₂ をメタンに還元し、腐食が促進されることが報告されている (Daniels et al., 1987 ; Dinh et al., 2004 ; Mori et al., 2010)。また、硝酸還元菌が、硝酸イオンをアンモニアに還元する過程で金属鉄 Fe(0) を Fe²⁺ として溶解し、腐食反応が生じ、それに伴って生成した水素を電子供与体として脱窒反応がおこるとの報告もある (Till et al., 1998)。地下環境には硫酸還元菌のみならず、多種多様な微生物種が存在することが明らかにされているため、これらの菌を対象とした腐食影響評価についても実施する必要がある (図 2.2.1-6)。

上記の既存の知見と課題の整理を踏まえ、本研究では、人工バリアの閉じ込め性能に及ぼす微生物影響事象として最も重要だと考えられる微生物による処分容器の腐食について、硫酸還元反応だけでなく人工バリア内に存在しうる様々な微生物種を対象として、微生物が関与する腐食メカニズムの解明と圧縮ベントナイト内部における微生物活性を抑制する因子の検討を目的として、次の 2 つの項目について研究を行った。

- ベントナイトと微生物群集の相互作用および金属腐食挙動への影響
- 圧縮ベントナイト中の微生物活性と金属腐食挙動に及ぼす影響

以下に、各研究の実施内容と研究成果について述べる。

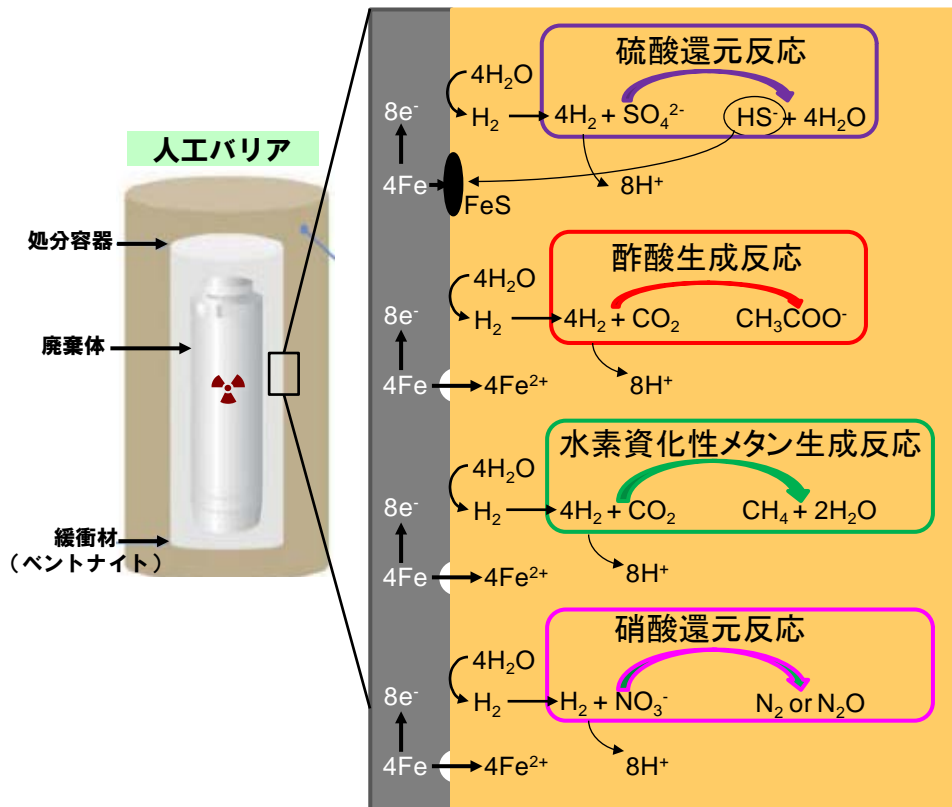


図 2. 2. 1-6 処分容器に及ぼす微生物腐食反応の概念図

2) ベントナイトと微生物群集の相互作用および金属腐食挙動に及ぼす影響

人工バリアシステムの閉じ込め性能に大きく影響を及ぼす可能性のある処分容器の腐食挙動を評価する上で、様々な種類の微生物が存在する環境において、ベントナイトの微生物増殖に対する効果や、さらには微生物群集とベントナイトの共存下でおこる腐食メカニズムを明らかにすることが重要である。

そこで本研究では、一般的な嫌気的環境である湖沼堆積物などの試料を採取し、鉄腐食性菌の探索を行い、金属腐食を引き起こす微生物群集 (VM-I medium enriched Community, 以下 VMC と略す) を集積するとともに、その微生物群集のキャラクタリゼーションをおこなった (平成 25 年度 3. 4. 2(1) ; 平成 26 年度 3. 2. 2(2) ; 平成 27 年度 2. 2. 1(2) ; 平成 28 年度 2. 2. 1(2))。また、VMC を用いて、未圧縮の様々なベントナイト濃度 ($0 \sim 1,000 \text{ g L}^{-1}$) にて、バイアル密閉瓶を使用した嫌気条件下で炭素鋼試験片を用いた腐食試験を行った。その結果、VMC 中の微生物群集構成種は *Clostridia*, *Deltaproteobacteria*, *Methanofollis* などに属する発酵菌、酢酸生成菌、硫酸還元菌、メタン生成菌からなることが示され、環境中には硫酸還元菌以外にも鉄腐食能を有するメタン生成菌や酢酸生成菌などが普遍的に存在することを明らかにした (平野ほか, 2015)。また、各ベントナイト濃度下における腐食試験では、VMC を添加しない系では培養液組成に大きな変化は見られなかったのに対し、VMC を添加した系では、硫酸還元菌の作用によって発生した硫化水素と炭素鋼片から溶出した鉄との反応により生成した硫化鉄と推定される黑色沈殿の発生が認められ、全ての試験系で炭素鋼試験片の腐食減量が認められた (図 2. 2. 1-7)。これらの炭素鋼の重量減損は、VMC 無添加と比較して最大約 6 倍程度であり、重量減損の傾向と同様に $10 \text{ g L}^{-1} \sim 100 \text{ g L}^{-1}$ のベントナイト濃度条

件において、二価鉄の溶出が VMC によって促進される傾向が認められ、鉄腐食が促進されていることが示唆された。溶存イオンやガス分析、DNA 解析の結果から、この腐食現象には、従来から検討されてきた硫酸還元菌以外に、メタン生成菌も関与していることが明らかになった。なお、高いベントナイト濃度条件下においては腐食活性が低下しており、この理由としては、ベントナイト濃度の増加による炭素鋼片と微生物の接触頻度の低下、また空隙の低下による微生物増殖に必要な栄養塩供給量の減少が考えられる。さらに、炭素鋼近傍に付着した微生物の DNA 解析結果から、メタン生成菌が炭素鋼表面にバイオフィルムを形成することで、直接的に炭素鋼腐食に関与している可能性が示された。硫酸還元菌は硫酸イオン、硫黄、硫化物などが利用できる環境であれば、ベントナイト内および金属容器表面のいずれの環境にも存在し、その代謝産物として生成された硫化物イオンの拡散によって金属腐食が生じるのに対し、メタン生成菌は金属容器表面やベントナイト中の鉄鉱物近傍など、直接鉄と接触する環境下で金属腐食を引き起こすと考えられ、緩衝材内で微生物が関与する腐食メカニズムが空間的に異なる可能性が示唆された。

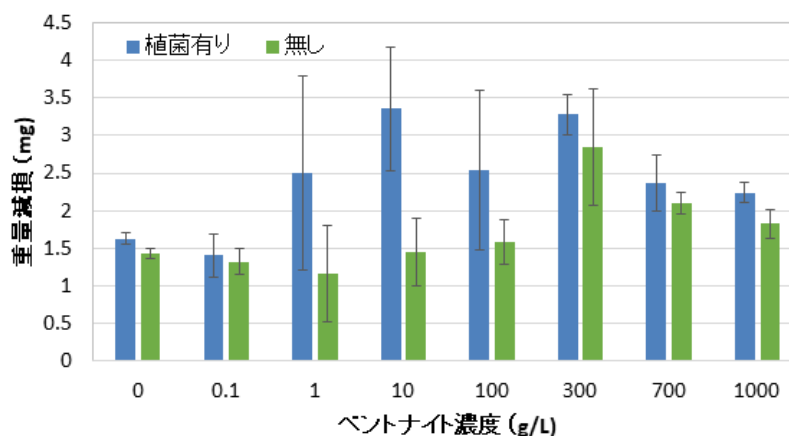


図 2.2.1-7 各ベントナイト濃度条件における鉄腐食活性

3) 圧縮ベントナイト中の微生物群集活性と金属腐食挙動に及ぼす影響評価

処分環境を想定した条件下における微生物活性を支配する要因を明らかにし、圧縮ベントナイト内部における微生物代謝に伴う腐食量に関するデータを拡充するため、複数の圧縮ベントナイト密度や温度条件下において、腐食試験を実施した（平成 25 年度 3.4.2(1)；平成 26 年度 3.2.2(2)；平成 27 年度 2.2.1(2)；平成 28 年度 2.2.1(2)）。

処分環境は嫌氣的であると想定されることから、試験には汽水湖沼底泥試料から集積した嫌気性金属腐食微生物群集 VMC を用い、微生物が比較的増殖しやすい温度条件 30 °C とそれよりも高い 50 °C において、圧縮密度 1.0 g cm⁻³、1.3 g cm⁻³ もしくは 1.6 g cm⁻³ に調整した緩衝材（ベントナイト（クニゲル V1、クニミネ工業）-ケイ砂（5 号）の 7:3 混合体）を用いて 1 年間の試験を実施した。その結果、1 年間の試験期間においては、1.3 g cm⁻³ 以上の乾燥密度条件下では腐食が進行していないことが示された（図 2-2-1-8）。しかしながら、1.0、1.3 g cm⁻³ の条件においては、圧縮ベントナイト内部で全菌量および硫酸還元菌量の増加が認められており、またメタン菌については 1.6 g cm⁻³ の条件においても初期濃度と比較して増殖

が確認された(平成 28 年度 2.2.1(2))。1.0 g cm⁻³の条件下にて実施した腐食試験結果から、30 °Cの条件下で6 か月～1 年間の間に著しい腐食進行が認められたことから、ベントナイト内部で微生物が増殖している場合には、ある段階において急激な腐食進行が起こる可能性がある。(平成 28 年度 2.2.1(2)) 本研究において処分容器の腐食を促進する微生物反応としては、硫酸還元反応が主反応であり、メタン菌による腐食反応は、これらの菌が鉄(処分容器やベントナイト中の鉄)と接触する環境下で生じ易くなることが示された。一方で、近年嫌気環境下で腐食影響が懸念されている酢酸生成菌については、本研究で実施した試験系において酢酸生成は認められたが、その大部分は乳酸分解に起因するものと考えられ、鉄酸化に伴う水素を利用した酢酸生成がどの程度腐食に寄与したのかに関する詳細な知見は得られていないことから、今後評価手法の検討も含めて行う必要がある。また、本研究で実施した腐食試験の浸漬液中には、微生物増殖を促進するために高濃度の硫酸イオンを添加し、硫酸還元反応が生じやすい条件下で試験を実施しており、実際の地下環境における地下水条件とは異なることから、今後は、原位置の地下環境を模擬した条件で試験データを取得し、微生物が関与する腐食メカニズムを評価することが求められる。

既存の報告(例えば Stroes-Gascoyne et al., 2010)では、微生物活性を抑制する要因として、圧縮ベントナイト密度が挙げられているが、本研究結果においても温度と圧縮ベントナイト密度が微生物活性において重要であることが確認された。高圧縮ベントナイト密度条件下において微生物活性が抑制された要因としては、微生物の生息域が制限されることに加え、膨潤圧の上昇に伴い水分活性の低下や栄養塩の供給の低下が考えられる。諸外国ではこれまでの室内・原位置試験の知見に基づき、緩衝材内部において微生物活性を抑制する条件として、水分活性 $a_w < 0.96$ 、膨潤圧 > 2 MPa に維持することが望ましいとしており、それを満たすためには MX-80 Wyoming bentonite (100 %) を用いた場合において 1.6 g cm⁻³ 以上の乾燥密度を保持するか、あるいはベントナイト中の間隙水の塩分濃度を ≤ 50 g L⁻¹ あるいは > 100 g L⁻¹ に保つことが重要であるとされている(例えば、Stroes-Gascoyne et al., 2010)。膨潤圧が高くなればなるほど緩衝材中の水分活性が低下し、かつ空隙サイズも微小になることから、微生物の居住空間としては極めて過酷な環境となることが予想される(日本原子力研究開発機構, 2017)。しかしながら、日本で検討されているベントナイトおよびケイ砂の混合物を緩衝材として用いた場合には、MX-80 (100 %) の場合と比べると膨潤圧や水分活性条件が微生物抑制に十分でない可能性があり(原子力機構, 2017)、またケイ砂を混合することによりマクロ空隙が形成され、乾燥密度 1.97 g cm⁻³ で 10 μ m、1.6 g cm⁻³ で 50 μ m 程度の大きい空隙サイズが存在することが報告されている(Wang et al., 2013; Cui, 2017)。この程度の空隙は微生物増殖が可能なサイズであり、膨潤圧や水分活性の観点からも日本で検討されている緩衝材を対象とした微生物活性のデータを拡充することが重要であると考えられる。一方で、地層処分場に廃棄体や緩衝材を設置した直後は、オーバーパックおよび緩衝材近傍の温度は約 100 °C、水分が飽和に達する約 10～100 年後も温度は 90～70 °C 程度となることが予測されており(鈴木ほか, 2012)、微生物増殖に適した環境ではないと予測されるが、緩衝材膨潤過程や膨潤後の温度が低下するフェーズにおける微生物活性の可能性を評価するためにも、様々な条件を想定したデータの拡充が必要であると考えられる。

本研究成果から、日本で検討されている緩衝材料を用いて、微生物群集存在下において炭

素鋼腐食および圧縮ベントナイト内部における微生物増殖や代謝に関するデータを取得し、温度および乾燥密度が重要な因子であることを示した。また、腐食に関連する微生物代謝は硫酸還元反応が主要であるが、条件によってはメタン生成反応に伴う鉄腐食も生じることが示された。今後は、本研究で得られたデータの再現性を確認する必要があるとともに、より処分環境に近い様々な条件下（ 1.6 g cm^{-3} 以上の高乾燥密度、 $70 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 以上の高温条件等）におけるデータを実際の地下環境における原位置試験なども含めて拡充し、微生物影響を膨潤圧・水分活性・空隙サイズ・温度・栄養塩濃度等の様々な要因から評価していく必要がある。

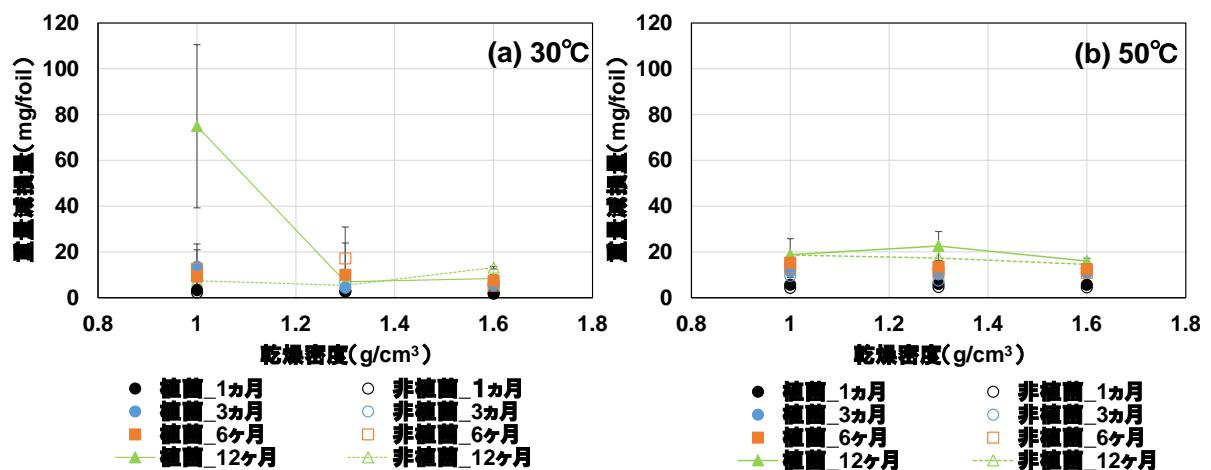


図 2.2.1-8 異なる乾燥密度条件下における炭素鋼片の重量減損量

(4) 緩衝材中の C-14 移行挙動試験

使用済燃料や放射化された金属材料中に含まれる C-14 は、人工バリアや岩盤への収着性が低いと予測されることから、使用済燃料の直接処分における安全評価上の被ばく線量に大きく寄与する重要な核種となることが考えられる。これまでの研究より、使用済燃料や金属材料から放出される C-14 は、無機および有機の両形態として存在することが確認されており、有機形態で存在する C-14 は、分子量の小さいアルデヒド類、カルボン酸、アルコール類などと報告されている (Kaneko et al., 2003)。また、処分場環境においては、放出された C-14 を含む有機化合物が、微生物の関与によってさらに低分子量の有機化合物などへ変化する可能性も考えられる。そのため本研究では、このような分子量の小さい有機化合物を対象に、表 2.2.1-3 に示す観点で圧縮ベントナイト中の透過拡散試験により実効拡散係数を取得し、圧縮ベントナイトの乾燥密度や有機化合物の分子量、化学形態の違いによる拡散挙動の変化について把握した。また、地下水の塩濃度やベントナイト乾燥密度などが異なる条件において有機化合物の実効拡散係数の設定を可能とするため、様々な条件での報告例の多いイオンの実効拡散係数の実測値から、有機化合物の実効拡散係数を推定する手法について検討を行った。

以下、実施内容を、「1)試験手法」、「2)解析手法」、「3)試験結果」の順で説明する。

表 2.2.1-3 試験条件マトリクスと条件設定の考え方

| | | カルボン酸 | | アルコール |
|---|-----|--|--|--|
| | | 酢酸 (CH ₃ COOH : 分子量 約 60) | 酪酸 (C ₃ H ₇ COOH : 分子量 約 88) | ブタノール (C ₄ H ₉ OH : 分子量約 74) |
| ベントナイト 乾燥密度 [Mg m ⁻³] | 0.8 | ○ | | |
| | 1.4 | ○ | ○ | ○ |

○ : 実効拡散係数を取得

① : ベントナイト乾燥密度の違いによる影響を評価

② : カルボン酸の分子量の違いによる影響を評価

③ : 化学形態の違いによる影響を評価

1) 試験手法

拡散試験には、C-14 で標識された酢酸ナトリウム、酪酸ナトリウム、ブタノールをトレーサーとして使用し、試験溶液は、0.5 mol l⁻¹ の NaCl 溶液とした。試験溶液の pH は、酢酸ナトリウムおよび酪酸ナトリウムについては、圧縮ベントナイト間隙水の pH として想定される pH 8 付近とした。pH 8 付近においては、酢酸ナトリウムはほぼ酢酸イオンとナトリウムイオンに解離しており、得られる実効拡散係数は酢酸イオンのものとなる。酪酸ナトリウムについての試験でも同様に、酪酸イオンの実効拡散係数となる。ブタノールの試験については、pH の変化による化学形態の変化がほとんどないため、pH 調整は行わなかった。試験には、精製モンモリロナイトであるクニピア F を使用し、乾燥密度は 1.4 Mg m⁻³ とした。酢酸の試験については、0.8 Mg m⁻³ の乾燥密度においても試験を実施した。試験は、同条件について 2 試料ずつ作製して実施した。試験には、循環型透過拡散試験装置を用いた (原子力機構, 2016)。

酢酸イオンの試験では、まずクニピア F を所定の乾燥密度で拡散セルに充填し、雰囲気制御グローブボックス内で拡散セルを 0.5 mol l⁻¹ の NaCl 溶液中に浸漬した後、拡散セルに試験溶液を循環させ、ベントナイトを含水飽和させた。その後、高濃度側容器に約 1,000 ml、低濃度側容器には 30 ml 程度の試験溶液を添加して循環装置を組み立てた。試験では、2) で述べるように、酢酸イオンとヨウ化物イオン (I⁻) の拡散挙動を比較する必要があるため、まず高濃度側容器に NaI 溶液を添加し、ヨウ化物イオンの拡散試験を実施した。NaI 溶液の濃度は 5×10⁻³ mol l⁻¹ とした。NaI 溶液を添加して試験を開始した後、高濃度側容器中の溶液を定期的に採取し、ヨウ素濃度を測定した。低濃度側溶液については、拡散セルに接続している容器を、試験溶液を添加した別の容器と定期的に交換し、交換した溶液中のヨウ素濃度を測定した。ヨウ化物イオンの拡散試験後、C-14 で標識された酢酸ナトリウム溶液を高濃度側容器に添加し、酢酸イオン (CH₃COO⁻) の拡散試験を実施した。試験開始後、ヨウ化物イオン拡散試験と同様に、高濃度側容器中の溶液は定期的に採取、低濃度側容器中の溶液は別の容器と定期的に交換して C-14 の放射能濃度を測定し、C-14 の濃度変化より酢酸イオンの実

効拡散係数を算出した。酪酸イオンの拡散試験についても、酢酸イオンの試験と同様の手順で実施した。ブタノールの拡散試験についても、酢酸イオンの試験と同様の手順で実施した。ただし、ブタノールは電氣的に中性であることから、ブタノールと拡散挙動を比較するため、ヨウ化物イオンの代わりに電氣的に中性である重水を用いて拡散試験を実施するとともに、ブタノールの拡散係数を取得するため、酢酸ナトリウム溶液の代わりに C-14 で標識されたブタノール溶液を使用して試験を実施した。

2) 解析手法

実効拡散係数は、フィックの第一法則に基づいて、低濃度側溶液の濃度変化より算出した定常状態におけるトレーサーのフラックスと高濃度側溶液中のトレーサー濃度より式 2.2.1-1 に従って算出した（原子力機構，2016）。

$$D_e = -J \cdot \frac{L}{C_H} \dots\dots\dots \text{式 2.2.1-1}$$

ここで、 D_e は実効拡散係数、 J はトレーサーのフラックス、 L はベントナイト厚さ、 C_H は高濃度側溶液中のトレーサー濃度である。また、実効拡散係数は、トレーサーの自由水中の拡散係数と式 2.2.1-2 の関係で表される。

$$D_e = FF \cdot D_0 \dots\dots\dots \text{式 2.2.1-2}$$

ここで、 D_0 はトレーサーの自由水中の拡散係数、 FF は形状因子である。形状因子は、圧縮ベントナイト中でのトレーサーの拡散に關与する間隙率や拡散経路などの情報を含むパラメータである。2 種類のトレーサー間において形状因子が一致する場合、両トレーサーの拡散に關与する間隙率や拡散経路が同じであることを示唆しているとともに、両トレーサーの自由水中の拡散係数の違いを元に、両トレーサー間の実効拡散係数の関係が記述できること（一方のトレーサーの実効拡散係数がわかれば、他方のトレーサーの実効拡散係数を求めることができること）を示している。例として、形状因子が一致する場合の、酢酸イオンの実効拡散係数とヨウ化物イオンの実効拡散係数の関係式を式 2.2.1-3 に示す。

$$D_e^{CH_3COO^-} = \frac{D_0^{CH_3COO^-}}{D_0^{I^-}} \cdot D_e^{I^-} \dots\dots\dots \text{式 2.2.1-3}$$

ここで、 $D_e^{CH_3COO^-}$ は圧縮ベントナイト中の酢酸イオンの実効拡散係数、 $D_e^{I^-}$ は圧縮ベントナイト中のヨウ化物イオンの実効拡散係数、 $D_0^{CH_3COO^-}$ は自由水中の酢酸イオンの拡散係数、 $D_0^{I^-}$ は自由水中のヨウ化物イオンの拡散係数である。酪酸イオンについても、ヨウ化物イオンと形状因子が一致する場合には、同式で実効拡散係数の関係を表すことが可能である。また、ブタノールについても、重水と形状因子が一致する場合には、同式で実効拡散係数の関係を表すことが可能である。

3) 試験結果

図 2.2.1-9 に、低濃度側溶液へ透過したヨウ化物イオン、酢酸イオンのフラックスの時間変化を例として示す。トレーサーのフラックスは、高濃度側溶液中のトレーサー濃度により規格化した値を示す。試験期間中に、高濃度側溶液中の各トレーサー濃度の低下は観察されなかった。図 2.2.1-9 より、両トレーサーのフラックスは概ね 10 日程度で一定の値となり、定常に達していることがわかる。定常状態におけるフラックスと高濃度側溶液中のトレーサー濃度より、式 2.2.1-1 に従って各トレーサーの実効拡散係数を算出し、算出した実効拡散係数より、式 2.2.1-2 に基づいて形状因子を算出した。同様に算出した酢酸イオン、酪酸イオンの実効拡散係数および形状因子を表 2.2.1-4 に、ブタノールの実効拡散係数および形状因子を表 2.2.1-5 に示す。

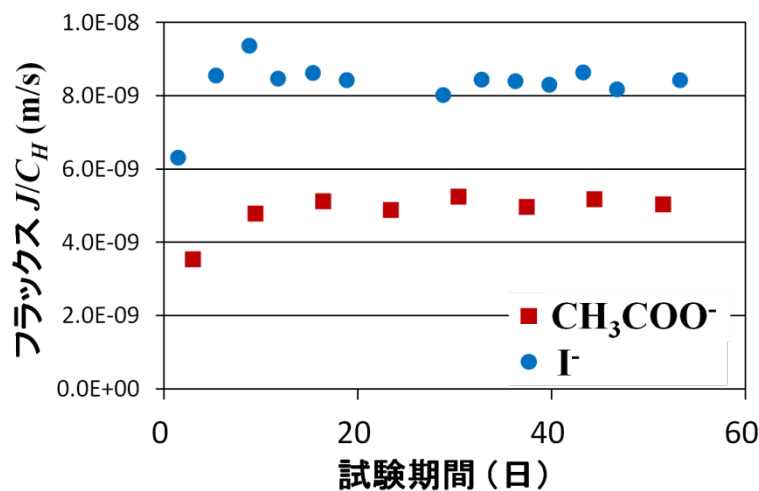


図 2.2.1-9 低濃度側溶液へ透過したヨウ化物イオンおよび酢酸イオンのフラックスの時間変化 (乾燥密度 0.8 Mg m^{-3} 、NaCl 濃度 0.5 mol l^{-1})

表 2.2.1-4 ヨウ化物イオン、酢酸イオン、酪酸イオン実効拡散係数、形状因子の実測値

| 乾燥密度 [Mg m ⁻³] | ヨウ化物イオン | | 酢酸イオン | | 酪酸イオン | |
|-------------------------------|--|----------------------|--|----------------------|--|----------------------|
| | D_e [m ² s ⁻¹] | FF | D_e [m ² s ⁻¹] | FF | D_e [m ² s ⁻¹] | FF |
| 0.8 | 8.5×10^{-11} | 4.1×10^{-2} | 5.1×10^{-11} | 4.7×10^{-2} | | |
| | 8.8×10^{-11} | 4.3×10^{-2} | 4.9×10^{-11} | 4.5×10^{-2} | | |
| 1.4 | 4.0×10^{-12} | 2.0×10^{-3} | 2.3×10^{-12} | 2.1×10^{-3} | | |
| | 4.4×10^{-12} | 2.1×10^{-3} | 2.6×10^{-12} | 2.4×10^{-3} | | |
| | 2.0×10^{-12} | 1.0×10^{-3} | | | 6.5×10^{-13} | 7.4×10^{-4} |
| | 1.5×10^{-12} | 7.4×10^{-4} | | | 6.0×10^{-13} | 6.9×10^{-4} |

表 2.2.1-5 重水およびブタノールの実効拡散係数、形状因子の実測値

| 乾燥密度 [Mg m ⁻³] | 重水 | | ブタノール | |
|-------------------------------|---|----------------------|---|----------------------|
| | D_e [m ² s ⁻¹] | FF | D_e [m ² s ⁻¹] | FF |
| 1.4 | 1.7×10^{-11} | 7.7×10^{-3} | 2.1×10^{-12} | 3.7×10^{-3} |
| | 2.0×10^{-11} | 8.8×10^{-3} | 2.0×10^{-12} | 3.6×10^{-3} |

表 2.2.1-4 に示すように、圧縮ベントナイトの乾燥密度が 1.4 および 0.8 Mg m⁻³ の両条件において、ヨウ化物イオンと酢酸イオンの形状因子がほぼ同一の値が得られた。このことは、乾燥密度が異なる場合においても、酢酸イオンの実効拡散係数が、同条件で取得したヨウ化物イオンの実効拡散係数より式 2.2.1-3 により算出できることを示している。また、酪酸イオンについても、酢酸イオンと同様にヨウ化物イオンと形状因子が概ね一致していることから、式 2.2.1-3 はカルボン酸の分子量に依存せず成立すると考えられる。

上記のカルボン酸を用いた試験に対し、表 2.2.1-5 に示すように、アルコールであるブタノールの試験においては、ブタノールの形状因子が重水に比べて 1/2 以下に低下することが確認された。このことは、ブタノールについては式 2.2.1-3 が成立していないことを示しており、重水などの電氣的に中性な他の化学種の実効拡散係数の報告値を利用し、ブタノールの実効拡散係数を設定することが難しいことを示している。

本研究の結果より、使用済燃料や金属材料から放出される C-14 の化学形態の一つである分子量の小さいカルボン酸については、その自由水中の拡散係数が既知であれば、圧縮ベントナイト中の実効拡散係数を、ヨウ化物イオンなどの他の陰イオンの実効拡散係数の報告値を利用して設定できることが明確となった。また、カルボン酸に対しては、ベントナイトの乾燥密度や分子量によらずこの手法を適用できることが本研究によって確認された。このことより、カルボン酸の形態をとる C-14 について、既に取得されている様々な条件下でのヨウ化物イオンの実効拡散係数の実測値を用いて、圧縮ベントナイト中の実効拡散係数を幅広い条件でより精緻に設定し、性能評価の精度を向上させることが可能であると考えられる。一方で、アルコールについては、重水などの電氣的に中性な他の化学種の報告値を利用し、カルボン酸と同様の方法で実効拡散係数を正確に設定することが難しいことが示唆される結果が得られた。しかしながら、重水などの実効拡散係数に基づいて推定されるブタノールの実効拡散係数は過大評価となることから、アルコールに関しても、重水などの実効拡散係数の実測値を用いて、保守的に実効拡散係数を設定することは可能であると考えられる。

(5) 銅とベントナイトの相互作用に関する調査

処分場環境においては、処分容器の周囲に圧縮ベントナイトが配置されることから、銅処分容器の腐食反応に伴うベントナイトの主要構成鉱物であるモンモリロナイトの変質や、圧縮ベントナイト中へ移行した銅腐食生成物の溶解などによる放射性核種の圧縮ベントナイトへの収着に及ぼす影響について検討が必要である。銅は、酸素が存在しない環境ではほとんど腐食を起ささないという特性を有しているが、硫化水素イオンが存在する場合には、銅が

硫化銅などに変化し腐食することが報告されている（原子力機構，2007）。銅の腐食量が大きい場合、銅の腐食反応に伴うモンモリロナイトの変質や、溶存した Cu と収着が競合することによるベントナイトへの核種の収着量の低下が起こる可能性があるものの、これらの影響に関して、硫化物存在下での研究はほとんど報告されていない。

本調査では、硫化水素イオン共存下で圧縮ベントナイトと銅試験片を接触させ、試験片との接触面付近のベントナイト中に生成する鉱物を観察することにより、ベントナイト中のモンモリロナイトの変質について評価するとともに、核種との競合収着を評価する上で必要となる圧縮ベントナイト間隙水中の Cu 濃度を決定する要因となるベントナイト中へ移行した銅腐食生成物の同定を行った。

1) 試験方法

試験では、図 2.2.1-10 に示すテフロン製の試験カラムを用いて圧縮ベントナイトを接触させた状態で銅試験片を腐食させた。試験カラム内の圧縮ベントナイトの形状は直径 20 mm、長さ 20 mm であり、圧縮ベントナイトの片側を銅試験片に接触させ、反対側の端面にはフィルターを設置し、試験溶液と接触させた。試験溶液には、表 2.2.1-6 に示す標準的な海水の組成から微量元素を除いた人工海水に、 Na_2S を 0.01 mol l^{-1} となるように添加したものを使用した。銅試験片は無酸素銅 C1020P-1/2H を用い、ベントナイトの乾燥密度は 0.8 Mg m^{-3} 、試験温度は $80 \text{ }^\circ\text{C}$ とした。試験期間は 1 か月および 1 年とし、試験期間経過後、圧縮ベントナイトを取り出して 10 mm 角程度に切断、乾燥させた後、樹脂包埋したものを EPMA 観察試料とした。

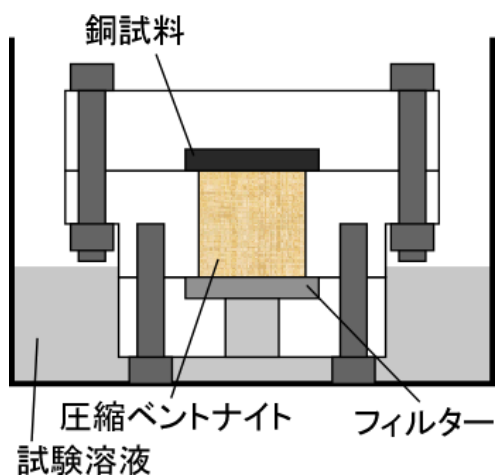


図 2.2.1-10 銅-ベントナイト変質試験カラム概略図

表 2.2.1-6 試験に使用した人工海水の組成

| 元素 | 濃度[mol l ⁻¹] | 元素 | 濃度[mol l ⁻¹] |
|------------------|--------------------------|-------------------------------|--------------------------|
| Cl ⁻ | 0.56 | K ⁺ | 0.010 |
| Na ⁺ | 0.48 | SO ₄ ²⁻ | 0.029 |
| Mg ²⁺ | 0.055 | HCO ₃ ⁻ | 0.0028 |
| Ca ²⁺ | 0.011 | | |

2) 試験結果と考察

図 2.2.1-11 に、1 ヶ月間銅試験片と接触させた圧縮ベントナイト試料(クニピア F)の EPMA 観察結果を示す。図 2.2.1-11 は、300 μm×300 μm の領域の反射電子像 (BEI) と Cu, S, O, Si, Al, Na, Cl のマッピング分析を行った結果であり、図中の右側が銅試験片との接触面である。図中の各元素のマッピング分析においては、色の明るい部分が各元素の濃度が高い部分である。図より、銅試験片と圧縮ベントナイトの接触面付近で Cu の濃度が上昇しており、また、接触面から数百 μm 程度ベントナイト中に Cu が分布していることがわかる。このことは、銅試験片の腐食に伴って銅がベントナイト中に移行し、ベントナイト中で析出したことを示していると考えられる。Cu の濃度が高い部分は S の濃度が高い一方で、O の濃度は Cu と S の濃度分布と相関が見られず、S は硫酸塩ではなく硫化物として存在しており、Cu と S の濃度が高い部分で硫化銅が生成していると推測された。

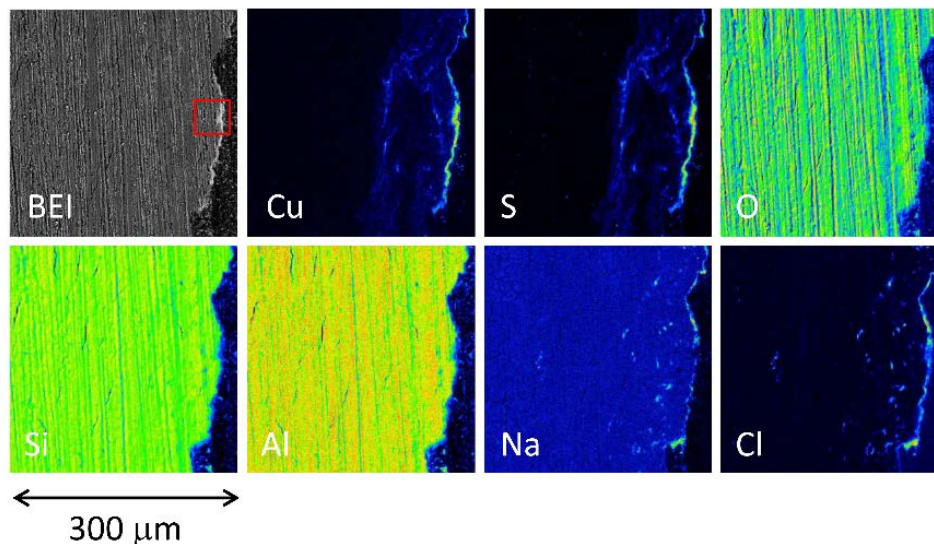


図 2.2.1-11 接触面近傍領域 (300 μm×300 μm) の Cu, S, O, Si, Al, Na, Cl マッピング分析結果 (試験期間 30 日)

図 2.2.1-12 に、図 2.2.1-11 の反射電子像 (図中 BEI で示す像) 中に示す赤枠内 (30 μm×30 μm) について、Cu と S のマッピング分析結果と、図中に示す 4 カ所についての点分析による元素存在比の分析結果を示す。図 2.2.1-11 と同様に、図中の色の明るい部分が Cu および S の濃度が高い部分であり、図中に Spot1 から Spot4 と記載のある部分の下に示す数字が、その

左端 (ZAF Metal Elements と記載のある列) に示す各元素の各 Spot での存在比である。点分析の結果、銅試験片に近接している Spot1 と Spot3 の Cu と S の原子数比は 2:1 に近いのに対し、接触面から少し離れた Spot2 と Spot4 の Cu と S の原子数比は、S の比率が上昇し 1:1 に近づいている。このことは、Cu が銅試験片付近では Cu_2S の形態で存在しているのに対し、試験片から離れるに従って CuS の形態に変化している可能性が示唆される結果である。これまでの銅試験片の腐食に関する報告においては、銅試験片表面において Cu_2S が皮膜として生成することが XRD 分析により確認されており (原子力機構, 2007)、本結果と整合的である。一方、本調査の結果は、主に 2 価の Cu が圧縮ベントナイト中に移行しており、銅試験片表面に存在する腐食生成物とは化学形態が異なることを示唆している可能性がある。

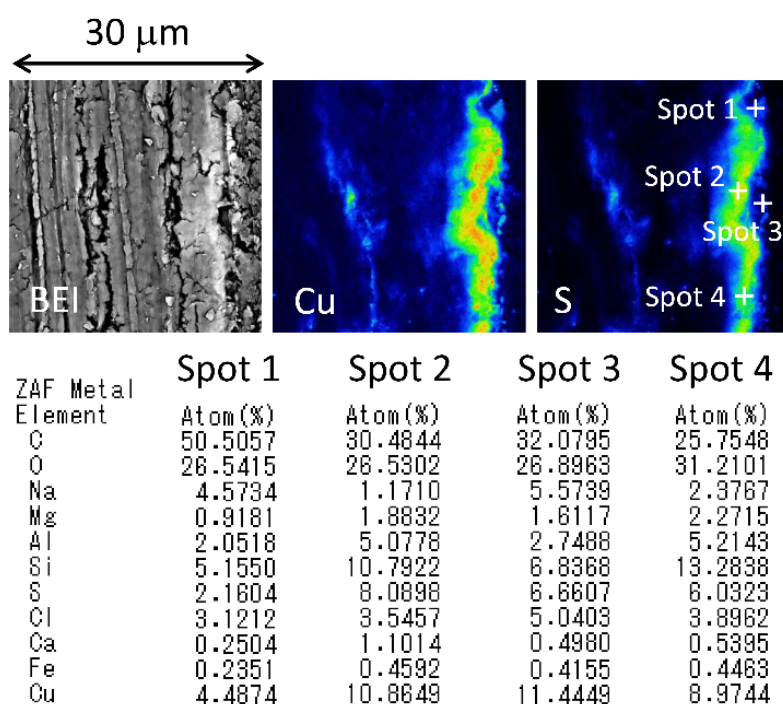


図 2.2.1-12 接触面近傍領域 (30 μm × 30 μm) の Cu, S マッピング分析結果と点分析による元素存在比の分析結果 (試験期間 30 日)

図 2.2.1-13 に、1 年間銅試験片と接触させた圧縮ベントナイト試料 (クニピア F) についての、銅試験片との接触面近傍の EPMA 観察結果を示す。図 2.2.1-13 は、40 μm × 40 μm の領域の反射電子像 (BEI) と Cu, S のマッピング分析結果であり、図の右側が銅試験片との接触面である。図 2.2.1-13 には、銅試験片との接触面付近に生成した硫化銅の周辺部の Spot1 および Spot2 について点分析を実施し、含まれる Mg, Al, Si, Fe の組成比を分析した結果を示す。また、クニピア F の構造式より算出した組成比を図中に合わせて示す。点分析の結果、両 Spot の元素組成比はクニピア F と概ね同じであった。図 2.2.1-13 に示す Spot 以外にも複数の位置において同様の点分析を実施したが、どの位置においてもクニピア F と同様の元素組成比を示した。このことから、本調査で用いた試料中には、組成変化を伴うような圧縮ベントナイト中のモンモリロナイトの大きな変質は確認されなかった。

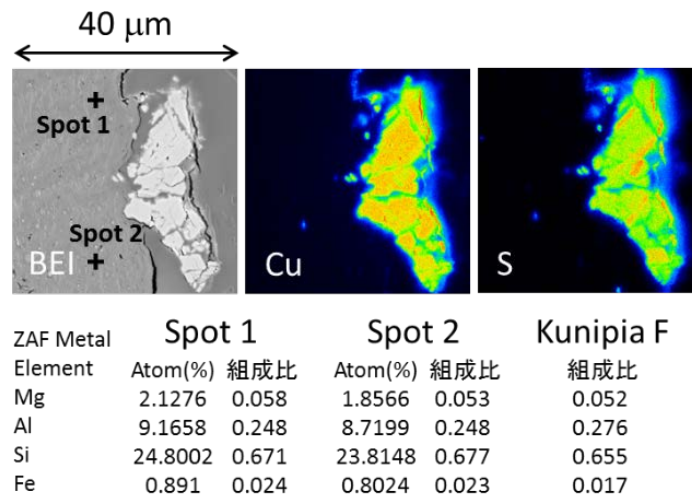


図 2.2.1-13 接触面近傍領域 (40 μm \times 40 μm) の Cu, S マッピング分析結果と点分析による元素存在比の分析結果 (試験期間 1 年)

本研究により、試験片の腐食に伴って放出された Cu は概ね試験片との界面付近にとどまっておき、圧縮ベントナイト内部へあまり移行しないこと、銅腐食生成物は硫化物の形態で存在し、試験片から離れるに従って Cu_2S から CuS の形態に変化している可能性が示唆されることが明らかになるとともに、組成変化を伴うような圧縮ベントナイト中のモンモリロナイトの大きな変質は確認されなかった。しかしながら、本事業により実施した調査においては、限定された試験条件において EPMA 観察による概略的かつ半定量的な分析に留まっている。そのため、今後、処分環境で想定される様々な条件下において試験を実施し、より詳細な分析を実施して、銅の腐食反応による圧縮ベントナイトへの影響を詳細かつ定量的に検討することにより、それらが発生するメカニズムについての理解をより深めていくことが必要であると考えられる。

(6) まとめ

本項目では、人工バリア材の閉じ込め性能をより適正に評価することを目的として、処分容器材料の腐食挙動についての調査、また、これまでわが国で調査例に乏しい C-14 の緩衝材中での移行挙動の調査、および処分容器として銅を用いる場合の銅とベントナイト相互作用について調査を行った。

- ・ 処分容器材料の腐食挙動

深部地下環境での低酸素濃度下における炭素鋼の腐食モデルについては、腐食皮膜中における水の拡散律速に基づくモデルによって、長期間後の炭素鋼腐食速度が推定可能であることを示した。また、モデルによる評価において重要なパラメータである皮膜中の水の拡散定数について、種々の環境条件で生成した皮膜 (Fe_3O_4 , FeCO_3) に対して推定を行った。

ベントナイト中における腐食モニタリングについては、炭素鋼について交流インピーダンス法、銅についてレジストメトリー法および交流インピーダンス法の適用を試

み、様々な環境条件での腐食速度の経時変化等の評価が可能であることの見通しを得た。

ベントナイト中における銅の応力腐食割れ挙動については、水を膨潤させたベントナイト中で銅の応力腐食割れ感受性を低ひずみ速度試験法(SSRT)、単軸引張定ひずみ試験、およびU字ベント曲げ試験により評価した。SSRT試験ではひずみが大きいほど多くの亀裂が観察されたが、単軸引張定ひずみ試験およびU字ベント曲げ試験片を用いた試験では亀裂が確認できなかった。ただし、腐食生成物の分析結果等より、変色皮膜型応力腐食割れの兆候が確認された。

代替処分容器候補材料(Cu, Ti, Ni 基合金など)のガンマ線照射下での腐食挙動については、純チタン、純銅、Ni 基合金を用いて $6.7 \pm 1.0 \text{ kGy h}^{-1}$ のガンマ線照射下における交流インピーダンス測定等の電気化学挙動を調べ、非照射下と比較した結果、いずれの材料でもガンマ線照射により腐食の促進の兆候が認められた。

- ・ 人工バリア性能への微生物影響評価

炭素鋼腐食および圧縮ベントナイト内部における微生物増殖や代謝に関するデータを、微生物群集存在下かつ日本で検討されている緩衝材料を対象として取得した。その結果、温度および乾燥密度が重要な因子であることを示した。また、腐食に関連する微生物代謝は硫酸還元反応が主要であるが、条件によってはメタン生成反応に伴う鉄腐食も生じることが示された。

- ・ 緩衝材中の C-14 移行挙動試験

圧縮ベントナイト中の透過拡散試験により、使用済燃料や金属材料から放出される C-14 の化学形態の一つである分子量の小さいカルボン酸について、その自由水中の拡散係数が既知であれば、圧縮ベントナイト中の実効拡散係数を、ヨウ化物イオンなどの他の陰イオンの自由水中の拡散係数と実効拡散係数の報告値を利用して設定できることを示した。一方で、アルコールについては、重水などの電氣的に中性な他の化学種の報告値を利用し、カルボン酸と同様の方法で実効拡散係数を推定することが難しいことが示唆された。

- ・ 銅とベントナイトの相互作用に関する調査

硫化水素イオン共存下で圧縮ベントナイトと銅試験片を接触させ、試験片との接触面付近のベントナイト中に生成する鉱物の調査を実施した結果、試験片の腐食に伴って放出された Cu は概ね試験片との界面付近にとどまっていること、銅腐食生成物は硫化物の形態で存在し、試験片から離れるに従って Cu_2S から CuS の形態への変化が示唆されることが明らかになるとともに、組成変化を伴うような圧縮ベントナイト中のモンモリロナイトの大きな変質は確認されなかった。

2.2.2 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究

(1) 本項目の背景と目的

直接処分システムの安全性を評価する上で、ガラス固化体の地層処分と大きく異なる特徴の一つとして、処分容器による閉じ込め機能が喪失した場合に放射性核種が使用済燃料中から地下環境へ放出される際の挙動の評価が挙げられる。具体的には、放出される放射性核種の種類、放出量、放出時期、放出速度、化学形態などが異なる。なお、以下では、これら进行评估することを総称して「ソースターム評価」と呼ぶ。

ソースターム評価は直接処分の安全評価上重要であるが、わが国における直接処分を対象としてソースターム評価を行った事例は、「基本シナリオの核燃料サイクルコスト比較に関する報告書」（原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会，2004）および「使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価第1次取りまとめ」（原子力機構，2015）（以下、「直接処分第1次取りまとめ」という）において簡易的に検討されたのみである。これらの評価において対象とした燃料仕様は、TRU 廃棄物処分や高レベル廃棄物処分の安全評価において共通的に想定されている下記の仕様である。

- ・ 炉型 : PWR
- ・ U濃縮度 : 4.5 wt%
- ・ 比出力 : 38.0 MW MTU⁻¹
- ・ 燃焼度 : 45,000 MWD MTU⁻¹
- ・ 炉取出しから処分まで : 50 年

上記の簡易的検討では、炉型や燃焼度がわが国の設定と近いことなどから、主にスイス Nagra のソースターム評価（Johnson and McGinnes, 2002）を参照したものの、それ以後の研究成果や、わが国で直接処分を想定する場合の特徴（処分対象となる使用済燃料の特性の多様性、地下環境条件の多様性など）を考慮した検討は行われていない。

本検討では、諸外国におけるソースターム評価の考え方およびそれらの根拠となっている文献情報、ならびに試験・解析データ等を詳細に調査するとともに、最近行われた（あるいは現在も進行中の）試験研究や解析的検討等の成果なども調査し、これらを整理・比較することを通じて、わが国の使用済燃料燃料の特性や処分場環境に応じた国内向けのソースタームパラメータの設定の考え方を検討した。検討においては、多様な使用済燃料および処分場の環境条件などの影響も含めた不確実性の取り扱いにも留意した。また、検討結果の一部について実験的あるいは解析的手法を用いた検証を行い、それらの結果を踏まえ、現段階でのパラメータ設定の適切さの確認も試みた。

以下に、調査・検討の結果を「(2)使用済燃料のソースターム評価および放射線影響」として示し、それらのまとめを「(3)まとめ」に示す。

(2) 使用済燃料のソースターム評価および放射線影響

閉じ込め機能喪失後に放射性核種が地下環境中へ移行する挙動は、以下の「瞬時放出」と「長期溶解」の二つに大別される。

- ・瞬時放出：処分容器による閉じ込め機能が喪失し地下水が使用済燃料に接触した場合に、主に易溶性の核種が比較的速やかに放出される挙動。瞬時放出の程度を示すパラメータは、ある核種の総インベントリに対する瞬時放出されるインベントリの割合である瞬時放出割合である。
- ・長期溶解：燃料のウラン酸化物や金属材料が長期間（～数千万年）かけてゆっくりと溶解することと調和的に核種が放出される挙動。長期溶解の程度を示すパラメータは、 UO_2 燃料マトリクスあるいはジルカロイ被覆管が、溶解や腐食によって消失するまでの年数の逆数で表される溶解速度である。

これは、使用済燃料中の放射性核種の分布状態に基づく挙動であり（「1）使用済燃料からの核種放出挙動」に示す）、その基本的な考え方は諸外国でほぼ共有されている。本検討においても、それらの考え方や方法論を起点にしつつ、「瞬時放出」および「長期溶解」のそれぞれについて、わが国での直接処分を想定する場合の特徴（処分対象となる使用済燃料の多様性、地下環境条件の多様性など）を考慮した検討を行い、瞬時放出と長期溶解のそれぞれに係るパラメータを検討した（「2）瞬時放出挙動の検討」および「3）長期溶解挙動の検討」に示す）。

また、使用済燃料中のアクチニド元素などからの α 線自己照射は、上記の核種放出挙動に影響を与えることが懸念されることから、その影響を簡易的に評価した（「4）放射線影響」に示す）。

1) 使用済燃料からの核種放出挙動

諸外国における安全評価事例の調査では、直接処分方策を推進するスウェーデン、フィンランド、スイスで実施された安全評価のレポートを中心として、その他の国々の安全評価事例についても広く対象とした（平成27年度 pp.2-115～2-117）。

ソースターム評価の基本となる使用済燃料中における放射性核種分布の考え方は、諸外国において概ね共通であった。使用済燃料集合体の内部における放射性核種の分布の概念を図2.2.2-1に示す。

使用済燃料ペレットとジルカロイ被覆管などの金属材料によって構成される燃料集合体は、炉内での燃焼・照射によって、超ウラン元素、核分裂生成物および放射化生成物などの多様な放射性核種が生じ、それらが広く分散している。核分裂生成物のうち、クリプトン (Kr)、キセノン (Xe) などの核分裂生成ガスは、ガス気泡を形成しながら、燃焼で生じる燃料内部の粒界やひび割れを介して、燃料と被覆管とのギャップに蓄積する。ヨウ素 (I)、セシウム (Cs)、塩素 (Cl) などの準揮発性核種も、高温環境での揮発・拡散により核分裂生成ガスと同様の挙動を示すとされ、粒界やギャップなどに偏在化する。その他、テクネチウム (Tc) やパラジウム (Pd) など白金族元素は合金を形成して粒界近傍に析出し、希土類元素やジルコニウム (Zr) は酸化物として UO_2 と固溶体を形成する。これらの核分裂生成物の偏在化、ひび割れなどの物性変化は燃焼度が高まるとともに増加し、燃焼度がさらに高まると、ペレット外周近傍の燃焼度が相対的に高まることでリム領域が形成され、この微細な空隙内に核分裂生成ガスや準揮発性核種などが高濃度化すると考えられている（原子力安全研究協会，2013）。

このように使用済燃料中には多様な放射性核種が不均質に分布しており、その存在状態に

よって核種の溶出挙動も異なったふるまいを示す。ギャップや粒界に存在する易溶性の放射性核種は、容器破損時の地下水との接触によって比較的速やかに放出されるものと考えられ、一方で、燃料マトリクス中に存在する放射性核種は、長期にわたる燃料マトリクスの溶解と調和的にゆっくりと進行する（例えば、Bruno and Ewing, 2006）。

また、構造材金属としてジルカロイ被覆管を例にとれば、被覆管表面の酸化皮膜の中に存在する C-14 は比較的不安定であり速やかな核種放出に寄与するとされる。一方で、健全な金属（母材）部分に存在する放射性核種は、燃料マトリクスの場合と同様に母材の長期にわたる溶解と調和的にゆっくりと放出される。

上記のことから、使用済燃料からの放射性核種放出挙動は、閉じ込め機能喪失後に比較的速やかに放出される“瞬時放出”と、その後の長期間にわたる“長期溶解”のふたつに分けて評価されるのが一般的である。“瞬時放出”を表すパラメータは“瞬時放出割合（IRF[%]：Instant Release Fraction）”であり、“長期溶解”を表すパラメータは、 UO_2 のマトリクスの溶解速度や構造材金属の腐食溶出速度としての“長期溶解速度（ $DR[y^{-1}]$:Dissolution Rate）”である（たとえば、Nagra, 2002 ; Nykyri et al., 2008）。

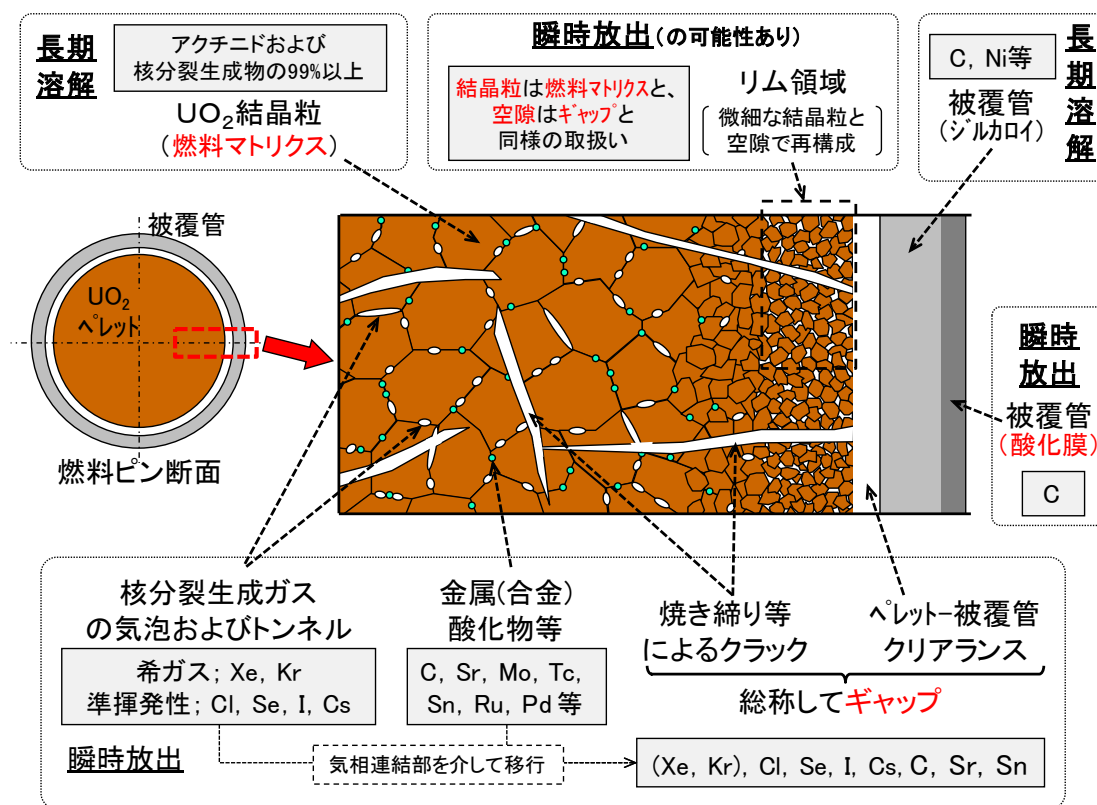


図 2.2.2-1 使用済燃料中の核種分布および核種放出の概念

2) 瞬時放出挙動の検討

瞬時放出挙動に関する諸外国の考え方や根拠データなどを調査・整理し、その結果に基づき、わが国の使用済燃料における瞬時放出割合の設定手法を検討した。また、わが国の使用済燃料の特性などに応じた瞬時放出割合を設定するため、特性を示す指標の一つである核分裂生成ガス放出挙動（以後、FP ガス放出挙動という）について調査した。

これらの結果を、以下に、「① 瞬時放出割合の設定手法」、「② 国内使用済燃料の FP ガス放出挙動」として説明する。

① 瞬時放出割合の設定手法

調査した諸外国における瞬時放出割合の一覧を表 2.2.2-1 に示す。調査範囲は 1) と同様である（平成 27 年度 pp.2-115～2-117）。スウェーデン、フィンランドおよびスイスの 3 カ国は使用済燃料を直接処分することを基本方針とし、最終処分場の建設や操業を見据えた処分システムの安全評価を進めており、ソースターム評価の考え方などが詳細に示されるとともに、根拠データも比較的多く引用されている。そのため、わが国における瞬時放出割合の検討においては、これら 3 カ国の考え方や設定値を主に参考とした。カナダは直接処分を行う方針であるが、天然ウラン燃料を用いる重水炉を運用していること、アメリカおよびフランスは予察的な検討の段階であったことから、直接的に参考とはしていない。

主要 3 カ国で共通的に取り扱われている瞬時放出核種は、C-14, Cl-36, Se-79, Sr-90, Tc-99, Pd-107, Sn-126, I-129, Cs-135 および Cs-137 の 9 元素 10 核種であった。このうち Cl, Se, I および Cs については、1) で述べたように、結晶粒界やギャップへ移行するふるまいが核分裂生成ガスのそれとほぼ同様であることから、核分裂生成ガス放出割合（以後、FGR [Fission Gas Release rate] という）と関連付けて IRF を評価する方法が一般的となっている。一方、C, Sr, Tc などは、FGR とは関係なく一定値が設定されている。

IRF 検討のために各国が根拠としている文献（試験データ）は概ね共通しており、これらは、軽水炉や CANDU 炉の使用済燃料を用いた浸出試験によってギャップや結晶粒界の核種インベントリを評価したものである。その殆どは、Johnson and McGiness (2002) および Johnson et al. (2005) によって集約されているが、さらに原典を遡ると、I, Cs, Tc, Sr については Gray et al. (1999), Wilson and Gray (1990) ならびに Stroes-Gascoyne (1996)、Cl については Tait et al. (1997) による試験結果が、炉型や燃焼度の相違が認識されたうえで引用されている。また、ジルカロイ被覆管中の C-14 については、Yamaguchi et al. (1999) による被覆管試験片を用いた試験結果が各国で参照されている。さらに、First-Nuclides (Kienzler, 2014) では、これらの既往文献に加え新たな研究成果が公開されている。

不確実性の取り入れ方については、各々の国で規定されている安全評価のための指針（スウェーデン；SSM 規則、フィンランド；Guide YVL D.5、スイス；ENSI-G03）において、レファレンスシナリオの他、変動シナリオ（あるいは What if ケース）の評価までを行うことや、確率論的手法あるいは感度解析手法を用いるべきとしている。このため、それぞれの国では、核種毎の IRF に対して様々な確率密度関数や上下限值などが与えられているが、それらの根拠は必ずしも明確ではない。

ここでは、わが国における安全評価の試行に用いるための瞬時放出割合の推奨値を、以下で詳述するように、上記の根拠データを集約・整理した結果の分布状態から検討した。加えて、諸外国の IRF 設定状況、国内使用済燃料の特性、主要な不確実性などを考慮したうえで、最大値（取りうる最大の値）を検討した。

根拠データの整理結果を、準揮発性元素である Cs を例にとって図 2.2.2-2 に示す。諸外国では、Cs の瞬時放出割合は FGR との相関性を指標に設定されており、いくつかの相関性が提

唱されている。このうち、スイスの SGT-E2 (Johnson, 2014) で採用されている相関 ($IRF[C_s]=FGR \times 1/\sqrt{3}$) は、実測された結晶粒中の Cs, Xe の濃度プロファイルから、それぞれの拡散係数の比として求められた相関 (Lassmann et al., 2002) であり、国内向けの瞬時放出割合の設定として採用した。FGR 値は別途検討し、そこで FGR 値の推奨値と最大値を定め、瞬時放出割合の推奨値は上記相関式に FGR 値の推奨値を代入して算出し、瞬時放出割合の最大値は、FGR の最大値を代入するとともに主要な不確実性を加味することで算出した (平成 28 年度 表 2.2.3-15)。

一方、Sr などの非揮発性元素については、諸外国の調査結果から予想された通り、根拠データの整理結果では、瞬時放出割合と FGR との相関性は認められず、単純にデータの分布状態から瞬時放出割合の推奨値を判断した。瞬時放出割合の最大値は、諸外国のレファレンスの設定値 (燃料仕様: 39~64 Gwd tU⁻¹) の最も大きな設定値に対し、さらに主要な不確実性を加味することで設定した。

主要な不確実性因子として、以下の 2 項目を選定した (平成 28 年度 pp.2-163~2-165)。ただし、これらの両方の影響を重ねて考慮することはせず、どちらかの影響が生じ得るとして、比較的影響が大きいと考えられる瞬時放出割合の経時変化に着目し、1,000 年間の α SIED (α Self-Irradiation Enhanced Coefficient: α 粒子の自己照射を考慮した拡散係数) の影響に相当する 3 %を相関式に加味することとした。

- ・リム領域生成影響

理由: 将来燃焼度化で拡大したリム領域が瞬時放出に寄与する場合には影響が大きいと考えられる。

影響: リム領域の核分裂生成ガスのインベントリが、燃焼度 48 Gwd tHM⁻¹において、2 %と評価された例がある (Ferry et al., 2009)。一方、リム領域からの浸出試験では有意な核種放出がなかったため、リム領域の寄与を考慮することは悲観的に過ぎるとの見解もある (Fors et al., 2009; Johnson et al., 2012; Roudil et al., 2007)。

- ・瞬時放出割合の経時変化

理由: α 線の自己照射による瞬時放出割合 (核種分布状況) の経時変化が懸念される。

影響: Spent Fuel Stability プロジェクト (Poinsot, C., 2005) では、燃料内の核種分布が時間とともに変遷する評価モデルを用いて α SIED を導出し、55 Gwd tHM⁻¹ の PWR 使用済燃料の処分後 1,000 年において、IRF が約 3 %増加すると評価された (たとえば、Ferry et al., 2004)。ただし、長期的な実験的検証はなされていない。

以上のような考え方・手順で設定した瞬時放出割合を表 2.2.2-2 に示す。ここで、揮発性核種の IRF を具体的に設定するためには、国内の使用済燃料の実態に応じた FGR の設定が不可欠である。その検討内容を次項②に示す。

表 2.2.2-1 諸外国における瞬時放出割合の一覧

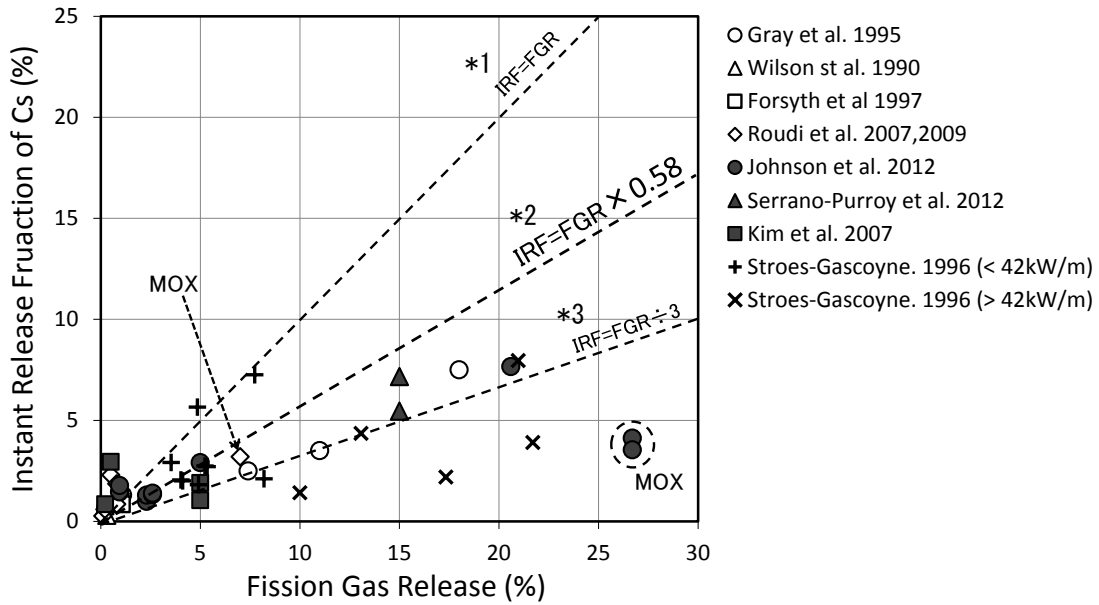
| 国名 Project 名称 | スウェーデン SR-Site (2011) | | | フィンランド TURVA-2012 | スイス EN2002 | | | スイス SGT-E2 | | | | | | |
|-------------------------------|---|-------------------------------|------|--|--------------------------------|---------------------|-----------------------------|--------------------------------|-------------------|-----------------------------|------------------|------------------------------------|-------------------------------------|------|
| 処分容器寿命 [year] | 1,000 (ピンホール破損) 114,000 (腐食による破損) | | | 1,000 | 1,000 (悲観値) 10,000 (設計値) | | | 1,000 (悲観値) 10,000 (設計値) | | | | | | |
| 燃料 タイプ | BWR-UO ₂ *2 | PWR-UO ₂ *2 | 全平均 | BWR-UO ₂ PWR-UO ₂ | BWR-UO ₂ | PWR-UO ₂ | BWR-MOX PWR-MOX | 原子炉別の設定 | | | | | | |
| | | | | | | | | Beznau (PWR) | | Gösgen (PWR) | | Libstadt (BWR-UO ₂) | Mühleberg (BWR-UO ₂) | |
| | | | | | | | | UO ₂ | MOX | UO ₂ | MOX | | | |
| 想定 燃焼度 | 40.4 MWd kgU ⁻¹ | 44.8 MWd kgU ⁻¹ | — | BWR: 38-39 MWd kgU ⁻¹ PWR: 39-47 MWd kgU ⁻¹ | 48GWd tHM ⁻¹ | | 65 GWd tHM ⁻¹ | 54-64 GWd tHM ⁻¹ | | 63 GWd tHM ⁻¹ | | 50-65 GWd tHM ⁻¹ | — | |
| FGR [%] | 1.9 ^{*1} | 4.3 ^{*1} | — | Max11 ^{*2} | 5 ^{*2} | 1 ^{*2} | 8 ^{*2} | 1.8 ^{*3} | 3.4 ^{*3} | 14 ^{*3} | 16 ^{*3} | 4.5 ^{*3} | 4.5 ^{*3} | |
| IRF [%] | ¹²⁹ I | 1.9 | 4.3 | 2.5 | 5.0 | 9 | 4 | 15 | 5.8 | 7.4 | 18 | 20 | 8.5 | 5.8 |
| | ¹³⁵ Cs ¹³⁷ Cs | 1.9 | 4.3 | 2.5 | 5.0 | 5 | 4 | 10 | 5.8 | 6 | 11.5 | 13.2 | 6.6 | 6.6 |
| | ³⁶ Cl | 5.7 | 13 | 7.6 | 8.2 | 13 | 10 | 15 | 5.4 | 10.2 | 42 | 48 | 13.5 | 13.5 |
| | ⁷⁹ Se | 0.29 | 0.65 | 0.38 | 0.4 | 9 | 4 | 15 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 0.2 |
| | ⁹⁰ Sr | 0.25 | 0.25 | 0.25 | 1.0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | ⁹⁹ Tc | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 1.0 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | ¹⁰⁷ Pd | 0.2 | 0.2 | 0.2 | 1.0 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | ¹²⁶ Sn | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.01 | 9 | 4 | 15 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 | 0.1 |
| ¹⁴ C ^{*4} | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | |
| 不確実性 の表現 | ・FGR と相関する核種: 平均値と標準偏差(正規分布) ・その他の核種: 推奨値と最大/最小値 | | | 最大/最小値 (対数一様分布) | Sn を除く全核種: 平均値と最大値 (対数一様分布) | | | 未確認 | | | | | | |

*1: MOX 燃料を含む

*2: 照射後試験データに基づく設定

*3: シミュレーション計算結果に基づく設定

*4: 燃料ペレットからの放出割合 (これとは別に、ジルカロイ被覆管の表面酸化膜からの放出割合が各国共通で 20 %とされている)



- *1: スウェーデンおよびフィンランドの安全評価 (SKB, 2011 ; Posiva Oy, 2013) で採用されている相関
- *2: スイスの安全評価 (Johnson, 2014) で採用されている相関。Cs と Xe の実効拡散係数の関係を $D^{Cs_{eff}} = \epsilon D^{Xe_{eff}}$ とおき、結晶粒中の Cs, Xe の濃度プロファイル (実測値) とのフィッティングによって $\epsilon = 0.33$ となることから、同距離の拡散に要する時間の比として求められる係数。
- *3: 使用済燃料からの Cs 溶出試験の結果から得られた相関 (Gray, 1999)

図 2.2.2-2 Cs の瞬時放出割合と FGR との関係

表 2.2.2-2 国内向けのソースタームパラメータとしての瞬時放出割合の一覧

| 核種 | | 瞬時放出割合 (IRF) [%] | |
|-------|--|-------------------------------|-----------------------------------|
| | | 推奨値 | 最大値 |
| 使用済燃料 | ^{36}Cl | FGR 推奨値 $\times 3$ | FGR 最大値 $\times 3 + 3$ |
| | ^{129}I | FGR 推奨値 $\times 1$ | FGR 最大値 $\times 1 + 3$ |
| | ^{135}Cs ^{137}Cs | FGR 推奨値 $\times (1/\sqrt{3})$ | FGR 最大値 $\times (1/\sqrt{3}) + 3$ |
| | ^{14}C | 10 | 14 ^{*1} |
| | ^{79}Se | 1.0 | 7.0 ^{*1} |
| | ^{90}Sr | 1.0 | 4.0 ^{*1} |
| | ^{96}Tc | 1.0 | 5.0 ^{*1} |
| | ^{107}Pd | 1.0 | 5.0 ^{*1} |
| | ^{126}Sn | 0.1 | 7.0 ^{*1} |
| 構造材金属 | ^{14}C | 20 | 40 ^{*1} |

*1: 表 2.2.2-1 における IRF 設定のうち最も大きな値に 3 %を加算

② 国内使用済燃料の FP ガス放出挙動

諸外国における PWR 使用済燃料の FGR 評価では、シミュレーションによる解析結果や照射後試験データが主に参照されている。しかしながら、対象燃料仕様がほぼ同じであるにも関わらず、設定された FGR は様々である。また、各国が保有する照射後試験のデータを整理・統合した結果、それらが示す傾向は必ずしも一致しない。そのため、ここでは国内で実施された照射後試験のデータを主な根拠とし、さらに照射による燃料のふるまいのシミュレーションによる FGR 計算結果を補完することなどを通じて国内 FGR を検討することとした（平成 28 年度 pp. 2-137～2-149；平成 29 年度 pp. 2-153～2-156）。

国内向け FGR の設定手法を、PWR を例に説明する。FGR は主に照射条件に依存すること、また、燃料は設定燃焼度の向上にともなう設計の高度化が段階的になされ、そのたびに照射条件が変わっていることから、PWR 使用済燃料を設定燃焼度が異なる 3 つのタイプに分け、タイプ別の FGR と集合体発生量を設定することとした。さらに、タイプ別の FGR [$F_1, F_2 \dots$] と集合体発生数量 [$W_1, W_2 \dots$] から下式（式 2.2.2-1、式 2.2.2-2）のように荷重平均値 [F_{mean}] をとることで、全ての PWR を代表する FGR を求めた。このことで、今後、燃料タイプが増える場合やさらなる高燃焼度化が行われた場合にも、同じ手法で FGR を再評価することができる。

$$\text{推奨値} : F_{mean} = \frac{\sum_{k=1}^n (F(std)_k \times W_k)}{\sum_{k=1}^n W_k} \dots\dots\dots \text{式 2.2.2-1}$$

$$\text{最大値} : F_{mean} = \frac{\sum_{k=1}^n (F(max)_k \times W_k)}{\sum_{k=1}^n W_k} \dots\dots\dots \text{式 2.2.2-2}$$

F_{mean} : 全PWRに対するFGR、 W : 燃料タイプ別の発生数
 $F(std)$: 燃料タイプ別のFGR推奨値、 $F(max)$: 燃料タイプ別のFGR最大値

タイプ毎の FGR は、旧（財）原子力発電技術機構（NUPEC）や、旧（独）原子力安全基盤機構（JNES）で実施された高燃焼度燃料実証試験の照射後試験のデータに基づいて検討した（平成 28 年度 表 2.2.2-7）。公開されている数値データを基に、燃料タイプと FGR の関係を整理した結果、平均燃焼度が高まると FGR が 2～3 %まで増加した（平成 28 年度 図 2.2.2-5）。この傾向はスイスが参照する照射後試験のデータ（Vesterlund and Corsetti, 1994）とほぼ合致したことや、サンプルの平均線出力が商用運転と同様（15～25 kW m⁻¹）であることから、FGR 推奨値を判断する根拠とした。これらの結果より、従来型と 17×17 型 STEP1 の FGR 推奨値を 1 %、現行型である 17×17 型 STEP2 の FGR 推奨値を 2 %とした。

FGR の最大値は、今後の照射履歴の多様性を考慮し、最も悲観的なケースとして線出力密度が熱的制限値である 44 kW m⁻¹まで高くなること想定し、その時の FGR を与えるべきと考えた。従来型および 17×17 型 STEP1 については、そのような高出力を経た燃料が今後発生する可能性は低いことから、最大値を推奨値と同じ 1 %と仮定した。一方、現行の 17×17 型 STEP2 については、今後も様々な照射履歴を経て発生し続けるため、44 kW m⁻¹出力での運転を経験する場合の FGR を評価することとした。ここで、スイスの安全評価レポート（NAGRA, 2002）や FIRST-Nuclides（Kienzler, 2004）では、FGR と線出力に線形の相関があるとする根拠データが挙げられており、この点を国内データでも確認した。現行型である 17×17 型 STEP2 については、通常照射後に出力急昇試験を行っており、経験する最高線出力密度が高いサンプル

(約 420~460 W cm⁻¹, 12 時間保持) の FGR データが存在するため (原子力発電技術機構, 2002)、経験最高線出力密度と FGR との関係を整理した (図 2.2.2-3)。その結果、これらの間に線形の相関があると仮定されたため、この相関線に出力 44 kW m⁻¹ を外挿することで、17×17 型 STEP2 の FGR の最大値を 17 % とした。

先に述べた 17×17 型 STEP2 の FGR の推奨値 (2 %) は、燃焼度が 55 GWd tU⁻¹ 程の PWR 使用済燃料を想定している。また、FGR の最大値 (17 %) は、燃焼度は同等のまま運転中に高い出力 (44 kW m⁻¹) を経験することを想定している。これらを、照射時の燃料のふるまいを解析する FEMAXI-7 コードを用いて模擬計算したところ、FGR の推奨値に相当する値が 0.2~2.8 %、最大値に相当する値が約 17 % と計算され、このことから、上記の設定が妥当であることが確かめられた (平成 29 年度 pp.2-153~2-156)。

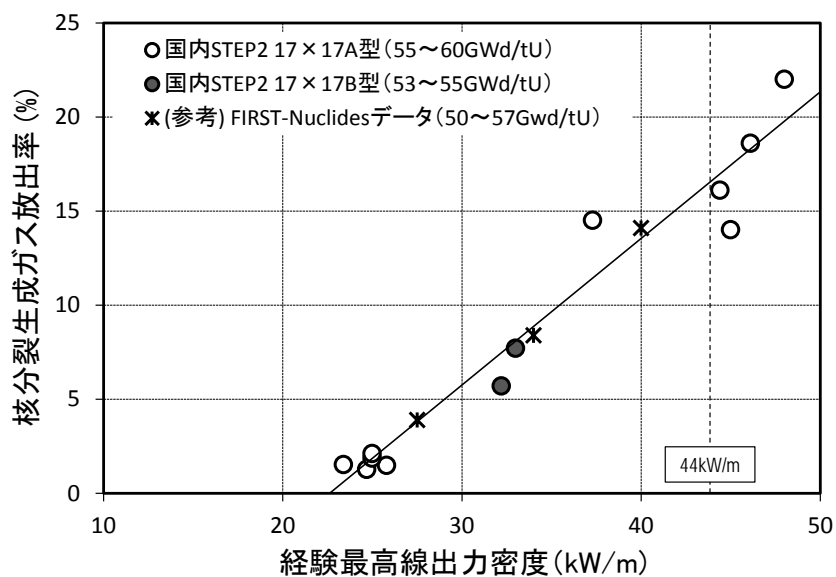


図 2.2.2-3 燃料タイプと FGR の関係

一方、タイプ毎の集合体発生量については、燃料集合体の供給量や照射サイクル毎の装荷位置などを含む運転状況から、最終的な燃焼度毎の発生量を推計した事例 (石谷ほか, 2015; 佐治ほか, 2009) があり、直接処分場の閉鎖時期などのある時点におけるタイプ毎の集合体発生量はある程度は推定可能と考えられる。しかしながら、現在は予備的検討段階であるため、暫定的に全タイプの使用済燃料の発生量を同数の a と仮定し、式 2.2.2-1 および式 2.2.2-2 に沿って PWR 使用済燃料を代表する FGR を以下のように算定した。

$$\begin{aligned} \text{推奨値 : } F_{\text{mean}} &= \{(1[\%] \times a[\text{体}]) + (1[\%] \times a[\text{体}]) + (2[\%] \times a[\text{体}])\} \div (a[\text{体}] \times 3) \\ &\doteq 1.33 \doteq 2 \% \text{ (小数点以下切上げ)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{最大値 : } F_{\text{mean}} &= \{(1[\%] \times a[\text{体}]) + (1[\%] \times a[\text{体}]) + (17[\%] \times a[\text{体}])\} \div (a[\text{体}] \times 3) \\ &\doteq 6.33 \doteq 7 \% \text{ (小数点以下切上げ)} \end{aligned}$$

現在、直接処分第 1 次取りまとめ (原子力機構, 2015) などでは、直接処分の対象は PWR 使用済燃料である。上記の FGR の値を、表 2.2.2-2 に示したうち、C1, I, Cs について示した

