平成 26 年度

地層処分技術調査等事業

処分システム評価確証技術開発

報告書

平成 27 年 3 月

独立行政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、独立行政法人 日本原子力研究開発機構が実施した平成26年度地層処分技術調査等事業「処分システム評価確証技術開発」の成果を取りまとめたものである。

目次

第 1 章 緒言
1.1　本事業の背景と目的 1-1
1.2　全体フレーム 1-1
1.3　本年度の実施内容 1-4
1.3.1　ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発 1-4
1.3.2　多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発 1-5
1.3.3　過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発 1-6
1.3.4　可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の提示 1-6
1.3.5　処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化 1-8
参考文献 1-10

第 2 章 ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発
2.1　目的と５ヵ年の計画 2-1
2.1.1　目的 2-1
2.1.2　５ヵ年の計画 2-3
2.2　システムの過渡的変化評価技術開発 2-4
2.2.1　システムの過渡的状態評価技術の開発 2-4
2.2.2　過渡的状態における人工バリアの挙動評価のためのデータ整備 2-30
2.3　人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発 2-67
2.3.1　人工バリア核種移行評価の不確実性要因と課題解決アプローチ 2-67
2.3.2　緩衝材中の核種移行に関する現象理解のための実験研究 2-70
2.3.3　圧縮ベントナイト中の核種移行に関する精緻化モデルの開発 2-90
2.3.4　システム変遷と核種移行評価のためのデータ・モデルの整備 2-111
2.4　天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発 2-122
2.4.1　天然バリア核種移行評価の不確実性要因と課題解決アプローチ 2-122
2.4.2　岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価技術の開発 2-123
2.4.3　有機物・微生物等の影響評価手法の構築 2-150
2.5　ニアフィールド複合現象／核種移行の統合評価技術開発 2-190
2.5.1　統合評価技術開発 2-190
2.5.2　計算効率の向上に向けた GPGPU を用いた並列計算の検討 2-221
2.6　まとめ 2-227
参考文献 2-230

第 3 章 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発
3.1　目的と５ヵ年の計画 3-1
3.1.1　目的 3-1
3.1.2　５ヵ年の計画 3-2
3.2　廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発 3-4
3.2.1　種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査 3-5
3.2.2　廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価 3-14
3.2.3　廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価 3-25
3.2.4　廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価 3-35
3.3　多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念の構築 3-44
3.3.1　適切な共処分概念の検討手法の調査 3-44
3.4　まとめ 3-49
3.4.1　廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発 3-49
3.4.2　多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念案の構築 3-50
参考文献 3-51

第 4 章 過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発
4.1　目的と５ヵ年の計画 4-1
4.1.1　目的 4-1
4.1.2　５ヵ年の計画 4-1
4.2　地層処分システムにおける過酷事象の概念構築 4-2
4.2.1　過酷事象の定義及び評価フローの具体化 4-4
4.2.2　過酷事象の評価に関する試行 4-10
4.2.3　まとめと今後の課題 4-17
4.3　巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術開発 4-18
4.3.1　巨大地震・断層活動を対象としたシナリオ開発の検討 4-20
4.3.2　巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査 4-26
4.3.3　巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査 4-40
4.3.4　巨大地震・断層活動の評価手法の開発 4-72
4.4　まとめ 4-91
4.4.1　地層処分システムにおける過酷事象の概念構築 4-91
4.4.2　巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術開発 4-91
参考文献 4-95

第 5 章 可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の提示
5.1　目的と５ヵ年の計画 5-1
5.1.1　目的 5-1
5.1.2　５ヵ年の計画 5-2

5.2　地層処分システムのロバスト性概念の検討 5-2
5.2.1　レジリエンスに関する基本的概念の整理 5-3
5.2.2　地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みに関する各候補の長所や短所あるいは制約条件等に関する分析..... 5-5
5.2.3　相互補完的な戦略の提案及び導入に向けた計画の立案 5-9
5.3　「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプを用いた新たな処分概念創出の試行 5-10
5.3.1　フォーカスグループの組織・運営及びステークホルダーの要求の抽出・分析..... 5-10
5.3.2　矛盾・競合解消の工学的対策についての文献調査と専門家へのヒアリング..... 5-15
5.3.3　TRIZ 知識ベースの構築 5-16
5.3.4　ステークホルダーの要件と矛盾・競合の所在についての分析及び知識ベースを用いた新たな処分概念創出の試行..... 5-20
5.3.5　合意形成についてのマルチエージェントシミュレーション..... 5-29
5.4　合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発 5-37
5.4.1　Active モニタリング試験及び技術要素の具体化..... 5-37
5.4.2　危険予知型モニタリングシステムのための測定技術の調査 5-44
5.4.3　モニタリング情報の可視化手法の具体化と今後の開発方針提案 5-46
5.4.4　地表環境での物質移動に関するモニタリング情報と予測モデルの調査 5-48
5.5　まとめ 5-49
参考文献 5-50

第 6 章 地層処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化
6.1　目的と５ヵ年の計画 6-1
6.1.1　目的 6-1
6.1.2　５ヵ年の計画 6-1
6.1.3　今年度の実施内容 6-2
6.2　多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討 6-6
6.2.1　社会的側面からの要求抽出の検討 6-6
6.2.2　科学技術的側面からの要求抽出 6-13
6.3　統合プラットフォームが有するべき共通的な機能のプロトタイプ作成 6-21
6.3.1　統合プラットフォーム改良 6-21
6.3.2　マネジメントコクピットの改良 6-22
6.4　まとめおよび今後の課題 6-27
6.4.1　まとめ 6-27
6.4.2　今後の展開・課題 6-27
参考文献 6-29

第 7 章 結言
7.1　平成 26 年度における主な成果 7-1
7.2　おわりに 7-4
参考文献 7-5

付録
付録 1　地表環境での物質移動に関する予測モデル等の開発状況
（国際共同研究等の進捗状況） ..... 付録 1-1

図目次

図 1.2-1　本プロジェクトの全体構成 1-3

図 2.1.1-1　本課題の４つのサブタスクの関係 2-2
図 2.1.1-2　５ヵ年の全体計画 2-3
図 2.2.1-1　半透過境界条件の有無を考慮した試解析例 2-17
図 2.2.1-2　数値解法プログラムの改良効果を確認するための境界条件 2-18
図 2.2.1-3　数値解法プログラムの改良効果を確認するために用いた要素分割 2-19
図 2.2.1-4　数値解法プログラムの改良効果を確認するための解析結果の比較例 2-19
図 2.2.1-5　ニアフィールド環境を想定した緩衝材中の水分移動解析に用いた要素分割 .. 2-21
図 2.2.1-6　解析に用いた緩衝材の不飽和特性 2-21
図 2.2.1-7　ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中の水分移動の解析結果例 .. 2-22
図 2.2.1-8　圧力ーエンタルピーー温度の関係のダイアグラム（蒸気線図） 2-23
図 2.2.1-9　二相流を考慮した解析の検証のために設定した解析対象及び解析条件 2-26
図 2.2.1-10 設定した温度変化 2-26
図 2.2.1-11 岩盤の含水率と比透水係数の関係 2-27
図 2.2.1-12 二相流を考慮した解析例（流体圧力分布の経時変化） 2-28
図 2.2.2-1　腐食モニタリングセンサーの模式図 2-31
図 2.2.2-2　不飽和緩衝材中における腐食センサーの適用性確認試験の模式図 2-32
図 2.2.2-3　再冠水過程の緩衝材中における炭素鋼の自然電位の経時変化 2-33
図 2.2.2-4　交流インピーダンス測定結果とパラメータ推定の例 2-34
図 2.2.2-5　炭素鋼電極界面の等価回路 2-34
図 2.2.2-6　R_s, R_p の経時変化..... 2-35
図 2.2.2-7　C_{dl} の経時変化..... 2-35
図 2.2.2-8　β の経時変化 2-36
図 2.2.2-9　顕微ラマン分光による腐食生成物の分析結果 2-37
図 2.2.2-10 幌延 URL におけるオーバーパック腐食試験の設置状況 2-38
図 2.2.2-11 幌延 URL におけるオーバーパック腐食試験に用いたセンサーの交流インピーダンス測定結果（Bode 線図） 2-39
図 2.2.2-12 試験カラムの模式図 2-40
図 2.2.2-13 試験後試験片の外観 2-43
図 2.2.2-14 酸性環境における炭素鋼の腐食量の経時変化 2-44
図 2.2.2-15 炭素鋼の腐食速度におよぼす pH の影響 2-44
図 2.2.2-16 試験後試験片の X 線回折結果 2-45
図 2.2.2-17 水素抽出曲線の測定結果 2-47
図 2.2.2-18 浸漬試験の温度と拡散性水素濃度の関係 2-48
図 2.2.2-19 膨潤力測定 2-50

図 2.2.2-20 pH 測定（Na-KV1）..... 2-50
図 2.2.2-21 XRD を用いた鉱物組成測定..... 2-51
図 2.2.2-22 XRD を用いた湿度制御測定..... 2-51
図 2.2.2-23 膨潤圧試験／透水試験フロー 2-52
図 2.2.2-24 高塩化物イオン濃度対応型 膨潤圧／透水試験装置 2-52
図 2.2.2-25 イオン強度と平衡膨潤圧の関係 2-54
図 2.2.2-26 イオン強度と透水係数の関係 2-54
図 2.2.2-27 膨潤圧／透水試験装置 2-54
図 2.2.2-28 有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係 2-56
図 2.2.2-29 有効粘土密度と透水係数の関係 2-56
図 2.2.2-30 光学式 pH 計の構成..... 2-57
図 2.2.2-31 pH 感受性薄膜（スライドガラスに塗布）..... 2-58
図 2.2.2-32 異なる温度における検量線の例 2-59
図 2.2.2-33 浸潤試験装置 2-59
図 2.2.2-34 光学式 pH 計による圧縮ベントナイト中間隙水の室温での pH 測定結果例..... 2-60
図 2.2.2-35 原位置試験試料の微小元素マッピング分析結果 2-63
図 2.2.2-36 原位置試験試料の HRTEM 観察画像..... 2-64
図 2.2.2-37 カラム試験試料の微小元素マッピング分析結果 2-65
図 2.2.2-38 カラム試験試料の FESEM 観察・EDS 分析結果..... 2-66
図 2.3.1-1 バリア間相互作用を含むニアフィールドシステムの変遷と核種移行現象 2-67
図 2.3.1-2 人工バリア中核種移行に関する現象理解とモデル精緻化のための
アプローチ 2-69
図 2.3.2-1 拡張型透過拡散/トレーサー減衰法の概要 2-70
図 2.3.2-2 温度制御下での Cs の拡張 TD 法データと解析例 2-71
図 2.3.2-3 Cs の実効拡散係数と分配係数の温度依存性..... 2-72
図 2.3.2-4 Na 型/Ca 型モンモリロナイト(0.8Mg/m^3 / 0.01M NaCl)中の Sr 透過拡散
試験結果 2-73
図 2.3.2-5 Na 型/Ca 型モンモリロナイト及び Sr 拡散試料の XRD データの深度依存性.... 2-74
図 2.3.2-6 Se(-II)試験溶液の UV-Vis スペクトルの経時変化 2-75
図 2.3.2-7 Se(-II)の分配係数の時間変化(a)、Se(-II)と Se(IV)の分配係数の
pH 依存性(b)..... 2-76
図 2.3.2-8 金コロイドの粒径分布の NaCl 濃度依存性 2-79
図 2.3.2-9 圧縮ベントナイトの間隙構造と層間/エッジの収着機構に関連する分析技術.. 2-80
図 2.3.2-10 乾燥密度 0.8Mg/m^3 の NaCl 飽和試料の緩和時間分布(a)とそれより評価
された層間及び層間外間隙の割合の塩濃度依存性(b) 2-81
図 2.3.2-11 塩濃度の異なる溶液で飽和させた圧縮モンモリロナイトの T_1 分布 2-83
図 2.3.2-12 乾燥密度 0.8 Mg/m^3(a), 1.6 Mg/m^3(b)の圧縮モンモリロナイトにおける
-40 から 30℃の範囲の液体水の存在割合 2-84

図 2.3.2-13 Cs 型粘土の含水状態での ^{133}Cs MAS NMR スペクトル(a)及び三川産
モンモリロナイトの ^{133}Cs MAS NMR スペクトルの温度変化(b)..... 2-86
図 2.3.2-14 多様な粘土鉱物に対する固体 ^{133}Cs MAS NMR スペクトル..... 2-87
図 2.3.2-15 第一原理計算により構造最化を行った Cs 型モンモリロナイトの構造 2-88
図 2.3.2-16 層間に存在する Cs の位置 2-89
図 2.3.2-17 バイオタイトおよびパイライトに吸着した SeO_4^{2-}の赤外吸収スペクトル 2-90
図 2.3.3-1 統合収着・拡散モデル（ISD モデル）の基本概念..... 2-90
図 2.3.3-2 統合収着・拡散モデル（ISD モデル）の開発及び適用評価の事例..... 2-91
図 2.3.3-3 均質間隙系での ISD モデルの高度化検討例 2-92
図 2.3.3-4 Ohe2012 モデル(a)、及び Ohe2013 モデル(b)の間隙構造概念図..... 2-93
図 2.3.3-5 水和状態の電解質濃度依存性(a)、及び多重間隙モデルの概念図(b) 2-94
図 2.3.3-6 均質間隙モデルと二重間隙モデル(a)、多重間隙モデル(b)との比較図 2-96
図 2.3.3-7 計算科学手法によって検証すべき課題とアプローチの検討 2-97
図 2.3.3-8 自由水の水分子および Cl^-(a)、UO_2^{2+}及び K^+(b)の拡散係数の温度および
イオン強度依存性 2-98
図 2.3.3-9 モンモリロナイト層間における水分子、UO_2^{2+}及び Na^+の拡散係数の温度、
間隙幅および層電荷依存性 2-99
図 2.3.3-10 モンモリロナイト - UO_2^{2+} - K^+共存系の MD 計算スナップショット(a)、
UO_2^{2+}(b)及び K^+(c)の収着分配係数の層電荷依存性 2-99
図 2.3.3-11 モンモリロナイト層間の水和数に対する膨潤挙動 2-100
図 2.3.3-12 モンモリロナイト層間イオンの分布状態 2-101
図 2.3.3-13 A-chain の Mg 同形置換のバリエーションと Na^+初期配置に対する表面
エネルギー 2-103
図 2.3.3-14 PHREEQC を用いた不確実性評価ツールシステムの概要..... 2-106
図 2.3.3-15 不確実性評価解析の流れとラテン超方格サンプリング法 2-106
図 2.3.3-16 代表的な間隙水化学特性に対する主要なモデルパラメータの偏順位相関
係数 2-108
図 2.3.3-17 pH - 分配係数の散布図(a)、主要なモデルパラメータの偏順位相関係数(b).. 2-109
図 2.3.3-18 PHREEQC と ISDCalc を連携した不確実性評価ツールの処理流れ..... 2-109
図 2.3.3-19 Cs^+-実効拡散係数の不確実性／感度解析..... 2-110
図 2.3.3-20 I^--実効拡散係数の不確実性／感度解析..... 2-110
図 2.3.4-1 Fe(II)共存下でのモンモリロナイトへの Cs, Ni 収着試験結果 2-113
図 2.3.4-2 Fe 型モンモリロナイトに対する Cs, Ni 収着試験結果..... 2-114
図 2.3.4-3 Fe,Ca,Na 型モンモリロナイトに対する I、Cs 拡散試験結果..... 2-115
図 2.3.4-4 182 日間変質させた試料の断面の元素面分析結果..... 2-117
図 2.3.4-5 変質層厚及び浸出液 pH の経時変化 2-117
図 2.3.4-6 試験方法概略図 2-118
図 2.3.4-7 浸出試験期間中の pH (a) 及び試験片の重量減少量(b)の経時変化..... 2-120

図 2.3.4-8　28 日間変質させた試料の断面の元素面分析結果（脱イオン水） 2-120
図 2.3.4-9　28 日間変質させた試料の断面の元素面分析結果（$MgCl_2$ 溶液 0.0055 M） 2-121
図 2.3.4-10 28 日間変質させた試料の断面の元素面分析結果（人工海水） 2-121
図 2.4.1-1　天然バリア中の核種移行評価における課題解決のアプローチ 2-123
図 2.4.2-1　室内から原位置へのアップスケーリングを含む岩石系の研究アプローチ ... 2-127
図 2.4.2-2　割れ目を含む堆積岩試料の試料加工と試料体系 2-130
図 2.4.2-3　幌延堆積岩の割れ目部／マトリクス部の収着試験(a)と脱離試験(b)の結果.. 2-131
図 2.4.2-4　幌延堆積岩中の拡散試験と解析結果の例 2-132
図 2.4.2-5　幌延堆積岩中の拡散試験で得られたパラメータとバッチ試験との比較 2-132
図 2.4.2-6　低流量通液試験に用いる幌延岩石試料の X 線 CT データと亀裂体積評価 2-133
図 2.4.2-7　低流量通液試験で得られたトレーサー元素の破過曲線データ 2-134
図 2.4.2-8　低流量通液試験終了時の割れ目部（上流・下流）(a)と割れ目表面の状態(b)
..... 2-135
図 2.4.2-9　低流量通液試験終了時の割れ目部（上流・下流）(a)、Cs の濃度
プロファイル上流側(b)、Cs の濃度プロファイル下流側(c) 2-135
図 2.4.2-10 低流量通液試験の割れ目表面の SEM-EDS 分析結果 2-136
図 2.4.2-11 単一割れ目の核種移行解析のモデル概念図 2-137
図 2.4.2-12 単一割れ目の核種移行解析の結果例と実測データとの比較 2-138
図 2.4.2-13 HDB-1 孔における地下水の Cl^-・$\delta^{18}O$・δD の深度プロファイルの例 2-142
図 2.4.2-14 グリムゼル花崗岩に対する Ni の収着試験結果(a)及び拡散試験結果(b) 2-144
図 2.4.2-15 グリムゼル花崗岩の Ni 収着試料の SEM/EDS 分析結果 2-144
図 2.4.2-16 グリムゼル花崗岩に対する Se(-II)分配係数の時間変化(a)と Se(-II),
Se(IV), Se(VI)の分配係数の pH 依存性(b) 2-145
図 2.4.2-17 グリムゼル花崗岩の鉱物・間隙の不均質性とその影響を含む拡散データ ... 2-146
図 2.4.2-18 グリムゼル花崗岩の鉱物・間隙の不均質性とその影響を含む拡散データ ... 2-147
図 2.4.2-19 解析に用いた鉱物及び粒界分布（不均質場）（左）と実効拡散係数分布（右）
..... 2-148
図 2.4.2-20 試料の 20mm(a)と 100mm(b)の位置を通過するフラックスについて拡散係数の
異なる複数の解析解の重み付け合計とフィッティングした場合 2-149
図 2.4.2-21 割れ目を含む堆積岩試料の特性評価試験と試料準備状況 2-149
図 2.4.3-1　有機物・微生物等の影響評価研究の流れ 2-150
図 2.4.3-2　有機物影響評価ダイアグラム 2-150
図 2.4.3-3　GoldSim による解析結果（ガラス固化体 4 万本分） 2-162
図 2.4.3-4　フミン酸に対する Eu(III)の分配係数の対数値（$logK_{HA_Eu}$）と
ローディングレベル（$C_{Eu}/C_R\alpha$）との関係 2-166
図 2.4.3-5　本調査で検討した RO 膜システムの構成 2-168
図 2.4.3-6　微生物影響事象に関するインフルエンスダイアグラム 2-170
図 2.4.3-7　水-岩石/有機物-微生物相互作用の評価手法フロー 2-175

図 2.4.3-8　微生物コロイドの核種移行影響評価手法フロー 2-177
図 2.4.3-9　バイオフィルムの核種移行影響評価手法フロー 2-178
図 2.4.3-10 亀裂性媒体におけるコロイドおよびバイオフィルム影響を考慮した一次元
平行平板モデルの概念図 2-179
図 2.4.3-11 コロイドおよびバイオフィルム影響を考慮した核種移行解析結果 2-181
図 2.4.3-12 各解析ケースの総線量の比較図 2-183
図 2.4.3-13 微生物サイズのコロイドへの元素の分配係数 2-184
図 2.4.3-14 (a)幌延深地層研究センター地下施設内坑道壁面に形成されたバイオ
フィルム(IGSW-BF) (b)原位置環境下におけるバイオフィルム形成試験
に用いた岩石試料(c)原位置環境下におけるバイオフィルム形成試験 2-186
図 2.4.3-15 地下施設内ボーリング孔（08-E140-C01）から採取した地下水中の微生物
群集組成の経時変化 2-188
図 2.4.3-16 地下水中の生物を対象とした全ゲノム解析結果に基づく群集組成パターン . 2-188
図 2.4.3-17 ゲノムデータから推測した各微生物ゲノムの代謝機能 2-189
図 2.5.1-1　核種移行の総合評価技術開発の体系 2-190
図 2.5.1-2　腐食生成物の発生を発端事象としたインフルエンスダイアグラム 2-193
図 2.5.1-3　ガラス固化体の溶解挙動を規定する状態変数と影響因子 2-195
図 2.5.1-4　鉄共存系でのガラス溶解の概念モデルの例 2-197
図 2.5.1-5　ガラスー鉄ーベントナイトから成る複合系についての共通モデルの例 2-197
図 2.5.1-6　共通モデルにおいて考慮すべきモデルオプションの整理 2-198
図 2.5.1-7　鉄腐食生成物及び鉄ケイ酸塩鉱物のいずれも生成可能とした場合解析結果 . 2-201
図 2.5.1-8　鉄腐食生成物及び鉄ケイ酸塩鉱物のいずれも生成可能とした場合の鉄
ベントナイト共存系での解析結果 2-202
図 2.5.1-9　鉄腐食生成物層と緩衝材変質層（Fe ケイ酸塩鉱物）の二重構造の概念 2-203
図 2.5.1-10 鉄表面では鉄腐食生成物のみが生成可能とした場合の鉄 ベントナイト
共存系での解析結果 2-204
図 2.5.1-11 化学ー物質移行モデルと力学モデルの連成において想定されるデータ授受
の概念図 2-206
図 2.5.1-12 MAS/CA による亀裂の近似を介した力学-化学連成解析（概念図） 2-209
図 2.5.1-13 DEM の CA による近似に関するフロー..... 2-210
図 2.5.1-14 DEM の解析対象領域とメッシュ空間（10×10） 2-211
図 2.5.1-15 DEM 解析結果の概要..... 2-212
図 2.5.1-16 セル単位の平均応力と亀裂数 2-212
図 2.5.1-17 最大亀裂長のヒストグラム 2-213
図 2.5.1-18 ステップごとの予測精度（R^2 値） 2-217
図 2.5.1-19 連続亀裂の有無（ステップごとの正解率） 2-217
図 2.5.1-20 DEM 解析結果の内挿補間の概念図 2-219
図 2.5.2-1　メソスケールでの方法による粘土鉱物の間隙構造のモデル化 2-222

図 2.5.2-2　粘土鉱物分子の堆積問題の試行例 2-225

図 3.1.1-1　HLW と TRU 廃棄物との共処分概念..... 3-1
図 3.1.2-1　適切な共処分概念の提示フローと実施項目 3-2
図 3.1.2-2　５ヵ年の計画 3-3
図 3.2.1-1　C80(0.01℃/min)熱量測定結果 3-8
図 3.2.1-2　TAMⅢ(約 0.03℃/min)(黒線)及び C80(0.01℃/min)(赤線)による熱量測定結果 3-8
図 3.2.1-3　温度解析体系（左：全体図、右：坑道付近拡大） 3-10
図 3.2.1-4　温度一定及び断熱境界における坑道中心の温度変化 3-12
図 3.2.1-5　坑道壁面からの熱の寄与による評価点 B の温度変化 3-13
図 3.2.2-1　硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON)の概念 3-15
図 3.2.2-2　pH4、60℃における試験結果と NEON による解析結果の比較 3-18
図 3.2.2-3　カラムの外観及び概要図 3-18
図 3.2.2-4　カラム試験結果と解析結果の比較 3-20
図 3.2.2-5　カラチャイ湖周辺地図及び硝酸性窒素汚染分布 3-20
図 3.2.2-6　生口島と調査地域 3-21
図 3.2.2-7　解析体系模式図 3-22
図 3.2.2-8　生口島南西部における地下水の硝酸イオン実測値と解析値の比較 3-24
図 3.2.3-1　イソサッカリン酸及びグルコン酸の構造式 3-27
図 3.2.3-2　グルコン酸共存下におけるジルコニウム溶解度 3-29
図 3.2.3-3　グルコン酸共存下におけるジルコニウム溶解度の孔径依存性 3-29
図 3.2.3-4　ジルコニウム溶解度のグルコン酸濃度依存性 3-30
図 3.2.3-5　グルコン酸存在下におけるジルコニウム溶解度の実験値及び熱力学計算結果 3-32
図 3.2.3-6　グルコン酸共存下のジルコニウムコロイド種のゼータ電位測定結果 3-34
図 3.2.4-1　アンモニウム型スメクタイト試料（右）とアルカリ処理試料（左）の相対湿度制御下での XRD パターン 3-37
図 3.2.4-2　各イオン型に処理したスメクタイト試料の相対湿度制御下での底面間隔測定値 3-38
図 3.2.4-3　塩化アンモニウム結晶 3-40
図 3.2.4-4　アンモニウム型スメクタイトに水を付加したモデル 3-42
図 3.2.4-5　各イオン型スメクタイトに水を付加した時の混合エンタルピー 3-43
図 3.2.4-6　各イオン型スメクタイトに水を付加した時の底面間隔 3-43
図 3.3.1-1　計算領域 3-47
図 3.3.1-2　深さ方向断面における温度分布 3-48
図 3.3.1-3　処分施設各位置における温度変化 3-48

図 4.1.2-1　本事業の 5 ヵ年計画 4-2
図 4.2.1-1　地層処分システムにおける過酷事象の定義の変遷 4-7
図 4.2.1-2　地層処分システムにおける過酷事象の評価フロー 4-7
図 4.2.1-3　過酷事象となる可能性のある事象を抽出する考え方 4-9
図 4.2.2-1　シナリオを構築する考え方の例 4-14
図 4.2.2-2　資源探査シナリオに対する評価結果の例 4-16
図 4.2.2-3　資源探査シナリオに対する対策技術の例 4-17
図 4.3.1-1　巨大地震・断層活動を対象としたシナリオ構築の手順 4-21
図 4.3.1-2　文献情報一覧表及びデータシートの概要 4-23
図 4.3.1-3　断層の領域区分と影響をうける廃棄体数 4-25
図 4.3.1-4　各ゾーンにおける安全機能への影響の整理（試案） 4-25
図 4.3.2-1　東北地方太平洋沖地震の発生前後 1 年間における地震発生数の変化率と
試料採取地点の分布 4-28
図 4.3.2-2　地震の発生前後における各温泉での水質変化 4-30
図 4.3.2-3　地震発生後における温泉水の酸素・水素同位体比 4-31
図 4.3.2-4　地震発生後における温泉水・ガスのヘリウム同位体比 4-31
図 4.3.2-5　釜石鉱山 550m 坑道展開図及び岩盤ひずみ・弾性波計測位置図 4-33
図 4.3.2-6　釜石鉱山・岩盤ひずみ計の配置図 4-33
図 4.3.2-7　江刺地球潮汐観測施設岩盤ひずみ計の配置図 4-33
図 4.3.2-8　江刺岩盤ひずみの経時変化図 4-34
図 4.3.2-9　弾性波計測網及び間隙水圧計、水温計配置図 4-35
図 4.3.2-10　DTT（Differential Travel Time）算定の概念図 4-35
図 4.3.2-11　DTT、間隙水圧及び水温の経時変化図 4-36
図 4.3.2-12　岩盤の伸縮量の経時変化と地震の関連性に関する整理例 4-37
図 4.3.2-13　地震による岩盤の伸縮量の変化を地震前後のトレンドのズレから
推定した例 4-37
図 4.3.3-1　断層模擬試験設備 4-41
図 4.3.3-2　せん断試験のための圧力センサーを設置した模擬岩盤 4-42
図 4.3.3-3　断層挙動の模式図 4-43
図 4.3.3-4　人工バリアせん断試験の構成 4-43
図 4.3.3-5　試験に用いた供試体 4-43
図 4.3.3-6　飽和膨潤過程における膨潤圧の変化 4-45
図 4.3.3-7　飽和膨潤過程終了後の土圧と膨潤圧試験結果との比較 4-45
図 4.3.3-8　せん断過程における供試体挙動の概念図 4-45
図 4.3.3-9　せん断荷重とせん断変位の関係 4-46
図 4.3.3-10　土圧とせん断変位の関係 4-46
図 4.3.3-11　せん断過程における圧縮領域及び引張領域の土圧増分とせん断変位の関係 4-47
図 4.3.3-12　試験後の模擬オーバーパックの様子 4-48

図 4.3.3-13 試験後の供試体の解体の様子 4-48
図 4.3.3-14 試験結果と R-O モデルのフィッティング結果 4-51
図 4.3.3-15 地表面の入力地震波形 4-54
図 4.3.3-16 深度 500m における加速度時刻歴波形 4-54
図 4.3.3-17 加速度応答スペクトル 4-55
図 4.3.3-18 メッシュ分割図（半モデル鳥瞰図） 4-56
図 4.3.3-19 最大応答値のコンター図（半モデル鳥瞰図） 4-57
図 4.3.3-20 初期地圧観測孔の岩石コア（14-350LGE-M04） 4-59
図 4.3.3-21 再コアリングした岩石試料 4-59
図 4.3.3-22 間隙径分布曲線 4-61
図 4.3.3-23 本測定で得られた累積水銀圧入量曲線 4-61
図 4.3.3-24 既往の累積水銀圧入量曲線 4-61
図 4.3.3-25 水銀圧入法から得られた毛管圧曲線 4-62
図 4.3.3-26 van Genuchten モデルによる毛管圧力のフィッティング結果..... 4-63
図 4.3.3-27 ガス圧と積算流量の経時変化 4-65
図 4.3.3-28 相対浸透率データ（14-350LGE-M04-1） 4-65
図 4.3.3-29 相対浸透率データ（14-350LGE-M04-2） 4-65
図 4.3.3-30 相対浸透率曲線 4-68
図 4.3.3-31 試験概念図 4-69
図 4.3.3-32 ボーリング孔の掘削位置及び掘削状況写真 4-70
図 4.3.3-33 コア写真 4-70
図 4.3.3-34 適用性検討の流れ 4-71
図 4.3.4-1 3 次元解析モデル..... 4-73
図 4.3.4-2 覆工ｺﾝｸﾘｰﾄ周方向応力分布 4-73
図 4.3.4-3 覆工ｺﾝｸﾘｰﾄ最大主応力分布 4-73
図 4.3.4-4 余震活動の確率モデル設定フロー 4-74
図 4.3.4-5 マグニチュード分布のパラメータ 4-75
図 4.3.4-6 サロベツ断層帯の位置 4-76
図 4.3.4-7 余震活動モデルのイメージ図 4-76
図 4.3.4-8 余震サンプルの作成例 4-77
図 4.3.4-9 加速度応答スペクトルの比較 4-78
図 4.3.4-10 地震動の時刻歴波形 4-78
図 4.3.4-11 動的応答解析結果 4-79
図 4.3.4-12 応答震度法解析結果 4-80
図 4.3.4-13 動的応答解析結果 4-80
図 4.3.4-14 せん断影響模型試験結果と解析結果における緩衝材上部の土圧変化の比較 .. 4-84
図 4.3.4-15 2 次元有限要素法解析モデルの概要..... 4-84
図 4.3.4-16 鉛直変位コンタ、ミーゼス相当応力コンタ、相当塑性ひずみコンタ 4-86

図 4.3.4-17 本解析で用いた個別要素法モデル概念図 4-88
図 4.3.4-18 せん断挙動表現の概念図 4-88
図 4.3.4-19 個別要素法によるせん断影響解析結果例 4-90

図 5.1.2-1 「可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示」の５カ年計画 5-2
図 5.3.1-1 地層処分に関する各環境 NGO 等のポジション 5-15
図 5.3.4-1 冠水した長尺処分孔中の廃棄体自由落下による定置の概念 5-28
図 5.3.4-2 回収性を維持した超深孔処分概念 5-28
図 5.3.5-1 処分概念に関する世界観に対応した空間の概念 5-29
図 5.3.5-2 選好関数と態度形成のしきい値の関係 5-30
図 5.3.5-3 提示された処分概念の受容性に関する初期値の分布の算出例 5-30
図 5.3.5-4 態度変容後の当該処分概念の受容性 5-31
図 5.3.5-5 各処分概念を最も好むステークホルダーの人数分布 5-32
図 5.3.5-6 処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの態度分布 5-32
図 5.3.5-7 処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの最も好む処分概念分布 5-33
図 5.3.5-8 1 回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの態度分布 5-33
図 5.3.5-9 1 回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの最も好む処分概念分布 5-33
図 5.3.5-10 10 回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの態度分布 ... 5-34
図 5.3.5-11 10 回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの最も好む処分概念分布 5-34
図 5.3.5-12 多数回対話を重ね変動が安定した処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの態度分布 5-35
図 5.3.5-13 多数回対話を重ね変動が安定した処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの最も好む処分概念分布 5-35
図 5.3.5-14 ハブの全体に占める割合αとステークホルダーの態度分布 5-36
図 5.3.5-15 ハブの対話数 n とステークホルダーの態度分布 5-36
図 5.4.1-1 モニタリング項目の抽出と実施方法の検討フロー 5-37
図 5.4.1-2 FRAM モデルにおける機能と属性の表現..... 5-40
図 5.4.1-3 Input と Output が直接リンクしている線のみを示した FRAM 基本モデル 5-41
図 5.4.1-4 抽出された事故シークエンスの例 (1) 5-42
図 5.4.1-5 抽出された事故シークエンスの例 (2) 5-42
図 5.4.1-6 抽出された事故シークエンスの例 (3) 5-42
図 5.4.1-7 処分実証施設の概念例 5-43
図 5.4.2-1 地下施設レイアウト 5-44
図 5.4.2-2 140m 調査坑道平面図..... 5-44

図 5.4.2-3　誘電率と体積含水率の関係 5-45

図 6.1.2-1　「地層処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化」の
5 カ年計画..... 6-1
図 6.1.3-1　二元Ｖ字モデル（Dual Vee Model） 6-3
図 6.1.3-2　エンティティＶ 6-4
図 6.2.1-1　広報ツールの試作：科学技術集団のロゴイメージ 6-11
図 6.2.1-2　広報ツールの試作：ポスター案 6-12
図 6.2.2-1　FRAM の機能共鳴..... 6-14
図 6.2.2-2　FRAM モデルにおける機能と属性の表現..... 6-15
図 6.2.2-3　ニアフィールドからの核種放出に関する FRAM 基本モデル 6-17
図 6.2.2-4　複数のニアフィールドプロセスの機能的共鳴による早期のオーバーパック
開口及び放射性核種の急速な放出の概念 6-20
図 6.2.2-5　Variability と Uncertainty に起因する機能的共鳴のメカニズム..... 6-20
図 6.3.1-1　統合プラットフォームのポータルサイト画面のイメージ 6-22
図 6.3.2-1　FRAM 基本モデル・ダイアグラム表示及び機能リストの表示画面..... 6-24
図 6.3.2-2　「機能」の属性の編集画面 6-24
図 6.3.2-3　Variability/Uncertainty の編集画面..... 6-25
図 6.3.2-4　掲示板による議論を行いながらの作業の例 6-25
図 6.3.2-5　掲示板を使った情報共有の例 6-26
図 6.3.2-6　FEP チャートなどの参考資料閲覧機能の例..... 6-26

図 7.2-1　確証性の高い地層処分システムが具備すべき属性 7-5

表目次

表 2.2.1-1　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出・整理（建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間） 2-6
表 2.2.1-2　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出・整理（廃棄体の発熱の顕著な期間） 2-7
表 2.2.1-3　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出・整理（環境条件が定常に至る期間） 2-8
表 2.2.1-4　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出・整理（外部の環境変化による変遷） 2-9
表 2.2.1-5　建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間における課題と対応状況 2-12
表 2.2.1-6　廃棄体の発熱が顕著な期間における課題と対応状況 2-13
表 2.2.1-7　環境条件が定常に至る期間における課題と対応状況 2-14
表 2.2.1-8　外部の環境変化による変遷における課題と対応状況 2-15
表 2.2.1-9　数値解法プログラムの改良効果を確認するための解析条件 2-18
表 2.2.1-10　数値解法プログラムの改良効果の比較に用いた計算機環境 2-19
表 2.2.1-11　ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中の水分移動の解析ケース .. 2-21
表 2.2.1-12　解析に用いた材料特性 2-27
表 2.2.2-1　浸漬試験条件 2-41
表 2.2.2-2　腐食試験前後の試験片の重量減量から算出した腐食量および腐食速度 2-44
表 2.2.2-3　溶液および緩衝材の pH 濃度測定結果..... 2-45
表 2.2.2-4　拡散性水素の算出結果 2-47
表 2.2.2-5　ベントナイト系材料の物理・化学特性 2-51
表 2.2.2-6　試験条件 2-53
表 2.2.2-7　試験結果 2-53
表 2.2.2-8　試験条件 2-55
表 2.2.2-9　試験結果 2-56
表 2.2.2-10　カラム試験条件 2-64
表 2.3.1-1　人工バリア中の核種移行評価に関する不確実性要因 2-68
表 2.3.2-1　金コロイドを用いたコロイド移行試験と結果の概要 2-77
表 2.3.3-1　粒子間間隙幅 d_2 および体積分率 $f_{\varepsilon 1}$ のモデルによる比較 2-94
表 2.3.3-2　Ohe2012 モデルを用いた多重間隙モデルの各種データ一覧..... 2-95
表 2.3.3-3　モンモリロナイト・エッジ表面（層電荷 0.33e）の安定構造..... 2-102
表 2.3.3-4　ベントナイト間隙水化学評価の不確実性要因に関する海外の検討事例 2-104
表 2.3.3-5　不確実性を考慮するモデルパラメータ 2-108
表 2.3.4-1　試験条件 2-119
表 2.4.2-1　結晶質岩と堆積岩系の核種移行に係る不確実性要因と課題の整理 2-124
表 2.4.2-2　スウェーデン Äspö（結晶質岩）とスイス Mont Terri（堆積岩系）における

原位置トレーサー試験のアプローチ、成果、課題の概要 2-125
表 2.4.2-3 結晶質岩系と堆積岩系のナチュラルトレーサーの評価事例の成果・課題の概要 2-126
表 2.4.2-4 幌延深地層研究所で計画されている原位置トレーサー試験の概要 2-128
表 2.4.2-5 割れ目部とマトリクス部の岩石基本特性 2-130
表 2.4.2-6 単一割れ目の核種移行解析パラメータ 2-137
表 2.4.2-7 地質学的情報、輸送パラメータおよび利用可能な natural tracers の概要.. 2-141
表 2.4.2-8 グリムゼル花崗岩の EPMA 画像の解析による鉱物比や間隙率の評価結果 2-147
表 2.4.2-9 試料の 20mm 及び 100mm の位置を通過するフラックスについて吸着性物質に関する見かけ上の拡散係数の異なる解析解とのフィッティング係数 2-149
表 2.4.3-1 一般化 NICA-Donnan モデルパラメータの線形自由エネルギー相関（LFER） . 2-155
表 2.4.3-2 LFER から算出した一般化 NICA-Donnan モデルパラメータ 2-155
表 2.4.3-3 H12 レファレンスケースの間隙水条件における核種溶解度の算出結果の比較 2-157
表 2.4.3-4 解析に用いた地下水条件 2-157
表 2.4.3-5 NICA-Donnan モデルと JAEA-TDB を用いて算出したレファレンスケース（降水系地下水）における評価対象核種の分配係数（K_{org}） 2-158
表 2.4.3-6 本調査において設定された核種の腐植物質への分配係数（K_{org}） 2-161
表 2.4.3-7 処分システム環境変遷ストーリーボード（処分場建設～閉鎖～1000 年後）. 2-172
表 2.4.3-8 処分システム環境変遷ストーリーボード（1000 年後～10 万年後） 2-173
表 2.4.3-9 FEP リストに関連する微生物影響懸念事象と安全機能への影響検討の必要性 2-174
表 2.4.3-10 既存の核種移行モデルに追加したパラメータと解析ケース 2-179
表 2.4.3-11 地下水およびバイオフィルム中の微量元素濃度 2-185
表 2.5.1-1 ガラス固化体の溶解挙動を規定する状態変数(溶液中の Si 濃度)に関する影響要因についての現象理解と評価上の課題 2-196
表 2.5.1-2 鉄ー緩衝材（ベントナイト）系でのモデルオプションの例 2-200
表 2.5.1-3 連続亀裂フラグと亀裂に関する状態変数間の相関係数 2-214
表 2.5.1-4 連続亀裂フラグと応力に関する状態変数間の相関係数 2-215
表 2.5.1-5 ローカルルールの精度比較（R^2 値） 2-216
表 2.5.1-6 連続亀裂の実測値と予測値の混同行列 2-217

表 3.2.1-1 対象廃棄物の発熱特性 3-5
表 3.2.1-2 対象廃棄物に含まれる化学物質量 3-6
表 3.2.1-3 分析に用いた熱量測定装置の概要 3-7
表 3.2.1-4 温度解析における各構成要素の物性値 3-11
表 3.2.2-1 アンプル試験条件一覧 3-16
表 3.2.2-2 アンプル試験溶液分析結果 3-17

表 3.2.2-3　カラム試験条件 3-19
表 3.2.2-4　カラム試験溶液分析結果 3-19
表 3.2.2-5　解析体系 3-23
表 3.2.2-6　解析条件 3-24
表 3.2.3-1　ジルコニウム加水分解及びグルコン酸錯生成の熱力学データ（I = 0） 3-32
表 3.2.3-2　イオン強度 0 における 4 価金属-イソサッカリン酸、グルコン酸錯体の
錯生成定数 3-33
表 3.2.4-1　水中に陽イオンを投入した時の混合エンタルピー 3-41
表 3.2.4-2　真空中の陽イオンに水分子を 6 個付加した時のエンタルピー変化 3-41
表 3.3.1-1　諸外国の共処分概念におけるレイアウトとその設定の考え方 3-44
表 3.3.1-2　物質収支に基づく処分施設周りの変質層の拡がり 3-45
表 3.3.1-3　フランスにおけるアスファルト固化体の概要 3-46

表 4.2.2-1　トップダウン型及びミドルアップダウン型による抽出例（自然事象） 4-11
表 4.2.2-2　トップダウン型及びミドルアップダウン型による抽出例（人為事象） 4-12
表 4.2.2-3　ボトムアップ型の方法による抽出例 4-12
表 4.2.2-4　包括的懸念事象リストの例 4-13
表 4.2.2-5　作業者の吸入による内部被ばく評価に用いたパラメータ一覧 4-16
表 4.3.2-1　2000 年以降の主要被害地震一覧 4-37
表 4.3.2-2　弾性波計測システムの要件及び技術的課題 4-39
表 4.3.3-1　平均変位速度における活断層の活動度の分類 4-41
表 4.3.3-2　せん断試験に用いる人工バリア等の材料仕様 4-44
表 4.3.3-3　せん断試験条件 4-44
表 4.3.3-4　せん断試験後の供試体の状態 4-48
表 4.3.3-5　繰返しねじりせん断試験の試験ケース 4-50
表 4.3.3-6　繰返しねじりせん断試験結果 4-50
表 4.3.3-7　R-0 モデルのパラメータ 4-51
表 4.3.3-8　本解析の境界条件 4-52
表 4.3.3-9　地震応答解析に用いる物性値 4-52
表 4.3.3-10　著名地震波の例 4-53
表 4.3.3-11　地震波の比較 4-53
表 4.3.3-12　処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）の仕様 4-55
表 4.3.3-13　最大応答値 4-56
表 4.3.3-14　岩石試料の物理試験結果 4-59
表 4.3.3-15　ガス浸透率試験に用いる岩石試料の物理試験結果 4-60
表 4.3.3-16　間隙径分布測定結果 4-60
表 4.3.3-17　毛管圧曲線から推定したスレッショルド圧力 4-62
表 4.3.3-18　絶対浸透率の測定結果 4-63

表 4.3.3-19 ガス圧力ステップと排水量 4-64
表 4.3.3-20 JBN 法による相対浸透率の計算結果 4-67
表 4.3.3-21 計測及び評価項 4-69
表 4.3.4-1 内陸活断層のマグニチュード一覧 4-75
表 4.3.4-2 岩盤（硬岩系）の物性値 4-85
表 4.3.4-3 緩衝材の物性値 4-85
表 4.3.4-4 模擬オーバーパックの物性値 4-85
表 4.3.4-5 個別要素法モデルに設定したパラメータ 4-88
表 4.3.4-6 個別要素法モデル形状及び計算条件 4-89

表 5.2.1-1 地層処分システムのロバスト性を向上させるためのレジリエンス的取り組み例 5-3
表 5.2.1-2 他分野におけるシステムのロバスト性を向上させるためのレジリエンス的取り組み例 5-4
表 5.2.2-1 SWOT 分析用のマトリクス 5-6
表 5.2.2-2 「冗長性」の SWOT..... 5-6
表 5.2.2-3 「冗長性」に関する SWOT 分析結果..... 5-7
表 5.2.2-4 「多様性」の SWOT..... 5-7
表 5.2.2-5 「多様性」に関する SWOT 分析結果..... 5-7
表 5.2.2-6 「適応／成長」の SWOT..... 5-8
表 5.2.2-7 「適応／成長」に関する SWOT 分析結果..... 5-8
表 5.2.2-8 「危機管理」の SWOT..... 5-8
表 5.2.2-9 「危機管理」に関する SWOT 分析結果..... 5-9
表 5.2.3-1 地層処分システムのロバスト性を向上するための４つのレジリエンス的取り組みを組み合わせた総合的な戦略 5-9
表 5.3.1-1 調査対象の環境 NGO 及び発行している「地層処分」の関連テキスト 5-13
表 5.3.1-2 「地層処分」の関連テキスト分析結果 5-13
表 5.3.3-1 TRIZ における 39 個のパラメータ 5-16
表 5.3.3-2 TRIZ における矛盾マトリクス 5-17
表 5.3.3-3 TRIZ における 40 の発明原理..... 5-18
表 5.3.4-1 回収性に関する分散型処分概念の特性に該当する TRIZ パラメータ 5-26
表 5.3.4-2 矛盾マトリクス（該当部分のみ）及び抽出された発明原理 5-27
表 5.3.5-1 コミュニケーションによる態度変容 5-31
表 5.4.1-1 モニタリングパラメータと方法の例 5-38

表 6.1.3-1 モデルベースシステムズエンジニアリングの特徴 6-2
表 6.2.1-1 フォーカスグループの年齢構成 6-7
表 6.2.1-2 フォーカスグループの運用内容 6-7

表 6.2.1-3　事前アンケート結果 6-7
表 6.2.1-4　グループインタビューの結果得られた地層処分に対する不安・問題点 6-8
表 6.2.1-5　地層処分の問題と解決の認識マトリックス 6-9
表 6.2.1-6　原発再稼働と地層処分に対する態度マトリックス 6-10
表 6.2.1-7　ブランドデザイン検討 6-11
表 6.2.2-1　Tractable なシステムと Intractable なシステムの比較..... 6-14
表 6.2.2-2　FRAM 法による検討の手順..... 6-15
表 6.2.2-3　ニアフィールドにおける地層処分システムの「機能」の抽出例 6-16
表 6.2.2-4　FRAM における機能の属性記述例..... 6-16
表 6.2.2-5　FRAM 機能（プロセス）の Variability と Uncertainty 6-18
表 6.2.2-6　放射性核種の急速な放出に至るシナリオ 6-19
表 6.3.1-1　統合プラットフォーム機能改良状況一覧 6-22
表 6.3.2-1　マネジメントコクピットの改良内容 6-23

1. 緒言

1.1 本事業の背景と目的

本事業は、平成26年度地層処分技術調査等事業（処分システム評価確証技術開発）として、経済産業省資源エネルギー庁(以下、資源エネルギー庁)から独立行政法人日本原子力研究開発機構(以下、原子力機構)が受託したものである。本事業の背景と目的を以下に記す。

我が国においては、現在、約17,000トンの使用済燃料を保管中であり、これは、既に再処理された分も合わせるとガラス固化体で約25,000本相当の高レベル放射性廃棄物となる(経済産業省，2014)。廃棄物を発生させた現世代の責任として将来世代に負担を先送りしないように、放射性廃棄物の地層処分対策を着実に進める必要がある。そのために、これまで地層処分の長期的な安全性に関する信頼性を高めることを目標に、安全評価上の保守性を重視したロバストな地層処分システム概念の構築と評価手法の開発が進められてきており、処分実施主体においては、さらに実用的かつ経済的合理性のあるものにするための技術開発が行われている。地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるものとするためには、システムとしての評価に関する技術の確証が十分に行われる必要がある。システム評価においては、ロバスト性の概念を、安全評価の保守性だけではなく、システムが有するレジリアンス性なども含めた拡張ロバスト性概念として再定義し、より包括的な視点を与えることが重要である。こうした視点に立って評価技術の確証を行うためには、計算科学等における先端科学技術の知見が最大限適用されていることを保証するとともに、特に東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象対策も念頭に置いたシステム概念と評価技術の開発が不可欠である。さらに、システム評価技術の科学技術的な先端化と併せて、社会的意思決定プロセスのなかに、システム評価に関する確証性を高めていくための仕組みを考慮したシステム概念を提示していくことが必要である。

これらの背景を踏まえ、本研究開発では、先端科学技術を駆使した解析評価技術を開発するとともに、こうした評価技術と関連させ、地層処分にかかわる意思決定プロセスにおけるシステム評価の確証性を高めていくための仕組みを備えた地層処分システム開発の方法論を構築することを目的とする。このために、拡張ロバスト性概念の構築を行い、これに基づいて処分場閉鎖前から閉鎖後の長期にわたる処分場近傍（ニアフィールド）を中心としたシステム変遷と核種移行を評価するための先端的評価技術、高レベル放射性廃棄物や多様な長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU廃棄物）の共処分によるニアフィールドの影響評価技術、及び断層発生などの過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発を行うとともに、これらを用いた評価に基づき、可逆性と回収可能性、モニタリングシステム等を考慮した確証性の高いシステム概念の具体的な提示を行う。

これらを通じ、処分実施主体が行う処分場設計や性能評価の科学技術的基盤を与え、安全裕度の定量化等に資すると同時に、安全規制策定に対しても科学技術的基盤を提供し、地層処分技術の社会的受容性向上に貢献する。また、本研究開発の成果をこうした目的に円滑に反映できるよう、地層処分システム評価確証技術として統合化する。

1.2 全体フレーム

地層処分研究の特徴として、処分場のサイト選定からサイト調査、掘削、操業、閉鎖等の100年に及ぶ過程で、度々、セーフティケースの提示が求められ、利害関係者の意見調整及び意思決定に用いられる。この間、地層処分システムの評価技術が陳腐化しないように、科学技術の進歩を反映すること

により、高度化していくことが必要である。このためには先端的な分析技術を活用した処分システムの長期変遷に係る様々な現象の解明、及び高度な計算科学的手法を利用した現象モデルの精緻化、並びにこれらを反映したシステム性能評価モデルの高度化がなされる必要がある。1.1章で安全で信頼に足る地層処分システムの要件として挙げたように、これらの高度化された評価技術は、地下研究施設や室内での実験結果あるいは天然類似事象の調査結果等により確証される必要がある。

また、1.1では、安全評価の保守性のみに着目した従来の評価のロバスト性にも、システムが有するレジリアンス性を含めて、ロバスト性の概念を再定義し、より包括的な視点を与えることの重要性を指摘した。このレジリアンス性は、近年、社会的関心が高まり、さまざまな分野で新たなパラダイムとして導入され、その文脈に沿って様々なことが議論されている。例えば、平成24年12月に発足した安倍内閣では、平成25年1月に国土強靭化（ナショナル・レジリエンス）（内閣官房, 2014)掲げており、レジリエンス工学という学問分野も確立されつつあり、平成25年4月に東京大学にレジリエンス工学研究センターが設立されている(東京大学,2014)。しかし、下記のように研究者の考え方及び分野の特徴を反映した様々な概念として使用されており、レジリエンスである対象も、組織やシステムなど幅広いものとなっている。

- 【辞書的な意味】弾力性、復元性、心理的な立ち直り能力
- 【Longstaff,P.H.,2010】 Resistance（システムが擾乱に対してその機能を維持すること）&Recovery（システムが機能の一部を失ったときにその障害から回復する能力）の組み合わせ。
- 【Westrem,R.,2006】何か悪いことが起こることを事前に防ぐ能力、悪いことがさらに悪くなることを防ぐ能力、悪いことが起こってしまった場合そこから回復する能力
- 【Hollnagel,E.,2012】レジリエンスとは想定内、想定外のいずれの事象に対しても、必要な動作を維持することができる能力。擾乱に対する回復力ではなく、想定外の範囲を含む環境下でも、機能を持続できる能力である。
- 【アメリカ規格協会/アメリカ企業セキュリティ協会(2009)】複雑かつ変化していく環境に対する組織の適応能力
- 【米商務省・国家標準技術院（NIST）（2011）】レジリエンスとは、リスクマネジメント、不測事態対応計画及び継続計画の全体論的な導入により、環境へのあらゆる既知又は未知の変更に対して、迅速に適応かつ回復する能力をいう。

上記、Hollnagel(2012)の定義は、従来、地層処分分野で用いられてきたロバスト性の概念に近いものであるが、受動的状態である閉鎖後の地層処分システムでは、長期的にはシステムの可観測性／可制御性に基づくレジリエンスの維持は保証されない。

以上のことから、従来、他分野で構築されたレジリエンスの概念を、そのまま地層処分システムに反映するのではなく、地層処分システムの特徴を踏まえて、地層処分システムに関するレジリアンスの概念を構築する必要がある。

Hollnagel(2011)によれば、システムのレジリエンス性の実現過程は、４つの要素（予期(anticipate)、監視(monitoring)、対応(responsiveness)、及び学習(learning)）から構成される。これらは主に人の関与が前提となる能動的システムについて検討されたものである。 このため、

能動的関与が可能な処分場閉鎖前や意思決定の可逆性及び放射性廃棄物の回収可能性の維持期間とは親和性が高いが、閉鎖後の受動的安全系に移行した後の期間においては、可観測性／可制御性が保証できないという特徴を有する。地層処分システムのレジリアンス性の概念構築とともにそのレジリエンス性を実装する対象(e.g.，地層処分システムを開発・運用する組織、研究・設計・評価等の行為、地層処分システム自体)や方法論についての検討も必要となる。

以上のことを実施していくために、図1.2-1に示す全体構成に基づきプロジェクトを実施する。

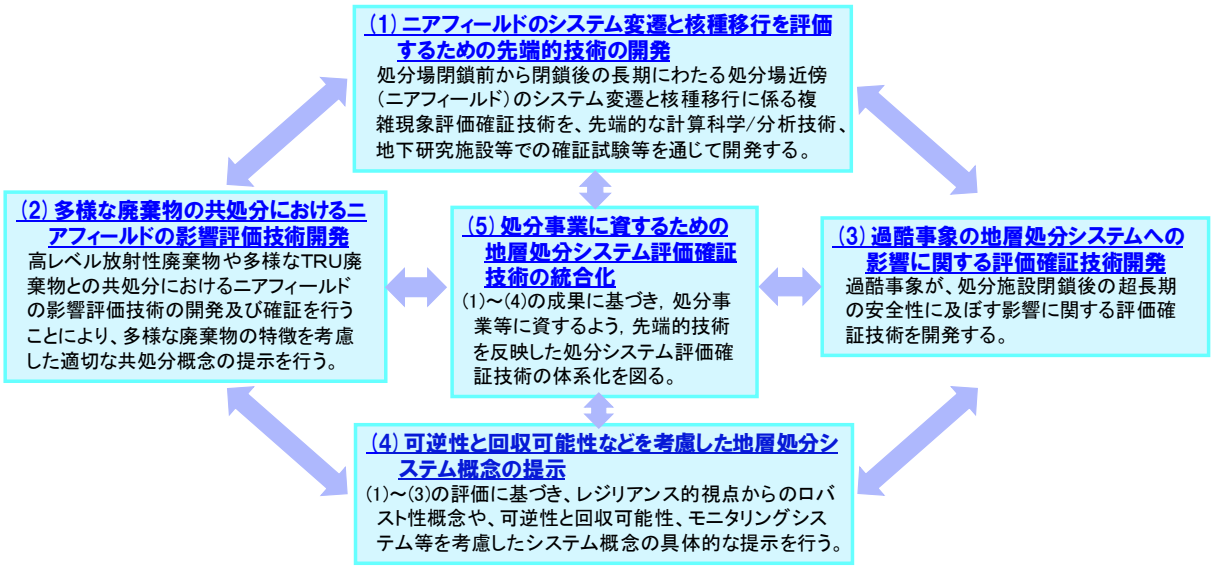


図1.2-1　本プロジェクトの全体構成

上記図1.2-1に示した(1)は、非線形マルチスケール/マルチフィジックスのシステム挙動を呈するニアフィールドシステムの評価を行う場合に、その複雑性ゆえに評価を難しくしている事象についての評価技術を開発するものである。(2)は、TRU廃棄物に含まれる多様な物質の影響を評価する技術を開発するものである。これら(1)及び(2)は地層処分システムの評価技術の高度化であり、地層処分システムの広義の可観測性を向上させることによりレジリエンス性を含むシステムのロバスト性をより明確に示せるようにするものである。(3)は、地層処分システムの安全性に重大な影響を与える可能性のある過酷事象の概念を確立し、その評価・対処技術を確立するものである。(4)は、可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の検討に係るものである。(3)及び(4)は、不測の事態に対応する技術を開発することにより、地層処分における安全性のロバスト性を、よりレジリエントなものにしようというものである。(5)は、処分事業に資するため(1)～(4)の成果を、利用しやすい知識体系として統合化するものである。これらのプロジェクトを以下の事項に留意して実施する。

- 最先端の計算科学的手法（マルチフィジックス、分子動力学等）や分析技術の適用による現象理解の深化を図るとともに、これらを用いて開発する先端的モデルによるシミュレーションに必要なデータベースを構築する。
- 原子力機構の地層処分基盤研究施設/放射化学研究施設、深地層の研究施設等を活用して、各種現象に応じた確証試験あるいはナチュラルアナログ研究等を通じ、評価確証技術を提示する。

- H24年度までに原子力機構が実施した経済産業省資源エネルギー庁関連事業「処分システム化学影響評価高度化開発（日本原子力研究開発機構，2008a, 2009a, 2010a, 2011a, 2012a, 2013a, 2013b）（(1)ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発に反映）、「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発（日本原子力研究開発機構, 2008b, 2009b, 2010b, 2011b, 2012b, 2013c, 2013d）（(1)ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発、及び(3)過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発に反映）、「硝酸塩処理・処分技術高度化開発（日本原子力研究開発機構, 2008c, 2009c, 2010c, 2011c, 2012c, 2013d, 2013e）（(2)多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発に反映）の成果を活用する。
- 現在、実施されている経済産業省資源エネルギー庁関連事業、「使用済燃料直接処分技術開発」（日本原子力研究開発機構，2014a，2015a)と「地質環境長期安定性評価確証技術開発」（日本原子力研究開発機構，2014b，2015b)、「セメント材料影響評価技術高度化開発」（日本原子力研究開発機構，2012d，2013e，2014c，2015c)における研究開発との連携を図る。

1.3 本年度の実施内容

1.3.1 ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

処分場閉鎖後の長期にわたるニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための技術を、様々な不確実性要因を考慮した複雑な現象の取り扱い、先端的な計算科学/分析技術の活用、地下研究施設等での確証等の視点に重点をおいて開発する。

(1) システムの過渡的変化評価技術開発

処分場閉鎖前の状態を反映して、ニアフィールド初期状態変遷を評価する熱-水-応力-化学連成解析コードを高度化するとともに、環境条件の変遷やその不確実性を考慮した評価のための人工バリア材の基礎データを拡充し、ニアフィールドシステムの過渡的変化に関する、より現象に忠実な評価手法の構築と確証を行う。平成25年度は、国内外の研究動向調査を通じてニアフィールドにおける過渡的現象と不確実性要因の抽出とシナリオの整理を行った。さらに、過渡的現象を評価するための熱-水-応力-化学連成解析コードの高度化に向けた方法論および開発計画を策定するとともに、環境条件の変遷とその不確実性を考慮した人工バリア材料の挙動評価のためのデータ取得、原位置試験への適用に向けた測定技術の検討を行った。平成26年度は、ニアフィールドでの複雑な諸現象を対象としてストーリボードを用いた課題の整理を行うとともに、連成解析コードの開発計画に基づいて、解析コードの開発に着手するとともに、人工バリア材料の挙動評価のためのデータ取得を進め、データの拡充及び分析、測定技術への適用を進める。

(2) 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

人工バリア中の核種移行評価技術として、最新の科学的知見に基づく現象理解を反映したより精緻な評価、システム変遷やそれに係る不確実性要因を考慮した評価を可能とするモデルとデータベースを開発する。平成25年度は、緩衝材中の間隙水化学及び収着・拡散現象、ガラス溶解現象等に着目した不確実性要因の抽出、その解決に向けたデータ取得、分析技術の適用、モデル・データベース開発を含むアプローチを提示した。平成26年度は、緩衝材中の間隙構造や間隙水特性の不均質性や時空間変遷を考慮した評価を可能とするため、間隙水化学と収着・拡散に関する

室内データ取得と分析技術の適用によるメカニズム解明を進めるとともに、分子動力学計算等を実施し、それらの情報を相互に関連付けた評価手法を提示する。また、人工バリアシステムの長期変遷に係る不確実性要因のうち、オーバーパック腐食生成物がガラス溶解及び核種の収着・拡散現象に及ぼす影響について、室内試験による知見の拡充と定量的評価を実施する。

(3) 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

ニアフィールド岩盤のシステム変遷やそれに係る不確実性要因を考慮し、割れ目等の不均質性や有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響評価手法を、室内試験および地下研究施設等での原位置試験を通じて構築・確証する。平成25年度は，割れ目等の不均質性や有機物・微生物等の不確実性要因のうち、性能評価において考慮・確証すべき課題を抽出するとともに、室内試験と原位置試験を含む影響評価手法の開発アプローチを提示した。平成26年度は、割れ目等の不均質性をより精緻に評価するための室内試験によるデータ拡充、不均質性の分析的評価を行うとともに、それらを踏まえた評価手法の構築と原位置試験データ等への適用評価を実施する。また、有機物・微生物の影響評価手法の構築・確証に向けて、原位置試験までの展開を念頭において室内および原位置にて有機物・微生物の特性や核種との相互作用に係るデータを取得し、天然環境における核種移行プロセスのモデル化を行う。

(4) ニアフィールド複合現象／核種移行の統合評価技術開発

(1)～(3)での検討結果や成果を統合することによって、ニアフィールドの環境変遷とその不確実性を考慮し、1.3.4で検討するレジリアンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念とも関連付けた核種移行評価の方法を構築することを目標とする。平成25年度は、環境変遷に係る諸現象のマルチスケール性、マルチフィジックス性等を考慮して、地層処分システムの安全性への影響評価の観点から、それらを適切に取り扱う手法について調査・検討を進めるとともに、解析の試行を通じて課題の抽出を行った。平成26年度は、調査と課題抽出結果を踏まえ、処分システムの複合現象について、システム内での整合性を保ちつつ、システム性能の把握を行う手法を具体化するとともに試行事例を拡充する。

1.3.2 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

高レベル放射性廃棄物と再処理施設等から発生する多様なＴＲＵ廃棄物との共処分におけるニアフィールドの影響評価技術の開発及び確証を行うことにより、多様な廃棄物の特徴を考慮した適切な共処分概念の提示を行う。

(1) 廃棄物の特性を踏まえた共処分影響評価技術開発

平成25年度は、多様な廃棄物の中で、硝酸塩を含有する廃棄物の特性として、有機物と硝酸塩との発熱反応を評価する分析手法の提案を行い、予備的な分析を行うことにより、分析手法の適用性を示した。平成26年度は、検討された分析方法に基づき、模擬硝酸含有廃棄物のデータ取得を行い、得られたデータをもとに、地層処分の安全性の評価に着手する。

また、廃棄物由来の因子の化学環境への影響を評価するために硝酸塩の化学的変遷モデルの確証のための試験装置を製作し、試験を行うとともに、硝酸塩及びその変遷物による種々のバリア材の変質促進の可能性として、スメクタイトへのアンモニアの吸着・固定化とそれに伴う鉱物学的変質挙動等について、実験的な調査に着手する。さらに、硝酸塩以外の影響因子として、硝酸

塩の次に多量に存在する有機物の放射性核種の溶解度に及ぼす影響についても文献調査を行う。

(2) 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念の構築

平成25年度は、共処分概念の事例について調査を行い、その適用方策を提示した。平成26年度は、平成25年度に調査した処分概念の性能評価事例について調査を行い、共処分概念の構築に反映できる評価手法及び技術を抽出する。

1.3.3 過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発

閉鎖後の地層処分システムにおける過酷事象の概念構築を行うとともに、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、まず、巨大地震・断層活動を発端とする事象を事例として、地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発を行う。

(1) 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築

平成25年度検討した地層処分システムの過酷事象の基本概念を、原子力施設等での実例や地層処分システムの特性を考慮しつつ、さらに具体化する。これに基づき、地層処分システムの過酷事象として考えられる事象を設定し、定量的評価を行う。この際、安全性、経済性、社会的受容性等の総合的観点から、過酷事象の定量的な相互比較を可能とするための基本的な考え方や体系的な整理方法についても検討する。また、抽出された地層処分システムの過酷事象に対して、その影響を防止あるいは緩和する可能性のある対策技術について検討する。

(2) 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術開発

東北地方太平洋沖地震を踏まえ、閉鎖後の地層処分システムにおける過酷事象対策技術の具体例として、巨大地震・断層活動を事例とした検討を行う。このため、巨大地震・断層活動が地層処分システムに与える影響を評価するための一連の手順を明確化するとともに、関連するプロセスの整理を行い、巨大地震・断層活動に起因する過酷事象を考慮したシナリオ構築手法の具体化を図る。東北地方太平洋沖地震など、過去に発生した巨大地震の地質環境や地下坑道への影響を把握するために、地下水や温泉ガス等の試料採取及び岩盤ひずみデータや弾性波速度データの整理・蓄積を行う。また、平成25年度に策定した試験計画に基づき、断層挙動を模擬した工学規模のせん断模型試験を実施するとともに、模型試験相当の人工バリアのせん断影響解析評価を行う。さらに、緩衝材の動的物性値の取得及びその物性値を用いた人工バリアの地震応答解析を行う。以上に加え、巨大地震・断層活動による地下施設への影響を評価するために、深地層の研究施設を利用して、ガス移行に関わる岩盤調査等を行うとともに、地下施設の最大地震後の余震の評価を行う。

1.3.4 可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の提示

処分計画の意思決定に関与する多様なステークホルダーが地層処分の実施について確信を持つことができる地層処分システム概念を構築するためには、システム機能に関する従来のような科学・技術的根拠の提示以外に、概念構築過程での意思決定プロセスの公平性の確保が重要であり、公平性に根ざした合意形成型の処分概念構築技術が不可欠な要素となる。このような観点から、とくにレジリエンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念について検討を行い、それに応じた科学・技術的基盤を整備していくことが重要である。また、科学・技術的根拠に基づく評価

と意思決定プロセスの公平性確保は独立したものではなく、相互に密接に関係づけることが重要である。特に、

- 計画段階での科学・技術的予測や事前評価の妥当性を確認するためのモニタリング
- 建設・操業段階での地層処分システムの状態が、所期の予測や事前評価から大きく逸脱した場合の、計画の可逆性や廃棄体等の回収
- 想定外の事象に対するシステムの頑健性を示すためのストレステスト

といった技術や対策は、科学的・技術的根拠に基づく評価の限界を補い、合意形成に至るための鍵となる境界領域と考えられる。本件では、レジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の検討に加え、この領域に焦点をあて、ステークホルダーの不安を掘り起こし、それに応えるため、可逆性や回収可能性などを考慮した適切な判断材料（ロバスト性概念、代替概念オプション、モニタリング情報など）を創出する「合意形成型処分概念構築支援システム」を開発し、併せて多様なステークホルダーが、地層処分の実施について確信を持つことができる地層処分システム概念を提示することを目的とする。

(1) 地層処分システムのロバスト性概念の検討

平成25年度の成果を踏まえ、従来の地層処分システムが既に有しているレジリエンス性をさらに向上するために、以下に例示する具体的な方策の候補を提案する。

- 「冗長性」の向上の例：超長寿命容器による放射性核種の完全閉じ込めと核種移行に対する安全機能の組み合わせ等による多重性の強化
- 「多様性」の向上の例：不均質な母岩中の廃棄体レイアウトの分散、パネルの多段化、異なる仕様／寸法の人工バリアの混在等による共通要因への耐性の強化
- 「再生」（以下、「適応／成長」という）の向上の例：人工バリアの地球化学的変遷プロセスにおける新たな安全機能の発現を促進するような材料の高度化
- 「危機管理」の向上の例：以下の(3)項参照

(2) 「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプを用いた新たな処分概念創出の試行

(1)で示す具体的方策に対して、平成25年度に検討した「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプ（矛盾マトリクス等）を用いて、これまでの調査分析によって得られたステークホルダーの要件／要求に基づき、要件との矛盾・競合の所在について分析を行う。また、この結果を踏まえて、平成25年度に検討した矛盾・競合解消のための知識ベースを用い、新たな処分概念の創出を試行するとともに、必要に応じてプロトタイプの改良を行う。

(3) 合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発

(2)における合意形成の試行を支援するための要素技術として、合意形成学の観点から有用と考えられる、以下に例示する新たなモニタリング候補技術の具体的な仕様について検討を行う。

- 閉鎖後モニタリングによる予測と異なる環境変遷の予兆の検知及び早期の是正策や廃棄体回収の判断基準の明確化
- パイロット処分区画等で人為的に環境変動や擾乱を与え、システムの応答を監視するモニタリング等

また、仮に放射性核種が処分場から人間の生活圏（地表の環境）に到達するような状態が生じ

た場合、どのように地表の環境中を移行し分布するかについては、モデルを用いた予測に加え、これまでの事例から実際にモニタリングによって確認することが可能であり、ステークホルダーの関心対象の一つにもなり得る。そのためには、地表環境での物質移動の予測モデルの追従性や精度・分解能などがモニタリング結果と整合し、セットとして取扱うことが重要となる。このため合意形成促進の観点から、利用可能なモニタリング技術と最新の動向を踏まえた予測モデルとの関係について国内外の調査・整理を行い、それぞれに必要な課題を抽出し、改良に向けた開発計画を策定するとともに、必要に応じてモデルやモニタリング技術の検討を行う。

1.3.5 処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化

本検討では、1.3.1～1.3.4で開発・整備するシステム変遷、多様な廃棄物の共処分、過酷事象の影響に関する評価確証および可逆性や回収可能性を考慮した処分システム概念開発等に係る要素技術の開発成果に基づき、それらの関連性を踏まえて有機的に統合することで、先端的技術を反映した処分システム評価確証技術体系を提示する。この目的のために、平成26年度は、「① 統合プラットフォームプロトタイプの改良とこれを用いた各要素技術開発の知識マネジメントの試行」、「② 統合プラットフォームプロトタイプを試用した各要素技術に対するステークホルダーの要求抽出」、「③ 統合プラットフォーム利用環境の整備」に係る検討を行う。ここで、②のステークホルダーの要求抽出は作業内容が独立しているものの、①での統合プラットフォームプロトタイプの改良と③での統合プラットフォーム利用環境の整備は、作業内容が密接に関係することから、ひとつの作業（後述の(2)参照）としてまとめることが効果的である。また、知識マネジメントは、①だけでなく②でのステークホルダーの要求抽出にも関係することから、本検討での横断的な取り組みとすることが適切である。

以上を踏まえ、上記①～③の項目を具体的な作業内容の関係性等に基づき再整理し、平成26年度の実施内容を以下のように設定した。

(1) 多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討

地層処分システム評価確証技術体系の提示に向けて、それに求められる要求事項を洗い出す切り口のひとつとして、レジリエンス的視点からセーフティケースに含めるべき論拠を整備していくことで、それら論拠を整えるために個別技術要素で行うべきこと、さらには個別技術要素の体系化により行うべきことを検討していく。そのひとつの方法として、平成25年度に整理した、セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る「要因の抽出」、「要因の分析（個別要素技術開発の位置づけの明確化）」、「対応の策定」、「対応の検証」を行うといった検討のプロセスに着目し、本年度はこのプロセスの起点となる要因抽出に関して、「社会的側面からの要求抽出」と「科学技術的側面からの要求抽出」についての検討を実施した。

(2) 統合プラットフォームが有するべき共通的な機能のプロトタイプ作成

個別要素技術の特徴や体系化方法等に左右されることの少ない共通的な機能の改良として、既存の知識マネジメントツールの中のコミュニケーションツールの改良、およびFRAM法による要求抽出支援機能の追加等を実施した。また、(1)の検討においてこれらのツールを試用することで適用性等の確認を行った。

また、(1)の検討で得られる多様なステークホルダーの関心や懸念なども含めた多種多様な知識コ

ンテンツの管理、(2)で検討する統合プラットフォームによるそれら知識コンテンツの管理や利用の支援等、(1)と(2)のそれぞれの検討の特徴に応じた知識マネジメントに係る検討を行った。

参考文献

アメリカ規格協会/アメリカ企業セキュリティ協会(2009): ASIS SPEC. 1-2009, Organizational Resilience: Security, Preparedness and Continuity Management System-Requirements with Guidance for Use, March 12, 2009, American National Standards Institute, Inc., (http://www.asisonline.org/guidelines/ASIS _SPC.1-2009_Item_No._1842.pdf).

米商務省・国家標準技術院 (NIST) (2011): NIST IR 7298, Glossary of Key Information Security Terms, rev.1.

Hollnagel, E.(2012): 日本語版に寄せて, E. Hollnagel, D. Woods and N. Leveson (編著), 北村正晴(監訳), レジリエンスエンジニアリング: 概念と指針,日科技連.

Hollnagel, E.(2011): Epilogue: RAG-The Resilience Analysis Grid., In E. Hollnagel, J. Paries, D. Woods and J. Wreathall (eds), Resilience Engineering in Practice. Franham, UK: Ashgate Publishing.

経済産業省 (2014) : エネルギー基本計画
(http://www.meti.go.jp/press/2014/04/20140411001/20140411001-1.pdf) .

Longstaff, P.H. et al.(2010): Building Resilient Communities: A Preliminary Framework for Assessment, Homeland Security Affairs,vol.6,no.3.

内閣官房(2014): http://www.cas.go.jp/jp/seisaku/kokudo_kyoujinka /index.html, 2014, 3, 24.

日本原子力研究開発機構 (2008a) : 平成19年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　処分システム化学影響評価高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/19fy6.pdf).

日本原子力研究開発機構 (2008b) : 平成19年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/19fy5.pdf).

日本原子力研究開発機構 (2008c) : 平成19年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/19fy11.pdf).

日本原子力研究開発機構 (2009a) : 平成20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　処分システム化学影響評価高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/20fy6-1.pdf,
http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/20fy6-2.pdf).

日本原子力研究開発機構 (2009b) : 平成20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　先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library

/rprt4/20fy5.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2009c) : 平成20年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/20fy11.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2010a) : 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　処分システム化学影響評価高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/21-06/21fy6.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2010b) : 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　先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/21-05/21fy5.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2010c) : 平成21年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/21-11/21fy11.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2011a) : 平成22年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　処分システム化学影響評価高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/22-6-1.pdf,
http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/22-6-2.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2011b) : 平成22年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/22-5.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2011c) : 平成22年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/22-11.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2012a) : 平成23年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　処分システム化学影響評価高度化開発　報告書
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-7-1.pdf,
http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-7-2.pdf,
http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/2

3-7-3.pdf).
日本原子力研究開発機構（2012b）：平成23年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-6.pdf).
日本原子力研究開発機構（2012c）：平成23年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-14.pdf).
日本原子力研究開発機構（2012d）：平成23年度　地層処分技術調査等事業　TRU廃棄物処分技術　セメント材料影響評価技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-12.pdf）.
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委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　処分システム化学影響評価高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-7-1.pdf).
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委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　処分システム化学影響評価高度化開発　―６ヶ年研究成果の取りまとめー
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-7-2.pdf).
日本原子力研究開発機構（2013c）：平成24年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-6-1.pdf).
日本原子力研究開発機構（2013d）：平成24年度　地層処分技術調査等委託費　高レベル放射性廃棄物処分関連　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
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-6-20.pdf).
日本原子力研究開発機構（2013e）：平成24年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-14-1.pdf).
日本原子力研究開発機構（2013f）：平成24年度　地層処分技術調査等委託費　TRU廃棄物処分技術　硝酸塩処理・処分技術高度化開発　-6 カ年研究成果の取りまとめ- 報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-14-2.pdf).
日本原子力研究開発機構（2013g）：平成24年度　地層処分技術調査等事業　TRU廃棄物処分技術　セ

メント材料影響評価技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-12-1.pdf）.
日本原子力研究開発機構（2014a）：平成25年度　地層処分技術調査等委託費　使用済燃料直接処分技術開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2013/25-11-1.pdf）.
日本原子力研究開発機構（2014b）：平成25年度　地層処分技術調査等委託費　地質環境長期安定性評価確証技術開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2013/25-3-1.pdf）.
日本原子力研究開発機構（2014c）：平成25年度　地層処分技術調査等事業　セメント材料影響評価技術高度化開発　報告書
（http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2013/25-13-1.pdf）.
日本原子力研究開発機構（2015a）：平成25年度　地層処分技術調査等委託費　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25年度　地層処分技術調査等委託費　地質環境長期安定性評価確証技術開発　報告書.
日本原子力研究開発機構（2015c）：平成25年度　地層処分技術調査等事業　セメント材料影響評価技術高度化開発　報告書.
東京大学(2014):http://rerc.t.u-tokyo.ac.jp, 2014, 3, 24.
Westrum, R.(2006), Section 5: A Typology of Resilience Situations., In E. Hollnagel, D. Woods and N. Leveson (eds), Resilience Engineering: Concepts and Precepts. Aldershot, UK: Ashgate Publishing.

2章　ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発

2.1　目的と５ヵ年の計画

2.1.1　目的

本課題では、処分場の閉鎖前から閉鎖後の長期にわたって処分場近傍（ニアフィールド）において発生することが考えられる様々な擾乱を含む複雑な現象について、現象の詳細なメカニズムや現象間の相互作用を理解することで、システムの変遷を適切に評価するとともに、そのようなシステムの変遷や、地質環境が本来的に有している不均質性等を考慮して、核種移行を評価するための技術の開発を進めて行く。

地層処分は長期にわたる事業であるために、常に最新の科学的知見に照らして、システムの評価が行われ、過去に実施された評価の確認や見直しが行われることが、社会的受容性の観点からも重要である。このため、最先端の科学的知見や手法を駆使して、処分システムにおいて発生することが想定される諸現象について、科学的な現象の理解を進め、より現象に忠実なモデルを開発し、それらに基づいて、処分システムの評価の妥当性を示すことを可能とすることを目標とする。この際、計算科学的な手法、室内試験、原位置試験あるいは天然類似事象の調査等のそれぞれの特徴を踏まえ、それらを適切に組み合わせて利用することで、モデルの確証性を高めて行く。

さらに、対象とする処分システムの時間的変遷や、着目する現象の複雑さ、場の不均質性などを考慮して、不確実性要因とその影響を適切に把握し、評価での取扱いに適切に反映することが重要である。この観点から、ニアフィールドで想定される様々な現象やプロセスの相互作用にも着目するとともに、それらを適切に取り扱う手法について検討を進めることとする。

このために、本課題では、以下の(1)～(4)のサブタスクを設定する。

(1) システムの過渡的変化評価技術開発
(2) 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発
(3) 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発
(4) ニアフィールド複雑現象／核種移行の統合評価技術開発

これらの４つのサブタスクの関係を図2.1.1-1に示す。サブタスク(1)～(3)については、時間と空間の軸に対して、各タスクが対象とする領域を示している。

(1)は、主として、処分場の建設・操業から閉鎖に続き、周辺岩盤および緩衝材の地下水による飽和、オーバーパックの破損に至る、核種移行開始までの期間に着目する。この期間は、ガラス固化体の発熱が比較的大きく、人工バリアとその周辺では不飽和から飽和といった過渡的な現象が発生する。一方、安全評価においては、核種移行開始時におけるニアフィールドの環境条件として、本来の地下深部の地質環境条件を想定し、そこでは初期地温に近く、還元状態が回復し、緩衝材は地下水で飽和し膨潤することで低透水性等の所期の機能を発揮している、といった状態を想定している。したがって、システムの過渡的な変遷における様々な不確実性を考慮したとしても、安全評価において期待している核種移行の初期状態の設定

が妥当であるか、あるいはどのような条件下において、所期の状態には至らない可能性があるのか等を把握することが必要となる。(1)では、これらの評価技術の整備を進める。

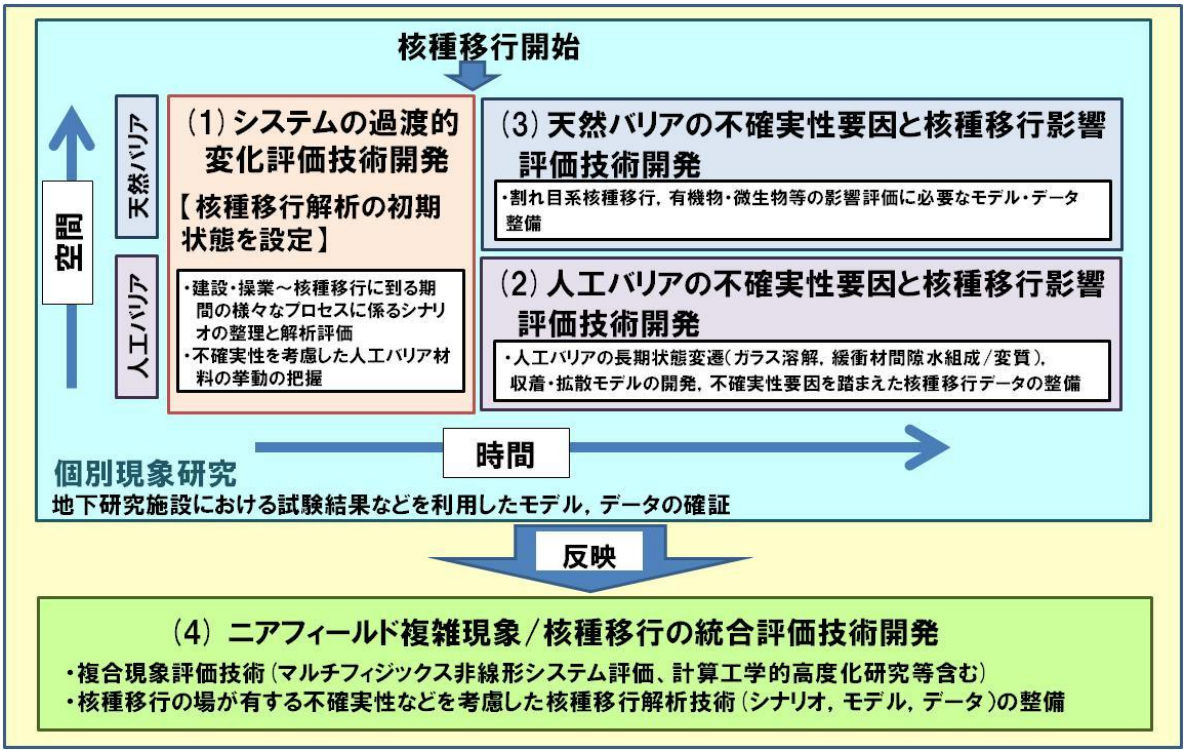


図 2.1.1-1　本課題の４つのサブタスクの関係

(2)については、人工バリア中の核種移行に着目し、ガラスの溶解と核種の浸出、核種の溶解度制限、緩衝材中の核種の収着・拡散およびそれらの前提となる緩衝材間隙の構造や間隙水化学等について、先端的な手法を利用して科学的な現象理解を進めるとともに、システム変遷等の不確実性要因を考慮し、最新の科学的知見に基づいて、モデルの構築とデータベースの開発を進める。

(3)については、天然バリア（ニアフィールド岩盤）中での核種移行に着目し、岩盤中の割れ目等の不均質性、有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響等について、室内試験や原位置試験に加え天然事例の評価等を通じて科学的な現象理解を深めるとともに、様々な不確実性要因を考慮した評価を可能とするモデルとデータベースの開発を進める。

(4)については、(1)～(3)の成果として得られる、ニアフィールドのシステム変遷や核種移行挙動に関する個別の現象理解やモデル開発の進展を踏まえ、着目する様々な現象やプロセス相互の非線形性やマルチスケール/マルチフィジックス性を考慮して、その複雑性ゆえに評価を困難とする事象についての評価技術の検討を進め、システム性能評価の観点から、核種移行の統合評価技術の開発を進める。

本課題における技術開発を進めることにより、従来の保守的で簡易な評価では十分に把握できなかったシステム挙動の把握が可能となるとともに、システムの変遷等による不確実性

の要因とその影響を示すことよって、処分システムの設計等へのフィードバックも期待され、処分システムのロバスト性の向上に資するものと考えている。

2.1.2　５ヵ年の計画

平成25年度は本事業の初年度であったことから、いずれのサブタスクにおいても、研究開発のアプローチの検討を進めるとともに、既往の研究開発において抽出されている、いくつかの具体的な課題について、先行的に試験研究やデータ取得に着手した。また、別途計画されている地下研究施設における原位置試験を本事業におけるモデル開発の確証データとして利用すること等を念頭に、これらとの連携も視野に入れ、確証試験の準備を進めた。本年度は、昨年度に策定した研究開発のアプローチや先行的な取り組みの成果を踏まえ、各課題において、より具体的な試験研究と、それらの結果に基づくモデルの開発を進めた。図2.1.1-2に５ヵ年の全体計画を示す。

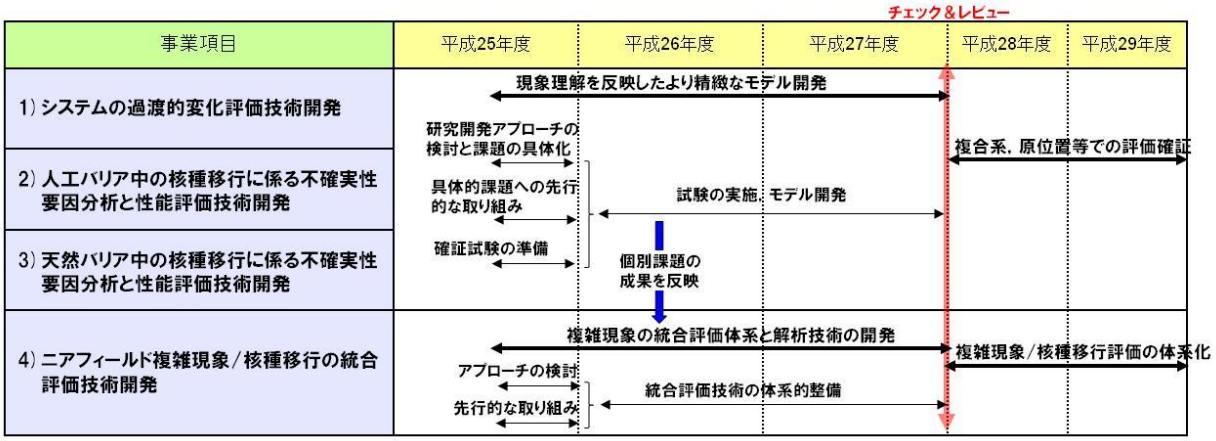


図 2.1.1-2　５ヵ年の全体計画

2.2 システムの過渡的変化評価技術開発

本節では、2.1.1で掲げた実施項目のうち、1つ目のサブタスクである「システムの過渡的変化評価技術開発」について述べる。2.1.1で述べたように、本タスクでは、ニアフィールドのシステムの過渡的な変遷における様々な不確実性を考慮しても、安全評価において期待している核種移行の初期状態の設定が妥当であるか、あるいはどのような条件下において、所期の状態には至らない可能性があるのか等を評価する技術の整備を行う。

実施項目は、「2.2.1システムの過渡的状態評価技術の開発」および「2.2.2過渡的状態における人工バリアの挙動評価のためのデータ整備」である。2.2.1では、ニアフィールド環境の過渡的変化を適切に表現するために、その評価上特に重要となる事象の洗い出しを行うとともに、連成現象を評価するための解析コードの高度化に向けた整備を行った。2.2.2では、過渡的状態における人工バリアの挙動評価の評価を行うために、平成25年度開発した過渡的条件下での腐食モニタリングセンサーを用いたオーバーパックの腐食試験を継続するとととともに、平成25年度策定した研究アプローチに従って、従来の想定範囲を超える条件下でのオーバーパックの腐食および緩衝材の基本特性等に関するデータを蓄積するとともに、オーバーパックと緩衝材の相互作用に関するデータの拡充を行った。

2.2.1 システムの過渡的状態評価技術の開発

(1)過渡的変化を評価する上で考慮すべき事象

核種移行が開始するまでの過渡的変化を評価する上で考慮すべき事象を抽出するため、平成25年度は処分システムの過渡的変化が長期安全性に及ぼす影響に関する国内外の情報整理を行った。情報整理として、処分場の建設・操業・閉鎖を経て、オーバーパックの破損により核種移行が開始するまでの期間における諸現象と、それらがその後の核種移行プロセスに及ぼす可能性のある影響について、国内外の性能評価プロジェクトにおいて、安全評価上、実際にどのように取り扱われているか（サイト選定や工学的対策で対処する、詳細な現象解析モデルによって影響が許容される程度であることを確認する、等）を調査・整理した（日本原子力研究開発機構, 2014）。

調査・整理の手法として、FMEA（Failure Mode and Effects Analysis）の手法（田中, 2002）を適用した。FMEAは、要素と時間的フェーズを区分して、網羅的に故障モード（Failure Mode）を抽出し、その結果生ずる可能性のある影響を解析する（Effect Analysis）手法である。FMEAを導入した理由は、FMEAにおいては要素と時間的区分を行って、体系的に故障モードを抽出しており、このような構造化された取り組みが従来の国際的FEPリストをベースとした検討の網羅性をさらに向上させるとともに、追跡性の改善につながるものと考えたからである。また、時間・空間を区分したシステムのふるまいの検討は、近年シナリオ分析に利用されているストーリボード（Wickham and Harvey, 2008 ; 原子力発電環境整備機構, 2011a）とも通じる考え方である。なお、国際的FEPリスト等を用いたシナリオ構築においては、FEPの包括的抽出を行い、抽出後に発生確率等によるシナリオの取扱いの区別を行うが、このような点は、FMEAにおいて故障モードを網羅的に抽出した後に、発生確率を見積もる点と類似している。

処分場における工程に沿った時間区分を設定し、地層処分システムの構成要素の故障モード（システム性能への悪影響）を時間区分ごとに抽出した結果、結晶質岩系では人工バリア、特に緩衝材について多くの故障モードが抽出され、堆積岩系では処分坑道や母岩について多くの故障モー

ドが抽出された。

これは、結晶質岩系では、地下水流動及び核種移行の支配的な経路となる亀裂系が発達している場合が多いことから、緩衝材の止水性という安全機能に対する期待が大きく、その品質確保に関して懸念材料となる操業あるいは閉鎖時の種々の故障モードが多く抽出されていることが要因である。他方、堆積岩系では粘土層等が検討対象になっている場合が多いため、母岩自体の透水性が低いことから緩衝材を始めとする人工バリアに依存する程度が低いが、逆に、天然バリアへの期待が高い故に、クリープ等によって構造的安定性が損なわれる可能性、あるいは、坑道掘削影響によって坑道周辺に新たな亀裂の生成する可能性や既存亀裂の開口が生ずる可能性等の処分場建設・操業時の擾乱に起因する故障モードが多く抽出されていることが要因である。また、処分事業の進んだ段階であるスウェーデンやフィンランドで注力している、処分場内における閉鎖後の残置物の影響等の極めて実務的な観点からの故障モードは、わが国においても事業の推進に伴い処分場の設計仕様がより具体化されるにしたがって重要性を増すものとなる。

平成 25 年度の以上のような調査結果に基づき、平成 26 年度はニアフィールド環境の不均質性や時間的変遷およびこれらに影響された核種移行に関連する多様なプロセスを対象として、

①従来の研究で見落とされていたもの、あるいは従来の研究における取り扱いが不十分なもの

②複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの

③①及び②に分類されないが、ニアフィールドの課題として広く認識されているもの

を抽出した。さらに、これらについて、以下のような観点で整理を行った。

- 重要性や現状の知見の充足性についての国内外の専門家間のコンセンサスの有無
- 国内で実施中の研究プログラムの有無
- 従来の研究とは異なるアプローチや技術的なブレークスルーの要否

なお、他のサブタスクでの利用を念頭に、ここでは過渡的変化の期間を核種移行開始までに限定せず、閉鎖語数十万年程度までを対象とした。

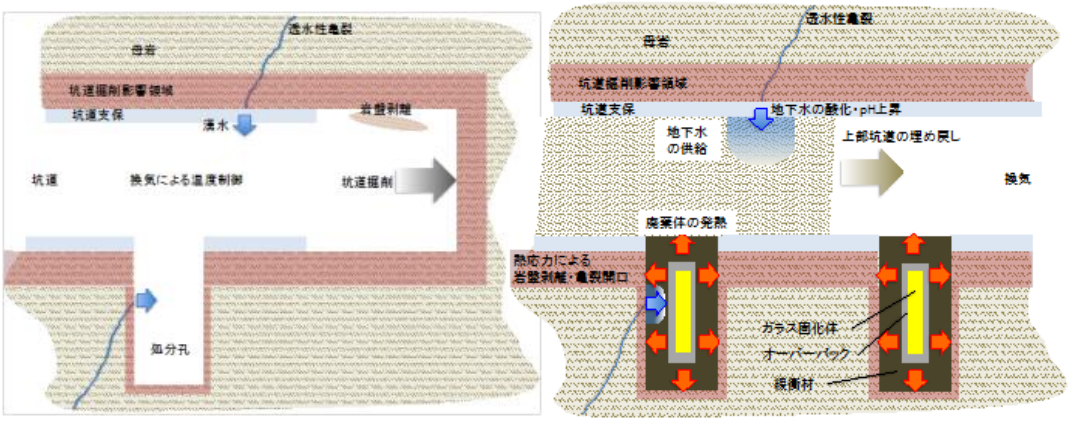
1)ストーリボードを用いた課題の整理

平成25年度のFMEAを用いた検討において、時間と処分システム構成要素で区分された各領域に対して故障モードの整理が行われており、この整理結果はストーリボードと親和性が高いものとなっている。また、上記の「複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの」を抽出するためには、時間的変遷で現象を整理し、同じ時空間を対象とした研究領域での取り扱いを比較するのが有効な手段であると考えられる。そこで、ニアフィールドでの様々な現象に関する課題をストーリボードの形式で整理した。

ストーリボードは、「建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間」、「廃棄体の発熱の顕著な期間（閉鎖後数百年程度）」、「環境条件が定常に至る期間（閉鎖後数万年程度）」、および「外部の環境変化による変遷（閉鎖後数十万年程度）」の４つの時期に分けて作成した。それぞれの時期における閉鎖後安全機能（隔離・閉じ込め）、ニアフィールド環境条件（熱(T)、水理(H)、力学(M)、化学(C)、放射線(R)）を記述するとともに、当該時期に対して各国で挙げられているニアフィールドで考慮すべき複雑な諸現象についての課題を、それらの現象の発生原因や、現象が

有する特徴に基づいて、「不均質性」、「過渡的挙動」、「連成・非線形性」という観点から分類し、表2.2.1-1～表2.2.1-4に示すように整理した。なお、本検討により新たに抽出した課題については、表中にその旨記載した。

表2.2.1-1　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出･整理（建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間）

<table>
<tr><td colspan="2">期間</td><td>建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間</td></tr>
<tr><td colspan="2">閉鎖後年数</td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">ニアフィールド環境の状態変遷の概念</td><td>

建設　　操業・埋め戻し</td></tr>
<tr><td rowspan="2">閉鎖後安全機能</td><td>隔離</td><td></td></tr>
<tr><td>閉じこめ</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="5">ニアフィールド環境条件</td><td>T</td><td>・換気により坑道内の温度は作業に適した範囲に保たれる。坑道周辺の岩盤温度もこれに伴い低下する。</td></tr>
<tr><td>H</td><td>・坑道内と周辺岩盤中の圧力差により岩盤亀裂等の高透水部からの湧水が生ずる。
・坑道掘削影響による周囲の岩盤中の新たな亀裂の生成および既存亀裂の開口が生ずる。</td></tr>
<tr><td>M</td><td>・坑道掘削に伴う応力開放により周辺の母岩にゆるみ領域（力学的影響領域）が生ずる。また、これに伴い岩盤剥離が生ずる場合もある。</td></tr>
<tr><td>C</td><td>・坑道内の空気の影響により周辺岩盤の一部が酸化性状態となる。
・鉄（ロックボルト等）やセメント（坑道支保、グラウト等）といった人工材料が設置されるため、これらと地下水および岩石との化学反応が生ずる。</td></tr>
<tr><td>R</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="3">課題</td><td>不均質性</td><td>・岩盤不均質性に依存した岩盤剥離箇所の予測と施工時の確認（Posiva等）
・高透水亀裂に沿ったグラウト起源の高pH地下水の伝播の地球化学解析（SKB）
・岩盤熱特性と廃棄体(使用済燃料)発熱量の不均質性が処分場温度分布に及ぼし得る影響の予測（SKB等）
・換気による掘削影響領域内の部分的な脱飽和や緩衝材品質への影響の予測（Nagra等）
・緩衝材や埋め戻し材の密度不足による膨潤圧低下やベントナイトの流出の可能性（SKB等）
・緩衝材の押し出しによる密度低下の可能性（SKB等）</td></tr>
<tr><td>過渡的挙動</td><td>・坑道掘削時の応力開放および熱応力による岩盤剥離、亀裂生成・開口についての力学解析等（各国等）
・廃棄体定置および上部坑道埋め戻しの時系列やタイミングが処分場温度分布に及ぼし得る影響の予測（本検討で新たに抽出した課題）
・初期の大きな地下水圧による緩衝材のパイピングに関する室内試験等（SKB等）
・黄鉄鉱酸化の影響の予測（SKB等）
・坑道の掘削等による坑道周辺の水理条件・化学条件の変化（SKB等）
・残置物の影響評価（各国）
・埋め戻し材の空隙への空気の侵入による影響の予測（SKB）
・緩衝材冠水および廃棄体発熱が天然バリアや人工バリアに与える影響の予測（各国）</td></tr>
<tr><td>連成・非線形性</td><td>・温度勾配の存在する不飽和状態での高pH地下水と緩衝材の反応（本検討で新たに抽出した課題）</td></tr>
</table>

表2.2.1-2　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出･整理
（廃棄体の発熱の顕著な期間）

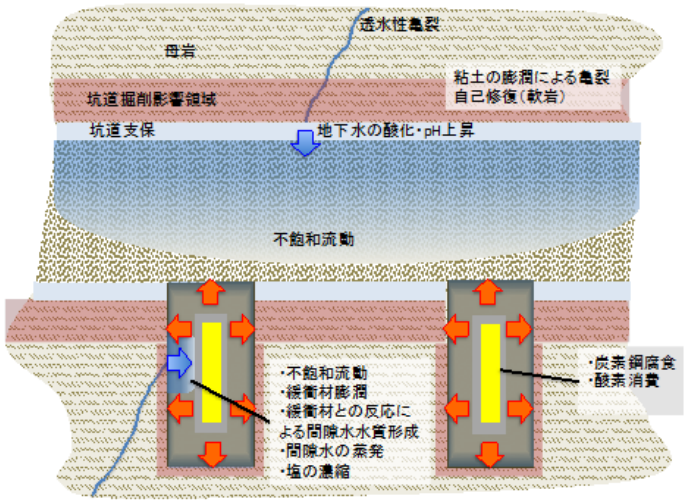
期間		廃棄体の発熱の顕著な期間
閉鎖後年数		数百年程度
ニアフィールド環境の状態変遷の概念		
閉鎖後安全機能	隔離	・地層による生活圏からの物理的隔離
	閉じこめ	・オーバーパックによる閉じこめ
ニアフィールド環境条件	T	・緩衝材の含水により熱特性（熱伝導率等）が変化する。 ・廃棄体からの熱が緩衝材間隙水の蒸発および温度勾配による水分移動に影響する。 ・放射能の減衰により廃棄体発熱量が低下する。 ・温度の低下が水分の凝縮および温度勾配の変化をもたらし水分移動に影響する。
	H	・緩衝材中の水分移動に伴って熱移動が起こる。 ・緩衝材の膨潤により透水性が変化する。
	M	・緩衝材の冠水に伴い膨潤圧が発生する。 ・オーバーパックの腐食に伴い、オーバーパックの強度が低下する。 ・軟岩系の母岩の場合には掘削影響で生じた亀裂や開口した既存亀裂が自己修復する可能性がある。
	C	・緩衝材中のモンモリロナイトおよび他の鉱物との反応による間隙水水質が形成される。 ・緩衝材間隙水の蒸発により塩が濃縮する。 ・炭素鋼の腐食による酸素が消費される。その後の還元環境での腐食により水素が発生する。
	R	
課題	不均質性	・透水性亀裂からの局所的地下水供給による緩衝材偏膨潤およびキャニスタへの偏圧の影響についての力学解析（SKB等） ・間隙水の熱膨張の予測（Nagra等） ・緩衝材の熱変質の程度の把握（Nagra等） ・オーバーパックの腐食膨張によりかかる緩衝材への圧力に関する解析（日本） ・低含水状態のベントナイトにかかる坑道収斂圧力の影響（Nagra）
	過渡的挙動	・坑道閉鎖後のゆるみ領域および開口亀裂の自己修復挙動についての長期試験（Nagra等） ・緩衝材中の塩の濃縮の予測解析（SKB等）
	連成・非線形性	・THMあるいはTHMC連成解析および原位置試験での検証（各国） ・緩衝材外側の膨潤・透水性低下による内部の冠水の遅延（CRT試験） ・緩衝材不飽和流動の非ニュートン流体的挙動（FEBEX試験）

表2.2.1-3　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出･整理（環境条件が定常に至る期間）

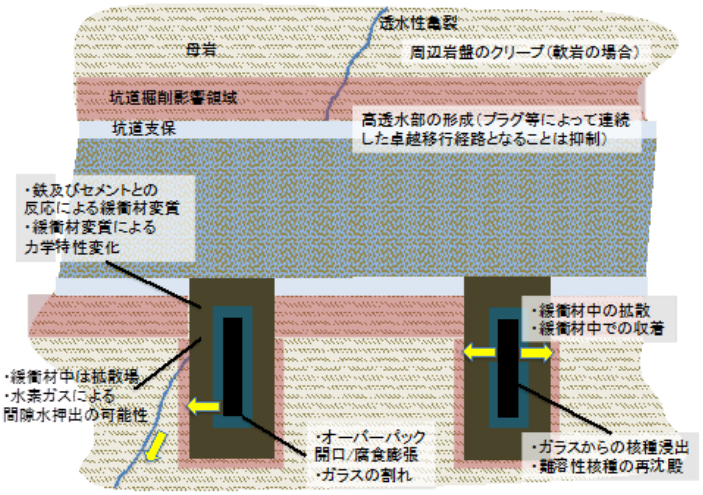
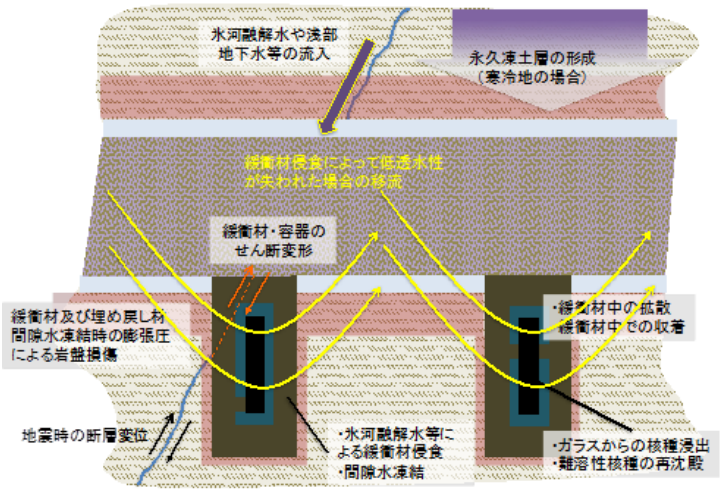
<table>
<tr><td colspan="2">期間</td><td colspan="2">環境条件が定常に至る期間</td></tr>
<tr><td colspan="2">閉鎖後年数</td><td colspan="2">数万年程度</td></tr>
<tr><td colspan="2">ニアフィールド環境の状態変遷の概念</td><td colspan="2">
</td></tr>
<tr><td rowspan="2">閉鎖後安全機能</td><td>隔離</td><td colspan="2">・地層による生活圏からの物理的隔離</td></tr>
<tr><td>閉じこめ</td><td>・ガラス固化体の浸出抑制
・放射性核種の溶解度制限
・緩衝材の低透水性
・緩衝材のコロイドろ過性</td><td>・緩衝材の核種収着性
・母岩の低透水性
・母岩の核種収着性
・坑道周辺の卓越した移行経路の回避</td></tr>
<tr><td rowspan="5">ニアフィールド環境条件</td><td>T</td><td colspan="2">・廃棄体の発熱は低下し、発熱の影響は無視できる。</td></tr>
<tr><td>H</td><td colspan="2">・地形および密度差（塩水影響）による岩盤中の地下水は流動する。
・岩盤の透水性亀裂および坑道掘削や熱応力によって生成あるいは開口した亀裂に沿った高透水部の形成による卓越した地下水流動起こる。ただし、プラグ等によって連続した卓越移行経路となることが抑制される。
・緩衝材の低透水性のため人工バリア内の流動は無視できる。ただし、水素ガス圧による間隙水の押し出しの可能性がある。</td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2">・オーバーパックの腐食膨張による緩衝材の圧密、ガラスの割れおよび周辺岩盤への応力発生が発生する。
・周辺岩盤のクリープが発生する（軟岩の場合）。
・緩衝材の変質に伴い力学特性が変化する。</td></tr>
<tr><td>C</td><td colspan="2">・鉄およびコンクリートとの境界面において二次鉱物沈殿により間隙が閉塞する。
・ガラスの溶解が進み表面変質層生成が形成される。
・還元環境での炭素鋼腐食による水素発生と二次鉱物沈殿（腐食生成物）が起こる。
・鉄-ベントナイト相互作用による緩衝材変質（モンモリロナイト溶解・Feケイ酸塩鉱物沈殿）が起こる。
・コンクリート-ベントナイト相互作用による緩衝材変質（モンモリロナイト溶解・二次鉱物沈殿）が起こる。</td></tr>
<tr><td>R</td><td colspan="2">・ガラス溶解に伴い核種が浸出する。
・難溶解性元素は溶解度により再沈殿する。
・緩衝材中での拡散による核種の移行および収着による遅延が起こる。
・緩衝材と鉄・コンクリート境界面での間隙閉塞による核種移行の制限が起こる可能性がある。
・水素ガスの圧力による緩衝材間隙水押し出しによる核種移行（移流）が起こる可能性がある。</td></tr>
<tr><td rowspan="3">課題</td><td>不均質性</td><td colspan="2">・緩衝材の不均質性に応じた離散的ガス通気経路の形成についての室内試験および解析（各国）
・緩衝材間隙水の微視的不均質性（層間水等の区分）を考慮した整合的な水理・化学モデル（本検討で新たに抽出した課題）
・亀裂ネットワーク中の物質移動挙動に関する原位置トレーサ試験（Äspö等）
・マトリクス近傍岩石中微視的不均質鉱物組成の核種移行挙動への影響（本検討で新たに抽出した課題）
・コロイドの性状の把握（Äspö等）
・微生物の影響の予測（Äspö等）</td></tr>
<tr><td>過渡的挙動</td><td colspan="2">・ガス通気後の緩衝材中開口部の自己閉塞挙動（各国）
・処分場周辺の酸化還元環境の変化（Nagra等）
・地下水の放射線分解の影響の予測等（SKB等）</td></tr>
<tr><td>連成・非線形性</td><td colspan="2">・鉄やガラスとの相互作用による緩衝材の長期化学変質、鉄腐食膨張による圧密および水素ガス発生といった異種材料間のマルチフィジックス連成効果の予測解析（本検討で新たに抽出した課題）</td></tr>
</table>

表2.2.1-4　ストーリボードを用いたニアフィールドでの複雑な諸現象に関する課題の抽出･整理
（外部の環境変化による変遷）

<table>
<tr><td colspan="2">期間</td><td colspan="2">外部の環境変化による変遷</td></tr>
<tr><td colspan="2">閉鎖後年数</td><td colspan="2">数十万年程度</td></tr>
<tr><td colspan="2">ニアフィールド環境の状態変遷の概念</td><td colspan="2">
</td></tr>
<tr><td rowspan="2">閉鎖後安全機能</td><td>隔離</td><td colspan="2">・地層による生活圏からの物理的隔離</td></tr>
<tr><td>閉じこめ</td><td>・放射性核種の溶解度制限
・緩衝材の低透水性
・緩衝材のコロイドろ過性
・緩衝材の核種収着性</td><td>・母岩の低透水性
・母岩の核種収着性
・坑道周辺の卓越した移行経路の回避</td></tr>
<tr><td rowspan="5">ニアフィールド環境条件</td><td>T</td><td colspan="2">・寒冷地では、処分深度に応じて氷期の到来とともに周期的に低温となる可能性がある（緩衝材間隙水の凍結）。</td></tr>
<tr><td>H</td><td colspan="2">・寒冷地では永久凍土層の形成による涵養量の減少や氷河融解水の深部への流入等が想定される。
・沿岸域では海水準変動に際して周期的に塩淡境界の移動が生ずる。
・緩衝材侵食が生じた場合には人工バリア内が移流場となる可能性がある。</td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2">・緩衝材間隙水凍結時の膨張圧による岩盤への力学影響が生ずる可能性がある。
・緩衝材侵食が生じた場合には密度や膨潤圧の低下により低透水性・コロイドろ過性等の安全機能が低下する可能性やオーバーパック沈降の可能性がある。
・地震時の亀裂に沿った岩盤変位が、緩衝材・容器の健全性に影響を与える可能性がある。</td></tr>
<tr><td>C</td><td colspan="2">・氷河融解水や降水系の浅部地下水が流入した場合には緩衝材や埋め戻し材中のベントナイトがゾル化して侵食される可能性がある</td></tr>
<tr><td>R</td><td colspan="2">・難溶解性元素は溶解度により再沈殿する。
・緩衝材中の拡散による移行および収着による遅延が起こる
・緩衝材と鉄・コンクリート境界面での間隙閉塞部の地震等による破壊がおこる可能性がある。
・緩衝材侵食の影響が顕在化した場合には人工バリア内の移流が生ずる可能性がある。</td></tr>
<tr><td rowspan="3">課題</td><td>不均質性</td><td colspan="2">・高透水性亀裂等に沿った氷河融解水の処分場深度への流入の予測解析（SKB）
・氷河融解水の処分場深度への流入時の緩衝材侵食を避けるための廃棄体定置基準の設定（SKB）
・地震時の断層変位についての亀裂ネットワークモデルを用いた力学解析（SKB）
・地震時の断層変位による容器破壊を避けるための廃棄体定置基準の設定（SKB）
・地下水水質および岩石の不均質性を考慮したKd等の核種移行特性の設定（SKB）</td></tr>
<tr><td>過渡的挙動</td><td colspan="2">・永久凍土層の形成および緩衝材間隙水凍結に関する予測解析（SKB）
・処分孔にせん断変形が生じた場合の容器の変形・破壊挙動解析（SKB）
・気候変動により繰り返す母岩の圧縮と排水の影響の予測（Nagra）
・気候変動による増水が地下水水質へ与える影響の予測（SKB）</td></tr>
<tr><td>連成・非線形性</td><td colspan="2"></td></tr>
</table>

2)課題の分類・抽出と国内外の課題対応状況の整理

1)においてストーリボードを用いて整理した課題に対し、①従来の研究で見落とされていたものあるいは従来の研究における取り扱いが不十分なもの、②複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの を抽出し、これらについて、以下のような観点で整理した。

- 重要性や現状の知見の充足性についての国内外の専門家間のコンセンサスの有無
- 国内で実施中の研究プログラムの有無
- 従来の研究とは異なるアプローチや技術的なブレークスルーの要否

整理した結果を表.2.2.1-5～表2.2.1-8に示す。時間の区分は、前述のストーリボードによる課題の抽出・整理と同じ４区分とした。

整理表では、上記の①および②の課題抽出の観点として、①については、基本的には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, 1999ab）や原環機構の2010年レポート（原子力発電環境整備機構, 2011a）等において関連する検討が示されていないものや、これらの報告書で検討が示されているものの、その後の新知見等により重要性が指摘されている課題を挙げた。②については、同じ現象を対象としていながら、異なるバリア材料を対象とした研究間での取り扱いの違いや、異なる研究分野間（力学と化学、地下水流動と化学等）での考え方の違い等のある課題を挙げた。②として抽出された、取り扱いの不整合や矛盾の存在については、それらを解消するアプローチについては、2.5において検討を行った。また、①及び②に分類されない課題は、ニアフィールドの課題として広く認識されているものとして③と分類し、これらについても①及び②と同様に、上記の観点で整理した。

整理の結果、以下のように課題を捉えることができる。

ニアフィールドにおいては、建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間において、他の期間よりも多くの課題が抽出された。これは、当該期間が建設・操業に伴い、地下深部が擾乱され、環境が大きく変化することに起因するものであり、特に、本検討で着目する複雑な現象の特徴（連成・非線形性、不均質性等）が顕在化しやすい時期であることが要因と考えられる。これら課題のうち、いくつかについては既往の知見に基づいて、工学的対策についての基本的なコンセンサスがあるものや、長期の処分システムの性能への影響が大きくないとのコンセンサスが得られつつあるものがあることがわかる。しかしながら、一部の課題については、課題の重要性と基盤的知識についてコンセンサスが得られつつあるが、具体的な設計・施工方法による課題解決や評価上の取り扱いが必ずしも明確になっていない課題が存在することも示された。また、廃棄体の定置手順や坑道の埋め戻しのタイミングによる処分場への影響評価については、国内外でも取り組みの例がなく、事業の具体化に向けて、今後、これらの課題への取り組みが必要となる可能性がある。

廃棄体の発熱が顕著な期間に対して抽出された課題は、硬岩系岩盤または軟岩系岩盤それぞれに特化した課題が多い。硬岩系岩盤では、熱応力による岩盤の亀裂開口が懸念されるものの、緩衝材の安全機能に対する期待が大きいことから、緩衝材の変質に関する課題も挙げられている。これに対し、軟岩系岩盤では粘土層等が検討対象になっている場合が多いため、母岩と緩衝材の特性に一定の類似性があること、および前者の安全機能に対する期待が相対的に大きいことから、坑道周辺岩盤の過渡的挙動（特に閉鎖後の自己修復性やガス通気の影響、坑道の収斂挙動等）に対応する課題が着目されている。「透水性亀裂からの局所的地下水供給による緩衝材偏膨潤およ

びキャニスタへの偏圧の影響についての力学解析」や「坑道閉鎖後のゆるみ域および開口亀裂の自己修復挙動についての長期試験」の課題は、新たな取り組みが必要と考えられる。

環境条件が定常に至る期間に対して抽出された課題は、硬岩系岩盤・軟岩系岩盤に共通の課題がほとんどであり、その中でも不均質性に関わる課題が多く抽出されているが、その具体的なアプローチについては岩種間の差異も見られる。ここで抽出された課題に対しては、わが国で実施中の研究プログラムが多く見られ、知見の充足性や今後の課題が認識されているものと考えられるが、今後、処分候補サイトが選定され対象とすべき地質環境が特定された時点では、当該地域の地質環境条件に特徴的な課題について、より具体的な検討が必要になると考えられる。

外部の環境変化による変遷の期間に対して抽出された課題は、気候変動に関連する課題が多い。このような課題は、わが国よりも緯度が高いスウェーデンや標高が高いスイスで挙げられているものであり、わが国では例外的地域を除いてその重要度は比較的低いと考えられる。一方、地震や断層に起因する人工バリアのせん断変形に対応する課題については、今後も取り組んでいく必要がある。

表-2.2.1-5　建設（坑道掘削）・操業・埋め戻し期間における課題と対応状況

ニアフィールド特性	分類*	ニアフィールドの複雑な諸現象に関する課題	重要性や現状の知見の充足性についての国内外の専門家間のコンセンサスの有無	国内で実施中の研究プログラムの有無	従来の研究とは異なるアプローチや技術的なブレークスルーの要否
不均質性	①	岩盤不均質性に依存した岩盤剥離箇所の予測と施工時の確認（Posiva, 2012a;2012c）（硬岩系岩盤）	土木分野においてコンセンサスがある。施工時の岩盤の状態を確認し、それに応じた支保工、吹付けコンクリート、ロックボルトを使用する（たとえば北海道地質調査協会）	特になし（施工上の問題として適宜対応）	不要
		高透水亀裂に沿ったグラウト起源の高pH地下水の伝播の地球化学解析（SKB, 2006）（硬岩系岩盤）	鉱物溶解速度について実験室とナチュラルアナログのデータのいずれを用いるかについて知見が未確立（たとえば日本原子力研究開発機構, 2008a; 2012b）である。	有 地層処分におけるグラウト技術の高度化開発（たとえば日本原子力研究開発機構, 2008a; 2012b）	ナチュラルアナログでの溶解速度律速機構の特定のための研究（原位置に近い状態での室内試験等）が必要。
	②	岩盤熱特性と使用済み燃料発熱量の不均質性が処分場温度分布に及ぼし得る影響の予測（たとえばSKB, 2009;Nagra, 2002）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤） 【不整合や矛盾があるとした理由】 従来の熱解析では岩盤は均質であり廃棄体の発熱特性も一様であると仮定していたが、水理や力学分野では岩盤の不均質性が注目されており、廃棄体に関しても核種インベントリや放射線学的特徴については燃焼度や貯蔵期間による差異が考慮されていた。	廃棄体定置間隔を極力低減する場合には考慮する必要があり、その手法についてもコンセンサスがある（たとえばSKB, 2009）。	特になし	定置手順まで含めるためには、マルチエージェントシミュレーション等の新たな手法が必要。
	③	換気によるEDZ内の部分的な脱飽和や緩衝材品質への影響の予測（たとえばNagra, 2002）	換気の範囲や期間が限定的であるとのコンセンサスがある（たとえばNagra, 2002）。	有 処分システム化学影響評価高度化開発（日本原子力研究開発機構, 2013c）	不要
		緩衝材や埋め戻し材の密度不足による膨潤圧低下やベントナイト流出の可能性（たとえばSKB, 2011a）	緩衝材や埋め戻し材の流出を防ぐための工学的対策（ボーリング孔密封、プラグの設置など）についてコンセンサスがある（たとえばSKB, 2011a）	特になし	不要
		緩衝材の押し出しによる密度低下の可能性（たとえばSKB, 2011a）	緩衝材の密度を維持するための工学的対策（低透水性プラグを設置する等）についてコンセンサスがある（たとえばSKB, 2011a）。	特になし	不要
過渡的挙動	①	坑道掘削時の応力開放および熱応力による岩盤剥離、亀裂生成・開口についての力学（DEM）解析等（たとえばEmsley et al., 1997; Posiva, 2009）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	各国で関連する研究が実施されており、その重要性および解析手法についてはコンセンサスがある（たとえばEmsley et al., 1997; Posiva, 2009）。	特になし	不要
		初期の大きな地下水圧による緩衝材のパイピングに関する室内試験等（たとえばSKB, 2011a; Karnland et al., 2000; EC, 2008）（硬岩系岩盤）	海外では、SKBで検討されている（SKB, 2011a; Karnland et al., 2000; EC, 2008）が、そのほかの国では検討例がほとんど見られず、その重要性にはコンセンサスが得られていない。また、専門家間では、湛水途上での膨潤圧の不均質性等の基盤的知見が不足しているとの認識がある。	有 人工バリア品質評価技術の開発（原子力環境整備促進・資金管理センター,2013）	パイピングを回避するための工学的対策（グラウトやジオテキスタイル等）の開発が必要。
		黄鉄鉱酸化の影響の予測（たとえばSKB, 2006; Nagra, 2012）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	緩衝材中や岩盤開口部表面の含有量が制限されているため、顕著な影響とはならないというコンセンサスがある（たとえばSKB, 2006）。	特になし	不要
		残置物の影響評価（たとえばSKB, 2011a）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	坑道の支保工やグラウトといったセメント系材料の残置物についてはコンセンサスがあるものの、SKB（SKB, 2011a）やPosiva（Posiva, 2003）で示されている多様な材質（尿、ディーゼルオイル、配水管など）の全てについてコンセンサスがある状況ではない。	特になし	残置物の範囲の明確化および個々の材質の潜在的影響について体系的な取り組みが必要
		埋め戻し材の空隙への空気の侵入による影響の予測（たとえばSKB, 2006）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	残留酸素が鉄鉱物や有機物等によって短期間で消費されることについてコンセンサスがある（たとえばSKB, 2006）。	特になし	不要
	②	廃棄体定置および上部坑道埋め戻しの時系列やタイミングが処分場温度分布に及ぼし得る影響の予測（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）（本検討で新たに抽出した課題） 【不整合や矛盾があるとした理由】 操業時の廃棄体の物流や閉鎖工程等に関する工学的検討ではパネル内の種々の工程が時間差を持つことを考慮していたのに対して、THMC連成解析においては初期状態で全ての廃棄体が定置され処分孔や上部坑道の閉鎖が瞬時に終了することを仮定していた	課題として広く認知されてはいない。	特になし	定置手順まで含めるためには、マルチエージェントシミュレーション等の新たな手法が必要。
	③	坑道の掘削等による坑道周辺の水理条件・化学条件の変化（たとえばSKB, 2011a; Posiva, 2012）	課題の重要性についてコンセンサスがあり、各国でEDZの水理解析や、坑道周辺の化学的解析が実施されている（たとえばSKB, 2011a; Posiva, 2012）	特になし	不要
		緩衝材冠水および廃棄体発熱が天然バリアや人工バリアに与える影響の予測（たとえばONDRAF/NIRAS, 2001）	課題の重要性についてコンセンサスがあり、各国で室内試験や原位置試験が実施されている（各国、たとえばONDRAF/NIRAS, 2001）	有 処分システム化学影響評価高度化開発（日本原子力研究開発機構, 2013c）	不要
連成・非線形性	① ②	温度勾配の存在する不飽和状態での高pH地下水と緩衝材の反応（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）（本検討で新たに抽出した課題） 【不整合や矛盾があるとした理由】 THM連成解析では温度勾配の存在する状態での緩衝材中不飽和地下水流動を考慮する一方でコンクリート支保と地下水の反応によるpH上昇は無視しており、他方、セメント影響による緩衝材変質解析ではコンクリート支保と地下水の反応によるpH上昇は考慮していたが、温度勾配の存在する状態での緩衝材中不飽和地下水流動は考慮せず初期状態から緩衝材が完全に飽和していることを仮定していた	一般的な地下水に関する塩の濃縮については検討事例が多い（たとえばSKB, 2011a）が、セメント影響に着目した場合、課題として広く認知されてはいない。	特になし	THM連成解析とセメントを含む複雑な化学反応系を両立するための解析システムの高度化とデータベースの拡充が必要。

*：①従来の研究で見落とされていたものあるいは従来の研究における取り扱いが不十分なもの
②複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの
③①及び②に分類されないが、ニアフィールドの課題として広く認識されているもの

表-2.2.1-6　廃棄体の発熱が顕著な期間における課題と対応状況

ニアフィールド特性	分類*	ニアフィールドの複雑な諸現象に関する課題	重要性や現状の知見の充足性についての国内外の専門家間のコンセンサスの有無	国内で実施中の研究プログラムの有無	従来の研究とは異なるアプローチや技術的なブレークスルーの要否
不均質性	①	間隙水の熱膨張の予測（たとえばNagra, 2002）（軟岩系岩盤）	良く理解された物理現象であり（たとえばNagra, 2002）理論やデータ充足性についてコンセンサスがある。	特になし	不要
		緩衝材の熱変質の程度の把握（たとえばNagra, 2002; SKB, 2011a）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	100℃以下では顕著ではないことについてコンセンサスがある（たとえばNagra, 2002; SKB, 2011a）。	特になし	不要
		低含水状態のベントナイトにかかる坑道収斂圧力の影響（Nagra, 2002）（軟岩系岩盤）	飽和・膨潤後に残る影響は小さいことについてコンセンサスがある（Nagra, 2002）。	特になし	不要
	②	透水性亀裂からの局所的地下水供給による緩衝材偏膨潤およびキャニスタへの偏圧の影響についての力学解析（たとえばSKB, 2011a）（硬岩系岩盤） 【不整合や矛盾があるとした理由】 核種移行解析や地下水流動解析では亀裂ネットワークの不均質な流動経路を想定していたのに対して、THM連成解析では、ほとんどの場合、透水性亀裂の位置によらず一様に全周から地下水が供給されることを仮定していた	従来に事例では、THM連成解析では均一な境界条件が適用される場合がほとんどであり、知見が限られている。	特になし	THM連成モデルの3次元化および不均質メッシュ等が必要。
	②	オーバーパックの腐食膨張によりかかる緩衝材への圧力に関する解析（核燃料サイクル開発機構, 1999a）	炭素鋼のオーバーパックを採用しているわが国では重要な課題として認識されている（核燃料サイクル開発機構, 1999a）	特になし	不要
過渡的挙動	①	坑道閉鎖後のゆるみ域および開口亀裂の自己修復挙動についての長期試験（たとえばNagra, 2002）（軟岩系岩盤）	坑道閉鎖後の緩み域の挙動については未だ知見が限られている。Nagraの研究（Nagra, 2002）において課題として認識されている。	特になし	軟岩系での坑道閉鎖試験等の実施が必要。
	②	緩衝材中の塩の濃縮の予測解析（たとえばSKB, 2011a; Nagra, 2002）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤） 【不整合や矛盾があるとした理由】 従来の緩衝材間隙水質に関する地球化学解析では、緩衝材が当初から地温程度で完全に飽和された状態にあることを仮定していたが、THM連成解析では温度勾配によって冠水途上の緩衝材間隙水の蒸発等の相変化が生ずることを考慮していた	銅の腐食因子等については重要性および影響程度についてコンセンサスがある（たとえばSKB, 2011a; Nagra, 2002）。	特になし	炭素鋼の場合には重要性は高くない。
連成・非線形性	①	緩衝材外側の膨潤・透水性低下による内部の冠水の遅延（Johannesson, 2007）（硬岩系岩盤）	ベントナイトの種類によって影響の程度が異なり、標準的な知見は未確立である（専門家判断）。	特になし	クニゲル®V1等のモンモリロナイト含有率の低い材料では優先度は低い。
		緩衝材不飽和流動の非ニュートン流体的挙動（ENRESA,2000a; 2000b）（硬岩系岩盤）	ベントナイトの種類によって影響の程度が異なり、標準的な知見は未確立である（専門家判断）。	特になし	クニゲル®V1等のモンモリロナイト含有率の低い材料では優先度は低い。
	②	—	—	—	—
	③	THMあるいはTHMC連成解析および原位置試験での検証（たとえばSKB, 2006）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	各国で課題として認識されており、その複雑性についてコンセンサスがある（各国、たとえばSKB, 2006）。	特になし	不要

＊：①従来の研究で見落とされていたものあるいは従来の研究における取り扱いが不十分なもの
②複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの
③①及び②に分類されないが、ニアフィールドの課題として広く認識されているもの

表-2.2.1-7　環境条件が定常に至る期間における課題と対応状況

ニアフィールド特性	分類*	ニアフィールドの複雑な諸現象に関する課題	重要性や現状の知見の充足性についての国内外の専門家間のコンセンサスの有無	国内で実施中の研究プログラムの有無	従来の研究とは異なるアプローチや技術的なブレークスルーの要否
不均質性	①	緩衝材等の不均質性に応じた離散的ガス通気経路の形成についての室内試験および解析（たとえばNagra, 2002）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	各国で検討されているように、ガスの通気メカニズムについてはコンセンサスがある（たとえばNagra, 2002）。	平成25年度 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発のうち「ガス移行連成挙動評価手法の開発」（原子力環境整備促進・資金管理センター,2014）	特になし
		亀裂ネットワーク中の物質移動挙動に関する原位置トレーサ試験（たとえばWinberg et al., 2000; ONDRAF/NIRAS, 2001）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	亀裂ネットワークスケールでの核種移行についてはコンセンサスがあるが、亀裂内の不均質性／チャネリングおよび交差部の影響等については不確実である（たとえばWinberg et al., 2000）。	国際共同研究が実施されている（Äspö等）。	処分場における調査結果に基づき信頼性の高い核種移行評価を行うためにはコンディショニング等の技術開発が必要。
		マトリクス近傍岩石中微視的不均質鉱物組成の核種移行挙動への影響（本検討で新たに抽出した課題）	結晶粒界等の移行経路や黒雲母等の強収着性物質の重要性についてはコンセンサスがある。（専門家判断）	特になし	従来均質としていたマトリクス部の不均質性を統計的に表現したモデルの開発が必要。
		コロイドの性状の把握（たとえばLaaksoharju and Wold, 2005）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	コロイドの生成・解離および移行メカニズムには一定のコンセンサスが存在するが、核種移行への影響の程度については必ずしも知見が確立していない。（専門家判断）	国際共同研究が実施されている（Äspö等）。	原位置試験や室内試験を通じて研究開発が進められているが、原位置での分析事例はまだ少なく、物質移行に及ぼす影響の検討を含めた評価技術の整備が課題とされている（原子力発電環境整備機構,2011）
		微生物の影響の予測（たとえばPedersen, 2005; Swisstopo, 2008）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	重要性は認識されているが、多様な微生物の複雑なプロセス全体としてのコンセンサスは未確立である。	検討が進められている。	他の地球化学プロセスとの統合方法等について多様性を考慮しつつも重要度分類をした体系的な取り組みが必要。
	②	緩衝材間隙水の微視的不均質性（層間水等の区分）を考慮した整合的な水理・化学モデル（本検討で新たに抽出した課題） 【不整合や矛盾があるとした理由】 緩衝材中の核種移行や初期の間隙水質形成に関する基礎的研究では緩衝材空隙水中の微視的区分を行い自由水のみが物質移動に関与すると仮定していたが、緩衝材の長期変質に関する地球化学解析（反応移動解析）では全間隙水が物質移動及び反応に寄与すると仮定していた	競合するモデル(multi porosity modelとsingle porosity model)がある	特になし	両モデルの仮説検証を目的とした試験の実施が必要。
過渡的挙動	①	処分場周辺の酸化還元環境の変化（たとえばNagra, 2002; Posiva, 2011）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	坑道閉鎖後に残留する酸素は、鉄鉱物や有機物等によって短期的に消費されるというコンセンサスがある（たとえばNagra, 2002）。	特になし	不要
		地下水の放射線分解の影響の予測（たとえばSKB, 2011a）（硬岩系岩盤、軟岩系岩盤）	α線による放射線分解で生ずる酸化剤は、鉄腐食生成物および緩衝材中の鉄鉱物等によって消費されるというコンセンサスがある（たとえばSKB, 2011a）。	特になし	不要
	②	—	—	—	—
	③	ガス通気後の緩衝材中開口部の自己閉塞挙動（たとえば核燃料サイクル開発機構, 1999a）	緩衝材の自己閉塞挙動についてコンセンサスがある（各国、たとえば核燃料サイクル開発機構, 1999a）。	平成25年度 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発のうち「ガス移行連成挙動評価手法の開発」（原子力環境整備促進・資金管理センター,2014）	特になし
連成・非線形性 題)	①	—	—	—	—
	②	鉄やガラスとの相互作用による緩衝材の長期化学変質、鉄腐食膨張による圧密および水素ガス発生といった異種材料間のマルチフィジックス連成効果の予測解析（本検討で新たに抽出した課題） 【不整合や矛盾があるとした理由】 ・緩衝材圧密やオーバーパック変形に関する力学解析では鉄の腐食によって生ずる Fe(II)は全てマグネタイトやシデライト等の腐食生成物となり腐食膨張に寄与すると仮定していたが、鉄影響による緩衝材変質に関する地球化学解析では鉄の腐食によって生ずる Fe(II)の全量が緩衝材に移動してベントナイトと反応すると仮定していた ・鉄腐食の評価ではオーバーパックの全表面が常に水分飽和していると仮定しているが、鉄腐食によって生成する水素ガスの影響評価ではオーバーパックと緩衝材の境界部での自由ガス層の形成（オーバーパック表面が不飽和となる）を仮定していた ・放射線分解による酸化還元フロントの解析ではオーバーパック内部は酸化性状態となっていることを仮定していたが、ガラス溶解の評価ではオーバーパック内部は還元環境であり腐食によって生じた鉄がFe(II)の形で存在するためにシリカのシンクタームとしてガラス溶解を促進することを仮定していた	異種材料間の相互作用はこれまで個別に行われており、統一的なコンセンサスは未確立である。（専門家判断）	特になし	関連する各分野で共通した現象理解、モデルおよびデータベース等の基盤の整備が必要。

*：①従来の研究で見落とされていたものあるいは従来の研究における取り扱いが不十分なもの
②複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの
③①及び②に分類されないが、ニアフィールドの課題として広く認識されているもの

表-2.2.1-8　外部の環境変化による変遷における課題と対応状況

ニアフィールド特性	分類*	ニアフィールドの複雑な諸現象に関する課題	重要性や現状の知見の充足性についての国内外の専門家間のコンセンサスの有無	国内で実施中の研究プログラムの有無	従来の研究とは異なるアプローチや技術的なブレークスルーの要否
不均質性	①	高透水性亀裂等に沿った氷河融解水の処分場深度への流入の予測解析（SKB, 2006）（硬岩系岩盤）	大規模な氷河が形成される場合の影響については、コンセンサスがある（SKB, 2006）。	特になし	わが国においては例外的地域を除いて重要度は低いと考えられる。
		氷河融解水の処分場深度への流入時の緩衝材侵食を避けるための廃棄体定置基準の設定（SKB, 2011a）（硬岩系岩盤）	大規模な氷河が形成される場合の影響については、コンセンサスがある（SKB, 2011a）。	特になし	わが国においては例外的地域を除いて重要度は低いと考えられる。
		地震時の断層変位についての亀裂ネットワークモデルを用いた力学解析（SKB, 2006）（硬岩系岩盤）	地震時に既存亀裂に沿ってせん断変形の生ずるメカニズムについては、コンセンサスがある（SKB, 2006; Munier, 2006）。	特になし	SR-Siteとは地震の特徴が異なるため、わが国の条件に即したモデル化が必要。
		地震時の断層変位による容器破壊を避けるための廃棄体定置基準の設定（Munier, 2006）（硬岩系岩盤）			
		地下水水質および岩石の不均質性を考慮したKd等の核種移行特性の設定（SKB, 2011b）（硬岩系岩盤）	水質変化の比較的速い硬岩系地域での重要性については、コンセンサスがある（SKB, 2011c）。	特になし	個々のサイトの特徴に依存するが、想定される鉱物、水質、元素の組み合わせを網羅するためにはメカニスティックな収着モデルやSDBを併用した総合的方法論が必要。
	②	—	—	—	—
過渡的挙動	①	永久凍土層の形成および緩衝材間隙水凍結に関する予測解析（SKB, 2011a）（硬岩系岩盤）	大規模な永久凍土層が形成される場合の影響については、コンセンサスがある（SKB, 2011a）。	特になし	わが国においては例外的地域を除いて重要度は低いと考えられる。
		処分孔にせん断変形が生じた場合の容器の変形・破壊挙動解析（SKB, 2006）（硬岩系岩盤）	人工バリアと交差する割れ目に沿ったせん断変位による人工バリア影響評価手法については、コンセンサスがある（SKB, 2006）。	室内試験および解析が行われている。	必須ではないが、せん断速度が大きい場合の緩衝材の動的挙動についての数値解法について改良が必要。
		気候変動により繰り返す母岩の圧縮と排水の影響の予測（Nagra, 2002）（軟岩系岩盤）	一般的には影響が限定的であることについては、コンセンサスがある（Nagra, 2002; SKB, 2006）。	特になし	わが国においては例外的地域を除いて重要度は低いと考えられる。
		気候変動による増水が地下水水質へ与える影響の予測（SKB, 2006）（硬岩系岩盤）			
	②	—	—	—	—
連成・非線形性	①	（挙げられている課題は特にない。）	—	—	—
	②	（挙げられている課題は特にない。）	—	—	—

*：①従来の研究で見落とされていたものあるいは従来の研究における取り扱いが不十分なもの
②複数の研究領域間で、現象の取り扱いについての前提条件や仮定において、不整合や矛盾が存在するもの

(2)連成解析技術開発に関する調査

1)熱-水-応力-化学連成解析コードの高度化に向けた整備

熱的、水理学的、力学的、化学的な相互影響（THMC連成現象）を考慮可能なモデル（THMCモデル）の検証や高度化を目的として、幌延深地層研究計画において地下の調査坑道で人工バリアを模擬した試験を行うこととしており、原子力機構が開発したTHMC連成解析コードCouplys（鈴木ほか，2012）を用いた解析結果と、実際の現場での試験結果との比較等を行う。そのためには、3次元の大規模かつ複雑な形状の領域を対象とした精度の高い計算が行えるよう解析コードを高度化することが必要となっている。

①平成26年度の実施内容

a. 多次元モデルに関する課題の分析、解析コードの改良

THMC連成解析コードの高度化に向けた整備作業として、平成25年度整理を行った改良すべき項目のうち、物質移行計算において塩の濃集の効果を表現するために設定した境界条件（半透過境界条件）について、試解析を通じて計算の安定性に対する検討を行った。半透過境界条件は、温度の高いオーバーパックの表面などで、地下水中の塩分などが水分の蒸発に伴って濃集する効果を表現するために導入したもので、予め濃集が生じることが想定される箇所に定義することで、塩の濃集の効果を表現しようとするものである。

試解析は、1次元、2次元及び3次元の数十～百程度の要素数の単純な形状の問題を対象として、緩衝材中の温度勾配を考慮した場合の海水の浸潤を想定した条件を設定して行った。試解析の結果、同条件において、半透過境界条件を用いることによって塩の濃集効果を安定に計算できることを確認した。図2.2.1-1に、半透過境界条件の設定の有無を考慮した解析結果例として、1次元の温度勾配下における海水浸潤過程での液相Cl濃度の経時変化を示す。

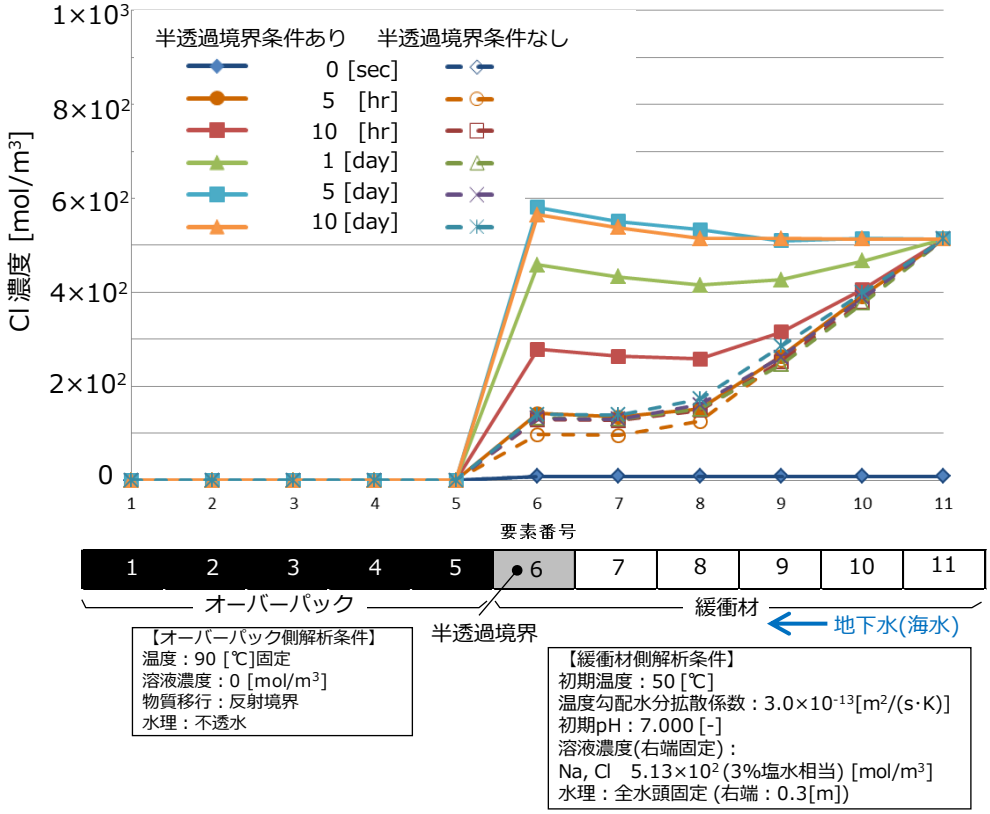


図2.2.1-1　半透過境界条件の有無を考慮した試解析例

（温度勾配下の海水浸潤過程での液相Cl濃度分布の比較（1次元体系、初期～10日後））

b.　数値解法プログラムの改良

現在のTHMC連成解析コードCouplysに組み込まれている数値解法プログラムでは、要素数10,000以上の大規模な解析を実施する場合、計算のためのメモリが多く必要になるとともに、計算時間が膨大になることが課題となっている。そこで、必要なメモリを小さくでき、かつ数値演算を高速に行うことで計算時間を短縮できるように、数値解法プログラムの改良を行い、計算時間及び必要なメモリ数等を改善した。この改良の効果を試解析により確認した。

数値解法プログラムとして、より形状が複雑で不均質性が高い場に対する計算が可能な双共役勾配法（例えば，中田, 2002）を採用し、Couplysに実装した上で、要素数を変えた3種類の3次元格子モデルを用いて、比較計算を実施した。

解析条件を図2.2.1-2、表2.2.1-9に、比較に用いた要素分割を図2.2.1-3に示す。これらに基づいて行った要素数ごとの計算時間の比較例を図2.2.1-4に、今回の比較計算に用いた計算機環境の仕様を表2.2.1-10にそれぞれ示す。改良効果を確認するための計算においては、計算時間を4割程度に短縮できることが示された。計算実行時に必要なメモリについても90%以上低減できることが確認された。このことから、改良した数値解法プログラムの効果を確認することができた。

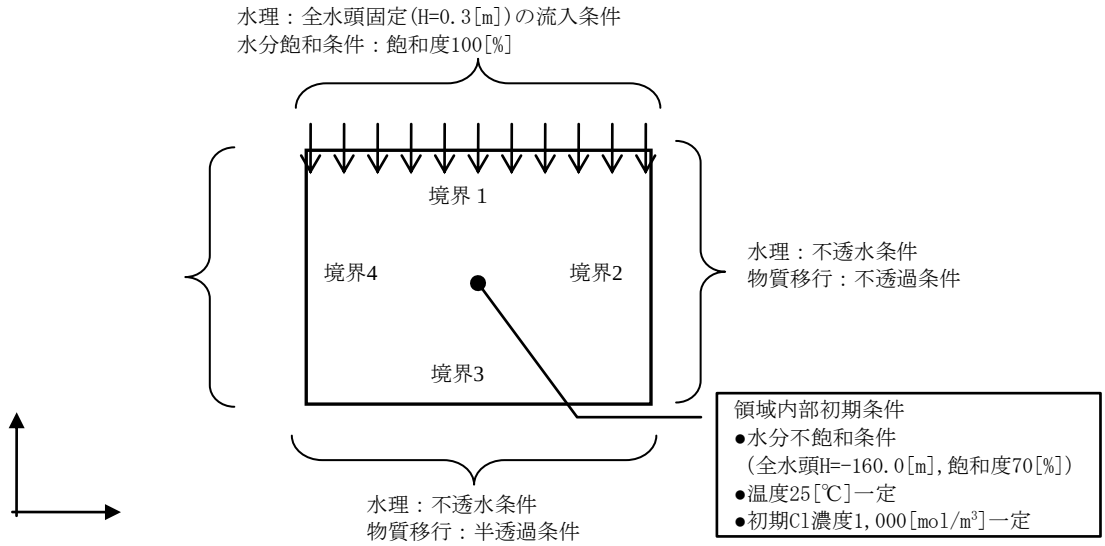


図2.2.1-2　数値解法プログラムの改良効果を確認するための境界条件

表2.2.1-9　数値解法プログラムの改良効果を確認するための解析条件
（初期溶液条件、全水頭、物質移行解析条件）

温度：25℃ pH　　：　4.1040 [-] pe　　：16.4950 [-] 溶液濃度[mol/m^3]： ・Ca　　1.0 ・Na　　1,000 ・Cl　　1,000 ・C　　1.0 ・S　　0.1 ・Fe　　0.1 ・O　　0.482	飽和度　　：0.6995 [-] 間隙率　　：0.4030 [-] 体積含水率　　：0.2819 [-] 平衡鉱物[mol/m^3]： ・Halite　　0.0 ・Calcite　　1.0 2次鉱物：なし 液相拡散係数：5.0×10^{-10} [m^2/s] 気相拡散係数：5.0×10^{-10} [m^2/s] イオン交換、表面錯体は無し。 層間飽和度：31.5 [%]
	ガス濃度：[mol/m^3] ・O_2　　8.18053(0.2atm相当) ・CO_2　　1.22708×10^{-2}(0.0003atm相当)
全水頭	-160[m]
物質移行解析条件	・3ステップ（60～180[s]） ・移行粒子数（１要素あたり）：1×1×1=1 ・移行対象元素数：9個（うち、ガス2個）

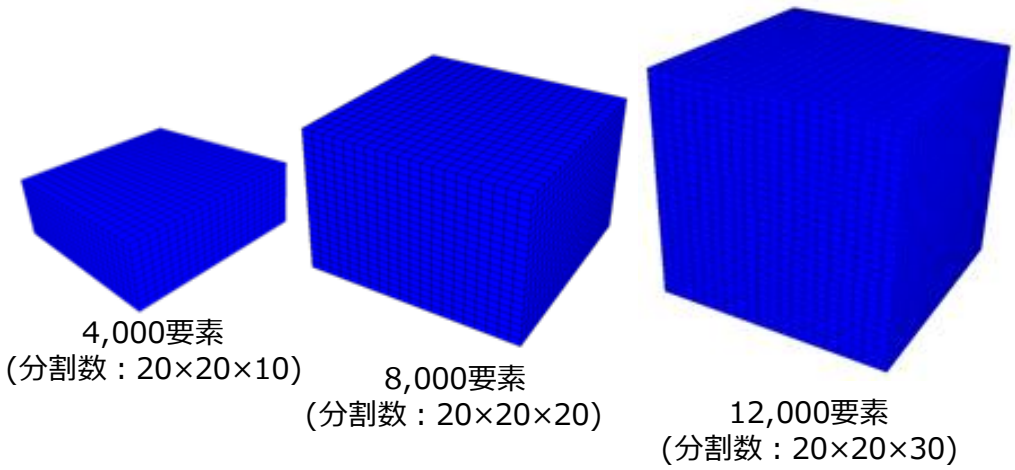


図2.2.1-3　数値解法プログラムの改良効果を確認するために用いた要素分割

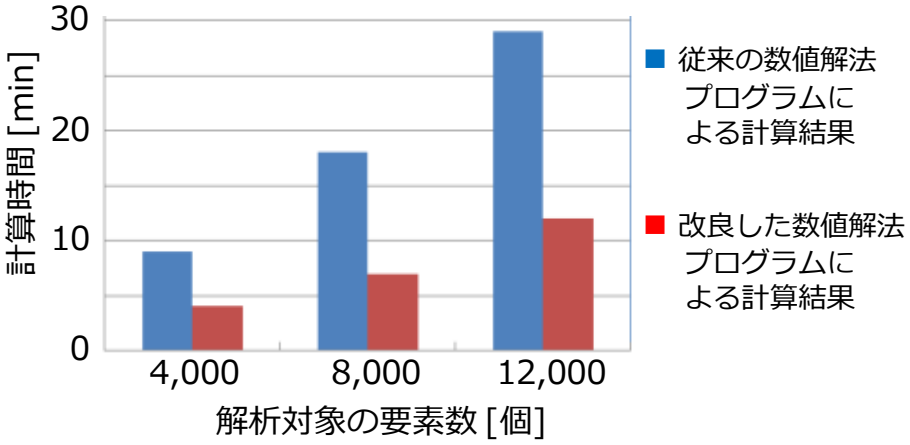


図2.2.1-4　数値解法プログラムの改良効果を確認するための解析結果の比較例
(3次元格子メッシュの要素数ごとの計算時間の比較)

表2.2.1-10　数値解法プログラムの改良効果の比較に用いた計算機環境

OS関連	名称／バージョン情報／gccライブラリバージョン／日付	Linux version 2.6.9-89.ELlargesmp #1 SMP /(mockbuild@hs20-bc2-5.build.redhat.com) /gcc version 3.4.6 20060404 (Red Hat 3.4.6-11) /Mon Apr 20 10:43:12 EDT 2009
並列対応Fortranコンパイラ		Intel Fortran ™ Version 9.0
CPU関連	名称	Intel(R) Xeon(R) CPU E5540
	動作周波数	2.53GHz
	内蔵プロセッサ数	16
メモリサイズ（実装メモリ、仮想メモリ）		12,294,748 KB(約12GB), 24,579,440 KB(約24GB)

④ まとめと今後の課題

多次元モデルを対象としたTHMC連成解析における計算の安定性に関する課題のうち、比較的簡易な体系（1次元、2次元及び3次元モデル）を対象として、海水が浸潤する条件及び、緩衝材中の温度勾配を考慮した場合の海水が浸潤する条件での試解析を実施し、半透過境界条件による塩濃度の濃集効果が安定に計算できることを確認した。

また、数値解法プログラムの改良を行い、試解析を通じて、計算に必要な計算機のメモリの低減や計算時間の短縮の効果を確認した。

2)熱-水-応力連成挙動把握のための試解析

廃棄体を取り囲む人工バリア及び周辺の岩盤からなるニアフィールドにおいては、熱的、水理的、力学影響が相互に複合した現象が想定される。この連成挙動に対する評価手法の確立を目的として、熱-水-応力連成試験設備（COUPLE）を活用した工学規模の複合的な室内試験を行っている（鈴木ほか, 2004）。このCOUPLEは、岩盤を模擬したモルタルの内部に設けた円筒状の空間に圧縮ベントナイトで囲まれたヒーターを設置し、ヒーターの加熱に伴うベントナイト中の温度や間隙水圧の変化を測定する設備である。COUPLEを用いた試験において熱-水-応力連成現象解明のための適切な検証データを取得するための試験計画の策定に当たっては、地層処分において想定される熱-水-応力連成現象を想定した予察的な計算を実施し、試験条件等を決定することが有効であると考えられる。

本検討では、COUPLE試験における熱-水-応力連成現象解明のための試験条件の設定及び試験結果に基づく評価モデルの改良を目的として、地層処分において想定される熱-水-応力連成現象を考慮した予察的な解析を実施した。具体的には、ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中での水分移動を対象とした解析のうち、ベントナイト中での水分の湿潤挙動に関する事例解析とともに、さらに、液相と気相の挙動を二相流として考慮した解析を行った。解析には、熱-水-応力連成解析コードTHAMES（Ohnishi et al., 1985）を使用した。

①平成26年度の実施内容

ａ．ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中の水分移動の解析

人工バリアを構成する緩衝材のベントナイトの飽和に達するまでの地下水浸潤挙動は、材料中の含水比や温度の変化に伴う水理特性等の変化とともに、材料が膨潤することによる力学的な影響を受けることから評価することが困難な現象である。この現象を評価するための熱-水-応力連成解析コードTHAMESの妥当性の確認及び信頼性の向上を目的として、ニアフィールド環境を想定した室内試験における緩衝材中での水分移動の解析を行う。解析結果に基づき、水分の湿潤挙動を解析する上での適切なパラメータや境界条件の設定に資する事例を提示する。

本解析では、ニアフィールド環境を想定した室内試験として実施されているwater-uptake試験（Mattias, Clay Technology ABウェブサイト http: //www.claytech.se/pdf/BRIE water uptake test.pdf）を対象とした。同試験は、直径300mm、厚さ100mmのベントナイトブロックの外周から水分を供給し、ベントナイトブロック中への水分の浸潤挙動の把握を目的とするものである。本解析では、ベントナイトブロックの中心から10° の範囲を対象とし、各要素の半径方向の長さを

5mm、厚さを100mmとした（図2.2.1-5）。物性値は、water-uptake試験の条件に基づき、間隙率を0.44[-]、固有透過度を6.4×10^{-21}[m^2]とした。解析に用いた緩衝材の不飽和特性を図2.2.1-6に示す。初期条件は-89.9MPaに相当する水頭及び20℃の温度を緩衝材全体に設定した。解析ケースを表2.2.1-11に示す。

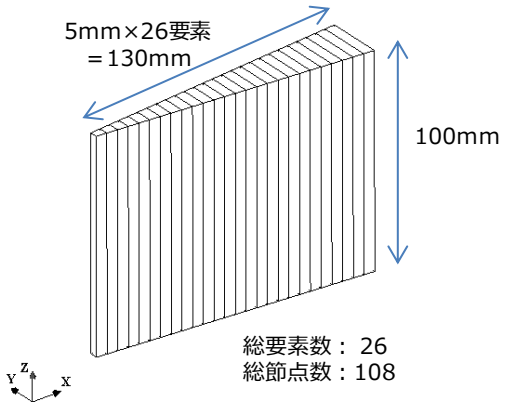
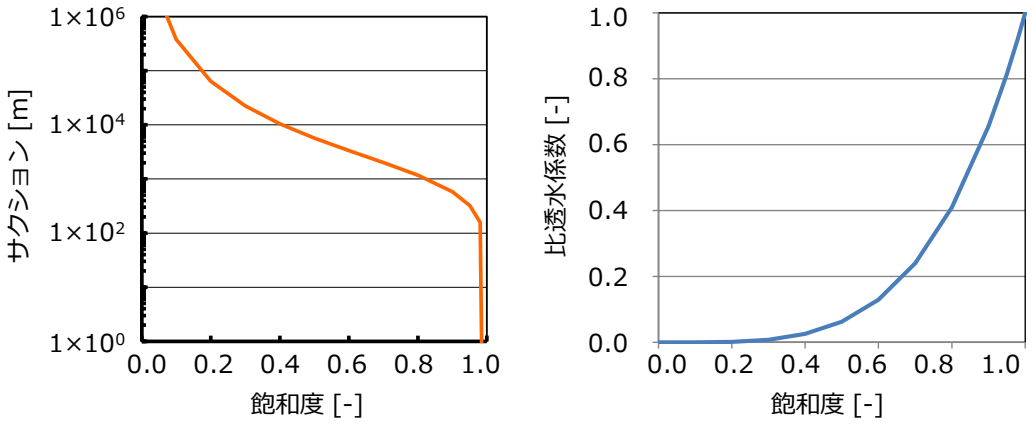


図2.2.1-5　ニアフィールド環境を想定した緩衝材中の水分移動解析に用いた要素分割



（a）水分特性曲線　　（b）不飽和透水係数

図2.2.1-6　解析に用いた緩衝材の不飽和特性

表2.2.1-11　ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中の水分移動の解析ケース

解析ケース	解析の種類	内側境界	外側境界	
		温度	水頭	温度
case1	水理解析	―	10.2m(0.1MPa)	―
case2	熱-水連成解析	80℃	10.2m(0.1MPa)	20℃
case3	水理解析	―	102m(1.0MPa)	―

解析結果例として、203 日後の飽和度、相対湿度の分布及び、外周からの水分の累積流入量の経時変化を図 2.2.1-7 に示す。温度の影響を考慮しない場合(case1，3)，203 日時点で対象領域全体の飽和度は約 90%まで、相対湿度は約 96%までそれぞれ上昇する。温度の影響を考慮した場合（case2、中心部 80℃）は飽和度、相対湿度ともに、温度の影響を考慮しない場合に比べて低

い傾向を示す。これは、温度の影響を考慮することにより高温側から低温側の領域への水分移動が促進されることによるものと考えられる。外周からの水分の累積流入量は各ケースとも2,000[cm^3]程度となり、case1 に比べ case2 は少なく、case3 は多い結果となった。case2 は温度の影響によりベントナイトが乾燥することで水分移動が妨げられ、case3 は外側の水圧を高くすることにより流入量が増加したものと考えられる。今回の解析結果は、ベントナイト中の水分の湿潤挙動を対象とした解析の一事例として、今後、water-uptake 試験の結果などと比較することにより、湿潤挙動を解析する際の条件設定等に資するものと考えられる。

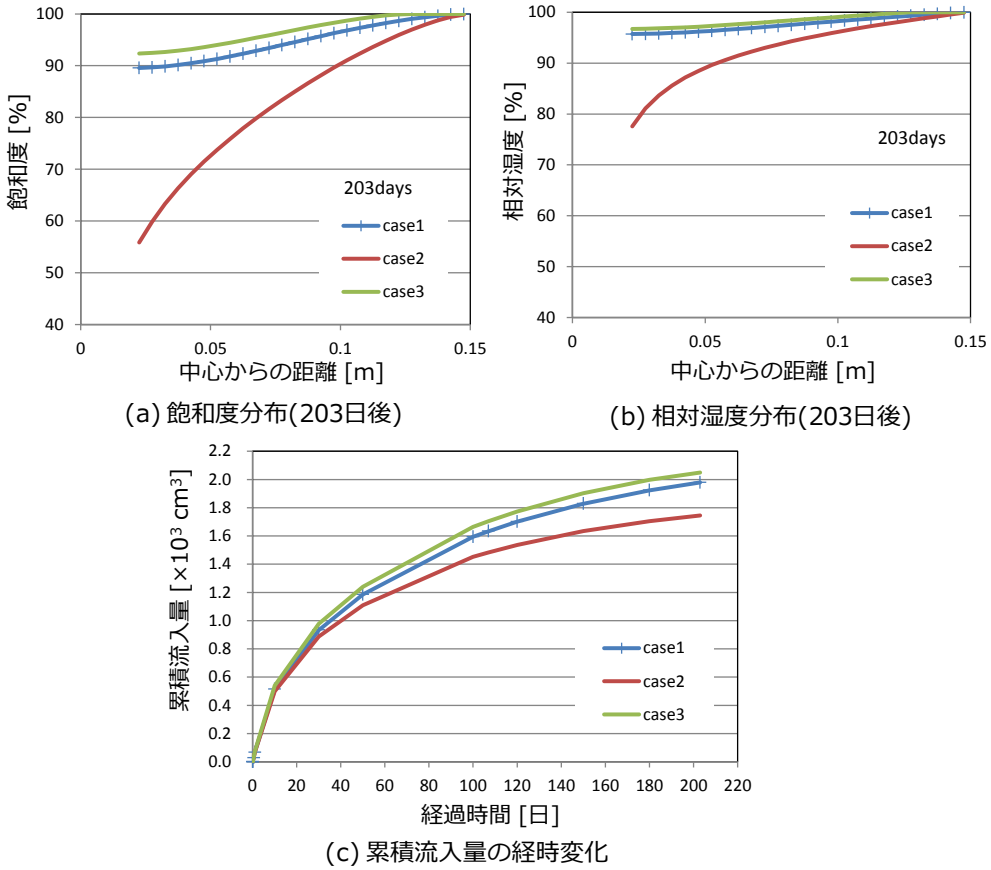


図2.2.1-7　ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中の水分移動の解析結果例

b．二相流を考慮した解析手法

岩盤や緩衝材の候補材料であるベントナイト系材料中における水分の移動の評価については、廃棄体からの発熱に伴う蒸発等により気相としての挙動が顕著となる場合は、液相と気相双方の挙動を二相流として取り扱う必要があると考えられる。COUPLE試験において、水分計等の計測機器を適切に配置するためには、このような二相流の挙動を事前に解析することにより、試験で生じる試料中の水分量等の分布を予測しておくことが有効である。二相流を考慮する解析手法として、平成25年度の調査結果（日本原子力研究開発機構，2014）から以下の3つの手法を抽出した。

・流体密度と内部エネルギーを変数とする方法

・流体圧力とエンタルピーを変数とする方法

・気相の圧力、気相の飽和度、熱を変数とする方法

平成26年度は、熱-水-応力連成解析コードTHAMESにおいて、上記の二相流を考慮する方法のうち、COUPLE試験を対象とした解析を行う際に適した方法として流体圧力とエンタルピーを変数とする方法を選定し、解析コードの改良を行った。

二相流を考慮する解析においては、水（液体）の状態、水と水蒸気の混合状態、水蒸気（気体）の状態のそれぞれに相変化する際の境界の明確化が必要である。流体圧力とエンタルピーを未知数とする手法では、Mercer and Faust（1975）およびWhite et al.（1971）により、流体圧力とエンタルピーの関係を表した蒸気線図が考案されており、この蒸気線図を用いることにより流体の相状態を判別、確認することが可能となっている。等温線を加えた蒸気線図を図2.2.1-7に示す。

同図中の破線は相変化が発生する際の境界線であり、エンタルピーが小さい方の領域①と領域②の境界線は、水(液相)から水と水蒸気の混合状態（気液二相状態）へ遷移する際の境界を示している。一方、エンタルピーが大きい方の領域②と領域③の境界線は、水と水蒸気の混合状態（気液二相状態）から水蒸気（気相）に変化する際の境界を示している。境界線内の領域②が水と水蒸気が混合した二相状態を示している.

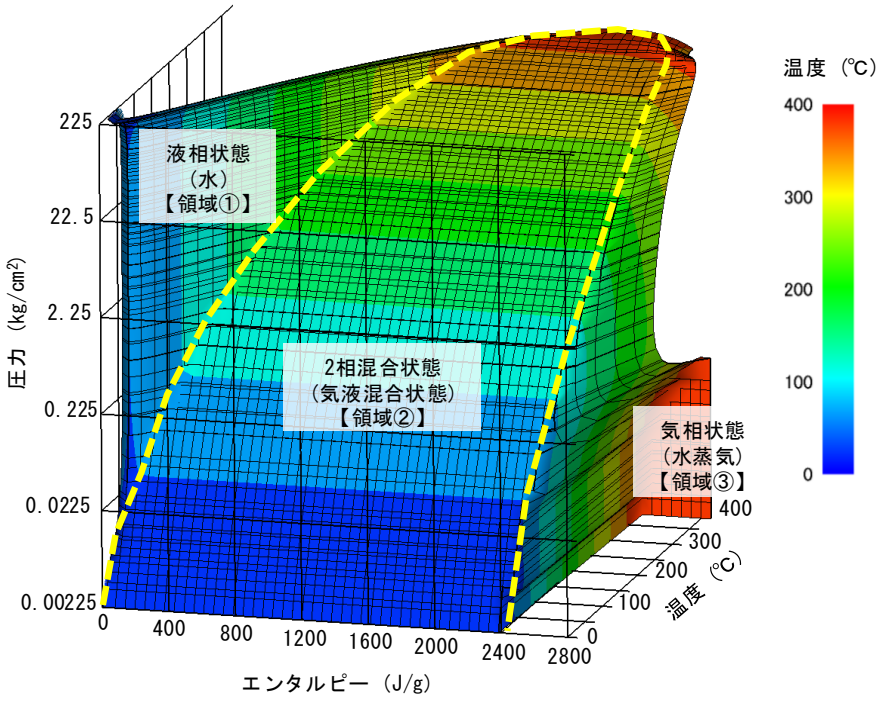


図2.2.1-8　圧力ーエンタルピーー温度の関係のダイアグラム（蒸気線図）

THAMESは熱-水-応力連成解析を行う解析コードであり、未知数は温度、水頭、変位である。二相流を考慮した解析では、流体圧力p及びエンタルピーhが未知数になるため、水頭を流体圧力に、温度をエンタルピーにそれぞれ変換したエネルギー式を解く必要がある。流体圧力は、液相（水）単相の場合には水圧、気相（水蒸気）単相の場合には蒸気圧、気液二相状態では水圧と蒸気圧の混合圧となる。

支配方程式については、二相流を考慮する際に異なる点は、飽和状態に至った後の水理現象および熱現象に関する構成条件のうち、透水係数、熱伝導率及び比熱の与え方である。透水係数、熱伝導率及び比熱は、流体圧力及びエンタルピーと、これらに基づき計算される液相(水)及び気相(水蒸気)の密度、液相(水)及び気相(水蒸気)の飽和度に依存して変化するものである。

透水係数を設定するためには、水と水蒸気の密度を次式により算出する必要がある。Mercer and Faust (1975)によれば、水の密度は次式により算出することができる。

$$\rho^l = \begin{cases} 0.98988 + 4.0089\times10^{-4}\,p - 4.0049\times10^{-5}\,h + 2.6661/h \\ \qquad + 5.4628\times10^{-7}\,ph - 1.2996\times10^{-7}\,h^2 & h > 200\text{の場合} \\ 1 & h \le 200\text{の場合} \end{cases} \quad (2.2.1\text{-}1)$$

ここで、ρ^lは水の密度[g/cm^3]、pは圧力(流体圧力；水圧、水と水蒸気の混合圧もしくは水蒸気圧)である。

水蒸気の密度は次式により算出することができる。

$$\rho^g = -2.2616\times10^{-5} + 0.043844\,p - 1.7909\times10^{-5}\,ph + 3.6928\times10^{-8}\,p^4 + 5.1764\times10^{-13}\,ph^3 \quad (2.2.1\text{-}2)$$

以上で算出した水及び水蒸気の密度、各相の境界のエンタルピー（図2.2.1-8）を用いることにより、水の飽和度を次式により算出することができる。

$$S^l = \begin{cases} 1 & h \le h^l_* \text{の場合} \\ 0 & h \ge h^g_* \text{の場合} \\ \dfrac{\rho^g\left(h^g - h\right)}{h\left(\rho^l - \rho^g\right) - \left(h^l\rho^l - h^g\rho^g\right)} & h^l_* < h < h^g_* \text{の場合} \end{cases} \quad (2.2.1\text{-}3)$$

ここで、h^l_*は圧力pにおける水と水単体・水蒸気混合状態との境界線上のエンタルピーを、h^g_*は圧力pにおける水・水蒸気混合状態と水蒸気単体の境界線上のエンタルピーをそれぞれ示している。水蒸気の飽和度S^gは、上記の水の飽和度S^lを用いて次式で表現することができる。

$$S^g = 1 - S^l \quad (2.2.1\text{-}4)$$

以上で示した水蒸気の密度ρ^gと水の密度ρ_wおよび水蒸気の飽和度S^gと水の飽和度S^lを用いて、水と水蒸気の混合状態における密度ρ_wは次式により表現することができる。

$$\rho_w = \rho^g S^g + \rho^l S^l = \rho^g\left(1 - S^l\right) + \rho^l S^l \quad (2.2.1\text{-}5)$$

また、水の粘性係数μ^l[g/(cm･s)]及び水蒸気の粘性係数μ^g[g/(cm･s)]は、温度Tの関数として、式(6)、(7)で与えられる。

$$\mu^l = 10^{-6}\times239.4\times10^{[248.37/(T+113)]} \quad (2.2.1\text{-}6)$$

$$\mu^g = (0.407T + 80.4)\times10^{-6} \quad (2.2.1\text{-}7)$$

水の比透水係数k^l_r及び水蒸気の比透水係数k^g_rは、水及び水蒸気の飽和度の関数としてそれぞれ式(8)、(9)で表される。

$$k^l_r = \left(S^l\right)^2 \quad (2.2.1\text{-}8)$$

$$k^g_r = \left(S^g\right)^2 = \left(1 - S^l\right)^2 \quad (2.2.1\text{-}9)$$

以上で示した水及び水蒸気の密度ρ^lおよびρ^g、粘性係数μ^lおよびμ^g、比透水係数k^l_rおよびk^g_rを用いることにより、飽和時の二相流の透水係数テンソル(水の透水係数テンソルk^l_{ij}および水蒸

気の透水係数テンソル$k^{g}_{i,j}$)は、式(2.2.1-10)、(2.2.1-11)のようになる。

$$k_{ij}^{l} = \frac{k_r^{l}\rho^{l} g K_{ij}}{\mu^{l}} \tag{2.2.1-10}$$

$$k_{ij}^{g} = \frac{k_r^{g}\rho^{g} g K_{ij}}{\mu^{g}} \tag{2.2.1-11}$$

透水係数テンソル$k_{i,j}$は、水及び水蒸気の透水係数テンソルを用いて次式で表すことができる。

$$k_{ij} = k_{ij}^{l} + k_{ij}^{g} = \left(\frac{k_r^{l}\rho^{l}}{\mu^{l}} + \frac{k_r^{g}\rho^{g}}{\mu^{g}} \right) g K_{ij} \tag{2.2.1-12}$$

一方、二相流を考慮する場合、熱現象に関しては熱伝導率λ_mおよび比熱C_vの構成条件が異なる。水及び水蒸気の熱伝導率と比熱、温度との関係から、水及び水蒸気の熱伝導率、比熱を温度の関数として設定する。

$$\lambda_m = n\left(S^{l}\lambda_m^{l} + S^{g}\lambda_m^{g}\right) + (1-n)\lambda_m^{s} \tag{2.2.1-13}$$

$$\rho C = n\left(S^{l}\rho^{l}C^{l} + S^{g}\rho^{g}C^{g}\right) + (1-n)\rho^{s}C^{s} \tag{2.2.1-14}$$

ここで、λ^{l}_{m}は水の熱伝導率、λ^{g}_{m}は水蒸気の熱伝導率、C^{l}_{v}は水の比熱、C^{g}_{v}は水蒸気の比熱、λ^{s}_{m}は土や岩盤等の固相の熱伝導率、nは間隙率をそれぞれ表す。

飽和条件下で温度が上昇すると、間隙水圧が熱膨張により上昇することが考えられるため、水理現象に関しては熱膨張係数を考慮する。

以上の水及び水蒸気の混合状態の構成条件を考慮した水理現象及び熱現象の支配方程式は次式となる。

$$\begin{aligned} &-\rho_w \frac{\partial\theta}{\partial\psi}\frac{\partial h}{\partial t} - \left[\chi\rho_w \left(\frac{k_r^{l}\rho^{l}}{\mu^{l}} + \frac{k_r^{g}\rho^{g}}{\mu^{g}} \right) g K_{ij} h_{,j} \right. \\ &\left. + (1-\chi)\left\{ \xi\rho_w (D_\theta)_{ij} \frac{\partial\theta}{\partial\psi}\left(h_{,j} - z_{,j}\right) + (1-\xi)\rho_w \frac{r_k \rho_w g K_{ij}}{\mu} h_{,j} + \rho_w (D_T)_{ij} T_{,j} \right\} \right]_{,i} + Q = 0 \end{aligned} \tag{2.2.1-15}$$

$$\begin{aligned} &\left(n\left(S^{l}\rho^{l}C^{l} + S^{g}\rho^{g}C^{g}\right) + (1-n)\rho^{s}C^{s}\right)\frac{\partial T}{\partial t} + \left\{ S_r \rho_w c_w v_i T - \left(n\left(S^{l}\lambda_m^{l} + S^{g}\lambda_m^{g}\right) + (1-n)\lambda_m^{s}\right)_{ij} T_{,j} \right\}_{,i} \\ &+ \left\{ L\rho_w (D_{\theta v})_{ij} \frac{\partial\theta}{\partial\psi}\left(h_{,j} - z_{,j}\right) \right\}_{,i} + Q^{h} = 0 \end{aligned} \tag{2.2.1-16}$$

これらの式に力学現象の支配方程式を合わせた3種類の支配方程式を解き、得られた全水頭および温度を用いることにより、式(2.2.1-17)によりエンタルピーを算出する。

$$h = E + p/\rho_w \tag{2.2.1-17}$$

ここに、Eは単位質量当たりの熱量、p/ρ_wは単位質量当たりの圧力である。エンタルピーとは、厳密には比エンタルピーを指しており、単位質量当りの熱量(エネルギー)を示している。上式で得られたエンタルピー及び流体圧力を用いることにより、蒸気線図（図2.2.1-8）から水の状態変化(相変化)を表現することができる。

二相流を考慮した熱-水-応力連成解析コードTHAMESの効果を確認するために、以下のとおり解析条件を設定した。解析対象は、放射性廃棄物の処分孔周辺を想定した1次元モデルとした（図2.2.1-9）。本解析では、処分孔内への地下水の浸透から計算を開始し、処分孔が地下水で飽和した後に廃棄体の発熱に伴う温度変化が付与される条件とした。今回の解析では、二相流の効果が

生じるような仮想的な温度変化を設定した(図2.2.1-10)。また、解析に用いた物性値を表2.2.1-12に示す。

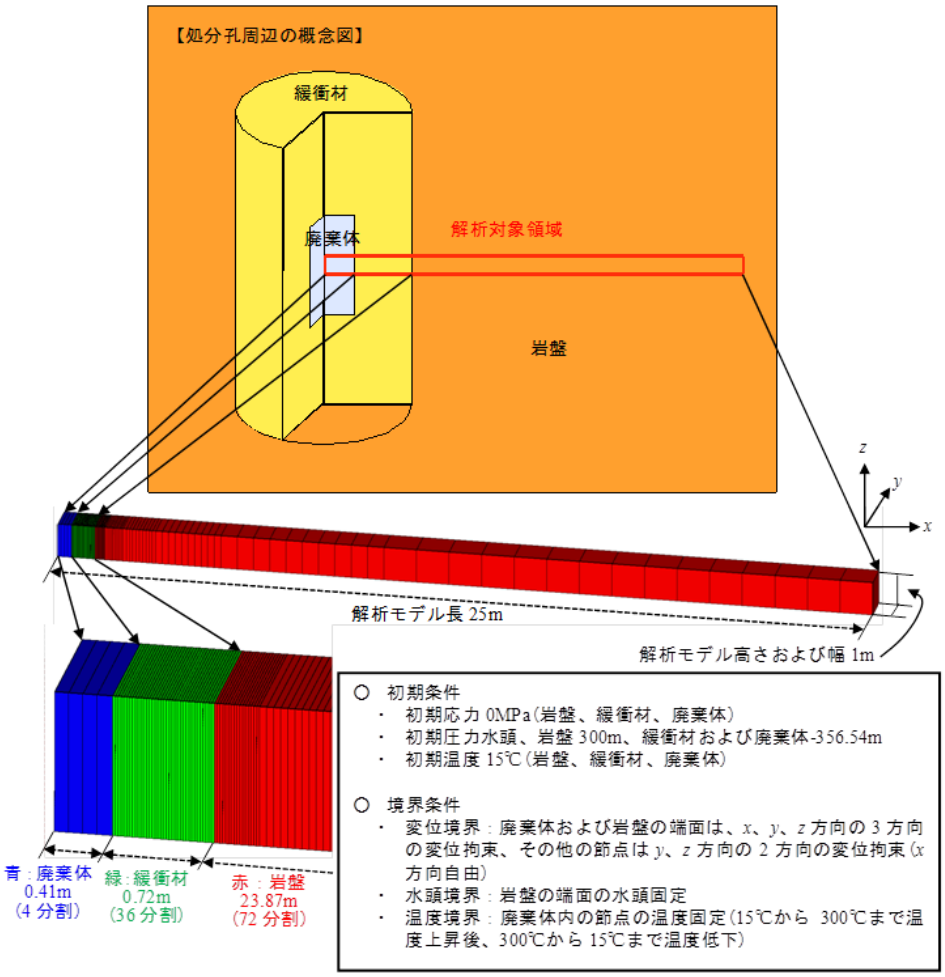


図2.2.1-9　二相流を考慮した解析の検証のために設定した解析対象及び解析条件

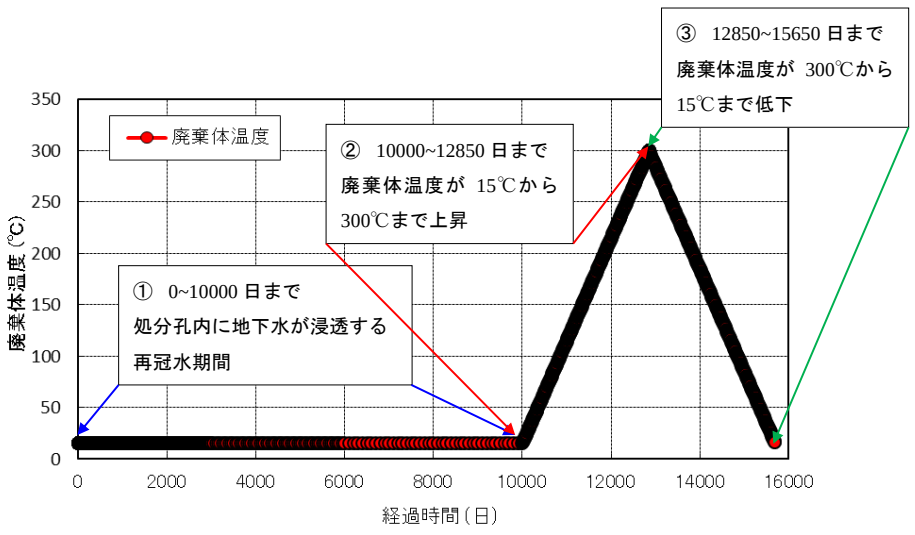


図2.2.1-10　設定した温度変化

表2.2.1-12　解析に用いた材料特性

材料特性				廃棄体	緩衝材	岩盤
力学現象	弾性係数	E	(MPa)	2.00×10^{5}	3.44×10^{1}	1.82×10^{3}
	ポアソン比	ν	(－)	0.30	0.30	0.21
	最大膨潤圧	σ_{swmax}	(MPa)	0.00	1.05	0.00
	線膨張係数	α	(1/℃)	0.0	1.20×10^{-6}	1.33×10^{-5}
水理現象	固有透過度	K	(m)	1.00×10^{-30}	4.00×10^{-20}	1.33×10^{-15}
	比透水係数パラメータ*	n	(－)	—**	1.3	—***
	比貯留係数	S_s	(1/m)	1.0	0.0	1.00×10^{-7}
	van Genuchtenモデル	θ_s	(－)	0.0001	0.403	0.311
		θ_r	(－)	0.0	0.0	0.0
		α	(－)	8.00×10^{-3}	8.00×10^{-3}	3.72×10^{-1}
		n	(－)	1.60	1.60	1.13
熱現象	流体の熱伝導率	λ_f	(W/(m・℃))	0.60		
	固相の熱伝導率	λ_s	(W/(m・℃))	53.00	1.95	式(18)
	流体の比熱	C_f	(J/(kg・℃))	4180		
	固相の比熱	C_s	(J/(kg・℃))	460	341	式(19)
共通	間隙比	e	(－)	0.0001	0.675	0.451
	比重		(－)	7.80	2.00	1.70

＊　不飽和状態における比透水係数k_rを飽和度S_rのべき乗関数$k_r=S_r^n$として表す場合のべき乗数n。
＊＊　廃棄体の不飽和時の比透水係数はvan Genuchten, Mualemモデルにより与えるため、パラメータnは未使用。
＊＊＊ 図2.2.1-11のθ - k_r関係を用いて、含水率θから比透水係数k_rを決定する。

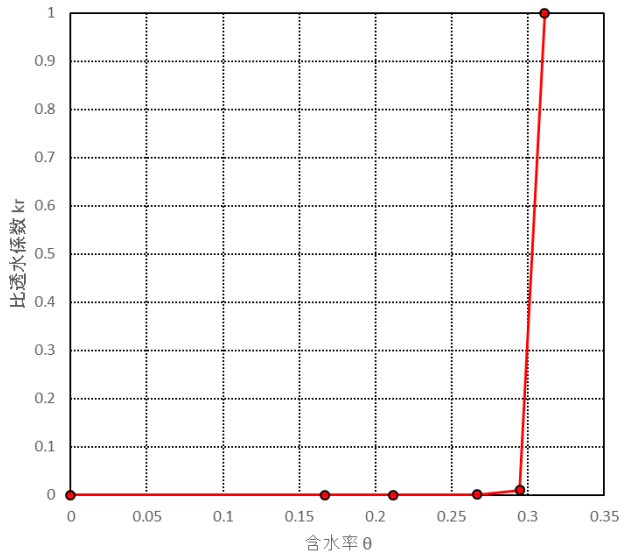
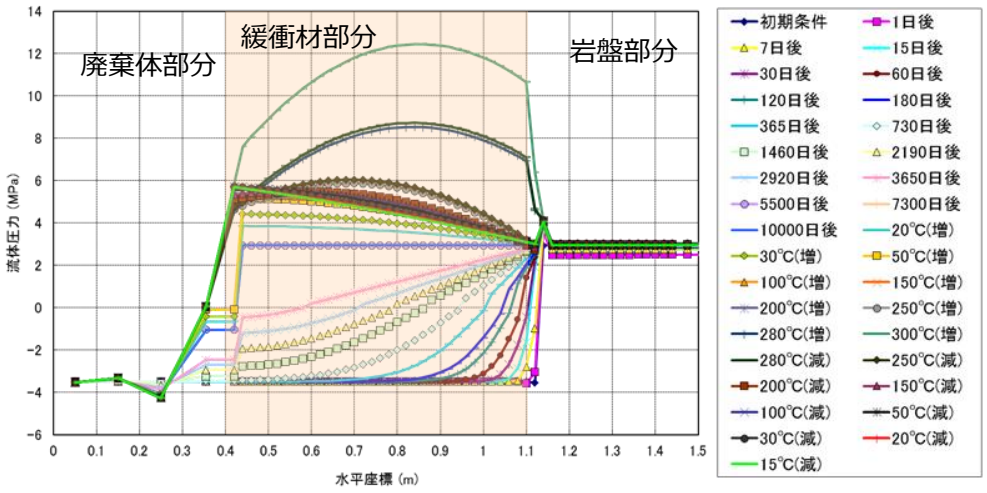
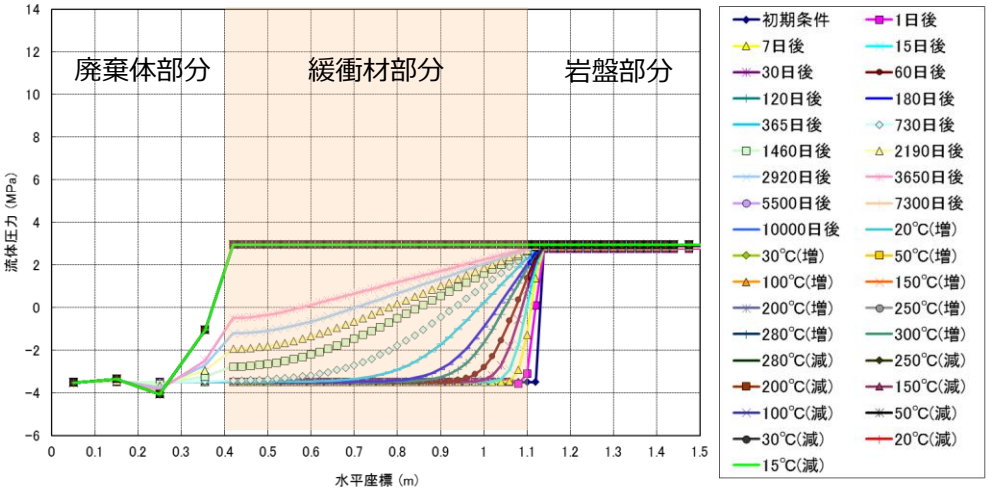


図2.2.1-11　岩盤の含水率と比透水係数の関係

解析結果のうち、流体圧力分布の経時変化の例を、二相流を考慮した場合と考慮しない場合を並べて図2.2.1-12に示す。緩衝材の流体圧力が不飽和状態（負圧）から飽和状態（流体圧力3MPa：深度300mの水圧相当）に達するまでは、二相流を考慮した場合と考慮しない場合（すなわち、液相のみの移動を考慮した場合）の結果にほとんど違いは見られないが、温度変化を与えると違いが顕著に認められた。緩衝材内の温度の上昇に伴い、二相流を考慮した場合は、熱膨張により流体圧力が増加する。これに対し、二相流を考慮しない場合は、飽和後の温度変化の影響は見られず、飽和状態（深度300mの水圧相当）が維持される結果が得られた。



(a)　二相流を考慮した場合の流体圧力分布の経時変化



(b)　二相流を考慮しない場合の流体圧力分布の経時変化

図2.2.1-12　二相流を考慮した解析例（流体圧力分布の経時変化）

②まとめと今後の課題

ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中での水分移動を対象とした解析を実施し、温度の影響を考慮した場合、温度の影響を考慮しない場合に比べて飽和度、相対湿度ともに低い傾向を示すことなどが明らかとなった。ニアフィールド環境を想定した水分移動の評価を行う際には、どの現象に着目すべきかを明らかにした上で、その現象に影響するパラメータ等を適切に設定することが必要である。

また、流体圧力及びエンタルピー関係を用いて二相流を考慮した解析が実施できるよう連成解析コードの改良を行った。試解析により、二相流を考慮した場合、温度の上昇に伴い流体圧力が増加することが確認された。二相流を考慮した解析を実施することにより、飽和後の温度変化に伴う挙動予測の精度の向上が期待される。一方で、エンタルピーは熱現象に関する解析の影響を強く受けるため、熱伝導率、比熱などの熱現象に関する物性値やパラメータを決定する際には注意が必要である。また、二相流を考慮した解析では材料物性の非線形性が強く影響するため安定

した解を得るのが難しいことから、大規模な領域を対象とした解析等を実施する際には注意が必要である。COUPLEを用いた試験計画の策定においては、使用する材料の物性に基づいて二相流を考慮した予察的な解析を行い、その結果に基づいて温度等の試験条件を設定することが、検証データを取得する上で有効である。

2.2.2 過渡的状態における人工バリアの挙動評価のためのデータ整備

本項では、過渡的状態における人工バリアの挙動評価に必要となるデータとして、オーバーパックの腐食挙動、緩衝材の膨潤性・透水性等に関する特性、鉄とベントナイトの相互作用についてデータの拡充を行うとともに、これらのデータ取得に必要となるセンサーの開発や適用性の確認を進めた。なお、本項で着目する過渡的状態として、建設・操業から地下水による再冠水過程に着目するのに加え、4.3節で検討している過酷事象の検討を念頭に、従来の想定範囲を超える地下水水質によるオーバーパック材料の腐食挙動や緩衝材の諸特性についても、併せてデータ整備を進めている。

(1)オーバーパックの腐食挙動に関する調査

オーバーパック埋設後初期において、オーバーパック周囲の環境は、緩衝材中に残存する酸素によって比較的酸化性の環境がもたらされると想定される（核燃料サイクル開発機構, 1999a）。緩衝材が再冠水し、飽和に達した後は、溶存酸素が残存していたとしても、緩衝材中での移行が制限されるため、オーバーパックの腐食への影響は無視できるほど小さいことが確認されている（Honda et al., 1995）。一方、飽和に至るまでの過渡的な状態では、溶存酸素による腐食が進展し、腐食速度や腐食の不均一化の程度は飽和した条件や還元性雰囲気と比較して大きいと考えられる。また、ガラス固化体からの発熱によって、緩衝材間隙水中成分の濃縮など水質の変化による影響を受ける可能性がある。

従来、酸化性環境における炭素鋼オーバーパックの腐食挙動については、溶存酸素を含む水溶液やスラリー状のベントナイトを用いた室内試験により腐食の不均一性について検討され、最大腐食深さが評価されているものの（石川ほか, 1992；Taniguchi et al, 2011)、環境条件の変遷を伴う過渡状態での腐食挙動の経時的な変化については、測定手法を含めほとんど検討されていない。また、間隙水中の成分については、5種類の地下水モデルを想定して腐食に影響を及ぼす成分の濃度範囲を設定して腐食挙動の検討が行われているが（核燃料サイクル開発機構, 1999a）、この範囲を超えた条件での挙動については、高炭酸塩環境での応力腐食割れ挙動（Mitsui et al, 2008）など一部の腐食現象を除き、ほとんど検討が行われていない。

以上のことから、平成25年度に埋設後初期における再冠水過程での炭素鋼オーバーパックの腐食挙動を把握することを目的として、不飽和緩衝材中における炭素鋼の腐食モニタリングを行うための電極の構造を検討して交流インピーダンス法による腐食モニタリングのためのセンサーを試作するとともに、実際に測定を行い、適用性を確認した。また、従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の実験的検討行い、データを取得した。緩衝材の再冠水過程における炭素鋼の腐食挙動については、北海道幌延町に整備中の地下研究施設（以下、「幌延URL」）において工学的規模および実規模の原位置試験により調査される計画（日本原子力研究開発機構, 2010）となっているほか、将来的には処分サイトでのモニタリングにおける計測対象となりうる（竹ヶ原ほか, 2004）ことなどから、原位置における試験への適用を考慮して腐食センサーが検討された。

平成26年度は不飽和緩衝材中における腐食モニタリングを継続して実施し、より長期的な挙動を確認するとともに、幌延URLでの原位置試験に上記センサーを適用し、測定を実施してモニタリング技術の実証を行った。また、従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の実験的検討

を引き続き行い、データを拡充した。

1)不飽和緩衝材中における炭素鋼の腐食モニタリング

①モニタリング用センサーの構成

平成25年度に開発したセンサーの構造、寸法を図2.2.2-1に示す。全体寸法は、原位置試験で緩衝材中に埋め込む予定の他のセンサー類に比較して著しく大きくならないよう、試料極、参照極、対極をφ25x30mm程度の大きさ内に集約した構造となっている（日本原子力研究開発機構, 2014）。

センサーには1個当たり2枚の炭素鋼電極が配置されており、一方を自然電位測定用、もう一方を交流インピーダンス測定用とすることによって両者の同時計測が可能である。また、2枚の炭素鋼電極を用いることによって、2電極法での測定も可能となる。更に、一方の炭素鋼電極に不具合が生じ、測定不能となった場合でももう一方の電極で自然電位、交流インピーダンス両方を測定するなど、バックアップが可能となる。炭素鋼電極の材料として、不飽和緩衝材中での腐食モニタリングには、従来使用しているJIS G 3106 SM400B（C:0.14, Si: 0.22, Mn: 1.12, P: 0.016, S: 0.004 mass%）をセンサーの検討用の材料として用いた。幌延URLでの原位置試験に適用する際は実際に試験に用いるオーバーパックと同一材質のものを用いる。

参照電極（グラッシーカーボン）は対称性を考慮して2枚の電極間の中央に配置されている。また、原位置試験では種々のセンサーが配置され、計測が行われることを想定し、ノイズによる影響低減を考慮して各電極にはシールド付リード線が接続されている。

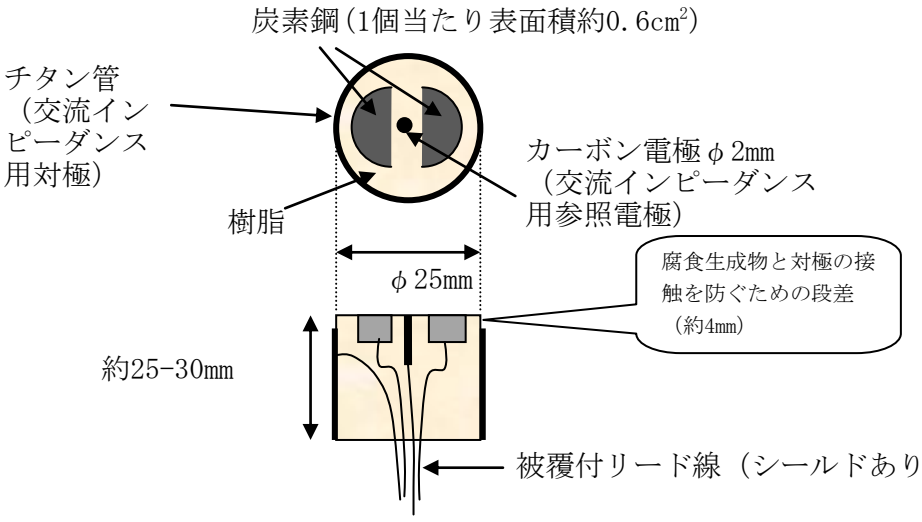


図2.2.2-1　腐食モニタリングセンサーの模式図

②不飽和緩衝材中における腐食モニタリング試験

a. 試験方法

上記の①の仕様にて製作したセンサーを緩衝材中に埋め込み、再冠水過程での緩衝材中における炭素鋼の腐食モニタリングを行った。試験装置の模式図を図2.2.2-2に示す。既報の不飽和緩衝

材中での試験（谷口ほか, 2003b）と同様に、φ164x50㎜の円柱状の緩衝材中にセンサーを埋め込み、緩衝材の上部から試験溶液を注水した。また、緩衝材の下部には炭素鋼板を設置し、ヒータにより90℃に加熱した。試験溶液には幌延のボーリング孔から採取された実地下水を用いた。

腐食モニタリングでは、緩衝材中に埋め込んだ腐食センサーを用いて炭素鋼の自然電位と交流インピーダンスの測定を行った。自然電位は飽和カロメル電極に対する電位差として測定した。交流インピーダンス測定は、グラッシーカーボンを参照電極、チタン管を対極として3電極法により行った。自然電位から振幅10mV、周波数範囲100kHz～1mHzにて測定した。

モニタリングは後述のとおり分極抵抗の推定が困難となるまでの期間（約260日間）実施し、モニタリング終了後はセンサーの炭素鋼電極に形成された腐食生成物を顕微ラマン分光により分析した。

b. 試験結果

自然電位E_{corr}の測定結果を図2.2.2-3に示す。測定は腐食センサー内の2個の炭素鋼電極に対して測定を行った。いずれのE_{corr}も測定開始から経時的に低下する傾向であり、約70日経過後は約-700mV vs. SCEでほぼ一定となった。この値は浸潤したベントナイト中の自然電位（谷口ほか, 1999）と同程度である。

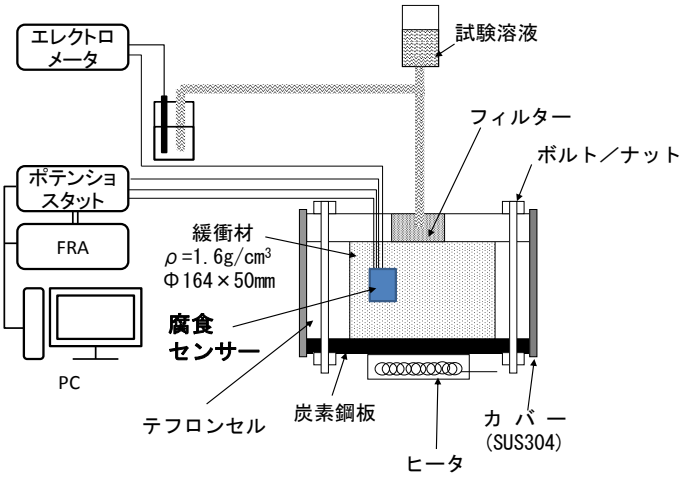


図2.2.2-2　不飽和緩衝材中における腐食センサーの適用性確認試験の模式図

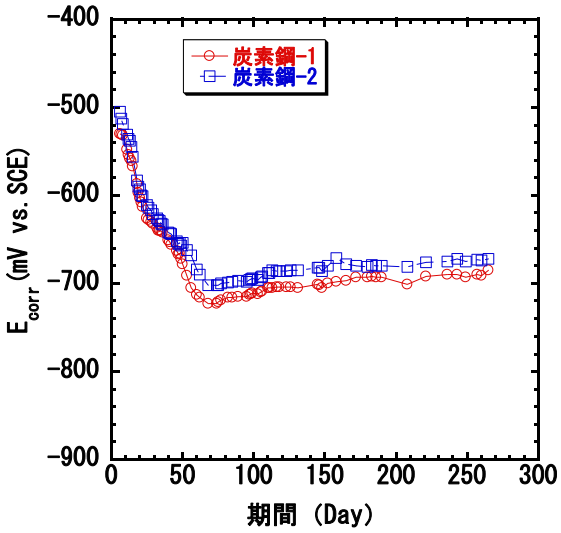


図 2.2.2-3　再冠水過程の緩衝材中における炭素鋼の自然電位の経時変化

次に、交流インピーダンス測定結果の例を図2.2.2-4に示す。左図は位相のずれ θ と周波数fの関係を、右図は全インピーダンスの絶対値|Z|と周波数fの関係を示す。図より、容量成分と抵抗成分からなるインピーダンス特性を示している。これより、炭素鋼電極界面について分極抵抗R_pと電気2重層容量C_{dl}の並列回路に溶液抵抗R_sが直列に結合した図2.2.2-5に示す等価回路を仮定すると、全インピーダンスZは以下の式で表される。

$$Z = R_S + \frac{R_P}{1 + (j\omega R_p C_{dl})^{\beta}}$$

R_s：溶液抵抗

R_p：分極抵抗

C_{dl}：電気2重層容量

ω：角周波数

$j^2=-1$

ここで、β（$0<\beta\leqq1$）は、時定数分布の状態を表すパラメータとされている（西方，1993；興戸・沖、1993）。この式に基づいて実測データにフィッティングを行い、各パラメータを推定した。その結果も図2.2.2-4中に曲線で示した。

	経過日数				
	20d	50d	82d	119d	249d
$R_s(\Omega cm^2)$	1.56×10^{2}	2.26×10^{1}	1.39×10^{1}	1.40×10^{1}	1.53×10^{1}
$R_p(\Omega cm^2)$	4.11×10^{4}	1.65×10^{4}	5.37×10^{3}	1.09×10^{4}	1.57×10^{5}
$C_{dl}(F/cm^2)$	2.69×10^{-2}	7.26×10^{-3}	1.74×10^{-2}	4.41×10^{-2}	1.51×10^{-1}
β	0.539	0.528	0.829	0.857	0.873

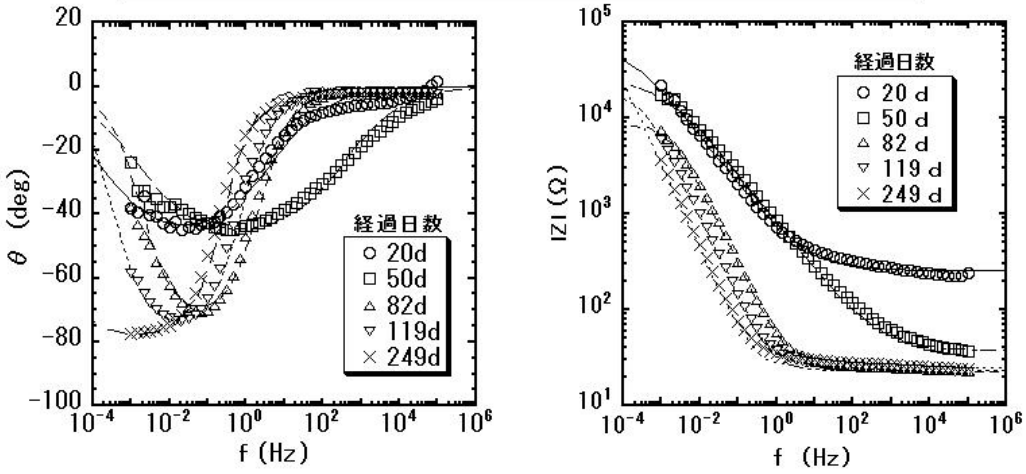


図2.2.2-4　交流インピーダンス測定結果とパラメータ推定の例

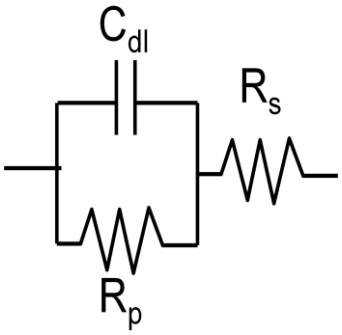


図2.2.2-5　炭素鋼電極界面の等価回路

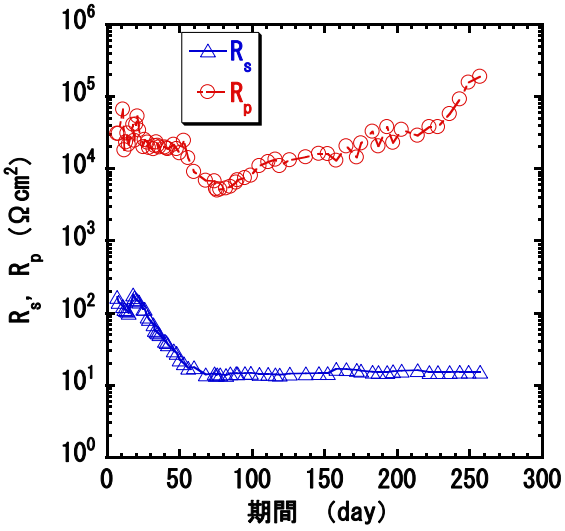


図2.2.2-6　R_s, R_pの経時変化

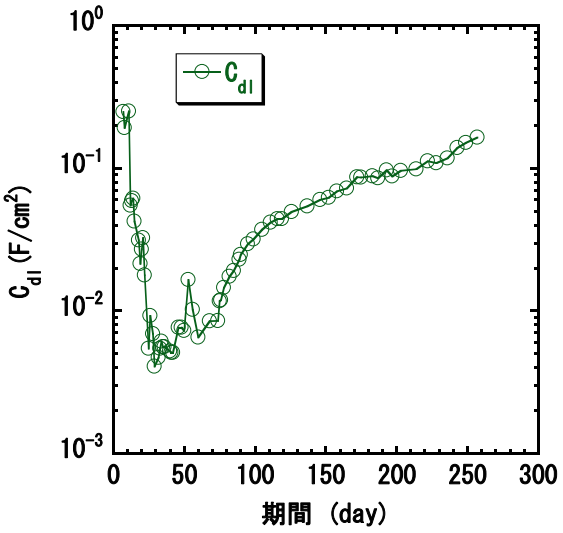


図2.2.2-7　C_{dl}の経時変化

推定されたR_s、R_pの経時変化を図2.2.2-6に示す。R_sは時間とともに低下する傾向を示し、約70日以降でほぼ一定の値となった。約70日までは緩衝材への溶液の浸潤によってセンサー近傍の導電性が増加したものと考えられる。R_sの変化の傾向はE_{corr}とほぼ一致しており、いずれも約70日後に一定になったことから、試験開始後約70日間でセンサー近傍が溶液で十分浸潤された状態になったと考えられる。R_pは約70日までは低下傾向を示した。R_pは腐食速度の逆数に比例することから（福谷，1978）、腐食速度が増加傾向にあることを意味している。これは緩衝材が乾燥状態から浸潤状態に変化する過程で腐食が促進されていることに対応するものと考えられる。約70日以降は時間とともに増加しており、溶液が十分浸潤した後は腐食速度が時間とともに低下することを示唆している。溶液が飽和した緩衝材中では溶存酸素の炭素鋼へのフラックスが著しく小さくなるため（Honda et al.，1995）カソード反応は酸素の還元反応から水の還元が支配的になってくると考えられる。また、緩衝材中における低酸素濃度下での腐食速度は腐食生成物皮膜の形成により腐食速度が時間とともに低下することが確認されている（谷口ほか，2010）。R_pの増加はこのような溶存酸素のフラックスの低下や皮膜形成による腐食速度の低下を反映していると考えられる。約250日以降は測定範囲で最も低い周波数（1mHz）においても位相差が小さくなる方向への変化が認められず、フィッティングによりR_pを推定することが困難となったため、約260日で測定を打ち切った。これは腐食生成物皮膜の成長に伴って発生する大きな擬似容量により、低周波数領域においても大きな位相差が生じているためと考えられる（西村ほか，2000）。ここで、C_{dl}の経時変化を図2.2.2-7に示す。数10日までは急激に低下して、その後徐々に増加する傾向を示し、約250日後には151mF/cm^2 に達した。この値は、溶液中での電気2重層容量（数10μF/cm^2）(Nishikata et al.，1995）よりはるかに大きいことがわかる。

ここで、分極抵抗から腐食速度への換算係数を20mV（西方ほか，1994）と仮定すると、R_pが最も小さくなったときの値である約5kΩcm^{2}は約50μm/yに相当し、比較的酸化性雰囲気での腐食速度（谷口ほか，2003b）にほぼ整合する。また、測定打ち切り直前（約250日後）のR_pの値である約100～200kΩcm^{2}は、約1～2μm/yに相当する。これは飽和した緩衝材中における長期的な腐食速

度（谷口ほか, 2010）とほぼ整合しており、概ね妥当な腐食速度が計測されていると考えられる。また、測定打ち切り時点での腐食速度よりも小さな腐食速度は本測定手法では計測が困難と考えられ、1～2μm/y程度が測定下限値と考えられる。したがって、本センサーにより1～2μm/y以上の腐食速度であれば緩衝材再冠水過程での腐食モニタリングが可能であると考えられる。この値以下の腐食速度のモニタリング手法については今後の課題である。

次に、βの経時変化を図2.2.2-8に示す。約50日までは0.5～0.6付近の値を示したが、約50日以降、急激に増加し、約70日以降はほぼ一定の0.85～0.87程度となった。β（0＜β≦1）は前述のとおり、時定数分布の状態を表すパラメータであり、βが小さいほど分布の広がりは大きい。この値の物理的意味は明確ではないが、時定数の分布状態は表面の不均一性に関連すると考えられている（西方, 1993）。約50日以降、βが増加したことは時定数の分布が小さくなったことを示しており、表面状態が均一化していったことが示唆される。βが一定値に達するまでの期間（約70日）は自然電位および溶液抵抗（R_s）がほぼ一定となるまでの期間と整合しており、電極周囲が十分浸潤することにより電極表面の状態も均一化したものと推察される。

炭素鋼電極に付着していた腐食生成物を試験終了後に顕微ラマン分光で分析した結果を図2.2.2-9に示す。左図では約670cm^{-1}付近に明瞭なピークが認められ、これはマグネタイトに帰属すると考えられる（Hanesch, 2009）。また、約200cm^{-1}と300cm^{-1}にもピークが認められ、これらのピークはα-FeOOHまたはβ-FeOOHに帰属する可能性がある（Hanesch, 2009 ; Bellot-Gurlet et al., 2009）。同一電極で別の部分からは、右図に示すように、$FeCO_3$に特徴的な1080cm^{-1}付近に明瞭なピークが認められた。以上のように、同一電極内に2価鉄の$FeCO_3$、2価/3価鉄のFe_3O_4に加えて3価鉄のFeOOHが形成されたことが示唆されており、電極表面の酸化還元性が試験期間内で変化していたと推察される。この腐食生成物分析結果と、自然電位および交流インピーダンス測定結果より、緩衝材の再冠水過程において炭素鋼電極近傍は初期には酸化性雰囲気であったが、溶液の浸潤に伴って還元性雰囲気に変化し、雰囲気に対応した腐食生成物が生成したことにより結果として価数の異なる腐食生成物が混在しているものと推察される。

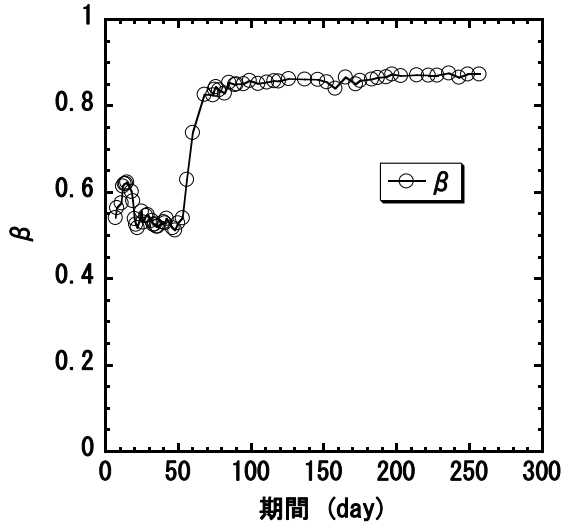


図2.2.2-8　βの経時変化

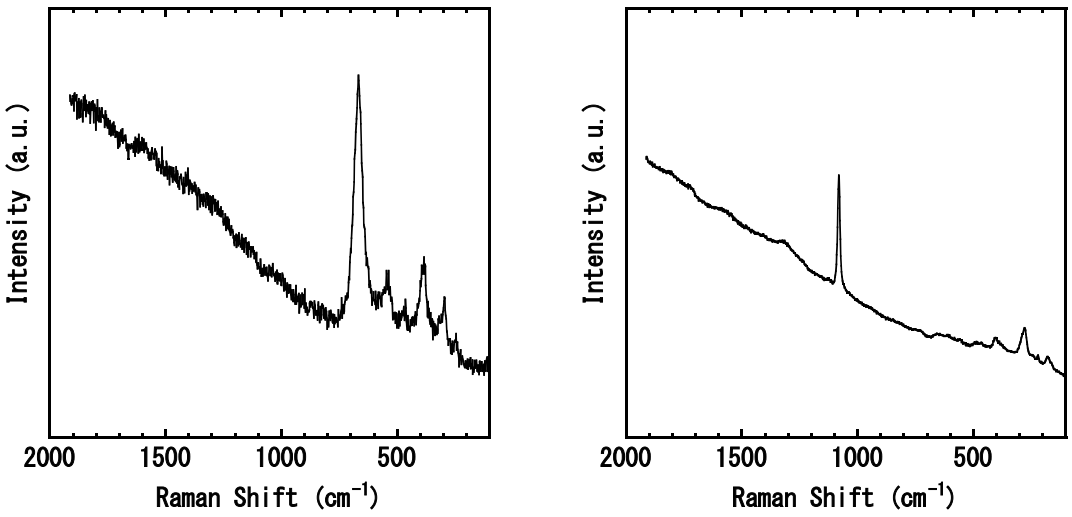


図2.2.2-9　顕微ラマン分光による腐食生成物の分析結果
（同一の炭素鋼電極内の異なる2箇所にて分析）

③ 幌延URLでの炭素鋼の腐食モニタリング

a. 試験方法

平成25年度開発されたセンサーは、幌延URLにおける人工バリア試験とオーバーパック腐食試験に適用されている。このうち、オーバーパック腐食試験で設置された腐食センサーを用いて交流インピーダンス測定を行った。幌延URLにおけるオーバーパック腐食試験の設置状況を図2.2.2-10に示す。直径100mm、高さ1200mmの模擬オーバーパック周囲に外径300mmのドーナツ状の緩衝材が設置されており、試験の行われる350m試験坑道から採取された地下水を緩衝材外側から注水する構造となっている。緩衝材にはあらかじめセンサーの形状寸法を考慮した切り欠き加工がなされており、この部分に腐食センサーが埋め込まれている。腐食センサーは緩衝材の上段、中段、下段にそれぞれ4個、計12個（No.1～No.12）設置されており、今回は中段部に設置された腐食センサー（No.5～No.8）について交流インピーダンス測定を行った。センサー中の電極の構成、交流インピーダンス測定条件は1)と同様である。ただし、炭素鋼についてはオーバーパック腐食試験で用いられている模擬オーバーパックの製作過程で出る余長部から切り出した試料を所定の形状・寸法に加工して用いた。材質はJIS G 3202 SFVC1（C:0.25, Si: 0.23, Mn: 0.95, P: 0.014, S: 0.004 mass%）である。



図2.2.2-10　幌延URLにおけるオーバーパック腐食試験の設置状況

b. 試験結果

交流インピーダンス測定結果を図2.2.2-11に示す。本測定は緩衝材への地下水注水開始から約80日後の結果である。液抵抗に相当する高周波数側のインピーダンスはいずれも約20Ωと同程度の値を示しており、センサー近傍の地下水の浸潤の程度に顕著な違いはないと考えられる。低周波数側はNo.5のセンサーを除いて全体的に概ね類似したインピーダンス特性を示しているが、インピーダンスや位相のずれθの変化の挙動は同一ではなく、腐食速度や金属／緩衝材界面の状態は場所によって必ずしも同一ではないと推察される。このことから、模擬オーバーパック表面の腐食挙動についても、腐食の進展に顕著な不均一性は生じていないと推察されるが、必ずしも均一な全面腐食が進展しているとは言えないことを示唆しており、今後より長期的な挙動を確認する必要がある。No.5については、約10^{-2}Hz以上では他のセンサーとほぼ類似の挙動であり、腐食挙動に大きな違いはないと推察されるが、計測の異常によるものか、実際の腐食挙動を反映したものかは不明であり、今後、再現性やインピーダンス特性の経時的な変化等を確認する必要がある。

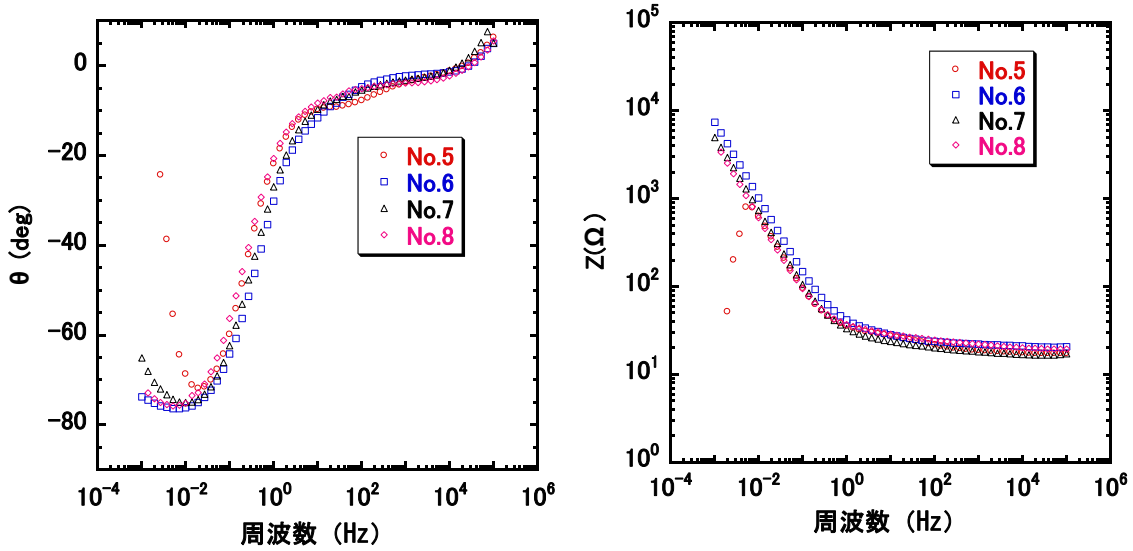


図2.2.2-11　幌延URLにおけるオーバーパック腐食試験に用いたセンサーの交流インピーダンス測定結果（Bode 線図）

2）従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の検討

想定された環境条件の範囲を超えた条件での腐食挙動については、平成 24 年度、関連事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」（日本原子力研究開発機構，2013b）において地震活動による地下水水質の変動を想定して、サイト選定で除外されると考えられる高温水、酸性水なども含めて幅広くわが国の地下水の条件の整理が行われた。それに基づき、検討すべき条件として、以下が挙げられた。

・高塩化物環境（海水レベル以上の濃度）
・高硫酸塩環境（硫酸酸性を含む）
・高温水
・酸性水（pH<5）
・炭酸ガス、硫化水素ガス環境（酸性を含む）

上記のうち、高塩化物環境、高硫酸塩環境および高温水環境において低酸素濃度条件での腐食データが取得され、飽和濃度までの挙動が調べられた（日本原子力研究開発機構，2014）。

平成 26 年度は酸性水中での腐食試験を行い、腐食量と腐食生成物を評価するためのデータを取得した。また、温度による影響に関するデータを拡充するため、平成 25 年度に引き続き人工海水中で温度をパラメータとした浸漬試験を実施している。平成 26 年度は、水素脆化の可能性を評価するため比較的低温環境における（30～50℃）水素吸収量についてもデータを取得した。

① 試験方法の概要

図2.2.2-12に示すように、チタン製のカラム内に炭素鋼試験片と緩衝材（ケイ砂混合ベントナイト）を入れ、緩衝材が所定の密度になるように圧縮成形した。テフロン容器に各濃度に調整し

た溶液とチタンカラムを浸漬し、80℃における浸漬試験を実施した。

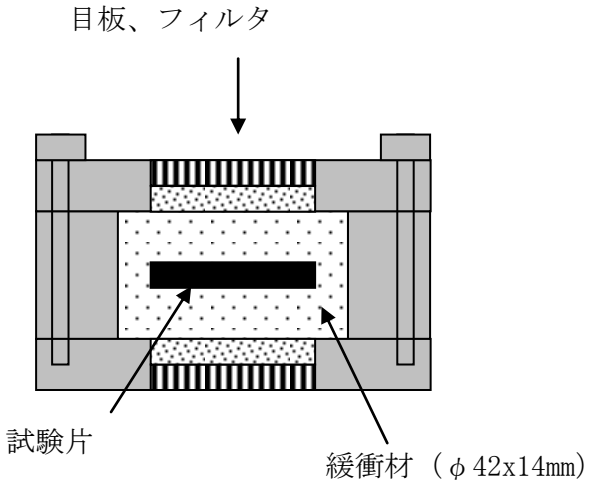


図2.2.2-12　試験カラムの模式図

②試験片

試験片は既往の条件に準じ、以下のとおりとした。

・ 炭素鋼材質：SM400B（C:0.13, Si:0.20, Mn:1.04, P:0.017, S:0.006 mass%）
・ 試験片形状：30×30×t2mm
・ 表面仕上げ：＃800研磨

③試験条件

酸性環境での試験溶液には、硫酸酸性の地下水を想定し、0.56M NaCl溶液に硫酸を加えてpH濃度を調整した試験溶液(pH1, 2, 3)を用いた。温度をパラメータとした試験については既往の試験（谷口ほか, 2010）に準じ、人工海水（ASTM D1141-98に準拠）を用いた。水素吸収量の試験温度依存性については、これまで30～160℃の幅広い温度条件に対しての試験期間が3ヶ月程度までの比較的短期のデータが報告されている（谷口ほか, 2012）。また、平成25年度80～160℃での1年間の浸漬試験結果を報告した（日本原子力研究開発機構, 2014）。今回、比較的温度の低い30～50℃の範囲で1年間浸漬させた試料を用いて、水素濃度の分析を行った。浸漬試験条件を表2.2.2-1に示す。

⑤ 緩衝材

第2次取りまとめにおけるレファレンスの緩衝材（核燃料サイクル開発機構, 1999a）に準じ、以下の仕様とした。

・ 組成：70%ベントナイト（クニゲル®V1）＋30%ケイ砂
・ 充填密度：1.6 Ｍｇｍ$^{-3}$

表2.2.2-1　浸漬試験条件

	溶液	温度（℃）	浸漬期間	評価項目
酸性環境での浸漬試験	0.56M NaCl + H_2SO_4(pH1)	80	30日	腐食量
	0.56M NaCl + H_2SO_4(pH1)	80	90日	腐食量
	0.56M NaCl + H_2SO_4(pH2)	80	30日	腐食量
	0.56M NaCl + H_2SO_4(pH2)	80	90日	腐食量
	0.56M NaCl + H_2SO_4(pH3)	80	30日	腐食量
	0.56M NaCl + H_2SO_4(pH3)	80	90日	腐食量
温度をパラメータとした水素濃度測定	人工海水	30	1年	水素濃度
	人工海水	40	1年	水素濃度
	人工海水	50	1年	水素濃度

⑤試験手順

既報の方法に準じ、試験片を、緩衝材とともに図2.2.2-12に示すチタン製のカラムに充填し、これを脱気した試験溶液とともに気密容器に入れた。この容器を恒温槽に所定の期間静置した。試験期間は30日間および90日間とした。腐食量評価の試験では、浸漬試験後の試験片（3枚）を脱錆処理した後に重量測定し、重量減少量から平均腐食量および平均腐食速度を算出した。

試験後の試験片1枚についてX線回折(XRD)および顕微ラマン分光により腐食生成物を分析した。いずれの分析も、雰囲気制御セルを用いて窒素ガス雰囲気を維持した状態で行った。

水素吸収量評価の試験については、試料表面の腐食生成物を除去するため表面をエメリー#800にて乾式研磨を行った。次にアセトン洗浄、乾燥を行った後に水素抽出曲線の測定を行った。水素抽出曲線の測定条件は以下のとおりである。

・温度範囲：室温～600℃
・昇温速度：12 ℃/min
・雰囲気：アルゴンガス(1ℓ/min)

得られた水素抽出曲線より、室温～250℃の温度で抽出された水素を拡散性水素とみなし、吸収水素量を評価した。

⑥酸性環境での浸漬試験結果

a. 試験片の外観

腐食試験後の試験片の外観を図2.2.2-13に示す。試験片表面には灰色～黒色の皮膜が形成していた。外観で一部茶褐色状に見えるものは、取り出し～撮影時に一部大気中で酸化したものと考えられる。また、表面はほぼ均一な全面腐食であり、孔食状の腐食や腐食の局在化は認められなかった。

b. 腐食量測定結果

腐食試験前後の試験片の重量減量から算出した腐食速度を表2.2.2-2に示す。また、腐食深さの経時変化について、人工海水中における既存のデータ（pH8.8）（谷口ほか, 2012）と併せて図

2.2.2-14に示す。pH 1の条件で最も腐食量が大きく、pH2および3の条件では人工海水中での結果に比較して同等かそれ以下となった。pHと平均腐食速度の関係を図2.2.2-15に示す。浸漬30日ではpH1の条件でやや大きな値となったものの、pHによる腐食速度への影響は顕著ではないことがわかる。希硫酸溶液において炭素鋼は激しく腐食することが知られており、その腐食速度は数10mm/y以上と（腐食防食協会，1993）、実用上の耐食性はほとんどない。一方、今回の試験で観察された腐食速度はこれよりも3桁程度小さい。この理由のひとつとして、緩衝材の共存が考えられる。緩衝材の化学的緩衝作用により、炭素鋼と接触する空隙水のpHは中性側に緩衝されると考えられる（小田ほか，1999）。そこで緩衝材間隙水のpHをpH試験紙により測定した。測定は、谷口ほか（2001）に準じて行った。その結果を表2.2.2-3に示す。pH１の条件については値を得ることが出来なかったが、pH2の条件では明らかに間隙水のpHが上昇していた。pH3の条件では溶液のpHが試験後に大きく変化しており、試験期間中、酸性条件を維持できていない可能性があるものの、間隙水のpHは6.4とpH2の条件での結果と近い値となった。人工海水中における間隙水pHの実測値は約6～7の範囲であり（谷口ほか，2003a）、pH2および3の条件と概ね近い。このように、緩衝材によるpH緩衝作用によって、希硫酸溶液中よりもはるかに小さな腐食速度が得られ、かつpH依存性も小さくなった可能性が考えられる。pH1の条件については、間隙水のpHは4.5以下と、他の条件に比較して低い値であるが、柴田ほか（2013）によると、pH>3.5以上であれば表面に保護性の皮膜が形成され、腐食速度は経時的に低下するとされている。pH1の条件でも試験片の外観観察では表面に灰色～黒色の密着した皮膜が形成されていたことから、初期には腐食速度が比較的大きいものの、皮膜の保護作用によって90日後には他の条件や人工海水中と同等程度まで腐食が抑制された可能性がある。

以上より、一般的な地下水よりも低いpHの酸性地下水が到達した場合であっても、オーバーパックが緩衝材に覆われた状態で緩衝材の化学的緩衝作用が期待できる期間は、顕著な腐食促進は生じないと考えられる。

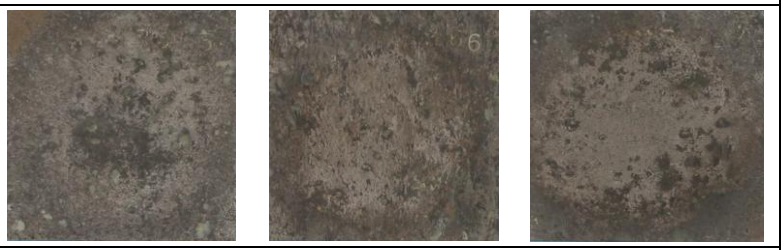
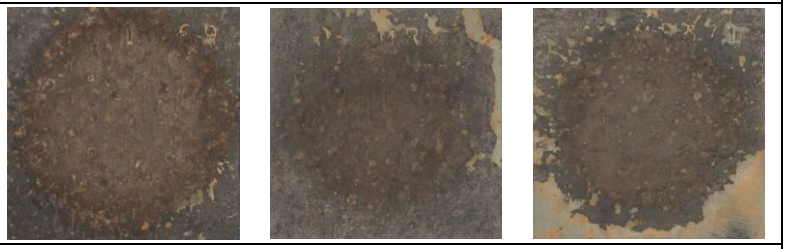
溶液	温度 (℃)	期間 (日)	試験片の外観
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH1)	80	30	
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH1)	80	90	
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH2)	80	30	
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH2)	80	90	
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH3)	80	30	
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH3)	80	90	

