

平成26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

(国庫債務負担行為に係るもの)

報告書

(平成27年度分)

平成28年3月

公益財団法人 原子力環境整備促進・資金管理センター

本報告書は、経済産業省からの委託事業として、公益財団法人 原子力環境整備促進・資金管理センターが実施した平成26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）（国庫債務負担行為に係るもの）」※の、平成27年度の成果を取りまとめたものです。

（※本事業は平成29年度までの4ヵ年の事業である）

## 【目次】

1. はじめに.....	1
1.1 調査目的と調査内容.....	1
1.1.1 調査目的.....	1
1.1.2 調査内容.....	1
1.2 調査の計画立案と実施方針.....	1
1.2.1 選定した研究開発に関する進捗管理・取りまとめに関する作業計画.....	4
2. 研究開発に関する進捗管理・取りまとめ.....	5
2.1 進捗管理の実施.....	6
2.2 選定された研究テーマの平成 27 年度の成果概要.....	7
2.2.1 実施研究 1 研究者：京都大学 柏谷公希.....	7
2.2.2 実施研究 2 研究者：鳥取大学 奈良禎太.....	9
2.2.3 実施研究 3 研究者：福島工業高等専門学校 金澤伸一.....	11
2.2.4 実施研究 4 研究者：京都大学 小林大志.....	13
2.2.5 実施研究 5 研究者：東北大学 千田太詩.....	15
2.2.6 実施研究 6 研究者：東京大学 小松崎俊作.....	17
2.3 検討委員会による平成 27 年度の研究成果に対する評価.....	19
2.4 地層処分基盤研究開発に関する進捗状況の中間評価とチェックアンドレビュー.....	27
別添資料 実施研究報告	
研究報告 1 断層周辺の地下水流動特性および物質移行特性に関する包括的研究	
研究報告 2 岩石き裂の治癒作用を利用した不連続面のバリア性能向上に関する研究	
研究報告 3 天然バリアと人工バリアの力学特性を考慮した放射性廃棄物処分施設の長期的な力学挙動予測システムの開発	
研究報告 4 硝酸塩影響評価のための高イオン強度下におけるアクチノイドの溶液化学的研究	
研究報告 5 地層処分の性能評価の精緻化を目指した薄片状雲母を用いた核種の収着メカニズムに関する基礎的研究	
研究報告 6 高レベル放射性廃棄物処分に関わるアジェンダ・セッティング（政策課題設定）の基礎的研究	

## 1. はじめに

### 1.1 調査目的と調査内容

#### 1.1.1 調査目的

我が国において、これまでの原子力発電の利用に伴って放射性廃棄物が発生しており、その処理処分対策を着実に進める必要がある。高レベル放射性廃棄物の地層処分や長半減期低発熱放射性廃棄物（TRU 廃棄物）をはじめとする低レベル放射性廃棄物の処理処分等に係る政策立案や研究開発については、国や関係機関、処分実施主体（原子力発電環境整備機構：NUMO）等の適切な役割分担のもとで進めていくことが重要である。

これらの背景を踏まえて、本事業では、平成 26 年度より 4 ヶ年の事業期間で高レベル放射性廃棄物の地層処分を中心とした先進的な研究開発を実施するとともに、今後の我が国の基盤研究開発の課題を検討することで、処分実施主体が将来処分事業を進めるにあたって必要となる技術基盤の整備を図ることを目的として実施する。

#### 1.1.2 調査内容

上記の調査の目的を踏まえ本事業では、処分技術に関連する先進的な研究開発テーマ及び研究実施者を公募したうえで選定し、当該テーマに関する研究開発を実施するとともに、研究の実施に係る進捗管理や成果のとりまとめを行う。さらに、選定した研究開発テーマに関連して、「地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）」（以下、全体計画という）に示される研究開発状況の中間評価、及びその後の研究開発状況のチェックアンドレビューも合わせて行う。

### 1.2 調査の計画立案と実施方針

前述した調査内容に基づき、平成 26 年度～平成 29 年度の具体的な作業内容について表 1.2-1 に示す。

表 1.2-1 本事業における平成 26 年度～29 年度の作業内容

<p>(1) 処分技術に関連する先進的な研究開発テーマの選定</p> <p>① 研究開発テーマの選定</p> <p>概ね平成 26 年 9 月までに、平成 25 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高度化調査）における海外における地層処分や代替処分技術等の最新の研究開発動向調査結果（平成 25 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</p>
--

## 術高度化調査報告書

[http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity\\_and\\_gas/nuclear/rw/library/library05.html](http://www.enecho.meti.go.jp/category/electricity_and_gas/nuclear/rw/library/library05.html)にて公開)を踏まえてテーマを公募し、処分に見識がある有識者(5名程度を想定)による選考を経て、同年10月までに5テーマ程度を選定する。有識者の選定や選考委員会の実施に当たっては、資源エネルギー庁と調整、相談の上、実施する。

### ② 選定基準

研究開発テーマの選考・選定にあたっては、前述した平成25年度の調査結果等を踏まえるとともに、各分野別(地質環境調査技術、処分場の建設・操業・閉鎖にかかわる工学技術、安全評価技術、使用済燃料直接処分技術)の検討委員会での議論や、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ワーキンググループでの議論(地層処分の社会的受容性の拡大に資する技術(回収可能性、代替オプション検討等))を踏まえた選定とする。

### ③ 研究実施者の公募

選定した研究テーマについて公募を行い、研究実施者の決定及び実施に必要な事務手続きなどを行う。公募の手順等については、過去の実績を踏まえ以下の通りとする。

- ・ 公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター(以下、原環センターという)のホームページ上にて公募要領を掲載する。その後1ヶ月程度公募を実施し応募者を募る。その際、研究開発テーマに関連した学会のメーリングリストなども活用し広く情報を伝えることに留意する。
- ・ 公募期間後に応募者から提出された提案書等について、選考委員会に諮り書類審査を行う(1週間程度)。
- ・ 書類審査を通過した応募者を対象に、速やかに選考委員会を開催し二次審査を行う。二次審査では、研究内容に関する応募者からのプレゼンを行い、最終的な研究実施者を決定する。
- ・ 研究実施者決定後、速やかに研究が開始できるよう、原環センターは研究実施者と再委託契約を行う。なお、再委託契約に伴う全ての権利(知的財産権など)は、原環センターに原則帰属させるよう留意する。また再委託先は原環センターと同様に、秘密の保持に留意し、漏えい防止の責任を負う。

なお、公募に係る手続きなどは資源エネルギー庁の委託事業事務処理マニュアルに準拠

する。また、応募者がなかった研究テーマについては、選考委員会の有識者からの推薦により研究実施者を選定することも可とする。

(2) (1) の研究開発に関する進捗管理・取りまとめ

(1) の研究開発に対して、進捗管理や成果の取りまとめを実施する。具体的には、大学等の外部有識者からなる検討委員会（親委員会及び分野別委員会（地質環境、工学技術、性能評価、直接処分の4分野））を設置し、各委員会において、対応する(1)で選定した研究開発内容・進捗状況に関する中間及び最終報告を研究実施者に行わせ、チェックアンドレビューを行う。検討委員会の委員の選定（各委員会で6～8名を委員として選定することを想定）や実施に当たっては、資源エネルギー庁と調整、相談の上、実施する。

また、検討委員会では、上記に関連する「地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成25年度～平成29年度）」に示される平成26年度までの研究開発状況の中間評価も合わせて行うこととし、そのために必要な事務局（日程調整、会議場所の確保、資料の準備、議事録の作成など）も務める。研究開発状況の中間評価に関する検討委員会は、上記4分野の委員会を3回程度、親委員会を2回程度開催する。

表 1.2-1 に示した作業内容についてまとめると、以下のように整理される。

(1) 処分技術に関連する研究開発テーマの選定（平成26年度のみ実施）

- 研究開発テーマの選定（研究テーマについて選定委員会に諮り決定）
- 研究実施者の公募（実施者については選定委員会で審査・決定）

(2) 選定した研究開発に関する進捗管理・とりまとめ（平成26年度～29年度の各年度実施）

- 選定した研究開発テーマ実施に関する進捗管理・取りまとめを行い、その一環として検討委員会を設置し、研究者によるプレゼン報告（中間報告、最終報告）に対してチェックアンドレビューを実施
- 研究管理の進捗・取りまとめに関連して、全体計画に係る研究開発状況に関して、平成26年度に中間評価、及び平成27～29年度はチェックアンドレビューを検討委員会にて行う。

次節で、平成27年度に実施する作業計画を整理する。

### 1.2.1 選定した研究開発に関する進捗管理・取りまとめに関する作業計画

前述の計画立案と実施方針を踏まえて、平成 27 年度における研究開発テーマに関する進捗管理・取りまとめについては、以下を実施することを計画した。

- ・平成 26 年度に選定された研究開発に関する平成 27 年度における進捗管理・取りまとめ
  - ① 検討委員会において中間報告・最終報告を行うことにより進捗管理を行う
  - ② 電子メールや研究者の所属する大学等への訪問し意見交換を実施することにより進捗管理を行う
  - ③ 各研究者から提出された研究報告書の概要を取りまとめる
  
- ・全体計画の中間評価
  - ④ 地層処分基盤研究開発調整会議（以下、調整会議という）における全体計画の中間評価対応や全体計画改訂のための作業について、事務局として支援
  - ⑤ 中間評価を行う検討委員会の運営

①については、表 1.2-1 にも示したように、大学等の外部有識者からなる検討委員会（親委員会及び分野別委員会（地質環境、工学技術、性能評価、直接処分の 4 分野））を設置し、各委員会において、対応する研究開発内容・進捗状況に関する中間及び最終報告（それぞれ 9 月頃と年度末頃に開催）を研究実施者に行わせ、チェックアンドレビューを行う。

②については、上記のように、電子メールや各大学等への訪問により意見交換を実施し、研究の進捗について管理する。

③については、各研究者から 1 月中旬頃に研究報告書のドラフト版を、3 月中旬に研究報告書の最終版を原環センターに提出することにより、研究の進捗管理を行う。また、研究報告書の概要をとりまとめる。

④及び⑤については、調整会議における中間評価対応と全体計画改訂に向けて、及び検討委員会の設置・運営に関して、以下のような事務局支援を計画した。

- ・ 調整会議を活用した活動における各種会議等の開催に向けた調整
- ・ 検討委員会における事務局機能、及び議事録取りまとめ等
- ・ 全体計画の中間評価・見直しに資する海外文献の翻訳

## 2. 研究開発に関する進捗管理・取りまとめ

本事業で平成 26 年度に選定された処分技術に関連する 6 件の研究テーマについては、平成 29 年度までの毎年度、検討委員会を設置して研究開発内容・進捗状況に関する中間及び最終報告を研究実施者に行わせ、チェックアンドレビューを行うこととしている。平成 27 年度については、9 月頃に中間報告を、年度末頃に最終報告を行うこととした。

中間報告、及び最終報告における 6 件の研究テーマの進捗状況のチェックアンドレビューを実施するための検討委員会（親委員会及び分野別委員会（地質環境、工学技術、性能評価、直接処分の 4 分野））を設置した。なお、この検討委員会は、2.3 節で後述する全体計画の中間評価及び関係機関における研究開発の進捗に関するチェックアンドレビューも実施することとなっている。

また、上記検討委員会によるチェックアンドレビューの他に、研究実施者との間で電子メールや各研究者が所属する大学等を訪問して意見交換を行うことにより、進捗管理を実施した。

以下の 2.1 節において、6 件の選定された研究テーマの平成 27 年度の成果概要について整理する。また、2.2 節において、設置した検討委員会による、各研究者から平成 27 年度の研究成果、来年度の計画などの報告に対する評価について取りまとめる。

## 2.1 進捗管理の実施

研究実施者との間で電子メールや各研究者が所属する大学等を訪問して意見交換による進捗管理については、電子メールによる各研究者からの種々の問い合わせへの対応を行うとともに、研究者が共同研究者等と会議を行う機会などを利用して、大学を訪問し意見交換を実施した。

電子メールによる対応については、研究者による海外出張の計画・実施の管理、経理処理方法に関する質疑応答、研究者の履行体制変更に伴う手続き、学会・シンポジウムや論文での研究成果の発表の管理などを実施した。

さらに、以下の大学の訪問による意見交換を実施した。

日時	訪問場所	研究者名
平成 27 年 4 月 13 日	北海道大学	鳥取大学 奈良禎太他共同研究者
平成 27 年 7 月 13 日	東北大学	東北大学 千田太詩

## 2.2 選定された研究テーマの平成 27 年度の成果概要

### 2.2.1 実施研究 1 研究者：京都大学 柏谷公希

研究テーマ：断層周辺の地下水流動特性および物質移行特性に関する包括的研究

(背景・目的)

断層はその両側で変位の認められる割れ目もしくは割れ目ゾーンであり、一般に破碎帯を伴うことが多く、破碎帯を構成する破碎物質はその粒径に応じて細粒なものは断層ガウジ、粗粒なものは断層角礫と呼ばれている。一般に破碎帯は割れ目が発達していることで、母岩と比較して高い透水性を示すことが多いが、主に断層ガウジからなる細粒粘土化帯は、透水性が低く遮水構造として機能し、周辺の地下水流動を制限することが知られている。このように、断層はその内部構造に応じて地下水流動や物質移行における主要な経路（パス）と障壁（バリア）の両方の機能を有すると考えられている。断層の内部構造や不均質性を踏まえ、断層破碎帯が周辺の地下水流動や物質移行に及ぼす影響を明らかにすることにより、より実現象に即した核種移行解析が可能となり、地層処分の安全評価における地下水シナリオの評価を高度化する上で貢献すると考えられる。

上記を背景として本研究では、断層周辺の地下水流動および物質移行における断層のパスあるいはバリアとしての機能を明らかにすることを目的とする。さらに、断層の地下水流動および物質移行におけるパス、バリアとしての機能を評価するための手法を構築することを目的とする。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の実施計画)

平成 27 年度は、岐阜県瑞浪地域に分布し、平成 26 年度に本研究のモデルサイトとして選定した主立坑断層と月吉断層を対象に断層周辺の水理地質モデルを作成し、地下水流動解析を行うことで断層が地下水流動に及ぼす影響を明らかにする。水理地質モデル構築のために、地下水流動を考える上で最も重要なパラメータである浸透率を断層周辺で実測し、その空間分布を推定する。また、地下水流動断層周辺における岩石の破碎構造を観察するとともに、断層周辺に分布する岩石の鉱物組成や化学組成の分析を行い、これらについて

も地球統計学を用いて空間分布を推定する。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の成果概要)

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 (JAEA) の瑞浪超深地層研究所において、深度 200m、300m、500m の各研究坑道の壁面に露出する岩盤を対象に窒素ガス圧入式パーミアータを用いて原位置での浸透率測定を行った。その結果、岩盤等級が低下するにつれて浸透率のバラツキが大きくなる傾向が認められた。また、断層面からの距離が大きくなるにつれて所々で極大を示しながら徐々に浸透率が小さくなることが示唆された。

水理地質モデルの構築と地下水流動シミュレーションについては、主立坑断層および月吉断層の実際の水理地質特性を検討する前に、地下水流動に断層が及ぼす影響を把握するために、岩盤中に 1 枚の断層が存在するシンプルで仮想的な水理地質モデルを作成し、地下水流動解析を行った。断層破碎帯の透水係数、断層ガウジの透水係数、断層の傾斜をパラメータとして変化させて解析を行った結果、断層が地下水流動に及ぼす影響として、断層の分布が水頭分布を支配すること等の結果が示された。これらの結果、本研究で用いる解析方法により断層が地下水流動に及ぼす影響を把握可能であることを確認した。その上で、断層周辺の浸透率を踏まえてローカルな水理地質モデルを構築し、予察的な地下水流動シミュレーションを実施した。さらに、水-岩石反応を考慮した物質移行解析を行う上で必要な、岩石の鉱物組成や化学組成の把握のために、岩石試料の採取位置座標と化学組成・鉱物組成に逆距離加重法を適用して、主立坑断層周辺の主要化学組成と鉱物組成の空間分布を推定した。

また、断層周辺に分布する地下水中の環境トレーサーである六フッ化硫黄の分析のための分析システムの検証と改良を行った。

## 2.2.2 実施研究 2 研究者：鳥取大学 奈良禎太

研究テーマ：岩石き裂の治癒作用を利用した不連続面のバリア性能向上に関する研究

(背景・目的)

放射性廃棄物の地層処分においては、岩盤を天然バリアとして使用する。このことから、岩盤には高い長期強度と遮蔽性が要求される。岩盤内では、き裂や空隙のネットワークが流体の流路となるため、遮蔽性向上には、き裂の進展を防ぐとともに、き裂や空隙を閉塞させることが効果的であると考えられる。日本では地殻運動が活発であり、地下には断層や節理などの不連続面が数多く分布するが、巨視き裂を含む火成岩では、巨視き裂に断層粘土を含めることにより、透水係数が低下することが期待される。また、岩石とコンクリートを水中と一緒に保存すると、岩石表面にカルシウム化合物が析出することが示されており、これらの効果を利用すれば、治癒した節理や断層を利用する形で岩石の遮蔽性を高められる可能性があり、放射性廃棄物処分で大いに役立つ技術の可能性が期待される。ただし現状では、節理や断層がどの程度バリア性能を有するかについては十分には検討されていない。

本研究では、岩石内の節理や断層の遮蔽性（バリア性能）を、破壊力学試験と透水試験を用いて調べる。特に、岩石のき裂進展とその閉塞を同時に起こす試験を行い、さらに、閉塞に寄与した析出物の同定を行うことにより、析出物の力学的耐久性を理解する。また、節理や断層等の不連続面を有する試験片を用いて透水試験を行うことにより、断層や節理のバリア性能を向上させ、その基礎情報を得ることを目標とする。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の実施計画)

透水試験については、透水係数を正確に測定できる条件を考慮した上で行うこととし、周辺環境の温度制御の重要性に関する検証（環境温度変化試験）を行う。その後、花崗岩の透水性に及ぼす粘土によるき裂修復の影響を調べた。また、破壊力学試験についてはダブルトーション法による測定を 1~2 週間程度連続で行うことにより、長期連続測定によるき裂進展データ取得を実施する。さらに、き裂進展測定結果から、どの程度低いき裂進展速度まで測定が可能であるか、き裂進展限界の検出が可能か等についての検討を行う。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の成果概要)

環境温度変化試験により、透水試験装置の置かれた断熱室の室内温度を強制的に変化させ、それに伴い取得される貯留槽圧力やその差圧および封圧のデータにどの程度影響が出るのかを、トランジェントパルス法による透水試験により試験を行った。貯留槽圧やその差圧及び封圧の変化を測定したところ、供試体（土岐花崗岩）の上流側と下流側に接続されている貯留槽の圧力差（差圧）、貯留槽圧そのもの、封圧の順番で環境温度変化に対して敏感に反応することが示された。透水試験では、周辺環境の顕著な温度の変動の場合、及び微小な温度変化であっても実験データに影響を及ぼすことが示された。

また、花崗岩の透水性に及ぼすき裂修復の影響を調べるために、土岐花崗岩を用いて室内透水試験を行った結果、インタクトな供試体および緑泥石で充填された層を含む供試体においては、透水係数が低くなり、またこれらの供試体では、透水係数の圧力依存性もほとんど認められないことが示された。一方、巨視き裂を含む供試体では、透水係数が極めて高くなった。また、巨視き裂を含む供試体では、圧力の増大に伴い、透水係数が低下することが示された。イライトで充填された層を含む供試体では、巨視き裂入りの供試体よりも 3 オーダー程度透水係数が低く、インタクトな供試体との透水係数の差は 1 オーダー程度であった。また、圧力の増大に伴い、透水係数が低下することが示された。

低いき裂進展速度測定に関する検討では、定変位ダブルトーション法による測定を 1～2 週間程度連続で行った。その結果、き裂進展限界のデータは取得できなかったものの、従来の結果より低いオーダーのき裂進展速度を測定することができた。

### 2.2.3 実施研究 3 研究者：福島工業高等専門学校 金澤伸一

研究テーマ：天然バリアと人工バリアの力学特性を考慮した放射性廃棄物処分施設の長期的な力学挙動予測システムの開発

#### (背景・目的)

地層処分施設の長期予測解析において、人工バリア（以下、ベントナイト緩衝材）の再冠水時の不飽和状態での膨潤挙動と、その後の飽和時の圧密などの挙動は別々に検討されており、連続的に解かれた例がない。また、天然バリア（以下、岩盤）とベントナイト緩衝材の相互関係の力学挙動を解析した例も無い。しかしながら、近年では個々の事象の予測技術が開発・高度化され、岩盤を含めた処分施設の建設から超長期にわたる挙動を連続的に解析できるところまできている。

本研究では、処分施設の建設から閉鎖までの期間に着目し、岩盤とベントナイト緩衝材の力学特性を考慮できるモデルを組み込んだ、熱／土／水／空気連成有限要素解析を実施し、建設から供用までの力学挙動を連続して解くことで、岩盤とベントナイト緩衝材の長期的（数十万年オーダー）な力学的相互作用を把握することを目的とする。さらに、解析条件の選定や解析結果の評価方法までの一連の流れを整備し、処分施設の長期的力学挙動の予測システムを開発することを目標とする。

\*\*\*\*\*

#### (平成 27 年度の実施計画)

処分ピットである岩盤とベントナイトの応力均衡についての知見を得る一環として、高温に晒されることになるベントナイトの膨潤特性が温度変化によってどのように変化するかを把握するため、温度変化を考慮した膨潤量試験を実施する。また、ベントナイト緩衝材の温度変化による強度の特性を把握するために、温度変化に対応できる機構を有するような一軸圧縮試験機を整備し、20～100℃の間の温度条件での一軸圧縮試験を行う。

\*\*\*\*\*

#### (平成 27 年度の成果概要)

ベントナイト膨潤量計測については、圧密試験機に上部は固定せずにベントナイト供試

体をセットし、水で試料を満たした状態で温度を室温から 80℃まで変化させて供試体を吸水させ、ベントナイトが膨潤することで変化する上部の変位量を計測した。その結果、温度が高くなるとベントナイトがより膨潤する傾向を示し、水分が供給される上部と下部ではほぼ含水比の差はみられないが、中心部に向かうにつれ 40℃の条件がより含水比が高く、かつ、より水分供給が行われていることが確認できた。この結果は、高温にさらされる可能性のあるピット内でも、ベントナイトの膨潤が期待されることを示唆する。

ベントナイトと硅砂 5 号を 7 : 3 の割合で混合し、一定の含水比になるように加湿した供試体を一軸圧縮試験機にセットし、最大圧縮強度と弾性係数を測定した。その結果、緩衝材の乾燥密度が上がるとともに圧縮応力も上昇し、さらに弾性係数も上昇する傾向が示された。この結果から、ベントナイトの密度が大きくなるにつれて強度と弾性係数が増加もすることが示唆された。しかしながら、緩衝材の初期の乾燥密度が 1.64 (g/cm<sup>3</sup>) と 1.90 (g/cm<sup>3</sup>) での試験結果では、6 倍 (最大で) もの強度差があること、及び弾性係数も約 4 倍 (最大で) 程度の差があることが確認された。また、30~70℃まで温度を変化させて圧縮強度試験を実施したところ、温度が上昇すると徐々に最大圧縮応力が低下し、弾性係数も低下する傾向となった。これらの結果から、高温にさらされる可能性がある処分ピットでは、温度上昇による強度低下、及び弾性係数の低下が懸念されることから、施工の初期条件設定の重要性が示唆された。

#### 2.2.4 実施研究 4 研究者：京都大学 小林大志

研究テーマ：硝酸塩影響評価のための高イオン強度下におけるアクチノイドの溶液化学的研究

(背景・目的)

TRU 廃棄物の中で、濃縮廃液固化体等の主にグループ 3 の廃棄物は多量の硝酸塩を含み、核種の収着性や核種の溶解度に影響を及ぼす可能性が指摘されている。TRU 廃棄物に含まれる硝酸塩が処分施設内や近傍においてアクチノイドの移行挙動に与える影響を定量的に評価するため、高濃度硝酸ナトリウム溶液中でのアクチノイドの錯生成、酸化還元、コロイド挙動について検討するとともに、反応に関わる熱力学データを取得する。高イオン強度下でのアクチノイドの熱力学モデルを提案し、硝酸塩影響下でのアクチノイドの化学的挙動の理解及びその定量的評価につなげる。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の実施計画)

平成 27 年度は、4 価アクチノイドのアナログ元素である 4 価ジルコニウムを用いて、高イオン強度（高濃度  $\text{NaNO}_3$  溶液）条件下での炭酸イオンとの錯生成反応および水酸化物コロイドの挙動について検討を実施する。炭酸イオン錯生成については、幅広い硝酸塩濃度下において炭酸イオンを共存させた 4 価ジルコニウムの溶解度を測定し、3 元錯体の生成可能性について検討するとともに、硝酸塩濃度の影響についても考察する。4 価水酸化物のコロイド挙動については、硝酸塩環境下でのコロイド安定性の把握のため、異なる硝酸イオン濃度条件において、ジルコニウム水酸化物コロイドを調製し、そのゼータ電位を測定する。また、加水分解定数など熱力学データを用いた水酸化物コロイドのゼータ電位実験値の解釈可能性について検討する。硝酸イオンがアクチノイドの酸化還元反応に及ぼす影響については、硝酸イオン濃度が、溶液の酸化還元電位 (Eh) に与える影響を調べる。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の成果概要)

0.04M の一定の炭酸イオン濃度と 0.1 M～5.0 M までの硝酸ナトリウム水溶液においてジ

ルコニウムの溶解度測定を行ったところ、イオン強度を増加させると pH10 以下でわずかに溶解度が上昇する傾向が得られたが、pH10 以上ではイオン強度による影響はほとんどなかった。得られたジルコニウム溶解度の pH 依存性及び炭酸イオン依存性の結果から、溶解度データに対する熱力学データに基づく解析を行ったところ、炭酸錯体の錯生成反応が熱力学モデルにより概ね再現することができた。しかしながら、活量補正パラメータについては、他の 4 価イオンとの整合性を測りつつさらに検討を進める必要が認められた。

硝酸塩影響下でのコロイド挙動については、ジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位を 0.5 M および 2.0 M 硝酸ナトリウム水溶液中で測定した。また、加水分解反応に基づく水酸化物コロイドの平均電荷を理論的に計算することで、ゼータ電位を求めて実験値と比較した。その結果、イオン強度 0.5 M の条件におけるゼータ電位については実験値を再現することができたが、イオン強度 2.0 M の場合はゼータ電位の計算値は酸性 pH では実験値より高く、アルカリ条件ではより低くなる傾向を示したため、今後モデルの改良が課題となることが考えられた。

硝酸イオンによる酸化還元反応への影響評価については、Eh 値には硝酸イオンの影響は表れなかった。このため、電気化学的手法を用いてアクチノイドの酸化還元反応に及ぼす硝酸イオンの影響を直接的に検討することが今後課題となる。

## 2.2.5 実施研究 5 研究者：東北大学 千田太詩

研究テーマ：地層処分の性能評価の精緻化を目指した薄片状雲母を用いた核種の収着メカニズムに関する基礎的研究

### (背景・目的)

地層処分システムの天然バリアレファレンスとして使用されている花崗岩については、構成鉱物の一つである黒雲母が高い核種収着性を示すことが知られており、このことにより花崗岩の有する核種移行遅延効果への寄与が大きいと考えられている。一方で、既往の核種収着データのほとんどは一定粒径に粉碎された粉末試料を用いた収着試験によって取得されているため、実際の地下環境における鉱物の物理的および化学的特性を十分に反映できていないと考えられている。実際の地下環境においては、黒雲母は粉碎状態ではなく、花崗岩内に薄片の形状で含有すると想定され、核種収着はその劈開面および断口部で異なると考えられている。

本研究では、雲母の異方性が核種収着挙動に与える影響について基礎的知見を取得し、核種移行評価への反映方法を併せて提示することにより、天然バリア中の核種移行評価(地層処分システムの性能評価)に資することを目的とする。具体的には、薄片状雲母を用いた核種取り込みを実験的手法により調べ、雲母が有する異方性が核種収着挙動に与える影響について基礎的知見を取得する。さらに、取得データをもとにした拡散・収着を考慮した二次元数値解析を実施するとともに、雲母薄片への核種収着に重要となる因子を整理し、核種移行評価への反映手法を提示する。

\*\*\*\*\*

### (平成 27 年度の実施計画)

平成 26 年度に実施した収着試験系による Eu の収着試験を継続して実施する。試験系として、平成 26 年度に開始した低 pH 領域の収着挙動について収着期間や液固比、試料形状をパラメータとしたデータ取得を行い、加えて、実環境の地下水 pH を想定した中性領域 (pH 8 程度) における Eu の収着挙動について経時変化を取得する。また、収着試験後の黒雲母薄片について蛍光分光分析および SIMS の固相分析によって Eu の収着状態や黒雲母薄片内部への浸入を調べる。さらに、黒雲母に加えて、変質鉱物である緑泥石および絹雲

母についても同様の Eu 収着試験を実施する。黒雲母薄片内の核種収着・拡散に関する数学モデル検討については、より実現象の解明に有効と考えられる二次元の数学モデル解析に着手する。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の成果概要)

平成 26 年度に確認した収着試験系により、黒雲母薄片および緑泥石、絹雲母への Eu の収着についてバッチ式の収着試験を行った。収着試験期間を 30 日まで延長した場合の結果においても Eu の収着は定常に達しておらず、黒雲母からの K の浸出も継続していた。また、収着実験後の黒雲母薄片中の Eu の分布について飛行時間型二次イオン質量分析法 (SIMS-TOF) により分析したところ、黒雲母薄片の center 部よりも edge 部においてより Eu が浸入していること、及び edge 部では center 部と比べて K の減少が大きいことが示された。この結果から、黒雲母薄片に対して Eu は断口部における収着のみならず、相応の時間を要して劈開方向に層間内を拡散浸入するメカニズムが示唆された。

pH8 における収着では、Eu 濃度が大きく減少する一方で、K の浸出は増加しない結果となった。黒雲母薄片が共存する系での Eu の蛍光分光分析では pH8 において Eu の蛍光寿命が低 pH 条件の場合より長くなったことから、pH8 では加水分解の影響を受けていることが示唆された。SIMS による分析結果からは、pH8 において黒雲母薄片内部へ Eu が顕著に浸入することが明らかとなった。Eu が加水分解種として存在する pH8 において黒雲母薄片内部により拡散浸入するメカニズムについては今後の課題である。

熱水変質により花崗岩表面に遍在するとされる緑泥石や絹雲母についても同様の Eu 収着試験を行ったところ、いずれも大きな収着能を有することが確認された。

また、黒雲母層間内の核種移行評価を行うために、二次元の拡散方程式による数値解析モデルの検討に着手し、黒雲母層間内における Eu の拡散係数を求めて実験データへの適用や拡散係数評価を行う目処が得られた。

## 2.2.6 実施研究 6 研究者：東京大学 小松崎俊作

研究テーマ：高レベル放射性廃棄物処分に関わるアジェンダ・セッティング（政策課題設定）の基礎的研究

### （背景・目的）

東日本大震災および福島第一原子力発電所事故は、それまで気候変動対策やエネルギー安全保障などの観点から世界各国で推進の気運が高まっていた原子力発電政策を大きく転換するきっかけとなり、各国で改めて脱原発を含めたエネルギー政策論争が巻き起こっている。一方で、事故によって放射性廃棄物処分に対する社会的認知が高まったにも関わらず、最も重要な高レベル放射性廃棄物の最終処分施設立地についての政策的議論は、これまでのところ実質的にはほぼ進展がなかった。高レベル放射性廃棄物処分を実現するためには、社会全体が処分を「今意思決定・実施すべき政策である」という意識を共有すること、すなわちアジェンダ・セッティング（政策課題設定）が不可欠である。

本研究では、処分事業に対する国民・社会の理解促進と信頼性向上をはかる上での前提条件となるアジェンダ・セッティングについての研究を通じて、社会的意思決定に関わる研究の効率的な進展に貢献し、処分事業の社会的側面に関する理解を深めることを最終目標とする。そのために、本研究は（1）高レベル放射性廃棄物処分のためのアジェンダが設定されるための要因を抽出し、（2）我が国における高レベル放射性廃棄物処分のために有効なアジェンダ・セッティングのあり方を提示することを目的とする。

\*\*\*\*\*

### （平成 27 年度の実施計画）

平成 27 年度は、前年度に行ったアジェンダ・セッティングの類型化に関わる研究に基づき、（1）4 種類のうちのひとつ「フレーミング」に着目したケーススタディ、（2）原子力分野におけるアジェンダ・セッティング事例分析を行うとともに、（3）平成 22 年度から過去 4 度実施してきたアンケート調査のデータについての社会心理学的分析、（4）市民の態度形成に影響を与える「サイレント・マジョリティ」、「軽蔑」、「ためらい」、「罪悪感」などといった要因に特に着目したアンケート調査を実施する。

\*\*\*\*\*

(平成 27 年度の成果概要)

アジェンダ・セッティングの類型化に関わる研究に基づき、アジェンダ・セッティングの 4 類型のうちのひとつ「フレーミング」に着目し、小泉元首相による郵政民営化の事例分析を通じてフレーミングによるアジェンダ・セッティング手法のモデル化を行った。その結果、アジェンダ・セッティング手法のメカニズムとして「問題のすり替えによるアーナの拡大」という上位概念が抽出された。

また、原子力分野におけるアジェンダ・セッティング事例分析として、英国の放射性廃棄物処分事業を対象とし、事業の政治過程等を文献調査、関連研究のレビュー、関係者へのインタビュー調査を行った。これらの調査結果から、カンブリア州によって放射性廃棄物処分場立地が拒否された 1997 年と 2013 年の両方の事象への態度形成モデルの適用により過程全体で大きな影響を与えたと考えられる影響因子を導出した。さらに、影響因子に関わる因果関係分析を行い、2 つの事象それぞれに本質的に影響を与えた本質的要因を抽出し、導出した本質的要因の改善が放射性廃棄物処分事業の進展に貢献する可能性を検討した。その結果、カンブリア州における 1997 年の失敗を受けて事業進展のために実施された公衆対話が一定の成果をあげたものの、2013 年の失敗を導いた本質的要因の解決には十分寄与していなかったことが示唆された。これらの結果から、候補自治体への補償を継続して約束できるための資金調達制度と、候補自治体と中央政府・実施主体との公衆協議、ならびにその協議の内容を政策に反映させる調整機能の存在が必要であることが示唆された。

さらに、HLW（高レベル放射性廃棄物）処分に関わる人々の態度についての社会心理学的分析として、人々の行政に対する信頼、公正感、HLW 処分事業に対する態度や、「否定的感情」、「社会的影響」の有無などを検討するための社会心理学的アンケート調査を実施した。本音で態度を表明しにくい対象において、自分が多数派か少数派かという認知が態度の表明に影響を与える「沈黙の螺旋」理論に関して、HLW 処分に対する態度形成に関しても沈黙の螺旋過程に入っているかどうかについて検討した結果、社会的影響によって HLW 処分に対して表明される態度の強さ（すなわち声の大きさ）が異なる可能性が示唆された。

### 2.3 検討委員会による平成 27 年度の研究成果に対する評価

本年度選定した 6 件の研究テーマについて、設置した検討委員会（主査：朽山修（原子力安全研究協会））において平成 27 年度実施内容等のチェックアンドレビューを以下の中間報告と最終報告の日程で行った。

#### ● 中間報告

放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 平成 27 年度 第 1 回検討委員会（公募研究評価）

日時：平成 27 年 9 月 1 日（火） 13：00～17：00

場所：経済産業省別館 1 階第 101-2 共用会議室

中間報告では、各研究者から平成 27 年度の研究進捗状況について 20 分の発表を行い、その後委員からの質疑応答・評価記入を 15 分行った。

評価では、平成 27 年度の研究の進捗状況に対する意見、当該年度残りの期間における研究の進め方等に対する助言等を自由意見として記入する形式で行った。委員による意見については今後の研究に役立てられるように事務局でとりまとめて各研究者に通知した。

#### ● 最終報告

放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 平成 27 年度 第 2 回検討委員会（公募研究評価）

日時：平成 28 年 3 月 8 日（火） 13：00～17：30

場所：原環センター第 1、2 会議室

最終報告では、各研究者から平成 27 年度の研究成果について、中間評価における評価コメントへの対応等を含めて 25 分の発表を行い、その後委員からの質疑応答・評価記入を 15 分行った。

評価では、以下の項目について評価点数を付け、また平成 27 年度の研究成果に対する意見、及び次年度の研究の方向性等に対するアドバイス等を自由意見として記入する形式で行った。

- ・ 実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。
- ・ 実施研究は新規性・独創性があるか
- ・ 地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか

- ・ 次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か

以下に、各研究テーマに対する評価結果を整理する。なお、研究実施者と利害関係者となる委員については、該当研究テーマに対する評価には参加せず、平均評価点数は有効評価人数によって算出した。

平成 27 年度第 2 回検討委員会（公募研究評価）評価結果（その 1）

研究 テーマ	断層周辺の地下水流動特性および物質移行特性に関する包括的研究 柏谷 公希（京都大学）	
	評価項目	評価（平均）
	・実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。	4.0
	・実施研究は新規性・独創性があるか	4.2
	・地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか	4.0
	・次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か	3.8
自由 意見	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 順調に研究が進行していると思われる。</li> <li>・ 他分野にも応用できる面白い研究である。</li> <li>・ 研究目的は広範囲に及ぶので、最終的にどこまでできるかについて、現実的な見通しをしたほうがいいのではないかと。</li> <li>・ 大変よくやられていると思います。目標として、化学的特性の空間分布を推定するというのは少し目標として、難しいのではないかと。地下水流動によって近傍の化学的特性がどのように影響を受けているか、受けてきたかという観点で整理されれば良いかと思えます。</li> <li>・ 現地でのデータとモデル化へのリンクをもう少し丁寧に詰められることが望ましい。特に断層近傍の水理状態について。</li> <li>・ 鉱物分布モデル化の今後の展開が少々あいまい。</li> <li>・ MIU 地下研との研究者との情報交換をお勧めしたい</li> <li>・ 浸透率の最大値からの距離と log 浸透率との関係では線形に減少するのではなく、ある一定の距離以降はほぼ一定値になるという見方もあるのではないのでしょうか？ご検討をお願いします。なお、細かい点で恐縮ですが「1md≒<math>1 \times 10^{-8}</math> m/s」とされており、たとえば「1md は <math>1 \times 10^{-8}</math> m/s (〇〇℃) に相当」と言った表記がいいのでは？</li> <li>・ 活断層の地下水流動解析には期待しています。破碎帯周辺の透水性や地下水流動が活断層と長期的に動いていない古い断層で、どう異なるかということが分かれば、破碎帯から活断層を判定する重要な手法になると思えます。この研究の目的とは直接関係しませんが、そういう観点でも検討していただければと思います。</li> <li>・ 水と含水鉱物等との反応を見ることで、物質移行特性に関わる化学特性を空間分布として捉えようとする、解析の分解能とマッチしていない様に思われます。</li> </ul>	

(注) 評価点数は 5 (高い) ~1 (低い)

平成 27 年度第 2 回検討委員会（公募研究評価）評価結果（その 2）

研究 テーマ	岩石き裂の治癒作用を利用した不連続面のバリア性能向上に関する研究 奈良 禎太（鳥取大学）	
	評価項目	評価（平均）
	・実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。	3.7
	・実施研究は新規性・独創性があるか	3.0
	・地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか	2.7
	・次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か	3.2
自由 意見	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 工学的にエビデンスに基づく研究にしていきたい。</li> <li>・ どうして土岐花崗岩ではうまくいかないのか、大島ではいいのかというのは、大きな問題となる可能性があるので、土岐花崗岩でも可能な実験方法を見つける方法があるのではないか。</li> <li>・ 研究内容がどのように地層処分に生かせるかについての見通しが必要ではないか。</li> <li>・ 研究目的に対して検討すべき項目を整理して、主張したいことに対して何をどのように示せばよいか考えて下さい。</li> <li>・ 処分システムへの具体的な反映が見えない→もう少し練る必要がある（例えば EDZ への反映など）</li> <li>・ 実験系の成果と天然系の観察・分析結果とをどのようにリンクさせるのかが弱い。</li> <li>・ 結果の解釈よりも、そう考えるに至った根拠をもう少し具体的に語ってほしい。</li> <li>・ 何をもちって“治癒”というのか、もう少し検討を期待する。</li> <li>・ 水酸化カルシウム水溶液中での大島花崗岩の強度回復について、再現性はいかがでしょうか？</li> <li>・ 屈曲度の評価は流路観察から行うとしているが、3 次元的な屈曲は評価できるのか。</li> <li>・ 基礎的な研究を着実に進めていると感じられた。コアのデータ（短いキレツ）をどう実際の現場につなげるのか、何で土岐花崗岩は実験できないのか、その理由・メカニズムを知ることが必要では。実験の目的はキレツが自然に埋まるということに集中すべきであろう。</li> <li>・ 鉱物の析出という現象を併せて評価するには、化学的条件を制御する、あるいはパラメトリックに実験する等の工夫が必要に思います。亀裂の進展というテーマと、亀裂の充填というテーマの相関関係の説明が不明瞭に感じます。</li> </ul>	

（注）評価点数は 5（高い）～1（低い）

平成 27 年度第 2 回検討委員会（公募研究評価）評価結果（その 3）

研究 テーマ	天然バリアと人工バリアの力学特性を考慮した放射性廃棄物処分施設の 長期的な力学挙動予測システムの開発 金澤 伸一（福島高専）	
	評価項目	評価（平均）
	・実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。	3.3
	・実施研究は新規性・独創性があるか	3.2
	・地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか	3.2
	・次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か	3.2
自由 意見	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 供試体の製作条件を吟味して、何をコントロールして、何を見るのかなど、整理した方がいいのではないか。</li> <li>・ マイクロクラックが原因で強度低下するとの考察があるが、本当に温度によってマイクロクラックが入るのかどうか、検証したほうがいいのではないか。</li> <li>・ 今回の実験結果が、どのようにシミュレーションに生かせるのかについての説明もあると分かりやすい。</li> <li>・ 何の（固体/液体/気体）力学特性をどのような条件の下に把握しようとしているのか、もう一度整理し直して下さい。</li> <li>・ ベントナイトの、実験による状態変化の状況を観察するなど、温度 vs 圧力、あるいは男性係数の変化のプロセスを従来の研究データ（文献）との比較を含めて、もっと科学的に議論して欲しい。</li> <li>・ ベントナイトを継続的に冷やすとは地温以下にすることでしょうか？ 実験直後は比較的温度が高く、また埋め戻し後、ある一定期間継続するので、冷却は難しいと考えます。</li> <li>・ 圧縮試験用の試料作製で用いられている含水比と、膨潤量試験結果の図で用いられているの含水比は同じ定義になりますでしょうか？ ご確認願います。</li> <li>・ 力学モデルのシミュレーターを構築するという目的に対しては、弾性論を用いて全体を構成しようと考えていますが、ベントナイトに対して弾性論を適用する妥当性を説明して頂ければ良いと思います。</li> </ul>	

（注）評価点数は 5（高い）～1（低い）

平成 27 年度第 2 回検討委員会（公募研究評価）評価結果（その 4）

研究 テーマ	硝酸塩影響評価のための高イオン強度下における アクチノイドの溶液化学的研究 小林 大志（京都大学）	
	評価項目	評価（平均）
	・実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。	4.4
	・実施研究は新規性・独創性があるか	4.2
	・地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか	4.4
	・次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か	4.2
自由 意見	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 重要な研究成果が生まれている。</li> <li>・ 順調に研究が行われているように思えるが、データが合わないコロイドの表面電位の解釈については、もう少し解析を進めてほしい。</li> <li>・ 今後も計画通り研究を進めてほしい。</li> <li>・ 溶解度について非常に意味のあるデータが出ていますので、ぜひアクチノイドについて調べて下さい。</li> <li>・ pH&gt;10 のコロイド粒径も測定できると思いますので、アルカリ影響を考える上で、さらに検討していただければと思います。</li> <li>・ NaNO<sub>3</sub> 2.0M の場合の計算値とデータとの差が大きいに思います。データの精度と含めて、ご検討頂ければよいと思います。</li> <li>・ 表面電位=ゼータ電位を前提とするモデルの妥当性について、もう少し考察を進めていただけると良いでしょう。熱力学データの取得は地味な研究ですが、重要な基礎研究と言えらと思います。</li> </ul>	

（注）評価点数は 5（高い）～1（低い）

平成 27 年度第 2 回検討委員会（公募研究評価）評価結果（その 5）

研究 テーマ	地層処分の性能評価の精緻化を目指した薄片状雲母を用いた 核種の収着メカニズムに関する基礎的研究 千田 太詩（東北大学）	
	評価項目	評価（平均）
	・実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。	4.2
	・実施研究は新規性・独創性があるか	4.6
	・地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか	4.2
	・次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か	4.0
自由 意見	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 面白い結果が生まれており、今後の解析が楽しみである。黒雲母が変質した緑泥石や絹雲母などの特性が明らかになると、さらに解析が進むのではないかと。</li> <li>・ 基礎的ではありますが重要な仕事ですので、頑張って続けて下さい。全体像とねらいが難しい話ですので、わかりやすい説明をして下さい。</li> <li>・ 緑混石、セリサイトの吸着機能が見えてきたことは大きな成果と考える。なので、これらの実験データを実際の地下環境、岩盤への反映をもっと明確に詰めてほしいと考える。特にナチュラルアナログ的時空間はプロセスとしての考え方、天然バリア機能としての挙動を示して行ければいいのではないかと期待する。</li> <li>・ pH に対する Eu の化学形態の違いについての考察をより深く進める事を期待します。収着メカニズム考察に対してはゼータ電位の測定が有効と考えます。</li> <li>・ 解説によって研究の意義がよく分かりました。他の研究でも、このような解説を期待します。着実に研究が進められていると思います。更なる研究の進展を期待します。</li> </ul>	

(注) 評価点数は 5（高い）～1（低い）

平成 27 年度第 2 回検討委員会（公募研究評価）評価結果（その 6）

研究 テーマ	高レベル放射性廃棄物処分に関わる アジェンダ・セッティング（政策課題設定）の基礎的研究 小松崎 俊作（東京大学）	
	評価項目	評価（平均）
	・実施研究は計画通りに進められているか。進められていない場合、改善のための工夫や計画の変更を適切に行っているか。	4.2
	・実施研究は新規性・独創性があるか	4.2
	・地層処分事業へ寄与できる成果が上がっているか	3.6
	・次年度以降の研究計画・スケジュールは妥当か	4.0
自由 意見	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ なかなか難しい問題で、こういう形で取り組んで頂いていることに感謝します。色々な形で参考にしていきますので、研究をお進め下さい。</li> <li>・ 情動的ステップから理性的ステップに移行するために必要な事項が本研究において（最終年度までに）整理できればいいと思います。</li> <li>・ 重要な研究で貴重な情報が多数（私は）得られました。今後とも分析を進めて、できれば具体的な提案をいくつか示していただければと思います。</li> <li>・ 順調ではないが、目的に向かって研究が行われている。</li> <li>・ 難しい問題ではありますが、重要な問題なので、是非研究を進めて、解を見つけていただきたい。</li> <li>・ H28 年度の日本の事例分析に再稼働問題、1F 廃棄物問題を取り上げるとの事、期待しております。</li> </ul>	

（注）評価点数は 5（高い）～1（低い）

## 2.4 地層処分基盤研究開発に関する進捗状況の中間評価とチェックアンドレビュー

平成 17 年 7 月に設置された調整会議の活動をとおして、我が国における地層処分に関する国の基盤研究開発に関する全体計画の初版が平成 18 年 12 月に公表された[1][2](平成 21 年 7 月に改訂版公開)。また、平成 22 年には地層処分と TRU 廃棄物の地層処分に関する全体計画が統合された改訂版の全体計画が公表された[3]。

その後、平成 24 年度に、平成 25～29 年度における地層処分に関する国の基盤研究開発の方針に関する全体計画[4]が策定され、さらに平成 25 年度において、その全体計画に沿って展開される詳細な研究開発計画（研究開発マップ）[5]が策定された。

本事業においては、全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）について、平成 26 年度に地質環境、工学技術、性能評価分野については中間評価を行い、見直しを実施することとなっている（図 2.4-1 参照）。ただし、平成 26 年度は、改訂において TRU 廃棄物処分技術分野の課題について性能評価分野、工学技術分野に統合する方針としていたが、統合する作業に時間がかかるなどの事情のため、調整会議の各分野 WG（地質環境分野、工学技術分野、性能評価分野、直接処分分野）における全体計画の改訂作業を実施し、分野別委員会等における有識者レビューは平成 27 年度に入ってから実施することとしていた。



図 2.4-1 地層処分基盤研究開発に関する全体計画（平成 25 年度～29 年度）の研究開発課題とマネジメント

また、中間評価においては、全体計画に示されているフェーズ 2 の重点化課題及びフェーズ 3 の課題について、それぞれ次の視点で評価を行うこととしている。

- フェーズ 2 の重点化課題：平成 26 年度までの成果の確認と今後の継続の必要性（他の課題への発展を含む）
- フェーズ 3：平成 26 年度までの進捗状況の確認・レビューと計画・目標の見直しの必要性

上記を踏まえて本事業では、第 2 章で述べた大学等における処分技術に関する研究テーマの研究開発内容・進捗状況に関するチェックアンドレビューのため設置した検討委員会（親委員会及び分野別委員会（地質環境、工学技術、性能評価、直接処分の 4 分野））において、全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）に示された地層処分基盤研究開発に関する研究開発課題の実施状況の中間評価・チェックアンドレビューを実施した。

#### ・検討委員会の開催

前述のように、平成 26 年度に実施予定であった全体計画（平成 25 年度～平成 29 年度）の検討委員会による中間評価のため、調整会議ではその検討に着手し、上記で示されている 2 つの視点にあるように、フェーズ 2 の重点化課題の成果及び今後の継続の必要性について、また、フェーズ 3 の研究開発課題に関しては平成 26 年度までの進捗状況の確認・レビューと計画・目標の見直しの必要性について、各分野ワーキンググループ（地質環境、工学技術、性能評価分野）において整理・説明資料の作成等を実施した。なお、直接処分分野については、研究開発の進捗等を踏まえて今年度は中間評価を行わないこととなった。

調整会議による委員会資料の準備と並行して、事務局では中間評価の概要、位置付け、その後の計画等を説明する資料等の作成、委員会の日程調整や会場の手配、委員会の進行スケジュールの作成等の、委員会運営のための作業を行った。また、委員会開催後は議事録の取りまとめ等の作業も行った。地質環境、工学技術、性能評価の各分野における検討委員会は以下の日程で開催された。

日時	委員会名称
平成 27 年 7 月 2 日	第 1 回検討委員会 分野別委員会（性能評価）

平成 27 年 7 月 6 日	第 1 回検討委員会 分野別委員会（工学技術）
平成 27 年 7 月 15 日	第 1 回検討委員会 分野別委員会（地質環境）
平成 27 年 8 月 12 日	第 2 回検討委員会 分野別委員会（工学技術）

各分野における委員会での議論や進捗状況を踏まえて、工学技術分野では第 2 回委員会も開催された。また、地質環境分野についても第 2 回委員会を開催予定であったが諸事情により中止となったため、代替方法として各委員を訪問することにより意見交換を行った。委員会におけるコメントについては、各分野 WG において対応等の検討を行い、今後の課題の実施等に反映していくこととしている。

その他、全体計画の中間評価・見直しに資する海外文献の翻訳を行った。

#### 2.4.1 外部有識者委員会で得られた意見の概要

前述した委員会の開催により委員から得られた研究開発の進捗状況に係る主な意見の概要について以下に整理する。

##### ○地質環境分野

（全般的な意見）

- 各課題について、特段の進捗の遅れはなく、具体的な成果が上がってきているが、成果を強調し、メリハリのある提示方法を検討すべきである。良い意味で、各機関の特色を出してほしい。

（研究開発成果（フェーズ 2、3）に関して）

- 地質構造モデルの構築に関して、ブロックスケールでは、もう少し詳細な構造に着目する必要がある。第 1 段階の予測は、第 2 段階の結果から概ね正しいと言えるかもしれないが、第 2 段階では、詳細な構造を予測していくという作業が今後、必要になってくると思われる。
- NUMO への技術移転を考えると、各スケール・段階において把握しておかなければならない構造の規模に関する情報が重要となる。そういう観点で研究を進めるべきと考えられる。
- ヘリウム同位体比の分布図に関して、結果の出し方には注意が必要である。スケールとプロットの示し方で相関の有無の解釈が異なってくることがある。この評価技術が

サイト選定のどの段階で使えるのかどうかという、技術の適用性や精度の問題を提示することが重要である。これにより、地表からの調査で示すべき情報なども明らかにすることができる。

- フェーズ 3 に向け何が課題なのか、技術としてある程度確立されているものと、開発を継続すると精度を向上することができるものを明確にできるとよい。
- 沿岸域に関しては、調査技術の整備が必要である。既存調査技術が海底、沿岸域での調査に適応するかを確認する必要がある。
- いくつかの課題で、地震・応力関係の深度依存性を示す結果が出てきているが、岩種の違いなど、どの程度一般性があるのかを意識したまとめ方をすることが重要である。
- 安全評価とのリンクがわかりにくいいため、例えば、地質環境の不均質性の把握については、水みちなどとの関係で把握する必要がある、といったことを意識した方がよい。
- 弾性波トモグラフィーに基づいた地震波反射断面構造の解析を行っているが、地表ではなく井戸の中で仮想的に発振可能とすることで構造を調べられるサイスミックインターフェロメトリの技術を適用することも検討して欲しい。

## ○工学技術分野

全般的な意見として、委員会資料における成果等の記載について具体的に記載すること、一方で冗長な記載とならないように等の指摘がなされた。また、研究開発の担当者が交替した場合等に、新しい担当者が後で見たときに流れが分かるように、実施された研究課題及び未実施の課題等が理解しやすい資料を作成しておくことについての意見があった。

(研究開発成果 (フェーズ 2、3) に関して)

- 巨大地震・津波への対策技術開発に関する課題の内、操業中の火災事象を想定した作業員安全確保の評価において、斜坑と立坑とでは避難のやり方に違いがあると考えられる。避難がクリティカルな問題ならば斜坑か立坑かを決定付ける可能性がある。
- 緩衝材の基本特性等に関する課題で、緩衝材の基本特性の測定手法に関する標準化については、国内外の学会等の外部での標準化も考慮すべき。
- 緩衝材定置技術の適用性に関する課題では、処分孔が変形していた場合の対応や、あるいは実際に石などを処分孔に置いて定置した場合に、どのような挙動になるか調査することも検討して欲しい。
- 人工バリアの品質管理計画に関する課題で、緩衝材ブロック単体での品質管理項目は

あるが、緩衝材ブロックは敷き詰めることで性能を発揮するため、実際の処分場で多数の施工を行う際には、隙間や抜け等の敷き詰めに関する品質管理が必要ではないか。

- 岩盤長期力学挙動予測解析の課題に関して、大久保モデルは透水現象を扱えないはずである。現状では大久保モデルしかないので、今後新しいモデルを作成することも重要な課題となってくると考えられる。
- 人工バリアのせん断挙動に関する課題について、課題の位置づけと成果の使い方（処分孔の選定を目的とした岩盤の指標等）を整理すべきである。また、せん断を受けたオーバーパック、緩衝材が安全機能を維持できるのかについても検討すべきである。

## ○性能評価分野

（全般的な意見）

- 全体的には、フェーズ 2 は計画通りの成果が出ているし、フェーズ 3 は課題設定と進捗も妥当と考えられる。
- 今後はそれに加えて、フェーズ 3 の課題設定についてはリアリスティックなデータを得られるよう、余裕のある研究開発計画で進めてほしい。テーマ間の連携を意識して研究開発を進めことで成果の濃淡を解消していくことも必要。
- 最終処分基本方針では可逆性・回収可能性を担保するということから、今後はモニタリングが必要となり、埋設した廃棄物の計測技術・測定技術の技術革新が今後重要となると考える。

（研究開発成果（フェーズ 2、3）に関して）

- 性能評価分野では天然バリア、人工バリアの性能等の幅広い様々な分野の評価が必要である。信頼性向上のためには、各分野の成果をいかに組み合わせて全体性能を示すかが課題である。各成果が個別に集まっていることは理解できるが、それらの統合結果からのバックフィット部分が見えない。次の研究開発へのフィードバックについて、具体的かつ重点的に検討すべきである。
- 地層処分事業において可逆性・回収可能性を担保するということは、より良い処分方法が開発されれば地層処分そのものも見直す可能性があることを意味する。今後はそれに応じた設計・性能評価の更新ができるようにしていくことが必要。それらの技術が事業における照査技術にもなることから、NUMO が事業に活用可能なように意識して研究開発を進める必要がある。

- フェーズ 2 の成果は当初の計画通りと思われる一方で、地層処分事業の現状とずれがあるような印象を受ける。次に何をすべきか、どのように展開するのかを念頭において研究開発を進めるべき。例えば、ステークホルダーにとっては地震・断層に関心があると思われるが、性能評価においてその不確実性にどう答えていくかということが重要になる。
- 不確実性は必ず残るため、今後は事業についてロバスト的な運用をしていくことが重要である。
- 「リアリスティックモデリング」にはリアリスティックなデータが必要であり、それは地下研で取得される実データである。地下研での実データ取得を充実させるとともに、原位置条件と関連付けた室内試験データを適切に組み合わせて、原位置を再現可能なモデルを構築、検証していくことが重要である。
- テーマは横並びで示されているが、それぞれの成果の程度に大きく濃淡がある。テーマ間でもっと密接な連携をとるべき。各研究課題間での情報の共有、情報の整合が必要である。
- 生活圏評価で、表層環境の時間的変遷を考えているが、これは「環境の変遷以外に生活様式の変化もある」ということに発展する。すなわち、この評価は様式化という概念に触れていく。様々な試みは推奨されるが、検討の考え方や位置付けは整理すべき。
- バイオフィーム形成については、処分開始から核種移行発生までかなりの時間経過があるため、その時点での栄養塩濃度の状態に応じた考え方を整理することも含めてフェーズ 3 の研究を進めるべき。
- TRU 廃棄物処分に係る課題では pH、カルシウム、イソサッカリン酸、硝酸塩等様々な化学物質の影響を調べているが、研究開発において優先順位が見えた方が良い。
- 核種移行評価の課題で、セメントのひび割れの解析結果をどう検証するのか。どのような計測器をどのように配置して何を測定すれば検証可能なデータが取得可能か。事業者が有効に技術を使えるように、解析技術とその検証データを取得するための計測技術とのペアリングを考えて両方の技術開発を行うことが今後重要である。
- ガス移行評価で、ガス発生量の大小以外に、廃棄物の埋め戻し工程次第でガスを逃がせる場合もあり、その状況を考慮しながら研究を進めるべき。ガス発生と放射線分解はリンクしており、留意が必要である。

## 参考資料

- [1] 資源エネルギー庁, (独) 日本原子力研究開発機構, 高レベル放射性廃棄物及びTRU廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体計画, 2006 (2009改訂版)
- [2] 資源エネルギー庁, (独) 日本原子力研究開発機構, TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画, 2006 (2009改訂版)
- [3] 資源エネルギー庁, (独) 日本原子力研究開発機構, 高レベル放射性廃棄物及び TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体計画, 2010
- [4] 地層処分基盤研究開発調整会議, 地層処分基盤研究開発に関する全体計画 (平成 25 年度～29 年度) , 2013
- [5] 地層処分基盤研究開発調整会議, 地層処分基盤研究開発に関する全体計画【研究開発マップ】 (平成 25 年度～29 年度) , 2014

別添資料 実施研究報告

# 研究報告 1

断層周辺の地下水流動特性および  
物質移行特性に関する包括的研究

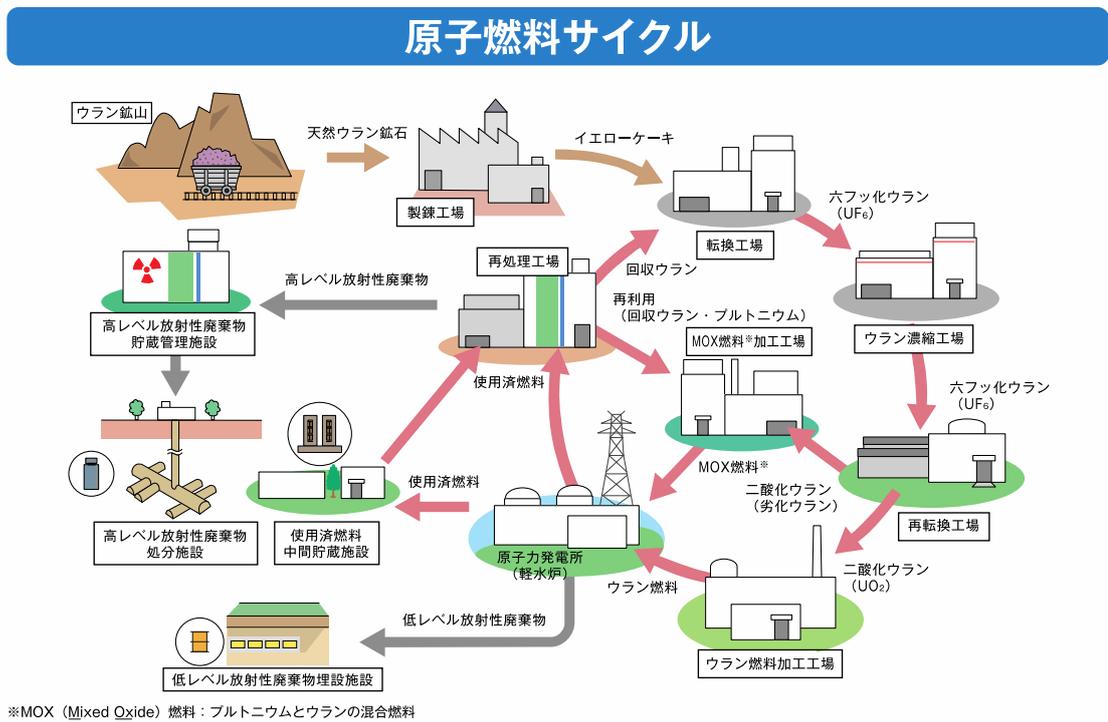
京都大学 大学院工学研究科

柏谷 公希

## 1. 背景と目的

原子力発電で使用されるウランは有限な資源であることから、その有効活用が必要である。そのような観点から、日本では使用済み原子燃料から原子燃料として使用できるウランやプルトニウムを抽出し、再度発電に利用する原子燃料サイクル(図1)に関する研究開発が進められている。原子燃料サイクルの中で発生する放射能の高い廃液はガラスとともに固化され、高レベル放射性廃棄物として処分される。

放射性核種の崩壊により高レベル放射性廃棄物の放射能が生物に悪影響を及ぼさないレベルまで低下するには非常に長い時間を要する(図2, 図3)。その間、生物圏への悪影響を防ぐため、高レベル放射性廃棄物は地下300m以深に地層処分する計画となっている。地層処分では処分サイト周辺の岩盤に相当する天然バリアと、ガラス固化体、ガラス固化体を収めるオーバーパック、粘土鉱物を主成分とし透水性が非常に低いベントナイト緩衝材などの人工バリアからなる多重バリアシステムにより高レベル放射性廃棄物が封じ込められる。



7-2-1

原子力・エネルギー図面集 2015

図1 原子燃料サイクルの概要 (電気事業連合会, 2016)

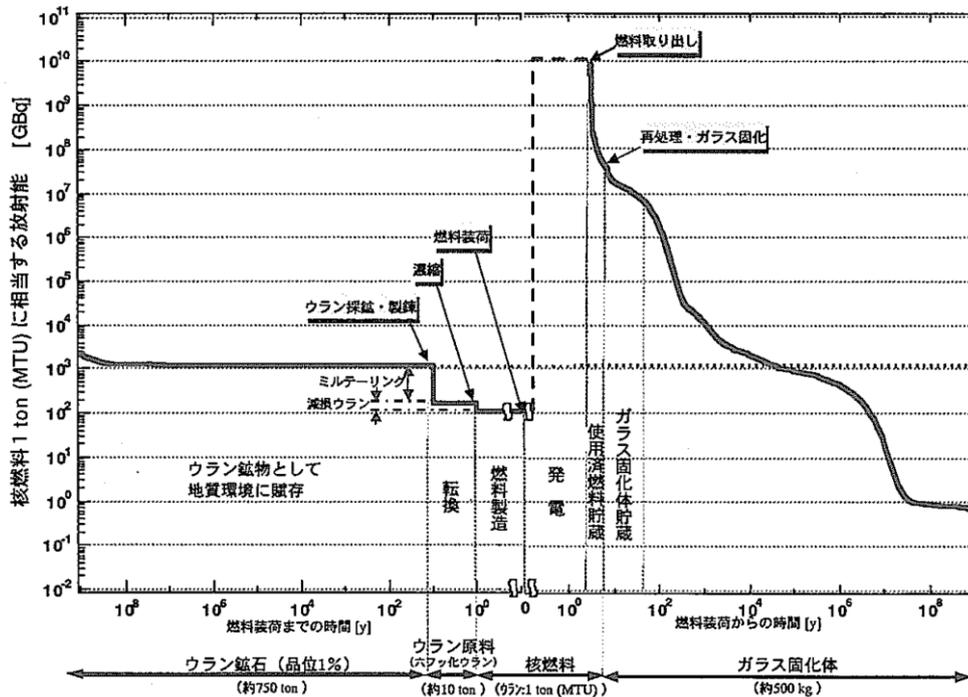


図2 高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の放射能の減衰  
 （濃縮度4.5%の核燃料1MTU相当，核燃料サイクル開発機構，1999a）

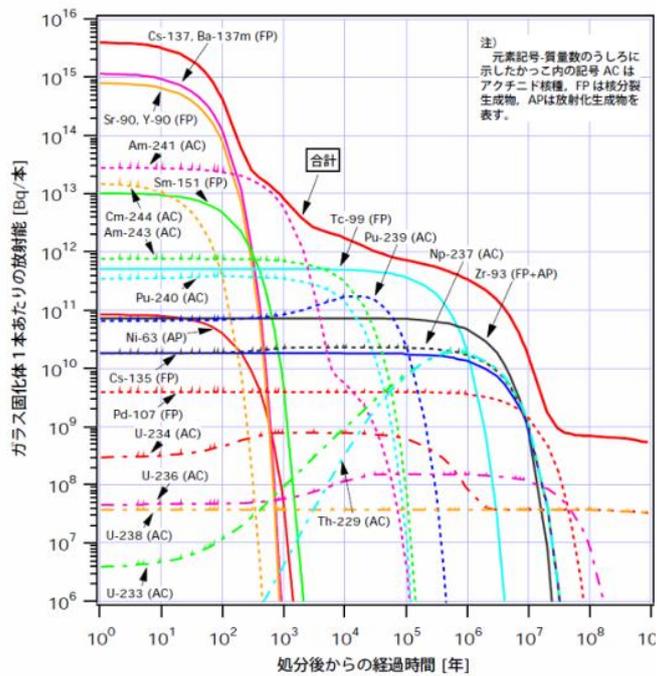


図3 ガラス固化体の放射能および各放射性核種の放射能の経時変化  
 （核燃料サイクル開発機構，1999a）

現在検討されている処分方法である地層処分の安全性を担保するためには、その安全評価が必要不可欠である。地層処分の安全評価では、廃棄された高レベル放射性廃棄物が生物圏に影響を及ぼしうるプロセスとして、地下水プロセスと接近プロセスが考慮されている。その中で、地下水プロセスは地下水の作用により廃棄体に含まれる放射性核種が生物圏に移行するとするプロセスであり、接近プロセスはマグマの貫入による地殻変動や処分場への人間の侵入、隕石の落下による処分サイトの露出などにより生物が廃棄体に接近可能な状態となり、悪影響が生じるとするプロセスである（図4）。なお、日本における地層処分の技術的信頼性を示し、処分サイト選定や安全基準策定の技術的根拠と位置付けられる地層処分研究開発の第二次とりまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999b）では、適切なサイト選定とサイトの特性に応じた工学的対策が達成された場合、接近シナリオで懸念されるような事象が発生する可能性は低いとされている。

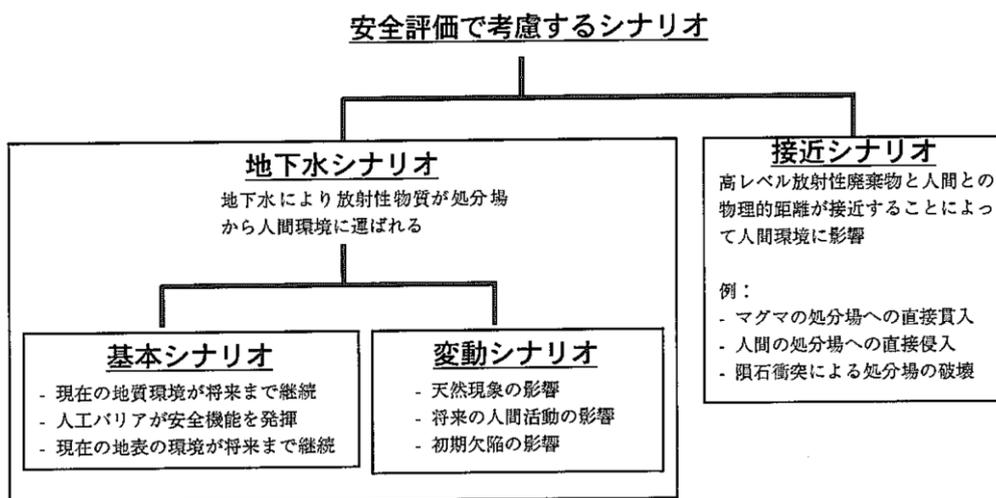


図4 第二次とりまとめで検討された安全評価シナリオ  
(核燃料サイクル開発機構，1999b)

地下水シナリオで考慮されるような、地下水による放射性核種の移行に関する安全評価を行う上で、処分サイト周辺の地下水流動特性の把握が必要となる。その中で、断層は高透水性の断層角礫や低透水性の断層粘土など、その内部構造に応じて Conduit, Barrier, Conduit-Barrier 複合体として機能し（例えば，Caine et al., 1996），多様な水理特性を示す。そのため、断層は地殻中で水理学的に特異な構造であるといえる。地下水流動や物質移行において、断層がどのような役割を果たすのかを明らかにすることは、適切な処分サイトを選定し、処分サイトの中で廃棄体を埋設する処分パネルの配置や構造を最適化する上で必要不可欠である。

そこで本研究では、断層破碎帯と断層ガウジが共存する断層が周辺の地下水流動や物質移行に及ぼす影響を明らかにすることを目的とする。本研究を通して、断層の地下水

流動および物質移行における移行経路あるいは障壁としての機能に関する知見が得られるとともに、地下水流動と物質移行に関わる断層の特性を理解するために必要となる技術が構築される。その結果、地下水シナリオに基づく安全評価を行う際に、断層の特性をどのように評価し、地下水流動や物質移行における断層の機能をどのように考えればよいのか、さらには断層の機能を積極的に活用した地層処分は可能か、などについて理解が深まることが期待される。

## 2. 全体研究計画（4 ヶ年における全体計画）

本研究では、モデルサイトとなる断層を選定し、その周辺で岩石の浸透率や破碎構造、地下水の水理ポテンシャルに関するデータを取得する。これらのデータに基づいて、断層周辺の水理地質モデルを構築し、地下水流動解析を行うことで地下水流動における断層の機能を明らかにする。さらに、断層周辺の鉱物組成や化学組成の空間分布、地下水の物理化学特性の空間分布を推定する。地下水流動解析の結果とあわせて物質移行解析を実施し、地下水における環境トレーサーの空間分布を予測する。物質移行解析の結果と実測された環境トレーサーの濃度や同位体特性の空間分布を比較することにより、解析結果を評価、検証する。

平成 26 年度は、日本国内に存在する断層に関する文献調査を行い、モデルサイトとする断層を選定するとともに、選定された断層で原位置調査を行うための準備を行った。また、代表的な環境トレーサーの 1 つである六フッ化硫黄 ( $\text{SF}_6$ ) を分析するための分析システムを作製し、その分析手順を確立した。

平成 27 年度は、平成 26 年度にモデルサイトとして選定された断層周辺で岩石の浸透率測定と破碎構造のキャラクタリゼーションを行うとともに、鉱物組成および化学組成の空間分布を推定する。また、断層周辺の地下水の水理ポテンシャルの空間分布も把握する。得られたデータに基づいて水理地質モデルを構築し、地下水流動解析を行うことで断層周辺における地下水の流動状態を明らかにする。

平成 28 年度は、断層周辺で地下水試料を採取し、 $\text{SF}_6$  を含む環境トレーサーの分析を行う。また、地下水の物理化学特性に関するデータも取得し、これらの空間分布を推定する。

平成 29 年度は、前年度までに得られたデータに基づいて、水・岩石反応を考慮した物質移行モデルを構築する。地下水流動解析で算出された地下水流動状態も考慮して物質移行解析を行い、地下水の環境トレーサーの濃度や同位体特性の空間分布を予測する。環境トレーサーの分析結果から推定された空間分布と、解析結果とを比較することにより、モデルから算出された地下水流動状態と物質移行状態の妥当性を検証する。

### 3. 平成 26 年度の成果概要

平成 26 年度は、日本に分布する断層について文献調査を行い、本研究のモデルサイトとなりうる断層を選定し、研究を実施するために必要となる各種調整を行った。また、地下水に含まれる六フッ化硫黄 ( $\text{SF}_6$ ) を分析するための分析システムを作製した。

#### 3.1. 研究対象とする断層の選定

本研究の目的を達成するためには、断層周辺に分布する岩石の浸透率（透水係数）や鉱物組成、化学組成、地下水の物理化学特性や環境トレーサーの特性などの空間分布を把握する必要がある。日本国内に分布し、集中的な調査によりデータの蓄積が進んでいる（多くの文献がある）主立坑断層、月吉断層、跡津川断層系、野島断層に関する文献調査を行い、本研究で必要となる断層周辺の水文、水理、地質、地化学などに関する多岐にわたる項目の調査、モニタリングが行われており、データが蓄積され、公開されていること、主立坑断層の直近に研究坑道が展開されており、原位置での断層の観察や各種計測、サンプリングが可能であること、リージョナルスケール、ローカルスケールでの地質構造や地下水流動状態に関するデータ収集やモデル構築も進められており、断層周辺のサイトスケールで解析を実施する上で境界条件を設定しやすいことなどを考慮し、主立坑断層と月吉断層を対象に研究を実施することとした。

#### 3.2. $\text{SF}_6$ 分析システムの作製

気体試料や水試料に含まれる  $\text{SF}_6$  の濃度を分析するための分析システムを作製した。 $\text{SF}_6$  は無色、無臭、無毒性、不燃性などの性質を有し (Busenberg and Plummer, 2000)、電気設備の絶縁体などの用途で産業利用されている化合物である (Ko et al., 1993)。 $\text{SF}_6$  は環境中での化学的安定性が高く、大気、陸水、海水などととも循環することから、環境トレーサーの一つとしてそれらの循環状態を把握する目的で分析が行われている (例えば、Kashiwaya et al., 2014)。

平成 26 年度に作製した分析システムの写真と模式図を図 5 と図 6 に示す。分析方法は Purge and Trap GC-ECD 法と呼ばれるもので、地下水試料に溶存する  $\text{SF}_6$  をキャリアガスにより追い出し (Purge)、吸着剤に捕集 (Trap) した上で電子捕獲検出器を備えたガスクロマトグラフ (GC-ECD) に導入して分離・検出するものである。本システムでは水試料と気体試料の  $\text{SF}_6$  濃度を求めることができる。上述の分析手順に対応して、分析システムは抽出部と捕集部、検出部と、GC の制御とデータ解析に用いる PC に大別することができ、抽出部ではキャリアガスである窒素ガスを通気し、バブリングする

ことで水試料に含まれる  $\text{SF}_6$  をキャリアガスに抽出する。捕集部ではキャリアガスあるいは気体試料に含まれる  $\text{SF}_6$  をドライアイスとエタノールによって冷却したトラップで捕集する。トラップを加熱することで捕集された  $\text{SF}_6$  を脱着させ、GC-ECD に導入して分離・検出する。平成 26 年度はこのような一連の分析に使用する分析システムを構築するとともに、その分析手順を確立した。



SF<sub>6</sub>抽出部

SF<sub>6</sub>濃縮部

検出部  
(GC-ECD)

GC制御用  
データ処理用  
コンピュータ

図5 SF<sub>6</sub>分析システムの外観写真 (柏谷, 2015)