式に代入して瞬時放出割合を計算した。計算結果を、他の核種の瞬時放出割合と合わせて後述する表 2.2.2-5 に示す。わが国向けの安全評価の試行では表中の推奨値を用い、不確実性を最も悲観的に考慮する場合は表中の最大値を用いること提案する。

ここで、現段階では処分対象になっていない BWR 使用済燃料についても同様の検討を行った。BWR は PWR に比べて燃料のタイプが多く、設定燃焼度別として 6 つのタイプに分けて PWR の場合と同じ考え方で評価をした。その結果、BWR 使用済燃料を代表する FGR の推奨値が約 20 %、最大値は約 30 %と、PWR の場合より大幅に高くなった。現行型 (9×9A 型、9×9B 型) のうち A 型の FGR が特に高く、経験最高線出力密度との線形相関を想定した最大値も約 45 % と非常に高く見積もられた。この要因は、燃料ペレットと被覆管の隙間 (ギャップ) が残留したため、冷却水側への放熱が十分ではなかったためと推測されている (原子力発電技術機構, 1999)。この点は、その後改善されている可能性もあるが、新たなデータは公開されていない。このため、BWR 使用済燃料については、今後とも最新情報の継続調査や、前述の FEMAXI-7 を活用した FGR データの拡充も必要であると考えられた。

3) 長期溶解挙動の検討

燃料集合体を構成する UO_2 燃料のマトリクスやジルカロイ被覆管の母材などには、それぞれに、照射によって生成するアクチノイド元素や放射化生成物が含まれる (「1) 使用済燃料からの核種放出挙動」参照)。今項目では、これらの長期溶解挙動を検討した。以下に、「① 燃料の溶解速度」、「② 構造材金属の腐食速度」として説明する。

① 燃料の溶解速度

諸外国の安全評価における燃料溶解速度の評価値を表 2.2.2-3 に示す。

UO_2 燃料は還元性環境で熱力学的に安定であり非常に低い溶解度と溶解速度を示す (たとえば、Werme et al., 2004)。一方で、仮に酸化性環境に変化した場合は、IV 価 (UO_2) から VI 価 (UO_2^{2+}) への酸化反応の進行により、溶解度・溶解速度ともに格段に大きくなる。一般的に処分場閉鎖後の地下環境条件は比較的速やかに還元性環境へ戻るとされるが、これが酸化状態になる要因としては、氷河融水による酸化性地下水の侵入や (たとえば、SKB, 2011; NWMO, 2012)、水の放射線 (α 線) 分解反応で生成する酸化性化学種の生成など (たとえば、Shoesmith, 2007; Ollila, 2011) が指摘されている。

スイスの EN2002 (NAGRA, 2002) やカナダの 4th Case Study (4CS) (NWMO, 2012) では、酸化性化学種の生成などに起因して燃料溶解速度が経時的に変化するモデルを提唱している。一方で、スウェーデン SR-Site (SKB, 2011)、フィンランド TURVA-2002 およびスイスの最新の安全評価である SGT-E2 (Johnson, 2014) では、還元性環境を想定した使用済燃料による試験や、電気化学的モデル検討により得られた結果等を整理し (Werme et al., 2004)、時間依存のない一定の溶解速度として 10^{-7} y^{-1} が与えられている。

ここで、国内向けの燃料溶解速度を評価するために考慮すべき主な特性として

- ・ わが国の使用済燃料における比 α 放射能 (単位重量あたりの α 放射能)
- ・ わが国の想定処分場における地下水および緩衝材間隙水の組成

が挙げられる。

SFS (Poinsot, 2005) や REDUPP (Evins et al., 2014) では、比 α 放射能がある程度高くなると、燃料溶解速度が比 α 放射能に依存するとされ、Fourth Case Study (4CS) (Garisto, 2012) では比 α 放射能が 10^{-1} MBq g⁻¹ 以上で燃料溶解速度が比 α 放射能と比例関係になると評価されている。しかしながら、わが国の使用済燃料に含まれる放射性核種のインベントリに基づく比 α 放射能は、処分 1,000 年後のキャニスタ破損時において約 1 MBq g⁻¹ 程と試算される (たとえば、原子力機構, 2015)。このため、わが国で想定される処分システムでは、比 α 放射能依存性は顕著ではないと判断された。

表 2.2.2-3 諸外国の安全評価における燃料溶解速度の評価値

| 国 | スウェーデン (SR-Site) | フィンランド (TURVA-2012) | スイス (EN2002) | スイス (SGT-E2) | フランス (Dossier 2005) | 米国 (YMP-SAR) | カナダ (4CS) |
|-----|--|--|---|---|---|--|--|
| 設定値 | 10^{-7} y ⁻¹ (常用対数スケール・三角分布関数、 10^{-8} ~ 10^{-6} y ⁻¹) | 10^{-7} y ⁻¹ (10^{-8} ~ 10^{-6} y ⁻¹) | 処分後の時間経過に応じた設定値、例えば; after 10 ³ y: 2.4×10^{-6} y ⁻¹ after 10 ⁴ y: 5.3×10^{-7} y ⁻¹ after 10 ⁵ y: 4.0×10^{-8} y ⁻¹ after 10 ⁶ y: 1.6×10^{-8} y ⁻¹ *燃焼度 48MWh tHM ⁻¹ の UO ₂ 燃料 | 10^{-7} y ⁻¹ | (1~2) $\times 10^{-5}$ y ⁻¹ (放射線影響有) 10^{-8} y ⁻¹ (放射線影響無) | 2.67×10^{-4} y ⁻¹ (25 °C) 1.13×10^{-3} y ⁻¹ (85 °C) | 処分後の時間経過に応じた設定値、例えば; after 10 ³ y: 6.9×10^{-6} y ⁻¹ after 10 ⁴ y: 2.5×10^{-6} y ⁻¹ after 10 ⁵ y: 1.7×10^{-7} y ⁻¹ after 10 ⁶ y: 8.0×10^{-8} y ⁻¹ *溶解モデルによる計算値 |
| 考え方 | ・ EC のプロジェクト (Spent Fuel Stability 等)、個別試験結果 (非ドープ試料、U-233 ドープ試料、使用済燃料試料の浸漬試験) ・ SR-Can で文献レビュー | ・ EC のプロジェクト (MICADO 等)、個別試験結果 (非ドープ試料、U-233 ドープ試料、使用済燃料試料の浸漬試験) ・ TURVA-2012 で文献レビュー | ・ 燃料溶解モデル ・ (H ₂ O ₂ 1 mol が U(IV)を U(VI)に酸化し U が溶解すると仮定。G 値を使用) | ・ SR-Site の記述や Ollila(2008)の実験結果を基に、溶解速度を提案 | ・ リム領域による溶解促進を考慮 ・ モデルについて詳細不明 ・ 文献レビューについて詳細不明 | ・ 燃料溶解モデル (pH、CO ₂ 、O ₂ 、F の影響を考慮。pH4.8 の上下で異なるモデルを採用) | ・ 燃料溶解モデル ・ (水の放射線分解 (α , β , γ 線) を考慮し、燃料境界面付近の液相の表面線量率に比例し溶解するモデル。表面線量率の計算は、核種の基礎データ (水、UO ₂ の阻止能等) を使用) |

地下水および緩衝材間隙水の組成については、H12 レポートにおけるモデル計算 (小田ほか, 1999) によると、方解石 (CaCO₃) との平衡反応を想定しており、炭酸濃度が高い (1.7×10^{-2} mol dm⁻³)。これは、諸外国の燃料溶解速度の設定で想定されている地下水中の全炭酸濃度が 10^{-3} mol dm⁻³ 程度でことに対して約 1 桁高い。

燃料溶解速度の全炭酸濃度 (中~アルカリ性水溶液中であるので、化学系は主に [HCO₃⁻] + [CO₃²⁻]) に対する依存性の文献値を図 2.2.2-4 に示す。全体的に、全炭酸濃度が高くなるほど燃料溶解速度も高くなっていることがわかる。また、燃料溶解速度が① 10^{-1} mg m⁻² d⁻¹ 以上の値をとるデータ群と、② 10^{-3} ~ 10^{-2} mg m⁻² d⁻¹ 程度の値をとるデータ群の 2 つに大別されることもわかる。①のデータ群は不活性雰囲気 (酸素を排除した雰囲気) で取得されているデータであるのに対して、②のデータ群は還元条件 (不活性雰囲気であるだけでなく、還元剤が投入されていて、標準水素電極に対する酸化還元電位が -0.2 以下である条件) で取得されたデータである。直接処分第 1 次取りまとめで想定した処分環境は、標準水素電極に対する酸化還元電位が約 -0.3 V という還元条件であることから、②のデータ群が参考になると考えられるが、REDUPP (Evins et al., 2014) の値は天然地下水に対して得られた値であ

ることから、図 2.2.2-4 での REDUPP のデータが示す傾向が、必ずしも全炭酸濃度の違いだけに起因するものであるとは限らない。

このことから、還元条件における燃料溶解速度の全炭酸濃度依存性を実験的に調査した（平成 29 年度 2.2.2 (3)）。得られた結果を図 2.2.2-5 に示す。本研究では還元剤として鉄片と塩化スズ（ SnCl_2 ）の 2 種類を用いたが、塩化スズは 36.8 日までは還元条件を維持できないことがわかった。図 2.2.2-5 より、本研究で得られた値が直接処分第 1 次取りまとめの設定値に相当する値と比べ、概ね同程度かやや低い値をとっており図 2.2.2-4 に示した既往の文献値のうち、還元条件で得られた実測値である Cachoir et al. (2005) や “REDUPP (2014)” (Evins et al., 2014) と比較的よく整合していることがわかる。

したがって、直接処分第 1 次取りまとめの設定値（ 10^{-7} y^{-1} ）を見直す必要性はないと判断した。

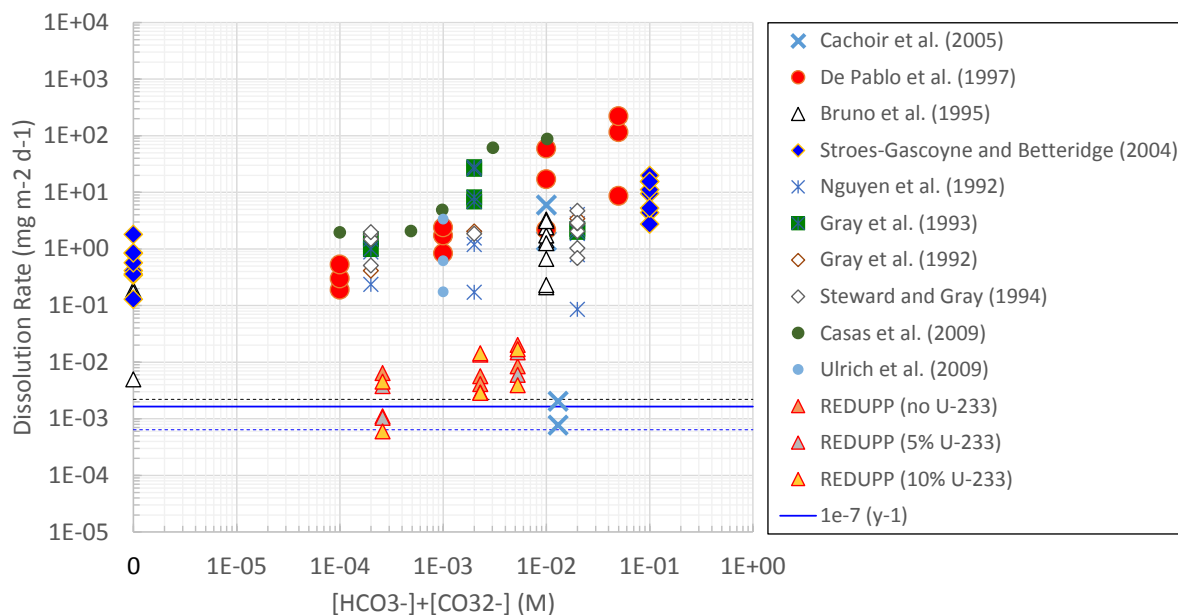
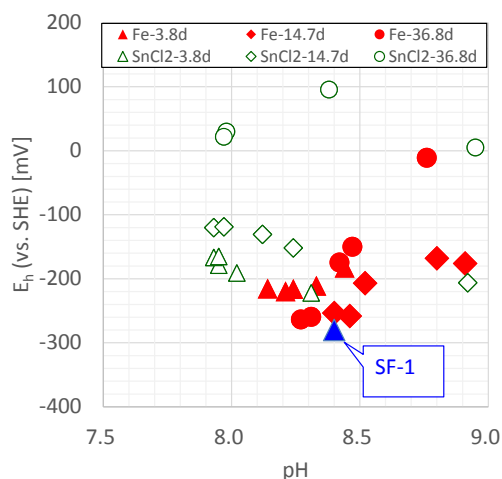
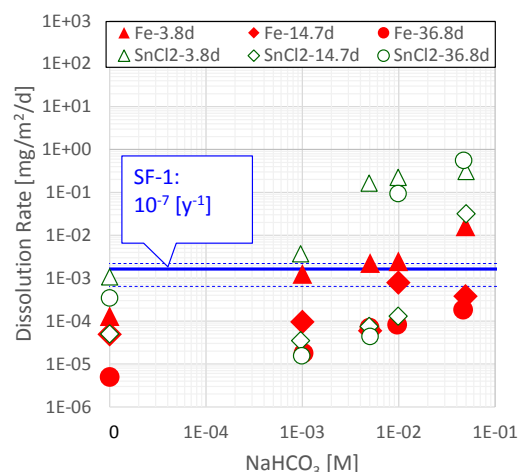


図 2.2.2-4 燃料溶解速度の炭酸濃度依存性の文献値



(a) pH と酸化還元電位 (E_h) の関係



(b) 溶解速度の全炭酸濃度依存性

図 2.2.2-5 二酸化ウランの溶解速度の測定結果

② 構造材金属の腐食速度

直接処分第 1 次取りまとめでは、構造材の腐食速度を、ジルカロイで $2.0 \times 10^{-8} \text{ m y}^{-1}$ 、ステンレス鋼およびインコネルで $8.0 \times 10^{-8} \text{ m y}^{-1}$ としている。これらは、第 2 次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル技術機構，2005）における、金属の腐食に伴う水素ガス発生速度の実測値から導出した等価腐食速度をもとに設定された（腐食反応により発生した水素の 75 % が構造材に吸蔵されるものとして水素発生量を補正）。また、それらの腐食速度と構造材の肉厚から核種の浸出期間を計算した結果、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）において、ジルカロイで $8.77 \times 10^{-5} \text{ y}^{-1}$ 、ステンレス鋼およびインコネルで $1.18 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ と設定されている。

ジルカロイとステンレス鋼の腐食速度に関する国内の研究は現在も進行中であり、それらの長期腐食試験の途中経過からは、ジルカロイの腐食速度が経時的に低下する傾向や、ステンレス鋼の腐食速度が上記の評価値よりも低く設定できる可能性などが認められているが、最終的な結論は出ていない（原環センター，2015；2016）。

このことから、現段階では従前の値を踏襲することとした。ただし、現段階で溶解速度を有効数字 3 桁で議論する必要はないことから、前述の値を丸め、全材質（ジルカロイ、ステンレス鋼およびインコネル）に対する腐食速度を一律 $1 \times 10^{-4} \text{ y}^{-1}$ と設定した。

4) 放射線影響

直接処分は、高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）を処分する場合と比較して場の放射線量が高く、水の放射線分解で生成する酸化性化学種によって使用済燃料の溶解促進、地下水および緩衝材間隙水の酸化状態と還元状態の境界（酸化還元フロント）が緩衝材や地質媒体中に進展していくことなどの懸念も指摘されている。

直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構，2015）においては、スウェーデン原子力発電検査機関（SKI）による SITE-94 報告書（SKI，1996）およびそれ以降の諸外国における放射線影響評価事例を調査し、顕著な放射線影響はないとした。しかしながら、わが国の直接処分

システムを取り巻く環境は諸外国のものと同一ではないことから、上記の定性的な議論だけでなく、放射線影響評価モデルを用いて定量的な解析を試みることにした。

ここで、スウェーデンの SR-Can (SKB, 2006) や SR-Site (SKB, 2011) では定性的な放射線影響評価しか行われておらず、SKB の評価を参照しているフィンランドでも同様である (Posiva, 2013)。一方、カナダ NWMO およびスイス Nagra では、それぞれ放射線影響評価モデル (Kolar and King, 2003 ; Johnson and Smith, 2000) が安全評価に直接的に用いられている。カナダのそれは、二酸化ウランの酸化的溶解をより詳細にモデル化したものであるが、最新の計算事例 (Kolar and King, 2003) において、計算のための 140 以上の入力データセットの内容が不明確であった。一方、わが国同様に軽水炉燃料を扱うスイスで採用されている評価モデルは、使用済燃料の溶解促進や酸化還元フロントの進展を含む様々な α 線照射の影響を複雑な計算コードを必要とせず算術計算のみで行えるという特徴がある (平成 26 年度 3.2.3 (2) 2))。ここでは、表計算ソフトウェアを用いてスイスのモデルを再現するとともに、わが国で想定されている処分システムの入力値による解析を実施した。その結果、直接処分第 1 次取りまとめで想定したシステムに対する結果は、燃料溶解速度および酸化還元フロントの移行距離のいずれについても、Johnson and Smith (2000) における UO_2 燃料の場合とほぼ同じであった。また、酸化還元フロントは緩衝材の厚さである 0.7 m を貫通しないことが分かったことから、本モデルを用いた場合、直接処分の性能には顕著な影響を及ぼさないものと考えられた (平成 26 年度 3.2.3 (2))。

(3) まとめ

国内外の事例調査、解析的検討および実験的検討などを通じて、わが国におけるソースターム評価に資するためのソースタームパラメータを検討した。5 か年の検討を総括し、パラメータの暫定値としての最新の設定を表 2.2.2-4 に示す。

- ・ 諸外国情勢などの調査結果
 - ✓ 国内外の技術的知見を整理し、本項目の検討で参照すべき考え方 (例えば、核種放出挙動の分類など) を選定した。一方で、国内使用済燃料の特徴、地下水組成に応じた燃料溶解速度など、独自に検討すべきわが国特有の事項を見出した。
- ・ 瞬時放出割合の検討
 - ✓ 瞬時放出核種 10 種 (^{14}C , ^{36}Cl , ^{79}Se , ^{90}Sr , ^{96}Tc , ^{107}Pd , ^{126}Sn , ^{129}I , ^{135}Cs , ^{137}Cs) を選定し、それぞれの瞬時放出割合 (IRF) の暫定値の設定を行った。なお、準揮発性元素 (Cl , I , Cs) の IRF については、国内使用済燃料の核分裂生成ガス放出割合 (FGR) を指標とし、それとの相関式によって IRF を計算することとした。
 - ✓ 準揮発性元素の IRF 設定に必要な FGR を、国内の照射後試験データに基づいて導出する手法を提案した。このことで、今後、使用済燃料の種類が増える場合や発生量が明確になった場合に応じて IRF を算定することができる。

- ・燃料の長期溶解速度の検討
 - ✓ 燃料マトリクス (UO_2) 溶解速度は、わが国での高炭酸濃度などの地下環境条件の特徴を考慮しても、諸外国で主流となっている設定値 (10^{-7} y^{-1}) が適用可能と判断した。
 - ✓ ジルカロイ、ステンレス、インコネル等構造材の腐食速度は、最新の試験研究成果を調査・整理したうえで、直接処分第1次取りまとめ（原子力機構，2015）の設定値 (10^{-1} y^{-1}) を踏襲した。
- ・国内向けソースタームパラメータ
 - ✓ 国内向けパラメータの最新の設定値は、一部の核種の瞬時放出割合を評価するための指標となる国内使用済燃料の FGR 導出において燃料タイプ別の処分体数に仮定を置いたものの、諸外国の設定と同傾向となった。また、各パラメータの推奨値に加え、使用済燃料からの核種の放出に関する不確実性を考慮した核種移行解析に資することができるように、各パラメータの最大値を設定した。
- ・今後の課題
 - ✓ 瞬時放出割合（IRF）をより現実的なものに更新するには、国内の使用済燃料の特性をより正確に把握する必要があるが、そのために必要な国内 PIE データの公開事例は少ない。今後は、照射後試験の継続が望まれるとともに、核分裂生成ガス放出挙動のシミュレーション手法の活用などによる FGR データの拡充が望まれる。
 - ✓ 上記に関連し、現在測定されている国内 BWR 使用済燃料の FGR は、PWR のそれに比べて数倍高い。現状では PWR 使用済燃料を対象として安全評価などを試行しているが、その評価結果を BWR 使用済燃料の処分においても適用できるかについては、検討を継続する必要がある。
 - ✓ 燃料 (UO_2) の溶解速度については、わが国で想定される地質環境条件（高い全炭酸濃度、還元性環境など）に対応した溶解速度をより正確に把握するため、試験的検討を継続する必要がある。
 - ✓ ジルカロイ被覆管の腐食速度、被覆管表面の酸化膜中の C-14 の化学形態などについては、その不確実性の低減のための試験・研究が国内外で実施されており、調査を継続していく必要がある。

表 2.2.2-4 国内パラメータセットと諸外国の設定との対比表

| | | 日本 | スイス | | スウェーデン | フィンランド | |
|--------------------------------------|-------------|--------------------------|---|------------------------------|--------------------------|---|--------------|
| | | 本検討 | EN2002 (2002) | SGT-E2 (2014) | SR-Site (2011) | TURA-2012 | |
| 想定炉型 | | PWR | PWR | PWR-UO ₂ | PWR | PWR | |
| 想定燃焼度 | | 45 GWd tHM ⁻¹ | 48 GWd tIHM ⁻¹ | 54~64 GWd tIHM ⁻¹ | 60 GWd tHM ⁻¹ | 60 GWd tHM ⁻¹ | |
| FGR 設定 | | 2.0 (7.0) | 1.0 | 1.8 | 4.3 | — | |
| 瞬時 放出 割合 (IRF) [%] | 燃料 マトリクス | C | 10 (14.0) | 10 | 10 | 11 | 5.5 |
| | | Cl | 6.0 (24.0) | 10 | 5.4 | 13 | 8.2 |
| | | Se | 1.0 (7.0) | 4 | 0.2 | 0.65 | 0.4 |
| | | I | 2.0 (10.0) | 4 | 5.8 | 4.3 | 5.0 |
| | | Cs | 1.2 (7.0) | 4 | 5 | 4.3 | 5.0 |
| | | Sr | 1.0 (4.0) | 1 | 1 | 0.25 | 1.0 |
| | | Tc | 1.0 (5.0) | 2 | 1 | 0.2 | 1.0 |
| | | Pd | 1.0 (5.0) | 2 | 1 | 0.2 | 1.0 |
| | | Sn | 0.1 (7.0) | 4 | 0.1 | 0.03 | 0.001 |
| | 構造材金属 | C | 20 (40.0) [有機形態] | 20 [有機+無機] | 20 [有機+無機] | 20 [有機未定] | 20 [有機未定] |
| 長期 溶解 速度 [y ⁻¹] | 燃料 マトリクス | 1×10 ⁻⁷ | 千年後 : 2.4×10 ⁻⁶ 一万年後 : 5.3×10 ⁻⁷ 十万年後 : 4.0×10 ⁻⁸ 百万年後 : 1.6×10 ⁻⁸ | 1×10 ⁻⁷ | 1×10 ⁻⁷ | 1×10 ⁻⁷ | |
| | 構造材金属 | 10 ⁻⁴ (全金属) | 3×10 ⁻⁵ (全金属) | 3×10 ⁻⁵ (全金属) | 10 ⁻³ (全金属) | 10 ⁻⁴ (ジルコイ) 10 ⁻³ (その他) | |

2.2.3 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究

(1) 本項目の背景と目的

サイトの条件が特定されていない段階では、わが国の地質環境条件として、地理、地形、地質学的に様々な可能性が考えられることから、処分施設の設計においては、対象とする多様な条件をカバーできるように、坑道のレイアウトや坑道の仕様、廃棄体の定置方式、廃棄体の仕様などについての様々な代替案（以降、設計オプションと呼ぶ）を検討しておくことが重要である。また、対象とする条件が仮定される、あるいは具体化された場合に、その条件に適用可能な設計オプションを絞り込む際には、工学的実現性や経済性のみならず、安全性の観点も考慮して総合的に評価されることが重要である。

こうした観点から、環境条件などに応じたモデル構築・選択のための手法の検討（平成26年度 3.2.4項、平成27年度 2.2.4項）を行うとともに、これら設計オプションの選択に依存して閉じ込め性能にどのような違いが生じるか（あるいは生じないか）について、核種の移行経路、速度、遅延挙動などを具体的な指標とした分析（平成28年度 2.2.3項、平成29年度 2.2.3項）を進め、それらの検討結果から得られる知見について、本検討で想定した特定の条件下における知見としての整理だけでなく、より一般性の高い知見として整理することも試みた。

具体的な検討内容を以下に示す。

- 廃棄体の定置方式の選択による閉じ込め性能の違いの分析・整理

使用済燃料直接処分の安全評価においても、ガラス固化体の安全評価と同様に、人工バリア、および坑道からの調査が容易で特性を把握しやすい処分施設近傍の、比較的狭い領域の岩盤から成るニアフィールドの性能に力点を置いて安全性を示す評価法（ニアフィールドアプローチ）が有効であるとされる（原子力機構、2015）。この領域における設計オプションとしては、廃棄体の定置方式（縦置き方式／横置き方式など）や長寿命化（銅、チタンなど）などが考えられるが、このうち定置方式の選択による閉じ込め性能の違いについては、三次元的な移行経路の違いが核種移行挙動に与える影響を周辺岩盤の亀裂との交差状況なども考慮しつつ検討できる詳細な解析的検討が必要となる。そこで、廃棄体の定置方式（縦置き方式、横置き方式）に着目し、この設計オプションの選択により、アクチニドなどのニアフィールドでの遅延効果が特に期待できる核種についての閉じ込め性能にどのような違いが生じるか（あるいは生じないか）を分析・整理した。

- 処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いの分析・整理

使用済燃料直接処分の安全評価では、燃料から瞬時放出する C-14 や I-129 など、バリア材料への収着による遅延効果が小さく、ニアフィールドの閉じ込めによって核種移行率を低減する効果が小さい可能性がある核種も含まれる。こうした核種のうち、特に、比較的半減期が短い C-14 などの核種については、ニアフィールドから放出した核種が地表あるいは海底下に到達するまでの、より広範囲な領域での閉じ込め性能が重要となる可能性がある。このような領域では、地表までの卓越した核種移行経路となりうる断層などの高透水性構造と処分場との位置関係、地下水の上昇流が生じうる塩淡境界と処分場との位置関係、海水準変動や隆起・浸食などの長期的な環境変遷に

よるそれら位置関係の時間変遷などの閉じ込め性能への影響に着目した検討が必要となる。それらの影響の有無や程度は、処分場をどこに建設するかによって異なることから、ここでは処分場の位置を設計オプションと捉え、処分場の位置の選択により、閉じ込め性能にどのような違いが生じるか（あるいは生じないか）を地表までの核種の移行距離と移行速度を指標として分析・整理した。

本項では、それぞれの着目点ごとの検討結果を「(2) 廃棄体の定置方式などの選択による閉じ込め性能の違いの分析・整理」と「(3) 処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いの分析・整理」に示す。また、(2)と(3)の知見をより一般性の高い知見として整理することを目指した統合的な分析について「(4) 設計オプションの選択による閉じ込め性能の違いの統合的な分析・整理」に示す。なお、(4)では、設計オプション間で閉じ込め性能に差が生じる場合などでの、閉じ込め性能の差の緩和や更なる向上などのための方策案を検討した結果についても示す。(5)に本項のまとめを示す。

(2) 廃棄体の定置方式などの選択による閉じ込め性能の違いの分析・整理

処分坑道周辺は、廃棄体、緩衝材、坑道の支保、埋め戻し材、岩盤といった複数の要素によって成り立つ。豎置き方式と横置き方式では、それらの要素のつながり方が異なり、坑道周辺での地下水や核種などの移行経路はその影響を受けて変わり得る。特に、坑道周辺で水理学的に連続した移行経路となる可能性がある掘削影響領域（以降、EDZ と呼ぶ）と緩衝材とのつながり方については、豎置き方式と横置き方式では大きく異なり、定置方式の選択によって、EDZ が核種の支配的な移行経路となるかどうか左右される可能性がある。

こうした観点から、定置方式が異なることが移行挙動に及ぼす影響と、それによるニアフィールドの閉じ込め性能の違いを把握するための解析的検討を、人工バリア出口とニアフィールド母岩（坑道中心から下流側 100 m までの領域を想定）の出口におけるアクチニドの移行率（特に移行率の最大値の大きさとその出現時期など）およびニアフィールド内部におけるアクチニドの残留率などを指標として行った。このような解析的検討は、全体システム性能評価などで用いられる一次元モデルなどのシンプルな手法ではなく、三次元的な移行経路の違いが核種移行挙動に与える影響を、周辺岩盤の亀裂との交差状況なども考慮しつつ検討できる詳細な解析的検討が必要となる。また、周辺岩盤としては亀裂性岩盤を想定することで、閉じ込め性能の差の有無や程度を、閉じ込め性が比較的厳し目となる状況下で把握することとした。さらに、この検討から得られる知見を、設計オプションとして想定した廃棄体の定置方式を縦軸に、ニアフィールドにおける核種の移行挙動や閉じ込め性を左右する環境条件を表す因子などを横軸にとったマトリクス形式で整理した。

なお、緩衝材や岩盤への収着による遅延効果が有効となるアクチニドのような収着性核種の場合には、ニアフィールドにおける核種の閉じ込めが期待できる一方で、C-14 や I-129 のような非収着性核種については、ニアフィールドの閉じ込めによって核種移行率を低減する効果が小さい可能性があることから、ここでは、主に、ニアフィールドにおける閉じ込めが有効でありその検討の重要性がより高いと考えられる前者の収着性核種を対象として移行挙動や閉じ込め性能の特徴の分析・整理を行った。

はじめに、横置き方式と豎置き方式での構成要素のつながり方の違いや閉じ込め性に影響

し得る環境条件などに着目した移行経路の違いを分析した（後述の1）参照）。次に、三次元物質移行解析の解析方針などの整理とそれに基づく定量的な検討（後述の2）参照）、およびその結果を踏まえた定置方式の選択による閉じ込め性能の違いに関する知見の整理（後述の3）参照）を行った。

1) 定置方式の選択による移行経路の違いの分析・整理

(2)の冒頭で示したように、堅置き方式と横置き方式ではニアフィールドを構成する要素のつながり方が異なるため、地下水や核種などの移行経路はその影響を受けて変わり得る。そこで、まず、主な移行経路のパターンを、廃棄体を起点として、岩盤に放出されるまでの構成要素のつながり方に基づき整理した。さらに、EDZが卓越した移行経路となる可能性が定置方式によって異なるかどうかを考察した。

● 構成要素のつながり方の組み合わせによる移行経路のパターンの整理

横置き方式と堅置き方式でそれぞれ以下の構成要素を考慮して、主な移行経路のパターンの整理を行った。また、ここで想定した横置き方式と堅置き方式での構成要素の位置関係の概念を図2.2.3-1に示す。

- ・横置き：廃棄体、緩衝材、EDZ、岩盤（統計的な亀裂）、断層などの大規模高透水性構造
- ・堅置き：廃棄体、緩衝材、埋め戻し材、EDZ、岩盤（統計的な亀裂）、断層などの大規模高透水性構造

なお、堅置き方式におけるEDZについては、処分坑道周りのEDZと処分孔周りのEDZの2種類が考えられるが、主要な移行経路に着目して分析・整理を行う観点から、処分坑道の周りのEDZのみを考慮した。

構成要素のつながり方に基づき、核種が通過する順番を考慮することで表2.2.3-1に示す10の移行経路のパターンが抽出された。

● EDZが卓越した移行経路となる条件の検討

上記に示した特定の経路での移行が他の経路に比べて顕在化する可能性が定置方式によって異なるかについては、定置方式そのものの違いだけではなく、EDZおよび周辺岩盤の透水性の空間分布などにも左右されると考えられる。特に、EDZについては、坑道の軸方向に水理学的に連続した移行経路が形成される場合には、複数の廃棄体から放出した核種がEDZにおいて収斂される可能性があると考えられる。表2.2.3-1には、EDZを通過する移行経路として6つのパターン（橙色部分）が挙げられた。さらに、断層などの大規模高透水性構造がそのようなEDZと連結している場合には、その内部を核種が選択的に移行する状況が想定される（横-3および堅-5,7）。このような、坑道軸方向に連続した高い透水性をもつEDZと、断層などの大規模高透水性構造が連結して主要な水みちになるような場合は、それ以外の場合と比較して、性能評価において厳しい条件を与える可能性が高いと考えられる。これに対して、堅置きの場合では、このような坑道を通る経路と、坑道を通らずに処分孔の緩衝材から岩盤へ直接移行する経路（堅-1,2）が同時に存在し得ることから、横置き方式との違いが顕在化する可能性がある。

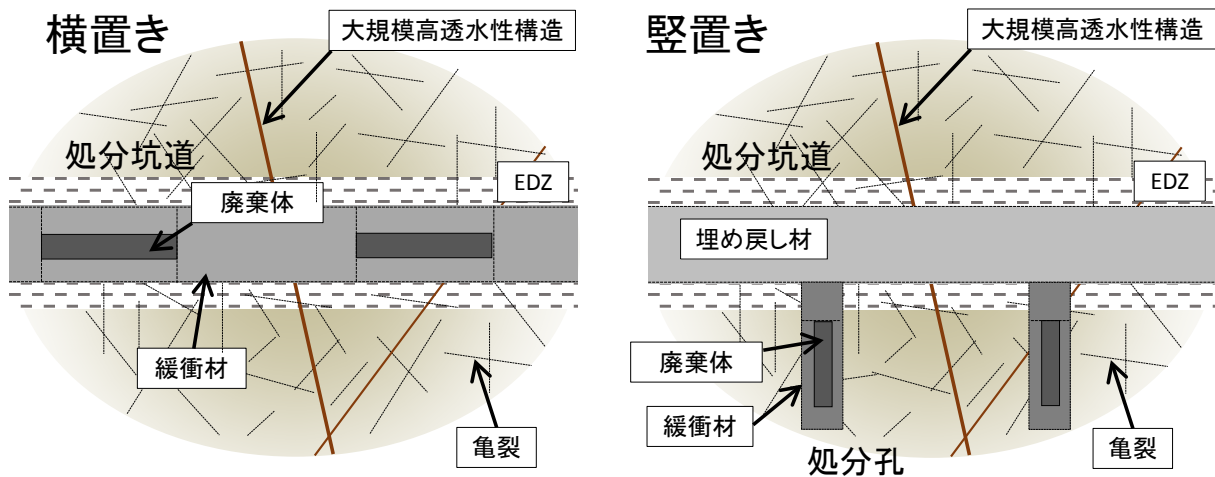


図 2.2.3-1 縦置き方式と横置き方式における構成要素の位置関係

表 2.2.3-1 ニアフィールドの構成要素のつながりに基づき抽出した主な移行経路

| パターン No. | 設置方式 | 要素-1 | 要素-2 | 要素-3 | 要素-4 | 要素-5 |
|----------|------|------|------|-----------|-----------|-----------|
| 横-1 | 横置き | 廃棄体 | 緩衝材 | 大規模高透水性構造 | — | — |
| 横-2 | | 廃棄体 | 緩衝材 | EDZ | 亀裂 | — |
| 横-3 | | 廃棄体 | 緩衝材 | EDZ | 大規模高透水性構造 | — |
| 縦-1 | 縦置き | 廃棄体 | 緩衝材 | 亀裂 | — | — |
| 縦-2 | | 廃棄体 | 緩衝材 | 大規模高透水性構造 | — | — |
| 縦-3 | | 廃棄体 | 緩衝材 | 埋め戻し材 | 大規模高透水性構造 | — |
| 縦-4 | | 廃棄体 | 緩衝材 | 埋め戻し材 | EDZ | 亀裂 |
| 縦-5 | | 廃棄体 | 緩衝材 | 埋め戻し材 | EDZ | 大規模高透水性構造 |
| 縦-6 | | 廃棄体 | 緩衝材 | EDZ | 亀裂 | — |
| 縦-7 | | 廃棄体 | 緩衝材 | EDZ | 大規模高透水性構造 | — |

※縦-6 と縦-7 は、図 2.2.3-1 では埋め戻し材の下側の EDZ を通過することを想定。

2) 三次元物質移行解析による定量的な検討

● 三次元物質移行解析の方針と概要

1)の分析・整理の結果から抽出された、坑道軸方向に連続した高い透水性をもつ EDZ と、断層等の大規模高透水性構造が連結して主要な水みちになるような場合は、性能評価において厳しい条件となり、重要性が高いと考えられたことから、このような状況を想定して三次元物質移行解析を行うこととした。

解析モデルの概念を図 2.2.3-2 に示す。性能評価的にもっとも厳しい想定としては、上流側から EDZ に地下水が流れ込み、EDZ を坑道軸方向に移行した後に高透水性の構造を通過して母岩中を移行することが考えられる。あえてこのような状況を想定した解析を行うには、複数の高透水性構造が坑道周辺の EDZ と交差していることが必要となる。このような状況を詳細に表現しようとするとモデルが複雑になることから、評価上の想定として、図 2.2.3-2 に示すような 3 つ（坑道に対して上流側 2 つ、下流側 1 つ）の高透水性構造が 1 つの処分坑道と交差している単純化したモデルを構築して解析を行った。岩盤のそれ以外

の領域については、統計的な亀裂ネットワークモデルを構築した。統計的亀裂ネットワークの亀裂統計データについては、直接処分第2次取りまとめの性能評価のリファレンスケースと同等とした。EDZについては一様に透水性の高い連続体で近似するモデルとした。

上記に示した考え方に基づき、透水性が高く連続性も高い坑道沿いのEDZと高透水性構造とが交差することを模擬した三次元物質移行解析モデルを構築し、仮想的な収着性の物質を想定して解析を行った。

解析コードとしては Partridge (原環機構, 2011) を使用した。これらの解析条件の詳細については、平成29年度報告書の付録1に示す。

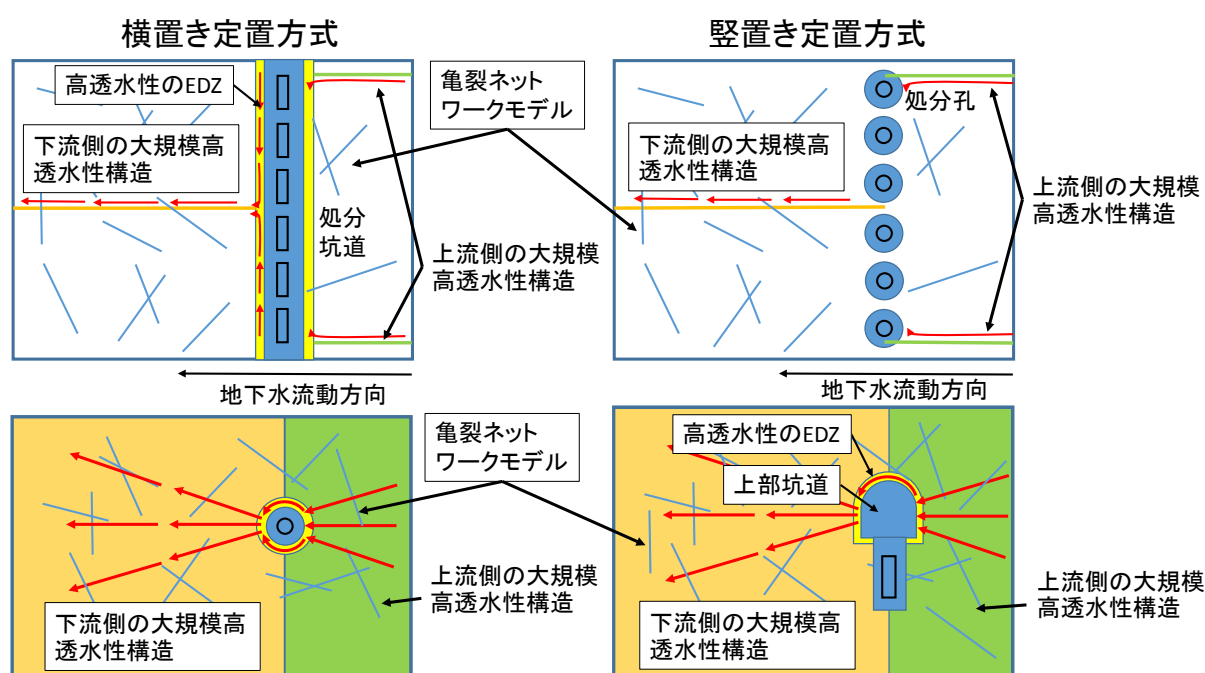


図 2.2.3-2 岩盤中の高透水性構造と坑道が交差することを想定した解析モデルの概念
(上：処分坑道を上から見た図、下：処分坑道を横から見た図)

- 定置方式の選択による閉じ込め性能の違いの分析

三次元物質移行解析で求められた物質移行挙動の例を図 2.2.3-3 に示す。横置き方式の場合は、上流側の大規模高透水性構造から流入する地下水が、EDZ を坑道軸方向に移行して下流側の大規模高透水性構造に至る経路を辿るために、本解析で設定した坑道内のほぼ全ての廃棄体から放出した物質が下流側の大規模高透水性構造に集中し、この亀裂を通じて母岩中を下流側に移行する挙動が認められた。これに対して、縦置き方式の場合は、下流側の大規模高透水性構造に沿って移行する物質もあるものの、処分孔の緩衝材から直接岩盤中の亀裂に移行する物質も認められた。このことは、透水性が高く連続性も高い坑道沿いのEDZと高透水性亀裂とが交差するとした本解析の限定された条件では、縦置き方式の場合では、表 2.2.3-1 で示した移行経路のパターンのうち、縦-1 の経路の寄与が比較的大きくなる可能性があることを示唆している。

三次元物質移行解析で求められた物質移行率の例を図 2.2.3-4 に示す。人工バリアから

の移行率と天然バリアからの移行率のいずれにおいても定置方式による違いが認められ、
 縦置き方式の方が、横置き方式と比較して移行率を低く抑えられる結果となった（最大値
 で数分の一程度）。このことは、縦置き方式の場合では、個々の処分孔内の廃棄体から処分
 坑道まで一定の離隔が保たれることにより、透水性が高く連続性も高い坑道沿いの EDZ と
 大規模高透水性構造とが交差することの影響がある程度低減され、緩衝材から直接母岩に
 移行する物質の割合が相対的に増加することを示唆している。

廃棄体、人工バリアおよび天然バリア（ニアフィールド母岩）内での収着性物質の残留
 率の時間変化を図 2. 2. 3-5 に示す。大規模高透水性構造へ移行する物質の割合が、縦置き
 方式の方が横置き方式よりも小さい事を反映して、縦置き方式の方が横置き方式よりも物
 質がより長い期間にわたって人工バリアと天然バリアに留まる傾向が示唆されている。

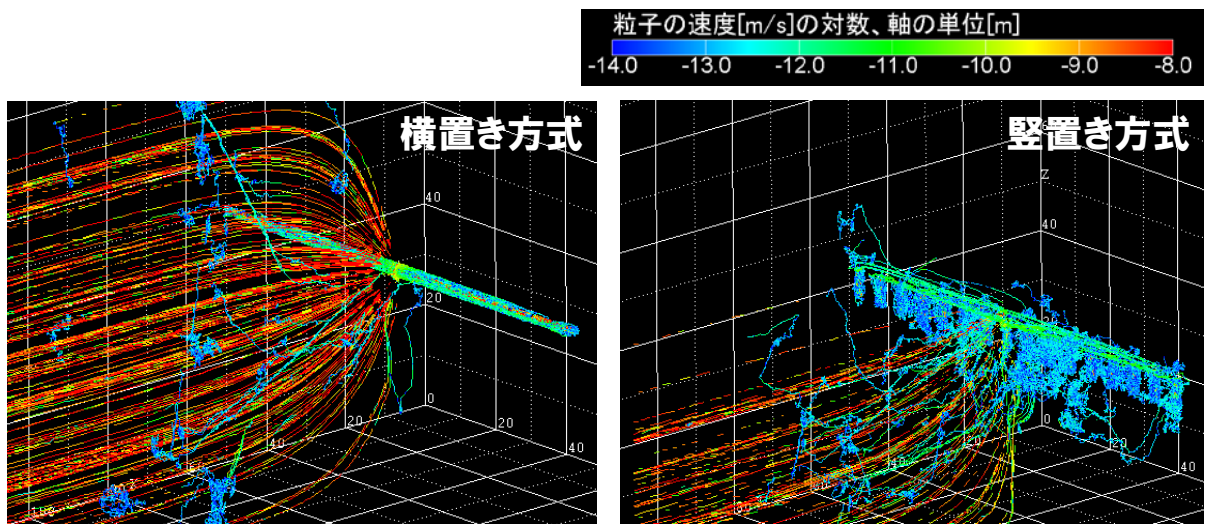


図 2. 2. 3-3 三次元物質移行解析で求められた物質移行挙動の例

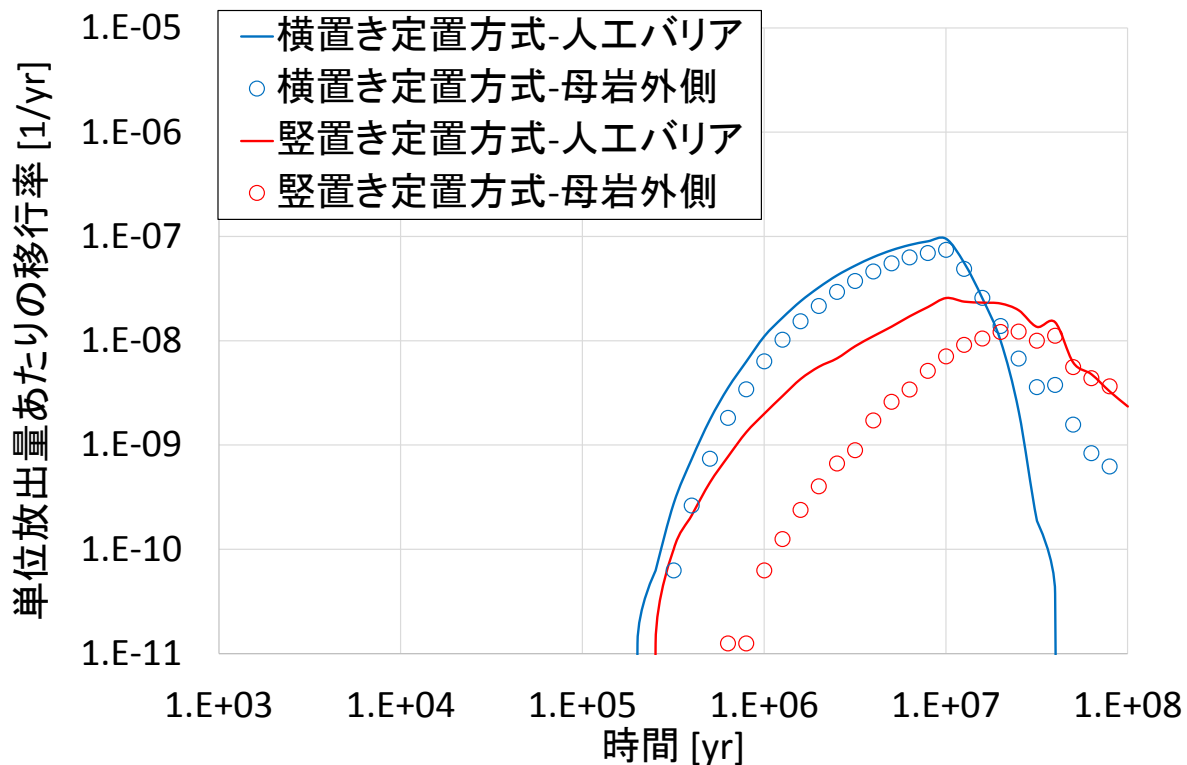


図 2.2.3-4 三次元物質移行解析で求められた物質移行率の結果の例

(人工バリアからの移行率は、緩衝材と EDZ あるいは岩盤との境界面を単位時間当たりには通過する物質の数を、廃棄体から放出した物質の数で規格化したもの。天然バリアからの移行率は、坑道中心から 100 m 下流側の断面を単位時間当たりには通過する物質の数を、廃棄体から放出した物質の数で規格化したもの。)

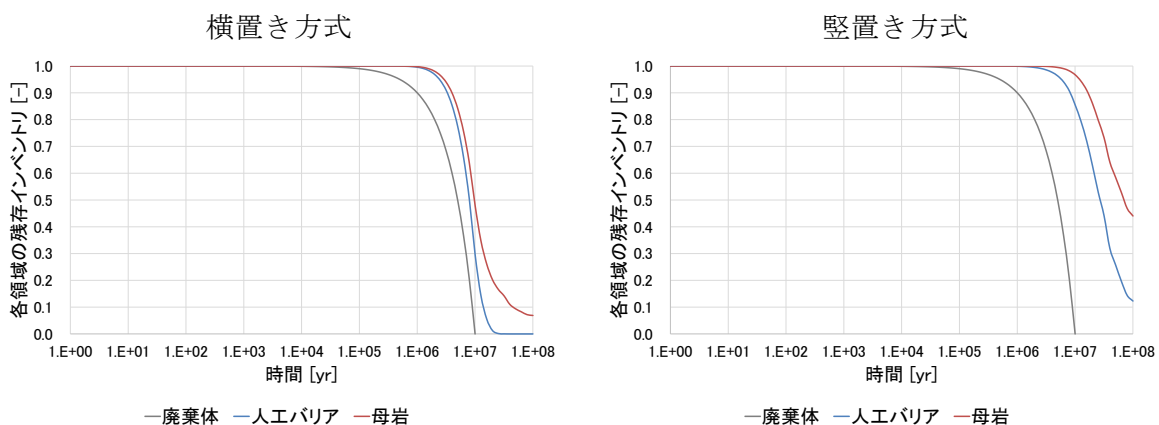


図 2.2.3-5 廃棄体、人工バリア、母岩の各領域における吸着性物質の残留率

3) 定置方式の選択による閉じ込め性能の違いに関する知見の整理

ここでは、定置方式の選択による閉じ込め性能の違いに関する 2) において実施した定量的評価や過年度の検討から得られた知見を、設計オプションとして想定した廃棄体の定置方式を縦軸に、ニアフィールドにおける移行挙動や閉じ込め性を左右する環境条件を表す因子などを横軸にとったマトリクス形式で整理した。ニアフィールドにおける移行挙動や閉じ込

め性を左右する環境条件を表す因子としては、2)の定量的評価などから、大規模高透水性構造と処分坑道沿いの連続性の高いEDZとの交差の有無が特に重要になると考えられた。これらを踏まえてマトリクスを軸を設定し関連する知見の整理を試みた結果を表2.2.3-2に示す。

断層のような大規模な高透水性構造と処分坑道沿いの連続性の高いEDZが連結して主要な移行経路を形成するような、性能評価において厳しい条件を想定する場合には、そのような移行経路の物質移行への寄与が定置方式によって異なることで、ニアフィールドの閉じ込め性能が異なる可能性があると考えられる。他方、それ以外の場合では、横置き方式と縦置き方式の選択によるニアフィールドの閉じ込め性能の違いは顕在化しにくいと考えられる。

これらの知見は、今後対象とする地質環境条件が仮定される、あるいは具体化された場合に、その条件に適用可能な設計オプションを絞り込む際の、安全性の観点での一般的な留意事項として参考になると考えられる。

表 2.2.3-2 定置方式の選択による閉じ込め性能の違いに関する知見のまとめ

| | | |
|-------|--|---|
| | 大規模透水性構造と処分坑道沿いの連続性の高いEDZが交差した移行経路を形成する場合 | 左記以外の場合 |
| 横置き方式 | 複数の廃棄体から放出した物質が処分坑道沿いのEDZを介して大規模透水性構造により下流へ移行することにより、ニアフィールドからの移行率が顕著に増大する可能性がある。 | 横置き方式と縦置き方式の選択によるニアフィールドの閉じ込め性能の違いは顕在化しにくいと考えられる。 |
| 縦置き方式 | 処分坑道沿いのEDZを経由せず処分孔の緩衝材から直接岩盤へ移行する割合がある程度見込める状況では、横置き方式よりも相対的に高い閉じ込め性能が期待できる可能性がある。 | |

(3) 処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いの分析・整理

(2)で示したように、緩衝材や岩盤への収着による遅延効果が有効となるアクチニドのような核種の場合には、ニアフィールドにおける核種の閉じ込めが期待できる一方で、インベントリの一部が瞬時放出として燃料などから放出されるC-14やI-129などの核種では、バリア材料への収着などによる遅延効果が小さく、ニアフィールドの閉じ込めによって核種移行率を低減する効果が小さい可能性がある。ここでは、これらの核種のうち半減期が比較的短く、処分場の位置の選択およびそれに伴う地表までの移行時間の違いが核種移行率に与える影響が大きいと考えられる核種(C-14など)を想定して閉じ込め性能の違いの分析・整理を行った。

本検討で対象とする、ニアフィールドから放出した核種が地表あるいは海底下に到達するまでの広範囲な領域では、地表までの卓越した核種移行経路となりうる断層などの大規模高透水性構造と処分場との位置関係、地下水の上昇流が生じうる塩淡境界と処分場との位置関

係、海水準変動や隆起・浸食などの長期的な環境変遷によるそれらの時間変遷などの閉じ込め性能への影響に着目した検討が必要となる。それらの影響の有無や程度は、処分場をどこに建設するかによって異なる。ここでは、内陸と沿岸部におけるいくつかの処分場の位置の選択を設計オプションとして考え、閉じ込め性能にどのような違いが生じるか（あるいは生じないか）について、地表までの広域的なスケールでの地下水流動解析に基づく移行経路や移行時間を指標とした分析を行った。さらに、処分場の場所の選択に応じた地表までの移行挙動の特徴を特徴づける因子を縦軸と横軸に配置したマトリクス形式で整理した。

これらの内容を、「1)広域的スケールを対象とする地下水流動解析の手法の概要」、「2)処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いの分析」、および「3)処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いに関する一般的知見の整理」の構成で以下に示す。

1) 広域的スケールを対象とする地下水流動解析の手法の概要

設計オプションとして想定した処分場の位置を表 2.2.3-3 および図 2.2.3-6 に示す。内陸部と沿岸部では動水勾配が異なるために、地下水流速が異なること、および、塩淡境界近傍では地下水流動場がそれ以外の領域とは異なると考えられることから、内陸部と沿岸部のそれぞれについて、現汀線の近傍の場合と、現汀線から離れた場所の場合を想定した。

広域的なスケールを対象とする地下水流動解析については、わが国において広く見られるような、陸域、大陸棚及び大陸斜面から成る広域の2次元断面を仮定した。解析モデルの概念図を図 2.2.3-6 に示す。このモデルでは、陸域、大陸棚および大陸斜面のそれぞれについて平均的な地形勾配を想定した。岩盤としては、硬岩系岩盤である結晶質岩を想定した。解析条件等の詳細については、平成 29 年度報告書の 2.2.3 項の(3)および付録 1 に示す。

表 2.2.3-3 設計オプションとして想定した処分場の位置

| | 内陸／沿岸 | 現汀線からの距離 | 下流の断層との距離 | 深度 |
|---|-------|--------------|-----------|---------|
| A | 内陸 | 内陸側に 5 km 以上 | 約 5 km | 1,000 m |
| B | 内陸 | 内陸側に 2 km 以内 | - | 1,000 m |
| C | 沿岸 | 海側に 2 km 以内 | - | 1,000 m |
| D | 沿岸 | 海側に 5 km 以上 | 約 2 km | 500 m |

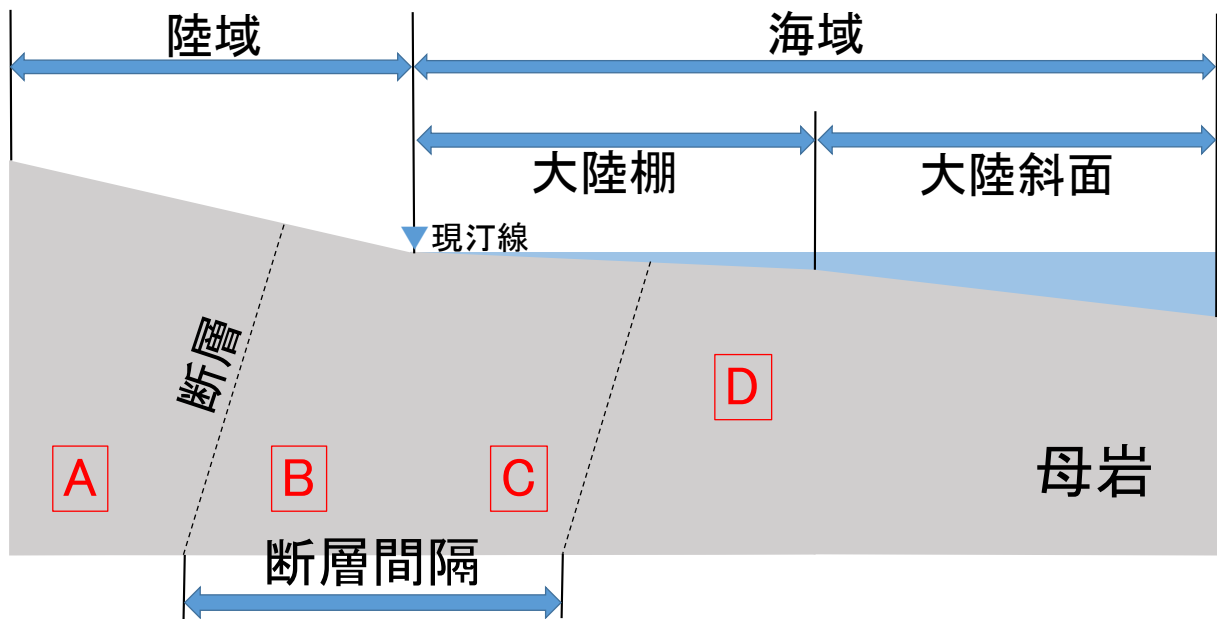


図 2. 2. 3-6 地下水流動解析の解析モデルの概念図
 (原子力機構(2016)を改編)

図中の A~D は表 2. 2. 3-4 の設計オプションとして想定した処分場の位置に対応

2) 処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いの分析

地下水流動解析の結果の一例を図 2.2.3-7 に示す。また、この結果から、処分場位置 A, B, C, D それぞれの代表点からの地下水の移行経路を抽出して流跡線として表した。これらに基づく地表までの移行時間を比較した結果と流跡線を図 2.2.3-8 と図 2.2.3-9 にそれぞれ示す。

本解析の結果からは、内陸での処分場位置 A と B については、汀線から離れたところに位置する A の場合と汀線に近い B の場合では、地下水の移行時間は同程度だった。移行経路は、A の場合では、地下水は地形に沿って下流側へと向かい、断層などの高透水性構造に沿って地表へと上昇する経路、B では、塩淡境界に沿った比較的速い上昇流により地表へと移行する経路であった。

一方、沿岸での処分場位置 C と D については、地下水の移行時間が内陸の場合と比べて長くなり、特に、現汀線からの距離が遠い D の場合では、処分場位置 A の場合と比較して移行時間が 2 桁程度長い結果となった。移行経路は、C の場合では、地下水は陸側に向かってやや下方に移行した後、塩淡境界が処分場に近づくにつれて B の場合と同様に上昇流により地表に至る経路、D の場合では、地下水は一旦下方に移行した後に高透水性の断層に沿った上昇流によって地表へと至る経路であった。

これらの結果は、沿岸側に処分場を建設する場合では、内陸側に建設する場合と比較して動水勾配が小さいため、地表までの移行時間を長く確保できる可能性があり、特に、処分場の位置が現汀線から離れた沖合の場合では、処分場のごく近傍に高透水性の断層が存在する場合（本検討での処分場位置 D が相当）でも、天然バリア中での閉じ込めが期待できることを示唆していると考えられる。

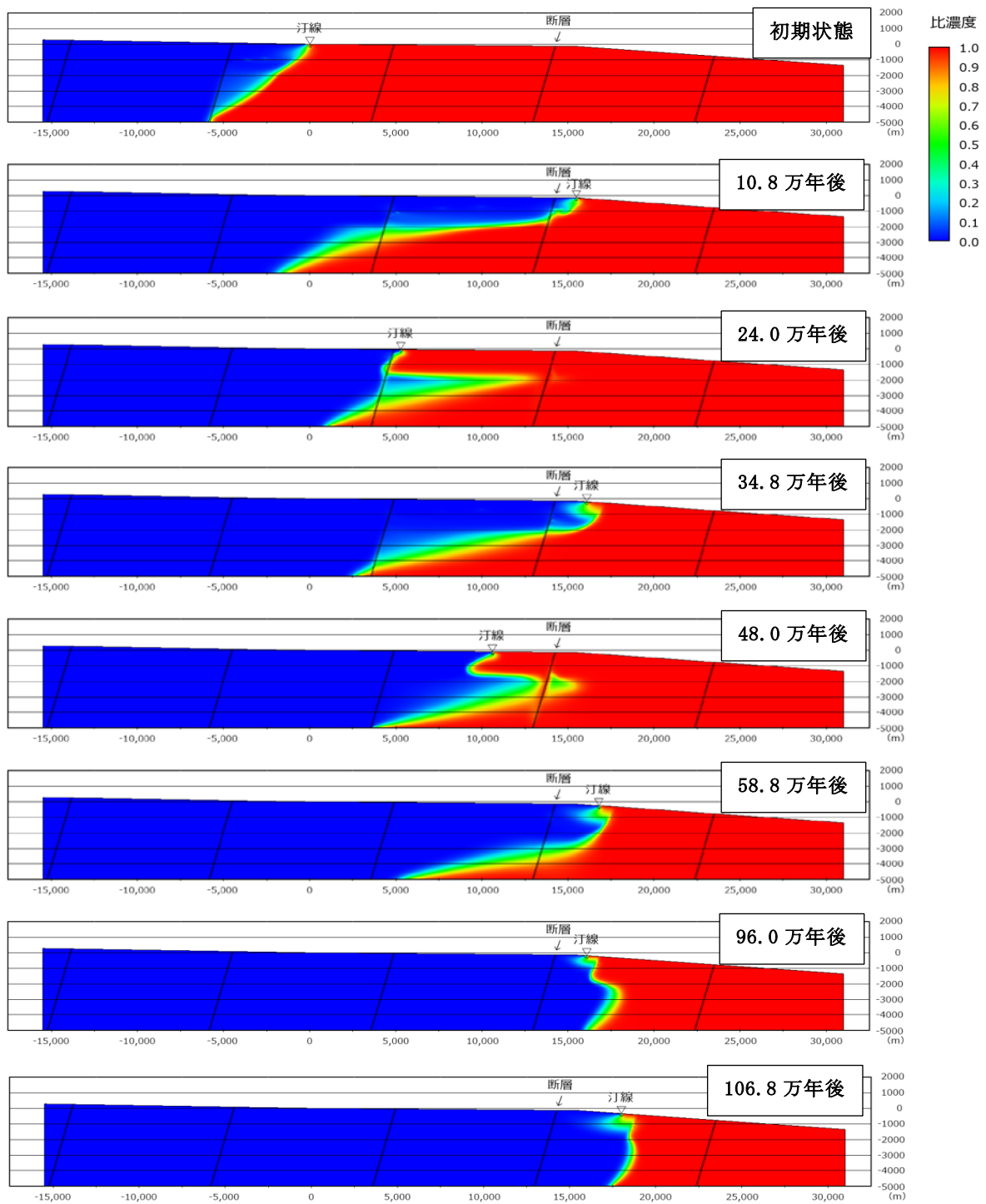


図 2.2.3-7 地下水流動解析結果の例（結晶質岩）

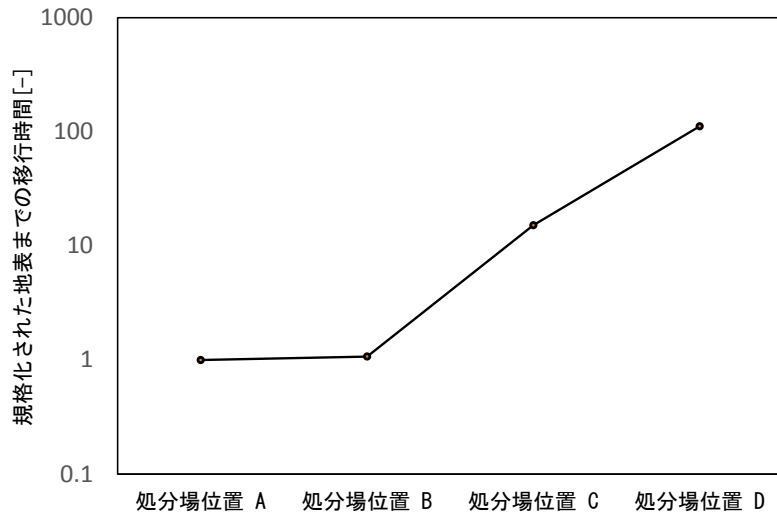


図 2.2.3-8 地表までの移行時間の比較

(処分場位置 A からの移行時間を 1 としたときの相対値を示す)

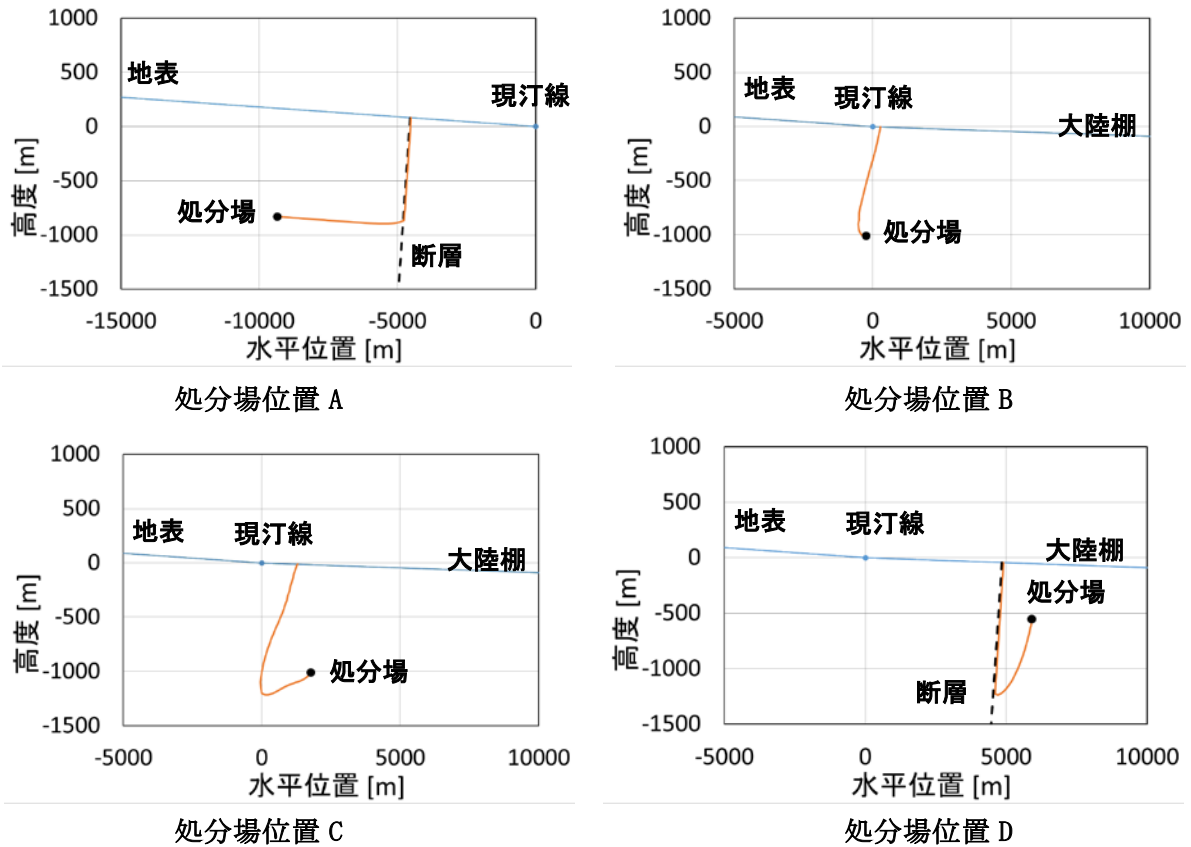


図 2.2.3-9 各処分場位置からの流跡線の例

(横軸の水平位置 0 m は、処分直後 (0 年) の現汀線の位置を意味する。
また、処分直後に処分場から地下水が移行し始めることを想定した。)

3) 処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いに関する一般的知見の整理

ここでは、処分場の位置の選択による閉じ込め性能の違いに関する2)において実施した定量的評価や過年度の検討から得られた知見を、処分場の位置の選択に応じた地表までの移行挙動の特徴を特徴づける因子を縦軸と横軸に配置したマトリクス形式で整理した。本検討で着目した非収着性の物質（比較的半減期が短いC-14などを想定）についての処分場の位置の選択に応じた地表までの移行挙動の特徴を特徴づける因子としては、2)の定量的評価などから、内陸と沿岸の区分および汀線からの位置の違いに着目し、それぞれを縦軸および横軸とした。これらを踏まえてマトリクス形式での整理を試みた結果を表2.2.3-4に示す。

沿岸側では、内陸側と比較して小さい動水勾配により地表までの移行時間を長く確保できる可能性があり、特に、現汀線から離れた沖合の場合では、塩淡境界の時間変遷の影響を受けにくいことが想定されるとともに、処分場のごく近傍に高透水性の断層が存在するような場合でも天然バリアでの閉じ込めが期待できる可能性があると考えられる。

これらの知見は、今後対象とする地質環境条件が仮定される、あるいは具体化された場合に、その条件に適用可能な設計オプションを絞り込む際の、安全性の観点での一般的な留意事項として参考になると考えられる。

表 2.2.3-4 処分場位置の選択による天然バリア中での非収着性核種（C-14等）の閉じ込め性能の知見のまとめ

| | 汀線からの距離 | |
|----|---|--|
| | 遠い | 近い |
| 内陸 | 核種の減衰に十分な移行時間が確保されるためには現実的範囲で透水係数ができるだけ低いことや、断層などの高透水性構造までの距離が大きい等の条件が必要となる可能性がある。 | 塩淡境界に沿って上向きの比較的速い流れが生じやすいため、核種の減衰に十分な移行時間が確保されるために必要な条件は、左記と同様に厳しくなる傾向がある。 |
| 沿岸 | 内陸と比較すると、核種の減衰に十分な移行時間が確保され易い傾向にあると考えられる。 上記の傾向が基本であり、断層などの高透水性構造までの距離が近いなどの場合でも核種の減衰に十分な移行時間が確保できる可能性もある。 | 上記の傾向が基本であるが、内陸の場合と同様の、塩淡境界に沿った上向きの比較的速い流れの影響を受ける可能性には留意が必要。 |

(4) 設計オプションの選択による閉じ込め性能の違いの統合的な分析・整理

ここでは、設計オプションの選択による閉じ込め性能の違いに関する(2)と(3)および過年度での検討結果の統合的な分析・整理を試みた。得られた主な特徴を表2.2.3-5にまとめた。

まず、設計オプションの選択による閉じ込め性能の違いについては、(1)でも述べたように、使用済燃料直接処分の安全評価においても、ニアフィールドアプローチが有効であるとされ（原子力機構、2015）、ニアフィールドアプローチでは人工バリアの閉じ込め特性や核種の収着性に影響を及ぼす地球化学的特性および水理学的特性の安定性が重要とされるが（増田、2016）、これらの条件とここまでの検討で対象とした設計オプション（定置方式、処分場の位置）、さらには着目する核種の特徴との組み合わせによって、ニアフィールドの閉じ込め性能

に差が生じる可能性、また、ニアフィールド以外での閉じ込め性能も重要となる可能性などを、これまでの検討の成果としていくつかの具体例とともに提示することができた。これに加えて、ここまでの検討で対象とした設計オプションに対して以下の設計オプションを追加することで、これまでの検討で対象とした設計オプションの閉じ込め性能をさらに向上させる可能性、あるいはここまでの検討で対象とした設計オプション間で生じた閉じ込め性能の差を緩和できる可能性なども期待できる。後者の「閉じ込め性能の差を緩和できる可能性」は、それにより選択可能な設計オプションが広がるという効果にもつながる可能性がある。

- 長寿命処分容器

天然バリア中においてC-14の移行時間を確保することが期待し難い状況にあり、かつ人工バリアからの核種移行率も比較的大きい場合には、C-14が顕著に減衰せずに生活圏に至る可能性がある。このような場合には、銅やチタン合金、あるいは2.1.2項で示した高耐食性材料を外殻として用いた複合型の処分容器（内部の構造材は炭素鋼製）などを採用することで、C-14を容器内で減衰させるのに十分な閉じ込め期間（2～3万年以上）を確保するというオプションを検討することが有用と考えられる。

- 処分孔内の廃棄体の多段配置

ニアフィールドを横断するような大規模かつ高透水性の構造と連続した高透水性領域となる処分坑道との交差が避けられない状況では、(2)で示したように、縦置き方式がアクチニドなどの収着性核種の閉じ込め性能を確保するために有利となる場合もあり得ると考えられる。これは、(2)で分析したように、縦置き方式では、処分孔内の廃棄体から処分坑道まで一定の離隔が保たれることにより、透水性が高く連続性も高い坑道沿いのEDZを有する処分坑道に至る物質の量が少なくなり、処分孔の緩衝材から母岩に直接移行する物質の割合が相対的に増加するためと考えられる。このため、処分孔内の廃棄体から処分坑道まで距離を長くすることにより、このような効果がさらに顕在化する可能性があり、その方策として、処分孔内に多段に廃棄体を配置するというオプションを検討することが有用と考えられる。

表 2.2.3-5 設計オプションの選択による閉じ込め性能の違いの特徴のまとめ

| | ニアフィールドの閉じ込め性能 | 広域的な領域の閉じ込め性能 |
|---------------------------|---|---|
| 収着性核種 | <ul style="list-style-type: none"> ○ 縦置き方式と横置き方式での閉じ込め性能に違いが生じ得るのは、大規模な高透水性の構造（断層など）が処分坑道沿いのEDZと連結して主要な移行経路を形成する場合等に限定されると考えられる。 ○ このような場合、縦置き方式で廃棄体を処分孔内に多段配置することで閉じ込め性能をさらに高めることができる可能性がある。 | — |
| 非収着性核種 （短半減期核種（C-14等）） | — | <ul style="list-style-type: none"> ○ 処分場の位置については、広域的な領域での長い移行時間（遅い移行速度）が確保できることが重要となる。これらを検討する際には、例えば、動水勾配が小さいこと、塩淡水境界や断層などの高透水性構造との位置関係等が重要な留意点になると考えられる。 ○ 一方、処分容器の長寿命化が期待できれば、広域的な領域での移行時間（遅い移行速度）の確保の必要性が緩和され、処分場の位置の選択肢が広がる可能性がある。 |

(5) まとめ

設計オプションの選択に依存してバリアの閉じ込め性能にどのような違いが生じるかについて、設計オプションと環境条件の多様性の組合せなどの比較・評価を行う手法を構築するとともに、これに基づき、坑道周辺のニアフィールドにおける閉じ込め性能に着目した定置方式の設計オプション、および非収着性核種（比較的半減期が短いC-14などを想定）の閉じ込め性能の向上に着目した処分場の位置の設計オプションを主な対象として検討を行った。

定置方式の違い（横置き方式、縦置き方式）については、断層のような大規模な高透水性の構造と処分坑道沿いの連続性の高いEDZが交差して主要な移行経路を形成するような、性能評価において厳しい条件での検討を行った。その結果、横置き定置方式では、複数の廃棄体から放出した核種がEDZを介して大規模高透水性構造に収斂して母岩中を移行することになり、それに対して縦置き方式では、縦置き方式に特有の処分孔の緩衝材から岩盤に直接移行する割合が相対的に大きくなることにより、横置き方式よりも相対的に高い閉じ込め性能が示された。

処分場の位置の違い（内陸部／沿岸部、深度の違いなど）については、沿岸側に処分場を建設する場合では、内陸側に建設する場合と比較して小さい動水勾配により地表までの移行

時間を長く確保できる可能性があり、比較的近傍に塩淡水境界や高透水性の断層が存在する場合でも、天然バリアでの閉じ込めが期待できる可能性があることが示唆された。

上記検討結果については、本検討で想定した特定の条件下における知見として整理するだけでなく、より一般性の高い知見としていくための分析と整理を試みるとともに、さらに、ここまでの検討で対象とした定置方式や処分場の位置などの設計オプションに対して、別の設計オプション（廃棄体の処分孔内多段配置、長寿命処分容器の適用）との組み合わせを考えることによる閉じ込め性能の向上の可能性などについても考察を試みた。

今後の課題としては、閉じ込め性能の違いが生じる条件や生じる違いの定量的な分析・整理を、多段配置や長寿命処分容器も含めたより広範な設計オプションの組み合わせを対象として拡充していくことが考えられる。

【参考文献】

- Amano, Y., Sasao, E., Niizato, T., and Iwatsuki, T. (2012): Redox buffer capacity in water-rock-microbe interaction systems in subsurface environment. *Geomicrobiology Journal*, 29, 628-639.
- Bruno, J. and Ewing, R. C. (2006): Spent Nuclear Fuel, *Elements*, 2, pp.343-349.
- Cachoir, C., Carbol, P., Cobos-Sabate, J., Glatz, J. P., Grambow, B., Lemmens, K., Martínez-Esparza, A., Menecart, T., Ronchi, C., Rondinella, V. V., Serrano-Purroy, D., Spahiu, K., Wegen D. and Wiss, T. (2005): Effect of Alpha Irradiation Field on Long-Term Corrosion Rates of Spent Fuel, Contract No. FIKW-CT-2001-00192 SFS, European Commission, Deliverable D9.
- Cui, Yu-Jun (2017): On the hydro-mechanical behavior of MX80 bentonite-based materials. *Journal of Rock Mechanics and geotechnical Engineering*. 9, 565-574.
- Daniels, L., Belay, N., Rajagopal, B.S., and Weimer, P.J. (1987): Bacterial methanogenesis and growth from CO₂ with elemental iron as the sole source of electrons. *Science*, 237, 509-511.
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構(2005): TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02.
- Dinh, H.T., Kuever, J., Musmann, M. Hassel, A.W. Stratmann, M. and Widdel, F. (2004): Iron corrosion by novel anaerobic microorganisms. *Nature*, 427, 829-32.
- Evins, L. and Kärnbränslehantering, S. (2013): Progress report on evaluation of long term safety of proposed SFL concepts. SKB R-13-41.
- Evins, L. Z., Juhola, P. and Vähänen, M. (2014): REDUPP Finel Report, SKB/Posiva Working Report 2014-12.
- Ferry C., Lovera P., Poinssot C. and Johnson L. (2004): Quantitative Assessment of the Instant Release Fraction (IRF) for Fission Gases and under Geological Disposal Conditions. *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.* 807, 35-40.
- Ferry, C., Piron, J-P., Poulesquen, A. & Poinssot, C. (2009): Radionuclides release from spent fuel under disposal conditions: re-evaluation of the Instant Release Fraction, *Mat. Res.Soc.Symp. Proc.* Vol.1107, pp.447-454
- Fors, P., Carbol, P., Van Winckel, S. & Spahiu, K. (2009): Corrosion of high burn-up structured UO₂ fuel in presence of dissolved H₂, *J.Nucl. Mat.* Vol.394, pp.1-8.
- Fredrickson, J.K. and Fletcher, M. (eds.)(2001): *Subsurface microbiology and biogeochemistry*. Wiley-Liss, Inc., New York.
- 深谷祐一, 明石正恒, 佐々木英二, 辻川茂男(2007): Ni-Cr-Mo 合金の腐食すきま再不動態化 電位測定方法の最適化, *材料と環境*, vol.56, No.9, pp.406-413.
- Garisto, F., Gobien, M., Kremer, E. and Medri, C. (2012): Fourth Case Study: Reference Data and Codes. TR-2012-08, NWMO.