図2.2.2-13　試験後試験片の外観

表2.2.2-2　腐食試験前後の試験片の重量減量から算出した腐食量および腐食速度

溶液	温度 (℃)	試験期間 (days)	腐食量 (mm)	腐食速度 (mm y^{-1})
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH1)	80	30	6.95.E-03	8.42.E-02
	80	30	6.90.E-03	8.35.E-02
	80	30	7.97.E-03	9.64.E-02
	80	90	1.40.E-03	5.65.E-02
	80	90	1.14.E-03	4.61.E-02
	80	90	1.26.E-03	5.08.E-02
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH2)	80	30	3.88.E-03	4.69.E-02
	80	30	3.98.E-03	4.82.E-02
	80	30	4.09.E-03	4.95.E-02
	80	90	7.55.E-03	3.05.E-02
	80	90	7.95.E-03	3.21.E-02
	80	90	8.06.E-03	3.25.E-02
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH3)	80	30	3.64.E-03	4.41.E-02
	80	30	3.80.E-03	4.61.E-02
	80	30	3.80.E-03	4.60.E-02
	80	90	7.13.E-03	2.88.E-02
	80	90	7.49.E-03	3.02.E-02
	80	90	6.54.E-03	2.64.E-02

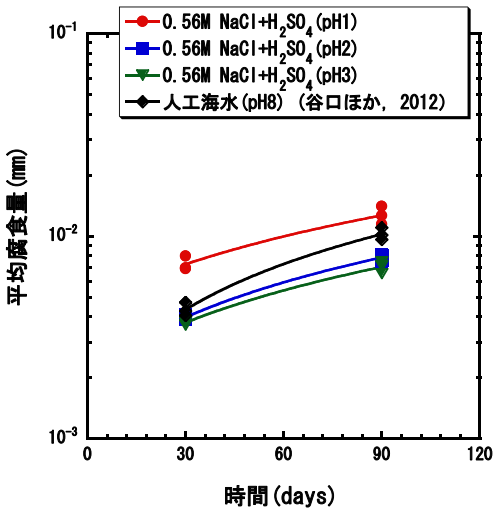


図2.2.2-14　酸性環境における炭素鋼の腐食量の経時変化

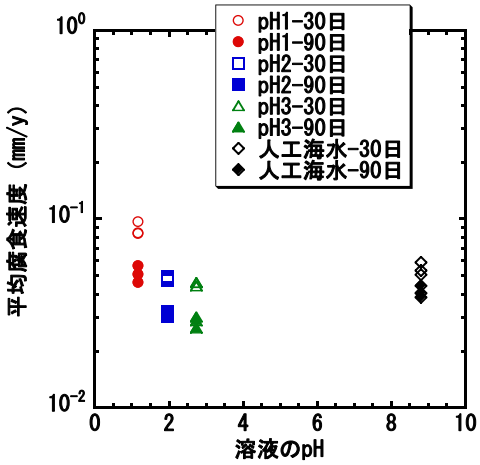


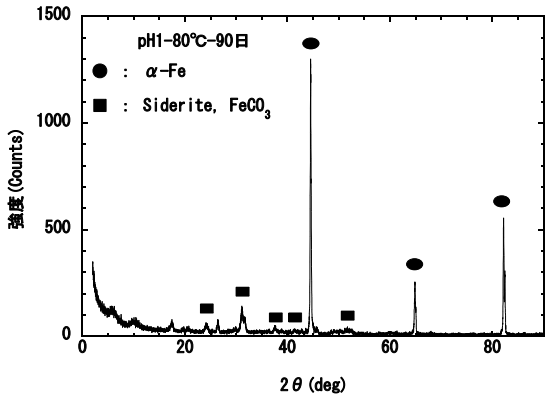
図2.2.2-15　炭素鋼の腐食速度におよぼすpHの影響

表 2.2.2-3　溶液および緩衝材の pH 濃度測定結果

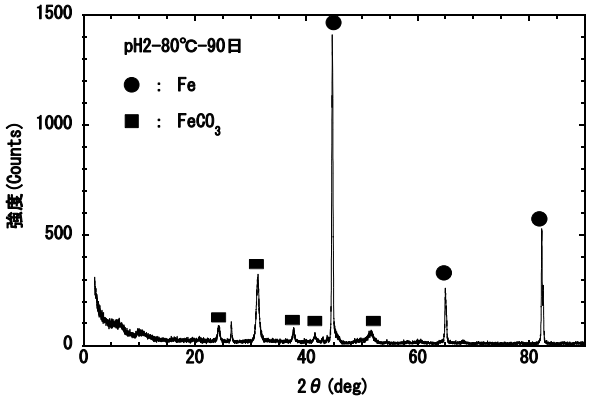
溶液	試験前pH (溶液)	試験後pH (溶液)	試験後pH (緩衝材)
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH1)	1.17 (22.0℃)	1.33 (24.3℃)	4.5以下
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH2)	1.97 (21.5℃)	2.74 (24.5℃)	6.0
0.56M NaCl + H_2SO_4(pH3)	2.87 (21.6℃)	8.40 (24.2℃)	6.4

c. 腐食生成物分析

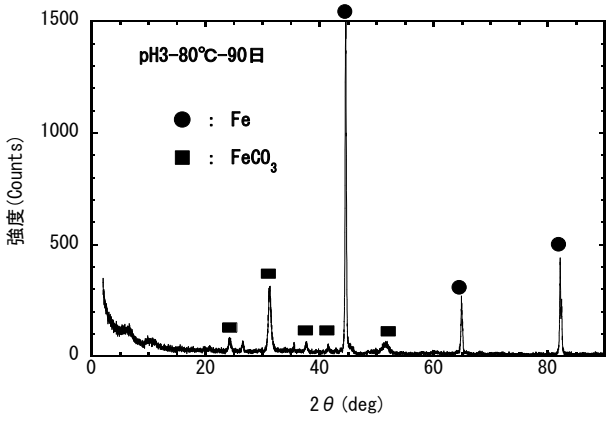
X線回折による腐食生成物の分析結果を図2.2.2-16に示す。いずれの条件においても$FeCO_3$（シデライト）が同定されており、中性～弱アルカリ性の溶液条件での結果（谷口ほか, 2010）と違いは認められなかった。



(1)　pH 1



(2)　pH 2



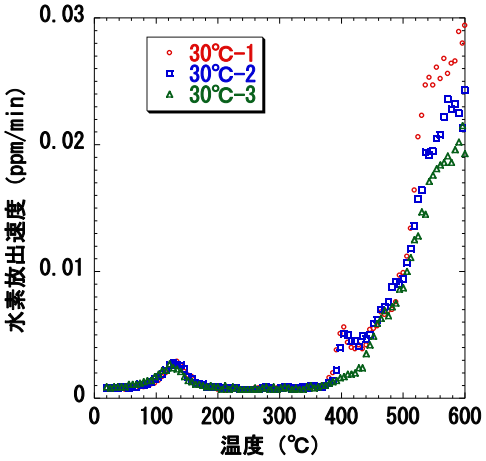
(2)　pH 3

図2.2.2-16　試験後試験片のX線回折結果

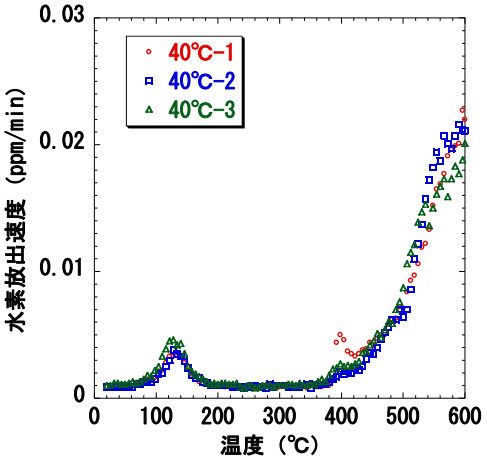
⑦温度をパラメータとした水素濃度測定結果

温度をパラメータとした浸漬試験を行い、取り出された試験片中の水素を加熱により放出させて水素抽出曲線を得た。各条件での水素抽出曲線を図2.2.2-17に示す。約120～140℃で低温側の放出ピークがあり、約200℃で一旦水素の放出がほぼゼロとなった。また、約380℃以上でも水素の放出が認められ、温度とともに放出速度が増加、または約400℃でピークを示したのち、一旦減少してその後温度とともに水素放出速度が大きくなる傾向を示した。水素脆化に関与するのは低温度側で放出される拡散性水素と言われており（櫛田，2000）、ここでは250℃までに放出された水素を水素脆化に寄与する拡散性水素としてみなしてその累積量を算出した。その結果を平成25年度実施した高温条件での結果と併せて表2.2.2-4に示す。また、浸漬試験の温度と拡散性水素濃度の関係を図2.2.2-18に示す。30～50℃では温度とともに水素濃度は大きくなる傾向を示したが、50℃を超える条件では著しく濃度が低下した。この理由は明らかではないが、拡散性水素濃度は腐食によって金属中に吸収される水素量と金属中から放出される水素量のバランスにより決定されると考えられ、80℃以上の高温下では約1年経過後は皮膜形成によって腐食進展が大きく抑制される（谷口ほか，2010）ことから吸収される水素量よりも放出量のほうが大きくなったことを反映している可能性がある。

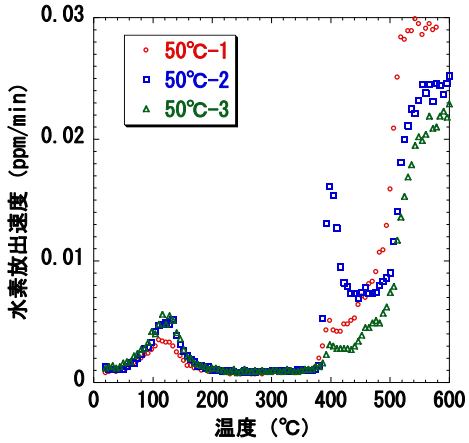
今回得られた水素濃度は最も高い値でも0.05ppm以下であり、これは脆化の生じる濃度（ppmオーダー）（Okada，1977）よりも十分小さい。したがって、腐食に伴う水素吸収による脆化は問題にならないと考えられる。



（1）30℃



（2）40℃



（3）50℃

図2.2.2-17　水素抽出曲線の測定結果

表2.2.2-4　拡散性水素の算出結果

温度（℃）	拡散性水素濃度（ppm）	温度（℃）	拡散性水素濃度（ppm）
30	0.023 0.024 0.024	80	0.008 0.009 0.012
40	0.029 0.029 0.036	120	0.003 0.004 0.004
50	0.031 0.041 0.045	160	0.004 0.006 0.011

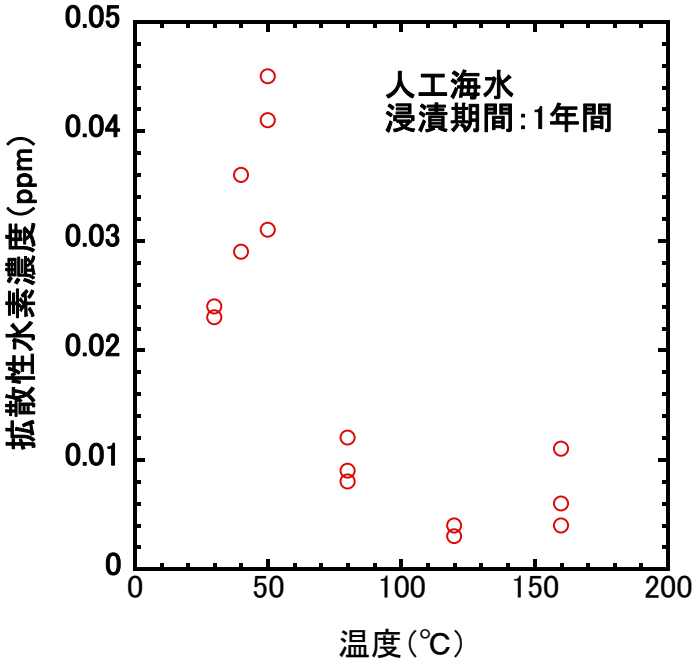


図2.2.2-18　浸漬試験の温度と拡散性水素濃度の関係

3）まとめと今後の課題

平成25年度開発した腐食センサーを用いて交流インピーダンス法により不飽和緩衝材中における腐食モニタリングを継続して実施し、液抵抗、分極抵抗などの電気化学特性の経時変化を確認した。また、工学的規模での腐食モニタリング技術の実証のため、幌延URLでの原位置試験に上記センサーを適用して実際に交流インピーダンス測定を実施した。今後は溶液条件による影響など室内試験データを拡充するとともに、原位置での計測を引き続き実施し、計測結果の妥当性やセンサーの適用性を評価する。

従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動については、酸性環境での腐食試験を実施し、緩衝材共存下では試験溶液のpHの違いによる腐食速度への影響が緩和されることなどを確認した。また、温度による腐食挙動への影響を把握するための試験も継続して実施し、平成26年度は水素吸収挙動への影響についてデータを拡充した。今後は種々の環境条件に対する腐食への影響に関するデータを拡充する。

(2) 緩衝材の挙動評価に関する調査

1）従来の想定範囲を超える環境条件での緩衝材特性の検討

地層処分システムにおいて、緩衝材には、止水性、自己シール性、核種収着性、熱伝導性、化学的緩衝性、オーバーパック支持性および応力緩衝性などの機能が長期にわたり維持されることが期待されている。これらの緩衝材の機能に係る特性については、緩衝材の設計に資する観点から、わが国の幅広い地質環境条件も考慮しつつ、様々な条件でのデータ取得を進め、それらの情報はデータベースとして整備してきている（日本原子力研究開発機構，2011a）。

しかしながら、これまでのわが国の地層処分システムの設計・安全評価においては、火山活動、断層活動などの天然事象に起因する突発的な擾乱について、適切なサイト選定によって除外できるとして、これらの事象については、簡易的な評価を行うに留まっていた（例えば,核燃料サイクル開発機構, 1999a）。このため、このような天然事象の影響を考慮した条件での緩衝材特性に関するデータは取得されていなかった。ところが、近年、東北地方太平洋沖地震のような未曾有の天然事象が発生したことから、従来の想定範囲を超える環境条件に対応した評価を進める必要があるとして、平成24年度、関連事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」（日本原子力研究開発機構, 2013b）において、地震活動による地下水水質の変動を想定して、サイト選定で除外されると考えられる環境条件を含めて幅広くわが国の地下水条件の整理が行われた。それに基づき、緩衝材に対して検討すべき条件として、以下の項目が挙げられた。

(a) 高塩化物イオン水の影響（海水レベル以上の濃度）

(b) 酸性水の影響（pH<5）

(c) 高温水の影響（100℃以上）

一方、地層処分システムの長期の安全性を議論するためには、このような局所的で突発的な天然事象に起因する処分システムへの影響に加え、超長期にわたる広域的で緩慢な事象が処分システムに及ぼす影響についても検討を進めておくことも重要である。広域的で緩慢な天然現象であり、処分システムの性能に影響を及ぼす可能性のある現象として、隆起・侵食があることから、隆起・侵食に伴って、処分場が地表近傍に到達した際の緩衝材性能の変化について検討を進めておくことも重要である。緩衝材材料であるベントナイトは、地表近傍においては風化作用を受け、酸性白土化することが知られている（白水, 1988）。

平成26年度の調査においては、4.3節で検討している過酷事象も考慮し、平成25年度策定した試験計画（日本原子力研究開発機構, 2014a）に基づき、高塩化物イオンの影響に着目するとともに、上述の地表近傍での風化の影響としての酸性白土化にも着目することとする。

はじめに、これらの試験に供するために、平成25年度調整した各種ベントナイト系材料の化学特性や鉱物組成などを把握した。次に、高塩化物イオンの影響による透水性や自己シール性などへの影響を把握するため、従来データが取得されていない、塩化物イオン濃度が、4mol/dm^{3}以上の条件での膨潤圧試験および透水試験を実施した。なお、本試験には、高塩化物条件に対応するように、平成25年度整備した装置を用いている。さらに、地表付近での風化の影響を受け、酸性白土に変質した緩衝材の膨潤特性や透水特性に係わるデータ取得を目的として、水素型に改質したベントナイト系材料を用いた膨潤圧試験および透水試験を実施した。以下に結果を示す。

① 本調査に供した材料

試験に供したベントナイト系材料には、クニミネ工業社製 山形県月布産のNa型ベントナイトであるクニゲル®V1（以下、Na型クニゲル®V1（Na-KV1）という）と地表付近での風化の影響を受け、酸性白土に変質したと仮定してNa型クニゲル®V1を蒸留水中で攪拌して作製した分散液に陽イオン交換樹脂を1N塩酸で処理したH型のイオン交換樹脂を投入して改質させたH型化クニゲル®V1(H-KV1）および比較材料として、pH13.5程度のカルシウムに富んだセメント浸出液の影響を受けた場合を仮定してNa型クニゲル®V1を塩化カルシウム水溶液中で攪拌し、Caイオン交換処理にて

改質させたCa型化クニゲル®V1（Ca-KV1）を用いた。

以下に、試験に供したベントナイト系材料の膨潤力測定およびpH測定の模様をそれぞれ図2.2.2-19、図2.2.2-20に示す。また、X線回折装置を用いて測定した鉱物組成および湿度制御測定の結果をそれぞれ図2.2.2-21、図2.2.2-22に示すとともに上記測定結果と平成25年度の成果を合わせて表2.2.2-5に示す。

図2.2.2-19からNa型クニゲル®V1の膨潤力に比べ、H型化クニゲル®V1の膨潤力は4割程度低下し、Ca型化クニゲル®V1の膨潤力は、7割程度低下することが示された。また、Na型クニゲル®V1に比べ、H型およびCa型に改質したクニゲル®V1ともに鉱物組成に顕著な変化は見られなかった。相対湿度の変化に伴いNa/Caスメクタイトの層間における水分子層の形成に変化が起こることが良く知られており（Sato et, 1992）、図2.2.2-22に示す湿度制御測定の結果から、H型化クニゲル®V1は、Na型クニゲル®V1より、相対湿度における底面間隔（001）の変化がCa型化クニゲル®V1に近い挙動を示す。

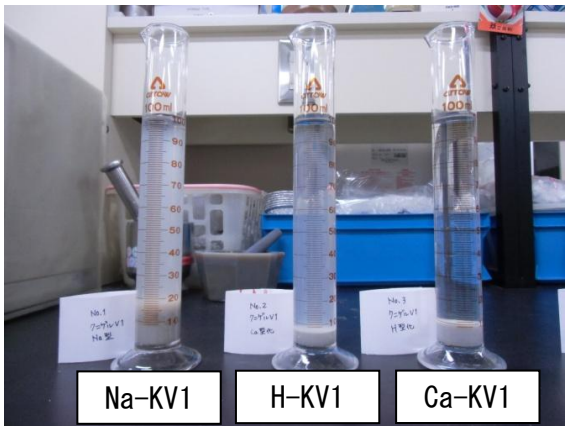


図2.2.2-19　膨潤力測定

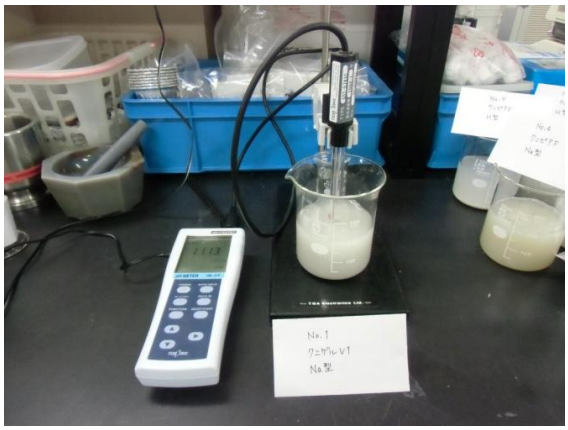


図2.2.2-20　pH測定（Na-KV1）

表2.2.2-5　ベントナイト系材料の物理・化学特性

試料名			Na-KV1	H-KV1	Ca-KV1
ベントナイト系材料			クニゲル V1		
ロット	NO.		304464		
交換性陽イオン型			Na 型	H 型化	Ca 型化
含水比	[%]		8.0	3.6	5.8
真比重※	[-]		2.632	2.566	2.597
pH※	[-]		11.10	3.08	9.37
膨潤力※	[ml/2g]		18	10	6
メチレンブルー吸着量	[mmol/100g]		78	84	78
浸出陽イオン	[meq/100g]	Na^{+}	67.8	5.4	9.5
		K^{+}	4.7	1.0	3.2
		Mg^{++}	2.7	4.0	4.7
		Ca^{++}	47.5	4.0	118.1
		Total	122.7	14.4	135.5
陽イオン交換容量	[meq/100g]		76.2	71.1	76.2
化学組成※	[wt%]	SiO_2	68.9	73.3	68.4
		TiO_2	0.16	0.18	0.15
		Al_2O_3	15.2	14.5	14.7
		Fe_2O_3	1.83	1.80	1.85
		MgO	2.66	2.41	2.60
		CaO	1.88	0.28	3.94
		Na_2O	2.77	0.37	0.44
		K_2O	0.25	0.19	0.25
		MnO	0.06	0.01	0.06
		ZrO_2	0.01	0.02	0.01
		SrO	0.02	0.01	0.01
		P_2O_5	0.03	0.04	0.04
		BaO	0.14	0.05	0.12
		Cl	-	-	-
		SO_3	0.57	0.65	0.50
		Ig-loss	5.56	6.22	6.93
		Total	100.0	100.0	100.0
鉱物組成※			ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ	ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ	ﾓﾝﾓﾘﾛﾅｲﾄ
			石英	石英	石英
			長石	長石	長石
			ｾﾞｵﾗｲﾄ	ｾﾞｵﾗｲﾄ	ｾﾞｵﾗｲﾄ
			ｶﾙｻｲﾄ	ｶﾙｻｲﾄ	ｶﾙｻｲﾄ

※：平成 26 年度成果

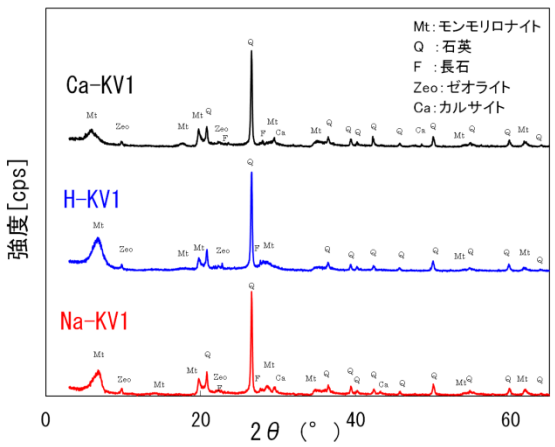


図2.2.2-21　XRDを用いた鉱物組成測定

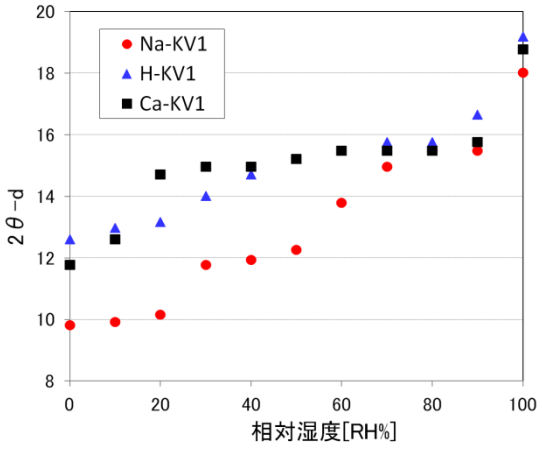


図2.2.2-22 XRDを用いた湿度制御測定

② 高塩化物イオン濃度の影響を考慮した緩衝材の膨潤圧/透水試験

a 試験装置の概要

本調査においては、図2.2.2-23に示す試験フローに従い、膨潤圧試験を実施した後、同じ供試体を用いて透水試験を実施した。図2.2.2-24に示す試験装置を用いて同一供試体による膨潤圧試験および透水試験を実施した。

試験装置は以下に示すとおり、コンプレッサー（圧縮空気圧：0.1～0.7 MPa）からの圧力を加圧タンク（材質：SUS304）に封入し、レギュレータで加圧タンク内に設置した試験溶液が入ったフッ素樹脂バックに任意の圧力で加圧する。加圧タンク内のフッ素樹脂バックと試験容器をテフロンチューブで繋ぎ、試験容器内の供試体に試験溶液を給水し、試験溶液の浸潤に伴い発生する供試体の膨潤圧を測定する。供試体が飽和した後、試験容器からテフロンチューブを介して、通水した試験溶液の時間当たりの通水量を電子天秤（測定精度：±0.001［g］）で測定し、透水係数を算出できる構成とした。なお、試験容器には、滑らかに稼働するピストンを設け、圧力を検知するためのロードセルを内蔵した。また、材質は、剛性や耐腐食性を考慮し、チタン製（材料：純チタンJIS規格2種）とした。供試体に試験溶液を給水させるための多孔板には孔径5μmのプラスチックフィルタとチタンフィルタを組み合わせた。

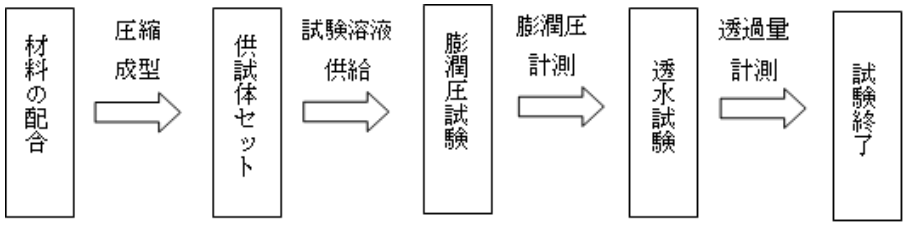
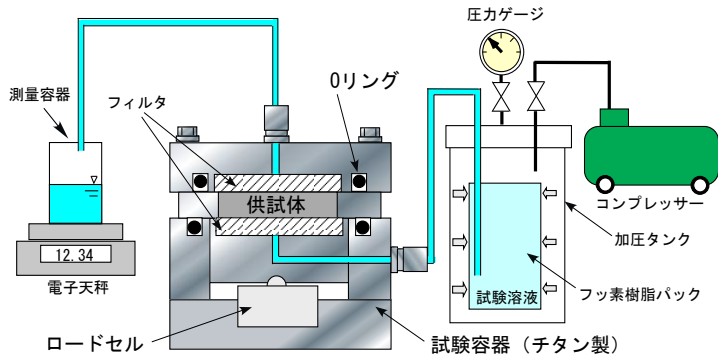
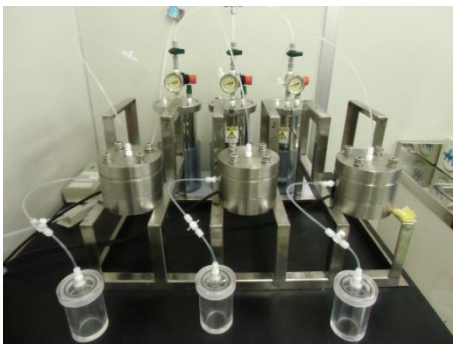


図 2.2.2-23 膨潤圧試験／透水試験フロー





試験装置概略図 **試験容器 写真**

図2.2.2-24 高塩化物イオン濃度対応型 膨潤圧／透水試験装置

b 試験条件および試験結果

平成26年度実施した高塩化物イオン濃度の影響を考慮した緩衝材の膨潤圧／透水試験条件を表2.2.2-6に示す。ベントナイト系材料には、Na型クニゲル®V1を用いた。供試体寸法は、直径50mm、高さ10mmとし、所定の密度になるようにプレス機を用いて一次元的に圧縮成型したベントナイト

単体の供試体を用いた。試験温度は室温程度とし、試験溶液は、イオン強度4.0mol/dm^{3}に調整した塩化ナトリウム水溶液を用いて実施した。

試験の結果を表2.2.2-7に示す。膨潤圧試験の結果、平衡膨潤圧は、0.26～0.34MPa程度の値が示され、透水試験の結果、透水係数は、約2.69×10^{-10}～7.08×10^{-10}m/s程度の値が得られた。また、平成26年度実施した膨潤圧および透水試験の結果と緩衝材基本特性データベース（BMDB；https://bufferdb.jaea.go.jp/bmdb/）（日本原子力研究開発機構, 2011a）に登録されている塩化物イオン濃度の影響を考慮した既往の研究成果との比較を行った。図2.2.2-25にイオン強度と平衡膨潤圧の関係を示す。なお、同一条件での成果が登録されていないため、本試験条件と近い有効粘土密度1.37Mg/m^{3}との比較を実施した。その結果、既往の研究と整合するデータが得られていることがわかった。

次に、図2.2.2-26にイオン強度と透水係数の関係を合わせて示す。既往の研究からイオン強度が高くなるに伴い、透水係数は大きくなる傾向を示し、膨潤圧と同様にイオン強度2.0mol/dm^{3}以上は、塩化物イオンの濃度が高くなってもあまり変化しないことがわかっているが、平成26年度実施したイオン強度4.0mol/dm^{3}の高塩化物イオン濃度でもこれまでの知見と整合的な結果が得られた。

表2.2.2-6　試験条件

ベントナイト系材料	Na型クニゲル®V1(Na-KV1) ベントナイト単体
乾燥密度[Mg/m^3]	1.4
ケイ砂混合率[wt%]	0
有効粘土密度[Mg/m^3]	1.40
初期含水比[%]	8.0
供試体寸法[mm]	D50×h10
試験温度[℃]	室温（20±1℃程度）
試験溶液	NaCl
イオン強度[mol/dm^3]	4.0
供試体数	各3試料

表2.2.2-7　試験結果

試験NO.	乾燥密度 [Mg/m^3]	試験後 含水比 [%]	飽和度 [%]	有効粘土密度 [Mg/m^3]	平衡膨潤圧 [MPa]	透水係数 [m/s]
NO.1	1.398	37.14	106.2	1.398	0.26	2.69×10^{-10}
NO.2	1.403	35.68	102.9	1.403	0.34	4.05×10^{-10}
NO.3	1.396	36.11	103.1	1.396	0.30	7.08×10^{-10}

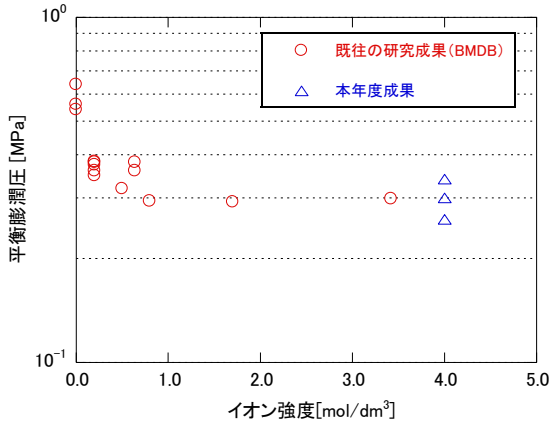


図2.2.2-25 イオン強度と平衡膨潤圧の関係

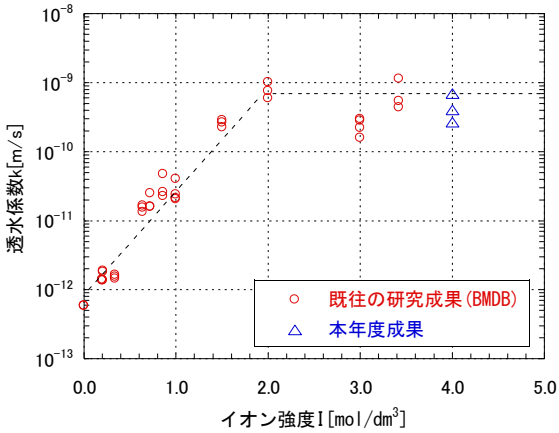


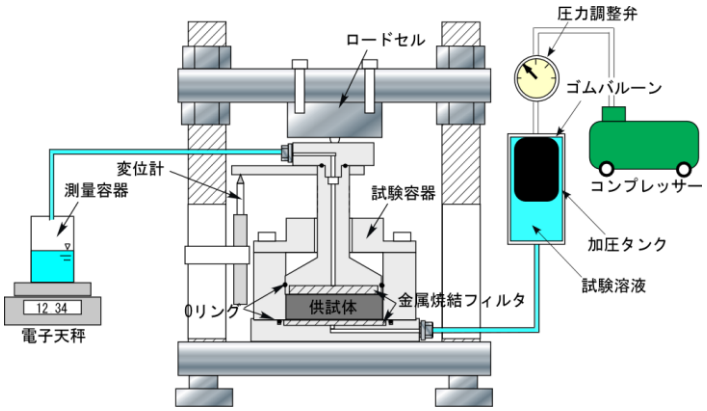
図2.2.2-26　イオン強度と透水係数の関係

③　地表付近での風化の影響を考慮した緩衝材の膨潤圧/透水試験

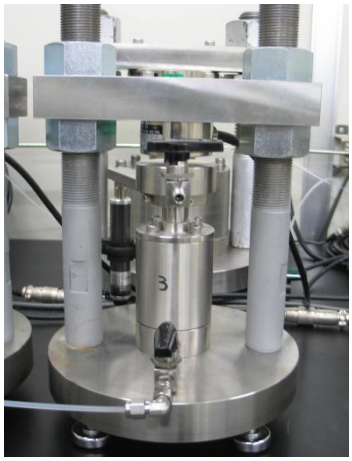
a　　試験装置の概要

②項と同様の手順で、図2.2.2-27に示す試験装置を用いて同一供試体による膨潤圧試験および透水試験を実施した。

試験装置は以下に示すとおり、コンプレッサー（圧縮空気圧：0.1～0.7 MPa）、加圧タンク（材質：透明アクリル）、ロードセル付き反力枠、試験容器、変位計、電子天秤（測定精度：±0.001［g］）、から構成される。試験容器には、滑らかに稼働するピストンも設け、圧力を検知するためのロードセルを反力枠で固定した構造とした。また、材質は、剛性や腐食性を考慮し、ステンレス鋼材（材料：SUS316）を用いた。供試体に試験溶液を給水させるための多孔板には孔径5μmの金属焼結フィルター（材質：SUS316）を用いた。



試験装置概略図



試験容器 写真

図2.2.2-27 膨潤圧／透水試験装置

b　試験条件および試験結果

平成26年度実施した酸性地下水の影響を考慮した緩衝材の膨潤圧／透水試験条件を表2.2.2-8に示す。ベントナイト系材料には、H型化クニゲル®V1と比較用としてCa型化クニゲル®V1を用いた。供試体寸法は、直径20mm、高さ10mmとし、所定の密度になるようにプレス機を用いて一次圧縮により成型したベントナイト単体と粒径の異なる3号と5号の2種類のケイ砂を質量比1対1で混合したケイ砂混合体の供試体を用いた。試験温度は室温とし、試験溶液は、蒸留水を用いて実施した。

試験の結果を表2.2.2-9に示す。また、 H型化クニゲル®V1とCa型化クニゲル®V1を用いて実施した膨潤圧および透水試験の結果と緩衝材基本特性データベース（日本原子力研究開発機構, 2011a）に登録されているNa型クニゲル®V1の既往の研究成果との比較を行った。

膨潤圧試験の結果、H型化クニゲル®V1の平衡膨潤圧は、有効粘土密度1.2～1.4Mg/m^{3}の範囲において約0.31～1.56MPa程度の値が得られ、Ca型化クニゲル®V1の平衡膨潤圧は、約0.41～0.74MPa程度の値が得られた。また、図2.2.2-28に有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係を示す。図から、Ca型化クニゲル®V1は、既往のNa型クニゲル®V1の成果と同等の値を示した。H型化クニゲル®V1は、有効粘土密度が1.2Mg/m3では、Na型クニゲル®V1と同様の平衡膨潤圧を示したが、有効粘土密度が1.4Mg/m3程度になるとNa型クニゲル®V1の平衡膨潤圧より高い値を示すことがわかった。

次に、透水試験の結果、H型化クニゲル®V1の透水係数は、有効粘土密度1.2～1.4Mg/m^{3}の範囲において約2.28×10^{-11}～9.46×10^{-12}m/s程度の値が得られ、Ca型化クニゲル®V1の透水係数は、約2.28×10^{-11}～8.74×10^{-12}m/s程度の値が得られた。また、図2.2.2-29に有効粘土密度と透水係数の関係を示す。図から、 H型化クニゲル®V1、Ca型化クニゲル®V1ともにNa型クニゲル®V1に比して1桁程度透水係数が高くなる傾向を示した。

表2.2.2-8　試験条件

ベントナイト系材料	H型化クニゲル®V1(H-KV1)			Ca型化クニゲル®V1 (Ca-KV1)		
	ベントナイト単体		ケイ砂混合体	ベントナイト単体		ケイ砂混合体
試験NO.	H-KV1-A	H-KV1-B	H-KV1-C	Ca-KV1-A	Ca-KV1-B	Ca-KV1-C
乾燥密度[Mg/m^3]	1.2	1.4	1.6	1.2	1.4	1.6
ケイ砂混合率[wt%]	0	0	30	0	0	30
有効粘土密度[Mg/m^3]	1.20	1.40	1.37	1.20	1.40	1.37
初期含水比[%]	3.6			5.8		
供試体寸法[mm]	D20×h10					
試験温度[℃]	室温（20±1℃程度）					
試験溶液	蒸留水					
供試体数	各3試料					

表2.2.2-9　試験結果

試験NO.		乾燥密度 [Mg/m³]	試験後含水比 [%]	飽和度 [%]	有効粘土密度 [Mg/m³]	平衡膨潤圧 [MPa]	透水係数 [m/s]
H型化クニゲルV1	H-KV1-A	1.187	50.13	105.2	1.187	0.32	1.29×10^{-11}
		1.187	50.13	105.2	1.187	0.33	1.43×10^{-11}
		1.194	47.73	101.2	1.194	0.31	6.74×10^{-11}
	H-KV1-B	1.369	39.5	108.4	1.369	1.48	6.45×10^{-12}
		1.362	41.6	113.0	1.362	1.31	7.16×10^{-12}
		1.362	41.6	113.0	1.362	1.56	5.08×10^{-12}
	H-KV1-C	1.582	31.0	116.4	1.350	1.56	6.90×10^{-12}
		1.601	29.4	113.7	1.370	1.20	6.10×10^{-12}
		1.582	30.4	114.1	1.350	1.50	9.46×10^{-12}
Ca型化クニゲルV1	Ca-KV1-A	1.187	100.5	210.9	1.187	0.50	3.67×10^{-11}
		1.181	95.8	199.2	1.181	0.45	2.35×10^{-11}
		1.197	99.4	211.7	1.197	0.41	2.28×10^{-11}
	Ca-KV1-B	1.397	35.4	101.2	1.397	0.47	5.15×10^{-12}
		1.396	40.8	116.5	1.396	0.48	4.93×10^{-12}
		1.405	36.1	104.5	1.405	0.52	6.21×10^{-12}
	Ca-KV1-C	1.596	25.0	98.4	1.365	0.34	1.15×10^{-11}
		1.604	25.7	102.3	1.373	0.72	1.33×10^{-11}
		1.601	25.7	101.7	1.370	0.23	8.74×10^{-12}

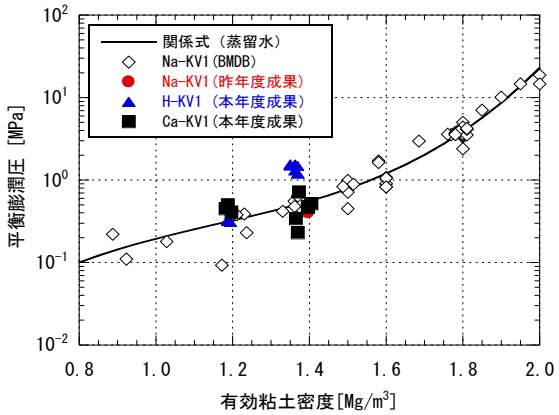


図2.2.2-28　有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係

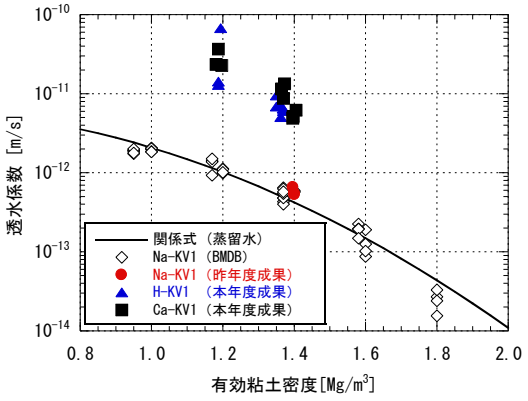


図2.2.2-29 有効粘土密度と透水係数の関係

④　まとめと今後の課題

わが国の地下水水質の幅広い調査結果から平成25年度策定した試験計画に基づき、平成26年度は、本調査に供する材料の物理・化学特性を取得するとともに、高塩化物イオン濃度の影響及び

地表付近での風化の影響を考慮した緩衝材の膨潤圧試験、透水試験を実施し、一部データを拡充した。

今後、さらに高塩化物イオン濃度の影響及び酸性地下水の影響を考慮した緩衝材の膨潤特性及び透水特性に関する試験を継続する。また、調査において取得されたデータを原子力機構がWeb公開する緩衝材基本特性データベースに組み込み、データベースを更新／公開する。

2)光学式pH計の開発

処分坑道を埋め戻した後のニアフィールドの過渡的な環境条件下における諸特性のうち、地下水の水素イオン濃度（pH）は金属材料の腐食挙動や放射性物質の地下水への溶解度に影響を及ぼすことから、処分システムの設計や安全評価において把握する必要がある。とくに、緩衝材中の間隙水は微量であり、これを連続的に測定するための技術開発は重要な課題のひとつとなっている。緩衝材中の間隙水のpHを計測するための技術の確立を目的として、光ファイバー技術を応用した光学式pH計について、圧縮ベントナイト中での適用性の評価を行った。光学式pH計は、測定対象の溶液と接触させたpH感受性発色材の吸光度から、比色法に基づいて間接的にpHを測定する機器である。光学式pH計は、プローブ、光ファイバー、光源、デジタル分光器および計測用PCから構成され、プローブの先端に、pH指示薬を担持させた発色材が充填されている（図2.2.2-30）。

光学式pH計の測定原理は以下のとおりである。プローブ先端の発色材を測定対象溶液と接触させた後、光源からプローブ先端へ向かって可視光を照射する。そして発色材からの反射光を分光器に導き、そのスペクトルから、発色材に含まれるpH指示薬の最大吸収波長（吸光度が最大となる波長）の吸光度を測定する。これを、予め取得しておいた吸光度とpHとの関係（検量線）に基づき、吸光度を溶液のpHに換算する。pH指示薬は、その酸解離平衡において、水素イオン(H^+)が結びついた酸型（以下、HXと表す）と、乖離している塩基型（以下、X^-と表す）の形態をとり、その割合はpHにより変化する。HXとX^-の最大吸収波長は異なり、どちらか一方は可視光域にあるため、pHによってHXとX^-の割合が変化すると、可視光の吸収スペクトルが変化し、色の変化が起こることとなる。

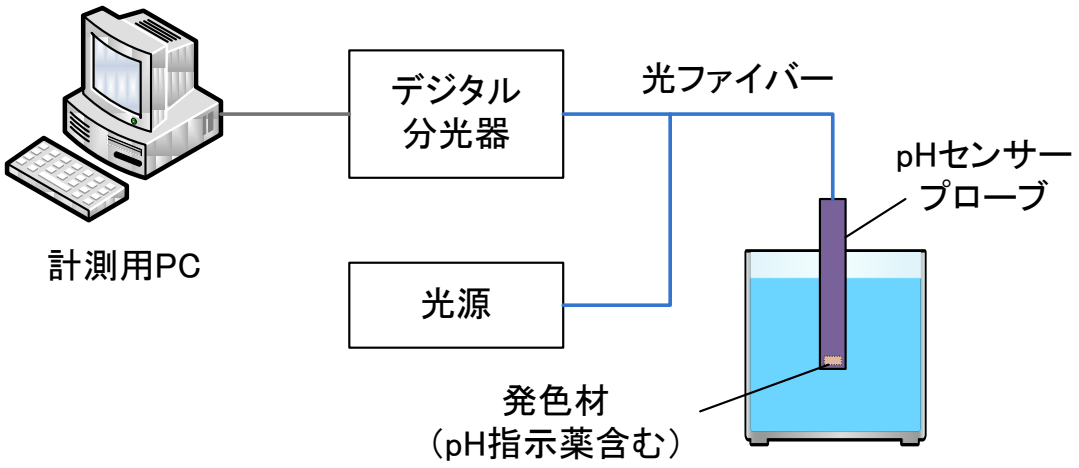


図 2.2.2-30　光学式 pH 計の構成

①平成26年度の実施内容

ニアフィールド環境を想定した条件下での光学式pH計の適用性を確認するため、次の測定を実施した。

・検量線の温度依存性の確認
・圧縮ベントナイト浸潤過程における間隙水のpH変化の測定

発色材には、平成25年度に開発したpH感受性薄膜（図2.2.2-31）を用いた。pH感受性薄膜は、ゾルーゲル法により作製したpH指示薬を含有するシリカゲル薄膜である。ゾルーゲル法とは、アルコキシド（アルコール化物）の加水分解と縮合を利用した薄膜の生成方法を指す。アルコキシドとして2種類のアルコキシシラン（主要な原子団としてSi(OR)nを含む化合物。Rはアルキル基を示す）を用いて作製した。シリカゲル薄膜の具体的な作製手順は、Kowada and Ozeki (2005) に準じた。pH指示薬には、呈色性が良好なブロムクレゾールグリーン（BCG、酸乖離定数pKa=4.7；変色域：pH=3.8～5.4）を用いた。



図2.2.2-31　pH感受性薄膜（スライドガラスに塗布）

検量線の温度依存性の確認は、光学式pH計を用い、室温（20℃程度）および40℃の液温においてpHと吸光度の校正を行い、それぞれの温度における検量線を取得することにより行った。検量線は、異なるpHの緩衝液を用いて行った校正結果に基づき、最小二乗法により求めた。各緩衝液のpHは、ガラス電極を用いた電位差法により測定した。

液温が室温（約23℃）および40℃での校正で得られた吸光度AとpHおよび、それらから最小二乗近似により得られた検量線の例を図2.2.2-32に示す。今回用いたプローブの場合、吸光度の変化は、温度の違いによって顕著に変化しないことが確認された。また、吸光度は温度の違いによらずpH=6～7で最も大きくなったことから、pHに対する感度はこの範囲で最も高いと判断された。一方、pH=7～9では、pH=6～7に比べ吸光度の変化が相対的に小さく感度が低い結果となったが、pHの測定には利用できるものと判断される。

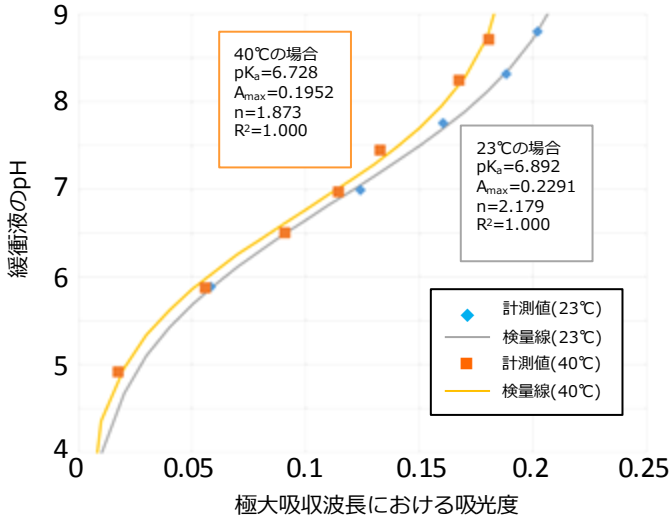


図2.2.2-32　異なる温度における検量線の例

（緩衝液の温度：23℃、40℃、pK_a：pH指示薬の酸解離定数、A_{max}：測定上限値以上の強塩基性条件（$pH \gg pK_a$）での吸光度、n：フィッティングパラメータ、R：相関係数）

圧縮ベントナイト浸潤過程における間隙水のpH変化の測定は、海水程度のイオン強度を持つアルカリ性水溶液が圧縮ベントナイトへ浸潤する際の間隙水のpHの変化を、光学式pH計を用いた室内浸潤試験により行った。浸潤試験は室温で行った。

圧縮ベントナイト供試体は直径50㎜、高さ45㎜の円柱形で、ベントナイト（クニミネ工業株式会社製のクニゲル®V1）と珪砂（愛知県瀬戸産の3号珪砂と西オーストラリア産の5号珪砂を乾燥質量比1:1で混合）を乾燥質量比7:3で混合したもので、乾燥密度は1.60 Mg m^{-3}、初期含水率（質量比）は10%である。

浸潤試験装置（図2.2.2-33）の浸潤カラムにプローブを取り付けた後、装置全体を空調により温度調節を行った室内に設置し、カラム下方から水溶液を浸潤させ、間隙水のpHの変化を光学式pH計により計測した。pHは、4～24時間間隔の自動計測により取得した。計測は、浸潤前線がカラムの上端に達し、計測値が安定するまで継続した。

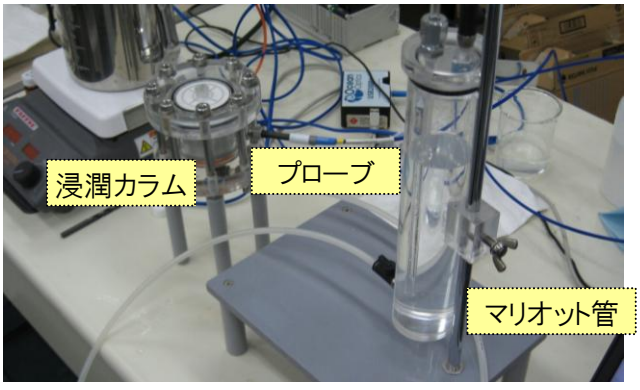


図2.2.2-33　浸潤試験装置

室温での浸潤試験におけるpHの測定結果例を図2.2.2-34に示す。測定開始時のpH（=7.7）は測定開始前に実施したpH=8.8の緩衝液を用いた校正の影響を受けているものと推察され、緩衝材間隙水のpHを示しているとは必ずしも言えないものと考えられる。pHの測定値は、14時間後までに6.9まで低下した後、38時間後までに7.3まで上昇し、その後は72時間後まで緩やかに低下し7.1でほぼ一定となる結果が得られた。

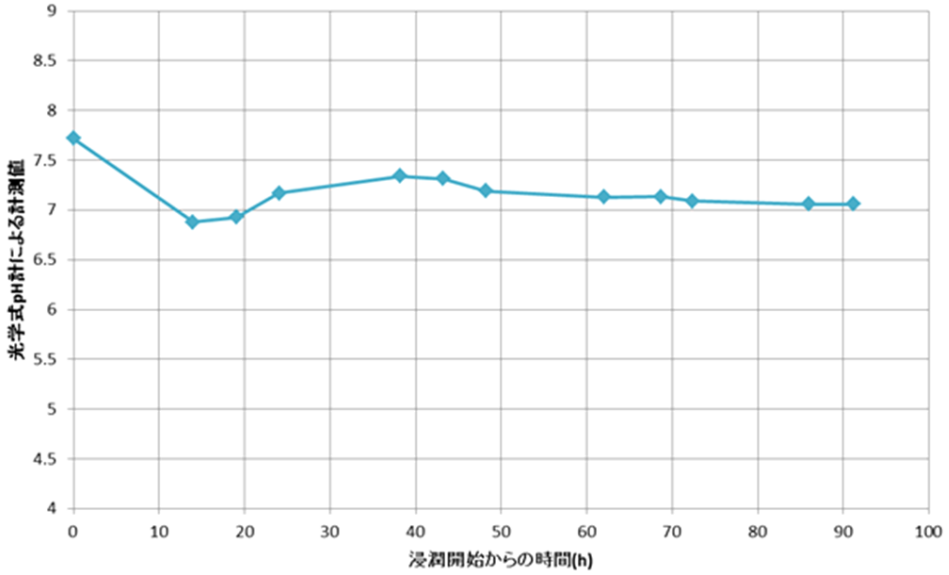


図2.2.2-34　光学式pH計による圧縮ベントナイト中間隙水の室温でのpH測定結果例

②まとめと今後の課題

光学式pH計の適用性を確認するため、平成25年度に開発したpH感受性薄膜試料プローブを用いて、異なる温度における検量線を取得した。その結果、pHに対する感度はpH = 6～7の範囲で最も高いこと、測定対象とするpH = 7～9の範囲においては、相対的に感度が低いものの、pHに応じた吸光度変化が得られ、測定に利用できることが確認された。なお、当該pH範囲における感度は、薄膜作成時に加えるpH指示薬の種類や濃度を変更することにより改善できる可能性がある。

また、光学式pH計を用いて、圧縮ベントナイト中に海水程度のイオン強度を持つアルカリ性の水溶液が浸潤する際の間隙水pHの変化を室内浸潤試験により計測し、圧縮ベントナイト中の微量な間隙水のpHを測定できることを確認した。

(3)鉄-ベントナイトの相互作用評価に関する調査

ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材からなる人工バリア構成においては、オーバーパック材として用いられる炭素鋼と緩衝材である圧縮ベントナイトが直接接触し、鉄との相互作用によりベントナイトが他の鉱物へ変質する可能性がある。ベントナイトの変質は、放射性核種の収着拡散特性やベントナイトの持つ自己シール性等の安全機能を低下させる可能性がある重要な現象の一つであるため、その発生可能性や進展の程度等を評価する必要がある。また、人工バリアの

定置性や品質保証の観点から、廃棄体とベントナイトを炭素鋼製のセルに収めた一体型モジュールタイプの人工バリア概念を用いた場合(たとえば, NUMO, 2004）、より多くの炭素鋼が用いられることとなるため、鉄との相互作用によるベントナイトの変質挙動評価がより重要な課題となると考えられる。

鉄との相互作用によるベントナイトの変質挙動については、温度、酸化還元条件、pH、結晶構造中のFe(III)含有量など、ベントナイトの主要構成鉱物であるスメクタイトの変質が顕著となる条件が明らかにされてきている（たとえば、日本原子力研究開発機構, 2008b）。鉄との相互作用により生成するスメクタイトの変質鉱物種についても同定が進んでおり、バーチェリンや緑泥石等の鉱物が生成することが確認されている（たとえば, 陶山ほか, 2006）。また、これらの実験的研究により得られた知見等に基づいて、圧縮ベントナイトの長期的な変質挙動の定量的評価に向けたモデルが提案されてきている（たとえば, 日本原子力研究開発機構, 2013a）。変質挙動評価モデルの信頼性向上のためには、特に圧縮状態におけるベントナイトの変質メカニズムの理解を深め、モデルにおいて考慮する変質プロセスをより精緻にするとともに、モデルに必要なパラメータの不確実性の評価を行って、モデルによる解析結果の不確実性を評価しておくことが必要である。また、原位置試験等におけるベントナイト変質の調査結果とモデル解析結果を比較検討し、評価モデルの信頼性を検証していく必要がある。

このような状況を踏まえ、本調査では、変質挙動理解に必要な基礎的試験や文献調査による既往の知見の整理により、評価モデルに取り込む必要のある現象の抽出や、モデル評価に必要なパラメータ値の整備を進めるとともに、原位置試験等の結果よりモデルの検証を実施し、信頼性の高い評価モデルを確立することを目的とする。平成25年度は、原位置において行われた長期変質試験後試料の調査を実施した。その結果、鉄とベントナイトの接触界面近傍において、ベントナイトの主要構成鉱物であるスメクタイトの変質鉱物が確認されたものの、この変質鉱物は検出精度の高い分析手法によって確認されたのみであり、生成量は微量であることが確認された（日本原子力研究開発機構, 2014）。平成26年度の調査では、原位置での長期変質試験試料について、より詳細な変質鉱物の分析と、鉄とベントナイト接触界面近傍の鉱物分布の調査を行った。また、ベントナイト中に炭素鋼試験片を埋め込んでカラムに圧縮充填し、カラムを異なる液性条件の溶液に浸漬して炭素鋼を変質させる室内試験により得られたベントナイト試料の分析を実施し、液性や試験期間の違いによる鉄腐食生成物のベントナイト中への移行挙動の違いについて調査を行った。

① 原位置での長期変質試験試料に対する調査

本調査の対象とした試料は、日本原子力研究開発機構が参画しているSKB（スウェーデン核燃料廃棄物管理会社）による国際共同研究ABM（Alternative Buffer Material）プロジェクトを通じて得られた試料である（Eng et al., 2007）。ABMプロジェクトにおいては、スウェーデンのÄspo HRL（Hard Rock Laboratory）の450m坑道において、直径30cm、長さ約3mの鉛直下向きのボーリング孔へ圧縮成型したベントナイトブロックを定置し、中心部に鉄製のヒーターを設置して130℃程度に加熱することにより、原位置での鉄との相互作用によるベントナイト変質試験が行われている。平成26年度の分析では、平成25年度に分析を実施したPackage2と呼ばれる約5年、100℃超の

条件で加熱された試料について、EPMA分析により鉄製ヒーターとベントナイトの界面の元素分布についてより詳細に調査するとともに、生成が確認されている変質鉱物についてHRTEM観察による詳細な同定を試みた。また、Package1と呼ばれる約2年、100℃超の条件で加熱された試料についても分析を実施し、両試料中の鉄製ヒーターとベントナイトの界面の元素分布について比較した。Package1とPackage2の試料は、鉄製ヒーターによる加熱期間が異なる他、加熱開始時期についても若干の違いがあり、Package2はベントナイトを含水飽和させた後に加熱が開始されているのに対し、Package1は含水開始と同時に加熱が開始されており、初期にベントナイトが不飽和の状態においても高温状態にさらされている。

a. EPMA分析

EPMA分析は、鉄製ヒーターとの接触界面付近のベントナイト試料を採取して真空乾燥し、さらに110℃で加熱乾燥した後、樹脂包埋固化し、エタノールを用いて表面をバフ研磨した試料について実施した。試料は、表面状態が採取場所により異なる可能性を考慮し、Package1より２試料（試料A,B）、Package2より２試料（試料C,D）作製して比較検討した。Package1の２試料のうち１試料（試料B）については、既往の研究（日本原子力研究開発機構, 2011b; 日本原子力研究開発機構, 2012a）において分析した試料と同じ試料である。図2.2.2-35に、Si, Fe, Ca, Sのマッピング結果を示す。視野は、1000×1000ピクセルで1×1 mm^2である。マッピング結果より、Package1-試料A,Bともに、鉄製ヒーターとベントナイトの接触界面にCaが濃集している部分が確認される。この部分は、Sも同時に濃集していることが確認され、硫酸カルシウムが生成していると推定される。Package2-試料C,Dにおいても、ごく微量のCaの濃集が炭素鋼とベントナイトの接触面で観察される。また、この部分については、別途実施したμ-XRDによる分析においても石膏として硫酸カルシウムの存在が確認されている。このような接触界面への元素の濃集は、鉄製ヒーターの加熱に伴ってベントナイトとの界面に地下水中の塩分が濃縮されたことによるものと推測される。Feのベントナイト中への移行挙動に関しては、不飽和状態より加熱し、試験期間の短いPackage1に比べて、飽和状態から加熱し、試験期間の長いPackage2の試料の方が比較的Fe濃度の濃淡が少なく、均質に分布している傾向が見受けられた。なお、鉄製ヒーターとの接触界面から離れた場所に散見されるCa濃度が高い部分は$CaCO_3$粒子、Fe濃度が高い部分のうちS濃度と相関性があるものについては黄鉄鉱（FeS_2）粒子と考えられ、これらはベントナイト（クニミネ工業製クニゲル®V1）の副成分鉱物として含有されているものである。

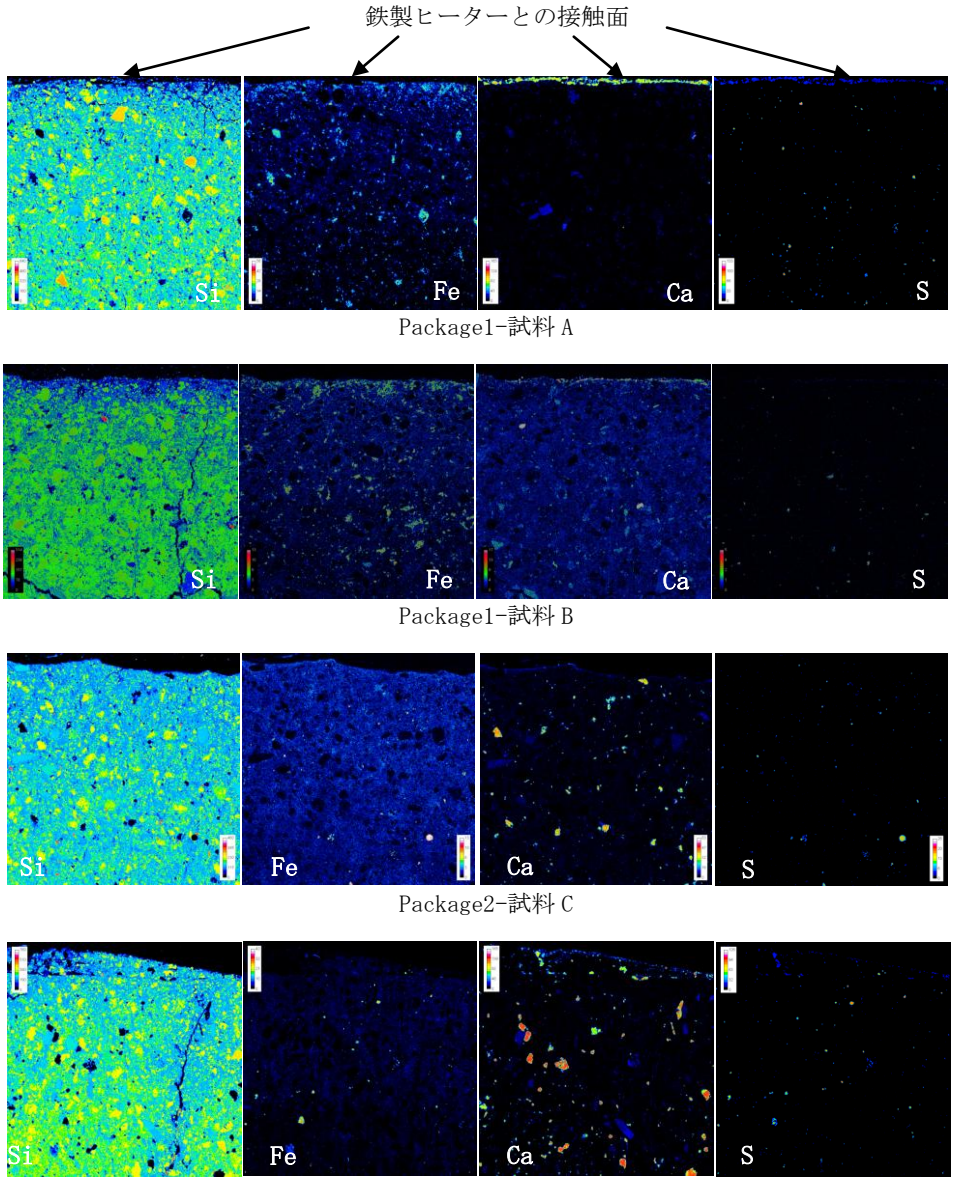


図 2.2.2-35　原位置試験試料の微小元素マッピング分析結果（1×1 ㎜²）

b. HRTEM観察

HRTEM観察は、鉄製ヒーターとの接触界面のベントナイト試料を分散処理し、セルロースマイクログリッドへ固定させた試料に対して行った。図2.2.2-36に、観察された透過像を示す。試料には、針状の結晶を伴うモンモリロナイトが観察された。この針状結晶を含む領域のEDS分析の結果、Ca, S, Oが検出され、石膏（gypsum）の存在がHRTEM観察からも強く示唆された。

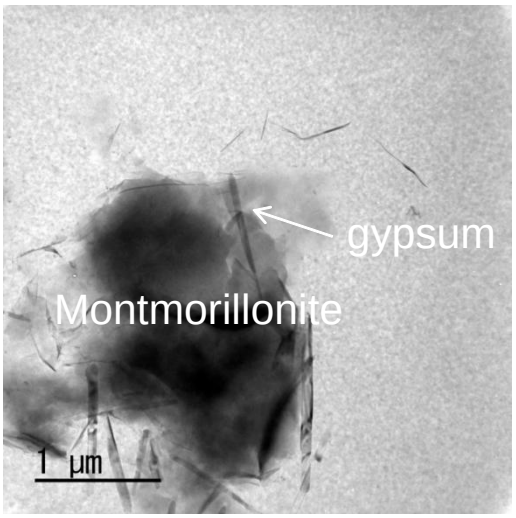


図 2.2.2-36　原位置試験試料の HRTEM 観察画像

②　カラム試験試料に対する調査

対象とした試料は、図2.2.2-12に示すチタン製カラム内に炭素鋼試験片を埋め込んだベントナイトを圧縮充填し、表2.2.2-10に示す試験溶液に浸漬して恒温槽内160℃で所定の期間維持した試料である。

表 2.2.2-10　カラム試験条件

試験溶液	ベントナイト		温度	試験期間
	種類	密度		
人工海水	クニゲル®V1 ＋ケイ砂30%	1.6 Mg/m^3	160℃	3年
人工淡水				90日
0.1mol/dm^3 $NaHCO_3$				90日

a. EPMA分析

試料は、①で調査した原位置長期変質試験試料と同様の形で加工し、炭素鋼試料片との接触面のベントナイト試料のEPMA観察を行った。図2.2.2-37に各試料のSi,Fe,Caのマッピング結果を示す。マッピング分析の視野は、1000×1000ピクセルで1×1 mm^{2}である。各試料とも、①の原位置試験試料で観察されたような炭素鋼とベントナイト接触界面でのCa等の濃集は確認されず、炭素鋼試験片よりベントナイト中へ移行したとみられるFe濃度の高い部分のみが観察される。①の原位置試験は鉄製ヒーターにより加熱されており、ベントナイト中の温度勾配が要因となり地下水中の塩分が濃縮したものと推測される。これに対し、カラム試験試料は恒温槽内で加熱されており、ベントナイトのどの位置に置いても温度が一定であることから、炭素鋼表面への試験溶液の塩分の濃縮がなかったものと考えられる。また、図2.2.2-37に示すように、３年間浸漬した試料では、他の90日間浸漬した他の２試料に比べてFe濃度が

高いことを示す色の明るい部分が大きく、ベントナイト内部のより深くまでFeが移行している。これらの試料は溶液条件が異なるため単純には比較できないものの、炭素鋼試験片の腐食の進展に伴いFeが炭素鋼試験片からベントナイトのより深くまで移行していることが示唆される。また、同じ試験期間においても、1mol/dm^3 $NaHCO_3$に浸漬した試料は、人工淡水に浸漬した試料よりもFeの移行が制限されており、浸漬溶液の液性の違いによるベントナイト中の間隙水環境の変化が、炭素鋼の腐食挙動やベントナイト中へのFeの移行挙動に影響を及ぼしていることが示唆された。

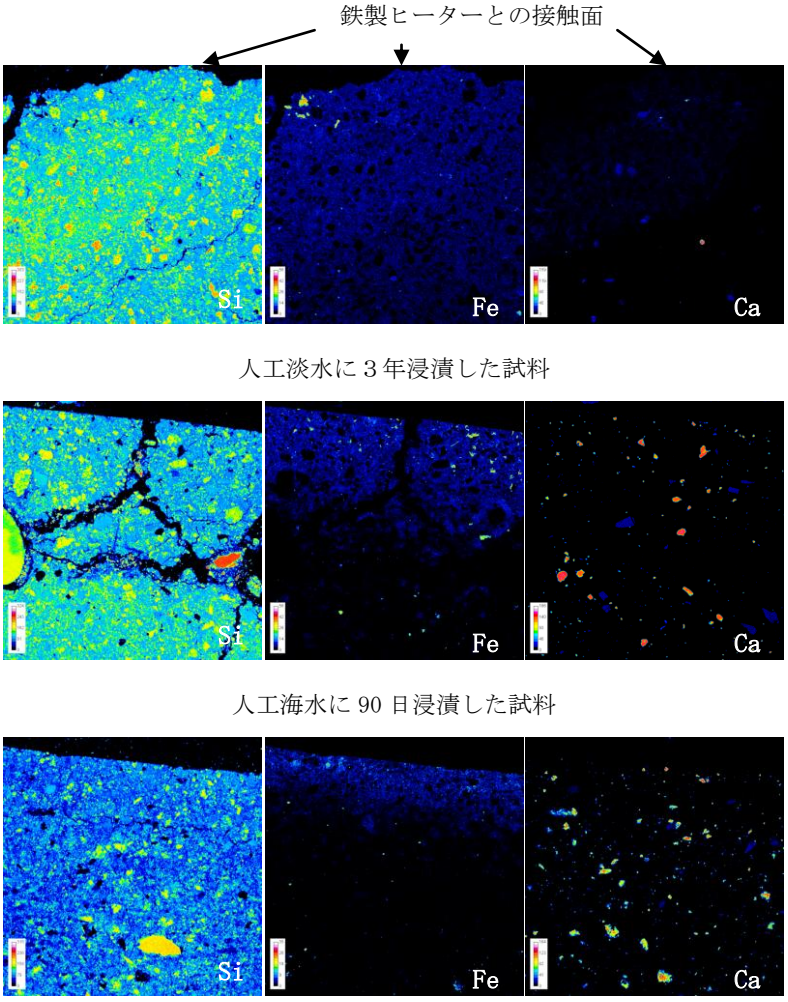


図 2.2.2-37　カラム試験試料の微小元素マッピング分析結果（1×1 ㎜^{2}）

b. FESEM観察・EDS分析

炭素鋼との接触界面のベントナイト試料について、FESEM観察・EDS分析を実施した。人工淡水に90日浸漬した試料の分析結果を図2.2.2-38に示す。試料には、その場で成長したと推測される棒状から板状の硫化鉄鉱物が多く存在しており、EDS 分析の結果から$Fe_{0.99}S_{1.01}$の組成が得られた。この鉱物は、クニゲル®V1 にもともと含まれている黄鉄鉱(FeS_2)とは異なる

磁硫鉄鉱(Pyrrhotite: FeS)であると考えられる。この鉱物は、0.1mol/l $NaHCO_3$に90日浸漬した試料についても生成が確認された。

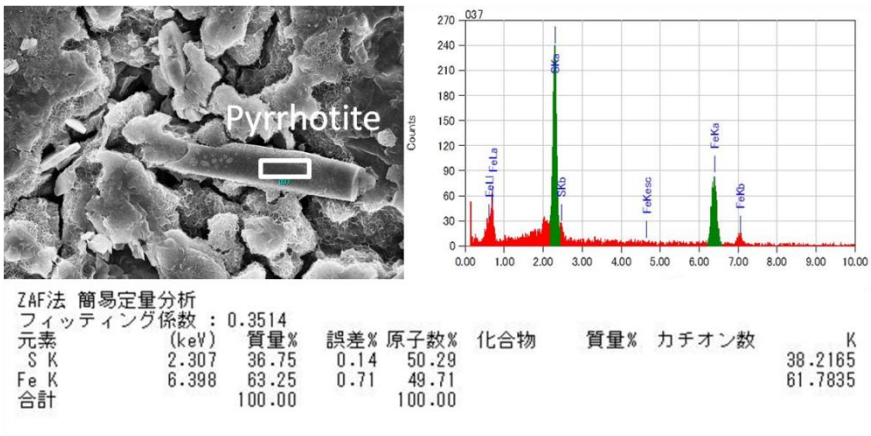


図 2.2.2-38　カラム試験試料の FESEM 観察・EDS 分析結果（人工淡水に 90 日浸漬した試料）

③ まとめと今後の課題

以上の分析結果から、原位置試験試料においては、鉄製ヒーターとの接触面に石膏の析出が確認され、この鉱物の生成は、試験溶液中の塩分の濃縮等が一つの要因と考えられた。また、カラム試験結果より磁硫鉄鉱の析出が確認された。カラム試験においては、Sを含有しない0.1mol/l $NaHCO_3$に浸漬した試料についても磁硫鉄鉱の生成が確認されており、このことは、磁硫鉄鉱の生成に必要なSが、ベントナイト中に含まれている黄鉄鉱の変質により供給されていることを示唆する結果である。本試験の結果は、ベントナイト中のモンモリロナイトの変質や炭素鋼からのFeの移行挙動等に影響を及ぼす可能性のあるベントナイト中の間隙水環境を、地下水組成に加えてベントナイトに含まれるモンモリロナイト以外の鉱物の変質も考慮して検討する必要性を示唆するものと考えられる。

なお、本項では、ニアフィールドのシステム変遷に及ぼす鉄腐食の影響のうち、緩衝材との相互作用による緩衝材近傍での緩衝材の変化に着目して現象理解とそのモデル化のためのデータ取得結果についての議論を行った。システム変遷としての鉄の影響に関する検討としては、核種移行への影響について、2.3.4において関連するデータ取得を進めている。また、ニアフィールドのシステム全体としての、鉄腐食生成物の影響の整合的な取り扱いについては、2.5において統合評価技術開発の一環として検討を進めいている。

2.3 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

2.3.1 人工バリア核種移行評価の不確実性要因と課題解決アプローチ

(1) 調査研究の背景と目的

放射性廃棄物地層処分の安全評価において、人工バリア（圧縮ベントナイト）中の核種移行は、ベントナイト間隙水中の化学場の形成、ガラス固化体からの放射性核種の浸出、間隙水中での核種の溶解度制限、収着・拡散といった現象に支配される。これらの核種移行を支配する主要な現象に対し、安全評価においては、これら現象の理解を踏まえつつも、簡略かつ保守的な考え方を重視したモデルとパラメータが採用されているのが現状である。例えば、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999b）における間隙水化学における平衡論モデルに基づく時空間的に均質な場としての評価、ガラス溶解における保守的な一定の溶解速度の設定、収着における瞬時・可逆の分配係数モデルの採用などがその例である。地層処分の長期的安全性の信頼性を高め、信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、最新の科学技術の成果を反映した現象理解の深化と評価手法の精緻化を進めることにより、安全評価のためのモデルとパラメータを高度化し、これらの評価技術を確証していく必要がある。

本節では、人工バリア中の核種移行を対象として、バリア間の相互作用とシステムの時空間変遷を含む主要なプロセスの現象理解の深化を図るとともに、核種移行をより精緻に評価するための技術を、先端的な計算科学/分析技術を適用しつつ開発することを目的とする。この目的の達成に向けて、平成25年度は、人工バリア中の核種移行評価に係る不確実性要因を抽出・分析するとともに、本研究で焦点を当てる課題とアプローチを具体化し、その一部について先行的に予察試験や解析等に着手した（日本原子力研究開発機構，2014a）。平成26年度は、具体化した課題とアプローチに沿って、分析技術の適用を含むデータ取得による現象理解及びモデルの高度化を進めた。

(2) 不確実性要因と課題の抽出

人工バリア中の核種移行評価に係る不確実性要因としては、図2.3.1-1に概念図を示すように、個々のプロセスの現実に則した取り扱いに加えて、バリア間の相互作用を含むシステムの時空間変遷等の影響に関わるものがある。

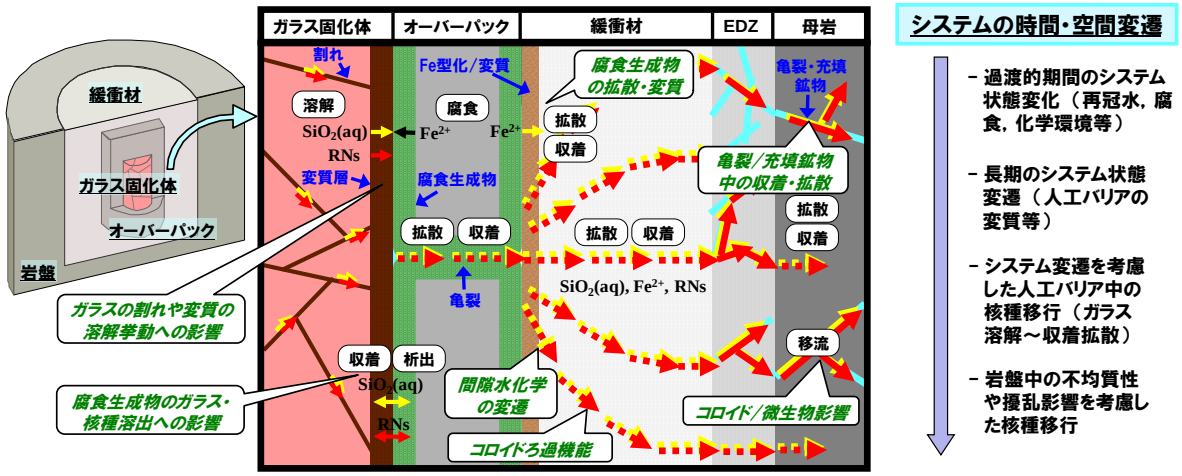


図2.3.1-1　バリア間相互作用を含むニアフィールドシステムの変遷と核種移行現象

人工バリア中の核種移行を支配する主要なプロセスに対し、第2次取りまとめ以降の国内関連プロジェクトや諸外国の性能評価レポート等をもとに、個々のプロセスの現象理解とモデル化、バリア間の相互作用を含むシステムの時空間変遷等の影響に関する不確実性要因を、平成25年度の報告書において、表2.3.1-1に示すように取りまとめた（日本原子力研究開発機構，2014a）。

本タスクでは、国内の関連プロジェクトの成果や実施状況を踏まえ、収着・拡散、間隙水化学、ガラス溶解に特に焦点をあて、現象理解の深化と評価手法の精緻化、バリア間の相互作用やシステム変遷影響評価という視点から課題とアプローチを検討した。

表2.3.1-1 人工バリア中の核種移行評価に関する不確実性要因

プロセス	不確実性要因と課題
間隙水化学	・圧縮ベントナイト中の間隙水特性に係るデータ取得における不確実性 ・複数の間隙タイプの特性や不均質性を考慮した間隙水化学の取扱い ・化学反応－物質移行を考慮した間隙水化学の時空間変遷の取扱い ・鉄やセメントなどのバリア材共存による間隙水特性への影響評価
ガラス/核種の溶解	・ガラスの長期溶解に関する現象理解とモデル化に関する不確実性 ・ガラスの表面変質や割れ等の不均質性の取扱い ・オーバーパック鉄腐食生成物のガラス溶解への影響 ・ガラス成分やオーバーパック腐食生成物が核種溶解度に及ぼす影響
核種の収着・拡散	・酸化還元、温度影響等の環境条件影響に関するデータの不確実性 ・収着の時間依存性、不可逆性、核種間競合等に係る現象理解と取扱い ・化学種の混在や間隙の不均質性等を考慮した拡散評価モデル ・鉄やセメント等のバリア材共存による収着・拡散への影響評価
コロイド/有機物/微生物影響	・人工バリア中でのコロイド形成や核種との相互作用に係る不確実性 ・圧縮ベントナイトのコロイドのろ過機能あるいは移行に係る不確実性 ・人工バリアに含まれる有機物・微生物の核種移行への影響に係る不確実性

(3) 課題解決のための研究アプローチ

本タスクでは、上記において不確実性要因として抽出された課題を対象に、最新の科学的知見に基づく現象理解の深化と評価手法の精緻化、システム変遷等を考慮した評価技術開発を、先端的な計算科学/分析技術を適用しつつ、以下に示すアプローチで進める。

1) 圧縮ベントナイト中の核種移行に関する現象理解と精緻化モデルの開発

圧縮ベントナイト中の収着・拡散現象については、これまでに受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」（日本原子力研究開発機構, 2013c）において、信頼性の高いデータ取得手法の構築、各種分析技術を適用した収着・拡散メカニズムの理解、それらを踏まえた現象論的モデル/データベースの開発を進めてきた。この統合収着拡散(ISD)モデル/データベースは、圧縮ベントナイトの間隙水化学、収着及び拡散現象を整合的に評価することを目指したものであり、多様な核種や環境条件に対する適用性と課題を示してきた（日本原子力研究開発機構，2013a；Tachi et al.，2014a，2014b）。圧縮ベントナイト中の核種移行モデル

の精緻化については、この先行研究のアプローチと課題を継承しつつ、図2.3.1-2に示すアプローチで検討を進める。

圧縮ベントナイト中の核種移行モデルの精緻化の視点として、上記の不確実性要因等を踏まえれば、圧縮ベントナイトの間隙構造や間隙水特性の不均質性、化学種混在等の影響の考慮、収着・拡散メカニズム理解の反映、さらにはバリア間の相互作用を含むシステムの時空間変遷の考慮などが挙げられる。このような現象理解に則したモデルの精緻化に資する「データ取得・評価」を、これまで開発してきたデータ取得評価手法を適用しつつ進める。また、メカニズム解明のための「分析技術の適用」によって、間隙構造や収着機構等の精緻化モデルを検討するための根拠となる情報を整備する。「精緻化モデル開発」については、これまでに開発してきた統合収着拡散(ISD)モデル/データベースを出発点とし、不均質間隙構造や化学種の混在等の影響に関する現象理解、「計算科学手法の適用」の結果を反映しつつを進める。なお、モデルの精緻化にあたっては、比較的単純な従来モデルで考慮している仮定の妥当性の確認、従来モデルの改良への反映、従来モデルとの併用など、従来モデルとの関係も含めて最終的な反映・活用方策までを念頭にアプローチを検討することが重要である。図2.3.1-2に示すように、最終的には、安全評価で活用可能なモデル/データベース体系として構築し、既存の収着・拡散実測値データベース（例えば，舘ほか，2009）とも組み合わせて、信頼性の高い性能評価パラメータと不確実性を定量的に評価する方法論として提示することを目指す。なお、2.4の天然バリア中核種移行を対象とした課題においても、基本的に共通のアプローチをとる。

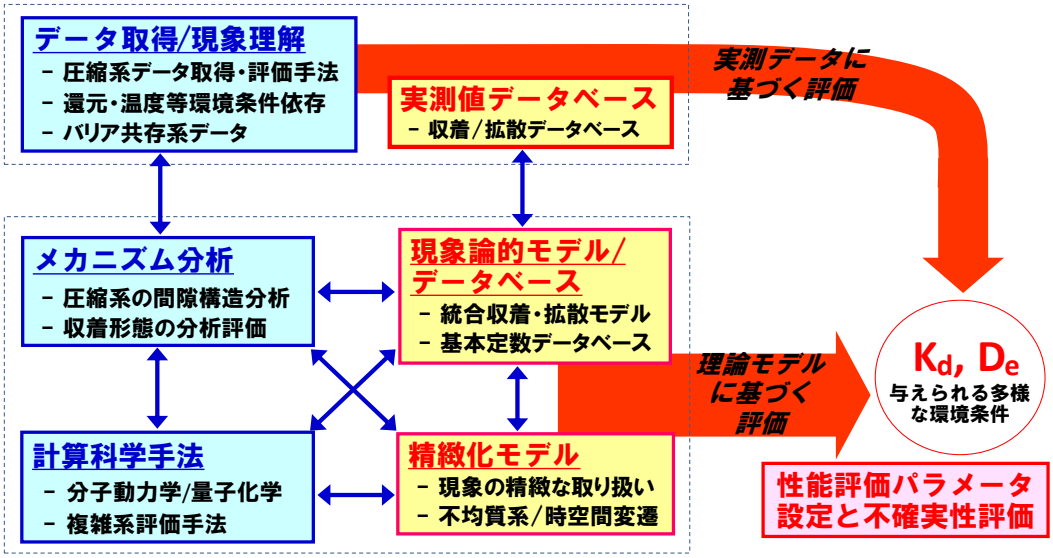


図2.3.1-2　人工バリア中核種移行に関する現象理解とモデル精緻化のためのアプローチ

2)　システム変遷を考慮した核種移行評価技術の開発

バリア間の相互作用を含むシステム変遷を考慮した核種移行評価技術の開発は、関連プロジェクト等の実施状況も踏まえ、オーバーパック腐食生成物の影響に着目し、特に、収着・拡散及びガラス溶解への影響を対象に調査検討を進めることとした（日本原子力研究開発機構，2014a）。データ取得、分析技術や計算科学手法の適用による現象理解、モデル/データ

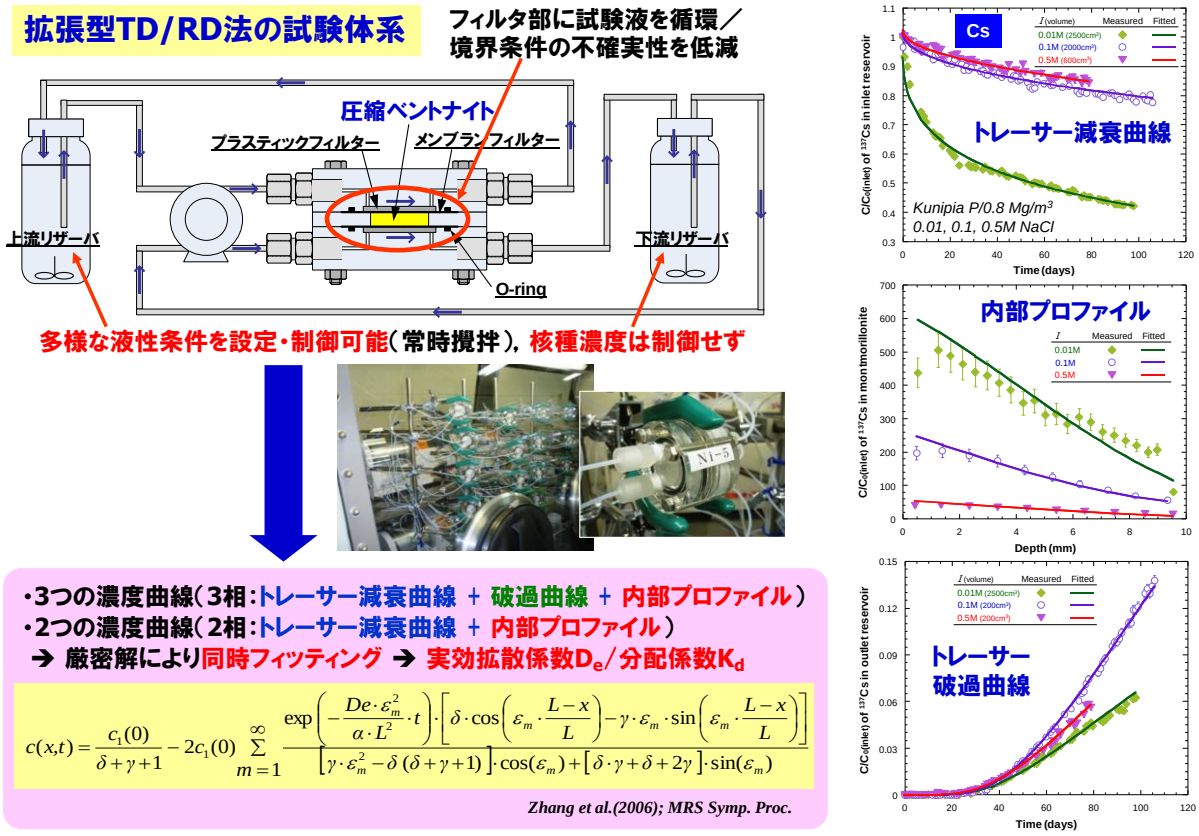
ベース構築といった開発アプローチは、基本的に上記1)と同様である。核種移行評価の前提となる鉄とベントナイトの相互作用を含むシステム変遷評価は2.2のシステム変遷課題、さらに、鉄共存影響を考慮した性能評価手法については2.5の統合評価課題において検討されるため、これらタスクと連携して調査を進める。

2.3.2　緩衝材中の核種移行に関する現象理解のための実験研究

(1)　ベントナイト中の核種移行メカニズム把握のためのデータ取得・評価

1)　ベントナイト中の核種移行データの温度依存性の評価

圧縮ベントナイト中の核種移行に関して、より複雑な現象を理解し、現象理解に則した精緻なモデル化を検討していくうえで、その基礎となる信頼性の高いデータの取得と評価が不可欠である。圧縮ベントナイト中の収着・拡散データの取得・評価の方法論については、先行する受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」において、「拡張型透過拡散(TD)／トレーサー減衰(RD)法」として構築し、多様な核種と環境条件への適用性を確認してきた（図2.3.2-1;日本原子力研究開発機構，2013c；Tachi et al.，2014c）。さらに、本手法を用いて、一部の核種を対象に、乾燥密度依存性や温度依存性のデータについても取得可能なことを示してきた（日本原子力研究開発機構，2013c）。ここでは、圧縮ベントナイト中の収着・拡散メカニズムの理解の深化、及び性能評価において考慮すべき重要な環境条件因子としての温度影響に着目して、Csの温度依存性データの取得評価を実施した。



$$c(x,t)=\frac{c_1(0)}{\delta+\gamma+1}-2c_1(0)\sum_{m=1}^{\infty}\frac{\exp\left(-\frac{De\cdot\varepsilon_m^2}{\alpha\cdot L^2}\cdot t\right)\cdot\left[\delta\cdot\cos\left(\varepsilon_m\cdot\frac{L-x}{L}\right)-\gamma\cdot\varepsilon_m\cdot\sin\left(\varepsilon_m\cdot\frac{L-x}{L}\right)\right]}{\left[\gamma\cdot\varepsilon_m^2-\delta\,(\delta+\gamma+1)\right]\cdot\cos(\varepsilon_m)+\left[\delta\cdot\gamma+\delta+2\gamma\right]\cdot\sin(\varepsilon_m)}$$

図2.3.2-1　拡張型透過拡散/トレーサー減衰法の概要

圧縮系での収着・拡散メカニズムを検討するために、温度依存性データと活性化エネルギーの評価が従来から検討されてきた（例えば，Kozaki et al.，1996，Suzuki et al.，2007）。ここでは、乾燥密度の異なるモンモリロナイトを対象として、温度条件をパラメータに拡張型透過拡散試験を行い、実効拡散係数と収着分配係数のそれぞれの温度依存性を把握した。温度制御下の試験は、上図の透過拡散試験法に対し、上流と下流側のリザーバーと循環ポンプを室温環境下におき、拡散セルと十分な長さの循環チューブを恒温槽内に設置する方法で実施した。乾燥密度0.8と1.8Mg/m^{3}の圧縮モンモリロナイト（クニピアF®）を0.1M NaCl溶液で飽和させた試料を対象に、10、25、40、60℃の4種類の温度条件下で、Csの収着・拡散データを取得した。密度0.8Mg/m^{3}の温度10℃と60℃で得られたトレーサー減衰曲線、破過曲線、内部プロファイルと、それらの同時フィッティングの結果を図2.3.2-2に示す。良好なフィッティング結果が得られるとともに、これらの濃度曲線から、温度の上昇に伴う拡散係数の増加と分配係数の減少の傾向を確認することができる。

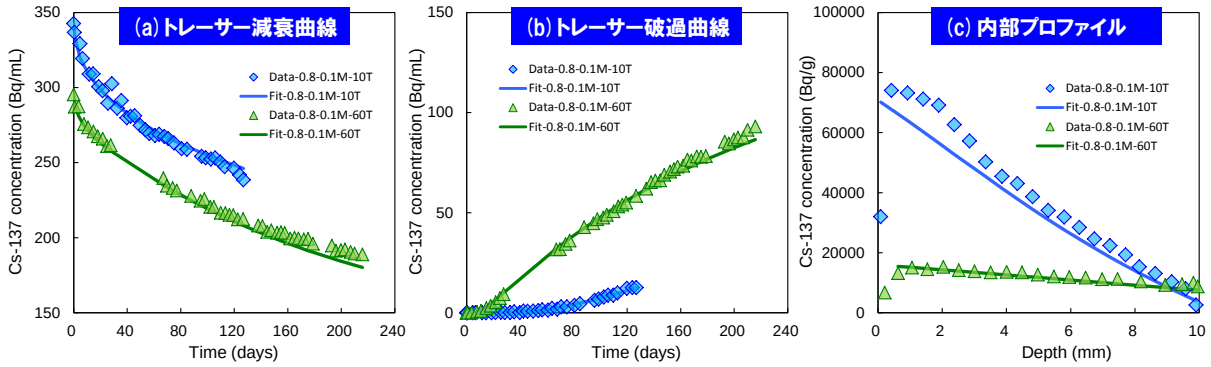


図2.3.2-2　温度制御下でのCsの拡張TD法データと解析例（密度0.8Mg/m^3，温度10，60℃）

得られた実効拡散係数（D_e）と収着分配係数（K_d）の温度依存性を図2.3.2-3に示す。温度の増加とともに、実効拡散係数は増加する傾向、分配係数は逆に減少する傾向が明瞭に確認された。また、実効拡散係数は密度0.8 Mg/m^3、分配係数は密度1.8 Mg/m^{3}の方が、傾きが大きくなる結果であった。これらの実効拡散係数及び収着分配係数と温度との関係は、ケイ砂混合ベントナイト（3:7，1.6 Mg/m^3）の海水系地下水条件を対象に取得された傾向（Suzuki et al.，2007）、クニピアF®の密度0.8 Mg/m^{3}の0.5M NaCl系で得られた傾向（日本原子力研究開発機構，2013c）と同様であった。今後、活性化エネルギー等の評価、後述するNMR分析による間隙水特性評価、分子動力学計算による層間中の間隙水やイオン拡散の評価等とも関連付けつつ、温度が収着・拡散挙動に及ぼす影響について、さらに検討を深めていく必要がある。

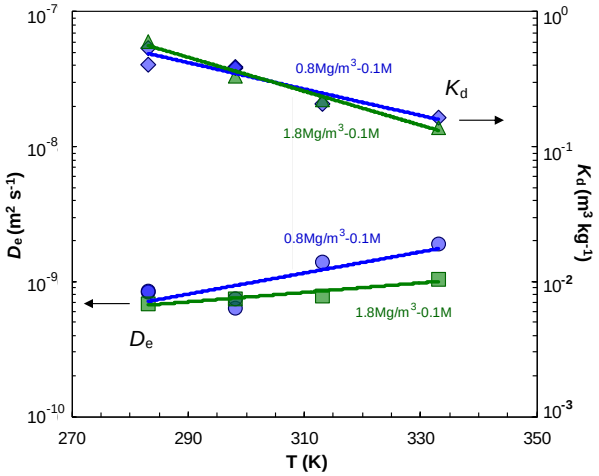


図2.3.2-3　Csの実効拡散係数と分配係数の温度依存性

2)　圧縮ベントナイトの間隙特性の変化が核種移行に及ぼす影響評価

従来より開発してきた圧縮ベントナイト中の収着・拡散モデル（2.3.3参照）では、単純化された均質間隙構造を仮定してきたが、一方で、最近では諸外国でも圧縮ベントナイトの不均質間隙構造の理解とそれを反映したモデルの検討事例が報告されている。また、本タスクでは、バリア材の共存影響として、特にオーバーパックの共存影響評価を課題としており、Fe^{2+}イオンの共存によってモンモリロナイトのFe型化が生じ、それに伴ってモンモリロナイトの間隙構造が影響を受ける可能性がある。その場合には空間的・時間的な核種移行特性の変化を考慮する必要性が生じうる。このような観点から、平成25年度、Na型モンモリロナイト中の2価陽イオンであるSrの拡散を事例に、この間隙構造の変化と核種移行への影響に関する検討に着手した。平成26年度は、Na型とCa型のモンモリロナイト中のSrの収着・拡散基本特性を把握しつつ、Na型からCa型（あるいはFe型，Sr型）への間隙構造の変化とそのSrの拡散・収着挙動への影響に関するデータを取得し、その評価を実施した。

Srの拡散試験は、Na型モンモリロナイト（クニピアF®）及び層間イオンをCaに置換したCa型モンモリロナイトを、乾燥密度0.8Mg/m^3に成型し、0.01M NaCl溶液で飽和させた試料を対象に、大気下、室温条件で図2.3.2-1に示す拡張型TD/RD法により実施した。平成25年度報告書に記載したような、Srの拡散に伴う層間イオンのNaからSrへの置換によって間隙構造が変化している可能性を確認するため、Srの初期濃度を10^{-5}Mと10^{-7}Mの2条件で行った。層間陽イオン（Na，Ca）とSr初期濃度が異なる各条件で得られたトレーサー減衰曲線、破過曲線を図2.3.2-4に示す。今後、内部プロファイルを取得したうえで収着・拡散パラメータを取得評価する予定であるが、下図に示したトレーサー減衰曲線及び破過曲線の傾向性からは、Na型とCa型で収着・拡散挙動に明瞭な差異が認められ、Ca型に比べてNa型モンモリロナイトのトレーサー減衰曲線の濃度低下が大きく、破過が遅い傾向が見られた。また、Sr初期濃度の差異の影響については、Ca型では明瞭ではないが、Na型では顕著な差異が認められた。これは、層間陽イオンのNaからSrへの変化が生じ、それに伴って層間距離の変化と収着・拡散挙動が影響を受けていること、さらに、その影響はSr濃度が高いほど顕著である傾向が示唆された。

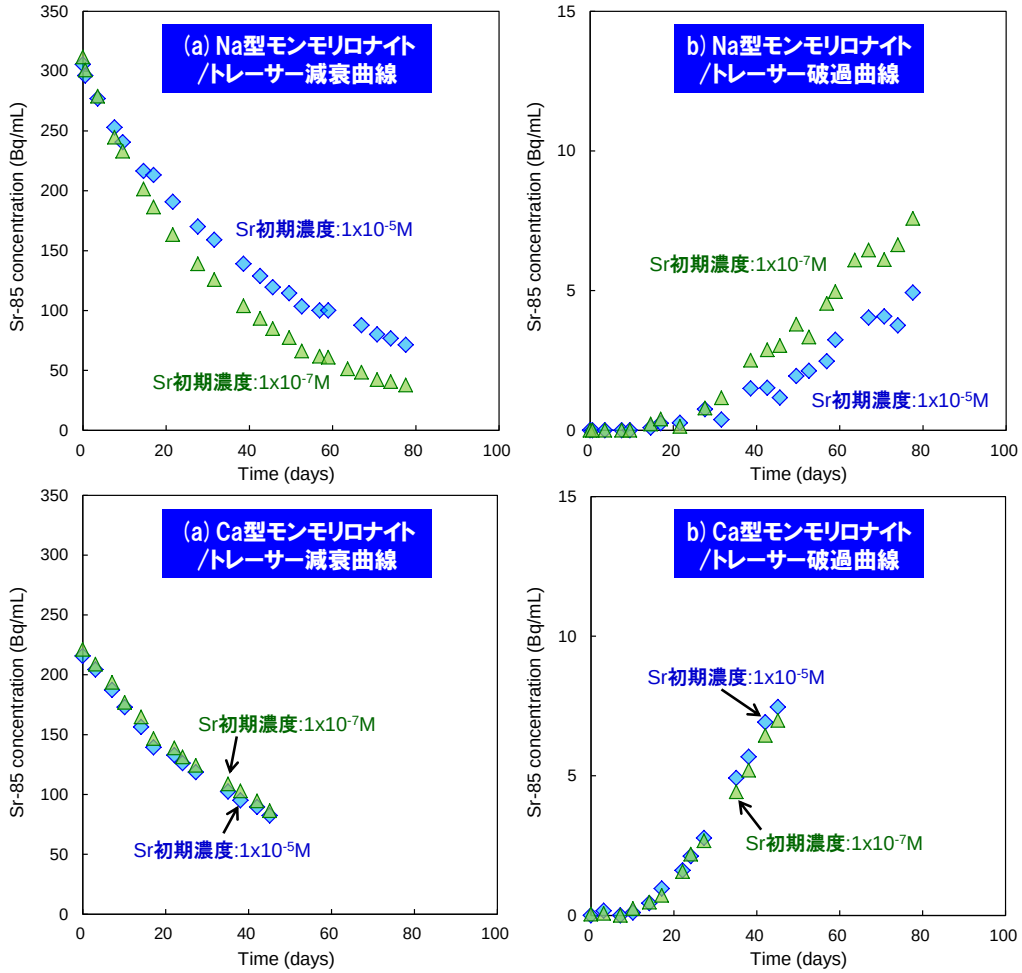


図2.3.2-4　Na型/Ca型モンモリロナイト(0.8Mg/m³ / 0.01M NaCl)中のSr透過拡散試験結果

この層間距離の変化及びそれに伴う間隙構造の変化の原因として、モンモリロナイトの層間陽イオンがNaからSrに置換する反応が低イオン強度ほど促進され、Srの拡散の進展とともに、モンモリロナイトがSr型へ変化していることが影響している可能性が考えられる。Na型モンモリロナイトが低イオン強度条件では、1層から2層、3層、4層と水分子層を段階的に層間に取り込み膨潤するのに対し、Ca型モンモリロナイトの場合、水分子層2層で安定化する（Sato et al., 1992; Morodome and Kawamura, 2011）。Sr型やFe型もCa型と同様の挙動をとるものと考えられる。このような層間距離の変化をXRD分析で確認したところ、図2.3.2-5に示すように、(a)のNa型モンモリロナイト（密度0.8Mg/m³）を0.01M NaClで飽和させた系では、3層が支配的であるのに対し、(b)のCa型モンモリロナイトの系では、2層が支配的で3層が共存する傾向が確認された。これらの傾向は、上記の既往の知見、また、後述する分子動力学計算の結果とも整合するものである。一方で、同図(c),(d)に示すNa型モンモリロナイトにSrを拡散させた試料では、Sr濃度が低い条件(図(d)；10^{-7}M)では3層支配であるのに対し、Sr濃度が高い条件(図(c)；10^{-5}M)では2層が支配的になっている。このことから、上流側よりNa型からSr型への置換が進み、それによって層間距離の減少と粒子間間隙の増加、静電的な相互作用の低下、イオン交換による収着成分（モンモリロナイトのSr収着能）の低下が生じ、

一方で、Na型を維持し、高いSr収着能を維持した領域が、徐々に内部へと進展していると考えられる。このような間隙構造の変化を考慮した解析を含めて、データの解釈とメカニズムの解明をさらに検討していく必要がある。

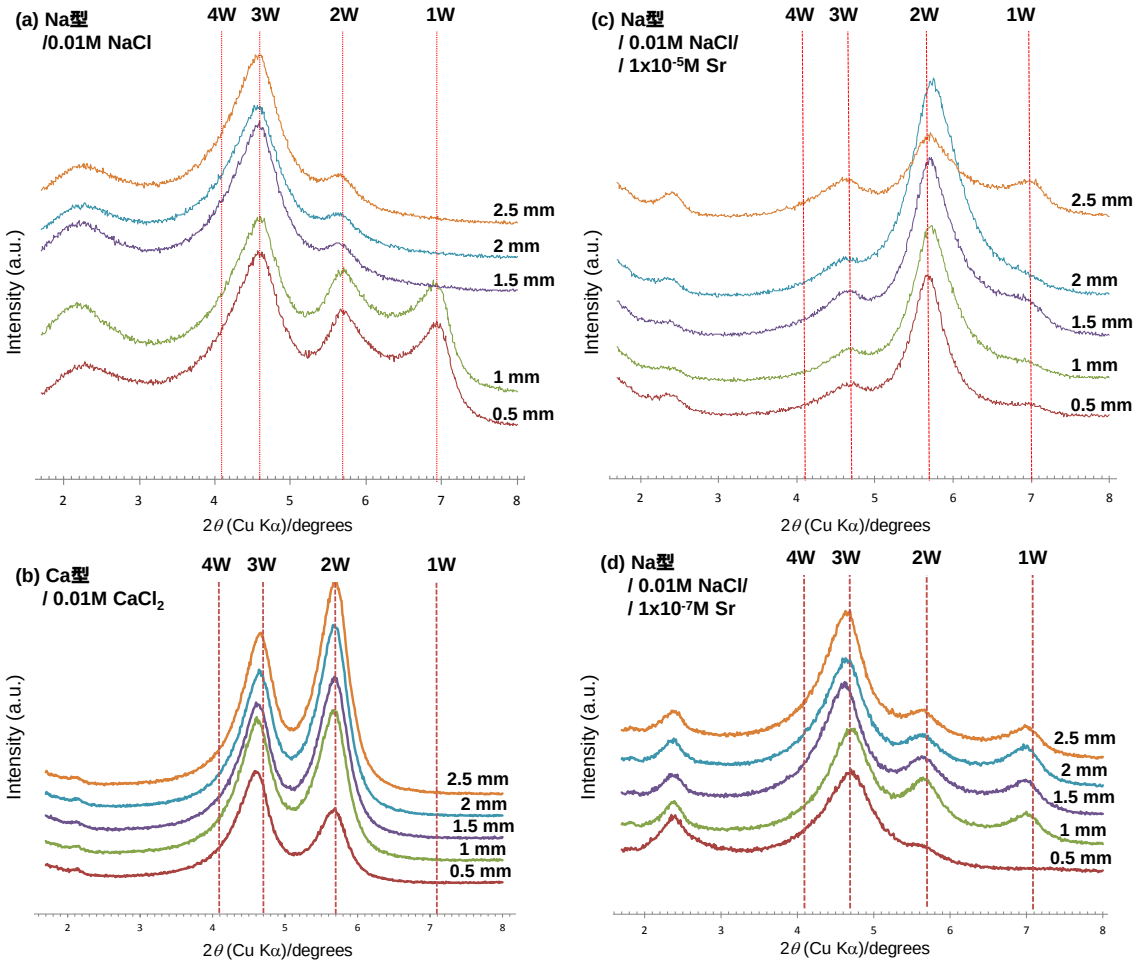


図2.3.2-5　Na型/Ca型モンモリロナイト及びSr拡散試料のXRDデータの深度依存性

3)　還元環境下での収着・拡散データ取得法の適用性評価

上記の拡張型TD/RD法について、これまでにAmに代表される高収着性核種を含めた多様な核種への適用性、塩濃度やpH等の環境条件を制御した系への適用性などを確認してきた（日本原子力研究開発機構, 2013c）。一方で、実際の処分環境下でのデータ整備の観点からは、酸化還元に鋭敏な核種の還元系化学種の同定とその核種移行データの取得が重要な課題であった。ここでは、半減期が2.95×10^{5}年と非常に長く、陰イオン化学種であり収着遅延があまり期待できないことから、安全評価上の重要核種となっているSe-79に着目して、還元環境下での収着・拡散データ取得を行うこととした。Seは酸化還元条件によって、HSe^{-} [Se(-II)], $HSeO_3^{-}$ [Se(IV)]，SeO_4^{2-} [Se(VI)]等の様々な溶存化学形をとる。処分環境で想定される還元環境では、SeはHSe^{-}の化学形で溶存するため（例えば, Iida et al., 2011）、このHSe^{-}の化学種に対するデータ取得が必要である。第2次取りまとめの段階でも、この化学種のデータ取

得が試みられたが、化学種等の確認が十分になされておらず、また、最近の諸外国の性能評価レポートにおいてもほとんどデータが拡充されていない状況である。一方、Iida et al.(2011)では、Seの価数を確認しつつ、データ取得がなされており、ここではIida et al.(2011)の手法も参照しつつ、Se(-II)のベントナイトへの収着分配係数を取得した。平成25年度に着手した予察試験では、モンモリロナイト（クニピアF®）に対するSe(-II)の収着試験を行い、K_dが既往データと比較して1桁以上高い値であることを報告した。平成26年度は、平成25年度のデータの妥当性を評価するため、紫外可視分光光度計（UV-Vis）によるSe(-II)化学種の経時変化を確認しつつ、モンモリロナイトに対するSe(-II)の収着データの時間依存性を、pHをパラメータに取得した。また、Se(IV)の収着データのpH依存性を取得し、Se(-II)のデータとの比較を検討した。

試験溶液の調整は、セレン化ナトリウム(Na_2Se)を用い、低酸素雰囲気下で行った。脱気水を用いて、ヒドラジン(N_2H_4・H_2O)を0.01M、セレンを0.001Mの濃度に調製した溶液を、塩酸(HCl)を用いてpH2に調整し、半日程度経過後、孔径0.45μmのフィルターによるろ過を行い、ろ液を採取し、水酸化ナトリウム(NaOH)を用いてpH8～12に調整した。UV-Visによる化学種分析は、このpH調整後の溶液を0，1.5，2.5，20.5，45時間後に、密閉状態で大気下に取り出して直後に測定を実施した。UV-Vis測定の結果(図2.3.2-6)，pH8～12において、248nm付近のピークからHSe^-の化学種を確認することができた(Lyons and Young，1986；Lich and Forouzan，1995)。また、時間の経過によりHSe^-ピークが増減するが、他の化学種のピークは見当たらず、HSe^-は45時間程度であれば溶液中に支配的に存在することを確認することができた。

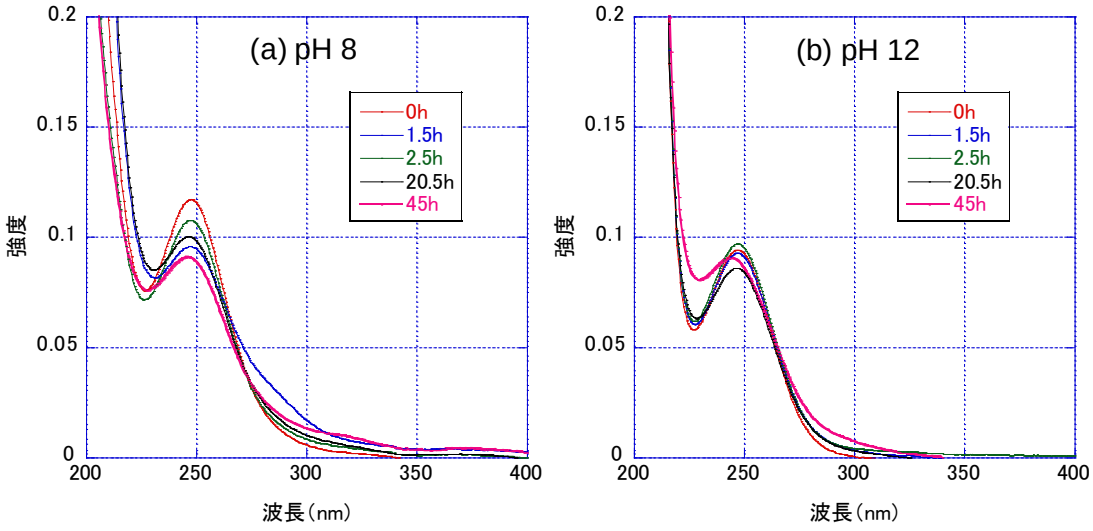


図2.3.2-6　Se(-II)試験溶液のUV-Visスペクトルの経時変化：(a) pH 8，(b) pH 12

クニピアF®に対するSe(-II)のバッチ収着試験は、低酸素濃度下において、液固比0.1 m^3/kg、0.1M N_2H_4・H_2O、0.1M NaCl、Se初期濃度4.5×10^{-6}M、pH8～12の条件で行った。サンプリングは、添加直後、1.5，3.5，6時間及び1，4，7日後に行った。クニピアF®に対するSe(IV)のバッチ収着試験は、低酸素濃度下において、液固比0.05m^3/kg、0.01M-NaCl、Se初期添加濃度1.2×10^{-5}M（亜セレン酸ナトリウム（Na_2SeO_3）で調製）、pH4～11の条件で行い、サンプリングは8日後

に実施した。いずれの試験においても、サンプリングは、分画分子量10,000のフィルターによりろ過し、ろ液中のSe濃度をICP-MSで測定することによって、収着分配係数(K_d)を評価した。

クニピアF®に対するSe(-II)収着試験のK_dの経時変化（図2.3.2-7）では、pH11.85のデータを除けば、6時間以降はほぼ同じ値を示しており、Se(-II)溶液と固相の反応が早い時間で平衡に達することを確認できた。このことから、上記のUV-Visの測定結果とあわせて、HSe^-の分配係数が取得できていると考えられる。K_dのpH依存性については、pH8～10.5までほとんど変わらず約0.4～0.5m^3/kg、pH12付近で減少し約0.1m^3/kgとなった。これらの結果は平成25年度の結果と概ね整合する結果であった。一方で、Se(IV)のK_dは、0.002～0.03m^3/kgの範囲で、pHの上昇と共に減少する傾向を示した。Se(-II)のK_dは、Se(IV)よりも1~2桁高い結果である。Iida et al.(2011)は、還元状態、NaCl濃度0.1,0.05Mにおいて、モンモリロナイトへのSe(-II)のK_dを報告しており、Se(IV)より高めである点とpH依存性については整合しているものの、今回得られたK_dはより高い値であった。今回得られたSe(IV)のK_dは、Goldberg et al.(1988)と値と傾向とも整合的であった。

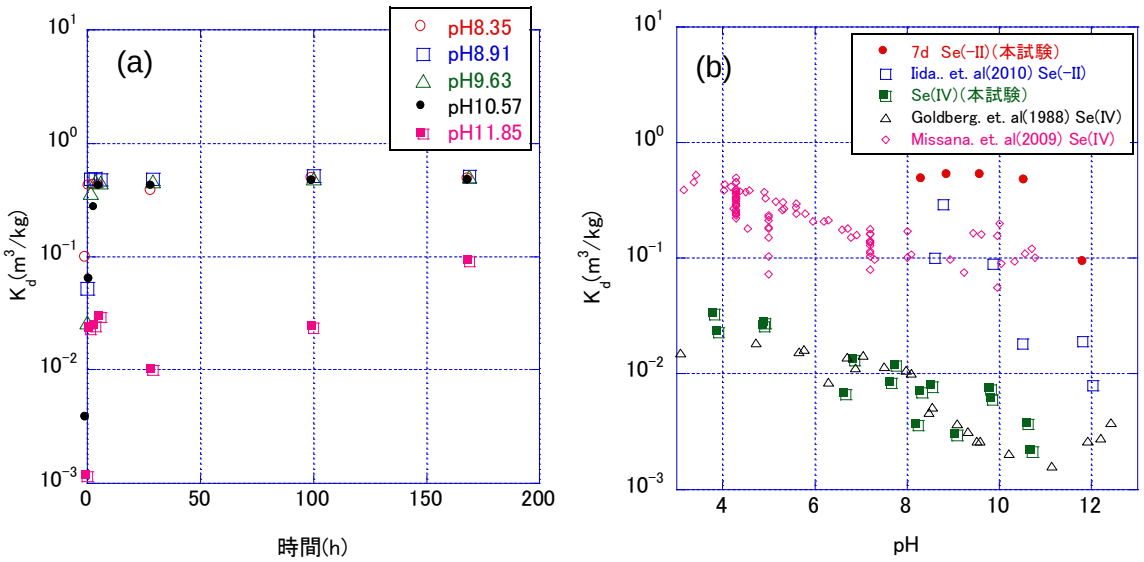


図2.3.2-7　Se(-II)の分配係数の時間変化(a)、Se(-II)とSe(IV)の分配係数のpH依存性(b)

4)　ベントナイトのコロイドろ過性能の確認試験

緩衝材として用いられる圧縮ベントナイトは、地下水の浸透にともなう膨潤により極めて小さな間隙構造を形成し、コロイド粒子を物理的にろ過する機能（コロイドフィルトレーション機能）が期待されている。このフィルトレーション機能は、緩衝材内部へのコロイドの侵入を阻害し、人工バリア本来のバリア機能を維持するのに重要な役割を果たす（核燃料サイクル開発機構, 1999b）。一方、これまでに、多様な処分環境を想定して、様々な試験条件下でのコロイド透過試験が行われてきた（表2.3.2-1）。しかし、これまでに検討されたコロイドのサイズや溶液組成は限定されるため、多様なベントナイト及び液性条件に対して、あるいはバリア共存影響を含むシステム変遷が起こることを前提としても、圧縮ベントナイトがコロイドのろ過機能を発揮することを示すためには、データの拡充が求められる。

表2.3.2-1　金コロイドを用いたコロイド移行試験と結果の概要

	ベントナイト			金コロイドサイズ	透水圧	透水液の塩濃度	コロイド透過の有無 透水量	注釈
	種類・寸法・乾燥密度	浸潤方法	型					
黒澤　他, (1995): 日本原子力学会, Vol.1,pp.177-185	クニゲルV1 φ　50-mm x 5 mm 1.0Mg・m^{-3}	蒸留水 十分飽和させる	Na型	15nm	8kgf/cm^2	—	透過せず	
黒澤　他, (1996): 日本原子力学会, Vol.38,pp.378-381	クニゲルV1:50wt% 3号ケイ砂:50wt% φ　50-mm x 5 mm 1.8Mg・m^{-3}	0.6M NaCl 十分飽和させる	Na型	15nm～50nm	9kgf/cm^2	0.6M NaCl	透過せず 透水量 約750ml	・海水系地下水によって浸潤した圧縮ベントナイトは、透水性が大きくなるものの、一方でコロイド粒子は集塊を形成しやすいことから、ろ過効果は維持された。
黒澤　他, (2002): JNC-TN8400, 2002-013.	クニゲルV1:70wt% 3号+5号ケイ砂:30wt% φ　20-mm x 10mm 1.6Mg・m^{-3}	NaOH-KOH-$Ca(OH)_2$ 混合溶液 (NaOH：1M、KOH： 1M、Ca(OH)2：過飽和) pH=14 1週間浸潤後、 200℃で1カ月乾燥	Ca型	15nm	8kgf/cm^2	— (始めは蒸留水を流し,液性安定後金コロイド透水液に切り替え)	**透過した** 破過液量 sample1　24ml sample2　105ml	・透水試験後、ベントナイトを目視確認し、流路が形成されていることを確認。 ・XRD分析の結果、浸潤後のスメクタイト量が3分の1に減少したことを確認した。透過した原因は、スメクタイトの溶解による間隙構造変化だと考えられる。
	クニゲルV1:70wt% 3号+5号ケイ砂:30wt% φ　20-mm x 10mm 1.6Mg・m^{-3}	$Ca(OH)_2$溶液：過飽和 pH=12.5 1週間浸潤後、 200℃で1カ月乾燥	Ca型	15nm	8kgf/cm^2	— (始めは蒸留水を流し,液性安定後金コロイド透水液に切り替え)	透過せず 透水量 190ml	・スメクタイトのCa型化が確認されたが、ろ過効果は維持された。
黒澤　他, (2003): JNC-TN8430, 2003-006	クニゲルV1:70wt% 3号+5号ケイ砂:30wt% φ　20-mm x 10mm 1.6Mg・m^{-3}	0.6M NaClに調整した 透水液のろ過液 1週間浸潤	Na型	15nm～50nm	8kgf/cm^2	0.6M NaCl	**透過した** 破過液量 390ml	・透水試験後、ベントナイトを目視確認し、流路が形成されていることを確認。ベントナイトの膨潤応力を大きく上回る透水圧力を長期間かけたことが原因と考えられる。
	クニゲルV1:70wt% 3号+5号ケイ砂:30wt% φ　20-mm x 10mm 1.6Mg・m^{-3}	透水液のろ過液 1週間浸潤	Ca型	15nm	8kgf/cm^2	—	透過せず 透水量 360ml	
黒澤(2005): JNC-TN8400, 2005-007	クニゲルV1 3号+5号ケイ砂 φ　50-mm x 5 mm または φ　20-mm x 10 mm 1.0 ～ 1.8Mg・m^{-3}	蒸留水 十分飽和させる	Na型	15nm	8kgf/cm^2	—	**乾燥密度0.8Mg・m^{-3}以下で透過した**	・試料中のベントナイト有効粘土密度が0.8Mg・m^{-3}以上の場合、金コロイドがろ過されることを確認した。
Holmboe,Wold et al,(2010) Clay and Clay Minerals Vol. 58, No. 4, 532-541	MX-80 Wyoming bentonite Φ 10mm×5mm 0.6～2.0Mg・m^{-3}	1×10^{-3}M $NaClO_4$ 2～4週間浸潤	Na型	2nm,5nm,15nm	0kgf/cm2 (拡散試験)	0.001M $NaClO_4$	透過せず	・透過は確認できなかったが、最も小さいコロイド(2nm)で、最も低い乾燥密度(0.6Mg m^{-3})の組み合わせでのみベントナイト内部への拡散が確認された。

黒澤ら（2005）は、粒径が15～50 nmの金コロイドを用いて透過試験を行い、乾燥密度が0.8 Mg/m^{3}以上の時、15 nmの金コロイドがろ過されることを指摘した。また、海水系地下水を想定して塩濃度を0.6 Mに設定した試験や、ベントナイトがNa型からCa型へ変化した場合を想定した試験も実施している（黒澤ほか, 1996, 2002, 2003）。一方、実際の地下水には、15 nm以下のコロイドも存在する。このため、Holmboe et al. (2010)は、2, 5, 15 nmの金コロイドを対象に、透水圧0 kgf cm^{-2}、塩濃度0.001 Mにおける透過・拡散試験を行い、全てのサイズの金コロイドが透過しないことを確認した。ただし、2 nmの金コロイドについては、乾燥密度0.6 Mg/m^{3}の圧縮ベントナイト内部へ拡散することを見出している。この試験で用いた金コロイド透水液の塩濃度は0.001 Mと低く設定されており、海水系地下水を想定した試験は実施されていない。

これらの先行研究を踏まえ、ここでは、これまでに検討がなされていないサイズの小さいコロイドを用いた高塩濃度環境での移行試験を検討することとした。具体的には、コロイド粒径、乾燥密度、溶液の塩濃度、ベントナイトの層間イオン種など、ベントナイトのコロイドフィルトレーション機能に影響を与えると推測されるパラメータをより過酷な条件で設定し、拡散試験及び透水試験を実施することで、フィルトレーション機能が働く条件と透過する条件との境界を明らかにし、ベントナイトの微細構造との関係を検討するとともに、処分環境下においてコロイドが核種移行に及ぼす影響を検証することが重要である。本年度は、試験に用いるコロイドの調整と安定性の確認を中心とした予察的な試験を実施した。

緩衝材のコロイドフィルトレーション機能は、緩衝材の間隙とコロイド粒子の大小関係によるものと考えられる。このため、試験に供するコロイドとしては、粒径が小さく単分散粒子であり、凝集しにくいという理由から、先行研究と同じく金コロイドを使用した。移行試験で適切なパラメータを設定するために、まずは移行試験に供する金コロイドが高イオン強度でも分散しているかを確認する必要がある。よって先行研究であるHolmboeらの条件を参考に金コロイド溶液を調製し、イオン強度の増加による安定性の変化を確認した。試験では、10nm金コロイド溶液を10倍希釈して用いた。また、金コロイド分散剤として2-メルカプトこはく酸を、pH緩衝剤としてTris-HCl(pH=8.0)を各々10μM、10mMとなるよう添加し、金コロイド分散液とした。0.1μmフィルターで濾過した後、NaClを添加してイオン強度を増加させ、粒径測定装置を用いて金コロイドの粒径変化を確認した。

図2.3.2-8に金コロイドの粒径分布のNaCl濃度依存性を示す。(a)0M(NaCl添加なし)では、10nm付近に散乱強度のピークが見られ、溶液中で金コロイドが単分散していることが分かる。Holmboeらが拡散試験で用いた条件である(b)0.001Mの塩濃度では、(a)0Mと比較すると10nm付近の散乱強度が減少していることが確認された。その後も塩濃度の増加に伴い10nmの減少、100nmの増加が確認され、(d)0.1Mでは10nm付近の粒子は検出されなくなった。したがって、金コロイドは塩濃度0.01Mから0.1Mの間で凝集したと推測される。地層処分環境が海水系地下水である場合を想定すると、塩濃度は約0.6Mとなるため、今回実施した手法は海水系地下水を模した試験では適用できない可能性が高い。また、今回調製した金コロイド分散液に対しCa^{2+}及びFe^{3+}で塩濃度を増加させた場合の凝析価をシュルツ・ハーディ則を適用して推測すると、Na^{+}の凝析価が0.1Mのとき、Ca^{2+}は凝析価は0.0016M 、Fe^{3+}は0.00014Mとなり、少量で凝集

が生じると考えられる。従って、多様な地下水条件を対象にコロイドの透過拡散試験を実現させるには、金コロイドをより安定化させる分散剤の適用が不可欠と考えられる。今後、スルホン基を有する界面活性剤など、よりコロイド安定化に寄与する分散剤の適用について調査する必要がある。

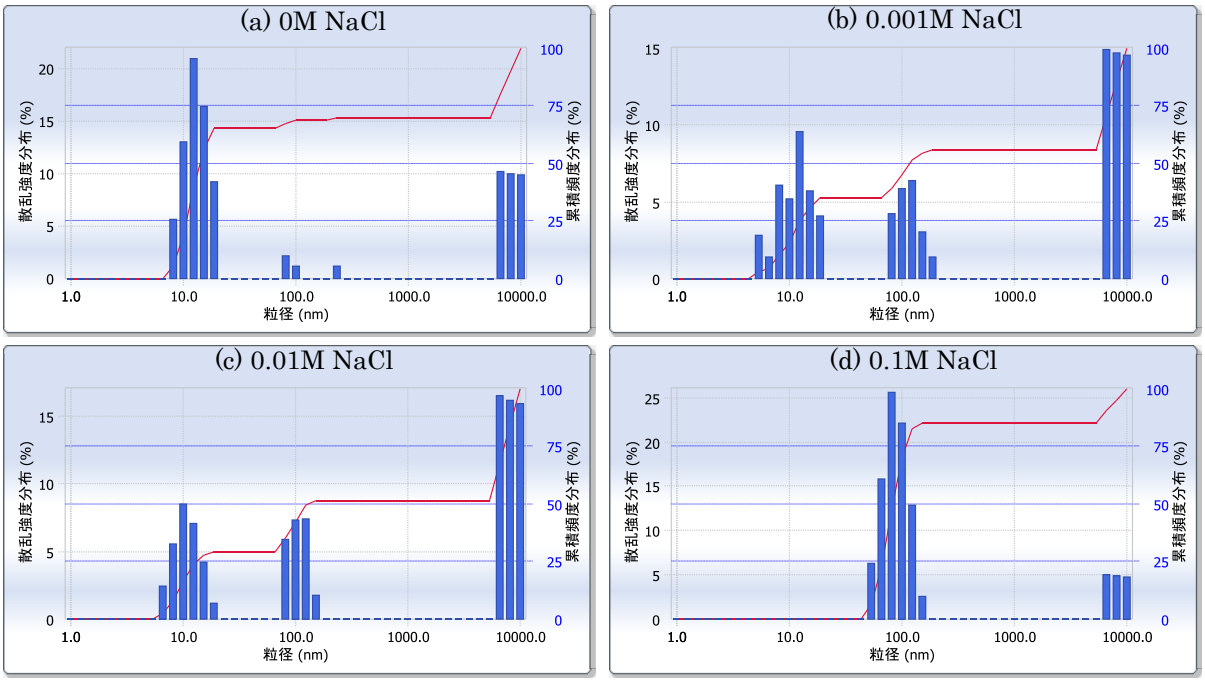


図 2.3.2-8　金コロイドの粒径分布のNaCl濃度依存性

(2)　収着・拡散メカニズムの分析的評価

1)　ベントナイト中の収着・拡散メカニズム研究の課題とアプローチ

圧縮ベントナイト中の収着・拡散現象の理解とそれを反映したより精緻なモデル開発を進めるうえで、分析的な知見は重要な根拠情報であり、近年国際的にも先端的な分析技術の開発と適用が精力的に進められている。ここでは、本事業で重点的に取組む圧縮ベントナイト中の間隙水化学や拡散モデルの前提となる圧縮ベントナイトの間隙構造や間隙水特性、及び核種の収着メカニズムに焦点を当てて、分析試験と評価を実施する。

圧縮ベントナイトの間隙構造に関わる分析手法（図2.3.2-9）としては、これまでにTEM、SEMによる粒子間間隙と層間の共存状態の直接観察（Pusch et al., 1990; Holzer et al., 2010）、X線CT法による間隙構造の把握（日本原子力研究開発機構, 2013c）, X線回折法（XRD）によるナノスケールの層間距離の把握（例えば, Kozaki et al., 1998; Holmboe et al., 2012）等がなされている。ここでは、特にNMRに着目して、間隙構造の不均質性に関する分析的根拠情報の取得を試みる。平成25年度に着手した定量評価手法を、多様な条件へ適用するとともに、温度制御等も組み合せることで、間隙構造の定量評価の根拠を提示することを検討した。

一方、核種の収着メカニズムの理解とモデル開発に関し、それを裏付ける分析的アプローチは非常に重要であり、代表的な分析手法としては、X線吸収微細構造分光法（XAFS）、時間

分解型レーザー誘起蛍光分光法（TRLFS）、全反射赤外吸収分光法（ATR-FTIR）、核磁気共鳴法（NMR）などを挙げることができる。ここでは、平成25年度から着手したNMR法とATR-IR法による分析手法の適用評価を継続した。

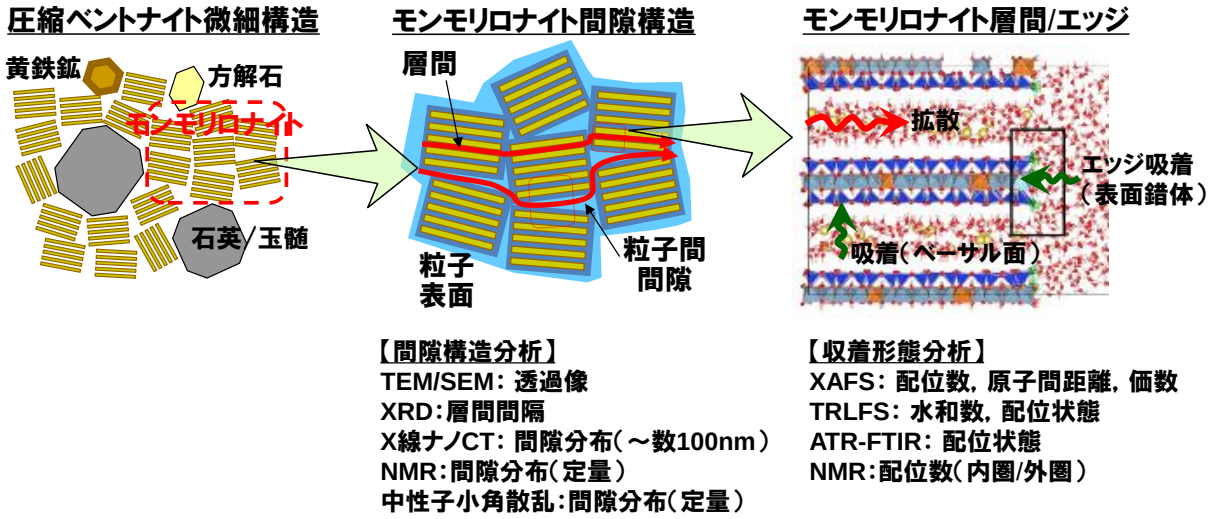


図2.3.2-9　圧縮ベントナイトの間隙構造と層間/エッジの収着機構に関連する分析技術

2)　NMR法による圧縮ベントナイトの間隙構造評価

①　分析の目的・背景と実施概要

これまでに圧縮ベントナイトの間隙構造分析としては、XRD測定により得られるモンモリロナイトの(001)ピーク位置からの層間距離の評価が代表的である。モンモリロナイトの(001)ピークは、1層、2層および3層水和に相当する回折ピークとして観測され、たとえばKozaki et al.(2008)は異なる塩濃度および乾燥密度でのXRD測定を行い、層間距離の塩濃度および密度依存性を報告している。一方、不定形な形状となる層間外間隙は、XRDのような散乱実験から評価することができず、層間外間隙のサイズや存在割合といった定量的な情報は、XRDプロファイルのシミュレーション等の間接的な手法で評価する必要がある。XRDを利用した層間外間隙の存在比を評価する研究として、Warr and Berger (2007)は、飽和ベントナイトのXRDプロファイルから、層間由来のピーク強度を定量し、間接的に飽和圧縮ベントナイト中の間隙に対する層間外間隙の割合を導出している。また、Muurinen et al.(2013)は飽和したMX80ベントナイトの小角X線測定より粘土密度と層間外間隙の割合との関係を求めている。しかし、圧縮ベントナイトの不均一な構造に由来するXRDプロファイルのベースラインの歪みに加え、層間由来の(001)ピークがブロードニングすることから、層間外間隙を定量評価することは難しい。また、実際の緩衝材の解析を行う場合、ケイ砂等の粘土以外の鉱物を多量に含むため、これら鉱物に由来するピークが回折パターンに重なり、正確に層間間隙のピークを分離し層間外間隙の割合を求めることが困難になる。

このような課題に対して、圧縮ベントナイトの間隙を充填した水のプロトン核磁気共鳴(^{1}H NMR)測定から得られる縦緩和時間(T_1)を利用した、間隙構造評価手法が提案されている（Ohkubo et al., 2008）。この手法は、^{1}Hシグナルのみを観測するためケイ砂等を含む試料

にも適用でき、水が充填した間隙構造のみを選択的に評価できる点が特徴である。Ohkubo et al.(2008)は、モンモリロナイトゲルを用いて緩和率を求め、圧縮ベントナイトおよびケイ砂を混合した飽和圧縮ベントナイト中の層間外間隙の割合を求めている。平成25年度、この手法に基づき、塩濃度の異なる溶液で飽和した圧縮ベントナイトを対象に^{1}H NMR測定を行い、層間間隙及び層間外間隙の割合の塩濃度および密度依存性の評価を試みた（日本原子力研究開発機構，2014a）。

平成25年度に、乾燥密度と塩濃度をパラメータに取得されたNMR分析結果（縦緩和時間分布）と間隙分布評価のうち、乾燥密度0.8 Mg/m^{3}で異なる塩濃度で飽和した試料に対する結果を図2.3.2-10に示す。従来より確認されている1層～3層水和に対しては、固液比を変えて調製したモンモリロナイトゲルの水に由来する^{1}HのT_1測定をもとにそれぞれの水和状態に相当するT_1を決定した。一方で、Holmboe et al.（2012）によって、XRD分析において3層水和に相当するピークより低角側にブロードな4層水和に相当するピークを報告しており、ここでは層間水として4層水和までを仮定し、それぞれに相当する縦緩和時間を仮定して評価を行った。その結果、塩濃度の増加に従って4層水和と層間外水が減少し、その代わりに3層水和が増加する傾向を示した。ただし、3層水和までは、XRD測定等により十分な根拠があるが、4層水和以上を仮定する点は、今後検討が必要な課題とした。

このような平成25年度の成果と課題を踏まえ、平成26年度は、密度と塩濃度条件に加えて温度をパラメータとしてNMR分析を行い、圧縮モンモリロナイトの間隙構造についてより詳細な知見を得ることとした。密度0.8，1.4，1.6 Mg/m^{3}の圧縮モンモリロナイトを、蒸留水、0.1M、1M NaClの3種類の塩濃度溶液で飽和させた各条件に対して、プロトン核磁気共鳴（^{1}H NMR）信号から得られる縦緩和時間（T_1）および横緩和時間（T_2）による解析を-40℃の低温から室温付近の温度で行った。

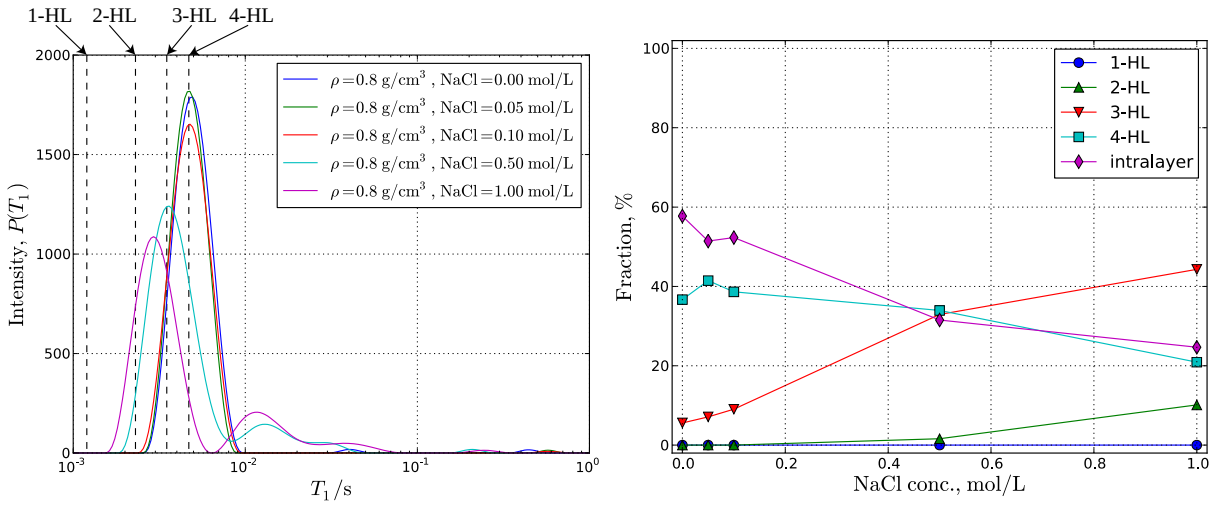


図2.3.2-10　乾燥密度0.8Mg/m^{3}のNaCl飽和試料の縦緩和時間分布(a)とそれより評価された層間及び層間外間隙の割合の塩濃度依存性(b)

② 低温核磁気共鳴測定

微小な間隙に存在する水分子の凝固点は、バルクの水分子と比較して水分子の存在する間隙サイズの大きさに依存して低下することが知られている(Gibbs-Thomson効果)。間隙サイズと凝固点降下の関係は、以下のGibbs-Thomson式（Jackson and McKenna, 1990）から推定される。

$$\Delta T_m(D) = T_m - T_m(D) = \frac{4\sigma_{sl}T_m}{D\Delta H_f \rho_s} = C\frac{1}{D} \qquad (2.3.2\text{-}1)$$

ここでDは間隙直径、T_mはバルク液体の融点、$T_m(D)$は間隙に存在する液体の融点、σ_{sl}は界面エネルギー、ΔH_fは融解エンタルピー、ρ_sは凝固した液体の密度である。液体として水分子を考えD以外のパラメータをCにまとめれば、例えば、シリカやゼオライト材料でC〜50 Knmが得られている（Valckenborg et al., 2002）。このように微小間隙に存在する水分子の凝固点降下を利用することで、モンモリロナイト層間に存在しない水の割合を推定することができる。^{1}H NMRから得られる信号強度は、試料中のプロトンのスピン数(水分子数)に比例することから、信号強度から試料に含まれる水分子の量(モル数)を評価することができる。凝固した水の^{1}H NMR信号は、液体状態の水に比べて、T_2が極めて短いことが知られており(〜μs)、NMR測定では、パルス照射から信号検出までのデッドタイムで信号が消失する。よって低温環境でNMR測定を行い、Gibbs-Thomson効果によりモンモリロナイト層間で凝固しない水の量を評価すれば、層間外に存在する水分子の割合を得ることができる。このように^{1}H NMR測定と凝固点の間隙サイズ依存性を利用して、間隙サイズを評価する方法は、NMR cryoporometry（Mitchell et al., 2008）として知られている。本研究では、NMR cryoporometryを飽和圧縮モンモリロナイトに適用し、モンモリロナイト層間外に存在する水分子(凝固点が0℃付近)の存在量の評価を試みた。

乾燥密度(ρ)=0.8および1.6 Mg/m^{3}の条件で、塩濃度の異なる溶液で飽和させたモンモリロナイト試料のT_1分布の温度変化を図2.3.2-11に示す。測定は、-40℃で少なくとも1h以上保持した後、10℃ずつ昇温して30℃まで実験を行った。^{1}H NMR測定の前に設定温度で少なくとも0.5h保持してから測定を行った。1M NaCl水溶液で飽和させたρ=0.8 Mg/m^{3}の試料のT_1分布は、明らかな複数のピークを示した。この結果は、NMRのタイムスケールで交換しないモンモリロナイト層間と層間外水の存在を示している。一方、イオン交換水および0.1M NaCl水溶液で調製したρ=0.8 Mg/m^{3}の試料のT_1分布は、1つのピークのみを示し、モンモリロナイト層間と層間外に対応するような複数のピークを検出することができなかった。この結果は、NMRの時間スケールでモンモリロナイト層間と層間外の水が交換し、平均化されているためと考えられる。イオン交換水および0.1M NaCl水溶液で調製したρ=0.8 Mg/m^{3}の試料のT_1分布は、明らかにピーク位置が異なり線形が変化している。これは、-10℃でバルクの水に近い凝固点を持つ水分子が凝固することで^{1}H NMR信号として観測されなくなったためと考えられる。なお1M NaCl水溶液で調製した試料は、-20から-10℃の温度範囲でピーク位置のシフトが観測された。この結果は、塩濃度の高い1M NaCl水溶液の凝固点降下により層間外水の凝固が0℃付近より低温に変化したためと考えられる。

ρ=0.8 Mg/m^{3}の試料で観測された低温での急激なピークの変化と比較して、1.6 Mg/m^{3}で調製

した試料のT_1分布は、低温から高温にしたがって連続的に変化する。水分子のT_1は、Bloembergen-Purcell-Pound理論（Bloembergen et al., 1948）によって水分子の回転相関時間と関係付けられ温度依存性を持つことが知られている。低温から高温につれてT_1分布のピーク位置がより長いT_1側にシフトする現象は、昇温によって水分子の回転相関時間が短くなっているためと考えられる。またρ=1.6 Mg/m^{3}の試料で観測されたT_1分布は、塩濃度にほぼ依存しない。この結果よりρ=1.6 Mg/m^{3}で調整した高い密度の圧縮飽和モンモリロナイトの間隙構造は、もはや溶液の塩濃度に影響されないことを示している。

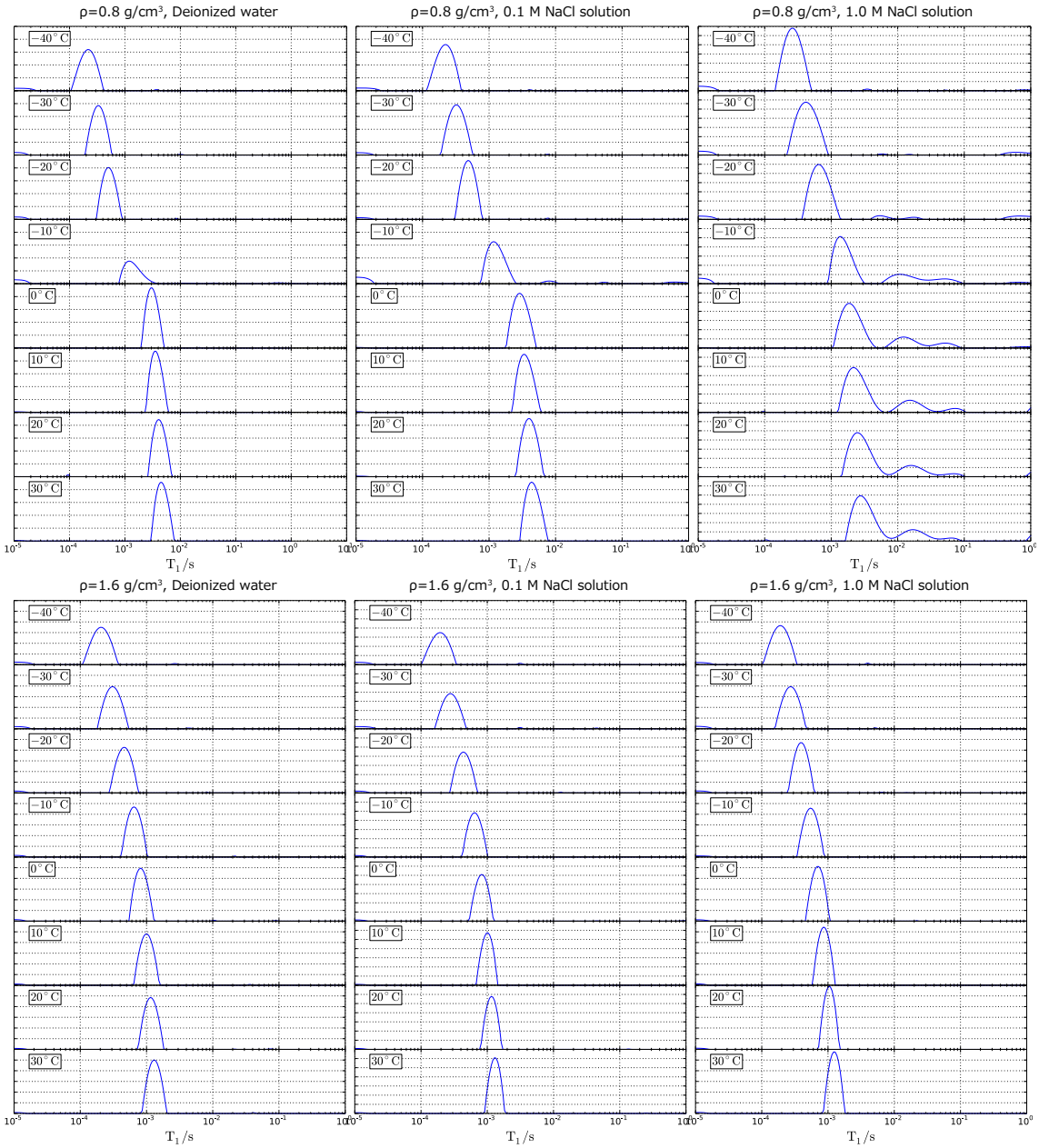


図2.3.2-11 塩濃度の異なる溶液で飽和させた圧縮モンモリロナイトのT_1分布。密度0.8 Mg/m^3（上段）及び1.6 Mg/m^3（下段）の圧密モンモリロナイトを-40から-30℃の範囲で測定

次にT_1分布解析から得られたNMR信号強度を温度で整理した。信号強度は、キュリー法則（Mitchell et al., 2008）に従って温度補正するため、10, 20および30℃で得られた信号強度の平均値で規格化した。得られた信号強度を液体水の存在割合として温度毎にプロットした。図2.3.2-12(a)はρ=0.8 Mg/m^{3}で調整した圧縮モンモリロナイトをイオン交換水、0.1Mおよび1.0 M NaCl 水溶液で飽和させた試料の液体水の割合を示す。100%の液体水が存在する0℃以上と比較して、-10℃以下の低温では、明らかに液体水の減少が観測された。Gibbs-Thomson式から予想される間隙サイズと凝固点の関係は、-10℃：5 nm, -20℃：2.5 nm, -30℃：1.7 nm, -40℃：1.3 nmである。メソポーラスシリカのような均一なサイズの間隙に存在する水は、サイズに対応した温度で液体水の急激に凝固することがこれまでの研究で報告されている（Mitchell et al., 2008）。本研究で観測された液体水として存在する水の割合は、低温になるに従って連続的に減少していることから、水の存在する間隙は、均一な間隙サイズというよりも広い分布を持っていると考えられる。3層水和したモンモリロナイト層間は、XRDで観測される平均の底面間隔から1 nmの層の厚みを差し引くと、0.88 nm程度と予想される（Torikai et al., 1996）。Gibbs-Thomson式から3層水和状態で層間に存在する水は、本研究で行ったもっとも低温の-40℃でも液体として存在すると考えられるが、ナノメートルオーダーの間隙に存在する水分子は、Gibbs-Thomson式に従わないこと（Uchida et al., 2002）が知られており、-40℃の測定で得られた80%程度の凝固水を層間外水と結論づけるためには、より詳細な検討をする必要がある。なお、1.0 M NaCl溶液で飽和させた試料で急激に液体水が減少する温度は、イオン交換水や0.1 M NaCl溶液で飽和させた試料と比較して、低温側に変化する。この要因は、溶液の高い塩濃度による凝固点降下によるためと考えられる。同図(b)は、ρ=1.6 Mg/m^{3}に対する結果だが、ρ=0.8 Mg/m^{3}と同様に低温で液体水の減少が観測され、層間外水の存在を示唆した。

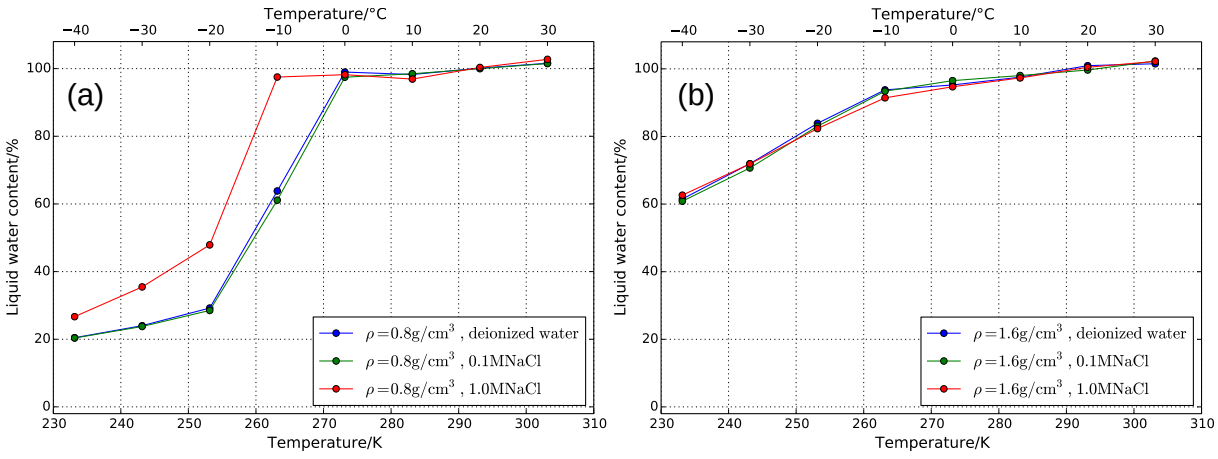


図2.3.2-12　乾燥密度0.8 Mg/m^3(a)、1.6 Mg/m^3(b)の圧縮モンモリロナイトにおける−40から30℃の範囲の液体水の存在割合

3) NMR法による粘土鉱物へのCsの収着機構分析

① 分析試験の経緯と実施概要

スメクタイト層間に存在するCsの水和構造や吸着状態については、これまでにEXAFS、NMR及び分子動力学計算などにより研究されている（Bostick et al., 2002；Weiss et al., 1990；Smith, 1998）。天然に存在するCsは^{133}Csのみで核スピン7/2を持ち、核スピン2/3以上の原子核の四極子相互作用によりNMR信号のブロードニングを引き起こすが、四極子モーメントが小さく、NMR測定の感度の高い(^{1}Hの1/20程度)原子核である。粘土表面に吸着した^{133}Csの構造を最初に報告したWeissらの研究では、ヘクトライトを対象に、CsCl濃度と温度を変化させて^{133}Cs MAS NMR測定を行い、観測された2つのピークの濃度と温度依存性から、CsCl濃度変化による低磁場側ピークのシフトを底面酸素と結合していないGouy層、もう一方のピークを底面酸素に結合したStern層と帰属した。さらに、Kim et al.(1996, 1997)は、カオリナイト、イライト、モンモリロナイトに対して、同様のNMR分析評価を適用している。

平成25年度は、4種類の粘土試料（ディッカイト、モンモリロナイト2種、合成サポナイト）をCs型に置換した試料を対象に、含水と乾燥状態、-100℃～33℃の条件で、^{133}Cs MAS NMR測定を行い、粘土鉱物へのCsの収着メカニズムの把握を試みた。4つのCs型粘土試料の含水状態での^{133}Cs MAS NMRスペクトルは、図2.3.2-13(a)に示すように、それぞれ特徴的なスペクトルを呈した。例えば、モンモリロナイト(三川産と月布産)は27.4および25.9 ppmに最大強度のピークを示した。含水試料に含まれるCsは、層間で水和した状態で存在していると考えられる。これまでのCs型スメクタイトの分子動力学計算の研究（Smith, 1998）によると、層の表面から沖合までCsが広く分布しており、NMRのタイムスケール(ms)と比較して早い速度で底面酸素表面と沖合のCsが化学交換していることが示唆されている。層の表面と沖合のCsは、配位環境が異なるためそれぞれ異なるケミカルシフトを持つと考えられるが、含水状態では化学交換によって2つの状態のケミカルシフトは平均化されるため1つのピークとして観測されていると考えられる。またモンモリロナイト(三川産)とモンモリロナイト(月布産)の^{133}Cs MAS NMRスペクトルは、低磁場側の24.0と35.9 ppmのブロードなピークを示した。低磁場側のピークは、層間のCsと比較して配位数の少ない状態で吸着しているCsに相当することから、外表面や端面に吸着しているCsに由来する可能性がある。さらに、低温環境でNMR測定を行うことで、層内で化学交換しているCsの運動を低下させ、底面酸素や沖合に存在するCsをNMRスペクトルで識別することを試みた。三川産モンモリロナイトでの^{133}Cs MAS NMRスペクトルの温度変化を同図(b)に例示するが、最も温度の低い-100℃においても、底面酸素表面と沖合に存在するCsのケミカルシフトを別々に観測することはできなかった。このことから、ナノメートルオーダーの間隙に存在する水分子に水和されたCsは、-100℃の低温でも高い運動性を保ったまま層間のCsサイトを化学交換していると考えられた。

平成26年度は、さらに多様な粘土鉱物に対する^{133}Cs MAS NMR測定を行い、粘土鉱物へのCsの収着メカニズムの把握を試みるとともに、平成25年度のモンモリロナイト系のNMRスペクトルの理論解釈のための第一原理計算に着手した。

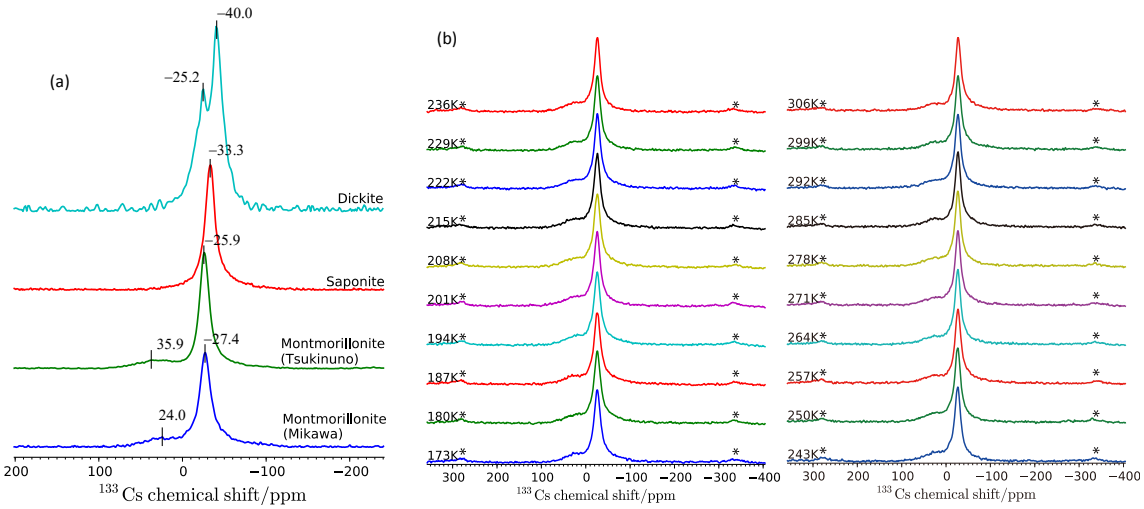


図2.3.2-13　Cs型粘土の含水状態での^{133}Cs MAS NMRスペクトル(a)及び三川産モンモリロナイトの^{133}Cs MAS NMRスペクトルの温度変化(b)

② 多様な粘土鉱物に対するCs吸着構造のNMR分析

岩石及び風化鉱物として重要な粘土鉱物として、緑泥石、白雲母、黒雲母、イライトおよびバーミキュライトを対象に、^{133}Cs NMR測定を行った。これら鉱物と1M CsCl水溶液と混合しCsを吸着させ過剰のCsを除去した後^{133}Cs NMR測定用の試料とした。^{133}Cs 固体NMR測定は、11.75Tの磁石(^{133}Csの共鳴周波数65.6 MHz)を用いて、15 kHzのMagic angle spinning (MAS)の条件で行った。信号を積算するための繰り返し時間は、0.5 sとした。測定は、ringingによりスペクトルのうねりを抑制するために回転同期したスピンエコー法により行った。

Csが吸着した緑泥石、白雲母、黒雲母、イライトおよびバーミキュライトの^{133}Cs MAS NMRスペクトルを図2.3.2-14に示す。*を付しているピークは、スピニングサイドバンドを示す。バーミキュライトは2000、イライトは15000程度の積算でスペクトルを得ることができたのに対し、緑泥石、白雲母および黒雲母のスペクトルは、300000以上の積算が必要であった。すべての試料で天然の鉱物に含まれるFe^{2+}等の常磁性イオンの影響により、強い強度のスピニングバンドが観測された。

本研究で取り扱った鉱物で観測された^{133}Cs MAS NMRスペクトルのピークは、それぞれ異なるケミカルシフト値を示す。一般にCsのケミカルシフトは、配位数を反映していることが知られており、高磁場側（小さいケミカルシフト値）に観測されるピーク程、配位数の多いCsに帰属される。これまでに雲母に吸着した^{133}Cs NMRの研究は報告されておらず、^{133}Cs MAS NMRスペクトルのケミカルシフトから吸着構造推定することが難しい。今後、本研究で観測された多様な^{133}Csのケミカルシフトと吸着構造を関連付けるために、^{133}Cs MAS NMR測定を行った鉱物を対象に、第一原理計算による理論的アプローチから^{133}Csのケミカルシフトを求め吸着構造を明らかにする必要がある。

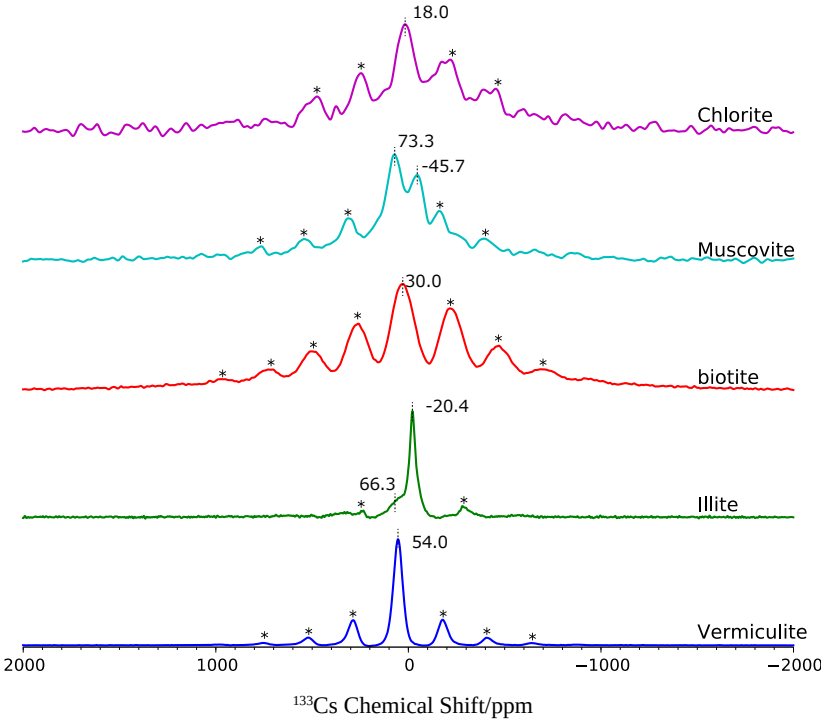


図2.3.2-14 多様な粘土鉱物に対する固体^{133}Cs MAS NMRスペクトル

③ Cs吸着構造のNMRケミカルシフトの理論計算

^{133}Cs NMRで観測されるケミカルシフトの解釈を目的に第一原理計算に基づいた^{133}Cs NMRパラメータの理論計算を検討した。ここでは、平成25年度分析データを取得しており、これまでに回折実験やEXAFS、古典分子動力学計算等によりCsの吸着構造の研究が多数行われているモンモリロナイトを対象に計算を行った。第一原理計算を行うための初期構造は、ClayFF（Cygan et al., 2004）ポテンシャルパラメータを用いて、lammps（Plimpton, 1995）コードにより古典分子動力学計算で作成した。モンモリロナイトの原子構造は月布産のモンモリロナイトの組成を参考に水分子を含まない246原子からなる組成式（$Cs_6(Al_{19}Mg_5)(Si_{47}Al_1)O_{120}(OH)_{24}$）に基づいて作成し、古典分子動力学計算を行った。

古典分子動力学計算は、1気圧300KのNPTアンサンブルで2 ns（時間ステップ1 fs）の計算を行い、平衡状態を得た。古典分子動力学計算で得られた平衡状態の底面間隔は、1.105 nmであった。古典分子動力学計算で得られた構造を初期構造とし、Quantum Espresso 5.03（Giannozzi et al., 2009）により第一原理計算を行った（図2.3.2-15）。最初にc軸の格子定数と原子座標に自由度を与えて構造解析を行ったところ、底面間隔は、1.1621587 nmで収束した。得られた最適化された構造でQuantum EspressoのQE-GIPAW（Pickard and Mauri, 2001）モジュールを用いてケミカルシフトの計算を行った。

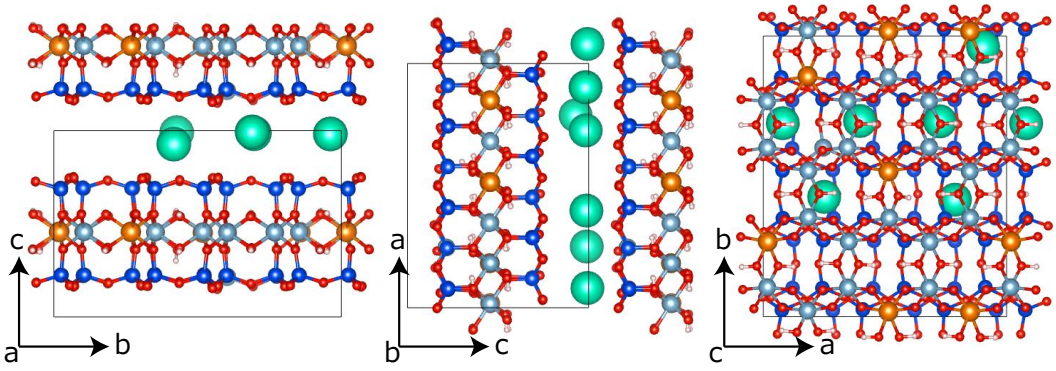


図2.3.2-15 第一原理計算により構造最化を行ったCs型モンモリロナイトの構造

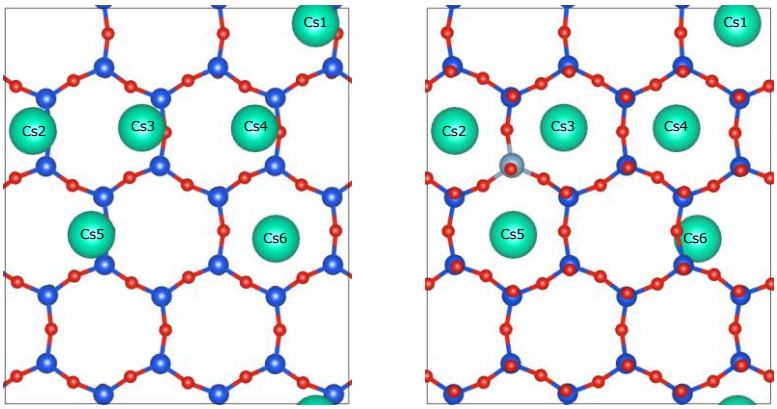
（青：Si，赤:O，緑:Cs，ピンク:H，銀:Al，黄土:Mg）

NMR実験から得られるケミカルシフト(σ)は、以下の式に従ってリファレンス物質のケミカルシフト値からの相対値として表す。実験値と比較するために第一原理計算から得られるケミカルシフトは以下の式に従って評価した。

$$\sigma = -(\sigma_{\mathrm{gipaw}} - \sigma_{\mathrm{ref}})$$

ここでσ_{gipaw}、は第一原理計算から得られるケミカルシフト値である。標準物質としてCsClの第一原理計算を行い、実測値として報告されているケミカルシフト(218.52 ppm)（Hayashi and Hayamizu, 1990）と比較してσ_{ref}を求めた。σ_{ref}に基づいてモンモリロナイトに吸着したCsの^{133}Csのケミカルシフトを計算した。計算結果の表記のためにラベル付けしたCsと対応するケミカルシフト値を図2.3.2-16に示す。同図(a),(b)は、底面酸素とCsの位置関係を整理するためc軸方向に直行した層間上下の四面体層をそれぞれ示している。第一原理計算から得られたケミカルシフトは、35.4から-16.7 ppmの範囲で、広い分布を持つ。実測した脱水モンモリロナイトの^{133}Cs MAS NMRスペクトルは、100から-110 ppmの範囲でブロードながら2つ以上の複数のサイトを示唆するピークの線形を示す（図2.3.2-13）。実験的に観測されたケミカルシフトは、第一原理計算から得られたケミカルシフトと比較して、より広い範囲で観測されている。この理由として、本研究の計算モデルで取り扱わなかった層の端面や風化による層の乱れにCsが吸着している可能性を示唆している。図2.3.2-16(a),(b)からわかるように6つのCsは、いずれも上下どちらかの四面体層の六員環間隙の中心に位置する。四面体層のSiと置換したAlサイトの近傍に3つのCs(Cs2, Cs3およびCs5)が存在しており、置換により生じる負電荷で凝集していると考えられる。Cs2, Cs3およびCs5の第一原理計算から得られたケミカルシフトは、Cs1, Cs4およびCs6と比較して、明白に低磁場にシフトする。このような結果は、これまでに帰属できなかった^{133}Cs NMRスペクトルのピークと構造の関係を明らかにし、吸着構造に関する詳細な情報を与える。今後、含水状態の粘土、外部間隙や層端面に吸着したCs等の様々な条件の原子モデルの計算を行い、実験から得られる^{133}Cs スペクトルと比較することで、^{133}Cs NMRを利用した吸着構造の理解が進展すると考えられる。

(a)with lower teterahedral layer　(b)with upper teterahedral layer



(c) calculated chemical shift

Cs species	Chemical shift ppm
Cs1	-16.73
Cs2	35.42
Cs3	30.44
Cs4	-0.65
Cs5	19.29
Cs6	-12.81

図2.3.2-16 層間に存在するCsの位置：(a)c軸下側，(b)c軸上側（青：Si，赤：O，緑：Cs，銀：Al）と第一原理計算から推定された^{133}Csのケミカルシフト(c)

4)　ATR-FTIR法による鉄鉱物へのSeの収着機構分析

EXAFS分析の場合、原子間距離から吸着構造を推定するので、複数の吸着種が存在する場合や吸着種間で動径分布関数が似ている場合には構造決定に困難が伴う。一方、Se(IV，VI)のようなオキソ酸陰イオンの吸着構造同定には、全反射測定法を用いたフーリエ変換赤外分光法（以後、ATR-FTIR）もよく用いられている。ATR法は、薄膜状の試料を入射赤外光に対して屈折率および透過性の高い結晶に密着させ、入射角を臨界角より大きくとることで、全反射を誘導するもので、全反射される赤外光の一部がATR結晶上の試料内部に数μm滲み出し、吸収されることを利用した赤外吸収分光測定の一種である。検出限界が低く、ATR法を用いることで、EXAFS測定では測定不可能な低濃度領域での測定が可能となり、また、吸着による吸収スペクトルの変化を*in-situ*で測定可能であるという特徴がある。平成25年度は、地下環境に広く分布するフェリハイドライド（Fh：比較的結晶性の低い2-line Fh）に対するSe(VI)（セレン酸、SeO_4^{2-}）の吸着をATR-FTIRを用いて評価した（日本原子力研究開発機構，2014a）。平成26年度は、バイオタイトおよびパイライトを対象にSeO_4^{2-}のATR-FTIRの適用手法について調査した。

ATR-FTIR測定は、ダイヤモンド結晶、9回反射のフローセル型ATRユニット(DuraSamplIR II)およびMCT検出器を備えた赤外吸収分光装置（NICOLET 6700）を用いて行った。測定の分解能を4cm^{-1}、積算回数を128回とした。薄膜試料は、75μm以下に調製したバイオタイトあるいはパイライトを懸濁させた0.1M NaCl水溶液（～pH6）をダイヤモンド製ATR結晶上に滴下し、大気雰囲気化でゆっくり乾燥させて調製した。乾燥後、0.1M NaCl水溶液（～pH6）を調製した薄膜上に滴下し、バックグラウンドのパワースペクトルを測定した。次いで、1mM Na_2SeO_4を含む0.1M NaCl水溶液をダイヤモンド製ATR結晶上に滴下し、Seを吸着させた薄膜のパワースペクトルを測定した。図2.3.2-17に、バイオタイトおよびパイライトに吸着したSeO_4^{2-}の赤外吸収スペクトルを示す。バイオタイトおよびパイライトに係わりなく、SeO_4^{2-}に特徴的な872cm^{-1}付近の基準振動を検出することが出来なかった。この理由の一つとして、バイオタイトおよびパイライトの粒径が比較的大きく、ダイヤモンド製ATR結晶に十分密着した薄膜試料を調製することが出来なかったためと推察された。今後、薄膜調製に有利な粒径を調査する

とともに、溶液条件を変えてATR-FTIR測定に最適な検出条件を探索する必要がある。

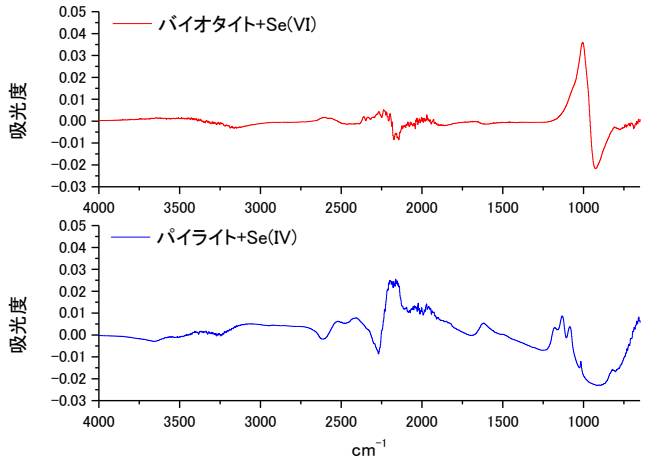


図2.3.2-17　バイオタイトおよびパイライトに吸着したSeO_4^{2-}の赤外吸収スペクトル

2.3.3　圧縮ベントナイト中の核種移行に関する精緻化モデルの開発

(1)　圧縮ベントナイト中の統合収着・拡散モデル／データベース開発の現状と課題

圧縮ベントナイト中の収着・拡散現象については、これまでに受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」（日本原子力研究開発機構, 2013c）において、信頼性の高いデータ取得及びメカニズムの分析的理解を踏まえつつ、現象論的モデル/データベースの開発を進めてきた。この統合収着拡散(ISD)モデル/データベースは、図2.3.3-1に示すように、核種の熱力学データ及び粘土鉱物特性等をベースに、圧縮ベントナイト中の間隙水化学、収着分配係数や拡散係数を、一貫性と整合性のある考え方のもとにモデル化するアプローチである。

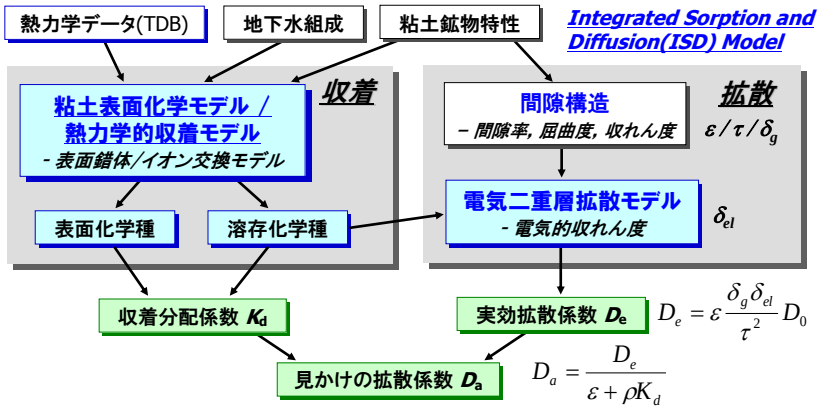


図2.3.3-1　統合収着・拡散モデル（ISDモデル）の基本概念

この統合モデル開発において、圧縮ベントナイトの表面化学/間隙水化学と核種収着を整合的に記述するため、双方で比較的単純なモデルとパラメータを一貫して用いることとし、特に圧縮ベントナイトへ適用する観点から、1サイトの静電補正を考慮しない表面錯体モデルと1サイトのイオン交換モデルを組合せた単純な収着モデルを選定した。このモデルの基本パラ

メータは、精製モンモリロナイトの酸塩基滴定データに基づき評価した。さらに、Np(V)，Am(III)，U(VI)，Ni等の主要核種を対象に、pH、イオン強度、炭酸濃度といった条件をカバーする収着分配係数（K_d）データセットをもとに収着反応基本定数を導出し、図2.3.3-2(a)に示すように、溶存化学種の変化や炭酸系化学種の寄与も考慮しつつ、一連の実測データを定量的に再現可能なことを確認した。また、これらの導出パラメータの系統性を確認しつつ（図2.3.3-2 (b)）、データベースとして整備するとともに、性能評価パラメータ設定や不確実性評価への活用等を検討した。

一方で、拡散モデルの基本概念は、均質な間隙構造を仮定した平行平板中での静電的相互作用を電気二重層モデルで表現するものであり、電気二重層モデルの境界条件の現実的な取扱い、電粘性効果の考慮などの改良を加えたモデルを構築してきた。この拡散モデルによって、例えば、図2.3.3-2(c)に示すように、陽イオン、陰イオン、中性化学種の実効拡散係数（D_e）の間隙水塩濃度依存性を良好に再現できることを示した。さらに、この拡散モデルを、上記の間隙水化学と核種収着モデルと統合することによって、圧縮系での収着・拡散パラメータを評価する体系を構築し、図2.3.3-2(d)にNp(V)データで例示するように、様々な核種や環境条件での見かけの拡散係数（D_a）データを良好に説明できること示してきた。しかしながら、多価カチオン／アニオン、アクチニド等の錯体状化学種、同一核種で複数化学種として存在する系など、より複雑な核種に対してはモデルの適用性が十分ではなく、モデルの高度化/改良の必要性が認識された。

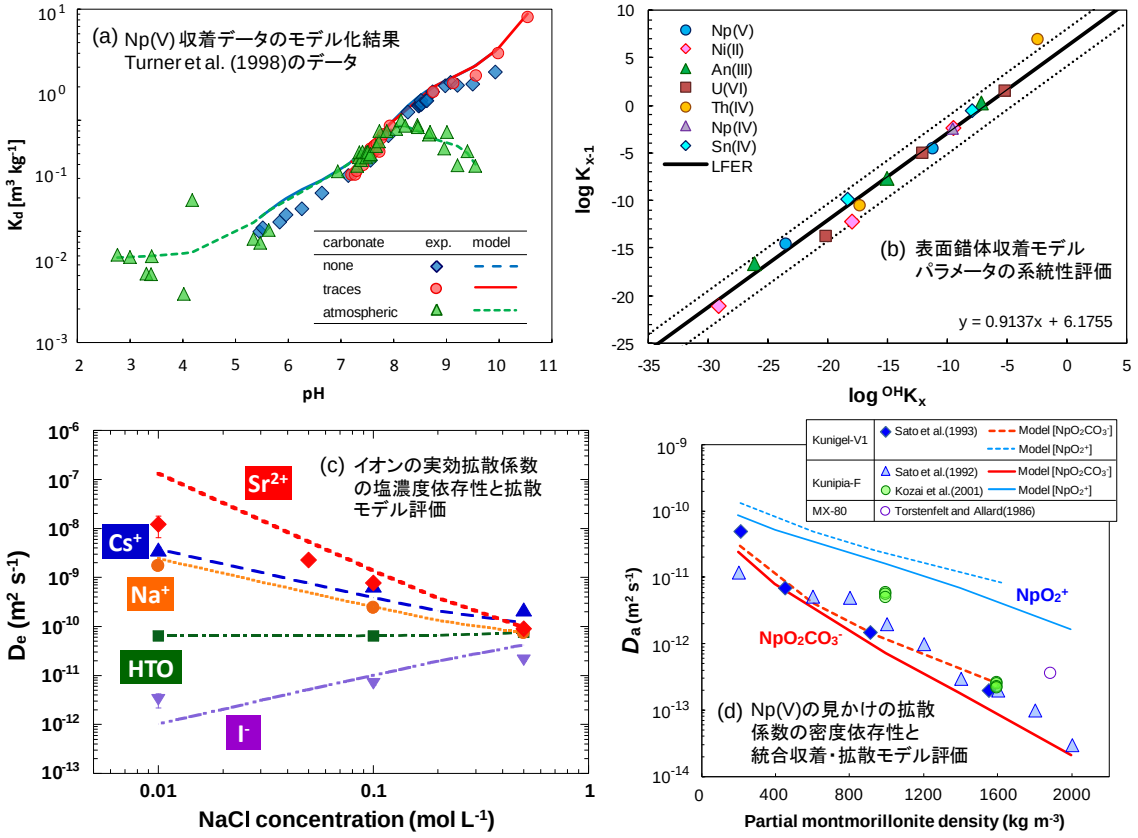


図2.3.3-2　統合収着・拡散モデル（ISDモデル）の開発及び適用評価の事例

このようなISDモデルの課題を改善する高度化アプローチとしては、①均質間隙系での溶質／溶媒／鉱物固相の分子論的構造を考慮した補正、②間隙の不均質構造／多重間隙の考慮の2つの方向性が検討されてきた。特に前者については、受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」（日本原子力研究開発機構, 2013c）において検討してきた。具体的には、誘電飽和効果、イオンの排除体積効果等の影響について、それぞれの効果を考慮して拡張されたPoisson-Boltzmann（P-B）方程式を解き、その影響評価を試みたが、図2.3.3-3(a)に示すように、実効拡散係数に与える影響が何れも小さく、もう一方の不均質構造／多重間隙構造のISDモデルへの適用が課題として認識された。また、溶質-溶媒間の相互作用を反映したイオンの「有効電荷」を仮定・評価した場合、同図(b)に示すように、特にSrの実効拡散係数を定量的に再現可能な結果が得られており、この点については引き続き高度化検討において考慮していく必要があると考えられる。

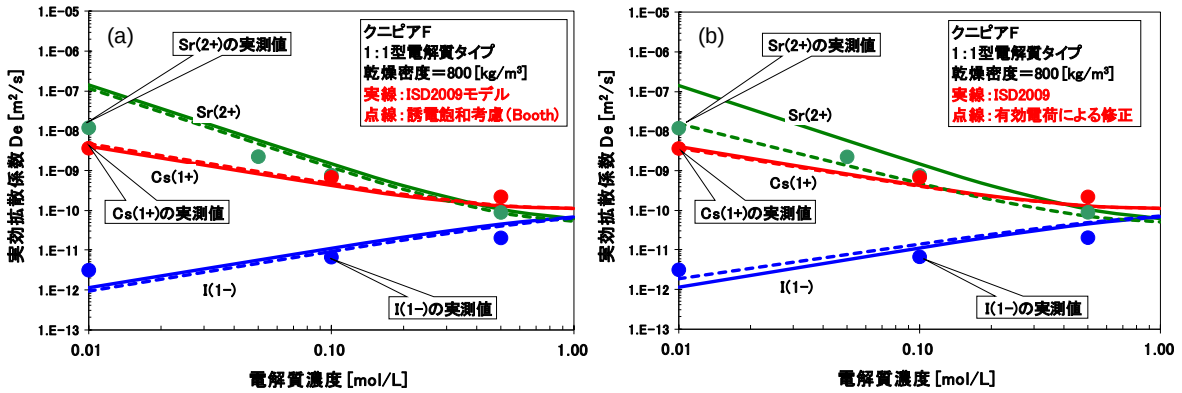


図2.3.3-3　均質間隙系でのISDモデルの高度化検討例：(a)誘電飽和効果、(b)有効電荷

このようなISDモデルの高度化開発の現状と課題を踏まえて、間隙水化学、収着、拡散のそれぞれについて、上記2.3.2(1)で検討している様々な条件下での信頼性の高いデータ取得と現象理解、2.3.2(2)に示した先端分析により得られる知見等も活用し、より精緻なモデル開発を進めることとし、特に拡散モデルにおける間隙の不均質性の取扱いについて先行的に検討することとした。また、モデルの精緻化においては、古典／第一原理分子動力学（MD）シミュレーションや量子化学計算等の計算科学技術の適用評価が国際的にも進められており、モデルの精緻化と関連づけつつ調査と試解析を進める。さらに、これらモデル開発の最終的な目標は、信頼性の高い性能評価基盤の構築であり、性能評価パラメータと不確実性を定量的に評価する方法論についても調査を行う。

(2)　不均質系を考慮したISD拡散モデルの適用評価

既に述べてきたように、ISDモデルでは化学種の移動媒体として均質間隙構造を仮定して開発されてきた。しかしながら、XRDやNMRを用いた分析試験などによると、飽和した圧縮ベントナイト中で核種の移動経路として考慮すべき間隙は、一般に、モンモリロナイト等の粘土粒子内の「層間間隙（inter-layer pore）」と、粘土粒子や他の鉱物粒子間の「粒子間間隙

（inter-particle pore）」に分類されることが知られている（例えば，Bradbury and Baeyens, 2003; Muurinen et al., 2007）。さらにこれらの間隙構造は、間隙水の電解質濃度やベントナイトの乾燥密度により変化することが報告されている（Kozaki et al., 1998; Ohkubo et al., 2008）。

平成25年度は、圧縮ベントナイトを対象にベントナイト層間間隙とベントナイト粒子間間隙の2種類の間隙から成る比較的シンプルな二重間隙モデルとして、図2.3.3-4に示すような間隙構造モデルを採用し、現状ISD拡散モデルを適用した。図2.3.3-4(a) のモデル（Ohe2012モデル）と図2.3.3-4 (b)のモデル（Ohe2013モデル）の違いは、固相と間隙の周期構造を少し変化させたものであり、Ohe2013モデルの方がより現実的なモデル化と考えられる。次にBourg et al. (2006, 2007)に従って、ベントナイトの間隙構造がモンモリロナイト層間（nanopore）と鉱物粒子間の間隙（macropore）から形成されていると仮定し、さらにモンモリロナイト層間はベントナイト密度に応じて2層水和状態と3層水和状態をとり得ると仮定して、全体の間隙に対するモンモリロナイト層間の間隙割合（体積分率）を評価した。この体積分率から、Ohe2012モデルを適用して粒子間間隙幅を評価したモデルをBourg - Ohe2012モデルとし、同様にOhe2013モデルを適用して粒子間間隙幅を評価したモデルをBourg－Ohe2013モデルとする。

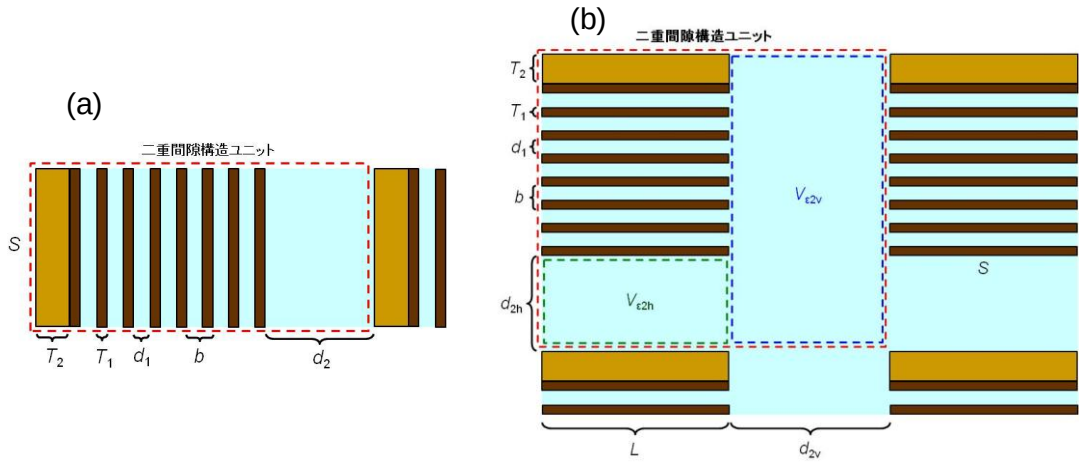


図2.3.3-4　Ohe2012モデル(a)、及びOhe2013モデル(b)の間隙構造概念図

以上4種類の二重間隙モデルについて、粒子間間隙幅d_2の評価結果を整理・比較したものが表2.3.3-1である。ここでは乾燥密度= 800 [kg m^{-3}]のクニピアF®を例にとり比較した。Kozaki et al. (1998)によると、乾燥密度= 800 [kg m^{-3}]の条件では、モンモリロナイト層間はすべて3層水和状態であり、モンモリロナイト結晶の底面間隔はb = 1.88×10^{-9} [m]である。またモンモリロナイト比表面積の実測データが既知であるとしてS_w = 8.1×10^5 [m^2 kg^{-1}] (Carter et al., 1965) を用いると、層状体の厚さT_1 = 8.56×10^{-10} [m]となり、このとき層間間隙幅はd_1 = 1.02×10^{-9} [m]と推定される。また1個のベントナイト粒子（1ユニット）に含まれるモンモリロナイト層状体の積層数Nは、中野(1991)にしたがって平均8層と仮定した。さらに層状体ベーサル面の差し渡しLについても、中野(1991)を参考にL = 1.0×10^{-7} [m]と仮定して計算した。

表2.3.3-1　粒子間間隙幅d_2および体積分率$f_{\varepsilon 1}$のモデルによる比較

モデル	モンモリロナイト比表面積S_w= 8.1×10^5 [m^2 kg^{-1}]を設定（T_1 = 0.856 [nm]に相当）		
均質間隙モデル	d = 2.25 nm		—
Ohe2012モデル	d_1 = 1.02 nm	d_2 = 10.87 nm	$f_{\varepsilon 1}$ = 0.397
Ohe2013モデル		d_2 = 8.83 nm	
Bourg-Ohe2012モデル		d_2 = 8.62 nm	$f_{\varepsilon 1}$ = 0.453
Bourg-Ohe2013モデル		d_2 = 7.11 nm	

乾燥密度= 800 [kg m^{-3}]の場合、上記4種類のモデルは何れもモンモリロナイト層間がすべて3層水和状態であることを仮定しており、層間間隙幅はすべて等しい。しかしながら実際には、モンモリロナイト層間の水和状態は電解質濃度に依存し、また、たとえ電解質濃度を固定しても種々の水和状態が共存していることが、XRD法などの分析試験から知られている（日本原子力研究開発機構, 2014a）。上記モデル化では、水和状態の電解質濃度依存性が小さいものとして無視し、層間間隙幅は電解質濃度に依存せず一定であると仮定した。従って実効拡散係数の電解質濃度依存性を正しく評価するには、モンモリロナイト層間における水和状態の電解質濃度依存性を考慮する必要がある。

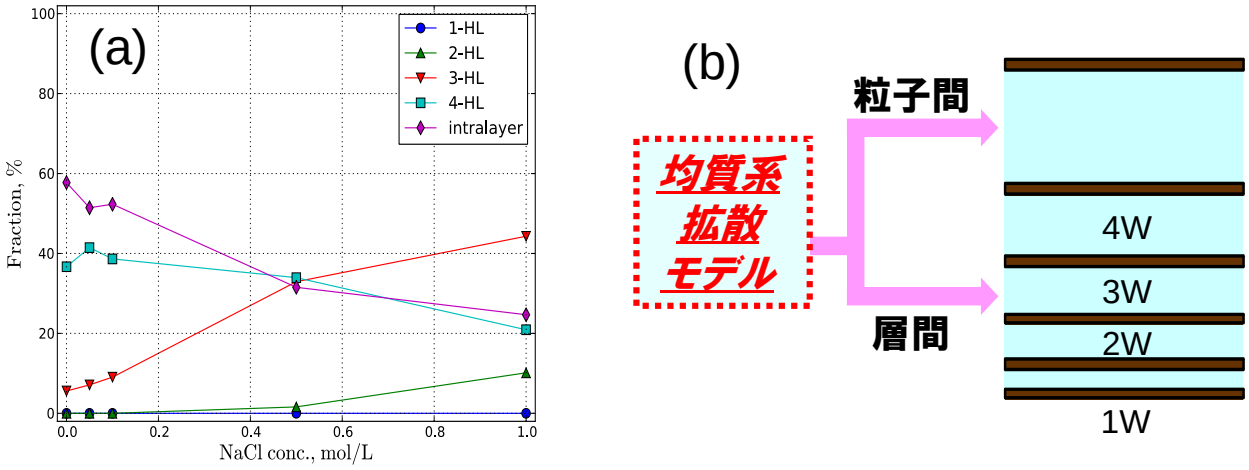


図2.3.3-5　水和状態の電解質濃度依存性(a)、及び多重間隙モデルの概念図(b)

そこで本年度は、2.3.2(2)に示した平成25年度のNMR測定結果をもとに、電解質濃度の変化に応じた水和状態の共存分布を考慮した解析を実施した。乾燥密度= 800 [kg m^{-3}]で、各水和状態の存在比を電解質濃度で整理した結果を、図2.3.3-5(a)に示す。図より、電解質濃度の増加に従って4層水和層間及び粒子間間隙が減少し、対照的に3層水和層間が増加する傾向を示している。この分析試験では、圧縮ベントナイト中に存在する間隙は、1層～4層水和層間間隙及び粒子間間隙の何れかに属するものと仮定し、それぞれの間隙の体積分率を評価している。従って、全体の間隙に対するモンモリロナイト層間の間隙割合（1層から4層までの層

間間隙の合計）$f_{\varepsilon 1}$ [-]が直接評価できる。そこで層間の体積分率$f_{\varepsilon 1}$を用いて粒子間間隙幅d_2の評価を考える。これは粒子間間隙のモデル化によって異なるが、Ohe2012モデルの場合は次式で与えられる。

$$d_2 = \frac{1-f_{\varepsilon 1}}{f_{\varepsilon 1}}(N-1)d_1 \qquad (2.3.3\text{-}1)$$

一方、Ohe2013モデルの場合は次式で算出できる。

$$d_2 = \frac{1}{2}\sqrt{\{(N-1)b+T_1+T_2+L\}^2+4\left(\frac{1-f_{\varepsilon 1}}{f_{\varepsilon 1}}\right)(N-1)Ld_1} - \frac{1}{2}\{(N-1)b+T_1+T_2+L\} \qquad (2.3.3\text{-}2)$$

ここでT_2は、1ユニット中の随伴鉱物の厚さを表し、モンモリロナイトや随伴鉱物の真密度などから算出できる。またd_1は平均的な層間間隙幅を表すが、種々の層間を考慮する本解析では、次式で評価するものとする。

$$d_1 = \xi_1 d_{1\text{-}1} + \xi_2 d_{1\text{-}2} + \xi_3 d_{1\text{-}3} + (1-\xi_1-\xi_2-\xi_3)d_{1\text{-}4} \qquad (2.3.3\text{-}3)$$

ここでξ_iは、モンモリロナイト層間全体に対するi層水和層間の体積分率を表す。また$d_{1\text{-}i}$は、i層水和層間の間隙幅である。層間間隙幅$d_{1\text{-}i}$の具体的な値として、例えばKozaki et al. (1998)のデータを用いると、モンモリロナイト層間が2層水和状態の底面間隔はb = 1.56×10^{-9} [m]、また3層水和状態の底面間隔はb = 1.88×10^{-9} [m]なので、層状体の厚さT_1 = 8.56×10^{-10} [m]より2層間隙幅$d_{1\text{-}2}$ = 7.04×10^{-10} [m]、3層間隙幅$d_{1\text{-}3}$ = 1.02×10^{-9} [m]となる。この結果から、水和水1層分の厚さが一定であると仮定すると、1層間隙幅$d_{1\text{-}1}$ = 3.84×10^{-10} [m]、4層間隙幅$d_{1\text{-}4}$ = 1.34×10^{-9} [m]が得られる。乾燥密度= 800 [kg m^{-3}]、電解質濃度= 0.5[mol dm^{-3}]の場合を例として、Ohe2012モデルによる多重間隙モデルを用いた実効拡散係数の評価に必要な各種データの一覧を、表2.3.3-2に示す。NMR測定の結果、1層水和層間の体積分率はゼロであったため、1層層間に関するデータは無視した。また層間間隙の平均的な間隙幅は、式(2.3.3-3)を用いて算出した。さらに各間隙における実効拡散係数は、現状ISDモデルを適用して、Cs^+を例に算出した。

表2.3.3-2　Ohe2012モデルを用いた多重間隙モデルの各種データ一覧
（乾燥密度=800[kg/m³]、電解質濃度=0.5[mol/dm³]）

間隙の種類	2層層間	3層層間	4層層間	粒子間間隙	層間間隙(平均)
間隙全体に対する体積分率 [-]	0.0160	0.3292	0.3394	0.3154	0.6846
層間のみの体積分率 [-]	0.0234	0.4809	0.4958	—	—
間隙幅 [m]	7.04E-10	1.02E-09	1.34E-09	3.79E-09	1.18E-09
Cs^+の実効拡散係数 [m^2/s]	3.78E-10	2.44E-10	1.80E-10	8.38E-11	—

Ohe2012モデルによる多重間隙モデルを例に、実効拡散係数の電解質濃度依存性の結果を図2.3.3-6(a)に示す。比較のため均質間隙モデル（現状ISDモデル）も併せて示した。多重間隙

モデルにおける実効拡散係数の評価の際には、まずモンモリロナイトの各層間間隙およびベントナイト粒子間間隙それぞれに現状のISD拡散モデルを適用して実効拡散係数を計算し、それぞれの実効拡散係数の対数をとったものに間隙全体に対する体積分率の重みを考慮して調和平均をとり算出した。表2.3.3-2に示したCs^+の例では、D_e = 1.60×10^{-10} [m^2 s^{-1}]となる。カチオン種の場合、電気二重層理論から考えて間隙幅の狭いモンモリロナイト層間間隙の方に濃度が集中し、主要な移行経路になっていると言える。一方アニオン種に対しては、逆に間隙幅の広いベントナイト粒子間間隙の方が主要な移行経路になると考えられる。電気的収れん度の電解質濃度依存性を見ると、狭い間隙の場合に比べ広い間隙の場合の方が電解質濃度依存性は一般に小さくなる（電解質濃度に対する傾きが小さい）。従って、広い間隙幅のベントナイト粒子間を主要な移行経路とするアニオン種では、均質間隙モデルの場合に比べ電解質濃度依存性が小さくなり、一方、均質間隙モデルの場合と同様に狭い層間間隙を主に移行するカチオン種では、均質間隙モデルの場合と比較的差異が小さい結果になったものと考えられる。比較のため、Bourg - Ohe2012モデルを例として平成25年度実施した二重間隙モデルによる実効拡散係数の電解質濃度依存性の結果を、図2.3.3-6(b)に示す。多様な層間間隙を考慮して評価した多重間隙モデルの方が、より広い層間間隙の影響が効き、その結果電解質濃度依存性が改善されたものと考えられる。

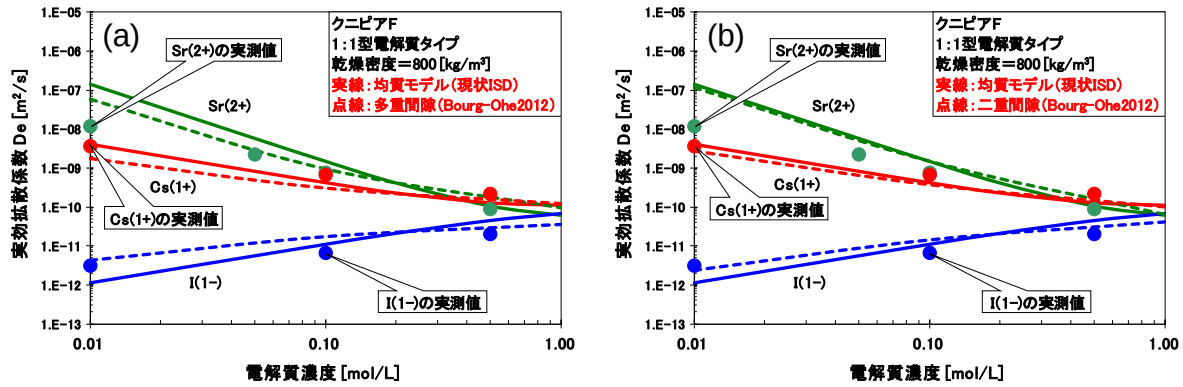


図2.3.3-6　均質間隙モデルと二重間隙モデル(a)、多重間隙モデル(b)との比較図
実効拡散係数の電解質濃度依存性

(3)　計算科学的手法による収着・拡散モデルの高度化検討

量子化学的モデルや分子動力学的モデル等のナノスケールモデルは、多様な時空間スケールを取り扱う地層処分の安全評価のモデル体系において、その根幹と底辺を構成するものである。分子動力学的手法では、化学結合論と統計熱力学に基づいて対象となる系の物性や構造を計算し、一方、量子化学的手法は量子力学という基礎理論に立脚しつつ、原子多体系の電子状態を計算する方法である。これらによって、実測により得られた物質間の相互作用や反応性を理論的に説明し、さらに実測が困難な現象についても予測し理解を深めることができ、またこれによって、計算実験として実験事実を補完し、課題に対して理論的論証を与えられる可能性がある。このナノスケールの評価手法を用いて、時空間スケールのより大きな

モデルを機構論的に支持することができれば、地層処分分野において実施される種々の評価の信頼性を向上させ、その結果、セーフティケースの信頼性・堅牢性の向上に貢献することになる。近年、このような取り組みが、地層処分の安全評価の様々な技術要素、特に核種移行研究領域において精力的に進められてきている。

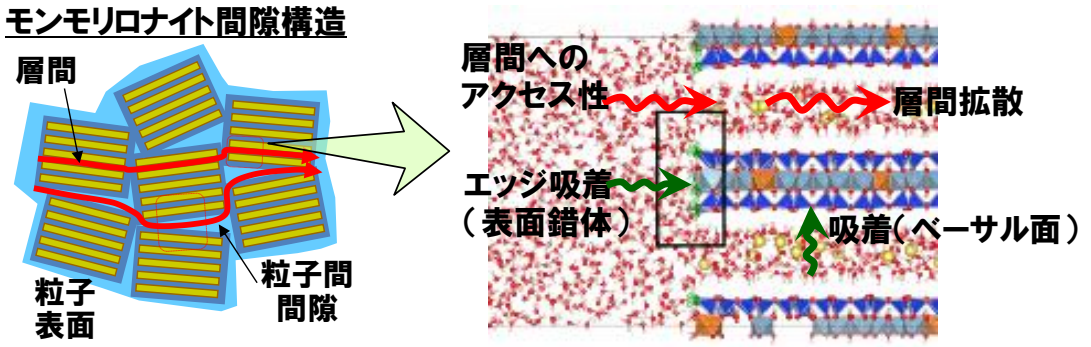


図2.3.3-7　計算科学手法によって検証すべき課題とアプローチの検討

そこで本調査項目では、圧縮ベントナイト中の間隙水特性、溶存核種の存在形態、核種の収着・拡散メカニズム等に着目して、計算科学的手法（量子化学、分子動力学計算等）の適用事例の調査と適用評価を実施する（図2.3.3-7参照）。分子動力学計算については、粘土鉱物のベーサル表面／層間での水の特性、Na^{+}, Ca^{2+}等の交換性陽イオン、さらにアクチニド核種の収着・拡散メカニズムを理解するため、既往の知見を踏まえた上で検証評価のアプローチや課題を整理するとともに、温度・間隙水塩濃度・層間間隙幅等をパラメータとして、収着・拡散挙動の変化を定量的に評価する。量子化学計算については、粘土鉱物（モンモリロナイト）のエッジ表面における反応サイト状態や核種収着形態を理解するため、既往の知見を踏まえつつ検証評価のアプローチ法や課題を整理するとともに、エッジモデルの構築と反応性の定量的評価を実施する。

1)　古典分子動力学（MD）計算によるUO_2^{2+}の収着／拡散挙動の評価

圧縮ベントナイトにおけるアクチニド核種の拡散挙動を解明するため、モンモリロナイト等のベーサル面を対象に、古典MD計算を用いてUO_2^{2+}の収着／拡散挙動を評価した。また水分子、電解質イオンおよびアクチニド系イオンの基本的な拡散挙動を自由水にて高精度で評価した。

解析事例として、はじめに自由水中におけるUO_2^{2+}-KCl系およびUO_2^{2+}-CO_3^{2-}系でのイオンの拡散および錯体形成挙動の結果を示す。分子動力学（MD）計算コードとしてMXDORTO（平尾・河村, 1994）を、原子間ポテンシャルとして全自由度分子モデル（BMH-EX型）（河村, 2004）を採用した。計算対象となる鉱物、UO_2^{2+}, CO_3^{2-}のポテンシャルパラメータには平成25年度と同じものを使用した。自由水中におけるUO_2^{2+}, CO_3^{2-}, K^{+}, Cl^{-}の拡散係数等の評価にあたっては、十分な精度を得るため計算時間を$0.4fs\times10^{6}$stepで計算を実施した。

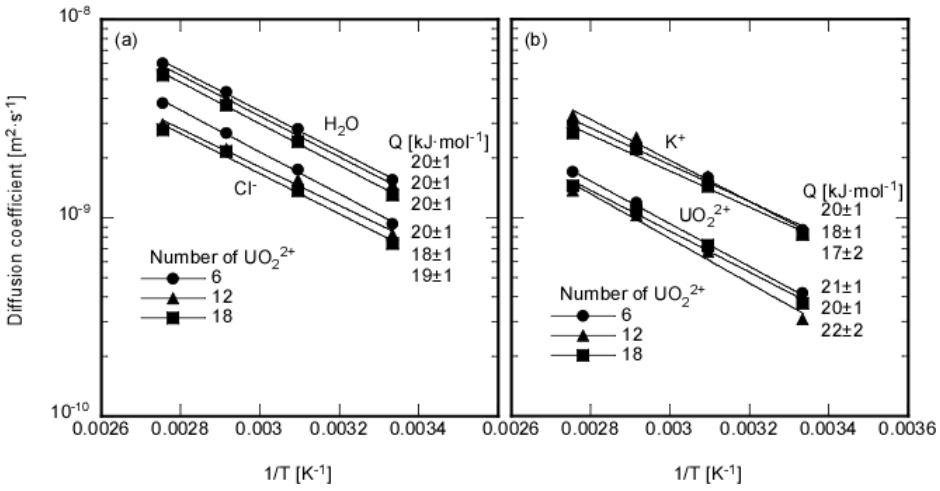


図2.3.3-8　自由水の水分子およびCl^-(a)、UO_2^{2+}及びK^+(b)の拡散係数の温度およびイオン強度依存性

計算対象とした系は、H_2O, UO_2^{2+}, K^+およびCl^-イオンから成り、分子の総和が2000分子になるようにした。UO_2^{2+}とK^+を6から18分子まで変化させ、Cl^-イオンは系全体で電気的中性条件を保つように数を調整した。アインシュタインの関係式を使って、三次元の平均二乗変位から計算した各分子、イオンの拡散係数を図2.3.3-8に示す。イオン強度の影響は、すべての化学種の拡散係数の大きさに現れており、イオン強度の増加とともに拡散係数は低下した。一方、拡散の活性化エネルギーは、何れの化学種についても20 kJ/mol前後で変化がなく、水分子とも差がないという結果が得られた。ここで圧縮ベントナイト層間におけるUO_2^{2+}の拡散係数が、自由水中に比べてどのように変化するかを評価するため、Na型モンモリロナイト層間でのH_2O, UO_2^{2+}, Na^+の拡散係数をMD計算した試解析結果を、図2.3.3-9に示した。温度に対する依存性とともに、層間の間隙幅（層間における水分子層として表現）及びモンモリロナイトの層電荷に対する依存性を見た。何れの化学種も、間隙幅が狭いほど、また層電荷が大きいほど拡散係数は小さくなる傾向があり、妥当な結果であると言える。また自由水中における拡散係数の結果(図2.3.3-8参照)と比較すると、UO_2^{2+}は自由水からモンモリロナイト層間に入ると、水分子と同程度に拡散係数が低下していると考えられる。

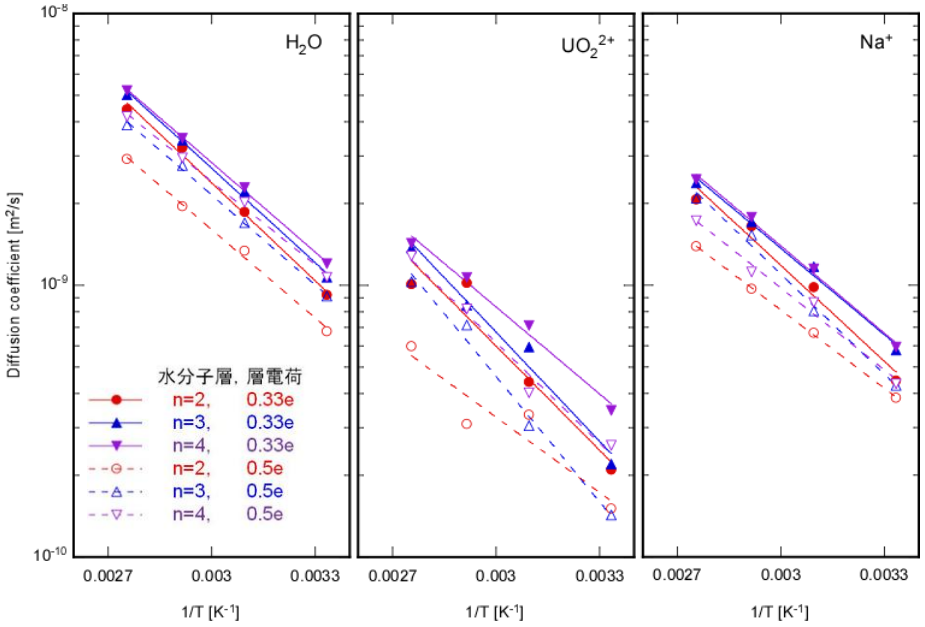


図2.3.3-9　モンモリロナイト層間における水分子、UO_2^{2+}及びNa^+の拡散係数の温度、間隙幅および層電荷依存性

次に、粘土鉱物ベーサル面への核種収着挙動に関する解析事例を示す。図2.3.3-10(a)に、層電荷0.5eのK型モンモリロナイトとUO_2^{2+}共存系のスナップショットの一例を示した。UO_2^{2+}やK^+イオンは、ベーサル面近傍に吸着していることが分かる。これを定量的に評価するため、10^6 stepに対応するイオンの位置情報データから、ベーサル面に対して垂直な方向へのイオン濃度分布を評価した。その結果、層電荷が高いほどよりベーサル面に吸着しやすいこと、またUO_2^{2+}の吸着形態としては外圏錯体を形成することが分かった。

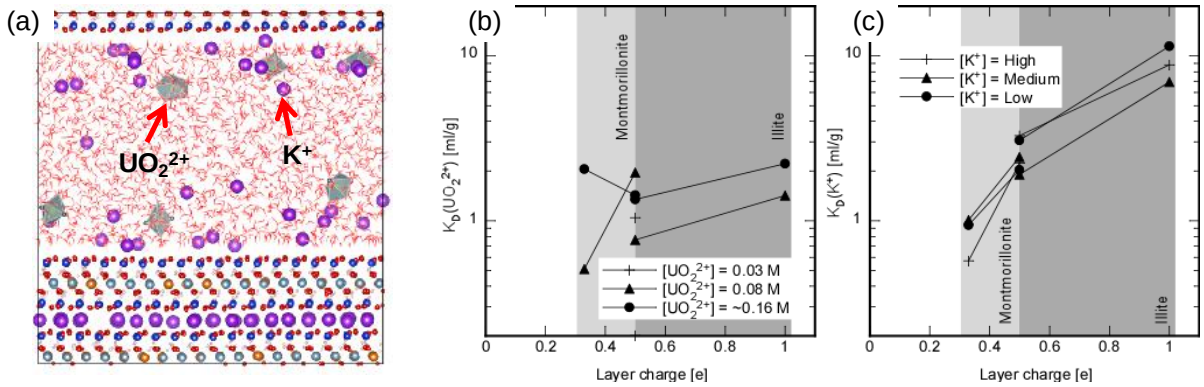


図2.3.3-10　モンモリロナイト - UO_2^{2+} - K^+共存系のMD計算スナップショット(a)、UO_2^{2+}(b)及びK^+(c)の収着分配係数の層電荷依存性

UO_2^{2+}及びK^+の収着分配係数K_dを評価するため、MDシミュレーションの結果から次の量を計算した。

$$K_d = \frac{[M_{sol}(\text{adsorption})]}{[M_{sol}(\text{diffuse})]} \cdot \left(\frac{V(\text{water})}{m(\text{clay})} \right) \qquad (2.3.3\text{-}4)$$

ここで、[M_{sol}(adsorption)]は溶液中の吸着層におけるイオン濃度、[M_{sol}(diffuse)]は溶液中の拡散層におけるイオン濃度を表す。またV(water)は液相の体積、m(clay)は固相（ここでは粘土）の質量である。なお液相は、吸着層と拡散層から成るものとする。このように算出したUO_2^{2+}及びK^+の収着分配係数と層電荷との関係を、図2.3.3-10(b),(c)に示す。層電荷が0.33e及び0.5eのK型モンモリロナイトとともに、層電荷が0.5e及び1.0eのイライトの結果も併せて示した。UO_2^{2+}もK^+も層電荷の上昇とともに分配係数が増加する傾向にあり、妥当な結果であると考えられる。実測データとの比較という観点では、ここでの評価は限定された収着サイトに対するシミュレーションであるため、平均化されたマクロスケールにおける分配係数評価に向け、アップスケーリングの適用が課題である。

2)　古典MD計算を用いたモンモリロナイト層間の交換性陽イオンによる影響評価

本調査項目では、モンモリロナイト層間における交換性陽イオンの違いが、膨潤特性やイオンの拡散挙動に与える影響を調べるため、古典MD計算を用いて評価解析を行った。平成25年度は、同じ1価カチオンを有するNa型とCs型で比較して解析例を示したが、本年度は処分環境において同様に重要と考えられるCa型の影響について解析を実施した。

本解析で扱うNa型及びCa型モンモリロナイトの分子モデルは、

$Na_{0.5} \cdot (Al_{1.5}Mg_{0.5})Si_4O_{10}(OH)_2 \cdot nH_2O$

$Ca_{0.25} \cdot (Al_{1.5}Mg_{0.5})Si_4O_{10}(OH)_2 \cdot nH_2O$

とし、比較のため層電荷を0.5eに統一した。nは単位構造当たりの層間水分子数を表す。解析例として、Na型及びCa型モンモリロナイトの層間の水和数に対する膨潤挙動と水分子の混合過剰エンタルピーの計算結果を図2.3.3-11に示した。

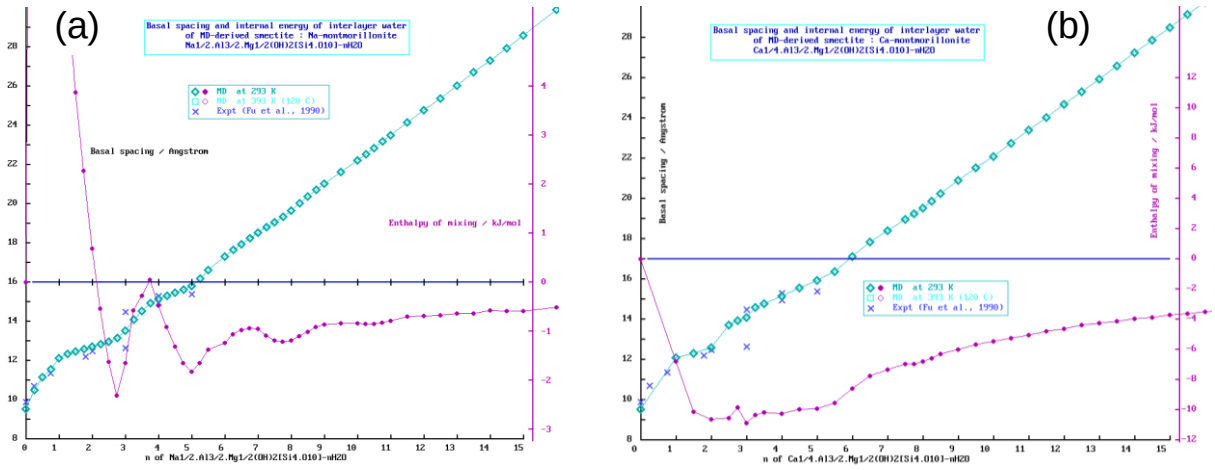


図2.3.3-11　モンモリロナイト層間の水和数に対する膨潤挙動：(a)Na型、(b)Ca型

層間水分子数nに対する混合過剰エンタルピーの変化を見ると、Na型ではn = 2.5及びn = 5辺りに極小値をとり、それぞれ1層水和状態及び2層水和状態を示している。一方Ca型では、n

= 1.5から5.5辺りまで混合過剰エンタルピーの広い谷間が見られ、しかも深い。これは1価カチオンでは見られなかった特徴であり、水和自由エネルギーの違いに起因した多価カチオン特有の現象と思われる。また層間水分子数*n*を40以上に増やして、表面間の電気二重層の重なりがほとんど無視できる層間幅でのスナップショットを、図2.3.3-12に示す。Na型（図(a)）ではNa^+がベーサル表面から沖合にかけて比較的広く分布しているのに対し、Ca型（図(b)）では表面からの距離の限られた領域にCa^+が局在していることが判る。この結果は、電気二重層理論でPoisson-Boltzmann方程式を解いて得られたイオン濃度分布の結果とも整合的である。

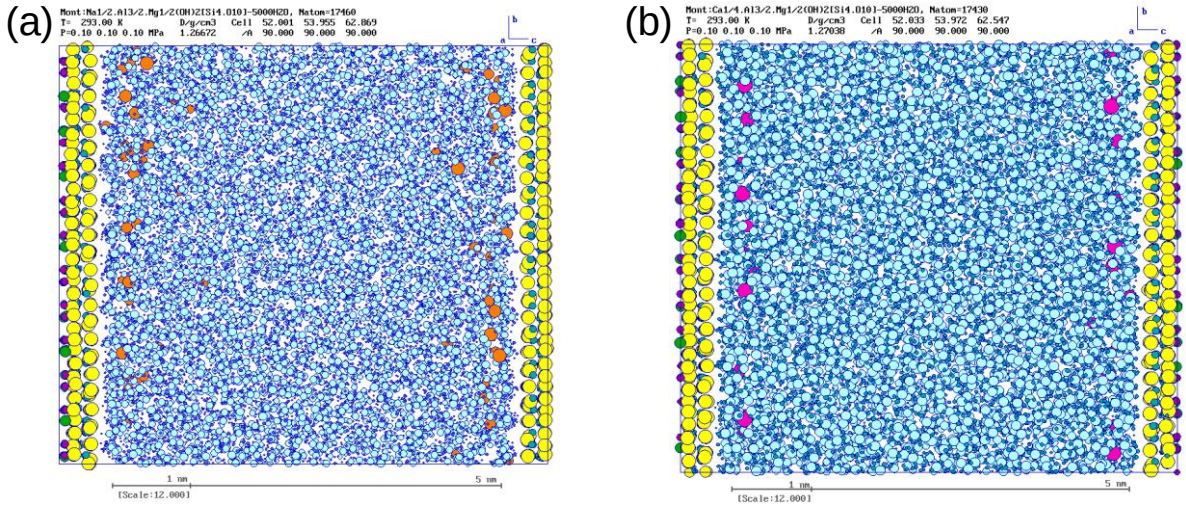


図2.3.3-12　モンモリロナイト層間イオンの分布状態：(a)Na型、(b)Ca型
（層間中のオレンジ色粒子がNa^+、赤色粒子がCa^{2+}）

3)　量子化学計算によるモンモリロナイト・エッジ表面の安定性と核種収着挙動の評価

核種移行における遅延メカニズムを理解する上で、核種がどのような形態でモンモリロナイトのどのサイトに吸着し安定化するかを明らかにするため、モンモリロナイトのエッジ表面を対象に表面構造のバリエーションを考慮してモデル化し、その安定性を量子化学計算により評価した。平成25年度は、原子数の効率化の観点から層電荷0.5eのモンモリロナイト・エッジ表面のみを計算対象としたが、層電荷0.5eの場合、Mgの同型置換が非対称な配置になるため表面エネルギーの計算が不正確なものになっていた。そこで本年度は、計算機の計算速度向上に伴い扱える原子数が増えたことを受け、層電荷を0.33eにしてMgの同型置換を対称な配置にし、エッジ表面エネルギーを正確に計算した。これまでの研究により、モンモリロナイト・エッジ表面の安定構造として５種類を提案した。これら安定構造と考えられるエッジ表面のミラー指数とMgの置換位置の可能な組み合わせ数を、表2.3.3-3にまとめた。

表2.3.3-3　モンモリロナイト・エッジ表面（層電荷0.33e）の安定構造

エッジ表面の種類	A-chain	B-chain	C-chain	D-chain	E-chain
ミラー指数	(110)	(010)	(-110)	(100)	(130)
Mg置換位置の組み合わせ数	3	3	3	5	4

計算方法として、密度汎関数理論(Density functional theory, DFT)に基づく第一原理電子状態計算を用いた。また交換相関汎関数は、Perdew-Burke-Ernzerhofによって提案された一般化勾配近似（GGA-PBE）（Perdew, 1996）を使った。価電子のみをあらわに扱う擬ポテンシャル法を採用し、計算時間の短縮を図った。電子の波動関数は平面波基底で展開し、波動関数と電子密度のカットオフエネルギーをそれぞれ60 [Ry]と480 [Ry]とした。ユニットセルは、直交系で(001)と垂直方向の長さを36.8 [Å]、エッジと垂直方向を50.0 [Å]とし、もう一方はエッジの種類により異なるが、9.1 ～ 10.5 [Å]とした。k点サンプリングはΓ点のみとした。計算の収束性を上げるために、gaussian型のsmearing法を適用した。本解析におけるすべての計算は、第一原理計算コードQuantum Espresso（Quantum ESPRESSO）を用いた。解析事例として、A-chainの結果を以下に示す。層電荷0.33eのモンモリロナイト・エッジ表面では、Mg同型置換の位置からA-chainの最安定構造は3種類考えられ、それらを図2.3.3-13の左に示した。Mgの置換位置がエッジ近傍から結晶内部に変化するにしたがって、エッジの構造の乱れが無くなることが図2.3.3-13のside viewから見て取れる。層間イオンのNa^+の安定位置は、Mg近傍のditrigonalリングであることがCase-1、Case-2の図からわかる。Case-3については、Mg近傍のditrigonalリングではなくやや離れた位置でNa^+イオンが安定化しているが、これは2つのMgの置換位置が接近していることに起因していると思われる。図に示されたNa^+の位置は、Na^+の初期配置を網羅的に探索した結果の最安定構造であり、各初期配置における構造緩和後の全エネルギーの値を図2.3.3-13の右に示した。横軸のそれぞれが異なるNa^+の初期配置に対応しており、そこから構造緩和して表面エネルギーを計算し比較したものである。表面エネルギーがNa^+の初期配置で異なるという結果は、Na^+にとって局所的に安定な位置が多く存在することを示唆している。図2.3.3-13に示した表面エネルギーの結果から、ケース間の結果を比較すると、Case-1からCase-3に向かって、表面エネルギーの低い構造の数が増えていくことがわかる。このことはつまり、Mgの同形置換はエッジ近傍で不安定であり、結晶内で置換されるほど安定となることを示していると考えられる。

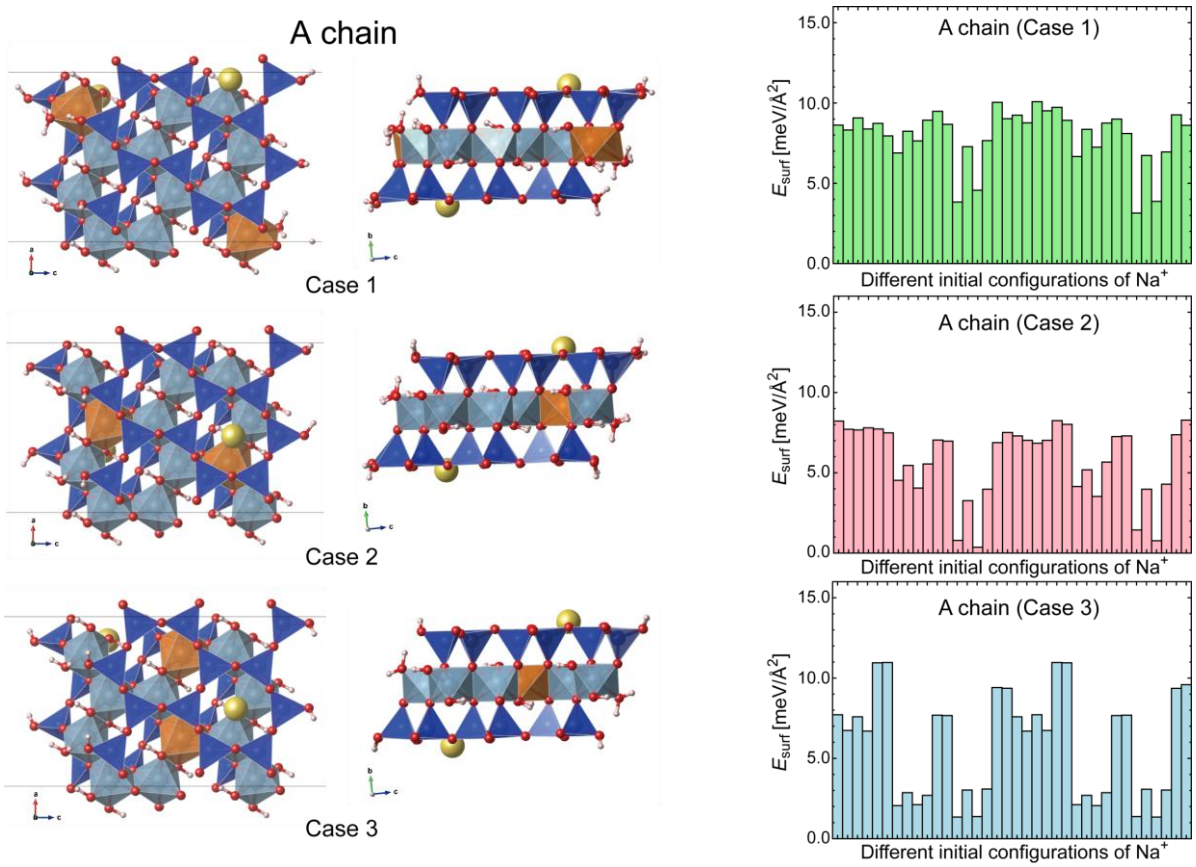


図2.3.3-13　A-chainのMg同型置換のバリエーションとNa$^+$初期配置に対する表面エネルギー

(4)　核種移行評価に係る不確実性課題と評価手法に関する調査

1)　間隙水化学の不確実性要因に関する調査

圧縮ベントナイト中の間隙水化学は、核種の溶解度と支配化学種、収着や拡散パラメータの設定のための重要な前提条件である。圧縮ベントナイト中の間隙水化学は、従来より、ベントナイトの主成分であるNa型モンモリロナイトの層間でのイオン交換、エッジでの酸塩基解離反応、随伴鉱物の溶解・沈殿等を考慮した平衡論モデルによって評価されてきている（例えば，核燃料サイクル開発機構，1999b）。上述の通り、統合収着拡散（ISD）モデル開発において、収着と拡散のモデル及びパラメータについては不確実性に関する検討を行ったきたが（日本原子力研究開発機構，2013c）、間隙水化学について十分な検討はなされていない。一方で、諸外国においては、圧縮ベントナイト中の間隙水化学のモデル高度化や不確実性要因に関する検討が多数行われてきている。ここでは、これら諸外国における間隙水化学に関する検討事例を調査し、今後のISDモデルの高度化開発と検証、及びそれらに基づく不確実性評価において考慮すべき課題の抽出を試みた。表2.3.3-4に、間隙水化学評価における重要な不確実性要因について、諸外国の主要な検討事例を要約する。

表2.3.3-4　ベントナイト間隙水化学評価の不確実性要因に関する海外の検討事例(1/2)