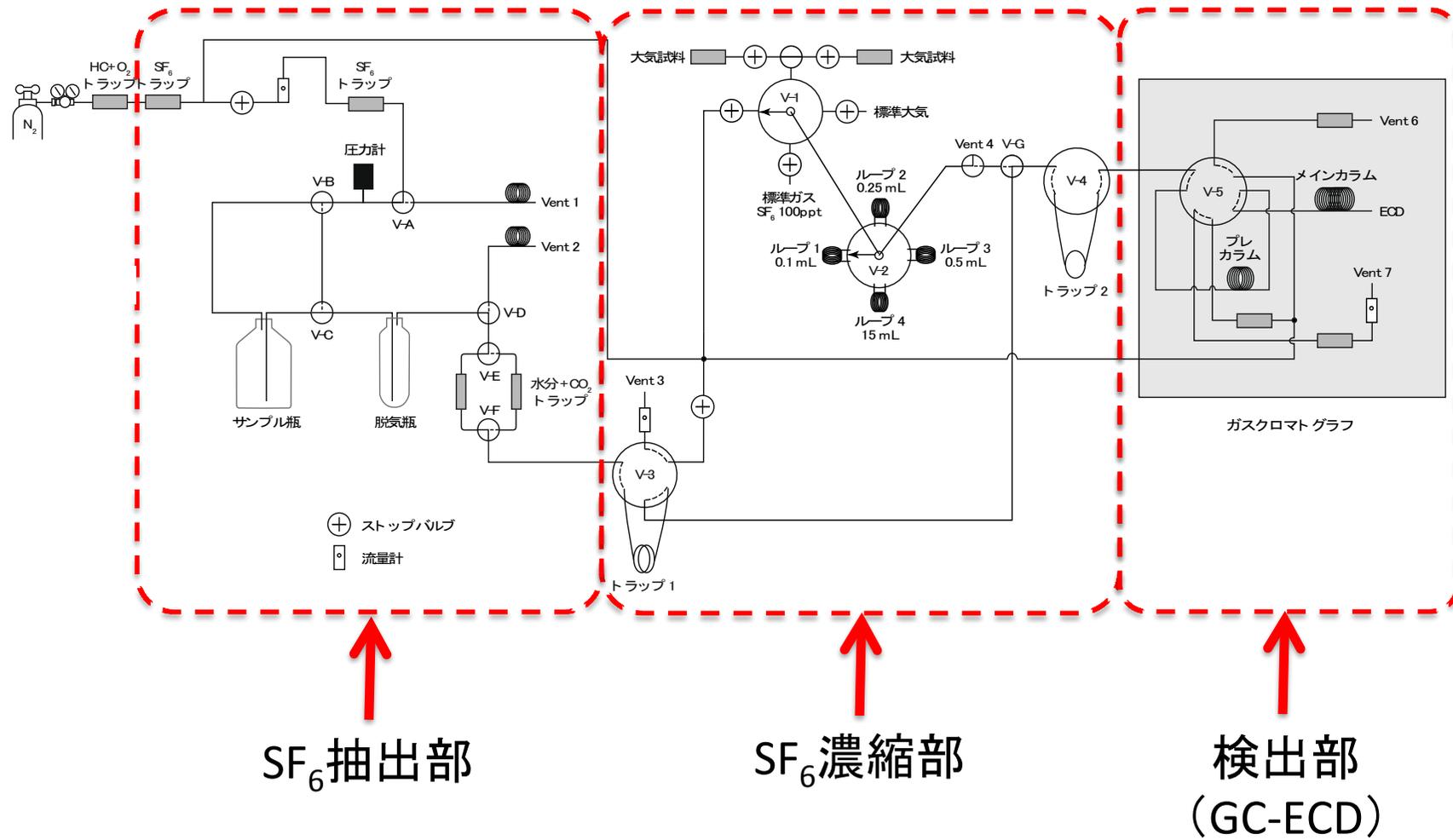


図6 SF<sub>6</sub>分析システムの模式図 (柏谷, 2015)

## 4. 平成 27 年度研究実施内容

### 4.1. 平成 27 年度の計画, 実施方法

平成 27 年度は, 岐阜県瑞浪地域に分布し, 平成 26 年度に本研究のモデルサイトとして選定した主立坑断層と月吉断層を対象に断層周辺の水理地質モデルを作成し, 地下水流動解析に着手する。水理地質モデル構築のために, 地下水流動を考える上で最も重要なパラメータである浸透率を断層周辺で実測し, その空間分布を推定する。断層周辺における亀裂特性のキャラクタリゼーションを行い, 浸透率の空間分布と比較するとともに, 断層周辺に分布する岩石の鉱物組成や化学組成の空間分布を推定する。なお, 地下水流動解析の結果として示される地下水流動状態や, 鉱物組成, 化学組成の空間分布の推定結果は, 平成 29 年度に実施予定の物質移行解析で利用される。

#### 4.1.1. 窒素ガス圧入式パーミアメータを用いた浸透率測定

断層周辺に分布する岩石の浸透率を実測することにより, その空間分布を高い空間分解能で把握する目的で, JAEA の瑞浪超深地層研究所において, 深度 200m, 300m, 500m の研究坑道の孔壁に露出する岩盤を対象に, パーミアメータを用いた浸透率測定を行った。浸透率測定を行った研究坑道の位置を図 7 に示す。深度 200m の研究坑道では, 主立坑から北東方向に伸びる深度 200m 予備ステージの北西側の坑壁に窓状に露出する岩盤を対象に浸透率を測定した。深度 300m 研究坑道では, 主立坑から北東方向に伸びる深度 300m 研究アクセス坑道の南東側坑壁と, 11m 計測坑道奥の下部に露出する岩盤の浸透率を測定した。深度 500m 研究坑道では, 深度 500m 研究アクセス北坑道の南東側坑壁を対象に浸透率を測定した。横方向に数 m 間隔で 1~5 点の浸透率測定を行った。各測定点では 10 回のデータ取得を行い, 平均値をその測定点の浸透率とした。浸透率の測定点数は深度 200m で 12 点, 深度 300m で 36 点, 深度 500m で 90 点の合計 138 点である。

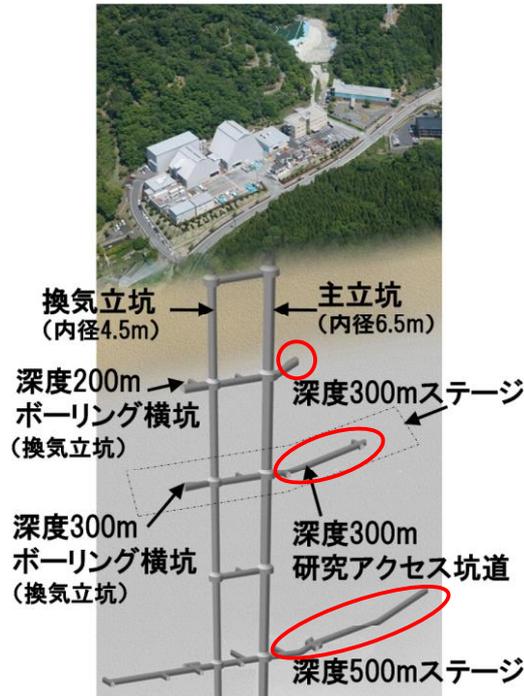


図7 JAERI 瑞浪超深地層研究所の研究坑道計画図（濱ほか，2014）と  
今回浸透率測定を実施した箇所（赤枠で囲んだ部分）

浸透率測定に用いた装置は、窒素ガス圧入式パーミアメータ（TEMCO 社製 M-MP401C）である。本装置はプローブ、窒素ガスボンベ、圧力調整器、流量調整器、圧力計、流量計、装置制御およびデータ解析用 PC から構成される。プローブを岩石試料あるいは岩盤の表面に押し付けて、窒素ガスの流れが定常状態に達した後に浸透率の値を PC に保存する。浸透率 ( $k$ ) は、以下の式（Goggin, et al., 1986）を用いて算出される。

$$k = \frac{2\mu Q_b P T_{act}}{a G_0 (P_1^2 - P_2^2) T_{ref}} 1000$$

ここで、 $\mu$ は窒素ガスの粘性 (cp)、 $Q_b$ は流速 ( $\text{cm}^3$ )、 $P_b$ はリファレンス圧力 (atm)、 $P_1$ は上流側圧力 (atm)、 $P_2$ は下流側圧力 (atm)、 $a$ はプローブ押し付け部のシール内半径 (cm)、 $T_{act}$ は窒素ガスの温度 (K)、 $T_{ref}$ はマスフローメーターのリファレンス温度 (K)、 $G_0$ はプローブ先端部のチップと試料形状に依存する係数（無次元）で、以下の式によって表される。

$$G_0 = \frac{AT_2}{aL^2T_1}$$

ここで、 $A$ はガス流路の平均面積 ( $\text{cm}^2$ )、 $L$ は流路の平均長さ、 $T_1$ は上流側ガス温度 ( $\text{K}$ )、 $T_2$ は下流側ガス温度 ( $\text{K}$ ) である。

また、浸透率  $k$  および透水係数  $K$  と、多孔質媒体を流れる流体（透水係数については水）の流量に関する式は以下の通りである。

$$Q = -k \frac{A}{\mu} \cdot \frac{dp}{dx}$$
$$Q = -K \frac{A}{l} \cdot \frac{dh}{dx}$$

ここで、 $Q$ は流量、 $A$ は流路の断面積、 $\mu$ は動粘性係数、 $dp/dx$ は流路両端での圧力勾配、 $l$ は流路の長さ、 $dh/dx$ は流路両端での導水勾配である。これらの式を比較することで、以下のように浸透率から透水係数を算出できることがわかる。

$$K = \frac{\rho g}{\mu} k$$

パーミアメータで浸透率を測定する際、プローブを岩石試料表面に押し付ける必要がある。プローブを保持する角度や押し付け荷重が変化することで浸透率の測定結果が変化することから、測定中はできるだけこれらの条件を同じにする必要がある。そのため、岩石コアを対象とした測定ではプローブと岩石試料を固定し、押し付け荷重を確認できる治具を使用して測定を行った。

また、原位置岩盤を対象とした浸透率測定では、岩石コア用の治具が使用できないため、図8のような押し付け荷重をモニタリングできるプローブケースを作成し、押し付け荷重を20N程度に維持した状態で浸透率を測定した。本プローブケースを使用した原位置岩盤の浸透率測定の写真を図9に示す。

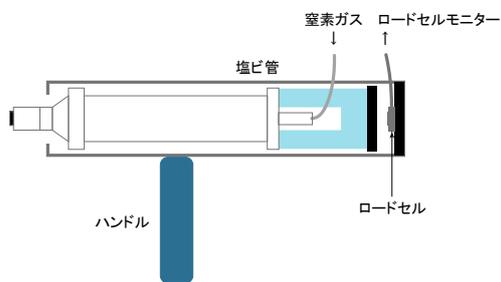


図 8 原位置浸透率測定用プローブケースの模式図（左）と外観（右）



図 9 プローブケースを使用した原位置岩盤の浸透率測定

#### 4.1.2. 断層周辺部の割れ目特性のキャラクタリゼーション

パーミアメータを用いた浸透率測定で明らかとなった浸透率の空間分布を解釈する目的で、坑壁で観察、記載されている割れ目の密度を求め、浸透率と比較した。割れ目密度の算出では、浸透率測定を実施した深度 200m 予備ステージ、深度 300m 研究アクセス坑道、深度 500m 研究アクセス北坑道の壁面展開図(図 10～図 12, 川本ほか, 2012; 川本ほか, 2014) に測線を配置し、本展開図に記載されている割れ目とこの測線が交わる数をカウントした。壁面展開図の区画ごとに、測線と交わる割れ目の数を区画の坑軸

方向の長さで除することで割れ目密度を算出した。

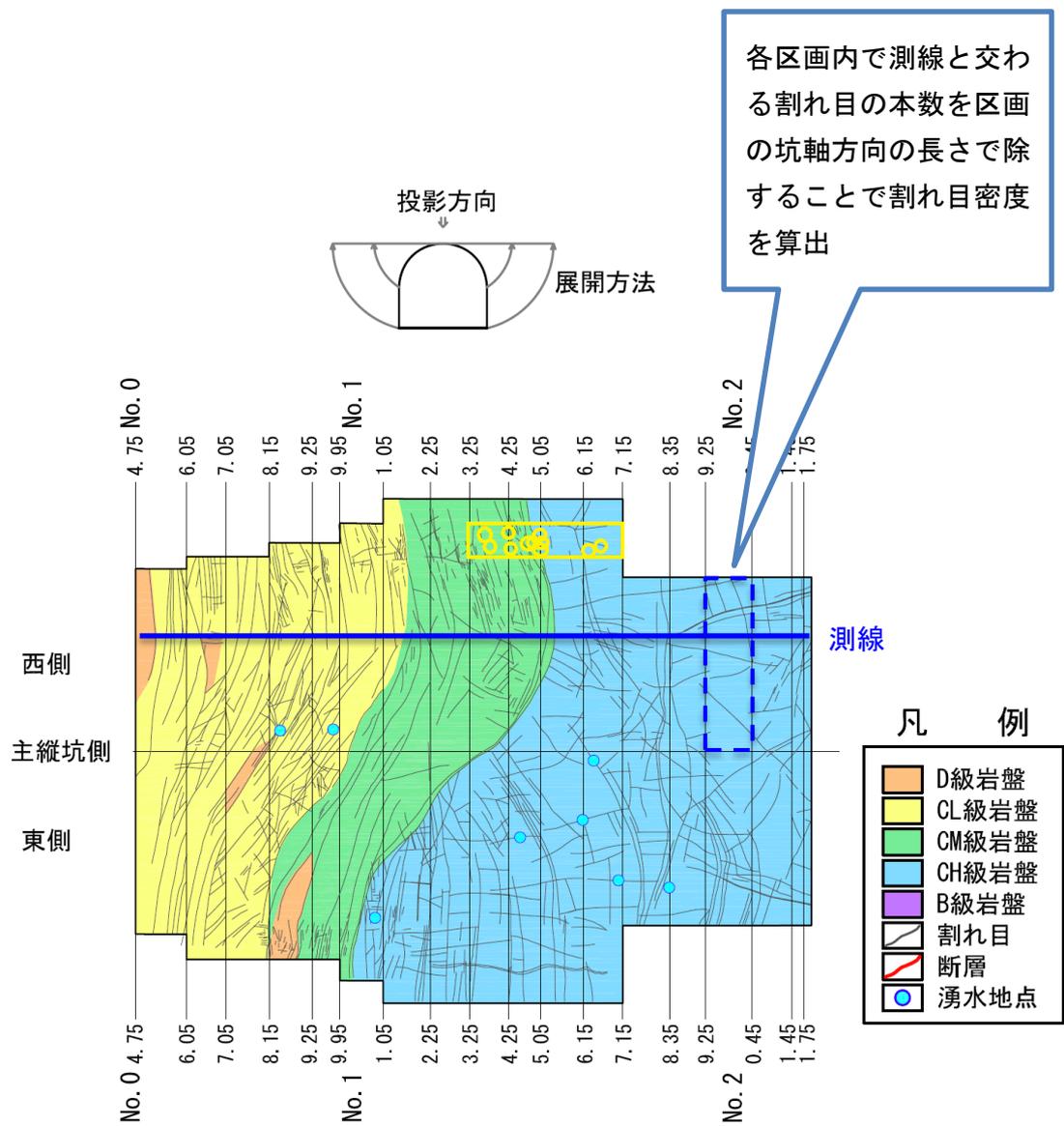


図 10 深度 200m 研究坑道における浸透率測定位置（黄色の中抜き円）と割れ目密度算出のための測線（川本ほか，2012 に加筆）

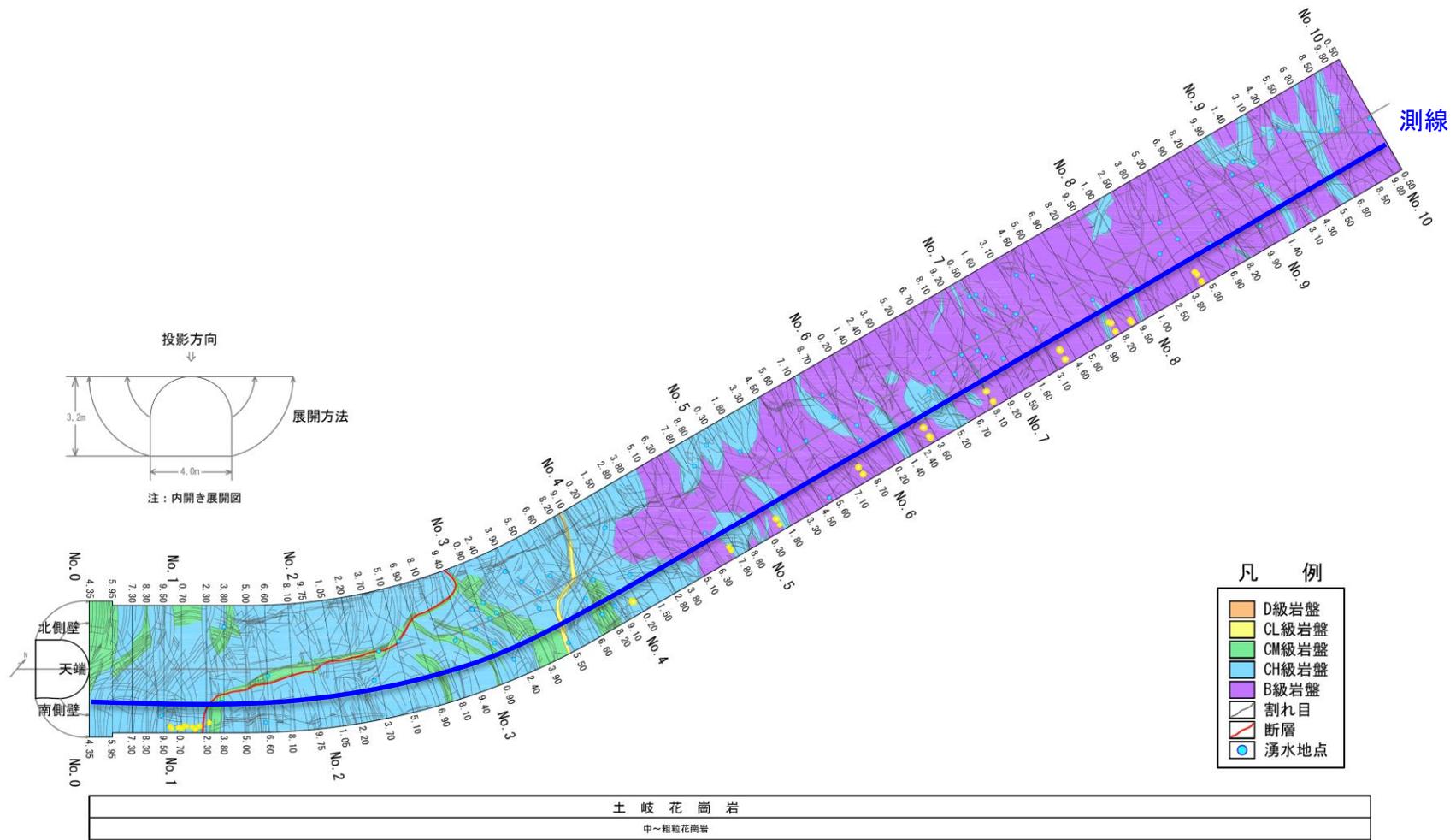


図 11 深度 300m 研究坑道における浸透率測定位置（黄色の中塗り円）と  
割れ目密度算出のための測線（川本ほか，2012 に加筆）

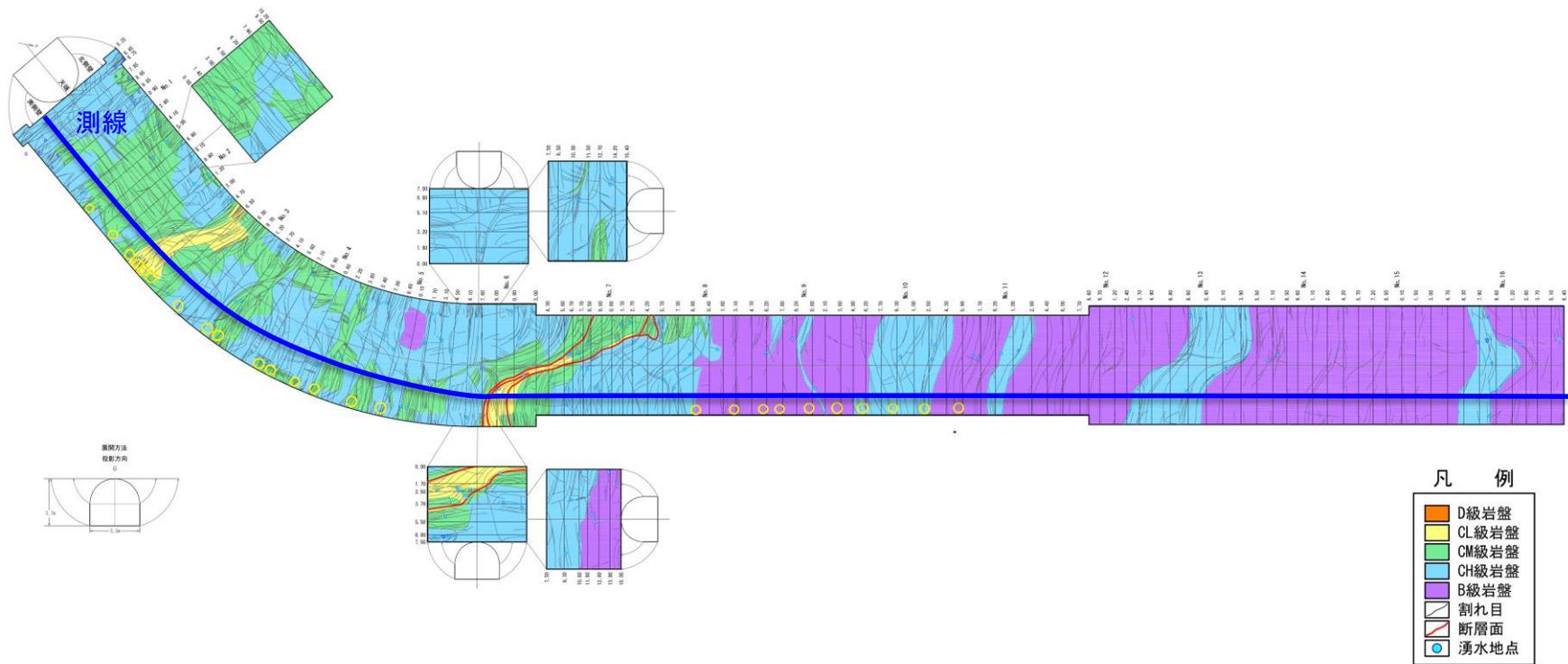


図 12 深度 500m 研究坑道における浸透率測定位置（黄色の中抜き円）と  
割れ目密度算出のための測線（川本ほか，2014 に加筆）

#### 4.1.3. 水理地質モデルの作成と地下水流動解析

原位置の岩盤を対象とした浸透率測定の結果や、水理試験の結果などに基づいて水理地質モデルを作成し、地下水流動解析に着手した。主立坑断層および月吉断層の水理地質構造や水理特性を考慮する前に、まずは岩盤中に1枚の断層が存在するシンプルな水理地質モデルを作成し、地下水流動解析を行うことで、地下水流動に断層が及ぼす影響を把握した。

#### 仮想的な水理地質モデルの作成と地下水流動解析

岩盤中に1枚の断層が存在するシンプルな水理地質モデルとして、図13に示すようなモデルを作成した。グリッド数は奥行き方向150グリッド×横方向150グリッド×深さ方向20グリッドとし、1グリッドあたりの大きさは奥行き方向10m×横方向10m×深さ方向20mとした。以上より、解析領域は奥行き方向1510m×横方向1510m×深さ方向400mとなる。最上部のグリッドを風化帯、それ以下を堅岩帯として、その中に種々の透水係数、傾斜で断層破碎帯および断層ガウジを配置した。解析条件を表1に示す。

表1 仮想的な水理地質モデルを用いた地下水流動解析の解析条件

断層破碎帯の厚さ	水平方向に 30m	
断層ガウジの厚さ	水平方向に 30m	
断層の傾斜	90° 地下水流動の上流方向に 45° , 60° , 76° 地下水流動の下流方向に 45° , 60° , 76°	
涵養速度	最上部のセルに $1 \times 10^{-8} \text{m/s}$ (1mm/日, 平均涵養速度)	
透水係数	風化帯	$1 \times 10^{-5} \text{m/s}$
	堅岩帯	$1 \times 10^{-8} \text{m/s}$
	断層破碎帯	$1 \times 10^{-3} \text{m/s}$ , $1 \times 10^{-5} \text{m/s}$
	断層ガウジ	$1 \times 10^{-8} \text{m/s}$ , $1 \times 10^{-10} \text{m/s}$

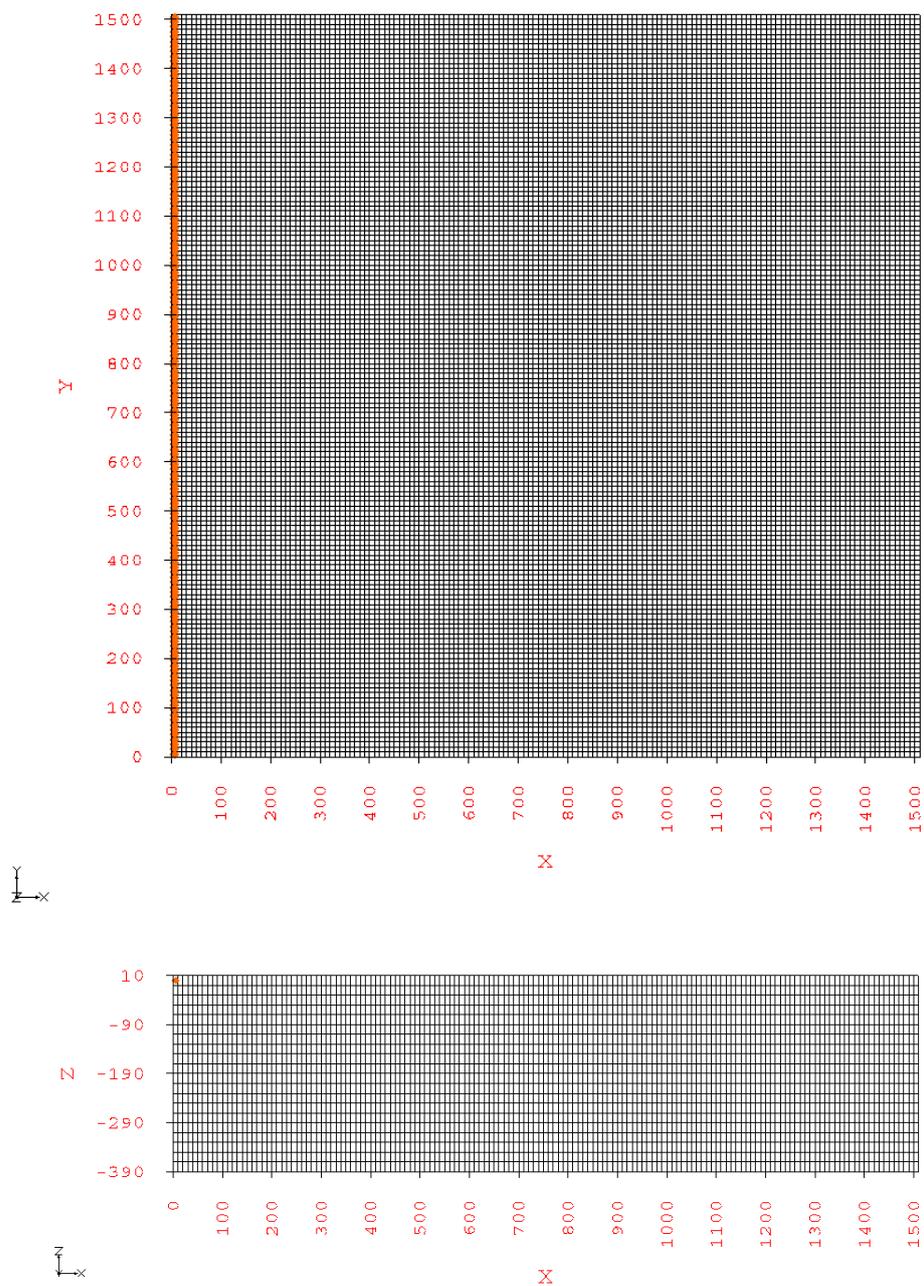


図 13 仮想的な水理地質モデル

地下水流動解析には、アメリカ地質調査所により開発された差分法地下水コードである MODFLOW を使用し、Aquaveo 社製 GMS 上でモデル構築と計算を行った。

## 主立坑断層および月吉断層周辺部の水理地質モデル構築と地下水流動解析

主立坑断層および月吉断層を含む領域の水理地質モデル構築の流れを図 14 に示す。まず、モデル化領域の設定のため、国土地理院が提供する基盤地図情報の 10m メッシュ DEM (図 15) を利用し、ArcGIS を用いて集水域と分水界を抽出した。抽出された北側、東側、西側の分水界をモデル境界とし、不透水境界とした。また、南側境界は土岐川に対応することから、固定水頭境界とした。さらに、モデル化領域を流下する河川である日吉川、狭間川についても固定水頭境界として設定した。地表面標高は経済産業省と NASA により提供されている ASTER GDEM に基づいて設定した。また、研究サイト周辺に分布する主要な地質要素である土岐花崗岩、瑞浪層群、瀬戸層群の境界深度については、JAEA により実施されたボーリング調査の柱状図や表層地質図から読み取り、補間することで設定した。以上を通して土岐花崗岩、瑞浪層群、瀬戸層群の 3 層からなる水理地質モデルを構築した。透水係数は小坂ほか (2012) を参考に、暫定的に土岐花崗岩を  $10^{-7}\text{m/s}$ 、瑞浪層群を  $10^{-7}\text{m/s}$ 、瀬戸層群を  $10^{-5}\text{m/s}$  と設定した。また、涵養速度は  $1\text{mm/日}$  と仮定し、 $10^{-8}\text{m/s}$  とした。

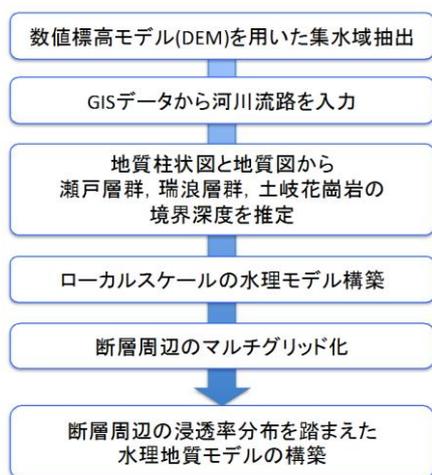


図 14 主立坑断層および月吉断層周辺部の水理地質モデル構築の流れ

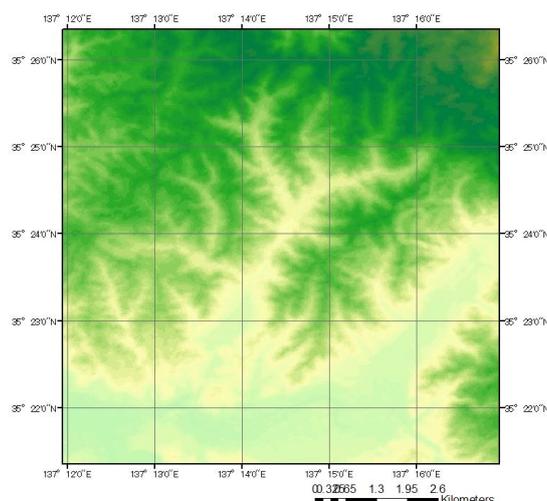


図 15 研究地域の DEM データ（国土地理院提供基盤地図情報 10m メッシュ DEM）

#### 4.1.4 断層周辺における全岩化学組成および鉱物組成の空間分布の推定

岩石に含まれる成分の地下水への溶脱や、地下水に含まれる成分の岩石への収着など水-岩石反応を考慮した物質移行解析を行う上で、岩石の鉱物組成や化学組成を把握することが必要となる。平成 29 年度に物質移行解析を実施予定であることから、主立坑断層周辺の化学組成と鉱物組成の空間分布を推定した。

研究サイトにおいて採取されたボーリングコアの採取位置座標と、これらコアの全岩化学組成および鉱物組成の分析結果に逆距離加重法を適用することにより、大まかな全岩化学組成と鉱物組成の空間分布を推定した。全岩化学組成の定量値については、湯口ほか（2011）に示されている MIZ-1, 08MI13, 09MI20, 09MI21 の各孔で採取されたコア試料と、主立坑および換気立坑で採取されたブロック試料の分析結果に加え、湯口ほか（2010）による DH-2, DH-9, DH-11, DH-15, MIU-1, MIU-2, MIU-3, MIU-4 の各孔で採取されたコア試料の分析結果を用いた。検討対象とした元素（酸化物）は  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{TiO}_2$ ,  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{MnO}$ ,  $\text{MgO}$ ,  $\text{CaO}$ ,  $\text{Na}_2\text{O}$ ,  $\text{K}_2\text{O}$  である。鉱物組成の定量値については、湯口ほか（2010）による MIZ-1, DH-2, DH-9, DH-11, DH-15, MIU-1, MIU-2, MIU-3, MIU-4 の各孔で採取されたコア試料の分析結果（モード値）を用いた。検討対象とした鉱物は石英、カリ長石、斜長石、黒雲母である。

MIZ-1 は深度 250mabh までは鉛直孔で、250mabh 以深でコントロールボーリングにより傾斜孔となっている（魚住ほか、2005）。孔口座標に加え、深度と写真式坑井記録傾斜儀およびジャイロ式孔芯傾斜方位測定器により測定された孔芯の方位角、傾斜角の関係（魚住ほか、2005）からコア採取地点の平面直角座標と標高を算出した。また、傾斜孔である MIU-4 と水平孔である 08MI13, 09MI20, 09MI21 については、孔口座標、掘削方位角、傾斜角から試料採取地点の座標を算出した。それ以外の鉛直孔と立坑

ブロック試料については、孔口座標と採取深度から試料採取地点の座標を求めた。

試料採取地点の座標（北距，東距，標高）と分析結果を三次元可視化ソフト Voxler に取り込み，逆距離加重法により各元素の濃度および鉱物のモード値の空間分布を推定した。

#### 4.1.5 断層周辺における地下水水頭の空間分布の把握

本研究で実施する地下水流動解析の妥当性評価に用いる比較データとして，断層周辺における地下水の水頭の空間分布を推定した。JAEA により継続的に測定されている水頭のうち，DH-2，DH-9，DH-11，DH-13，DH-15，MIZ-1，MIU-2，MIU-3，MIU-4，で測定された水頭値（狩野・竹内，2012a；2012b）に，上述の全岩化学組成や鉱物組成と同様に逆距離加重法を適用することで空間分布を補間した。

#### 4.1.6 六フッ化硫黄分析システムの検証および改良

平成 26 年度に作製した六フッ化硫黄分析システムを用いて実際に気体試料の分析を行うことで，分析精度と再現性を確認した。また，水試料の分析をより精度よく円滑に行えるようにするために，分析システムの試料導入部と脱気部を改良した。

分析システムの分析精度と再現性については，気体試料の分析を行うことで検討した。まず，濃度既知の  $\text{SF}_6$  標準ガス（ $\text{SF}_6$  と窒素の混合ガスで， $\text{SF}_6$  濃度 91.4 ppt mol）を内容積既知のループに採取し，ガスに含まれる  $\text{SF}_6$  をトラップ，検出することでクロマトグラムを得た。クロマトグラムで  $\text{SF}_6$  に対応するピークの面積を求め，ピーク面積と導入された標準ガスに含まれる  $\text{SF}_6$  のモル数の関係から検量線を作成した。

次に，実験室大気の  $\text{SF}_6$  濃度を繰り返し測定し，値の再現性について検討した。ポンプを用いて大気を内容積 16.2mL のループに採取し，標準ガスと同様にトラップ，検出した。クロマトグラムにおける  $\text{SF}_6$  のピーク面積を求め，作成した検量線を用いてピーク面積に対応する  $\text{SF}_6$  のモル数を求めた。モル数から  $\text{SF}_6$  の体積を算出し，ループ容積（16.2mL）と  $\text{SF}_6$  の体積からループ内大気の  $\text{SF}_6$  濃度を求めた。繰り返し測定における  $\text{SF}_6$  濃度を比較することで分析システムの再現性を把握するとともに，大気の  $\text{SF}_6$  濃度を NOAA（アメリカ海洋大気庁）により報告されている値（NOAA, 2016）と比較することでその精度について検討した。

## 4.2. 平成 27 年度の成果内容

### 4.2.1. 窒素ガス圧入式パーミアータを用いた浸透率測定

深度 200m 研究坑道における浸透率の測定位置と、浸透率測定点の座標と得られた浸透率に逆距離加重法を適用することで補間した浸透率の空間分布を図 16 に示す。なお、浸透率測定点は坑道壁面展開図上にプロットしており、展開図の色は岩盤等級に対応する。JAEA では、電研式の指標（吉中ほか，1989）に基づく地盤工学会の手法（地盤工学会，2004）により岩盤分類を行っており、岩石の強さと不連続面の頻度の関係から岩盤等級が決定される（表 2，川本ほか，2014）。展開図から、断層の近くでは相対的に岩盤等級が低い（岩石の強さが低い、あるいは不連続面の頻度が高いことに対応）ことがわかる。浸透率を測定した領域は岩盤等級の境界付近に位置しており、この境界付近で高い浸透率が測定された。高い浸透率が測定された測定点付近にはガウジを挟む割れ目が 2 枚分布しており、この割れ目の影響で周囲の浸透率が大きくなった可能性がある。

深度 300m 研究坑道での浸透率測定位置と、補間結果を図 17 に示す。研究アクセス坑道の坑壁で岩盤等級が低い区間で浸透率が高い傾向が認められた。深度 500m 研究坑道でも、深度 500m 研究アクセス北坑道の水平坑道で同様に岩盤等級が低い区間で浸透率が高い傾向が認められた（図 18）。

表 2 岩盤等級の評価基準（川本ほか，2014）

岩芯での岩級判定			岩石の強さ					
			金属音	少し濁った音	鈍い音	ビックで削れる		
			A	B	C	D	E	F
不連続面の 間隔 cm	I	>200	A	B	CH	CM		
	II	200~60	B	CH	CH	CM	CL	
	III	60~20	CH	CH	CM	CM	CL	D
	IV	20~6	CH	CM	CM	CL	CL	D
	V	6~2		CM	CL	CL	D	D
	VI	2以下			CL	D	D	D

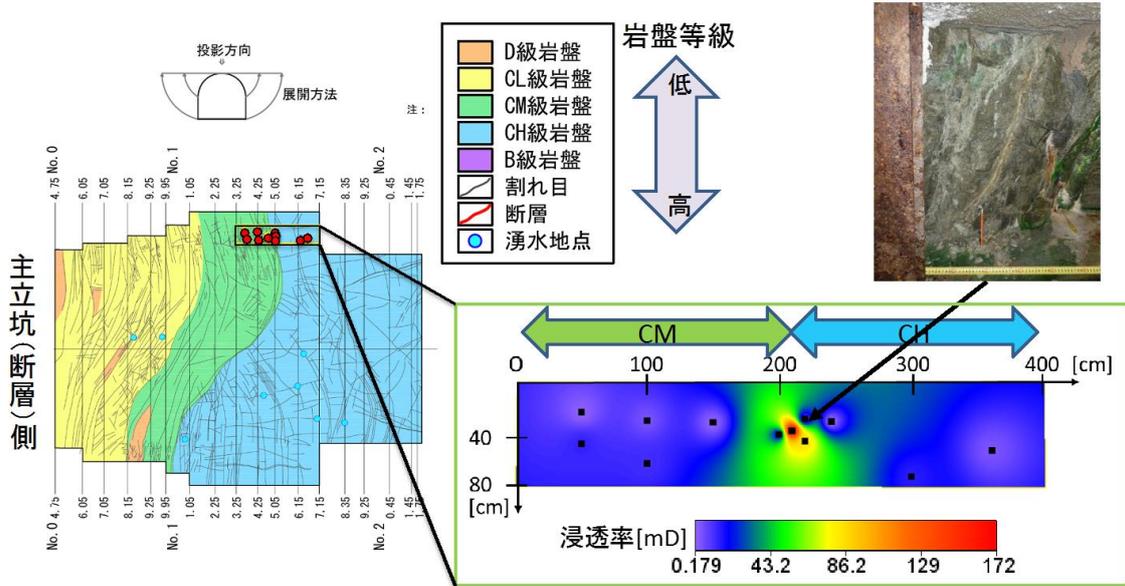


図 16 深度 200m 研究坑道における浸透率測定位置（赤丸，川本ほか（2012）による坑壁展開図上にプロット）と補間による浸透率の空間分布（佐藤，2016 を改変）

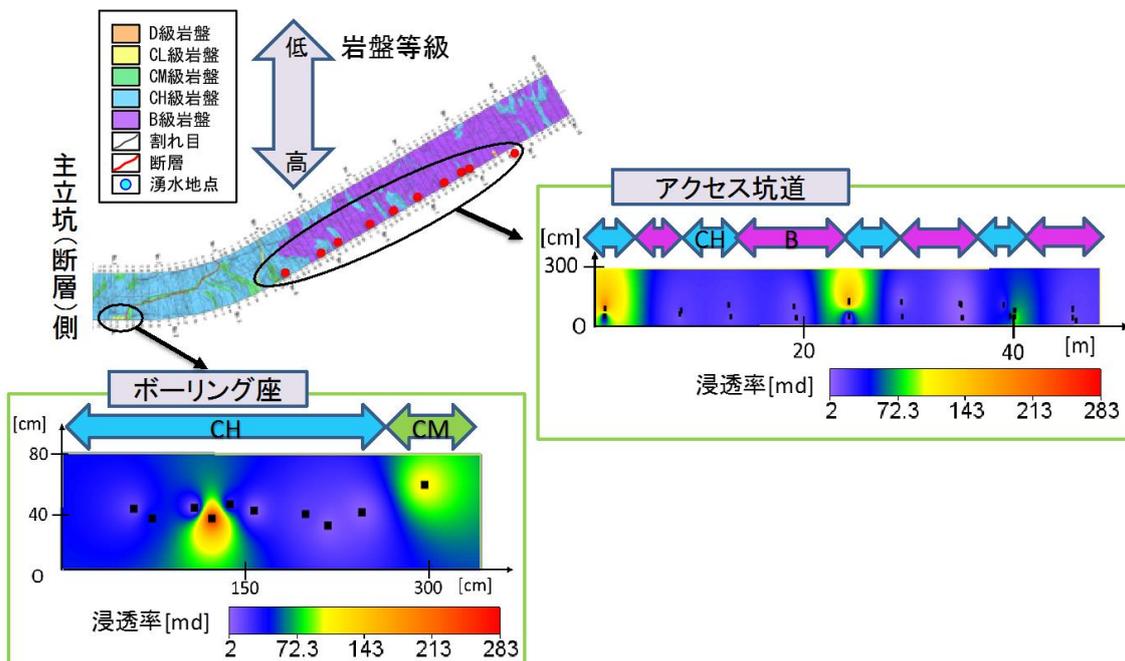


図 17 深度 300m 研究坑道における浸透率測定位置（赤丸，川本ほか（2012）による坑壁展開図上にプロット）と補間による浸透率の空間分布（佐藤，2016 を改変）

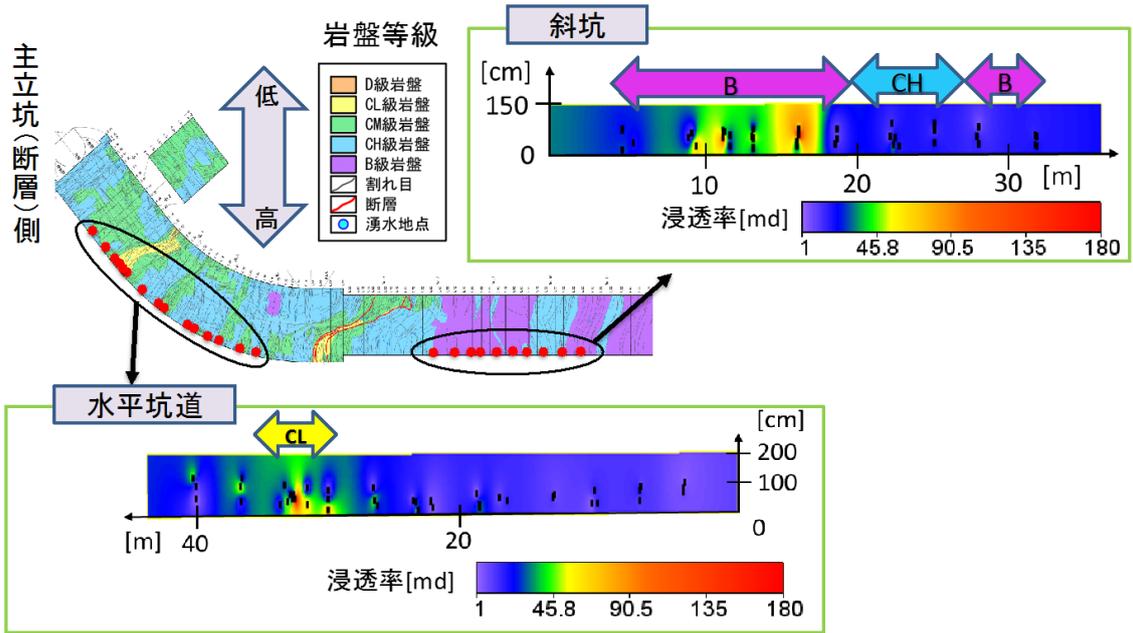


図 18 深度 500m 研究坑道における浸透率測定位置（赤丸，川本ほか（2014）による坑壁展開図上にプロット）と補間による浸透率の空間分布（佐藤，2016 を改変）

上述のように、岩盤等級と浸透率の間に相関がある可能性が認められた。研究サイトにおいて、岩盤等級は坑壁やボーリングコアを対象に膨大なデータが蓄積されており、岩盤等級に基づいて浸透率を推定することができればその空間分布を把握する上で有益であることから、岩盤等級と浸透率の関係をボックスプロットとして整理した（図19）。ボックスプロットでは、岩盤等級が低くなるほど浸透率が大きくなる傾向は認められず、岩盤等級の低下に伴い浸透率のバラツキが大きくなる傾向が明らかとなった。

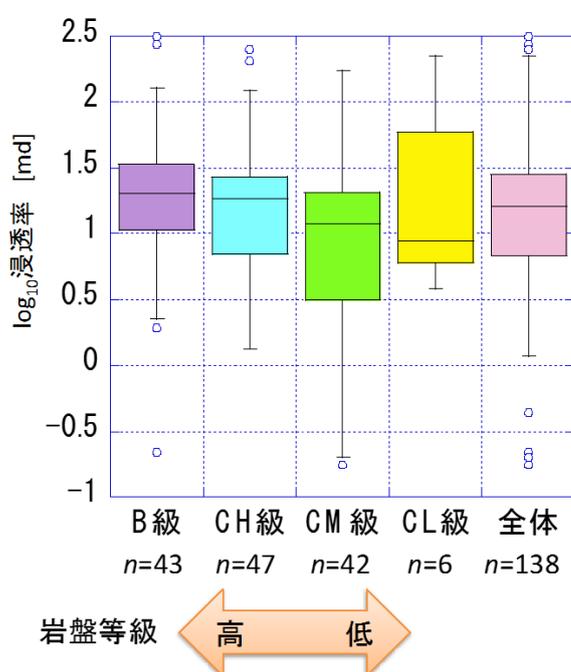


図 19 岩盤等級と浸透率の関係（佐藤（2016）を改変）

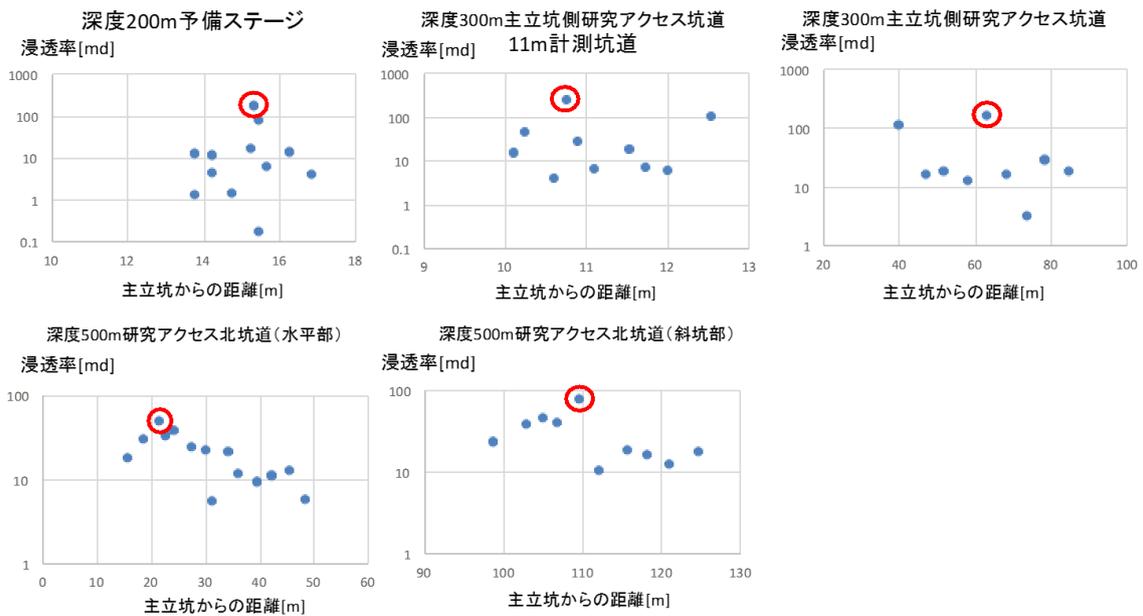


図 20 主立坑からの距離と浸透率の関係（佐藤（2016）を改変，赤丸は浸透率が最大となる測定点を示す）

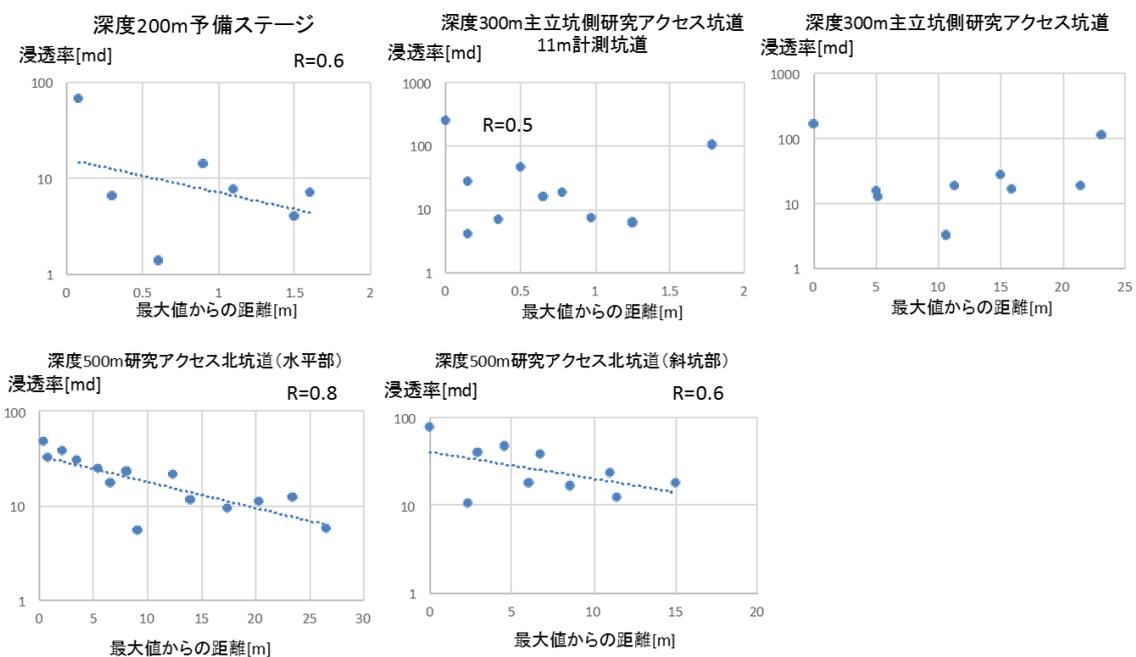


図 21 浸透率が最大の測定点からの距離と浸透率の関係（佐藤（2016）を改変）

次に，断層からの距離と浸透率の関係を図 20 に示す。図 20 の横軸は厳密には水平坑道に沿った主立坑からの距離である。500m 研究坑道など，一部で断層からの距離と浸透率の間に弱い負の相関が認められ，断層から離れるにつれて浸透率が低下する傾向が

あることがわかる。さらに、浸透率の最大値を示す測定点（図 20 で赤丸で示す）からの距離と浸透率の関係をプロットすると、負の相関はさらに明瞭となる（図 21）。

以上を考慮すると、主立坑断層周辺に分布する岩石の浸透率は、主立坑断層からの距離が離れるにつれて、所々で極大値を示しながら低下するものと考えられた。また、主立坑断層の断層面近傍には、母岩の変質や粘土鉱物による割れ目の充填により浸透率が低い領域が分布していることが知られている（見掛ほか，2010；大丸ほか，2012）。このことを考え合わせると、主立坑断層周辺の浸透率の空間分布として、図 22 のような概念モデルが考えられる。

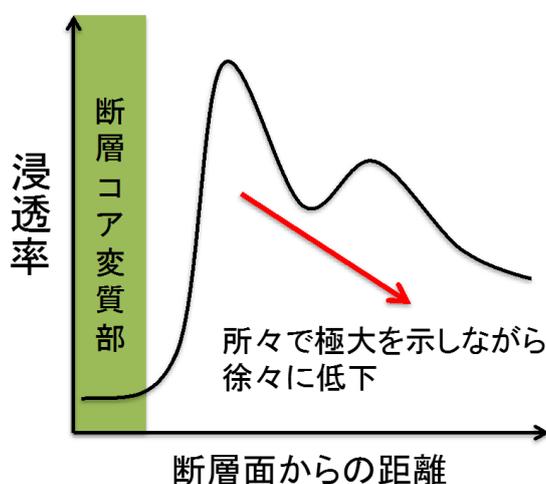


図 22 浸透率測定結果を踏まえた主立坑断層周辺における浸透率変化の概念モデル

#### 4. 2. 2. 断層周辺部の割れ目特性のキャラクターゼーション

このような浸透率の変化を解釈するために、坑壁で観察される割れ目の密度と浸透率の測定結果を比較した。主立坑断層からの距離と割れ目密度と浸透率の関係を図 23 に示す。これらより、主立坑からの距離と坑壁で観察される割れ目密度の間には明瞭な負の相関があり、主立坑からの距離が大きくなるにつれて所々で極大を示しながら割れ目密度は減少することが明らかである。一方、割れ目密度と浸透率の関係は不明瞭で、必ずしも割れ目密度が高い箇所で大いなる浸透率を示すとは限らない。深度 300m ステージから主立坑断層に向けて掘削されたボーリング孔で実施された水理試験において、割れ目の走向・傾斜や頻度と透水性の間には相関が認められないことが報告されている（大丸ほか，2012）。パーミアメータにより測定されるのは水理試験と比較して小さなスケールの浸透率であるが、今回の測定結果から、このようなスケールでの浸透率でも周辺に分布する巨視的な割れ目の密度と浸透率の間には明瞭な相関が認められない可能性

が高い。上述の通り、主立坑断層周辺の低透水部では、浸透率の支配因子として変質や粘土鉱物による割れ目の充填が考えられており（見掛ほか，2010；大丸ほか，2012），今後粘土鉱物を含む変質鉱物の定量を行い，浸透率との関係について検討する予定である。

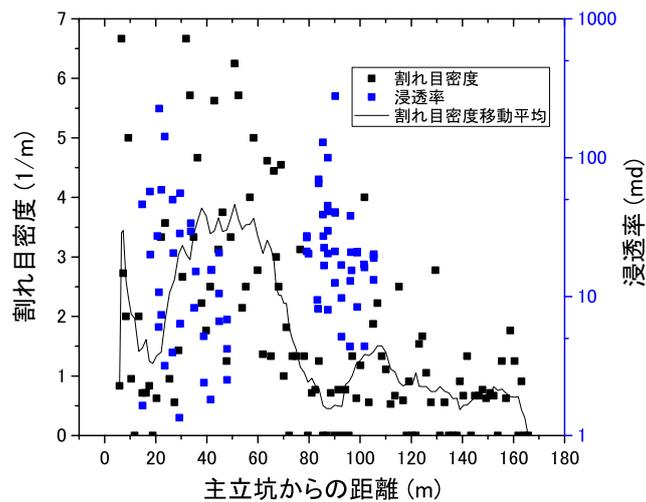
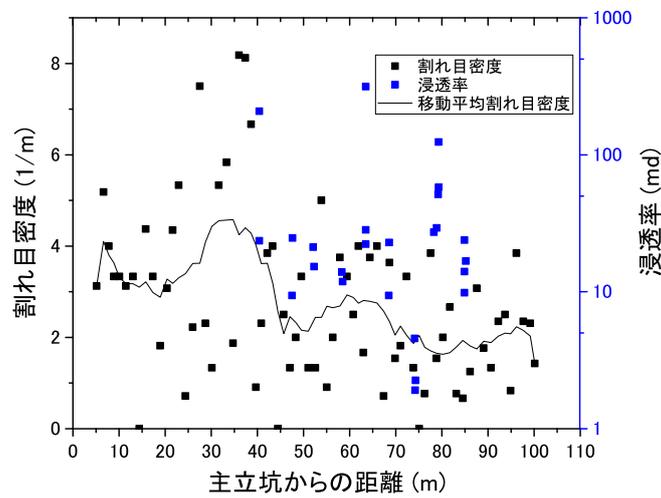
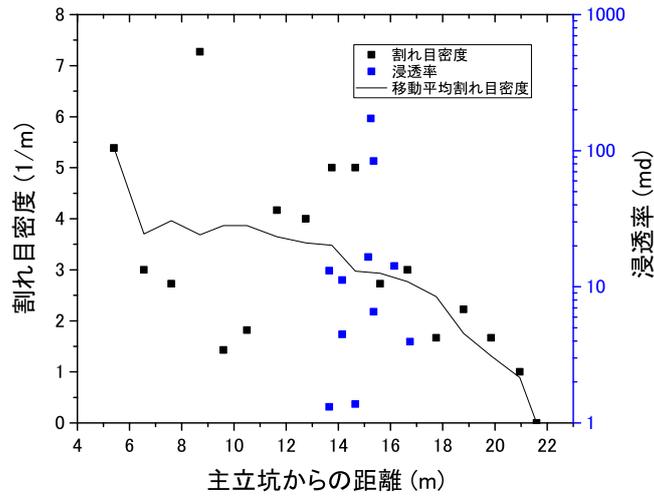


図 23 主立坑断層からの距離と坑壁で観察される割れ目密度および浸透率の関係(上：深度 200m 予備ステージ，中：深度 300m 主立坑側研究アクセス坑道，下：深度 500m 研究アクセス北坑道およびステージ)

## 4.2.2. 仮想的水理地質モデルを用いた地下水流動解析

作成したモデルを用いて行った地下水流動解析の結果について以下に述べる。

- 断層が存在しない場合

解析に用いたモデルと解析結果を図 24 に示す。解析結果（図 24 下）水頭は右側の浅部で高く、水位固定グリッドが存在する左側の浅部で低い。水頭分布に対応し、涵養された地下水は右側から水位固定グリッドが存在する左側に向かって流れていることがわかる。モデルの浅部では、右側～中央部で深部へ向かう成分が認められ、左側で上昇に転ずる。深部では右側では深部へ向かう成分が認められ、中央部では水平流となり、左側で上昇に転ずる。

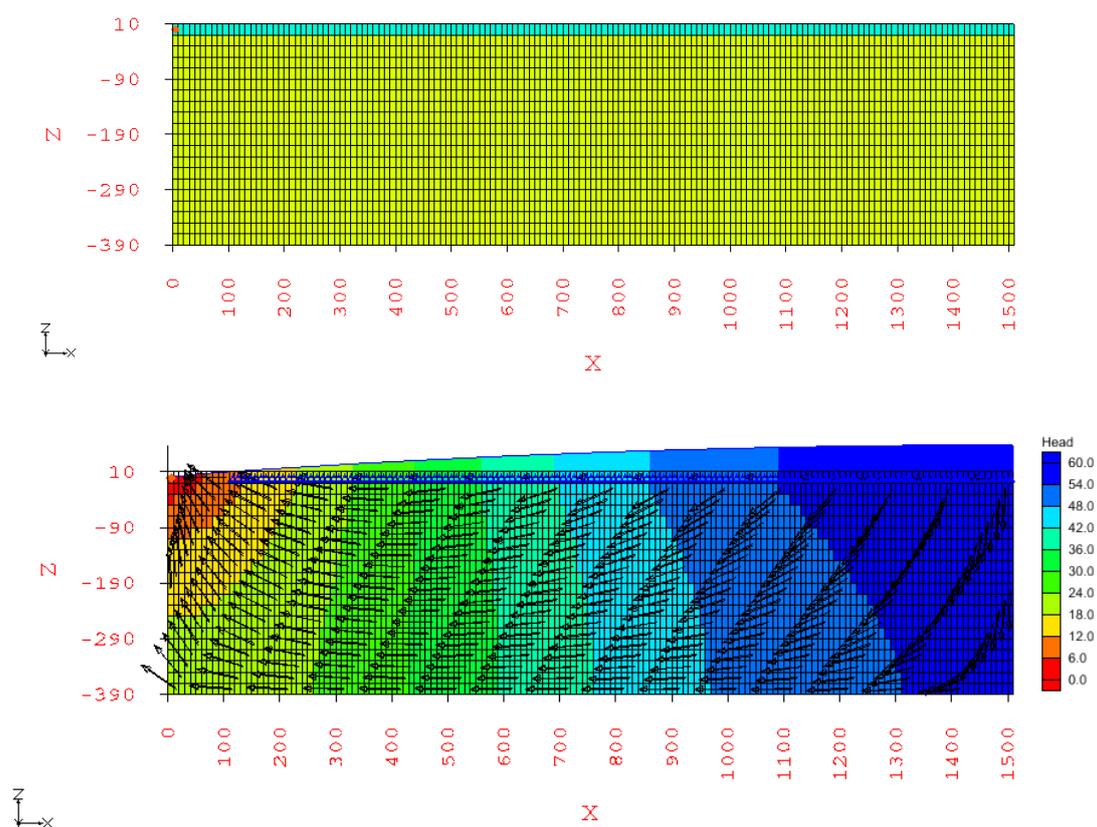


図 24 断層が存在しない場合の解析に用いたモデル（上、色の違いは透水係数の違いに対応し、最上部は風化帯、最上部を除く全グリッドが堅岩帯）と解析結果（下、矢印が各グリッドにおける地下水の流動方向、色は水頭を表している）

- 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジ：存在せず，断層の傾斜：地下水流動の下流方向に  $45^\circ$  の場合

断層破碎帯のみが存在し，低透水性の断層ガウジが存在しない場合，水頭分布が断層の存在に規定され，断層が存在しない場合（図 24）と比較して地下水流動上流側（右側）の相対的に高い水頭を示す青色の領域が断層付近まで拡大していることがわかる。地下水流動の大局的な傾向は断層が存在しない場合と同じであるが，水頭分布の変化に伴い，断層の周辺から左側で上向きの成分が卓越していることがわかる。

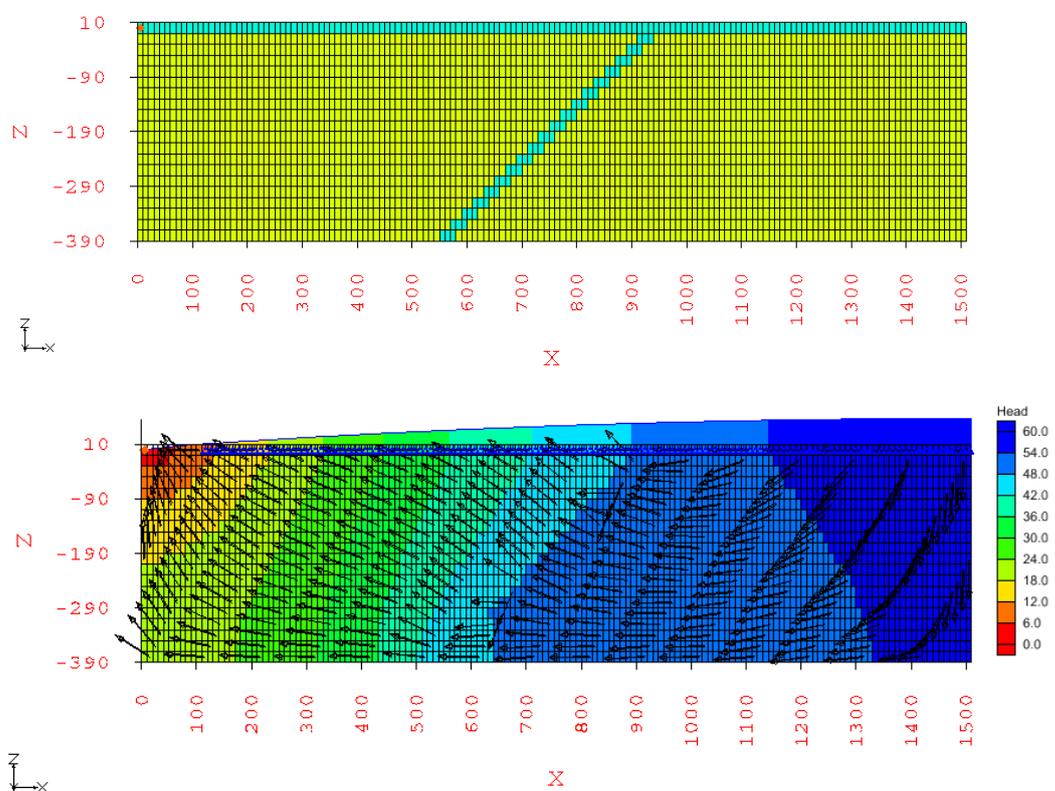


図 25 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジ：存在せず，断層の傾斜：地下水流動の下流方向に  $45^\circ$  の場合の解析に用いたモデル（上）と，解析結果（下）。

- 断層破砕帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-8}$  m/s，断層の傾斜：地下水流動の下流方向に  $45^\circ$  の場合

断層破砕帯に加えて断層ガウジが存在する場合，水頭分布は断層の存在に規定され，相対的に高い水頭を示す青色の領域が断層周辺まで拡大していることがわかる。また，水頭は断層が存在しない場合（図 24）や断層破砕帯のみが存在し，断層ガウジが存在しない場合（図 25）に比べて大きく，断層を境界として断層の上流側で水頭が高い。地下水流動の方向は断層破砕帯のみが存在する場合に近いが，断層周辺では断層面に沿う流れが認められる。

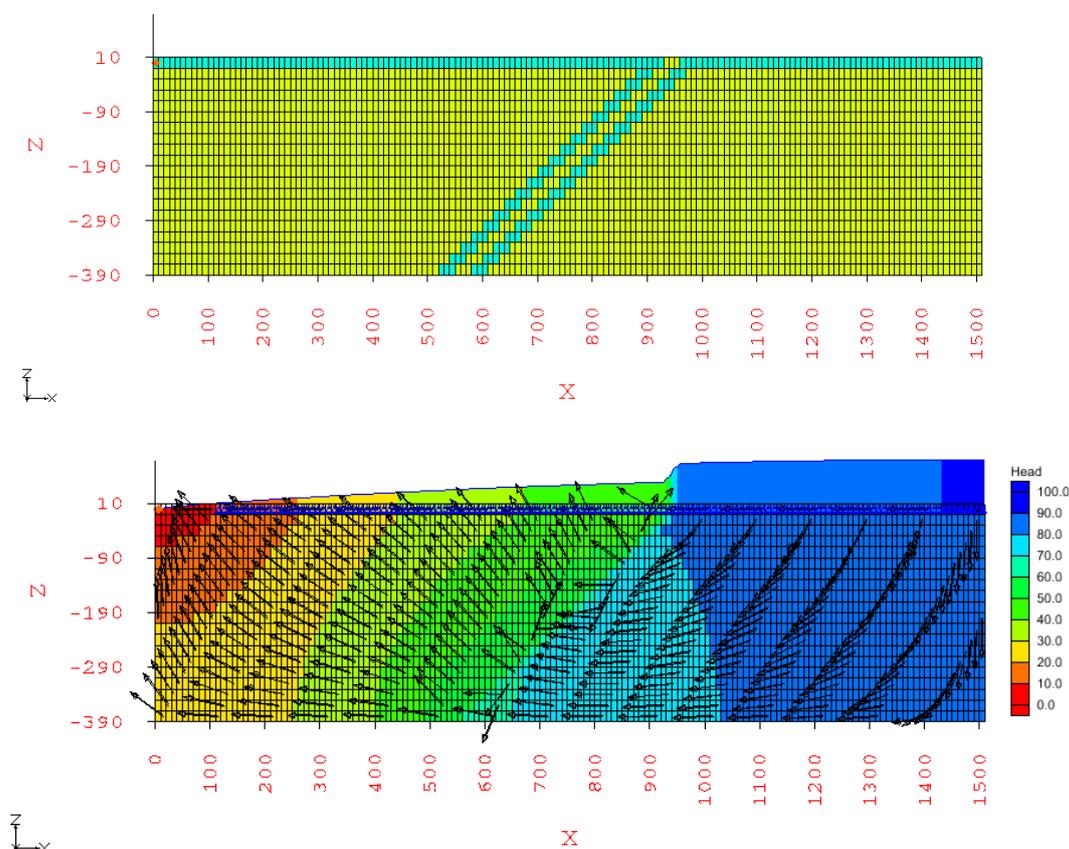


図 26 断層破砕帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-8}$  m/s，断層の傾斜：地下水流動の下流方向に  $45^\circ$  の場合の解析に用いたモデル（上）と，解析結果（下）。

- 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-10}$  m/s，断層の傾斜：地下水流動の下流方向に  $45^\circ$  の場合

断層破碎帯と断層ガウジが存在し，図 26 のケースに比べて断層ガウジの透水係数が低い場合，水頭は断層を境界として地下水流動の上流側（右側）と下流側（左側）で著しく異なり，特に上流側で高くなることが明らかとなった。その理由としては，流路に低透水性の断層ガウジが存在することで地下水の流動速度が小さいことに加え，今回の計算では表面流出を考慮していないことで，地下水流動の上流側に涵養された水が排出されず，水頭が高くなったものと考えられる。地下水の流動方向は断層ガウジの透水係数が相対的に大きい場合（図 26）と同様の傾向であり，断層面に沿う流れが認められる。

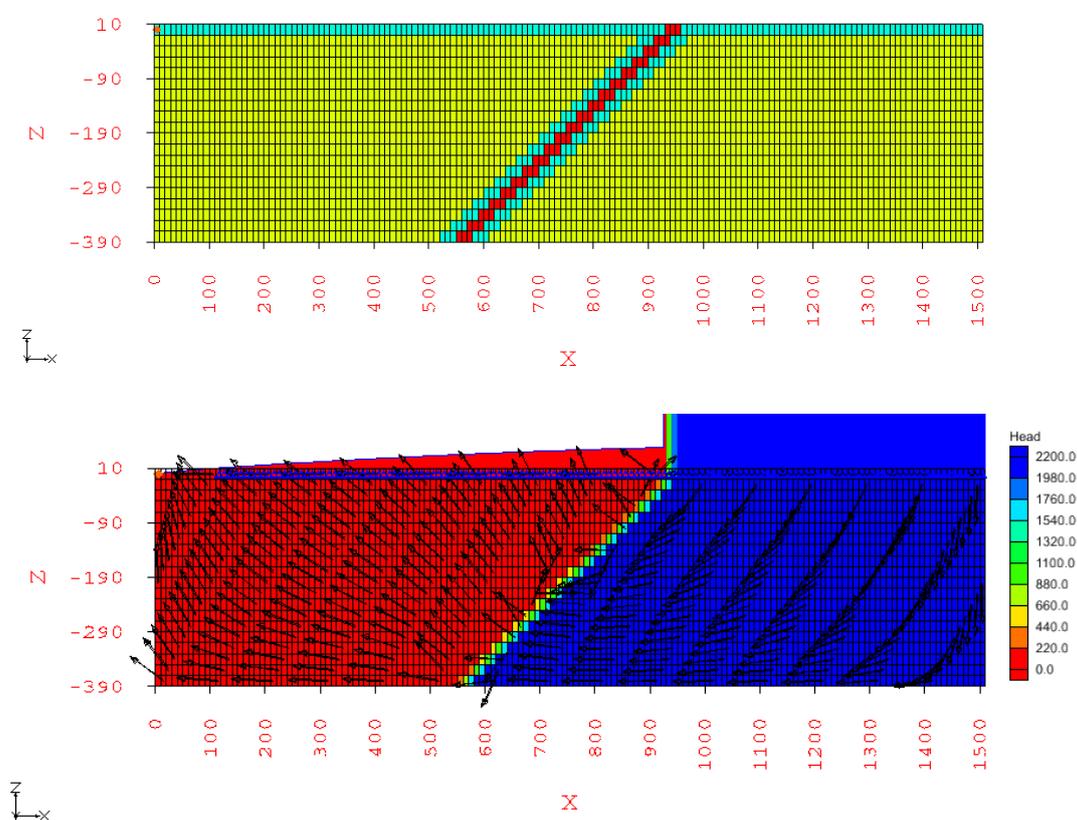


図 27 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-10}$  m/s，断層の傾斜：地下水流動の下流方向に  $45^\circ$  の場合の解析に用いたモデル（上）と解析結果（下）。

- 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-8}$  m/s，断層の傾斜： $90^\circ$ （鉛直）の場合

断層破碎帯と断層ガウジが存在し，断層の傾斜が  $90^\circ$ （鉛直）の場合，傾斜が異なる上述のモデルと同様に地下水の水頭分布は断層の存在に規定され，図で相対的に高い水頭を示す青の領域が断層周辺まで分布している。断層を境界に，地下水流動の下流側（左側）に比べて上流側（右側）で水頭が高い。その理由としては上述の通り，低透水性の断層ガウジにより地下水流動が妨げられ，表面流出を考慮していないために涵養された水が排出されないことによるものと考えられる。地下水流動の方向は上流側で深部へ向かう成分が卓越し，下流側で上昇流が卓越する。断層周辺では断層を横切る成分と，地下水流動の上流側では断層に沿って深部へ向かう成分が，下流側では断層に沿って浅部へ向かう成分が認められる。

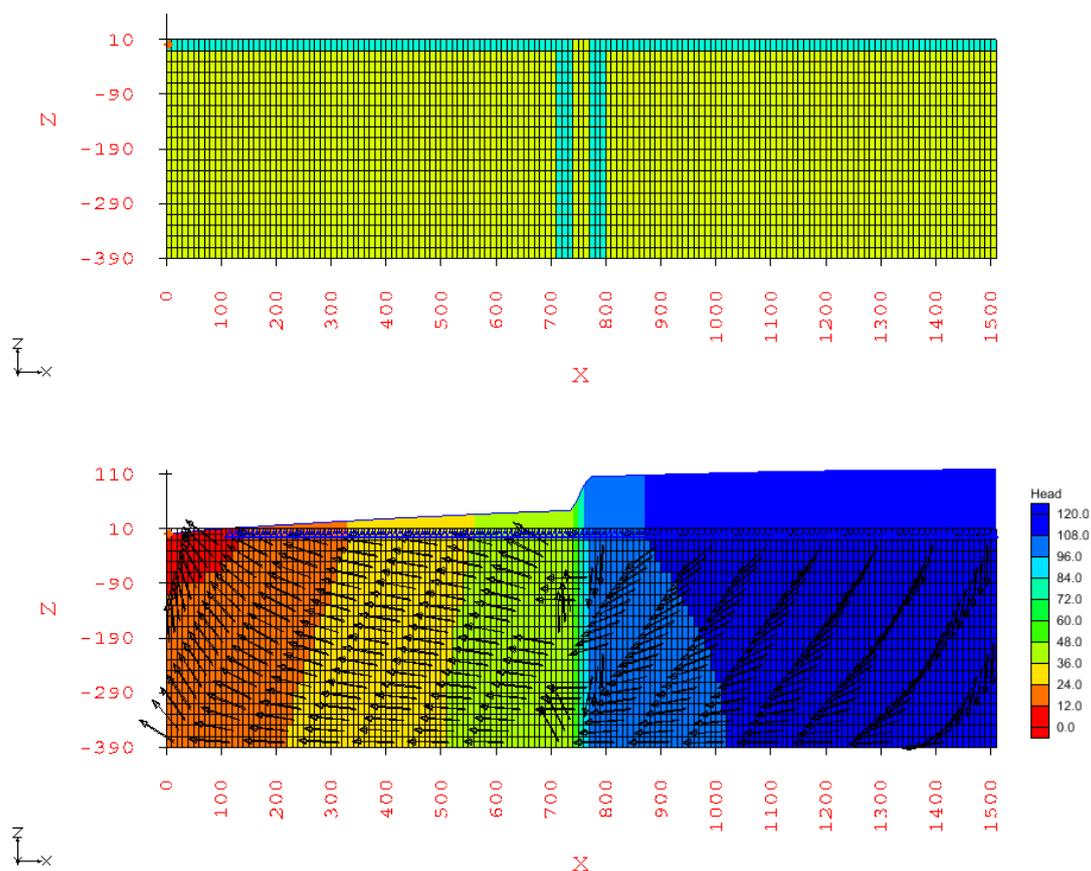


図 28 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-8}$  m/s，断層の傾斜： $90^\circ$ （鉛直）の場合の解析に用いたモデル（上）と解析結果（下）。