- 原子力安全研究協会 (2013): 実務テキストシリーズ No.3 軽水炉燃料のふるまい (改訂第5版)
- 原子力発電技術機構 (1999): 平成10年度 軽水炉改良技術確証試験 (高燃焼度等燃料に関するもの) に関する報告書.
- 原子力発電技術機構 (2002): 平成13年度高燃焼度等燃料安全試験に関する報告書 (PWR 高燃焼度燃料総合評価編)
- 原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会 (2004): 基本シナリオの核燃料サイクルコスト比較に関する報告書
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2015): わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価—直接処分第1次取りまとめ—, JAEA 技術報告書 JAEA-Research 2015-016.
- Gray, W. J. (1999): Investigation of Iodine-129 and Cesium-137 in the Gaps and Grain Boundaries of LWR Spent Fuels, Mat Res Soc. Symp. Proc. 556, 487-494.
- 原環機構 (原子力発電環境整備機構) (2011): 地層処分事業のための安全評価技術の開発 (II) —核種移行解析モデルの高度化—, NUMO-TR-10-10.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2014): 平成25年度地層処分技術調査等事業 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発報告書 (第2分冊) —炭素14長期放出挙動評価—
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2015): 平成24年度地層処分技術調査等事業 TR 廃棄物処分技術ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発報告書 (第3分冊) —放射化金属廃棄物中のC-14の放出挙動評価—.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2016): 平成27年度地層処分技術調査等事業 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発報告書 (第2分冊) —炭素14長期放出挙動評価—
- 春名匠, 山本達也, 宮入洋志, 柴田俊夫, 谷口直樹, 坂巻景子, 立川博一 (2015): 大気中で Fe を高温酸化させた皮膜中への D2O の拡散浸透挙動, 材料と環境, Vol.64, No.5, pp.201-205.
- 平野伸一, 長岡亨, 伊勢孝太郎, 天野由記, 松本伯夫 (2015) 土壌微生物群集によって誘引される炭素鋼腐食とそのメカニズムの解析. 材料と環境, 64, 535-539.
- Humphreys, P. N., West, J. M. and Metcalfe, R. (2010): Microbial effects on repository performance. Quintessa Report for NDA, QSR-1378Q-1, Version 3.0.
- 去来川汎人, 伊藤勝, 中村雅英 (1996): TRU 廃棄物処分に係る研究開発の現状調査 (1) PNC TN1420 96-014.
- 石谷和己, 柴田雅博, 江橋健, 若杉圭一郎, 牧野仁史, 蛭名貴憲 (2015): 直接処分研究のための使用済燃料の多様性を考慮したモデルインベントリ評価, 日本原子力学会, 2015秋, 予稿集 H46.
- 磯本良則, 松尾慎也 (2012): SUS316L ステンレス鋼の孔食電位および孔食成長挙動に及ぼす金属イオンの影響, 材料と環境, Vol.61, No.5, pp.213-218.

- Johnson, L. (2014): A model for radionuclide release from spent UO₂ and MOX fuel, Nagra NAB 13-37.
- Johnson, L. H. and McGinnes D. F. (2002): Partitioning of Radionuclides in Swiss Power Reactor Fuels, Nagra TR 02-07.
- Johnson, L., Günther-Leopold, I., Kobler Waldis, J., Linder, H.P., Low, J., Cui, D., Ekeroth, E., Spahiu, K. & Evins, L.Z. (2012): Rapid aqueous release of fission products from high burn-up LWR fuel: Experimental results and correlations with fission gas release, J. Nucl. Mat. Vol.420, pp.55-62.
- Johnson, L.H. and Smith, P.A. (2000): The interaction of radiolysis products and canister corrosion products and the implications for spent fuel dissolution and radionuclide transport in a repository for spent fuel, Nagra Technical Report 00-04.
- Johnson, L., Ferry, C., Poinssot, C., Lovera, P. (2005): Spent fuel radionuclide source-term model for assessing spent fuel performance in geological disposal. Part I: Assessment of the instant release fraction. J. Nucl. Mater. 346, 56-65.
- 角谷和志, 水谷聡, 貫上佳則(2009): 水銀化合物の溶解度の pH 依存性と土壌への吸着特性, 第 20 回廃棄物資源循環学会研究発表会, 名古屋, 2009 年 9 月.
- 核燃料サイクル開発機構 (1999): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性、地層処分研究開発第二次取りまとめ一分冊 2 地層処分の工学技術、JNC TN1400 99-022.
- 核燃料サイクル開発機構 (1999): わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性、地層処分研究開発第二次取りまとめ一総論レポート、JNC TN1400 99-020.
- Kaneko, S., Tanabe, H., Sasoh, M., Takahashi, R., Shibano, T. and Tateyama, S. (2003): A study on the chemical forms and migration behavior of Carbon-14 leached from the simulated hull waste in the underground condition., Mat. Res. Soc. Proc., 757, 621-626.
- Kienzler, B., Metz, V. and Valls, A. (2014): Fast/Instant Release of Safety Relevant Radionuclides from Spent Nuclear Fuel FIRST-Nuclides, EUROPEAN COMMISSION D-N° :5.13.
- Kolar, M. and King, F. (2003): The Mixed Potential Model User and Theory Manual: MPMRelease 2 (MPM-2) Code Versions V1.3 and V1.4, OPG Report 06819-REP-01200-10104-R00.
- Kurimoto, Y., et al. (1997): CHEMICAL BEHAVIOR OF SILVER IODIDE UNDER REDUCING CONDITION, Sixth Int. Conf. Migration, SENDAI. Levich, V. G. (1962): Physicochemical Hydrodynamics, p.134-135, Prentice-Hall, INC.
- Lassmann, K., Schubert, A., Van de Laar, J., & Walker, C.T. (2002): On the diffusion coefficient of caesium in UO₂ fuel. Nuclear Energy Agency of the OECD (NEA): Organisation for Economic Co-Operation and Development - Nuclear Energy Agency.

- Leung, C., Holton, D. Thetford, R. (2014): Review of the current status of work on enhanced bentonite buffer materials, RWMD Project RP51 TN-E2. 2.
- Little, B.J., and Lee, J.S. (2007): Microbiologically influenced corrosion. Wiley series in Corrosion, R. Winston Revie, Series Editor, Wiley-Interscience.
- 増田 純男 (2016): 高レベル放射性廃棄物を地下深く終う地層処分, 公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター, 2016
- Masurat, P., Eriksson, S. and Pedersen, K. (2010a): Evidence of indigenous sulfate-reducing bacteria in commercial Wyoming bentonite MX-80. Applied Clay Science, 47, 51-57.
- Masurat, P., Eriksson, S. and Pedersen, K. (2010b): Microbial sulfide production in compacted Wyoming bentonite MX-80 under in situ conditions relevant to a repository for high-level radioactive waste. Applied Clay Science, 47, 58-64.
- Mori, K., Tsurumaru, H., and Harayama, S. (2010): Iron corrosion activity of anaerobic hydrogen-consuming microorganisms isolated from oil facilities. J. Biosci. Bioeng., 110, 426-430.
- Nagra (2002): Project Opalinus Clay Safety Report, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), Nagra Technical report NTB 02-05.
- NAGRA(2002): Project Opalinus Clay Safety Report, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level-waste (Enstorgungsnachweis). NTB 02-05.
- 西方篤 (2014): 電気化学インピーダンス法を用いたベントナイト中における炭素鋼の腐食モニタリング, 材料と環境 2014 講演集, pp. 199-200.
- 西村務, 和田隆太郎, 西本英敏, 藤原和雄, 谷口直樹, 本田明 (1999): ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動に及ぼす微生物の影響. 核燃料サイクル開発機構 技術報告書 JNC TN8400 99-077.
- NWMO (2012): Adaptive Phased Management Used Fuel Repository Conceptual Design and Postclosure Safety Assessment in Crystalline Rock Pre-Project Report, NWMO TR-2012-16.
- Nykyri, M., Nordman, H., Marcos, N., Löfman, J., Poteri, A. and Hautajärvi, A. (2008): Radionuclide Release and Transport - RNT-2008, POSIVA report 2008-06.
- 小田治恵, 柴田雅博, 油井三和 (1999): 地層処分研究開発第二次取りまとめにおける緩衝材間隙水化学の評価, JNC TN8400 99-078.
- Ollila, K. (2008): Dissolution of unirradiated UO₂ and UO₂ doped with ²³³U in low- and high-ionic-strength NaCl under anoxic and reducing conditions, Posiva Working Report 2008-50.
- Pedersen, K. (1999): Subterranean microorganisms and radioactive waste disposal in Sweden. Engineering Geology. 52, 163-176.

- Pedersen, K. (2001) Diversity and activity of microorganisms in deep ligneous rock aquifers of the Fennoscandian Shield. In: Fredrickson, J.K., and Fletcher, M. (eds). *Subsurface Microbiology and Biogeochemistry*. Chichester: Wiley, pp. 97-139.
- Pedersen, K. (2010): Analysis of copper corrosion in compacted bentonite clay as a function of clay density and growth conditions for sulfate-reducing bacteria. *J. Appl. Microbiol.*, 108, 1094-1104.
- Pedersen, K., Motamedi, M., Karnland, O. and Sandén, T. (2000): Cultivability of microorganisms introduced into a compacted bentonite clay buffer under high-level radioactive waste repository conditions. *Engineering Geology*, 58, 149-161.
- Poinsot, C., (2005): FINAL REPORT OF THE EUROPEAN PROJECT SPENT FUEL STABILITY UNDER REPOSITORY CONDITIONS, CEA-R-6093
- Poinsot, C., Ferry, C., Kelm, M., Grambow, B., Martinez, A., Johnson, L., Andriambololona, Z., Bruno, J., Cachoir, C., Cavedon, J. M., Christensen, H., Corbel, C., Jegou, C., Lemmens, K., Loida, A., Lovera, P., Miserque, F., De Pablo, J., Poulesquen, A., Quinones, J., Rondinella, V., Spahiu, K. and Wegen D. H. (2005): Spent Fuel Stability Under Repository Conditions - Final Report of the European Project, Contract No. FIKW-CT-2001-00192 SFS.
- Posiva Oy (2013): Safety Case for the Disposal of Spent Fuel at Olkiluoto - Performance assessment 2012. WR 2012-07, Posiva Oy.
- POSIVA(2012): Safety case for the disposal of spent nuclear fuel at Olkiluoto -Models and data for the repository system 2012. Posiva Report. POSIVA 2013-01.
- Pugh, E. N., Montague, W. G. and Westwood, A. R. C. (1966): Stress-corrosion cracking of copper, *Corrosion Science*, Vol. 6, pp. 345-347.
- Roudil, D., Jegou, C., Broudic, V., Muzeau, B., Peugeot, S. & Deschanel, X. (2007): Gap and grain boundary inventories for pressurized water reactor spent fuels, *J. Nucl. Mat.* Vol. 362, pp. 411-415.
- 佐治悦郎, 井田俊一, 若松明弘, 河越稔之, 清水純太郎, 堀元俊明 (2009): PWR 燃料・炉心の更なる信頼性向上・高度化に向けた取組み, *三菱重工技報*, vol. 46, No. 4, pp. 28-32.
- Shibata, T., Watanabe, M., Taniguchi, N. and Shimizu, A. (2014): Modelling of carbon steel corrosion under oxygen depleted environment. *Corrosion Engineering, Science and Technology*, 2014, vol. 49, No. 6, 435-441.
- 柴田俊夫, 渡邊正敏, 谷口直樹, 清水亮彦 (2013): 酸素欠乏環境における炭素鋼腐食モデリング, *材料と環境*, Vol. 62, No. 2, 70-77.
- Shoosmith, D. W. (2007): Used Fuel and Uranium Dioxide Dissolution Studies - A Review, NWMO TR-2007-03.
- SKB (2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar - a first evaluation Main Report of the SR-Can project Spent nuclear fuel for disposal in

- the KBS-3 repository. TR-06-09.
- SKB (2011): Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark
Main report of the SR-Site project, SKB TR-11-01.
- SKB(1999): Deep repository for spent nuclear fuel SR97-Post-clisure safety, SKB
TR-99-06.
- SKB(2010): Geosphere process report for the safety assessment SR-Site. Technical Report
TR-10-48.
- SKI (Swedish Nuclear Power Inspectorate) (1996): SKI SITE-94: Deep repository
performance assessment project, SKI Report 96:36 (2 volumes).
- Söderlund, M., Lehto, J., Hakanen, M., Vaaramaa, K. and Lahdenperä, A-M (2011): Sorption
of iodine chlorine, technetium and cesium in Soil, Working Report 2011-04, POSIVA.
- Stroes-Gascoyne, S. (1996): microbial analysis of the buffer/container experiment at
AECL' s Underground Research Laboratory. Atomic Energy of Canada Limited,
AECL-11436 (CC2-11436E).
- Stroes-Gascoyne, S. and Hamon, C. J. (2010): The Effects of Elevated Temperatures on
the Viability and Culturability of Bacteria Indigenous to Wyoming MX-80 Bentonite.
Nuclear Waste Management Organization (NWMO) Technical Report NWMO TR-2010-08.
- Stroes-Gascoyne, S., Hamon, C. J. and Maak, P. (2011): Limits to the use of highly
compacted bentonite as a deterrent for microbially influenced corrosion in a
nuclear fuel waste repository. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 1630-1638.
- Stroes-Gascoyne, S., Hamon, C. J. and Maak, P. (2011): Limits to the use of highly
compacted bentonite as a deterrent for microbially influenced corrosion in a
nuclear fuel waste repository. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 1630-1638.
- Stroes-Gascoyne, S., Pedersen, K., Haveman, S. A., Dekeyser, K., Arlinger, J., Daumas,
S., Ekendahl, S., Hallbeck, L., Hamon, C. J., Jahromi, N. and Delaney, T. L. (1997):
Occurrence and identification of microorganisms in compacted clay-based buffer
material designed for use in a nuclear fuel waste disposal vault. *Can. J. Microbiol.*,
43, 1133-1146.
- Stroes-Gascoyne, S. (1996): Mesurement of instant-release source terms for ^{137}Cs , ^{90}Sr ,
 ^{99}Tc , ^{129}I and ^{14}C in used CANDU fuels. *J. Nucl. Mater.* 238, 264-277.
- Suzuki, Y. (1981): Stress Corrosion Cracking of pure Copper in Dilute Ammonical
Solutions, *Corrosion Science*, 21, pp.353-368.
- 鈴木英明、中間茂雄、藤田朝雄、今井久、九石正美(2012): 熱 - 水 - 応力 - 化学連成解析に
よる緩衝材の地球化学環境の変遷に着目したニアフィールド長期挙動評価の一例。原子
力バックエンド研究, 19, 39-50.
- Tait, J. C., Cornett, R. J. J, Chant, L. A., Jirovec, J., McConnel, J. and Wilkin, D. L., (1997) :
Determination of ClImpurities and Cl36 instant rerelease from used CANDU fuels. *Mat
Res Soc. Symp. Proc.* 465, pp.503-510.

- Takeuchi, A., and Inoue, A. (2001): Evaluation of glass-forming ability for metallic glasses from time-reduced temperature-transformation diagram, *Materials Transactions*, Vol. 42, pp. 2374-2381.
- Taniguchi and Kawasaki(2008): Influence of sulfide concentration on the corrosion behavior of pure copper in synthetic seawater, *Journal of Nuclear Materials*, Vol. 379, pp. 154-161.
- 谷口直樹, 川崎学, 杉田裕, 柴田雅博, 本田明(2014): ベントナイト再冠水過程における炭素鋼の腐食モニタリング, 第 61 回材料と環境討論会講演集, B209.
- 谷口直樹, 川崎学, 内藤守正(2008): 低酸素濃度下での模擬地下水の飽和した圧縮弁とナイト中における炭素鋼の腐食挙動, *材料と環境*, Vol. 59, No. 11, pp. 418-429.
- Till, B.A., Lenly, J. Weathers, Pedro J.J. Alvarez, J.J. (1998): Fe(0)-Supported Autotrophic Denitrification. *Environ. Sci. Technol.*, 32, 634-639.
- Uhlig, H. H. and Duquette, D. J. (1969): "Alleged stress-corrosion cracking of pure Cu", *Corrosion Science*, 9, pp. 557-560.
- Vesterlund G. & Corsetti L. V. (1994): Recent ABB fuel design and performance experience, *Proc. International Topical Meeting on Light Water Reactor Fuel Performance*, West Palm Beach, Florida, April 17-21, p. 62, ANS..
- Wang, Z. J., Huang, Y.H., Yang, Y., Wang, J.C., and Liu, C.T. (2015): Atomic-size effect and solid solubility of multicomponent alloys, *Scripta Materialia*, Vol. 94, pp. 28-31.
- Wang, Q., Tang, AM, Cui YJ, Barnichon JD, Delage P, Ye WM. (2013): The effects of technological voids on the hydro-mechanical behavior of compacted bentonite-sand mixture. *Soils and Foundations*, 53(2), 232-245.
- Werme, L. O., Johnson, L. H., Oversby, V. M., King, F., Spahiu, K., Grambow, B. and Shoosmith, D. W. (2004): Spent fuel performance under repository conditions : A model for use in SR-Can, SKB TR-04-19.
- West, J.M., McKinley, I.G. and Stroes-Gascoyne, S. (2002): Microbial effects on waste repository materials. In Keith-Roach, M.J. and Livens, (ed.) *Interactions of Microorganisms with Radionuclides*, Elsevier, 255-277.
- Wilson, C.N., Gray, W.J. (1990): Measurement of soluble nuclide dissolution rates from spent fuel. *Mat Res Soc. Symp. Proc.* 176, 489-498.
- Yamaguchi, I., Tanuma, S., Yasutomi, I., Nakayama, T., Tanabe, H., Katsurai, K., Kawamura, W., Maeda, K., Katao, H. and Saigusa, M. (1999): A study on chemical forms and migration behaviour of radionuclides in hull wastes., *Proceedings of the 7th ASME-ICEM*, 99, Nagoya, Japan, September 1999.
- Yang, X., and Zhang, Y. (2012): Prediction of high-entropy stabilized solid-solution in multi-component alloys, *Materials Chemistry and Physics*, Vol. 132, pp. 233-238.
- Zhang, Y., Lu, Z.P., Ma, S.G., Liaw, P.K., Tang, Z., Cheng, Y.Q., and Gao, M.C. (2014):

Guidelines in predicting phase formation of high-entropy alloys, MRS Communications, Vol. 4, pp. 57-62.

Zhang, Y., Zhou, Y.J., Lin, J.P., Chen, G.L., and Liaw, P.K. (2008): Solid-solution phase formation rules for multi-component alloys, Advanced Engineering Materials, Vol. 10, pp. 534-538.

第 3 章

直接処分施設的设计検討

3. 直接処分施設の設計検討

本項目においては、使用済燃料の直接処分のための処分施設の設計検討を行った。検討対象は、使用済燃料に適用する人工バリア（処分容器、緩衝材）、アクセス坑道や処分坑道などからなる地下施設、廃棄体や緩衝材などを搬送・定置するための搬送・定置設備、使用済燃料を処分容器に封入する設備などからなる地上施設とした。また、使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々な方策（操業中および閉鎖後管理段階の保障措置ならびに核セキュリティ対策など）についての調査・検討、ならびに、処分容器の設計において実施される臨界安全性評価の不確実性の低減や処分後の未臨界性の確実な維持に向けた検討も実施した。以上に関する検討について、以下の構成で報告する。

- 3.1 人工バリアの設計
- 3.2 地下施設の概念設計
- 3.3 搬送・定置設備の概念設計
- 3.4 地上施設の概念設計
- 3.5 直接処分方策に関する調査・検討
- 3.6 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

3.1 人工バリアの設計

3.1.1 処分容器の設計

(1) 本項目の背景と目的

使用済燃料集合体を封入する処分容器は、ガラス固化体の処分におけるオーバーパックに相当する人工バリア要素であり、放射性核種の物理的な閉じ込めが基本的な要件として求められる。使用済燃料にはPWR使用済燃料とBWR使用済燃料があり、また、使用済燃料集合体毎に燃焼度や濃縮度が異なるものが存在し、それらはガラス固化体とは放射線量、発熱量、燃料組成、形状、寸法、重量などが異なるため、処分容器についても使用済燃料集合体の仕様や条件に適した設計を行う必要がある。また、処分容器の設計検討においては、人工バリアが成立するための要件として緩衝材の性能や特性に有意な影響を与えないこと、処分容器の製作・施工が技術的に可能であること、操業における処分容器や使用済燃料集合体の健全性・安全性を維持することについても十分考慮する必要がある。

直接処分第1次取りまとめにおいては、処分容器の設計において考慮すべき項目について、H12 レポートを基本として処分容器の設計要件が整理され、これに基づき、使用済燃料の直接処分において特有の要件として臨界安全性、遮へい性、構造健全性などを考慮して、PWR使用済燃料のレファレンス仕様を対象として炭素鋼処分容器の仕様が設定された（原子力機構、2015a）。直接処分第1次取りまとめの処分容器の設計では、臨界安全解析により、容器内部で未臨界を維持可能な使用済燃料集合体の最大収容体数（臨界安全性の要件）を確認し、次に、使用済燃料集合体の収容間隔を設定した上でH12 レポートと同様に放射線分解生成物による腐食への影響が生じないように設定された判断基準に基づき必要な遮へい厚さ（遮へい性の要件）を決定した。設定された遮へい厚さで必要な構造強度を持ちうること（構造

健全性（耐圧性）の要件）を構造解析により確認し、この遮へい厚さに腐食代を加え、処分容器の厚さとして設定した。

本項目では、PWR 使用済燃料集合体と BWR 使用済燃料集合体の特徴および多様性を考慮し、また、処分容器として炭素鋼処分容器および複合処分容器を対象として、処分容器の仕様検討を行った。検討の手順として、まず前提とする使用済燃料仕様を設定し、臨界安全性、遮へい性、構造健全性の観点から設計要件を満足する処分容器の仕様などを検討するとともに、緩衝材の性能に影響を及ぼさない許容最高温度に着目した伝熱性評価を実施して使用済燃料集合体の最大収容体数の確認を行った。さらに、以上の設計検討をもとに処分容器の仕様を例示した。

処分容器の仕様設定のための評価項目を以下に示す。各項目の評価においては、評価項目の特徴に応じて、処分容器および使用済燃料の条件のほかに、廃棄体の定置方式（横置き、縦置き）や岩盤（硬岩、軟岩）の条件を考慮した組合せパターンを設定し、それらの組合せ条件下において評価を行った。

臨界　： 未臨界を維持可能な燃料集合体の最大収容体数

未臨界を維持可能な最低燃焼度

遮へい　： 腐食防止の観点から必要となる板厚

高燃焼度燃料に対する板厚の十分性

構造　　： 処分容器の耐圧強度上必要となる板厚

銅外層のクリープ挙動影響

伝熱　　： 緩衝材の性能に影響を及ぼさない燃料集合体の最大収容体数

また、処分容器の製作性については、直接処分第 1 次取りまとめでは炭素鋼処分容器のみを対象とした検討を行ったが、本項目においては、複合処分容器を対象として、処分容器が異材による二重構造となる点に着目して検討を行った。

さらに、操業安全性・健全性維持の観点から、地上施設での封入から搬送・定置において想定される事故事象を検討して主要な課題を抽出し、それらについての影響評価や対策の検討を行った。

処分容器の仕様設定のため解析、処分容器の製作性、操業安全性・健全性維持のための検討を、以下(2)～(4)に、本項目のまとめを(5)に示す。

(2) 処分容器の仕様設定のための解析

本項目の検討の前提とする燃料仕様については、レファレンス仕様をベースとして、濃縮度や燃焼度の燃料多様性を考慮して設定した。PWR 使用済燃料のレファレンス仕様は直接処分第 1 次取りまとめのレファレンス仕様とした。BWR 使用済燃料のレファレンス仕様については、発電炉における採用実績、累積製造体数、初期濃縮度・取り出し燃焼度の保守性、六ヶ所再処理工場の事業許可申請における燃料仕様をもとに設定した。また、高燃焼度の設定は、設置許可上の集合体最高燃焼度（55 GWD MTU⁻¹）とした（平成 26 年度 pp.4-22～4-24）。処分容器の設計の前提とした燃料仕様を表 3.1.1-1 に示す。

表 3.1.1-1 検討の前提とした使用済燃料仕様

| 仕様 | PWR | BWR | 備考 |
|-----------------|--|-----------------------------|---------------------------|
| 濃縮度 | 3.4～4.8 % (4.5 %) | 4.0 % | ()内は直接処分第1次取りまとめのレファレンス仕様 |
| 燃焼度 | 39～55 GWD MTU ⁻¹ (45 GWD MTU ⁻¹) | 45～55 GWD MTU ⁻¹ | |
| 燃料配列 | 17×17 | 9×9 | |
| ペレット密度 | 理論密度の95 % | 理論密度の97 % | |
| 燃料有効長 | 3,600 mm | 3,710 mm | |
| ペレット直径 | 8.2 mm | 9.6 mm | |
| 集合体1体あたりの燃料棒の本数 | 264 本 | 72 本 | |

以下において、臨界安全性、遮へい性、構造健全性、伝熱性の評価に基づく処分容器の仕様検討を 1)～4)に示し、これらの検討に基づく処分容器の仕様を合理化の可能性とともに 5)に示す。

1) 臨界安全性

本項目では、PWR 使用済燃料集合体および BWR 使用済燃料集合体のそれぞれについて、処分後の未臨界性を維持可能な使用済燃料集合体の処分容器への最大収容体数を検討する（以下の①参照）とともに、わが国で使用されている従来型、高燃焼度化ステップ 1 燃料、高燃焼度化ステップ 2 燃料の 3 タイプごとに未臨界を維持可能な最低燃焼度を検討した（以下の②参照）。

① 最大収容体数

PWR 使用済燃料および BWR 使用済燃料の基本仕様（ただし、BWR 使用済燃料の燃焼度は、PWR 使用済燃料の場合と同じ 45 GWD MTU⁻¹を対象とした）、処分容器として炭素鋼処分容器、定置方式として縦置き方式および横置き方式、評価期間として処分後 100 万年の期間を対象に、未臨界を維持可能な最大収容体数を臨界安全解析により検討した。

臨界安全解析においては、燃料の燃焼に伴う反応度の低下を考慮する燃焼度クレジットの概念を導入することを前提として、処分後の使用済燃料の核種組成の変化を考慮した。本項目では、未臨界判定基準値を 0.95 とし、 $k_{eff}+3\sigma$ （ここで、 k_{eff} :実効増倍率、 σ :標準偏差）がこの値以下となるときに未臨界であると判定した。

処分容器の横置き定置および縦置き定置を想定した解析体系を、それぞれ図 3.1.1-1 および図 3.1.1-2 に示す。処分後に処分容器内部に地下水が浸入して腐食が進行することにより、使用済燃料集合体ならびに処分容器が破損し、処分容器内の複数の使用済燃料集合体が 1 領域に集まることによって大きな燃料領域を形成すると仮定して、臨界になり易い体系を

設定した。横置き定置の場合は、使用済燃料集合体ならびに処分容器が破損した場合も UO_2 燃料の水平方向長さがそのまま維持されるものとして、円筒形状の解析体系を設定した。縦置き定置の場合は、使用済燃料集合体ならびに処分容器が破損して崩れ落ち、使用済燃料領域の UO_2 ペレットと水減速材が均質化されて球状となった体系を設定した。

最大収容体数を評価した結果を表 3.1.1-2 に示す。PWR 使用済燃料で横置き定置方式の場合は 4 体であることが示された（平成 25 年度 p.4-3）。PWR 使用済燃料で縦置き定置とした場合については、1 体の場合は未臨界が維持され、2 体以上では臨界に達する結果となった。また、BWR 使用済燃料で横置き定置方式の場合には、収容体数の検討範囲の最大とした 12 体収容の場合においても未臨界が維持される結果となり、縦置き定置方式の場合には、4 体の場合は未臨界が維持され、7 体以上では臨界に達する結果となった。（平成 27 年度 pp.3-58~3-60）

実効増倍率の処分後の時間依存性について、BWR 使用済燃料の例を図 3.1.1-3 に示す。実効増倍率は処分後 50 年経過時点から増加し始め、10,000 年程度が経過した時点で極大となり、その後、減少する傾向を示した。このような傾向は PWR 使用済燃料の場合でも概ね同様であった。本項目の検討の成果は、他評価項目の成果と併せて一覧できるように 5) の表 3.1.1-5 にも示した。

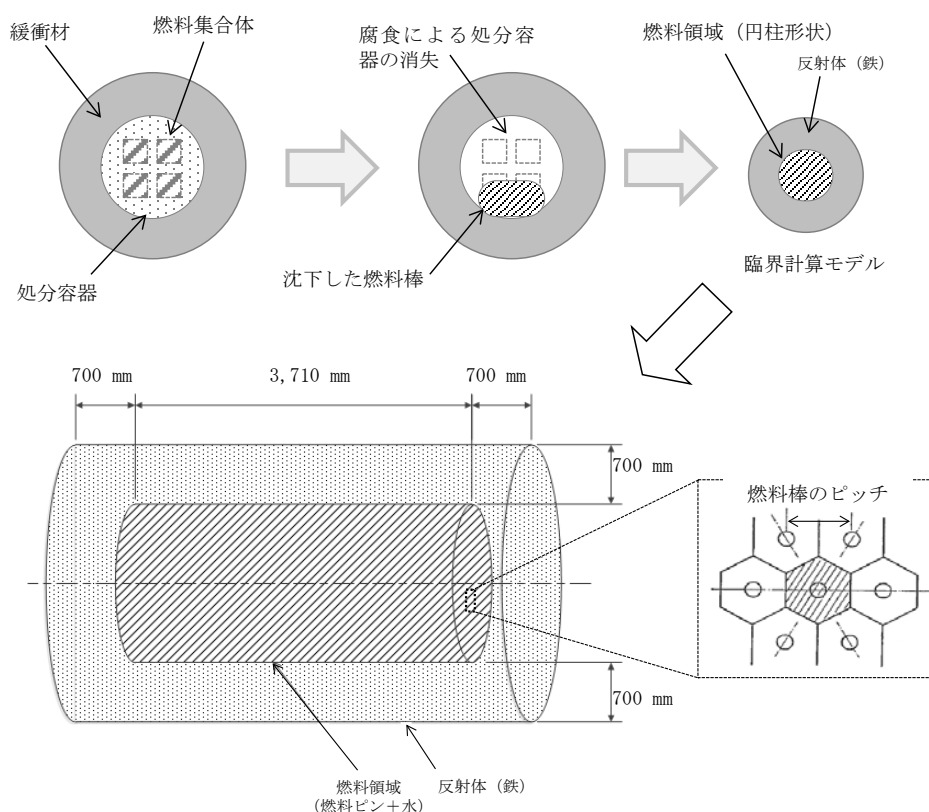


図 3.1.1-1 横置き定置を想定した臨界安全解析体系

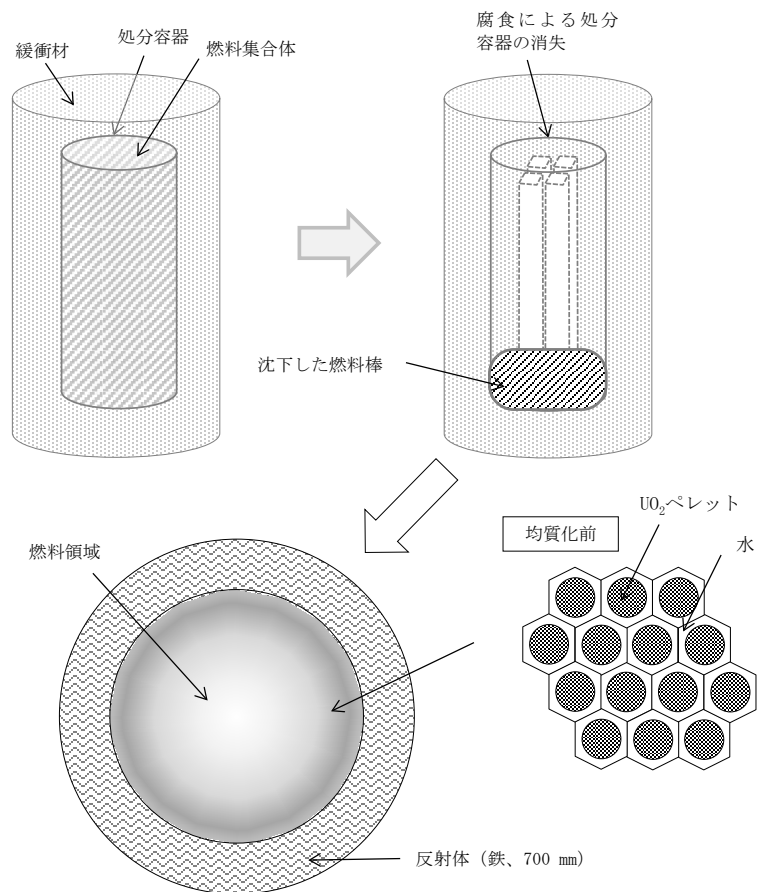


図 3. 1. 1-2 縦置き定置を想定した臨界安全解析体系

表 3. 1. 1-2 最大収容体数の評価結果

| | PWR 使用済燃料 | BWR 使用済燃料 |
|-------|-----------|-----------|
| 縦置き定置 | 1 体 | 4 体 |
| 横置き定置 | 4 体 | 12 体 |

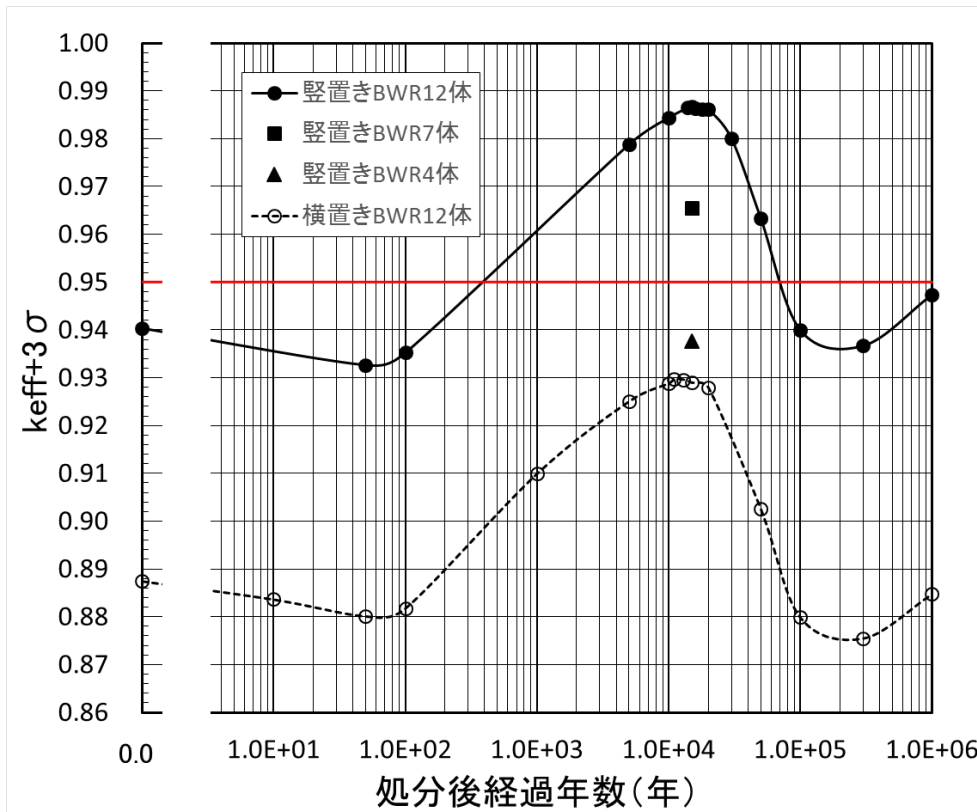


図 3.1.1-3 BWR 燃料集合体の臨界安全解析結果 (BWR 燃料集合体の例)

② 最低燃焼度

軽水炉から発生する使用済燃料には、種々の濃縮度および燃焼度のものが存在することから、こうした使用済燃料の多様性を考慮し、処分後の未臨界性を維持可能な燃焼度の下限（最低燃焼度）を、PWR 使用済燃料を対象として検討した。最低燃焼度が低いほど、より広範囲な燃焼度の使用済燃料に対して処分後の未臨界性が維持できることになる。なお、ここでは処分容器内部の臨界安全性を評価するための要素技術の検討結果（3.6 節で後述）の一部を踏まえて評価を行った。

PWR の UO_2 燃料として、わが国では従来型（濃縮度 約 3.4 wt%/最高燃焼度 39 $GWd t^{-1}$ ）、高燃焼度化ステップ 1 燃料（濃縮度 約 4.1 wt%/最高燃焼度 48 $GWd t^{-1}$ ）、高燃焼度化ステップ 2 燃料（濃縮度 約 4.8 wt%/最高燃焼度 55 $GWd t^{-1}$ ）の 3 タイプが使用されていることから、これら 3 タイプの UO_2 使用済燃料を対象とした。定置方向は横置きを対象とし、収容燃料については、炉取出し直後の燃料を想定し、収容体数は、前述の①項での最大収容体数の検討結果にもとづき 4 体に設定した。

なお、処分容器や使用済燃料集合体の金属材料の腐食の進展による形状の変化については考慮しなかった。

臨界安全解析モデルは、PWR 使用済燃料集合体 4 体を収容した処分容器の周囲を厚さ 700 mm の緩衝材が覆ったモデルとした。処分容器内の使用済燃料集合体収納スペースには水が満たされているものとし、使用済燃料集合体の上部および下部の構造材については無視した。境界条件は完全反射とした。使用済燃料集合体の幾何形状および燃料セル、計装管およびガイド管などの幾何形状については既往の文献（山本ほか，2015）と同様とした。

処分後の未臨界性を維持可能な最低燃焼度は、燃焼度クレジットを考慮した臨界安全解析での実効増倍率の計算結果と未臨界を判定する基準値を比較することで導出した（図 3.1.1-4、表 3.1.1-3）。未臨界を判定する基準値については、3.6 節の検討結果に基づき、0.95 と 0.98 の 2 種類に不確実性を考慮した値を設定した（平成 29 年度 pp. 3-66）。なお、燃焼度クレジットについては、中性子の吸収を考慮する対象核種として、核分裂生成物（以下、単に「FP」という）およびアクチニドの両方とした条件と、FP を対象とせずアクチニドのみとした条件の両方について臨界計算を実施した。その結果、FP を対象としない条件では、FP を対象とする条件と比較して、最低燃焼度が平均 10 GWd t⁻¹ 程度増加する結果となった。このことから、燃焼度クレジット対象核種の種類や未臨界を判定する基準値の設定が最低燃焼度への影響が大きいことを確認した。今後、わが国で実際に発生している使用済燃料の燃焼度分布のデータと本検討で評価された最低燃焼度との比較が重要である（平成 29 年度 p. 3-67）。

本項目の検討の成果は、他評価項目の成果と併せて一覧できるように 5) の表 3.1.1-5 にも示した。

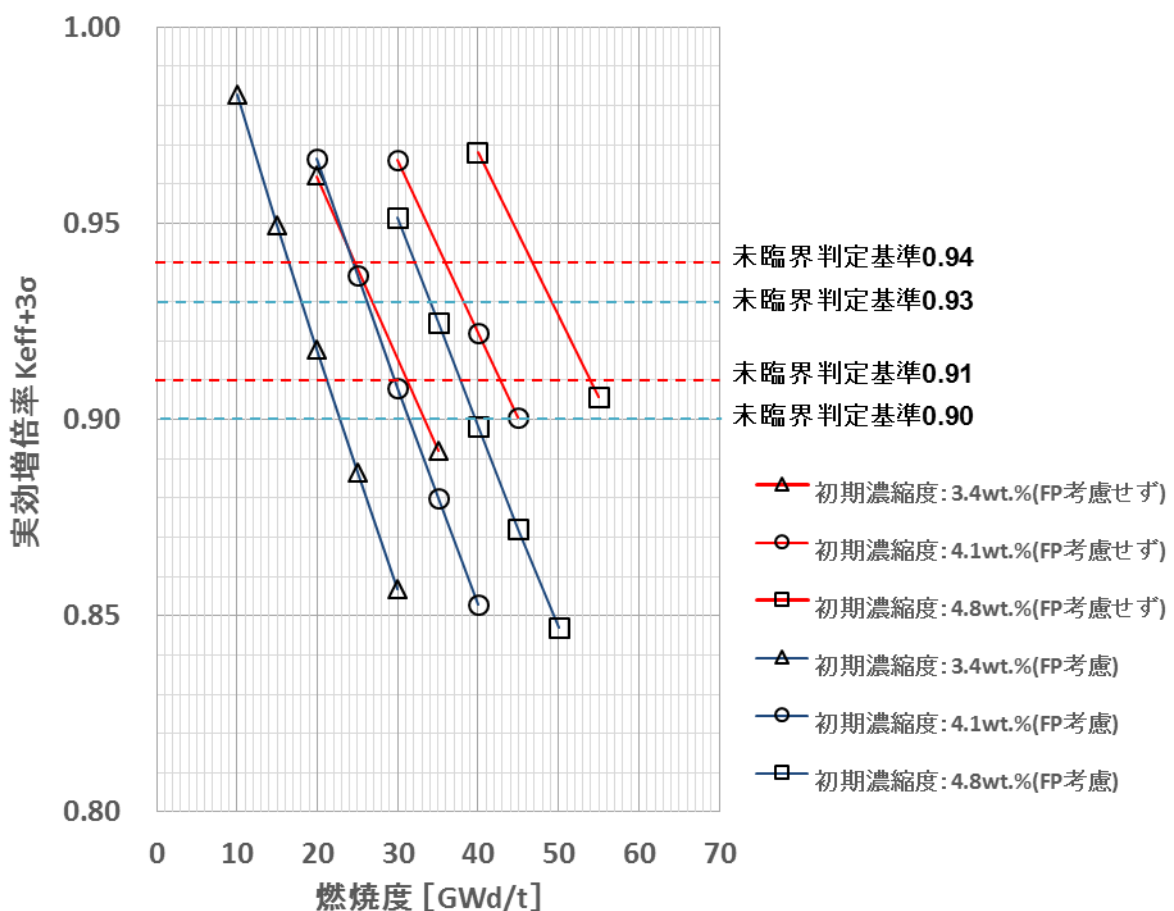


図 3.1.1-4 実効増倍率計算結果

表 3.1.1-3 未臨界を維持可能な最低燃焼度

| 燃料 | 燃料の 最高燃焼度 [GWd t ⁻¹] (設計仕様) | FP 考慮 | | FP 考慮せず | |
|--|--|---------------------|-------------------------------------|---------------------|-------------------------------------|
| | | 未臨界を 判定する 基準値 | 最低 燃焼度 [GWd t ⁻¹] | 未臨界を 判定する 基準値 | 最低 燃焼度 [GWd t ⁻¹] |
| PWR17x17 型 従来型燃料 (濃縮度 3.4 wt%) | 39 | 0.93 | 18.1 | 0.94 | 24.7 |
| | | 0.90 | 22.9 | 0.91 | 31.2 |
| PWR17x17 型 STEP-I (濃縮度 4.1 wt%) | 48 | 0.93 | 26.2 | 0.94 | 35.9 |
| | | 0.90 | 31.5 | 0.91 | 42.8 |
| PWR17x17 型 STEP-II (濃縮度 4.8 wt%) | 55 | 0.93 | 34.0 | 0.94 | 46.8 |
| | | 0.90 | 39.7 | 0.91 | 54.0 |

2) 遮へい性

処分容器の厚さによっては、使用済燃料集合体からの放射線が引き起こす水の放射線分解によって生成される酸化性化学種が処分容器の腐食に影響を及ぼす可能性がある。本項目では、放射線分解生成物による腐食への影響を防止する観点から、遮へい解析に基づき処分容器の必要厚さを確認し、その結果として裕度を見込み、処分容器の遮へい厚さを 100 mm に設定した（以下の①参照）。また、多様な使用済燃料に対する処分容器厚さの検討として、高燃焼度燃料を対象とした遮へい解析結果に基づき、遮へい厚さ（100 mm）の十分性を確認した（以下の②参照）。

① 処分容器の必要厚さ

本項目では、PWR 使用済燃料集合体または BWR 使用済燃料集合体を単数または複数体収容した処分容器を設定して遮へい解析を行い、放射線分解生成物による腐食への影響を防止する観点から必要な処分容器の厚さを確認した。

処分容器の必要厚さの確認においては、処分容器厚さをパラメータとして遮へい解析を行い、処分容器外側表面および緩衝材中の水の吸収線量率を計算し、その結果に基づき放射線分解によって発生する酸化性化学種の処分容器表面への供給速度を推定するとともに、それをカソード電流密度に換算し、H12 レポートでカソード電流密度の基準値として設定された値（ 1×10^{-4} A m⁻²）以下となる遮へい厚さを求めた。

PWR 使用済燃料のレファレンス仕様（濃縮度 4.5 %、燃焼度 45 GWd MTU⁻¹）については、直接処分第 1 次取りまとめにおいて、この方法に基づき、使用済燃料集合体を 2 体収容した場合に必要な遮へい厚さが約 60 mm であることが示され、設計上の遮へい厚さは 100 mm に設定された。

本項目では、BWR 使用済燃料集合体のレファレンス仕様（濃縮度 4.0 %、燃焼度 45 GWd MTU⁻¹）を対象とした検討を行った。BWR 使用済燃料集合体は PWR 使用済燃料に比べて、その断面寸法が小さく、また、燃料集合体当りのウラン装荷量も少ないことから、処分容器 1 体

当たりの収容体数は PWR 使用済燃料の場合より多くなるため、収容体数の設定幅が広く、処分容器内での使用済燃料集合体収容スペースの配置についても様々なパターンが考えられる。このため、処分容器表面で最大吸収線量率となる燃料収容体数および使用済燃料集合体収容スペースの配置条件を予備解析により明らかにした上で、その条件において遮へい解析を実施して腐食進展防止の観点から必要となる処分容器の厚さを確認した。収容体数の検討範囲を 6 体から 12 体までとした予備解析により、10 体収容の場合に処分容器表面での吸収線量率が最大となることが確認された。なお、隣接して定置されている処分容器からの放射線の寄与は、距離による減衰および緩衝材による遮へいにより十分低減され無視できると仮定して、処分容器 1 本に対する解析を行った。また、地下水の放射線分解により生成される酸化性化学種の影響に着目するため、緩衝材は水で飽和しているものと仮定した。遮へい解析結果に基づき、放射線分解によって発生する酸化性化学種の処分容器表面への供給速度を推定してそれをカソード電流密度に換算し、その値が H12 レポートで設定されたカソード電流密度の基準値以下となる遮へい厚さを求めると約 75 mm となった。これに余裕を見込み、遮へい厚さを、PWR 使用済燃料を対象とした場合と同じ 100 mm に設定した（平成 27 年度 pp. 3-68～3-69）。

本項目の検討の成果は、他評価項目の成果と併せて一覧できるように 5) の表 3.1.1-5 にも示した。

② 多様な使用済燃料に対する処分容器厚さの検討

軽水炉から発生する使用済燃料には、種々の濃縮度および燃焼度のものが存在することから、こうした使用済燃料の多様性も考慮して処分容器厚さの検討を行う必要がある。そこで本項目では、前述の①で対象とした燃料よりも線源強度が大きく放射線遮へいの点でより厳しい結果となることが予想される燃料を対象として、①で設定した遮へい厚さ（100 mm）の十分性を確認した。

PWR 高燃焼度燃料の場合の確認としては、濃縮度 4.8 %、燃焼度 55 GWD MTU⁻¹ の燃料を対象とした。収容体数については、直接処分第 1 次取りまとめにおいて、1 体から 4 体までを対象として、処分容器厚さ 150 mm 以下の場合、処分容器表面のカソード電流密度に関して、収容体数による違いはほとんどないことが示されている。そのため、本項目においては、直接処分第 1 次取りまとめにおいて人工バリアのレファレンス仕様の前提とされた 2 体を対象とした。前述の①と同様に、緩衝材中の吸収線量率の評価にもとづき、放射線分解によって発生する酸化性化学種の処分容器表面への供給速度を推定して換算したカソード電流密度は、H12 レポートで設定された基準値を下回っており、100 mm の遮へい厚さによって高燃焼度の PWR 使用済燃料に対しても十分対応可能であることが確認された。

BWR 高燃焼度燃料の場合については、濃縮度 4.0 %、燃焼度 55 GWD MTU⁻¹ の燃料を対象とした。収容体数は、前述の①での予備解析の結果を踏まえ、処分容器表面での吸収線量率が最大となる 10 体を対象とした。緩衝材中の吸収線量率の評価にもとづき、放射線分解によって発生する酸化性化学種の処分容器表面への供給速度を推定して換算したカソード電流密度は、H12 レポートで設定されたカソード電流密度の基準値を下回っており、高燃焼度の

BWR 使用済燃料に対しても 100 mm の遮へい厚さによって十分対応可能であることが確認された。

本項目の検討の成果は、他評価項目の成果と併せて一覧できるように 5) の表 3.1.1-5 にも示した。

3) 構造健全性

処分容器の耐圧強度上必要となる板厚について、前述の 2) ①で設定した遮へい厚さ 100 mm により構造健全性も維持できるかの確認を行った（以下の①参照）。また、複合容器の銅外層のクリープ挙動影響評価を行った（以下の②参照）。

① 処分容器の耐圧強度上必要となる板厚

処分後の処分容器には、地下水静水圧や、岩盤のクリープ変形および処分容器の腐食膨張により緩衝材が圧密されることに伴う反力（圧密反力）が作用するものと考えられる。そこで本項目においては、処分後に想定される外圧に対して、処分容器の構造健全性を維持するために必要となる処分容器の板厚を、構造解析手法を用いて確認した。

H12 レポートのガラス固化体を対象とした処分容器は、ガラス固化体の周囲を囲む中空形状となるが、使用済燃料の場合は複数の使用済燃料集合体をひとつの処分容器に封入することが想定されるため、処分容器内の使用済燃料集合体の間も構造物として考慮できる。そのため、この構造上の特徴を考慮して処分容器の必要板厚を算出した。

処分容器の板厚の設定は、解析による設計（Design by Analysis）に基づいて行うこととし、弾性応力解析に基づく最大発生応力が許容応力の 80 %程度となるような板厚を必要板厚として算出した。胴体部の板厚解析には二次元モデルを用いて応力評価ライン（SCL: Stress Classification Line）として最大発生応力を評価した。また、蓋および底板部の板厚解析には胴体部を含む三次元モデルを用いて最大発生応力を評価した。一例として、BWR 使用済燃料 4 体収容の場合について、胴体部板厚解析のための構造解析モデルおよび応力評価ライン（SCL）を図 3.1.1-5 に、また、処分容器蓋部の断面形状図を図 3.1.1-6 に示す。

外圧荷重は、H12 レポートにて設定されている硬岩系岩盤の外圧値（10.7 MPa）および概算の地圧（25.0 MPa）の 2 ケースとした。収容体数については、前述の 1) の臨界安全解析と同様に、PWR 使用済燃料集合体を対象とした場合は最大 4 体、BWR 使用済燃料集合体を対象とした場合は最大 12 体までを対象とした。

燃料集合体離間距離を 50 mm に設定して評価した胴体外周部および蓋・底板部の必要板厚（平成 25 年度 pp. 4-16～4-17, 平成 26 年度 p. 4-48）を整理して表 3.1.1-4 に示す。

荷重を 25.0 MPa とした条件において、PWR 使用済燃料 4 体から 2 体までの収容において必要な胴体の板厚は 62 mm、また、蓋および底板の必要板厚は 71 mm であることが分かった。同じ荷重条件において、BWR 使用済燃料 12 体から 4 体までの収容において必要な胴体の板厚は 45 mm であることが分かった。BWR 使用済燃料収容に必要な蓋および底板の厚さについては、臨界安全解析を基に評価された最大収容体数 12 体の条件で検討を行い、必要板厚は 52 mm と評価された。

以上の結果をもとに、構造健全性が十分な裕度を見込んで維持できるように、遮へい厚さの設定と同じ 100 mm の板厚を設定した。

本項目の検討の成果は、他評価項目の成果と併せて一覧できるように 5) の表 3.1.1-5 にも示した。

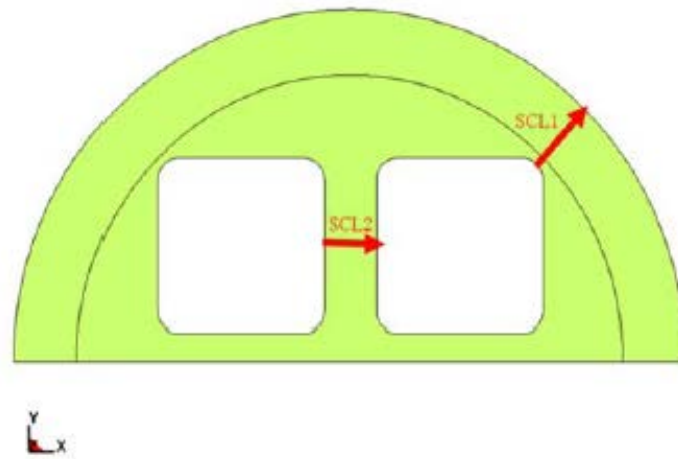


図 3.1.1-5 胴体部板厚解析のための構造解析モデル (BWR 使用済燃料 4 体収容)

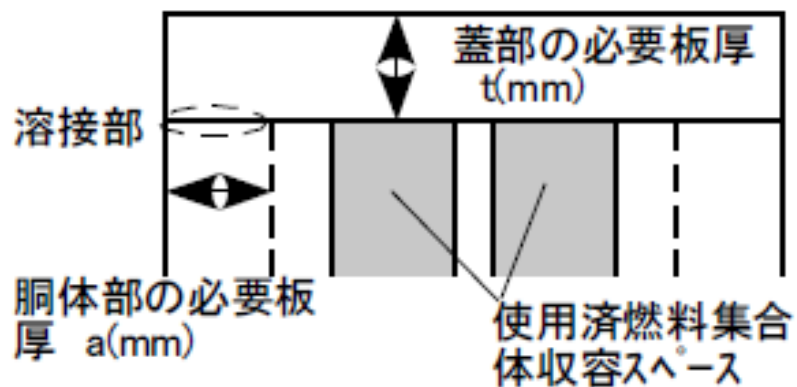


図 3.1.1-6 処分容器蓋部の断面形状図 (BWR 使用済燃料 4 体収容)

表 3.1.1-4 構造健全性評価にもとづく必要板厚

| 部位 | 荷重 [MPa] | PWR | | BWR | | 備考 |
|--------|-------------|-------------|--------------|-------------|--------------|---|
| | | 収容体数 [体] | 必要板厚 [mm] | 収容体数 [体] | 必要板厚 [mm] | |
| 胴体 | 10.7 | 4 | 18 | 12 | 11 | <ul style="list-style-type: none"> ・胴体部は燃料集合体収容スペース離間距離 b [mm] を 50 mm に設定した場合の結果。 ・PWR、収容体数 2 体の場合が直接処分第 1 次取りまとめのレファレンスケース。 |
| | | 3 | 26 | 10 | 13 | |
| | | 2 | 24 | 7 | 11 | |
| | | - | - | 4 | 7 | |
| | 25.0 | 4 | 62 | 12 | 43 | |
| | | 3 | 60 | 10 | 42 | |
| | | 2 | 55 | 7 | 45 | |
| | | - | - | 4 | 32 | |
| 蓋および底板 | 10.7 | 4 | 33 | 12 | 24 | |
| | | 3 | 39 | | | |
| | | 2 | 36 | | | |
| | 25.0 | 4 | 55 | 12 | 52 | |
| | | 3 | 71 | | | |
| | | 2 | 68 | | | |

② 複合容器の銅外層のクリープ挙動影響

複合容器全体の耐圧性は内層（たとえば炭素鋼）により担保することが基本的な考え方となるが、長寿命化を考慮して銅を耐食層（外層）に用いた複合容器では、長期的な腐食減肉と外圧の作用によってクリープが発生し、それにより外層が破損する可能性も考慮する必要がある。複合容器では、内層と外層に施工上必要なギャップが存在すると考えられ、また、焼きばめなどで密着した構造とした場合でも熱膨張特性の違いにより処分容器の温度変化に伴ってギャップが生じる可能性もあるため、銅材が保有するクリープ特性や蓋構造の影響、ギャップに存在する空気の影響にも着目しつつ、このようなギャップを考慮した複合処分容器の銅外層のクリープ挙動評価を行った。

銅の材料としては、無酸素銅よりも構造的に強いリン脱酸銅の使用が好ましく、無酸素銅を用いる場合は処分容器内外層の隙間を 2 mm 以下とした製作が必要となることなどの知見を得た（平成 27 年度 p.3-84）。

蓋構造としては落とし蓋および平蓋があり、相当クリープひずみは平蓋のほうが大きいことが分かった。平蓋構造を対象とした評価において、外蓋の不連続部において、相当クリープひずみおよび全ひずみが強度評価の目安値を超えることが局所的に確認されたものの、外蓋の不連続部に局所的に発生したものであり、一般部では目安値を超えていないことから、外蓋および外層胴は全体的に健全に維持されると考えられる（平成 27 年度 p.3-82，平成 28 年度 p.3-88）。

ギャップに空気が存在しない条件と空気が存在する条件の比較においては、空気が存在する場合は処分容器に発生するひずみが小さくなる傾向が確認されたものの、その効果は小さいことが分かった（平成 28 年度 p.3-88）。

4) 伝熱性

人工バリアおよび周辺岩盤を対象とした伝熱解析を実施して、緩衝材許容温度の観点からも使用済燃料集合体の最大収容体数が問題ないことを確認した。炉取出し後 50 年間地上施設にて貯蔵し、その後に処分する条件での使用済燃料集合体 1 体あたりの発熱量の時間変化を図 3.1.1-7 に示す（平成 26 年度 図 4.2.2-26）。硬岩系岩盤を対象とした場合は処分深度 1,000 m、軟岩の場合は処分深度 500 m に設定し、深度に応じた地温勾配を考慮した。硬岩系岩盤を対象とした場合の解析対象領域を図 3.1.1-8(a)に示す。解析対象は、使用済燃料集合体、処分容器、緩衝材、すきま充填材、岩盤とし、軟岩の場合には支保工も考慮した。軟岩系岩盤を対象とした場合の人工バリア周辺の解析メッシュを図 3.1.1-8(b)に示す。

廃棄物として PWR 使用済燃料、処分容器として炭素鋼処分容器、廃棄体の定置方式として横置き方式、岩盤条件を硬岩および軟岩、人工バリアの定置ピッチ 6.18 m（緩衝材厚さ 7.0×10^{-1} m で人工バリアを構築した場合の最小ピッチ）、使用済燃料集合体の収容体数を 2 体および 4 体（臨界安全上の最大収容体数）とした場合を対象とした解析を実施した結果、2 体の場合は坑道離間距離を適切に設定することで緩衝材最高温度が 100 °C を下回ることが確認されたが、4 体の場合は緩衝材最高温度が 100 °C を下回らない結果となった。縦置き定置の場合についても同様に収容体数を 2 体および 4 体とした解析を行い、いずれの場合の緩衝材最高温度も横置きの場合よりも若干低くなるもののほぼ同等の結果となり、4 体の場合は緩衝材最高温度が 100 °C を下回らないと評価された（平成 27 年度 pp. 3-91~3-93）。

なお、処分容器の腐食代の材質に応じた緩衝材の最高温度の違いについても解析を行った。その解析では、廃棄物として PWR 使用済燃料、廃棄体の定置方式として横置き方式、人工バリアの定置ピッチを 6.18 m、坑道離間距離を 20 m、使用済燃料集合体の収容体数を 2 体、岩盤条件として硬岩を設定した場合を対象とした。その結果、腐食代が炭素鋼の場合（炭素鋼処分容器）の緩衝材の最高温度は 99 °C、銅の場合（複合処分容器）は 98.5 °C であったことから、処分容器の腐食代の材質に応じて大きな違いが生じることはないことが推察された。これは、銅や炭素鋼の熱伝導率に比べて緩衝材の熱伝導率が小さいため、熱の移動が緩衝材によって支配されているためと考えられる（平成 26 年度 p. 4-56）

廃棄物として BWR 使用済燃料を対象とした場合の緩衝材最高温度については、処分容器として炭素鋼処分容器、廃棄体の定置方式として横置き方式、人工バリアの定置ピッチを上述の PWR 使用済燃料の場合と同様に 6.18 m、使用済燃料集合体の収容体数を 4 体、7 体、9 体、10 体とした場合を対象として評価した。緩衝材の最高温度は、収容体数に比例して上昇したことから、その収容体数間の線形補間により、硬岩条件下では、6 体以下、軟岩条件下では 7 体以下の場合には坑道離間距離を適切に設定することで緩衝材最高温度が 100 °C を下回ることが確認した（平成 26 年度 pp. 4-55~4-56）。

なお、本解析では緩衝材定置時の含水比を 7 %（不飽和状態）とした保守的な熱物性を用いたが、定置後に緩衝材を短時間で飽和状態にして緩衝材の伝熱性を向上させることで、緩衝材の最高温度が低下して収容可能体数を増加できる可能性がある。例えば、PWR 燃料集合体を 4 体収容した廃棄体を横置き定置した場合の緩衝材最高温度は、飽和条件の緩衝材物性値を用いることで約 20~30 °C 低下し、坑道離間距離を適切に設定することにより、緩衝

材の最高温度が 100 °Cを下回ることが予想された。（平成 27 年度 p. 3-95）。

本項目の検討の成果は、他評価項目の成果と併せて一覧できるように 5)の表 3.1.1-5 にも示した。

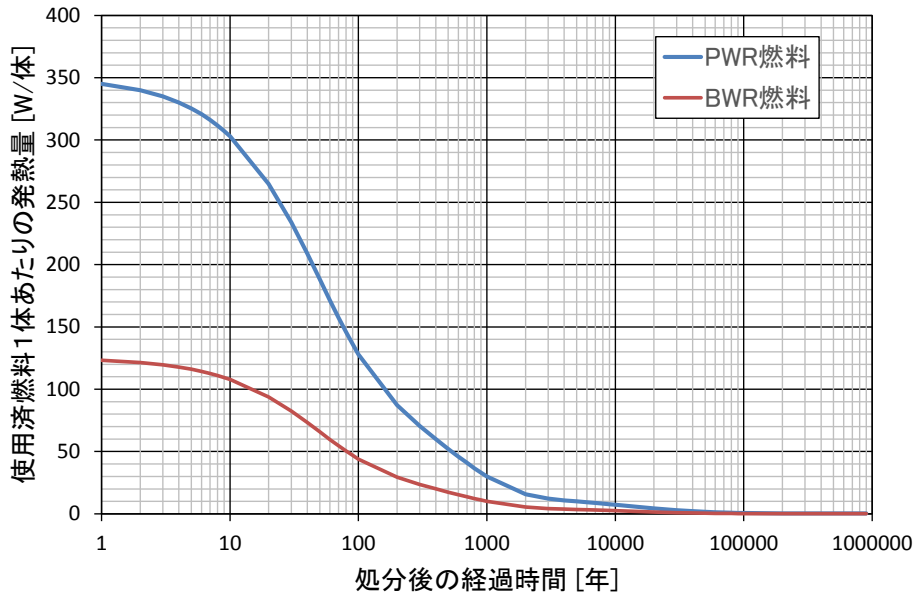
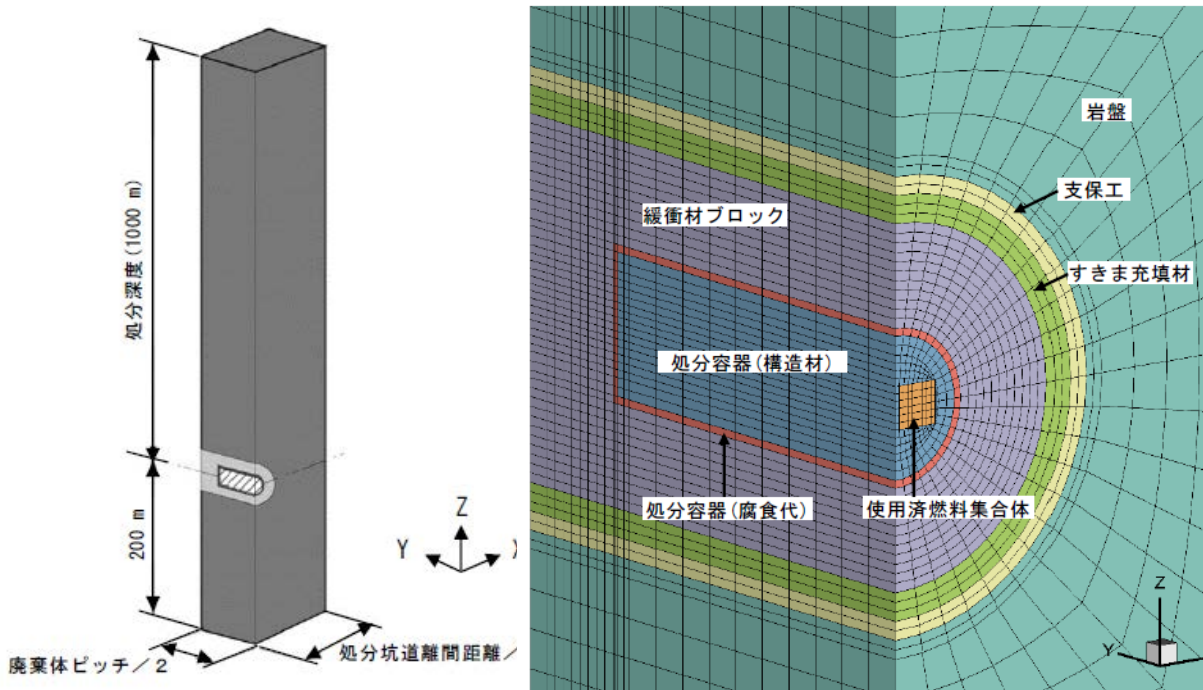


図 3.1.1-7 使用済燃料 1 体あたりの発熱量



(a) 解析対象領域
(硬岩系岩盤)

(b) 人工バリア周辺の伝熱解析メッシュ
(PWR 使用済燃料 2 体収容、軟岩系岩盤)

図 3.1.1-8 伝熱解析対象領域、解析メッシュの例

5) 処分容器の仕様

上記 1)～4)の検討にもとづく処分容器の仕様を①に、合理化の可能性を②に示す。

① 処分容器の仕様

上記 1)～4)の検討にもとづく、設計要件を満足する処分容器仕様などの検討結果を整理して表 3.1.1-5 に示す。また、処分容器の仕様を表 3.1.1-6 および図 3.1.1-9 に示す。

処分容器の腐食代については、腐食代を炭素鋼とした場合および銅とした場合の両方とも 40 mm を設定した（平成 27 年度 p.3-54）。ここで、この腐食代厚さは、腐食代を炭素鋼とした場合において腐食寿命 1,000 年、腐食代を銅とした場合において腐食寿命 5 万年を期待して設定した（平成 25 年度 p.4-4, 平成 26 年度 p.4-86）。

なお、処分容器の仕様をもとに、PWR および BWR の使用済燃料 1 体の重量をそれぞれ 670 kg、250 kg として廃棄体の重量を試算すると以下のとおりとなる。

- ・ PWR 使用済燃料集合体（1 体～4 体）収容の廃棄体
 - 9.6 トン～24.7 トン（炭素鋼処分容器）
 - 10 トン～25.4 トン（複合処分容器）
- ・ BWR 使用済燃料集合体（4 体～12 体）収容の廃棄体
 - 16 トン～31 トン（炭素鋼処分容器）
 - 17 トン～32 トン（複合処分容器）

② 合理化の可能性

前述の①で述べたとおり、本項目では表 3.1.1-6 に示される処分容器の仕様を提示した。ただし、以下により処分容器の仕様を合理化できる可能性がある。

表 3.1.1-6 に示したように、遮へい性の観点から必要とされる板厚は 71 mm 以上であることから、現在の設定値 100 mm に対して合理化できる可能性がある。

また、本項目の伝熱性の評価においては、緩衝材の熱物性について、緩衝材内部がより高温になり易い保守的な設定値を適用したこと、および、緩衝材の最高許容温度を 100 °C と設定したことから、これらの条件を緩和することで緩衝材の最高許容温度に対する裕度が生じ、より多くの使用済燃料集合体を収容できる可能性がある。

表 3.1.1-5 設計要件を満足する処分容器仕様などの検討結果

| 使用済燃料集合体 | | PWR | BWR |
|----------|---|---|--|
| 臨界 | 未臨界を維持可能な燃料集合体の最大収容体数 | 炭素鋼処分容器の場合： 横置き：4体 縦置き：1体 | 炭素鋼処分容器の場合： 横置き：12体 縦置き：4体 |
| | 未臨界を維持可能な最低燃焼度 | 燃焼度クレジット対象核種の種類や未臨界を判定する基準値の影響大 | |
| 遮へい | 腐食防止の観点から必要となる板厚 | 炭素鋼処分容器、複合処分容器共通： 約 60 mm*以上（2体収容） （ここでの設定値 100 mm） | 炭素鋼処分容器、複合処分容器共通： 約 75 mm 以上（収容体数 10 体 ^(※) ） （ここでの設定値 100 mm） |
| | 高燃焼度燃料に対する板厚 100 mm の十分性 | 炭素鋼処分容器、複合処分容器共通： 板厚 100 mm は十分（2体収容） | 炭素鋼処分容器、複合処分容器共通： 板厚 100 mm は十分（10体収容） |
| 構造 | 処分容器の耐圧強度上必要となる板厚 | 炭素鋼処分容器、複合処分容器共通： 外圧荷重 25 MPa の場合： 胴体：62 mm 以上（2体～4体収容） 蓋・底板：71 mm 以上（2体～4体収容） | 炭素鋼処分容器、複合処分容器共通： 外圧荷重 25 MPa の場合： 胴体：45 mm 以上（4体～12体収容） 蓋・底板：52 mm 以上（12体収容） |
| | 複合容器の銅外層のクリープ挙動影響 | 影響小 | |
| 伝熱 | 緩衝材許容温度の観点から緩衝材の性能に影響を及ぼさない燃料集合体の最大収容体数 | 炭素鋼処分容器の場合： 横置き：2体*（硬岩および軟岩） 縦置き：2体（硬岩および軟岩） 複合処分容器 横置き、2体収容、硬岩の場合は、炭素鋼処分容器の場合と大きな違いはないと推定される | 炭素鋼処分容器の場合： 横置き：6体（硬岩） 横置き：7体（軟岩） |

※ 12体までで吸収線量率が最大となる条件

表 3.1.1-6 処分容器の仕様

| 仕様 | PWR | BWR |
|-------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 収容体数設定範囲 | 4~1 体 | 12~4 体 |
| 燃料集合体収容スペース | 断面 ; 230 mm×230 mm 長さ ; 4,500 mm | 断面 ; 160 mm×160 mm 長さ ; 4,500 mm |
| 燃料集合体離間距離 | 50 mm | 50 mm |
| 遮へい厚さ | 100 mm | 100 mm |
| 腐食代厚さ | 40 mm | 40 mm |
| 材質 (構造材) | 炭素鋼 | 炭素鋼 |
| 材質 (腐食代) | 炭素鋼または銅 | 炭素鋼または銅 |
| 処分容器外形寸法 | 径 ; 1,001~605 mm 長さ ; 4,780 mm | 径 ; 1,152~803 mm 長さ ; 4,780 mm |

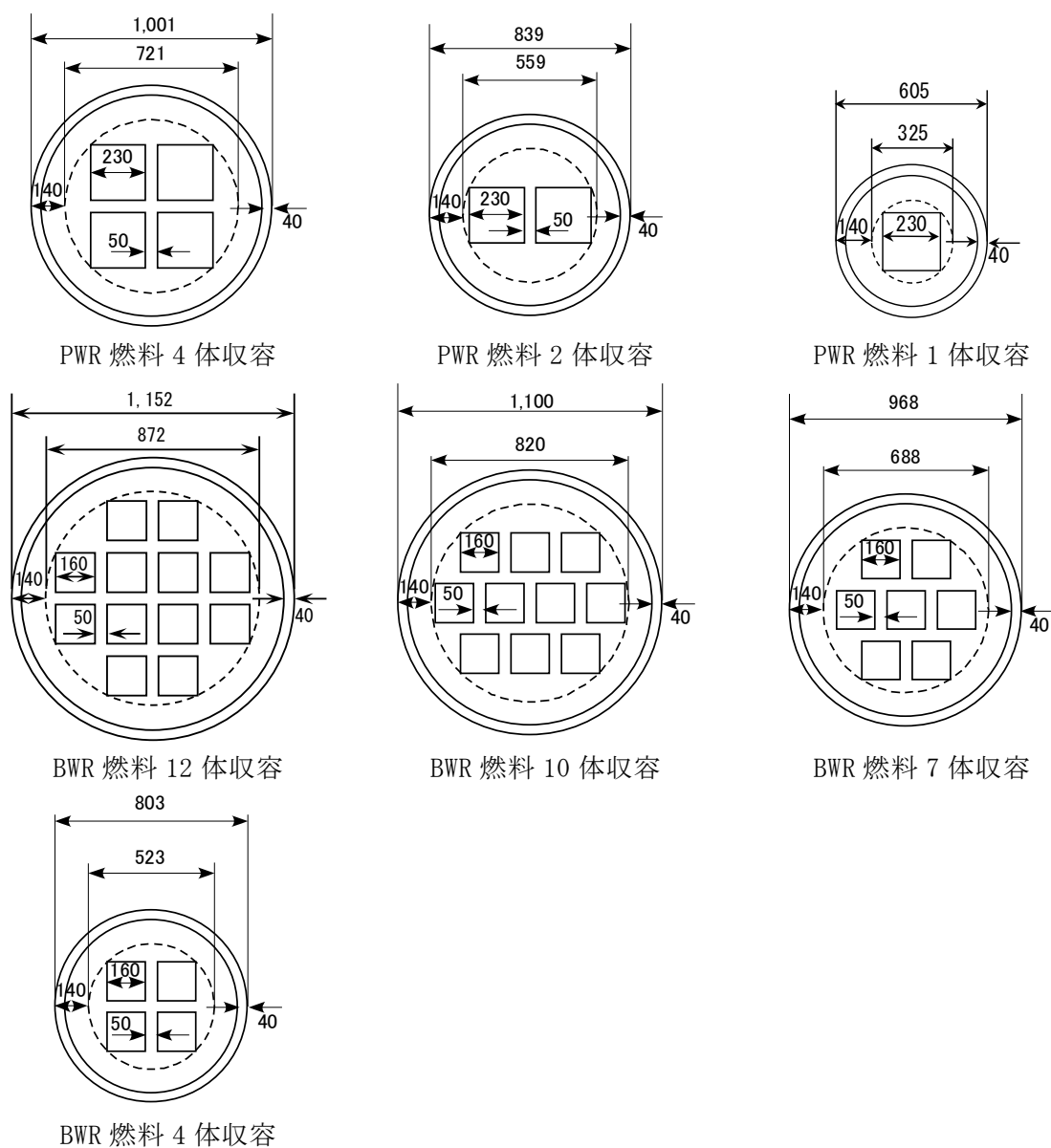


図 3.1.1-9 処分容器の断面寸法

(原子力機構, 2015b, 図 4.2.2-24 から抜粋・加筆)

(3) 処分容器の製作性

直接処分第 1 次取りまとめでは、炭素鋼容器の製作方法として、構造健全性や遮へい性の確保が必要となる内側を鋳造により製作し、また、外側の腐食代は、耐食性の観点から、金属組織中に生じる欠陥をより少なくすることができる鍛造により製作し、それらを組合せた製作方法が提示された。

処分容器の腐食代に銅を用いた場合は、処分容器が異材による二重構造（複合処分容器）となる。PWR 使用済燃料集合体 2 体収容の複合処分容器の構成例を図 3.1.1-10 に示す（平成 26 年度 図 4.2.2-33）。処分容器は胴と蓋・底板から構成される。さらに胴部は炭素鋼の内層と銅の外層から、蓋部は炭素鋼の内蓋と銅の外蓋から構成され、炭素鋼は構造材、銅は腐食代として機能する。そこで本項目においては、銅と炭素鋼の材料特性の違いに着目し、使用済燃料収容後の温度変化により内層胴／外層胴間および内蓋／外蓋間に生じる隙間を試算して、構造健全性維持の観点からその影響を評価するとともに、構造健全性を維持するために留意すべき製作上の留意点、および、設計上の検討課題を抽出した（以下の 1）参照）。また、銅と炭素鋼を組合せた二重構造となる点に着目して、製作方法（以下の 2）参照）や溶接部の検査方法（以下の 3）参照）についての検討を行い、これらについての課題を抽出した。

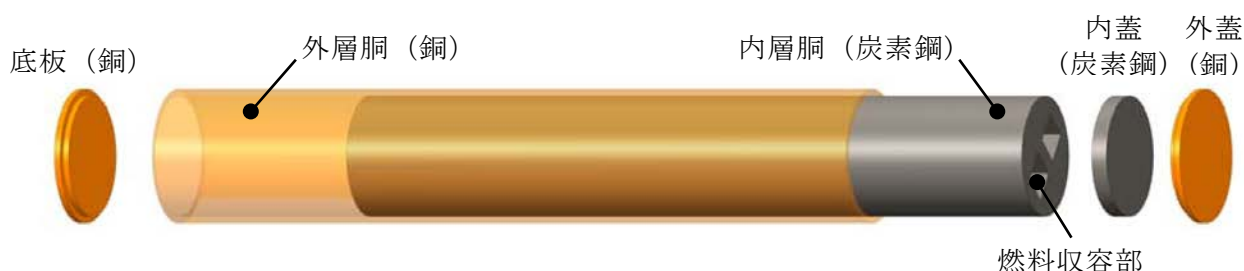


図 3.1.1-10 複合容器の構成例 (PWR 使用済燃料用 2 体収容の例)