表面錯体反応	例えば、小田ほか(1999)やBradbury and Baeyens(2003)等で示されているように、モンモリロナイトの層間陽イオンのイオン交換反応に加えて、モンモリロナイト粘土の結晶端部の”edge”あるいは”broken bond”と呼ばれるサイトは、両性の表面水酸基グループ（≡SOH）として、プロトン化あるいは脱プロトン化反応を生じ、間隙水pHの重要な決定因子となる。このエッジサイトは、pHによって、≡SOH、$\equiv SOH^{2+}$、$\equiv SOH^{-}$といったサイトの濃度比が種々に変化することとなり、それらのサイト密度、酸塩基解離等のモデルの種類（サイト種類、静電補正の方法など）、パラメータが重要な因子であると同時に、それらの不確実性に及ぼす影響について確認しておく必要がある。
鉱物溶解	ベントナイトに含まれるカルサイト等の随伴鉱物の溶解平衡反応は間隙水化学の基本となる部分である。例えば、Wersin (2003)は、間隙水化学に対する炭酸塩及びその他の随伴鉱物についての感度解析を実施している。カルサイト、石膏及びNaClの存在下で、Opalinus粘土層中の二酸化炭素分圧の不確実性を考慮した解析を実施し、二酸化炭素分圧によって間隙水のpHは顕著に影響されることとなる（二酸化炭素分圧が$10^{-3.5}$ barの場合と$10^{-1.5}$ barの場合で、pHが約1異なる）。これは、カルサイトの溶解平衡とNa及びCaの陽イオン交換反応の効果が組み合わされたことによるものと考えられる。他方、カルサイト及び石膏を無視した場合は、二酸化炭素分圧の影響は微小である。
可溶性塩溶解	Curti and Wersin (2002)では、スイスのOpalinus粘土中の地層処分プロジェクトにおけるリファレンスの間隙水質を設定整理結果から、ベントナイト間隙水質に関して以下のような傾向を読み取ることができるとしている。 ・ 塩素及び硫酸塩：実験結果には顕著なばらつきがあり、使用した溶液の組成による影響が顕著である。また、これらの溶質の濃度は、固液比にも強く依存しており、固液比の上昇に伴って増加することから、$CaSO_4$や NaCl のような可溶性の塩がベントナイト中に含まれていることが推察される。さらに、固液比の高い場合には、抽出された間隙水中の塩素及び硫酸塩濃度のほうが平衡試験よりもおしなべて低い傾向を示しており、陰イオン排斥の効果が表れているものと考えられる。 ・ ナトリウム、カルシウム、マグネシウム、及びカリウム：Na^{+}, Ca^{2+}, Mg^{2+} 及び K^{+}濃度もまた、使用した溶液の組成及び固液比に依存している。しかしながら、上記の主要な陰イオンの場合と異なり、これらの陽イオンの濃度と固液比の間には明瞭な比例関係は認められない。また、いずれの実験においても、Na^{+}が支配的な陽イオンであり、カルシウムの濃度は低い。この傾向は、カルサイトの溶解平衡と Na 及び Ca 間の陽イオン交換によって説明することができる。なお、Mg 濃度にはばらつきがある（0.1～10 M）が、一般的に Ca 濃度よりも低く、ベントナイトに由来する K の濃度は低い（< 3×10^{-3} M）。
二酸化炭素分圧の影響	二酸化炭素は間隙水に溶存した炭酸によりpHの変動要因であるとして間隙水質に与える影響が大きいとしている。溶存炭酸濃度は埋設初期には炭酸ガス分圧に比例すると考えられるが、その後は母岩の地下水条件に影響されるため変動も多いとしている。 間隙水の不確実性検討例では、Wersin et al.(2004)はNAGRAでの解析で二酸化炭素分圧を$10^{-3.5}$ bar～$10^{-1.5}$ bar(平均$10^{-2.2}$ bar)として、Wersin et al.(2014)のPOSIVAでの解析では$10^{-3.4}$ barを設定して評価している。 Savage et al.(2010)のSKBでの解析では、$10^{-7.5}$ bar～$10^{-3.5}$ barの範囲を設定して評価している。

表2.3.3-4　ベントナイト間隙水化学評価の不確実性要因に関する海外の検討事例(2/2)

スメクタイト溶解	Savage et al.(2010)は従来のモデルでは考慮されていなかったスメクタイト溶解の影響検討として圧縮ベントナイトに対するMuurinen et al.(2010)が実施したpH測定試験（～試験期間約1200日）のシミュレーション解析をQPACコードにより実施している。スメクタイト溶解は反応が遅く試験期間では間隙水化学には影響は出ていない。しかしながら、セメント材等の他のバリア材との共存を考慮した場合には、スメクタイト溶解と間隙水化学への影響が生じるとされ、数百年から数千年の期間であるニアフィールド変遷には確実に影響するとされている。また、不確実性要因としてスメクタイト粘土の化学変質、高圧縮系での間隙特性、スメクタイトの反応表面積、粘土鉱物の熱力学特性等に不確実性が根本的に存在するとしている。
間隙水不均質性の検討モデル	Bradbury and Baeyens (2003)は、ベントナイト中の間隙水を3種類(ベントナイト層間水、二重層内水、自由水)に区分している。 陰イオンのthrough-diffusion法による拡散試験データから推定される拡散に有効な間隙水の体積割合（diffusion porosity）の密度依存性を参照して、乾燥密度1800 kg/m^{3}以上に圧密されたベントナイトでは、diffusion porosityが1%以下となることを示し、自由水の割合が極めて小さいことを示唆している。ベントナイトの膨潤過程において、大半の水分子は層間水としてTOTユニット間に取り込まれることとなり、その物理化学的特徴は、ベントナイト中にわすかに残った自由水や固液比の低い系における希薄溶液とは顕著に異なったものになると考えられる（例えば、陰イオン排斥の効果が顕著であること等）。 Wersin et al. (2004) は、上記と同様の概念モデルに基づき、実験において推定されるモンモリロナイト結晶の膨張と重量測定による含水比を対比することによって、膨潤時の層間への水の取り込みを評価し、層間以外の間隙率（二重層内水と自由水の和）が約5%と推定している。 Ochs et al.(2004)は、局所的なエッジサイト付近の拡散二重層ではなく、ベントナイトのTOT層のシロキサン面における電気二重層の影響をStern-Guoy電気二重層モデルによって表現し、拡散層同士が近接することによって事実上自由水がなくなるとしている。 Birgersson and Karnland (2009)は、ベントナイト中の間隙は層間水のみであり、ほとんど全ての陽イオンと陰イオンは層間水に取り込まれた形で存在するという単一間隙モデルを提唱している。そして、ベントナイトスタックが全体として、正あるいは負に帯電した巨大な高分子電解質（polyelectrolyte）として振る舞うと仮定している。このモデルでは、高圧縮ベントナイト中の拡散係数は、層間水中の拡散係数のみによって表現されることとなる。 Savage et al.(2010)は前述したMuurinen et al.(2010)のpH測定実験シミュレーションを多重間隙モデルと単一間隙モデルを比較した場合、単一間隙モデルの方がpH変動を再現できるとしている。
時空間変遷	Curti and Wersin(2002)及びWersin(2003)では、間隙水化学モデルに基づき、PHREEQCを用いた一次元溶質反応移動解析によって緩衝材中の間隙水質の時間的変化を予測している。緩衝材中の中心部分における解析結果は、初期の1,000年間に石膏が完全に溶解するとともに、これと並行してNaとCaの陽イオン交換反応が進むことにより、間隙水質が若干変化することを示しているが、5,000年経過後は、事実上間隙水質はほとんど変化していないことを確認している。ただし、これは周囲のOpalinus 粘土中の地下水とベントナイト緩衝材の鉱物組成が親和的なものであることが要因しているとしている。

2) 不確実性評価コードシステムの開発と間隙水化学／収着分配係数の不確実性解析

上記背景を踏まえ、本調査項目では、モデルによる核種移行パラメータやその不確実性の評価の方法論について、これまでに原子力機構で開発してきたモデル評価手法との整合性も考慮しつつ、地球化学計算コードPHREEQC（Parkhurst et al., 2013）を用いた不確実性評価ツールの開発／評価解析を進める。ISDモデルを用いて最終的に見かけの拡散係数を評価するに至るまでには、設定条件となる種々のパラメータに対して不確定要素が存在すると考えられる。理想的には、モデル解析のスタートに位置する入力パラメータの変動特性を与えることによって、それらのパラメータと収着分配係数K_d及び実効拡散係数D_eとの相関特性が、さらには見かけの拡散係数D_aとの相関特性を定量的に評価することが望ましい。これらの情報が得られることにより、核種移行評価に係る重要パラメータを選定するうえで、不確定要素を効率的に低減することができ、さらにはモデル解析による評価手法の信頼性向上に資するものと考えられる。

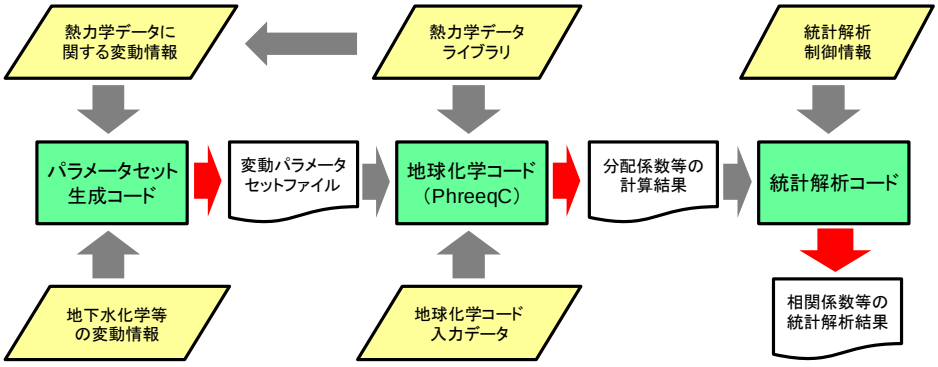


図2.3.3-14　PHREEQCを用いた不確実性評価ツールシステムの概要

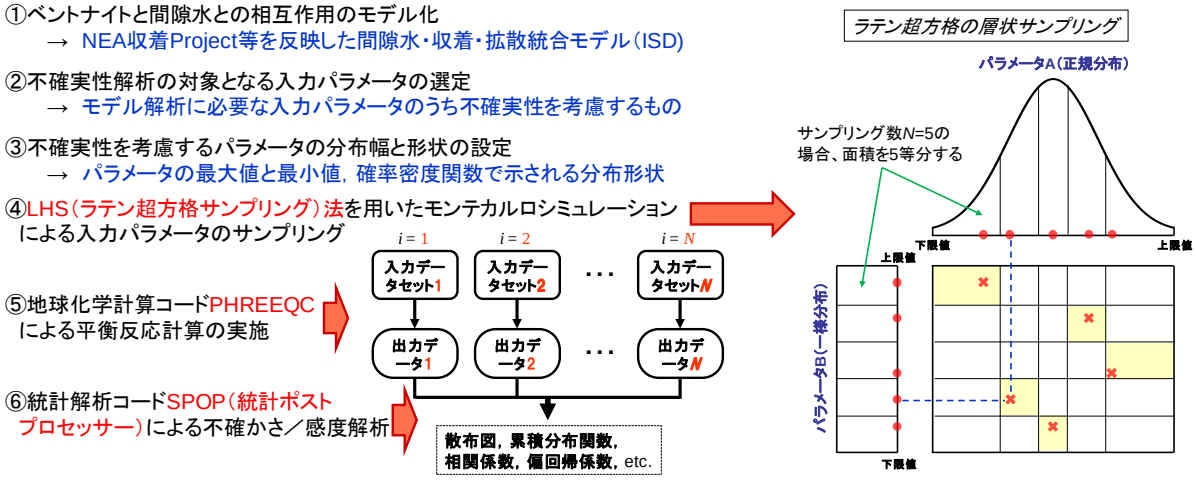


図2.3.3-15　不確実性評価解析の流れとラテン超方格サンプリング法

開発を進めいている不確実性評価コードシステムの概念図を、図2.3.3-14に示す。本コードシステムでは、パラメータの変動特性を確率密度関数により表現し、パラメータセット生成コードにおいて、変動パラメータの確率密度関数の情報を入力することにより、LHS（ラテン超方格サンプリング）法に基づいて必要なサンプル数のデータセットを生成ができる。ま

た地球化学計算コードとしては、これまでの間隙水化学や収着モデル計算に用いてきたPHREEQCを採用する。さらに統計解析コードとしてSPOP（統計ポストプロセッサー）コードを使用し、PHREEQCにより算出された分配係数等の出力値のヒストグラムや累積分布関数を作成するとともに、確率密度関数を設定した変動パラメータの重要度に関する情報（変動パラメータ値と分配係数等の出力値との偏順位相関係数など）を得ることができる。

図2.3.3-15に、不確実性評価解析の流れを示した。まず間隙水化学／収着モデルの選択であるが、ここでは圧縮ベントナイト中の間隙水を対象としてこれまで説明してきた間隙水・収着・拡散統合（ISD）モデルを採用する。ベントナイト粒子にはモンモリロナイトの他に、石英やカルサイトなどの随伴鉱物、また硫酸カルシウムなどの可溶性塩が存在し、それらの溶解平衡を考慮する。またモンモリロナイトの収着モデルとしては、Gaines-Thomasの選択係数を用いたイオン交換反応モデル、及び静電項を考慮しない表面錯体モデルを採用した。次に、モデル解析に必要な入力パラメータのうち不確実性を考慮するパラメータを選定し、それらのパラメータの「分布幅（最大値・最小値）」と確率密度関数で表現された「分布形状」を設定する。次にラテン超方格サンプリング（LHS）法を用いて、目的のサンプル数だけ、入力パラメータのデータセットを生成する。LHS法は、サンプリング分布の偏りがない層別サンプリングの一種である。図2.3.3-15では、不確実性を考慮するパラメータとしてパラメータA（正規分布）とパラメータB（一様分布）の2つを考え、サンプル数が5個の場合で説明した。この場合、

・それぞれの確率密度関数の面積を5等分してパラメータの変動幅を5つのブロックに分ける（各ブロックの幅は、それぞれの確率密度の代表値に反比例する）。
・各パラメータごとに、一つのブロックに2個以上ダブらない条件で、各ブロックから作られた超直方体をランダムに5個を選ぶ。
・選ばれた超直方体に対して、それぞれ内部の1点をランダムに選択する。

このような層別サンプリングによって、比較的サンプル数が少なくても偏りがなく効率的なサンプリングが可能となる。次に、データセットごとにPHREEQCを用いて、バッチの平衡計算を行い、最後に統計解析コードSPOPを用いて統計処理を行い、必要な統計量を算出する。

不確実性解析の解析事例として、ここでは乾燥密度1400[kg/m^3]の純粋なKunigel-V1（CEC=60.1[meq/100g]、真密度=2700[kg/m^3]）の系を対象に、間隙水化学特性とNpの収着に関する不確かさ／感度解析を実施した。不確実性を考慮するパラメータの一覧を、表2.3.3-5に示す。本解析では、パラメータの分布幅に対する感度を調べるのが主な目的であるため、分布形状はすべて「一様分布」を仮定し、またこれまでに整備してきた間隙水化学および収着モデルのパラメータ値(Tachi et al., 2014b)を基準として原則的に1/10～10倍の変動幅を設定した。なお、パラメータセットのサンプリング数は1000とした。

はじめに間隙水化学特性の不確実性解析の結果を示す。性能評価上重要と考えられる間隙水化学特性のうち、ここではpH・イオン強度・炭酸イオン濃度に対する感度解析の結果について、それぞれ感度の高い上位5つのパラメータを図2.3.3-16に示した。何れの化学特性も、硫酸カルシウムの溶解濃度が高い感度を示し、さらにpHでは炭酸ガス分圧の感度が高い。イオン強度の場合、硫酸カルシウムの溶解によりカルシウムイオン濃度が上昇し、イオン強度に直接影響する。その結果、正の強い相関をもつ。また炭酸イオン（CO_3^{2-}）濃度については、

硫酸カルシウムの溶解によるカルシウムイオン濃度の上昇がカルサイト（$CaCO_3$）の溶解平衡に影響し、炭酸イオンを減少させる。その結果、負の相関をもつ。また炭酸イオンの減少は、炭酸水素イオンの解離反応に影響してプロトン（H^+）濃度が増えpHを下げる。従って、硫酸カルシウムの溶解濃度に対してpHは負の相関をもつ。一方、炭酸ガス分圧が増えると炭酸（H_2CO_3）濃度が上昇し、炭酸分子の解離反応に影響してプロトンが増えるため、pHと炭酸ガス分圧は負の相関をもつことになる。これらの結果から、間隙水化学特性に対する不確実性の定量的評価とともに、その不確実性の要因となるパラメータの抽出が可能となった。

表2.3.3-5　不確実性を考慮するモデルパラメータ

イオン交換の反応定数(log_k)	分布形状	最小値	最大値
$X^- + K^+ = XK$	一様分布	19.92	20.92
$2X^- + Mg^{2+} = X_2Mg$	一様分布	40.17	41.17
$2X^- + Ca^{2+} = X_2Ca$	一様分布	40.19	41.19
$X^- + H^+ = XH$	一様分布	19.6	20.6
$X^- + NpO_2^+ = XNpO_2$	一様分布	19.241	20.241
表面錯体の反応定数(log_k)			
$sOH + NpO_2^+ = sOHNpO_2^+$	一様分布	2.302	3.302
$sOH + NpO_2^+ - H^+ = sONpO_2$	一様分布	-4.946	-3.946
$sOH + NpO_2^+ + H_2O - 2H^+ = sONpO_2OH^-$	一様分布	-14.97	-13.97
$sOH + NpO_2^+ + CO_3^{2-} - H^+ = sONpO_2CO_3^{2-}$	一様分布	-0.411	0.589
エッジ表面の酸・塩基解離定数(log_k)			
$sOH + H^+ = sOH_2^+$	一様分布	5.25	6.25
$sOH - H^+ = sO^-$	一様分布	-8.804	-7.804
初期の交換性陽イオン組成 [mol/L]			
XNa	一様分布	7.480E-01	2.244E+00
XK	一様分布	8.345E-03	2.504E-02
X_2Mg	一様分布	4.828E-03	1.448E-02
X_2Ca	一様分布	5.390E-02	1.617E-01
エッジ表面サイト密度 [mol/L]			
sOH	一様分布	3.008E-02	9.023E-02
可溶性塩含有量 [mol/L]			
$CaSO_4$	対数一様分布	5.205E-03	5.205E-01
$CaCl_2$	対数一様分布	1.785E-04	1.785E-02
炭酸ガス分圧(log)			
$CO_2(g)$	一様分布	-4.5	-2.5

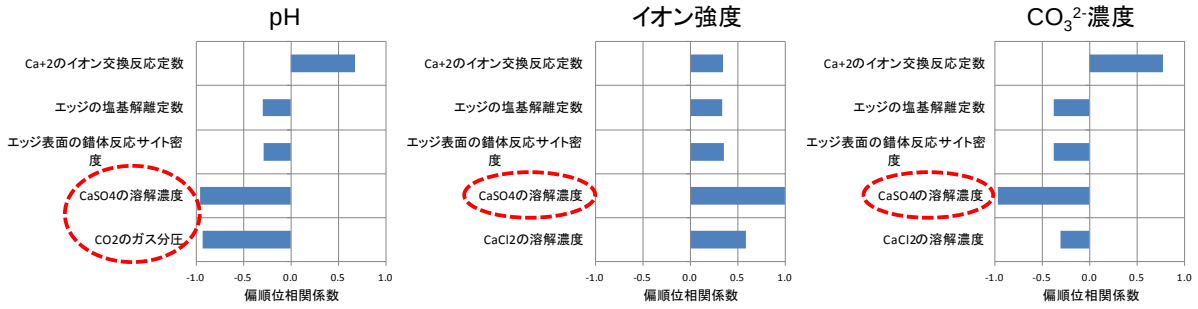


図2.3.3-16　代表的な間隙水化学特性に対する主要なモデルパラメータの偏順位相関係数

次に、Npの収着分配係数について不確実性解析の結果を示す。Npの分配係数は、直接影響する収着のモデルパラメータとともに、間隙水化学特性を経由して影響を与えるモデルパラメータも存在すると考えられる。そこでまず、Npの収着分配係数に及ぼす間隙水化学の影響を見るため、pHとの散布図を図2.3.3-17(a)に示す。pHの上昇とともにエッジサイトでのプロトンの脱離反応が進み、ネプツニル（NpO_2^+）の吸着サイトが実質的に増加するため、一般にpHとNp-分配係数は正の相関をもつ。ところがさらにpHが上昇すると、溶存の炭酸化学種として炭酸イオン（CO_3^{2-}）が支配的になり、ネプツニルとの炭酸錯体を形成し始める。Npの炭酸錯体は吸着への寄与が相対的に小さいため、分配係数を下げる方向に効く。その結果、有効

エッジサイトの増加との競合より、分配係数の分布が広がっていると考えられる。次にNp-分配係数の感度解析の結果を図2.3.3-17(b)に示した。Npの表面錯体反応に係るモデルパラメータが効くとともに、「炭酸ガス分圧」が負の相関を示している。これは、すでに言及したように炭酸ガス分圧とpHが負の相関をもち、さらにpHとNp-分配係数が一般に正の相関をもつためであると考えられる。これらの結果から、分配係数に直接効くモデルパラメータの抽出とともに、間隙水化学特性を経由して間接的に影響を与えているモデルパラメータについても合理的に特定できることが示され、このことから本解析ツールの有効性が確認された。

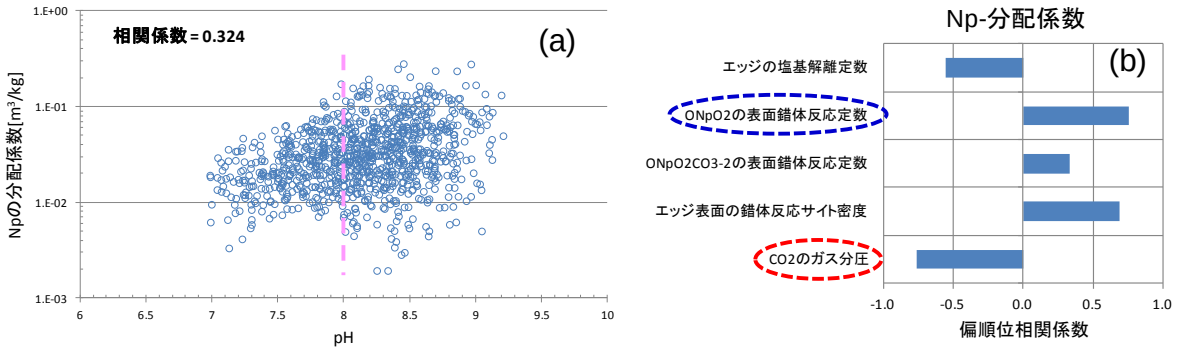


図2.3.3-17　pH - 分配係数の散布図(a)、主要なモデルパラメータの偏順位相関係数(b)

次に、実効拡散係数D_eの不確実性解析およびモデルパラメータや間隙水化学特性に対する相関特性を評価するため、ISD拡散モデルと連携したコードシステムの開発を進めている。ここでは、その試解析事例を示す。コードシステムの処理流れを、図2.3.3-18に示す。コードシステムの主要計算部分は2つのパート、すなわちPHREEQCコードを用いて間隙水化学特性／収着分配係数を計算するパートと、ISDCalc2009コードを用いて実効拡散係数を計算するパートから成る。ISDCalc2009コードで実効拡散係数を計算する際、必要となる入力パラメータのうち陽イオン交換容量は、間隙水化学特性を計算する際の入力パラメータと整合的にサンプリングし、またイオン強度はPHREEQCコードによる計算結果を入力パラメータとして用いる。

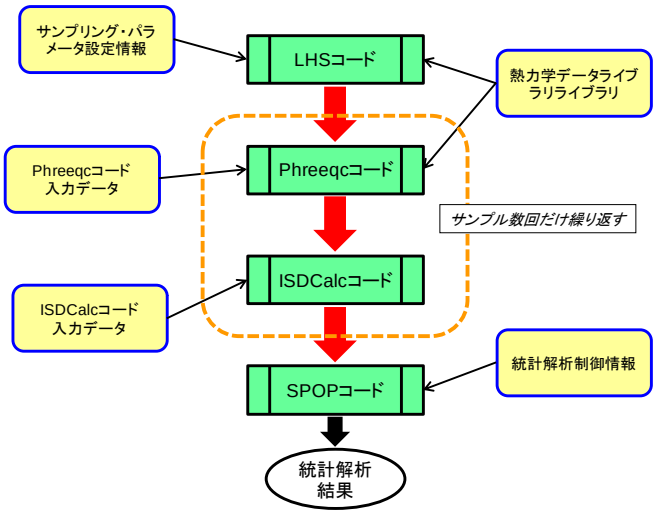


図2.3.3-18　PHREEQCとISDCalcを連携した不確実性評価ツールの処理流れ

解析事例として、乾燥密度1400[kg/m^3]の純粋なKunigel-V1（CEC=60.1[meq/100g]、真密度=2700[kg/m^3]）の系で初期間隙水を純水とした場合の結果を示す。Cs^+及びI^-の実効拡散係数に関する不確実性／感度解析の結果を、図2.3.3-19及び図2.3.3-20に示した。Cs^+の場合、「CEC（陽イオン交換容量）に対する比表面積」の感度が最も高く、正の相関をもっている。これは、比表面積が大きいと電気二重層の効果が強くなり、カチオンの濃集が促進されるためと考えられる。従って、負電荷をもつI^-の場合はアニオン排除が促進され、負の高い相関をもつことになる。一方イオン強度に対しては、Cs^+が負の相関、I^-が正の相関をもつ。これらの傾向性は散布図にも明白に現れており、実測データとも整合的である。以上の結果から、本コードシステムは有効に機能しているものと考えられる。

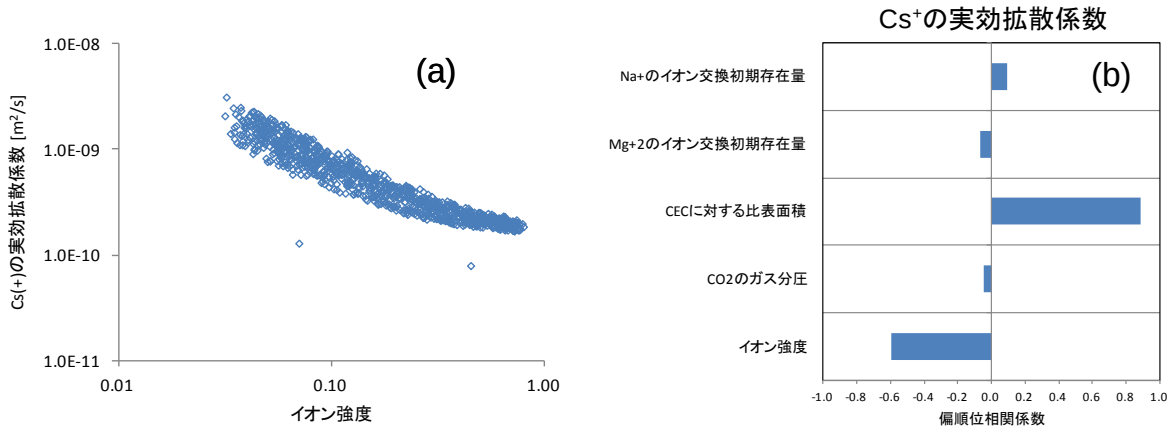


図2.3.3-19　Cs^+-実効拡散係数の不確実性／感度解析：
イオン強度に対する散布図(a)、主要なパラメータの偏順位相関係数(b)

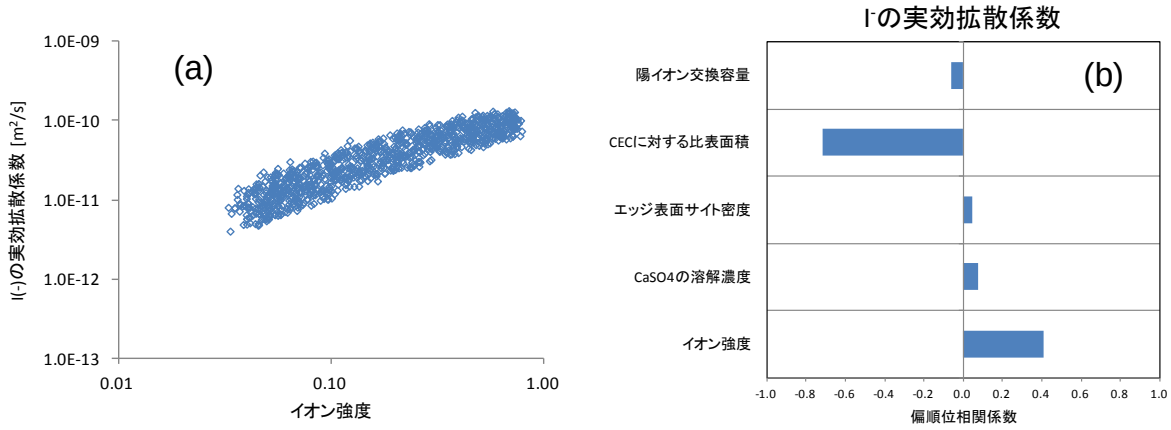


図 2.3.3-20　I^--実効拡散係数の不確実性／感度解析：
イオン強度に対する散布図(a)、主要なパラメータの偏順位相関係数(b)

2.3.4 システム変遷と核種移行評価のためのデータ・モデルの整備

(1) 鉄共存下での核種移行評価

1) 鉄共存下での核種移行研究の現状・課題とアプローチ

わが国の高レベル放射性廃棄物地層処分においては、ガラス固化体、炭素鋼製オーバーパック、緩衝材として設置される圧縮ベントナイトで構成される人工バリア概念を対象として、安全評価が行われている。このような人工バリア概念においては、処分後の初期の段階において、処分場に浸入した地下水により炭素鋼製オーバーパックが腐食し、鉄腐食生成物が圧縮ベントナイト中へ移行する。そのため、地下水中に溶出したガラス固化体中の放射性核種は、鉄腐食生成物の影響を受ける環境下で圧縮ベントナイト中を拡散移行する。圧縮ベントナイト中に鉄腐食生成物が存在すると、その溶解により圧縮ベントナイト間隙水中の鉄イオン濃度が上昇してベントナイトに収着する鉄イオンが増加し、放射性核種と鉄イオンの収着が競合することにより、放射性核種の収着量が低下することが考えられる。

圧縮ベントナイト中の鉄イオン濃度は、圧縮ベントナイト中に存在する鉄腐食生成物の溶解度により制御される。炭素鋼の腐食に伴い生成する鉄腐食生成物は、降水系地下水においては磁鉄鉱が熱力学的に安定な鉱物となる（核燃料サイクル開発機構, 1999b）。そのため、長期的には磁鉄鉱の溶解によって圧縮ベントナイト間隙水中の鉄イオン濃度が制御されると考えられる。しかしながら、圧縮ベントナイト中に移行した鉄腐食生成物は、少なくとも10年程度は結晶化せずに水酸化物の形態で存在することも報告されており（Ishidera et al., 2008）、その場合、間隙水中の鉄イオン濃度が水酸化鉄の溶解度により支配され、鉄イオン濃度が大きく上昇する可能性がある。

圧縮ベントナイト中において、放射性核種は主にベントナイトの主成分であるモンモリロナイトに収着される。モンモリロナイトに対する放射性核種の収着挙動については、これまでの研究によりモンモリロナイト中に存在するイオン交換サイトと表面錯体サイトの2種類の収着サイトが放射性核種の収着に寄与すると考えられている（例えば, Bradbury and Baeyens, 2005）。鉄腐食生成物の溶解により生成するFe(II)イオンは、表面錯体サイトに対して高い選択定数を有しており、表面錯体サイトへ選択的に収着されると考えられている(Bradbury and Baeyens, 2005)。そのため、水酸化鉄の溶解により制御されるような高濃度のFe(II)イオンが存在すると、表面錯体サイトがFe(II)イオンの収着により飽和し、同様に表面錯体サイトに選択的に収着される放射性核種と収着競合を引き起こすことが想定される。

これまでに、モンモリロナイト中でのFe(II)イオンと放射性核種の競合的収着現象については、いくつかの研究が行われてきている。Pfingsten et al.(2011)は、鉄腐食生成物として菱鉄鉱の溶解により間隙水中のFe(II)濃度が制御されていると仮定し、圧縮ベントナイト中のNi(II)の移行挙動について解析を行った結果、Fe(II)の存在によりNi(II)の圧縮ベントナイトからの破過時間が早くなることを報告している。また、Soltermann et al.(2013)は、Fe(II)共存下で合成モンモリロナイトに対するZn(II)の収着挙動について実験的に検討を行い、高濃度のFe(II)が共存する場合に、Fe(II)とZn(II)が競合収着を起こすことを報告している。しかしながら、Fe(II)共存下での核種の競合的収着現象に関する詳細な検討は近年開始されたばかりであり、検討された事例は未だ限られている。

このような背景を踏まえ、本調査は、炭素鋼製オーバーパックの腐食に伴い圧縮ベントナ

イト中に移行した鉄腐食生成物存在下での、核種移行挙動の定量的評価手法を確立することを目的とする。調査では、鉄イオンと競合的収着挙動を示す核種を実験的に明確にし、鉄イオンが収着したベントナイトに対するそれらの核種の選択定数を整備する。これらの試験により得られた基礎的知見に基づいて、鉄イオンとの競合収着の影響を定量的に評価することが可能なモデルを確立する。平成25年度の調査においては、試験手法確立と競合収着に関する基礎的知見の拡充のため、Fe(II)共存下でのNa型モンモリロナイトに対するCs，Niの収着データを取得し、競合収着現象について検討を行った。その結果、Fe(II)のモンモリロナイトへの収着は、Fe(II)濃度が2.2×10^{-4} mol/Lにおいては、表面錯体サイトへの収着量が飽和していることが確認され、また、この表面錯体サイトがFe(II)により飽和している条件においては、CsはFe(II)との競合的収着挙動を示さず、NiはFe(II)との競合収着により分配係数が低下することを実験的に確認した。この結果を元に、本年度の調査においては、表面錯体サイトへの収着が不飽和となる低濃度Fe(II)共存下におけるCs、Niの収着挙動を調べ、サイト飽和条件との収着挙動の違いを検討するとともに、イオン交換サイトを含む全ての収着サイトをFe(II)に交換したFe型モンモリロナイトに対するCs、Niの収着挙動について検討を行った。また、Fe型モンモリロナイトを用いた拡散試験を実施し、Fe(II)が収着したモンモリロナイト中での核種の基礎的な拡散挙動について検討を行った。

2) 鉄共存による核種移行への影響評価

① Fe(II)共存下におけるNa型モンモリロナイトに対するCs，Ni収着データの取得

Na型モンモリロナイトに対するFe(II)共存下でのCs，Niの分配係数をバッチ収着試験法により取得した。試験は、Fe(II)が共存しているものの表面錯体サイトがFe(II)により飽和しない条件であるFe(II)濃度1.0×10^{-6} mol/Lの条件で実施し、表面錯体サイトがFe(II)により飽和した条件（Fe(II)濃度1.0×10^{-4} mol/L）で取得した分配係数と比較した。試験には、Na型モンモリロナイトとしてクニミネ工業製クニピアF®を使用した。試験溶液は0.05 mol/L のNaClとし、初期pHを6または9に調整した。試験溶液には、Fe(II)の酸化を防止するため、0.01mol/Lのアスコルビン酸を添加して還元条件を維持した。サンプリング時の固液分離は、分画分子量10000の限外ろ過フィルターにより行った。Cs，Niの収着挙動は、分配係数（K_d）により評価した。

図2.3.4-1に試験結果を示す。Csの分配係数については、共存Fe(II)濃度が1.0×10^{-6} mol/Lの条件と1.0×10^{-4} mol/L の条件で大きな変化はなく、Csの収着はFe(II)との競合的収着挙動を示さないことが本試験においても確認された。Niの分配係数については、表面錯体サイトがFe(II)で飽和している1.0×10^{-4} mol/L の条件と不飽和である共存Fe(II)濃度が1.0×10^{-6} mol/L以下の条件とで比較すると、pH6の条件においては両条件の分配係数に大きな変化は見られなかったものの、pH9においては、Fe(II)濃度1.0×10^{-6} mol/L の条件での分配係数が大きくなる傾向が見られた。表面錯体サイトがFe(II)により飽和している場合、Niの収着挙動は表面錯体サイトへ収着しているFe(II)と溶液中のNiとの交換反応に支配されると考えられる。本試験により得られた結果は、pHが中性に近い領域では、Fe(II)とNiの交換反応によるNiのモンモリロナイトへの収着挙動が、Fe(II)が表面錯体サイトに収着していない場合と比べて差異が少なく、表面錯体サイトがFe(II)で飽和してもNiの分配係数に大きな変化が現れない

ことを示唆している。これに対し、pHが比較的高い領域では、表面錯体サイトがFe(II)により飽和している場合とFe(II)が表面錯体サイトに収着していない場合でのNi収着挙動の差異が大きく、高濃度のFe(II)の共存により分配係数が顕著に低下する可能性を示唆している。

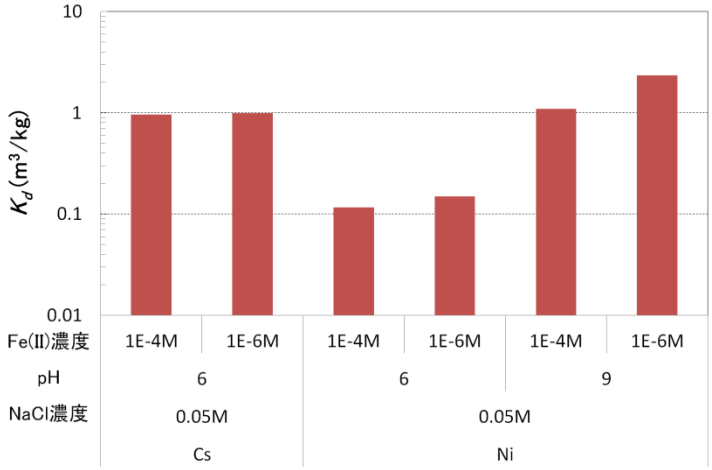


図2.3.4-1　Fe(II)共存下でのモンモリロナイトへのCs，Ni収着試験結果

② Fe型モンモリロナイトに対するCs，Ni収着データの取得

鉄腐食生成物の溶解に伴うFe(II)濃度の増加に伴い生成する可能性のあるFe型モンモリロナイトに対するCs，Niの収着挙動について検討を行った。Fe型モンモリロナイトは、表面錯体サイトに加えてイオン交換サイトについてもFe(II)で飽和したモンモリロナイトである。本試験では、Fe(II)- ニトリロ三酢酸錯体を用いた手法により、Na型モンモリロナイトであるクニミネ工業製クニピアF®をFe型に調製したものを使用した。Cs，Niの収着挙動については、①と同様のバッチ収着試験法により検討した。試験溶液は0.005 mol/L及び0.05 mol/LのNaCl溶液とし、それぞれの溶液に対してFe(II)濃度を1.0×10^{-3} mol/Lと1.0×10^{-2} mol/Lの条件で実施し、試験溶液は合わせて4種類の設定とした。試験溶液には、Fe(II)の酸化を防止するため、0.01mol/Lのアスコルビン酸を添加して還元条件を維持した。サンプリング時の固液分離は、分画分子量10000の限外ろ過フィルターにより行った。

図2.3.4-2に試験結果を示す。Fe型モンモリロナイトに対するCsの分配係数は0.28 m^3/kgから0.75 m^3/kgの値が得られ、Fe(II)濃度が低下するほど、また、Na濃度が低下するほど分配係数が上昇する傾向が見られた。Niの分配係数は4.1×10^{-2} m^3/kgから0.14 m^3/kgの範囲であり、Csと同様にFe(II)及びNa濃度の低下に伴い上昇する傾向が見られた。Na型モンモリロナイトに対するCsの分配係数は、NaCl濃度0.05mol/L、Fe(II)濃度1.0×10^{-4} mol/Lの条件で0.96 m^3/kgの値が得られており、Fe型モンモリロナイトに対して得られた分配係数のいずれの値よりも高い値が得られている。特に、NaCl濃度が低い0.005 mol/Lの条件において得られたFe型モンモリロナイトに対する分配係数は、NaCl濃度が低いにもかかわらずNa型モンモリロナイトに比べて低い分配係数となっており、Csの分配係数の低下はイオン交換サイトがFe型に変化したことが要因であることが強く示唆される。NiについてもCsとほぼ同様の傾向が見られ、イ

オン交換サイトのFe型への変化によってNiの分配係数も低下することが確認された。

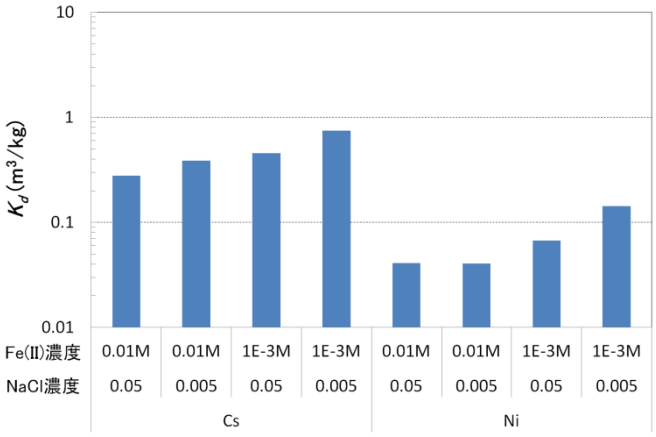


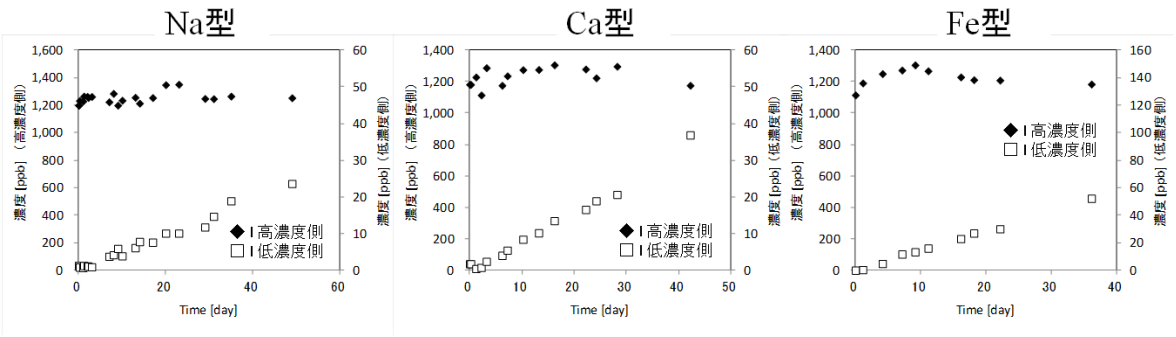
図2.3.4-2　Fe型モンモリロナイトに対するCs，Ni収着試験結果

③ Fe(II)型モンモリロナイトに対する拡散試験

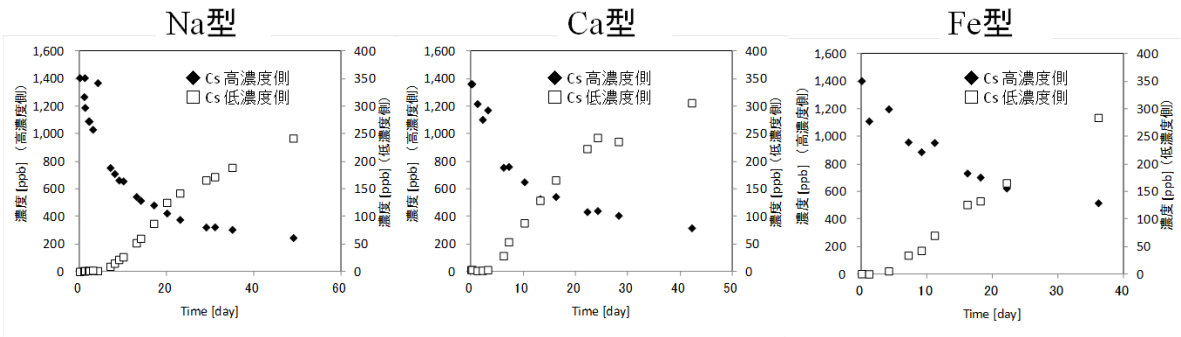
Fe(II) やCa等の２価の陽イオンが収着したモンモリロナイトは、１価の陽イオンであるNaが収着したNa型モンモリロナイトと膨潤挙動が異なることが知られている。膨潤挙動の変化は、圧縮ベントナイト中の微細構造を変化させる可能性があり、微細構造の変化に伴って核種の拡散挙動が変化する可能性が考えられる。そのため、Fe型、Ca型、Na型モンモリロナイトに対して、透過拡散試験法により重水，I，Csの拡散試験を実施し、微細構造の変化に伴う核種の拡散挙動の変化について検討を行った。試験は、拡張型透過拡散法/トレーサー減衰法により実施した。試験溶液は0.05 mol/LのNaCl溶液とし、トレーサーとして用いた重水の濃度は10%、I,Csの濃度はそれぞれ1.0×10^{-5} mol/L とした。また、圧縮状態におけるNa型モンモリロナイトの微細構造は乾燥密度により変化し、乾燥密度1.2Mg/m³程度以上では水分子層2層を層間に取り込んだ構造であるのに対し、それ以下の乾燥密度では水分子を3層以上に取り込んだ構造を取りうることが知られている。これに対し、Ca型等2価の陽イオンが収着したモンモリロナイトの場合、水分子が3層以上となる膨潤挙動を示さないこと知られている（Satoほか，1992）。これらのことを考慮し、本試験における試料の乾燥密度は、Na型が水分子層3層膨潤でありFe(II)型とCa型が水分子層2層膨潤状態であると考えられる0.8Mg/m³と、各種類のモンモリロナイトの微細構造が水分子層2層膨潤状態となる1.4Mg/m³に設定した。

図2.3.4-3に、乾燥密度0.8Mg/m³においてNa,Ca,Fe型の各モンモリロナイトに対して実施したI及びCsの試験結果を示す。モンモリロナイトの微細構造が異なると考えられる乾燥密度0.8Mg/m³の条件では、図2.3.4-3(a)に示すようにNa型に比べてCa型とFe型モンモリロナイトにおいて低濃度側のI濃度の上昇率が大きく、Fe型化によって陰イオンの実効拡散係数が上昇することが示唆される結果となった。これに対しCsについては、図2.3.4-3(b)に示すようにCa型とFe型モンモリロナイトにおける低濃度側のCs濃度上昇率の変化がIほど顕著ではなく、微細構造の変化の影響が大きくないことが示唆される。また、Fe型モンモリロナイトにおいては、Na型に比べて高濃度側溶液中のCs濃度の低下が緩やかであり、Fe型モンモリロナイト

に対するCsの収着量が少ないことが示唆される。この結果は、Na型モンモリロナイトに比べてFe型モンモリロナイトに対するCsの分配係数が低いことを示しており、②で実施した収着試験により確認された傾向と整合性のある結果となった。



(a) Iの破過曲線及び高濃度側の濃度変化（乾燥密度0.8Mg/m^3）



(b) Csの破過曲線及び高濃度側の濃度変化（乾燥密度0.8Mg/m^3）

図2.3.4-3　Fe,Ca,Na型モンモリロナイトに対するI、Cs拡散試験結果

上記①～③の試験より、表面錯体サイトがFe(II)により飽和している場合には、Csの分配係数に大きな影響は見られず、Niの分配係数についても、pH6程度の比較的低いpH領域では顕著な影響を受けないことが明らかとなった。これに対し、pH6程度の比較的pHが高い領域においては、FeとNiの競合収着の影響が顕著であり、Niの分配係数が低下することが確認された。また、共存Fe(II)が高く、イオン交換サイトもFe(II)により飽和している場合には、Cs, Ni共にイオン交換サイトへの収着能がNa型モンモリロナイトに比べて低下し、分配係数が低下することが確認された。この傾向は、Fe型モンモリロナイトを用いた拡散試験によっても示唆されている。これらのことから、Fe(II)共存による核種収着挙動に及ぼす影響については、Fe(II)の溶解度が低く溶存Fe(II)濃度が低く抑えられる比較的高いpH領域においては、表面錯体サイトへの競合収着を主に考慮に入れる必要があり、Fe(II)が高い濃度で共存が可能な比較的低いpH領域においては、Fe型化によるイオン交換サイトの収着能低下の可能性を検討する必要があると推測される。

3) 鉄共存下でのガラス溶解評価

オーバーパックは、少なくとも放射能や発熱が高い期間、地下水がガラス固化体に接することを防ぐという安全機能が期待されており、この機能が発揮されるよう設計される。この期間を超える長期的な腐食の進展に伴い、やがてはオーバーパックの厚さが減少し、構造的な強度が周囲からの応力を支持しえなくなった段階で、オーバーパックは機械的に破損する。その後、オーバーパック内部に浸入した地下水とガラス固化体が接触することでガラスの溶解および変質が開始する。同時に、オーバーパックを構成する鉄の腐食は継続する。この条件において、ガラス固化体の溶解・変質がどのように進行するのかを評価する必要がある。

第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構, 1999b）では、ガラスの溶解に伴ってガラス固化体近傍の間隙水の溶存ケイ酸濃度が次第に上昇し、長期的には溶存ケイ酸がほぼ飽和した条件でガラスの溶解が進行するものと想定されている。しかしながら、第2次取りまとめ以降に実施された研究（たとえば, Phillipini et al. 2006; Mayant et al., 2008; De Combarieu, et al., 2011; Burger et al., 2013; Godon et al., 2013）によると、菱鉄鉱（$FeCO_3$）や磁鉄鉱（Fe_3O_4）といった鉄腐食生成物による溶存ケイ酸の収着、オーバーパックの腐食によって放出されるFe^{2+}イオンと溶存ケイ酸の反応による鉄ケイ酸塩鉱物の析出などにより、ガラス固化体近傍の間隙水中の溶存ケイ酸濃度が低下し、ガラスの溶解が促進される可能性があることが示されている。

平成25年度、鉄共存下でのガラス溶解評価に係る課題として、現象理解とモデル整備に向けたパラメータ設定の必要性を示した。平成26年度、Fe^{2+}イオンと溶存ケイ酸の反応による鉄ケイ酸塩鉱物の析出についての現象理解の参考とするため、Fe^{2+}イオンと近いイオン半径を持つMg^{2+}イオンを含む人工海水中で変質させた既存の模擬廃棄物ガラス試料の表面分析を行うとともに、$MgCl_2$溶液条件での模擬廃棄物ガラスの浸出試験を実施した。ここでは、既存のガラス試料の表面分析結果と新たに実施した$MgCl_2$溶液条件での浸出試験結果を示す。

① 人工海水中で変質させた既存の模擬廃棄物ガラス試料の表面分析

Fe^{2+}イオンとMg^{2+}イオンはイオン半径が近いことからケイ酸塩鉱物中の同一サイトで互いを置換し固溶体を作るといった点で類似した性質を有する。今回、Fe^{2+}イオンと溶存ケイ酸の反応による鉄ケイ酸塩鉱物の析出に関する現象理解の参考とするため、Mg^{2+}イオンを含む人工海水中で変質させた既存の模擬廃棄物ガラス試料の表面分析を行った。

a. 分析試料

分析した試料は、5 mm × 5 mm × 5 mmに成型して表面を鏡面研磨したキューブ状模擬廃棄物ガラス試料（P0798）を温度90℃、SA/V比（試料表面積と液量の比）50m^{-1}の条件で人工海水中に浸漬し、7日、14日、28日、91日、182日間変質させたものである。

b. 分析方法

模擬廃棄物ガラス試料をエポキシ樹脂に包埋した後、切断機を用いて表面に直交する断面で切断し、分析試料とした。試料は走査型電子顕微鏡（SEM）で観察して変質層厚を計測するとともに、SEMに付属するエネルギー分散型エックス線分析装置（EDX）により元素分布の面分析等を行った。

c. 分析結果・考察

図2.3.4-4には、182日間変質させた試料の元素の面分析結果を示した。ガラス表面部にはNaの濃度が減少した厚さ18μmの変質層が認められる。また、変質層の最表面部にはMg濃度が高い領域があり、この部分のMg/Si比は0.75～1程度である。変質期間が7日、14日、28日、91日の試料についても同様にNa濃度が減少した変質層及び最表面部のMg濃度の高い領域が観察された。

図2.3.4-5には、Naの濃度が減少した領域の厚さから計測した各試料の変質層厚と試験後の浸出液のpHの経時変化を示した。この図には、比較のため脱イオン水中で182日間変質させた試料の変質層厚の測定値（2μm）と試験後のpHの経時変化を示した。人工海水条件の変質層の経時変化からは、時間とともに溶解・変質速度が低下する傾向が読み取れる。また、182日間人工海水中で変質させた試料の変質層厚は18μmであり、脱イオン水中で182日間変質させた試料の変質層厚の10倍程度である。一方、試験後の浸出液は人工海水を用いた条件ではpH=7程度であるのに対し、脱イオン水を用いた条件ではpH=9.5程度であった。

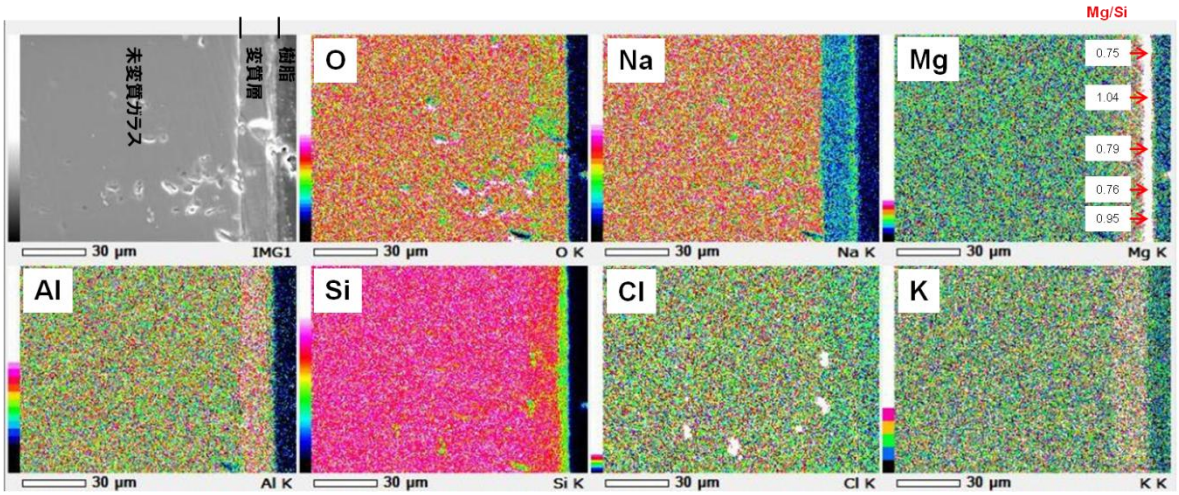


図2.3.4-4　182日間変質させた試料の断面の元素面分析結果

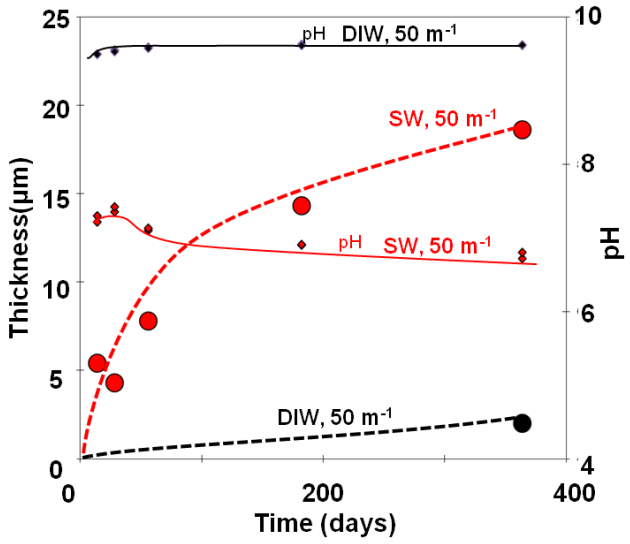


図2.3.4-5　変質層厚及び浸出液pHの経時変化（SW：人工海水条件、DIW：脱イオン水条件）

一般にガラスの溶解速度は溶液のpHに依存することが知られており、今回分析した模擬廃棄物ガラスP0798についてはInagaki et al.（2012）がマイクロチャネルフロースルー法を用いた浸出試験によって取得した初期溶解速度のpH依存性データを報告している。Inagakiらのデータによると、初期溶解速度は中性付近で最小値を示し、pHの上昇に伴って増加する傾向がある。今回分析した試料の試験後の浸出液は、人工海水を用いた条件では7程度であるのに対し、脱イオン水を用いた条件では9.5程度であり、溶解速度のpH依存性から人工海水と脱イオン水条件の変質量の差を説明することはできない。

既往の研究（Jollivet et al., 2012； Maeda et al., 2011；Fluery et al, 2013）では、Mg^{2+}イオンの存在する試験液中でのガラス溶解の促進は、Mgケイ酸塩鉱物の析出によって溶存ケイ酸の消費やゲル層の保護性の低下を引き起こされるためと考えられている。図2.3.4-4の面分析結果で示されているように、人工海水中で変質させたガラスの表面にはMg/Si比が0.75～1程度のMg濃度の高い領域が存在していることから、この試験においてもMgケイ酸塩鉱物の析出が溶液中の溶存ケイ酸の消費等を引き起こし、脱イオン水条件と較べて大きな溶解・変質速度となった可能性がある。

また、上述のように人工海水条件の変質層の経時変化からは、時間とともに溶解・変質速度が低下する傾向が読み取れる。一部の実験（Grambow and Strachan, 1985; Utton et al, 2013）で観察されているように、ガラス表面への析出物の集積等によって物質移行が抑制され、ガラスの溶解・変質速度が低下した可能性はある。

② $MgCl_2$溶液条件での模擬廃棄物ガラスの浸出試験

上記①と同様、Fe^{2+}イオンと溶存ケイ酸の反応による鉄ケイ酸塩鉱物の析出に関する現象理解の参考とするため、塩化マグネシウム溶液及び人工海水を用いた浸出試験を実施し、変質させた模擬廃棄物ガラス試料の表面分析等を行った。

a. 試験方法

試料は、10 mm×10 mm×1 mmに成型して表面を鏡面研磨したクーポン状模擬廃棄物ガラス試料（P0797）である。試験方法概略図を図2.3.4-6、試験条件を表2.3.4-1に示す。

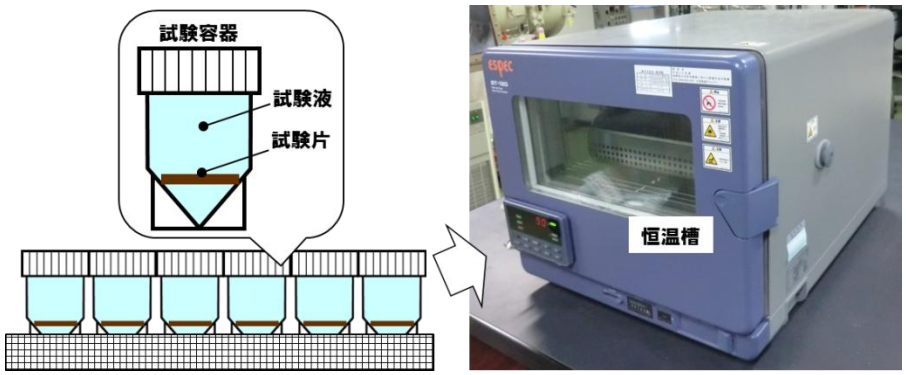


図2.3.4-6　試験方法概略図

表2.3.4-1. 試験条件

試験片	P0797		
試験液：5種、各4.8(mL)	脱イオン水		
	$MgCl_2$溶液：	0.055	M
		0.0055	
		0.00055	
	人工海水（Mg^{2+}濃度：0.055M）		
試験容器	5mLテフロン容器		
試験温度	試料調製時は室温 静置期間中は恒温槽内90° C		
試験期間（日）	7,28		
SA/V（m^{-1}）	50		
N数	3		
固相分析	重量測定、SEM		

試験液（4.8 mL）と重量を測定した試験片（1枚）をテフロン製の試験容器に入れて密封し、試験容器を含む総重量を測定した後、90℃に調整した恒温器内で所定の期間静置した。所定の期間ごとに恒温器から取り出した試験容器を密封したまま室温まで自然放冷後、試験容器を含む総重量を測定して、浸出液の漏れや蒸発による有意な重量減がないこと（初期総重量の10%以内）を確認した。その後、試験容器の蓋を開け、浸出液のpHをpHメータによって測定した。試験片については、無水エタノールで試験片の両面を洗浄、乾燥させた後、プラスチック製シャーレに入れ、デシケータで保管した。

b. 分析方法

試験後の試験片は、重量測定とSEM/EDX分析に供した。重量減少量（g/m^2）については、試験前後の試験片重量の差をガラス表面積で除して求めた。SEM/EDX分析の試料前処理及び分析方法については上記1)と同様であるため省略する。

c. 分析結果・考察

図2.3.4-7にpH及び重量減少量の経時変化を示した。28日後のpHについては、脱イオン水、$MgCl_2$溶液0.00055 M、人工海水、$MgCl_2$溶液0.0055 M、$MgCl_2$溶液0.055 Mの順に低くなる傾向が認められた。重量減少量については、脱イオン水、$MgCl_2$溶液0.00055 M、 $MgCl_2$溶液0.0055 M、$MgCl_2$溶液0.055 Mの順に低くなり、人工海水については重量が増加する傾向が認められた。この増加については、後述するMgケイ酸塩鉱物の影響が考えられる。

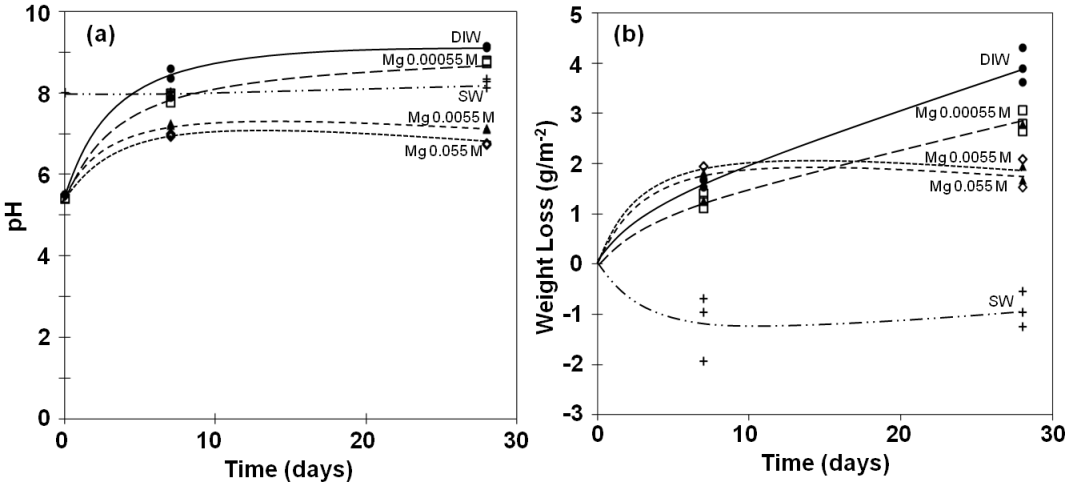


図2.3.4-7　浸出試験期間中のpH（a）及び試験片の重量減少量(b)の経時変化
（DIW:脱イオン水、SW:人工海水）

図2.3.4-8から図2.3.4-10には各試験液条件で28日間変質させた試料の元素の面分析結果を示した。いずれの試験液条件においても、ガラス表面部にはNaの濃度が減少した厚さ3μm程度の変質層が認められる。また、脱イオン水条件を除く、$MgCl_2$溶液及び人工海水条件では変質層の最表面部にMg濃度が高い領域が認められ、上記1)と同様にMgケイ酸塩鉱物がガラス表面に析出し、溶存ケイ酸を消費していた可能性がある。7日間変質させた試料についても同様にMg濃度が高い領域が観察された。

図2.3.4-7(b)に示した重量減少量では、脱イオン水条件と$MgCl_2$溶液0.055 M条件で2倍程度の差が認められるが、図2.3.4-8から図2.3.4-10から読み取れるそれぞれの変質層の厚さには大きな差は認められない。$MgCl_2$溶液及び人工海水条件ではMgケイ酸塩鉱物等がガラス表面に析出し、重量減少量に影響していると考えられる。今回実施した28日間の浸出試験では、$MgCl_2$溶液及び人工海水条件でMgケイ酸塩鉱物と考えられる析出物が確認できたが、変質層の厚さについては脱イオン水条件と大きな差が認められない。今後より長期の試験を実施し、変質挙動に差異が生じないかを確認する必要がある。

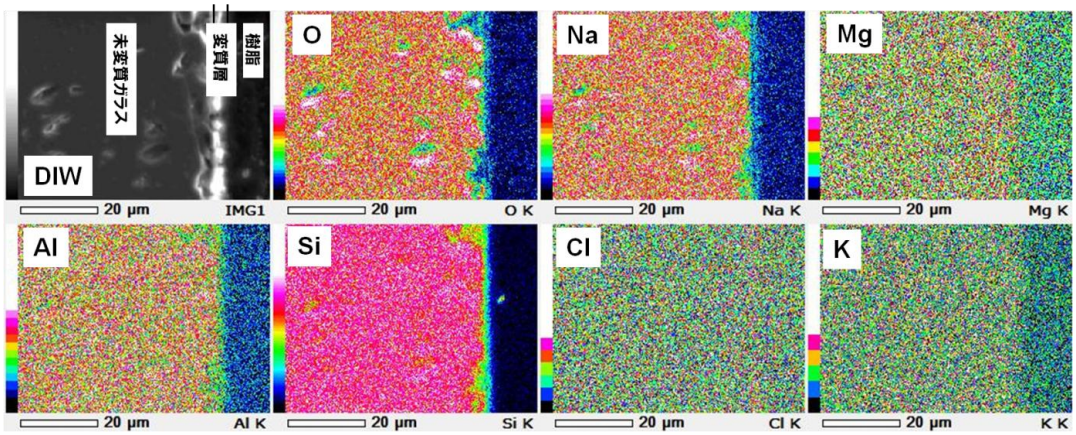


図2.3.4-8　28日間変質させた試料の断面の元素面分析結果（脱イオン水）

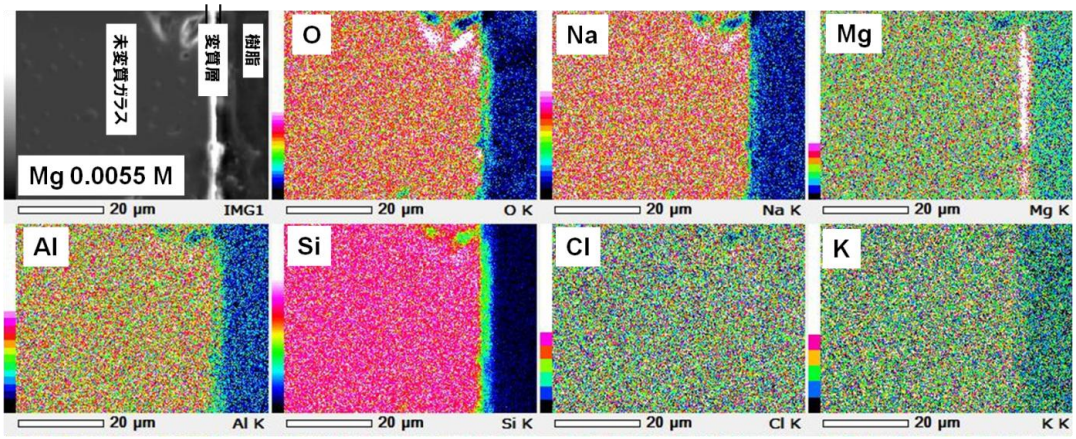


図2.3.4-9　28日間変質させた試料の断面の元素面分析結果（$MgCl_2$溶液0.0055 M）

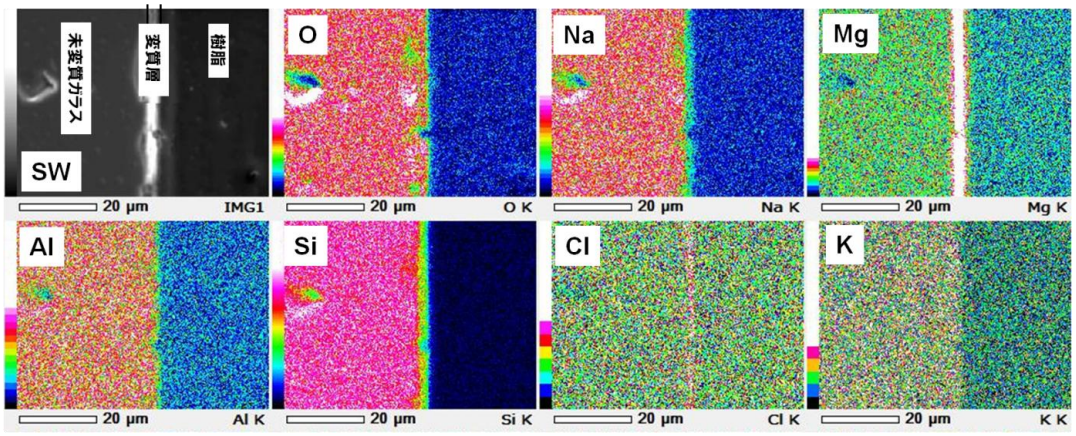


図2.3.4-10　28日間変質させた試料の断面の元素面分析結果（人工海水）

2.4 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

2.4.1 天然バリア核種移行評価の不確実性要因と課題解決アプローチ

(1) 調査研究の背景と目的

天然バリア中の核種移行評価においては、鉱物や間隙の特性、地下水の地球化学特性、そこでの核種の収着・拡散特性の把握といった人工バリアと共通的な課題に加えて、割れ目等の不均質性、有機物、微生物、コロイド等の地質環境条件に起因する不確実性要因の影響を考慮する必要がある。さらに、処分システムの長期的変遷影響として、隆起・侵食や海水準変動による地質環境の長期変遷、セメントや金属材料等の人工バリア材に起因する岩石の変質等を考慮する必要がある。これらの天然バリア中の核種移行評価については、従来のジェネリックな段階の評価においては、簡略かつ保守的な考え方に基づくモデルやパラメータの設定が採用されてきた（核燃料サイクル開発機構, 1999b）。しかし、地層処分の長期安全性の信頼性を高めるためには、最新の科学技術の成果を反映した現象理解の深化と評価手法の精緻化を進めることにより、安全評価のシナリオ、モデル、パラメータの設定手法を高度化し、これらの評価技術を確証していく必要がある。また、天然バリアにおいては、安全評価のシナリオ、モデル、パラメータの設定において、実際の地質環境条件をいかに考慮するか、あるいは、実際の地質環境での原位置試験等によっていかに確証していくか、その方法論を検討しておくことが重要な課題である。

本テーマでは、天然バリア中の核種移行に係る課題のうち、割れ目等の不均質性や長期変遷等を考慮した核種移行評価手法、及び有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響の評価手法を対象に、室内試験および地下研究施設等での原位置試験を通じた高度化や、評価技術の確証を行うことを目的とする。そのため、平成25年度は、割れ目等の不均質性や有機物・微生物等の不確実性要因のうち、性能評価において考慮・確証すべき課題を抽出するとともに、室内試験と原位置試験を含む影響評価手法の開発アプローチを提示し、一部の試験研究に着手した（日本原子力研究開発機構, 2014a）。平成26年度は、課題抽出のための調査を継続して行うとともに、具体化したアプローチに沿って、幌延の深地層研究施設にて実施されている原位置試験と連携して室内試験を進めることによりデータを拡充し、不均質性等を考慮した核種移行評価モデルや有機物・微生物の影響評価モデル等の高度化と定量的評価を進める。

(2) 不確実性要因と課題解決のアプローチ

天然バリア中の割れ目等の不均質性や長期変遷等を考慮した核種移行評価手法、有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響の評価手法に関する不確実性要因及び課題解決の具体的なアプローチは、それぞれ次節以降で詳細に整理する。ここでは、図2.4.1-1に示す天然バリア中の核種移行評価における課題解決に向けた共通的な研究アプローチについて、その全体像を概観する。

最初のステップとして、海外の性能評価プロジェクトや原位置試験等の最新情報の調査をもとに、不確実性要因と課題の抽出を行う。この課題の抽出にあたっては、現状の評価モデルやパラメータの整備状況を踏まえたシナリオ検討や核種移行解析等を通じて、その安全評価上の重要性に応じた課題の絞り込みに反映する。抽出された課題に対しては、最新の分析技術や解析技術等を適用しつつ、また、地下研究施設等での原位置情報を活用しつつ、室内

試験による現象理解とそれを反映した評価モデルの高度化に取り組む。この際、地下研究施設等での原位置試験との連携を通じ、実際の地質環境条件への評価手法の適用を通じて、それらを確証することを目指す。また、地質環境条件の長期変遷の影響を含めて、地層処分の時間スケールの長期性に対するデータやモデルの確証も重要な課題であり、天然事例調査の活用についても検討を進めることとする。

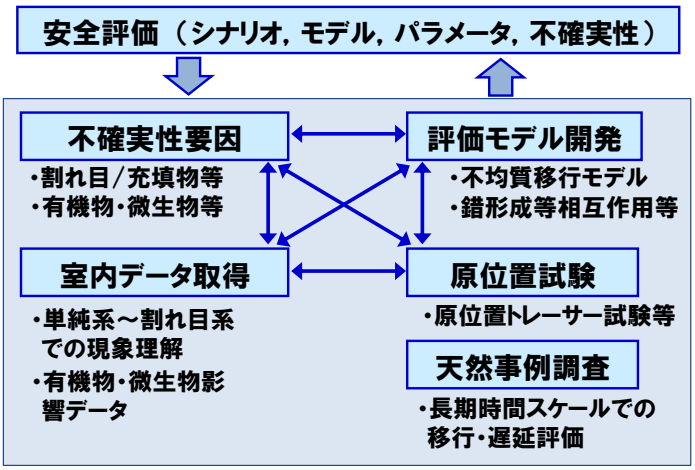


図 2.4.1-1　天然バリア中の核種移行評価における課題解決のアプローチ

2.4.2 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価技術の開発

(1) 岩石マトリクス/割れ目中の核種移行評価に係る海外研究動向の調査

1) 岩石中の核種移行評価に係る不確実性要因と課題の調査

岩石中の核種移行評価については、結晶質岩系では花崗岩、堆積岩系では粘土質岩を主たる対象として、国内外で精力的に研究が実施されてきた。平成25年度の調査において、これらの海外の最新動向を、主に地下研究施設等で行われた原位置試験に焦点をあてて概略を調査し、重要な不確実性要因と課題を整理した。平成26年度は、海外の地下研究施設における割れ目を含む原位置試験、室内試験との関連付け、現象モデルや性能評価モデルへの反映といった一連の現象から性能評価までの体系化と、その中での確証の考え方に着目して詳細調査を継続し、結晶質岩系と堆積岩系（主に粘土質岩）における重要な不確実性要因と課題の整理を試みた。

結晶質岩系（スウェーデンÄspö、フィンランドONKALO、スイスGrimselなど）では、亀裂とマトリクスから成る二重間隙モデル体系に関連して、割れ目の特性（充填鉱物、flow-wetted-surface area）、マトリクス拡散深さ等の評価が重要となる。堆積岩系では、スイスMont Terri、フランスBure、ベルギーMolなどにおいて粘土質岩に焦点が当てられており、このような粘土質岩の場合には、透水性が極めて低いために物質移動は拡散によって支配され、原位置試験を含めてマトリクスの拡散・収着メカニズムの理解とモデル化、間隙水の抽出・評価、天然同位体プロファイルによる長期拡散特性の立証などが中心的な課題となっている。結晶質岩系と堆積岩系（粘土質岩）にそれぞれにおける各国で共通的に検討されている不確実性要因と課題を表2.4.2-1にまとめる。

表 2.4.2-1　結晶質岩と堆積岩系の核種移行に係る不確実性要因と課題の整理

分類	結晶質岩系（スウェーデンÄspö、フィンランドONKALO、スイスGrimselなど）	堆積岩系（スイスMont Terri、フランスBure、ベルギーMolなど）
母岩・割れ目特性	・核種の移行経路となる割れ目近傍の間隙構造とこれに対応した岩石の変質状態、被覆層や充填鉱物の種類等の把握 ・割れ目/充填物の多様性と不均質性の把握と、核種移行評価上の重要なタイプと代表性の評価 ・割れ目及びマトリクスにおける間隙の分布と連続性の評価 ・収着に対して支配的となる鉱物（CECや比表面積の大きい雲母鉱物等）の特定と、その粒子の大きさや分布の把握	・母岩の低透水性と拡散支配となることの同位体プロファイル等に基づく確認 ・低頻度ではあっても、卓越した核種移行経路となるような割れ目等の存在及びその近傍の岩石の変質状態等の把握 ・収着特性を規定するような支配的鉱物種、及び当該鉱物含有量の把握
地下水化学	・透水性の高い亀裂ネットワークに沿った異種の水塊の流入によって、将来の処分場領域の地下水水質が種々に変化する可能性 ・特に、沿岸域における海退時の海水系地下水の淡水による置換、あるいは海進時の降水系地下水の塩水による置換等 ・このような地下水化学の長期変遷を考慮した安全評価に対応した収着データセットを作成するための周囲に存在する異種の地下水端成分の把握	・地下水/間隙水の抽出及び擾乱を与えることなく水質分析を行うための手法（間隙水の抽出時の脱ガスや酸化の擾乱影響を含んだ測定結果に対する地球化学解析モデルを用いた補正方法を含む） ・将来の地下水・間隙水の水質変化が緩慢であることを立証するための証拠となる情報（深度方向の同位体プロファイル等）の取得・評価 ・地球化学モデリングによる間隙水化学の解釈と収着等の核種移行を支配する水質特性の把握
拡散・収着特性	・亀裂とマトリクスから成る二重間隙モデルの体系に対応した亀裂充填物の収着・拡散特性、マトリクス拡散深さ、flow-wetted-surface areaの評価 ・選択的に核種を収着する黒雲母等の分布の不均質性や試料粉砕の影響も考慮した室内データから原位置データへのアップスケーリング手法（間隙率や比表面積の補正） ・割れ目ネットワーク内の鉱物組成に空間的ばらつきがあり、その全体スケールに対して代表性を持つような核種移行特性の取得・設定 ・地下水化学の長期変遷に対応した核種移行特性（特に分配係数）の設定と不確実性の推定 ・拡散係数における陽イオン加速や陰イオン排除効果、表面錯体等の収着モデル等の適用性	・原位置での拡散・収着データの取得と室内試験データとの整合性の確認（地圧や異方性の影響、表面積補正が不要であることの確認等） ・粘土質岩で影響が顕著な陽イオン加速や陰イオン排除効果の定量的把握 ・粘土を主体とした収着モデル（イオン交換、表面錯体）の適用性評価 ・天然同位体プロファイル等の分析評価に基づく長期拡散特性の立証 ・割れ目に沿った選択的な地下水流動経路を考慮する必要がある場合、割れ目中の核種移行特性の取得評価 ・コンクリート支保等による高アルカリ影響を考慮した核種移行特性の評価

2)　原位置トレーサー試験と性能評価への反映に関する調査

上記1)で整理した結晶質岩（花崗岩等）と堆積岩（粘土岩等）の特徴を踏まえた核種移行評価上の課題に対して、原位置トレーサー試験による評価モデルの確証は最重要課題の一つである。原位置試験については、結晶質岩系では、スウェーデンÄspö、フィンランドONKALO、スイスGrimsel、堆積岩系（粘土質岩）では、スイスMont Terri、フランスBure、ベルギーMolなどの地下研究施設において精力的に進められている。これらの各地下研究施設における原位置トレーサー試験、室内試験との関連付け、モデルや性能評価への反映といった視点での詳細調査を進めており、ここでは、結晶質岩のスウェーデンÄspö、粘土岩のスイスMont Terriを例に、アプローチ、成果、課題の概要について、表2.4.2-2にまとめる。

表 2.4.2-2　スウェーデン Äspö（結晶質岩）とスイス Mont Terri（堆積岩系）における原位置トレーサー試験のアプローチ、成果、課題の概要

プロジェクト	原位置トレーサー試験の結果の概要
Äspö硬岩研究所（スウェーデン/SKB）における花崗岩系の原位置トレーサー試験	Äspö硬岩研究所の深度約400mで段階的に実施されてきた原位置トレーサー試験の目的は、モデル概念の現実性を評価すること、モデルに必要なデータがサイト調査により取得可能か検討すること、核種の移行・遅延の原位置データを提供することである。 TRUE-1(Tracer Retention and Understanding) 単一割れ目を対象としたTRUE-1における原位置トレーサー試験は、5～10m程度離れた複数の孔間で行われた。非収着性トレーサーを用いた試験から有効間隙率と分散長（移行距離の10%程度）が評価された。収着性トレーサーの試験の結果、収着能はNa^{+}＜Ca^{2+}≒Sr^{2+}≪Rb^{+}≒Ba^{2+}＜Cs^{+}の順で、室内試験結果と整合する結果となった。最大の遅延メカニズムは、マトリクス拡散・収着であると解釈された（Winberg et al., 2000）。 TRUE Block Scale ブロックスケールのトレーサー試験は、10～100mスケールの亀裂ネットワークにおける核種移行と遅延の理解に焦点をあて、5つのボーリングの多数の孔間での水理試験とトレーサー試験が実施された。様々なモデルによる解釈の結果、トレーサーの移行・遅延挙動は二重空隙モデルで説明でき、岩盤空隙への拡散・収着および流動経路である割れ目の表面への収着が、遅延の主要プロセスであることが示された。トレーサーの遅延の傾向性はTRUE-1と整合的であったが、より顕著な遅延が認められ、より複雑な移行経路上の断層粘土、割れ目リムゾーン等の影響と考えられた（Anderson et al., 2002a, 2002b）。 TRUE Block Scale Continuation TRUE Block Scaleと同じ試験位置において、地質学と幾何学の影響およびマクロ構造とミクロ構造の影響の評価を含め、ブロックスケールでの移行経路に対する理解をさらに向上させることを目的に、トレーサー試験・解析が行われた。この試験により、バックグランドの微細割れ目では主要割れ目より1桁長い滞留時間を示す結果が得られた。解析上の不確実性は、遅延パラメータ（物理・化学的パラメータ）よりも水理学的パラメータ（移行経路、流速）のほうが大きいと評価された（Andersson et al., 2006）。 Long-Term Sorption Diffusion Experiment (LTDE-SD) LTDE-SDは、TRUEにおいて拡散プロセスが重要な遅延メカニズムであると確認されたが、TRUEにおける拡散効果の解釈は、試験中に移流と水力学的分散が発生したことにより複雑であり、こうした複雑な要因がない状態において拡散･収着を調査するために実施された。得られた結果からは、収着性トレーサーの遅延性については、室内のバッチ収着試験やこれまでの原位置トレーサー試験（TRUE関連）と整合的であること、イオン交換性の核種については定量的にも解釈可能であることが示された（Widestrand et al., 2010）。
Mont Terri地下研究所（スイス/Nagra）における粘土岩系の原位置トレーサー試験	モンテリ原位置試験場での原位置トレーサー試験は、オパリナス粘土岩中の核種移行を支配する拡散特性の原位置での確認を目的として段階的に実施されてきた。 原位置拡散試験（DI試験） 最初の試験はHTOやI等の非収着性トレーサーを対象に、次の段階でNaやCsの収着性トレーサー（DI-A1）、より高収着性を含むCs, Sr, Co, Eu等の多様なトレーサー（DI-A2）へと展開された。DI-Aの試験ではオーバーコアリングして、岩石内部の濃度プロファイルが測定された。並行して、様々な室内試験も実施され、原位置データの解釈や室内と原位置のデータの整合性等が確認された（Wersin et al., 2008）。また、PHREEQCのTransport機能を利用し、イオン交換収着モデル、粘土表面の電気二重層、粘土層間中の拡散への寄与等、最新の知見を反映したモデル解釈が検討されている（例えば, Appelo et al., 2010）。 高収着性核種の収着・拡散試験（DR試験） DR試験は、強力な吸着トレーサーの拡散挙動を理解し、拡散に関する岩盤の異方性や拡散パラメータに対するボーリング孔近傍の擾乱領域の影響を定量化、またオパリナス粘土の放射性核種の遅延の検証と実証を目的とした試験である。本試験では、層理面に直交する方向で掘削したボーリング孔に、放射性トレーサーをパルス状に注入し、循環水中のトレーサー濃度と化学組成をモニタリングした。4年後に、オーバーコアリングを行い、岩盤中のトレーサー濃度分布の分析を行った。また、原位置試験結果を補足するために、室内試験による拡散に関する研究や最新の拡散－反応連成現象に関するモデリングが行われた（Swisstopo, 2008）。 岩盤マトリクスと構造断層中の物質移行に関する原位置試験（FM-C試験） FM-C試験は、未擾乱のマトリクスと構造断層中の水理・物質移行特性（移流、分散、拡散）の評価を目的とした試験である。本試験では、トリチウムや非吸着トレーサーを用いて、構造性の断層帯を対象に原位置での拡散試験を実施した。さらに、ヘリウムによるトレーサー試験を実施した。^{3}Heは人工トレーサーとして使用し、ボーリング孔から地層中に拡散させ、^{4}Heは天然トレーサーとして、地層からボーリング孔へ拡散挙動が観測された。拡散パラメータは、試験区間中の実測のトレーサー濃度のモデル化とオーバーコア中のトレーサー濃度分布のモデル化により推定され、オパリナス粘土中の構造性断層や断層帯中の移行プロセスは、分子拡散が支配的であることが分かった（Swisstopo, 2008）。

3) 天然事例に基づく核種移行現象の確証評価事例の調査

岩石中の核種移行モデルとパラメータ設定手法の確証を行う上で、地下研究施設等での原位置試験による実際の深部地下環境で適用性確認の視点に加え、地層処分の長期の時間スケールの視点で評価技術を確証するためには、天然事例に基づくナチュラルアナログ的なアプローチが重要となる。ここでは、結晶質岩系と堆積岩系の代表的なプロジェクトを調査し、これまでのアプローチ、成果、課題等を概括的に整理した（表2.4.2-3）。

表2.4.2-3 結晶質岩系と堆積岩系のナチュラルトレーサーの評価事例の成果・課題の概要

プロジェクト	ナチュラルトレーサー評価の概要
結晶質岩系の評価（Smellie and Karllsson, 1999）	結晶質岩中における割れ目とマトリクスの二重間隙モデルの評価において、最重要のパラメータとなるマトリクス拡散深さについて、ナチュラルアナログ的な手法によって多数の評価がなされてきた。 ・岩石中のウラン系列核種の分析に基づきマトリクス拡散深さを評価するアプローチは、擾乱影響を含む室内試験、短期の原位置試験等の課題を解決し、特に、処分の時間スケールに対応したマトリクス拡散深さを評価する手法として有効である。 ・この手法は、多様な地質環境条件に適用され、マトリクス拡散深さとして、1～50mmの範囲の評価結果が報告されている（Smellie et al., 1986; Alexander et al, 1990; Heath, 1995）。 ・このうち拡散深さが大きいものは、亀裂周辺部の熱水変質による間隙率の増大との関連が認められている。El Barrocal花崗岩を対象に、数cmのマトリクス拡散を確認するとともに、このU分布が微細亀裂に存在する2次鉱物と関連付けられること、また、亀裂部周辺の酸化還元状態の変遷と関連付けられることを示している(Heath, 1995)。 ・このように濃度プロファイルの解釈においては、マトリクス拡散に加えて、熱水変質や酸化還元等のその他のプロセスとの複合的な結果であることに留意するとともに、室内や原位置の拡散データとも関連付けて検討することが重要である。
堆積岩系（粘土質岩）の評価（Mazurek et al., 2009）	粘土質岩の場合、透水性が極めて低いために物質移動は拡散によって支配されることを天然同位体プロファイルによって立証することが、粘土岩を対象とする欧州各国で共通課題となっている。欧州各国のデータを持ち寄って、サイト間のデータや評価の整合性などの議論が、OECD/NEAのClayTrackプロジェクトとして実施され、レポートに取りまとめられている。 ・スイス、フランス、ベルギー、英国の9サイトのナチュラルトレーサー（非収着性の陰イオン（Cl^-, Br^-）、水の同位体（$\delta^{18}O$, δ^2H）、希ガス(He)）に関するデータと解釈が比較評価された。 ・いずれのトレーサープロファイルも、数千年から数百万年の時間スケールで、主に拡散プロセスによって形成された（移流の影響は小さい）と評価された。 ・複数のナチュラルトレーサーの比較評価から、陰イオンのClトレーサーが第1に、水の同位体が第2に有効なトレーサーと評価され、Cl同位体や希ガスHeは評価が難しいと判断された。 ・隆起・侵食等の天然現象の影響については、境界条件の急激な変化をもたらす場合には考慮しやすいが、境界条件に緩慢な変化は評価が難しく、評価結果の不確実性につながるものである。

4) 不確実性要因の抽出と研究のアプローチ

上記調査結果も踏まえた上で、結晶質岩系と堆積岩系の重要かつ共通的な課題を整理するとともに、本プロジェクトで焦点をあてる課題とアプローチを具体化する。上記1)～3)に示したように、堆積岩系では、特に粘土質岩の場合には、透水性が極めて低いために物質移動は拡散によって支配されることから、原位置試験を含めてマトリクスの拡散・収着メカニズムの理解とモデル化、間隙水の抽出・評価、天然同位体プロファイルによる長期拡散特性の立証などが中心的な課題となっている。他方、結晶質岩系では、亀裂とマトリクスから成る二重間隙モデル体系に関連して、割れ目の特性、マトリクス拡散深さ等の評価の重要性に加え、鉱物・間隙分布の不均質性や試料粉砕時の表面積の増大等の誤差要因が大きいことも課

題として認識されている。いずれの岩種にも共通する課題としては、室内試験で取得される様々なデータやモデル等を、室内と原位置の岩石特性の把握をもとに、アップスケーリングする方法である。また、長期の時間スケールでの地質環境の変遷も考慮した核種移行評価技術も重要な課題となる。さらに、原位置で信頼性の高い確証データの取得は重要な視点であり、各国とも信頼性の高いデータを取得するために、放射性トレーサーの利用に加え、原位置試験の装置改良や分析精度向上などの課題への取組みを継続的に進めている。わが国においては、放射性トレーサーを利用できない状況も考慮して、原位置条件でいかに信頼性の高いデータを取得し、核種移行モデルとパラメータを確証していくかが重要な課題となる。

本プロジェクトでは、これらの堆積岩と結晶質岩系のそれぞれの特徴と課題を踏まえつつ、これまで受託事業「処分システム化学影響評価高度化開発」で進めてきたアプローチ（日本原子力研究開発機構, 2013c）を発展させる形で、幌延の泥岩（堆積岩）及びグリムゼルの花崗岩（結晶質岩）を対象に研究を展開することとする。これまでに、いずれの岩石も主にマトリクスを対象として、バッチ系/粉砕試料と拡散系/コア試料のデータ整合性の評価、現象論的モデルの適用評価など、主に室内試験による収着・拡散メカニズムの理解に焦点をあててきた。これらの室内試験によるメカニズムの理解を、割れ目までを対象として継続するとともに、図2.4.2-1に示すように、原位置試験と連携した室内から原位置へのアップスケーリング手法の構築に力点をおいて進める。堆積岩系については、幌延深地層研究所での割れ目系を含む複数の原位置トレーサー試験が現在進められており、原位置試験をサポートする室内データを取得するとともに、これまでに蓄積してきたデータやモデル適用性評価を通じて評価技術の確証を図る。結晶質岩については、従来より国際共同研究として進めているスイスグリムゼル地下研究所における原位置長期拡散（LTD）プロジェクトとも連携して、グリムゼル花崗岩のマトリクス及び割れ目を対象に研究を進める。花崗岩系の課題であるる試料の粉砕影響等の理解と補正評価、鉱物や間隙の不均質性の理解とそれらの影響評価等を進めつつ、室内から原位置へのアップスケーリング手法の確証を行う。さらに、地質環境条件の長期変遷の影響を含めて、時間スケールの長期性に対するデータやモデルの確証も重要な課題であり、ナチュラルトレーサーの調査事例の活用可能性についても調査・検討を進めることとする。

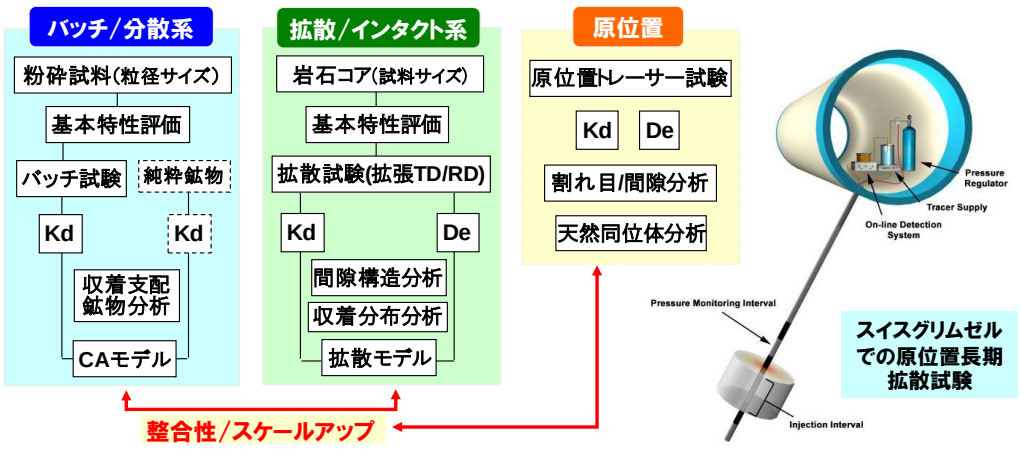


図 2.4.2-1　室内から原位置へのアップスケーリングを含む岩石系の研究アプローチ

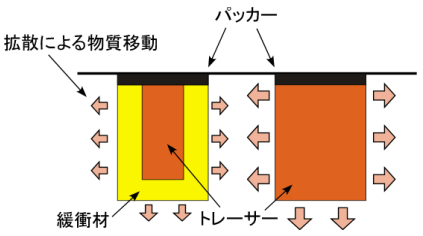
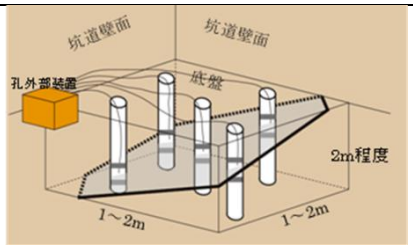
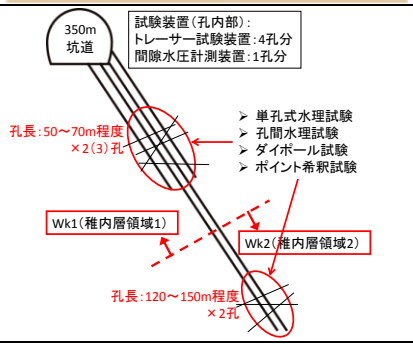
(2) 堆積岩系の評価技術の開発

1) 幌延の泥岩を対象とした課題と開発アプローチ

関連事業において、幌延深地層研究所の堆積岩を対象として、多様な核種の収着・拡散データを取得するとともに、現象論的収着・拡散モデルを検討してきた（日本原子力研究開発機構，2013c）。主に対象としたのは幌延深地層研究所のHDB-6孔の深度500-600 mの稚内層から採取した珪質泥岩の健岩部（マトリクス部）である。HTO，I，Cs，Ni，Am等の多様な核種の収着・拡散データとその環境条件依存性をもとに、幌延泥岩中のイオンの収着・拡散が、粘土成分（イライトとスメクタイト）及びそれらによって構成されるナノスケール間隙によって主に支配されていること、また、ベントナイト系のモデルの拡張によって傾向性等を概ね解釈可能であることを示してきた（Tachi et al.，2011；日本原子力研究開発機構，2013c）。

本プロジェクトでは、これまでの成果を踏まえ、また、幌延深地層研究所で進められている原位置トレーサー試験と連携することによって、幌延泥岩のマトリクス部から割れ目部までの核種移行メカニズムの理解、モデルの適用性評価、原位置トレーサー試験の解釈、それらに基づく室内から原位置へのアップスケーリング手法の検討を実施することとする。幌延深地層研究センターでは、350m調査坑道において、表2.4.2-4に示す3種類の原位置トレーサー試験を計画あるいは実施中である。これらの試験との連携によって、本プロジェクトで確証すべき課題を明確化するとともに、原位置試験の進捗等にあわせて、これらの課題に対するアプローチを具体化しつつ研究を展開していく。

表 2.4.2-4　幌延深地層研究所で計画されている原位置トレーサー試験の概要

試験名	試験の目的と概要	
健岩部/マトリクスを対象としたトレーサー試験	・坑道底部に開削したボーリング単孔内にトレーサーを充填し、オーバーコアリングにより岩石中のトレーサー分布を取得 ・コア及び孔壁の観察、イメージング等によりマトリクスの物質移行特性を把握 ・人工バリアの有無、2種類の孔径（76mm，150mm）の計4種類の試験を実施	
単一割れ目を対象としたトレーサー試験	・坑道底部に存在する単一割れ目を対象とした孔間の水理試験とトレーサー試験を実施 ・複数の孔間試験によって割れ目の物質移行特性の不均質性を把握 ・ブロック開削、または、コア抜き等による割れ目/マトリクス試料の採取と内部トレーサープロファイルの取得	
割れ目帯を対象としたトレーサー試験	・割れ目帯を対象とした長尺（50～150m程度）の複数孔を利用したダイポール試験 ・稚内層の中で岩盤特性が変化する境界面の上下2箇所で実施 ・コア観察、BTV観察、物理検層、流体検層、トモグラフィー探査を実施したうえで、単孔式及び孔間水理試験、トレーサー試験を実施	

上記のこれまでの先行研究の成果、原位置試験との連携した重要な確証課題を踏まえて、本プロジェクトでは、特に割れ目を含むより複雑な系を対象とした室内試験と核種移行メカニズム理解、それらの解析評価技術の高度化に取り組み、最終的には原位置試験への適用と確証を目指す。このために、平成25年度から着手した割れ目系を対象とした一連の室内試験のデータをもとに割れ目系の核種移行特性を把握するとともに、特に割れ目中の不均質性評価に係る課題について検討する。また、2.4.1に示したように、地質環境条件の長期変遷の影響を含めて、長期時間スケールでの拡散プロセスの解釈評価に基づく核種移行モデルとデータの確証にとって極めて重要である。このため、ナチュラルトレーサーに基づく、地質環境の長期変遷影響も含む長期の物質移行評価に関して、これまでの関連研究の調査と今後の課題とアプローチを検討する。

2) 幌延泥岩の割れ目系試料の核種移行特性の取得評価

i) 割れ目を対象とした室内核種移行試験の概要と岩石基本特性評価

単一割れ目を対象とした原位置試験をサポートする室内データを得ることを目的に、割れ目からマトリクスまでの岩石特性、収着・拡散特性を把握評価するための室内試験を実施した。幌延地域で掘削された既存のボーリングコアから、コアの鉛直方向に沿った天然の単一割れ目を含む保存状態の良好な試料として、SAB-2孔の深度288-289ｍの稚内層のコアを採取した。割れ目とマトリクス部の鉱物、間隙、収着・拡散等の一連の特性を評価するため、割れ目を含む円柱状の試料を用いた低流量通水試験、割れ目近傍部とマトリクス部に対する拡散試験及びバッチ収着試験を行うこととし、図2.4.2-2に示すような試料加工と試験体系の構築を経て、一連の試験分析を実施した。

低流量通液試験に用いるコア試料は、樹脂で保護・固定した状態で、X線CT測定を実施した。低流量通水試験には、図中のA部を用いることとし、切断したうえで、両面の割れ目部以外をシーリングし、デッドボリュームを最小化しつつアクリル製試験セルに設置した。拡散試料は、図中のB部の割れ目面に対し、コアピッカーを用いて垂直にφ20mmのコアを採取し、割れ目面の凹凸をそのままの状態で厚さを5mm程度に調整したものを割れ目部試料とし、割れ目から離れた部分をマトリクス部試料とした。バッチ試験試料は、割れ目表面部とマトリクス部を粉砕した試料を60mesh(250μm)アンダーに篩分したものを試料とした。

割れ目部とマトリクス部の基本特性の把握として、鉱物組成（X線回折）、化学組成（蛍光X線分析）、比表面積（BET）、陽イオン交換容量（CEC）、間隙孔径分布（水銀圧入）の測定を平成25年度に実施した。表2.4.2-5に要約する通り、いずれの特性にも割れ目部とマトリクス部で顕著な差は認められず、これまで把握されている稚内層の標準的な特性であった（日本原子力研究開発機構，2014a）。

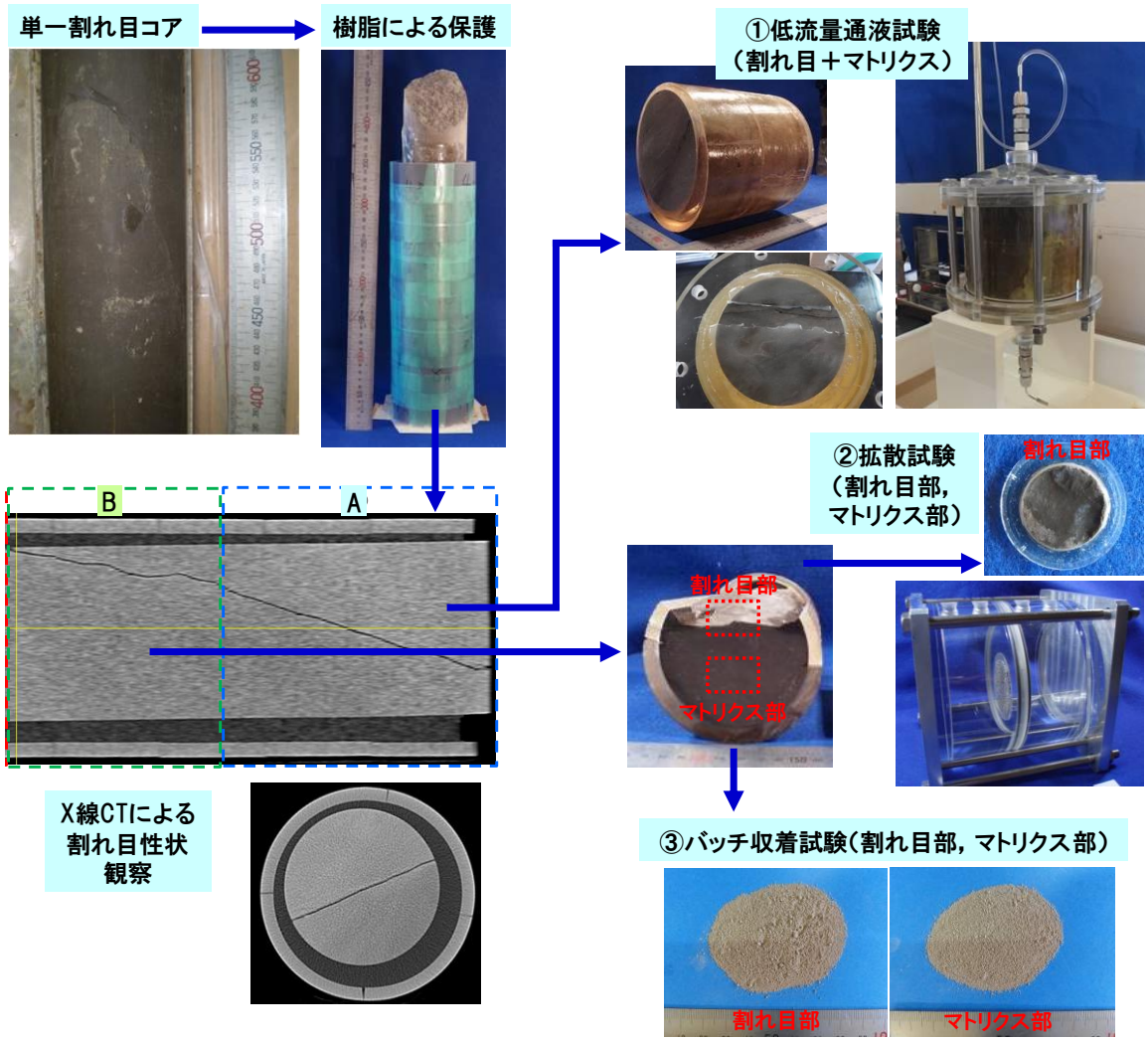


図 2.4.2-2　割れ目を含む堆積岩試料の試料加工と試料体系

表 2.4.2-5　割れ目部とマトリクス部の岩石基本特性

特性	割れ目部	マトリクス部
XRDによる同定鉱物	石英、曹長石、スメクタイト、イライト	同左
BET比表面積（m^2/g）	48.21	44.89
CEC（meq/100g）	21.0	21.1

ii）バッチ収着及び拡散試験結果

① バッチ収着試験

バッチ収着試験は、割れ目部近傍（表面から2～3mm程度）とマトリクス部の粉末試料を用いて、液固比10ml/g、Ar雰囲気、室温条件で行った。試験液は模擬地下水をベースに、重水HDO(20%)，I(10^{-3} mol/dm^3)，Cs(10^{-5} mol/dm^3)，Se(10^{-4} mol/dm^3)，Ni(10^{-6} mol/dm^3)，Eu(10^{-6} mol/dm^3)を含むカクテルトレーサーとした。試験時間依存性を確認しつつ、最終的に28日後に、0.45μmメンブランろ過した分析データをもとに分配係数を評価した。収着の時間依存性については、Eu以外の元素については影響が認められなかった。また、Iについては、初期添

加濃度に対して明瞭な濃度減少が認められず、分配係数を評価することができなかった。得られた分配係数（図2.4.2-3(a)）は、CsとNiで0.1, Euで10, Seで0.001 m^3/kgのオーダーであり、Niを除き、以前に幌延泥岩（稚内層）に対して取得された分配係数（日本原子力研究開発機構, 2014b）に概ね整合する結果となった。Niについては、拡散試験結果で示すように、もともと岩石中に含まれるNiの影響を考慮する必要があると考える。割れ目部とマトリクス部のデータを比較すると、両試料間でほとんど差がなく、上述した鉱物組成やCEC等の特性に差異が認められないことを反映した結果となった。さらに、収着試験後に、実験水（模擬地下水）, 1M KCl, 1M HClを脱離液として脱離データを取得した（図2.4.2-3(b)）。CsはKClによる脱離成分が多く、一方で、EuやSeについてはHClによる脱離成分が多く、また、CsやEuでは残渣が比較的多い結果となった。

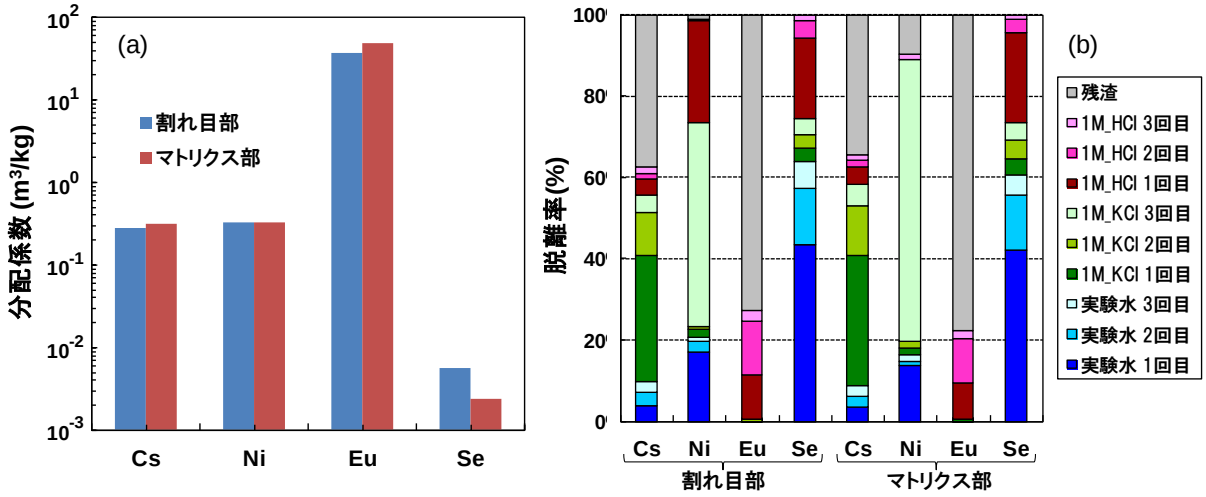


図 2.4.2-3　幌延堆積岩の割れ目部／マトリクス部の収着試験(a)と脱離試験(b)の結果

② 拡散試験

拡散試験は、割れ目表面を含む試料、マトリクス部試料を用いて、透過拡散法（拡張型）によって、Ar雰囲気、室温条件で行った。試験液は模擬地下水をベースに、バッチ試験と同様の重水HDO(20%), I(10^{-3} mol/dm^3). Cs(10^{-5} mol/dm^3), Se(10^{-4} mol/dm^3), Ni(10^{-6} mol/dm^3), Eu(10^{-6} mol/dm^3)を含むカクテルトレーサーとした。上流側のトレーサー減衰曲線、下流側の破過曲線を取得するとともに、CsやSe等については試験終了時に試料の研削・分析によって岩石内部の濃度プロファイルを取得した。複数の濃度曲線に対して、拡散方程式を同時フィッティングすることによって、実効拡散係数と分配係数を取得した。CsとIのデータと解析結果を、図2.4.2-4に例示するが、データのばらつきはあるものの、良好な解析結果を得ることができた。なお、Niはもともと岩石中に含まれるNiの影響のため、Euは短期間で上流側濃度が減少したため、収着・拡散パラメータを評価することは困難であった。

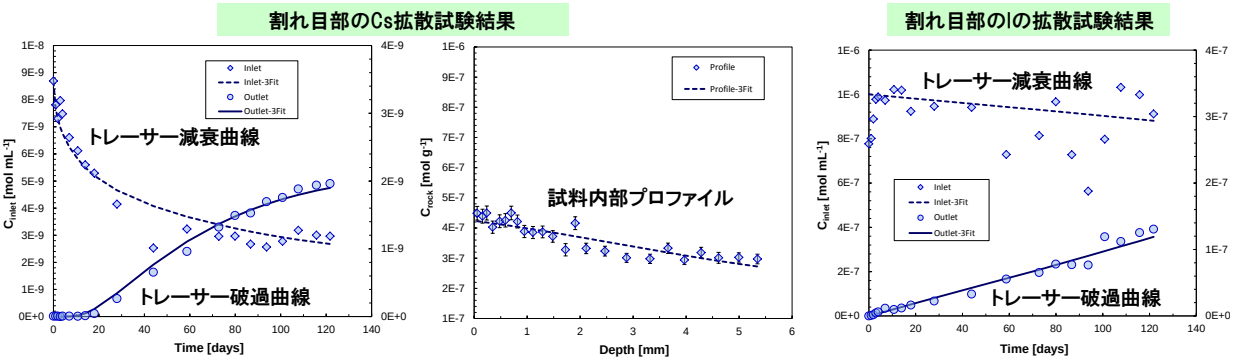


図 2.4.2-4　幌延堆積岩中の拡散試験と解析結果の例（割れ目部中の Cs と I）

拡散試験の結果から得られた各元素の収着・拡散パラメータを、図2.4.2-5(a)に示すとともに、バッチ試験の結果とあわせて同図(b)に比較する。実効拡散係数は、中性化学種（HDO）の値に対し、陽イオンでは加速され、一方陰イオンは低減される効果を示した。これらの傾向は、これまでに幌延の岩石で観測されてきた傾向（Tachi et al., 2011; 日本原子力研究開発機構, 2013c）と非常に良く一致している。また、割れ目部とマトリクス部とを比較した場合、若干ではあるが陰イオンの拡散係数が割れ目部で低下する傾向が認められた。さらに、分配係数については、割れ目部とマトリクス部とで明瞭な差異は認められなかった。

(a)		割れ目部	マトリクス部
HDO	D_e (m^2/s)	2.0×10^{-10}	2.0×10^{-10}
Cs	D_e (m^2/s)	5.9×10^{-10}	5.5×10^{-10}
	Alfa	260	300
	K_d (m^3/kg)	0.17	0.19
Se	D_e (m^2/s)	2.4×10^{-11}	3.1×10^{-11}
	Alfa	5.9	8.3
	K_d (m^3/kg)	3.6×10^{-3}	5.2×10^{-3}
I	D_e (m^2/s)	6.0×10^{-11}	8.1×10^{-11}

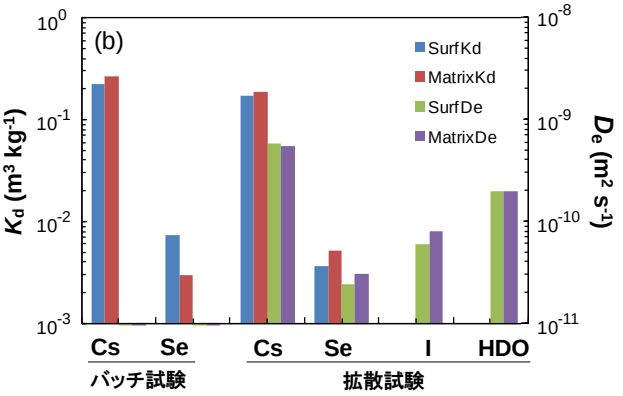


図 2.4.2-5　幌延堆積岩中の拡散試験で得られたパラメータとバッチ試験との比較

iii)低流量通液試験結果

① 割れ目形状の評価

低流量通液試験で用いるコア状試料、X線CT装置（東芝製, Asteion VI）によって、管電圧120kV、管電流200mA、スキャン速度0.75秒、スキャン幅1mmの条件でのCT撮影画像を取得した。CT断面図の一部を図2.4.2-6(a)に示す。10cmのコア試料全体にわたって平均1mmの開口幅の単一割れ目が連続していることが確認できる。これらのCT撮影画像をもとに亀裂内の体積を算出した。算出方法としては、CT撮影画像をコアの側面から見た図（同図(b)）へ加工し、画像1枚ごとに表れている亀裂の面積を評価し、全画像分を積算する方法とした。算出方法の概念図と算出結果を図2.4.2-6(c)に示す。

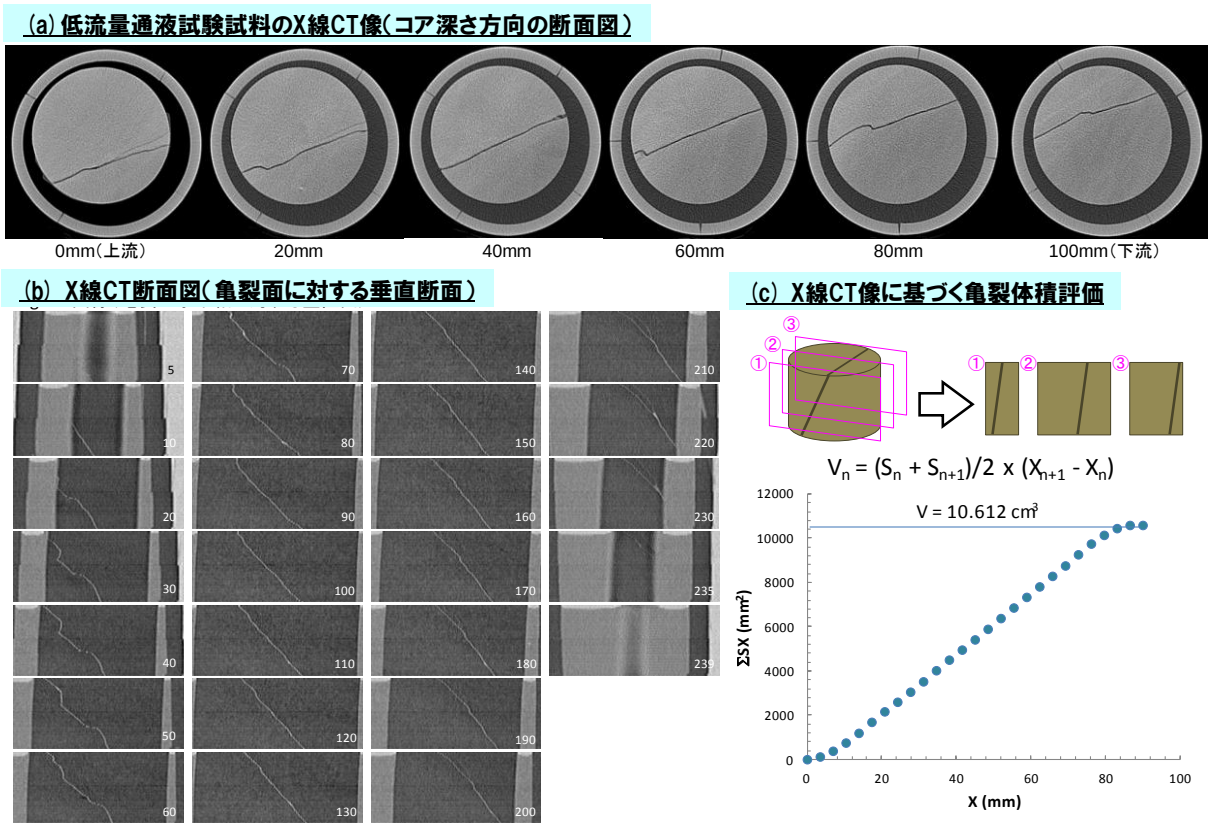


図2.4.2-6　低流量通液試験に用いる幌延岩石試料のX線CTデータと亀裂体積評価

② 低流量通液試験の結果

通液試験に用いた試料は、上記に示したような中央付近に平面上の割れ目面を含むφ90mm、長さ 100mm のコア状試料である。図 2.4.2-2 に示したように、試験溶液が亀裂内のみを通水するよう、亀裂部以外のコアの端面は樹脂によってシールするとともに、デッドボリュームが最小になるよう配慮したアクリル製セルへ設置した。低流量通液試験では定流量ポンプを用いて、1mL/hour の一定流量で通液することとした。模擬地下水を循環させたのち、拡散試験と同様の元素を含有するカクテルトレーサーを循環させた。通液試験については、大気下、室温で行った。下流側から排出される溶液を随時サンプリングし、トレーサー元素濃度を分析することによって、破過曲線を取得した。

各トレーサー元素の破過曲線を図 2.4.2-7 に示す。同図(a)に示す I は、4～8 時間後から下流側で検出され、数日後以降は一定濃度で推移した。同図(b)の重水（HDO）の場合も、4～8 時間後から下流側で検出されたものの、一定濃度の状態になるので 1 週間程度要しており、I よりも遅延されている。Cs（同図(c)）については、は約 13 日後までは 10ppb 以下の濃度で排出されており、その後緩やかに排出液の濃度が概ね 100～200ppb の範囲まで上昇する結果となった。この濃度はソース濃度の 1、300ppb 程度と比較すると低い濃度であり大きく遅延されている。一方で、Se（同図(d)）については、 I および重水と比較するとやや緩やかに排出液の濃度が高くなり、約 15 日後にトレーサー濃度と同等の濃度に達した。その後、30 日程度までトレーサー濃度と同程度の濃度で排出されていたが、30 日付近で排出液の濃度が急激に低下し、その後は数 10～2,000ppb 程度の濃度で排出される結果となった。なお、Ni

は試験開始直後からソース濃度を上回る濃度が検出され、Eu については、試験期間を通じて定量下限値未満であった。これらのトレーサー元素間の遅延の傾向性（Cs＞Se＞HDO＞I）は、上記に示した収着・拡散試験から得られた各元素間の収着・拡散特性の関係性と概ね整合するものである。すなわち、I と HDO はいずれも非収着性であるが、I は陰イオン排除によってマトリクス拡散がより抑制される。Se は陰イオンであるものの、弱収着性（～10^{-3}m^3/kg）のため I よりも遅延される。Cs は高収着性のために大きく遅延される結果となった。

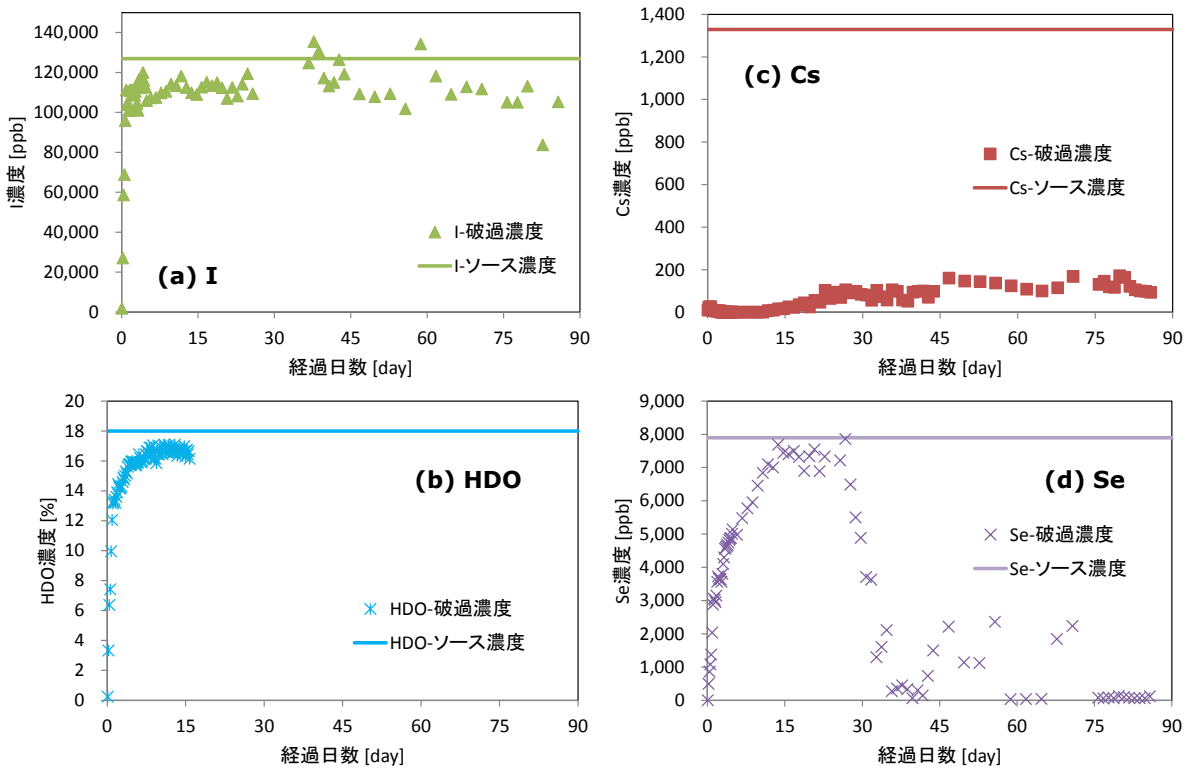


図2.4.2-7　低流量通液試験で得られたトレーサー元素の破過曲線データ

③ 低流量通液試験後の試料分析結果

約90日間の通液試験終了後に、割れ目表面観察、割れ目からマトリクス部への拡散挙動を確認するために、試料セルの解体と分析を実施した。アクリル製の試験セルを解体したところ、コア試料は割れ目面で分割することができた（図2.4.2-8）。同図(a)に示すように、解体前のコア表面の割れ目部の観察結果として、上流側と下流側の割れ目部周辺には、それぞれ白色と赤褐色の析出物が認められた。一方、コア側面の亀裂には析出物等は見受けられず、トレーサー溶液の亀裂外への漏えいは生じなかったことが確認できた。同図(b)に示す割れ目面の観察の結果、上流から下流にかけて、白色及び赤褐色の析出物が分布していることが確認できた。その分布は不均一であり、割れ目表面の凹凸（せん断割れ目特有の表面形状）の影響を含め、選択的な流れが生じていた可能性が示唆された。また、特に、白色の析出物は、上流側でより多くの量が存在している状況であった。

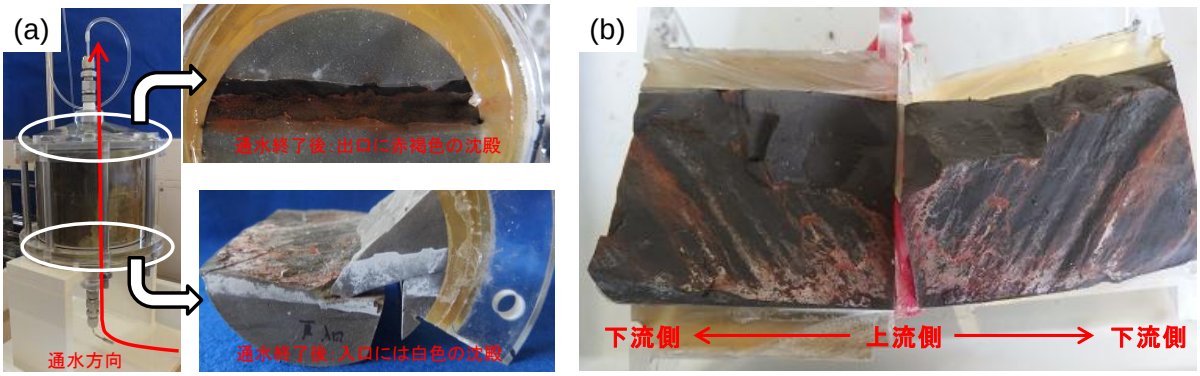


図2.4.2-8　低流量通液試験終了時の割れ目部（上流・下流）(a)と割れ目表面の状態(b)

割れ目表面から岩石マトリクス内部への拡散挙動を把握・評価するために、上記図2.4.2-8(b)の割れ目面から分割された試料の片側（写真の右側）を用いて、内部プロファイルを取得した。図2.4.2-9(a)に示すように、試料の中央線上の上流側と下流側、それぞれ上流端から約18mm、下流端から約14mmの位置を研削中心として、20mmの超硬バーを用いて研削を行った。削り出した試料の深さは上流側が約10mm、下流側が約5mmである。削り出した試料(0.1g)を1N HNO_3溶液(10mL)へ浸出させ、ICP-MSにより濃度を測定した。亀裂面からの深さ方向の距離の評価は、削り出した試料の総重量と各測定時の試料重量の関係から算出した。なお、試験に供していない試料片を用いてトレーサー元素のバックグラウンド濃度を把握し、各測定値から差し引くことでトレーサーの移行分を評価した。図2.4.2-9 (b)に示すCsの濃度プロファイルは、上流側の方が割れ目面付近の濃度が1～2桁高く、一方で、プロファイルの進展も深く、少なくとも10mmを超える深さでマトリクス拡散が生じていることが確認された。

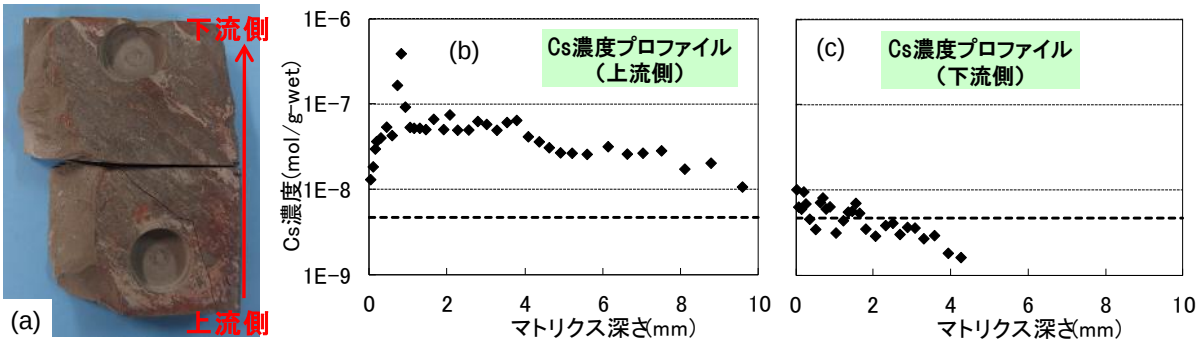


図2.4.2-9　低流量通液試験終了時の割れ目部（上流・下流）(a)、
Csの濃度プロファイル上流側(b)、Csの濃度プロファイル下流側(c)

割れ目表面で観察された白色及び赤褐色の析出物を評価するために、上記図 2.4.2-8 (b)の割れ目面から分割された試料の片側（写真の左側）を用いて、割れ目表面の SEM-EDS による観察を行った。図 2.4.2-10(a)に示す上流部を対象に観察した一連の分析結果を同図(b)～(f)に示す。同図(b)に示した SEM 像の領域を対象に、Se，Al，Si，Ca，Fe 等の元素マッピング(同図(c))を行い、その結果に基づく相分離(同図(c))によって、Opal-CT，Calcite，Pyrite，Se の分布を特定した。さらに、Se と Calcite の領域を拡大することによって、Se は Se 単体

での存在、Calcite（方解石）は柱状での存在を確認した。複数の位置での観察結果をもとに、赤褐色部分は、液相中で亜セレン酸の状態で存在したセレンが、何らの原因で還元されてセレン固相として析出したものであると判断された。一方で、白色の析出物は、Calcite であると考えられた。これらの観察の結果、不均質な流れ場、Se の酸化還元と析出物の生成を確認することができ、定性的な根拠ではあるが、上記の破過データを解釈するうえでの重要な情報を得ることができた。

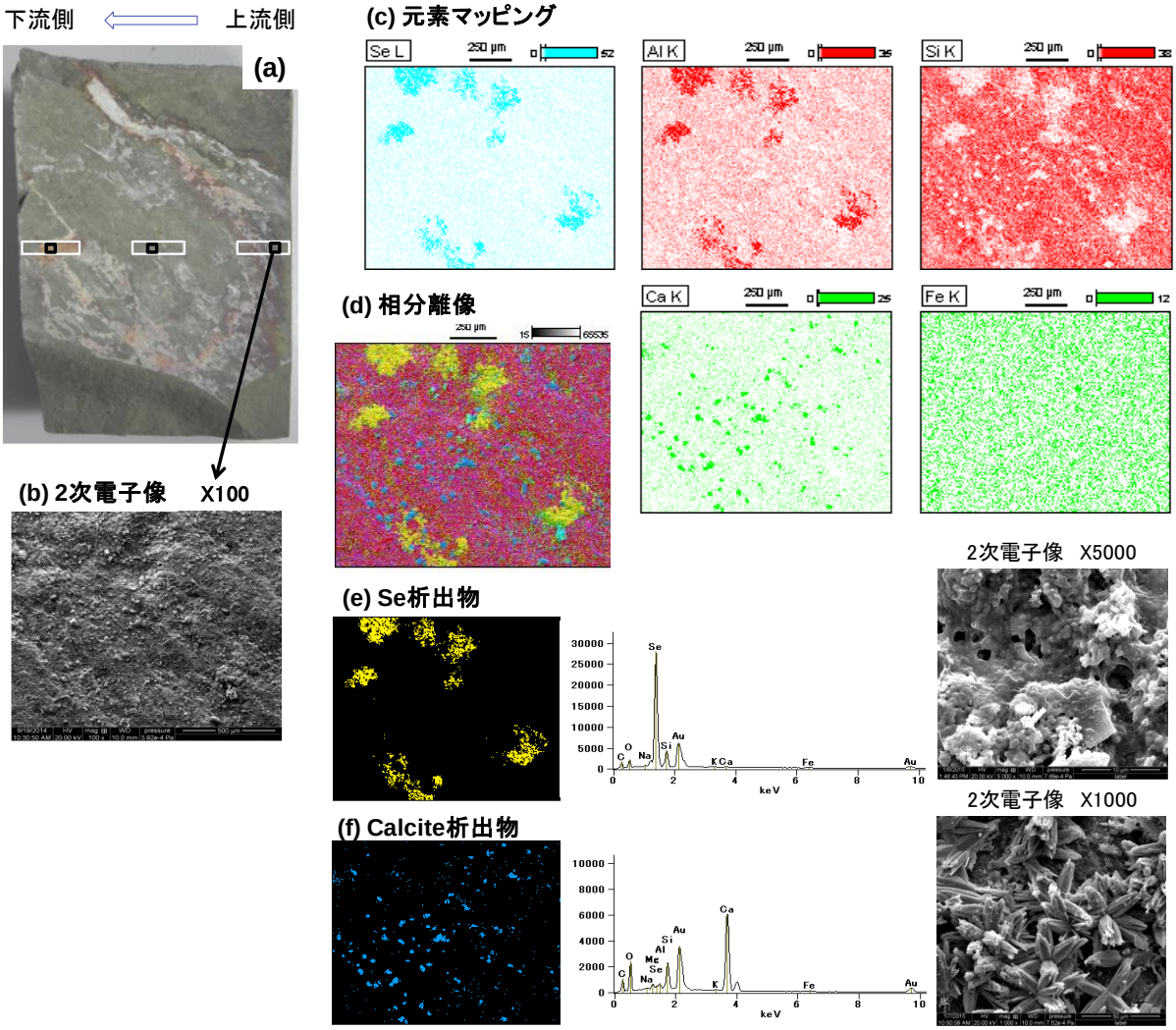


図 2.4.2-10　低流量通液試験の割れ目表面の SEM-EDS 分析結果

④ 低流量通液試験の解析評価

上記②で記した、割れ目からマトリクスまでの岩石特性、収着・拡散特性を把握・評価するために実施した低流量通液試験結果に対して、解析的評価を検討した。解析は汎用的なシミュレーションソフトウェアである GoldSim を用いて行った。

割れ目内の流路は、図 2.4.2-11 に示すように、1 次元の平行平板モデルで表すこととした。試験に用いたコアのサイズが直径 90mm、長さ 100mm であることと、図 2.4.2-6 に示した X 線 CT の分析結果を踏まえ、割れ目を表す平行平板形状は 90mm×100mm×1mm と設定した。また、マトリクス拡散深さは 40mm と想定した。

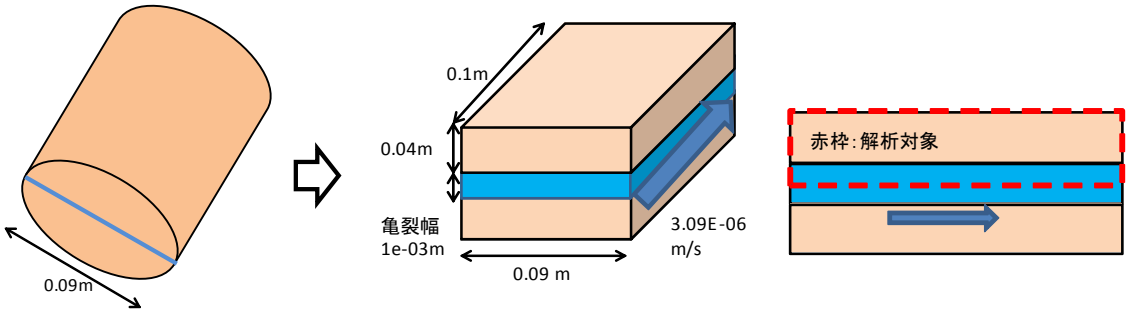


図2.4.2-11　単一割れ目の核種移行解析のモデル概念図

解析に用いたパラメータは基本的に実測値に基づいて以下のように設定した。亀裂内の流速は低流量通液試験の流速 1mL/hour を亀裂開口面積 90mm^2（0.9×10^{-4}m^2）で除することにより、3.09×10^{-6}m/s と設定した。また、亀裂中の拡散係数は 2×10^{-9}m^2/s とした。マトリクス中の実効拡散係数と収着分配係数は、上記の既往の測定値に基づいて元素ごとに設定した。また、マトリクスの間隙率は乾燥密度、比重の実測値より 0.44 と設定した。パラメータを表 2.4.2-6 に示す。なお、境界条件としては、上流側をフラックス固定（濃度、流量固定）条件とし、下流側を自由流出境界とした。

表 2.4.2-6　単一割れ目の核種移行解析パラメータ

パラメータ	設定値
流速	3.09×10^{-6} m/s
亀裂内拡散係数	2.0×10^{-9} m^2/s
マトリクス拡散深さ	40mm
マトリクス間隙率	0.44（乾燥密度1.44g/cm^3、比重2.565g/cm^{3}より設定）
実効拡散係数	HDO：2.0×10^{-10}m^2/s，I ：8.1×10^{-11}m^2/s， Cs ：5.5×10^{-10}m^2/s，Se：3.1×10^{-11}m^2/s
収着分配係数	HDO，I ： 0.0m^3/kg，Cs ：0.19m^3/kg， Se ：5.2×10^{-3}m^3/kg

上記のモデルとパラメータを用いた解析結果を、各元素（HDO，I，Cs，Se）の破過曲線、及び Cs の内部プロファイル（上流側、下流側）のそれぞれについて、実測データと比較する形で図 2.4.2-12（図中の基本ケース）に示す。解析の結果、HDO、I といった非収着性の元素は、実測値に近い傾向を示したが、Cs と Se（初期の立ち上がり部）については、大きな乖離が認められた。また、Cs の内部プロファイルは、上流側で実測データより高めの傾向、下流側では実測に近い値を示した。一方で、上記で示したように、割れ目表面の観察結果からは、割れ目内部の選択的な流れが生じていた可能性が示唆された。ここでは、割れ目内部の半分で流れが生じることを仮定し、単純に割れ目形状を半分（9cm→4.5cm）にした系で計算を実施した。その結果を同図に容積 1/2 ケースとして示すが、HDO，I の破過曲線は非常に良い一致を示した。また、Cs や Se の破過曲線についても実測データに近い傾向となった。ただし、Cs の内部プロファイルについては、上流と下流側のいずれにおいても、実測データから離れる結果となった。

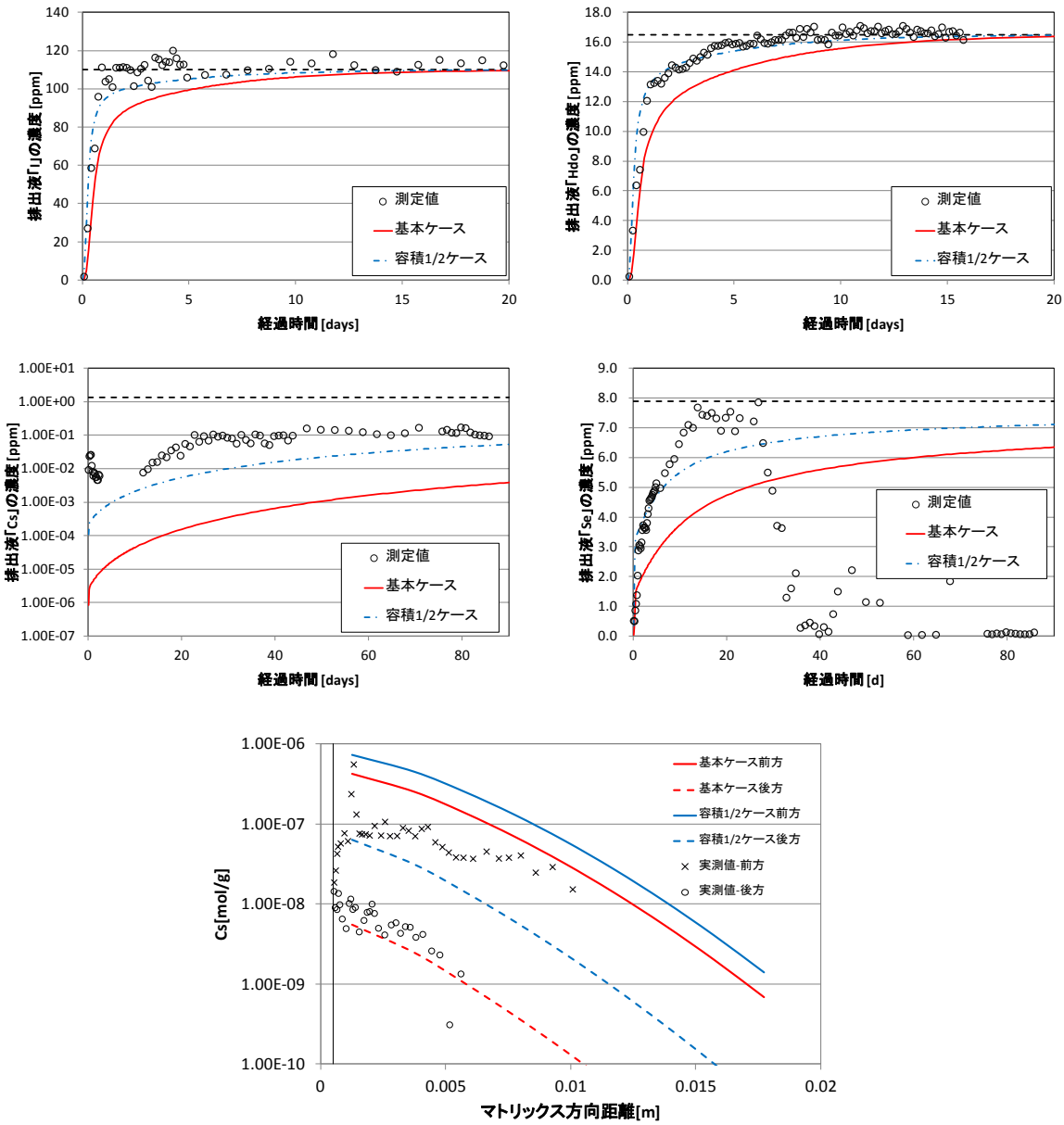


図2.4.2-12　単一割れ目の核種移行解析の結果例と実測データとの比較

今後、以下のような観点で、より現実的な解析手法の適用を含め、データ解析と補完的なデータ取得を進めていくこととする。

・上記で選択的な流れの影響を、単純に割れ目形状を半分にすることで表現したが、実際は、残りの半分の領域においても、トレーサーの割れ目内部への拡散、マトリクスへの拡散と収着が生じている可能性があり、これらを考慮したモデルの検討が必要である。

・平成25年度の報告書でも検討したように、幌延泥岩に対するCsの収着に対する濃度依存性が観察されており、単純な拡散系ではその効果を評価してきている。例えば、PHREEQCなどを用いて、この効果を考慮した解析を検討する必要がある。

・Csの内部プロファイルは、上流側と下流側と1点づつの測定結果と比較したが、流れ場の不均質性の影響を含めて、濃度プロファイルの不均質性について確認できれば、有益な情報になりうる。

3) 幌延のナチュラルトレーサー評価に関する検討

2.4.2 1)で示したように、粘土質堆積岩は、透水性が極めて低い拡散バリアとしての性能が期待されており、諸外国でもこれら岩石における長期にわたる拡散バリア性能の立証が中心的な課題となっている。このような粘土質堆積岩を対象に、比較的広域かつ長期にわたる母岩中での物質の移行挙動を評価するため、地下水（間隙水）中に含まれる非収着性（弱収着性）の元素濃度プロファイル（natural tracer profiles）を調査するとともに、調査箇所の古水理地質学的な変遷（例えば、隆起・侵食による初期／境界条件の変化）も踏まえ、拡散をベースとしたモデルにより濃度プロファイルの解釈が試みられている（例えば, Mazurek et al., 2009）。このような試みにより、別途、室内試験等で求められた拡散係数のより広域な評価への適用可能性検討（原位置試験スケールへのup-scaling）や、母岩の有する長期的なバリア性能の定量的評価（例えば, 拡散バリアとして1Ma程度寄与していた可能性がある等）にも反映できると考えられる。ここでは、幌延を例とした地下水中のnatural tracer profilesの検討にあたり、これまでに幌延を対象に検討が行われた関連する既往研究例のレビューを行い、現状での知見や課題と考えられる点を抽出した。

幌延における主な関連研究例としては、岩石コア中の間隙水の安定同位体比に着目した研究（寺本ほか, 2006）および地下水年代測定に着目した研究（中田・長谷川, 2010）がある。ここでは、これらの研究内容について整理した。

① 岩石コア中の間隙水の安定同位体比に着目した研究（寺本ほか, 2006）

北海道北部幌延町において、堆積岩を対象（珪藻質泥岩である声問層、珪質泥岩である稚内層を主に対象）とした深地層研究計画が実施されており、この計画の一環として掘削されたボーリング孔を利用した。対象としたボーリング孔は、幌延深地層研究センターが位置する北進地区および北進地区から5km程度南東方向に位置する上幌延地区の地表から掘削された8本のボーリング孔（2001年～2003年にかけて掘削されたHDB-1～HDB-8孔；孔長500m～700m程度、HDB-2孔は上幌延地区、それ以外のボーリング孔は北進地区に位置）である。これらのボーリング孔の掘削により得られた岩石コアから、各深度の間隙水を圧縮法で抽出した。また、採取された間隙水の水素・酸素安定同位体比（δDおよび$\delta^{18}O$）や電気伝導度の測定を行い、地下水の起源や水質の空間分布を評価し、水質の形成機構について検討がなされた。主な検討結果を以下にまとめる。

・水の安定同位体比の深度プロファイルに基づけば、概略的には、標高-400m以深の地下水は、δDで-20～-30‰程度、$\delta^{18}O$で-1～3‰程度の範囲に収束した（いわゆる化石海水の特徴をもつ地下水の安定同位体比であった）。このことから、標高-400m以深では、これらの安定同位体比とは異なる地下水の混合による影響をほとんど受けていないと推察された。
・一方、標高-400m以浅では、より安定同位体比の小さい水（天水系の水）の影響を受けた地下水が分布した。また、標高-400m以浅では、浅部から深部に向かうにつれ、安定同位体比が漸移的に変化した（深部に向かうにつれ、安定同位体比が大きくなる）。このことは、浅部の天水系の水と深部の海水系の水の混合により解釈された。
・幌延地域の地下水は、3つのエンドメンバーとなる地下水(「堆積時に取り込まれた地下水」、「寒冷気候下（氷期）に地表面から涵養された天水」および「最終氷期以降に涵養された

天水」）が様々な割合で混合し、形成されていると推察された。
・3つのエンドメンバー地下水の混合割合を算出し、天水の混合深度を評価したところ、氷期の天水の混合深度の方が現在の天水の混合深度より深いと推察された。これは、氷期における海退に伴い、現在よりも標高差の大きい地形となり、動水勾配が大きくなったため、より深部にまで天水との混合が生じたと推察された。

② 地下水年代測定に着目した研究（中田・長谷川，2010）

幌延地域に分布する泥質の堆積岩は、難透水性であり、揚水による地下水のサンプリングが困難な場合ある。このため、寺本ら（2006）と同様に、岩石コアから間隙水を抽出し、^{4}Heおよび^{36}Clを用いた地下水年代評価法の検討が行われた。年代測定の対象として用いられた間隙水は、幌延深地層研究センターが位置する北進地区および北進地区から5km程度南東方向に位置する上幌延地区の地表から掘削されたボーリング孔（北進地区：HCD-2孔およびHDB-9～11孔、上幌延地区：HCD-3孔）の岩石コアから圧縮抽出された。採取された地下水を用いた^{4}Heおよび^{36}Clによる地下水年代評価の主な結果を以下にまとめる。
・^{4}He年代では、標高-250m以深の稚内層中の間隙水は、地下水年代として1～10Ma程度と推定された。一方、標高-250m以浅の稚内層中の間隙水は1～2Ma程度、稚内層の上位に位置する声問層中の間隙水は0.5～1Ma程度と推定された。ちなみに、声問層の年代は2～4Ma程度、稚内層の年代は4～13Ma程度と推定されており（太田ほか，2007）、標高-250m以深の稚内層中の間隙水は、地層の年代と同程度であるが、標高-250m以浅の稚内層中の間隙水や声問層中の間隙水は、地層の年代よりもやや若い年代が算出された。この要因として、浅層の若い年代の天水の混合による影響が推察された。
・標高-250m以深の稚内層中の間隙水については、^{36}Cl年代でも、地下水年代として1Ma以上の古い年代値が算出された。
・HDB-11孔を例に、水の安定同位体比の深度プロファイルを整理すると、標高-250～-300m付近から地表に向けて、安定同位体比が軽くなる（小さくなる）傾向があり、一方、標高-600m以深では、安定同位体比の深度プロファイルにほとんど変化がなくなる（ほぼ一定の値に収束する）。このことから、標高-600m以深では、過去～現在において、天水の浸透・混合による影響をほとんど受けていない滞留性の地下水の存在が示唆された。なお、標高-300m付近では、その上下の深度における安定同位体比のプロファイルの傾向とは異なる変化があり、過去において、他の深度とは異なるプロセスの影響（例えば、割れ目を通じた浅層地下水の浸透による影響）を受けた可能性が推察された。

上述したような幌延地域における既往の関連研究例の成果に基づけば、
・浅層～深層に向けて、異なる地下水との混合により、地下水水質が形成されている。
・深層の地下水には、地層の堆積年代と同程度の非常に古い地下水が長期に亘り滞留していることが推察されている。
・混合による地下水水質の形成や滞留性の地下水の存在は、水の安定同位体比の深度プロファイルを基に議論が可能である。

幌延地域における地下水中のnatural tracerに着目した研究では、前述したように、地下

水の起源や年代、水質形成（混合）に係わる検討が主であり、深度方向でのnatural tracer profilesを対象に、移流や拡散といった流動プロセスと関連させた具体的な解釈は試みられていない。そこで、今後、具体的な解釈を進めていくための準備として、幌延の堆積岩（声問層および稚内層）を対象に、流動プロセスに係わるパラメータ等について、既存の情報をもとに整理した。表2.4.2-7に、声問層および稚内層の地質学的情報、輸送パラメータおよび利用可能なnatural tracerについてまとめた。

表2.4.2-7　地質学的情報、輸送パラメータおよび利用可能なnatural tracersの概要

	岩相	地層年代（Ma）	最大層厚（m）	空隙率	透水係数（m/s）	実効拡散係数（m^2/s）	Natural tracers		
							陰イオン（Cl^-, ^{36}Cl, Br^-, I^-）	安定同位体比（δD, $\delta^{18}O$）	希ガス（^4He）
声問層	珪藻質泥岩	2～4	400～700	50～60	1.0×10^{-11}～5.0×10^{-10}	―	Cl^-・^{36}Cl：深度プロファイル検討にあたり，十分なデータあり。Br^-・I^-：データ数が少なく，やや不十分	深度プロファイルの検討にあたり，十分なデータあり。	深度プロファイルの検討にあたり，十分なデータあり。
稚内層	珪質泥岩	4～13	600～1000	30～40	7.0×10^{-13}～5.0×10^{-12}	HTO：1.1×10^{-10}～1.8×10^{-10} I^-：2.7×10^{-11}～9.7×10^{-11}			

表2.4.2-7において、地質学的情報は太田ほか（2007）、輸送パラメータのうち透水係数についてはKurikami et al.（2008）による室内試験で得られた値の幅を参考とし、実効拡散係数（D_e）についてはTachi et al.（2011）による報告値を参照した。声問層のD_eについては、現状では既往の報告値が見あたらないが、声問層と稚内層の主な違いは含有されるシリカ鉱物（opal-Aとopal-CT）の違いとそれに関係した空隙率の違いであるため、稚内層のD_eをベースに声問層のD_eについても評価可能と考えられる。また、natural tracerとしては、陰イオンとしてCl^-・^{36}Cl・Br^-・I^-、安定同位体比としてδD・$\delta^{18}O$、希ガスとして^4Heが挙げられた。これらのうち、Br^-・I^-については、深度プロファイルを評価するには、ややデータ数が不十分であり、^{36}Cl・^4Heについては、データ数は十分であるが、誤差が大きいため、深度プロファイルの評価にあたってはやや不向きである。これらを勘案すると、幌延におけるnatural tracer profilesの検討にあたっての現状の候補としては、Cl^-・$\delta^{18}O$・δDが適当であると考えられる。一例として、図2.4.2-13に HDB-1孔における地下水のCl^-・$\delta^{18}O$・δDの深度プロファイルを示す。これらのデータは、國丸ほか（2007）に基づく。寺本ほか（2006）によれば、HDB-1孔の場合、深度56m付近の地下水は現在の天水との混合による影響が示唆されているが、それ以深の地下水は、氷期に涵養された天水と化石海水との混合による影響と推察されている。このため、例えば、非常に簡易な評価として、浅部（現在の地表面からの深度で、例えば100m程度）の境界条件として氷期に涵養された天水を仮定し、深部（現在の地表面からの深度で、例えば500m程度）の境界条件として化石海水を仮定し、氷期～現在までの期間において、拡散により、どの程度の混合が生じ得るかを試算してみる方法が挙げられる。この際、深部の境界条件となる化石海水については、埋没・続成作用の過程におけるシリカ鉱物の相変化と脱水によるCl濃度の希釈の影響（甲斐・前川，2009）を考慮することが必要である。

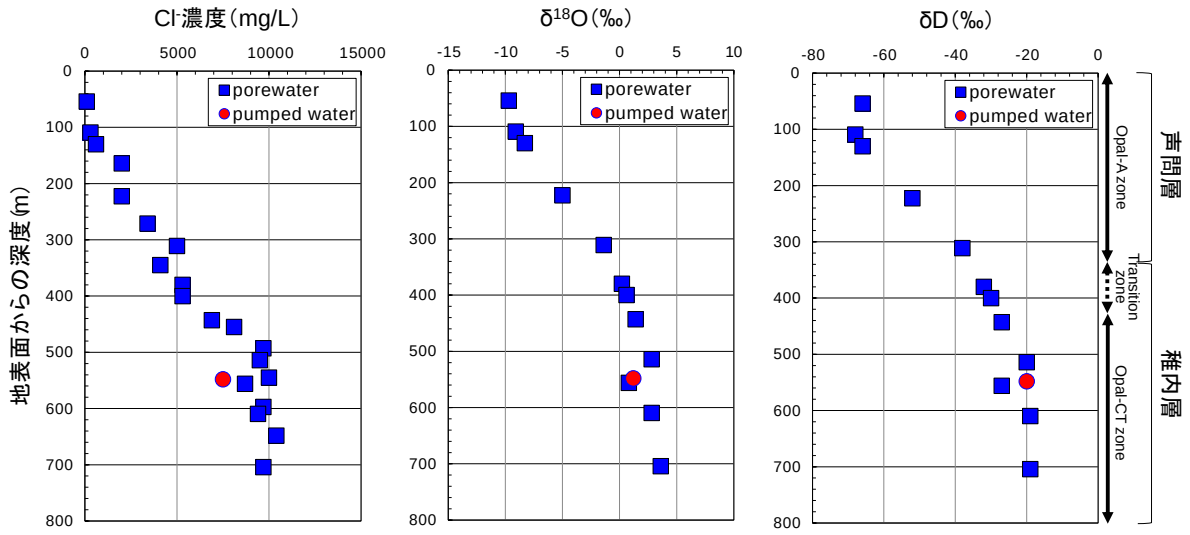


図2.4.2-13　HDB-1孔における地下水のCl^-・δ^{18}O・δDの深度プロファイルの例

なお、今後、幌延を例とした地下水中のnatural tracer profilesの検討を具体的に進めていく上では、以下のような観点についても留意することが必要である。

・ボーリング孔の位置により、地下水の混合割合や滞留性の地下水の分布深度が異なるため、個々のボーリング孔で得られた情報に基づき検討を進めることが必要
・また、個々のボーリング孔での検討結果をもとに、それらの結果を比較／統合し、水理地質構造との関連性や整合性についても確認することが必要
・さらに、幌延地域における古水理地質学的な変遷を踏まえたnatural tracer profilesへの影響（例えば、氷期における温度低下による水の安定同位体比への影響や、1Ma以降の隆起／侵食に伴う浅層の天水（地下水）の浸透や混合による影響等）についても考慮することが必要

(3) 結晶質岩系の評価技術の開発

1) 結晶質岩（グリムゼル花崗岩）を対象とした課題と開発アプローチ

結晶質岩中の核種移行評価に対しては、2.4.2(1)で示したように、割れ目/充填鉱物とマトリクスからなる複雑な核種移行プロセス、マトリクス自体の鉱物と間隙分布等の不均質性、バッチ/粉砕系の分配係数の岩石コアや原位置岩石への補正に係る課題など、堆積岩中の核種移行評価に対比してより多くの検討課題がある。

平成24年度まで実施してきた「処分システム化学影響評価高度化開発」では、スイスグリムゼルの花崗岩試料を対象として、室内試験による信頼性の高い収着・拡散データの取得、間隙構造や収着支配鉱物の分析的検討及び収着・拡散モデルの検討、さらには日本原子力研究開発機構も参加して進めている原位置長期拡散試験プロジェクトのデータ解釈の検討を行っている。これらの結果、花崗岩系においても粘土質岩と同様の陽イオン加速と陰イオン排除の影響を考慮した拡散評価が必要であること、バッチ試験における粉砕影響のみではなく、拡散系でも試料表面付近の擾乱による収着・拡散の影響を考慮する必要があること、さらにこれらの擾乱影響等を補正して室内データから原位置へとアップルケーリングする手法が適

用可能であることなどを示してきた（日本原子力研究開発機構，2013a）。

これらの成果と上記2.4.2(1)に示した国際的な最新動向を踏まえ、本プロジェクトでは花崗岩系の課題として以下の4つの視点に焦点をあて、グリムゼルの花崗岩を主たる対象として研究を進めることとする。

① グリムゼル花崗岩を対象にしたこれまでの室内試験は、HTO（トリチウム水：中性化学種），I（陰イオン），Na，Cs，Ba（陽イオン）等の核種を対象としてきた。特に、陽イオンについては、イオン交換性の核種を対象としており、表面錯体が収着反応を支配する核種に対するデータ取得法とアップスケーリング法の適用性を確認する。

② 花崗岩系への収着・拡散モデルの適用については十分に検討できておらず、収着に関しては、支配的な収着鉱物の特定とメカニズムの理解に基づくモデル化の検討を進める。また、拡散については、これまでに確認されている陽イオン加速と陰イオン排除の傾向性に対する岩石の不均質性影響を考慮したモデル化の検討が必要である。

③ 結晶質岩系では、2.4.2(1)に示したように、割れ目を介した核種移行が重要となる。幌延の泥岩で先行的に進めている割れ目を対象とした室内試験によるデータ取得のアプローチを、グリムゼル花崗岩に適用していく。

④ 2.4.2(1)に示したように、長期時間スケールにおける核種移行プロセスの理解は、花崗岩系にも共通の重要な確証の視点である。マトリクス拡散や鉱物化等も含む収着プロセス、また、隆起・侵食等を含む長期の地質環境の変遷による核種移行への影響などについて、既往のナチュラルアナログ研究事例をもとに調査・検討を進めていくことも検討する必要がある。

2)　グリムゼル花崗岩のマトリクス中の収着・拡散データの取得評価

これまでのグリムゼル花崗岩を対象とした研究において、拡散における陽イオン加速と陰イオン排除の重要性、収着におけるバッチ試験の粉砕効果の把握と補正法の重要性などを提示したきた。これらの知見が、より多様な性能評価上の重要核種の適用可能かを確認することが重要な課題である。ここでは、NiとSeに着目してデータ取得・評価に取り組む。Niについては、従来の陽イオン研究がNa，Cs，Baのイオン交換性の核種を対象としており、表面錯体が収着反応を支配する核種に対して、同様のデータ取得法や補正法が適用可能かを確認することが重要となる。一方で、Seについては、酸化還元に鋭敏な元素に対するデータ取得・評価法の適用性の確認と、グリムゼル原位置長期拡散（LTD）プロジェクトのフェーズIIにおいて、Seをトレーサーとして取り上げていることを踏まえ、ここでの検討の対象とした。平成26年度は、平成25年度から検討に着手したNi、Seのデータ取得評価を継続して進めた。

Niについては、表面錯体を主体とした収着メカニズムと2価陽イオンの拡散メカニズムに着目し、pHをパラメータ（6と9.5程度の2条件）に、バッチ収着試験と透過拡散試験を実施している。バッチ収着試験は、グリムゼル花崗岩を<0.1mm以下と0.5-2mmの条件に粉砕した試料を、液固比100ml/gで模擬地下水と反応させ、初期濃度10^{-6}mol/LのNiと反応させ、収着分配係数（K_d）を評価した。一方、拡散試験は、厚さ5 mmのディスク状試料を用いて、模擬地下水で飽和させ、初期濃度10^{-6}mol/LのNiを拡散させた。バッチ収着試験で得られたK_dは（図2.4.2-14(a)）、pH6から9.5にかけて1桁程度上昇し、表面錯体反応から想定されるpH依存性が確認された、試

料サイズの影響についても、1桁以上の差異が認められ、これまでにCs^{+}やBa^{2+}等で確認されている傾向と整合する結果が得られた。拡散試験については、途中経過であるが、収着のpH依存性を反映して、pH9.5程度の試験において、より大きなトレーサーの減衰挙動が確認されている。今後、試料内部の濃度プロファイルまでを取得し、拡散データの解釈やバッチ収着データとの比較等を検討する予定である。

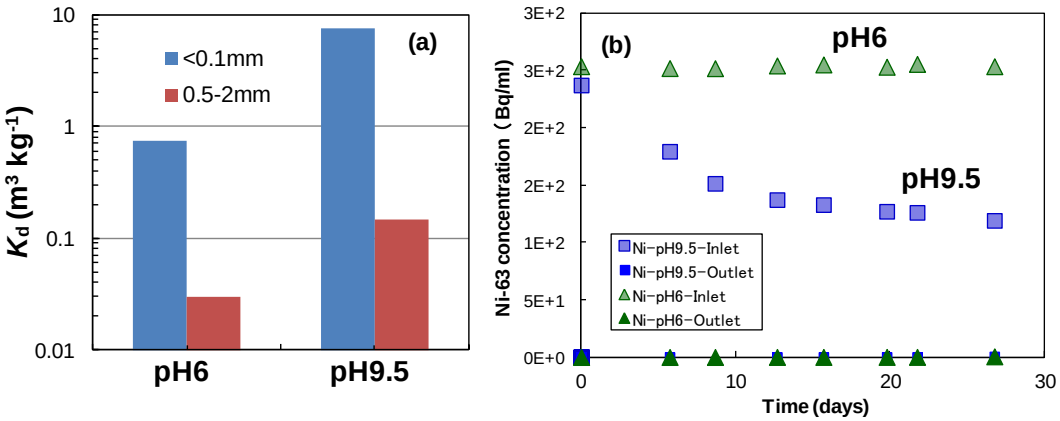


図2.4.2-14 グリムゼル花崗岩に対するNiの収着試験結果(a)及び拡散試験結果(b)

グリムゼル花崗岩に対する収着支配鉱物を特定するために、安定Niを100ppmの濃度で接触させた試料を対象に、電界放射型走査顕微鏡（FEI製Quanta250FEG)/エネルギー分散型X線分析システム（Thermo Fisher製NORAN System 7 312E)を適用した分析評価を試みた。このエネルギー分散型X線分析システムは、各元素のマッピングに加えて、各ポイントで検出したスペクトルから類似した組成をもつエリアを自動的に識別・分離する機能を有するものである。この機能を適用した分析結果を図2.4.2-15に示す。平成25年度の報告書で示したCsの場合ほど明瞭ではないが、Niのマッピング（上段中央）と相分離された各鉱物の分布（下段）から、Niの収着に対する黒雲母の関与が確認できる。

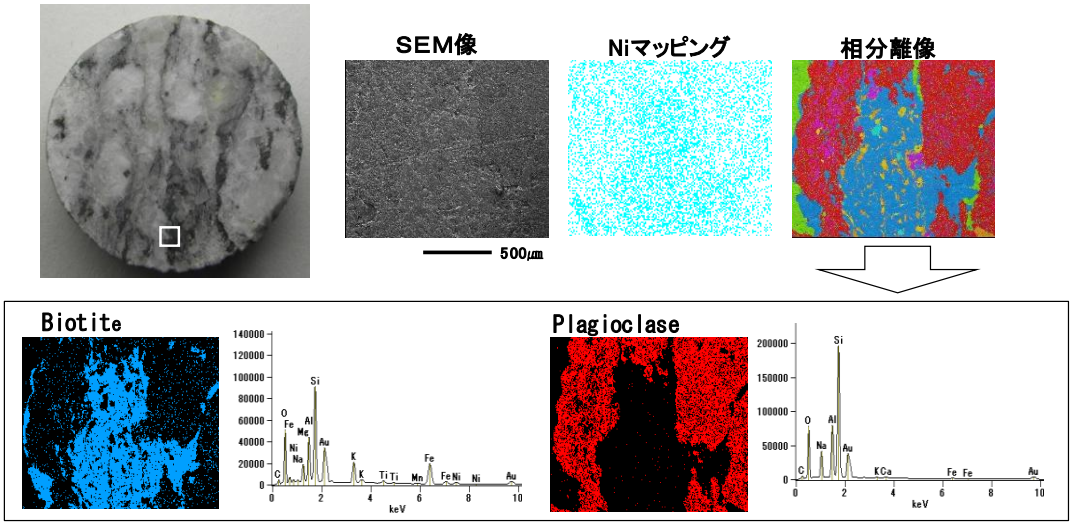


図2.4.2-15　グリムゼル花崗岩のNi収着試料のSEM/EDS分析結果

Seについては、酸化還元に鋭敏な元素に対するデータ取得・評価法の適用性の確認と、グリムゼル原位置長期拡散（LTD）の評価に資することを目的に実施している。Se(-II)のバッチ収着試験は、上記2.3.2(1)3)に示したSe(-II)のクニピアF®のバッチ試験と同様な手順で行った。Se(IV)バッチ収着試は、低酸素濃度下において、液固比0.1m^3/kg、模擬地下水、Se初期添加濃度9.8×10^{-6}M〔亜セレン酸ナトリウム（Na_2SeO_3）で調製〕で行った。花崗岩に対するSe(VI)バッチ収着試験は、大気下において、液固比0.1m^3/kg、模擬地下水、Se初期添加濃度1.2×10^{-5}M〔セレン酸ナトリウム（Na_2SeO_4）で調製〕で行った。いずれの試験でも、グリムゼル花崗岩の<0.1mmの粉砕試料を用いた。

花崗岩に対するSe(-II)収着試験の経時変化を図2.4.2-16に示すが、特にpHが高い条件でK_dが時間と共に増加しており、収着の平衡に達するまでの時間が長いことが確認された。今回の試験で得られた花崗岩に対する7日目のSe(-II)のK_dは、10^{-1}～$10^{-2}$$m^3$/kgのオーダーであり、pHの増加とともに減少する傾向となった。一方で、Se(IV)は約1桁、Se(VI)はばらつきが大きいものの更に1桁低いK_dとなった。Se(-II)がSe(IV)より約1桁K_dが大きい点と、pHに対する依存性についてはモンモリロナイトに対する結果（図2.3.2-7）と整合的である。一方、Iidaは、還元状態、地下水を用いて、花崗岩へのSe(-II)のK_dを報告しており(Iida et al.,2011)，K_dは本試験より低く、Se(IV)に近い値であった。Se(IV)については、Fujikawa and Fukui(1997)やTicknor and McMurry(1996)と概ね整合的であった。今後、Seについても、試料サイズや液性に対するK_dの依存性をバッチ収着試験により確認するとともに、拡散試験についても検討していく。

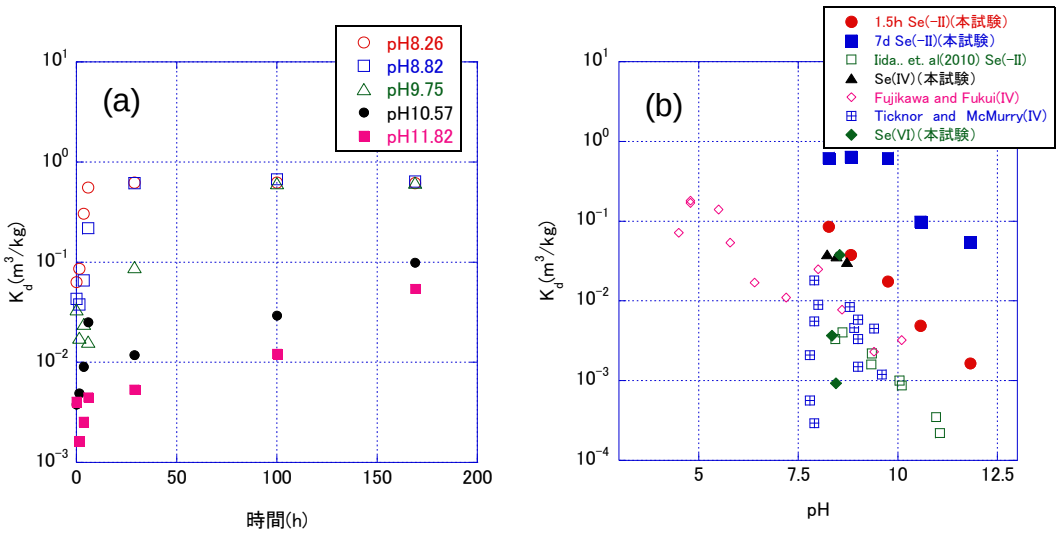


図2.4.2-16　グリムゼル花崗岩に対するSe(-II)分配係数の時間変化(a)とSe(-II)，Se(IV)，Se(VI)の分配係数のpH依存性(b)

3)　グリムゼル花崗岩マトリクス中の鉱物・間隙の不均質性の評価

本節1)に記載したように、グリムゼル地下研究所の原位置長期拡散プロジェクトと関連付けた室内試験として、グリムゼル花崗岩試料を用いて、HTO，I，Cs，Na，Ba等の多様な元素の拡散・収着挙動を、透過拡散試験とバッチ収着実験により取得してきた。その結果を、図2.4.2-17に要約するが、花崗岩試料の鉱物と間隙は数mmオーダーで見ても不均質性を有して

いることが確認できる。また、実効拡散係数からは、ベントナイトや粘土質岩と同様の陽イオン加速と陰イオン排除の傾向が確認される一方で、その加速と減速の傾向性は、この岩石の不均質性の影響を受けた結果となった。このような花崗岩マトリクス中の核種移行メカニズムの理解をより深めるため、花崗岩試料の鉱物と間隙の不均質性の定量化と、不均質性を考慮した解析手法の検討を進めた。

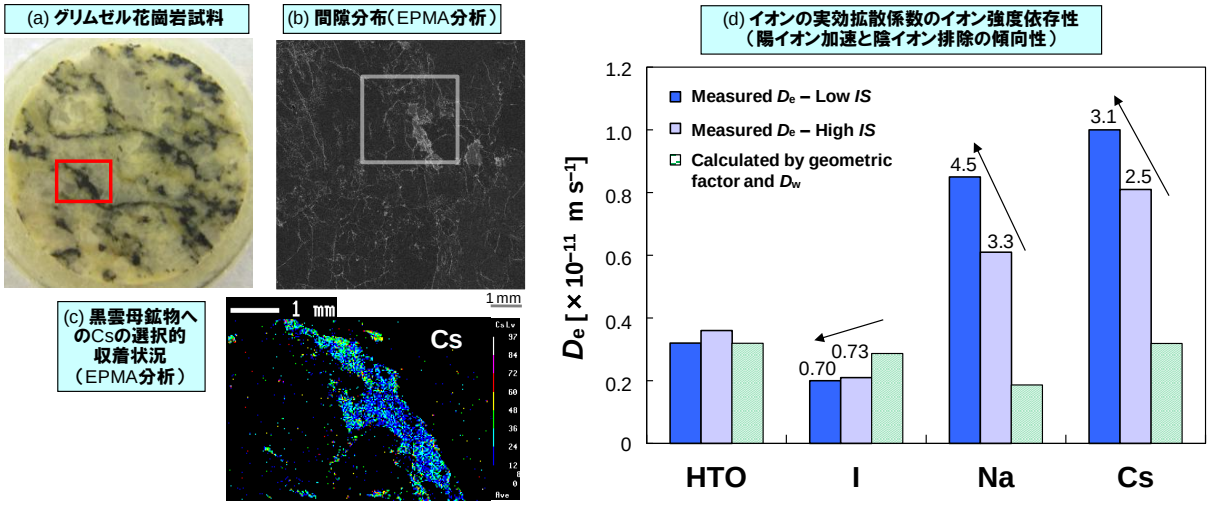


図2.4.2-17　グリムゼル花崗岩の鉱物・間隙の不均質性とその影響を含む拡散データ

i) グリムゼル花崗岩の鉱物・間隙分布の不均質性の定量評価

上記図2.4.2-17にも例示したグリムゼル岩石マトリクスの鉱物と間隙の不均質性に関する情報を含むEPMAデータをもとに、画像解析ツールを活用して、鉱物・間隙の不均質性の定量評価を試みた。グリムゼル花崗岩の間隙中にタングステン(W)を圧入した試料のEPMAの主要元素マッピング結果を図2.4.2-18(a)に示す。これらの元素マップと、主要鉱物の元素組成をもとに、各鉱物が占める領域を区分し（同図(b)）、その面積から鉱物組成を定量化することを試みた。さらに、タングステンのマップ（同図(c)）と各鉱物の領域を重ねることによって、鉱物毎の間隙率（全体の間隙率を1%と仮定）、さらに、鉱物粒界の間隙率を評価した。評価された鉱物組成、間隙率、各鉱物の間隙占有率を表2.4.2-8にまとめる。今回、対象としたEPMA画像は、試料の表面付近の1断面のデータであるため、定量的な評価のためには、今後、複数のEPMA画像に基づく評価が必要となるが、鉱物毎の間隙率や鉱物粒界の定量化など、以下ii)で検討する不均質性を考慮した核種移行モデルの基礎データとして有効であると考えられる。

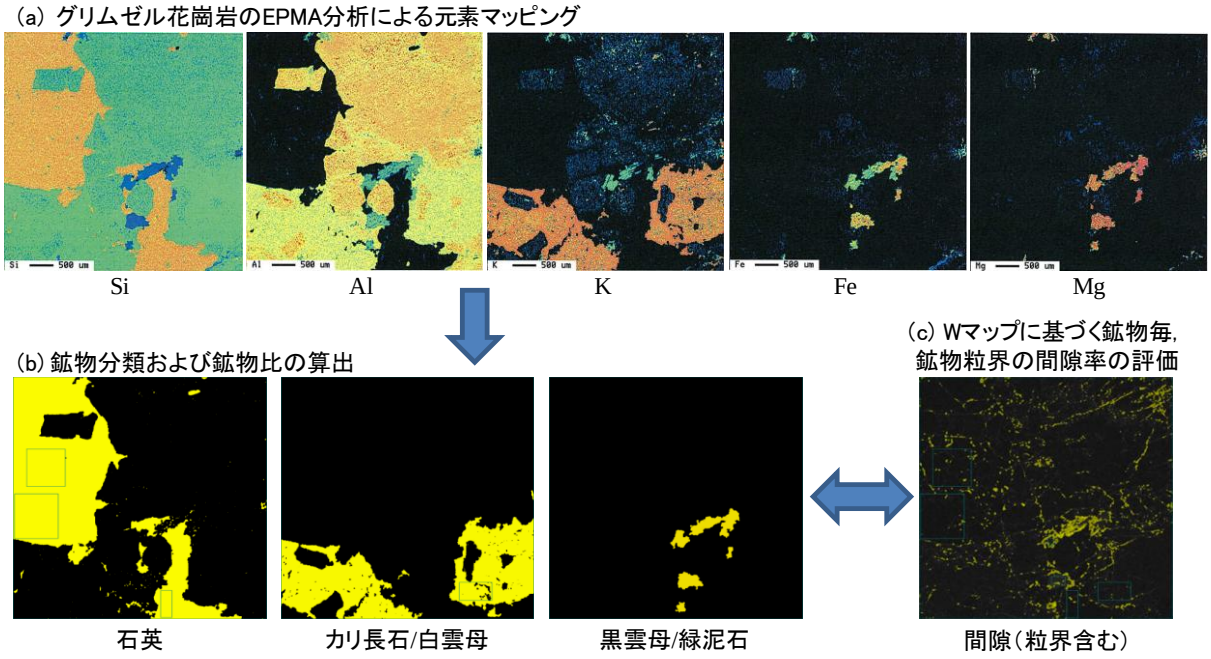


図2.4.2-18　グリムゼル花崗岩の鉱物・間隙の不均質性とその影響を含む拡散データ

表2.4.2-8　グリムゼル花崗岩のEPMA画像の解析による鉱物比や間隙率の評価結果

鉱物	組成式	密度	鉱物比[%]	間隙		鉱物比:グリムゼル岩の分析例 (Jokelainen et al., 2013)	
				間隙率[%]	占有率[%]	Sample 1	Sample 2
斜長石	$NaAlSi_3O_8$	2.62-2.76	51.52	0.16	7.52	39.0	34.0
石英	SiO_2	2.2	28.20	0.46	12.33	28.4	37.2
カリ長石	$KAlSi_3O_8$	2.6	18.22	0.15	2.55	21.6	12.8
白雲母	$KAl_2(AlSi_3)O_{10}(OH)_2$	2.9				2.6	1.6
黒雲母	$K(Mg,Fe)_3AlSiO_3O_{10}(OH,F)_2$	2.7-3.3	2.06	4.20	8.08	5.0	7.8
緑泥石	$(Fe,Mg,Al)_6(Si,Al)_4O_{10}(OH)_8$	2.6-3.3				0.2	0.4
粒界	-	-	-	0.74	69.52	-	-

ii) 花崗岩マトリクスの不均質性の評価手法の調査

花崗岩中の不均質性を考慮した核種移行解析として、Seida et al.(2009)の事例をベースに検討に着手した。この事例では、稲田花崗岩を対象とし、そのモデル化は、直径32mm、長さ25mmのサンプルにてX線CT測定により得られた鉱物の組成と分布に関するデータを参考に、岩石の微視的不均質性を陽に表現したモデルを作成している。さらに、不均質性を考慮した核種移行解析コード（Partridge）による解析を行うことにより、個別の鉱物特性と岩石の巨視的平均特性の間の関係ならびにそのスケール依存性について定量的に評価することの可能な手法として検討された。

ここでは、この稲田花崗岩の情報を対象に、同様の手法を用いて異なる試料体系（20mm×20mm×100mm）での解析評価を試みた。ここで、解析の方法や仮定は、基本的にSeida et al.(2009)を踏襲した。例えば、三次元不均質場作成においては、岩石（直方体）を等間隔メッシュに分割してランダムに鉱物を配置することにより不均質場をモデル化し、メッシュ分

割は2段階とし、まず体系を粗く分割して鉱物及び粒界を与え、さらに粗いメッシュを細分割した解析セルを設定し、各セルに実効拡散係数及び分配係数を与えることとした。また、異種鉱物間の粒界は必ず粒界とし、同一鉱物内の粒界はユーザーが統計的に設定できるようにした。粒子サイズは黒雲母を基本単位サイズとし、石英及び長石は単位サイズの何倍という集合体サイズを設定した。鉱物組成（体積比）は黒雲母：石英：長石＝4 ： 36 ： 60とした。実効拡散係数については、粒界は場所によらず間隙水中の拡散係数と同等とし、各鉱物内のセルにはバルクの実効拡散係数をそれぞれ与えた。粒界の幅は鉱物の単位サイズよりはるかに小さいとし、粒界に接するセルは粒界の幅及びセル幅に応じて換算した実効拡散係数を設定した。

解析に用いたモデルの鉱物分布を図2.4.2-19に示す。解析結果として、粒子の放出源から20mmの位置及び解析範囲の端100mmの位置を通過するフラックスと解析解のフィッティングの結果を図2.4.2-20に示す。また、各解析解に対するフィッティング係数を表2.4.2-9に示す。厚み100mmの試料のうち、粒子の供給源に近い20mm辺りでも、見かけの拡散係数の小さな移行経路（代表値1E-16，1E-17 m^2/s（必ずしもこの拡散係数の経路が存在するわけではない））が卓越しているが、100mmでは、見かけの拡散係数の代表値1E-16m^2/sである移行経路が約85%となり、残りの15%は見かけの拡散係数の代表値1E-17m^2/sの経路となることが確認された。

今後は、上記i)で示したグリムゼル花崗岩の鉱物・間隙の分布性状をもとに、その不均質性を考慮した核種移行解析の改良と適用性評価を進めていく。

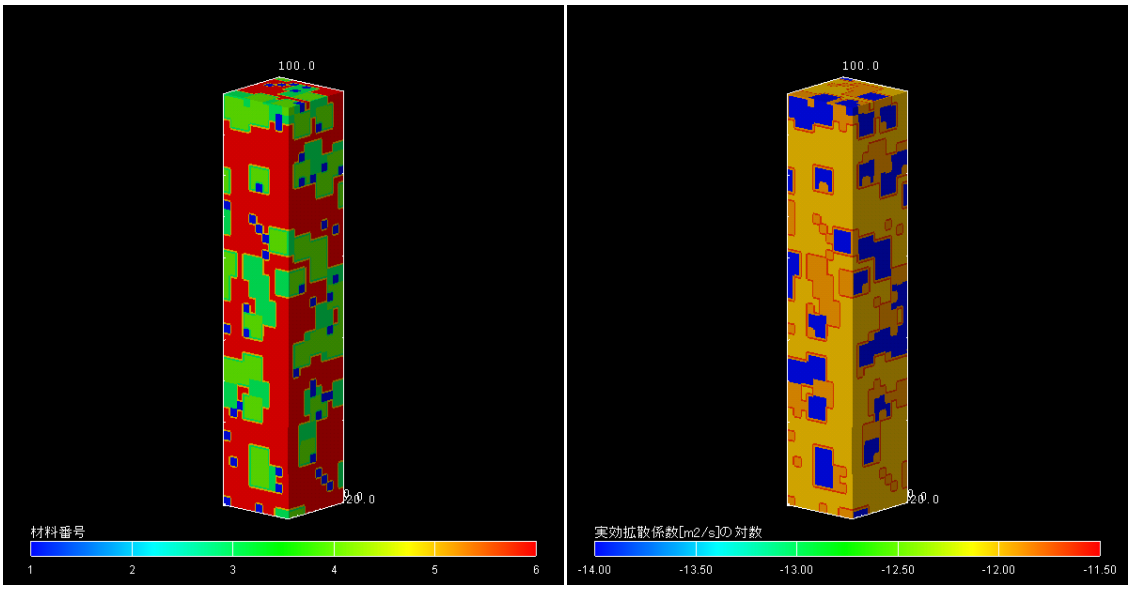


図 2.4.2-19　解析に用いた鉱物及び粒界分布（不均質場）（左）と実効拡散係数分布（右）

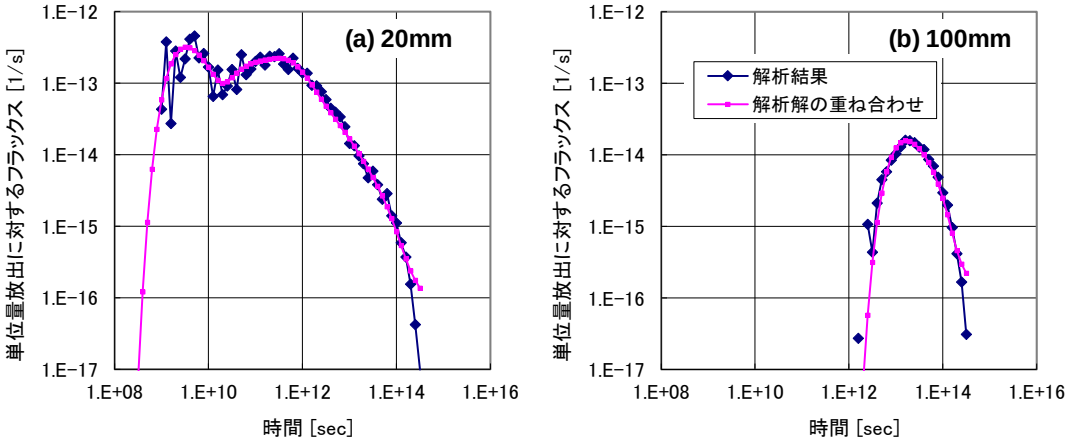


図 2.4.2-20　試料の 20mm(a)と 100mm(b)の位置を通過するフラックスについて拡散係数の異なる複数の解析解の重み付け合計とフィッティングした場合

表 2.4.2-9　試料の 20mm 及び 100mm の位置を通過するフラックスについて吸着性物質に関する見かけ上の拡散係数の異なる解析解とのフィッティング係数

見かけ上の拡散係数[m2/s]	2E-14*1	1E-15*2	4E-16*3	2E-16*4	1E-16*5	1E-17*5
20mmフィッティング係数	0.0069	0.0563	0.0763	0.1596	0.3773	0.3236
100mmフィッティング係数	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8516	0.1469

*1主として長石粒界部分を通過する粒子で、第１ピークに相当する。
*2第２ピーク立ち上がり、*3第２ピーク立ち上がり頂上付近、*4第２ピーク頂上付近、*5第２ピーク以降

4)　グリムゼル花崗岩の割れ目を対象とした核種移行の実験評価

グリムゼル花崗岩の単一割れ目からマトリクスまでの収着・拡散特性を含む核種移行特性を把握することを目的に、2)で示した幌延泥岩系で先行的に実施している試験研究アプローチを踏襲しつつ、試料の加工と分析及び収着・拡散試験準備を進めた。天然の単一割れ目を含むコアを、図2.4.2-21に示すようにグリムゼル原位置試験場から採取した。割れ目とマトリクス部の鉱物、間隙、収着・拡散等の一連の特性を評価するため、割れ目を含むコア状の試料を用いた低流量通水試験、割れ目部とマトリクス部の拡散試験及びバッチ収着試験を行うこととし、試料加工と試験装置作製を行った。

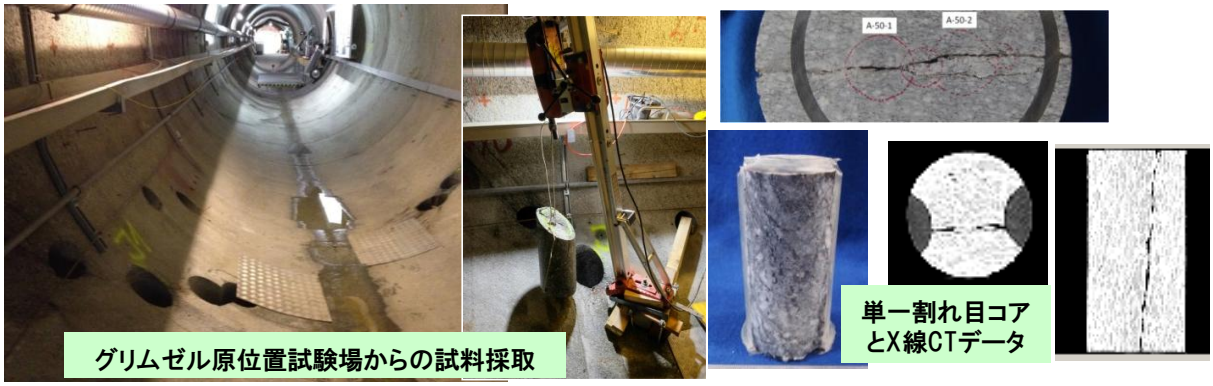


図 2.4.2-21　割れ目を含む堆積岩試料の特性評価試験と試料準備状況

2.4.3　有機物・微生物等の影響評価手法の構築

本調査は、性能評価における不確実性低減化の観点から、天然バリア内の核種移行に対する有機物・微生物等の影響評価手法を構築するために計画されたものである。影響評価手法の構築を効果的に進めるために、本調査では、第一に、最新の知見や技術を踏まえた「有機物や微生物等の影響を考慮した性能評価」を実施し、i）性能評価における課題（不確実性）の抽出、ii）不確実性低減化に直結する研究開発の実施、iii）その成果の性能評価へのフィードバックという一連の影響評価研究の枠組みを構築する（図2.4.3-1）。また、抽出された課題やこれまでに指摘されている課題について、実験室と原位置の双方の試験研究に取り組むことで、より信頼性の高い有機物や微生物等の影響評価手法の構築を図る。

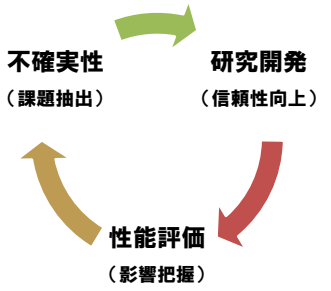


図2.4.3-1　有機物・微生物等の影響評価研究の流れ

(1)　有機物影響評価技術の開発

高レベル放射性廃棄物の地層処分の安全性に影響を及ぼす可能性のある有機物には、セメント混和剤等の人工有機物と地下水中などに存在する天然有機物がある。ここでは、天然有機物を検討の対象とする。地下水に溶存する天然有機物の主要成分は、腐植物質と呼ばれる不定形の高分子弱酸であることが知られている（Thurman, 1985）。腐植物質は、数百から数十万におよぶ分子量分布を有し、そのサイズは数nm～数十nmに分布する。従って、腐植物質は、機能とサイズの点から、コロイドと捉えることができ、腐植物質による核種移行促進への影響は、コロイド影響と同様に取り扱うことが可能である。これまでの代表的なコロイド影響評価手法として、Miller et al.（2000）のダイアグラムが知られている。有機物影響についても、このダイアグラムを用いることで影響が顕在化する可能性について判断することができる（図2.4.3-2）。

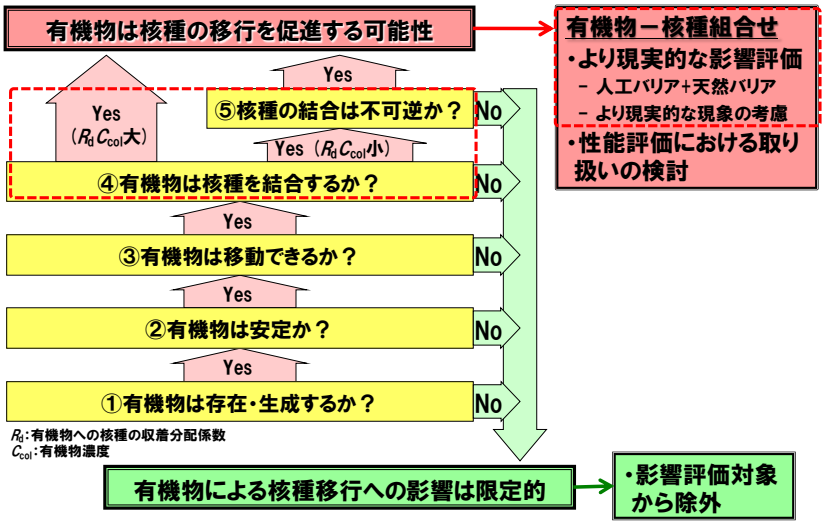


図 2.4.3-2　有機物影響評価ダイアグラム

有機物（腐植物質）について、ダイアグラム中の各段階に対するこれまでの知見に基づく判断は、以下の通りである。

① 広く天然水に溶存する。300 m以深の処分深度相当の地下水にも溶存する。
② 保守的に、安定と判断（コロイド安定性と構造安定性は未だ不明確）。
③ 保守的に、移動可能と判断（フィルトレーション効果など未だ不明確）。
④ 核種と結合可能と判断（錯形成試験によって裏付けられている）
⑤ 不明確（相反する結果が存在する）

ここで、④および⑤については、核種との結合の「強さ」を判断基準としている。これまでに、久野・笹本（2009）は、コロイド移行影響計算コードの「COLFRAC」を用いた可逆を仮定した解析から核種の分配係数（$m^3\ kg^{-1}$）とコロイド濃度($kg\ m^{-3}$)との積が1以上の時、コロイドによる核種移行促進の影響が顕在化することを指摘している。これまでに、日本原子力研究開発機構は、H12レポートのレファレンスケースにおけるAm(III)の腐植物質への分配係数と溶存有機炭素濃度との積が1以上になることを見出し、有機物はH12レポートにおけるコロイド以上にAm(III)の移行促進に寄与する可能性を指摘している（日本原子力研究開発機構, 2014a）。平成26年度は、ダイアグラム（図2.4.3-2）に従い、より現実的な影響評価を実施するため、Am(III)以外の評価対象核種についても腐植物質への分配係数を整備し、この値を一連の性能評価解析に用いることで、被ばく線量の観点から有機物影響評価を試みた。また、これまでに指摘されている課題の一環として、錯形成モデルの信頼性や地下水中の有機配位子としての腐植物質の代表性について、不確実性の低減化の観点から試験データを取得した。

1) 有機物影響を考慮した性能評価

本調査の性能評価で対象とする核種移行経路は、H12レポートと同様に（核燃料サイクル開発機構, 1999b）、地下1000 mに建設した人工バリア（ガラス固化体、オーバーパック、緩衝材）から天然バリア（花崗岩亀裂100 m、下流側断層800 m）を経て、生物圏（河川）に到達するものとした。有機物の影響は、腐植物質が緩衝材を透過する可能性が極めて低いことから（Iijima et al., 2009, 2013）、天然バリア内における核種移行に限定される。天然バリア内における有機物の核種移行への影響は、H12レポートと同様に（核燃料サイクル開発機構, 1999b）、1次元平行平板モデルの重ね合わせの手法を用いて解析した。計算は、レファレンスケースの安全評価向けに開発されたGoldSimモデルを用いて行った（仲島ほか, 2009）。

① 有機物影響モデルの仮定

有機物の影響を考慮した天然バリア中の核種移行モデルの作成に当たっては、レファレンスケース（核燃料サイクル開発機構, 1999b）のモデルにおいて設定された仮定に加え、以下の仮定を設定した。

・有機物の亀裂表面への収着は、保守的に考慮しない。
・有機物の岩石基質内への拡散は、保守的に考慮しない。

・亀裂中での有機物の分散係数は、核種の分散係数と等しい。
・核種の有機物への結合は、瞬時／線形／可逆とする。
・フィルター効果や凝集沈殿による有機物濃度の低下は、保守的に考慮しない。
・有機物濃度は場所や時間に係わらず一定とする。

地下水に溶存する腐植物質の母岩への収着・マトリクス拡散は、Eu(III)の有無に関わらず無視できるほどに小さいことを確認した（日本原子力研究開発機構, 2011b, 2012a, 2013；Seida et al., 2010；寺島ほか, 2011, 2012）。また、Eu(III)と地下水中の腐植物質との錯形成には、瞬時・可逆性が成立した（寺島ほか、2011）。さらに、腐植物質の平均サイズは、核種共存下において1.6～3.0 nm程度であり（日本原子力研究開発機構, 2013a）、設定される亀裂パラメータの開口幅（～0.7 μm）より遥かに小さい。したがって、腐植物質の母岩に対する収着・拡散、核種－腐植物質結合における瞬時・可逆性、亀裂でのフィルター効果についての仮定は、大凡妥当なものと考えられる。しかし、核種と腐植物質との錯形成における瞬時・可逆性の成立については、限られた知見を基に判断されているため、厳密には保守性が担保されていないと言う課題がある。この点については、今後の取組むべき課題として後述する。

② 数学的定式化

上記の仮定に基づき、有機物の移行を考慮する場合、母岩中の亀裂および断層に対する1次元平行平板モデルの支配方程式は、レファレンスケースと同様に核種の亀裂および断層表面への収着による遅延を無視して、以下のように記述される（例えば, Hwang et al., 1990; Grindrod and Worth, 1990; Smith, 1993）。

$$\frac{\partial}{\partial t}\left[C_n + C_n^{org}\right] + \nu \frac{\partial C_n}{\partial x} + \nu_{org} \frac{\partial C_n^{org}}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L^{org} \frac{\partial C_n^{org}}{\partial x}$$
$$+ \lambda_n \left[C_n + C_n^{org}\right] - \lambda_{n-1}\left[C_{n-1} + C_{n-1}^{org}\right] + \frac{F}{b} D_e^m \left.\frac{\partial C_n^m}{\partial \omega}\right|_{\omega=0} = 0 \qquad \text{（式2.4.3-1）}$$

C_n, C_n^m ：亀裂／断層および岩石基質中の核種の濃度 [mol m^{-3}]
C_n^{org} ：有機物に結合した核種濃度 [mol m^{-3}]
b ：開口幅の1/2 [m]
ν ：亀裂／断層内地下水流速 [m s^{-1}]
ν_{org} ：有機物の移流速度 [m s^{-1}]
D_L ：核種の分散係数 [m^2 s^{-1}]
D_L^{org} ：有機物の分散係数 [m^2 s^{-1}]
λ_n ：崩壊定数 [s^{-1}]
F ：亀裂／断層におけるマトリクス拡散寄与面積率 [-]
D_e^m ：実効拡散係数(=θ mDm) [m^2 s^{-1}]
θ_m ：岩石基質の有効間隙率 [-]
D^m ：岩石基質間隙中の拡散係数 [m^2 s^{-1}]
X ：亀裂中の移行距離 [m]
ω ：亀裂／断層表面から垂直方向の距離 [m]
t ：時間 [s]

添え字n，m，orgはそれぞれ核種、岩石基質、有機物を表す。有機物に結合した核種の濃度は、有機物への瞬時／線形／可逆な平衡反応を仮定すると以下のように記述される。

$$C_n^{org} = \chi K_{org} C_n \qquad \text{(式2.4.3-2)}$$

X　　:有機物濃度［kg m^{-3}］
K_{org}　:核種の有機物への分配係数［m^3 kg^{-1}］

有機物の分散係数D_L^{org}は、核種の分散係数D_Lと等しいと仮定し、式2.4.3-2を代入すると、式2.4.3-1は以下のように記述される。

$$R_n^{'} \frac{\partial C_n}{\partial t} + v^{'} \frac{\partial C_n}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} D_L^{'} \frac{\partial C_n}{\partial x} + R_n^{'} \lambda_n C_n - R_{n-1}^{'} \lambda_{n-1} C_{n-1} + \frac{F}{b} D_e^m \frac{\partial C_n^m}{\partial \omega}\bigg|_{\omega=0} = 0 \qquad \text{(式2.4.3-3)}$$

$$R_n^{'} = 1 + \chi K_{org} \qquad \text{(式2.4.3-4)}$$

$$v^{'} = v\left(1 + \frac{v_{org}}{v} \chi K_{org}\right) \qquad \text{(式2.4.3-5)}$$

$$D_L^{'} = D_L\left(1 + \frac{v_{org}}{v} \chi K_{org}\right) \qquad \text{(式2.4.3-6)}$$

R_n'　　:有機物の影響を考慮した場合の見かけの遅延係数［-］
v'　　:有機物の影響を考慮した場合の見かけの亀裂内流速［m s^{-1}］
D_L'　　:有機物の影響を考慮した場合の見かけの分散係数［m^2 s^{-1}］

ここで、見かけの分散係数D_L'は、核種の縦方向分散長 αL［m^2 s^{-1}］と見かけの亀裂内流速v'の積として表わされる。

$$D_L^{'} \cong \alpha_L v\left(1 + \frac{v_{org}}{v} \chi K_{org}\right) = \alpha_L v^{'} \qquad \text{(式2.4.3-7)}$$

したがって、有機物の影響は、母岩および断層に対するレファレンスケースでのモデルに式2.4.3-4と-5で算出される遅延係数と流速を代入することによって見積もることができる。

また、掘削影響領域内では、核種が有機物に結合することにより、人工バリアからの核種放出量が増加すると考えられる。核種の有機物への結合を考慮した場合の見かけの掘削影響領域通過流量Q'［m^3 s^{-1}］は、有機物への結合を考慮しない場合の掘削影響領域通過流量Q［m^3 s^{-1}］を用いて以下の式から算出することができる。

$$Q^{'} = v^{'} A = v\left(1 + \frac{v_{org}}{v} \chi K_{org}\right) \cdot A = Q\left(1 + \frac{v_{org}}{v} \chi K_{org}\right) \qquad \text{(式2.4.3-8)}$$

A　　：掘削影響領域断面積［m^2］

③ 入力データ

レファレンスケースで用いる基本的な入力データに加えて、前節の数学的定式化により有機物による核種移行の影響を評価するにあたって必要となる入力データは、有機物の移流速度 v_{org} [m S^{-1}]、有機物濃度X [kg m^{-3}]および核種の有機物への分配係数K_{org} [m^3 kg^{-1}]である。

a. 有機物の移流速度

H12レポートのコロイド影響解析の場合と同様に（核燃料サイクル開発機構, 1999b）、有機物の移流速度v_{org}は、亀裂内流速vと同じとした。

b. 有機物濃度

結晶質岩を母岩とする地下水の溶存有機炭素濃度（DOC）は、東濃の地下研究施設を例にすると、深さ40～800 mにおいて0.1～7.9 mg dm^{-3} と報告されている（岩月ほか, 1998；長尾ほか, 2007, 2009）。本調査では、保守性を考慮し、有機物濃度として10 mg dm^{-3}（1.0×10^{-2} kg m^{-3}）を設定した。

c. 有機物への分配係数

レファレンスケース条件における核種の有機物への分配係数は、NICA-Donnanモデル（式2.4.3-9）を用いて算出した。NICA-Donnanモデルは、Milne et al.（2001, 2003）が整備した一般化パラメータを用いることで、多様な水質条件について金属イオンと有機物との錯形成を評価することが出来る。また、NICA-Donnanモデルと金属イオンの第一加水分解定数の対数値（logK_{0H}）との間には線形自由エネルギー相関（LFER）が成立することが知られており（Milne et al., 2003）、このLFER（表2.4.3-1）を用いることで整備されていない核種のNICA-Donnanモデルパラメータを算出することが可能である。

$$Q_i = \frac{n_{i1}}{n_{H1}}\cdot Q_{max1,H}\cdot\frac{\left(\tilde{K}_{i1}C_i\right)^{n_{i1}}}{\sum_i\left(\tilde{K}_{i1}C_i\right)^{n_{i1}}}\cdot\frac{\left[\sum_i\left(\tilde{K}_{i1}C_i\right)^{n_{i1}}\right]^{p_1}}{1+\left[\sum_i\left(\tilde{K}_{i1}C_i\right)^{n_{i1}}\right]^{p_1}}+\frac{n_{i2}}{n_{H2}}\cdot Q_{max2,H}\cdot\frac{\left(\tilde{K}_{i2}C_i\right)^{n_{i2}}}{\sum_i\left(\tilde{K}_{i2}C_i\right)^{n_{i2}}}\cdot\frac{\left[\sum_i\left(\tilde{K}_{i2}C_i\right)^{n_{i2}}\right]^{p_2}}{1+\left[\sum_i\left(\tilde{K}_{i2}C_i\right)^{n_{i2}}\right]^{p_2}} \quad \text{（式2.4.3-9）}$$

Q_i ：有機物に結合した金属イオンiの濃度 [mol g^{-1}]
C_i ：遊離体の金属イオン濃度 [mol dm^{-3}]
$Q_{max1,H}$ ：結合サイト1の濃度 [meq g^{-1}]
$Q_{max2,H}$ ：結合サイト2の濃度 [meq g^{-1}]
logK_{i1} ：金属イオンiの結合サイト1に対する親和定数（結合定数）
logK_{i2} ：金属イオンiの結合サイト2に対する親和定数（結合定数）
n_{H1} ：H+結合サイト1の不均一パラメータ
n_{H2} ：H+結合サイト2の不均一パラメータ
n_{i1} ：金属イオンiに対する結合サイト1の不均一パラメータ
n_{i2} ：金属イオンiに対する結合サイト2の不均一パラメータ
p_1 ：結合サイト1の親和性分布幅
p_2 ：結合サイト2の親和性分布幅

表 2.4.3-1　一般化 NICA-Donnan モデルパラメータの線形自由エネルギー相関（LFER）

腐植物質	結合サイト	n_i パラメータ	$\log K_i$ パラメータ
フルボ酸	1	$n_{1,M} = 0.14 - 0.055 \log K_{OH}$ r^2=0.85	$n_1 \log K_1 = 0.35 \log K_{OH} + 2.43$ n = 9, r^2 = 0.74
	2	$n_{2,M} = 0.76 n_1$ (σ=0.18)	$n_2 \log K_2 = 0.78 \log K_{OH} + 8.21$ n = 7, r^2 = 0.74
フミン酸	1	$n_{1,M} = 0.14 - 0.055 \log K_{OH}$ r^2=0.85	$n_1 \log K_1 = 0.26 \log K_{OH} + 2.59$ n = 12, r^2 = 0.83
	2	$n_{2,M} = 0.76 n_1$ (σ=0.18)	$n_2 \log K_2 = 0.41 \log K_{OH} + 4.98$ n = 11, r^2 = 0.71

LFERから算出した評価対象核種のNICA-Donnanモデルパラメータを表2.4.3-2に示す。ここで、太字の核種は既存の一般化パラメータ（文献値、Milne et al., 2003）である。Se(-II)は、腐植物質に結合しないため、モデルパラメータは設定されない。また、Cs(I)については、腐植物質の酸性官能基と特異的に結合するのではなく、静電的に結合するため（計算に考慮されている）、結合パラメータは設定されない。一方、 Nb(V)については、$\log K_{0H}$が評価されていないため、モデルパラメータを算出することが出来なかった。

表 2.4.3-2　LFER から算出した一般化 NICA-Donnan モデルパラメータ

核種	$\log K_{OH}$	フルボ酸				フミン酸			
		結合サイト 1		結合サイト 2		結合サイト 1		結合サイト2	
		$\log K_{1,M}$	$n_{1,M}$	$\log K_{2,M}$	$n_{2,M}$	$\log K_{1,M}$	$n_{1,M}$	$\log K_{2,M}$	$n_{2,M}$
Se(-II)	n.a.	–	–	–	–	–	–	–	–
Zr(IV)	0.32	*20.77*	*0.12*	*90.94*	*0.09*	*21.84*	*0.12*	*54.94*	*0.09*
Nb(V)	n.a.	–	–	–	–	–	–	–	–
Tc(IV)	0.0072	*17.42*	*0.14*	*77.43*	*0.11*	*18.57*	*0.14*	*46.97*	*0.11*
Pd(II)	-2.79	*4.95*	*0.29*	*27.05*	*0.22*	*6.35*	*0.29*	*17.20*	*0.22*
Sn(IV)	-3.53	*3.57*	*0.33*	*21.49*	*0.25*	*5.00*	*0.33*	*13.91*	*0.25*
Cs(I)	n.a.	–	–	–	–	–	–	–	–
Sm(III)	-7.2	*-0.17*	*0.54*	*6.37*	*0.41*	*1.34*	*0.54*	*4.98*	*0.41*
Pb(II)	-6.91	**-1.16**	**0.60**	**6.92**	**0.69**	**1.25**	**0.60**	**4.84**	**0.69**
Ra(II)	-13.47	*-2.59*	*0.88*	*-3.43*	*0.67*	*-1.04*	*0.88*	*-0.81*	*0.67*
Ac(III)	-7.2	*-0.17*	*0.54*	*6.37*	*0.41*	*1.34*	*0.54*	*4.98*	*0.41*
Th(IV)	-2.5	**6.00**	**0.26**	**34.00**	**0.20**	**7.40**	**0.26**	**20.00**	**0.20**
Pa(V)	-1.24	*9.59*	*0.21*	*45.77*	*0.16*	*10.89*	*0.21*	*28.26*	*0.16*
U(IV)	-0.29	**13.20**	**0.17**	**60.40**	**0.13**	**14.40**	**0.17**	**36.90**	**0.13**
U(VI)	-5.25	**0.78**	**0.44**	**9.06**	**0.45**	**2.45**	**0.45**	**4.87**	**0.32**
Np(IV)	-0.09	*16.55*	*0.14*	*73.89*	*0.11*	*17.71*	*0.14*	*44.87*	*0.11*
Pu(III)	-7.2	*-0.17*	*0.54*	*6.37*	*0.41*	*1.34*	*0.54*	*4.98*	*0.41*
Pu(IV)	0	*17.36*	*0.14*	*77.16*	*0.11*	*18.50*	*0.14*	*46.80*	*0.11*
Am(III)	-7.2	**0.03**	**0.54**	**5.80**	**0.41**	**0.94**	**0.54**	**6.14**	**0.41**
Cm(III)	-7.2	**-3.40**	**0.43**	**6.00**	**0.33**	**2.70**	**0.43**	**8.60**	**0.33**

太字：文献値（Milne et al., 2003）
$\log K_{0H}$ for Tc　　：Hess et al., 2004
$\log K_{0H}$ for Pd　　：NIST_TDB
$\log K_{0H}$ for others　：JAEA_TDB (Kitamura et al., 2014)
n.a.：Not available

表2.4.3-2のNICA-Donnanモデルパラメータを用いて、腐植物質に対する核種の分配係数を算出した。スペシエーションの計算は、Visual MINTEQ Ver.3.1（Gustafsson, 2010）を用いて行った。熱力学データベース（TDB）は、主要イオンについてNIST_TDB（Visual MINTEQ初期TDB）を、評価対象核種についてはJAEA_TDB（Kitamura et al., 2014）をVisaul MINTEQに新たに導入して使用した。二つのTDBを使用して、Viusal MINTEQから算出した間隙水中のZr, Pd, Th, Np, Pu, Amの溶解度は、JAEA_TDBのみを用いてPHREEQCから算出した値（Kitamura et al., 2010）との相違は小さい（表2.4.3-3）。また、支配溶存化学種についても、文献（Kitamura et al., 2010）と良く一致することを確認した。

一方、特定の核種（Nb, Tc, Ra, Pa）のJAEA_TDBやLFERから算出したNICA-Donnanモデルパラメータ(Zr, Tc, Pd, Ra, Pa)のVisal MINTEQへの導入は、コード自身の改良を必要することから、現段階では困難と判断した。そこで本調査では、Visal MINTEQに既に導入されているPb(II), Th(IV), U(IV), UO_2, Am(III)について、レファレンスケース地下水条件下（表2.4.3-4）における腐植物質への分配係数（K_{org} m^3 kg^{-1}）を算出し、「化学アナログ」の観点から他の評価対象核種の分配係数の整備を試みた。Am(III)の分配係数からは、Sm(III), Ac(III), Pu(III), Cm(III)の分配係数の設定が可能であり、Th(IV)あるいはU(IV)の分配係数からは、Np(IV)およびPu(IV)の分配係数を設定することが出来る（Schmeide et al., 2005; Maes et al., 2011）。Ra(II)の分配係数の算出については、Ca(II)やSr(II)との化学類似性に着目し、Sr(II)の結合パラメータをRa(II)の値に導入することで直接算出することにした。なお、分配係数算出に際し、レファレンスケースの地下水条件（一部の核種は、間隙水条件）における核種溶解度の値を核種初期濃度として用いた（表2.4.3-5）。

表 2.4.3-3　H12 レファレンスケースの間隙水条件における核種溶解度の算出結果の比較

核種	制限固相	FHREEQC 溶解度 mol kg-1	FHREEQC 溶存化学種	Visal MINTEQ 溶解度 mol kg-1	Visal MINTEQ 溶存化学種
Zr	$Zr(OH)_4$(am,fresh)	1.1×10^{-4}	$Zr_4(OH)_{16}$(aq) 24%, $Zr(OH)_4$ 3%	1.1×10^{-4}	$Zr_{4(}OH)_{16}$(aq) 24%, $Zr(OH)_4$ 3%
Pd	$Pd(OH)_2$(s)	1.6×10^{-8}	$Pd(OH)_2$(aq) 100%	8.5×10^{-8}	$Pd(OH)_2$(aq) 100%
Am	$AmCO_3OH$(am)	4.2×10^{-6}	$Am(CO_3)_2^-$ 86%, $AmCO_3^+$ 8%, $Am(CO_3)_3^{3-}$ 5%, $AmSiO(OH)_3^{2+}$	4.1×10^{-6}	$Am(CO_3)_2^-$ 88%, $AmCO_3^+$ 7%, $Am(CO_3)_3^{3-}$ 5%
Th	ThO_2(am,aged)	1.4×10^{-7}	$Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 98%, $Th(CO_3)_4OH^{5-}$ 1%, $Th(OH)_4$(aq) 1%	1.1×10^{-7}	$Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 100%,
Np	NpO_2(am)	6.8×10^{-8}	$Np(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 98%, $Np(OH)_4$(aq) 1%	1.3×10^{-9}	$Np(OH)_4$(aq) 80% ，$Np(CO_3)_4^{4-}$ 20%
Pu	PuO_2(am)	5.6×10^{-8}	$Pu(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 86%, $Pu(CO_3)_2^-$ 12%, $PuCO_3^+$ 1%	5.5×10^{-8}	$Pu(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 89%, $Pu(CO_3)_2^-$ 10%, $PuCO_3^+$ 1%

表 2.4.3-4　解析に用いた地下水条件（H12 レポートの降水系地下水組成）

	地下水（降水系）		
pH	8.5		
Eh [mV]	-281		
	mol L^{-1}	備考	Vsial MINTEQ入力化学種
Na (total)	3.6×10^{-3}		Na^+
Ca (total)	1.1×10^{-4}		Ca^{2+}
K (total)	6.2×10^{-5}		K^+
Mg (total)	5.0×10^{-5}		Mg^{2+}
Fe (total)	9.7×10^{-10}		Fe^{2+}
Al (total)	3.4×10^{-7}		Al^{3+}
C (total)	3.5×10^{-3}	無機炭素 = 3.5×10^{-3} mol L^{-1} , CH_4(aq) = 1.5×10^{-10} mol L^{-1}	CO_3^{2-}
S (total)	1.1×10^{-4}	SO_4^{2-} = 1.1×10^{-4} mol L^{-1}, HS^- = 3.8×10^{-9} mol L^{-1}, H_2S(aq) = 1.2×10^{-10} mol L^{-1}	$S(SO_4)$
B (total)	2.9×10^{-4}	実測地下水の平均値より設定	B(Ⅲ)
P (total)	2.9×10^{-6}	実測地下水の平均値より設定	$P(PO_4)$
F (total)	5.4×10^{-5}	実測地下水の平均値より設定	F^-
N (total)	2.3×10^{-5}	実測地下水の平均値より設定	$N(NH_4^+)$
Cl (total)	1.5×10^{-5}	電荷バランスをとるために調整	Cl^-
Si (total)	3.4×10^{-4}		$Si(H_4SiO_4)$

表 2.4.3-5　NICA-Donnan モデルと JAEA-TDB を用いて算出したレファレンスケース（降水系地下水）における評価対象核種の分配係数（K_{org}）

元素	溶解度 mol dm^{-3}	制限固相	支配溶存化学種 （有機物無し）	[DOC] mg dm^{-3}	logK_{org} m^3 kg^{-1}		備考
					フルボ酸	フミン酸	
Se(-II)	*9.2 × 10^{-9}*	*$FeSe_2$(cr)*	*HSe^- 100%*	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ無し
Zr(IV)	1.1 × 10^{-4}	$Zr(OH)_4$(am,fresh)	$Zr_4(OH)_{16}$(aq) 97%, $Zr(OH)_4$(aq) 3%	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ導入不可
Nb(V)	*9.4 × 10^{-7}*	*Nb_2O_5(cr)*	*$Nb(OH)_6^-$ 98%, $Nb(OH)_5$(aq) 2%*	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ導入不可
Tc(IV)	*4.3 × 10^{-9}*	*$TcO_2 \cdot 1.6H_2O$(s)*	*$TcO(OH)_2$(aq) 89%, $TcCO_3(OH)_3^-$ 6%, $TcCO_3(OH)_2$(aq) 4%*	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ導入不可
Pd(II)	8.5 × 10^{-8}	$Pd(OH)_2$(am)	$Pd(OH)_2$(aq) 100%	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ導入不可
Sn(IV)	*1.3 × 10^{-7}*	*SnO_2(am)*	*$Sn(OH)_5^-$ 73%, $Sn(OH)_4$(aq) 26%*	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ導入不可
Cs(I)	可溶性	–	Cs^+ 100%	10	-0.2	-0.48	算出（[Cs+]init.=1.0×10^{-6} mol dm^{-3}）
Sm(III)	1.0 × 10^{-6}	$SmCO_3OH$(am)	$Sm(CO_3)_2^-$ 78%, $SmCO_3^+$ 21%, $Sm(CO_3)_3^{3-}$ 1%	10	2.7	4.1	Amアナログ
Pb(II)	1.3 × 10^{-6}	$PbCO_3$(cerrusite)	$PbCO_3$(aq) 91%, $PbOH^+$ 4%, $Pb(CO_3)_2^{2-}$ 4%, $Pb(OH)_2$(aq) 1%	10	3.3	2.4	算出
Ra(II)	*3.5 × 10^{-5}*	*$RaCO_3$(cr)*	*Ra^{2+} 98%, $RaSO_4$(aq) 2%*	10	1.4	1.2	Srアナログ
Ac(III)	1.0 × 10^{-6}	$AcCO_3OH$(am)	$Ac(CO_3)_2^-$ 78%, $AcCO_3^+$ 21%, $Ac(CO_3)_3^{3-}$ 1%	10	2.7	4.1	Amアナログ
Th(IV)	7.1 × 10^{-9}	ThO_2(am,aged)	$Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 82%, $Th(OH)_4$(aq) 18%	10	*n.a.*	15	100%結合のためFAは算出不可
Pa(V)	2.0 × 10^{-8}	Pa_2O_5(s)	$PaO(OH)_3$(aq) 100%	10	*n.a.*	*n.a.*	NICA-Donnanモデルパラメータ導入不可
U(IV)	3.4 × 10^{-9}	UO_2(am)	$U(OH)_4$(aq) 94%, $U(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 6%	10	*n.a.*	*n.a.*	100%結合のため算出不可
U(VI)	9.0 × 10^{-8}	UO_2(am)	$UO_2(CO_3)_3^{4-}$ 95%, $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ 5%	10	1.2	*n.a.*	コードの問題によりHAは算出不可
Np(IV)	1.0 × 10^{-9}	NpO_2(am)	$Np(OH)_4$(aq) 100%	10	*n.a.*	*n.a.*	100%結合のため算出不可
Pu(III)	2.9 × 10^{-10}	$PuCO_3OH$(am)	$Pu(CO_3)_2^-$ 78%, $PuCO_3^+$ 21%, $Pu(CO_3)_3^{3-}$ 1%	10	2.7	4.1	Amアナログ
Pu(IV)	2.0 × 10^{-9}	PuO_2(am)	$Pu(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$ 99%	10	*n.a.*	*n.a.*	100%結合のため算出不可
Am(III)	1.0 × 10^{-6}	$AmCO_3OH$(am)	$Am(CO_3)_2^-$ 78%, $AmCO_3^+$ 21%, $Am(CO_3)_3^{3-}$ 1%	10	2.7	4.1	算出
Cm(III)	1.0 × 10^{-6}	$CmCO_3OH$(am)	$Cm(CO_3)_2^-$ 78%, $CmCO_3^+$ 21%, $Cm(CO_3)_3^{3-}$ 1%	10	2.7	4.1	Amアナログ

太字の核種：JAEA_TDBをVisal MINTEQに導入した核種
斜体の溶解度値：文献値（Kitamura et al., 2010）
n.a.: Not available

算出した分配係数の対数値を表2.4.3-5に示す。フルボ酸およびフミン酸の双方について、分配係数を算出できた核種は、Cs(I), Pb(II), Ra(II), Am(III)の4核種であった。一方、Th(IV)についてはフミン酸の分配係数を、U(VI)についてはフルボ酸の分配係数を算出することができた。しかし、U(IV)については、フルボ酸とフミン酸の双方について分配係数を算出することが出来なかった。算出できない主な理由は、腐植物質に対する核種の親和性が高く、100 %の核種が腐植物質と結合したためである。

一方、算出できたTh(IV)のフミン酸への分配係数は、IV価核種の分配係数として設定できる可能性があるが、値が10^{15} m^3 kg^{-1}と極めて大きく、その信頼性について客観的に判断する必要がある。そこで、配位子競合法から評価したTh(IV)-フミン酸錯体の条件付き安定度定数（β_{HS_Th}）（Stern et al., 2014）を用いて、レファレンスケースの地下水条件におけるフミン酸への分配係数（K_{org_Th}）を算出し、この値とVisual MINTEQの算出値とを比較した。

表2.4.3-5から、フミン酸が溶存するレファレンスケースの地下水では、Th(IV)-フミン酸錯体と$Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$がTh(IV)の主要な溶存化学種になる。Th(IV)に対する腐植物質の1：1結合サイトをHSと記述すると、HSとの錯形成反応とβ_{HS_Th}, $Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}$の生成反応と平衡定数$K_{Th(CO3)2(OH)2^{2-}}$は、以下のように定義される。

$$Th^{4+} + HS \rightleftarrows ThHS \quad \text{（式2.4.3-10）}$$

$$\beta_{HS_Th} = \frac{[Th\text{-}HS]}{[Th^{4+}][HS]} \quad \text{（式2.4.3-11）}$$

$$Th^{4+} + 2CO_3^{2-} + 2H_2O \rightleftarrows Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-} + 2H^+ \quad \text{（式2.4.3-12）}$$

$$K_{Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}} = \frac{[Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}][H^+]^2}{[Th^{4+}][CO_3^{2-}]^2} \quad \text{（式2.4.3-13）}$$

以上の反応とHS濃度に対するTh(IV)の低濃度条件を考慮すると、K_{org_Th}は式2.4.3-14として記述される。

$$K_{org_Th} = \frac{\beta_{HS_Th} C_{COOH}}{1 + \frac{[CO_3^{2-}]^2 K_{Th(CO_3)_2(OH)_2^{2-}}}{[H^+]^2}} \quad \text{（式2.4.3-14）}$$

ここで、C_{COOH}は、単位炭素質量当たり腐植物質のカルボキシル基サイト密度（mol g^{-1}）である。本調査では、C_{COOH}値として、フミン酸の一般化NICA-Donnanモデルパラメータ値 5.2×10^{-3} mol g^{-1}（Mile et al., 2001）を採用した。また、β_{HS_Th}は、透析法を用いて、pH6.9、カルボキシル基濃度とTh(IV)初期濃度との比([COOH]/[Th(IV)])が799の条件下において取得したStern et al.（2014）の報告値（$10^{19.78}$ dm^3 mol^{-1}）を採用した。また、$K_{Th(CO3)2(OH)2^{2-}}$は、Kitamura et al.（2014）の報告値（$10^{8.798}$ dm^3 mol^{-1}）を採用した。

以上のパラメータを用いて、レファレンスケースの地下水条件について算出したK_{org_Th}値は、$10^{5.1}$ m^3 kg^{-1} であった。この値は、Visal MINTEQの算出値の約1/10^{10}に相当し、また、K_{org_Am}

（＝$10^{4.1}$ m^3 kg^{-1}）の10倍大きい値である。これまでに、日本原子力研究開発機構（2011b）は、腐植物質が溶存する同一条件の模擬地下水におけるEu(III)とTh(IV)の堆積岩への収着・拡散挙動を調査し、両核種の収着・拡散挙動に大きな相違が無いことを確認している。また、Maes et al.（2011)は、Eu(III)およびTh(IV)の見かけの溶解度に対する天然有機物の影響を調査し、Th(IV)に対する天然有機物の条件付き親和定数がEu(III)に対する値の約10倍になることを示している。これらの知見は、Th(IV)と腐植物質との親和性がEu(III)との親和性と比較して1桁程度大きくなる可能性があるものの、それ以上に大きくなる可能性が低いことを示唆している。したがって、本調査では、Visaul MINTEQによる算出値よりも式2.4.3-14の算出値の信頼性が高いと判断し、Th(IV)のK_{org_Th}値として$10^{5.1}$ m^3 kg^{-1}を採用した。また、この値は、化学アナログのU(IV)、Np(IV)、Pu(IV)の分配係数としても設定した。さらに、Th(IV)以上に加水分解による影響が大きいZr(IV)は、腐植物質との結合性がTh(IV)より低いことが予想されるため（Takahashi et al., 1999）、本調査では、保守性の観点から、K_{org_Th}値をZr(IV)の分配係数としても設定することにした。

同様にして、Tc(IV)のフミン酸への分配係数（K_{org_Tc}）を文献値から算出することができる。レファレンスケースの地下水のpH条件は8.5であり、このpHにおけるTc(IV)の主要な溶存化学種は$TcO(OH)_2^0$と考えられる（Kitamura et al., 2010; Boggs et al., 2011）。この溶液にフミン酸が共存すると、溶液内平衡は以下の式として記述される。

$$TcO(OH)_2^0 + HS \rightleftarrows TcO(OH)_2\text{-}HS \qquad (式2.4.3\text{-}15)$$

$$\beta_{HS_TcO(OH)_2} = \frac{[TcO(OH)_2 - HS]}{[TcO(OH)_2][HS]} \qquad (式2.4.3\text{-}16)$$

さらにHS濃度に対して、$TcO(OH)_2$が低濃度であることを考慮すると、K_{org_Tc}は式2.4.3-17として記述される。

$$K_{org_Tc} = \beta_{HS_TcO(OH)_2} C_{COOH} \qquad (式2.4.3\text{-}17)$$

C_{COOH}として5.2×10^{-3} mol g^{-1}（Mile et al., 2001）を設定し、$\beta_{HS_TcO(OH)2}$として現在最も保守的な値と考えられるMaes et al.(2003)の値（$10^{5.3}$ dm^3 mol^{-1}）を採用すると、K_{org_Tc}は$10^{3.0}$ m^3 kg^{-1}と算出される。また、Tc(IV)はPa(V)の化学アナログとして利用された事例を踏まえ（Maes et al., 2011）、K_{org_Tc}はPa(V)の分配係数としても設定することにした。

一方、GoldSimを用いて、有機物による核種移行への影響を解析するには、算出できない核種(Se(-II), Nb(V), Pd(II), Sn(IV))の分配係数についても設定が必要である。しかし、これらの核種と腐植物質との錯形成についての知見は、ほとんど得られていない。そこで、Se(-II), Nb(V), Pd(II), Sn(IV)については、暫定的に、レファレンスケースのコロイドと同じ分配係数（$10^{3.0}$ m^3 kg^{-1}）を設定した。

以上、本調査において設定された腐植物質への分配係数を表2.4.3-6にまとめる。

表 2.4.3-6　本調査において設定された核種の腐植物質への分配係数（K_{org}）

核種	logK_{org}	K_{org}	単位	備考
Se	3	1000	m^3/kg	コロイドに対するK_d値（H12レポート）を採用
Zr	5.1	125893	m^3/kg	K_{org_Th} 値を採用
Nb	3	1000	m^3/kg	コロイドに対するK_d値（H12レポート）を採用
Tc	3	1000	m^3/kg	1:1結合定数から算出(Maes et a., 2003)
Pd	3	1000	m^3/kg	コロイドに対するK_d値（H12レポート）を採用
Sn	3	1000	m^3/kg	コロイドに対するK_d値（H12レポート）を採用
Cs	-0.2	1	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB）
Sm	4.1	12589	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB + JAEA_TDB）
Pb	3.3	1995	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB + JAEA_TDB）
Ra	1.4	25	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB + JAEA_TDB）
Ac	4.1	12589	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB + JAEA_TDB）
Th	5.1	125893	m^3/kg	1:1結合定数から算出（Stern et al., 2014）
Pa	3	1000	m^3/kg	K_{org_Tc} 値を採用
U	5.1	125893	m^3/kg	K_{org_Th} 値を採用
Np	5.1	125893	m^3/kg	K_{org_Th} 値を採用
Pu	5.1	125893	m^3/kg	K_{org_Th} 値を採用
Am	4.1	12589	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB + JAEA_TDB）
Cm	4.1	12589	m^3/kg	Visaual MINTEQ算出値（NICA-Donnan model + NIST_TDB + JAEA_TDB）

④ 解析結果

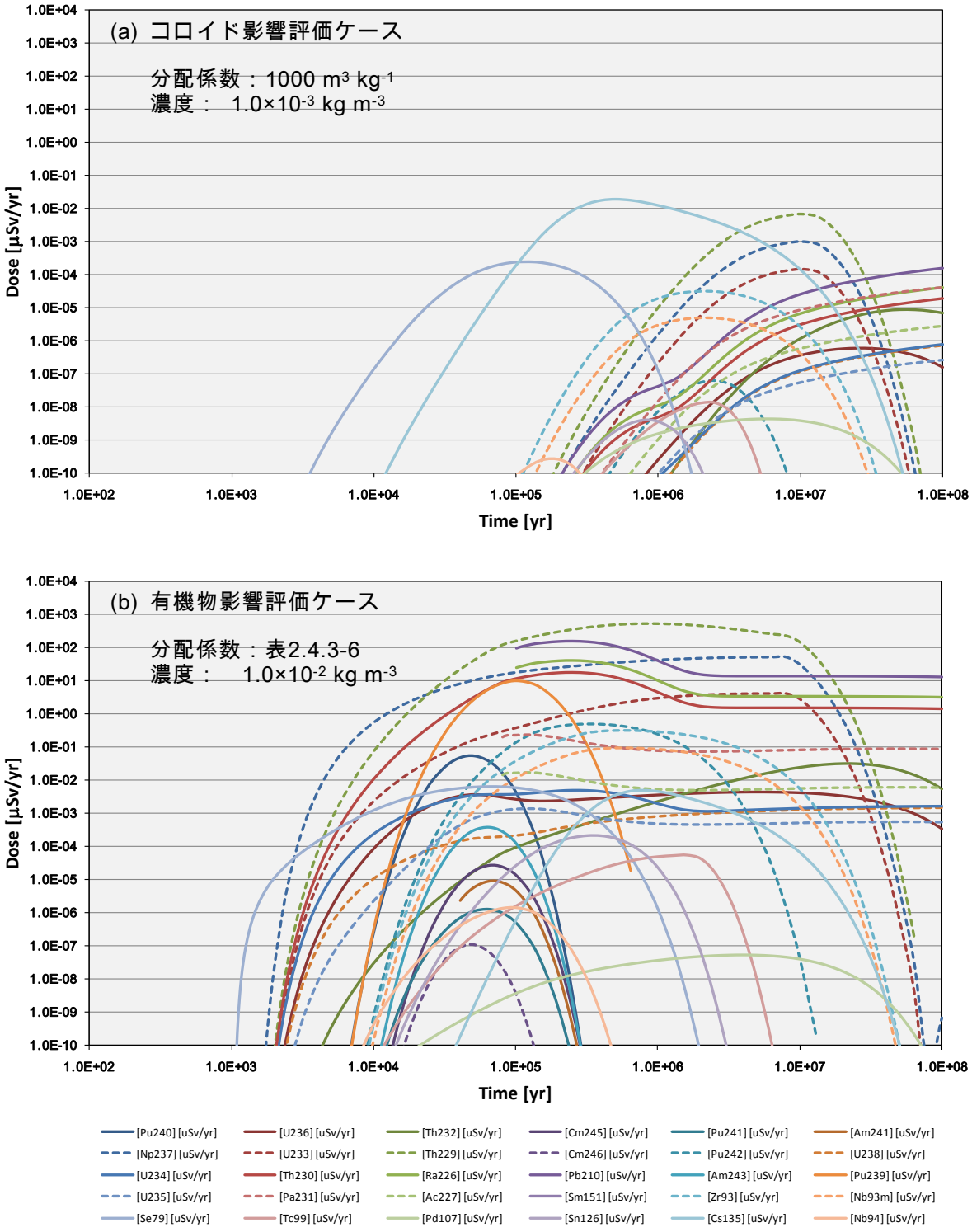


図 2.4.3-3　GoldSim による解析結果（ガラス固化体 4 万本分）

本調査において設定した分配係数（表2.4.3-6）と10 mg dm^{-3}のDOC濃度をGoldSimに導入して解析した結果を図2.4.3-3に示す。有機物影響評価ケース(図2.4.3-3b)は、コロイド影響評価ケース(図2.4.3-3a)と比較して10倍高い有機物濃度（10 mg dm^{-3}）とThやNpをはじめとするIV価核種に対する高い分配係数により、核種移行を著しく促進した。また、1×10^6年後における有機物影響評価ケースの最大線量（～500μS/yr）は、コロイド影響評価ケース（～0.01μS/yr)と比較して約50000倍上昇した。これらの結果は、有機物による核種移行への影響が、コロイド以上に顕在化する可能性があることを示唆している。一方、今回の解析では、有機物の母岩への収着・拡散やフィルトレーション効果（長崎, 2002）などの遅延要因を全て排除しており、過度に保守的に評価している可能性もある。今後、より詳細なモデルの開発、パラメータ設定と解析が必要と考えられた。

⑤ 性能評価への反映に向けての課題

本調査では、文献調査により日本国内の地下水に溶存する有機物の保守的な濃度を設定するとともに、レファレンスケース地下水条件下における評価対象核種の腐植物質への分配係数をNICA-Donnanモデルと最新の知見から設定し、これらをGoldSimに導入して解析することで、有機物影響を考慮した性能評価を実施した。本調査の結果は、有機物がH12レポートにおいて扱うコロイド以上に処分システムのバリア性能に大きく影響する可能性があることを示している。

一方、今回の性能評価では限られた知見や技術を基に、特定の有機物に対して核種の分配係数を設定しており、その値には未だ不確実性が存在する。また、今回の性能評価では、核種と有機物との錯形成は瞬時/線形/可逆性が成立することを仮定しているが、限られた知見を基に仮定の妥当性を判断しているため、厳密には保守性が担保されていないことも想定される。実際に、核種と天然有機物の錯形成は非線形であるため、核種濃度の低下とともに分配係数は上昇する。また、有機物の種類によっては、核種との錯形成における瞬時・可逆性が成立しない場合もある（例えば, Geckeis et al., 2002; Maes et al., 2006）。一方、今回の解析では、有機物の母岩への収着やフィルトレーション効果（長崎, 2002）などの遅延要因も排除しており、過度に保守的に評価している可能性もある。以上の点から、有機物影響評価研究として、以下の課題が設定される。

a. 信頼性の高い核種－有機物錯形成モデル／モデルパラメータデータベースの構築
- III・IV価核種に対する腐植物質の錯形成モデルパラメータの信頼性確認
- 錯形成モデルパラメータの拡充（Zr(IV), Nb(V), Pd(II), Sn(IV)等）
- 錯形成における非線形性を考慮した有機物による移行影響評価方法の開発
- 核種－有機物錯形成における瞬時/可逆性の把握（速度論的観点から研究）
- 腐植物質の代表性の確認

b. 核種－有機物－母岩三元系における収着・拡散モデルの開発
- 母岩に対する有機物の収脱着挙動の把握（有機物種類、核種の種類、母岩の種類）
- フィルトレーション効果の把握

2) 有機物影響評価手法に係わるデータ取得

本調査では、多様な地下水条件における核種と有機物との錯形成を定量評価可能なNICA-Donnanモデルを用いて、H12レファレンスケースの地下水条件におけるIII価核種の有機物への分配係数を評価してきた。しかし、NICA-Donnanモデル・データベースの適用性と有機配位子としての地下水中の腐植物質の代表性の確認は不十分であり、算出した分配係数の信頼性はこれまでに得られていない。本調査では、低濃度の核種と地下水中の腐植物質との錯形成データへのNICA-Donnanモデルの適用性および腐植物質の代表性確認に用いる地下水中の未分画有機物の一括濃縮・回収法について調査した。

① 低濃度核種と腐植物質との錯形成評価におけるNICA-Donnanモデルの適用性

NICA-Donnanモデルは、腐植物質に存在する二つの金属イオン結合サイト群（カルボキシル基と水酸基）を考慮し、各サイト群に対して正規分布様の結合エネルギー分布を仮定する（Kinniburgh et al., 1996; Koopal et al., 2005）。また、腐植物質の高分子電解質としての性質をDonnanモデルとして取り込み、金属イオンとの静電相互作用を表現している（Benedetti et al., 1996）。従って、NICA-Donnanモデルでは、腐植物質への金属イオンの結合様式が溶液条件により異なる。例えば、低イオン強度、酸性条件下におけるEu(III)の腐植物質への結合は静電相互作用に支配され、弱酸性から弱アルカリではカルボキシル基サイト、そしてアルカリ条件下では水酸基結合サイトへの結合が支配的となる（日本原子力研究開発機構, 2011b, 2012a, 2013a）。同様に、金属イオン濃度も結合様式に影響する重要な要因の一つであり、ローディングレベル（金属イオン濃度と腐植物質の結合サイト濃度との比）の低下にともない、結合様式がカルボキシル基サイト（弱い結合サイト）から水酸基サイト（強い結合サイト）へ変化する（Stern et al., 2007; Pourret and Martinez, 2009）。また、溶液条件と結合様式との関係は、腐植物質の構造特性の違いに大きく依存する可能性がある。しかし、広いローディングレベルに対して取得した錯形成データへのNICA-Donnanモデルの適用性を調査した事例は限られており、NICA-Donnanモデルによる解析・評価の妥当性は十分に確認されていない。本調査では、広いローディングレベルに対して、Eu(III)とフミン酸との錯形成データを取得し、この実験値とNICA-Donnanモデルによるシミュレーション値とを比較することで、低ローディングレベルにおけるモデルの適用性を確認した。

Eu(III)とフミン酸との錯形成データの取得は、TTA（4,4,4-trifluoro-1-(2-thienyl)-1,3-butanedione）とTBP（Tributyl phosphate）を用いる溶媒抽出法（Kubota et al., 2002; Sasaki et al., 2012）を用いて行った。Eu(III)は、^{152}Euを使用した。フミン酸は、Aldrich社製のフミン酸および幌延の地下研究施設の地下水から分離・精製したものを用いた。試験溶液条件は、pH5.5（MES+Tris混合溶液）、イオン強度0.1（$NaClO_4$）、Eu(III)初期濃度として2条件（10^{-6}ないし10^{-8} mol dm^{-3}）、フミン酸濃度として3条件（1, 10, 100 mg dm^{-3}）を設定した。

溶媒抽出法から取得したデータから、フミン酸に対するEu(III)の条件付き安定度定数（β_{app}）を算出した。Eu(III)とフミン酸のカルボキシル基（R-COO^-）との反応を1：3結合と仮定すると、β_{app}は以下の式として定義される。

$$\beta_{app} = \frac{[EuL]}{[Eu][R]} \quad (式2.4.3\text{-}18)$$

ここで、[EuL]と[Eu]は、フミン酸と結合しているEuの濃度（mol dm^{-3}）と結合していないEuの濃度（mol dm^{-3}）である。また、[R]は、Euと結合していないフミン酸のカルボキシル基濃度（mol dm^{-3}）である。有機溶媒中でのEuの濃度を$[Eu]_{org}$と記述すると、水相と有機相に分布したEuの分配比は、フミン酸が存在しない時の分配比をD_0、存在する時の分配比をDと記述すれば、以下の式として記述される。

$$D_0 = \frac{[Eu]_{org}}{[Eu]} \quad (式2.4.3\text{-}19)$$

$$D = \frac{[Eu]_{org}}{[Eu]+[EuL]} \quad (式2.4.3\text{-}20)$$

式2.4.3-19と式2.4.3-20、Euの全濃度（C_{Eu}）、フミン酸のカルボキシル基全濃度（C_R）、解離度（α）を用いて、[Eu]、[EuL]、[R]と分配比との関係は、以下の式として記述できる。

$$[Eu] = \frac{[Eu]_{org}}{D_0} = \frac{C_{Eu}}{(1+D)}\frac{D}{D_0} \quad (式2.4.3\text{-}21)$$

$$[EuL] = \frac{C_{Eu}}{(1+D)} - [Eu] = \frac{C_{Eu}}{(1+D)}\left(1 - \frac{D}{D_0}\right) \quad (式2.4.3\text{-}22)$$

$$[R] = \left(C_R - 3\frac{C_{Eu}}{(1+D)}\left(1 - \frac{D}{D_0}\right)\right)\alpha \quad (式2.4.3\text{-}23)$$

これらの式を式2.4.3-18に代入するとβ_{app}と分配比との関係式が得られる。

$$\beta_{app} = \frac{(D_0/D - 1)}{\alpha\left(C_R - 3C_{Eu}(1 - D/D_0)\right)} \quad (式2.4.3\text{-}24)$$

本調査では、Aldrich社製フミン酸（Saito et al., 2004）および幌延の地下中のフミン酸（日本原子力研究開発機構, 2013c）のNICA-Donnanモデルパラメータを用いて、試験溶液条件のpHに対応するαを算出した。

式2.4.3-24から算出したβ_{app}の対数値（$\log\beta_{app}$）は、log[Eu]の低下とともに増大した。Aldrich社製フミン酸では、log[Eu]= -11.6～-7.47において$\log\beta_{app}$=7.81～6.04、幌延の地下水中のフミン酸では、log[Eu]= -10.5～-7.44において$\log\beta_{app}$=5.70～4.08の値を示した。Aldrich社製フミン酸に対するEu(III)の$\log\beta_{app}$は、同条件において（pH5.53, 0.1mol dm^{-3} $NaClO_4$）得られた値（Kubota et al., 2002）、$\log\beta_{app}$=8.63～6.35（log[Eu]= -12.5～-7.19）に近似した。また、Aldrich社製フミン酸と幌延の地下水中のフミン酸の$\log\beta_{app}$は、log[Eu]の値に係わりなく約2桁の相違が存在しており、特定のlog[Eu]について$\log\beta$を比較したこれ

までの知見（Terashima et al., 2012）と良く一致した。しかし、本調査で取得した、Aldrich社製フミン酸に対するlog[Eu]=-11.6における$\log\beta_{app}$=6.88は、Kubota et al. (2002)の報告値（$\log\beta_{app}$=8.44）よりも著しく低く、実験操作に課題があった可能性がある。今後、再現性データを追加して、値の信頼性について検討する必要がある。

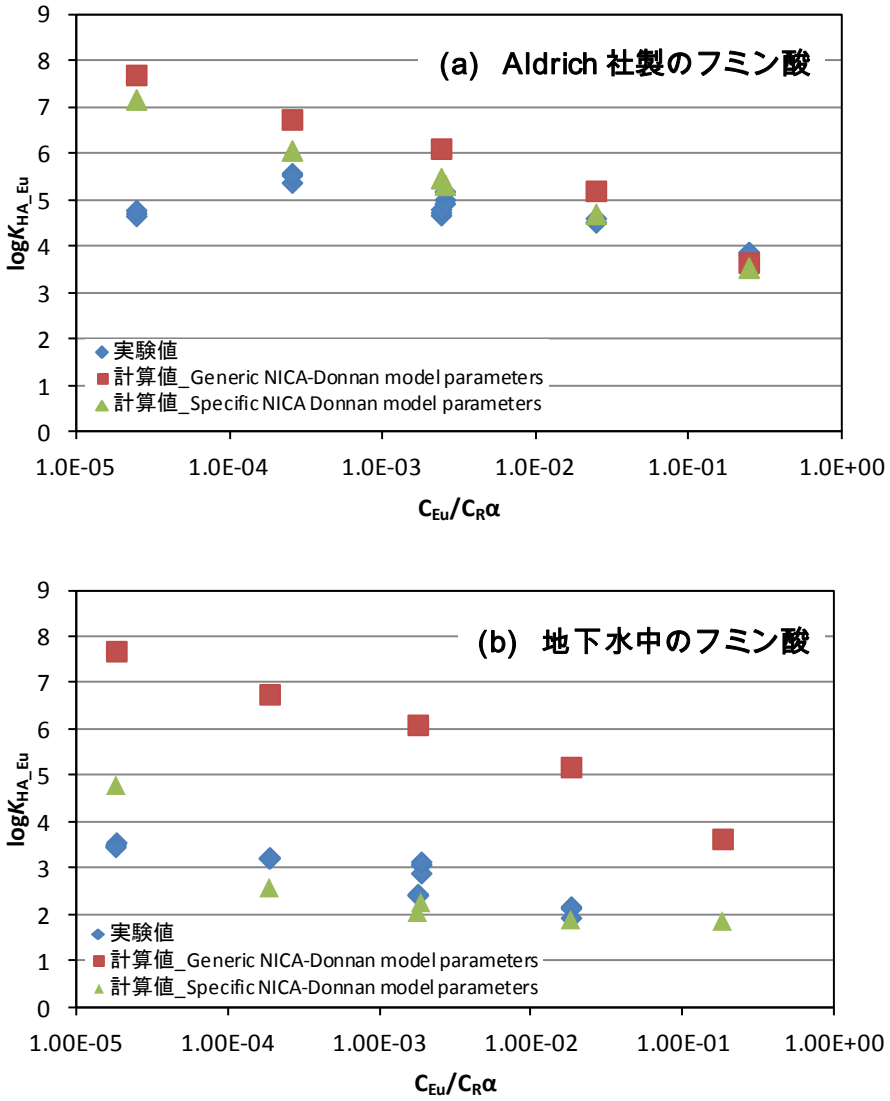


図2.4.3-4　フミン酸に対するEu(III)の分配係数の対数値（$\log K_{HA_Eu}$）とローディングレベル（$C_{Eu}/C_R\alpha$）との関係．溶液条件：pH5.3～5.5、0.1 mol dm^{-3} $NaClO_4$.