- 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-8}$  m/s，断層の傾斜：地下水流動の上流方向に  $45^\circ$  の場合

断層破碎帯と断層ガウジが存在し，断層の傾斜が地下水流動の上流方向に  $45^\circ$  の場合，断層が存在する他の条件と同様に，水頭分布は断層の存在に規定され，図で比較的高い水頭を示す青色の領域が断層の周辺まで分布している。また，断層ガウジが存在する他のケースと同様に，水頭は断層を境界として地下水流動の下流側よりも上流側で高い。地下水の流動方向は大局的には断層ガウジが存在する他のケースと同様であり，地下水流動の上流側で深部へ向かう成分が，下流側では浅部へ向かう成分が卓越する。断層近傍では断層面に沿い，上流側では深部へ向かう流れが，下流側では浅部へ向かう流れが認められる。また部分的には大局的な地下水流動方向と逆方向に向かう流れも認められた。

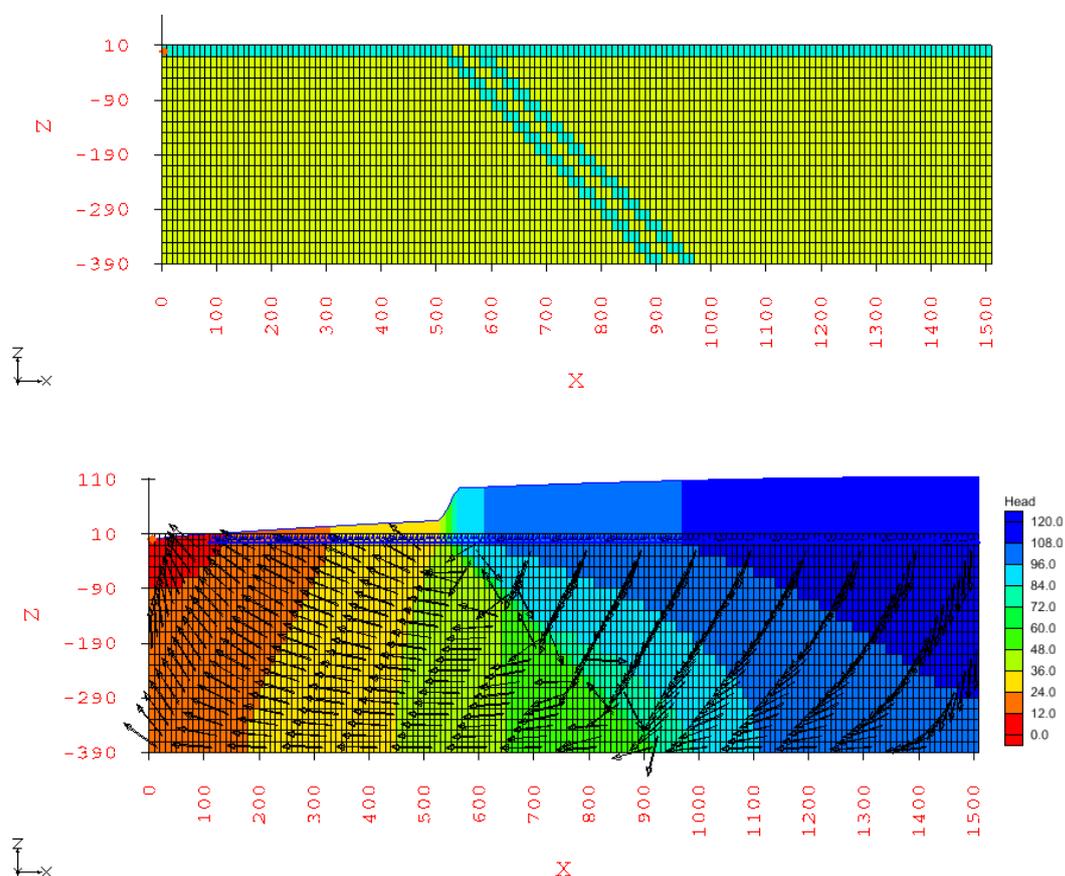


図 29 断層破碎帯の透水係数： $1 \times 10^{-5}$  m/s，断層ガウジの透水係数： $1 \times 10^{-8}$  m/s，断層の傾斜：地下水流動の上流方向に  $45^\circ$  の場合の解析に用いたモデル(上)と解析結果(下)。

今回の検討を通して、断層が地下水流動に及ぼす影響として、断層の分布が水頭分布を規定すること、断層が存在する場合、断層面に沿った流れが生じること、低透水性の断層ガウジが存在する場合、断層を境界として地下水流動の上流側では下流側に比べて水頭が高くなることなどが示された。

#### 4.2.3. 主立坑断層および月吉断層周辺の水理地質モデル構築と地下水流動解析

DEM から抽出された集水域と、分水界を考慮して設定したモデル化領域を図 30 に示す。モデル化領域は日吉川、狭間川、服洞川の集水域に相当する。本領域内で地表面から深度 1000m までをグリッド化し、前述の方法で地表標高、土岐花崗岩、瑞浪層群、瀬戸層群の境界深度、涵養速度、透水係数などを設定することで地下水流動解析に用いるモデルを構築した (図 31)。また、本年度の浸透率測定で明らかとなった主立坑断層周辺の浸透率分布を反映するため、主立坑断層周辺のグリッドサイズを小さくしたモデルも作成中である。これらのモデルを用いた地下水流動解析を次年度実施する。

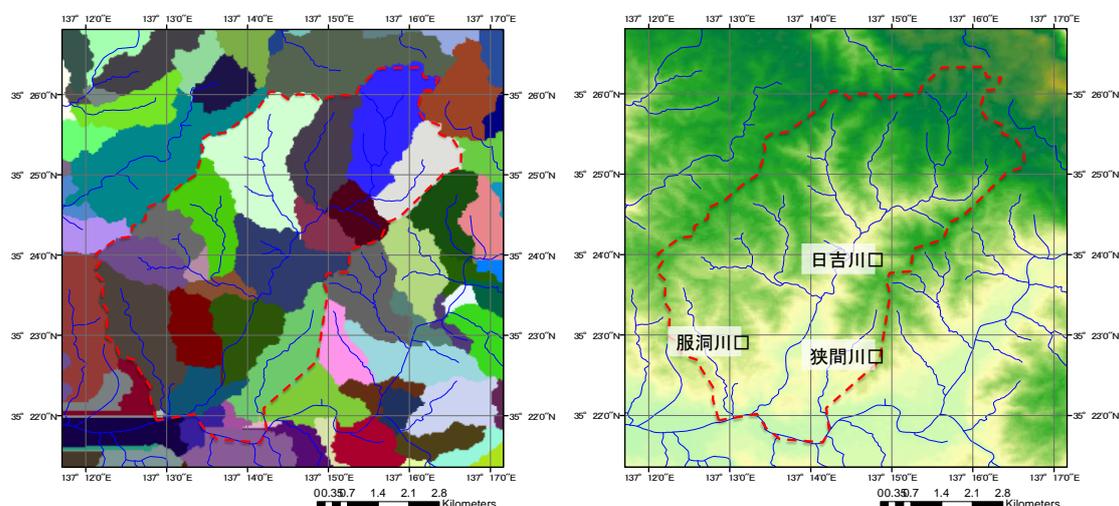


図 30 DEM から抽出された集水域 (左) とモデル化領域 (右)

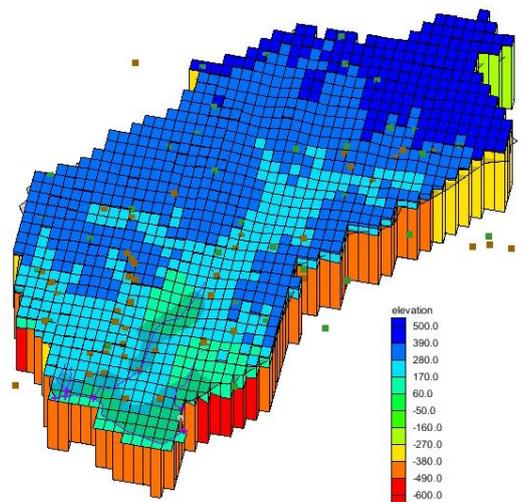


図 31 構築した地下水流動モデルの一例

#### 4.2.4 断層周辺における鉱物組成および化学組成の空間分布の推定

図 32～図 40 に酸化物としての各元素濃度の散布図と、逆距離加重法によって補間された各濃度の三次元空間分布を示す。これらの図には、石橋ほか（2013）により構築されたサイトスケール地質構造モデルにおける主立坑断層の断層主要部の北東側境界面と月吉断層の断層面もあわせて示している。散布図から、主立坑断層直近に位置する主立坑で採取された試料で周囲と異なる濃度を示す傾向が認められる。また、深部の傾斜区間で主立坑断層を貫く MIZ-1 では、断層と交差する深度で周囲と濃度が異なることがわかる。これらの傾向が逆距離加重法による補間結果でも認められ、断層から離れた箇所と断層の近傍では濃度が異なる結果となっている。主立坑断層の断層面付近では岩石全体や割れ目面の変質が認められるとともに、貫入岩が分布することが知られている。その結果、周囲の花崗岩と比較した場合に断層面の近傍で化学組成が異なる結果となったものと推測される。

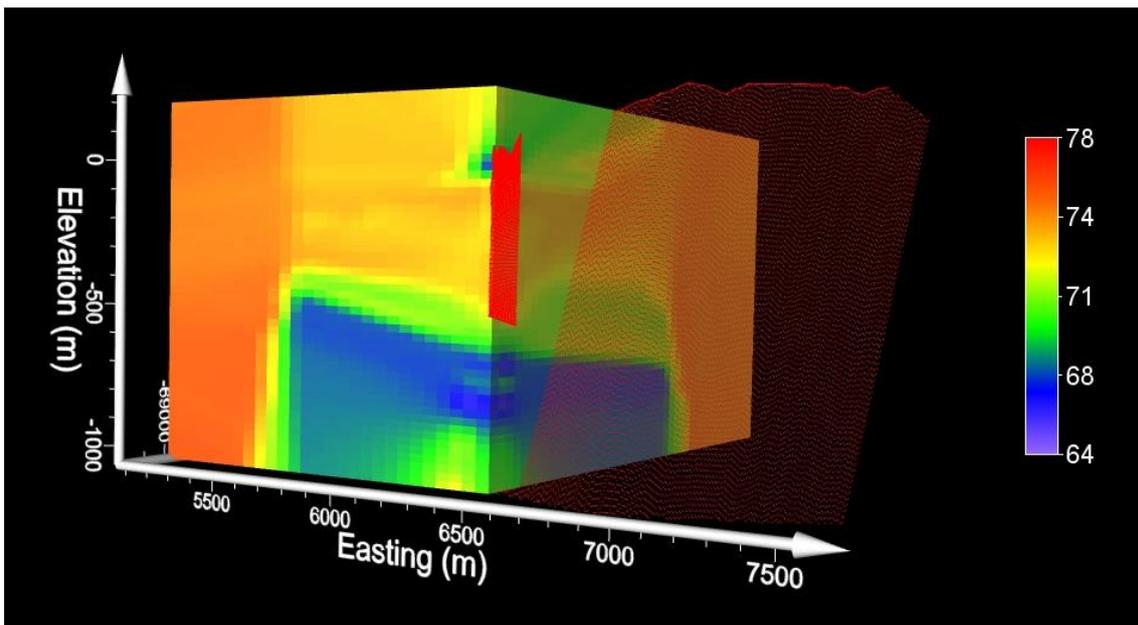
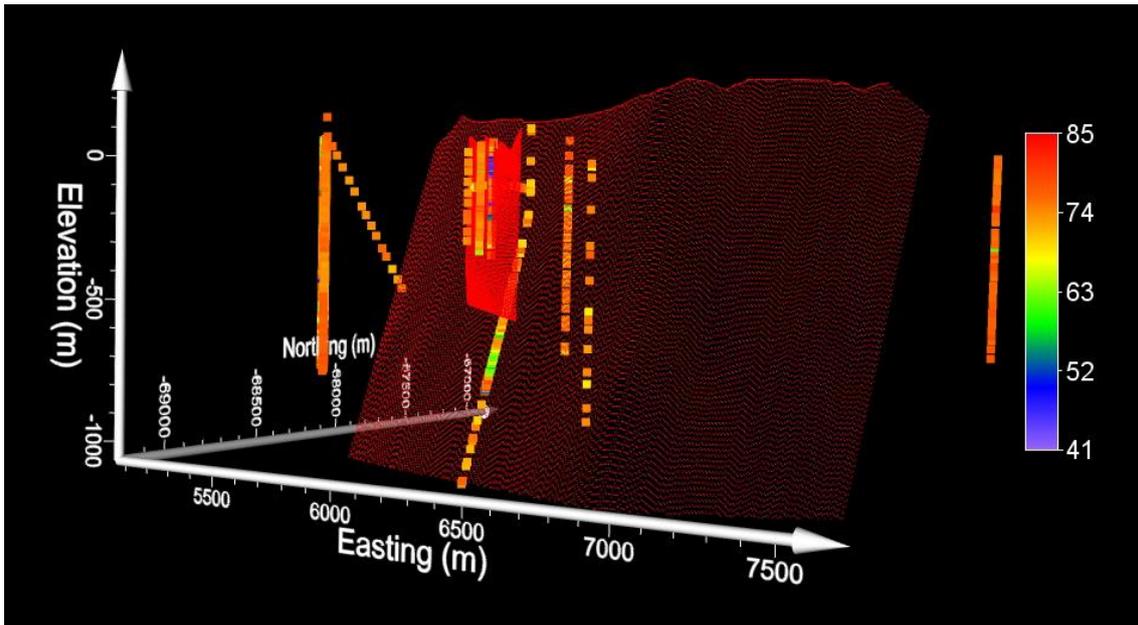


図 32 SiO<sub>2</sub> 濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された SiO<sub>2</sub> 濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

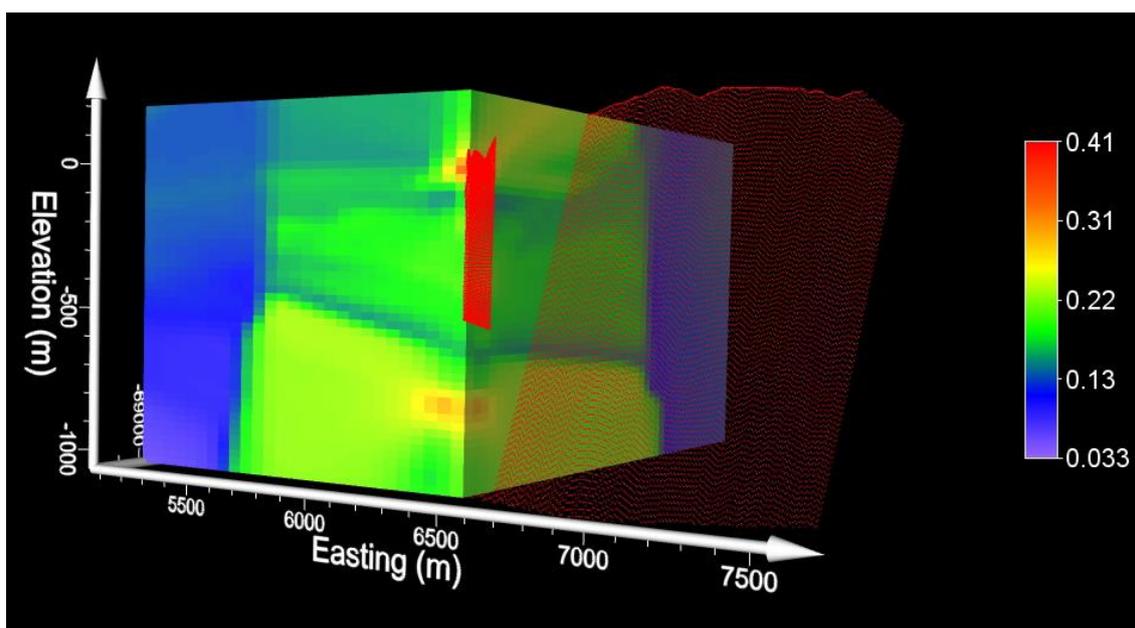
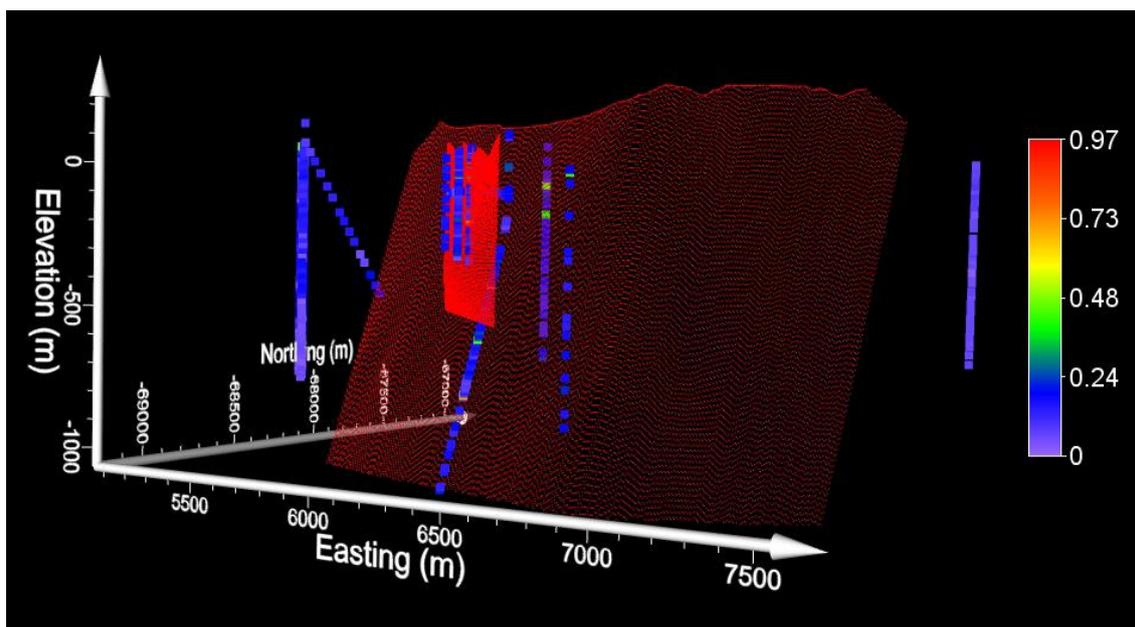


図 33 TiO<sub>2</sub> 濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された TiO<sub>2</sub> 濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

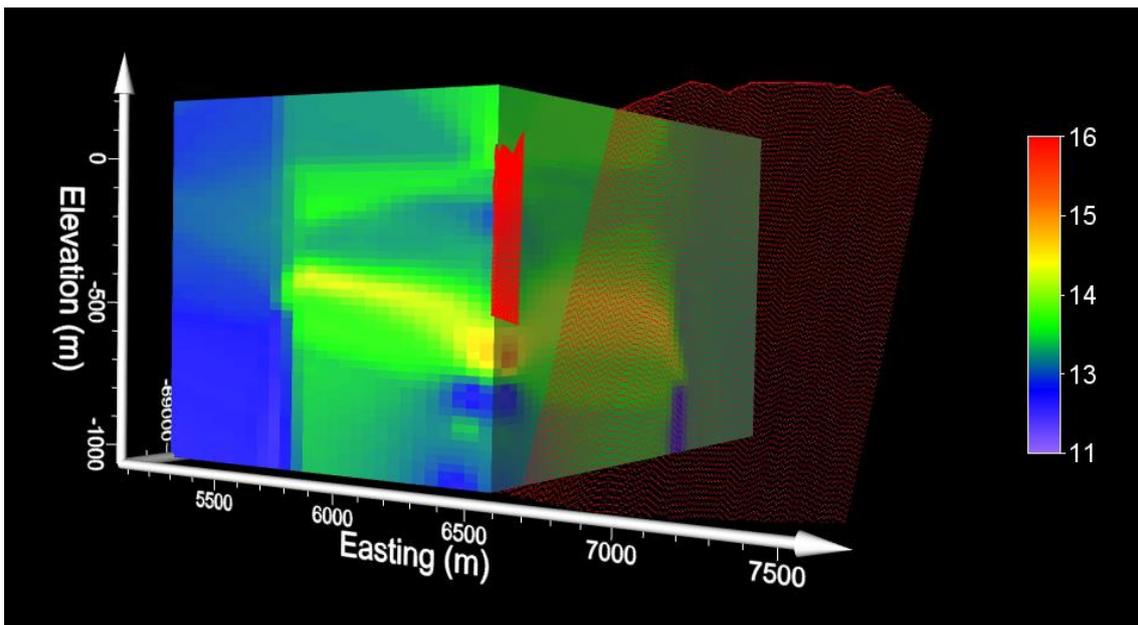
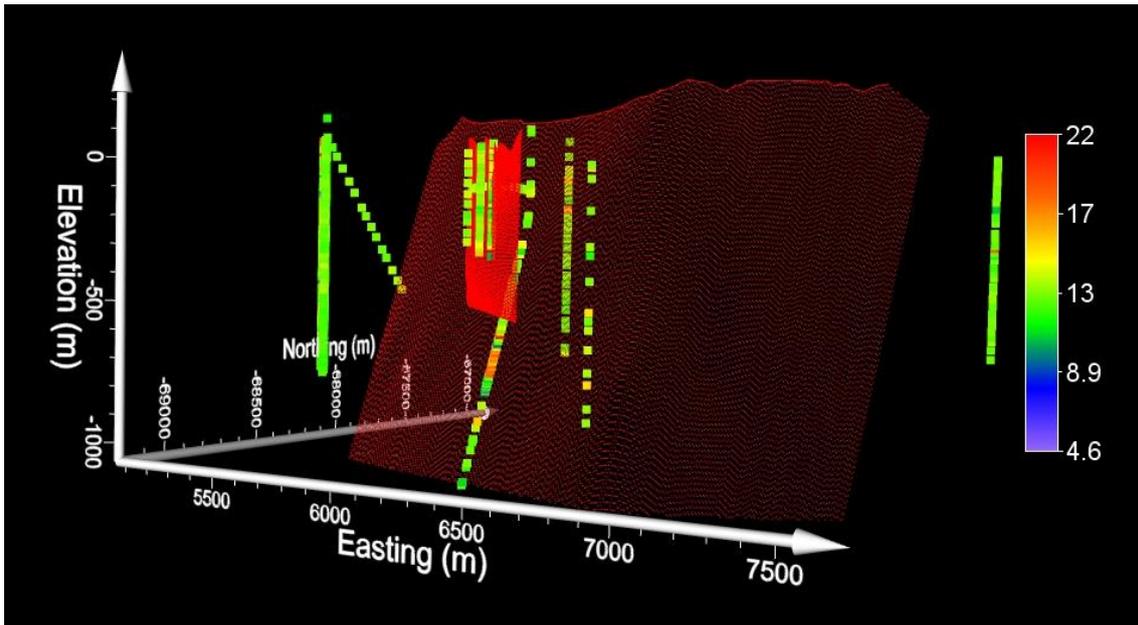


図 34  $\text{Al}_2\text{O}_3$  濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された  $\text{Al}_2\text{O}_3$  濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

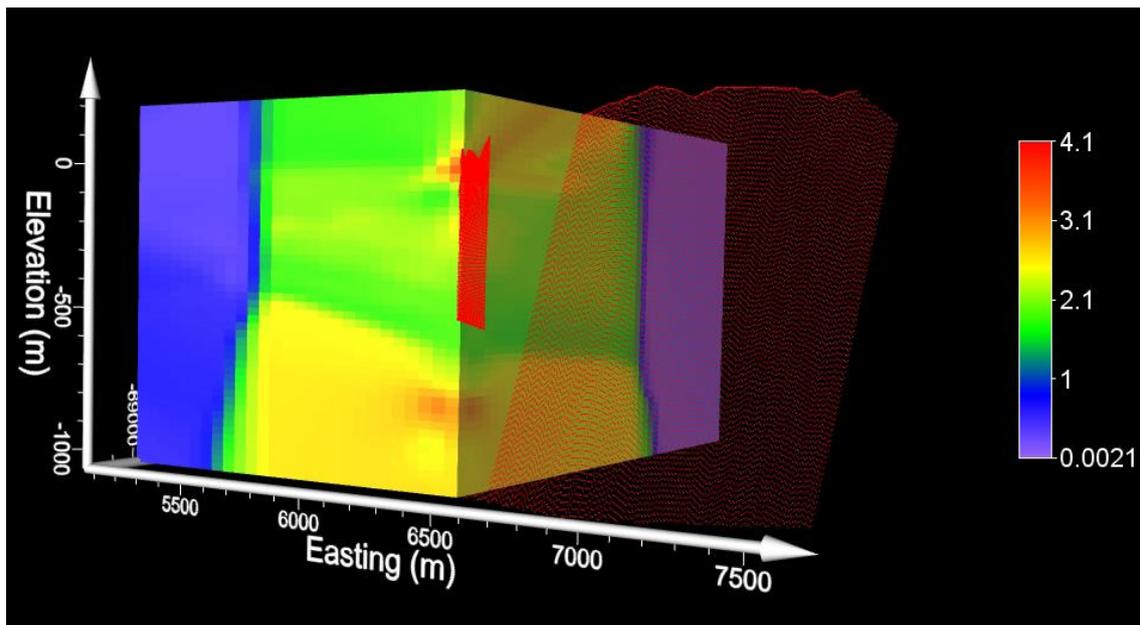
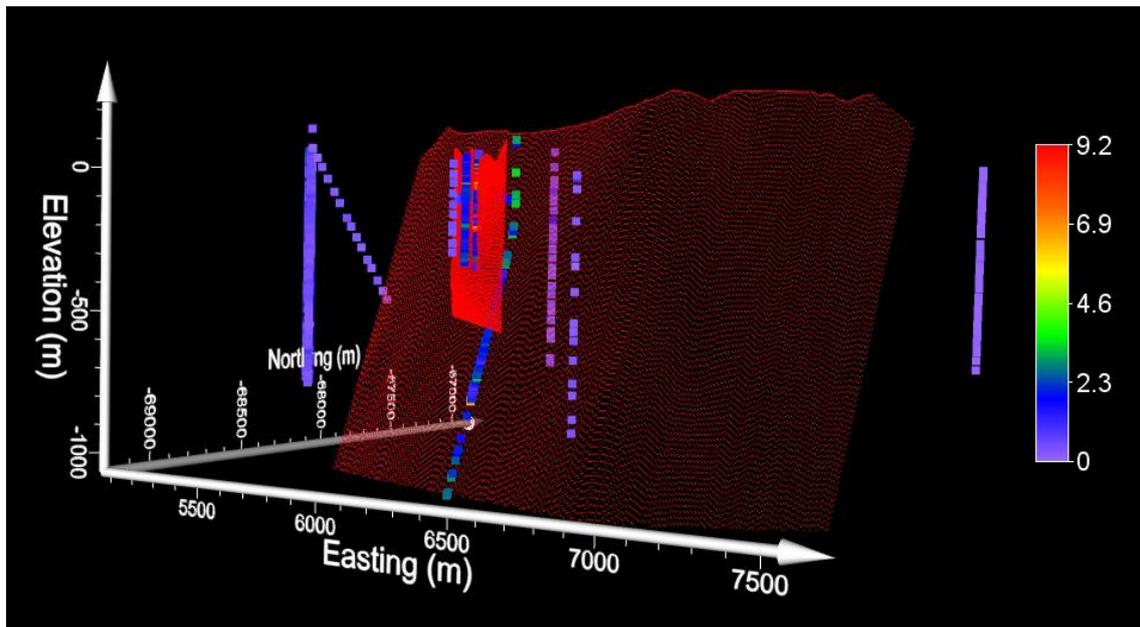


図 35  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

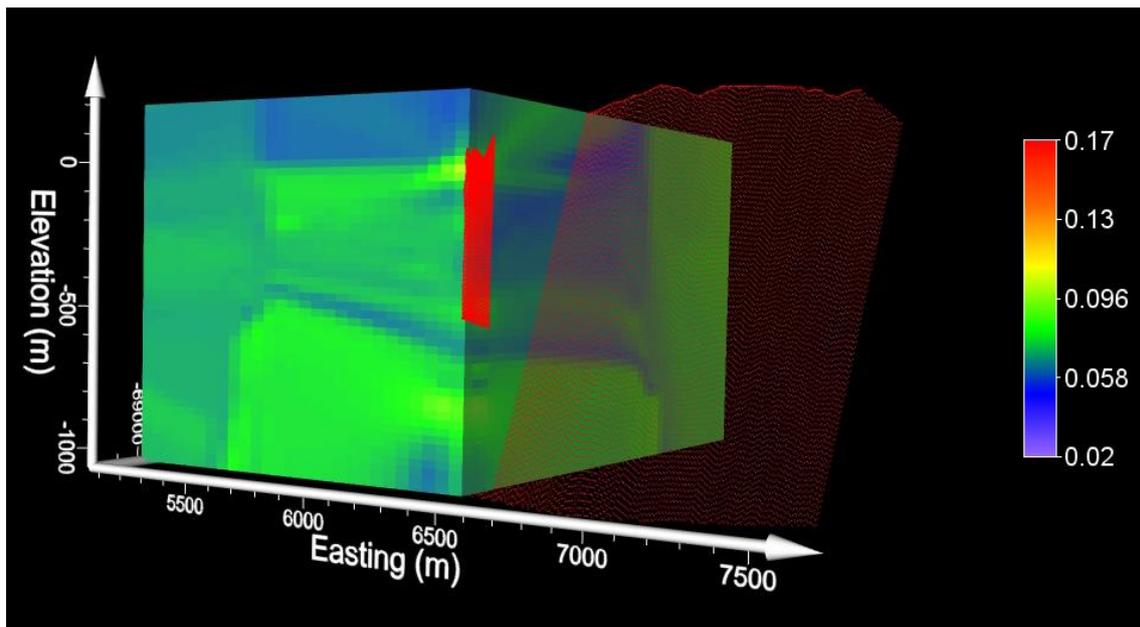
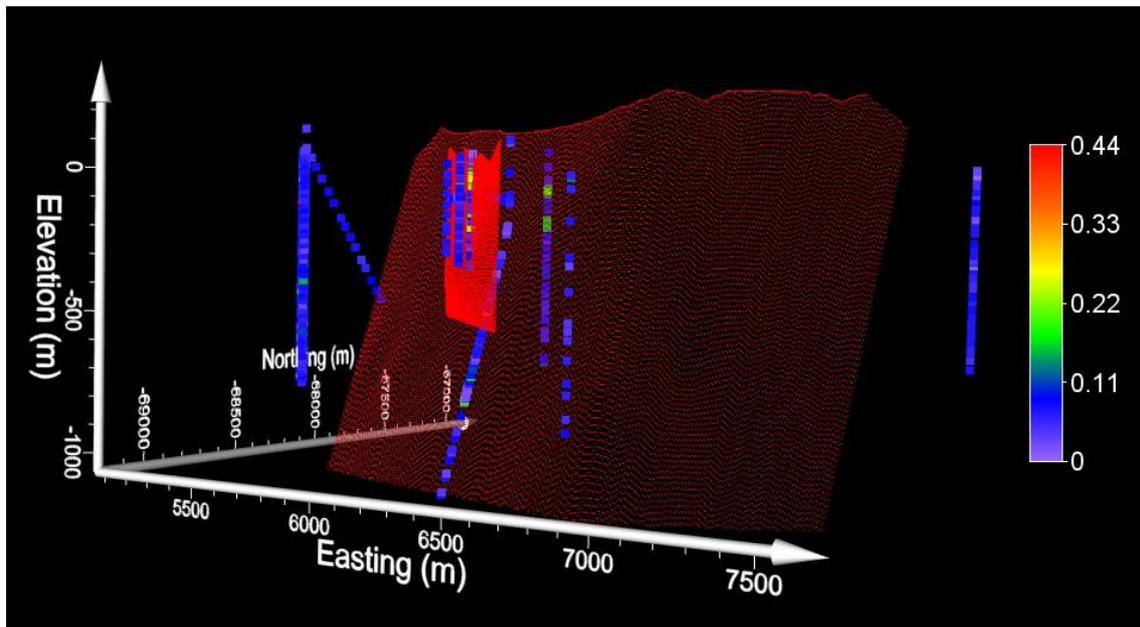


図 36 MnO 濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された MnO 濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

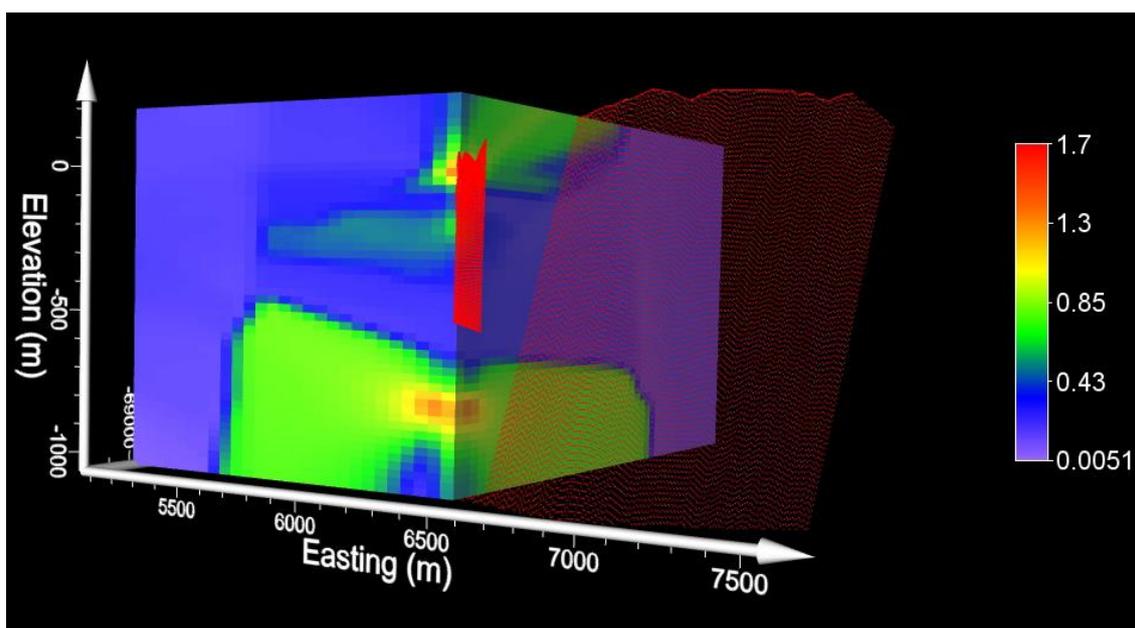
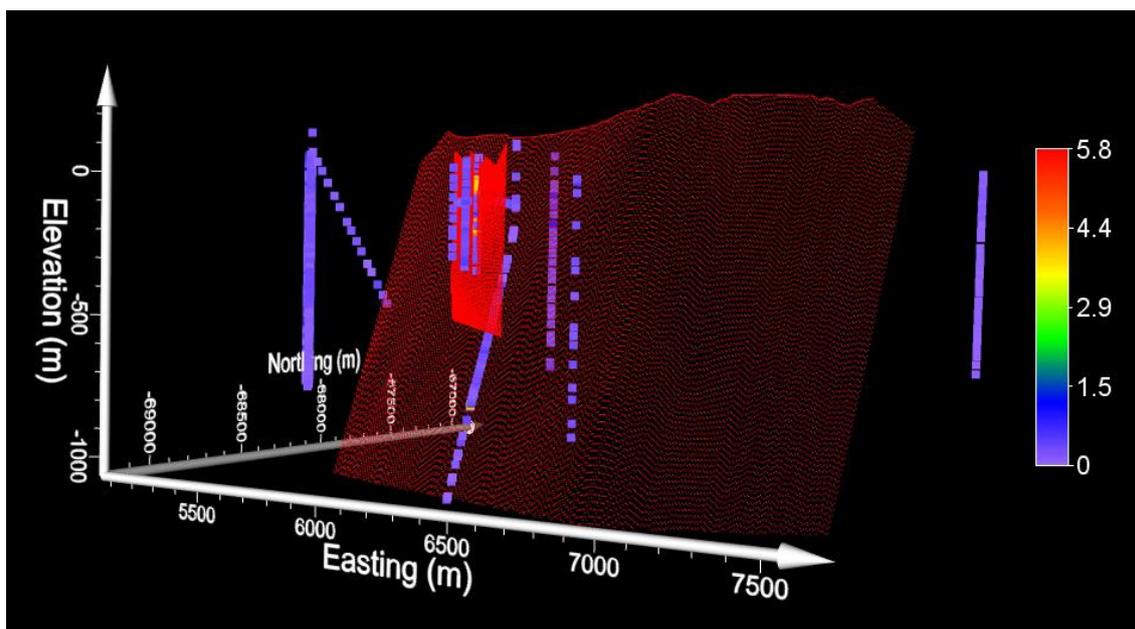


図 37 MgO 濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された MgO 濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

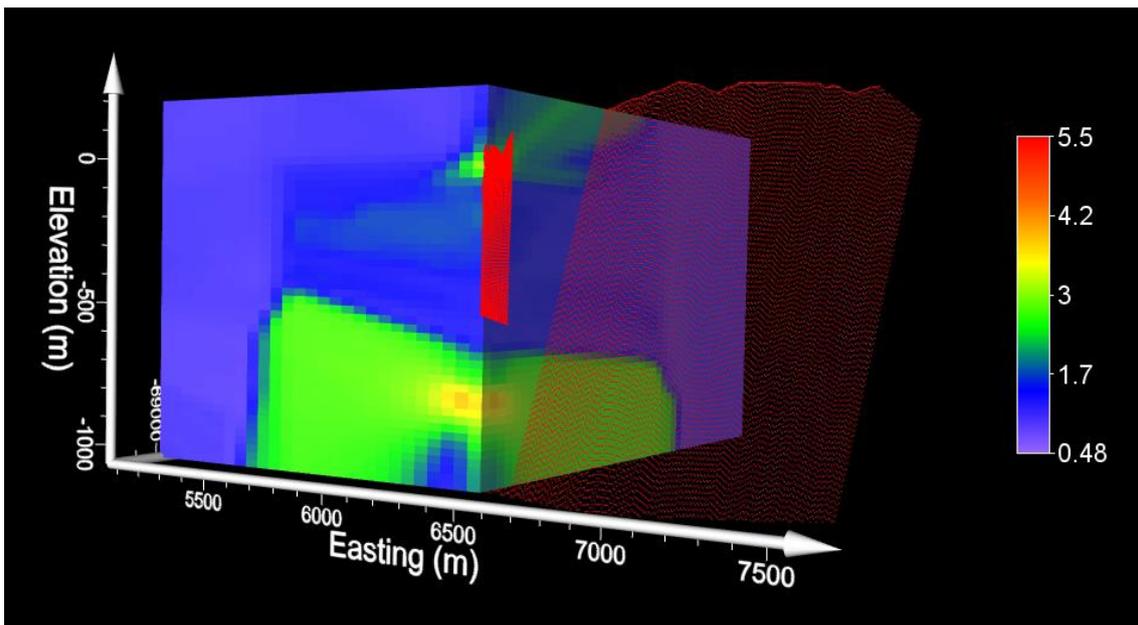
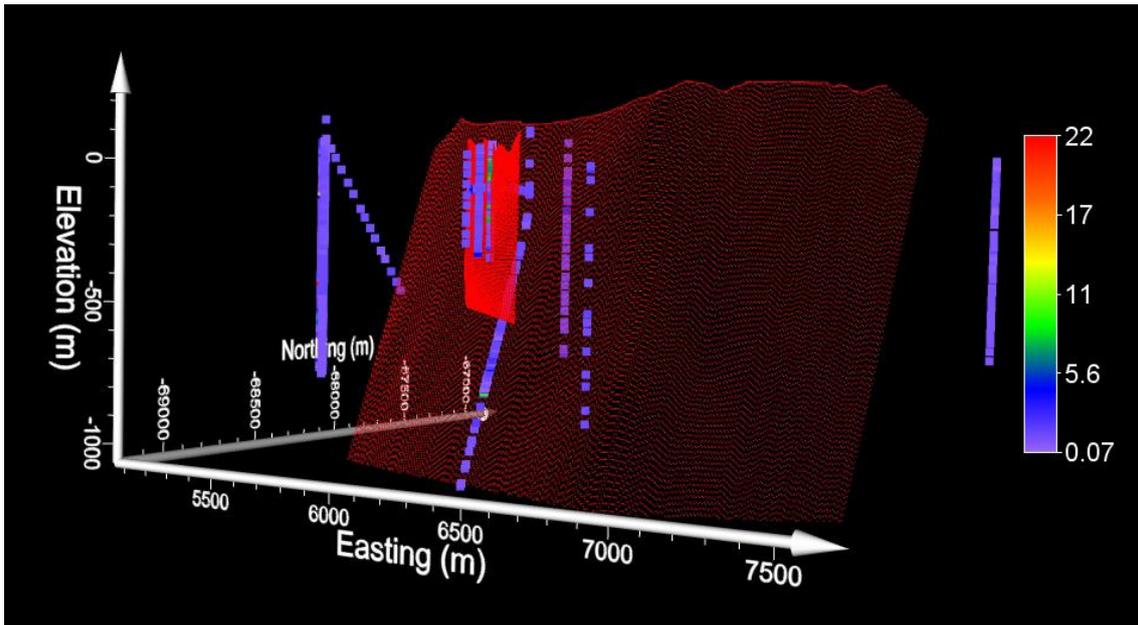


図 38 CaO 濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された CaO 濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

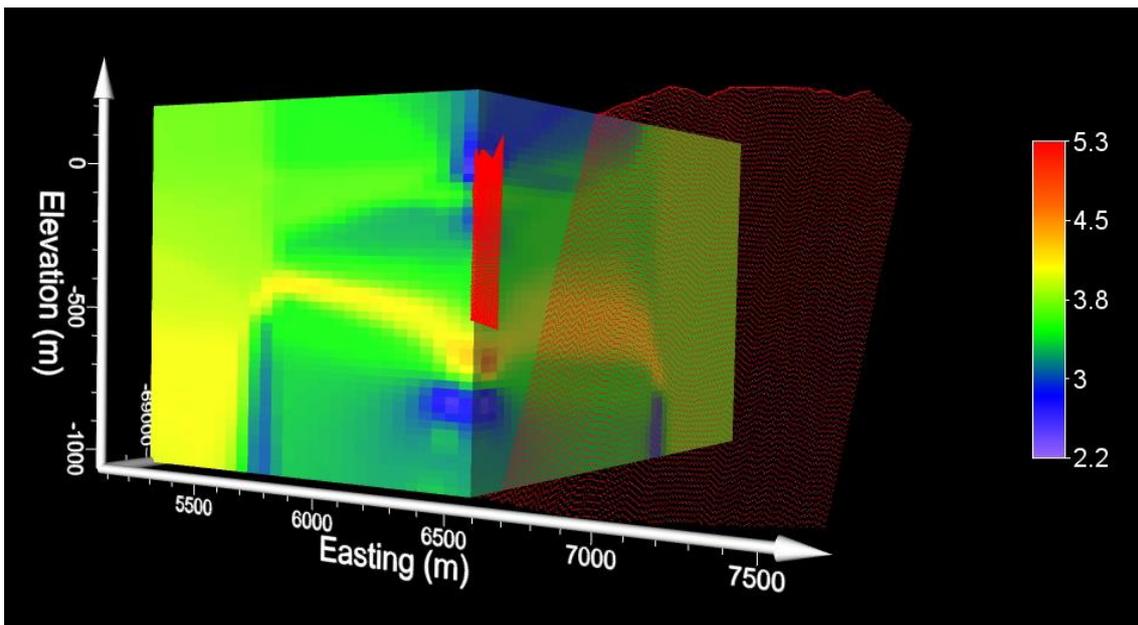
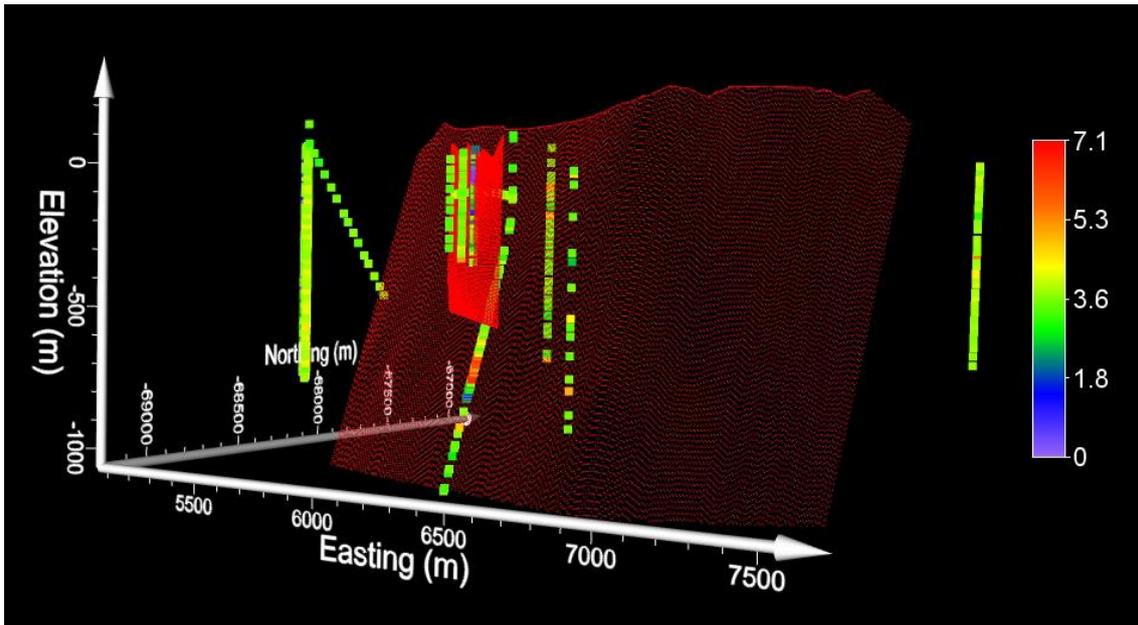


図 39  $\text{Na}_2\text{O}$  濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された  $\text{Na}_2\text{O}$  濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

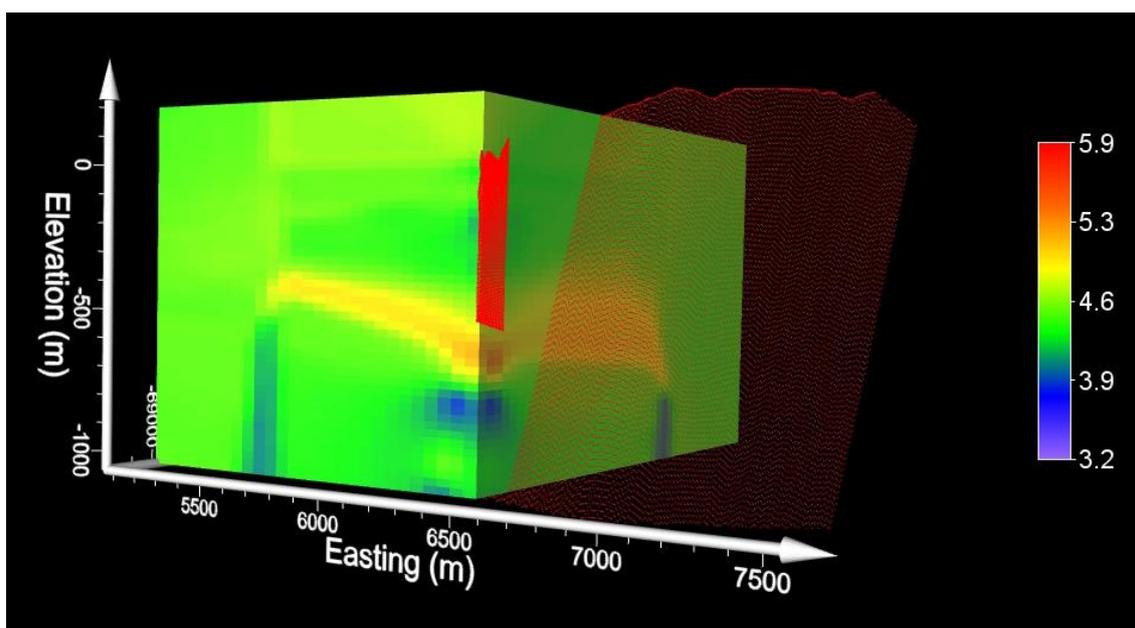
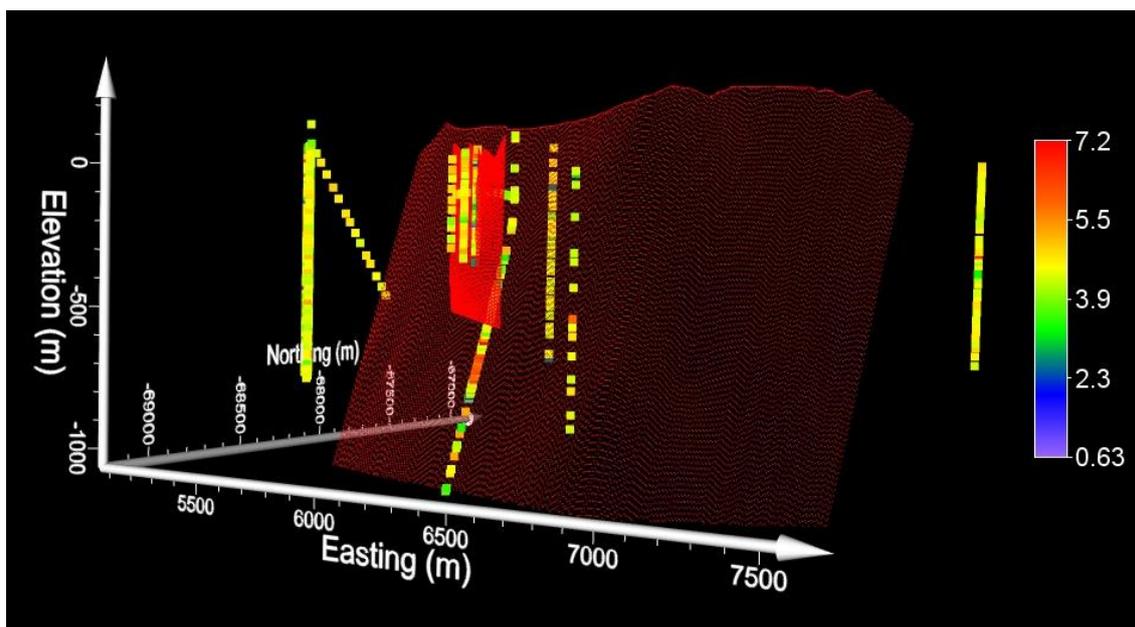


図 40  $K_2O$  濃度の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された  $K_2O$  濃度の空間分布（下）  
（濃度単位は wt%）

次に、全岩化学組成と同様に各鉱物のモード値（含有割合）を散布図としてプロットした結果と、逆距離加重法により空間分布を推定した結果を図 41～図 44 に示す。全岩化学組成の図と同様に、石橋ほか（2013）の地質構造モデルによる主立坑断層と月吉断層の断層面をあわせて示している。石英のモード値の空間分布では主立坑断層周辺の

深部で石英に乏しい領域と石英に富む領域が認められる。カリ長石と斜長石の空間分布ではモード値の変動は小さいことがわかる。また、黒雲母の空間分布から、主立坑断層周辺では深部に比べて浅部で黒雲母に富むことがわかる（図 44）。これらの結果も上述の全岩化学組成の空間分布と同様、断層周辺の変質帯や貫入岩の影響を反映しているものと考えられる。しかしながら、その空間分布は断層の分布に対応していない。その理由として、今回空間分布の推定に用いた逆距離加重法は、濃度やモード値が得られている箇所からの距離に応じた重み付けを行い、分析値を平均化することで補間していることから、地質構造を考慮していないことがあげられる。次年度以降、全岩化学組成と鉱物組成のデータ蓄積を進めるとともに、地質構造も考慮に入れることでより妥当な断層周辺での全岩化学組成と鉱物組成の空間分布を推定する。

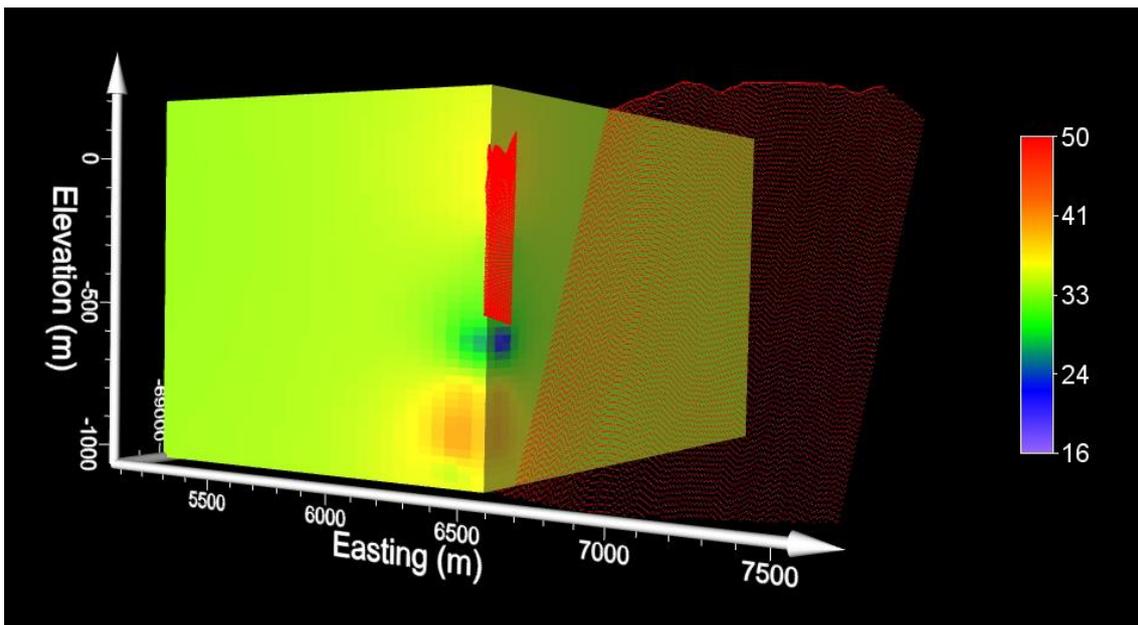
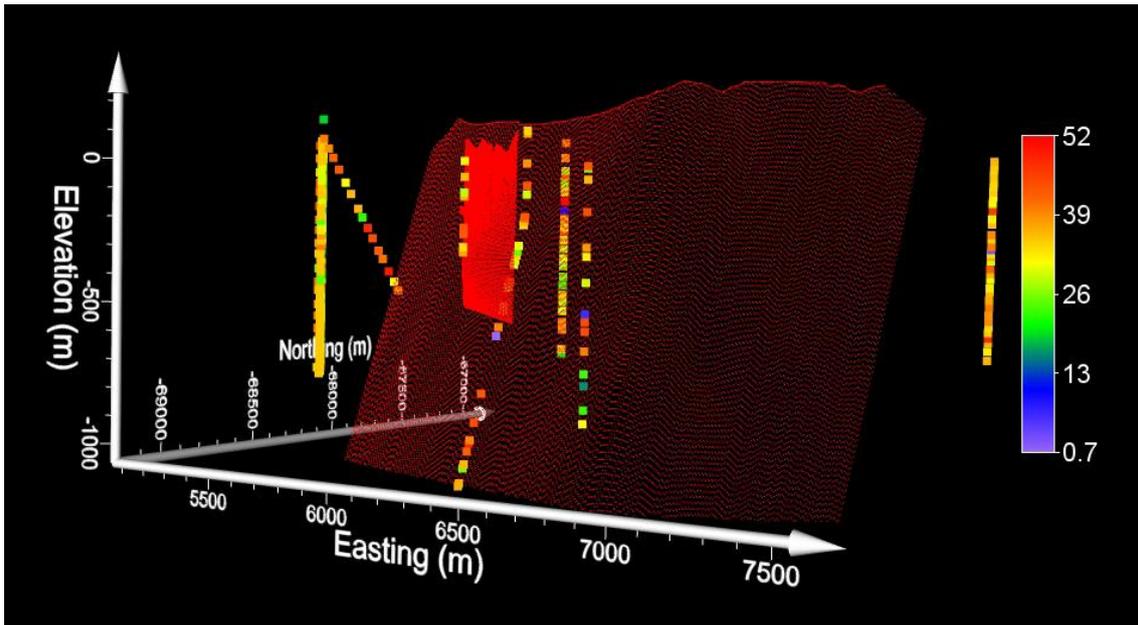


図 41 石英モード値の分析値（上）と  
 逆距離加重法によって補間された石英モード値の空間分布（下）  
 （モード値の単位は vol%）

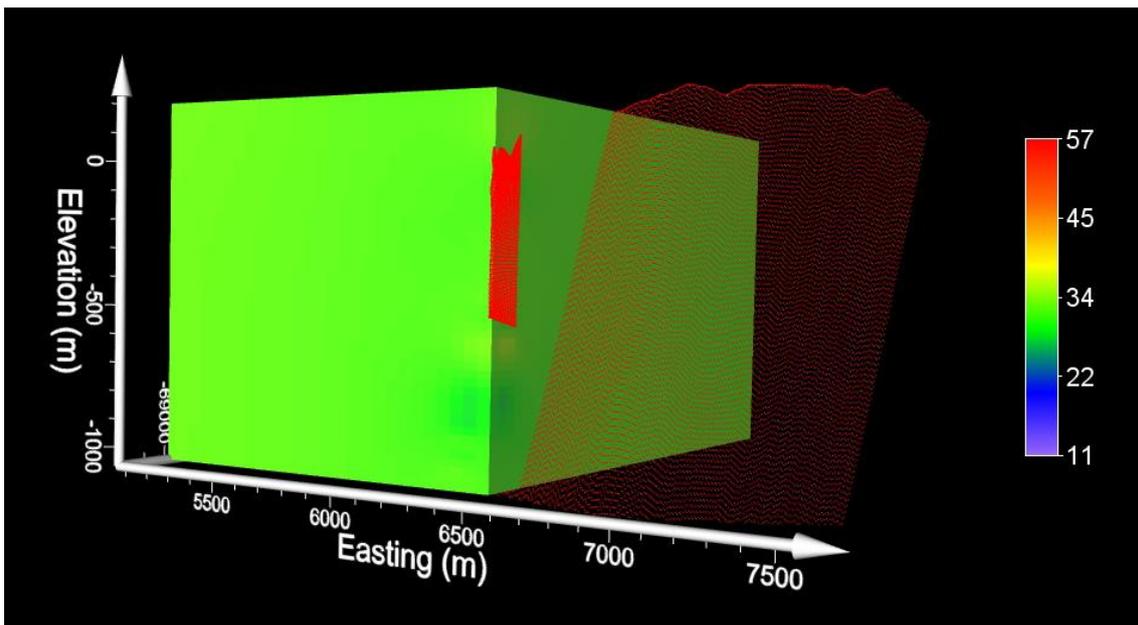
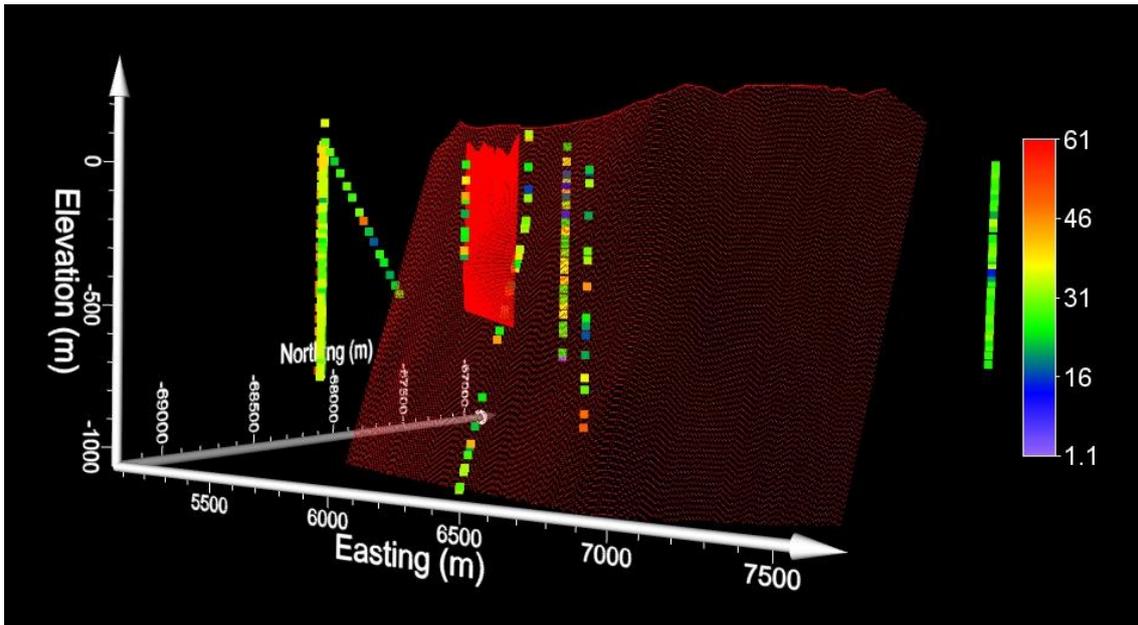


図 42 カリ長石モード値の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間されたカリ長石モード値の空間分布（下）  
（モード値の単位は vol%）

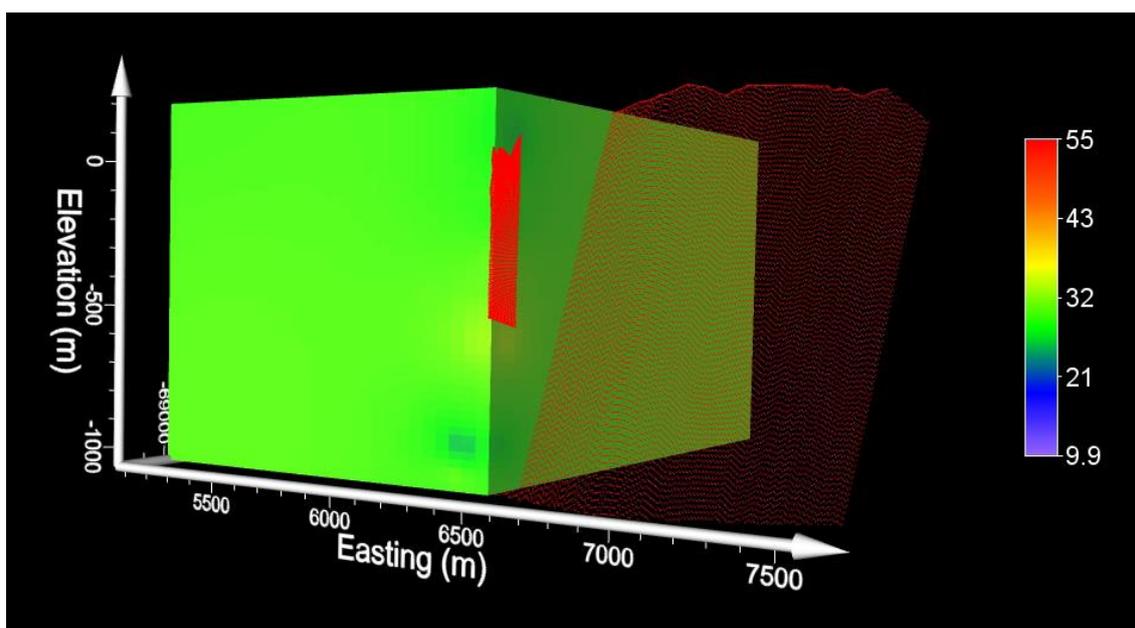
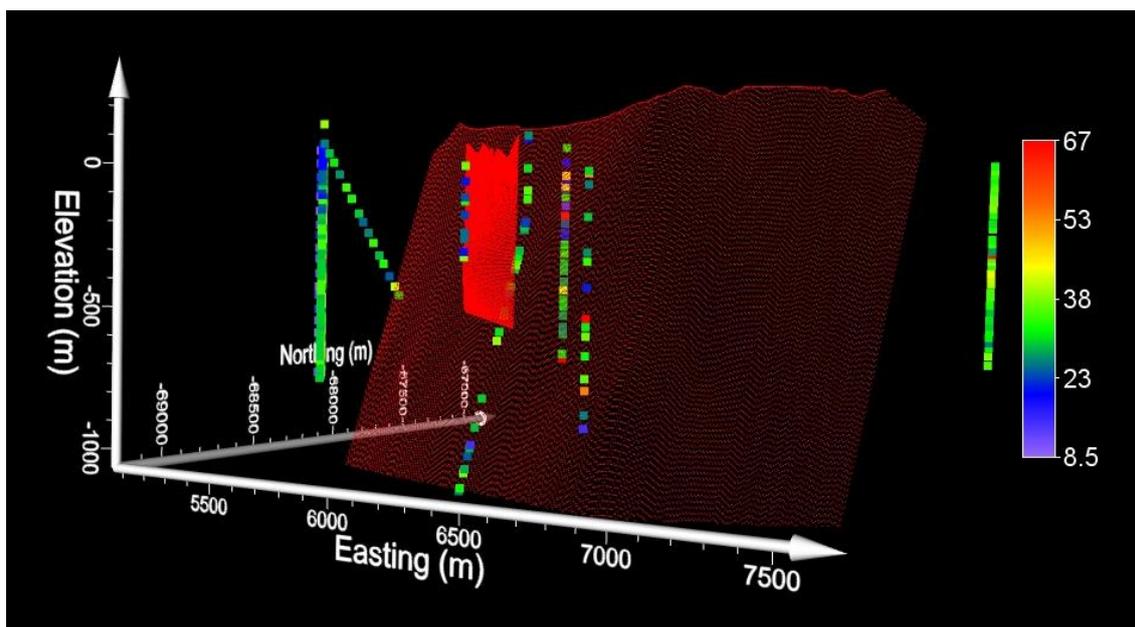


図 43 斜長石モード値の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された斜長石モード値の空間分布（下）  
（モード値の単位は vol%）

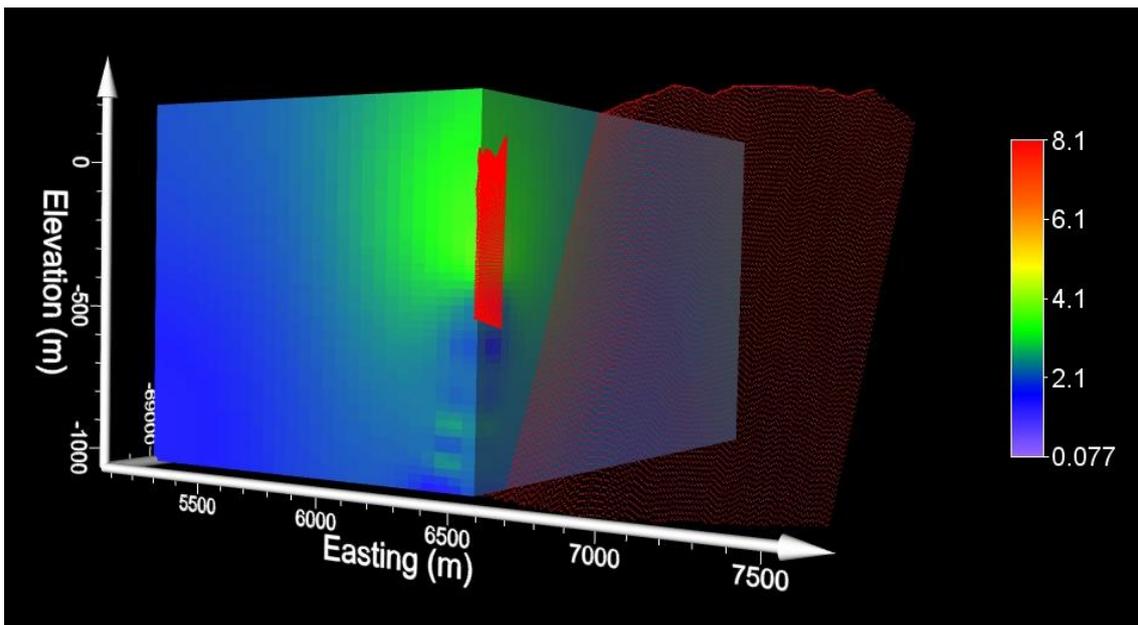
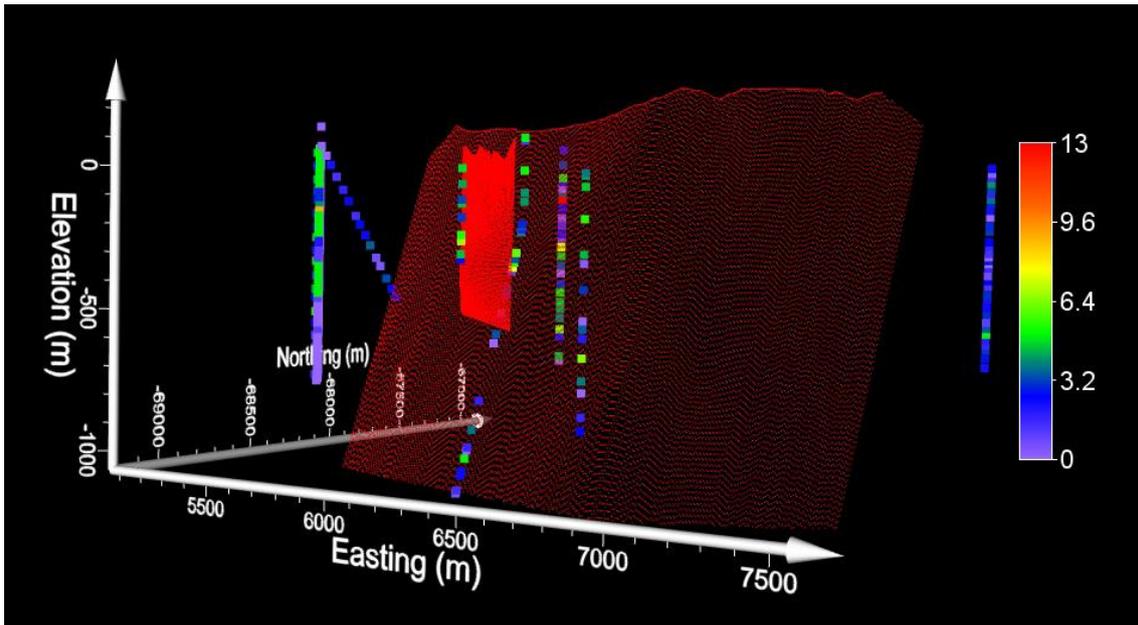


図 44 黒雲母モード値の分析値（上）と  
逆距離加重法によって補間された黒雲母モード値の空間分布（下）  
（モード値の単位は vol%）

#### 4.2.5 断層周辺における地下水水頭の空間分布の把握

断層周辺のボーリング孔で測定された全水頭（狩野・竹内，2012a; 2012b）に，逆距離加重法を適用することで補間された全水頭の空間分布の一例（2010年4月1日0時0分の測定値に基づく補間結果）を図45に示す（断層面は石橋ほか（2013）による）。全水頭は月吉断層の北側で高く，月吉断層の南側，特に主立坑断層周辺で低いことがわかる。

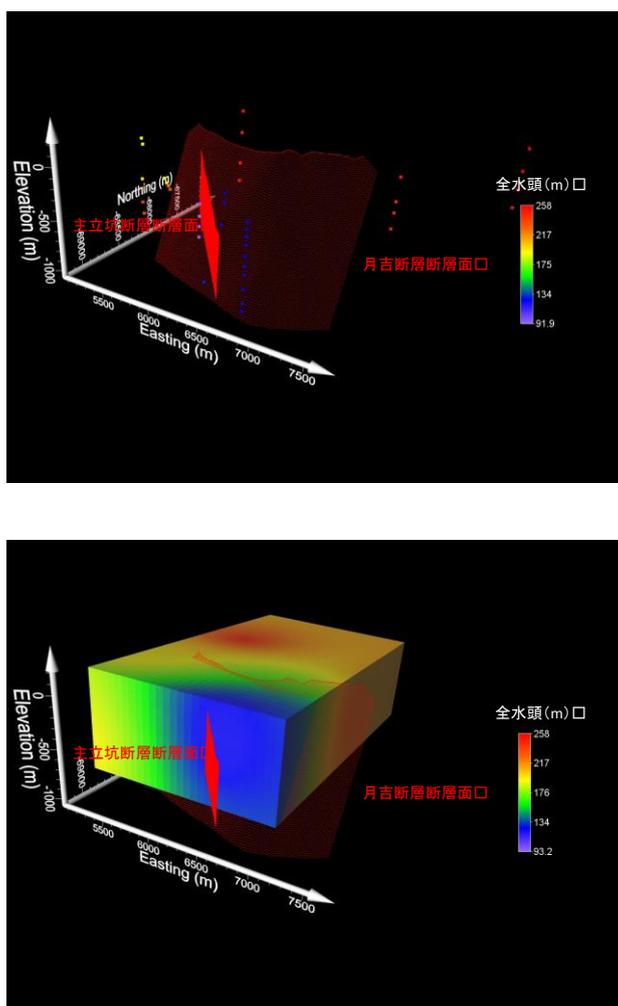


図45 2010年4月1日0時0分の全水頭測定値（上）と逆距離加重法によって補間された全水頭の空間分布（下）

#### 4.2.6 六フッ化硫黄分析システムの検証および改良

SF<sub>6</sub>の標準ガスの分析で得られたクロマトグラムの例を図46に示す。また、装置の0.1mL, 0.25mL, 0.5mLの定容管を組み合わせることで、バックグラウンド（キャリアガスである窒素ガスを測定）、0.1mL, 0.25mL, 0.5mL, 1mL, 1.75mLの標準ガスを分取して分析した場合のピーク面積の例を表3に、得られた検量線を図47に示す。試料に導入されたSF<sub>6</sub>の物質質量とクロマトグラムにおけるピーク面積の相関係数は0.999であり、良好な線形性を示すといえる。

大気を12回測定することで得られたSF<sub>6</sub>濃度を表4と図48に示す。測定回数が増えるに従い、算出されるSF<sub>6</sub>濃度が減少する傾向が認められるものの、後半の6回の測定では全ての測定値が平均値に対して2%以内に収まる。また、測定値はNOAAによる大気中SF<sub>6</sub>濃度のモニタリング結果（NOAA, 2016）とほぼ同程度であることから、本システムを用いて少なくとも気体試料については精度、再現性ともに妥当な分析が可能であると考えられた。繰り返し分析の前半の6回の測定で認められた定量値の減少については、直前に検量線作成のためにSF<sub>6</sub>標準ガスの分析を行っており、大気に比べてSF<sub>6</sub>濃度が高い標準ガスが実験室内に放出されていた。その結果、実験室内の大気のSF<sub>6</sub>が上昇していたためである可能性がある。