1) 使用済燃料収容後に生じる隙間の試算

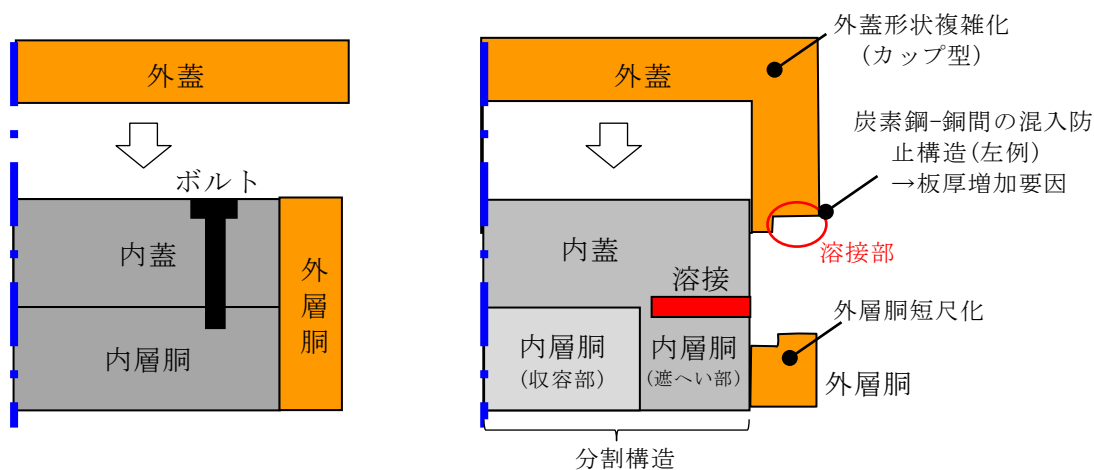
使用済燃料収容後の温度変化により生じる内外層間の隙間の試算においては、組立時は常温で隙間ゼロとし、常温から 100 °C への温度上昇を仮定した。試算の結果、内層胴／外層胴間（片側）で約 0.16 mm、外蓋／内蓋間で約 2 mm の隙間が生じることが示された。廃棄体の処分坑道への定置後には処分容器へは外圧が作用するため、外層胴および外蓋は内層側への変形が予想されるが、発生する隙間と同程度の変形を仮定すれば、これらに塑性変形が生じる可能性があることが分かった。その他の海外事例も踏まえ、複合処分容器の内外層間の隙間は、外層の構造健全性に与える影響が大きいため、閉じ込め境界を形成する外層の構造健全性維持の観点からの留意点として、内外層の密着度を高める組立方法を採用して隙間を極力小さくすることが望ましいことがわかった。今後の課題としては、容器の設計温度を考慮し、超長期間にわたる銅のクリープデータなどを加速試験により取得し、塑性変形を許容する設計における銅の許容基準を構築することが必要になると考えられる。なお、上記の試算においては外層と内層の温度を同じと仮定したが、実際には隙間が発生することにより隙間の熱伝導性が低下するため、内層よりも外層の温度が低くなり、隙間の広がりや抑

止されることが予想される。このような隙間を考慮した熱解析の実施も今後の課題である（平成 26 年度 p. 4-59）。

2) 製作方法

処分容器の構成要素である内層胴、内蓋、外層胴、外蓋の製作方法および組立方法を、外層のみ閉じ込め性を有する場合（内蓋の密封性不要）（以下、ケース 1 という）と、内層および外層ともに閉じ込め性を有する場合（以下、ケース 2 という）の 2 ケースを対象として検討し、廃棄物の閉じ込め性や構造健全性維持のための課題を抽出した。以下に、主要な課題と今後の対策案を示す。

内蓋の密封性を不要とするケース 1 の場合は、内層胴と内蓋をボルトで接合する（図 3.1.1-11(a) 参照）ため、燃料が破損した場合の閉じ込め性の維持が課題となる。この課題に対するより詳細な検討として、燃料破損やその際のガス放出の発生による処分容器の健全性への影響について検討した成果については、後述の「(4)3) 燃料破損による内圧上昇や内部腐食の影響」に示した。内層の密封性を要するケース 2 の場合では、内層胴と内蓋の溶接部における閉じ込めの観点から、内層の材料として信頼性の高い鍛鋼を用いることが求められるが、複雑な形状となる燃料収容部を鍛造により製作することは困難と考えられることから、内層は燃料収容部と遮へい部に分割して燃料収容部を鋳造で製作し、鍛造で製作する遮へい部と組合せて内層を構成する必要がある、ケース 1 の場合よりも複雑な構造となる。また、内蓋溶接時の入熱による燃料健全性維持も課題となる。この課題の検討の成果については、「(4)2) 溶接後加熱処理による廃棄体の健全性への影響」に示した。さらに、外層については、平蓋構造を用いた場合には炭素鋼-銅間の混入を防止するための複雑な構造（図 3.1.1-11(b) 参照）が必要となる。（平成 26 年度 p. 4-66）



(a) ケース 1 平蓋構造

(b) ケース 2 平蓋構造

図 3.1.1-11 平蓋構造における複合容器構造

3) 検査方法

炭素鋼溶接部の検査方法については、直接処分第 1 次取りまとめにおいて、超音波探傷試験の適用が有望とされている。ここでは、銅溶接部を対象とした検査方法について検討を行った。炭素鋼溶接部と同様に銅溶接部の内部欠陥の検出方法として、放射線透過試験 (RT) と

超音波探傷試験(UT)が候補として挙げられるが、放射線透過試験(RT)は放射線環境下においてフィルムなどが感光するため適用性が低いなど課題があることから、超音波探傷試験(UT)が有望である。ただし、超音波探傷試験は、表面欠陥の検出性に課題があり、表面欠陥検出用として渦電流探傷試験との組合せが必要と考えられる。また、溶接部は一般的に結晶粒が粗大化する傾向がある。粗大化した結晶粒が存在する場合、超音波探傷試験では、材料を透過する超音波が散乱されやすくなることから、欠陥の検出性に影響を及ぼす可能性がある。炭素鋼の場合は、超音波の透過性や欠陥の検出性について十分な実績が存在するが、銅については知見が少ないことから、これらについて、実機の溶接施工条件における実証が課題である。(平成 26 年度 p. 4-65)

(4) 操業安全性・健全性

操業における安全性・健全性維持に関わる課題について、使用済燃料の処分施設への受入れから処分容器へ封入後、廃棄体として地下施設に搬送・定置するまでの操業過程に着目して抽出し、主要な課題である廃棄体の落下の際の構造健全性維持「1) 参照」、溶接後の入熱が処分容器や使用済燃料集合体の温度に及ぼす影響「2) 参照」、燃料破損による内圧上昇や内部腐食の影響「3) 参照」について検討した。なお、これらの検討は、PWR 使用済燃料集合体を 2 体収容した炭素鋼容器を対象として実施した。

1) 廃棄体落下の際の構造健全性

搬送・定置までの廃棄体のハンドリングプロセスにおける代表的な落下事故事象を想定した解析を実施した結果、処分容器本体が破断することはなく、処分容器の密封性は維持されることが考えられる結果となったものの、燃料被覆管に発生する塑性ひずみが評価基準を超えて、燃料被覆管の健全性が維持できなくなる可能性があることが分かった。そのため、廃棄体落下の際に燃料健全性を維持する場合と維持しない場合に分けて対策を検討した。前者の場合の対策としては容器上下部への緩衝体の設置などが挙げられ、後者の場合の対策として二重密封容器の適用などが挙げられた。(平成 26 年度 pp. 4-75~4-76)

2) 溶接後加熱処理による廃棄体の健全性への影響

使用済燃料集合体の処分容器への封入後に処分容器の蓋溶接部に残存すると想定される残留応力を低減することを目的として封入後に実施される溶接部周辺の加熱処理の影響を評価した。伝熱解析により、燃料部の最高温度は 341 °C と評価され、これは水素化物再配向により燃料被覆管の機械的特性が低下しない制限温度 275 °C (日本原子力学会, 2010) を上回ることから、被覆管に水素化物再配向が生じる可能性があることがわかった。(平成 28 年度 p. 3-80) したがって、溶接後の加熱処理を前提とした場合には燃料被覆管の破損の可能性やその影響などについても検討が必要である。

3) 燃料破損による内圧上昇や内部腐食の影響

使用済燃料集合体が処分容器収容後に破損した場合の内圧上昇や内部腐食の影響に着目し、内圧上昇量と内面腐食量を試算した。評価された最大内圧は、処分後に処分容器に作用

する外部荷重（静水圧など）に比べて十分小さく、また、処分容器の内圧上昇は外部荷重が処分容器の構造健全性に及ぼす影響を緩和する方向に作用することから、処分容器の構造健全性への影響はないと考えられる。内面腐食については、処分容器内に放出されたハロゲン元素による腐食量、空気として残留する窒素の放射線分解により生成した硝酸による腐食量、処分容器やリーク燃料内の残留水による腐食量を試算した。その合計は 100 μ m 程度であり、(3)で設定した処分容器の板厚（腐食代除く）100 mm や使用済燃料集合体収容離間距離 50 mm と比較しても十分小さいことから、構造健全性には影響を及ぼさないことがわかった（平成 27 年度 pp. 3-100～3-101）。

(5) まとめ

使用済燃料の多様性や、廃棄体の定置方式、地質環境条件に対応する処分容器を設計するため、臨界安全性、遮へい性、構造健全性、伝熱性の評価を実施して設計要件を満足する処分容器の仕様について、合理化の可能性と併せて整理するとともに、製作性ならびに作業時の安全・健全性維持の観点からの課題と対策について検討した。

- 主要条件；

PWR 燃料および BWR 燃料の代表的な濃縮度、燃焼度条件を設計対象燃料として設計検討を行った。処分容器については炭素鋼処分容器と共に銅と炭素鋼から成る複合処分容器を対象とした。定置方式については横置きと縦置き定置を対象とした。岩盤条件は硬岩および軟岩を対象とした。

- 臨界；

人工バリア中に地下水が浸入して処分容器の腐食が進行し、燃料集合体および処分容器が破損した保守的な解析体系を設定して臨界解析を行った。未臨界を維持可能な燃料集合体の最大収容体数は、横置きでは PWR 燃料 4 体、BWR 燃料 12 体、縦置きでは PWR 燃料 1 体、BWR 燃料 4 体であった。

また、未臨界を維持可能な最低燃焼度の検討では、燃焼度クレジット対象核種の種類や未臨界を判定する基準値は最低燃焼度への影響が大きいことを確認した。今後、推定された最低燃焼度とわが国で実際に発生している使用済燃料の燃焼度分布のデータとの比較などが重要となる。

- 遮へい；

最も吸収線量率が高くなる燃料集合体の収容体数および処分容器内配置条件において遮へい解析を実施し、求めた処分容器表面の吸収線量率を基に腐食防止の観点から遮へい容器の必要厚さを 100 mm に設定した。さらに、この遮へい厚さが、高燃焼度の使用済燃料の場合にも十分であることを確認した。

- 構造；

処分容器の耐圧強度上必要となる板厚について、構造解析手法を用いて確認し、上記の 100 mm の遮へい厚さを設定すれば、同時に構造健全性も維持できることを確認した。なお、ここでは腐食代を考慮していないため、ここでの成果は炭素鋼処分容器および複合処分容器の両方に適用できる。

複合処分容器の外層（腐食代）に使用する銅材としては、無酸素銅よりも構造的に

強いリン脱酸銅が好ましく、無酸素銅を用いる場合は処分容器内外層の隙間を 2 mm 以下とした製作が必要となることなどの知見を得た。また、銅外層の長期的な腐食減肉と外圧の作用によって生じるクリープ挙動の影響を、平蓋構造を対象として評価し、外蓋の不連続部において局所的にひずみが大きくなるものの、外蓋および外層胴は全体的に健全に維持されることを確認した。

- 伝熱；

人工バリアおよび周辺岩盤の熱解析を実施し、緩衝材の許容最高温度 100 °C を満足する使用済燃料集合体の最大体数は、横置き定置では PWR 燃料で 2 体、BWR 燃料で 6 ～7 体であることを確認した。

- 処分容器の仕様の合理化の可能性；

本項目における処分容器の仕様の提示においては、遮へい性および構造健全性の観点で裕度を見込んだ板厚を設定したことから、より薄い板厚を設定できる可能性がある。また、伝熱性の評価において、緩衝材の熱物性や最高許容温度の条件を緩和することにより、使用済燃料集合体をより多く収容できる可能性がある。

- 製作性；

複合処分容器の二重構造に着目した製作上の課題として、使用済燃料収容後の温度変化により生じる内外層間の隙間の試算を行い、この隙間は外層の構造健全性に与える影響が大きいと考えられることから、内外層の密着度を高める組立方法を採用することなどの対策を検討することが望ましいと考えられる。

- 作業時の安全性・健全性；

作業における代表的な落下事故事象を想定した場合、燃料被覆管の健全性は維持できないことが確認された。対策として、容器上下部への緩衝体の設置や二重密封容器の適用などが考えられる。

使用済燃料集合体の処分容器への封入後に実施される、溶接部周辺への加熱処理により、水素化物再配向が生じることにより燃料被覆管の機械的特性が低下する可能性がある。したがって、溶接後の加熱処理を前提とした場合には燃料被覆管の破損の可能性やその影響などについても検討が必要である。

本項目で抽出・整理された処分容器設計に関する課題に加え、耐食性や臨界安全性評価手法などの知見拡充を踏まえた設計が課題である。

3.1.2 緩衝材の設計

(1) 本項目の背景と目的

緩衝材は、処分容器とともに、人工バリアを構成する要素の一つであり、その設計においては、バリア機能を発揮するために設定された緩衝材の設計要件を満足する設計を、以下の多様な要因を考慮しつつ進める必要がある。

- 人工バリアの施工方式：ブロック方式、
PEM (Prefabricated Engineered barrier system Module) 方式
- 処分容器：炭素鋼処分容器、銅外層と炭素鋼からなる複合処分容器
- 廃棄体の定置方式：横置き方式、縦置き方式
- 岩盤条件：軟岩、硬岩

このような緩衝材の設計では、緩衝材の応力緩衝性の設計要件（緩衝材の緩衝機能により処分容器および岩盤が破壊しない）を満足することを、処分容器の腐食膨張、岩盤のクリープ挙動、処分容器の沈下を考慮した解析で確認する必要がある。

直接処分第1次取りまとめでは、人工バリアの施工方式をブロック方式とし、PWRの使用済燃料集合体2体を炭素鋼処分容器に収容した廃棄体を定置する場合を対象とした解析により、ガラス固化体を対象とする H12 レポートと同様の乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 %、厚さ 70 cm とした緩衝材をレファレンス仕様の緩衝材（以降、「レファレンス仕様の緩衝材」）に設定して、この仕様の緩衝材が直接処分の場合でも緩衝材の応力緩衝性の設計要件（緩衝材の緩衝機能により処分容器および岩盤が破壊しない）を満足することを確認した。

そこで、本項目では、PWRの使用済燃料集合体2体収容の処分容器を対象として、直接処分第1次取りまとめの場合とは異なる人工バリア条件、岩盤条件の組合せを考慮した多様な条件において解析を行い、レファレンス仕様の緩衝材が使用済燃料を対象にした場合も応力緩衝性の要件を満足するかの確認を行った。また、直接処分の廃棄体はガラス固化体の場合よりも長尺かつ大重量となるため、処分容器の支持性能向上の観点から、乾燥密度やケイ砂混合率を変えた緩衝材を対象として、緩衝材の応力緩衝性の設計要件を満足することの確認とともに、処分容器の支持性能が向上するかどうかを確認した。

本項目の解析を実施する上で必要な乾燥密度やケイ砂混合率を変えた緩衝材の力学特性や水理学的特性（透水係数など）、また複合処分容器の腐食代（銅）の腐食膨張特性（腐食膨張率、ヤング率）については、試験によりデータを取得した。

本項目の実施内容を整理して以下に示す。

- 緩衝材の設計解析
 - レファレンス仕様の緩衝材の適用性
以下 a. の緩衝材仕様を対象として緩衝材の応力緩衝性を確認
a. 仕様（乾燥密度 1.6 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%）
 - 高乾燥密度、高ケイ砂混合率の緩衝材の適用性
以下 b. および c. の緩衝材仕様を対象として緩衝材の応力緩衝性および処分容器の支持性能を確認
b. 緩衝材仕様（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%）

c. 緩衝材仕様（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%）

- 緩衝材の力学特性試験

上記 b. および c. の緩衝材を対象として標準圧密試験および三軸圧縮試験を実施して緩衝材の力学特性などを取得

- 銅の腐食膨張に関するパラメータ（腐食膨張率、ヤング率）の取得

以降においては、緩衝材の設計解析について(2)に、緩衝材の力学特性試験と銅の腐食膨張パラメータの取得について(3)に示す。また、本項目まとめを(4)に示す。

(2) 緩衝材の設計解析

本項目では、レファレンス仕様の緩衝材の適用性の確認として、処分容器や人工バリアの施工方式、廃棄体の定置方式、岩盤環境の条件などの上位条件を考慮した多様な条件下において解析を行い、緩衝材が応力緩衝性の要件を満足するかを確認した。ここでは、多様な条件下においてレファレンス仕様の緩衝材が成立することを確認するために、以下の人工バリア条件および処分容器条件の組合せを基本として、定置方式（縦置き、横置き）および岩盤条件（硬岩、軟岩）の多様性を考慮して条件の組合せパターンを 8 ケース設定（表 3.1.2-1 の No. 1～No. 8）して、それぞれについて解析を実施した。

- ・ブロック方式、炭素鋼処分容器
- ・ブロック方式、複合処分容器
- ・PEM 方式、炭素鋼処分容器

なお、炭素鋼処分容器、横置き、硬岩の組合せは、直接処分第 1 次取りまとめで対象とされ、緩衝材の応力緩衝性の要件が満足されることが確認済みであることから解析ケースの設定から除外した。複合処分容器、縦置き、硬岩の組合せは、横置きを条件とした解析から、緩衝材の応力緩衝性などを推察可能と仮定して解析対象から除外した。

PEM 方式を条件とした組合せについては、PEM 方式の条件下でのレファレンス仕様の緩衝材の適用性の見通しを得ることを目的としたことから、処分容器として炭素鋼容器、定置方式として縦置きの条件を対象とした検討を行った。なお、PEM を横置きとした場合は、縦置きの場合よりも処分容器および岩盤に作用する圧力は緩和されると考えられたため、縦置きの場合の結果をもとに横置きの場合の緩衝材の応力緩衝性を推察できると考えられる。

次に、高乾燥密度、高ケイ砂混合率の緩衝材の適用性検討のための解析ケースとしては、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%の緩衝材、および、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%の緩衝材を対象とし、厚さについてはレファレンス仕様と同じ 70 cm に設定して、人工バリアの施工方式としてブロック方式、処分容器として炭素鋼処分容器、定置方式として縦置きの条件について、岩盤条件として軟岩および硬岩の多様性を考慮して設計解析ケースを設定した（表 3.1.2-1 の No. 9～No. 11）。

表 3.1.2-1 緩衝材の設計解析ケース

| No. | 緩衝材※1 | 人工バリア 施工方式 | 処分容器 | 廃棄体 定置方式 | 岩盤 |
|-----|-----------|---------------|-------------|-------------|----|
| 1 | 1.6 30 | ブロック 方式 | 炭素鋼 処分容器 | 横置き | 軟岩 |
| 2 | | | | 縦置き | 軟岩 |
| 3 | | | 縦置き | 硬岩 | |
| 4 | | | 複合処 分容器 | 横置き | 軟岩 |
| 5 | | 横置き | | 硬岩 | |
| 6 | | 縦置き | 軟岩 | | |
| 7 | | PEM 方式 | 炭素鋼 処分容器 | 縦置き | 軟岩 |
| 8 | | | | 縦置き | 硬岩 |
| 9 | 1.8 | ブロック 方式 | 炭素鋼 処分容器 | 縦置き | 軟岩 |
| 10 | 30 | | | 縦置き | 硬岩 |
| 11 | 1.8 50 | ブロック 方式 | 炭素鋼 処分容器 | 縦置き | 軟岩 |

※1 上段:乾燥密度[Mg m⁻³]、下段:ケイ砂混合率[wt%]

緩衝材の応力緩衝性の評価は、処分容器に対する応力緩衝性、および、岩盤に対する応力緩衝性について評価することとし、その評価方法は次のとおりとした。

処分容器は、外圧荷重 25 MPa のもとで構造健全性が維持されるように設計されることを基本としている（表 3.1.1-4 参照）ことから、緩衝材から処分容器に作用する荷重が 25 MPa 以下であれば処分容器の構造健全性が維持される（破壊されない）。そこで、緩衝材から処分容器に作用する荷重の算定が必要となるが、緩衝材から処分容器に作用する荷重は、緩衝材の最大主応力の最大値以下となることから、本項目では、緩衝材から処分容器に作用する荷重を直接求めることに代えて、緩衝材の最大主応力の最大値を求め、処分容器の構造健全性維持の基準値である 25 MPa と比較することで処分容器が破壊に至る可能性があるかを推察した。ここで、緩衝材の最大主応力の最大値については、緩衝材中の水圧が位置によって大きく変わらないことから、緩衝材の最大有効主応力の最大値に処分深度の水圧を考慮する簡便な方法により求めた。緩衝材の最大主応力の最大値は、処分容器の容器寿命（炭素鋼処分容は 1,000 年、複合処分容器は 5 万年を想定）において確認した。

岩盤に対する応力緩衝性の評価については、処分容器の腐食膨張が最大となる時点（炭素鋼処分容器は 1 万年、複合処分容器は 6 万年を想定）における岩盤の破壊限接近度を評価して岩盤の破壊が発生するかを確認した。

処分容器の支持性能については、設計解析にもとづき、処分容器の胴部周りや処分容器の底面下の緩衝材の厚さを評価して、人工バリアの形状や寸法が維持されるかを確認した。

以降においては、本項目で設定した解析モデル・手法について 1) に示し、レファレンス仕様の緩衝材の適用性、および、高乾燥密度・高ケイ砂混合率の緩衝材の適用性の検討について、それぞれ 2) および 3) に示す。

1) 解析モデル・手法

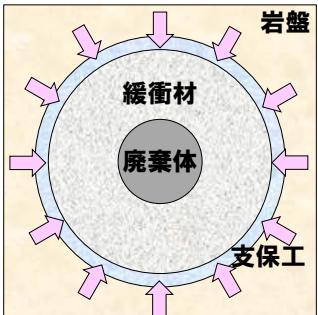
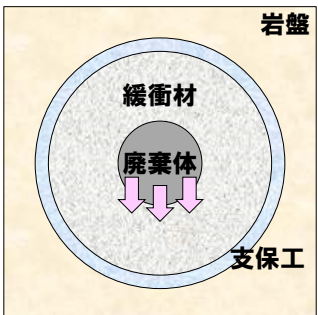
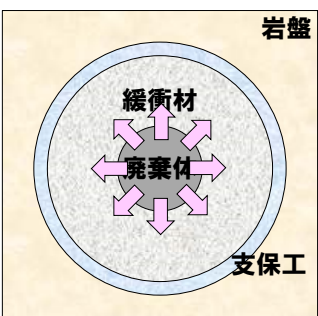
人工バリアの施工方式をブロック方式とした場合は、直接処分第1次取りまとめの検討で考慮されているシナリオと同様に、廃棄体の定置後の岩盤のクリープ、廃棄体の沈下、処分容器の腐食膨張を考慮した。それぞれのシナリオの特徴と適用する力学的なモデル・手法を表3.1.2-2に示す。岩盤のクリープに対しては、長期的な3次クリープを考慮するため、岩盤にコンプライアンス可変型モデル（大久保ほか，1987；大久保・金，1993）を適用した。また、廃棄体の沈下に対しては、緩衝材に、塑性理論に基づく粘性土の代表的な構成則である修正 Cam-Clay モデル（Schofield and Wroth, 1968；Roscoe and Burland, 1968）を適用した。岩盤のクリープや処分容器の腐食膨張に起因した緩衝材への荷重の増加による緩衝材の圧密変形についても修正 Cam-Clay モデルを適用した。また、処分容器の腐食膨張については、処分容器の材料となる金属の線膨張係数で表現することとし、処分容器は弾性体としてモデル化することとした。

人工バリアを PEM 方式とした場合は、人工バリアの定置後における緩衝材の自己シール性の確保の観点から、PEM 容器には遮水機能が期待されないと考えられるため、人工バリアの定置後、再冠水により PEM 容器は短期間に完全腐食し、その後、処分容器が腐食を開始すると仮定した。そこで本項目では、PEM 容器が完全に腐食した時点を設計解析における評価開始時点とし、それ以降に考慮するシナリオおよび力学的モデル・手法については、基本的にブロック方式の場合と同様とした。腐食した PEM 容器については弾性体でモデル化した。

なお、本設計検討においては、緩衝材の温度が 100 °C 以下となるように人工バリアを設計することを基本としていることから、緩衝材の力学特性への温度影響は限定的であると考え、緩衝材の力学特性への温度影響は考慮しなかった。また、温度上昇に伴う PEM 容器の内圧上昇や変形など、温度による影響は無視し得ることを仮定した。

（平成 26 年度 pp. 4-79～4-83, 平成 27 年度 pp. 3-122～3-126, 平成 28 年度 pp. 3-113～3-117, 平成 29 年度 pp. 3-92～3-95）

表 3.1.2-2 考慮したシナリオの特徴と力学的なモデル・手法

| シナリオ | シナリオの特徴 | 力学的なモデル・手法 |
|-----------|---|--|
| 岩盤のクリープ |  | <p>坑道の掘削により岩盤が弾性変形するとともに、クリープ変形が起こり、徐々に緩み域が拡大する。</p> |
| 廃棄体の沈下 |  | <p>人工バリアを設置した時点で、廃棄体の自重により沈下し始める。</p> |
| 処分容器の腐食膨張 |  | <p>処分容器が酸素や硫化物などにより腐食され、腐食膨張変形を起こす。</p> |

処分容器の外形・寸法は、PWR の使用済燃料集合体 2 体を収容した処分容器を対象とした。人工バリアの基本仕様は、直接処分第 1 次取りまとめのレファレンスケース（PWR 燃料集合体 2 体収容、ブロック方式）である図 3.1.2-1 に示した仕様とした。また、人工バリアを PEM とした場合の仕様は図 3.1.2-2 の仕様をもとに設定した。

岩盤条件は硬岩および軟岩を対象とし、処分深度はそれぞれ 1,000 m および 500 m に設定した。軟岩の場合には処分坑道（または処分孔）の内面に支保工を設置することとし、支保工を弾性体としてモデル化した。

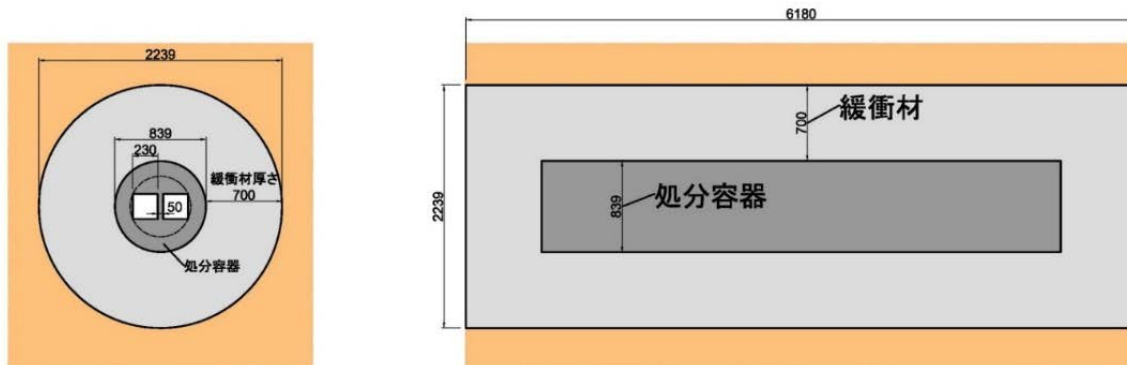


図 3.1.2-1 人工バリアの基本仕様 (PWR 燃料 2 体収容)

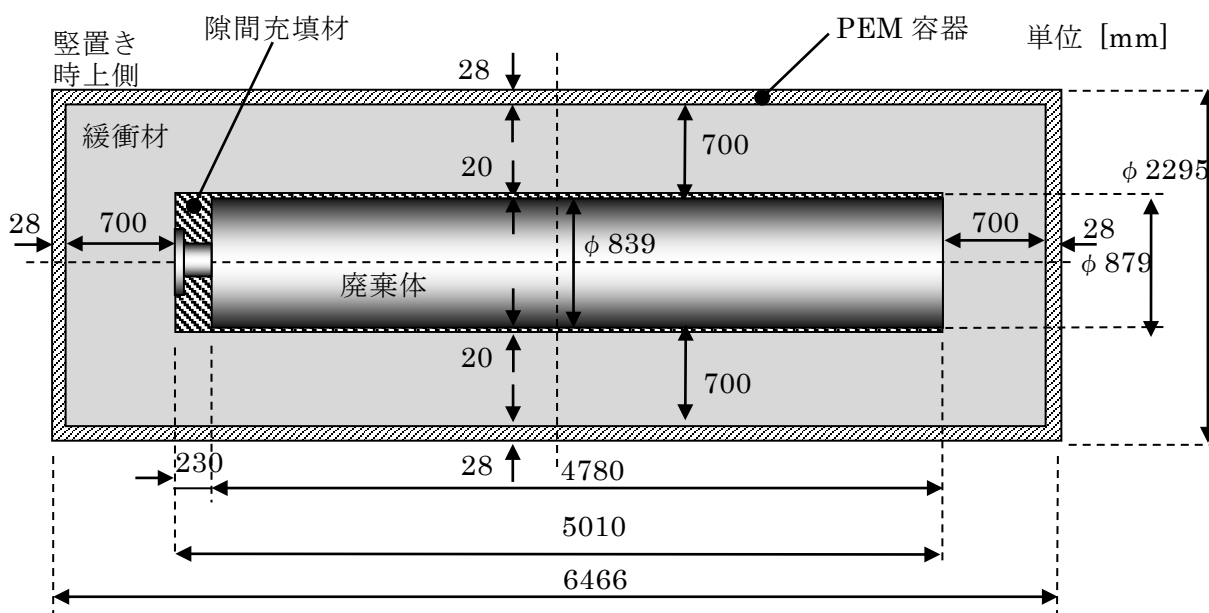


図 3.1.2-2 PEM 容器仕様

なお、本項目では PWR の使用済燃料集合体 2 体を収容した処分容器（炭素鋼処分容器および複合処分容器）を対象としているが、その成果は他の燃料条件にも近似的に適用可能と考えられる。具体的には、PWR 使用済燃料 2 体収容の場合の腐食膨張による緩衝材の体積減少率は、PWR 使用済燃料 1 体収容や BWR 使用済燃料 4 体収容（「3.1.1 処分容器の設計」参照）に対応する処分容器（炭素鋼処分容器および複合処分容器）の腐食膨張による緩衝材の体積減少率を上回ると試算される（表 3.1.2-3）ことから、緩衝材の応力緩衝機能は、PWR 使用済燃料 2 体収容よりも、PWR 使用済燃料 1 体収容や BWR 使用済燃料 4 体収容の場合の方が発揮されると考えられる。そのため、本設計検討での PWR 使用済燃料 2 体収容を対象とした成果は、PWR 使用済燃料 1 体収容の条件や BWR 使用済燃料 4 体収容の条件にも近似的に適用可能であると考えられる。

緩衝材の体積減少率が、PWR 使用済燃料 2 体収容の場合を上回ると試算された廃棄体への、緩衝材の適用性などの評価については、本項目で示す緩衝材の設計解析により評価が可能であると考えている。

表 3.1.2-3 処分容器の腐食膨張による緩衝材の体積減少率の試算※

| 燃料集合体 | 収容体数 | 炭素鋼処分容器 | | 複合処分容器 | |
|-------|------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | | 腐食代のみ腐食した場合 | 容器全量が腐食した場合 | 腐食代のみ腐食した場合 | 容器全量が腐食した場合 |
| PWR | 4 | 5.4 % | 38.2 % | 16.7 % | 51.2 % |
| | 2 | 4.9 % | 29.1 % | 15.3 % | 40.6 % |
| | 1 | 4.1 % | 17.3 % | 12.6 % | 26.4 % |
| BWR | 12 | 5.7 % | 47.3 % | 17.8 % | 61.5 % |
| | 10 | 5.6 % | 44.1 % | 17.5 % | 57.9 % |
| | 7 | 5.3 % | 36.3 % | 16.4 % | 49.0 % |
| | 4 | 4.8 % | 27.1 % | 14.9 % | 38.4 % |

※ 緩衝材厚さを 700 mm と設定。処分容器の寸法と腐食膨張率から求められる処分容器の体積増により緩衝材が圧密して緩衝材体積が減少するとした場合の試算。

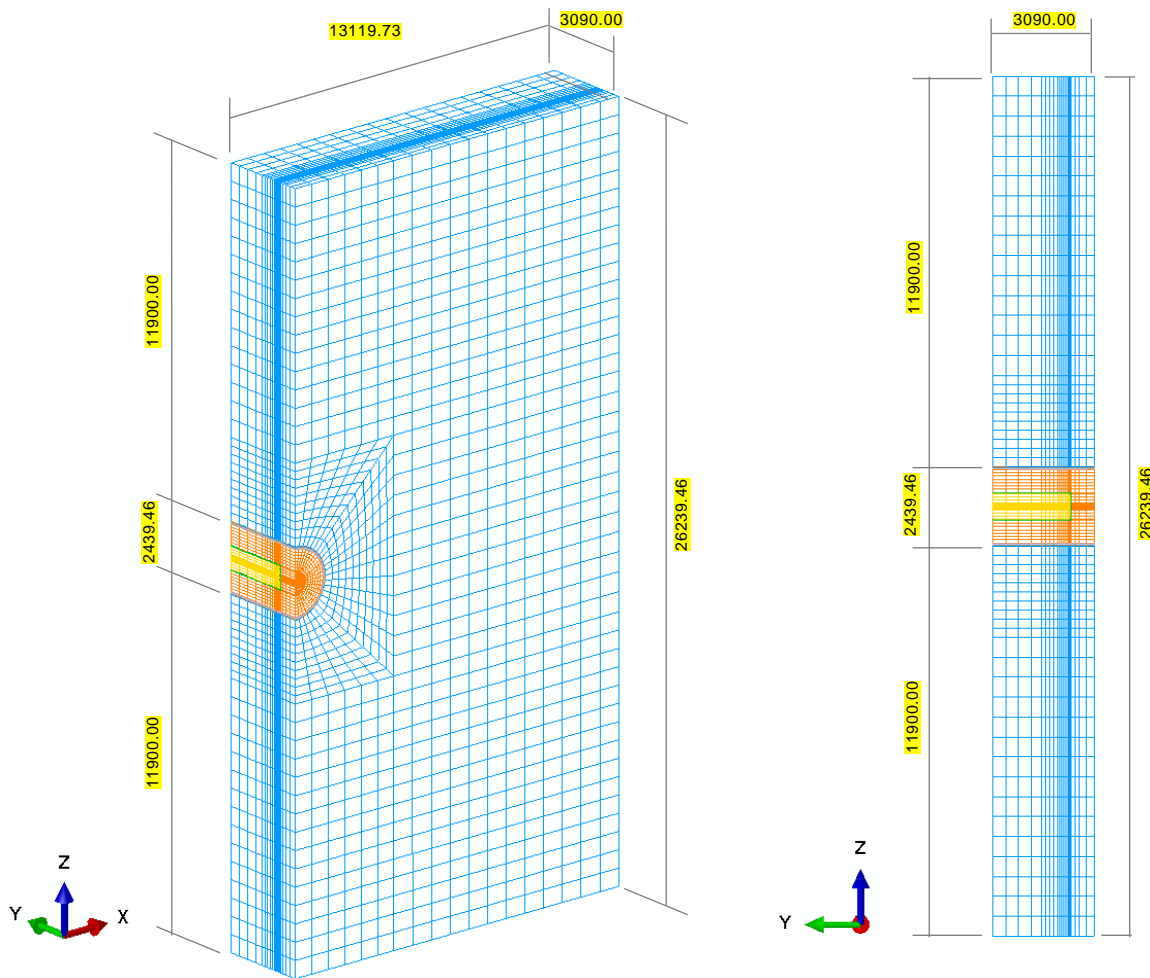
解析モデルとしては、横置き定置する場合は、廃棄体、緩衝材、支保工（軟岩の場合）、岩盤を三次元モデルで表現した。縦置き定置する場合は、処分容器を中心として緩衝材、支保工（軟岩系岩盤のみ）、および岩盤が同心円状に位置することとなるため、二次元軸対称モデルを使用した。横置き定置および縦置き定置に対応する解析モデルの例として、複合処分容器および軟岩環境を条件とした解析モデルをそれぞれ図 3.1.2-3 および図 3.1.2-4 に示す（平成 26 年度 pp. 3-124～3-125, 平成 29 年度 pp. 3-100～3-101）。

応力条件については、外力条件として処分容器の腐食膨張による緩衝材への荷重を設定することとし、炭素鋼部分に加え使用済燃料部分も含めて腐食膨張するものと仮定し、予め計算した腐食膨張量に応じた等価な体積ひずみおよび等価剛性を銅（複合処分容器の場合）、炭素鋼、使用済燃料の区別なく全断面に均一に与えた。炭素鋼処分容器および複合処分容器の経時年数に対する腐食膨張量および等価剛性をそれぞれ図 3.1.2-5 および図 3.1.2-6 に示す（平成 27 年度 p. 3-132, 平成 28 年度 pp. 3-129～3-130）。

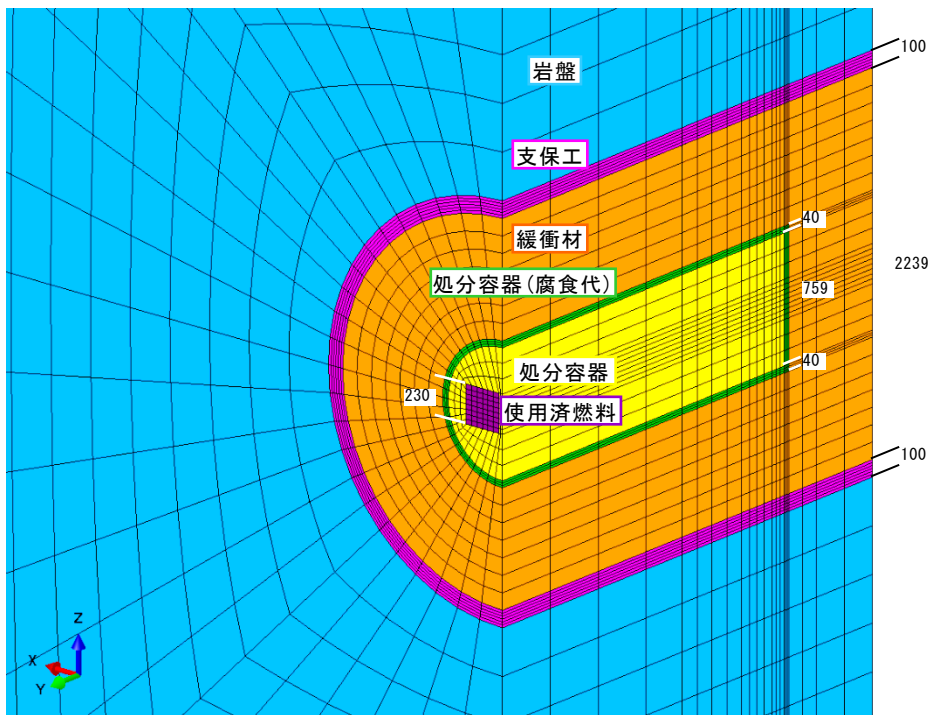
ブロック方式の場合の初期応力については、緩衝材には、飽和を仮定して、膨潤圧を設定した。岩盤については、岩盤の掘削から廃棄体の定置の流れを考慮して、処分孔の掘削解析により掘削後の岩盤の応力状態を求め、それを岩盤の初期応力に設定した。

また、PEM 方式の場合については、その評価開始時点、前述のとおり、PEM 容器が完全に腐食した時点としたことから、評価開始時点の緩衝材の応力には、PEM 容器の腐食膨張により圧密した状態の緩衝材の間隙比に相当する応力を設定した。岩盤については、岩盤の掘削から PEM の定置の流れを考慮して、深度に応じた初期地圧および間隙水圧を解析モデルの要素ごとに設定した上で、処分孔の掘削解析により掘削後の岩盤の応力状態を求め、それを解析の評価開始時点の岩盤の応力として設定した。このようなブロック方式と同様のモデル化による簡易的な評価とした理由は、PEM の定置から PEM 容器の完全腐食に至る過程の応力状態の変化をモデル化するためには、PEM 容器の腐食膨張の過程を適切にモデル化するための PEM 容器の仕様、および、緩衝材の不飽和・飽和を取扱うモデルが必要となること、また、

本項目では、PEM 方式の条件下でのレファレンス仕様の緩衝材の適用性を見通しを得ることを目的としたことから、ブロック方式と同様のモデル化による簡易的な評価が適切と考えたことによる（平成 28 年度 p. 3-114, 平成 29 年度 p. 3-93）。



(a) 全体



(b) 処分容器周辺

図 3.1.2-3 緩衝材の設計解析モデル（複合処分容器、軟岩、横置き定置）（単位：mm）

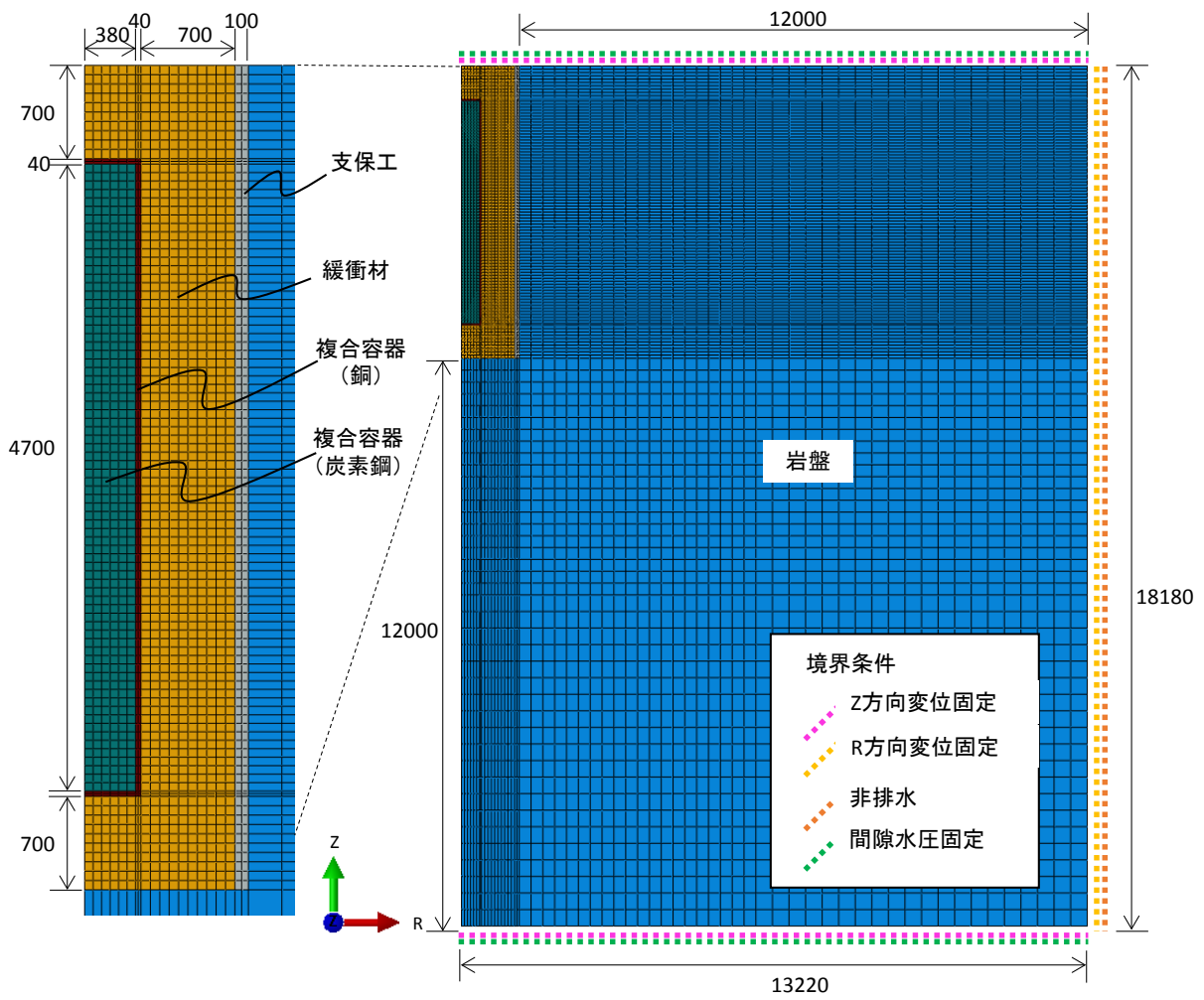
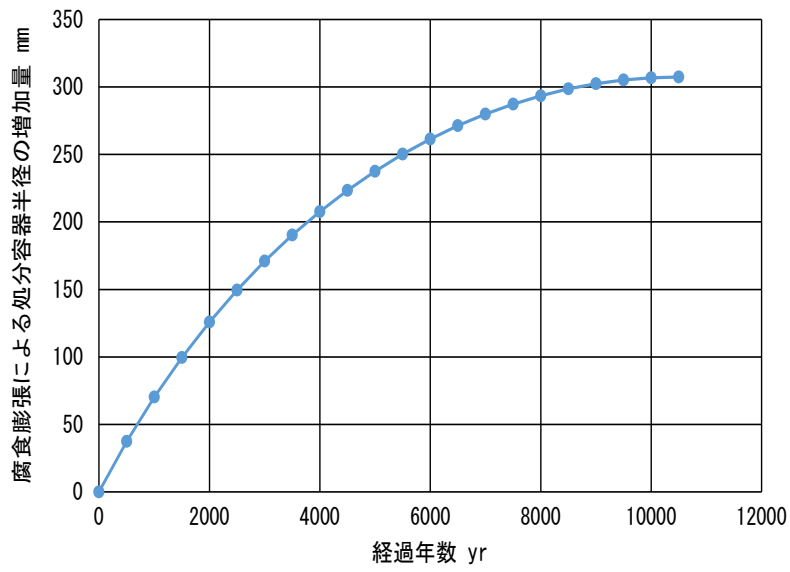
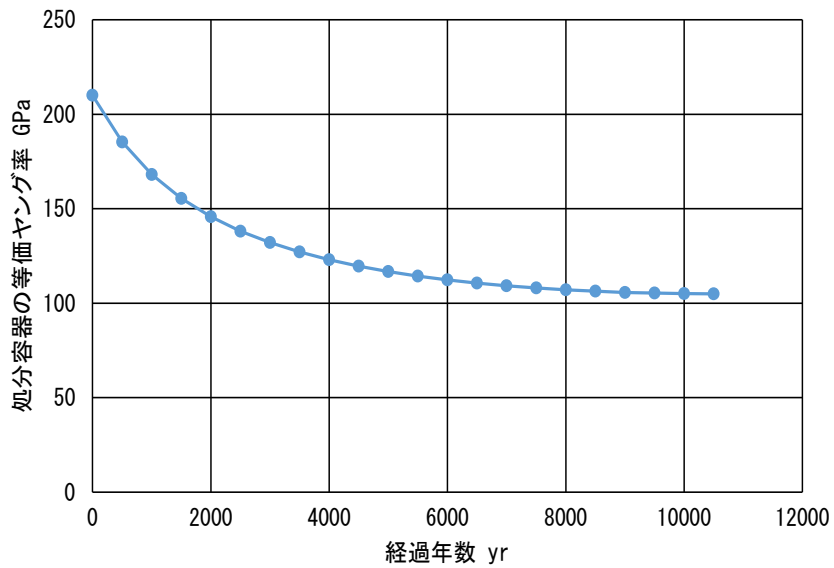


図 3.1.2-4 緩衝材の設計解析モデル（複合処分容器、軟岩、豎置き定置）（単位：mm）

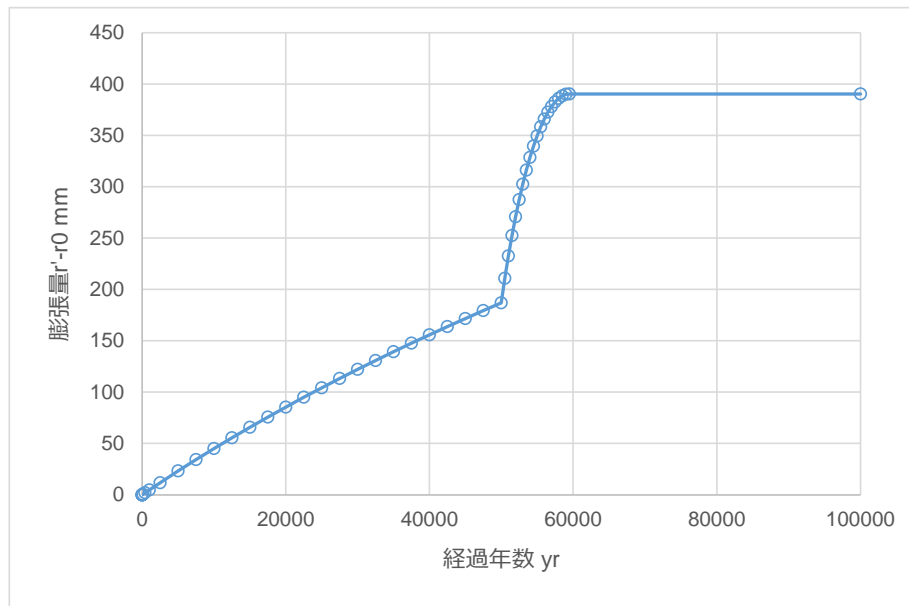


(a) 腐食膨張量

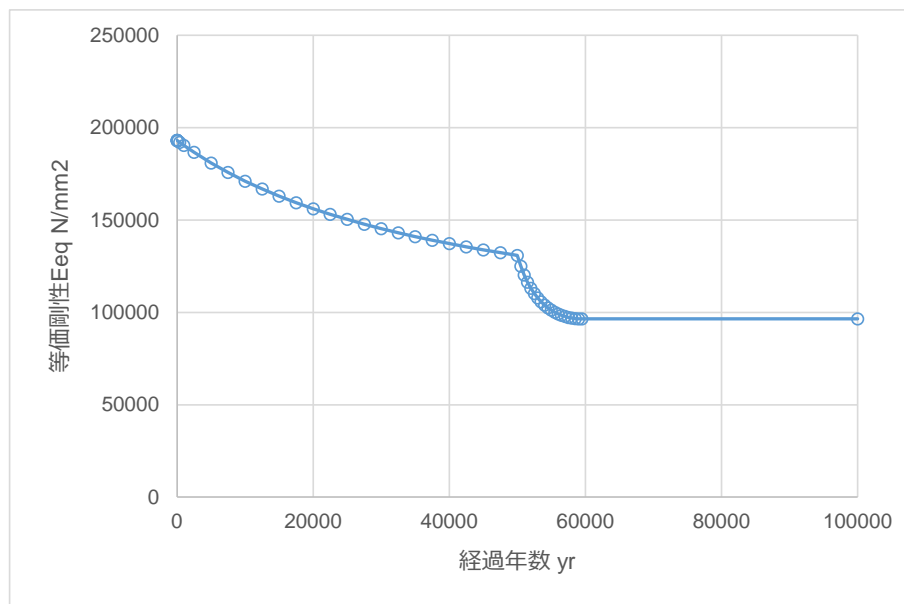


(b) 等価剛性

図 3.1.2-5 経過年数に対する腐食膨張量および等価剛性 (炭素鋼処分容器の場合)



(a) 腐食膨張量



(b) 等価剛性

図 3.1.2-6 経過年数に対する腐食膨張量および等価剛性（複合処分容器の場合）

2) レファレンス仕様の緩衝材の適用性

表 3.1.2-4 の解析ケース No. 1～No. 8 のそれぞれについて実施した設計解析の結果をもとに、緩衝材の最大主応力の最大値および岩盤の破壊限接近度の最大値を評価した。

緩衝材の最大主応力の最大値については、ブロック方式、炭素鋼処分容器の場合は 11.7 MPa、ブロック方式、複合処分容器の場合は 14.4 MPa、PEM 方式、炭素鋼処分容器の場合は 23.2 MPa と評価され、いずれの値も処分容器の設計で使用された外圧荷重 25 MPa より小さい結果となったことから、処分容器は機械的に破壊しないと評価されるものの、PEM 方式の場合には、ブロック方式の場合よりも緩衝材の応力が高まる傾向が確認された。

一方、岩盤の破壊限接近度の最大値について、ブロック方式、炭素鋼処分容器の場合は 0.46、ブロック方式、複合処分容器の場合は 0.31 と評価され、いずれの場合も 1 より小さいことから岩盤の破壊には至らないことが分かった。PEM 方式、炭素鋼処分容器の場合は処分容器の腐食代が全て腐食膨張すると想定した時点（1 千年後）において既に 0.60 と高く評価され、処分容器が全て腐食した場合には岩盤が破壊に至る可能性もあると推察された。

以上から、人工バリアを PEM とした場合には、ブロック方式の場合よりも、処分容器および岩盤に対する緩衝材の応力緩衝機能が低下する傾向が確認された。これは、処分容器の腐食膨張および岩盤クリープに加え、PEM 容器の腐食膨張も緩衝材の圧密の進展に寄与するためと考えられる。

しかしながら、本検討で設定した PEM の場合の解析モデルにおいては、PEM 容器を構成する炭素鋼板には全く隙間が無いことを仮定しており、先行事例として例えば SKB (2012) で検討されている、穴があいた金属容器 (perforated metal shell) により緩衝材を覆う人工バリア概念を参考にすれば、将来的に設定される仕様では同様の穴などの間隙が PEM 容器に存在する可能性があり、そのような PEM 容器の腐食膨張量は、本項目の検討における想定よりも少なくなると考えられる。したがって、PEM の場合のさらなる設計検討については、PEM 容器の適用や仕様の見通しがより明確になった段階で実施することが合理的と考える (平成 29 年度 p.3-120)。

3) 高乾燥密度、高ケイ砂混合率の緩衝材の適用性

表 3.1.2-4 の解析ケース No.9~No.11 のそれぞれについて実施した設計解析の結果をもとに、緩衝材の最大主応力の最大値および岩盤の破壊限接近度の最大値を評価した (表 3.1.2-4 の No.9~No.11)。また、処分容器の支持性能の評価として処分容器の胴部中央および底面下の緩衝材の厚さをレファレンス仕様の場合と比較した。

緩衝材の最大主応力の最大値について、緩衝材仕様として乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%、岩盤条件として軟岩、硬岩の両方の場合ともに、レファレンス仕様の緩衝材の場合 (表 3.1.2-4 の No.2~No.3) よりも 4 MPa 程度高くなる結果となったものの、処分容器の設計で使用された外圧荷重 25 MPa より小さいことから、処分容器は機械的に破壊しないと評価された。岩盤の破壊限接近度の最大値については、硬岩条件の場合に 0.12 と比較的強く評価されたものの、軟岩条件の 7 千年後の値が 0.54 と評価され、この値は、レファレンス仕様の緩衝材の場合の、1 万年後の最大値よりも高いことから、岩盤に対する応力緩衝機能が低下し得ることが示された。これは、レファレンス仕様の場合よりも緩衝材が、より締め固められて剛性が増加したためであり、想定された結果である。

また、緩衝材仕様として乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%、軟岩条件とした場合について、緩衝材の最大主応力の最大値は 8.8 MPa と評価され、これはレファレンス仕様の緩衝材の場合より若干大きいものの、処分容器の設計で使用された外圧荷重 25 MPa より十分小さいことから、処分容器は機械的に破壊しないと評価された。岩盤についても、破壊限接近度が 0.44 と評価されたことから破壊に至らないことがわかった (平成 29 年度 pp.3-120~3-121)。

処分容器の支持性能について、高乾燥密度の緩衝材（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 %）を用いた場合、容器寿命経過後（3 千年後）における緩衝材の厚さはレファレンス仕様の緩衝材の場合よりも数 mm 程度大きく維持される程度であり、処分容器の支持性能向上への効果はそれほど大きくないことがわかった（平成 28 年度 表 3.2.3-17）。乾燥密度およびケイ砂混合率をともに高めに設定した緩衝材（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 %）を用いた場合は、ケイ砂混合率 30 %の場合よりも緩衝材の厚さがより厚く維持される傾向があるものの、この条件でもレファレンス仕様の緩衝材の場合と比べての処分容器の支持性能の改善は大きくないことが分かった（平成 29 年度 表 3.2.3-14）。

表 3.1.2-4 緩衝材の応力緩衝性の評価結果

| No. | 緩衝材 | | | 岩盤 | |
|-----|-------------------|----------------------|------|----------------|------|
| | 最大有効主応力の最大値 [MPa] | 最大主応力（全応力）の最大値 [MPa] | 経過年数 | 破壊限接近度の最大値 [-] | 経過年数 |
| 1 | 1.9 | 6.8 | 1 千年 | 0.24 | 1 万 |
| 2 | 1.9 | 6.8 | | 0.33 | |
| 3 | 1.9 | 11.7 | | 0.46 | |
| 4 | 5.1 | 10.0 | 5 万年 | 0.11 | 6 万年 |
| 5 | 4.6 | 14.4 | | 0.18 | |
| 6 | 5.3 | 10.2 | | 0.31 | |
| 7 | 13.2 | 18.1 | 1 千年 | 0.44 | 1 万年 |
| 8 | 13.4 | 23.2 | | 0.60 | 1 千年 |
| 9 | 5.5 | 10.4 | 1 千年 | 0.54 | 7 千年 |
| 10 | 5.8 | 15.6 | | 0.12 | 1 万年 |
| 11 | 3.9 | 8.8 | 1 千年 | 0.44 | 1 万年 |

(3) 緩衝材の力学特性などの取得

本項目の解析を実施する上で必要な緩衝材の力学特性（圧縮指数、膨潤指数、限界状態応力比、先行圧密降伏応力など）や複合処分容器の腐食代（銅）の腐食膨張特性（腐食膨張率、ヤング率）については、試験によりデータを取得し、それを設計解析（前述の(2)）に反映した。

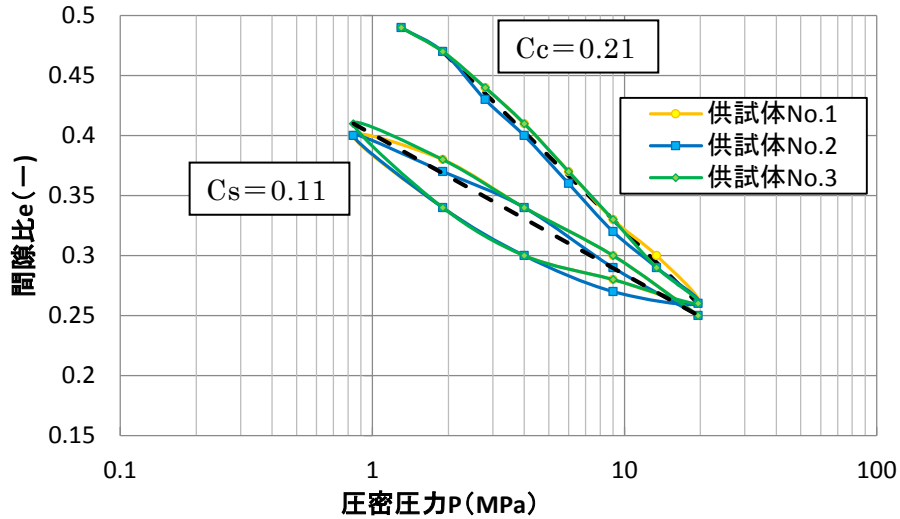
緩衝材の力学特性については、以下の緩衝材仕様を対象として、標準圧密試験および三軸圧縮試験を実施した。

- ・ 乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%
- ・ 乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%

標準圧密試験では、載荷応力-間隙比関係を取得し、また、三軸圧縮試験では、軸ひずみ-軸差応力関係、および、有効応力経路を取得した（平成 27 年度 pp.3-143～3-152, 平成 29

年度 pp. 3-122～3-131)。例として、緩衝材仕様（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%）について取得した軸荷応力-間隙比関係、軸ひずみ-軸差応力関係、有効応力経路をそれぞれ図 3.1.2-7～図 3.1.2-9 に示す。

なお、緩衝材の水理学的な物性値の透水係数については、緩衝材の透水係数を取得するうえでの基礎データとなる緩衝材の沈下量の経時変化を、緩衝材の標準圧密試験において取得した（平成 29 年度，図 3.2.3-20）。



C_c, C_s : 圧密試験結果へのフィッティングにより得られた圧縮指数、膨潤指数
 図 3.1.2-7 軸荷応力-間隙比関係（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%）

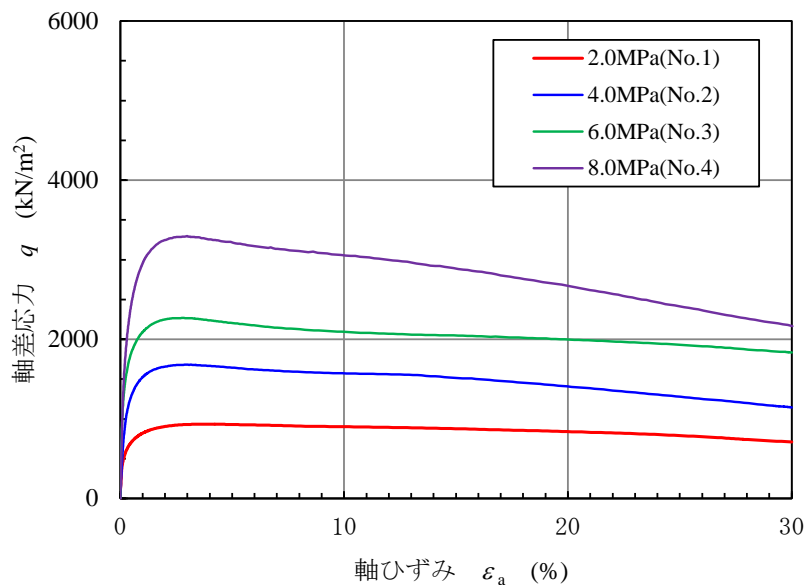


図 3.1.2-8 軸ひずみ-軸差応力関係（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%）

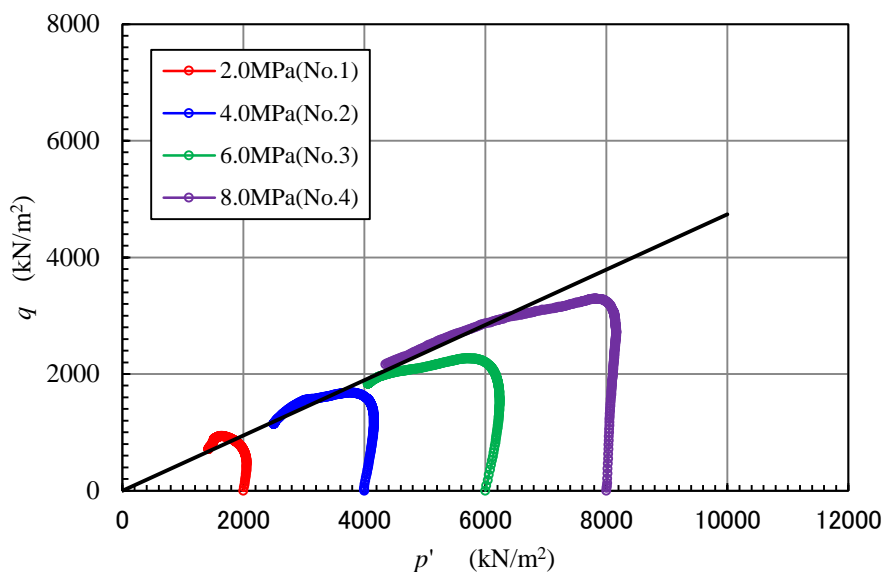


図 3.1.2-9 有効応力経路（乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%）

銅の腐食膨張特性の腐食膨張率については、無酸素銅板を圧縮ベントナイト中に一定期間浸漬することにより表面に腐食生成物を形成させ、その腐食生成物の厚さ、および、腐食量を計測することにより求めた（平成 27 年度 pp. 3-154~3-159）。ここでの対象とした 3 つの試料についての腐食膨張率の平均値は 620 %、最大値は 720 %であった。

また、銅の腐食膨張特性のヤング率については、銅の腐食膨張率の取得において作成した試料に加え、 Cu_2S の結晶鉱物である Chalcocite (U.S.A. 産出、フィリピン産出) の試料も対象として、ナノインデンテーション法により取得した（平成 27 年度 pp. 3-160~3-161）。これらの試料の中では、フィリピン産出の試料が高いヤング率を示し、フィリピン産出の試料のヤング率の平均値は 71.1 GPa、最大値は 78.4 GPa であった。

上記で取得した銅の腐食膨張に関するデータをもとに設定した腐食膨張率およびヤング率を、複合処分容器を対象とした設計解析（表 3.1.2-4 の No. 4~No. 6）において使用した。

(4) まとめ

本項目では、緩衝材による処分容器の支持性能に着目しつつ、緩衝材の応力緩衝性の観点から、レファレンス仕様の緩衝材および高乾燥密度、高ケイ砂混合率の緩衝材の適用性の確認を行った。緩衝材の設計解析に必要な緩衝材の力学特性や複合処分容器の腐食代（銅）の腐食膨張パラメータについては、試験により取得し、解析に反映した。

本項目の成果のまとめおよび今後の課題を、1)、2)に示す。

なお、本設計検討では処分容器の仕様として PWR 使用済燃料 2 体収容の場合を前提としたが、PWR 使用済燃料 1 体収容、および、BWR 使用済燃料 4 体収容の処分容器を条件とした場合は、緩衝材の緩衝機能がより発揮されることになることから、本項目の検討の成果はこれらの条件にも適用可能であると考えられる。

1) 緩衝材の設計解析

本項目では、レファレンス仕様の緩衝材が、人工バリアや岩盤などの多種多様な条件の組合せパターンにおいて緩衝材の応力緩衝性の設計要件を満足するかの確認を行った（①参照）。また、処分容器の支持性能向上の観点から、乾燥密度やケイ砂混合率を変えた緩衝材を対象として、緩衝材の応力緩衝性の設計要件を満足するかの確認および処分容器の支持性能が向上するかの確認を行い、乾燥密度やケイ砂混合率を変えた緩衝材の適用性を検討した（②参照）。

① レファレンス仕様の緩衝材の適用性

ブロック方式の条件とその他の条件（処分容器、定置方式、岩盤）との組合せパターンに対して、レファレンス仕様の緩衝材が応力緩衝性の要件が満足されることを確認した。一方、PEM方式とその他の条件との組合せパターンにおいて、処分容器および岩盤が破壊に至ることは確認されなかったものの、岩盤が破壊に近い状態となる場合がある（硬岩条件）と推定された。しかしながら、本検討では、PEM容器について全く隙間の無いと仮定した保守的な腐食膨張量を設定しており、PEMの場合のさらなる設計検討については、PEM容器の適用や仕様の見通しがより明確になった段階で実施することが合理的と考えている。

なお、合理化の可能性として、ブロック方式の条件とその他の条件（処分容器、定置方式、岩盤）との組合せパターンに対しては、処分容器に対する応力緩衝性および岩盤に対する応力緩衝性ともに破壊に対する裕度が見込まれることから、ブロック方式の場合には、緩衝材の厚さを700 mm以下に設定できる可能性がある。

② 高乾燥密度、高ケイ砂混合率の緩衝材の適用性

緩衝材の仕様として、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 30 wt%の仕様、および、乾燥密度 1.8 Mg m^{-3} 、ケイ砂混合率 50 wt%の仕様を対象として、緩衝材の応力緩衝性および処分容器の支持性能の観点から確認を実施した。これらの緩衝材については、乾燥密度が高めに設定され、緩衝材の剛性が増加した結果として、レファレンス仕様と比べて緩衝材の応力緩衝機能が低下することが確認されたものの、緩衝材の応力緩衝性の要件は満足される見通しが得られた。また、処分容器の支持性能については、レファレンス仕様の場合と大きく変わらないことが確認された。

2) 今後の課題

本項目の設計検討における前提（処分場の地下水組成、PEM容器の仕様など）に関連する課題を整理した。

- 処分場が海水環境に存在する場合の緩衝材の設計

本検討では淡水環境を対象として設計検討を行ったが、海水を対象とした緩衝材の力学特性を取得中（経済産業省委託事業「平成29年度高レベル放射性廃棄物等の地層処分技術に関する調査等事業（沿岸部処分システム高度化開発）」で実施中、平成30年度終了予定）であることから、海水環境における緩衝材の力学特性の取得結果をもとにした緩衝材の設計を別途実施することの必要性を検討することが考えられる。

- PEM 容器の仕様に応じた適切な設計解析モデルの検討

本検討では緩衝材の力学特性や PEM 容器の形状などについて、温度変化による影響は無視し得ることを仮定した。現状、緩衝材の温度は 100 °C 以下となるように人工バリアを設計することを基本としていることから、緩衝材の力学特性への温度影響は限定的であると考えられるものの、温度上昇に伴う PEM 容器の内圧上昇や変形は PEM 容器の仕様によって変わることから、PEM 容器の適用や仕様の見通しがより明確になった段階で温度影響を考慮した設計について検討することが合理的と考える。

また、本項目では、PEM 方式の場合に対応する解析モデルとして、ブロック方式と同様のモデルを用いた簡易的な評価方法を用いたが、PEM 容器の定置から PEM 容器の腐食膨張の過程を考慮した設計検討を行うためには、これらをモデル化する上で必要となる PEM 容器の詳細仕様、および、緩衝材の不飽和・飽和を同時に取扱うモデルが必要であると考えられる。

3.2 地下施設の概念設計

(1) 本項目の背景と目的

使用済燃料直接処分における地下施設の概念は、設計を行う上で特に問題となる廃棄体の重量および寸法がガラス固化体処分よりも大きくなることから、空洞の断面が大きくなり、空洞の安定性にとっては不利になるという課題を有している。地下施設の概念設計では、ガラス固化体処分における技術と同様の考え方の適用性を確認することを目的とし、代表的な地質環境特性（地盤条件）と使用済燃料特性を条件とした予備的な設計を行い、空洞の安定性が確保されることを確認した。予備的な設計においては、最新の知見を考慮した現時点で実現可能な技術を考慮する必要性から、これらに関する調査を行った。予備的な設計は、ガラス固化体の技術を前提とすることから、前提となる多様な技術の組み合わせを設計ケースとして検討を進めた。設計ケースとなる組み合わせとして、地盤条件と多様な人工バリアの組み合わせについて表 3.2-1 に示す。

表 3.2-1 地盤条件と人工バリアの組み合わせ

| 地盤条件 | 人工バリアの施工方式 | 廃棄体の定置方式 |
|-------|------------|----------|
| 硬岩系地盤 | ブロック方式 | 横置き |
| | | 縦置き |
| | PEM方式 | 横置き |
| | | 縦置き |
| 軟岩系地盤 | ブロック方式 | 横置き |
| | | 縦置き |
| | PEM方式 | 横置き |
| | | 縦置き |

地下施設の概念設計を検討するにあたり、直接処分第 1 次取りまとめにおいて示された坑道の設計要件から以下の点に着目した。

- ・ 安全に建設・操業・閉鎖を実施するため、既存あるいは実現性の高い技術により、地下施設の坑道群が安全に建設でき、かつ適切な作業環境を維持できる施設構造であること
- ・ 操業に必要な空間および建設・操業・閉鎖時の物流経路が確保されていること
- ・ 空洞の力学的安定性が確保されること
- ・ 廃棄体の発熱に対してニアフィールドの温度が適切となるように廃棄体が配置されること
- ・ 支保工などの残置物が人工バリアなどに悪影響を及ぼさないこと

これらの設計要件に対し、以下の項目の実施により要件の充足を確認した。

- 設計の前提となる建設技術に関する最新の知見の調査（(2)参照）
 - ✓ 坑道の掘削技術

- ✓ 湧水対策技術
- ✓ 支保工技術
- 多様な組み合わせにおける坑道の力学的安定性評価（(3)参照）
 - ✓ 空洞および坑道底盤の力学的安定性の評価
- 人工バリアおよび搬送・定置設備の設計と坑道の設計の連携に関する分析（(4)参照）
 - ✓ 地下施設を構成する各設計間において相互に生じる影響を把握し、坑道の設計に反映するため、坑道の設計フロー構築のプロセスの分析・整理。
- 多様な組み合わせにおける坑道の概念の特徴の整理（(5)参照）
 - ✓ 予備的な設計およびそれらの設計の前提となる技術の整理により、多様な組み合わせのそれぞれにおいて成立することが確認された地下施設の概念の特徴を分析する観点から、多様な組み合わせを評価のテーマごとに総合的に評価。

(2) 設計の前提となる建設技術に関する最新の知見の調査

安全に建設でき、かつ適切な作業環境の維持を可能とする現状の建設技術について、坑道の成立の重要な要素である掘削技術、湧水対策技術のそれぞれに対する最新の知見について調査した（以下の1）～2）参照）。また、支保工技術の調査では、人工バリアへの影響を考慮した適切な支保工を選定するため、地下施設の空間設計の合理化に資する支保工技術の基本データの整備と適用性を確認した（以下の3）参照）。

1) 坑道の掘削技術

坑道は、H12 レポートおよび直接処分第1次取りまとめにおいて、廃棄体の定置方式（横置き定置方式・縦置き定置方式）に対応するための配置と、配置された坑道の接続方法が検討されている。図3.2-1に坑道の配置・接続イメージ図を示す。これらの坑道の概念を具現化する坑道建設時の適用候補となる掘削技術について整理した。

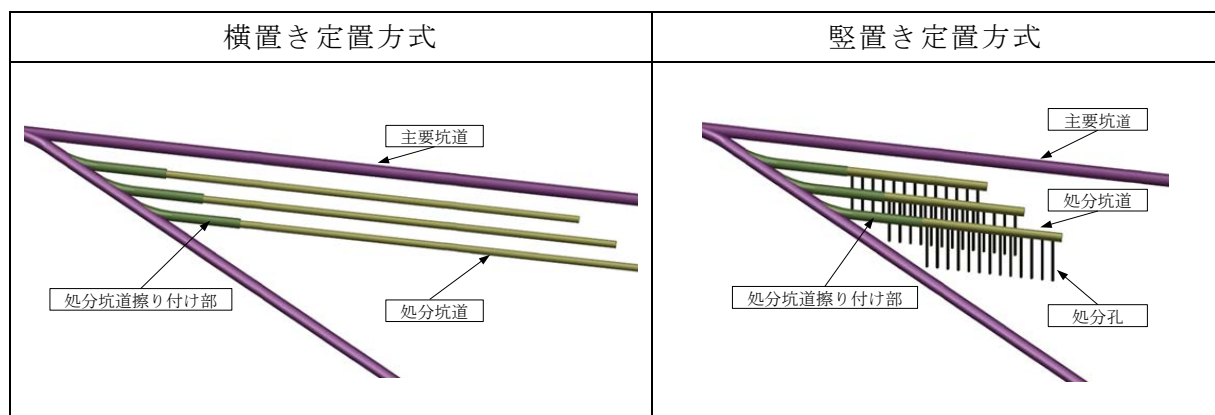


図 3.2-1 廃棄体の定置方式による坑道のイメージ図

- 横坑（主要坑道および処分坑道）に適用可能な主な掘削技術

現在、一般的な山岳トンネルにおける掘削方式は、発破掘削方式と機械掘削方式に大別される。また、掘削工法としては、一般に NATM(New Austrian Tunneling Method)での施工が多くを占め、施工条件によって（硬質で安定した地盤条件が想定される場合など）は TBM (Tunnel Boring Machine) が採用されるケースも見られる（土木学会，2006）。

これらの掘削方式および掘削工法の組み合わせは、トンネルの延長、断面の大きさ、形状、立地条件から施工性および経済性を考慮して選定される。選定された掘削技術の安全性は、地盤条件に対して適用可能なものであるか（地山の安全性）、また、多量の湧水が発生した場合において対策工を講じることが可能であるか（湧水に対する安全性）」により適用性を確認し、安全性を担保している（平成 27 年度 pp. 3-181～3-182）。

- 縦孔（処分孔）に適用可能な主な掘削技術

処分孔に適用可能な掘削方式としては、一般的に立孔掘削方式と基礎掘削方式が挙げられる（岩盤掘削技術協会，2015）。

標準的な立孔掘削方式では、立坑 TBM とレイズボーラー工法が適用可能である。立坑 TBM は実績が極めて少ないこと、レイズボーラー工法は立孔下部にリーミングビット組立ておよびずり搬出のための坑道が必要となる特徴を有する。

基礎掘削方式では、ロータリー掘削工法とケーシング回転掘削工法が適用可能である。ロータリー掘削工法は、実績が極めて少なく、大規模な削孔設備が必要なことから低空頭の削孔設備の開発も必要となる。ケーシング回転掘削工法は、軟岩から硬岩までの施工が可能であり適用範囲は比較的広いと考えられる（平成 27 年度 pp. 3-182～3-183）。

2) 湧水対策技術

各事業段階において許容される湧水量に着目し、建設段階および操業段階以降を対象にした湧水処理の着眼点および湧水対策の抽出・整理を行った。以下に、一般トンネルにおける湧水対策を踏まえた、処分場における湧水に対する技術課題およびそれらへの対応の現状について述べる（平成 26 年度 p. 4-151）。

- 建設段階の湧水対策

一般のトンネル工事では、安全性および作業性に支障なく排水できるレベルにまで湧水量を低減させることで対策としては十分である。しかし、処分場の地下施設工事では、後工程である操業段階の技術要件を踏まえ、廃棄体・人工バリアの搬送・定置や人工バリアの構築に支障がないレベル（人工バリアの構築位置への地下水の流入を遮断可能なレベル）にまで湧水量を低減させる必要があることから、より高度な湧水対策が必要となる。

- 操業段階以降の湧水対策

操業段階以降の湧水対策に関わる技術要件は、廃棄体・人工バリアの仕様や定置方法によって異なる。ブロック方式では、水が接触することによってブロック自体の変状、密度低下、定置不具合などが懸念される。現地締固め方式では、施工中や施工後に水と接触することによる緩衝材の変状、密度低下、流出などが懸念される。PEM方式では、緩衝材外側の密閉型の鋼殻により PEM 内部への湧水の浸入は著しく低減され、緩衝材の品質低下の可能性は他の方式に比べて極めて低いといえる。ただし、湧水による鋼殻外側の隙間充填材の密度低下や流出の懸念は残る。

湧水対策については国内外の関係機関でいくつか検討されており、湧水の発生を抑制する対策としてグラウトによる岩盤不良部の改良(原環センター, 2010)や、発生した湧水を処理する対策として竖置き方式の処分孔のポンプ排水や緩衝材保護シート(設置(SKB, 2006 ; SKB, 2008a)などが挙げられる。

3) HFSC コンクリートを使用した支保工技術

処分場における坑道の支保工材料としては、吹付けコンクリートや場所打ちコンクリートとしての使用が想定されている。しかし、一般的に結合材として使用される普通ポルトランドセメント(以下、OPC)や早強ポルトランドセメント(以下、HPC)を用いたコンクリート浸出水の pH は 12~13 を呈し、pH 約 11 以上の高アルカリ環境で変質し膨潤性能が低下する恐れのあるベントナイト(緩衝材)や、高アルカリ環境において溶解する恐れのある周辺岩盤に悪影響を及ぼす可能性があることから、支保工材料にはバリア機能を阻害しない要件として低アルカリ性が求められる。これらの要求に対し、原子力機構では、コンクリート浸出水の pH を 11 程度以下にすることを目標とし、セメント系材料にシリカフュームとフライアッシュを混合させた低アルカリ性セメントであるフライアッシュ高含有シリカフュームセメント(Highly Fly-ash contained Silicafume Cement、以下、HFSC)を開発している。

以下に、吹付けコンクリートおよび場所打ちコンクリートを対象とした HFSC コンクリートの物性試験における供試体の作成について述べ(①参照)、レファレンスとした強度への対応および解析用物性値の取得についての結果を整理し、支保工技術としての適用性について考察する(②参照)(平成 26 年度 pp. 4-170~4-179, 平成 27 年度 pp. 3-194~3-202, 平成 28 年度 pp. 3-201~3-207, 平成 29 年度 pp. 3-144~3-152)。