式2.4.3-17と同様にして、評価した$\log\beta_{app}$値からEu(III)のフミン酸への分配係数（K_{HA_Eu}）を算出することができる。この分配係数の対数値（$\log K_{HA_Eu}$）とローディングレベル（$C_{Eu}/C_R\alpha$）との関係をNICA-Donnanモデルを用いた計算値とともに図2.4.3-4に示す。Aldrich社製および幌延の地下水から分離・精製したフミン酸に関わらず、実験から評価した$\log K_{HA_Eu}$（◆）は、一般化NICA-Donnanモデルパラメータを用いて算出した$\log K_{HA_Eu}$（■）よりも、全ての$C_{Eu}/C_R\alpha$領域において低いことが分かった。特に、幌延の地下水中のフミン酸については、実験値は計算値の2/5程度であった（図2.4.3-4b）。この結果は、一般化NICA-Donnanモデルパラメ

ータを用いるモデル計算が、低いローディングレベルでもIII価核種とフミン酸との錯形成を保守的に評価することを示している。同時に、幌延の地下研究施設の地下水に溶存する有機物など、土壌や河川の有機物と比較して特性が大きく異なる有機物を評価対象とする場合には、過度に保守的な結果を導くことを示している。

一方、Aldrich社製フミン酸および幌延の地下水中のフミン酸に固有のNICA-Donnanモデルパラメータ（日本原子力研究開発機構, 2013c）を導入すると、実験値（◆）と計算値（▲）とは良く近似した。この結果は、対象とする地下水に溶存する有機物のNICA-Donnanモデルパラメータを整備することが出来れば、性能評価において信頼性の高い$\log K_{HA_Eu}$を設定できる可能性があることを示唆している。しかし、幌延の地下水から分離・精製したフミン酸については、最も低い$C_{Eu}/C_R\alpha$（=1.85×10^{-5}）における実験値（2.4.3-4b, ◆）と計算値（2.4.3-4b, ▲）とが比較的大きく乖離しており、実際の錯形成挙動とNICA-Donnanモデルが記述する錯形成挙動に相違が生じていた。NICA-Donnanモデを用いて$C_{Eu}/C_R\alpha$の低下にともなう結合様式の変化を解析したところ、高い$C_{Eu}/C_R\alpha$領域ではカルボキシル基サイトへの結合が支配的であるが、低い$C_{Eu}/C_R\alpha$領域（＜～1.0×10^{-4}）では水酸基サイトへの結合が支配的となることが分かった。特に、最も低い$C_{Eu}/C_R\alpha$（=1.85×10^{-5}）では、99.9%のEu(III)が水酸基サイトに結合していた。このことから、最も低い$C_{Eu}/C_R\alpha$値における実験値と計算値との乖離は、NICA-Donnanモデルが水酸基サイトの寄与を過大に評価している可能性を示唆している。

以上から、NICA-Donnanモデルは、一般化パラメータを用いる場合、高いローディングレベルだけでなく（Terashima et al., 2011, 2012；寺島ほか, 2013；日本原子力研究開発機構, 2013c）、低いローディングレベルにおいてもIII価核種の有機物への分配係数を保守的に評価することを新たに確認した。また、対象とする地下環境に存在する有機物のNICA-Donnanモデルパラメータセットを整備することが出来れば、より現実的な錯形成モデリングが可能となることを指摘した。一方、低いローディングレベルでは、NICA-Donnanモデルの計算値は実験値と大きく乖離する可能性があることを見出し、より現実的なモデルパラメータの設定手法の開発が必要であることを指摘した。

② 腐植物質の代表性確認

地下水に溶存する有機配位子として、腐植物質を対象にした錯形成モデル・データベースの開発が進められている。一方、地下水によっては、溶存有機物に占める腐植物質（フルボ酸とフミン酸の総和として）の割合が、0.38～9.4%と限定されており（日本原子力研究開発機構, 2013c）、腐植物質を対象としたモデルやデータベースが必ずしも全溶存有機物の錯形成評価に有用とは限らない。したがって、より現実的な有機物の錯形成評価を達成するために、また、性能評価における錯形成評価の保守性を確保するために、地下水中の腐植物質と未分画有機物との錯形成挙動の相違を明らかにする必要がある。この目的を達成するには、同じ溶液条件における錯形成データの取得が不可欠であり、このためには、第一に、地下水に溶存する未分画有機物を濃縮・精製する必要がある。本調査では、これまでに淡水からの未分画有機物の一括濃縮に実績のある逆浸透(RO)膜法に着目し(Serkiz and Perdue, 1990)、大量の塩水系地下水を処理することのできるRO膜システムの開発を試みた。

図2.4.3-5に、本調査において検討したRO膜システムの構成を示す。一般に、RO膜は水分子

を透過させ、イオンや微粒子を透過させない。このため、塩水系の地下水にRO膜法を適用すると、有機物とともにイオンが濃縮されて沈殿物（塩）が生成する可能性がある。この沈殿物は、RO膜の目詰まりをもたらし、濃縮プロセスを損ねる要因となる。そこで、本システムでは、陽イオン交換カラム（DOWEX 50WX8）を設置することで、脱塩と濃縮を同時に達成する仕組みを構築した。一方、RO膜システムは、主に樹脂製品から構成されるため、これらからの有機物の汚染が顕在化する。このため、イオン交換樹脂およびRO膜システムを酸・アルカリ洗浄と純水洗浄を繰返し、TOC濃度を0.3 mg dm^{-3}まで低減させた。また、純水を30倍濃縮した時の濃縮液のTOC濃度は1.2 mg dm^{-3}であり、TOC濃度が4 mg dm^{-3}以上の地下水であればシステムからの汚染を無視した濃縮が可能であることを確認した。以上の結果を踏まえ、このRO膜システムを幌延の地下研究施設の深度250 m坑道から採取した地下水中の有機物の一括濃縮に適用したところ、地下水に溶存した有機物を回収することができなかった。TOC測定の結果、濃縮前の地下水のTOC濃度と廃液中のTOC濃度に相違はなく、有機物がほぼ完全にRO膜を透過していることを確認した。これまでに、日本原子力研究開発機構（2014a）は、イオン交換処理を含めないRO膜法を幌延の地下水に適用し、溶存有機物が定量的に回収されることを示している。今回、イオン交換樹脂による脱塩処理を加えたことでpHが2～3まで低下しており、この溶液条件の変化がRO膜を有機物が透過した理由と考えられた。

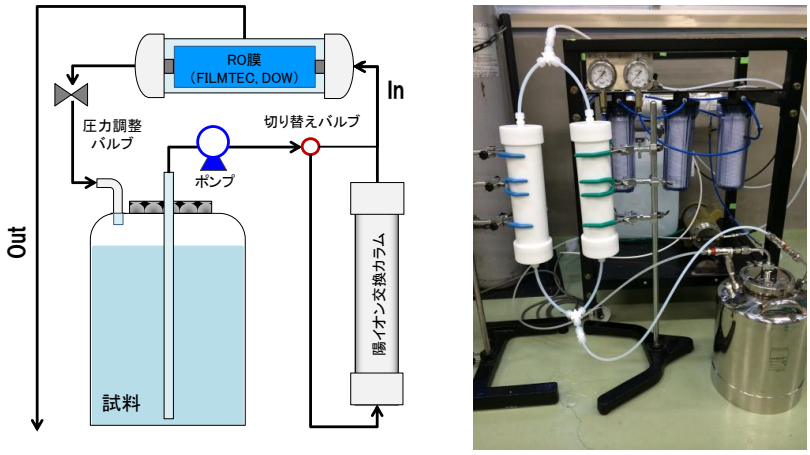


図2.4.3-5　本調査で検討したRO膜システムの構成.

③ 今後の展開

錯形成評価へのNICA-Donnanモデルの適用性については、III価核種と地下水中の腐植物質との組み合わせを対象に、限られた溶液条件について調査してきた。しかし、有機物影響を考慮した性能評価解析の結果（図2.4.3-3）、有機物による影響はThやNpの移行促進として顕在化するため、IV価核種と有機物との錯形成評価に対する既存モデル・データベースの信頼性を今後確認する必要がある。また、腐植物質の代表性に係わる調査では、RO膜による濃縮後に脱塩処理を適用する、あるいはアニオン交換樹脂（例えば、DAEAセルロース法など）を用いた回収法を適用するなどの代替手法の開発に取り組む必要がある。

(2) 微生物影響評価技術の開発

1) 高レベル放射性廃棄物の地層処分システムに及ぼす微生物影響シナリオの構築

地層処分システムにおいて、人工バリアやその周辺母岩で構成されるニアフィールドおよび天然バリアには、放射性物質の移行を抑制する安全機能が期待される。しかしながら、地下環境には膨大な数の微生物が存在することが明らかにされており（例えば，Fredrickson and Fletcher, 2001）、処分システムの安全機能にこれらの微生物が影響を及ぼす可能性が指摘されている（Pedersen, 1999; West et al., 2002; Pedersen, 2005）。平成25年度は、これまで国内外で集積された最新の知見について網羅的に調査し、処分システムにおいて微生物が影響を及ぼす事象を抽出した（日本原子力研究開発機構，2014a）。平成26年度は安全機能への不確実性要因である微生物影響について、微生物が関与する事象を考慮した評価シナリオを構築し、処分システムの安全機能に影響を及ぼしうる微生物反応の中で重点的に評価が必要な事象を抽出し、それらの不確実性を低減させるための評価手法について検討した。

一般的に、シナリオ構築は、安全評価に必要な科学的あるいは技術的な基礎情報を整理・統合し、これに基づいて安全機能への影響要因を検討して、処分システムの長期的な挙動をシナリオとして記述することを意味する。微生物影響を考慮したシナリオ構築については、これまでに予察的な取り組みが行われている（Yoshikawa et al., 2009; 日本原子力研究開発機構, 2009）。平成26年度は、これまでに実施された微生物影響を考慮したシナリオ構築に関する取り組み結果を踏まえつつ、核燃料サイクル開発機構(1999b；以下、第2次取りまとめ)、 大井ほか（2008）、牧野ほか（2007）、原子力発電環境整備機構(2011b)などで記述されているシナリオ構築手法に従って、最新の知見に基づいて網羅的に微生物影響事象を抽出・整理し、包括的FEP（Features, Events and Processes）リスト（OECD/NEA, 1999; 核燃料サイクル開発機構, 1999b）に基づくシナリオ構築を下記の手順にて実施した。

① 既存の包括的FEPリストの確認
② 微生物反応が関連するFEPの相関関係の整理（インフルエンスダイアグラムの作成）
③ 地層処分システムの安全機能とその機能を担うシステムの構成要素の時間変化の整理
④ システムの安全機能の時間的変遷を基軸として、安全評価で考慮すべき時間及び空間スケールを区分し、各時間・空間領域における地層処分システムの振る舞いについての関連する諸分野の知見を統合した記述（ストーリーボード）の作成
⑤ 微生物反応が関連するFEPのスクリーニング
⑥ 微生物反応が関連する評価シナリオの作成
⑦ 評価シナリオのモデル化およびデータベースの整理
⑧ 評価ケースの選定

これまでに整理した国内外の最新の知見（日本原子力研究開発機構, 2014a）を踏まえて、処分システムへの微生物影響事象を整理し、FEPとの相関関係をインフルエンスダイアグラムとしてまとめた（図2.4.3-6）。また、システムを理解するために、閉鎖後の閉じ込め性能を確保するために必要な安全機能とその機能を担う地層処分システムの構成要素、およびそれぞれの安全機能がどのように時間変化するかを整理し、それぞれの機能や環境条件と微生物

影響事象との関連性について、ストーリーボードの枠組みを用いて整理した（表2.4.3-7、表2.4.3-8）。ストーリーボードとは、対象とする時間スケールあるいは空間スケールごとに、バリアの状態や核種の移行に関係するプロセスを、概念図と言葉を用いて描写したものである。この整理手法により、分野の異なる専門家が議論する際の共通の枠組みを提供し、分野横断的なシステム理解を行う上で有用な情報として利用できる。ストーリーボードの整備の過程で抽出された、システムにおける微生物反応が関連する不確実性についても記述した。さらに、作成したストーリーボードをもとに、安全機能への影響の可能性について微生物反応が関連するFEPのスクリーニングを行うとともに現象理解の現状について整理した（表2.4.3-9）。

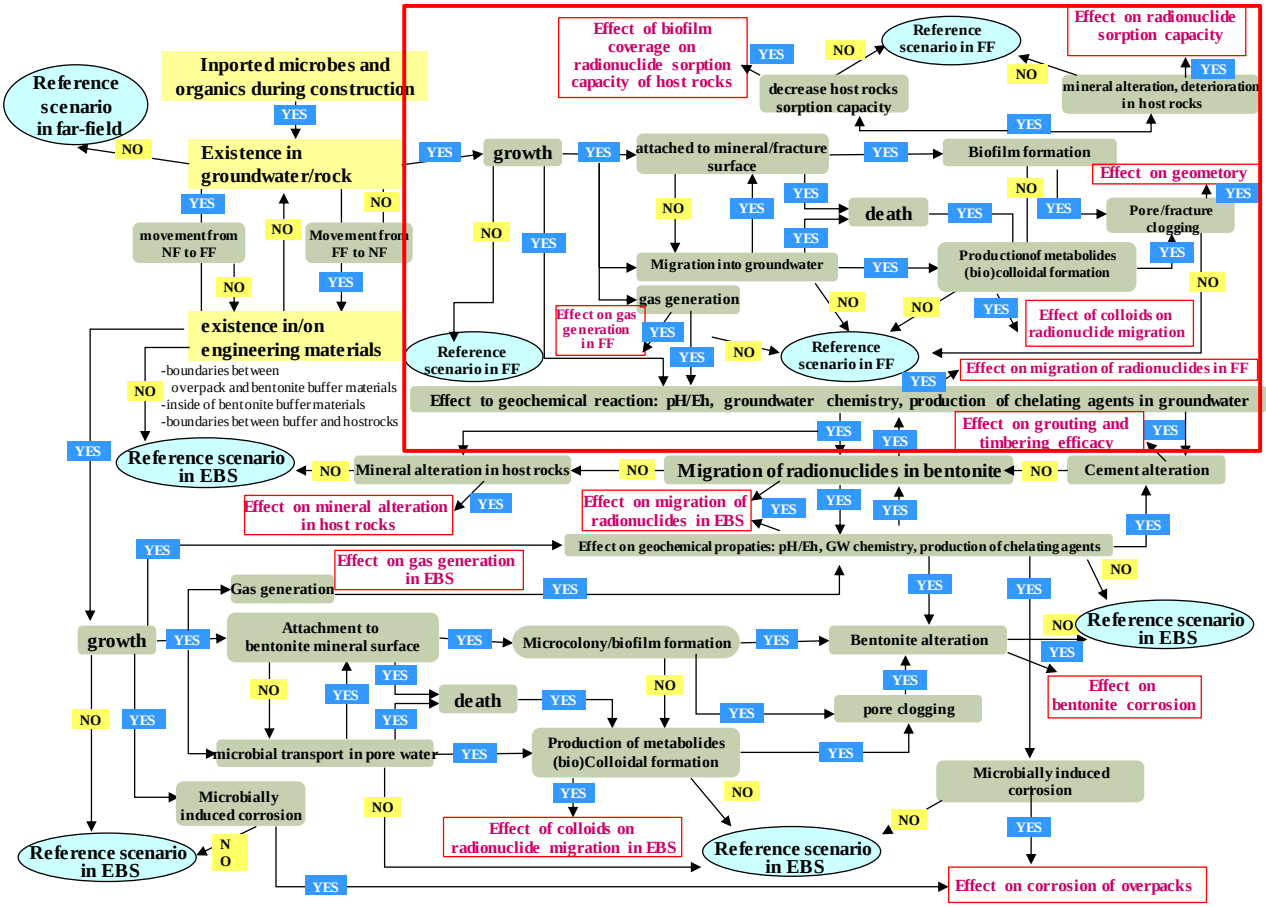


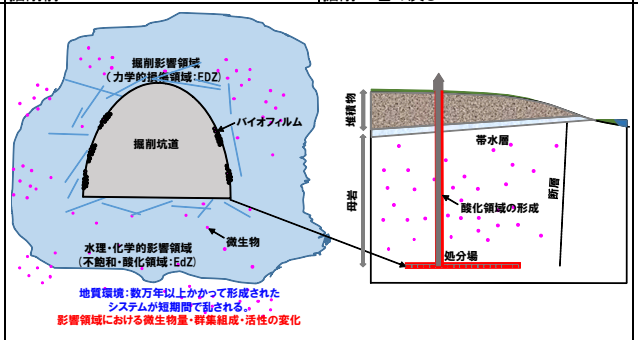
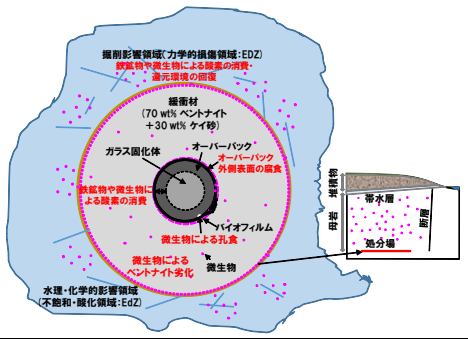
図 2.4.3-6　微生物影響事象に関するインフルエンスダイアグラム

（赤枠部分が天然バリアにおける微生物影響事象に該当）

このような一連の手順により微生物影響事象を考慮したシナリオを構築した。その結果、ニアフィールド岩盤を含む天然バリア環境において核種移行に影響を及ぼす微生物関連事象として、下記の事象を「安全機能への影響評価が必要であるが結論が得られていないと見なせる項目」として抽出した。なお、今回構築されたシナリオは、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999b）において構築された「地下水移行シナリオ」のレファレンスケースにおける微生物影響事象を対象として検討されたものである。

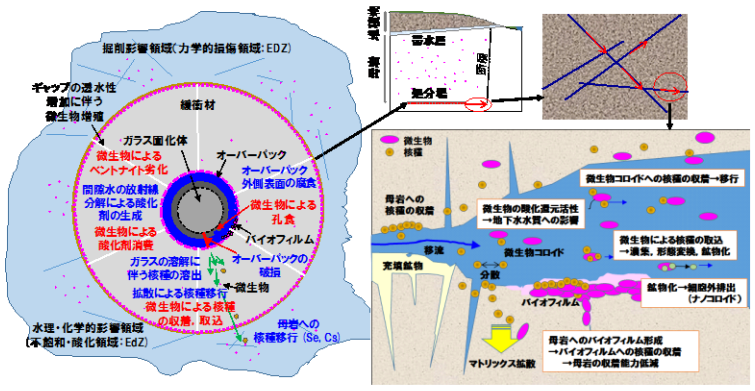
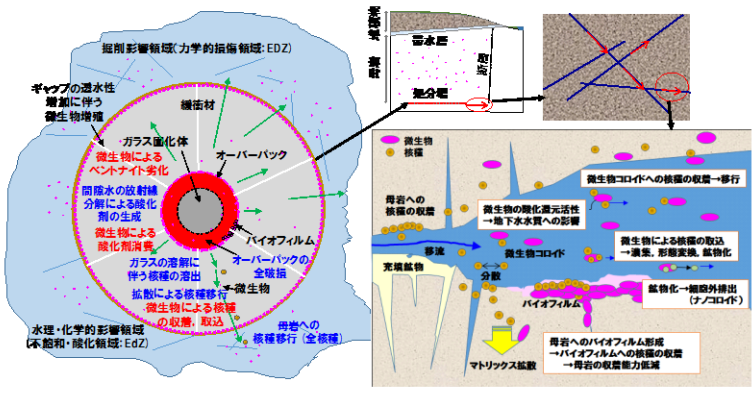
① 「プラグ/グラウト、支保、埋め戻し材」領域における、微生物活性に伴う pH、 Eh、 地下水組成の変化
② 「母岩」領域における、微生物コロイド・バイオフィルムへの核種の収着特性とその核種移行に及ぼす影響
③ 「母岩」領域における、バイオフィルムの母岩被覆に伴う母岩の収着・拡散能力の低下
④ 「母岩」領域における、微生物コロイドおよびバイオフィルムへの核種の不可逆的反応（核種の濃縮、形態変換、鉱物化）

表 2.4.3-7　処分システム環境変遷ストーリーボード（処分場建設～閉鎖～1000 年後）

<table>
<tr><td colspan="3">時間</td><td colspan="2">stage 0：処分場掘削前～操業期間中</td><td colspan="3">stage I：処分場閉鎖～1000年後</td></tr>
<tr><td colspan="3"></td><td>掘削前</td><td>掘削～埋め戻し</td><td>1.E+01</td><td>1.E+02</td><td>1.E+03</td></tr>
<tr><td colspan="3">微生物の存在を考慮したシステムの状態</td><td colspan="2">
</td><td colspan="3">
</td></tr>
<tr><td colspan="3">安全確保上の意義</td><td colspan="2">・小さな地下水流速
・還元的条件
・低い地温と均一な応力状態</td><td colspan="3">・廃棄体からの熱および処分場の建設・操業時に導入された酸素の影響（不飽和領域の形成および酸化性条件への推移）が回復し、核種の閉じ込めに適した地下深部本来の条件が成立する。
・緩衝材中のベントナイトの膨潤により、一様な圧縮応力場が形成され、緩衝材中および隣接したバリアとの間のギャップが閉塞することにより、物質移動が拡散によって支配される場が確保される。</td></tr>
<tr><td rowspan="20">領域/環境条件</td><td rowspan="4">ガラス固化体</td><td>T</td><td colspan="2"></td><td colspan="3" rowspan="4">オーバーパックに封入されたガラス固化体は、緩衝材の最高温度が100℃を超えないように、適切な間隔をもって定置される。人工バリアとその周辺の岩盤の温度は、廃棄体定置後ガラス固化体内で発生する崩壊熱により上昇し、10-50年後に最大となる。人工バリア材周辺の母岩では、最高80℃程度となる。その後温度は下降し、1000年後には40-60℃となる。
ガラス固化体の製造過程において、微生物が侵入する可能性は低く、ガラス固化体内に微生物が取り込まれたとしても、核種の崩壊による発熱により死滅する。既知報告による微生物の生息の最高温度は122℃であることからも、オーバーパックの劣化前はガラス固化体中に微生物は存在しない。</td></tr>
<tr><td>H</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>C</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td rowspan="4">オーバーパック</td><td>T</td><td colspan="2"></td><td>オーバーパックは熱伝導性が高いため、崩壊熱の影響を受けたガラス固化体表面とほぼ同等の温度（100℃程度）となり、微生物の増殖はほとんど考えられない。</td><td colspan="2">人工バリアとその周辺の岩盤の温度は、廃棄体定置後ガラス固化体内で発生する崩壊熱により上昇し、10-50年後に最大となる。人工バリア材周辺の母岩では、最高80℃程度となる。その後温度は下降し、1000年後には40-60℃となる。
核種の崩壊熱は時間とともに減少し、オーバーパック表面の温度も微生物増殖が可能な温度となるが、緩衝材の膨潤性能が担保されている条件下では、緩衝材側から微生物が移動する可能性は低い。緩衝材中では有効モンモリロナイト乾燥密度が1.4Mg/m^{3}以上であれば、水分活性が低い状態となり、微生物の増殖が抑制されることが理由として挙げられる。</td></tr>
<tr><td>H</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">オーバーパックの水理特性は安全評価上モデル化される例はほとんどない。</td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">緩衝材中に浸入した地下水がオーバーパックに接触することにより、オーバーパックの腐食が進行する。腐食によりオーバーパックの厚さが減少し、構造強度が周囲からの応力を支持しえなくなった段階で、オーバーパックは機械的に破損する。</td></tr>
<tr><td>C</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">埋め戻し後の初期においては、岩礁材中や周辺岩盤に酸素が残存すると考えられるが、緩衝材中の黄鉄鉱、微生物呼吸、オーバーパックやその腐食生成物の酸化/還元反応により、溶存酸素はオーバーパック破損時期までに消費されると考えられ、間隙水科学への影響は有意とはならない。オーバーパックは埋め戻し後、操業期間中に持ち込まれた緩衝材の隙間などに残る酸素を消費して腐食した後、さらに還元条件下で水素発生型の腐食がゆっくりと進む。
埋め戻し後一定期間、緩衝材中は酸化的環境が形成され、その後還元環境に回復していくものと予測されるが、その間、微生物活動による局部腐食の可能性がある。腐食に関与する微生物反応としては、酸化的環境下では鉄酸化菌や硫黄酸化菌による反応が考えられ、嫌気的環境下では硫酸還元、硝酸還元、メタン生成、酢酸生成反応等が考えられるが、微生物に起因する腐食反応速度および量と緩衝材中のエネルギー源となる物質量から、腐食影響を金属の厚みに反映させるなどのバリア性能を担保することが可能である。【OP-4.4.1, OP-4.4.2, OP-4.5, OP-4.6, OP-4.7】</td></tr>
<tr><td rowspan="4">緩衝材</td><td>T</td><td colspan="2"></td><td>廃棄体の発熱により、ベントナイト内が乾燥し、廃棄体近傍のベントナイト中の微生物は増殖不可能である。緩衝材内部・外部は100℃を超えることはない。</td><td colspan="2">時間とともに緩衝材の温度は緩やかに下降し、オーバーパックの寿命と想定した1000年後には60℃程度となる。</td></tr>
<tr><td>H</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">処分場閉鎖後、掘削影響領域に形成されていた不飽和領域は、その周辺岩盤からの浸水に伴い徐々に飽和する。また、掘削影響領域から緩衝剤へ地下水が浸入し、緩衝材も徐々に飽和する。さらに、緩衝材と埋め戻し材は地下水の浸潤に伴って膨潤し、緩衝材は低透水性の状態となり、緩衝材中の物質移行は拡散支配となる。
緩衝材の膨潤の過程で、空隙率、水分活性の低下に伴い微生物活性も抑制される。ただし、緩衝材の膨潤が不均一である場合は、空隙に依存して微生物が増殖できる可能性がある。膨潤前に増殖した微生物細胞により、緩衝材中の間隙閉塞が起こる事象が考えられる。</td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">オーバーパックの腐食膨張や沈下については、緩衝材の厚さや密度を低下させる可能性があるものの、設計において考慮されており人工バリアの機能を損なうことはない。
微生物活動によるベントナイトの力学的変質は有意ではないと考えられる。</td></tr>
<tr><td>C</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">緩衝材の間隙水は、ベントナイトの主成分であるスメクタイトのイオン交換反応や結晶端の表面水酸基による酸塩基解離反応、随伴鉱物や可溶性不純物（塩化物、硫酸塩）の溶解などによって、中性から弱アルカリ性となる。緩衝材中の黄鉄鉱やオーバーパックの腐食などの酸化/還元反応によって、操業期間中に持ち込まれた緩衝材間隙中の酸素は消費され、緩衝材の間隙水は酸化性から還元性となる。緩衝材は、間隙水との構成鉱物との化学反応により徐々に変質・劣化が進行するものの、核種移行に対する緩衝材の所定の機能は維持されるものとされている。
成形・定置の過程で緩衝材中には酸素が残存しており、酸化的環境である。緩衝材中にもともと存在していた微生物による酸素消費反応と、還元的地下水の膨潤による還元剤の供給により、緩衝材内部は還元的環境が形成されていくものと考えられている。建設・操業時に処分場に持ち込まれた酸素は、オーバーパック破損時期までに消費され、還元環境は回復すると推定されている。緩衝材膨潤後は、空隙率、水分量の低下により、微生物の代謝活性は著しく抑えられるものと考えられる。ただし、有効モンモリロナイト乾燥密度を1.4 Mg/m3以上とした場合。微生物代謝活性が抑制された場合、化学条件の変動はそれほど有意ではないと考えられる。【B-4.2, B-4.3, B-4.4, B-4.5, B-4.8】</td></tr>
<tr><td rowspan="4">プラグ，グラウト，支保工，埋め戻し材等</td><td>T</td><td colspan="2"></td><td colspan="3" rowspan="4">プラグ、グラウト、支保工、埋め戻し材には安全評価における安全機能は期待されていない。
微生物活動によるプラグ，グラウト，支保工への影響は有意ではないと考える。
埋め戻し材中には地上から持ち込まれた微生物が混入しており、埋設初期に埋め戻し材中に混入している酸素の消費に寄与すると考える。埋め戻し材中の酸素は微生物により速やかに消費され、周辺岩盤から地下水が浸水することにより、埋め戻し材も徐々に飽和する。それに伴い、埋め戻し材中のベントナイトが膨潤し、埋め戻し材は低透水性の状態となり、微生物活性も次第に抑制されると考えられる。ただし、埋め戻し材等に混入した地上から持ち込まれた有機物が微生物活性に影響を及ぼす可能性がある。【D-4.2, D-4.3, D-4.4, D-4.5, D-4.8】</td></tr>
<tr><td>H</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td>C</td><td colspan="2"></td></tr>
<tr><td rowspan="4">母岩</td><td>T</td><td>深度および地質条件により異なるが、概ね20-50℃程度で微生物の生息しうる環境温度である。</td><td>処分場建設のための作業環境管理のため、坑道内は地上と同程度の温度となるが、母岩温度は大きく変化しない。</td><td>ガラス固化体内で発生する崩壊熱により、廃棄体埋設後、人工バリア材とその周辺の母岩の温度は上昇する。設置間隔などの設計対応により、緩衝材の温度は100℃を超えない。人工バリア材周辺の母岩では最高80℃程度となる。
処分場閉鎖直後は、廃棄体の発熱により微生物活性が変化する可能性があるが、死滅するほどではない。</td><td colspan="2">時間とともに緩衝材の温度は緩やかに下降し、オーバーパックの寿命と想定した1000年後には、深度1000 mの結晶質岩（地温45℃）で約55℃,深度500 mの堆積岩（地温30℃）で40-50℃となる。
核種の崩壊熱による発熱量が時間とともに減退することにより、処分場閉鎖後の母岩環境温度は次第に低下するものと予測されるが、微生物の増殖を抑制するレベルではないと考える。</td></tr>
<tr><td>H</td><td>地下水の動きが緩慢である。</td><td>地下水流動系が掘削により著しく影響を受ける。</td><td colspan="3">地下水流動系は処分場閉鎖直後は掘削の影響により非常に擾乱を受ける。
処分場閉鎖直後は、水理状態が元の状態に回復するまでの間、地下水の流れが掘削前と比較して擾乱を受けた状態であり、微生物の代謝活性に必要な栄養源が供給される状態にあることで、微生物活性は処分場建設前と比較して高い状態にあると考えられる。また、地下水流動に伴い、微生物も地下水とともに移動し、人工バリア中に微生物が侵入する。</td></tr>
<tr><td>M</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">母岩における応力は、埋設処分時の初期の地圧から変化しない。微生物活動による岩盤の力学特性変化は有意ではない。</td></tr>
<tr><td>C</td><td>地下環境は、還元状態である。</td><td>還元・無酸素状態であった地下環境が、地下施設建設に伴い、坑道内に大気が侵入する。そのため、坑道周辺の酸化還元状態や水質が初期状態と比較して変化する。水理・地球化学状態の変化に伴い、微生物現存量が変化し、その代謝活性も速度・反応論的に変化する。</td><td colspan="3">処分場構成材料との化学反応の影響を受けた人工バリア内の間隙水は、その周辺の母岩の水質や2次鉱物の生成等の母岩の化学特性に影響を与えないものと仮定し、埋設処分時の母岩の化学特性に変化がないとする。
処分坑道埋設後、酸化された岩石及びベントナイト等の影響により酸化状態であった埋設領域は、地下水の回復に伴う水-鉱物-微生物反応および地上から持ち込まれた微生物の酸素消費反応等により、次第に還元状態に回復する。
地下施設建設の影響を受けた坑道壁面周辺の酸化還元状態は、坑道閉鎖により次第に元の状態に回復する。建設影響により変化した水理状態の影響を受けた水質組成も、次第に元の状態に回復すると考えられる。回復の過程で地下微生物の代謝活性が水質および酸化還元状態に影響を及ぼすと考えられる。【H-4.2, H-4.4, H-4.5, H-6.2】</td></tr>
<tr><td colspan="3">微生物反応に起因する不確実性要因</td><td colspan="2"></td><td colspan="3">・緩衝材中の微生物によるオーバーパック腐食速度
・緩衝材中の微生物によるベントナイト劣化作用
・微生物による緩衝材中の溶存酸素消費速度
・ベントナイト，セメント等人工材料物や埋め戻し材を含むニアフィールド母岩における微生物の溶存酸素消費速度および還元環境回復速度</td></tr>
</table>

T: 熱的条件，H: 水理条件，M: 力学条件，C: 化学条件
各領域の環境条件と微生物の相互作用を赤字で記述
【】内に関連するFEP番号を記載

表 2.4.3-8　処分システム環境変遷ストーリーボード（1000 年後～10 万年後）

時間			stage II：1000～10000年 1.E+04	stage III：10000年～10万年 1.E+05
微生物の存在を考慮したシステムの状態				
安全確保上の意義			・炭素鋼と緩衝材，緩衝材とコンクリート支保という，異種材料の配置は熱力学的に安定ではないため、材料間の溶出移動と化学反応に伴い、環境に対してより整合的な二次鉱物の境界層が形成され、間隙が閉鎖することで、定常的な地球化学構造が成立する。 ・オーバーパックの腐食進行に伴いその強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損し、地下水がガラス固化体に接触するとともに核種が地下水中に溶解するが、緩衝材のバリア機能は保持され、オーバーパック破損までの間に化学的環境が還元条件に移行したことで、核種の多くは難溶性となり、溶解度を超えると沈澱を生じる。溶解状態の核種は緩衝材中をゆっくりと拡散移行する過程で、緩衝材の構成鉱物に収着することにより移行が遅延される。	・オーバーパックの全破損後、ガラスの溶解の進行に伴い核種が溶出するが，緩衝材のバリア機能が担保されている限り，核種は緩衝材中をゆっくりと拡散移行し、その過程で緩衝材の構成鉱物に収着する。また、人工バリアを移行する間にも放射性崩壊により減衰/生成する。 ・母岩に移行した核種は、緩衝材に接する母岩中の亀裂に移行し、ゆっくりとした地下水の流れにより亀裂ネットワーク構造中を移流・分散して移行する。また、亀裂中の核種は拡散により岩石基質部に移行し、岩石の鉱物表面への収着により遅延される。亀裂よりも粒子間隙中の流れが支配的な場合には、核種は粒子間隙中での鉱物表面への収着により遅延され、その過程で放射性崩壊により減衰/生成する。
領域/環境条件	ガラス固化体	T	ガラス固化体から生じる熱および放射線の影響は無視できる程度にまで小さくなり、温度は10000年以内に処分場周辺岩盤の初期の地温に等しくなる。 微生物の生息の最高温度は122℃（at 20 MPa）であり、また、核種の崩壊による発熱量は時間とともに減少し、長期的には微生物が存在できるレベルの温度となるが、高温環境の中に緩衝材側から微生物が移動する可能性は低いと考える。	
		H	ガラス固化体の水理特性は安全評価上モデル化される例はほとんどない。	
		M	オーバーパック破損後、地下水が固化体に接触し、ガラスマトリクスの溶解および変質に伴い放射性核種がゆっくりと地下水中に溶出する。 微生物によるガラスの溶解反応は、よく知られている現象であるが、微生物が増殖するためには有機物などの栄養塩が必要であり、ガラス固化体近傍での微生物活性が起こったとしても、低レベルだと考えられる。ガラス固化体の力学特性、化学特性、幾何形状に及ぼす微生物影響は、現段階で抽出されていない。【G-4.3, G-4.5】	
		C		
	オーバーパック	T	ガラス固化体から生じる熱および放射線の影響は無視できる程度にまで小さくなり、温度は10000年以内に処分場周辺岩盤の初期の地温に等しくなる。 核種の崩壊熱は時間とともに減少し、オーバーパック表面の温度も微生物増殖が可能な温度となるが、緩衝材側から微生物が移動する可能性は低い。その理由として、緩衝材中では有効モンモリロナイト乾燥密度が1.4Mg/m3以上であれば、水分活性が低い状態となり、微生物の増殖は極めて低い状態となる事が挙げられる。	
		H	オーバーパックの水理特性は安全評価上モデル化される例はほとんどない。	
		M	オーバーパック破損後、ガラスマトリクスの溶解、オーバーパックの腐食進展、緩衝材や埋め戻し材の変質等が進行し、各材料の力学特性や応力状態が変化するものの、こうした人工バリア材の変遷に伴う力学的変化が核種移行に及ぼす影響は小さいと仮定されている。オーバーパックの腐食膨張や沈下については、緩衝材の厚さや密度を低下させる可能性があるものの、設計において考慮されており人工バリアの機能を損なうことはない。 オーバーパック破損後においても、緩衝材のバリア機能が長期にわたって健全性を保持する場合においては、緩衝材中の微生物活性は抑制され、微生物によるオーバーパックの腐食影響は小さい。【OP-4.4.1, OP-4.4.2, OP-4.5, OP-4.6, OP-4.7】	
		C	オーバーパックの封じ込め性が喪失後、間隙水との接触でガラス固化体のマトリクスであるSiO2は拡散によりゆっくりと溶解する。ガラスマトリクスの溶解はケイ酸の脱離によって律速され、また、人工バリア内の拡散による物質移行に依存して溶存ケイ酸濃度が飽和に近づき、長期的なガラス溶解速度は低下する。長期的なガラス溶解速度にしたがって、ガラスマトリクスは溶解・変質が進行し、核種はガラス固化体内での核種存在比に応じてガラスから溶解する。また、処分場構成材料との化学反応の影響を受けた人工バリア内の間隙水は、その周辺の水質や二次鉱物の生成などの母岩の化学特性に影響を与えないものと仮定し、埋設処分時の母岩の化学特性に変化がないとする。 オーバーパック破損後も、オーバーパック近傍の微生物が腐食に影響を及ぼす可能性があるが、緩衝材の密度等バリア機能が健全に保たれている限り、微生物活性は抑制され、微生物腐食影響も無視できる。【OP-4.4.1, OP-4.4.2, OP-4.5, OP-4.6, OP-4.7】	
	緩衝材	T	その後さらに温度は下降し、岩盤の地温程度に漸近する。	
		H	オーバーパックの強度低下により破損が生じ封じ込め性が喪失した後も、長期的に緩衝材は健全性を維持し、緩衝材内側では地下水の移動は制限され、核種を含めた溶存成分は拡散律速にしたがって母岩へ移行する。 微生物は緩衝材のフィルター効果により、緩衝材中では移行できない。ただし、緩衝材の膨潤が不均一性を有する場合は、空隙の大きさに依存して微生物が増殖・移行できる可能性がある。	全面腐食によりオーバーパックの封じ込め性が喪失した後も、長期的に緩衝材は健全性を維持し、緩衝材内側では地下水の移動は制限され、核種を含めた溶存成分は拡散律速にしたがって母岩へ移行する。 微生物は緩衝材のフィルター効果により、緩衝材中では移行できない。ただし、緩衝材の膨潤が不均一性を有する場合は、空隙の大きさに依存して微生物が増殖・移行できる可能性がある。
		M	オーバーパックの腐食膨張や沈下については、緩衝材の厚さや密度を低下させる可能性があるものの、設計において考慮されており人工バリアの機能を損なうことはない。 微生物活動によるベントナイトの力学的変質は有意ではない。	
		C	主要な放射性元素の多くは還元条件で難溶性であるため、ガラス固化体からの溶出あるいは親核種からの崩壊により溶解度を超えると沈澱を生じる。その際、同位体が存在する場合には、それぞれの核種の濃度は同位体存在比に応じて元素の溶解度よりも小さくなる。核種は、このように溶解度により制限される濃度を上限とした濃度勾配に従って緩衝材中を溶質として拡散移行し、その過程で緩衝材の構成鉱物に収着することにより、移行が遅延される。核種は、人工バリア中を移行する間にも放射性崩壊により減衰/生成する。緩衝材外側周辺を通過する地下水の流れは一般的に遅く、緩衝材中の濃度勾配は緩やかなものとなる。 ガラス固化体中に存在する放射性核種からの放射線により、緩衝材間隙水の放射線分解が起こり酸化剤（過酸化水素、溶存酸素など）が生ずるが、人工バリア内の還元剤（オーバーパックとその腐食生成物、緩衝材中の黄鉄鉱、地下水中の還元物質など）との反応により、酸化剤が存在し続けるとしてもガラス固化体近傍にとどまる。 利用可能な酸化剤及び水分活性が増えることにより微生物活性は高まる可能性があるが、緩衝材のバリア機能が健全に保たれている限り、増殖は抑制される。【B-4.2, B-4.3, B-4.4, B-4.5, B-4.7, B-4.8, B-5.2, B-6.3, B-6.3.3, B-6.3.4, B-6.3.5】	
	プラグ，グラウト，支保工，埋め戻し材等	T	プラグ、グラウト、支保工、埋め戻し材には安全評価における安全機能は期待されていない。 微生物活動によるプラグ，グラウト，支保工への影響は有意ではないと考える。 埋め戻し材中には地上から持ち込まれた微生物が混入しており、埋設初期に埋め戻し材中に混入している酸素の消費に寄与すると考える。埋め戻し材中の酸素は微生物により速やかに消費され、周辺岩盤から地下水が浸水することにより、埋め戻し材も徐々に飽和する。それに伴い、埋め戻し材中のベントナイトが膨潤し、埋め戻し材は低透水性の状態となり、微生物活性も次第に抑制されると考えられる。ただし、埋め戻し材等に混入した地上から持ち込まれた有機物が微生物活性に影響を及ぼす可能性がある。【D-4.2, D-4.3, D-4.4, D-4.5, D-4.8】	
		H		
		M		
		C		
	母岩	T	時間とともに緩衝材の温度は緩やかに下降し、オーバーパックの寿命と想定した1000年後には、深度1000 mの結晶質岩（地温45℃）で約55℃，深度500 mの堆積岩（地温30℃）で40-50℃となる。 核種の崩壊熱による発熱量が時間とともに減退することにより、処分場閉鎖後の母岩環境温度は次第に低下するものと予測されるが、微生物の増殖を抑制するレベルではない。	
		H	母岩に達した核種は母岩中の地下水流動系に従って亀裂中を移行する。母岩中の地下水および物質移動は、亀裂が卓越する場合、緩衝材外側に達した放射性核種はその全量が緩衝材に接する母岩中の亀裂に移行する。亀裂に移行した核種はゆっくりとした地下水の流れによりネットワーク構造を移流・分散により溶質として移行する。また、粒子間隙中の流れが支配的な場合には、母岩に移行した核種は、不均一な地質構造内のゆっくりした地下水の流れによる移流・分散により溶質として移行する。 母岩においては、地下水中の浮遊微生物は核種を細胞表面に収着し、地下水の流れとともに亀裂中を移行する可能性がある。	
		M	母岩における応力は、埋設処分時の初期の地圧から変化しない。微生物活動による岩盤の力学特性変化は有意ではない。	
		C	亀裂中の核種は拡散により岩石基質部に移行し（マトリクス拡散）、岩石基質部の鉱物表面への収着により遅延される。また、粒子間隙中の流れが支配的な場合には、核種の移行は、粒子間隙中での鉱物表面への収着により遅延される。 処分場閉鎖後、平衡状態に達した地球化学状態は、地下水がほとんど動かない条件であるため、微生物に必要な栄養源の供給も限られることから、地下微生物の代謝活性は高くないと考えられる。 ただし、活性をもつ微生物の酸化還元反応により、核種の鉱物化・溶解や形態変換が起こり、これらの反応が核種移行に影響する可能性がある。また、浮遊細胞表面に核種が収着し、地下水の流れおよび微生物の走化性により核種が移行する可能性がある。さらに、亀裂表面に形成されたバイオフィルムにより、母岩の核種収着・拡散能力が低下し、核種移行が促進される可能性がある。【H-4.2, H-4.4, H-4.5, H-4.7, H-6.2, H-6.3.2, H-6.3.3, H-6.3.4, H-6.3.5】	
微生物反応に起因する不確実性要因			**・緩衝材中の微生物によるオーバーパック腐食速度** **・緩衝材中の微生物によるベントナイト劣化作用** **・微生物コロイドへの核種の収着，取込みによる核種移行の助長** **・バイオフィルムの母岩被覆に伴う母岩の核種収着・拡散能力の低下**	**・緩衝材中の微生物によるベントナイト劣化作用** **・緩衝材中の微生物による核種鉱物化に伴うナノコロイド生成** **・微生物コロイドへの核種の収着，取込みによる核種移行の助長** **・バイオフィルムの母岩被覆に伴う母岩の核種収着・拡散能力の低下**

T: 熱的条件，H: 水理条件，M: 力学条件，C: 化学条件
各領域の環境条件と微生物の相互作用を赤字で記述
【】内に関連するFEP番号を記載

表 2.4.3-9　FEP リストに関連する微生物影響懸念事象と安全機能への影響検討の必要性

時間				stage Ⅰ:処分場閉鎖～1000年後	stage Ⅱ～Ⅲ:1000＝10万年後
領域/環境条件	G. ガラス固化体とその近傍	4. 化学的現象・特性	G-4.3 ガラス固化体の溶解		微生物活性に伴うガラスの溶解
			G-4.5 微生物の影響		微生物活性に伴うガラスの溶解
	OP. オーバーパック(腐食生成物含む)	4. 化学的現象・特性	OP-4.4 オーバーパックの腐食 OP-4.4.1 全面腐食	微生物活性に伴う腐食生成物の生成に起因する腐食	
			OP-4.4.2 孔食	硫酸還元，硝酸還元，鉄酸化/還元，メタン生成，酢酸生成等の微生物活性に伴う腐食	
			OP-4.5 腐食生成物の生成	硫化物の生成	
			OP-4.6 ガスの発生/影響	容器表面におけるCH_4, CO_2, H_2の生成／CH_4, CO_2, H_2, O_2の消費	
			OP-4.7 微生物の影響	硫酸還元，硝酸還元，鉄酸化/還元，メタン生成，酢酸生成等の微生物活性に伴う腐食	
	B. 緩衝材	4. 化学的現象・特性	B-4.2 緩衝材の地下水化学	微生物活性に伴うpH, Eh, 地下水組成の変化(処分場建設・緩衝材膨潤の影響を受けた水-岩石/有機物-微生物相互作用)	微生物活性に伴うpH, Eh, 地下水組成の変化
			B-4.3 緩衝材と地下水の反応	微生物活性に伴う酸素消費および還元環境回復	
			B-4.4 ガスの発生/影響	CH_4, CO_2, H_2の生成/消費	
			B-4.5 微生物の影響	ガスの生成/消費 鉄還元菌によるスメクタイトの溶解，イライト化	ガスの生成/消費 鉄還元菌によるスメクタイトの溶解，イライト化 核種の収着・取込み(不可逆反応) 鉱物化によるコロイド生成
			B-4.7 コロイドの形成		微生物の核種鉱物化に伴うナノコロイドの生成
			B-4.8 緩衝材の化学的変質	鉄還元菌によるスメクタイトの溶解，イライト化	
		5. 放射線学的現象・特性	B-5.2 緩衝材中の間隙水の放射線分解		間隙水の放射線分解により発生した酸素の微生物による消費
		6. 物質(核種)移動現象・特性	B-6.3 緩衝材中での核種の移行 B-6.3.3 収着		微生物細胞への核種の収着
			B-6.3.4 沈澱/溶解		微生物活性に伴う核種の濃集，形態変化，鉱物化
			B-6.3.5 コロイドによる移行		微生物の鉱物化により生成したナノコロイド状核種の移行
	D. プラグ/グラウト，支保，埋め戻し材	4. 化学的現象・特性	D-4.2 プラグ/グラウト，支保，埋め戻し材の	微生物活性に伴うpH, Eh, 地下水組成の変化(処分場建設・人工材料・埋め戻し材の影響を受けた水-岩石/有機物-微生物相互作用)	微生物活性に伴うpH, Eh, 地下水組成の変化
			D-4.3 プラグ/グラウト，支保，埋め戻し材と地下水の反応	埋め戻し時に混入した酸素の消費	微生物活性に伴う還元状態の維持
			D-4.4 ガスの発生/影響	CH_4, CO_2, H_2, H_2Sの発生/消費	
			D-4.5 微生物の影響	埋め戻し時に混入した酸素の消費および酸化還元反応による還元環境回復	微生物活性に伴う還元状態の維持
			D-4.8 プラグ/グラウト，支保，埋め戻し材の化学的変質	微生物活性に起因するコンクリート等人工材料物の劣化	
	H. 母岩	4. 化学的現象・特性	H-4.2 母岩の地下水化学	微生物活性に伴うpH, Eh, 地下水組成の変化(処分場建設影響を受けた水-岩石/有機物-微生物相互作用)	微生物活性に伴うpH, Eh, 地下水組成の変化
			H-4.4 ガスの発生/影響	CH_4, CO_2, H_2, H_2Sの発生/消費	
			H-4.5 微生物の影響	微生物活性に伴う酸素消費および還元環境の回復	微生物活性に伴う還元環境の維持
			H-4.7 コロイドの形成		微生物による核種の取込み・鉱物化とそれに伴うナノコロイドの生成
		6. 物質(核種)移動現象・特性	H-6.2 幾何形状/間隙構造	微生物による間隙構造閉塞	
			H-6.3 母岩中での核種の移行 H-6.3.2 拡散		バイオフィルムの母岩被覆に伴う母岩の拡散能力の低下
			H-6.3.3 収着		微生物コロイドおよびバイオフィルムによる核種の収着 バイオフィルムの母岩被覆に伴う母岩の収着能力の低下
			H-6.3.4 沈澱/溶解		微生物による核種の鉱物化，溶解
			H-6.3.5 コロイドによる移行		核種を収着した微生物コロイドの移行 微生物コロイドへの核種の不可逆的挙動(核種の濃縮，形態変換，鉱物化)

赤字:影響が懸念されるが，評価に用いるための結論が得られていないと見なせる項目□
桃字:システムの安全性に好影響をもたらすと見なせる項目
青字:影響が検討され，有意な影響がないと見なされた項目

本検討で抽出された事象が処分システムの安全機能にどの程度影響を及ぼすかを評価するためには、地下環境の現象理解を行うとともに、それらを反映した評価モデルを構築して性能評価解析を実施することが必要であり、この一連の解析によって、微生物が関与する現象の不確実性や長期変遷等を様々な環境を対象として評価することが可能になる。そこで、微生物反応が処分システムの安全機能に及ぼす影響を定量的に評価するための手順として、それぞれ図2.4.3-7～図2.4.3-9のような評価手法フローを作成した。

まず、①の「微生物活性に伴うpH，Eh，地下水組成の変化」については、日本原子力研究開発機構（2011b）にて微生物影響を考慮に入れた地球化学影響評価手法の開発が行われており、微生物影響評価のために改良された地球化学計算コードPHREEQCを利用することで、微生物反応の定量的・長期的影響評価を行うことが可能である。一方で、現在幌延深地層研究センターの地下研究施設では、深度350mの周回坑道において坑道掘削影響評価試験や坑道埋め戻し試験を原位置環境において実規模スケールにて実施しており、これまでに開発された微生物影響評価コードの解析結果の妥当性を検証については、これらの原位置試験に関連した地球化学・微生物分析結果と照らし合わせた評価が有用である。幌延における掘削影響評価試験は、現在試験の途中段階であるため、ある程度のデータが集積された後、長期的影響評価解析と照らし合わせた評価を実施することが望ましいと考える。一方で、開発された微生物影響評価コードは、評価対象とする微生物反応を、好気呼吸、硝酸還元、マンガン還元、鉄還元、硫酸還元、メタン生成の6代謝群としている。しかしながら、地下環境には未だ代謝機能のわかっていない多くの未培養微生物群が存在することが明らかにされており（Amano et al.，2014）、これらの未培養微生物群が地下の地球化学条件に及ぼす影響を評価する手法の開発が重要である。そこで、本プロジェクトにおいて、地下環境に生息する未培養微生物群の代謝機能を推定する手法として、微生物の全ゲノム解析手法を用いた地下微生物の代謝機能の網羅的評価開発に着手した（関連内容を2.4.3 -(2)-4）に記述）。

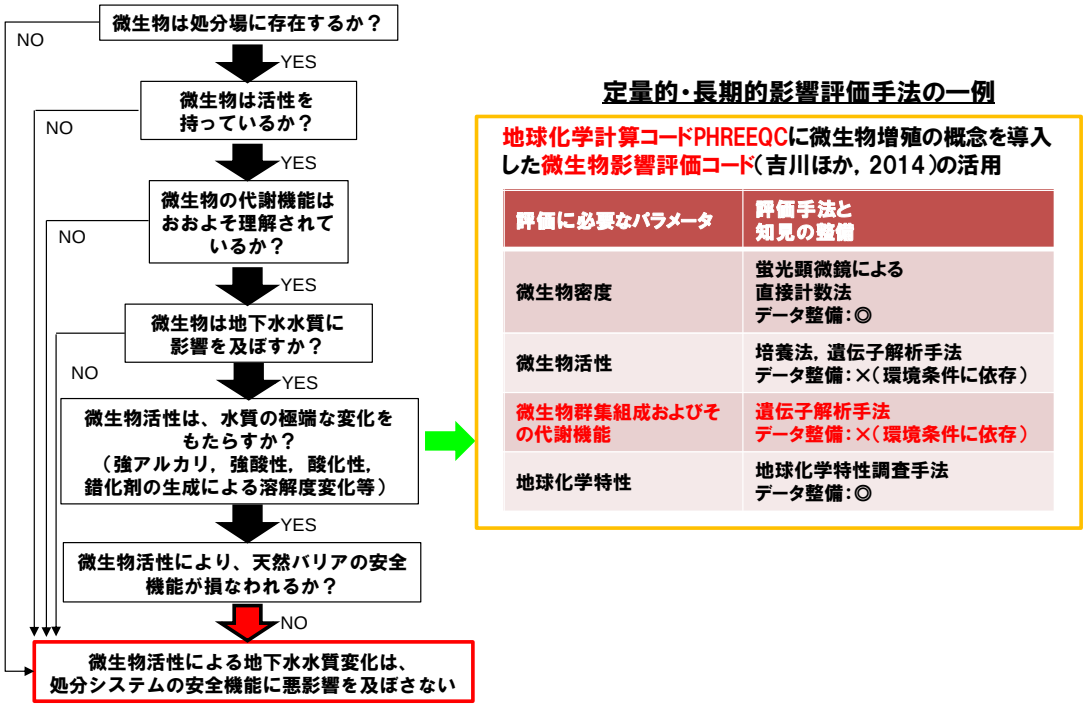


図 2.4.3-7　水-岩石/有機物-微生物相互作用の評価手法フロー

微生物コロイド影響（②④）については、その形態的特徴から、処分システムにおいてコロイドとして取扱うことが可能と考える。本研究で対象とする「微生物コロイド」とは、微生物に由来するコロイド粒子のことを指し、a. 生きた微生物細胞、b. 細胞形態の健全・不健全な状態の死んだ微生物細胞、c. 微生物の代謝反応に伴い細胞外に生成されたナノコロイドの3種類が挙げられる。aの「生きた微生物細胞」については、代謝反応に伴い細胞内への核種の取込み（濃縮、形態変換、鉱物化）を行うことで、核種と微生物細胞の相互作用は不可逆的挙動を示す可能性が高い。また細胞が鞭毛を有する場合走化性を有することから、走化性のある細胞と核種が反応した場合、地下水の流れよりも早く核種が移行する可能性がある。さらに、cについては、微生物が細胞内にウランなどの核種を取込み、鉱物化してナノサイズの粒子（すなわちナノコロイド）を細胞外に生成する現象も報告されている。したがって、従来のコロイド移行評価に加えて微生物特有の評価項目についても提示するとともに、定量的評価を実施するにあたりデータおよび知見の整備が必要な項目についても整理した（図2.4.3-8）。その結果、微生物コロイドの定量的・長期的影響評価を解析的に実施するにあたり、微生物密度、核種の微生物コロイドへの分配係数、微生物による核種の取込み速度、微生物の走化性に関する情報が必要なパラメータとして挙げられた。微生物密度については、これまで地球上の様々な地下環境における地下水中の微生物の現存量に関する調査が行われてきており、その数は約10^3～10^6 cells/mlであることが報告されている（West, 2002）。この数字を大腸菌1細胞あたりの重さ（1.0 x 10^{-13} g/cell; Madigan et al., 2009）を参考にして重量換算した場合、地下水中の微生物密度は約0.0001～0.1 mg/Lとなる。岩盤亀裂中でのコロイドの核種移行評価を目的として、コロイド移行解析コードCOLFRACを用いて行われた感度解析検討結果（久野・笹本, 2009）によると、核種のコロイドへの分配係数Kdm（m^3/kg）とコロイドの濃度M（kg/m^3）が重要なパラメータであり、これらの積（Kdm M）が＞1の条件の時に、コロイドによる核種移行の助長が顕在化するとしている。また、コロイドからの核種の脱離が遅い場合においても、核種移行の助長が顕在化することも感度解析的に示されている。微生物と核種との相互作用特性を考慮した場合、核種は微生物細胞表面に電気化学的に収着するケースに加えて、細胞内に取り込むことにより細胞内での核種の濃集、形態変換、鉱物化が起こることが想定される。その場合、核種のコロイドへの収着は不可逆的な反応となり、微生物特有の反応により核種移行の助長が顕在化する可能性がある。地下水中の微生物密度については、上述のように様々な環境条件下においてある程度データが集積されているが、核種の微生物への分配係数や取込み速度(不可逆性)については、データ整備がなされていないのが現状である。また、微生物特有の現象の一つである「走化性」についても、地下環境においてどの程度微生物が移動するのかに関する情報は皆無である。したがって、微生物コロイドが核種移行に及ぼす影響を性能評価の信頼性を担保して定量的に評価するためには、図2.4.3-8に示した一連の評価に必要な情報を収集することが望ましい。一方で、データの整備には膨大な時間が必要となると予測されることから、効率的に評価を進めるに当たり、課題の抽出と既存の解析コードを用いた影響評価を行うことにより、それぞれの必要パラメータについて重要度を理解し、その重要度に基づいて優先順位を反映した研究計画を策定する必要がある。

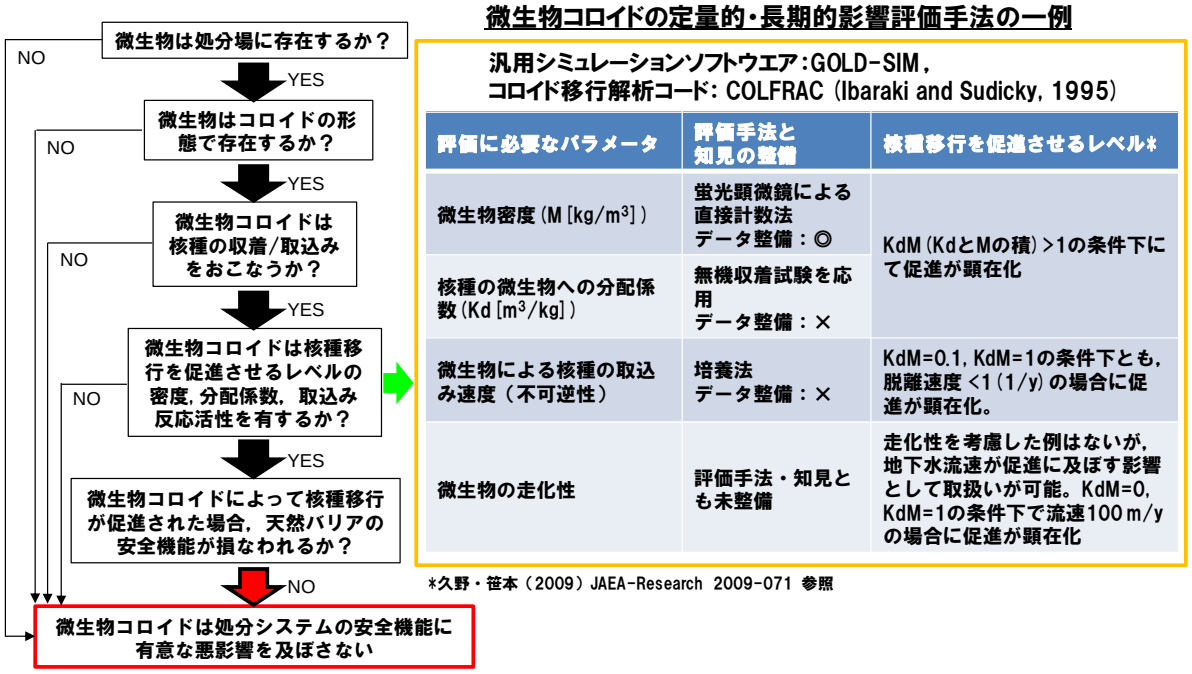


図 2.4.3-8　微生物コロイドの核種移行影響評価手法フロー

バイオフィルム影響（②③④）については、バイオフィルムが母岩に被覆することにより、母岩の核種収着・拡散能力が低下する現象が報告されている（Vandergraaf et al., 1997; Anderson et al., 2007）。しかしながら、天然の地下環境において、岩石亀裂表面にバイオフィルムが形成されているか否か、また形成されていたとして、どの程度の密度で存在しうるのかに関しては、全く知見がないのが現状である。地下環境を模擬した条件下にて、あるいはボーリング孔の孔壁において形成されたバイオフィルムに関する調査結果は報告されているが（Ekendahl and Pedersen 1994; Anderson and Pedersen, 2003; Anderson et al., 2006; 2007; Jägevall et al., 2011; Krawczyk-Bärsch et al., 2012）、それらはいずれも地下水流速やエネルギー源供給速度の観点において、地下本来の岩盤亀裂表面における環境条件と比較するとバイオフィルムの形成にとって好条件であり、その密度は実際の岩盤亀裂表面におけるそれと比較すると過大評価されていると言える。微生物影響に起因する不確実性を低減させるためには、原位置環境におけるバイオフィルム特性調査技術の開発が必要であるが、一方で、国内外の既存の坑道壁面やボーリング孔内に形成されたバイオフィルム特性評価研究結果を、地下環境におけるバイオフィルム影響の「最大値」とみなして、その影響評価に用いることが可能であると考える。その際、バイオフィルム影響の定量的評価を行うための核種移行解析ツールの開発が必要である。

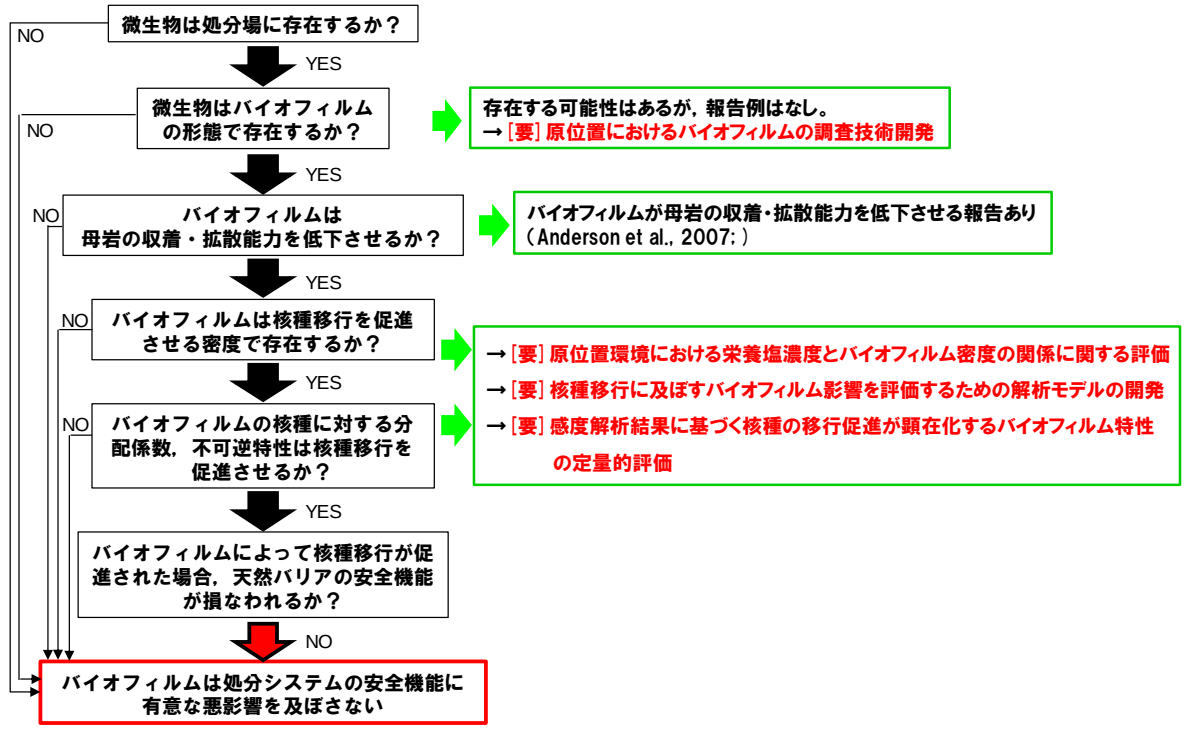


図 2.4.3-9　バイオフィルムの核種移行影響評価手法フロー

上述の抽出された微生物影響の不確実性を適切に取り扱い、定量的な評価をおこなうためには、これらが関与する事象を核種移行パラメータとして性能評価解析に反映させることが望ましい。平成25年度は地下水中の浮遊微生物をコロイドとみなし、COLFRACを用いた核種移行解析を試みた。しかしながら、現状のCOLFRACではバイオフィルムの影響を考慮することができないため、平成26年度は汎用シミュレーションソフトウエアGoldSimを用いて、これまで日本原子力研究開発機構で構築されてきた核種移行解析モデル（核燃料サイクル開発機構，1999b；仲島ほか，2009；小尾・稲垣，2010）に微生物パラメータを追加して、微生物影響を考慮に入れた核種移行解析を実施した。なお、本検討では、地層処分の人工バリアおよび天然バリアを対象とし、特に天然バリアについては、バイオフィルムの分布領域が主に亀裂性媒体であると推測されることから、天然バリアを亀裂性媒体として取り扱う核種移行モデルを対象として微生物影響評価を試みた。人工バリアについては、第2次取りまとめ、仲島ほか（2009）および、小尾・稲垣（2010）に準拠した。本研究で検討した天然バリアにおける核種移行解析モデルを図2.4.3-10に示す。また、本モデルで追加したパラメータは、表2.4.3-10のとおりである。コロイド濃度については、幌延深地層研究センター地下施設内のボーリング孔から採取した地下水を対象として、原位置環境下にて孔径0.2 μmフィルターに地下水中の微生物サイズのコロイド粒子を捕集し、重量測定によって得られた値を用いた。微生物サイズのコロイドの分配係数については、天野ほか（2013）によって報告された幌延における地下水と希土類元素の収着試験によって求められた値のうち、最大値として取得されたLaの値を参考にした。バイオフィルムへの核種の分配係数についても、コロイドと同じ値を設定した。なお、バイオフィルム影響パラメータとして考慮される空隙および屈曲度については、

バイオフィルムが母岩を被覆することにより生じる母岩の収着能力の低下に反映されるパラメータであるが、屈曲度については参照データがないため、影響が最大限となる値を設定した。

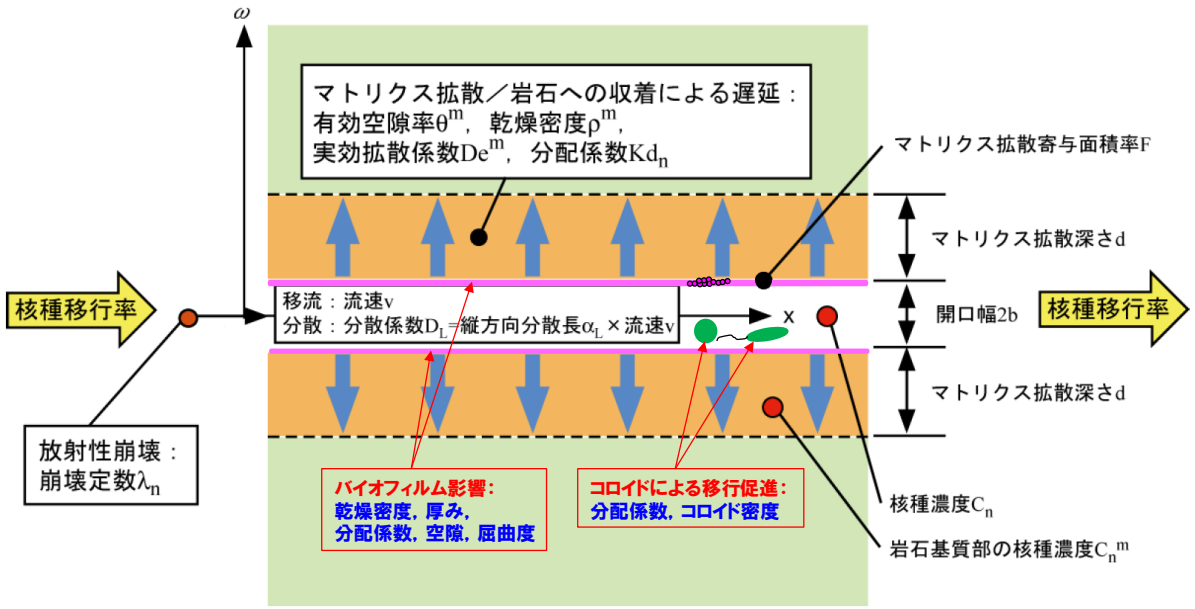


図 2.4.3-10　亀裂性媒体におけるコロイドおよびバイオフィルム影響を考慮した一次元平行平板モデルの概念図．（核燃料サイクル開発機構、1999b を改変）

表 2.4.3-10　既存の核種移行モデルに追加したパラメータと解析ケース

	コロイド濃度 [kg/m^3]	コロイドへの核種の分配係数 Kd[1] [m^3/kg]	バイオフィルムの乾燥密度[2] [kg/m^3]	バイオフィルムの厚み [mm]	バイオフィルムへの核種の分配係数 Kd[1] [m^3/kg]	バイオフィルムの空隙率[3]	バイオフィルムの屈曲度
レファレンスケース	-	-	-	-	-	-	-
コロイドケース	0.0006	3160	-	-	-	-	-
バイオフィルムケース	-	-	0.038	0.1	3160	0.1	1.0
コロイド･バイオフィルムケース	0.0006	3160	0.038	0.1	3160	0.1	1.0

1) 天野ほか(2013)，2) Anderson et al., (2006)，3) Ise et al., (2014)

核種移行解析結果を図2.4.3-11に示す。解析の結果、レファレンスケースと比較してコロイド影響を考慮した解析ケースで核種移行の助長が顕在化することが示された。一方で、バイオフィルム影響を考慮した解析ケースについては、レファレンスケースと比較して変化が認められなかった。したがって、本概念モデルおよびパラメータ設定に基づく解析結果からは、コロイドの濃度および分配係数が核種移行の助長にとって重要なパラメータとなることが示された。しかしながら、今回実施した核種移行解析に関する大きな問題点として、本解析は既存の核種移行モデルにパラメータを追加・変更することによって実施されたものであるが、概念の中に微生物特有の重要な現象である“取込み反応”すなわち、コロイドおよびバイオフィルムの形態として存在する微生物が核種を細胞内に濃集、形態変換、鉱物化する「不可逆反応」を組み込むことができていない。また、バイオフィルム影響で懸念されてい

る母岩の核種収着・拡散能力低下現象についても、影響を考慮するためには既存のモデルを改良する必要があることから、現段階では十分にモデルに組み込まれていない。さらに、本解析で用いたパラメータは、既存の文献値を参照しているが、様々な環境を対象とした核種移行への微生物影響を評価するためには、核種の分配係数、不可逆性、バイオフィルム密度、厚み、バイオフィルムの核種の拡散係数等のデータについて、さらなる整備が必要である。

本解析結果から、コロイド影響を考慮した場合において、レファレンスケースと比較して核種移行の助長が顕在化することが示されたが、それぞれの解析ケースの最大線量を比較した場合、レファレンスケースが約4.7×10^{-3} μSv/yであるのに対し、コロイドケースは7.4×10^{-2} μSv/yと一桁高い値を示した（図2.4.3-11、図2.4.3-12）。しかしながら、この値は第2次取りまとめにおいて諸外国で提案されている防護レベル値（100～300 μSv/y）と比較しても4桁程度低い値であり、本モデルおよびパラメータ設定におけるコロイド影響評価の結果は、これらの値を十分に下回ることが示された（図2.4.3-12）。これらの結果は、微生物コロイドおよびバイオフィルムに起因する不確実性を考慮に入れた場合においても、第2次取りまとめで考慮した地層処分システム全体としての安全性が十分に機能しており、人工バリアによる核種移行抑制を中心として天然バリアも含めたバリア性能の安全性は十分に期待できることを示しているといえる。一方で、微生物影響の不確実性を可能な限り低減させるためには、今回実施した解析上考慮されていないコロイドおよびバイオフィルム両形態に共通する微生物特有の反応（濃集、形態変換、鉱物化等の取込み反応に伴う核種の不可逆化）や、バイオフィルムの被覆に起因する母岩収着特性の変化について、影響を評価するためのモデル開発およびデータ整備を行っていく必要がある。

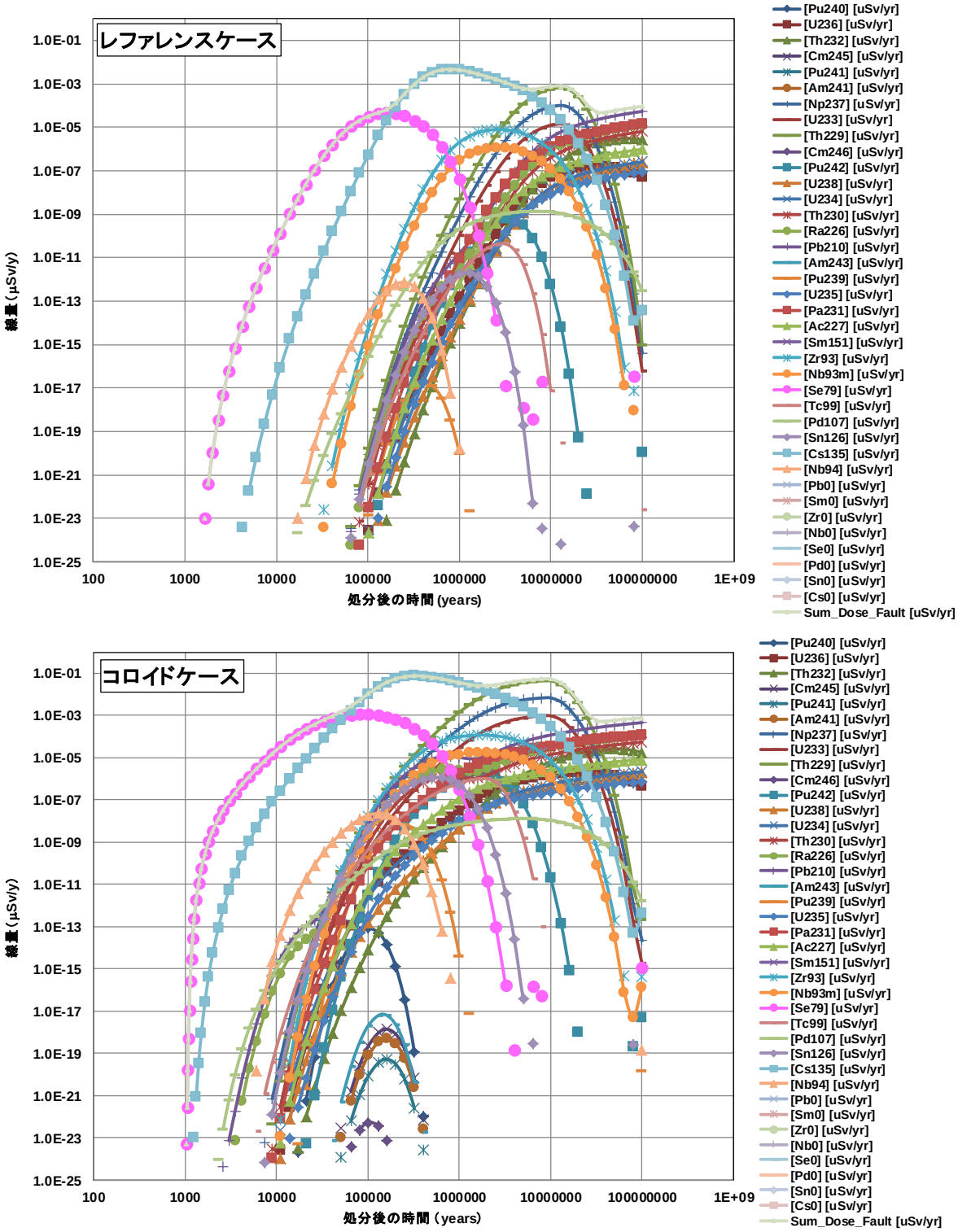


図 2.4.3-11　コロイドおよびバイオフィルム影響を考慮した核種移行解析結果（1）

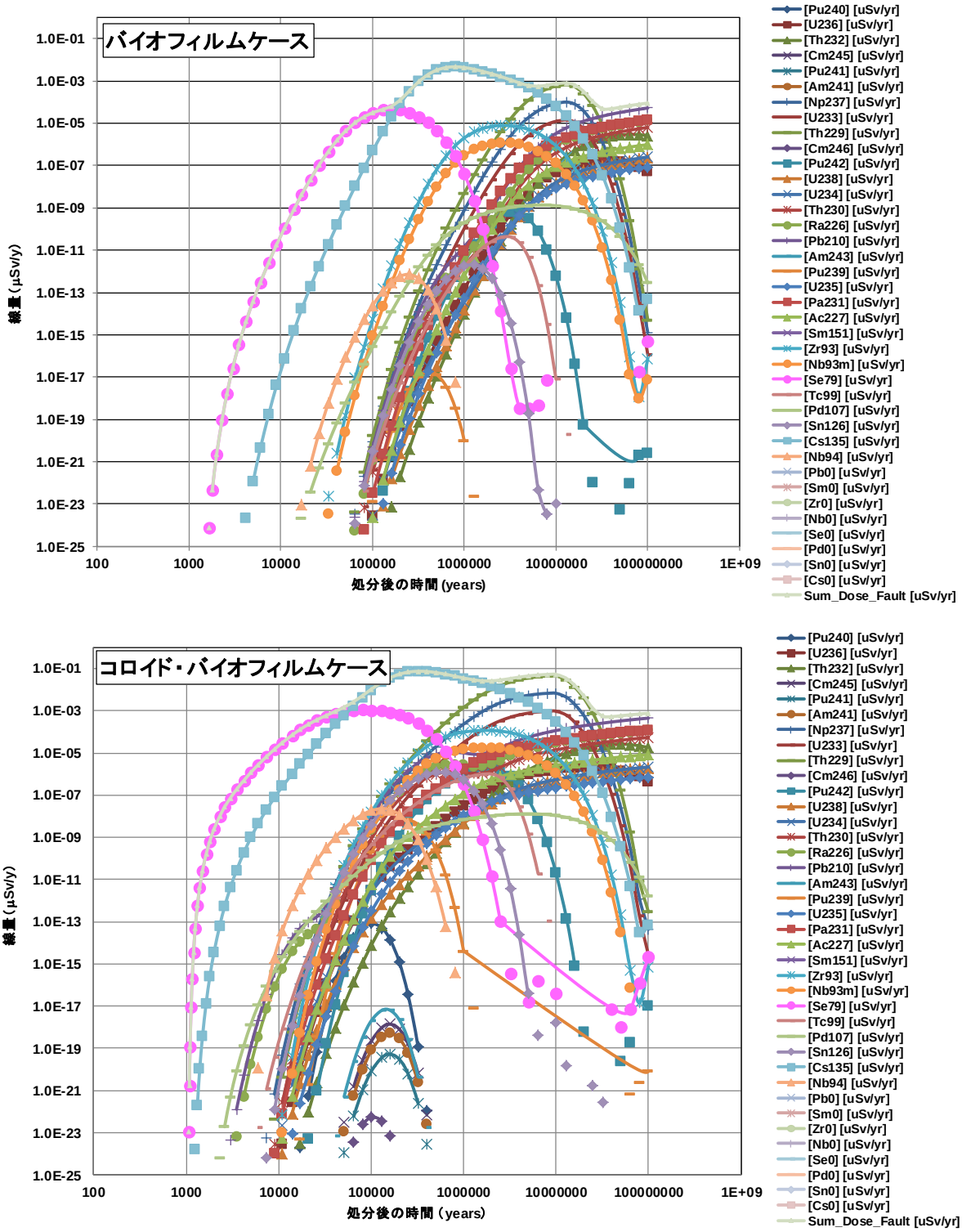


図 2.4.3-11　コロイドおよびバイオフィルム影響を考慮した核種移行解析結果（2）

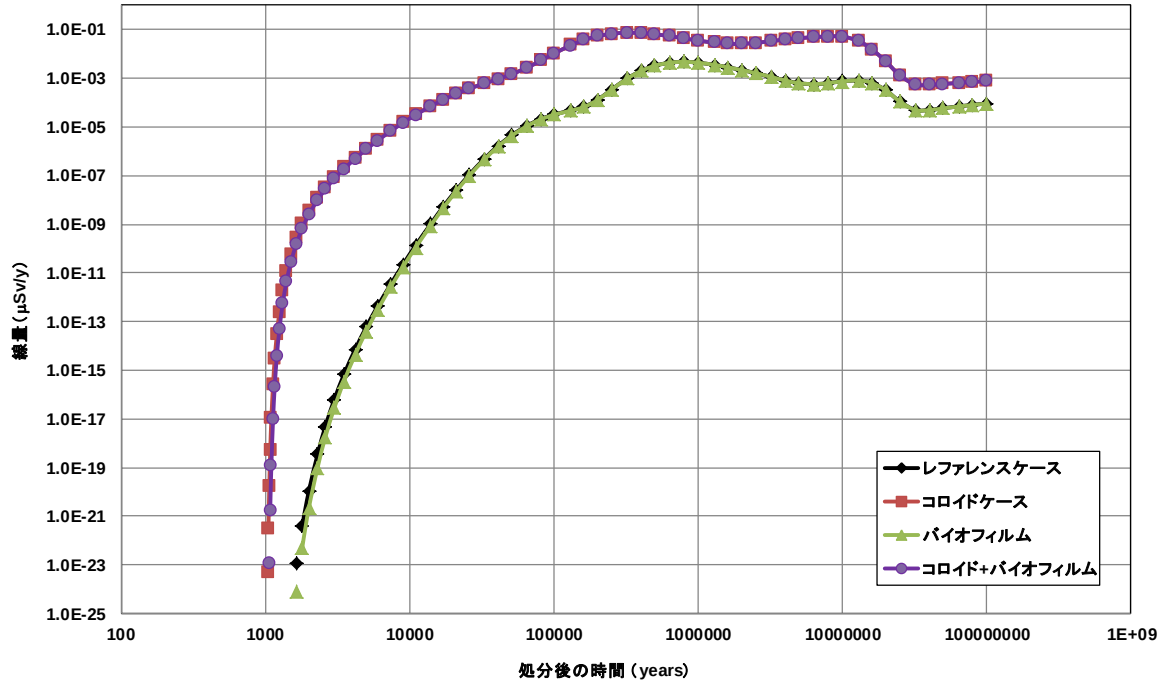


図 2.4.3-12　各解析ケースの総線量の比較図

2)　地下環境における微生物コロイドの元素収着特性評価

地下環境に存在する浮遊微生物が核種移行に及ぼす影響を評価することを目的として、幌延地域の地下水中に存在する微生物サイズのコロイドを対象とした室内収着試験を実施した。本試験では、微生物コロイドと無機/有機コロイドを区別せず、原位置環境条件下（間隙水圧、pH、還元条件、水質条件等）にて洗浄済み耐圧タンク内を用いて元素とコロイドを収着させ、一定期間反応させた溶液中のコロイドをサイズ分画することにより評価を実施した。サイズ分画は、微生物サイズとして孔径0.2 μmのメンブレンフィルターおよび10 kDa（MWCO）サイズの限外ろ過膜を用いた。収着反応試験に用いた未ろ過原液および各ろ過液は、コロイドの収着特性評価に資するため、Na，K，Ca，Mg，Cl，HCO_3^-，TOC，TIC，Total Fe，Fe^{2+}，S^{2-}等の一般水質分析を行った。微量元素については、ICP-MSを用いて測定した。

SEM/EDS,NanoSIMSによる観察・分析結果から、地下水中に存在するコロイドは、C，Si，Mg，Al，Ca，S，Fe，Pなどを主成分としていることから、無機コロイドは主にケイ酸塩鉱物、リン酸塩鉱物、硫化鉄鉱物、炭酸カルシウム等で構成されていることが推察された。地下水中の微生物全菌数の測定結果（1.7 x 10^5 ～2.1 x 10^6 cells/ml）から、0.2 μmサイズ以上の全コロイド（無機・有機コロイド）重量（0.6 mg/L）のうち微生物コロイドは3～20%程度であると推察される。

本試験によって求められた元素毎の分配係数を図2.4.3-13に示す。分配係数は、log Kd（m^3/kg）として1.2～3.7の範囲で示されており、時間の経過とともに分配係数が高くなる傾向が認められた。収着試験期間におけるNa，K，Mg，Ca，Cl，TICについては、ほぼ変動していないことが分析結果から示されたが、FeについてはTotal FeおよびFe^{2+}の両測定値が時間の経過とともに減少傾向を示したことから、試験過程において反応溶液中の酸化還元状態等の化

学状態が変化してしまった可能性もある。また、試験開始2日後の分配係数値が低くなっている理由については、現時点では不明であるため、再現試験等を実施し、今後データの信頼性を高めていく必要がある。

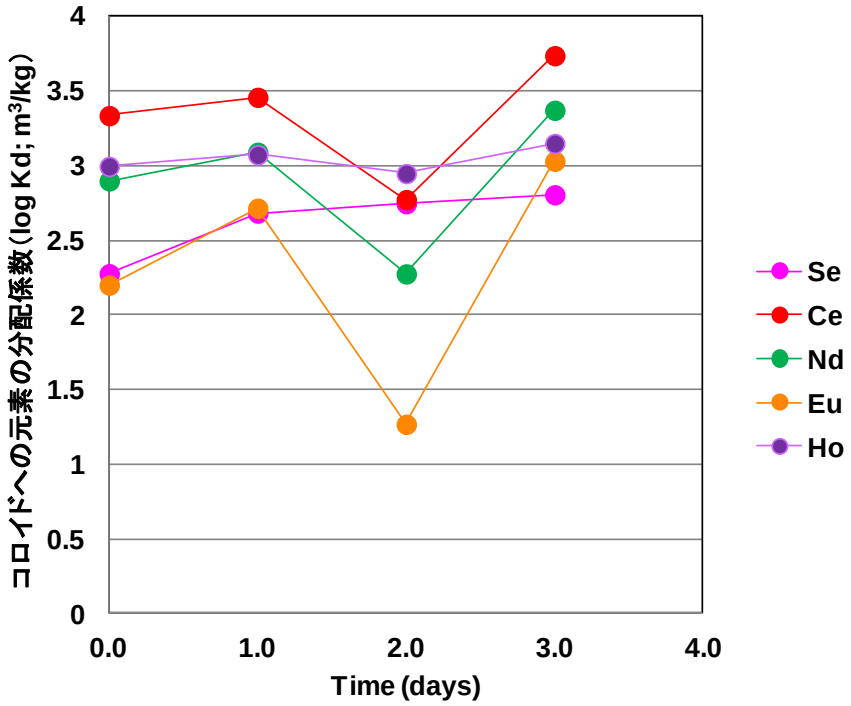


図 2.4.3-13　微生物サイズのコロイドへの元素の分配係数

3)　地下環境におけるバイオフィルムの元素収着特性評価

地下環境に形成されたバイオフィルムが核種移行に及ぼす影響を評価することを目的として、坑道壁面（図2.4.3-14-a）およびボーリング孔に設置されている地下水採取チューブ内部に形成されているバイオフィルムを対象とした微量元素分析をおこなった。その結果、バイオフィルムには高濃度の重元素が濃集していることが明らかになった（表2.4.3.2-11）。さらに、バイオフィルムに濃集している金属元素濃度は一様ではなく、元素によって収着特性が異なることが示された。例えば、ランタノイドに属するCe，Nd，Eu，Gdは地下水中の濃度が極めて低いにもかかわらず、バイオフィルムの濃集度は他元素と比較して高くなっている。一方で、Se，Csは地下水中の濃度がランタノイドと比較して高いにもかかわらず、バイオフィルムへの濃集は比較的低い値を示している。また、今回採取した3試料のバイオフィルムにおいてそれぞれ収着特性が異なることも明らかになった。これらの収着特性の違いは、バイオフィルムを形成している微生物種に依存するものと考えられる。すなわち、バイオフィルム中の微生物毎の酸化還元を伴う代謝反応に応じて選択的に元素を濃集している可能性がある。これらの結果は、母岩の亀裂表面に形成されている可能性のあるバイオフィルムについても同様の傾向を示す可能性があり、天然バリア中のバイオフィルムの核種移行影響を評価する上で、バイオフィルムのキャラクタリゼーションおよび元素によって収着特性が異なることを考慮する必要性を示していると言える。このような違いが、微生物群集組成の違

いなど、何に起因するのかを明確にするため、今後試料を詳細に分析することにより、バイオフィルムと元素の相互作用特性について明らかにする必要があると考える。

坑道壁面に形成されたスライム上のバイオフィルムは外側がピンク色、内側が黒色の綿状のもので構成されており、それぞれの部分の微生物群集組成について遺伝子解析を実施した。採取したバイオフィルム試料からExtrap Soil DNA Kit Plus ver.2（日鉄住金環境株式会社製）を用いて直接DNAを抽出し、バクテリアの16S rDNAをターゲットとしたPCR増幅産物について、次世代シーケンス解析（MiSeq, Illumina社製）を実施した。得られた配列解析データについて、複数の解析ツールが統合されたQIIMEパイプラインを用いて、塩基配列のチェック、OTU (Operation Taxonomic Unit) の選定、代表配列の決定を行うとともに、各OTUの代表配列について16S rRNA遺伝子データベースに対する相同性検索を行い、系統分類を推定するとともに菌種構成比を算出した。その結果、内側の黒色バイオフィルムは主に*Nitrospirae*門（23.7%）、Candidate phylumとされているJS1（9%）、*Proteobacteria*門（12%）で主に構成されていることが明らかにされた。また、検出された遺伝子のうち36.2%はどの分類群にも属さないため、未知の微生物群であることも示された。本バイオフィルム試料中から検出された微生物群集のほとんどは、未培養の微生物群であり、地下環境で形成されるバイオフィルムについても、同様の群集組成を示す可能性がある。今後は、地下環境下で形成されたバイオフィルムの機能に関する特性調査を行うとともに、核種移行に及ぼす影響評価を継続して実施する必要がある。

岩石表面に形成されたバイオフィルムと核種の相互作用に関する影響評価に資するため、地下施設のボーリング孔を利用して、原位置の水圧、還元条件を保持した条件下におけるバイオフィルム形成試験を開始した（図2.4.3-14-b, c）。原位置環境下におけるバイオフィルムの形成は、その増殖速度の点である程度の時間を要すると考えられるため、定期的に形成状態を観察し、ある程度バイオフィルム密度が形成された後に元素収着試験を実施する予定である。

表2.4.3-11　地下水およびバイオフィルム中の微量元素濃度

分析元素	地下水試料			バイオフィルム		
	07-V140-MO3 [ng/L]	09-V250-MO2 [ng/L]	IGSW [ng/L]	07-V140-MO3 [ng/g]	09-V250-MO2 [ng/g]	IGSW-BF [ng/g]
S	617000	280000	282000	28000	165000	151000
Fe	26700	51900	38900	138000	12300000	4840000
Co	59.2	44	33.5	10.8	75	28.8
Zn	204	405	141	607	13600	3740
Se	39.4	18.8	20.4	1.9	16.7	1.3
Cs	172	296	261	1350	207	3.7
Ce	0.1	0.2	0.1	151	1370	167
Nd	0.6	0.4	0.4	61.2	676	94.8
Eu	<5 (<1)	<5 (<1)	<5 (<1)	<10	52.8	8.4
Gd	6.1	2.9	2.2	12.3	206	39.5
U	0.3	0.3	0.2	7.4	88	9.2
Th	1.7	0.2	0.2	17	34.1	1.4
( )内は検出下限値						

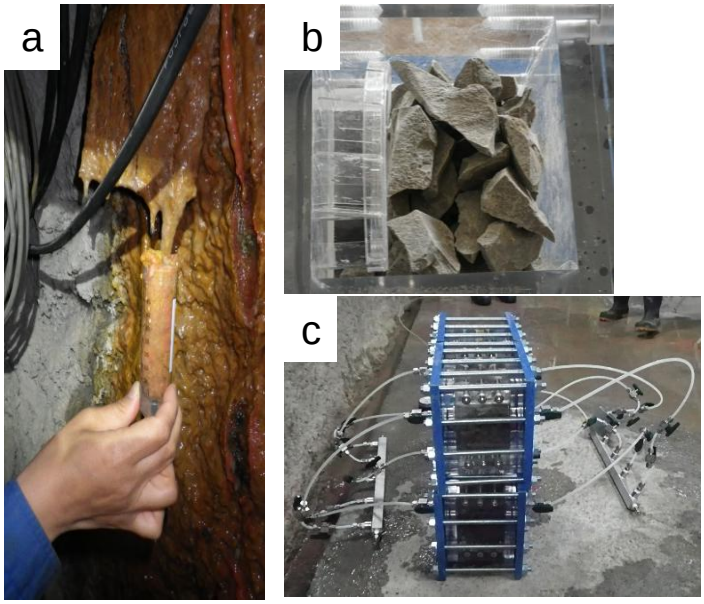


図 2.4.3-14　(a)幌延深地層研究センター地下施設内坑道壁面に形成されたバイオフィルム(IGSW-BF)
(b)原位置環境下におけるバイオフィルム形成試験に用いた岩石試料
(c)原位置環境下におけるバイオフィルム形成試験

4)　未培養微生物群に起因する酸化還元反応の不確実性に関する評価

これまでの知見により、地下環境における微生物生息域が広範囲にわたるとともに、その代謝活性や系統学的多様性は非常に複雑であることが分かってきた（例えば, Fredrickson and Fletcher, 2001）。また、地下環境から検出されている微生物群集は、これまで培養されていない微生物が数多く検出されており、それらの微生物がどのような代謝活性を有するのか知られていない。このような未培養微生物群の未知の機能は、地層処分システムの長期的安全性において不確実性要因となりうる。そこで、核種移行への微生物影響を評価するためには、微生物が関与する核種の収着、濃縮、形態変換、鉱物化、代謝に関わる酸化還元反応、錯化剤の生成等について評価技術を構築する必要がある。地層処分システムの性能評価において、より現実的で信頼できる基盤技術を開発するために、幌延深地層研究センター地下施設から採取した地下試料を対象として、核種移行への微生物影響の不確実性要因となりうる未培養微生物の代謝活性を予測するための評価手法の開発に着手した。

地下施設内に掘削されたボーリング孔（08-E140-C01, 07-V140-M03, 09-V250-M02）から地下水を採取し、孔径0.2 μmのメンブランフィルター（GVWP; Millipore）上に微生物細胞を捕集した。捕集した微生物細胞の全DNAをExtrap Soil DNA Kit Plus ver.2（日鉄住金環境株式会社製)を用いて抽出し、16S rDNAをターゲットとした解析および全ゲノムの遺伝子解析に供した。ゲノム解析は、抽出したDNAについてゲノムDNA断片化を行い、ビーズ精製により550 bpインサートを基準としてサイズ選択した後、Agilent 2100BioAnalyzerにより濃度測定・品質を確認することでシーケンス用ライブラリ調製を行った。シーケンス解析は、Paired-End法にて150塩基を対象として実施した。

Paired-End解析のゲノム配列データセットについて、checked and quality trimmed, idba ud (Peng)を用いてゲノム配列の再構築（アセンブル）を行った。meta-Prodigalを用いて1000 bp以上のコンティグについてオープンリーティングフレーム（ORF；推定遺伝子領域。塩基配列のうち、タンパク質として機能していると予測される領域のこと）を推定した。また、University of California Bercley校のJillian Banfield教授のもとで構築されたアノテーションパイプラインを用いて、ORFsの予察的な機能推定の特定やrRNA, tRNAの推定を行った。ゲノム配列データベース中からそれぞれのORFについて最も相同性の高いものを同定した。

平成26年度ゲノム解析を実施した試料については、*Proteobacteria*が優占種として検出されたが、試料間での*Proteobacteria*の種類と優占種のパターンは異なっていた。これはボーリング孔掘削後から周辺岩盤の地球化学的擾乱評価の一環として実施している16S rDNA解析の結果（図2.4.3-15）とも一致しており、ゲノム解析結果の妥当性を示している。ボーリング孔内にゴム製パッカーを利用して設置された採水区間のうち、坑道壁面に近い区間5（深度: 157.55～167.86 m_GL; 坑壁からの距離: 16.3~26.2 m）では*Alphaproteobacteria*および*Betaproteobacteria*が優占種であったのに対し、区間3（深度: 175.13 ~ 194.20 m_GL; 坑壁からの距離: 31.2 ~ 46.0 m）では*Deltaproteobacteria*が優占種であることが示された（図2.4.3-15, 図2.4.3-16）。また、複数種のメタン生成菌およびCandidate phylum（CP；TM7）の細菌群も多数検出された。また、”PER”として報告されているCandidate phylumについても、completeゲノムとして検出することができた。

再構築されたゲノム配列結果を基に、それぞれの検出種の代謝機能を推定した。その結果、多くの微生物から炭酸固定反応に関連するRuBisCO遺伝子の存在が示された（図2.4.3-17）。Type II RuBisCOは新規の*Gammaproteobacteria*, Betaproteobacteria, *Dechloromonas aromatica*と関連することが示され、Type III RuBisCOは*Methanomicrobia*, *Methanoregula formicica*, *Methanomicrobiales*と関連することが示された。

本研究で多数検出された未培養群であるCandidate phylumの微生物についても、これまでのデータベースを基に代謝機能が推定された。その結果、水素酸化反応を触媒するヒドロゲナーゼや酢酸生成をエンコードする遺伝子が検出されており、嫌気的代謝反応に重要な機能が備わっていることが明らかになった。一方で、CPとして検出された種のうち、PERについては、アミノ酸配列としてほとんど機能を有していないことも示された。地下環境は長い年月をかけて形成された天然の嫌気的環境であり、地下環境から地上汚染のない試料を採取することが非常に困難なフィールドであった。それゆえに存在する微生物群集についても未解明な部分が多く残されている。しかしながら、幌延深地層研究センターのような地下施設とこれまで開発されてきた地質環境調査技術を利用して、質の高い地下試料を対象とし、微生物ゲノム解析に基づいた微生物代謝機能を予測する技術を構築することで、培養が困難な微生物やこれまで培養経験のない微生物種についても、その代謝機能をある程度推定することが可能となり、処分システムに存在する地下微生物が酸化還元反応等の核種移行に及ぼす影響評価の不確実性の低減につながると考える。

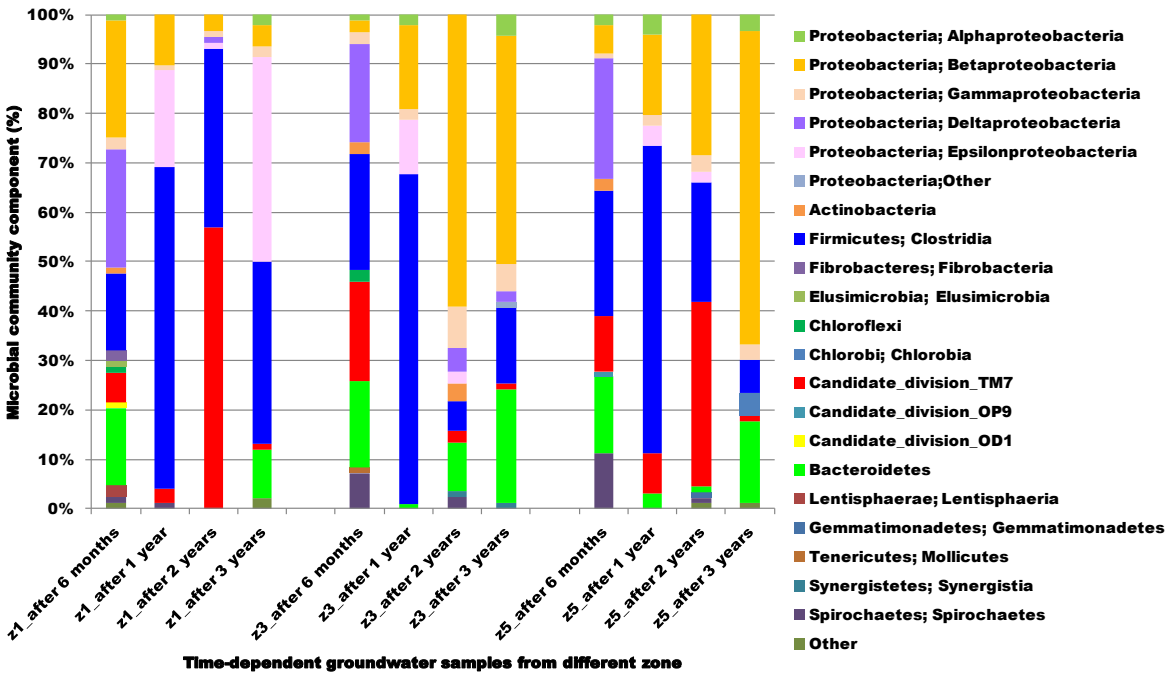


図 2.4.3-15　地下施設内ボーリング孔（08-E140-C01）から採取した
地下水中の微生物群集組成の経時変化

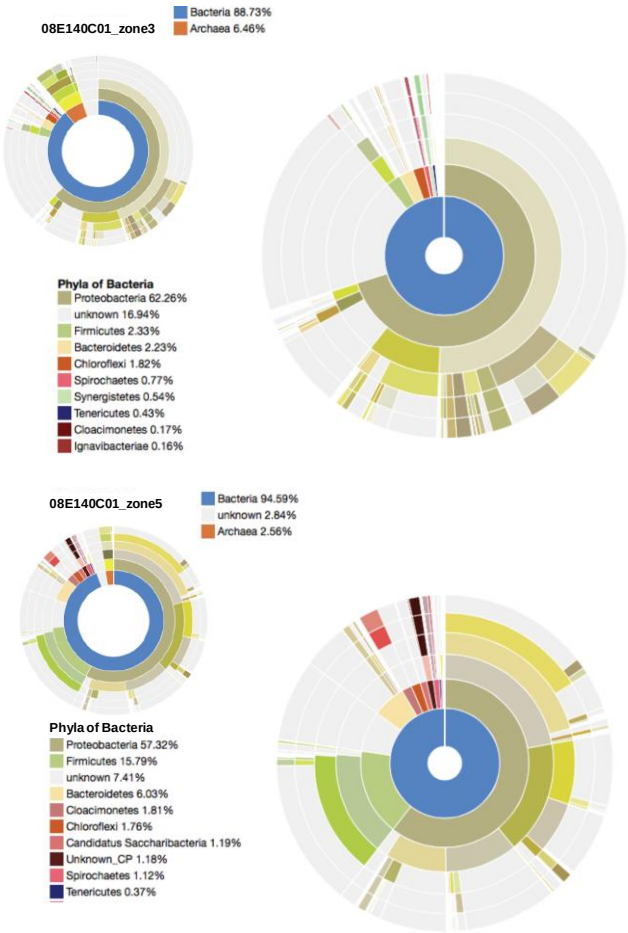


図 2.4.3-16　地下水中の生物を対象とした全ゲノム解析結果に基づく群集組成パターン

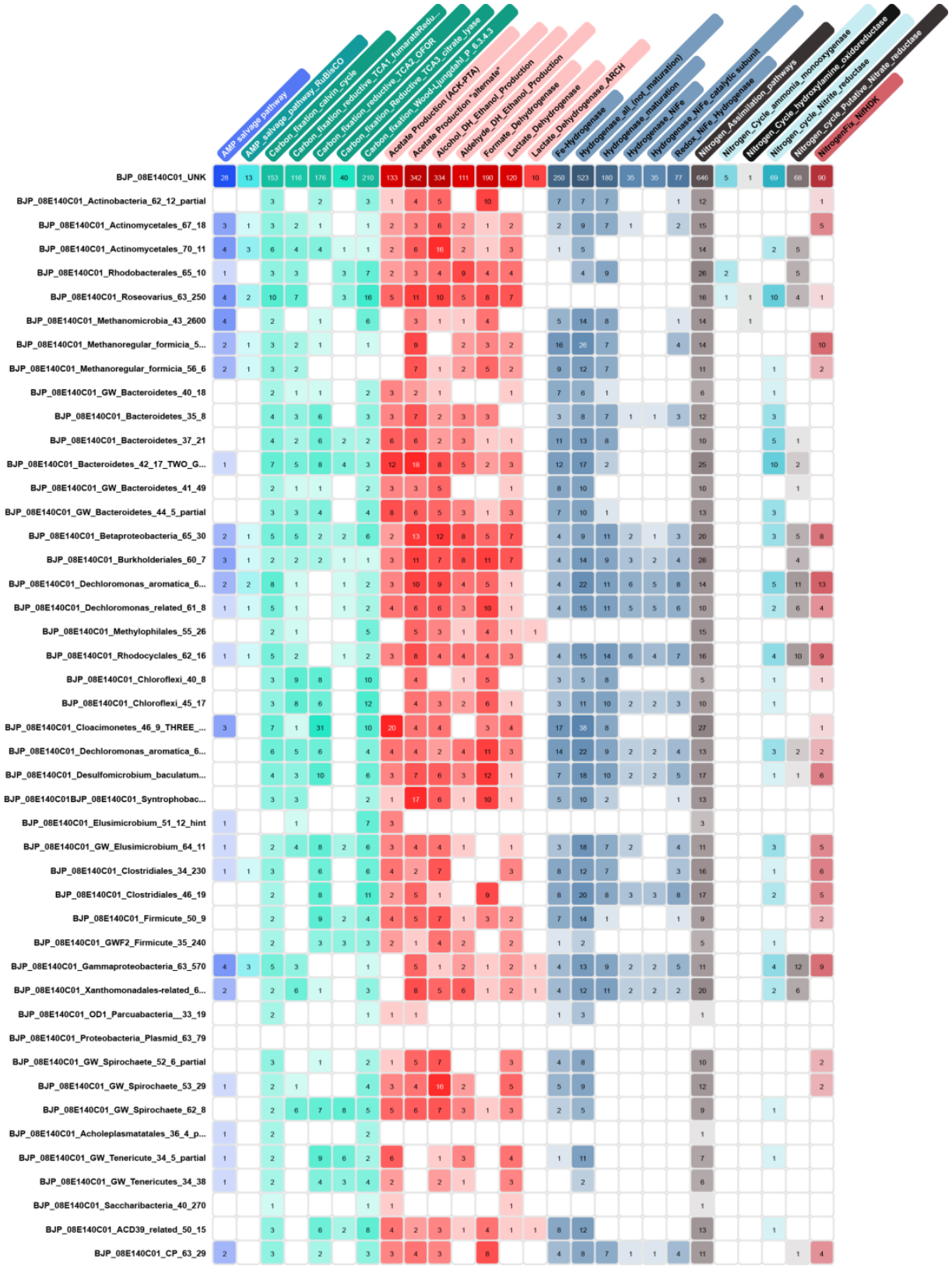


図 2.4.3-17　ゲノムデータから推測した各微生物ゲノムの代謝機能

2.5 ニアフィールド複合現象／核種移行の統合評価技術開発

本節では、2.2節から2.4節に示した3つのサブタスクの成果として得られる、ニアフィールドのシステム変遷や核種移行挙動に関する個別の現象理解やモデル開発の進展を踏まえ、性能評価の観点から評価技術の統合について検討する。この際、個別現象に関する理解の進展を踏まえるとともに、現象間の相互の関係を整理し、現象の非線形性やマルチスケール/マルチフィジックス性によりもたらされる複雑性についても留意することが重要となる。さらに、個別現象の取り扱いがシステム全体として矛盾のないものであることが、システム挙動に関する説明の説得性を高める観点から重要である。このため、多様な現象についてシステム全体として整合的に取り扱う方法についての検討を進めた。また、複雑なシステムや複合現象を対象として、システム変遷に関する連成解析などを実施するために、適切かつ合理的な解析システムの開発について検討をした。さらに、様々な場面で大規模かつ複雑な数値シミュレーションが必要となると考えられることから、そのような計算の効率的実施に資する計算機技術としてGPGPU（General Purpose computing on Graphics Processing Unit）を用いた並列計算についての検討を進めた。

2.5.1 統合評価技術開発

(1) 平成25年度の成果

平成25年度は、統合評価技術のアプローチの検討として、地層処分システムの複数の構成要素に跨る現象やプロセスの相関関係について、それらのマルチフィジックス性や非線形性のフィードバックループ等を考慮して複合現象の評価を目指す類似の先行研究である「地層処分技術調査等事業 TRU廃棄物処分技術 セメント材料影響評価技術高度化開発（日本原子力研究開発機構，2012c,2013d,2014a）」を参考に、統合評価技術のアプローチの検討を進め、様々な複雑な現象による場の変遷を考慮した核種移行の総合評価技術開発の体系の概念図（図2.5.1-1）を示した。

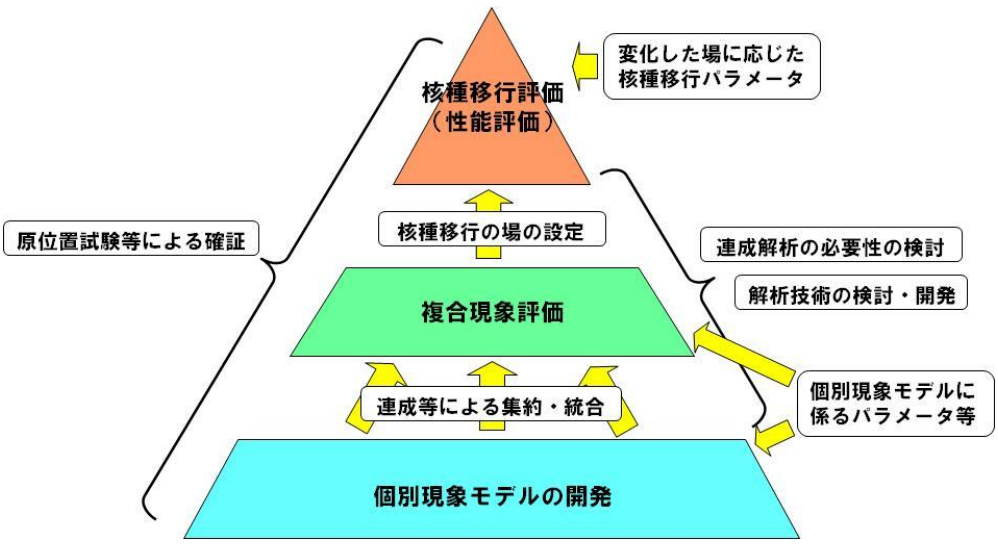


図 2.5.1-1　核種移行の総合評価技術開発の体系　（概念図）
（日本原子力研究開発機構，2013d を基に作成）

日本原子力研究開発機構(2013d)においても議論されているように、この体系は、以下のような構成となっている。まず、このような一連の性能評価を行うためには、個別現象を対象とした現象に忠実なモデルの構築が基盤となることから、それぞれの現象に応じた個別現象評価モデルが準備される。これらは、図2.5.1-1の底辺に位置づけられる。次に、処分システムを構成する複数の材料間あるいは複数の現象間での相互作用などを理解し、モデルの構築を行うことが必要となる。この際には、複数の構成要素に跨るマルチフィジックス性のフィードバックループに留意することが重要である。このフィードバックループが顕在化する場合には、バリアシステムは、システムを構成する材料間及び個別現象間でお互いに影響を与え合いながら変化していく非線形のシステムとなる。このような場合には、個々のバリアを対象とした個別現象評価の結果を集約してもシステム全体の挙動を知ることはできない。このような状況に対処するためには、フィードバックループを適切に表現できるように個別現象モデル群を連成させ、評価を行う必要がある。このような評価は、図2.5.1-1に示す図の中層を構成するものであり、複合現象評価と呼ぶ。フィードバックループが内在するシステムの挙動を記述した方程式は非線形となるため、通常、解析的に解くことはできない。このため複合現象評価においては複数の個別現象モデルを連成させた非線型方程式群を数値解析により求解することになる。この複合現象評価により得られる情報は、核種移行の場の時空間的変化である。この情報を基に時空間的に変化する場での核種移行解析を行い地層処分システムの性能を評価することになる。

これらの評価技術の開発を進めるためには、図の左右に記載したように、それぞれの階層の評価に用いられるデータ・パラメータ群が必要とされるとともに、各段階でのモデルについて、計算科学的手法、室内試験、原位置試験などを通じた確証を進めて行くことが重要である。また、複合現象評価の段階においては、様々な現象やプロセス間のフィードバックループについて、それらの非線形性等も考慮して、いかにそれらを適切にとらえ連成問題としての取扱いの判断を行うかという点が重要となる。このためには、初めから、精緻な個別現象モデル群を出発として、連成問題の取扱いが可能な解析コードの開発に着手することは、必ずしも賢明ではなく、シナリオ解析的なアプローチによって、システムの安全性に重大な影響を及ぼす可能性のある、現象やプロセスの重ね合わせやフィードバックループを見出すことが重要である。このような課題への対応として、近年、社会工学分野など様々な分野で研究が進められているシミュレーション技術である、マルチエージェントシミュレーションや多変量セルラーオートマタを、地層処分の性能評価におけるシナリオシミュレーション技術として利用することが提案されている（日本原子力研究開発機構, 2011c, 2012d）。このため、これら手法の活用についても検討を進めることとした。

さらに、システムの変遷を考慮した核種移行評価についての試行として、個別現象を起点としたアプローチと機能的共鳴の想定に基づくアプローチという2つの異なる手法で予察的な解析を実施した。

個別現象を起点とした例として、本プロジェクトにおいて、システムの変遷として着目している現象のひとつである、鉄腐食生成物の影響を対象として、化学-物質移行連成モデルを用いた緩衝材変質についての現象解析を実施するとともに、この結果を参考としつつ、既往

研究による情報などに基づいたヒューリスティックな判断によって場を設定し、核種移行解析を行った。一方、機能的共鳴の想定に基づくアプローチとして、レジリエンスの視点から、複数の多様性（Variability）や不確実性（Uncertainty）の組み合わせ（機能的共鳴）によって、システム全体の機能を脅かすような過酷な状況を想定した解析の実施を行い、システムのロバスト性について議論した。

(2) 本年度の検討課題

平成26年度は、前年度の成果を踏まえ、評価技術の統合化に向けて、以下の課題を設定して研究を進めた。

・現象の整合的な取り扱い方法に関する検討

従来の地層処分研究開発では、ニアフィールドのシステム変遷に関する多様な現象を、時間スケールや現象の種類あるいは研究分野によって区分し、それぞれの研究領域毎にモデル開発やデータベース構築等が行われてきた。この際、研究領域毎に個別に保守的観点からの簡略化や設定が行われ、システム全体としての変遷や挙動の説明に一貫性が失われることがある。このことは、複合的な現象の評価において矛盾が内包され、その結果として評価自体の信頼性が低下することや、個別の保守的設定の重畳による過度の保守的評価といったことを起こす可能性がある。このため、統合評価技術開発の観点から、矛盾や競合を避け、統一的な現象の理解に基づく評価モデルの構築と、評価対象とするシステムの全体性能を把握する方法論を検討する。

・解析フレームワークの検討

ニアフィールドシステムの変遷を包括的に記述するためには、現象解析間での連携を行う必要がある。その際、それぞれの現象の特徴や現象間の相関に依存して、強連成として取り扱うべきものや、適切なタイミングでのデータの授受による弱連成として取り扱うことが可能なものなどがある。したがって、評価対象の現象の理解と、既存の利用可能な解析コード群やそれらの特徴を踏まえて、今後、具体的な整備を進めていくための解析フレームワークの開発方針及び課題について検討する。

・簡易シミュレーション手法の有効的な利用方法の検討

計算負荷が大きな精緻な個別現象モデルによる解析に対して、比較的計算負荷の小さなマルチエージェントシミュレーションやセルラーオートマタといったシミュレーション技術を用いて、詳細な個別現象モデルの解析結果からルールを学習し、簡易に解を推定する不法について、試行を通して検討する。

(3) 現象の整合的な取り扱い方法に関する検討

1) 現象間の整合的な取り扱いが求められる事例

従来の地層処分研究開発では、ニアフィールド環境の変遷に関する多様な現象を、時間スケールや現象の種類あるいは研究分野によって区分し、それぞれの研究領域毎にモデル開発やデータベース構築等が行われてきた。このようなアプローチでは、1)共通する現象に対し

ての研究領域間での整合しない取り扱い、2)関連する他の研究領域との取り合い（初期条件や境界条件等）の近似や簡略化、3)矛盾・競合する仮定の採用（研究領域毎に異なる「保守性」の仮定等）が行われていることがある。

例えば、鉄オーバーパックの腐食に起因するニアフィールドのシステム変遷として、図2.5.1-2 に示したような、現象の発生と影響の伝播が考えられる。

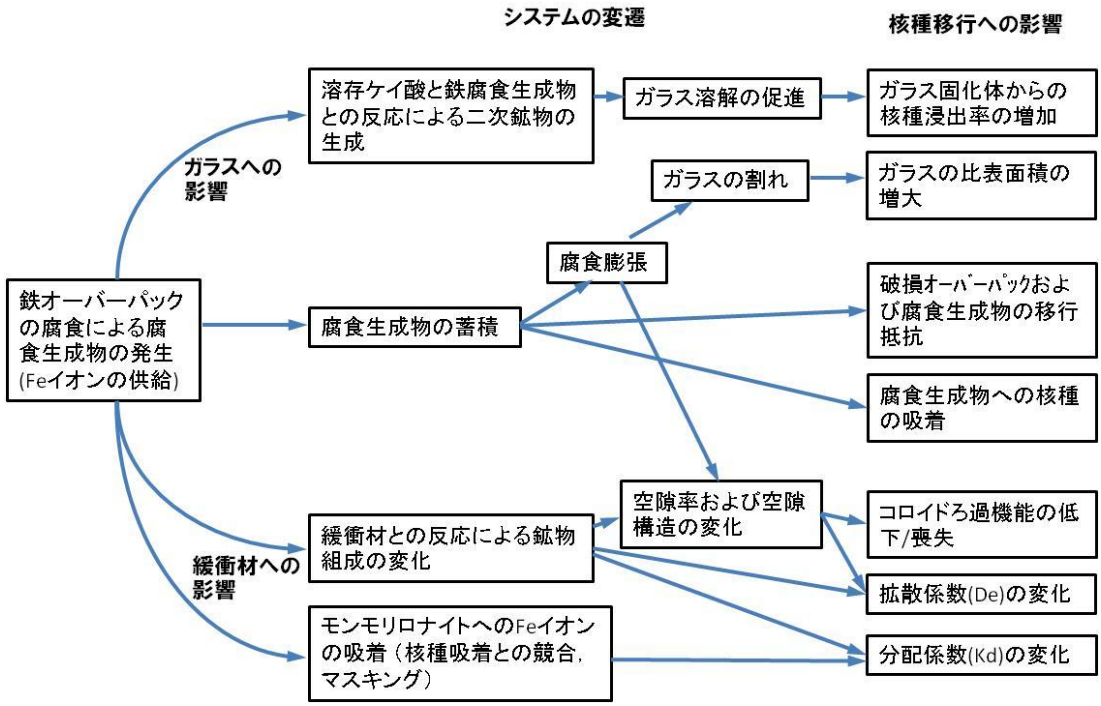


図 2.5.1-2　腐食生成物の発生を発端事象としたインフルエンスダイアグラム

従来の処分システムの設計や性能評価においては、腐食膨張による緩衝材への力学的影響、ガラス溶解挙動への影響、緩衝材の変質への影響など、それぞれ個別に検討が行われており、個々に、“鉄がすべて腐食生成物に変化し体積が増加する（最大の腐食膨張率を仮定）”、“腐食量に相当する鉄の全量がガラス起源のSiと反応しガラス溶解を促進する”、“腐食量に相当する鉄の全量が緩衝材に供給され緩衝材との反応に与る”といった「保守的な仮定」が想定される。これらは、これらのひとつだけが単独に発生することはない。したがって、これらについて個別に評価することは、現象の重畳による影響を見落とす可能性を否定できない。一方、これらのすべての「保守的な仮定」が同時に成立することもありえないが、これらの統一的な取り扱いの検討が行われていない状況では、システムレベルの性能評価において、これらの悲観的な組み合わせによる過度に保守的な設定による「保守的シナリオ」を定義することもやむを得ないといった問題点を有している。

時間スケールあるいは研究分野による現象の整合しない取り扱いの他の例として、不飽和から飽和にいたる仮定と飽和後に継続して発生する現象の取り扱いがある。例えば、緩衝材間隙水組成は緩衝材が飽和に到る期間の熱-水-応力-化学の連成現象により規定され、これらを考慮した連成解析が進められているが、オーバーパック材料の鉄と緩衝材との相互作用あ

るいは緩衝材外側で想定される緩衝材と坑道支保等に用いられるセメント系材料との相互作用の解析においては、瞬時に緩衝材が地下水で飽和された状態が仮定され、緩衝材と地下水との平衡計算に基づく間隙水初期組成が想定されることが少なくない。

また、腐食によるガスの発生や移行の研究においては、ガスが発生して緩衝材内側に蓄積する可能性についての議論を行っている（例えば、棚井ほか，1999）一方、鉄-緩衝材の界面における相互作用の現象解析においては、気相の存在による不飽和状態の可能性について考慮されない場合が多い。

このような、分野間での整合しない取り扱いに対して、分野横断的な共通の現象理解に基づいた、整合的なモデルの構築及び整合的なデータベースの整備を進め、知見の不足や矛盾・競合などの不確実性を踏まえたシステム全体としての挙動を把握するための新しいアプローチの構築を目指す。

2)鉄が関係する現象の評価を対象とした試行

本課題においては、ニアフィールドシステムの変遷として留意すべき現象のひとつとして、オーバーパック材料である鉄によりもたらされる影響に着目する。鉄と緩衝材の接触によって鉄-緩衝材境界及び緩衝材中で発生する現象についての原位置及び室内試験の結果については、2.2.2(3)において記述した。また、鉄腐食生成物が緩衝材中に移行することによる核種の収着挙動に関する影響については、2.3.4に示したようにデータ取得を進めている。

本項では、これらの個別現象理解の進展やデータの蓄積を踏まえつつ、オーバーパックの腐食による鉄腐食生成物に着目することとする。しかしながら、はじめからすべてを取り込んだ統合的な評価モデルを構築することは困難であることから、本試行では、アプローチの検討を目的として、以下の現象を対象として、一部解析的な取り扱いについても試行を行う。

・ガラス固化体の溶解挙動及び他のバリアとの相互作用
・オーバーパックの腐食挙動及び他のバリアとの相互作用
・緩衝材の変質挙動及び他のバリアとの相互作用

また、試行においては、段階的に現象の取り込みを進めていくこととする。平成26年度は、温度影響、緩衝材外側に存在する可能性のあるセメント系材料については考慮しない。解析的な取り扱いにおいては、物質移行―化学の連成までとし、力学との連成については、今後の作業として、(2)において解析システムの検討を進める。

試行は以下の手順で実施する。

・基本となる現象理解の整理
・プロセスを規定する影響因子の整理
・プロセスの概念の整理
・プロセスの概念の評価対象領域内での統合
・整合的なデータベースの整備
・共通の仮定に関する知見の不足や矛盾及び競合の整理と評価における取り扱いオプションの設定
・オプションを考慮した解析に基づくシステム性能の把握

各項目での実施事項の内容について実例を挙げつつ以下に記す。

基本となる現象理解の整理

文献調査などより、対象とする現象についての知見を抽出し整理する。既往のFEP辞書、プロセスレポートなどを参照する。ここでの知見の整理に基づいて、後述する“プロセスを規定する影響因子の整理”、“プロセスの概念の整理”が行われる。この際、“競合する理論・モデル”に留意する。

プロセスを規定する影響因子の整理

現象理解に係る調査結果を基に、プロセスのを規定する影響因子を整理する。図2.5.1-3は、「ガラス固化体の溶解挙動」を対象とした整理例である。

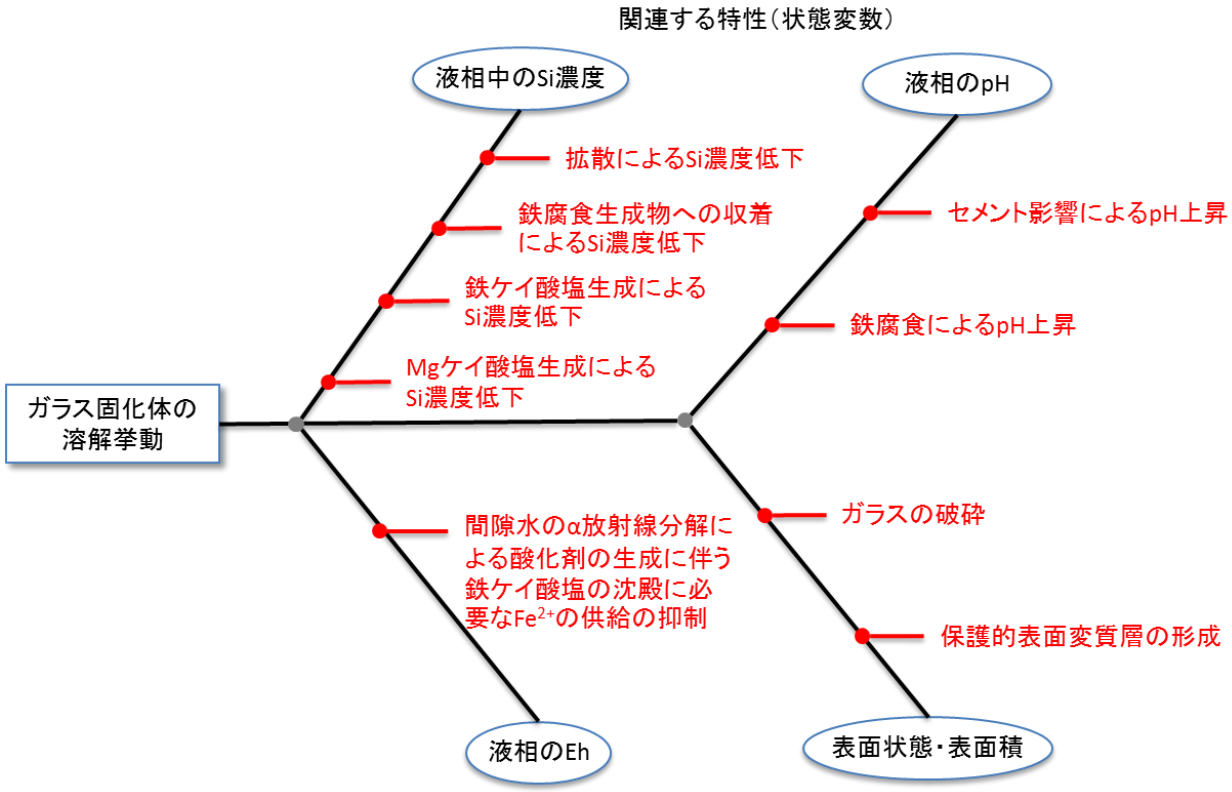


図 2.5.1-3　ガラス固化体の溶解挙動を規定する状態変数と影響因子

図中に示した、“関連する特性（状態変数）” のそれぞれについて、影響因子についての現象理解、評価上の課題を表にまとめる。表2.5.1-1に、「溶液中のSi濃度」についての整理表の例を示す。

表 2.5.1-1 ガラス固化体の溶解挙動を規定する状態変数(溶液中の Si 濃度)に関する影響要因についての現象理解と評価上の課題

影響因子	現象理解	競合する理論・モデル	不足している知見	モデル化の際に考慮すべき現象
拡散によるSi濃度の低下	ガラスから溶出する Si はオーバーパック内部から開口部を経て緩衝材に至りそこでの収着や二次鉱物生成に寄与しつつ周辺母岩に至り散逸する		・オーバーパック開口部の位置，断面積 ・オーバーパック開口部のベントナイトや鉄腐食生成物による充填状況と物質移動特性 ・緩衝材中での Si 拡散，収着及び二次鉱物生成挙動	・オーバーパック外表面での鉄腐食生成物による収着・鉄ケイ酸塩鉱物生成 ・緩衝材中での拡散，収着及び二次鉱物生成 ・坑道周辺母岩中での地下水による混合(希釈)及び移流
鉄腐食生成物への収着によるSi濃度の低下 鉄ケイ酸塩の生成によるSi濃度の低下	Philippini et al.(2006)及び Mayant et al.(2008) では磁鉄鉱等の鉄腐食生成物に対する Si の収着が観察されており，サイト密度等のデータが取得されるとともに表面錯体モデルによる定式化が行われている。また、この結果に基づき鉄腐食生成物への Si の収着によるガラス溶解が促進される可能性が示唆されている。 他方、Michelin et al. (2013)においては、既成のシデライト試料を与えた場合には Si の収着が生ずるものの、金属鉄と共存した系では実験系で新たに生成するシデライトにはシリカは収着せず鉄ケイ酸塩鉱物の沈殿によって Si が消費されることが示されている。また、鉄ケイ酸塩鉱物の沈殿が顕著となるのは，還元環境かつ鉄とガラスが接触しているという条件に限られるとしている	・鉄とガラスの接している箇所及びその他の位置でも(時間遅れはあるものの)鉄ケイ酸塩が生成しケイ酸濃度の低下によってガラス溶解が促進されるとするモデル ・鉄ケイ酸塩の生成による溶解促進効果が生じるのは鉄とガラスの接している位置のみであり，その他の位置では鉄腐食生成物へのシリカの収着によるガラス溶解促進が生ずるとするモデル	・オーバーパック開口時の内部の幾何形状 ・長期間で Si 濃度を支配するシリカシンクタームを信頼性をもって特定するには至っていない(還元環境での鉄腐食とガラス溶解が並行して進む系でのナチュラルアナログ事例が無い) ・オーバーパック内表面の腐食挙動(腐食生成物種，腐食速度)	・オーバーパック内表面での鉄腐食生成物への収着 ・オーバーパック内表面での二次鉱物(鉄ケイ酸塩鉱物)生成
その他のケイ酸塩の生成によるSi濃度の低下	・pH8 未満の条件でガラス粉末を用いた試験において Mg ケイ酸塩生成によるガラス溶解促進が観察されている(Jollivet et al., 2012 等)が，pH8 未満では Mg ケイ酸塩の生成が顕著でないとの報告もある(Fleury et al., 2013)。	・Mg 等の元素と Si の二次鉱物生成による溶解促進(StageIIIの発生) ・同現象による溶解促進が生じない	・Mg ケイ酸塩の生成によるガラス溶解促進が生ずる条件が特定されていない ・緩衝材間隙水質に応じて他のケイ酸塩鉱物による溶解促進の生ずる可能性	・オーバーパック開口部を介した緩衝材間隙水との間の溶質移動及びこれに伴う二次鉱物(ケイ酸塩鉱物)の生成

青字：共通の現象理解とモデルの整理が必要な項目

プロセスの概念の整理

現象理解に係る調査結果を基に、プロセスの概念の整理を行う。図2.5.1-4に“鉄共存系でのガラス溶解”についての概念モデルの例を示す。なお、この図は一例であり、後述するモデルオプションの選択に依存して、複数の概念モデルを準備することになる。

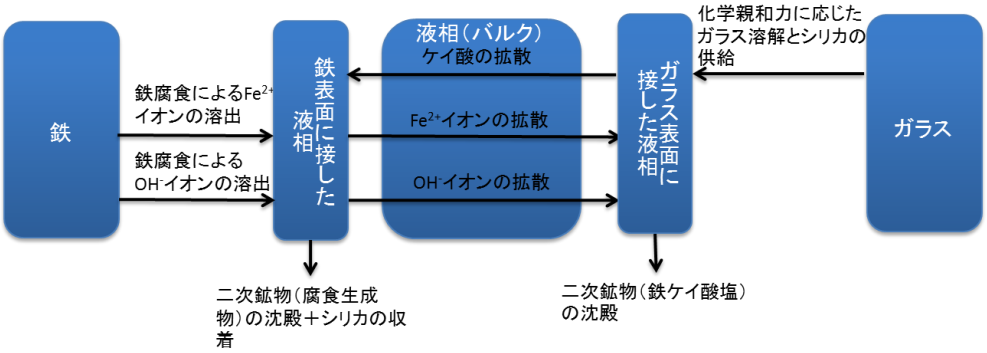


図 2.5.1-4　鉄共存系でのガラス溶解の概念モデルの例

このような作業を、検討対象とするシステムのプロセス及び相互作用のそれぞれについて実施する。本試行では、“ガラス固化体の溶解挙動”、“鉄オーバーパックの腐食挙動”及び“ベントナイトの変質挙動”のそれぞれについて、状態変数と影響因子の分析を行い、“鉄共存系でのガラス溶解”及び“ベントナイト共存系での鉄腐食”について概念モデルの整理を行った。

プロセスの概念の評価対象領域内での統合

上述の各領域での概念モデルを“共通モデル”として統合する。図2.5.1-5に、ガラス－鉄－ベントナイトから成る複合系についての共通モデルの例を示す。

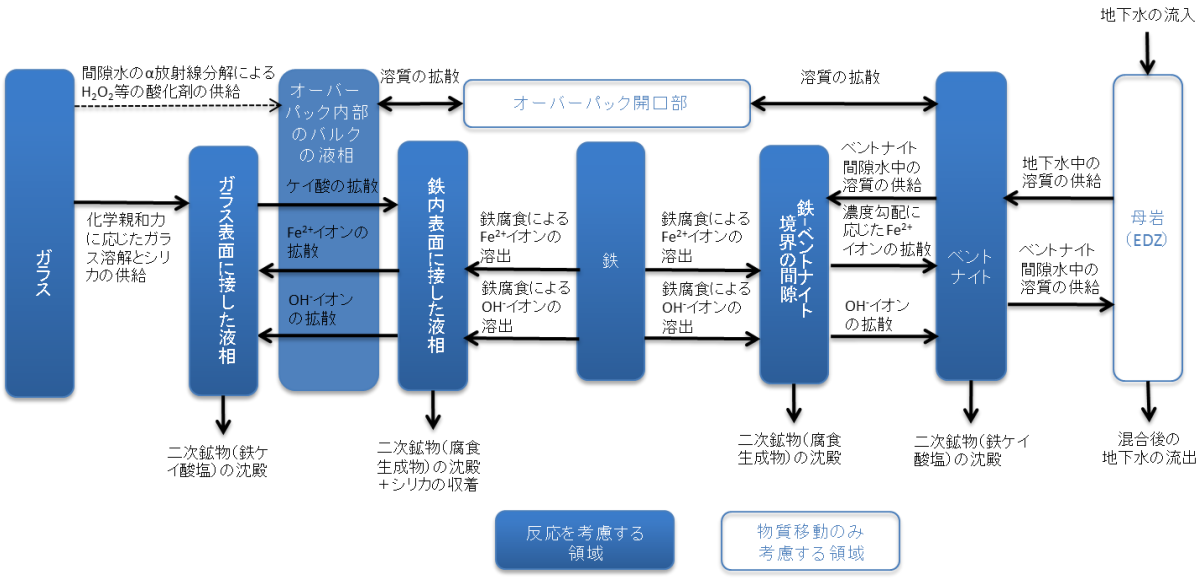


図 2.5.1-5　ガラス－鉄－ベントナイトから成る複合系についての共通モデルの例

整合的なデータベースの整備

上記の共通モデルを用いたシステム挙動の解析に必要なデータベースを整備する。この際システムの複数領域（複数プロセス）で利用されるデータベースやデータ選定の考え方は、相互に矛盾が無いよう整合的であることが必要である。

例えば、二次鉱物の沈殿において利用する鉱物の熱力学データあるいは反応速度データは、領域全体で統一して利用されるべきであり、また、二次鉱物の判定の考え方（準安定相の選定、あるいは熱力学的安定相の選定）も統一的であるべきである。

共通の仮定に関する知見の不足や矛盾及び競合の整理と評価における取り扱いオプションの設定

共通モデルとモデルに基づくシステム挙動の解析は一義的に実施できるものではない。上記の“プロセスを規定する影響因子の整理”において整理した“競合する理論・モデル”、“モデル化の際に考慮すべき現象”に基づいて、モデルオプションを整理する。図2.5.1-6 に知見の不足や矛盾・競合の結果として抽出されたモデルオプションを示す。

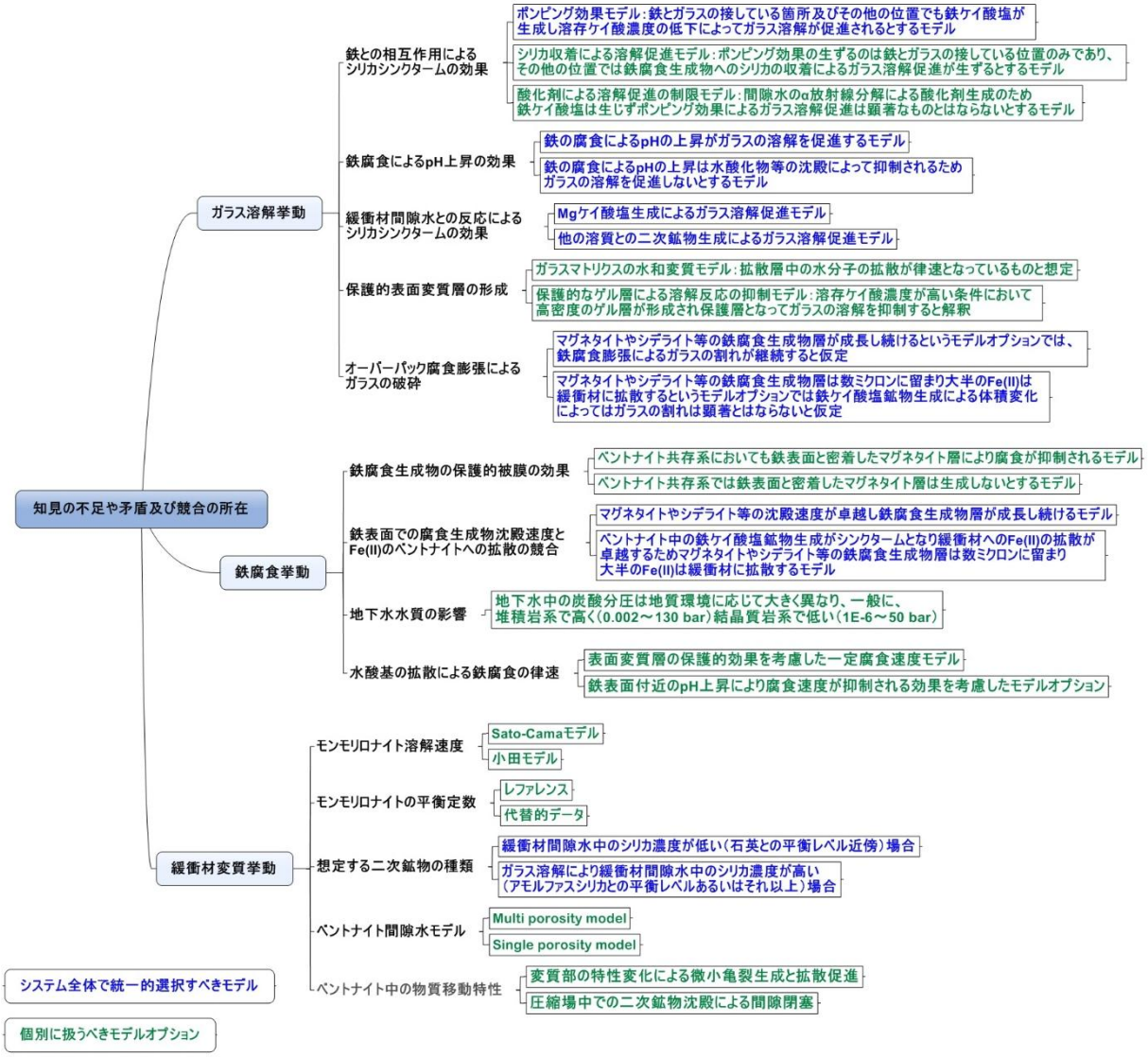


図2.5.1-6　共通モデルにおいて考慮すべきモデルオプションの整理

これらのモデルオプションの取り扱いは、以下のように区分することができる。

- システム全体で統一的に選択すべきモデル：競合するモデルオプションを個別に選択するのではなく、モデル全体での共通なルールやデータを選択することにより、オプションの選択が行われる。
  例：生成する二次鉱物の選定の考え方、熱力学データ、鉱物の溶解／沈殿速度など
- 個別の排他的なモデルオプションの選択：競合する個別のモデルオプションを解析ケースのバリエーションとして選択する。
  例：モンモリロナイト溶解速度式
  （Sato et al.（2004）の式と小田ほか（2013）の式の選択）
  ガラス溶解モデルにおける表面変質層の保護効果の取り扱い
- 入力パラメータ値の変更：モデルオプションを陽には定式化せず，対応する入力パラメータ値を切り替えることで表現する。
  例：鉄腐食速度、ガラスの初期溶解速度、ガラス非表面積　など
  （これらを現象モデルによって、環境条件等に依存する変数として与える場合は、上記の“個別の排他的モデルオプションの選択”となる。）

<u>オプションを考慮した解析に基づくシステム性能の把握</u>

上述のモデルオプションの整理に基づき、モデルオプションの切り替え、及び入力パラメータ値の変更を組み合わせることによっていくつかの解析ケースを実施する。これらのオプションの選択は、当該オプションに係る反応のみならず、例えば溶質の物質移動などを介して、共通モデルとして取り扱うシステム全体に影響を及ぼす。したがって、いくつかの解析ケースを実施することにより、他の部位に及ぼす副次的な影響を把握することができる。さらに、例えば、ガラス溶解は速く進むが緩衝材機能が長期にわたり維持されるケース、あるいはガラス溶解は遅いがオーバーパックの腐食膨張が大きなケースといった、システムの変遷として着目する現象や性能のトレードオフの関係を把握することができる。これらの結果として、現状の知見において考慮すべき不確実性の範囲での、ガラス溶解速度最大（最小）シナリオ、オーバーパック最大（最小）膨張シナリオ、ベントナイト最大（最小）変質シナリオといったものを、関連する現象と矛盾せず、すなわち過度な保守性の重畳がない状態で定義することが可能となる。

平成26年度は、予備的検討として、鉄とベントナイトが共存する、オーバーパックと緩衝材の複合系についての解析を行い、モデルオプションが解析結果としてのシステムの変遷に与える影響を把握するとともに、次年度以降の検討に向けて、このようなニアフィールド化学環境の変遷において、溶解・沈殿等により顕著な体積変化が生ずることに起因する力学的変形や破壊、さらにはその結果としての物質移動特性の変化が化学的プロセスに与えるフィードバックといった分野間の連携を要する影響機構の抽出を行う。

3）鉄－ベントナイト系での試解析

既に述べたように、オーバーパックの腐食、腐食生成物による体積膨張及び緩衝材変質といった各研究領域における既往の実験あるいは解析的検討に基づく現状の知見には、以下の

ような不確実性が含まれており、それぞれに関してモデルや入力パラメータに関する解析上のオプションが派生することとなる。

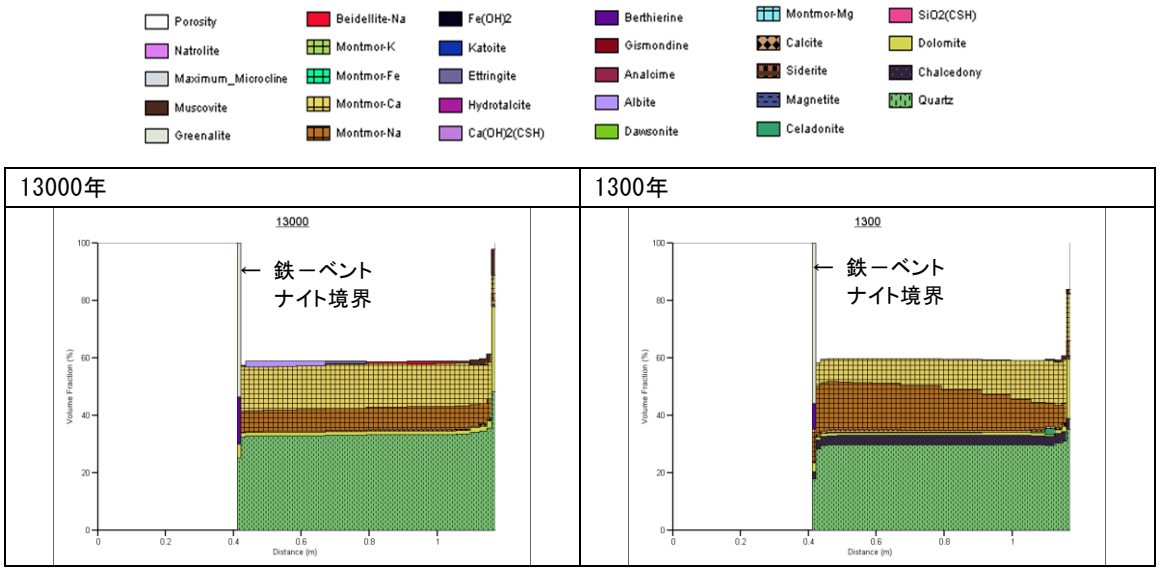
表 2.5.1-2　鉄－緩衝材（ベントナイト）系でのモデルオプションの例

該当するモデル要素	モデルの選択肢	
① 鉄外表面セルにおける二次鉱物	鉄腐食生成物（シデライト，マグネタイト）のみと仮定	左記に加えて，種々の鉄ケイ酸塩鉱物も生成可能とする
② 鉄腐食モデル	鉄表面と密着した腐食生成物の保護的被膜により抑制された場合 （腐食速度　0.1μm/y）	保護的被膜が生じない場合 （腐食速度　1μm/y）
③モンモリロナイト溶解速度モデル	Sato-Camaモデル （Sato et al., 2004）	小田モデル （小田ほか，2013）
③ 緩衝材中（特に鉄との境界付近）の二次鉱物沈殿と間隙率の関係	緩衝材の間隙率が数%以下となった位置ではそれ以上の二次鉱物生成を抑制する（リミッタ：変質部の特性変化による微小亀裂生成と拡散促進を表現）	緩衝材の間隙率が0になるまで二次鉱物は生成し続ける

ここでは、特に、鉄–ベントナイト共存系の特徴である境界面での挙動に関するものとして、①、②及び④に着目して化学–物質移行連成解析を行った。解析結果の概要を以下にまとめる。

<u>鉄腐食生成物及び鉄ケイ酸塩鉱物のいずれも生成し得ると仮定した場合</u>

まず、①に関して、シデライトやマグネタイトの鉄腐食生成物、及び鉄–ベントナイト共存系で生成することが予想される鉄ケイ酸塩鉱物（berthierineやgreenalite）の両者が鉄–緩衝材境界部を含む緩衝材領域内の任意の位置において生成し得るという設定の下に解析を行った。なお、この際、②及び④についてはそれぞれ想定される選択肢を組み合わせて解析を行うこととした。



a）鉄腐食速度 0.1 μm/y　　b）鉄腐食速度 1.0 μm/y

図 2.5.1-7　鉄腐食生成物及び鉄ケイ酸塩鉱物のいずれも生成可能とした場合解析結果
（間隙の閉塞を許すケース）

いずれの鉄腐食速度のケースにおいても、鉄–ベントナイト境界おいてbierthierinとgreenaliteが生成しており、シデライトやマグネタイトといった鉄腐食生成物は生じない。このことは、緩衝材間隙水の水質において、鉄腐食によってFe(II)イオンが供給された場合、まず先にこれらの鉄–ケイ酸塩鉱物に関して過飽和な状態となることを意味している。そして、これらケースでは、0.1μm/y 、1.0 μm/yの腐食速度で、それぞれ約13,000年後、約1,300年後に鉄と接した緩衝材セルにおける間隙率が0となり、境界面での物質移動が停止している（この時点で数値解も不安定となり計算は終了している）。なお、ここで仮定した0.1μm/yという小さな鉄腐食速度は、鉄表面に密着した保護的な腐食生成物（シデライトやマグネタイト）の生成を前提としたものであるが、本解析結果ではこれらの鉱物は生成されておらず、解析結果と前提となる仮定が整合的ではない。上記のように巨視的なスケールでの反応移動解析では表現できないような極めて薄い腐食生成物の層が生じているという「説明」は可能であるが、このような概念と上記の結果とを矛盾無く両立させるためには、反応速度論的取り扱いや鉄表面に緩衝材中のセルとは異なる境界部を設けたマルチスケールの表現を取り入れる等の解析上の工夫を必要とするものと考えられる。

次に、モデルの選択肢④に着目し、鉄–ベントナイト境界で二次鉱物が沈殿しても間隙率は0とはならずある下限値（今回の試解析では0.1%）以上に留まることを仮定した解析を行った。この解析条件の設定は、NF-PROにおける実験（Milodowski et al., 2009）において、圧密ベントナイト中に埋め込んだ鉄製ワイヤの表面から、鉄がベントナイト中の微細亀裂沿いに放射状に拡がっているという観察事実に基づいて、鉄のベントナイト中の移行は間隙の閉塞よって完全に阻害されることはなく、微細亀裂の形成など、なんらかの理由により移行（拡

散）が継続するという状態を仮定したものである。ただし、上記の下限値（0.1%）では変質部（閉塞に近い箇所）の実効拡散係数の低下が著しく、また、それにもかかわらずに鉄腐食によって強制的にFe(II)が液相に供給されるため境界付近のFe(II)や水酸基濃度が非現実的なものとなり計算が停止する結果となった。鉄腐食速度0.1μm/yの場合の結果（計算の停止した約29,000年時点）を下図に示す。

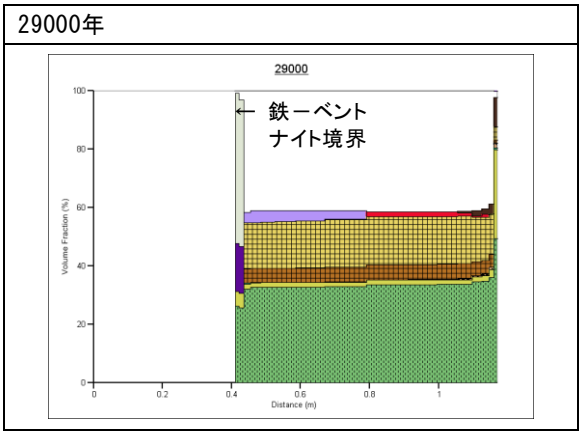


図 2.5.1-8　鉄腐食生成物及び鉄ケイ酸塩鉱物のいずれも生成可能とした場合の鉄–ベントナイト共存系での解析結果（鉄腐食速度 0.1 μm/y：間隙率下限値 0.1%）

この結果は、鉄との境界付近のモンモリロナイトが完全に溶失し、また、第一メッシュとほぼ同じ量比で第二メッシュにおいてもgreenalite及びbierthierineが生成し間隙率が低下しつつあることを示している。微細な割れ目の形成などにより、周囲へのFe(II)の散逸が継続する場合には、このような変化が外側に伝播することによって、緩衝材中のより広い範囲にわたってモンモリロナイトが非膨潤性の鉄ケイ酸塩鉱物に変化する可能性がある。

鉄表面では鉄腐食生成物のみが生成し得ると仮定した場合

次に、鉄表面において生成し得る二次鉱物に関して代替的な仮定を置いた解析を行った。前述した解析では、鉄の腐食によって生じたFe(II)は、直接緩衝材第一セル中の間隙水に供給される取り扱いをしているが、圧密ベントナイト中に鉄試料を長期間定置した腐食試験において鉄表面にシデライト等の鉄腐食生成物の被膜の生成が観察されている事例もある（Taniguchi et al., 2004）。一旦このような層が生じた後には、鉄表面近傍に緩衝材間隙水質とは異なる組成の（緩衝材中のSi等の影響のより小さい）液相が存在することによって、鉄ケイ酸塩とは異なる別の二次鉱物（シデライトやマグネタイト等）が生成する可能性も考えられる。また、前出の解析事例のように緩衝材内側において間隙率が低下することにより鉄と緩衝材との間の物質移動が制限されるにつれて、バルクの水溶液中での鉄腐食試験で観察されていたように、鉄表面ではマグネタイト等の鉄腐食生成物が支配的となる可能性もある。

そこで、以下の解析では、代替的な設定として、鉄表面セルという特殊な領域を設定し、そこではシデライトやマグネタイトといった鉄腐食生成物のみが生成することを仮定した（鉄ケイ酸塩鉱物は、この鉄表面セル内では沈殿できない）。ただし、Fe(II)イオンは、この

セル内の濃度（シデライトやマグネタイトの溶解度に相当する）に応じて緩衝材中に拡散し、緩衝材中では、鉄ケイ酸塩鉱物あるいは鉄腐食生成物のいずれとしても沈殿し得るものとした（図2.5.1-9参照）。

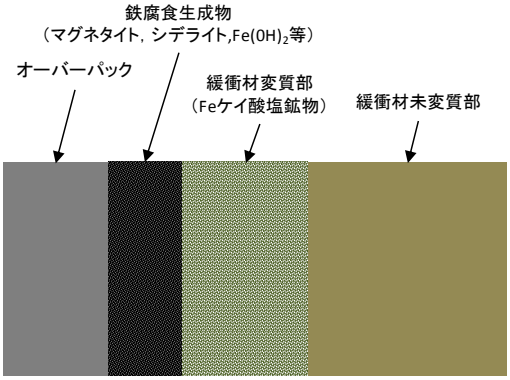
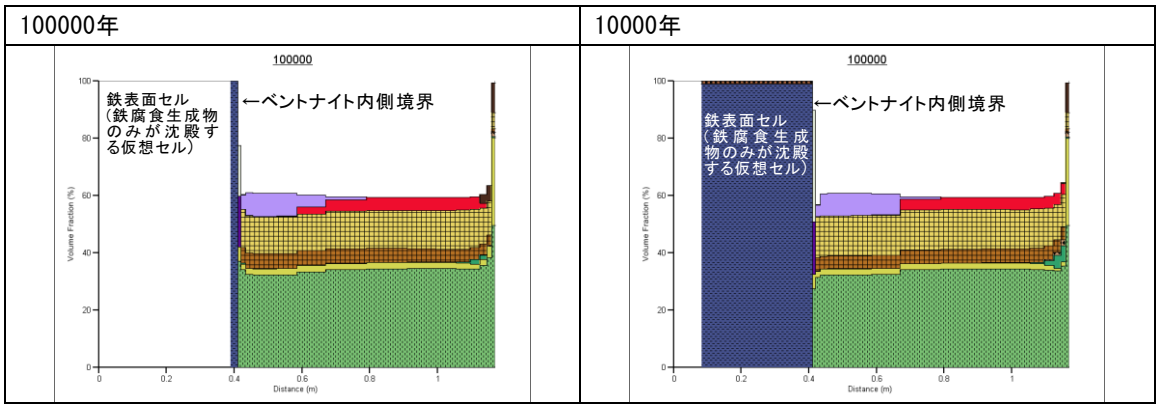


図2.5.1-9　鉄腐食生成物層と緩衝材変質層（Feケイ酸塩鉱物）の二重構造の概念

ここでも、上記の②及び④についてはそれぞれ想定される選択肢を組み合わせて解析を行うこととした。結果を以下に示す。なお、図2.5.1-10に示すように、これらの解析ケースでは、いずれも二次鉱物の沈殿により緩衝材の間隙閉塞には到らなかったために、前出の④のモデルオプションによる差異が生じなかった。いずれの鉄腐食速度のケースでも、鉄表面セルにおけるシデライトやマグネタイトの生成速度に比してそこから緩衝材中に拡散で移行するフラックスが小さいために、腐食によって生じたFe(II)のほとんどは表面で鉄腐食生成物として沈殿する結果となった。また、この場合、鉄表面セルにおけるマグネタイトの溶解度に応じた移行率で緩衝材第一セルに供給されるFe(II)によってgreenaliteやbirthierineが生成しているがその量は微小である。

図2.5.1-10に示すように、鉄腐食生成物の生成が卓越した場合、腐食生成物のモル体積が純鉄に比して大きいため、オーバーパックの腐食膨張の効果が顕著となる。平成26年度の解析では力学解析とは切り離して化学-物質移行解析を行っているが、実際には、このような腐食膨張によって緩衝材はさらに圧密され厚さも減少するという効果が同時に生ずるはずである。そして、その結果、未変質の緩衝材の物質移動特性も変化するという現象の連鎖が生ずることとなる。このようなニアフィールド変遷の概念は、前出の鉄ケイ酸塩鉱物が支配的となる場合とは大きく異なるものであり、本研究で想定した鉄表面のモデルオプションに起因するシナリオ分岐として着目していく必要があると考えられる。



a）鉄腐食速度 0.1 μm/y　　b）鉄腐食速度 1.0 μm/y

図 2.5.1-10　鉄表面では鉄腐食生成物のみが生成可能とした場合の鉄–ベントナイト共存系での解析結果

なお、二次鉱物の生成に関する反応速度に関しては、定量的な情報が限られており、大きな不確実性が含まれることから、ここまでの解析では、専門家の判断に基づき鉄腐食生成物や鉄ケイ酸塩鉱物を含む二次鉱物全般の生成速度を10^{-10} mol/sと設定していた。しかし、例えば、上記の解析でマグネタイト等の生成速度が減少すれば、上述した二次鉱物によるFe(II)の消費速度と拡散による散逸速度のバランスは逆転し、腐食によって生じたFe(II)の大半が緩衝材に到り、そこでに鉄ケイ酸塩として沈殿する可能性がある。また、逆に、鉄表面セルを考慮しないモデルの場合であっても、鉄ケイ酸塩鉱物の生成速度がマグネタイト等よりも小さく、かつ、拡散によるFe(II)の供給速度よりも小さい場合には、Fe(II)濃度等はこれらの鉱物に対して過飽和となった後も上昇し続け、マグネタイトと飽和になった時点で鉄腐食生成物として沈殿するものと予想される（ただし、この場合、マグネタイトは準安定相であるため、長期間経過後には徐々により安定な鉄ケイ酸塩鉱物に変換されて行くという、いわゆるオストワルドシークエンスが生ずる可能性も考える必要がある）。このように、生成する二次鉱物を規定する要因として、現状の知見に含まれる不確実性の大きい生成速度がある。これらの不確実性については、モデル選択やパラメータ変更による解析によって両極端を確認することと平行して、これらの不確実性の幅の低減につながる実験的知見の充足が望まれる。

4) まとめと今後の課題

ニアフィールド環境変遷に関する多様な現象を、着目する現象や研究分野のそれぞれで、異なるモデルやデータによる取り扱いがされていた複合的な現象に対して、それらを統合的に取り扱う一連の手法を構築した。さらに具体的な試行として、鉄オーバーパックの腐食がガラス固化体及び緩衝材に与える影響について、基本となる現象理解に基づいてプロセスの整理を行い、矛盾や競合するモデルを抽出し、モデルの競合が現象解析に与える影響についての予察的に解析を実施した。今後は、鉄の影響については、今回解析的検討が行えていない、モデルやパラメータの競合についての解析を進めるとともに、ガラス–鉄–緩衝材に対象領域を拡大した相互作用の取り扱いを行い、想定すべきオプションの組み合わせの範囲内で、相互に矛盾しない仮定に基づいた、最大（最小）のガラス溶解速度、オーバーパック腐食膨

張率、あるいはベントナイト変質程度を与えるケース等を明らかにしていく。

(4) 解析フレームワークの検討

ニアフィールドのシステム変遷を包括的に記述するためには、対象とする問題の特徴を踏まえ、適切な計算の精度や効率などを考慮して、解析のフレームワークを構築する必要がある。解析フレームワークの検討においては、本検討で対象とする材料や現象の特徴を踏まえ、先行研究（日本原子力研究開発機構，2012c,2013d,2014b）の成果を有効に活用する。

ニアフィールドのシステム変遷における連成解析問題は、非定常及び準定常過程の二つの大きな強連成問題から成ると考えられる。前者は例えば材料の化学的変質解析等であり、時間的に連続的な現象の解析が相当し、後者は破壊を含む力学解析等の代表的時間断面における解析が相当する。これら各グループ内の微分代数方程式は連立して同時に求解する必要がある。一方、各グループにはそれぞれ計算負荷が支配的となる問題が含まれていることから、一般的にはこれらの二つの強連成問題同士をさらに強連成とすることは難しいが、非定常問題の変化が顕著となった時点でのみスポット的にデータの授受を行う弱連成解析をすることで、これらの二つの連成が可能と考えられる。

1)連成において必要なデータの授受

(1)で検討を進めてきたニアフィールドの現象において着目すべき問題に対して、上記で示した連成問題の概念的な構造を考慮し、化学－物質移行モデル（図2.5.1-5で示した“共通モデル”）に対して、力学モデルの間でのデータの授受の概念を図2.5.1-11に模式的に示す。化学－物質移行モデルと力学モデルとの関係は、例えば以下のようである。

まず、オーバーパックの腐食を記述する化学－物質移行モデルがあり、その結果として得られた鉄腐食生成物の量や体積などの情報をオーバーパックの変形・破壊モデルに引渡し、力学モデルでの計算を行う。力学解析の結果、オーバーパックが破壊し開口した場合は、開口部を通じた物質移行が発生することから、開口部形状などに関する情報を化学－物質移行モデルにフィードバックする。さらに、このような変遷とともに、ガラス及びオーバーパックを起源とする溶質が拡散し、ベントナイトの変質が起こり（“化学－物質移行モデル”による取り扱い）、この変質による緩衝材の変形を評価する（“力学モデル”による取り扱い）。

モデル間でのデータの授受は、例えば緩衝材の化学的変質に係る指標の情報を力学解析に渡す場合に、逐一渡す必要はなく、その指標に対して予めある一定の基準を定めておき、それを超えた場合にのみ力学解析に移行（化学的変質の指標に応じた力学特性分布を再設定する）すればよい。すなわち、情報授受のタイミングは、連成解析を行うすべてのタイムステップではなく、上記のような情報に基づき必要とされるタイミングのみで行えばよく、同様のことは他の解析モデル間での情報授受についても言える。

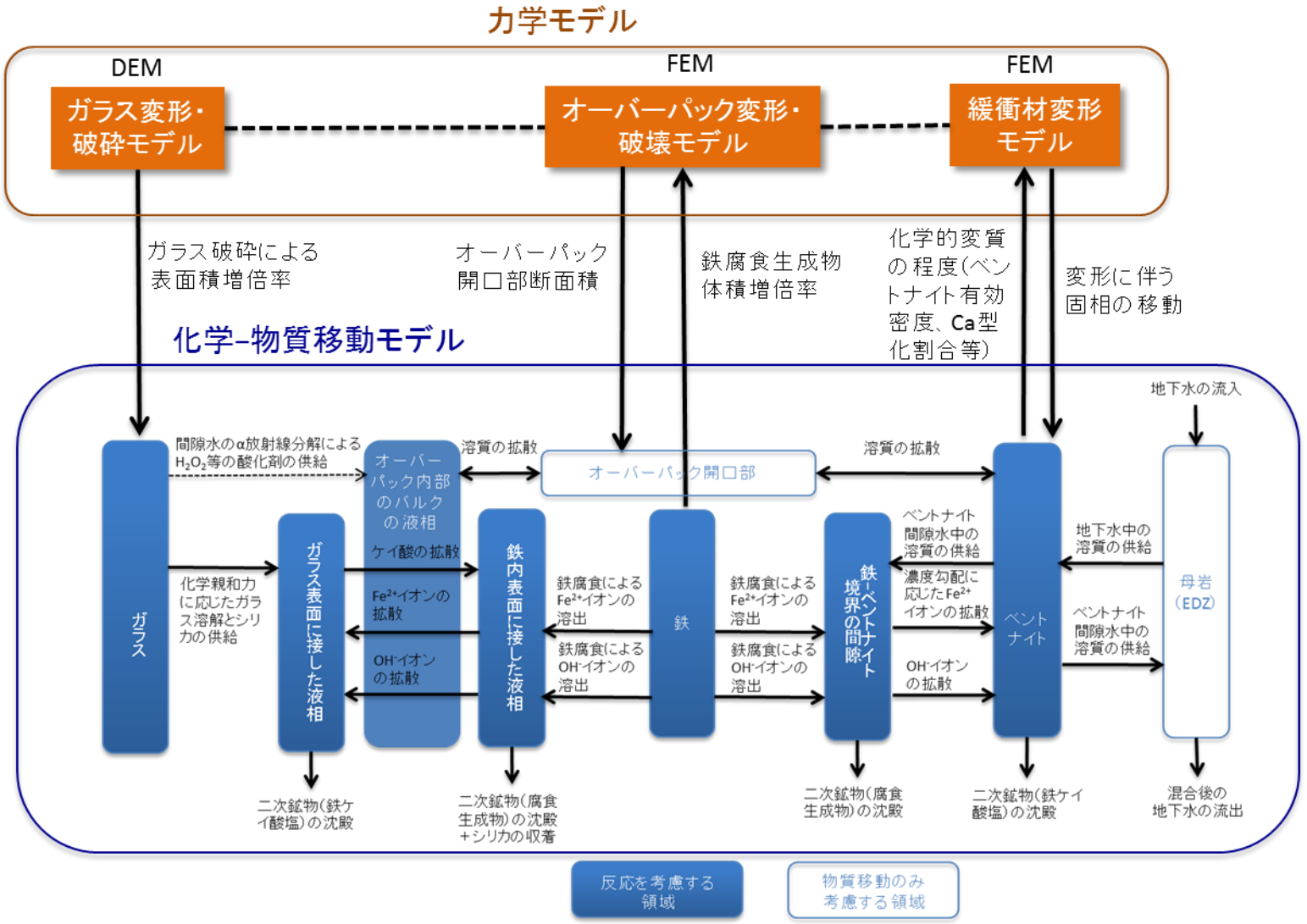


図 2.5.1-11　化学－物質移行モデルと力学モデルの連成において想定されるデータ授受の概念図

2)連成解析システムの開発についての具体的な検討

解析システムの開発方針

上記のような連成問題の解析を行うためのシステムに必要と考えられる要件と、それに対する開発方針を、先行研究（日本原子力研究開発機構, 2012c,2013d,2014b）の例も踏まえ、以下の通り整理した。

【要件】

④ 利用するモデルは固定せず、関係各分野におけるモデル開発の進捗を反映し、最新のモデルを随時組み込むことができる

② 複数のプロセス／スケールの解析を並行して実行し､適宜､双方向のデータ通信を行って、異なる解析体系／メッシュ構造間で整合的に情報を共有できる

③ 定量的知見の不足している現象や相関については、保守的簡単化を行うことで、これらも含めて一貫した解析を実施できる

④ 計算機資源を効率的に活用できる

【開発方針】

- 上記の要件①より、個別モデルを含む連成解析システム全体を新たに開発するのではなく、各分野の最先端のソフトウェアをそのままプラグインとして統合することのできる連成解析プラットフォームを構築する。
- 要件②・③より、ソフトウェア間の情報交換は、精度を重視したデータ通信から保守性を保つための判断を介した連携まで､モデルやデータの充足度に対応できる多様なモードを準備する。
- 要件④に対しては､クライアントサーバ方式により､異なるソフトウェアを実装した多数の計算機が情報交換しつつ分散して一つの問題を処理することのできるグリッドを構成する。

解析システムの構成概要

上記の通り、ニアフィールドの変遷で対象とする問題においては化学－物質移行解析と力学解析の連成が代表的であると考えられる。前述のように連成解析プラットフォームでは既存の各分野における最先端の解析コードを使用すべく､それぞれに対応したプラグインを作成し登録する。具体的には、化学－物質移行解析コードとして QPAC（Maul et al., 2008）やPHREEQC（Parkhurst,1995）、力学解析コードとして Abaqus（SIMULIA, 2011）、MACBECE（三原ほか, 2010）等のソフトウェアが挙げられる。これらに対応するプラグインの作成・登録により、これら既存コードをそのまま用いて、連成解析の仕様情報に基づく解析を随時実施可能とする。

化学–物質移行と力学間の連成における技術的課題とその対応

連成解析システムにより、化学－物質移行と力学の間の連成解析を行う際に考慮すべき技術的課題としては、以下が重要となる。

・力学解析結果に基づき変形量に相当する固相の移動を化学反応–物質移行解析に反映する際の

異なる空間離散化の間での内挿等の方法の具体化

・離散的な時間点において行う力学解析と連続的な時間に沿って行う化学－物質移行解析間のデータ授受の方法の明確化

・力学的変形によるひび割れなどの局所的な流路形成を化学反応・物質移行に反映するための方法の具体化

これらの課題への対応についても、先行事例（日本原子力研究開発機構, 2013d,2014b）の検討を参考に、本研究において対象とする媒体や現象に即して、必要な精度や計算効率等の要素を踏まえつつ、連成解析プラットフォームへの具体的な実装について検討していく。

(5) 簡易シミュレーション手法の有効的な利用方法の検討

1) マルチエージェントシミュレーション／セルラーオートマタの適用性の検討

近年、社会工学分野など様々な分野で研究が進められている「複雑系」と呼ばれる理論やシミュレーション技術に、マルチエージェントシミュレーション（Multi Agent Simulation、以下MASという）やセルラーオートマタ（Cellular Automata、以下CAという）といった手法がある。これらは、複雑なシステムの振る舞いを、比較的単純なエージェントの行動ルールあるいはセルの属性が変化するルールを定めて、それらを重ねあわせることでシステム全体の変化を理解あるいは推測しようという手法である。地層処分のシステム挙動の理解にこれらの手法の利用を試みた例としては、Umeki et al.(2005)、Takase and Kato (2005)がある。また、原子力機構 (2011c,2012d)においては、これらの手法を組み合わせ、シナリオシミュレーション技術として利用することが提案されている。

これらのシミュレーション技術は、複雑なシステムの振る舞いを比較的単純なルールの組み合わせとして表現することが可能であり、また、詳細かつ精緻な定量的な連成解析に比べ計算負荷が小さいという特徴がある。したがって、地層処分システムにおいて想定されるあるいは否定できない広範なルールのバリエーションを想定し、様々なケーススタディを行うことによって、可能性のあるシナリオの網羅的な検討に資することが期待できる。すなわち、従来の専門家のヒューリスティックによるシナリオ解析では取り扱いが困難な現象・プロセスによって、将来のニアフィールド環境条件が予想していなかったような変遷を辿り、地層処分の安全性が脅かされるかも知れないという懸念に対して、このような方法を補完的に利用することで、

- 上記のような懸念によって地層処分の安全性が脅かされることは考えにくいというコンセンサスに繋がるようなシステム挙動についての新たな知見を得る
- あるいは、地層処分の安全性が脅かされる可能性を指摘し、数値解析や実験等のより詳細で定量的な検討の課題を具体化する

といったことが期待される。

一方、これらのシミュレーション手法の特長である、複雑なシステムの振る舞いを小さな計算負荷で解析が可能であるという点に着目し、(2)で議論した連成解析プラットフォームを構成する解析ツールの一部として組み込むことの可能性について検討を行った。

化学-物質移行と力学間の連成における技術的課題のひとつに、力学的変形によるひび割れな

どの局所的な流路形成を化学反応-物質移行に反映するための方法の具体化があげられている(例えば、日本原子力研究開発機構，2013d）。この対策のひとつとして、連続体の有限要素法モデルによる巨視的力学特性変化を、微視的な破壊力学解析により補完させる手法が検討されており(日本原子力研究開発機構，2013d）、後者の解析手法として粒状体個別要素法（Distinct Element Method：DEM）（Cundall and Strack，1979）が想定されている。しかしながら、DEMは計算負荷が極めて大きいことから、亀裂の発生に関するDEMの解析結果をMAS/CAによって近似（学習）することで要素内の亀裂を再現し、計算負荷を軽減するとともに、MAS/CA近似による亀裂発生の予測結果を連続体の有限要素法モデルと連成させることについての検討を行った。

2)DEM解析結果のMAS/CAによる近似に関する検討

割れの進展とそれに伴う物質移行の解析は、ガラス、オーバーパック、変質により強くセメンテーションを起こした緩衝材、岩盤、あるいはコンクリート支保などに共通の課題であるが、本検討においては、連続体モデルのDEMによる補完の検討が進められている（日本原子力研究開発機構,2013d，2014b）、TRU廃棄物処分施設を対象としたコンクリートを対象とした。連続体モデルによる力学解析ツールとしては、MACBECEを想定した(三原ほか,2010;日本原子力研究開発機構,2012c,2013d,2014b）。

MAS/CAによる亀裂の近似を介した力学-化学連成解析の概念図を図2.5.1-12に示す。図中の赤い枠が今回の検討範囲となる。

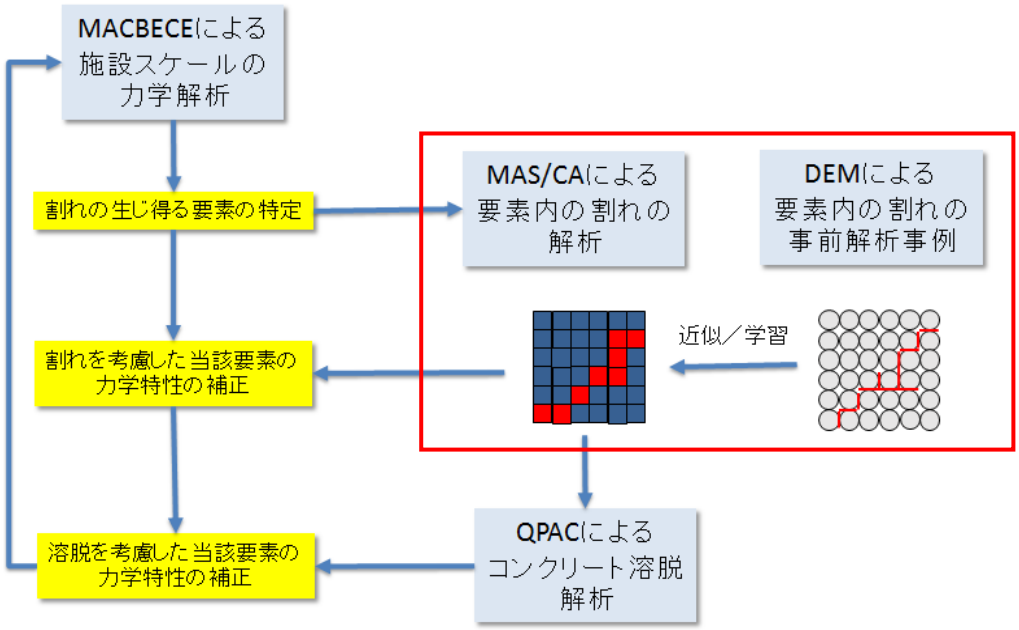


図 2.5.1-12　MAS/CA による亀裂の近似を介した力学-化学連成解析（概念図）

DEMの出力として得られるデータに基づいて、CAによって近似（学習）し、亀裂発生の予測を行う一連の流れを図2.5.1-13に示す。

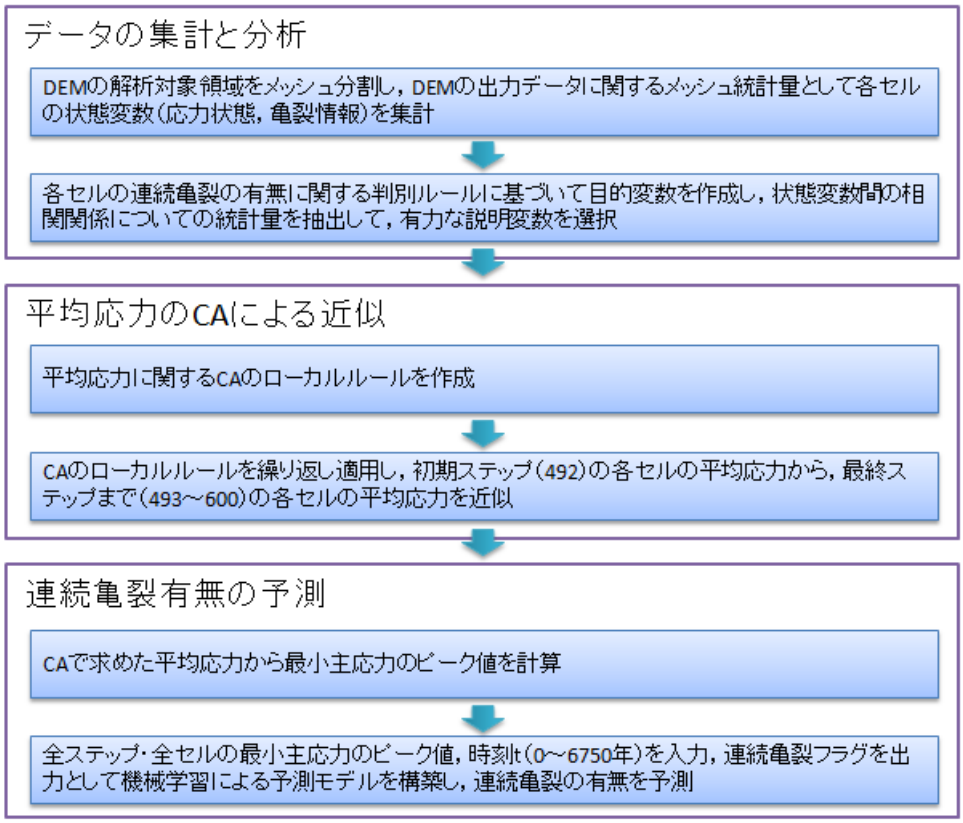


図 2.5.1-13　DEM の CA による近似に関するフロー

⑤ データの集計と分析

a. セルの状態変数

DEMの解析対象領域を含む領域を1辺15mmの正方形から構成される10×10のメッシュに分割し、各セルの応力状態及び亀裂情報の時間変化を整理するために、DEMのシミュレーション・ステップごとの出力から状態変数を集計した。

なお、DEMのシミュレーション・ステップは、初期応力状態を作成する過程（1～491）と初期応力状態に基づいて亀裂の計算を行う過程（492～）に分かれている。そのため、初期応力状態から亀裂が貫通するまで（492～600，1ステップ62.5年，合計6750年）に関するDEMの出力をCA近似の対象とした。

DEMのシミュレーションの各ステップで得られる出力としては、以下のような項目がある。

・粒子の座標X（mm），Y（mm）

・粒子の半径（mm）

・粒子に作用する応力

- x方向の引張応力をσ_x，y方向の引張応力をσ_y，せん断応力をτ_{xy}として，MPa単位で出力される。強制変位を受ける粒子の応力は0として扱われる。

・Status

- モデル上の粒子の位置に関する識別番号（内部粒子（Status：0），モデルの角で強

制変位を受ける粒子（Status：1-4），モデルの辺上で強制変位を受ける粒子（Status：5-8）として番号を付与）。

・亀裂の番号/亀裂グループの番号

・亀裂の中心座標 X（mm），Y（mm）

- 粒子間結合の破壊によって亀裂の位置が決定される。

・亀裂の角度（°）

- 粒子間結合の破壊によって亀裂の方向（-90～90）が決定される。

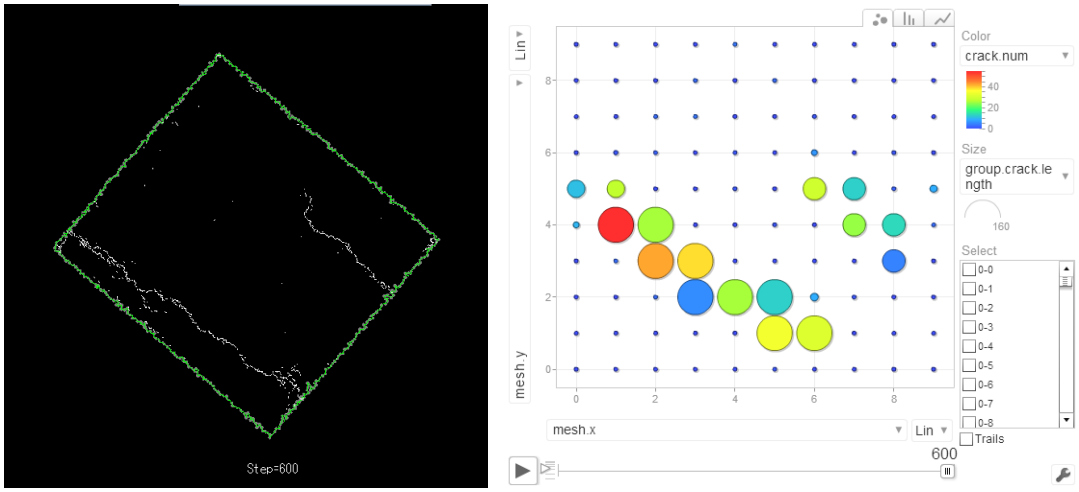
・亀裂長（mm）

- 亀裂に関わる2つの粒子の直径の調和平均。

・亀裂幅（mm）

- 粒子間の距離。負の値の場合，粒子が接触していることを示す。

例として､最終ステップにおけるDEMの解析対象領域とそれに対応するメッシュ空間における亀裂数（セル内の亀裂をカウントした数）、最大亀裂長（セル内の最大亀裂グループに所属する亀裂の長さの合計値）を図2.5.1-14に示す。図2.5.1-14の(b)は、同図(a)をメッシュ分割したものである。図(b)中において、亀裂数、最大亀裂長が表示されているメッシュの位置は、図(a)で確認される亀裂の位置と対応している。DEMでは粒子単位で計算が行われるのに対して、メッシュ空間では応力状態及び亀裂情報がメッシュ統計量として要約される。



(a) DEMの解析対象領域(緑色四角形)　　(b) 亀裂数（色），最大亀裂長（大きさ）

図 2.5.1-14　DEM の解析対象領域とメッシュ空間（10×10）

b. セル平均応力の計算

DEMの解析結果として、x方向の引張応力σ_x、y方向の引張応力σ_y、せん断応力τ_{xy}に関する平均応力がデータとして得られている（図2.5.1-15）。平均応力は、DEMの解析対象領域の全粒子数をN、モデル面積（モデルの角4点で囲まれた面積）をS、粒子iの応力をσ_i、半径をr_iとして次式に

より求めることができる。ただし、強制変位を受ける粒子は応力が正しく計算できないため無視する。

$$\bar{\sigma} = \frac{\sum_{i=1}^{N} \sigma_i \pi r_i^2}{S}$$

セル単位の平均応力（図2.5.1-16）を求めたところ、DEMの解析領域全体に対する結果と同じ傾向がみられる。平均応力と亀裂数の関係を見ると（図2.5.1-16）、平均応力が0に近づくステップ540前後から亀裂が発生していることから、各ステップの平均応力をそのまま亀裂数の説明変数として用いるのは適切でないと考えられる。セル単位の最小主応力σ_Mを次式にて求め、最小主応力のピーク値（ステップ492～ステップtの間でピーク値をステップt の値とする）σ_pを状態変数として追加した。

$$\sigma_M = \frac{\bar{\sigma}_x + \bar{\sigma}_y}{2} - \sqrt{\left(\frac{\bar{\sigma}_x - \bar{\sigma}_y}{2}\right)^2 + \bar{\tau}_{xy}^2}$$

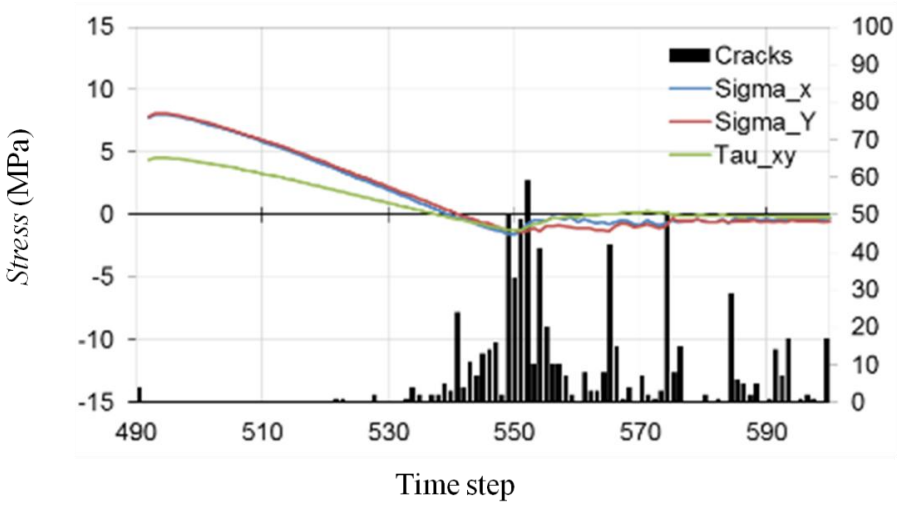
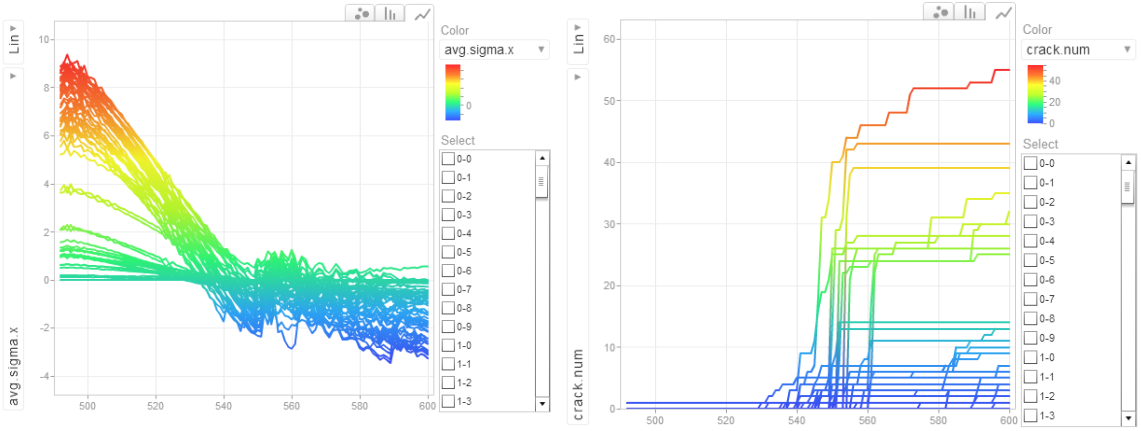


図2.5.1-15　DEM解析結果の概要



（a）平均応力$\bar{\sigma}_x$　　（b）亀裂数

図2.5.1-16　セル単位の平均応力と亀裂数

c. 連続亀裂の有無に関する判別ルールの検討

物質移行の観点からは、亀裂の連続性を評価することが重要である。このため、DEMの解析結果に基づいて連続亀裂を判定するルールを検討した。

最終ステップ（600）のDEMの解析結果から、各セルについて、目視にて連続して分布すると判断できる亀裂群がセル内に存在するか否かを判断し、各セルを2値変数（連続亀裂なし：0，連続亀裂あり：1）で分類した。これに対して、最大亀裂長（セル内の最大亀裂グループに所属する亀裂の亀裂長の合計値）のヒストグラムを作成し，連続亀裂があると判定されたセル，連続亀裂がないと判定されたセルの出現頻度をそれぞれ色分けして表示した。その結果、最大亀裂長を指標として、連続亀裂の有無を判別できそうであることがわかった（図2.5.1-17）。そのため、最大亀裂長以外の亀裂に関する状態変数として、亀裂数（セル内の亀裂をカウントした数），最大開口幅（セル内の最大亀裂グループに所属する亀裂の亀裂幅の最大値）などを含めて、連続亀裂の判別ルールを決定木により求めた。

決定木は機械学習の分野において予測モデルであり、ある事項に対する観察結果から、その事項の目標値に関する結論を導く。目的変数に影響が大きい変数・境界値・境界値による分岐の順序を、木構造の条件分岐ルールとして算出することができる。逆に，目的変数に影響が小さい変数は除外される。決定木はデータマイニングなどの分野で、データから重要な条件を発見的に探す際に利用される手法のひとつである（Menzies and Hu, 2003）。

決定木のアルゴリズムのひとつであるCART（Classification And Regression Trees）（Breiman et al., 1984）を用いて決定木分析を行ったところ、最大亀裂長が22.07mm 以上のときに連続亀裂とみなすルールが得られた。最終ステップ以外（492～599）の残りのセルに関して，得られた判別ルールに基づいて各セルが連続亀裂かどうかを判定する2値変数（連続亀裂なし：0，連続亀裂あり：1）を作成し、連続亀裂フラグC_{flag}として状態変数に追加した。

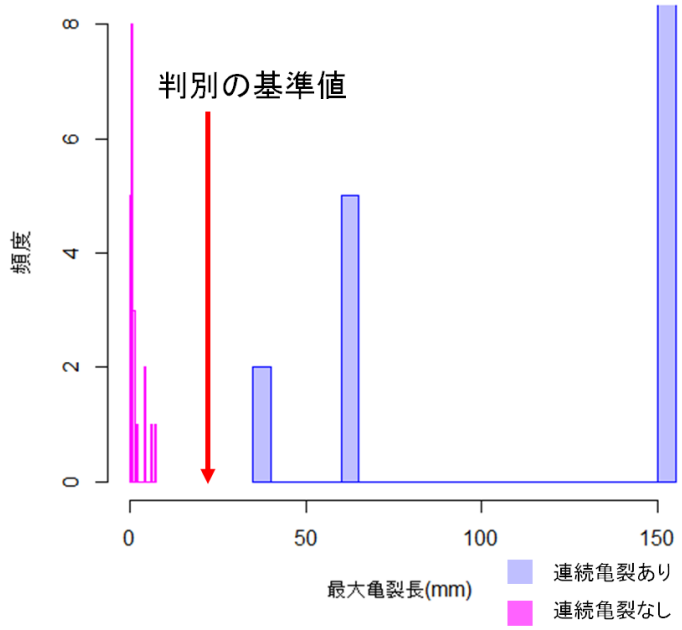


図 2.5.1-17　最大亀裂長のヒストグラム（最大亀裂長 0 の頻度は除外）

d. 状態変数の関係性の分析

主要な状態変数を下記に整理し，最終ステップ（600）に関して状態変数間の相関係数を求めた（表2.5.1-3、表2.5.1-4）。亀裂に関する状態変数では，連続亀裂フラグと最大亀裂長の相関が0.9と高く，決定木の分類を支持する結果となっている。連続亀裂フラグと相関係数の値が高い変数は，亀裂の有無を予測する際の説明変数として有力である可能性が高い。

DEMの初期ステップ（492）の応力状態のみが与えられるという条件の下で予測を試みるために，DEMの解析結果として得られる亀裂情報を予測の説明変数の候補から除外し，応力状態を主な説明変数の候補とした。応力に関する状態変数では，連続亀裂フラグと最小主応力のピーク値が約0.53の中程度の相関があることから，最小主応力による破壊が亀裂の発生と関係している可能性があると考えられる。

- 連続亀裂フラグ
  - 連続亀裂かどうかを判定する 2 値変数（連続亀裂なし: 0，連続亀裂あり: 1）。
- 亀裂数
  - セル内の亀裂をカウントした数。
- 最大亀裂長（mm）
  - セル内の最大亀裂グループに所属する亀裂の亀裂長の合計値。
- 最大開口幅（mm）
  - セル内の最大亀裂グループに所属する亀裂の亀裂幅の最大値。
- 平均応力（MPa）
  - x方向の引張応力σ_x，y方向の引張応力σ_y，せん断応力τ_{xy}のセル単位の平均的な応力。
- 最小主応力（MPa）
  - せん断応力成分が 0 となるように座標系を取ったときの最小の垂直応力（応力テンソルの最小固有値）。
- 最小主応力のピーク値（MPa）
  - 初期ステップからステップtの間で、最小主応力のピーク値をステップt の値とする。

表 2.5.1-3 連続亀裂フラグと亀裂に関する状態変数間の相関係数

	連続亀裂フラグ	亀裂数	最大亀裂長	最大開口幅
連続亀裂フラグ	1.00	0.84	0.90	0.59
亀裂数	0.84	1.00	0.86	0.57
最大亀裂長	0.90	0.86	1.00	0.67
最大開口幅	0.59	0.57	0.67	1.00

表 2.5.1-4 連続亀裂フラグと応力に関する状態変数間の相関係数

	連続亀裂フラグ	平均応力σ x	平均応力σ y	平均応力τ xy	最小主応力	最小主応力のピーク値
連続亀裂フラグ	1.00	−0.14	−0.15	0.13	−0.16	0.53
平均応力σ x	−0.14	1.00	0.44	−0.81	0.96	−0.75
平均応力σ y	−0.15	0.44	1.00	−0.47	0.55	−0.31
平均応力τ xy	0.13	−0.81	−0.47	1.00	−0.91	0.60
最小主応力	−0.16	0.96	0.55	−0.91	1.00	−0.75
最小主応力のピーク値	0.53	−0.75	−0.31	0.60	−0.75	1.00

相関係数は次式にて求めた。

$$R = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(y_i - \bar{y})^2}}$$

上記の結果から，連続亀裂の有無を予測モデルにおける目的変数，応力に関する状態変数の中で最も相関係数の高い最小主応力のピーク値,時間経過を表す変数tを説明変数として下記のように設定した。

- 目的変数　連続亀裂フラグC_{flag}
- 説明変数　各セルの最小主応力のピーク値σ_p，時刻t

⑥ 平均応力のCAによる近似

連続亀裂の予測に用いる各セルの最小主応力のピーク値σ_pは、DEMの計算が完了してはじめて得られるデータであるため、できるだけDEMの計算を行わずに全セル・全ステップの応力状態を知ることが課題となる。ここでは、DEMの初期ステップ（492）の平均応力が与えられるという条件の下で、初期ステップの応力状態から最終ステップまで(493～600)の応力状態をCAで近似した。

a.セルラーオートマタにおけるローカルルールの作成

セルラーオートマタ（CA）の基本概念は、空間をセルに分割し、個々のセルにおいて離散的な状態を規定することである。このように各々の状態を保持する複数のセルに分割された空間をセルグループと呼ぶこととする。ある時刻におけるセルの状態は、前の時刻の自身及び隣接するセルの状態からローカルな規則（ローカルルール）に従って決定される。

保存則に従う等方的な挙動は、拡散に代表されるプロセスであり、このような挙動は、局所平均を採るというローカルルールによって表現できることが知られている（Chopard and Droz, 1989）。そこで、ここでは平均応力が周辺セルへ拡散する平均化ルールを用いてローカルルールを構築した。拡散ルールは次式のように定義した。ある時刻におけるセルの状態は、前の時刻の自身及び隣接する上下左右のセル（ノイマン近傍）の平均として与えられる。

$$\varphi_{m,n,t+1} = \frac{\varphi_{m-1,n,t} + \varphi_{m,n,t} + \varphi_{m+1,n,t} + \varphi_{m,n-1,t} + \varphi_{m,n+1,t}}{5}$$

CAでは，いくつかの式を組み合わせてルールを記述する場合があるが、このようなルールをまとめて表現する関数fは機械学習で求めることも可能である。

$$\varphi_{m,n,t+1} = \mathrm{f}(\varphi_{m-1,n,t}, \varphi_{m,n,t}, \varphi_{m+1,n,t}, \varphi_{m,n-1,t}, \varphi_{m+1,t})$$

ローカルルールを作成する際に、機械学習の手法としてランダムフォレスト（Random Forest）を用いた。ランダムフォレストはBreimanによって提案された機械学習アルゴリズムであり、決定木を弱学習器とする集団学習アルゴリズムである（Breiman, 2001）。学習データからランダムに部分的なデータを取り出し、ランダムに選択した説明変数で決定木を多数生成する。このようにして生成された多数の決定木による予測値を平均し、最終的な予測結果を得ることにより予測精度を高めている。

さらに、ランダムフォレストの比較対象として、ニューラルネットワーク（Neural Network）の一種であるディープラーニング（Deep Learning）（Bengio, 2009)によるローカルルールの作成も行った。ニューラルネットワークは、脳機能に見られるいくつかの特性を計算機上のシミュレーションによって表現することを目指した数学モデルである。通常、入力層に入力データ（ここでは$\varphi_{m-1,n,t}, \varphi_{m,n,t}, \varphi_{m+1,n,t}, \varphi_{m,n-1,t}, \varphi_{m+1,t}$），出力層に教師信号（$\varphi_{m,n,t+1}$）を与えることにより，各ニューロン（ノード）間の神経結合を模した荷重結合パラメータを調整し、求めたい関数fを近似する手法である。

b. ローカルルールの繰り返し適用

これらの３つの手法で作成したローカルルールを対象として、データの75%を学習データ、残り25%をテスト用に分け、交差検証法による予測精度の比較検証を行った。拡散ルール及び機械学習にて構築したローカルルールに関して、予測値とDEMの結果から得られる値との相関係数の二乗（R^2値）にて比較した（表2.5.1-4）。その結果、ランダムフォレストとdeep learningに大きな差は無いが、deep learningが最も良い精度となっている。

表 2.5.1-5　ローカルルールの精度比較（R^2値）

	σ x	σ y	τ xy
拡散ルール	0.938318	0.930717	0.949894
random forest	0.992882	0.991144	0.987613
deep learning	0.99429	0.99211	0.988739

次に、ローカルルールを繰り返し適用することによって、初期ステップ（492）の各セルの平均応力から、最終ステップまで（493～600）の各セルの平均応力の近似を行う。この際のローカルルールは、パラメータ・チューニングが比較的容易で計算時間が短いランダムフォレストを用いることとした。各ステップで得られた予測値の精度（R^2値）図2.5.1-18に示す。

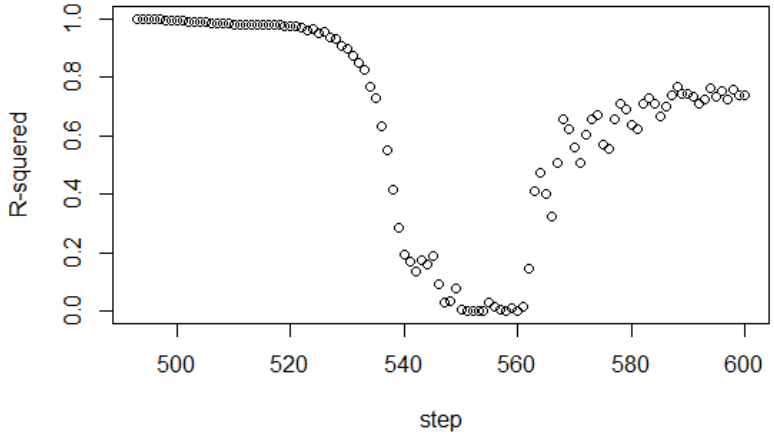


図 2.5.1-18　ステップごとの予測精度（R^2値）

⑦ 連続亀裂の有無の予測

CAで求めた平均応力から最小主応力のピーク値を求め、全ステップ・全セルの最小主応力のピーク値、時刻 t を説明変数、連続亀裂フラグを目的変数として、機械学習により連続亀裂の有無を予測した結果、正解率は約96%であった（図2.5.1-19）。

DEM解析結果の分類に対して、何個のデータが正しく判定されたかを表す混同行列（Confusion Matrix）を示した（表2.5.1-5）。やや予測値が連続亀裂ありに偏っているが（256件がFalse Positive）、これは連続亀裂の存在するセルが全体に対して少ないことに起因していると思われる。

表 2.5.1-6　連続亀裂の実測値と予測値の混同行列

		DEM解析結果による分類	
		連続亀裂なし	連続亀裂あり
予測値	連続亀裂なし	9834	194
	連続亀裂あり	256	516

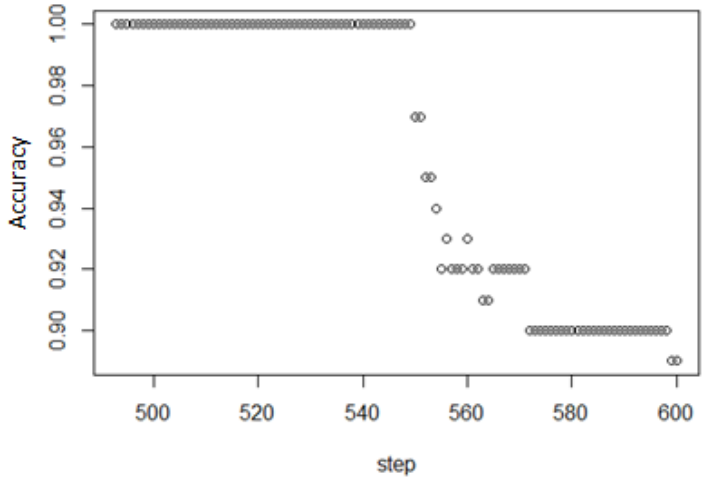


図 2.5.1-19　連続亀裂の有無（ステップごとの正解率）

3)まとめと今後の課題

① まとめ

コンクリート溶脱に関する化学連成解析及び亀裂の力学解析の連携において、評価システム全体としての信頼性向上及び坑道規模の解析へのスケールアップが課題となる。亀裂が発生したセメント材料に対して現実的な透水特性を設定する際に、DEM等の不連続モデリングによる詳細な解析が必要となるが、亀裂の発生をより計算負荷の少ない方法で近似することが可能ならば有用であると考える。そのため、本節では、DEMの解析結果をCAで近似する試解析を実施した。

具体的に実施した内容は下記のとおりである。

- DEM の解析結果（応力状態、亀裂情報）を要約して表現するために、DEM の解析対象領域をメッシュ分割し、各セルの状態変数を集計した。
- 連続亀裂の有無を判別するルールを決定木で生成し、生成した判別ルールに基づいて連続亀裂フラグを作成し予測の目的変数とした。
- 状態変数間の相関関係についての統計情報を抽出し、有力な説明変数を選択した。
- DEM の初期ステップ（492）の平均応力が与えられるという条件の下で、初期ステップの応力状態を用いて、最終ステップまで（493～600）の応力状態を CA で近似した。
- CA 近似された全ステップの応力状態から連続亀裂の有無を予測した。

CAのローカルルールを繰り返し適用したことにより、各ステップの予測誤差が累積し、応力が0に近づく付近で予測精度の低下が見られたが、予測対象を連続亀裂の有無として、最小主応力のピーク値を用いたことにより、約96%の正解率が得られた。

② 今後の課題と方針

本検討では、DEMの初期ステップの平均応力が与えられるという条件を仮定したが、必ずしもこの条件である必要はないと考えられる。本検討における、DEMによるコンクリートを対象とする評価では、入力としてMACBECEの変位情報が与えられるため、各ステップのMACBECE上の変位情報を事前にデータとして得ることが可能ならば、平均応力の時間展開に起因する予測精度の低下を回避できる可能性がある。実用の観点から予測モデルの入力となるデータの条件を緩めることにより、予測精度の改善が見込めるならば、連続亀裂の有無に加えて、最大開口幅、最大亀裂長など、その他の亀裂情報の予測も検討の余地がある。

また、本検討では、DEMの事前解析事例１件をデータとして予測モデルを作成した。機械学習では、学習に用いたデータの一部で予測を検証する場合、オーバーフィッティング（過剰学習）が生じている可能性がある。他のケースにモデルが当てはまるかどうかといった予測モデルの汎化能力の検証、予測精度を高めるためのパラメータ・チューニングが今後の課題となる。

今後の展開の方向性として、各ステップのMACBECEの変位情報が与えられる条件の下で、代表的な変位情報に対する亀裂情報の予測を機械学習などの手法で学習させておき、DEMで計算していないMACBECEの要素を内挿補間することが考えられる。例えば、変位情報を変位の大きさと方向の２つのパラメータで要約し、比較的類似したDEMの事前解析事例から新たな変位情報に対応する亀裂情報を内挿補間する概念図を示す（図2.5.1-20）。DEM解析結果の内挿補間に関する検証、改良の

手順は下記のとおりである。

1. 境界条件（変位情報とその時間変化）の異なる２つの例題について DEM の事前解析を実施する。
2. ２の例題について同一の予測モデルでそれぞれ学習を行い、亀裂情報の予測に関する妥当性を確認する。
3. 上記モデルを用いて、第３の例題（最初の２つの例題の間の内挿となるもの）についての境界条件を入力として、亀裂情報を予測する。
4. 第３の例題について DEM による解析を実施し、予測結果の妥当性を確認する。もしも誤差が一定以上大きければ、第３の例題まで含めて新たに学習モデルルールを作成しモデルを改良する。
5. 第４の例題について 3 及び 4 を繰り返す。

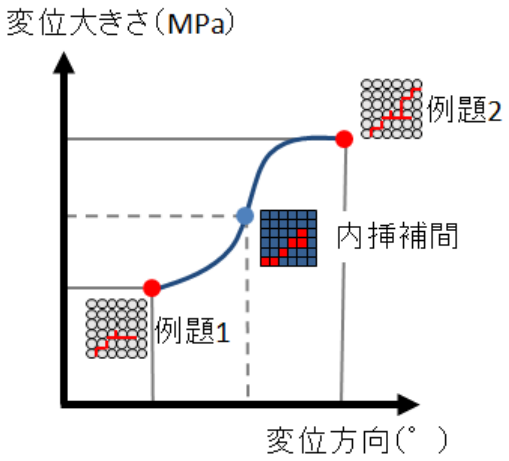


図 2.5.1-20　DEM 解析結果の内挿補間の概念図

(6)　まとめ

統合評価技術の開発に向けて、平成26年度実施した3つの課題について、それぞれ以下の成果を得た。

・現象の整合的な取り扱い方法に関する検討

従来の地層処分研究開発では、ニアフィールドのシステム変遷に関する多様な現象に対して、それぞれの研究領域毎に個別に保守的観点からの簡略化や設定等が行われ、システム全体として、整合的で一貫性のある現象の説明や評価が十分に行われていないという問題に対し、それらを統合的に取り扱う一連の手法を構築した。さらに具体的な試行として、鉄オーバーパックの腐食がガラス固化体及び緩衝材に与える影響について、基本となる現象理解の整理に基づいて共通モデルの構築と整合的なデータベースの整備を行うとともに、矛盾や競合に対して取り扱いのオプションを設定した予備的解析を実施することにより、基本的なアプローチの検討を進め、課題の把握を行った。

・解析フレームワークの検討

ニアフィールドのシステム変遷について、連成問題を含む包括的な取り扱いのために、先行するプロジェクトの成果等を参考とし、また、対象とする問題の特徴を踏まえ、解析システムの開発方針と基本的な進め方、技術的課題とその対応策などを整理した。

・簡易シミュレーション手法の有効的な利用方法の検討

統合モデルの構築における計算負荷低減の試みとして、シナリオ開発におけるシミュレーション技術として開発を進めてきたMAS/CAの有効的な利用方法として、割れに関するDEMを用いた詳細な不連続モデリングをCAによって近似することの可能性についての検討を行った。その結果、計算負荷を軽減する有用な手段となる可能性が認められるものの、統合解析において必要となる精度のレベルを考慮しつつ、引き続き検討を進める必要がある。

2.5.2 計算効率の向上に向けたGPGPUを用いた並列計算の検討

本項では、処分システム評価について確証を与えるために、先端科学技術を駆使した処分場近傍（ニアフィールド）の物質移行に係る解析評価技術を開発していく取組みのひとつとして、最先端の計算技術としてGPGPUを使った並列計算に着目し、その適用による大規模かつ複雑な物質移行解析の効率化について検討する。

(1) 背景と目的

地下環境における放射性核種の長期的な挙動について調べ、地層処分技術の性能評価を行うためには、種々の実験的検討だけでなく数値シミュレーションを援用した検討が不可欠である。しかしながら、地下環境の複雑性、対象とする時空間領域の大きさ、多数のケースを検討することの必要性からそのようなシミュレーションは通常大規模な計算を伴うこととなる。例えば、人工バリアを含む処分システムの設計や安全性について考える場合、粘土中の放射性核種の拡散速度や、核種が人工バリアから漏出した後、生活圏に到達するまでの経路や時間及び移行量についての推定が必要となる。そのための物質移行解析では、詳細で複雑なモデルを用いて非線形な問題を精度よく解くこと、シミュレーションを多数回繰り返し許容される設計条件や安全条件の範囲を見出すことなどのために、多数の研究者及び実務者が分担・協調して大規模な計算に取組む必要がある。そういった場面で必要とされるのは、メインフレームコンピュータによる計算でなく、パソコンレベルで実行できるコストに見合った大規模計算である。

GPGPUを使った並列計算の環境は、比較的安価なグラフィックボードをパソコンに加え無償提供されるコンパイラ（CUDA C コンパイラ）を用いるだけで構築でき、消費電力の点も含めて経済的である。また、問題によっては2 桁程度もの計算効率の向上が達成できることもあり、パソコンベースのハイパフォーマンスコンピューティングに適していると考えられる。性能評価解析で重要となる放射性核種の地下水による移行問題へのGPGPUの適用については近年検討が進んできている（日本原子力研究開発機構，2011d；2012e；2013e）ものの、GPU並列計算に適したシミュレーションモデル、解析手法、達成しうる並列化効率の程度等の把握が十分に検討されてきているとは言えない。また、長期にわたる核種移行挙動を正確に予測するためには、移流による移行だけでなく、鉱物表面への吸脱着や粘土鉱物の間隙構造の複雑さの影響も含めた拡散現象のモデル化と定量的な拡散シミュレーションの技術が必要であるが、それらの現象に着目したGPU並列計算の詳細な検討事例はない。

そこで、平成25年度より、不均質な多孔質媒体における拡散をGPU並列計算によるランダムウォークで解析する方法について検討を開始した。その結果、拡散移行挙動や多孔質体形状を反映したマクロ拡散係数を評価できる見通しが得られ、また、GPU並列処理による高速化の効果(非並列時に比べ最大18倍程度高速化)も確認した（日本原子力研究開発機構，2014a）。さらに、本検討を詳細な物質移行解析のための拡散解析技術の整備として発展させるための今後の課題として、解析技術の詳細化と適用範囲の拡大（より複雑な多孔質体形状のモデル化、吸脱着モデルの精緻化等）、マクロスケールとナノスケールとの連携の具体化（メソスケールモデルの実用化等）、及びGPU並列計算技術の高度化とその適用ノウハウ等に関する知見の蓄積などが挙げられた(日本原子力研究開発機構，2014a）。

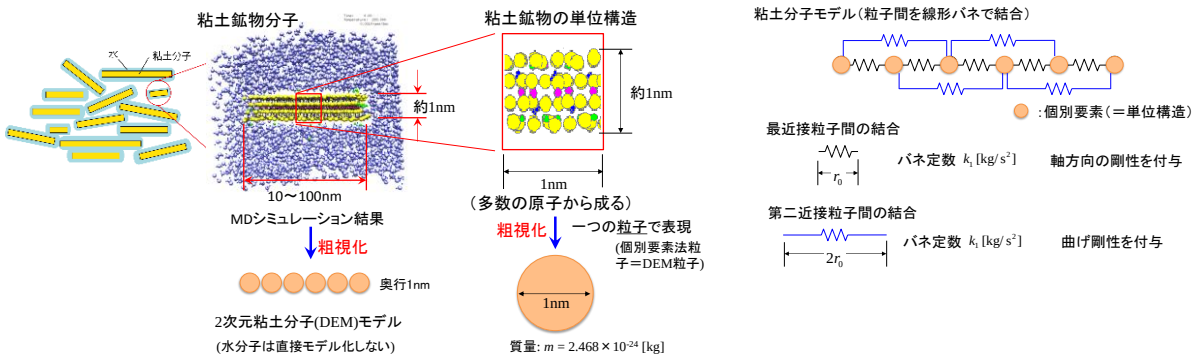
そこで、本研究では、より複雑な多孔質体形状のモデル化及びマクロスケールとナノスケールとの連携の具体化を進めることに着目し、その基盤となる技術として、多孔質媒体の間隙構造についての現実的な幾何形状モデルを自動作成するためのメソスケールシミュレーションをGPU並列処理環境上に実装することを試みる。

(2) 多孔質媒体の現実的な間隙構造のメソスケールシミュレーション手法

不均質な多孔質媒体における拡散を詳細に解析するためには、その間隙構造をより小さなスケールでモデル化し拡散解析に取り込むことが望まれる。例えば、人工バリアであるベントナイトは粘土鉱物であり、その間隙構造をナノスケールで見ていくと平板上の粘土鉱物分子がスタックされた不均質な多孔質拡散媒体を形成している。このような不均質な多孔質媒体の間隙構造についての幾何形状モデルを作成する手法にひとつとしてナノスケールの分子動力学（MD）シミュレーションがあり、粘土鉱物の分子構造、水和、強度、合成、分子間相互作用といったミクロ物性を調べることができる。しかしながら、多数の粘土分子をMDシミュレーションで直接取り扱うことは、計算規模が非常に大きくなり困難である。

そこで、ナノスケールとマクロスケールの中間的なスケールであるメソスケールを対象とした方法の適用を試みる。メソスケールを対象とした方法としては、Morodome（2009）の方法を参考とし、粘土鉱物の間隙構造形成のシミュレーションによる幾何形状モデルの構築を試みることとした。この方法は、図2.5.2-1(a)のように粘土鉱物分子の単位構造を粗視化しひとつの粒子（個別要素）としてモデル化する（言い換えれば、互いに結合された粒子（個別要素）の集合として粘土鉱物分子を表現する）ものであり、粒子に働く外力として以下を考慮する：

- 粘土鉱物分子内力：粘土鉱物シートの変形に応じて発生する力に相当。同一の粘土鉱物分子内に属する粒子間に働く力として、図2.5.2-1(b)のようにバネで表現。
- 粘土鉱物分子間力：鉱物粘土分子の凝集や反発に相当。異なる粘土鉱物分子に属する粒子間に働く力として、レナードージョーンズ（L-J）ポテンシャルとして表現。
- 重力：分子の沈降凝集を促進する（数値解析上の加速試験を可能とする）ために設定。これにより、本来非常に長時間かけて進行する現象を現実的な計算規模でシミュレートする。



(a) Morodome（2009）の方法を参考とした粘土鉱物の間隙構造のモデル化　　(b)粘土鉱物分子の個別要素モデル

図 2.5.2-1　メソスケールでの方法による粘土鉱物の間隙構造のモデル化

なお、粘土鉱物分子内力や粘土鉱物分子間力等の設定はMDシミュレーション結果の利用を前提とする。

上記メソスケールを対象とした手法による粘土鉱物間隙の幾何形状のモデル化は、より複雑な多孔質体形状を対象にした拡散挙動の評価（平成25年度に実施され有効性の確認された不均質な多孔質媒体における拡散挙動のGPU並列計算とランダムウォークを組み合わせた解析)を行うための基盤となる。また、このような形状モデルは、粘土鉱物の密度や積層構造の予想だけでなく、XRD回折パターンのシミュレーションに利用することができ､ナノスケール及びメソスケールのシミュレーション結果を、実験的に計測できるデータと比較して検証できる。さらに、信頼性のある間隙構造モデルが得られれば、水分浸透や変形といった力学モデル、すなわち微視構造を考慮した圧密モデルの検討にも将来的に利用できる可能性が拓け、粘土科学や地盤工学といった分野への貢献につながることも期待できる。

粘土鉱物の間隙構造形成のシミュレーションにおいては、各個別要素についての位置、速度ベクトル、外力ベクトル（前述の粘土鉱物分子内力、粘土鉱物分子間力、重力）、粘性力について、各個別要素が満たすべき運動方程式を設定した。運動方程式は、そこに含まれる各種パラメータが系の挙動に与える本質的な役割を理解し易くするとともに、方程式の適切な離散化条件や数値シミュレーション規模の評価を行うために、粘土鉱物分子の単位構造幅r_0（図2.5.2-1(a)参照）を基準長さ、その質量mを基準質量として方程式の無次元化を行った。さらに、無次元化された方程式を離散化し、シミュレーションに用いる差分方程式を得た。

(3) 計算の試行と並列化効率の確認

計算の試行として、図2.5.2-2(a)に示すような幅200 r0のボックス内で、鉛直下向きの重力によって粘土鉱物分子を堆積させた場合のシミュレーションを行った。本試行では、(2)に示した無次元化された運動方程式に対して､以下のような条件に相当する無次元化パラメータ値を与えた。

- 粘土鉱物分子数：200
- 粘土鉱物分子内の個別粒子数：10～100程度
- 総粒子数：8,896
- 総計算ステップ数：14,000

一連のシミュレーションは全て上記の無次元化された方程式に基づき実行しているが、粘土を対象としたときの、物理的次元を持った量で主要なパラメータを表示すると以下のようになる。

- 計算領域：幅200×高さ800[nm]
- 計算時間：210[ps]
- 時間刻み：0.015[ps]
- 粘土分子サイズ：幅10～100[nm],厚さ1[nm]
- 分子層間の距離：1.5[nm]
  二層水和状態（水分子二層が粘土層間に吸着された状態）に相当
- 分子内結合バネの剛性：1,600[kg/s^2]
- 重力加速度：2.7×10^{15}[m/s^2]=2.7[nm/ps^2]

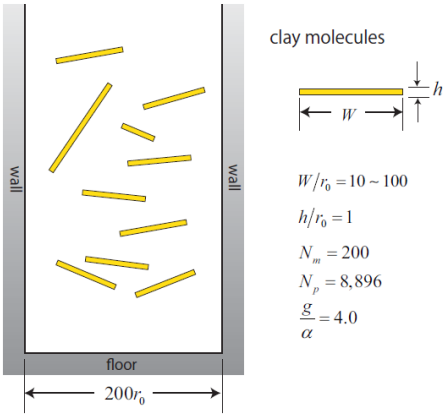
試行の結果を図2.5.2-2 (b)及び(c)に示す。図2.5.2-2(b)は、初期状態と3つの時間ステップ(3,000、6,000、12,000)におけるシミュレーション結果を示す。初期状態では分散していた粘土鉱物分子が、ボックス底部へ沈降し、比較的弱い分子間の相互作用によって引き合い、安定した状態に至る様子が見られる。ただし、ここでは重力の値を大きく設定しているため、沈降途上で粘土鉱物分子が凝集するような挙動は見られない。また、沈降途中の粘土鉱物分子はほぼ直線的な形状を保っているが、近接する粘土鉱物分子同士は堆積前にも互いに引き合い、部分的に屈曲する様子が観察される。また、すでに堆積した層に到達した粘土鉱物分子は容易に折れ曲がる結果となっている。

図2.5.2-2(c)は、粘土鉱物分子の堆積状況をさらに詳しくみるために、図2.5.2-2(b)の12,000ステップ経過時の結果を拡大したものである。この結果を見ると、粘土鉱物分子は非常に密に配置され、空隙がほとんど残されていない。また、粘土鉱物分子の破断を考慮していないため、粘土鉱物分子が大きな曲率で折りたたまれぜんまい状になって堆積する箇所と、水平に近い向きで層状にスタックされる箇所が現れている。なお、このように著しく高密度で分子形状の大きな変形を伴う堆積構造が得られた理由は、粘土鉱物分子の沈降凝集を促進させるために設定した重力加速度が極めて大きな値であるためと考えられる。

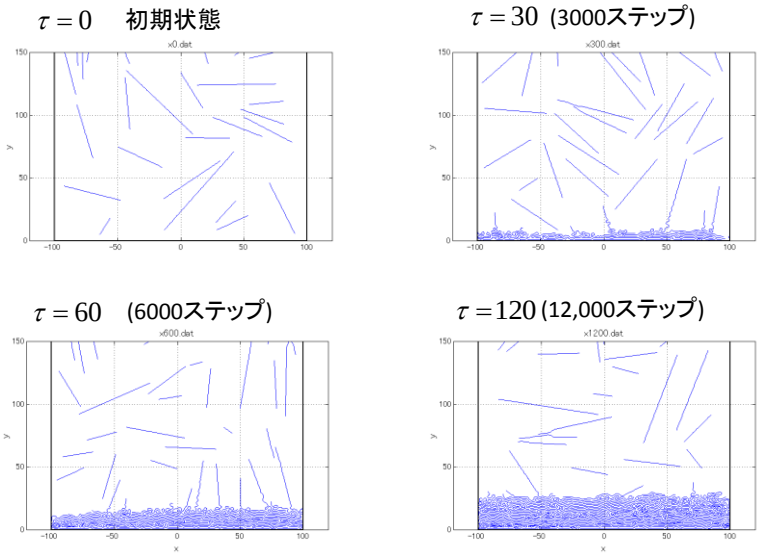
以上の試行結果から、現実的な堆積構造を模擬するには、極めて小さな重力場か分子間力のみで凝集させるような条件設定となるような工夫が必要となることが示された。一方、本試行により、非常に早い速度で粒子を沈降させても、GPU並列計算を使って安定して計算を進めることができることが示された。具体的には、本計算が不安定化する原因は、個別要素どうしの過度の接近により大きな斥力が発生することであるため、重力項の影響が本試行よりも小さい場合、時間刻みに関する条件は緩和されると考えられる。よって、高重力場を仮定した本試行の結果は、本研究で開発した数値解析コードが、より現実的な系でシミュレーションを行う場合にも問題なく適用できることを示唆していると考えられる。

最後に、GPUによる並列計算の効果について述べる。上記の試行について、CPU(Intel Core(TM)i7 870@2.93GHz) だけを用いて非並列計算を行った場合と、GPU (GeForce GTX580：512コア、1.59GHz) で並列化計算した場合との1,000ステップあたりの計算時間を比較した。

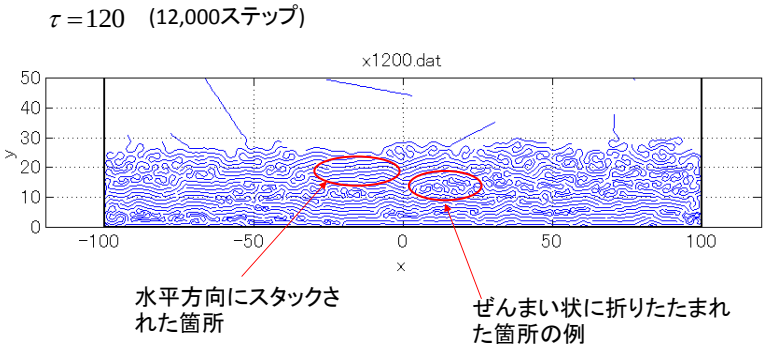
その結果、非並列計算 (CPU1コア) で348秒、GPU並列計算で178秒であり、GPU並列計算により計算効率が1.94倍向上することが確認できた。この計算効率の増加度合いはそれほど大きくないが、これは本試行では個別要素数が100程度とあまり多くないため、並列化による処理時間短縮効果のかなりの部分が、並列計算を行う際のデータ転送によるオーバーヘッドで相殺されていることによると考えられる。このことは、今後3次元問題を考えることなどにより、個別要素数が大幅に増える（２次元問題の２乗程度）ため、同じ方法でより高い計算効率向上が得られる可能性がある。また、分子間力の計算などを含むという本問題の性質上、GPUだけでなくマルチコアCPUによる明示的な並列計算を併用する方法についても検討することが有用と考えられる。これらのことを含め、並列計算環境及び計算アルゴリズムの最適化に向けた検討を継続することが必要である。



(a)　試行問題の概念図



(b)　試行結果：時間変化



(c)　試行結果：時間変化の結果の底部拡大図

図 2.5.2-2　粘土鉱物分子の堆積問題の試行例

(4) まとめと今後の課題

- 分子動力学（MD）シミュレーション結果の利用を前提とした粗視化により、粘土鉱物の間隙構造をメソスケールでシミュレートするためのプログラムを作成した。
- 本シミュレーションにより得られる間隙構造は、並列化したランダムウォークを用いた多孔質体のマクロ拡散係数の算出への適用、また、X線回折パターンや密度の算出への適用が期待できる。これらマクロな特性は、マクロスケールでの実験による実測値と比較可能であり、本メソスケールシミュレーションは、ナノスケールシミュレーションによる結果の妥当性を実験的に検証するためツールとしても有用と言える
- GPUによる並列計算の効果については、粒子(個別要素)間相互作用力を計算する部分をGPUにより並列処理する形で行った結果、非並列（CPUのみ利用）の場合に比べて計算効率を2倍程度向上させることができた。更なる計算効率の向上には、大規模な系や3次元問題でどの程度の効率が得られるかの検討、GPUだけでなくマルチコアCPUによる明示的な並列計算を併用する方法の検討、などが有効かつ現実的と考えられる。
- 以上のことから、平成26年度の研究成果をもとに、引き続き、現実的な粘土鉱物の間隙構造等に対するメソスケールシミュレーションの技術と知見を蓄えるとともに、最適な並列計算環境及び計算アルゴリズムの開発を進めていくことにより、マクロスケールでの実験結果とナノスケールのMDシミュレーション結果を相互に検証することが可能となり、このようなマクロスケールとナノスケールの連携の具体化を通じての現象理解の深化は処分システムの確証に資するものになると考えられる。

2.6 まとめ

(1) システムの過渡的変化評価技術開発

1) システムの過渡的状態評価技術の開発

過渡的変化を評価する上で考慮すべき事象の整理として、処分システムで生じる過渡的変化がシステムの長期安全性に及ぼす影響について、ニアフィールド環境の不均質性や時間的変遷およびこれらに影響された核種移行に関連する多様なプロセスを対象とした整理を行った。ニアフィールドでの複雑な現象についてストーリボードを用いて課題の整理を行うとともに、取り扱いが不十分な課題および複数の研究領域間での不整合や矛盾を有する課題の抽出を行った。

連成解析技術開発に関しては、物質移行計算において塩の濃集の効果を表現するための境界条件（半透過境界条件）の導入と試解析を通じた計算の安定性の確認、数値演算を高速に実施可能な数値解法プログラムの改良を行った。また、ニアフィールド環境を想定した人工バリア材料中での水分移動について、試解析により温度の影響を示すとともに、液相と気相を考慮した二相流として取り扱うための熱-水-応力連成解析コードの改良を行い、試解析結果を提示した。

2) 過渡的状態における人工バリアの挙動評価のためのデータ整備

オーバーパックの腐食挙動に関する調査については、緩衝材の再冠水過程における炭素鋼オーバーパックの腐食挙動を把握することを目的として、平成25年度試作した腐食センサーを用いて不飽和緩衝材中における炭素鋼の腐食モニタリングを行い、再冠水過程における自然電位、液抵抗、分極抵抗等の経時変化を確認した。また、従来の想定範囲を超える地下水水質での腐食挙動の実験的検討を行い、酸性環境での腐食挙動、温度による水素吸収挙動への影響に関するデータを拡充した。

緩衝材の挙動評価に関する調査については、従来の想定範囲を超える地下水水質の条件を考慮した試験条件下での緩衝材の膨潤圧や透水性の把握を目的として、高塩化物イオン濃度の環境条件や風化過程を考慮して酸性白土を用いた膨潤圧試験及び透水試験を実施し、緩衝材の膨潤圧や透水性に関するデータを拡充した。また、緩衝材中の微量な間隙水のpHを連続的に把握するための計測技術開発として、光学式pH計の開発を進め、検量線の温度依存性の確認及び圧縮ベントナイト中での浸潤過程における測定を行い、計測手法の適用性を確認した。

鉄-ベントナイトの相互作用評価に関しては、原位置での長期変質試験、室内試験により得られたベントナイト試料について調査を行い、炭素鋼との接触界面近傍におけるベントナイト中での鉱物分布の変化や、炭素鋼からベントナイト中への鉄腐食生成物の移行挙動に関する知見を拡充した。

(2) 人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

人工バリア中の核種移行に関する国内外の最新知見の調査、不確実性要因と課題の抽出を継続するとともに、圧縮ベントナイト中の核種移行に係る現象理解に資するデータ取得、分析技術の適用，それらを反映したモデルの高度化開発，人工バリアシステムの長期変遷影響として鉄共存が核種移行に及ぼす影響評価のそれぞれのタスクについて、アプローチの具体化と個別試験・解析を進めた。

圧縮ベントナイト中の核種移行に関わる現象理解の深化のために試験については、圧縮ベント

ナイト中のCsの収着・拡散挙動の温度依存性，Na型とCa型のモンモリロナイトの間隙構造の変化と関連付けたSrの収着・拡散メカニズムに関する知見を得た。また、先端的な分析技術として、NMRを適用した圧縮ベントナイト中の間隙構造の定量評価事例を提示するとともに、NMRにより粘土鉱物に対するCsの収着についてのメカニズムに関する知見を得た。

これらデータやメカニズムに関する知見を踏まえて、従来から開発してきた統合収着・拡散モデルの精緻化として、間隙の不均質性を考慮したモデルの検討を行い、これまでのモデルに適用性に関する課題の一部を改善できる見通しを得た。また，精緻化モデル開発の一環として、分子動力学計算により、Na型とCa型のモンモリロナイト間での層間水やイオンの拡散特性等について計算・評価を実施した。さらに，収着・拡散モデルを性能評価パラメータに設定するための不確実性評価手法を開発し、その適用性を評価した。

人工バリアシステムの長期変遷の影響評価に資するため、オーバーパックの鉄共存による核種移行への影響に着目し、ベントナイト中のCsやNi等の収着・拡散に及ぼす鉄共存影響について基礎データを拡充した。また、ガラス溶解に及ぼす鉄影響評価のための予察試験としてMg共存系でのガラス溶解データを取得・評価した。

(3) 天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発

不確実性要因の抽出として岩盤中の割れ目等の不均質性や有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響評価手法をとりあげ，性能評価解析等を通じて課題の重要性を把握し、今後の原位置における試験への適用を念頭においたデータ取得手法や評価モデルの開発についての研究開発の方向性を提示した。

岩石中の核種移行評価と原位置確証手法の最新動向調査を踏まえ、堆積岩は幌延泥岩、結晶質岩はグリムゼル花崗岩を対象とした研究アプローチを検討した。幌延泥岩については、特に割れ目系の核種移行特性の室内試験についての結果と評価を取りまとめた。一方、グリムゼル花崗岩については、不均質性を有するマトリクス部を対象として基礎データを取得し、マトリクスの不均質性が収着・拡散パラメータに及ぼす影響について、解析的な検討手法の調査と試計算を実施した。さらに，花崗岩系についても割れ目系の試験に着手した。

処分システムにおける有機物・微生物関連事象が長期安全性に及ぼす影響について、人工バリアや母岩環境の環境条件や時間的変遷およびこれらに影響された核種移行に関連する多様なプロセスを対象として整理を行った。また、処分システム環境変遷のストーリボードに基づく課題の整理を行い、取り扱いが不十分な課題の抽出と整理を行った。さらに、有機物・微生物関連事象が核種移行に及ぼす影響を定量的に評価するために、GoldSimを用いた核種移行解析を実施した。その結果、有機物および浮遊微生物をコロイドとして取り扱うことにより評価した場合、第2次取りまとめのレファレンスケースと比較して核種の移行促進が顕在化されることが明らかになった。特に、有機物については、処分システムのバリア性能に大きく影響を及ぼす可能性が指摘された。一方で、今回の解析では、パラメータとして用いた分配係数値に関してさらなる検討の必要性が問題点として抽出されたことや、有機物・微生物特有の反応である核種との不可逆結合に関する影響について考慮されていないことから、今後はより信頼性の高いパラメータデータベースおよび核種移行モデルを構築する必要がある。

(4) ニアフィールド複合雑現象／核種移行の統合評価技術開発

1) 統合評価技術開発

研究領域間での現象の取り扱いの不整合や矛盾に対し、共通モデルの構築などによりシステム内での整合性を保ちつつ、システム性能の把握を行う手法を検討した。ガラスー鉄ーベントナイトからなる複合系を例題とした検討を進め、鉄ーベントナイト系での予備的解析を通じて基本的アプローチの検討を進め、課題の把握を行った。また、連成問題などを適切に取り扱うための解析システムの開発方針と基本的な進め方、技術的課題とその対応策などを整理した。さらに、シミュレーション技術として開発を進めてきたマルチエージェントシミュレーション/セルラーオートマタの有効利用の試みとして、計算負荷の大きな割れに関する解析の計算負荷軽減への利用を検討した。

2) 計算効率の向上に向けたGPGPUを用いた並列計算の検討

より複雑な多孔質媒体形状のモデル化及びマクロスケールとナノスケールとの連携の具体化に着目し、多孔質媒体の現実的な幾何形状モデルを自動作成するためのメソスケールシミュレーションのGPU並列処理環境への実装について検討した。その結果、XRDパターンや拡散係数などの実験値と比較可能な知見が得られる見通しを得るとともに、GPU並列処理による高速化の効果と課題を確認した。

2章参考文献

Alexander, W.R., MacKenzie, A.B., Scott, R.D., McKinley, I.G.(1990): Natural analogue studies in crystalline rock: The influence of water-bearing fractures on radionuclide immobilisation in a granitic rock repository. Nagra Tech. Rep. NTB 87-08, Switzerland.