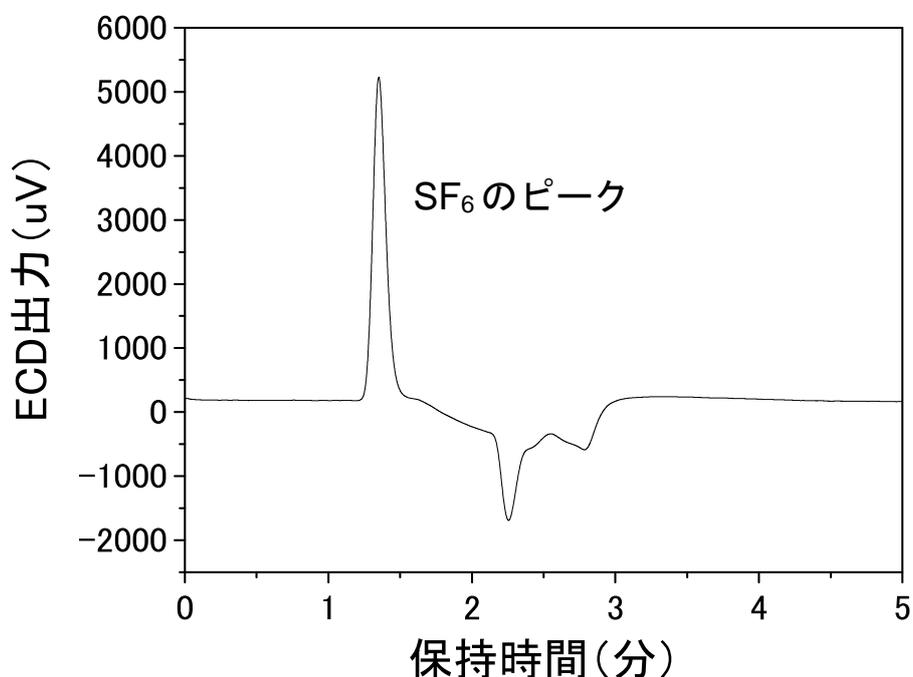


図46 SF<sub>6</sub>標準ガス（SF<sub>6</sub>濃度 91.4 ppt mol, 1.75mL）の分析で得られたクロマトグラム

表3 検量線作成を目的とした標準ガス分析結果の例

定容管容積	標準ガス中 SF <sub>6</sub>	標準ガス中 SF <sub>6</sub>	ピーク面積
mL	mL	fmol	uV
0	0.00E+00	0.00E+00	0.00E+00
0.1	9.14E-12	4.08E-01	2.46E+03
0.25	2.29E-11	1.02E+00	5.27E+03
0.5	4.57E-11	2.04E+00	1.04E+04
1	9.14E-11	4.08E+00	2.10E+04
1.75	1.60E-10	7.14E+00	3.79E+04

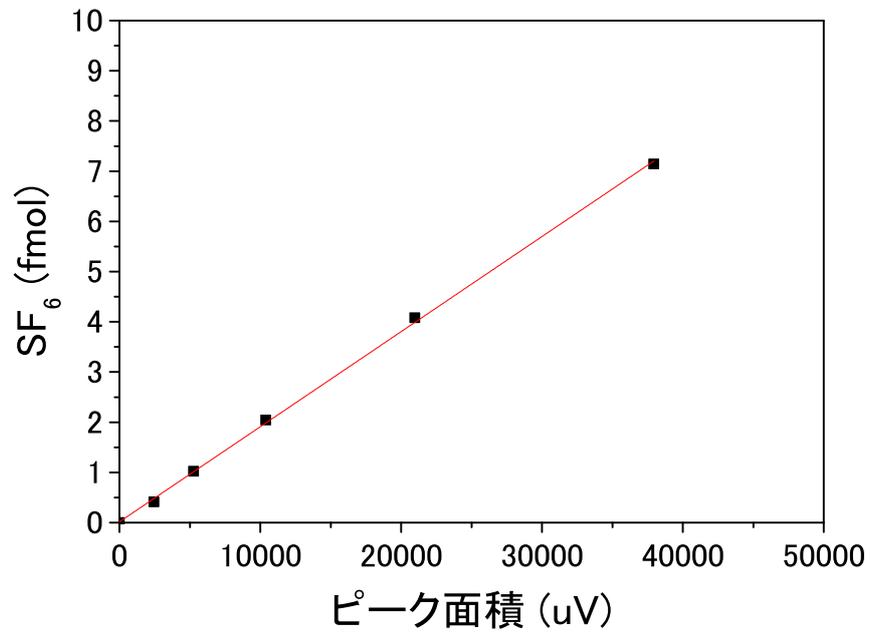


図47 標準ガスの分析により作成した検量線

表 4 実験室大気の繰り返し測定結果

測定回数	ピーク面積	未知試料中 SF <sub>6</sub>	ループ内 SF <sub>6</sub> 体積	ループ内体積	SF <sub>6</sub> 濃度
	uV	fmol	mL	mL	pptv
1	37521.5	7.12	1.74E-10	16.2	10.7
2	34993.2	6.64	1.62E-10	16.2	10.0
3	33240.4	6.31	1.54E-10	16.2	9.52
4	33767.9	6.41	1.57E-10	16.2	9.67
5	33523.9	6.37	1.56E-10	16.2	9.60
6	32395.2	6.15	1.50E-10	16.2	9.28
7	31896.5	6.06	1.48E-10	16.2	9.14
8	31807.5	6.04	1.48E-10	16.2	9.11
9	31913.3	6.06	1.48E-10	16.2	9.14
10	31927.4	6.06	1.48E-10	16.2	9.15
11	31456.5	5.97	1.46E-10	16.2	9.01
12	31326.4	5.95	1.45E-10	16.2	8.98

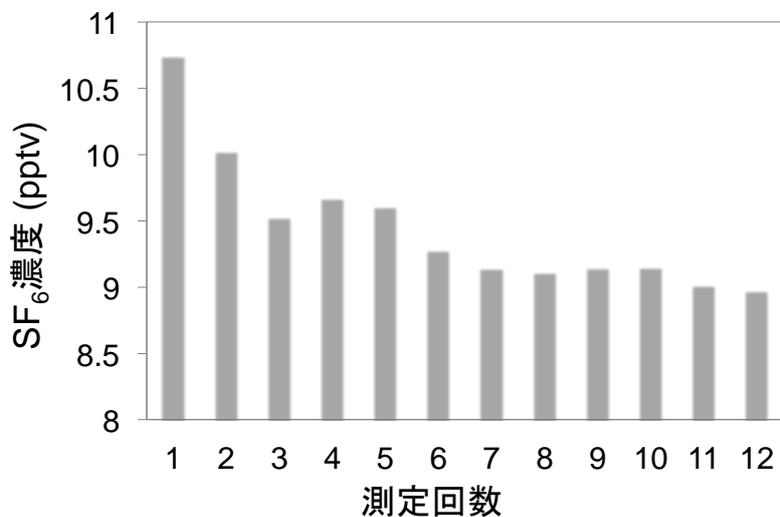


図 48 実験室大気の繰り返し測定結果

### 分析システムの試料導入部と脱気部の改良

水試料の分析を行うにあたり、分析前に試料導入部および脱気瓶内の大気を完全にパージするのに時間がかかる、分析後水試料を排出するために、試料導入部や脱気瓶を接続するチューブを外す必要があり、大気に含まれる SF<sub>6</sub> が混入する可能性がある、脱気

瓶に導入された水量を正確に測定するのが困難，などの課題が認められた。そこで，分析システムの試料導入部と脱気部を図 49 および図 50 のように改良した。改良版の分析システムでは，真空ポンプにより脱気瓶を真空引きし，脱気瓶内部を陰圧とすることで試料容器から水試料を脱気瓶に導入する。細型の脱気瓶に下部からガラスフィルターを通して窒素ガスを供給することで，効率よく気泡と試料水が接触し， $\text{SF}_6$  の抽出が効率的に進むものと考えられる。抽出終了後は，脱気瓶下部のバルブ（図の S-D1）を開くことにより，水試料を排出し，導入された水量を測定できる。今回の改良により，上述の課題を全て解決できた。

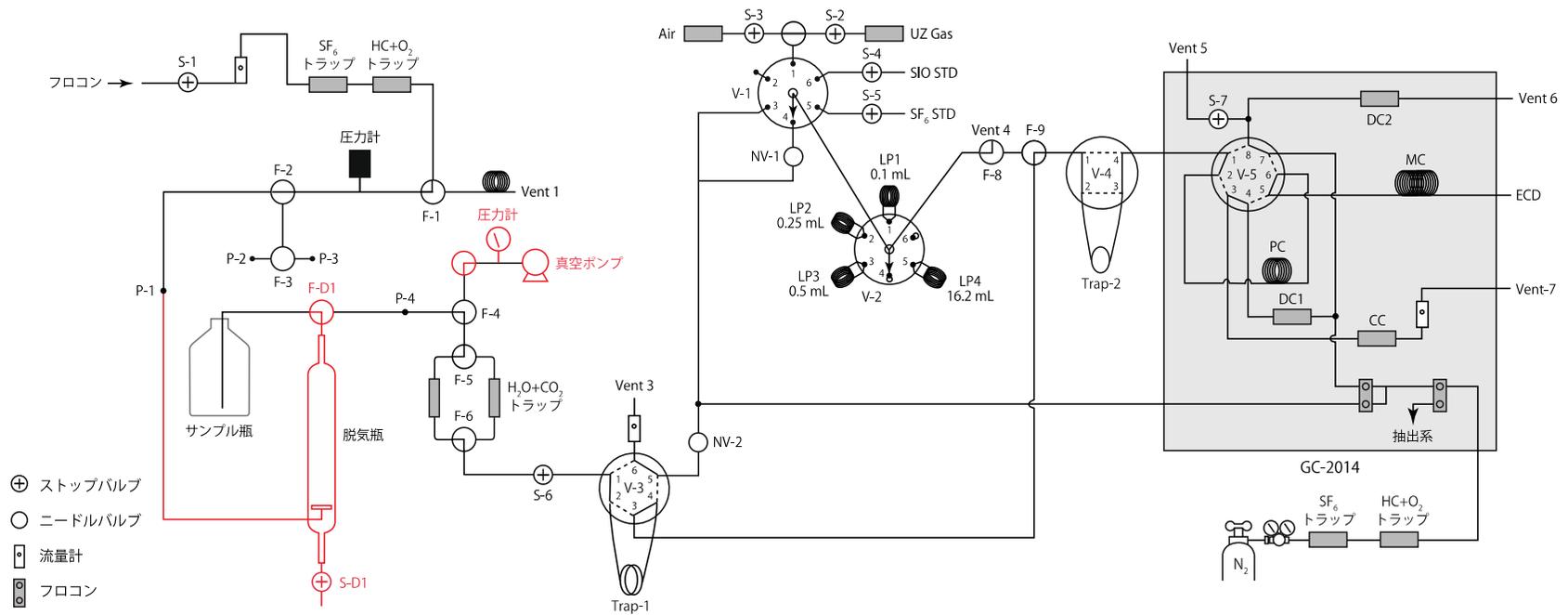


図 49 改良した SF<sub>6</sub>分析システムの模式図 (赤色で示されている箇所が改良箇所)



図 50 改良した SF<sub>6</sub>分析システムの脱気瓶外観

### 4.3 残された課題と今後の計画

平成 27 年度は、断層周辺原位置で浸透率測定を行った。今回得られた浸透率はパーミアメータを用いた透気試験によるものであり、透水係数に単純に換算できない可能性があることから、適切な換算方法について検討し、現在作成中の水理地質モデルに反映させる。作成した水理地質モデルを用いた地下水流動解析を継続して行い、水頭分布などとの比較により解析結果の妥当性を評価する。全岩化学組成と鉱物組成の空間分布推定については、分析実施によりデータを追加するとともに、地質構造を考慮することでより妥当性の高い空間分布推定を行う。SF<sub>6</sub>分析システムの構築については、少なくとも気体試料では精度良く SF<sub>6</sub>の定量が可能であることが示された。今後は水試料についても分析精度の検証を進める。

平成 28 年度は研究坑道を中心に断層周辺から地下水試料を採取し、SF<sub>6</sub>を含む環境トレーサーの分析や物理化学特性の測定を行う。地球統計学を適用することで、断層周辺における環境トレーサーの濃度や同位体比の空間分布を推定する予定である。平成 29 年度は平成 28 年度までに明らかになっている断層周辺の地下水流動状態、地下水の物理化学特性、岩石の鉱物組成や化学組成の空間分布などを考慮し、物質移行解析を実施する。物質移行解析から地下水の環境トレーサー特性の空間分布を推定し、実測値と比較することで水理地質モデルと物質移行モデル、これらを用いて得られる解析結果の妥当性を検証する。

## 5. まとめ

平成 27 年度は、岐阜県東濃地域に分布する主立坑断層と月吉断層をモデルサイトとして、その周辺の水理地質モデルを構築し、地下水流動状態を推定するための検討を行った。断層周辺の詳細な浸透率の空間分布を把握するため、JAEA 瑞浪超深地層研究所の研究坑道内で浸透率の原位置測定を実施した。その結果、岩盤等級が低下するにつれて浸透率のバラツキが大きくなる傾向が認められた。また、断層面からの距離が大きくなるにつれて所々で極大を示しながら徐々に浸透率が小さくなることが示唆された。浸透率の測定結果に基づいて、主立坑断層周辺における浸透率変化の概念モデルを構築した。仮想的な水理地質モデルを用いて地下水流動解析を行い、本研究で用いる解析方法により断層が地下水流動に及ぼす影響を把握可能であることを確認した上で、研究サイトの水理地質モデルを構築し、地下水流動解析を実施している。断層周辺の浸透率変化を水理地質モデルに反映させるため、断層周辺に小さいグリッドを配置したモデルも作成中である。この他、断層周辺に分布する地下水水頭の空間分布や、岩石の全岩化学組

成と鉍物組成の空間分布も推定した。

## 引用文献

- 石橋正祐紀, 笹尾英嗣, 窪島光志, 松岡稔幸, 2013, 超深地層研究所計画におけるサイトスケール地質構造モデルの構築 -第 2 段階における Shaft460 および Shaft500 地質構造モデルへの更新-, JAEA-Research 2013-019.
- 魚住直己, 村上真也, 大石保政, 河村秀紀, 2005, 超深地層研究所計画における試錐調査(MIZ-1 号孔), JNC TJ7440 2005-091.
- 核燃料サイクル開発機構, 1999a, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性-地層処分研究開発第 2 次取りまとめ-, 総論レポート, JNC TN1400 99-020.
- 核燃料サイクル開発機構, 1999b, わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性-地層処分研究開発第 2 次取りまとめ-分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.
- 柏谷公希, 2015, 断層周辺の地下水流動特性および物質移行特性に関する包括的研究平成 26 年度研究報告書.
- 狩野智之, 竹内竜史, 2012a, 広域地下水流動研究における地下水の水圧長期モニタリング(2010 年度), JAEA-Data/Code 2012-001.
- 狩野智之, 竹内竜史, 2012b, 超深地層研究所計画における地下水の水圧長期モニタリング(2010 年度), JAEA-Data/Code 2012-002.
- 川本康司, 窪島光志, 石橋正祐紀, 鶴田忠彦, 笹尾英嗣, 池田幸喜, 見掛信一郎, 原郁夫, 山本勝, 2012, 超深地層研究所計画瑞浪超深地層研究所研究坑道の壁面調査データ集, JAEA-Data/Code 2012-009.
- 川本康司, 村上裕晃, 石橋正祐紀, 笹尾英嗣, 渡辺和彦, 見掛信一郎, 池田幸喜, 2014, 超深地層研究所計画瑞浪超深地層研究所深度 500m ステージの壁面地質調査データ集, JAEA-Data/Code 2014-014.
- 小坂寛, 三枝博光, 栗原新, 尾上博則, 2012, 超深地層研究所計画 (岩盤の水理に関する調査研究) サイトスケールの地下水流動解析及び粒子追跡解析, JAEA-Research 2012-012.
- 佐藤開, 2016, 土岐花崗岩における浸透率の空間分布と断層との関連性評価, 京都大学工学部卒業論文.
- 社団法人地盤工学会, 2004, 新規制定地盤工学会基準・同解説 岩盤の工学的分類法(JGS 3811-2004), 54-56.
- 大丸修二, 尾上博則, 竹内竜史, 2012, 超深地層研究所計画 (岩盤の水理に関する調査研究) 主立坑断層を対象とした水理学的調査, JAEA-Research 2012-008.
- 電気事業連合会, 2016, 原子力・エネルギー図面集, <http://www.fepec.or.jp/library/pamphlet/zumenshu/>, 2016 年 1 月 14 日閲覧.

- 濱克宏, 見掛信一郎, 西尾和久, 笹尾英嗣, 三枝博光, 岩月輝希, 池田幸喜, 佐藤稔紀, 大澤英昭, 小出馨, 2014, 超深地層研究所計画年度計画書(2014年度), JAEA-Review 2014-035.
- 見掛信一郎, 山本勝, 池田幸喜, 杉原弘造, 竹内真司, 早野明, 佐藤稔紀, 武田信一, 石井洋司, 石田英明, 浅井秀明, 原雅人, 久慈雅栄, 南出賢司, 黒田英高, 松井裕哉, 鶴田忠彦, 竹内竜史, 三枝博光, 松岡稔幸, 水野崇, 大山卓也, 2010, 結晶質岩を対象とした坑道掘削における湧水抑制対策の計画策定と施工結果に関する考察, JAEA-Technology 2010-026.
- 湯口貴史, 鶴田忠彦, 西山忠男, 2010, 中部日本土岐花崗岩体の岩相と化学組成の累帯変化, 岩石鉱物科学, 39, 50-70.
- 湯口貴史, 鶴田忠彦, 水野崇, 國丸貴紀, 2011, 瑞浪超深地層研究所用地で採取された岩石試料の岩石学的・鉱物学的データ -全岩化学組成,含有鉱物および鉱物組成-, JAEA-Data/Code 2011-009.
- 吉中龍之進, 桜井春輔, 菊池宏吉, 1989, 岩盤分類とその適用, 土木工学社.
- Busenberg, E., Plummer, L.N., 2000. Dating young groundwater with sulfur hexafluoride: Natural and anthropogenic sources of sulfur hexafluoride. *Water Resour.Res.* 36, 3011-3030.
- Caine, J.S., Evans, J.P., Forster, C.B., 1996. Fault zone architecture and permeability structure. *Geology.* 24, 1025-1028.
- Goggin, D.J., Lake, L.W., Thrasher, R., 1986. A theoretical analysis of minipermeameter response. Center for Enhanced Oil and Gas Recovery Research Annual Report. Category A, U. of Texas, Austin.
- Kashiwaya, K., Hasegawa, T., Nakata, K., Tomioka, Y., Mizuno, T., 2014. Multiple tracer study in Horonobe, northern Hokkaido, Japan: 1: Residence time estimation based on multiple environmental tracers and lumped parameter models. *Journal of Hydrology.* 519, 532-548.
- Ko, M.K.W., 1993. Atmospheric sulfur hexafluoride: sources, sinks and greenhouse warming. *Journal of Geophysical Research.* 98, 10499-10507.
- NOAA, 2016. ESRL Global Monitoring Division – halocarbons and other atmospheric trace gases, <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/hats/combined/SF6.html>, accessed on 15<sup>th</sup> Jan. 2016.

## 謝辞

本研究を実施するにあたり、笹尾英嗣氏、石橋正祐紀氏をはじめとする日本原子力研究開発機構の諸氏には坑内での浸透率測定や各種データ提供などで研究全体を通してご協力をいただいた。また、山形大学湯口貴史先生には土岐花崗岩の全岩化学組成と鉱物組成の分析データを提供いただいた。ここに記して関係各位に感謝の意を表します。

## 平成 27 年度 外部発表

### 【口頭発表】

柏谷公希，久保大樹，佐藤開，松田典大，小池克明，2016，原位置パーミアメータ測定で明らかとなった断層周辺岩盤の浸透率の空間分布特性，日本地球惑星科学連合 2016 年大会. (投稿済み，2016 年 5 月 24 日発表予定)

Kashiwaya K., Kubo T., Sato K., Matsuda N., Koike K., 2016. Development of hydrogeological model and groundwater flow analysis considering permeability distribution around faults, 43rd International IAH Congress. (本年度内に投稿予定，2016 年 9 月 25～29 日開催予定)

## 研究報告 2

# 岩石き裂の治癒作用を利用した不連続面の バリア性能向上に関する研究

鳥取大学 大学院工学研究科

奈良 禎太

1. 背景・目的
2. 全体研究計画（4 ヶ年における全体計画）
3. 平成 26 年度の成果概要
4. 平成 27 年度研究実施内容
  - 4.1 平成 27 年度の計画，実施方法
  - 4.2 岩石の透水試験における周辺環境の温度制御の重要性に関する検証
  - 4.3 花崗岩の透水性に及ぼす粘土によるき裂修復の影響
  - 4.4 岩石表面への鉱物析出挙動
  - 4.5 長期にわたる岩石内の緩やかなき裂進展測定
  - 4.6 残された課題と今後の計画
5. まとめ
  - ・外部発表リスト

## 1. 背景・目的

放射性廃棄物の地層処分においては、岩盤を天然バリアとして使用する。このことから、岩盤には高い長期強度と遮蔽性が要求される。岩盤内では、き裂や空隙のネットワークが流体の流路となるため<sup>1)</sup>、遮蔽性向上には、き裂の進展を防ぐとともに、き裂や空隙を閉塞させることが効果的であると考えられる。また、水は岩石の強さに顕著に影響し、含水率が高い場合、岩石の強さは低下する。そのため、遮蔽性が高い領域で囲まれた岩盤は、水の流入が抑制されるため、強度が高い状態が確保されやすく、力学的に安定しやすい状況になると考えられる。流路の形状が複雑なほど流れは抑制されるため<sup>2)</sup>、微細な粒子が密に詰まった部分では遮蔽性は高くなる。

北欧（特にフィンランドやスウェーデン）では、結晶質岩盤を用いた放射性廃棄物処分が進められている。北欧の結晶質岩の場合、き裂密度が極めて低いことが知られている。一方、日本では地殻運動が活発であり、地下には断層や節理などの不連続面が数多く分布する。日本の花崗岩は、北欧のものよりも一般にき裂が多く含まれ、10倍以上き裂密度が高いという報告もある<sup>3)</sup>（吉田, 2012）。ゆえに、地下利用の際、不連続面を完全に避けることは困難である。ただし、巨視き裂を含む火成岩では、巨視き裂に微細な粉末を含めることにより、透水係数が低下することが示されている<sup>4,5)</sup>。この効果を利用すれば、閉塞した節理や断層を利用する形で岩石の遮蔽性を高められる可能性があり、放射性廃棄物処分で大いに役立つ技術を確立できると考えられる。

また、放射性廃棄物処分施設を地下岩盤に設ける場合、大量のセメント系材料を使用することから、地下岩盤空洞周辺の地下水はカルシウム濃度が高い状態となることが考えられる。地下水中のカルシウム濃度が高い場合、岩盤表面にはカルシウム化合物が析出し、き裂が充填される可能性がある。この現象は室内試験でも認められており、Nakao et al.<sup>6)</sup>による、岩石とコンクリートを水中と一緒に保存する試験により、岩石表面にカルシウム化合物が析出することが示されている。通常岩石内には多くのき裂が存在し、天然バリアとしての遮蔽性能が十分であるか否かが問題となることがある。しかし、放射性廃棄物処分施設の建設のために用いられるセメント系材料由来のカルシウムが豊富に含まれる地下水の影響により、カルシウム化合物の析出によってき裂が充填され、岩石の透水係数も低く保たれる可能性がある。

このように、岩石内のき裂が粘土やカルシウム化合物で充填される場合は、透水係数が低く保たれ、岩盤が天然バリアとして十分な遮蔽性能を保つということが考えられる。ただし現状では、上記のようなき裂の充填がどの程度岩石の透水係数に影響するかについては十分には検討されていない。

そこで本研究では、岩石内の不連続面（節理や断層）の遮蔽性を、透水試験を用いて調べる。また、岩石のき裂進展の時間依存性挙動を、破壊力学試験を用いて調べる。特に、長期間にわたる試験を行うことによって、極めて低い速度のき裂進展を測定することを目指す。さらに、岩石のき裂進展を進めながら同時に鉱物の析出によるき裂閉塞を起こす試験を行い、き裂進展が抑制できるか否かを調べる。なお本研究では、結晶質岩石を対象として研究を進めることとし、花崗岩を岩石試料として用いる。

上記の一連の研究成果により、放射性廃棄物処分施設ニアフィールドの天然バリアの長期性能が明らかとなることが本研究を行う意義である。特に、未だ不明である修復されたき裂を含む岩石の透水特性や、極めて遅いき裂進展の計測によって、長期にわたる岩石の材料特性が明らかになり、放射性廃棄物処分プロジェクトに代表される岩盤の長期的な利用に大きく貢献できる成果が挙げられることが期待できる。

## 2. 全体研究計画（4 カ年における全体計画）

平成 26 年度は，破壊力学および透水試験を行う環境を整備し，予備試験を実施する．なお，試験に用いる岩石の強度，弾性率，弾性波速度等の材料物性を予め調べておく．

### (1) ダブルトーション法による長期破壊力学試験の予備実験・データ取得環境整備

破壊力学試験法であるダブルトーション法による測定を予備実験として 1～2 週間程度連続で行うことにより，長期連続測定によるき裂進展データ取得環境の整備を実施する．可能であれば，1 カ月近く連続して測定する実験を行う．

### (2) 岩石を用いた透水試験の予備実験・データ取得環境整備

岩石試料（花崗岩または砂岩）を用いて透水試験の予備実験を行うことにより，岩石の遮蔽性（バリア性能）に関するデータ取得環境の整備を実施する．

平成 27 年度からは，破壊力学試験および透水試験によるデータ取得を本格的に行うこととする．また，顕微鏡観察を行い，岩石内部の観察やき裂閉塞に寄与した物質の同定を行う．

さらに，本研究の検討内容の妥当性，研究を進めるべき方向性などについて，専門家・有識者らを訪問・招聘し，研究内容について議論し，研究の有効性向上に努める．

### (1) 長期破壊力学試験によるき裂進展・閉塞同時検出試験の実施

大気中及び水中環境下において，1 カ月程度連続で破壊力学試験を行い，き裂進展に関するデータを取得する．さらに，き裂閉塞に関するデータの取得を目指す．

### (2) 岩石内部の観察

光学顕微鏡や電子顕微鏡を用いることにより，岩石内部構造の観察を行うとともに，き裂の閉塞に寄与した物質の同定を行う．

### (3) 節理を含む岩石での透水試験の実施

節理（巨視的な引張き裂）が含まれている岩石試料で透水試験を行い，巨視き裂が岩石の遮蔽性に及ぼす影響を調べる．

### (4) 粘土層を含む岩石での透水試験の実施

巨視き裂を含む岩石試料（花崗岩）が粘土層で充填されている場合の透水係数を測定し，断層粘土が岩石の遮蔽性に及ぼす影響を調べる．

平成 28 年度は，前年度と異なる条件下での破壊力学試験および透水試験を

行うことにより、岩石のバリア性能に関するデータ収集を行う。また、顕微鏡や X 線回折分析を行い、岩石内部の観察やき裂閉塞に寄与した物質の同定を行う。

前年度同様、この年度でも、本研究の検討内容等について議論を深めるために、国内外の専門家を訪問または招聘し、議論を行い、研究内容の向上に努める。

(1) 長期破壊力学試験によるき裂進展・閉塞同時検出試験の実施

水中環境下において1カ月程度連続で破壊力学試験を行い、き裂進展に関するデータを取得するとともに、き裂閉塞に関するデータの取得を目指す。特に、前年度とは異なる環境下で試験を行うことし、周辺環境のカルシウム濃度が異なる水中環境下で試験を行うことによって、カルシウム濃度がき裂の進展や閉塞に及ぼす影響を調べる。

(2) 顕微鏡観察および X 線回折分析による岩石内部の観察

前年度同様、顕微鏡を用いることにより、岩石内部構造の観察を行う。さらに、岩石表面において、カルシウム化合物の析出が生じやすい場所、生じにくい場所について調べる。また、X 線回折分析を行うことによって、き裂の閉塞に寄与した物質の同定を行う。

(3) 閉塞した節理を含む岩石での透水試験の実施

カルシウム化合物の析出によって閉塞した節理（引張破壊）を持つ岩石で透水試験を行うことにより、析出物によって閉塞した節理を持つ岩石の遮蔽性を調べる。

平成 29 年度は、破壊力学および透水試験に関するデータを取得するとともに、データの取りまとめを行い、総括報告書を作成する。

この年度においても、本研究の検討内容等について議論を深めるために、国内外の専門家等を訪問・招聘して議論を行い、研究内容の向上に努める。

(1) 長期破壊力学試験によるき裂進展・閉塞同時検出試験の実施

カルシウム濃度の異なる水中環境下において1カ月程度連続で破壊力学試験を行い、き裂進展および修復に関するデータを取得し、これまでのデータを取りまとめることにより、カルシウム濃度がき裂の進展や閉塞に及ぼす影響について解明する。

(2) 顕微鏡観察および X 線回折分析による岩石内部の観察

顕微鏡観察により、岩石中でのカルシウム化合物の析出が生じやすい場所と生じにくい場所を解明する。また、X 線回折分析によって、き裂の閉塞に寄与した物質を同定し、き裂閉塞部の耐久性について解明する。

(3) 閉塞した節理を含む岩石での透水試験の実施

カルシウム化合物の析出によって閉塞した節理（引張き裂）を持つ岩石での透水試験を進め、得られたデータを取りまとめることにより、析出物に

- よって閉塞した節理を持つ岩石の遮蔽性を評価する。
- (4) 粘土層を含む岩石での透水試験の実施  
粘土層を導入した岩石の透水試験を進め、得られたデータを取りまとめることにより、粘土が岩石の遮蔽性に及ぼす影響を評価する。

### 3. 平成 26 年度の成果概要

平成 26 年度は、初年度として、破壊力学および透水試験を行う環境を整備し、予備試験を実施することとした。特に、破壊力学試験法であるダブルトーション法による測定を予備実験として 1～2 週間程度連続で行うことにより、長期連続測定によるき裂進展データ取得環境の整備を実施した。透水試験に関しては、岩石試料（花崗岩）を用いて透水試験の予備実験を行うことにより、岩石の遮蔽性（バリア性能）に関するデータ取得環境の整備を実施した。

破壊力学試験については、ダブルトーション試験装置を恒温恒湿器内に組み立てることによって、長期間周辺環境を一定に保てる破壊力学試験装置を準備した。さらに、応力拡大係数とき裂進展速度のデータを長期間にわたって取得できるようにするため、データ取得間隔を長期にわたって制御できるデータロガーとデータ取得用のパソコンを試験装置に接続することによって、長期間連続して行うダブルトーション試験を行えるようにした。その上で、大島花崗岩を試料として予備試験を行った。その結果、10 日間の連続測定を無事に行えることを確認し、応力拡大係数とき裂進展速度の関係を得られることを確認した。

透水試験については、稲田花崗岩を試料として、トランジェントパルス法による透水試験の予備試験を行った。その結果、試験装置が問題なく作動し、岩石の透水係数に関するデータが得られることを確認した。

## 4. 平成 27 年度研究実施内容

### 4.1 平成 27 年度の計画, 実施方法

平成 27 年度では, 透水試験および破壊力学試験によるデータ取得を本格的に行うこととした。さらに, 水中環境下に岩石を保存し, 鉍物の析出が生じるかどうかに関する調査を行うこととした。

透水試験は, 透水係数を正確に測定できる条件を考慮した上で行うこととし, 周辺環境の温度制御の重要性に関する検証を行った後, **花崗岩**の透水性に及ぼす粘土によるき裂修復の影響を調べた。透水試験方法として, トランジェントパルス法とフローポンプ法を採用した。透水係数が低い材料での測定にはトランジェントパルス法を用いた。ただし, 材料の透水係数が高い場合, トランジェントパルス法での透水係数の評価が不可能になる。その場合のみ, フローポンプ法による測定を行うこととした。また, 顕微鏡観察により, 岩石内部の観察やき裂閉塞に寄与した物質の同定を行った。

岩石を水中に保存することによる表面への鉍物析出挙動の調査では, 水酸化カルシウム水溶液を用意し, そこに岩石試験片を保存することによって作業を進めた。特に, 岩石表面の目視および顕微鏡での観察により, 鉍物の析出の有無を調べ, 重量変化を調べることによって, 鉍物析出がき裂・空隙の修復に寄与できるかどうかを考察した。

破壊力学試験では, 長期にわたる岩石内の緩やかなき裂進展測定を行うことを目的とした。試験方法として, ダブルトーション試験法を採用した。この方法は, 岩石の緩やかなき裂進展を測定する方法として広く用いられている方法であり, 応力拡大係数の測定にき裂長の測定が不要であるという利点がある。特に, カルシウム濃度が異なる水中で試験を行い, カルシウム化合物の析出がき裂進展や閉塞に及ぼす影響を調べた。

## 4.2 岩石の透水試験における周辺環境の温度制御の重要性に関する検証

### 4.2.1 緒言

放射性廃棄物の地層処分においては、岩盤を天然バリアとして使用する。このことから、低透水性の岩盤はより好ましい環境である。割れ目や断層を含む岩盤スケールの透水性の評価にはボアホールを使用した原位置水理試験が実施されるが<sup>7,8)</sup> (竹内ら, 2013), 岩盤実質部の透水性を評価する場合にはコアスケールの岩石に対して室内透水試験が適用できる。後者の場合、低透水性岩石を取り扱うため、岩石の水理定数（透水係数や比貯留率）を精度よく求めるためには、静穏な実験環境での透水試験の実施が望ましい。この実験環境を乱す要因の一つとして、実験環境の温度変化が挙げられる。実験環境の温度が変化すると、熱伝達により試験装置とそこで使われている水の温度にも変化を生じ、それが制御された水圧とは別の圧力変化を発生させ、透水試験データの理論への適合性を減じることになる。そのため、実験環境の温度変化が透水試験データに与える影響についての検討もなされており<sup>9-11)</sup>, 透水試験中の環境温度の変化を抑える工夫もされている<sup>12-17)</sup>。しかし、実験環境の温度変化が透水試験データに影響を与えることは定性的には明らかであるが、試験結果にどの程度影響を及ぼすのかをデータ解析の誤差も含めて定量的に把握することはできていない。

そこで、低透水性岩石の室内透水試験を実施する際、実験環境の温度変化が透水試験結果に与える影響を定量評価することにした。本報告では、透水試験における環境温度変化が測定値に及ぼす影響の一例を示すとともに、それと貯留槽圧の変化との関係について検討した。また、環境温度変化の影響を抑えるために試験時間を短縮する方法についても検討している。最後に、実験データに環境温度変化の影響が極端に出た場合に、解析に使用したデータの長さに伴う評価された透水係数の解析誤差について検討した結果を示す。

### 4.2.2 透水係数の評価法

主要な透水試験法では、均質等方多孔体における1次元浸透流の水理拡散方程式を基礎式としている<sup>18,19)</sup>。水理拡散方程式は水に関する質量保存の式であり、一般に以下のように書き表される。

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \nabla \cdot \mathbf{q} = 0 \quad (1)$$

ここで、 $\zeta$ は間隙流体の体積増分（単位体積のコントロールボリュームに流入した流体の体積）である。 $\mathbf{q}$ ,  $q_i$ は単位時間に単位断面積を通過する流体の体積（ベクトル量）(m/s)である。 $\zeta$ については次式のように表される。

$$\zeta = \frac{\delta V_p - \delta V_f}{V} = S'h \quad (2)$$

ただし、間隙流体が圧縮性の場合、 $\delta V_f = 0$  である。  $s'$  は非拘束比貯留率 (1/m) である。 また、ダルシーの法則より  $q$  については以下のように表される。

$$q = -K \cdot \nabla h \quad (3)$$

ここで、 $h$  は水理水頭 (m)、 $K$  は透水係数テンソル (2 階のテンソル) (m/s) である。 したがって、水理拡散方程式は次式のように書き換えられる。

$$S' \frac{\partial h}{\partial t} - \nabla \cdot (K \cdot \nabla h) = 0 \quad (4)$$

上式をそのまま 1 次元浸透流に適用すれば、透水試験法における基礎式が次のように得られる。

$$S' \frac{\partial h}{\partial t} - K \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = 0 \quad (5)$$

この偏微分方程式を次の初期条件と境界条件の下で解くと、トランジェントパルス法<sup>19-22)</sup>の解析解が得られる。 初期条件は次式で表される。

$$h(x,0) = 0, \quad 0 < x < l \quad (6)$$

次に、下流側の境界条件は一定容積 (一定貯留量) であるので、 $h_d$  を下流側貯留槽内の水頭として、次のように表される。

$$h(0,t) = h_d(t), \quad t \geq 0 \quad (7)$$

$$\frac{S_d}{KA} \frac{dh_d}{dt} - \left( \frac{\partial h}{\partial x} \right)_{x=0} = 0, \quad t > 0 \quad (8)$$

$$h_d(0) = 0 \quad (9)$$

ここで、 $S_d$  は下流側貯留槽の圧縮貯留量を表している。 上流側の境界条件も一定容積であるので、

$$h(l,t) = h_u(t), \quad t \geq 0 \quad (10)$$

$$\frac{S_u}{KA} \frac{\partial h_u}{\partial t} + \left( \frac{\partial h}{\partial x} \right)_{x=l} = 0, \quad t > 0 \quad (11)$$

$$h_u(0) = H \quad (12)$$

と表される。 ここで、 $h_u$  は上流側貯留槽内の水頭、 $S_u$  は上流側貯留槽の圧縮貯留量を表す。  $H$  は実験開始直後の供試体両端間の水頭差 (パルス水頭) である。

式(6)の初期条件と式(7)~(12)の境界条件の下で偏微分方程式(5)を解くと、トランジェントパルス法の解析解が次式のように求まる<sup>21)</sup>。

$$\frac{h(x,t)}{H} = \frac{1}{1+\beta+\gamma} + 2 \sum_{m=1}^{\infty} \frac{\exp\left(-\alpha\phi_m^2\right) \left[ \cos\phi_m\xi - \frac{\gamma\phi_m}{\beta} \sin(\phi_m\xi) \right]}{\left(1+\beta+\gamma - \frac{\gamma\phi_m^2}{\beta}\right) \cos\phi_m - \phi_m \left(1+\gamma + \frac{2\gamma}{\beta}\right) \sin\phi_m} \quad (13)$$

ここで、 $\xi = x/l$ 、 $\alpha = Kt/l^2 S'$ 、 $\beta = S'A/l/a$ 、 $\gamma = S_d/S_u$ であり、それぞれ、 $\xi$ は供試体内の無次元位置、 $\alpha$ は無次元時間、 $\beta$ は装置の圧縮貯留量に対する供試体の圧縮貯留量の比、 $\gamma$ は上流側貯留槽の圧縮貯留量に対する下流側貯留槽の圧縮貯留量の比である。また、 $\phi_m$ は次の非線形方程式の根である。

$$\tan\phi = \frac{\phi(\gamma+1)}{\frac{\gamma\phi^2}{\beta} - \beta} \quad (14)$$

なお、トランジェントパルス法を提案した **Brace et al.**<sup>20)</sup>は、供試体自体の圧縮貯留量が貯留槽の圧縮貯留量に比べて無視できるくらい小さい場合、すなわち  $\beta \approx 0$  のときに有効な近似解を次式のように導出している。

$$\frac{h_u(t) - h_f}{H} = \frac{V_d}{V_u + V_d} \exp\left\{-\frac{KA t}{\rho\lambda l} \left(\frac{1}{V_u} + \frac{1}{V_d}\right)\right\} \quad (15)$$

ここで、 $h_f$ は上流側と下流側の水頭が等しくなった（平衡に達した）ときの値であり、 $V_u$ と  $V_d$ はそれぞれ上流側と下流側の貯留槽の容積、 $\rho$ と  $\lambda$ はそれぞれ間隙流体の密度と圧縮率である。上式より、水頭差の経時変化は次式で表される。

$$\frac{\Delta h(t)}{H} = \frac{h_u(t) - h_d(t)}{H} = \exp\left\{-\frac{KA t}{l} \left(\frac{1}{S_u} + \frac{1}{S_d}\right)\right\} \quad (16)$$

ゆえに、透水試験で得られた水頭差のデータを片対数プロットしてその傾きを求めることにより、上式を使って供試体の透水係数を評価することができる。

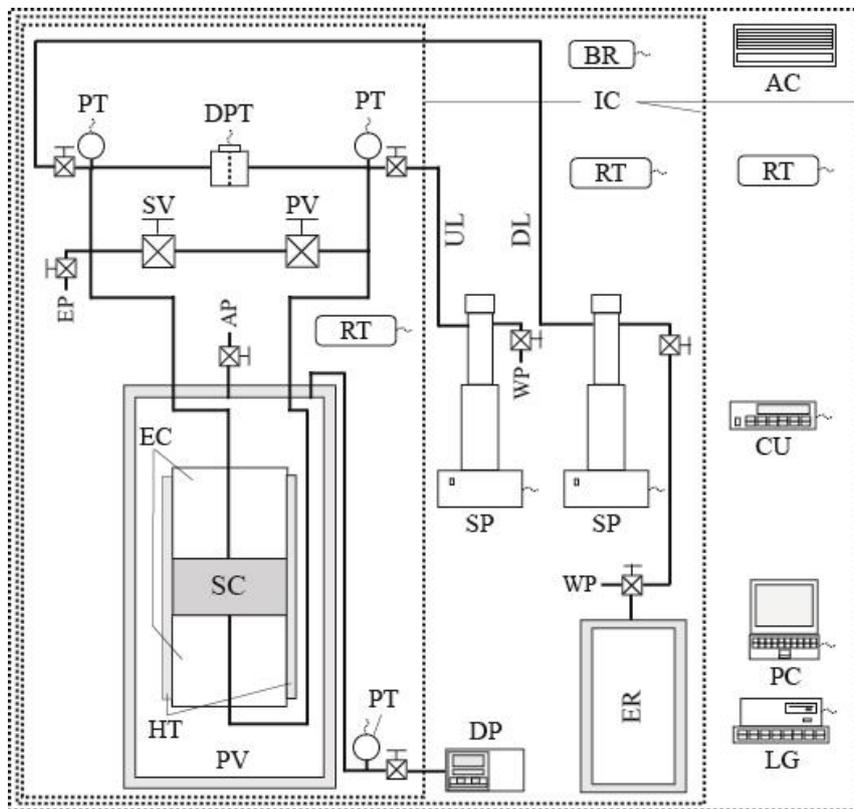
#### 4.2.3 実験方法

本実験では、図1に示すような透水試験システムを使用した。本システムは恒温室内に設置されており、大きく分けて、拘束流体系、間隙流体系、制御・記録系および独立した温度制御系から構成されている。

拘束流体系には、供試体を設置する圧力容器、拘束圧用ポンプ、配管類が含まれる。今回使用した小型圧力容器は静水圧で耐圧 10 MPa である。配管類は、高圧条件下における水漏れを避けるため、超高压用のチューブやバルブを使用している。また、拘束圧用ポンプとしてはダブルプランジャーポンプ（ジーエルサイエンス社製 PU610-0X）を利用している。



(a)



(b)

図1 透水試験システム. (a): 装置の写真, (b): システムの概要図  
 (IC: 三重の恒温室, AC: 空調機, RT: 熱電対, BR: 気圧計, PT: 圧力計, DPT: 差圧計, PV: 圧力容器, ER: 外部貯留層, UL: 上流側の流路, DL: 下流側の流路, SV: 分離弁, PV: 圧力パルス弁, EP: 排気口, AP: 脱気口, WP: 水の供給口, SC: 岩石試験片, EC: エンドキャップ, HT: 熱収縮チューブ, DP: ダブルプランジャーポンプ, SP: シリンジポンプ, CU: シリンジポンプの制御装置, LG: データロガー, PC: ノートパソコン)

間隙流体系は、シリンジポンプ (ISCO 社製 100DM, 2 台), 貯留槽, セパレー  
ト用バルブを含む配管類から成る. シリンジポンプは, 一定圧力あるいは一定流  
量で流体供給を制御可能であり, 流量に関しては 50 mL/min から 0.01  $\mu$ L/min の範  
囲を $\pm 3\%$ の精度で, 圧力に関しては 1 kPa の分解能で, 最大 69 MPa まで制御で  
きる. シリンジポンプを上流側と下流側それぞれに 1 台ずつ接続し, 間隙水を供  
給し, 間隙水圧を調整している. 透水試験に際しては, シリンジポンプのシリン  
ダーが貯留槽の役割を担う. 配管類は, 高圧条件下における漏水を防ぐために,  
超高圧用のチューブやバルブを使用している.

制御・記録系には, データロガーとシリンジポンプ用コントローラーおよび各  
種計測計 (差圧計, 圧力計, 温度計) が含まれる. 圧力としては, 拘束圧, 上流  
側および下流側配管内の水圧, 2 台のシリンジポンプ内の圧力, 気圧, そして上  
下流間の差圧が計測されている. 差圧計 (Validyne 社製 DP15-42) は高線形性を  
有し, 本実験で重要となる供試体の両端の間隙圧の差を計測するために使われる.  
また, シリンジポンプ内蔵の圧力計は, 配管内の圧力を計測するために使われ,  
配管の漏水をチェックする目的にも使われる. 恒温室内の温度は, 3 か所に設置  
された白金測温抵抗体で測定されている.

本システムの特徴は, 実験室内に建てられた恒温室が三重の断熱構造となっ  
ており, 恒温室内の一番外側にルームエアコン (東芝社製 RAS-2851ST) を設置し  
て空調し, 圧力容器が置いてある一番内側の断熱スペースには熱源や光源を置い  
ていないことである. これらの結果として, 圧力容器周囲の環境温度変化は, 試  
験中は $\pm 0.1^{\circ}\text{C}$ 以下に抑えることが可能である. ただし, 今回の実験に関しては,  
故意に環境温度変化を与えるため, 内側二つの断熱扉は任意に開閉している. な  
お, 本論文では, 三重の断熱室の一番内側で圧力容器から数 cm 離れた位置に設  
置された白金測温抵抗体で測定された温度を環境温度として採用し, 環境温度変  
化の指標に用いる.

本研究で用いる透水試験システムは, 複数種類の透水試験手法を連続して適用  
可能である. ここでは, 試験時間を要する低透水性岩石に対する透水試験を実施  
するため, トランジェントパルス法<sup>20)</sup>を採用した. トランジェントパルス透水試  
験の実験手順は以下のようである.

- (1) 含水飽和した供試岩石を二つの間隙水供給用のエンドピースの間にはさ  
み, 熱収縮チューブで側面を覆うことによって, 封圧媒体が岩石内に侵入  
するのを防ぐ. それを固定円盤にはさみ, 圧力容器の上蓋の裏側 (内側)  
に設置し, 間隙水配管類を接続して, 封圧媒体 (水) で満たされている圧  
力容器内に収める.
- (2) ダブルプランジャーポンプで封圧を 1 MPa 程度まで上げ, それを一定に維  
持した状態で, 貯留槽や配管・継手・バルブに残っている空気や間隙水に

溶存している気泡を取り除くために真空脱気をする。脱気後はシリンジポンプを使って間隙水を供給し、一定圧力（封圧の半分以下の値）を維持する。

- (3) 断熱室内の環境温度変化や一定圧力で動作させているシリンジポンプの流量をモニタリングする。これにより、室温の安定化を図ると同時に漏水のチェックもおこなう。上述した環境温度の制御（試験中 $\pm 0.1^{\circ}\text{C}$ 以下）を達成するまでには、この状態で数日を要する。また漏水がある場合には、一定圧力で動作させているシリンジポンプの流量が安定してゼロとならないので、そのときには配管の継手やバルブ等の閉め具合を確認し、漏れがなくなるまで監視を続ける。
- (4) 室温の変化が $\pm 0.1^{\circ}\text{C}$ 以下で漏水がない（シリンジポンプの流量が安定的にゼロ）と判断した時点で、ポンプを操作し封圧と間隙水圧を所定の値に設定する。今回の実験では、封圧を2~10 MPaで設定し、間隙水圧は1 MPaとした。封圧と間隙水圧を調整した後は、供試体が落ち着くまで数時間の静置が必要である。
- (5) 静かにセパレートバルブ（上流側と下流側を切り離すバルブ）を閉じる。このとき、もし前段階で発見できなかった微小な漏水が起こっていた場合には、それが差圧の変化に表れる。その場合、(3)の手順に戻り、再度調整を実施する。なおセパレートバルブを閉じた後に供試体内の水頭分布が一様となるには、供試体の透水性にもよるが、数時間が必要である。
- (6) 差圧の変動が見られなくなっていれば、所定のパルス圧力（60~80 kPa）を上流側に負荷する。負荷されたパルス圧が減衰し、差圧がパルスをかける前の状態に戻ったときに実験終了とする。
- (7) 透水試験で得られた差圧の減衰データに対して、Hsieh et al.<sup>21)</sup>の解析解に基づく非線形最小二乗法によるデータ解析<sup>13)</sup>をおこない、供試岩石の水理定数（透水係数と比貯留率）を評価する。ただし、Hsieh et al.<sup>21)</sup>の解析解を用いたときに水理定数の解が収束しない場合は、Brace et al.<sup>20)</sup>の解を用いて非線形最小二乗法により透水係数だけを評価している。

また、通常のランジェントパルス透水試験とは別に、上記の(5)の状態において、2か月程度をかけて周辺環境の温度を変化させる試験を実施した。ただし、エアコンによる空調が透水試験装置にすばやく影響するように、三重の断熱室内側二つの断熱扉を開けたまま実験を行った。本実験では、エアコンの設定を変えることで、実験装置の置かれた恒温室内の室内温度を強制的に変化させ、それに伴い取得される貯留槽圧やその差圧および封圧の測定値にどの程度影響が出るのかを実験的に観察したものである。以下ではこれを、「環境温度変化試験」とよぶこととする。

低透水性岩石を供試体とした透水試験を実施する際の環境温度変化を想定して、その測定値への影響がわかるように環境温度をできるだけ単純・単調に変化させ、貯留槽圧やその差圧および封圧の変化を測定した。本試験においては、前節の透水試験と同じ測定項目について測定を実施している。

#### 4.2.3 供試岩石

供試岩石として中粒～粗粒の黒雲母花崗岩（土岐花崗岩）を用いた。供試体は、日本原子力研究開発機構東濃地科学センターより提供を受けたボーリングコア（瑞浪超深地層研究所換気立坑側 GL-200m 横坑において初期応力測定および室内物理・力学試験用に削孔された 08MI14 号孔：深度 7 m 付近）の健全な部分を抽出し、直径 5.0 cm、高さ 2.5 cm のディスク状に整形した。

供試体は、デシケーター内で蒸留水に沈めた状態で数時間真空脱気し、含水飽和させた。その後、圧力容器にセットするまでの間、デシケーター内で蒸留水に沈めたまま負圧を作用させた状態で保存した。

#### 4.2.4 結果

##### 4.2.4.1 環境温度変化試験

環境温度変化試験の結果の一例を図 2 に示す。この図で室温としているのは、2・1 節で定義した環境温度を指す。ただし、本実験では、エアコンによる空調の効果が圧力容器周辺に迅速に届くように内側二つの断熱扉は開放したままとなっているが、装置にはエアコンの送風が直接当たらないようにしている。図 2 では、上流側と下流側の貯留槽圧がほぼ重なって見えるが、その差圧は感度のよい差圧計で計測された値が示されており、差圧の変動は明確に表れている。図 2(a)にはこの環境温度変化試験の全体が示されており、図 2(b)には環境温度変化の大きかった時間を拡大して示してある。

本試験に先立ち、1 か月程度エアコンの設定を 22°C（冷房）として稼働し続けていたので、図 2 の最初の 1 時間弱（0～0.9 h）は環境温度も他の測定値も安定した状態となっていることがわかる。ただし、装置にはエアコンの送風が直接当たらないようにしているため、装置周りの温度は 22°C よりも 2°C 程度高い値を示している。その安定した状態から突然エアコンを 30°C（暖房）に設定変更している。当然装置周りの温度は急激に上昇し（0.9～1.1 h）、それに引き続き不規則な動きはしているもののほぼ安定状態となりプラトーを示している（1.1～3.5 h）。しかし、この段階ではまだ恒温室内に置かれているものすべてが完全には温まっていない。その後、恒温室内全体が温められることにより、エアコンの送風の強弱に合わせて周期的に環境温度が変動する時間帯となる（3.5～5.8 h）。5.8 h でエアコンの電源を切ったため、そこからは温度がゆっくり低下している。

図2から、環境温度の変化が他の測定値（貯留槽圧，差圧，封圧）にどのような影響を及ぼすのかを知ることができる。今回実験で与えた環境温度の変化に対して、差圧，貯留槽圧，封圧の順に敏感に反応していることが見て取れる。

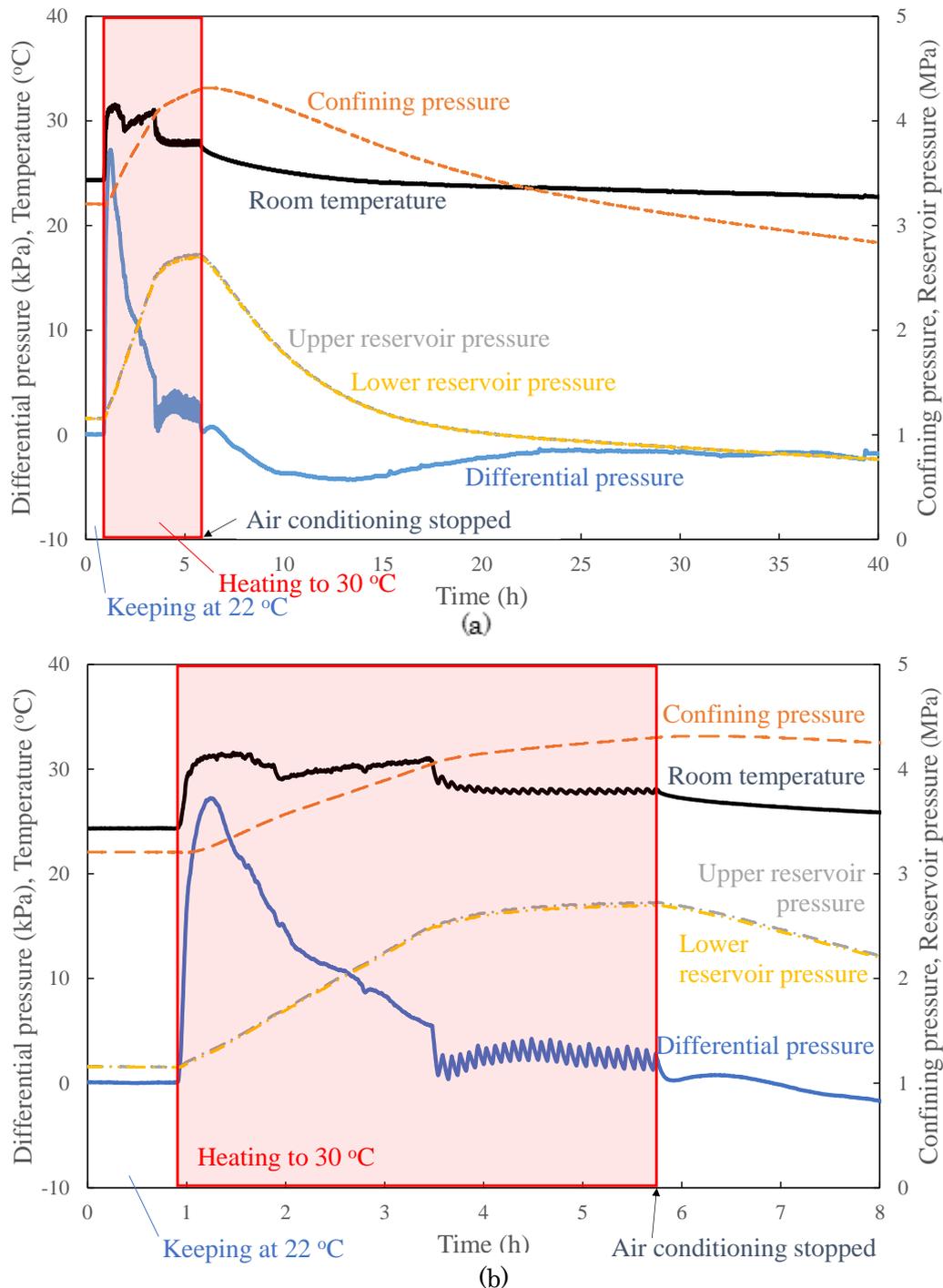


図2 温度の経時変化。(b)は(a)を拡大した図である。

#### 4.2.4.2 周辺環境の温度を変化させたときの透水試験結果

土岐花崗岩を供試体として、環境温度の変化を抑えて透水試験を実施するのに加えて、透水試験中に故意に環境温度に変化を与えたときに、どのような実験データが得られるのかを確かめてみた。その結果の一例を図3に示す。この図には、空調を止めた状態において（室温 22.6°C）、トランジェントパルス法の通常の手順に沿って上流側貯留槽にパルス圧力をかけた後（図3では差圧をパルス圧力で規格化して無次元水頭差としている）、それが減衰して0.8を下回ったあたりでエアコンを暖房（30°C設定）で動作させたところ、室温が28.5°Cまで上がり、それに伴い水頭差も1.1まで上昇している様子が示されている。そこでエアコンを停止したが、差圧と室温の計測は継続している。なお、Fig.3に示している室温もFig.2と同じ環境温度を表している。また、Fig.3で使用している記号を経過時間に対応させると次のようになる；(A): 0 min, (B): 6 min, (C): 9 min, (D): 11 min, (E): 13 min, (F): 15 min, (G): 17 min, (H): 19 min, (I): 23 min, (J): 65 min, (K): 98 min。

ここで得られた実験データは、透水試験データとしては、環境温度変化の影響が大きく出ている悪い例となる。ここでは、このデータを解析して得られる透水係数がどのようになるか、またその解析誤差はどうなるかを検討する。通常、供試体の透水性が低く、実験に長時間を要する場合には、差圧が減衰して0になるまで待たない場合が多いと思われる。そこで、本節での検討には、解析に用いるデータ数（データスパン）の影響も加味する。解析には、Hsieh et al. (1981)の解析解を用いた場合には解が収束しなかったので、Brace et al.<sup>20)</sup>の解を用いて非線形最小二乗法により透水係数を評価した。

データスパンを変えてデータ解析をして得られた透水係数をFig. 4に示す。図中の左端のreferenceは、封圧や間隙水圧の条件は同じで、環境温度変化を与えなかった場合のデータを解析した結果で、今回の透水係数の標準となる。Fig. 4では、すべてのプロットに解析誤差を表すエラーバー<sup>18)</sup>を付与した。このエラーバーは、最小二乗解析における誤差評価<sup>20)</sup>で得られる透水係数の絶対誤差を表している。したがって、referenceに関しては精度がよく、エラーバーがプロットの中に納まっていることがわかる。それ以外は、環境温度変化を与えた透水試験データをそれぞれのデータスパンで区切って解析したものになる。図4で使用している記号(A)~(K)は、図3で使用しているものと同じである。なお、図4の右から2番目の(A)~(B)のデータを使用した解析は、環境温度変化の影響が出る前のデータを用いて解析した結果ということになる。また、右端の(C)~(K)のデータを使用した結果は、(C)を試験開始時刻 $t = 0$ とみなし、環境温度変化の影響で無次元水頭差が1.1とピークを迎えたところで初期パルスが与えられたとみなして解析した結果を表している。これら二つの透水係数の値は、referenceと近い値が得られており、解析誤差も小さい結果となった。これら以外は、データスパンが短く

なればなるほど透水係数の値が過小評価され（1桁小さい値となり）、解析誤差も数桁にまたがる大きなものとなっている。

なお、環境温度の変化を抑えた透水試験では、同じ有効封圧条件で複数回透水試験を実施し、再現性の確認もおこなっている。得られた土岐花崗岩の透水係数は、有効封圧 1~9 MPa, 間隙圧 1 MPa において、透水係数は  $21 \sim 2.6 \times 10^{-11}$  m/s であり、比貯留率は  $1.2 \sim 23 \times 10^{-7}$  1/m の範囲であった。

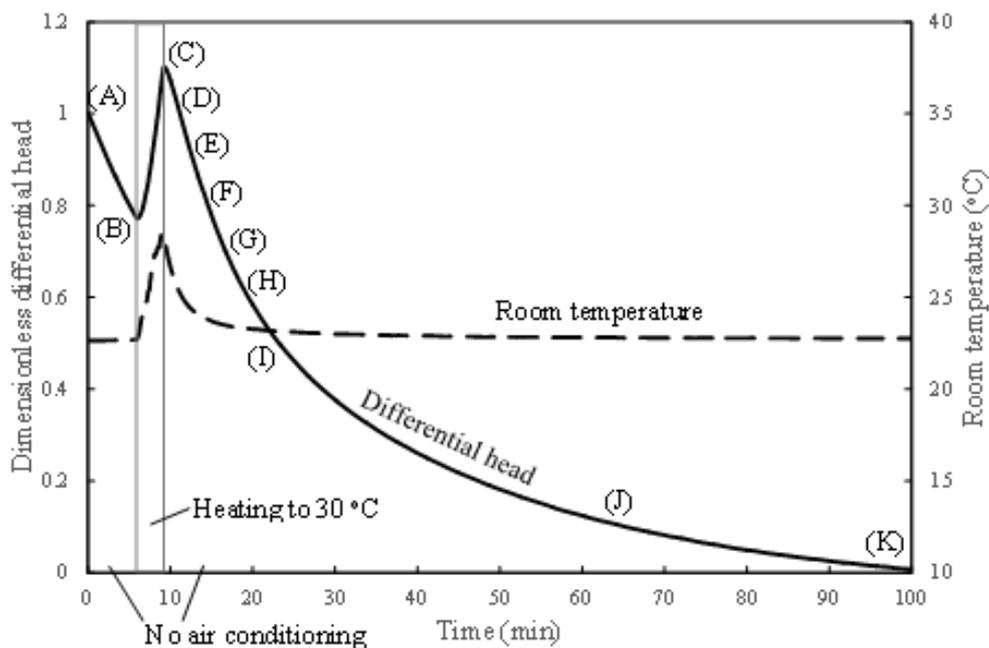


図3 温度の変化に伴い生じる水頭差の変化。

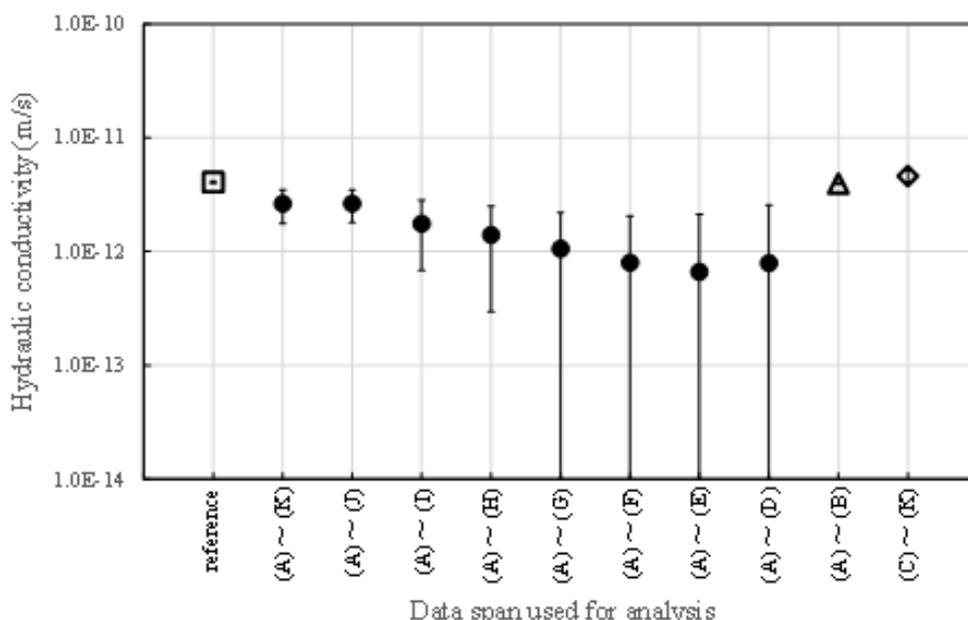


図4 異なるデータスパンから評価された透水係数。

#### 4.2.5 考察

本実験では、環境温度変化が透水試験結果に及ぼす影響について検討することを目的としている。しかし、試験時間が短ければ、そのような影響を考慮する必要はないかもしれない。そこで、本考察では、まず環境温度変化の影響を最小限に抑えるために、試験時間を短くするための工夫について言及する。しかしながら供試岩石の透水性が低い場合には試験時間の短縮にも限界がある。その場合、環境温度変化が実験結果に及ぼす影響について、本実験で使用した実験装置を中心に考察する。

##### 4.2.5.1 試験時間の短縮方法

試験時間を短くすることができれば、実験環境の温度変化が実験結果に与える影響を抑えることができる。そこで、ここでは試験時間の短縮方法とその長所・短所について整理しておく。

トランジェントパルス透水試験において、試験時間を短縮するという事は、パルス圧負荷後の差圧の減衰を速めるということと同等である。ここで、パルス圧の大小は減衰の割合とは関係ないが、測定データに表れる温度変化の影響を相対的に小さくするという効果をもっている。トランジェントパルス試験において差圧の減衰を速めるためには、その一つとして、あるパルス圧に対して供試体内の流量を大きくするということが考えられる。ダルシーの式を思い浮かべるとわかるように、差圧が一定で、ある供試体に対して流量を大きくするためには、供試体の高さ（流れ方向長さ）を小さくし（すなわち動水勾配を大きくし）、断面積を大きくすることが有効である。トランジェントパルス試験の透水挙動は非定常であるので、供試体サイズ（断面積と高さ）と試験時間とは単純な比例関係にはないが、他の実験条件が同じであれば、これらのことは試験時間の短縮につながる。ただし、供試岩石を構成している鉱物粒子サイズに対して供試体高さが小さい場合には、マイクロクラックが主要流路となり、ダルシー則が成立しない可能性が出てくる。また、上述のように、供試体の高さを小さくすると、同じ差圧に対しては供試体内の動水勾配が大きくなる。そうすると、供試体の両端面で圧力に大きな差が生まれてしまい、この差圧に合わせて有効封圧も変化するので、供試体内の有効封圧分布も一様ではなくなる。特に供試体高さが小さい場合には、有効封圧に大きな勾配ができてしまう。透水係数には有効封圧依存性があるので、おおきな有効封圧勾配は避けたほうがよい。なお、差圧自体を大きくすることも動水勾配を大きくすることはできるが、同様な理由から、本研究で実施したトランジェントパルス透水試験においては、有効封圧に対してパルス圧が最大で5%、通常1%以下となるようにしている。短所をもう一つ付け加えると、供試体高さを小さく、断面積を大きくした場合には、供試体が扁平なディスク状になり、

静水圧下であったとしても供試体をエンドピースで挟んで固定している関係で偏差応力が発生し、予期せぬひずみが生まれるかもしれない。そこで、これらの長所・短所を踏まえて、試験時間を最大限短縮するために、本研究では供試体の高さを 2.5 cm、断面の直径を 5.0 cm としている。

差圧の減衰を速めるもう一つの方法として、実験装置の仕様に関して、上流側と下流側それぞれに設置されている貯留槽の容積を小さくすることで両者の圧縮貯留量を小さくし、間隙水圧の変化への応答を速くすることが考えられる。供試体サイズと同様に、貯留槽容積と試験時間には単純な比例関係はないが、他の条件が同じであれば、試験時間の短縮につながる。ただし、貯留槽容積が小さくなり圧縮貯留量が小さくなると、環境温度の変化に対しても敏感になってしまう。また、上流側と下流側で貯留槽容積に違いがある場合は、環境温度の変化が貯留槽圧に与える影響にも差が生じ、差圧を測定している場合にはそれが顕著に表れる。そこで、本実験では、上流・下流の貯留槽としてシリンジポンプのシリンダーを使用し、それぞれの容積を両者ともシリンダーの最大容積に近い 100 mL としている。

#### 4.2.5.2 周辺環境の温度変化と貯留槽圧力との関係

図 2 からわかるように環境温度の変化に一番敏感に反応し、透水試験においても最も重要な差圧についてみておく。装置周りの 7°C の温度上昇に対して、それに追従する形で差圧は 27 kPa 上昇している。その後は、温度上昇が落ち着くのと相まって、供試岩石内を水が浸透していくので、差圧は他の測定値の挙動とは異なり減衰していくことになる。なお、差圧が上昇したのは、上流側の貯留槽および配管類が下流側のそれよりも圧力上昇したことを意味している。これは、上流側への伝熱が先じたからか、あるいは上流側にある水の体積が小さいからか、いくつかの要因が考えられる。ここではその要因を特定するだけの材料を持ち合わせていないが、本装置に関しては、装置周りの温度変化が起こった場合に、測定値にどのような影響が出るのかその傾向をつかむことができた。実際、ここに掲載してはいないが、装置周りの温度を急激に低下させたときには、図 2 の結果とは逆の変化が得られている。

さて、本研究で使用した実験装置に限定して、環境温度の変化が貯留槽圧にどのような影響をもたらすか、もう少し定量的に検討する。貯留槽および配管・継手・バルブ内の水が環境温度変化により熱膨張あるいは収縮し、それが圧力（水頭）変化をもたらすと考える。すなわち、

- (1) 環境温度変化 ⇔ 貯留槽・配管・継手・バルブ内の水の体積変化
  - (2) 貯留槽・配管・継手・バルブ内の水の体積変化 ⇔ 圧力（水頭）変化
- のような対応関係に分割して考える。

まず、対応関係 (2) から検討する。通常、水の体積変化と圧力変化との関係は、水の圧縮率を知っていれば計算できる。しかし、今回の装置の場合は水だけの話ではなく、貯留槽や配管の剛性も関係してくるので単純ではない<sup>8),10)</sup>。貯留槽や配管の剛性は、多くの要素が絡み、実験装置固有のものとなるので、設計図から計算することは難しい。そこで、本研究では、貯留槽や配管・継手・バルブを含めた貯留系の圧縮貯留量（単位水頭変化当たり貯留される流体の体積）を実験的に評価してある。その値は  $S_d = S_u = 8.5 \times 10^{-10} \text{ m}^2$  である。例えば、貯留槽内の水を 10  $\mu\text{L}$  だけ微小体積変化させた（圧縮した）場合、118 kPa（12 m (H<sub>2</sub>O)）の圧力（水頭）上昇となる。逆に、100 kPa（10.2 m (H<sub>2</sub>O)）の圧力（水頭）変化を与えた場合、8.7  $\mu\text{L}$  の体積変化が起こることになる。確認のため、トランジェントパルス透水試験でパルス圧を負荷する際にシリンジポンプを使用し、パルス圧と水の容積の微小変化との関係を実験的に概算したところ、60～80 kPa のパルス圧（圧力上昇）に対して 5～8  $\mu\text{L}$  の体積変化が観察された。

続いて対応関係 (1) も併せて検討する。水の熱膨張率は、20°Cにおいて  $2.1 \times 10^{-4} \text{ 1/K}$  である。一方、ステンレス鋼（SUS410）の熱膨張率は  $10.4 \times 10^{-6} \text{ 1/K}$  であり、水のその 20 分の 1 である。したがって、ここでは環境温度変化の影響が水の熱膨張にだけ表れると考える。片側の貯留槽（容積 100 mL）において、温度変化が 1°C あったとすると、水の体積変化は 21  $\mu\text{L}$  ということになる。これを対応関係 (2) で考えると、247 kPa（25 m (H<sub>2</sub>O)）の圧力変化が表れることになる。この値は、トランジェントパルス透水試験のパルス圧を数十 kPa 程度にしている場合、S/N 比が 1 以下となり、実験が無効となる数値である。

これらのことを踏まえると、トランジェントパルス透水試験において 100 kPa のパルス圧の付与を想定すると、実験データ（差圧の測定値）への環境温度変化の影響を 5 kPa（パルス圧の 5%）以下とするためには、環境温度変化を 0.02°C 以下に抑えなければならないことがわかる。したがって、試験時間を要する低透水性岩石の透水試験を実施する場合には、環境温度変化を抑えることは重要であると言える。

#### 4.2.5.3 透水試験結果への環境温度変化の影響

前節で考察したように、環境温度の変化が貯留槽圧ひいては差圧に与える影響は無視できない。したがって、環境温度変化の影響ののった差圧データを用いて解析をおこなえば、当然のことながら誤差の大きな結果が得られることになる。図 3 のような実験データが得られれば、明らかに誤差の大きいデータと気づくことができる。しかし、見かけ上滑らかなデータが得られたとしても、データ解析において誤差を評価することにより、ある程度は実験データの信頼性の判断をすることができる。極端な例ではあるが、図 4 のように、評価された透水係数は 1

桁の違いに収まっているが、データの信頼性が低い場合にはエラーバーが数桁にまたがるような結果となっているので、実験環境の温度管理が重要であることは明らかである。

#### 4.2.6 結言

透水試験装置の置かれた断熱室の室内温度を強制的に変化させ、それに伴い取得される貯留槽圧力やその差圧および封圧のデータにどの程度影響が出るのかを実験的に確かめた。できるだけ環境温度は単調な変化とし、それが貯留槽圧や封圧に与える影響を観察し、それらの相関を明確に示すように努めた。その結果、供試体の上流側と下流側に接続されている貯留槽の圧力差（差圧）と貯留槽圧そのもの、それから封圧については、この順番で環境温度変化に対して敏感に反応することがわかった。透水試験においては、大きな環境温度の変動はもちろんのこと、微小な温度変化でさえ、実験データに影響を及ぼすことが確認された。環境温度変化の影響を抑えるためには試験時間を短くする工夫は有効であるが、比較的短時間で実施可能なトランジェントパルス透水試験でさえも、実験環境の温度変化には注意が必要であることがわかった。

### 4.3 花崗岩の透水性に及ぼす粘土によるき裂修復の影響

#### 4.3.1 緒言

放射性廃棄物地層処分では、岩盤を天然バリアとして使用する。このことから、岩盤には高い遮蔽性が要求される。岩盤内では、き裂や空隙のネットワークが流体の流路となるため<sup>1)</sup>、遮蔽性向上には、き裂の進展を防ぐとともに、き裂や空隙を閉塞させることが効果的であると考えられる。また、水は岩石の強さに顕著に影響し、含水率が高い場合、岩石の強さは低下する<sup>23)</sup>。そのため、遮蔽性が高い領域で囲まれた岩盤は、水の流入が抑制されるため、強度が高い状態が確保されやすく、力学的に安定しやすい状況になると考えられる。流路の形状が複雑なほど流れは抑制されるため、微細な粒子が密に詰まった部分では遮蔽性は高くなる。日本では地殻運動が活発であり、地下には断層や節理などの不連続面が数多く分布する。ゆえに、地下利用の際、不連続面を完全に避けることは困難である。

ただし、岩石内の不連続面は、粘土やカルシウム化合物等により充填されている場合がある。放射性廃棄物地層処分では岩盤を極めて長い期間利用することとなるが、岩盤内にき裂が生成した場合でも、岩石の変質により生成される粘土によるき裂の充填や、放射性廃棄物処分施設で用いられるセメント系材料に由来するカルシウム化合物の析出によるき裂修復などによって、き裂の閉塞が起こり、岩石の遮蔽性能が保たれる可能性がある<sup>24, 25)</sup>ただし現状では、粘土やカルシウム化合物の析出によって閉塞したき裂を有する岩石がどの程度遮蔽性能を有するかについては十分には検討されていない。

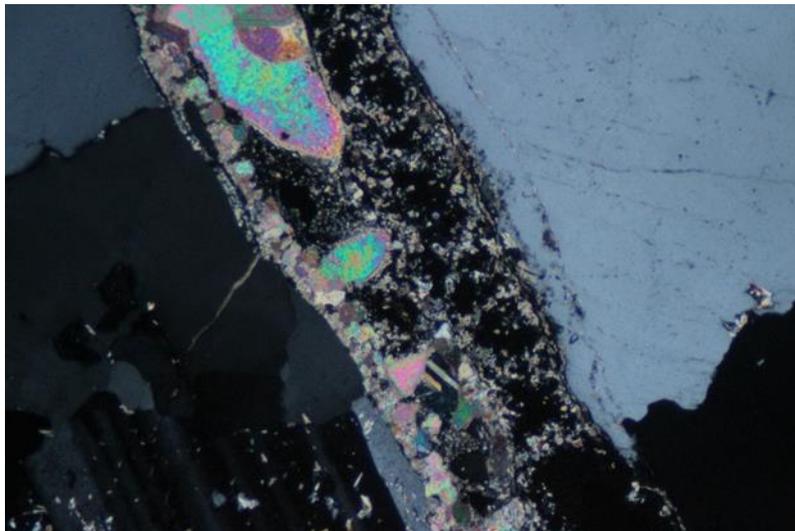
そこで本実験では、土岐花崗岩を用いて室内透水試験を行い、インタクトな岩石、巨視的なき裂を含む岩石、修復されたき裂を含む岩石における透水係数を調べ比較することにより、岩石内の開口した破壊や修復されたき裂が透水係数に及ぼす影響を調べることを目的とした。

#### 4.3.2 試料

土岐花崗岩を試料として用いた。試料は、日本原子力研究開発機構の地下研究施設より得られたものである。特に本実験で用いた花崗岩試料では、巨視き裂を含まないインタクトな試料の他、粘土層（イライト）で巨視き裂が充填されている試料と、長石や雲母等の鉱物の脈を含む試料が得られた。図 5 に本研究で用いた岩石試料の写真を示す。図 5(a)はイライトの層によって巨視き裂が充填されている試料、図 5(b)は偏光顕微鏡で直交ニコル下にて撮影された、イライトの層の部分の薄片から観察された画像、図 5(c)は鉱物の脈によって巨視き裂が充填されている試料の写真、図 5(d)は脈の部分の薄片から観察された画像である。



(a)

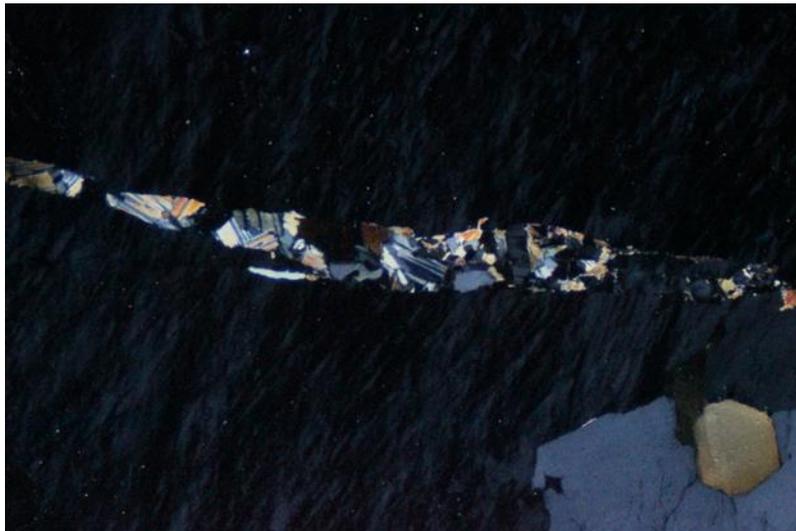


(b)

図5 土岐花崗岩試料の画像. (a): 粘土層 (イライト) を含む試料の写真 (直径 65mm) , (b): イライトの層を含む薄片から観察された画像 (直交ニコル下, 縦 1.25mm) .