① 供試体の作製

HFSC 結合材料構成比であるポルトランドセメント(C):シリカフューム(S):フライアッシュ(F)の重量比(重量比が C:S:F=4:2:4 の場合「HFSC424」のように表記する)に対し、結合材料の重量[kg]に対する水の重量[kg]割合(以下、水結合材比 W/B)を組み合わせて、セメントの種類を OPC または HPC とした HFSC コンクリートの供試体を作製した。試験は表 3.2-2 の「○」で示した配合について実施した。

表 3.2-2 試験を実施した配合

| 種類 | 対象 | HFSC226 | | HFSC325 | | | HFSC424 | | | HFSC523 | |
|-----|----|---------|----|---------|----|----|---------|----|----|---------|----|
| | | 30 | 40 | 30 | 40 | 50 | 30 | 40 | 50 | 40 | 50 |
| OPC | 吹付 | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 場打 | | ○ | | ○ | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| HPC | 吹付 | | ○ | | ○ | | | | | | |
| | 場打 | | ○ | | ○ | | | | | | |

供試体は JIS 規格に則り、材料の選定、配合設計、フレッシュコンクリートの性状確認を実施し、形状は直径 10 cm、高さ 20 cm の円柱形とし、脱型後は、試験の当日まで 20 °C の水中で養生した。

試験項目および試験材齢は、JIS 規格に従い、圧縮強度、静弾性係数、割裂引張強度、単位容積質量について 3 日、7 日、28 日、91 日の 4 材齢において測定した（ポアソン比のみ 7 日、28 日、91 日の 3 材齢）。

② 物性試験とその考察

物性試験は、強度特性として圧縮強度試験、割裂引張強度試験、静弾性係数試験を実施し、さらに、設計および解析用の物性値となる強度以外の特性として、ポアソン比および単位容積重量の測定を実施した。強度特性については、一部を除き、レファレンスとなる設計基準強度（吹付けコンクリート： $\sigma_f = 36 \text{ N mm}^{-2}$ （原子力機構，2014）、場所打ちコンクリート： $\sigma_f = 18 \sim 24 \text{ N mm}^{-2}$ （原子力機構，2017））を満足し、材齢の経過に伴い増加する傾向を示した。また、HPCの方が OPC よりもやや大きい値を示したが、ほとんど差は見られず、セメントを他の材料に置き換えている HFSC の特徴である可能性が示された。セメント量の最も少ない HFSC226 の 28 日強度については、設計基準強度に対して基準を下回る結果となり、支保工としての強度に対する実用性はやや低い結果となった。しかし、場所打ちコンクリートにおいて早期の強度を必要としない場合や、コンクリート以外の用途（注入グラウトなど）については適用の可能性があり、これらを対象とした物性取得は今後の課題と言える。

(3) 多様な組み合わせにおける坑道の力学的安定性評価

地盤条件と人工バリアの各方式の多様な組み合わせを設定した坑道の概念について、必要な空間と支保構造を予備的に設計し、設定した仕様に対し、空洞の力学的安定性の評価を行った（「1）空洞の力学的安定性の評価」参照）。評価にあたっては、ニアフィールドの温度が適切となる坑道離間距離を設定した。また、操業・物流に対する構造的な安全性を評価するため、荷重が最大となる軟岩系地盤における縦置き定置方式に関する底盤コンクリートの力学的安定性を評価した（「2）底盤の力学的安定性の評価」参照）。

1) 空洞の力学的安定性の評価

アクセス坑道（立坑）、連絡・主要坑道、処分坑道および処分孔を対象とした空洞の力学的安定性の評価を行った。評価にあたり、空洞の力学的安定性評価指標および評価の前提について整理した。また、処分坑道については、隣接する処分坑道との離間距離が廃棄体から発生する温度によって制限されることから、温度の制限を考慮した離間距離を設定し、力学的安定性評価における離間距離を満足することを確認した。以下に、検討項目を示す。

- ① 空洞の力学的安定性評価指標の整理
- ② 評価の前提と結果の整理
- ③ 処分坑道離間距離の温度からの制限

① 空洞の力学的安定性評価指標の整理

処分場の地下施設に関する研究開発成果やトンネルの設計指針の収集と整理を図り、最新の知見に基づいた評価指標として以下の項目について整理した（平成 26 年度 pp. 4-146～4-150）。

- ・ 岩盤モデル(弾性モデル、弾塑性モデルなど)
- ・ 掘削時に生じる空洞周辺岩盤の破壊領域・塑性領域に対する評価
- ・ 支保工の安全性評価

- ・ 岩盤モデル
地層処分場は、法律により深度 300 m 以深に設置することが定められていることから土被りが大きく、作用する地圧と岩盤の強度とのバランスに応じて坑道周辺には塑性領域が広がると考えられる。数値解析における解析モデルの構築の実現性を考慮し、塑性領域を明確に区分できる完全弾塑性モデル（Mohr-Coulomb 降伏基準）が適切であると判断した。

- ・ 掘削時に生じる空洞周辺岩盤の破壊領域・塑性領域に対する評価指標
空洞の力学的特性を評価する指標として、岩盤に発生する変形量から算定された空洞周辺岩盤の破壊領域の発生に関して評価する「岩盤の最大せん断ひずみの限界せん断ひずみによる評価指標」と、岩盤の応力的な解析により塑性領域を確認することで空洞の近接に対する安定性を評価する「岩盤の局所安全率による評価指標」を設定した。

- ・ 支保工の安全性評価
支保工の安全性評価について、従来検討では、断面に生じる応力が破壊強度に適切な安全率を考慮した許容応力度以下となることをもって安全性を確認する許容応力度設計法が採用されていた。現在では、想定限界状態に対し、材料や構造物の特性・状態などに応じた係数を個々に設定し、安全係数の考慮された荷重作用と断面耐力の比較で安全性を確認する限界状態設計法が、より合理的な設計が可能になるとさ

れている。以上より、本検討においては限界状態設計法を採用した。

② 評価の前提と結果の整理

評価の前提である人工バリアの基本仕様に対し、多様な条件における坑道の断面諸元を設定し、設計した支保工（吹付けコンクリート）の仕様において空洞の力学的安定性の評価を行った。

• 人工バリアの基本仕様

本検討における人工バリアの基本仕様（PWR 燃料集合体 2 体収納）を図 3.2-2 に示す（平成 25 年度 p. 4-77）。

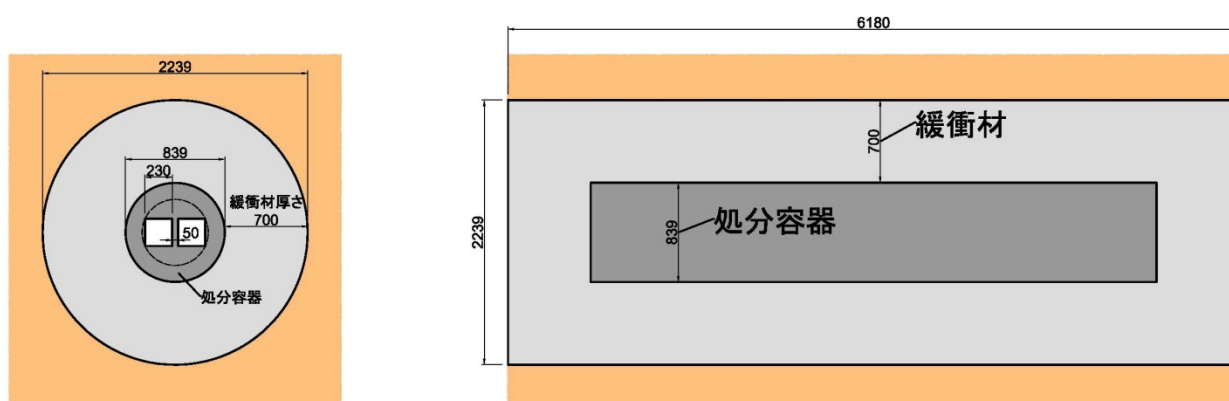


図 3.2-2 人工バリアの基本仕様（PWR 燃料集合体 2 体収納）

• 坑道断面諸元の設定

断面形状を決定する因子としては、力学的安定性、作業性、経済性が挙げられる。以下に、各因子における要求事項を示す。

- ・力学的安定性：空洞が力学的に安定でその変形量が小さいこと
- ・作業性：建設・操業・閉鎖の作業を円滑に行うことができること
- ・経済性：必要断面積を包括しつつ極力小さな断面とすること

アクセス坑道および処分孔は立坑形式であることから、掘削方法および空洞の力学的安定性の面から円形としている。連絡・主要坑道および処分坑道については、掘削工法として NATM を採用した場合は馬蹄形、TBM の場合は円形とした。以上の断面形状を決定する因子および適用可能な現状の技術を考慮し、各坑道の断面諸元を設定した（平成 25 年度 pp. 4-79～4-82, 平成 26 年度 pp. 4-161～4-163, 平成 27 年度 pp. 3-162～3-165）。

• 支保工の仕様の設定

支保工としての吹付けコンクリートの仕様を設定するため、数値解析により設計を実施した。数値解析では、曲げモーメントの発生を考慮しビーム（梁）要素として吹付けコンクリートをモデル化した。設計の結果、硬岩系地盤においては支保工にほとんど変形が見られないことから最低厚さとして設定した 50 mm となった。また、軟岩

系地盤では、変形が見られ作用荷重が大きく、100～300 mmとなった（平成 25 年度 pp. 4-96～4-97, p. 4-108, 平成 26 年度 pp. 4-169～4-170, 平成 27 年度 pp. 3-169～3-180）。

- 空洞の力学的安定性の評価結果

多様な条件下において、空洞の力学的安定性の評価を実施した。

局所安全率については、処分孔や処分坑道に見られる円形の比較的小断面の坑道については 0.2～0.6 m 程度と発生領域は小さく、断面の大きい馬蹄形の坑道では 0.8～1.6 m と相対的にやや大きい発生領域であったが、いずれも塑性領域が発生するには至っておらず、安定していると評価できる。

最大せん断ひずみについては、円形断面で限界せん断ひずみを超える領域は確認されていない。断面の大きい馬蹄形断面において限界せん断ひずみを超える領域が確認できるが、発生範囲は 0.2～0.9 m と比較的小さく、また支保工の安定性が確保されていることから全体の安定性に対して大きく影響するとは考えにくい。ロックボルトなどによる補強により地山の安定性をさらに向上させる効果が期待できる可能性がある。

トンネルの変形量については、一般的に対策を講じる必要が発生するといわれる 20 mm 程度の変形量には達していない。

以上の評価結果より、対象とした全ての坑道における空洞の力学的安定性が確保されることを確認した（平成 25 年度 pp. 4-91～4-95, pp. 4-103～4-108, 平成 26 年度 pp. 4-166～4-170, 平成 27 年度 pp. 3-169～3-180）。使用済燃料については多様な形態が想定され、また収容本数の増加など廃棄体の寸法や重量が本項目における設定よりも大きくなる可能性があるが、坑道の設計により示された仕様には構造的な安全性において余裕があり、直接処分において検討されている多様な廃棄体の仕様においても十分対応可能であると考えられる。

③ 処分坑道離間距離の温度からの制限

処分坑道の坑道群は平行に配置され、力学的安定性の検討結果からの坑道離間距離は 20 m 以上という結果が得られている。この結果に対し、隣接する坑道間における熱的な干渉からの廃棄体および緩衝材の温度の制限を考慮した解析結果を評価し、坑道離間距離を設定した。（平成 25 年度 pp. 4-109～4-116）。

- 解析手法および解析モデル

廃棄体の発熱の影響を考慮した処分坑道の離間距離の検討は、H12 レポートにおけるガラス固化体に関する検討と同様に、非定常三次元熱伝導解析により処分坑道横置きモデルとし、人工バリアの断面仕様は、緩衝材厚さは 700 mm として熱伝導解析を実施した。水平方向の解析領域は、複数の廃棄体が一定間隔で定置されることを考慮し、処分坑道横断方向については廃棄体中心から処分坑道離間距離の半分まで、処分坑道軸方向については廃棄体中心から廃棄体ピッチの半分までとした。廃棄体の処分

深度は深度 1,000 m とし、鉛直方向は地表面から深度 1,200 m までを解析領域とした。本検討では、廃棄体の定置間隔を 6.18 m、使用済燃料の熱特性は燃料である二酸化ウランの値を使用し、H12 レポートと同様に、初期濃縮度 4.5 %、燃焼度 45 GWd MTU⁻¹、炉取り出し後 50 年からの PWR 燃料の ORIGEN2.2 の計算値を使用した。

緩衝材および岩盤の温度評価点は、それぞれ、処分容器と緩衝材の境界、岩盤と緩衝材の境界に設け、その他に処分容器の中心および廃棄体中心においても温度評価点を設けた。

- 坑道離間距離に対する熱的な影響の評価

H12 レポートと同様に、緩衝材であるベントナイトの性能を損なわない温度として、緩衝材の上限温度を 100 °C とした。坑道の力学的安定性が確保される坑道離間距離である 20 m において緩衝材最高温度は 100 °C を下回る 95 °C であることを確認した (図 3.2-3)。これにより、熱的影響に対し緩衝材の性能が確保されることを確認できた。

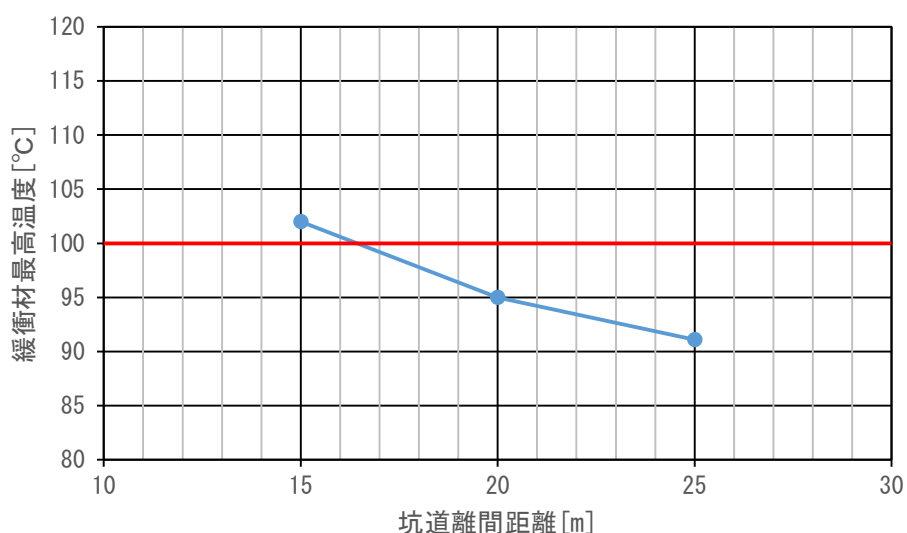


図 3.2-3 坑道離間距離と緩衝材最高温度の関係

2) 底盤の力学的安定性の評価

岩盤とその上に設置された底盤コンクリートは、建設・操業・閉鎖時の交通荷重を支持する坑道の底盤部の構造体である。これらの作用に対する底盤の力学的安定性について、以下の項目により評価を行った。

- 底盤コンクリートの耐力照査 (①参照)
 - ✓ 構造物に作用する最大の荷重として、操業時の交通荷重である搬送・定置設備の重量に対し、底盤コンクリートを設計し、力学的安定性を評価
- 坑道の底盤を構成する底部岩盤の健全性評価 (②参照)
 - 堅置き定置方式における処分孔上部脇に、交通荷重が作用した場合の処分孔の孔壁の安定性について評価

① 底盤コンクリートの耐力照査

想定する地盤条件は、硬岩系地盤よりも底盤コンクリートを支持する反力が小さく、底盤コンクリートへの応力の発生が大きくなる軟岩系地盤とした。また、荷重については、搬送・定置設備の重量・寸法が大きくなる縦置き定置方式を対象とした。検討ケースの一覧を、表 3.2-3 に示す

表 3.2-3 検討ケース一覧表

| 定置方式 | 地盤 | 搬送対象 | 坑道 | 解析モデル |
|------|----|------|---------|--------|
| 縦置き | 軟岩 | 廃棄体 | 主要・連絡坑道 | 二次元モデル |
| | | PEM | | |
| | | 廃棄体 | 処分坑道 | 三次元モデル |
| | | PEM | | |

• 解析モデル

解析モデルは、主要・連絡坑道については、一般的な交通荷重に対する底盤の設計モデルである二次元モデル（弾性床土上の梁）とし、処分坑道については底盤に設けられた処分孔による開口を考慮した三次元モデル（シェルモデル）を採用した。支持地盤は、軟岩系地盤として岩種区分 SR-C のデータセットにおける変形係数から地盤ばねを設定した。

• 耐力照査結果

底盤コンクリートは、鉄筋コンクリート構造として評価した。作業時における廃棄体および搬送・定置装置の重量として 140～190 t の大きな重量が算定されたが、全ての荷重ケースにおいて、部材厚さ=40 cm、設計基準強度 $f'_{ck}=18\sim 24 \text{ N mm}^{-2}$ 、鉄筋の仕様=D16～22@150 mm の部材仕様で十分に安全であることが確認された。これは、底盤コンクリート下部の軟岩系岩盤 (SR-C) の支持力により大きな断面力が発生しなかったことが大きな要因と考えられる。直接処分では様々な形状・寸法・重量の廃棄体の形態が発生する可能性があるため、今後それら多様な荷重ケースについて検討する必要があると考えられる。

② 坑道底部岩盤の健全性評価

処分孔上部脇に交通荷重が作用した場合の坑道底部岩盤の健全性評価として、孔壁の直線すべりに対する安定性評価を行った。対象とする地盤条件は、安全側に軟岩系地盤を対象とし、軟岩系地盤の物性値を考慮した直線すべりの計算から安全率を算定し、評価した。評価の結果、すべての検討ケースにおいて必要安全率 ($F_{sp}=1.2$) 以上が確保される結果を得た。

坑道底部岩盤は、処分孔上部を通行する搬送・定置設備による繰り返しの作用、また、坑道内の湧水などの影響により局所的に岩盤の強度が低下することが懸念される。本検

討では、荷重の作用に対して無支保の孔壁の安定性を確認したが、こうした不確実性を考慮した適切な安全率について十分に検討し、必要な支保工なども考慮する必要がある。

(4) 人工バリアの設計および搬送・定置設備の設計と坑道の設計の連携に関する分析

直接処分では、廃棄物の形状や重量が一律ではなく、それにより人工バリアや搬送・定置設備の仕様が影響を受け、坑道断面寸法に影響が生じる可能性がある。こうした地下施設を構成する坑道の設計、人工バリアの設計、および搬送・定置設備の設計の各設計間において相互に生じる影響を把握し、坑道の設計に反映できるようにするために、また、関係する双方の設計を最適なものとするために、坑道の設計フロー構築のプロセスの分析・整理を行った。坑道の設計フローの分析では、直接処分第 1 次取りまとめにおいて示されている、地下施設の設計における各設計間の基本的な関係を示す設計フローをもとに、「どの設計の結果が、どの設計の入力条件となるのか」といった関係性に着目した。そこで、坑道の設計要件の充足を確認する際に関係のある項目を抽出し、抽出した項目中の設計が、坑道の設計と連携する必要のある設計であるという観点で整理した。これより、坑道の設計フロー上においてお互いに連携が必要になるフロー図のイベントを双方向矢印で示し、これにより各設計間の連携であるとした（平成 28 年度 pp. 3-195～3-200）。

今後の課題としては、以上に示した各設計間の連携は、基本的には事業当初の計画において想定される設計フローにおける関係性を表わしているが、直接処分では、多様な廃棄物を扱うことが想定されることから、例えば設計フローにより設計された地下施設が建設された後に、想定とは異なる仕様の廃棄物を処分する必要性が発生する可能性がある。また、長い事業期間においては、技術の進展や新たな知見の発見などにより、人工バリアや搬送・定置設備の設計が追加・変更される可能性も想定される。この場合、今度は逆に坑道の断面形状寸法が人工バリアの設計や搬送・定置設備の設計を制限する条件となる可能性も考えられる。また、設計の余裕しるを検討する際にも、こうした様々な方向からの設計間の連携について留意し検討を進めることが必要となる可能性がある。

(5) 多様な組み合わせにおける坑道の概念の特徴の整理

平成 25 年度から平成 28 年度までの検討において、地盤条件、人工バリアの施工方式（「ブロック方式」「PEM 方式」）および廃棄体の定置方式（「横置き定置方式」「縦置き定置方式」）の組み合わせ（以下、「組み合わせ」という）に対し、空洞の力学的安定性や設計の前提となる掘削技術の調査など、それぞれの項目について坑道の概念が成立することを示してきた。これらの成果をもとに、地下施設の設計において考慮すべき項目について横並びで比較することによる総合的な評価を実施し、多様な組み合わせにより構成される地下施設の設計の特徴について整理した。以降、1) 評価の対象とする坑道の断面形状の設定、2) 評価テーマの設定、3) 評価テーマごとの評価の検討、4) 地盤条件と人工バリアの組み合わせの特徴の整理について示す。

1) 評価の対象とする坑道の断面形状の設定

評価の対象とする坑道として、組み合わせに対応して多様な断面形状が設定される処

分坑道を選定した。断面形状の設定は、過年度における成果より、組み合わせに対応する処分坑道の断面形状を整理し、評価の条件として設定した（平成 29 年度 表 3.3-2）。

2) 評価テーマの設定

組み合わせごとの特徴を整理するため、坑道の設計において考慮すべき項目を「評価テーマ」と定義し、坑道の設計において主要な項目である「掘削技術」および「空洞の力学的安定性評価結果」の 2 項目に加え、坑道の設計と関係性の大きいその他の項目として「定置技術」、「安全性」、「回収性」、「経済性」の 4 項目を評価テーマとして設定した（平成 29 年度 p.3-133）。

3) 評価テーマごとの評価の検討

以下に示した評価テーマごとの「評価項目」と、表 3.2-4 の凡例に示した「評価結果の示し方」により、各評価テーマについて組み合わせを横並びで比較し総合的に評価した（平成 29 年度 pp.3-136～3-142）。

- 掘削技術：「掘削工法（NATM/TBM）」、「掘削方式（発破掘削/機械掘削）」
（評価項目）施工性、作業の安全性、周辺岩盤への影響
- 空洞の力学的安定性評価
（評価項目）局所安全率、最大せん断ひずみ
- 定置技術、安全性、回収性、経済性
（評価項目）それぞれ坑道の概念との関係に基づいた特徴より設定

4) 地盤条件と人工バリアの組み合わせの特徴の整理

坑道の概念の前提である組み合わせについて、評価テーマごとに総合的な評価を実施し、整理された特徴と今後の課題について以下に示した。組み合わせの評価結果について、硬岩系地盤における評価結果を一例とした一覧表を表 3.2-4 に示す。

- 評価テーマごとの評価項目に基づく評価の検討をとおして、検討すべき項目および検討の方法が示され、整理した結果から特徴の傾向について示すことができた。
- 多様な観点から評価テーマを設定し、整理した特徴を例示することができた。また、検討を通して、多様な観点から検討・評価し、それらを比較することにより総合的な評価結果が得られるプロセスについて示すことができた。
- 上記において示したように、評価テーマに挙げた「掘削技術」、「空洞の力学的安定性」、「定置技術」、「安全性」、「経済性」を総合的な観点から取りまとめた結果、特に有利な組み合わせや問題のある組み合わせは見られず、限られた評価項目からではあるが、地下施設の設計の観点から人工バリアの各方式の選定に対して有意に作用する可能性のある項目は見られなかった。
- 今後、坑道の設計の上位条件となる人工バリアの設計を検討する際に考慮可能な特徴の整理として、また最適な地下施設の概念設計を行う観点において、坑道の設計において考慮すべき多様な項目について十分に検討し、幅広く設定することが重要と考えられる。

- ▶ 評価結果を明確にするためには、重要度の設定や評価結果の重みづけについても検討し、評価結果をなるべく定量的に示すことができるようにすることが望ましいと考えられる。

表 3.2-4 地盤条件と人工バリアの組み合わせごとの評価結果の一例（硬岩系）

| 組み合わせ | | | 断面形状 | 評価テーマ | | | | | |
|-------|--------|------|------|-------|--------|------|-----|-----|-----|
| 地盤条件 | 施工方式 | 定置方式 | | 掘削技術 | 力学的安定性 | 定置技術 | 安全性 | 回収性 | 経済性 |
| 硬岩系 | ブロック方式 | 横置き | 円形 | ○ | ◎ | ○ | △ | △ | ◎ |
| | | 縦置き | 馬蹄形 | △ | ○ | ○ | ○ | ○ | △ |
| | PEM方式 | 横置き | 円形 | ○ | ◎ | ○ | △ | △ | ◎ |
| | | 縦置き | 馬蹄形 | △ | ○ | ○ | ○ | ○ | △ |

凡例「◎」：特に適用性が高い、「○」：適用性が高い、「△」：適用性がある、「×」：適用性がない

(6) まとめ

直接処分第 1 次取りまとめにおける坑道の設計要件から、地下施設の概念設計を実施する上で特に留意が必要と考えられた項目に着目し、予備的な設計および設計結果の分析を行った。

設計の前提となる建設技術に関する最新の知見の調査では、坑道の掘削技術、湧水対策技術、支保工技術を対象に調査を進め、予備的な設計に取り込むことができた。

設計検討では、多様な条件下における坑道の力学的安定性評価として、空洞および坑道底盤の力学的安定性を評価し、多様な条件において、ガラス固化体処分における技術を基礎とした考え方において、坑道の概念が成立することが確認された。また、設計を進める上で留意すべき、人工バリアおよび搬送・定置設備の各設計との連携に関する分析を通して、各設計間において相互に生じる影響を把握し、坑道の設計に反映する必要のある事項を整理した。

最後に、以上の検討を総合的に評価する観点から、坑道の概念の前提となる地盤条件と人工バリアの組み合わせごとの特徴について整理した。評価方法の検討では、評価において対象とすべき項目や検討方法を示し、概念選定における検討プロセスが示された。また、整理された特徴から、特に有利な組み合わせや問題のある組み合わせは見られず、組み合わせの選定に対し特に有意に作用する可能性のある項目は示されなかった。

以上の検討を通して、直接処分においてもガラス固化体処分においてこれまでに示された技術が基本的に適用可能であることを支持する知見が得られた。今後、さらに多様な使用済燃料の設定条件に対する地下施設の設計の実施により、不確実性の低減を図るとともに、掘削技術など進展する技術の地層処分事業への適用性を確認することが重要である。また、上位条件となる人工バリアの設計および搬送・定置設備の設計との連携につ

いて検討を進め、設計段階で考慮しておくべき合理的な設計の余裕しろの設定への検討成果の反映についても考慮することが重要であると考えられる。

3.3 搬送・定置設備の概念設計

(1) 本項目の背景と目的

人工バリアを地上施設から処分坑道まで搬送し、定置を行う搬送・定置設備は、処分場の地質環境条件や処分場概念、廃棄物となる使用済燃料、また、これらを前提として設計された処分容器および緩衝材から成る人工バリアの仕様、さらにはこれら人工バリアに対応する坑道の仕様などを上位条件として考慮して設計を進める必要がある。その際、前提とする条件によって、搬送・定置設備に適用可能な技術も変わると考えられ、それぞれの条件に応じて候補技術を抽出し、それら候補技術を基に具体的な設備設計を進めることが合理的である。なお、直接処分の場合の搬送・定置設備の設計においては、廃棄体がガラス固化体に比べて長尺化、大重量化し、また、廃棄体からの放射線量がガラス固化体の場合と異なる事などの直接処分における特徴に着目すること、さらに、設備の異常・故障やメンテナンスなどの操業に関わる技術と安全性についても十分考慮する必要がある。

以上を踏まえ、本項目では表 3.3-1 に示す取組みを実施した。

表 3.3-1 搬送・定置設備の概念設計に係る検討項目

| 項目 | | 内容 |
|--------------------|---------------|---|
| 搬送・定置設備の技術 | 技術オプションの体系的整備 | 人工バリア、地下坑道などの条件に応じて合理的に技術を選定出来るようにするための技術オプションの体系的整備 |
| | 概念設計 | 下記の条件に対応する搬送・定置設備の概念設計 <ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄体の定置方式：横置き定置方式、縦置き定置方式 ・ 人工バリアの施工方式：ブロック方式、PEM方式 ・ 地下坑道：アクセス坑道（立坑、斜坑）、連絡・主要坑道、処分坑道 |
| | 実現可能性の総合評価 | 定置方式などに応じた搬送・定置設備に対する実現可能性の総合評価 |
| | 可視化の検討 | 搬送・定置工程を分かり易く示すための可視化の検討 |
| 直接処分施設の他の構成要素との関連性 | | 処分施設の他の構成要素である人工バリア、地下施設、保障措置・核セキュリティなどとの関係性の整理 |

搬送・定置設備の技術オプションの体系的整備においては、直接処分の廃棄体、人工バリア、地下坑道の条件や、操業に関わる技術や安全性なども踏まえた上で、適切な技術を選定し、搬送・定置設備の設計を合理的に行うことが出来るように、搬送・定置設備の技術オプションを抽出して体系的に整備した。

概念検討においては、搬送・定置設備の具体化の検討例として、横置き定置方式（PEM方式）などに対応する搬送・定置設備に適する技術オプションを評価し、それに基づく設備の

概念検討を行った。

また、搬送・定置設備の技術オプションの検討結果などを踏まえ、搬送・定置設備の実現可能性の総合評価を行った。

さらに、搬送・定置設備の設計を直接処分に特有な保障措置・核セキュリティの方策などと連携してすすめることを可能とするため、搬送・定置設備と処分施設の他の構成要素との関係性を整理し、それを反映した搬送・定置設備の評価フローなどを例示した。

以下において、搬送・定置設備の技術オプションの体系的整備およびそれに基づく概念設計、搬送・定置設備の実現可能性についての総合評価、搬送・定置工程の可視化の検討を

「(2) 搬送・定置設備の技術」に示す。また、搬送・定置設備と処分施設の他の構成要素との関連性の整理を「(3) 処分施設の他の構成要素との関連性」に、本項目のまとめを「(4) まとめ」に示す。

(2) 搬送・定置設備の技術

搬送・定置設備の技術に関して、以降において次の順で報告する。

- 1) 搬送・定置設備の技術オプションの抽出、整理、および搬送・定置設備概念の具体化のための技術オプションの評価
- 2) 搬送・定置設備の技術オプションに関するその他の検討
- 3) 搬送・定置設備の総合的な実現可能性の評価
- 4) 搬送・定置工程を分かりやすく示すための可視化の検討

なお、2)では、処分坑道の搬送・定置に適する技術は、袋小路仕様または貫通仕様の坑道仕様（以下、単に「坑道仕様」という）の違いによって変わり得ると考えられることから、坑道仕様による搬送・定置設備の相違を調査した。また、定置方式のオプションの一つである CARE (CAvern REtrievable) 方式に対応する搬送・定置設備の検討を行った。これらの調査、検討については、3)における搬送・定置設備の実現可能性評価に反映した。

1) 搬送・定置設備の技術オプションの抽出、整理、および搬送・定置設備概念の具体化のための技術オプションの評価

地下施設のアクセス坑道、連絡・主要坑道、および処分坑道における搬送・定置設備を対象範囲として、搬送・定置設備を構成する装置、およびそれらの装置に求められる機能を整理した上で、それらの機能の実現のために適用可能と考えられる技術オプションを抽出した。また、抽出した技術オプションについての特徴を整理した。

地下施設における廃棄体や緩衝材のハンドリングフローを参考として、アクセス坑道、連絡・主要坑道、処分坑道のそれぞれについて、廃棄体や緩衝材、隙間充填材などの搬送装置、積替え装置（アクセス坑道を除く）、傾転装置（アクセス坑道を除く）などを設定し、これらの装置に求められる機能を整理した（平成 26 年度 表 4.2.4-2）。

装置に求められる機能として、走行機能、走行（駆動）機能、積替え機能、遮へい機能、把持機能、昇降・定置機能、緩衝材の締め固め機能、隙間充填機能などが抽出され、それぞれの機能について候補技術が抽出された（平成 26 年度 表 4.2.4-3）。例えば、処分坑道に

における廃棄体の搬送・定置装置に求められる主要な機能である走行機能、走行（駆動）機能、把持機能、昇降・定置機能については、表 3.3-2 に示す候補技術が抽出された。

表 3.3-2 廃棄体の搬送・定置装置に求められる機能と候補技術の例

| 装置に求められる機能 | 候補技術 |
|------------|--------------------------------------|
| 走行機能 | 軌条－鉄レール、無軌条－タイヤ、無軌条－クローラなど |
| 走行（駆動）機能 | バッテリー＋電動機、ケーブルリール＋電動機、内燃機関など |
| 把持機能 | 把持部吊り下ろし、エアベアリング、ウォーターベアリングなど |
| 昇降・定置機能 | ワイヤ＋ウィンチ、油圧シリンダ、エアベアリング、ウォーターベアリングなど |

候補技術のそれぞれについて、その特徴や、適用事例、課題／留意点などをまとめた技術オプションシートを作成した（例として、平成 26 年度 表 4.2.4-5）。

搬送・定置設備の技術オプションの特徴を比較するため、処分事業の実施主体である原子力発電環境整備機構が技術オプションなどの特徴を比較するために設定した設計因子（原環機構，2011）を利用して、閉鎖後長期の安定性、操業安全性、工学的成立性/品質保証（工程、定置作業性、技術開発の進展、効率性（物流）、地下環境への適用性）、工学的信頼性、回収可能性を特徴比較の視点として設定し、その視点について技術オプションの特徴を整理した（平成 26 年度 pp.4-118～4-122）。

技術オプションの特徴整理を利用した搬送・定置設備概念の具体化の検討例として、PWR 使用済燃料集合体 2 体を処分容器に封入した廃棄体を対象として、横置き定置方式（PEM 方式）に対応する搬送・定置設備を対象に、搬送・定置設備の技術オプションを抽出し、その特徴を比較評価し、抽出された技術オプションにもとづき処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念を例示した。この技術オプションの抽出においては、検討対象とする搬送・定置装置に求められる機能ごとに、特徴比較の視点（設計因子）を更に具体化・定量化して、技術オプションの有効性を評価するための指標（以下、「有効性評価の指標」）を設定し、この指標をもとに技術オプションを評価して抽出を行った。一例として、処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能について技術オプションの評価を行った結果を表 3.3-3 に示す。本表においては、特徴比較の視点にもとづく有効性の評価項目、有効性評価の指標、技術オプションごとの有効性の評価を、表の左から順に示した。当評価結果において「指標を満たさない」と評価された項目のない技術（把持部吊り下ろし、エアベアリング、ウォーターベアリング）が処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能に適用可能な技術として抽出された（平成 26 年度 pp.4-122～4-134）。

表 3.3-3 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の把持機能の技術オプションの評価

| 有効性の評価項目 (設計因子) | | 有効性評価の指標 | 技術オプション | | | | | | | | | |
|--------------------|----------------------|------------------------------------|---------|--------------|--------------|--------|--------|-------------|--------------------|--------|---------|--------|
| | | | 押し込み | 下ろし 把持部吊り | 下ろし 片持ち吊り | 真空吸引 | 電磁石 | グ エアベアリン | ウ オーターベ アリング | フォーク | ベルトコンベア | |
| 閉鎖後長期の安定性 | 人工バリアの長期安定性 | 残置物の発生がない | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | × |
| 作業安全性 | 放射線安全 | 放射線による著しい劣化や誤作動の可能性が低い、または対策ができること | ○ | ○ | ○ | △ | △ | △ | △ | ○ | ○ | △ |
| | 一般労働安全 | 労働安全衛生法を順守できること 災害防止の対策があること | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ | ○ △ |
| 工学的成立性/品質保証 | 定置作業性 | 横置き方式の廃棄体が把持できること | △ | ○ | ○ | × | △ | ○ | ○ | △ | △ | ▲ |
| | | 処分坑道(水平坑道)で作業できること | ○ | ○ | ○ | △ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | 想定坑道で作業できること | ○ | △ | △ | △ | △ | ○ | ○ | △ | △ | △ |
| | | 対象物の PEM を取り扱えること | × | ○ | × | × | △ | ○ | ○ | × | × | × |
| | | 遠隔操作、自動運転の実績があること | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ |
| | | 振動・衝撃が 10 G 以下で把持できること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ | ○ | ○ | △ |
| | 技術開発の進展 | 実用レベルあるいは実証実験レベルであること | △ | △ | △ | △ | △ | △ | ○ | △ | △ | △ |
| | 地下環境への適応性 | 仮設物が無いこと少ないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | × |
| | | 坑内温度 45℃ で作業できること | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 坑内湿度 100% で作業できること | | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | |
| | | 滴水程度で作業できること | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | △ | ○ | ○ | △ | |
| 工学的信頼性 | 故障時の重大災害に対する対策がとれること | △ | △ | △ | × | × | △ | △ | △ | △ | △ | |
| 回収可能性 | 再把持(逆工程)が可能なこと | △ | △ | △ | △ | ○ | △ | △ | △ | △ | ▲ | |

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。

▲：搬送にのみ指標を満たし、定置には別技術が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

処分坑道 PEM 搬送・定置装置に適用可能と評価された候補技術をもとに、搬送・定置装置の概念検討を目的として、各機能に適用する技術を設定した（表 3.3-4）。それに基づく搬送・定置装置の概略仕様および概念イメージを、それぞれ表 3.3-5 および図 3.3-1 に示す。

（平成 26 年度 pp.4-137～4-138）

なお、前述のとおり、本検討では、使用済燃料および収容体数の代表的なケースを対象とした搬送・定置設備概念の具体化の検討を実施したが、BWR 使用済燃料を対象とした場合や、収容体数が異なる場合の廃棄体および人工バリアに対応する搬送・定置設備概念の具体化の検討においても、上記と同様の手順による対応が可能であると考えている。

表 3.3-4 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の各機能の技術設定

| 機能 | 概念イメージ検討のために設定した技術 |
|----------|--------------------|
| 把持機能 | 把持部吊り下ろし |
| 走行機能 | 無軌条ータイヤ |
| 走行(駆動)機能 | バッテリー+電動機 |
| 昇降・定置機能 | ワイヤ+ウィンチ |

表 3.3-5 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様

| 項目 | 概略仕様 |
|-------------------|---|
| 寸法 | 高さ 約 6.5 m×幅 約 4.6 m×長さ 約 21.5 m |
| 装置質量 | 100～150 ton |
| PEM 搭載質量 | 164.6～214.6 ton (処分坑道 PEM 搬送・定置装置+PEM) |
| 走行速度 | 約 1 km hr ⁻¹ (約 16.7 m min ⁻¹ 、約 278 mm s ⁻¹) |
| 走行方式 (走行機能) | 軌条ー鉄レール |
| 給電方式 (走行 (駆動) 機能) | 架線給電+電動機 |
| 積替え機能 | 親子台車 |
| 監視機能 | ITV カメラ (装置搭載) |

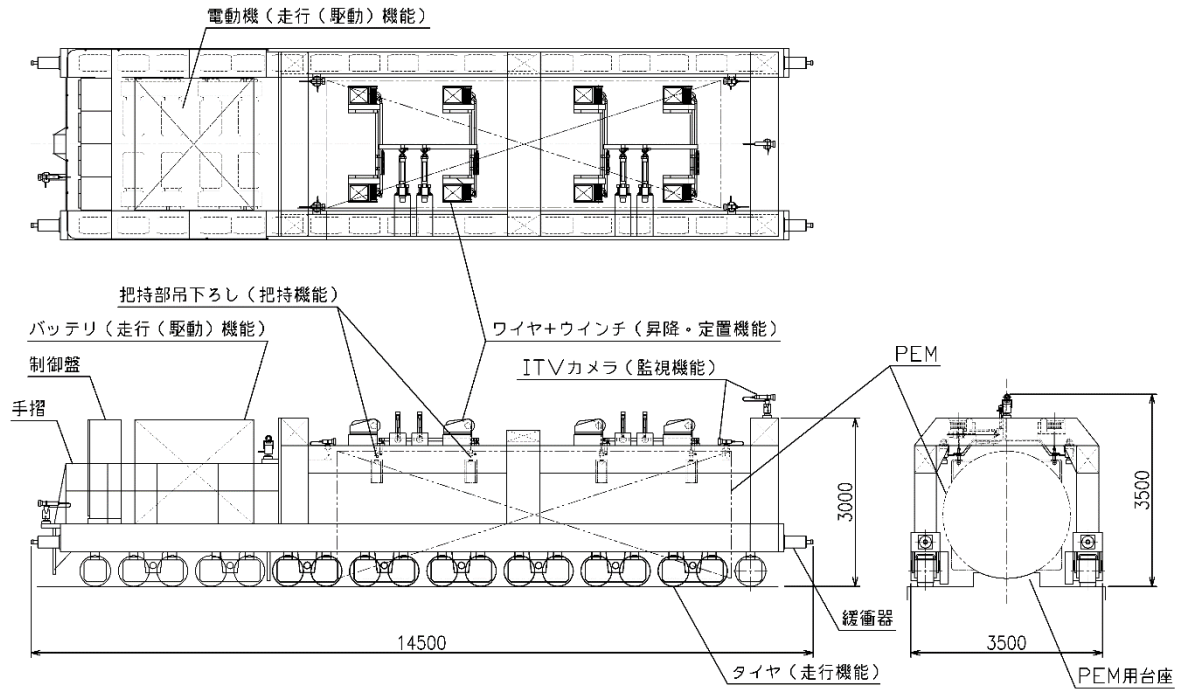


図 3.3-1 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念（単位：mm）

2) 搬送・定置設備の技術オプションに関するその他の検討

搬送・定置設備の技術オプションについてのその他の検討として、袋小路仕様および貫通仕様の処分坑道仕様の違いによる搬送・定置設備への影響調査、および定置方式のオプションの一つとして提案されている CARE (CAvern REtrievable) 方式の場合の搬送・定置設備の特徴などの調査を行った。

・坑道仕様の違いによる搬送・定置設備への影響調査

本項目では、処分坑道の坑道仕様が、廃棄体の定置方式（縦置き、横置き）のみならず、貫通仕様または袋小路仕様の違いがあることに着目し、これらの条件による坑道仕様の違いが搬送・定置設備の設計に与える影響を調査した。本項目で検討対象とした坑道仕様を表 3.3-6 に示す。

表 3.3-6 坑道仕様の違い

(平成 27 年度 表 3.4.2-17 および表 3.4.2-18 から一部を抜粋)

| 坑道仕様 | | 坑道仕様 | |
|------|---|------|---|
| 横置き | 袋小路 : 単体あるいは少数体定置 : 処分孔長 6~数 10 m | 縦置き | 袋小路 : 単体あるいは少数体定置 : 処分孔長 6~数 10 m |
| | 主要坑道 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m | | 主要坑道 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m |
| | 貫通 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m | | 貫通 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m |

横置き定置方式については、袋小路の単体あるいは少数定置の場合、搬送機能を保有する定置装置を処分坑道に入れることなく、処分坑道に隣接する断面が大きい坑道から押し込みなどの方法で人工バリアの定置を行うことが可能であり、操業や回収の観点からメリットが大きいことが示された。横置き定置方式で処分坑道への複数体定置を前提とした場合における袋小路と貫通の坑道仕様の違いについては、貫通仕様の方が坑道の両側からのアクセスが可能であることや換気・排水が容易であることなど操業時のメリットが大きい、搬送・定置設備としての相違はないと考えられる。縦置き定置方式については、定置の方向と重力方向が平行であるため、人工バリアの定置を行う処分孔内に定置装置を入れた直接搬送が難しく、上部の処分坑道、あるいは主要坑道からの吊り下げによるアクセスが必要となる。このため、処分孔や処分坑道（立坑）の長さの違い、あるいは袋小路や貫通の仕様の違いがあっても、搬送・定置設備には大きな相違がなく、袋小路仕様の処分孔かつ縦置き・単数定置方式に対応する装置が共通的に適用できる。また、貫通仕様の場合でも、人工バリア定置前には坑道の最下部にはプラグを設けて閉じる必要があり、操業時には袋小路と同等となる（平成 27 年度 pp. 3-219～3-220）。

・ CARE 方式に対応する搬送・定置設備の検討

CARE 方式の概念は、地下の大規模空洞に長期間貯蔵し、埋め戻しや処分場の閉鎖前において、廃棄体の容易な回収を可能とするものである。

CARE 方式に対応する搬送・定置設備については、既存の地下発電所では発電所の建設や維持のため空洞内に天井クレーン設備が設置されており、これは直接処分に CARE 方式を適用した場合の搬送・定置の技術として適用可能であると考えられるが、埋め戻しまでの数 100 年におよぶ超長期間の貯蔵期間における設備の補修・管理が課題になると考えられることから、大規模空洞内には固定した搬送・定置設備を設けず、地上における補修・管理が容易なエア搬送台車の適用性が高い（平成 27 年度 pp. 3-223～3-224）。

3) 搬送・定置設備の総合的な実現可能性の評価

搬送・定置設備の実現性に関する課題整理を目的として、前述の 1)～2) の検討を踏まえ、廃棄体の定置方式および人工バリアの施工方式などの条件を組合せた検討対象ケースそれぞれについて、処分坑道の搬送・定置装置に適用する技術を設定し、搬送・定置設備の実現可能性について、処分場の建設に関わる技術や経済面も考慮した総合的な評価を行った（平成 27 年度 表 3.4.3-1）。これを表 3.3-7 として以下に示す。

ここでは、廃棄体の定置方式および人工バリアの施工方式の条件の組合せに対応可能な技術オプションを設定し、表 3.3-7 に示す計 6 パターンを検討対象とし、また、2) で検討した CARE 方式も加え、計 7 パターンを総合評価の対象とした。

総合評価を行う上での評価項目としては、搬送・定置設備の技術オプションの工学的成立性や信頼性などの視点からの評価項目に加え、廃棄体の条件（3.1 節参照）や、地下施設の建設に関する技術や経済性（掘削土量）（3.2 節参照）も評価項目に加え、それぞれの評価項目について実現可能性に影響を及ぼす技術課題が存在する箇所に印を付け、課題の存在箇

所が一目で分かるようにした。

経済面と技術面においてバランスが良いのは、定置の技術としてエアクションなどの押し込み方式を用いた横置き・PEM方式に対応する搬送・定置設備と考えられる。ただし、この場合には、処分坑道径が小さく掘削土量を抑えることができるが、処分坑道径が小さいために機器故障などへの対応が難しいことや、作業時の効率が低いなど、実現性に課題がある。

表 3.3-7 処分坑道の搬送・定置装置の実現可能性の総合評価

| 分類 | 設計因子 | | 横置き | | | 縦置き | | | CARE方式 | | | | | |
|----------------------|--|---------------------------------|---|---------------------------|---|---|---|---|---|--|--|-------------------------------------|--|---------------------------------------|
| | | | ブロック | PEM | | ブロック(単体) | PEM(単体) | PEM(複数体) | キャスク | | | | | |
| | | | 片持ち吊り下げ方式 | 押し込み方式 | 吊り下げ方式 | 吊り下げ方式 | 吊り下げ方式 | 吊り下げ方式 | エア台車 | | | | | |
| 処分容器 | 臨界 | 未臨界維持収容体数(保守的条件) | PWR; 4体、BWR; 12体 | | | PWR; 1体、BWR; 4~体 | | | 中性子吸収体使用が前提 | | | | | |
| | 遮へい・構造 | 必要肉厚(炭素鋼) | 100 mm以上の板厚 | | | | | | | | | | | |
| | 伝熱 | 収容可能体数 | PWR; 2体、BWR; 6~7体 | | | PWR; 2体、(BWRは未評価) | | | ①PWR; 2体(垂直方向定置可能体数約7体) ②PWR; 1体(垂直方向定置可能体数約20体) | ①PWR; 2体(炉取出し後50年貯蔵) ②PWR; ~8体(炉取出し後50年に250年間貯蔵期間を加えて合計300年貯蔵の場合に使用済燃料の発熱が1/4に低下するとしての推定) | | | | |
| 燃料集合体1体当たりの専有面積(PWR) | | ~55 m ² | | | ~55 m ² | | | ~40 m ² | ①~55 m ² ②~13.8 m ² (推定) | | | | | |
| 建設 | 処分坑道/処分孔 | 形状/寸法 | 円形; φ2.24 m | 円形; φ2.5 m | 馬蹄; 幅5.4 m×高さ5.2 m | 処分坑道 馬蹄; 幅5.4 m×高さ9.2 m 処分孔 円形; 径2.5 m×深さ7.5 m | | 主要坑道 馬蹄; 幅5.4 m×高さ9.2 m 処分坑道(立坑) 円形; 径2.5 m×深さ①47 m、②131 m | 大空洞 幅~25 m×高さ~10 m×長さ数100 m~1 km | | | | | |
| | | 断面積 | 3.9 m ² | 4.9 m ² | 25 m ² | 処分坑道 47 m ² 処分孔 4.9 m ² | | 主要坑道 47 m ² 処分坑道 ①4.9 m ² 、②4.2 m ² | 大規模空洞(矩形) ~250 m ² | | | | | |
| | 坑道の力学的安定性 | 内面断面積が大きくなれば、力学的安定性が低下し、補助工法が必要 | | | 同左 横置き定置に比べて処分坑道の断面積が大きくなるため、堅固な支保工が必要 | | | 同左 より空洞断面積が大きくなるために、堅固な支保工が必要 | | | | | | |
| | 掘削技術(横置き; 処分坑道、縦置き; 処分孔) | NATM(発破、機械)工法の向かい掘り/TBM工法の適用 | | | ケーシング回転掘削工法 | | | ケーシング掘削工法(40 mまで) レイズボーラー工法(700 mまで) 処分孔が深いほど、孔曲がり懸念 | NATM(発破、機械)工法 | | | | | |
| | 掘削土量比 | 1 | 1 | 1.9 | 3 | 3 | 1.6 | ①8.0 ②2.0 | | | | | | |
| | 閉鎖後の安定性(残置物) | 残置物はほとんどないと考えられる | 定置時の台座が残置物となる可能性がある | 残置物はほとんどないと考えられる | 残置物はほとんどないと考えられる | 残置物はほとんどないと考えられる | 坑道補強、定置補助、落下防止や緩和のための機材などが残置物となる可能性がある。 | ✓ | 搬送・定置設備設置用機材や坑道補強のための機材などが残置物となる可能性がある。 | ✓ | | | | |
| 作業安全性 | 放射線安全 | 遮へいあるいは完全無人化による遠隔操作が必要 | ✓ | 緩衝材とPEM容器が遮へい機能を有する | 緩衝材とPEM容器が遮へい機能を有する | 遮へいあるいは完全無人化による遠隔操作が必要 | ✓ | 緩衝材とPEM容器が遮へい機能を有する | 緩衝材とPEM容器が遮へい機能を有する | キャスクが遮へい機能を有するキャスクを定置する。 | | | | |
| | 一般労働安全 | 火災/落下/衝突などへの対策要 | ✓ | 火災/落下/衝突などへの対策要 | 火災/落下/衝突などへの対策要 | 火災/落下/転倒/衝突などへの対策要 | ✓ | 火災/落下/転倒/衝突などへの対策要 | 火災/落下/転倒/衝突などへの対策要 | 火災/落下/転倒/衝突などへの対策要 | | | | |
| 工学的成立性/品質保証 | 工程・効率 | 原位置での人工バリア組立ては、施工工程が複雑。 | ✓ | 工程は単純であるが、速度などが遅い | ✓ | 原位置施工となるが、処分坑道と処分孔が分離し、近接していることから効率は高い | ✓ | 原位置施工となるが、処分坑道と処分孔が分離し、近接していることから効率は高い | 処分孔が深くなるほど、効率の低下が予想される。 | ✓ | 大規模な空間においてのクレーンや搬送台車による定置となるので、効率が良い。 | | | |
| | 定置作業性 | 人工バリアの組立てに高い定置精度が必要で、技術的難易度が高い。 | ✓ | PEM容器として人工バリアを一括定置できる。 | PEM容器として人工バリアを一括定置できる。 | 人工バリアの組立て時に高い定置精度が必要であるが上記から定置作業性は良い | ✓ | 上記から定置作業性は良い | 処分孔が深くなるほど定置作業性は難易度が高い | ✓ | 上記から定置作業性は良い。 | | | |
| | 技術開発の進展 | 実証例がない | ✓ | 国内外で実証されているが、課題が残る | 実証はされていないが、既存の技術で対応可能 | 国内外の実証例がある。 | ✓ | 国内外実証例がない | ✓ | 国内外実証例がない | ✓ | 国内外の実証例はないが、既存技術で対応可 | | |
| | 地下環境適応性 | 緩衝材搬送時に湧水などの影響を受けやすい | ✓ | PEM容器搬送のため湧水には強いが、段差などに弱い | ✓ | PEM容器搬送のため湧水には強い。 | ✓ | 処分孔の湧水対策が必要 | ✓ | 処分孔の湧水対策が必要 | ✓ | 処分孔の湧水対策が必要。特に処分孔が深くなるほど湧水などの対策が難しい | ✓ | 排水や換気の設定を設ければ環境適応性は良い(但し、超長期の環境維持が必要) |
| 工学的信頼性 | 坑道径が小さく(かつ、遮へい要)、装置故障や搬送物落下時など事故発生への対応が難しい | ✓ | 坑道径が小さいため、機器故障などへの対応が難しい | ✓ | 坑道が広く、人も近づけるため、故障時などの作業性は良い | ✓ | 処分坑道と処分孔が隣接しているため、機器故障などへの対応が比較的容易 | ✓ | 処分坑道と処分孔が隣接しているため、機器故障などへの対応が比較的容易 | ✓ | 処分孔が深くなるほど定置作業中の装置の故障や搬送物落下時などへの対応が難しい | ✓ | 超長期に亘る設備の信頼性維持が必要。落下・転倒・衝突への対策が必要。 | |
| 回収可能性 | 緩衝材の除去など回収工程が複雑。(遠隔作業が必要) | ✓ | PEMの回収により、人工バリアの一括回収可 | PEMの回収により、人工バリアの一括回収可 | ✓ | 緩衝材の除去など回収工程が複雑。(遠隔作業が必要) | ✓ | PEMの回収により、人工バリアの一括回収可 | ✓ | 処分孔が深い場合には回収時の安全性担保が難しい | ✓ | 回収を前提としたキャスクや大規模空洞を設計し、操業管理 | | |
| 評価 | 処分坑道径を小さくできるが、原位置の人工バリア組立てが技術的に難しく、実現性に課題がある | | 処分坑道径を小さくできるが、操業時の効率や工学的信頼性などの点で実現性に課題がある | | 処分施設の建設および操業の実現性は高いが、処分場の掘削土量は多くなる | | 処分施設の建設および操業の実現性は高いが、処分場の掘削土量が多い | | 処分施設の建設および操業の実現性は高いが、処分場の掘削土量が多い | | 処分場のフットプリント低減が期待できる。操業時の安全確保や回収などの技術的難易度が高く、実現性に課題あり | | 現有技術で処分施設の建設・操業が可能であるが、超長期の施設の維持・管理の点で実現性に課題あり | |

4) 搬送・定置工程を分かりやすく示すための可視化の検討

処分場概念などの上位条件に応じて選定される技術オプションをもとに設計される搬送・定置設備を使用した搬送・定置工程について、手順を追って分かり易く示すための三次元動画の試作を、3D-PDF 技術を用いて実施した。搬送・定置工程の動画の静止面の例を図 3.3-2 に示す。

本項目の成果は次のとおりである（平成 29 年度 3.4 節(2)）。

- ・ 搬送・定置設備の CAD データをもとに 3D-PDF に変換して三次元可視化を行い、動画により搬送・定置工程を分かりやすく示すことが出来ることが確認されたことから、今後、搬送・定置設備の技術オプションの特徴整理などへの活用が期待できる。
- ・ 3D-PDF 技術を用いることにより、ネットワークを介した専用システムへの接続を行うことなく、無料の PDF 閲覧ソフトを用いて、搬送・定置設備およびそれを用いた搬送・定置工程を三次元で表示できることから、3D-PDF による設計検討の取りまとめは、設計検討の成果の蓄積や公開に適用性があると考えられる。



図 3.3-2 搬送・定置工程の三次元動画による可視化

(3) 処分施設の他の構成要素との関連性

搬送・定置設備の設計を、直接処分に特有の保障措置・核セキュリティの方策などと連携してすすめることを可能とするため、「(2)搬送・定置設備の技術」で示した技術オプションの特徴比較の視点および具体的内容にもとづき、搬送・定置設備と直接処分施設の他の構成要素（人工バリア、地下施設、保障措置・核セキュリティなど）との関連性を整理した。これに基づき整備した、搬送・定置設備の設計を中心とした処分施設の設計フローを図 3.3-3 に示す。搬送・定置設備の設計は、処分容器および緩衝材の設計や廃棄体の定置方式に加えて、操業や法規制の観点などを踏まえて実施される。また、搬送・定置設備の設計は坑道の形状や断面の大きさなどの影響を受ける一方、搬送・定置設備の大きさや重量などが坑道の設計に影響を与えることもあることから、搬送・定置設備の設計と坑道の設計は連携して進められることとなる。（平成 28 年度 pp. 3-217～3-220）

保障措置・核セキュリティとの関連性の整理については、搬送・定置設備の技術オプショ

ンの特徴比較の視点の一つに保証措置・核セキュリティの項目を追加し、具体的内容を検討した（平成 28 年度 p. 3-219）。これを表 3.3-8 に示す。特徴比較の視点の具体的内容としては、廃棄体の所在を監視するカメラ、放射線モニタなどの設置性、査察活動（設計情報検認や補完アクセスなどを含む）の受けやすさを設定し、これらに対応して設備設計に影響する項目として搬送・定置設備に設置する監視カメラや放射線モニタなどの能力や設置位置を設定した。なお、「3.4 地上施設の概念設計」においても、保障措置／核セキュリティとの関連性について同様の検討が実施され、技術オプションの特徴比較の視点への追加項目として同様の内容が設定された。

保証措置・核セキュリティを考慮した搬送・定置設備のハンドリングフローの例を図 3.3-4 に示す。

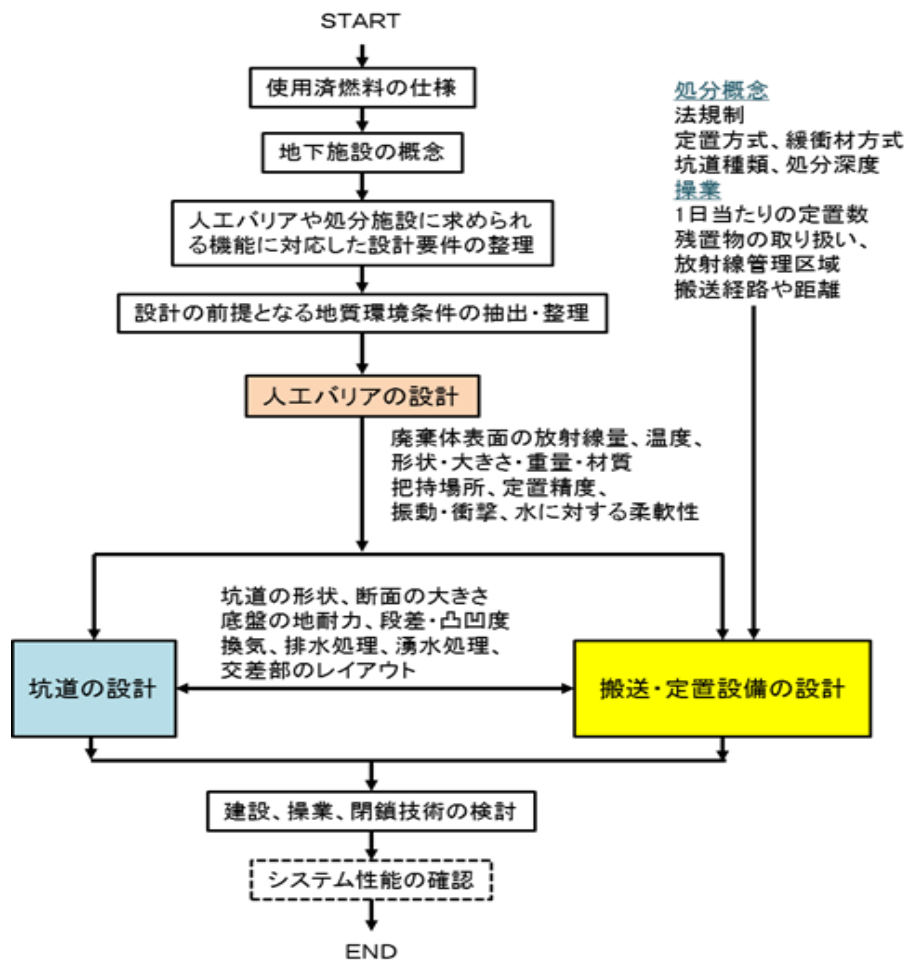


図 3.3-3 搬送・定置設備の設計を中心とした処分施設的设计フロー

表 3.3-8 搬送・定置設備の技術オプションの特徴比較の視点への追加項目（保障措置／核セキュリティ）

| | | |
|-------------------------|---|--------------------------------|
| 搬送・定置設備の技術オプションの特徴比較の視点 | | 搬送・定置設備の設計に影響する項目 |
| 保障措置／核セキュリティ | <ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄体の所在を監視するカメラ、放射線モニタなどの設置性 ・ 査察活動（設計情報検認や補完アクセスなどを含む）の受けやすさ | 搬送・定置設備の監視カメラや放射線モニタなどの能力や設置位置 |

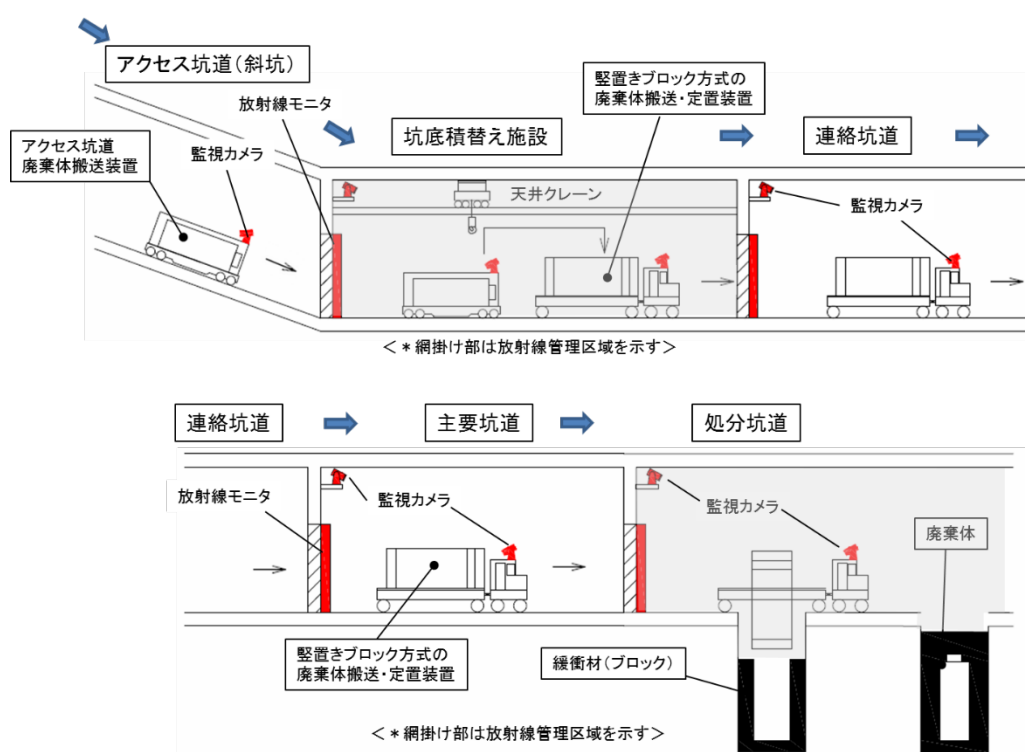


図 3.3-4 保証措置・核セキュリティを考慮した搬送・定置設備のハンドリングフロー

(4) まとめ

搬送・定置設備の技術、および他の構成要素との関連性についての検討の成果を 1) および 2) に示す。

1) 搬送・定置設備の技術

- ・ 地下施設のアクセス坑道、連絡・主要坑道、処分坑道における搬送・定置設備を対象範囲として、搬送・定置設備を構成する装置、およびそれらの装置に求められる機能を整理した上で、それらの機能の実現のために適用可能と考えられる技術オプションを抽

出し、その特徴を整理した。以上により、搬送・定置設備の設計を行う上で前提となる人工バリア条件や環境条件などに応じて適切な技術を選定することが可能となった。搬送・定置設備の具体化の検討例として、横置き定置方式（PEM方式）などに対応する搬送・定置設備に適する技術オプションを抽出し、それに基づく処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念を例示した。

- ・ 人工バリアの施工方式および廃棄体の定置方式の組合せ、さらに CARE 方式も対象として、これらに対応する搬送・定置設備の実現可能性の総合評価を行った。専有面積や掘削土量比など経済面が優れた定置方式や定置の技術については、搬送・定置設備の実現性に影響する課題が多く存在する傾向があることが示され、現時点では、経済面と技術面においてバランスが良いのは、定置の技術としてエアクッションなどの押込み方式を用いた横置き定置方式（PEM方式）に対応する搬送・定置設備と考えられる。ただし、この場合でも、処分坑道径が小さいことで掘削土量を抑えることができるが、作業時の効率が高くないなど、実現性に係る課題も存在する。

2) 他の構成要素との関連性

搬送・定置設備の技術オプションの整理にもとづき、搬送・定置設備と直接処分施設の他の構成要素（人工バリア、地下施設、保障措置・核セキュリティなど）との関連性を整理し、搬送・定置設備の設計を中心とした処分施設の設計フロー、および保証措置・核セキュリティを考慮した搬送・定置設備の設計事例としてハンドリングフローを例示した。これにより、搬送・定置設備の設計は、地下坑道の設計と相互に連携して進めることが重要となることが確認された。また、搬送・定置設備の技術オプションの評価に向けて、搬送・定置設備についての技術オプションの特徴比較の視点の一つとして、保証措置・核セキュリティの項目を追加することを提案した。

3.4 地上施設の概念設計

(1) 本項目の背景と目的

地上施設は、使用済燃料を受入れ、必要な確認を行った上で処分容器への封入を行い、封入部の検査を経て地下施設への払出しを行うための施設である。これらの工程に対応する設備として、使用済燃料の受入れ設備、使用済燃料の一時保管設備、使用済燃料の処分容器への封入設備、封入した処分容器の検査設備、一時保管設備および払出し設備などが考えられる。

直接処分第1次取りまとめでは、地上施設の重要設備である封入設備について、封入設備の設計要件を設定した上で、H12 レポートで検討されたガラス固化体の処分技術を基にした限られた条件において、封入設備の概念設計が実施された（原子力機構，2015a）。

地上施設における核物質管理に関する設備および処分容器の封入設備以外の部分については、ガラス固化体の処分のために設計された既往の施設（原環機構，2009）と大きく変わることはないと考えられるため、本項目においては、直接処分第1次取りまとめと同様に、処分容器の封入設備（溶接・検査装置）を対象とし、炭素鋼処分容器および銅外層と炭素鋼からなる複合処分容器を対象として、溶接装置および検査装置の実現可能性を検討した。

炭素鋼処分容器を対象とした検討については、直接処分第1次取りまとめでも実施されたことから、その成果を踏まえて整理した。

複合処分容器を対象とした場合については、封入設備に適用可能な技術は、廃棄体の形状、寸法、重量や処分容器の材質などの前提条件によって変わると考えられることから、それらの条件に応じた技術候補を選定した上で具体的な設備設計を進めることができるように、まず溶接装置および検査装置の技術オプションを抽出・整理し、それを基に、封入設備の実現可能性を検討した。

また、地上施設の設計を処分施設の他の構成要素（人工バリア、保障措置・核セキュリティなど）と連携して進めることを可能とするため、地上施設と処分施設の他の構成要素との関係性を整理した。

以下においては、炭素鋼処分容器および複合処分容器を対象とした封入設備の技術、およびそれに基づく地上施設の実現性検討を「(2) 地上施設（封入設備）の技術」に示す。次に、地上施設と処分施設の他の構成要素との関連性の整理を「(3) 処分施設の他の構成要素との関連性」に示す。本項目のまとめについては「(4)まとめ」に示す。

(2) 地上施設（封入設備）の技術

使用済燃料の処分容器は地層処分用として使用されることから、放射性物質を内包すること、地層処分の長期安全性の確保に影響しないこと、地下環境での作業があること、など基本的な事項がガラス固化体の地層処分の場合と共通であるため、封入設備への要求仕様は、ガラス固化体を対象とした場合と同様になるものと考えられる。したがって、H12 レポートに示された封入、検査に関する要求事項を直接処分用廃棄体に対して適用することとし、封入設備の設計要件として以下を設定した（平成25年度表4.3.4-12）。

- 封入溶接： 高品質な溶接が可能なこと
 - 処分容器および使用済燃料集合体に有意な熱影響を与えないこと
 - 溶接能率が高いこと
 - 遠隔自動化が可能なこと
- 溶接検査： 信頼性の高い検査が可能なこと
 - 遠隔自動化が可能なこと

これらの要求事項を満足する封入設備の検討を行う上で、人工バリア条件（処分容器の材質や厚さなどの構造含む）などに応じて適切な技術オプションを選定出来るように、地上施設（封入設備）の技術オプションを調査し、工学的成立性などの設計因子の観点から設定した有効性評価指標を基に技術オプションを抽出・整理した。これを 1) に示す。また、炭素鋼処分容器および複合処分容器を対象とした封入設備について、適用可能な技術オプションの調査および実現可能性の検討を 2) に示す。

1) 地上施設（封入設備）の技術オプション

封入設備は溶接装置と検査装置から構成され、それぞれ、使用済燃料が収容された処分容器の蓋部を最終接合する機能（溶接機能）、処分容器の最終封入を実施した溶接部が要求された品質であることを確認する機能（検査機能）を有する。そこで、溶接機能および検査機能それぞれについて適用可能な技術オプションを調査、整理した。

溶接機能に適用可能な技術オプションとしては、電子ビーム溶接(EBW)、摩擦攪拌溶接(FSW)、TIG 溶接などが抽出された。また、検査機能に適用可能な技術オプションとしては、フェーズドアレイ超音波探傷などが抽出された。抽出された技術オプションのそれぞれについて、その特徴やニーズやモチベーション、技術的な課題を整理して、技術オプションシートとして取りまとめた（平成 26 年度 pp. 4-181～4-182）。

また、処分事業の実施主体である原子力発電環境整備機構が処分場概念や技術オプションの特徴を比較するために設定した設計因子（原環機構，2011）を基に、封入設備の技術オプションの特徴比較の視点を設定した（表 3.4-1）。その視点の具体的内容として、例えば、工学的成立性/品質保証などの設計因子について設定された特徴比較の視点に対して、装置の作業速度・作業時間、処分容器の蓋構造や材質への適用性などが整理された（平成 26 年度 pp. 4-183～4-186）。

表 3.4-1 封入設備に関わる技術オプションの特徴比較の視点

| 設計因子 | | 封入設備の技術オプションの特徴比較の視点 | 特徴比較の視点の具体的内容 |
|-------------------------|---------------------|--|---|
| 閉鎖後 長期の 安定性 | 放射性物質 の移行 | - | - |
| | 人工バリア の長期安定 性 | ・廃棄体への熱的・機械的な影響 | ・廃棄体の長期安定性に対する熱的・機械的な影響がない、または小さい |
| 操業安 全性 | 放射線安全 | ・遮蔽の有無 | ・廃棄体や装置の遮蔽による作業領域の非管理区域化の可否 |
| | | ・放射線による装置への影響の可能性 | ・廃棄体からの放射線による影響とその大きさ(装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発生) |
| | 一般労働安 全 | ・装置稼働時の作業環境 | ・振動騒音、煙の発生の有無 |
| | | ・装置による災害の危険性 | ・装置に起因する火災、爆発・衝突・廃棄体の転倒などの災害発生の可能性 |
| 工学的 成立性 /品質 保証 | 工程 | ・装置の作業速度・作業時間 | ・封入工程、検査工程の1作業あたりの作業時間 |
| | 溶接・検査 作業性 | ・溶接・検査装置の適用範囲 蓋構造、材質、対放射線・熱 | ・蓋構造(落とし蓋方式、平蓋方式など)への適用性 ・処分容器の材質(炭素鋼、銅、チタンなど)への適用性 ・廃棄体からの放射線、熱への適応性 |
| | | ・溶接・検査装置の必要空間 | ・本体装置の大きさ、および付帯設備の大きさの有無と大きさ |
| | | ・溶接・検査装置の能力 作業能力、持続力、遠隔操作性、 監視・施工性 | ・廃棄体の溶接・検査時の作業能力(品質)、持続力 ・遠隔操作、自動運転に関する実績 ・監視、施工管理のし易さ |
| | | 技術開発の 進展 | ・技術レベルおよび課題の難易度 |
| | 効率性(物 流) | ・溶接・検査の作業量 | ・上記の工程因子にて評価 |
| | 施設環境維 持への対応 性 | ・地上施設環境を維持 施設内環境、2次廃棄物の発生、 ユーティリティー確保 | ・施設内環境への温度、排気の影響に対する対策の有無と容易性 |
| | | | ・2次廃棄物の発生の有無と量 |
| | | | ・必要ユーティリティーの確保のし易さ |
| | 工学的信頼性 | ・操業条件(1日あたりの定置廃棄体数)の変化に対する柔軟性 | ・1日当たりの溶接・検査の廃棄体数変更への対応性 |
| ・故障時の重大災害に対する信頼性 | | ・動力が停止した際に、装置の暴走などのトラブルが発生する可能性 | |
| サイト調査とモニタリング | - | - | |
| 回収可能性 | - | - | |
| 環境影響 | - | - | |
| 社会経済的側面 | ・ステークホルダーの受容性 | ・基準を設けて技術レベルを判定 技術レベル: 実用(他分野で十分実績がある)レベル、実証実験レベル、基礎(要素)実験レベル、机上検討レベルで分類、 | |

2) 封入設備の実現可能性

封入設備の実現可能性を、炭素鋼処分容器および複合処分容器を対象として検討した。

- ・ 炭素鋼処分容器を対象とした封入設備

炭素鋼処分容器については、直接処分の処分容器の厚さは140 mmであり、H12レポートにおいて提示された炭素鋼オーバーパック（厚さ190 mm）よりも薄いことから、オーバーパックにおける溶接技術や知見を活用することが可能と考えられ（直接処分第1次取りまとめ）、実現可能性は高いと考えられる。そこで、本項目の検討では、既往の知見であるオーバーパックの溶接技術、検査技術などを参考として、溶接方法としてTIG溶接、溶接検査方法として超音波探傷法を本概念設計の対象技術として選定し、これらの技術を適用した直接処分用廃棄体の封入設備について概念設計を行い、装置の構成や大きさなどを具体化した装置概念を示した（平成25年度 pp.4-138～4-140）。なお、溶接時の入熱が、処分容器に内包される使用溶燃料集合体の構造健全性に与える影響が「3.1.1 処分容器の設計」において示されたことから、この影響への対応について引き続き検討が必要である。

- ・ 複合処分容器を対象とした封入設備

炭素鋼を銅で覆う複合処分容器に対応する封入設備の実現性を検討する上では、まず、適用する技術オプションを評価し、次に、複合処分容器と同等なキャニスタを用いた処分概念を選定しているスウェーデンのSKB社の開発事例を参考に、封入設備の実現可能性の評価対象とする技術オプションを設定してその有効性を評価するとともに技術開発課題を抽出した（平成26年度 pp.4-189～4-195）。

技術オプションの評価の前段階として、具体的な技術の有効性評価の指標を設定した。有効性評価の指標は、表3.4-1に示した技術オプションの特徴比較の視点に沿って、複合処分容器の寸法などの前提を置いた上で設定した。有効性評価の指標を用いて、溶接装置および検査装置の技術オプションを評価した。溶接装置に適用可能な技術オプション（技術の有効性評価の指標を満たすことができないと評価された項目がない）として挙げられたのは、電子ビーム溶接(EBW)と摩擦攪拌溶接(FSW)の2つであった（表3.4-2）。これらから一つの技術を選定するためには、複合処分容器の仕様や蓋構造などについて、より詳細、かつ、具体的な前提条件を設定して、実際の溶接試験や装置の開発を行った上で、その結果も基に評価を行う必要がある。検査装置については、技術オプションの候補（フェーズドアレイ超音波探傷法含む）すべてについて適用が期待できると評価された（表3.4-3）。これらから1つの技術を選定するためには、複合処分容器の構造強度などから検査に必要な探傷能力や信頼性(POD)などについて、より詳細、かつ、具体的な前提条件を設定して、実際の溶接後の検査試験や検査装置の開発を行った上で、その結果を基に評価を行う必要がある。

炭素鋼を銅で覆う仕様の複合処分容器と同様のキャニスタを用いた処分概念を選定しているSKB社では、このキャニスタを対象とした溶接技術および検査技術としてそれぞれ摩擦攪拌溶接およびフェーズドアレイ超音波探傷法を選定し、実証が進められていることから、これらの技術を対象として、溶接装置および検査装置の実現可能性に係る検討を進めた。これらの技術は、前述のとおり、技術オプションの評価において、溶接装置および検査装置に適

用可能な技術オプションと評価されている。ここでは、これらの技術を用いた溶接装置および検査装置の実現性に向けた検討として、複合処分容器を対象とした有効性評価指標を基に、技術開発課題の抽出を行った。摩擦攪拌溶接を用いた溶接装置については、要求される溶接品質を満足できることの検証、動力停止など異常発生に対する対応検討や実証が挙げられた。また、フェーズドアレイ超音波探傷法を用いた検査装置については、要求される欠陥の検出確率(POD)の検証、実証、欠陥判定や記録のためのシステム構築が挙げられた。これら2つの装置に共通の技術開発課題としては、遠隔操作・自動運転の検証および実証が挙げられた。

表 3.4-2 溶接装置の溶接機能の技術オプションの評価

| 有効性評価の項目 (設計因子) | | 溶接装置の溶接機能および検査装置の 検査機能の有効性評価の指標 | 技術オプション | | | | | |
|--------------------|--|--|---------|-----|-----|-------------------|-------|-----------------|
| | | | TIG | MAG | MIG | 電子ビーム溶 接 (EBW) | レーザ溶接 | 摩擦攪拌溶接 (FSW) |
| 閉鎖後長期の 安定性 | 人工バリアの 長期安定性 | ・廃棄体への熱や機械的な影響が小さい、またはないこと | △ | △ | △ | △ | △ | ○ |
| | 放射線安全 | ・装置や材料の劣化、および故障、誤動作の発生がないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 作業安全性 | 一般労働安全 | ・騒音振動、煙の発生が無いこと、または環境対策が可能なこと | ○ | △ | ○ | ○ | ○ | △ |
| | | ・火災、爆発や転倒などの可能性がないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 工程 | ・1セットの装置で1日当たり1体の作業ができること | △ | ○ | ○ | ○ | × | ○ |
| 工学的成立性、品質保証 | 溶接・検査 作業性 | ・平蓋構造に適用できること | ○ | ○ | × | ○ | △ | ○ |
| | | ・鋼材の溶接・検査に適用できること | × | × | × | ○ | × | ○ |
| | | ・廃棄体からの放射線、熱に適用できること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・現実的なエリアで設置可能なこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・φ839 mmの処分容器で、円柱方向に厚さ40 mmの鋼に対する溶接、必要な作業能力と持続力を有すること。 | △ | △ | × | △ | × | ○ |
| | | ・遠隔操作、自動運転が可能なこと | △ | △ | △ | △ | △ | △ |
| | | ・監視、施工管理が可能なこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 技術開発の 進展 | ・実用レベルあるいは実証実験レベルであること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 施設環境維持への 対応性 | ・施設内の環境対策が可能なこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・2次廃棄物の発生がないこと、または少ないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ・必要ユーティリティが確保できること | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| 工学的信頼性 | ・廃棄体数の変更に対応できること | △ | ○ | ○ | ○ | △ | ○ | |
| | ・動力が停止した際にトラブルが発生する可能性がないこと、または対策が有ること | △ | △ | △ | △ | △ | △ | |