天野由記, 雨宮浩樹, 村上裕晃, 岩月輝希, 寺島元基, 水野崇, 桐嶋陽, 久野温, 佐々木隆之, 窪田卓見, 本田照幸(2013): 幌延URL地下水を用いたコロイドに関する研究,1; 限外濾過手法を用いた地下水中のコロイド特性調査. 日本原子力学会2013年秋の大会, 八戸市, 010.

Amano, Y., Sasaki, Y., Nanjo, I., Amamiya, H., Mizuno, T., Ise, K. and Yoshikawa, H.(2014): Changes in microbial community composition and groundwater chemistry during construction of the Horonobe Underground Research Laboratory. International Symposium on Microbial Ecology, Soul, PS23 096A.

Andersson, P., Byegård, J., Dershowitz, B., Doe, T., Hermanson, J., Meier, P., Tullborg, E.-L. and Winnberg, A.(2002a): Final report of the TRUE Block Scale project - 1. Characterisation and model development. SKB Technical Report TR-02-13.

Andersson, P., Byegård, J. and Winnberg, A.(2002b): Final report of the TRUE Block Scale project - 2. Tracer tests in the block scale. SKB Technical Report TR-02-14.

Andersson, P. , Byegård, J., Billaux, D., Cvetkovic, V., Dershowitz, W., Doe, T. Hermanson, J., Poteri, A., Tullborg, E. and Winberg, A.: TRUE Block Scale Continuation Project Final Report. SKB TR-06-42.

Anderson, C. and Pedersen, K.(2003): In situ growth of Gallionella biofilms and partitioning of lanthanides and actinides between biological material and ferric oxyhydroxides. Geobiology, 1, pp.169-178.

Anderson, C., Pedersen, K. and Jakobsson, A.-M.(2006): Autoradiographic comparisons of radionuclide adsorption between subsurface anaerobic biofilms and granitic host rocks. Geomicrobiology Journal, 23, pp.15-29.

Anderson, C., Jakobsson, A.-M. and Pedersen, K.(2007): Influence of in situ biofilm coverage on the radionuclide adsorption Capacity of subsurface granite. Environmental Science & Technology, 41, pp.830-836.

Anderson, C., Johnsson, A, Moll, H. and Pedersen, K.(2011): Radionuclide geomicrobiology of the deep biosphere. Geomicrobiology journal, 28, pp.540-561.

Appelo, C.A.J. , Van Loon., L.R. and Wersion, P.(2010): Multicomponent diffusion of a suite of tracers(HTO, Cl, Br, I, Na, Sr, Cs) in a single sample of Opalinus Clay, Geochemica et Cosmochimica Acta, 74, pp.1201-1219.

Bellot-Gurlet, L., Neff, D., Réguer, S., Monnier, J., Saheb, M. and Dillmann, P.(2009): Raman studies of corrosion layers formed on archaeological irons in various media, Journal of Nano Research, Vol. 8, pp.147-156.

Benedetti, M.F., Van Rimemsdijk, W.H. and Koopal, L.K.(1996): Humic substances considered as a heterogeneous donnan gel phase, Environ. Sci. Technol. 30, pp.1805-1813.

Bengio, Y.(2009): Learning deep architectures for AI, Foundations and Trends in Machine

Learning 1(2) pp.1-127.
Birgersson, M. and Karnland, O.(2009): Ion equilibrium between montmorillonite interlayer space and an external solution. Geochim. Cosmochim. Acta, Vol.73, pp.1908– 1923.
Bloembergen, N., Purcell, E.M. and Pound,R.V.(1948): Relaxation effects in nuclear magnetic resonance absorption. Phys. Rev. 73, pp.679-712.
Boggs, M.A., Monton, T., Dong, W., Lomasney, S., Islam, M.R., Gu, B. and Wall, N.A.(2011): Interactions of Tc(IV) with humic substances, Environ. Sci. Technol. 45, pp.2718-2724.
Bostick, B.C., Vairavamurthy, M.A., Karthikeyan, K.G. and Chorover, J.(2002): Cesium adsorption on clay minerals: An EXAFS spectroscopic investigation, Environmental science & technology, 36, pp.2670-2676.
Bourg, I.C., Sposito, G. and Bourg, A.C.M.(2006): Tracer diffusion in compacted water-saturated bentonite, Clays Clay Miner., 54, pp.363-374.
Bourg, I.C., Sposito, G. and Bourg, A.C.M.(2007): Modeling cation diffusion in compacted water- saturated bentonite at low ionic strength, Environ. Sci. Technol., 41, pp.8118-8122.
Bradbury, M.H. and Baeyens, B.(2003): Porewater chemistry in compacted re-saturated MX-80 bentonite, J. Contaminant Hydrology, 61, pp.329-338.
Bradbury, M.H. and Baeyens, B.(2005): Modelling the sorption of Mn(II), Co(II), Ni(II), Zn(II), Cd(II), Eu(III), Am(III), Sn(IV), Th(IV), Np(V) and U(VI) on montmorillonite: Linear free energy relationships and estimates of surface binding constants for some selected heavy metals and actinides, Geochim. Cosmochim. Acta, 69, pp.875-892.
Breiman, L.(2001): Random Forests, Machine Learning 45(1) pp.5-32.
Breiman, L., Friedman, J.H., Olshen, R.A., and Stone, C.I. (1984). Classification and regression trees. Belmont, Calif.: Wadsworth.
Burger, E., Rebiscoul, D., Bruguier, F., Jublot, M., Lartigue, J.E. and Gin, S.(2013): Impact of iron on nuclear glass alteration in geological repository conditions: A multiscale approach. Applied Geochemistry 31, pp.159-170.
Carter, D.L., Heilman M.D. and Gonzalez, C.L.(1965): Ethylene glycol monoethyl ether for determining surface area of silicate minerals. Soil Sci. 100(8), pp.356–360.
Chopard, B. and Droz, M. (1989): Cellular Automata Approach to Diffusion Problems , Springer Proceedings in Physics, Volume 46, pp130-143.
Cundall, P.A. and Strack, O.D.L.(1979): A discrete numerical model for granular assemblies, Geotechnique, 29, 1, pp.47-65.
Curti, E. and Wersin, P.(2002): Assessment of Porewater Chemistry in the Bentonite
Cygan, R.T., Liang, J.-J. and Kalinichev, A.G.(2004): Molecular models of hydroxide, oxyhydroxide, and clay phases and the development of a general force field. J. Phys. Chem. B 108, pp.1255-1266.
De Combarieu, G., Schlegel, M.L., Neff, D., Foy, E., Vantelon, D., Barboux, P. and Gin, S.(2011): Glass–iron–clay interactions in a radioactive waste geological disposal:

an integrated laboratory-scale experiment, Appl. Geochem. 26, pp.65–79.
Ekendahl, S., Arlinger, J., Ståhl, F. and Pedersen, K.(1994)：Characterization of attached bacterial populations in deep granitic groundwater from the Stripa research mine with 16S-rRNA gene sequencing technique and scanning electron microscopy. Microbiology, 140, pp.1575-1583.
Emsley, S., Olsson, O., Stenberg, L., Alheid, H.J. and Falls, S.(1997)：ZEDEX – A study of damage and disturbance from tunnel excavation by blasting and tunnel boring. SKB TR-97-30.
Eng, A., Nilsson, U. and Svensson, D.(2007)：Alternative buffer material installation report, IPR-07-15.
Enresa(2000a)：FEBEX Project - Full-scale Engineered Barriers Experiment for a Deep Geological Repository for High Level Radioactive Waste in Crystalline Host Rock - Final Report, Enresa Technical Report 1/2000, Enresa, Madrid, Spain.
Enresa(2000b)：FEBEX Project - Full-scale Engineered Barriers Experiment for a Deep Geological Repository for High Level Radioactive Waste in Crystalline Host Rock - Final Report, Enresa Technical Report 1/2000, Enresa, Madrid, Spain.
European Commission(2008)：Understanding and Physical and Numerical Modelling of the Key Processes in the Near Field and their Coupling for Different Host Rocks and Repository Strategies(NF-PRO) Final Report. European Commission Report No. EUR 23730.
Fleury, B., Godon, N., Ayral, A. and Gin, S.(2013)：SON68 glass dissolution driven by magnesium silicate precipitation, Journal of Nuclear Materials, 442, pp.17–28.
Fredrickson, J.K. and Fletcher, M.(eds.)(2001)：Subsurface microbiology and biogeochemistry. Wiley-Liss, Inc., New York.
Fujikawa, Y. and Fukui, M.(1997)：Radionuclide Sorption to Rocks and Minerals：Effects of pH and Inorganic Anions. Part 2. Sorption and Speciation of Selenium, Radiochim. Acta, 76, pp.163–172.
福谷英二(1978)：金属の電気化学的腐食速度計測法，防食技術，27，7，pp.348-355.
腐食防食協会編(1993)：環境材料学入門，丸善
Geckeis, H., Rabung, T., Ngo Manh, T., Kim, J.I. and Beck, H.P.(2002)：Humic colloid-borne natural polyvalent metal ions: dissociation experiment, Environ. Sci. Technol., 36, pp.2946 – 2952.
原子力発電環境整備機構(2011a)：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.
原子力発電環境整備機構(2011b)：地層処分事業のための安全評価技術の開発(I)－シナリオ構築技術の高度化－．原子力発電環境整備機構，NUMO-TR-10-09.
(公財)原子力環境整備促進・資金管理センター(2013)：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，処分システム工学要素技術高度化開発報告書(第二分冊)，人工バリア品質評価技術の開発―(2/2)，平成25年3月.
(公財)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5分冊)―ガス移行連成挙動評価手法の開発―, 平成26年3月.

Giannozzi, P. et al.(2009): QUANTUM ESPRESSO: a modular and open-source software project for quantum simulations of materials. J. Phys.: Cond. Matter 21: 395502-395521.

Godon, N., Gin, S., Rebiscoul, S. and Frugier, P.(2013): SON68 glass alteration enhanced by magnetite, Procedia Earth and Planetary Science 7, pp.300–303.

Goldberg, S., Glaubig, R.A.(1988): Anion Sorption on a Calcareous, Montmorillonitic Soil—Selenium. Published in Soil Sci. Soc. Am. J. 52: pp.954-958

GoldSim Technology Group LLC(2009): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide, GoldSim Technology Group LLC.

Grambow, B. and Strachan, D.M.(1985): Leach testing of waste glasses under nearsaturation conditions, in: G.L. McVay(Ed.), Scientific Basis for Nuclear Waste Management VIII ed., MRS Proceedings, Vol. 26, 1984, pp.623–634.

Grindrod, P. and Worth, D.J.(1990): Radionuclides and colloid migration in fractured rock: model calculations, SKI TR91: 11, Swedish Nuclear Power Inspecorate.

Gustafsson, J.P.(2010): Visual MINTEQ ver. 3.1., http: //www2.lwr.kth.se/English /OurSoftware/vminteq/

Hanesch, M.(2009): Raman spectroscopy of iron oxides and(oxy)hydroxides at low laser power and possible applications in environmental magnetic studies, Geophys. J. Int., 177, pp.941–948.

Hayashi, S. and Hayamizu, K.(1990): Accurate Determination of NMR Chemical-Shifts in Alkali-Halides and Their Correlation with Structural Factors, Bull. Chem. Soc. Jpn 63, pp.913-919.

Heath, M.J.(1995): Rock matrix diffusion as a mechanism for radionuclide retardation: natural radioelement migration in relation to the microfractography and petrophysics of fractured crystalline rock. EUR 15977 EN, Luxemburg.

Hess, N.J., Xia, Y.X., Rai, D. and Conradson, S.D.(2004): Thermodynamic mdoel for the solubility of TcO2•xH2O(am) in the aqueous Tc(IV)-Na+-Cl--H+-H2O system, J. Sout. Chem., 33, pp.199-226.

平尾一之, 河村雄行(1994): パソコンによる材料設計, 裳華房, 東京.

北海道地質調査協会, http: //www.do-geo.com/cgi-bin/admin/survey/07rock_class.pdf

Holmboe, M., Wold, S. and Jonsson, M. (2010): Colloid diffusion in compacted bentonite: microstructural constraints: Clays and Clay Minerals, Vol. 58, No. 4, 532-541.

Holmboe, M., Wold, S. and Jonsson, M.(2012): Porosity investigation of compacted bentonite using XRD profile modeling, Journal of Contaminant Hydrology, 128, pp.19-32.

Holzer, L., Münch, M., Rizzi, M., Wepf, R., Marschall, T. and Graule, T.(2010): 3D-microstructure analysis of hydrated bentonite with cryo-stabilized pore water. Applied Clay Science, Volume47, Issues3-4, pp.330-342.

Honda, A., Taniguchi, N., Ishikawa, H., Hoch, A.R., Porter, F.M. and Sharland, S.M.(1995):

Amodelling Study for Long-term LifePrediction of Carbon Steel Overpack for Geological Isolation of High-Level Radioactive Waste, Proceedings of International Symposium on Plant Aging and Life Prediction of Corrodible Structures, pp.217-227.

Huyakorn, P.S. and Pinder, G. F.(1983)：Computational method in subsurface flow, Academic Press.

Hwang, Y., Chambre, P.L., Lee, W.W. and Pigford, T.H.(1990)：Analytic studies of colloid transport in fractured porous media, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.176, pp.599-605.

Ibaraki, M. and Sudicky, E.A.(1995) ：Colloid-facilitated contaminant transport in discretely fractured porous media：1. Numerical formulation and sensitivity analysis. Water Resources Research, 31(12), pp.2945–2960.

Iida, Y., Tanaka, T., Yamaguchi, T. and Nakayama, S.(2011)：Sorption Behavior of Selenium(-II) on Rocks under Reducing Conditions. Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 48, No. 2, pp.279–291.

Iijima, K., Kurosawa, S., Tobita, M., Kibe, S. and Ouchi, Y.(2009)：Diffusion behavior of humic acid in compacted bentonite：effect of ionic strength, dry density and molecular weight of humic acid, Mater. Res. Soc. Symp. Proc. 1124, pp.263-270.

Iijima, K., Kurosawa, S., Kibe, S., Tobita, M. and Ouchi, Y.(2013)：Modeling of diffusion of humic acid and Nd in the presence of humic acid in compacted bentonite, Phys. Chem. Earth 65, pp.66-71.

Inagaki, Y., Makigaki, H., Idemitsu, K., Arima, T., Mitsui, S. and Noshita, K.(2012)：Initial dissolution rate of a Japanese simulated high-level waste glass P0798 as a function of pH and temperature measured by using micro-channel flow-through test method, Journal of Nuclear Science and Technology Volume 49, No. 4, pp.438-449.

Ise, K., Sato, T., Sasaki, Y. and Yoshikawa, H.(2014)：Development of simplified biofilm sorption and diffusion experiment method using Bacillus sp. isolated from Horonobe Underground Research Laboratory. Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXVII. Mater. Res. Soc. Symp.Proc.Vol. 1665, nw37-p132.

Ishidera, T., Ueno, K., Kurosawa, S. and Suyama, T.,(2008)：Investigation of montmorillonite alteration and form of iron corrosion products in compacted bentonite in contact with carbon steel for ten years, Physics and Chemistry of the Earth, 33, pp,S269–S275.

石川博久，本田明，鶴留浩二，井上邦博，小畑政道，佐々木憲明(1992)：オーバーパック候補材料選定と炭素鋼オーバーパックの寿命評価，PNC TN8410 92-139.

岩月輝希，豊嶋賢治，吉田英一(1998)：深地層を対象とした地下水の地球化学調査の現状，原子力バックエンド研究，Vol.4(2)，pp.73 - 81.

Jackson, C.L. and McKenna, G.B.(1990)：The melting behavior of organic materials confined in porous solids. J. Chem. Phys. 93, pp.9002-9011.

Jägevall, S., Rabe, L. and Pedersen, K.(2011)：Abundance and diversity of biofilms in natural and artificial aquifers of the Äspö Hard Rock Laboratory, Sweden. Microb. Ecol.,

61, pp.410-422.

Johannesson, L.-E.(2007)：Äspö Hard Rock Laboratory. Canister Retrieval Test. Dismantling and Sampling of the Buffer and Determination of Density and Water Ratio, SKB Report No. IPR-07-16.

Jollivet, P., Frugier, P., Parisot, G., Mestre, J.P., Brackx, E., Gin, S. and Schumacher, S.(2012)：Effect of clayey groundwater on the dissolution rate of the simulated nuclear waste glass SON68, Journal of Nuclear Materials, 420, pp.508–518.

甲斐邦男，前川恵輔(2009)：北海道幌延地域の新第三系珪藻質泥岩中の地下水の酸素・水素同位体比と塩化物イオン濃度，石油技術協会誌，第74巻，第1号，pp.96-106.

核燃料サイクル開発機構(1999a)：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性，地層処分研究開発第2次取りまとめ，分冊2，JNC TN1400 99-022.

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3 地層処分システムの安全評価，JNC TN1400 99-23.

Karnland, O., Sandén, T., Johannesson, L.-E., Eriksen, T. E., Jansson, M., Wold, S., Pedersen, K., Motamedi, M. and Rosborg, B.(2000)：Long term test of buffer material.

河村雄行(2004)：ベントナイト中の物質移行モデルの高度化研究(Ⅲ)，JNC TJ8400 2004-028.

Kim, Y., Kirkpatrick, R.J. and Cygan, R.T.(1996)：^{133}Cs NMR study of cesium on the surfaces of kaolinite and illite, Geochimica et Cosmochimica Acta, 60, pp.4059–4074.

Kim, Y. and Kirkpatrick, R.J.(1997)：^{23}Na and ^{133}Cs NMR study of cation adsorption on mineral surfaces: Local environments, dynamics, and effects of mixed cations, Geochimica et cosmochimica acta, 61, pp.5199–5208.

Kinniburch, D.G., Milne, C.J., Pinheiro, J.P., Filius, J., Koopal, L.K. and Van Riemsdijk, W.H.(1996)：Metal ion binding by humic acid: application of the NICA-Donnan mdoel, Environ. Sci. Technol. 30, pp.1687-1698.

Kitamura,A., Doi,R. and Yoshida,Y.(2010)：Evaluation and estimated solubility of some elements for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive waste using updated version of thermodynamic database, Proceedings of the ASME 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management ICEM 2010, Tsukuba, Japan.

Kitamura, A., Doi, R. and Yoshida,Y.(2014)：Update for JAEA-TDB: Update of thermodynamic data for palladium and tin, refiement of thermodynamic data for protactinium, and preparation of PHREEQC database for use of the Bronsted-Guggenheim-Scathard model, JAEA-Data/Code, 2014-009.

小尾繁，稲垣学(2010)：GoldSimによる核種移行パラメータの時間的変化を考慮した地層処分核種移行解析モデルの構築．日本原子力研究開発機構 技術報告書．JAEA-Data/Code 2010-006.

Koopal, L.K., Saito, T., Phinheiro, J.P. and van Riemsdijk, W.H.(2005)：Ion binding to natural organic matter: general considerations and the NICA-Donnan model, Colloids Surf. A 265, pp.40-54.

興戸正純，沖猛雄(1993)：界面インピーダンス法の基礎と金属材料への応用，日本金属学界報，Vol.32，No.4，pp.199-207.

Kozaki, T., Sato, H., Fujishima, A., Sato, S. and Ohashi, H.(1996)：Activation Energy for Diffusion of Cesium in Compacted Sodium Montmorillonite, Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY, Vol. 33, No. 6, pp.522-524.

Kozaki, T., Fujishima, A., Sato, S. and Ohashi, H.(1998)：Self-diffusion of sodium ions in compacted montmorillonite, Nuclear Technology, 121, pp.63-69.

Kozaki, T., Liu, J. and Sato, S.(2008)：Diffusion mechanism of sodium ions in compacted montmorillonite under different NaCl concentration. Phys. Chem. Earth 33, 957–961.

Krawczyk-Bärsch, E., Lünsdorf, H., Pedersen, K., Arnold, T., Bok, F., Steudtner, R., Lehtinen, A. and Brendler, V.(2012)：Immobilization of uranium in biofilm microorganisms exposed to groundwater seeps over granitic rock tunnel walls in Olkiluoto, Finland. Geochim. Cosmochim. Acta, 96, pp.94-104.

Kubota, T., Tochiyama, O., Tanaka, K. and Niibori, Y.(2002)：Complex formation of Eu(III) with humic acid and polyacrylic acid, Radiochim. Acta 90, pp.569-574.

國丸貴紀，柴野一則，操上広志，戸村豪治，原　稔，山本　肇(2007)：幌延深地層研究計画における地下水，河川水および降水の水質分析，JAEA Data/Code 2007-015.

久野義夫，笹本広(2009)：岩盤亀裂中でのコロイドに助長された核種移行に関する解析検討．日本原子力研究開発機構 技術報告書．JAEA-Research 2009-071.

Kurikami, H., Takeuchi, R. and Yabuuchi, S.(2008)：Scale effect and heterogeneity of hydraulic conductivity of sedimentary rocks at Horonobe URL site, Physics and Chemistry of the Earth, 33, S37-S44.Madigan, M.T., Martinko, J.M. and Dunlap, P.V., Clark, D.P.(eds.)(2009) Brock Biology of Microorganisms. Prentice hall International, Inc. New Jersey. p 54.

黒澤進，吉川英樹，油井三和(1995)：圧縮ベントナイト中のコロイド移行に関する研究，放射性廃棄物研究，Vol.1，No.2，pp.177-185.

黒澤進，吉川英樹，油井三和(1996)：海水系地下水により浸潤した圧縮ベントナイト中でのコロイド移行，日本原子力学会誌，Vol.38，No.5，pp.42-45.

黒澤進，柴田雅博，上田真三，市毛悟，油井三和(2002)：高アルカリ性環境で変質させたベントナイトのコロイドフィルトレーション効果，JNC TN8400 2002-013

黒澤進，久野義夫，諸岡幸一，上田真三(2003)：圧縮成型ベントナイト中のコロイドの移行試験 - 3wt%NaCl溶液及びCa型ベントナイトを用いた検討 - ，JNC TN8400 2003-006

黒澤進(2005)：高レベル放射性廃棄物地層処分システムにおける核種移行評価に及ぼすコロイド影響に関する研究 - 第2次とりまとめ以降の検討 - ，JNC TN8400 2005-007

櫛田隆弘(2000)：電気化学的水素透過法を用いた水素脆化の研究について，材料と環境，49，pp.195-200.

Laaksoharju, M. and Wold, S.(2005)：The colloid investigations conducted at the Äspö Hard Rock Laboratory during 2000–2004. SKB TR-05-20.

Licht, S. and Forouzan, F.(1995)：Speciation analysis of aqueous polyselenide solutions,

J. Electrochem. Soc., 142[5], pp.1546–1551.

Lyons, L. and Young, T.(1986): Alkaline selenide, polyselenide electrolytes: Concentrations, absorption-spectra and formal potentials, Aust. J. Chem., 39[3], pp.511–527.

Madigan, M.T., Martinko, J.M. and Dunlap, P.V., Clark, D.P.(eds.)(2009) Brock Biology of Microorganisms. Prentice hall International, Inc. New Jersey. p 54.

Maeda, T., Ohmori, H., Mitsui, S. and Banba, T.(2011): Corrosion Behavior of Simulated HLW Glass in the Presence of Magnesium Ion, International Journal of Corrosion, vol. 2011, Article ID 796457.

Maes, A., Bruggeman, C., Geraedts, K. and Vancluysen, J.(2003): Quantification of the interaction of Tc with dissolved Boom Clay humic substances, Environ. Sci. Technol. 37, pp.747-753.

Maes, N., Wang, L., Hicks, T., Bennett, D., Warwick, P., Hall, T., Walker, G. and Dierckx, A.(2006): The role of natural organic matter in the migration behavior of americium in the Boom Clay-part I: migration experiments. Phys. Chem. Earth, 31, pp. 541-547.

Maes, N., Bruggeman, C., Govaerts, J., Martens, E., Salah, S. and van Gompel, M.(2011): A consistent phenomenological model for natural organic matter linked migration of Tc(IV), Cm(III), Np(IV), Pu(III/IV) and Pa(V) in the Boom Clay, Physics and Chemistry of the Earth 36, pp.1590-1599.

牧野仁史，川村淳，若杉圭一郎，大久保博生，高瀬博康(2007)：高レベル放射性廃棄物地層処分安全評価のシナリオ解析のための計算機支援ツールの開発.日本原子力研究開発機構 技術報告書. JAEA-Data/Code 2007-005.

Mattias Åkesson: BRIE water-uptake test, Clay Technology AB ウェブサイトhttp://www.claytech.se/pdf/BRIE%20water%20uptake%20test.pdf.

Maul, P.R., Benbow, S.J., Bond, A.E., Robinson, P.C. and Watson, C.E., The Quintessa Multiphysics General-Purpose Code QPAC, Quintessa Report QRS 3000B 8 version 1.0, 2008.

Mayant, C., Grambow, B., Abdelouas, A., Ribet, S. and Leclercq, S.(2008): Surface site density, silicic acid retention and transport properties of compacted magnetite powder, Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C, vol. 33, pages 991-999.

Mazurek, M., Alt-Epping, P., Bath, A., Gimmi, T. and Waber, H.N.(2009): Natural tracer profiles across argillaceous formations: The CLAYTRAC project. OECD/NEA Report 6253, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, France.

Menzies, T. and Hu, Y.(2003): Data Mining For Very Busy People. IEEE Computer, October , pp.18-25.

Mercer, J.M. and Faust, C. R.(1975): Simulation of water- and vapour-dominated hypothermal reservoirs, Paper SPE 5520, presented at the 50th Annual Fall Meeting of the Soc. Pet. Eng. AIME, Dallas, Texas.

Michelin, A., Burger, E., Leroy, E., Foy, E., Neff, D., Benzerara, K., Dillmann, P. and Gin, S.(2013): Effect of iron metal and siderite on the durability of simulated

archeological glassy material. Corrosion Science, 76: pp.403-414.
三原守弘, 佐藤信之, 大野進太郎, 森川誠司(2010):TRU廃棄物地層処分施設の力学挙動解析コード(MACBECE)の開発, JAEA-Data/Code 2009-026.
Miller, W.M., Alexander, W.R., Chapman, N.A., McKinley, I.G. and Smellie, J.A.T.(2000): Geological Disposal of Radioactive wastes and Natural Analogues. Waste Management Series, 2, Pergamon, Amsterdam.
Milne, C.J., Kinniburgh, D.G. and Tipping, E.(2001): Generic NICA-Donnan model parameters for proton binding by humic substances, Environ. Sci. Technol. 35, pp.2049–2059.
Milne, C.J., Kinniburgh, D.G., Van Riemsdijk, W.H. and Tipping, E.(2003): Generic NICA-Donnan model parameters for metal-ion binding by humic substances, Environ. Sci. Technol. 37, pp.958–978.
Milodowski, A.E., Cave, M.R., Kemp, S.J., Taylor, H., Vickers, B.P., Green, K.A., Williams, C.L. and Shaw, R.A. (2009) : Mineralogical investigations of the interaction between iron corrosion products and bentonite from the NF-PRO Experiments (Phase 2). SKB Report TR-09-03.
Missana, T., Alonso, U. and Garcia-Gutierrez, M.(2009): Experimental study and modelling of selenite sorption onto illite and smectite clays. Journal of Colloid and Interface Science 334, pp.132–138.
Mitchell, J., Webber, J.B.W. and Strange, J.H.(2008): Nuclear magnetic resonance cryoporometry. Phys. Rep. 461, pp.1-36.
Mitsui, H., Takahashi, R., Asano, H., Taniguchi, N. and Yui, M.(2008): Susceptibility to Stress Corrosion Cracking for Low-Carbon Steel Welds in Carbonate-Bicarbonate Solution, Corrosion, 64, 12, pp.939-948.
Morodome, S. and Kawamura, K.(2011): In situ X-ray diffraction study of the swelling of montmorillonite as affected by exchangeable cations and temperature. Clays and Clay Minerals, 59(2), pp.165-175.
Morodome, S.(2009): On swelling behavior of montmorillonite with various exchangeable cations and structures of montmorillonite-water system, PhD Thesis submitted to Tokyo Institute of Technology .
Munier, R.(2006): Using observations in deposition tunnels to avoid intersections with critical fractures in deposition holes. SKB R-06-54.
Muurinen, A., Karnland, O. and Lehikoinen, J.(2007): Effect of homogenization on the microstructure and exclusion of chloride in compacted bentonite, Physics and Chemistry of the Earth, 32, pp.485-490.
Muurinen, A. and Carlsson, T.(2010): Experiences of pH and Eh measurements in compacted MX-80 bentonite, Applied Clay Science, Vol.47, pp.23-27.
Muurinen, A., Carlsson, T. and Root, A.(2013): Bentonite pore distribution based on SAXS, chloride exclusion and NMR studies, Clay Minerals, 48, pp.251-266.
長尾誠也, 岩月輝希(2007): 三次元蛍光分光光度法による深部地下水溶存腐植物質の簡易特性分

析，分析化学，Vo.56(3)，pp.143-150.
長尾誠也，岩月輝希，濱克宏(2009)：岐阜県東濃地域の地下水から分離精製した溶存腐植物質の特性，原子力バックエンド研究，Vo.15(2)，pp.77-86.
長崎晋也(2002)：フィルトレーション効果を考慮した珪砂充填カラム内におけるフミン酸の移動現象，原子力バックエンド研究 9，pp.15-20.
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 Tech. Rep. NTB 02-05. Nagra, Wettingen, Switzerland.
仲島邦彦，小尾繁，蛯名貴憲，江橋健，稲垣学(2009)：GoldSimによる第2次取りまとめレファレンスケースの安全評価モデルの構築．日本原子力研究開発機構 技術報告書，JAEA-Data/Code 2009-009.
中野政詩(1991)：土の物質移動，東京大学出版会，189p.
中田弘太郎，長谷川琢磨(2010)：地下水年代測定技術の開発(その10)－北海道幌延地域における4He・36Cl法適用の試み，電力中央研究所報告，N09027.
日本原子力研究開発機構(2008a)：平成19年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 地下坑道施工技術高度化開発 平成20年3月
日本原子力研究開発機構(2008b)：平成19年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発報告書 平成20年3月
日本原子力研究開発機構(2009)：平成20年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発報告書 平成21年3月
日本原子力研究開発機構(2010)：幌延深地層研究計画地下施設での調査研究段階(第3段階)計画－その1：深度350mまでの調査研究計画－
日本原子力研究開発機構(2011a)：緩衝材基本特性データベース
日本原子力研究開発機構(2011b)：平成22年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発報告書 平成23年3月
日本原子力研究開発機構(2011c)：平成22年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法の整備報告書 平成23年3月
日本原子力研究開発機構(2011d)：平成22年度 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発報告書
日本原子力研究開発機構(2012a)：平成23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 処分システム化学影響評価高度化報告書 平成24年3月
日本原子力研究開発機構(2012b)：地層処分におけるグラウト技術の高度化開発(その1)－平成22年度の実施概要－，土木学会第66回年次学術講演会資料(平成23年度)，p.65-66
日本原子力研究開発機構(2012c)：平成23年度 地層処分技術調査等事業 ＴＲＵ廃棄物処分技術 セメント材料影響評価技術高度化開発報告書
日本原子力研究開発機構(2012d)：平成23年度 地層処分の安全審査に向けた評価手法の整備報告書 平成23年3月
日本原子力研究開発機構(2012e)：平成23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報告書
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　高レベル放射性廃棄物処分関連　処分システム化学影響評価高度化開発報告書　平成25年3月
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 －巨大地震・津波を含む想定外事象への対応－ 報告書　平成25年3月
日本原子力研究開発機構(2013c): 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化学影響評価高度化開発総括報告書―６か年研究成果の取りまとめ―
日本原子力研究開発機構(2013d): 平成24年度　地層処分技術調査等事業　ＴＲＵ廃棄物処分技術　セメント材料影響評価技術高度化開発報告書
日本原子力研究開発機構(2013e): 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報告書
日本原子力研究開発機構(2014a): 平成25年度　地層処分技術調査等事業　処分システム評価確証技術開発報告書　平成26年3月
日本原子力研究開発機構(2014b): 平成25年度　地層処分技術調査等事業　ＴＲＵ廃棄物処分技術　セメント材料影響評価技術高度化開発報告書
日本原子力研究開発機構(2015): 平成26 年度 地層処分技術調査等事業 ＴＲＵ廃棄物処分技術セメント材料影響評価技術高度化開発報告書(準備中)
Nishikata, A., Ichihara, Y. and Tsuru, T.(1995): An Application of Electrochemical Impedance Spectroscopy to Atmospheric Corrosion Study, Corrosion Science, 37, No.6, pp.897-911.
西方篤(1993): インピーダンス測定法V 応用(1)腐食系への適用, 電気化学, Vol.62, No.7, pp.582-587.
西方篤, 高橋岳彦, 侯保栄, 水流徹(1994): 乾湿繰り返し環境における炭素鋼の腐食速度のモニタリングとその腐食機構, 材料と環境, 43, No.4, pp.188-193.
西村俊弥, 片山英樹, 野田和彦, 小玉俊明(2000): 乾湿繰り返し環境における炭素鋼の腐食挙動に与えるNaCl-MgCl2系塩化物の影響, 材料と環境, 49, No.1, pp.45-51.
NUMO(2004): Development of repository concepts for volunteer siting environments, NUMO-TR-04-03.
Ochs, M., Lothenbach, B., Shibata, M. and Yui, M.(2004): Thermodynamic modelling and sensitivity analysis of porewater chemistry in compacted bentonite, Phisics and Chemistry of the Eartg 29, pp.129-136.
小田治恵, 柴田雅博, 油井三和(1999): 地層処分研究開発第2次とりまとめにおける緩衝材間隙水化学の評価, JNC-TN8400 99-078.
小田治恵, 柴田雅博(1999): ベントナイト－水相互作用の実験とモデル化, JNC TN8400 99-032.
小田治恵, 本田明, 高瀬博康, 小曽根健嗣, 佐々木良一, 山口耕平, 佐藤努 (2013) : セメント系材料由来のアルカリ性条件における緩衝材の鉱物学的変遷シナリオに基づく化学反応・物質移動連成解析, 粘土化学　第51巻　第2号, pp.34-49.
OECD/NEA(1999): Safety assessment of radioactive waste repositories: an international

database of Features, Events and Processes. OECD/NEA.

Ohkubo, T., Kikuchi, H. and Yamaguchi, M.(2008): An approach of NMR relaxometry for understanding water in saturated compacted bentonite, Physics and Chemistry of the Earth, 33, pp.S169-S176.

Ohnishi, Y., Shibata, H. and Kobayashi, A.(1985): Development of finite element code for the analysis of coupled Thermo-Hydro-Mechanical behaviors of a saturated-Unsaturated medium, Proc. of Int. Symp. on coupled process affecting the performance of a nuclear waste repository, Berkeley, pp.263-268.

Okada, H.(1977): Stress Corrosion Cracking and Hydrogen Cracking of Structural Steels, Stress Corrosion Cracking and Hydrogen Embrittlement of Iron Base Alloys; Unieux-Firminy; France; 12-16 June 1973. pp.124-134.

ONDRAF/NIRES(2001): SAFIR 2: Safety assessment and Feasibility Interium Report 2. NIROND 2001-06E.

大井貴夫, 稲垣学, 川村淳(2008): シナリオの重要度をわかりやすく提示可能なシナリオ解析手法の整備. 日本原子力研究開発機構, JAEA-Research 2008-023.

太田久仁雄, 阿部寛信, 山口雄大, 国丸貴紀, 石井英一, 操上広志, 戸村豪治, 柴野一則, 濱　克宏, 松井祐哉, 新里忠史, 高橋一晴, 丹生屋純夫, 大原英史, 浅森浩一, 森岡宏之, 舟木泰智, 茂田直孝, 福島龍郎(2007): 幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階(第1段階)研究成果報告書 分冊「深地層の科学的研究」, JAEA-Research 2007-044.

Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J.(2013): U.S.G.S. Techniques and Methods, book 6.

Parkhurst, D.L.(1995): User's Guide to PHREEQC-A Computer Program for Speciation, Reaction-Path, Advective-Transport, and Inverse Geochemical Calculations, U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 95-4227.

Pedersen, K.(2005): Äspö Hard Rock Laboratory. The MICROBE framework Site descriptions, instrumentation, and characterization. SKB IPR-05-05.

Pedersen, K.(1999): Subterranean microorganisms and radioactive waste disposal in Sweden. Engineering Geology, 52, 163-176.

Pedersen, K.(2005): Microorganisms and their influence on radionuclide migration in igneous rock environments. Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences, 6, 11-15.

Perdew, J.P., Burke, K. and Ernzerhof, M.(1996): Generalized gradient approximation made simple, Phys. Rev. Lett., 77(18), 3865-3868.

Pfingsten, W., Bradbury, M. and Baeyens, B.,(2011): The influence of Fe(II) competition on the sorption and migration of Ni(II) in MX-80 bentonite., Appl. Geochem., 26, 1414-1422.

Philippini, V., Naveaub, A., Catalette, A. and Leclercq, S.(2006): Sorption of silicon on magnetite and other corrosion products of iron, Journal of Nuclear Materials 348 pp.60–69.Pickard, C.J. and Francesco, M.(2001): All-electron magnetic response with pseudopotentials : NMR chemical shifts. Phys Rev. B 63, 245101-245114.

Plimpton, S.(1995): Fast parallel algorithms for short-range molecular dynamics. J. Comp.

Phys. 117, pp.1-19.
Posiva(2003): Assessment of Disturbances Caused by Construction and Operation of ONKALO. Posiva 2003-06.
Posiva(2009): Olkiluoto site description 2008. Posiva 2009-01. Posiva Oy, Eurajoki. 714.
Posiva(2011): Olkiluoto Site Description 2011. Posiva 2011-02.
Posiva(2012a): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Design Basis 2012, Posiva 2012-03.
Posiva(2012b): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Synthesis 2012. Posiva 2012-12. Posiva(2012c): Thermal Dimensioning of Olkiluoto Repository for Spent Fuel, Working Report 2012-56.
Pourret, O. and Martinez, R.E.(2009): Modelling lanthanide series binding on humic aci, J. Colloid Interface Sci. 330, pp.45-50.
Pusch, R., Karnland, O. and Hökmark, H.(1990): GMM – a general microstructural model for qualitative and quantitative studies of smectite clays. SKB technical report 90-43.
Quantum ESPRESSO: http: //www.quantum-espresso.org/
Saito, T., Nagasaki, S., Tanaka, S. and Koopal, L.K.(2004): Application of the NICA-Donnan model for proton, copper and uranyl binding to humic acid, Radiochim. Acta 92, pp.567-574.
Sasaki, T., Yoshida, H., Kobayashi, T., Takagi, I. and Moriyama, H.(2012): Deterimination of apparent formation constants of Eu(III) with humic substances by ion selective liquid membrane electrode, American Journal of Analytical Chemistry 3, pp.462-469.
Sato, T., Watanabe, T. and Otsuka, R.(1992): Effects of layer charge, charge location, and energy change on expansion properties of dioctahedral smectites. Clays and Clay Minerals, 40, pp.103-113.
Sato, T., Kuroda, M., Yokoyama, S., Tsutsui, M., Fukushi, K., Tanaka, T. and Nakayama, S.(2004): Dossolution mechanism and kinetics of smectite under alkaline conditions, NUMO-TR-04-05.
Savage, D., Arthur, R., Watson, C. and Wilson, J.(2010): An evaluation of models of bentoniter pore water evolution,SSM 2010-12
Schmeide, K., Reich, T., Sachs, S., Brendler, V., Heise, K.H. and Bernhard, G.(2005): Neptunium(IV) complexation by humic substances studied by X-ray absorption fine structure spectroscopy, Radiochim. Acta 93, pp.187-196.
Seida, Y., Takase, H., Niibori, Y. and Takahashi, H.(2009): 3D Random Walk Simulation of Migration Behavior of Radionuclide in a Granite Core, Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.1124.
Seida, Y., Terashima, M., Tachi, Y., Iijima, K., Nakazawa, T., Yamada, M. and Yui, M.(2010): Sorption and diffusion of Eu in sedimentary rock in the presence of humic substance, Radiochim. Acta 98, pp.703–709.
Serkiz, S.M. and Perdue, E.M.(1990): Isolation of dissolved organic matter from the Suwannee

river using reverse osmosis, Wat. Res. 24, pp.911-916.
柴田俊夫, 渡邊正敏, 谷口直樹, 清水亮彦(2013): 酸素欠乏地下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, pp.70-77.
SIMULIA(2011): Abaqus 6.11 Analisys User's Manual.
白水晴雄(1988): 粘土鉱物学　ー粘土科学の基礎ー, 朝倉書店.
SKB(2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main Report of the SR-Can project, SKB TR-06-09.
SKB(2009): Strategy for thermal dimensioning of the final repository for spent nuclear fuel, SKB TR-09-04.
SKB(2011a): Long-Term Safety for the Final Repository for Spent Nuclear Fuel at Forsmark: Main Report of SR-Site project, SKB TR11-01.
SKB(2011b): Äspö Hard Rock Laboratory Plannning report for 2011. SKB IPR-10-19.
Smellie, J.A.T., MacKenzie, A.B. and Scott, R.D.(1986): An analogue validation study of natural radionuclide migration in crystalline rocks using uranium-series disequilibrium studies. Chem. Geol. 55, pp.233–254.
Smellie, J.A.T. and Karlsson, F.(1999): The use of natural analogues to assess radionuclide transport. Engineering Geology. 52, pp.193-220.
Smith, D.E.(1998): Molecular computer simulations of the swelling properties and interlayer structure of cesium montmorillonite, Langmuir, 14, pp.5959-5967
Smith, P.A.(1993): A mdoel for colloid facilitated radionuclide transport through fractured media, Nagra Technical Report NTB 93-32.
Soltermann, D., Fernandes, M.M., Baeyens, B., Dähn, R., Miehé-Brendlé, J., Wehrli, B. and Bradbury, M.H.(2013): Fe(II) Sorption on a Synthetic Montmorillonite. A Combined Macroscopic and Spectroscopic Study., Environ. Sci. Technol., 47, pp.6978-6986.
Stern, J.C., Foustoukos, D.I., Sonke, J.E. and Salters, V.J.M.(2014): Humic acid complexation of Th, Hf and Zr in ligand competition experiments: metal loading and pH effects, Chem. Geol. 363, pp.241-249.
Stern, J.C., Sonke, J.E. and Salters, V.J.M.(2007): A capillary electrophoresis-ICP-MS study of rare earth elements complexation by humic acid, Chem. Geol. 246, pp.170-180.
陶山忠宏, 柴田雅博, 笹本 広(2006): 鉄型化ベントナイト水熱試験ー低酸素雰囲気での高温条件下における鉄型化ベントナイトの変化の同定ー, 原子力機構研究開発報告書, JAEA-Research 2006-064.
Suzuki, S., Haginuma, M. and Suzuki, K.(2007): Effects of compaction and temperature on sorption and diffusion of Cs and HTO in compacted bentonite saturated with saline water, In: Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXX, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.985, pp.563-568.
鈴木英明, 伊藤彰, 吉田泰, 陶山忠宏, 川上進, 笹本広, 油井三和(2004): 熱-水-応力連成試験設備(COUPLE)における熱-水-応力-化学連成試験(I), JNC-TN8400 2003-033.
鈴木英明, 中間茂雄, 藤田朝雄, 今井久, 九石正美(2012): 熱ー水ー応力ー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、Vol.19 No.2、pp.39-50.

Swisstopo(2008)：Mont Terri Rock Laboratory－Projects, Programme 1996 to 2007 and Results, Report of the Swiss Geological Survey, No.3.

舘 幸男，栃木善克，陶山忠宏，齋藤好彦，Ochs,M.，油井三和(2009)：地層処分安全評価のための核種の収着・拡散データベースシステムの開発，JAEA-Data/Code 2008-034.

Tachi, Y., Yotsuji, K., Seida, Y. and Yui, M.(2011)：Diffusion and sorption of Cs+, I− and HTO in samples of the argillaceous Wakkanai Formation from the Horonobe URL, Japan: Clay-based modeling. Geochim. Cosmochim. Acta 75, pp.6742–6759.

Tachi, Y., Ochs, M. and Suyama, T.(2014a)：Integrated sorption and diffusion model for bentonite. Part 1：clay–water interaction and sorption modeling in dispersed systems. Journal of Nuclear Science and Technology 51(10), pp.1177-1190.

Tachi, Y., Yotsuji, K., Suyama, T. and Ochs, M.(2014b)：Integrated sorption and diffusion model for bentonite. Part 2：porewater chemistry, sorption and diffusion modeling in compacted systems. Journal of Nuclear Science and Technology 51(10), p.1191-1204.

Tachi, Y. and Yotsuji, Y.(2014c)：Diffusion and sorption of Cs^+, Na^+, I^- and HTO in compacted sodium montmorillonite as a function of porewater salinity ： Integrated sorption and diffusion model. Geochim. Cosmochim. Acta 132, pp.75–93.

Takahashi, Y., Minai, Y., Ambe,S., Makide, Y. and Ambe, F.(1999)：Comrarison of adsorption behavior of multiple inorganic ions on kaolinite and solica in the presence of humic acid using the multitracer technique, Geochim. Cosmochim. Acta 63, pp.815-836.

Takase, H. and Kato, K.(2005)：Reasoning with Imperfect Information; A Structured Approach to Handling Subjective Uncertainty, The 10th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, September 4-8, 2005, Glasgow, Scotland.

竹ヶ原竜大，虎田真一郎，朝野英一，大内仁，坪谷隆夫(2004)：地層処分にかかわるモニタリングの研究 － 位置付け及び技術的可能性 －，RWMC-TRJ-04003.

棚井 憲治，佐藤 治夫，村上 文啓，井上 雅弘（1999）：地層処分場におけるガスの拡散・移行に関する検討，JNC-TN8400 99-045.

田中健次(2002)：トラブルの未然防止に有効な手法：FMEAとは，J. Natl. Inst. Public Health, 51(3), pp.150-153.

Taniguchi, N., Suzuki, H., Kawasaki, M., Naito, M., Kobayashi, M., Takahashi, R. and Asano, H.(2011)：Propagation behavior of general and localized corrosion of carbon steel in simulated groundwater under aerobic conditions, Corrosion Science and Technology, 46, 2, pp.117-123.

Taniguchi, N., Kawasaki, M., Kawakami, S. and Kubota, M.(2004)：Corrosion behaviour of carbon steel in contact with bentonite under anaerobic condition. In Prediction of Long Term Corrosion in Nucle- ar Waste Systems. Proc. 2nd Int. Workshop, Nice, September 2004(European Federation of Corro- sion and Andra), pp.24–34.

谷口直樹，本田明，川﨑学，水流徹(1999)：圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食形態と腐

食速度の評価, JNC TN8400 99-003.
谷口直樹, 川上 進, 森田光男(2001): ベントナイト/ケイ砂混合体における炭素鋼の不動態化条件JNC-TN8400 2001-025.
谷口直樹, 川崎学, 川上進, 久保田満(2003a): 還元性雰囲気における緩衝材中での炭素鋼の腐食挙動, JNC TN8400 2003-040.
谷口直樹, 川崎学, 川上進, 鈴木治雄(2003b): 弱アルカリ性およびアルカリ性環境における炭素鋼オーバーパックの局部腐食進展挙動, JNC TN8400 2003-016.
谷口直樹, 川崎学, 内藤守正(2010): 低酸素濃度下での模擬地下水の飽和した圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食挙動, 材料と環境, 59, No.11, pp.418-429.
谷口直樹, 鈴木宏幸, 川崎学, 九石正美, 渡邊正敏, 建石剛(2012): 低酸素濃度下のベントナイト中における炭素鋼の腐食におよぼす温度の影響, 第59回材料と環境討論会講演集, A-103.
寺本雅子, 嶋田 純, 國丸 貴紀(2006): コア間隙水中の安定同位体比をもとにした低透水性堆積岩盤における地下水挙動の兆候, 応用地質, 第47巻 第2号, pp.68-76.
Terashima, M., Okazaki, M., Iijima, K. and Yui, M.(2011): Application of NICA-Donnan model to modelling of Eu(III) solubility in the presence of deep groundwater humic substances, Mineralogical Magazine, 75, p.1999.
Terashima, M., Nagao, S., Iwatsuki, T., Fujitake, N., Seida, Y., Iijima, K. and Yoshikawa, H.(2012): Europium-binding abilities of dissolved humic substances isolated from deep groundwater in Horonobe area, Hokkaido, Japan, J. Nucl. Sci. Technol 49, pp.804-815.
寺島元基, 岡崎充宏, 飯島和毅, 吉川英樹(2011): Eu - 地下水腐植物質 - 堆積岩三元系におけるEuの収着挙動, 第27回日本腐植物質学会講演要旨集, pp.25-26.
寺島元基, 舘幸男, 斉藤拓巳, 下田紗音子, 中澤俊之, 吉川英樹(2012): Eu(III)の堆積岩への収着・拡散に対する腐植物質の影響, 第28回日本腐植物質学会講演要旨集, pp.57- 58.
寺島元基, 斉藤拓巳, 岡崎充宏, 舘幸男, 飯島和毅(2013): 放射性核種の移行に対する腐植物質の影響, 第29回日本腐植物質学会講演要旨集, pp.5-6.
Thurman, E.M.(1985): Organic geochemistry of natural waters, Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, a member of the Academic publishers group, DORDRECHT / BOSTON / LANCASTER.
Ticknor, K.V. and McMurry, J.(1996): A Study of Selenium and Tin Sorptin on Granite and Goethite, Radiochim. Acta, 73, pp.149–156.
Torikai, Y., Sato, S. and Ohashi,H.(1996): Thermodynamic properties of water in compacted sodium montmorillonite. Nucl. Tech. 115, 73-80.
Uchida, T., Ebinuma, T., Takeya, S., Nagao, J. and Narita, H.(2002): Effects of pore sizes on dissociation temperatures and pressures of methane, carbon dioxide, and propane hydrates in porous media. J. Phys. Chem. B 106, pp.820-826.
Umeki, H., Ueda, H., Naito, M., Takase, H. and Yamada, K.(2005): An Approach to Analysing Potential Effects of Pre-closure Processes on the Long-term Safety of a geological Repository, NEA Workshop Proceedings on Engineered Barrier Systems(EBS) in the Context of the Entire Safety Case - Process Issues -, Las Vegas, United States, 14-17 September 2004, ISBN: 92-64-01313-X.

Utton, C.A., Hand, R.J., Bingham, P.A., Hyatt, N.C., Swanton, S.W. and Williams, S.J.(2013): Dissolution of vitrified wastes in a high-pH calcium-rich solution, Journal of Nuclear Materials, 435, pp.112-122.

Valckenborg, R.M.E., Pel, L. and Kopinga, K.(2002): Combined NMR cryoporometry and relaxometry. J. Phys. D: Appl. Phys. 35, pp.249-256.

Vandergraaf, T.T., Miller, H.G., Jain, D.K., Hamon, C.J. and Stoes-Gascoyne, S.(1997): The effect of biofilms on radionuclide transport in the geosphere: Results from an initial investigation. Atomic Energy of Canada LTD. Technical Report, TR-774, COG-96-635-I.

Warr, L. and Berger, J.(2007): Hydration of bentonite in natural waters: application of confined volume wet-cell X-ray diffractometry, Physics and Chemistry of the Earth, 32, pp.247–258.

Weiss, C.A., Kirkpatrick, R.J. and Altaner, S.P.(1990): The structural environments of cations adsorbed onto clays: ^{133}Cs variable-temperature MAS NMR spectroscopic study of hectorite, Geochimica et Cosmochimica Acta, 54, pp.1655–1669.

Wersin, P.(2003): Geochemical modelling of bentonite porewater in high-level waste repositories. J. Contam. Hydrol., Vol.61, pp.405–422.

Wersin, P., Curti, E. and Appelo, C.A.J.(2004): Modelling bentonite-water interactions at high solid/liquid ratios: swelling and diffuse double layer effects. Applied Clay Science, Vol.26, pp.249–257.

Wersin, P., Hellä, P., Pitkänen, P., Löfman, J., Partamies, S. and Vuorinen, U.(2014): Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto - Definition of Reference and Bounding Groundwaters, Buffer and Backfill Porewaters , POSIVA Report 2014-4

Wersin, P., Soler, J. M., Van Loon, L., Eikenberg, J., Baeyens, B., Grolimund, D., Gimmi, T. and Dewonck, S.(2008) Diffusion of HTO, Br^-, I^-, Cs^+, $^{85}Sr^{2+}$ and $^{60}Co^{2+}$ in a Clay Formation: Results and Modelling from an In-Situ Experiment in Opalinus Clay. Applied Geochemistry 23, 678-691.

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, pp.255-277.

White, D.E., Muffler, L.J.P. and Trusdell, A.H.(1971): Vapor-dominated hydrothermal systems compared with hot-water systems, ECON. Geol. 66, pp.75-97.

Wickham, S. and Harvey, L.(2008):Evolution of the EBS in the ONDRAF/NIRAS Disposal Concept for HLW and Spent Fuel,IHLRWM 2008, Las Vegas, NV, September 7-11, 2008.

Widestrand, H., Byegård, J., Nilsson, K., Höglund, S., Gustafsson, E. and Kronberg, M.(2010): Long Term Sorption Diffusion Experiment(LTDE-SD). Performance of main in situ experiment and results from water phase measurements. SKB-R-10-67.

Winberg, A., Andersson, P., Hermanson, J., Byegard, J., Cvetkovic, V. and Birgersson, L.(2000): Äspö Hard Rock Laboratory Final report of the first stage of the tracer

retention understanding experiments. SKB Technical Report TR-00-07.
Yoshikawa, H., Inagaki, M. and Miyasaka, I.(2009): Development of scenario analysis and database for quantitative analysis of microbial effects on the repository performance, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXIII, pp.375-380.

3. 多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発

3.1 目的と５ヵ年の計画

3.1.1 目的

地層処分対象となる廃棄物は、高レベル放射性廃棄物(ガラス固化体、以下、「HLW」)以外にも再処理施設やMOX燃料の加工施設等から発生する。これらの廃棄物はTRU廃棄物と呼ばれ、HLWと同一サイトでの処分(共処分(あるいは、併置処分とも言う))の概念が、平成17年に取りまとめられたTRU廃棄物処分技術検討書（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）(以下、「第2次TRUレポート」)において示され、内閣府原子力委員会の検討会にて技術的成立性の評価が実施された(原子力委員会長半減期低発熱放射性廃棄物処分技術検討会，2006)。

平成19年には、特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律が改正され、地層処分対象低レベル放射性廃棄物(TRU廃棄物)の最終処分が制度化された。処分実施主体が選択可能な事業オプションとして、共処分概念が位置づけられている。共処分を行う場合には、HLWの地層処分事業と一部事業が共通化することから、両処分事業あわせて3,000億円程度の節減効果があると試算されている(総合資源エネルギー調査会，2006)。この共処分概念をより社会に受け入れられるものとしていくためには、共処分評価技術の確証性の検討を十分に行い、適切な共処分概念を提示する必要がある。

第2次TRUレポートでは、HLW及びTRU廃棄物処分施設の相互影響因子を定量的に検討し、図3.1.1-1に示すような共処分概念が提示された。HLWの処分施設からの熱の影響と、TRU廃棄物処分施設からの、廃棄物に含まれる有機物、硝酸塩及びセメント系材料の影響とが評価された。第2次TRUレポートでの評価に基づき、硝酸塩の影響が共処分におけるHLWとTRU廃棄物処分施設の離間距離を検討する際に重要との認識から、平成19年度から平成24年度にかけて、経済産業省資源エネルギー庁の委託事業【硝酸塩処理・処分技術高度化開発(H19からH24)】にて、地層処分において硝酸塩の影響評価システム(以下、硝酸塩影響評価システム)のプロトタイプが開発された(日本原子力研究開発機構，2008，2009，2010，2011，2012，2013a，2013b)。

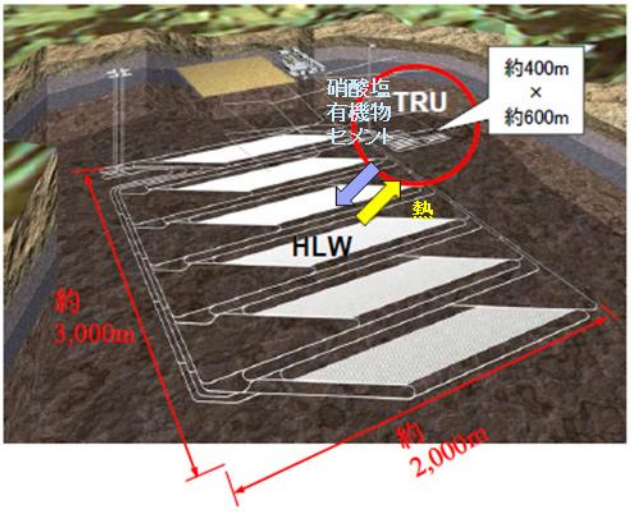


図3.1.1-1　HLWとTRU廃棄物との共処分概念
（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）

本事業では、HLWと多様なTRU廃棄物との共処分におけるニアフィールドの影響評価技術の開発及び確証を行うことにより、多様な廃棄物の特徴を考慮した適切な共処分概念を提示していくものとする。

平成25年度では、ニアフィールドの影響評価技術として、硝酸塩の影響評価技術について、確証技術開発に着手し、地層処分対象となる廃棄物の最新の情報に基づき、廃棄物の特性調査及び廃棄物由来の処分システム性能への影響因子を抽出し、予備的な試験を実施した。さらに，諸外国における共処分概念の調査を行った（日本原子力研究開発機構，2014）。

3.1.2 ５ヵ年の計画

共処分概念検討フローと実施項目を図3.1.2-1に示す。本事業の技術開発課題については、大きく3つの実施項目に分けて実施する。最初に、第2次TRUレポート以降に見直された最新の廃棄物情報に基づき、①廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術の開発を行う。次に、これらの影響評価技術の結果を踏まえ、②多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念を構築する。最後に、構築した共処分概念について、放射性核種の地下水への漏えいを想定(地下水シナリオ)した核種移行評価により③処分システムの安全性の評価(線量評価)を実施し、適切な共処分概念を提示する。また、これらの実施項目については、必要に応じて図3.1.2-1に示すようにフィードバックを行うものとする。

3つの実施項目の5ヵ年計画を、図3.1.2-2に示す。廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発については、種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査を行い、これに基づき、処分施設における化学環境影響評価、放射性核種への影響評価、バリア候補材料への影響評価を行っていく。廃棄物の影響因子として、硝酸塩について、平成25年度から影響評価技術の確証を行っていく。硝酸塩以外の影響因子については、平成25年度の種々の廃棄物特性評価を踏まえて、平成26年度から影響評価技術の開発及び確証を行う。共処分の概念構築については、検討手法の調査・手法開発を2年程度で実施し、3年目以降において具体的な共処分概念を提示する。平成28年度からは、提示された共処分概念に基づき安全性の評価を行う。これらの実施項目については、各年度の成果に基づき、適宜計画を見直すものとするが、本事業の3年目にあたる平成27年度末において各技術開発項目成果のチェックアンドレビューを行い、目標設定や計画の妥当性を確認しながら、本技術開発を実施していく。

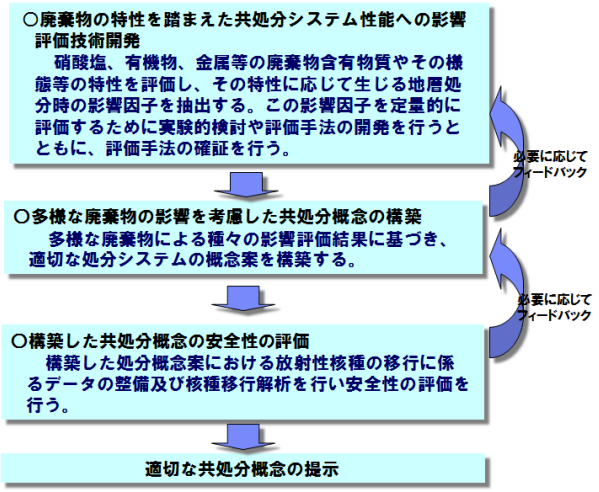
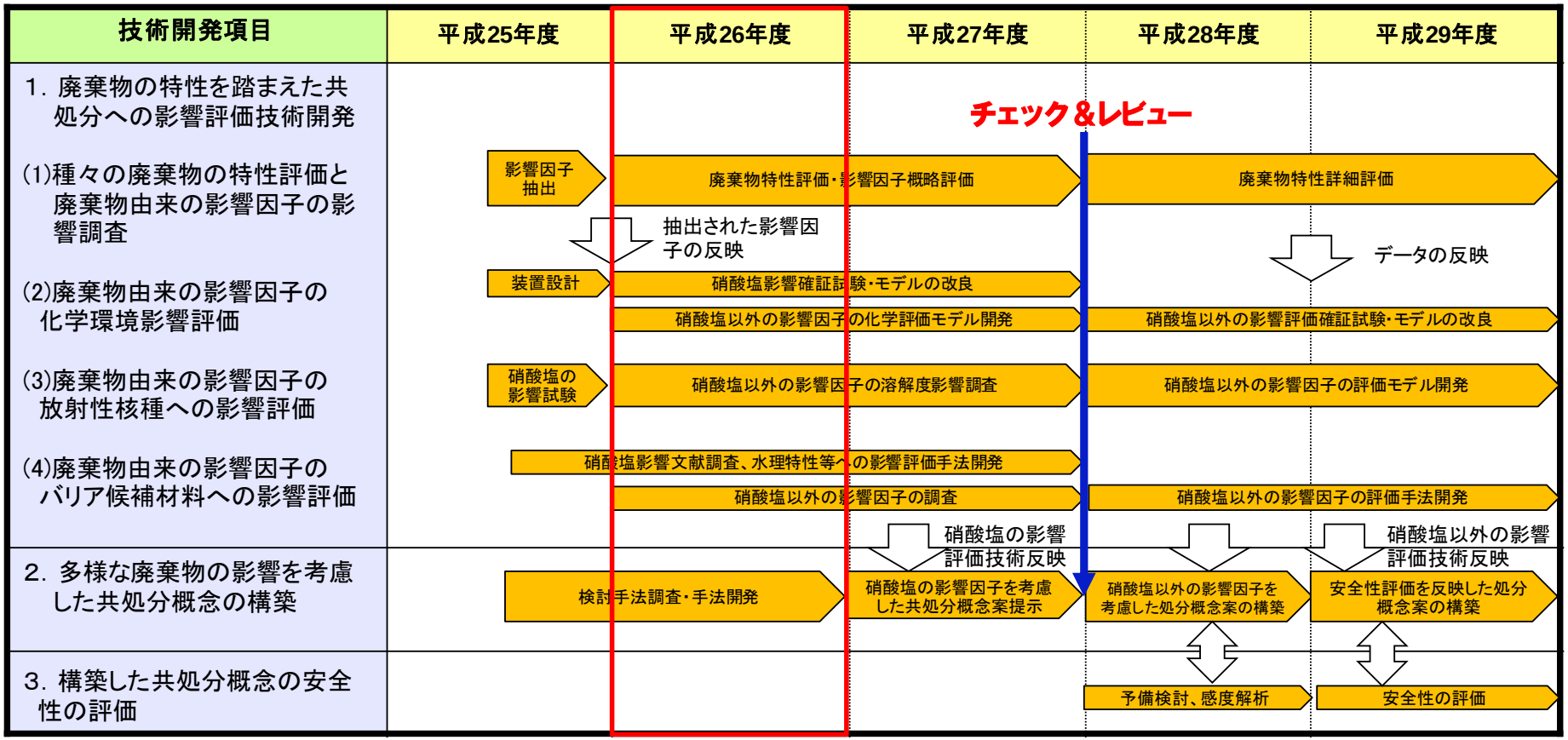


図3.1.2-1　適切な共処分概念の提示フローと実施項目



注：各年度の成果に基づき、適宜計画を見直す。3年目で各技術開発項目成果のチェック＆レビューを行う。

図3.1.2-2　５ヵ年の計画

3.2 廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発

平成25年度より、多様な廃棄物の特徴を考慮した適切な共処分概念に反映させることを目的に、HLWと再処理施設等から発生する多様なTRU廃棄物との共処分におけるニアフィールドの影響評価技術の開発及び確証を実施してきている。

平成25年度は、第2次TRUレポート以降に見直された廃棄物の情報に基づき、TRU廃棄物の特性と廃棄物由来の処分システム性能への影響因子の調査を行った。多様な廃棄物の中で、硝酸塩及び有機物を含有する廃棄物の特性である、有機物と硝酸塩との発熱反応を評価する分析手法の提案を行い、予備的な熱分析を行うことにより、その分析手法の適用性を示した。また、化学環境への影響については、硝酸イオンの化学的変遷挙動評価モデルの信頼性を向上させるための試験方法について検討を行い、その進め方を示した。放射性核種の影響については、既往の研究で課題となっている酸化還元電位に原子価が鋭敏であるテクネチウムの溶解度に及ぼす硝酸イオンの影響について、酸化還元条件を制御した条件において、実験的な検討を行い、硝酸ナトリウム濃度が0.1 mol/dm^{3}以下では、酸化還元がみられず、テクネチウムの濃度は系の酸化還元電位の変化で説明できることが示された。バリア候補材料(ベントナイト)への影響について硝酸イオンの変遷物質（アンモニア／アンモニウムイオン）の文献調査を行い、研究方策を示した。

平成26年度は、前年度に検討された分析方法や研究方策に基づき、有機物と硝酸塩との発熱反応に関して模擬硝酸塩含有廃棄物のデータ取得を行い、得られたデータをもとに、地層処分の安全性の評価に着手する。また、廃棄物由来の化学物質の化学環境への影響を評価するために開発された硝酸塩の化学的変遷モデルの確証のために試験装置を製作し、試験を行った。さらに、硝酸塩及びその変遷物による種々のバリア材の変質促進の可能性として、スメクタイトへのアンモニアの吸着・固定化とそれに伴う鉱物学的変質挙動等について、実験的な調査に着手する。硝酸塩以外の影響因子については、硝酸塩の次に多量に存在する有機物の放射性核種の溶解度に及ぼす影響についても文献調査や予備実験を行う。

本節では、種々の廃棄物の特性評価と廃棄物の影響因子の調査(3.2.1)、続いて化学環境影響評価(3.2.2)、放射性核種への影響評価(3.3.3)及びバリア候補材料への影響評価(3.3.4)について記述する。

3.2.1 種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査

平成26年の6月に原子力発電環境整備機構から公開された地層処分低レベル放射性廃棄物の安全性向上に関する検討の技術報告書(原子力発電環境整備機構, 2014)において、発熱量が１W/本を超える廃棄物及び廃棄物中に含まれるリン酸塩の量についての記載が追加された。本項においては、これら発熱性や含有化学物質の廃棄物特性を追記するとともに、平成25年度の検討において抽出した、硝酸塩含有廃棄物が地層処分環境に与える影響として、特に知見が不足しているアスファルト固化体の熱特性に係るデータ取得を行い、得られたデータを基に熱反応暴走発生の可能性について予備的な評価を行った。

(1)廃棄物特性の再整理

原子力発電環境整備機構(2014)に基づき、廃棄物の発熱特性及びリン酸塩の含有量について示す。

1)発熱特性

原子力発電環境整備機構(2014)では廃棄物の発熱特性を改めて整理し、基準年(廃棄体作成時)または25年経過時の発熱量が廃棄体1本当たり1Wを超えるものを表3.2.1-1(表中では日本原燃株式会社を「JNFL」、日本原子力研究開発機構を「JAEA」と表記する(表3.2.1-2においても同じ))のようにまとめている。また、暫定的に廃棄体作成から25年経過時の発熱量が廃棄体1本当たり4Wを超えるグループ4廃棄物を「グループ4(発熱性)」、それ以外を「グループ4(低発熱性)」と分類している。

表3.2.1-1　対象廃棄物の発熱特性　(原子力発電環境整備機構(2014)を一部加筆)

グループ	区分	廃棄体種類	発熱量(W/本)	
			基準年	25年後
2	JNFL 再処理 操業	ハル・エンドピース*	61	4
	JAEA 再処理 操業	ハル・エンドピース	23	2
	仏国返還廃棄物	固型物収納体(ハル等)*	90**	19
		低レベル廃液ガラス固化体*	90**	10
3	JNFL 再処理 解体	系統除染廃液(施設廃止)	1	3
		部分除染廃液Ⅰ(施設廃止)	1	3
4 (低発熱性)	JNFL 再処理 操業	焼却灰＋ハル缶水	16	2
		ハル缶水	15	1
		不燃物Ⅰ(GBパネル)	1***	1
		不燃物Ⅰ(特殊機器廃品等)	1***	<1
	JNFL 再処理 解体	不燃物Ⅰ(溶融以外)	1***	1
	JNFL MOX 操業	不燃物Ⅰ(溶融)	1***	1
		焼却灰(グローブボックス内)	1***	1
		焼却灰(二次廃棄物)	1***	1
	JNFL MOX 解体	焼却灰	1***	1
	JAEA 再処理 操業	可燃物	2	1
		難燃物	3	3
		ハル缶水	7	3
		不燃物Ⅰ(金属Ⅰ)	5	2
		不燃物Ⅱ(金属Ⅱ)	15	1
	JAEA 再処理 解体	可燃物Ⅰ(二次廃棄物)	3	2
		可燃物Ⅱ(廃棄体化処理)	2	1
		難燃物Ⅱ(廃棄体化処理)	3	3
		不燃物Ⅲ(金属(二次廃棄物))	1***	1
		不燃物Ⅴ(金属Ⅰ(廃棄体化処理))	5	2
	JAEA MOX 操業	不燃物Ⅰ(金属)	1***	1
	JAEA MOX 解体	不燃物Ⅲ(金属(二次廃棄物))	1***	1
		不燃物Ⅴ(金属(廃棄体化処理))	1***	1
4 (発熱性)	JNFL 再処理 操業	不燃物Ⅰ(機器廃品等)*	13	4
		不燃物Ⅰ(溶融炉)*	210	60
	JAEA 再処理 操業	不燃物Ⅳ(非金属Ⅱ)*	51	19
	JAEA 再処理 解体	難燃物Ⅰ(二次廃棄物)*	7	8
		不燃物Ⅶ(非金属Ⅱ(廃棄体化処理))*	51	19
	JAEA MOX 解体	可燃物Ⅰ(一次廃棄物)*	5	6
		可燃物Ⅱ(二次廃棄物)*	7	8
		難燃物Ⅰ(一次廃棄物)*	7	8
		難燃物Ⅱ(二次廃棄物)*	7	8

*25年後の発熱量が4W/本を越える廃棄体を発熱性廃棄体と定義
**海外返還固化体の保証値
***インベントリ(Bq)に基づき，原子力発電環境整備機構で算出
25年後の発熱量は原子力発電環境整備機構で算出

2)リン酸塩

平成25年度(日本原子力研究開発機構, 2014)整理した含有化学物質について、リン酸塩の情報を加えたものを表3.2.1-2に示す。

表3.2.1-2　対象廃棄物に含まれる化学物質量

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	化学物質			
			化学物質種	発生本数	1体当りの含有量	総重量
				本	kg/体	ton
2	JAEA 再処理 操業	ハル・エンドピース	セルロース	1,211	0.5	0.606
3	JNFL 再処理 操業	低レベル濃縮廃液Ⅰ(分析廃液)	硝酸塩※	6,272	185	1,160
		部分除染廃液Ⅰ(機器更新)		708	185	131
	JNFL 再処理 解体	系統除染廃液(施設廃止)		311	185	58
		部分除染廃液Ⅰ(施設廃止)		485	185	90
	JAEA 再処理 操業	溶媒洗浄廃液Ⅰ(ｱｽﾌｧﾙﾄ固化体(MA系))	ｱｽﾌｧﾙﾄ	16,155	147	2,375
			DBP等		0.162	2.6
			硝酸塩※		103	1,668
		溶媒洗浄廃液Ⅱ(スラリー固化体)		1,237	175	216
		溶媒洗浄廃液Ⅲ(リン酸廃液固化体)	リン酸塩	594	50	30
	JAEA 再処理 解体	二次除染廃液スラリー固化体	硝酸塩※	369	175	65

※:硝酸塩総重量3,388ton

平成25年度の検討において、リン酸塩の影響として、リン酸イオンとセメント水和物との反応によって、処分環境におけるリン酸イオン濃度は、10^{-9} mol/dm^3 オーダーとなることを示した(日本原子力研究開発機構, 2014)。日本原子力研究開発機構で整備している最新バージョンの熱力学データ(Kitamura et al., 2014)を用いて、リンの濃度を変化させて、液相中の支配的な放射性核種の溶存化学種を計算[1]したところ、リン酸イオン濃度が10^{-5} mol/dm^3 以下において、リン酸錯体が支配的にならなかった（最もリン酸錯体が支配的となる元素はSr)。このことから、リン酸塩が核種の溶解度や収着分配係数に及ぼす影響は小さいものと考えられる。

(2) 硝酸塩含有廃棄物の地層処分環境における熱反応暴走

硝酸塩を含有するアスファルト固化体は、酸化剤として作用する硝酸塩を、還元剤として作用するアスファルトにより固化したものであり、温度が蓄熱発火温度(以下、「SIT」 (Self-heating Ignition Temperature))を超えた場合には熱による反応暴走が発生すると予想される(長谷川ほか, 2002)。平成25年度の検討では地層処分環境において、熱反応暴走が発生するSITを超えないことを確認することが重要であることを指摘し、硝酸塩とアスファルトとの熱反応暴走についてはアスファルト固化体のSIT評価に必要な分析(示差走査熱量計による熱量測定等)が重要であることを示した(日本原子力研究開発機構, 2014)。既往の研究において、模擬アスファルト固化体の熱量測定が実施されているが、地層処分における一般的な温度条件である100℃以下[2]における微量な熱量測定は実施されていない。本研究では、深度1000mの温度条件を想定し、模擬アスファルト固化体の発熱特性に関わるデータを取得し、

[1] 化学平衡線図を作画することが可能なソフトウェアMEDUSAを使用 (https://www.kth.se/en/che/medusa)

[2] 第2次TRUレポートでは地表温度を15℃、地温勾配を3℃/100mとし、深度1000mに地層処分した場合の環境温度を45℃と想定している。また、坑道閉鎖後初期には廃棄体が発する熱により坑道内の温度が地温より上昇すると考えられるが、人工バリア変質抑制の観点から設計上限温度(セメント系材料：80℃、緩衝材：100℃)を考慮した坑道仕様が検討されている。よって、地層処分における一般的な温度条件を100℃以下とした。

その発熱特性を定式化することにより、地層処分環境にける熱反応暴走についての予備的な評価を行った。

1)模擬硝酸含有廃棄物の発熱特性の評価

①熱量測定装置による試験データの取得

平成25年度においては、示差走査熱量計による熱量測定を実施し、その適用性を確認したものの、定量的な評価を行うためには分析装置の精度、試験条件を検討する必要があることが示された。今年度は、熱量の測定感度が異なる3つ(mWオーダー、μWオーダー及びnWオーダー)の示差走査熱量計（装置名：Q2000, C80, TAMⅢ)を用いて、模擬アスファルト固化体の熱量測定を行った。使用した熱量測定装置の概要を表3.2.1-3に示す。Q2000及びC80は広範な温度条件においても測定可能であるが、nWオーダーの測定感度を持つTAMⅢについては、150℃までが測定の限度である。熱量測定に用いた試料は、16年前に核燃料サイクル開発機構がアスファルト固化処理施設の事故調査の一環として、小型エクストルーダ内でのアスファルトと塩の混練時における物理的挙動確認を目的として作製されたものである(鈴木・三浦, 1999)。

表3.2.1-3　分析に用いた熱量測定装置の概要

装置名	Q2000	C80	TAMⅢ
測定可能領域	～500℃程度	～300℃程度	15～150℃
感度	mWオーダー	μWオーダー	nWオーダー
選定理由	・過去にアスファルト固化体の発熱特性評価において実績がある。 ・Q2000は広範囲な温度領域を測定可能であり、C80は測定可能温度領域においてQ2000に劣るものの、その感度及び昇温速度(0.01℃/minで昇温可能)においてQ2000よりも優れる。		・150℃より高い温度領域の測定は不可能であるが、非常に高感度な熱量測定装置であり、地層処分における温度条件(深度500m：30℃程度、深度1000m：45℃程度)における熱量測定に優れる。
昇温速度	10℃/min	0.2℃/min及び 0.01℃/min	2℃/hr (約0.03℃/min)

後記する発熱速度式パラメータ算定に使用したC80による熱量測定結果、及び地層処分における温度条件付近を高感度に測定したTAMⅢによる熱量測定結果を代表的な例として、図3.2.1-1及び図3.2.1-2に示す。図3.2.1-2にはTAMⅢとC80による結果を比較するため図3.2.1-1の40～240℃領域を拡大したものを併せて示した。

TAMⅢの測定結果(黒線)は、感度が非常に高いため発熱量の温度に伴う変化が、非常に滑らかであるのに対し、C80の測定結果は振動している。両分析結果共に約90℃を超える温度から試料の吸熱が確認されている。アスファルト自体の軟化点が85±5℃であること、熱重量測定により100℃付近の質量減少及びガス質量分析にて分子量18のピークを確認していることから、アスファルトの軟化や試料内に含まれる水分の蒸発によるものと推定される。また、両分析結果より120℃を超える条件から僅かに発

熱する傾向があること、C80(0.01℃/min)から主たる発熱は約230℃付近からであることが観察された。

本研究で実施した熱量測定の結果、試料の総発熱量は、Q2000から1725.7J/g(3回の測定から算出)、C80(0.01℃/min)から1150.6J/gと算出された。この原因として、試料の不均一性によるもの、及びQ2000の反応終了温度約500℃に対しC80(0.01℃/min)では約300℃と低いことから、300℃以上の高温において発熱反応の素過程がさらに進んだことが考えられる。

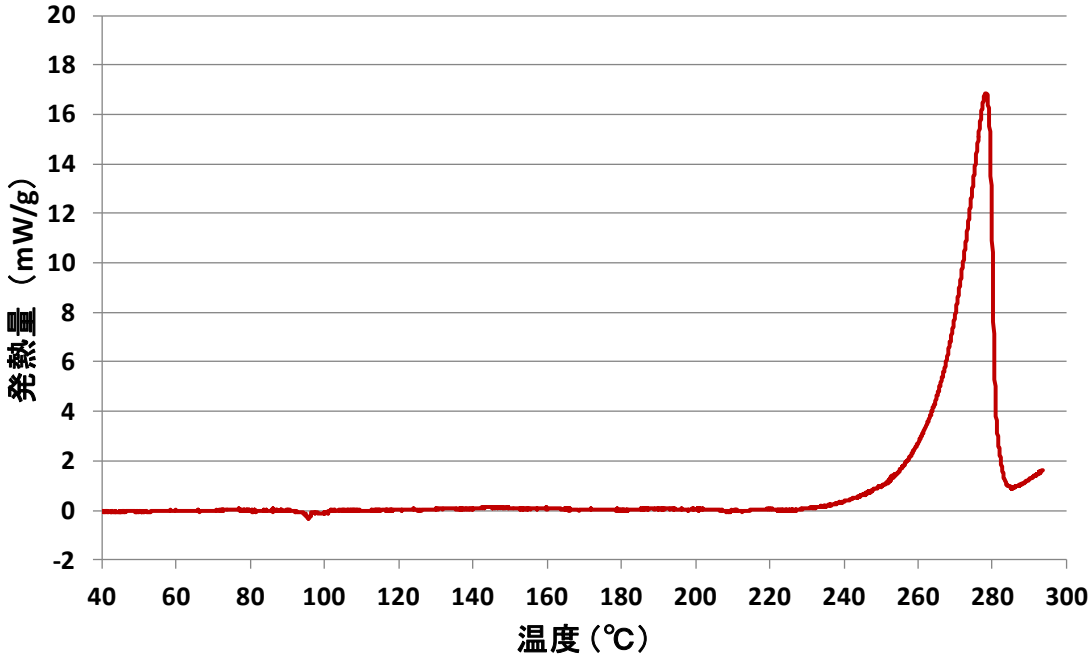


図3.2.1-1　C80(0.01℃/min)熱量測定結果

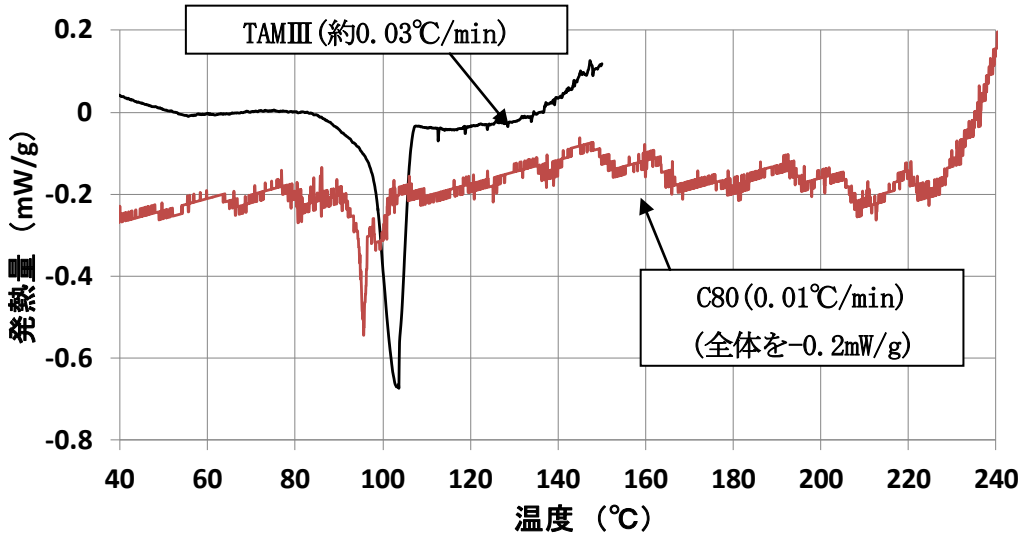


図3.2.1-2　TAMⅢ(約0.03℃/min)(黒線)及び
C80(0.01℃/min)(赤線)による熱量測定結果

②アスファルト固化体の発熱特性の定式化

①で実施した測定のデータに基づき発熱特性を定式化する。発熱特性の定式化には、式3.2.1-1に示すアレニウスの速度則に従う発熱速度式を用いる。アレニウスの速度則に従う発熱速度式は、アスファルト固化処理施設火災爆発事故の原因究明のために行われた調査・研究で、ドラム缶スケールのアスファルト固化体の温度解析において数多く使用され、アスファルト固化体作製時から熱反応暴走に至る時間(挙動)を再現できることからその有用性が示されている(例えば、藤根・今本, 1999)。

$$S(W/m^3) = \rho_{aw} \cdot \Delta H \cdot A \cdot \exp(-E/(RT)) \qquad \text{式3.2.1-1}$$

ここで、ρ_{aw}(kg/m³):模擬固化体密度、⊿H(J/kg):初期反応物質の単位重量あたりの反応熱、A(1/s):反応速度定数、E(J/mol):活性化エネルギー、R:気体定数である。本研究では、式3.2.1-1に反応物の減少を考慮するためx:反応率を導入し、以下に示す式3.2.1-2を定義した。

$$S(W/m^3) = \rho_{aw} \cdot (1-x) \cdot \Delta H \cdot A \cdot \exp(-E/(RT)) \qquad \text{式3.2.1-2}$$

$$x = Q/Q_{all} \qquad (Q_{all} = D_{aw} \cdot \Delta H \qquad Q = \int S dt \quad (Q \geqq Q_{all} \text{のとき} S = 0))$$

上記、発熱速度式のパラメータである⊿H(初期反応物質の単位質量あたりの反応熱)、A(反応速度定数)及びE(活性化エネルギー)はそれぞれ1.1506×10^3(J/g)、2.69×10^{22}(1/s)及び2.85×10^5(J/mol)を用いる。これらは図3.2.2-1の測定から得られたものであり、A及びEはアレニウスプロットを作成し主たる発熱が開始する230℃付近からの一次近似式より算出した。

2) 地層処分環境における熱反応暴走に関わる予備評価

1)にて算定した発熱速度式を用いて、硝酸塩含有廃棄物であるアスファルト固化体を地層処分した場合の熱反応暴走の可能性について、予備的な評価を行った。式3.2.1-3に示す非定常の熱伝導方程式を解くことにより、処分施設及びアスファルト固化体の温度変化を計算し、熱反応暴走の可能性を評価した。

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho C T) = \nabla(k \nabla T) + S \qquad \text{式3.2.1-3}$$

ここで、ρ(kg/m³):媒体の密度、C(J/kg/K):媒体の比熱容量、k(W/m/K):媒体の熱伝導率、S(W/m³):媒体内の熱源、T(K):媒体の温度である。処分施設におけるアスファルト固化体の定置領域において式3.2.1-3のSを1) で求めた発熱速度式(式3.2.1-2)を用いることで、熱反応暴走に関わる評価を行うことができる。式3.2.1-3について解析解を得ることは困難であるため、数値解析法の一つである有限要素法の汎用解析コードCOMSOL Multiphysics®(以下、「COMSOL」, http://www.kesco.co.jp/comsol/)を用いて計算を行った。

想定した地層処分の設定は第2次TRUレポートのレファレンスケースである深度1000m、硬岩系岩盤、円形断面である。

①解析条件

a. 解析体系

アスファルト固化体は200Lドラム缶(φ0.6×0.9m)に充填され、処分時には4本毎にパッケージング(□1.5×1.1m)されることを想定している。第2次TRUレポートの深度1000m、硬岩系岩盤、円形断面ケースでは、この廃棄体パッケージをφ12mの処分坑道断面当たり40個定置することが示されている。解析では、図3.2.1-3に示すように、処分坑道を無限円筒として坑道断面当たり40個の廃棄体パッケージが定置されている連続坑道を想定した。水平方向は第2次TRUレポートに記載されている坑道中心間の距離の半分(36.6/2＝18.3m)、垂直下方向は境界の影響が出ない十分な距離として1500mを設定した。評価点は坑道中心(評価点A)及び、坑道壁面から最も近い(坑道壁面から約0.42m)廃棄体領域の位置(評価点B)を設定した。なお、後記するd. 温度条件(b) 外部からの熱の寄与の解析では、計算精度向上のため図3.2.1-3に示すメッシュよりも細かいメッシュ設定(最大要素サイズ：0.1m(図3.2.1-3は最大要素サイズ：0.5m))にて実施した。また、式3.2.1-3が示すように、地下水流動による冷却の効果は本解析には反映されていない。

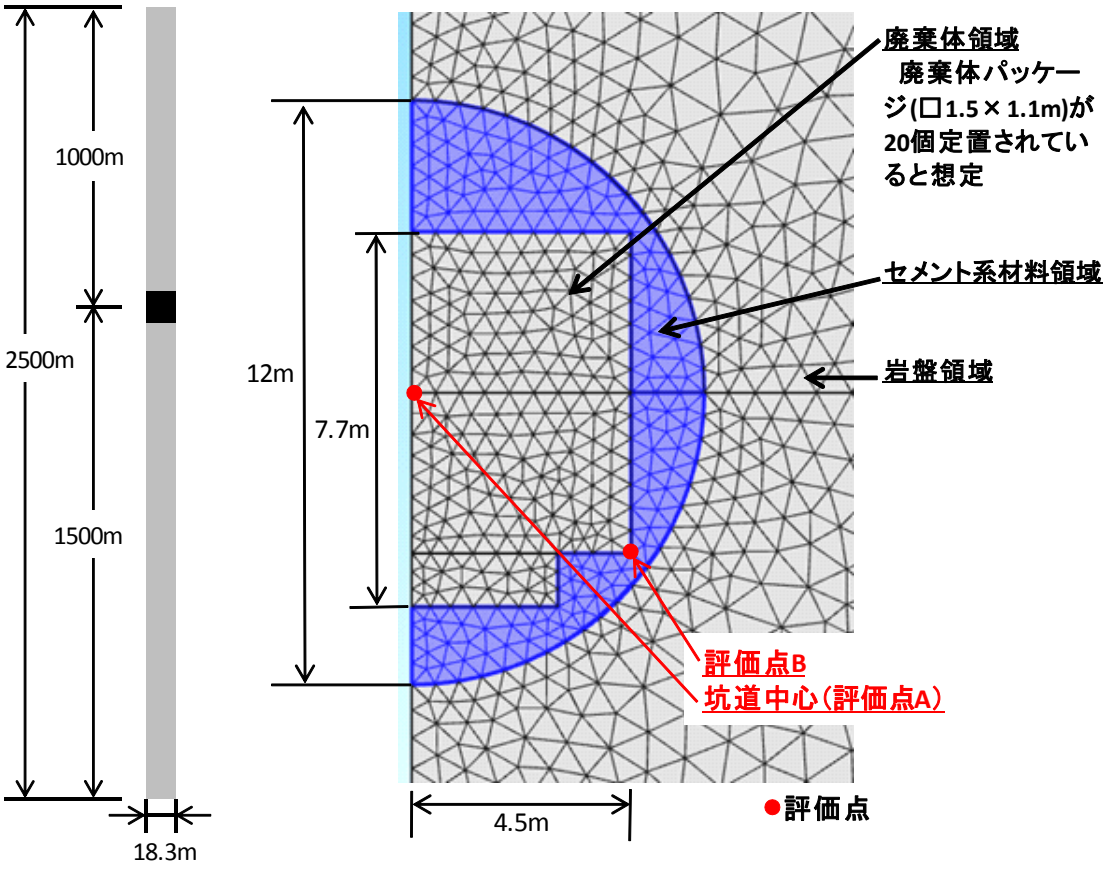


図3.2.1-3　温度解析体系（左：全体図、右：坑道付近拡大）

b. 発熱条件

発熱は廃棄体領域が全てアスファルト固化体とし1) で定式化した発熱速度式(式3.2.1-2)に従うと仮定した。

c. 体系を構成する材料の物性値

解析に必要な物性値は、式3.2.1-3示すように密度、比熱容量、及び熱伝導率である。これらの物性値については、様々なレポートでその報告値がある（例えば、日本機械学会, 2013；日本熱物性学会, 2008；Haynes, W. M., 2014）。アスファルト固化体は硝酸塩との混合物であり、上述したレポートでの報告値は存在しないため、アスファルト固化処理施設火災爆発事故の原因究明のために行われた調査・研究(例えば、藤根・今本, 1999)で検討された値を設定した。セメント系材料や岩盤については、第2次TRUレポートのセメント系材料及び岩盤の物性値を設定した。設定値を表3.2.1-4に示す。

表 3.2.1-4　温度解析における各構成要素の物性値

熱特性		値	出典
アスファルト固化体（廃棄体領域）	密度[kg/m^3]	1300	藤根ほか（1999）
	比熱容量[J/kg/K]	732+2.37T　(T[K])	藤根・今本（1999）
	熱伝導率[W/m/K]	0.35	
セメント系材料	密度[kg/m^3]	2350	第2次TRUレポート
	比熱容量[J/kg/K]	1050	
	熱伝導率[W/m/K]	2.56	
岩盤	密度[kg/m^3]	2670	
	比熱容量[J/kg/K]	1000	
	熱伝導率[W/m/K]	2.8	

d.温度条件

(a)SITの把握

アスファルト固化体のSITの把握を目的に、過酷な条件として熱損失が起こらない場合を想定し、解析体系を温度一定及び境界全てを断熱とした温度解析を実施した。実施した温度は80、120、170、185、186℃である。

(b)外部からの熱の寄与

外的要因による熱の寄与として、断層活動による摩擦熱を想定した温度解析を実施する。断層活動の発生する場所は坑道壁面とし、坑道壁面が瞬時に350、500、1000、1500℃まで上昇する4ケースについて実施した。これら条件は、野島断層の研究(断層内の熱変質層厚約10cmが5分間、300℃以上の高温に晒されたと推定(福地ほか, 2003))、中国Fuyun断層の研究(1450℃の推定摩擦溶解温度(Lin, 1994))を参考にした。断層活動による摩擦熱の発生継続時間は比較的短いと考えられるものの、坑道壁面は温度固定境界として温度解析を行った。

解析体系における初期温度は、第2次TRUレポートを参考に、地表温度：15℃、温度勾配：3℃/100mとした。

②解析結果

a. SITの把握

図3.2.1-4に各温度条件における坑道中心の温度変化を示す。185℃以上において坑道中心の温度上昇が確認され、熱反応暴走のような急激な温度上昇に至る温度は186℃であった。本温度解析は体系全ての温度を一定とし、熱損失を考慮してないため（境界が全て断熱）、実際の処分坑道閉鎖後とは条件が異なるが、過酷な条件であることから、SITの保守的目安として185℃付近と評価した。また、185℃未満であれば温度上昇に至らないことから、第2次TRUレポートにて想定されている深度1000m、硬岩系岩盤、円形断面の処分坑道仕様にてアスファルト固化体が熱暴走反応に至る可能性は低いと考えられる。

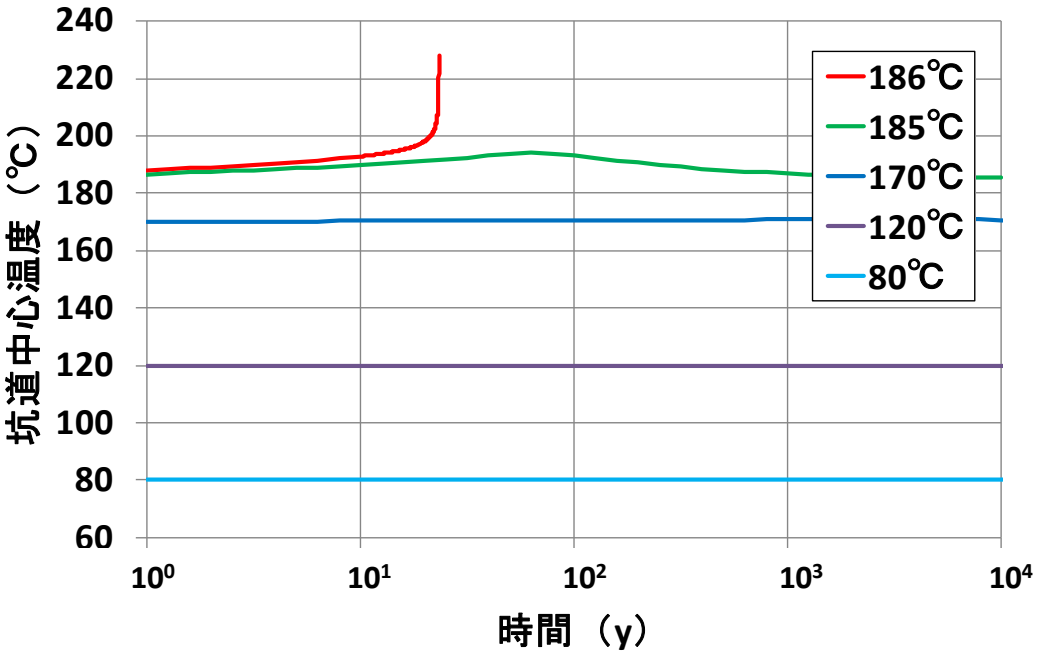


図3.2.1-4 温度一定及び断熱境界における坑道中心の温度変化

b. 外部からの熱の寄与

図 3.2.1-5 に最も坑道壁面との距離が近い評価点 B(図 3.2.1-3 参照, 坑道壁面から約 0.42m)の温度変化を示す。坑道壁面を温度固定境界とし 24 時間温度を保持した結果、350℃及び 500℃の場合、緩やかな温度上昇のみであり、熱反応暴走に至っていないことが示された。1000℃及び 1500℃場合、それぞれ約 17 時間後及び約 12 時間後において急激な温度上昇が見られ、外部からの熱の寄与により熱反応暴走に至っていることがわかる。また、外部熱源の温度が異なることから評価点 B の温度上昇の程度は異なるものの、どちらも 300℃付近を超える温度から熱反応暴走が起こった。

全てのケースにおいて、評価点 B の温度上昇は約 3 時間後から顕著となる。坑道壁面が今回の解析ケースで最も高温の 1500℃の場合でも 3 時間後の温度上昇は約 9℃であった。これは人工バリア(セメント系材料)の熱特性に起因する特徴である。天然バリア(岩盤)の熱特性も同様であると考えると(表 3.2.1-4 参照)、熱源が坑道壁面から離れた位置に発生した場合、アスファルト固化体の熱反応暴走を誘発するためにはさらに長時間、温度が維持される必要がある。このような特徴は今後、アスファルト固化体の熱反応暴走に関する安全評価において、外部からの熱の寄与による熱反応暴走誘発の可能性(シナリオ)を考える上で、熱源発生位置及び熱の寄与が継続する時間についての情報が重要である

ことを示唆している。現状の知見では、外部からの熱の寄与により熱反応暴走が誘発されるような熱源の発生は考えにくいが、今後情報を集め検討を進める。

仮に、図 3.2.1-3 に示す坑道仕様において、坑道外部にアスファルト固化体の熱反応暴走を誘発するような高温の熱源が発生するような可能性(シナリオ)を完全に否定できないとしても、温度解析により得られる情報から適切な坑道仕様を検討することで、熱の影響を緩和し、熱反応暴走を抑制することができると考えられる。例えば、熱源発生位置とアスファルト固化体の距離が重要であるという観点から①坑道半径を拡張する、②坑道壁面に近い場所にはダミー廃棄体パッケージ(廃棄物を含まず、セメント系材料のみが充填された廃棄体パッケージ)を置く等の対策をとることが可能である。

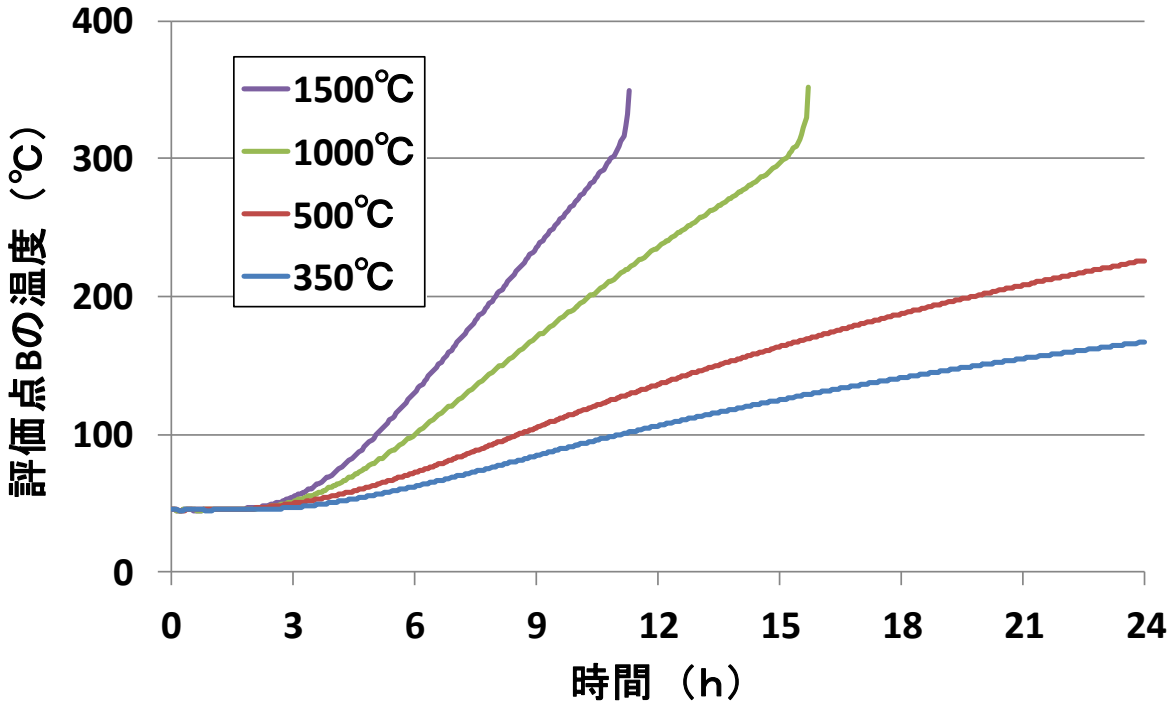


図 3.2.1-5　坑道壁面からの熱の寄与による評価点 B の温度変化

以上の予備的解析から、アスファルト固化体の熱影響に対する挙動として以下のような特徴を把握することができた。

- アスファルト固化体の熱反応暴走に関する安全評価において、暫定的な SIT として 185℃が示された。
- 処分坑道に近い場所で高温の熱源が発生した場合、アスファルト固化体は熱反応暴走に至る可能性がある。しかし、そのような熱源の発生シナリオは現時点で考えにくく、処分場閉鎖に外部からの熱の寄与によりアスファルト固化体が熱反応暴走に至る可能性は低いと言える。

ただし、上記に示した特徴は温度解析体系(図 3.2.1-3)や発熱速度式(式 3.2.1-2)、環境温度条件等、不確実性及び仮定を含むものであり、温度解析体系の詳細化、他物理現象との連成、確証性の高い発熱速度式等の検討を進め、処分場閉鎖後におけるアスファルト固化体の熱的挙動についてより確証性の高い解析を行う必要がある。

3.2.2 廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価

3.1節で述べたとおり、廃棄物由来の影響因子のうち硝酸塩について、平成19年度から平成24年度にかけて経済産業省の委託事業「硝酸塩処理・処分技術高度化開発」(日本原子力研究開発機構, 2008～2013b)が実施され、ニアフィールド環境への硝酸塩の影響評価技術開発が進められた。ニアフィールドの化学環境において、廃棄物から溶出した硝酸イオン(NO_3^-)は、処分施設内の金属との反応、岩石中の鉱物との反応及び微生物との反応により、亜硝酸イオン(NO_2^-)、アンモニア(NH_3)及び窒素ガス(N_2)に変遷しながらニアフィールド中に広がっていくことが想定されたため、これらの反応モデルを考慮した硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON：Model for Nitrate Evolution due to mineral reaction, microbial activity and metal corrosiON)が構築されている(日本原子力研究開発機構, 2013b)。本節では、この構築された硝酸イオン変遷挙動評価モデルの信頼性向上を目的とする確証試験の成果、及び室内実験を補完するための天然事例(ナチュラルアナログ)の活用について記載する。

(1) 硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON)の概要

硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(以下、NEON)の概念図を図3.2.2-1 に示す。NEONは金属、鉱物及び微生物の作用による硝酸イオンの化学的変遷挙動に基づき、化学反応とその反応速度がモデル化されている。

硝酸イオンと金属との反応はアルカリ条件における炭素鋼の腐食に関する研究成果(本田ほか, 2006, 2009, 2011)、鉱物との反応は密封されたアンプル内の硝酸と黄鉄鉱の反応試験(日本原子力研究開発機構, 2012)、微生物との反応は密封されたアンプル内の硝酸と微生物の反応試験及びスウェーデンÄspö 地下研究所での原位置試験(Masuda et al., 2013)に基づいている。これらの反応モデルを米国地質調査所が開発、公開しているPHREEQCコード(Appelo,C.A.J., 2013)に実装している。さらに、PHREEQCと3次元の物質輸送計算コードを連成させたPHASTコード(Parkhurst et al., 2010)を用いることにより、2次元もしくは3次元体系における硝酸イオンの変遷挙動を計算できる。それぞれの反応モデルについては個別に実験結果や天然事例(農肥料の硝酸塩による地下水汚染の事例)と比較され、解析結果が実験結果と概ね一致することが確認されている(日本原子力研究開発機構, 2013b)。ただし、鉱物反応モデルの80℃以下の反応速度に関しては、80℃以上の試験結果から外挿して算出されている。TRU廃棄物処分施設の環境が80℃以下であることから、この反応速度式が実際の地層処分環境においても適用可能であるか検討が必要である。また、長期的な硝酸塩挙動に対するNEONの信頼性向上を図るためにはナチュラルアナログを活用していくことが有効と考えられる。

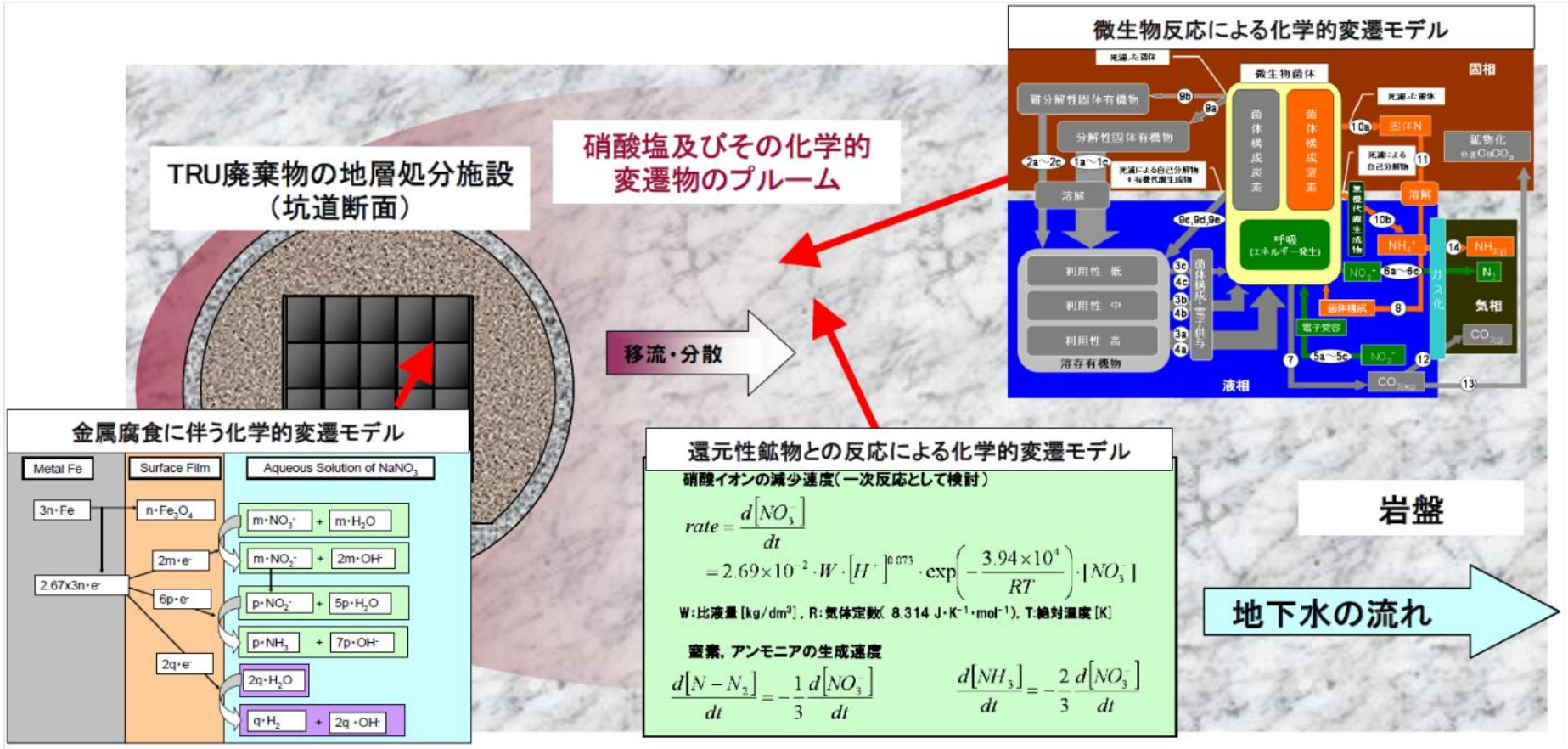


図3.2.2-1　硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON)の概念(日本原子力研究開発機構, 2013b)

(2) 信頼性向上のための確証試験

NEONの信頼性向上のため、確証試験として、1)アンプル試験、2)カラム試験、3)ナチュラルアナログの活用の3つの試験を実施した。

1)アンプル試験

鉱物反応モデルの80℃以下の低温環境における信頼性向上のため、モデル構築を実施した「硝酸塩処理・処分高度化開発」(日本原子力研究開発機構, 2012)に準じた手法でアンプル試験を実施した。また、試験結果から鉱物反応モデルに用いている各種パラメータの妥当性を検証した。

①試験条件

試験に使用する溶液組成やアンプル作製手順は硝酸塩処理・処分高度化開発(日本原子力研究開発機構, 2012)と同様とした。黄鉄鉱はナバフン(スペイン)産黄鉄鉱を使用し、粒径0.032～0.063 mmに粉砕・分級した。表面酸化膜及び不純物除去のため、高純度アルゴンガスグローブボックス（酸素濃度1 ppm以下, 窒素濃度100 ppm以下）内にて0.01 mol/dm^3 塩酸中で5分間超音波洗浄した後、イオン交換水で水洗した。その後、さらにエタノール置換して粗乾燥し、7日間静置して風乾することで表面吸着した酸素と窒素を脱着処理した。なお、比表面積は0.38 m^2/gであった。

pH2、4及び5の緩衝溶液は以下の通り調製した。なお、溶液調製には高純度アルゴンガスグローブボックス内で脱酸素処理をしたイオン交換水を用いた。

pH2　：0.01 mol/dm^3 塩化カリウム溶液に塩酸を添加し、pHを2に調整

pH4,5 ：0.04 mol/dm^3 酢酸、リン酸、ホウ酸混合溶液に水酸化ナトリウムを添加し、pHを4または5に調整

高純度アルゴンガスグローブボックス内にてアンプルに表3.2.2-1に示す試験条件となるよう、硝酸ナトリウム、緩衝溶液、黄鉄鉱を封入し、恒温槽にて所定の温度、所定の期間保持した。各試験期間経過後、アンプルを開封し、気相及び液相について以下の項目について分析を実施した。分析手法は硝酸塩処理・処分高度化開発(日本原子力研究開発機構, 2012)と同様とした。

気相：窒素濃度、亜酸化窒素濃度、アンモニア濃度

液相：pH、硝酸イオン濃度、亜硝酸イオン濃度、アンモニア濃度、硫酸イオン濃度、酢酸イオン濃度

表 3.2.2-1　アンプル試験条件一覧

NO_3^-濃度	黄鉄鉱と溶液の比	pH	温度	期間
0.04 mol/dm^3	0.5 g/cm^3	2	60℃	30 日、60 日、90 日
		4	50℃	30 日、60 日、90 日
			60℃	30 日、60 日、90 日
			70℃	30 日、60 日、90 日
		5	60℃	30 日、60 日、90 日
0 mol/dm^3		4	60℃	30 日、60 日、90 日
0.04 mol/dm^3	0 g/cm^3	4	60℃	30 日、60 日、90 日

NEONを用いた解析は、PHREEQCにNEONを実装して実施した。熱力学データベースは日本原子力研究開発機構の熱力学データベースのうち、050700c0.tdb(Arthur et al., 2005)を用いた。酢酸の熱力学データに関しては、英国の熱力学データベースHATCHES(Heath et al., 2011)より追加した。なお、硝酸イオンの酸化還元反応は速度論的な計算を行うため、硝酸イオン及びその変遷物(NO_3^-, NO_2^-, NH_3等)は別

途定義し、化学平衡計算スキームからは除いた。また、本条件ではNEONの金属反応及び微生物反応は起きないものとした。

②試験結果

試験の結果、水相成分は表3.2.2-2に示す通りとなった。いずれの条件下でも亜硝酸イオンは検出されず、アンモニアは試験期間が長くなるとともに若干であるが増加する傾向をを示した。しかし、試験温度の上昇に伴うアンモニア濃度の増加は確認されなかった。また、気相成分はいずれの条件でも検出下限値未満(N_2:<1×10^{-6} mol、NH_3:<5×10^{-7} mol、N_2O: <9×10^{-6} mol)であり、硝酸イオンと黄鉄鉱の反応により生じる窒素ガスは確認されなかった。このことから、70℃以下において硝酸イオンと黄鉄鉱の反応を確認するには、90日より長い期間を設定して試験を実施する必要がある。

表3.2.2-2　アンプル試験溶液分析結果

Run No.	供試材条件	溶液条件				分析結果						
	固液量	pH	NO_3^-	温度	期間	pH	Eh	NO_3^-	NO_2^-	NH_4^+	SO_4^{2-}	酢酸ｲｵﾝ
	[kg/dm^3]		[mmol/dm^3]	[℃]	[日]		[mV]	[mmol/dm^3]				
1	0.5	2	40	60	90	3.8	+36	39	<0.2	0.3	0.4	－
2	0.5	4	40	50	90	4.5	+51	38	<0.2	0.1	0.4	31
3	0.5	4	40	60	90	4.5	+66	39	<0.2	0.2	0.6	33
4	0.5	4	40	70	90	4.5	+41	39	<0.2	<0.1	0.4	33
5	0.5	5	40	60	90	5.2	+54	39	<0.2	0.1	0.5	28
6	0.5	4	0	60	90	4.4	+33	<0.1	<0.2	<0.1	0.3	31
7	0	4	40	60	90	4.2	−1	39	<0.2	<0.1	0.1	33
8	0.5	2	40	60	60	2.7	+44	40	<0.2	0.3	0.5	－
9	0.5	4	40	50	60	4.4	+35	40	<0.2	0.2	0.2	31
10	0.5	4	40	60	60	4.4	+23	39	<0.2	<0.1	0.4	31
11	0.5	4	40	70	60	4.4	+18	41	<0.2	<0.1	0.3	32
12	0.5	5	40	60	60	5.2	−17	40	<0.2	0.1	0.5	29
13	0.5	4	0	60	60	4.2	+8	<0.1	<0.2	<0.1	0.4	31
14	0	4	40	60	60	4.2	−49	41	<0.2	<0.1	<0.1	32
15	0.5	2	40	60	30	2.1	+24	39	<0.2	0.1	0.4	－
16	0.5	4	40	50	30	4.1	+24	40	<0.2	0.1	0.5	31
17	0.5	4	40	60	30	4.4	−12	40	<0.2	<0.1	0.4	30
18	0.5	4	40	70	30	4.4	+11	42	<0.2	<0.1	0.4	31
19	0.5	5	40	60	30	5.1	+14	41	<0.2	<0.1	0.6	29
20	0.5	4	0	60	30	4.2	+5	<0.1	<0.2	0.1	0.4	31
21	0	4	40	60	30	4.2	−82	42	<0.2	<0.1	<0.1	31

pH 4、60℃における試験結果とNEONを用いた解析結果を図3.2.2-2に示す。図中の直線は解析結果、プロットは試験結果を示している。NEONによる解析結果からは試験期間に伴うアンモニア濃度の増加が見られる。一方で、試験結果からはこの条件に限らず、今回の試験条件下ではアンモニア濃度の明確な増加は見られなかった。このことは、NEONの鉱物反応の反応速度式は70℃以下の温度環境には適用が困難であることを示している。80℃以上における反応速度の温度依存性はアレニウスプロットより求められているが、本試験結果から、70℃から80℃の間に反応速度の温度依存性が変化する点があることが想定される。そのため、80℃未満の温度における鉱物と硝酸イオンの反応速度の温度依存性を

アレニウスプロットより求め、NEONの鉱物反応モデルを低温環境に適合するように改良する必要がある。

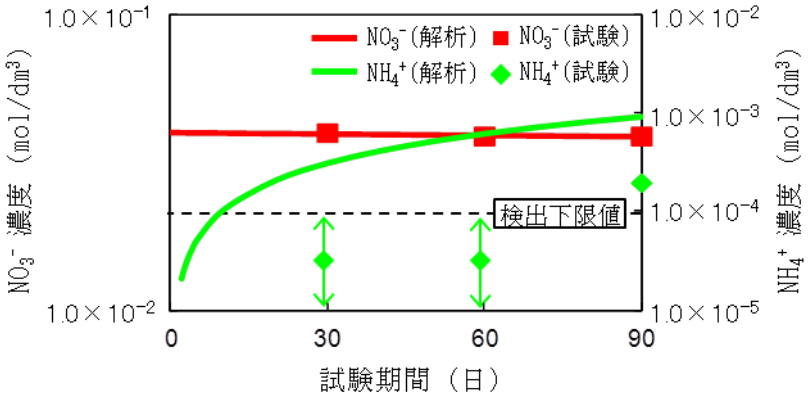


図3.2.2-2　pH4、60℃における試験結果とNEONによる解析結果の比較

2)カラム試験

地層処分環境を模擬したカラムにより硝酸イオンの変遷を実験にて確認するカラム試験を実施した。本年度は1次元カラム試験装置を設計・試作し、拡散条件における硝酸イオンの変遷試験を実施した。また、試験結果をNEONによる解析結果と比較した。

①カラムの仕様

カラムの外観及び概要図を図3.2.2-3に示す。内径23 mmφ、長さ15 cmのカラムと長さ3 cmのサンプリング用ポートを交互に繋ぎ、カラム3段、ポート2個を連結させ、端部には長さ2 cmのカラムエンドを取り付けた。カラムは内部をテフロンコートしたSUS316L配管を使用した。カラム、サンプリングポート及びカラムエンドの連結部はバイトンゴム製Oリング及びテフロンメッシュ(目開き0.2 mm)を間に挟み、ブチルゴムテープを連結部の上から巻き、クランプにより固定した。Oリングとゴムテープによってガスや試験液のリークを防ぎ、テフロンメッシュにより黄鉄鉱の流出を防ぐ仕組みとした。



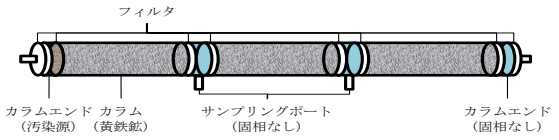


図3.2.2-3　カラムの外観及び概要図

②試験条件

試験条件を表3.2.2-3に示す。使用する溶液や試薬等はアンプル試験と同一とした。高純度アルゴンガスグローブボックス内にてカラムに黄鉄鉱粉砕物を充填し、カラム、サンプリングポート及び一方のカラムエンドを連結させ、試験溶液(pH4緩衝溶液)を通水してカラム内部を飽和させた。その後、他方のカラムエンドに汚染源として硝酸ナトリウムを充填し、試験溶液で湿潤させた後カラムと連結させて密閉した。この状態で所定の期間、恒温槽にて80℃に維持した。なお、黄鉄鉱の充填率は約32%、固液比は2.36 kg/dm³となった。

表3.2.2-3　カラム試験条件

汚染源	pH	温度	期間
$NaNO_3$	4	80℃	30 日、60 日、90 日
無し			90 日

所定の期間経過後、各サンプリングポート及びカラムエンドより試験溶液を採取し、pH、硝酸イオン、亜硝酸イオン、アンモニア、ナトリウムイオン、硫酸イオン及び酢酸イオン濃度について分析した。pHについては半導体電極を用いて測定し、各成分はイオンクロマトグラフを用いて測定した。

NEONを用いた解析は、PHREEQCにNEONを実装して実施した。熱力学データはアンプル試験の解析に用いたものと同一のものを使用した。拡散係数は文献(佐藤ほか, 1992)を参考に、水の実効拡散係数2.27×10^{-9} m^2/s(25℃)に対し温度依存性を考慮して80℃の際の値に補正し、5.85×10^{-9} m^2/sとした。

③試験結果及び解析結果との比較

試験結果を表3.2.2-4に示す。また、NEONによる解析値との比較図を図3.2.2-4に示す。30日の時点でNa^+濃度及びNO_3^-濃度がカラム内でほぼ均一(約0.5 mol/dm^3)になっていた。これは、カラムへの黄鉄鉱粉末の充填率が約32%と低めであったためカラム内の物質が拡散しやすい状態となり、30日以内に汚染源の成分がカラム全体に拡散したものと考えられる。また、カラム組み立て時に少量ながら試験液を汚染源側から圧入したことや、試験後のカラム運搬時や溶液採取時にカラム内溶液が撹拌された可能性があることも原因の一つとして考えられる。現在はグローブボックス内にて振動充填により黄鉄鉱を充填しているが、今後、黄鉄鉱の充填率を向上させることや移流を抑制する材料を混合させることなど、試験手法の改良を検討することが必要である。

表3.2.2-4　カラム試験溶液分析結果

試験条件			分析結果					
$NaNO_3$量	試験期間	距離	pH	Na^+	NO_3^-	NH_4^+	SO_4^{2-}	酢酸ｲｵﾝ
[g]	[日]	[cm]		[mol/dm^3]	[mol/dm^3]	[$mmol/dm^3$]	[$mmol/dm^3$]	[$mmol/dm^3$]
10	30	17	4.1	0.54	0.49	0.04	2.4	33
		35	4.0	0.56	0.51	0.07	2.6	33
		53	4.1	0.49	0.47	0.03	3.1	33
	60	17	4.1	0.34	0.55	0.03	3.3	32
		35	4.1	0.58	0.62	0.05	2.4	33
		53	4.0	0.55	0.39	0.07	2.6	32
	90	17	4.0	0.49	0.57	0.08	2.8	32
		35	4.2	0.49	0.54	0.06	4.2	33
		53	4.1	0.57	0.42	0.05	3.1	33
なし	90	17	4.0	0.10	0.002	0.01	1.5	33
		35	3.9	0.08	0.005	0.01	2.4	32
		53	4.0	0.08	0.002	0.02	2.1	33

NEONによる90日経過時の解析結果と試験結果を比較すると、硝酸イオンはほぼ同様の濃度(約0.5 mol/dm^3)となっているのに対し、アンモニア濃度は解析結果より試験結果が極めて低い濃度となった。アンモニアは気体及び液体の状態で存在すると考えられるが、試験温度が80℃と高温であったため、アンモニアが気体成分としてカラム外に漏洩し、試験後の溶液にアンモニアが残っていなかった可能性がある。

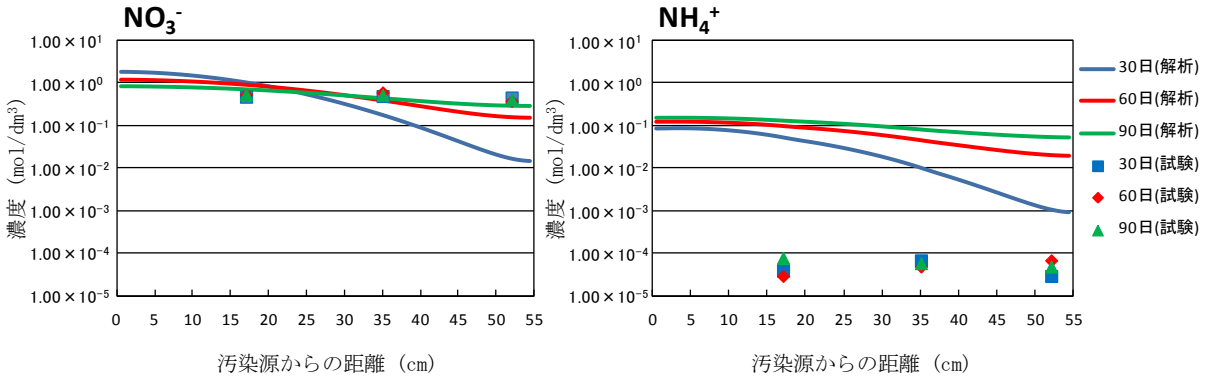


図 3.2.2-4　カラム試験結果と解析結果の比較

(3) ナチュラルアナログ事例の活用

長期的な硝酸塩挙動に対する NEON の信頼性向上を図るためにはナチュラルアナログを活用していく必要がある。硝酸イオンの変遷に関するナチュラルアナログ事例として、農業用肥料や硝酸含有廃液による地下水汚染が考えられる(Appelo and Postma, 2005, Nützmann et al., 2005, Stumm and Morgan, 1996)。本年度はロシアのカラチャイ湖及び広島県生口島(いくちじま)の硝酸性窒素汚染事例に着目し、NEON の確証に用いることが可能か検討した。また、生口島の事例については NEON を用いた解析を実施した。

1) カラチャイ湖の事例

カラチャイ湖周辺地図及び硝酸性窒素汚染状況を図 3.2.2-5 に示す。カラチャイ湖はロシア南西部の南ウラル地方にある湖である。この湖は、Mayak 生産連合により放射化学プラントで発生する硝酸塩を多量に含む放射性廃液が投棄され、周辺地域の地下水が硝酸性窒素や放射性核種で汚染された。

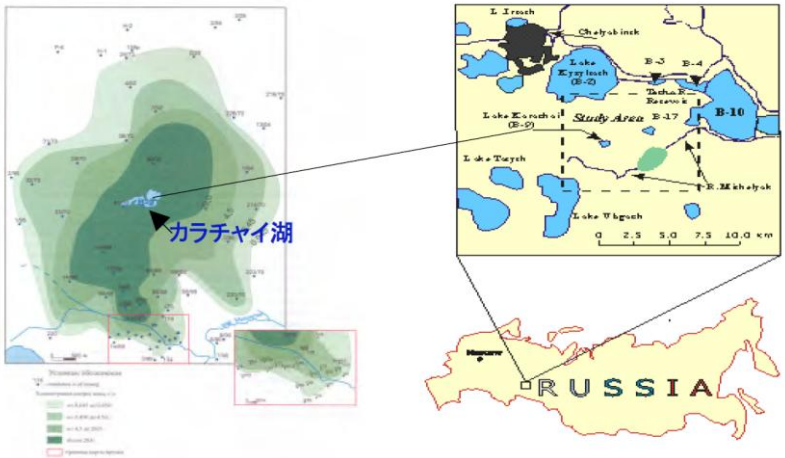


図 3.2.2-5　カラチャイ湖周辺地図及び硝酸性窒素汚染分布(緑色は硝酸イオン濃度の濃淡)
(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010a)

この周辺地域に関しては、平成 17 年度～平成 21 年度に実施された経済産業省の委託研究「地層処分技術調査等 地球化学バリア有効性確証調査」(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2006, 2007)「放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 地球化学バリア有効性確証調査」(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2008a, 2009a, 2010a)にて、地下水や岩石の分析、硝酸塩プ

ルームの移行評価、コロイド生成による放射性核種の移行への影響評価などが実施されている。また、「放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 重要基礎技術研究調査」(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2008b, 2009b, 2010b, 2011～2013)にて、脱窒に関与する微生物について調査されている。

約 80 個の観測孔井で硝酸イオン等の濃度が複数年にわたり分析・定量されている。また、複数の観測孔井で脱窒に関する機能性遺伝子を持つ微生物の存在が確認されている(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2013)。しかしながら、カラチャイ湖からの硝酸イオン汚染地下水プルームは 2008 年時点でも広がり続けており、周辺地域の硝酸イオン濃度は年々増加傾向にある(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010a)。そのため硝酸イオン濃度の顕著な減少等、脱窒により硝酸イオンが還元された痕跡を示すデータは確認されていない。よって、この事例は硝酸イオンの拡散挙動を確認するのには有用であるが、NEON の確証性を示すために用いるには現状ではデータ不足と判断し、NEON による解析を実施しないこととした。

2) 広島県生口島の事例

生口島と調査地域を図 3.2.2-6 に示す。生口島は広島県尾道市瀬戸田町にある瀬戸内海上の、総面積 32.7 km^2、最高標高 472.3 m の花崗岩を基盤としている島である。果樹園面積が島の 40%を占め、施肥に伴う河川水及び地下水の硝酸性窒素濃度の上昇が報告されている(斎藤ほか, 2005)。生口島の南西部に位置する宮原地区において、下流側の地下水において硝酸性窒素濃度の減衰、pH の上昇、Eh の低下及び炭酸由来の炭素濃度増加が確認されている。硝酸性窒素濃度の減衰が肥料の施肥による窒素負荷量の変動や、海水や降雨水による希釈からは説明ができないことや、pH の上昇、Eh の低下及び炭酸由来の炭素濃度増加より、微生物活動による硝酸還元・脱窒反応が生じていることが示唆されている(斎藤ほか, 2005, 2009)。

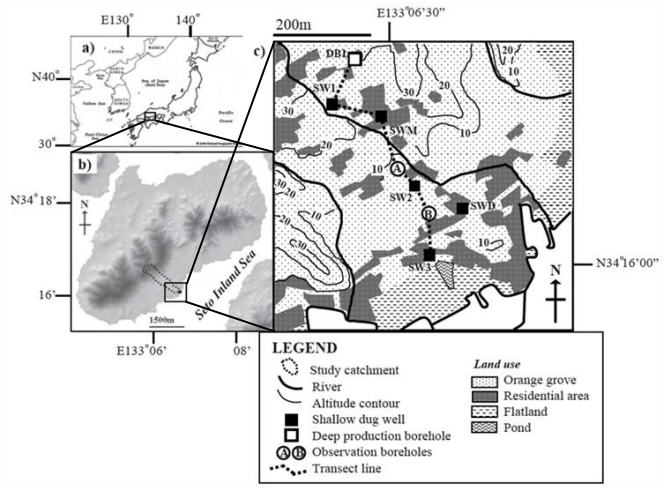


図 3.2.2-6 生口島と調査地域(斉藤ほか, 2009)

生口島の事例では地下水中にて硝酸性窒素の減衰が確認され、微生物による脱窒が示唆されている。よって、NEON の微生物反応を用いた硝酸性窒素の解析値と比較が可能であると推定できるため、NEON を用いた解析を実施し、解析値と実測値を比較することとした。

①生口島の事例を用いたNEONによる解析

解析には、化学平衡-物質移行計算コードであるPHASTにNEONを実装して用いた。熱力学データベースは日本原子力研究開発機構の熱力学データベースのうち、050700c0.tdb(Arthur et al., 2005)を用いた。なお、硝酸イオンの酸化還元反応は速度論的な計算を行うため、硝酸イオン及びその変遷物(NO_3^-, NO_2^-, NH_3等)は別途定義し、化学平衡計算スキームからは除いた。また、本条件ではNEONの金属反応及び鉱物反応は起きないものとした。

解析体系を図3.2.2-7及び表3.2.2-5に示す。地質構造、透水係数、動水勾配、各境界条件は文献(齋藤ほか, 2009)を参考に設定した。間隙率は花崗岩の風化に関する文献(楠田ほか, 1992)を参考に設定した。文献(斎藤ほか, 2011)には、脱窒反応の制御に地下水流速や動水勾配の変化が関与しているとされ、動水勾配が小さいほど地下水中の窒素濃度減衰が生じ、特に動水勾配が0.04を下回る場合に窒素濃度減衰が顕著であることが示されている。同様の事例は他にも存在し、茨城県つくば市の斜面から湿地へ向かう地下水流動場において、動水勾配が0.05を下回る地点で硝酸性窒素濃度が顕著に低下することが示されている(Ioka and Tase, 2005)。生口島の事例でこの動水勾配の条件に該当する場所は海岸線から200 m以降の下流域であることから、NEONの微生物反応は海岸線から200 m地点までの領域に設定した。動水勾配による脱窒反応の制御に関するメカニズムは現在明らかになっていないが、脱窒反応が地形に依存していることを示す事例は他にも存在し、丘陵地等の傾斜地では脱窒反応が生じにくく流域中の窒素の物質収支が一致するが、低地や谷底部等の平坦な場所では地下水中の溶存酸素濃度が低く、脱窒に適した環境が形成されることで脱窒反応が活発になり、流域からの窒素損失が起きていることが指摘されている(楊, 2014)。解析時間設定に関しては、解析結果における硝酸分布がほぼ一定となる時間として、50年に設定した。時間ステップに関しては、クーラン数(1時間ステップに水が進む距離÷セルサイズ)を指標とし、1より十分小さくなるよう設定した。

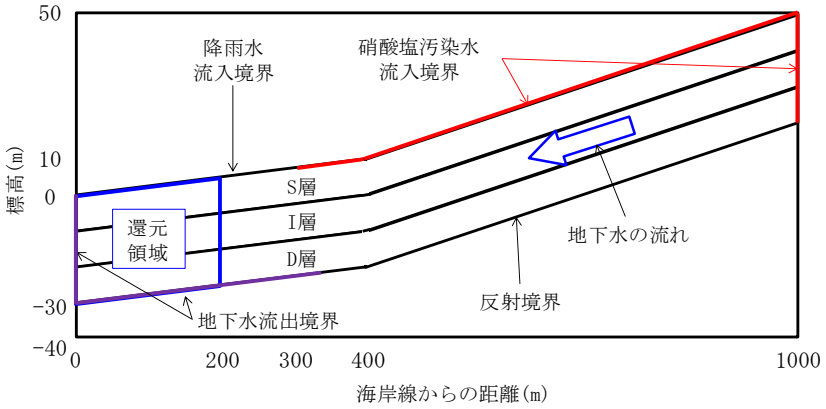


図 3.2.2-7　解析体系模式図

表3.2.2-5　解析体系

設定項目	設定値		参照元
解析領域	1000 m×90 m		
メッシュ	25 m×2.5 m		
分散長	解析領域の0.1倍（横 100 m, 縦 9 m）		
標高の勾配	海岸線からの距離	勾配	齋藤, 2009
	0～400 m	2.5 m/100 m	
	400～1000 m	6.7 m/100 m	
層の種類	層の位置	透水係数(m/s)	齋藤, 2009
S層	表面～深度10 m	1.7×10^{-5}	
I層	深度10 m～20 m	6.6×10^{-5}	
D層	深度20 m～30 m	7.5×10^{-6}	
基盤岩盤	深度30 m～	透水なし	
間隙率	0.45		楠田, 1992
動水勾配	海岸線からの距離	勾配	齋藤, 2009
	0～200 m	0.01	
	200～350 m	0.02	
	350～1000 m	0.05	
境界条件	海岸線からの距離	条件	齋藤, 2009
上側	0～300 m	降雨水が330 mm/y の速度で浸透	
	300～1000 m	硝酸塩汚染水が330 mm/y の速度で浸透	
下側	0～350 m	動水勾配再現のため、一部地下水が流出	
	350～1000 m	反射境界	
山側	1000 m	硝酸塩汚染水が流入	
海岸線側	0 m	地下水が流出	
時間設定	解析時間　50 年		
	時間ステップ 1×10^{-2} 年		

②解析結果と報告値との比較

解析条件を表 3.2.2-6 に示す。地層中の鉱物に関しては、硝酸塩処理・処分技術高度化開発(日本原子力研究開発機構, 2012, 2013a)を参考に、花崗岩系の媒体を想定した。微生物の量に関しては、硝酸塩処理・処分技術高度化開発(日本原子力研究開発機構, 2011)を参考に、Äspö 地下研究所で確認された地下水中の微生物量を初期濃度として設定した。微生物の利用する有機物の量は、溶存有機物の量や種類に関する報告が無いため、文献(斎藤ほか, 2005)に記載されている、微生物活動に伴い下流側で増加した炭酸由来の炭素量を設定した。有機物の種類に関しては、地表面で発生する動植物の死骸や肥料中の堆肥等に由来する微生物利用性の比較的高い有機物が地下水に混入することを想定した。地下水の成分に関しては主成分を測定したデータが無いため、初期の地下水や硝酸塩汚染の無い降雨水は pH 7 の有機物が溶解している水溶液、硝酸塩汚染のある地下水や降雨水は pH 7 の硝酸ナトリウム及び有機物が溶解している水溶液とした。硝酸濃度に関しては、硝酸還元の影響が無い海岸線から 500 m より遠方の実測値に解析結果が合うよう調整した。

硝酸イオン濃度の実測データは深度 4 m 付近から採取した浅部地下水と、深度 30 m 付近から採取した深部地下水のデータがあるため(斎藤ほか, 2011)、解析結果については深度5 m(S層)及び深度25 m(D層)をそれぞれ浅部地下水、深部地下水として実測値と比較した。

表 3.2.2-6　解析条件

区分	パラメータ	値	単位
地質	岩石(カルセドニ)	5.0	mol/dm^3
微生物反応	微生物初期濃度	1.0×10^{-4}	molC/dm^3
	有機物濃度	2.1	mmol/dm^3
硝酸塩濃度	降水(海岸線～300 m)	0.0	mmol/dm^3
	降水(300～1000 m)	1.5	mmol/dm^3
	初期地下水	0.0	mmol/dm^3
	上流側流入地下水	1.5	mmol/dm^3

解析結果を図 3.2.2-8 に示す。図 3.2.2-8 の直線部分は解析結果、プロットは実測値及び最大値と最小値の幅(斎藤ほか, 2011)を示している。また、参考として還元反応が発生しない条件での解析結果を図中の点線で示している。浅部、深部共に解析結果が実測値と同様の傾向を示した。そのため、NEON は生口島南西部の硝酸塩還元の傾向をある程度再現できていると考えられる。還元領域の境界面である海岸線から距離 200 m 地点での硝酸イオン濃度は約 4.0×10^{-5} mol/dm^3 となり、海岸線より 100 m 付近で測定の検出下限値未満(<3.6×10^{-6} mol/dm^3)となった。実測値は季節により検出下限値を下回る(斎藤ほか, 2011)とされるため、解析結果は実測値の示す傾向と一致していると考えられる。ただし、これは硝酸イオンの還元が顕著に確認できる地点の実測値と比較した場合であり、海岸線から 150 m 付近の実測値と比較すると解析結果は硝酸イオン濃度が低めとなっている。そのため、解析値は還元領域内の実測値における、最大値と最小値の間に存在していると言える。

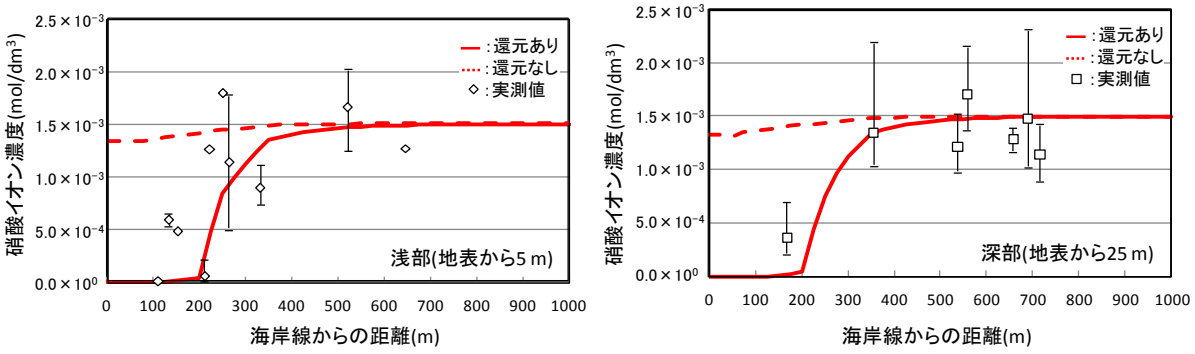


図 3.2.2-8　生口島南西部における地下水の硝酸イオン実測値と解析値の比較

以上の結果より、いくつかのパラメータについては論拠の乏しい設定値があるものの、生口島の硝酸還元状態が NEON により再現された。よって、生口島の事例は NEON の微生物反応について確証性を示す根拠の 1 つとして利用可能と考えられる。しかしながら、この事例は比較的深度の浅い地下環境であるため、地層処分環境とは溶存酸素濃度や存在する微生物群が異なると想定される。そのため、地層処分環境のような深部地下に存在する微生物群での NEON の検証が今後必要になると考えられる。また、今後もナチュラルアナログ事例を探索し、硝酸塩変遷物のデータがある事例や微生物反応以外の事例、あるいは複数の反応が関与する事例等を調査し、NEON の信頼性を示す根拠とする考えである。

3.2.3 廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価

3.1節で述べたとおり、TRU廃棄物に含まれており、HLWとの共処分において核種移行挙動に影響を及ぼすと考えられる因子として、TRU廃棄物に含まれる硝酸塩や有機物、そして処分施設のセメントなどが考えられる。このうち、核種移行に及ぼす硝酸塩の影響評価については、平成19年度から平成24年度にかけて、経済産業省資源エネルギー庁の委託事業「硝酸塩処理・処分技術高度化開発(H19からH24)」及び昨年度の本事業において実施してきた。その結果、テクネチウムなど一部の元素では窒素の酸化還元に鋭敏であること、パラジウムなど一部の元素では硝酸が還元されて生成すると考えられるアンモニアと強く錯生成して溶解度が著しく増大することなどを確認した。

平成26年度は影響因子としてTRU廃棄物に含まれる有機物を対象とし、核種移行に及ぼす影響を評価することとした。候補となる有機物を抽出し、核種移行に及ぼす影響を概括的に調査した上で、実験的な調査を行った。

(1) TRU廃棄物に含まれる有機物が核種移行に及ぼす影響に関する文献調査及び課題設定

TRU廃棄物に含まれる有機物として、グループ2（ハル・エンドピース廃棄物）に含まれるセルロースの分解生成物であるイソサッカリン酸（ISA）と、グループ3（アスファルト固化体、モルタル充填固化体）に含まれる廃溶媒であるリン酸トリブチル（TBP）とその劣化生成物であるリン酸ジブチル（DBP）、そしてアスファルトの放射線劣化による有機物として考えられているシュウ酸などが挙げられる。

核種移行挙動に及ぼすTBP等の影響については、過去に文献調査が行われている（柴田ほか、2005）。文献調査の結果では、有効な文献が1件（Marx and Keiling, 1989）のみであるうえ、放射性核種の溶解度への影響は数倍程度であることが報告されている。また、熱力学データについても、実測に基づく値は報告されておらず、Unified Theory（Brown and Sylva, 1987）を用いた推定値が英国の熱力学データベースHATCHES（OECD/NEA, 2015）に掲載されているのみであった。さらに、最新の文献を調査した結果、核種移行挙動に及ぼすTBP等の影響に関するものは見当たらなかった。したがって、実験的調査の優先順位は低いものと判断した。

シュウ酸については、国際機関である経済協力開発機構原子力機関（OECD/NEA）の熱力学データベース（Hummel et al., 2005）が公開されており、JAEA熱力学データベース（JAEA-TDB）でも線形自由エネルギー相関（Linear Free-Energy Relationship, LFER）（Wells, 1963）等を用いて多くの元素の熱力学データ整備が行われている（三原、2009）。後述するISA錯体の熱力学データに比べると選定値の信頼性が高いものと考えられることから、調査の優先順位は比較的低いものと判断した。

ISAについては、国際的にもデータ取得が行われているものの、その信頼性が十分であるとは言いがたい。第2次TRUレポートにおいては、グループ2に含まれるISAの最大濃度について、保守的な仮定に基づき5×10^{-6} mol/dm^{3}と評価している。また、ISAが核種移行挙動に及ぼす影響については、Bradbury and Sarott (1994) が、提案した溶解度上昇係数及び収着低減係数に基づいて定性的に評価しており、ISA濃度が1×10^{-5} mol/dm^{3}である場合のこれらの係数を考慮した核種移行パラメータの設定を行っている。その後、 OECD/NEAの熱力学データベース（Hummel et al., 2005）が公開されたほか、 JAEA-TDBでも多くの元素のISA錯体の熱力学データが収録されている（三原, 2009）。しかしながら、OECD/NEAで選定された熱力学データはごくわずかであり、実測値の信頼性について課題が多く指摘されている。三原（2009）では、線形自由エネルギー相関（LFER）等を用いて多くの元素のISA錯体の熱力学データ

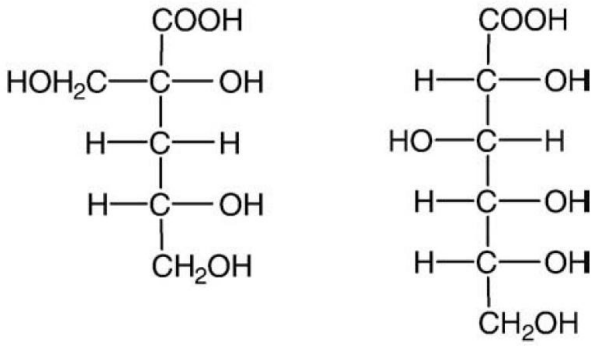
を導出しているものの、データの網羅性が十分ではないこと、推定値の信頼性について疑問が残ることなどが課題である。実測値をレビューして熱力学データを設定している例としては、Gaona et al. (2008) が挙げられるが、対象元素がアクチニド（III/IV）に限定されている。さらに、同じ酸化状態のアクチニド元素は多くの場合類似の化学挙動をとるにもかかわらず、ISA錯体の挙動が整合的ではなく、そのメカニズム解明が課題である。

以上を踏まえ、本研究では金属イオンのISAとの錯生成について、熱力学データの導出を試みるとともに、錯生成のメカニズムについて考察を行うことを最終目標とする。廃棄物処分の性能評価の優先度を考慮して、対象とする金属イオンは原子価が4（以下、4価）のものとし、酸化還元の影響を受けず、非放射性核種が使用可能で、かつISA錯体の熱力学データの報告値がないジルコニウムを用いることとした。しかしISAは新たに合成する必要があり、これに時間を要するため、今年度は予備的な実験として、類似化合物として知られている（Gaona et al., 2008）グルコン酸（以下、GLU）を用い、GLU共存下におけるジルコニウムの溶解度を測定するとともに、コロイド生成に関する調査を実施することとした。

(2) グルコン酸共存下におけるジルコニウム(IV)溶解度実験

本研究では、廃棄体由来の有機物であるイソサッカリン酸と類似構造を持つグルコン酸に着目し、幅広い濃度のグルコン酸共存下での原子価が4のジルコニウム溶解度を測定する。イソサッカリン酸がセルロースの分解生成物とされているのに対して、グルコン酸は、セメント系材料の施工性を改善するためのセメント添加剤（減水剤と呼ばれる）の中に存在することもあり、放射性廃棄物処分における有機物影響の評価を背景として、核種との相互作用に関する研究が行われている(Gaona et al., 2008など）。イソサッカリン酸及びグルコン酸の構造を図3.2.3-1に示す。グルコン酸及びイソサッカリン酸は、ともにポリヒドロキシカルボン酸化合物であり、イソサッカリン酸がカルボキシル基のα炭素から-CH_2OHが枝分かれした構造をしているのに対して、グルコン酸は直鎖状の構造をしている。イソサッカリン酸及びグルコン酸の4価アクチニドに対する相互作用の類似性については、これまで多くの文献において指摘されている（Gaona et al., 2008など）。イソサッカリン酸と4価アクチニド（Th, U, Np, Pu）に関しては、既往研究において、イソサッカリン酸共存下での4価アクチニド溶解度が調べられており、中性、アルカリ性pH条件下では、イソサッカリン酸濃度の増加とともに、4価アクチニド溶解度が大きく上昇することが報告されている。これは4価アクチニド（An）加水分解種にイソサッカリン酸が配位した錯体を形成するためと考えられており、$An(OH)_4(ISA)^-$や$An(OH)_4(ISA)_2^{2-}$が提案されるとともに、その錯生成定数の値も報告されている。また、グルコン酸に関しても、グルコン酸共存下における4価アクチニドの溶解度が調べられており、10^{-5} mol/dm^3以上のグルコン酸共存下では、グルコン酸濃度の増加とともに、4価金属イオンの溶解度が上昇することが示されている。溶解度のグルコン酸濃度依存性から、グルコン酸の場合、$An(OH)_4(GLU)^-$が提案されている。既報の錯生成定数の値は、モノカルボン酸であるイソサッカリン酸やグルコン酸が4価アクチニドと非常に安定な錯体を形成することを示唆しており、これには、末端のカルボキシル基のみならず、炭素骨格に配位しているアルコール基が錯体の安定性に寄与している可能性が報告されているが（Colas et al., 2013）、その錯体構造や生成メカニズムは明らかになっていない。有機物を多量に含むTRU廃棄物の共処分の核種移行パラメータ設定のためには、詳細な実験データに基づく、4価アクチニドとイソサッカリン酸、グルコン酸との相互作用を理解する必要がある。特に、4価金属イオンがイソサッカリン酸、グルコン酸と錯

形成するとされる中性からアルカリ性pH条件は、加水分解反応により4価金属イオンがコロイド種を形成するpH領域でもあり、有機酸共存系におけるコロイド種を形成する可能性がある。そこで、本研究では、4価ジルコニウムとグルコン酸の相互作用に着目し、pH 4から9の領域において、幅広い濃度のグルコン酸共存下におけるジルコニウムの溶解度試験を実施し、その値を測定するとともに、グルコン酸共存下において形成されるコロイド種の状態について検討するために溶存化学種の粒径やゼータ電位などについて考察した。



(a) イソサッカリン酸　　(b) グルコン酸

図 3.2.3-1　イソサッカリン酸及びグルコン酸の構造式

1) 溶解度測定実験

溶解度測定実験を不飽和法により実施した。グルコン酸を含む試料溶液に4価ジルコニウムの非晶質水酸化物固相（$Zr(OH)_4(am)$）を添加した。ポリプロピレン製チューブに$Zr(OH)_4(am)$と所定量のグルコン酸母溶液、塩酸または水酸化ナトリウム水溶液、塩化ナトリウム及び超純水を加えて試料溶液とした。このとき、試料溶液のグルコン酸濃度は10^{-5}～10^{-1} mol/dm^3 、水素イオン濃度指数（$pHc = -\log [H^+]$）は4～8.5、イオン強度（I）は0.5となるように調整した。

溶解度測定実験は室温で実施し、試料溶液は3～4日に1回程度の間隔で撹拌した。所定の期間後、各試料溶液のpHcを測定した。その後、上澄み液を孔径0.45 μmのシリンジフィルター及び分画分子量10^4（10 kDa, 孔径約3nm）の限外ろ過フィルターを用いてろ過を行い、誘導結合プラズマ質量分析計（ICP-MS；ELAN DRC II, PerkinElmer）を用いて、ジルコニウム濃度を定量した。このとき、ジルコニウムの検出限界はおよそ$10^{-8.5}$ mol/dm^{3}であった。また、試料溶液の上澄み液のゼータ電位を、ゼータサイザーナノZS（Malvern）を用いて測定した。

ICP-MS及びゼータ電位測定以外の作業は、すべて全てAr雰囲気グローブボックス内（O_2 < 0.1 ppm）にて行った。

2) 結果と考察

① 溶解度測定結果

試料溶液をグローブボックス内で16週間静置、攪拌した後の溶存ジルコニウム濃度の測定結果を図3.2.3-2に示す。溶解度の経時変化を調べた結果、溶解度は11週間でほぼ平衡に到達したと考えられた。図中のプロットのうち、下方向の矢印がついたものはICP-MSによる測定値が定量限界未満であり、溶解度の値として上限値の可能性があることを示す。図3.2.3-2に示すように、グルコン酸濃度10^{-3}

mol/dm^{3}まではジルコニウム水酸化物のみの溶解度として報告されている値（10^{-8} mol/dm^{3}程度）と比較して、溶存ジルコニウム濃度に顕著な違いは見られなかった。

図3.2.3-2(a)に示す10 kDa通過成分については、グルコン酸濃度が$10^{-2.5}$ mol/dm^{3}以上では、グルコン酸濃度の増加とともにジルコニウム溶解度が上昇する傾向を示し、10^{-1} mol/dm^{3}のグルコン酸共存下でジルコニウム溶解度は10^{-5} mol/dm^{3}程度となった。また、本溶解度試験のpHc範囲では、ジルコニウム溶解度のpHc依存性は顕著には見られず、pHに対する傾きは0となった。

図3.2.3-2(b)に示す0.45 μm通過成分については、特にグルコン酸濃度$10^{-2.5}$～10^{-2} mol/dm^{3}において、pHc 4～7の範囲でpHcの増加とともにジルコニウム溶解度が大きく上昇した。このことからpHc 4～7の範囲ではpHcの増加とともに、より大きなコロイド種（3 nm～0.45 μm）が生成している可能性が示唆された。各試料溶液における溶存種（粒径3 nm以下）とコロイド種（3 nm～0.45 μm）の存在割合を、図3.2.3-3に示す。

同程度の濃度のグルコン酸存在下での溶解度の孔径依存性（10 kDa及び300 kDa）は同じ4価金属元素であるトリウムでも報告されている（Colas et al., 2011）。Colasらは300 kDaフィルターでろ過した場合、10 kDaフィルターでろ過した場合に比べて1桁程度高い溶解度が得られ、コロイド生成の可能性を指摘しているが、その原因や生成メカニズムについては不明である。

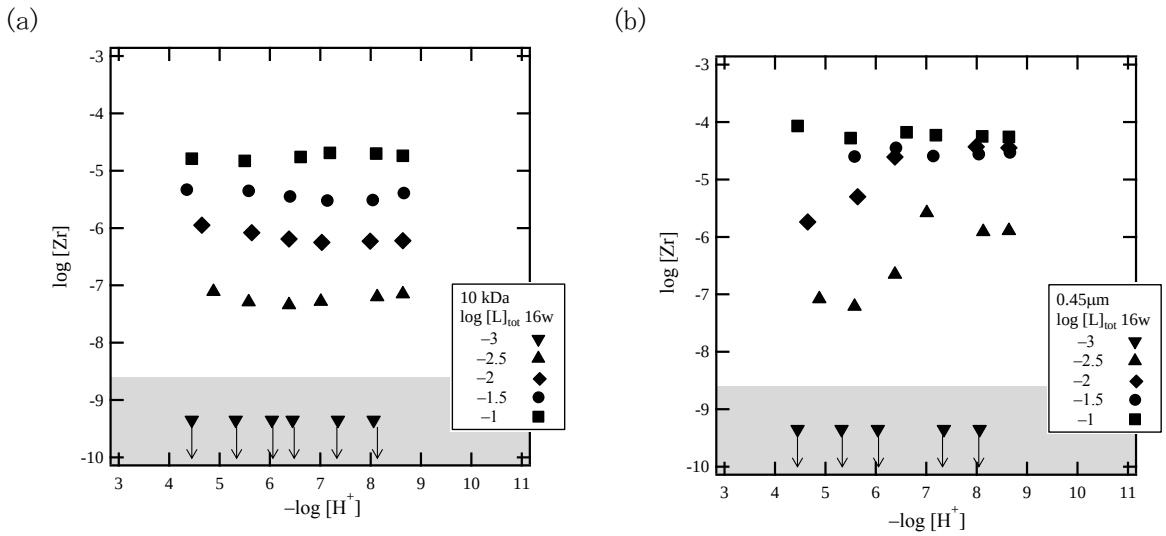


図 3.2.3-2　グルコン酸共存下におけるジルコニウム溶解度

（16 週後、(a) 10 kDa、(b) 0.45μm ろ過）

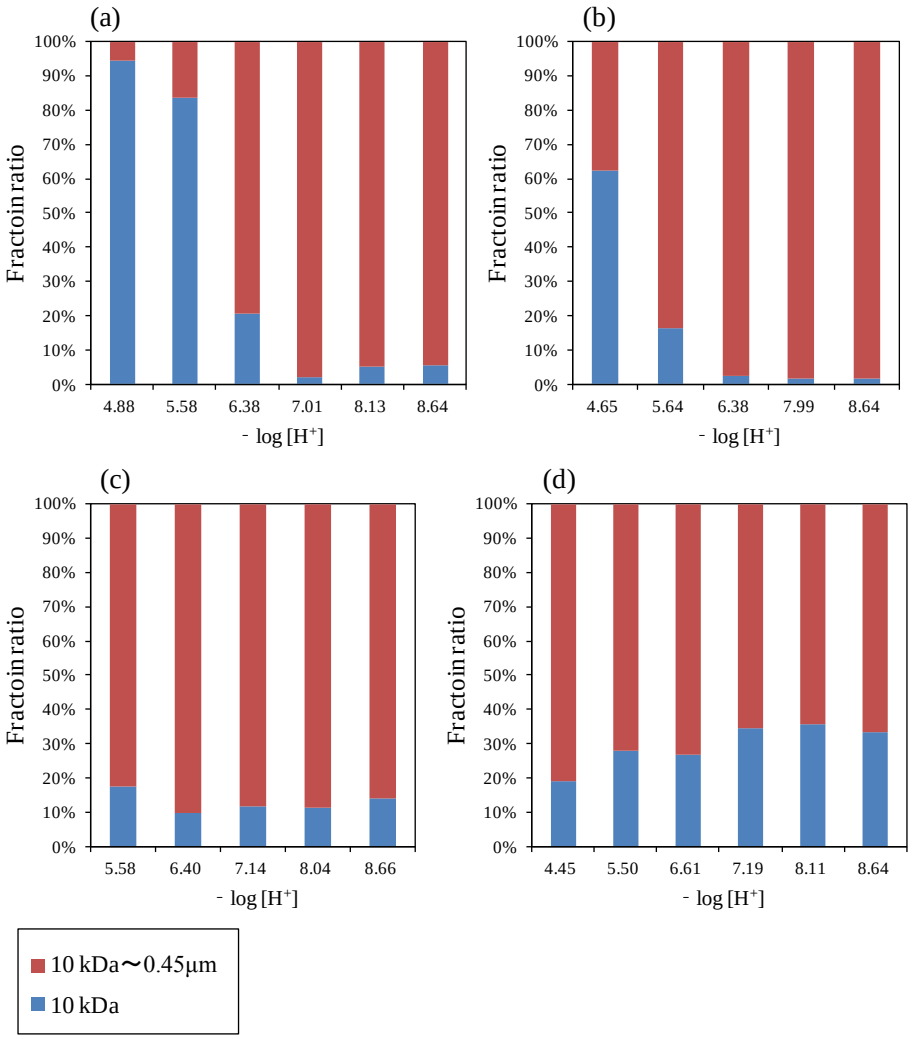


図 3.2.3-3　グルコン酸共存下におけるジルコニウム溶解度の孔径依存性（16 週後）

（ $[GLU]_{tot}$ = (a) $10^{-2.5}$, (b) 10^{-2}, (c) $10^{-1.5}$, (d) 10^{-1} mol/dm^3）

② 熱力学計算との比較検討

ここでは、10 kDaフィルター通過成分である溶存ジルコニウム濃度を熱力学計算により解釈することを試みた。16週間後における10 kDaフィルター通過成分のグルコン酸濃度依存性を図3.2.3-4に示す。グルコン酸濃度$10^{-2.5}$ mol/dm^{3}以上において、いずれのpHcにおいてもジルコニウム溶解度はグルコン酸濃度とともに単調増加しており、そのプロットの傾きはおよそ2となっていることから、ジルコニウムとグルコン酸のモル比は1:2であると考えられる。一方、上述のように、グルコン酸共存下でのジルコニウム溶解度にはpHc依存性が見られず、またpH 4～8.5の範囲におけるジルコニウムの支配的な加水分解種は$Zr(OH)_4(aq)$であることから、水酸化物イオン4つが反応に寄与すると仮定し、以下の式で表されるジルコニウムーグルコン酸錯体（$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$）を支配的溶存種と考えた。

$$Zr(OH)_4(am) + 2\,GLU^- \Leftrightarrow Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-} \qquad (3.2.3\text{-}1)$$

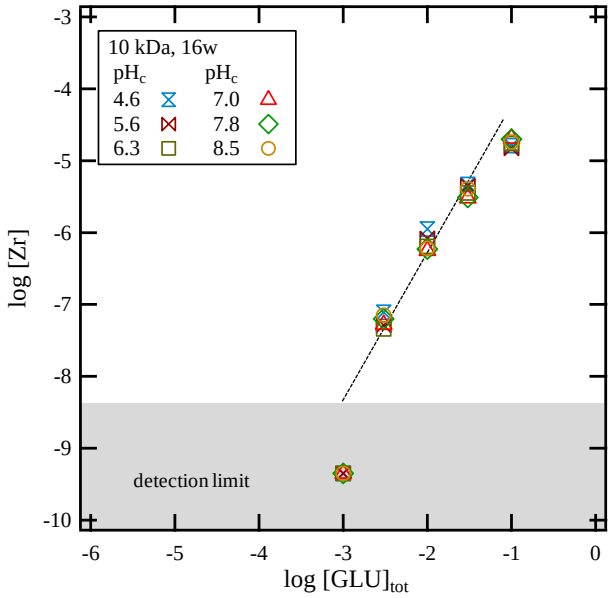


図 3.2.3-4　ジルコニウム溶解度のグルコン酸濃度依存性（16 週後、10 kDa ろ過）

上述のようなグルコン酸錯体を仮定するとき、グルコン酸共存下におけるジルコニウム溶解度（$[Zr]_{tot}$）は以下のような式で表される。

$$[Zr]_{tot} = [Zr^{4+}] + [ZrOH^{3+}] + [Zr(OH)_2^{2+}] + [Zr(OH)_3^{+}] + [Zr(OH)_4(aq)] + [Zr(OH)_5^{-}] + [Zr(OH)_6^{2-}] + [Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}] \qquad (3.2.3\text{-}2)$$

また、全グルコン酸濃度（$[GLU]_{tot}$）は次式で表される。

$$[GLU]_{tot} = [HGLU] + [GLU^-] + 2[Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}] \qquad (3.2.3\text{-}3)$$

ここで、$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$の錯生成定数を$\beta_{1,4,2}$とし、加水分解定数を$\beta_{1,n}$ (n = 1～6)、固相としてのジルコニウム水酸化物($Zr(OH)_4(am)$)の溶解度積をK_{sp}とすれば、$[Zr]_{tot}$及び$[GLU]_{tot}$は以下のようになる。

$$[Zr]_{tot} = [Zr^{4+}]\left(\begin{array}{l}1+\beta_{1,1}[OH^-]+\beta_{1,2}[OH^-]^2+\beta_{1,3}[OH^-]^3+\beta_{1,4}[OH^-]^4+\beta_{1,5}[OH^-]^5+\beta_{1,6}[OH^-]^6\\+\beta_{1,4,2}[OH^-]^4[GLU^-]^2\end{array}\right)$$
$$= \frac{K_{sp}}{[OH^-]^4}\left(\begin{array}{l}1+\beta_{1,1}[OH^-]+\beta_{1,2}[OH^-]^2+\beta_{1,3}[OH^-]^3+\beta_{1,4}[OH^-]^4+\beta_{1,5}[OH^-]^5+\beta_{1,6}[OH^-]^6\\+\beta_{1,4,2}[OH^-]^4[GLU^-]^2\end{array}\right) \quad (3.2.3\text{-}4)$$

$$[GLU]_{tot} = \frac{[H^+][GLU^-]}{10^{pKa}} + [GLU^-] + 2\beta_{1,4,2}[Zr^{4+}][OH^-]^4[GLU^-]^2$$
$$= [GLU^-]\left(\frac{[H^+]}{10^{pKa}}+1\right) + 2\beta_{1,4,2}[Zr^{4+}][OH^-]^4[GLU^-]^2 \quad (3.2.3\text{-}5)$$

ここで、pKaはグルコン酸の酸解離定数（pKa = -3.52, Smith 1988）を表す。

異なる全グルコン酸濃度（$[GLU]_{tot} = 10^{-2.5}$～10^{-1} mol/dm^3）条件下で得られたジルコニウム溶解度の実験値に対して、上式を用いて最小二乗法による解析を行い、錯生成定数$\beta_{1,4,2}$を導出した。この錯生成定数は以下の反応で定義される。

$$Zr^{4+} + 4\,OH^- + 2\,GLU^- \Leftrightarrow Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-} \quad (3.2.3\text{-}6)$$

この錯生成定数の導出にあたっては、ジルコニウムの加水分解定数は表3.2.3-1に示した値を用い、SITモデルによりイオン強度I = 0に補正した。ジルコニウムイオン（Zr^{4+}）及び加水分解種のイオン相互作用係数は、0.84、0.55、0.52、0.23、0、0及び0（Ekberg et. al., 2004, Curti 2001, Fujiwara et al., 2003）を用い、$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$のイオン相互作用係数は0とした。得られた$\beta^\circ_{1,4,2}$を表3.2.3-1に示す。また、表3.2.3-1の熱力学データを用いてグルコン酸濃度0.01及び0.1 mol/dm^{3}存在下におけるジルコニウム溶解度を計算した結果を図3.2.3-5に示す。図3.2.3-5に示すとおり、pHc 4～8.5の領域では、$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$の存在を仮定することにより、ジルコニウム溶解度のpH依存性及びグルコン酸濃度依存性を解釈できることがわかった。

表 3.2.3-1　ジルコニウム加水分解及びグルコン酸錯生成の熱力学データ（I = 0）

Species			Reference
$Zr(OH)_4(am)$	log $K^\circ_{sp,}$	-56.94	Sasaki et al. (2006)
$ZrOH^{3+}$	log $\beta^\circ_{1,1}$	14.29	Sasaki et al. (2008)
$Zr(OH)_2^{2+}$	log $\beta^\circ_{1,2}$	26.66	Sasaki et al. (2008)
$Zr(OH)_3^{+}$	log $\beta^\circ_{1,3}$	35.85	Sasaki et al. (2008)
$Zr(OH)_4(aq)$	log $\beta^\circ_{1,4}$	43.12	Sasaki et al. (2008)
$Zr(OH)_5^{-}$	log $\beta^\circ_{1,5}$	46.52	Sasaki et al. (2008)
$Zr(OH)_6^{2-}$	log $\beta^\circ_{1,6}$	48.00	Sasaki et al. (2008)
$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$	log $\beta^\circ_{1,4,2}$	54.28±0.03	This study

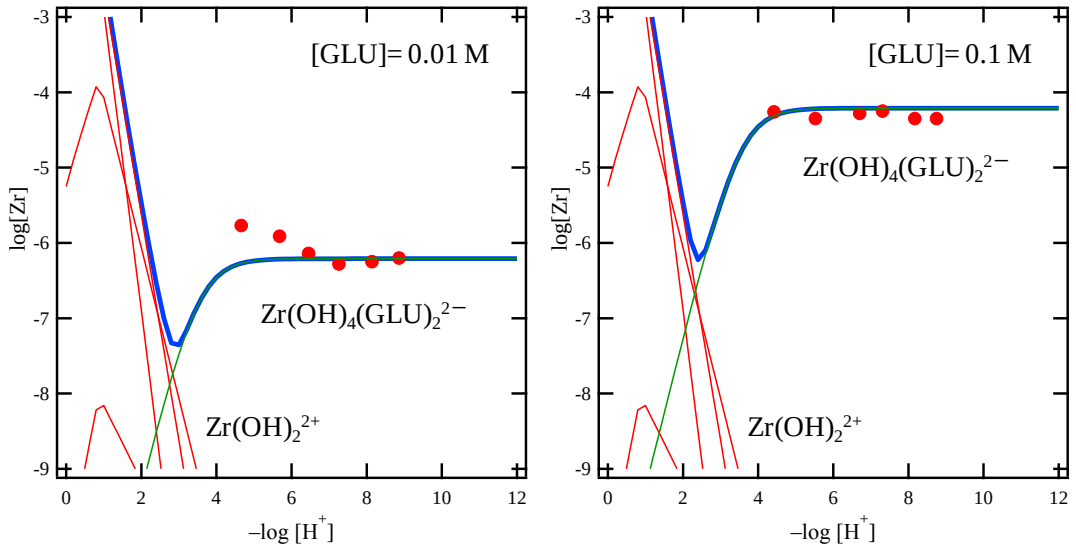


図 3.2.3-5　グルコン酸存在下におけるジルコニウム溶解度の実験値及び熱力学計算結果
（[GLU] = 0.01 及び 0.1 mol/dm³）

Gaona et al. (2008) では以下の反応式の平衡定数（log K°）を示していることから、比較のために表3.2.3-1の $\beta^\circ_{1,4,2}$を$K^\circ_{1,4,2}$に変換すると、log $K^\circ_{1,4,2}$ = -2.66±0.03となる。ただし、このときの誤差は解析時における統計誤差のみを表している。

$$M(OH)_4(am) + n\ ISA^- \Leftrightarrow M(OH)_4(ISA)_n^{n-} \qquad (3.2.3\text{-}7)$$

$$M(OH)_4(am) + n\ GLU^- \Leftrightarrow M(OH)_4(GLU)_n^{n-} \qquad (3.2.3\text{-}8)$$

本研究で得られたlog $K^{o}_{1,4,2}$を既往の4価アクチニドのイソサッカリン酸及びグルコン酸錯体の錯生成定数（Gaona et al., 2008）と比較した。結果を表3.2.3-2に示す。得られたジルコニウム-グルコン酸錯体の錯生成定数の値は、アクチニドの中でもジルコニウムとイオン半径の大きさが近いプルトニウムに近い値である。しかし、4価アクチニド-グルコン酸の場合、これまでの文献ではグルコン酸が1つ配位した$M(OH)_4(GLU)^-$のみが報告されており、ジルコニウムのようなグルコン酸が2つ配位した錯体は報告されていない。4価アクチニド-グルコン酸の錯生成に関する既報文献では、主にアルカリ性pHでの挙動からグルコン酸錯体の化学量論及び錯生成定数を決定しているのに対し、本研究ではpHc 4～8.5での結果から推定しており、今後より幅広いpH領域での比較、検討が必要である。また、4価アクチニドを含む4価金属イオンとグルコン酸、イソサッカリン酸の錯生成ついては、アルコール基の酸解離及び錯生成への寄与は明らかでない。これら有機酸の錯体生成メカニズムを解明することが今後の課題と考えられる。

表 3.2.3-2　イオン強度 0 における 4 価金属-イソサッカリン酸、グルコン酸錯体の錯生成定数

Species	log K^{o}				
	Th	U	Np	Pu	Zr
$M(OH)_4(ISA)^-$	-11.5±1.5	-6.8±0.9	-4.06±0.62	-3.8±1.6	-
$M(OH)_4(ISA)_2^{2-}$	-11.2±1.5	-4.9±0.9	-2.20±0.62	0.4±1.1	-
$M(OH)_4(GLU)^-$	-13.2±1.0	-5.2±1.0	-3.5 ±1.1	-2.8±1.5	-
$M(OH)_4(GLU)_2^{2-}$	-	-	-	-	-2.66±0.03
$M(OH)_4(GLU_{-H})^{2-}$	-22.4±1.0	-	-	-	-
Reference	Gaona et al. (2008)				This study

③ ゼータ電位測定

前述の②では、10 kDaフィルターろ過後の溶解度に対して熱力学的解釈を試み、$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$の存在を仮定して錯生成定数を決定するとともに、10 kDaフィルターろ過後の溶解度実測値を概ね再現できることを示した。しかし、図3.2.3-2(b)に示したように、グルコン酸共存下のジルコニウム試料溶液を0.45 μmフィルターでろ過した場合、10 kDaフィルターの場合と比較して有意に高い溶解度が得られ、10 kDaフィルターろ過後では見られなかった溶解度のpH依存性が表れた。このことは、試料溶液中にナノメートルサイズのコロイド種が存在しており、かつその挙動がpHやグルコン酸濃度に影響を受けていることを示唆している。そこで、16週後の溶解度試験において、試料溶液の一部を分取し、上澄み液のゼータ電位を測定することで、コロイドの状態を調べた。pHc = 7の条件においてグルコン酸濃度10^{-5}～10^{-1} mol/dm^{3}とした試料の測定結果を図3.2.3-6に示す。ゼータ電位の測定値にばらつきは見られるものの、グルコン酸濃度10^{-5}～10^{-1} mol/dm^{3}においてグルコン酸濃度依存性は無く、(0±10) mVであった。このことから、主に$Zr(OH)_4(am)$などに代表される無電荷の化合物の可能性があることが分かった。今後は溶液条件を変えた実験を行い、錯体の化学状態に関する検討を進める必要がある。

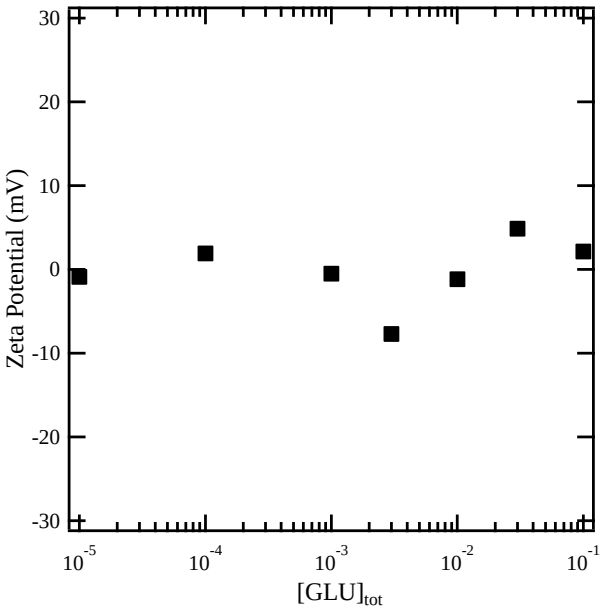


図 3.2.3-6　グルコン酸共存下のジルコニウムコロイド種のゼータ電位測定結果（pHc = 7）

3.2.4 廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価

地層処分システムでは、ベントナイトを用いた人工バリア材料に地下水移動抑制や応力緩衝等の機能が期待される。これは、ベントナイトが低透水性・膨潤性等を有するためであるが、このような特性はベントナイトが膨潤性粘土鉱物であるスメクタイトによって主に構成されていることによる。一方、これまでに述べたように、廃棄物から溶出した硝酸イオンは、地下深部においてアンモニアやアンモニウムイオンに変化すると考えられる。アンモニウムイオンは、スメクタイトに吸着し固定される性質がある。スメクタイトへのアンモニウムイオンの収着によるベントナイトの特性や長期安定性影響については不明な点が多く、これを明らかにする必要がある。本項では、ベントナイトを用いた人工バリア材料の特性や長期安定性に及ぼすアンモニウムイオンの影響について調査を行った。

(1) 実験的検討によるアンモニウム型スメクタイトの特性評価

平成26年度は、昨年度策定した研究方針に従って、アンモニウム型スメクタイトの安定性と膨潤性に係る特性評価を実施することとした（日本原子力研究開発機構, 2014)。

先に述べたように、廃棄物から溶出した硝酸イオンは地下深部においてアンモニアやアンモニウムイオンに変化すると考えられる。アンモニアとアンモニウムイオンの存在割合はpH条件に依存し、pH等の化学条件は廃棄物や処分施設を構成する人工材料等と地下水との反応による影響を受けると考えられる。例えば、HLWやTRU廃棄物の地層処分の研究（核燃料サイクル開発機構, 1999 ; 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005）において、設定された地下水のpH条件は弱アルカリ性（pH8.5）であり、この様な条件ではアンモニウムイオンが支配的化学種となる。一方、セメント系材料と充填した廃棄体からのアルカリ性成分の溶出により形成される高アルカリ性条件ではアンモニアが支配化学種となる。陽イオンであるアンモニウムイオンはスメクタイトに吸着するが、中性化学種であるアンモニアは電荷をもたないため吸着しないと考えられる。そこで、本研究では、化学条件が変化した場合のアンモニウム型スメクタイトの挙動を調べることとし、高アルカリ性条件で処理したアンモニウム型スメクタイトの底面間隔をX線回折（以下、XRDという）により測定し、処理前のアンモニウム型スメクタイトや他のイオン型との比較を行った。

1) 実験の概要

①試料

アンモニウム型スメクタイト試料の調整は以下の手順で行った。

a. 1 mol/dm^{3}の塩化アンモニウム水溶液25 mlに対して、精製ナトリウム型スメクタイト(クニピア®-P、クニミネ工業株式会社)を1 gの割合で混合し懸濁させる。
b. 振とう器を用いて200 rpmで12時間撹拌させる。
c. 遠心分離機を用いて3000 rpmで40分間遠心分離を行い、2 μm以上の粒子を沈降させる。
d. 遠心分離後の上澄み溶液を新しい塩化アンモニウム溶液(あるいは塩化カリウム水溶液)に交換する。
e. 手順b～dを5回繰り返す。
f. アンモニウム置換後、塩化物を取り除くため脱イオン水を用いて洗浄する。脱イオン水に試料を懸濁させ、遠心分離機を用いて固液分離する。遠心分離後の上澄み液に対し、硝酸銀試験により塩化物イオンが取り除かれたかどうかの確認を行う。上澄み液中に塩化物イオンが含まれている場合は

塩化銀の白色沈殿が生じる。

g. 塩化物イオンを除去後、冷凍庫で一日凍結させ、凍結乾燥機を用いて試料を乾燥させる。

h. 乾燥後の試料はメノウ乳鉢により粉砕し、試験試料とする。

②アルカリ処理

調整したアンモニウム型スメクタイト試料20 mg を、1、5、20 cm^3の1 mol/dm^3 -水酸化アンモニウム水溶液（以下、アンモニア水という）を入れた遠沈管のそれぞれに投入し、振とう機を用いて200rpmで12時間振とうした。その後、遠心分離機を用いて固液分離を行い、回収した固相をアルカリ処理試料とした。アンモニア水のpH測定値は12.04であった。

③XRD分析

XRD分析は定方位法とし、相対湿度を0%から10%刻みで100%まで変化させた相対湿度制御下で行った。定方位試料の作製では、粉体試料10 mgを200 mm^3の脱イオン水中に懸濁させ、20分間超音波分散を行い分散させた後、スライドガラス上に1.8×2.8 cmとなるように均一に塗布して室温で24時間乾燥させた。測定条件は、Cu管球を用い、管電圧30 kV、管電流20mA、走査速度1°/min、DSスリット1/2°、SSスリット1/2°、RSスリット0.15mmとした。

2) 結果と考察

図3.2.4-1にアンモニウム型スメクタイト試料とアルカリ処理試料（アンモニア水を20 cm^3とした条件）の相対湿度制御下でのXRDパターンを示した。双方ともに相対湿度が上昇するにつれ、10°以下に出現する最強ピークの角度が低角度側にシフトしており、両者のピーク位置の変化に大きな差異は認められなかった。また、この測定から得られた底面間隔の変化を図3.2.4-2に示した。図3.2.4-2には、既往の研究にて取得された他のイオン型のスメクタイト試料の底面間隔変化を合わせて示している。それぞれを比較してみると、アルカリ処理試料の底面間隔の変化は、他のどのイオン型のものよりもアンモニウム型試料の底面間隔変化に類似しているように見える。例えば、ナトリウム型試料の底面間隔は相対湿度とともに階段状に増加し、低い相対湿度条件では1.0 nm前後、相対湿度30～50 %の領域で1.25 nm前後、80 %では1.55 nm 前後となった。カリウム型は相対湿度とともにS字型に増加し、低い相対湿度条件ではナトリウム型と同様に1.0 nm前後、相対湿度40 %以上の条件では1.25 nm前後となった。底面間隔は層間の水分子層の数によって、およそ1.0 nm(0-水分子層)、1.25 nm(1-水分子層)、1.55 nm(2-水分子層)、1.88 nm(3-水分子層)と変化する(結晶性膨潤)ことからすると、ナトリウム型の層間は20～30 %を境に0-水分子層から1-水分子層に、60～70 %を境に1-水分子層から2-水分子層に変化し、カリウム型では相対湿度40%程度を境として0-水分子層から1-水分子層に変化したと考えられる。これに対して、アンモニウム型試料とアルカリ処理試料の底面間隔は、どちらにも低い相対湿度条件で底面間隔の増加がみられ、10～20%で1.1～1.2 nm程度に達した。それ以上の相対湿度条件では僅かに増加する傾向が見られ、どちらも相対湿度80 %の条件では1.2 nm前後とK型に近い値となった。これより、アンモニウム型の層間は、他のイオン型に比べて低い相対湿度条件で0-水分子層から1-水分子層に変化し、広い相対湿度条件において1-水分子層が支配的となること、また、1-水分子層であるときの底面間隔は他のイオン型に比べてわずかに小さい値を示すことがわかった。さらに、アルカリ処理試料の膨脹挙動はアンモニウム型とほぼ同等であった。

以上の特徴は、アルカリ処理時のアンモニア水の容積を1 cm^3及び5 cm^3とした場合でも同じであった。これより、今回のアルカリ処理の条件では、熱力学的にはアンモニウムイオンの大半はアンモニアに変化すると考えられるにもかかわらず、スメクタイト層間の陽イオンはアンモニウムイオンから変化していないものと推測された。この理由としては、二つの可能性が考えられた。一つは、pH12という本アルカリ処理条件においてもアンモニウムイオンはアンモニアの約0.3%程度の濃度で存在しており、スメクタイトとアンモニア水との間でこのわずかに残存するアンモニウムイオンの吸着分配が生じ得るために、スメクタイトがアンモニウム型のままであったという可能性である。この可能性を調べるために、スメクタイトの陽イオン交換容量とアンモニア水中に存在し得るアンモニウムイオン量との比較を行った。実験では固液比をパラメータとしており、固相20 mgに対して液相は1、5、20 mlに設定した。1、5、20 cm^3の1 mol/dm^3 -アンモニア水中に含まれるアンモニウムイオンの量はそれぞれ約0.003、0.015、0.060 mmolと計算される。スメクタイトの陽イオン交換容量を110.8 meq/100gとすれば、スメクタイトは20 mg当たり0.022 mmolのアンモニウムイオンを吸着することが可能である。すなわち、液相20 cm^3 の条件では、液相中のアンモニウムイオンの量はスメクタイトの層間を満たすのに足りているが、液相5 cm^3 以下の条件では層間を満たすことができない。実験結果からは、固液比に依らず層間がアンモニウム型であったと推測されることからすると、層間のアンモニウムイオンは液相中のアンモニウムイオンと吸着分配のみによるものではないと考えられる。もう一つの可能性としては、アンモニウムイオンは層間に存在することで安定化し、スメクタイトの置かれた化学的条件の影響を受け難くなるようなメカニズムが存在するというものである。こうしたメカニズムの一つの可能性として、アンモニウムイオンの水素とスメクタイト底面酸素との間に水素結合が生じ、アンモニウムイオンが固定化されるという知見（Gautier et al., 2010）が挙げられる。

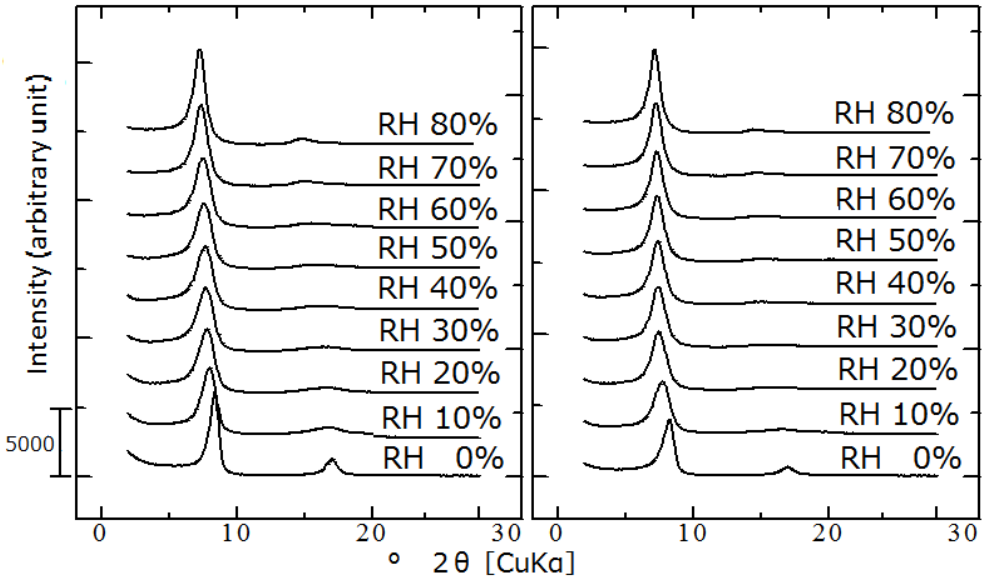


図3.2.4-1　アンモニウム型スメクタイト試料（右）とアルカリ処理試料（左）の相対湿度制御下でのXRDパターン

（アルカリ処理試料はアンモニア水を20 cm^3とした条件で調整したもの）

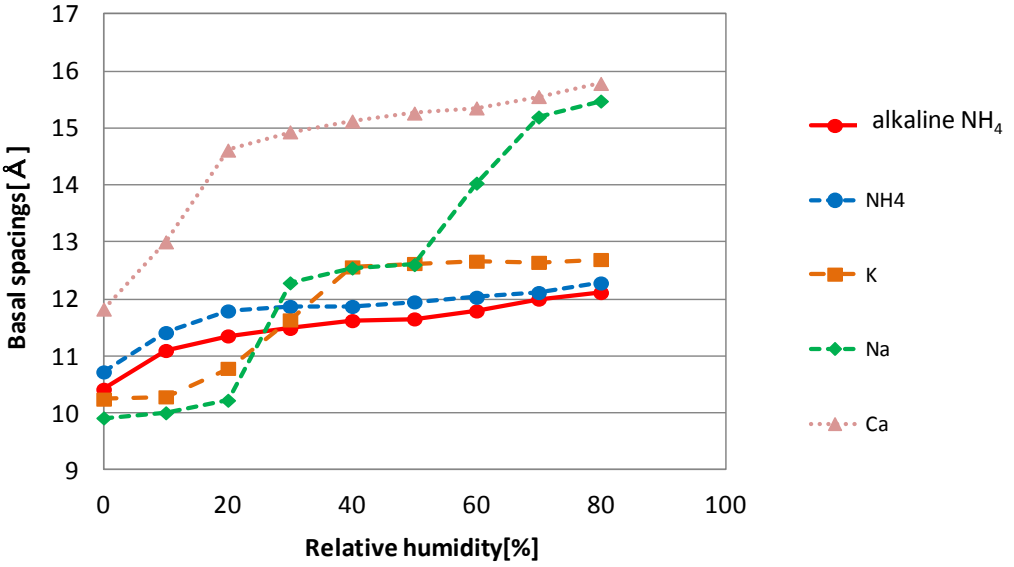


図3.2.4-2　各イオン型に処理したスメクタイト試料の相対湿度制御下での底面間隔測定値

(2) 計算科学的手法によるアンモニウム型スメクタイトの特性評価

3.2.4(1)では、アンモニウムイオンは層間に存在することで安定化し、スメクタイトの置かれた化学的条件の影響を受け難くなる可能性が挙げられた。これの理由として、アンモニウム型スメクタイトではアンモニウムイオンの水素とスメクタイト底面酸素との間に水素結合が生じ、アンモニウムイオンが層間に固定される（Gautier et al., 2010）ことが考えられる。こうしたメカニズムを明らかにするため、ここでは、アンモニウムイオンとスメクタイトとの相互作用に関する分子レベルでの挙動を計算科学的手法により調べることとした。

1）計算の概要

アンモニウムイオンとスメクタイトとの相互作用は、アンモニウムイオンと層間の水分子との相互作用にも関係すると考えられる。スメクタイト試料の底面間隔の相対湿度依存性を調べた実験結果（図3.2.4-2）からは、アンモニウム型のスメクタイトは10～20 %から80 %までの相対湿度条件において層間の殆どが1-水分子層の状態にあること、及び、1-水分子層の状態にある底面間隔が他のイオン型に比べてわずかに小さいことが示唆された。こうした膨脹挙動はアンモニウム型に特有であり、アンモニウムイオンとイオン半径が近く、スメクタイトに吸着して膨潤性を低下させるという点で類似するカリウムイオンを含んだカリウム型でも見られなかった。そこで、以上の特徴をスメクタイトと層間のアンモニウムイオン及び水分子との相互作用によるものとして捉え、分子シミュレーションによって調べることとした。具体的には、経験的分子動力学法（古典MD法）により、アンモニウム型、カリウム型、ナトリウム型のスメクタイトの分子モデルを作成し、層間の水分子数を変化させた場合の混合エンタルピーと底面間隔の変化を調べた。層間の水分子数を変化させたのは、相対湿度制御下における層間の水分子数の変化を模擬するためである。

①計算ツール

汎用分子動力学法計算のための MXDORTO/MXDTRICL システム（平尾・河村, 1994; Frenkeland Smit,

2002）を用いた。MXDORTOは直交系の分子動力学計算プログラム、MXDTRICLは斜交系の計算プログラムである。

②計算に用いたモデル

計算ではスメクタイト、水分子、層間陽イオンのモデルが必要となる。スメクタイトのモデルはNakano and Kawamura（2006)から、水分子のモデルは河村（2008)からそれぞれ引用した。層間陽イオンのうちナトリウムイオンとカリウムイオンのモデルはSakuma and Ichiki（2015?)より引用した。アンモニウムイオンのモデルは、本研究において以下のように作成した。

a. 相互作用モデル

原子・分子間相互作用を用いる分子動力学計算では、その計算結果は使用した相互作用モデルに大きく依存する。SiO_2結晶中の Si-O 結合のようにイオン結合と共有結合からなる場合などは、中間的な結合様式も包括した実際的なモデルが必要となる。本計算で用いたモデル(Sakuma and Kawamura, 2011)を以下に示す。

集団系の相互作用を二原子間に働く相互作用の足し合わせで表現するための二体中心力型関数は3.2.4-1式で表される。

$$U_{ij}(r_{ij}) = \frac{1}{4\pi\epsilon_0}\frac{z_i\, z_j\, e^2}{r_{ij}} + f_0(b_i + b_j)\, exp\left(\frac{a_i + a_j - r_{ij}}{b_i + b_j}\right) - \frac{c_i\, c_j}{{r_{ij}}^6} + D_{1,ij}\, exp(-\beta_{1,ij}\, r_{ij}) + D_{2,ij}\, exp(-\beta_{2,ij}\, r_{ij}) + D_{3,ij}\, exp(-\beta_{3,ij}\,(r_{ij} - r_{3ij})^2)$$

3.2.4-1

3.2.4-1式において、第一項は静電相互作用、第二項は近接反発、第三項は分子間力、第四項以降は共有結合の動系部分をそれぞれに含むものである。ここで、ϵ_0は真空中の誘電率、z_iは原子iの部分電荷、eは電気素量、r_{ij}は原i, j 間の距離、f_0は定数（41.865 kJ/nm/mol）、は反発半径、bは反発係数、cは分子間力係数、Dとβは原子対のパラメータである。

共有結合の角度部分を表現するために必要となる三体中心力型関数には3.2.4-2式を用いた。

$$U_{ijk}(\theta_{ijk}, r_{ij}, r_{jk}) = -f_0\{\cos[2(\theta_{ijk} - \theta_0)] - 1\}\,(k_1\, k_2)^{0.5}$$

$$k_1 = \frac{1}{exp[\, g_r(\, r_{ij} - r_m)] + 1}$$

$$k_2 = \frac{1}{exp[\, g_r(\, r_{jk} - r_m)] + 1}$$

3.2.4-2

ここで、θは粒子間角度、kは三体相互作用の到達範囲を規程する関数、g_rとr_mは角度パラメータである。3.2.4-2式は、H_2OやNH_3等の対称性の低い分子には必須となる。

b. アンモニウムイオンの作成

アンモニウムイオンのモデルの作成では、基本となるアンモニウムイオンを作成した後、それを用いて塩化アンモニウム結晶のモデルを作成し、構造安定性やその物性値の実験値との整合性の点から適切なモデルとなるように相互作用モデルの諸パラメータ等を調整するという手順をとった。最初のアンモニウムイオンの作成では、N原子周囲にH原子を4つ配位させ、計算されるN-H結合距離が、実験値の1.012 Å（改訂4版化学便覧基礎編2, 1993）を参考としておおよそ1 Åとなるように反発係数及び分子間力係数（3.2.4-1式の a、b、Dパラメータ及びcパラメータ）を調整した。

c. 塩化アンモニウム結晶の作成

作成したアンモニウムイオンのモデルを用いて、塩化ナトリウム結晶のモデル（Sakuma and Ichiki, 投稿中）のナトリウムイオンをアンモニウムイオンに置き換えた。塩化アンモニウム結晶の格子定数実験値はa軸で3.8756 Å （Pilbrow and Spaet, 1967）であるので、格子定数が3.8756 Åとなるようにに NVT アンサンブル（分子数、体積、温度を制御して圧力の変化を観察する方法）を構成した。扱う原子分子の数は、今回は単純な結晶であることから125個の単位胞を基本セルとした。ここで、N-H結合が解離しないように二体間ポテンシャルエネルギーを操作し、さらに、アンモニウムイオンの向きをランダムとした上で各元素並びに二体間ポテンシャルエネルギー及び三体間ポテンシャルエネルギーに関する諸パラメータを調整することで、安定化した構造を得ることができた（図3.2.4-3）。

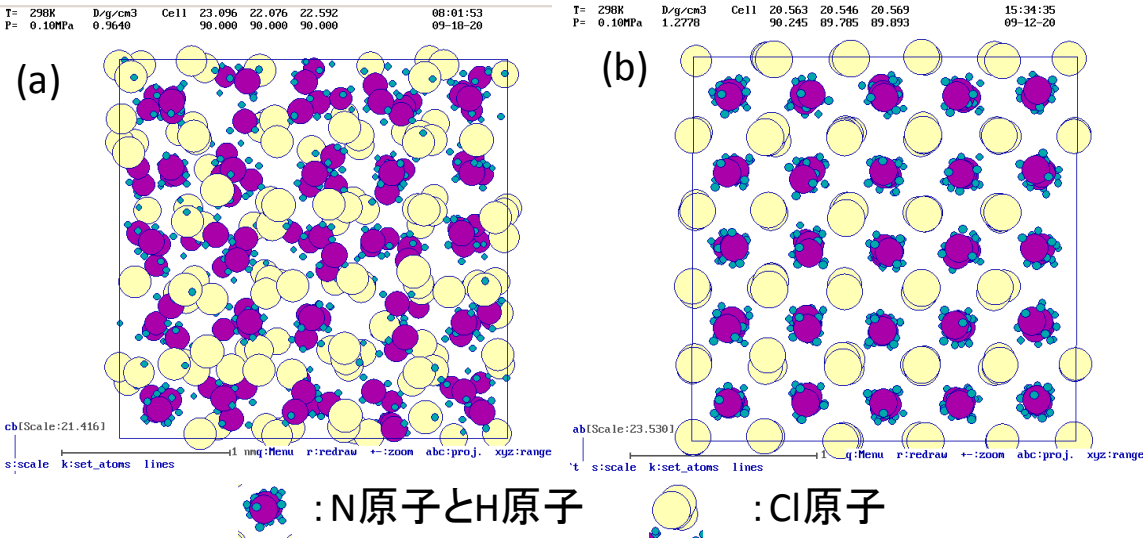


図3.2.4-3　塩化アンモニウム結晶

(a) 安定化していない状態、(b)安定化した構造

d. 作成されたモデルによる物性値評価

作成された塩化アンモニウム結晶のモデルを用いてNPTアンサンブル（分子数、圧力、温度を制御して体積の変化を観察する方法）を構成し、系のエネルギーが安定したときの密度と格子定数を確認した。その結果、計算された密度は1.5281 g/cm^{3}であり、実験値 1.527 g/cm^3（Pilbrow and Spaet, 1967）と近い値となった。また、計算されたa、b、c軸の格子定数は順に3.8732、 3.8746、 3.8736 Åであり、上で述べたa軸の格子定数実験値とは相対誤差1%以内で一致する結果となった。また、赤外吸収スペクトルを確認した結果、代表的なN-H結合のピークにおいてNyquist and Kagel (1971)で報告されている

実験値との一致が見られた。

また、作成したアンモニウムイオンモデルの水溶液中への適用性を確認するため、水和エンタルピーの検証を二通りに実施した。一つは250個の水分子中に1個のアンモニウムイオンを投入した場合の系全体の混合エンタルピーを計算するもの、もうひとつは真空中の単独のアンモニウムイオンに1個ずつ水分子を付加していったときのエンタルピー変化を計算するものである。これらの計算は比較のためにナトリウムイオンあるいはカリウムイオンについても行った。これらの計算結果を表3.2.4-1及び表3.2.4-2に示す。本計算結果については、それぞれの理論的傾向や実験値と比べた。

表3.2.4-1　水中に陽イオンを投入した時の混合エンタルピー

陽イオン	混合エンタルピー（kJ/mol） 計算値
NH_4^+	-27.3353
K^+	-29.9565
Na^+	-97.8358

表3.2.4-2　真空中の陽イオンに水分子を6個付加した時のエンタルピー変化

陽イオン	エンタルピー変化（kJ/mol） 計算値	ギブス自由エネルギー変化(kJ/mol) 実験値（Marcus, 1991）
NH_4^+	-282	-285
Na^+	-396	-365

表3.2.4-1から、アンモニウムイオンとカリウイムイオンの混合エンタルピーが近い値を取る一方で、ナトリウムイオンは比較的大きな値をとるということがわかった。これは理論的傾向（Marcus, 1991）と一致している。また、表3.2.4-2からは、アンモニウムイオンとナトリウムイオンの周囲に6個の水分子を付加した場合のエンタルピー変化の計算値がギブス自由エネルギー変化の実験値(Marcus, 1991)と近い値をとることがわかった。本系では水和のエンタルピー変化とギブス自由エネルギー変化はほぼ等しいとみなせるため、水和のエンタルピー変化についての計算値は実験値と整合的であると判断した。以上により、本研究で作成したアンモニムイオンモデルの妥当性を確認することができた。

e. 各イオン型のスメクタイトの作成

前述のモデルを用いて、アンモニウムイオンをスメクタイトの層間に組み込み、さらに層間に水分子を付加した。既に述べたように、この付加する水分子の数を変えることで相対湿度制御下における層間の水分子数の変化を模擬することとした。スメクタイトの層電荷は0.33、構造式は$(NH_4)_{0.33}Mg_{0.33}Al_{1.67}(OH)_2(Si_4O_{10})$である。作成されたアンモニウム型スメクタイトモデル（一部）を図3.2.4-4に示す。本モデルでは、1,152個の酸素分子、96のスメクタイト単位胞があることになる。同様にナトリウム型スメクタイトとカリウム型スメクタイトのモデルを作成し、これらを用いて水分子を付加した時の混合エンタルピーを計算した。

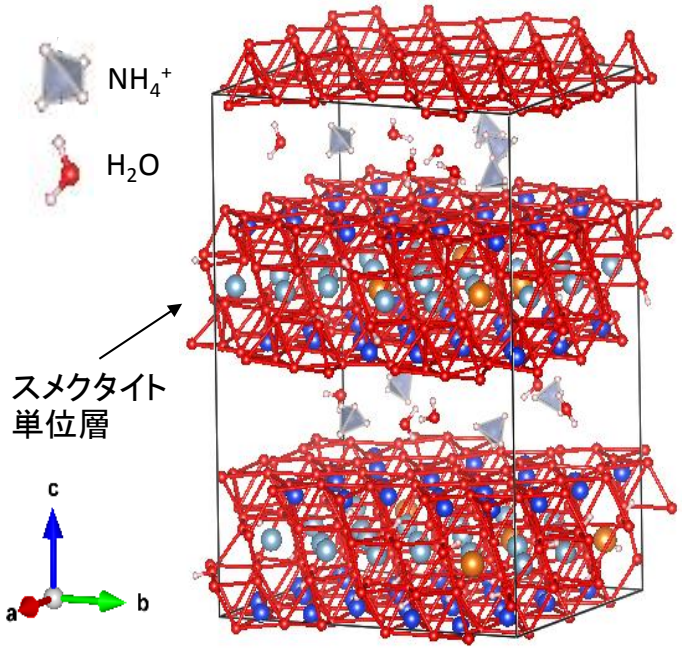


図3.2.4-4　アンモニウム型スメクタイトに水を付加したモデル

2）計算結果と考察

各イオン型のスメクタイトに水分子を付加した時の混合エンタルピー計算結果を図3.2.4-5に示す。また、計算されたスメクタイトと底面間隔と水分子数の関係をアンモニア型とカリウム型を例にとって図3.2.4-6に示す。図3.2.4-5から、混合エンタルピーは水分子数の増加に伴い上昇した後、下降して負の値をとることがわかる。さらに水分子数が増えると、再び上昇と下降を繰り返すようになる。アンモニウム型スメクタイトの場合はn＝2、ナトリウム型ではn＝2.5、カリウム型ではn＝2～2.5の辺りで最初の極小が見られる。図3.2.4-6からは、アンモニア型、カリウム型スメクタイトの底面間隔が水分子数の増加に伴い増大するが、それぞれに混合エンタルピーが極小を示したn＝2、2～2.5の辺りまでに水分子数に対する傾きが小さくなり、n＝2、2～2.5の辺りから再び大きな傾きに変化することがわかる。このような水分子数に対する周期的な混合エンタルピーの変動とスメクタイトの底面間隔の変化には、階段的に底面間隔を増大させるスメクタイトの結晶性膨潤が関係していると考えられる。すなわち、混合エンタルピーの最初の極小は1-水分子層の膨潤状態に対応する（河村、2008）ことから、層間イオンの水和が進んで層間が膨脹し、1-水分子層の膨潤状態に達した状態で系が安定化し、混合エンタルピーが負の極小値になったと考えることができる。また、図3.2.4-5で見られるように、アンモニウム型スメクタイトの混合エンタルピーは、ナトリウム型やカリウム型に比べて低く、少ない水分子数で負の値をとり始める。このことは、アンモニウム型スメクタイトが他のイオン型に比べて水和し易く、同じ相対湿度条件であればより水和が進み、1-水分子膨潤状態に近づき易いことを示唆している。このことが、相対湿度制御下における底面間隔測定結果で示された、アンモニウム型でのみ低い相対湿度条件において1-水分子層に膨脹した理由であると考えられた。

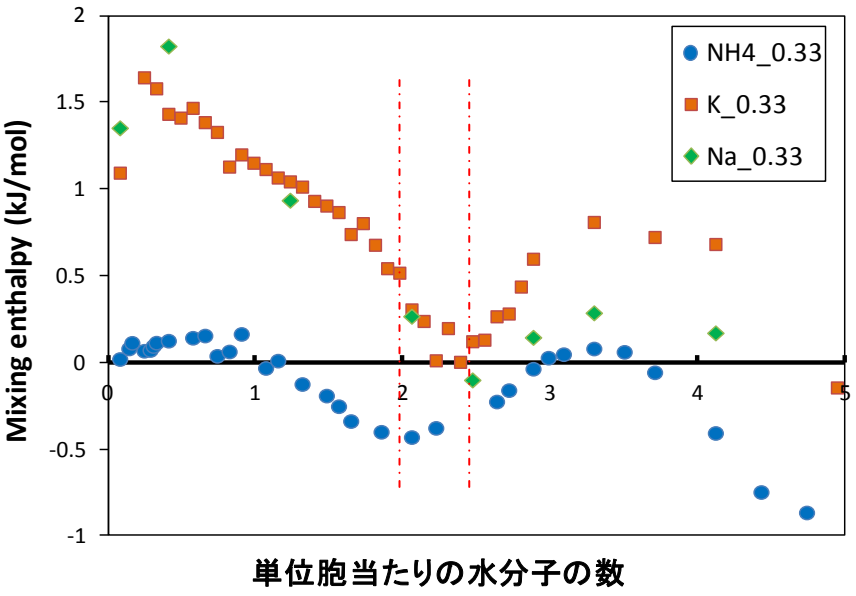


図3.2.4-5　各イオン型スメクタイトに水を付加した時の混合エンタルピー

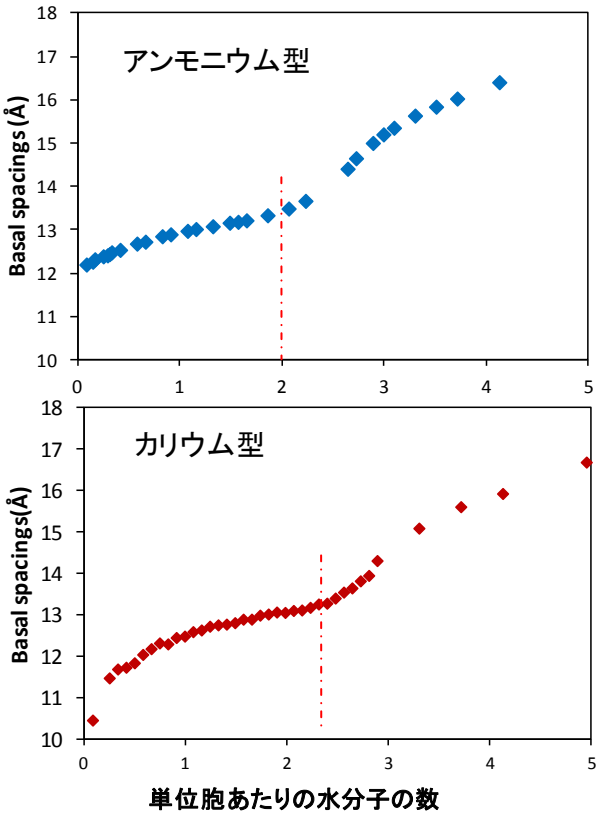


図3.2.4-6　各イオン型スメクタイトに水を付加した時の底面間隔

3.3 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念案の構築

諸外国においてもわが国のTRU廃棄物に相当する廃棄物とHLWとの共処分概念を具体的に提示している国がある。多様な廃棄物影響を考慮した共処分概念を構築するにあたり、諸外国の検討例の調査結果を基に共処分概念の構築への適用方策を提示する。

平成25年度は、わが国のTRU廃棄物に相当する廃棄物とHLWとの共処分概念を具体的に提示している国について、共処分概念の検討例について調査を行った。調査の対象とした国は、スイス、フランス、ベルギー及び英国であった。各国ともにHLWとTRU廃棄物の処分施設の熱、水理、力学、化学の観点からの相互作用を低減させるために、処分トンネルを分け、数百メートルの離間距離をとる概念を示されていた。具体的には、TRU廃棄物処分施設からの高pHプルームの影響、HLWの発熱の影響について検討が実施されていた。

本年度は、平成25年度に調査した処分概念について、性能評価事例の調査を行い、共処分概念の構築に反映できる評価手法及び技術を抽出した。

3.3.1 適切な共処分概念の検討手法の調査

平成25年度に調査・整理した諸外国の共処分概念におけるレイアウトとその設定の考え方を表3.3.1-1に示す（日本原子力研究開発機構, 2014）。この調査の中で、具体的な検討や評価が示されていた国は、スイスとフランスの2カ国であった。これらの2カ国について、レイアウト設定に反映できる性能評価事例について調査を行った。

表3.3.1-1　諸外国の共処分概念におけるレイアウトとその設定の考え方

	スイス	フランス	ベルギー	英国
レイアウト	同一地層でHLW処分エリアとTRU廃棄物処分は数百メートル離す。TRU廃棄物(ILW)は、2つの処分トンネル(ILW-1,ILW-2)に分ける。	処分場をゾーンB(TRU廃棄物)、C(HLW/使用済燃料(SF))に分割して設計。最少離間距離は250m。必要であれば、SFも分けられる。	HLWとTRU廃棄物を別々の処分トンネルに分けて設計。	処分施設は、TRU廃棄物の処分エリアとHLWの処分エリアと分けて設計。仮の値として、最少離間距離は500mを設定。
考え方	TRU廃棄物処分施設からの高アルカリプルームの影響を考慮してレイアウトを設定。さらにTRU廃棄物を硝酸塩やキレート剤等を含むものとそうでないもの２種類に分けて廃棄物を処分トンネルに定置。	廃棄物の処分ゾーンの間隔は、物理-化学的な条件で設定。 例えば、Ｂ廃棄物のビチューメンは、熱に敏感であるので、Ｃ廃棄物や使用済燃料から離される(最小距離250m)。	廃棄物からのガスの発生の影響、廃棄物や埋戻材の相互作用(例えば､アルカリプルームの影響)の回避、廃棄物の回収を容易にするために処分トンネルを分ける。	処分施設間の相互作用を低減するために離す。 熱、水理、力学、化学の観点から検討が必要。硬岩の場合、最小500mを設定。
出典	Nagra, 2002	ANDRA, 2005	ONDRAF/NIRAS, 2001, 2011	NDA, 2010

(1) 性能評価事例

1)スイス(Nagra, 2002)

スイスの事例では、具体的な地質媒体として、オパリナス粘土層[3]を対象としたセメント系材料の高アルカリ成分の拡がり（高アルカリプルーム)を評価している。高アルカリの影響による地質媒体の変質にともなう速度論的評価については、不確実性があることから、単純にセメント水和物と粘土中の反応鉱物との物質収支に基づき評価した（Mäder, U. and Adler, M., 2004)。ポルトランドセメント水和物として、水酸化カルシウムがオパリナス粘土中のカオリナイトと石英と反応することで、濁沸石（ローモンタイト）やCaO/SiO_2モル比が1のカルシウムケイ酸塩水和物が生成すると仮定し、オパリナス粘土の反応率を１～100 %として、変質層の拡がりを表3.3.1-2に示すように計算した。Nagra(2002)では、オパリナス粘土の反応割合として10%を採用し、変質層の拡がりを4メートル程度と評価した。さらに、様々な高アルカリプルーム（間隙水の上昇）に関わる実験やモデル解析による研究から、概略的な外挿で評価すると、高アルカリプルームは100万年間において10mを超えないことが示されている(Nagra, 2002)。

表3.3.1-2　物質収支に基づく処分施設周りの変質層の拡がり

反応率	セメント水和物／オパリナス粘土比	変質オパリナス粘土の体積	処分施設周りの変質層
100 %	4：1	14.2 m^3	0.5 m
10 %	4：10	142 m^3	3.7 m
1 %	4：100	1420 m^3	17 m

2)フランス(Andra, 2005)

フランスでは、熱影響の観点から処分施設のレイアウトを検討している。発熱性の廃棄物の影響を考慮して、アスファルト固化体（原文では、ビチューメン固化体と記載されているが、アスファルト固化体と表記する。）での処分施設内の温度は30℃以下になるように設計されている。このため、発熱性廃棄物の処分坑道から250m離したレイアウトを示している。フランスでは、アスファルト固化体の処分施設における温度を30℃以下に維持することで、アスファルトの健全と核種の閉じ込め性能を維持するとしている。フランスでは、処分施設閉鎖後の評価において、アスファルト固化体に核種の放出モデルとして放出率が時間の平方根に反比例するモデルを適用している。このため、アスファルト固化体の均質性が要件となっており、温度30℃以下ではアスファルト固化体中の塩の沈降速度が年間7μm未満と無視でき、固化体の均質性を保持できると評価している。フランスにおけるアスファルトは、ストレートアスファルトであり、軟化点が40℃である。これに対して、わが国における地層処分対象のアスファルト固化体（JAEA）は、ストレートアスファルトに、250～300℃で空気を吹き込むことにより、酸化脱水素・重縮合反応を起こさせ、硬くすると同時に感温性を小さくしたブローンアスファルトであり、軟化点は85℃程度である。これらの情報を表3.3.1-3に示す。

[3] スイス北部に分布し、約1億8,000万年前のジュラ紀に形成された堆積岩層である。「オパリナス」という言葉は、この地層から発掘されるアンモナイトの殻がオパールのように光彩を放つことに由来している（資源エネルギー庁, 2014）。

表3.3.1-3　フランスにおけるアスファルト固化体の概要

	フランス（ANDRA）	【参考】日本（JAEA）
塩含有率	2～22%	40～50%
使用アスファルト	ストレートアスファルト 軟化点　40℃ 引火点　230℃ 発火点　350℃	ブローンアスファルト 軟化点　85±5℃ 引火点　≧250℃
固化体からの核種の放出モデル	$4.5\times10^{-3}/\sqrt{t}$ 放出率が時間の平方根に反比例するモデル。 30℃以下において、アスファルト固化体中の塩の沈降速度が年間7μm未満と無視でき、固化体の均質性を保持できるとされている。	処分施設閉鎖後において、核種の閉じ込め性能を考慮していない（第2次TRUレポート）。

(2)マルチフィジックス解析コードの熱解析への適用性検討

フランスの評価事例において、発熱性廃棄物の影響が示されていた。第2次TRUレポートにおいても、HLWの熱の影響について評価が行われ、300m離れた地点では温度の上昇は、1℃以下とされた。しかし、発熱性を有するTRU廃棄物（グループ2廃棄物）の周囲の熱影響についての検討は行われていない。平成25年度の共処分概念構築への適用方策（日本原子力研究開発機構, 2014）において抽出した汎用物理シミュレーションソフトウェアCOMSOL Multiphysics ®(以下、「COMSOL」, http://www.kesco.co.jp/comsol/)を用いて熱解析影響評価への適用性を検討した。COMSOLは、マルチフィジックス解析（熱、水理、力学、物質輸送）が可能であり、ユーザーが自由に物理・化学現象を偏微分方程式として定義することができることから、今後、熱影響以外の廃棄物由来の影響因子の解析も行うことができる。本解析においては、熱影響のみについてTRU廃棄物処分施設のレイアウト形状を考慮した3次元体系を対象として、必要となる計算資源（計算時間やメモリ）についても把握した。

1)解析方法及び計算領域

第2次TRUレポートで示された結晶質岩の処分深度1,000 mにおけるTRU廃棄物処分施設のレイアウトについて、グループ2廃棄物の熱の影響を調べるための非定常の熱伝導解析を3次元形状においてCOMSOLを用いて実施した。解析の体系は、境界条件が処分施設周辺の温度解析に影響を及ぼさないようにできるだけ大きく設定することが望ましいが、体系を大きくすると計算資源への影響が大きくなる。ここでは、図3.3.1-1に示すように幅方向500 m、奥行き方向300 m、高さ方向300mの大きさの岩盤内にTRU廃棄物のグループ1からグループ4までの処分坑道が収まるように計算用域を設定した。

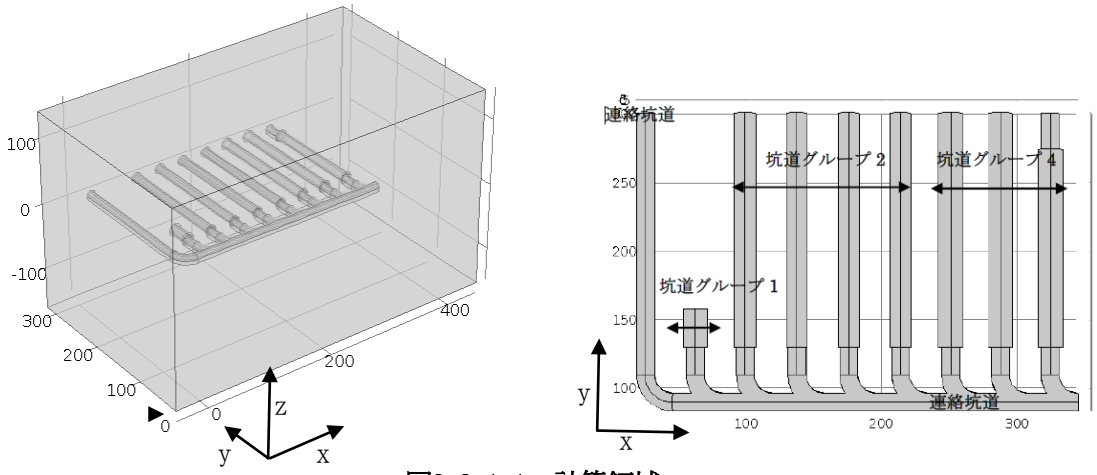


図3.3.1-1　計算領域

（左図：鳥瞰図、右図：平面図）

2)解析条件

グループ2廃棄物の発熱量（25年貯蔵）や人工バリアや岩盤の物性値は、第2次TRUレポートの設定値をそのまま用いた。温度境界条件は、地表温度を15℃と設定し、深度100mごとに3℃温度が上昇するという地温勾配を仮定し、図3.3.1-1の鳥瞰図で示した解析領域外側に境界温度として設定した。図3.3.1-1のｚ=0 mは、深度1000m の相当する。計算領域内部の初期温度に対していも、地温勾配を考慮した温度を設定した。

3）解析結果

10 年後及び 1,000 年後における深さ方向断面（y=150m)における温度分布コンターを図 3.3.1-2 に示す。4 本のグループ 2 廃棄物処分坑道からの熱の拡がる様子を確認することができる。また、図 3.3.1-3 にグループ 2 廃棄物坑道中心、グループ 4 廃棄物処分坑道中心、及びグループ 2 廃棄物坑道から 100m の位置における温度の経過変化も示す。処分施設閉鎖後、数年程度でグループ 2 廃棄物の発熱の影響で、グループ 2 廃棄物処分の中心温度は 80℃近くまで上昇するが、その後徐々に低下し、温度は初期地温へと戻り、1,000 年後の計算においては、グループ 2 廃棄物処分坑道中心の温度は、50℃以下となっている。グループ 2 廃棄物処分坑道から 30m 程度離れた、グループ 4 廃棄物処分坑道中心においては、温度の上昇は 5℃程度である。さらに、グループ 2 廃棄物処分坑道から 100m 程度離れた岩盤においては、温度の変化は 1 ℃程度である。グループ 3 廃棄物の処分坑道については、発熱性廃棄物であるグループ 2 の処分坑道から 100m 以上離すことにより、温度の影響をほとんど考える必要がないことが示された。本解析で用いた計算機は、インテル Xeon CPU E5-26430 3.3GHz (2 プロセッサ）、メモリー128GByte を搭載したワークステーションである。計算時間は 17 分程度であり、最大使用メモリーは、7.1GByte（要素数は約 360 万）であった。今回設定したモデル体系は、通常のパソコンにおいても計算可能な範囲であり、今後、COMSOL を用いて、容易に処分坑道スケールでの解析を行うことができるものと考えられる。

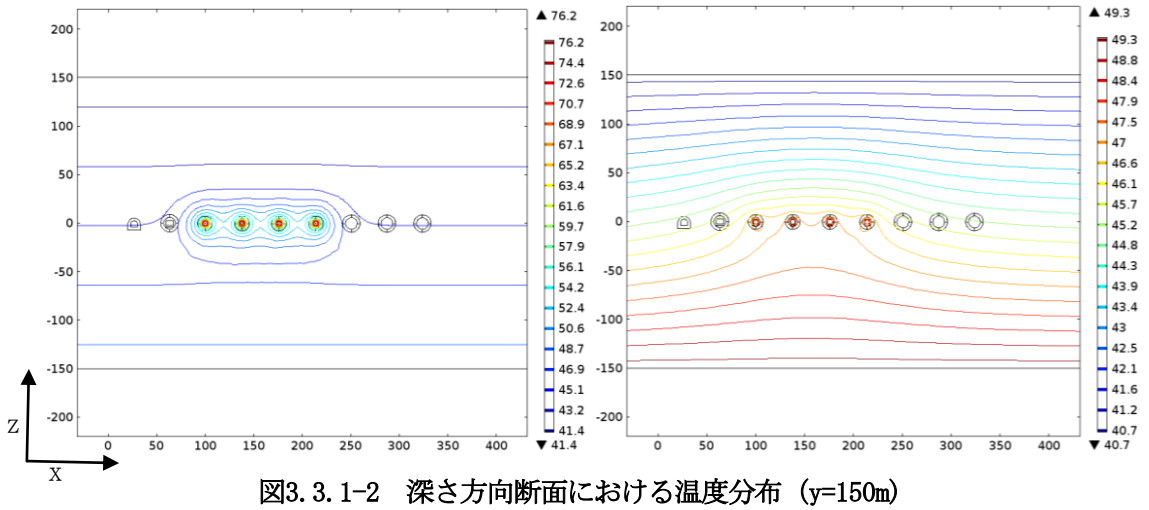


図3.3.1-2　深さ方向断面における温度分布（y=150m）

（左図：10年後、右図1,000年後）

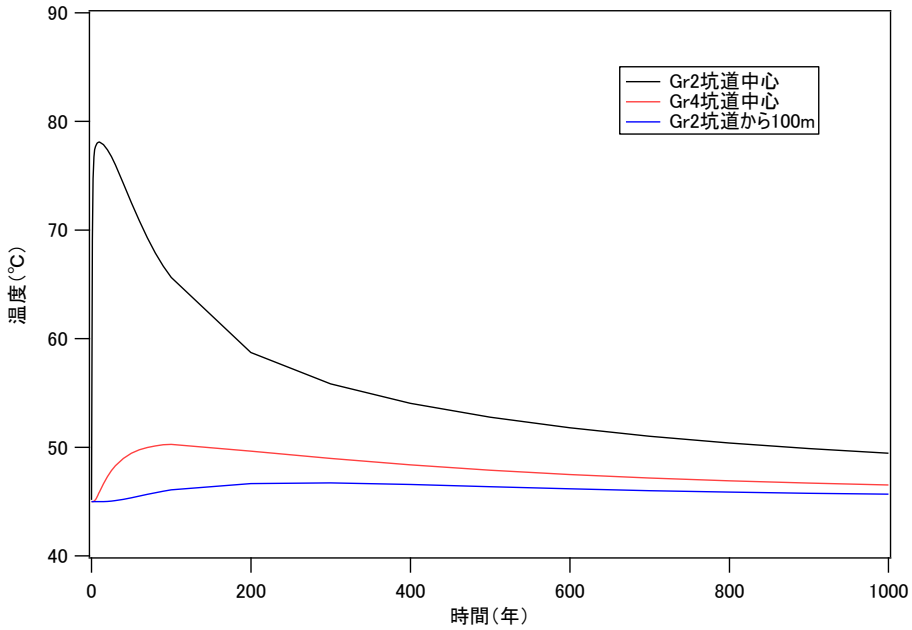


図3.3.1-3　処分施設各位置における温度変化

3.4 まとめ

本章で得られた成果について、以下にまとめる。

3.4.1 廃棄物の特性を踏まえた共処分への影響評価技術開発

(1) 種々の廃棄物の特性評価と廃棄物由来の影響因子の影響調査

基準年(廃棄体作成時)若しくは25年後において廃棄体1本当たり1W以上の発熱性を有するTRU廃棄物の情報を整理した。また、昨年度整理した含有化学物質量にリン酸塩の情報を加えた。

モデル廃棄物として設定したアスファルト固化体の発熱特性評価において示差走査熱量計による熱量測定を実施し、得られた測定データから発熱特性を定式化した。また、アスファルト固化体の熱反応暴走に関する予備的な安全評価(温度解析)を行った。予備的な温度解析によるアスファルト固化体のSITは185℃付近と見積もられ、第2次TRUレポートに示される坑道仕様において、アスファルト固化体の熱反応暴走の可能性は低いことが示唆された。坑道から近い場所に高温の熱源が生じた場合、熱反応暴走に至る可能性が示唆されたものの、そのような熱源の発生シナリオは現時点で考えにくく、処分場閉鎖に外部からの熱の寄与によりアスファルト固化体が熱反応暴走に至る可能性は低いと言える。

(2) 廃棄物由来の影響因子の化学環境影響評価

硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON)確証のため、硝酸イオンと黄鉄鉱の反応についてアンプル試験及びカラム試験を実施した。アンプル試験では70℃以下の低温領域にて、アンモニア濃度は試験期間が長くなるとともに若干であるが増加する傾向であったが、温度の上昇に伴う濃度の増加は明確には確認されず、NEONに用いられているモデル式を改善する必要があることが示唆された。カラム試験では試験開始後30日以内に汚染源成分がカラム全体に拡散しており、拡散挙動確認のためには黄鉄鉱の充填率向上等の試験方法の改良が必要であった。また、NEONの微生物反応を天然の硝酸塩汚染事例に適用して解析を実施し、硝酸イオンの還元傾向が一致し、部分的ではあるがNEONの確証がなされた。

(3) 廃棄物由来の影響因子の放射性核種への影響評価

廃棄体由来化学物質のうち有機物を対象として、放射性核種の挙動に及ぼす影響を研究した。数種挙げられる有機物のうち、核種移行挙動への影響を評価することが重要であるものとして、イソサッカリン酸を選定した。実験では、イソサッカリン酸と類似構造を持つグルコン酸を用い、4価金属イオンの代表であるジルコニウムの溶解度に及ぼすグルコン酸濃度の影響を調べ、グルコン酸錯体の熱力学データを導出するとともに、コロイドの影響についても調査した。その結果、支配的なジルコニウムのグルコン酸錯体が$Zr(OH)_4(GLU)_2^{2-}$であると推定され、その平衡定数を算定した。

(4) 廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価

廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価については、平成25年度に策定した研究方策に沿って、アンモニウム型スメクタイトの安定性と膨潤性に関わる特性評価を行った。高アルカリ性条件下におけるアンモニウム型スメクタイトの膨脹性に関わる挙動を調べたところ、スメクタイト層間に存在するアンモニウムイオンは、高アルカリ性条件で熱力学的に安定なアンモニアに変化するこ

とはなく、化学的条件の影響を受け難くなる可能性が示された。また、アンモニウム型スメクタイトは、ナトリウム型やカリウム型とは異なり、低い相対湿度条件でも1-水分子層に膨張できることがわかった。こうしたメカニズムを明らかにするため、計算科学的手法を適用して、分子レベルでのスメクタイトの水和挙動を調べたところ、アンモニウム型スメクタイトが他のイオン型に比べて水和し易いことが明らかとなった。このことが、低い相対湿度条件で1-水分子層に膨張できる理由と考えられた。

3.4.2 多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念案の構築

多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念案の構築においては、適切な共処分概念の検討手法の調査を行うとともに、マルチフィジックス解析コードの熱解析への適用性を検討した。粘土質岩における高アルカリプルームの拡がりの評価においては、物質収支に基づく単純な評価が実施されており、高アルカリプルームによる岩盤の反応領域は、4m程度に限定されること、高アルカリ性地下水の拡がりは100万年間で10mを超えないことが示されていた。また、発熱性廃棄物の熱の影響を考慮した処分施設レイアウトの検討例も報告されており、熱の影響を受けやすいアスファルト固化体の核種の閉じ込め性能が損なわないように、非定常の熱伝導解析を行うことにより、処分坑道の離間距離を設定していた。第2次TRUレポートの処分坑道レイアウトにおいて、有限要素法のマルチフィジックス解析コードであるCOMSOLを用いて、発熱性のグループ2廃棄物の影響について、3次元の処分施設レイアウトを構築し、非定常の熱伝導解析を行った。100m程度離れるとグループ2の発熱による温度上昇は、1℃程度であることが示された。さらに、今回実施したCOMSOLの計算は、通常のパソコンでも実施可能な範囲であることが示された。

参考文献

Andra (2005)：Dossier 2005 Argile Tome Safety evaluation of a geological repository (https://www.andra.fr/international/download/andra-international-en/document/editions/270va.pdf).