(c)



(d)

図5 土岐花崗岩試料の写真（試料の直径：65mm）. (c): 鉍物の脈を含む試料, (b): 鉍物の脈が含まれる部分の薄片から観察された画像（縦1.25mm）.

本研究では、インタクトな花崗岩試料、巨視き裂を含む花崗岩試料、巨視き裂が粘土層（イライト）で充填されている花崗岩試料、鉍物の脈が含まれる試料から試験片を準備し、それぞれの透水係数を測定した。図6に透水試験で用いた試験片の写真を示す。図6(a)はインタクトな試験片、図6(b)は巨視き裂を含む試験片、図6(c)は巨視き裂がイライトの層で充填された試験片、図6(d)は鉍物

の脈が含まれる供試体の写真である。全ての供試体の形状は、直径は 50mm、長さは 25mm の円柱形である。



(a)



(b)



(c)



(d)

図 6 土岐花崗岩の透水試験片 (直径 50mm, 高さ 25mm). (a): インタクトな試験片, (b): 巨視き裂を含む試験片, (c): 粘土層 (イライト) を含む試験片, (d): 鉱物の脈を含む試験片.

#### 4.3.3 試験方法

インタクトな試料, 巨視き裂がイライト層で充填された試料, 緑泥石層で充填された試料については, トランジェントパルス透水試験法を用いた. 用いた試験装置および手順は, 4.2.3 で述べたとおりであり, 試験中に周辺環境の温度変化が生じないように注意して測定を行った.

測定時に供試体に与える圧力パルスはなるべく小さい方がよい。なぜなら、大きなパルスを与えると、間隙圧の変化が起こり、有効応力状態を急激に変化させ、体積変形を生じさせ、それに伴い供試体の透水係数を変えてしまうからである。また、衝撃的な間隙圧の変化は試料片の小片が移動し目詰まりの原因になる可能性がある<sup>18)</sup>。なお、本研究では、圧力パルスは約 30~40kPa で行った。インタクトな供試体を用いて得られた差圧の減衰曲線の例を図 7 に示す。縦軸は差圧を最大の差圧で基準化したものである。横軸は時間(s)である。なお、図 7 はインタクトな岩石で有効封圧 2MPa のときに測定したものである。この減衰曲線を用いることによって、透水係数を評価した。

開口した巨視き裂を含む試料でトランジェントパルス試験法を用いた場合、時間経過に伴う差圧の減衰を得ることができなかつたため、トランジェントパルス法での透水係数の測定は不可能であった。そこで、フローポンプ透水試験法<sup>26, 27)</sup>を用いて透水係数を評価した。フローポンプ法では、単位時間当たり一定の流量で試料に水を流し、上流側と下流側の差圧を測定ことによって透水係数を評価する方法である。なお、透水係数の計算には、ダルシー則を用いた。有効封圧 1MPa のときの、開口した巨視き裂を含む供試体を用いてフローポンプ法より得られた差圧の経時変化を図 8 に示す。時間の経過とともに、差圧の値が安定するのがわかる。このグラフの 150~230 秒の間の差圧の値 (19kPa) を用いて、開口した巨視き裂を含む供試体での透水係数を評価した。

#### 4.3.4 結果

様々な圧力条件下で得られた透水係数を図 9 に示す。この図より、インタクトな供試体および緑泥石で充填された層を含む供試体においては、透水係数が低いことがわかる。また、これらの供試体では、本研究の範囲内では、透水係数の圧力依存性もほとんど認められない。一方、巨視き裂を含む供試体では、透水係数が極めて高くなっており、インタクトな供試体よりも 4 オーダー程度高いことがわかる。また、圧力の増大に伴い、透水係数が低下していることもわかる。イライトで充填された層を含む供試体では、巨視き裂入りの供試体よりも 3 オーダー程度透水係数が低く、インタクトな供試体との透水係数の差は 1 オーダー程度であった。また、圧力の増大に伴い、透水係数が低下していることがわかる。

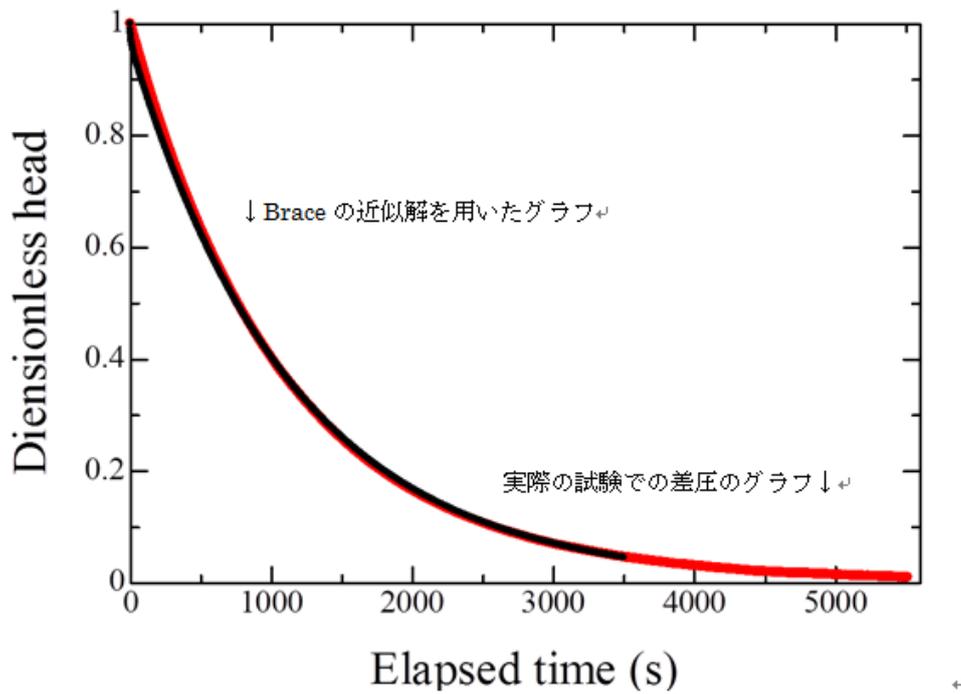


図7 トランジェントパルス試験で得られる差圧の減衰曲線

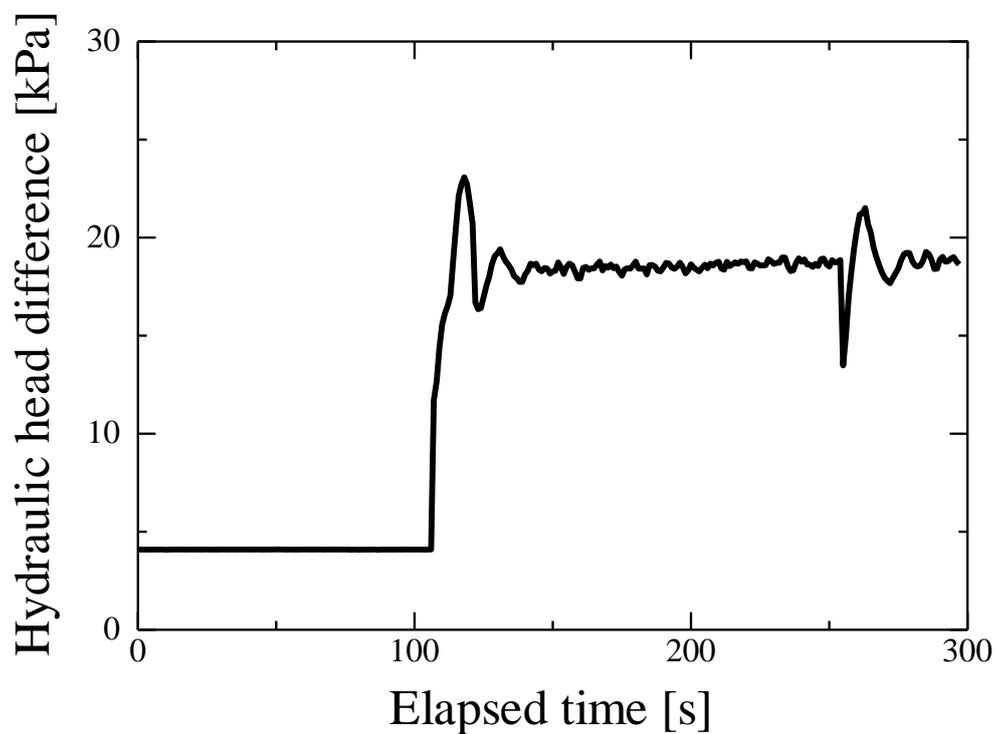


図8 フローポンプ試験で得られる水頭差の経時変化

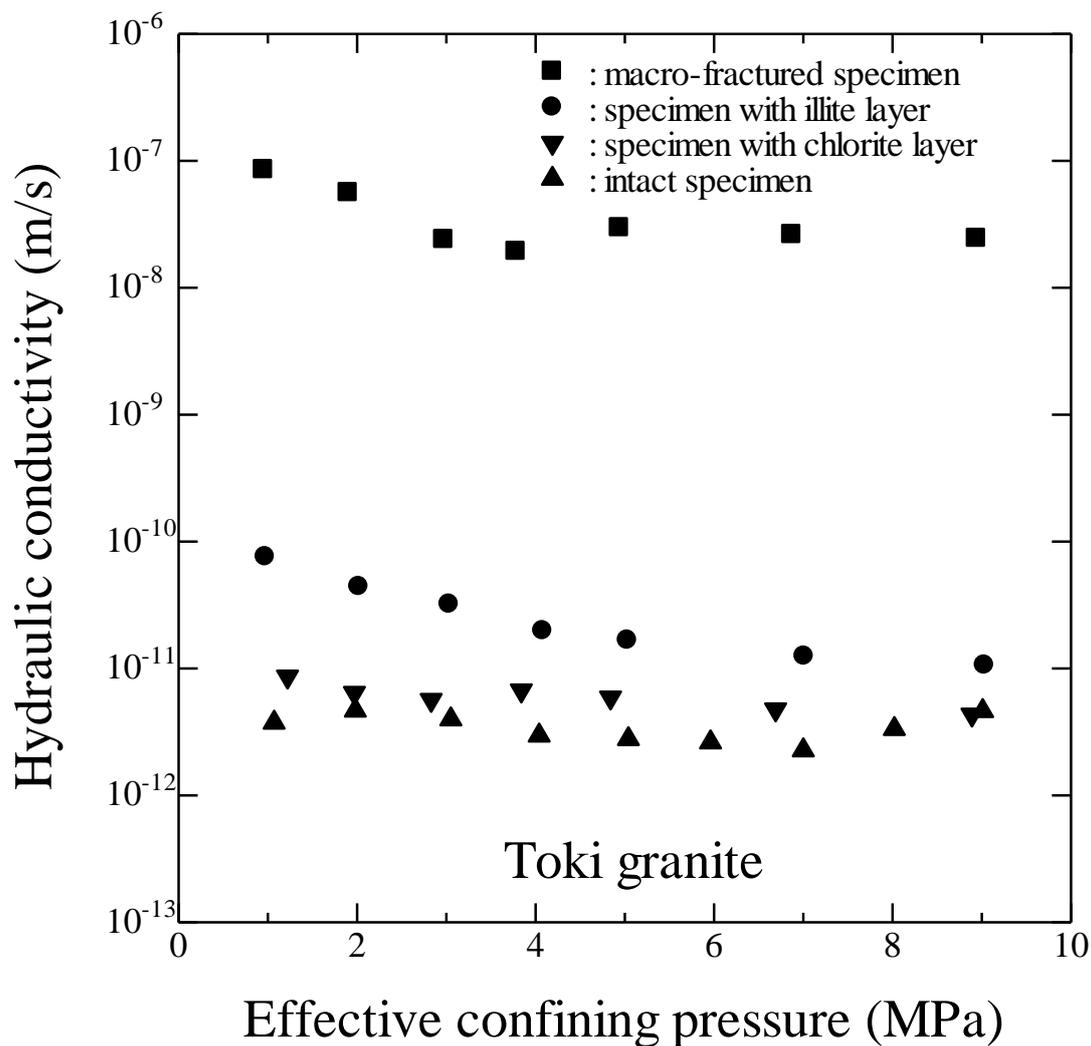


図9 土岐花崗岩における透水係数の評価結果.

#### 4.3.5 考察

本研究では土岐花崗岩を用いて、インタクトな岩石、巨視的なき裂を含む岩石、粘土層により修復されたき裂を含む岩石における透水係数を調べることで、岩石内の開口き裂や修復されたき裂が透水係数に及ぼす影響を調べることを目的とした。

本研究の結果から透水係数は巨視き裂を含む岩石で最も高くなり、インタクトな岩石よりも4オーダー近く透水係数が高くなることが示された。これは、巨視的なき裂が流路となり透水係数の増大がもたらされたと考えられる。

イライトで修復されたき裂を含む岩石や緑泥石で修復されたき裂を含む岩石

等の粘土でき裂が修復された岩石は、開口した巨視き裂を含む岩石よりもはるかに透水係数が低く、特に緑泥石でき裂が充填されている岩石ではインタクテナ岩石と同程度の透水係数となった。修復されたき裂が含まれる場合、巨視的なき裂が入った場合よりも透水係数は低くインタクテナ場合よりも透水係数は高くなる。つまり、岩石内のき裂が粘土により修復されているため、水の流れが起こりにくくなったと考えられる。特に本研究で用いた緑泥石層を含む花崗岩では、不連続面がほぼ完全に充填されたために、インタクテナ花崗岩と同等の透水係数となったと考えられる。イライトで巨視き裂が充填されている花崗岩供試体の場合、巨視き裂の全てが充填されたわけではなく、一部充填されていない箇所が水みちとなったため、インタクテナ供試体よりも透水係数が高くなったものと考えられる。

固体材料内での水の流れは、材料内部に含まれるき裂や空隙のネットワークで生じる<sup>1)</sup>。また、透水係数は材料内部のき裂の密度や連結性、さらには屈曲度 (Tortuosity) により影響されることが示されている<sup>2)</sup>。したがって、粘土等で充填されたき裂を含む岩石では、き裂の充填の程度が透水係数に及ぼす影響を調べ、卓越流路の屈曲度を評価することによって、透水係数をモデル化することができると考えられる。さらに、き裂密度の定量評価も必要となると考えられる。これらの調査については、今後の課題としたい。

#### 4.3.6 結言

土岐花崗岩を用いて室内透水試験を行い、インタクテナ岩石、巨視的なき裂を含む岩石、修復されたき裂を含む岩石における透水係数を調べ比較することにより、岩石内の開口した破壊や修復されたき裂が透水係数に及ぼす影響を調べた。その結果インタクテナ供試体および緑泥石で充填された層を含む供試体においては、透水係数が低くなり、またこれらの供試体では、透水係数の圧力依存性もほとんど認められないことが示された。一方、巨視き裂を含む供試体では、透水係数が極めて高くなっており、インタクテナ供試体よりも4オーダー程度高くなった。また、巨視き裂を含む供試体では、圧力の増大に伴い、透水係数が低下することが示された。イライトで充填された層を含む供試体では、巨視き裂入りの供試体よりも3オーダー程度透水係数が低く、インタクテナ供試体との透水係数の差は1オーダー程度であった。また、圧力の増大に伴い、透水係数が低下した。

## 4.4 岩石表面への鉱物析出挙動

### 4.4.1 緒言

放射性廃棄物地層処分では、ベントナイトのような人工バリアと岩盤のような天然バリアを合わせた多重バリアにより、放射線量を低減させる処分システムの検討が行われている。天然バリアとなる岩盤は、放射性物質を封じ込めるために高い遮蔽性が期待される。岩盤に存在するき裂を修復することは遮蔽性を上昇させられるので、放射性廃棄物の地層処分を考える上で有意義である。

Fukada et al.<sup>28-30</sup>は、高強度高緻密コンクリートを水中で保存すると、表面へのカルシウム化合物の析出により、き裂が修復するとしている。また Nara et al.<sup>4</sup> および奈良ら<sup>31</sup>は、岩石（玄武岩および砂岩）に静水圧を加えるとき裂閉塞が生じ、弾性波速度が上昇することを報告している。天然バリアとなる岩盤は、力学的作用だけではなく化学的作用を受けることが想定される。例えば、Sprunt and Nur<sup>32, 33</sup>や Polak et al.<sup>34, 35</sup>、Yasuhara et al.<sup>36</sup>、Yasuhara and Elsworth<sup>37</sup>で報告されている圧力溶解のような、力学と化学の相互作用によってき裂が閉塞するようなことが起こりうる。

一方で、化学作用のみによる岩石内のき裂閉塞（き裂修復）は十分に調べられていない。化学作用のみでのき裂閉塞は、セメント系材料で認められているように、鉱物の析出により生じることが考えられる<sup>28-30, 38-46</sup>。放射性廃棄物処分施設を考える場合、多くのセメント系材料が使用されると考えられることから、周辺の地下水のカルシウムイオン濃度が高くなると考えられ、カルシウム化合物が岩石表面に析出することによってき裂の閉塞が生じることが考えられる。しかしながら、水中における岩石表面への鉱物析出挙動は十分に調べられていない。

そこで本実験では、カルシウムイオンを含む水中に1ヶ月保存した岩石表面に鉱物が析出するかどうか調べることを目的とする。特に、カルシウムイオン濃度の異なる水中環境に保存した岩石表面への鉱物析出がどのように異なるかについて調べた。

### 4.4.2 試料

土岐花崗岩とベレア砂岩を岩石試料として用いた。土岐花崗岩の詳細は4.3.2節で述べたとおりである。ベレア砂岩はアメリカ合衆国オハイオ州産の砂岩であり、平均粒径は0.1mm程度の均質な砂岩である<sup>47, 48</sup>。また、この岩石における一軸圧縮強度は42MPa、空隙率は20.4%である<sup>47</sup>。X線回折分析より、ベレア砂岩の主要な造岩鉱物は石英であり、その他は微少量の斜長石やカリ長石で構成されていることが報告されている<sup>47</sup>。

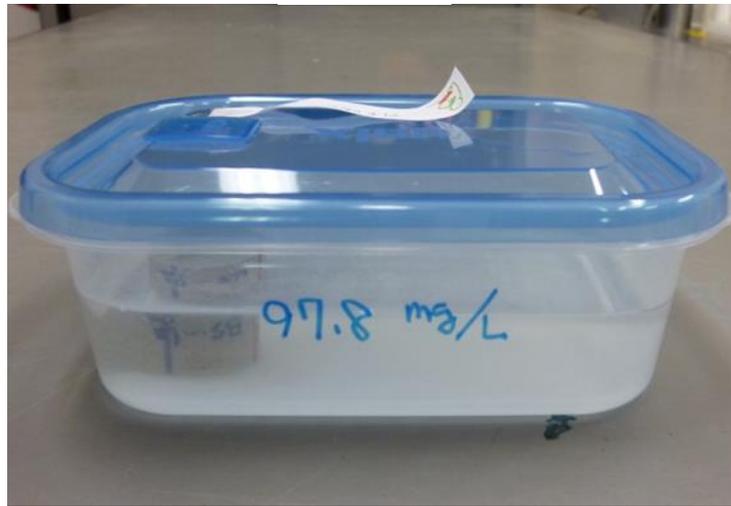
続いて岩石試験片の作成手順を述べる。まず、岩石ブロックからボーリングマシンを用い直径 3cm の円柱形コアを採取し、回転式切断機または精密切断機によって厚さ 2.5cm 幅で円柱形コアを切断する。続いて、岩石研磨機を用いて端面を研磨することにより、直径 3cm、厚さ 2cm の試験片を花崗岩と砂岩それぞれ 6 個ずつ作成する。このとき試験片の破損を防ぐため、緩やかに研磨することが重要である。2 週間自然乾燥させた後、80°C に設定したオーブンで 24 時間強制乾燥させ、乾燥後重量を測定する。この際、急激な温度変化を避けるため、1 分につき 1°C ずつ変化させることで、オーブン内の温度を変化させた。

上述の手順で作成した岩石試験片は、保存容器内に水酸化カルシウム水溶液 300ml と共に保存した。このとき、試験片全体が水溶液中に浸されるように注意した。次に、試験片と水酸化カルシウム水溶液の入った保存容器をグローブバッグに入れ、グローブバッグ内を窒素で充填することにより、保存容器内の空気が窒素で置換されるようにした。保存容器内のスペースを窒素で充填することで、水溶液中に二酸化炭素の溶解を防ぐことができる。その後、窒素充填された保存容器を 1 ヶ月室温 (20°C) で保管する。図 10 にグローブバッグ、岩石供試体を水中保存している写真を示す。

なお、Iwatsuki et al.<sup>49)</sup>によると、瑞浪市において測定された地下水中のカルシウムイオン濃度は、最高で 639mg/L、最低で 2.7mg/L である。そこで本研究では、この範囲をおおよそ網羅するようなカルシウム濃度となる水酸化カルシウム水溶液を 6 種用意し、岩石試験片を保存することとした。水酸化カルシウムは、25°C の水 1 リットルに対し 1600mg まで溶解可能である。そこで本研究では、表 1 にあるような初期濃度の水酸化カルシウム水溶液を用意し、1 カ月岩石試験片を保存した。なおこの表には、保存した岩石試験片名も記載している。



(a)



(b)

図 10 岩石試験片の水酸化カルシウム水溶液中への保存の様子。  
 (a): グローブバッグ中での窒素置換の過程, (b): 水中保存された岩石試験片

表 1 水酸化カルシウム水溶液の初期濃度と保存した岩石試験片

ベレア砂岩	土岐花崗岩
濃度: 15mg/L, 試験片: BS-10	濃度: 10mg/L, 試験片: TG-10
濃度: 56mg/L, 試験片: BS-50	濃度: 52mg/L, 試験片: TG-50
濃度: 98mg/L, 試験片: BS-100	濃度: 94mg/L, 試験片: TG-100
濃度: 319mg/L, 試験片: BS-300	濃度: 278mg/L, 試験片: TG-300
濃度: 589mg/L, 試験片: BS-600	濃度: 589mg/L, 試験片: TG-600
濃度: 1150mg/L, 試験片: BS-1200	濃度: 1150mg/L, 試験片: TG-1200

#### 4.4.3 試験結果

図 11 および図 12 に、土岐花崗岩及びベレア砂岩試験片の水中保存前後での写真をそれぞれ示す。土岐花崗岩、ベレア砂岩両方で、カルシウムイオン濃度が高い場合に、岩石表面が析出物により白くなっていることが確認できる。

	TG-10	TG-50	TG-100
保存前			
保存後			

	TG-300	TG-600	TG-1200
保存前			
保存後			

図 11 水中保存前後の土岐花崗岩

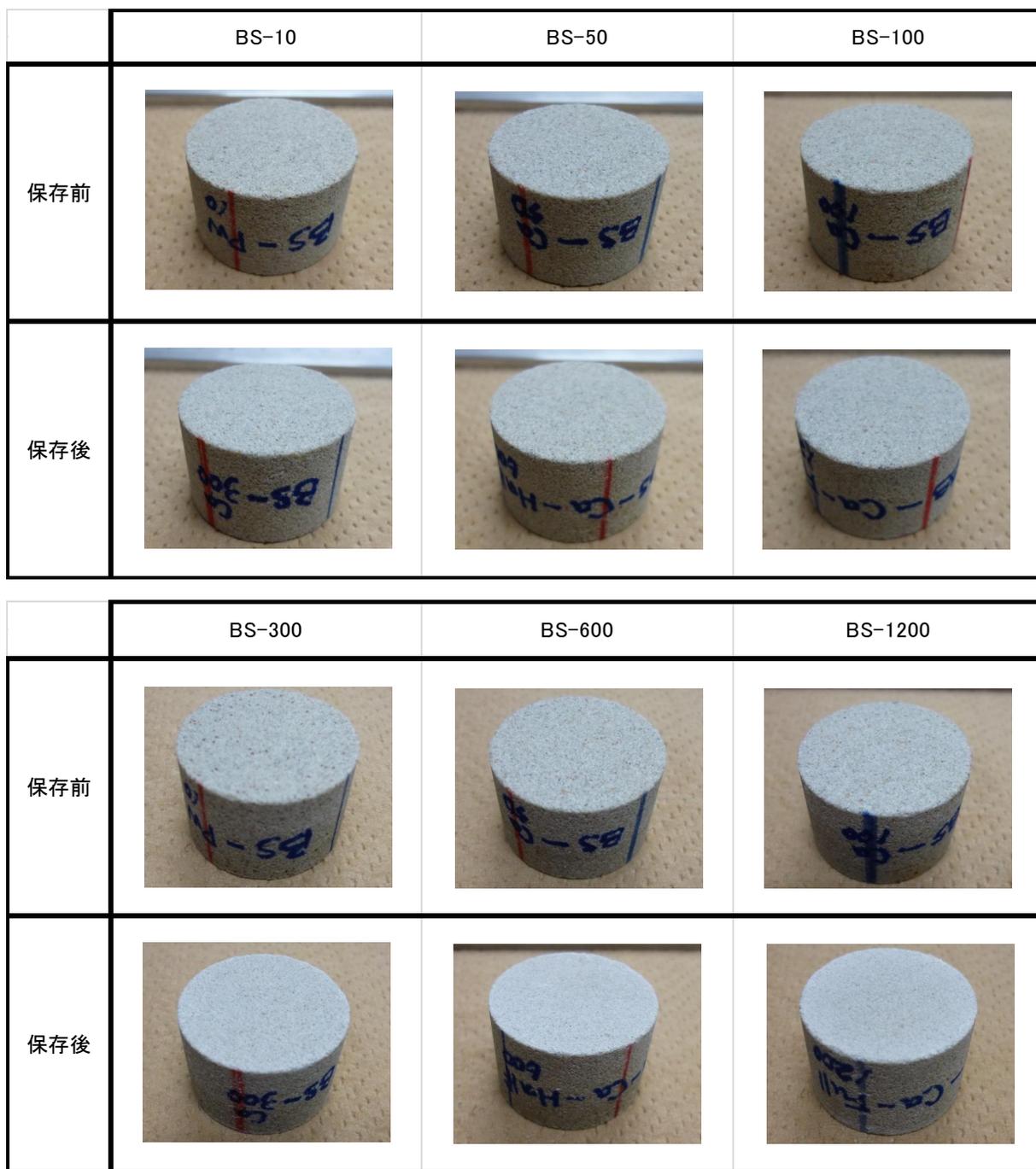


図 12 水中保存前後のベレア砂岩

表 2 と図 13 に水中保存前後での試験片の重量変化を示す。土岐花崗岩，ベレア砂岩両方において，比較的濃度が高い水酸化カルシウム水溶液中に保存したときに，重量の増加が確認できた。特に，カルシウムイオン濃度が高いほど重量増加分が多くなっているといえる。また，ベレア砂岩の方が土岐花崗岩より重量の増加がより大きいことがわかる。

表 2 土岐花崗岩及びベレア砂岩における重量変化

試験片	初期のカルシウム イオン濃度	保存前(g)	保存後(g)	増加量(g)
土岐花崗岩	10	36.2220	36.2316	0.0096
	52	36.5523	36.5222	-0.0301
	94	35.6472	35.6555	0.0083
	278	37.0997	37.1000	0.0003
	589	37.3942	37.4126	0.0184
	1150	35.6530	35.6836	0.0306
ベレア砂岩	15	28.4096	28.4184	0.0088
	56	28.3561	28.3693	0.0132
	98	29.3579	29.3845	0.0266
	319	28.2399	28.2773	0.0374
	589	28.8037	28.8337	0.0300
	1150	28.4064	28.4490	0.0426

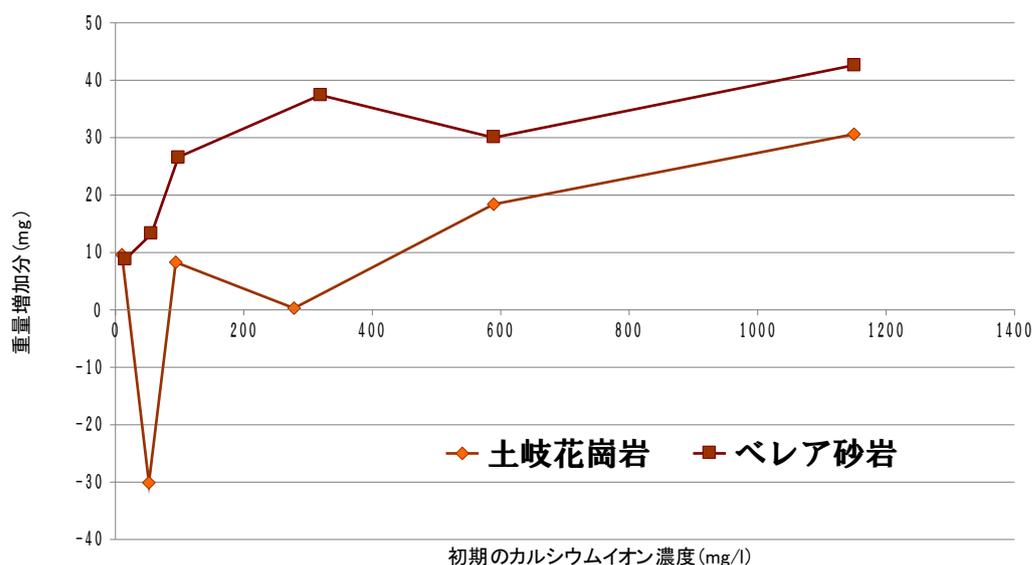


図 13 試験片の水中保存前後の重量増分と水酸化カルシウム水溶液の濃度の関係

表 3 と図 14 に、試験片水中保存前後での水中のカルシウムイオン濃度変化を示す。土岐花崗岩、ベレア砂岩両方において、カルシウムイオン濃度の減少が

確認できた。また、重量変化同様にカルシウムイオン濃度が高いほど減少分が多くなっているといえる。

表 3 土岐花崗岩及びベレア砂岩におけるカルシウムイオン濃度変化

試験片	初期のカルシウムイオン濃度	保存後(mg/l)	減少量(mg/l)
土岐花崗岩	10	13	-3
	52	27	25
	94	65	29
	278	104	174
	589	304	285
	1150	823	327
ベレア砂岩	15	11	4
	56	45	11
	98	41	57
	319	127	192
	589	340	249
	1150	975	175

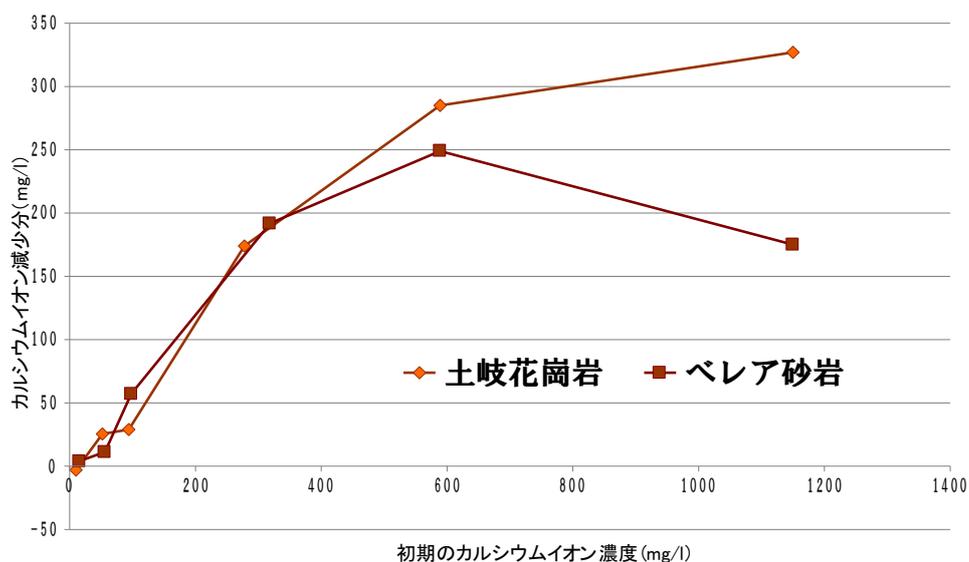
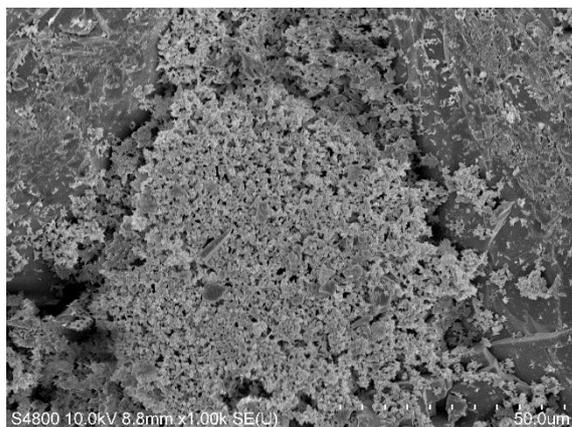
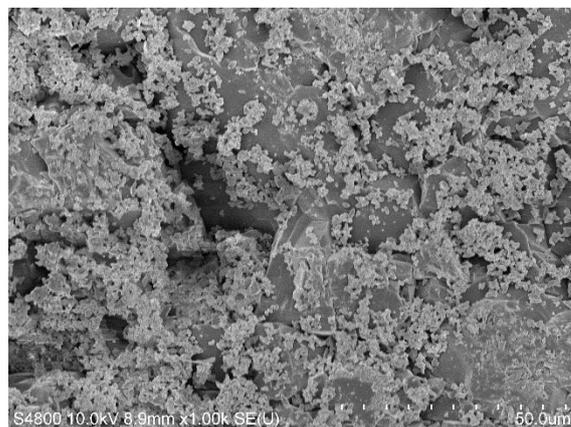


図 14 カルシウムイオン濃度の減少分と初期カルシウムイオン濃度の関係

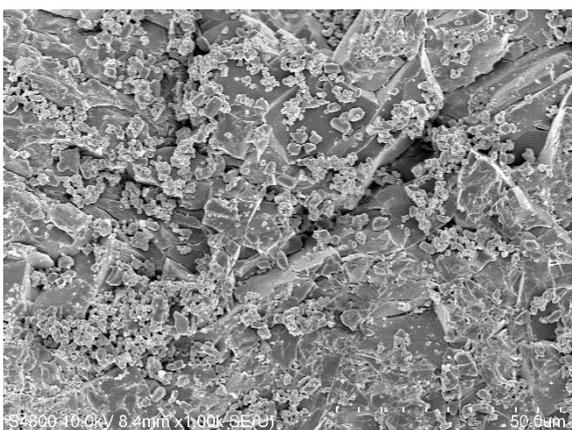
図 15 に土岐花崗岩，図 16 にベレア砂岩の，水酸化カルシウム水溶液中に保存した後の走査型電子顕微鏡画像を示す．これらの図から，カルシウムイオン濃度が低い場合（初期濃度 100mg/L 未満）ではほとんど析出が生じていないものの，濃度が高い場合に試験片表面への析出が顕著になることがわかる．



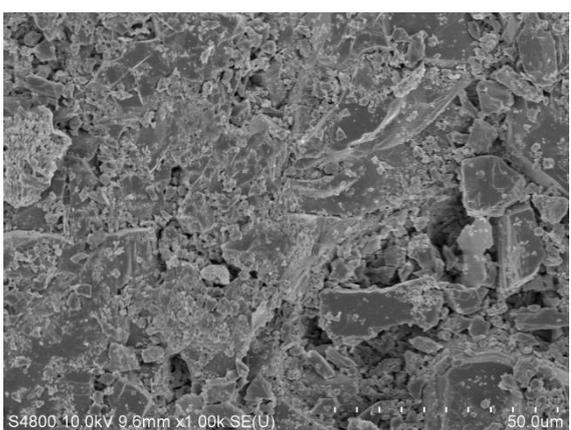
(a)：初期カルシウムイオン濃度 1150mg/L



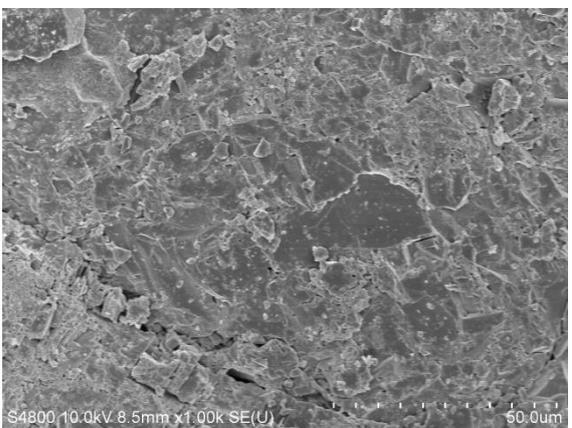
(b)：初期カルシウムイオン濃度 589mg/L



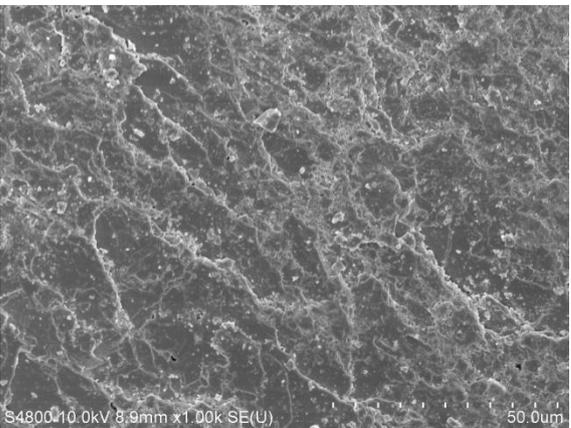
(c)：初期カルシウムイオン濃度 319mg/L



(d)：初期カルシウムイオン濃度 98mg/L

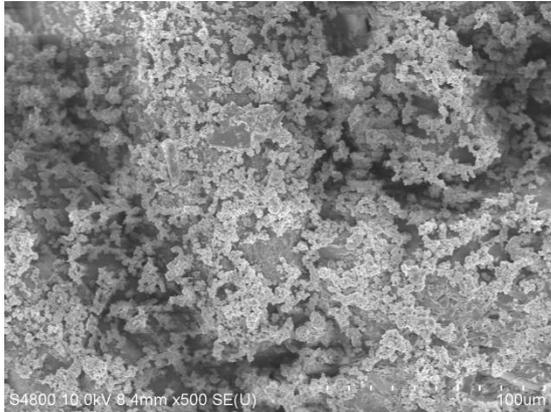


(e)：初期カルシウムイオン濃度 56mg/L

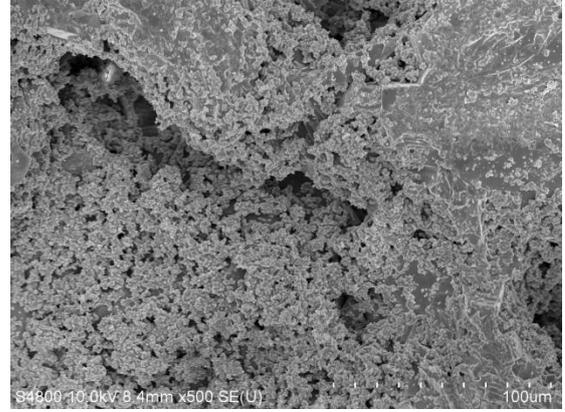


(f)：初期カルシウムイオン濃度 15mg/L

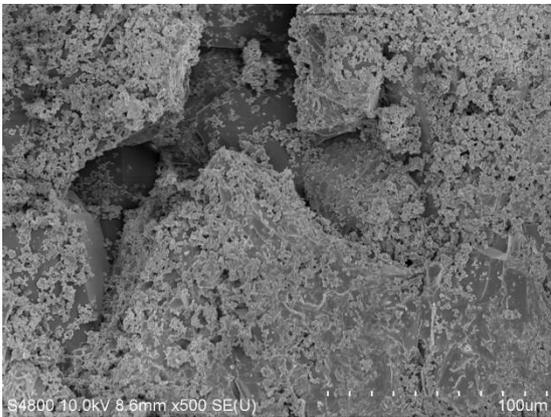
図 15 土岐花崗岩の走査型電子顕微鏡写真（95 $\mu$ m $\times$ 128 $\mu$ m）



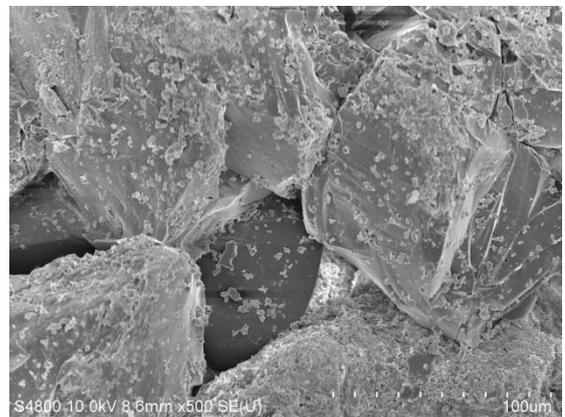
(a)：初期カルシウムイオン濃度 1150mg/L



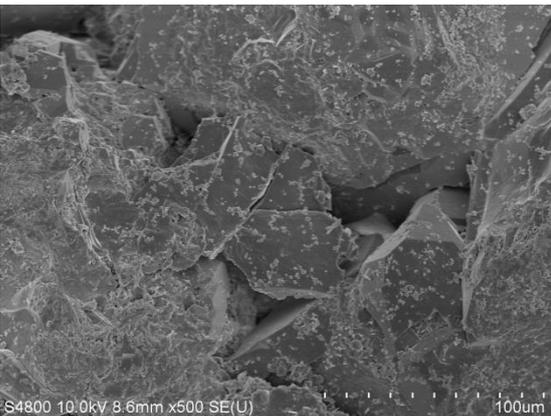
(b)：初期カルシウムイオン濃度 589mg/L



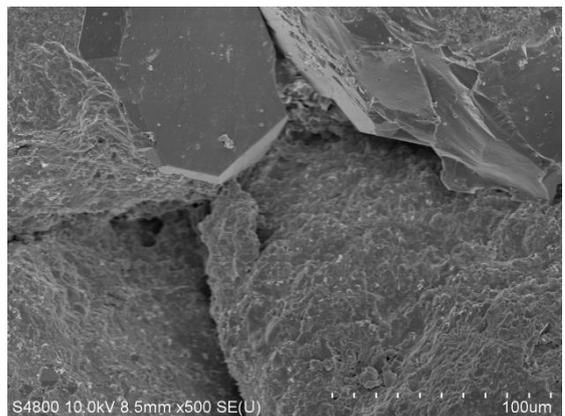
(c)：初期カルシウムイオン濃度 278mg/L



(d)：初期カルシウムイオン濃度 94mg/L



(e)：初期カルシウムイオン濃度 52mg/L



(f)：初期カルシウムイオン濃度 10mg/L

図 16 ベレア砂岩の走査型電子顕微鏡写真 (189 $\mu$ m $\times$ 256 $\mu$ m)

#### 4.4.4 考察

土岐花崗岩，ベレア砂岩両方において，初期濃度 100mg/L 未満の水酸化カルシウム水溶液に保存した岩石試験片では，顕著な鉍物の析出は確認できなかった．300mg/L, 600mg/L, 1150mg/L に関しては，鉍物の析出が顕著に生じており，水中保存前後で目視でも変化が確認できた．また，カルシウムイオン濃度の高い水中に保存している試験片ほど表面の析出が増え白くなっていることもわかる．このことは，重量増加量及び水中カルシウムイオン減少に関しても同様に言える．析出した鉍物は，カルシウムイオンと水中の炭酸水素イオン ( $\text{HCO}_3^-$ ) が反応して生成したカルサイト ( $\text{CaCO}_3$ ) と考えられる．

土岐花崗岩，ベレア砂岩のすべての試験片において表面への析出が確認でき，またその析出は水中のカルシウムイオン濃度により変化することが分かった．その要因としては，水中を均一かつ無秩序に安定して分散しているカルシウムイオンと炭酸水素イオンが触れる絶対数が増えるためと考えられる．また，水中に保存した全ての試験片においてカルシウム化合物の析出が確認できた．特に，カルシウム分を多く含む水中では岩石内のき裂が閉塞し，透水性を低下させられる可能性がある．

カルシウムイオン濃度が同一条件下での土岐花崗岩とベレア砂岩の重量増加は，すべての試験片においてベレア砂岩の方がより大きいことがわかる．これは，ベレア砂岩の間隙が土岐花崗岩よりも大きく，表面積が大きくなっているためと考えられる．Nakao et al.<sup>6)</sup>は，大島花崗岩，ジンバブエ斑糲岩，ベレア砂岩，白浜砂岩を高強度高気密コンクリート粉末と共に水中に 2 か月保存し，それを重量分析と顕微鏡による表面観察により岩石試験片表面への鉍物析出を評価している．その結果，岩石試験片表面に鉍物の析出，重量の増加が示され，特に砂岩はその他の岩石に比べより多くの表面析出が示されている．Nakao et al.の結果は，本研究で得られた結果，すなわち，カルシウムイオンを含む水中環境下における試験片表面への鉍物析出が確認され，土岐花崗岩に比べベレア砂岩がより多くの析出を確認できたことと調和的である．

#### 4.4.5 結言

本実験では，土岐花崗岩及びベレア砂岩を 6 種類のカルシウム濃度が異なる水中に 1 ヶ月保存し，カルシウムイオン濃度測定，重量測定，走査型電子顕微鏡による表面観察を用いて水中保存前後で試験片表面への鉍物析出を評価した．その結果，すべての試験片に鉍物の析出が確認でき，その析出量は水中のカルシウムイオン濃度に依存することが分かった．また，土岐花崗岩に比べベレア砂岩はより多く析出を起すこともわかった．したがって，岩石内のき裂修復が

可能であると考えられる。

本研究で得られた結果より，岩石内のき裂をカルシウム化合物の析出により充填できる可能性が示されたといえる。さらに，破壊した岩石の透水性が低下させられる可能性があることも示された。

## 4.5 長期にわたる岩石内の緩やかなき裂進展測定

### 4.5.1 緒言

天然バリアとなる岩盤には、高い遮蔽性能の他に、高い長期強度が要求される。岩石の長期強度の評価のためには、岩石の変形・破壊挙動の時間依存性に関する情報が必要である。ここで、岩石の破壊は微視き裂の発生、伸長及び集積、局所化によって説明される。そのため、岩石内のき裂進展に関する研究が重要であると考えられる。従来の破壊力学では、き裂先端の応力拡大係数がある臨界値、すなわち破壊じん性に達したとき、き裂の進展が起こると考えられてきた。しかし、実際は、応力拡大係数が破壊じん性に達していない状態においても、き裂は緩やかに進展する。このき裂進展現象は、サブクリティカルき裂進展<sup>50-53)</sup>と呼ばれ、き裂進展の時間依存性の代表的なものとして挙げられる。特にケイ酸塩岩石においては、引張応力を受けたき裂先端部のシロキサン結合が、水と化学反応を起こして劣化・分断する現象である応力腐食<sup>50, 54)</sup>が、サブクリティカルき裂進展の主要な機構であると考えられている<sup>52, 53)</sup>。一般に、サブクリティカルき裂進展におけるき裂進展速度 $da/dt$ と応力拡大係数 $K_I$ の関係は、次の指数則<sup>55)</sup>と累乗則<sup>56)</sup>の2通りの関係でまとめられる。

$$\frac{da}{dt} = v_0 \exp\left(\frac{-E^\ddagger + \beta K_I}{RT}\right) \quad (17)$$

$$\frac{da}{dt} = AK_I^n \quad (18)$$

ここで、 $E^\ddagger$ は活性化エネルギー、 $R$ はガス定数、 $T$ は絶対温度であり、その他は実験より求められる定数である。岩石破壊の時間依存性を考える場合には、上記のき裂進展速度と応力拡大係数の関係を求めるとともに、上記の関係式から得られる定数について十分な情報を得る必要がある。これまで行われたサブクリティカルき裂進展に関する研究では、測定されているき裂進展速度の範囲は、おおよそ $10^{-2} \sim 10^{-8}$  m/s のオーダーである<sup>52, 57, 58)</sup>。

放射性廃棄物地層処分のように極めて長い期間岩盤を利用するようなことを考える場合、より低いオーダーのき裂進展速度を測定し、応力拡大係数とき裂進展速度の関係をより明確にする必要があると考えられる。また、一部の人工材料においては、き裂進展と修復が同時に起こることによって現れるサブクリティカルき裂進展限界に相当する応力拡大係数が認められている<sup>52)</sup>。サブクリティカルき裂進展限界が認められる場合のき裂進展速度と応力拡大係数の概要図を図17に示す。図17において、 $K_{Ic}$ は破壊じん性、 $K_0$ はサブクリティカルき裂進展限界を示す。しかしながら、岩石ではこのような応力拡大係数は認めら

れていない。サブクリティカルき裂進展限界を抽出するためには、極めて低いき裂進展速度を計測する必要があるため、試験時間も長期にわたる必要がある。ゆえに、長期にわたるサブクリティカルき裂進展計測を実現できる設備を開発し、実際に長期間にわたってき裂進展計測を行うことが、従来よりも低いき裂進展速度の測定とサブクリティカルき裂進展限界の抽出において必要と言える。

そこで本研究では、破壊力学試験法であるダブルトーション（Double Torsion, DT）法<sup>59-63</sup>による測定を1～2週間程度連続で行うことにより、長期連続測定によるき裂進展データ取得を実施する。さらに、き裂進展測定結果から、どの程度低いき裂進展速度まで測定できたか、き裂進展限界の検出は可能か等を検討する。

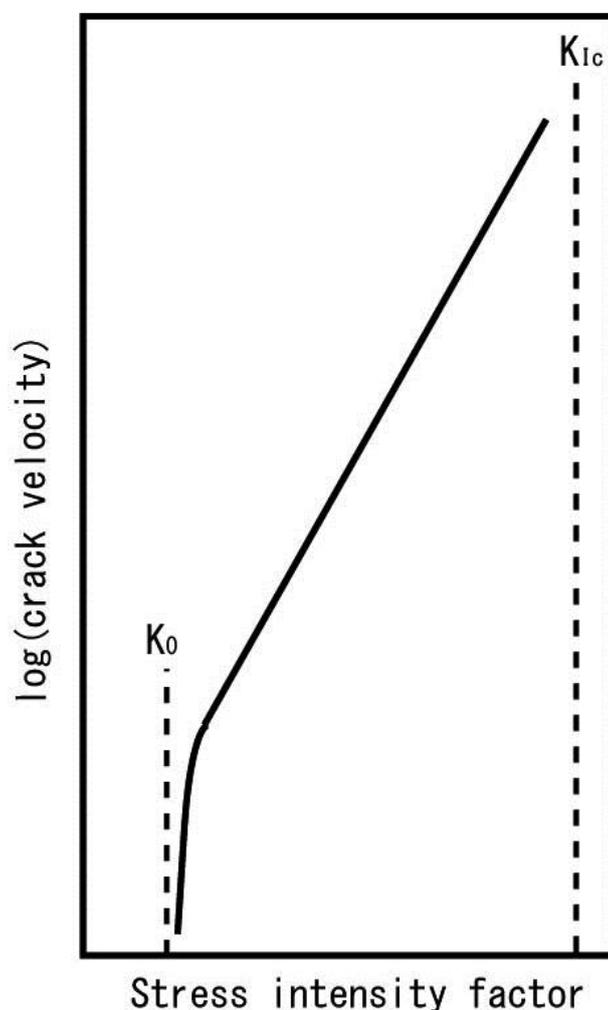


図 17 サブクリティカルき裂進展におけるき裂進展速度と応力拡大係数の関係の概要図。  $K_{1c}$ : 破壊じん性,  $K_0$ : サブクリティカルき裂進展限界

#### 4.5.2 試験方法

サブクリティカルき裂進展を測定するために用いられる代表的な破壊力学試験方法として、DT 試験法<sup>59-63)</sup>が挙げられる。DT 試験法は、応力拡大係数の評価にき裂の長さの計測が不要である、試験片形状が単純である、载荷形式が単純であるなどの利点をもつことから、岩石のような不透明な材料での測定のための試験法として広く用いられてきた試験方法である。

図 18 に、DT 試験片の概要図を示す。この図に示されるように、DT 試験は、4 点曲げの要領で試験片に载荷し、下側の面に引張応力を作用させることによってき裂進展を起こす破壊力学試験法である。DT 試験片の形状は、長方形断面の薄板状である。試験片の中央部には、き裂を進展させるためにガイド溝が形成され、さらにイニシャルノッチが切り込まれることが多い。今回の試験では、図 11 に示されるように、ガイド溝とイニシャルノッチを切り込んだ形状の試験片を用いた。

本研究では、定変位法<sup>60, 61)</sup>による DT 試験を用いて、き裂進展速度と応力拡大係数の関係を求めることとした。定変位法では、着力点の変位を一定に保ち、き裂進展に伴う荷重緩和を測定することによって、き裂進展速度と応力拡大係数が評価される。この方法では、試験片に加えられる荷重が時間の関数となり、き裂進展速度が荷重緩和速度から求められるので、1 回の試験から広い範囲（通常  $10^{-2} \sim 10^{-8}$  m/s）のき裂進展速度と応力拡大係数の関係が得られる。ゆえに、定変位法は、多くの研究者によって用いられてきた<sup>52)</sup>。

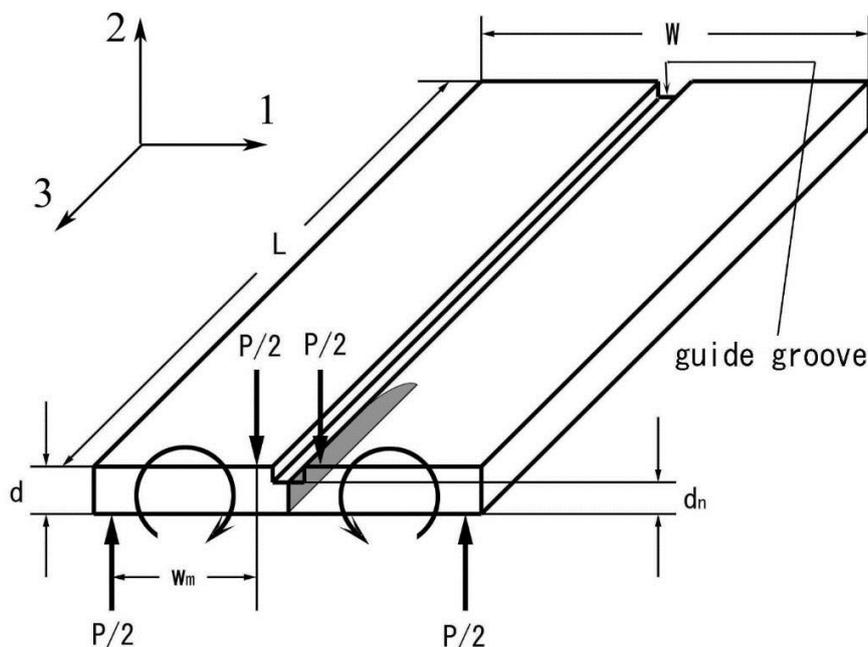


図 18 ダブルトーション試験片の形状と载荷形式の概要図

材料が等方性である場合、応力拡大係数  $K_I$  およびき裂進展速度  $da/dt$  は、次のように表される<sup>61)</sup>。

$$K_I = Pw_m \sqrt{\frac{3(1+\nu)}{Wd^3d_n}} \quad (19)$$

$$\frac{da}{dt} = -C_a \frac{P_i \lambda_i}{BP^2} \frac{dP}{dt} \quad (20)$$

ここで、 $P$  は荷重、 $\nu$  はポアソン比、 $P_0$  は荷重の初期値、 $S_0$  はコンプライアンスの初期値、 $dP/dt$  は荷重の低下率、 $G$  は剛性率、 $C_a$  はクラックフロントの形状に依存する定数であり、他の定数は図 18 と同様である。

一方、材料が直交異方性であり、載荷方向が図 18 のような場合、 $K_I$  および  $da/dt$  は、次のように表される<sup>63)</sup>。

$$K_I = \left( \frac{3P^2 w_m s_{55}}{(2d^3 d_n (2s_{11} ((s_{33} s_{11})^{1/2} + s_{31} + s_{55}/2))^{1/2})} \right)^{1/2} \quad (21)$$

$$\frac{da}{dt} = -C_a \frac{2P_i \lambda_i d^3}{3s_{55} w_m P^2} \frac{dP}{dt} \quad (22)$$

ここで、 $s_{ij}(i,j=1\sim6)$  は、異方性材料におけるコンプライアンス定数である。載荷方向が図 11 の場合と異なるときは、 $s_{ij}$  の添字の変換を行えばよい。弾性コンプライアンス定数  $s_{ij}$  が等方性を示し、 $w_m = W/2$  となるとき、等方性仮定の評価式 (式(19)または(20)) と異方性仮定の評価式 (式(21)または(22)) は一致する。また本研究では、Williams and Evans<sup>61)</sup> および Atkinson<sup>64)</sup> の研究を参考にして、 $C_a = 0.2$  としてき裂進展速度の評価を行った。

上記の式が成立するためには、DT 供試体の寸法に関する制約条件が必要となる。Evans et al.<sup>65)</sup> および Atkinson<sup>66)</sup> は、供試体の幅  $W$  と厚さ  $d$  に関する制約条件として、次の式を実験的に得ている。

$$W \geq 12d \quad (23)$$

また、Trantina<sup>67)</sup> は、幅  $W$ 、長さ  $L$  およびき裂の長さ  $a$  に関して、有限要素法を用いて、次の式を満たす場合に、 $K_I$  が  $a$  に依存しないことを示している。

$$0.55W < a < L - 0.65W \quad (24)$$

さらに、Pletka et al.<sup>68)</sup> は、 $K_I$  が  $a$  に依存しないような領域を十分に確保するために、長さ  $L$  が幅  $W$  の 2 倍以上とすることを推奨している。

本研究で用いた供試体のサイズは、 $W=45[\text{mm}]$ 、 $d=3[\text{mm}]$ 、 $d_n=2[\text{mm}]$ 、 $L=150[\text{mm}]$  であり、上記の制約条件を満たしている (図 19 参照)。また、き裂の長さに関しては、DT 試験で必須である初期き裂の導入を行うときに、試験装置 (図 20

参照)に取り付けてあるデジタルマイクロスコープ(キーエンス(株)製, VH-7000)を用いて,式(8)の条件を満たす長さになるように確認している。



図 19 ダブルトーション試験片の写真

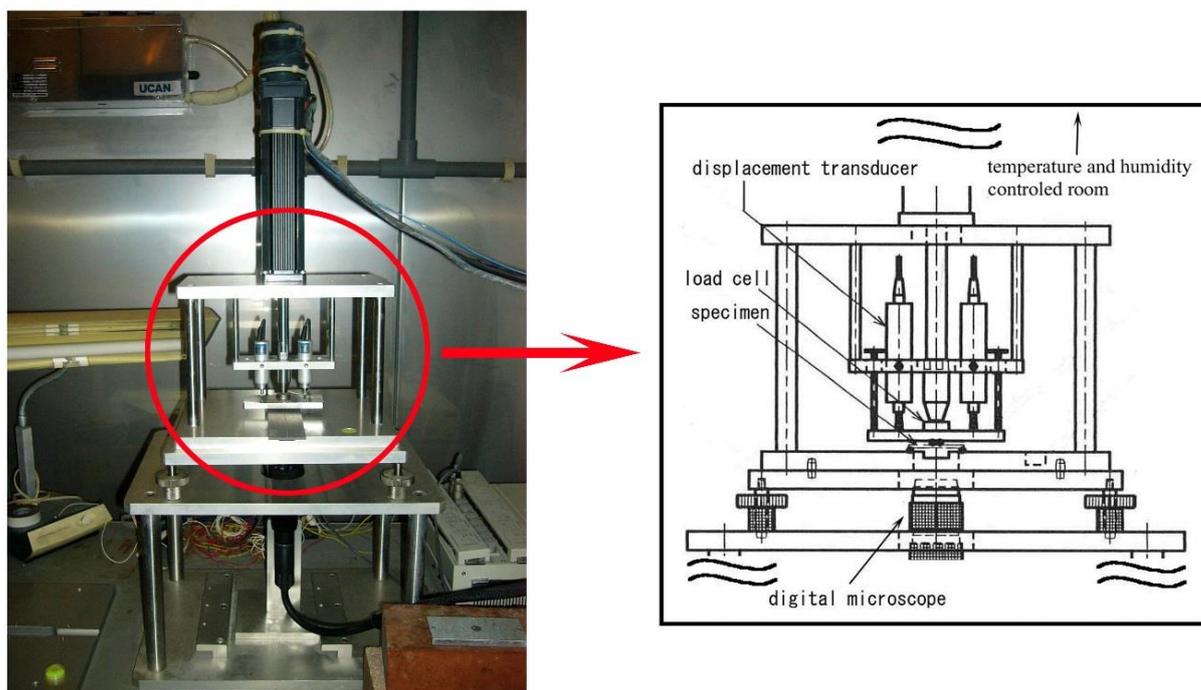


図 20 初期き裂導入時に用いた試験装置

#### 4.5.3 岩石試料

愛媛県大島産の大島花崗岩を試料として用いた。大島花崗岩の物理的・力学的性質には、先在微視き裂の分布の選択的配向性に起因した直交異方性があることが知られている<sup>69)</sup>。大島花崗岩では、「目」と呼ばれる面が最も割れやすい面であり、それに直交する二番目に割れやすい面が「二番」、これらに直交する割れにくい面が「しわ」と呼ばれる<sup>69)</sup>。海外では、「目」「二番」「しわ」に相当する面は、それぞれ「Rift Plane」「Grain Plane」「Hardway Plane」と呼ばれることが多い。本研究では、「しわ」を面1、「二番」を面2、「目」を面3と呼び、これらの面に垂直な方向を、それぞれ軸1、軸2、軸3と呼ぶこととする。本研究では、軸3方向に進行し、軸1方向に開口する試験片を用いてき裂進展を測定した。

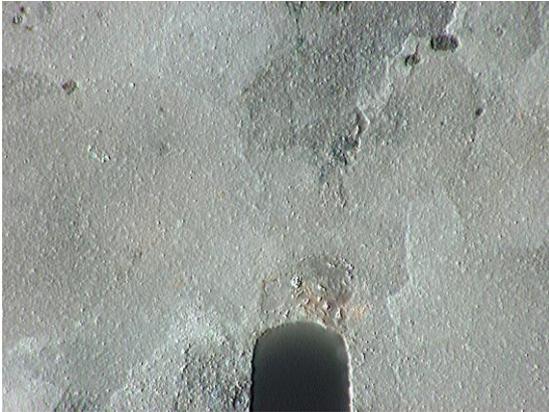
#### 4.5.4 試験手順

初めに、DT試験片に初期き裂を導入した。初期き裂の導入は、DT試験片を試験装置に設置して、着力点を約 $4\mu\text{m}$ ずつ変位させた後変位を一定に保つという手順を繰り返すことによって行った。また、デジタルマイクロスコープにより、この間のき裂伸長を観察し、き裂長が Trantina<sup>67)</sup>によって示されている下限値に相当する $25\text{mm}$ に達するまで繰り返した。デジタルマイクロスコープにより観察された初期き裂の画像を図21に示す。

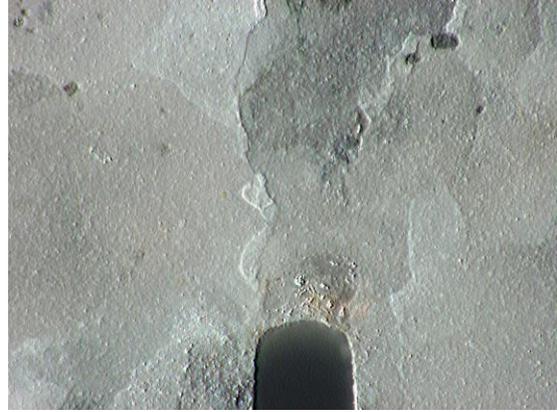
初期き裂の導入後は、試験片を試験環境に馴染ませるために、試験片を無負荷状態で、試験時と同一の環境条件下に約20時間静置させた。

この後、き裂進展速度の計算に必要な試験片のコンプライアンスの初期値 $\lambda_i$ の測定を行った。 $\lambda_i$ は、き裂のさらなる進展が起らないように、着力点を約 $4\mu\text{m}$ ずつ緩やかに変位させることによって荷重と変位を測定し、荷重が $14\text{N}$ に達するまでの着力点の変位と荷重との関係から評価した。 $\lambda_i$ の測定で用いられた荷重と変位（2本の変位計の出力の平均）との関係の一例を図22に示す。

このような操作の後に、定変位試験を行った。定変位試験では、試験片に $13\sim 14\text{N}$ の予荷重を緩やかに加えた後、着力点を急速に変位させ、その変位を約2時間一定に保った。予荷重を加えた後の着力点の変位量は、Nara and Kaneko<sup>70)</sup>に従い、 $0.24\text{mm}$ とした。



a: 初期き裂導入前



b: 初期き裂導入後

図 21 デジタルマクロスコップで観察された画像  
(幅 : 2.3mm, 高さ : 2.0mm)

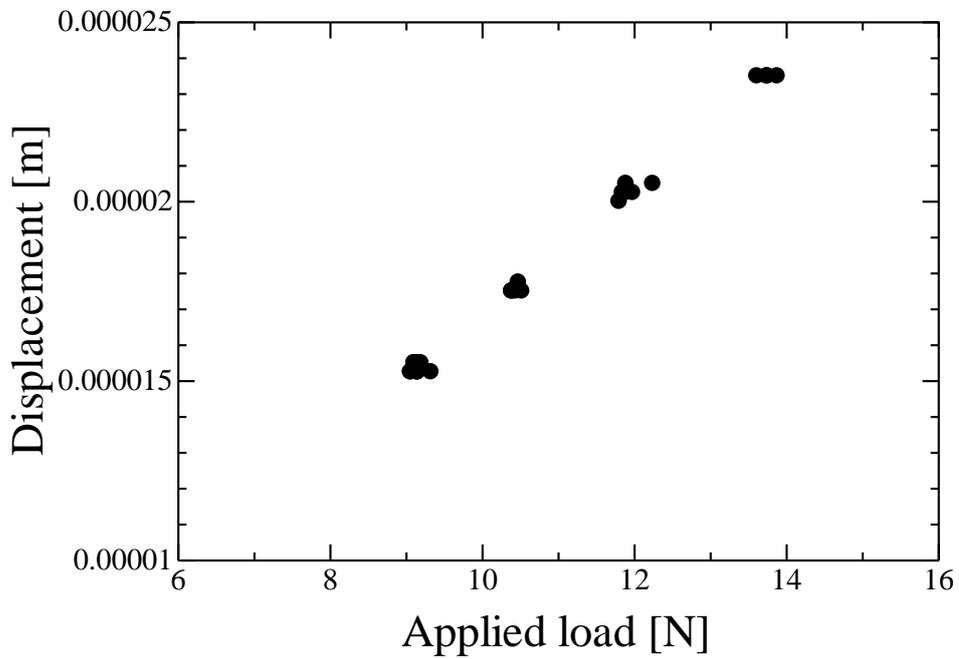


図 22 DT 試験片に加えられた荷重と着力点の変位の関係

#### 4.5.5 試験結果

式(19)~(22)より，応力拡大係数の計算には荷重  $P$  の値が，き裂進展速度の計算には，荷重  $P$  とその低下率，すなわち荷重緩和速度  $dP/dt$  が必要となる．荷重緩和速度は，荷重緩和曲線の傾きに相当する．本研究では，荷重緩和曲線において，荷重が 0.4N 減少する範囲のデータを，最小二乗法を用いて直線近似することによって評価した．荷重  $P$  には，その範囲での荷重の平均値を用いた．

本実験で得られた荷重緩和曲線を図 23 に示す．この図より，大気中および蒸留水中で得られた荷重緩和曲線は，時間の経過とともに荷重が単調に減少していることがわかる．一方，水酸化カルシウム水溶液中で得られた曲線は，荷重の緩和（減少）のみならず，荷重が増加している部分が認められる．

図 24 に，本実験で得られたき裂進展速度と応力拡大係数の関係を示す．この図より，大気中よりも水中環境下（蒸留水中および水酸化カルシウム水溶液中）において，き裂進展速度が高くなっていることがわかる．また，水酸化カルシウム水溶液中では，蒸留水中よりもき裂進展速度が低いことがわかる．また，全ての環境条件下において，き裂進展限界は検出されなかったが，従来の研究<sup>52, 57, 58)</sup>より低いオーダーである  $10^{-10}\text{m/s}$  のオーダーのき裂進展速度まで測定が行えた．

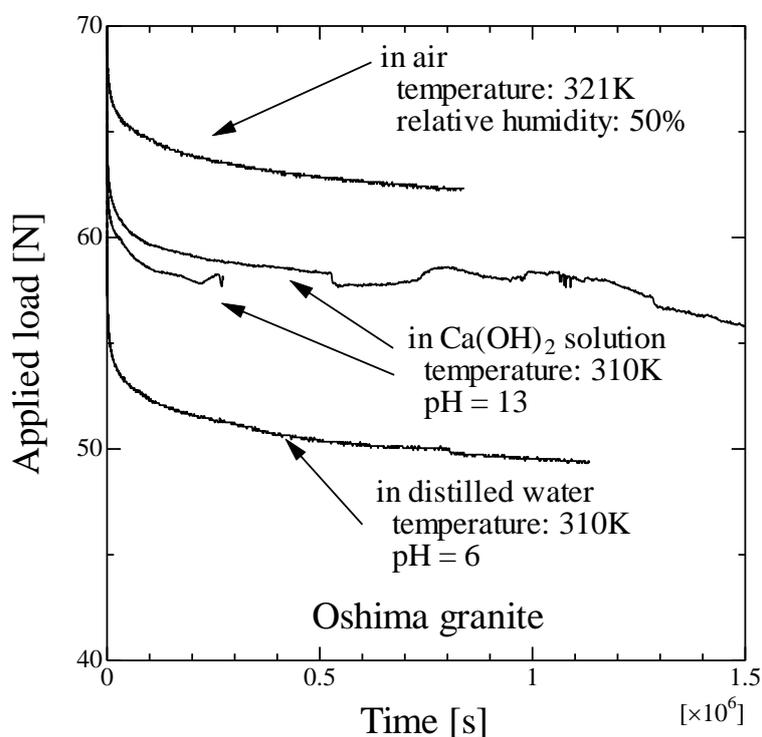


図 23 荷重緩和曲線

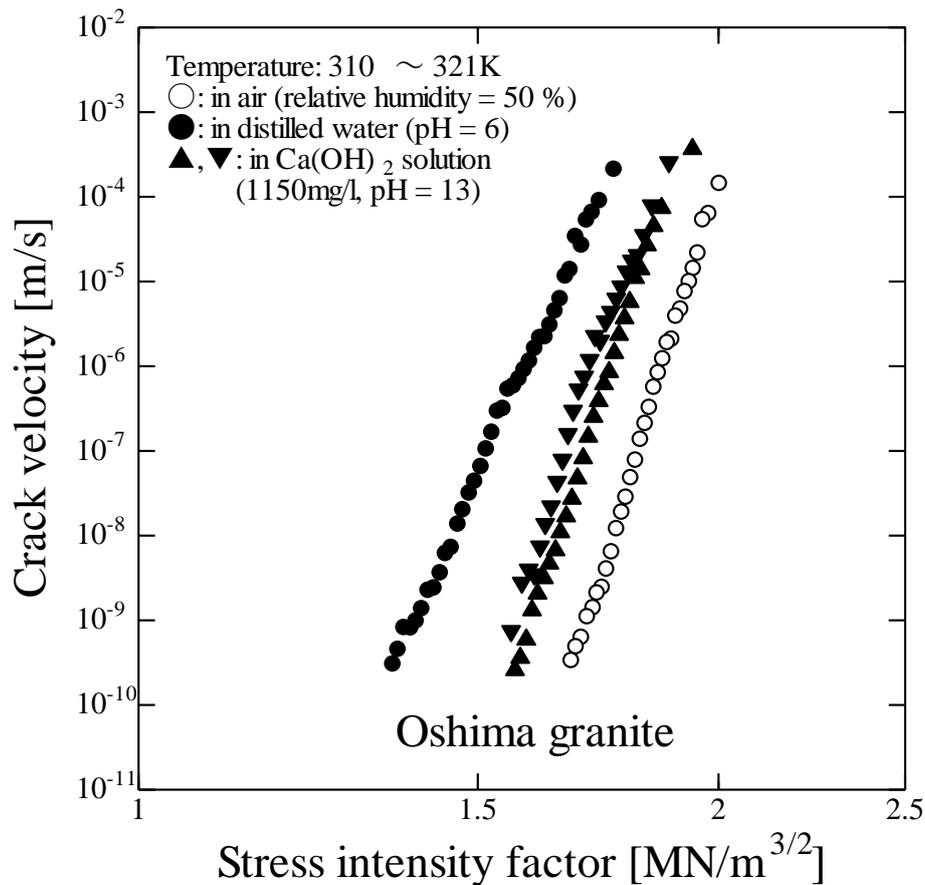


図 24 大島花崗岩におけるき裂進展速度と応力拡大係数の関係

#### 4.5.6 考察

本実験で得られた結果より，大気中よりも水中環境下でき裂進展速度が高くなることが示された．この傾向は，過去に岩石で行われたサブクリティカルき裂進展の研究で得られているものと同様である<sup>63, 71-75</sup>．火成岩や砂岩のようなケイ酸塩材料では，引張を受けたき裂先端付近のシロキサン結合（Si-O-Si）が水と化学反応を起こし，劣化・分断する「応力腐食」がサブクリティカルき裂進展の支配機構であると考えられている<sup>50-54</sup>．大理石では，Ca-O結合が水と反応すると考えられている<sup>75</sup>．また，大気中では水蒸気の毛管凝縮によって，き裂先端に吸引力が作用しているものの，水中ではそれが作用しなくなることも，水中でのき裂進展速度上昇の要因の一つと考えられている<sup>76</sup>．また，岩石の長期強度は，大気環境下よりも水中で低くなることも示されているため<sup>58, 77</sup>，水中環境では岩石の劣化が進みやすく，注意が必要であることがいえる．

ただし，水酸化カルシウム水溶液中では，蒸留水中よりもき裂進展速度が低くなっていることから，周辺環境の水質が岩石破壊の進みやすさに影響するこ

とが示唆される。本実験で用いた水酸化カルシウム水溶液の pH は 13 とアルカリ性を示しており、一方で蒸留水の pH は 6 である。Atkinson and Meredith<sup>78)</sup>は、アルカリ性の水中では中性の水中よりもき裂進展速度は高くなると報告している。Nara et al.<sup>73)</sup>では、き裂進展速度は周辺環境の pH に依存しないことが示されている。本試験で得られた結果は、pH が高い環境下でき裂進展速度が低くなっており、Atkinson and Meredith<sup>78)</sup>や Nara et al.<sup>73)</sup>で得られた傾向とは異なったものである。

4.4 節で示したように、カルシウムイオン濃度が高い環境下では、岩石表面にカルシウム化合物の析出が生じる。ゆえに、ダブルトーション試験の際にも、き裂の進展と同時に、カルシウム化合物の析出によるき裂の閉塞が生じていた可能性がある。例えば、既に進展したき裂経路にカルシウム化合物の析出が起こることによって、析出物による架橋が生じる可能性が指摘できる。また、き裂の進展と同時に析出による閉塞が起こり、見かけ上き裂進展が起こらなくなるような現象も指摘できる。

また、図 23 に示されている荷重の経時変化において、水酸化カルシウム水溶液中で得られたものに関しては、荷重の上昇が認められる箇所がある。これは、大気中や蒸留水中では認められない現象である。この現象は、カルシウムイオン濃度が高い環境下での強度回復を示唆していると考えられる。石島ら<sup>79)</sup>は、釧路コールマインで得られた砂岩において、圧縮環境下で強度回復が生じることを報告している。図 23 は定変位ダブルトーション試験の際に得られたものであり、引張環境下での現象である。したがって、カルシウムイオン濃度が高い環境下においては、岩石の強度回復が起こりうるということが指摘できる。これは、き裂表面でのカルシウム化合物の析出によって、き裂の閉塞が起こるためであると考えられる。

カルシウム化合物の析出による強度回復やき裂進展の抑制に関してより詳細な情報を得るためには、き裂経路の顕微鏡観察が必要になると思われる。これについては、今後の課題としたいが、本実験で得られたカルシウムイオン濃度が高い水中環境下でのき裂進展の抑制は新たな知見であり、岩石の長寿命化につながるといえるものである。つまり、放射性廃棄物処分のように地下岩盤を長期にわたり利用する場合、周辺の地下水におけるカルシウムイオン濃度が高い環境が望ましいと考えられる。

#### 4.5.7 結言

本実験では、定変位ダブルトーション法による測定を 1～2 週間程度連続で行うことにより、長期連続測定によるき裂進展データ取得を実施した。さらに、き裂進展測定結果から、どの程度低いき裂進展速度まで測定できたか、き裂進

展限界の検出は可能か等を検討した。その結果、従来得られているものよりも低いオーダーのき裂進展速度まで測定が行えた。ただし、き裂進展限界は認められなかった。また、カルシウムイオン濃度が高い環境下では、き裂進展速度がより低くなることが示された。

#### 4.6 残された課題と今後の計画

本研究では、室内透水試験を行うことによって、巨視き裂や粘土層が結晶質岩（花崗岩）の透水性に及ぼす影響を確認した。また、ダブルトーション試験法を用いた長期にわたるき裂進展測定を行うことによって、花崗岩における低速でのき裂進展の測定を可能とした。

透水特性に関しては、き裂の充填の程度が透水特性に及ぼす影響を解明できてはいない。特に、巨視き裂がどの程度充填されていれば、透水係数に影響が出るのかについて、まだ不明である。これを明らかにするためには、巨視き裂の充填率の異なる試験片を用意して透水試験を行い、充填率と透水係数の関係を求めることが必要であると考えられる。さらに、内部構造を観察することによって、水の流路の形状を評価し、それを透水係数と関連付けることも必要になると考えられる。また、カルシウム化合物の析出によるき裂閉塞が透水係数に及ぼす影響もまだ調べられていない。さらには、室内で認められたき裂の閉塞による透水係数の低下が、原位置岩盤でも認められるのか否かについても調べ、室内試験で測定できるものよりも大きなスケールでの現象を調べる必要があると考えられる。

これらの課題を踏まえ、平成 28 年度では、カルシウム化合物の析出が透水係数に及ぼす影響や、き裂の充填の程度と透水係数との関係を明らかにすることを目指したい。

また、平成 29 年度は、前年までの研究の進捗を踏まえた上で、様々な研究を行う必要がある。特に、き裂の充填の程度と透水係数の関係をモデル化することにより、き裂閉塞と透水係数の関係を一般的に表現できるようにしたいと考えている。さらに可能であれば、原位置での透水試験を行い、原位置岩盤でもき裂の閉塞によって透水係数に影響が出るのかどうについて調べることを考えている。

## 5. まとめ

本研究では、岩石内の不連続面（節理や断層）の遮蔽性を調べるために、インタクトな岩石、巨視き裂を含む岩石、粘土層でき裂が充填された岩石を用いて透水試験を行った。また、長期間にわたるダブルトーション試験法での測定により、極めて低い速度のき裂進展を測定した。さらに、岩石のき裂進展を進めながら同時に鉱物の析出によるき裂閉塞を起こす試験を行い、き裂進展が抑制できるか否かを調べた。

透水試験装置の置かれた断熱室の室内温度を強制的に変化させ、それに伴い取得される貯留槽圧力やその差圧および封圧のデータにどの程度影響が出るのかを実験的に確かめた結果、供試体の上流側と下流側に接続されている貯留槽の圧力差（差圧）と貯留槽圧そのもの、それから封圧については、この順番で環境温度変化に対して敏感に反応することが示された。透水試験では、周辺環境の顕著な温度の変動はもちろんのこと、微小な温度変化でさえ、実験データに影響を及ぼすことが示された。環境温度変化の影響を抑えるためには試験時間を短くする工夫は有効であるが、比較的短時間で実施可能なランジェントパルス透水試験でさえも、実験環境の温度変化には注意が必要であることがわかった。

また、土岐花崗岩を用いて室内透水試験を行った結果、インタクトな供試体および緑泥石で充填された層を含む供試体においては、透水係数が低くなり、またこれらの供試体では、透水係数の圧力依存性もほとんど認められないことが示された。一方、巨視き裂を含む供試体では、透水係数が極めて高くなった。また、巨視き裂を含む供試体では、圧力の増大に伴い、透水係数が低下することが示された。イライトで充填された層を含む供試体では、巨視き裂入りの供試体よりも3オーダー程度透水係数が低く、インタクトな供試体との透水係数の差は1オーダー程度であった。また、圧力の増大に伴い、透水係数が低下することが示された。

6種類のカルシウム濃度が異なる水中に岩石を1ヶ月保存し、カルシウムイオン濃度測定、重量測定、走査型電子顕微鏡による表面観察を行うことによって、水中保存前後で試験片表面への鉱物析出を評価した。その結果、すべての岩石試験片において鉱物の析出が確認でき、その析出量は水中のカルシウムイオン濃度に依存することが示された。この結果より、カルシウム化合物が析出することによって、岩石内のき裂を修復することが可能であると考えられる。

定変位ダブルトーション法による測定を1～2週間程度連続で行うことにより、どの程度低いき裂進展速度まで測定できたか、き裂進展限界の検出は可能か等を検討した。その結果、従来得られているものよりも低いオーダーのき裂進展速度まで測定できた。ただし、き裂進展限界は認められなかった。また、

カルシウムイオン濃度が高い環境下では、き裂進展速度がより低くなり、査部クリティカルき裂進展が抑制されることが示された。

## 引用文献

- 1) Y. Gueguen and J. Dienes, 1989. Transport properties of rocks from statistics and percolation. *Math. Geol.* Vol. 21, pp. 1-13.
- 2) Y. Gueguen and V. Palciauskas, 1994. Introduction to the physics of rocks. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, United States.
- 3) 吉田英一, 2012. 地層処分—脱原発後に残される科学課題—. 近未来社.
- 4) 奈良禎太, P. G. Meredith, T. M. Mitchell, 2012. 玄武岩の透水性に及ぼす巨視き裂および断層粘土の影響, 資源・素材 2012 (秋田), 講演番号 A11-9.
- 5) P. Pérez-Flores, V. Sarkar, T. M. Mitchell, P. G. Meredith and Y. Nara, 2014. Effect of offset on fracture permeability in basalt. Proc. Workshop on the challenge of studying low permeability materials, accepted abstract, Cergy-Pontoise, France, Dec. 2-3, 2014.
- 6) A. Nakao, Y. Nara, K. Kashiwaya, T. Ishida and H. Ogawa, 2014. Observation of mineral precipitation on rock surface. Proc. 8th Asian Rock Mechanics Symposium, pp.303-309, Sapporo, Japan, Oct. 14-16, 2014.
- 7) 竹内真司, 中野勝志, 平田洋一, 進士喜英, 西垣誠, 2007. 深層岩盤を対象としたシーケンシャル水理試験手法の開発と適用. 地下水学会誌, Vol. 49, pp. 17-32.
- 8) 竹内真司, 竹内竜史, 安藤賢一, 2013. 亀裂性岩盤を対象とした孔間水理試験に基づく水理地質構造の推定. 日本大学文理学部自然科学研究所研究紀要, No. 48, pp. 95-110.
- 9) Y. Bernabé, 1987. A wide range permeameter for use in rock physics. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, Vol. 24, pp. 309-315.
- 10) 高橋学, 薛自求, 1989. パルス法を用いて岩石の透水係数を測定する場合の問題点について. 地質ニュース, No.421, pp.46-54.
- 11) 中野勝志, 斉藤章, 西垣誠, 1991. 難透水性岩石を対象とした室内透水試験. 土質工学会論文報告集, Vol. 31, pp. 164-174.
- 12) H. J. Sutherland and S. P. Cave, 1980. Argon gas permeability of New Mexico rock salt under hydrostatic compression, *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, Vol. 17, pp. 281-288.
- 13) D. Trimmer, 1982. Laboratory measurements of ultralow permeability of geologic materials, *Rev. Sci. Instrum.*, Vol. 53, pp. 1246-1254.
- 14) Y. Bernabé, 1986. The effective pressure law for permeability in Chelmsford granite and Barre granite, *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, Vol. 23, pp. 267-275.