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

表 3.4-3 検査装置の検査機能の技術オプションの評価

| 有効性評価の項目 (設計因子) | | 溶接装置の溶接機能および検査装置の検査機能の有効性評価の指標 | 技術オプション | | | | | | | | | |
|-----------------------------|--|--|---------|---------------|-------------------|-----------------|--------|--------------|------|--------------|----------------|---|
| | | | TOFD | フェーズド アレイ法 | -TOFD PhA 法 | クリーピング ウェーブ法 | 放射線透過法 | 交流電磁場 測定法 | 渦電流法 | 電磁超音波 探傷法 | レーザー超音波 探傷法 | |
| 閉鎖後長期 の安定性 | 人工バリア の長期安 定性 | ・廃棄体への熱や機械的な影響 が小さい、またはないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 放射線安 全 | ・装置や材料の劣化、および故 障、誤動作の発生がないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 操業安全 性 | 一般労働 安全 | ・騒音振動、煙の発生が無いこ と、または環境対策が可能なこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・火災、爆発や転倒などの可能 性がないこと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| 工学的成 立性、品 質保証 | 工程 | ・1セットの装置で1日当たり1 体の作業ができること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 溶接・検査 作業性 | ・平蓋構造に適応できること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | △ | △ | △ | △ | △ |
| | | ・銅材の溶接・検査に適応できる こと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・廃棄体からの放射線、熱に適 応できること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・現実的なエリアで設置可能な こと | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | | ・φ839 mmの処分容器で、円柱 方向に厚さ40 mmの銅に対する 溶接、必要な作業能力と持続力 を有すること。 | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ |
| | | ・遠隔操作、自動運転が可能な こと | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ |
| | | ・監視、施工管理が可能なこと | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | △ | |
| | 技術開発 の進展 | ・実用レベルあるいは実証実験レ ベルであること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| | 施設環境 維持への 対応性 | ・施設内の環境対策が可能なこ と | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ |
| ・2次廃棄物の発生がないこと、 または少ないこと | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| ・必要ユーティリティーが確保でき ること | | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| 工学的信頼 性 | ・廃棄体数の変更に対応できるこ と | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | |
| | ・動力が停止した際にトラブルが 発生する可能性がないこと、また は対策が有ること | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | ○ | |

○：指標を満たすもの。 △：条件付きで指標を満たすものの検証が必要なもの。 ×：指標を満たさないもの。

(3) 処分施設の他の構成要素との関連性

地上施設の設計を処分施設の他の構成要素（人工バリア、保障措置・核セキュリティなど）と連携して進めることを可能とするための検討として、まず、「(2)地上施設（封入設備）の技術」で示した技術オプションの特徴比較の視点および具体的内容（表 3.4-1）が、他の構成要素との関連性に着目した場合にどのような追加・更新が必要になるかについて、保障措置・核セキュリティとの関連性に着目した検討を試みた。保障措置・核セキュリティのための具体的対応を設定した上で、この具体的対応との関連性を整理した。保証措置・核セキュリティの項目を追加し、その具体的内容として、廃棄体の所在を監視するカメラ、放射線モニタなどの設置性、査察活動（設計情報検認や補完アクセスなどを含む）の受けやすさを追加した。また、この視点に対して封入設備の設計に影響する項目として、監視カメラなどの能力や設置位置、放射線モニタなどの能力や設置位置を設定した（表 3.4-4）（平成 28 年度 p.3-219）。なお、「3.3 搬送・定置設備の概念設計」においても、保障措置／核セキュリティとの関連性について同様の検討が実施され、技術オプションの特徴比較の視点への追加項目として同様の内容が設定された。

また、処分施設の設計フローについて、地上施設の設計を中心とした整備を試みた（図 3.4-1）。この検討では、封入設備を中心とした地上施設と処分施設の他の構成要素との関連性を、封入設備の技術オプションの整理に基づき、人工バリアの設計、操業や法規制からの観点も踏まえて整理した。その結果、処分容器溶接／検査室における封入設備の設計は、建屋の規模や付帯設備（空調設備・防災設備）と連携して実施されること、人工バリアの設計を反映することが明示された（平成 28 年度 p.3-232）。

表 3.4-4 封入設備の技術オプションの特徴比較の視点への追加項目（保障措置／核セキュリティ）

| 封入設備の技術オプションの特徴比較の視点 | | 封入設備の設計に影響する項目 |
|----------------------|---|-------------------------------------|
| 保障措置／ 核セキュリティ | <ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄体の所在を監視するカメラ、放射線モニタなどの設置性 ・ 査察活動（設計情報検認や補完アクセスなどを含む）の受けやすさ | 監視カメラなどの能力や設置位置 放射線モニタなどの能力や設置位置 |

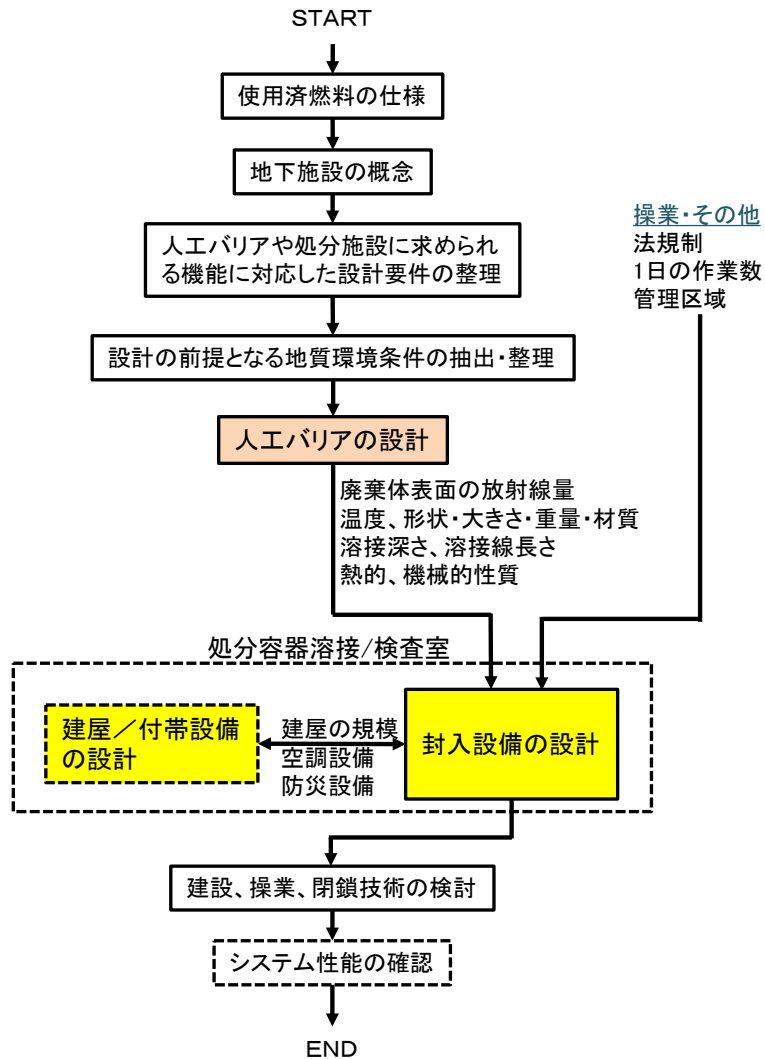


図 3.4-1 地上施設の設計を中心とした処分施設の設計フロー

(4) まとめ

封入設備の実現可能性および地上施設と処分施設の他の構成要素との関連性についてのまとめと今後の課題を以下に示す。

1) 封入設備の実現可能性

- ・ 封入設備の設計要件について、ガラス固化体の封入設備の設計要件をもとに設定した。
- ・ 炭素鋼処分容器を対象とした封入設備について、ガラス固化体の場合のオーバーパックにおける溶接技術や知見を活用することが可能と考えられるものの、処分容器内の使用済燃料集合体の構造健全性に対する影響への対応について引き続き検討が必要である（「3.1 処分容器の設計」参照）。
- ・ 炭素鋼を銅で覆う複合処分容器の場合を対象とした封入設備の実現性を検討するため、地上施設の封入設備に適用可能な技術オプションを抽出し、工学的成立性などの設計因子の観点から技術オプションの特徴を整理した上で適用可能な候補技術を抽出した。封

入設備の溶接装置については電子ビーム溶接(EBW)と摩擦攪拌溶接(FSW)の2つについて適用が期待できると評価された。また、封入設備の検査装置については、フェーズドアレイ超音波探傷法を含む候補技術すべてについて適用が期待できると評価された。ただし、銅については炭素鋼に比べて知見が多くないことから、溶接品質や検査の信頼性などについて、設計要件を満足することの検証を引き続き実施することが課題である。

2) 地上施設と他の構成要素との関連性

封入設備を中心とした地上施設と処分施設の他の構成要素（人工バリア、保障措置・核セキュリティなど）との関連性を整理し、封入設備を含む地上施設の設計を進める上では、建屋／付帯設備（空調設備、防災設備）の設計と連携して実施すべきであること、また、封入設備の候補技術の評価では、封入設備の技術オプションについての特徴比較の視点の一つとして、保証措置・核セキュリティの項目を追加することを提案した。

3.5 直接処分方策に関する調査・検討

(1) 本項目の背景と目的

使用済燃料の直接処分においては、使用済燃料は処分施設の閉鎖後に至るまで IAEA 保障措置の対象であり、核セキュリティ対策も施す必要がある。効果的、効率的な方策を実施するには処分施設の設計段階から国際約束および国内規則を考慮した検討が重要である。このため、本節では、保障措置と核セキュリティについての IAEA の検討経緯と要件整理、諸外国の検討内容を調査・分析した上で、保障措置、核セキュリティの要件に対応した処分施設の設計概念や設置機器を検討した。

上記検討結果について、それぞれ「(2) 海外情報の調査」、「(3) 保障措置技術開発」、「(4) 核セキュリティ対策に係る検討」に示す。また、本項目のまとめを(5)に示す。

なお、「3.3 搬送・定置設備の概念設計」および「3.4 地上施設の概念設計」でそれぞれ実施した、これら設備の設計と保障措置・核セキュリティとの関連性の整理においては、本項目で実施した保障措置・核セキュリティ対策の情報や適用可能な技術の検討の成果を活用した。

(2) 海外情報の調査

IAEA は加盟国との会議などを通じて使用済燃料の直接処分施設に適用する保障措置方策を長年にわたり検討している。IAEA はこれらの検討結果を受けて、直接処分施設に対する保障措置方針を示した Policy Paper (IAEA, 2003) や具体的な保障措置方策を示したモデルアプローチ (IAEA, 2010 ; 2011a) を策定している。

本項では、IAEA が主催する会議への参加や諸外国の関係機関への聞き取り調査、さらには IAEA の策定文書により得られた、国際機関や諸外国における直接処分施設の検討の状況や具体的な事例、要件などを整理した (平成 25 年度 4.3.5 項(4), 平成 26 年度 4.2.7 項(1)2), 平成 27 年度 3.1.2 項, 平成 28 年度 3.1 項(2), 平成 29 年度 3.1 項(2))。また、調査した海外情報などをもとに、原子力機構 (2012) において開発された「処分概念データベース」を拡充した。これについて 3) に示す。

1) IAEA が主催する会議 (ASTOR 会合) で収集した情報

処分施設に適用する保障措置方策を検討するため、IAEA では 1980 年代後半から関係する加盟国との会議を行っており、原子力機構は平成 26 年度から IAEA が主催する ASTOR 会合 (Application of Safeguards to Geological Repositories) に参加している。ASTOR 会合では国際機関や諸外国の専門家が使用済燃料を含む高レベル廃棄物を処分する施設の設計・建設・運用に関する実施状況や今後の計画、処分施設に適用する保障措置の考え方や技術開発動向・課題などについて意見交換が行われている。

IAEA では、処分施設に適用する保障措置方策は各国固有の特徴や核物質の入手経路分析結果に基づき検討することになるが、基本的には 2010 年、2011 年に作成された詰替施設および地下処分施設に対するモデル保障措置アプローチ (IAEA, 2010 ; 2011a) がガイドラインになるとしている。主な課題として、処分施設の操業が非常に長期間にわたること、使用済燃料中の核物質の測定方法、地上施設と地下施設間での知識の連続性 (COK : Continuity of

Knowledge) の維持、回収可能性を考慮した操業期間 (約 100 年間) における廃棄体の同定についての信頼性確保などが挙げられている。

また、参加国からは、各国における処分施設の設計～建設～運用～閉鎖までの計画に加え、処分施設での検認に用いる保障措置技術や未申告での地下掘削作業を検知する技術の開発状況およびその適用可能性などについて情報を得た。また、日本から、地層処分に向けた取り組みや今後の計画に加え、(3)2) 項において示している廃棄体の固有性確認、未開封確認を行う技術の適用可能性に関する検討内容について情報共有した。

IAEA では、ASTOR 会合の成果として、処分施設に適用可能性のある保障措置技術を IAEA の技術文書「STR-384 Technologies Potentially Useful for Safeguarding Geological Repositories」(IAEA, 2017) としてまとめ、2017 年 8 月に発行した (平成 26 年度 4.2.7 項(1)2), 平成 27 年度 3.1.2 項, 平成 28 年度 3.1 項(2), 平成 29 年度 3.1 項(2)1)。

2) IAEA およびフィンランド、スウェーデンへの聞き取りにより収集した情報

IAEA は地上の詰替施設と地下の地層処分施設に保障措置を適用するための統合保障措置モデルアプローチ (IAEA, 2010 ; 2011a) を策定している。一方、先行国であるフィンランド、スウェーデンでは本モデルアプローチにおいて要求されている詰替施設における使用済燃料の部分欠損検認や地層処分施設に対する未申告掘削活動検知などを考慮し、Safeguards by Design の概念に基づいた施設設計に取り組んでいる。

特に、IAEA が、直接処分した使用済燃料の回収可能性を考慮して処分施設閉鎖後も使用済燃料を保障措置の対象とすることを求めていることもあり、詰替施設と地層処分施設との COK の維持、および地層処分施設での設計情報検認 (DIV : Design Information Verification) や未申告掘削活動の検知といった、直接処分施設特有の保障措置上の課題について、IAEA およびフィンランド、スウェーデンを始めとした関係各国が技術開発や検討を進めているところである (平成 25 年度 4.3.5 項(4), 平成 29 年度 3.1 項(2)2)。

3) その他

調査した海外情報などの一部は、処分概念データベースに格納することを念頭に置いて整理を行った。処分概念データベースは、原子力機構 (2013) において開発したデータベースであり、ここでは、調査した情報を格納するためのデータベースのフィールドの拡充、処分概念データベースの既存情報と追加する情報を関連づけるデータベース構造の整備、追加情報の閲覧機能およびそのための検索機能の拡充を行った (平成 26 年度 pp. 4-161~4-162)。そのうえで、これまでに処分概念データベースに登録されていなかった諸外国の情報を追加登録した (平成 26 年度 p. 4-222)。追加された情報の例として、例えば、保障措置/核セキュリティ、モニタリング方法の情報、回収可能性の確保策の情報などがある。これらについて新規に登録した諸外国の情報を並列表示した画面例を図 3.5-1 に示す。

| 処分概念の並列表示 | | |
|---|---|---|
| 処分概念の比較結果 | | |
| 米国の概念(ユッカマウンテン) | KBS-3H | フランスの概念(粘土岩) |
| <p>その他</p> <p>保障措置/核セキュリティ</p> <p>【米国における情報】 核物質防護規定に以下が盛り込まれる予定である。 ・不正侵入や核物質の不正持ち出し、盗難、または流用、および放射性物質放出を伴う妨害破壊行為から保護する物理的障壁、進入制御、検出、監視、警報等。 ・セキュリティ用の機器やサブシステムの有効性、可用性、信頼性、保守性、および整合性への信頼性に資する、機器の検査および保守等の活動。 ・保障措置における不測の事象に対する所定の対応策、およびUSNRCへの保障措置上の事象の報告過程を指定し、防護区域内への不正侵入や同区域内での活動に対応するための保障措置用不測事象対応計画(コンティンジェンシープラン)。</p> <p>モニタリング方法の情報</p> <p>【米国における情報】 処分場の性能確認プログラムでは、以下のものが挙げられている。 降水量モニタリング、漏出モニタリング、飽和帯モニタリング ニアフィールド内における熱負荷のある坑道のモニタリング ガスト蓄積モニタリング、熱負荷のある坑道の坑道内環境モニタリング 地質工学 設計上のモニタリングおよび試験、表層地質図作成 地震活動モニタリング、建設効果モニタリング、熱負荷のある坑道の熱機械的モニタリング、廃棄物輸送物以外での設計および試験、廃棄物輸送物のモニタリングおよび試験</p> <p>回収可能性の確保策の情報</p> <p>【米国における情報】 可逆性と回収可能性の必要性が、ユッカマウンテン規制での規制要件に組み込まれていた。回収手順は処分の手順であるが、具体的な工学的設計が計画されていない。</p> | <p>その他</p> <p>保障措置/核セキュリティ</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 キャニスタの蓋に1mmの深さで刻印し、核物質保障措置の詳細及び管理のために記録する。 輸送時・封入サイトで記録を用いて検査し、保障措置に関して重要な特性の情報について保存する。 キャニスタを識別できるように、カラーで読み取り可能な刻印を行う。</p> <p>モニタリング方法の情報</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 エスボ岩盤研究所では、pH・Eh・温度・電気伝導度・溶解酸素などのパラメータをオンラインで測定する装置を開発中である。</p> <p>回収可能性の確保策の情報</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 回収可能性を確保しなければならない規定はない。 定置手順に何らかの問題が生じ、又は、問題が検知された場合にそれに対処する手段として回収を検討しており、今後のSKBのRD&Dプログラムの中で詳細で具体的な説明が示される予定。</p> <p>地下施設閉鎖に関するモラトリウムに応じた対策</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 想定していない。</p> <p>使用済燃料の貯蔵方法や冷却期間と処分への移行時期</p> <p>【スウェーデンにおける情報】 貯蔵キャニスタに入れて、湿式貯蔵。 設計目標であるキャニスタ当たりの崩壊熱が1600W以下となる期間を冷却期間として定める。</p> | <p>その他</p> <p>保障措置/核セキュリティ</p> <p>【フランスにおける情報】 フランスの地層処分プロジェクト(Cigeoプロジェクト)では特定の対策手順がまだ存在しないが、保障措置に関する対策が検討されないということではない。</p> <p>モニタリング方法の情報</p> <p>【フランスにおける情報】 〇廃棄物及び使用済燃料処分セルのモニタリングおよび、立坑と坑道のモニタリングについて具体的な方法が計画されている。</p> <p>回収可能性の確保策の情報</p> <p>【フランスにおける情報】 処分場を段階的かつ柔軟に管理するアプローチを検討している。処分の各段階において、前段階へ戻る、現段階を維持、次の段階に進むという選択肢を持つことで、より柔軟で可逆性の高い処分を計画している。機器は基本的に処分を利用したものを使用する。</p> <p>地下施設閉鎖に関するモラトリウムに応じた対策</p> <p>【フランスにおける情報】 段階的かつ柔軟に管理するアプローチを検討しており、処分の各段階において、前段階へ戻る、現段階を維持、次の段階に進むという選択肢を持つことで、モラトリウムに応じた対策となる。</p> <p>使用済燃料の貯蔵方法や冷却期間と処分への移行時期</p> <p>【フランスにおける情報】 Cadaracheの(CASCAD)施設のみ乾式貯蔵で使用済燃料を収め、湿式貯蔵が広く用いられている。 将来の貯蔵として、地上施設に貯蔵する可能性を検討しており、Well concept Multi-tiered facility (Concrete apron units facilities等)が候補</p> |

図 3.5-1 新規に登録した諸外国の情報を表示した画面例

(平成 26 年度 図 4.2.7-10)

(3) 保障措置技術開発

保障措置適用にあたっては、施設機器配置、使用済燃料の収納形態やその流れ、スルーポット量、施設の運用期間などの処分施設の特徴を踏まえ、保障措置手段として適用できる技術を選定する必要がある。

本項では、国際機関や諸外国において使用済燃料の直接処分に係る保障措置技術として検討・開発されている技術を調査し整理した「1) 参照」。また、直接処分した使用済燃料が回収される可能性があることも踏まえ、廃棄体の固有性が維持され、かつ廃棄体が開封されていないことを回収時に確認するための技術として、超音波探傷技術の適用性を既存の超音波探傷試験データの解析、試験体を用いた探傷試験、およびシミュレーションコードによる解析を行い、評価した「2) 参照」。

1) 直接処分に係る保障措置対策に適用可能な技術の調査

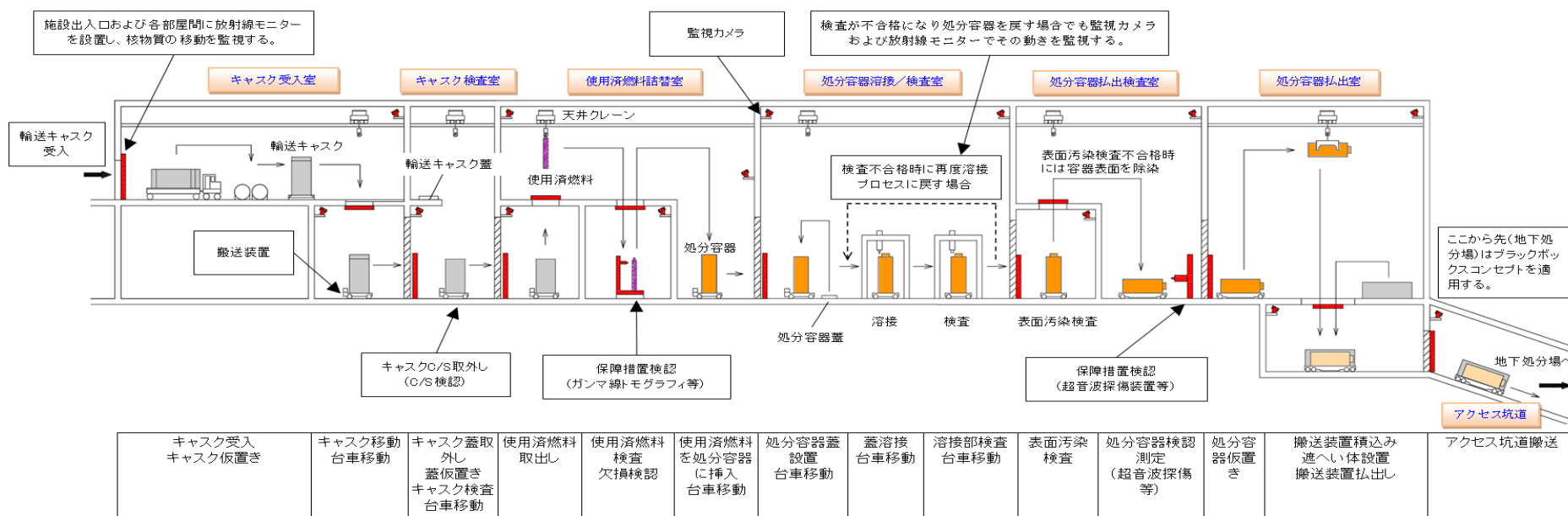
処分施設の保障措置に適用可能と考えられる技術を調査し、個々の技術の保障措置への適用性評価や課題について考察した。

検討においては、処分施設の保障措置要件を勘案して 5 つの技術区分 (①使用済燃料の非破壊検認技術、②封じ込め・監視技術、③使用済燃料の再検認技術、④地下部分の設計情報検認技術、⑤廃棄体の固有性確認技術) を設定し、それぞれの区分に該当する保障措置技術を整理した。それぞれの技術区分において適用可能として抽出した技術を表 3.5-1 に、これら技術を処分施設に適用する場合の例を図 3.5-2 に示す(平成 26 年度 4.2.7 項(1)3), 4)。

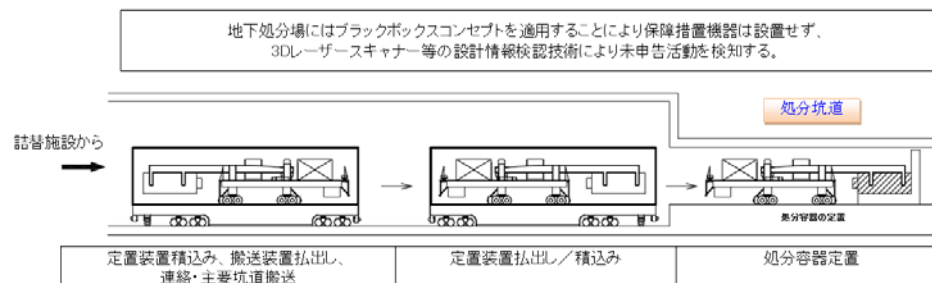
表 3.5-1 保障措置対策に適用可能な技術

(平成 26 年度 表 4.2.7-1, 2, 3, 4 を一部修正)

| | | |
|--|---|--|
| <p>①使用済燃料の非破壊検認技術</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 高エネルギーX線 CT ・ パッシブガンマ線トモグラフィ ・ LCS-γ 線による核共鳴蛍光法 ・ チェレンコフ光視認装置 ・ フォーク型検出器 | <p>②封じ込め・監視技術</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 保障措置用監視カメラ (NGSS) ・ 放射線モニター ・ VACOSS 封印 ・ COBRA 封印 | <p>③使用済燃料の再検認技術</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 3D レーザー形状測定 ・ 溶接部フェーズドアレイ超音波探傷 ・ 全 γ 線測定 |
| <p>④地下部分の設計情報検認技術</p> | | <p>⑤廃棄体の固有性確認技術</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ・ 電磁波法 (地中レーダー技術) ・ 3D レーザースキャナー ・ 地震計による掘削振動のモニタリング ・ 映像監視システムによるモニタリング技術 | | <ul style="list-style-type: none"> ・ 溶接部フェーズドアレイ超音波探傷 ・ 電子タグ |



(a) 詰替施設での工程および適用する保障措置技術の例



(b) 地下処分場での工程および適用する保障措置技術の例

図 3.5-2 使用済燃料の直接処分施設の工程および適用する保障措置技術の例

(平成 26 年度 図 4.2.7-5, 6, 8 を一部修正)

2) 処分容器溶接部への超音波探傷技術の適用性評価

使用済燃料の処分施設では、基本的に地下処分場に廃棄体を定置するまで COK が維持されている必要（ただし、ある地点（例えば、地下処分場の搬入口）以降は廃棄体へのアクセスルートが限られていること、および検認手法が煩雑になることを考慮して、その地点以降の工程では COK を維持するための対策を施さない「ブラックボックスコンセプト」を適用するという考えも議論されている）があり、そのためには廃棄体の同定・識別や未開封確認（溶接部を切断して使用済燃料を取り出した後再溶接を行うという転用シナリオに対応するもの）を行うことが求められる。溶接部への超音波探傷をそのための技術候補とし、その適用可能性を、既存の超音波探傷試験データの解析、シミュレーションコードによる解析、および試験体を用いた探傷試験により、炭素鋼製の処分容器を対象として検討した。（平成 27 年度 3.1.3 項，平成 28 年度 3.1(3)項，平成 29 年度 3.1(3)項）

以下に、「①検討に用いた処分容器の基本仕様」、「②処分容器溶接部に付与する特徴の検討」、「③超音波探傷シミュレーション解析」、「④試験体を用いた超音波探傷試験」、「⑤炭素鋼と銅の複合処分容器に対する超音波探傷技術の適用性」、「⑥超音波探傷技術の適用性に関する考察」について示す。

① 検討に用いた処分容器の基本仕様

本検討に用いる処分容器の構造や溶接方法については、処分容器（厚さ 140 mm、炭素鋼製）を仮定し、処分容器の蓋については平蓋形状、処分容器本体との溶接方法は TIG 溶接とした。（平成 27 年度 3.1.3 項(1)4）

② 処分容器溶接部に付与する特徴の検討

廃棄体は地層処分施設に長期間定置される可能性があるため、同定・識別や未開封確認を行うためには耐改ざん性および時間的安定性の高い手法・技術を適用する必要がある。処分容器溶接部の内部に自然に生成される特徴（ブローホールなど）、または人工的に付与される特徴（放電加工などにより付与可能なスリットなど）は複製が困難で長期間にわたって変化しないことから、これを超音波探傷により読取・照合することで長期間定置された廃棄体であっても同定・識別や未開封確認を行うことが可能と考えられる。

また、人工的に特徴を付与する場合において、処分容器溶接部の健全性に影響を与えない特徴の大きさをガラス固化体オーバーパックにおける限界き裂寸法の評価結果（原環センター，2016）を参考に評価したところ、5.5 mm 以下であれば影響を与えないことがわかった。（平成 28 年度 3.1 項(3)1)③）

処分容器溶接部の内部に人工的に特徴を付与する場合に適用性が高いと考えられる付与位置を図 3.5-3 に、適用可能と考えられる処分容器溶接部に自然または人工的に付与される特徴を表 3.5-2 に示す。

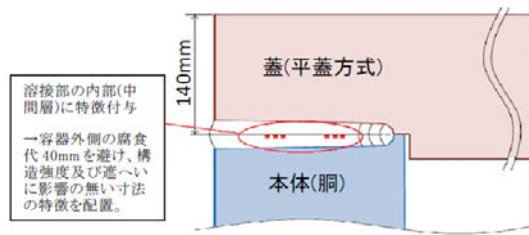


図 3.5-3 適用性が高いと考えられる人工的な特徴の付与位置
 (平成 27 年度 図 3.1.3-25 を一部修正)

表 3.5-2 同定・識別、未開封確認に適用可能な特徴

(平成 28 年度 表 3.1-2, 3.1-5 を一部修正)

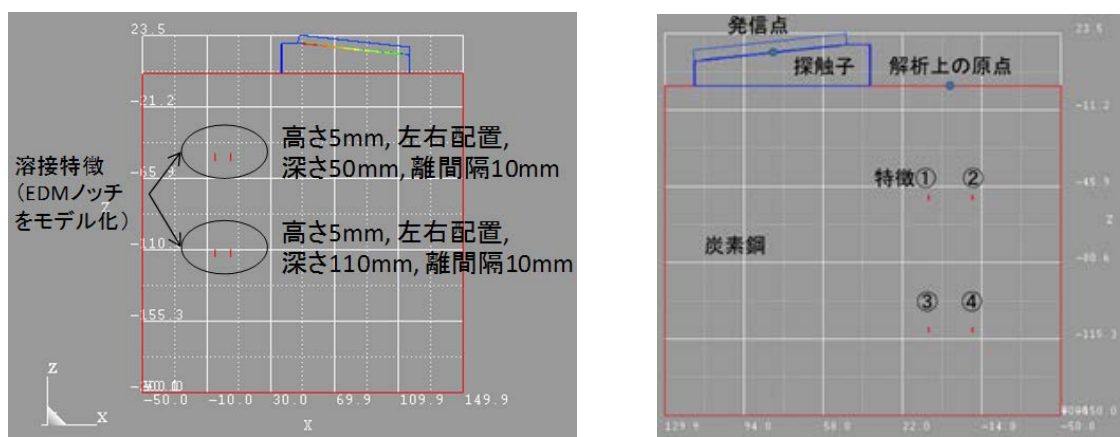
| 特徴 | 特徴の経時変化 | 固有性 | 計測性 | 同定・識別 | 未開封確認 | 検認方法への適用可能性および課題 | |
|------|----------------------------------|---|----------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------|--|
| 自然特徴 | 溶接欠陥 溶接時に発生する割れや気孔など | 長期間経過後も特徴が変化する可能性は低い。 | 溶接時に自然に発生するため固有性がある。 | 計測可能な大きさの溶接欠陥が発生しない場合、測定できない可能性がある。 | 欠陥の相対位置を比較することにより同定・識別できる。 | 再溶接時に溶接欠陥を再現することは困難なため未開封確認は可能である。 | <u>適用可能性：高</u> 現在の技術の延長で利用できる。課題として、溶接欠陥の発生状態を確認する必要がある。 |
| | 母材と溶接の境界線 母材と溶接部の境界に発生する境界線 | 長期間経過後も特徴が変化する可能性は低い。 | 溶接部の境界は不均一に形成されるため固有性がある。 | 現在の技術では境界を精度よく捉えることは難しい。 | 境界面の形状を画像比較することにより同定・識別できる。 | 再溶接時に境界線が変わるため未開封確認は可能である。 | <u>適用可能性：中</u> 現在の超音波探傷技術では境界を精度よく捉えることは難しいが、測定精度の改善により適用できる可能性はある。 |
| 人工特徴 | 人工特徴 既存技術により溶接部内部に付与可能なスリットなど | 溶接材の溶け込みにより設計長さより短くなる可能性はあるが、経時変化の可能性は低い。 | 溶接材の溶け込みにより長さがランダムに変化するため固有性がある。 | 超音波探傷で特徴を捉えることができると考えられる。 | 特徴の相対位置や大きさを比較することにより同定・識別できる。 | 再溶接時に溶け込み量を再現することは困難なため未開封確認は可能である。 | <u>適用可能性：高</u> 溶接の健全性に影響を与えず、かつ溶接の溶込みによる短縮を考慮した長さで付与する必要がある。 |

③ 超音波探傷シミュレーション解析

シミュレーション解析は、市販の三次元有限要素コード（伊藤忠テクノソリューションズ製 ComWAVE8）を用いて実施した。シミュレーションコードへの入力データは、探触子や試験体形状などの境界条件、材料の弾性定数と密度であり、出力データは受信波形と超音波の波面の伝搬状況である。

本シミュレーション解析は二次元（ZX 平面）での解析とし、奥行方向（Y 方向）は変位がないとして 1 要素と設定して解析した。

シミュレーション解析は、超音波探傷技術で識別可能な人工的に付与する特徴（放電加工などにより付与可能なスリット状の特徴など）の形状、寸法、配置、および測定結果の再現性、実際の測定試験結果との整合性について整理することを目的とし、特徴の寸法や離間距離などの「特徴の識別性」に関する解析と「測定の再現性」に関する解析に分けて行った。それぞれの解析ケースにおける代表的な解析モデルを図 3.5-4 に示す。



(a) 「特徴の識別性」の解析モデルの例 (b) 「測定の再現性」の解析モデルの例

図 3.5-4 代表的な解析モデル

(平成 27 年度 図 3.1.3-14, 平成 28 年度 図 3.1-17)

「特徴の識別性」に関する解析においては、特徴として設定した平面状のスリットで反射する超音波とその超音波が探触子へ戻って受信される波形を主な解析対象とし、特徴の大きさ（1、2、5 mm）、付与する深さ（50、70、110 mm）、隣接する特徴の配置（同一深さに配置するケース（左右配置）、深さ方向に配置するケース（上下配置））および離間距離（5、10、20 mm）をそれぞれパラメータとして設定した。周波数は 2 MHz および 5 MHz、収束距離は 100、120、150 mm を設定した。これらをパラメータとして 18 パターンを設定してシミュレーション解析を行った。その解析結果から以下の知見が得られた。（平成 27 年度 3.1.3 項(3)）

- 隣接する特徴の干渉やエコーの重なりが無い場合、周波数 2 MHz では大きさ 5 mm 以上、周波数 5 MHz では大きさ 2 mm 以上の特徴であれば、特徴の上下端それぞれにおけるエコーを個別に認識することができ、特徴の大きさを求めることが可能と考えられる。
- 隣接する特徴の離間距離が 10 mm 以下の場合、エコーの重なりにより特徴の上下端を個別に認識することが困難となる場合がある。
- 特徴の配置は、周波数 2 MHz の場合、離間距離が 5 mm ではエコーの重なりにより隣接す

る特徴との分離は困難であった。離間距離 10 mm では、干渉の影響はあるが、特徴の分離は可能であった。

- 隣接する特徴の離間距離が短く、超音波の屈折角が大きいほど、超音波の干渉の影響が大きくなる。また、隣接する特徴の配置によっても干渉の程度は異なる。
- 周波数 5 MHz の方が 2 MHz より隣接する特徴の分離性、上下端の分離性は大きい。

また、「測定の再現性」に関する解析は、超音波探傷技術によって行われる廃棄体の同定・識別および未開封確認のための検認が、処分容器蓋を溶接した直後に実施する測定の結果（1回目）と、経年経過後に廃棄体を回収したときに実施する再測定の結果（2回目以降）とを比較することによって行われることを考慮して実施した。再現性に関するパラメータとしては、探触子の位置がズレた場合（溶接線直交方向に±5 mm）、処分容器表面の錆びなどによりうねり（深さ 0.2 mm）が生じ探触子と処分容器の間に空隙が生じた場合、処分容器表面に減肉（5 mm）と傾斜（±1°）が生じ探触子の位置が深さ方向にズレた場合、および媒質（処分容器）の温度変化（40 °C、70 °C、100 °C）によって超音波の速度が変化した場合を想定し、その影響をシミュレーション解析にて確認した。

特徴は 4 カ所とし、その大きさを長さ 2 mm および幅 0.2 mm とし、それぞれの特徴の位置は、解析上の原点から平面方向で-10 mm、+10 mm、深さ方向で 50 mm、110 mm とした。また、探触子は解析上の原点から 80 mm の位置（探触子の位置がズレたケースを除く）とし、周波数は 2 MHz とした。

解析モデルの原点を基準（絶対座標）としたときの特徴①の解析結果と、特徴①を基準（相対座標）としたときの特徴位置の解析結果を図 3.5-5 に示す。

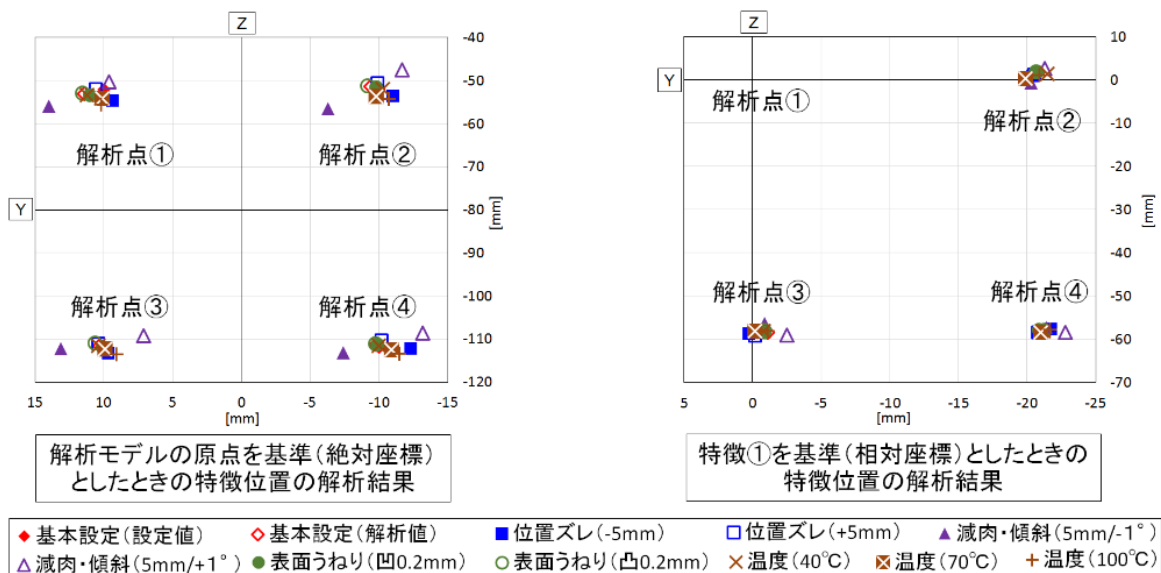


図 3.5-5 測定の再現性に関する解析結果

絶対座標にて特徴位置を特定した場合、減肉（5 mm）と傾斜（-1°）の条件の時に基本設定条件（探触子の位置：解析上の原点から 80 mm、うねり：なし、減肉：なし、傾斜：なし、媒質（処分容器）の温度：20 °C）の解析値と 6 mm の誤差が生じている。また、温度変化に

においても、100 °Cの時に 3 mm を超える誤差が発生している。超音波測定の場合、測定誤差が 1 波長に相当することから、2 MHz の超音波測定では 3 mm の測定誤差が生じる可能性がある。つまり、3 mm 以上の誤差が生じる絶対座標での評価では、測定結果は探触子の位置ズレなどの測定条件の変化の影響を受けていると考えられる。

一方、相対座標で整理した場合、誤差は最大でも 2.5 mm であり、相対座標で整理することにより測定の再現性は測定条件の変化の影響をほとんど受けないと考えられる。

以上から、超音波探傷技術を用いた処分容器の同定・識別には、相対位置で整理した結果を用いる必要があると考えられる（平成 28 年度 3.1 項(3)1)④）。

④ 試験体を用いた超音波探傷試験

シミュレーション解析結果の妥当性を確認するため、処分容器と同じ炭素鋼製の試験体に対する超音波探傷測定を実施した。試験体は中央部に TIG 溶接が施され、溶接部には深さ 70 mm の位置に大きさ 2 mm、5 mm、8 mm のスリット状の特徴が設けられている。測定は、特徴の位置、大きさおよび再現性を確認するため試験体上面のいくつかの位置に探触子を設置して測定するケースと、深さ方向にある複数の特徴を分離して検知できるか確認するため試験体側面から測定するケースを設定して実施した。超音波試験体系を図 3.5-6 に示す。超音波探傷測定後、試験体を特徴がある位置で切断し特徴の正確な位置と大きさを測定し、その結果を基にシミュレーション解析モデルを作成して②項と同様の方法で解析を行った。

大きさ 8 mm の特徴に対する超音波探傷測定により得られた測定値、切断後に実測した値、およびシミュレーション解析結果を表 3.5-3 に示す。

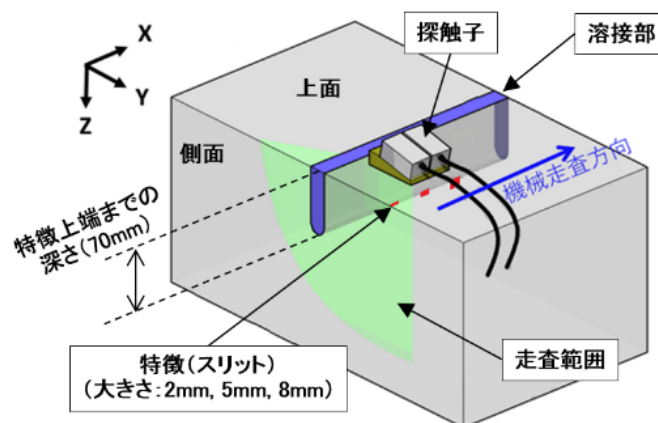


図 3.5-6 超音波試験体系（探触子を試験体上面に設置した場合）

（平成 29 年度 図 3.1-3 を一部修正）

表 3.5-3 8 mm の特徴に対する超音波探傷測定値、切断後の実測値、シミュレーション解析結果の比較

(平成 29 年度 表 3.1-10)

| | 超音波探傷測定値 | 切断後の実測値 | シミュレーション解析結果 |
|---------|----------|---------|--------------|
| 特徴の下端位置 | 75.8 mm | 77.6 mm | 75.8 mm |
| 大きさ | 7.3 mm | 7.3 mm | 6.6 mm |

上記 3 種類の方法で実施した試験の結果から、いずれの方法でもほぼ同じ結果が得られること、許容可能な精度で特徴の位置および大きさが把握できることがわかった。したがって、これまで実施してきたシミュレーション結果の妥当性が確認できた。また、探触子を側面に設置して測定したところ複数の特徴を個別に検出することができたことから、複数の特徴を分離して検出することが可能であることが確認できた（平成 29 年度 3.1 項(3)1)）。

⑤ 炭素鋼と銅の複合処分容器に対する超音波探傷技術の適用性

Posiva（フィンランド）や SKB（スウェーデン）および本事業でも検討されている炭素鋼製の内容器と銅製の外容器からなる複合処分容器への超音波探傷技術の適用性を確認するため、銅容器部分に施した溶接部の内部に人工的に特徴を付与した解析モデルを用いてシミュレーション解析を実施した。解析条件は媒質を炭素鋼から銅に変更する以外は②と同等とし、解析モデルは SKB で検討されている複合処分容器の設計値に基づいて設定した。また、解析は溶接部に 2 mm と 5 mm のスリット状の特徴を付与して実施した。

解析の結果、複合処分容器にも超音波探傷技術が適用可能であることがわかった。しかし、銅の溶接部に特徴を付与することができる技術が確立されていないことが課題として残る（平成 29 年度 3.1 項(3)2)）。

⑥ 超音波探傷技術の適用性に関する考察

炭素鋼製の処分容器溶接部に自然または人工的に付与される特徴を超音波探傷技術により計測することで、保障措置上の要件である処分容器の固有性確認、同定・識別、未開封確認の実施可能性を検討した。

試験体を用いた超音波探傷試験の結果から、実際の処分容器を超音波探傷技術により測定した結果がシミュレーション解析で模擬できる可能性が示唆された。また、シミュレーション解析の結果から、2 mm 以上の大きさの特徴が 10 mm 以上離れて付与されていれば超音波探傷により検知できる可能性があること、溶接した直後の測定と経年経過後の再測定において同じ条件で計測できない場合であっても、計測結果を相対的に評価することで比較できる可能性があることがわかった。このことから、処分容器の固有性確認、同定・識別、未開封確認に超音波探傷技術を適用できる可能性があることが示唆された。

しかし、実際に超音波探傷測定を行って得られたデータが少ないため、処分容器の設計、溶接方法などが具体化された際に、特徴の付与方法も含めてデータを蓄積していくことが重要

と考える。

3) 電子タグなどの適用可能性に関する検討

地下処分施設に定置するまでのように比較的短期間の廃棄体の固有性確認のための手段としては電子タグが考えられる。この電子タグの適用可能性を検討するため、パッシブ方式・UHF 帯の電子タグの特徴、および保障措置技術として利用する場合のメリットと課題を整理した。

その結果、パッシブ方式・UHF 帯の電子タグは、耐環境性、耐放射線性、通信距離、データ容量、データの読取性、データの耐改ざん性の点において優位性があり、廃棄体の固有性確認のための手段として適用可能性があることがわかった。

一方、電子タグの剥がれ落ち、電子タグ情報の読み取りエラー／改変が起こった場合の対策については引き続き検討する必要がある（平成 28 年度 3.1 項(3)2)）。

(4) 核セキュリティ対策に係る検討

わが国の原子力施設では、IAEA の核セキュリティ文書のうち、核物質および原子力施設に関する核セキュリティ勧告（INFCIRC/225/Rev.5）（IAEA, 2011b）および実施指針を前提として構築された核セキュリティ対策を講じることが求められている。

INFCIRC/225/Rev.5（IAEA, 2011b）では、不法移転に対する防護、行方不明または盗取された核物質の発見・回収、妨害破壊に対する防護、および、妨害破壊行為の影響の緩和または最小化を国の物理的防護体制の目的として定めている。また、核セキュリティシステムの検討にあたっては、ハードウェア（防護機器）、手順（警備員の組織およびその業務形態を含む）、および施設設計（レイアウトを含む）を一体として組み合わせて行うことを求めている。

ここでは、INFCIRC/225/Rev.5（IAEA, 2011b）において要求されている事項を踏まえ、特に防護のためのハードウェア（防護機器）に着目して核セキュリティシステムを検討するとともに、システム構築上の課題を整理した（平成 27 年度 3.1.4 項, 平成 28 年度 3.1 項(4), 平成 28 年度 3.1 項(4)）。

整理にあたっては、仮想の処分施設に対する脅威を IAEA 核セキュリティシリーズ No.10 「設計基礎脅威の策定、使用および維持」（IAEA, 2009）に基づいて評価し、その脅威に対応するための詰替施設「1) 参照」および地層処分施設「2) 参照」に対する核セキュリティシステム・機器を検討した（平成 28 年度 3.1 項(4)）。

1) 詰替施設に適用する核セキュリティシステム・機器

仮想の詰替施設に対する核セキュリティシステムを国内外の原子力施設における核セキュリティシステムを参照して検討した。しかし、既存の原子力施設における核セキュリティシステムに関する情報は基本的に非公開であるため、原子力施設と同等またはそれ以上のセキュリティ対策が要求されていると想定される軍事施設に対して米国国防総省が定めたセキュリティ基準である UFC (Unified Facilities Criteria) (USDOD, 2005 ; 2010 ; 2013a ; 2013b) も参照し、それらにおいて適用・検討されているセキュリティ設備・機器も検討対象とした。また、ドローンなどの小型の無人航空機による上空からの接近や妨害破壊行為を検知するた

めのセキュリティ設備・機器についても整理した。ただし、警備員の武装など、日本の国内法に抵触する恐れのある仕様は除外した。

詰替施設における核セキュリティシステムおよびセキュリティ機器の概念検討例を図 3.5-7 に示す（平成 27 年度 3.1.4 項，平成 28 年度 3.1 項(4)，平成 28 年度 3.1 項(4)）。

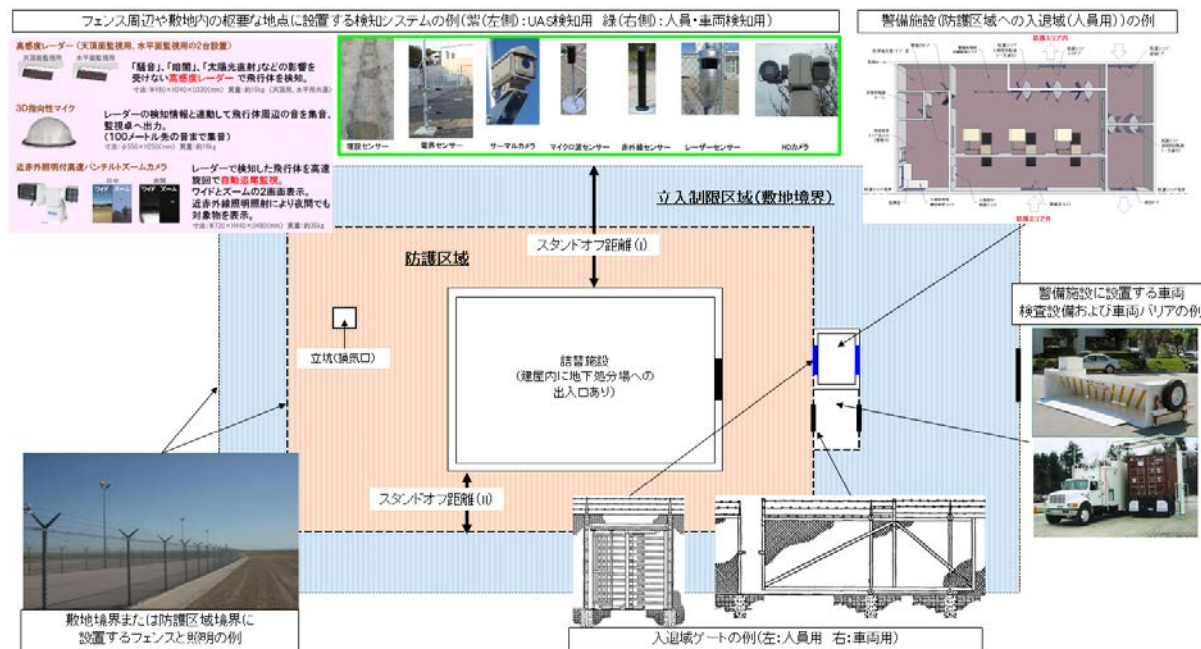


図 3.5-7 核セキュリティシステム概念およびセキュリティ機器の検討例（地上施設）
（平成 29 年度 図 3.1-46）

2) 地層処分施設に適用する核セキュリティシステム・機器

地層処分施設では使用済燃料が地下数百メートルに保管されることから、岩盤自体が強固な核物質防護上の障壁となっている。これを踏まえ、地層処分施設に対しては、坑道へのアクセスコントロール、坑道内への監視カメラやセンサーを設置することが主な核セキュリティ対策と考えられ、これらについては詰替施設に設置するものと同様の技術が適用可能である。

一方、岩盤自体が強固な核物質防護上の障壁となっているものの、坑道以外からの侵入の可能性を完全に否定することは困難である。また、施設閉鎖後段階を考えた場合、脅威者が地盤を掘削して地下施設にアクセスする可能性も考える必要がある。これらを検知するために地層処分施設に適用する核セキュリティシステムおよびセキュリティ機器の概念検討例を図 3.5-8 に示す。なお、図 3.5-8 中において [] 内に示した数字は当該セキュリティを求めている INFCIRC/225/Rev.5 (IAEA, 2011b) の項目番号である（平成 27 年度 3.1.4 項，平成 28 年度 3.1 項(4)，平成 28 年度 3.1 項(4)）。

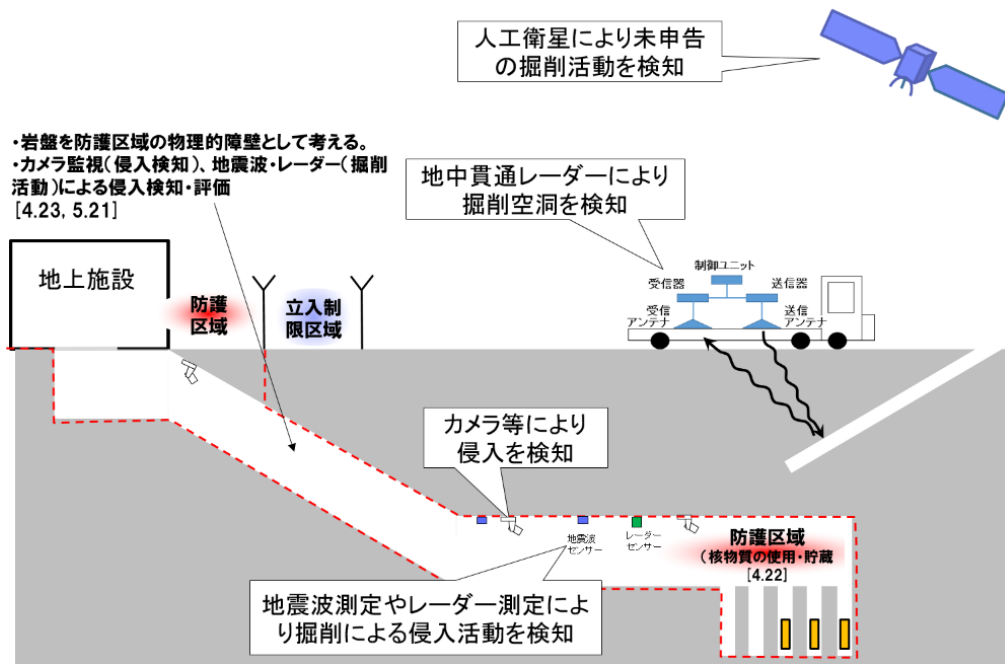


図 3.5-8 核セキュリティシステム概念およびセキュリティ機器の検討例（地下施設）
（平成 29 年度 図 3.1-44）

(5) まとめ

1) 海外情報の調査

海外における検討状況を把握するため、IAEA が主催している地層処分への保障措置適用に関する専門家会合（ASTOR）に参加し、使用済燃料の直接処分に適用する保障措置概念の検討状況および技術開発状況について情報交換を行った。また、使用済燃料の直接処分に関する基準を策定している IAEA、ならびに使用済燃料の直接処分の先行国であるスウェーデンおよびフィンランドを訪問し、保障措置実施方策、核セキュリティ確保のための実施方策についての聞き取り調査を行った。

IAEA や諸外国では、直接処分施設に適用する保障措置・核セキュリティに関する基準、および適用する保障措置・核セキュリティ対策技術の開発を進めている。しかし、保障措置・核セキュリティ対策技術は満たすべき要求事項と適用することによって生じる施設設計や工程への影響のバランスを図る必要がある。このため、直接処分施設の具体的な設計が確定していない段階では、保障措置・核セキュリティ対策技術を詳細に検討することができない。この状況を踏まえ、今後とも、ASTOR を初めとした国際会議への参加や諸外国への聞き取り調査を通じて、使用済燃料の直接処分に適用する保障措置および核セキュリティの検討状況に関する最新情報を入手し、わが国における検討に適宜反映できるようにしていくことが重要であると考えられる。

2) 保障措置技術開発

使用済燃料の直接処分施設に保障措置を適用するにあたっては、施設の設計や工程、運用期間などの処分施設の特徴を踏まえ、保障措置手段として適用できる技術を選定する必要がある。予想される処分施設の特徴に基づき、処分施設の保障措置に適用可能と考えられる技

術を5つの区分に分けて整理した。その結果、処分施設の保障措置に適用可能な技術の開発が進められているが確立されるまでには至っていないことがわかった。

処分容器のCOKを維持することが処分施設の保障措置にとって重要な要素であることから、廃棄体の同定識別、未開封確認、固有性確認に利用可能と考えられる処分容器溶接部への超音波探傷技術について、保障措置検認技術としての適用性をシミュレーション解析および試験体を用いた測定を行い評価した。評価の結果、炭素鋼製の処分容器、および銅・炭素鋼の2重構造になっている複合処分容器に対して超音波探傷技術が保障措置検認技術として適用可能性があることが示唆された。しかし、処分容器の設計が具体化した段階で想定される条件を考慮した評価データの蓄積が必要と考えられる。

保障措置技術は、施設や設備、工程などの設計と保障措置上の要求事項を考慮に入れて開発を進める必要があることから、直接処分施設の設計の具体化に合わせて更新していく必要がある。

3) 核セキュリティ対策に係る検討

核セキュリティ技術については、これまでにIAEAが発行している核セキュリティシリーズ文書の要求事項の確認、および仮想施設に対する仮想脅威の評価、さらに、わが国の特徴を考慮して、処分施設に適用可能な核セキュリティ機器を整理した。整理にあたって、既存の原子力施設における核セキュリティシステムに関する情報は基本的に非公開であるため、米国防総省が定めたセキュリティ基準も参照し、一般的な要件を基にシステムを検討した。

核セキュリティ対策は、物理的には、施設や設備、工程などの設計、およびドローンなどのように新しい技術を利用した脅威に対して対応する必要があることに加え、規制当局、事業者およびステークホルダーの意見、ならびに国際社会情勢といった社会的要請も考慮して、事業者の責任で構築する必要がある。このため、核セキュリティ対策は、処分場閉鎖後の対応など前例のない処分施設特有なものについて、IAEAや諸外国での対策を参考にしつつ、直接処分施設の具体的な設計状況や運転状況と処分施設が置かれた社会状況といったわが国に事情に合わせて構築していくことが重要である。

3.6 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

(1) 本項目の背景と目的

直接処分第1次取りまとめおよび本事業における処分容器の設計検討では、処分場閉鎖後において、処分容器内部での未臨界性を維持するための燃料集合体の収容体数を評価している（原子力機構，2015）（平成26年度 4.2.8項，平成27年度 3.2.3項，平成28年度 3.2.2項）。このような臨界安全評価では、核燃料施設などに適用される通常の臨界安全管理とは異なり、直接処分のバリアシステムの仕様（材料、形状など）や、その時間的変遷に関する情報に基づき、モデルを構築して評価を行うことが必要である。ここでは、3.1.1項で示したような処分容器内部における臨界安全性評価の不確実性の低減と処分後の未臨界性の確実な維持に向けて、以下の項目の検討を行った。

- ・ 燃焼度クレジットを導入した評価を行う場合の、直接処分システムの臨界安全性に対する、種々の要因による中性子増倍率への影響に関する検討（(2)参照）
- ・ 直接処分のバリアシステムを対象とする場合の、未臨界状態を判定するための基準値の設定に関する検討（(3)参照）
- ・ 直接処分のバリアシステムに特有の物質である、ベントナイト緩衝材や周辺岩盤を反射体としてモデル化する場合の反射体効果に関する検討（(4)参照）
- ・ 中性子増倍率を低減するための中性子吸収材の適用に関する検討（(5)参照）

さらに、処分場閉鎖後の臨界の発生が処分システムに及ぼし得る影響の大小の判断などについても、諸外国の事例を参考としつつ予察的な検討を実施した（(6)参照）。また、まとめと今後の課題を(7)に示した。

(2) 燃焼度クレジット適用に係る種々の要因による中性子増倍率への影響に関する検討

直接処分第1次取りまとめにおける臨界安全評価では、燃焼した燃料における反応度の低下を考慮する燃焼度クレジット（Burnup Credit=BUC）の概念を導入したモデルによる評価が行われている（原子力機構，2015a）。

燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価においては、燃焼計算コードにより得られた使用済燃料の核種組成を入力値として用いるが、この核種組成には、数値計算手法やモデリング、核データなどによる不確かさが存在することから、これによる臨界計算への影響を評価することが必要である。また、燃焼計算時のパラメータ、すなわち、減速材温度、ほう素濃度、ボイド率などの原子炉運転中の燃焼パラメータの影響を受け、中性子スペクトルの硬化などによって燃料組成が変化し、標準的なパラメータ設定の燃焼計算による燃料組成と比べ使用済燃料の中性子増倍率を高く評価する可能性があることから、これらのパラメータの原子炉運転中の変動、すなわち、燃焼履歴による影響を評価することも必要である。さらに、管理指標として使用されている燃焼度は通常、燃料集合体平均での燃焼度を意味しているが、実際には軸方向および水平方向に燃焼度の分布を有しており、これが平均化された燃焼度より使用済燃料の中性子増倍率を高く評価する可能性があることから、燃焼度分布による影響を評価することが必要である。

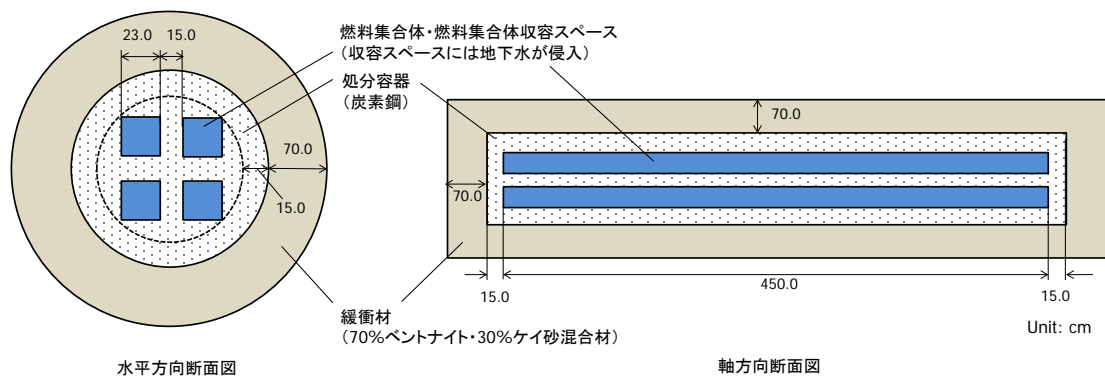
本検討では、上記に示した1)核種組成計算値の不確かさ、2)燃焼履歴、3)燃焼度分布による中性子増倍率への影響について、直接処分におけるPWR燃料4体収容およびBWR燃料7体

収容を対象とした評価を実施した（平成 26 年度 4.2.8 項(1)，平成 27 年度 3.2.3 項(1)）。

図 3.6-1 に使用済燃料を対象とした処分容器設計の概要図を示す。対象とする使用済燃料は、PWR 燃料については 17×17 型燃料集合体とし、H12 レポートの安全評価におけるガラス固化体インベントリの計算条件を参考に、U-235 濃縮度 4.5 wt%、燃焼度 45,000 MWd t⁻¹ に設定した。BWR については、U-235 濃縮度 4.0 wt% の 9×9 B 型 BWR 燃料集合体とし、燃焼度 45,000 MWd t⁻¹、ボイド率 70 % に設定した。処分容器については、図 3.6-1 の幾何形状が処分直後のまま維持された状態とし、処分容器内に地下水が流入し冠水した状態を想定した。処分容器の材料は炭素鋼とし、その周りを覆う緩衝材はベントナイトとケイ砂の比率を 7:3、乾燥密度を 1.6 Mg m⁻³ とした圧縮ベントナイト混合体とした。燃焼度クレジットを考慮した臨界計算で使用する核種については、既往の文献（日本原子力研究所，2001）を参考に、表 3.6-1 に示す核種を設定した。臨界計算コードは MVP-2.0（Nagaya et al., 2005）を使用し、断面積ライブラリには JENDL-4.0 に基づく MVP 用のライブラリ（奥村ほか，2011）を使用した。なお、MVP-2.0 では総ヒストリー 2,000 万ヒストリーと設定した。

表 3.6-1 燃焼度クレジットで考慮した核種

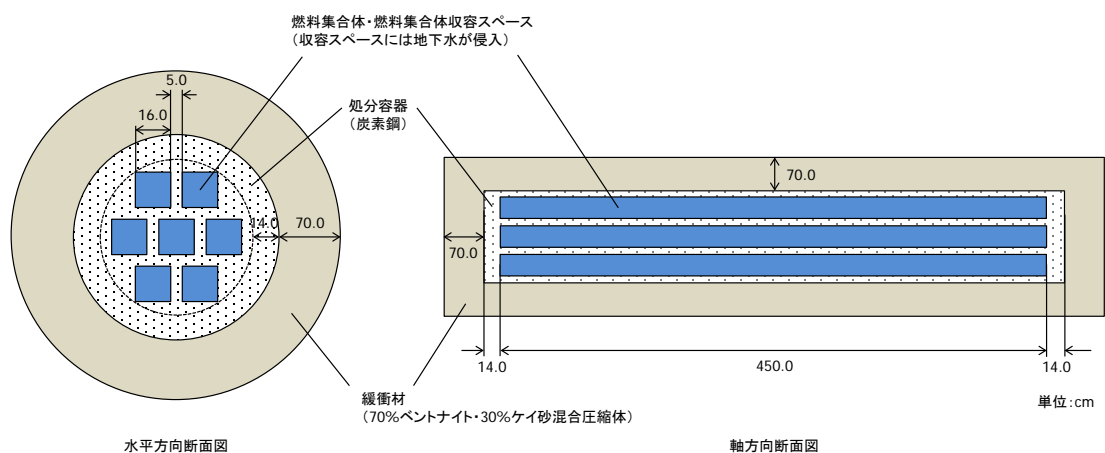
| | |
|--------|---|
| アクチノイド | U-234、U-235、U-238、Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241、Pu-242、Am-241、Np-237 |
| 核分裂生成物 | Mo-95、Tc-99、Rh-103、Cs-133、Sm-147、Sm-149、Sm-150、Sm-152、Nd-143、Nd-145、Eu-153、Gd-155 |



水平方向断面図

軸方向断面図

PWR 使用済燃料 4 体収容



水平方向断面図

軸方向断面図

BWR 使用済燃料 7 体収容

図 3.6-1 直接処分における処分容器設計

1) 核種組成予測の不確かさによる中性子増倍率への影響

核種組成予測の不確かさについては、バイアスによる影響と不確かさによる影響に区別して評価した。ここで、バイアスによる影響は、核種組成の計算値と実測値との比、すなわち M/C の平均値が 1.0 から外れていることによる中性子増倍率への影響を指し、不確かさによる影響は、M/C の平均値のばらつきによる中性子増倍率への影響を指す。バイアスによる影響は、標準の燃料組成および補正因子による補正を施した保守的燃料組成にて MVP-2.0 にて中性子増倍率を評価し、その差から影響を評価した。不確かさによる影響については、計算体系について核種の中性子増倍率に対する感度を示す感度係数を SCALE6.1 の TSUNAMI モジュール (ORNL, 2011) を使用して評価し、核種予測精度の評価結果を用いて感度係数を使用した評価手法 (Gauld, 2001) にて評価を行った。なお、核種予測精度の評価結果については、照射後試験 (PIE) で測定された核種の測定値と SWAT3.1 (須山ほか, 2009) による燃焼計算結果を用いて評価を行った。

核種組成予測の不確かさによる中性子増倍率への影響を表 3.6-2 に示す。なお、核種組成予測の不確かさによる影響は、バイアスによる影響と不確かさによる影響を合計することにより評価した。PWR 燃料の不確かさによる影響は、BWR 燃料に比べて比較的小さくなる結果と

なった。不確かさによる影響は核種ごとの感度係数に大きく依存しており、特に核分裂性物質である U-235 および Pu-239 の影響が大きいことから、燃料組成の異なる PWR 燃料と BWR 燃料で差異が生まれたものと考えられる。

表 3.6-2 核種組成予測の不確かさによる中性子増倍率への影響

| 項目 | 中性子増倍率への影響[% $\Delta k k^{-1}$] | |
|-----------|----------------------------------|-----|
| | PWR | BWR |
| バイアスによる影響 | 0.3 | 0.6 |
| 不確かさによる影響 | 1.6 | 2.9 |
| 合計 | 1.9 | 3.5 |

2) 燃焼履歴による中性子増倍率への影響

燃焼履歴による影響については、はじめに、燃焼計算の入力として与える燃焼パラメータを抽出し、これらについて、標準的な値と、安全側に設定する保守的な値を設定した。次に、それらの値を用いて燃焼計算コード SWAT3.1 による核種組成の計算と、臨界計算コード MVP-2.0 による臨界計算を実施し、上記に示した標準的な値による中性子増倍率と保守的な値による中性子増倍率の差分を計算することにより、燃焼パラメータが使用済燃料の反応度に及ぼす影響、すなわち燃焼履歴による中性子増倍率への影響を評価した。

表 3.6-3 に燃焼計算時の燃焼パラメータの設定値を示す。燃焼パラメータとしては、燃料温度、減速材温度、ボイド率、ホウ素濃度、比出力、運転パターンが考えられる。上記に示した標準的な値を用いるケース（以降、「標準ケース」と呼ぶ）と、保守的な値を用いるケース（以降、「保守設定ケース」と呼ぶ）のそれぞれについて燃焼パラメータの値を設定した。

標準ケースのパラメータのうち、PWR については、直接処分第 1 次取りまとめで設定した ORIGEN2.2 による燃焼計算における燃焼履歴を参考とし、BWR については、既往の文献（奥村ら, 2012）を参考に設定した。保守設定ケースのパラメータのうち、PWR については、既往の文献（Dehart, 1996 ; 泉ほか, 1993 ; Parks et al., 2000）を参考とし、BWR については、米国 NRC の文献（U. S. NRC, 2014）を参考に現実的な範囲でパラメータを設定した。なお、運転パターンについては、既往の文献（Parks et al., 2000）より、PWR と BWR のいずれの場合でも、不確かさを $0.2 \% \Delta k k^{-1}$ とした。

計算により評価した、燃焼履歴による中性子増倍率への影響を表 3.6-4 に示す。 Δk は、標準ケースによる中性子増倍率と保守設定ケースによる中性子増倍率の差を意味する。なお、燃焼履歴による影響は、各燃焼パラメータの中性子増倍率を足すことにより評価した。PWR の燃焼履歴による影響は、BWR と比較して大きくなる評価となった。また、燃焼パラメータごとの影響については、PWR は減速材温度、BWR はボイド率による影響が最大となる結果となった。

表 3.6-3 燃焼計算時の燃焼パラメータの設定

| 燃焼パラメータ | 標準ケース | 保守設定ケース |
|---------------------------|-------|----------------|
| PWR | | |
| 燃料温度 [K] | 969 | 1000 |
| 減速材温度 [K] | 574 | 598 |
| ホウ素濃度 [ppm] | 570 | 750 |
| 比出力 [MW t ⁻¹] | 38 | 60 |
| BWR | | |
| 燃料温度 [K] | 969 | 1100 |
| 比出力 [MW t ⁻¹] | 26 | 45 |
| ボイド率 [%] | 70 | 50-70-90-70-50 |

運転パターンは冷却期間なし、一定出力連続運転

表 3.6-4 燃焼履歴による中性子増倍率への影響

| 項目 | 中性子増倍率への影響[% $\Delta k k^{-1}$] | |
|--------|----------------------------------|-----|
| | PWR | BWR |
| 燃料温度 | 0.1 | 0.3 |
| 減速材温度 | 1.6 | - |
| ホウ素濃度 | 0.4 | - |
| 比出力 | 0.2 | 0.3 |
| ボイド率 | - | 1.2 |
| 運転パターン | 0.2 | |
| 合計 | 2.5 | 2.0 |

3) 燃焼度分布の考慮による中性子増倍率への影響

使用済燃料における燃焼度分布による影響では、軸方向および水平方向の燃焼度分布による影響を区別して評価した。軸方向燃焼度分布による影響については、諸外国の燃焼度分布の公開文献データを参考に設定し、燃焼計算コード SWAT3.1 より核種組成を計算し、臨界計算コード MVP-2.0 を用いて軸方向燃焼度分布による影響を評価した。なお、参考にした燃焼度分布は、PWR については米国エネルギー省 (DOE) の技術報告書 (CRWM, 1998) にて報告されている燃焼度分布を参考とし、BWR については OCRWM (OCRWM, 2004) にて報告されている燃焼度分布を参考に設定した。水平方向燃焼度分布については、燃焼度勾配に関する諸外国の公開文献データを参考に設定し、その勾配割合の燃焼度について SWAT3.1 より核種組成を計算し、MVP-2.0 を用いて水平方向燃焼度分布による影響を評価した。なお参考にした燃焼度勾配は、PWR および BWR ともに米国 DOE の技術報告書 (CRWM, 1998) を参考に、推奨値である平均燃焼度から $\pm 20\%$ の燃焼度勾配を設定した。

燃焼度分布の考慮による中性子増倍率への影響を表 3.6-5 に示す。PWR では、軸方向・水平方向ともに $1.0\% \Delta k k^{-1}$ 以上の影響があるのに対し、BWR では燃焼度分布の影響は殆どみられない結果となった。これは、PWR と違い BWR ではボイド率の影響により各燃焼度による核種組成の変化があまり得られなかったことから影響が小さかったものと考えられる。BWR

における軸方向・水平方向燃焼度分布による影響は、既往の文献 (Agrenius, 2010) では U-235 濃縮度 4.0 wt% の場合で、軸方向 $0.17 \% \Delta k k^{-1}$ 、水平方向 $0.1 \% \Delta k k^{-1}$ と報告されており、本検討と概ね一致する結果となった。

表 3.6-5 燃焼度分布による中性子増倍率への影響

| 項目 | 中性子増倍率への影響 [$\% \Delta k k^{-1}$] | |
|-----------|-------------------------------------|------|
| | PWR | BWR |
| 軸方向燃焼度分布 | 1.7 | 0.00 |
| 水平方向燃焼度分布 | 1.3 | 0.03 |
| 合計 | 3.0 | 0.03 |

4) 種々の要因における中性子増倍率への影響評価のまとめ

上記の 1)～3) で検討した PWR 燃料および BWR 燃料における種々の要因による中性子増倍率への影響を表 3.6-6 にまとめて示す。なお、これら影響の合計については、既往の文献 (Agrenius, 2010) を参考に、それぞれ因子が独立であり、かつ最も保守的な条件となる可能性があることを考慮して、単純総和によりそれぞれの中性子増倍率への影響を積算した。

PWR 燃料における同様の検討を行ったスウェーデンにおける直接処分の臨界安全評価 (Agrenius, 2010) では、燃焼度クレジットにアクチノイドおよび核分裂生成物を考慮した場合において、U-235 濃縮度 4.0 wt% のとき各影響の合計が $6.75 \% \Delta k k^{-1}$ と報告されている。また、同文献では BWR 燃料においても同様の検討を行っており、U-235 濃縮度 4.0 wt% のとき各影響の合計が $4.3 \% \Delta k k^{-1}$ と報告されている。燃料や処分容器などの設計条件や計算条件、影響項目の範囲などに相違はあるが、PWR 燃料および BWR 燃料ともに概ね一致する結果が得られていることから、本検討における影響評価の結果は概ね妥当であるものと考えられる。

本検討で提示した中性子増倍率への影響は、処分直後の状態、すなわち処分容器などのバリアシステムが健全性を保った状態において考慮する必要がある要因に着目した基礎となる影響である。この影響評価により、直接処分の臨界安全評価において燃焼度クレジットを適用した場合に適切な未臨界の安全裕度を設定することが可能となる。ただし、この影響評価は本検討で設定したレファレンスケースの条件でのみ適用可能である。また、長期の処分時間での崩壊により燃料組成が変化する影響や処分容器の変遷による腐食生成物の影響など、様々な角度から影響を検討し把握しておくことが重要である。さらに、BWR 燃料ではレファレンスとしてボイド率 70% としたが、これより低いボイド率では燃焼計算において燃料組成の差異が大きくなる可能性があるため、この影響についても確認しておく必要がある。

以上より、燃焼度クレジット適用時における種々の要因による中性子増倍率への影響について、レファレンスケースとして設定した PWR 燃料および BWR 燃料を対象に評価し、わが国の直接処分時における燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価において必要となる中性子増倍率への影響を評価することができた。なお、本検討の結果については、3.1.1 項の容器内部の臨界安全性評価のうち、燃料の多様性を考慮した最低燃焼度の導出において、未臨界判定基準値に対する不確実性を表す安全裕度の情報に反映した (3.1.1 項参照)。

表 3.6-6 種々のパラメータによる中性子増倍率の影響

| 項目 | 中性子増倍率への影響[% Δk k ⁻¹] | |
|----------|---|-----|
| | PWR | BWR |
| 核種組成不確かさ | 1.9 | 3.5 |
| 燃焼履歴 | 2.5 | 2.0 |
| 燃焼度分布 | 3.0 | 0.0 |
| 合計 | 7.4 | 5.5 |

(3) 未臨界判定基準値の設定に関する検討

使用済燃料の直接処分を対象とした臨界安全評価において、計算により体系が未臨界であると判定される中性子増倍率の基準値、すなわち未臨界判定基準値は、通常の核燃料施設や輸送容器などの臨界安全設計とは評価対象条件が異なることから、新たに未臨界判定基準値を検討する必要がある。また、この未臨界判定基準値は、臨界計算コードおよび断面積ライブラリの計算誤差や臨界計算に係る不確かさを考慮したうえで設定する必要がある。国内における核燃料取扱施設などの臨界安全設計においては、臨界安全ハンドブック（科学技術庁、1988）や、臨界安全ハンドブック第2版（日本原子力研究所、1999）を参考としている事例が多く、この考え方に従って未臨界判定基準値を設定することは合理的であると考えられる。図 3.6-2 に臨界安全ハンドブックの安全確保の考え方による中性子増倍率の関係を示す。ここで、未臨界判定基準値とは、図 3.6-2 の推定臨界下限増倍率 k_L に任意の安全裕度 Δk_s を見込んだ最大許容増倍率 k_a のことを指す。

本検討では、使用済燃料の直接処分を対象とした場合の未臨界判定基準値の設定に必要な推定臨界下限増倍率の評価などに関する検討を、我が国の臨界安全ハンドブックの安全確保の考え方に従って実施した（平成 26 年度 4.2.8 項(2)，平成 27 年度 3.2.3 項(2)，平成 28 年度 3.2.2 項(2)，平成 29 年度 3.2.2 項(2)）。