Appelo, C. A. J. and Postma, D. (2005)：Geochemistry, groundwater and pollution - second edition, CRC Press, p.649.

Appelo, C. A. J. (2013)：PHREEQC version 3, (http://www.hydrochemistry.eu/downl.html).

Arthur, R.C., Sasamoto, H., Oda, C., Honda, A., Shibata, M., Yoshida, Y. and Yui,M. (2005)：Development of thermodynamic database for hyperalkaline,argillaceous systems, JNC-TN8400 2005-010.

Bradbury, M. H. and Sarott, F. A. (1994)：Sorption Databases for the Cementitious Near-Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment, Nagra Technical Report NTB 93-08.

Brown, P. L. and Sylva, R. N. (1987)：“Unifie4d theory of metal-ion-complex formation constants”, J. Chem. Res., (S)4-5, (M)0110.

Colas, E., Grive, M., Rojo, I., Duro L. (2011)：Solubility of $ThO_2 \cdot xH_2O$(am) in the presence of gluconate, Radiochim. Acta, 99, p.269-273.

Colas, E., Grive, M., Rojo, I., Duro L. (2013)：The Effect of Gluconate and EDTA on Thorium Solubility Under Simulated Cement Porewater Conditions, J. Solution Chem., 42, p.1680-1690.

Curti, E. (2001)：Paul Scherrer Institut Rep. TM-44-01-01.

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ー, JNC TY1400 2005-013 FEPC TRU-TR2-2005-02.

Ekberg, C., Kallvenius, G., Albinsson, Y., Brown, P. (2004)：Studies on the hydrolytic behavior of zirconium(IV), J. Solution Chem., 33, p.47-79.

Frenkel, D. and Smit, B. (2002)：Understanding Molecular Simulation from Algorithms 2nd ed. to Applications, Acdemic Press, p.638.

福地龍郎,溝口一生,嶋本利彦,林愛明(2002)：ESR解析による断層摩擦発熱温度の推定―野島断層と高速剪断実験結果を例として―, 地球号外, Vol.36.

藤根幸男, 村田幹生, 阿部仁, 高田準一, 塚本導雄, 宮田定次郎, 井田正明, 渡辺眞樹男, 内山軍蔵, 朝倉俊英, 杉川進, 岡崎修二, 宮内正勝, 富樫喜博, 茅野政道, 永井晴康, 加藤正平, 中山真一, 梅田幹, 前田充, 井澤直樹, 西尾軍治, 鴻坂厚夫 (1999)：アスファルト固化処理施設火災・爆発事故の原因究明試験と環境影響評価, JAERI-Research 99-056 (http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JAERI-Research-99-056.pdf).

Fujiwara, K., Yamana, H., Fujii, T., Moriyama, H. (2003)：Determination of uranium(IV) hydrolysis constants and solubility product of UO2・xH2O, Radiochim. Acta, 91, p.345-350.

Gaona, X., Montoya, V., Colas, E., Grive, M., Duro L. (2008)：Review of the complexation of tetravalent actinides by ISA and gluconate under alkaline to hyperalkaline conditions, J. Contaminant Hydrol. 102, p.217-227.

Gautier, M., Muller, F., Le Forestier, L., Beny, J.-M. and Guegan, R. (2010): NH4-smectite: Characterization, hydration properties and hydro mechanical behaviour, Applied Clay Science, 49, p.247-254.

原子力発電環境整備機構 (2014): 地層処分低レベル放射性廃棄物の安全性向上に関する検討 ―多様な地質環境においても地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性と評価の信頼性をより一層高めることができる処分概念の検討―, NUMO-TR-14-04 (http://www.numo.or.jp/approach/technical_report/tr14_03.html).

原子力委員会長半減期低発熱放射性廃棄物処分技術検討会 (2006): 長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方－高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性― (http://www.aec.go.jp/jicst/NC/senmon/tyohan/bosyu/060228/05.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2006): 平成17年度地層処分技術調査等 地球化学バリア有効性確証調査報告書.

原子力環境整備促進・資金管理センター (2007): 平成18年度地層処分技術調査等 地球化学バリア有効性確証調査報告書.

原子力環境整備促進・資金管理センター (2008a): 平成19年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書 (第2分冊)－地球化学バリア有効性確証調査－ (http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/19fy15-2.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2008b): 平成19年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書 (第1分冊)－放射性廃棄物に関する基礎技術研究調査－(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/19fy15-1.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2009a): 平成20年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書 (第3分冊)－地球化学バリア有効性確証調査－ (http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/20fy15-3.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2009b): 平成20年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書 (第2分冊)－放射性廃棄物に関する基礎技術研究調査－(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/20fy15-2.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2010a): 平成21年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書 (第3分冊)－地球化学バリア有効性確証調査－ (http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/21-15/21fy15-3.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2010b): 平成21年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書 (第2分冊)－重要基礎技術研究調査－ (http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/21-15/21fy15-2.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター (2011): 平成22年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性

廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書（第2分冊）－重要基礎技術研究調査－
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/22-15-2.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター（2012）： 平成23年度 放射性廃棄物共通技術調査等事業 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書（第2分冊）－重要基礎技術研究調査－
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-18-2-1.pdf).

原子力環境整備促進・資金管理センター（2013）： 平成24年度 放射性廃棄物共通技術調査等事業 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書（第2分冊）－重要基礎技術研究調査－
(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-18-2-1.pdf).

長谷川和俊，李永富，孫金華（2002）：アスファルト固化処理施設での火災爆発の発災原因について，安全工学，災害事例分析，Vol.41，No.4，p.626.

Haynes, W. M. (2014)：CRC Handbook of Chemistry and Physics 95th Edition, Taylor & Francis Group.

Heath, T.G., Hunter, F.M.I. and Smith, V.(2011):Update of thermodynamic data for thorium in the HATCHES database, Serco Report TCS/00473/005 Issue 2.

平尾一之，河村雄行(1994)：パソコンによる材料設計，裳華房，p.217.

本田明，加藤卓，建石剛，今北毅，増田薫，加藤修，西村務（2006)：アルカリ性条件における炭素鋼の腐食に伴う硝酸イオンの化学的変遷挙動 ，材料と環境 ，第55巻，p.458-465.

本田明，増田薫，今北毅，加藤修，西村務（2009)：アルカリ性条件における炭素鋼の腐食に伴う硝酸イオンの化学的変遷挙動のモデル化，材料と環境，第58巻，p.182-189.

本田明，増田薫，建石剛，加藤修，井上博之（2011)：高アルカリ性・高硝酸ナトリウム濃度条件における炭素鋼の腐食に伴う硝酸イオンの化学的変遷挙動とそのモデル化，材料と環境，第60 巻，p.541-552.

Hummel, W. (Chair), Anderegg, G., Puigdomenech, I., Rao, L. and Tochiyama, O. (2005): Chemical Thermodynamics of Compounds and Complexes of U, Np, Pu, Am, Tc, Se, Ni and Zr with Selected Organic Ligands, Chemical Thermodynamics Series Volume 9, Nuclear Energy Agency in Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD/NEA).

Ioka, S. and Tase, N.(2005):Wetlands as natural reactive barriers:the hydrological and geomorphological landscape perspective. IAHS Publication, 297, pp311-316.

河村 雄行（2008）鉱物-水系の分子シミュレーション、地球化学 42，p.115-132.

Kitamura, A., Doi, R. and Yoshida, Y. (2014)：Update of JAEA-TDB; Update of thermodynamic data for palladium and tin, refinement of thermodynamic data for protactinium, and preparation of PHREEQC database for use of the Br ø nsted-Guggenheim-Scatchard model, JAEA-Data/Code 2014-009.(http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/search/servlet/search?5044484)

楠田啓，西山孝，西田一彦（1992)：花崗岩の風化に伴う微小割れ目の形成と間隙率の発達について，土質工学会論文報告集，Vol.32，No.2，p.169-175.

Lin, A. (1994) : Glassy pseudotachylyte veins from the Fuyun fault zone, northwest China. Journal of Structural Geology, 16, p.71-83.

Mäder, U. and Adler, M. (2005): Mass Balance Balance Estimate of Cement - Clay Stone Interaction with Application to a HLW Repository in Opalinus Clay, European Commission nuclear science and technology ECOCLAY II Effects of Cement on Clay Barrier Performance - Phase II inal Report pp.188-192.

MASS BALANCE ESTIMATE OF CEMENT - CLAY STONE INTERACTION WITH APPLICATION TO A HLW REPOSITORY IN OPALINUS CLAY,

Marcus, Y. (1991): Thermodynamics of Solvation of Ions. Part 5.-Gibbs Free Energy of Hydration at 298.15 K. J. Chem. Soc. Faraday Trans., Vol.87, p.2995-2999.

Marx, G. and Keiling, Ch. (1989): Investigation into the solubilities, sorption and migration behavior of AgI, CsNO3, NpO2OH and Pu(OH)4 in near-field systems, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 127, p.855-862.

Masuda, K., Murakami, H., Kurimoto, Y., Kato, O., Kato, K. and Honda, A. (2013) : Use of in-vitro experimental results to model in-situ experiments: bio-denitrification under geological disposal conditions, SpringerPlus, 2, 339.

三原守弘 (2009): JAEA-TDBにおける有機物関連の熱力学データの整備、JAEA-Review 2009-060.

三浦昭彦, 今本信雄 (1999) : アスファルト固化処理施設火災爆発事故の中間的課題の対応　ドラムの熱解析(1)(研究報告), JNC TN8410 99-044. (http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JNC-TN8410-99-044.pdf).

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), TECHNICAL REPORT 02-05(http://www.nagra.ch/data/documents/database/dokumente/%24default/Default%20Folder/Publikationen/NTBs%202001-2010/e_ntb02-05.pdf).

Nakano and Kawamura (2006) : Adsorption Sites of Cs on Smectite by EXAFS Analyses Molecular Dynamics Simulations, Clay Science 12 Supplement 2, p.76-81.

NDA (2010b): Geological Disposal Generic disposal facility designs, NDA report no. NDA/RWMC/048(http://www.nda.gov.uk/documents/upload/Geological-Disposal-Generic-disposal-facility-designs-December-2010.pdf).

日本物性学会 (2008) : 新編 熱物性ハンドブック, 養賢堂.

日本原子力研究開発機構 (2008): 平成19年度地層処分技術調査等委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/19fy11.pdf).

日本原子力研究開発機構 (2009): 平成20年度地層処分技術調査等委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/20fy11.pdf).

日本原子力研究開発機構 (2010): 平成21年度地層処分技術調査等委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricit

y_and_gas/nuclear/rw/library/21-11/21fy11.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2011)： 平成22年度地層処分技術調査等委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/docs/library/rprt4/22-11.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2012)： 平成23年度地層処分技術調査等委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2011/23-14.pdf).
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委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-14-1.pdf).
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委託費ＴＲＵ廃棄物処分技術硝酸塩処理・処分技術高度化開発－6カ年研究成果のとりまとめ－(http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2012/24-14-2.pdf).
日本原子力研究開発機構 (2014)： 地層処分技術調査等事業　処分システム評価確証技術開発 (http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/2013/25-7-1.pdf).
日本化学会編 (1993):改訂4版 化学便覧 基礎編, 丸善, p.II-654.
日本機械学会 (2013)：伝熱工学資料 改訂第5版, 丸善.
Nützmann, G., Viotti, P. and Aagaard, P. (2005)： Reactive Transport in Soil and Groundwater, Springer, p.295.
Nyquist, R. A. and Kagel, R.O. (1971)： Infrared Spectra of Inorganic Compounds (3800-45cm^{-1}). Academic Press, p.406-407.
OECD/NEA (2015)： Data Bank Computer Program Services, nea-1210, HATCHES-20 - Database for radiochemical modeling, (http://www.oecd-nea.org/tools/abstract/ detail/nea-1210).
ONDRAF/NIRAS (2001)：SAFIR2 Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2, NIRAND 2001-06E.
ONDRAF/NIRAS (2011)： Plan Dechets, NIROND 2011-02F, pp.133-134 (http://www.ondraf.be/sites/default/files/Plan%20D%C3%A9chets.pdf).
Parkhurst, D. L., Kipp, K. L. and Charlton, S. R. (2010)：PHAST Version 2-A Program for Simulating Groundwater Flow, Solute Transport, and Multicomponent Geochemical Reactions (http://pubs.usgs.gov/tm/06A35/pdf/TM6-A35.pdf).
Pilbrow, J. R. and Spaet, J. M. (1967)： ESR Studies of $Cu2^{+}$ in NH_4Cl Single Crystals between 4.2 and 453 ° K. I. Spin-Hamiltonian Parameters and Lattice Constant for NH_4Cl. Phys. Stat. Sol., Vol.20, p.225-235.
斎藤光代,小野寺真一,竹井務 (2005)： 沿岸扇状地小流域における硝酸性窒素流出過程, 陸水学雑誌, 66, p.1-10.
斎藤光代,小野寺真一 (2009)： 沿岸農業流域における地下水による硝酸性窒素流出の季節変動特性, 陸水学雑誌, 70, p.141-151.
斎藤光代,小野寺真一 (2011)： 流域スケール(数km^2)における地下水中での硝酸性窒素減衰域の推定―地形及び動水勾配との関係に着目して―, 地下水学会誌, 53(4), p379-390.

Sakuma and kawamura (2011): Structure and dynamics of water on Li^+, Na^+, K^+, Cs^+, $H3O^+$ exchanged muscovite surfaces: A molecular dynamics study. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol.75, p.63-81.

Sakuma and Ichiki (2015): Density and Isothermal Compressibility of Supercritical H2O-NaCl Fluid: Molecular Dynamics Study from 673 to 2000 K, 0.2 to 2 GPa, and 0 to 22 wt% NaCl Concentrations, (投稿中)

佐藤治夫,芦田敬,小原幸利,油井三和,梅木博之,石黒勝彦 (1992): ベントナイト及び岩石中での核種の実効拡散係数, PNC TN 8410 92-164.

柴田雅博、三原守弘、佐々木良一、本田明 (2005):アスファルト固化体に含有されるTBP等の核種の溶解度および溶存化学種への影響検討、JNC TN8400 2005-025.

Smith, R. M. (1988): NIST Critically Selected Stability Constants of Metal Complexes Database Version 5.0, National Institute of Standards & Technology, U.S. Secretary of Commerce, Gaithersburg.

総合資源エネルギー調査会電気事業分科会原子力部会放射性廃棄物小委員会 (2006): 放射性廃棄物小委員会報告書 (http://www.enecho.meti.go.jp/rw/docs/library/rprt/ 060616.pdf).

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1996): AQUATIC CHEMISTRY - Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters - Thied Edition, John Wiley & Sons, Inc., p1022.

鈴木弘, 三浦昭彦 (1999):アスファルト固化処理施設火災爆発事故の中期的課題の対応～小型2軸エクストルーダ試験～, JNC TN8410 99-041 (http://jolissrch-inter.tokai-sc.jaea.go.jp/pdfdata/JNC-TN8410-99-041.pdf)

Wells, P. R (1963): “Linear Free Energy Relationships”, Chem. Rev., 63(2), 171-219.

楊宗興 (2014): 流域における窒素除去過程としての脱窒の役割, 日本水文科学会誌, 第44巻, p.185-195.

4. 過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発

4.1 目的と５ヵ年の計画

4.1.1 目的

地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるものとするためには、システムとしての評価に関する技術の確証が十分に行われる必要がある。特に、2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震及びそれに伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故を受け、地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、想定外事象を念頭に置いたうえで地球科学や社会科学分野の最新の知見を反映して、地層処分の安全性について示すことが必要である。この地層処分の安全性を示すことの一環として、東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象対策も念頭に置いたシステム概念と評価技術の開発を行うことを目的とする。

4.1.2 ５ヵ年の計画

本事業は、地層処分システムにおける過酷事象の概念構築を行った上で抽出された事象に係る評価技術の開発を行う。地層処分システムにおける過酷事象の概念構築では、原子力施設等における過酷事象の考え方を整理したうえで、地層処分システムにおける過酷事象の概念の構築をはかるとともに、地層処分システムにおける過酷事象として考慮すべき事象を抽出し、地層処分システムにおける過酷事象対策技術のあり方を取りまとめる。評価技術の開発では、過酷事象の概念構築に基づいて抽出された事象に対して、過酷事象を評価するためのシナリオ構築手法の開発、過酷事象の地質環境及び人工バリアへの影響調査、過酷事象評価手法の開発を行う。また、一般公衆が抱く漠然とした不安や疑問を起点としたときに、過酷事象となる可能性のある事象の評価に必要となる技術開発の事例として、2011 年3 月に発生した東北地方太平洋沖地震を踏まえ、巨大地震・断層活動による地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発を行う。ここでは、巨大地震・断層活動に起因する過酷事象を考慮したシナリオ構築手法の具体化を図るとともに、巨大地震・断層活動の地下水の流動・水質や地下坑道などの地質環境への影響調査や模型試験に基づく人工バリアへの影響調査、さらに、地下施設の耐震安定性評価や人工バリアせん断影響評価を実施し、シナリオに基づく定量的な影響評価技術の開発を行っていく。

上記の全体フレームにしたがい、平成25年度から5ヵ年の期間をスコープにおき、最初の3ヵ年までに基本技術を示し、残り2年で開発された技術の改良・高度化を行っていく（図4.1.2-1）。

平成26年度は、前年度に検討した地層処分システムの過酷事象の基本概念を、原子力施設等での実例や地層処分システムの特性を考慮しつつ、さらに具体化した。これに基づき、地層処分システムの過酷事象として考えられる事象を設定し、定量的評価を行った。この際、安全性、経済性、社会的受容性等の総合的観点から、過酷事象の定量的な相互比較を可能とするための基本的な考え方や体系的な整理方法についても検討した。また、抽出された地層処分システムの過酷事象に対して、その影響を防止あるいは緩和する可能性のある対策技術について検討した。

東北地方太平洋沖地震を踏まえ、閉鎖後の地層処分システムにおける過酷事象対策技術の具体例として、巨大地震・断層活動を事例とした検討を行った。このため、巨大地震・断層活動が地層処分システムに与える影響を評価するための一連の手順を明確化するとともに、関連するプロセスの整理を行い、巨大地震・断層活動に起因する過酷事象を考慮したシナリオ構築手法の具体

化を図った。東北地方太平洋沖地震など、過去に発生した巨大地震の地質環境や地下坑道への影響を把握するために、地下水や温泉ガス等の試料採取及び岩盤ひずみデータや弾性波速度データの整理・蓄積を行った。また、平成25年度に策定した試験計画に基づき、断層挙動を模擬した工学規模のせん断模型試験を実施するとともに、模型試験相当の人工バリアのせん断影響解析評価を行った。さらに、緩衝材の動的物性値の取得及びその物性値を用いた人工バリアの地震応答解析を行った。以上に加え、巨大地震・断層活動による地下施設への影響を評価するために、深地層の研究施設を利用して、ガス移行に関わる岩盤調査等を行うとともに、地下施設の最大地震後の余震の評価を行った。

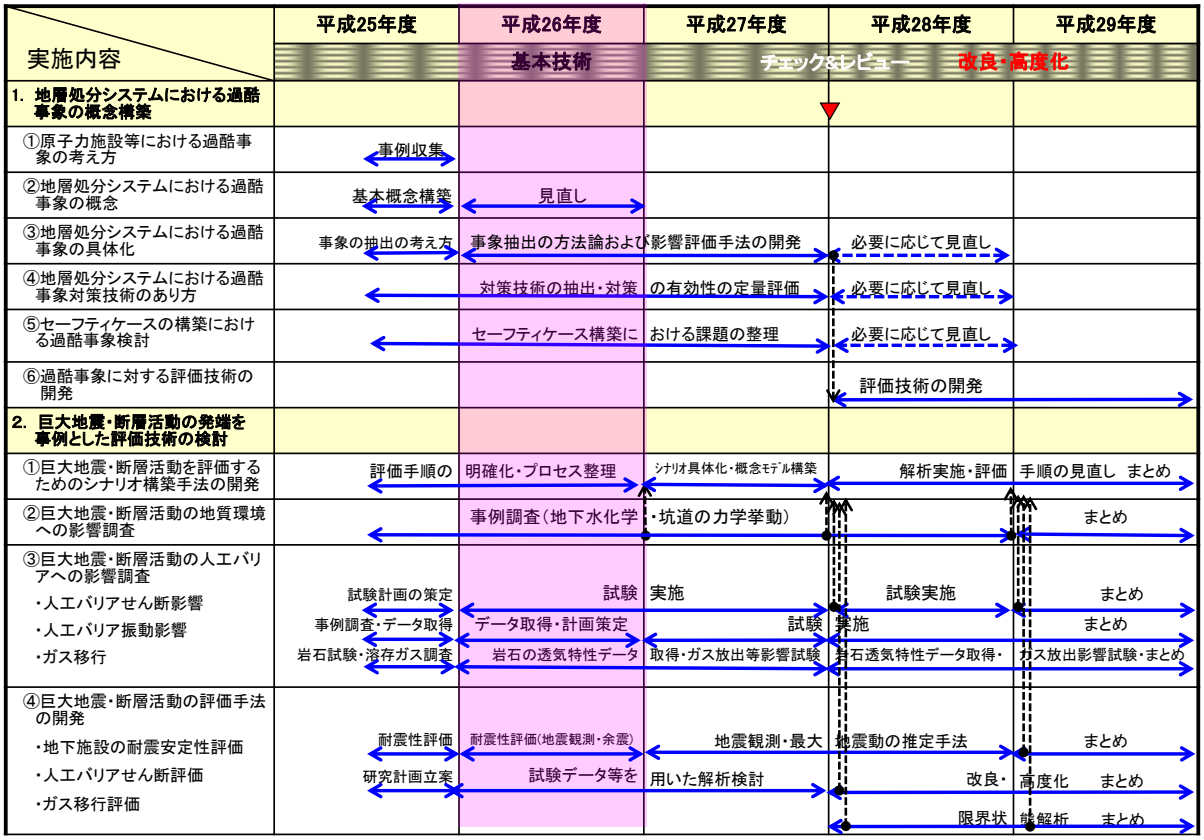


図 4.1.2-1　本事業の 5 ヵ年計画

4.2 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築

4.1節で既に述べたように、2011年3月に発生した東北地方太平洋沖地震及びそれに伴う東京電力福島第一原子力発電所の事故を受け、地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、これまで想定外とされた事象に対しても地球科学や社会科学分野の最新の知見を反映して、地層処分の安全性について示すことが必要である。このため、本節では、地層処分システムにおける過酷事象の概念を構築し、その影響評価と対策技術を検討することを目的としている。

原子炉安全の分野においては、東北地方太平洋沖地震及びそれに伴う東京電力福島第一原子力発電所事故を契機として、これまでの想定を超える事象が起こり得ると認識することの重要性が

より一層高まってきている。すなわち、設計基準事象を大幅に超える過酷事故を考慮して対策を検討することで、より一層の安全性を追求していくことが重要と認識されている。たとえば、経済産業省・資源エネルギー庁・総合資源エネルギー調査会では、原子力の自主的安全性向上に関するワーキンググループが設置され、「わが国は、規制水準を満たせばリスクがないとする「安全神話」から決別し、産業界の自主的かつ継続的な安全性向上により、世界最高水準の安全性を不断に追及していくという新たな高みを目指すことが重要」という認識の下、産業界が自主的に安全性を向上していく取組みの在り方について議論が進められた（経済産業省　資源エネルギー庁　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 原子力の自主的安全性向上に関するワーキンググループ，2013）。その結果、このワーキンググループでは、網羅的なリスク評価や残余のリスクの低減、レジリエンスの向上等の観点から、原子力の自主的・継続的な安全性向上に向けた提言が取りまとめられている（経済産業省　資源エネルギー庁　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 原子力の自主的安全性向上に関するワーキンググループ，2014）。

一方、地層処分システムの分野においては、これまで、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，1999）等のレポートで、地層処分システムの長期安全性に係る論拠を積み上げてきた。これらのレポートでは、原子力施設における過酷事故に相当すると考えられる稀頻度事象シナリオやwhat-ifシナリオを設定し、地層処分システムをより危険な状況にさらした評価が実施されている。

今後、地層処分システムのさらなるロバスト性の向上を図るためには、上述の原子炉分野の潮流を踏まえ、原子力施設や他の工学分野におけるシビアアクシデントの考え方を地層処分へ適用することにより、より一層の安全性を追求していくことが必要となる。このため、地層処分システムの分野においても、現時点における人知を超える事象が発生することはあり得るという前提に立ち、地層処分システムのロバスト性をより高めるために、残余のリスクの低減化に向けた取り組みを行うことが重要である。

平成25年度は、国内外のシビアアクシデントに関する論文、安全規制に係る文書、及びOECD/NEAやIAEAといった国際機関の文書等を調査して、シビアアクシデントの概念の変遷、その後背にある考え方の変化、及び最新の動向と対策等について整理を行った。次に、原子力施設と閉鎖後の地層処分システムの特徴を比較した上で、地層処分システムに対するシビアアクシデントを考える上で留意すべき点を明らかにした。その上で、原子力施設におけるシビアアクシデントの定義を一般化して表現するとともに、これらを基軸として地層処分システムにおける過酷事象（以下、過酷事象という）を定義した。さらには、地層処分システムにおける過酷事象を評価するためのフロー（以下、評価フローという）を整理した。この際、地層処分システムにおける過酷事象となる可能性のある事象及びその対策技術を検討する考え方について例示的に示した。今年度は、地層処分システムにおける過酷事象の概念を具体化することを目的として、以下の項目について検討を進めた。

・過酷事象の定義及び評価フローの具体化（4.2.1項）
・過酷事象の評価に関する試行（4.2.2項）

以下では、これらの項目について得られた成果をまとめる。

4.2.1 過酷事象の定義及び評価フローの具体化

過酷事象の定義及びその評価方法について検討するために専門家によるワークショップを開催した。ここでは、ワークショップにおける議論の内容、及びこの議論を踏まえて具体化した過酷事象の定義及び評価方法について示す。

(1)ワークショップの開催

平成25年度の成果の妥当性及び今後の研究の方向性を確認するために、地層処分及び社会学の分野の専門家によるワークショップを開催した。ワークショップの目的としては以下の2点を設定し、原子力施設におけるシビアアクシデントの考え方、地層処分システムにおける過酷事象の研究を行う目的と意義、諸外国における具体的な事例等を共有した上で、議論を進めた。

目的①：これまでに地層処分分野で用いられてきた関連用語との対比を通じて、昨年度の過酷事象に関する定義の妥当性を確認すること
目的②：過酷事象となる可能性のある事象をどのように設定しうるのかを具体化すること

ワークショップで得られた意見を以下に記す。

- 過酷事象の定義は、影響を重視して定義すべきである（たとえば、1次スクリーニングとして100mSv/回が考えられる）。
- 地層処分では、隔離と閉じ込めという機能があり頑健性や冗長性が高いため、現実的な脆弱性を具体化できない可能性がある。
- 定義自体は現時点のものであり、柔軟性を持ったものと位置付けるべきである。
- 地層処分の場合には、超長期の期間を対象とすることが特徴であり、その継続期間にも留意しなければならない。
- 設定方法としては、トップダウン的アプローチとボトムアップ的アプローチが考えられ、両アプローチにより検討の網羅性は向上する。
  - トップダウン的アプローチ：「甚大な影響」を起点として、その様な状態を誘起させるシナリオを検討するアプローチ
    - どのようにすれば安全機能を喪失させられるか？という、意地の悪い視点での検討が重要
    - 例：意図的な人間侵入、ヒューマンエラー（製造工程でのサボタージュ）、複合事象（隆起・侵食＋地下利用の進展）等
  - ボトムアップ的アプローチ：一般公衆が抱く「○○が起こったらどうなるのか？」といった不安や疑問を起点として、その様な発端事象が発生した際のシナリオを検討するアプローチ。地下深部という観点から予め除外している事象（津波、航空機

落下等）も含めた、不安や懸念に応えられるようなリストがあるとよいかもしれない。

- 過酷事象となる可能性のある事象を設定する時点では、見落としを回避するために、発生頻度、結果の程度などの指標で過酷事象か否かを判断することは避ける。それらの観点は評価フローの後段の手順で考慮するべきである。
- 未知の未知（知らないことすら知らないこと）に対しては、そのようなことが存在する可能性を認識し、取り組むことが肝要である。

(2)過酷事象の定義の具体化

ここでは、ワークショップで得られた目的①に係る意見に基づき、過酷事象の定義を平成25年度のものから変更した内容について述べる。ワークショップでは、目的①について、検討する事象の範囲、対象とする事業段階、影響を受ける対象、影響評価の指標の観点から意見が出され、平成25年度に検討した定義を図4.2.1-1に示すように再定義した。主な経緯を以下に記す。

過酷事象の定義：

- 平成 25 年度は、セーフティケースの範囲、安全機能の著しい低下、公衆への甚大な影響という 3 つの観点から過酷事象を定義していた。
- しかしながら、ワークショップでは、「当該事象が過酷事象か否かを判断するために最初に考慮すべきは、人への影響であり、発生確率やシナリオの確からしさは考慮すべきではない」との合意を得た。
- また、「甚大な影響を導くような安全機能の喪失や事象は何かを考えていくことも有効である」との合意を得た。
- そのため、過酷事象の定義として、「人へ甚大な影響を及ぼしうる程度に、安全機能を著しく低下・喪失させる事象」と記述した。

検討する事象の範囲：

- 平成 25 年度は、検討する事象の範囲を「地層処分システムのセーフティケースで想定されている範囲を大きく超える事象であり」と定義していた。
- しかしながら、ワークショップでは、「過酷事象の検討範囲は、これまでに検討されたことがあるか否かに捉われないことが重要である」との合意を得た。
- そのため、過酷事象の検討の範囲は起こりうる全ての事象と捉え、過酷事象の定義の補記として、「セーフティケースでの想定に捉われずに検討を行う。」と記述した。
- ただし、今後の留意点として、原理的に否定できるものは検討の対象外とすることが可能であるとの意見があった。

対象とする事業段階：

- 平成 25 年度の定義では、対象とする事業段階に関してとくに明確にしていなかった。
- しかしながら、ワークショップでは、「本検討は閉鎖後の安全性を向上させることを目的としていることから、検討の対象には閉鎖前（操業中等）に発生する過酷事故は含まないこととする」との合意を得た。また、「本定義では、閉鎖後の影響を検討対象としている

が、発端事象は閉鎖前に存在することを否定するものではない」との合意を得た。

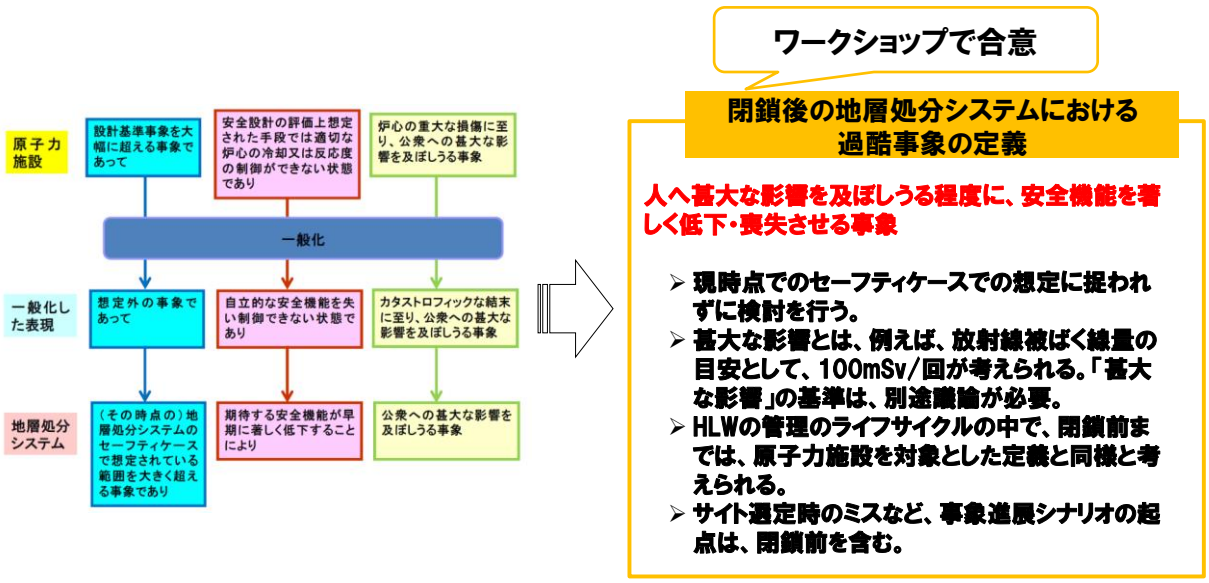
- そのため、本研究における対象とする事業段階は閉鎖後と捉え、過酷事象の定義のタイトルについて「閉鎖後の地層処分システムにおける過酷事象の定義」と改訂するとともに、過酷事象の定義の補記として、「サイト選定時のミスなど、事象進展シナリオの起点は閉鎖前を含む。」と記述した。
- また、ワークショップでは、「閉鎖前（操業中等）は別途、検討する必要があるが、これは他の原子力施設の考え方や定義を参考にできるものと考えられる」との合意を得た。
- このため、過酷事象の定義の補記として、「HLW の管理のライフサイクルの中で、閉鎖前までは原子力施設を対象とした定義と同様と考えられる。」と記述した。

影響を受ける対象：

- 平成 25 年度は、影響を受ける対象を「公衆」と定義していた。
- しかしながら、ワークショップでは、「影響を受ける対象として、多数の人間が影響を受ける場合と、少数の人間が影響を受ける場合が考えられ、まずは、一人でも影響を受けるならば、対象とすべき」との合意を得た。
- このため、多数を想起させるような「公衆」という表現は避け、「人」という表現を用いることとした。
- ただし、今後の留意点として、多数の人間が影響を受ける場合と少数の人間が影響を受ける場合とを同列に扱うべきか、分けて考えるべきかについて注意する必要があるとの意見があった。

影響評価の指標：

- 平成 25 年度の定義では、影響評価の指標についてとくに明確にしていなかった。
- しかしながら、ワークショップでは、「影響の指標は、今後、追加・変更する余地は有しているものの、まずは人への被ばく線量が妥当である」との合意を得た。
- このため、過酷事象の定義の補記として、「甚大な影響とは、たとえば、放射線被ばく線量の目安として、100mSv/回が考えられる。甚大な影響の基準は別途議論が必要。」と記述した。



(a) 平成25年度の定義　　(b) 平成26年度の定義

図4.2.1-1　地層処分システムにおける過酷事象の定義の変遷

(3)評価フローの具体化

ここでは、ワークショップで得られた目的②に係る意見等を踏まえて、昨年度の評価フローを改良した（図4.2.1-2）。以下では、この評価フローにおける各手順の概要を述べる。

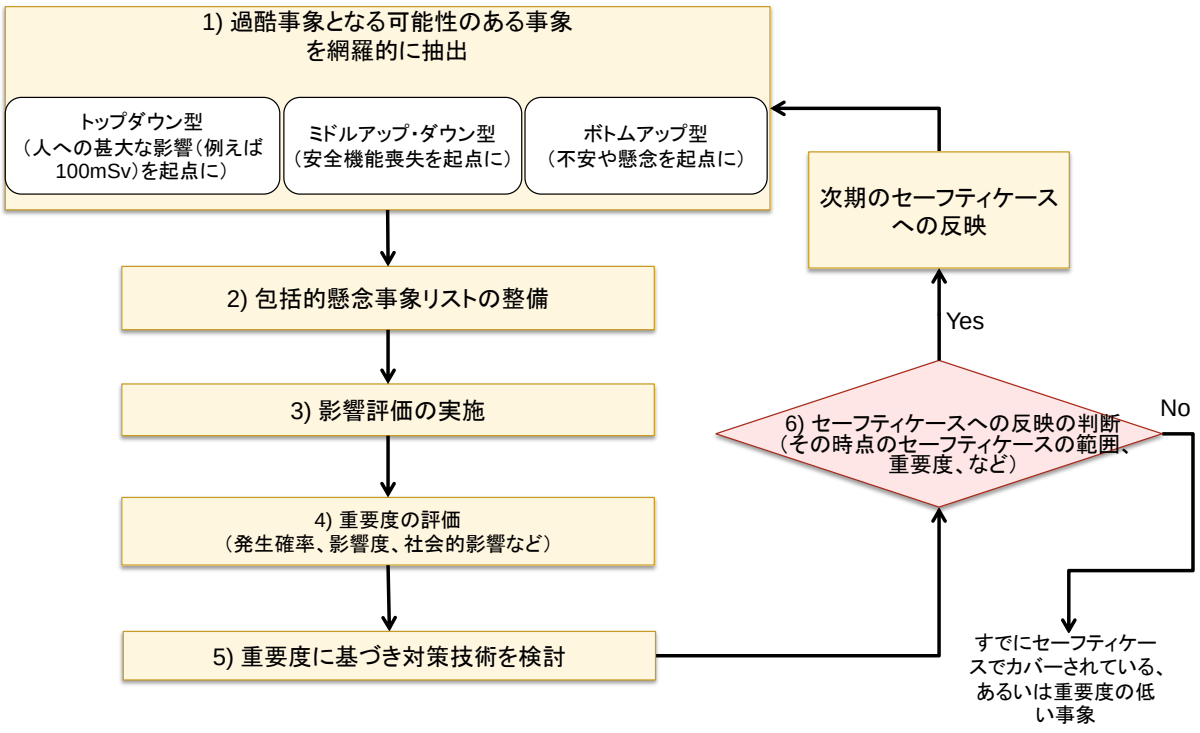


図4.2.1-2　地層処分システムにおける過酷事象の評価フロー

1)過酷事象となる可能性のある事象の抽出

ここでは、過酷事象となる可能性のある事象を抽出するための方法として、ワークショップで得られた意見に基づき、トップダウン型、ボトムアップ型、ミドルアップダウン型の３つの方法から過酷事象となる可能性のある事象を抽出することで網羅性を向上させることが妥当であると考えた（図4.2.1-3）。これら3つの方法を以下に記す。

- トップダウン型とは、「人への甚大な影響（たとえば、国際放射線防護委員会が提案している参考レベルの最大値である 100mSv）が発生する様な状況はどの様にして引き起こされ得るのか」という問いからスタートし、「どのようにすれば安全機能を喪失させられるか」という意地悪な観点で過酷事象となる可能性のある事象を検討する方法である。これは、ワークショップにおける「過酷事象の定義は、影響を重視して定義すべきである（1 次スクリーニングとして 100mSv/回）」という意見、及び「地層処分では、隔離と閉じ込めという機能があり頑健性や冗長性が高いので、どこが脆弱なのか言えない可能性がある」という意見を踏まえた方法である。具体的には、専門家がこれまでの経験に基づき個人的に発想することやワークショップや対話を通じて整理していくことが考えられる。この際、既往の安全評価結果（たとえば、核燃料サイクル開発機構、1999）、地層処分に関する国際 FEP リスト（OECD/NEA, 2000；2006）、原子炉分野などの他分野のリスト（たとえば、日本原子力学会, 2014）等を参照しつつ、単一の事象による極端な状況を設定することや複合的な事象の影響を整理していくことが考えられる。なお、必要に応じてリスク分析手法（フォールトツリーやコンテンポラリーTRIZ 等）を用いていくことが効果的である。
- ボトムアップ型とは、一般公衆が抱く「〇〇が起こったらどうなるのか？」といった漠然とした不安や疑問を起点として、過酷事象となる可能性のある事象が発生する可能性を検討する方法である。この方法は地層処分の専門家に加え、地層処分に精通していない非専門家による実施が推奨される。対象が非専門家の場合には、個人による発想やシンポジウム、アンケート、インタビューを通じて抽出していくことが考えられる。専門家の場合には、非専門家との対話に加え、トップダウン型と同じ情報を参照しつつ、過酷事象となる可能性のある事象を整理していくことが考えられる。なお、必要に応じてリスク分析手法（イベントツリーや HAZOP 等）を用いていくことが効果的である。
- ミドルアップダウン型とは、安全機能が著しく低下・喪失する状態からスタートし、人への甚大な影響が発生する安全機能やその組み合わせを探索すると同時に、それらを引き起こす可能性のある発端事象及びその組み合わせを探索することで過酷事象となる可能性のある事象を合理的に検討する方法である。

上記の３つの観点から抽出される過酷事象となる可能性のある事象は膨大にあると考えられるため、この後の検討を効率的に進めるためには、それらを合理的に集約・類型化することが必要となる。

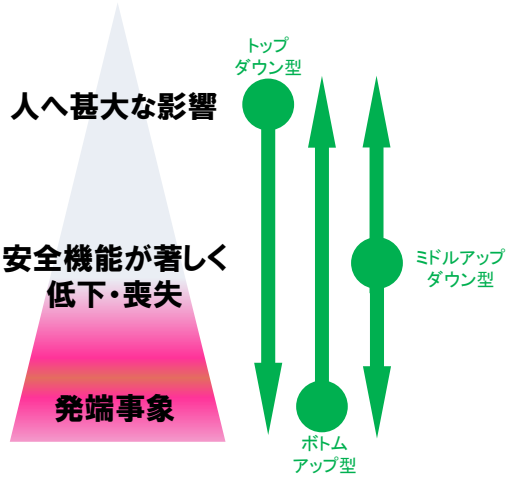


図4.2.1-3　過酷事象となる可能性のある事象を抽出する考え方

2)包括的懸念事象リストの整備

(1)で抽出した過酷事象となる可能性のある事象や懸念事象については、効率的に影響評価を実施していくために、抽出した過酷事象となる可能性のある事象から、過酷事象を引き起こす可能性のある要素を抜き出し、懸念事象のリストとして取りまとめる（包括的懸念事象リスト）。この様な包括的懸念事象リストから要素を組み合わせてシナリオを構築し、当該シナリオを後段の影響評価の対象とすることで、影響評価を実施すべきシナリオ数の増加を抑えることが可能となる。なお、包括的懸念事象リストは、継続して行われる1)の検討結果を適宜反映させ、充実していくことが望まれる。

3)影響評価の実施

ここでは、2)でまとめた包括的懸念事象リストを基に、安全機能を喪失させるシナリオを構築し、その影響評価を実施する。影響の指標については、色々な可能性が考えられるものの、前述のように現段階においては人の被ばく線量とする。よって、ここでの影響評価とは線量評価を意味する。これは、ワークショップでの「過酷事象の定義は、影響を重視して定義すべきである」という意見を踏まえたものである。なお、影響評価の手法はシナリオの特徴や設定する指標に応じて異なる可能性があるため、シナリオごとに変更あるいは新規開発する必要があると考えられる。

また、影響評価においては、シナリオに対する地質環境条件や人工バリア環境の変化、さらにはモデルやパラメータ等の定量的な設定が必要となる。この際、シナリオにおける事象の発生場所と地層処分システムとの距離、シナリオの時間的な推移等を分析しておくことが前提となる。

4)重要度の評価

ここでは、後段の5)において対策技術の検討を行う優先度の判断に資するため、シナリオに対する重要度順位付けを行う。重要度順位付けは、一般的なリスクの尺度である「影響度」と「頻度」を勘案することが基本と考えられるが、社会への説明性の観点からは「社会的影響度」についても勘案することが望ましいと考えられる。影響度については、複数の指標と基準値が考えら

れるが、たとえば、暫定的に100mSv/回を超えるものを優先度が高いと判断することが考えられる。（ただし、100mSv/回を下回る懸念事象についても、検討対象から除外することはしない）。

一方、頻度については、基本的に発生を否定できない事象は全て対象とすることが基本である。ただし、優先度を評価する上で発生確率を評価する場合には、低い発生確率のスクリーニング基準を具体的に設定している例（たとえば、米国のユッカマウンテンでは、発生確率が10,000年間に10,000分の1（10^{-8}/年）未満のFEPを評価から除外している）もある。定量的な発生確率を推定することは困難である場合は、定性的な表現に留めることも考えられる。

また、社会的影響度としては、経済的影響、社会の関心の高さ等を指標とすることが考えられる。

実際に重要度順位づけを行う際には、上記の情報を総合的に勘案した意思決定が必要となる。

5)重要度順位に基づく対策技術の検討

ここでは、4）において重要度が高いと判断されたシナリオから順に対策技術の検討を行う。対策技術は、平成25年度に示した通り、発生防止策、拡大防止策、影響緩和策、異常検知策の4つの視点で検討する。なお、これらの視点は、原子炉における多重防護の考え方である「異常の発生を防止する」、「異常が発生した場合には早期に検知し、事故に至らないよう異常の拡大を防止する」、「事故が発生した場合にも、その拡大を防止し影響を軽減する」という3つの考え方を地層処分に適用したものである。異常検知策については、原子炉では事故に至る前の段階において行われることが想定されているが、地層処分では異常が発生した後でしか検知できない場合も想定されると考え、新たに加えたものである。ここでは、対策について可能な限り網羅的に挙げること、対策の効果を確認すること、コスト等の観点を踏まえた合理的な選択肢を提示することが重要である。

6)セーフティケースへの反映の判断

ここでは、5）までに検討されたシナリオとその対策について、セーフティケースに反映するか否かの意思決定を行う。意思決定に際しては、4)で評価した重要度や、5)で検討した対策技術の有効性、その時点でのセーフティケースの範囲、社会的側面、価値基準、コスト等を踏まえた判断が必要となる。ここでセーフティケースに反映すると判断されたシナリオとその対策は、次期のセーフティケースに反映され、地層処分システムのロバスト性向上に資することとなる。

4.2.2項では、この評価フローに沿って試行した内容を例示する。

4.2.2　過酷事象の評価に関する試行

ここでは、4.2.1に示した評価フローに基づき試行した結果を示す。なお、6)の手順については、ステークホルダーを巻き込んだ多面的な観点における意思決定が要求されるものであり、本研究が概念構築を目的としたものであることから、今年度の試行の対象範囲外とした。

(1)過酷事象となる可能性のある事象の抽出

ここでは、まず、OECD/NEAが提案しているFEPの分類項目や原子力学会が提案しているリスト(た

とえば、日本原子力学会，2014）等を参照しつつ、トップダウン型及び及びミドルアップダウン型の観点から過酷事象となる可能性のある事象を整理した。整理した結果の一覧を表4.2.2-1及び表4.2.2-2に示す。

次に、ボトムアップ型の観点に基づき、一般の方々が不安に感じると考えられる懸念事象について、社会学の専門家より意見を頂いた。整理した懸念事象の一覧を表4.2.2-3に示す。なお、これらの懸念事象については、近年発生した人間社会に影響が大きい事象あるいはそれらに類する事象が挙げられており、今後インタビュー等を通じて拡充していく必要がある。

表4.2.2-1　トップダウン型及びミドルアップダウン型による抽出例（自然事象）

No.	過酷事象となる可能性のある事象（自然事象）
1-1	閉鎖後、処分場周囲の気候のサイクリックな激変によって小氷河が発生・消滅することが続き、地下水が大量に処分場へ流れ込み、廃棄体の劣化を促進するとともに、漏出した放射性物質を急速に地表まで運搬し、被ばくする。
1-2	閉鎖後、比較的地表近傍まで隆起した処分場において、激しい地震・断層活動によりせん断した廃棄体から大量の放射性物質が出て、それが地表まで貫通した断層の裂け目から大量に放出し、被ばくする。
1-3	閉鎖後、マグマが処分場を貫通し、その力学的な影響で破壊された廃棄体から大量の放射性物質が漏洩し、同時にマグマの熱的な影響で地下水流速が加速するとともに、緩衝材や母岩の吸着能力が皆無となって、大量の放射性物質が地表に移行し、被ばくする。
1-4	処分場近傍の火山にて巨大噴火が発生し、巨大カルデラが生成される。その影響で、定置岩盤に想定外の応力がかかり、大規模に破壊される。加えて、カルデラ生成過程における地盤沈下により、天然バリア層が低下する。これらにより放射性物質が生活圏に到達し、被ばくする。
1-5	隆起・侵食により処分場が地表接近した際に隕石が直撃し，ガラス固化体の一部が塵と混ざって大気に放出され被ばくする。
1-6	断層が処分場を直撃し、アスファルト固化体の破壊および緩衝材のせん断、断層摩擦発熱による温度上昇（300℃以上）が発生する。これにより、アスファルト固化体が発火して安全機能が喪失し、核種が大規模に漏洩し、被ばくする。
1-7	隆起・侵食により地表近傍まで処分場が接近した後、地下水流等により核種が一点に濃縮することで臨界が起きる。

トップダウン型：1-1, 1-3, 1-5, 1-7　ミドルアップダウン型：1-2, 1-4, 1-6

表4.2.2-2　トップダウン型及びミドルアップダウン型による抽出例（人為事象）

No.	過酷事象となる可能性のある事象（人為事象）
2-1	現在のシェールガス開発技術を念頭に、岩盤中の稀少資源の採取が採算に見合うようになり、固化体定置岩盤が大規模に破壊される。あるいは、リモートセンシング等により、ガラス固化体中の稀少金属を発掘しようとし、定置岩盤や人工バリアの一部（または全部）が大規模に破壊され、放射性物質が生活圏に到達し被ばくする。
2-2	化学工場が地下深部に強酸や強アルカリの排水を、大量かつ長期的に継続することにより、人工バリア周辺が低pHまたは高pHとなることで、地下水移行が加速され、被ばくする。
2-3	閉鎖後1000年以降、地下に居住することが一般的な文化となる。処分場に関する記録が消失しており、何かの人工物であることは承知の上で、地層処分場の近傍（数m程度）に人が住む。オーバーパックの遮蔽機能は無くなっており、住民への継続的な外部被ばくが生じる。
2-4	ボーリングにより、ガラス固化体を含むコアを取り出し、観察することにより被ばくする。
2-5	悪意を持った者が廃棄物を回収（略取）し、特定地域に散布等することで、そこに住む集団が被ばくする。
2-6	地下処分場付近に温泉があることを見落として処分を行い、オーバーパックなどが酸性の温泉によりかなり早い速度（100年程度後に機能喪失）で腐食する。
2-7	オーバーパックの品質が保てず、大部分のオーバーパックが機能喪失する。また、不十分な埋め戻しにより、卓越的な地下水移行経路が存在する。これらの結果、生活圏への放射性物質の漏出が起こり、住民への被ばくが生じる。

トップダウン型　:2-1, 2-3, 2-5, 2-7　ミドルアップダウン型:2-2, 2-4, 2-6

表4.2.2-3　ボトムアップ型の方法による抽出例

No.	懸念事象
3-1	東北地方太平洋沖地震や想定南海トラフ自信クラスの海溝型大地震による地震動による揺れ、地すべり等、また随伴する津波
3-2	処分場近傍や直下における活断層型地震
3-3	処分場近傍や周辺における火山噴火の影響、火砕流・土石流
3-4	近年多発する台風や集中豪雨による洪水、土石流
3-5	近年散発する竜巻やその飛来物
3-6	航空機等の大型飛来物の落下・衝突
3-7	戦争、テロ等による破壊行為
3-8	知識・情報継承の失敗等による当該地域の開発等
3-9	社会変動等により、閉鎖前の管理が想定外に早期に、あるいは不十分なままに終了してしまった場合

(2)包括的懸念事象リストの整備

(1)で抽出した過酷事象となる可能性のある事象や懸念事象については、効率的に影響評価を実施していくため、(1)で抽出した過酷事象となる可能性のある事象から、過酷事象を引き起こす可能性のある要素を抜き出し、安全機能と関連付けた上で懸念事象リストとして取りまとめることとした。包括的懸念事象リストの例を表4.2.2-4に示す。なお、包括的懸念事象リストの表の左側が安全機能に応じて分類されているのは、安全機能の喪失（及びその組み合わせ）を念頭において、懸念事象リストの要素を組み合わせてシナリオを設定するためである。

表4.2.2-4　包括的懸念事象リストの例

安全機能				喪失の原因種類		懸念事象
閉じ込め	隔離	遅延（人工バリア）	遅延（天然バリア）	人為事象	自然事象	
▲				○		ボーリング・掘削等による破壊
						酸等の注入による破壊
						閉じ込め不良
					○	経年による劣化
						地震・断層活動による破壊
						地圧による破壊
						酸化性による劣化
	▲			○		ボーリング・掘削等による喪失
						埋戻しの不実施
					○	隆起・浸食による喪失
						隕石衝突による喪失
						マグマ貫入による喪失
						氷河による喪失
		▲		○		ボーリング・掘削等による破壊
						酸等の注入による劣化
						人工バリアの欠陥
						配置・レイアウトの欠陥
						埋戻し不良
					○	ガラスからの溶出促進
						人工バリア中の溶解度上昇
						緩衝材中の透水性上昇
						緩衝材中の吸着性能低下
						緩衝材中のコロイド濾過低下
						人工バリアの化学的緩衝性低下
						緩衝材の膨潤性と可塑性低下
			▲	○		ボーリング・掘削等による破壊
						酸等の注入による劣化
						サイト選定時の見誤り
					○	地震・断層活動による喪失
						岩盤への吸着性低下
						地下水流速の上昇
						希釈・分散性の低下

(3)影響評価

1)シナリオ

影響評価を実施するに際して、まずは、シナリオの設定が必要となる。シナリオ構築に際しては、上述の通り、安全機能喪失の組合せを検討し、当該安全機能喪失を実現させるための要素を包括的懸念事象リストから組み合わせることとなる。安全機能喪失の組合せを図4.2.2-1中の左側の表に示す。本試行では、図4.2.2-1で示す喪失の組合せの項番15を選択し、影響評価を実施するためのシナリオを設定することとした。

項番15は、閉じ込め機能と隔離機能の喪失の組合せ（全機能の喪失の組合せ）である。この組み合わせを実現するシナリオを構築するため、表4.2.2-3で示される包括的懸念事象リストのうち、ボーリング・掘削等による破壊に着目することとし、「処分場に係る記録・伝承が途絶えた時期

以降に、廃棄体が資源として探査され、掘削によって廃棄体が地上に掘り出される（掘削によって掘り出される廃棄体片とともに舞う粉塵を地上作業員が吸入し、内部被ばくする）」というシナリオを設定した。ここでは、このシナリオを「資源探査シナリオ」と定義する。

また、同様に、「巨大な地震・断層活動が処分場を直撃し、システムに保持されている核種が生活圏に放出され、人が被ばくする」というシナリオを設定した。ここでは、このシナリオを「巨大地震・断層活動シナリオ」と定義する。なお、このシナリオに相当する影響評価は、既往の検討（たとえば、核燃料サイクル開発機構, 1999 ; Miyahara et al,2008 :NUMO, 2011）で実施されており、人の被ばく線量が数百μSv～数mSvとなる結果が得られている。このため、本年度はこれらの検討結果を影響評価結果として適用することとした。ただし、巨大地震・断層活動シナリオに起因する地質環境条件や人工バリアの変化については、最新の知見を反映した調査・解析により状態設定を行ない、被ばく線量への影響を定量的に把握していく必要がある。



図4.2.2-1 シナリオを構築する考え方の例

2)解析条件

解析の前提を以下に記す。

- ガラス固化体が放射性廃棄物（または危険な物）であることの記録・認識及び制度的管理が無い。マーカーの耐久性（OECD/NEA、1995）を考慮して、シナリオの発生時期は閉鎖後 1000 年以降とする。
- 採取にあたって、鉛直方向にボーリングを行い、処分場深度で廃棄体が定置された方向に掘削を行っていく。
- ガラス固化体を貫通した掘削層を地上に引き上げることにより、粉塵（ダスト）となった放射性核種を作業員が吸入して被ばくする。

作業者の吸入による内部被ばくの影響は、以下の式により算出する。

$$H_{inh}(t) = \sum_i \eta_i^{inh} \cdot C_i(t) \cdot f_{dii} \cdot \varepsilon \cdot B \cdot T^{inh}$$

$H_{ext}(t)$ ： 時点tにおける作業者の吸入による内部被ばく線量［mSv］

$C_i(t)$ ： 時点tにおけるガラス固化体中の核種iの放射能濃度［Bq g^{-1}］

t ： 処分場閉鎖後の時間（t=0は処分場の閉鎖時期）［y］

η_i^{inh} ： 核種iの吸入に対する線量換算係数［mSv Bq^{-1}］
（科学技術庁告示第5号（2000）を用いて核種ごとに算出）

f_{dii} ： 処分場深度まで掘削した岩屑が混合することによる希釈割合［-］

B ： 作業時の呼吸量［m^3 h^{-1}］

T^{inh} ： 作業（被ばく）時間［h］

ε ： 空気中ダスト濃度［gm^{-3}］

3)評価条件

今回用いるパラメータ及びその設定根拠を表4.2.2-5に示す。放射能濃度については、核燃料サイクル開発機構（1999）におけるモデルガラス固化体（日本原燃仕様）に対するインベントリを用いることとした。

表 4.2.2-5　作業者の吸入による内部被ばく評価に用いたパラメータ一覧

パラメータ	設定値	備考
処分場深度まで掘削した岩屑が混合することによる希釈割合：f_{dil}[—]	6.5×10^{-2}	ガラス固化体の直径分0.43m、定置間隔6.66mから算出
作業時の呼吸量：B[m^3/h]	1.2	Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control(IAEA,1987)より設定
掘削作業（被ばく）時間：T^{inh}[h]	35	ガラス固化体破壊後の掘削作業時間を、1日あたりの作業時間を7時間とし、放射性物質が岩屑に含まれていることを1週間認知せずに作業を続けることを仮定して設定。
空気中ダスト濃度：ε[g/m^3]	1.0×10^{-4}	Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control(IAEA,1987)より設定

4)評価結果

2)及び3)に示した評価式及びパラメータを用いた計算結果を図4.2.2-2に示す。内部被ばく線量は、シナリオの発生時刻が1,000年時点において100mSv/回を若干超えるが、1万年後、10万年後となるにつれて桁で下がっていく。ただし、10万年後と100万年後の相違はほとんど認められない。

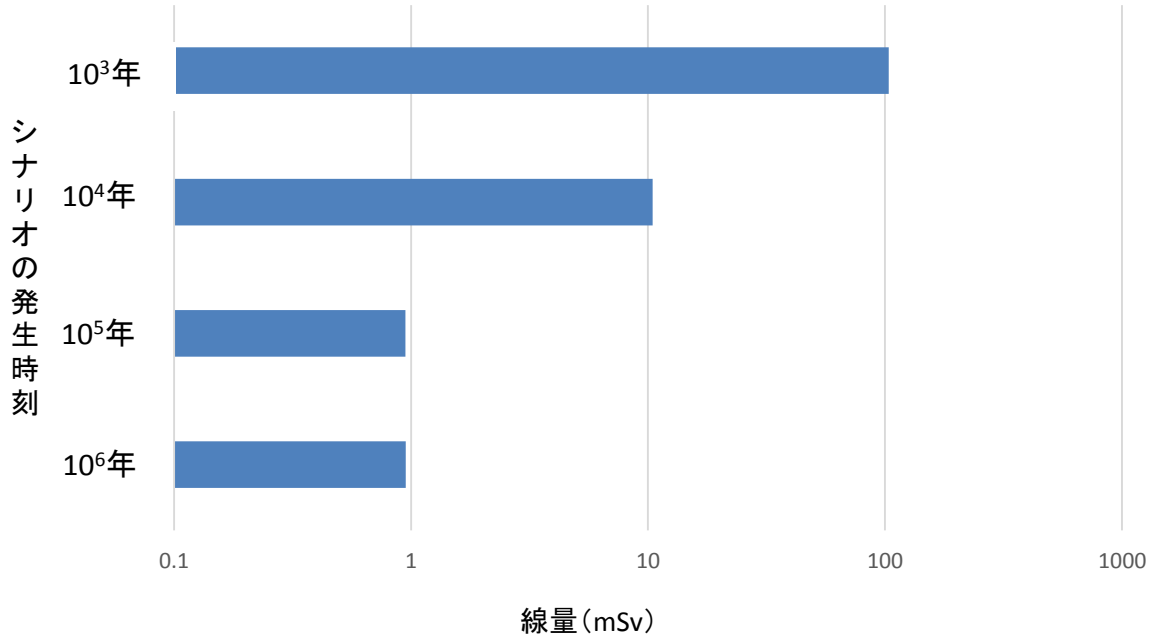


図4.2.2-2　資源探査シナリオに対する評価結果の例

(4) 重要度の評価及び重要度順位に基づく対策技術の検討

ここでは、(3)で実施した影響評価の結果及び既存の評価結果の整理を踏まえ、今回の試行で取り扱った２つのシナリオに対する定性的な重要度の評価を試みる。

重要度を評価する観点としては、先述の通り、影響度、頻度、社会的影響度が挙げられる。影響度については、被ばく線量を指標とすることとしており、それゆえに(3)で被ばく線量評価を実施した。頻度については、基本的には発生確率を指標とするが、人為事象を対象とした場合などは、発生確率を定量的に設定することは困難な場合もある。社会的影響度については、前述のように、経済的影響、社会の関心の高さ等を指標とすることが考えられる。重要度を評価するためには、過酷事象検討の目的・意義に照らし、3つの指標を相互補完的に用いることにより、効率的にかつ重大な見落としがないように検討していくことが必要である。

なお、今回の試行で取り扱った２つのシナリオに対する影響度（被ばく線量）については、資源探査シナリオの結果が巨大地震・断層活動シナリオの結果よりも大きい結果となっていることから、以下ではこのシナリオについて検討した対策技術について述べる。

影響度が大きい資源探査シナリオに対して、発生防止策、拡大防止策、影響緩和策、異常検知策の4つの視点から対策技術を整理した（図4.2.2-3）。平成25年度は、シナリオ全体に対して4つの視点で対策の検討を行ったが、本年度はより具体的な検討を可能とするため、シナリオを分割し、分割したステップ毎に上記の4つの視点で対策の検討を行った。

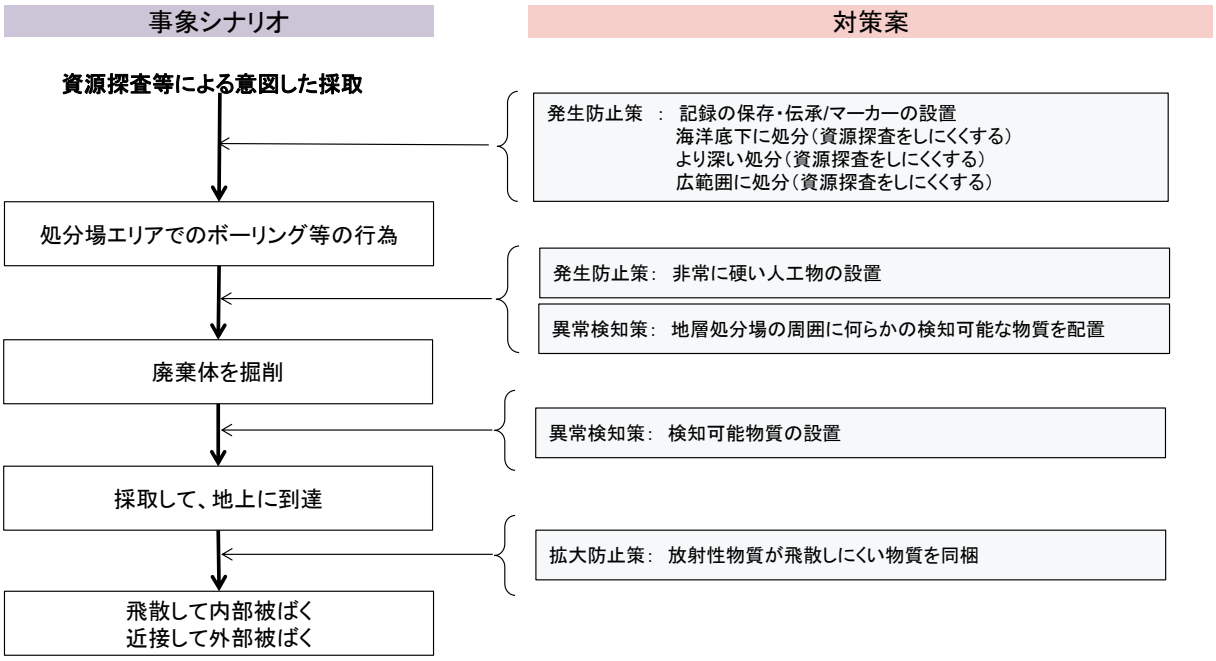


図4.2.2-3　資源探査シナリオに対する対策技術の例

4.2.3　まとめと今後の課題

本節では、地層処分システムにおける過酷事象概念を具体化することを目的として、過酷事象の定義及び評価フローを具体化するとともに、評価フローに従って、過酷事象に至る可能性のあ

る事象の抽出、評価、対策検討等の試行を実施した。

具体的には、専門家を集めたワークショップを通じて過酷事象の定義を見直すとともに、ワークショップで得られた意見を反映して評価フローを具体化した。次に、複数の観点からの過酷事象に至る可能性のある事象の抽出、及び包括的懸念事象リストの整備を試行した。さらには、安全機能の喪失の組合せと関連付けた上でシナリオを試作するとともに、このシナリオに対する影響評価を例示した。加えて、定性的な重要度の評価及び対策技術の検討についても試行した。

以上の検討を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象概念に関わる評価フローを実用的なものとするためには、今後、以下の項目について詳細に検討を進める必要がある。

- 過酷事象に至る可能性のある事象の包括的な抽出手順の具体化（例えば、包括的懸念事象リストの作成方法など）
- 安全機能の喪失と包括的懸念事象リストを組み合わせたシナリオ構築手法の具体化（例えば、安全機能喪失の組合せに基づき類型化する方法など）
- 試作したシナリオに対する影響評価の試行及び対策技術の検討

なお、本研究は、現時点における人知を超える事象が発生することはあり得るという前提に立ち、地層処分システムのロバスト性をより高めることを念頭においたものである。このため、システムの外部で起きる事象であり安全性に脅威を与える可能性のある事象（外部ハザード）に着目して地上保管の概念との相対的な比較を行うことに本研究を展開することにより、地層処分システムのロバスト性を提示できる可能性がある。従って、地層処分システムと地上保管との相対的な優劣を比較する手法を整備していく必要がある。

4.3 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術開発

東北地方太平洋沖地震を踏まえ、閉鎖後の地層処分システムにおける過酷事象評価技術の具体例として、巨大地震・断層活動を事例とした検討を行う。

平成25年度は、巨大地震・断層活動による処分場システムへの直接的影響を事例とし、過酷事象を対象としたシナリオ構築のための手法の検討を行った。その結果、安全機能が喪失するプロセスと、巨大地震・断層活動の影響の伝搬に関する整理に基づいた検討を実施することで、過酷事象につながるシナリオを効率的に構築できる見通しを得た。東北地方太平洋沖地震など、過去に発生した巨大地震の地質環境や地下坑道への影響を把握するために、地下水や温泉ガス等の試料採取及び岩盤ひずみデータや弾性波速度データの整理・蓄積を行った結果、地震発生に伴う顕著な地下水の水質変化は認められないこと、弾性波速度の変化により巨大地震による岩盤に作用した応力変化は強度に比較して微小であること、岩盤ひずみは巨大地震発生後に大きく変化し、現在も継続して観測されていることが明らかになった。また、巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査として、人工バリアに対するせん断影響の把握では、これまでの想定を超える断層挙動を模擬した工学規模の模型せん断試験計画の策定及び試験設備を整備した。人工バリア等に対する振動影響に関する近年の国内外の評価・解析事例を調査・整理した結果、設定した地震動による振動影響は微少であり、処分場の安全が確認されていることが分かった。さらに、巨大地震・断層活動による地下施設への影響を評価するために、深地層の研究施設を利用して、ガス放

出等に係る岩盤の透気特性データの取得や地下水に溶存しているガスの成分や割合等の初期状態を把握した結果、幌延深地層研究センターの地下施設（以下、幌延深地層研究施設）GL-350m調査坑道ではガス採取時の圧力が高いほうが溶存ガス成分の濃度が高いこと、ガスが過飽和状態であることがわかった。以上に加え、巨大地震・断層活動の影響評価手法の開発として、地下施設の耐震安定性評価手法の開発では、現状の耐震安定性評価手法の信頼性の確認を目的として、幌延深地層研究施設を事例とした地下施設建設時の施工方法と地質環境を考慮した耐震安定性評価の見直しを行った結果、施工時に発生したクラックによる応力増加の影響は小さく、設計基準強度以下の応力が発生することが分かった。また、人工バリアのせん断影響を評価するため、断層模擬試験設備を用いて過去に実施された人工バリアのせん断影響模型試験の有限要素法による再現解析を行い、試験結果との整合を確認した。個別要素法による解析ではパラメータ設定の方法論を整理する必要があるが、個別要素法による解析でもせん断試験を模擬することが可能であることが分かった。

平成26年度は、昨年度具体化したシナリオ構築の手順を踏まえ、我が国で観測されている最大規模の地震や断層活動による地質環境への熱的、水理学的、力学的、化学的影響に関する情報について、文献調査を中心とした整理・分析を進めるとともに、4.2節で作成した包括的懸念事象リストを踏まえ、地震や断層活動に起因する複数の安全機能の劣化・喪失に至るプロセスを整理し、シナリオを構築するための手法を整備する。巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査として、地層処分システムに与える影響の観点から特に重要性が高いと考えられる水理場や化学場の変動に着目し、シナリオ構築の根拠となる既存文献の観測事例を補完するためのデータ取得を目的とし、2011年東北地方太平洋沖地震に伴って発生した内陸大地震の震源域における地下水の化学組成・同位体組成を測定し、地震発生前後の水質変化及びその原因について検討する。巨大地震・断層活動が地下坑道に与える影響の事例調査として、既設の坑道内の原位置観測データに着目し、これらのデータから抽出した地震時の岩盤ひずみ、弾性波速度及び間隙水圧の変化などから、地震が坑道周辺岩盤の力学的安定性などに与える影響を評価することを目的とし、近年最大規模である東北地方太平洋沖地震に着目し、断層周辺に広がるダメージゾーンに生じている現象を理解し、巨大地震・断層活動を起点とする過酷事象シナリオに反映するための地震断層周辺で生じている岩盤ひずみ及び弾性波速度の変化などの力学的変化等を既存の観測データから収集する。また、巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査として、これまでの想定を超える断層挙動を模擬した工学規模の模型試験を実施し、人工バリアに対する振動影響を把握するための地震応答解析を実施する。さらに、巨大地震・断層活動に伴い、人工バリアまたはニアフィールド領域を断層が直撃した場合、あるいはその近傍に断層が発生した場合、断層運動に伴って発生する水素ガスの移行によって、核種の移行を促進することや、放出されるガスの影響によって人工バリアに影響を及ぼすことが想定されることから、その影響を評価するため、ガス移行解析に必要なパラメータの整備（岩盤の透気特性データの取得）とガス影響評価手法の開発及び高度化（原位置におけるガス移行影響調査）を行う。以上に加え、巨大地震が地下施設に与える地震動の影響評価手法の開発として、昨年度実施した本震による影響評価を受け、一連の地震活動としての本震後の余震活動の影響評価を目的として余震活動の推定方法の検討ならびに検討結果に基づいて幌延深地層研究施設を例とした耐震安定性評価を行う。また、人工バリアのせん断影響を評価する

ために、断層活動によって岩盤と模擬オーバーパックが衝突した場合の有限要素法及び個別要素法モデルによる動的せん断解析を試行する。

本節では、巨大地震・断層活動を対象としたシナリオ開発の検討(4.3.1)、巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査(4.3.2)、巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査(4.3.3)及び巨大地震・断層活動の評価手法の開発(4.3.4)について記述する。

4.3.1 巨大地震・断層活動を対象としたシナリオ開発の検討

(1)はじめに

4.1節で述べたように、地層処分が安全で信頼に足るものとして社会に受け入れられるためには、想定外事象を念頭に置いた上で、地層処分の安全性について示すことが必要である。そのためには、地層処分システムにおける過酷事象の概念を構築した上で、具体的な発端事象を念頭に、地層処分における過酷事象の影響評価技術を整備することが必要である。そこで本検討では、4.2節で構築した過酷事象の概念を踏まえて過酷事象を評価するための基盤技術を整備することを目的とした。具体的には、4.2節での検討結果を踏まえ、過酷事象を引き起こす可能性のある事象として、地震・断層活動に着目した上で、安全機能の劣化・喪失に着目し、安全機能の劣化・喪失に至る地震・断層活動に関連するプロセスを整理し、シナリオを構築するための手法を整備するとともに、シナリオ作成の試行を通じた手法の適用性確認を行う。以下に、これまでの実施概要について述べた後、今年度の成果をまとめる。

(2)平成25年度の実施内容

過酷事象を対象とした評価では、発生の可能性が低いながらも、合理的な根拠に基づき否定できるもの以外は、発生することを前提として評価する事が必要となる。従来のシナリオ評価では、上記のような過酷事象に対する発生確率が極めて低いことを理由に、過酷事象の評価技術に対してこれまで十分な検討が行われてこなかった。このため、平成25年度は、地震・断層活動による処分場システムへの直接的影響を事例として、地震・断層活動を対象としたシナリオ構築のための手順を明確化した（図4.3.1-1）。具体的には、既存のリスク評価におけるシナリオ構築の考え方等を参考に、生起確率が極めて低いながらも影響の大きなシナリオを効果的に抽出するための方法や、その科学的な根拠を明確にしつつシナリオを構築するための方法を検討した。その結果、安全機能が劣化・喪失するプロセスの整理と(ステップ1)、地震・断層活動を対象とした熱的(T)、水理学的（H）、力学的（M）、化学的（C）影響（以下、THMC影響）の伝搬に関する情報の整理（ステップ2)をそれぞれ行い、これに基づき過酷事象として考えうる安全機能の喪失の組み合わせと、その成立性について検討することにより、シナリオを効率的に構築（ステップ3）できる見通しを得た。

さらに、上記のステップ1～3の手順に従って実際にシナリオを構築するためには、想定し得る最大規模の地震・断層活動の特徴や、それによる地質環境への影響に関する観測データについて情報を収集・整理する必要がある。平成25年度は、これら地震・断層活動に関する情報や、関連する地質環境情報をシナリオ開発で利用するためのデータシートの作成及び情報整理の試行を行い、平成26年度に実施する具体的な情報収集のための準備も進めた。

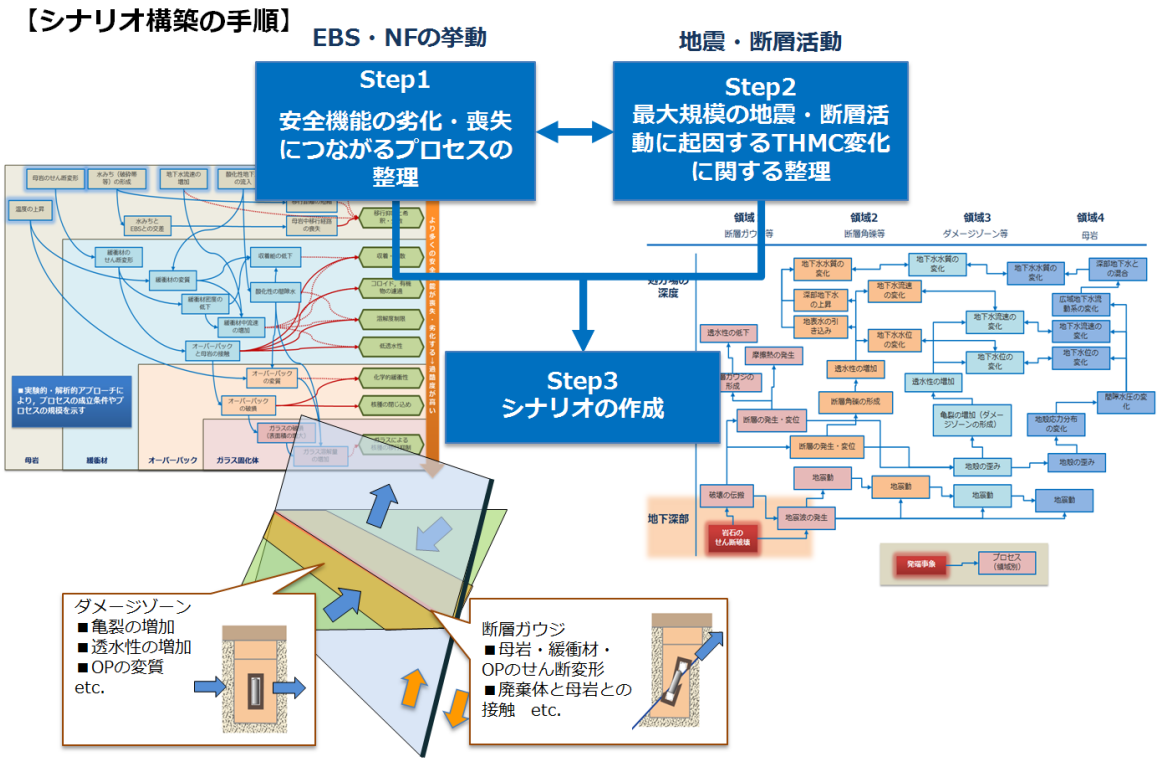


図4.3.1-1　巨大地震・断層活動を対象としたシナリオ構築の手順

(3) 平成26年度の成果

平成26年度は、昨年度具体化したシナリオ構築の手順を踏まえ、我が国で観測されている最大規模の地震や断層活動による地質環境へのTHMC影響について、文献調査を中心とした整理・分析を進めるとともに、4.2節で作成した包括的懸念事象リストを踏まえ、地震や断層活動に起因する複数の安全機能の劣化・喪失に至るプロセスの整理を試みた。

前節で述べたように、過酷事象の候補となる事象の検討においては、発生確率や知見の有無に関わらず対象とする必要がある。したがって、少なくとも閉鎖後10万年間程度は適切なサイト選定によってその顕著な影響が回避できる（原子力発電環境整備機構，2010）とされている地震・断層活動についても、あえて検討の対象とした。シナリオの構築に際しては、各事象（例えば、地下水温の上昇や透水性の変化など）の程度を、科学的根拠に基づいて設定することが望ましい。一般に、地震・断層活動に伴って起こり得る事象の種類や程度は、震源の場所、地震活動の大きさ・頻度、さらには発端となる事象や地質環境の特性等に依存するとともに、時間的にも変化する。しかしながら、現状では、それらの関係性を定量的に説明するモデルは少なく、観測・解析事例も限られる。そのため、ここでは対象とした文献の範囲において、それらに記載されている定量的な情報（観測値、解析等による推定値など）を収集した上で、各事象間の定性的な整合性を踏まえつつ、その影響の最大値を抽出した。さらに、上記の影響の時間変化や、空間的影響範囲を踏まえて、考え得る処分システムの安全機能への影響について整理を行った上で、複数の安全機能の劣化が生じ得る代表的なシナリオを試作した。

1) 地震・断層の特徴に関する調査

ここでは、最大規模の地震・断層活動の特徴について、文献調査を通じた情報の整理を行った。

具体的には、古地震や活断層調査等に関わる文献を調査し、わが国において最大規模の地震・断層を特定した上で、当該断層の活動度、変位量、長さ、幅などの地震・断層の特徴に関わるパラメータ（幅や最大値等）を整理した。日本列島とその周辺で発生する地震は、陸側のプレート内の断層運動に起因する地震（以下、内陸型地震）と、海溝型地震とに大別できる（例えば、地震調査研究推進本部地震調査委員会編，2009）ことから、本検討では、地震を引き起こす断層が処分場に近く、処分システムの直接的な破壊等のより大きな影響が想定される内陸型地震を対象に調査を行った。

日本で発生した陸域の浅い地震では、1891年に発生した濃尾地震（M8.0）が観測史上最大であり、観測記録のない歴史地震や、海外の事例（モンゴルのBolnai地震(M8.7)が最大（加藤，1989））を含めても、内陸で発生した地震では、マグニチュード8クラスが最大規模である。また、主要活断層帯の長期評価（地震調査研究推進本部，2015）で想定されたマグニチュードについても「8程度（7.5～8.5）」や「8.0程度（もしくはそれ以上）」が最大規模となっている。

次に、変位量、長さ、幅などの地震・断層の特徴に関わるパラメータ（幅や最大値等）を整理した。断層の破砕帯の幅の最大値は700m（浦底―矢長瀬山起震断層、浦底―柳ヶ瀬山活動セグメント）、断層の長さの最大値は、単一のセグメントでは、66km（石狩低地東縁起震断層　馬追活動セグメント）、複数のセグメントでは、濃尾地震に伴って複数のセグメントを含む合計80kmの断層が活動したとされる（松田，1974）。また、プロセスゾーンの幅は、断層面から片側の幅で1500mに上る（跡津川断層）（金折，2001）。これらの値は、地震の規模の起震断層の長さとの関係（松田，1975）や、断層の長さと破砕帯（本検討では領域2に区分）（Otsuki，1976；金折，2001）、断層の長さとプロセスゾーンとの関係（Vermilye and Scholz，1998；金折，2001）に関わる既存の経験式を考慮しても、ほぼ最大値と考えることができる。

2)地震・断層活動に起因する地質環境のTHMC影響とその空間スケールに関する調査・整理

ここでは1）で整理した最大規模の地震・断層の特徴を踏まえ、地震・断層活動による地質環境条件へのTHMC影響について、調査・整理した。具体的には、THMC影響とその大きさを示すパラメータ（温度、透水係数、pH、岩盤強度等）の幅と、事象間の相互関係について、根拠となる文献とともに調査・整理し、データシートとしてまとめた。データシートは、THMCごとに整理されたパラメータごとに作成し、関連するプロセスやその裏付けとなる根拠や知見について、既往研究や本事業の中で実施している調査結果（4.3.2項及び日本原子力研究開発機構（2014）参照）から抽出した情報を記述した。既往研究は査読付きの論文を優先して調査し、断層変位量などの「変化量」を具体的な数値として記述し、定量的な内容として整備した。さらに、文献ごとに定量的な情報を抽出し、THMC及びパラメータごとに整理した文献情報一覧表を作成した。データシート及び文献情報一覧表の概要を図4.3.1-2に示す。

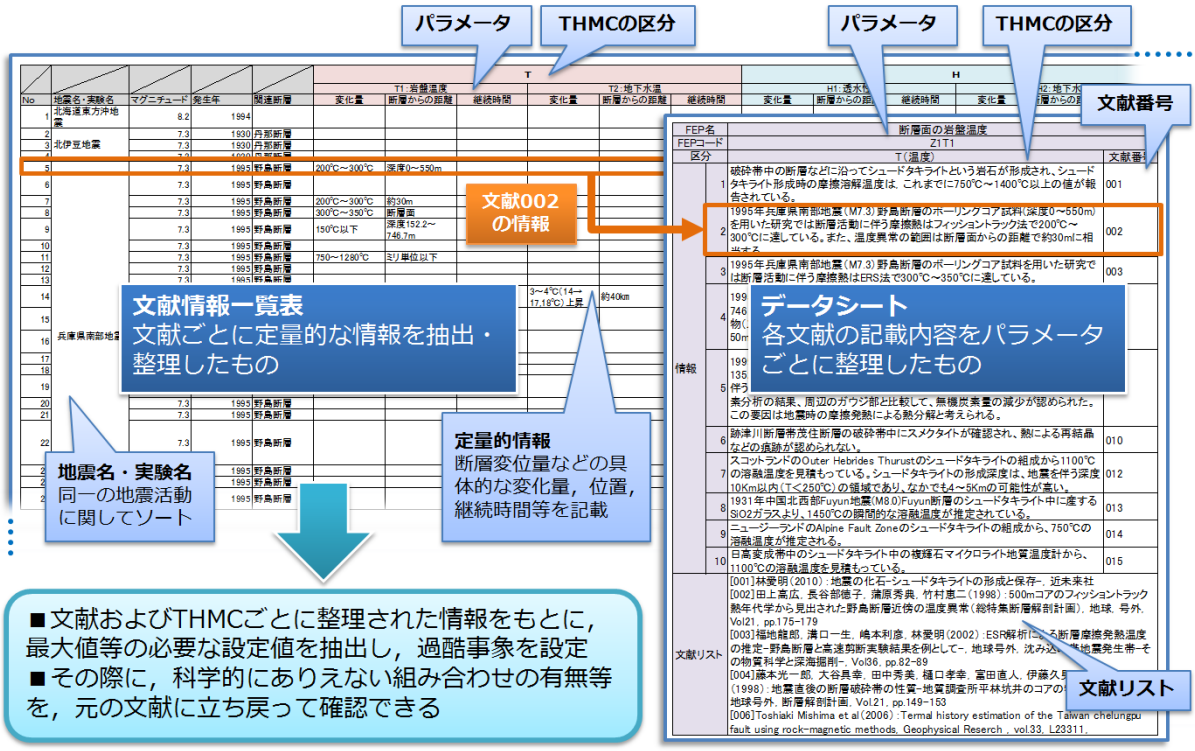


図 4.3.1-2　文献情報一覧表及びデータシートの概要

①熱的影響（T）

地震・断層活動に伴う熱的影響は、断層変位に伴って断層ガウジ部で発生する摩擦熱による一時的な岩盤温度の上昇や、熱水影響等に伴う地下水温の上昇が挙げられる。このうち、岩盤温度の上昇については、鉱物学的手法や、ESR法による推定例があり、最大値としては、1931年に発生した中国Fuyun地震（M8.0）に伴うFuyun断層中のシュードタキライトにより、1,450℃の推定摩擦溶融温度が報告されている（Lin, 1994）。一方、地下水温の上昇については、 1994年に発生した箱根外輪山西部地震では、地震の前後で湧水の温度が35.2℃から48.2℃に上昇し、数日後に低下したことが報告されており、そのメカニズムとして、地震発生に伴って震源周辺の岩盤に歪が生じ、この歪みが四方に波及して熱水溜まりが圧迫（圧縮）されることが挙げられている（大山ほか, 1999）。

②水理学的影響（H）

水理学的影響については、割れ目の増加に伴う透水性の変化や、地下水流動方向の変化、地下水位の変化が挙げられる。このうち透水性の変化については、1995年の兵庫県南部地震において、断層近傍の透水係数が最大15倍増加したことが推定されているほか（佐藤ほか, 2000）、幌延の岩盤を対象とした室内試験では、圧力変化により透水係数が1～3桁変化することが推定されている（佐藤ほか, 2000；徳永, 1999；上原ほか, 2009；安部ほか, 2000など）。また、透水係数と断層の領域区分との関係については、ガウジ部で10^{-14}～10^{-7}m/s、破砕部で10^{-10}～10^{-5}m/s、マイロナイト、割れ目発達部で10^{-13}～10^{-6}m/s、母岩で10^{-13}～10^{-8}m/sと整理されている（原子力発電環境整備機構, 2010）。一方、地下水流動方向や地下水位の変化については、野島断層において、断層沿いに深度1800m付近まで地表水が流入したとの推定事例や、1946年の南海地震（M8.0）の発生後に、道後温泉源泉の水位が14m程度低下した事例がある（川辺 , 1991）。 また、釜石鉱山内

で観測されている間隙水圧が地震と連動して変化していることなどが認められている（4.3.2項参照）。

③力学的影響（M）

力学的影響については、岩盤応力及び岩盤ひずみの変化、断層の変位に伴うせん断変形が挙げられる。このうち岩盤ひずみについては、長野県西部地震等の事例において、断層から遠ざかるほどひずみ量が減少することが知られている（石川・橋本，1999）。ただし、江刺地球潮汐観測施設で観測されている岩盤ひずみは、東北地方太平洋沖地震発生後、その挙動が大きく変化しており、例えば、東西方向では地震前の収縮傾向から伸張に地震後転じていることが認められる（4.3.2項参照）とともに、体積ひずみの変化によって透水性・地下水位が変化する（Matsumoto et al，2003）ことから、両者の関係も含めて、引き続き調査を進める予定である。　また、断層の変位に伴うせん断変形については、一度の地震発生に伴う断層の変位量の最大値は富士川河口起震断層入山瀬活動セグメントの9.2mが報告されている（産業技術総合研究所，2014）。また、平均変位速度の最大値は糸静線起震断層午伏寺活動セグメントの9.1m/千年、地震時のすべり速度については4.5m/ｓ（1999年の台湾集集地震チェルンプ断層）の事例がある（廣野ほか，2013）。

④化学的影響（C）

化学的影響については、地下水水質の変化や岩盤の変質が挙げられる。このうち地下水水質の変化については、地下水流動の変化に伴って、pHやEhの変化や、電気伝導度の増加、溶存イオン濃度の増加（1995年の兵庫県南部地震、野島断層）（徳永，1999）といった事例が知られている。一方、岩盤の変質については、阿寺断層において、地表からの天水の流入を示す酸化物が割れ目を充填する変質帯の幅が20mにおよぶほか（吉田ほか，2009）、野島断層においても断層破砕帯の幅と同じ50mにわたって熱的影響が認められている（田上ほか，1998）。中部地方の中央構造線の事例では、活断層沿いの変質帯の幅は、数cm～数10mであり（田中ほか，1996など）、断層活動に伴う摩擦熱による熱的影響、及びマグマや熱水等の地殻深部流体の発生や循環による水理学的な影響については、断層破砕帯内にとどまるとされている（原子力発電環境整備機構，2013）。

3)過酷事象を対象としたシナリオの試作

ここでは1)、2）の最大規模の地震・断層活動を考慮した地質環境のTHMC影響の整理に加え、地震・断層活動において考え得る処分システムの安全機能への影響を整理した上で、両者を組み合わせて過酷事象の候補となるシナリオを試作した。

まず、1)で整理した地震・断層の特徴を踏まえて、その影響範囲を整理し、断層を挟んで断層面（Z1）、片側幅200mのガウジ・角礫帯（Z2、Z3）、片側幅1500mのダメージゾーン(Z4)、及び母岩(Z5)の各領域に区分した。その上で、最も影響が大きくなる可能性のある処分場の配置とイベントの発生するタイミングを想定して代表的なシナリオの試作を試みた。具体的には2km×2kmの正方形の処分場に4万本の廃棄体が等間隔に配置する場合、処分場の対角線に沿って断層が横断するケースが最も影響を受ける廃棄体数が多くなることを踏まえ、処分場の閉鎖直後に、図4.3.1-3のような断層が新生するケースを考慮した。次に、2)のTHMC影響の整理を踏まえて、上記のゾーン毎に、想定し得る安全機能の低下・喪失につながるプロセスを抽出・整理し、過酷事象になる可能性のあるシナリオを試作した（図4.3.1-4）。ここで、2）で調査した一度の地震発生に伴う

断層の変位量の最大値を踏まえると、断層のせん断変形によって母岩とオーバーパックが直接接触することが考えられることから、オーバーパック及び緩衝材については安全機能がすべて喪失することを想定した。

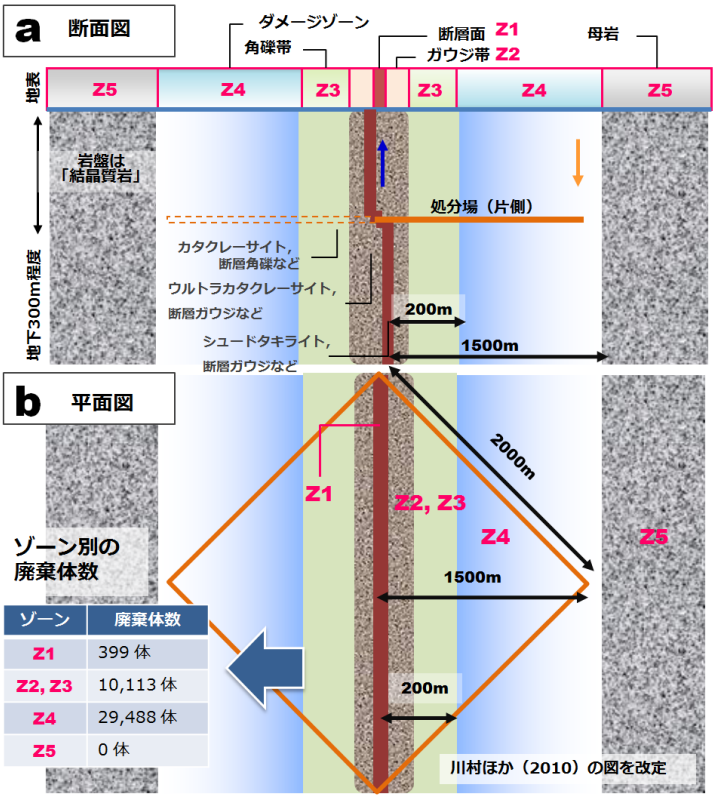
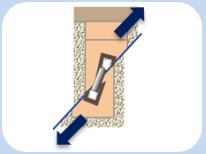
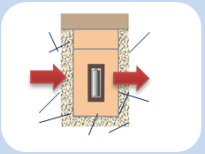
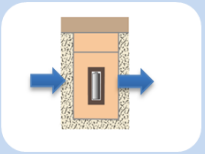


図4. 3. 1-3　断層の領域区分と影響をうける廃棄体数

ゾーン		Z1	Z2, Z3	Z4
構成要素	安全機能	断層面（399体）	ガウジ～角礫帯（10113体）	ダメージゾーン（29488体）
				
ガラス固化体	核種の移行抑制	▼ガラス溶解量の増加	✓	✓
オーバーパック	化学的緩衝性	×	✓	✓
	核種の閉じ込め	×	✓	✓
緩衝材	収着・拡散	×	▼地下水流速の上昇による機能低下 ▼酸化性地下水の流入による機能低下	▼地下水流速の増加による機能低下
	コロイド，有機物の濾過	×		
	溶解度制限	×		
	低透水性	×		
母岩	移行抑制と希釈・分散	×	▼透水性の上昇による地下水流速の増加	▼透水性の上昇による地下水流速の増加

凡例					
×	機能喪失	▼	機能低下	✓	健全

図4. 3. 1-4　各ゾーンにおける安全機能への影響の整理（試案）

(4)まとめ

日本において想定し得る最大規模の内陸地震の特徴を整理した上で、当該地震が発生することを想定し、考え得る地質環境条件への熱的（T）、水理学的（H）、力学的（M）、化学的（C）影響について調査・整理を行った。その結果、THMC影響として変化し得るパラメータの幅やその影響範囲について、見通しが得られた。さらに、(3)1）で整理した最大規模の地震・断層活動とその特徴を念頭に、上記の影響の時間変化や、空間的影響範囲を踏まえて、考え得る処分システムの安全機能への影響を抽出・整理した上で、両者を組み合わせて複数の安全機能の劣化が生じ得る過酷事象となる可能性のあるシナリオを試作した。現状では、現象のメカニズムに関する知見が少なく、既存文献から特に顕著な変化を示す事例に着目してシナリオ構築を行っている。

今後は、地質環境への影響調査（4.3.2項参照）や、人工バリアへの影響調査（4.3.3項参照）から得られる知見も踏まえて情報整理及び過酷事象の候補となるシナリオを具体化するとともに、これに基づく影響評価の検討を進める予定である。

4.3.2 巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査

(1)巨大地震・断層活動が地質環境に与える影響の事例調査

1)はじめに

地層処分システムが長期的に安全機能を発揮するためには、地層処分の場となる地質環境が期待される環境条件を長期にわたって維持することが重要となる。地質学的な変動帯に位置するわが国においては、これに関連する自然現象の一つとして地震・断層活動が挙げられており、それによる地質環境への影響として、岩盤の破断等による地下水の移行経路の形成や水質の変化などが想定されている。昨年、総合エネルギー調査会に設置された地層処分技術ワーキンググループが取りまとめた「最新の科学的知見に基づく地層処分技術の再評価」（総合エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会地層処分技術ワーキンググループ，2014）では、最新の科学的知見を踏まえて、地層処分の機能に著しい影響を与える事象が整理された。これによれば、地層処分システムにおける閉じ込め機能の喪失につながる事象の一つとして、「断層のずれに伴う透水性の増加」による水理場や化学場の変動が挙げられている。さらに、このような事象の発生や、他の事象も同時に生じる複合的な現象の発生を加味した安全評価の必要性が示された。

これに関して、4.3.1項で述べたシナリオ構築においても、安全機能の劣化・喪失につながるプロセスとして、緩衝材や母岩中の透水性の上昇による酸化性地下水の流入や地下水流速の増加を抽出している。しかしながら、ここでシナリオに取り込むべき地震・断層活動に伴う様々な影響（例えば、地下水の水質変化や水温上昇など）の程度は、地質構造などの場の特徴に依存して時空間的に変化し、観測事例も限られる。また、それらを定量的に説明するモデルも少ないことから、限られた既存文献から収集した観測事例等をもとに、特に顕著な変化を示す事例に着目してシナリオ構築を行っているのが現状である。このため、構築するシナリオの信頼性を向上させるためには、これらの事象に関する観測事例の更なる収集のほか、そのメカニズム（例えば、透水性の増加に伴う深部流体の流入など）を踏まえて水理場や化学場などへの影響の程度を設定することが重要となる。

地震の発生に伴う地下水性状の変化は、これまで各地で観測されている（たとえば, Wakita 1975; Roeloffs 1988; Kissin and Grinevsky 1990; Rojstaczer and Wolf 1992; Ohno et al. 1997; Leonardi et al. 1997; Grecksch et al. 1999; King et al. 1999; Chia et al. 2001）。このうち地下水の水質変化については、地震による割れ目の形成などに伴う透水性の変化（Bernard, 2001）が係るメカニズムが指摘されている。これは、地震に伴う地殻応力の増大によって岩盤中に割れ目が生じた結果、帯水層の透水係数や空隙率が変化し、帯水層内の地下水の流れのパターンが変わるといったメカニズムである。このような割れ目の生成は、帯水層内部だけでなく外部にも生じることが考えられるため、帯水層からの水の流出や、他の地下水の流入を可能にする。ただし、このモデルは地震による水温や水質の変化を容易に説明できるが、概念的なモデルに留まる。そのため、地震に伴う地下水の水質変化に関する厳密なメカニズムを解明することは困難であり、現状では観測事例からその変化に係るプロセスを考慮しつつ、変化の大きさ等を統計的に類推することが望ましいと考えられる。

以上のことから、本項では、地震・断層活動による地質環境への影響のうち、地層処分システムに与える影響の観点から特に重要性が高いと考えられる水理場や化学場の変動に着目し、シナリオ構築の根拠となる既存文献の観測事例を補完するためのデータ取得を目的とする。ここでは、2011年東北地方太平洋沖地震に伴って発生した内陸大地震の震源域における地下水の化学組成・同位体組成を測定し、地震発生前後の水質変化及びその原因について検討した。

2)地震に伴う地下水・ガスの化学組成・同位体組成の変化

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震は、太平洋プレート及び北米プレートの境界で発生したプレート境界型地震（海溝型地震）であり、国内での地震観測史上最大の地震（Mw 9.0）である。およそ450 km×200 kmの断層面が最大約20 m変位することによって引き起こされたこの地震は、陸域において最大で1 m以上の沈降や5 mを超える東向きの地殻変動を生じさせた（たとえば, Nishimura et al., 2011）。これによる地殻歪の変化等に伴う地下水位の変動は、国内（北川・小泉, 2011; Niwa et al., 2012）のみならず、海外においても観測されている（Lee and Woo, 2012; Lee et al., 2013; Yan et al., 2014）。また、東日本を中心として生じた応力場の変化は、内陸で発生する地震の活動度を変化させるとともに（図4.3.2-1）、各地でM（マグニチュード）7クラスまでの内陸大地震を引き起こした（Toda et al., 2011; Hirose et al., 2011）。たとえば、茨城県北部から福島県南東部の地域では、東北地方太平洋沖地震の発生以降に活発な群発地震活動が始まり、同年4月までにM6.0以上の内陸地震が4回発生した（図4.3.2-1）。この中で最大の規模であった福島県浜通りの地震（2011年4月11日, M7.0）の発生に伴い、井戸沢断層と湯ノ岳断層沿いの地表に約2 mの垂直変位をもつ地震断層が露出したと報告されている（たとえば, Otsubo et al., 2012）。本研究では、東北地方太平洋沖地震の発生以降に引き起こされたM6クラスの震源域及び周辺地域の温泉井（図4.3.2-1）において地下水及び遊離ガス試料の採取を行い、化学組成・同位体組成の分析を実施した。

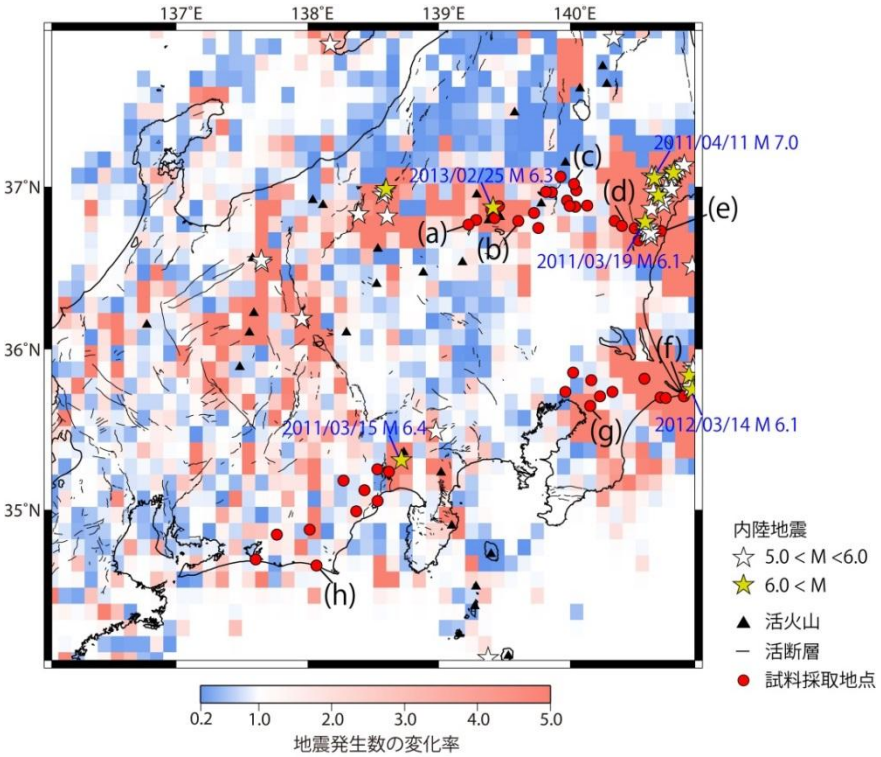


図4.3.2-1　東北地方太平洋沖地震の発生前後1年間における地震発生数の変化率と試料採取地点の分布

①分析方法

地下水溶存イオンのうち、陽イオンについては高周波誘導結合プラズマ(ICP)発光分光分析法、陰イオンについてはイオンクロマトグラフにより定量した。また、地下水中の水素同位体については亜鉛を用いた水－水素還元法、酸素同位体については二酸化炭素－水自動平衡法によって前処理を行ったのち、Micromass社製の安定同位体比質量分析装置(IsoPrime)を使用して測定した。ガスの主成分化学組成及び希ガス同位体については観測井から遊離ガスを採取して行った。また、遊離ガスが採取できなかった観測井については、地下水を超音波振動によって脱気した溶存ガスを用いた。ガスの主成分組成はAr及びO_2をキャリアガスとしたガスクロマトグラフィーにより熱伝導度検出器（TCD）で測定した。CH_4、CO_2、N_2の検出限界は、それぞれ40ppm、100ppm、100ppmである。また、ヘリウム、ネオンの絶対量と同位体比の測定には、英国VG5400 希ガス質量分析計を改良したModified-VG5400(MS-III)を用いた。ヘリウム、ネオンの絶対量は既知量の大気（約 1.5×10^{-3} cm^3 STP）を測定して求めた感度から算出した。なお、通常の絶対量測定とネオンなどの同位体比測定にはDaly-multiplier 検出器を用いるが、同位体比が極端に低いヘリウムの同位体比は、^4He をFaraday cup で^3He をイオンカウンティング法で検出するダブル・コレクター法で測定した。また、二つの検出器の感度比と質量差別効果の補正係数は、HESJ と呼ばれるHe 同位体比スタンダードガスを測定して得た。

②地下水の溶存成分、酸素・水素同位体比

図4.3.2-2には、測定された温泉水の溶存イオンのうち、比較的大きなイオン濃度の変化が認められたものについて示す。ここで、地震発生前の各イオン濃度は、学術論文等の既存文献のほか、

各温泉施設が所有する温泉分析表に基づく。これによると、いずれの地域においても、地震前後の主要溶存成分のパターンに明瞭な変化は認められないが、地震後の各イオン濃度が地震前に比べて低い値を示す温泉が多数を占める。さらに、これらの温泉の泉温は、地震前に比べてやや低下している傾向を示す。

また、本研究で採取した地震後の温泉水についての酸素・水素同位体比を図4.3.2-3に示す。それによると、これらの試料の酸素・水素同位体比は、Craig (1961)の天水線（$\delta D=8.0\times\delta^{18}O+10$）の周辺にプロットされ、これらの温泉水は主として天水または海水に起源をもつことを示唆する。

③ヘリウム同位体比

ガス成分の同位体組成については、Heの同位体がよく用いられる（たとえば, Wakita et al., 1978）。Heの同位体のうち^{3}Heには、地球形成時に地球がトラップした始原的なものと天水に含まれるトリチウムの崩壊によって生成されるものとがある。一方、^{4}Heはウランやトリウムの放射性崩壊の過程で生成されるものがほとんどである。大気中の^{3}He/^{4}He比は約1×10^{-6}であり、マントル中ではその十数倍から数十倍、逆に大陸地殻の^{3}He/^{4}He比は大気の値の1/10以下となる。Heは他の物質と化学反応せず移動が速いため、この同位体比はマグマの生成や固化などの過程における化学的分別作用の影響を受けない。そのため^{3}He/^{4}He比は、マントルから地殻、地殻から大気への物質移動の有力なトレーサーとなる。

図4.3.2-4に本研究で採取した地震後の温泉水・ガスについての^{3}He/^{4}He比を示す。今回測定を行った試料の^{3}He/^{4}He比は、0.04×10^{-6}から9.57×10^{-6}である。このうち、第四紀火山の近傍で採取された試料の^{3}He/^{4}He比は大気の値（$R_A=1.4\times10^{-6}$）の2倍以上の値を示すことから、マントル起源ヘリウムの付加が示唆される。その一方で、第四紀火山から離れた太平洋沿岸の地域においては、大気の値と同程度かそれ以下の値を示し、これらの温泉水へマントル起源の深部流体が混入しているとは考えにくい。

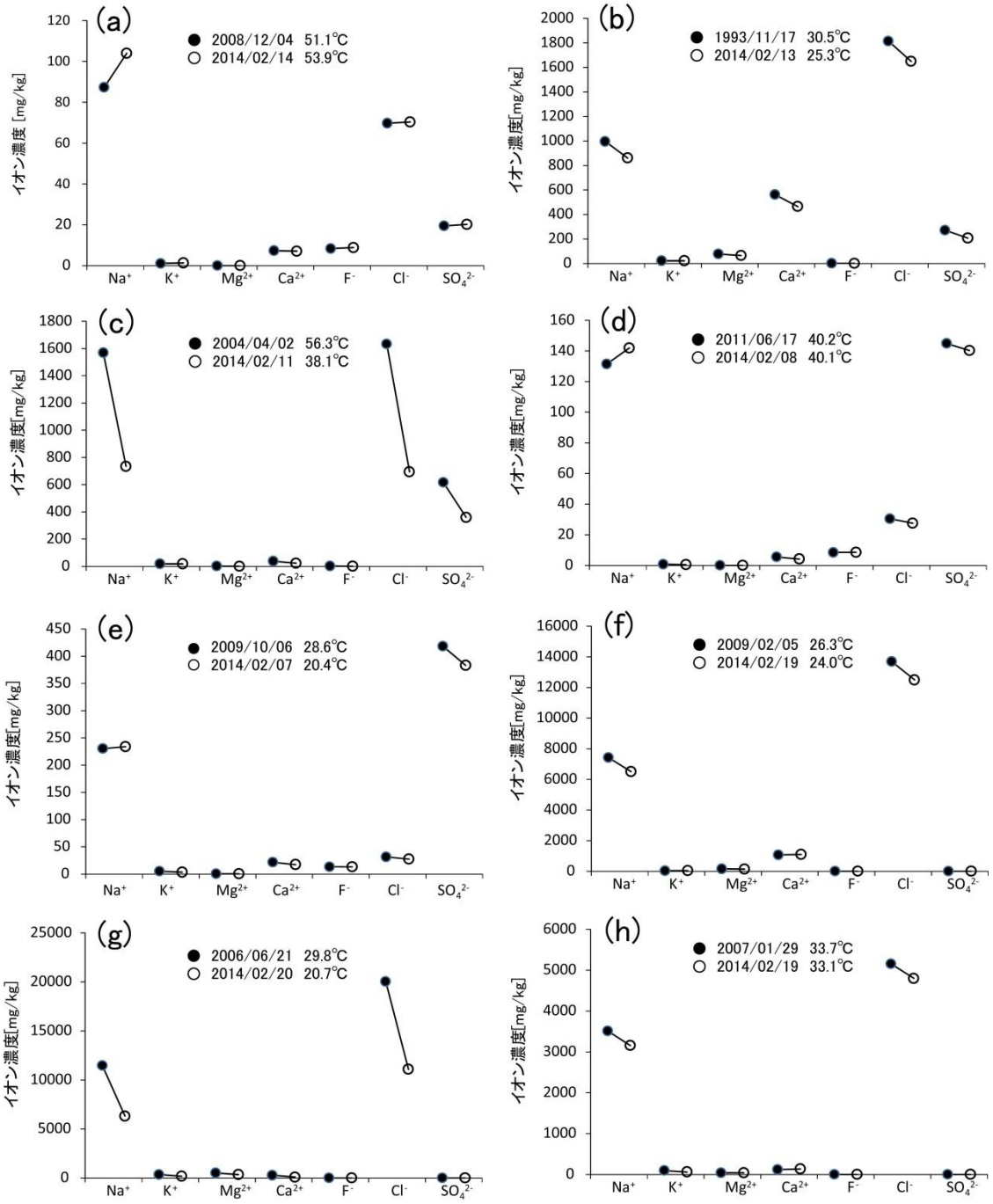


図4.3.2-2　地震の発生前後における各温泉での水質変化　※黒丸及び白丸は、それぞれ地震発前及び地震後の測定値を示す。各温泉における試料採取日を泉温とともに凡例に示す。また、各温泉の位置は、図4.3.2-1に示す(a)-(h)に対応する。

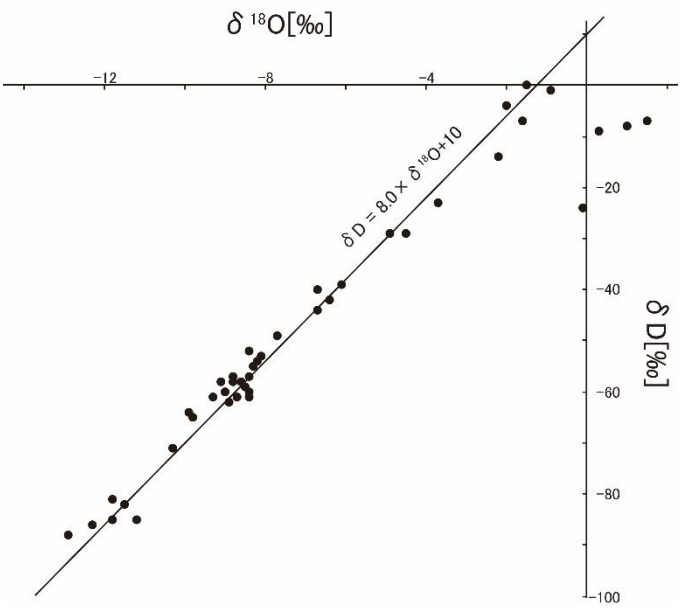


図4.3.2-3　地震発生後における温泉水の酸素・水素同位体比

※原点は、海水の組成を示す。

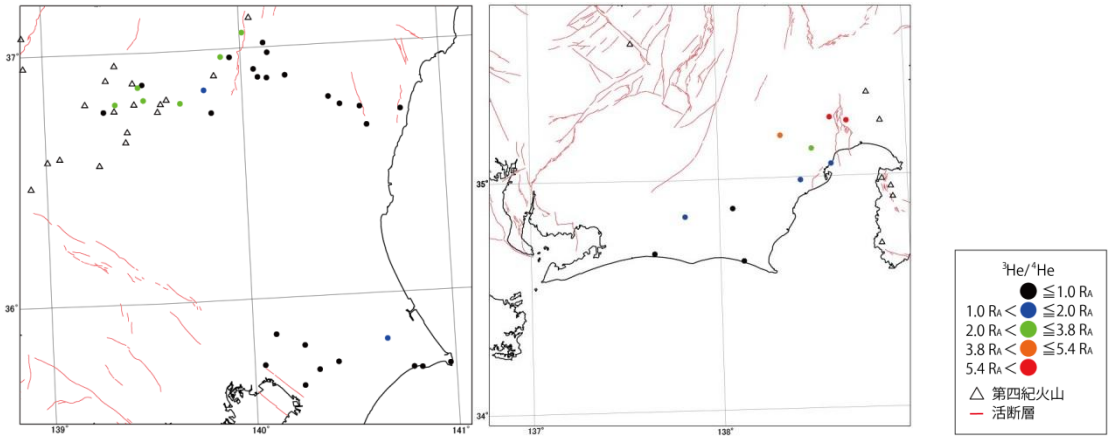


図4.3.2-4　地震発生後における温泉水・ガスのヘリウム同位体比

一般に、地下水の化学組成は、天水に含まれている成分と地中で水に溶け込む成分によって決まるが、天水に含まれている主要溶存成分はわずかである。また、地殻内に存在する間隙や割れ目帯は、ぞれぞれの場所により異なる化学組成を有する地下水等の流体で満たされている。地震に伴う地殻の変形が起こった場合は、割れ目の開口等により透水性が増加（Bernard, 2001）することによって、他の地下水との混合や水－岩石反応が生じ、地下水の水質変化が引き起こされると考えられている（King et al., 2006）。地震活動に伴い他の地下水の混入によってその化学組成が大きく変化した事例として、1965年より始まった松代群発地震の震源域の水質変化があげられる（例えば、大竹, 1976; 奥澤・塚原, 2001）。これらの研究によると、松代群発地震の発生に伴う湧水は高濃度のCa^{2+}及びCl^{-}を含み、地表付近の通常の循環水とは全く異なる主要溶存成分であった（Kitano et al., 1967; Yoshioka et al., 1970）。その起源については諸説あるが、

化石海水、マントル起源の流体（Wakita et al., 1978）等、いくつかのモデルが提示されている。

今回観測された地震発生前後における地下水溶存成分のイオン濃度変化を詳細にみると、地震発生後にイオン濃度が低下した温泉が多数を占める。このように溶存成分の濃度が低下した温泉の泉温は、地震前に比べて低下している傾向を示す。また、第四紀火山付近で採取された試料は、マントル起源ヘリウムの付加を示すものの、それらの酸素・水素同位体比が天水起源を示すことから、松代群発地震に伴う水質変化の事例のように、地震の発生に伴って地下深部を起源とする水が大量に混入したとは考えにくい。これらのことから、本研究により観測された地震前後の水質変化は、深部の地下水の混入（例えば，Wakita et al., 1978）というよりも、むしろ溶存成分に乏しい天水やごく浅部の地下水が混入したことによる変化であると推定される。

3)まとめ

本研究では、東北地方太平洋沖地震に伴って各地で発生した内陸地震の震源域及びその周辺地域の温泉井で採取された地下水・ガスの化学組成・同位体組成を測定した。その結果、地震前後の主要溶存成分のパターンに明瞭な変化は認められなかったものの、主として天水やごく浅部の地下水の混入により各イオン濃度が変化していることが明らかになった。一方で、ここで対象とした内陸地震以外にも、東北地方太平洋沖地震に伴って活発化したとも考えられる現象は現在でも継続しており、2014年9月27日には御嶽山の噴火、同年11月22日には長野県北部の地震（M6.7）が発生している。また、福島県浜通り～茨城県北部の群発地震は未だに続いており、いわき市周辺で認められた湧水も4年以上経過した現在でも湧水量は発生当時に比べてむしろ増加している。「最新の科学的知見に基づく地層処分技術の再評価」（総合エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会地層処分技術ワーキンググループ，2014）では、今後の地層処分事業の取り組みと平行して進めるべき課題の一つとして、「地震活動の評価に反映するための、東北地方太平洋沖地震後に誘発された地震や湧水に関する調査事例の蓄積」が挙げられている。既に述べたように、現状において、このような自然現象の発生に伴う地下水性状の変化を考慮したシナリオの信頼性を向上させるためには、特に顕著な変化を示す事例について、その原因を明らかにすることが重要である。

(2)巨大地震・断層活動が地下坑道に与える影響の事例調査

1)目的と平成26年度実施内容

巨大地震や断層活動が閉鎖後の地層処分施設及び周辺岩盤に与える影響を評価するためには、現在得られる情報から地下環境に与える影響を推定する必要がある。しかし、母岩や断層部の性状、物性値などの情報を直接取得することは難しく、現状ではボーリングや調査坑道から得られる擾乱を含んだ情報を利用することになる。本研究は、既存の坑道で取得された原位置観測データを活用し、岩盤の物性、及び巨大地震・断層活動の影響を評価し、その評価結果を地層処分場閉鎖後の性能評価を実施するうえで必要となる情報として提供することを目的とする。

具体的には、近年最大規模である東北地方太平洋沖地震が地下坑道に与えた影響の事例調査として、震源に近い岩手県で長期間観測が行われている釜石鉱山の岩盤ひずみ、弾性波計測データ（図4.3.2-5、図4.3.2-6参照）及び国立天文台水沢VLBI観測所付属江刺地球潮汐観測施設の岩盤ひずみデータ（以降、江刺岩盤ひずみ）について分析を実施し、東北地方太平洋沖地震前後の岩

盤ひずみ傾向の変化等を母岩の透水性変化等に関わるシナリオ検討（4.3.1項参照）に資する情報として提供した。また、岩盤内部の弾性的性質を評価する弾性波観測システムを活用し、母岩の物性値や応力の変化等を評価する手法開発の可能性について検討を実施した。

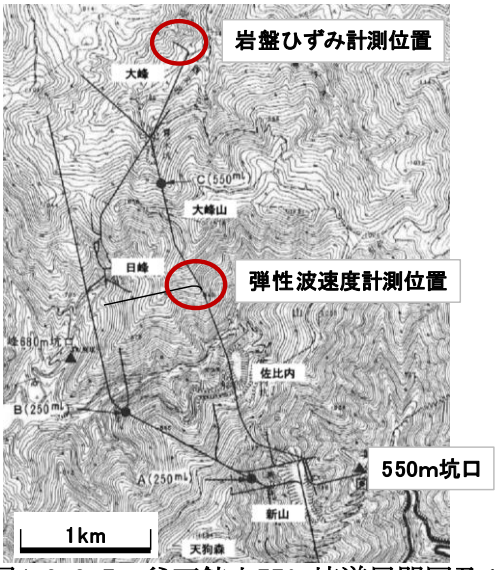


図4.3.2-5　釜石鉱山550m坑道展開図及び岩盤ひずみ・弾性波計測位置図

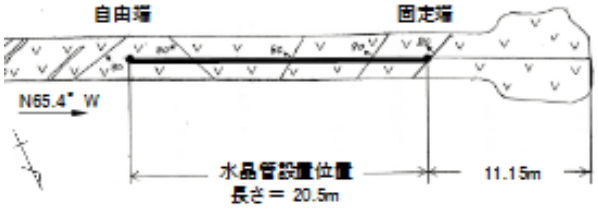


図4.3.2-6　釜石鉱山・岩盤ひずみ計の配置図

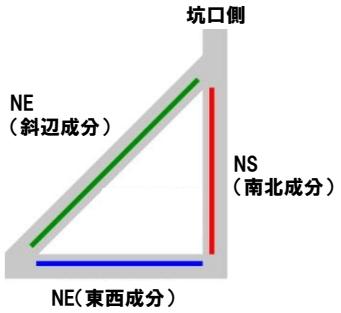


図4.3.2-7　江刺地球潮汐観測施設岩盤ひずみ計の配置図

2)原位置観測データ分析結果

①岩盤ひずみ観測事例

a.江刺岩盤ひずみ計測概要

平成25年度に調査した期間（2010年～2012年）に2009年と2013年の計測データを追加した。岩盤ひずみ計は図4.3.2-7に示すように直角三角形状に掘削された坑道に設置された3本の石英管伸縮計で構成されており、NS（南北成分：長さ35.77m）、EW（東西成分：35.69m）、NE（斜辺成分：50.69m）の3方向の精緻な岩盤変位計測を実施している（国立天文台水沢，1989；NAOJ，1989；田村ほか，2013）。変位センサーには作動トランスを使用し、1分間隔でサンプリングを行っている。岩盤ひずみの変動を評価するために、観測データから地球潮汐や大気圧成分を分離可能な解析プログラムBAYTAP-G（赤池ほか,1995）を使用しデータの整理を実施した。

b.計測結果の分析

調査対象全期間における岩盤ひずみの経時変化（地球潮汐成分を除去）を図4.3.2-8に示す。同図は東北地方太平洋沖地震発生前の期間１と発生後の期間２について、それぞれ2009年1月1日、2011年4月を基準とした岩盤ひずみをプロットしている。また、灰色の実線は全国で観測された全有感地震（気象庁,2014）の発生時刻を地震の規模で表しており、このうち奥州市江刺区の震度観測点での有感地震をマゼンタの実線で表している。図から明らかなように東北地方太平洋沖地震前後で岩盤ひずみの変化に大きな違いがあり、今年度拡張した2013年でもEW、NE方向の伸張、NS方向の収縮傾向は継続している。ただし、東北地方太平洋沖地震発生後1年目、2年目と比較して、変化の割合は減少していることが図4.3.2-8より明らかである。

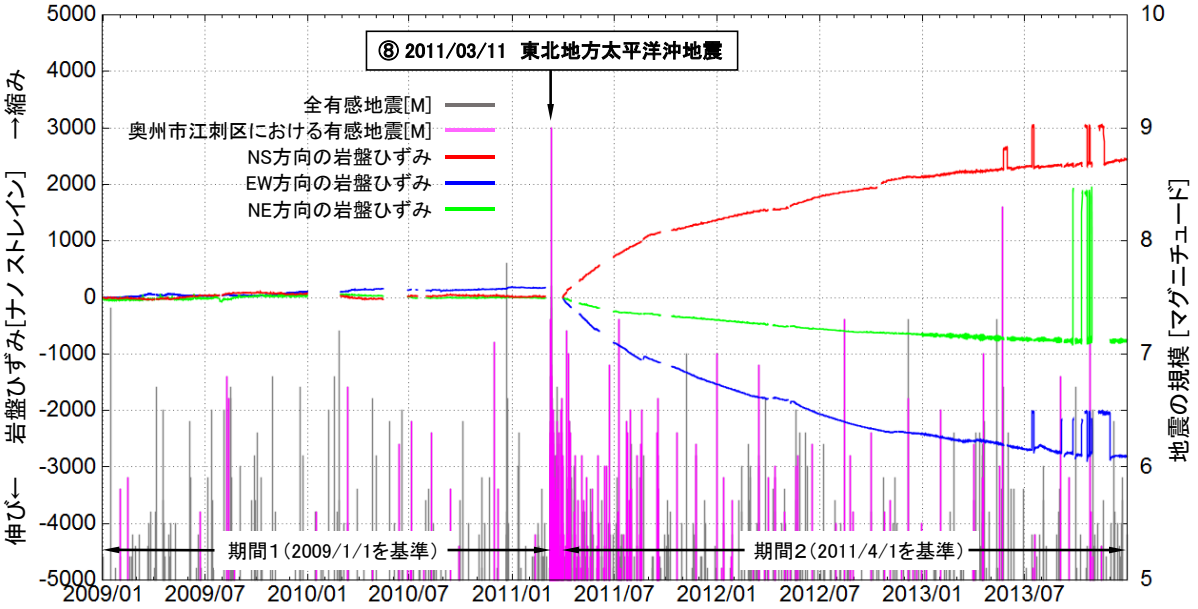


図4.3.2-8　江刺岩盤ひずみの経時変化図

②弾性波観測事例

a. 釜石鉱山弾性波計測概要

弾性波計測は図4.3.2-9に示すように、釜石鉱山550mレベル坑道の枝部使用し4方向の計測が行われており、弾性波の初動到達時間の変化（Differential Travel Time 以下、DTT、図4.3.2-10、「4.3.2(2)4)①計測システム概要」を参照）から、岩盤の弾性的性質の変化を評価するものである（Sano et al.,1995；田中ほか,1997；田中ほか,1997）。また、弾性波計測位置より100mほど坑口側に離れた位置にあるボーリング孔で間隙水圧及び水温が計測されている。平成25年度に調査した期間（2009年4月～2012年3月）に2005年4月～2009年3月及び2012年4月～2013年3月の期間を拡張し、DTTの算出を行った。図4.3.2-11にDTT、間隙水圧及び水温の経時変化を示す。

b. 分析結果

東北地方太平洋沖地震発生以前のDTTの経時変化は、Path5（N30W）を除き減少傾向にあり、特にPath1（N50E）で顕著であった。弾性波速度の変化が応力変化に伴うものと仮定すると、東北沖地震までの応力場の変化はPath1の方向に圧縮を受け、それに伴いPath1と直交するPath5の方向に引張りが生じていたと考えられる。2011年3月11日にDTTが大きく増大し、その後減少傾向になっている。これは東北地方太平洋沖地震に起因する挙動と考えられる。その後Path1とPath3は2011年12月頃より、東北地方太平洋沖地震前に見られた季節変動が明確に見えるようになった。特にPath1は地震前より季節変動が明瞭になった。Path4、Path5は未だにDTTが減少する傾向にある。

東北地方太平洋沖地震前の間隙水圧は0.1～1.8MPaの範囲にあり、釜石鉱山での既往の水圧観測結果と比べてその変動幅が大きい。間隙水圧とDTTの挙動が類似する傾向がPath1、Path3でみられた。地震後は間隙水圧の変動幅が大きくなっており、地下水の経路変化、応力（拘束圧）の低下による割れ目の開口などの現象が生じやすくなった可能性が考えられる。

水温は10～11℃の範囲で季節変動が見られ（夏季に高く、冬季に低くなる）、東北地方太平洋沖地震の影響と思われる変化は確認できない。

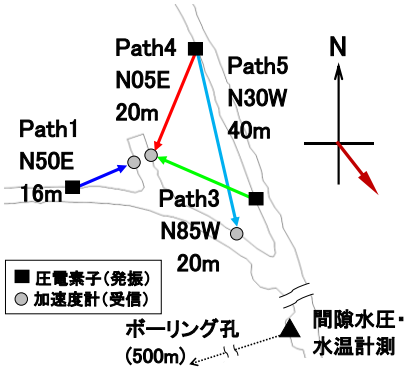


図4.3.2-9　弾性波計測網及び間隙水圧計、水温計配置図

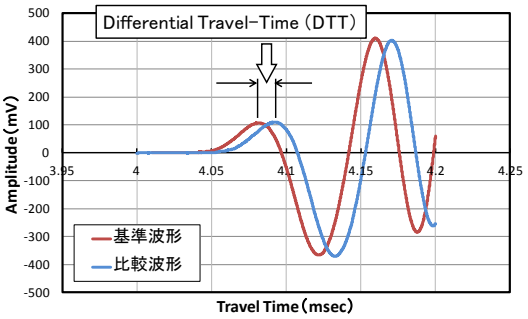


図4.3.2-10　DTT (Differential Travel Time) 算定の概念図

③考察

岩盤ひずみ観測事例、弾性波計測観測事例ともに東北地方太平洋沖地震の前後でその経時変化の傾向に大きな違いがあることが確認された。地震後は、弾性波計測データのPath4 (NS) 、Path5(N30W)は概ね単調にDTTが減少傾向であることが確認でき、江刺岩盤ひずみ計測データのNS方向と同じ収縮傾向にあることが確認された。一方弾性波計測データのPath1(N50E)とPath3(N85W)は、地震後1年ほどで地震前と同様の季節変動が確認できた。しかし、その振れ幅が大きいこともあり、DTTが増加または減少する傾向にあるのか現状では確認が難しい。江刺岩盤ひずみ計測データのEW、NE方向の傾向は、いずれも伸張傾向にある。観測場所が異なるために一概に比較できないが、江刺岩盤ひずみ観測データの地震後の変化量が地震前と比較して極めて大きいことに対して、弾性波観測データのDTTは地震の前後で値に不連続なジャンプはみられるが、大きな差はみられない。これは岩盤ひずみ計測が坑道壁面表層付近の掘削影響領域と呼ばれるゆるみ域の岩盤変位量を対象としているため弾性的な挙動が鈍くなっている可能性が考えられる。一方、弾性波計測では弾性波の発振点及び受信点ともにボーリングによってゆるみ域を外した位置に設置されているため、岩盤ひずみと比較して岩盤内部の弾性が保たれている部分の挙動をみている可能性がある。この点について確認する手段も含めて検討が必要である。

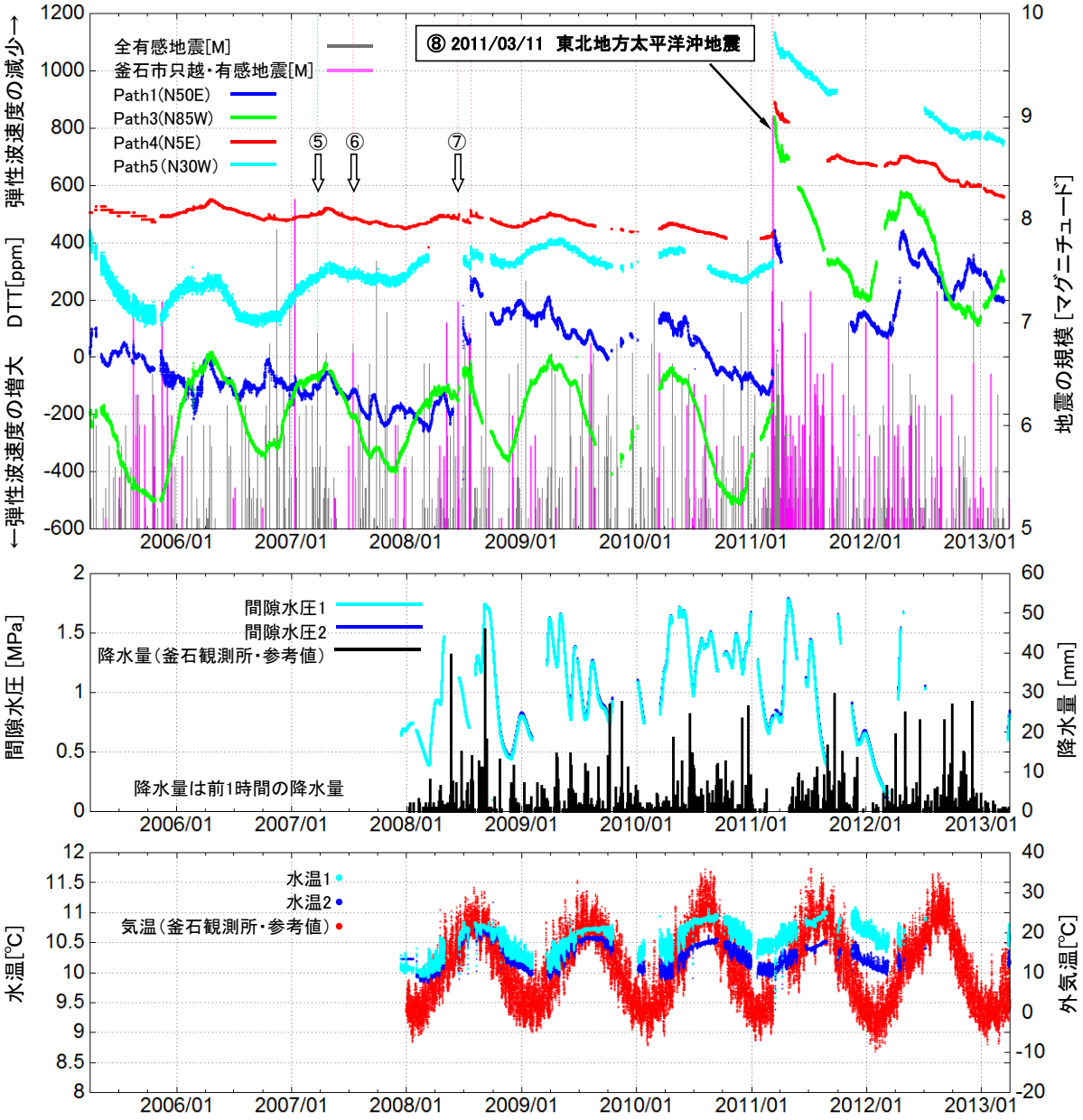


図4.3.2-11　DTT、間隙水圧及び水温の経時変化図

3)観測データと地震の関連性についての検討

①岩盤ひずみと地震の関連性

釜石岩盤ひずみ観測データと地震の関連性について分析を行った。地震に関しては、2000年以降に発生した主要被害地震を対象とした（表4.3.2-1）。図4.3.2-12は、2007年7月16日に発生した新潟県中越沖地震時の岩盤伸縮量をプロットした図である。灰色の実線は全有感地震を示しており（値はマグニチュード）、釜石市只越震度観測点の有感地震を青の実線で示している（値は震度）。同日は京都府沖を震源とする地震も発生しており、それぞれの地震発生時に岩盤の伸縮に乱れが確認される。同図に示すように、釜石市只越震度観測点おいて、新潟県中越沖地震はゆれが感知されておらず、より遠方の京都府沖地震は震度2のゆれが感知されている。このよ

うな違いが生じる理由はわかっていない。

②考察

吊り下げ型の石英管方式の岩盤ひずみ計は、構造上計測データに地震のゆれを含んでいる可能性がある。図4.3.2-12の新潟県中越沖地震では、釜石市只越震度観測点でゆれが感知されておらず、地震のゆれを含まない岩盤の伸縮量をとらえていると考えられる。図4.3.2-13は新潟県中越沖地震時の岩盤の伸縮量の経時変化に着目した図である。この図に示すように地震によって生じたとみられるトレンドのズレから、約5nmの変位、ひずみにして0.2n(m/m)ほど収縮側に推移したと判断した。この値に対してOkadaの断層モデルによる地殻変動計算（Okada, 1985；Okada, 1992）から得られる釜石鉱山でのひずみの理論値は0.8n(m/m)であり、ほぼ同オーダーの値となっていることが確認できた。このような結果が得られたことから、岩盤ひずみから応力を推定する方法としての可能性が確認できた。

Okada（1985, 1992）の地殻変動計算を用いて、東北地方太平洋沖地震発生時に釜石鉱山で生じた岩盤ひずみを推定すると4×10^{-5}(m/m)引張り、花崗岩のヤング率を70GPaとすると概算3MPaの引張り応力が生じていた可能性がある。花崗岩の引張り強度（10MPa程度）に対しては裕度があったと判断される。

表4.3.2-1　2000年以降の主要被害地震一覧

	地震名	発生年月日	Mj	最大震度
①	平成12年(2000年)鳥取県西部地震	2000年10月6日	7.3	震度6強
②	平成13年(2001年)芸予地震	2001年3月24日	6.7	震度6弱
③	平成15年(2003年)十勝沖地震	2003年9月26日	8.0	震度6弱
④	平成16年(2004年)新潟県中越地震	2004年10月23日	6.8	震度7
⑤	平成19年(2007年)能登半島地震	2007年3月25日	6.9	震度6強
⑥	平成19年(2007年)新潟県中越沖地震	2007年7月16日	6.8	震度6強
⑦	平成20年(2008年)岩手・宮城内陸地震	2008年6月14日	7.2	震度6強
⑧	平成23年(2011年)東北地方太平洋沖地震	2011年3月11日	9.0*1	震度7

*1：モーメントマグニチュード

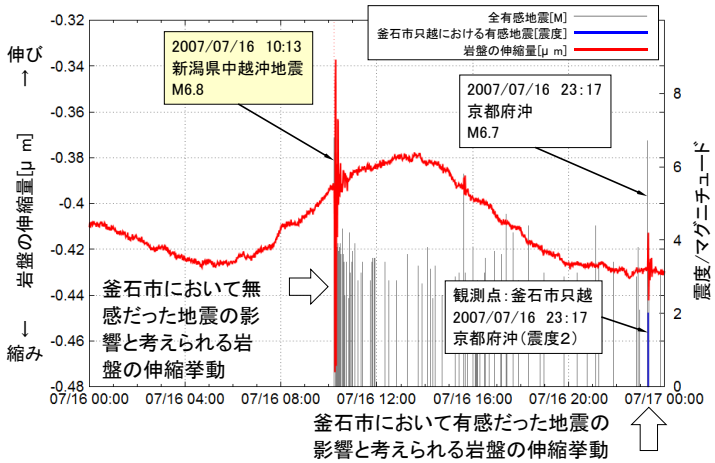


図4.3.2-12　岩盤の伸縮量の経時変化と地震の関連性に関する整理例（釜石鉱山岩盤ひずみデータより）

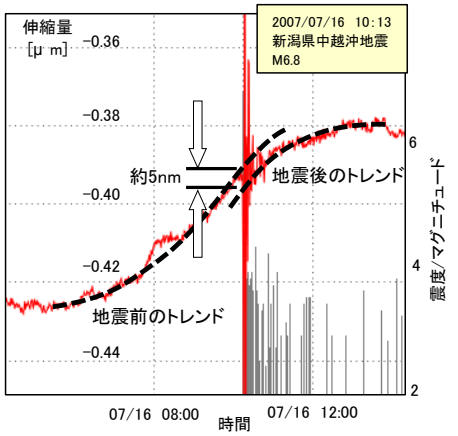


図4.3.2-13　地震による岩盤の伸縮量の変化を地震前後のトレンドのズレから推定した例

4)弾性波計測システムを活用した岩盤物性評価技術開発の可能性に関する検討

①釜石鉱山の弾性波計測システム概要

弾性波計測システムは、Yukutake et al.(1998) の計測システムに改良を加え、1ppmオーダーの分解能で速度変化量が計測可能な完全自動化された長期モニタリングシステムとして開発・改良（Sano et al., 1997；田中ほか, 1997；田中ほか, 1995）されてきたものである。パソコンからの信号をトリガーとして，パルスジェネレータでパルスを発振・増幅し、圧電素子により岩盤へパルスを発振する。岩盤中を伝搬した波は加速度計で受信、アンプで増幅された後、トランジェントイベントレコーダで記録される。パルスジェネレータとトランジェントイベントレコーダは共通クロックとして精度が約0.001ppm/年のルビジウム原子時計で同期している。計測された波形は4～50nsecのサンプリング間隔でトランジェントイベントレコーダに記録され、アベレージング後、パソコンに記録される。

採取された弾性波データよりDTTを算出し、弾性波速度の変化を評価する。たとえば、ある時点を基準に、DTTが減少している場合は弾性波速度の増大、DTTが増大している場合は弾性波速度の減少を示しており、これより岩盤内部の応力状態の変化などを推定する。

②応力

Sano et al. (2013) はDTTの変化量と大気圧変動量の相関から応力依存性感度を導いており、DTTの変化量から応力を推定する方法を示している。この計測システムは非破壊で岩盤内部の弾性的な性質の変化を評価できるという特徴を持つ。

③弾性波計測システムの要件及び技術的課題

地層処分における岩盤モニタリング技術のうち、特に弾性波測定システム適用上の要件、及びこの要件を満足するための技術的課題を抽出した。その結果を表4.3.2-2に示す。

表4.3.2-2　弾性波計測システムの要件及び技術的課題

弾性波計測 システムの要件	技術的課題
測線長の延伸	圧電素子を発振器として利用した場合、最大100m程度の実績しかないため、測線長を延伸するための工夫が課題となる。ただし、圧電素子に限らず、発振器に与える電力を過大にして繰返し発振を行うと発振器近傍の岩盤を傷めるため、注意が必要である。
測定システムの精度	モニタリングを実施する目的に合わせた測定システム全体の分解能、精度の設定、測定機器の仕様の決定が課題となる。
岩盤の健全性評価に必要なデータの抽出手法の確立	岩盤の健全性評価には、有効かつ効率的な観測機器のレイアウトを検討する必要があり、モニタリングの地盤環境を考慮したものにしなければならない。また、季節変動や潮汐の影響など騒音の分野でいう暗騒音を観測し、岩盤の健全性評価に必要なデータを抽出できるようにする必要がある。
測定機器の長期耐久性（交換・更新の容易性）	地層処分施設の建設～操業～閉鎖までの期間は少なくとも60年以上となり、その間モニタリングを継続するとなれば、測定機器の耐久性または交換・更新が必要となる。佐野の研究では、約20年の測定実績を有するが、それ以上の実績はこれまでの調査では見当たらない。そのため、測定機器の長期間にわたる耐久性または交換・更新の容易性が課題となる。
測定機器の長期健全性	ppmオーダーのDTTを長期にわたり測定し続けるために、極めて安定で精度の高い原子時計を計測系の主要機器の共通クロックとして使用すること、また測定機器の電気回路において絶縁抵抗の変化などにより計測値にドリフトが発生しないよう、結露対策を行うこと、瞬電や大規模地震後の停電等が無く、常時ノイズの無い安定した電源を供給すること等、外部要因による機器及び計測データの健全性の確保が課題となる。
膨大な測定データに基づく岩盤評価	弾性波の測定データを含め、計測数量が膨大になることが想定されるため、弾性波測定システムを含めた測定データの整理に関する作業量は増大し、それに基づく評価の方法は極めて複雑となり重要な課題となる。

④モニタリング技術開発に関する技術的課題

③に示したように弾性波計測システムの要件及び技術的課題の抽出がされた。その結果、計測システムを適用する条件によって、装置や観測方法の仕様を調整する必要があり、一般化した技術として仕様を整備することが難しいことが分かった。今後より詳細な検討を実施するためには、モニタリング対象規模、対象岩盤、実施期間、モニタリングする事象（何を計測し評価するのか）など前提となる条件を整理する必要がある。

5)まとめ

岩盤ひずみ観測及び弾性波観測データの分析から、明らかに東北地方太平洋沖地震の影響と考えられる岩盤ひずみの傾向の変化、弾性波の初動到達時間の変化（DTT）の経時変化がとらえられ

た。岩盤ひずみの理論値から推測した東北地方太平洋沖地震発生時の観測点位置における応力は花崗岩の引張り強度を下回っており、震央から約170kmの距離に位置する観測点の地下坑道壁面及び周辺岩盤においては、地震が与える力学的影響は小さいことが確認された。

また、非破壊で岩盤内部の状況を評価できる弾性波計測システムを活用したモニタリング技術開発の可能性について検討を実施し、モニタリングに必要となるシステムの要件及び技術的課題を抽出した。

4.3.3 巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査

(1)地震・断層挙動を模擬した工学規模の人工バリア影響把握

1)人工バリアに対するせん断挙動の把握

①調査研究の背景と目的

第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）では、地震や断層活動の影響等のうち、地層処分システムに著しい影響を及ぼす可能性のある天然現象については、サイト選定によってその影響を避けることを基本的な考え方としている。また、地質環境の長期安定性に関する主要な自然現象のうち、地震については、原子力安全委員会の「環境要件」において「処分施設を合理的に配置することが困難となるような活断層が文献調査で明らかな地域は、主に処分施設及び廃棄体が直接破損することを避ける観点から、これを概要調査地区には含めない」とされている（原子力発電環境整備機構，2004）。

これらのことから、地層処分システムに影響を及ぼす可能性のある断層としては、主断層から派生する副次的な断層が考えられ、このような断層は、変位速度が非常に小さく、侵食作用により断層の変位地形が残りにくいことから、未確認のものが多数存在している可能性が指摘されている（池田ほか，2000）。表4.3.3-1は、断層の活動度を断層の平均変位速度に従って分類したものであるが、これらの断層はC級断層（松田，1975）に分類され、国内における既往の研究においては、C級断層が人工バリア中を横切る場合を想定した模型試験や解析コードを用いた再現解析等が行われ、人工バリアに及ぼす断層の影響についての研究が進められている（平井ほか，2003；斎藤ほか，2008）。

諸外国においては、スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（SKB）において、せん断速度のせん断応答挙動に与える影響が試験的に検討されており、せん断速度の増加に伴ってキャニスタの変形が大きくなることが示されている（Börgesson, 1986）。また、緩衝材の仕様やせん断位置の影響等について解析的な検討も行われており、ベントナイト密度やせん断位置がキャニスタの変形に影響を及ぼすことが示されている。なお、SKBではキャニスタに影響を及ぼすせん断変位量として0.1mという変位量が示されている（SKB，1999）。

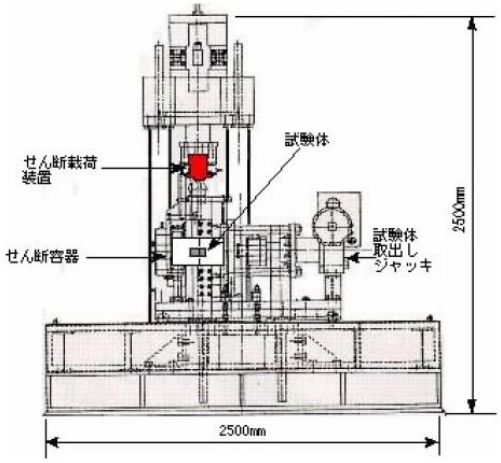
本調査においては、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、特に巨大地震・断層活動の発端を事例とした地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発に資するため、これまでの想定を超える断層挙動を模擬した工学規模の模型試験（以下、せん断試験と称す。）を実施する。試験により取得されたデータは微小変形を前提とした有限要素法による既存の解析モデルの適用性の確認や、より大きな変位・速度を想定した条件も視野に入れた大変形解析が可能となる新たな解析手法の開発に資する。

表4.3.3-1　平均変位速度における活断層の活動度の分類（松田、1975）

活断層の分類	第四紀の平均変位速度S（単位：m/1000年）		
	A級	B級	C級
	10＞S≧1	1＞S≧0.1	0.1＞S≧0.01

②断層模擬試験設備

試験設備は、処分坑道横置き方式で人工バリアの中央に鉛直方向の断層ずれが発生した場合を想定したせん断試験が実施可能な設備を用いた。試験設備の概略図及び試験設備概観を図4.3.3-1に示す。この試験設備は、試験容器中央で分割された鋼製容器（以下、せん断容器と称す。）、せん断載荷装置、空気・水系制御装置、油圧発生装置、自動計測・制御システムで構成される。



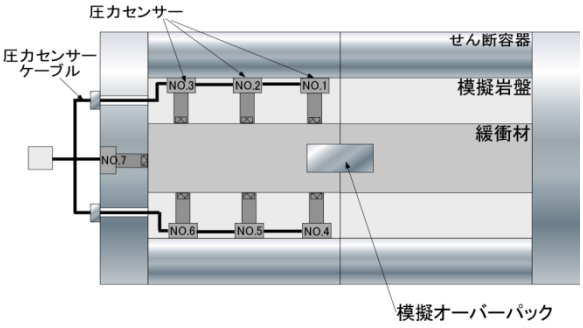
a）試験設備の概略図



b）試験設備外観

図 4.3.3-1　断層模擬試験設備

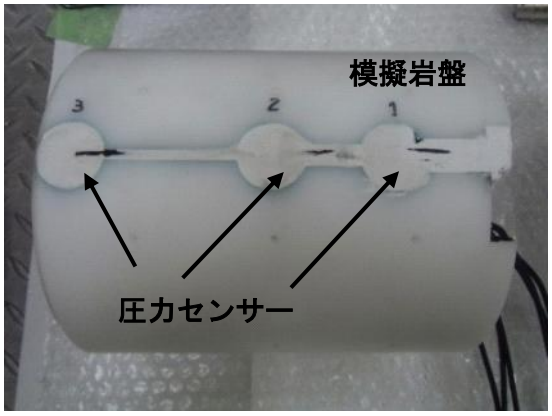
試験は、せん断容器内に、樹脂製の模擬岩盤、圧縮ベントナイトを用いた緩衝材及びアルミ製の模擬オーバーパックを設置する。模擬岩盤に設けた注水孔からメンブレンフィルターを介して、膨潤圧の水圧で試験溶液を加圧注水し緩衝材を飽和させる（飽和膨潤過程）。飽和膨潤過程では、試験溶液注水後に緩衝材中から発生する膨潤圧を測定するために、図4.3.3-2に示す模擬岩盤に設置する7箇所の圧力センサーで緩衝材の膨潤圧を測定する。この膨潤圧が安定した段階で緩衝材が飽和したとみなす。飽和膨潤過程終了後、せん断載荷装置を用いてせん断容器の左側半分（図4.3.3-2 a）参照）を鉛直方向に載荷し、所定の変位まで下降させることで断層ずれを模擬する（せん断過程）。せん断載荷装置の仕様は、最大せん断変位100 mm、最大せん断変位速度100 mm/secである。



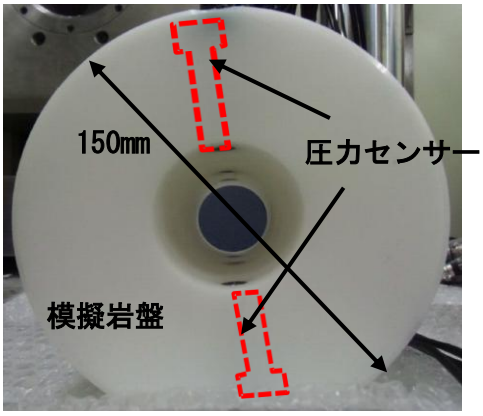
a）模擬岩盤中における圧力センサー設置箇所



b）圧力センサー



c）模擬岩盤の側面



d）模擬岩盤の横断面

図 4.3.3-2　せん断試験のための圧力センサーを設置した模擬岩盤

② 人工バリアせん断試験条件

①で述べたように、これまでの想定を超える断層挙動（たとえば、C級断層以上の断層ずれ）を模擬した人工バリアのせん断試験を実施するため、使用する装置の最大せん断変位を考慮して、この実験における人工バリアのスケールを、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）で設定した人工バリアの1/40に設定した。この設定を行うことにより図4.3.3-3に示すような模擬オーバーパックが模擬岩盤に衝突させるせん断試験が実施できる。

せん断試験に用いる人工バリア等の材料仕様を表4.3.3-2に示す。緩衝材は、第2次取りまとめにおけるレファレンスケースの緩衝材仕様（ベントナイト70wt%、ケイ砂30wt%の混合体、乾燥密度 ρ_d=1.6Mg/m^3（有効粘土密度 ρ_e=1.37Mg/m^3））を用いた。含水比は、緩衝材基本特性データベースに登録される締固め特性試験の結果（原子力機構、2013）から最適含水比をw=17%程度（飽和度S_r=68%程度）とした。供試体は、図4.3.3-4に示す構成のように7分割され、図4.3.3-5に示すような直径50mm、長さ50～55mm程度の円柱型と直径50mm、長さ39mmで模擬オーバーパックを設置する中心部のみ、直径18mm、長さ39mm程度の穴の開いたドーナツ型のものを用いた。試験溶液は、せん断試験容器内を真空引きした後、蒸留水を注水圧200kPaで給水した。また、模擬オーバーパックは、直径18mm、長さ39mmのアルミ製を用い、模擬岩盤は、直径150mm、長さ175mmで緩衝材を入れるため、中心部に直径50mm程度の穴を設けたドーナツ型で樹脂製（ポリアセタール：POM）の

ものを2つ用いた。

せん断試験の試験条件を表4.3.3-3に示す。本せん断試験条件は、昨年度策定した試験計画に基づき、模擬岩盤に模擬オーバーパックが衝突しない程度のせん断変位量20mmとし、せん断変位速度を100mm/secとした試験ケース（Caes5）を実施した。

なお、本試験では縮小模型を用いた試験を実施したが、せん断に対する人工バリアの影響を評価するための解析モデルの開発のために、実際の縮尺における影響を検討しようとする場合には相似則を考慮する必要がある。せん断速度に関する相似則については、模型の縮尺1/nに対して対象とする材料の粘性を無視できる場合は速度比(試験の速度v_m/実際の速度v_p)$K_u=(1/n)^{0.5}$、粘性を無視できない場合は$K_u=n$であることが示されている（大西，1981；高田，日下部，1987）。両者を同時に考慮することは不可能なため、試験で着目する現象に応じて条件を決定することが重要となる。

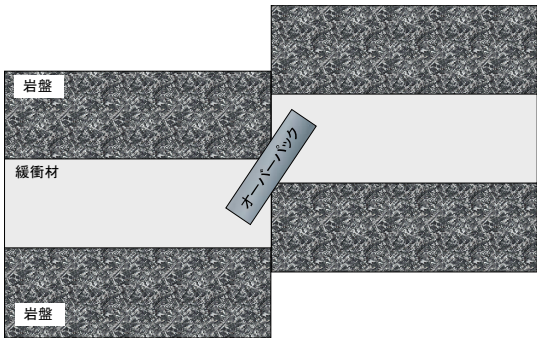
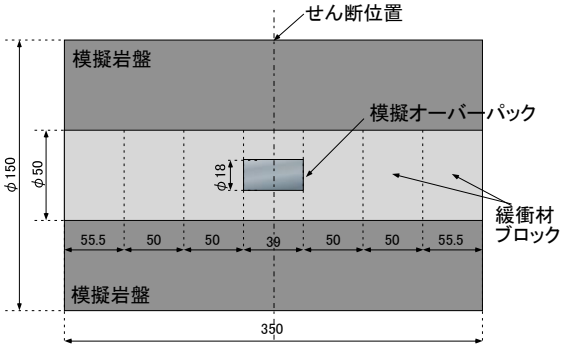


図4.3.3-3　断層挙動の模式図



［単位：mm］

図 4.3.3-4　人工バリアせん断試験の構成



図4.3.3-5　試験に用いた供試体

表 4.3.3-2　せん断試験に用いる人工バリア等の材料仕様

緩衝材	ベントナイト系材料	Na型クニゲルV1
	ケイ砂混合率	30wt%
	ケイ砂比率	3号：5号＝1：1
	乾燥密度	1.6Mg/m^3
	含水比	約17%
	有効粘土密度	1.37Mg/m^3
	試験溶液	蒸留水
	注水圧	200kPa
模擬オーバーパック		アルミ製
模擬岩盤		樹脂製（POM）

表 4.3.3-3　せん断試験条件

試験ケース	せん断変位量	せん断変位速度
Case5	20mm	100mm/sec

④人工バリアせん断試験結果

a. 飽和膨潤過程

本年度実施した試験ケース（Case5）の飽和膨潤過程における土圧の時間変化を図4.3.3-6に示す。図から、試験溶液を注水後すぐにすべての圧力センサーの土圧が急激に上昇し、せん断容器内に設置した緩衝材に膨潤圧が発生した。図中の土圧の変化を見ると、200時間程度まで徐々に土圧は上昇し、300時間経過後には、0.4MPa～0.9MPa程度の範囲で一定の値を示した。なお、210時間から220時間の間で若干の圧力変動が見られるが、これは加圧給水システムの更新に伴い、一旦試験溶液の注水を停止したためと考えられ、再度、試験溶液注水開始後は、元の土圧に戻った。また、原子力機構がインターネットサイトで公開している緩衝材基本特性データベース（BMDB；https://bufferdb.jaea.go.jp/bmdb/）（日本原子力研究開発機構, 2011）に登録されている既往の膨潤圧試験成果と350時間経過後の土圧の値を図4.3.3-7に示す。この図から本飽和膨潤過程において計測された土圧は、既往の膨潤圧試験結果とほぼ同等の値であることがわかる。上記の結果から、本飽和膨潤過程においてせん断容器内に設置した緩衝材は、飽和に達していると判断し、次のせん断過程に移行することとした。

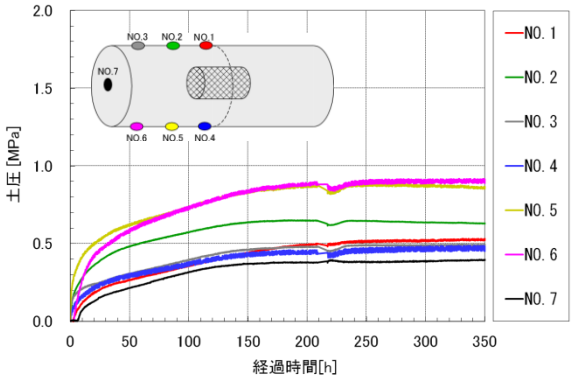


図4.3.3-6　飽和膨潤過程における膨潤圧の変化

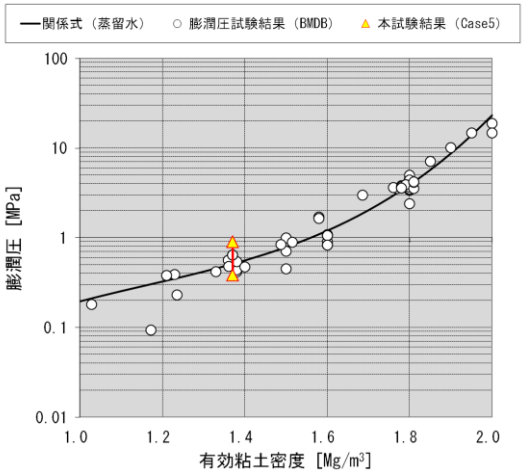


図 4.3.3-7　飽和膨潤過程終了後の土圧と膨潤圧試験結果との比較

b. せん断過程

図4.3.3-8にせん断過程における供試体挙動の概念図を示す。以下、供試体中心のせん断ずれが生じる面をせん断面、せん断に伴い模擬オーバーパックが模擬岩盤に接近し、緩衝材が圧縮される側を圧縮領域、模擬オーバーパックが離れ、緩衝材が引張りを受ける側を引張領域とする。

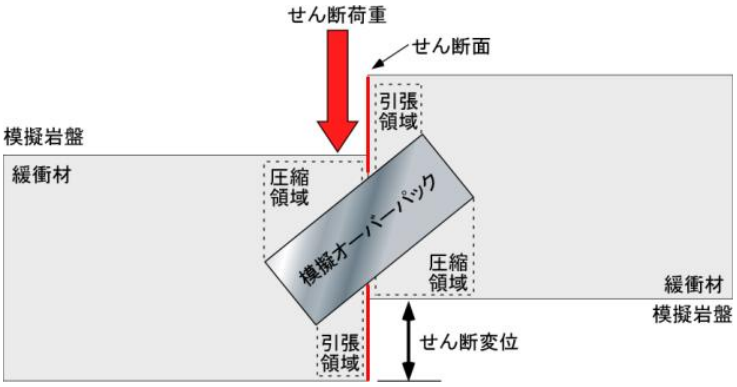


図 4.3.3-8　せん断過程における供試体挙動の概念図

図4.3.3-9にせん断過程におけるせん断変位とせん断荷重の関係を示す。この図からせん断後すぐに最大3.2kN程度のせん断荷重は発生し、その後せん断変位20mmまで徐々に低下した。これは、せん断開始直後に瞬間的にせん断面で緩衝材が塑性化し、それ以降のせん断抵抗が低下した状態でずれが進行したためであると推察される。

次に、せん断過程における土圧とせん断変位の関係を図4.3.3-10示す。この図からせん断面に最も近い圧縮領域に配置された圧力センサーNO.1においては、せん断後徐々に土圧が上昇し、せん断変位19mm程度で最大1.3MPa程度の値を示し、その後土圧は低下している。また、せん断面に最も近い引張領域に設置された圧力センサーNO.4は、せん断後すぐに約0.35MPa程度まで土圧が減少し、その後せん断変位20mmまで一定値となっている。その他の圧力センサーに関しては、せん断後、緩やかに低下しせん断変位10mm以降で一定の値を示す。

また、せん断後の圧縮領域及び引張領域における土圧の変化量に着目し、圧力センサーNO.1及びNO.4の土圧とせん断変位の関係を図4.3.3-11に示す。なお、図中の土圧は、比較を容易にするために初期値からの増分で示している。図より、圧縮領域の圧力センサーNO.1においては、せん断変位速度100mm/secで、最大0.7MPa程度の圧力の増分が示された。また、引張領域の圧力センサーNO.4においては、初期の土圧から減少した後、徐々にではあるが増加といった傾向が見られた。

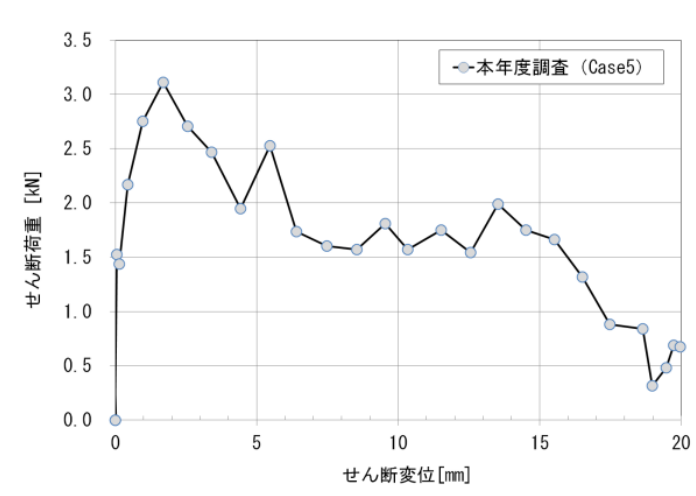


図4.3.3-9　せん断荷重とせん断変位の関係

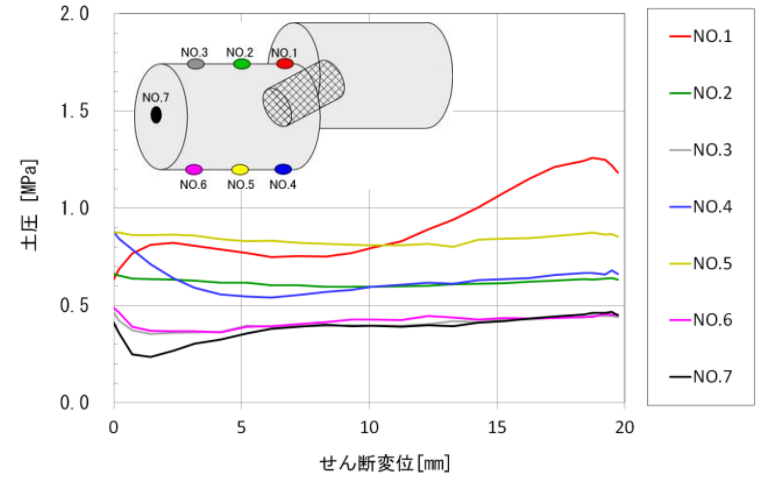


図 4.3.3-10　土圧とせん断変位の関係

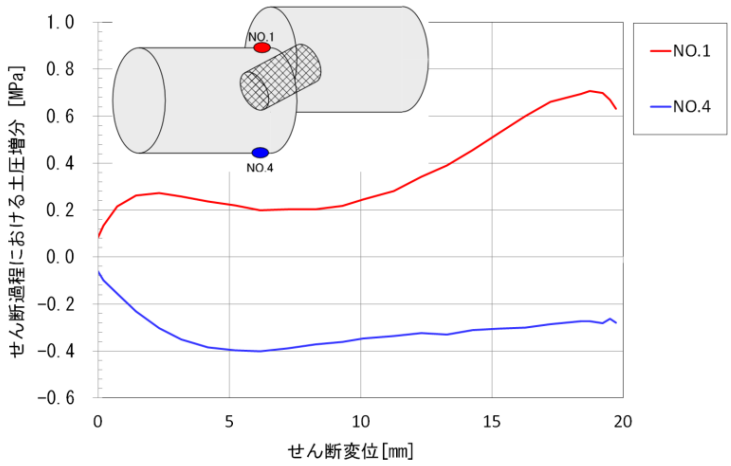


図 4.3.3-11　せん断過程における圧縮領域及び引張領域の土圧増分とせん断変位の関係

c. オーバーパックの変形

せん断過程後の模擬オーバーパックの観察を行った。試験後の模擬オーバーパックに損傷は見られなかった。図4.3.3-12に試験後の模擬オーバーパックの様子を示す。模擬オーバーパックに損傷等がないことから、せん断中に模擬オーバーパックは緩衝材の中で回転したと推察される。

模擬オーバーパックがその中心を軸として回転した場合の回転角は次式で求めることができる。

$$\theta = \sin^{-1}\left(\delta / L\right)$$

ここで、θは模擬オーバーパックの回転角、δはせん断変位（20㎜）、Lは模擬オーバーパック長さ（39㎜）を表す。本試験ケース（Case5）における模擬オーバーパックの回転角θの幾何的計算値は、30.8°となる。

試験後、図4.3.3-12に示す画像から推定される模擬オーバーパックの回転角は、31.9°であり、幾何的計算値とほぼ同じ回転角であった。このせん断試験による模擬オーバーパックの回転は、緩衝材の剛性に影響を受け、剛性が大きければ模擬オーバーパックの回転は小さくなり、緩衝材からの抵抗により損傷を受ける可能性がある。しかし、今回の結果より模擬オーバーパックの回転角が幾何的計算値と近いことから、せん断中に模擬オーバーパックが緩衝材から大きな抵抗を受けることなく回転したと考えられる。

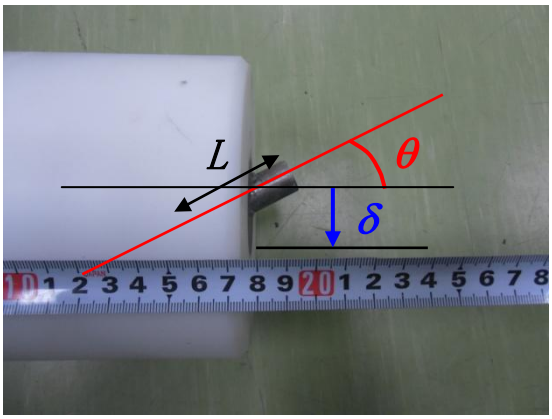


図 4.3.3-12　試験後の模擬オーバーパックの様子

d. せん断試験後の供試体

せん断過程終了後の供試体の状態を確認した。図4.3.3-13に試験後の供試体の解体の様子を示す。また、表4.3.3-4にせん断試験後の供試体の乾燥密度及び飽和度を示す。測定の結果、試験に用いた供試体の実乾燥密度は、1.595 Mg/m^{3}とほぼ予定した乾燥密度で試験を実施したことを確認できた。飽和度においても100%を超えており、本飽和膨潤過程の期間内に供試体が飽和していたことが確認できた。

表4.3.3-4　せん断試験後の供試体の状態

実乾燥密度	1.595 Mg/m^3
試験後含水比	26.24%
飽和度	102.05%



図 4.3.3-13　試験後の供試体の解体の様子

⑤まとめ

本年度は、昨年度策定した試験計画に基づき、処分坑道横置き方式で人工バリアの中央に鉛直方向の断層ずれが発生した場合を想定したせん断試験が実施可能な設備を用いて、模擬岩盤に模擬オーバーパックが衝突しない程度のせん断変位量20mmとし、せん断変位速度を100mm/secとした

せん断試験を実施した。試験の結果、飽和膨潤過程においては、試験溶液を注水後すぐに土圧が急激に上昇し、時間の経過とともにほぼ一定の値を示し、既往の研究成果と同等の膨潤圧（土圧）が発生した。せん断過程においては、せん断後すぐにせん断荷重は最大3.2kN程度の値まで上昇し、その後せん断変位20㎜まで徐々に低下した。また、せん断後の圧縮領域と引張領域における土圧の変化は、圧縮領域において最大0.7MPa程度の圧力の増分が示され、引張領域において、初期の土圧から減少した後、徐々にではあるが増加する傾向が見られた。

今後、これまでの想定を超える断層挙動（たとえば、C級断層以上の断層ずれ）を模擬した人工バリアのせん断試験を実施する。このため従来の試験条件よりも大きな変位の断層ずれが発生した場合を想定し、模擬岩盤を設置して模擬オーバーパックを模擬岩盤に衝突させるせん断試験を実施する。その試験結果は、4.3.4の（2）項に記す有限要素法による既存の解析モデルや、より大きな変位・速度を想定した大変形解析が可能な個別要素法などの新たな解析手法開発に用いる。

なお、本試験で用いた模型は実際の縮尺に対して1/40スケールであることから、実際の縮尺におけるせん断の影響を検討しようとする場合には、粘性の効果等、着目する条件に応じてせん断速度等の試験条件を検討することが必要である。

2)人工バリアに対する振動影響の把握

①背景・目的と実施内容

第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）における人工バリアに対する地震の振動の影響検討では、模型試験と地震応答解析を実施している。模型試験としては中型緩衝材振動試験を実施しており、緩衝材の破壊、液状化の発生等は確認されなかった（志水ほか，1995；谷口，御子柴ほか，1999）。また、地震応答解析コードの開発、振動試験の結果を用いたモデルの適用性の確認、及び人工バリアの耐震安定性解析評価を実施しており、緩衝材のせん断ひずみは微小であり、せん断破壊することはないという結果が示されている（谷口，杉野ほか，1999；谷口，御子柴ほか，1999）。

本調査では、東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象の評価手法開発に関する技術的な検討に資するために、緩衝材の地震応答解析を実施した。緩衝材の仕様は、実際の条件とは相違するが、振動による影響が明確に出るように、ベントナイト単体、乾燥密度0.8 Mg/m^3、含水状態を飽和とした。乾燥密度0.8 Mg/m^{3}とは、ベントナイトが緩衝材として機能するための最低の密度に近い値である。また、地震応答解析に用いるパラメータを評価するため、上記の緩衝材の仕様で、土の変形特性を求めるための中空円筒供試体による繰返しねじりせん断試験（以下、「繰返しねじりせん断試験」と称す。）を実施した。

②土の変形特性を求めるための繰返しねじりせん断試験

a.試験条件

緩衝材の変形特性を求めるため、繰返しねじりせん断試験を地盤工学会基準JGS0543-2009（地盤工学会，2009）に準拠して実施した。試験ケースを表4.3.3-5に示す。供試体数は、供試体の状態のばらつきを考慮して3供試体の実施とした。

表4.3.3-5　繰返しねじりせん断試験の試験ケース

供試体仕様	ベントナイト系材料	ベントナイト（クニゲルV1）
	混合材料	なし
	乾燥密度	0.8 Mg/m^3
	含水状態	飽和
	寸法	外径7.0cm、内径3.0cm、高さ10.0cm
圧密条件	有効拘束圧	0.1 MPa
載荷条件	排水条件	非排水
	制御方法	軸差応力振幅の制御
	載荷波形	正弦波
	載荷周波数	0.1 Hz
	振幅	ひずみの小さい方から大きい方へ 10段階以上変化させるステージ方式
供試体数		3供試体
試験水		蒸留水

b.結果と考察

試験結果を表4.3.3-6に示す。供試体の圧密後の乾燥密度は0.795～0.809 Mg/m^{3}であり、目標の乾燥密度0.8 Mg/m^{3}を満足している。間隙圧係数B（B値）は0.96を示しており、B値が0.95以上という基準（地盤工学会，2009）を満たしているため、供試体の含水状態は飽和といえる。地震応答解析には、3供試体の中で最大せん断剛性率が最も低い供試体No.1で得られたパラメータを用いることとした。

表4.3.3-6　繰返しねじりせん断試験結果

供試体No.		1	2	3
初期状態	外径	7.00 cm	7.00 cm	7.00 cm
	内径	3.00 cm	3.00 cm	3.00 cm
	高さ	10.00 cm	9.93 cm	9.94 cm
	質量	460.2 g	468.7 g	465.6 g
	含水比	86.1 %	89.9 %	86.1 %
	飽和度	95.2 %	100.1 %	97.6 %
	乾燥密度	0.787 Mg/m^3	0.791 Mg/m^3	0.801 Mg/m^3
圧密時	軸変位量	0.042 cm	0.046 cm	0.071 cm
	体積変化量	3.25 cm^3	2.85 cm^3	3.15 cm^3
	乾燥密度	0.795 Mg/m^3	0.798 Mg/m^3	0.809 Mg/m^3
	圧密応力	0.1 MPa	0.1 MPa	0.1 MPa
B値		0.96	0.96	0.96
載荷段階1での等価せん断剛性率		2.43 MN/m^2	3.34 MN/m^2	3.11 MN/m^2

c. 緩衝材の非線形R-Oモデルのパラメータの設定

繰返しねじりせん断試験で得られた変形特性を地震応答解析に適用するため、等価せん断剛性率と片振幅せん断ひずみの関係と、履歴減衰率と片振幅せん断ひずみの関係を、数式モデルであるRamberg-Osgoodモデル（R-Oモデル）にフィッティングする。R-Oモデルの式を以下に示す。

$$\gamma = \frac{\tau}{G_{max}}\left\{1 + \alpha\left(\frac{\tau}{\tau_f}\right)^{\beta-1}\right\}$$

$$h = \frac{2}{\pi}\frac{\beta-1}{\beta+1}\left(1 - \frac{G}{G_{max}}\right)$$

γはせん断ひずみ、Gは等価せん断剛性率、hは履歴減衰定数、τはせん断強度（$=G\gamma$）、Gmaxはせん断ひずみが0のときのGに相当する最大せん断剛性率、τfは破壊せん断強度である。αとβはモデル固有のパラメータであり、最小二乗法を用いて算出した。表4.3.3-7に設定したR-Oモデルのパラメータを、図4.3.3-14に供試体No.1の試験結果とR-Oモデルのフィッティング結果を示す。

表4.3.3-7　R-Oモデルのパラメータ

供試体No.	1	2	3
最大せん断剛性率	2.39 MN/m^2	3.29 MN/m^2	3.11 MN/m^2
α	2.655	2.824	3.075
β	2.014	2.433	2.502

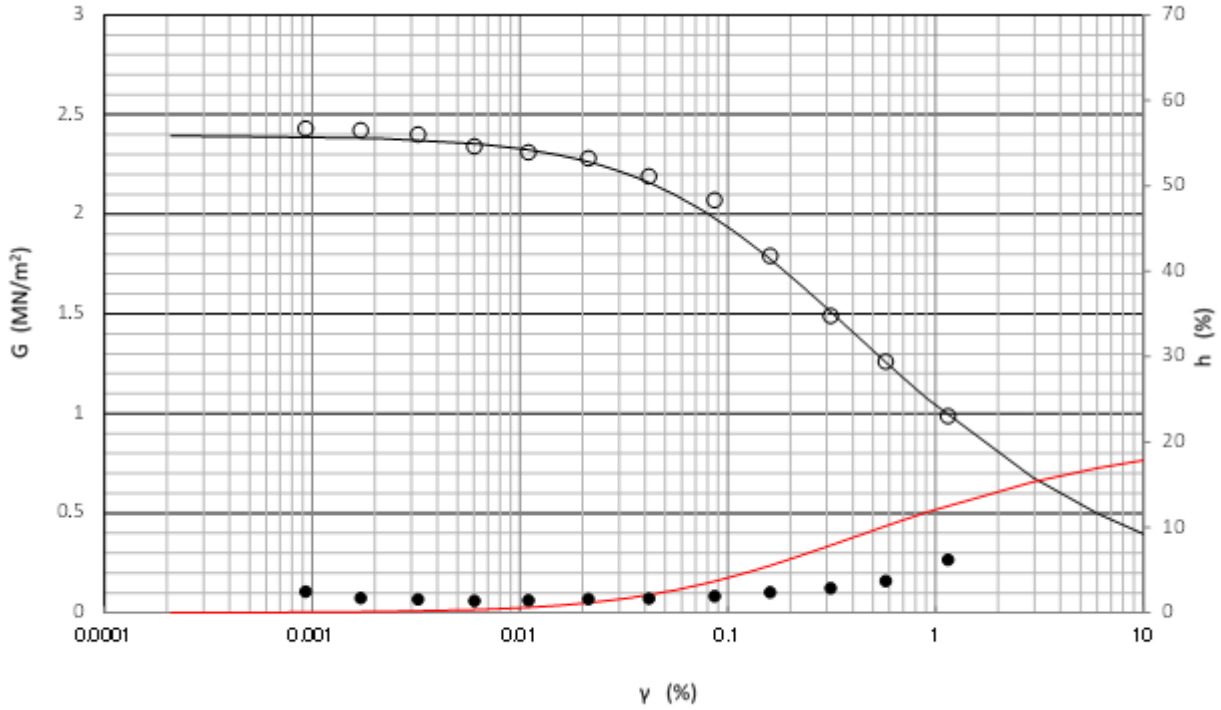


図4.3.3-14　試験結果とR-Oモデルのフィッティング結果

③ニアフィールドの全応力地震応答解析

本解析では、緩衝材の仕様をベントナイト単体、乾燥密度0.8 Mg/m^3、含水状態を飽和とした。

a.解析条件

本解析では、第2次取りまとめで示された処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）の人工バリアと周辺岩盤を対象とした。境界条件は、第2次取りまとめで設定したものを考慮し、表4.3.3-8の通り設定した。モデル上面を粘性境界としているため、地表面が500m上方に存在する影響は考慮できない。ガラス固化体、オーバーパック、岩盤は第2次取りまとめと同じ仕様、同様の物性値とした。緩衝材は第2次取りまとめと仕様が異なるため、別途実施した土質試験結果に基づいて設定した。解析の対象領域は、廃棄体1個を中心として隣の廃棄体との中間点までとした。本解析に用いる物性値を表4.3.3-9に示す。解析手法は直積積分法（逐次時刻歴解析）で、地震動を加振する方向は、より振動による影響が大きいと考えられるY軸方向（水平円筒方向）、積分時間間隔は0.001秒、解析時間は10.0秒とした。

表4.3.3-8　本解析の境界条件

境界面	境界条件	設定理由
モデル側面	多点拘束	地震時波動伝播過程において不均質な材料境界で生じる反射・透過現象を考慮している
モデル上面・底面	粘性境界 （ダッシュポット）	深度方向における波動伝播の連続性を考慮している

表4.3.3-9　地震応答解析に用いる物性値

材料	モデル化	特性	物性値	備考
ガラス固化体	線形弾性	ヤング率	8.04×10^4 MPa	
		ポアソン比	0.25	
		密度	2.1 Mg/m3	
		減衰定数	-	
オーバーパック	線形弾性	ヤング率	2.06×10^4 MPa	
		ポアソン比	0.7	
		密度	7.77 Mg/m^3	
		減衰定数	0.005	
緩衝材（飽和）	非線形 R-Oモデル	最大せん断剛性率	2.39 MPa	H26年度 試験結果
		ポアソン比	0.49	
		密度	1.504 Mg/m^3	
		参照強度	0.021 MPa	
		実験定数：α	2.655	
		実験定数：β	2.014	
軟岩系岩盤	線形弾性	ヤング率	7.60×10^3 MPa	
		ポアソン比	0.369	
		密度	2.20 Mg/m^3	
		減衰定数	0.02	

b.入力地震波の設定

入力地震波の選定のため、候補として、著名地震波と東北地方太平洋沖地震の記録を調査した。著名地震波の例を表4.3.3-10に示す。表4.3.3-10に示す地震波のうち、エルセントロNS、八戸EW、宮城県沖EWは、第2次取りまとめの際の耐震安定性評価において使用されている。これらの地震波のうち、第2次取りまとめで今回と同様のモデルを用いた解析に採用されたエルセントロNSを入力地震波の候補に挙げた。また、東北地方太平洋沖地震の岩盤上の記録については、防災科学技術研究所が公開している強震観測網（K-NET、KiK-net）（防災科学技術研究所, 2014）を利用することとした。観測地点のPS検層図に加えて地層名が詳細に記載されているKIK-NETの記録を選定対象とした。東北地方太平洋沖地震に関する軟岩上における地震波の記録として、田尻、陸前高田の2地点の地震波を候補に挙げた。これらの地震波の加速度時刻歴と加速度応答スペクトルを比較して選定した。比較結果を表4.3.3-11に示す。

表4.3.3-10　著名地震波の例

地震波	地震の概要	最大 加速度	主な使用対象 構造物	観測地点 の地質
エルセントロNS	1940 Imperial Valley地震、 M=7.1 内陸活断層型地震	342gal	建築施設、原子力施設等	沖積層
タフトEW	1952 Kern County地震、M=7.6 内陸活断層型地震	176gal	建築施設、原子力施設等	岩盤
八戸NS	1968 十勝沖地震、M=7.9 プレート境界型地震	230gal	建築施設、原子力施設、港湾施設等	沖積層
八戸EW		180gal		
宮城県沖EW（住友生命ビルB2F）	1978 宮城県沖地震、M=7.4 プレート境界型地震	227gal		沖積層
神戸海洋気象台NS	1995 兵庫県南部地震、M=7.3 内陸活断層型地震	818gal	建築施設、 土木構造物等	岩盤

表4.3.3-11　地震波の比較

地震波	最大 加速度	地震動の 継続時間	地震波の 特徴	応答スペクトルの特徴	観測地点 の地質
エルセントロNS	342gal	30秒程度		0.1～1秒付近でフラット	沖積層
田尻NS 田尻EW	246.6gal 263.4gal	主要動が 100秒程度	大きく2つの主要動の部分に分かれている	0.1～1秒付近でフラット	軟岩
陸前高田NS 陸前高田EW	738.2gal 630.4gal			0.1～0.2秒付近にピークを持ち、周期帯域に強い卓越性がみられる	軟岩

入力地震波としては、特定の周期に強い卓越性を持たず様々な周期成分を持ったフラットな波形のほうが好ましいと考えられる。また、観測地点の地質が今回のモデルに近い軟岩上であるこ

と、継続時間の長い過酷な波形であることから、表4.3.3-11に示した地震波の中から田尻の記録を選定した。田尻の記録の水平2成分のうちでは、加速度の大きいEW成分を用いることとした。

この地震波の最大加速度は263.4galであるが、既往検討の最大加速度1000galに合わせるため、加速度に10000/2634を乗じた。時間ステップは既往検討と同じ0.001秒とした。継続時間は、非線形解析を行う場合可能な限り長くとることが望ましいが、3次元解析では計算時間、計算機の容量が膨大となるため、それらを考慮して10秒とした。入力地震波は、加速度が最大となる時刻の前後5秒間のものとした。

地表面で観測した地震波は、地中の対象深度まで、一次元波動論による地震応答解析、SHAKE（Schnabel,P.B.， Lysmer,J. and Seed,H.B.， 1972）の手法を用いた逆増幅解析（吉田，2010）を実施した。逆増幅解析に用いる一次元地盤モデルは、第2次取りまとめの軟岩系岩盤モデルとし、逆増幅解析は線形計算とした。解析では波形をカットせず、全時刻ステップ30000個を用いた。地表面の入力地震波形を図2.3.3-15に、深度500mにおける加速度時刻歴波形（2E）を図2.3.3-16に、波形の加速度応答スペクトルを図2.3.3-17に示す。本解析で用いた地盤モデルは岩盤であるため、表層地盤での増幅はほとんどみられない結果となった。むしろ深度500mまで逆増幅解析を行うことにより、減衰の影響で地表面より深度500mの加速度のほうが増幅した。入力地震波の最大加速度は1869galとなった。

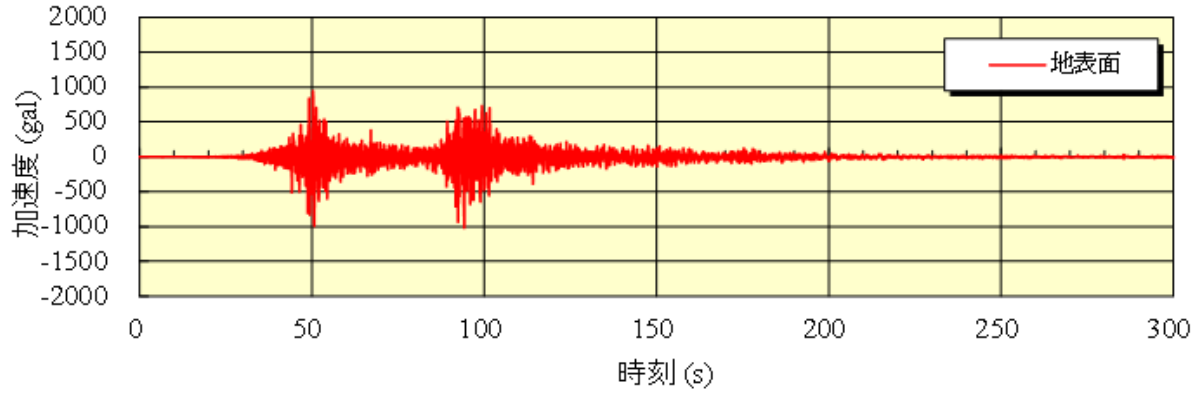


図4.3.3-15　地表面の入力地震波形

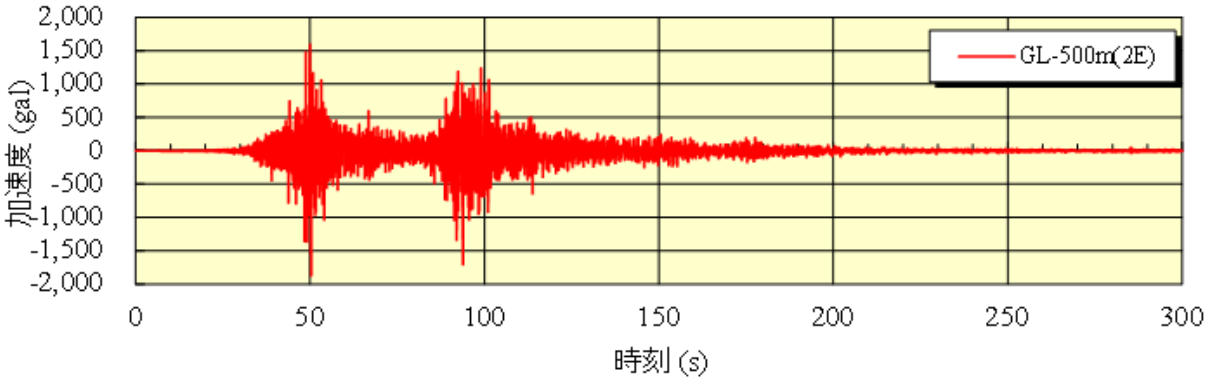


図4.3.3-16　深度500mにおける加速度時刻歴波形

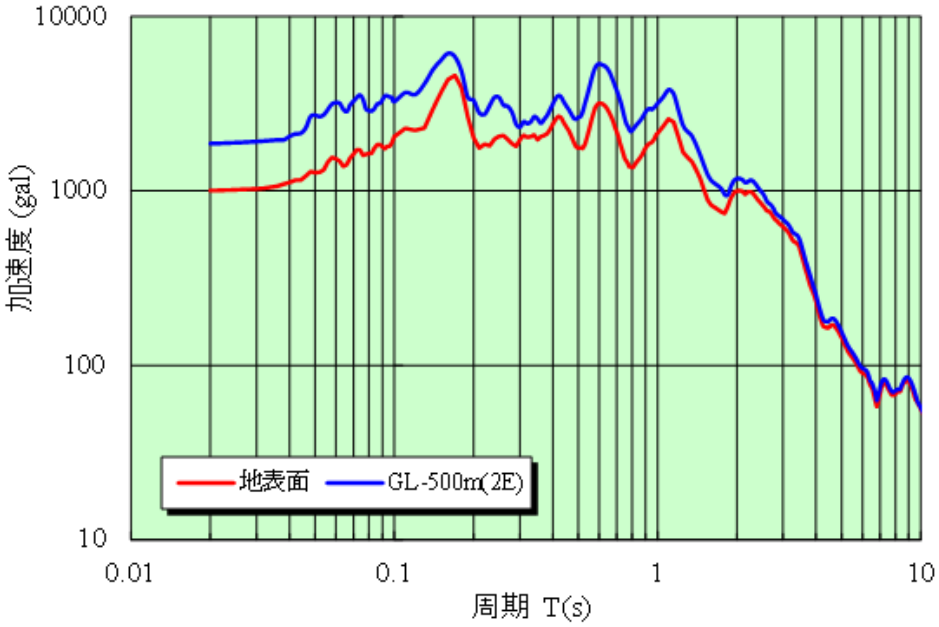


図4.3.3-17　加速度応答スペクトル

c. 解析モデルの作成

解析モデルを作成するための、処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）の仕様を表4.3.3-12に示す。解析モデルでは、第2次取りまとめと同様に、覆工コンクリートはモデル化しないものとした。解析モデルのメッシュ分割図（半モデル鳥瞰図）を図4.3.3-18に示す。

表4.3.3-12　処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）の仕様

地質条件		軟岩系材料
処分深度		500m
処分坑道内径		2.22m
廃棄体ピッチ		3.13m
処分坑道離間距離		9.99m
覆工コンクリートの厚さ		0.1m
人工バリア	ガラス固化体の外寸	直径440mm 長さ1350mm
	オーバーパックの外寸	直径820mm 長さ1730mm
	ガラス固化体1個に対する緩衝材の外寸	直径2220mm 長さ3130mm
解析対象領域の寸法		幅（X方向）9.99m 奥行（Y方向）3.13m 高さ（Z方向）17.22m

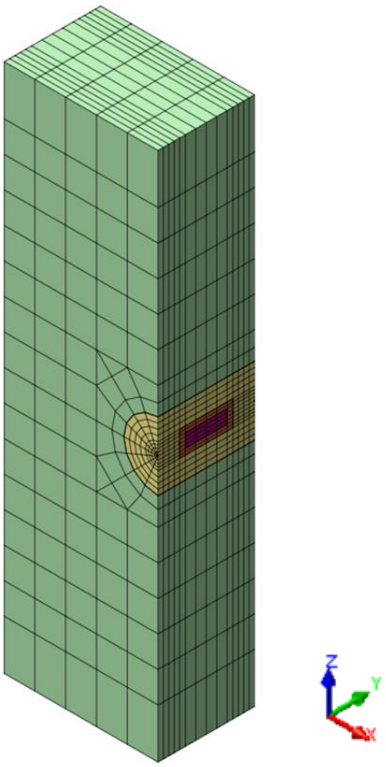


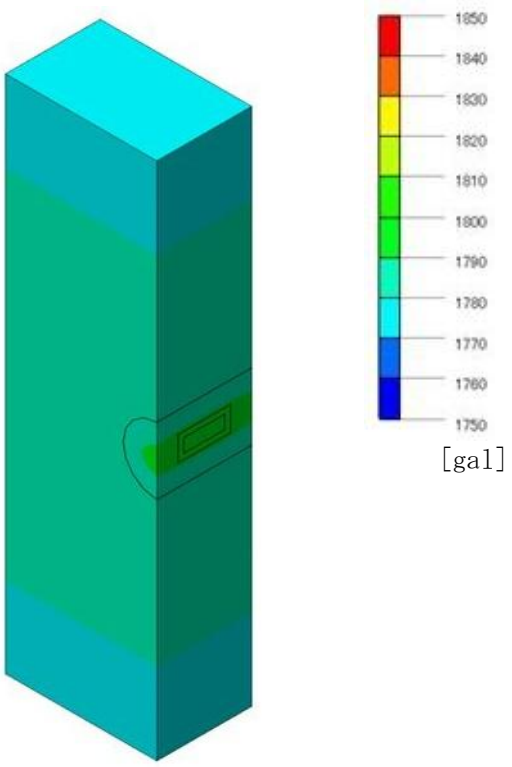
図4.3.3-18　メッシュ分割図（半モデル鳥瞰図）

d.解析結果

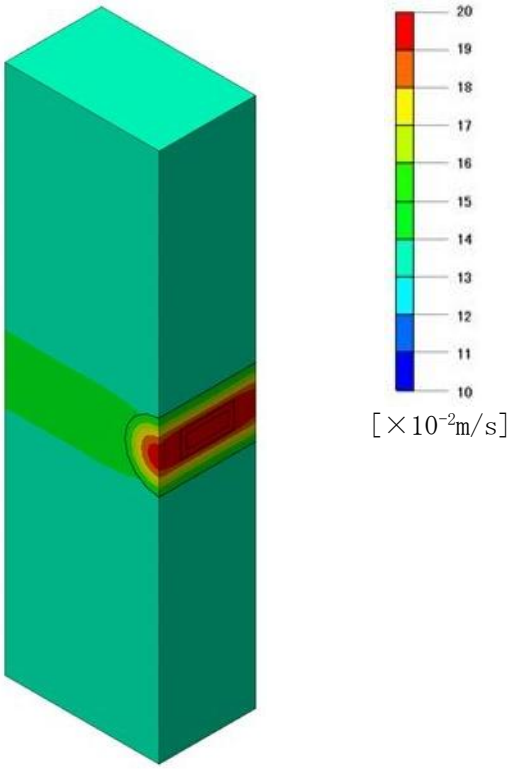
地震応答解析で得られた最大応答値を表4.3.3-13に、最大応答値のコンター図（半モデル鳥瞰図）を図4.3.3-19に示す。軟岩の応答値に比べて、緩衝材の応答値はわずかに増幅する傾向がみられた。また、緩衝材、オーバーパック、ガラス固化体の最大変位は1.84cm、緩衝材の最大せん断ひずみは0.941%となった。最大せん断ひずみは、昨年実施した一軸圧縮試験（日本原子力研究開発機構，2014）の破壊ひずみ4.4%より小さい。また、最大変位は、緩衝材の厚さ70cmに対して十分小さく、オーバーパックが岩盤に接触する可能性は低いといえる。

表4.3.3-13　最大応答値

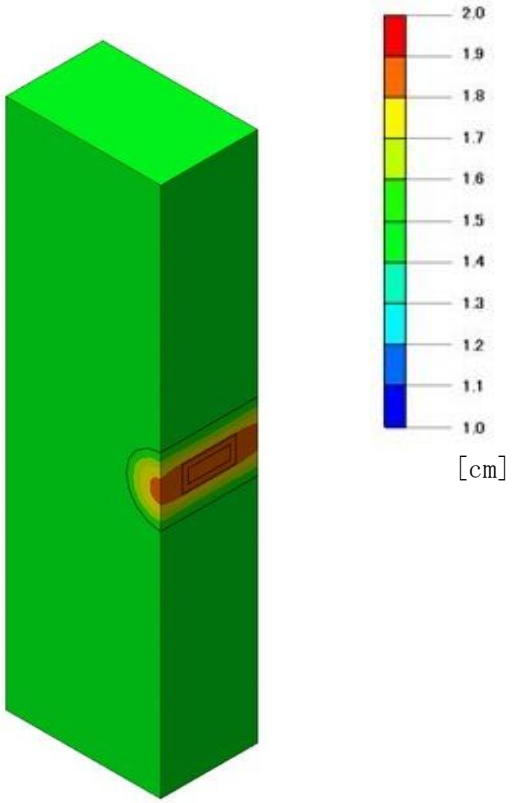
	最大加速度	最大速度	最大変位	最大せん断ひずみ
軟岩	1784.2 gal	0.140 m/s	1.45 cm	8.70×10^{-3} %
緩衝材	1797.0 gal	0.165 m/s	1.84 cm	9.41×10^{-1} %
オーバーパック	1795.0 gal	0.164 m/s	1.84 cm	4.00×10^{-4} %
ガラス固化体	1795.0 gal	0.164 m/s	1.84 cm	0.00 %



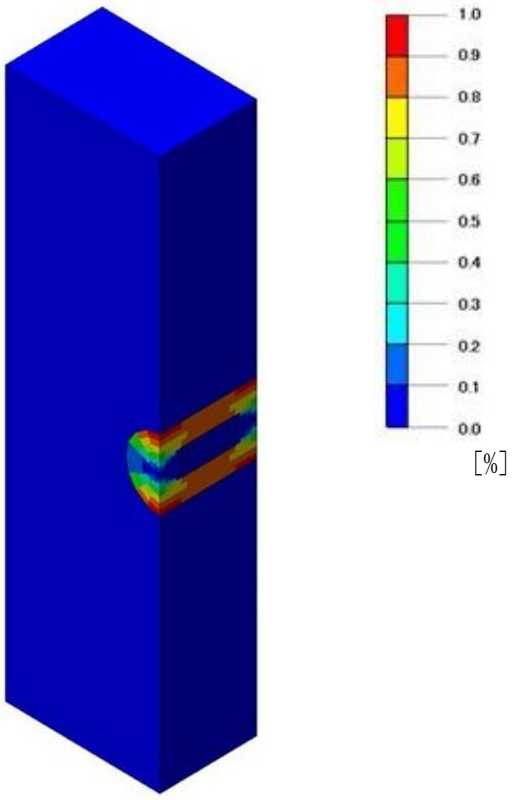
a)最大加速度



b)最大速度



c)最大変位



d)最大せん断ひずみ

図4.3.3-19　最大応答値のコンター図（半モデル鳥瞰図）

④まとめ

東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象の評価手法開発に関する技術的な検討に資することを目的とし、処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）の水平円筒方向加振を対象とした地震応答解析を実施した。その際、地震に対して厳しい緩衝材の仕様（ベントナイト単体、乾燥密度0.8 Mg/m^3、飽和状態）を仮定した。地震応答解析に用いるパラメータを、解析に用いる緩衝材の仕様で、繰返しねじりせん断試験を実施し、決定した。また、本解析に用いる地震波を実測された地震波に基づき決定した。これらのパラメータ及び地震波を用いた解析の結果、振動によって緩衝材が破壊したり、オーバーパックが岩盤に接触したりする可能性は低いことがわかった。

(2)岩盤の透気特性データの取得と原位置におけるガス移行影響調査

1)はじめに

1980年に断層に水素ガスが高濃度で存在することが報告されて以来、多くの断層近傍で高い濃度の水素ガスが発見され、また実験により水素ガスは断層活動で起こる岩石の破砕に伴う化学反応によって発生するというメカニズムが報告されている（例えば、Wakita et al, 1980）。さらに、断層の摩擦エネルギーや地震のマグニチュードと水素ガスの発生量の相関関係なども明らかにされている（たとえば、廣瀬、2010）。

従来対象としていない巨大地震・断層活動に伴い、人工バリア又はニアフィールド領域を断層が直撃した場合、あるいはその近傍に断層が発生した場合、断層運動に伴って発生する水素ガスの移行によって、核種の移行を促進することや、放出されるガスの影響によって、人工バリアに力学的な影響を及ぼすことなどが想定される。処分システムの安全評価においては、ニアフィールドの閉じ込め性能を定量的に評価することが必要であることから、これらの事象を想定し、これまでに整備されていない岩盤の透気特性データを取得するとともに、ガス影響評価手法を開発し、文献調査等から得られる地震の規模に基づき想定したガス放出・移行量をもとに解析を行い、ガスの放出・移行に伴うニアフィールドでの力学的、水理学的な影響の程度を把握する。それらの結果を4.3.1項のシナリオ開発に反映することで、シナリオの網羅性の確保、信頼性の向上を図るとともに、処分システムに対する有意な影響が想定される場合には、ニアフィールドにおける安全評価上の前提条件として用いる。

ガス移行解析に必要なパラメーターの整備については、岩盤を対象としたデータの蓄積を目的として、幌延深地層研究計画で採取された岩石試料を対象に透気特性データを取得した。

一方、ガス影響評価手法の開発では、原位置試験を通して評価手法の適用性を確認しつつ高度化を進めることが必要である。そこで、幌延深地層研究計画における地下施設（以下、幌延URLという）を活用したガス移行試験計画を検討するとともに、その準備として試験孔の掘削を実施した。また、ガス影響評価手法の適用性の確認に向けた検討の流れを整理した。

2)岩盤の透気特性データの取得

①概要

地下深部における賦存ガスの噴出等による地層処分システムへの影響を評価するためには、岩盤や人工バリアにおける透気特性を把握しておく必要がある。岩盤の透気特性については、これ

までほとんどデータが得られていないことから、数値解析によるガス移行評価を行うための入力パラメーターの整備として、岩石試料の物性データ及び透気特性データの取得を行った。

対象とした試料は、幌延URLにおいて初期地圧観測孔から採取された岩石コアである。採取された岩石コアは稚内層の珪質岩で、寸法が直径約200mm×長さ200mm（図4.3.3-20）であり、試験に供するためにコアドリルを用いて直径約50mm×長さ約200mmに再コアリングを行った後、直径50mm×長さ50mmの試料を6つ成型した（図4.3.3-21）。