- 15) M. Zhang, M. Takahashi, R. H. Morin and T. Esaki, 2000. Evaluation and application of the transient-pulse technique for determining the hydraulic properties of low-permeability rocks – part 2: experimental application. *Geotech. Test. J.*, Vol. 23, pp. 91-99.
- 16) Y. Nara, P. G. Meredith, T. Yoneda and K. Kaneko, 2011. Influence of macro-fractures and micro-fractures on permeability and elastic wave velocities in basalt at elevated pressure. *Tectonophysics*, Vol. 503, pp. 52-59.
- 17) 加藤昌治, 高橋学, 金子勝比古, 2013. トランジェントパルス法を用いた低透水性岩石の水理定数の高精度評価. *Journal of MMIJ*, Vol. 129, pp. 472-478.
- 18) 加藤昌治, 高橋学, 金子勝比古, 2013. 多孔質材料の水理定数評価のための室内透水試験法の理論. *Journal of MMIJ*, Vol. 129, pp. 409-417.
- 19) 加藤昌治, 2014. 低透水性岩石の水理・圧密特性の評価に関する研究, 北海道大学博士論文.
- 20) W. F. Brace, J. B. Walsh and W. T. Frangos, 1968. Permeability of granite under high pressure. *J. Geophys. Res.*, Vol. 73, pp. 2225-2236.
- 21) P. A. Hsieh, J. V. Tracy, C. E. Neuzil, J. D. Bredehoeft and S. E. Sillman, 1981. A transient laboratory method for determining the hydraulic properties of ‘tight’ rocks – I. theory. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, Vol. 18, pp. 245-252.
- 22) 杉本文男, 古住光正, 1989. トランジェント・パルス法を用いた岩石の透水試験, *Journal of MMIJ*, Vol. 105, pp. 727-731.
- 23) Y. Gueguen, T. Chelidze and M., Le Ravalec, 1997. Microstructures, percolation thresholds, and rock physical properties. *Tectonophysics* Vol. 279, pp. 23-35.
- 24) K. Hama, K. Amano, R. Metcalfe, H. Yoshida, T. Iwatsuki, A.E. Milodowski, M.R. Gillespie, 2002. Mineralogical and petrological evidence for the hydrogeological characteristics of the Tsukiyoshi Fault, Japan. *Q. J. Eng. Geol. Hydrogeol.*, Vol. 35, pp.189-202.
- 25) T.M. Mitchell and D.R. Faulkner, 2012. Towards quantifying the matrix permeability of fault damage zones in low porosity rocks. *Earth Planet. Sci. Lett.*, Vol. 339-340, pp. 24-31.
- 26) H. W. Olsen, 1966. Darcy’s law in saturated kaolinite. *Water Resour. Res.*, Vol. 2, pp. 287-295.
- 27) 徳永朋祥, 亀谷裕志, 2003. フローポンプ透水試験法による貯留係数計測に関する検討, *Journal of MMIJ*, Vol. 119, pp. 497-500.
- 28) D. Fukuda, Y. Nara, Y. Kobayashi, M. Maruyama, M. Koketsu, D. Hayashi, H. Ogawa and K. Kaneko, 2012. Investigation of self-sealing in high-strength and ultra-low-permeability concrete in water using micro-focus X-ray CT, *Cem. Concr.*

- Res., Vol. 42, pp. 1494-1500.
- 29) D. Fukuda, Y. Nara, D. Hayashi, H. Ogawa and K. Kaneko, 2013. Influence of fracture width on sealability in high-strength and ultra-low-permeability concrete in seawater. *Materials*, Vol. 6, pp. 2578-2594.
  - 30) D. Fukuda, M. Maruyama, Y. Nara, D. Hayashi, H. Ogawa and K. Kaneko, 2014. Observation of fracture sealing in High-strength and Ultra-low-permeability concrete by micro-focus X-ray CT and SEM/EDX, *Int. J. Fract.*, Vol. 188, pp. 159-171.
  - 31) 奈良禎太, 中林亮, 米田哲朗, 金子勝比古, P.G. Meredith, 2012. 静水圧下における砂岩の透水性および弾性波速度, *材料*, Vol. 61, pp. 214-221.
  - 32) E.S. Sprunt and A. Nur, 1976. Reduction of porosity by pressure solution: Experimental verification. *Geology*, Vol. 4, pp. 463-466.
  - 33) E.S. Sprunt and A. Nur, 1977. Experimental study of the effects of stress on solution rate. *J. Geophys. Res.*, Vol. 82, pp. 3013-3022.
  - 34) A. Polak, D. Elsworth, H. Yasuhara, A.S. Grader and P.M. Halleck, 2003. Permeability reduction of a natural fracture under net dissolution by hydrothermal fluids. *Geophys. Res. Lett.*, Vol. 30, NO. 20, 2020, doi: 10.1029/2003GL017575.
  - 35) A. Polak, D. Elsworth, J. Liu and A.S. Grader, 2004. Spontaneous switching of permeability changes in a limestone fracture with net dissolution. *Water Resour. Res.*, Vol. 40, W03502, doi: 10.1029/2003WR002717.
  - 36) H. Yasuhara, D. Elsworth and A. Polak, 2003. A mechanistic model for compaction of granular aggregates moderated by pressure solution. *J. Geophys. Res.*, Vol. 108, NO. B11, 2530, doi: 10.1029/2003JB002536.
  - 37) H. Yasuhara and d. Elsworth, 2004. Evolution of permeability in a natural fracture: Significant role of pressure solution. *J. Geophys. Res.*, VOL. 109, B03204, doi: 10.1029/2003JB002663.
  - 38) S. Jacobsen and E.J. Sellevold, 1996. Self healing of high strength concrete after deterioration by freeze/thaw. *Cem. Concr. Res.* Vol. 26, pp. 55–62.
  - 39) N. Hearn and C.T. Morley, 1997. Self-sealing property of concrete – Experimental evidence, *Mater. Struct.* Vol. 30, pp. 404–411.
  - 40) N. Hearn, 1997. Self-sealing, autogenous healing and continued hydration: What is the difference?, *Mater. Struct.* Vol. 31, pp. 563–567.
  - 41) C. Edvardsen, 1999. Water permeability and autogenous healing of cracks in concrete. *ACI Mater. J.* Vol. 96, pp. 448–455.
  - 42) H. Reinhardt and M. Jooss, 2003. Permeability and self-healing of cracked concrete as a function of temperature and crack width, *Cem. Concr. Res.*, Vol. 33, pp.

- 981–985.
- 43) S. Granger, A. Loukili, G. Pijaudier-Cabot and G. Chanvillard, 2007. Experimental characterization of the self-healing of cracks in an ultra high performance cementitious material: Mechanical tests and acoustic emission analysis, *Cem. Concr. Res.*, Vol.37, pp.519–527.
  - 44) S. Qian, J. Zhou, M.R. de Rooij, E. Schlangen, G. Ye and K. van Breugel, 2009. Self-healing behavior of strain hardening cementitious composites incorporating local waste materials. *Cem. Concr. Compos.*, Vol. 31. Pp. 613–621.
  - 45) Y. Yang, M.D. Lepech, E.H. Yang and V.C. Li, 2009. Autogenous healing of engineered cementitious composites under wet-dry cycles. *Cem. Concr. Res.*, Vol. 39, pp. 382–390.
  - 46) T.H. Ahn, and T. Kishi, 2010. Crack Self-healing behavior of cementitious composites incorporating various mineral admixtures. *J. Adv. Concr. Technol.*, Vol. 8, pp. 171–186.
  - 47) Y. Nara, K. Morimoto, T. Yoneda, N. Hiroyoshi and K. Kaneko, 2011. Effects of humidity and temperature on subcritical crack growth in sandstone, *Int. J. Solids Struct.*, Vol. 48, pp. 1130-1140.
  - 48) Y. Nara, K. Morimoto, N. Hiroyoshi, T. Yoneda, K. Kaneko and P.M. Benson, 2012. Influence of relative humidity on fracture toughness of rock: implications for subcritical crack growth. *Int. J. Solids Struct.*, Vol. 49, pp. 2471-2481.
  - 49) T. Iwatsuki, R. Furue, H. Mie, S. Ioka and T. Mizuno, 2005. Hydrochemical baseline condition of groundwater at the Mizunami underground research laboratory (MIU). *Appl. Geochem.*, Vol. 20, pp. 2283–2302.
  - 50) O.L. Anderson, and P.C. Grew, 1977. Stress corrosion theory of crack propagation with applications to geophysics. *Rev. Geophys. Space Phys.*, Vol. 15, pp. 77-104.
  - 51) B.K. Atkinson, 1982. Subcritical crack-propagation in rocks – theory, experimental results and applications. *J. Struct. Geol.*, Vol. 4, pp. 41-56.
  - 52) B.K. Atkinson, 1984. Subcritical crack growth in geological materials. *J. Geophys. Res.*, Vol. 89, pp. 4077-4114.
  - 53) B.K. Atkinson and P.G. Meredith, 1987. The theory of subcritical crack growth with applications to minerals and rocks. In: Atkinson, B.K. (Ed.), *Fracture Mechanics of Rock*, Academic Press, London, pp. 111-166.
  - 54) T.A. Michalske and S.W. Freiman, 1982. A molecular interpretation of stress corrosion in silica. *Nature*, Vol. 295, pp. 511-512.
  - 55) S.M. Wiederhorn and L.H. Bolz, 1970. Stress Corrosion and Static Fatigue of Glass. *J. Am. Ceram. Soc.*, Vol. 53, pp. 543-548.

- 56) R.J. Charles, 1958. Static fatigue of glass II. *J. Appl. Phys.*, Vol. 29, pp. 1554-1560.
- 57) 奈良禎太, 2007. 岩石のサブクリティカル亀裂進展に関する既往の研究と新たな展開 -亀裂進展の時間依存性挙動の把握を目指して-, *Journal of MMIJ*, Vol. 123, pp.2-9.
- 58) Y. Nara, H. Yamanaka, Y. Oe and K. Kaneko, 2013. Influence of temperature and water on subcritical crack growth parameters and long-term strength for igneous rocks, *Geophys. J. Int.*, Vol. 193, pp.47-60.
- 59) J.A. Kies and A.B.J. Clark, 1969. Fracture propagation rates and times to fail following proof stress in bulk glass. In: Platt, P.L. (Ed.), *Fracture 1969*, Chapman and Hall, London, pp. 483-491.
- 60) A.G. Evans, 1972. A method for evaluating the time-dependent failure characteristics of brittle materials – and its application to polycrystalline alumina. *J. Mater. Sci.*, Vol. 7, pp. 1137-1146.
- 61) D.P. Williams and A.G. Evans, 1973. A simple method for studying slow crack growth. *J. Test. Eval.*, Vol. 1, pp. 264-270.
- 62) O. Sano, 1988. A revision of the double-torsion technique for brittle materials. *J. Mater. Sci.*, Vol. 23, pp. 2505-2511.
- 63) O. Sano and Y. Kudo, 1992. Relation of fracture resistance to fabric for granitic rocks. *Pure Appl. Geophys.*, Vol. 138, pp. 657-677.
- 64) B.K. Atkinson, 1979. A fracture mechanics study of subcritical tensile cracking of quartz in wet environments. *Pure Appl. Geophys.*, Vol. 117, pp. 1011-1024.
- 65) A.G. Evans, M. Linzer and L.R. Russell, 1974. Acoustic emission and crack propagation in polycrystalline alumina. *Mater. Sci. Eng.*, Vol. 15, pp. 253-261.
- 66) B.K. Atkinson, 1979. Fracture toughness of Tennessee sandstone and Carrara marble using the double torsion testing method. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr.*, Vol. 16, pp. 49-53.
- 67) G.G. Trantina, 1977. Stress analysis of the double-torsion specimen. *J. Am. Ceram. Soc.*, Vol. 60, pp. 338-341.
- 68) B.J. Pletka, E.R. Fuller Jr. and B.G. Koepke, 1979. An evaluation of double-torsion testing – Experimental. *ASTM STP 678*, pp. 19-37.
- 69) 工藤洋三, 佐野修, 1993. 石目と花崗岩の力学的性質, *地質ニュース*, No. 470, pp. 36-45.
- 70) Y. Nara and K. Kaneko, 2006. Sub-critical crack growth in anisotropic rock, *Int. J. Rock Mech. Min. Sci.*, Vol. 43, pp. 437-453.
- 71) T. Waza, K. Kurita and H. Mizutani, 1980. The effect of water on the subcritical crack growth in silicate rocks. *Tectonophysics*, Vol. 67, pp. 25-34.

- 72) P.G. Meredith and B.K. Atkinson, 1983. Stress corrosion and acoustic emission during tensile crack propagation in Whin Sill dolerite and other basic rocks. *Geophys. J. R. Astr. Soc.*, Vol. 75, pp. 1-21.
- 73) Y. Nara, M. Takada, T. Igarashi, N. Hiroyoshi and K. Kaneko, 2009. Subcritical crack growth in rocks in an aqueous environment. *Explor. Geophys.*, Vol. 40, pp. 163-171.
- 74) Y. Nara, R. Nakabayashi, M. Maruyama, N. Hiroyoshi, T. Yoneda and K. Kaneko, 2014. Influences of electrolyte concentration on subcritical crack growth in sandstone in water. *Eng. Geol.*, Vol. 179, pp. 41-49.
- 75) 西田雄貴, 奈良禎太, 柏谷公希, 石田毅, 2016. 大理石におけるサブクリティカルき裂進展の周辺環境依存性, *材料*, 掲載決定.
- 76) Y. Nara, N. Hiroyoshi, T. Yoneda and K. Kaneko, 2010. Effects of relative humidity and temperature on subcritical crack growth in igneous rock. *Int. J. Rock Mech. Min. Sci.*, Vol. 47, pp. 640-646.
- 77) Y. Nara, M. Takada, D. Mori, H. Owada, T. Yoneda and K. Kaneko, 2010. Subcritical crack growth and long-term strength in rock and cementitious material, *Int. J. Fract.*, Vol. 164, pp. 57-71.
- 78) B.K. Atkinson and P.G. Meredith, 1981. Stress corrosion cracking of quartz: a note on the influence of chemical environment. *Tectonophysics*, Vol. 77, T1-T11.
- 79) 石島洋二, 藤井義明, 市原義久, 児玉淳一, 2008. 釧路コールマインに見られる旧鉱の閉塞状況と閉塞機構, *Journal of MMIJ*, Vol. 124, pp. 435-444.

平成 27 年度 外部発表

【学術論文】

1. 加藤昌治・奈良禎太・福田大祐・河野勝宣・佐藤稔紀・佐藤努・高橋学 (2016) 岩石の透水試験における環境温度の制御の重要性. 材料, 掲載決定.

【口頭発表】

1. 加藤昌治・奈良禎太・河野勝宣・福田大祐・佐藤稔紀・佐藤努・高橋学 (2015) 岩石の透水試験における温度制御の重要性. 資源・素材 2015 (松山), 2015 年 9 月 10 日.
2. 奈良禎太・春井友貴・河野勝宣・加藤昌治・福田大祐・佐藤努 (2015) 大島花崗岩における長期サブクリティカルき裂進展計測. 資源・素材 2015 (松山), 2015 年 9 月 10 日.
3. Masaji Kato, Yoshitaka Nara, Daisuke Fukuda, Masanori Kohno, Toshinori Sato, Tsutomu Sato and Manabu Takahashi (2016) Importance of temperature control during permeability test for measuring hydraulic constants of rock. Proceedings of EUROCK 2016, Cappadocia, Turkey, Aug. 29-31, 2016, accepted.

## 研究報告 3

天然バリアと人工バリアの力学特性を考慮した  
放射性廃棄物処分施設の長期的な力学挙動予測  
システムの開発

(処分施設の建設～操業～閉鎖～)

福島工業高等専門学校 建設環境工学科

金澤 伸一

## 1. 背景

これまで我が国では、他国に依存しないエネルギー保有の観点から原子力発電が重要視されてきた。原子力発電では放射性廃棄物の生成が避けられず、その放射性廃棄物の処分方法として地中に埋設して処分する放射性廃棄物地層処分が検討されていたが、2011年3月11日の東日本大震災を受けて、放射性廃棄物の処分方法の確立が急務となっている。

現在、地層処分施設の長期予測解析において、人工バリア（以下、ベントナイト緩衝材）の再冠水時の不飽和状態での膨潤挙動と、その後の飽和時の圧密などの挙動は別々に検討され、連続的に解いたものは著者の知る限り見当たらない。さらに、天然バリア（以下、岩盤）とベントナイト緩衝材の相互関係の力学挙動を解いたものも見当たらない。しかしながら近年では、個々の事象の予測技術が開発・高度化され、岩盤を含めた処分施設の建設から超長期にわたる挙動を連続的に解析できるところまできている。しかし、いかなる手法をもってしても、10万年に及ぶ超長期の予測に絶対的な信頼は置けない。

そこで本研究では、施設の建設から閉鎖～に着目し、岩盤とベントナイト緩衝材の力学特性を考慮できるモデルを組み込んだ、熱／固相／液相／気相連成有限要素解析を実施し、建設から供用までの力学挙動を連続して解くことで、岩盤とベントナイト緩衝材の長期的（数十万年オーダー）な力学的相互作用を把握する。さらに、解析条件の選定や解析結果の評価方法までの一連の流れを整備し、処分施設の長期的力学挙動の予測システムを開発することで、地層処分施設事業における評価解析手法の確立をめざす。

## 2. 目的

地層処分施設におけるベントナイトの力学挙動を把握するため、ベントナイトに関する温度変化の影響を考慮した膨潤量試験、温度変化を考慮した圧密試験、温度変化による一軸強度試験のデータを取得する環境を整備し、予備試験を実施する。さらに、解析シミュレータの開発と高度化を実施する。

## 3. 全体研究計画（4ヵ年における全体計画）

平成26年度は、ベントナイトに関する各種（温度変化を考慮した、圧密・膨潤量・一軸強度）データを取得する環境を整備し、予備試験を実施する。さらに、解析シミュレータの開発と高度化を実施する。

### (1) 圧密試験機、一軸試験機を用いた温度効果を確認する室内実験装置の製作

温度を変化させた吸水過程でのベントナイト膨潤量、膨潤圧、圧密の計測のため、圧密試験機を改良する。さらに温度変化によるベントナイトの一軸強度を計測するため、高強度まで計測できる一軸試験機に改良し、予備試験および各種データ取得環境の整備を実施する。

## (2) 解析シミュレータの開発・高度化

筆者らが保有している 2 次元の有限要素解析コードに、コンプライアンス可変型構成モデル（通称、大久保モデル）を組み込む。

## (3) 地層処分施設の長期挙動の解析条件の整備

組み込んだモデルのパラメータの選定を行う。パラメータの選定には、岐阜県瑞浪市の花崗岩に対して実施されてきた室内試験の実験データを利用する。また、第 2 次 TRU レポートや地層処分研究開発第 2 次取りまとめ等を参考に、解析対象とする処分施設の形状や人工バリアの解析パラメータの選定を行う。その際、TRU 処分施設や高レベル放射性廃棄物処分施設などの複数の解析対象を設定する。

平成 27 年度は、ベントナイトに関する各種（膨潤量，膨潤圧，温度変化による一軸強度）データを取得する。さらに，解析シミュレータの開発と高度化を図り，要素解析を実施する。

### (1) 圧密試験機，一軸試験機を用いた室内実験の実施

改良した試験機を用いて，温度変化による吸水過程でのベントナイト膨潤量の計測および，温度変化によるベントナイトの一軸強度を計測する。

### (2) 解析シミュレータの開発・高度化

溶存溶解モデル（ヘンリーの法則を考慮した液相・気相の連続条件式）を解析コードに組み込み，ベントナイト緩衝材内部の封入空気を与える影響を検討する。

平成 28 年度は、TRU 廃棄物処分施設の幌型断面を対象に行う。それに加え、得られている知見を踏まえ、多連設坑道の設計の手順・方法の詳細化を図るための基礎的な解析を実施する。

### (1) 解析シミュレータの開発・高度化

廃棄体の温度によるベントナイト緩衝材への影響を長期的に把握するために、熱力学（潜熱/顕熱変化）を組み込む。温度変化を考慮した一軸試験との実験結果の整合性を確認する。

### (2) 地層処分施設の長期挙動解析の実施

これまで整備してきた解析条件を用い，地層処分施設の長期挙動解析を実施する。H28 年度では，TRU 廃棄物処分施設の幌型断面を対象に行う。それに加え，得られている知見を踏まえ，多連設坑道の設計の手順・方法の詳細化を図るための基礎的な解析を実施する。

平成 29 年度は、地層処分施設の長期挙動解析のケーススタディを実施する。特に再冠水後の挙動に着目し，各種データを取得し，データの取りまとめを行い，総括報告書を作成する。

### (1) 処分施設の建設～操業～閉鎖～までの解析

TRU 処分施設と高レベル放射性廃棄物処分施設の処分形状の違いや，想定す

る深度の違いなどが岩盤とベントナイト緩衝材の力学的相互作用に与える影響を検討する。また、本研究で整備した解析手法の適用性、実用性を評価・検討し最終年度の締めくくりとする。

#### 4. 平成 26 年度の成果概要

##### 4.1 温度変化を考慮した圧密特性の把握

###### (1) 試験機概要

通常の圧密試験と同様の試験を行なうが、本研究では高圧力まで荷重を与えられ、さらに温度変化を考慮できるよう試験機を改良した。

###### ①供試体作成用加圧装置

- ・手動油圧ジャッキ方式
- ・載荷枠 4本主柱 耐圧 50KN
- ・ジャッキ 油圧単動ジャッキ 50KN ストローク 100mm
- ・ポンプ 手動ポンプ 70MPa

###### ②圧密ロードセル 2個

- ・型式 ストレーンゲージ式(4枚ゲージ)
- ・容量 50KN
- ・出力 2mV/V

###### ③圧密変位計 2個

- ・型式 ストレーンゲージ式
- ・容量 25mm

###### ④圧密試験容器 容器2台とプランジャー1本

- ・供試体寸法  $\phi 30 \times 20 \text{mm}$
- ・底板, 圧密リング, ピストンガイドと加圧板より構成
- ・供試体作製プランジャー1本付
- ・ポーラスメタル方式

###### ⑤圧密載荷枠

- ・4本主柱 ベローフラム方式(空気圧載荷)
- ・ベローフラム  $\phi 100$  ストローク 100mm
- ・膨潤圧測定用ロック機能付
- ・容量 5KN(空気圧 0.7MPa)

## 4.2 温度変化を考慮した膨潤特性の把握

地層処分では、処分ピット内において、廃棄体をガラス固化体の中に入れ、その周りをベントナイト緩衝材で封じ込め冠水させる。ベントナイトの特性として、非常に透水係数が小さく、水分を吸収すると通常の土とは異なり自分の体積以上に膨張し、かつスライム状になるため放射線が外に漏れなくなると考えられる。また膨潤することで岩盤との応力均衡が期待できる。しかしながら一方で、放射性廃棄物は高温（～100℃ほど）であるため、ベントナイト緩衝材の温度変化による膨潤圧・膨潤量の特性を把握することが急務である。そこで本実験では、処分ピットである岩盤とベントナイトの応力均衡を把握するため、高温に晒されることになるベントナイトの膨潤特性が温度変化によってどのように変化するのか把握する。

### (1) 試験機概要

#### ①供試体作成用加圧装置

- ・手動油圧ジャッキ方式
- ・載荷枠 4本支柱 耐圧 50KN
- ・ジャッキ 油圧単動ジャッキ 50KN ストローク 100mm ポンプ
- ・手動ポンプ 70MPa

#### ②圧密ロードセル 2個

- ・型式 ストレーンゲージ式(4枚ゲージ)
- ・容量 50KN

#### ③圧密変位計 2個

- ・型式 ストレーンゲージ式
- ・容量 25mm

### (2)実験方法

通常の圧密試験の手順で温度変化を考慮しながら試験を行う。圧密試験機にベントナイトをセットした後、周りを水で満たし温度を変化（室温～99℃まで10℃刻み）させながら吸水させ、上部は固定せずベントナイトが膨潤することで起きる上部の変位量で膨潤量を測定する。

## 4.3 温度変化を考慮したベントナイトの一軸強度の把握

本実験では、処分ピット内におけるベントナイト緩衝材の温度変化による強度を知るために一軸圧縮試験を行う。一軸圧縮試験は、供試体に拘束圧を作用させない状態で圧縮し土の強度を求める試験であり、本実験では温度変化に対応できる機構を備えたものである。20～100℃の間で加熱した供試体を一軸圧縮試験機にセットし一軸圧縮試験を行い温度変化時の供試体の強度を調べる。

(1) 試験機概要

①一軸圧縮試験機

型式 電動スクリージャッキ方式

容量 10KN

適用供試体  $\phi 35 \times 80$ ,  $\phi 50 \times 100$  mm

載荷速度 0.1mm/min~1mm/min(ダイヤル設定)

自動・手動切替 クラッチ方式

4.4 解析シミュレータの開発・高度化

表-1 に示すように、本研究でのシステムが考慮すべき事象をまとめた。そのため、地下空洞の安定性に対する FEM 解析手法の確立に向けて、解析に必要な初期条件・境界条件、さらにはパラメータの抽出を試みた。それに加え、岩盤の長期挙動を表現できる構成モデルの定式化と解析コードへの組み込みを行った。

表-1 考慮すべき事象

	天然バリア	人工バリア (緩衝材)	
	岩盤	ベントナイト系	セメント系
建設～閉鎖 (再冠水)	掘削影響領域：最適断面 クリープ	不飽和弾塑性 膨潤 透水性	せん断・引張破壊 ひび割れ 透水性
超長期	超長期クリープ 支保のクリープ クラックの影響	変質 (Ca 型化など) 超長期クリープ 熱 (高レベル) 透水性	Ca 溶出 超長期クリープ 熱 (高レベル) 透水性

(1) 地下空洞の安定性を確認するための FEM 解析

①コンプライアンス可変型構成式を導入した解析コードの開発

コンプライアンス可変型構成式である大久保モデルは 1 次元応力下で誘導されたモデルである。一次元応力下でのひずみと応力の関係は、材料を弾性体とした最も単純な Hook の式で以下の様に表される。

$$\varepsilon = \lambda \cdot \sigma \quad \dots \dots \dots (1)$$

ここで、 $\lambda$ はコンプライアンス ( $=\varepsilon/\sigma=1/E$ ) である。コンプライアンス可変型構成式は、時間依存性を考慮するために、式(1)に示したコンプライアンス $\lambda$ の値が時間とともに増加するように取り扱うモデルである。

コンプライアンス $\lambda$ の増加速度は、その時の応力に依存すると考え、

$$\frac{d\lambda}{dt} = g(\sigma) \quad \dots\dots\dots (2)$$

とおく。この式(2)を考慮して式(1)を書き換えると、

$$\frac{d\varepsilon}{dt} = \lambda \frac{d\sigma}{dt} + g(\sigma) \cdot \sigma \quad \dots\dots\dots (3)$$

となる。大久保モデルは、式(2)で表されるコンプライアンス $\lambda$ の増加速度を、

$$\frac{d\lambda}{dt} = g(\sigma) = a \cdot (\sigma)^n \cdot (\lambda)^m \quad \dots\dots\dots (4)$$

という関数で表したものである。

FEM プログラムに大久保モデルを組み込む場合、式(1)～式(4)に示した 1 次元応力下の式を、2次元に拡張する必要がある。

1次元応力下では、コンプライアンス $\lambda$ の増加速度が応力 $\sigma$ の $n$ 乗に比例しているが、2次元あるいは3次元に拡張する場合には、これを破壊限接近度 $\sigma^*$ の $n$ 乗に比例すると考える。式(1)～式(4)の大きな変更点はこの部分だけであるが、2次元あるいは3次元に拡張する場合にはこの他にポアソン比 $\nu$ が必要になる。また、実際に計算する場合には、式(4)を無次元化すると取り扱いが容易である。

式(4)を2次元に拡張すると、式(5)のように表される。

$$\frac{d\lambda^*}{dt} = a \cdot (\sigma^*)^n \cdot (\lambda^*)^m \quad \dots\dots\dots (5)$$

- $a$  : 強度を示すパラメータ
- $\lambda^*$  : ひずみ $\varepsilon$ と応力 $\sigma$ の比であるコンプライアンス $\lambda$  ( $=\varepsilon/\sigma=1/E$ ) を初期値 $\lambda_0$ で基準化した値 ( $\lambda^* = E_0/E$ )。なお、初期弾性係数 $E_0$ は入力値。
- $\sigma^*$  : 破壊接近度
- $n$  : 時間依存性の程度を表す変数
- $dt$  : 時間増分
- $m$  : 破壊の進行性を表すパラメータ (入力値)

なお、式(5)中の各変数については、以下の式で求められる。

$$a = \frac{\{m/(n+1)\}^{m/(n-m+1)}}{t_0} \dots\dots\dots (6)$$

$t_0$  : 定ひずみ速度試験を行ったときの、ピーク強度に達するまでの時間 (クリープ基準時間, 入力値)

$$n = \frac{(\sigma_1 - \sigma_3)_{cf}}{\sigma_c} n_0 \dots\dots\dots (7)$$

$\sigma_c$  : 一軸圧縮強度 (入力値)  
 $n_0$  : 一軸応力下での  $n$  (入力値)

$$\sigma^* = \frac{\sigma_1 - \sigma_3}{(\sigma_1 - \sigma_3)_{cf}} \dots\dots\dots (8)$$

$\sigma_1$  : 圧縮応力を正とした場合の最大主応力  
 $\sigma_3$  : 圧縮応力を正とした場合の最小主応力  
 $(\sigma_1 - \sigma_3)_{cf}$  : 破壊強度

また, 2次元あるいは3次元に拡張した場合, ポアソン比  $\nu$  が必要になる. ここでは, ポアソン比  $\nu$  を以下のように求める.

$$\nu = 0.5 - \frac{0.5 - \nu_0}{\lambda^*} \dots\dots\dots (9)$$

非増分型計算の場合と同様に, コンプライアンスとポアソン比を求めて更新する. 緩和応力を算定するために, 弾性係数の増分  $dE$  とポアソン比の増分  $d\nu$  を求める.

式(1)に示したコンプライアンスの増加速度を, 以下のように書き換える.

$$\frac{d\lambda^*}{dt} = \frac{d\lambda^*}{dE} \cdot \frac{dE}{dt} = a \cdot (\sigma^*)^n \cdot (\lambda^*)^m \dots\dots\dots (10)$$

ここで,

$$\frac{d\lambda^*}{dE} = \frac{d}{dE} \left( \frac{E_0}{E} \right) = -\frac{E_0}{E^2} \dots\dots\dots (11)$$

であることから, 式(10)に式(11)を代入して,

$$-\frac{E_0}{E^2} dE = a \cdot (\sigma^*)^n \cdot \left( \frac{E_0}{E} \right)^m \cdot dt \dots\dots\dots (12)$$

となる. 式(12)を整理すると, 弾性係数の増分  $dE$  は以下のようになる.

$$dE = -a \cdot (\sigma^*)^n \cdot E_0^{m-1} \cdot E^{2-m} \cdot dt \dots\dots\dots (13)$$

なお弾性定数の増分  $dE$  は、コンプライアンスの増分  $d\lambda^*$  と同様に、ステップ  $i$  における応力  $\sigma_i$  と弾性係数  $E_i$  を用いて計算される。

更新されるポアソン比  $\nu_{i+1}$  は、式(9)に  $\lambda^* = E_0/E$  を代入して、

$$\nu_{i+1} = 0.5 - \frac{0.5 - \nu_0}{\lambda_{i+1}^*} = 0.5 - \frac{0.5 - \nu_0}{E_0} E_{i+1} \quad \dots\dots\dots (14)$$

となり、

$$\begin{aligned} \nu_i + d\nu &= 0.5 - \frac{0.5 - \nu_0}{E_0} (E_i + dE) \quad \dots\dots\dots (15) \\ &= 0.5 - \frac{0.5 - \nu_0}{E_0} E_i - \frac{0.5 - \nu_0}{E_0} dE \end{aligned}$$

と置き換えられる。ゆえに、ポアソン比の増分  $d\nu$  は以下のようなになる。

$$d\nu = -\frac{0.5 - \nu_0}{E_0} dE \quad \dots\dots\dots (16)$$

式(13)に示したように、ポアソン比  $\nu$  はコンプライアンス  $\lambda^*$  の関数で表される。コンプライアンス  $\lambda^*$  は弾性係数  $E$  の関数であることから、微分すると、

$$\frac{d\nu}{dE} = \frac{d\nu}{d\lambda^*} \cdot \frac{d\lambda^*}{dE}, \quad \lambda^* = \frac{E_0}{E}, \quad \frac{d\nu}{d\lambda^*} = \frac{0.5 - \nu_0}{\lambda^{*2}}, \quad \frac{d\lambda^*}{dE} = -\frac{E_0}{E^2} \quad \dots\dots\dots (17)$$

となる。よってポアソン比の増分  $d\nu$  は、

$$d\nu = \frac{d\nu}{d\lambda^*} \cdot \frac{d\lambda^*}{dE} \cdot dE = -\frac{0.5 - \nu_0}{\lambda^{*2}} \cdot \frac{E_0}{E^2} \cdot dE = -\frac{0.5 - \nu_0}{E_0} \cdot dE \quad \dots\dots\dots (18)$$

となり、式(16)と同じ式が得られる。

応力増分  $\Delta\sigma$  とひずみ増分  $\Delta\varepsilon$  を以下の式により求め、

$$\Delta\sigma = \mathbf{D} \cdot \Delta\varepsilon - \Delta\sigma_r \quad \dots\dots\dots (19)$$

ステップ  $i-1$  における応力  $\sigma_{i-1}$  とひずみ  $\varepsilon_{i-1}$  に加える。

$$\sigma_i = \sigma_{i-1} - \Delta\sigma \quad \dots\dots\dots (20)$$

$$\varepsilon_i = \varepsilon_{i-1} - \Delta\varepsilon \quad \dots\dots\dots (21)$$

なお、式(19)におけるマトリックス  $\mathbf{D}$  は、ステップ  $i$  におけるコンプライアンス  $\lambda_i^*$  とポアソン比  $\nu_i$  を用いて計算されたものを使用する。

式(19)における緩和応力  $\Delta\sigma_r$  について考える。

$$\begin{aligned} \Delta \sigma_r &= \mathbf{D}(\lambda^*_i, \nu_i) \cdot \boldsymbol{\varepsilon}_{i-1} - \mathbf{D}(\lambda^*_{i-1}, \nu_{i-1}) \cdot \boldsymbol{\varepsilon}_{i-1} \\ &= \left\{ \mathbf{D}(\lambda^*_i, \nu_i) - \mathbf{D}(\lambda^*_{i-1}, \nu_{i-1}) \right\} \cdot \boldsymbol{\varepsilon}_{i-1} \quad \dots \quad (22) \\ &= \Delta \mathbf{D} \cdot \boldsymbol{\varepsilon}_{i-1} \end{aligned}$$

と計算できる.

また, 式(22)における  $\Delta \mathbf{D}$  は,  $\mathbf{D} = \mathbf{D}(\lambda^*, \nu) = \mathbf{D}(E, \nu)$  より

$$\Delta \mathbf{D} = \Delta \mathbf{D}(E, \nu) = \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial E} dE + \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial \nu} d\nu \quad \dots \quad (23)$$

である.  $\mathbf{D}$  マトリックスを総和規約で書き直すと,

$$\mathbf{D} = D_{ijkl} = \frac{E}{(1-2\nu)(1+\nu)} \left\{ \nu \cdot \delta_{ij} \delta_{kl} + \frac{1-2\nu}{2} (\delta_{ik} \delta_{jl} + \delta_{il} \delta_{jk}) \right\} \quad \dots \quad (24)$$

となる. この式(24)より式(23)左辺の偏微分は,

$$\frac{\partial \mathbf{D}}{\partial E} = \frac{1}{(1-2\nu)(1+\nu)} \left\{ \nu \cdot \delta_{ij} \delta_{kl} + \frac{1-2\nu}{2} (\delta_{ik} \delta_{jl} + \delta_{il} \delta_{jk}) \right\} \quad \dots \quad (25)$$

$$\frac{\partial \mathbf{D}}{\partial \nu} = \frac{E}{(1-2\nu)^2(1+\nu)^2} \left\{ (1+2\nu^2) \cdot \delta_{ij} \delta_{kl} - 2 \left( \frac{1}{2} - \nu \right)^2 (\delta_{ik} \delta_{jl} + \delta_{il} \delta_{jk}) \right\} \quad \dots \quad (26)$$

となる.

なお, 式(26)は,

$$\frac{\partial \mathbf{D}}{\partial \nu} = \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial a} \frac{\partial a}{\partial \nu} + \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial b} \frac{\partial b}{\partial \nu} + \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial c} \frac{\partial c}{\partial \nu} \quad \dots \quad (27)$$

$$\mathbf{D} = \frac{E}{a} \{ b \cdot \delta_{ij} \delta_{kl} + c (\delta_{ik} \delta_{jl} + \delta_{il} \delta_{jk}) \}, \quad \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial a} = -\frac{E}{a^2} \{ b \cdot \delta_{ij} \delta_{kl} + c (\delta_{ik} \delta_{jl} + \delta_{il} \delta_{jk}) \}$$

$$\frac{\partial \mathbf{D}}{\partial b} = \frac{E}{a} (\delta_{ij} \delta_{kl}) \quad , \quad \frac{\partial \mathbf{D}}{\partial c} = \frac{E}{a} (\delta_{ik} \delta_{jl} + \delta_{il} \delta_{jk}) \quad , \quad \frac{\partial b}{\partial \nu} = \frac{\partial}{\partial \nu} (\nu) = 1$$

$$\frac{\partial a}{\partial \nu} = \frac{\partial}{\partial \nu} \{ (1-2\nu)(1+\nu) \} = \frac{\partial}{\partial \nu} \{ 1 - \nu - 2\nu^2 \} = -1 - 4\nu, \quad \frac{\partial c}{\partial \nu} = \frac{\partial}{\partial \nu} \left( \frac{1-2\nu}{2} \right) = -1$$

より求めている.

2次元平面ひずみ条件を仮定すると,

$$\Delta \mathbf{D} = \frac{1}{(1+\nu)(1-2\nu)} \begin{bmatrix} 1-\nu & \nu & 0 \\ \nu & 1-\nu & 0 \\ 0 & 0 & 0.5-\nu \end{bmatrix} dE + \frac{E}{(1+\nu)^2(1-2\nu)^2} \begin{bmatrix} 2\nu(2-\nu) & 1+2\nu^2 & 0 \\ 1+2\nu^2 & 2\nu(2-\nu) & 0 \\ 0 & 0 & -2(0.5-\nu)^2 \end{bmatrix} d\nu \quad \dots\dots\dots (28)$$

としているが、式(23)および式(26)、式(27)で2次元平面ひずみ条件を仮定すると同じ式が求められる。

なお,

$$\lambda_i^* = \lambda_{i-1}^* + d\lambda^*, \quad \nu_i = \nu_{i-1} + d\nu \quad \dots\dots\dots (29)$$

であり,

$$\begin{aligned} \Delta \mathbf{D} &= \mathbf{D}(\lambda_i^*, \nu_i) - \mathbf{D}(\lambda_{i-1}^*, \nu_{i-1}) \\ &= \mathbf{D}(\lambda_{i-1}^* + d\lambda^*, \nu_{i-1} + d\nu) - \mathbf{D}(\lambda_{i-1}^*, \nu_{i-1}) \quad \dots\dots\dots (30) \\ &\neq \mathbf{D}(d\lambda^*, d\nu) \end{aligned}$$

である。

## ②コンプライアンス可変型構成方程式の有限要素法への導入について

### ・有限要素離散化

コンプライアンス可変型構成方程式(以下、構成式)を有限要素解析コードに導入する際に用いる場の支配方程式は、釣合式、構成式、適合条件式である。まず、これらを弱形式化し、有限要素法をもちいて空間離散化する。さらにオイラー法によって、時間離散化する。

### 場の支配方程式

場の支配方程式をまとめると以下ようになる。ただし、圧縮側を正とし、微小変形を仮定する。

$$\text{釣合式} \quad \mathbf{d} \, \mathbf{i}\sigma^T + \rho \mathbf{g} = \quad \boldsymbol{\theta} \equiv \sigma^T \quad \dots\dots\dots (31)$$

$$\text{構成式} \quad \dot{\boldsymbol{\sigma}} = \mathbf{D} : \dot{\boldsymbol{\varepsilon}} - \{ \dot{\sigma}_r \} \quad \dots\dots\dots (32)$$

適合条件式 
$$\boldsymbol{\varepsilon} = \frac{1}{2}(\boldsymbol{\nabla}\boldsymbol{u}) \cdots \cdots \cdots (33)$$

ここで、構成式が速度型で与えられていることから、速度型として整合をとるために釣合式、適合条件式をそれぞれ全微分し速度型（増分型）に書き直すと、以下のような初期値・境界値問題が得られる。

増分型釣合式 
$$\boldsymbol{d} \dot{\boldsymbol{\sigma}}^T + \dot{\rho}\boldsymbol{g} = \boldsymbol{\theta} \dot{\boldsymbol{\sigma}}^T \cdots \cdots \cdots (34)$$

構成式 
$$\dot{\boldsymbol{\sigma}} = \boldsymbol{D} : \dot{\boldsymbol{\varepsilon}} - \{\dot{\boldsymbol{\sigma}}_r\} \cdots \cdots \cdots (35)$$

増分型適合条件式 
$$\dot{\boldsymbol{\varepsilon}} = -\frac{1}{2}(\boldsymbol{\nabla}\dot{\boldsymbol{u}}) = -\frac{1}{2}(\boldsymbol{\nabla}\dot{\boldsymbol{u}} + \boldsymbol{\nabla}\dot{\boldsymbol{u}}^T) \cdots \cdots \cdots (36)$$

ここで、 $\dot{\boldsymbol{\sigma}}$  : 全応力速度テンソル、 $\boldsymbol{D}$  : 弾性剛性テンソル、 $\dot{\boldsymbol{\varepsilon}}$  : ひずみ速度テンソル、 $\{\dot{\boldsymbol{\sigma}}_r\}$  : 緩和応力速度テンソル、 $\dot{\boldsymbol{u}}$  : 変位速度ベクトル、上付きの  $s$  は( )内のテンソルの対称部分を示す。

・釣合式の弱形式化

以下のような試験関数を与える。

$$\forall \delta\boldsymbol{u} \in \left\{ \delta\dot{\boldsymbol{\varepsilon}} = -\frac{1}{2}(\boldsymbol{\nabla}\delta\dot{\boldsymbol{u}} + \boldsymbol{\nabla}\delta\dot{\boldsymbol{u}}^T) : \delta\dot{\boldsymbol{u}} = 0 \text{ on } S_u \right\} \cdots \cdots \cdots (37)$$

この試験関数を釣合式に乘じ、領域  $V$  で体積積分を行う。

$$\int_V \text{div}(\dot{\boldsymbol{\sigma}} \cdot \delta\dot{\boldsymbol{u}}) dV - \int_V \dot{\boldsymbol{\sigma}} : \boldsymbol{\nabla} \delta\dot{\boldsymbol{u}} dV = 0 \cdots \cdots \cdots (38)$$

式(8)右辺第 1 項にガウスの発散定理を用いると、

$$\int_S \dot{\boldsymbol{\sigma}} \cdot \boldsymbol{n} \cdot \delta\dot{\boldsymbol{u}} dS - \int_V \dot{\boldsymbol{\sigma}} : \boldsymbol{\nabla} \delta\dot{\boldsymbol{u}} dV = 0 \cdots \cdots \cdots (39)$$

さらに、応力テンソルの対称性を考慮すると、

$$\int_{S_\sigma} \bar{\boldsymbol{t}} \cdot \delta\dot{\boldsymbol{u}} dS + \int_V \dot{\boldsymbol{\sigma}} : \delta\dot{\boldsymbol{\varepsilon}} dV = 0 \cdots \cdots \cdots (40)$$

・空間離散化・時間離散化

次に、離散化を行うにあたって以下の仮定を与える。

a) アイソパラメトリック要素を用いるので、変位は各節点（ガウスポイント）でもたせる。

b) ガラーキン法を適用する。

c) 増分量の評価に対して Euler 近似を適用する。

・釣合式の空間離散化および時間離散化

ここで節点変位に関する内挿関数マトリクスを  $\mathbf{N}$  と仮定すると、次の関係式が得られる。

$$\dot{\mathbf{u}} = \mathbf{N}\dot{\mathbf{u}}^N$$

ここに、 $\{\dot{\mathbf{u}}\}$  : 要素の節点位置における節点変位、 $\mathbf{N}$  : 節点変位に関する内挿関数マトリクス

さらに、

$$\dot{\boldsymbol{\varepsilon}} = \mathbf{B}\dot{\mathbf{u}}^N$$

ここで、 $\mathbf{B}$  : 節点変位からひずみを求めるマトリクス

また構成式は、

$$\begin{aligned} \boldsymbol{\sigma}' &= \mathbf{D}:\dot{\boldsymbol{\varepsilon}} - \{\dot{\boldsymbol{\sigma}}_r\} \dots\dots\dots (41) \\ &= \mathbf{D}:\mathbf{B}\dot{\mathbf{u}}^N - \{\dot{\boldsymbol{\sigma}}_r\} \end{aligned}$$

となる。さらに、ガラーキン法を適用すると、

$$\delta\dot{\mathbf{u}} = \mathbf{N}\delta\dot{\mathbf{u}}^N, \delta\dot{\boldsymbol{\varepsilon}} = \mathbf{B}\delta\dot{\mathbf{u}}^N \dots\dots\dots (42)$$

である。よって、式(52)は、

$$\int_{s_\sigma} \delta\dot{\mathbf{u}}^T \mathbf{N}^T d\bar{S}\bar{\mathbf{t}} = \int_V \delta\dot{\mathbf{u}}^T \mathbf{B}^T dV\boldsymbol{\sigma}' - \int_V \delta\dot{\mathbf{u}}^T \mathbf{B}^T \{\dot{\boldsymbol{\sigma}}_r\} dV \dots\dots\dots (43)$$

さらに、両辺から  $\{\delta\dot{\mathbf{u}}\}^T$  を除すると、

$$\int_{s_\sigma} \mathbf{N}^T d\bar{S}\bar{\mathbf{t}} = \int_V \mathbf{B}^T dV\boldsymbol{\sigma}' - \int_V \mathbf{B}^T \{\dot{\boldsymbol{\sigma}}_r\} dV \dots\dots\dots (44)$$

ここで、

$$\int_{s_\sigma} \mathbf{N}^T d\bar{S}\bar{\mathbf{t}} = \dot{\mathbf{F}}, \int_V \mathbf{B}^T \mathbf{D}\mathbf{B} dV = \mathbf{K}$$

とすると、

$$\dot{\mathbf{F}} = \mathbf{K}\dot{\mathbf{u}}^N - \int_V \mathbf{B}^T \{\dot{\sigma}_r\} dV \cdots \cdots \cdots (45)$$

ここで、 $t=t$ から $t=t+\Delta t$ の間で、時間離散化を行う。

$$\dot{\mathbf{u}}^N = \frac{\Delta \mathbf{u}^N}{\Delta t}, \quad \dot{\mathbf{F}} = \frac{\Delta \mathbf{F}}{\Delta t}, \quad \{\dot{\sigma}_r\} = \frac{\Delta \sigma}{\Delta t} \text{ より,}$$

$$\frac{\Delta \mathbf{F}}{\Delta t} = \mathbf{K}_{\text{UU}} \frac{\Delta \mathbf{u}^N}{\Delta t} - \int_V \mathbf{B}^T \frac{\{\Delta \sigma_r\}}{\Delta t} dV \cdots \cdots \cdots (46)$$

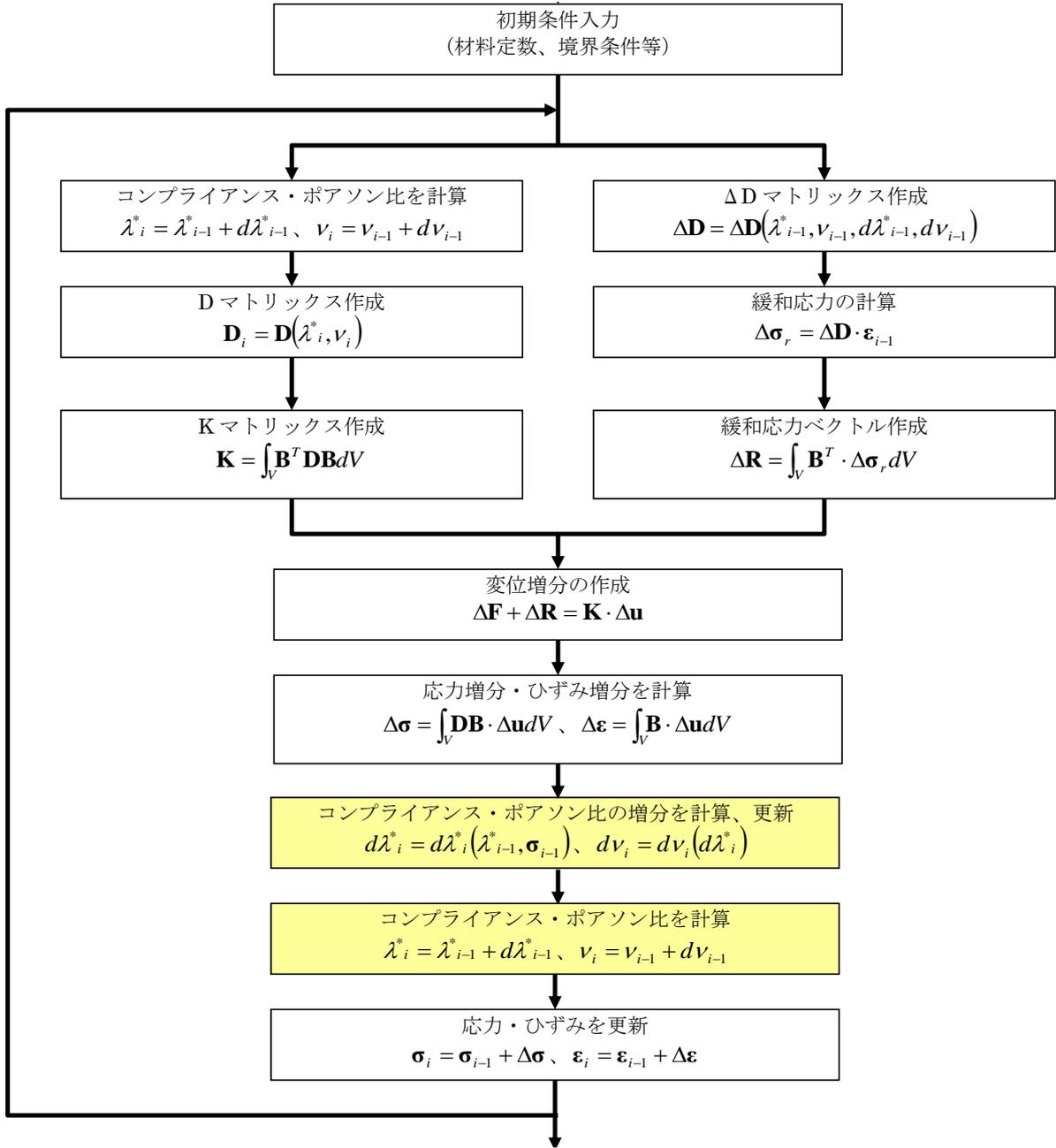
よって、

$$\mathbf{K}\Delta \mathbf{u}^N = \Delta \mathbf{F} - \int_V \mathbf{B}^T \{\Delta \sigma_r\} dV \cdots \cdots \cdots (47)$$

$$\text{ここで、} \{\Delta \sigma_r\} = -[\Delta D]\{\varepsilon\} \cdots \cdots \cdots (48)$$

以上、有限要素法を用いて空間・時間離散化を行った。式(47)を解くことで、未知数である $\{\Delta \mathbf{u}^N\}$ の解を得る。

解析のアルゴリズム



### ③開発した解析コードの検証

#### (a)一軸圧縮試験の解析

コンプライアンス可変型構成方程式を導入した DACSAR の検証を行うため、一軸圧縮試験の解析を行った（組み込んだモデルのチェックのみである）。解析に用いたパラメータを表-2 に示す。

表-2 材料パラメータ

飽和密度	$\rho$ (Mg/m <sup>3</sup> )	2.67
一軸圧縮強度	$q_u$ (MPa)	115
弾性係数	$E$ (MPa)	37000
ポアソン比	$\nu$	0.25
引張強度	$\sigma_t$ (MPa)	8.0
	$n_0$	30
	$m$	20
初期応力	$\sigma$ (MPa)	26.7

## (b)解析結果

図 - 1 に一軸圧縮試験の応力-ひずみの結果を示す。通常の一軸圧縮試験と同様にピーク強度（正規化応力-正規化ひずみ）を示し、その後軟化傾向を示した。その結果、コンプライアンス可変型を組み込んだプログラムが正しく計算されていることを確認した。

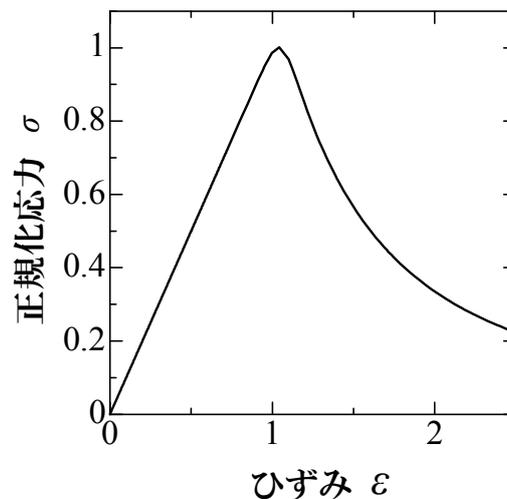


図 - 1 一軸圧縮試験結果

## 5 平成 27 年度研究実施内容

### 5.1 平成 27 年度の計画, 実施方法

放射性廃棄物地層処分では、廃棄体をガラス固化体に封じ込め、さらにその周囲を緩衝材であるベントナイトで覆った後、坑道内の処分ピットに廃棄する（その後、冠水）方法が検討されている。この方法であれば廃棄体からの放射線の漏れは抑えられるが問題点もある。廃棄体は地下 300m の応力（水圧も含め）状態にあり、また常に高温で接しているガラス固化体やベントナイトも高温（～100℃ほど）になるため、温度変化によるベントナイトの力学特性を把握することは急務であると考えられる。さらに処分ピット内のベントナイトは、冠水過程に温度変化の影響を受けながら圧密されることとなる。そこで本実験では、温度変化を考慮したベントナイトの圧密試験を実施し、高温状態に晒されるベントナイトの冠水における圧密特性の把握を試みる。特に、圧密試験の結果から得られる間隙比-応力関係（ $e-\log p'$ ）が温度変化によってどのような影響を受けるか把握する。また、温度変化による膨潤量の変化、さらには温度変化によるベントナイトの強度特性の把握を行う。

ベントナイトに関する各種（温度変化を考慮した膨潤量，一軸強度）データを取得する．さらに，解析シミュレータの開発と高度化を図り，要素解析を実施する．

(1) 圧密試験機，一軸試験機を用いた室内実験の実施

改良した試験機を用いて，温度変化による吸水過程でのベントナイト膨潤量，膨潤圧の計測および，温度変化によるベントナイトの一軸強度を計測する．

(2) 解析シミュレータの開発・高度化

溶存溶解モデル（ヘンリーの法則を考慮した液相・気相の連続条件式）を解析コードに組み込み，ベントナイト緩衝材内部の封入空気を与える影響を検討する．

## 5.2 平成 27 年度の成果内容

### 5.2.1 温度変化を考慮した圧密試験の実施

放射性廃棄物地層処分では，廃棄体をガラス固化体に封じ込め，さらにその周囲を緩衝材であるベントナイトで覆った後，坑道内の処分ピットに廃棄する（その後，冠水）方法が検討されている．この方法であれば廃棄体からの放射線の漏れは抑えられるが問題点もある．廃棄体は地下 300m の応力（水圧も含め）状態にあり，また常に高温で接しているガラス固化体やベントナイトも高温（～100℃ほど）になると考えられるため，温度変化によるベントナイトの力学特性を把握することは急務であると考え．処分ピット内のベントナイトは，冠水過程に温度変化の影響を受けながら圧密されることとなる．そこで本実験では，温度変化を考慮したベントナイトの圧密試験を実施し，高温状態に晒されるベントナイトの冠水における圧密特性の把握を試みる．特に，圧密試験の結果から得られる間隙比－応力関係（ $e-\log p'$ ）が温度変化によってどのような影響を受けるか把握する．

(1) 実験方法

- ① ベントナイトを試料に用いた直径 3cm，高さ 2cm の供試体を作製する．
- ② 供試体から含水比を測定する．
- ③ 作製した供試体を圧密容器に入れ，温度管理ができる容器内にセットして周りを水で満たす．
- ④ 温度を室温に設定して圧密を開始．変位計の読みと，その時の経過時間を測定する．
- ⑤ ①～④の動作を，圧密時の温度を変化させながら繰り返す（室温～90℃まで約 20℃刻み）．
- ⑥ 測定結果を用いて圧密係数や圧縮曲線，間隙比－応力関係（ $e-\log p'$ ）曲線を

求め、圧密時の特性が温度変化によりどのような影響を受けるのか検証する。

## (2) 実験結果

ベントナイトに関する圧密試験は、年単位の時間を要するため、現在も計測中である。

### 5.2.2 温度変化を考慮した膨潤量試験

地層処分では、処分ピット内において、廃棄体をガラス固化体の中に入れ、その周りをベントナイト緩衝材で封じ込め冠水させる。ベントナイトの特性として、非常に透水係数が小さく、水分を吸収すると通常の土とは異なり自分の体積以上に膨張し、かつスライム状になるため放射線が外に漏れなくなると考えられる。また膨潤することで岩盤との応力均衡が期待できる。しかしながら一方で、放射性廃棄物は高温（～100℃ほど）であると考えられるため、ベントナイト緩衝材の温度変化による膨潤量の特性を把握することは高レベル放射性廃棄物処分において急務である。そこで本実験では、処分ピットである岩盤とベントナイトの応力均衡を把握するため、高温に晒されることになるベントナイトの膨潤特性が温度変化によってどのように変化するのか把握する。

#### (1) 実験方法

通常の圧密試験の手順で温度変化を考慮しながら試験を行う。圧密試験機にベントナイトをセットした後、周りを水で満たし温度を変化（室温～99℃まで10℃刻み）させながら吸水させ、上部は固定せずベントナイトが膨潤することで起きる上部の変位量で膨潤量を測定する（図 - 2）。

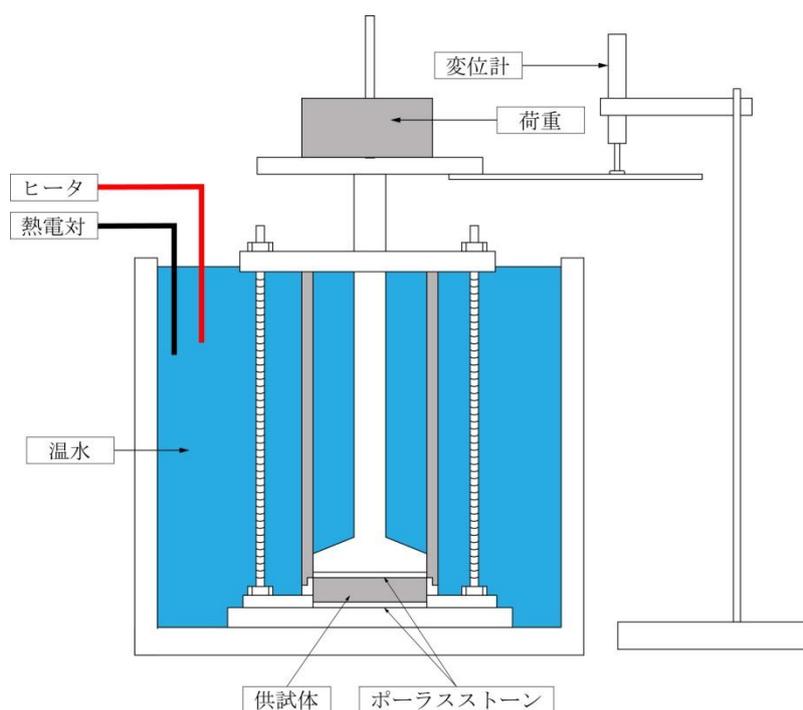


図 - 2 膨潤量試験機概要図

## (2) 実験結果

実験結果を以下に示す。図 - 3 は、赤いプロットは 40℃、青いプロットは常温（20℃）での膨潤量試験の結果である。この結果より、温度が高まるとベントナイトがより膨潤する結果となった。また、水分の供給となる上部と下部ではほぼ含水比の差はみられないが、中心部に向かうにつれ 40℃の方が、含水比が高く、より水分供給が行われていることが確認できた。この結果より、高温にさらされる可能性のあるピット内では、ベントナイトの膨潤が期待され、安全側に向かう可能性があると考えられる。温度変化による膨潤量の差は、温度変化によるベントナイトの透水係数の変化によるものであると考えられるが、ベントナイトは通常の試料とは異なり、それだけでは説明できない。そのため、現在も継続して 50℃、60℃の実験を行っており、よりデータ収集をおこない検討していく。

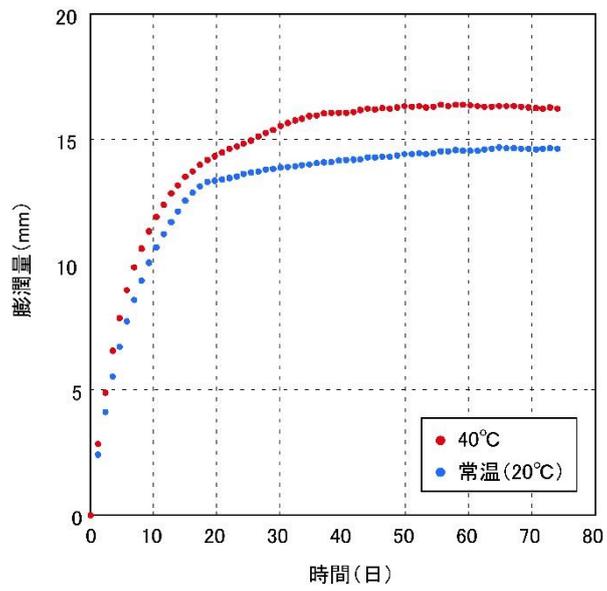


図 - 3 膨潤量試験

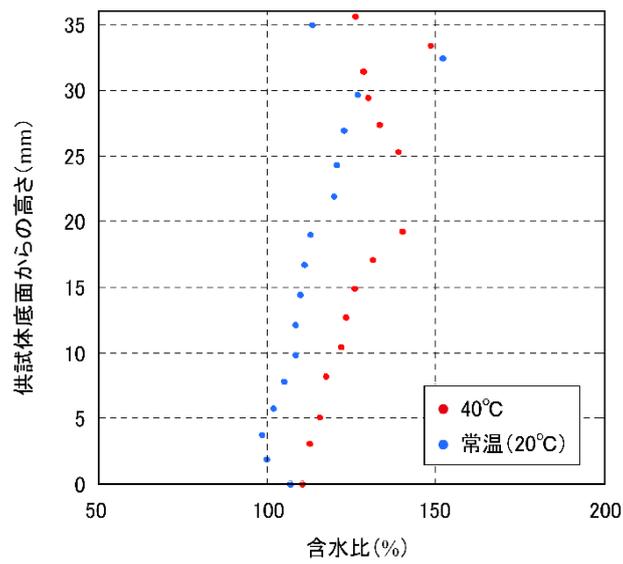


図 - 4 高さごとの含水比試験

### 5.2.3 高温変化を考慮したベントナイトの一軸強度の把握

処分ピット内におけるベントナイト緩衝材の温度変化による強度を知るために一軸圧縮試験を行う。一軸圧縮試験は、供試体に拘束圧を作用させない状態で圧縮し土の強度を求める試験であり、本実験では温度変化に対応できる機構を備えたものである。20～100℃の間で加熱した供試体を一軸圧縮試験機にセットし一軸圧縮試験を行い、温度変化時の供試体の圧縮強度を調べる。

#### (1) 実験方法

試料は、ベントナイトと硅砂5号を7:3の割合で混合し、自然含水比で調整する。高さ10cm、直径5cmの供試体を作製し、1日かけて各温度に調整した温度調整機（温水）に供試体をセットする。取りだした供試体の温度が変化しない様に、一軸試験中も設定した温度調整機を用いてせん断する（写真-1，図-5）。実験は、温度変化の考慮なし・ありを行った。



写真 - 1 一軸試験装置

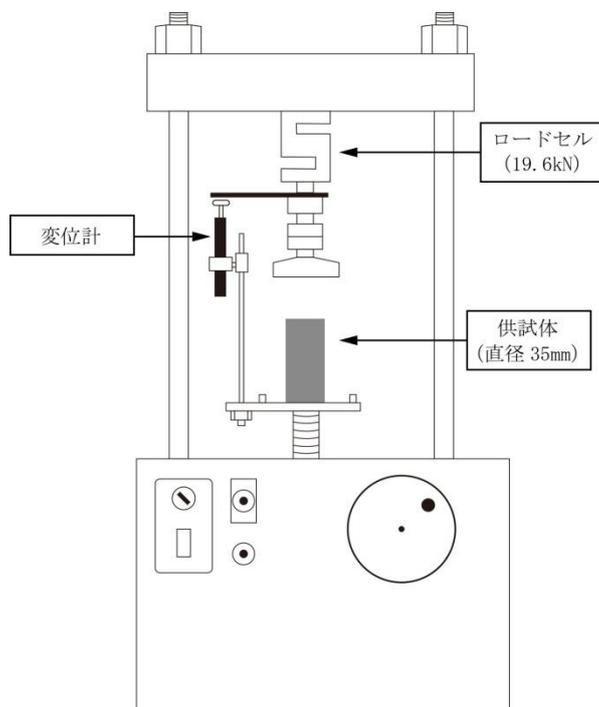


図 - 5 一軸試験装置概要図

## (2) 実験結果

### ①温度変化を考慮しない場合

実験は初期のゆるみを考慮した場合（ゴムスリーブなし）と考慮しない場合（ゴムスリーブあり）とに分けて行った（図 - 6～15, 乾燥密度ごとの結果）。

図 - 16, 17 より, 最大圧縮応力に関して, 乾燥密度が上がるとともに圧縮応力も上昇していく結果となり, さらに弾性係数も上昇する結果となった。密度の違いによって, 強度増加が見込め, さらに弾性係数の増加も見込める結果となった。しかしながら, 初期の乾燥密度が  $1.64 \text{ (g/cm}^3\text{)}$  と  $1.90 \text{ (g/cm}^3\text{)}$  では, 6 倍（最大で）もの強度差があり, 弾性係数も約 4 倍（最大で）程度の差があることが確認された。これらの結果より, 実際の廃棄処分方法（再処理もしくは直接処分）によっては, これらの検討を考慮しなければならないと考えられる。