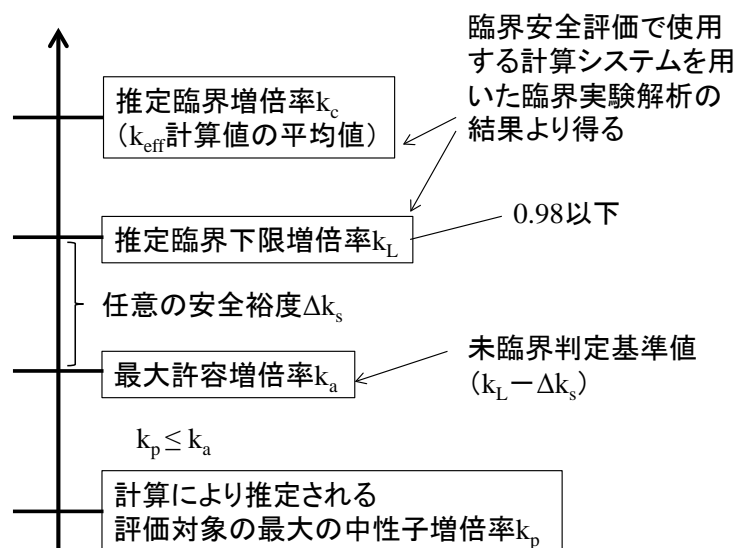


図 3.6-2 中性子増倍率の関係

1) 類似性の高い臨界実験データの抽出

臨界計算コードおよび断面積ライブラリによる計算の精度評価は、臨界実験の再現解析を行い、実験値と計算値との比較を行うことで実施される。このような精度評価の結果は、対象とする解析体系などによって変わりうるが、使用済燃料直接処分の人工バリアシステムを対象とする体系で臨界実験を行った事例は存在しない。したがって、評価対象である処分体系と、燃料の種類や減速条件、反射条件などが同等あるいは近いもので、結果として計算誤差が同じ傾向として現れる体系で行われた臨界実験のデータを用いて、精度評価を行うことが必要である。このように、対象とする体系との類似性を把握するための評価を類似性評価と呼ぶ。ORNL では、評価対象と臨界実験データとの類似性を定量的に評価する手法として、中性子増倍率に対する感度係数を通じて、2 つの体系間の不確かさの相関性を意味する相関係数 C_k を評価する手法が開発されている (Broadhead et al., 2004)。この相関係数 C_k は、SCALE コード (ORNL, 2011) の TSUNAMI-IP モジュールにより計算することが可能である。

本検討では、TSUNAMI-IP を使用して相関係数 C_k を計算し、処分体系と既往の臨界実験データとの類似性を評価することで計算コードの精度評価に適切な臨界実験データを抽出した。対象とする臨界実験ケースとして、既往の文献 (Scaglione et al., 2012) を参考に、臨界安全ベンチマーク実験データベース ICSBEP (OECD/NEA, 2013) より、MOX 燃料系臨界実験のうち 15 シリーズ 194 ケースを選択した。また、使用済燃料と処分容器の状態については、処分直後の幾何形状が維持されている状態 (以降、「健全状態」と呼ぶ) と、形状が維持されていない状態 (以降、「破損状態」と呼ぶ) の 2 つを想定した。後者については、3.1.1 項の図 3.3-1 で示した、鉄の腐食の進展・強度低下による破損に伴い、燃料が中央領域に集まる体系とした。反射体は鉄とした。

健全状態を想定した処分体系と破損状態を想定した処分体系のそれぞれでの相関係数の評価結果を図 3.6-3 にまとめて示す。ORNL (Scaglione et al., 2012) によると、相関係数が 0.8 以上であれば精度検証に使用することは相応に適切であり、それ以下の場合には不適切であるとしている。この手法に基づき類似性について評価した結果、健全状態を想定した処分体系の場合では、PWR 燃料では 155 ケース、BWR 燃料では 158 ケースの臨界実験ケースについて、相関係数が 0.8 以上となり、推定臨界下限増倍率の評価に使用する体系として適切であると判定された。

一方、破損状態を想定した処分体系との類似性については、対象とした臨界実験ケース全てにおいて 0.3 を下回り、不適切と判定される結果となった。この原因として、対象とした臨界実験では反射体が鉄ではないことが原因である可能性が考えられた。そこで、反射体が鉄である臨界実験として、STACY 更新炉 (Izawa et al., 2014) を対象とする類似性評価を行ったところ、0.9 以上の高い類似性を示した。STACY 更新炉は、まだ計画段階であり、現時点で精度評価はできないものの、将来的に STACY 更新炉にて鉄を構造模擬体とした実験が実施された場合、破損状態を想定した処分体系に対しても精度評価できる可能性が示唆された。

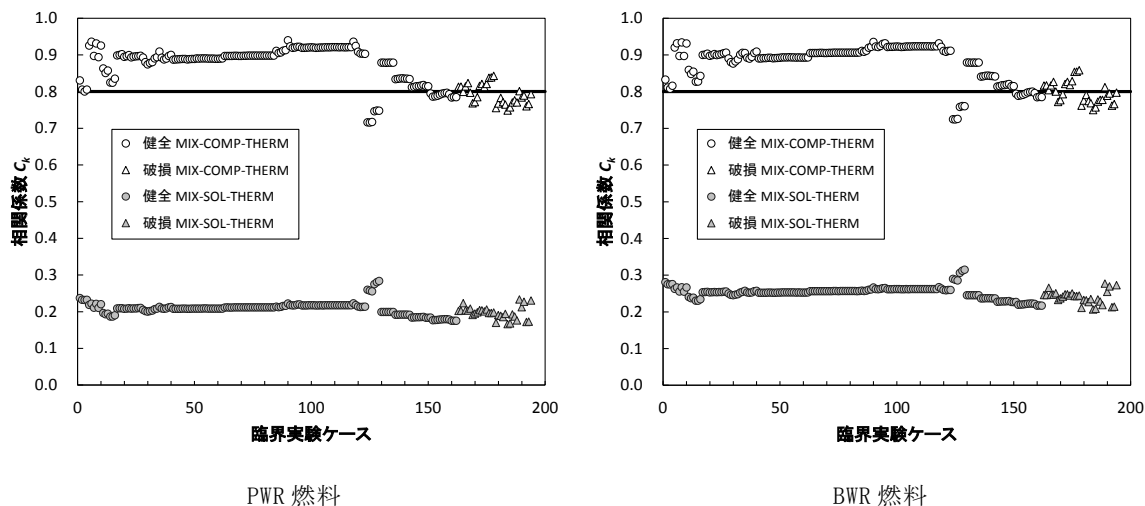
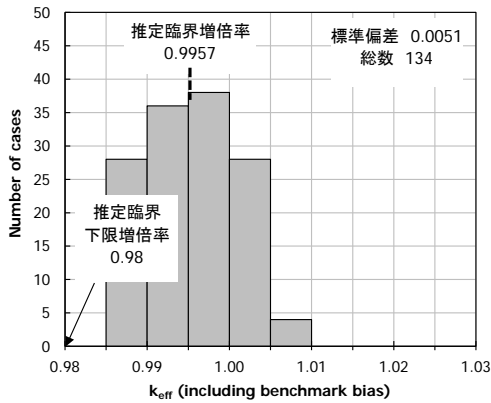


図 3.6-3 使用済燃料処分体系における相関係数の評価結果

2) 推定臨界下限増倍率の設定

前述の1)項で述べた臨界安全ハンドブックの考え方にに基づき、類似性評価により健全状態を想定した直接処分体系と類似性が高いとされた臨界実験データを使用して、図3.6-2に示した臨界安全評価で使用する計算システムを用いた臨界実験解析の結果、すなわち臨界計算コードの精度評価を行い、その結果を元に推定臨界下限増倍率の検討を行った。精度評価を行う臨界計算コードは MVP-2.0、断面積ライブラリには JENDL-4.0 を使用した。推定臨界下限増倍率の求め方については、臨界安全解析コードシステム JACS の計算誤差評価に関する報告書（奥野ほか，1987）に従った統計的手法を採用した。

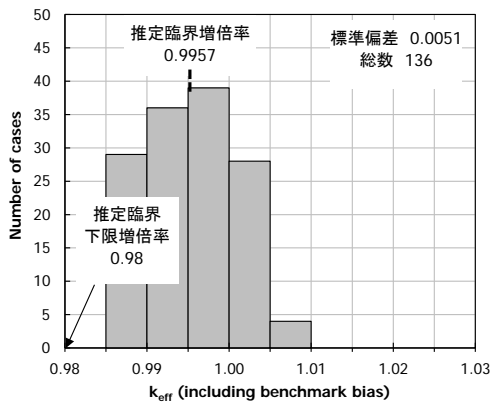
PWR 燃料および BWR 燃料を対象とした推定臨界下限増倍率の評価結果を図3.6-4 および図3.6-5 に示す。PWR と BWR 燃料のいずれの場合でも、全ての臨界実験の中性子増倍率が 0.98 を上回っており、推定臨界下限増倍率を 0.98 とすることが可能と考えられた。しかしながら、わが国において推定臨界下限増倍率として 0.98 を用いた例は、新燃料における燃料プールのみであり、使用済燃料における実績はない。このことから、将来的に直接処分において未臨界判定基準値を設定する際には、推定臨界下限増倍率 0.98 に安全裕度を考慮した最大許容増倍率を適用するか、通常の核燃料貯蔵施設などに用いられる最大許容増倍率である 0.95 を適用するかについて、その時点での計算コードの精度など技術レベルも勘案して検討する必要がある。なお、3.1.1 項の容器内部の臨界安全評価のうち、燃料の多様性を考慮した最低燃焼度の導出においては、上記の検討結果を踏まえて、未臨界の判定基準値として 0.95 と 0.98 の2種類を想定した（3.1.1 項参照）。



| | 値 |
|---------------|--------|
| 標本数 n | 134 |
| 平均 m | 0.9957 |
| 標準偏差 s | 0.0051 |
| パラメータ μ^* | 2.283 |
| $m - \mu s$ | 0.9841 |
| 推定臨界下限増倍率 | 0.98 |

* パラメータ μ : 非心 t 分布のパラメータ。臨界超過確率 2.5 %、信頼度 97.5 %として標本数 n より設定。

図 3.6-4 PWR 使用済燃料における推定臨界下限増倍率の評価結果



| | 値 |
|---------------|--------|
| 標本数 n | 136 |
| 平均 m | 0.9957 |
| 標準偏差 s | 0.0051 |
| パラメータ μ^* | 2.281 |
| $m - \mu s$ | 0.9841 |
| 推定臨界下限増倍率 | 0.98 |

* パラメータ μ : 非心 t 分布のパラメータ。臨界超過確率 2.5 %、信頼度 97.5 %として標本数 n より設定。

図 3.6-5 BWR 使用済燃料における推定臨界下限増倍率の評価結果

(4) 岩盤や緩衝材を構成する物質の反射体効果に関する検討

使用済燃料の直接処分を対象とした臨界安全評価においては、処分容器を覆う緩衝材や天然バリアとなる岩盤による中性子反射体効果が重要となる可能性が指摘されている（奥野ほか，2006；須山，2009）。このことから、緩衝材や岩盤の主成分である二酸化ケイ素（ SiO_2 ）が反射体となり得ることに着目し、その反射体効果について検討した。その結果、反射体厚さが十分に厚い場合では核燃料施設など通常の臨界安全評価で仮定されている水反射体よりも SiO_2 反射体が中性子増倍率を大きく評価することが確認された。このことから、使用済燃料の直接処分を対象とした臨界安全評価における SiO_2 反射体効果の臨界安全評価モデルへの適用について検討を実施した（平成 26 年度 4.2.8 項(3)，平成 27 年度 3.2.3 項(3)，平成 28 年度 3.2.2 項(3)，平成 29 年度，3.2.2 項(3)）。

1) 国際ベンチマークによる計算システムの妥当性確認

岩盤や緩衝材を主成分とする SiO_2 の反射体効果については、わが国で利用できるデータは存在しない。そこで、直接処分の臨界安全評価における SiO_2 反射体効果を検討する上での計

算システムの妥当性を確認するために、SiO₂反射対効果について異なる計算コードおよび核データでの計算値を比較することを国際ベンチマーク問題として OECD/NEA 原子力科学委員会臨界安全性ワーキングパーティーに提案し、了承を得て国際ベンチマークを実施した。国際ベンチマークで使用された計算コードは、MVP、SCALE、MCNP、MONK、MORET の 5 種類、核データライブラリは JENDL、ENDF、JEFF、CENDL の 4 種類である。国際ベンチマーク問題における 8 か国 10 機関によるベンチマーク計算の比較の結果、異なる計算コードおよび核データを用いた計算においてもよく一致する結果を得ることができたことから、直接処分の臨界安全評価における SiO₂ 反射体効果を検討する上での計算システムの妥当性が確認できた。

2) SiO₂ 反射体を使用した臨界実験における計算精度の確認

国際ベンチマークを通じて、様々な計算コードおよび核データライブラリの組み合わせにおいても SiO₂ 反射体効果の差異はないことが確認できたことから、SiO₂ または砂を用いた臨界実験を対象に解析することによって、SiO₂ 反射対効果における計算精度の妥当性について検討を実施した。対象とした臨界実験は、臨界安全ベンチマーク実験データベース ICSBEP (OECD/NEA, 2013) より、反射体に SiO₂ または砂を使用した臨界実験から 3 シリーズ 10 ケースを評価対象として選択した。これらの臨界実験ケースについて、臨界計算コード MVP-2.0 および核データライブラリ JENDL-4.0 を使用し臨界実験解析を行った。

表 3.6-7 に、SiO₂ 反射体を使用した臨界実験での中性子増倍率の実験値と解析値を示す。中性子増倍率の解析値と実験値の比較 (C/E) は 1 に近く、解析値は実験値とよく一致する結果となった。

これらの結果により、本検討で対象とした SiO₂ 反射体を使用した臨界実験をよく再現した計算結果を得ることができ、SiO₂ 反射体効果を伴う体系においても計算精度の妥当性を確認することができた。よって、直接処分の臨界安全評価に SiO₂ 反射体効果を適用した場合においても、使用する臨界計算コードにて適切に評価できることを示した。

表 3.6-7 SiO₂ 反射体を使用した臨界実験の中性子増倍率の解析結果

| Label ID | Experiment | | Calculation | | C/E |
|-----------|------------|-------------|---------------|---------------|--------------|
| | Keff | Uncertainty | Keff | %error (1σ) | |
| BFS-81/1 | 1.0002 | 0.0037 | 1.0146 | 0.0241 | 1.014 |
| BFS-81/1A | 1.0002 | 0.0032 | 1.0091 | 0.0251 | 1.009 |
| BFS-81/2 | 1.0005 | 0.0025 | 1.0111 | 0.0261 | 1.011 |
| BFS-81/3 | 1.0000 | 0.0025 | <u>1.0100</u> | <u>0.0195</u> | <u>1.010</u> |
| BFS-79/1 | 1.0007 | 0.0027 | <u>1.0061</u> | <u>0.0238</u> | <u>1.005</u> |
| BFS-79/2 | 1.0003 | 0.0028 | <u>1.0167</u> | <u>0.0231</u> | <u>1.016</u> |
| BFS-79/3 | 1.0012 | 0.0029 | <u>1.0157</u> | <u>0.0210</u> | <u>1.015</u> |
| BFS-79/4 | 1.0016 | 0.0030 | 1.0134 | 0.0240 | 1.012 |
| BFS-79/5 | 1.0005 | 0.0040 | 1.0046 | 0.0228 | 1.004 |
| ZPPR-20/E | 0.9127 | 0.0075 | 0.9283 | 0.0188 | 1.017 |

※斜字下線については文献値 (奥村ほか, 2011) を引用

3) 臨界実験との類似性の確認

SiO₂反射体効果については、前述の2)項にて直接処分の臨界安全評価に適用した場合での計算精度を確認することができた。そこで、前述の(3)項と同様に直接処分におけるSiO₂反射体効果を用いた直接処分体系においても類似する臨界実験データについて確認し、臨界安全評価モデルへの適用性について検討する必要がある。

類似性評価に選択する臨界実験については、反射体としてSiO₂または構成材料にSiO₂が多く含まれるコンクリートを用いた臨界実験データに着目し、その類似性について評価を実施した。対象とする体系は、国際ベンチマーク問題においてSiO₂反射体効果の影響により中性子増倍率が最も高く評価された厚さ120 cmのSiO₂反射体とした。その結果、30以上のICSBEPの臨界実験データにおいて0.8以上の、またコンクリート模擬体を使用したSTACY更新炉において0.9以上の高い相関係数を示した。このことから、類似性の高い臨界実験データを抽出することができたことにより、将来的に直接処分の臨界安全評価にSiO₂反射体効果を適用した場合においても、類似性が高いと判断された臨界実験データに対して臨界計算コードの精度評価を行うことにより、推定臨界下限増倍率の評価は可能であると考えられる。以上より、直接処分におけるSiO₂反射体効果については臨界安全評価モデルへ適用可能であることが示された。

(5) 中性子吸収材に関する検討

使用済燃料の直接処分を対象とした臨界安全評価の信頼性向上のためには、燃焼度クレジットの適用に伴う不確かさや未臨界を判定する基準値などを考慮する検討に加え、長期変遷などによる処分容器破損などにより未臨界性が担保できない可能性も想定する必要がある。そのための方策の一つとして、処分する燃料集合体の一部に中性子吸収材を使用することで未臨界性を担保することが検討されている (Ilgen et al., 2015)。使用済燃料の直接処分において中性子吸収材を考慮する場合、例えば案内管など燃料集合体の空隙に棒状の中性子吸収材を挿入することが想定されるが、検討されている処分容器設計において挿入できる量には上限があり、この制限内で未臨界を担保する必要がある。本検討では、PWR および BWR 燃料集合体の装荷本数を考慮した処分容器体系を対象に、保守的な処分容器の破損状態においても未臨界を担保できる中性子吸収材の最低必要量についての評価を実施した(平成26年度4.2.8項(4),平成27年度3.2.3項(4),平成28年度3.2.2項(4),平成29年度3.2.2項(4))。

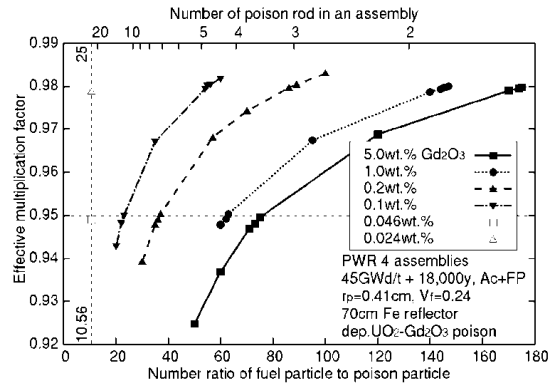
PWR 燃料については、対象とする処分容器は燃料集合体2体および4体収容を想定し、炉取出し後18,000年の燃料組成を使用して評価した。BWR 燃料については、対象とする処分容器は燃料集合体7体および12体収容を想定し、炉取出し後15,000年の燃料組成を使用して評価した。また、燃焼度クレジットを適用する際には、表3.6-1にU-233を含めた核種を設定した。計算コードはMVP-2.0、断面積ライブラリはJENDL-4.0を使用した。計算体系については、70 cmの鉄反射体で覆った球形体系とし、処分容器破損時に、使用済UO₂燃料粒子と水減速材が、最も臨界になりやすい「燃料」と「燃料+水」の体積割合「燃料/(燃料+水)」である最適減速条件(PWR燃料およびBWR燃料7体では0.24、BWR燃料12体では0.26)で再配置される仮想的な状態を想定した。中性子吸収材の組成については、濃縮度0.2 wt%のdep. UO₂(劣化ウラン)にGd₂O₃(ガドリニウム)を加えたものとし、体系の中性子増倍率+3σが

0.95 および 0.98 以下を担保できる中性子吸収材の最低必要量を検討した。

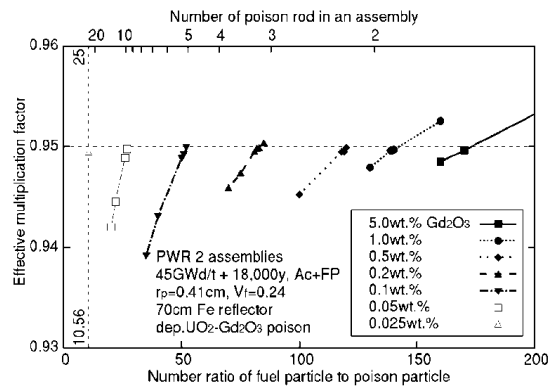
保守的な処分容器の破損状態において中性子吸収材を考慮した解析結果を図 3.6-6 に示す。PWR 燃料は制御棒案内管へ、BWR 燃料はウォーターチャンネルへの棒状中性子吸収材の挿入を想定した。例えば PWR 燃料 4 体の場合、燃料集合体 1 体あたり Gd_2O_3 濃度 0.1 wt% の棒状中性子吸収材 12 本を挿入することで中性子増倍率 0.95 以下の未臨界を担保することができる。また、BWR 燃料 7 体の場合、燃料集合体 1 体あたり Gd_2O_3 濃度 0.05 wt% の棒状中性子吸収材を 1.64 本挿入することで中性子増倍率 0.95 以下の未臨界を担保できる結果となった。

さらに、棒状中性子吸収材を PWR 燃料の全案内管 25 本、また BWR 燃料のウォーターロッドに挿入可能な 9 本を挿入した場合の中性子増倍率 0.95 以下の未臨界を担保できる Gd_2O_3 濃度を検討した。このとき、例えば PWR 燃料 4 体では Gd_2O_3 濃度 0.046 wt% 以上であれば、また BWR 燃料 7 体では Gd_2O_3 濃度 0.017 wt% 以上であれば、0.95 以下の未臨界を担保できる結果となった。ただし、留意点として、この中性子吸収材の必要量の評価結果は、本評価で検討した収容本数の処分容器設計でのみ有効であり、条件などが変更となる場合には再評価する必要がある。

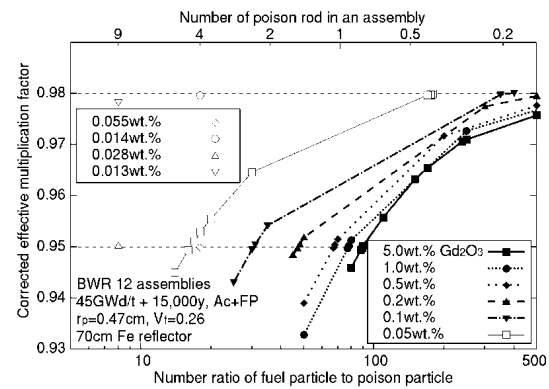
以上より、直接処分の臨界安全性について、燃料集合体に中性子吸収材を挿入しておくことで、処分容器の破損を想定しても未臨界を十分に担保できる可能性があると考えられた。



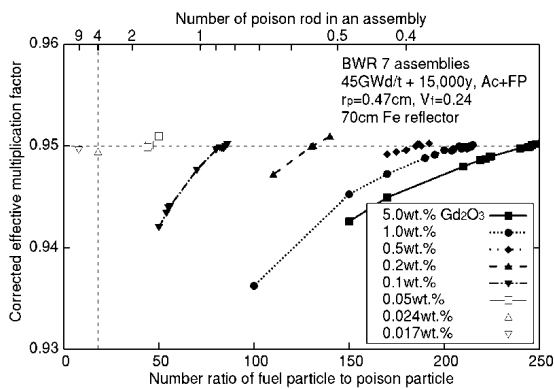
PWR 使用済燃料 4 体



PWR 使用済燃料 2 体



BWR 使用済燃料 12 体



BWR 使用済燃料 7 体

図 3.6-6 保守的な処分容器破損状態において中性子吸収材を考慮した場合の中性子増倍率

(6) 臨界発生時における処分システムへの影響評価の必要性の検討

使用済燃料の直接処分を対象とした臨界安全評価においては、処分場操業中および処分場閉鎖後にわたって臨界に至らないように処分容器や処分施設の設計を行う必要がある。処分場閉鎖後の臨界安全評価においては、超長期における燃料集合体、処分容器などの人工バリアの変遷挙動や自然事象などの偶発事象の発生などの不確実性が存在することから、米国や英国のようにこれらの複合的な因子による処分場閉鎖後の臨界事象の影響を評価する手法を採り入れている国もある(Hicks et al., 2015)。

本検討では、処分場閉鎖後の臨界事象の発生による処分システムへの影響評価を行うことが、わが国の直接処分を想定した時の臨界安全評価においても必要となるかどうかについての予察的な検討として、諸外国の評価事例の調査および偶発事象による臨界事象を想定した中性子増倍率の評価の試行を行った(平成 28 年度 3.2.2 項(5),平成 29 年度 3.2.2 項(5))。

1) 諸外国における評価事例の調査

諸外国における処分場閉鎖後の臨界事象の発生による処分システムへの影響の評価事例として、米国の直接処分時の臨界発生時挙動評価の事例(CRWMS, 1997)が参考になると考えられる。この事例は、処分場閉鎖後の臨界シナリオとして、処分容器内の構造物が破損し燃料集合体の配列や構造物由来の酸化鉄の分布が変化することによって臨界が発生するシナリオを想定している。評価においては、処分容器の破損を考慮した場合について中性子増倍率が最大となる破損状態を考慮し、時間的に変化するエネルギーによりその空間の発熱量などを解析する過渡計算には RELAP5/MOD3 コード(INEL, 1995)を使用して事象の進展を評価している。

この評価事例では、使用済燃料としては 15×15 型 PWR 燃料集合体を対象としており、処分容器は PWR 燃料集合体 21 体収容とし、これを健全状態としている。この健全状態に対し、最大の反応度となる破損状態を、20 m³ 年⁻¹の流速により地下水が浸入して処分容器内部が冠水しバスケットが腐食によって完全に崩落するとともに、ほう素が地下水に溶解することによって処分システムから除去され、燃料集合体およびバスケットの腐食により生じた酸化鉄が処分容器底部に蓄積している状態としている。最大反応度が投入されるタイムスケールは、反応度添加時間として 30 秒と 3,600 秒の 2 ケースを設定している。これらの反応度投入条件を元に過渡解析を実施しており、その結果、燃料棒温度は燃料熔融温度未満であり、処分容器内の圧力は隣接する処分容器に対して影響がない程度の増加に収まることが確認され、処分体系は未臨界状態に終息することが示されている。さらに、過渡計算結果から ORIGEN-S にてインベントリ計算を実施しており、最大反応度投入以降に核分裂で生成される FP などの放射性物質の増加量は無視できる程度であることも示されている。

これらの結果より、米国の評価事例では、処分場閉鎖後の処分容器内において臨界事象が仮に発生したとしても、処分場全体には影響を与えない局所的な事象に限定されており、隣接する処分容器への影響もないことから、処分システム性能に影響を及ぼすものではないとの判断が報告されている。

2) 臨界事象を想定した添加反応度および添加時間の検討

前述の米国の評価事例では、処分システムへの影響は及ぼさないと判断されているが、わが国と米国とは想定する処分システムや処分環境条件などの違いがあり、さらに臨界となった時に発生するエネルギーは、添加する反応度の大きさやその時間当たりの添加率に依存する。本検討では、わが国の処分システムを対象に仮に臨界事象が発生した場合での添加反応度および反応度添加時間について評価し、米国の評価事例と比較することでわが国における処分システム全体に影響を及ぼす可能性について検討を実施した。

添加反応度については、米国の影響評価事例 (CRWMS, 1997) の考え方を参考にした。添加反応度を求める際に必要となる反応度 $\Delta\rho$ は以下の式 3.6-1 より求められる。

$$\Delta\rho = \frac{1}{k_{eff-Base}} - \frac{1}{k_{eff-Change}} \dots\dots\dots \text{式 3.6-1}$$

このとき、 $k_{eff-Base}$ は臨界点の中性子増倍率を、 $k_{eff-Change}$ は処分容器の破損を考慮した場合の最大の中性子増倍率を指す。添加反応度 $\Delta\rho(\$)$ はこの反応度 $\Delta\rho$ と実効遅発中性子割合 β_{eff} との関係より式 3.6-2 で表される。

$$\Delta\rho(\$) = \frac{\Delta\rho}{\beta_{eff}} = \left(\frac{1}{0.95} - \frac{1}{1.0186} \right) \times \frac{1}{0.005} = 14.18\$ \dots\dots\dots \text{式 3.6-2}$$

ここで、米国の事例では臨界点の中性子増倍率 $k_{eff-Base}$ を 0.95 とし、処分容器の破損を考慮した場合の最大の中性子増倍率 $k_{eff-Change}$ を 1.0186 と設定している。そして、実効遅発中性子割合 β_{eff} を 0.005 とし、添加反応度 $\Delta\rho(\$)$ を 14.18 \$ と評価している。臨界事象として添加反応度を評価する場合、直接処分に適用できる臨界点、実効遅発中性子割合、臨界事象で最大となる中性子増倍率の設定が必要となる。まず、本評価で適用する臨界点は、核燃料貯蔵施設などで使用されている 0.95 または前述の(3)3)項で述べた推定臨界下限増倍率の 0.98 を設定した。実効遅発中性子割合については、使用済燃料の組成については米国の事例とわが国を対象とした場合とで大きな差はないと考えられ、実効遅発中性子割合は米国の事例と同じく 0.005 を設定した。また、処分容器の破損を考慮した場合の最大の中性子増倍率については、直接処分において仮に臨界事象が発生した場合の破損体系を図 3.6-7 のように想定した臨界計算で得られる中性子増倍率とした。なお、燃料は BWR 使用済燃料の炉取り出し後 11,000 年とし、処分容器は燃料集合体 10 体収容とした。腐食生成物は、H12 レポートより、処分環境を想定したマグネタイト (Fe_3O_4) とした。臨界計算コードは MVP-2.0、断面積ライブラリには JENDL-4.0 を使用した。これら条件で中性子増倍率を評価した結果、臨界事象で最大となる中性子増倍率を 1.0024 と設定した。

これらの設定値を用いて、式(3.6-1)に基づいて臨界発生時の添加反応度の評価を行った結果、臨界点を 0.95 とした場合は 11.02 \$、0.98 の場合は 4.57 \$ と評価された。米国の影響評価事例では 14.18 \$ と評価されており、臨界発生時に想定される添加反応度は米国に比べ低いことがわかる。

反応度添加時間については、米国の事例では腐食による酸化鉄粒子が処分容器の底部まで落下する終端速度を計算して評価しており、その速度は腐食生成物の粒子サイズに依存する。この粒子サイズは、腐食生成物の平均的な値で設定しており、わが国を対象とした場合でも

粒子サイズは大きく異なることはないと考えられることから、反応度添加時間は 30 秒および 3,600 秒とした。反応度添加時間を米国の事例と同値を設定することから、臨界となった時に発生するエネルギーの米国の事例との違いは、添加反応度の違いのみに依存することになる。本検討で想定したわが国を対象とした場合の添加反応度(臨界点を 0.95 とした場合 11.02 \$、0.98 の場合 4.57 \$) は米国の評価事例 (14.18 \$) より低いことから、処分システム全体に影響を及ぼす可能性は小さいものと考えられる。

以上より、処分システムや処分環境条件は米国と異なることから、直接処分における処分システム設計が整い次第、想定される臨界発生時のエネルギーが設計以上の事態となるかについて議論をする余地はあるが、本検討では直接処分システムにおいて仮に臨界が発生しても、処分システム全体に影響を及ぼす可能性は小さいことを示唆した。

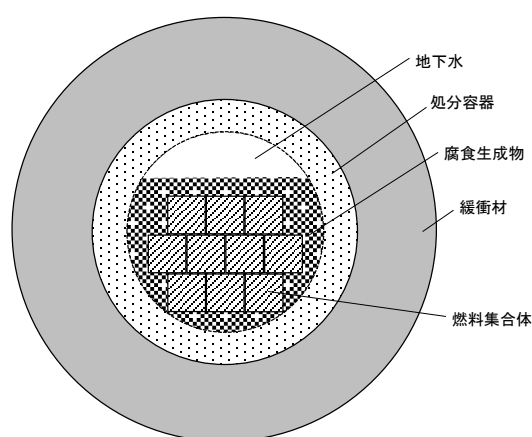


図 3.6-7 臨界事象が発生した場合を想定した破損体系

(7) まとめと今後の課題

3.1.1 項で示したような処分容器内部における臨界安全性評価の不確実性の低減と処分後の未臨界性の確実な維持に向けた検討を行い、以下の成果を得ることができた。

- 燃焼クレジット適用における種々の要因による中性子増倍率への影響に関する検討では、バリアシステムの健全状態において考慮する必要がある基礎的な要因について、核種組成の不確かさや燃焼履歴、燃焼度分布による中性子増倍率への影響について評価を行った。その結果、直接処分時の臨界安全評価において燃焼度クレジットを適用した場合に安全裕度として必要となる中性子増倍率への影響を評価することができた。
- 未臨界判定基準値の設定に関する検討では、未臨界判定基準値の設定に必要となる推定臨界下限増倍率について、PWR および BWR 使用済燃料ともに 130 以上の臨界実験を標本とした信頼性の高い推定臨界下限増倍率を評価することができた。
- 岩盤や緩衝材を構成する SiO₂ の反射体効果に関する検討では、臨界計算コードおよび核データライブラリにより適切な計算ができることが確認でき、類似性の高い臨界実験データも確保できることから、使用済燃料の直接処分における SiO₂ 反射体効果について臨界安全評価モデルへ適用可能であることが示された。
- 中性子吸収材の検討では、中性子吸収材を挿入しておくことで、処分容器の破損を想定しても未臨界を十分に担保できる可能性を示した。

- 臨界発生時における処分システムへの影響評価の必要性の検討では、米国の評価事例と比較し、わが国で想定する直接処分システムにおいて仮に臨界が発生すると仮定しても、処分システム全体に影響を及ぼす可能性は小さいことを示唆した。

また、今後の課題および留意点については、以下があげられる。

- これまでに検討できた燃焼クレジット適用における種々の要因による中性子増倍率への影響の知見は、本検討で対象とした条件のみに適用可能であり、条件などが変更となる場合には再評価する必要がある。
- 中性子吸収材の必要量についても、本検討は PWR 燃料では 2 体または 4 体収容、BWR 燃料では 7 体または 12 体収容の処分容器設計でのみ有効であり、条件などが変更となる場合には再評価する必要がある。
- 将来的に直接処分において未臨界判定基準値を設定する際には、本検討で得られた推定臨界下限増倍率 0.98 に安全裕度を考慮した最大許容増倍率を適用するか、通常の核燃料貯蔵施設などに用いられる最大許容増倍率 0.95 を適用するかについて、その時点での計算コードの精度など技術レベルも勘案して検討する必要がある。
- 燃料および処分容器の配置について過度に保守的とならない材料配置を想定した臨界安全評価を行うための技術の構築を進めることが必要である。

【参考文献】

- Agrenius, L. (2010): Criticality safety calculations of disposal canisters, SKB Public Report 1193244.
- Broadhead, B.L., Rearden, B.T., Hopper, C.M., Wagschal, J.J., Parks, C.V. (2004): Sensitivity- and Uncertainty-Based Criticality Safety Validation Techniques, Nucl. Sci. Eng. 146, 340-366.
- CRWMS M&O (1997): Criticality Consequence Analysis Involving Intact PWR SNF in a Degraded 21 PWR Assembly Waste Package, BBA000000-01717-0200-00057 REV00.
- DeHart, M.D. (1996): Sensitivity and Parametric Evaluations of Significant Aspects of Burnup Credit for PWR Spent Fuel Packages, ORNL/TM-12973.
- Department of Defense (2005): Unified Facilities Criteria (UFC), Security engineering: entry control facilities/access control points, UFC 4-022-01.
- Department of Defense (2010): Unified Facilities Criteria (UFC), Selection and application of vehicle barriers, UFC 4-022-02 (Change 1).
- Department of Defense (2013a): Unified Facilities Criteria (UFC), DoD minimum antiterrorism standards for buildings, UFC 4-010-01 (Change 1).
- Department of Defense (2013b): Unified Facilities Criteria (UFC), Security fences and gates, UFC 4-022-03.
- 土木学会 (2006): 2006年制定 トンネル標準示方書 山岳工法・同解説, 2006年7月.
- 岩盤削孔技術協会 (2015): 大口径岩盤削孔工法・施工機械技術資料 (第7版), 平成27年3月.
- Gauld, I.C. (2001): Strategies for Application of Isotopic Uncertainties in Burnup Credit, NUREG/CR-6811 and ORNL/TM-2001/257.
- 原環機構 (原子力発電環境整備機構) (2011): 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年9月.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2010): 平成21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 (第1分冊) 遠隔操作技術高度化開発 (1/2).
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2016): 平成27年度 地層処分システム工学確証技術開発 報告書 (第1分冊) -人工バリア品質/健全性評価手法の構築- オーバーパック.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2012): 平成24年度先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書.
- 原子力機構 (日本原子力研究開発機構) (2015): わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価 - 直接処分第1次取りまとめ -, JAEA-Research 2015-016.
- Hicks, T., Baldwin, T. and Winsley, R. (2015): Analysis of The Likelihood of Post-Closure Criticality in a Geological Disposal Facility, International Conference on Nuclear Criticality Safety, ICNC2015, Charlotte, NC, USA,

- Sep. 13-17 2015.
- IAEA (2003): POLICY PAPER 15: SAFEGUARDS FOR FINAL DISPOSAL OF SPENT FUEL IN GEOLOGICAL REPOSITORIES (SMR 2.15).
- IAEA (2009): Development, Use and Maintenance of the Design Basis Threat, IAEA Nuclear Security Series No.10.
- IAEA (2010): Model Integrated Safeguards Approach for a Spent Fuel Encapsulation Plant (SG-PR-1305).
- IAEA (2011a): Model Integrated Safeguards Approach for a Geological Repository (SG-PR-1306).
- IAEA (2011b): IAEA Nuclear Security Series No.13, Nuclear Security Recommendations on Physical Protection of Nuclear Material and Nuclear Facilities (INFCIRC/225/Revision 5).
- IAEA (2017): Technologies Potentially Useful for Safeguarding Geological Repositories (STR-384).
- Idaho National Engineering Laboratory (1995): RELAP5/MOD3 Code Manual, NUREG/CR-5535, INEL-95/0174.
- Ilgen, A., Bryan, C. and Hardin, E. (2015): Draft Geologic Disposal Requirements Basis for STAD Specification, Sandia National Laboratories, FCRD-NFST-2013-000723, SAND2015-2175R.
- Izawa, K., Tonoike, K., Sono, H., Miyoshi, Y. (2014): CRITICAL EXPERIMENTS FOR FUEL DEBRIS USING MODIFIED STACY, PHYSOR 2014 proceedings, JAEA-CONF-2014-003.
- 泉文男, 堀上邦彦, 小林健介, 生田目健(1993): “日本における原子力発電プラントに関するデータリスト (PWR 編)”, JAERI-M 92-204.
- 科学技術庁原子力安全局核燃料規制課(1988): 臨界安全ハンドブック, につかん書房.
- Nagaya, Y., Okumura, K., Mori, T., Nakagawa, M. (2005): MVP/GMVP II : General Purpose Monte Carlo Codes for Neutron and Photon Transport Calculations based on Continuous Energy and Multigroup Methods, JAERI 1348.
- 日本原子力学会(2010): “使用済燃料中間貯蔵施設用金属キャスクの安全設計及び検査基準: 2010”, AESJ-SC-F002:2010.
- 日本原子力研究所(1999): 臨界安全ハンドブック第2版, JAERI 1340.
- 日本原子力研究所(2001): 燃焼度クレジット導入ガイド原案, JAERI-Tech 2001-055.
- Oak Ridge National Laboratory(2011): Scale: A Comprehensive Modeling and Simulation Suite for Nuclear Safety Analysis and Design, ORNL/TM-2005/39, Version 6.1.
- OCRWM (Office of Civilian Radioactive Waste Management) (2004): BWR Axial Profile, CAL-DSU-NU-000005, REV. 00A.
- OECD/NEA Nuclear Science Committee (2013): International Handbook of Evaluated Criticality Safety Benchmark Experiments, NEA-1486/12.
- Office of Civilian Radioactive Waste Management, U. S. Department of Energy(1998):

- Topical Report on Actinide-Only Burnup Credit for PWR Spent Nuclear Fuel Packages, DOE/RW-0472.
- 奥村啓介, 長屋康展(2011): JENDL-4.0に基づく連続エネルギーモンテカルロコード MVP 用の中性子断面積ライブラリーの作成と ICSBEP ハンドブックの臨界性ベンチマーク解析への適用, JAEA-Data/Code 2011-010.
- 奥村啓介, 杉野和輝, 小嶋健介, 神智之, 岡本力, 片倉純一(2012): JENDL-4.0に基づく ORIGEN2 用断面積ライブラリセット: ORLIBJ40, JAEA-Data/Code 2012-032.
- 奥野浩, 内藤倅孝(1987): 臨界安全解析コードシステム JACS の計算誤差評価, JAERI-M 87-057.
- 奥野浩, 佐藤庄平, 川崎弘光(2006): 二酸化珪素または水を減速材とした臨界及び未臨界アクチニド濃度の計算, 2006年原子力学会秋の大会.
- 大久保誠介, 金豊年(1993): 非線形粘弾性モデルによる円形坑道周辺岩盤の挙動のシミュレーション, 資源と素材, Vol.109, pp.209-214.
- 大久保誠介, 西松裕一, 緒方義弘(1987): 非線形粘弾性モデルによる坑道変形のシミュレーション, 日本鉱業会, Vol.103, pp.293-296.
- Parks, C. V., DeHart, M. D., Wagner, J. C. (2000): Review and Prioritization of Technical Issues Related to Burnup Credit for LWR Fuel, NUREG/CR-6665 and ORNL/TM-1999/303.
- Roscoe, K. H. and Burland, J. B. (1968): On the Generalized Stress-Strain behavior of 'Wet' clay, Engineering Plasticity, Cambridge University Press, pp.535-609.
- Scaglione J.M., Mueller, D.E., Wagner, J.C., Marshall, W.J. (2012): An Approach for Validating Actinide and Fission Product Burnup Credit Criticality Safety Analyses - Criticality (keff) Predictions, NUREG/CR-7109 and ORNL/TM-2011/514.
- Schofield and Wroth. (1968): Critical state soilmechanics, McGraw-Hill, London.
- SKB (2006): Piping and erosion in buffer and backfill materials Current knowledge, Lennart Börgesson, Torbjörn Sandén, Clay Technology AB R-06-80, September 2006.
- SKB (2008): Buffer protection in the installation phase R-08-137, December 2008.
- SKB (2012): KBS-3H Complementary studies, 2008-2010, SKB TR-12-01, 58p.
- 須山賢也(2009): 臨界安全からみた核データに対する要求, 核データニュース, No.92.
- 須山賢也, 望月弘樹, 高田友幸, 龍福進, 奥野浩, 村崎穰, 大久保清志(2009): 連続エネルギーモンテカルロコード MVP 及び MCNP を使用する統合化燃焼計算コードシステム-SWAT3.1, JAEA-Data/Code 2009-002.
- U. S. Nuclear Regulatory Commission (2014): Technical Basis for Peak Reactivity Burnup Credit for BWR Spent Nuclear Fuel in Storage and Transportation Systems, NUREG/CR-7194 ORNL/TM-2014/240.
- 山本健土, 秋江拓志, 須山賢也, 細山田龍二 (2015): 使用済燃料直接処分の臨界安全評価—燃焼度クレジット評価のためのデータの整備— (受託研究), JAEA-Technology 2015-019.

第 4 章

直接処分施設の設計支援システムの構築

4. 直接処分施設の設計支援システムの構築

(1) 背景と目的

地層処分事業は、百年程度の長期にわたる事業であり、数世代の技術者が関わる事業である。この事業に係る内容は事業の開始から終了まで密接に関連しているため、事業に携わる技術者はそれまでの期間において蓄積された技術情報に容易にアクセスできることが必要である。このためには、事業開始時点からの技術情報を確実に管理し、使いやすい形で次世代に継承していくことが重要である。これに対応する工学技術のための知識化ツールとして、「地層処分エンジニアリング総合支援システム (integrated System for Repository Engineering、以下「iSRE」という)」の開発を計画した。

iSRE が目指すところは、地層処分事業期間における調査・建設・操業・閉鎖の各プロセスでの設計・施工・維持管理といった工学技術に関わる情報が管理・継承されること、蓄積・統合された情報を用いて繰り返し行われる設計・施工管理が整合性を持って合理的に行われること、そして事業期間において膨大な量に増加する処分場の設計に係るすべての情報が管理・運用されること、である。

本事業においては、iSRE の基本概念を明らかにし、それを具現化するためのシステムの要件から情報の運用・管理に必要な機能 (iSRE 機能) を提示し、初期モデルの開発を目標として設計、試作を行った。試作については、iSRE の開発目標に沿ったものになっているかの確認、および実用化に向けての課題の抽出を目的としたプロトタイプを構築し、実運用を模擬したシナリオに沿った試運用により確認した。また、試運用での確認により課題として挙げられた事項を、今後開発を進めていくべき方向性として示した。

(2)以降で、iSRE が目指す開発目標を「(2) 設計支援システムの基本構成」で、知識化ツールとして iSRE が具備すべき機能の設計、試作を「(3) iSRE の IF と DB の設計および試作」で、プロトタイプを使用した iSRE 機能の確認を「(4) iSRE 機能の確認」で、試運用により抽出された課題に対する機能拡張などの対応を「(5) 試運用により抽出された課題への対応」で、それらのまとめを「(6) まとめと今後の課題」に示す。

(2) 設計支援システムの基本構成

使用済燃料の直接処分では、ガラス固化体の処分の場合と比較すると設計検討の内容は多様となる。たとえば、ガラス固化体の処分の場合には廃棄体 (ガラス固化体) の仕様が予め定められているが、使用済燃料の直接処分では廃棄体 (使用済燃料+処分容器) の仕様そのものが設計対象となる。具体的には、廃棄体に収容する燃料集合体の種類 (PWR、BWR など) や各燃料集合体の仕様 (燃料ピンの数、燃焼度、発熱量など)、その収容体数の組合せなどが廃棄体の仕様を決める際のパラメータとなり、これらを考慮した複数の設計ケースを扱うこととなる。このため、取り扱う多くの設計ケースに対して、個別に解析条件、解析に使用した計算コード、解析結果などの情報を適切に管理しておくことが重要となる。

また、使用済燃料を封入する廃棄体がガラス固化体よりも長尺で重いことなどから、地下施設の設定においては、廃棄体の取り回しなどが無理なくできることなどを確認できるように、坑道の設計と搬送・定置設備の設計などは相互に参照しながら設計を行えることが重要となる。設計の相互参照という意味では、個別の設計で共通に使用されるデータについては、

更新情報も含めて参照できることや、三次元モデル上で複数の設計対象物間での情報の整合や物理的な取り合いなどを確認できることなどが求められる。

このような観点から、使用済燃料の直接処分事業における処分場の設計においては、設計に係る情報の管理がより重要になり、本事業で開発した iSRE のような設計支援システムが、その役割を果たすと考えられる。

ところで、情報の管理という機能は、情報の開示・閲覧を可能とするものであり、設計や施工の透明性、追跡性の確保につながる。また、整合する設計の実施では三次元モデルによる確認が行われるが、それらは設計に携わる者に限らず第三者に対しても処分場の構造のイメージの具体化を容易にさせる。これらの情報は、ステークホルダの処分事業に対する理解促進にも役立つこととなる。このような iSRE が果たし得る役割は、使用済燃料の直接処分事業に留まらず、ガラス固化体を対象とする高レベルさらには中低レベルの放射性廃棄物の処分事業にも適用が期待できる。

1) システムの開発目標

iSRE システムの開発で目指す項目を、以下に示す。

- ・ 処分場の工学技術に関する知識化ツールとして、知識情報の管理・継承を行う。
- ・ 調査・建設・操業・閉鎖の各プロセスでの設計・施工・維持管理に関わる情報の管理を支援する。
- ・ 設計に用いるデータを共有し、一元的に管理することで、処分容器、緩衝材、搬送・定置設備、地下施設および地上施設の統合的な設計を支援する。
- ・ 事業期間における情報の増大、技術の進歩に応じて繰り返し行われる設計を支援する。
- ・ 建設時・操業時・閉鎖時における建設機械や搬送・定置設備などの動作を設計条件に対してシミュレーションし、安全な現場作業計画の立案を支援する。
- ・ ステークホルダの地層処分の理解促進を支援する。

初めの 5 項目は、技術的な観点から地層処分事業を支援するものである。最後のステークホルダの地層処分の理解促進の支援は、地層処分事業の社会受容性という観点で重要である。

上記項目をシステムとして具現化するための情報の運用・管理には、以下の項目の実現が必要であると考えられる。

- ・ 多様な設計情報の一元化
- ・ 整然かつ効率的な情報の登録
- ・ 必要な情報の確実な利用
- ・ 更新内容などの追跡
- ・ システムの陳腐化の排除

ここで、多様な設計情報の一元化に関して、参考とした IT 技術について述べる。設計情報を一元化するという事は、さまざまな設計行為において共通する物は同じデータを用いることであり、統合的な設計と直結する。このような技術として、三次元データなどの設計情報を一元的に管理する CIM (Construction Information Modeling あるいは Management) 技術がある。この CIM 技術は、情報管理のみならず、設計対象物を三次元モデルによりシミュレーションすることにも対応することから、施工前の段階で設計の整合性や施工後のイメー

ジの確認、これらの情報の関係者間での共有を可能とする。このように、CIM 技術は、iSRE 構築にあたり参考となるところが多い。また、運用面において CIM 技術ではデータ登録のルール作りなどにあたる専門のチーム (CIM マネージャ) を配置することの重要性を述べており、iSRE の運用においても CIM マネージャに相当する専門チーム (地層処分支援チーム) の設置を念頭においた (平成 26 年度 pp. 4-9~4-10)。

情報の登録、情報の利用、更新内容などの追跡に関しては、扱う情報が適切に管理されていることが重要である。そのためには、情報の利用方法に合致した情報の格納場所が必要となる。iSRE では、この情報の格納場所として、データベース (以下、「DB」という) を整備する。iSRE で扱うこととなる情報は様々であることから、扱う情報の特徴を整理し、適切な機能を持った DB を整備する。

システムの陳腐化の排除に関しては、iSRE のようなシステムを事業期間にわたって利用する間での技術革新により設計に用いる解析コードなどが最新のものに置き換わっていくことに対応することが求められる。このため、iSRE の設計の考え方として、解析コードなどをシステムに直接的に組み込むことはせず、常に最新の解析コードを扱えるように対応する方法として、iSRE に解析コードなどの外部システムとの連携を可能とするインターフェース (以下、「IF」という) を整備することとした。これにより、解析コードなどの技術革新時には、それに対応する IF のみを更新・整備することで、最新の機能を備えた設計支援システムとして iSRE を運用することが可能となる。

2) システムの概念

システムの開発目標で示した内容を具現化するシステムの概念を構築した。iSRE に具備すべき根幹となる機能は、外部システムとの連携を可能とする IF 機能、情報の格納場所となる DB 機能、および情報を視覚的に表現するビューワ機能である。iSRE の概念図を図 4-1 に示す。

iSRE では、外部システムとの適切な連携機能を持つことをシステムの要件とした。これを実現する IF 機能により連携する外部システムについて示す。対象とする外部システムとしては、概念図の中心に位置する iSRE の右側に示した外部システム (解析システム、DB、モニタリング・データ計測) と、左側に示した、地層処分事業を推進する上で重要な役割を果たす知識化ツールとしてのシステムがある。前者は、処分場の設計においてそれぞれが持つ情報を参照あるいは具体的に使用するなどの利用が考えられるものである。後者は、処分場の設計や安全評価のための地質環境情報を扱う地質環境調査評価 (ISIS など) (原子力機構, 2013a)、地層処分場に対して安全評価を行うための性能評価 (e-PAR など) (原子力機構, 2013b)、地層処分に関する判断情報を扱う知識マネジメントシステム (JAEA KMS など) (原子力機構, 2010) の各知識化ツールである。ここで、括弧内に示したシステム名は、既に整備されているものである。iSRE は、このような処分場の設計に係る様々な知識化ツールや外部解析システムなどとの連携を可能とすることとした。

システムの陳腐化の排除でも示したように、iSRE では、そのシステムに実際の設計を行うための解析コードなどは組み込まない。図 4-1 中の iSRE の下側の「処分場の設計」に示したように、実際の設計は iSRE の外で設計の内容に応じたその時の適切な解析コードにより行う

ことをシステムの要件とした。設計は、対象となる物によって個別に行われることが多い。しかしながら、処分場の設計という意味では、それぞれの設計が整合するものでなければならない。ここで考慮すべきことは、多様な設計情報の一元化である。これが正しく機能することで、個別に行われた設計間の齟齬を解消できると考えた。これを実現する物として、三次元の形状情報とともに属性を受け渡すことが可能な国際標準のファイル形式である IFC (Industry Foundation Classes) フォーマットがある。地層処分場に適用可能な坑道を扱う IFC フォーマットは、現在開発段階であるため、現段階での iSRE の開発ではその実装までは至らないが、将来的に坑道を扱う IFC フォーマットの適用を見据えた開発を行うこととした。具体的には、データが保持すべき属性の内容、その供与方法について示すこととした。

iSRE では、処分場の設計で扱う情報の種類に応じ適切に分類可能な格納場所を設けることをシステムの要件とした。これを実現する機能である DB として、これまでの処分場の設計事例 (核燃料サイクル開発機構, 1999) を参照し、また、地下研の建設やトンネルなどの土木工事の実績を参考に、統合 DB、地形・地質 DB、設計 DB、図面管理 DB、積算 DB、維持管理・補修履歴 DB を整備することとした。

図面管理 DB は三次元モデルを管理する DB であるが、iSRE では、登録された三次元モデルを図面管理 DB において参照する際、iSRE では、設計に用いるデータを一元化し、動作のシミュレーションを可能とすることをシステムの要件とした。これを実現する機能として、三次元モデルをデスクトップに表示する機能であるビューワ機能を整備した。参照した三次元モデルを直感的に捉えられるように、表示させる項目の選定、表示項目を表示する領域の割り付け、表示項目で表示させる具体的な内容などについて検討を行った。たとえば、坑道を構成する部材は、それぞれの部材が属性情報を持つこととなるため、部材そのものの表示、その属性情報の表示の方法が、iSRE の操作性に直接影響することとなる。

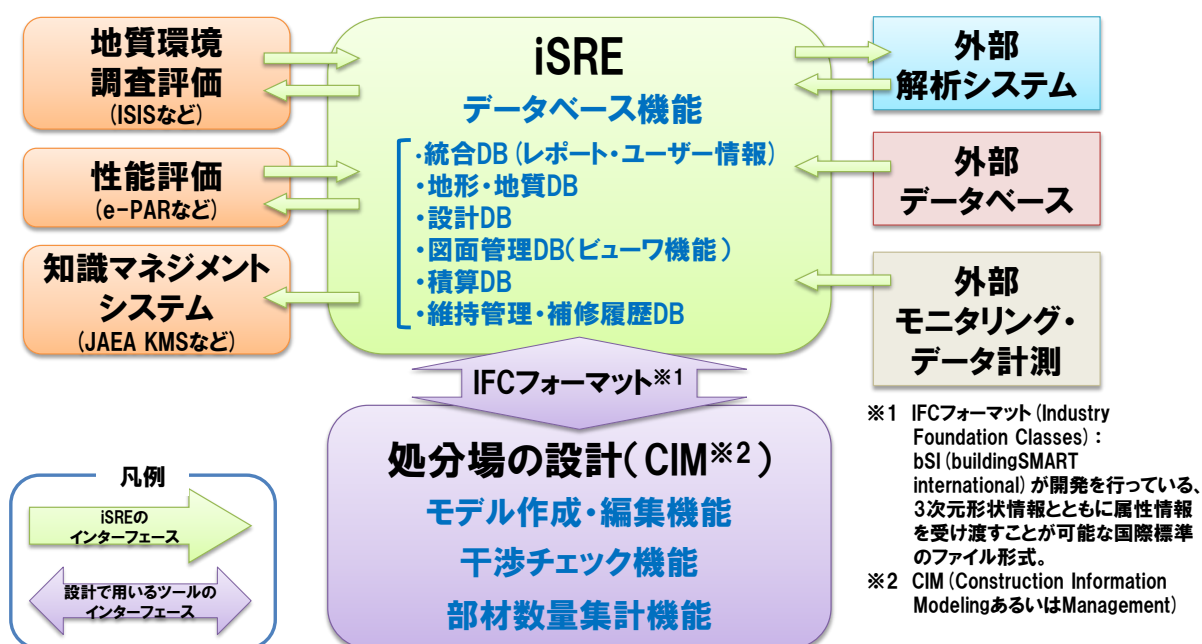


図 4-1 地層処分エンジニアリング統合支援システム (iSRE) の概念図

iSRE の概念を具現化するための機能の概要を表 4-1 に示す。機能は、上述したシステムの要件に基づき、文書管理、モデル管理、地形・地質、モニタリング、維持管理、設定、イベントの 7 項目に区分し、各機能に関連する DB が iSRE 内に構築される。

表 4-1 iSRE の機能の概要

| 機能 | 概要 | |
|--------|---|---|
| 文書管理 | 各種のドキュメントを管理する機能群。 | |
| | レポート | 事業申請などの正式な申請書類、各種調査や研究開発の取りまとめレポート類、ならびにその他の種別を指定しない文書を管理する機能。 |
| | 設計のストーリーボード | 処分場の設計条件を導くための、人工バリアや処分場の長期的な状態の変化をベースとして、設計にて考慮すべき状態を整理した設計のストーリーボードを管理する機能。 |
| | 設計条件 | 設計作業を行うにあたっての前提となる条件を管理する機能。 |
| | 設計根拠 | 設計や解析成果の根拠資料として作成されたデータなどを管理する機能。 |
| | 性能評価 | 核種移行解析の解析・評価ケースと統合モデルを関連付けて管理する機能。解析・評価ケースは電子性能評価レポート(e-PAR)の情報を参照する機能。 |
| 議事録 | 各種会議体の議事録を管理する機能。 | |
| 設定 | ユーザー管理 | iSRE システムを利用する際の基礎となる各種マスターデータの設定や、ユーザー情報の設定（ユーザーのログイン情報、権限情報など）を管理する機能。 |
| モデル管理 | 構造物、設備、人工バリア、処分容器の設計および建設を効率的に行うことを支援する機能群。 | |
| | 図面データ | 構造物、設備、人工バリア、処分容器の設計/建設図面データを管理する機能。 |
| | 解析データ | 空洞安定性解析、浸透流解析などの解析ソフトウェアで行ったシミュレーションのデータを管理する機能。 |
| | 積算 | 積算単価および積算結果を管理する機能。 |
| 地形・地質 | 外部 DB | 緩衝材 DB、グラウト DB などの外部データベースシステムの情報へのアクセス窓口を提供する機能。 |
| | 地形・地質に関する各種情報を管理する機能群。 | |
| 地形・地質 | 地質環境モデル | 次世代型サイト特性調査情報統合システム (ISIS) のドキュメント管理情報の参照および取得をする機能。 |
| | 地形・地質データ | 処分場建設地の地形・地質・岩盤の調査結果を管理する機能。 |
| モニタリング | モニタリングデータ | 「建設・操業時の作業安全性の確認」および「処分場の閉鎖時の安全評価」を行うために、各種のモニタリングデータを管理する機能。 |
| 維持管理 | 建設後の施設維持管理に関する情報を管理する機能群。 | |
| | 点検 | 地上施設、地下施設、坑道などの、定期、緊急の点検記録を管理する機能。 |
| | メンテナンス | 日常的な施設のメンテナンスに関する記録を管理する機能。 |
| イベント | イベント管理 | 事業の各段階のイベント（審査・確認など）に関連するモデルやドキュメントを管理する機能。iSRE の DB 機能を横断したデータ検索に活用する。 |

(3) iSRE の IF と DB の設計および試作

iSRE の機能を実現するため、システムの概念に示した IF と DB の設計および試作を行った。iSRE では、表 4-1 に示した iSRE の各機能を実現するため、データの特性および検索性を考慮した 6 項目の DB に区分した。また、外部システムとのデータの受け渡しが必要となる DB

について4項目のIFを設定した。IFおよびDBの機能の区分を模式的に図4-2に示す。また、IFとDBの概要を以下に示す。

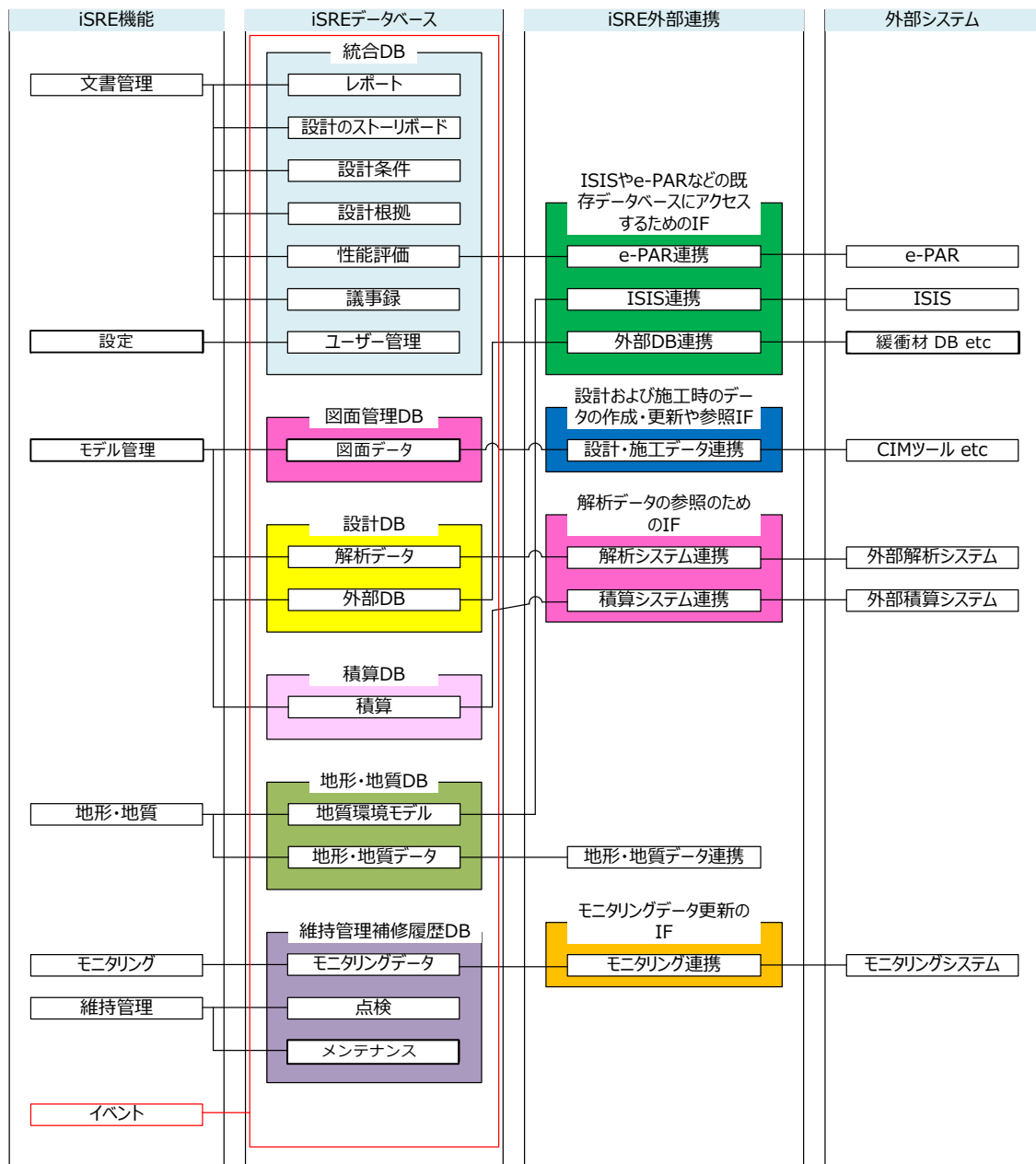


図 4-2 IF および DB の構成

iSRE を構成するソフトウェアは数世代の長期にわたる事業において常に最新の技術への対応が可能となるように、OS への依存度が低くオープンにされたソフトウェアから採用した（平成 28 年度 pp. 4-3～4-4）。また、iSRE の各機能は、クラウドシステムの活用を想定してネットワーク経由での利用を模擬した環境で実装した（平成 28 年度 pp. 4-3～4-4）。

1) IF 機能

iSRE を用いて、既存 DB へのアクセス、統合モデルの作成・更新、解析データの参照、モニタリングデータの更新などを効率的かつ効果的に行うには、データの受渡しを行う IF 機能が必要となる。表 4-2 に設計および試作を行った IF の一欄を示す。IF の開発は、本事業期間の中で順次進めたことから、試作まで完了した IF については、逐次機能を検証し、システム要件への適用性および動作状況の確認を行った（平成 26 年度 pp. 4-11～4-14, 平成 27 年度 pp. 4-7～4-11, 平成 28 年度 pp. 4-6～4-9, 平成 29 年度 pp. 4-6～4-7）。

表 4-2 設計および試作を行った IF の一覧

| IF |
|-------------------------------|
| ISIS や e-PAR など既存のデータベースにアクセス |
| 設計および施工時のデータの作成・更新や参照 |
| 解析データの参照 |
| モニタリングデータ更新 |

2) DB 機能

iSRE は、処分場の工学技術に関する知識化ツールとして、システム内部の DB 群により設計・施工・維持管理・モニタリングなどの情報を管理する。表 4-3 に設計および試作を行った DB の一覧を示す。DB は 6 個であり、ユーザー管理情報や設計根拠のレポートなどを格納する『統合 DB』、データモデル・統合モデルなどを格納する『図面管理 DB』、設計にあたり実施した解析のデータを格納する『設計 DB』、単価や部材数量を基にコストを算出した結果を格納する『積算 DB』、地形データおよび地質環境モデルを格納する『地形・地質 DB』、維持管理段階における情報を格納する『維持管理・補修履歴 DB』である。試作まで完了した DB については逐次、システム要件への適用性および動作状況の確認を行った（平成 26 年度 pp. 4-8～4-10, 平成 27 年度 pp. 4-11～4-16, 平成 28 年度 pp. 4-9～4-18, 平成 29 年度 pp. 4-7～4-12）。

表 4-3 設計および試作を行った DB の一覧

| DB | DB の機能 |
|----------------|---------------------------|
| 『統合 DB』 | ユーザー管理情報や設計根拠のレポートなどを格納する |
| 『図面管理 DB』 | データモデル・統合モデルなどを格納する |
| 『設計 DB』 | 設計にあたり実施した解析のデータを格納する |
| 『積算 DB』 | 部材数量を元にコスト算出した結果を格納する |
| 『地形・地質 DB』 | 地形データおよび地質環境モデルを格納する |
| 『維持管理・補修履歴 DB』 | 維持管理段階における情報を格納する |

3) iSRE の利用マニュアルの整備

iSRE のシステムは、事業においてシステムを使用する「ユーザー」、システムの運用を管理する「管理者」、システムの開発を行う「開発者」が、それぞれの立場から関与する。そこで、以上の三者の関係からマニュアルの利用シーンを検討し、必要とされる利用シーンに応じたマニュアルを検討した結果、データを利用するユーザーによるシステム使用時、およびコンテンツやシステムを管理する管理者による管理方法の確認時において利用マニュアルが必要となることが示された。これより、利用マニュアルは、ユーザー向けの「ユーザーマニュアル」および、管理者向けの「システム管理者マニュアル」を対象に整備を行った。

利用マニュアルは、画面遷移を随所に盛り込んだ視覚的にわかりやすい構成とする。利用マニュアルに盛り込んだ画面の例として、iSRE 全体の画面構成を図 4-3 に示す。以降、各利用マニュアルについて整備した概要を示す。

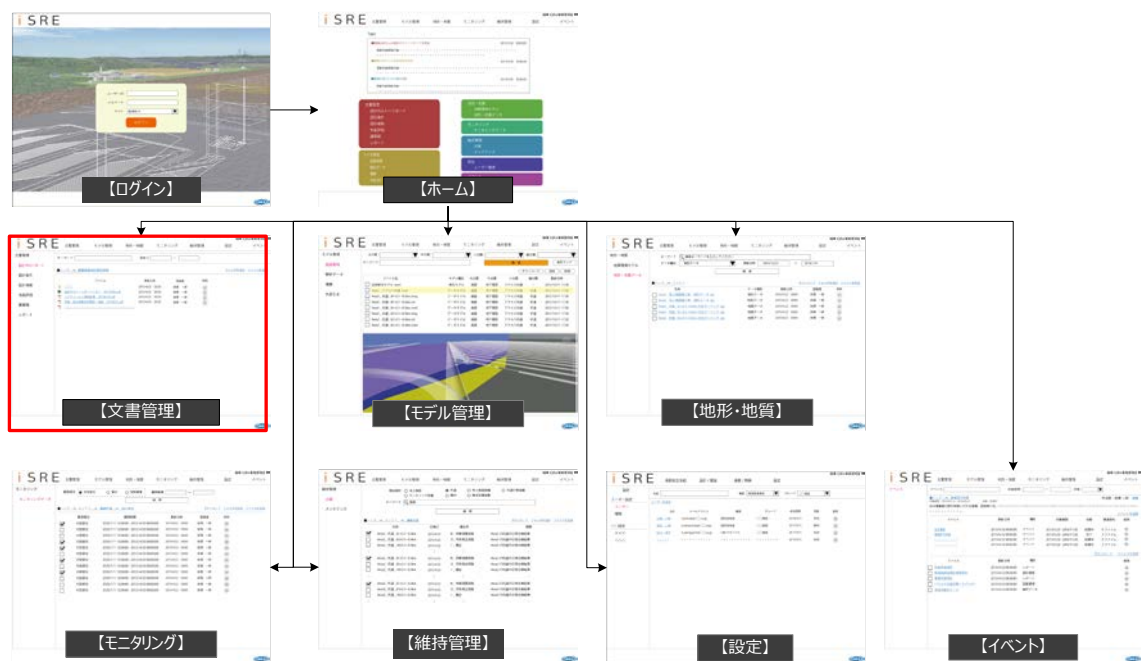


図 4-3 iSRE 全体の画面構成

- ユーザーマニュアルの概要

ユーザーマニュアルでは、システムの動作条件、システム概要の説明のあと、各機能（文書管理、モデル管理、地形・地質、モニタリング、維持管理、設定、イベント）について画面遷移と画面上の操作方法について示した。また、各機能の画面操作方法の解説のあと、試運用を事例とした各機能の利用方法を示した。

- システム管理者マニュアルの概要

システム管理者マニュアルでは、コンテンツの管理およびシステムの運用管理に関する内容に加え、管理者は三次元モデルを取り扱う地層処分支援チームの役割を包含することを考慮する。マニュアルでは、ログインユーザーの設定、図面データ（三次元モデル、二次元データ）の管理、イベントの管理などの管理者権限で行う作業について示す

とともに、システムのインストール方法、地層処分支援チームの役割と実施内容について示した。

(4) iSRE 機能の確認

設計・試作した機能の動作確認まで完了した初期型の iSRE 機能（IF 機能および DB 機能）を組み立て、プロトタイプ of 初期モデルを構築した。プロトタイプ of 初期モデルは、逐次の機能検証より、操作に対し正常に動作することは確認されているモデルである。

初期モデルを実用に耐えうるシステムとしていくため、実運用を模擬した試運用を通して以下の項目を確認し、実用化に近づけるための課題抽出を行った。

- ・ 地層処分事業において発生することが想定されるデータの格納場所が DB において整備されていること
- ・ 多量に登録されたデータから検索が可能であること
- ・ 地層処分事業において想定される外部システムとの連携に IF 機能が対応していること

以上の観点から、地層処分事業の各段階で行われる行為を想定した試運用を通して iSRE 機能の確認を行った。試運用では、主要な IF および DB の動作を確認でき、また利用形態についてもなるべく実運用に近いものとなるシナリオを設定した。

1) シナリオの設定

シナリオは、調査・建設・操業の各段階を考慮して設定した。シナリオ 1 および 2 は、iSRE における設計支援の機能が必要となる調査段階・建設段階において頻度は多くないが比較的大掛かりとなる設計や評価の観点から、シナリオ 3 は、安全性を繰り返し確認する上で管理される必要のある日常的に発生するデータ管理の観点から設定した。また、試運用に使用するデータは、既往の公開文献から作成した調査情報、設計根拠、設計計算書、工事記録などに該当するファイル（PDF など）を使用した。設定したシナリオを以下に示す。

- ・ シナリオ 1：調査段階における設計・評価の一連の更新

文献調査結果より、当該地域は長期的に安定した均質な堆積岩が広く分布すると想定されており、それを基に地層処分場の概念が例示されていたが、概要調査段階に入り、より詳しい調査を実施したところ、地下施設設置対象層の層厚が部分的に薄いことが確認されたため、文献調査段階の情報を更新し、概要調査結果に基づく地下施設の概念設計を実施することとなった。シナリオ 1 における進展のプロセスと、そこでのシステム利用において扱う情報の種類を表 4-4 に示す。

表 4-4 試運用ケース 1 で取り扱う主要データ

| No. | プロセス | システム利用 | |
|-----|-------------------|---------------------------------------|---|
| | | 閲覧 | 登録 |
| 1 | 概要調査計画の策定 | 文献調査報告書 地形・地質／地下水データ | 検討・協議資料／議事録 概要調査計画書 |
| 2 | 概要調査の実施 | 概要調査計画書 自治体関係データ 調査結果 | 調査結果 検討・協議資料／議事録 概要調査結果報告書 精密調査地区選定報告書 |
| 3 | 精密調査地区の検討 | | |
| 4 | 概要調査に基づく処分施設の概念設計 | 文献／概要調査報告書 地質モデル／設計条件書 設計計算書／図面 | 各種解析結果 検討・協議資料／議事録 概念設計計算書／図面 |
| 5 | 概要調査に基づく安全評価の実施 | 図面／設計条件書 安全評価計算書 | 検討・協議資料／議事録 安全評価報告書 |
| | 取り扱うファイル数 | 39 ファイル | 46 ファイル |

- シナリオ 2：建設段階における設計変更、指針の改定への対応、点検・補修の対応

立坑 1 本と水平坑道の一部を対象構造物とし、建設段階において想定される以下のシナリオを設定

 - 水平坑道建設中に遭遇した断層および破碎帯が当初の想定より高透水性であったことから、建設中の当面の対策工のほか、処分場の長期安定性の観点から検討を実施し、設計および安全評価が見直されることとなった。
 - 坑道建設後に耐震設計指針が改定となったことから、建設時に使用された設計・解析や安全評価の結果を調査し、現状の構造において改定された指針に対応可能であるか確認することとなった。
 - 立坑構築後、点検において覆工表面にひび割れが確認されたことから、ひび割れ発生の原因を調査するため建設時の施工記録やコンクリートの材料に関するデータを調査し、補修計画を立てることとなった。
- シナリオ 3：操業段階において日常的に発生するデータ管理

操業段階において、緩衝材・廃棄体の搬入から、緩衝材設置・廃棄体定置など、一連の工程が実施される。廃棄体定置方式は、処分孔縦置き定置方式を例に、定置前の処分孔の健全性の確認、緩衝材・廃棄体のトレーサビリティの管理、定置後の坑道環境（地盤変形、空間線量など）に問題がないことが日常的に確認される。これら一連の作業が、膨大な数の廃棄体定置位置の一つ一つで行われ、iSRE によってそれらのデータを保管する。

2) 試運用を通しての機能確認

データ登録の試行では、各シナリオにおいて発生したデータ、設計や評価の見直しにより作成されたデータ、再施工において発生する施工データの DB への登録を行った。データ検索の試行では、膨大なデータの中から検索することを模擬するため、準備した 250 ファイル以上のデータを各 DB に格納し検索を行った。検索作業は、登録データやその内容を事前に知らされていない複数の試行者により実施した。以上の試行と並行して、各シナリオにおいて発生する外部システムとの連携を IF により行った。

試行の結果、準備した全てのデータは、表 4-1 に示す iSRE の機能の概要に対応する DB に格納（登録）できることを確認した。また、IF により外部システムと連携し、データを取得できることを確認した。データの検索では、データの利用方法から検索の対象とする DB を類推し、ファイル名称をキーワードとしたキーワード検索を試行した。試行の結果、準備したデータの中から該当する全てのデータについて検索できることは確認できたが、検索作業の効率面において、キーワードに対して類似した名称のファイルが多数ある場合、目的のファイルへの到達が困難であること、また、特に文書ファイルの場合、ファイル名称の類推や登録されている DB の特定が困難であることが確認された。

3) 実用化に近づけるための課題の抽出

試運用および委員会などから実用化に向けた課題が抽出され、これらは機能面の充実に向けた課題と、実用化に伴い視野に入れておくべき課題とに大別できた。機能面の充実に向けた課題では、プロトタイプを試運用を重ね、IF 機能と DB 機能の質的向上の観点から、「検索および登録の課題」、「操作の利便性の課題」、「誤操作やトラブル発生の課題」の大きく 3 つに分類され、対応方針を整理した。また、実用化の観点からは、地下研などの実データによる試運用が有効である可能性が示された。実用化に伴い視野に入れておくべき課題としては、より高度なソフトウェアとしての発展に対する課題として、「オープンソース化への対応」や、「AI の導入」などの観点から、今後に向けた考察を示した。（平成 28 年度 pp. 4-30~4-34, 平成 29 年度 pp. 4-47~4-48）

(5) 試運用により抽出された課題への対応

試運用により抽出された機能面の充実に向けた課題において挙げられた「検索および登録の課題」における「複数の関連データが異なる登録先にまたがって保存されている場合、検索漏れが発生する危険がある」という課題と、「操作の利便性の課題」における「三次元モデルからの関連情報へのアクセスの必要性」の課題は検索機能の拡充に関する課題であり、機能の確認において示された検索に関する課題に対応する上で重要な事項であると考えられた。以上より、複数の DB を横断的に検索する機能である「イベント機能」、および「三次元モデルからのアクセス機能」について検討した。

イベント機能の概要は、以下のようなものである。膨大なデータの中から必要なデータを漏れなく、また効率的に検索するため、事業の進展に伴い計画的に実施される事象（概要調査、許認可申請、設計変更、モニタリング調査など）や予見の難しい出来事への対応（トラブル対策など）を「イベント」と定義し、これらに関連するデータに対してイベントを属性情報と

して付与する。このようにデータをイベントで紐付けることにより、DBの横断的な検索を可能とする機能である。また、イベント自体を管理するイベント管理機能もイベント機能として合わせて検討し、iSREに実装した。(平成29年度 pp.4-16~4-19)

三次元モデルからのアクセス機能は、各DBにおいて管理されているデータと三次元モデルを連携させる機能である。三次元モデルをビュー機能において表示した際に、関連するデータが格納されたDBをツリー上に画面右側に表示し、アクセスが可能となることから、三次元モデルごとに管理可能なデータ管理機能ということが出来る。本機能については、iSREへの実装には至らなかったが、機能の試験的な操作が可能な、仮データを使用したビューのイメージの試作まで実施した。(平成29年度 pp.4-19~4-20)

(6) まとめと今後の課題

処分事業での知識化ツールとしての要求機能として、IF機能およびDB機能を試作した。それらを用いてiSREの初期モデルとしてプロトタイプを構築し、事業で想定される利用状況での試運用を行った。試運用を通して実現の見通しを得た項目、および実用化に向けた課題について、以下に示す。

- 実現の見通しを得た事項
 - 初期モデルの開発により、知識化ツールとしての土台を示すことができた。
 - 知識化ツールとして重要性の高い検索機能を拡充し、時系列的な事象であるイベントによるデータ管理機能の実装により、検索機能の高度化が進展した。また、三次元モデルから関係するデータへのアクセスを可能とする機能については、検索機能としての考え方を示し、モデルごとのデータ管理を導入することの有用性およびその可能性を示せた。
 - ビュー機能において動作のシミュレーションについて示し、建設機械や搬送・定置設備などの動作のシミュレーションや、安全な作業計画立案を支援できる見通しを得た。
- 実用化に向けた課題
 - iSRE機能によるデータの一元管理の考え方は示せたが、どのように整合的に設計するかについては、処分場設計を構成する他の設計(処分容器/緩衝材/地下施設/搬送定置設備/地上施設)と連携させた試運用が必要となる
 - 繰り返し行われる設計により増加したデータから、解析などに必要なデータを的確にDBから抽出する必要があるが、システムのそれらを可能とする考え方については、今後の検討課題である。
 - 第三者に対し、視覚的な理解促進に有効と考えられる機能としてビュー機能を示したが、一口に第三者といっても、専門的な知識を持ち情報を必要とする事業者や、地下に置かれているものや進み具合を確認したい住民などが想定されるため、対象ごとに設定すべきアクセス権について検討を進める必要がある。

これらを通じて、本システムの基本概念や試作した機能などが、事業で実際に想定される情報のやり取りに対応するための基礎となり得ることが確認された。

【参考文献】

核燃料サイクル開発機構(1999)：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性，地層処分研究開発第2次取りまとめ—第2分冊 地層処分の工学技術，JNC TN1400 99-022.