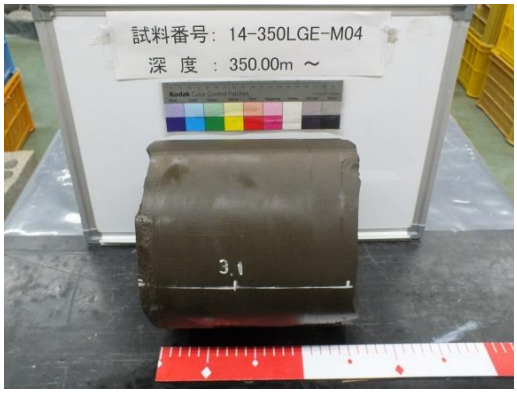


図4.3.3-20　初期地圧観測孔の岩石コア（14-350LGE-M04）

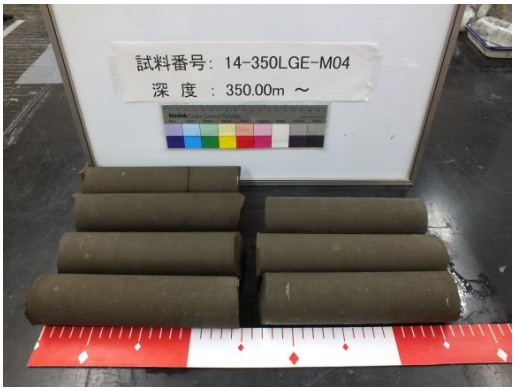


図4.3.3-21　再コアリングした岩石試料

②物理試験

成型した岩石試料について密度等を求めるための物理試験を行った。試験の結果、湿潤密度は1.780～1.838g/cm^3、乾燥密度は1.361～1.413g/cm^3、間隙率は43.2～45.3%であった(表4.3.3-14)。これらの試料のうち、ガスの浸透率試験に用いる物理試験結果を表4.3.3-15にまとめる。密度試験と間隙率測定は、それぞれノギス法と浮力法により行った。得られた密度と間隙率は両者で僅かに差がある。この原因として、密度試験では円柱供試体を作製して測定しているのに対し、間隙率測定では岩石片を用いていることなどの試験方法の違いが影響しているものと考えられる。

表4.3.3-14　岩石試料の物理試験結果

幌延URL 採取孔	採取 深度 [m]	試料 番号	土粒子 の密度 [g/cm^3]	含水比 [%]	湿潤 密度 [g/cm^3]	乾燥 密度 [g/cm^3]	間隙率 [%]	飽和度 [%]
14-350LGE-M04	350	1	2.489	30.8	1.780	1.361	45.3	92.5
		2		31.2	1.796	1.369	45.0	94.9
		3		29.3	1.792	1.386	44.3	91.6
		4		30.7	1.794	1.373	44.8	94.0
		5		30.3	1.813	1.391	44.1	95.6
		6		30.1	1.838	1.413	43.2	98.3
		平均		30.4	1.802	1.382	44.5	94.5

表 4.3.3-15　ガス浸透率試験に用いる岩石試料の物理試験結果

供試体	密度試験				間隙率測定		
	土粒子の密度 [g/cm³]	湿潤密度 [g/cm³]	乾燥密度 [g/cm³]	間隙率 [%]	湿潤密度 [g/cm³]	乾燥密度 [g/cm³]	間隙率 [%]
14-350LGE-M04-1	2.489	1.794	1.373	44.8	1.84	1.41	43.9
14-350LGE-M04-2		1.813	1.391	44.1	1.86	1.42	43.6
14-350LGE-M04-3		1.792	1.386	44.3	1.84	1.41	43.7
平均	－	1.800	1.383	44.4	1.85	1.41	43.7

③間隙径分布特性

間隙径分布測定は、水銀圧入法により行った。また、水銀圧入試験によって得られる毛管圧曲線により、媒体中における連続的な流体の移動を生じさせる最小圧力値（スレッショルド圧力）について推定を行った。スレッショルド圧力は、ガスの侵入や移行経路閉鎖などの閾値となるガス移行特性データの一つである。

a. 水銀圧入法による間隙径分布測定結果

水銀圧入法より得られた間隙容積の結果を表 4.3.3-16 に、図 4.3.3-22 に間隙径分布曲線を示す。水銀圧入試験により得られた間隙径分布曲線からは、間隙幅 0.2μm と 0.08μm に曲線のピークが見られ、0.2μm 付近より大きな間隙は非常に少ない。

図 4.3.3-23 は縦軸に累積水銀圧入率（累積水銀圧入量/全水銀圧入量×100；累積した間隙割合に相当）をとり、横軸を間隙径としたものである。熊本ら(2005)は幌延 URL のボーリング調査で得られた堆積岩試料の基礎物性評価を行っており、勇知層、声問層及び稚内層から得られた岩石試料に対して水銀圧入試験を実施している（図 4.3.3-24）。本測定（採取深度 GL-350m）と熊本らが行った稚内層の岩石試料の水銀圧入試験結果（採取深度 GL-167m、GL-230m）は、採取深度は異なるものの間隙分布はよく整合している。

表4.3.3-16　間隙径分布測定結果

間隙率[%]	間隙容積[cm³/g]		
	マクロ領域	メソ領域	マイクロ領域
40.1	0.10	0.18	－

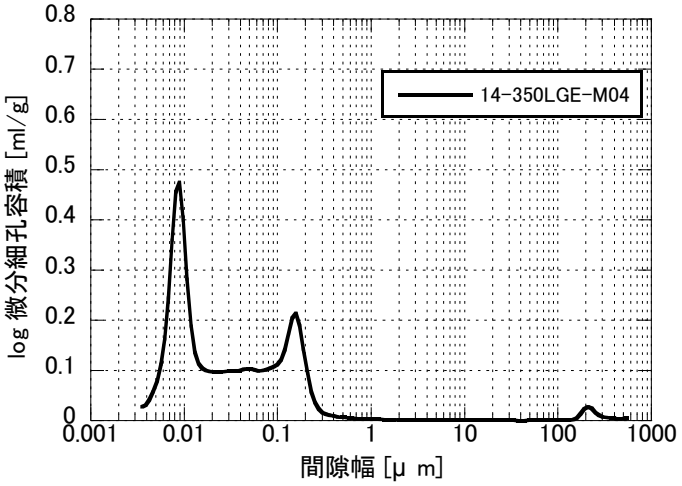


図 4.3.3-22　間隙径分布曲線

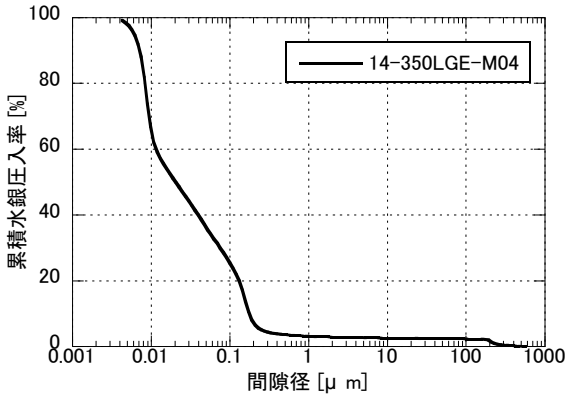


図 4.3.3-23　本測定で得られた累積水銀圧入量曲線

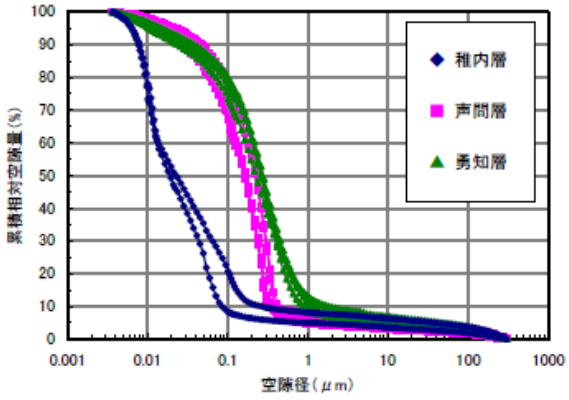


図 4.3.3-24　既往の累積水銀圧入量曲線（熊本ら，2005）

b. スレッショルド圧力の推定

本検討では、水銀圧入試験の毛管圧曲線から間接的評価法によってスレッショルド圧力の推定を行った。水銀圧入試験から得られる毛管圧曲線から試料のスレッショルド圧力を推定する方法として、以下の2つが挙げられる。

(a) 方法A：水銀圧入量が全水銀圧入量に対して10%となる点の圧力をスレッショルド圧力とする方法（Schowalter、1979）

(b) 方法B：毛管圧曲線の最小勾配点における接線と水銀圧入量がゼロとなる鉛直軸との交点の圧力をスレッショルド圧力とする方法（Schlömer and Krooss、1997）

図4.3.3-25に本測定により得られた毛管圧曲線を示す。図の毛管圧曲線には勾配変化点が2か所あるが、これは図4.3.3-3に示した間隙径分布曲線の2つのピークに対応している。この毛管圧曲線の勾配変化点のうち勾配が小さい（水平に近い）ほうの勾配変化点は水銀飽和率が0.6～0.8付近になるが、既往のブレークスルー試験結果を参考にすれば（Schowalter, 1979；新エネルギー・産業技術総合開発機構, 2010）、非濡れ相が岩石試料をブレークスルーするまでに置換する水の

量は非常に少ないことから、ガス飽和率が0.5を上回る状態では既にブレークスルーが生じている可能性が考えられる。そのため、本検討では、水銀飽和率の低い領域（第1勾配変化点）を主体に考え、水銀飽和率の高い領域（第2勾配変化点）は参考として扱った。

表4.3.3-17に毛管圧曲線から推定したスレッショルド圧力を示す。水銀圧入量の10%から推定されたスレッショルド圧力は8.40MPaであり、これを式4.3.3により窒素－水系へ変換すると1.65MPaとなる。第1勾配変化点の接線から推定されるスレッショルド圧力は6.26MPaとなり、窒素－水系では1.23MPaと計算された。

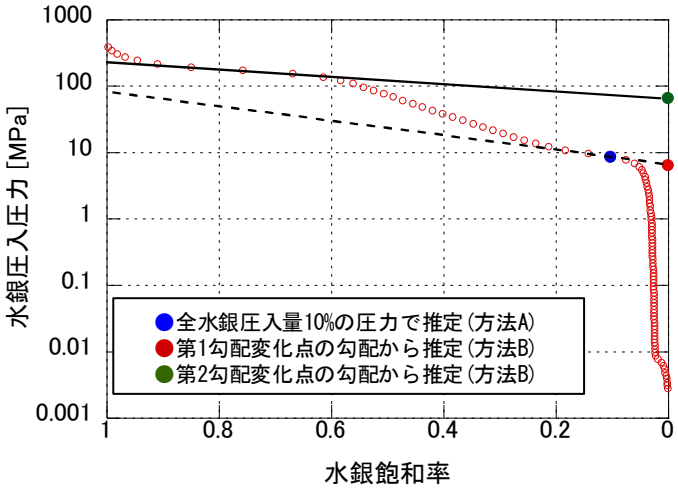


図 4.3.3-25　水銀圧入法から得られた毛管圧曲線

表 4.3.3-17　毛管圧曲線から推定したスレッショルド圧力

推定方法	空気-水銀[MPa]	窒素-水[MPa]	備考
方法A	8.40	1.65	
方法B	6.26	1.23	第1勾配変化点

$$P_C = \frac{\gamma_{air-water} \cdot \cos\theta_{air-water}}{\gamma_{H_g} \cdot \cos\theta_{H_g}} P_{H_g} \qquad \text{式(4.3.3)}$$

ここで、　P_c　：毛管圧力［MPa］

$\gamma_{air-water}$：空気-水系における水の表面張力［mN/m］

$\theta_{air-water}$：空気-水系における水の接触角［°］

γ_{Hg}：水銀の表面張力［mN/m］

θ_{Hg}：水銀の接触角［°］

P_{Hg}　：水銀の毛管圧［MPa］

次に、van Genuchtenモデル(van Genuchten, 1980)により毛管圧曲線のフィッティングを行った。不飽和水理特性を表現するvan Genuchten式は次式(4.3.4)で表わされる。

$$P_{cap} = -P_0\left((S_e)^{-1/\lambda} - 1\right)^{1-\lambda}$$ 式(4.3.4)

ここで、P_{cap}：毛管圧力、 P_o：パラメーター、λ：パラメーター、S_e：正規化された水飽和率

フィッティング結果を図4.3.3-26に示す。図は、縦軸に窒素－水系に変換した毛管圧力、横軸に水飽和率を示しており、本結果からP_0＝3.12 MPa、λ＝0.463という値が得られた。

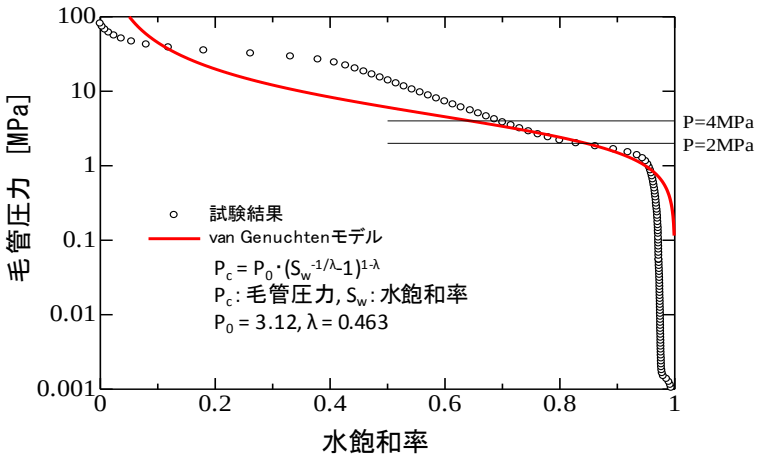


図 4.3.3-26　van Genuchten モデルによる毛管圧力のフィッティング結果

④浸透試験結果

a. 絶対浸透率

絶対浸透率の測定結果を表 4.3.3-18 に示す。絶対浸透率 K_{ab}[mdarcy]は以下の式で求められる。

$$K_{ab} = k_T \times \frac{\eta_T}{\rho_T \cdot g} \times \frac{1}{0.987 \times 10^{-7}}$$ 式(4.3.5)

ここに、η_Tは温度 T℃における流体の粘性係数[Pa･s]、ρ_Tは温度 T℃における流体の密度[kg/m^3]、g[m/s^2]は重力加速度である。本測定において、有効拘束圧は試料の有効土破り圧や既往の試験条件を参考とし 3MPa とした。得られた絶対浸透率は 3.24～3.69×10^{-3}mdarcy であり、各試料で概ね同様の値が得られた。なお、試料 14-350LGE-M04-2 は、有効拘束圧を 5MPa でも実施しているが、有効拘束圧の増加に伴う絶対浸透率への顕著な影響は認められない。

表 4.3.3-18　絶対浸透率の測定結果

供試体	試験項目	有効拘束圧 [MPa]	透水係数 [m/s]	絶対浸透率 [mdarcy]
14-350LGE-M04-1	相対浸透率	3	2.75×10^{-7}	3.24×10^{-3}
14-350LGE-M04-2	相対浸透率	3	3.13×10^{-7}	3.69×10^{-3}
		5	2.98×10^{-7}	3.51×10^{-3}
14-350LGE-M04-3	スレッショルド	3	3.02×10^{-7}	3.55×10^{-3}

b. スレッショルド圧力

スレッショルド圧力を求めるための試験は、既往の文献（Thomas et al, 1968；Li et al, 2005）を参考に、試料へ圧入するガス圧を段階的に増加させ、試料から連続的な排水が確認された時のガス圧力をスレッショルド圧力とする段階昇圧法により実施した。第1圧力ステップは、Thomasの実験式（Thomas et al, 1968）から予想されるスレッショルド圧力の1/2の圧入ガス圧力とし、第2圧力ステップ以降は予想されるスレッショルド圧力の1/10ずつガス圧力を昇圧した。Thomasの実験式では浸透率K（mD）とスレッショルド圧力P_T（psi）との間に以下の関係式が成り立つ。

$$P_T = 7.37 \times \left(\frac{1}{K}\right)^{0.43} \qquad \text{式(4.3.6)}$$

この式に、浸透率を代入するとスレッショルド圧力は0.58MPaとなる。これは表4.3.3-5で推定されたスレッショルド圧力よりも低い。圧力ステップについては、試験条件としてスレッショルド圧力が確認できるような適切な圧力となるようにThomasの実験式から推定されたスレッショルド圧力に基づいて設定した。表4.3.3-19にガス圧力ステップと排水量を、図4.3.3-27にガス圧と積算排水量の経時変化を示す。

試験の結果、ステップ13（ガス圧0.96MPa）に達した後に排水量が大きくなり、試料からの連続的な排水が確認された。このことから、スレッショルド圧力は、ステップ12（0.92MPa）とステップ13（0.96MPa）の間、約0.94MPaであることが推測された。

表4.3.3-19　ガス圧力ステップと排水量

圧力ステップ	上流側圧力 [MPa]	背圧 [MPa]	圧入ガス圧力 [MPa]	累積排水量 [ml]	ガス置換率 [%]
1	3.31	3.01	0.30	0.48	1.13
2	3.35	3.01	0.34	0.51	1.20
3	3.42	3.02	0.40	0.52	1.22
4	3.48	3.02	0.46	0.53	1.23
5	3.55	3.03	0.52	0.53	1.25
6	3.60	3.03	0.57	0.54	1.27
7	3.64	3.01	0.63	0.92	2.17
8	3.70	3.01	0.70	0.94	2.21
9	3.76	3.01	0.75	0.95	2.23
10	3.82	3.02	0.80	0.97	2.27
11	3.88	3.02	0.86	1.05	2.45
12	3.94	3.02	0.92	1.24	2.90
13	3.99	3.03	0.96	連続的な排水を確認	

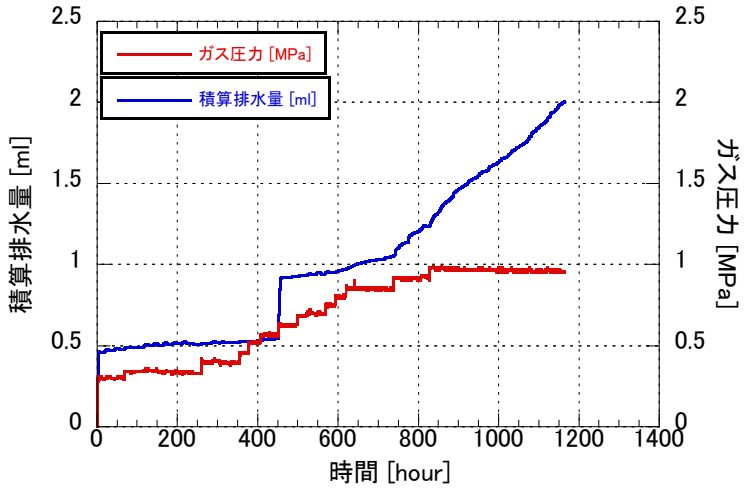


図 4.3.3-27　ガス圧と積算流量の経時変化

c. 相対浸透率

相対浸透率の試験データを図 4.3.3-28 と図 4.3.3-29 に示す。本試験は、ガスと水が試料中を同時に流れる際のそれぞれの流体の相対浸透率を求めるもので、一定水頭差を与えた試料中に窒素ガスを圧入し、試料から排出される水及びガスを分離して求めた流量に基づいて水とガスの相対浸透率を求めるものである。試験の結果、試料の上流側端面にガスが到達した初期においては、水とガスとが下流側に排出されたが、およそ 100 分程度で水の排水流量が大幅に低下した。これは、ガスのブレークスルーが生じたことにより、試料中をガスのみが流れるようになったためと考えられる。ブレークスルー後においては、試料の飽和率の低下は緩慢となる一方、ガスの流量は徐々に増大する傾向がある。

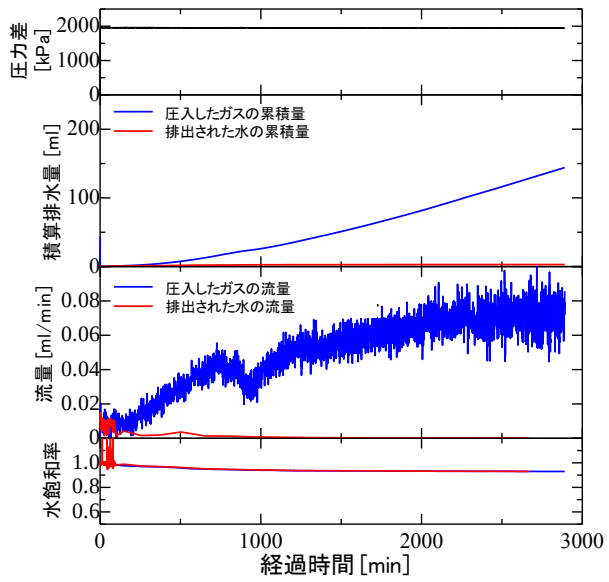


図 4.3.3-28　相対浸透率データ
(14-350LGE-M04-1)

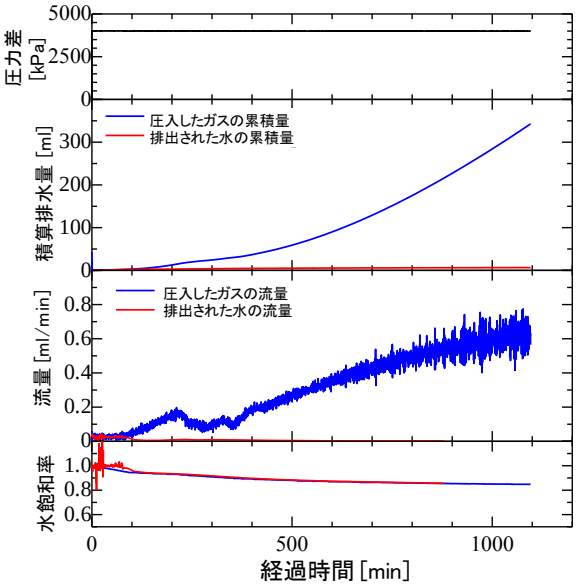


図 4.3.3-29　相対浸透率データ
(14-350LGE-M04-2)

相対浸透率の算出方法として広く用いられている手法の1つにJBN法（Jhonson et al., 1959）がある。JBN法は、多孔質媒体中を2つの混ざらない流体が1次元的に流れる状態を想定し、理論的に相対浸透率を求める方法である。JBN法により計算を行った水とガスの相対浸透率を表4.3.3-20に示す。試験終了時における飽和率に着目すると、試料14-350LGE-M04-1の飽和率は0.935であるのに対し、試料14-350LGE-M04-2の飽和率は0.868まで低下した。両者の試験においては、有効拘束圧を14-350LGE-M04-1で3MPa、14-350LGE-M04-2では5MPaとしている。有効拘束圧が高い14-350LGE-M04-2では、圧入ガス圧も高いため、試料中のより小さい間隙内の水を押し出すことができたことにより水飽和率が低くなったものと推察される。資源開発の分野では、石油やガスの貯留層となり得る比較的浸透性が高い砂岩などに対してガスの圧入試験を行っている例があり（例えば、Jhonson et al., 1959; Corey, 1954）、それらの結果からは、ガスの圧入に伴う水飽和率の低下は大きく、間隙水の半分以上をガスによって置換している例も少なくない。以上のことを踏まえると、本試験に供した岩石試料の間隙水はガスによって置換されにくい傾向にあり、ガスは試料内の間隙の経路を選択的に移行するものと考えられる。

前述のJBN法の計算においては、毛管圧の影響を無視するなどの仮定条件が実際の試験と整合していない点もあるため、試験データに対して数値シミュレーションを用いてフィッティングを行うヒストリーマッチング法により相対浸透率曲線を求めることとした。図4.3.3-30にJBN法とヒストリーマッチング法により求めた相対浸透率曲線を示す。フィッティングにおいては、数値シミュレーションにTOUGH2/EOS3（Pruess et al., 1999）を用い、多孔質媒体中の不飽和特性のうち、水飽和率と相対浸透率の関係を表現するモデルとして提案されているCorey Exponentモデル（Corey, 1954）とともに、液相にvan Genuchtenモデル（van Genuchten, 1980）、気相にCorey Exponentモデルを適用したハイブリッドモデルを用いた。

図より、ヒストリーマッチング法によりフィッティングした結果は、JBN法と比較して同じ水飽和率において水の相対浸透率が大きくなる傾向を示した。これは、ガスが供試体内に侵入した際、毛管圧と液相の圧力がガスの圧力を受けるため、毛管圧の分だけ液相の圧力が低下するが、毛管圧の影響を考慮していないJBN法ではガスの圧力がそのまま液相の圧力となることから、同じ流量の条件では圧力が高いJBN法の方が相対浸透率が低くなるためと考えられる。また、液相の相対浸透率は、毛管圧の影響を考慮したヒストリーマッチングと、考慮していないJBN法で傾向が異なり、圧入圧力の大きさによって浸透率曲線の形状が変化した。一方、気相の相対浸透率は圧入圧力等にあまり依存せず、ほぼ一定の範囲に分布した。以上のことから、対象とした岩石試料は、液相については毛管圧の影響を受けて相対浸透率が上昇する挙動を示す一方、気相については毛管圧や拘束圧の影響を受けず、一定範囲の移行挙動を示すという特徴を有することが示唆された。

表 4.3.3-20　JBN 法による相対浸透率の計算結果

12-350LGE-M04-1

飽和率	水-相対浸透率	ガス-相対浸透率
0.991	0.188	0.006
0.981	0.133	0.010
0.973	0.097	0.015
0.967	0.072	0.019
0.962	0.056	0.023
0.958	0.045	0.027
0.955	0.037	0.030
0.953	0.032	0.032
0.951	0.028	0.034
0.950	0.025	0.036
0.948	0.022	0.039
0.946	0.020	0.041
0.945	0.018	0.043
0.944	0.016	0.044
0.943	0.014	0.046
0.942	0.013	0.048
0.941	0.012	0.049
0.940	0.011	0.051
0.939	0.010	0.052
0.939	0.010	0.054
0.938	0.009	0.055
0.937	0.008	0.056
0.937	0.008	0.058
0.936	0.007	0.059
0.936	0.007	0.060
0.935	0.006	0.061
0.935	0.006	0.062

12-350LGE-M04-2

飽和率	水-相対浸透率	ガス-相対浸透率
0.972	0.300	0.015
0.960	0.228	0.022
0.949	0.179	0.030
0.940	0.146	0.038
0.933	0.128	0.045
0.930	0.119	0.049
0.927	0.112	0.053
0.924	0.105	0.057
0.921	0.099	0.061
0.917	0.092	0.067
0.913	0.086	0.074
0.910	0.080	0.080
0.906	0.075	0.088
0.903	0.071	0.096
0.900	0.067	0.104
0.897	0.063	0.112
0.894	0.060	0.121
0.891	0.057	0.129
0.889	0.054	0.138
0.886	0.052	0.147
0.884	0.050	0.156
0.882	0.048	0.165
0.880	0.047	0.175
0.878	0.045	0.184
0.876	0.044	0.193
0.874	0.042	0.203
0.872	0.041	0.212
0.871	0.040	0.222
0.869	0.039	0.231
0.868	0.038	0.241

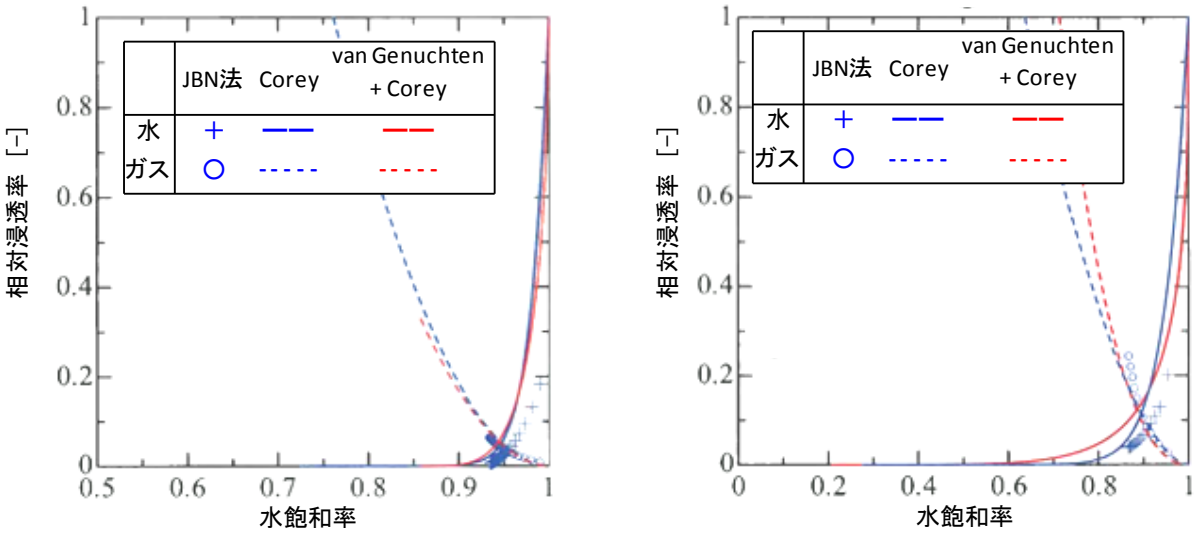


図 4.3.3-30　相対浸透率曲線

3)原位置におけるガス移行影響調査

①概要

巨大地震・断層活動に伴う地下に賦存するガスの放出、高速すべり断層運動に伴って発生する断層起源ガス等の大規模なガスの放出や移行などが生じた場合の人工バリアに与える影響を評価するためには、岩盤中のガス移行挙動を把握することが重要である。そこで、岩盤を対象としたガス移行試験によって評価手法の適用性を確認するとともに、廣瀬（2010）が実験データから導いている地震の規模と水素の発生量の相関関係を一例として水素発生量を想定し、当該手法を用いて人工バリア等に与える影響の可能性について検討する。

岩盤を対象としたガス移行試験に関しては、諸外国の事例（たとえば，FORGE，2011）を調査・整理し、幌延URLの深度350m調査坑道における原位置試験の概略的な検討を行った。また、本計画に基づき試験孔の掘削を行い、コア観察により割れ目の状況などを把握した。さらに、稚内層の岩石コアを用いた室内試験や昨年度に実施した溶存ガスの初期状態調査の成果、ならびに今後実施予定の原位置試験を踏まえ、地震などに伴うガスの放出による人工バリアへの影響評価の考え方について検討を行った。

②原位置におけるガス移行試験計画の検討

巨大地震・断層活動に伴う地下に賦存するガスの放出という観点から、それに類似した条件を有する幌延URLの地下水中に溶存しているガスを対象として、溶存ガスの移行挙動を把握するための原位置試験計画について検討を行った。試験としては、モンテリプロジェクト（例えば，FORGE，2011）で実施されているようにボーリング孔を活用し、孔内に流入する地下水流量や地下水分析等を行い、溶存ガスの移行挙動評価モデルを構築し、その適用性を評価する。大気圧に解放されたボーリング孔に流入するメタンガスの流入量の推定は、棚井ら（棚井ほか，2013）の検討で実施されている。また、その解析の中でボーリング孔の孔長が20m以上であれば、深度350m調査坑道

の大気圧解放の影響を受けないことが示されている（棚井ほか，2013）ことから、原位置試験に使用するボーリング孔の孔長は20m程度を確保することとした。一方、ボーリング孔の孔径については、モンテリプロジェクトの例を参考として、将来、ボーリング孔内に緩衝材などを挿入し人工バリアを対象とした試験が行えるよう、直径146mmとした。試験の概念図を図4.3.3-31に、原位置試験の計測・評価項目を表4.3.3-21にそれぞれ示す。

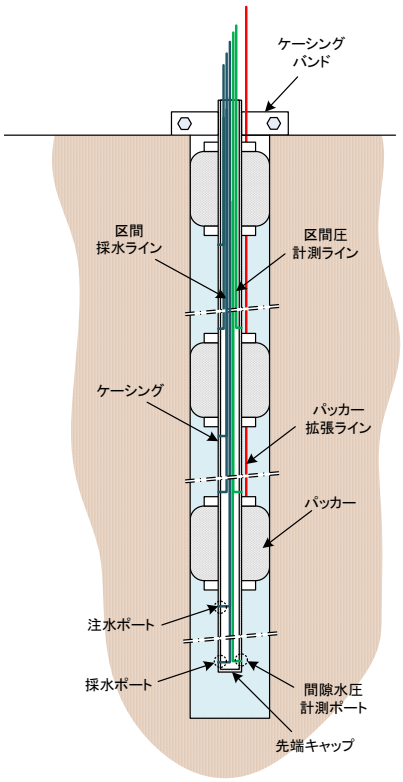


図4.3.3-31　試験概念図

表4.3.3-21　計測及び評価項

	原位置試験 計測項目	室内試験等	評価項目
力学	変位	力学物性値	変形、応力
水理	湧水量、水圧	透水係数など	湧水量の掲示 変化、水圧上昇
ガス	溶存ガスの成分分析、圧力	透気係数、二層流特性など	溶存ガス濃度、圧力変化

③原位置試験用ボーリング孔の掘削

原位置におけるガス移行試験を実施するための準備として、幌延URLの深度350m調査坑道にボーリング孔を掘削するとともに、コア観察による割れ目の状況などを把握した。

ボーリング孔の孔径及び孔長については、ガス移行試験計画の検討で示したように直径146mm、孔長20mとした。ボーリング孔の掘削位置については、地下水やガスがある程度湧出し、試験孔が裸孔で維持できるような場所として、初期地圧測定で掘削実績のあった場所を選定した（図4.3.3-32）。なお、傾斜角度は水平から5°下向きとした。また、ボーリング孔の口元を保護するためにケーシング長は2mとした。掘削中及び掘削後に孔内から溶存ガス及び地下水の湧出が確認され、本孔が次段階の試験に有効であることが示唆された。ボーリング孔の掘削により取得したコアの状況を図4.3.3-33に示す。割れ目の本数は0～12本/mで平均3本/mであった。また、認められた割れ目の成因は引張割れ目、せん断性割れ目及び引張性・せん断性複合割れ目であった。ボーリングコアの亀裂の頻度（Rock Quality Designation:RQD）としては、47～100の値を示し、全体の平均は87であり、比較的亀裂の少ない良い岩盤である。また、本孔には、断層角礫または断層ガウジを伴う割れ目は認められない。

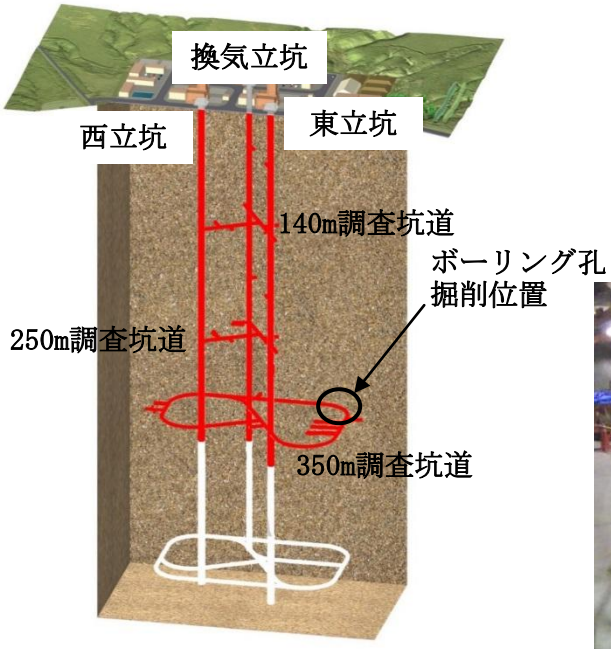




図4.3.3-32　ボーリング孔の掘削位置及び掘削状況写真



図4.3.3-33　コア写真

④ガス影響評価手法の適用性確認に向けた検討の流れ

巨大地震・断層活動に伴う地下に賦存するガスの放出等を考慮した人工バリアへの影響評価に向け、幌延の地質環境条件を一例として、溶存ガスが存在する圧力の地下水の流入及び遊離したガスの圧力等をもとに溶存ガスが存在する地下水の移行モデルを構築する。モデルの構築に向けては、熱・水・応力・ガス連成解析コードCODE_BRIGHT(UPC, 2011)などを用い、原位置試験で取得された試験結果をもとに再現解析を実施し、実測値と解析解との比較を行う。ここで再現性が低い場合は、逆解析を実施するか、あるいは順解析によって複数回パラメーターを修正して解析を実施するか、または、境界条件やモデルの見直しを行う。また、地下水中の溶存ガスの溶解度についても評価を行い、初回に設定した溶解条件を修正する必要があれば修正を行う。図4.3.3-34に解析検討の流れを示す。解析パラメーターの設定に際しては、本試験では溶存ガスの濃度が重要であることから、昨年度に行った溶存ガスの初期状態調査の結果を基に設定する。また、透気係数や相対浸透率などは、今年度実施した岩石コアの透気特性データ取得の結果を用いる。

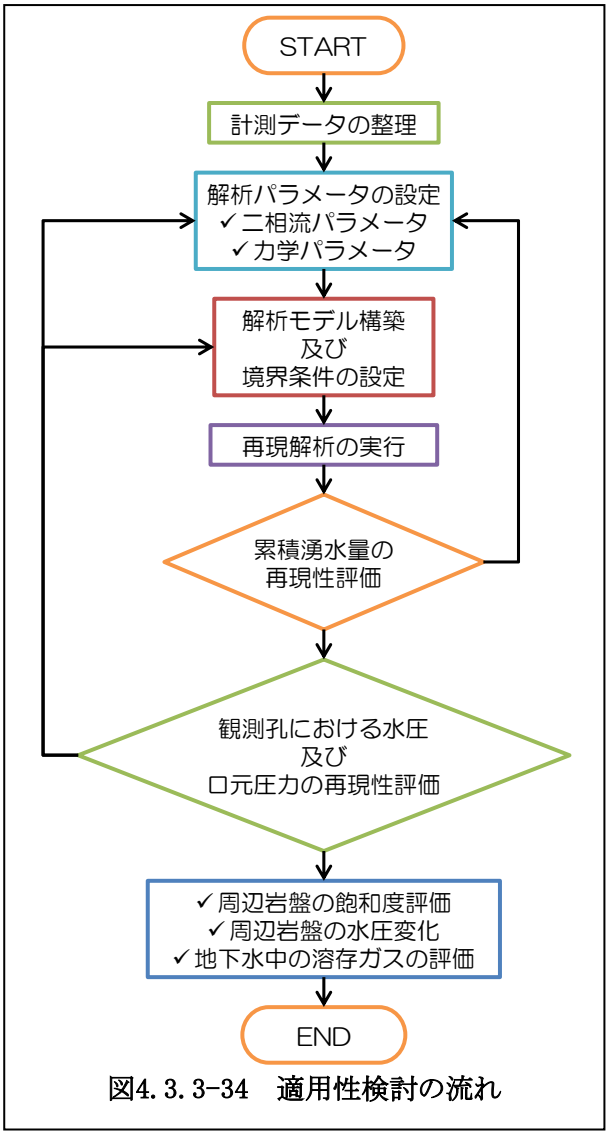


図4.3.3-34　適用性検討の流れ

また、これらの検討で構築した評価モデルを用い、例えば、廣瀬（2010）が実験データから導いている地震の規模と水素の発生量の相関関係を一例として水素発生量を想定し、人工バリアへの影響の可能性について検討を行う。なお、地震の規模等については、東北地方太平洋沖地震やこれまでの調査結果などを参考に類推する。

4)まとめ

岩盤の透気特性データの取得に関しては、幌延URLにおける初期地圧観測孔(14-350LGE-M04)の岩石コアを用いて、基礎的な岩盤の物性データの蓄積ならびに透気特性データの取得を行った。その結果、岩石コアの絶対浸透率は、3.24～3.69×10^{-3} mdarcy、毛管圧曲線から間接的に推定されたスレッショルド圧力は1.23MPa及び1.65MPa、試験により直接的に得られたスレッショルド圧力は0.94MPaであった。また、ガスの浸透率試験により、本試験に供した岩石コアの間隙水はガスによって置換されにくく、ガスは供試体内の間隙の経路を選択的に移行するものと推測された。

原位置におけるガス移行影響調査に関しては、モンテリプロジェクトなどの諸外国の事例を調査・整理するとともに、原位置試験での計測・評価項目などの検討を行い、幌延 URL の深度 350m 調査坑道での原位置試験計画の概念をまとめた。また、これらの検討結果を踏まえ、原位置試験の準備として、深度 350m 調査坑道に試験孔を掘削し、採取したコアによる地質状況の把握を行った。さらに、巨大地震などによる断層活動に伴って放出されるガスの影響評価に向け、評価手法の適用性を確認するための検討の流れを整理した。

今後は、岩盤の透気特性試験や溶存ガスの初期状態の調査結果を踏まえるとともに、文献調査等から得られる地震の規模に基づき想定したガス放出・移行量をもとに人工バリア等に与える力学的、水理学的影響を予備的に評価し、断層ガスの影響の程度を把握する。さらに、解析結果に顕著な影響を及ぼすパラメータを取得するための、試験孔を用いたガス移行試験の具体化を進める。

4.3.4 巨大地震・断層活動の評価手法の開発

(1)地下施設の耐震安定性評価手法

1)はじめに

長期的な処分場の安全性を検討するには、ニアフィールドの地質環境特性の評価が重要となる。日本列島ではスラブの沈み込みによる逆断層が数十年から数百年間隔で海溝型地震を、内陸部では、活断層が数千年から1万年程度の間隔で内陸地殻内地震を繰り返し発生させており、閉鎖後の処分場でこれらの影響を考えた場合には、地下施設の掘削影響領域や支保部材が損傷を受け透水性が高くなることが懸念される。したがって、それらの影響を詳細に評価するためには、地震活動や岩盤、支保部材、人工バリア等の振動特性を考慮した耐震安定性を評価する技術を開発しておく必要がある。

地震活動に関しては平成23年(2011年)東北地方太平沖地震を受けて改訂された「基準地震動及び耐震設計方針に係るガイド」(原子力規制委員会，2013)に基づいた基準地震動の作成や、日本原子力学会が策定中の「原子力発電所に対する地震を起因とした確率論的リスク評価に関する実施基準」に基づき余震活動を評価する必要がある。

振動特性に関しては、埋戻し材のような粘土が低配合な材料では変形追随性が小さくなり遮水性に影響を与える可能性があるため、動的変形特性を把握しておく必要がある。

本年度の検討では、一連の地震活動としての本震後の余震活動の影響評価を目的として余震活動の推定方法の検討ならびに検討結果に基づいて幌延地下施設を例とした耐震安定性評価を実施した。

2)平成25年度の成果

平成25年度は、幌延深地層研究施設を対象とした想定される最大地震動（サロベツ断層帯）と岩盤等級やクラック発生状況などの施工実績を反映した３次元解析モデル(図4.3.4-1)により、掘削解析、地震応答解析を実施した。その結果、内空形状を保持するために重要な周方向応力は、設計基準強度を超えておらず(図4.3.4-2)、深度140m以深でのクラックの存在による地震時の応力増加分は常時の応力と比べて小さく(図4.3.4-3) 問題がないことが確認された。

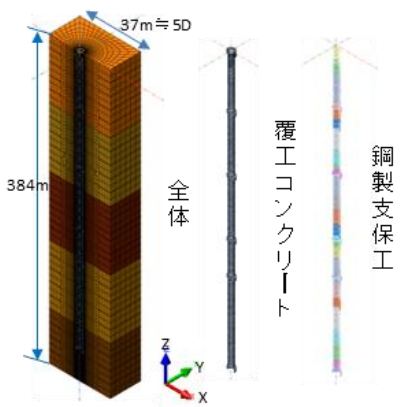


図 4.3.4-1　3 次元解析モデル

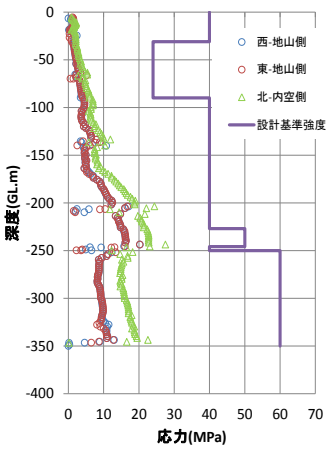


図 4.3.4-2　覆工ｺﾝｸﾘｰﾄ
周方向応力分布

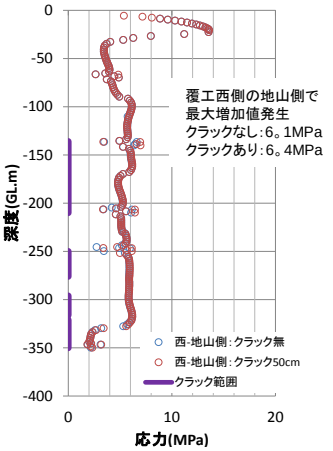


図 4.3.4-3　覆工ｺﾝｸﾘｰﾄ
最大主応力分布

3)余震活動のマグニチュードと発生確率の推定方法の検討

2011年4月7日の宮城県沖地震(東北地方太平洋沖地震の余震)で宮城県女川町では地震動が6強と本震6弱を上回った。このように余震の地震動が本震より大きくなることも踏まえて、本震による影響を受けた状態後の余震活動に対する耐震安定性評価を実施するため、公開資料に基づいて既往被害地震の余震活動のマグニチュード、発生確率の推定手法を検討した。

①公開資料の整理

気象庁(気象庁，2015)、地震調査研究推進本部 HP(地震調査研究推進本部，1998)のほか、既往研究文献などの公開資料を収集・整理し余震活動モデル化の基礎資料とした。

②余震活動のモデル化

a. 余震活動の確率モデル

①で整理された公開資料に基づき余震活動の確率モデル（マグニチュード頻度分布、余震発生領域、余震数の時間変化）を検討した。

余震活動の確率モデルを設定する流れは下記の通りである（図 4.3.4-4 参照）。

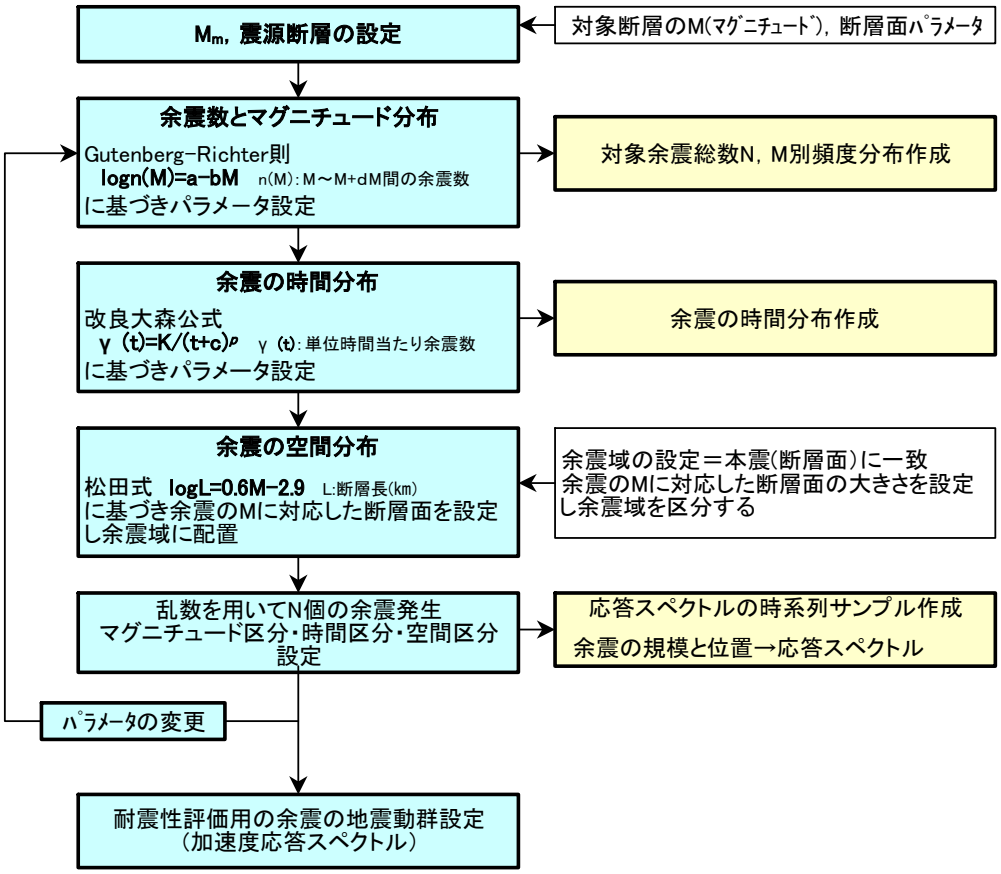


図 4.3.4-4　余震活動の確率モデル設定フロー

(a) 対象とする地震のマグニチュード、及び断層面の位置、規模(幅、長さ)、傾斜等のパラメータを設定する。

(b)本震と最大余震のマグニチュードの差（D1）の分布を与えるパラメータ、確率的に 1 回発生する地震のマグニチュード（M1）、考慮する余震の最大マグニチュード（M2）を内陸地殻内地震の例（表 4.3.4-1、図 4.3.4-5）を基に設定し、日本の内陸地震の事例を参考に b 値を与えて Gutenberg-Richter 則（Gutenberg-Richter, 1944）を用いて、対象余震総数（N）及び、マグニチュード別の頻度分布を求める。

$$\log n(M) = a - bM \qquad \text{(Gutenberg-Richter の式)}$$

ここで、n(M)：規模が M から M+dM の間にある余震数、a、b：定数。

(c)余震数の時間変化を、改良大森公式から導かれた確率密度の式

$$\gamma(t) = \frac{K}{(t+c)^p} \qquad \text{(改良大森式(Utsu 1957))}$$

ここでγ(t)：単位時間当たりのある大きさ以上の地震数、K、cは定数。p値は余震活動の時間的減衰を表すパラメータで 1 よりもやや大きい値をとることが多い(p＝0.9～1.4)。

改良大森公式を $p > 1$ の時に確立密度で表すと

$$f(t) = (p-1)c^{p-1}(t+c)^{-p} \qquad \text{(確率密度式)}$$

となり、パラメータを与えて求める発生確率の時間変化を求める。

表4.3.4-1　内陸活断層のマグニチュード一覧

地震名	本震 M	D1	M5.0 以上の余震数	宇津(1999)によるｂ値
1995 年兵庫県南部地震	7.3	2.1	5	2.33
2000 年鳥取県西部地震	7.3	2.1	1	2.33
2004 年新潟県中越地震	6.8	0.3	27	−0.28
2005 年福岡県西方沖地震	7.0	1.2	5	1.03
2007 年能登半島沖地震	6.9	1.6	4	1.63
2007 年新潟県中越沖地震	6.8	1.0	1	0.75
2008 年岩手・宮城内陸地震	7.2	1.5	4	1.46
2011 年福島県浜通り地震	7.0	0.6	11	0.15

宇津（1999）：$D_1 = 0.15 + 0.68b + 0.05M_m$

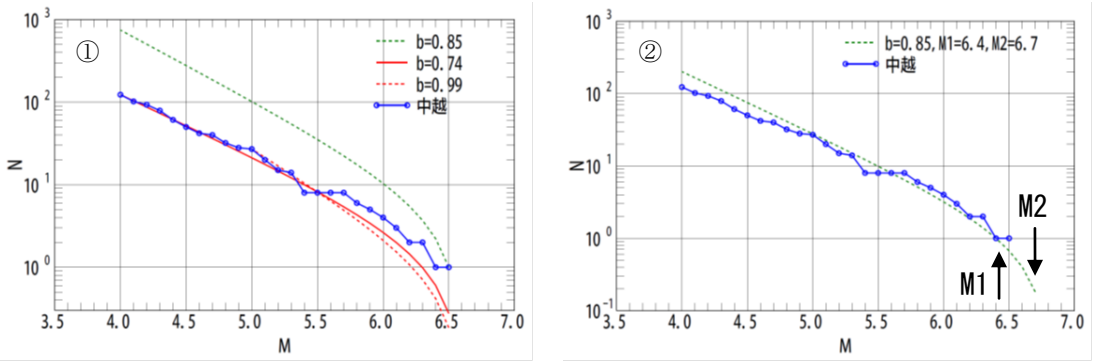


図4.3.4-5　マグニチュード分布のパラメータ

(d)余震の発生領域を定めて、余震のマグニチュード区分別に松田(1975)の式に基づく断層長の断層面を設定し、発生域に配置する。

(e)余震の総数分、一様乱数を発生させ、マグニチュード、発生時間区分、発生域を独立に決定し、余震の時系列サンプルを作成する。

(f)余震の規模と位置から地盤の地震動（応答スペクトル）を作成する。

(g)パラメータ（D1）を変更し、余震のサンプル群を作成し、耐震性評価用の地震動群を設定する。

b. 内陸活断層地震の余震のマグニチュード頻度分布

内陸活断層地震として、1995 年兵庫県南部地震以降の 8 地震のマグニチュード頻度分布を検討した。結果を表 4.3.4-1 に示す。

c. 検討対象地震

幌延深地層研究施設近傍のサロベツ断層帯(地震調査推進本部，2007)で発生する地震（マグニチュード 7.6）を想定対象とした。

断層帯は、東側が西側に対して相対的に隆起する逆断層と推定されており、長さは約 44km と推定されている。

断層面のパラメータは J-SHIS（2015）により強震動評価のために設定されている値を使用した(図 4.3.4-6)。

d. 余震活動のマグニチュードと発生確率の推定方法の検討

マグニチュード分布を規定するパラメータとしては、D1 と b 値による方法と（図 4.3.4-5①）、b 値と M1、M2 の 3 つのパラメータによる方法（図 4.3.4-5②）を検討し、再現性の良い後者の方法を採用した。

D1：国内での本震に対する最大余震規模の例として中越地震の値 0.3 を採用（表 4.3.4-1）。

M1：それ以上のマグニチュードの地震が確率的に 1 個発生するマグニチュード。最大余震のマグニチュードの目安より 0.1 小さい値を採用。サロベツ断層帯では 7.2。

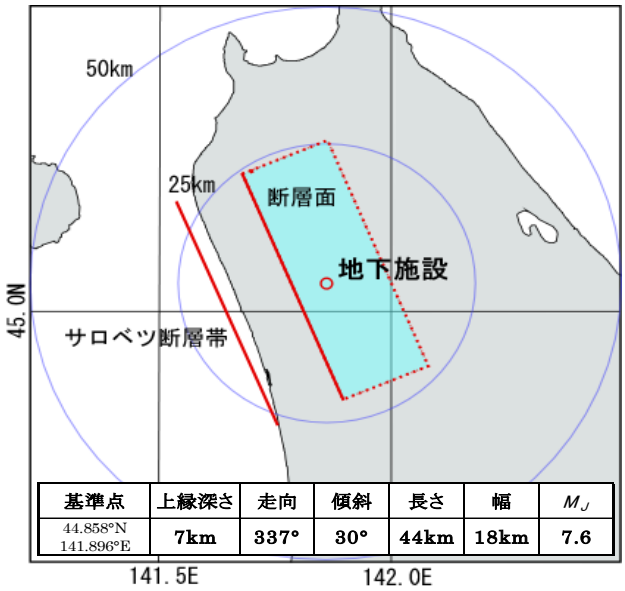
M2：確率的に生じる可能性がある最大マグニチュード。中越地震の例より期待される最大余震のマグニチュードより 0.2 大きい値を採用。サロベツ断層帯では 7.5。

b：内陸活断層での再現性の点と、宇津（1970）の結果にしたがって 0.85 を採用。

p、c：松浦（1993）による内陸活断層地震の値。p=1.12、c=0.019 を採用。

余震数を数える期間はせいぜい 3 年間程度であることから、時間区分は、0～1 日、1～5 日、5～10 日、10～30 日、30～90 日、90～360 日、360～1000 日とした。

余震の配置のイメージを図 4.3.4-7 に示す。



基準点	上縁深さ	走向	傾斜	長さ	幅	M_J
44.858°N 141.896°E	7km	337°	30°	44km	18km	7.6

図 4.3.4-6　サロベツ断層帯の位置

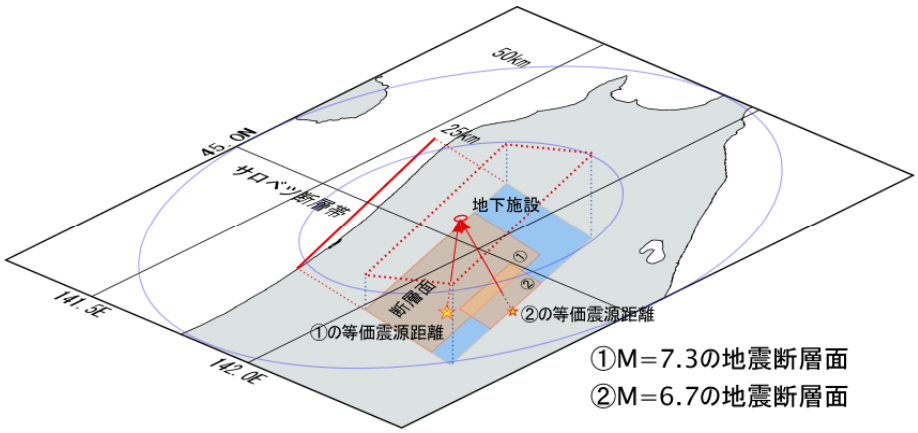
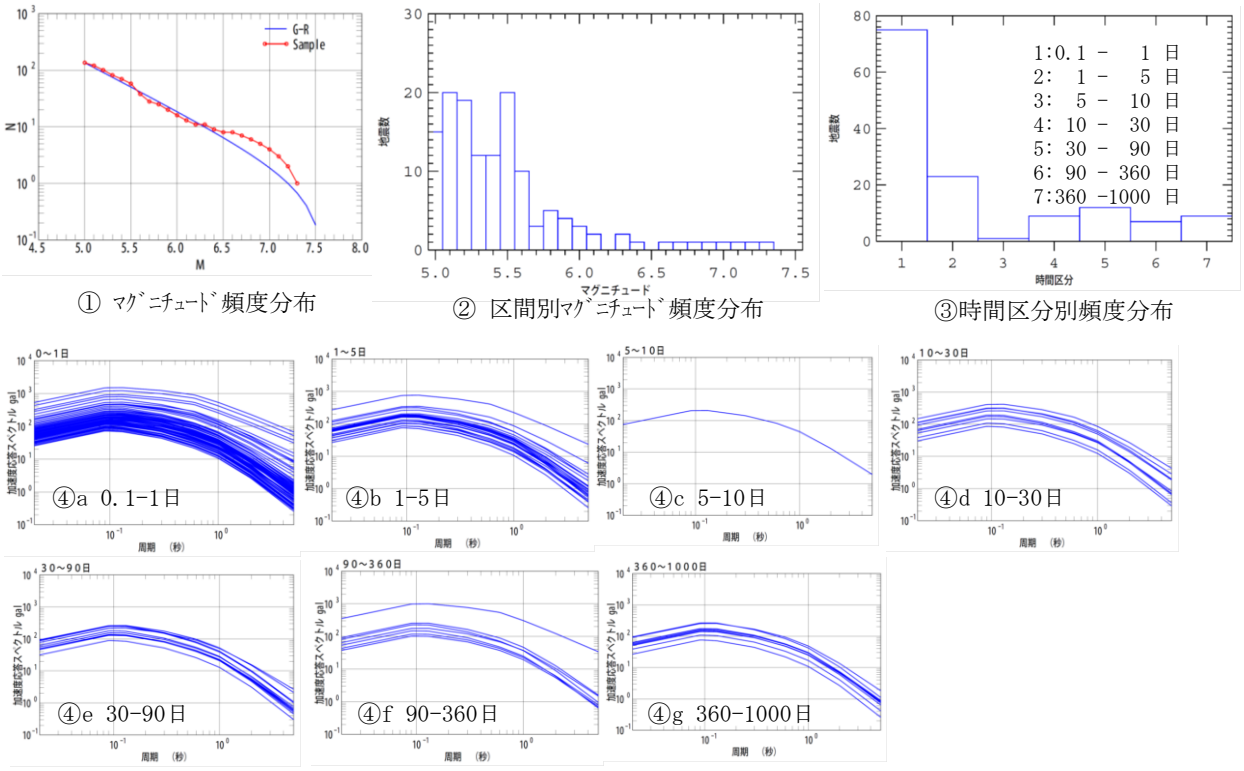


図 4.3.4-7　余震活動モデルのイメージ図

余震のマグニチュードの規模別頻度分布、発生時間区分、発生領域に一様乱数を用いて作成されたサロベツ断層帯の余震のサンプル例を以下に示す。余震の総数は136個（図4.3.4-8①）となる。

マグニチュード別の余震分布を図 4.3.4-8②、時間区分別の発生余震数を図 4.3.4-8③に示す。断層面上に乱数で発生された余震から耐専スペクトル(日本電気協会，2008)を用いて生成された時間区分ごとの加速度応答スペクトルの例を図 4.3.4-8④の a～g に示す。



① ﾏｸﾞﾆﾁｭｰﾄﾞ頻度分布　② 区間別ﾏｸﾞﾆﾁｭｰﾄﾞ頻度分布　③時間区分別頻度分布

図4.3.4-8　余震サンプルの作成例

①ﾏｸﾞﾆﾁｭｰﾄﾞ頻度分布、②区間別ﾏｸﾞﾆﾁｭｰﾄﾞ頻度分布、③時間区分別頻度分布
④a～g時間区分別加速度応答スペクトル

③余震による地震動の例と確率的位置づけ

平成 25 年の地震応答解析の検討で用いられている”サロベツ断層帯による地震動”（以下 H19 検討波）で用いられている等価震源距離は、当時は詳細な断層諸元が不明なため震央距離から円形断層を仮定した式を適用して得られたものである。

H19 検討波と J-SHIS 公開波形、等価震源距離を再算定した場合の耐専スペクトル式、震央距離とエネルギー放出中心の深さを再設定した大崎スペクトル式（大崎ほか，1978）、最大余震による応答スペクトルを比較した結果を図 4.3.4-9 に示す。最大余震（平均+1σ）は、全体を包絡しており、対数標準偏差であるため地震動は exp(0.53) ＝1.70 倍程度大きくなり、976.5gal となる（図 4.3.4-10）。

最大余震としてマグニチュード 7.3～7.5(D1 が 0.3 以下)を発生する確率は 6.4%と推定され、3000 個のサンプル中 976.5gal 以上が 393 ケース(27.0%)となった。この 2 つの評価を組み合わ

せると、976.5gal 以上の地震動が発生する可能性は 6.4%×27.0%＝1.7%程度と推定される。

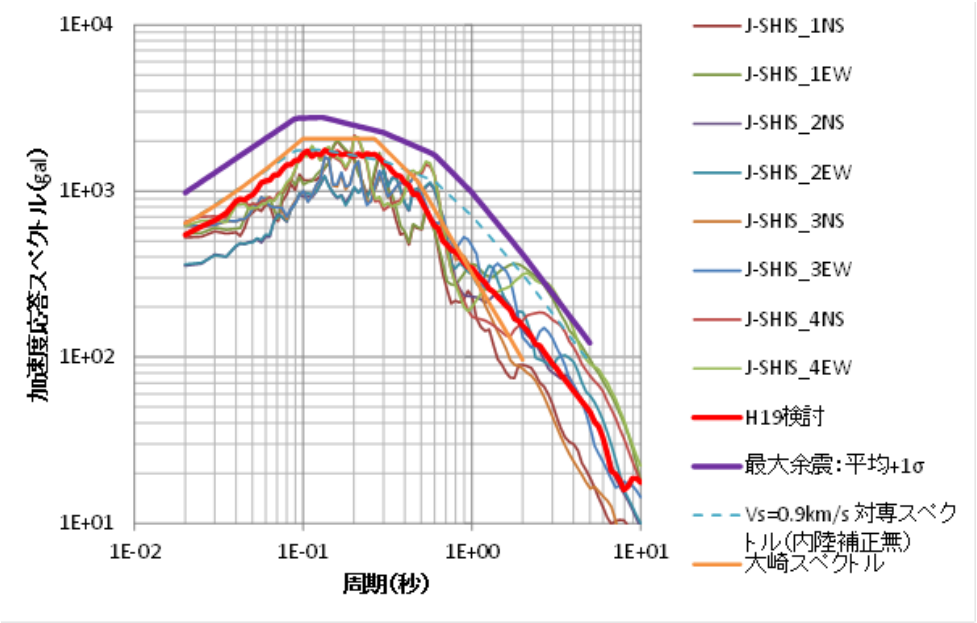


図4.3.4-9　加速度応答スペクトルの比較

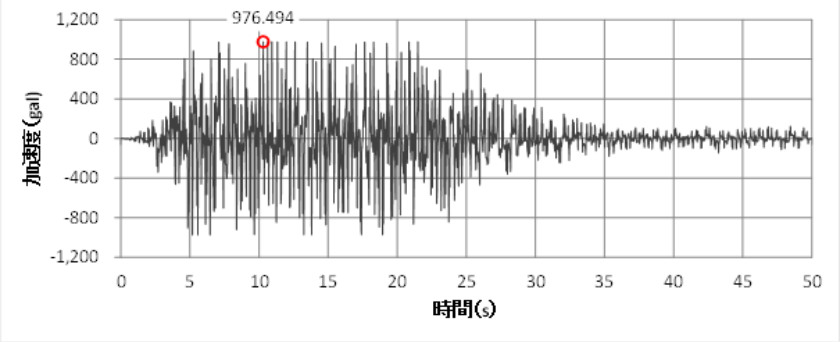


図4.3.4-10　地震動の時刻歴波形

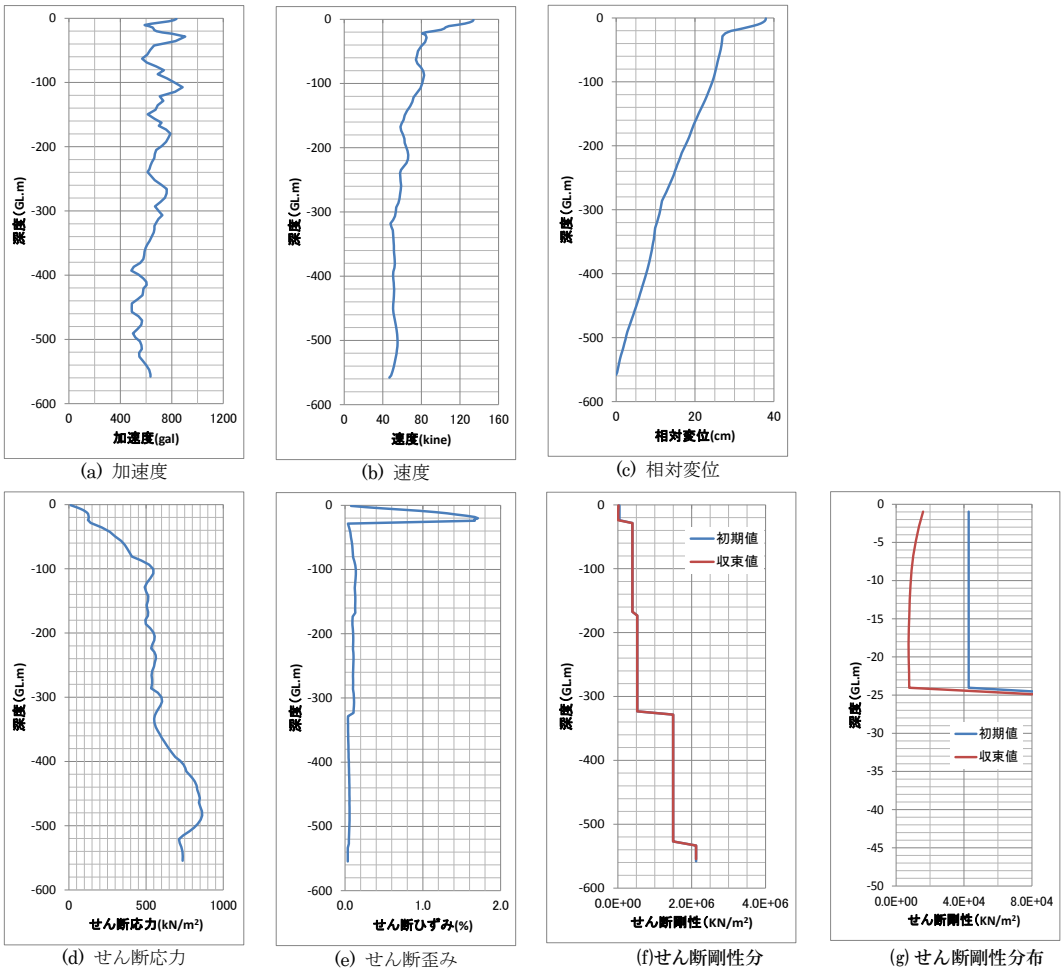
4)余震活動に対する地下施設の耐震安定性評価

3)で検討された余震活動モデルを用いて設定された余震の条件に基づき、H25 年度で実施した本震による耐震性評価の結果を考慮して、地下施設の耐震安定性評価手法を検討した。具体的には 1 次元応答解析を実施し最終動的剛性により耐震安定性を評価した。

①動的応答解析

一次元モデルによる地震応答解析（等価線形化法）を実施し、地下施設周辺のせん断応力分布から等価な静的震度（応答震度）を換算する。H25 年度の結果では施設に損傷が出ていないため、設計地震動は 3)で設定したバラツキを考慮した最大余震とした。

図 4.3.4-11 に地盤応答の最大値分布を示す。これより、地表面の最大加速度は 836gal、最大せん断ひずみは 1.71%であった。



(a) 加速度　(b) 速度　(c) 相対変位

(d) せん断応力　(e) せん断歪み　(f)せん断剛性分　(g) せん断剛性分布

図4.3.4-11　動的応答解析結果

②応答震度法解析

本検討において耐震性能の評価は、幌延深地層研究施設の実施設計((株)日建設計，2005)と同様に圧縮応力に対して行った。応答震度解析に用いる弾性係数は、一次元応答解析結果の収束剛性値より設定した。

地震時(常時＋地震時)の検討結果を図 4.3.4-12 に示す。最大圧縮応力では地震時増分の影響により、今回検討結果のほうが全体的に増加しているが、周方向応力は H25 年度既報告の値とほとんど変わらない値である。地震時の許容応力は、2002 年制定コンクリート標準示方書(土木学会，2002)より常時許容応力（支圧応力として）の 1.5 倍としている。GL.-210m 付近の連接部の最大圧縮応力が 44.0MPa と、設計基準強度を超過しているが、地震による増分は 4.0MPa (40.0MPa →44.0MPa) と部分的な分布となっている。また、立坑の形状を保持するために重要な応力方向である周方向応力は、GL.-250m 付近の連接部において最大で 27.8MPa と、設計基準強度 40MPa に対し十分な裕度がある。

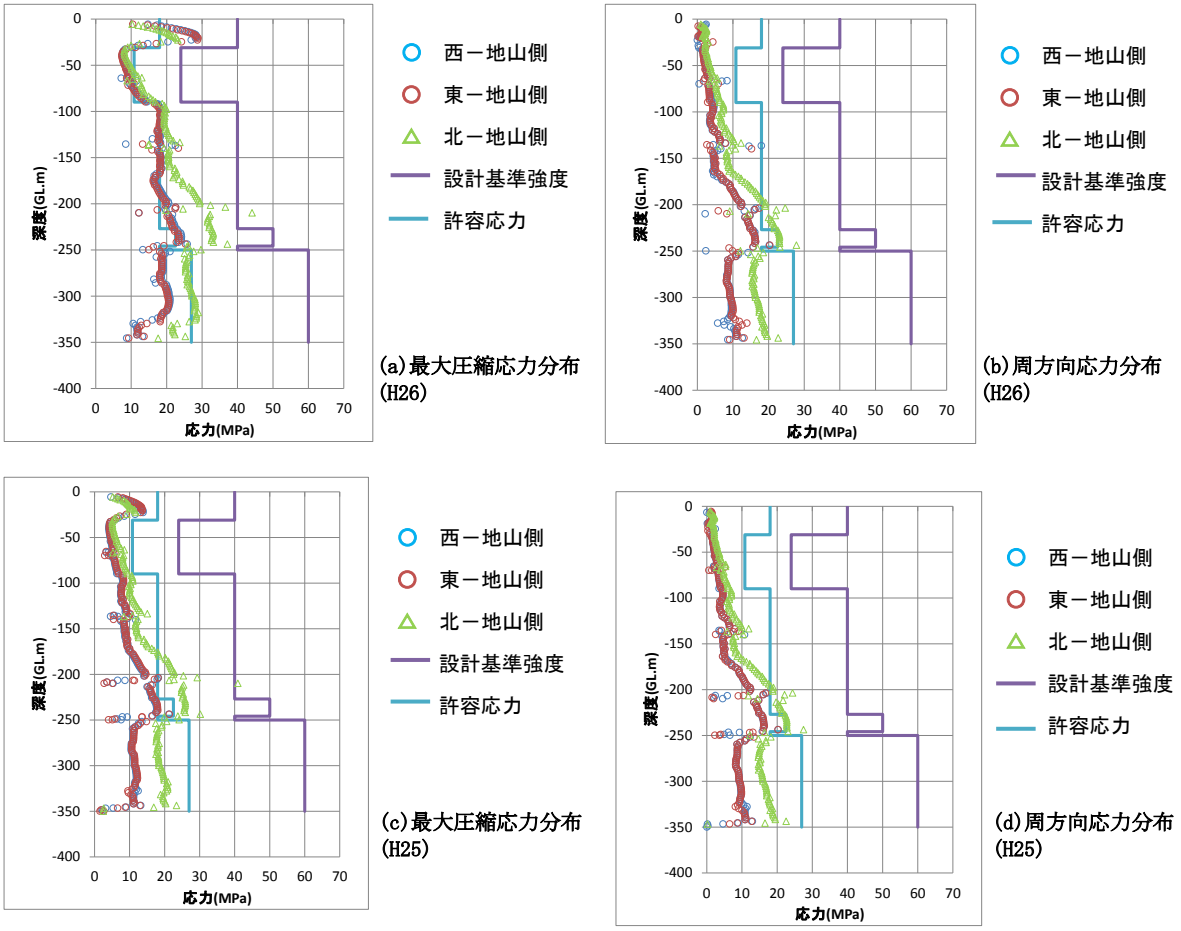


図4.3.4-12　応答震度法解析結果

③連接部影響評価（GL.-140m、地震時増分）

水平坑道有の場合、最大発生圧縮応力は水平坑道接続（西側）下部において、局所的ではあるものの、46.9MPa と設計基準強度(40MPa)を超過する応力が発生した。水平坑道が無い場合は、南西内空側-下部において 17.6MPa である(図 4.3.4-13 参照)。

最大主応力比は 2.66 倍であり、実施設計における影響係数の最大値 1.24 の約 2 倍となっている(図 4.3.4-13)。

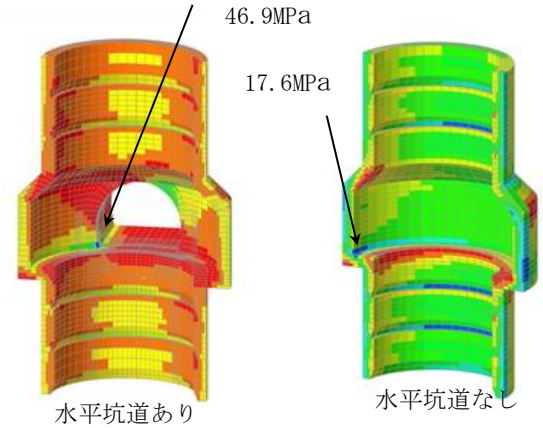


図4.3.4-13　動的応答解析結果

連接部水平坑道の接合部に大きな圧縮応力が発生している原因は、底盤は側壁と直角に接合しているため、応力集中していると思われる。実施工では側壁と底版には打継目が想定され、応力集中は打継目でのずれにより緩和され、脆性的な破壊には至らないと推定される。

耐震安定性評価を進める上での課題のうち、地震活動に関して、平成 26 年 9 月に日本海における大規模地震に関する調査検討会(2015)よりサロベツ断層帯に対する新しい断層モデルが出されていることを踏まえて最新の情報による基準地震動の見直しが必要となる。

地盤における振動特性の問題としては、地下施設での地震観測の結果に基づいた一次元応答解析を実施することにより地盤物性の妥当性を検討し、地盤モデルの信頼性向上を図る必要がある。

また耐震安定性評価としては、上記の見直しに基づいた耐震安定性評価を実施するとともに、算定した等価震度を段階的に増加させるプッシュオーバー解析等を実施し耐震性能限界を評価する必要性がある。

5)まとめ

本震後の余震による耐震安定性の評価を行うため、余震活動の確率モデルの作成方法を検討し、Gutenberg-Richter 則と改良大森公式に基づいた余震活動の推定方法を提示した。

上記手法により幌延深地層研究施設を例として最大余震規模を推定し、耐震安定性の評価を行った。立坑全体モデルにおいては、最大圧縮応力が連接部の一部で設計基準強度を超すものの、内空形状を保持するために重要な周方向圧縮応力は、設計基準強度以下であった。立坑連接部における水平坑道部による空洞の影響を評価した結果、坑道接合部の下部に局所的ではあるが地震時増分のみで設計基準強度を超過する応力が発生する結果となった。

本事象は閉鎖後の環境下において巨大地震による地震動で地下施設が破壊することにより高透水部が形成され、ニアフィールドの地質環境特性へ影響を与える可能性が示唆されるため、閉鎖後さらに地下施設に対する耐震性を評価する手法の開発を検討していく必要がある。

(2)人工バリアのせん断影響評価手法

1)目的及び概要

第2次取りまとめでは300体のオーバーパックが破断しても安全性が確保されると評価されているが、より多くのオーバーパックが破断した場合、地上で過酷事象になる（例えば100mSv/回を超える）可能性も考えられる。

地下深部の岩盤中に設置されるガラス固化体、金属製のオーバーパック、粘土材料からなる緩衝材で構成される人工バリアに対して、断層活動に伴って断層面がずれることにより生じる応力の負荷や断層破壊が及ぼす影響（せん断影響）を精度よく評価するためには、岩盤と接し、岩盤からの圧力や岩盤の変位を緩衝する役割を担っている緩衝材の材料特性を考慮し、断層のずれに伴う人工バリアの応力状態の変化や断層破壊による実際の変形等の挙動を表現することができる解析を行うことが必要である。本研究は、断層活動に伴う人工バリアへのせん断影響を評価するための解析手法を整備することを目的とする。

2)平成25年度の成果の概要

実規模オーバーパックにおいて断層の直撃によるオーバーパックの破断の有無を実験で確認することは困難であるため、解析により検討することとし、平成25年度は、有限要素法及び個別要素法による解析を実施した。有限要素法は、連続体を有限個の要素の集合体によって近似して問題を解く方法の一つで、原子力、航空、自動車などの各種産業分野で構造物の設計や研究開発で多くの実績を有している。有限要素法による解析では、まず、断層模擬試験設備（BORE-SHEAR）

を用いて過去に実施された人工バリアのせん断影響を模擬した模型試験の再現解析を行い、試験結果との整合を確認し（図4.3.4-14の土圧変化の比較に示すように、試験結果Case-1の黒丸線と解析結果の青線はほぼ同等になった。）、人工バリアにせん断変形が生じる事象で人工バリアの応力に最も影響を及ぼすのは緩衝材の膨潤圧と剛性であることがわかった。

個別要素法は、多数の粒子が相互に接触する現象のモデル化に適した手法で、製薬、化学、セラミックなどの産業分野における粒子状物質の挙動をモデル化するために使用されている。各粒子を剛体球形状の単一節点要素でモデル化することにより、粒子状物質の破壊挙動を計算することが可能であり、物理的な実験では把握することが困難な多くの状況に対して洞察が得られる一方で、パラメータを設定する際の根拠付けや試験結果の解析による再現性が課題となっている。個別要素法による解析では、人工バリアを構成する緩衝材の候補材料であるベントナイト系材料の他に、オーバーパックを構成する金属材料及び周辺岩盤の3種類の粒子を設定し、人工バリアのせん断影響解析を試行することにより、緩衝材中の応力状態、変位量、き裂の発生位置を評価できる可能性を確認した。

有限要素法と個別要素法の両方の解析を実施することの意義としては、有限要素法はモデル全体を連続体として扱うため、調査及び実験で得られた物性値を直接計算に反映することができるが、反面破壊にともなう大変形を扱う場合はメッシュの切り直し等の煩雑な作業が必要になる。一方、個別要素法は大変形を容易に取り扱うことができるが、粒子間の直接測定できない物性を扱うため、調査データ等を計算に用いる場合、調査結果全体を再現する粒子間の物性を決定する工程が必要になる。それぞれの特徴を考慮したうえで両手法を用いることにより、信頼性の高い評価を行うことが期待できる。

3)有限要素法による人工バリアせん断影響解析

平成25年度の課題として、陰解法を用いた有限要素法による解析では、断層のせん断変位の増加に伴い緩衝材と模擬オーバーパック間の変形量が増大することにより、計算が発散し、岩盤と模擬オーバーパックが衝突するまでの計算ができないことが挙げられた。

そこで、本年度は、断層活動によって岩盤と模擬オーバーパックが衝突する場合の計算ができるよう解析手法の見直しを行い、適切な変形挙動を表現するためのモデルを設定した上で、断層活動によって岩盤と模擬オーバーパックが衝突する場合の応力状態を把握した。ただし、本解析は今年度のせん断影響模型試験の再現解析を行ったものではない。

①解析条件

a.解析モデル

平成25年度の3次元モデルに基づき鉛直断面を対象とした2次元有限要素モデルを作成し、人工バリアせん断影響解析を試行した。2次元有限要素法解析モデルの概要を図4.3.4-15に示す。解析モデルの規模は、総節点数：2084、総要素数：875である。

b.物性値

物性値は、平成25年度に用いたものと同様とした。岩盤は硬岩系とし、岩盤の物性値を表4.3.4-2に示す。岩盤には弾性モデルを適用した。緩衝材の材質は、第2次取りまとめのリファレンスケースを基にベントナイト70wt%／ケイ砂30wt%、乾燥密度ρd=1.60Mg/m^{3}とした。緩衝材の物性値を表4.3.4-3に示す。緩衝材には弾塑性モデル（修正Cam-Clayモデル）を適用した。

模擬オーバーパックの材質は圧力容器用炭素鋼とし、模擬オーバーパックの物性値を表4.3.4-4に示す。模擬オーバーパックには弾塑性モデルを適用した。

c.境界条件

本解析における境界条件は、図4.3.4-15に示すように、左側岩盤の上下面を鉛直Y方向変位拘束（水平ローラー）とし、左右岩盤の外側面を水平X方向変位拘束（鉛直ローラー）とした。なお、各材料間を接触境界とする。接触境界は、物体間の接触相互作用（接触、はく離、滑り）を考慮するための境界条件である。

d.荷重条件

荷重条件として、図4.3.4-15に示す右側の岩盤に、マグニチュード6.5以上の地震で生じるせん断速度として、鉛直下向きに初速度V=1m/sec（平井ほか,2003）を付与することによりせん断を与えることとした。

②解析コード及び解析手法

解析には、汎用有限要素法解析ソフトウェアAbaqus 6.14-1を使用した。本年度では、断層せん断変位による過酷事象に関連した場合を想定し、岩盤と模擬オーバーパックが衝突するまでの試験及び解析を計画しており、平成25年度の陰解法による解析手法を変更して陽解法による動的せん断解析を実施した。陽解法の長所として、連立方程式の解法を行わないため計算時間を短縮でき、高速な動的現象、大規模で複雑な接触問題、大変形及び大回転問題、破壊現象などを非常に効率良く計算できる長所がある。

③解析結果

解析結果の例として、図4.3.4-16に、最大せん断変位を40mm、86mmとした場合の鉛直変位コンタ、ミーゼス相当応力コンタ、相当塑性ひずみコンタをそれぞれ示す。鉛直変位コンタ（図4.3.4-16 a)）に示すように、岩盤の最大せん断変位を40.0mmとした場合、せん断変位の増加に伴い模擬オーバーパックは回転し、模擬オーバーパックのコーナー部付近とせん断面中心付近に隙間が生じた。b)の鉛直変位コンタに示すように、岩盤のせん断変位を模擬オーバーパックの長さ程度の86.0mmとした場合、岩盤と模擬オーバーパックは衝突した。なお、岩盤と模擬オーバーパックの衝突に伴いせん断面中心付近の緩衝材のメッシュの歪みが大きくなることにより、せん断変位86.0mmの状態で計算が終了した。

ミーゼス相当応力コンタ（図4.3.4-16 d)）に示すように、断層せん断速度1m/secで岩盤と模擬オーバーパックが衝突した際、模擬オーバーパックの最大ミーゼス相当応力は325MPaとなった。この値は、炭素鋼の引張強さ410MPaを下回っているが、炭素鋼の降伏応力205MPaを上回っているため、今回設定した条件下では、岩盤と模擬オーバーパックが衝突することにより模擬オーバーパックの一部は塑性変形する可能性があることが示唆された。

相当塑性ひずみコンタ（図4.3.4-16 e)、f)）に示すように、岩盤のせん断変位の増加に伴い、模擬オーバーパックのコーナー部付近の緩衝材に生じた隙間の一部は閉塞した。このことから、緩衝材により人工バリアにおけるせん断の影響が緩和される可能性があることが確認できた。

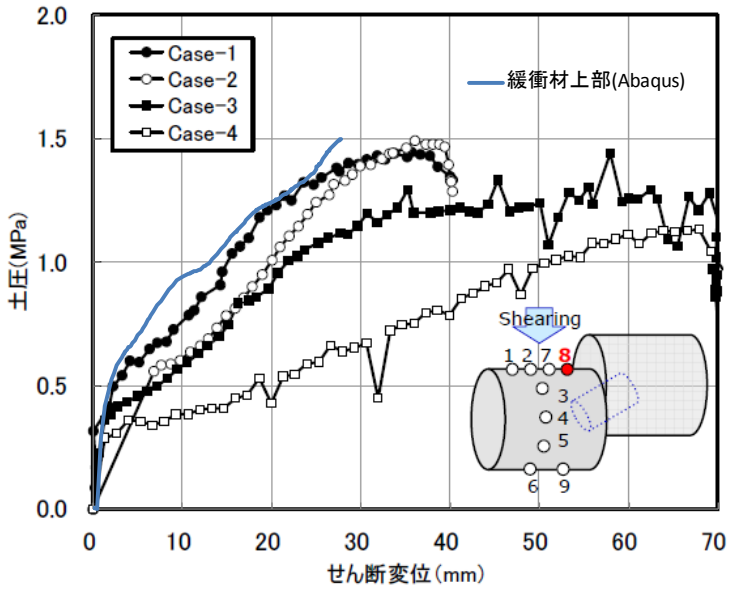


図4.3.4-14　せん断影響模型試験結果と解析結果における緩衝材上部の土圧変化の比較

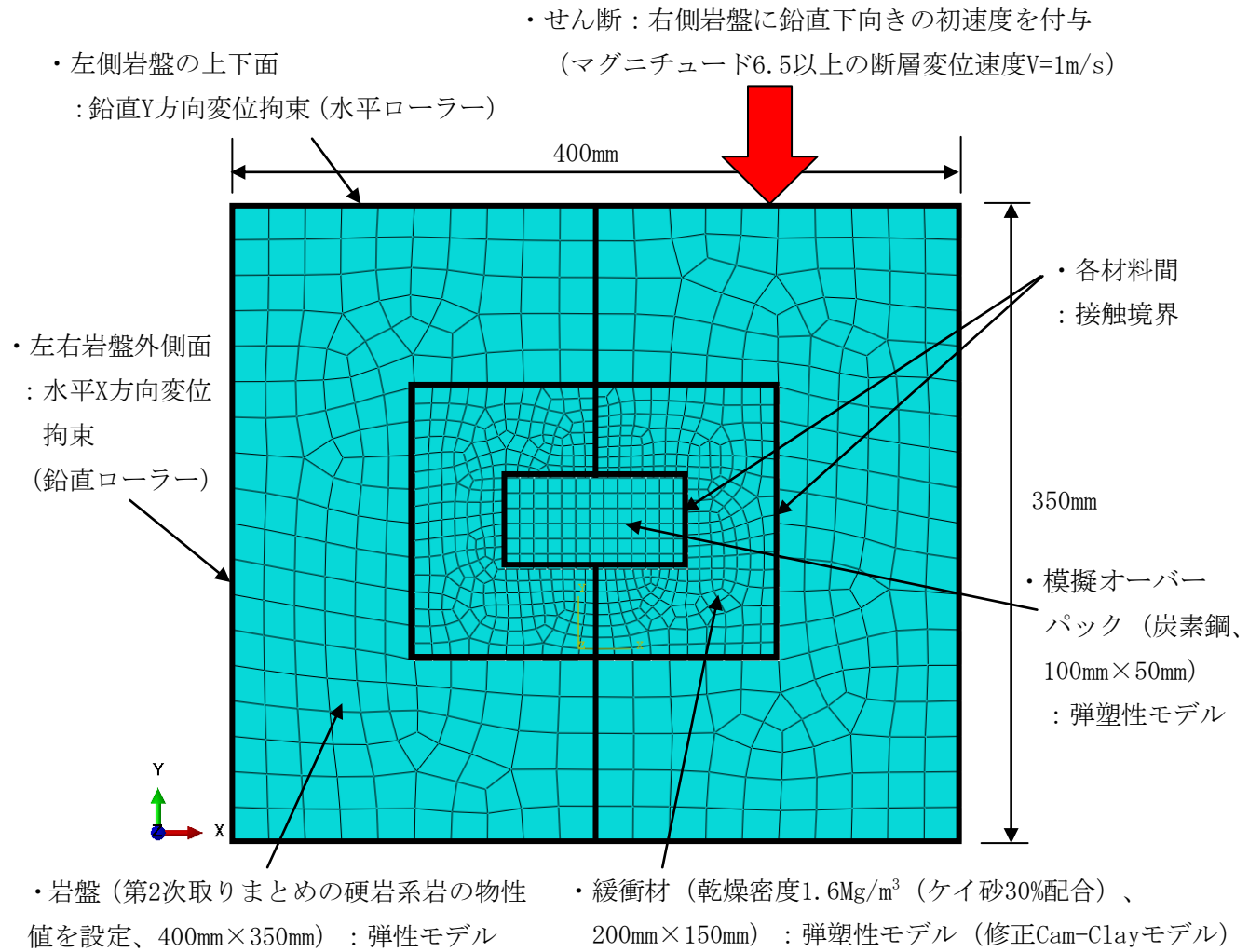


図4.3.4-15　2次元有限要素法解析モデルの概要

表 4.3.4-2　岩盤（硬岩系）の物性値

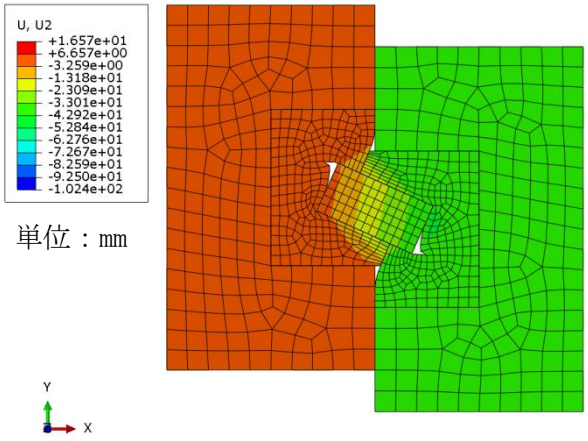
対象岩盤		硬岩系岩盤（第2次取りまとめの検討結果を基に設定）
物理特性	飽和密度 ρ ［Mg/m^3］	2.67
	真密度 ρ_R ［Mg/m^3］	2.7
	有効間隙率ne ［%］	2
力学特性	一軸圧縮強度qu ［MPa］	115
	弾性係数E ［MPa］	37000
	ポアソン比 ν ［—］	0.25
	粘着力c ［MPa］	15
	内部摩擦角 ϕ ［° ］	45
	引張強度 σt ［MPa］	8

表 4.3.4-3　緩衝材の物性値

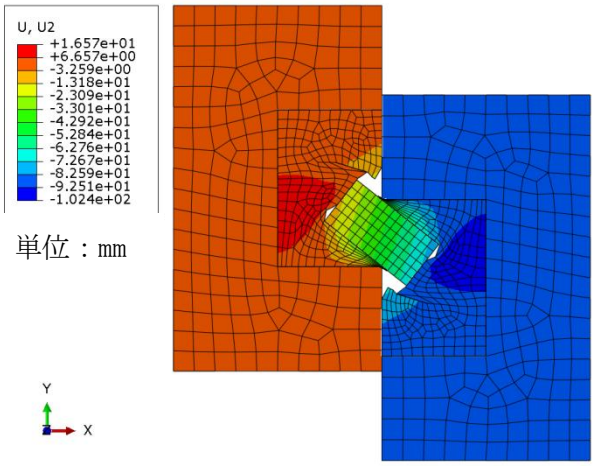
	項目	記号	単位	値	備考
乾燥密度 1.6Mg/m^3（ケイ砂30%配合）	乾燥密度	ρ_d	Mg/m^3	1.600	
	間隙比	e	—	0.656	ρ_s=2.65Mg/m^3
	圧縮指数（対数体積塑性率）	λ	—	0.117	（高治，鈴木，1999）
	膨潤指数（対数体積弾性率）	κ	—	0.070	（高治，鈴木，1999）
	ヤング係数	E	MPa	116.0	（高治，谷口，1999）
	ポアソン比	ν	—	0.42	Jakyの式より（ϕ=16.6° ）
	限界状態応力比	M	—	0.630	（高治，鈴木，1999）
	先行圧密降伏応力	P_0^*	MPa	0.900	（高治，鈴木，1999）
	初期降伏曲面の大きさ	a_0	MPa	0.45	（高治，鈴木，1999）
	透水係数	K	m/s	4.86×10^{-13}	（高治，鈴木，1999）降水系
	膨潤圧（初期応力）	P_{sw}	MPa	0.5	（高治，鈴木，1999）
	二次圧縮係数	α	—	5.0×10^{-4}	（高治，鈴木，1999）

表4.3.4-4　模擬オーバーパックの物性値

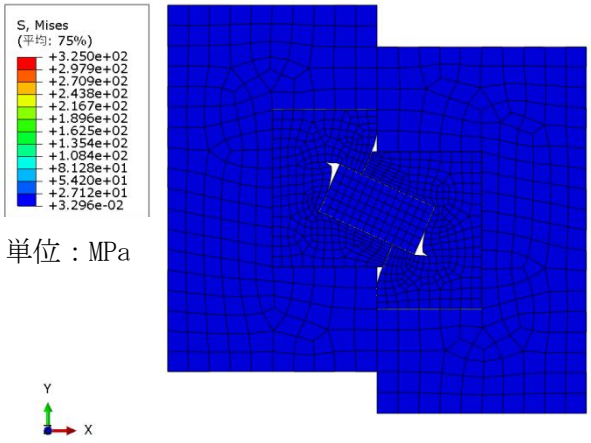
項目	記号	単位	値	備考
密度	ρ	Mg/m^3	7.85	
弾性係数	E	MPa	200000	
ポアソン比	ν	—	0.30	
降伏応力	σ_y	MPa	205	SFVC1（圧力容器用炭素鋼）
引張強さ	σ_t	MPa	410	SFVC1（圧力容器用炭素鋼）
伸び	—	—	0.21	SFVC1（圧力容器用炭素鋼）



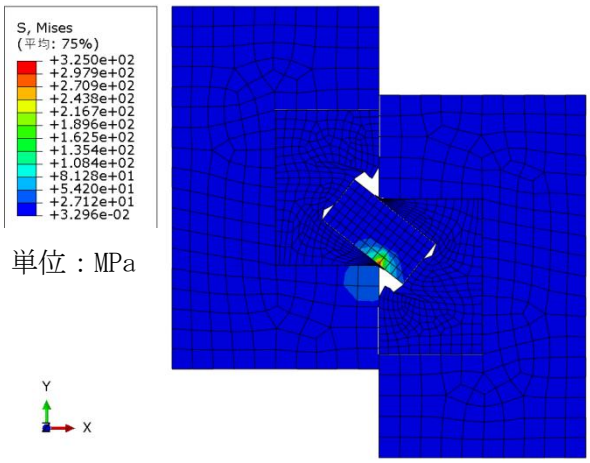
a)鉛直変位コンタ（せん断変位40mm）



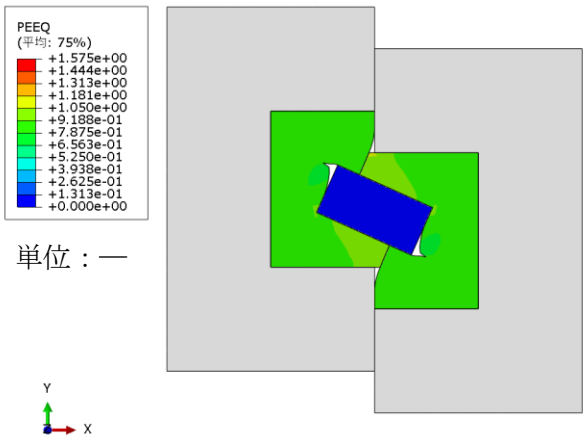
b)鉛直変位コンタ（せん断変位86mm）



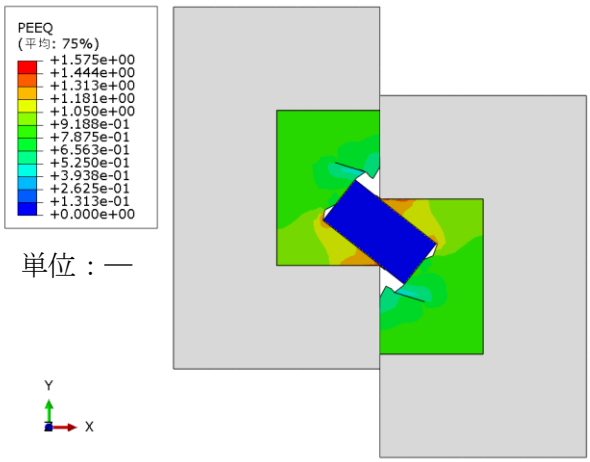
c)ミーゼス相当応力コンタ（せん断変位40mm）



d)ミーゼス相当応力コンタ（せん断変位86mm）



e)相当塑性ひずみコンタ
（せん断変位40mm、メッシュ図無し）



f)相当塑性ひずみコンタ
（せん断変位86mm、メッシュ図無し）

図4.3.4-16　鉛直変位コンタ、ミーゼス相当応力コンタ、相当塑性ひずみコンタ
（せん断変位40mm、86mmの場合）

④まとめ

陽解法を用いた2次元有限要素モデルによる動的せん断解析により、模型試験相当の条件において、断層活動によって岩盤と模擬オーバーパックが衝突した場合の応力状態を把握することが可能となった。模型試験の再現解析の結果から実規模のオーバーパックへの影響を直接評価することはできないと考えているため、この解析手法に基づいて、今後は、3次元モデルによる模型試験の再現解析を行い、さらに実規模（実寸法、中空円筒容器）のオーバーパックを含めた3次元モデルによる解析を試行し、断層のせん断速度の影響等による実規模オーバーパックの応力状態を調べることにより、実規模オーバーパックの破断の有無の可能性を確認するとともに、断層活動に伴う人工バリアへのせん断影響を評価するための解析手法の整備を進める予定である。

4)個別要素法モデルによる人工バリアせん断影響解析

巨大地震・断層活動に伴う人工バリアのせん断挙動を評価する上で、大規模なせん断変位に伴う大変形の評価を可能とするために、大変形挙動の取り扱いが容易な個別要素法（Distinct Element Method、Cundall, 1979; Potyondy, 2004）を用いた人工バリアのせん断影響解析を試行した。個別要素法は粒子の集合体によりモデルを表現し、粒子間に作用する力をバネで表現している。図4.3.4-17に本解析で用いた個別要素法モデルの概念図を示す。この図は粒子が上下に二つ並んだ状態の接触箇所を拡大したものである。

個別要素法は、もともと土や砂、粉体のような粒状体の変形等の挙動に対する解析手法であったが、要素間に引張力を導入するなど粒子間の結合方法を変更することにより様々な性状のモデルを表現することができるようになっている（Shimizu, 2010）。これまでに、個別要素法を用いて緩衝材の膨潤モデルの開発が行われており、ベントナイト供試体と壁面の間に作用する摩擦力と供試体の縦横比に着目した膨潤圧試験のシミュレーションが行われている（日本原子力研究開発機構, 2012；日本原子力研究開発機構, 2013）。

今年度は、3)項で示した有限要素法モデルを用いた解析と同様の形状や条件を適用したせん断影響解析を行い、二つの解析の比較検討を行い、個別要素法モデルの特徴を明らかにした。

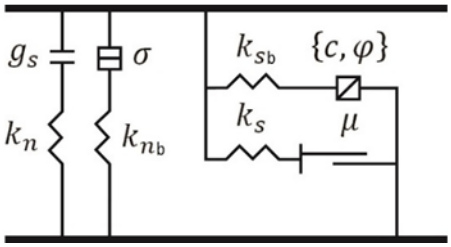
①解析条件

前述の有限要素法モデルによる解析同様、断層模擬試験設備での試験を想定した解析条件とした(図4.3.4-18参照)。解析には2次元個別要素法解析ソフトウェアPFC2D(Itasca Consulting Group, Inc., 2004) を使用した。

解析で用いた物性値は、基本的には有限要素法モデルと同じ値とした。バネ定数kは以下の式で求めた。

$$k=E\cdot A/L \qquad \text{式 (4.3.4-1)}$$

ここで、Eは有限要素法の解析で用いている弾性係数、Aは粒子結合断面積、Lは結合している2つの粒子の中心間距離である。緩衝材の引張強さは、平成25年度に行ったパラメータ決定のためのシミュレーションの結果を使用した。また有限要素法モデル同様、岩盤及び緩衝材には中央部縦に予め断層を設定した。この断層には粒子の半径の半分程度の幅を持たせ、粒子の噛みあわせを回避した。表4.3.4-5に解析で用いたパラメータ値を、表4.3.4-6に粒状体の形状及び計算条件をそれぞれ示す。



パラメータ名称	常に有効	結合状態で有効
粒子間のギャップ	g_s	-
垂直強度	k_n	k_{nb}
せん断強度	k_s	k_{sb}
摩擦係数	μ	-
引張強さ	-	σ
粘着力	-	c
摩擦角	-	φ

図4.3.4-17　本解析で用いた個別要素法モデル概念図

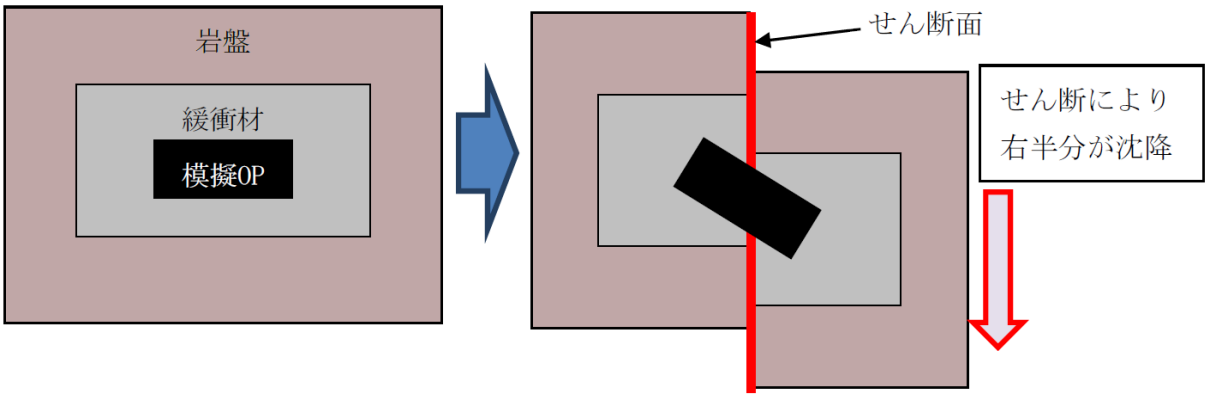


図4.3.4-18　せん断挙動表現の概念図

表4.3.4-5　個別要素法モデルに設定したパラメータ

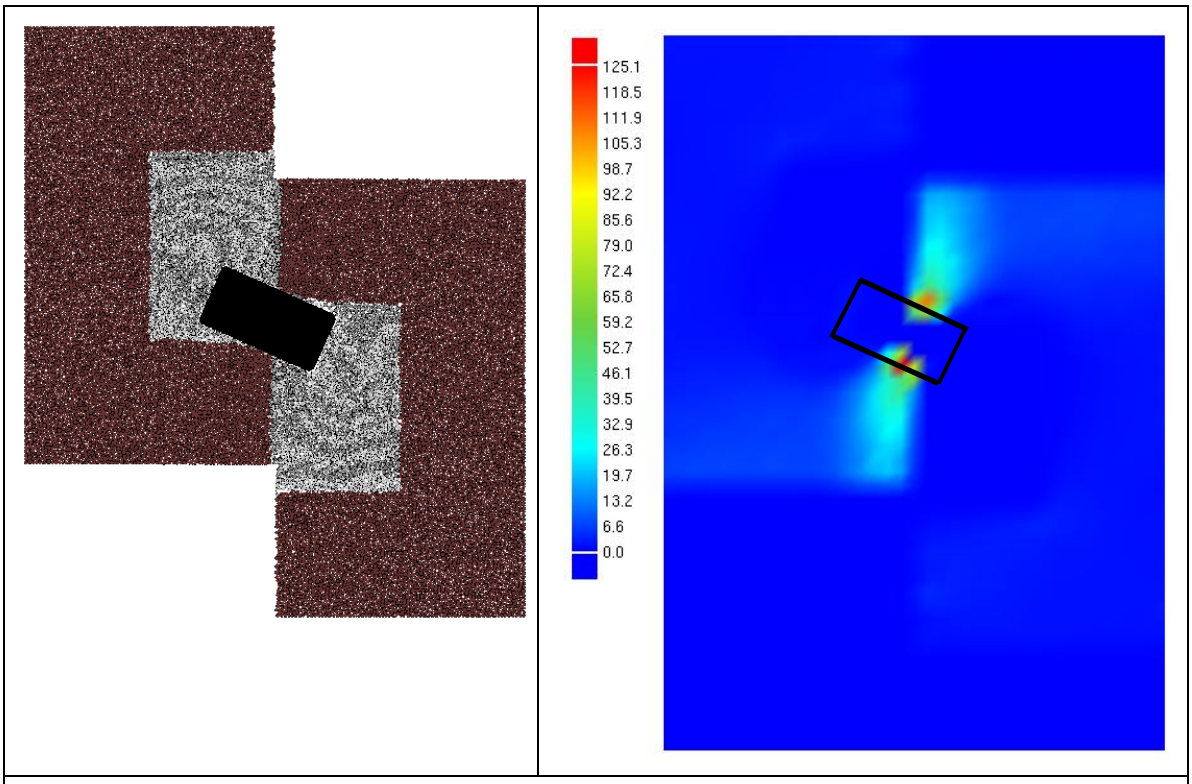
項目		値
岩盤粒子	密度	2,500kg/m^3
	バネ定数(法線方向)	3.7×10^{10}N/m
	バネ定数(接線方向)	2.59×10^{10}N/m
緩衝材粒子	密度	1,600kg/m^3
	バネ定数(法線方向)	1.16×10^{8}N/m
	バネ定数(接線方向)	8.12×10^{7}N/m
	引張強さ	5MPa
模擬オーバーパック(OP)粒子	密度	7,800kg/m^3
	バネ定数(法線方向)	4.0×10^{11}N/m
	バネ定数(接線方向)	4.0×10^{11}N/m

表4.3.4-6　個別要素法モデル形状及び計算条件

寸法	岩盤	350㎜×400ｍｍ
	緩衝材	150㎜×200㎜
	模擬OP	50㎜×100㎜
全粒子数		18,163
岩盤及び緩衝材粒子半径		1～2㎜
せん断速度		1.0m/s
緩衝材粒子結合		引張強さを超えると切れる
岩盤及び模擬OP粒子結合		結合は切れない
断層幅		0.5㎜

③　解析結果

図4.3.4-19に上下の岩盤と模擬オーバーパックが接触した時点（せん断変位105㎜）の変位図及びミーゼス応力分布を示す。個々の粒子の応力値のばらつきが大きいため、ここでは半径10㎜の円をモデル領域に並べ、その中で粒子の応力の平均値を求めた。せん断に伴い、模擬オーバーパックと岩盤が接触した箇所で大きな応力が発生している。ミーゼス応力の最大値は岩盤と模擬オーバーパックが直接接する箇所で125.1MPaであり、有限要素法モデルの結果に比べ約4割程度に評価されている。これは、個別要素法モデルでは緩衝材粒子の結合の切断を考慮しているのに対し、有限要素法モデルでは緩衝材の切断を考慮しないため模擬オーバーパックの回転に対する緩衝材の抵抗が大きくなるためと考えられる。



a)変位図　　b)ミーゼス応力分布（MPa）

図4.3.4-19　個別要素法によるせん断影響解析結果例
（模擬オーバーパックと岩盤の接触時）

③まとめ

個別要素法による人工バリアせん断影響解析を試行した。その結果、せん断に伴い模擬オーバーパックは有限要素法モデル同様、右回転し岩盤の角と接するという挙動を示すことが確認された。両者の応力の最大値には差が見られるが、これは有限要素法と個別要素法の解析手法の違いと、緩衝材の取り扱いの違いによるものである。本モデルを用いてせん断影響評価を行うためには、今後、有限要素法モデルを用いた解析結果や、断層模擬試験設備による模型試験結果との比較を通じて、粒子間の結合等のパラメータを設定するための方法論を整理することが必要である。さらに、個別要素法モデルを適用することが適切と考えられるせん断変位量等の条件を明らかにすることにより、せん断影響評価に用いるモデルを選定するための知見を提示することが重要である。

有限要素法と個別要素法の結果を比較すると、前者は切断箇所を除くモデル全体を連続体として扱うため、調査及び実験で得られた物性値を直接計算に反映することができるが、反面破壊にともなう大変形を扱う場合はメッシュの切りなおし等の煩雑な作業が必要になる。一方後者は大変形を容易に取り扱うことができるという利点を持つが、粒子間の直接測定できない物性を扱うため、調査データ等を計算に用いる場合、調査結果全体を再現する粒子間の物性を決定する工程が必要になる。それぞれの特徴を考慮したうえで両手法を用いることにより、信頼性の高い評価を行うことが期待できる。

4.4 まとめ

4.4.1 地層処分システムにおける過酷事象の概念構築

地層処分システムにおける過酷事象概念を具体化することを目的として、過酷事象の定義及び評価フローを具体化するとともに、評価フローに従って、過酷事象に至る可能性のある事象の抽出、評価、対策検討等の試行を実施した。

具体的には、専門家を集めたワークショップを通じて過酷事象の定義を見直すとともに、ワークショップで得られた意見を反映して評価フローを具体化した。次に、複数の観点からの過酷事象に至る可能性のある事象の抽出、及び包括的懸念事象リストの整備を試行した。さらには、安全機能の喪失の組合せと関連付けた上でシナリオを試作するとともに、このシナリオに対する影響評価を例示した。加えて、定性的な重要度の評価及び対策技術の検討についても試行した。

以上の検討を踏まえ、地層処分システムにおける過酷事象概念に関わる評価フローを実用的なものとするためには、今後、以下の項目について詳細に検討を進める必要がある。

- 過酷事象に至る可能性のある事象の包括的な抽出手順の具体化（例えば、包括的懸念事象リストの作成方法など）
- 安全機能の喪失と包括的懸念事象リストを組み合わせたシナリオ構築手法の具体化（例えば、安全機能喪失の組合せに基づき類型化する方法など）
- 試作したシナリオに対する影響評価の試行及び対策技術の検討

なお、本研究は、現時点における人知を超える事象が発生することはあり得るという前提に立ち、地層処分システムのロバスト性をより高めることを念頭においたものである。このため、システムの外部で起きる事象であり安全性に脅威を与える可能性のある事象（外部ハザード）に着目して地上保管の概念との相対的な比較を行うことに本研究を展開することにより、地層処分システムのロバスト性を提示できる可能性がある。従って、地層処分システムと地上保管との相対的な優劣を比較する手法を整備していく必要がある。

4.4.2 巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術開発

(1)巨大地震・断層活動を対象としたシナリオ開発の検討

日本において想定し得る最大規模の内陸地震の特徴を整理した上で、当該地震が発生することを想定し、考え得る地質環境条件への熱的（T）、水理学的（H）、力学的（M）、化学的（C）影響について調査・整理を行った。その結果、THMC影響として変化し得るパラメータの幅やその影響範囲について、見通しが得られた。さらに、整理した最大規模の地震・断層活動とその特徴を念頭に、上記の影響の時間変化や、空間的影響範囲を踏まえて、考え得る処分システムの安全機能への影響を抽出・整理した上で、複数の安全機能の劣化が生じ得る過酷事象となる可能性のあるシナリオを試作した。現状では、現象のメカニズムに関する知見が少なく、既存文献から特に顕著な変化を示す事例に着目してシナリオ構築を行っている。今後は、地質環境への影響調査（4.3.2項参照）や、人工バリアへの影響調査（4.3.3項参照）から得られる知見も踏まえて情報整理及び過酷事象の候補となるシナリオを具体化するとともに、これに基づく影響評価の検討を

進める予定である。

(2)巨大地震・断層活動の地質環境への影響調査

1)巨大地震・断層活動が地質環境に与える影響の事例調査

本研究では、東北地方太平洋沖地震に伴って各地で発生した内陸地震の震源域及びその周辺地域の温泉井で採取された地下水・ガスの化学組成・同位体組成を測定した。その結果、地震前後の主要溶存成分のパターンに明瞭な変化は認められなかったものの、主として天水やごく浅部の地下水の混入により各イオン濃度が変化していることが明らかになった。一方で、ここで対象とした内陸地震以外にも、東北地方太平洋沖地震に伴って活発化したとも考えられる現象は現在でも継続しており、2014年9月27日には御嶽山の噴火、同年11月22日には長野県北部の地震（M6.7）が発生している。また、福島県浜通り～茨城県北部の群発地震は未だに続いており、いわき市周辺で認められた湧水も4年以上経過した現在でも湧水量は発生当時に比べてむしろ増加している。「最新の科学的知見に基づく地層処分技術の再評価」（総合エネルギー調査会電力・ガス事業分科会原子力小委員会地層処分技術ワーキンググループ，2014）では、今後の地層処分事業の取り組みと平行して進めるべき課題の一つとして、「地震活動の評価に反映するための、東北地方太平洋沖地震後に誘発された地震や湧水に関する調査事例の蓄積」が挙げられている。既に述べたように、現状において、このような自然現象の発生に伴う地下水性状の変化を考慮したシナリオの信頼性を向上させるためには、特に顕著な変化を示す事例について、その原因を明らかにすることが重要である。

2)巨大地震・断層活動が地下坑道に与える影響の事例調査

岩盤ひずみ観測及び弾性波観測データの分析から、明らかに東北地方太平洋沖地震の影響と考えられる岩盤ひずみの傾向の変化、弾性波の初動到達時間の変化（DTT）の経時変化がとらえられた。岩盤ひずみの理論値から推測した東北地方太平洋沖地震発生時の観測点位置における応力は花崗岩の引張り強度を下回っており、震央から約170kmの距離に位置する観測点の地下坑道壁面及び周辺岩盤においては、地震が与える力学的影響は小さいことが確認された。

また、非破壊で岩盤内部の状況を評価できる弾性波計測システムを活用したモニタリング技術開発の可能性について検討を実施し、モニタリングに必要となるシステムの要件及び技術的課題を抽出した。

(3)巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響調査

1)巨大地震・断層挙動を模擬した工学規模の人工バリア影響把握

①人工バリアに対するせん断影響の把握

本年度は、昨年度策定した試験計画に基づき、処分坑道横置き方式で人工バリアの中央に鉛直方向の断層ずれが発生した場合を想定したせん断試験が実施可能な設備を用いて、模擬岩盤に模擬オーバーパックが衝突しない程度のせん断変位量20mmとし、せん断変位速度を100mm/secとしたせん断試験を実施した。試験の結果、飽和膨潤過程においては、試験溶液を注水後すぐに土圧が急激に上昇し、時間の経過とともにほぼ一定の値を示し、既往の研究成果と同等の膨潤圧（土圧）が発生した。せん断過程においては、せん断後すぐにせん断荷重は最大3.2kN程度の値まで上昇し、その後せん断変位20mmまで徐々に低下した。また、せん断後の圧縮領域と引張領域における土圧の変化は、圧縮領域において最大0.7MPa程度の圧力の増分が示され、引張領域において、初期の

土圧から減少した後、徐々にではあるが増加する傾向が見られた。今後、これまでの想定を超える断層挙動(たとえば、C級断層以上の断層ずれ)を模擬した人工バリアのせん断試験を実施する。このため従来の試験条件よりも大きな変位の断層ずれが発生した場合を想定し、模擬岩盤を設置して模擬オーバーパックを模擬岩盤に衝突させるせん断試験を実施する。その試験結果は、4.3.4の（2）項に記す有限要素法による既存の解析モデルや、より大きな変位・速度を想定した大変形解析が可能な個別要素法などの新たな解析手法開発に用いる。なお、本試験で用いた模型は実際の縮尺に対して1/40スケールであることから、実際の縮尺におけるせん断の影響を検討しようとする場合には、粘性の効果等、着目する条件に応じてせん断速度等の試験条件を検討することが必要である。

②人工バリアに対する振動影響の把握

東北地方太平洋沖地震を踏まえた過酷事象の評価手法開発に関する技術的な検討に資することを目的とし、処分坑道横置き方式（軟岩系岩盤）の水平円筒方向加振を対象とした地震応答解析を実施した。その際、地震に対して厳しい緩衝材の仕様（ベントナイト単体、乾燥密度0.8 Mg/m^3、飽和状態）を仮定した。地震応答解析に用いるパラメータを、解析に用いる緩衝材の仕様で、繰返しねじりせん断試験を実施し、決定した。また、本解析に用いる地震波を実測された地震波に基づき決定した。これらのパラメータ及び地震波を用いた解析の結果、振動によって緩衝材が破壊したり、オーバーパックが岩盤に接触したりする可能性は低いことがわかった。

2)岩盤の透気特性データの取得と原位置におけるガス移行影響調査

岩盤の透気特性データの取得に関しては、幌延URLにおける初期地圧観測孔（14-350LGE-M04）の岩石コアを用いて、基礎的な岩盤の物性データの蓄積ならびに透気特性データの取得を行った。その結果、岩石コアの絶対浸透率は、$3.24\sim3.69\times10^{-3}$ mdarcy、毛管圧曲線から間接的に推定されたスレッショルド圧力は1.23MPa及び1.65MPa、試験により直接的に得られたスレッショルド圧力は0.94MPaであった。また、ガスの浸透率試験により、本試験に供した岩石コアの間隙水はガスによって置換されにくく、ガスは供試体内の間隙の経路を選択的に移行するものと推測された。原位置におけるガス移行影響調査に関しては、モンテリプロジェクトなどの諸外国の事例を調査・整理するとともに、原位置試験での計測・評価項目などの検討を行い、幌延URLの深度350m調査坑道での原位置試験計画の概念をまとめた。また、これらの検討結果を踏まえ、原位置試験の準備として、深度350m調査坑道に試験孔を掘削し、採取したコアによる地質状況の把握を行った。さらに、巨大地震などによる断層活動に伴って放出されるガスの影響評価に向け、評価手法の適用性を確認するための検討の流れを整理した。今後は、岩盤の透気特性試験や溶存ガスの初期状態の調査結果を踏まえるとともに、文献調査等から得られる地震の規模に基づき想定したガス放出・移行量をもとに人工バリア等に与える力学的、水理学的影響を予備的に評価し、断層ガスの影響の程度を把握する。さらに、解析結果に顕著な影響を及ぼすパラメータを取得するための、試験孔を用いたガス移行試験の具体化を進める。

(4)巨大地震・断層活動の評価手法の開発

1)地下施設の耐震安定性評価手法

本震後の余震による耐震安定性の評価を行うため、余震活動の確率モデルの作成方法を検討し、Gutenberg-Richter則と改良大森公式に基づいた余震活動の推定方法を提示した。この手法によ

り幌延深地層研究施設を例として最大余震規模を推定し、耐震安定性の評価を行った。立坑全体モデルにおいては、最大圧縮応力が連接部の一部で設計基準強度を超すものの、内空形状を保持するために重要な周方向圧縮応力は、設計基準強度以下であった。立坑連接部における水平坑道部による空洞の影響を評価した結果、坑道接合部の下部に局所的ではあるが地震時増分のみで設計基準強度を超過する応力が発生する結果となった。本事象は閉鎖後の環境下において巨大地震による地震動で地下施設が破壊することにより高透水部が形成され、ニアフィールドの地質環境特性へ影響を与える可能性が示唆されるため、閉鎖後さらに地下施設に対する耐震性を評価する手法の開発を検討していく必要がある。

2)人工バリアのせん断影響評価手法

人工バリアせん断影響評価手法の開発として、有限要素法及び個別要素法を用いた2次元モデルによる動的せん断解析を行い、模型試験相当の条件において、断層活動によって岩盤が模擬オーバーパックに衝突する挙動の評価に対する本手法の適用性を確認した。模型試験の再現解析の結果から実規模のオーバーパックへの影響を直接評価することはできないと考えているため、この解析手法に基づいて、今後は、3次元モデルによる模型試験の再現解析を行い、さらに実規模（実寸法、中空円筒容器）のオーバーパックを含めた3次元モデルによる解析を試行し、断層のせん断速度の影響等による実規模オーバーパックの応力状態を調べることにより、実規模オーバーパックの破断の有無の可能性を確認するとともに、断層活動に伴う人工バリアへのせん断影響を評価するための解析手法の整備を進める予定である。

参考文献

安部透，松井裕哉，堀田政國，木下直人（2000）：坑道掘削に伴うき裂の透水特性変化に関する基礎実験．第30回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集，pp.268-272.

赤池弘次，北川源四郎　編（1995）：時系列解析の実際Ⅱ，朝倉書店，pp.151-165.

Bernard, P.（2001）：From the search of ‘precursors’ to the research on ‘crustal transients’, Tectonophysics, Vol.338, pp.225-232.

防災科学技術研究所（2014）：強震観測網(K-NET, KiK-net), http://www.kyoshin.bosai.go.jp/kyoshin/

Chia, Y.P., Wang, Y.S., Chiu, J.J. and Liu, C.W.（2001）：Changes of groundwater level due to the 1999 Chi-Chi earthquake in the Choshui River alluvial fan in Taiwan, Bull. seism. Soc. Am., Vol.91, pp.1062-1068.

Corey, A. T.（1954）：The interrelation between gas and oil relative permeability. Producers monthly (November). 38-41.

Craig, H.（1961）：Isotopic variations in meteoric waters, Science, Vol.133, pp.1702-1703.

Cundall, P. A. and Strack, O. D. L.（1979）：A discrete numerical model for granular assemblies, Geotechnique, 29, 1, pp.47-65.

土木学会(2002)：2002年度制定　コンクリート標準示方書　構造性能照査編　pp.247-248.

独立行政法人新エネルギー・産業技術総合開発機構(2010)：平成21年度エコイノベーション推進事業　大排出源近傍のCO2地中貯留リスク評価のための基礎データ収集　調査委託成果報告書.

FORGE（2011）：Progress report on HG-A and HG-C experiments at Mont Terri., FORGED Report D4.10 and D5.6.

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

原子力発電環境整備機構（2010）：安全確保構想2009-安全な地層処分の実現のために-，NUMO-TR-09-05.

原子力発電環境整備機構（2013）：「第２次取りまとめ」に示された地質環境の長期安定性と地質環境特性に関する見解についての検討．総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 地層処分技術ワーキンググループ（第1回）－配布資料，参考資料2.

Grecksch, G., Roth, F. and Kümpel, H.J.（1999）：Co-seismic well-level changes due to the 1992 Roermond earthquake compared to static deformation of half-space solutions, Geophys. J. Int., Vol.138, pp.470-478.

Gutenberg, B. and C. F. Richter(1944)：Frequency of earthquakes in California. Bulletin of the Seismological Society of America October 1944 vol. 34, no. 4, pp.185-188.

平井卓，棚井憲治，菊池広人，鈴木英明，高治一彦，大沼敏（2003）：断層ずれに伴う人工バリアの力学的挙動評価、JNC TN8400 2003-009.

廣野哲朗，小村健太朗，藤本光一郎，伊藤久男，ジェームズモリジロウ，佐藤比呂志（2013）：断層掘削研究によって明らかになった地震時の断層滑り挙動とその物理化学的側面，地学

雑誌, Vol22, No.2, pp. 323-342.
Hirose, F., Miyaoka, K., Hayashimoto, N., Yamazaki, T. and Nakamura, M. (2011) : Outline of the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake (Mw 9.0) -Seismicity: foreshocks, mainshock, aftershocks, and induced activity-, Earth Planets Space, Vol.63, pp.513-518.
廣瀬丈洋 (2010) : 地震断層内部における動的物理-化学プロセスの解明, 科学研究費補助金研究成果報告書, 若手研究(B).
IAEA (1987) : Exemption of Radiation Sources and Practices from Regulatory Control, IAEA TECDOC-401.
池田俊雄, 岡田勝也, 池田研一, 長谷川達也 (2000) : 活断層調査から耐震設計まで, 鹿島出版会, pp.56-57.
石川典彦, 橋本学 (1999) : 測地測量により求めた日本の地震間の平均的な地殻水平ひずみ速度 (II), 地震 第2輯, 52, 2, pp. 299-315.
Itasca Consulting Group, Inc. (2004): PFC- Particle Flow code in 3 Dimensions, Version 3.1. Minneapolis.
Jhonson, E. F., Bossler, D. P. and Naumann. V. O. (1959): Calculation of relative permeability from displacement experiments. AIME, 216, 370-372.
地盤工学会 (2009) : 地盤材料試験の方法と解説.
地震調査研究推進本部 (2015) : 今までに公表した活断層及び海溝型地震の長期評価結果一覧, http://www.jishin.go.jp/main/choukihyoka/ichiran.pdf (2015年1月19日閲覧).
地震調査研究推進本部 地震調査委員会編 (2009) : 日本の地震活動―被害地震から見た地域別の特徴―第2版, 財団法人地震予知総合研究振興会.
地震調査推進本部(1998) : 余震の確率評価手法について, http://www.jishin.go.jp/main/yoshin2/yoshin2.htm
地震調査推進本部(2007) : サロベツ断層帯の長期評価.
J-SHIS(2015) : http://www.j-shis.bosai.go.jp/
(株)日建設計(2005) : 幌延深地層研究計画 地下施設実施設計 - 設計報告書 - , JNC TJ5410 2005-002.
科学技術庁 (2000) : 放射線を放出する同位元素の質量等を定める件, 科学技術庁告示第5号.
核燃料サイクル開発機構 (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物 地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ－ 分冊2 地層処分の工学技術, サイクル機構技術資料, 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2次取りまとめ－ 総論レポート, JNC TN1400 99-020.
金折裕司 (2001) : 断層の影響はどこまで及んでいるか,応用地質,41,323-332.
加藤碵一 (1989) : 地震と活断層の科学, 朝倉書店.
川辺岩夫 (1991) : 地震に伴う地下水・地球化学現象,地震2, 44, 341-364.
川村淳, 牧野仁史, 笹尾英嗣, 新里忠史, 安江健一, 浅森浩一, 梅田浩司, 石丸恒存, 大澤英昭,

江橋健，小尾繁，柴田雅博，稲垣学（2010）：高レベル放射性廃棄物地層処分にかかわる天然現象影響に関する研究，JAEA-Research 2010-027.
経済産業省　資源エネルギー庁　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 原子力の自主的安全性向上に関するワーキンググループ（2013）：総合資源エネルギー調査会基本政策分科会　第1 回会合 資料1 平成25年7月.
経済産業省　資源エネルギー庁　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 原子力の自主的安全性向上に関するワーキンググループ(2014)：原子力の自主的・継続的な安全性向上に向けた提言、平成26年5月.
King, C. L., Zhang, W. and Zhang, Z. (2006)：Earthquake induced groundwater and gas changes, Pure Appl. Geophys., Vol.163, pp.633-646.
King, C.Y., Azuma, S., Igarashi, G., Ohno, M., Saito, H. and Wakita, H. (1999)：Earthquake relatedwater-level changes at 16 closely clusteredwells in Tono, Central Japan, J. geophys. Res., Vol.104, pp.13073-13082.
Kissin, I.G. and Grinevsky, A.O. (1990)：Main features of hydrogeodynamic earthquake precursors, Tectonophysics, Vol.178, pp.277-286.
気象庁（2014）：発震機構解（CMT解），http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/mech/index.html
気象庁（2014）：震度データベース検索，
http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/shindo_db/shindo_index.html
気象庁(2015)：http://www.jma.go.jp
北川有一，小泉尚嗣（2011）：東北地方太平洋沖地震(M9.0)後1日間での地下水位・地下水圧・自噴量変化，活断層・古地震研究報告，Vol.11，pp.309-318.
Kitano, Y., Yoshioka, R., Okuda, F. and Kazuo, K. (1967)：Geochemical study of ground waters in the Matsushiro area. Part 1: Chemical composition of ground waters, Bull. Disas. Prev. Res. Inst., Vol.17, pp.47-71.
国立天文台水沢（1989）：江刺地球潮汐観測施設における地殻変動連続観測，地震予知連絡会会報第42巻PP.66-69.
熊本創,下茂道人,内田雅大,前川恵輔(2005)：堆積軟岩の空隙径分布と透水性との関係，623-624.
L. Börgesson(1986)：Model shear test of canisters with smectite clay envelopes in deposition holes、 SKB Technical Report TR-86-26.
Lee, H.A. and Woo, N.C. (2012)：Influence of the M9.0 Tohoku Earthquake on groundwater in Korea, Geosciences Journal, Vol.16, pp.1-6.
Lee, S.H., Ha, K., Shin, J.S., Ko, K.S., Hamm, S.Y. (2013)：Successive groundwater level changes on Jeju Island due to the Mw9.0 off the Pacific coast of Tohoku earthquake, Bull. Seism. Soc. Am., Vol.103, pp.1614-1621.
Leonardi, V., Arthaud, F., Tovmassian, A. and Karakhanian, A. (1997)：Relationships between seismic activity and piezometric level changes in the Arax basin (SW Armenia): attempt at a typology of seismically induced piezometric anomalies, Tectonophysics, Vol.273, pp.293-316.

Li, S., Dong, M., Li, Z., Huang, S., Qing, H. and Nickel, E. (2005) : Gas breakthrough pressure for hydrocarbon reservoir seal rocks: implications for security of long-term CO2 storage in the weyburn field. Geofluids, 5, 326-334.

Lin, A. (1994) : Glassy pseudotachylyte veins from the Fuyun fault zone, northwest China. Journal of Structural Geology, 16, 71-83.

松田時彦 (1974) : 1891年濃尾地震の地震断層, 地震研究所研究速報, 13, 85-126.

松田時彦 (1975) : 活断層から発生する地震の規模と周期について, 地震, 28, 269-283.

松田時彦(1975) : 活断層から発生する地震の規模と周期について. 地震第2輯, 28, pp. 269-283.

Matsumoto, T., Kawabata, T., Matsuda, J., Yamamoto, K. and Mimura, K. (2003) : 3He/4He ratios in well gases in the Kinki district, SW Japan surface appearance of slab-derived fluids in a non-volcanic area in Kii Peninsula, Earth Planet. Sci. Lett., Vol.216, pp.221-230.

松浦律子(1993) : 改良大森公式中のパラメータ値について－日本付近のM≧6.0の余震活動 69-1991), 地球惑星科学関連学会予稿集, 224.

Miyahara, K., Inagaki, M., Kawamura, M. and Ebina, T. (2008) : "What-if?" Calculations to Illustrate Fault-Movement Effects on a HLW Repository, Proceedings of International High-Level Radioactive Waste Management Conference, Las Vegas, Nevada, September 7-11, 2008, pp.593-599.

National Astronomical Observatory of Japan (1989): Annual Report of Geophysical Observations made at the National Astronomical Observatory, March 1.

日本原子力研究開発機構 (2012) : 平成23年度 処分システム化学影響評価高度化開発, pp.147-149.

日本原子力研究開発機構 (2013) : 平成24年度 処分システム化学影響評価高度化開発, pp.117-122.

日本原子力研究開発機構 (2013) : 緩衝材基本特性データベース.

日本原子力研究開発機構 (2014) : 平成25年度 地層処分技術調査等事業 処分システム評価確証技術開発 報告書.

日本電気協会(2008) : 原子力発電所耐震設計技術指針.

日本原子力学会 (2014) : 日本原子力学会標準　外部ハザードに対するリスク評価方法の選定に関する実施基準 : 2014, AESJ-SC-RK008:2014.

Nishimura, T., Munekane, H. and Yarai, H. (2011) : The 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake and its aftershocks observed by GEONET, Earth Planets Space, Vol.63, pp.631-636.

Niwa, M., Takeuchi, R., Onoe, H., Tsuyuguchi, K., Asamori, K., Umeda, K. and Sugihara, K. (2012) : Groundwater pressure changes in Central Japan induced by the 2011 off the Pacific coast of Tohoku Earthquake, Geochem. Geophys. Geosyst., Vol.13, Q05020.

NUMO (2011) : 地層処分事業のための安全評価技術の開発 (Ⅰ) : シナリオ構築技術の高度化, NUMO-TR-10-09.

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

OECD/NEA (2000)：Features, Events and Processes (FEPs) for Geologic Disposal of Radioactive Waste: An International Database.

OECD/NEA(2006): The NEA International FEP Database, Version2.1 (electronic version).

Ohno, M., Wakita, H. and Kanjo, K. (1997)：A water well sensitive to seismic waves, Geophys. Res. Lett., Vol.24, pp.691-694.

Okada, Y. (1985) ：Surface deformation due to shear and tensile faults in a half-space, Bull. Seism. Soc. Am., 75, 1435-1154.

Okada, Y. (1992) ：Internal deformation due to shear and tensile faults in a half-space, Bull. Seism. Soc. Am., 82, 1018-1040.

奥澤 保, 塚原弘昭 (2001) ： 松代群発地震地域に湧出する深層地下水, 地震 第2輯, Vol.53, pp.241-253.

大西外明(1981)：最新土木工学シリーズ5. 最新 水理学Ⅱ, 森北出版, 119-122.

大竹政和 (1976) ： 松代地震から10年, 科学, Vol.46, pp.306-313.

大山正雄, 棚田俊収, 伊東博 (1999)：箱根の地震による温泉湧出の変化一1994 年10 月25 日の地震と温泉の関係一, 神奈川県温泉地学研究所報告,第29 巻,第1 ・2 号,65-70.

Otsubo, M., Shigematsu, N., Takahashi, M., Azuma, T., Imanishi, K. and Ando, R. (2012)：Slickenlines on fault scarps caused by an earthquake in Iwaki-city (Fukushima Prefecture, Japan) on 11th of April, 2011, J. Geol. Soc. Jpn., Vol.118, pp.III-IV.

Otsuki, K. (1976)：On the relationship between the width of sear zone and the displacement along fault, Journal of geological society of Japan, 84, 661-669.

Potyondy, D. O. and Cundall, P. A. (2004)：A bonded- particle model for rock, International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences, Vol.41, pp.1329-1364.

Roeloffs, E.A. (1988)：Poroelatic techniques in the study of earthquake-related hydrologic phenomena, Adv. Geophys., Vol.37, pp.135-195.

Rojstaczer, S. and Wolf, S. (1992)：Permeability changes associated with large earthquakes: an example from Loma Prieta, California, Geology, Vol.20, pp.211-214.

斎藤雄也, 棚井憲治, 菊池広人, 平井卓, 西村繭果 (2008) ：断層ずれに伴う人工バリアの力学的挙動評価（Ⅱ）, JAEA - Research 2008-010.

産業技術総合研究所 (2014) ：活断層データベース, https://gbank.gsj.jp/activefault/index_gmap.html?search_no=j001&version_no=1&search_mode=2 (2015年2月23日閲覧)

Sano, O., Kano, Y. (2013) ; Estimation of Stress Variation with Continuous and Precise Measurement of Sound Velocity in Underground Vaults, 6th International Symposium on In situ Rock Stress.

Sano, O., Mizuta, Y., Murakami, T., Tanaka, Y. (1997)：Sound Velocity as a Measure of Small

Stress Change, Rock Stress, Balkema Publ., pp. 241-246.
佐藤努，酒井隆太郎，古屋和夫，児玉敏雄（2000）：地震後の湧水量変化から推定される水頭拡散率，地下水技術，42，2，16-22.
Schlömer,S. and Krooss,B.,M.(1997)：Experimental characterisation of the hydrocarbon sealing efficiency of cap rocks. Marine and Petroleum Geology. 14(5). 565-580.
Schnabel, P. B., Lysmer, J. and Seed, H. B. (1972)：SHAKE A Computer program for earthquake response analysis of horizontally layered sites, Report No. EERC72-12, University of California, Berkeley.
Schowalter,T.T.(1979)：Mechanics of Secondary Hydrocarbon Migration and Entrapment. AAPG Bulletin, 63, 723-760.
Shimizu, H. (2010)：Distinct element modeling for fundamental rock fracturing and application to hydraulic fracturing, PhD thesis, Kyoto University.
志水伸二，谷口航（1995）：深部地下空洞および内部構造物の振動挙動に関する研究（1），動燃技術資料，PNC TN8410 95-099.
SKB(1999)：Deep repository for spent nuclear fuel、SR97 - Post - closure safety、Technical Report TR-99-06.
総合エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 地層処分技術ワーキンググループ（2014）：最新の科学的知見に基づく地層処分技術の再評価－地質環境特性および地質環境の長期安定性についてー.
高田直俊，日下部治(1987)：講座 遠心模型実験，3.原理、土と基礎、35-12(359)、89-94.
高治一彦，鈴木英明(1999)：緩衝材の静的的力学特性，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-041.
高治一彦，谷口航（1999）：緩衝材の動的力学特性，サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-042.
田村良明，三浦　哲，太田雄策，出町知嗣，河野俊夫，佐藤忠弘，坪川恒也（2013）：江刺地球潮汐観測施設で観測された東北地方太平洋沖地震前後でのひずみ速度変化，日本測地学会第120回講演会要旨.
棚井憲治，藤田朝雄，納多勝，山本修一，志村友行，佐藤伸（2013）：岩盤中のガス移行挙動試験計画の立案（その1）-ガス移行挙動試験に用いる載荷ガス圧の設定-，第13回岩の力学国内シンポジウム.
田中秀実，高木秀雄，井上良（1996)：中部地方中央構造線に伴う断層破砕岩類の変形・変質様式と断層活動史，構造地質，41，31-44.
田中義晴，平田篤夫，石田一成，佐野修（1995）：“釜石鉱山における弾性波速度の高精度測定手法の開発とその応用”，第26回岩盤力学に関するシンポジウム講演集，pp. 539-543.
田中義晴，稲葉力，平田篤夫，石田一成，佐野修（1997）：原位置における高精度弾性波測定システムを用いた岩盤モニタリング技術の開発，土木学会論文集，Vol.III-38，No.561，pp.185-192.
谷口航，高治一彦，森康二，御子柴正（1999）：深部地下空洞および内部構造物の振動挙動に関する研究（2），サイクル機構技術資料，JNC TN8400 99-055.
谷口航，高治一彦，杉野弘幸，森康二（1999）：ニアフィールドの耐震安定性能評価，サイクル

機構技術資料, JNC TN8400 99-054.
田上高広, 長谷部徳子, 蒲原秀典, 竹村恵二 (1998) : 500mコアのフィッショントラック熱年代学から見出された野島断層近傍の温度異常 (総特集断層解剖計画) , 地球, 号外, Vol21, pp.175-179.
Thomas,L.K., Katz, D. L. and Tek, M. R. (1968) : Threshold pressure phenomena in porous media. Society of Petroleum Engineers Journal, 8, 174-184.
Toda, S., Stein, R.S. and Lin, J. (2011) : Widspread seismicity excitation throughout central Japan following the 2011 M=9.0 Tohoku earthquake and its interpretation by Coulomb stress transfer, Geophys. Res. Lett., Vol.38, L00G03.
徳永朋祥, 1999, 地震時の地下水変動から推定される淡路島北部地域の水理特性, 応用地質, Vol.40,No.2, pp99-106.
宇津徳治(1970) : 地震の時間的分布に関連する諸問題 (その２) －地震発生の定常性と偶然性について－, 北海道大学地球物理学研究報告, 22, pp.95-108.
宇津徳治(1999) : 地震活動総説, 876, 東京大学出版会.
上原真一, 嶋本利彦, 岡崎啓史, 松本拓真 (2009) : 室内試験を用いた新第三紀堆積岩の地下深部における浸透率及び間隙率の推定：北海道北部幌延地域を例として. 地球惑星科学関連学会合同大会予稿集 (CD-ROM) , G122-007.
UPC (Technical University of Catalonia) (2011) : CODE_BRIGHT Users Guide.
Utsu, Tokuji. (1957) : Magnitude of earthquakes and occurrence of their aftershocks (in Japanese). Jisin II (J. Seismol. Soc. Japan) 10, 35 - 45.
van Genuchten,M.Th. (1980) : A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. Soil Sci. Soc., 44, 892-898.
Vermilye J.M. and Scholz C.H. (1998) : The process zone: A microstructural view of fault grouth, Journal of Geophysical research, 103, 12,223-12,237.
Wakita, H. (1975) : Water wells as possible indicators of tectonic strain, Science, Vol.189, pp.553-555.
Wakita, H., Fujii, N., Matsuo, S., Notsu, K. and Takaoka, N. (1978) : “Helium Spots” : Caused by a Diapinic Magma from the Upper Mantle, Science, Vol.200, pp.430-432.
Wakita, H., Nakamura, Y., Kita, I., Fujii, N. and Notsu, K. (1980) : Hydrogen release: Newindicator of fault activity, Science, 210, 188-190, doi:10.1126/science.210.4466.188.
Yan, R., Woith, H. and Wang, R. (2014) : Groundwater level changes induced by the 2011 Tohoku earthquake in China mainland, Geophys. J. Int., Vol.199, pp.533-548.
吉田英一, 大嶋章浩, 吉村久美子, 長友晃夫, 西本昌司 (2009) : 断層周辺に発達する割れ目形態とその特徴―阿寺断層における‘ダメージゾーン’解析の試み―, 応用地質, 第50巻, 第1号, 16-28.
吉田望 (2010) : 地盤の地震応答解析, 鹿島出版会.
Yoshioka, R., Okuda, S. and Kitano, Y. (1970) : Calcium chlorade type water discharged from

the Matsushiro area in connection with swarm earthquakes, Geochem. J., Vol.4, pp.61-74.

Yukutake H., Nakajima T., Doi K. (1998) : In Situ Measurements of Elastic Wave Velocity in a Mine and the Effects of Water and Stress on their Variation, Tectonophysics, 149, 165-175.

5. 可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の提示

5.1目的と５ヵ年の計画

5.1.1目的

処分計画の意思決定に関与する多様なステークホルダーが地層処分の実施について確信を持つことができる確証性の高い地層処分システム概念を構築するためには、従来の科学・技術的根拠の提示以外に、概念構築過程での意思決定プロセスの公平性の確保が重要であり、公平性に根ざした合意形成型の処分概念構築技術が不可欠な要素となる。このような観点から、特にレジリエンス的視点に基づく地層処分システムのロバスト性概念について検討を行い、それに応じた科学・技術的基盤を整備していくことが重要である。また科学・技術的根拠に基づく評価と意思決定プロセスの公平性確保は独立したものではなく、相互に密接に連携することが重要である。特に、

- 計画段階での科学・技術的予測や事前評価の妥当性を確認するためのモニタリング
- 建設・操業段階での地層処分システムの状態が所期の予測や事前評価から大きく逸脱した場合の計画の可逆性や廃棄体等の回収
- 想定外の事象に対するシステムの頑健性を示すためのストレステスト

といった技術や対策は、科学的・技術的根拠に基づく評価の限界を補い合意形成に至るための鍵となる境界領域と考えられる。本研究は、レジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の検討に加え、この領域にも焦点をあて、ステークホルダーの不安を掘り起こし、それに応えるため、可逆性や回収可能性などを考慮した適切な判断材料（ロバスト性概念、代替概念オプション、モニタリング情報など）を創出する「合意形成型処分概念構築支援システム」を開発し、併せて多様なステークホルダーが、地層処分の実施について確信を持つことができる地層処分システム概念を提示することを目的としている。なお、本章は以下のとおり構成される。

まず、5.2項では、平成25年度の成果を踏まえ、地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みの課題及び具体的な方策の候補を提案した。課題の抽出及び方策の候補の提案にあたっては、以下の手順で検討を進めた。

① 地層処分分野及び類似した他の分野における「システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組み」に関する文献調査及び専門家へのヒアリングとこれに基づく事例ベースの作成

② 地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みに関する候補の抽出及び各候補の長所や短所あるいは制約条件等に関する分析

③ 上記の分析結果に基づく、個別の方策候補を組み合わせた相互補完的な戦略の提案及び導入に向けた計画の立案

次に、5.3項では、平成25年度に取り入れたソフトシステム方法論に基づく処分概念構築の合意形成プロセスに基づき、ステークホルダーの要求の抽出・分析に向けた試みに着手するとともに、同じく平成25年度に開発した「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプ（矛盾マトリクス等）を用いて、新たな処分概念創出の試行及びプロトタイプの改良などを実施した。具体的には以下の項目を実施した。

① 地層処分の非専門家を含む多様なステークホルダーから成るフォーカスグループを組織･運営し、地層処分概念に対するステークホルダーの要求の抽出・分析を行った。さらに、日本における環境NGO（ENGO）の地層処分に対する認識の多様性分析を行った。

② 地層処分及び他の類似分野での矛盾・競合解消の工学的対策についての文献調査と専門家へのヒアリングを実施した。

③ ②の結果に基づき平成25年度に検討したTRIZ（発明的問題解決理論）の矛盾マトリクスの一般解（抽象解）を具体的な処分概念に結びつけるための知識ベースを構築した。

④ ①によって得られるステークホルダーの要件／要求に基づき、要件との矛盾・競合の所在について分析を行うとともに、この結果を踏まえて、③で構築する矛盾・競合解消のための知識ベースを用い、新たな処分概念の創出を試行した。

また、上記の項目についての検討と平行して、平成25年度に開発した「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプのひとつを構成するマルチエージェントシミュレーション手法に基づく「合意形成過程シミュレーションツール」を用いて、合意形成の過程をシミュレーションすることにより、公平性を保ちつつ合意（アコモデーション）に到る道筋を探り、その結果を実際のステークホルダー間の対話と協働の在り方に反映させる方法を検討した。また、この「合意形成過程シミュレーションツール」を含む「合意形成型処分概念構築支援システム」プロトタイプの改良を行った。

そして5.4項では、5.3項における合意形成の試行を支援するための要素技術として、合意形成の観点から有用と考えられる新たなモニタリング候補技術の具体的な仕様等について検討を実施するとともに、利用可能なモニタリング技術と予測モデルとの関係などについて最新の動向を踏まえた調査を行った。具体的には、新たなモニタリング候補技術として、Activeモニタリング及び危険予知型モニタリングシステムについて検討を行うとともに、モニタリング情報の可視化手法を具体化し、今後の開発方針を提案した。

5.1.2 ５ヵ年の計画

5カ年の計画を以下に示す。

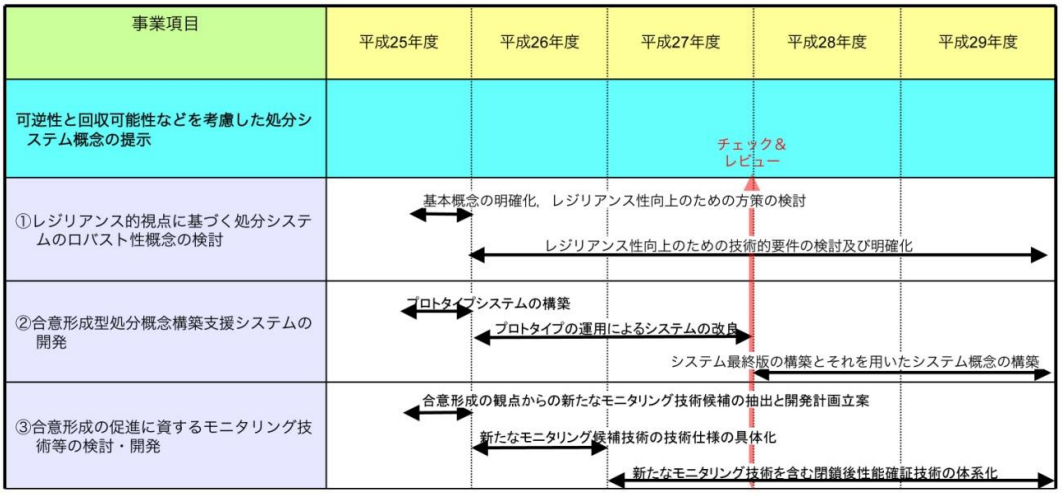


図5.1.2-1 「可逆性と回収可能性などを考慮した処分システム概念の提示」の５カ年計画

5.2 地層処分システムのロバスト性概念の検討

平成25年度はレジリエンス的なシステムとして壊滅的な災害を生き残った生物や故障間隔を大きくし回復時間を短縮化したコンピュータシステムの例をとりあげ、レジリエンスの概念を分りやすく紹介した。また、多重バリアシステムを例に、地層処分におけるレジリエンス的考え方を示すとともに、

処分システムのロバスト性（予測に含まれる不確実性及び予測とは異なる事象の影響に抗してシステムが所定の機能を保ち続けるという特徴）について整理した。本研究で扱う「拡張ロバスト性」とは、閉鎖後の地層処分システムが本来持ち得る特質であるロバスト性と、地層処分事業の段階的な進展においてそれを確実に実現するためのレジリエンス的取り組みの両者を取り込んだ新たな概念であり、今後の地層処分研究開発を進めて行く上で規範とすべきものとした。

これらを踏まえ、今年度は、主に従来の地層処分システムが既に有しているレジリエンス性をさらに向上させるために、具体的な方策の候補を提案する。

5.2.1 レジリエンスに関する基本的概念の整理

(1) レジリエンス的取り組みに関する専門家へのヒアリング

地層処分システムのロバスト性を向上させるためのレジリエンス的取り組みに関する良好事例についての情報を収集することを目的として、以下に挙げる種々の専門家に対してヒアリングを行った。

- 地層処分分野における国内外の専門家（過去に英国（BNFL や UKAEA）、スイス（Nagra）、スウェーデン（SKB）の担当者として処分概念構築や安全確保戦略の立案に携わった専門家及び国内で同様の知見を有する専門家）
- 二酸化炭素の回収・貯蔵（CCS：Carbon dioxide Capture and Storage）分野の専門家（CO_2の多重のトラッピング機能の活用に関して基本的な概念構築に参加した専門家）
- 他の分野の専門家（超寿命材料の開発、情報セキュリティ、防災、免疫、原子力発電所等）

(2) レジリエンス的取り組みに関する事例ベースの作成

1) 地層処分分野における事例ベースの作成

平成25度の成果で示したように、地層処分システムのロバスト性をさらに向上させるためには、多くの分野で共通する「冗長性」、「多様性」、「再生あるいは適応」及び「危機管理」の4つのレジリエンス的取り組みが有効である。ヒアリング内容からこれらに関連する事項を抽出し、表にまとめた。以下にその例を示す。

表5.2.1-1 地層処分システムのロバスト性を向上させるためのレジリエンス的取り組み例

レジリエンス的取り組み	レジリエンス的取り組みの内容	レジリエンス的取り組みに関する具体例
冗長性	評価期間を通じて閉じ込め性を保つ長寿命キャニスタ（銅製等）とその他のバリア要素	スウェーデンのSR-Siteでは、使用済燃料を長寿命の銅製キャニスタに密封して処分することを考えている（SKB, 2011）。銅製キャニスタは100万年の評価期間中、健全性を維持するよう設計されており、主な機能は廃棄体の地下水接触の防止である。 一方で、銅製キャニスタは、地下水接触の防止の機能を主とする緩衝材や埋め戻し材によって、周囲を保護されている。また、処分場は長期的な安定性を有する地質環境に設置されている。したがって、キャニスタが破損して核種が放出する場合であっても、人工バリア・天然バリアからなる系により移行が遅延される。こうした取り組みは冗長性に関連するレジリエンス的取り組みと言える。

多様性	異種の同機能材料の組み合わせ（岩盤とベントナイト）	人工バリアと天然バリアという異質なものを組み合わせることにより、共通の要因によってシステム全体の性能が危機にさらされる可能性が低減する。天然バリアに求められる機能は、核種の移行遅延、拡散、収着、低流速であり、一方で、人工バリアに用いられるベントナイトも同様の機能をもち、また、低透水性という特徴を持つ。したがって、一方に欠陥が生じ、安全機能が十分に発揮されなくても、もう一方が同様の機能を発揮する。異種の同機能材料を組み合わせることにより、地層処分システムに多様性をとりいれ、システムのロバスト性を向上させていると言える。
適応／成長	二次鉱物による炭素鋼とベントナイトの境界面の自己シール	炭素鋼製オーバーパックの腐食に伴う腐食生成物により、緩衝材中のスメクタイトが変質し、期待される低透水性などに影響を及ぼす可能性があるが、このような変質影響は、オーバーパックの極近傍に限られる。影響範囲が限定される原因は変質生成物として生成する二次鉱物により間隙（空隙）が閉塞されるためと推察された。境界面における空隙の閉塞は、その後の物質移行を抑制し、緩衝材の変質抑制に寄与することが期待される（日本原子力研究開発機構, 2013）。このように化学的変遷の結果生成する二次鉱物によって空隙が閉塞されることは、地層処分システムの適応性ととらえることができる。
危機管理	情報化施工（建設事業の「施工」で情報通信技術を活用し高効率・高精度な施工を実現すること）	処分場の建設は、最終設計に基づいて掘削される。しかし、情報化施工によってモニタリング異常値が検出された場合には、後続の処分施設の設計が見直される。こうした取り組みは、危機管理に関するレジリエンス的取り組みであると言える。例えばフィンランドのOnkaloではサイト特性調査が実施されており、処分場の計画・設計、建設作業中のプロセス・計画、最終処分場の岩盤の適合性、及び処分坑道の建設に最もコスト的に効率が良いエリアを識別することに活用されている。

2)類似した分野における事例ベースの作成

地層処分分野に類似した分野におけるレジリエンス的取り組みの事例を抽出した。対象とした分野は、情報セキュリティ、防災、免疫、原子力発電所、CCS及び地熱発電分野等である。整理結果の例を以下に示す。

表5.2.1-2　他分野におけるシステムのロバスト性を向上させるためのレジリエンス的取り組み例

レジリエンス的取り組み	レジリエンス的取り組みの内容	レジリエンス的取り組みに関する具体例
冗長性	防災におけるフォールトトレラント設計	フォールトトレラント設計（Fault tolerant design）は、システム設計の手法であり、システムの一部に問題が生じても全体が機能停止するということなく（たとえ機能を縮小しても）動作し続けるようなシステムを設計するものである。例えば単動ラムシリンダ油圧配管の場合、2系統化することによって事故や災害で1系統の配管が破損しても、残る1本が健全であれば設備の機能停止に至らず、事故や災害発生時に於ける危険状況下の期間を最小限に抑えられる（NETIS（新技術情報提供システム）震災復旧・復興支援サイト）。
多様性	原子炉における安全系の多様性	実用発電用原子炉及びその附属施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則（平成25年原子力規制委員会規則第５号）第12

		条第２項では、信頼性に係る要求として、重要度が特に高い安全機能を有する系統について、多重性又は多様性及び独立性を要求している（原子力規制委員会，2013）。 【その機能を有する系統の多重性又は多様性を要求する安全機能】 ・格納容器内の放射性物質の濃度低減機能 ・格納容器の冷却機能 ・格納容器内の可燃性ガス制御機能 【その機能を有する複数の系統があり、それぞれの系統について多重性又は多様性を要求する安全機能】 ・原子炉格納容器バウンダリを構成する配管の隔離機能
適応／成長	二酸化炭素地中貯留におけるトラッピング機構の時間的強化	二酸化炭素(CO_2)の地中貯留する際、CO_2は地下の貯留層に圧入され、時間経過とともにその形態が変化し、より安定に貯留される。 トラッピング機構の時間的変遷は以下のようになる。（IPCC, 2005） ①浮力によるCO_2の移動を遮蔽層で抑制 ②貯留層中のCO_2が細孔内に浸透し毛管圧によって固定 ③CO_2が徐々に地下水に溶け込み重くなった地下水が沈降 ④CO_2長石等から溶出した成分と炭酸塩鉱物を形成し沈殿
危機管理	地熱発電所における地震レベルに対応した注水制御	地熱発電等では、誘発地震の発生が懸念されており、地震が想定しているレベルを超える場合、実施されている注水を停止させるが、圧力を急低下させると予期しない事象が発生する可能性があるため、traffic light systemを用いる。これが赤の場合、地震により建物が破壊されるレベルであり、注水は直ちに中断される。黄色の場合、地震でダメージを受ける可能性は低く、注水は注意深く継続されるか流速を低下させる。緑の場合、地震レベルが許容範囲内であり、注水は予定通り継続される。（Majer, 2012）

5.2.2　地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みに関する各候補の長所や短所あるいは制約条件等に関する分析

ここでは、前節で整理した「地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組み」に関する種々の候補を冗長性、多様性、適応／成長及び危機管理の４つの領域に区分し、それぞれの領域についてSWOT分析を行うことにより、個々の取り組みの長所を生かし短所を補うようにこれらを相互補完的に組み合わせる戦略を立案する。

(1)SWOT分析

SWOTとは、

- Strength：目標達成に貢献する内在的特質
- Weakness：目標達成の障害となる内在的特質
- Opportunity：目標達成を支援する外的要因
- Threat：目標達成を阻害する外的要因

の頭文字をとったものであり、SWOT分析は、これらの4つの要因に着目し、表5.2.2-1に示すマトリクスを用いて、

- どのように強みを活かすか？
- どのように弱みを克服するか？
- どのように機会を利用するか？
- どのように脅威を取り除く、または脅威から身を守るか？

を検討することによって戦略立案を支援するものである。

表 5.2.2-1 SWOT 分析用のマトリクス

	Opportunity	Threat
Strength	どうやって強みを活かして機会（チャンス）をつかむか？	どうやって強みを活かして脅威（ピンチ）を回避するか？
Weakness	どうやって弱みを克服して機会（チャンス）をつかむか？	どうやって弱みと脅威（ピンチ）の因果関係を断ち切る か？

(2)それぞれの取り組みについてのSWOT分析

冗長性、多様性、適応／成長、危機管理について、それぞれのSWOT及びSWOT分析の結果を以下に示す。なお、斜体で示したコメントは、その取り組みのみでは解決することが困難であり、他の取り組みと組み合わせて対処することが必要と考えられる。

1)冗長性

表 5.2.2-2「冗長性」の SWOT

Strength	• システムの挙動が予測と異なっても、安全裕度のため目標を担保できる • 安全機能の多重性により、ある機能が低下しても、他の要素が補完する
Weakness	• 安全裕度あるいは多重性を確保するために、コストが増加する • 安全裕度や多重性を確保するために、対抗リスク（緩衝材を厚くした場合の人工バリア内の熱伝導性の低下等）が生ずる • 安全裕度や多重性の範囲を超えるような不確実性には対応できない
Opportunity	• バリアの性能等のデータの不確実性への対策が必要 • シナリオや解析モデルに関する知識の不足に起因する不確実性が顕著な場合には、これらの不確実性への対策をとることが必要
Threat	• 地層処分の経済的成立性の観点から、許容されるコストには制約がある • 現状では「知らないということすら気がついていない」不確実性については冗長性が期待できない場合がある

表 5.2.2-3「冗長性」に関する SWOT 分析結果

	Opportunity	Threat
Strength	• データのばらつきのような不確実性を考慮して保守的上限に対応することで十分な安全裕度を確保する • シナリオや解析モデルに関する知識の不足に起因する不確実性を考慮して、安全機能を担う構成要素を多重化することによりロバスト性を向上する	• 現状では認識あるいは把握されていない不確実性に対応するために、限界解析や仮想的評価を行い、最悪の状況が生じた場合の影響の上限を把握しておく
Weakness	• 安全裕度を増すことや多重性によるリスクの低減効果とこれによって生ずる対抗リスクとを比較すること(相対的リスク評価) により合理的な設計とする	• コストとそれによって得られるロバスト性の向上というベネフィットを比較することで合理的な設計とする • *未知の不確実性によって複数のバリアが同時に機能を失うような故障については別途の取り組みが必要*

2)多様性

表 5.2.2-4「多様性」の SWOT

Strength	• 放射性核種の影響を時間的・空間的に分散させてピーク値を低減させる • 共通の要因による複数のバリアの同時機能低下・機能喪失を低減
Weakness	• 材料や仕様の多様性のため、品質管理が複雑となり、過誤の生ずる可能性が増す • 材料や仕様の多様性のために、スケール効果が低減しコストが増加する • 異種の材料間での相互影響や干渉等によって対抗リスクが生ずる
Opportunity	• 多数の放射性核種の影響が特定の時間及び位置に集中する懸念がある • 仕様や環境条件に特有の脆弱性が未知の不確実性 (Open uncertainty) によって顕在化することを避ける場合がある
Threat	• 地層処分の経済的成立性の観点から、許容されるコストには制約がある • 多様な放射性核種による影響が時空間的に広範囲に分散するため多様性による分散効果が期待できない

表 5.2.2-5「多様性」に関する SWOT 分析結果

	Opportunity	Threat
Strength	• 放射性核種による影響が特定の時間及び位置に集中する場合に、多様性により影響を時間的あるいは空間的に分散させるピーク値を低減させる • 仕様や環境条件に特有の脆弱性が未知の不確実性によって顕在化することを避ける場合、多様性により複数のバリアが同時に機能低下する可能性を低減	• *多様性による効果が一部の影響に対するもののみである場合、他の影響については別途の取り組みが必要*
Weakness	• *多様性による品質管理の複雑さが過誤につながることを避けるためには別の取り組みが必要* • *異種の材料間での相互影響や干渉等が長期にわたって双方の安全機能を阻害するものではないことを示すために別の取り組みが必要*	• 多様性によるリスク低減のベネフィットとスケール効果低減によるコスト増加の比較 (費用-便益分析) による合理的な設計の採用

3)適応／成長

表 5.2.2-6 「適応／成長」の SWOT

Strength	• 各バリアと置かれた環境との親和性が増すことで長期的な安定性が向上 • 時間の経過とともに安全性能の向上を期待することができる
Weakness	• 長期的な現象であるため、試験等による妥当性や効果の確認が困難 • 各バリアの置かれた環境条件に強く依存するため、効果を説明するために必要な知見やデータ量が多くなる
Opportunity	• 変質や劣化についての速度論的な取り扱いのための知見や経験が不足しており、平衡や定常といった原則に基づく説明が求められる場合がある • 安全性を確保すべき時間スケールの長大さへの対策が必要な場合がある
Threat	• 現状の知識に基づく将来予測は不確実性を伴うために、想定している環境条件と実際が異なる可能性がある • 天然事象等の外部からの擾乱のために、適応／成長による安定性や時間的な性能向上が阻害される可能性がある

表 5.2.2-7「適応／成長」に関する SWOT 分析結果

	Opportunity	Threat
Strength	• 速度論的な知見や経験が不足しており、平衡や定常の原則に基づく説明が求められる場合に、置かれた環境との親和性が増すことにより長期的な安定性が向上することを論拠として説明する • 地層処分の安全性を確保すべき時間スケールの長大となる場合に、適応／成長によって時間の経過とともに安全性能の向上が期待できることを論拠として説明する	• 実験や左下に示す現象評価システムによって適応／成長の期待できる環境条件の幅を明らかにし、将来予測の不確実性を考慮してもこのような環境条件の幅に含まれることを示す • 適応／成長による安定性や時間的な性能向上を阻害する外部からの擾乱が生じても、適応／成長による自己修復がなされることを実験や左下に示す現象評価システムによって示す
Weakness	• 長期的な現象と密接に関連していることや、バリアが置かれた環境の条件に強く依存することを考慮し、複合的な体系における多様な現象を包括的に説明するためのシステム（現象評価システム）を構築する	• 適応／成長の効果を必須のものとはせず、リザーブ機能として扱うことにより不確実性がシステムの脆弱性となることを避ける • *予想した環境条件と実際が異なる場合や天然事象等による外部からの擾乱への積極的な対策としては別途の取り組みも必要*

4)危機管理

表 5.2.2-8 「危機管理」の SWOT

Strength	• 予期せぬ状況が生じた場合に、適宜対策（前段階への復旧や廃棄体の回収等）をとることによって、重大な影響が生ずる事態の予防あるいは影響の緩和（修復措置等）を行うことができる
Weakness	• 危機管理を継続できる期間は比較的短期に限定される
Opportunity	• 将来予測に含まれる不確実性への対処として、万一の状況に備えることが規制当局からの要求や社会的受容性のための要件として求められる可能性がある
Threat	• 地層処分によって安全性を確保すべき長期間に対して、危機管理の継続可能な期間は限定されている

表 5.2.2-9「危機管理」に関する SWOT 分析結果

	Opportunity	Threat
Strength	• 将来予測に含まれる不確実性への対処として、万一の状況に備えることが規制当局からの要求や社会的受容性のための要件として求められる場合、適宜対策（前段階への復旧や廃棄体の回収等）をとることによって、重大な影響が生ずる事態の予防あるいは影響の緩和(修復措置等)を行うことができる	• 危機管理を段階的に軽減することによって、比較的軽易なモニタリングと万が一の場合の廃棄体回収可能性(高いコストであったとしても)については極力長期にわたって継続できるようなシステムとする
Weakness	• 特に放射能レベルが高く、かつ、初期異常や処分場閉鎖直後の過渡的現象による不確実性の初期に危機管理を行うことで信頼性を高める	• *長期的な不確実性への対策としては、別途の取り組みと組み合わせることが必要*

5.2.3　相互補完的な戦略の提案及び導入に向けた計画の立案

ここでは、5.2.2の分析結果に基づき、地層処分システムのロバスト性を向上させるために、個別の方策候補を組み合わせた相互補完的な提案及び導入に向けた計画の立案を実施する。より具体的には、4つの取り組みそれぞれについてのSWOT分析表において斜体で指摘した、他の取り組みとの連携の必要な箇所に着目して、複数の取り組みを相互に補完することのできるような全体的な戦略を次表に示すように整理した。

表5.2.3-1 地層処分システムのロバスト性を向上するための４つの
レジリエンス的取り組みを組み合わせた総合的な戦略

冗長性	「冗長性」による「多様性」の補完 多様性による効果が一部の影響(使用済み燃料のIRF(瞬時放出割合)に含まれるC-14やI-129の放出等)に対するもののみである場合、他の影響(より長期に及ぶアクチニド等の移行による影響等)については、特に長期わたって期待できるバリア(緩衝材や母岩(深度)等)に十分な安全裕度を見込むとともに、銅製オーバーパック等による容器寿命の長期化あるいは緩衝材内側での低拡散素材の併置等を組み合わせる		「冗長性」による「危機管理」の補完 危機管理を継続することの困難な長期的な不確実性への対策として、①各バリアの性能等に関するデータのばらつきのような不確実性を考慮して保守的上限に対応することのできる設計仕様を採用することによって十分な安全裕度を確保する ② 処分システムの長期変遷等に関するシナリオや各バリアの挙動等に関する解析モデルに関する知識の不足に起因する不確実性を考慮して、該当する安全機能を担う構成要素を多重化することによりロバスト性を向上する
「多様性」による「冗長性」の補完 未知の不確実性(Open uncertainty)によって複数のバリアが同時に機能を失うような共通要因による故障を避けるために、想定される影響因子等が全く異なる多様な材料を用いる	多様性		「多様性」による「危機管理」の補完 危機管理を継続することの困難な長期的な不確実性への対策として、共通の要因によって複数のバリアが同時に機能低下あるいは機能喪失するような可能性を低減する
	「適応／成長」による「多様性」の補完 異種の材料間での相互影響や干渉等が長期にわたって双方の安全機能を阻害するものではないことを示すために、材料境界での二次鉱物による間隙閉塞等の「適応／成長」によって相互影響がバリア材の安定性や時間的性能向上といったむしろ好ましい方向に働くような材料を選択する	適応／成長	「適応／成長」による「危機管理」の補完 危機管理を継続することの困難な長期的な不確実性への対策として、①変質や劣化についての速度論的な取り扱いのための知見や経験が不足しており、平衡や定常といった原則に基づく説明が求められる場合に、各バリアとそれが置かれた環境との親和性が増すことにより長期的な安定性が向上することを論拠として説明性を高める ②地層処分の安全性を確保すべき時間スケールの長大さへの対策が必要となる場合に、適応／成長によって時間の経過とともに安全性能の向上が期待できることを論拠として説明性を高める
	「危機管理」による「多様性」の補完 多様性による品質管理の複雑さが過誤につながることを避けるために、モニタリング等によって状態変遷を監視するとともに可逆性や回収可能性を保持する	「危機管理」による「適応／成長」の補完 予想した環境条件と実際が異なる場合や天然事象等による外部からの擾乱への積極的な対策として、モニタリング等によって状態変遷を監視するとともに可逆性や回収可能性を保持する	危機管理

5.3「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプを用いた新たな処分概念創出の試行

本項では、平成25年度に取り入れたソフトシステム方法論に基づく処分概念構築の合意形成プロセスに基づき、ステークホルダーの要求の抽出・分析に向けた試みに着手するとともに、同じく平成25年度に開発した「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプ（矛盾マトリクス等）を用いて、新たな処分概念の創出を試行するとともに、プロトタイプの改良などを実施した。具体的には以下の項目を実施した。

① 平成25年度に検討したソフトシステムズアプローチの一例として、非専門家を含む多様なステークホルダーから成るフォーカスグループを組織・運営し、地層処分概念に対するステークホルダーの要求の抽出・分析を試みた。さらに、日本における環境NGOの地層処分に対する認識の多様性分析を行った（5.3.1）。

② 地層処分及び他の類似分野での矛盾・競合解消の工学的対策についての文献調査と専門家へのヒアリングを実施した（5.3.2）。

③ 5.3.2での結果に基づき平成25年度に検討したTRIZ（発明的問題解決理論）の矛盾マトリクスの一般解（抽象解）を具体的な処分概念に結びつけるためのTRIZ知識ベースを構築した（5.3.3）。

④ 5.3.1によって得られるステークホルダーの要件／要求に基づき、要件との矛盾・競合の所在について分析を行う（5.3.4(1)）とともに、この結果を踏まえて、③で構築する矛盾・競合解消のための知識ベースを用い、新たな処分概念の創出を試行した（5.3.4(2)）。

⑤また、平成25年度に開発した「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプの改良として、構成要素の一つである「合意形成過程シミュレーションツール」を用いて、実際のステークホルダー間の対話と協働の在り方に反映させる方法の検討を行った（5.3.5）。

5.3.1　フォーカスグループの組織・運営及びステークホルダーの要求の抽出・分析

非専門家を含む多様なステークホルダーから成るフォーカスグループとして、地層処分分野以外の有識者グループと市民グループをそれぞれ想定し、前者に対してはブレインストーミング形式により、後者に対してはアンケートやグループインタビュー等を通じて、それぞれ放射性廃棄物問題に関する意見やアイデア、地層処分に対する意見などのステークホルダーの要求を抽出し分析を行った。さらに、日本における環境NGOの地層処分に対する認識について多様性分析を行った。

(1)地層処分研究分野以外の有識者による高レベル放射性廃棄物対策についてのブレインストーミング

ここでは、地層処分分野以外を専門とする大学や研究機関の有識者によりグループを組織し、ブレインストーミング形式により、地層処分を含む放射性廃棄物問題について様々な観点から意見・アイデアを頂く場を設けた。

1)目的

このブレインストーミングは、原子力発電や放射性廃棄物処分分野以外の有識者の方々との対話と意見交換の機会の一つとして計画したものである。ここでは、地層処分という既定の対策に限定するのではなく、むしろ、「現存する数万本の高レベル放射性廃棄物ガラス固化体（あるいはそれに相当する使用済燃料）をどうすべきか」という問題の原点に戻り、対策の在り方について幅広いご経験やご見識から自由なアイデアや意見を戴くことを眼目とした。

2)組織構成

地層処分分野以外の有識者として、地層への処分という行為では共通する二酸化炭素の地中貯留の有識者、環境分野の法律の有識者、合意形成に係る有識者、ブレインストーミングのファシリテーターには高レベル廃棄物の処分に係わっている有識者を想定し、メンバーを選定した。

3)現状の放射性廃棄物処分事業に対する課題

今回のブレインストーミングを通じて指摘された課題を以下に示す。

- 地層処分を議論する前に、原子力発電にどれだけ依存し、どれだけの廃棄物を将来処分する必要があるのかという議論の見通しを示す必要がある。
- 原子力政策を推進し、一定の利益を上げている電気事業者等からの拠出金をもって運営している原子力発電環境整備機構（NUMO）自身が、この問題を取り扱うことでコミュニケーションをより難しくしている。中立で公平性のある機関・国が担当するべきである。
- 処分場立地の受入可能性に関する制度が必要である。例えば、何か事故が起きた場合の責任が明確であるかどうか。受入先への支援体制の在り方について住民の自由な意思決定によるかどうかなど。
- 仮に政府の方針どおりに地層処分の計画が進むとしても、今ある分だけでも処分が終わるまでには100年以上かかることになる。その間の貯蔵保管はどちらにせよ考えないといけないこと。また、処分場に埋めた事を1万年後の人に伝えることよりも、2015年の今議論していることを2030年の人々に伝える方がよほど難しい。
- 処分場の適地の絞り込みを今後行うのであれば、処分場に適した土地を政府が何らかの基準で示すこと。

(2)市民グループの要求の抽出・分析

ここでは、第6章「地層処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化」の一環として実施した市民グループに対する事前アンケートやグループインタビューの結果を基に、意見などの要求事項の抽出と分析を行った。

1）事前アンケート

事前アンケートでは、放射性廃棄物処分問題全体に対する関心度は73%と高い割合を示し、原子力発電に対する関心度（65%）を上回る関心の高さを示した。しかし地層処分に対する認知度になると、あいまいな回答（言葉の意味はだいたいわかる、言葉だけ知っている）が全体の65%と過半数を占めた。処分という漠然として処分に対する関心は高いが、具体的な地層処分という対策内容についての理解度は低いことが分かった。

地層処分についての意見をみると、まずは国内で時間をかけて議論した上で実施すべきという意見が全体の30%を占め、国内でできるだけ早く実施すべきという意見も含めると、最終的に実施すべきという意見が全体の55%となり過半数を超える意見となった。恐らく、先の地層処分の認知度で曖昧な意見を持っている方が、取り急ぎ議論して様子を見た方がよいのではという意見へ流れているものと思われる。このため結果として、最終的には地層処分を実施すべきという要求となった。

2）グループインタビュー

地層処分が安全と思うかどうかという問いに対しては、シニア層（50-64歳）とミドル層（35-49歳）では安全でないという認識であったが、ジュニア層（20-34歳）は逆に安全と認識し、地層処分に対し

ての受容性が柔軟との結果が得られ、ミドル層を境に地層処分に対する認識が異なるため結果となった。このような傾向が社会全体で見られるのであれば、地層処分を推進していくうえで、ミドル層以上に重点を置いた地層処分の安全性に関する説明が重要となる。

また、学術会議で議論されている暫定保管と地層処分のどちらが望ましいかについては、ミドル層では地層処分の方が望ましいという意見が多いが、シニア層とジュニア層は暫定保管が望ましいという意見が多かった。今後の世代を担うジュニア層の大多数の意見が暫定保管の方が望ましいとなれば、地層処分を今すぐに実施するのではなく、学術会議で提言されている30年を一つの区切りとするモラトリアム（最初の30年間は暫定保管し、その間に技術開発と合意形成を進める）が有効として読み取れる。

3）オンライン討論

グループインタビュー後の1ヶ月間にわたって行われた同じメンバーによるオンライン討論の結果、現時点では、具体性のある処分方法として地層処分を選択するという意見が多かったが、その中で特徴的に示された不安や賛同・要求事項を以下に示す。

（不安事項）

- 100年間にもわたる長い調査・建設・処分作業とその引継ぎがうまくいくかどうか
- 暫定的な結論に過ぎず、高度の安全性が必要な技術を評価することには疑問
- ガラス固化体から発する強い放射線がバリアでどの程度まで減少するのか
- 地下水への汚染や、地下生物への影響
- 地殻変動によるプレートの移動が予測不可能であること
- 日本列島が形成されて3万年程度[1]のため、10万年先は誰もがわからない

（賛同条件・要求事項）

- 問題が起こったときの責任の明確化が必要
- 手厚い補償と地層処分自体の危険性についての具体的な説明
- 小学校から大学までの授業を通じて廃棄物処分の問題意識の植え付け
- 地層処分に関する議論の活発化
- 安全をより担保する技術の革新
- 社会的理解や社会的合意形成を得るためには、今回のようなグループ単位での意見交換や、勉強を兼ねて知識を共有し蓄積していくことが必要
- 座談会形式など小単位のコミュニケーションの場が有効
- 国民の関心を高めるために、複数の処分場候補地をあげること
- 処理処分の意思決定は、住民投票や住民によるコンセンサスの尊重

(3) 日本における環境NGOの地層処分に対する認識の多様性分析調査

日本における環境NGO等の「地層処分」について各団体が公表している各種テキストから分析し、問

[1]最後の氷期が終わり、宗谷海峡が海水面下に没した約1万2,000年前を日本列島形成時期とする意見が一般的に多いが、これは海による列島の大陸からの分離を考慮した地形学的なものである。地層処分では地質学的な形成メカニズムが重要であり、古第三紀漸新世から新第三紀中新世にかけて日本列島の原形は形成され、その後日本列島周辺のプレートシステムの枠組みが成立したと考えられている（梅田ほか, 2013）。3万年前というのは科学的な根拠に乏しいが、現実にそのような数字を元に意見を述べている上記の事例があるので、数字の根拠を明らかにすることが今後の理解を得ていく活動のポイントになると考えられる。

題と解決の認識フレームワークのマトリクス上でポジショニングを試みた。

1)収集した関連テキスト

調査対象の環境NGO及び収集テキストを表5.3.1-1に示す。

表 5.3.1-1　調査対象の環境 NGO 及び発行している「地層処分」の関連テキスト

対象環境NGO	収集テキスト
認定NPO法人 原子力資料情報室	①　放射性廃棄物ワーキンググループ「中間とりまとめ」に対する見解 2014/06/04　伴英幸 ②　第11回放射性廃棄物WG意見書　2014.4.30　伴英幸 ③　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中間とりまとめ（案）に対する意見　2014/04/17 ④　総合資源エネルギー調査会 電気事業分科会 原子力部会 放射性廃棄物小委員会（平成25年度第1回）へ提出した意見書　2013/06/21 ⑤　新大綱策定会議奮闘記（8）核燃料サイクルの選択肢、決まる　『原子力資料情報室通信』第456号（2012/6/1）より
認定NPO法人環境文明21	藤村コノヱ副代表の2014年5月会報巻頭言 「倫理なき日本の原子力政策」
NPO法人 国際環境経済研究所	①　　核燃料サイクル対策へのアプローチ ②　原子力問題の本丸−バックエンド問題 澤 昭裕　国際環境経済研究所所長　2012/11/14 ③　核のゴミ処理の可能性（その１） －『30万年』を『1000年』へ－　2014/02/26 ④　核のゴミ処理の可能性（その2） －早期開始と着実な実施－　2014/03/04 エネルギーシンクタンク株式会社 代表　田下 正宣
グリーンアクション	高レベル廃棄物処分地公募開始に抗議する共同アピール 2002年12月20日
原子力市民委員会	「脱原子力政策大綱」第3章放射性廃棄物の処理・処分 2014年4月

2)地層処分関連テキストの分析

テキストの分析結果を表5.3.1-2に示す。

表 5.3.1-2　「地層処分」の関連テキスト分析結果

対象環境NGO	収集テキストの分析結果（番号は表5.3.1-1に対応）
認定NPO法人 原子力資料情報室	①　全体として、日本学術会議の「総量管理」「暫定保管」などの提言について十分に議論しようとしない経産省事務局に対する抗議となっている。 ②　放射性廃棄物ワーキンググループに提出された意見書であり、放射性廃棄物発生の上限確定、日本学術会議の提言の尊重、可逆性・回収可能性の制度化明記、住民投票の制度化などに言及されている。 ③　概ね②の内容の同じである。 ④　処分位置のさらなる深度化、直接処分の研究促進などを主張している。 ⑤　全量直接処分がベストであるとの主張を述べている。
認定NPO法人環境文明21	地震大国日本で本当に安全か、10万年以上もの長期間誰が責任を持って管理するのか、そもそもツケを将来世代に残すことが倫理的に許されるのかという問

	題提起をしつつ、簡単に原発ゼロの方針を転換し、再稼働を進め、海外に売り込んでいこうとする政府の姿勢を批判している
NPO法人 国際環境経済研究所	① バックエンド問題について３つのアプローチをしている。第一のアプローチは「技術面に着目した再検討」で、高レベル放射性廃棄物の処分方法の技術的選択肢について白紙の状態から再評価せよというものである。第二のアプローチは「再処理、高速増殖炉を併用する漸進策」であり、再処理は高レベル放射性廃棄物の減容化や潜在的有害度低減に焦点を当てたものとし、高速増殖炉はプルトニウム等の燃焼による有害度の低減を主目的とせよというものである。第三のアプローチは「国際的枠組みの構築とゼロからの再検討」であり、すべての制約要因を白地から問い直し、核燃料サイクルの国際的な枠組み構築を構想する中で、これまでの制約を緩和する方策を考えるとしている。 ② 要点は次の３つである。処分場がないことは「即脱原発」にはつながらず、HLWをどうするかが問題の本質である。高レベル廃棄物の放射能の減衰期間を『30万年』から『1000年』程度に短縮する技術はあり、工学的検討・試験を国が主導し精力的に進めることにより30年後の実用化は可能と考える。高レベル廃棄物の処分に伴うリスクに関し、国民や立地候補地の人々が理解可能な判り易い説明と話し合いが不可欠であり、併せて放射能の人体への影響を明確に説明すること。
グリーンアクション	地層処分技術の信頼性への疑問、変動帯の日本列島での適地選定の困難さ、公募方式の問題点、再処理・核燃料サイクル、余剰プルトニウムの問題等を指摘し、脱原発を求めている。
原子力市民委員会	核燃料サイクルの廃止、原子力発電に関連して生じる全ての核物質の賢明な管理・処分、核廃棄物の管理・処分を一元的に実施する新たな政府系機関の設置、核廃棄物の管理・処分施設の安全確保及び国民的協議を求めている。

3)地層処分に関する認識ポジションの整理

各環境NGO等の地層処分に関するテキスト分析から、地層処分に関する問題と解決の認識フレームワークのマトリクス上で各環境NGO等の認識ポジションを考察すると、図5.3.1-1のように整理される。

原子力資料情報室と原子力市民委員会は、現在NUMO等の推進する再処理・核燃サイクルを前提とする「地層処分」に対しては反対しているものの、日本学術会議が提案した「総量管理」「暫定保管」「社会的合意形成」などの条件と引き換えに、使用済燃料の直接処分としての地層処分には理解を示している。また、「グリーンアクション」や「環境文明21」では、倫理性など、より社会的な視点を重視し、純粋に「脱原発」をめざす志向が感じられる。これら4団体の基本姿勢は、「脱原発」を目指すというスタンスでは同じである。地層処分の技術的側面を重視するか社会的側面を重視するかという視点から見ると、原子力資料情報室が最も技術寄りであり、環境文明２１が最も社会寄り（技術的な評価はあまりしていない）である。

一方、国際環境経済研究所は原子力発電にも再処理・核燃サイクルにも柔軟な姿勢があり、国内での地層処分にもこだわっていない。他の環境NGO等とは異なるポジションを占めている。

国際環境経済研究所以外の環境NGO等はほぼ似たポジションにあり、現状では認識の多様性はあまり見られないが、今後政策的に再処理・核燃料サイクルと地層処分の分離がなされ、「総量管理」などが実現した場合には、地層処分をめぐる認識の多様性は拡大すると予想される。

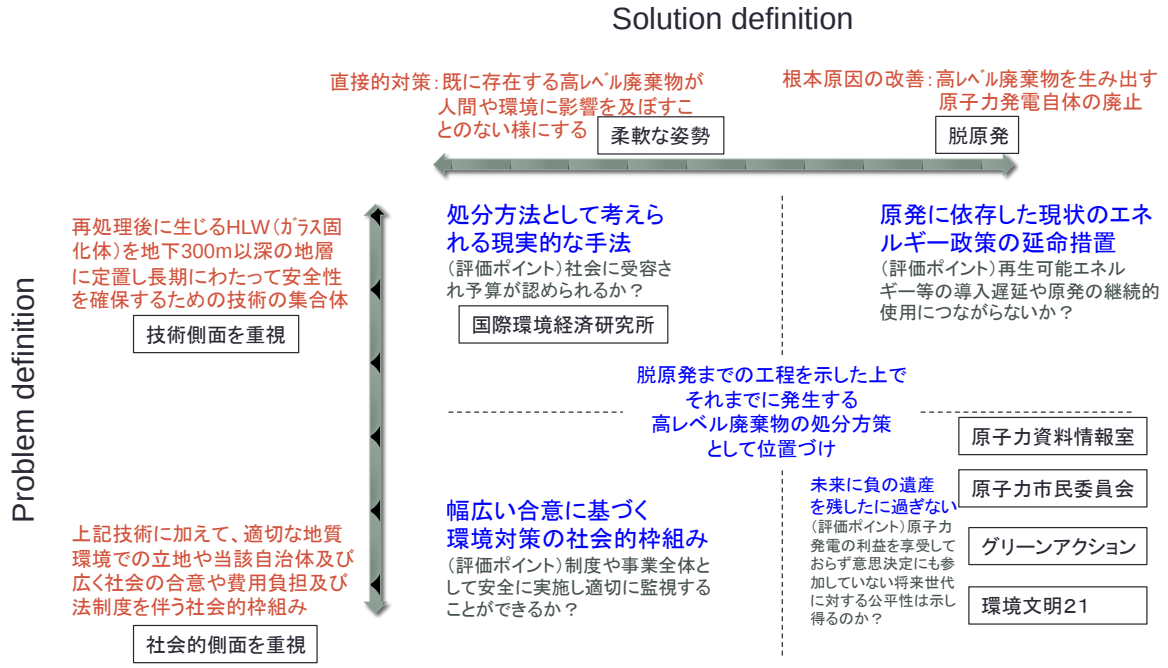


図5.3.1-1　地層処分に関する各環境NGO等のポジション

5.3.2　矛盾・競合解消の工学的対策についての文献調査と専門家へのヒアリング

前節までに述べた非専門家を含む多様なステークホルダーの要求の抽出・分析結果に基づき、合意形成の観点からより好ましい特性を持つと考えられる処分概念を構築していく上では、従来の地層処分研究開発で抽出された技術的な要件や多様なステークホルダーからの様々な要求に同時に応えることが課題になるものと考えられる。そして、このような多くの要求の中には、互いに矛盾あるいは競合するものが含まれていくものと考えられる。そこでは、従来の技術的選択肢の範囲内では一見して両立することのできない要件を同時に満足するような「新たな次元」の処分概念オプションを創出することが求められる。平成25年度に検討したTRIZ法は、問題＝矛盾として捉え、矛盾を解消することが即ち問題解決につながるという考え方で創造的問題解決の方法論を定式化したものである。TRIZでは、技術的矛盾を解決するための有効な手段として、「矛盾マトリクス」と呼ばれるツールが活用される。これは、39個の技術特性を組み合わせたマトリクスであり、その交点に技術的矛盾を解決する40の発明原理を配置したものである（次節参照）。

このようなTRIZの方法論にしたがい、異なる要求を持つ多様なステークホルダーの要求を同時に満足し得る「革新的問題解決」となるような新たな処分概念構築を可能とするためには、上記の40の発明原理と呼ばれる極めて汎用的ではあるものの同時に抽象的でもある「解」を処分概念という対象に即した具体的な工学的対策（形状、材質、機能、利用方法等）に変換するための「具象のアイデア」が極めて重要となる。そこで、「革新的問題解決」に該当するような他分野の事例についての専門家へのヒアリング 及びTRIZの適用を目指して化学やIT等の分野で既に整備されたTRIZ用知識ベース からの情報の収集・整理を行った。これらの結果を処分概念オプション構築のためのTRIZ知識ベースの構築として次節に述べる。

5.3.3 TRIZ知識ベースの構築

(1)他分野における「革新的問題解決」の事例に関するヒアリング

TRIZでは、技術的問題を把握する一つの観点として「矛盾」の概念を導入しており、特に「技術的矛盾」といった場合には「ある技術システムのパラメータAを改善しようとすると、別のパラメータであるBが悪化する」状態を指す。このような技術的矛盾を妥協することなく解決するための有効なツールとして「矛盾マトリクス」が準備されている。具体的な問題を一つの技術的矛盾として再定義（問題の抽象化）するために、TRIZでは、多種多様なパラメータを「一般化された39のパラメータ」に集約化し、改善する特性も悪化する特性も39のいずれかで対応可能にしている。表5.3.3-1に39のパラメータを、また矛盾マトリクスを表5.3.3-2に示す。

表5.3.3-2では、縦軸が改善すべき特性（パラメータ）で横軸が悪化する特性（パラメータ）に位置付けられる。そして、解決したい技術矛盾に対応した特性の行と列の交わったセルの中には、その矛盾を妥協なく解決するための発明原理が記入されている。この発明原理は、全部で40項目あり、各発明原理の項目名と主な特徴の一部を表5.3.3-3に整理した。矛盾マトリクス表の各セルに配置されている番号が、各発明原理の番号に対応しているので、40の発明原理は、技術矛盾の克服に有効なアイデアを創出するためのガイド的役割（抽象解）を担っていると言うことができる。

表 5.3.3-1　TRIZ における 39 個のパラメータ

1. 移動物体の重量	16. 静止物体の動作時間	31. 物体が発する有害要因
2. 静止物体の重量	17. 温度	32. 製造の容易性
3. 移動物体の長さ	18. 照度	33. 操作の容易性
4. 静止物体の長さ	19. 移動物体のエネルギー消費	34. 修理の容易性
5. 移動物体の面積	20. 静止物体のエネルギー消費	35. 適応性または融通性
6. 静止物体の面積	21. 出力	36. 装置の複雑度
7. 移動物体の体積	22. エネルギー損失	37. 検知と測定の困難度
8. 静止物体の体積	23. 物質損失	38. 自動化の範囲
9. 速度	24. 情報損失	39. 生産性
10. 力（強さ）	25. 時間損失	
11. 応力または圧力	26. 物質の量	
12. 形状	27. 信頼性	
13. 物体の組成の安定性	28. 測定精度	
14. 強度	29. 製造精度	
15. 移動物体の動作時間	30. 物質が受ける有害要因	

表 5.3.3-2　TRIZ における矛盾マトリクス

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39
		移動物体の重量	静止物体の重量	移動物体の長さ	静止物体の長さ	移動物体の面積	静止物体の面積	移動物体の体積	静止物体の体積	速度	力（強さ）	応力または圧力	形状	物体の組成の安定性	強度	移動物体の動作時間	静止物体の動作時間	温度	照度（≒明るさ）	移動物体のエネルギー消費	静止物体のエネルギー消費	出力	エネルギー損失	物質損失	情報損失	時間損失	物質の量	信頼性	測定精度	製造精度	物体が受ける有害要因	物体が発する有害要因	製造の容易性	操作の容易性	修理の容易性	適応性または融通性	装置の複雑度	検知と測定の困難度	自動化の範囲	生産性
1	移動物体の重量			15. 8. 29. 34		29. 17. 38. 34		29. 2. 40. 28		2. 8. 15. 38	8. 10. 18. 37	10. 36. 37. 40	10. 14. 35. 40	1. 35. 19. 39	28. 27. 18. 40	5. 34. 31. 35		6. 29. 4. 38	19. 1. 32	35. 12. 34. 31		12. 36. 18. 31	6. 2. 34. 19	5. 35. 3. 31	10. 24. 35	10. 35. 20. 28	3. 26. 18. 31	3. 11. 1. 27	28. 27. 35. 26	28. 35. 26. 18	22. 21. 18. 27	22. 35. 31. 39	27. 28. 1. 36	35. 3. 2. 24	2. 27. 28. 11	29. 5. 15. 8	26. 30. 36. 34	28. 29. 26. 32	26. 35. 18. 19	35. 3. 24. 37
2	静止物体の重量				10. 1. 29. 35		35. 30. 13. 2		5. 35. 14. 2		8. 10. 19. 35	13. 29. 10. 18	13. 10. 29. 14	26. 39. 1. 40	28. 2. 10. 27		2. 27. 19. 6	28. 19. 32. 22	35. 19. 32		18. 19. 28. 1	15. 19. 18. 22	18. 19. 28. 15	5. 8. 13. 30	10. 15. 35	10. 20. 35. 26	19. 6. 18. 26	10. 28. 8. 3	18. 26. 28	10. 1. 35. 17	2. 19. 22. 37	35. 22. 1. 39	28. 1. 9	6. 13. 1. 32	2. 27. 28. 11	19. 15. 29	1. 10. 26. 39	25. 28. 17. 15	2. 26. 35	1. 28. 15. 35
3	移動物体の長さ	15. 8. 29. 34				15. 17. 4		7. 17. 4. 35		13. 4. 8	17. 10. 4	1. 8. 35	1. 8. 10. 29	1. 8. 15. 34	8. 35. 29. 34	19		10. 15. 19	32	8. 35. 24		1. 35	7. 2. 35. 39	4. 29. 23. 10	1. 24	15. 2. 29	29. 35	10. 14. 29. 40	28. 32. 4	10. 28. 29. 37	1. 15. 17. 24	17. 15	1. 29. 17	15. 29. 35. 4	1. 28. 10	14. 15. 1. 16	1. 19. 26. 24	35. 1. 26. 24	17. 24. 26. 16	14. 4. 28. 29
4	静止物体の長さ		35. 28. 40. 29				17. 7. 10. 40		35. 8. 2. 14		28. 10	1. 14. 35	13. 14. 15. 7	39. 37. 35	15. 14. 28. 26		1. 40. 35	3. 35. 38. 18	3. 25				12. 8	6. 28	10. 28. 24. 35	24. 26	30. 29. 14		15. 29. 28	32. 28. 3	2. 32. 10	1. 18		15. 17. 27	2. 25	3	1. 35	1. 26	26		30. 14. 7. 26
5	移動物体の面積	2. 17. 29. 4		14. 15. 18. 4				7. 14. 17. 4		29. 30. 4. 34	19. 30. 35. 2	10. 15. 36. 28	5. 34. 29. 4	11. 2. 13. 39	3. 15. 40. 14	6. 3		2. 15. 16	15. 32. 19. 13	19. 32		19. 10. 32. 18	15. 17. 30. 26	10. 35. 2. 39	30. 26	26. 4	29. 30. 6. 13	29. 9	26. 28. 32. 3	2. 32	22. 33. 28. 1	17. 2. 18. 39	13. 1. 26. 24	15. 17. 13. 16	15. 13. 10. 1	15. 30	14. 1. 13	2. 36. 26. 18	14. 30. 28. 23	10. 26. 34. 2
6	静止物体の面積		30. 2. 14. 18		26. 7. 9. 39						1. 18. 35. 36	10. 15. 36. 37		2. 38	40		2. 10. 19. 30	35. 39. 38				17. 32	17. 7. 30	10. 14. 18. 39	30. 16	10. 35. 4. 18	2. 18. 40. 4	32. 35. 40. 4	26. 28. 32. 3	2. 29. 18. 36	27. 2. 39. 35	22. 1. 40	40. 16	16. 4	16	15. 16	1. 18. 36	2. 35. 30. 18	23	10. 15. 17. 7
7	移動物体の体積	2. 26. 29. 40		1. 7. 35. 4		1. 7. 4. 17				29. 4. 38. 34	15. 35. 36. 37	6. 35. 36. 37	1. 15. 29. 4	28. 10. 1. 39	9. 14. 15. 7	6. 35. 4		34. 39. 10. 18	10. 13. 2	35		35. 6. 13. 18	7. 15. 13. 16	36. 39. 34. 10	2. 22	2. 6. 34. 10	29. 30. 7	14. 1. 40. 11	25. 26. 28	25. 28. 2. 16	22. 21. 27. 35	17. 2. 40. 1	29. 1. 40	15. 13. 30. 12	10	15. 29	26. 1	29. 26. 4	35. 34. 16. 24	10. 6. 2. 34
8	静止物体の体積		35. 10. 19. 14	19. 14	35. 8. 2. 14						2. 18. 37	24. 35	7. 2. 35	34. 28. 35. 40	9. 14. 17. 15		35. 34. 38	35. 6. 4				30. 6		10. 39. 35. 34		35. 16. 32. 18	35. 3	2. 35. 16		35. 10. 25	34. 39. 19. 27	30. 18. 35. 4	35		1		1. 31	2. 17. 26		35. 37. 10. 2
9	速度	2. 28. 13. 38		13. 14. 8		29. 30. 34		7. 29. 34			13. 28. 15. 19	6. 18. 38. 40	35. 15. 18. 34	28. 33. 1. 18	8. 3. 26. 14	3. 19. 35. 5		28. 30. 36. 2	10. 13. 19	8. 15. 35. 38		19. 35. 38. 2	14. 20. 19. 35	10. 13. 28. 38	13. 26		10. 19. 29. 38	11. 35. 27. 28	28. 32. 1. 24	10. 28. 32. 25	1. 28. 35. 23	2. 24. 32. 21	35. 13. 8. 1	32. 28. 13. 12	34. 2. 28. 27	15. 10. 26	10. 28. 4. 34	3. 34. 27. 16	10. 18	
10	力（強さ）	8. 1. 37. 18	18. 13. 1. 28	17. 19. 9. 36	28. 10	19. 10. 15	1. 18. 36. 37	15. 9. 12. 37	2. 36. 18. 37	13. 28. 15. 12		18. 21. 11	10. 35. 40. 34	35. 10. 21	35. 10. 14. 27	19. 2		35. 10. 21		19. 17. 10	1. 16. 36. 37	19. 35. 18. 37	14. 15	8. 35. 40. 5		10. 37. 36	14. 29. 18. 36	3. 35. 13. 21	35. 10. 23. 24	28. 29. 37. 36	1. 35. 40. 18	13. 3. 36. 24	15. 37. 18. 1	1. 28. 3. 25	15. 1. 11	15. 17. 18. 20	26. 35. 10. 18	36. 37. 10. 19	2. 35	3. 28. 35. 37
11	応力または圧力	10. 36. 37. 40	13. 29. 10. 18	35. 10. 36	35. 1. 14. 16	10. 15. 36. 28	10. 15. 36. 37	6. 35. 10	35. 24	6. 35. 36	36. 35. 21		35. 4. 15. 10	35. 33. 2. 40	9. 18. 3. 40	19. 3. 27		35. 39. 19. 2		14. 24. 10. 37		10. 35. 14	2. 36. 25	10. 36. 3. 37		37. 36. 4	10. 14. 36	10. 13. 19. 35	6. 28. 25	3. 35	22. 2. 37	2. 33. 27. 18	1. 35. 16	11	2	35	19. 1. 35	2. 36. 37	35. 24	10. 14. 35. 37
12	形状	8. 10. 29. 40	15. 10. 26. 3	29. 34. 5. 4	13. 14. 10. 7	5. 34. 4. 10		14. 4. 15. 22	7. 2. 35	35. 15. 34. 18	35. 10. 37. 40	34. 15. 10. 14		33. 1. 18. 4	30. 14. 10. 40	14. 26. 9. 25		22. 14. 19. 32	13. 15. 32	2. 6. 34. 14		4. 6. 2	14	35. 29. 3. 5		14. 10. 34. 17	36. 22	10. 40. 16	28. 32. 1	32. 30. 40	22. 1. 2. 35	35. 1	1. 32. 17. 28	32. 15. 26	2. 13. 1	1. 15. 29	16. 29. 1. 28	15. 13. 39	15. 1. 32	17. 26. 34. 10
13	物体の組成の安定性	21. 35. 2. 39	26. 39. 1. 40	13. 15. 1. 28	37	2. 11. 13	39	28. 10. 19. 39	34. 28. 35. 40	33. 15. 28. 18	10. 35. 21. 16	2. 35. 40	22. 1. 18. 4		17. 9. 15	13. 27. 10. 35	39. 3. 35. 23	35. 1. 32	32. 3. 27. 15	13. 19	27. 4. 29. 18	32. 35. 27. 31	14. 2. 39. 6	2. 14. 30. 40		35. 27	15. 32. 35		13	18	35. 24. 18. 30	35. 40. 27. 39	35. 19	32. 35. 30	2. 35. 10. 16	35. 30. 34. 2	2. 35. 22. 26	35. 22. 39. 23	1. 8. 35	23. 35. 40. 3
14	強度	1. 8. 40. 15	40. 26. 27. 1	1. 15. 8. 35	15. 14. 28. 26	3. 34. 40. 29	9. 40. 28	10. 15. 14. 7	9. 14. 17. 15	8. 13. 26. 14	10. 18. 3. 14	10. 3. 18. 40	10. 30. 35. 40	13. 17. 35		27. 3. 26		30. 10. 40	35. 19	19. 35. 10	35	10. 26. 35. 28	35	35. 28. 31. 40		29. 3. 28. 10	29. 10. 27	11. 3	3. 27. 16	3. 27	18. 35. 37. 1	15. 35. 22. 2	11. 3. 10. 32	32. 40. 28. 2	27. 11. 3	15. 3. 32	2. 13. 28	27. 3. 15. 40	15	29. 35. 10. 14
15	移動物体の動作時間	19. 5. 34. 31		2. 19. 9		3. 17. 19		10. 2. 19. 30		3. 35. 5	19. 2. 16	19. 3. 27	14. 26. 28. 25	13. 3. 35	27. 3. 10			19. 35. 39	2. 19. 4. 35	28. 6. 35. 18		19. 10. 35. 38		28. 27. 3. 18	10	20. 10. 28. 18	3. 35. 10. 40	11. 2. 13	3	3. 27. 16. 40	22. 15. 33. 28	21. 39. 16. 22	27. 1. 4	12. 27	29. 10. 27	1. 35. 13	10. 4. 29. 15	19. 29. 39. 35	6. 10	35. 17. 14. 19
16	静止物体の動作時間		6. 27. 19. 16		1. 40. 35				35. 34. 38					39. 3. 35. 23				19. 18. 36. 40				16		28. 27. 18. 38	10	28. 20. 10. 16	3. 35. 31	34. 27. 6. 40	10. 26. 24		17. 1. 40. 33	22	35. 10	1	1	2		25. 34. 6. 35	1	20. 10. 16. 38
17	温度	36. 22. 6. 38	22. 35. 32	15. 19. 9	15. 19. 9	3. 35. 39. 18	35. 38	34. 39. 40. 18	35. 6. 4	2. 28. 36. 30	35. 10. 3. 21	35. 39. 19. 2	14. 22. 19. 32	1. 35. 32	10. 30. 22. 40	19. 13. 39	19. 18. 36. 40		32. 30. 21. 16	19. 15. 3. 17		2. 14. 17. 25	21. 17. 35. 38	21. 36. 29. 31		35. 28. 21. 18	3. 17. 30. 39	19. 35. 3. 10	32. 19. 24	24	22. 33. 35. 2	22. 35. 2. 24	26. 27	26. 27	4. 10. 16	2. 18. 27	2. 17. 16	3. 27. 35. 31	26. 2. 19. 16	15. 28. 35
18	照度（≒明るさ）	19. 1. 32	2. 35. 32	19. 32. 16		19. 32. 26		2. 13. 10		10. 13. 19	26. 19. 6		32. 30	32. 3. 27	35. 19	2. 19. 6		32. 35. 19		32. 1. 19	32. 35. 1. 15	32	19. 16. 1. 6	13. 1	1. 6	19. 1. 26. 17	1. 19		11. 15. 32	3. 32	15. 19	35. 19. 32. 39	19. 35. 28. 26	28. 26. 19	15. 17. 13. 16	15. 1. 19	6. 32. 13	32. 15	2. 26. 10	2. 25. 16
19	移動物体のエネルギー消費	12. 18. 28. 31		12. 28		15. 19. 25		35. 13. 18		8. 15. 35	16. 26. 21. 2	23. 14. 25	12. 2. 29	19. 13. 17. 24	5. 19. 9. 35	28. 35. 6. 18		19. 24. 3. 14	2. 15. 19			6. 19. 37. 18	12. 22. 15. 24	35. 24. 18. 5		35. 38. 19. 18	34. 23. 16. 18	19. 21. 11. 27	3. 1. 32		1. 35. 6. 27	2. 35. 6	28. 26. 30	19. 35	1. 15. 17. 28	15. 17. 13. 16	2. 29. 27. 28	35. 38	32. 2	12. 28. 35
20	静止物体のエネルギー消費		19. 9. 6. 27								36. 37			27. 4. 29. 18	35				19. 2. 35. 32						28. 27. 18. 31			3. 35. 31	10. 36. 23			10. 2. 22. 37	19. 22. 18	1. 4					19. 35. 16. 25		1. 6
21	出力	8. 36. 38. 31	19. 26. 17. 27	1. 10. 35. 37		19. 38	17. 32. 13. 38	35. 6. 38	30. 6. 25	15. 35. 2	26. 2. 36. 35	22. 10. 35	29. 14. 2. 40	35. 32. 15. 31	26. 10. 28	19. 35. 10. 38	16	2. 14. 17. 25	16. 6. 19	16. 6. 19. 37			10. 35. 38	28. 27. 18. 38	10. 19	35. 20. 10. 6	4. 34. 19	19. 24. 26. 31	32. 15. 2	32. 2	19. 22. 31. 2	2. 35. 18	26. 10. 34	26. 35. 10	10. 34	19. 17. 34	20. 19. 30. 34	19. 35. 16	28. 2. 17	28. 35. 34
22	エネルギー損失	15. 6. 19. 28	19. 6. 18. 9	7. 2. 6. 13	6. 38. 7	15. 26. 17. 30	17. 7. 30. 18	7. 18. 23	7	16. 35. 38	36. 38			14. 2. 39. 6	26			19. 38. 7	1. 13. 32. 15			3. 38		35. 27. 2. 37	19. 10	10. 18. 32. 7	7. 18. 25	11. 10. 35	32		21. 22. 35. 2	21. 35. 2. 22		35. 32. 1	2. 19		7. 23	35. 3. 15. 23	2	28. 10. 29. 35
23	物質損失	35. 6. 23. 40	35. 6. 22. 32	14. 29. 10. 39	10. 28. 24	35. 2. 10. 31	10. 18. 39. 31	1. 29. 30. 36	3. 39. 18. 31	10. 13. 28. 38	14. 15. 18. 40	3. 36. 37. 10	29. 35. 3. 5	2. 14. 30. 40	35. 28. 31. 40	28. 27. 3. 18	27. 16. 18. 38	21. 36. 39. 31	1. 6. 13	35. 18. 24. 5	28. 27. 12. 31	28. 27. 18. 38	35. 27. 2. 31			15. 18. 35. 10	6. 3. 10. 24	10. 29. 39. 35	16. 34. 31. 28	35. 10. 24. 31	33. 22. 30. 40	10. 1. 34. 29	15. 34. 33	32. 28. 2. 24	2. 35. 34. 27	15. 10. 2	35. 10. 28. 24	35. 18. 10. 13	35. 10. 18	28. 35. 10. 23
24	情報損失	10. 24. 35	10. 35. 5	1. 26	26	30. 26	30. 16		2. 22	26. 32						10	10		19			10. 19	19. 10			24. 26. 28. 32	24. 28. 35	10. 28. 23			22. 10. 1	10. 21. 22	32	27. 22				35. 33	35	13. 23. 15
25	時間損失	10. 20. 37. 35	10. 20. 26. 5	15. 2. 29	30. 24. 14. 5	26. 4. 5. 16	10. 35. 17. 4	2. 5. 34. 10	35. 16. 32. 18		10. 37. 36. 5	37. 36. 4	4. 10. 34. 17	35. 3. 22. 5	29. 3. 28. 18	20. 10. 28. 18	28. 20. 10. 16	35. 29. 21. 18	1. 19. 26. 17	35. 38. 19. 18	1	35. 20. 10. 6	10. 5. 18. 32	35. 18. 10. 39	24. 26. 28. 32		35. 38. 18. 16	10. 30. 4	24. 34. 28. 32	24. 26. 28. 18	35. 18. 34	35. 22. 18. 39	35. 28. 34. 4	4. 28. 10. 34	32. 1. 10	35. 28	6. 29	18. 28. 32. 10	24. 28. 35. 30	
26	物質の量	35. 6. 18. 31	27. 26. 18. 35	29. 14. 35. 18		15. 14. 29	2. 18. 40. 4	15. 20. 29		35. 29. 34. 28	35. 14. 3	10. 36. 14. 3	35. 14	15. 2. 17. 40	14. 35. 34. 10	3. 35. 10. 40	3. 35. 31	3. 17. 39		34. 29. 16. 18	3. 35. 31	35	7. 18. 25	6. 3. 10. 24	24. 28. 35	35. 38. 18. 16		18. 3. 28. 40	3. 2. 28	33. 30	35. 33. 29. 31	3. 35. 40. 39	29. 1. 35. 27	35. 29. 10. 25	2. 32. 10. 25	15. 3. 29	3. 13. 27. 10	3. 27. 29. 18	8. 35	13. 29. 3. 27
27	信頼性	3. 8. 10. 40	3. 10. 8. 28	15. 9. 14. 4	15. 29. 28. 11	17. 10. 14. 16	32. 35. 40. 4	3. 10. 14. 24	2. 35. 24	21. 35. 11. 28	8. 28. 10. 3	10. 24. 35. 19	35. 1. 16. 11		11. 28	2. 35. 3. 25	34. 27. 6. 40	3. 35. 10	11. 32. 13	21. 11. 27. 19	36. 23	21. 11. 26. 31	10. 11. 35	10. 35. 29. 39	10. 28	10. 30. 4	21. 28. 40. 3		32. 3. 11. 23	11. 32. 1	27. 35. 2. 40	35. 2. 40. 26		27. 17. 40	1. 11	13. 35. 8. 24	13. 35. 1	27. 40. 28	11. 13. 27	1. 35. 29. 38
28	測定精度	32. 35. 26. 28	28. 35. 25. 26	28. 26. 5. 16	32. 28. 3. 16	26. 28. 32. 3	26. 28. 32. 3	32. 13. 6		28. 13. 32. 24	32. 2	6. 28. 32	6. 28. 32	32. 35. 13	28. 6. 32	28. 6. 32	10. 26. 24	6. 19. 28. 24	6. 1. 32	3. 6. 32		3. 6. 32	26. 32. 27	10. 16. 31. 28		24. 34. 28. 32	2. 6. 32	5. 11. 1. 23			28. 24. 22. 26	3. 33. 39. 10	6. 35. 25. 18	1. 13. 17. 34	1. 32. 13. 11	13. 35. 2	27. 35. 10. 34	26. 24. 32. 28	28. 2. 10. 34	10. 34. 28. 32
29	製造精度	28. 32. 13. 18	28. 35. 27. 9	10. 28. 29. 37	2. 32. 10	28. 33. 29. 32	2. 29. 18. 36	32. 28. 2	25. 10. 35	10. 28. 32	28. 19. 34. 36	3. 35	32. 30. 40	30. 18	3. 27	3. 27. 40		19. 26	3. 32	32. 2		32. 2	13. 32. 2	35. 31. 10. 24		32. 26. 28. 18	32. 30	11. 32. 1			26. 28. 10. 36	4. 17. 34. 26		1. 32. 35. 23	25. 10		26. 2. 18		26. 28. 18. 23	10. 18. 32. 39
30	物体が受ける有害要因	22. 21. 27. 39	2. 22. 13. 24	17. 1. 39. 4	1. 18	22. 1. 33. 28	27. 2. 39. 35	22. 23. 37. 35	34. 39. 19. 27	21. 22. 35. 28	13. 35. 39. 18	22. 2. 37	22. 1. 3. 35	35. 24. 30. 18	18. 35. 37. 1	22. 15. 33. 28	17. 1. 40. 33	22. 33. 35. 2	1. 19. 32. 13	1. 24. 6. 27	10. 2. 22. 37	19. 22. 31. 2	21. 22. 35. 2	33. 22. 19. 40	22. 10. 2	35. 18. 34	35. 33. 29. 31	27. 24. 2. 40	28. 33. 23. 26	26. 28. 10. 18			24. 35. 2	2. 25. 28. 39	35. 10. 2	35. 11. 22. 31	22. 19. 29. 40	22. 19. 29. 40	33. 3. 34	22. 35. 13. 24
31	物体が発する有害要因	19. 22. 15. 39	35. 22. 1. 39	17. 15. 16. 22		17. 2. 18. 39	22. 1. 40	17. 2. 40	30. 18. 35. 4	35. 28. 3. 23	35. 28. 1. 40	2. 33. 27. 18	35. 1	35. 40. 27. 39	15. 35. 22. 2	15. 22. 33. 31	21. 39. 16. 22	22. 35. 2. 24	19. 24. 39. 32	2. 35. 6	19. 22. 18	2. 35. 18	21. 35. 22. 2	10. 1. 34	10. 21. 29	1. 22	3. 24. 39. 1	24. 2. 40. 39	3. 33. 26	4. 17. 34. 26						19. 1. 31	2. 21. 27. 1	2	22. 35. 18. 39
32	製造の容易性	28. 29. 15. 16	1. 27. 36. 13	1. 29. 13. 17	15. 17. 27	13. 1. 26. 12	16. 40	13. 29. 1. 40	35	35. 13. 8. 1	35. 12	35. 19. 1. 37	1. 28. 13. 27	11. 13. 1	1. 3. 10. 32	27. 1. 4	35. 16	27. 26. 18	28. 24. 27. 1	28. 26. 27. 1	1. 4	27. 1. 12. 24	19. 35	15. 34. 33	32. 24. 18. 16	35. 28. 34. 4	35. 23. 1. 24		1. 35. 12. 18		24. 2			2. 5. 13. 16	35. 1. 11. 9	2. 13. 15	27. 26. 1	6. 28. 11. 1	8. 28. 1	35. 1. 10. 28
33	操作の容易性	25. 2. 13. 15	6. 13. 1. 25	1. 17. 13. 12		1. 17. 13. 16	18. 16. 15. 39	1. 16. 35. 15	4. 18. 31. 39	18. 13. 34	28. 13. 35	2. 32. 12	15. 34. 29. 28	32. 35. 30	32. 40. 3. 28	29. 3. 8. 25	1. 16. 25	26. 27. 13	13. 17. 1. 24	1. 13. 24		35. 34. 2. 10	2. 19. 13	28. 32. 2. 24	4. 10. 27. 22	4. 28. 10. 34	12. 35	17. 27. 8. 40	25. 13. 2. 34	1. 32. 35. 23	2. 25. 28. 39		2. 5. 12		12. 26. 1. 32	15. 34. 1. 16	32. 25. 12. 17		1. 34. 12. 3	15. 1. 28
34	修理の容易性	2. 27. 35. 11	2. 27. 35. 11	1. 28. 10. 25	3. 18. 31	15. 32. 13	16. 25	25. 2. 35. 11	1	34. 9	1. 11. 10	13	1. 13. 2. 4	2. 35	1. 11. 2. 9	11. 29. 28. 27	1	4. 10	15. 1. 13	15. 1. 28. 16		15. 10. 32. 2	15. 1. 32. 19	2. 35. 34. 27		32. 1. 10. 25	2. 28. 10. 25	11. 10. 1. 16	10. 2. 13	25. 10	35. 10. 2. 16		1. 35. 11. 10	1. 12. 26. 15	15. 34. 1. 16	7. 1. 4. 16	35. 1. 13. 11		34. 35. 7. 13	1. 32. 10
35	適応性または融通性	1. 6. 15. 8	19. 15. 29. 16	35. 1. 29. 2	1. 35. 16	35. 30. 29. 7	15. 16	15. 35. 29		35. 10. 14	15. 17. 20	35. 16	15. 37. 1. 8	35. 30. 14	35. 3. 32. 6	13. 1. 35	2. 16	27. 2. 3. 35	6. 22. 26. 1	19. 35. 29. 13		19. 1. 29	18. 15. 1	15. 10. 2. 13		35. 28	3. 35. 15	35. 13. 8. 24	35. 5. 1. 10		35. 11. 32. 31		1. 13. 31	15. 34. 1. 16	1. 16. 7. 4		15. 29. 37. 28	1	27. 34. 35	35. 28. 6. 37
36	装置の複雑度	26. 30. 34. 36	2. 26. 35. 39	1. 19. 26. 24	26	14. 1. 13. 16	6. 36	34. 26. 6	1. 16	34. 10. 28	26. 16	19. 1. 35	29. 13. 28. 15	2. 22. 17. 19	2. 13. 28	10. 4. 28. 15		2. 17. 13	24. 17. 13	27. 2. 29. 28		20. 19. 30. 34	10. 35. 13. 2	28. 35. 10. 28. 29		6. 29	13. 3. 27. 10	13. 35. 1	2. 26. 10. 34	26. 24. 32	22. 19. 29. 40	19. 1	29. 15. 28. 37		15. 10. 37. 28	1	15. 1. 24	12. 17. 28
37	検知と測定の困難度	27. 26. 28. 13	6. 13. 28. 1	16. 17. 26. 24	26	2. 13. 18. 17	2. 39. 30. 16	29. 1. 4. 16	2. 18. 26. 31	3. 4. 16. 35	36. 28. 40. 19	35. 36. 37. 32	27. 13. 1. 39	11. 22. 39. 30	27. 3. 15. 28	19. 29. 25. 39	25. 34. 6. 35	3. 27. 35. 16	2. 24. 26	35. 38	19. 35. 16	19. 1. 16. 10	35. 3. 15. 19	1. 18. 10. 24	35. 33. 27. 22	18. 28. 32. 9	3. 27. 29. 18	27. 40. 28. 8	26. 24. 32. 28		22. 19. 29. 28	2. 21	5. 28. 11. 29	2. 5	12. 26	1. 15	15. 10. 37. 28		34. 21	35. 18
38	自動化の範囲	28. 26. 18. 35	28. 26. 35. 10	14. 13. 28. 17	23	17. 14. 13		35. 13. 16		28. 10	2. 35	13. 35	15. 32. 1. 13	18. 1	25. 13	6. 9		26. 2. 19	8. 32. 19	2. 32. 13		28. 2. 27	23. 28	35. 10. 18. 5	35. 33	24. 28. 35. 30	35. 13	11. 27. 32	28. 26. 10. 34	28. 26. 18. 23	2. 33	2	1. 26. 13	1. 12. 34. 3	1. 35. 13	27. 4. 1. 35	15. 24. 10	34. 27. 25		5. 12. 35. 26
39	生産性	35. 26. 24. 37	28. 27. 15. 3	18. 4. 28. 38	30. 7. 14. 26	10. 26. 34. 31	10. 35. 17. 7	2. 6. 34. 10	35. 37. 10. 2		28. 15. 10. 36	10. 37. 14	14. 10. 34. 40	35. 3. 22. 39	29. 28. 10. 18	35. 10. 2. 18	20. 10. 16. 38	35. 21. 28. 10	26. 17. 19. 1	35. 10. 38. 19	1	35. 20. 10	28. 10. 29. 35	28. 10. 35. 23	13. 15. 23		35. 38	1. 35. 10. 38	1. 10. 34. 28	32. 1. 18. 10	22. 35. 13. 24	35. 22. 18. 39	35. 28. 2. 24	1. 28. 7. 19	1. 32. 10. 25	12. 17. 28. 24	35. 18. 27. 2	5. 12. 35. 26	

表5.3.3-2 TRIZにおける40の発明原理

1. 分割 （セグメンテーション）	お互いに独立した複数部分に分ける	21. 高速実行	有害や危険作業をあえて高速で行う
2. 分離・抽出	必要な特性だけ取り出す	22. 災い転じて福となす	ある有害に、別の有害で有害を相殺する
3. 局所的性質	物体の異質な部品に異質な機能を実施させる	23. フィードバック	フィードバック機能を導入する
4. 非対称	対象形の物体を非対称の物体に置き換える	24. 仲介	作用の移転や実行のために媒体物体を活用する
5. 組合せ	同質的な複数の物体等を空間で組み合わせる	25. セルフサービス	対象物にサービス自体を実施させる
6. 汎用性	対象物に多機能を遂行させて必要な他の物体を除去する	26. 複製	高価で壊れやすく操作性の悪い物体の代わりに単純な複製を使う
7. 入れ子構造	ある物体を別の物体の空洞の中に置いてみる	27. 高価な長寿命より安価な短寿命	高価な対象を安価な集合体で置き換える
8. 釣り合い	対象物の重量を浮力のある別物体に結合させて重量を相殺する	28. 機械システムの代替	機械式から別の方式に置き換える
9. 先取り反作用	ある作用の実行のため事前に反作用を考える	29. 空気圧と水圧の利用	固体部品を気体や液体に置き換える
10. 先取り作用	事前に対象物の全部か部分に要求されるアクションを実行する	30. 柔軟な殻や薄膜利用	従来構造を柔軟な薄膜やフィルムに置き換える
11. 事前保護	事前対策を講じて対象物の低い信頼性を補償する	31. 多孔質材料	物体を多孔質にしたり、多孔性要素を加える
12. 等位性	物体の上げ下げが不要なように作業状態を変更する	32. 変色（色の変化）	対象物やその周辺の色を変える
13. 逆発想	仕様で指示された作用とは反対の作用を実施する	33. 均質性	主要物体と相互作用する物体を同質材料でつくる
14. 曲面	ローラ、ボール、らせんを利用する	34. 除去再生	機能終了後にその要素の放棄又は変更させる
15. 柔軟性	物体を不動的なものから動的・可変的なものにする	35. パラメータ変更	物体の状態の集積度・温度を変える
16. 過小・過剰作用	要求作用を100%得るのが難しい場合、問題を大幅に単純化していくぶん多いか少なめで達成できるようにする	36. 相転移	対象物の相変化中に作成される作用を利用する
17. 別次元への移行	対象物を単層から多層の組合せにする	37. 熱膨張	熱による膨張又は収縮する物質を利用する
18. 機械的振動	物体を振動させる。振動を超音波に増加させる	38. 加速酸化	通常空気を濃縮空気に置き換える
19. 周期的作用	継続的作用を周期的作用に置き換える	39. 不活性環境	通常環境を不活性な環境に置き換える
20. 有益作用継続	アイドリングや中間動作を排除する	40. 複合材料	均質な材料を複合材料に置き換える

次に、放射性廃棄物の地層処分と関連はあるが、異なる分野における最近の革新的問題の例を紹介

し、それらとTRIZにおける40の発明原理との対応を例示する。

1)炭酸化養生による長寿命コンクリート

長寿命化コンクリートは、特殊混和材を混入したコンクリートに炭酸化養生を施すことにより、特殊混和材と炭酸イオンが反応してコンクリートが緻密化したものである。これによってすり減り抵抗性が2倍以上向上し、塩分等の劣化因子の侵入を長期に渡って遮断することができる。さらに、炭酸化によって溶脱抵抗性が向上し、コンクリート中のアルカリが溶出せず周囲環境のpHも抑制されるため環境負荷の低減も見込める。この結果、既往のコンクリートでは数十年で鉄筋が腐食し、 耐久性が低下してしまう環境においても、100年単位の耐久性を確保することが可能になる。

長寿命コンクリートではTRIZの発明原理のうち、以下の３原理が用いられている。

3. 局所的性質	物体の異質な部品に異質な機能を実施させる
9. 先取り作用	事前に対象物の全部か部分に要求されるアクションを実行する
11. 事前保護	事前対策を講じて対象物の低い信頼性を補償する

2)ボアホール型地中熱ヒートポンプシステム

地表面から10mより深い部分の温度は、その地域の年間平均気温とほぼ同じであり、１年を通じて安定した温度を得ることが可能である。地中熱ヒートポンプシステムは、夏季は冷房した廃熱を地中に放出、冬季は地中から採熱した熱を暖房に利用することで、冷・暖房機器の高効率運転や熱の有効利用による省エネルギー・ヒートアイランド抑制・CO_2排出削減に貢献できるシステムである。地中と熱交換する熱交換器の最も一般的な方式は、地中に直径100㎜程度の孔を50～100m程度掘削し、その孔にUチューブと呼ばれる直径25～40㎜のポリエチレン製の地中熱交換用配管を挿入し、珪砂などで埋め戻すボアホール方式である。

ボアホール型地中熱ヒートポンプシステムではTRIZの発明原理のうち以下の２原理が用いられている。

3. 釣り合い	**対象物の重量を浮力のある別物体に結合させて重量を相殺する**
9. 柔軟性	**物体を不動的なものから動的・可変なものにする**

3)コ・ジェネレーション／廃熱発電

コ・ジェネレーションとは、工業炉・産業廃棄物炉・焼却炉等の排熱を利用して動力・温熱・冷熱を取り出し、総合的なエネルギー効率を高めることである。ガスタービン、ガスエンジン、ディーゼルエンジンの原動機により発電し、その排熱を取り出して給湯や冷暖房に利用することが広く行われている。最近では燃料電池や都市ガスを利用した家庭用のコ・ジェネレーションも開発されている。なお、廃熱発電は異なる金属または半導体に温度差を設けると電圧が発生するゼーベック効果を利用して、廃熱を直接電気に変える方法である。