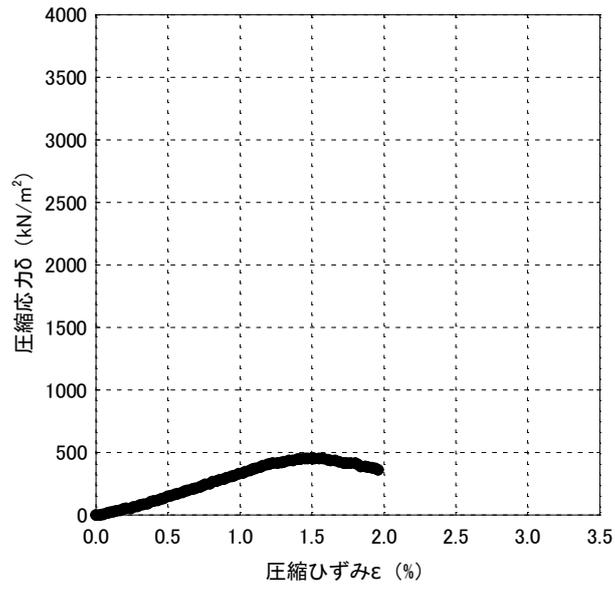


図 - 6 乾燥密度 1.64g/cm<sup>3</sup> (試料 135g) ・ゴムスリーブなし

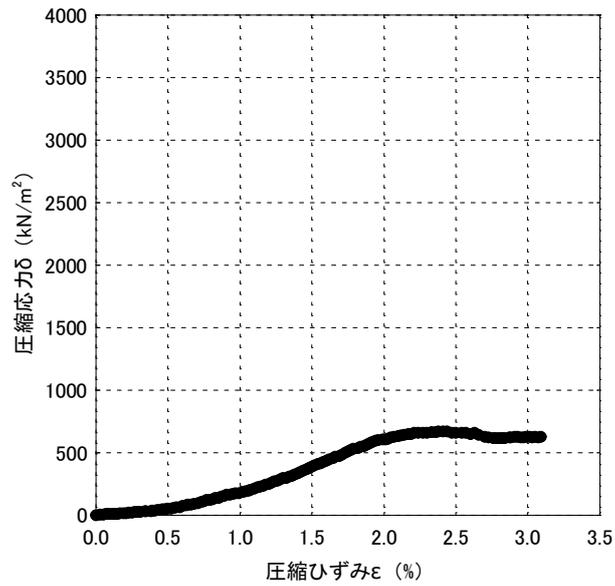


図 - 7 乾燥密度 1.7g/cm<sup>3</sup> (試料 140g) ・ゴムスリーブなし

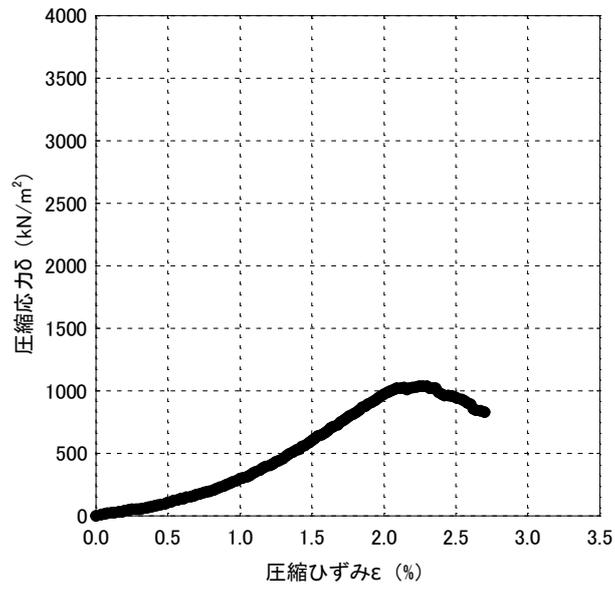


図 - 8 乾燥密度 1.76g/cm<sup>3</sup> (試料 145g) ・ゴムスリーブなし

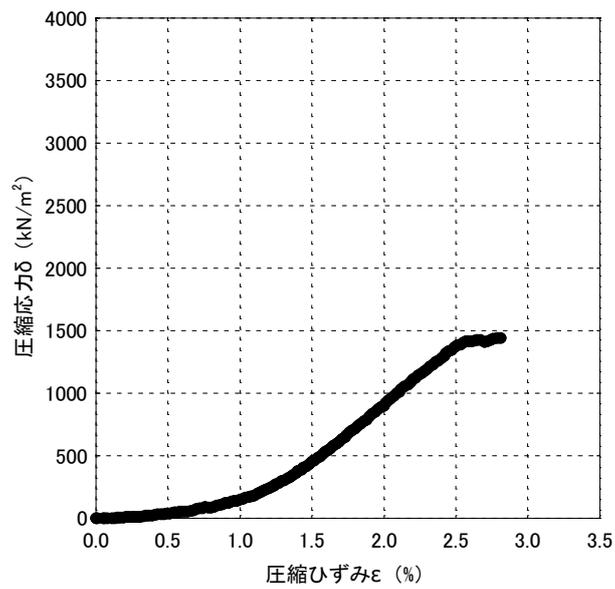


図 - 9 乾燥密度 1.82g/cm<sup>3</sup> (試料 150g) ・ゴムスリーブなし

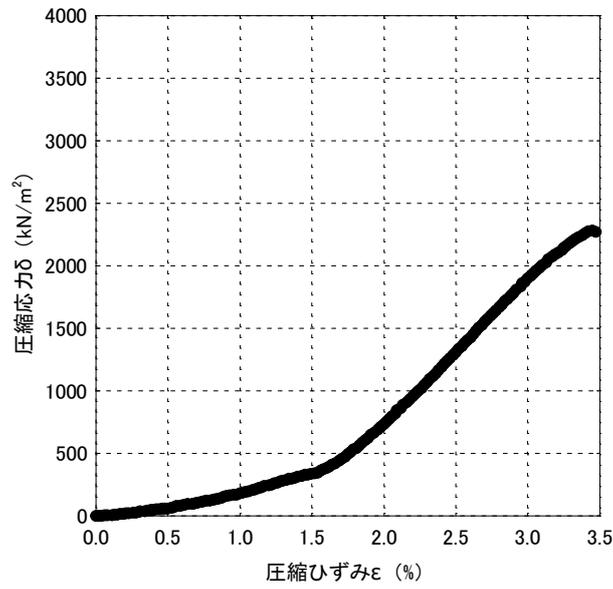


図 - 10 乾燥密度 1.88g/cm<sup>3</sup> (試料 155g) ・ゴムスリーブなし

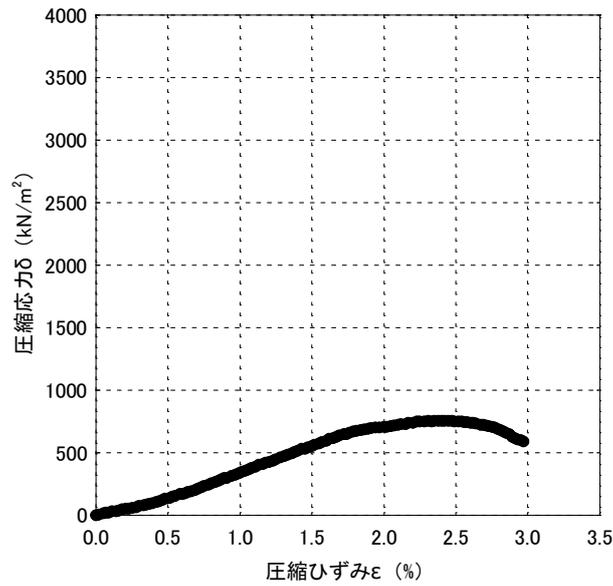


図 - 11 乾燥密度 1.70g/cm<sup>3</sup> (試料 140g) ・ゴムスリーブあり

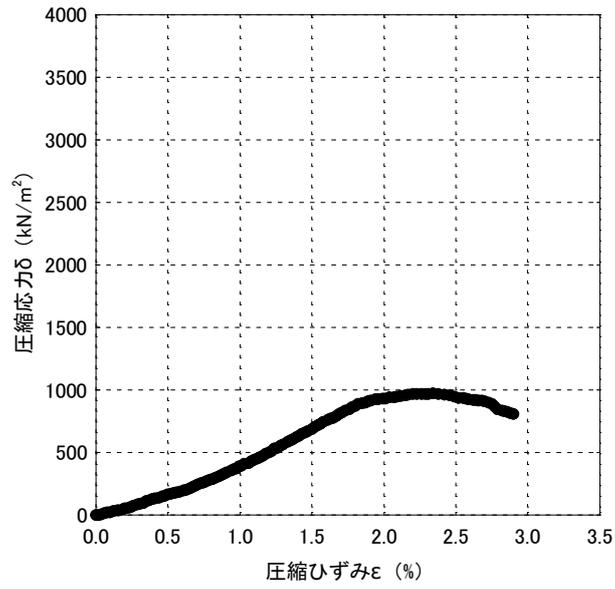


図 - 12 乾燥密度  $1.76\text{g/cm}^3$  (試料 145g) ・ゴムスリーブあり

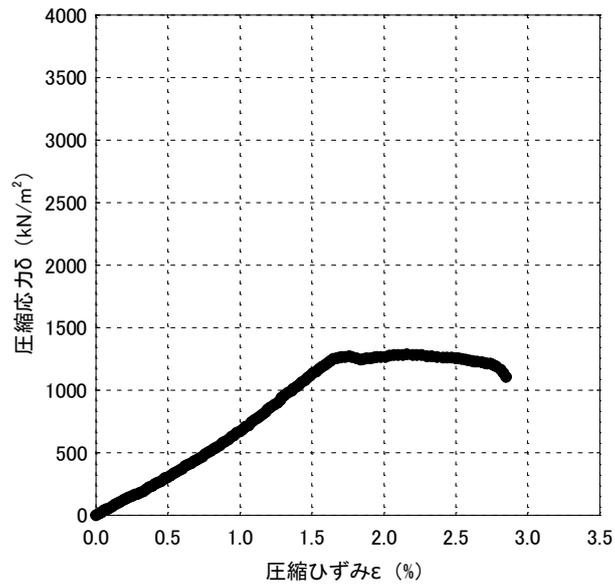


図 - 13 乾燥密度  $1.82\text{g/cm}^3$  (試料 150g) ・ゴムスリーブあり

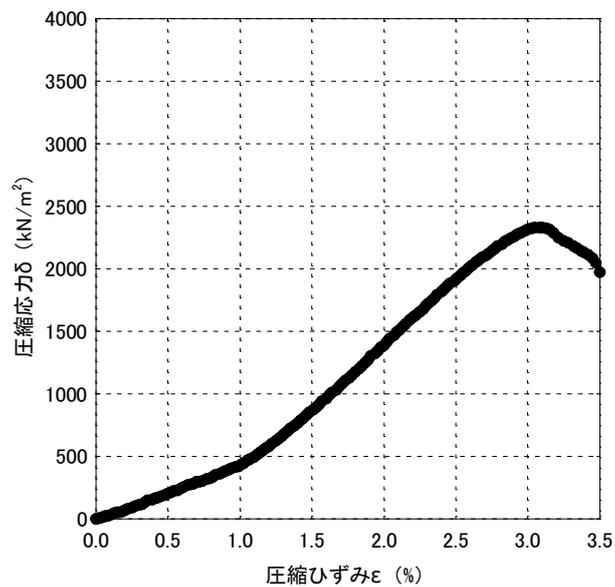


図 - 14 乾燥密度 1.88g/cm<sup>3</sup> (試料 155g) ・ゴムスリーブあり

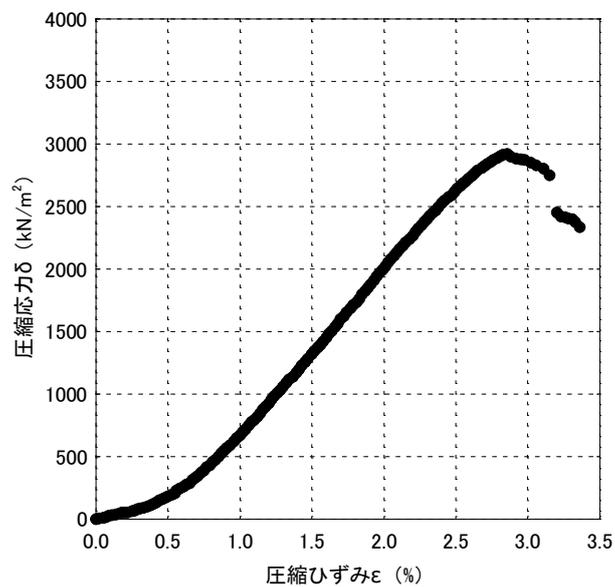


図 - 15 乾燥密度 1.94g/cm<sup>3</sup> (試料 160g) ・ゴムスリーブあり

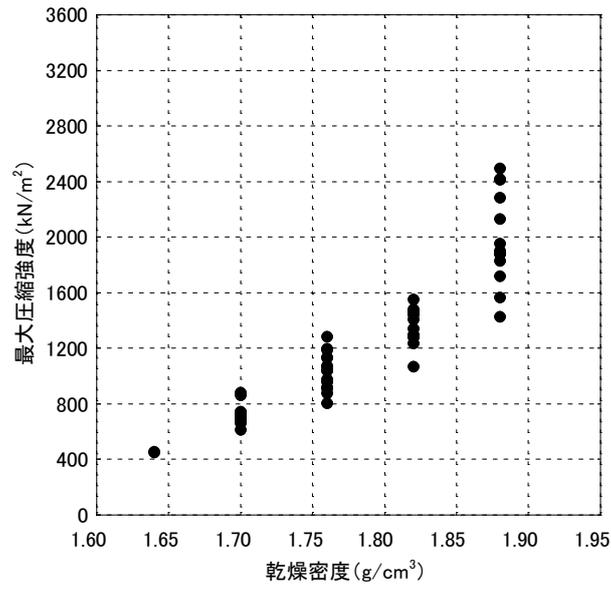


図 - 16 最大圧縮強度 (ゴムスリーブなし)

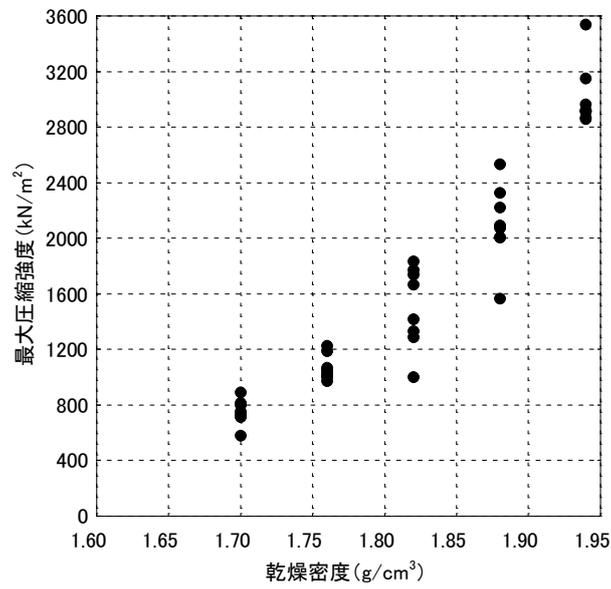


図 - 17 最大圧縮強度 (ゴムスリーブあり)

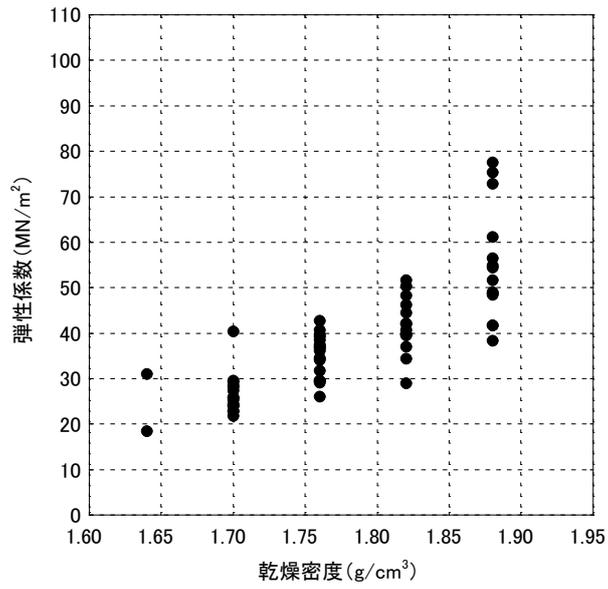


図 - 18 弾性係数（ゴムスリーブなし）

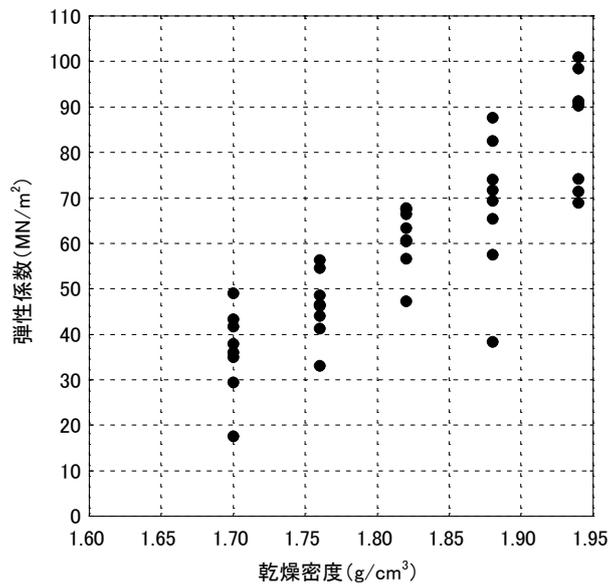


図 - 19 弾性係数（ゴムスリーブあり）

## ②温度変化を考慮した場合

本実験では、30℃～70℃まで温度を変化させて実験を行った（図 - 20～24 は各温度での応力-ひずみ関係）。その結果、温度が上昇すると徐々に最大圧縮応力が低下していく傾向がみられ、さらには弾性係数も低下する傾向となった（図 25, 26）。最大圧縮応力をみると、温度が上昇するにつれ徐々に低下していき、30℃と 80℃に至っては、1.5 倍程度の強度差がある。一方、弾性係数も温度が上昇するにつれ徐々に低下していき、30℃と 80℃に至っては、倍以上のもの差となった。これらの結果より、処分ピット内は高温にさらされる（～100℃程度）可能性があるため、温度が上昇すると強度低下、さらには弾性係数の低下が懸念される。つまり施工の初期条件設定が重要であると示唆される結果となった。

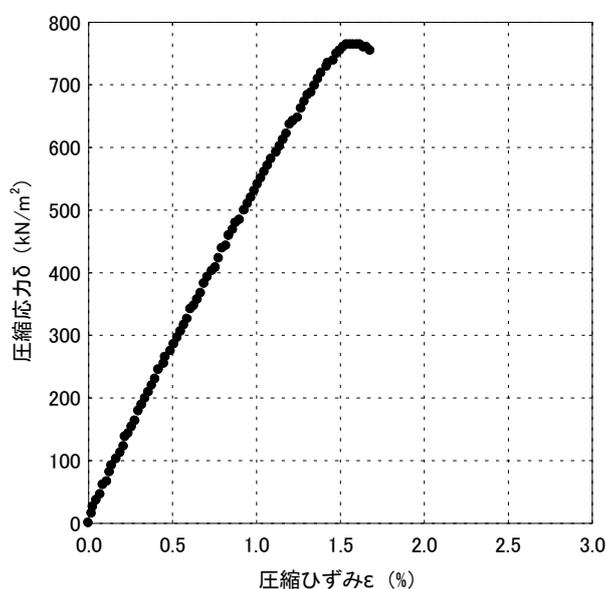


図 - 20 30℃応力ひずみ曲線

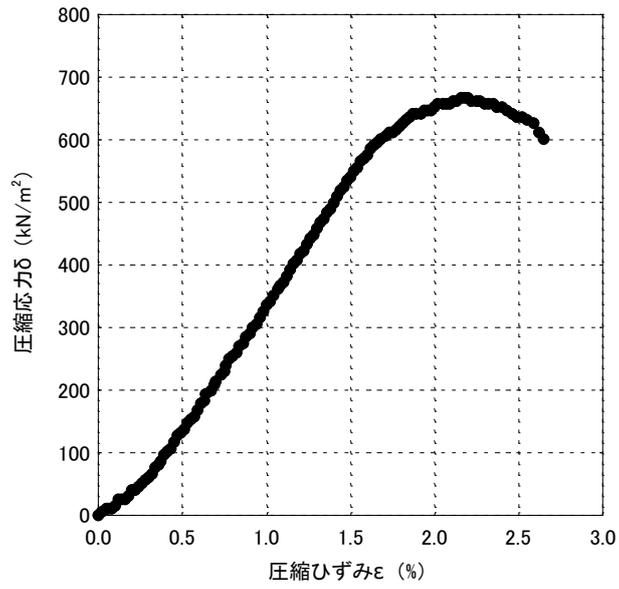


図 - 21 40°C応力ひずみ曲線

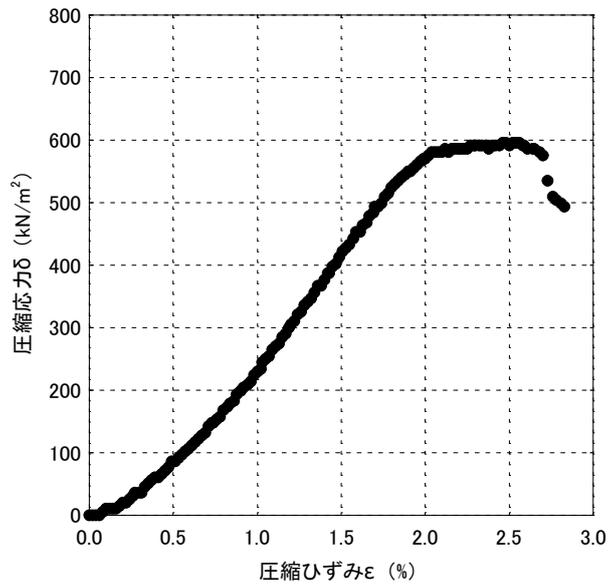


図 - 22 50°C応力ひずみ曲線

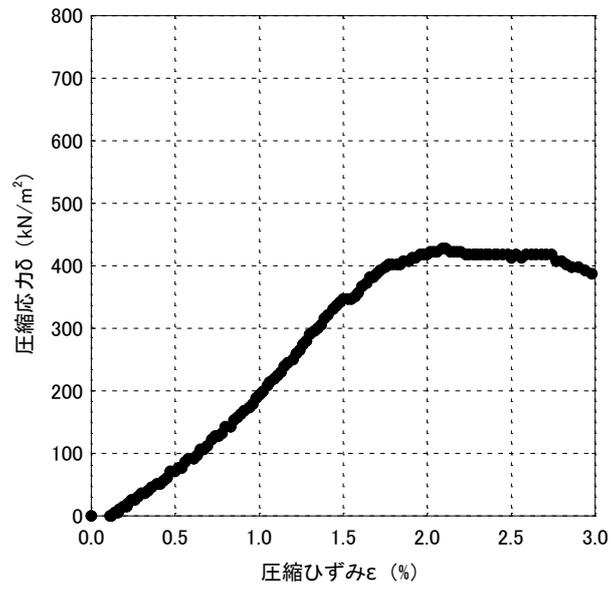


図 - 23 60°C応力ひずみ曲線

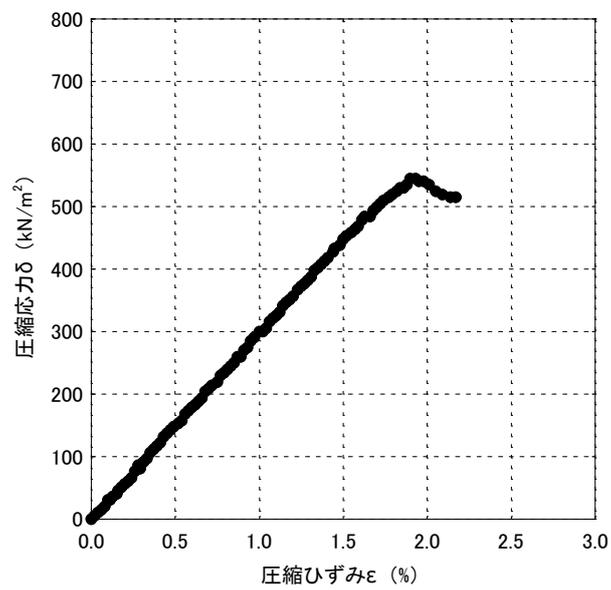


図 - 24 70°C応力ひずみ曲線

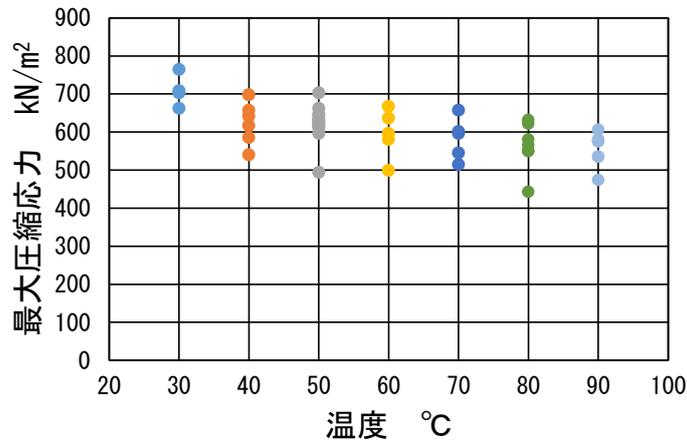


図 - 25 最大圧縮強度

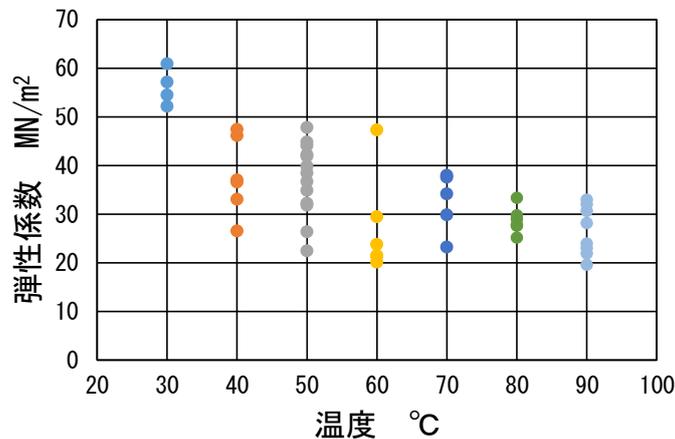


図 - 26 弾性係数

## 6. 残された課題と今後の計画

実験について、現在も進行しているが、特に 90°C 付近の結果まで含めた形で結論づけ、さらに、より精度の高い実験結果で精査することが課題である。

また、(2)のヘンリーの法則を解析プログラムに組み込み、溶存空気の影響を考慮する研究は、現在も進行中である。

今後は、廃棄体の温度によるベントナイト緩衝材への影響を長期的に把握するために、熱力学（潜熱／顕熱変化）を組み込み、温度を考慮した一軸試験との実験結果との整合性を確認する。さらに、廃棄体の温度によるベントナイト緩衝材への影響を長期的に把握するために、これまで整備してきた解析条件を用い、地層処分施設の長期挙動解析を実施する。TRU 廃棄物処分施設の幌型断面を対象に行う。それに加え、得られている知見を踏まえ、多連設坑道の設計の手順・方法の詳細化を図るための基礎的な解析を実施する。

## 7. まとめ

本年度は、温度変化を考慮したベントナイトの要素試験を実施した。特に、熱の影響によって、高温にさらされる可能性のあるピット内では、ベントナイトの膨潤が期待され安全側に向かう可能性があると考えられる。しかしながら一方で、温度が上昇するとベントナイトの強度低下、さらには弾性係数の低下が懸念される。つまり施工の初期条件設定が非常に重要であると示唆される結果となった。

### ・外部発表リスト

#### 【学術論文】

1. 金澤伸一，林久資，高山裕介，石山宏二，飯塚敦：温度変化を考慮したベントナイトの膨潤特性について，土木学会論文集，投稿準備中。
2. 金澤伸一，林久資，高山裕介，石山宏二，飯塚敦：温度変化を考慮したベントナイトの強度特性について，土木学会論文集，投稿準備中。

#### 【口頭発表】

3. 吉野修，石山宏二，金澤伸一，飯塚敦：地層処分における緩衝材の再冠水挙動に関する解析的検討，平成 27 年度土木学会全国大会，第 70 回年次学術講演会（岡山），CS12-031，2015。
4. 佐藤文啓，金澤伸一，林久資，高山裕介，石山宏二：温度変化を考慮したベントナイト緩衝材の膨潤量の計測について，平成 28 年度土木学会全国大会，第 71 回年次学術講演会（仙台），2016，投稿中
5. 宮脇公平，金澤伸一，林久資，石山宏二：温度変化を考慮したベントナイトの圧縮特性：第 51 回地盤工学研究発表会（岡山），2016，投稿中

## 研究報告 4

硝酸塩影響評価のための高イオン強度下における  
アクチノイドの溶液化学的研究

京都大学大学院 工学研究科

小林 大志

## 目 次

1	背景・目的 .....	4
2	全体研究計画（4 ヶ年における全体計画） .....	10
3	平成 26 年度の成果概要 .....	13
3.1	硝酸イオンとの錯生成反応 .....	13
3.2	炭酸イオンとの錯生成反応 .....	13
3.3	高イオン強度下における pH および Eh 測定 .....	14
4	平成 27 年度研究実施内容 .....	15
4.1	平成 27 年度の計画、実施方法 .....	15
4.2	平成 27 年度の成果内容 .....	16
4.2.1	ジルコニウム炭酸錯体生成に及ぼす $\text{NaNO}_3$ 濃度影響 .....	16
4.2.2	4 価 Zr 水酸化物コロイド挙動の熱力学的検討 .....	25
4.2.3	$\text{NaNO}_3$ による酸化還元反応の検討 .....	53
4.3	残された課題と今後の計画 .....	55
5	まとめ .....	56
	参考文献 .....	58
	平成 27 年度 外部発表 .....	60

## 目 次

図 1	解析体系 X 軸上の硝酸イオン濃度分布 (日本原子力研究開発機構、2013) .....	6
図 2	グループ 3 に含まれる主要な核種の放射エネルギーの時間変化 (原子力発電環境整備機構、2011) .....	7
図 3	モデルガラス固化体の放射能の経時変化 (核燃料サイクル機構、1999) .....	8
図 4	硝酸塩環境下での 4 価アクチノイドの溶液化学反応 .....	11
図 5	全体研究計画 .....	12
図 6	炭酸イオン共存下でのジルコニウム溶解度実験 (酸性 pH) .....	16
図 7	炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度 ( $0.5 \text{ M NaNO}_3$ ) .....	20
図 8	炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度 ( $[\text{CO}_3]_{\text{tot}}=0.04 \text{ M}$ ) .....	20
図 9	ジルコニウム溶解度の炭酸濃度依存性 ( $0.5 \text{ M NaNO}_3$ ) .....	21
図 10	炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度 ( $[\text{CO}_3]_{\text{tot}}=0.04 \text{ M}$ ) .....	21
図 11	Zr-OH-CO <sub>3</sub> の 3 元錯体 (太字は既往文献にて報告のある錯体を示す) .....	22
図 12	Zr(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> 濃度の熱力学計算結果 ( $\log \beta_{1,2,3}=48$ とした場合) .....	23
図 13	炭酸イオン共存下 (3 mM) における Zr 溶解度の pH 依存性 (0.1 M および 6.0 M NaNO <sub>3</sub> 溶液の場合) .....	24
図 14	拡散電気二重層の構造と対応する電位の分布 .....	25
図 15	粒子表面周囲の電位分布 .....	28
図 16	硝酸ナトリウム溶液中におけるジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位 .....	33
図 17	ジルコニウム単核加水分解種の存在割合 (実線は $I = 0.5$ 、点線は $I = 2.0$ を表す) .....	35
図 18	ジルコニウム水酸化物コロイドの平均電荷 (実線は $I = 0.5$ 、点線は $I = 2.0$ を表す) .....	35
図 19	単核種間の平均距離 $r_2$ と単核加水分解種の半径 $r_1$ との関係 .....	36
図 20	コロイド表面近傍の単核種の電荷によるゼータ電位 .....	39
図 21	直線状以外の単核種からの電位の影響 .....	39
図 22	ジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位の実験値と計算値 ( $I = 0.5, 2.0$ ) .....	41
図 23	X 線回折の原理 .....	43
図 24	散乱ベクトル .....	44
図 25	X 線回折波と光路差の一般化 .....	45
図 26	粒子内での X 線回折 .....	47
図 27	動的光散乱法による Zr 水酸化物コロイドの粒径分布 ( $I = 0.5, 2.0$ ) .....	49
図 28	ZrO <sub>2</sub> (nanopowder) の X 線小角散乱スペクトル .....	50

図 29	Zr 水酸化物コロイド (pHc 2.18) の X 線小角散乱スペクトル.....	52
図 30	0.1~5.0 M NaCl および NaNO <sub>3</sub> 溶液中でのヒドロキノンの Eh-pH 値および N-O-H の Eh-pH ダイアグラム.....	54
図 31	<sup>239</sup> Pu の精製フローシート.....	55

## 表 目 次

表 1	ジルコニウム加水分解種および炭酸錯体の錯生成定数 ( $I = 0$ ) .....	23
表 2	ジルコニウム加水分解種および炭酸錯体のイオン相互作用係数.....	24
表 3	本実験で用いた定数および $1/\kappa$ .....	31
表 4	ZrO <sub>2</sub> (nanopowder) の X 線小角散乱スペクトルの解析結果.....	52
表 5	Zr 水酸化物コロイドの X 線小角散乱スペクトルの解析結果 .....	53

## 1 背景・目的

### 1.1 はじめに

放射性廃棄物の中で、再処理工場や MOX 燃料加工工場などから発生する長半減期低発熱放射性廃棄物（以下、TRU 廃棄物）は、ハル・エンドピースや濃縮廃液固化体、焼却灰、セメント固化体などその性状が多岐にわたるとともに、含まれる放射性物質の核種や濃度が様々に異なる。平成 17 年に取りまとめられた TRU 廃棄物処分技術検討書（第 2 次 TRU レポート）（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）では、これら TRU 廃棄物に対して、放射性物質の濃度に応じて適切な処分方法を取ることが述べられており、全  $\alpha$  核種濃度に対して 1GBq/ton という区分目安値が設けられている。この値より高い  $\alpha$  核種の放射能濃度を持つと考えられるハル・エンドピースや濃縮廃液固化体などの廃棄物は地層処分対象とされており、現在、検討が進められている高レベル放射性廃棄物（以下、HLW）の地層処分と整合性を取りつつ、人工バリア・天然バリアからなる多重バリアによる長期的な安全確保を行うことが求められている。さらに、TRU 廃棄物の地層処分の検討にあたっては、対象廃棄物の物理的・化学的性状および含まれる核種の種類や濃度が多様であるため、その特性に応じて 4 つのグループに分類し、それぞれの人工バリアを構成することが提案されている。グループ 1 および 2 は、それぞれ廃銀吸着剤のセメント固化体およびハル・エンドピースの圧縮収納体であり、I-129 や C-14 など地下水により比較的移行しやすい核種を含んでいることから止水性能の高い緩衝材をバリアとして設置することとされている。一方、濃縮廃液固化体などのグループ 3 および焼却灰、不燃物セメント固化体などその他の廃棄物であるグループ 4 については、緩衝材は設置せず、セメント系材料により埋め戻すことが検討されている。

上述のような TRU 廃棄物の地層処分を行うにあたり、廃棄物処分合理化の観点から TRU 廃棄物と HLW の両地層処分施設を同一サイト内に処分する併置処分の概念が第 2 次 TRU レポートにおいて示され、その技術的成立性の評価が進められている（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）。併置処分の概念を社会に受容可能なものとするためには、それぞれの処分施設の安全評価に加え、両施設間で相互に影響を及ぼし得る因子（相互影響因子）の評価が不可欠であり、第 2 次 TRU レポートでは、熱、有機物、硝酸塩および高 pH プルームなどが相互影響因子として取り上げられている。熱影響は、主に HLW に含まれる核種の崩壊熱によるもので、HLW 処分施設から TRU 廃棄物処分施設へと影響する因子と考えられている。廃棄体の発熱により人工バリア内の温度が上昇すると、核種の溶解度、分配係数および拡散係数などの移行挙動に影響を及ぼすとともに、人工バリアの変質が促進される可能性がある。第 2 次 TRU レポートでは、特に TRU 廃棄物処分施設の人工バリアの変質を抑えるため、人工バリアの上限温度（80℃）を設定し、これを超えないような離間距離を設けることが提案されている。

一方、有機物影響は、多様な化学物質を含む TRU 廃棄物から有機物が溶出した場合、核種と相互作用し、特に核種の溶解度や収着挙動などに影響を与えることを懸念したものである。特に、セルロース系有機物の分解生成物であるイソサッカリン酸は、多価の金属イオンに対して高い錯生能を持つ物質として着目されており、イソサッカリン酸濃度が  $1 \times 10^{-6} \text{ mol/dm}^3$  を超えるような場合は、核種の溶解度および収着挙動に影響が表れるとされている。また、高 pH 影響は、TRU 廃棄物処分施設で多量のセメント系材料が使用されることに由来する。セメント系材料の溶出により間隙水の初期 pH は 12.5 以上となり、Na や K が天然バリアへと散逸した後は、 $\text{Ca(OH)}_2$  の溶解平衡により pH 12.5 程度になると指摘されている。セメント系材料に起因する高 pH プルームにより、ベントナイト系材料や天然バリア中の母岩の変質やそれによる移行挙動の変化が起こる可能性が挙げられている。硝酸塩影響は、有機物影響や高 pH 影響と同様、TRU 廃棄物に由来する相互影響因子であり、特に、再処理工程の過程で発生する硝酸ナトリウム ( $\text{NaNO}_3$ ) がグループ 3 に分類される濃縮廃液固化体に多量に含まれることに由来する。硝酸塩は可溶性であることから、処分施設内に侵入した地下水に容易に溶解し、閉鎖後の処分施設近傍において高濃度の硝酸塩環境を形成する。例えば、廃棄体物量と硝酸塩量から施設内間隙水濃度を計算した場合、その濃度はほぼ飽和濃度に達することが指摘されている。硝酸塩影響が HLW 処分システムのバリア性能に与える影響としては、ベントナイト系材料や岩盤の鉱物学的な変質、核種の収着挙動への影響、オーバーパックなどの腐食に対する影響および硝酸イオンによる核種の酸化還元状態への影響などが挙げられる。

HLW と TRU 廃棄物の併置処分を行うためには、相互影響因子が処分施設あるいは放射性核種の移行挙動に及ぼす影響のメカニズムを理解するとともに、その程度を定量的に評価することで、処分施設の設計にフィードバックすることが求められる。第 2 次 TRU レポートでは、いくつかの相互影響因子の評価例が提示されているが、各相互影響因子が、核種の移行挙動や処分施設のバリア性能に影響を与えるメカニズムの理解は十分ではなく、過度に保守的な設定が行われていると思われるケースが存在する。硝酸塩影響は、HLW 処分施設への影響を低減するために取るべきとされる離間距離が数百 m と大きく、また、酸化還元反応や錯生成反応などにより処分施設近傍のみならずその周辺環境での核種の移行挙動を大きく変える可能性があることから、本研究において着目することとした。

## 1.2 研究の背景

まず、TRU 廃棄物のグループ 3 に含まれる硝酸塩によって、処分施設内およびその近傍に形成され得る硝酸塩環境について整理する。グループ 3 の濃縮廃液固化体に含まれる硝酸塩から発生する硝酸イオン ( $\text{NO}_3^-$ ) は、処分施設内に存在する還元性物質（金属製オーバーパックや有機物）により亜硝酸イオン ( $\text{NO}_2^-$ ) やアンモニアイオン ( $\text{NH}_4^+$ ) に還元される可能性が指摘されている（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、

2005)。既往研究の報告では、金属 (Fe) 腐食に伴う  $\text{NO}_3^-$  の化学的変遷の他、脱窒菌による  $\text{NO}_3^-$  の還元作用も組み込んだ  $\text{NO}_3^-$  の化学的変遷の評価モデルの構築が進められており (日本原子力研究開発機構、2011、日本原子力研究開発機構、2013)、日本原子力研究開発機構から示されている解析ケースでは、硝酸塩濃度は処分開始時点において最大濃度となった後、 $\text{NO}_3^-$  の還元反応の進行とともに減少し、およそ 40000 年後には消失すると考えられている (図 1)。同報告による評価モデルでは、 $\text{NO}_3^-$  は主に微生物や黄鉄鉱 ( $\text{FeS}$ ) により還元され、併置処分への影響評価において現行の評価パラメータを用いた場合、高濃度の硝酸塩環境はグループ 3 の廃棄体周辺数百 m 以内に限定され、高レベル放射性廃棄物処分施設付近では、 $\text{NO}_3^-$  はほとんど  $\text{NH}_4^+$  に還元されると考えられる。一方、323 K (50°C) において、硝酸ナトリウム水溶液に黄鉄鉱を浸漬させた試験では、365 日後においても黄鉄鉱による  $\text{NO}_3^-$  の還元反応は確認されなかったことから (日本原子力研究開発機構、2011)、処分環境における  $\text{NO}_3^-$  の還元反応は非常に遅い反応であると考えられる。この場合、初期にグループ 3 の廃棄体近傍で形成された飽和濃度付近の  $\text{NaNO}_3$  溶液条件が長期にわたって維持されるとともに、高濃度の  $\text{NaNO}_3$  溶液が処分施設近傍からより広範な領域に拡がる可能性がある。このため、併置処分の安全評価において硝酸塩影響を考慮するためには、硝酸塩の発生源であるグループ 3 や隣接するグループ 4 のみならず、HLW に含まれる主要な核種について、低濃度から高濃度までの幅広い  $\text{NaNO}_3$  溶液条件下で溶解度や収着分配挙動などを評価する必要があると考えられる。

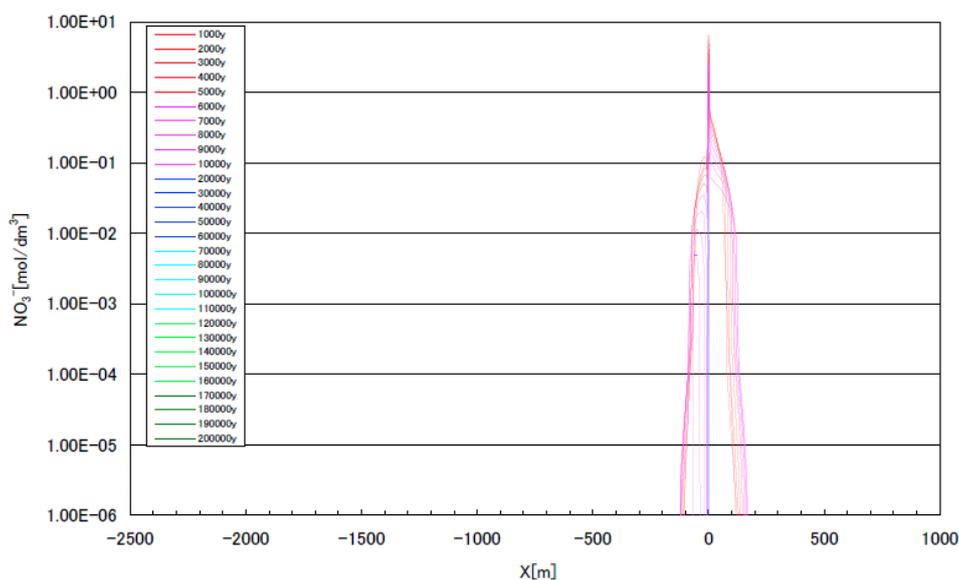
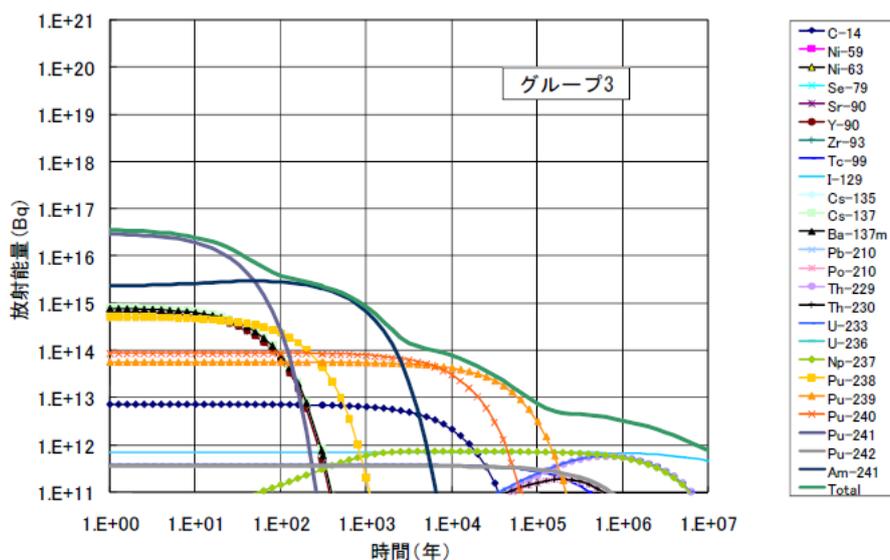


図 1 解析体系 X 軸上の硝酸イオン濃度分布 (日本原子力研究開発機構、2013)

次に、硝酸塩影響の対象となる核種について整理する。図 2 はグループ 3 に含まれる主要な核種の放射エネルギーの時間変化を表したものであり（原子力発電環境整備機構、2011）、処分後は Pu-241、Am-241、Pu-240、Pu-239、Np-237 などのアクチノイドが順次放射エネルギーを支配するとされている。また、図 3 は HLW のガラス固化体に含まれる核種の放射エネルギーを示したものである。HLW においても数千年後から数万年後以降では、Pu-239 や Np-237 などアクチノイド核種からの寄与が大きくなると考えられる。HLW に対しては、TRU 廃棄物処分施設と十分な離間距離を取るとともに地下水の流れの上流側に HLW を設置することにより、硝酸塩影響を低減できるとの見通しがなされているが、高濃度の  $\text{NaNO}_3$  環境が長期にわたって維持されるケースや地下水流の変動などに対応できる安全評価を確立するためには、TRU 廃棄物のみならず HLW に含まれるアクチノイド核種に対して幅広い硝酸塩影響を想定した移行挙動の評価を行う必要がある。



(c) グループ 3 の主要な核種の放射エネルギーの時間変化

図 2 グループ 3 に含まれる主要な核種の放射エネルギーの時間変化（原子力発電環境整備機構、2011）

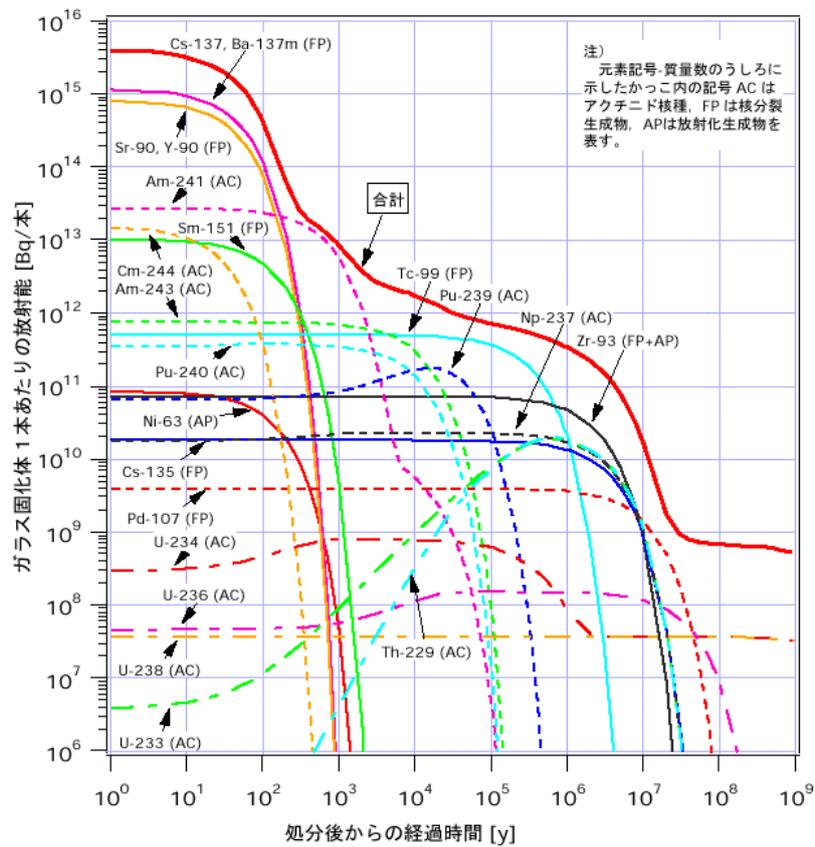


図 3 モデルガラス固化体の放射能の経時変化 (核燃料サイクル機構、1999)

アクチノイド核種は、地下の還元的雰囲気では、4価イオンとして振る舞い、難溶性の水酸化物沈殿を形成するため、その移行挙動は、4価水酸化物沈殿の溶解度により支配されると考えられる。一般に、4価水酸化物沈殿の溶解度は非常に低いが、4価イオンと可溶性錯体を形成するような配位子やイオン共存下では、見かけの溶解度は上昇する。また、4価イオンは、加水分解反応により水酸化物コロイドを生成したり、地下水中的コロイドと相互作用することにより擬似コロイドを生成したりすることが知られている。コロイドの生成は、見かけの溶解度を上昇させるとともに、凝集分散やフィルトレーション効果、サイズ排除効果などのコロイド挙動は核種の移行挙動を大きく左右する。さらに、ウランやネプツニウム、プルトニウムは複数の酸化状態を取るため、硝酸塩環境下において核種の酸化状態が変化すれば、難溶性の4価水酸化物沈殿による溶解度制限が無くなり、核種移行が促進される懸念がある。硝酸塩影響を考慮したアクチノイド核種の移行挙動評価を行うためには、希薄濃度から高濃度までNaNO<sub>3</sub>溶液条件において、4価アクチノイドの溶存種や固相の化学状態を把握するとともに、溶解沈殿反応や錯生成反応、酸化還元反応など関連する反応やコロイド挙動について定量的な評価を行う必要がある。このためには、幅広い硝酸塩濃度条件に対応できる4価アクチノイドの見かけの溶解度予測モデルの構築が不可欠である。

### 1.3 本研究の目的

本研究では、4価アクチノイドの見かけの溶解度に対する硝酸塩影響として、酸化還元条件および錯体形成による影響に着目する。酸化還元条件は、処分場内部および近傍で高濃度の  $\text{NO}_3^-$  が存在することにより雰囲気酸化性条件になることを考慮したものである。既往研究では、これまで4価ネプツニウムの溶解度に対する硝酸塩影響が調べられたが、希薄から飽和  $\text{NaNO}_3$  濃度まで濃度範囲において有意な影響は確認されなかった（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）。 $\text{NO}_3^- / \text{NO}_2^-$  や  $\text{NO}_3^- / \text{N}_2$  の標準酸化還元電位として報告されている値は、4価ネプツニウムに対して十分酸化的な値であり、硝酸影響評価には、 $\text{NO}_3^-$  による核種の酸化反応メカニズムに対する理解が不可欠であると考えられる。

また、錯生成による影響は、 $\text{NO}_3^-$  や還元生成物である  $\text{NH}_4^+$  が核種と安定な錯体を形成することにより、見かけの溶解度が上昇するものである。4価アクチノイドの場合、 $\text{NH}_4^+$  との錯生成は報告されていないが、濃硝酸溶液条件下などでは  $\text{NO}_3^-$  と錯生成反応を起こすことが報告されている。また、高濃度の硝酸塩環境は、処分場内の間隙水や地下水中に存在する様々な無機、有機配位子と4価アクチノイドの錯生成反応にも影響する可能性がある。即ち、高いイオン強度により、錯生成反応に関わるイオンなどの活量が低下し、支配的な溶存化学種の変化や見かけの溶解度の変化をもたらすと考えられる。4価アクチノイドの錯生成反応に関する既往研究の多くは、希薄溶液から中程度のイオン強度下で行われており、活量変化の影響が顕著に表れる高イオン強度下については、これまで十分な実測データが取得されておらず、定量的な影響評価がなされているとは言い難い。

また、4価アクチノイドは強い加水分解反応により、水酸化物コロイドを生成することが知られている。このため、4価アクチノイド水酸化物の見かけの溶解度は、水酸化物コロイドの寄与を含んだものとなり、4価アクチノイド溶解度の予測モデル確立には、希薄から飽和  $\text{NaNO}_3$  濃度までの条件下におけるコロイド挙動を把握する必要がある。DLVO 理論など一般的なコロイド挙動を表すモデルでは、高塩濃度環境では、コロイドの凝集が進行するが、高イオン強度下でのアクチノイド水酸化物コロイドの挙動については、これまで報告例が少ないのが現状である。

以上のような背景から本研究では、希薄濃度から飽和  $\text{NaNO}_3$  濃度までの濃度範囲における以下の3つの反応に着目する。

- $\text{NaNO}_3$  溶液下での4価アクチノイドの錯生成反応
- $\text{NaNO}_3$  溶液下での4価アクチノイドコロイドの挙動
- $\text{NaNO}_3$  溶液下での4価アクチノイドの酸化還元反応

様々な硝酸塩濃度において、これら反応に基づいた 4 価アクチノイドの見かけの溶解度を予測するため、関連する反応の平衡定数や活量係数など熱力学データに基づいた反応の定量的な解釈を行う。硝酸塩による高イオン強度下でのアクチノイド核種の見かけの溶解度の熱力学モデルを構築することにより、硝酸塩影響を考慮した核種移行パラメータ設定（溶解度/収着/移流分散）に資するだけでなく、熱や有機物、高 pH など多様かつ複合的な併置処分環境下での核種移行挙動評価にも資することが期待できると考えられる。

## 2 全体研究計画（4 ヶ年における全体計画）

希薄から高濃度までの硝酸塩条件が 4 価アクチノイドの見かけの溶解度に及ぼす影響を定量的に評価するためには、まず、図 4 に示す硝酸塩環境下での個々の反応を熱力学モデルにより表す必要がある。以下に研究の全体計画について述べる。

TRU 廃棄物または HLW から溶出した 4 価アクチノイドは、地下水あるいは間隙水の条件下では速やかに難溶性の水酸化物沈殿 ( $\text{An(IV)(OH)}_4(\text{am})$ ) を形成し、液相中の 4 価アクチノイドイオン ( $\text{An(IV)}^{4+}$ ) の濃度は、水酸化物沈殿との沈殿溶解反応により制御されると考えられる。このとき、4 価アクチノイドが硝酸塩環境下であれば、硝酸イオンと錯体を形成し、見かけの溶解度が変化する可能性がある。一般に、酸性 pH 条件下では、4 価アクチノイドは硝酸錯体を生成するが、処分場近傍の地下水条件と想定される中性またはアルカリ性 pH では、加水分解反応が優位となり、硝酸錯体の生成は限定的であると考えられる。このため、4 価アクチノイドの硝酸錯体については、文献調査を中心に行い、報告されている錯生成定数などから中性またはアルカリ性 pH における硝酸錯体の影響を見積もることとする。

4 価アクチノイドの地下水中における溶解度は、難溶性の水酸化物沈殿  $\text{An(IV)(OH)}_4(\text{am})$  によって支配されるが、地下水または処分場内の間隙水中には、天然および人工起源の様々な無機、有機配位子が存在し、4 価アクチノイドイオンと相互作用する（図 4）。このため、4 価アクチノイドの見かけの溶解度は、これら無機、有機配位子との錯生成反応や固相形成反応によって大きく左右される。特に、4 価アクチノイドイオンと可溶性の安定な錯体を形成するような場合は、見かけの溶解度は、難溶性水酸化物 ( $\text{An(IV)(OH)}_4(\text{am})$ ) の溶解度に比して大きく上昇することとなる。様々な無機、有機配位子と 4 価アクチノイドの錯生成反応について、多くの既往研究がなされてきたが（Hummel et al., 2005）、これまでの研究では、溶液中の共存イオンの影響を無視できるような希薄濃度条件下で錯生成反応が調べられており、共存イオンの影響が無視できない高イオン強度下での実験的な知見は十分得られていないのが現状である。そこで、本研究では、4 価アクチノイドの錯生成反応に及ぼす  $\text{NaNO}_3$  濃度の影響を調べる

ため、現在の安全評価において、4価アクチノイドの支配的な溶存化学種の一つと考えられている炭酸錯体に着目する。希薄濃度から高濃度までの  $\text{NaNO}_3$  溶液中における4価アクチノイドと炭酸イオンの錯生成反応および活量補正について、炭酸イオン共存下での溶解度測定実験に基づき考察する。熱力学定数や活量補正パラメータを求め、高イオン強度（高  $\text{NaNO}_3$  濃度）下における4価アクチノイドの錯生成反応を表す熱力学モデルを構築する。

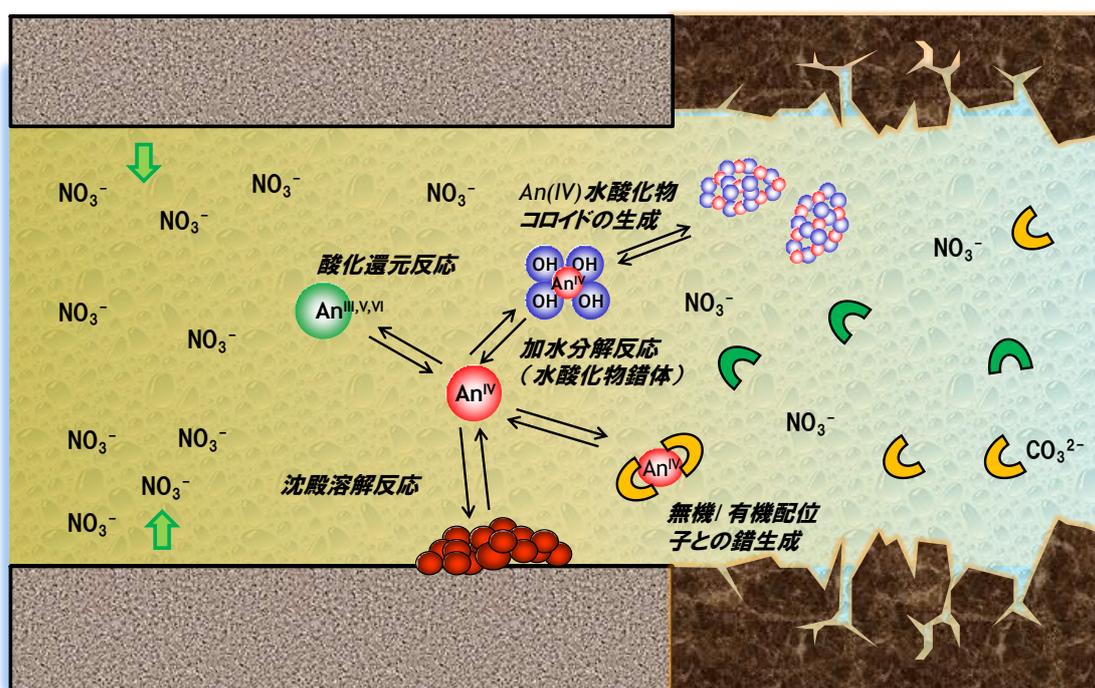


図 4 硝酸塩環境下での4価アクチノイドの溶液化学反応

次に、図4に示すような硝酸塩環境下における4価アクチノイドの水酸化物コロイドの挙動に着目する。上述のように、廃棄体から溶出した4価アクチノイドは速やかに水酸化物沈殿 ( $\text{An(IV)(OH)}_4(\text{am})$ ) を形成するが、この際、加水分解反応によって水酸化物コロイドが生成され、溶液中に存在することが知られている。このようなコロイドは、” eigen-colloid ” と呼ばれ、高イオン強度下でも凝集せず、安定に存在している可能性が指摘されている (Altmaer et al., 2004)。4価アクチノイドの見かけの溶解度を評価するためには、水酸化物コロイドの寄与を定量的に把握する必要がある。著者はこれまでの研究において、4価ジルコニウムやトリウムの水酸化物コロイドの粒径分布を測定し、その粒径分布を単純なポリマー成長モデルに当てはめることによって、水酸化物コロイドの寄与を定量的に評価できることを示してきた (Sasaki et al., 2006、Kobayashi et al., 2009)。しかし、水酸化物コロイドの構造や生成メカニズムは明らかではなく、その安定性を解釈するには至っていない。そこで、本研究では、硝酸塩

環境下における 4 価アクチノイド水酸化物コロイドの表面電位に着目し、コロイド安定性の解釈を目指す。NaNO<sub>3</sub> 溶液中において調製した水酸化物コロイドのゼータ電位を測定し、加水分解定数に基づく熱力学モデルの適用可能性について検討する。

### 希薄～高濃度NaNO<sub>3</sub>溶液下での4価アクチノイドの溶液化学的研究

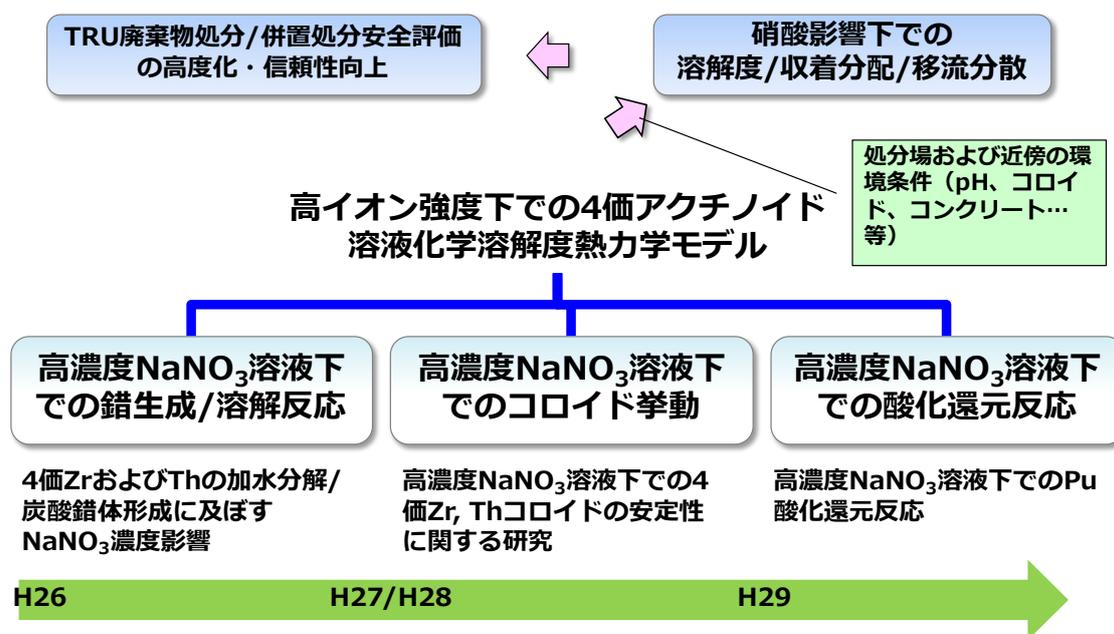


図 5 全体研究計画

次に、4 価アクチノイドの中でウランやネプツニウム、プルトニウムは酸化還元に鋭敏な核種であるため、4 価イオンとして溶出した後、地下水あるいは間隙水の状態により酸化あるいは還元される可能性がある。特に、硝酸塩環境下では、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/NO<sub>2</sub><sup>-</sup>や NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/N<sub>2</sub>などの酸化還元対によって溶液の酸化還元電位がコントロールされれば、低い酸化状態にあるアクチノイドイオンが酸化され、溶存化学状態が大きく変化する可能性がある。硝酸イオンによる核種の酸化状態への影響については、第 2 次 TRU レポート以降これまで研究が進められており、4 価ネプツニウムや金属セレンなどでは硝酸塩による酸化状態への有意な影響は確認されなかったと報告されている（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）。また、テクネチウムの場合、4 価テクネチウムは 7 価に酸化されたものの硝酸イオンによる直接の影響は明確ではなかった（日本原子力研究開発機構、2013）。本研究では、希薄濃度から高濃度までの NaNO<sub>3</sub> 溶液中において、酸化剤、還元剤や電気化学的手法を用いて、プルトニウムの酸化還元反応を調べ、硝酸濃度が及ぼす影響について考察する。図 5 に研究の全体計画を示す。

### 3 平成 26 年度の成果概要

平成 26 年度は、高イオン強度下での 4 価ジルコニウム、トリウムおよびプルトニウムの硝酸錯生成反応および炭酸錯生成反応に関連する既往文献の調査を行い、これまでの知見を整理した。また、高イオン強度下での実験に先立ち、幅広い塩化ナトリウムおよび硝酸ナトリウム濃度条件下で pH および Eh が既知である試料を測定し、pH および Eh 測定におけるイオン強度の補正係数を得た。以下にそれぞれについて概略を示す。

#### 3.1 硝酸イオンとの錯生成反応

ジルコニウム硝酸錯体については、これまでの文献でいくつか報告値があり、NEA-TDB では、既往データの再解析により推奨値を求めている (Brown et al., 2005)。ただし、既往データにおけるイオン強度は 2 または 4 M であり、 $I = 0$  における推奨値は既報値からの外挿値となっている。このとき、イオン強度は SIT により補正されており、 $\epsilon(\text{Zr}^{4+}, \text{ClO}_4^-) = 0.89 \pm 0.10$  および  $\epsilon(\text{H}^+, \text{NO}_3^-) = 0.07 \pm 0.01$  から  $\epsilon(\text{ZrNO}_3^+, \text{ClO}_4^-) = (0.88 \pm 0.11) \text{ kg} \cdot \text{mol}^{-1}$  と求められている。同様に既往データを再解析することにより 1:2 錯体である  $\text{Zr}(\text{NO}_3)_2^{2+}$  の錯生成定数の値も報告されている。一方、再解析の中で存在の確定に至らなかった 1:3 錯体および 1:4 錯体については、推奨値を求めている。なお、 $\text{Zr}(\text{NO}_3)_2^{2+}$  のイオン相互作用係数は、 $\text{ZrCl}_2^{2+}$  のイオン相互作用係数と同じ値 ( $(0.84 \pm 0.10) \text{ kg} \cdot \text{mol}^{-1}$ ) であり、Zr と硝酸イオンの 1:1 錯体と Zr と塩化物イオンの 1:1 錯体では、それぞれのイオン相互作用係数が類似した値であることから、Zr と硝酸イオンの 1:2 錯体において  $\text{ZrCl}_2^{2+}$  のイオン相互作用係数を用いて構わないとされている。

トリウム硝酸錯体に関しては、NEA-TDB が錯生成定数を扱った既報データの中で、Neck らの溶媒抽出法による硝酸錯体の錯生成定数測定 of データ (Neck et al., 2006) を採用しており、その結果に基づき、1:1 および 1:2 硝酸錯体の錯生成定数の値を選定している (Rand et al., 2009)。Neck らは 3 M までの異なる  $\text{NaNO}_3$  濃度範囲において実験を行い、錯生成定数とともにイオン強度依存性の解析から SIT におけるイオン相互作用係数の値を求めた。

4 価プルトニウムの硝酸錯体に関する報告は、再処理等を背景としてこれまで数多く存在しており、NEA-TDB では文献値のレビューから 1:1 および 1:2 の硝酸錯体の錯生成定数を選定値として推奨している (Guillaumont et al., 2003)。

#### 3.2 炭酸イオンとの錯生成反応

ジルコニウムの炭酸錯体に関する文献は多くなく、特に定量的な解析が行われているものは少ない。また、このうちの多くは  $\text{K}_2\text{CO}_3/\text{KHCO}_3$  又は  $\text{KOH}/\text{K}_2\text{CO}_3$  系で行われた実験である。NEA-TDB では、ジルコニウムの加水分解が非常に強いことから  $\text{Zr-OH-CO}_3$  の 3 元錯体生成の可能性を指摘しているが、 $\text{CO}_3^{2-}$  が Zr に対して過剰に存在している条件では、

Zr(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup>が支配的な溶存種とし、既報値の再解析から錯生成定数を報告している (Brown et al., 2005)。このとき、イオン強度依存性については、既報値では1種類のイオン強度 ( $I=1$ ) しかなく、イオン相互作用係数  $\epsilon$  (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Zr(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup>) の値は、 $\epsilon$  (Na<sup>+</sup>, U(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup>) = -0.09 ± 0.20 の値を用いている。Zr(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup> の濃度は炭酸イオン濃度に対する傾きが4であり、CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>濃度の低下とともにその寄与は急激に減少する。Zr(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup> の錯生成定数は、CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>が過剰に存在する実験条件下で設定されているため、比較的低濃度のCO<sub>3</sub><sup>2-</sup>濃度下でZr溶解度の熱力学計算を行うと、ジルコニウム炭酸錯体の影響は表れない評価となる。

トリウムの炭酸錯体に関する報告はこれまでに幾つかなされており、中でも代表的なものがAltmaierらによるものである (Altmaier et al. 2006)。Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>濃度を変えた溶液条件下でのTh溶解度を測定し、ThOH(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>5-</sup>、Th(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>が支配的な溶存種、その他Th(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>) (aq)、Th(OH)<sub>3</sub>(CO<sub>3</sub>)<sup>-</sup>、Th(OH)<sub>4</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>などが存在すると考えられている。NEA-TDBは同データを採用しており (Rand et al., 2009)、第2次TRUレポートにおいて設定されているトリウムの支配的な溶存種であるThOH(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>5-</sup>およびTh(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>もこの報告に基づき設定されたものである。さらに、NEA-TDBでは、それぞれの化学種のSITにおけるイオン相互作用係数の値も報告している。

プルトニウムの炭酸錯体については、プルトニウムの酸化還元反応を考慮に入れた熱力学モデルはこれまで構築されていない。NEA-TDBではPu(VI)、Pu(V)およびPu(IV)それぞれの炭酸錯体の既報データを整理、レビューを行っている (Guillaumont et al., 2003)。CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>存在下でのPu(IV)の炭酸錯体については、Capdevilaらが分光測定からPu(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup>およびPu(CO<sub>3</sub>)<sub>5</sub><sup>6-</sup>の存在を示唆しており (Capdevila et al., 1996)、逐次錯生成定数の値を求めた。また、Raiらは幅広いpHおよびCO<sub>3</sub>濃度およびイオン強度下でのPuO<sub>2</sub>(am)溶解度試験を行い、Pu炭酸錯体 (Pu(CO<sub>3</sub>)<sub>5</sub><sup>6-</sup>およびPu(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>) の錯生成定数およびイオン強度補正パラメータの値 (Pitzerパラメータ) を報告している (Rai et al., 1999)。

### 3.3 高イオン強度下における pH および Eh 測定

高イオン強度下での実験・測定に向けた予備実験として、高濃度のNaNO<sub>3</sub>およびNaCl溶液下で水素イオン濃度 (pHc) および酸化還元電位 (Eh) が既知である試料の測定を行い、pHについては実測値からpHcを決定するための換算係数を各イオン強度において求めた。Ehについては、安定な酸化剤、還元剤の組み合わせであるFe(CN)<sub>6</sub><sup>3-</sup>/Fe(CN)<sub>6</sub><sup>4-</sup>のEh値を低濃度から高濃度までのNaNO<sub>3</sub>およびNaCl溶液下で測定し、そのイオン強度依存性について考察した。Fe(CN)<sub>6</sub><sup>3-</sup>/Fe(CN)<sub>6</sub><sup>4-</sup>の場合、Eh値のイオン強度依存性はSITにより良く再現できることが分かった。一方、NaNO<sub>3</sub>およびNaClでEh測定値に顕著な違いは見られなかった。

## 4 平成 27 年度研究実施内容

### 4.1 平成 27 年度の計画、実施方法

平成 27 年度は、4 価アクチノイドのアナログ元素である 4 価ジルコニウムを用いて、高イオン強度（高濃度  $\text{NaNO}_3$  溶液）条件下での炭酸イオンとの錯生成反応および水酸化物コロイドの挙動について検討を行った。

4 価アクチノイドの炭酸錯体に関する既往研究は、前年度に整理した通り、いくつかの錯生成定数の報告例があり、各種熱力学データベースにその値が挙げられている。特に、4 価トリウムでは、炭酸ナトリウム ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) 濃度を変えた溶液条件下でのトリウム溶解度が測定されており、 $\text{ThOH}(\text{CO}_3)_4^{5-}$ 、 $\text{Th}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$  が支配的な溶存種、その他  $\text{Th}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)(\text{aq})$ 、 $\text{Th}(\text{OH})_3(\text{CO}_3)^-$ 、 $\text{Th}(\text{OH})_4(\text{CO}_3)^{2-}$  などが存在すると考えられている。一方、プルトニウムに対しては、トリウムほど網羅的な検討は行われていないが、2 元錯体である  $\text{Pu}(\text{CO}_3)_4^{4-}$  や  $\text{Pu}(\text{CO}_3)_5^{6-}$ 、3 元錯体である  $\text{Pu}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$  の錯生成定数およびイオン強度補正パラメータが報告されている。しかし、既往の実験データはいずれも塩化ナトリウム溶液や過塩素酸ナトリウム溶液下などで得られたものであり、硝酸塩環境下での実験データは得られていない。一方、アクチノイドのアナログ元素とされるジルコニウムでは、これまで  $\text{Zr-OH-CO}_3$  の 3 元錯体の錯生成定数の報告値はなく、2 元錯体である  $\text{Zr}(\text{CO}_3)_4^{4-}$  の錯生成定数のみが報告されている。平成 27 年度の研究では、幅広い硝酸塩濃度下において炭酸イオンを共存させた 4 価ジルコニウムの溶解度を測定することで、3 元錯体の生成可能性について検討するとともに、硝酸塩濃度の影響についても考察する。

4 価水酸化物のコロイド挙動については、硝酸塩環境下でのコロイド安定性の理解のため、0.5 M および 2.0 M 硝酸ナトリウム水溶液において、ジルコニウム水酸化物コロイドを調製し、そのゼータ電位を測定する。ジルコニウム水酸化物コロイドについては、既往研究において、単核加水分解種をモノマーユニットとするポリマーモデルによってその粒径分布が解釈できることが示されている。そこで、本研究では、加水分解定数など熱力学データを用いた水酸化物コロイドのゼータ電位実験値の解釈可能性について検討する。さらに、ゼータ電位が水酸化物コロイドの凝集に及ぼす影響についても検討するため、調製したジルコニウム水酸化物コロイドの粒径分布を動的光散乱法および X 線小角散乱法により調べる。

硝酸イオンがアクチノイドの酸化還元反応に及ぼす影響については、まず、硝酸イオン濃度が、溶液の酸化還元電位 (Eh) に与える影響を調べることにする。ヒドロキノン ( $\text{C}_6\text{H}_4\text{O}_2$ 、標準酸化還元電位 0.711V) を含む 0.1~5.0 M の塩化ナトリウム溶液および硝酸ナトリウム溶液を調製し、その pH および Eh を測定する。既往研究では、 $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$  の逐次還元反応が提案されており、還元剤であるヒドロキノンは共存する系では、硝酸イオンの還元およびヒドロキノンの酸化反応が進行する可能性が考えられる。Eh 値は硝酸濃度依存性を測定することにより、Eh 値に基づき硝酸イオンの酸化力について