原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2010）：地層処分知識マネジメントシステムの開発，平成22年11月 <<http://133.53.229.28/kmsif/>>（2018年3月閲覧）.

原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2013a）：平成24年度地層処分技術調査等事業 地層処分共通技術調査 地質環境総合評価技術高度化開発 6カ年とりまとめ報告書，平成25年3月.

原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2013b）：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 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 6カ年とりまとめ報告書，平成25年3月.

第 5 章

その他の代替処分オプションについての調査・検討

5. その他の代替処分オプションについての調査・検討

(1) 背景と目的

高レベル放射性廃棄物の最終処分方式としては、国際的共通認識として地層処分が最も有望な方法とされており、わが国においても、最新の科学的知見を踏まえて地層処分に関する研究開発が進められてきている。一方、総合資源エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会放射性廃棄物 WG（以下、「放射性廃棄物 WG」という）による「放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ（平成 26 年 5 月）」（放射性廃棄物 WG, 2014）では、高レベル放射性廃棄物の最終処分方式として、現在各国が取り組んでいる地層処分のほかに、代替処分概念として、海洋投棄、海洋底下処分、沈み込み帯への処分（以上はロンドン条約により禁止）、氷床処分（南極条約により禁止）、超深孔処分、岩石熔融処分、井戸注入処分、宇宙処分などについての国際的な評価が示されている。また、地層処分の安全性の不確実性を今後の研究開発などにより低減することと並行して、今後の技術の進捗により潜在的課題が克服され、検討の対象となりえる代替処分概念については、その可能性を模索する、という国際的な考え方が示されている。最終処分方式としての代替処分概念および最終処分以外の方式一覧を表 5-1 に示す。

表 5-1 最終処分方式としての代替処分概念および最終処分以外の方式

| 最終処分方式としての代替処分概念 | 最終処分以外の方式 |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none">・ 超深孔処分・ 岩石熔融処分・ 井戸注入処分・ 海洋投棄・ 海洋底下処分・ 沈み込み帯への処分・ 氷床処分・ 宇宙処分 | <ul style="list-style-type: none">・ 長期貯蔵・ 核種分離・変換 |

このような背景を踏まえ、平成 27 年度よりわが国の高レベル放射性廃棄物の処分方法について、将来世代の幅広い選択肢を確保するために、代替処分概念などに関する調査研究を行うこととした。本調査では、前述の放射性廃棄物 WG 中間とりまとめに示されている代替処分概念、および最終処分以外の方式（たとえば、使用済燃料の中長期的な貯蔵、暫定保管、核種分離・変換）を検討対象として情報を整理した（平成 27 年度，pp. 5-15）。整理の結果、現在検討段階にある代替処分概念である超深孔処分について、諸外国の事例調査を行うことにより、それらの考え方、特徴、検討の背景、技術的課題などを明らかにし、わが国の諸条件を考慮した場合の有効な代替処分概念について検討することとした。

(2)以降で、以下の検討内容と成果を述べる。

- ・ 地質環境に関する諸外国の超深孔処分概念のわが国への適用性などに関する分析（(2)参照）
- ・ 超深孔処分相当深度での掘削技術などの調査および情報整理（(3)参照）
- ・ 超深孔処分における安全確保の見通しに関する情報整理と解析（(4)参照）

また、それらのまとめを(5)に示す。

(2) 地質環境に関する諸外国の超深孔処分概念のわが国への適用性などに関する分析

地層処分概念との比較という点において、超深孔処分では地層処分概念よりも深い処分深度を対象とすることが大きな特徴である。そのため、超深孔処分相当深度における地質環境の特徴を整理することは、処分概念としての成立性およびわが国への適用性などを検討するうえでの基盤的情報のひとつとなる。具体的には、以下の項目についての調査、整理、分析を行った。

- 1) 諸外国における地質環境の基本要件およびサイト選定条件の考え方（平成 28 年度報告書 pp. 5-2～5-5, 平成 29 年度 pp. 5-2～5-7)
- 2) わが国の超深部の地質環境特性（平成 28 年度報告書 pp. 5-5～5-33, 平成 29 年度 pp. 5-22～5-23)
- 3) 諸外国の情報のわが国の地質環境の特徴への適用性の検討（平成 29 年度 pp. 5-40～5-41)

1) 諸外国における地質環境の基本要件およびサイト選定条件の考え方

近年、米国をはじめ、スウェーデン、スイスなどの諸外国では、超深孔処分に関する検討が進められており、超深孔処分に対する地質環境の基本要件やサイト選定条件が提示されている。わが国における超深孔処分の検討を始める上での基盤的情報の整備として、これらの基本要件やサイト選定条件に関する情報とともに、その背景や根拠に関する情報を抽出・整理した。

• 超深孔処分に対する地質環境の基本要件

米国、スウェーデン、スイス、IAEA (International Atomic Energy Agency) から公表された文献において基本要件についての記載があり、特に米国では、地質環境の基本要件として、結晶質基盤岩の上限面分布深度、結晶質岩の地質・地質構造、基盤岩構造の複雑さ、水平応力、地熱流速・地温勾配、隆起、第四紀断層と火山活動、地下資源などに関するものが挙げられている。これらの基本要件について、以下に具体的な条件や着目すべき点を示す（平成 28 年度報告書 pp. 5-2～5-4）。

- 超深孔処分の処分領域（廃棄体の定置領域）と閉塞領域（シール部の設置領域）は結晶質岩中に設定することを前提とし、処分領域の長さを 2 km、閉塞領域の長さを 1 km と設定
- 検討対象が深度 5 km に及ぶ地下深部に大口径のボーリング孔を設置する処分概念であることから、ボーリング孔の掘削、掘削したボーリング孔内への廃棄体の定置作業における安全性や容易性などの観点から、地質学的、力学的な岩体の均質性に着目する必要がある
- 閉鎖後の長期安全性の観点から、活断層や火山活動などの地質環境の長期安定性に係る地質現象のほか、地下深部から地表に至る移行経路となる不連続構造の存在とその水理地質学的特性、地下深部から地表に至る移行経路の駆動力の 1 つと考えられる熱流束や温度勾配に着目する必要がある
- 人為事象の観点から、地下資源に着目する必要がある

その他の諸外国については、スイスや IAEA における地質環境の基本要件については、米国における地質環境の基本要件と大きな違いは認められない。一方、スウェーデンにおける地質環境の基本要件も、米国における基本要件とほぼ同様であるが、スウェーデンの地理的位置（高緯度）に特化した要件として、将来の氷河期における地質環境の変化が設定されている。

- 超深孔処分におけるサイト選定条件

米国において提示されている超深孔処分の対象となり得るサイト条件を文献情報から集約した。前述の地質環境の基本要件に基づき以下のようにまとめられる（平成 28 年度 pp. 5-4~5-5）。

- 処分領域および閉塞領域の対象母岩は、均質な結晶質岩（花崗岩）であること
- 結晶質岩の上限面分布深度が 2 km 未満であること
- 地熱流速が 75 mW m^{-2} 未満であること
- 地下深部の応力状態に異方性が認められないこと
- 深部の地下水循環を避けるため、地形の傾斜が 1° 以上の地点まで約 100 km 以上離れており、処分領域の基盤岩と地表面の間に帯水層が存在しないこと
- 形成年代が古く、高塩分濃度で還元性の地下水が地下深部に分布すること
- 規模が大きい鉛直のせん断帯や高透水性を示す構造などが存在しないこと
- 岩体中に第四紀に形成された著しい変質が生じていないこと
- 対象岩体中に歴史地震の記録がないこと
- 第四紀の断層や火山活動から 10 km 以上離れていること
- 利用可能な天然資源が分布しておらず、石油備蓄基地や市街地から離れていること

スウェーデンおよびイギリスにおいて検討されているサイト条件については、米国で検討されているサイト条件とほぼ同じである。

ここで、諸外国における基本要件の検討において、以下のことは通常の地層処分と比べ超深孔処分のサイト選定を不利なものにしていると考えられる。

- 対象母岩を結晶質岩または花崗岩に限定すること
- 水平応力の異方性について、通常の地層処分では、処分坑道の規模や配置を最適化することによりある程度は対応が可能であることに對し、超深孔処分において処分坑道となるボーリング孔の安定性を確保するためには水平応力の異方性がないことが地層処分の場合よりも厳しく求められること

2) わが国における超深部の地質環境特性

諸外国（米国）において示されている地質環境の基本要件では、超深孔処分の閉塞領域は 1,000 m と設定されていることから、これを最低限の掘削深度とし、国内において掘削された深度 1,000 m を超える坑井のデータを、公開されている石油・天然ガス資源開発、地熱・温泉資源開発、水資源開発、土木関係および地震観測などの分野の資料から収集・整理した（表 5-2）。

表 5-2 わが国の掘進長 1,000 m を超える坑井情報

| 分野 | 参照資料名 | 発行機関 | 掘進長 1,000m 以上の坑井数 | 最大掘進長 [m] | 最終孔径 [mm] | 1,000m 以深の情報の有無 | | | |
|-------------|---|------------------------|----------------------|--------------|--------------|----------------------|--------|------|----|
| | | | | | | 地質情報 | 温度・物性 | 水理定数 | 水質 |
| 石油・ 天然ガス | 基礎試錐調査報告書 | 経済産業省（石油天然ガス・金属鉱物資源機構） | 64 | 6,310 | 215.9 | あり | あり | 浸透率 | あり |
| | 日本の石油・天然ガス資源《新版》技術報告書 | 天然ガス鉱業会・大陸棚石油開発協会 | 152 | 4,801 | — | 小縮尺の断面図に孔跡と地層区分が示される | 無 | 無 | 無 |
| 地熱・ 温泉 | 地熱開発促進調査報告書 | 新エネルギー・産業技術総合開発機構 | 197 | 2,524 | 215.9 | あり | あり | 注水試験 | 無 |
| | 日本温泉・鉱泉分布図および一覧（第2版，CD-ROM版） | 産業技術総合研究所 | 397 | 2,714 | — | 無 | 温度のみあり | 無 | あり |
| 水資源 | 全国地下水資料台帳 | 国土交通省 | 42 | 2,200 | 100 | あり | 無 | 無 | あり |
| | 日本列島における地下水賦存量の試算に用いた堆積物の地層境界面と層厚の三次元モデル（第一版），地質調査総合センター研究資料集，No. 564 | 産業技術総合研究所 | 1,661 | 6,310 | — | 大区分の地層境界深度のみ | 無 | 無 | 無 |
| 土木分野 | 国土地盤情報検索サイト KuniJiban | 国土交通省 | 0 | 545.7 | — | 無 | 無 | 無 | 無 |
| 地震観測 | 強震観測網（K-NET，KiK-net） | 防災科学技術研究所 | 27 | 3,510.50 | 150 | 無 | 無 | 無 | 無 |
| | Hi-net 高感度地震観測網 | 防災科学技術研究所 | 4 | 1,110 | 150 | 無 | 無 | 無 | 無 |

3) 諸外国の情報のわが国の地質環境の特徴への適用性の検討

諸外国で検討されている超深孔処分の地質環境の基本要件やサイト選定条件について、わが国の地質環境の特徴を考えたときにそのまま適用できる可能性があるかどうかについて、結晶質岩の形成年代の違い、超深部の応力状態、地形条件、堆積岩の分布深度、地温条件に着目した整理・分析を試みた。

- 結晶質岩の形成年代の違い

諸外国では、超深孔処分の対象母岩を結晶質岩（花崗岩）に限定し検討が進められており、その形成年代は、主として先カンブリア紀の花崗岩類である。一方、たとえば、わが国において中部地方～中国地方～九州北部に広く分布している結晶質岩（花崗岩）は中生代以降であり、もし対象母岩について結晶質岩（花崗岩）に限定する必要があるのであれば、諸外国の場合と形成年代が異なることなども考慮したサイト選定条件を設定する必要があると考えられる。

- 超深部の応力状態

わが国は、太平洋プレートなどの四つのプレートが会合するプレートの収束境界に位置しており、相互のプレート運動の影響を反映した応力場が形成されている。わが国における応力場に関するデータは深度約 1,500 m 以浅であり、超深孔処分の対象となる超深部（深度数 km）での応力状態を把握できていないことから、わが国における超深部の応力状態の確認と超深孔処分としての適用性については検討が必要と考えられる。

- 地形条件

諸外国では地形条件とその離隔距離について、「深部の地下水循環を避けるため、地形の傾斜が 1° 以上の地点まで約 100 km 以上離れていること」をサイト選定条件としている。しかし、わが国は地形の起伏に富み、国土の約 70 %を山地が占めていることから、上記条件をそのままわが国のサイト選定条件とすることは困難であると考えられる。そのため、超深孔処分相当深度での地下水循環が小さい領域を選定するなどの異なる指標と閾値を検討する必要があると考えられる。

- 堆積岩の分布深度

諸外国では、超深孔処分の対象母岩として結晶質岩が想定されているが、わが国では新第三紀の堆積盆地が発達し、その基盤が結晶質岩である場合が多い。図 5-1 および図 5-2 に示されているように、新第三紀層の層厚の頻度分布は 500 m 以下が多数を占めているものの、層厚 2,000 m 以上の箇所もある程度存在することから、米国でのサイト選定条件である「結晶質岩上限面の分布深度が 2 km 以下」の部分については条件を満たす地域が国内にある程度存在するといえる。ただし、この層厚には火山岩類も含まれている可能性があるため、サイト選定条件の検討する上で留意する必要がある。

- 地温条件

IODP 国内科学掘削推進委員会（2002）は、国内外の大深度孔における地温の比較をしている。ロシアのコラ半島の SG-3 号井で記録された地層温度は深度 12,000 m で 200 °C、ドイツの KTB で記録された地層温度は 9,101 m で 260 °C である。わが国においては、地熱地域を除けば諸外国なみの地温であるが、地熱地域における石油井である三島では、深度 6,300 m で 225 °C、西頸城では深度 6,005 m で 238 °C であり、地熱地域における日本の地層温度は世界的にも極めて高いことから、サイト選定条件を検討する上で留意する必要がある。

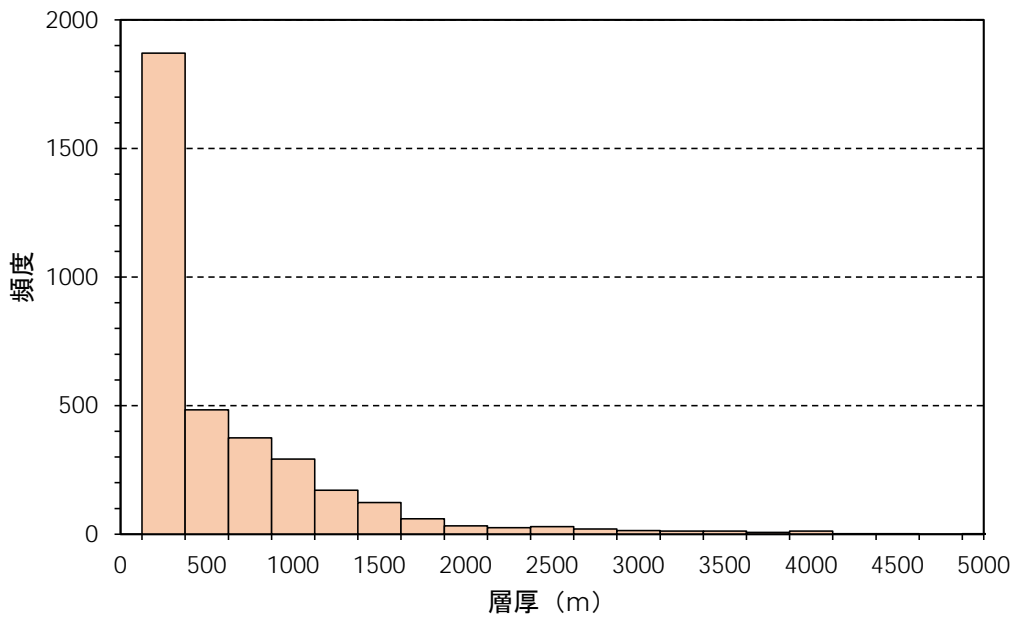


図 5-1 新第三紀層の層厚分布

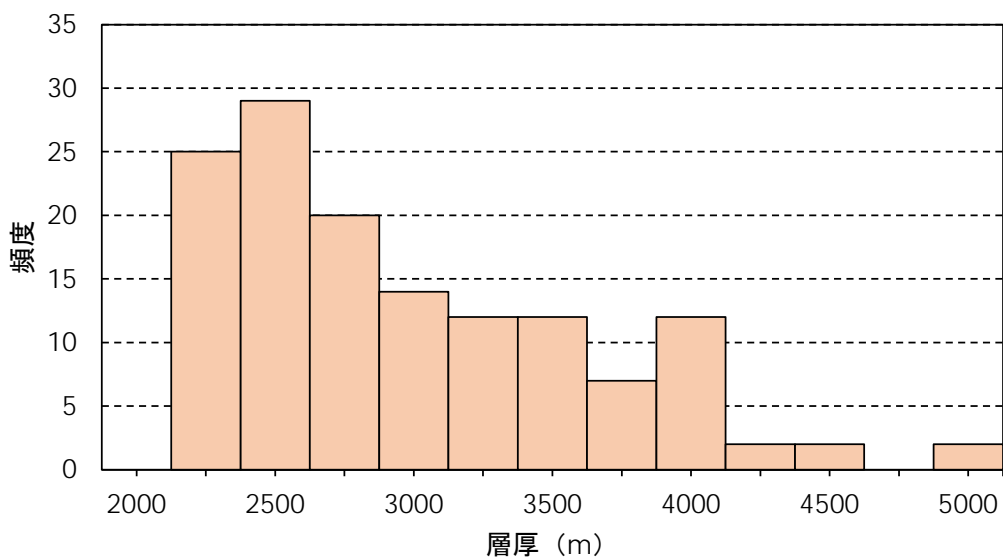


図 5-2 新第三紀層の層厚分布(層厚 2,000 m 以上)

(3) 超深孔処分相当深度での掘削技術などの調査および情報整理

超深孔処分相当深度での掘削などに適用可能な技術の開発動向や実績に関して、諸外国およびわが国を対象とした調査および情報整理を実施した。また、米国における深孔フィールド試験の現状についても調査した。具体的には、以下の項目についての調査、整理、分析を行った。

- 1) 諸外国およびわが国における技術開発の動向（平成 28 年度報告書 pp. 5-34～5-40, 平成 29 年度 pp. 5-8～5-28）
- 2) 諸外国の工学技術のわが国への適用性の検討（平成 29 年度 pp. 5-40～5-41）

1) 諸外国およびわが国における技術開発の動向

米国、スウェーデン、スイスなどにおいては、超深孔処分に関する検討が進められており、掘削技術などの現状もまとめられている。以下に項目について主な知見をまとめる。

- ・ 諸外国における大深度坑井の実績（①を参照）
- ・ 諸外国における掘削関連技術の最新の開発動向（②を参照）

① 諸外国およびわが国における大深度坑井の実績

諸外国およびわが国における大深度坑井の実績について、掘削深度と掘削孔径の観点、および掘削技術（掘削リグ、掘削ツールズ、方向制御技術）の適用の可能性の観点から整理した。

- ・ 諸外国における掘削深度と掘削孔径

Arnold et al. (2011)は、超深孔処分のレファレンスデザインとして、孔底での孔径 17" (0.43 m)、処分深度（裸孔区間）3,000～5,000 mを示しているが、レファレンスに示された孔径および深度での掘削の実績は無いとしている。孔径および深度の個々の実績としては、世界各地の大深度坑井の実績を整理している Beswick (2008) および Sandia National Laboratories (2016) に、最も深い坑井は旧ソビエト連邦 Kola の 12.2 km（口径 8・1/2" : 約 216 mm）、最も大きな掘削孔径はニューメキシコ州で掘削された地熱井の 9・7/8"（約 250 mm）（掘削深度 4.4 km）と示されている。

- ・ 諸外国の掘削技術

Sandia National Laboratories (2016) は、やぐらやポンプなどの掘削設備である掘削リグおよびビットやケーシングなどの掘削ツールズについて、適用の可能性を示している。陸上用の掘削リグには、結晶質岩に対して孔径 8.5"（216 mm）で深度 5 km までの掘削が可能なリグが多く存在する。また、地熱関係のボーリングにおける掘削ツールズの実績が超深孔処分の参考となる、としている。

方向制御技術の実績としては、ハイブリッドロータリー・ステアラブル・システム（RSS）が、ドイツの KTB 孔（掘削深度 9.1 km）において深度 7,000 m で 2° 以内の精度であり、特に深度 6.1 km までは 0° に近い高精度の直進性であったことを示している（Arnold et al., 2011）。

- わが国における大深度坑井の実績

わが国における各分野での最大掘削長とその深度における最終孔径を示す。最も深い掘削深度の実績は、基礎試錐の 6,310 m である。また、最終孔径の最大 215.9 mm となっている。

② 諸外国における掘削関連技術の最新の開発動向

諸外国における掘削関連技術の最新の開発動向について、掘削工法および掘削技術（掘削ツールズ、掘削リグ）の観点から整理した。

- 掘削工法

地下深部を対象としたボーリングのうち、石油・ガス分野では 100 年以上にわたってロータリー工法が行われ、この枠の中での技術開発がすすめられており、掘削概念を根本から覆すほどの画期的な技術革新は今のところない（長縄，2006）（平成 28 年度 p. 5-36）。

- その他の掘削技術

Beswick(2008)は、掘削リグについて、超深孔処分で想定される 750 mm あるいは 1,000 mm の孔径の掘削に必要なケーシングの荷重は 2,000 トンに達し、現存のリグの能力を超えていると述べ、荷重に対するケーシングジャッキについてはケーシングの接続部の強度が問題となることを指摘している。また、掘削ツールズについて、現状で大きな孔径が掘削されている油田掘削のツールズは、結晶質岩には利用できないため開発が必要であると述べている（平成 28 年度 p. 5-37）。

- 超深孔処分に特有の技術課題

超深孔においては、通常のボーリング掘削と比較して孔内ツールズの耐熱性および吊り上げ荷重が課題となっている。

孔内ツールズの耐熱性としては、世界最高の地温である 500 °C が観測された葛根田の地熱井で使用された機器の耐熱温度について示した。また、耐熱性による適用限界として、孔曲り制御装置の事例について示した。

吊り上げ荷重については、石油技術協会（1998）によれば、世界最大の掘削リグはドイツの UTB-1 で、吊荷重は 816 トン、12,000 m までの掘削が可能である。実際に KTB 孔において 5・1/2” のケーシングをつないだ際の総重量は 399.3 トン（石油技術協会，1998）で、吊荷重の約半分の値となっている。しかしながら、これは 5・1/2” サイズの実績であって、Beswick(2008)が指摘したように、超深孔処分で想定される大孔径の掘削に必要なケーシングの荷重には適用できない（平成 28 年度 pp. 5-37～5-38）。

2) 諸外国の工学技術のわが国への適用性の検討

諸外国で検討されている超深孔処分の工学技術について、わが国において適用可能な

掘削技術があるか、廃棄物の種類はどうするか、回収可能性は確保されているかなどに着目し、諸外国の留意点をわが国で考慮しようとした際の課題を以下のとおり整理した。

- 超深孔における掘削技術の実現性

諸外国では石油、天然ガス、地熱、地球科学的分野など様々な分野における掘削の実績があり、これを背景に 5,000 m 程度の掘削は可能として設定している。わが国では、石油産業などにおける掘削技術が欧米諸国と比較して発展していないため、検討・実施のための技術者や専門家が不足している点に留意が必要である。

- 廃棄体の詰まりのリスクへの対応

諸外国では、不確実な要因で発生する廃棄体の詰まりのリスク、詰まった場合にどうするかといった点について、今後調査・整理が必要な重要な点としている。わが国においても、同リスクに対する重要度は同程度であり、今後調査・検討が必要である。

- 事業期間とコスト面における廃棄体の仕様・種類の対応

諸外国ではコストや事業面から事業期間の短縮および効果的な隔離において有利とみており、少量であり、サイズが小さく、比較的高い放射能レベルである廃棄物を対象として設定している。特に米国では、小さく、物量も少ない Cs/Sr カプセルを有力な候補としている。わが国においても、事業期間の短縮および効果的な隔離という点では通常深度の地層処分より有利な点であると考えられる。処分の対象となる廃棄物の候補、廃棄体の構造や材料に関して検討されておらず、今後調査・整理が必要である。

- 回収性への対応

米国では、閉鎖まで進めた廃棄物や孔内に詰まった廃棄体については回収することができないと認識しているが、回収可能性を要件としている各国では代替処分概念としてのみ検討している。わが国では可逆性・回収可能性の考え方が必要とされており、この考え方が堅持されることを想定すると、回収技術や孔曲がりや低減する技術の確立に向けた検討が必要である。

(4) 超深孔処分における安全確保の見通しに関する情報整理と解析

本項目では、米国での予察的な超深孔処分の安全評価についての文献を調査するとともに（平成 28 年度 pp. 5-41～5-46、平成 29 年度 pp. 5-28～5-32）、米国の事例において主な移行経路やプロセスと考えられているものが、わが国を想定した評価においても同様に重要になるか、あるいは別のプロセスに着目する必要があるかなどの見通しを得ることを目的とした予察的な解析を行った。

1) 米国の事例の調査結果

ここでは、米国（サンディア国立研究所）の文献(Brady et al., 2009; Freeze et al., 2016)を調査した結果のうち、安全評価上重要と考えられる以下の項目の概要について示す（詳細は平成 28 年度 pp. 5-41～5-46 および平成 29 年度 pp. 5-28～5-32 を参照）。

- ・ 安全性確保の考え方
- ・ FEP
- ・ 安全評価のシナリオ
- ・ その他

● 安全性確保の考え方

Brady et al. (2009)によれば、米国の超深孔処分では母岩として堆積層の下に存在する結晶質基盤岩を対象としており、以下のような特性により、放射性核種を生活圏から長期間隔離することができるとしている。このような考え方は、Freeze et al. (2016)においても基本的に変わっていない。

- ・ 移行経路が長いこと
- ・ 流体の移動が遅いこと
- ・ 上方向の圧力がないこと
- ・ 核種放出や移行を制限する化学環境があること
- ・ 母岩の力学的安定性があること

● FEP

Brady et al. (2009)では、超深孔処分の安全性に対する FEP を、以下のように検討している。

- ・ 超深孔処分の安全性を検討するにあたって、Yucca Mountain Project（以下、YMP とする）の FEP を起点とすることが合理的と考えた。
- ・ 超深孔処分に潜在的に関連する FEP のうち、 10^{-8} yr^{-1} 以下のイベントは除外された。また、発生確率が高い FEP でも長期安全性に顕著な影響を与えないものは無視された。

このような考え方に基づき FEP を検討した結果、Brady et al. (2009)では、YMP の FEP に対して超深孔処分に特有の FEP として新規に追加するものはなかったとしている。また、YMP の FEP のうち超深孔処分には影響しない FEP として、分子拡散、臨界が

スクリーニングされた。その理由としては、分子拡散(molecular diffusion)については、それにより 100 万年以内において核種が 200 m 程度移行するが、これは 1 km の閉鎖システム(seal system)を通過するには不足であること、また、臨界については、その可能性が、処分孔の直径が使用済燃料の同位体濃縮による臨界体積よりも小さいという幾何学的な拘束条件によって排除されること、が挙げられている。また、廃棄体パッケージおよび廃棄体の化学的影響については、さらに評価する必要があるとしている。このような考え方は、Freeze et al. (2016)においても基本的に変わっていないが、適宜 FEP 情報の更新などが行われている。

● 安全評価のシナリオ

Brady et al. (2009)では、安全評価のシナリオとして、移行経路に応じて以下の三つのシナリオが提示されている。

- ・ シナリオ 1:ボーリング孔内の移行
廃棄体の発熱に由来する浮力（熱対流）によって、核種がボーリング孔内を鉛直方向に移行する。
- ・ シナリオ 2:ボーリング孔周辺の擾乱母岩中の移行
シナリオ 1 と同様の熱対流によって、核種がボーリング時に生じた擾乱母岩（以下、EDZ とする）中を鉛直方向に移行する。
- ・ シナリオ 3:ボーリング孔から離れた母岩中での移行
ボーリング孔側面から放出された核種が、ボーリング孔から離れる方向に母岩中を移行する。

Brady et al. (2009)における予察的な性能評価では、主要なシナリオとしてシナリオ 1 とシナリオ 2 を組み合わせたものを想定し、そのシナリオに対応した次元核種移行モデルを構築した。シナリオ 3 を評価対象にしていないことについては、その理由の明確な記載はないものの、周辺母岩の透水性が低く設定されていることから、地下水流れなどによるボーリング孔から離れる方向での母岩中の移行が顕在化しないと想定したと考えられる。

Freeze et al. (2016)では、シナリオについて、擾乱なしのシナリオ、人工バリアの機能喪失シナリオ、擾乱ありのシナリオの 3 つに大きく分類している。上記の Brady et al. (2009)におけるシナリオ 3 つは、擾乱なしのシナリオに該当する。ただし、Freeze et al. (2016)では、人工バリアの機能喪失シナリオおよび擾乱ありのシナリオの具体的評価は実施されていない。

● その他

上記以外での Brady et al. (2009)と Freeze et al. (2016)の相違点として、以下のことが挙げられる。

- ・ 両者では対象とする廃棄体が異なっており、Brady et al. (2009)では使用済燃料を想定した検討を実施しているが、Freeze et al. (2016)では Cs/Sr カプセルを主要な対象としている。

- Freeze et al. (2016)においては、より詳細な核種移行評価が試みられており、PFLOTRAN(Hammond et al., 2011; 2014; Lichtner and Hammond, 2012)を用いて、①非等温の多相流動、②反応輸送、③地質力学に関わる非線形の偏微分方程式を連成させた核種移行評価が行われている。なおこの評価では、周辺母岩を含めた垂直方向（深度 3,466 m～6,000 m）および水平方向（半径 1,000 m）を二次元モデル化しているが、核種移行の駆動力としては鉛直方向の熱対流の影響が大きく、評価上は Brady et al. (2009)と同様に鉛直方向の移行を主に見ている。

2) 超深孔処分の場合および主な移行プロセスの想定

本検討での超深孔処分の場の想定を図 5-3 に示す。また、そこでの主な移行プロセスの想定は以下のとおりである。

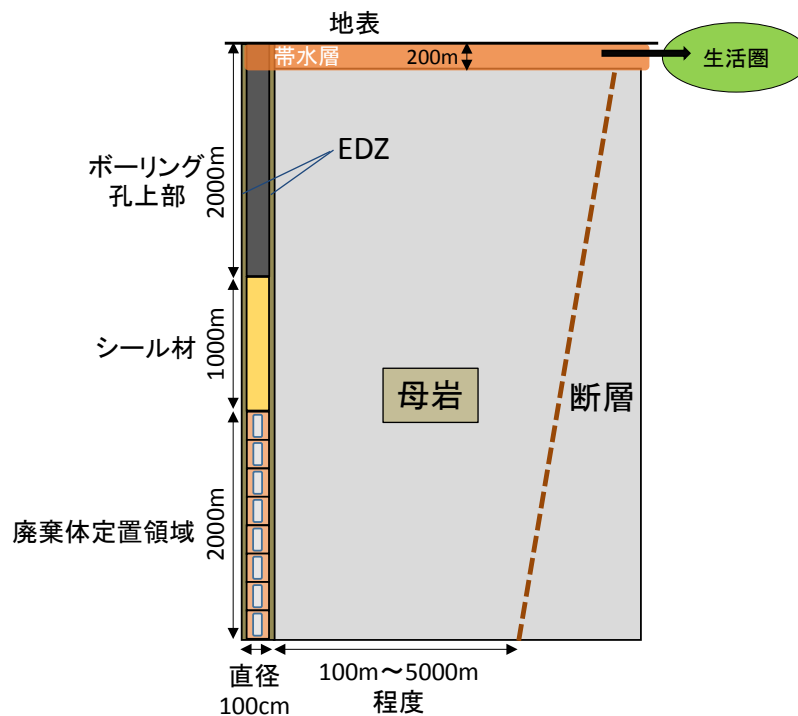


図 5-3 本検討で想定した超深孔処分の概念図

- 廃棄体定置領域
 - ✓ 深度 5,000 m～3,000 m の幅 2,000 m の領域に廃棄体が均等に分布している。
 - ✓ 廃棄体からの発熱および地温勾配から、本領域内で温度勾配が発生し熱対流が生じる。ここで、廃棄体の発熱に由来する熱対流の継続時間は数百年である。
 - ✓ 米国の事例を参考に、廃棄体定置領域はベントナイトで充填されると仮定し、本領域内では熱対流と濃度勾配による拡散で核種が本領域内を上方向へ移行する。収着性の核種は、その移行過程でベントナイトへの収着により遅延する。
 - ✓ ベントナイトで充填されている廃棄体定置領域は低透水性のバリアを形成し、透水性が低い。

- ▶ シール材領域
 - ✓ 深度 3,000 m～2,000 m の 1,000 m の領域をシール材領域とする。
 - ✓ 廃棄体定置領域からの熱および地温勾配から、本領域内で温度勾配が発生し熱対流が生じる。ここで、廃棄体の発熱に由来する熱対流の継続時間は数百年である。
 - ✓ 米国の事例を参考に、シール材領域はベントナイトで充填されると仮定し、本領域内では熱対流と濃度勾配による拡散で核種が本領域内を上方向へ移行する。収着性の核種は、その移行過程でベントナイトへの収着により遅延する。
 - ✓ ベントナイトで充填されているシール材領域は低透水性のバリアを形成し、透水性が低い。
- ▶ ボーリング孔上部領域
 - ✓ 深度 2,000 m～地表までの 2,000 m の領域をボーリング孔上部領域とする。
 - ✓ 本検討では、この領域は移行経路として考えない（シール材領域の上部に到達した核種は瞬時に生活圏へと到達すると仮定）。
- ▶ 母岩領域
 - ✓ 深度 5,000 m から地表までの領域に母岩が均等に分布している。
 - ✓ 上記の各領域から移行してきた核種は、動水勾配に起因した地下水の流れによる移流・分散で移行する。
 - ✓ 母岩中を移行した核種は、下流側にある大規模な破砕帯を含む断層に到達し、断層中を移流・分散で移行し、生活圏に到達すると仮定する。

3) 超深孔処分の想定における移行経路のバリエーション

2)に示した超深孔処分の場合および主な移行プロセスの想定から、移行経路のバリエーションとしては主に以下の2種類が考えられる。

- ・熱対流と拡散によって廃棄体定置領域およびシール材領域中を移行（図 5-4 参照）
- ・地下水の流れによって母岩中を移行（図 5-5 参照）

米国の事例では、母岩での地下水の流れが十分に少ないとして、前者の熱対流などによる移行に着目した評価を行っている。一方、わが国の地質環境条件では、地下水の流れが想定されることから、後者の地下水流れによる移行も考慮しておく必要があると考えられる。

そのため、本検討では、熱対流などによる移行と地下水流れによる移行が、母岩中の地下水の流れの程度の違いに応じてどのようなバランスになるか、あるいはどちらかが卓越するのかなどについての知見を得ることを目的とした予察的な解析を行った。この解析では、熱対流などによる鉛直方向の移行（図 5-4 参照）と地下水流れによる水平方向の移行（図 5-5 参照）を同時に解析し、各移行経路での累積移行率（評価点での移行率の累積値）を比較することとした。なお、熱対流などによる移行のモデル化は米国の事例（Brady et al., 2009）を参考とし、地下水流れによる移行のモデル化は直接処分第1次取りまとめを参考とした。

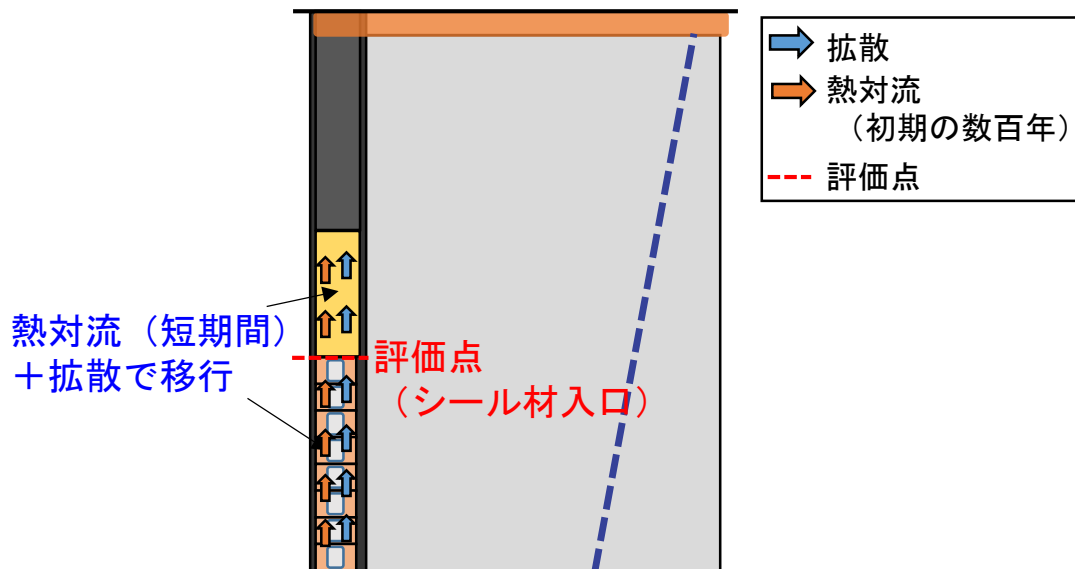


図 5-4 熱対流などによる廃棄体定置領域およびシール材領域中の移行の概念図

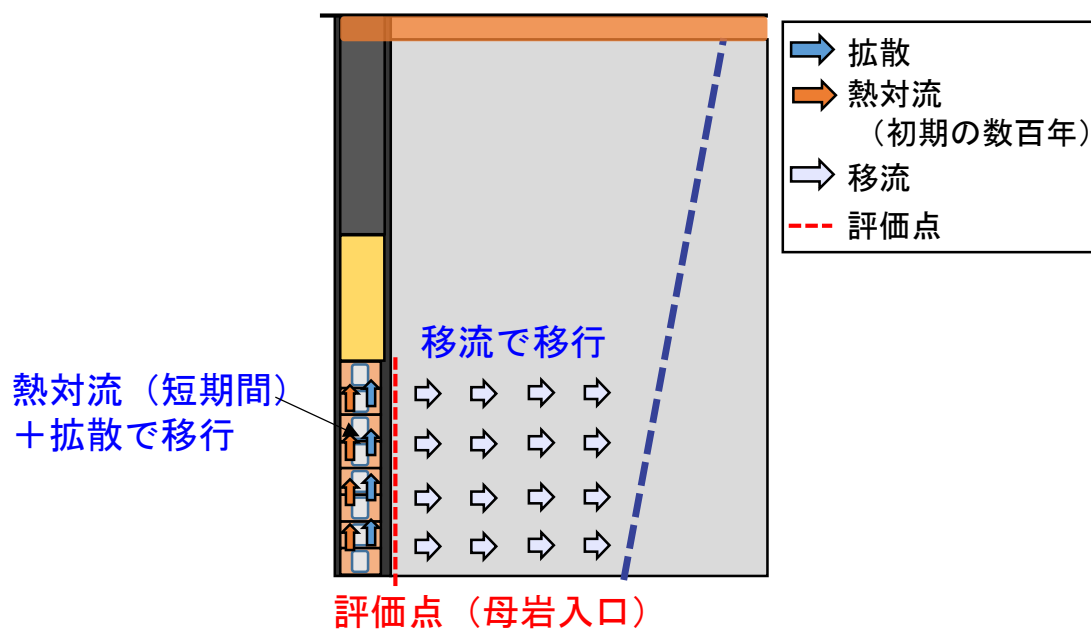


図 5-5 地下水流れによる周辺母岩中の移行の概念図

4) 解析上の取り扱いの設定

3)に示した移行経路のバリエーション（熱対流などによる移行、地下水流れによる移行）について、2)に示した場および主な移行プロセスの想定以外の解析上の取扱いを以下に示す。

・共通事項

- 廃棄体パッケージ内の核種は、定置完了後すぐに全量が放出されると仮定する。すなわち、廃棄体パッケージの容器寿命、核種溶出率は考えない。

- ・熱対流などによる廃棄体定置領域およびシール材領域中の移行の取扱い
 - 廃棄体定置領域中での熱対流および濃度勾配による拡散による上方向の移行について、熱対流の継続時間は、米国の事例での熱対流解析 (Clayton et al., 2011) を参考に 300 年と仮定した。
 - シール材領域中での熱対流の継続時間は、廃棄体定置領域中と同様に、米国の事例での熱対流解析 (Clayton et al., 2011) を参考に 400 年と仮定した。
 - 各移行経路での累積移行率を比較するための出力として、熱対流などによる移行については、シール材領域入口 (図 5-4 中の「評価点」参照) での核種フラックスから累積移行率を評価する。
 - シール材領域の側面から周辺母岩への移行は考慮しない。
- ・地下水流れによる母岩中の移行の取扱い
 - 廃棄体定置領域内の核種は、EDZ を通過する地下水と瞬時に混合し、その全量が母岩に流入すると仮定する (EDZ では、核種の沈殿・収着は考慮しない)。
 - EDZ を通過した核種は、周辺母岩に、後述の 5) で設定する動水勾配と透水係数により規定される移流で移行する。なお、米国の事例での熱対流解析 (Clayton et al., 2011) によれば、廃棄体からの発熱による温度上昇は処分孔周辺に留まることから、EDZ および母岩中の熱対流による移流は無視する。
 - 各移行経路での累積移行率を比較するための出力として、地下水流れによる移行については、母岩入口 (図 5-5 中の「評価点」参照) での核種フラックスから累積移行率を評価する。
- ・熱対流などによる移行と地下水流れによる移行の組み合わせに関する取扱い
 - このシナリオでは、幅 2,000 m の廃棄体定置領域について、その領域内での熱対流 (300 年) および拡散による上向きの移行と側面からの EDZ さらには母岩への移行とを同時に考える必要がある。そのために、図 5-6 に示すようなイメージで熱対流などによる移行と地下水流れによる移行を組み合わせた二次元的な評価を行った。ここで、廃棄体定置領域内は熱対流などによる上方向の移行を評価するために 48 分割し、一方、EDZ と母岩については廃棄体定置領域内と同等の分割は不要と考え近似的に 4 分割した。

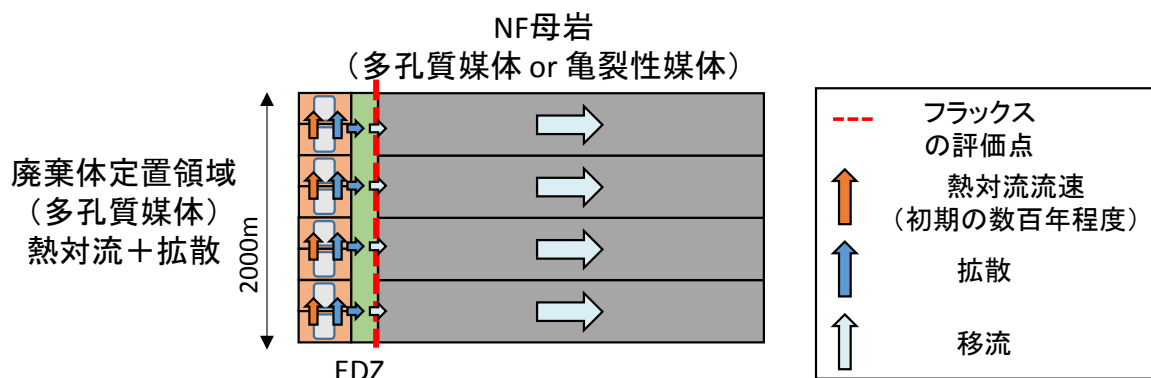


図 5-6 熱対流などによる移行と地下水流れによる移行の組み合わせイメージ図

5) 評価パラメータおよび解析ケースの設定

2)に示した場および主な移行プロセスの想定および 4)に示した解析上の取扱いに加えて、以下の評価パラメータの設定および解析ケースの設定を行うことで、3)で目的として示したように、熱対流などによる移行と地下水流れによる移行が、母岩中の地下水の流れの程度の違いに応じてどのようなバランスになるか、あるいはどちらかが卓越するのかなどについての知見を得ることを目的とした予察的な解析を行った。

主な評価パラメータは以下の通り。

- 超深孔処分の想定に対応する熱対流の継続時間や流量・流速については、わが国での検討の実績がないことから、米国の事例による熱対流解析(Clayton et al., 2011)の結果を引用した。
- 本検討で処分対象として想定する廃棄体としては、廃棄体定置領域の孔径が狭いことを考慮して、廃棄体パッケージ一本当たり燃料集合体一体を収容するものと仮定した。また、米国の事例では一本のボーリング孔に対して 400 本の廃棄体パッケージを定置することを想定していることから、本検討でも同様に一本のボーリング孔に対して 400 本の廃棄体パッケージを定置することを仮定した。これは直接処分第 1 次取りまとめにおける廃棄体（燃料集合体 2 体収容）200 本に相当する（直接処分第 1 次取りまとめでの廃棄体（燃料集合体 2 体収容）36,477 本に対して約 200 分の 1）。
- インベントリについては、直接処分第 1 次取りまとめ（原子力機構, 2015）では処分後 1,000 年で廃棄体から核種が放出されるとしているため、炉取り出し 1,050 年（貯蔵 50 年 + 処分後 1,000 年）時点での値を設定しているが、本検討では定置完了後すぐに全量が放出されると仮定しているため、直接処分第 1 次取りまとめと同様の使用済燃料(PWR, 濃縮度 4.5 %, 燃焼度 45,000 MWD MTU⁻¹)の仕様に対し、炉取り出し 50 年後のインベントリを初期値として設定した。
- 廃棄体定置領域（ベントナイトでの充填を想定）、シール材領域（ベントナイトでの充填を想定）、母岩での核種の移行に関するパラメータ（拡散係数、分配係数、溶解度など）については、直接処分第 1 次取りまとめなどから設定した。
- 評価対象核種は、直接処分第 1 次取りまとめにおいて支配的核種であり、収着による遅延効果が小さく、比較的半減期が短い C-14 とした。

解析ケースについては、前述の目的に応じて、母岩中の地下水の流れの程度の違いを母岩透水係数の違いで表現することとし、表 5-3 に示す 6 ケースを設定した。なお、本検討では、熱対流などによる移行と地下水流れによる移行を、評価点としてシール材領域入口（図 5-4 参照）と母岩入口（図 5-5 参照）を設定して、それぞれでの核種フラックスから累積移行率を算出し比較する。さらに、ケース間での熱対流などによる移行と地下水流れによる移行のバランスの変化を条件の異なるケースで比較しやすくするために、累積移行率については、本検討で考慮した廃棄体（燃料集合体 2 体収容）200 本分のインベントリの初期値を 1 とした場合の規格化量として示すこととした。

表 5-3 母岩透水係数をパラメータとした解析ケース

| 解析ケース | 母岩透水係数 [m s ⁻¹] | 設定理由 | |
|--------|--------------------------------|-----------------------------------|--|
| レファレンス | 1×10 ⁻¹⁰ | 直接処分第1次取りまとめの設定値 | |
| case1 | 1×10 ⁻⁹ | レファレンスに対して地下水流れが大きい設定 | |
| case2 | 1×10 ⁻⁸ | | |
| case3 | 1×10 ⁻¹¹ | レファレンス に対して地下 水流れが小さ い設定 | わが国の母岩透水係数の調査結果（平成28年度表5-12）における下限値 |
| case4 | 1×10 ⁻¹² | | ペクレ数の計算から、母岩への拡散および移流がほぼ同等になる（少し移流が卓越する）条件 |
| case5 | 1×10 ⁻¹³ | | 米国事例（Freeze et al., 2016）での母岩透水係数の設定値 |

6) 解析結果および考察

図 5-7 に、レファレンスおよび case1~5 における、以下のそれぞれの移行による C-14 の累積移行率の結果を示す。

- ・熱対流などによる廃棄体定置領域からシール材領域への移行（図 5-4 の評価点）
- ・地下水流れによる廃棄体定置領域から母岩への移行（図 5-5 の評価点）

まず、レファレンスでは、熱対流などによる累積移行率は、初期インベントリを 1 とした規格化量で 2 割弱、地下水流れによる累積移行率は約 8 割強となり、合計すると初期インベントリのほぼ全てが最終的には廃棄体定置領域からシール材領域か母岩へと移行する結果となった。ここで、熱対流などによる累積移行率の増加傾向は、地下水流れによる累積移行率に比べて遅く、かつ、廃棄体定置領域での熱対流継続期間の 300 年以降はほぼ増加しない。一方、地下水流れによる累積移行率は、300 年以降も増加するが、1,000 年時点までに初期インベントリのうちシール材領域に移行した分以外の 8 割強が移行することで、頭打ちとなる。

次に、レファレンスと母岩透水係数を変えたケースの結果を比較する。レファレンスに比べて地下水の流れが大きい case1、case2 では、地下水流れによる累積移行率が大きくなっており、初期インベントリのほぼ全てが地下水流れにより廃棄体定置領域から母岩へと移行している。他方、レファレンスに比べて地下水の流れが遅い case3、case4、case5 では、透水係数の小さくなるとともに地下水流れによる累積移行率が下がること、およびこれらケースで熱対流などによる累積移行率はレファレンスに比べて増加するものの約 2 割が上限となるとことが特徴となっている。ここで、地下水流れによ

る累積移行率が下がることについては、その立ち上がりが遅くなること、および C-14 の崩壊減衰が顕在化する 10,000 年程度で累積移行率が頭打ちになるということも特徴である。また、熱対流などによる累積移行率について、その上限が約 2 割になっていることについては、以下のように解釈できる。

- ・ 本解析においては米国の事例の熱対流解析結果を参考に、廃棄体定置領域の熱対流流速を $5 \times 10^{-2} \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ 、処分孔断面積を約 1 m^2 、間隙率を 0.034 として設定しており、これらから間隙流速は約 1.47 m y^{-1} と計算される。
- ・ 廃棄体定置領域における熱対流継続期間を 300 年と設定していることから、その期間に核種は約 440 m 移動することになる（可溶性・非吸着性の場合）。
- ・ そのため、廃棄体定置領域の上部約 440 m の領域に存在する廃棄体からの核種がシール材領域に到達することになり、これは廃棄体定置領域全体の 2,000 m に対して 2 割程度となる。

これらの結果、レファレンスに比べて地下水の流れが遅い case3、case4、case5 では、熱対流などによる累積移行率と地下水流れによる累積移行率の合計は、初期インベントリの一部に限定されることになる。

以上の検討結果より、地下水の流れが想定されるわが国の地質環境条件では、米国の事例において主な移行経路となっている熱対流などによる移行だけを考慮することは適切ではなく、地下水流れによる移行を考慮することが必要になることが示唆された。また、地下水流れによる移行が地下水流れの大小に大きく依存すること、一方、熱対流などによる移行には上限が存在すると考えられることから、今後、それぞれの移行について想定し得る条件を検討しながら、それらの組み合わせについての解析的検討を充実させることで、両者の移行がどのようなバランスになるか、あるいはどちらかが卓越するのかなどについての知見を蓄積していくことが必要になると考えられる。そのためには、熱対流解析による熱対流の速度や継続期間、および核種移行解析による移行挙動や遅延効果についての感度解析を、各領域（廃棄体定置領域、シール材領域、母岩など）の構成要素、およびその特性についてのバリエーションを考慮しつつ実施することが必要になると考えられる。

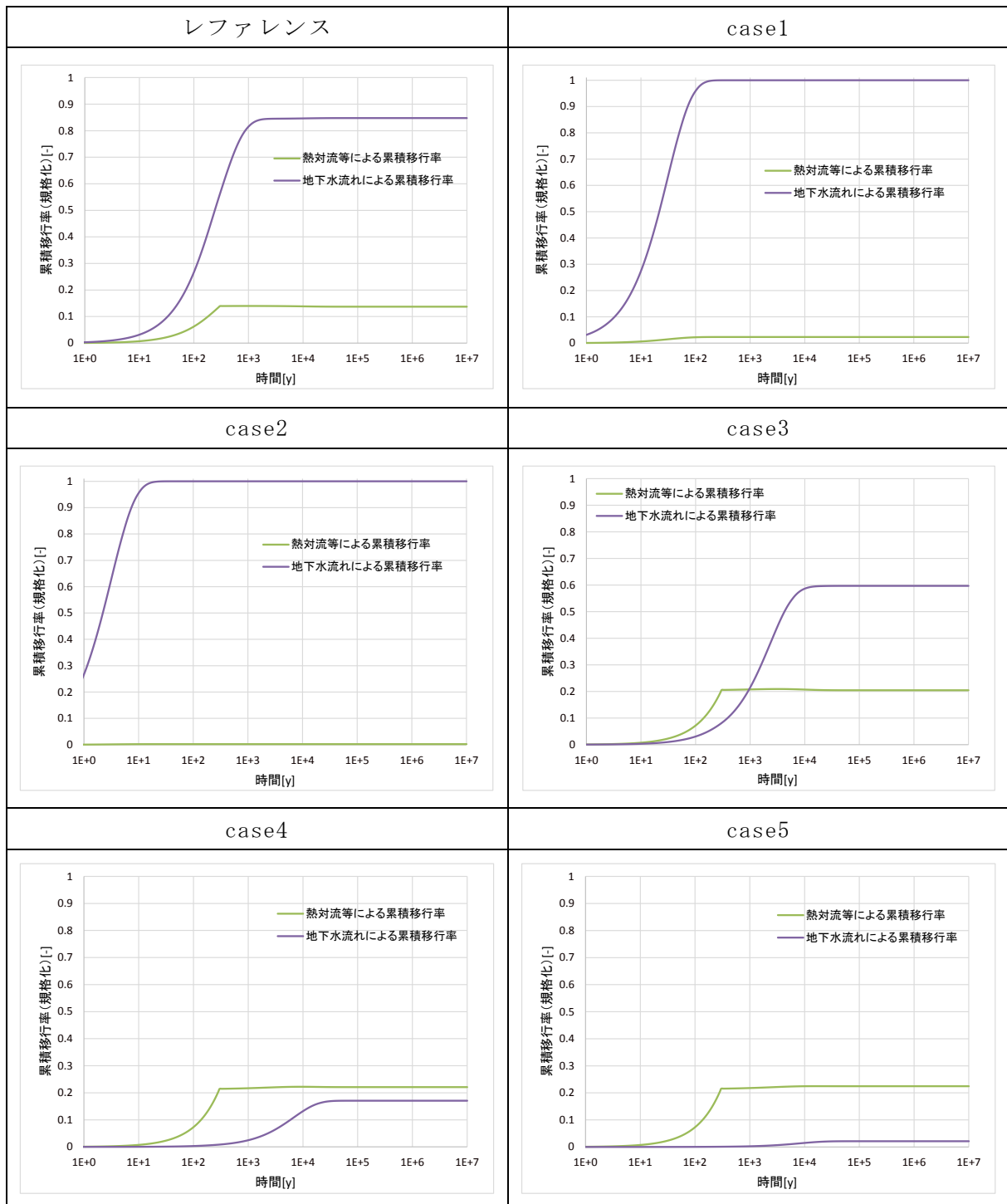


図 5-7 熱対流などによる累積移行率と地下水流れによる累積移行率の比較
(対象核種：C-14)

(5) まとめ

現在検討段階にあるその他の代替処分オプションとして、超深孔処分について諸外国の事例調査を行い、考え方、特徴、検討の背景、技術的課題などを整理した。また、超深孔の相当深度での深部地質環境特性や掘削技術などについて、諸外国の事例に加えて、関連する国内の既存情報の収集・分析を行った。さらに、調査・収集した情報をもとに、代替処分オプションの適用性や課題などについて、わが国の特徴を想定した場合の予察的な検討を試みた。

超深孔処分をわが国で実施する場合、使用済燃料の生活圏からの隔離という点では、諸外国と同様に通常深度の地層処分と比較して有利である可能性はあるが、諸外国において基本要件として設定されている地質環境条件に対し、わが国の地質環境条件は、結晶質岩の年代、プレート境界に位置することに起因する地盤内の応力的な条件など、諸外国の条件と合致しない点が見られ、そうした点は通常深度の地層処分であれば特に大きな問題とならない点であることから、サイト選定の選択肢が制限されるという点では不利である可能性がある。工学技術については、コストや事業面から事業期間の短縮および効果的な隔離という点では通常地層処分技術より有利な点が存在すると考えられ、掘削技術などについては諸外国の技術のわが国への導入により一定の適用の可能性は認められる。しかし、対象となる廃棄物が検討されていない点や、埋設後および途中で詰まった場合の回収性という点で、わが国への適用には課題がある。

超深孔処分の安全性の評価については、まず、米国の事例について文献調査を行い、安全性確保の考え方、考慮する FEP や安全評価のシナリオ、および定量的評価で考慮されたプロセス、それを表現するためのモデルやパラメータなどを把握するとともに、米国の事例では熱対流などによる廃棄体定置領域やシール材領域中の移行が主な移行経路とされていることを確認した。それに対して、わが国の地質環境条件では、地下水の流れが想定されることから、米国での評価事例を参考としながら、母岩中での地下水の流れによる移行も考慮した解析を試行することで、熱対流などによる移行と地下水流れによる移行のバランスが地下水流れの違いに応じて大きく変わり得ることを確認した。今後は、熱対流解析による熱対流の速度や継続期間、および核種移行解析による移行挙動や遅延効果を、各領域（廃棄体定置領域、シール材領域、母岩など）の構成要素およびその特性についてのバリエーションを考慮することで感度解析的に検討していくことの必要性が示された。

【参考文献】

- Arnold, B.W., et al. (2011): Reference Design and Operations for Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. Sandia National Laboratories, SANDIA REPORT SAND2011-6749, 66p.
- Beswick, J. (2008): Status of Technology for Deep Borehole Disposal, EPS International, Contract No NP 01185, 91p.
- Brady, P. V., Arnold, B. W. Freeze, G. A., Swift, P. N., Bauer, S. J. Kanney, J. L., Rechar, R. P. and Stein, J.S. (2009): Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. Sandia National Laboratory, Albuquerque, USA. Report No: SAND2009-4401. 75 pps.
- Clayton, D., G. Freeze, T. Hadgu, E. Hardin, J. Lee, J. Prouty, R. Rogers, W.M. Nutt, J. Birkholzer, H.H. Liu, L. Zheng, and S. Chu (2011): Generic Disposal System Modeling - Fiscal Year 2011 Progress Report. FCRD-USED-2011-000184, SAND 2011-5828P. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.
- Freeze G.A., Stein E.R., Price L., MacKinnon R. and Tillman J. (2016): Deep Borehole Disposal Safety Analysis, FCRD-UFD-2016-000075, SAND2016-10949R, Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.
- 原子力機構（日本原子力研究開発機構）（2015）： わが国における使用済燃料の地層処分システムに関する概括的評価-直接処分第1次取りまとめ-, JAEA 技術報告書, JAEA-Research2015-016.
- Hammond, G.E., P.C. Lichtner, C. Lu, and R.T. Mills (2011): “PFLOTRAN: Reactive Flow and Transport Code for Use on Laptops to Leadership-Class Supercomputers”, in F. Zhang, G.T. Yeh, and J. Parker (ed.) Groundwater Reactive Transport Models. Bentham Science Publishers.
- Hammond, G.E., P.C. Lichtner and R.T. Mills (2014): Evaluating the Performance of Parallel Subsurface Simulators: An Illustrative Example with PFLOTRAN, Water Resources Research, 50, doi:10.1002/2012WR013483.
- 放射性廃棄物 WG（総合資源エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会放射性廃棄物 WG）（2014）： 放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ 平成 26 年 5 月.
- IODP 国内科学掘削推進委員会（2002）： IODP 掘削プロポーザル作成の手引き, IODP 国内科学掘削推進委員会 掘削・計測検討専門部会.
- Lichtner, P.C. and Hammond G.E. (2012): Quick Reference Guide: PFLOTRAN 2.0 (LA-CC-09-047) Multiphase-Multicomponent-Multiscale Massively Parallel Reactive Transport Code. DRAFT LAUR-06-7048. December 8, 2012. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, NM.
- 長縄成実(2006)： 最新の坑井掘削技術（その 1），石油開発時，No.148，pp.5-13.
- 石油技術協会(1998)： 深堀技術分科会 1984 年から 1998 年の研究成果，
<<https://www.japt.org/html/iinkai/drilling/seikabutu/fukaboriin/fukabori>.

html>

SNL Sandia National Laboratories (2016): Deep Borehole Field Test Laboratory and Borehole Testing Strategy, FCRD-UFD-2016-000072, SAND2016-9235 R.

第 6 章

おわりに

6. おわりに

本事業は、わが国における地層処分の代替処分オプションの技術的基盤を提供するとともに処分方法についての幅広い選択肢を確保することを目標として、平成 25 年度～平成 29 年度にかけての 5 か年の計画で実施された。平成 25 年度～平成 26 年度の 2 か年においては、使用済燃料の直接処分に関する技術開発を先行して実施したが、平成 27 年度からはこれに加えて、その他の代替処分オプションに関する調査と有効性の検討も視野に入れた技術開発となっている。

本章では、本事業で実施した以下の調査研究の成果を総括する。

- ・直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化（(1)項参照）
- ・直接処分施設の設計検討（(2)項参照）
- ・直接処分施設の設計支援システムの構築（(3)項参照）
- ・その他の代替処分オプションについての調査・検討（(4)項参照）

また、最後に、考察として、使用済燃料直接処分研究の特徴を、ガラス固化体・TRU 廃棄物の地層処分の技術・知見との共通点と相違点として整理すること、および今後の主な課題の抽出を試みた（(5)項参照）。

(1) 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性能評価手法の高度化（2章参照）

本項目については、直接処分システムの閉じ込め性能に関して、以下に示す 2 つの項目について調査研究を実施した。

- 1) 先進的な材料の開発
- 2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

それぞれの項目の主な成果を以下に示す。

1) 先進的な材料の開発（2.1 節参照）

新材料に期待する性能として、人工バリアである処分容器の高耐食性や緩衝材などの高吸着性・高熱伝導性に着目し、わが国および諸外国における研究開発動向の調査を行った。

処分容器については、新たな候補となりうる材料として金属ガラスに着目し、主に耐食性と製作施工性の観点から Ni 基合金が処分容器の候補材料として最も有望であることを確認した。また、合理的な合金選定手法、およびアモルファス構造の長期的な安定性やガラス形成能の評価手法を提示した。処分容器への施工性については、Ni 基合金について、数 mm を超える厚さの溶射膜形成が可能であることを確認した。耐食性については 3 年以上の長期浸出試験データと Ni 基合金の耐局部腐食性に関する知見を得た。金属ガラスは今後幅広い分野での適用や研究開発の進展が期待できる材料であり、技術進展と実績蓄積に期待し、その動向を踏まえて将来的に処分容器材料として適用性が見通しがより明らかになった段階で更なる研究実施の検討を行うことが合理的と考えられる。

緩衝材などについては、収着性と熱伝導性の向上の観点から調査を実施した。収着性については、I-131 に対して収着性を向上させる可能性のある材料は存在するものの、緩衝材への添加

材としての適用の検討においては、環境条件による収着性への影響、他の人工バリア性能への影響や核種移行挙動への影響などについても知見拡充が必要であることを確認した。緩衝材の熱伝導性向上については国内外の事例を調査し、ケイ砂に比較して熱伝導率を向上できる可能性のある比較的汎用的な材料として炭化ケイ素とアルミナを選定し、いずれの材料もケイ砂に比較してある程度の熱伝導率向上は期待できるものの、改善効果や経済的合理性も考慮して優位性を検討する必要があることを示した。これらの材料の適用にあたっては、機能向上のメカニズム理解に加え、従来材に対する優位性を他のニアフィールド構成材料の特性や機能への影響など多角的な観点から従来材に対する優位性を評価する必要がある、幅広い分野での適用や検討事例の蓄積を踏まえて、将来的に更なる研究実施の検討を行うことが合理的と考えられる。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化 (2.2 節参照)

閉じ込め性能評価手法の高度化については、人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の挙動やそれらに及ぼす諸因子の影響などに関して、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明を図ること、あるいはより現実的な閉じ込め性能の評価手法の構築や不確実性の低減を図ることを目指し、従来の処分容器候補材料の腐食挙動、微生物の閉じ込め機能への影響、有機化合物の形態で存在し直接処分の核種移行評価で支配的となるC-14の緩衝材中の移行特性、銅とベントナイトの相互作用、直接処分に特有の燃料集合体の溶解や劣化挙動による核種放出挙動、多重バリアによる閉じ込め性能の評価、についての調査研究を行った。

- ・ 従来の処分容器候補材料（炭素鋼、銅、チタンなど）（2.2.1項参照）については、より長期の寿命達成の可能性評価に向けて、腐食機構の解明やモデル化を目的とした文献調査および基礎試験を実施し、炭素鋼の現実的な腐食モデル構築に資するパラメータ（皮膜中物質移行特性）や腐食モニタリングデータを取得した。また、極めて長期の寿命を期待できる銅について、ベントナイト中の腐食進展の経時的な抑制や応力腐食割れの兆候などを確認した。さらに、種々の代替材料に対してγ線による腐食促進の作用などを確認した。
- ・ 微生物の閉じ込め機能への影響（2.2.1項参照）については、微生物共存下での腐食試験を通じて、微生物活動の腐食への影響を緩和する要因として、高温環境や緩衝材の高圧縮密度が重要となることを確認した。
- ・ 有機形態のC-14の移行挙動（2.2.1項参照）については、緩衝材中での実効拡散係数を取得し、類似化学種の実効拡散係数と対比可能であることを確認した。
- ・ 銅とベントナイトの相互作用（2.2.1項参照）については、硫化物共存下における試験を実施し、1年程度ではベントナイトの変質や銅のベントナイト中への顕著な移行は見られないことを確認した。
- ・ 核種放出挙動（2.2.2項参照）については、核種放出挙動を表現するパラメータセット案を、諸外国の安全評価事例なども参考としつつ、わが国の燃料特性や地下環境条件も考慮して設定した。
- ・ 多重バリアによる閉じ込め性能評価（2.2.3項参照）については、設計オプションの例

として、廃棄体の定置方式の選択および処分場の位置の選択に応じてバリアの閉じ込め性能にどのような違いが生じるかやそのような違いが生じる要因・条件は何かなどについて分析・整理を行い、設計オプションの選択の際の性能評価の観点からの留意点などを整理した。

(2) 直接処分施設の設計検討 (3章参照)

本項目については、直接処分施設の設計に関して、下記の6つの項目について調査研究を実施した。

- 1) 人工バリアの設計 (処分容器、緩衝材)
- 2) 地下施設の概念設計
- 3) 搬送・定置設備の概念設計
- 4) 地上施設の概念設計
- 5) 直接処分方策に関する調査・検討
- 6) 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

それぞれの項目の主な成果を以下に示す。

1) 人工バリアの設計 (3.1節参照)

まず、使用済燃料の処分容器の設計検討としては、使用済燃料の多様性への対応としてPWR燃料集合体およびBWR燃料集合体を対象とし、処分容器への燃料集合体の最大収容体数を臨界安全性および緩衝材の許容最高温度の要件から確認した。また、処分容器の必要厚さの遮へい性および構造健全性の要件からの確認を実施した。その結果、PWR燃料集合体およびBWR燃料集合体を対象とした処分容器仕様を、PWRについては4体～1体、BWR燃料については12体～4体収容の条件で例示した。

緩衝材の設計検討としては、緩衝機能により処分容器および岩盤が所要の期間破壊しないこと(緩衝材の応力緩衝性)の確認を、PWR燃料集合体2体収容の処分容器と厚さ700mmの緩衝材に対して、処分容器の沈下、腐食膨張、岩盤クリープを考慮した複合解析を基に実施した。設計検討の条件としては、ガラス固化体の技術に基づく処分容器(炭素鋼処分容器)および人工バリア仕様の他に、長寿命化のために外層に銅を用いた複合処分容器や、乾燥密度、ケイ砂混合率をより高めに設定した緩衝材仕様、人工バリア施工方式(ブロック方式、PEM方式)や地質環境(硬岩、軟岩)の多様性も加え、これらの条件の組合せを考慮した。

2) 地下施設の概念設計 (3.2節参照)

地下施設の設計として、処分場を構成する坑道群に対して、前提となる地盤条件と人工バリアの定置方式の組み合わせに応じた多様な断面形状の設定、および掘削断面が大きくかつ構造的に複雑な断面となる坑道交差部のモデル化を行い、空洞安定性解析に基づく坑道の仕様を例示した。また、坑道の設計の前提となる地盤条件と人工バリア条件(ブロック方式/PEM方式、横置き定置方式/縦置き定置方式)の各組み合わせの特徴を分析評価し、組み合わせ間での比較もしやすいように整理した。坑道の主要な支保工材料となるコンクリートについては、多様な配合(セメント、シリカフューム、フライアッシュ)における基礎物性の取

得を行い、想定される場面に応じた使用方法の検討に資する基本データとして整備した。

3) 搬送・定置設備の概念設計 (3.3 節参照)

搬送・定置設備について、使用済燃料直接処分での処分場概念や人工バリアなどの特徴（使用済燃料を収納する廃棄体がガラス固化体に比べて長尺化かつ重くなるなど）に対応可能な搬送・定置設備に関わる技術選択肢を技術オプションとして体系的に整備するとともに、その整備結果を活用することで、搬送・定置設備の具体化の例として、処分坑道 PEM 搬送・定置装置などの概念設計を例示した。さらに、搬送・定置設備の設計と他の処分施設の設計とを整合したものとしていくために、搬送・定置設備の設計を中心としつつ人工バリアの設計と地下施設の設計との連携を考慮した処分施設の設計フローを例示した。

4) 地上施設の概念設計 (3.4 節参照)

地上施設について、使用済燃料の処分容器への封入施設の設備（溶接装置および検査装置）を対象として、該当設備に対する要求事項をガラス固化体の場合の要求事項を参考に設定するとともに、炭素鋼処分容器および複合処分容器（外層が銅、内層が炭素鋼）を対象に、封入設備の溶接装置と検査装置のそれぞれに関わる技術選択肢を技術オプションとしてそれらの特徴比較の視点を整理するとともに、それに基づき人工バリアの仕様や条件などに応じて適切な技術オプションを選定できるようにした。

5) 直接処分方策に関する調査・検討 (3.5 節参照)

ガラス固化体では考慮しない保障措置と核セキュリティについては、処分施設の設計検討段階での考え方や方策などについて、IAEA や諸外国の事例や検討状況の調査・分析を行い、最新の状況と動向を把握した。また、保障措置の要件や適用可能な候補技術の整備、さらには廃棄体の固有性確認技術の候補としての超音波探傷技術の適用性確認などを行った。核セキュリティ対策については、IAEA の核セキュリティシリーズ文書の要求事項や想定した設計基礎脅威に基づいて、仮想処分施設に適用する基本的な核セキュリティシステムの種類、機能を整理するとともに、施設設計を具体化する際に国や施設の特徴などを考慮して付加すべき要件を整理した。

6) 処分容器の設計における臨界安全に関する検討 (3.6 節参照)

処分容器内部についての臨界安全解析での過度の保守性の回避や不確実性の低減を目的として、燃焼度クレジットを適用した場合の解析精度に関する検討を行い、核種組成の予測の不確実性などの中性子増倍率への影響を評価することができた。また、未臨界を判定する基準値について、直接処分の処分容器の体系と類似性の高い臨界実験データを抽出し、これに基づき信頼性の高い推定臨界下限増倍率を評価することができた。さらに、処分容器に適切な種類の適切な量の中性子吸収材を挿入しておくことで、処分容器の破損を想定しても未臨界を十分に担保できる可能性があることが示された。

(3) 直接処分施設の設計支援システムの構築（4章参照）

設計に用いるデータや判断根拠などを共有し一元的に管理することで、処分容器・緩衝材・地下施設・搬送定置設備・地上施設などの総合的な設計を支援するとともに、設計や施工の透明性・追跡可能性の確保を支援する知識化ツールとして、直接処分施設の設計支援システムの検討を進めた。本システムは、情報の格納および管理が可能なデータベース機能、およびそれと外部データベースとの連携機能となるインターフェースの機能を中核とするものであり、それら機能要素の設計と初期モデルの試作を段階的に行い、地層処分事業の各段階で行われる行為を想定した試行を行った。これらを通じて、本システムの基本概念や試作した機能などが、事業で実際に想定される情報のやり取りに対応するための基礎となり得ることを確認するとともに、実用化に向けての課題を抽出・整理した。

(4) その他の代替処分オプションについての調査・検討（平成 27 年度より）（5章参照）

その他の代替処分オプションについて、特に諸外国で検討事例のある超深孔処分を中心に事例調査を行い、考え方、特徴、検討の背景、技術的課題などを整理した。また、超深孔での深部地質環境特性や掘削技術などについて、諸外国の事例に加えて、関連する国内の既存情報の収集・分析を行った。さらに、予察的な核種移行評価を通じて、超深孔処分での核種移行のプロセスについて、米国での事例で着目されている熱対流による移行以外に、岩盤中の地下水流れによる移行を考慮する必要性などが確認された。

(5) 使用済燃料直接処分研究の特徴と今後の主な課題

まず、使用済燃料直接処分の特徴を、本事業で実施した調査研究項目を対象にして、ガラス固化体・TRU 廃棄物の地層処分の技術・知見との共通点と相違点として整理することを試みた（表 6-1）。その結果、使用済燃料の直接処分に特有であるソースターム評価と核セキュリティ・保証処置対策は、ガラス固化体・TRU 廃棄物とはまったく異なる技術・知見を必要とするが、それ以外の項目については、基本的にガラス固化体・TRU 廃棄物の技術・知見などの活用が可能であり、それをベースにしつつ、使用済燃料の直接処分に特有な技術・知見を追加することで対応していくという形で整理することができた。

表 6-1 使用済燃料の直接処分とガラス固化体の地層処分の類似点・相違点の整理案

| 項目 | 技術・知見の共通点、相違点 | |
|------------------------|----------------------------------|--|
| | ガラス固化体、TRU廃棄物 | 使用済燃料 |
| ソースタームの評価技術 | ○ (ガラス固化体・TRU廃棄物を対象とした技術・知見等) | ガラス固化体・TRU廃棄物とは異なる技術・知見等が必要 ⇒使用済燃料に特有の検討が必要 [新規に着目する項目] ・瞬時放出 [報告書 2.2.2参照] ・長期溶解 [報告書 2.2.2参照] |
| 処分容器の設計技術 | ○ (既存及び研究開発中の技術・知見等) | 基本的にガラス固化体・TRU廃棄物の技術・知見等の活用が可能 [追加的に着目する項目] ・C-14(半減期約5700年)の減衰への長寿命化の効果[報告書 2.1参照] ・使用済燃料の組成への対応(臨界等)[報告書 3.1.1、3.6参照] ・複雑な容器内部形状等に対する構造健全性[報告書 3.1.1参照] ・使用済燃料集合体の健全性(熱による水素化物再配向)[報告書 3.2.1参照] |
| 緩衝材の設計技術 | ○ (既存及び研究開発中の技術・知見等) | 基本的にガラス固化体・TRU廃棄物の技術・知見等の活用が可能 [追加的に着目する項目] ・寸法、重量等の違いへの対応[報告書 3.1.2参照] |
| 地下施設、地上施設、搬送・定置設備の設計技術 | ○ (既存及び研究開発中の技術・知見等) | 基本的にガラス固化体・TRU廃棄物の技術・知見等の活用が可能 [追加的に着目する項目] ・寸法、重量等の違いへの対応 [報告書 3.2、3.3、3.4参照] ・封入施設での材料に応じた封入・検査方法 [報告書 3.4参照] |
| 核セキュリティ、保障措置対策 | × (ガラス固化体・TRU廃棄物では対応不要) | ガラス固化体・TRU廃棄物とは異なる技術・知見等が必要 ⇒使用済燃料に特有の検討が必要 [新規に着目する項目] ・地層処分施設の核セキュリティ対策 [報告書 3.5参照] ・地層処分施設の保障措置対策 [報告書 3.5参照] ・地層処分施設的设计への反映[報告書 3.3、3.4参照] |

次に、(1)～(4)の本事業で実施した調査研究の成果を踏まえての今後の主な課題を抽出した。この際、上記の使用済燃料の直接処分とガラス固化体・TRU 廃棄物の地層処分の技術・知見の共通点と相違点の整理も踏まえたものとした。

- ・ 使用済燃料直接処分での閉じ込め性能については、処分容器の長期の寿命達成に向けてのわが国の環境条件などを考慮した腐食データの拡充と長期的な腐食挙動の評価手法の高度化、使用済燃料に特有な核種放出挙動を表現するパラメータセット案の妥当性を検証するためのデータ取得や評価手法の高度化、処分容器材料として銅を用いる場合の銅の腐食反応が発生するメカニズムの理解の深化に向けての様々な条件下における試験や詳細な分析、などが必要となる。
- ・ 直接処分施設の設計については、まず、使用済燃料直接処分に特有であり処分容器へ

の収納本数の設定に直結する臨界安全評価に関して、その評価での過度の保守性の回避や不確実性を低減するために、超長期の時間経過に伴う燃料および処分容器の形状や配置について過度に保守的とならない材料配置の想定と、それを対象とした臨界安全評価を行うための技術の構築を進めることが必要である。また、同じく使用済燃料直接処分に特有である保障措置と核セキュリティに関して、先行国であるフィンランドやスウェーデンにおいて数年後には建設が開始されることが予想されることから、今後も IAEA および諸外国における最新情報を入手する必要がある。また、これまでの検討内容をベースとしつつ、新しい技術や情報などを継続的に取り入れて、わが国の処分施設に適用する保障措置・核セキュリティ対策の改良を進めることが重要である。

- その他の、使用済燃料直接処分についての人工バリア、地上施設、搬送・定置設備、地上施設の設計、および設計支援システムの整備などについては、本検討で整備した情報や技術などを活用した評価検討が基本的に可能であると考えられるが、引き続き諸外国での最新の検討事例や関連する技術などの最新動向などの把握と整理を継続することが効果的であると考えられる。
- その他の代替処分オプションとしての超深孔処分については、引き続き諸外国などでの超深孔処分についての検討状況や関連技術についての国内外の最新動向を把握するとともに、わが国における適用性・成立性を検討する上での留意点や検討方法を整備するための取り組みが必要である。