コ・ジェネレーション／廃熱発電ではTRIZの発明原理のうち以下の2原理が用いられている。

22. 災い転じて福となす	**ある有害に別の有害で有害を相殺する**
25. セルフサービス	**対象物のサービス自体を実行させる**

5.3.4　ステークホルダーの要件と矛盾・競合の所在についての分析及び知識ベースを用いた新たな処分概念創出の試行

(1)ステークホルダーの要件と矛盾・競合の所在についての分析

5.3.1で示した地層処分の非専門家による有識者グループや市民グループによる議論の分析を通じて、多様なステークホルダーによる考え方の違いや認識のズレが発生していることが明らかとなった。以下では、これらの問題点を抽出するとともに、今後の合意形成に向けた留意点を整理した。

1)　地層処分の非専門家グループ

①　合意（必然）の認識のズレ

国では、放射性廃棄物を処理・処分していくという行為は必然と捉え、専門家の間でも合意が得られ、その結果、高レベル放射性廃棄物の最終処分法が制定されたと認識している。しかし、3.11の東日本大震災を契機に原子力対する安全神話が崩れ、学術会議では地層処分という行為そのものを必然と認めないと問題提起したことによって、根本の必然の定義が崩壊してしまった。一般市民は、国が必然と定義した内容について既に合意が取られていたという事実を知らない。その結果、根本の放射性廃棄物をどのように処理するかという議論に立ち戻り、これまでのプロセスをリセットする必要がある。国は、放射性廃棄物の処理・処分の問題に対する説明責任を果たすべきである。

②　合意形成の認識のズレ

合意形成は、どこで図るべきかについて認識のズレがある。学術会議では、科学者の合意形成が必要という記載がある。しかし、今回の地層処分の非専門家の意見では、科学者の間では合意は難しく、無理に合意を得る必要ないという意見であった。科学者には、自由な論争の元で合意形成に必要な情報を提供し、住民・自治体の間で合意を図るという考え方である。その時に重要となるのが、中立公平な人が担う必要があるということである。

③　処分場公平性の矛盾

処分場の設置について、国の計画では1箇所に設置するという考え方である。しかし、公平性を考えると、少なくても原子力発電所を所有する電力会社ごとに設置するという考え方（9箇所）、または電力の従量に応じて各都道府県（各市町村）に設置するという考え方がある。一方、非専門家には、分散されることによりリスクの機会が増えることから、数を増やさずに集中管理が望ましいとの意見もある。

④　NUMOの位置付けについて

原子力政策を推進する一方で、合意形成を図るという中立的な立場を維持しつつコミュニケーションをとるということの信頼確保は難しい。原子力政策の推進、処分場の立地選定、処分場の施工、処分場の管理などそれぞれ独立した機関が担当するのが利益相反を避けるためにもよい。

2)市民グループ

①「地層処分」の概念定義の再構築

議論の前提としての「地層処分」の概念自体に多様性があり理解の祖語が生じている。NUMOなど「地層処分」の推進側は、福島第一原発事故以降も全量再処理・核燃料サイクルを前提としたガラス固化体の処分を「地層処分」と定義して説明を続けているのに対し、日本学術会議では直接処分を含む「使用済燃料」の管理・処理・処分方法を含め、「地層処分」の対案として「総量管理」「暫定保管」を

提案してきている。さらに一般の人々においては、高レベル放射性廃棄物に限らず、より広範囲の放射性廃棄物を地層処分するイメージを持っており、これには福島第一原発事故によって発生した廃棄物や周辺環境に広範囲に拡散した指定廃棄物に加え、今後順次予想される廃止措置によって発生する放射性廃棄物までも含む。このため、多様なステークホルダーに対して共通して正確に理解のできる「地層処分」概念の確立が、今後の対話・議論の大前提として必要不可欠である。

②再処理と地層処分の関係の見直し

「地層処分」の概念定義を再整理・再構築するにあたり、再処理・核燃料サイクルと地層処分の関係を見直す余地があるものと考えられる。「再処理・核燃料サイクルの中止」は多くの原発反対派が強く主張している点であり、このような立場からすれば、現在の再処理を前提とした「地層処分」には反対することとなるが、このことは、必ずしも、例えば使用済み燃料直接処分等の「地層処分」の他の選択肢への反対を意味するものではない。また、より幅広いステークホルダーの合意を得る上でも、再処理が地層処分のための前提条件であるという認識によって受容されない状況を回避することが重要と考えられる。そこで、より多くのステークホルダーの意見のアコモデーションを進めることのできるように、直接処分のような選択肢も含めた地層処分の柔軟な概念を示すことが望ましい。

③ 「再稼働問題」における地層処分の位置づけの議論

原子力発電所の再稼働についての態度を事前アンケートで調査した結果、再稼働容認派は6割以上を占めるが、そのうち半数近くが「安全性を確認できたものだけ一定期間再稼働し、順次廃止」という順次廃止派で、「すべてこのまま廃止」と合わせた原発廃止派は5割に近いことがわかった。この点を考慮すれば、地層処分を容認することが、今後、原発の無期限の継続につながるのではないかという懸念を解消することは重要と考えられる。また、地層処分は対処療法的なものであり、「脱原発・再生可能エネルギーの普及」によって高レベル放射性廃棄物の発生自体を抑制することが、問題の根本的な解決であるという考え方もある。そこで、原発の再稼働の可否にかかわらず、現在すでに存在する高レベル放射性廃棄物の安全な処分は必要不可欠であること、また、使用済燃料プールによる湿式貯蔵の長期化によるリスクを避けるためには、より安定かつ恒久的な「処分」を実現すべきであるという論点を明確にしていくことが必要と考えられる。また、地層処分の推進と「脱原発と再生可能エネルギーの普及」とは対立競合するものではなく、むしろ、地層処分により既に存在する高レベル放射性廃棄物の安全性を確保することによって、今後の我が国のエネルギーポートフォリオのあり方についての丁寧な議論と合意形成を図るための条件を整えるといった取り組みを提案することも有用と考えられる。

④ 「社会的問題」及び「技術的問題」双方への取り組み

地層処分の問題に関して「社会的問題」を重視するか、「技術的問題」を重視するかという問いに対して、ほぼ参加者の態度は拮抗していたが、「社会的問題」とする人が若干多かった。

「社会的な問題」として人々が認識しているのは、次のような問題である。

- 処分地さえ決めれば問題が片付くかのように進められている。
- 処分地の住民の同意が取れない。
- 経済支援策によって安全性の判断が歪む可能性がある。

また、社会的な合意形成の条件としては次のようものがあげられている。

- 小さな単位での情報交換、意見交換を通じての知識の共有・蓄積。
- 小学校から大学までの授業での問題意識の植え付け。

- 多様なステークホルダーによる開かれた議論の活発化。
- 問題が起こったときの責任の明確化。

他方、「地層処分」の技術的問題として不安を感じるリスクとしては、以下のものが挙げられた。

【調査・建設・操業段階】

- 適地の選定における政治的・経済的・社会的要因による安全性の軽視。
- 人為的ミスによるリスク。
- 100年間の長い調査・建設・処分作業とその引継ぎ。
- 危険を伴う作業であることから担い手の不足、工事入札不調のリスク。

【処分場閉鎖後】

- 超長期になる保存期間で本当に安全を担保できるのかという疑問が解消できない。
- 地層処分をした後の管理について将来世代への引継が困難。
- 日本の地質の問題や地震、津波、火山などによる自然災害。
- 地殻変動によるプレートの移動が予測不可能。
- 日本列島が形成されて3万年程度[2]のため、10万年先は誰もがわからない。

以上の「社会的問題」と「技術的問題」とは異なるものであるものの、社会的な問題によって喚起された不安や不信が技術的問題に関する情報や知識の共有を妨げることや、逆に、技術的問題に起因するリスクの認識から社会的問題を解消するための対話の場や制度設計等を求める意見が増すといった相互の影響も存在するものと考えられる。そこで、これら二つの問題を分離して個別に対処するのではなく、両者を同時に視野に入れるような取り組みが求められることとなる。

例えば、上述したように、地層処分に関する不安材料として超長期の安全性に対する不確実性に関するものが多く挙げられているが、他方、「地層処分」と「暫定保管」を比較した議論では、問題を先送りする「暫定保管」よりも、「地層処分」のほうが具体的、あるいは単純に地上で管理するよりは、深い地下のほうが安全に思えるなどの理由で「地層処分」を支持する意見が多いのも事実である。この点を考慮すれば、「暫定保管」の技術的実態である「湿式貯蔵」や「乾式貯蔵」と「地層処分」のリスクとを比較評価した客観的な技術情報を提供すること、そして、このような比較に関して、上述した社会的な問題も含めた様々な視点からの議論を重ねることのできるような場とプロセスを準備することにより、「地層処分」が有する超長期的な安全性確保方策及び他の代替的な方策の長所と短所についての多面的な論点をより多くのステークホルダーが理解した上で、いずれの方策を選択することが適切かについての判断を行うことが可能になるものと考えられる。この例のように、「技術的問題」と「社会的問題」とを区別しつつも、必要に応じて並行して議論できるような枠組みを作ることは、社会的な合意形成に向けた重要な取り組みになるものと思われる。

[2]最後の氷期が終わり、宗谷海峡が海水面下に没した約1万2,000年前を日本列島形成時期とする意見が一般的に多いが、これは海による列島の大陸からの分離を考慮した地形学的なものである。地層処分では地質学的な形成メカニズムが重要であり、古第三紀漸新世から新第三紀中新世にかけて日本列島の原形は形成され、その後日本列島周辺のプレートシステムの枠組みが成立したと考えられている（梅田ほか，2013）。3万年前というのは科学的な根拠に乏しいが、現実にそのような数字を元に意見を述べている上記の事例があるので、数字の根拠を明らかにすることが今後の理解を得ていく活動のポイントになると考えられる。

(2)知識ベースを用いた新たな処分概念創出の試行

1)ステークホルダーの要求についての技術的解釈

前節までに述べた他分野の有識者による議論やその他のステークホルダーの意見にも見られるように、合意形成という観点からは、今後の検討において以下の課題に取り組む必要があると考えられる。

①地質環境の長期安定性を含め、現在の科学的な知識や技術には限界があることを認識した上で、予測に伴う不確実性への対処方法について説明すること

②世代間あるいは地域間などのように、異なる立場の社会的集団間の負担の公平性についての認識を高め、これについて説得力のある方策や手続きを見出すこと

③地層処分に関する社会的合意を形成していくために、原則的な考え方から具体的な対処方策そして必要な施設の立地というように、公正な討論の場を多段階に組み合わせたプロセスを通じて時間をかけて取り組んでいくこと

ここで、③はまさに本研究のテーマとして取り組んでいる課題であるが、その他の①及び②について、処分概念という具体的な工学的対策の次元での意味を考えてみる。

まず、①について、例えば日本学術会議による「回答　高レベル放射性廃棄物の処分について」では、「科学・技術の展開により不確実性そのものを減少させられる部分や社会的論議の深まりにより対処方針が定まる部分があることに期待し、戦略的なモラトリアム期間確保のために数十年から数百年の「暫定保管」を行うこと」を提言しており、また、このような暫定保管施設は最終処分施設に比べて施設の成立性や立地の実現性が高いという認識を示している。

しかしながら、地層処分の非専門家を含む多様なステークホルダーの自由討論の場で出された意見を見る限り、上述したような「現在の科学的知識と技術的能力による予測には限界があることを明確に自覚した上で、不確実性への対処方法を示すこと」の重要性には概ね合意が得られているものの、その解としての暫定保管に対しては、問題の先送りといった批判も見られる。他方、従来の地層処分研究開発においてもこのような不確実性への対処の必要性は十分に認識されており、その重要な技術的対応策として、

- 地層処分事業の段階的な推進と可逆性の確保
- 廃棄体の回収可能性の維持

といったものが挙げられている。

このような考え方は、モラトリアム期間を確保するという受動的な立場ではないものの、処分場の建設・操業や閉鎖という実際の行為を通じて得られる経験や新たに知見によって不確実性を低減していくという時間をかけた対応の必要性についての認識に根ざすものであり、また、同時に、「問題の先送りを避ける」という意見にも応えるものである。このような観点からは、地層処分に対する社会的合意を高めていくために、原則的な考え方から具体的な対処方策そして必要な施設の立地というように、公正な討論の場を多段階に組み合わせたプロセスを通じて時間をかけて取り組むこと、また、そのための技術的な要件として、地層処分事業の各段階を通じて可逆性と回収可能性を確保することが重要と考えられる。

次に、②については、世代間の公平性の問題については、将来世代のために負担を残さないように速やかに地層処分を実施して受動的安全系に推移すべきという考え方と、今後の科学・技術の進歩を踏まえて将来世代にも選択の余地を残すべきといった異なる考え方が根本にあるように思われる。この点は、今後も倫理学や経済学等の様々な社会科学的検討を加えて行くべき課題であり、また地層処

分とその他の対策（長期貯蔵等）との比較といった技術的検討も必要と考えられるものの、地層処分研究開発の範疇で対応可能な選択肢は限られている。一方、地域間の公平性に関しては、地層処分の概念に大きな影響を及ぼし得る要因と考えられる。地域間の公平性に関する問題点としては、原子力発電によって得られた利益と地層処分に伴う負担の配分や地層処分の実施に伴う交付金等の配分の公平性に関するものがある。そして、このような公平性の要求に応え得る論拠としては、以下の二つが考えられる。

- 電力（特に原子力発電による）消費の受益者が地層処分に対する応分の負担を受け持つべき
- 多様なわが国の地質環境の中で長期的安全性の観点から地層処分に適した地点が選定されるべき

このうち、後者については、原子力発電環境整備機構（NUMO）による概要調査地区選定時の考慮事項（www.numo.or.jp/koubo/document/pdf/advertise_13.pdf）や今後策定される予定のサイト選定要件等によって配慮されることとなるが、いずれにしても、この基準によって単一の地点が特定されることは考え難い。また、前者に関しては、現状計画されているような大規模な処分施設（平成32年頃迄に発生する使用済み燃料相当のガラス固化体数（4万本）を収容）を建設する場合、全国に広く存在する受益者に対して処分施設を受け入れるという意味での負担は一部の地域に限定されることとなり、地層処分事業に伴う地域振興や交付金等の対策がとられることとなるが、これらの対策による問題解決の可否については今後の展開を見守る必要があると考えられる。

以上のような状況を考慮した場合、検討に値する可能性のある一つの技術的な解は、分散型の処分施設の立地である。この点は、前述した日本学術会議の「回答　高レベル放射性廃棄物の処分について」で、暫定保管施設を2カ所以上立地することを求めていることとも関連するものと考える。

2)新たな処分概念創出の試行

前項で述べたステークホルダーの要求についての技術的解釈に基づき、以下の検討では、

- 分散型処分概念
- 可逆性及び回収可能性の維持

という二つの要件を満足することのできるような新たな処分概念の構築を試行する。

①分散型処分概念の候補

a.超深孔処分概念の概要

既に述べたように、地下深部への掘削技術の進歩に伴って、近年、深孔処分の概念を見直す機運が高まっており、米国（Brady et al., 2009; Woodward-Clyde Consultants, 1983）、スウェーデン（Juhlin and Sandstedt, 1989）、英国（Beswick,2008; Chapman and Gibb, 2003; Gibb, 1999; Nirex, 2004）等において検討が進められている。この中でも、特に米国においては、2012年にブルーリボン委員会が、エネルギー長官に「使用済燃料及び高レベル放射性廃棄物の管理・処分に係る安全かつ長期的な解決策のための包括的提案を示した最終報告書」（BRC, 2012）を提出し、その中で超深孔処分概念を積極的に研究開発・実証開発することを答申したことが契機となり、現在活発に研究が展開されている。

Arnold et al.(2011)が示した超深孔処分概念は、結晶質の基盤岩中で深さ約5,000mまで到る超深孔を掘削し、そのボアホールの孔底から2,000mの高さまで使用済燃料あるいは高レベル放射性廃棄物の廃棄体キャニスタを定置するものである。廃棄体定置領域には、約5mの長さの廃棄体キャニスタをボアホール一本あたり約400個(100～200トン)定置する。廃棄体キャニスタの定置後、ボアホール上部

3,000mに圧縮成形ベントナイトとコンクリートを交互に積み重ねシールする。また、ボアホール上部ではシール材としてアスファルトも使用する可能性があるとしている。超深孔処分概念においては、通常の坑道処分による地層処分(OnkaloやWIPPの場合深度約500m)と比較すると、数倍の深度の地下に廃棄体キャニスタを定置することになり、これによって、天然バリアによる地表環境からの隔離をより確実なものにすることができるとしている。このような深度の結晶質岩では、一般に、低い透水性の岩盤と高い塩分濃度の地下水が分布していることが多く、このような特徴は、地表付近の降水系の地下水との相互作用が長期にわたって極めて限定的であることを意味するとしている。実際、Sandia国立研究所の試算では、超深孔処分による閉鎖後の被ばく線量は安全基準に比べて極めて小さく、無視し得るレベルであるとしている（Brady et al., 2009）。

Arnold et al.(2011)では、超深孔処分についての概略的なコスト試算も行われており、ボアホール一本（廃棄体400体）あたりの総コストは約4000万ドルとされている。また、この費用の内訳としては、ボアホールの掘削、ケーシング及び仕上げの費用が最も大きく全体の70%近くを締めている。

b.超深孔処分概念の特長

超深孔処分概念に関する特長は、以下のようにまとめることができる（Brady et al., 2009、Arnold et al., 2011）。

- 上述のとおり、超深孔処分概念では、廃棄体定置部が地下数kmの深度にあり、この深度での母岩の透水係数は非常に小さい(米国で想定されている地域の場合、10^{-11}m/sより小さい)。また、既に述べたように、この深度での地下水は高濃度の塩水であり、地表付近の循環地下水流れから隔離された密度成層を形成している。このため、地下水流れの垂直成分は殆ど無く、また水平成分も小さい。この結果、廃棄体定置領域から核種が溶出したとしても、100万年のオーダーでその付近に滞留するため、生活圏への移動時間は非常に長い。同時にこの深度においては、地球化学的に還元雰囲気であり、核種の溶解度は小さく、遅延効果も大きい。
- 超深孔処分概念では、処分サイトは必ずしも一箇所に集約する必要はなく、分散して設置できる。このため、廃棄体輸送時の問題は軽減される。また、ボアホールは必要に応じて追加設置することが可能なため、初期費用が節減できる。なお、熱解析の結果より、各ボアホールの間隔を数十m離しておけば、高温の廃棄体をボアホール中に定置しても問題はないことが報告されている。このため、周辺の地層状況にも依存するが、原子力発電所から発生した廃棄体を発電所敷地内または敷地付近で処分できる可能性もある。
- 各ボアホールのフットプリントは極めて小さい。ボアホールを複数設置する場合においても、他の処分概念と比較すればフットプリントは小さく、そのため、超深孔処分概念の環境に与える影響は著しく小さいと言うことができる。地上の工事施設は小さくて済み、また、ボアホールがシールされた後の環境影響は実質的にはゼロになるためである。仮にボアホールの口径を0.5m、深さ4kmとすると、各ボアホールの掘削期間は１年以内であり、その後、廃棄体キャニスタを収納し、シールするまでの期間は最速で2～3年と見積もられている。

c.超深孔処分概念の問題点

一方、超深孔処分概念に関する問題点あるいは残された課題としては、以下が挙げられる。

- 超深孔処分概念の最大の問題点は、一旦ボアホールがシールされた後に廃棄体キャニスタを

回収することが、ほぼ不可能なことである。そのため、シール後の回収可能性を担保することを法律で定められている国では超深孔処分概念は採用できない。一方、盗難防止が最優先される高ウラン、プルトニウム含有核物質の処分においては、超深孔処分概念は理想的な処分となり得る。

- 操業上に生じうる懸念事項として、廃棄体定置作業中に廃棄体キャニスタが本来の定置領域より上部でスタックしてしまう可能性がある。この場合、ドリルを用いて障害物を除去する、あるいは上部から廃棄体キャニスタに圧力をかけて定置領域まで押し下げる等の通常の方法での処置はリスクが大きい。
- 各廃棄体キャニスタには、その上部に積層する廃棄体キャニスタの重量による荷重がかかっており、この圧力により廃棄体キャニスタが圧壊する可能性がある。この懸念に対しては、廃棄体定置領域の長さを1㎞に制限することや、各廃棄体キャニスタの間に圧力分散のプラグを設けることが検討されている。

②矛盾及び競合の抽出とTRIZ発明原理の探索

分散型処分概念として上記の超深孔処分を候補とした場合、現行の概念に従う限り、ボアホールを一旦閉鎖した後には廃棄体を回収することはほぼ困難であるため、前述したステークホルダーからのもう一つの要求である回収可能性の維持という要件との間に矛盾あるいは競合が生ずることは明らかである。そこで、TRIZの矛盾マトリクスにおいて、回収性を考慮して廃棄体及びコンクリートやベントナイトのプラグを「移動物体」として捉え、超深孔という特長を「3.移動物体の長さ」という利点とみなし、逆に、「1. 移動物体の重量」の増大という短所が生ずるという矛盾を抽出した。

表5.3.4-1　回収性に関する分散型処分概念の特性に該当するTRIZパラメータ

1. 移動物体の重量	16. 静止物体の動作時間	31. 物体が発する有害要因
2. 静止物体の重量	17. 温度	32. 製造の容易性
3. 移動物体の長さ	18. 照度	33. 操作の容易性
4. 静止物体の長さ	19. 移動物体のエネルギー消費	34. 修理の容易性
5. 移動物体の面積	20. 静止物体のエネルギー消費	35. 適応性または融通性
6. 静止物体の面積	21. 出力	36. 装置の複雑度
7. 移動物体の体積	22. エネルギー損失	37. 検知と測定の困難度
8. 静止物体の体積	23. 物質損失	38. 自動化の範囲
9. 速度	24. 情報損失	39. 生産性
10. 力（強さ）	25. 時間損失	
11. 応力または圧力	26. 物質の量	
12. 形状	27. 信頼性	
13. 物体の組成の安定性	28. 測定精度	
14. 強度	29. 製造精度	
15. 移動物体の動作時間	30. 物質が受ける有害要因	

矛盾マトリクスを用いて、対応する発明原理を抽出した結果を表5.3.4-2に示す。ここで抽出された発明原理は、以下の4つである。

- 8. 釣り合い：対象物の重量を別の物体に結合させて重量を相殺する
- 15. 柔軟性（ダイナミック性）：物体を不動なものから動的・可変なものにする
- 29. 空気圧と水圧の利用：固体の部品を気体や液体に置き換える
- 34. 除去・再生：機能の終了した要素を廃棄あるいは変更する

表5.3.4-2　矛盾マトリクス（該当部分のみ）及び抽出された発明原理

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		移動物体の重量	静止物体の重量	移動物体の長さ	静止物体の長さ	移動物体の面積	静止物体の面積	移動物体の体積	静止物体の体積	速度	力(強さ)
1	移動物体の重量			15. 8. 29. 34		29. 17. 38. 34		29. 2. 40. 28		2. 8. 15. 38	8. 10. 18. 37
2	静止物体の重量				10. 1. 29. 35		35. 30. 13. 2		5. 35. 14. 2		8. 10. 19. 35
3	移動物体の長さ	15. 8. 29. 34				15. 17. 4		7. 17. 4. 35		13. 4. 8	17. 10. 4
4	静止物体の長さ		35. 28. 40. 29				17. 7. 10. 40		35. 8. 2. 14		28. 10
5	移動物体の面積	2. 17. 29. 4		14. 15. 18. 4				7. 14. 17. 4		29. 30. 4. 34	19. 30. 35. 2
6	静止物体の面積		30. 2. 14. 18		26. 7. 9. 39						1. 18. 35. 36
7	移動物体の体積	2. 26. 29. 40		1. 7. 35. 4		1. 7. 4. 17				29. 4. 38. 34	15. 35. 36. 37
8	静止物体の体積		35. 10. 19. 14	19. 14	35. 8. 2. 14						2. 18. 37
9	速度	2. 28. 13. 38		13. 14. 8		29. 30. 34		7. 29. 34			13. 28. 15. 19
10	力(強さ)	8. 1. 37. 18	18. 13. 1. 28	17. 19. 9. 36	28. 10	19. 10. 15	1. 18. 36. 37	15. 9. 12. 37	2. 36. 18. 37	13. 28. 15. 12	

上記の発明原理に関して、前節にまとめたTRIZ知識ベースを調べると、まず、「8. 釣り合い」及び「15. 柔軟性」に該当するものとして、Uチューブを用いたボアホール型地中熱ヒートポンプシステムが該当する。

また、「29. 空気圧と水圧の利用」に関しては、ボアホール中を冠水させることによって移動物体（廃棄体及びプラグ等）の重量を相殺することが考えられる。実際、超深孔処分に関して、ボアホールを冠水させた状態で廃棄体を自由落下させることによって、廃棄体のスタックや落下時の衝撃の問題等を回避することができるという研究が行われている（Bates, 2011 ））。この研究によれば、冠水したボアホール中で廃棄体を自由落下させた場合の終端速度は約2.4～2.6 m/sであり、この速度での衝突による影響は容器や廃棄体の健全性に影響を及ぼすものではないとしている。また、コンクリ

ートプラグについても同様のハンドリングが可能と考えられる（ベントナイトプラグについては必要に応じて鋼製外殻に収納した状態で冠水したボアホール中を自由落下させることができる）。

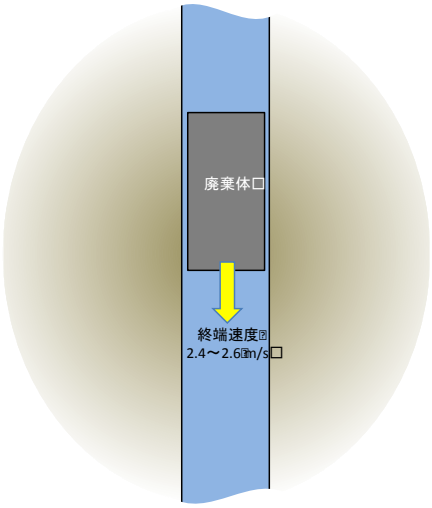


図5.3.4-1　冠水した長尺処分孔中の廃棄体自由落下による定置の概念

以上の合計3つの発明原理に該当する2つの事例を組み合わせることによって、図5.3.4-2に示す「回収性を維持した超深孔処分概念」という新たなオプションを想定することができる。

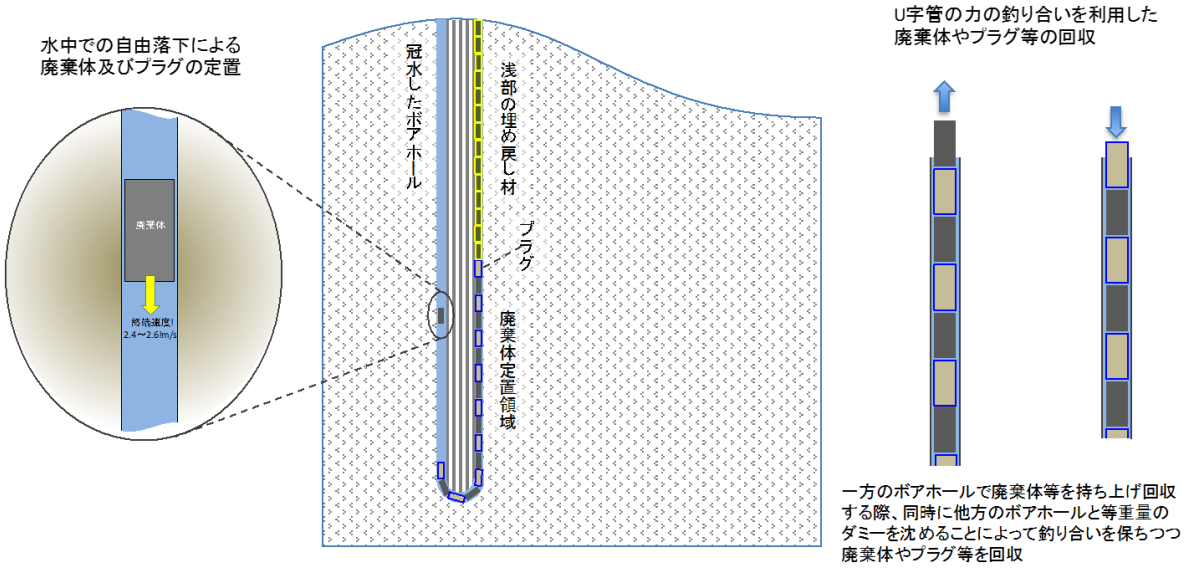


図5.3.4-2　回収性を維持した超深孔処分概念

長期的安全確保に関する不確実性の存在を考慮すれば、上述した新たな概念によって定置後の廃棄体を回収できること（回収可能性）が重要であるが、これと同時に、定置後の廃棄体や人工バリアの状態を監視できること（モニタリング）もあわせて必要になると考えられる。後者に関しては、特に、同じ地域等で火山活動や断層活動あるいは巨大地震が生じた場合に廃棄体やプラグの状態を確認することは、東日本大震災以降のわが国においては重要性が高いものと考えられる。このような目的のためには、平成25年度の研究で調査を行った種々の応力センサー等の利用及びこれらによって得られる

情報を可視化することで人工バリアや廃棄体の状態を逐次表示することが有用と考えられる。

5.3.5　合意形成についてのマルチエージェントシミュレーション

平成25年度にプロトタイプとして開発した「合意形成型処分概念構築支援システム」の一つの構成要素として「合意形成過程シミュレーションツール」がある。「合意形成過程シミュレーションツール」は、マルチエージェントシミュレーションと多変量セルラーオートマタを組み合わせた解析システムであり、ここでは、このツールを用いて合意形成過程のシミュレーションを行うことにより、公平性を保ちつつ合意（アコモデーション）に到る道筋を探り、その結果を実際のステークホルダー間の対話と協働の在り方に反映させる方法を検討した。

(1)合意形成過程シミュレーションツール

1)合意形成過程シミュレーションツールの概要

本ツールは、エージェントベースのシミュレーションモデルを用いて、処分概念の提示、提示された処分概念についてのステークホルダー間での対話や協働による世界観の変化及び新たな処分概念の提案といった諸プロセスを通じて態度変容や処分概念の受容性がどのように変わっていくかをシミュレートするものである。以下にその概要を示す。

①各ステークホルダーの世界観（初期値）の定義

まず、処分概念の特徴をステークホルダーの価値観と関連づけて整理するために、下図に示すような処分概念に関する世界観に対応した空間を構築する。

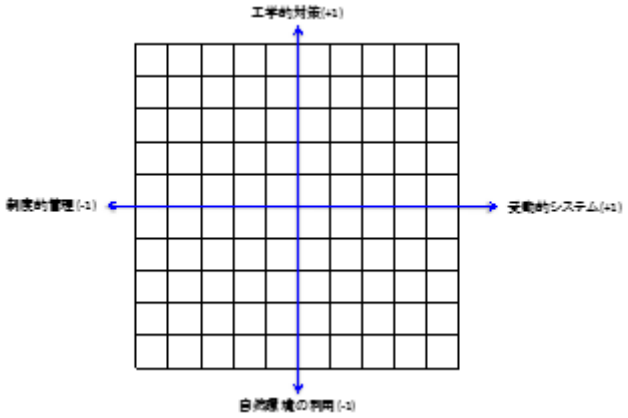


図5.3.5-1　処分概念に関する世界観に対応した空間の概念

このような世界観の空間において、ステークホルダーiは、以下に示す選好関数を持つものと仮定する。

$$P_i(x,y) = 2Exp\left[-\lambda_i^2\left[(x-x_i)^2+(y-y_i)^2\right]\right]-1$$

ただし、

x：安全確保の受動性に関する指標（受動的システム(+1)～制度的管理(-1)）

y：人工物の使用に関する指標（工学的対策(+1)～自然環境の利用(-1)）

x_i：xに関するステークホルダーiの選好性が最大となる値

y_i：yに関するステークホルダーiの選好性が最大となる値

λ_i：ステークホルダーiの選好性の減衰に関するパラメータ

とし、x_i及びy_iはいずれも[-1, +1]の区間で、また、λ_iは[0, +2]の区間で一様に分布するものとしてステークホルダー毎にランダムにサンプリングする。

さらに、この選好値$P_i(x, y)$に対して態度形成のしきい値を下図のように設定する。ここで、これらのしきい値は処分概念に関する情報の説明や知識共有の効果等によって変化するものと考えられる。

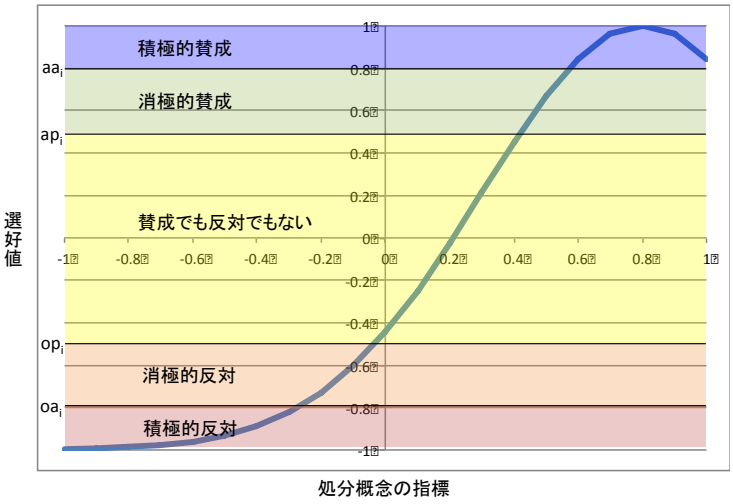


図5.3.5-2　選好関数と態度形成のしきい値の関係

②提示された処分概念についての態度形成

上式において、安全確保の受動性に関する指標及び人工物の使用に関する指標がそれぞれx^*及びy^*で定義されるような処分概念に対して、ステークホルダーiは$P_i(x^*, y^*)$という選好値を持つこととなる。そして、この$P_i(x^*, y^*)$と上図に示す種々のしきい値とを比較することによって、この処分概念に対するステークホルダーiの態度が決定される（積極的賛成、消極的賛成、賛成でも反対でもない、消極的反対、あるいは積極的反対）。

多くのステークホルダーについて同様のことを行った結果、提示された処分概念の受容性に関する初期値の分布が算出される。

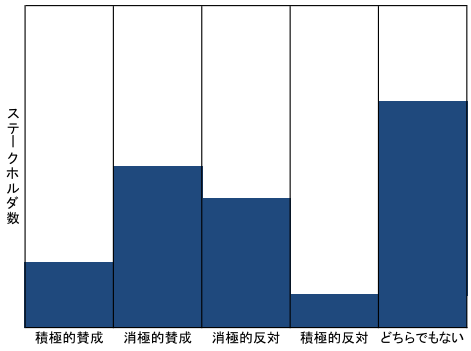


図5.3.5-3　提示された処分概念の受容性に関する初期値の分布の算出例

③提示された処分概念に関するステークホルダー間の対話と協働による態度変容

ステークホルダーのうち、提示された処分概念に対して積極的な賛成あるいは積極的な反対という態度をとるものは、他のステークホルダーの全てとランダムにコミュニケーションを持ち、その結果

下表に示す変化が生ずるものとする。ただし、簡単のため、「消極的賛成」や「消極的反対」あるいは「どちらでもない」同士がコミュニケーションを行う機会はないものと仮定する。

なお、ここで言う「歩み寄り」とは、以下の式にしたがって、ステークホルダーiの態度が主体的なコミュニケーションをとる「積極的賛成」や「積極的反対」に近づくことを意味するものとする。

$$x_i^* = (1-\mu_i)x_0 + x_i, \quad y_i^* = (1-\mu_i)y_0 + y_i$$

ただし、

x_i^*, y_i^* ：コミュニケーション後のステークホルダーiのx_i, y_i

x_0, y_0 ：コミュニケーションを積極的に行うステークホルダーのx, y

μ_i: 内挿パラメータ（0, 1）の間で一様分布と仮定

表5.3.5-1　コミュニケーションによる態度変容

	積極的賛成	消極的賛成	消極的反対	積極的反対	どちらでもない
積極的賛成	変化無し	賛成方向に歩み寄り	賛成方向に歩み寄り	変化無し	賛成方向に歩み寄り
消極的賛成	賛成方向に歩み寄り	機会無し	機会無し	反対方向に歩み寄り	機会無し
消極的反対	賛成方向に歩み寄り	機会無し	機会無し	反対方向に歩み寄り	機会無し
積極的反対	変化無し	反対方向に歩み寄り	反対方向に歩み寄り	変化無し	反対方向に歩み寄り
どちらでもない	賛成方向に歩み寄り	機会無し	機会無し	反対方向に歩み寄り	機会無し

このような態度変容の結果、当該処分概念の受容性は下図に例示するように変化することとなる。

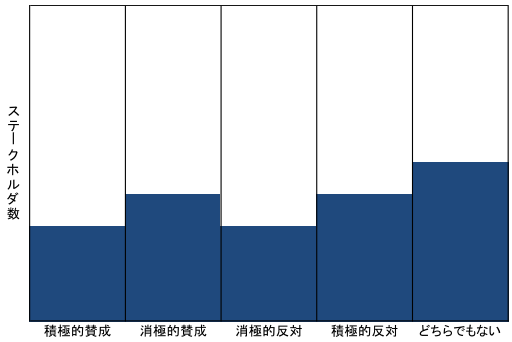


図5.3.5-4　態度変容後の当該処分概念の受容性

2)プロトタイプシステムを用いた試解析

前項で述べたシステム（プロトタイプシステム）を用いて、提示された処分概念に対する合意形成プロセスをシミュレートした結果を以下にまとめる。

①各ステークホルダーの世界観（初期値）の定義

前出の選好関数の式を用いて、各ステークホルダーの特性値をそれぞれ、以下の範囲の一様分布からランダムにサンプリングした。

- 最も好ましいと考える処分概念の位置（x_i，y_i）：それぞれ[-1，+1]の区間
- ステークホルダーiの選好性の減衰に関するパラメータλ_i：[0，+2]の区間

以上のもとで、ステークホルダー1000人にサンプリングした各処分概念ごとの人数密度分布図を図5.3.5-5に示す。

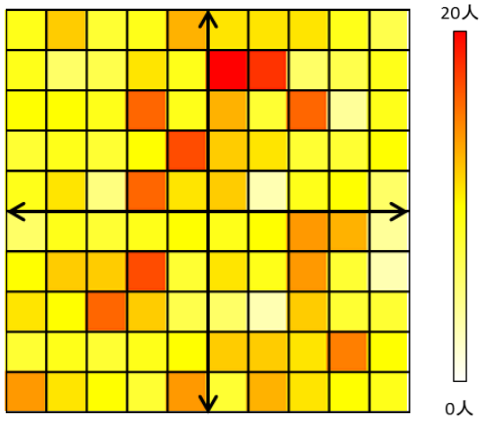


図 5.3.5-5　各処分概念を最も好むステークホルダーの人数分布

②提示された処分概念についての態度形成

例として、前項の分布を持つステークホルダー集団に対して空間座標(0.2，-0.4)の処分概念(以下、処分概念(0.2，-0.4)と表す）を提示したところ、1000人の各態度分布は以下のようになった。

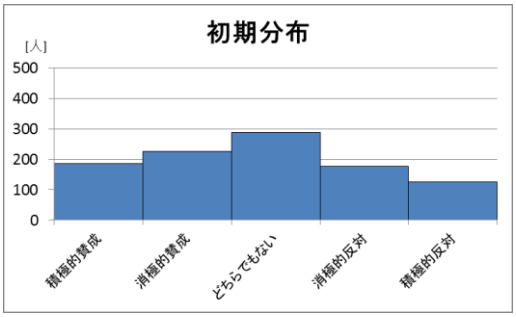


図5.3.5-6　処分概念(0.2，-0.4)に対するステークホルダーの態度分布

上図の各態度に含まれるステークホルダーは、それぞれ個々に最も好む処分概念を持っており、その分布図を作成できる。

図5.3.5-7は、処分概念(0.2，-0.4)に対し各態度をとるステークホルダーを、それぞれが最も好む処分概念の空間座標に配置した人数分布の図である。最も好む処分概念が同じであっても、処分概念(0.2，-0.4)に対する態度が異なることがあるのは、選好性の減衰に関するパラメータλのばらつきがあることによる。また、図からもわかるように、(0.2，-0.4)に近い処分概念を好むステークホルダー

は処分概念(0.2, -0.4)に対して積極的態度を取る場合が多く、積極的反対の立場をとるものは、(0.2, -0.4)付近の処分概念を最も好むものにはいない。

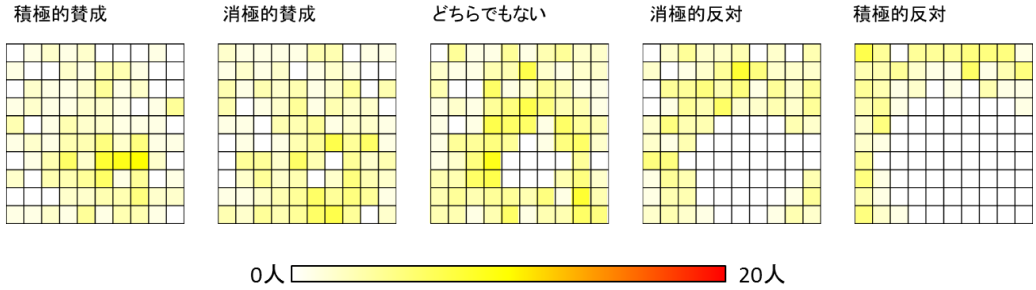


図5.3.5-7　処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの最も好む処分概念分布

③提示された処分概念に関するステークホルダー間の対話と協働による態度変容

ある処分概念に対して積極的賛成の態度を取るステークホルダーは、他のステークホルダーに対して説得を試みる。すると、対話を受けたステークホルダーは、積極的反対の態度の場合を除いて、態度をより賛成のほうに変容し、また説得者の好む処分概念を好むようになると考えられる。このステークホルダー間の対話と協働による態度変容により、ある処分概念に対するステークホルダー態度分布がどのように変わっていくのかシミュレートした。

a. 1回対話後の態度分布

前項で例に挙げたステークホルダー集団において、積極的態度を取るステークホルダーがランダムに相手を選び説得を試みる。その時の変容は先に挙げたルールとし、1回の対話が終了したあとの各態度の人数分布、及び各態度においてそれぞれのステークホルダーが最も好む処分概念の分布を集計した。図5.3.5-8、図5.3.5-9にその結果を示す。初期状態との違いは分かりにくいが、例えば積極的賛成の態度を取るものの中で(0.2,-0.4)付近の処分概念を好む人数が増えている（色が濃くなっている）。

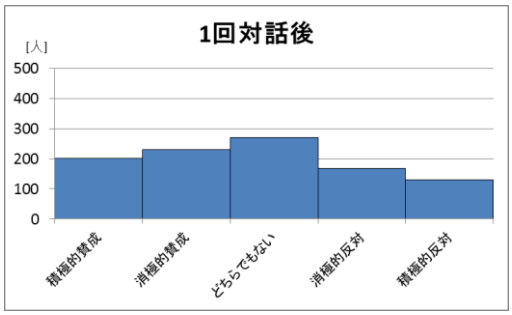


図5.3.5-8　1回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの態度分布

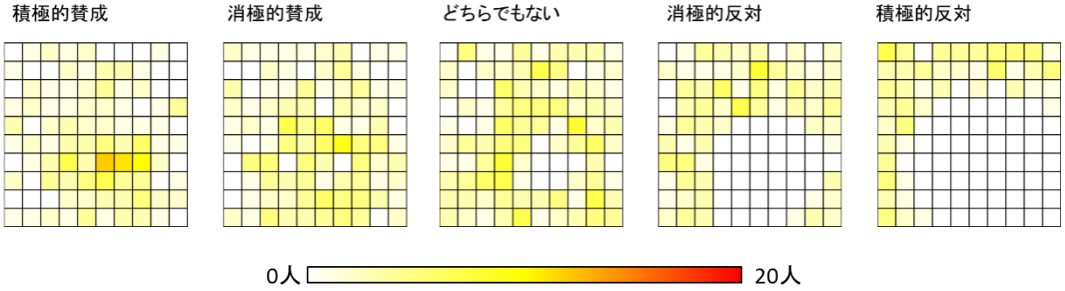


図5.3.5-9　1回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの最も好む処分概念分布

b. 10回対話後の態度分布

同様にしてステークホルダー間の対話を繰り返していくと、10回の対話後には、ステークホルダーの態度分布は図5.3.5-10、図5.3.5-11のようになる。(0.2, -0.4)付近の処分概念を好み、処分概念(0.2, -0.4)に対して積極的賛成の態度を取る集団が形成されている。

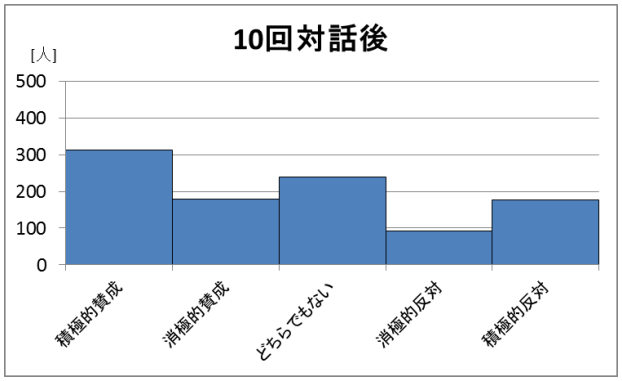


図5.3.5-10　10回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの態度分布

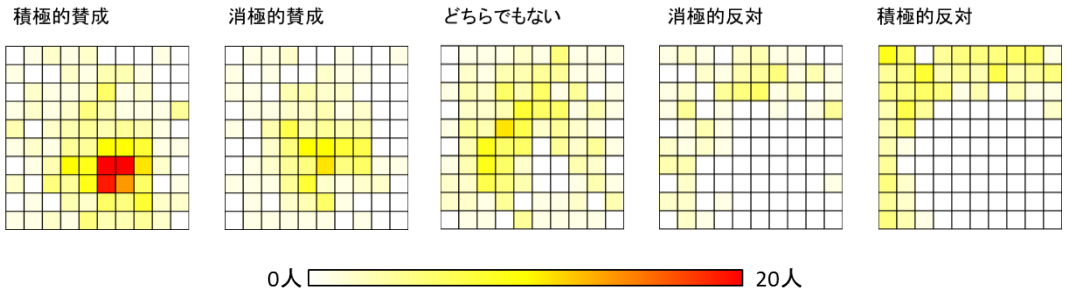


図5.3.5-11　10回対話後の処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの最も好む処分概念分布

c. 対話による態度の変動が落ち着いた時点の態度分布

対話を繰り返していくと、いずれ態度分布に大きな変動が見られなくなる。対話回数を重ね大きな態度変動が見られなくなった時点の結果を以下に示す。

初期には、消極的反対やどちらでもない、の態度を取っていたエージェントの多くが積極的賛成に態度を変えていることがわかる。また、各エージェントの最も好む処分概念も、(0.2, -0.4)の周辺に集まっている。

しかしながら、処分概念(0.2, -0.4)から離れた処分概念を好むエージェント数は少なくなく、この変動安定状態では達成されていないため、反対派との折り合ったアコモデーションは達成されていない。そのため何らかの調整が必要となる。

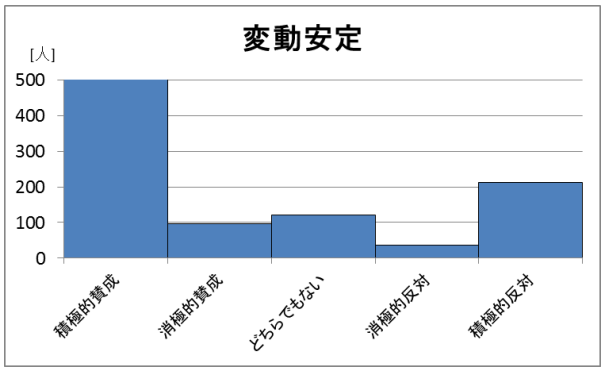


図5.3.5-12　多数回対話を重ね変動が安定した処分概念(0.2, -0.4)に対する各態度におけるステークホルダーの態度分布

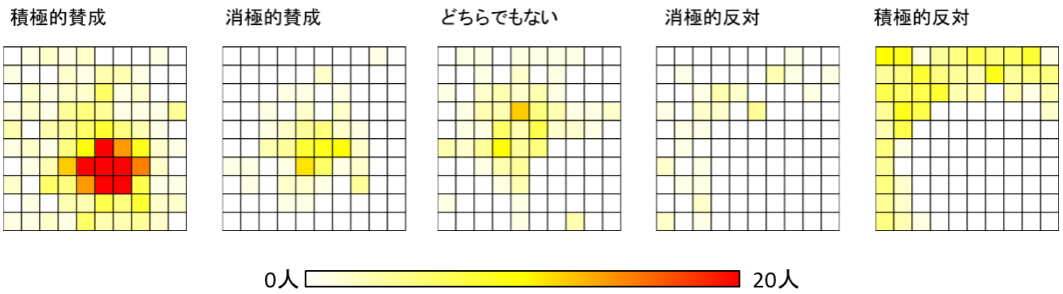


図5.3.5-13　多数回対話を重ね変動が安定した処分概念(0.2, -0.4)に対するステークホルダーの最も好む処分概念分布

(2)ハブとなるステークホルダーの合意形成に与える影響の解析

上述のシミュレーションにおいて、合意形成に関わるステークホルダーは、すべて同質なエージェントとして扱った。現実的な合意形成過程では、コミュニケーションにおける影響力が他よりも強いステークホルダーが存在し、その他のステークホルダーの態度変容に影響をもたらしている可能性がある。影響力の強いステークホルダーが存在する場合の合意形成過程をシミュレーション上で考察するために、コミュニケーションにおいて影響力が強いステークホルダーをハブとして新たに定義した。ハブは１ステップに他のステークホルダーよりも多くの対話を行うものとする。ハブの全体に占める割合をα、１ステップあたりの対話回数をnとして10ステップ経過後の態度分布を求めた。その他の条件に関しては下記のようにした。

- 最も好ましいと考える処分概念の位置（x_i, y_i）：それぞれ[-1, +1]の区間
- ステークホルダーiの選好性の減衰に関するパラメータλ_i：[0, +2]の区間
- 処分概念(0.2、-0.4)を提示
- ハブは集団全体1,000人から一定の割合でランダムに選定
- ハブ以外の集団は1ステップに1回の対話を行う

1,000人の各態度分布は以下のようになった。

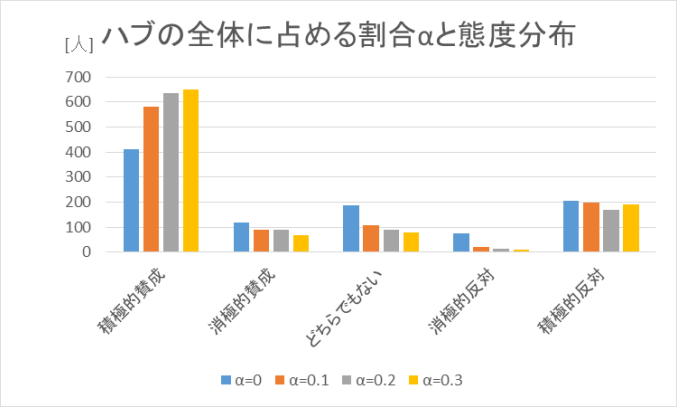


図5.3.5-14　ハブの全体に占める割合αとステークホルダーの態度分布

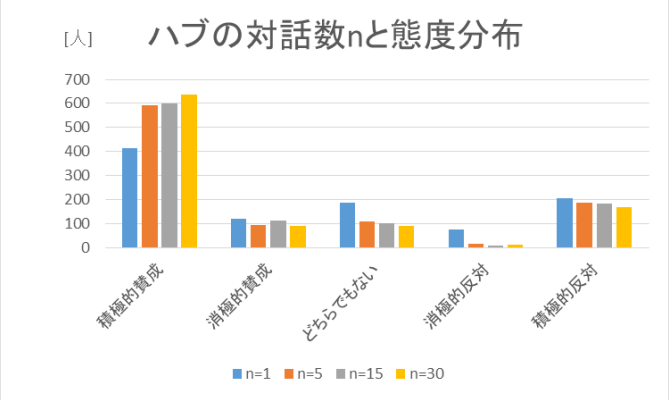


図5.3.5-15　ハブの対話数nとステークホルダーの態度分布（α=0.2）

ハブが存在する割合αが増加するとともに、積極的賛成の態度を示すステークホルダーが増加している。積極的反対に関しては、大きな変化がみられないが、どちらでもない態度や消極的態度を示すステークホルダーが減少し、合意形成が促進される傾向がみられる。ただし、ハブが全体に占める割合が増加すると、その効果は逓減する傾向にある。ハブの対話数に関しても同様の傾向がみられる。

(3)　まとめ及び今後の課題

前項までみてきたように、処分概念に対して、すべてのステークホルダーに対してアコモデーションを達成するためには、単純な概念提案では不可能であり、様々な工夫が必要であると考えられる。本モデルでは、より現実的な合意形成過程を表現するために、ハブとなるステークホルダーをモデル化したが、対話の回数に着目したものであった。今後は、ハブの規模や異質な行動などを考慮し、様々なパラメータやモデル式の導入などが今後の課題としてあげられる。

5.4　合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発

ここでは、前項における合意形成の試行を支援するための要素技術として、合意形成の観点から有用と考えられる、新たなモニタリング候補技術の具体的な仕様等について検討を行う。具体的には、新たなモニタリング候補技術として、Activeモニタリング及び危険予知型モニタリングシステムについて検討した。さらに、モニタリング情報の可視化手法を具体化し、今後の開発方針を提案した。

5.4.1　Activeモニタリング試験及び技術要素の具体化

(1)　諸外国のモニタリング項目の抽出

各国において検討されている閉鎖後長期にわたるモニタリング項目とモニタリング方法の検討フローを示す（原子力発電環境整備機構，2011）。ここでは、まず、モニタリング項目抽出のための基本的な戦略として、閉鎖後長期の安全確保の考え方、放射線安全の確保の考え方、一般労働安全の確保の考え方、周辺環境の保全の考え方を基礎とする。それらの戦略に基づいて、鍵となる現象・鍵となるパラメータが導出される。その際、安全評価や環境影響評価、事故時のシナリオなど、基本的な戦略を具体化したシナリオを考慮するとともに、モニタリングが将来の意思決定に柔軟性を与えるための多面的論拠のひとつとなるよう、現時点で想定されるシナリオに限定せず各段階で生じる重要な現象を網羅的に考慮することが重要であるとしている。例えば、IAEA（2001）は、処分場の構成物、廃棄体パッケージ、緩衝材などに対して、掘削に伴う力学的な擾乱、掘削や排水に伴う水理的・化学的擾乱、発熱廃棄体の定置に伴う熱-力学影響、処分場建設及び操業に伴う地球化学的擾乱など想定される連成挙動を考慮して、モニタリングすべき項目を導出している（表5.4.1-1）。ここで重要なことは、閉鎖後の長期的な安全性は、原則としてモニタリングによって直接的に確認することはできないということである。そのため、代替的な指標によって安全評価シナリオの基礎となる地質環境モデルの妥当性確認などを通して間接的に安全性を確認することが現実的である。

導出された現象・パラメータを把握・取得するための一手段として、モニタリング項目の抽出とその手法が決定される。その際には、鍵となる現象・鍵となるパラメータを直接的あるいは間接的に確認できることを踏まえながら、技術的実現性（既存技術、開発中の技術）、ステークホルダーからの要件、モニタリングそのものによる環境・バリア性能への影響（例えば、ボーリング孔を利用したモニタリングの場合、ボーリング孔掘削が天然バリアの性能を低下させないよう配慮）、経済性を考慮し、最善で実現可能なモニタリングプログラムとなるよう留意することが重要である。なお、モニタリング項目の抽出においては、国が開発を行っている「技術的選択肢（技術メニュー）」（竹ヶ原ほか，2004；原子力環境整備促進・資金管理センター，2009）を利用することも有効である。図5.4.1-1に技術メニューにおけるモニタリング項目の抽出と実施方法の検討フローを示す。

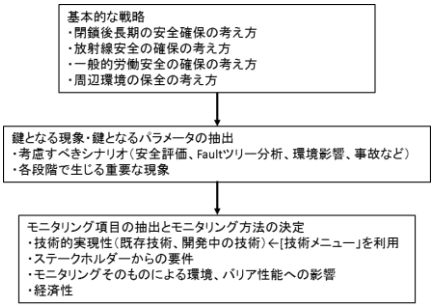


図5.4.1-1　モニタリング項目の抽出と実施方法の検討フロー

表5.4.1-1　モニタリングパラメータと方法の例（IAEA, 2001）

カテゴリ／モニタリングの目的	典型的なパラメータ	評価手法	典型的な計測方法
処分場の構成物の劣化 処分場の構成物／隙間の安定性のモニタリング	岩盤の温度	処分場におけるモニタリング（処分場から掘削したボーリング孔を利用したモニタリングを含む）。無線や地電流を使った原位置に設置された機器の利用を含む。	熱電対など
	隙間の変形(方向，開口幅，伝播速度)		変位計
	処分場近傍の岩盤応力の変化		ひずみ／荷重センサー
	湧水量		体積の計測
	支保の状態		ひずみ／荷重の計測
	処分場の温度，湿度		様々な技術
	埋め戻し材の再冠水	埋め戻された隙間の原位置／遠隔操作モニタリング	圧力センサー，水分計，物理探査技術(地震探査)
廃棄体パッケージと緩衝材の挙動 定置された廃棄体パッケージの状態／緩衝材の状態のモニタリング	ひずみ，腐食速度	廃棄体パッケージの原位置／遠隔操作モニタリング	ひずみゲージ，速度メータ
	パッケージ温度，パッケージ近傍の湿度	パッケージ近傍の環境の原位置／遠隔操作モニタリング	多くの技術が存在
	排水の放射能	処分場からの流出水の放射線モニタリング	ガンマ検出など様々な技術
	廃棄体から発生するガス	放射性・非放射性ガスのモニタリング	ガス分析器
	緩衝材の再冠水／膨潤圧	パッケージ金部の環境の原位置／遠隔操作モニタリング	圧力計，水分計
ニアフィールドの化学的な相互作用 埋め戻し材の化学的な状態／人工バリアの挙動／コンクリート構造物の状態／ニアフィールド環境の変化／坑道壁面のプロパティ／処分場の再冠水挙動	処分場の温度，湿度	処分場におけるモニタリング	温度，水分，圧力
	坑道壁面の鉱物，化学，生物学的変化	定期的なサンプリング	様々な分析技術が存在
	湧水が終了した時点のニアフィールドの含水比，圧力，化学特性の変化	定期的なサンプリングまたは連続的な観測	様々な技術が存在
地圏の変化 周辺の地圏における変化／人工バリアと岩盤，地下水の相互作用／アルカリプルームの影響	地下水の水圧と経路の変化	新規または既存のボーリング孔を利用	ピエゾメータなど飽和領域に対する圧力モニタリング機器，テンシオメータなど不飽和領域に対する機器
	地下水の化学特性の変化（例えば，pH，Eh，溶質，放射能，微生物活動）	同上	サンプリングやガンマ線検出など様々な技術が存在
	重要構造物の力学的変化	同上	電気-力学ゲージ，AE モニタ
	鉱物の変化	同上	サンプリング
	温度場	同上	ボーリング検層
	応力場	同上および遠隔操作（微小地震）	ひずみ／荷重センサーおよび微小地震観測技術
	地震とその応答	処分場内，地表，ボーリング孔	地震波検出
環境データベースの蓄積	気象，水文など		様々な技術が存在
保障措置	人工バリアの擾乱		サイト調査 航空写真 衛星サーベイランス

(2)　合意形成に向けた仮説と戦略

閉鎖後のモニタリングは技術的には不要だが、一般の人々の不安を払拭するために念のため実施するというロジックで導入した場合には、目標が明確とならないがために、意義が不明瞭なまま始まり、意義が不明であるが故に完了期間を設定できないというモラトリアムに到る可能性がある。そこで、このような状況を避けるためには、むしろ、「閉鎖後モニタリングの意義を明確にするとともに、一定期間経過後にはそれが不要になることも併せて説明する」ことが必要と考えられる。

ここでは処分システムの挙動を、

①初期不良や過渡的変化に伴う故障の生じ得る期間（数百年間）

②地層処分システムが定常的な状態にある期間（数十万年間）

③人工材料の変質や地質環境条件の変遷によってバリア機能が低下する期間（数十万年後以降）という三つの期間に区分し、①の期間においては、複数のプロセスのVariability（可変性）やUncertainty（不確実性）が相互に影響を及ぼしながら機能共鳴によって処分システムが予想しなかった極端な状況に到る可能性を指摘しつつ、そのような可能性を種々のモニタリング手法によって注意深く監視し、システムが②の定常的な挙動へと推移することを確認するという積極的な技術的位置づけを与える。また、このことによって、②の状況では処分システムが安定な状態となり、その状態での核種移行率や想定し得る擾乱の影響が十分に小さいことを安全評価で立証可能であることを説明した上で、モニタリングや可逆性・回収可能性が不要となることを明確に主張するという戦略を採る。

(3) モニタリングや可逆性・回収可能性の要件

上記の仮説に基づき、閉鎖後モニタリングと可逆性・回収可能性に対して期間限定の積極的な役割を与える戦略を採ることとした場合、閉鎖後モニタリングに対する要件としては、前述した種々のプロセスについての内的要因及び外的要因のVariabilityとUncertaintyのそれぞれについて測定・監視することの可能なモニタリングシステムを数百年にわたって保持するとともに、可逆性・回収可能性についても同程度の期間にわたって保持することの可能な処分システムとすることが求められる。

しかしながら、上述したモニタリングや可逆性・回収可能性の要求は、処分事業における大きな制約になるとともに、費用の面でも将来世代にまで負担を強いるものとなる可能性がある。そこで、代替的な、そして恐らくより現実的なアプローチとしては、処分施設内の廃棄体定置領域とは離れた位置にダミー廃棄体を定置した処分施設と同等の仕様の処分実証施設を設け、そこで人為的な擾乱を与えて処分システムの応答を監視することにより、比較的短期のうちに種々の機能共鳴に到る可能性の有無を把握するとともに、対策の必要なものについては必要な措置を同施設で試用してその有効性を検証した上で実際の処分施設に適用することが考えられる。このようなアプローチにおいて、平成25年度の検討では、Activeモニタリング、危険予知型モニタリングシステム、モニタリング情報の可視化等を取り上げた。このうちActiveモニタリングの要件は以下のとおりである。

- Activeモニタリング：坑道閉鎖前後の処分システムにおいて生ずる多様なプロセスに関するVariabilityやUncertaintyがあるパターンの時間的順序や空間的配置で組み合わされることによって生ずる機能共鳴によって、予想外の状態が生ずる可能性を第６章で述べるFRAM法等によって予期し、このような機能共鳴に到る複数の環境変化を敢えて人為的に処分実証施設における模擬廃棄体に与えて処分システムの応答を観察するProactiveモニタリングを行うこと

(4) FRAM分析によるActiveモニタリングの検討

平成25年度に示したように、Activeモニタリングの対象を明確にする上では、FRAM等の手法による機能共鳴等の予期せぬモードで生ずる可能性のある事故・故障シークエンスに関するリスク分析手法の適用を継続することによって、着目すべき事故・故障シークエンスの具体例を拡充することが重要と考えられる。このような分析はワンススルーのものではなく、FRAM法等を用いたリスク分析による潜在的な機能共鳴と事故・故障シークエンスの抽出（予期）、処分実証施設におけるActiveモニタリングによる当該シークエンスの生起可能性の評価（監視）、事故・故障の生起可能性が否定できない場合の設計変更等（対応）、これらの経験に基づく処分システム挙動についての理解の深化（学習）という前述したステップを反復的に繰り返すレジリエンス的取り組みが必要と考えられる。

なお、FRAMの手順は以下の4つの段階から成る。

【ステップ1：機能の特定と基本モデルの構築】

システムを開始状態から終端状態（目標達成等）に変化させるために必要なプロセスやタスクを機能として抽出し、それぞれの機能について、以下の属性を整理する。

- 入力（I）：機能が処理を行い変化するもの、あるいは機能を開始するもの
- 出力（O）：機能の結果であり、何らかの実体か状態変化を指す
- 前提条件（P）：機能が実行される前に存在すべき条件
- 資源（R）：機能が実行されるときに必要とされるもの（実行条件）、あるいは出力を提供するために消費されるもの
- 時間（T）：機能に影響を与える時間的制約（開始時刻、終了時刻、継続時間に関して）
- 制御（C）：機能がどのようにモニターされ、制御されるか

FRAMの基本モデルでは、抽出された各機能及び属性を下図に示す図形で表現し、一つの機能の出力が他の機能の属性のいずれかと有する関係をダイアグラムとして表現する。

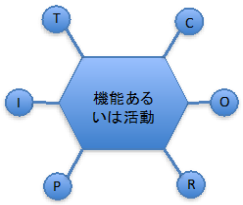


図5.4.1-2　FRAMモデルにおける機能と属性の表現

【ステップ2：各機能のVariabilityの抽出】

各機能の出力がどのようなVariabilityを有する可能性があるか、そしてまた、その原因となる内的要因（機能に内在する要因）及び外的要因（環境条件等に関する要因）を抽出、整理する。また、既に述べたように、後述する地層処分システムについての例題の試行では、Variabilityに加えてUncertaintyについても同様に抽出・整理を行うこととした。

【ステップ3：複数の機能のVariabilityの組み合わせによる機能的共鳴の分析】

各機能について抽出した種々の要因による出力のVariabilityを、ステップ1で構築したFRAM基本モデルに適用することによって、システム全体としてのVariabilityがどのように生ずるかを分析する。この分析によって、FRAM基本モデルという共通の抽象的なクラスから、個別の現実的なVariabilityに対応した具体的なシナリオ（インスタンス）が生み出されることとなる。この過程は、インスタンス化と呼ばれる。

この過程では、特に、前述した意味での機能的共鳴が発生する可能性に注目することが重要とされている。

【ステップ4：事象の検出、監視、制御する方策の検討】

大きな影響をもたらす事象を検出、監視、制御する方策の検討を行う。

このFRAM法を用いた分析等のプロセスの詳細については、第6章「地層処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化」で開発中の「統合プラットフォーム」を用いた知識マネジメントの試行テーマの一つとして実施しており、「6.2.1 (3) MBSEのモデルとしてのFRAM法について」を

参照されたい。

(5) 事故シークエンスの抽出

上述した機能を用いて作成したFRAM基本モデルを以下に示す。機能間のすべてのリンクを記載すると線の数が多すぎるために、共鳴の関係性がわかりにくくなる。そこで、InputとOutputが直接リンクしている線のみを示した図、逆にInputとOutputが直接リンクしている線以外を示した図を作成した。

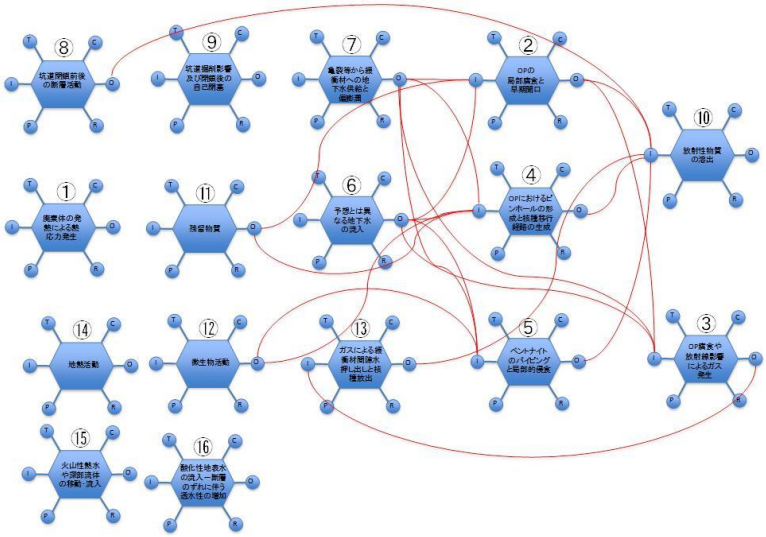


図5.4.1-3　InputとOutputが直接リンクしている線のみを示したFRAM基本モデル

次に、これらのFRAM基本モデルを参照しつつ、事故につながりそうな機能を抽出して図5.4.1-4のような事故シークエンスの例を作成した。この図は、知識マネジメントの試行で新たに抽出された残留物質に含まれる化学物質がベントナイト、オーバーパック、コンクリート構造物へ及ぼすという事象を起点とする事故シークエンスである。残留物質による化学物質がオーバーパックの腐食を促進し、それにより早期の開口が生じ、開口した場所から緩衝材中に浸潤した地下水がオーバーパックに接触することによってオーバーパックが腐食し、カソード反応によって水素ガスが発生する。このような腐食として、例えば、残置物質中に$NaNO_3$のような硝酸塩が含有されるか否かは現時点で不明であるが、炭素鋼と高温$NaNO_3$溶液が接触することにより応力腐食割れが生ずる可能性がある。そして、オーバーパック腐食あるいは放射線分解によって発生するガスによって人工バリアおよび天然バリアに放出した核種が緩衝材外側における溶存形あるいはコロイド状の放射性核種が坑道周辺の岩盤中を移行してニアフィールドの外部に至る。このような事故シークエンスでは、図中のオレンジで示した測定器でモニタリングを行うことが考えられる。

同様にして、図 5.4.1-5は、地震あるいは断層活動によって岩盤中に大きなせん断応力が発生し、それによってオーバーパックが早期に破損する可能性を示す事故シークエンスである。図 5.4.1-4の場合と同様に、オーバーパックの破損箇所に緩衝材に浸潤した地下水が侵入し、ガラス固化体から溶出した放射性核種が溶存形あるいはコロイド状の放射性核種が外部へ流出する。

図 5.4.1-6は、地下のマグマ活動によって発生した200℃を超える高温高圧水が、地下水経路を通して廃棄体内部に侵入し、一部高温水蒸気あるいは腐食性ガスに相転移した後、オーバーパックに接触し、高温ガス腐食（乾食）により腐食が進行し、早期に開口に到る事故シークエンスである。

そして、これらの事故シークエンスでは、図中のオレンジで示した測定項目についてモニタリングを行うことが考えられる。

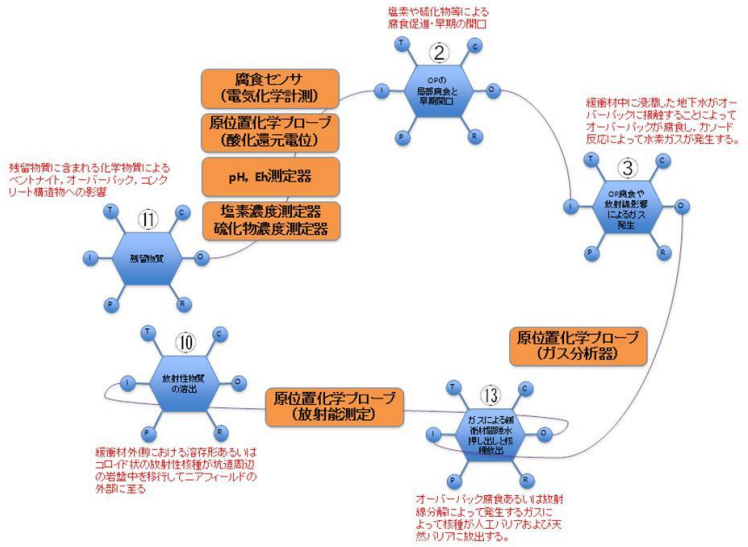


図5.4.1-4　抽出された事故シークエンスの例（1）

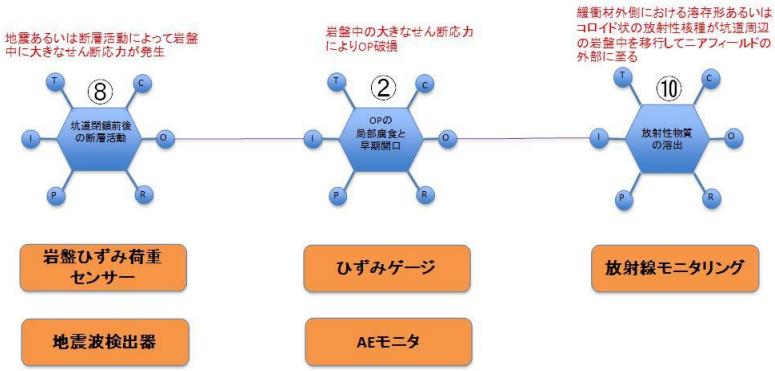


図5.4.1-5　抽出された事故シークエンスの例（2）

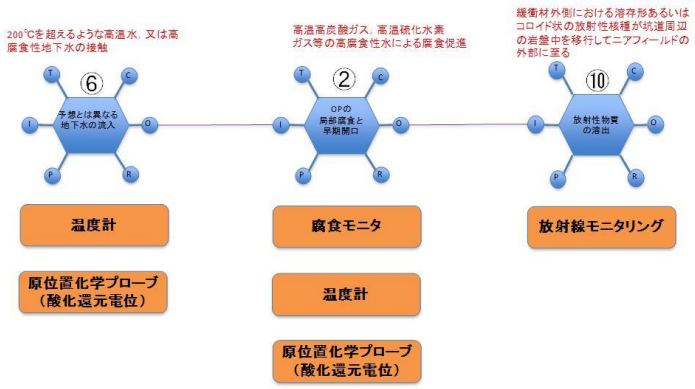


図5.4.1-6　抽出された事故シークエンスの例（3）

（6）Active モニタリング試験および技術要素の具体化

ここでは、上記の一連の検討により、今後検討する余地のある事故シークエンスを再現する実験として、以下を列挙した。

- 高温 $NaNO_3$ 溶液で浸潤したオーバーパックを用いた実規模試験

- 断層に沿ったオーバーパックせん断変形の実規模試験
- SOFO（Survellance d'Ourages par Fiber Optiques 光ファイバを用いた構造物計測：仏語）の実規模試験装置への適用による人工バリアシステムや人工バリアと岩盤境界の変形・応力測定
- オーバーパックに高温水蒸気あるいは高温腐食性ガスを噴射する実規模試験

これらの試験について、すでに一部構築されつつある原子力環境整備促進・資金管理センターの実規模設備を活用しつつ、実際のスケールで実施することを提案する。図5.4.1-7はこの実規模試験の概念図である。図中の①は、高温$NaNO_3$溶液注入によるオーバーパック腐食試験、②は断層に沿ったオーバーパックせん断変形の実規模試験、③はSOFOの実規模試験装置への適用による、人工バリアシステムや人工バリアと岩盤境界の変形・応力測定、④はオーバーパックに高温水蒸気あるは高温腐食性ガスを噴射する実規模試験である。これらの試験をまずは個別に実施してそれぞれの要因が人工バリアに及ぼす影響を実規模で把握し、次のステップとして、いくつかの実験を同時に進行させることによって多様なモードを再現した実験を行うことを提案する。

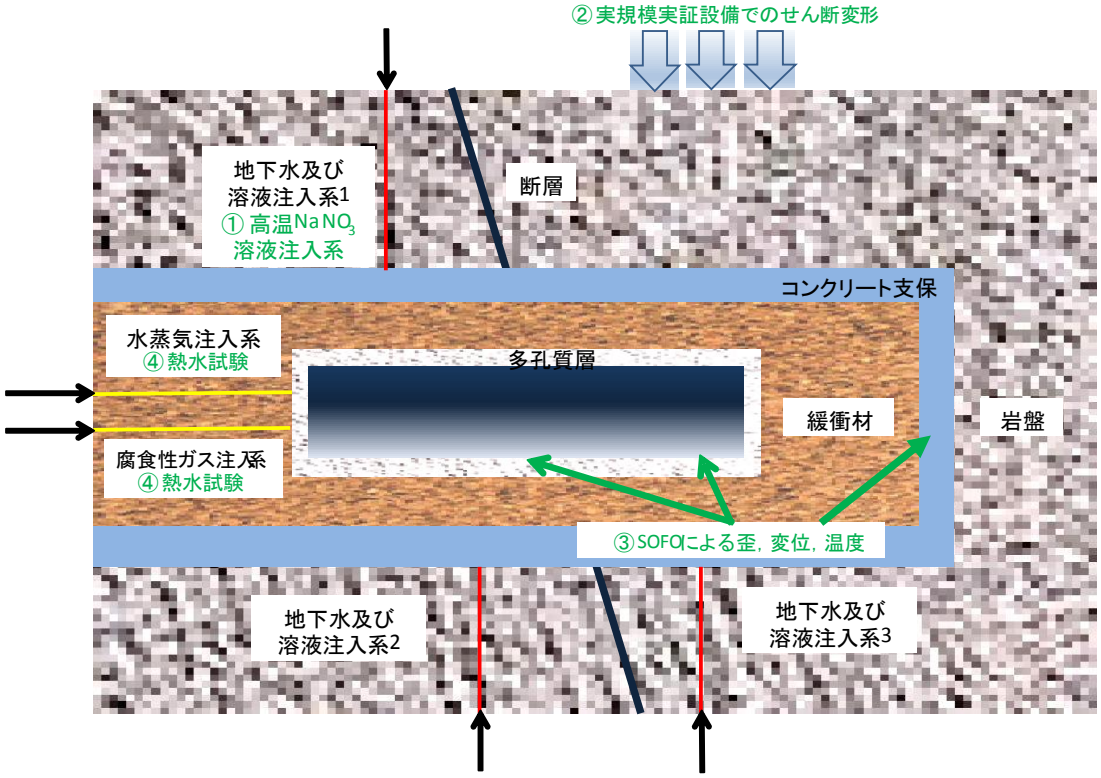


図 5.4.1-7　処分実証施設の概念例

ここで、上図におけるActiveモニタリングに関わる技術要素を述べる。

① 高温$NaNO_3$溶液の注入：$NaNO_3$溶液を調整し、ボイラーあるいは電熱加熱し、溶液の温度を90℃以上にして注入する。

② 断層に沿ったオーバーパックせん断変形の実規模試験：現状、 実規模でのせん断変形実験は実施

されていないが、仮想的に図5.4.1-7の断層右側に上部から載荷装置を用いて鉛直下向きにせん断荷重をかけることを想定する。

③　オーバーパックの変形・応力・腐食測定：SOFO(光ファイバーセンサ)をオーバーパックに埋め込み、あるいはオーバーパック表面に取り付け、変位および応力をリアルタイムで観測する。さらに光式AEセンサーを設置し、亀裂や腐食損傷が発生する際のAE（超音波）を測定することにより、オーバーパックの早期開口を検知する。

④　高温水蒸気または腐食性ガスの注入：ボイラーあるいは高温ヒートポンプシステムにより、約150℃の水蒸気を発生させ、蒸気輸送配管により、注入する。また、不腐食性ガスとしては、爆発の危険性の少ない、炭酸ガスを用い、電熱ヒータを用いて加熱後、注入する。

5.4.2　危険予知型モニタリングシステムのための測定技術の調査

平成25年度は、危険予知型モニタリングシステムの測定技術として、「緩衝材間隙水質の測定」、「間隙水のpHの直接測定」、「間隙水の酸化還元電位の測定」の例を紹介した。今年度引き続き行った調査について、以下に述べる。

1)岩盤水分量の測定

幌延深地層研究所では、140m調査坑道（以下、水平坑道）の掘削を対象に岩盤水分量のモニタリングが実施された（図5.4.2-1）（藪内ほか，2011）。計測対象の地層は珪藻質泥岩で構成される声問層である。図5.4.2-2に水平坑道の平面図と岩盤水分量モニタリングを含む掘削影響試験の実施場所を示す。

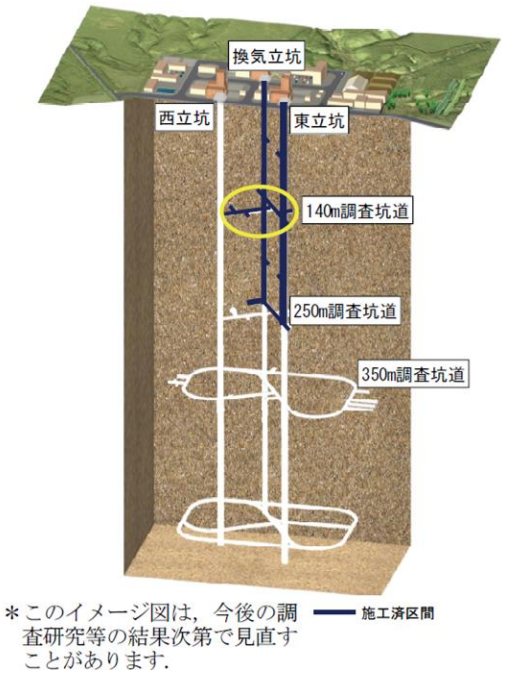


図5.4.2-1　地下施設レイアウト

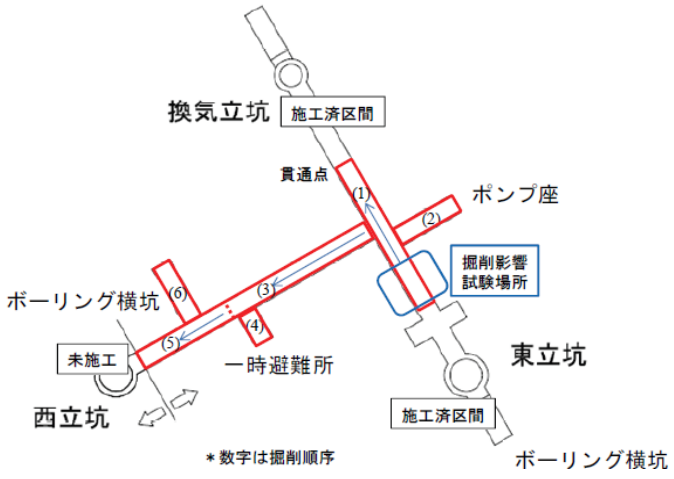


図5.4.2-2　140m調査坑道平面図

ここでは、比較的塩分濃度の高い地下水が存在する環境下においても適用可能なFDR-V法 が用いられた。以下にモニタリングの結果を示す。

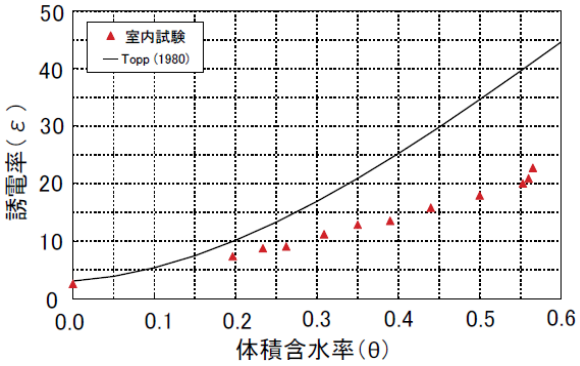


図5.4.2-3　誘電率と体積含水率の関係

Toppほか(1980)は、同軸型ホルダーによるTDR装置を用いて、砂質ローム、二つの粘土質ロームなどを試料とした実験の結果から、誘電率と体積含水率の関係について回帰式を得ている。しかし、図5.4.2-3から、上述の室内試験の結果はToppほかによる関係式では説明できないことがわかる。この要因として、供試体の塩分濃度や供試体に含まれる有機物の影響などの可能性が考えられる。

2)ワイヤレス間隙水圧計による間隙水圧の測定

向後ほか（2006）は、フィルダム盛土内の間隙水圧を計測するため、ケーブルを必要としないワイヤレス間隙水圧計を開発した。ワイヤレス間隙水圧計を用いた計測では、ダム天端あるいは監査廊にデータ送受信装置を設置し、盛土内に設置された複数の間隙水圧計との間でデータの送受信を行う。設置位置におけるノイズの大きさが通信距離を左右するためノイズの大きさを計測し、設置位置を決めることが重要である。従来型の間隙水圧計はダムから離れた管理棟とケーブルで結ばれており、堤体内にケーブルが張り巡らされるので、設置作業が煩雑で、コストも増加する。これに対しワイヤレス間隙水圧計を用いた場合には、堤体内にケーブルが存在せず、スッキリしていて、設置が簡単で、障害物も存在しないことがわかる。個々のワイヤレス間隙水圧計はID番号により識別されるため、複数設置した場合にも混信等の問題は生じない。また、従来型間隙水圧計との併設も可能である。

3)光式AEセンサーによる岩盤変位測定

波方国家石油ガス備蓄基地（以下、波方基地）は、地下の岩盤内に空洞を設け、液化石油ガス（以下LPガス）を貯蔵する国家備蓄基地であり、波方LPG 地下備蓄基地では岩盤の健全性が評価された（下茂ほか，2013)。

大規模岩盤地下空洞の施工時における岩盤の健全性の監視手法として、 岩石の微小破壊音であるAE（Acoustic Emission）計測が有効であることが、地下発電所施工の実績などから知られている。岩盤の損傷（破壊）の程度や形態は、岩盤や岩盤を構成する岩石の力学的な性質によって異なるため、 AE計測データから岩盤状態を評価する際には、施工地点の岩盤のAE特性を事前に把握しておく必要がある。また、LPG 貯槽においては、操業時に継続的に使用するために、長期的な安定性と防爆性を兼ね備えたAE センサーが必要とされた。そこで、室内試験により波方花崗岩のAE特性を調べるとともに、光式AE センサーを採用したモニタリングシステムをプラグ周辺岩盤内に設置した。

光式のAE センサーは、大規模岩盤地下空洞の頂設プラグ及び底設プラグ周辺の岩盤に設置した。プラグに対して最も荷重条件が厳しくなる作業トンネル充水時における頂設プラグ周辺の計器の計測結果では、AE 発生数のピークが、水位上昇速度が最大となった7/30～8/1 頃に表れており、AE 発生数

と荷重載荷速度との相関性が示唆される。しかしながら、AE 発生数は時間あたり100 個を下回っており、周波数の連続的な低下傾向及び振幅の増加傾向が見られなかったことから、プラグ周辺岩盤の健全性及びプラグの耐圧性が保持されていることを確認できている。

4) 地中無線通信による全圧、水圧、水分量の測定

グリムゼル試験サイト（スイス）では、ベントナイト、セメント及び岩盤中にセンサーを設置して、高周波地中無線通信（High Frequency Wireless（HFW））の試験を開始している 。送信装置には、全圧計、水圧計、水分計（相対湿度計）のセンサーとリチウム電池が組み込まれており、抽出パラメータは全圧、水圧、水分量（及び温度）である。また、トゥルヌミール試験場（フランス）でも試験が行われている。送信装置の大きさは190 x Ø75 mmである。グリムゼル試験サイト（スイス）では、ベントナイト中に2つ、コンクリート中に2つ、岩盤中に1つの計5つのセンサーが設置された。

5.4.3 モニタリング情報の可視化手法の具体化と今後の開発方針提案

ここでは、まずモニタリング情報の可視化手法として、地震防災の対策として実施されているリアルタイム監視システムの事例の調査結果を幾つか紹介し、それをもとに今後の開発方針を提案する。

(1)事例紹介

1)防災中央監視システム

アークシステム株式会社が提供している24時間監視システムであり、官公庁への導入実績がある。水害、土砂災害の情報をリアルタイムに発信し、住民の皆様へ迅速に情報を提供するシステムとなっている。

〇24時間、モニタリング映像を公開

- 防災カメラ、水位計、雨量計が河川を24時間監視
- リアルタイム映像、水位情報の複合情報をインターネットで公開
- 水位情報と連動して、危機情報を配信
- 24時間機器の動作確認

〇必要なところに必要な情報を送信

- 住民はインターネット、携帯電話、ケーブルテレビなどで画像を受信
- 一斉メール配信システムで水位情報を携帯電話で受信
- 上流地域の水位情報に応じ、下流地域で警告灯を点灯

〇管理者はパソコンや携帯電話でシステムのモニター・操作が可能

- 全過去画像のクラウドでの保存・管理、閲覧が可能

2)リアルタイム橋梁遠隔監視システム

NTTデータが提供しているシステムで、地震発生時あるいは平常時に橋梁の損傷状態を常時把握するために、光ファイバセンサーにより橋梁を遠隔監視するシステムとして開発されたものである。本システムは、地震発生時に多数の橋梁の被害状況をリアルタイムで収集し、短時間に交通可否を判定する。さらに平常時には、監視映像との統合解析により、橋梁損傷の主要因となっている重量超過車両の交通状況のデータ収集を行う。モニタリング装置としては、映像カメラ、ひずみセンサー、変位センサー、傾斜センサーがある。リアルタイム監視技術として、地震時における橋桁の変形状態を計測し、橋桁が移動し通行不能状態を推定し、通行可否を自動判定する機能がある。橋桁に設置された

FBG(Fiber Bragg Gratings ファイバ・ブラッグ・グレーティング)ひずみ計・FBG変位計及びFBG傾斜計により計測された情報を統合し、交通の可否をリアルタイムで推定する。

3)コンクリート構造物の遠隔腐食モニタリング法

(財)日本建築総合試験所が開発したシステムで、コンクリート構造物の鉄筋近傍にミニセンサーを埋設して、鉄筋の腐食状態を長期間かつ高精度で連続的に遠隔モニタリングするものである。設置したミニセンサーによって電気化学的特性値（自然電位、分極抵抗、液抵抗）を測定し、鉄筋腐食の有無、腐食速度及び鉄筋近傍の環境状態（塩化物や水分の存在の有無）を評価する。

4)超高密度リアルタイム地震防災システム（SUPREME）

東京ガスが開発したシステムで、大地震の際の二次災害防止のため、約4,000箇所の地震計とその情報を収集し、必要に応じて遠隔で供給を停止することの出来るリアルタイム地震防災システムである。

東京・神奈川・千葉・埼玉の人口密集地では、低圧のガスを供給する約4,000箇所の地区ガバナ（整圧器）にSIセンサーと呼ばれる地震計が設置されており、導管や構造物に被害を及ぼすような地震を検知すると、自動的にガス供給を遮断して地域全体の安全を守る仕組みになっている。SUPREMEは、約1km四方に1基設置された超高密度なSIセンサーを管理する、世界でも類を見ない地震防災システムである。 東京ガスでは供給停止の影響を最小限に抑えるために、中圧・低圧導管網をいくつかのブロックに分け、被害が大きい地域と切り離して他への影響を最小限に抑える方法を取っており、SUPREMEはブロック単位で遠隔で供給を停止する機能も持っている。また収集した地震データを用いて被害推定を行うなど、迅速且つ的確に二次災害防止を支援する。 東日本大震災においても、約4、000箇所の地震データをおよそ5分間で収集し、供給停止するか否かの意思決定を迅速に行うことができた。

5)地震・津波観測監視システム（DONET）

独立行政法人海洋研究開発機構（以下、JAMSTEC）が開発したシステムで、南海トラフの地震、津波を常時観測監視するため、文部科学省の受託研究として平成18年より研究開発を進めてきた熊野灘沖東南海震源域における地震・津波観測監視システムである。20点の観測点には強震計、広帯域地震計、水晶水圧計、微差圧計、ハイドロフォンならびに精密温度計が設置され、地殻変動のようなゆっくりした動きから大きな地振動まであらゆるタイプの海底の動きを確実に捉えられることが可能である。また、中部電力でもDONETを活用し独自の津波監視システムを開発している。

6)環境放射線監視テレメータシステム

環境放射線監視テレメータシステムは、各都道府県に設置されており、その中で新潟県の環境放射線監視テレメータシステムを紹介する。

新潟県には、東京電力の柏崎刈羽原子力発電所があり、その周辺に11箇所のモニタリングポスト（自動観測局）を設置し、放射線（空間線量率、大気中放射性ヨウ素量など）、気象（風向・風速、降水量、気温・湿度、日射量など）を計測し24時間監視するシステムが整備されている。測定したデータは放射線監視センターに送られ、環境放射線・気象状況の変動を24時間監視している。また、これらの測定結果は、インターネットの他、県庁・市役所・村役場等など県内7カ所の情報表示装置で公開されている。

(2)今後の開発方針案

地層処分に対して、モニタリングの可視化手法を導入するとした場合に、想定されるシステム内容を以下に示す。

高レベル放射性廃棄物の処分施設のモニタリングの可視化手法を考えてみる。想定されている処分施設の規模は、地上施設1～2km^{2}程度、地下施設6～10km^{2}程度の大きさとなる。

一般市民が一番不安視する項目は放射能レベル、放射線量である。そのため、廃棄体本体の線量測定と坑道沿いに放射線量測定が第一に挙げられる。次に、地震への影響を確認する必要がある。そのため、地震計を坑道の立坑方向（高さ方向）に設置する必要がある。さらに、地震による地下施設構造の影響を確認する必要があるので、変位（ひずみ）センサー、圧力センサーの設置が随所に必要となる。また、坑道内の様子を監視するカメラが設置されていると具体的に内部の様子を監視することができる。

回収可能性を考慮して縦置きの坑道を埋め戻さず，廃棄体上部のプラグだけを閉める場合、放射線の漏洩を検知し，ある基準値を超えた場合には、遮へい壁が作動するなどのシャッター機能を有した遮断システムが必要となると考えられる。

暫定保管、長期保管においては、廃棄体内及び保管施設内の監視が必要となる。廃棄体内の水素濃度の測定、廃棄体の腐食・放射線量の測定、施設内の放射線量、温度の測定が考えられる。

計測の指示は、地上から遠隔操作・制御できるようにする。計測結果はサーバーに保存され、計測値は画面上で可視的に確認することができる。長期間の測定が必要となるため、計測し続けるための電力供給が必要となる。ここでは、再処理によって回収されるプルトニウムを活用した原子力電池を用いることも考えられる。

その他、表5.4.1-1で示されたモニタリング項目が想定される。

モニタリングの大きな問題は、計測機器類の寿命である。50年単位で計測機器類を入れ替えることが望まれる。回収可能性に配慮し、坑道を埋めていない状態であれば計測機器類の入替えは可能となるが、坑道を埋めてしまった場合には機器の入替えが不可能となる。そのような事態を考えると、超長期の遠隔監視によるモニタリングは不可能と思われる。超長期のモニタリングを継続するのであれば、坑道を埋め戻さず、回収可能性の状態を維持することが前提となる。

超長期の遠隔監視モニタリングについては、機器類の更新、機器類の設置場所への再立入りの可能性などが今後の課題となる。

5.4.4　地表環境での物質移動に関するモニタリング情報と予測モデルの調査

仮に放射性核種が処分場から人間の生活圏（地表環境）に到達するような状態が生じた場合、どのように地表の環境中を移行し分布するかについては、一般にモデルを用いた予測が行われるが、そのモデルの妥当性については、これまでの実例からも地表環境でのモニタリング情報が大きな役割を果たしており、予測モデルと環境モニタリングとの関係は、実際に目で確認することができることから、ステークホルダーの関心対象の一つにもなり得る。このため、地表環境での物質移動の予測モデルの追従性や精度・分解能などがモニタリング結果と整合し、セットとして取扱うことが重要となり、合意形成促進の観点から、利用可能なモニタリング技術/データと地表環境中の物質移動予測モデルとの関係について調査を行った。

地表環境での物質移動については、事故も含め原子力施設から環境中に放出された放射性核種の挙動に関わるデータを活用することが有益である。IAEAでは、実環境での核種動態の特徴を踏まえた生活圏評価モデル開発のための国際プログラムとして、MODARIA（Modelling and Data for Radiological Impact Assessments）プロジェクトが進行中であり、原子力施設の通常運転や廃棄物処分に伴う地表

環境での核種移行及び事故時の海洋放出に関する評価モデルについて、実環境での測定データを活用しながら詳細な検討が実施されている。同プロジェクトでは、４つのテーマ（汚染エリアの環境回復、不確実性と変動性、生物相の被ばくと影響、海洋モデリング）を対象に、10個のワーキンググループに分かれて議論が行われている。

また、処分事業の進展に応じたデータ取得のための継続的な環境モニタリングプログラムも有益な情報となりうる。例えば、フランスのANDRAでは、地表環境でのモニタリング情報を長期間にわたって管理するためのプロジェクトが進められ、定常的にモニタリングを実施する施設（OPE: Observatoire pérenne de l'environnement）が建設・運営されている（OPEホームページ）。OPEでは、調査対象領域において、大気・水・土壌、及びそこに生存する動物・植物種の観測・実験設備が設けられ、定常的なモニタリングが行われている。

さらに、モニタリング結果は、予測モデルにおける地表環境の状態設定（モデル化すべき場の特徴についての定性的/半定量的な理解）や、物質移動プロセスの数学的な表現・記述（数学モデルやパラメータ設定）に有用となる。これまで諸外国の地層処分を対象とする人間の生活圏モデルにおいては、地表環境での物質移行プロセスのうち、地下水・表流水による物質移行や土壌中での核種収着、食物への核種の移行などが重要プロセスとして挙げられている（IAEA, 2003）。重要プロセスのうち、地下水・表流水による物質移行に関する研究として、集水域単位での地下水・表流水の水収支に関するモデリング技術の開発が行われている（例えば、Kollet and Maxwell, 2006）。

また、土壌中での核種収着メカニズムに関しては、粘土鉱物の分子モデリングが精力的に研究されており、特にエッジを含んだ、より現実的な核種収着シミュレーションに向けた研究開発が進められている（例えば、Okumura, et al., 2013）。これらの成果の詳細については付録1に示す。粘土鉱物は、土壌中での核種の移行遅延に重要な役割と果たすと期待されており、モニタリング情報の活用によるシミュレーション結果を用いた生活圏モデルの高度化により、より信頼性の高い評価結果の提示が期待される。

5.5 まとめ

本章では、「処分システム評価確証技術開発」の一環として、レジリエンス的視点に基づくロバスト性概念の調査検討を行うとともに、科学的・技術的根拠に基づく評価の限界を補い合意形成に至るための鍵となる境界領域に焦点をあて、ステークホルダーの懸念・不安を掘り起こし、それに応えるための新たな概念オプションを創出できるよう、「合意形成型処分概念構築支援システム」の開発に向けた調査・検討及びプロトタイプを構築した。また合意形成の促進に資するモニタリング技術の検討を行った。

地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みの課題の抽出及び方策の候補の提案にあたっては、地層処分分野及び類似した他の分野における「システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組み」に関する文献調査とこれに基づく事例ベースの作成を行った。また、地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みに関する候補の抽出及び各候補の長所や短所あるいは制約条件等に関する分析を行った。さらに、これら分析結果に基づき、個別の方策候補を組み合わせた相互補完的な戦略の提案及び導入に向けた計画の立案を行った。

新たな処分概念創出の試行においては、平成25年度に開発した「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプ（矛盾マトリクス等）を用いた試行に着手するとともに、プロトタイプの改良

を行った。具体的には、非専門家を含む多様なステークホルダーから成るフォーカスグループを組織・運営し、地層処分概念に対するステークホルダーの要求の抽出・分析を行った。さらに、日本におけるENGOの地層処分に対する認識の多様性分析を行った。また、地層処分及び他の類似分野での矛盾・競合解消の工学的対策についての文献調査と専門家へのヒアリングを実施した。このヒアリング結果に基づき平成25年度に検討したTRIZ（発明的問題解決理論）の矛盾マトリクスの一般解（抽象解）を具体的な処分概念に結びつけるための知識ベースを構築した。また、ステークホルダーの要件／要求に基づき、要件との矛盾・競合の所在について分析を行うとともに、今回構築した矛盾・競合解消のための知識ベースを用い、新たな処分概念の創出を試行した。

処分概念に対して、すべてのステークホルダーの合意を達成するためには、単なる概念提案では不可能であり、様々な工夫が必要であると考えられる。本モデルではより現実的な合意形成過程を表現するために、ハブとなるステークホルダーをモデル化したが、対話の回数に着目したものであった。ハブの規模などを考慮し、様々なパラメータやモデル式の導入などが今後の課題としてあげられる。

合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発においては、合意形成の試行を支援するための要素技術として、合意形成学の観点から有用と考えられる新たなモニタリング候補技術の具体的な仕様等について検討を行った。具体的には、新たなモニタリング候補技術として、Activeモニタリング及び危険予知型モニタリングシステムについて検討した。さらに、モニタリング情報の可視化手法を具体化し、今後の開発方針を提案した。超長期の遠隔監視モニタリングについては、機器類の更新、機器類の設置場所への再立入りの可能性などが今後の課題となる

参考文献

Beswick and John (2008)：Status of Technology for Deep Borehole Disposal. Contract No. NP 01185, EPS International.

Brady,P.V., Arnold,B.W., Freeze,G.A., Swift,P.N., Bauer,S.J., Kanney,J.L., Rechard,R.P. and Stein,J.S. (2009)：Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste, SAND2009-4401, Albuquerque, NM, Sandia National Laboratories.

BRC (2012)：Report to the Secretary of Energy, Blue Ribbon Commission on America's Nuclear Future, Jan 2012.

Chapman, N. and Gibb,F.G.F. (2003)：A truly final waste management solution - Is very deep borehole disposal a realistic option for HLW or fissile material?, Radwaste Solutions, July/August, pp.26-35.

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.

原子力環境整備促進・資金管理センター（2009）：平成20 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3 分冊）-モニタリング技術の開発-.

原子力規制委員会（2003）：「実用発電用原子炉及びその附属施設の位置、構造及び設備の基準に関する規則」, 平成二十五年六月二十八日原子 力規制委員会規則第五号.

Gibb, F.G.F. (1999)：High-temperature, very deep, geological disposal：a safer alternative for high-level radioactive waste?, Waste Management 19：207-211.

IAEA (2001): Monitoring of geological repositories for high level radioactive waste、IAEA-TECDOC-1208.

IAEA (2003):"Reference Biospheres" for solid radioactive waste disposal, Report of BIOMASS Theme 1 of the BIOsphere Modelling and ASSessment (BIOMASS) Programme, Part of the IAEA Co-ordinated Research Project on Biosphere Modelling and Assessment (BIOMASS).

IPCC (2005): IPCC Special Report on Carbon Dioxide Capture and Storage.

Juhlin, C. and Sandstedt, H. (1989): Storage of Nuclear Waste in Very Deep Boreholes: Feasibility Study and Assessment of Economic Potential. Part I: Geological Considerations, Part II: Overall Facility Plan and Cost Analysis, Svensk Karnbranslehantering AB.

Kollet S.J. and Maxwell, R.M.(2006): Integrated surface-groundwater flow modeling: a freesurface overland flow boundary condition in a parallel groundwater flow Model, Adv. Water Resour., 29(7), 945-958.

Majer, E., Nelson,J., Robertson-Tait, A., Savy, J. and Wong, I. (2012): Protocol for Addressing Induced Seismicity Associated with Enhanced Geothermal Systems, U.S. Department of ENERGY.

向後雄二, 浅野勇, 林田洋一, 遠目塚良一 (2006):ワイヤレス間隙水圧計の開発とフィルダムにおける観測, ダムエ学 16 (3) ,165-176.

NETIS 震災復旧・復興支援サイト　http://www.s-netis.mlit.go.jp/

Nirex (2004): A Review of the Deep Borehole Disposal Concept, Report N/108, United Kingdom Nirex Limited.

Okumura, M., Nakamura, H. and Machida, M.(2013): Mechanism of strong affinity of clay minerals to radioactive cesium: First-principles calculation study for adsorption of cesium at frayed edge sites in muscovite. J. Phys. Soc. Japan, 2013, 82, 033802.

OPE (Observatoire pérenne de l'environnement)(2015): ホームページ http://www.andra.fr/ope/ (平成27年2月10日閲覧)

日本原子力研究開発機構 (2012):地層処分の安全審査に向けた評価手法等の整備―2011年度原子力安全・保安院委託研究成果報告書―.

日本原子力研究開発機構 (2013):処分システム評価確証技術開発―2013 年度委託研究成果報告書―.

下茂道人, 臼井達哉, 坂本淳, 新藤竹文, 藤原靖, 川又睦, 谷卓也, 大黒 雅之 (2013):波方国家石油ガス備蓄基地建設工事, 組織横断的技術の活用による諸課題の克服, 大成建設技術センター報 第46 号.

SKB (2011): Long-Term Safety for the Final Repository for Spent Nuclear Fuel at Forsmark: Main Report of SR-Site project, SKB TR11-01.

竹ヶ原竜大, 虎田真一郎, 朝野英一, 大内仁, 坪谷隆夫 (2004):地層処分にかかわるモニタリングの研究　ー位置付け及び技術的可能性ー, 原環センター技術報告書, RWMC-TRJ-04003.

Topp, G.C., Davis, J.L. and Annan, A.P. (1980): Electromagnetic Determination of Soil Water Content：Measurements in Co-axial Transmission Lines, Water Resources Research, Vol.16, No.3, pp.574-582.

梅田浩司, 谷川真晋一, 安江健一 (2013):地殻変動の一様継続性と将来予測　ー地層処分の安全評価

の視点からー, 地学雑誌 122 (3) ,385-397.
Woodward - Clyde Consultants (1983): Very Deep Hole Systems Engineering Studies, Columbus, OH, ONWI.
藪内聡, 國丸貴紀, 岸敦康, 小松満 (2011) : 水平坑道の掘削に伴う坑道周辺の間隙水圧・岩盤水分量モニタリング ―幌延深地層研究所140m調査坑道での測定―, 土木学会論文集C (地圏工学) , Vol.67, NO.4, 464-473.

6. 地層処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化

6.1 目的と５ヵ年の計画

6.1.1 目的

地層処分システム評価確証技術開発の主たる目的は、先端科学技術を駆使した解析評価技術を開発するとともに、その評価技術と関連させながら、地層処分にかかわる意思決定プロセスにおけるシステム評価の確証性を高めていくための仕組みを備えた地層処分システム開発の方法論を構築することである。このために、拡張ロバスト性概念の構築を行い、これに基づいて処分場閉鎖前から閉鎖後の長期にわたる処分場近傍（ニアフィールド）を中心としたシステムの変遷と核種移行を評価するための先端的評価技術（第 2 章）、高レベル放射性廃棄物や多様な長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU 廃棄物）の共処分によるニアフィールドの影響評価技術（第 3 章）、及び断層発生などの過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術の開発（第 4 章）が行われている。また、これらの技術を用いた評価に基づき、可逆性と回収可能性、モニタリングシステム等を考慮した地層処分システム概念の具体的な提示を目的とする手法開発（第 5 章）が行われている。

本章では、これら各要素技術の開発成果をそれらの関連性を踏まえて有機的に統合し多様な知識の体系化を図るための戦略の検討とその具体化に向けて、「目的①レジリエンス的視点からセーフティケースに含めるべき論拠の整備」を行うことで各技術要素への要求や位置づけを明らかにし、さらに、それに基づきセーフティケース構築を支援する「目的②先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系の提示」を行うことを目的とした調査検討について述べる。

6.1.2 ５ヵ年の計画

5 カ年の計画を図 6.1.2-1 に示す。今年度は、平成 25 年度に行った「評価確証技術統合化に向けた全体的な枠組みの構築」と「統合プラットフォームの開発」を踏まえて、前述の目的①の観点から「統合プラットフォームを用いた専門家間の知識共有及びステークホルダー間の対話と協議の試行」を、また目的②の観点から「統合プラットフォームの改良」を開始する年度であり、複数年度にわたってこれら２つの観点からの検討を相互に連携させつつ効率的・効果的に実施するためには、２つの観点からの検討の意味や関係を明確にしておくことが重要となる。このことも含めて設定した今年度の実施内容を次項 6.1.3 項に示す。

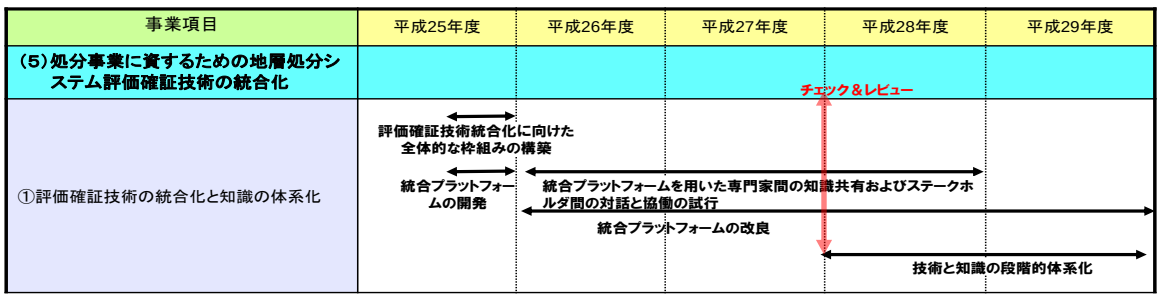


図 6.1.2-1　「地層処分事業に資するための地層処分システム評価確証技術の統合化」の５カ年計画

6.1.3 今年度の実施内容

まず、「目的①レジリエンス的視点からセーフティケースに含めるべき論拠の整備」については、平成 25 年度の検討から、専門家の観点からの「あえてセーフティケースを脅威にさらし、妥当性の確認／改善によって信頼性の向上を図る取り組み」、ステークホルダーとの合意形成の観点からの「技術領域での検討に対して多様なステークホルダーの意見を適宜反映すること、このため技術領域での研究の進捗を適宜ステークホルダーと共有するという進め方をとること」の必要性が示されている。

また、「目的②先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系の提示」については、平成 25 年度の検討において、技術の体系化を具現化する統合プラットフォームに期待される機能のうち、個々の要素技術やその関連性の特徴への依存性の少ない共通的な機能（プロジェクト管理機能とコミュニケーション支援機能）に着目し、既存の知識マネジメントツールの活用可能性の検討等を実施している。

ここで、目的①及び目的②に係る検討は分野横断的であり、今後それぞれの検討を深めていくためには複数の関係者が関与する必要がある。さらに、6.1.1 項で述べた目的の達成に向けては、目的①と目的②に係る検討を適切に連携させながら進めることが重要となる。このためは、目的①と目的②の２つの観点からの検討の意味や関係を明確にしておく必要がある。そのため、今年度はまず、製品・サービスに係るシステム開発分野で適用実績のあるモデルベースシステムズエンジニアリングの概念を参考として、２つの観点からの検討の意味や関係を整理した。

モデルベースシステムズエンジニアリング（Model-Based Systems Engineering、以降、MBSE）」は、システム開発の複雑さに対応するための技法であり、複数の分野間で共通のシステムモデル言語を使用し、分野間で生じやすい解釈の齟齬を最小限に抑えながら、表 6.1.3-1 に示す項目の実現を図るものである。その背景には『システムの全体最適を行うためには、高い抽象度を持ち、システム全体を見渡す鳥瞰的な視点と、それを基にシステムを分解、詳細化し、開発効率を上げる分析的視点が必要』（情報処理推進機構,2013）との考え方がある。これはシステムについて異なるレベル（サブシステム）ごとに分析、設計、検証を繰り返すことを意味し、二元Ｖ字モデル（Dual Vee Model）を用いて表される。

表 6.1.3-1 モデルベースシステムズエンジニアリングの特徴（情報処理推進機構,2013）

• 複数の分野にまたがる関係者が互いに図を見ながらコミュニケーションをとることができる
• 開発初期の段階で要求の明確化を図的に行うことにより関係者間の理解が進み、開発途中での意図しない手戻りの発生を抑えることができる
• 要求のトレーサビリティが確保されるので、要求の変更へ適切な対応を行うことができる
• 図的に表現されたシステムモデルを再利用できることから、製品・サービスのシリーズ化、ファミリー化を容易にする

二元Ｖ字モデルは、図 6.1.3-1 に示すように、垂直方向のアーキテクチャＶと水平方向

に複数並んだエンティティＶより構成される。アーキテクチャＶは下に向かうに従い（図 6.1.3-1 の二元Ｖ字モデルの左側部分）、開発対象のシステムが複数のサブシステム、コンポーネントへと分解されていくことを表している。個々のサブシステムやコンポーネントの開発時には、図 6.1.3-2 に示すエンティティＶに表されたプロセス例に従って開発を進めることになる。MBSE の概念は、これらの図を用いてシステムズエンジニアリングのプロセスを可視化し、様々な分野にまたがる関係者に対して、プロセスの中でのそれぞれの活動を明確に示し、システム開発の円滑な実施を図るものである。二元Ｖ字モデルは個々のサブシステム、コンポーネントに対しても適用でき、目的のシステムが巨大かつ複雑なものになったとしても、サブシステムやコンポーネントについての二元Ｖ字モデルの組み合わせで表現することが可能となる。一方、分解されたサブシステムやコンポーネントは、それぞれが満たすべき要求に対して、検証、妥当性の確認がなされたものが、上位のレベルのシステム（またはサブシステム）へ統合される（図 6.1.3-1 の二元Ｖ字モデルの右側部分）（情報処理推進機構,2013）。

このように、MBSE の概念は、システム開発関係者（技術的専門家に限定しない多様なステークホルダーを含む）の要求にしたがって、システムを下位のサブシステムに分解し、サブシステムごとに要求に則した開発を実施し、検証、妥当性が確認されたものが上位のシステムに統合されるという検討の枠組みを提供するものであり、この枠組みは地層処分システム評価確証技術の体系化に対しても適用可能と考えられる。目的①と目的②に係るそれぞれの検討及びそれらの連携は、二元Ｖ字モデルと対応させて以下のように整理できると考えられる：

・Ｖの左側（分解）：目的①に係る専門家及びステークホルダーからの要求の分析
・Ｖの右側（統合）：目的②に係る統合プラットフォームの構築、個別要素技術の体系化
・Ｖの下部：目的①と目的②の連携の具体化（要求と個別要素技術の対応付け、個別要素技術の統合の方向性の設定等）

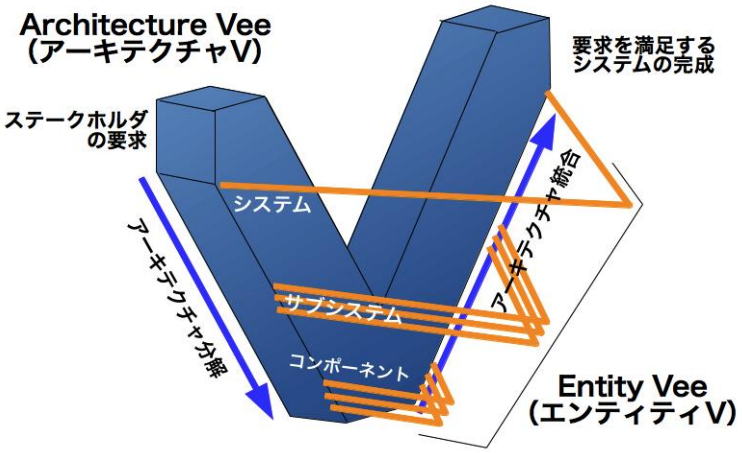


図 6.1.3-1　二元Ｖ字モデル（Dual Vee Model）

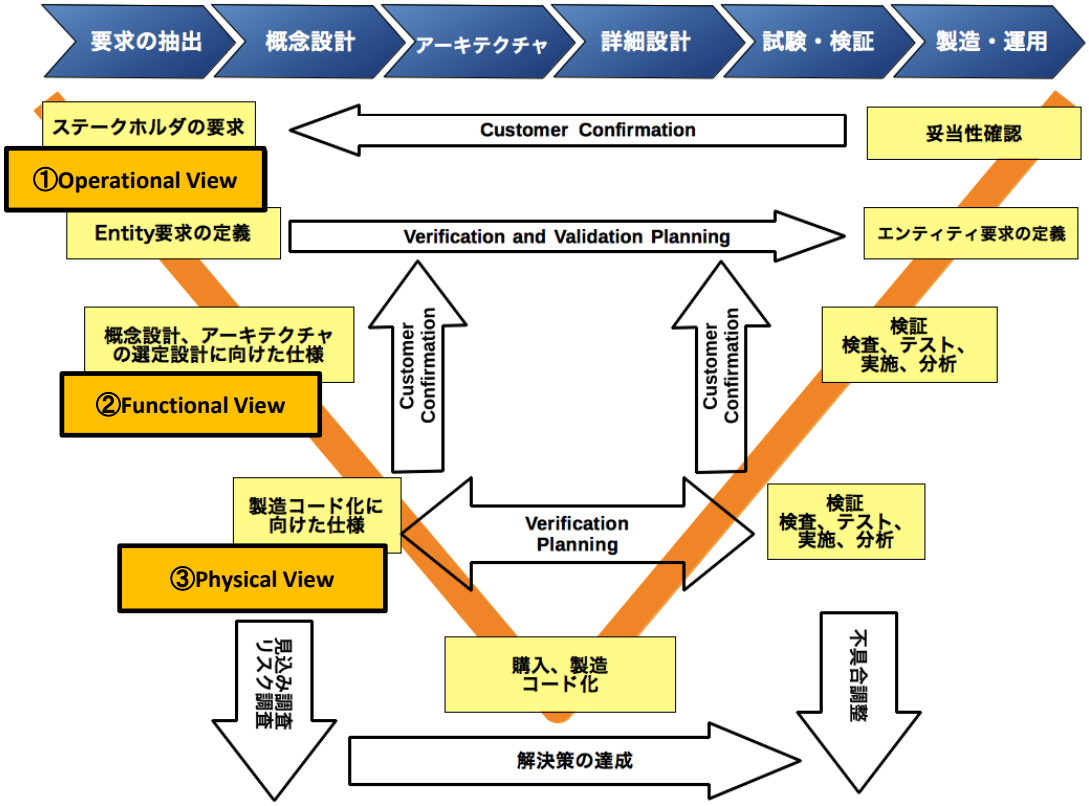


図 6.1.3-2　エンティティＶ

上記の整理を踏まえ、今年度は、二元Ｖ字モデルの左側（分解）については目的①に係る専門家及びステークホルダーからの要求抽出に関する検討、一方、二元Ｖ字モデルの右側（統合）については目的②に係る検討として統合プラットフォームが有するべき共通的な機能のプロトタイプ作成を行うこととした。

今年度の実施内容の概要を以下に示す。

・多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討

地層処分システム評価確証技術体系の提示に向けて、それに求められる要求事項を洗い出す切り口のひとつとして、レジリエンス的視点からセーフティケースに含めるべき論拠を整備していくことで、それら論拠を整えるために個別技術要素で行うべきこと、さらには個別技術要素の体系化により行うべきことを考えていく。レジリエンス的視点からセーフティケースに含めるべき論拠を整備していくためのひとつの方法として、平成 25 年度の検討において、セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る「要因の抽出」、「要因の分析（個別要素技術開発の位置づけの明確化）」、「対応の策定」、「対応の検証」を行うといった検討のプロセスが挙げられた。今年度はこのプロセスの起点となる要因抽出に関する検討を実施した。

抽出される要因は、非専門家を含む多様なステークホルダーの要求（放射性廃棄物に対する科学技術的不安や精神的不安など）を汲んだものであること、また地層処分関係者が

積極的な検討により抽出した網羅的なものであることが重要であり、この点を踏まえ、次に示す 2 つの検討を実施した。ひとつは、「社会的側面からの要求抽出の検討」であり、環境、エネルギー分野に興味を持つ市民からなるグループを対象とした要求抽出の試行、及び社会に対して地層処分への関心を喚起する方法についての検討である。もうひとつは、「科学技術的側面からの要求抽出の検討」であり、原子力機構内部の関係者からなるコミュニティによるセーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因の抽出方法についての検討である。

また、これら検討において、後述する統合プラットフォームの改良の成果（改良したツール等）を試用することで、それらツールの適用性等の確認も行った。

本項目についての今年度の実施内容と成果の詳細は 6.2 節に述べる。

・統合プラットフォームが有するべき共通的な機能のプロトタイプ作成

地層処分システム評価確証技術の体系化では、前述した「要因の抽出」や「要因の分析」等の結果を踏まえて個別要素技術についての最適な体系化方法を検討したうえで、その体系を統合プラットフォーム上に具現化する必要がある。一方で、「要因の抽出」や「要因の分析」の具体的な検討は、前述の「多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討」として今年度から開始するものであり、体系化方法の具体化はそれらの検討が進んだ段階で実施することになる。そのため、今年度の統合プラットフォームに関する検討としては、個別要素技術の特徴や体系化方法等に左右されることの少ない共通的な機能の改良として、既存の知識マネジメントツールの中のコミュニケーションツールの改良、及びマネジメントコクピットの改良としての FRAM 法による要求抽出支援機能の追加等を実施した。また、目的①の検討においてこれらのツールを試用することで適用性等の確認を行った。

本項目についての今年度の実施内容と成果の詳細は 6.3 節に述べる。

・知識マネジメントに関する検討

目的①及び目的②に係る検討は、知識マネジメントと密接に関係する。例えば、目的①の検討では、地層処分システム評価確証技術の体系化において満たすべき要求を明らかにするための分解プロセスの各段階（要因抽出、分析、対応の策定、対応の検証等）において、多様なステークホルダーの関心や懸念なども含めた多種多様な知識コンテンツが得られることが期待され、それらは目的②の検討などで利用しやすいように管理されることが重要となる。また、目的②の検討においては、個別要素技術の体系化を行うための基盤となる個別要素技術に関する知識の管理が必要であり、あわせて目的①の検討で得られる要求等を含めた知識を活用することが必要になる。さらに、目的②での統合プラットフォームの構築では、これら知識の利活用あるいは知識の生成を支援する機能についての検討も重要となる。

このため、知識マネジメントに係る検討は，目的①及び目的②のそれぞれの検討の中でその特徴に応じて行うこととし、知識マネジメントについての検討結果も 6.2 節と 6.3 節の適所に記載した。

・今後の展開・課題の整理

上記の今年度の実施内容とその成果を踏まえ、6.1.2 項に示した５ヶ年計画に沿った検討を効果的・効率的に進めていくために今後目指すべき展開や取り組むべき課題を整理した。

6.2 多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討

本節では、コミュニケーションを通じての多様なステークホルダーの要求抽出に関して検討した。まず 6.2.1 項においては、「社会的側面からの要求抽出の検討」として、環境、エネルギー分野に興味を持つ市民からなるグループを対象とした要求抽出の試行、及び社会に対して地層処分への関心を喚起する方法を検討した。さらに、6.2.2 項において、「科学技術的側面からの要求抽出の検討」として、原子力機構内部の関係者からなるコミュニティによるセーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因の抽出方法を検討した。

6.2.1 社会的側面からの要求抽出の検討

(1)非専門家を含む多様なステークホルダーからなるフォーカスグループを対象とした要求抽出の試行

非専門家による多様なステークホルダーからなるフォーカスグループを組織し、グループインタビュー及びオンラインコミュニティの議論の場を運営することによって、一般の人々の地層処分に関する認知度と態度・意見を把握し、ステークホルダーの要求の抽出・分析を試みた。

1)フォーカスグループの組織と運用

多様なステークホルダーからなるフォーカスグループを組織するために、首都圏在住の 20～65 歳の男女を対象に事前のアンケート調査を実施した（アンケートの有効回収件数：1080 件）。回答結果のスクリーニングを行い、原子力発電及び放射性廃棄物に関心があり、情報発信力のある男女個人を選定し、表 6.2.1-1 に示す 3 グループ（各グループ 6 名、男女 3 名、計 18 名）に組織し、3 グループごとにグループインタビューを実施し、その後オンラインコミュニティ討論（WEB 上の討論）を展開し、グループインタビュー参加者全員で意見交換・討論を実施した。

グループインタビューでは、放射性廃棄物・地層処分に関する情報提供を行い、幾つかのテーマについて討論を実施し、地層処分に係る共通認識の醸成を図った。

オンラインコミュニティ討論では、グループインタビューより具体性のあるテーマについて討論を実施した。

表 6.2.1-2 に運用内容を示す。

表 6.2.1-1　フォーカスグループの年齢構成

1　ジュニアグループ	20～34 歳
2　ミドルグループ	35～49 歳
3　シニアグループ	50～64 歳

表 6.2.1-2　フォーカスグループの運用内容

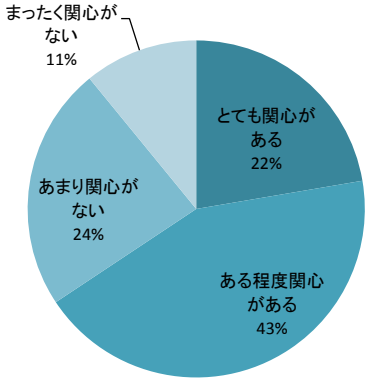
・事前アンケート（スクリーニング調査、有効回収 1080 サンプル）
・グループインタビュー（6 名×3 グループ、各 2 時間）
・オンラインコミュニティ討論（グループインタビュー参加者全員、約 1 ヵ月間）
・導入アンケート（オンラインコミュニティ参加者全員）
・事後アンケート（オンラインコミュニティ参加者全員）

2) 事前アンケート結果

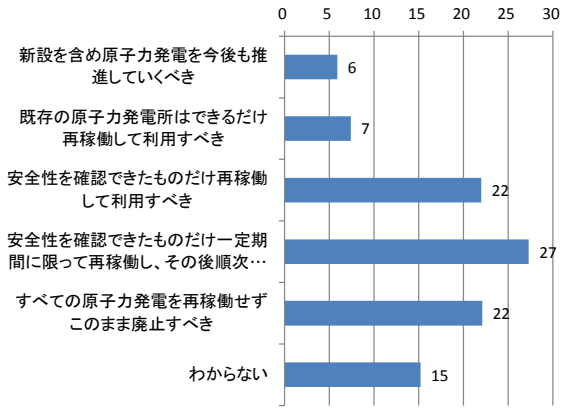
事前アンケートの結果から、「原子力発電」「放射性廃棄物の処分問題」の関心の高さが現れた。一方、「高レベル放射性廃棄物の地層処分に関する認知度」に関しては、具体的なイメージが定着していないことがわかる結果が得られた（表 6.2.1-3）。

表 6.2.1-3　事前アンケート結果

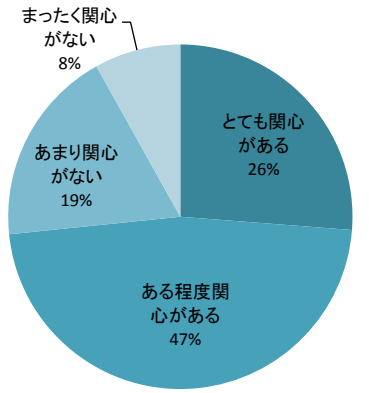
原子力発電への関心度



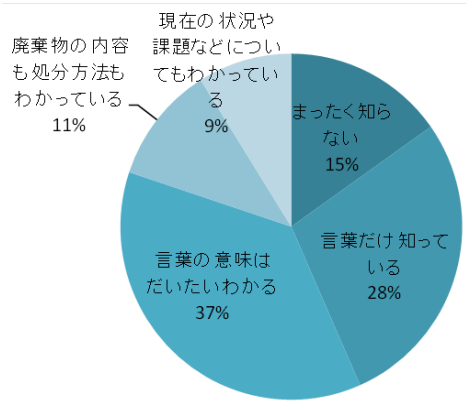
原子力発電に対する態度



放射性廃棄物の処分問題への関心度



高レベル放射性廃棄物の地層処分に関する認知度



3)グループインタビュー結果

グループインタビューは、導入に原子力発電に関するテーマの議論を行い、その後、放射性廃棄物、地層処分に関する議論へ展開した。提供した資料は、「高レベル放射性廃棄物の処分について一緒に考えてみませんか」（NUMO,2014）、「回答　高レベル放射性廃棄物の処分について」（日本学術会議,2012）を使用した。NUMO の資料を使用した地層処分の概要説明後の地層処分の安全性について意見を求めた結果、シニアグループとミドルグループは「地層処分は安全ではない」という否定的な反応を示した。一方、ジュニアグループは全員が安全性について理解を示した。続いて、日本学術会議の資料に提示されている「暫定保管」と「地層処分」について意見を求めた結果、「暫定保管」が望ましいという回答が半数以上となった。特にジュニアグループは、地層処分に理解を示していたが、比較結果では全員が「暫定保管が望ましい」という意見となっている。このような討論を経て得られた、地層処分に対する具体的な不安要素や問題点は表 6.2.1-4 に示すものとなり、人的、社会的、科学技術的な課題に関するものが挙げられた。

表 6.2.1-4　グループインタビューの結果得られた地層処分に対する不安・問題点

超長期のプロジェクトであることへの不安
将来世代への引継ぎの困難さ
想定外のリスク
日本の自然環境・自然災害に対する不安（地震、津波、火山など）
再処理工程での汚染
情報隠蔽
人為的ミスによるリスク
コンクリートや金属の劣化
担い手不足・入札不調のリスク

4)オンラインコミュニティ討論結果

オンラインコミュニティ討論のまとめとして、「高レベル放射性廃棄物の問題と解決について」と「原発再稼働と地層処分について」という２つのトピックを設定した。

①高レベル放射性廃棄物の問題と解決について

「技術的問題」を重視するか、「社会的な問題」を重視するかという問題認識については、やや「社会的問題」を重視する参加者が多く、解決認識については「脱原発や再エネ普及が解決」が圧倒的に多く、「処理・処分（再処理・核燃サイクル含む）ができれば解決」という認識の参加者は少ない（表 6.2.1-5）。

②原発再稼働と地層処分について

原子力発電所の再稼働については「賛成」より「反対」がやや上回っている。「地層処分」か「暫定保管」かについては、「地層処分」がよいとする意見が多くなっている（表 6.2.1-6）。

5)要求抽出の試行結果

事前アンケートからは、一般の人々の地層処分に対する認知度、態度などを把握することができ、後述する「(2)地層処分に対する関心を喚起する方法の検討」などに繋がる情報が取得できた。グループインタビューでは、地層処分に対する不安や問題点を抽出することができた。グループインタビューから継続してオンラインコミュニティ討論を 1 か月にわたり実施することで、グループインタビューより具体的な内容の議論を展開できた。得られた要求は、「技術的問題」よりも「社会的な問題」に関する課題・不安などが多く取り上げられた。この理由として、一般の人々が報道により「社会的な課題」に触れる機会が多いことに対し、技術的な情報に接する機会が少ないことが挙げられ、この対応として、次項に示す「地層処分に対する関心を喚起する方法の検討」という取り組みを展開した。このように今回実施したフォーカスグループ運用が社会的側面からの要求を抽出する手段として有効であることが確認された。

表 6.2.1-5　地層処分の問題と解決の認識マトリックス

	処理・処分（再処理・核燃サイクル含む）ができれば解決	脱原発や再エネ普及が解決
本当に安全に地層処分できるのかという「技術的な問題」を重視	2 名	6 名
	・「地層処分」を解決とせず、むしろ核燃サイクルを含めて原子力技術のさらなる進歩をめざすべき ・国民的合意は無理なので「技術的な問題」を重視	・技術的な安全性の向上により合意形成のハードルが下がる ・再生可能エネルギーなどの普及、エネルギー技術革新を望む
自治体や社会の合意形成や制度、費用負担などを含めた「社会的な問題」を重視	2 名	8 名
	・再生可能エネルギーの不安定性や高コスト、気候変動、国際政治のバランス等を考慮して原発は必要 ・暫定保管＋技術革新（高レベル廃棄物の無害化技術など）	・そもそも「処理・処分技術では解決できない」という認識 ・廃棄物の処理・処分に困らないエネルギーを選択する

表 6.2.1-6　原発再稼働と地層処分に対する態度マトリックス

	地層処分がよい	暫定保管がよい
再稼働賛成	6 名	2 名
	「再稼動賛成」の理由 ①電力安定供給には原発が必要 ②諸外国も原発を継続している ③稼動しなくても危険であることに変わりがない	「再稼動賛成」の理由 ①国として、他国との関係や技術力を確保するために必要 ②「電力の安定供給」は重要で、リスクがあってもそのメリットは看過できない ③高レベル放射性廃棄物の処理技術を更に検討するためにも再稼働が必要
	「地層処分がよい」理由 ①「暫定保管」は「とりあえず」感、「その場しのぎ」感が強く、先の展開が見えない ②国民合意は困難でも政府主導による実現の可能性がある ③地上での「暫定保管」よりは「地層処分」のほうが安全。	「暫定保管がよい」理由 ①地層処分は消去法で採択された処理方法であり、解決ではない ②近い将来に画期的な処理方法を確立できると信じて暫定保管をすべき
再稼働反対	7 名	3 名
	「再稼動反対」の理由 ①人間の力では原子力は操作できない。手におえない ②再稼働しなくても電力の安定供給は可能 ③「安全神話」が崩れている	「再稼動反対」の理由 ①福島第一原発事故の収束作業がまだ続いている ②事故のリスクが大きく地球規模で大量の放射性物質が拡散される ③日本でこれまでにもたくさんの原発事故が起きている
	「地層処分がよい」理由 ①他によい処分方法がない。いま最も安全と考えられている ②暫定保管で先送りしても新たな処分技術の見通しが立たない ③地上より深い地層に埋めた方が、より安全	「暫定保管がよい」理由 ①安全と言い切れないものを「絶対安全」と宣伝している ②処分地さえ決めれば問題が片付くかのように進められている ③暫定保管の期間に原発のあり方や廃棄物処分方法などについて議論できる

(2) 地層処分に対する関心を喚起する方法の検討

「(1)非専門家を含む多様なステークホルダーからなるフォーカスグループを対象とした要求抽出の試行」において実施した事前アンケート結果（表 6.2.1-3 参照）から、「高レベル放射性廃棄物の地層処分」についての具体的なイメージが定着していない可能性があることがわかった。また、社会的側面からの要求として、「技術的な問題」よりも「社会的な問題」に関する課題・不安などが多く取り上げられる理由のひとつとして、技術的な情報に接する機会が少ないことが挙げられた。これらのことから、多様なステークホルダーの要求、有意な意見を抽出するには、対象である人々の地層処分への関心を喚起しつつ、正確な情報を提供することが重要と考えられる。そこで、地層処分への関心の向上を図る方策のひとつとして、ブランドデザインに着目した検討を実施した。

具体的には、表 6.2.1-7 に示す検討を実施した。まず、先端科学技術に対する社会の積極的支持を獲得するためのブランディングの事例や手法を調査した。そのうえで、先端科学技術の取り組みや内容の具体的なイメージを伝える広報ツールの試作として、4 章での「過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発」を例とした広報ツールの試作を行った。試作した広報ツールについては、平成 27 年度以降に予定しているメディアや一般生活者を対象とした「地層処分に関する受容性評価調査等」に適用し、その効果を確認することを予定している。

表 6.2.1-7　ブランドデザイン検討

調査フェーズ	調査内容	調査手法
予備調査	先行類似技術ブランド事例の収集・整理	文献資料調査
	対象先端科学技術に関する情報収集・整理	
ブランディング手法の検討	対象先端科学技術のブランディング手法の検討	専門家によるワークショップ
広報ツールの試作	ニュースリリース、チラシ・ポスター、Web 広告等の施策	
評価調査	試作した広報ツールの評価	メディアヒアリング フォーカスグループインタビュー Web アンケート

「過酷事象の地層処分システムへの影響に関する評価確証技術開発」を例とした広報ツールの試作においては、3 回にわたるクリエイティブワークショップでの議論を行った。その中では、通常ブランドは組織から顧客への約束であり、顧客の組織に対する信頼であること、福島第一原子力発電所事故後、電力会社はもちろん、国、経済産業省、資源エネルギー庁、NUMO、原子力機構などの高レベル放射性廃棄物の地層処分に係わる組織のいずれもが国民の信頼を失っていること、国民の信頼を失っている組織に所属している科学者や技術が信頼を獲得するのは不可能に近いこと、などが意見として出された。

そこで、地層処分関連の技術ブランディングの対象を「地層処分」と切り離し、「過酷事象評価」に関わる科学者の姿勢とした。それを具体化するために、技術名としても科学者集団の名称としても使える、Severe Event Evaluation の頭文字を取って「SEE」というキーワードを設定し、図 6.2.1-1 に科学者集団のロゴイメージを作成した。また、広報ツールとしてポスター案（図 6.2.1-2）を試作した。



図 6.2.1-1　広報ツールの試作：科学技術集団のロゴイメージ



図 6.2.1-2　広報ツールの試作：ポスター案

(3) 社会的側面からの要求抽出に係る知識マネジメント

(1)で行ったようなアンケートやオンラインコミュニティ討論では、その活動履歴が知識として有用となる。今回のオンラインコミュニティ討論では、6.3 節で述べる統合プラットフォームのコミュニケーションツールの改良版を活用しており、そのログを記録し整理することでこのような活動履歴を蓄積することができる、ただし、このような活動履歴を分析するツール等は未装備であり今後対応が必要となる。

一方、(2)で試行した広報ルーツの作成については、今後行う予定の「地層処分に関する受容性評価調査」等での効果の評価がどのようなものであったか、それに基づき広報ルーツをどのように改良したか、さらに改良により効果がどのように向上したかなどが知識として有用となる。これらの知識は、広報ルーツの作成や改良の経緯などのアクションと効果の評価結果等のリアクションとを関連付けてレポート形式で残していくことで蓄積していくことができる。

6.2.2 科学技術的側面からの要求抽出

地層処分システムにおける多様なステークホルダーの要求の多くは安全性に関連するものと考えられ、6.2.1 項での検討結果もこの考え方を支持している。このような要求に対してレジリエンス的な対応を行うためには、セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因の抽出などを、リスク発生機構の分析などに基づき行うことが必要となる。このような検討を行うための方法としては、種々の分野における安全評価で開発・使用されてきた FEMA 法、HAZOP 法、FRAM 法などが候補となる。ここでは地層処分システムの複雑さを表現できることや、セーフティケースの妥当性に対してレジリエンス的な観点から脅威あるいは障害となる要因の抽出を行ううえで有用と考えられる機能共鳴に着目した検討ができる FRAM 法の適用を試みることとした。

なおこのような検討は、専門家によるヒューリスティックな判断に依存する部分が含まれるため、関連する研究分野の知見を代表することの可能な専門家グループが反復的な検討を行うことによって網羅性と追跡性を高めることが必要と考えられる。そこで、今年度はまず、原子力機構内部の少数の関係者からなるコミュニティを組織して、専門家グループが行う反復的な検討を試行した。また、本検討では、6.3 節の統合化プラットフォームの改良で述べる、マネジメントコクピットに追加された FRAM 法による要求抽出支援機能や改良されたコミュニティツールを活用した。

(1)FRAM 法の概要

FEMA 法や HAZOP 法は、表 6.2.2-1 に示す Tractable なシステムを対象にしている。一方、多くの現実的なシステムには表 6.2.2-1 に示す Intractable な特徴が含まれており、FRAM（Functional Resonance Analysis Method）法(Hollnagel,2012)はこの Intractable 性に対応した手法であることが特徴である。FRAM 法では、システムの Intractable な特徴（複雑性やダイナミズム等）のために、その全てを理解することはできないという前提（相対的な無知）に立ったうえで、予期せぬ振る舞いやその結果生ずる異常（機能共鳴）を想定することを目指している（図 6.2.2-1）。ここで機能共鳴とは、物理システムにおける古典

的な共鳴（システムがある特定の周波数帯（共振周波数）においてより大きな振幅で振動する現象）のアナロジーであり、相互に作用し合う複数の要素が含まれているシステムにおいて、Variability のうち特定のものが組み合わされ累積することによってシステム全体の機能を脅かすような大きな影響が生ずるメカニズムを指している。

表 6.2.2-1 Tractable なシステムと Intractable なシステムの比較(Hollnagel,2012)

	Tractable なシステム	Intractable なシステム
細部の個数 (Number of details)	少数の細部のみが含まれており記述は容易	多数の細部が含まれているために記述は困難
変化の速さ (Rate of change)	遅い： システムを理解・記述している間に変化しない	速い： システムを理解・記述している間に変化する
理解し易さ (Comprehensibility)	機能原理は完全に理解されている	機能原理は完全には理解されていない
プロセスの特性 (Characteristic of processes)	一様であり規則的	一様ではなく不規則

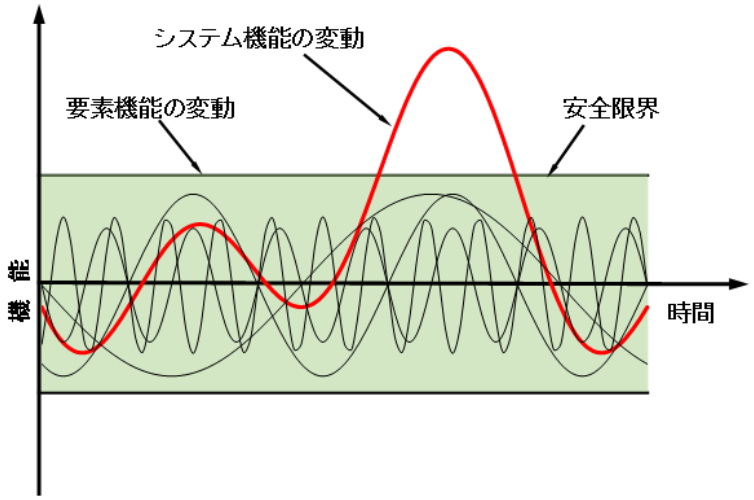


図 6.2.2-1　FRAM の機能共鳴

(2)FRAM 法による検討の手順

FRAM 法による検討の手順を表 6.2.2-2 に、FRAM モデルにおける機能と属性の表現を図 6.2.2-2 示す。

表 6.2.2-2　FRAM 法による検討の手順

ステップ 1：機能の特定と基本モデルの構築 　システムを開始状態から終端状態（目標達成等）に変化させるために必要なプロセスやタスクを機能として抽出し、それぞれの機能について、以下の属性を整理する。 ・入力　　(I)　：機能が処理を行い変化するもの、あるいは機能を開始するもの ・出力　　(O)　：機能の結果であり、何らかの実体か状態変化を指す ・前提条件　(P)　：機能が実行される前に存在すべき条件 ・資源　　(R)　：機能が実行されるときに必要とされるもの（実行条件）、あるいは出力を提供するために消費されるもの ・時間　　(T)　：機能に影響を与える時間的制約（開始時刻、終了時刻、継続時間） ・制御　　(C)　：機能がどのようにモニターされ、制御されるか 　基本モデルでは、抽出された各機能及び属性を図 6.2.2-2 に示す図形で表現し、一つの機能の出力が他の機能の属性のいずれかと有する関係をダイアグラムとして表現する。
ステップ 2：各機能の Variability の抽出 　各機能の出力がどのような Variability を有する可能性があるか、そしてまた、その原因となる内的要因（機能に内在する要因）及び外的要因（環境条件等に関する要因）を抽出、整理する。また、地層処分システムについての試行では、Variability に加えて Uncertainty についても同様に抽出・整理を行うこととした。
ステップ 3：複数の機能の Variability の組み合わせによる機能的共鳴の分析 　各機能について抽出した種々の要因による出力の Variability を、ステップ 1 で構築した基本モデルに適用することによって、システム全体としての Variability がどのように生ずるかを分析する。この分析によって、基本モデルという共通の抽象的なクラスから、個別の現実的な Variability に対応した具体的なシナリオ（インスタンス）が生み出される。この過程では、機能的共鳴が発生する可能性に注目することが重要とされている。
ステップ 4：大きな影響をもたらす事象を検出、監視、制御する方策の検討 　具体的な対応策の検討

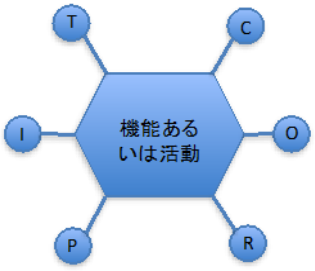


図 6.2.2-2　FRAM モデルにおける機能と属性の表現

(3)FRAM による要求抽出の試行

　科学技術的側面からの要求抽出の試行として、原子力機構の少数の関係者からなるコミュニティを組織し、坑道閉鎖前後の地層処分システムのニアフィールドにおいて生ずる多様なプロセスに関する Variability や Uncertainty が、あるパターンの時間的順序や空間的配置で組み合わされることによって生ずる機能共鳴によって、システムが予想外の状態（地層処分において脅威／障害となる状態）になる場合の FRAM 法による抽出を試行する。

1)ステップ 1 ：機能の特定と基本モデルの構築

　FRAM 法を適用するための第一段階として、ニアフィールドにおける地層処分システムの

「機能」を抽出する必要がある。FRAM 法における機能は、表 6.2.2-2 に示したように「システムを開始状態から終端状態（目標達成等）に変化させるために必要なプロセスやタスク」のことであり、本試行では、オーバーパック内に収納されたガラス固化体中に閉じこめられている放射性核種がニアフィールドの外部あるいは生活圏に至るために必要な変化を生じさせるプロセスを「機能」として抽出した（表 6.2.2-3）。また、これらの機能について、表 6.2.2-2 に示した 6 種類の属性を整理した例を表 6.2.2-4 に示す。

表 6.2.2-3　ニアフィールドにおける地層処分システムの「機能」の抽出例

･緩衝材の水分飽和
･ニアフィールドにおける温度変化
･オーバーパックの腐食・破損
･ガラスの溶解
･ガラスからの放射性核種の溶出
･ガラス固化体近傍での放射性核種の溶解度制限（再沈殿）
･ガラス固化体のα線による間隙水の放射線分解
･緩衝材間隙水中の放射性核種の移動
･ニアフィールド地下水流動による放射性核種の移行
･隆起・侵食による処分場深度減少

表 6.2.2-3 に示した各機能は、ある機能の出力（O）が他機能の入力（I）、前提条件（P）、あるいはリソース（R）として提供される場合、及び他の機能に対するコントロール（C）として影響を及ぼす場合や、順序や開始・終了条件として時間的（T）な相関を有する場合等が含まれている。このような機能間の相互の依存関係を整理して、ニアフィールドからの核種放出に関する FRAM 基本モデルの構築を試みた結果が図 6.2.2-3 である。

表 6.2.2-4　FRAM における機能の属性記述例（緩衝材の水分飽和）

機能の概要	オーバーパックの周囲に設置した緩衝材に坑道周辺の岩盤中の地下水が流入することによって緩衝材が水分飽和し、膨潤圧が発生するとともに、坑道内部の透水性が低下する（止水性が発現する）
入力	・ 周辺の岩盤から坑道内に流入する地下水
出力	・ 緩衝材中の停滞した（流動しない）間隙水 ・ 緩衝材との反応を経た間隙水水質 ・ 坑道内部から外側に向かう等方的応力（膨潤圧）
前提条件	・ 緩衝材と岩盤の間に位置する坑道支保及び覆工には割れや継ぎ目があり、これらを通じて周辺の岩盤から地下水が流入する
リソース	該当なし
コントロール	・ 周辺岩盤中の静水圧 ・ 周辺岩盤の透水性 ・ 周辺岩盤中の割れ目等の透水部の分布 ・ 地下水水質 ・ 緩衝材中の膨潤性粘土（モンモリロナイト）含有量 ・ 緩衝材中の温度分布（勾配） ・ 緩衝材内側の気相部（初期の残留空気や鉄の嫌気性腐食で生ずる水素あるいは放射線分解によるガス等）の圧力
時間	・ 緩衝材設置後、坑道開放時には低下していた地下水圧の上昇とともに開始する ・ 緩衝材が水分によって完全に飽和する、あるいは緩衝材内側に残留した気相部の圧力が静水圧及び緩衝材間隙中のサクションと均衡するまで継続する ・ オーバーパック腐食･破損による開口までに完了していると想定

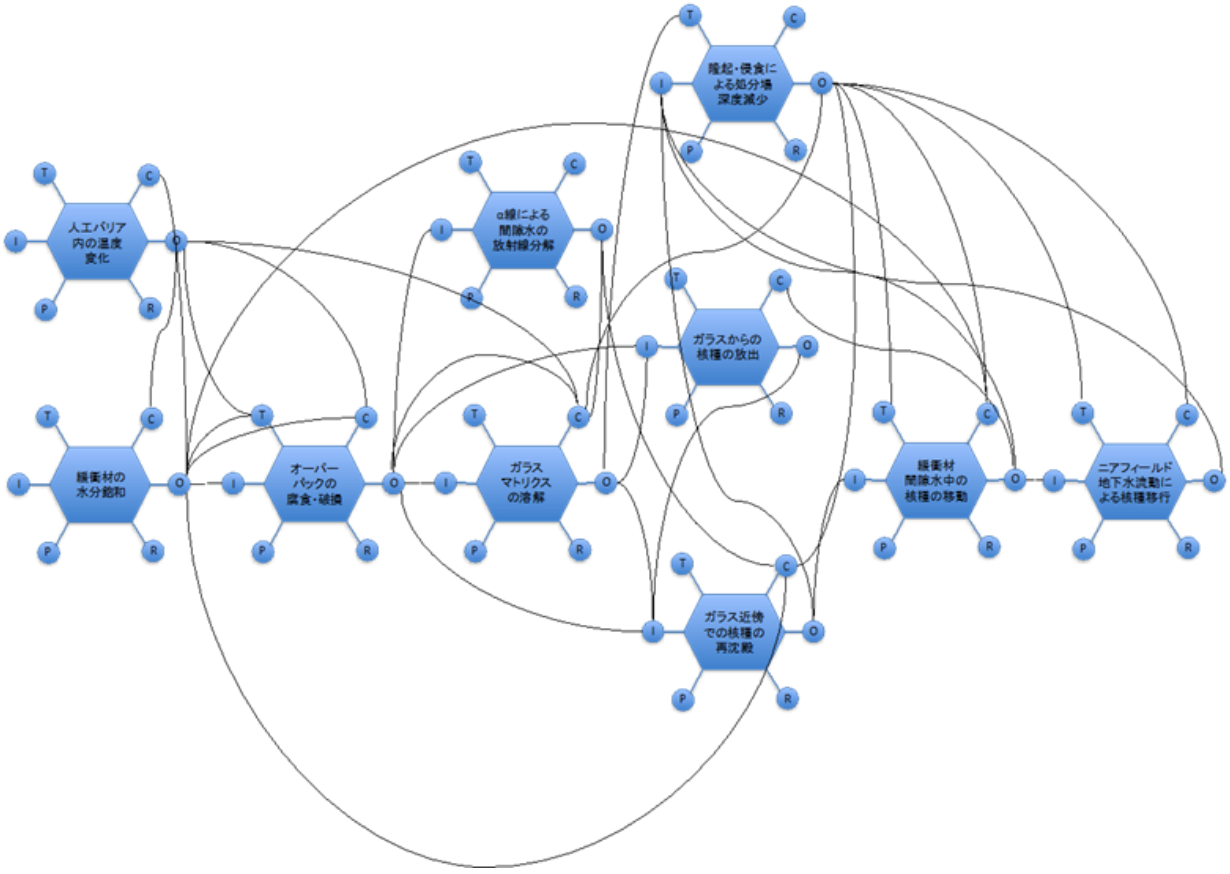


図 6.2.2-3　ニアフィールドからの核種放出に関する FRAM 基本モデル

2) ステップ２：各機能の Variability と Uncertainty の抽出

地層処分システムに対する FRAM 法適用の次のステップでは、前ステップで抽出・整理した各機能（プロセス）の出力に関する Variability 及びその要因の抽出を行う。なお、既に述べたように、本試行では、通常の FRAM における Variability に加えて、Uncertainty についても整理・抽出を行った。その整理結果を表 6.2.2-5 に示す。

3) ステップ３：複数の機能の Variability の組み合わせによる機能共鳴分析

ステップ 1 で作成した FRAM 基本モデルにおける機能（プロセス）間の相互依存性に着目しつつ、ステップ 2 において整理した各プロセスの Variability と Uncertainty によってシステムに予期せぬ振る舞いが生じる機構を具体化する。また、ここでは、複数の機能（プロセス）に含まれる種々の Variability と Uncertainty が相互に影響を及ぼしあいながら機能的な共鳴をもたらす可能性に注目することが重要である。

表 6.2.2-5　FRAM 機能（プロセス）の Variability と Uncertainty

機能	出力	内的要因		外的要因	
		Variability	Uncertainty	Variability	Uncertainty
緩衝材の水分飽和	緩衝材中の停滞した（流動しない）間隙水	緩衝材密度のばらつきによる透水係数の不均質性	冠水時のパイピングによる高透水部の形成	周辺岩盤の不均質性（割れ目等）による水分飽和のばらつき	
			温度勾配による飽和の遅延		
	緩衝材との反応を経た間隙水水質		ベントナイト層間水の電気化学的特徴が自由水についての地球化学的予想と異なる	周辺岩盤からの異種の地下水（塩水等）の流入	コンクリート製坑道支保の反応により流入水の地下水が本来の地下水水質と異なる
			温度勾配による塩の生成の影響		熱水や塩水等の水質の異なる地下水流入の影響
			緩衝材中に残留する酸素の影響		
	坑道内部から外側に向かう等方的応力（膨潤圧）	緩衝材密度のばらつきによる膨潤圧の不均質性		周辺岩盤の不均質性（割れ目等）による膨潤圧のばらつき（偏膨潤）	熱影響による膨潤圧の低下
人工バリア内の温度変化	人工バリア及び周辺岩盤中の温度変化（上昇と低下）	ガラス固化体の特性（燃焼度、冷却期間等）のばらつきによる発熱量の不均質性	不飽和流動との連成効果により温度分布が予想と異なる	周辺岩盤の熱特性の不均質性	外部の熱源（熱水、マグマ溜り等）の影響
オーバーパック腐食・破損	オーバーパック開口部	材料不均質性や溶接部の欠陥等による開口時期及び開口部の位置や面積等のばらつき	塩素や硫化物等による腐食促進・早期の開口	緩衝材膨潤圧の不均質性によるオーバーパック変形・破壊挙動のばらつき	断層活動等に伴うせん断力によるオーバーパックの破壊・開口
	オーバーパック内部に供給される間隙水	開口部の位置や面積の差異によるオーバーパック内部の間隙水量のばらつき	緩衝材間隙水とともにベントナイトがオーバーパック内部に進入する可能性		
	オーバーパック内部の間隙水水質	開口部付近と容器内部の間隙水水質の差異	鉄腐食生成物が不明であることによる間隙水水質の不確実性		燃料からの放射線の影響による酸化剤濃度の上昇
					緩衝材中に残留する酸素の影響
ガラスマトリクスの溶解	間隙水中のガラス溶解生成物				ケイ素の収着やFeあるいはMgケイ酸塩鉱物生成によるガラスマトリクス溶解の促進
					オーバーパック変形による破壊・表面積増大に伴うガラスマトリクス溶解の促進
					オーバーパック内部の移流による溶解促進
	間隙水中に溶存した放射性核種				
ガラスからの核種放出	ガラス固化体近傍の間隙水中に溶存した放射性核種	ガラス固化体中の核種インベントリのばらつき	ガラス固化体中の結晶化やイエローフェーズ等の存在		
ガラス固化体近傍での放射性核種の溶解度制限（再沈殿）	液相中の低濃度の溶存放射性核種		酸化剤の継続的供給による酸化還元非平衡及びこれに伴う核種濃度の変動	間隙水水質の不均質性による核種濃度のばらつき	間隙水のpH、Eh及び炭酸濃度等が予測と異なるため、核種の溶解度が異なる
			溶解度制限固相が異なった場合の溶解度の変化		
	放射性核種の沈殿（固相）		溶解度制限固相が予想と異なる可能性	酸化還元フロント位置のばらつきによる核種沈殿位置の廃棄体間の差異	酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性
	放射性核種と他の元素との共沈				
	放射性核種を含むコロイド		核種沈殿時の真性コロイドの生成		オーバーパック内に進入したベントナイト粒子への核種収着による疑似コロイドの生成
α線による間隙水放射線分解	ガラスマトリクス近傍間隙水中の酸化剤	ガラス固化体の燃焼度や冷却期間等によるα線強度のばらつき	燃料外部の放射性核種の沈殿物からのα線による放射線分解に伴う酸化剤濃度の上昇	オーバーパック内の間隙水量のばらつきによる酸化剤濃度の差異	
緩衝材間隙水中の放射性核種の移動	緩衝材の外側（周辺岩盤）に位置する放射性核種	緩衝材不均質性による実効拡散係数の不均質性の影響	緩衝材ブロック間のギャップ、ガス透過時の間隙あるいはパイピングでの核種の移流及びコロイド移行	緩衝材外側の岩盤中地下水流速の不均質性の影響	新たな断層生成及び既存断層の再活動による緩衝材中の割れ目生成及び移流あるいはコロイドによる核種移行
		緩衝材不均質性による収着特性の不均質性の影響	鉄腐食による水素ガスや水蒸気等の圧力による核種を含む間隙水の押し出し		
	緩衝材中に固定化（沈殿、共沈、収着等）された放射性核種		酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性		
ニアフィールド地下水流動による放射性核種の移行	ニアフィールド外部に至った放射性核種	ニアフィールド岩盤の不均質性（割れ目分布等）による核種移行フラックスの不均質性	セメント影響や異種の地下水との反応による岩盤割れ目開口幅等の変化	動水勾配や地下水主流動方向のばらつき	将来の動水勾配や地下水主流動方向の変化
		坑道掘削影響領域の透水性上昇による核種移行フラックスの不均質性	鉄腐食による水素ガスや水蒸気等の圧力による核種を含む地下水の押し出し		熱応力や処分場深度変化によるニアフィールド岩盤の透水性変化
					新たな断層生成及び既存断層の再活動による卓越した核種移行経路の生成
					熱水やマグマ溜りによる対流の影響
	ニアフィールド岩盤中に固定化（沈殿、共沈、収着等）された放射性核種	岩石中の鉱物組成等による収着特性の不均質性の影響	酸化還元フロント位置が不確定であることによる核種沈殿位置の不確実性の影響		
		ニアフィールド内の地下水水質の不均質性による固定化された核種量の不均質性	岩盤中に生成する二次鉱物と放射性核種の共沈生成		
隆起・侵食による処分場深度減少	地圧の低下	地形、隆起・侵食量の空間分布に応じた処分場内の地圧の不均質性	将来の隆起・侵食速度の変化による地圧低下時期の不確実性		
	ニアフィールド岩盤中の地下水流速の増大	応力状態の空間分布による地下水流速増大挙動の不均質性	岩盤の風化による岩盤透水性上昇時期と上昇程度の不確実性		低透水性の上位地層の削剥による地下水流速の上昇可能性
	ニアフィールド地下水のEhの上昇	地形及び岩盤透水性空間分布による酸化性浅部地下水流入時期及び流入量の不均質性	酸化性の浅部地下水流入時期の不確実性によるニアフィールド地下水Eh上昇時期の変動		低透水性の上位地層の削剥による水質の異なる地下水流入の可能性
	ニアフィールド地下水の水質変化（イオン強度低下等）				
	人間や環境に直接的な影響を与える可能性のあるガラス固化体、緩衝材及びニアフィールド岩盤中に固定化（沈殿、共沈、収着等）された放射性核種	地形、隆起・侵食量の空間分布に応じた処分場露出時期の不均質性	将来の隆起・侵食速度の変化による地表露出時期の不確実性		将来世代による掘削や地下利用に伴う露出時期の短縮
		廃棄体毎の環境条件のばらつきによる残留核種インベントリの不均質性	将来のニアフィールド環境の不確実性による地表露出時の処分場内に残留する核種インベントリの不確実性		
		異種地下水間の境界（酸化還元フロント等）の深度分布に応じた不均質な核種固定化			

4)機能共鳴の抽出例

坑道閉鎖直後の緩衝材の水分飽和過程における Variability（外的要因）として、「周辺岩盤中の不均質性（割れ目等）による水分飽和度のばらつき」や「周辺岩盤からの異種の地下水（塩水等）の流入」を起点として、「冠水時のパイピングによる高透水部形成」という Uncertainty（内的要因）により緩衝材中に高透水部の形成がもたらされ、さらに、地下水中の塩素や硫化物等によるオーバーパック腐食・破損の促進（内的要因）によって、「早期のオーバーパック開口」に至る可能性が抽出された。また、この状態から「放射性核種の急速な放出」に至るシナリオが想定され（表 6.2.2-6、図 6.2.2-4 参照）、これは地層処分システムのセーフティケースの妥当性に対して脅威または障害となり得るケースを示している。

上記シナリオで想定した「早期のオーバーパック開口」及び「放射性核種の急速な放出」は、上述した 10 種類の Variability/Uncertainty（表 6.2.2-5 参照）が 6 個の機能（プロセス）間で、機能的な共鳴が生じている例であり、図 6.2.2-5 に示す複数の機能（プロセス）間の相互作用を含むマルチフィジックス問題として捉えることができる。

1)～4)で示した FRAM 法を用いた検討においては、6.3 節の統合化プラットフォームの改良で述べる、FRAM 法による要求抽出支援機能を追加したマネジメントコクピットを活用した。また、原子力機構内の専門家間での議論には、同じく 6.3 節の統合化プラットフォームの改良で述べる、改良されたコミュニティツールを活用した。

表 6.2.2-6　放射性核種の急速な放出に至るシナリオ

高温でのガラスマトリクス溶解が生じ、さらに、緩衝材を横断するパイピングを経路とした地下水流動にさらされることによって溶解速度はさらに上昇することとなる。ここでは、不飽和状態にある周囲の緩衝材中に残留している酸素が継続的に供給されるため、廃棄物近傍の種々の酸化還元反応は非平衡状態となり、アクチニド等の還元性条件では難溶解性と想定される核種の間隙水中濃度も上昇する。さらに、パイピングに引き続き、流入する塩水の組成（特に Na^+/Ca^{2+}比）がベントナイトのゾル化領域にあるため、ベントナイトのゾル粒子が開口部からオーバーパック内部に進入して核種を収着し、疑似コロイドとして可動な状態となる（図 6.2.2-4 参照）。 他方、初期の発熱が著しい状態にあるガラス固化体と接した地下水は、沸騰し、水蒸気がオーバーパック内の上部のボイドに蓄積することによって、オーバーパック内の圧力が上昇する（開口部がオーバーパックの下部に位置する場合）。そして、上昇した水蒸気圧によって高温酸化状態での高濃度の溶存核種及び核種を収着したベントナイトコロイドを含む間隙水が緩衝材中のパイピングによって生じた経路を通じて速やかに放出され、その圧力勾配によって、ニアフィールド岩盤中の亀裂中を流動して外部に至る。

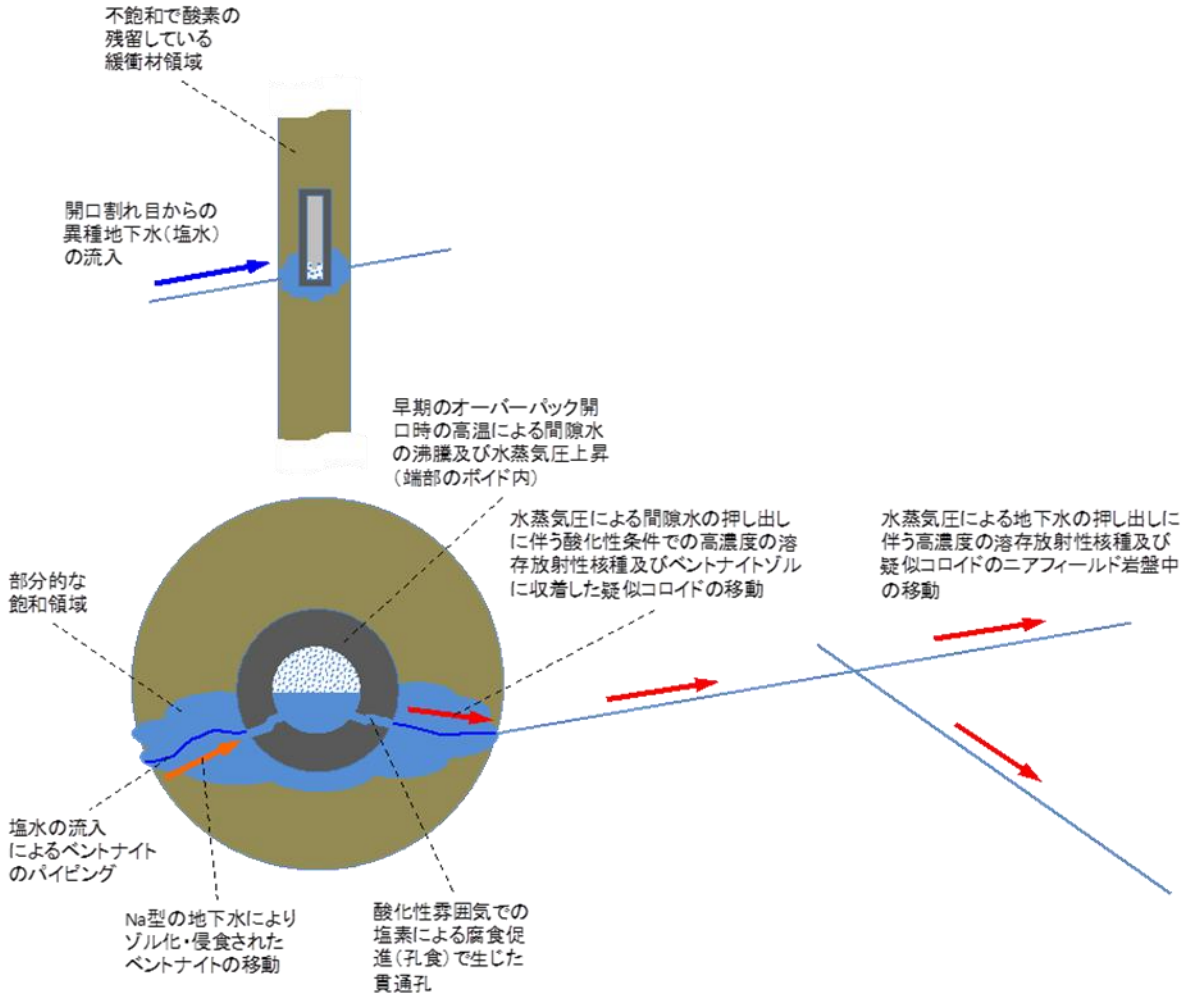


図 6.2.2-4　複数のニアフィールドプロセスの機能的共鳴による早期の
オーバーパック開口及び放射性核種の急速な放出の概念

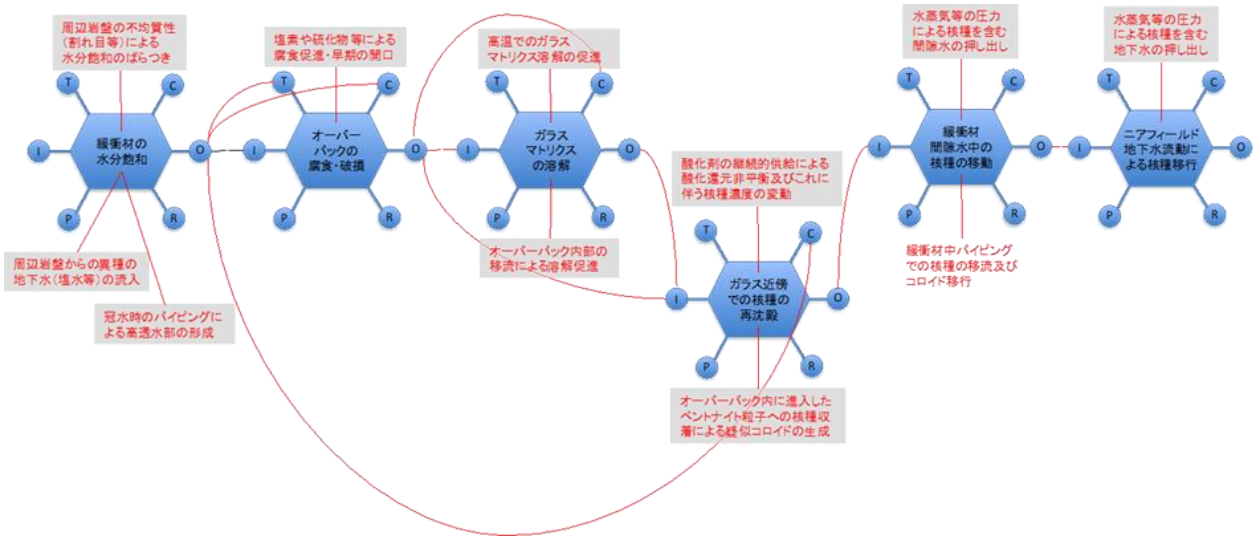


図 6.2.2-5　Variability と Uncertainty に起因する機能的共鳴のメカニズム

(4) 科学技術的側面からの要求抽出に係る知識マネジメント

1)～4)で示したFRAM法を用いた検討は、FRAM法による要求抽出支援機能を追加したマネジメントコクピットを活用しており、また、原子力機構内の専門家間での議論には、改良されたコミュニティツールを活用するなど、6.3節で述べる統合プラットフォームの機能の一部を用いている。このように、個々の具体的な検討に利用できる機能やツール（特定の検討に特化したもの、多様な検討で利用可能な汎用性のあるもの等）を統合プラットフォームのコンポーネントとして整備するとともに、具体的な検討をそれら機能やツールを用いて実施する経験を積んでいくことで、情報や検討結果だけでなく検討のノウハウなども、統合プラットフォーム上に集約されていくことが期待される。このように機能やツールの整備とそれを用いた知識の生成をうまく絡み合わせていくとともに、さらに、それぞれがさらに先に進むように相互に働きかけあうような状況を作ることで、知識の蓄積と一元管理を加速することが可能になると考えられる。

6.3 統合プラットフォームが有するべき共通的な機能のプロトタイプ作成

6.3.1 統合プラットフォーム改良

統合プラットフォームは、個別要素技術を用いた検討、多様なステークホルダーの要求抽出などの複数の関係者のコミュニケーションを必要とする作業等を支援する機能、及び個別要素技術を体系化する機能を整備することにより、地層処分にかかわる意思決定プロセスにおけるシステム評価の確証性を高めるための仕組みの一翼を担うものになると位置付けられる。さらに、検討や作業の実施を通じての知識の生成、その管理と利用支援により、知識マネジメントの役割を果たすことも期待される。

このような統合プラットフォームに期待される機能について、平成25年度と今年度の検討を踏まえ挙げられた機能の候補とその開発・改良状況を表6.3.1-1に整理した。また、統合プラットフォームのポータルサイト画面のイメージを図6.3.1-1に示す。

統合プラットフォームに関する今年度の主な改良点は、FRAM法による要求抽出支援機能を構築しマネジメントコクピットの機能として実装すること（6.3.2項参照）、及びコミュニケーションに係る機能を強化することである。

コミュニケーションに係る機能の強化としては主に以下を実施し、6.2.1項で述べた社会的側面からの要求抽出に関する検討でのアンケートの実施やオンラインコミュニティでの議論、及び6.2.2項で述べた科学技術的側面からの要求抽出に関する検討での専門家間でのコミュニケーションにおいて試行的に利用した。

・電子掲示板：マネジメントコクピットの一機能として利用でるように連携機能を強化
・ファイル共有：マネジメントコクピットの一機能として利用でるように連携機能を強化
・アンケートシステム：回答者の管理機能等の追加

表 6.3.1-1　統合プラットフォーム機能改良状況一覧

カテゴリ	機　能	開発・改良状況	
		平成 25 年度	平成 26 年度
ポータルサイト	ナビゲーション	開　発	改　良
マネジメント コクピット	ツール群の提供	既存システムの活用	FRAM 法による要求抽出 支援機能の追加
CoolRep	技術報告書	既存システムの活用	既存システムの活用
メッセージ情報交換	電子掲示板	開　発	改　良
ファイル共有	ファイル共有	開　発	改　良
ソーシャルウェア	アンケート	開　発	改　良



図 6.3.1-1　統合プラットフォームのポータルサイト画面のイメージ

6.3.2 マネジメントコクピットの改良

マネジメントコクピットは、現在検討している統合プラットフォームの中核的な機能のひとつであり、マネジメントコクピット上に特定の作業の支援ツールを用意し、利用者の作業実施を支援すること目的としている。マネジメントコクピットは、知識マネジメントシステムの一部として開発してきたもの（たとえば、日本原子力研究開発機構,2013）であり、その機能を充実し、その機能を用いた作業の実績を蓄積することは、知識マネジメントの実践にもつながっていくことにもなる。

表 6.3.2-1 に、今年度のマネジメントコクピットの改良として追加した、FRAM 法による

要求抽出支援機能の内容を示す。

FRAM 法による要求抽出支援機能は、6.2.2 項で述べた科学技術的側面からの要求抽出に関する検討での、セーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因の抽出において試行的に利用した。

表 6.3.2-1　マネジメントコクピットの改良内容（FRAM 法による要求抽出支援機能）

改良項目	改良内容	機能
機能の概要 （図 6.3.2-1 参照）	マネジメントコクピットの FRAM 法による要求抽出支援機能を追加する。	機能一覧の表示
		機能一覧各項目へのリンク
		機能一覧項目の追加・編集・削除
		FRAM モデルの表示
		掲示板「コミュニケーションツール」へのリンク
		参考情報へのリンク
機能の属性 （図 6.3.2-2 参照）	機能の属性を表示・編集するコンテンツを作成する。	機能名称の表示
		機能の属性の情報を表示（機能の概要、入力、出力、前提条件、リソース、コントロール、時間）
		機能の属性の情報を編集（機能の概要、入力、出力、前提条件、リソース、コントロール、時間）
		機能の属性「出力」の「多様性・不確実性」へのリンク
Variability／ Uncertainty の編集 （図 6.3.2-3 参照）	多様性・不確実性を表示・編集するコンテンツを作成する。	内的要因（多様性・不確実性）及び外的要因（多様性・不確実性）の情報を表示
		内的要因（多様性・不確実性）及び外的要因（多様性・不確実性）の情報を編集
掲示板（コミュニケーションツール） （図 6.3.2-4、 図 6.3.2-5 参照）	情報を共有しながら議論を行う場としてコミュニケーションツールを活用する。FRAM 法による要求抽出支援機能にてコミュニケーションツールを利用するための環境を構築する。	コメントの表示
		コメントの投稿
		画像の表示・編集
		ドキュメントの添付
		情報の共有
参考情報 （図 6.3.2-6 参照）	参考情報へのリンクを設定する。	参考情報の表示

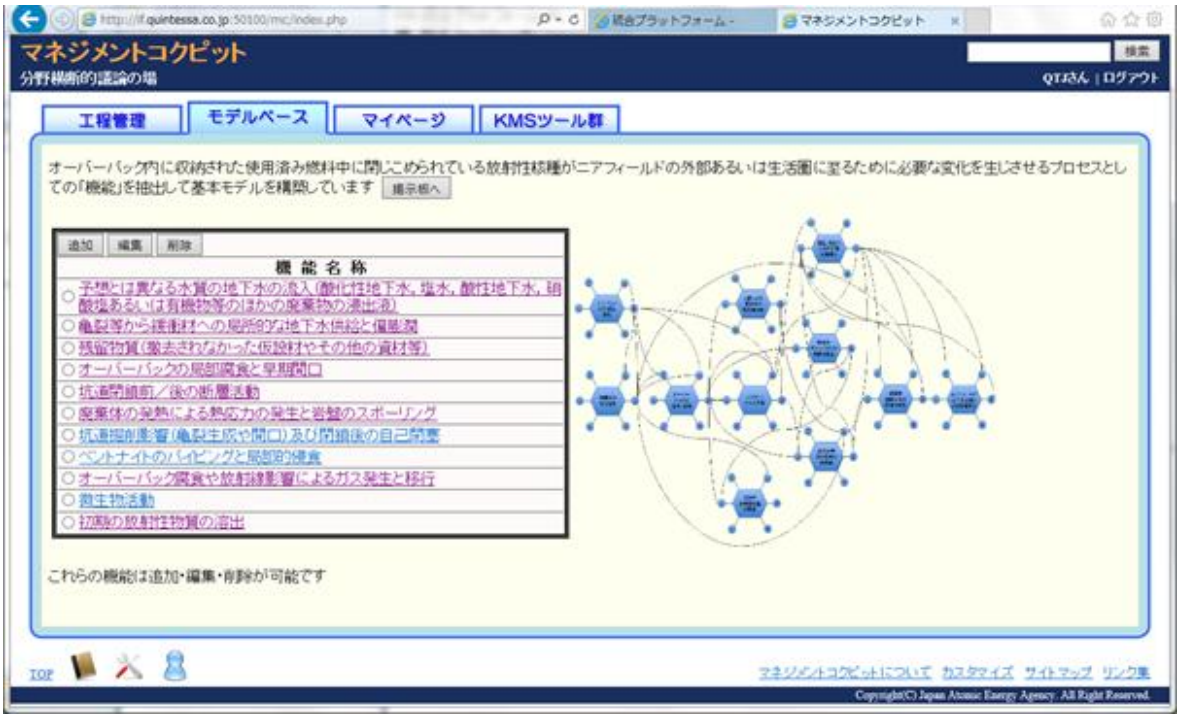


図 6.3.2-1　FRAM 基本モデル・ダイアグラム表示及び機能リストの表示画面

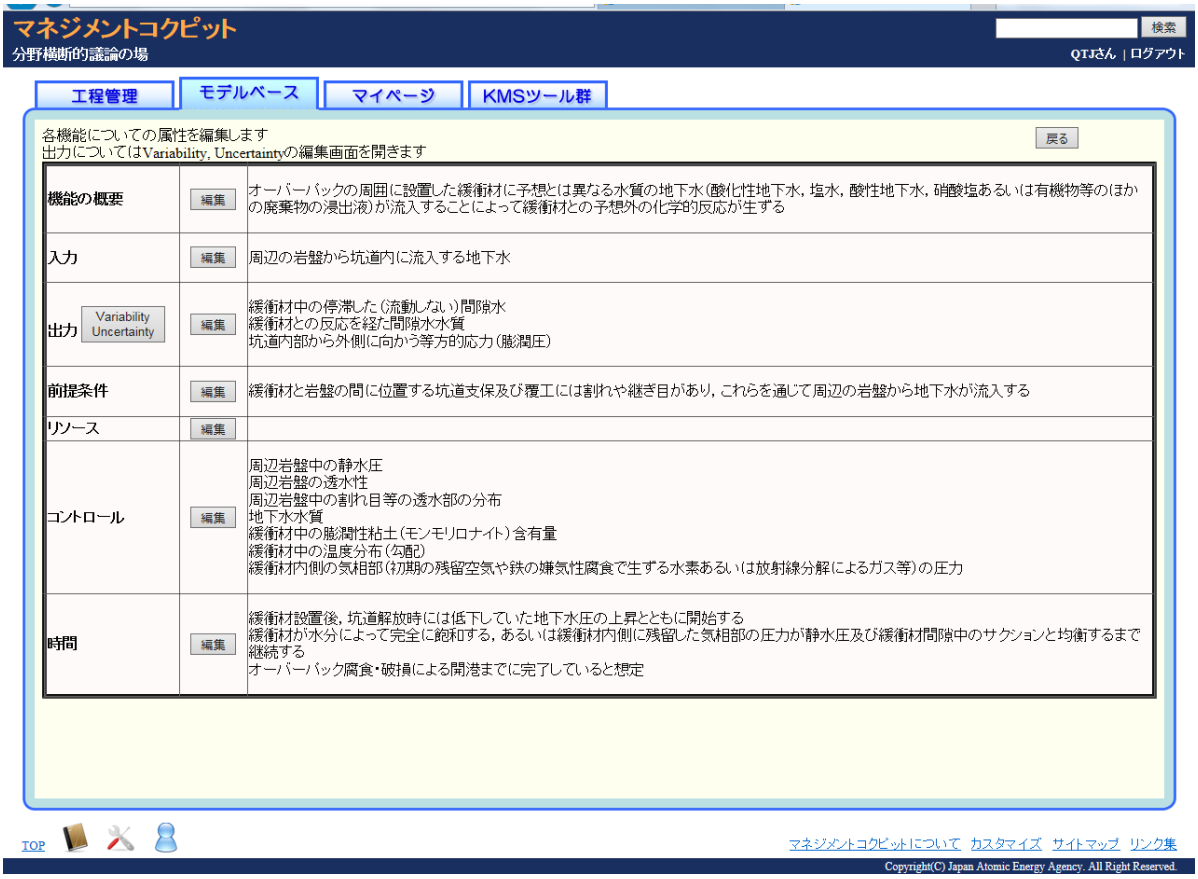


図 6.3.2-2　「機能」の属性の編集画面



図 6.3.2-3　Variability/Uncertainty の編集画面

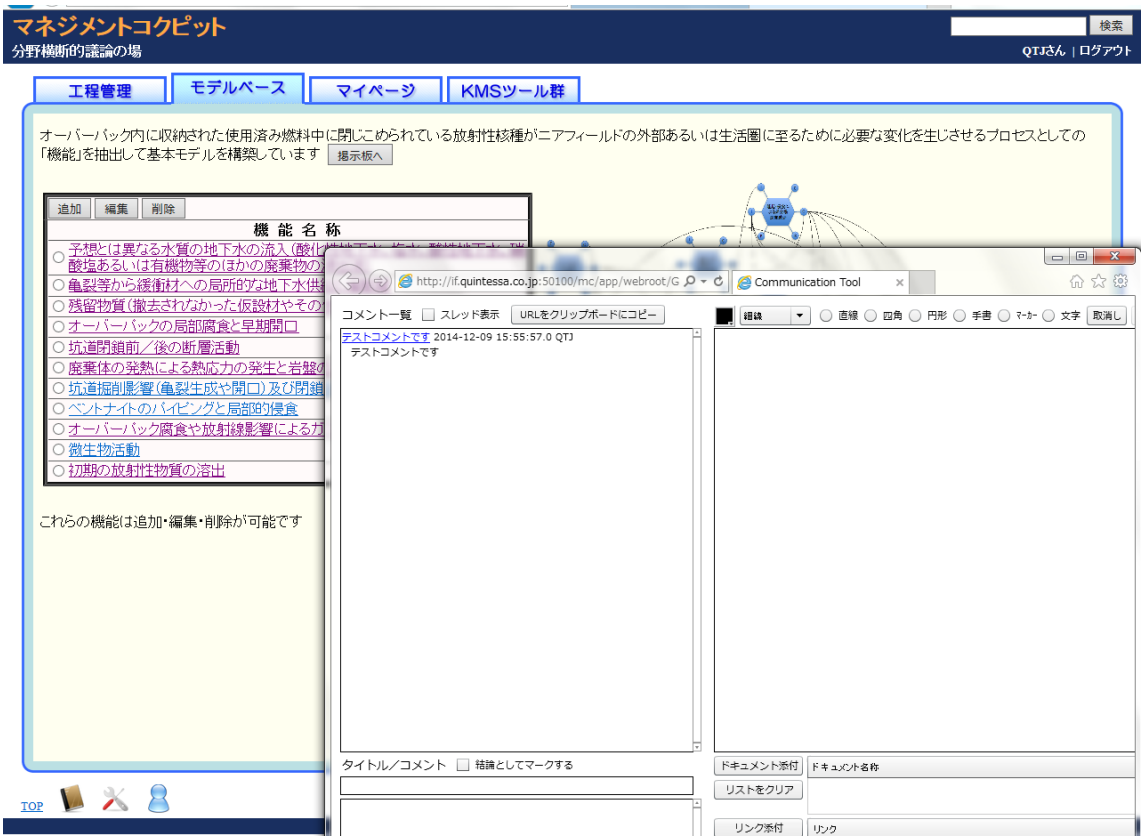


図 6.3.2-4　掲示板による議論を行いながらの作業の例

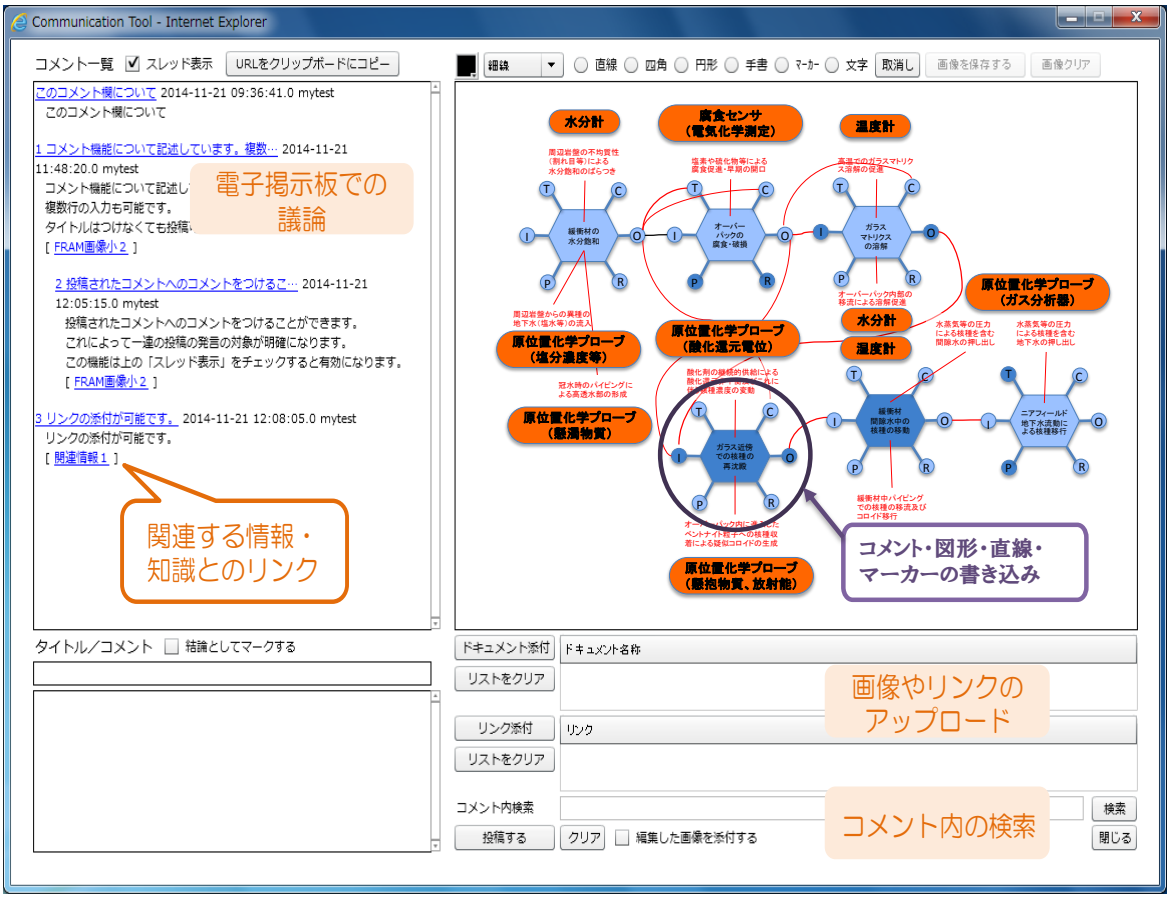


図 6.3.2-5　掲示板を使った情報共有の例

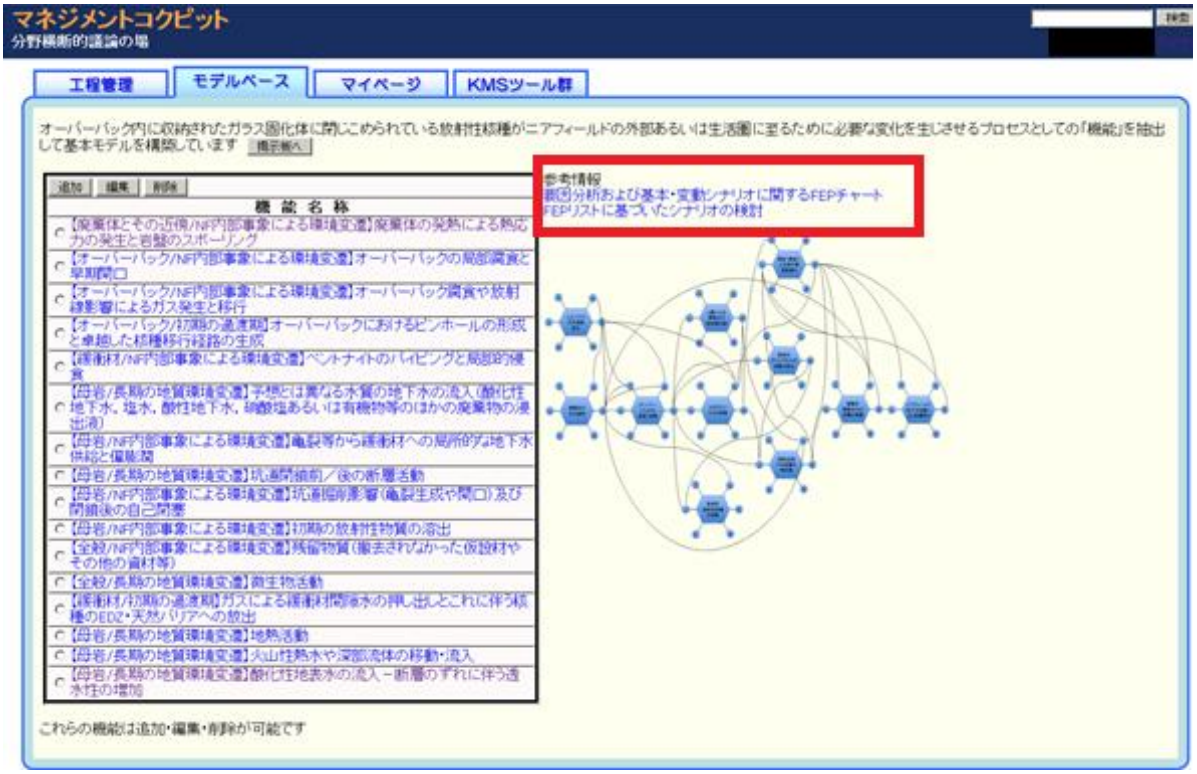


図 6.3.2-6 FEP チャートなどの参考資料閲覧機能の例

6.4 まとめ及び今後の課題

6.4.1 まとめ

本章では、各要素技術の開発成果をそれらの関連性を踏まえて有機的に統合し多様な知識の体系化を図るための戦略の検討とその具体化に向けて、「目的①レジリエンス的視点からセーフティケースに含めるべき論拠の整備」を行うことで各技術要素への要求や位置づけを明らかにし、さらに、それに基づきセーフティケース構築を支援する「目的②先端的技術を反映した地層処分システム評価確証技術体系の提示」することを目的とし、目的①については「多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討」、目的②については「統合プラットフォームの改良」を実施した。

「多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討」については、「社会的側面からの要求抽出の検討」と「科学技術的側面からの要求抽出の検討」という二つの側面から要求の抽出を行った。前者では、環境、エネルギー分野に興味を持つ市民からなるグループを対象とした要求抽出の試行を実施し、地層処分についての不安要素などを抽出することができた。後者では、原子力機構内部の関係者からなるコミュニティによりセーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因を FRAM 法の試行により抽出し、要因の抽出が可能であることを確認した。

「統合プラットフォームの改良」については、個別要素技術の特徴に左右されることの少ない共通的な機能の改良として、コミュニケーションツールの改良を行うとともに、FRAM 法による要求抽出支援機能をマネジメントコクピットの機能として実装した。また、目的①の検討にこれらのツールを試用することで適用性等の確認を行った。

さらに、目的①と目的②のそれぞれにおいて知識マネジメントの観点からの検討を行い、①でのコミュニケーション活動のログや要求抽出作業の検討結果・検討ノウハウなどを知識コンテンツとして残していくことの必要性を抽出するとともに、それに対して②で改良したツールや機能が有効であるとの見通しを得た。

6.4.2 今後の展開・課題

今後の展開としては、地層処分システム評価確証技術の統合に係る全体像がなるべく早い段階で提示できるように、前述の目的①と目的②のそれぞれについての課題への対応を着実に進めるとともに、6.1.3 項で述べた二元Ｖ字モデルの考え方での下部にあたる目的①と目的②の連携の具体化（要求と個別要素技術の対応付け、個別要素技術統合の方向性の設定等）に向けての検討に早期に着手していくことが重要となる。

このような展開を実現するための具体的な課題としては、まず目的①の「社会的側面からの要求抽出」については、非専門家を含む多様なステークホルダーの意見の背景となる不安要因を対策が検討できるレベルまで具体化する方法の構築と適用、広報ツールの評価の実施とその評価を踏まえた改定が挙げられる。また、「科学技術的側面からの要求抽出」に関しては、専門家によるセーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因の抽出を拡充し、この切り口での検討の網羅性を高めていくことが挙げられる。

目的②の「統合プラットフォームの改良」については、今年度と同様に目的①の検討の進捗に影響を受けない共通的な機能の拡充等を進めるとともに、今後の展開として述べた、

目的①と目的②の連携の具体化についての検討の進捗を適切に反映しつつ、個別要素技術の特徴に応じた機能及びそれらを体系化していくための機能等の開発を早期に着手できるようにしていく。

また、目的①における検討の内容、結果及び経緯等の知識としての表出化と利用・共有しやすい形での管理を継続し、さらにその範囲を拡大していくこと、またそれを支援するための機能やツールを統合プラットフォームの改良の中で整えていくことが必要となる。

参考文献

Dörner, D., and Wearing, A. (1995): Complex problem solving: Toward a (computer-simulated) theory. In P. A. Frensch & J. Funke (Eds.), Complex problem solving: The European Perspective (pp. 65-99). Hillsdale, NJ: Lawrence Erlbaum Associates

Hollnagel, Erik (2012): FRAM: The Functional Resonance Analysis Method: Modelling Complex Socio-technical Systems, Ashgate

情報処理推進機構 (2013)：モデルベースシステムズエンジニアリング導入の手引き

NUMO (2014): 高レベル放射性廃棄物の処分について一緒に考えてみませんか？, http://www.numo-caravan.com/pdf/about.pdf

日本原子力研究開発機構 (2013)：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 24 年度 経済産業省資源エネルギー庁委託事業

日本学術会議 (2012)：回 答 高レベル放射性廃棄物の処分について, http://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/pdf/kohyo-22-k159-1.pdf

7. 結言

7.1 平成26年度における主な成果

本事業において、得られた主な成果を以下に記述する。

2章「ニアフィールドのシステム変遷と核種移行を評価するための先端的技術の開発」では、

処分場の閉鎖前から閉鎖後の長期にわたって処分場近傍（ニアフィールド）において発生することが考えられる様々な擾乱を含む複雑な現象について、地質環境が本来的に有している不均質性等も考慮し、先端的な計算科学/分析技術の活用や深地層の研究施設での原位置試験等を通じた確証の視点に重点をおいて、システム変遷と核種移行を評価するための技術開発を目的として、4つのサブタスクを設定して事業を進めた。

まず、「システムの過渡的変化評価技術開発」として、処分システムで生じる過渡的変化がシステムの長期安全性に及ぼす影響について、ストーリボードを用いて評価上重要と考えられる課題の整理を行うとともに、研究開発状況などを踏まえた課題の抽出を行った。また、再冠水過程の連成現象を評価するための連成解析コードの高度化のための改良を行った。さらに、過渡的状態における人工バリアの挙動評価技術の開発の一環として、緩衝材の再冠水過程における炭素鋼オーバーパックの腐食試験、従来の想定範囲を超える地下水水質（酸性環境等）での腐食試験、高濃度の塩化物イオン等の影響を想定したベントナイト系材料の膨潤圧/透水試験等を実施し、データを拡充した。鉄-ベントナイトの相互作用評価に関しては、原位置および室内試験により得られたベントナイト試料の分析を進め、鉱物の変化や鉄腐食生成物の移行挙動に関する知見を拡充した。

次に、「人工バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発」においては、人工バリア中の核種移行に関する国内外の最新の知見の調査、不確実性要因と課題の抽出を継続するとともに、圧縮ベントナイト中の核種移行メカニズムに係る試験・分析，高度化モデルの開発、システム変遷影響として鉄共存が核種移行に及ぼす影響評価のそれぞれのタスクについて、アプローチの具体化と個別試験・解析を進めた。圧縮ベントナイト中の核種移行に関わる現象理解については、間隙構造の変化と関連付けた核種の収着・拡散メカニズムの検討を先端的な分析技術であるNMRなどを適用しつつ進めるとともに、これらデータや知見を踏まえて、従来から開発してきた統合収着・拡散モデルの精緻化として、間隙の不均質性を考慮したモデル検討を行った。また，精緻化モデル開発の一環として、分子動力学計算等の先端的計算科学手法の調査と計算を実施した。さらに，収着・拡散モデルを性能評価パラメータ設定に適用するための不確実性評価手法を検討した。システム変遷に係る現象としてオーバーパックの鉄共存による核種移行への影響評価として、ベントナイト中の核種の収着・拡散に及ぼす影響などについて基礎データを拡充した。

第3に、「天然バリア中の核種移行に係る不確実性要因分析とそれに基づく性能評価技術開発」においては、岩盤中の割れ目等の不均質性や有機物・微生物等が地下水化学や核種移行に及ぼす影響評価手法に着目し、原位置における試験とも連携したデータの拡充、評価モデルの高度化等を進めた。岩盤中の割れ目に着目した研究として、堆積岩については幌延の深地層研究施設で得られた泥岩の割れ目を対象とした物質移行試験を実施し、結果の考察とモデル化を進めた。結晶質岩については、グリムゼルの花崗岩を対象として、割れ目系の室内試験に着手するとともに、岩石マトリクスの持つ不均質性が収着・拡散パラメータに及ぼす影響について解析的な検討を進めた。有機物・微生物については、これらに関連する事象が処分システムの長期安全性に及ぼす影響を考慮した課題の整理と行う

とともに、核種移行への影響を定量的に評価するための予備的な核種移行解析を実施した。さらに評価の信頼性を向上させるため有機物・微生物特有の反応に着目し、幌延の深地層研究施設で得られた地下水試料などを用いたデータ取得を進め、信頼性の高いパラメータデータベースの整備と核種移行モデルの検討を進めた。

最後に、「ニアフィールド複合現象／核種移行の統合評価技術開発」として、統合評価技術開発のために、研究領域間での現象の取り扱いの不整合や矛盾に対し、共通モデルの構築などによりシステム内での整合性を保ちつつ、システム性能の把握を行う手法を検討した。ニアフィールドにおける鉄の影響を例題とした検討を進め、予備的解析を通じて基本的なアプローチの構築と課題の把握を行った。また、化学ー物質移行と力学現象の連成問題などを適切に取り扱うための解析システムの開発方針と基本的な進め方、技術的課題とその対応策などを整理した。さらに、シミュレーション技術として開発を進めてきたマルチエージェントシミュレーション/セルラーオートマタの有効利用の試みとして、計算負荷の大きな、割れに関する解析の計算負荷軽減への利用を検討した。計算効率の向上に向けたGPGPUを用いた並列計算の検討においては、より複雑な多孔質媒体形状のモデル化の検討とGPU並列処理環境での実装を検討し、モデル化の有効性の見通しを得るとともに、GPU並列処理による高速化の効果と課題を確認した。

3章「多様な廃棄物の共処分におけるニアフィールドの影響評価技術開発」の主たる成果は、2つに大別される。まず、「廃棄物の特性を踏まえた共処分概念の影響評価技術開発」として、モデル廃棄物として設定したアスファルト固化体の発熱特性評価において示差走査熱量計による熱量測定を実施し、得られた測定データから発熱特性を定式化した。また、アスファルト固化体の熱反応暴走に関する予備的な安全評価(温度解析)を行った。予備的な温度解析によるアスファルト固化体の蓄熱発火温度は185℃付近と見積もられ、第2次TRUレポートに示される坑道仕様において、アスファルト固化体の熱反応暴走の可能性は低いことが示唆された。硝酸イオン化学的変遷挙動評価モデル(NEON)の確証のため、硝酸イオンと黄鉄鉱の反応についてアンプル試験及びカラム試験を実施した。アンプル試験では70℃以下の低温領域にて、アンモニア濃度は試験期間が長くなるとともに若干であるが増加する傾向であったが、温度の上昇に伴う濃度の増加は明確には確認されずNEONに用いられているモデル式を改善する必要があること等が示唆された。また、NEONの微生物反応を天然の硝酸塩汚染事例に適用して解析を実施し、硝酸イオンの還元傾向が一致し、部分的ではあるがNEONの確証がなされた。廃棄体由来化学物質のうち有機物を対象として、放射性核種の挙動に及ぼす影響を研究した。数種挙げられる有機物のうち、核種移行挙動への影響を評価することが重要であるものとして、イソサッカリン酸を選定した。実験では、イソサッカリン酸と類似構造を持つグルコン酸を用い、4価金属イオンの代表であるジルコニウムの溶解度に及ぼすグルコン酸濃度の影響を調べ、グルコン酸錯体の熱力学データを算定するとともに、コロイドの影響についても調査した。廃棄物由来の影響因子のバリア候補材料への影響評価については、平成25年度に策定した研究方策に沿って、アンモニウム型スメクタイトの安定性と膨潤性に関わる特性評価を行った。高アルカリ性条件下におけるアンモニウム型スメクタイトの膨張性に関わる挙動を調べたところ、スメクタイト層間に存在するアンモニウムイオンは、高アルカリ性条件で熱力学的に安定なアンモニアに変化することはなく、化学的条件の影響を受け難くなる可能性が示された。

次に、「多様な廃棄物の影響を考慮した共処分概念案の構築」においては、スイスにおける粘土質

岩における高アルカリプルームの拡がりの評価事例及びフランスにおける発熱性廃棄物の熱の影響を考慮した処分施設レイアウトの検討例について調査を行った。前者については、物質収支に基づく単純な評価が実施されており、高アルカリプルームによる岩盤の反応領域は、4m程度に限定されること、高アルカリ性地下水の拡がりは100万年間で10mを超えないことが示されていた。後者については非定常の熱伝導解析により熱影響に敏感なアスファルト固化体の処分施設での温度が評価されていた。さらに、マルチフジックス解析コードを用いて、発熱性のグループ2廃棄物の影響について、三次元の処分施設レイアウトを構築し、非定常の熱伝導解析を行った。100m程度離れるとグループ2の発熱による温度上昇は、1℃程度であることが示された。

4章「過酷事象の処分システムへの影響に関する評価確証技術開発」の主たる成果は、大きく2つに大別される。まず、「地層処分システムにおける過酷事象の概念構築」では、地層処分システムにおける過酷事象概念を具体化することを目的として、過酷事象の定義および評価フローを具体化するとともに、評価フローに従って、過酷事象に至る可能性のある事象の抽出、評価、対策検討等の試行を実施した。具体的には、専門家を集めたワークショップを通じて、平成25年度に具体化した過酷事象の定義を見直すとともに、ワークショップで得られた意見を反映して評価フローを具体化した。次に、複数の観点からの過酷事象に至る可能性のある事象の抽出、および包括的懸念事象リストの整備を試行した。さらには、安全機能の喪失の組合せと関連付けた上でシナリオを試作するとともに、このシナリオに対する影響評価を例示した。加えて、定性的な重要度の評価および対策技術の検討についても試行した。

次に「巨大地震・断層活動の発端を事例とした評価技術の検討」では、東北地方太平洋沖地震を踏まえ、閉鎖後の地層処分システムにおける過酷事象対策技術の具体例として、巨大地震・断層活動を事例とした検討を行った。具体的には、巨大地震・断層活動が地層処分システムに与える影響を評価するための一連の手順に基づき、巨大地震・断層活動による考え得る地質環境条件への影響について調査・整理を行うとともに、影響の時間変化や空間的影響範囲を踏まえて、考え得る処分システムの安全機能への影響を抽出・整理した上で、複数の安全機能の劣化が生じ得る過酷事象となる可能性のあるシナリオを試作した。また、巨大地震・断層活動の地質環境への影響として、東北地方太平洋沖地震に伴って各地で発生した内陸地震の震源域及びその周辺地域の温泉井で採取された地下水・ガスの化学組成・同位体組成の測定や、岩盤ひずみデータや弾性波速度データの整理・蓄積を行った。さらに、巨大地震・断層活動の人工バリアへの影響として、平成25年度に策定した試験計画に基づき、処分坑道横置き方式で人工バリアの中央に鉛直方向の断層ずれが発生した場合を想定した模型試験装置を用いてせん断試験を実施するとともに、緩衝材の動的物性値の取得及びその物性値を用いた人工バリアの地震応答解析を行った。以上に加え、巨大地震・断層活動による地下施設への影響を評価するために、深地層の研究施設を利用して、ガス移行に関わる岩盤調査等を行うとともに、本震の影響を受けた後での余震による耐震安定性の評価を行うため、余震活動の確率モデルの作成方法を検討し、余震活動のマグニチュードと発生確率の推定方法を提示した。また、人工バリアせん断影響評価手法の開発として、有限要素法及び個別要素法モデルによる動的せん断解析を行い、断層活動によって岩盤が模擬オーバーパックに衝突する挙動の評価に対する本手法の適用性を確認した。

5章「可逆性と回収可能性などを考慮した地層処分システム概念の提示」の主たる成果は、平成25年

度の成果を踏まえ、3つの項目に大別され，①地層処分システムのロバスト性概念の検討については、地層処分分野及び類似した他の分野におけるレジリエンス的取り組みに関する文献調査や専門家へのヒアリングとこれに基づく事例ベースの作成を行った。また，地層処分システムのロバスト性を向上するためのレジリエンス的取り組みに関する候補の抽出及び各候補の長所や短所あるいは制約条件等に関する分析を行った。さらに，これら分析結果に基づき、個別の方策候補を組み合わせた相互補完的な戦略の提案及び導入に向けた計画の立案を行った。次に②「合意形成型処分概念構築支援システム」のプロトタイプを用いた新たな処分概念創出の試行では、平成25年度に開発したプロトタイプ（矛盾マトリクス等）を用いて、新たな処分概念の創出を試行した。これら検討と並行して、平成25年度に開発した「合意形成過程シミュレーションツール」を用いて合意形成過程シミュレーションを行うことにより、公平性を保ちつつ合意（アコモデーション）に到る道筋を探り、その結果を実際のステークホルダー間の対話と協働の在り方に反映させる方法を検討した。また，合意形成過程シミュレーションツールを含む「合意形成型処分概念構築支援システム」プロトタイプの改良を行った。さらに，③合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発については、合意形成の試行を支援する観点から、Activeモニタリング及び危険予知型モニタリングシステムについての仕様例を検討した。さらに、モニタリング情報の可視化手法を具体化し、今後の開発方針を提案した。

6章「処分事業に資するための処分システム評価確証技術の統合化」の主たる成果は、２つの項目に大別され，「(1)多様なステークホルダーの要求抽出に関する検討」については、「社会的側面からの要求抽出の検討」と「科学技術的側面からの要求抽出の検討」という二つの側面から要求の抽出を行った。前者では、環境、エネルギー分野に興味を持つ市民からなるグループを対象とした要求抽出の試行を実施し、地層処分についての不安要素などを抽出することができた。後者では、原子力機構内部の関係者からなるコミュニティによりセーフティケースの妥当性に対する脅威あるいは障害となり得る要因のFRAM法による抽出を試行し、要因の抽出が可能であることを確認した。「(2)統合プラットフォームの改良」については、個別要素技術の特徴に左右されることの少ない共通的な機能の改良として、コミュニケーションツールの改良を行うとともに、FRAM法による要求抽出支援機能をマネジメントコクピットの機能として実装した。また、(1)の検討にこれらのツールを試用することで適用性等の確認を行った。さらに、(1)と(2)のそれぞれにおいて知識マネジメントの観点からの検討を行い、(1)でのコミュニケーション活動のログや要求抽出作業の検討結果・検討ノウハウなどを知識コンテンツとして残していくことの必要性を抽出するとともに、それに対して(2)で改良したツールや機能が有効であるとの見通しを得た。

7.2 おわりに

確証という言葉は、科学・工学の分野では、主に”Validation”の訳語として、「製品やサービスが意図する機能を満足する性能を持つことを確認すること」程度の意味(たとえば，IAEA, 2007)で使用されている。地層処分システムに期待されるのは、それが「社会に受け入れられて、事業として実施され、その結果、超長期に亘り安全性が維持されること」であり、提案されたシステムがこの期待に応えていることを、ステークホルダー各層が、より良く確認できるものであるという意味で、ここでは「確証性の高い地層処分システム」と呼ぶこととした。「ステークホ

ルダー各層が、その意思決定過程において、地層処分システムが意図する機能を満足する性能を持つことをより良く確認できる」ということは、「ステークホルダー各層にとって、納得のいく地層処分システム(Convincing Geological Disposal System)」と言い換えることができる。意思決定過程にあるステークホルダーにとって納得のいくものであるか否かは、それが確信のもてるもの(Confident)であるかということと、公平(Fair)なものであるかということに強く関連している(OECD/NEA, 2012)。図7.2-1に、ステークホルダーにとって地層処分がConfidentでFairであるために、地層処分システムが具備すべき属性を示した。図7.2-1に示した具備すべき属性も、検討の進捗とともに変化するものであるが、上記の具備すべき属性の向上に、如何に貢献するかということを確認しつつ本事業の研究開発を進めることにより、地層処分システムが、よりConvincingなものとなるよう引き続き研究開発が実施されることが重要である。

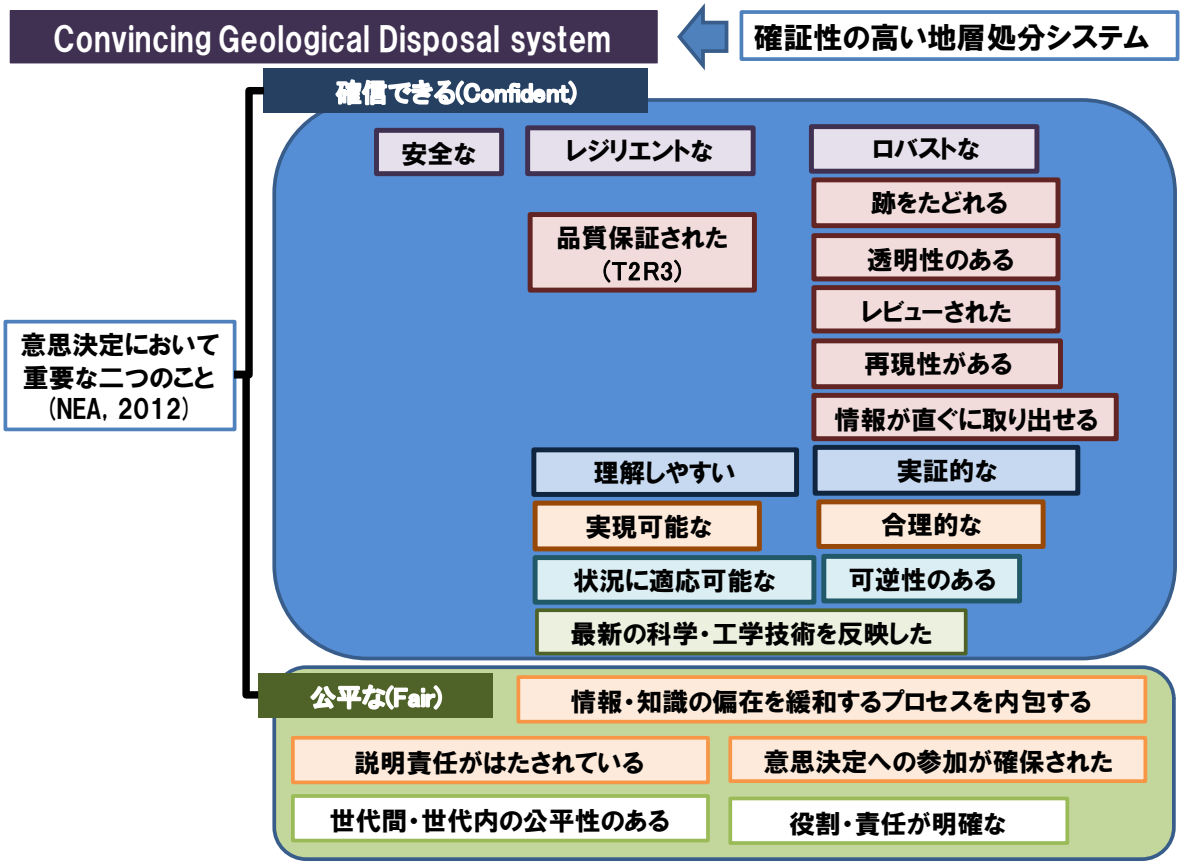


図7.2-1 確証性の高い地層処分システムが具備すべき属性

参考文献

IAEA(2007): IAEA Safety Glossary, Terminology Used in Nuclear Safety and Radiation Protection 2007 Edition.

OECA/NEA(2012): Geological Disposal of Radioactive Waste: National Commitment, Local and Regional Involvement, A Collective Statement of the OECD Nuclear Energy Agency Radioactive Waste Management Committee Adopted March 2012.

付録 1

地表環境での物質移動に関する予測モデル等の開発状況（国際共同研究等の進捗状況）

付録1　地表環境での物質移動に関する予測モデル等の開発状況（国際共同研究等の進捗状況）

放射性核種が仮に処分場から人間の生活圏（地表の環境）に到達するような状態が生じた場合、どのように地表の環境中を移行し最終的に人間に影響を与えるかはステークホルダーの関心対象の一つであり、「合意形成の促進（境界領域）に資するモニタリング技術等の開発」では、ステークホルダーに信頼性の高い技術情報を提供するために，地表環境での物質移行の予測モデルの追従性や精度・分解能などをモニタリング結果と整合させる際に必要なモデルの開発・改良を行うこととしている。具体的には、原子力機構が平成26年度より開始した米国ローレンス・バークレー国立研究所（LBNL）／カリフォルニア大学バークレー校（UCB）との共同研究などを通じて、下記の項目について検討することとしている。

(1)　マルチスケールにわたる放射性核種のメカニズムをモデル化するアプローチ
(2)　モニタリングデータの統合，分析，可視化
(3)　土壌中での放射性核種の収着挙動に関する基礎的な理解とモデリング

これらのうち，平成26年度に実施した地表環境での物質移行に関する予測モデル等の開発状況に関する調査結果について概要を以下に述べる。

(1) マルチスケールにわたる放射性核種のメカニズムをモデル化するアプローチ

異なる環境コンパートメント（農地，森林，河川・湖沼・貯水池等の水域，土壌，地下水）中あるいはそれらの間のセシウムや他の放射性核種の移行を記述するための先進的なメカニスティックモデルを開発することで、地表環境での物質移動に関する予測モデルの高度化が期待できる。メカニスティックモデルは，高度に分解された土壌の間隙スケールから，より大きな流域スケールまでの広い範囲にわたっており，適切なスケールの観測および特性化と密接に統合された階層的マルチスケールモデリングの枠組みを形成することになる。環境コンパートメントを用いた詳細なメカニスティックモデルによる結果は，よりシンプルで概念的なモデルに対するベンチマークとして用いられる。

LNBL/UCBでは地球物理・地球化学・鉱物学・水理学・地形学的知見を動員したマルチスケール解析手法を開発しており、これまでにコロラド鉱山跡地、ハンフォードサイト等の地下構造内での化学・核物質の移行解析を行ってきた。合わせて間欠的ながらも複数の現地データを統計分析することにより、解析評価の質を高める手法についても開発しており、あらゆる規模の地球環境の評価につなげてきている。

例えば、Beaらは、低レベル放射性廃液が放出されたサイトのひとつであるサバンナリバーサイトにおける汚染状況について、汚染物質として含まれるU(VI)の地球化学的プロセスやサイトにおける水文データなどを考慮して、汚染物質のプルームの変化を解析するためのモデリングを実施している（Bea et al., 2013）。このモデリングで考慮する、河川・小川・湖沼・湿地などの表層水系と地下深部の水系のカップリングは、集水域スケールの水収支を考慮するうえで重要な要素であり、降水量などの機構的要素の影響を受ける。今後の検討において、評価対象領域の環境条件を反映できるモデリングツールを用いることにより、より信頼性の高い評価結果が得られることができ、予測モデルによる評価の結果とモニタリング結果の整合性を高めることができると期待される。

(2) モニタリングデータの統合，分析，可視化

地表環境での物質移行の予測モデルの追従性や精度・分解能などをモニタリング結果と整合させる際には、被ばく評価を精度よく実施できることが求められ、その際使用されるモデルの一つがモンテカルロ輸送コードである。また、実際の地表の環境での被ばく評価は、構造物や地形など地表の性状の影響を受ける。モニタリング結果を用いてこのようなモデルの妥当性を示すためには、実態に則した構造物等の形状をコンピューター上で再現する必要があるが、一般的には、複雑な形状を構築するのは煩雑な入力手続が必要となる。

上記の現状を鑑み、モンテカルロ輸送コードとして汎用の粒子・重イオン輸送計算コード（Particle and Heavy Ion Transport code System: PHITS)で地形効果を評価するために、以下のコード開発を行った。

i. 構造物・地形の入力データに即した線源分布を実現するための、三角柱分布ソースの開発
ii. 構造物・地形の高さデータからPHITS計算の入力データを作成し、表面にソースを分布させるスクリプトの作成

上記で開発したコードを用いることで、国土地理院などが一般公開している数値標高モデル（Digital Elevation Model: DEM）データから任意の土地の形状を構築し、地形効果を考慮した放射線影響評価が可能となった（図1）。地表環境での物質移行の予測モデルの追従性や精度・分解能などを実際のモニタリング結果と整合させるためには、これまでの地層処分安全評価で採用されてきた無限平板の線源を仮定した評価方法では限界がある。3次元の地形効果を考慮できる評価コードの開発は非常に意義深い。

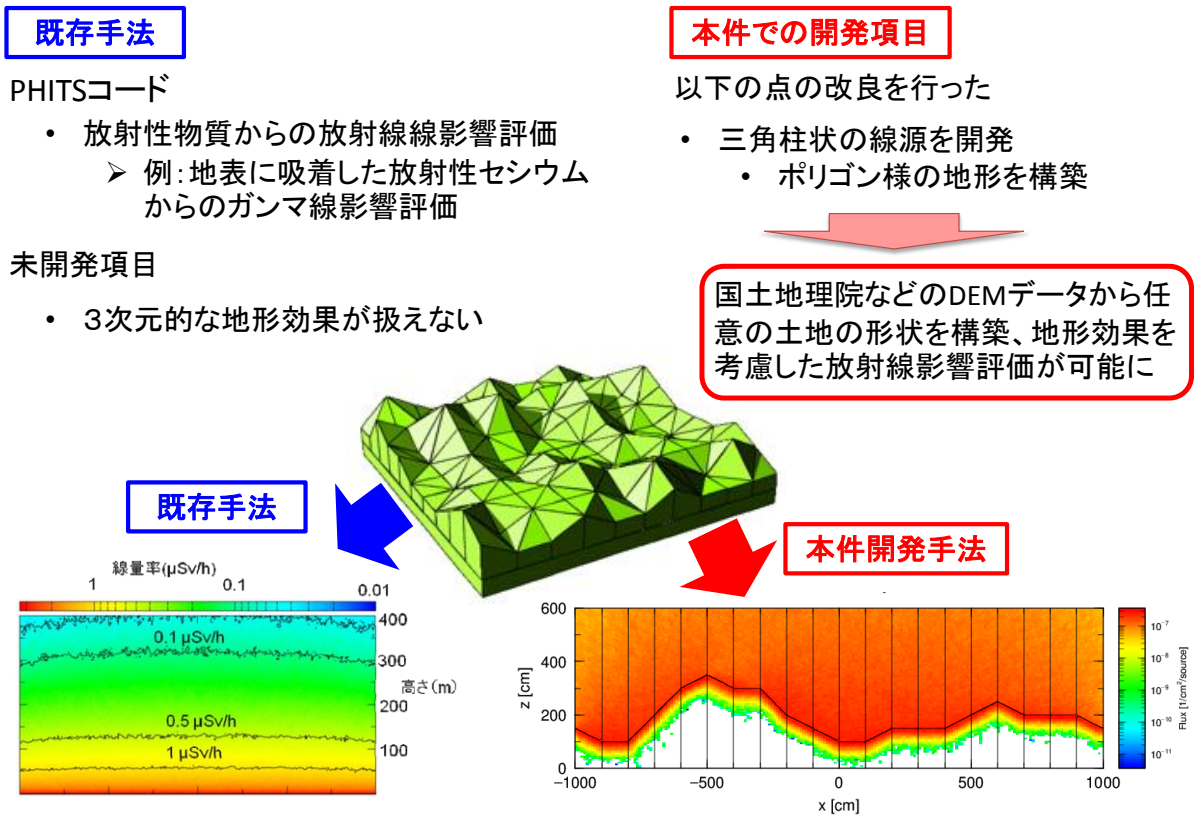


図1　3次元的な地形効果を考慮したPHITSコードによる放射線影響評価技術の開発の概要

(3) 土壌中での放射性核種の収着挙動に関する基礎的な理解

粘土鉱物は、放射性廃棄物処分において、核種の収着保持という観点からバリアとして重要な役割を果たすと期待されており、分子モデリングの立場からもそのメカニズムを表現するうえでのベースとなることから精力的に研究されているが、これまでの研究はバルクの粘土鉱物のモデリングが主であり、エッジ部分を含んだ、より現実的な研究が望まれている。そこで、LBNL/UCBとの共同研究では、エッジを含んだ、より現実的な粘土鉱物のシミュレーションに向けて、以下の研究･開発を行っている。この共同研究では、特に、2:1型層状ケイ酸塩によるセシウムの吸着を主な対象としている。

原子力機構はエッジの基礎的物性を明らかにするため、2:1型層状ケイ酸塩の基礎的な粘土鉱物であるパイロフィライトと、セシウムの主な吸着物である雲母類粘土鉱物のエッジ構造について、第一原理計算（密度汎関数法）によって調べた。その結果、粘土鉱物の周りに水がない場合、エッジ構造は不安定である事を確認した。これは、これまでに知られていない不安定性であり、セシウムなどのエッジへの吸着反応において、重要な役割を果たすと予想される。

LBNL/UCBは、分子動力学（Molecular Dynamics: MD）法でエッジ部分のシミュレーションを行うため、エッジ部分の力場パラメータを独自に開発し、雲母類粘土鉱物について、エッジ部分も含めた現実に近い状況を計算機上で再現し、セシウムの吸着を評価した。その結果、最初粘土鉱物の基盤面上に吸着していたセシウムがエッジに移動する現象を発見した。これは、基盤面よりもエッジ部分の方が強くセシウムを吸着する事を示す、最初の計算結果である。これにより、吸着時から長時間経過したセシウムが粘土鉱物のどの部分に移行するかを知る事ができる。

上記の研究は相補関係にあり、原子力機構での検討結果をLBNL/UCBのシミュレーションに応用する事により、より精緻な吸着評価が可能になる。現在は、この連携研究に向け、共通のエッジモデルを用いてお互いの計算結果を比較し、より精緻なエッジの力場作成に向けて計算を進めている。

一方、環境中、特に土壌中における放射性核種の移行については、できる限り信頼性の高いシミュレーションによる予測評価を実施することが必要とされる。この要求に向けては、構成土壌により異なる核種移行挙動を原子・分子レベルにて系統的に理解することが必須である他、原子・分子レベルの情報をメゾ及びマクロな核種移行評価モデルへとスケールアップする必要がある。

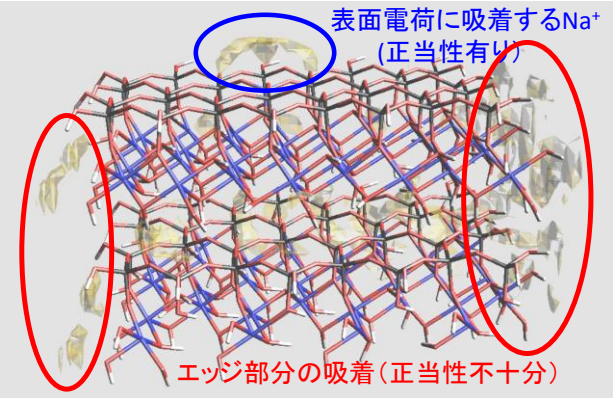
上記課題解決を目標として、原子・分子レベルでの核種収着挙動を調べるため、開発済みのCFF-LAMMPSコードに対し、エッジ、表面、欠陥等にも適用可能とするための改良を施した（図2）。なお、CFF-LAMMPSは、粘土鉱物用力場（Clay Force Field: CLAY-FF）ポテンシャルを基に、バルク結晶中での各原子の電荷の力場を基にMDを行うコードである他、3D-RISM（分子性溶媒を取り扱う統計力学理論）機能を有する。この開発により、種々の現実形状を考慮した粘土鉱物モデルに対して、各核種の様々な環境条件下（例として海水等の塩分濃度が高い水）での収着分布情報を取得することが可能となる。

開発済みコード

CFF-LAMMPSコード

- バルク粘土鉱物用CLAY-FF力場を実装
- MD計算後に3D-RISM計算を実施可能

⇒ 粘土鉱物によるイオン吸着を計算、可視化



計算例:カオリナイト表面におけるNaイオン分布

未開発項目

- 周期境界条件が扱えない
- エッジ部分での取り扱いが不十分(電荷分布の考慮なし)

本件での開発項目

以下の点の改良を行う

- 周期境界条件の実装
  - 任意の境界条件に対する吸着プロセスの計算、可視化を可能とする
- エッジでの電荷分布自動計算の実装
  - CLAYFFはバルク粘土鉱物用力場
    ⇒ エッジの取り扱いが不十分
  - 電荷の自動計算コードの実装
    ⇒エッジ部分へのイオン吸着を正しく記述可能に

任意の形状の粘土鉱物に対して、核種イオンの吸着サイトを計算し、可視化可能にする

図2　土壌中核種収着プロセスの可視化技術の開発の概要

参考文献

Bea, S. A., Wainwright, H., Spycher, N., Faybishenko, B., Hubbard, S. S., Denham, M. E. (2013): Identifying key controls on the behavior of an acidic-U(VI) plume in the Savannah River Site using reactive transport modeling, Journal of Contaminant Hydrology, 2013, 151, 34-54.