て検討する。

## 4.2 平成 27 年度の成果内容

### 4.2.1 ジルコニウム炭酸錯体生成に及ぼす $\text{NaNO}_3$ 濃度影響

#### 4.2.1.1 炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度実験

試料溶液の調製は不飽和法により行い、4 価ジルコニウムのアモルファス水酸化物固相 ( $\text{Zr}(\text{OH})_4(\text{am})$ ) を固相とした。ジルコニウム固相および試料溶液の調製は全て Ar 雰囲気グローブボックス内 ( $\text{O}_2 < 0.1 \text{ ppm}$ ) にて行った。ジルコニウムのアモルファス水酸化物固相は、塩化ジルコニウム ( $\text{ZrCl}_4$ , Aldrich, 99%) を超純水 (Milli-Q, Millipore) に溶解し、水酸化ナトリウム ( $\text{NaOH}$ , 和光純薬工業, 99%) 水溶液を加えて沈殿させることにより得た。得られた沈殿は超純水により数回洗浄した後、少量の超純水で懸濁させ PP 製チューブに分配した。硝酸 ( $\text{HNO}_3$ , 和光純薬工業, 99%) または水酸化ナトリウム水溶液を添加することにより試料溶液の pH を調整し、イオン強度 ( $I$ ) は硝酸ナトリウム ( $\text{NaNO}_3$ , 和光純薬工業, 99%) の飽和溶液を添加することにより 0.1、0.5、2.0 および 5.0 に調整した。中性 pH からアルカリ性 pH 領域の試料溶液では、炭酸イオン濃度を調整するため、炭酸水素ナトリウム ( $\text{NaHCO}_3$ , 和光純薬工業, 99%) の母溶液 (0.5 M) を添加し、全炭酸イオン濃度を 0.0015, 0.04 または 0.1 M とした。一方、酸性 pH 領域の試料溶液では、炭酸イオン濃度を調整するため、炭酸ガス (100% $\text{CO}_2$  または 10%

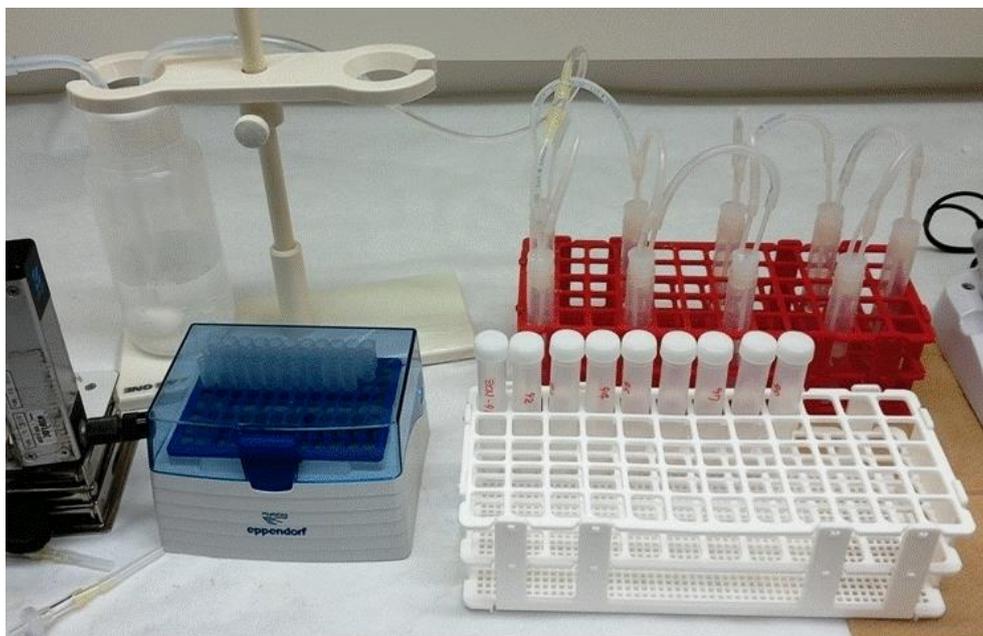


図 6 炭酸イオン共存下でのジルコニウム溶解度実験 (酸性 pH)

CO<sub>2</sub>-Ar) を試料溶液に通気した (図 6)。中性 pH からアルカリ性 pH (pH 8~11.5) に調整した試料溶液は、Ar 雰囲気グローブボックス内に静置し、3~4 日に 1 回程度の間隔で攪拌した。なお、実験を通して、超純水は予めアルゴンガスで脱気したものをを用いた。

所定の期間後、グローブボックス内にて各試料溶液の水素イオン濃度 (pHc) を測定した。pHc は堀場製作所社製の pH メータ (D-50) および温度補償型 pH 複合電極 (9615-10D, 堀場製作所社製) を用いて測定した。pH 電極は、pH 電極校正液 (pH4, 7: 堀場製作所社製) を用いて校正を行った。各イオン強度における校正曲線は、NaNO<sub>3</sub> によりイオン強度を調整した HCl および NaOH 標準液 (和光純薬工業) の pH を予め測定し、測定 pH から水素イオン濃度への補正を行った (平成 26 年度実施内容)。pHc 測定を行った後、上澄み液 500 μl を採取、限外ろ過フィルター (10 kDa, 孔径約 3nm, マイクロコン、ミリポア) を用いて限外ろ過した。ろ液 400 μl を回収し、0.1 mol / dm<sup>3</sup> (M) 硝酸 2100 μl を加え、硝酸酸性とし、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、ジルコニウムは <sup>90</sup>Zr の濃度を測定し、検出限界はおよそ 1×10<sup>-8.5</sup> M であった。あらかじめ、既知の Zr 濃度の試料を測定することで、検量線を作成し、未知試料の測定結果に検量線を適用することで未知試料の Zr 濃度を決定した。

#### 4.2.1.2 結果と考察

##### ○炭酸イオン共存下の硝酸ナトリウム溶液中におけるジルコニウム溶解度

図 7 に 4 および 8 週間後の 0.5 M NaNO<sub>3</sub> 溶液中における炭酸イオン共存下での 10kDa フィルターろ過後のジルコニウム溶解度を示す。図中の灰色の領域は、ジルコニウム濃度の定量限界 10<sup>-8</sup> M を下回っていることを示しており、同領域におけるプロットは上限値と考えた。4 および 8 週間後の溶解度の実験値に顕著な違いはなく、4 週間後には平衡に到達したことを示唆している。炭酸イオンを含まないジルコニウム溶解度 (NaClO<sub>4</sub> 溶液または NaCl 溶液) と比較すると、pH 8~11 では共存する炭酸イオン濃度の上昇に伴ってジルコニウム溶解度が上昇しており、ジルコニウム炭酸錯体の形成が示唆されている。また、pH 11 以上では炭酸イオン濃度の違いが溶解度に及ぼす影響は小さくなり、加水分解反応が優位になったと考えられる。

図 8 は、炭酸イオン濃度を 0.04 M で一定、イオン強度を NaNO<sub>3</sub> により 0.1、0.5、2.0 および 5.0 としたときの 10kDa フィルターろ過後のジルコニウム溶解度を比較した結果を示す。先程と同様、4 および 8 週間後の溶解度の実験値に違いは見られず、pH 10 以下ではイオン強度とともに溶解度がわずかに上昇する傾向が得られている。また、pH 10 以上では、イオン強度による溶解度の違いはほとんど表れていない。ジルコニウム溶解度に対するイオン強度については、先行研究である炭酸イオン共存下における 4 価トリウムの溶解度と比較すると、顕著な結果となった。Altmaier らは 0.04 M の炭酸イオン共存下で NaCl によりイオン強度を 0.1~4.0 M まで変化させた場合、I = 0.1 から 4.0

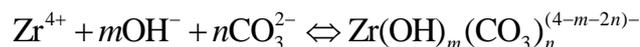
にかけてトリウム溶解度が 2 桁以上上昇することを報告しており (Altmaier et al. 2006)、本研究によるジルコニウムの結果と比較すると、その増加量は 1 桁ほど大きい。図 9 に pH 8~10.5 における各 pH でのジルコニウム溶解度の炭酸イオン濃度 ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) 依存性を示す。ジルコニウム溶解度の炭酸イオン濃度に対する傾きは、およそ 2~4 程度であり、支配的なジルコニウム炭酸錯体に寄与している炭酸イオンの数が 2~4 であることを示唆している。

図 10 に 100% $\text{CO}_2$  および 10% $\text{CO}_2$  を大気圧下で所定の期間バブリングしたときの 10kDa フィルターろ過後のジルコニウム溶解度を示す。イオン強度は  $\text{NaNO}_3$  溶液により 0.5 および 2.0 M とした。1、3 および 7 日間バブリングした後のジルコニウム溶解度に顕著な違いは見られておらず、試料溶液にバブリングを行った場合、比較的早期に定常状態に達すると考えられた。 $\text{CO}_2$  を含まない  $\text{Zr}(\text{OH})_4(\text{am})$  のみの溶解度と比較すると、pH 5 以下の酸性領域ではほとんど違いは見られないが、pH 5 以上では pH の増加とともにジルコニウム溶解度が急激に増加する傾向が見出された。また、イオン強度  $I=0.5$  および 2.0 の結果を比較すると、 $I=2.0$  の場合のジルコニウム溶解度がわずかに高い値を示す結果となった。酸性 pH 領域における測定値をトリウムの既報値と比較すると、中性 pH からアルカリ性 pH 領域の場合と同様、ジルコニウム溶解度のイオン強度依存性は小さい結果となった。

#### ○炭酸イオン共存下のジルコニウム溶解度の熱力学モデル

得られたジルコニウム溶解度の pH 依存性および炭酸イオン濃度依存性から、溶解度データに対して熱力学データに基づく解析を行った。図 11 にジルコニウムの 2 元および 3 元錯体の一覧を示す。太字がジルコニウムの既往文献において錯生成定数の報告値があるもの、青字は 4 価アクチノイドにおいて錯生成定数の報告値があるものを示す。図 11 に示すように、水酸化物イオンと炭酸イオンの数から考え得る 3 元錯体の組み合わせは多数あるため、熱力学データに基づく溶解度の解析を行う前に、 $I=0.5$  の酸性 pH ~アルカリ性 pH までの実験データを用いて、溶解度実験値を再現するため、各 2 元および 3 元錯体の錯生成定数の上限値を見積もることとした。

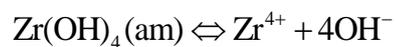
$\text{Zr}(\text{OH})_m(\text{CO}_3)_n^{(4-m-2n)-}$  で表されるジルコニウムの 3 元錯体の生成反応および錯生成定数 ( $\beta_{1,m,n}$ ) を下式で表す。



$$\beta_{1,m,n} = \frac{[\text{Zr}(\text{OH})_m(\text{CO}_3)_n^{(4-m-2n)-}]}{[\text{Zr}^{4+}][\text{OH}^-]^m[\text{CO}_3^{2-}]^n}$$

溶解度制限固相を  $\text{Zr}(\text{OH})_4(\text{am})$  とする場合、ジルコニウムイオン ( $\text{Zr}^{4+}$ ) の濃度は溶解度

積 ( $K_{sp}$ ) により下式で表される。



$$K_{sp4} = [\text{Zr}^{4+}][\text{OH}^-]^4$$

また、炭酸イオン濃度 ( $[\text{CO}_3^{2-}]$ ) は、全炭酸濃度 ( $[\text{CO}_3]_{\text{tot}}$ ) を用いて下式で表される。

$$[\text{CO}_3]_{\text{tot}} = [\text{H}_2\text{CO}_3] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

$$[\text{CO}_3^{2-}] = [\text{CO}_3]_{\text{tot}} / (10^{-(2 \times \text{pHc} + \text{pKa}_1 + \text{pKa}_2)} + 10^{-(\text{pHc} + \text{pKa}_2)} + 1)$$

ここで、 $\text{pKa}_1$  および  $\text{pKa}_2$  は炭酸イオンの解離定数 ( $\text{pKa}_1 = 6.35$ 、 $\text{pKa}_2 = 10.33$ 、 $I = 0$ ) であり、SIT により  $I = 0.5$  に補正して用いた。

大気圧下で  $\text{CO}_2$  ガスのバブリングを行った酸性 pH 領域では、全炭酸濃度は次式により求めた。

$$[\text{CO}_3]_{\text{tot}} = K_H \times p\text{CO}_2$$

ただし、 $K_H$  はヘンリー一定数 ( $K_H = 0.0342 \text{ mol/l/atm}$ ) を表す。一方、炭酸水素ナトリウムにより炭酸イオン濃度を調整した中性 pH ~ アルカリ性 pH の試料では、全炭酸濃度は投入した炭酸水素ナトリウムの濃度に等しいとした。

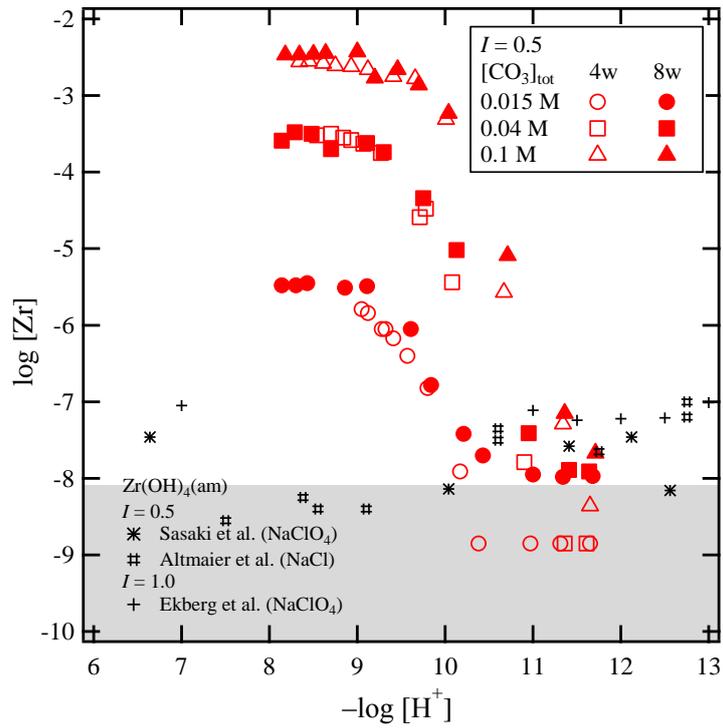


図 7 炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度 (0.5 M NaNO<sub>3</sub>)

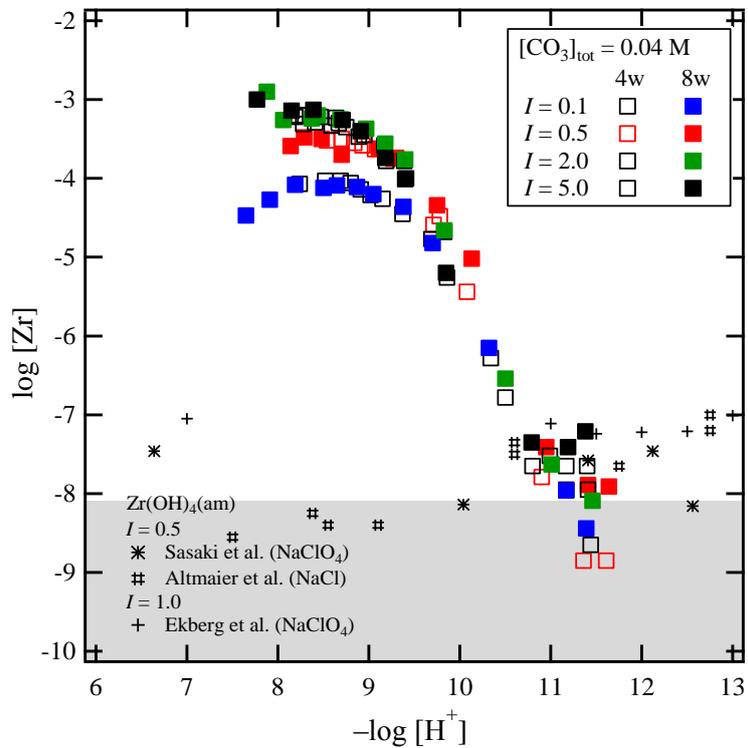


図 8 炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度 ( $[\text{CO}_3]_{\text{tot}} = 0.04 \text{ M}$ )

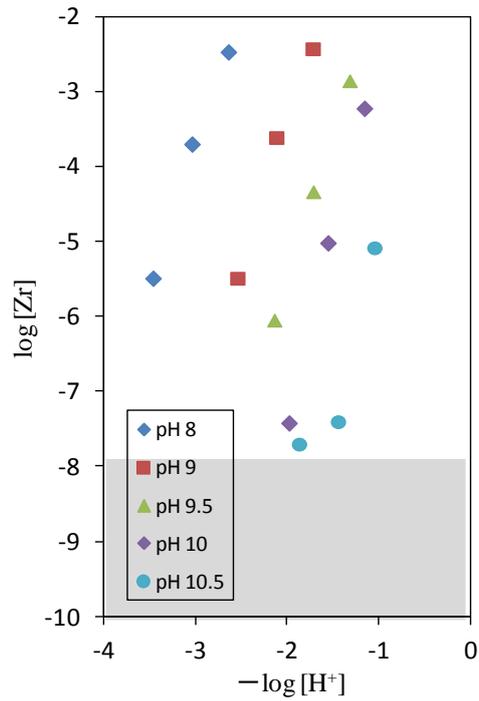


図 9 ジルコニウム溶解度の炭酸濃度依存性 (0.5 M NaNO<sub>3</sub>)

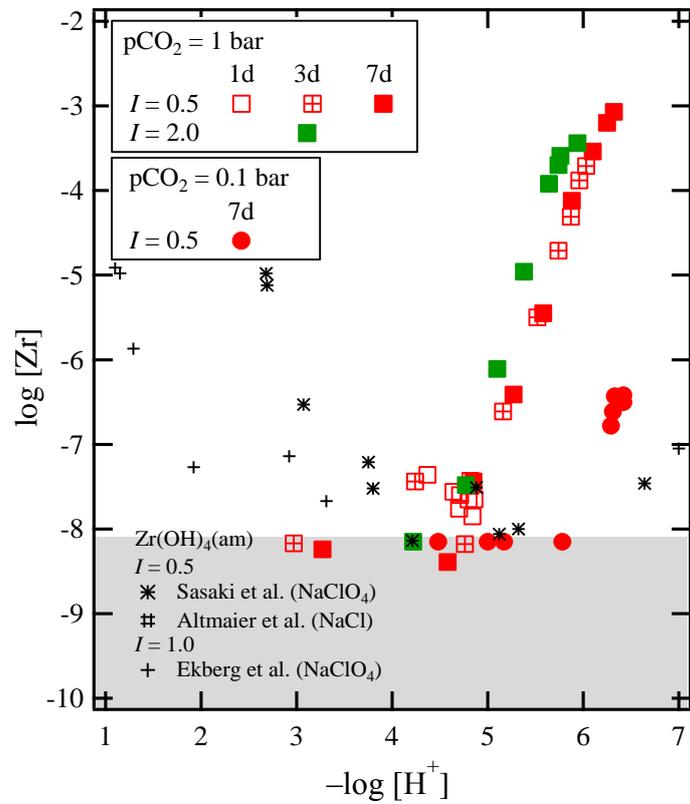


図 10 炭酸イオン共存下におけるジルコニウム溶解度 ( $[\text{CO}_3]_{\text{tot}}=0.04 \text{ M}$ )

Number of CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	5	(1,0,5)	(1,1,5)					
	4	(1,0,4)	(1,1,4)	(1,2,4)				
	3	(1,0,3)	(1,1,3)	(1,2,3)	(1,3,3)			
	2	(1,0,2)	(1,1,2)	(1,2,2)	(1,3,2)	(1,4,2)		
	1	(1,0,1)	(1,1,1)	(1,2,1)	(1,3,1)	(1,4,1)	(1,5,1)	
	0		(1,1,0)	(1,2,0)	(1,3,0)	(1,4,0)	(1,5,0)	(1,6,0)
		0	1	2	3	4	5	6
Number of OH <sup>-</sup>								

図 11 Zr-OH-CO<sub>3</sub> の 3 元錯体 (太字は既往文献にて報告のある錯体を示す)

一例として Zr(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>3</sub><sup>4-</sup> の検討結果を図 12 に示す。図中の実線は、log β<sub>1,2,3</sub>=48 とした場合の pCO<sub>2</sub> = 1 および 0.1 atm、log [CO<sub>3</sub>]<sub>tot</sub>=0.15、0.04 および 0.1 M での溶解度曲線を表す。log β<sub>1,2,3</sub>=48 としたとき、酸性 pH 領域において Zr(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>3</sub><sup>4-</sup> の寄与は、溶解度の実験値に対して非常に小さいが、pH 10~12 ではほぼ溶解度の実験値を再現しており、log β<sub>1,2,3</sub>=48 より大きな値を用いれば溶解度の実験値を再現することはできない。そこで、log β<sub>1,2,3</sub>=48 を Zr(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>3</sub><sup>4-</sup> の錯生成定数の上限値と考えた。同様に図 11 に示す各錯体について検討を行い、それぞれの錯生成定数の上限値を見積もるとともに、溶解度の実験値を再現するために重要な錯体の抽出を行った。その結果、既往文献において報告されている 2 元錯体の Zr(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup> の他 Zr(OH)(CO<sub>3</sub>)<sub>3</sub><sup>3-</sup> および Zr(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup> の支配的溶存種としての存在可能性が示唆された。

そこで、これら錯体の存在を仮定して熱力学解析を行った。このとき、異なるイオン強度の溶解度実験値も併せて解析し、SIT によるイオン強度補正を行うことで、それぞれの化学種のイオン相互作用係数を求めた。得られた錯生成定数の値およびイオン相互作用係数を求めた結果を表 1 および表 2 に示す。得られた熱力学データにより実験値は良く再現でき、また、Zr(CO<sub>3</sub>)<sub>4</sub><sup>4-</sup> の錯生成定数として求められた値 (log β<sub>1,0,4</sub> = 42.2±0.1) は、NEA-TDB により報告されている値 (log β<sub>1,0,4</sub> = 42.9±1.0) (Brown et al., 2005) と良く一致する結果となった。一方、SIT のイオン相互作用係数として求められた値は、いずれも正の値となり、負の値として報告されているトリウム炭酸錯体の SIT のイオン相互作用係数 (Rand et al., 2009) とは大きく異なる結果となった。

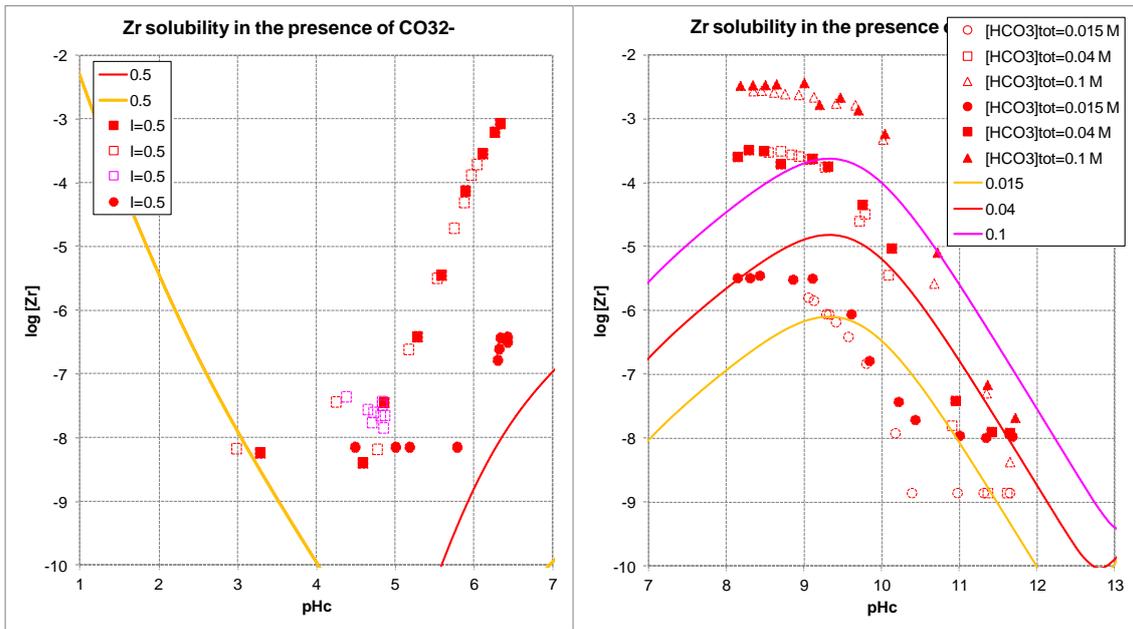


図 12 Zr(OH)<sub>2</sub>(CO<sub>3</sub>)<sub>3</sub><sup>4-</sup>濃度の熱力学計算結果 (log β<sub>1,2,3</sub>= 48 とした場合)

表 1 ジルコニウム加水分解種および炭酸錯体の錯生成定数 (I = 0)

Reaction	log K <sup>θ</sup>	Reference
Zr(OH) <sub>4</sub> (am) ⇌ Zr <sup>4+</sup> + 4OH <sup>-</sup>	-56.9	Sasaki et al., 2006
Zr <sup>4+</sup> + OH <sup>-</sup> ⇌ ZrOH <sup>3+</sup>	14.29	Sasaki et al., 2008
Zr <sup>4+</sup> + 2OH <sup>-</sup> ⇌ Zr(OH) <sub>2</sub> <sup>2+</sup>	26.66	Sasaki et al., 2008
Zr <sup>4+</sup> + 3OH <sup>-</sup> ⇌ Zr(OH) <sub>3</sub> <sup>+</sup>	35.85	Sasaki et al., 2008
Zr <sup>4+</sup> + 4OH <sup>-</sup> ⇌ Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)	43.12	Sasaki et al., 2008
Zr <sup>4+</sup> + 5OH <sup>-</sup> ⇌ Zr(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup>	46.52	Sasaki et al., 2008
Zr <sup>4+</sup> + 6OH <sup>-</sup> ⇌ Zr(OH) <sub>6</sub> <sup>2-</sup>	48	Sasaki et al., 2008
Zr <sup>4+</sup> + 4CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ⇌ Zr(CO <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> <sup>4-</sup>	42.4 ± 0.7	This study
Zr <sup>4+</sup> + OH <sup>-</sup> + 3CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ⇌ ZrOH(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup>	45.0 ± 2.0	This study
Zr <sup>4+</sup> + 2OH <sup>-</sup> + 2CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ⇌ Zr(OH) <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	47.5 ± 0.4	This study

表 2 ジルコニウム加水分解種および炭酸錯体のイオン相互作用係数

Species	Values	Reference
$\epsilon$ ( $\text{Zr}^{4+}$ , $\text{NO}_3^-$ )	0.33	NEA-TDB
$\epsilon$ ( $\text{ZrOH}^{3+}$ , $\text{NO}_3^-$ )	0.55	Fujiwara et al., 2003
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{OH})_2^{2+}$ , $\text{NO}_3^-$ )	0.52	Fujiwara et al., 2003
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{OH})_3^+$ , $\text{NO}_3^-$ )	0.23	Fujiwara et al., 2003
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{OH})_4(\text{aq})$ , $\text{NO}_3^-$ )	0	-
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{OH})_5^-$ , $\text{Na}^+$ )	0	-
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{OH})_6^{2-}$ , $\text{Na}^+$ )	0	-
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{CO}_3)_4^{4-}$ , $\text{Na}^+$ )	$0.63 \pm 0.49$	This study
$\epsilon$ ( $\text{ZrOH}(\text{CO}_3)_3^{3-}$ , $\text{Na}^+$ )	$0.35 \pm 1.17$	This study
$\epsilon$ ( $\text{Zr}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$ , $\text{Na}^+$ )	$0.10 \pm 0.18$	This study

図 13 に地下水中の全炭酸濃度として 3 mM (降水系リファレンス地下水) を設定し、0.1 M および 6.0 M  $\text{NaNO}_3$  溶液中におけるジルコニウム溶解度の熱力学計算を行った結果を示す。3 mM の炭酸イオン共存下では、支配的な溶存種は  $\text{Zr}(\text{OH})_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$  であることが示唆されており、また、6 M  $\text{NaNO}_3$  溶液中の溶解度は、0.1 M  $\text{NaNO}_3$  溶液中の溶解度と比較しておよそ 1 桁程度高くなるが示されている。

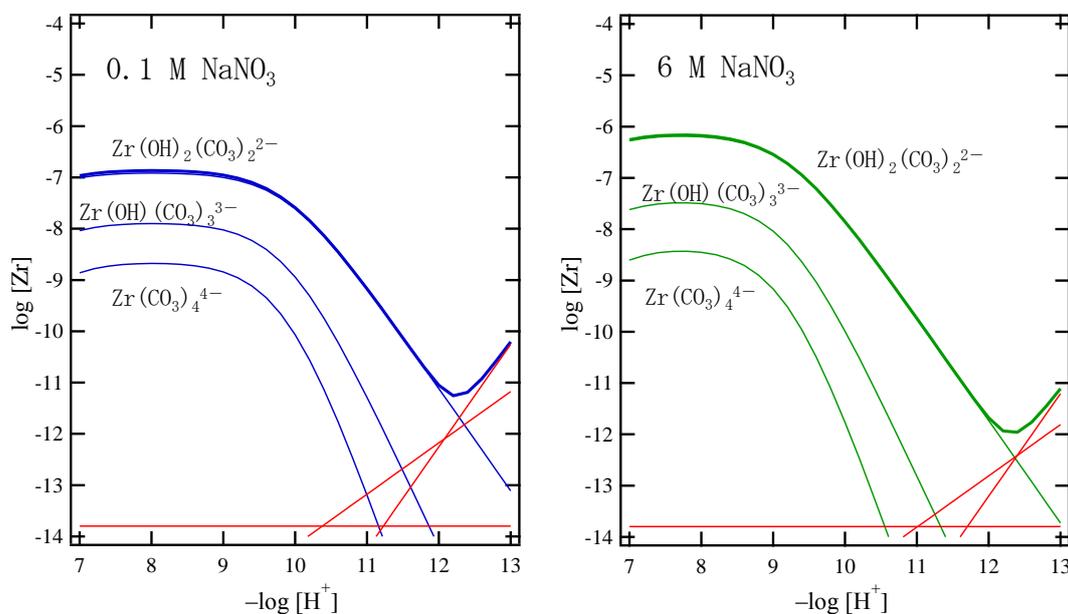


図 13 炭酸イオン共存下 (3 mM) における Zr 溶解度の pH 依存性 (0.1 M および 6.0 M  $\text{NaNO}_3$  溶液の場合)

#### 4.2.2 4価 Zr 水酸化物コロイド挙動の熱力学的検討

##### 4.2.2.1 コロイド表面付近の電位

水溶液と接する固体または液体の界面は、特別の場合を除き電荷を帯びている。この電荷による電場は、溶液側から反対符号のイオン（対イオン）を引き寄せ、表面近傍にイオン雰囲気（電気二重層）を形成する。図 14 は、表面が正に帯電している場合の電気二重層の構造と、対応する電位の分布を模式的に示したものである。固体の表面における電位を表面電位 ( $\Phi_0$ )、または二重層電位と言い、対イオンの広がり の程度を電気二重層の厚さ  $\kappa^{-1}$  として表す。 $\kappa^{-1}$  は、ゼータ電位の大きさや分散系の安定性に対して決定的な役割を演ずる。液中に界面活性なイオン、例えばイオン性界面活性剤や多価イオンが存在すると、これが固体表面に特異吸着して表面電位を大きく変化させる。最近接距離まで表面に接近した活性対イオンの中心の面を、シュテルン (Stern) 面と言う。シュテルン面と固体表面間の吸着層をシュテルン層 (Stern layer) と言い、シュテルン面における電位をシュテルン電位 ( $\Phi_\delta$ ) または固定電位と呼ぶ。 $\Phi_\delta$  は界面活性イオンの特異吸着力の強さによって変化し、場合によっては、 $\Phi_\delta$  は  $\Phi_0$  と反対符号になる場合もある。電気泳動などで実測されるゼータ電位は、これよりさらに外側の“滑り面” (ずり面とも言う) での電位であるが、多くの場合  $\Phi_\delta \approx \Phi_\zeta$  と近似されている。固定電位  $\Phi_\delta$  の外側には拡散電位 ( $\Phi$ ) が存在する (古澤, 2004)。

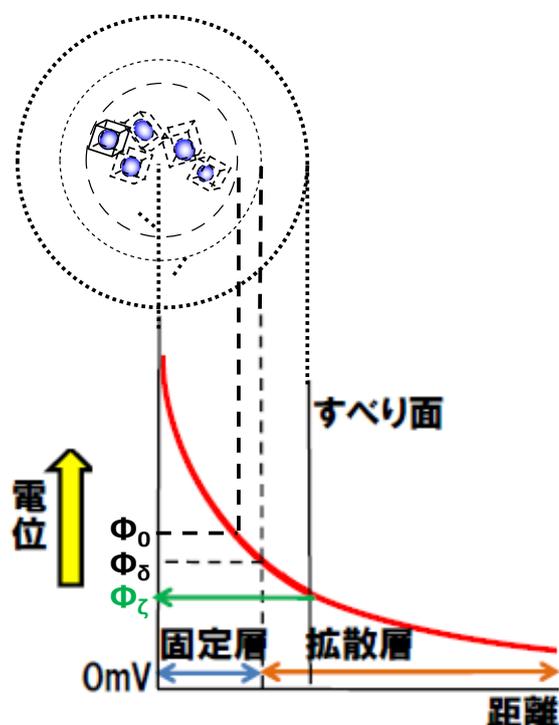


図 14 拡散電気二重層の構造と対応する電位の分布

### ○拡散電気二重層

コロイド粒子のまわりにはイオン雲が存在し、このイオン雲の中には、粒子の表面電荷と反対符号の電荷をもつ電解質イオン(対イオンと呼ぶ)が、同符号のイオン(副イオンと呼ぶ)に比べ圧倒的に多く存在する。これは、対イオンが粒子の表面電荷からクーロン引力を受けて表面に近づき、一方、副イオンは、逆にクーロン斥力を受けて表面から遠ざかろうとするためである。ところが、このクーロン力をイオンの熱運動が妨げるため、電気二重層は拡散した構造をとり、拡散電気二重層と呼ばれる。

拡散電気二重層を定量的に扱うため、拡散電気二重層の電位  $\Phi$  と電解質イオンの電荷の密度  $\rho$  の関係を表す Poisson - Boltzmann の式を用いる。 $\Phi$  と  $\rho$  を結び付ける第一の関係は一次元の場合、次の Poisson の式である。

$$\frac{d^2\Phi}{dx^2} = -\frac{\rho(x)}{\epsilon_r\epsilon_0} \quad (4-1)$$

$\epsilon_0$  は真空中の誘電率を表し、比誘電率  $\epsilon_r$  は温度に依存し、水の場合、25°C で  $\epsilon_r=78.5$  である。また、電解質溶液中に分布した電荷  $\rho$  に加えて、平板表面に電荷が密度  $\rho$  で面分布している。そこにおける電位勾配(つまり、電場)と  $\rho$  は次式で関係づけられる。

$$\left. \frac{d\Phi}{dx} \right|_{x=+0} = -\frac{\rho}{\epsilon_r\epsilon_0} \quad (4-2)$$

ただし、平板内に電場はないものとする。これは、微分方程式(2-1)に対する境界条件の役割を果たす。

ここで、イオン分布が Boltzmann 分布に従うと考え、絶対温度  $T$  において点  $x$  における価カチオン(価数  $z$ ) の濃度  $n_+(x)$  ( $\text{m}^{-3}$ ) とアニオン(価数  $-z$ ) の濃度  $n_-(x)$  ( $\text{m}^{-3}$ ) をその点の電位  $\Phi(x)$  を用いて次のようにあらわす。

$$n_+ = n \times \exp\left(\mp \frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) \quad (4-3)$$

$$n_- = n \times \exp\left(\pm \frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) \quad (4-4)$$

ここで  $k$  は Boltzmann 定数、 $n$  ( $\text{m}^{-3}$ ) は粒子表面から十分離れた場所におけるカチオン

とアニオンの濃度である。なお、ここでは、イオンの濃度として数密度を用いているので、 $n_+$ 、 $n_+$ および $n_-$ は単位体積当りのイオンの個数すなわち $\text{m}^{-3}$ の単位をもつ。

点 $x$ における電荷密度 $\rho(x)$ はその場所におけるカチオンの電荷(カチオン1個当りの電荷 $ze$ と濃度 $n_+(x)$ の積) $zen_+(x)$ の和に等しいので、式(4-3)および(4-4)を用いて

$$\begin{aligned} \rho(x) &= zen_+(x) - zen_-(x) \\ &= zen \left[ \exp\left(-\frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) - \exp\left(+\frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) \right] \end{aligned} \quad (4-5)$$

と表される。式(4-2)と式(4-5)を連立して解いて、

$$\frac{d^2\Phi}{dx^2} = \frac{zen}{\epsilon_r \epsilon_0} \left[ \exp\left(-\frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) - \exp\left(+\frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) \right] \quad (4-6)$$

となり、Poisson-Boltzmannの微分方程式を得る。

電位 $\Phi$ が低いと考えられる場合、つまり、

$$\frac{ze|\Phi(x)|}{kT} \ll 1 \quad (4-7)$$

が成り立つ場合、

$$\exp\left(\pm \frac{ze\Phi(x)}{kT}\right) \approx 1 \pm \frac{ze\Phi(x)}{kT} \quad (4-8)$$

の近似式を用いることが出来、式(4-6)は次のようになる。

$$\frac{d^2\Phi}{dx^2} = \kappa^2 \Phi \quad (4-9)$$

ここで、 $\kappa$ が次式で定義され、Debyeのパラメータと呼ばれる。

$$\kappa = \left( \frac{2nz^2e^2}{\epsilon_r \epsilon_0 kT} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (4-10)$$

式(4-9)を解いて、その解は

$$\Phi(x) = \Phi_0 \exp(-\kappa x) \quad (4-11)$$

である。 $\Phi_0$ は  $x=0$  における電位の値つまり表面電位である。このように、 $\Phi(x)$ は指数関数の形で、 $\Phi_0$  から電解質溶液のバルク相における値ゼロまで減退する。図 15 に式(4-11)で与えられる電位分布を模式的に示した。これから分かるように、表面から  $1/\kappa$  離れると電位は  $x=0$  における値の  $\exp(-1)$  つまり約  $1/3$  に減衰する。これを拡散電気二重層の厚さと呼ぶ。

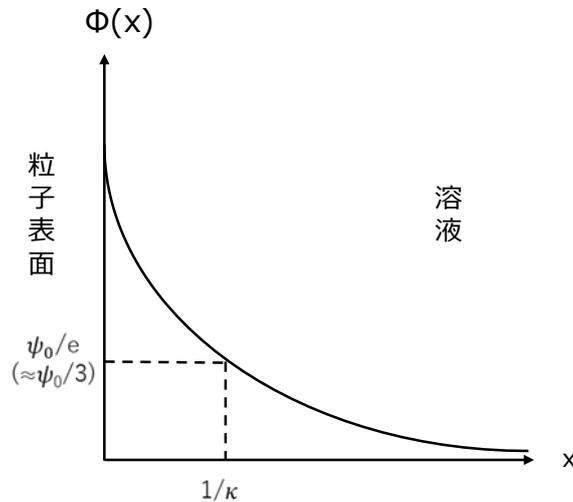


図 15 粒子表面周囲の電位分布

また、電解質イオンの濃度として、 $n_i$  ( $\text{m}^{-3}$  単位) のかわりに  $C_i$  ( $\text{mol}/\text{dm}^3$  (M) 単位) を用いて  $\kappa$  を表すと、

$$\kappa = \left( \frac{1000N_A \sum Z_i^2 C_i e^2}{\epsilon_r \epsilon_0 kT} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (4-12)$$

になる。ただし、 $C_i$  は  $\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}(\text{M})$  の単位で与えた濃度で、 $n=1000N_A C_i$  である。 $N_A$  をアボガドロ数とする。さらに

$$I = \frac{1}{2} \sum Z_i^2 C_i \quad (4-13)$$

でイオン強度を定義すると、

$$\kappa = \left( \frac{2000 N_A e^2 I}{\epsilon_r \epsilon_0 k T} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (4-14)$$

となる。

#### ○電気泳動度とゼータ電位

帯電したコロイド粒子に外部から電場をかけると、帯電の度合いに応じた力を受けてコロイド粒子は動き出し、次第に速度を増すが、やがて液体からの粘性抵抗とつり合いところで、粒子の速度は一定となり、定常状態に達し等速運動をするようになる。これが電気泳動と呼ばれる現象であり、この時の速度を電気泳動速度という(北原ら、1995)。外部電場の大きさ  $E$  があまり大きくない限り、電気泳動速度  $V$  は  $E$  に比例するため、 $V$  を  $E$  で割った量、つまり単位電場あたりの電気泳動移動度  $u=V/E$  ( $\mu\text{m} \cdot \text{s}^{-1}/\text{V} \cdot \text{cm}^{-1}$ ) を考える。電気泳動移動度はコロイド粒子のもつ電荷量に比例するため、ゼータ電位とも関係があると考えられる。コロイド粒子(半径  $a$ ) がその電気二重層の厚さ ( $1/\kappa$ ) に比べて十分に大きい場合 ( $a \gg 1/\kappa$ )、電気泳動移動度とゼータ電位の関係を Smoluchowski の近似式で表すことができる。粒子を大きな平板とみなし、粒子に加えられる力を考えると、液体からの粘性力と電場からの力が挙げられる。他に粒子の運動により引きつられて動く、粒子周囲の拡散電気二重層に働く力つまり対イオンによって粒子の運動を妨げる向きに働く力や、拡散電気二重層が粒子に完全に追従できず、球対称からずれてしまうために生じる力(緩和効果)が考えられるが、電気二重層の厚さ ( $1/\kappa$ ) が粒子半径  $a$  に比べて十分に小さく、また測定する系でのゼータ電位が 60 mV 以下で緩和効果を無視できるため、これらは無視し、粘性力と電場からの力とのつり合いのみを考える。電気泳動する粒子の周りの液体の速度  $v$  について、以下の 1 次元 Navie-Stokes の式を導くことができる。

$$\eta \frac{d^2 v}{dx^2} + \rho(x) E = 0 \quad (4-15)$$

粒子表面であるすべり面での液体の速さは 0 ( $v(0) = 0$ )、粒子から無限に離れたところでの速度は  $-V$  ( $x \rightarrow \infty$  で  $v(x) \rightarrow -V$ )、さらに粒子から無限に離れたところでの速度勾配は 0 である。平板の表面電位は  $\phi_0$  とし、粒子表面から十分に離れた場所での電位は 0 とする。これらの境界条件のもとで式(4-15)を積分すると以下のようなになる。

$$\eta[v(x)+V] - \varepsilon_0 \varepsilon_r \varphi(x) E = 0 \quad (4-16)$$

式(4-16)で  $x = 0$  とおき、すべり面での電気泳動移動度  $u=V/E$  と電位との関係を求めると、以下のようなになる。

$$u = \frac{\varepsilon_r \varepsilon_0 \zeta}{\eta} \quad (4-17)$$

ここでは表面電位をゼータ電位  $\zeta$  で置き換えてある。式(4-17)が Smoluchowski の近似式と呼ばれ、最も広く用いられている電気泳動の式である。25°C の水中 ( $\varepsilon_r = 78.5$ 、 $\eta = 0.89 \text{ mPa}$ ) では式(4-17)より、 $\zeta = 12.8u$  (mV) と表される ( $u$  の単位は  $\mu \text{ mV}^{-1} \text{ s}^{-1} \text{ cm}$ )。

また、Smoluchowski の近似式の適用極限と逆の極限、つまり小さな粒子半径  $a$  または二重層が厚い場合、 $a \ll 1/\kappa$  (または  $\kappa a \ll 1$ )、Hückel の式が適用される。

$$u = \frac{2\varepsilon_r \varepsilon_0}{3\eta} \zeta \quad (4-18)$$

式(4-18)を 25°C の水中に適用すると、 $\zeta = 19.2u$  (mV) となる。Hückel の式は、Smoluchowski の式(4-17)と同様、粒子の半径  $a$  に依存しないが、Smoluchowski の式と比べると、2/3 の因子がついているところが異なる。すなわち、Hückel の関係式を用いると同じ  $u$  に対し、Smoluchowski 式による値の 1.5 倍の  $u$  を示す。この矛盾に対して Henry は次のように考えた。Smoluchowski 式では粒子の存在による電場の歪み(電場は界面に並行に作用している)が考慮されているが、Hückel 式では粒子が非常に小さく、その存在による外部電場の歪みが無視されている。この電場の歪みを  $ka$  の関数として厳密に取り扱ったのが Henry の式である。Henry はさらに、粒子は静止した液中を泳動するのではなく、対イオンによって逆方向に流れている液中を動くための効果(遅延効果)をも考慮に入れて、次式を導いた。

$$u = \frac{\epsilon_r \epsilon_0}{\eta} \zeta \times f(\kappa a) \quad (4-19)$$

関数  $f(\kappa a)$  を Henry 係数と呼び、粒子の存在による外部電場の歪みの度合いを表し、 $\kappa a \rightarrow 0$  で  $f=2/3$  となり Henry 式は Hückel の式になる。逆に、 $\kappa a \rightarrow \infty$  では  $f=1$  となって Smoluchowski 式となる。

本研究の溶液条件とその条件によって導かれる  $1/\kappa$  を表 3 に示す。 $I = 0.5$  および  $2.0$  における  $1/\kappa$  はそれぞれおよそ  $0.4 \text{ nm}$ 、 $0.2 \text{ nm}$  となった。このことは、 $0.4 \text{ nm}$  より十分大きなコロイドの電気泳動度からゼータ電位を導出する際には Smoluchowski の近似式を用いることができることを示している。

表 3 本実験で用いた定数および  $1/\kappa$

	イオン強度 ( $I$ ) ( $\text{NaNO}_3$ )	
	0.5	2.0
$N_A$	$6.0 \times 10^{23}$	
$e$ (C)	$1.6 \times 10^{-19}$	
$\epsilon_0$	$8.85 \times 10^{-12}$	
$k$	$1.38 \times 10^{-23}$	
T (K)	298	
$\epsilon_r$	78.4	
$1/\kappa$ (nm)	0.4	0.2

#### 4.2.2.2 Zr 水酸化物コロイドのゼータ電位測定

試料溶液の調製は過飽和法により、Ar 雰囲気グローブボックス内 ( $\text{O}_2 < 0.1 \text{ ppm}$ ) に行った。塩化ジルコニウム ( $\text{ZrCl}_4$ , Aldrich, 99%) を超純水 (Milli-Q, Millipore) に溶解し、水酸化ナトリウム ( $\text{NaOH}$ , 和光純薬工業, 99%) 水溶液を加えてアモルファス水酸化物固相を沈殿させた。超純水により沈殿を数回洗浄した後、硝酸 ( $\text{HNO}_3$ , 和光純薬工業, 99%) に溶解し、ジルコニウム母溶液 ( $[\text{Zr}] = 0.32 \text{ M}$ ) とした。500 mL テフロンビーカーに母溶液 14 mL、5.0 M 硝酸ナトリウム水溶液 44 mL および超純水を加え、全量を 450 mL (ジルコニウム初期濃度は  $0.01 \text{ M}$ 、硝酸ナトリウム濃度は  $0.5 \text{ M}$ ) とした。スターラーで攪拌しながら、0.5 M 水酸化ナトリウム水溶液を添加し、溶液の pHc を 2 から 12.5 まで調整し、所定の pHc において 50 mL 遠沈管に 30 mL ずつ分取し、試料

溶液とした。また、同様の手順により、硝酸ナトリウム濃度を 2.0 M とした試料溶液を調製した。

調製した試料溶液は、真空容器に入れ、1 カ月間、振とう攪拌装置を用いて攪拌した。グローブボックス内にて試料溶液の pHc を測定した後、それぞれ 1mL を採取し、ゼータサイザーナノ ZS (Malvern) を用いて上澄み液のゼータ電位を測定した。この装置ではレーザーにビーム径 0.63 nm、赤色の HeNe ガスレーザーを用い、5 nm~10 μm の粒子径をもつ化学種のゼータ電位を測定する。各試料溶液の上澄み液約 1 ml をキャピラリーセル (DTS1060) に注入し、25°C で電気泳動移動度 ( $u = V/E (\mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1} / \text{V}\cdot\text{cm}^{-1})$ )、 $V$ : 電気泳動速度、 $E$ : 外部電場の大きさ) を測定し、以下の Smoluchowski の近似式を用いてゼータ電位を算出した。

$$u = \frac{\epsilon_r \epsilon_0 \zeta}{\eta} \quad (4-20)$$

ここで、 $\epsilon_r$ 、 $\epsilon_0$  は水の比誘電率 (78.5) および真空中の誘電率 ( $8.85 \times 10^{-12}$  F/m)、 $\eta$  は水の粘度 (0.89 mPa) を表す。測定は一つの試料に対して 3 回繰り返し、その平均値をゼータ電位測定値とした。

なお、電気泳動移動度の測定はレーザードップラー法を用いる。電気泳動するコロイド粒子にレーザー光を照射すると、得られた散乱光はドップラー効果により周波数がシフトし、その周波数のシフト量は電気泳動移動度に比例するため、周波数のシフト量から電気泳動移動度を求めることができる。速さ  $v$  で泳動しているコロイド粒子に当たった、 $\theta$  方向の散乱光の周波数のシフト量  $\nu_d$  は、以下のように表すことができる (北原ら, 1995)。

$$\nu_d = \frac{Kv}{2\pi} \left( \|K\| = \frac{2n\pi}{\lambda} \sin \frac{\theta}{2} \right) \quad (4-21)$$

$\nu_d$  を測定し、コロイド粒子の電気泳動度  $v$  を求める。実際の電気泳動移動度は数  $\mu\text{mV}^{-1}\text{s}^{-1}\text{cm}$  なので、100 mV/cm の高電場をかけても周波数のシフト量は 100 Hz と小さく、光の振動数が  $10^{14}$  Hz であることから、周波数シフト量の検出は難しいと考えられるので、入射光の一部と散乱光を干渉させそのビート (うなり) を観測し、周波数のシフト量を求めるヘテロダイン法 (光ビート法の一部) を用いる。ビート信号からは周波数シフト量  $\nu_d$  の絶対値しか分からないため、参照光の周波数をあらかじめ光学モジュレータ (変調器) を用いてシフトさせておき、散乱光と参照光との周波数の違いから、コロイド粒子の電気泳動の方向を算出することができる。

#### 4.2.2.3 Zr 水酸化物コロイドのゼータ電位と熱力学的解釈

図 16 に 0.5 M および 2.0 M 硝酸ナトリウム水溶液中におけるジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位の測定結果を示す。0.5 M 硝酸ナトリウム水溶液の場合、ゼータ電位の値は pH 2 付近ではおよそ +30 mV の値を示し、pH の増加とともに減少するような傾向が表れた。pH 8 付近で 0 mV となり、アルカリ性 pH 条件下では負の値となった。2.0 M 硝酸ナトリウム水溶液の場合、ゼータ電位の値は、酸性 pH およびアルカリ性 pH で 0.5 M の値と比較して 10 mV 程度、絶対値が小さくなる傾向が見られた。ただし、中性 pH では両者に差異はほとんど表れない結果となった。0.5 M および 2.0 M 硝酸ナトリウム溶液いずれの場合においても、pH とともにゼータ電位の値が低下する傾向が表れたため、コロイドのゼータ電位は pH とともに進行する加水分解反応と密接に関連するものと考えられた。

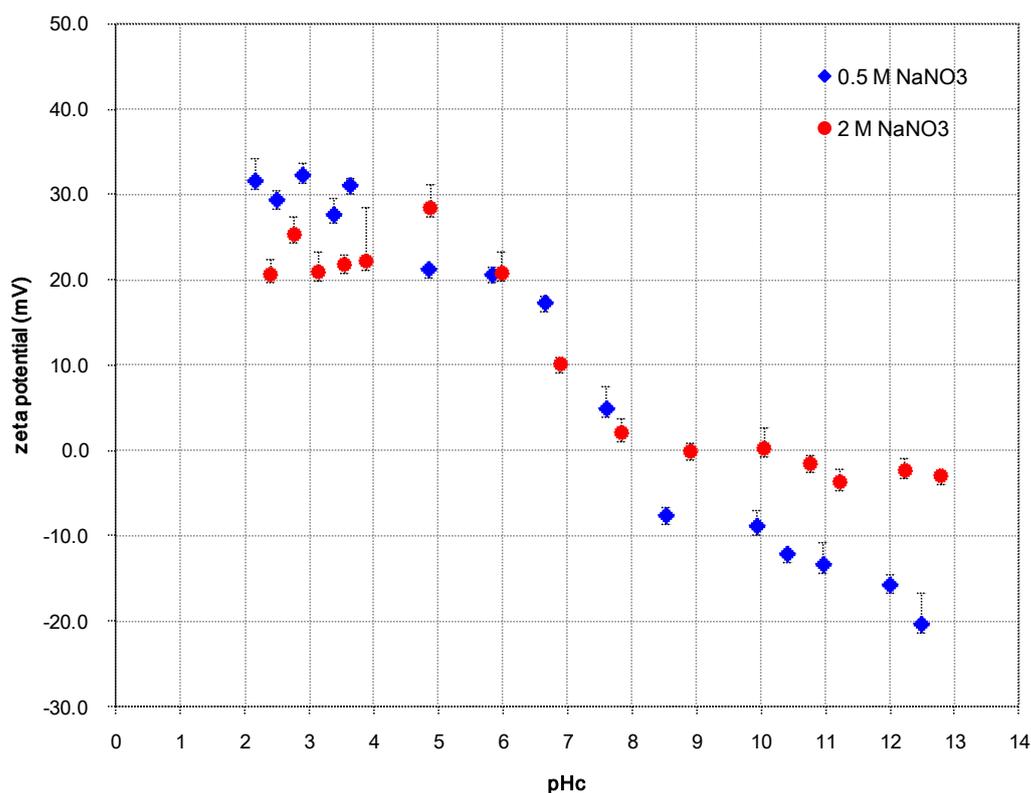
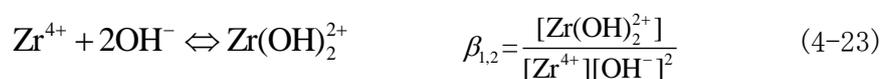


図 16 硝酸ナトリウム溶液中におけるジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位

ジルコニウム水酸化物コロイドに関する既往研究では、見かけの溶解度のろ過フィルター孔径依存性から水酸化物コロイドの粒径分布が測定されている (Sasaki et al.,

2006 他)。先行研究では、単核加水分解種をモノマーとし、モノマーが線形に結合することにより、ポリマーである水酸化物コロイドを形成すると仮定することにより、コロイド粒径分布が良く再現できることが示された。そこで、本研究では、水酸化物コロイドを形成する単核加水分解種の平均電荷を計算し、ゼータ電位の値との相関について考察する。

ジルコニウムの単核加水分解反応は以下の式で表され、25°C、 $I = 0$  におけるそれぞれの加水分解定数は既往文献により報告されている。



SIT により  $I = 0.5$  および  $2.0$  におけるそれぞれの加水分解定数を計算し、その存在割合を pH の関数として表したものを図 17 に示す。ジルコニウムの加水分解定数は、表 1 に示す値を用いた。それぞれの加水分解種の形式電荷を加水分解種の存在割合で重み付けし、単核加水分解種の平均電荷  $Z$  を以下の式で表す。

$$Z = 4r_{\text{Zr}^{4+}} + 3r_{\text{ZrOH}^{3+}} + 2r_{\text{Zr(OH)}_2^{2+}} + r_{\text{Zr(OH)}_3^+} - r_{\text{Zr(OH)}_5^-} - 2r_{\text{Zr(OH)}_6^{2-}} \quad (4-28)$$

ここで、 $r_{\text{Zr(OH)}_n(4-n)^+}$  は図 17 に示すそれぞれの加水分解種の存在割合を示す。求められた

水酸化物コロイドの平均電荷  $Z$  を pH の関数として図 18 に表す。

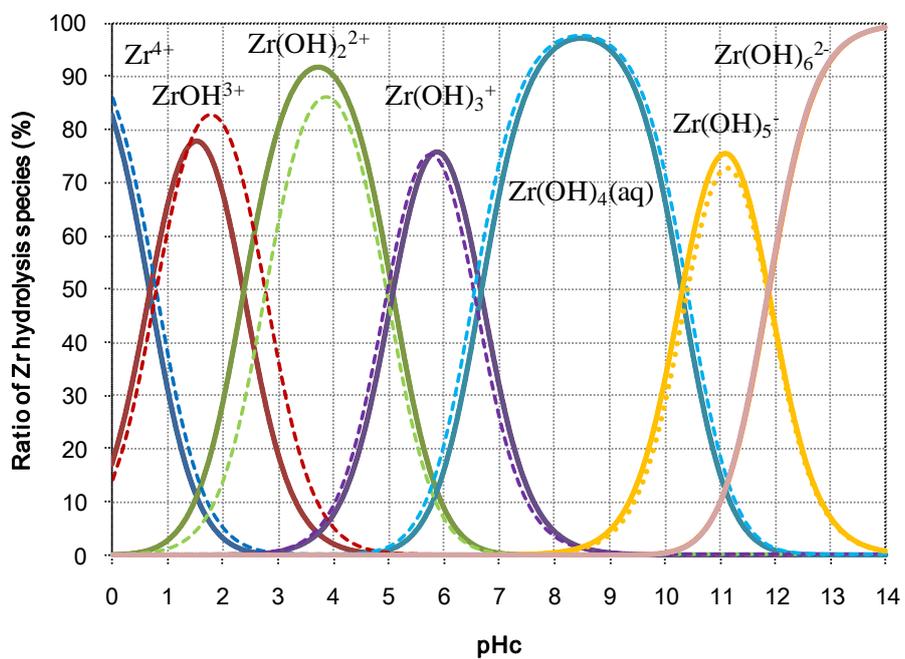


図 17 ジルコニウム単核加水分解種の存在割合（実線は  $I = 0.5$ 、点線は  $I = 2.0$  を表す）

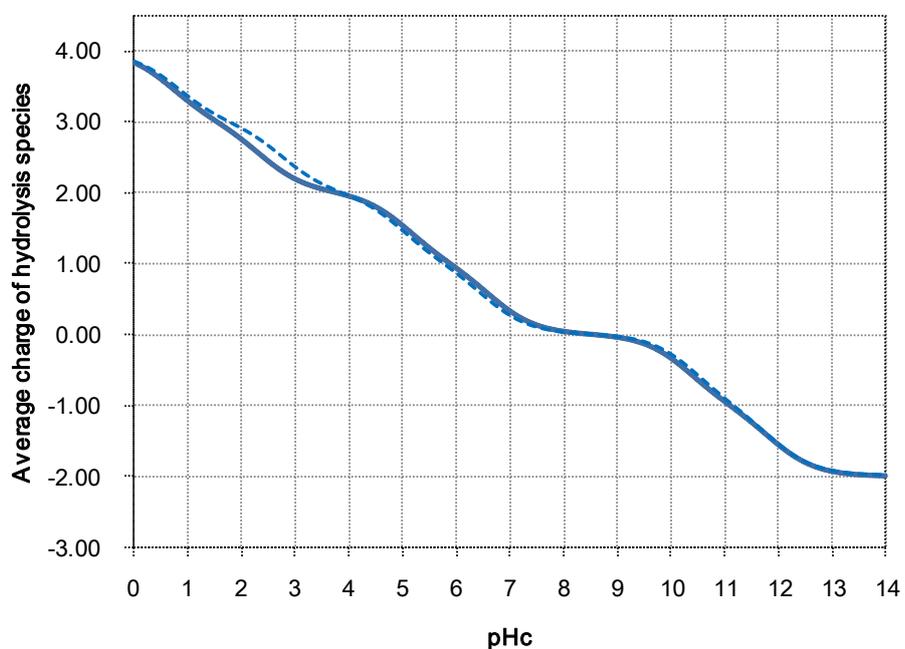


図 18 ジルコニウム水酸化物コロイドの平均電荷（実線は  $I = 0.5$ 、点線は  $I = 2.0$  を表す）

○ゼータ電位の熱力学データによる解釈

(球状コロイドの場合)

まず、単核種を半径  $r_1$  の球とし、これが  $n$  個集まって半径  $R$  の球状のコロイド粒子を形成すると仮定する。このとき、コロイド内には、単核加水分解種の他に  $\text{Na}^+$  や  $\text{ClO}_4^-$  など溶媒中のイオンが存在している可能性があり、単核種間の平均距離を表すため、単核加水分解種の半径より大きな見かけの半径を考える。ここで単核種の直径に対する粒子間の平均距離、即ち見かけの直径の比を  $f$  と定義した。

$$2r_2 = f \times 2r_1 \quad (4-29)$$

ただし、 $r_2$  は単核種間の平均距離、 $r_1$  は単核加水分解種の半径を表す(図 19)。

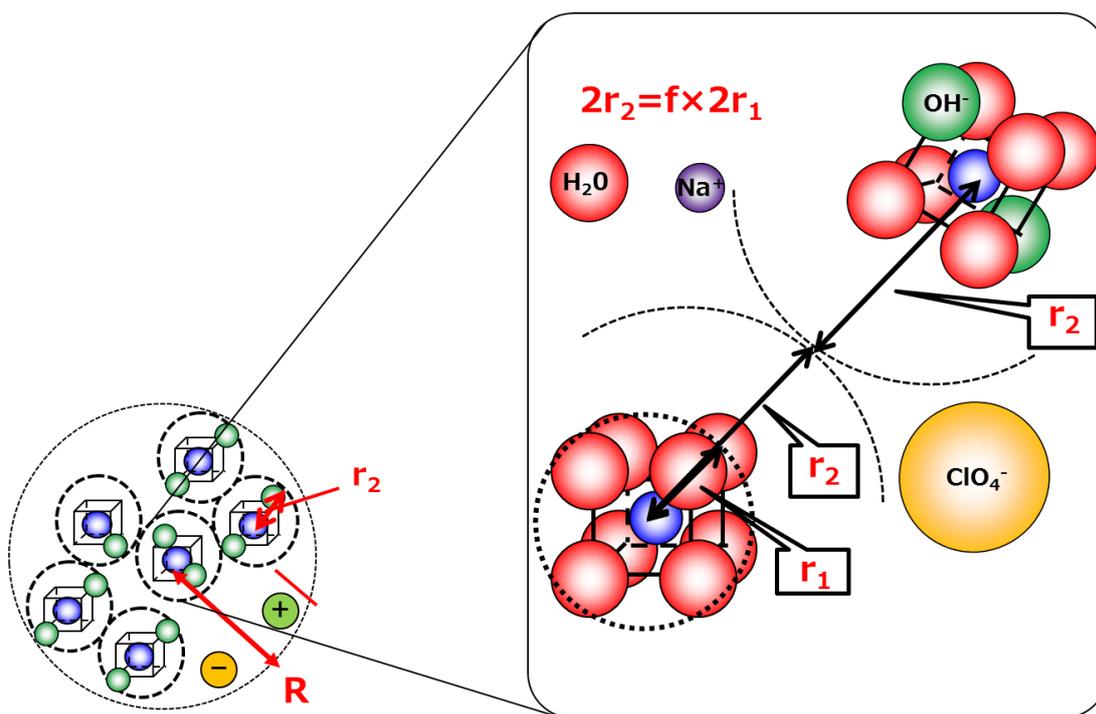


図 19 単核種間の平均距離  $r_2$  と単核加水分解種の半径  $r_1$  との関係

このとき、コロイドと単核加水分解種の体積の間に以下の式が成り立つ。

$$\frac{4}{3}\pi R^3 = \frac{4}{3}\pi \left(\frac{f}{2} \times r_1\right)^3 \times n \quad (4-30)$$

次に、コロイド内部に取り込まれた溶媒中のイオンによって、コロイドの平均電荷が変化すると考え、その効果を  $\Delta Z$  とし、半径  $R$  のコロイドの表面電位  $\Phi_0$  を以下のような式で表す。

$$\Phi_0 = \frac{ne(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r R} \quad (4-31)$$

ここで、 $e$ 、 $\epsilon_0$  および  $\epsilon_r$  はそれぞれ電気素量、真空中の誘電率および水の比誘電率を表す。

次に、本研究では、コロイドの表面電位  $\Phi_0$  とコロイドのすべり面における電位であるゼータ電位  $\Phi_\zeta$  が近似的に等しいと仮定した。一般に、コロイド表面の外側には、溶媒イオンの吸着層（Stern 層）が存在し、すべり面は吸着層より外側の拡散層中に存在する。ただし、水酸化コロイドの場合、コロイド表面が明確ではなく、簡単のため、コロイドの表面とすべり面を近似的に等しいと考えた。このとき、ゼータ電位  $\Phi_\zeta$  は、(4-30) および (4-31) より、以下のように表される。

$$\Phi_\zeta = \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r \left(\frac{f}{2} r_1\right)^3} R^2 \quad (4-32)$$

ここで、既往研究からコロイド粒径は pH とともに成長すると考えられたため (Sasaki et al., 2006 他)、コロイド粒径  $R$  を以下のような pH の関数と仮定した。

$$R = a \times \text{pH} + r_1 \quad (4-33)$$

コロイド粒径の pH に対する傾きである  $a$ 、 $\Delta Z$  および  $f$  をパラメータとして、ゼータ電位の実験値を再現するように最小 2 乗法による解析を行った。 $a$ 、 $\Delta Z$  および  $f$  をパラメータとすることにより、ゼータ電位の実験値は概ね再現することができたが、このと

き、 $a$  の値はほぼ 0 となった。このことは、コロイド表面の電位が単核種の電荷によって決まることを示唆しており、複数の単核加水分解種から球状コロイドが形成されるとした前提条件と一致しない。パラメータ  $a$  を正の値に固定し、 $\Delta Z$  および  $f$  のみをフィッティングパラメータとした解析も試みたが、この場合、ゼータ電位の実験値と熱力学計算による値は大きく乖離し、実験値を再現することは出来なかった。

(平板状コロイドの場合)

そこで、次に、単核種が平面状に結合してコロイドを形成していると考えた。このとき、単核種とコロイドの占める面積の間に下式が成り立つ。

$$\pi R^2 = \pi \left( \frac{f}{2} \times r_1 \right)^2 \times n \quad (4-34)$$

先程と同様、コロイドの表面電位とゼータ電位が近似的に等しいと仮定し、ゼータ電位  $\Phi_\zeta$  を以下の式のように表す。

$$\Phi_\zeta = \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r \left( \frac{f}{2} r_1 \right)^2} R \quad (4-35)$$

球状のコロイドを仮定した場合と同様、ゼータ電位  $\Phi_\zeta$  はコロイドの粒径  $R$  とともに増加することが示唆されているが、この傾向は実験値の傾向とは一致しないことが分かった。

(コロイドの粒径が単核加水分解種の大きさに対して十分大きい場合)

上記の 2 例の解析から、ゼータ電位をコロイド粒径  $R$  の関数とした場合、実験結果を上手く再現できないことが分かった。コロイドの粒径が、単核加水分解種の大きさに対して非常に大きい場合、コロイド表面のゼータ電位を決めているのは、表面近傍に存在する単核加水分解種のみであり、コロイド内部や反対側に存在するような単核加水分解種の寄与はほとんど受けていない可能性が考えられる。そこで、水酸化物コロイドを一樣な球体と考えず、コロイド表面近傍に存在する単核種の電荷のみがゼータ電位を決めていると仮定する(図 20)。このとき、表面近傍に存在する単核種は、近似的に平板状に並んでいると考え、ゼータ電位を表す式を考える。図 21 に球状の単核種から形成されるコロイド表面の図を模式的に示す。図に示すように  $x$  軸および  $y$  軸をとり、座標  $(x,y)$

におけるゼータ電位 ( $\Phi_\zeta$ ) を、図中の網かけで示した4つの単核種表面からの電位の寄与の合計と考える。このとき、ゼータ電位  $\Phi_\zeta$  は以下の式で表される。

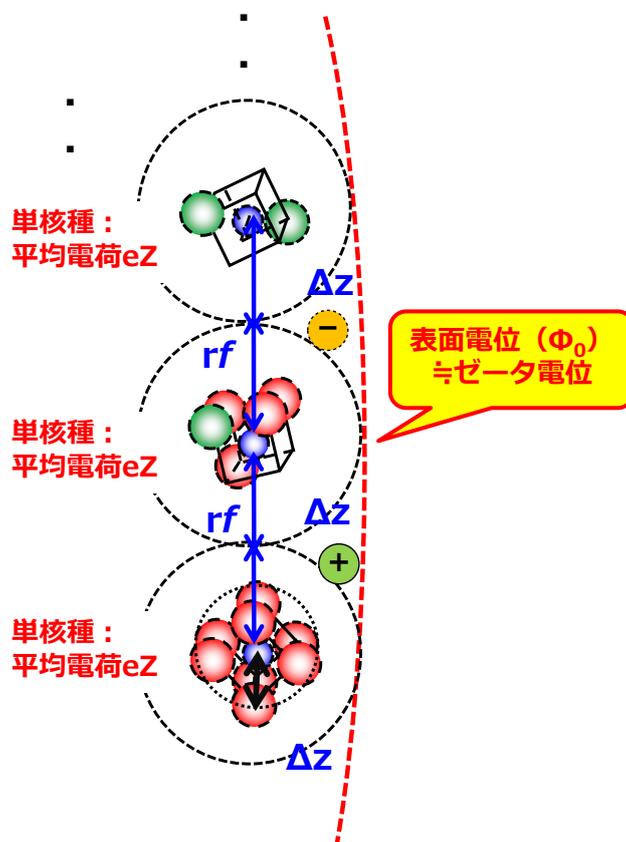


図 20 コロイド表面近傍の単核種の電荷によるゼータ電位

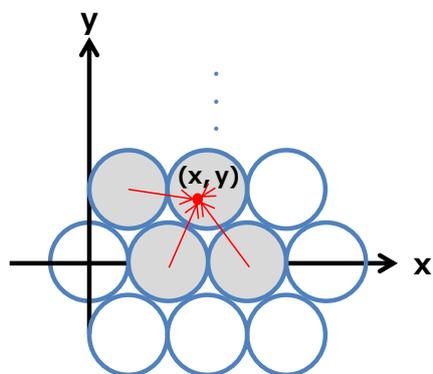


図 21 直線状以外の単核種からの電位の影響

$$\Phi_{\zeta} = \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{y^2 + (x - 2r_1)^2 + r_1^2}} + \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{y^2 + (4r_1 - x)^2 + r_1^2}} \\ + \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{(\sqrt{3}r_1 - y)^2 + (3r_1 - x)^2 + r_1^2}} + \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{(\sqrt{3}r_1 - y)^2 + (r_1 - x)^2 + r_1^2}}$$

(4-36)

ここで、 $x$ および $y$ を $r_1$ を用いてそれぞれ $x = sr_1$ および $y = tr_1$ とおくと( $s, t$ は任意定数)、ゼータ電位 $\Phi_{\zeta}$ は以下のように書ける。

$$\Phi_{\zeta} = \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{(tr_1)^2 + (sr_1 - 2r_1)^2 + r_1^2}} + \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{(tr_1)^2 + (4r_1 - sr_1)^2 + r_1^2}} \\ + \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{(\sqrt{3}r_1 - tr_1)^2 + (3r_1 - sr_1)^2 + r_1^2}} + \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r} \times \frac{1}{\sqrt{(\sqrt{3}r_1 - tr_1)^2 + (r_1 - sr_1)^2 + r_1^2}}$$

(4-37)

上式を変形して、

$$\Phi_{\zeta} = \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r r_1} \left( \frac{1}{\sqrt{t^2 + (s - 2)^2 + 1}} + \frac{1}{\sqrt{t^2 + (4 - s)^2 + 1}} \right) \\ + \frac{1}{\sqrt{(\sqrt{3} - t)^2 + (3 - s)^2 + 1}} + \frac{1}{\sqrt{(\sqrt{3} - t)^2 + (1 - s)^2 + 1}}$$

(4-38)

右辺の括弧内の $s$ および $t$ に様々な数値を代入して括弧内を計算したところ、ほぼ一定の値となった。そこで、括弧内の値を定数” $f$ ”とした式を以下に示す。

$$\Phi_{\zeta} = \frac{e(Z + \Delta Z)}{4\pi\epsilon_0\epsilon_r r_1 f}$$

(4-39)

ここで、球状コロイドの場合と同様、水酸化物コロイド内部に取り込まれた溶媒イオンの効果を $\Delta Z$ 、 $f$ は水酸化物コロイドを形成する単核加水分解種間の平均距離の $r_1$ に対

する比となる。

図 16 に示す  $I = 0.5$  および  $2.0$  のゼータ電位の実験値に対して、 $\Delta Z$  および  $f$  をフリーパラメータとする最小二乗法による解析を行った結果を図 22 に示す。

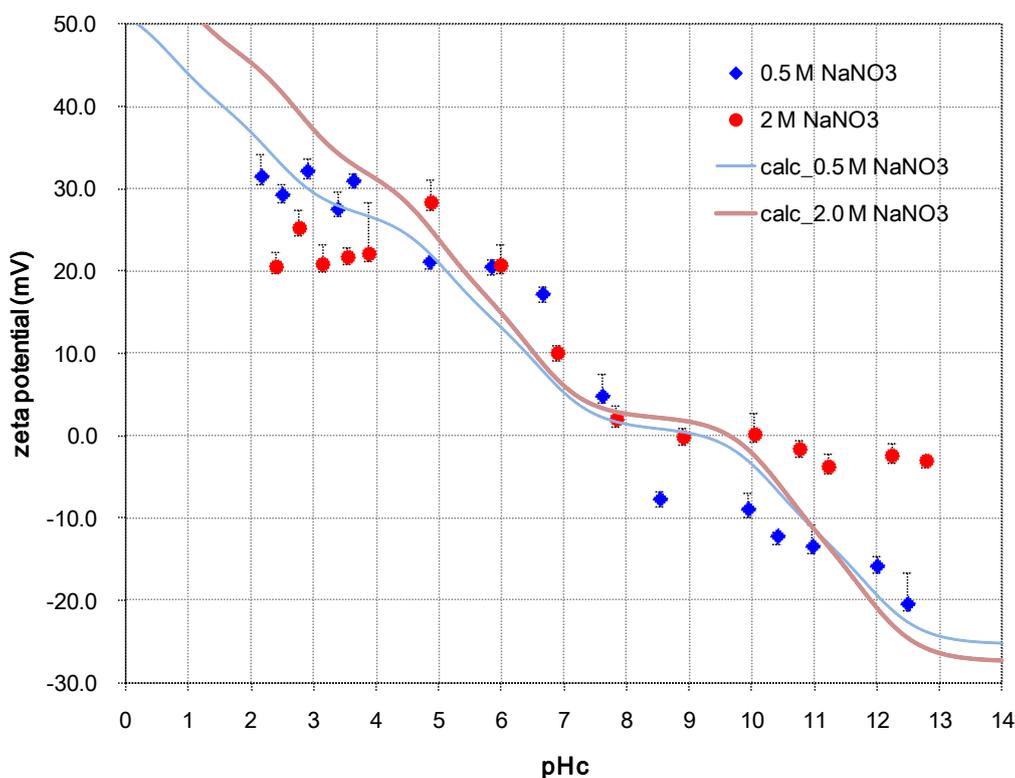


図 22 ジルコニウム水酸化コロイドのゼータ電位の実験値と計算値 ( $I = 0.5, 2.0$ )

$\Delta Z$  および  $f$  の値は  $I = 0.5$  および  $2.0$  それぞれについて、 $\Delta Z = 0.06$ ,  $f = 5.7$  および  $\Delta Z = 0.15$ ,  $f = 5.0$  となった。 $I = 0.5$  の場合、水酸化コロイドの平均電荷  $Z$  とゼータ電位の pH 依存性がほぼ同じ傾向を示しており、水酸化コロイド内部に取り込まれた溶媒イオンの効果 ( $\Delta Z$ ) と単核加水分解種間の平均距離の値によってゼータ電位の実験値を良く再現する結果となった。一方、 $I = 2.0$  の場合、ゼータ電位の計算値は、酸性 pH 条件では実験値より高く、アルカリ性 pH 条件では実験値より低くなる結果となった。図 18 に示すように、加水分解定数のイオン強度依存性からは、単核加水分解種の平均電荷  $Z$  にイオン強度依存性が表れておらず、図 22 の計算結果はこの傾向を反映している。本研究では、水酸化コロイド表面と拡散電気二重層中におけるすべり面の位置を近似的に同じと考えており、高イオン強度下でのゼータ電位の実験値の解釈には、モデルの改良が必要と思われる。

#### 4.2.2.4 Zr 水酸化物コロイドの粒径分布測定

##### ○動的光散乱法

粒径分布測定に、ゼータサイザーナノ ZS (Malvern) を用い、動的光散乱法を用いて粒子および分子径を測定した。ブラウン運動により移動している粒子の拡散を測定し、その測定結果をストークス・アインシュタインの式を用いて粒子径と粒度分布に変換する。試料溶液の上澄み液を 1 ml シリンジに入れ、キャピラリーセル (DTS0012) を逆さにし、シリンジからセルに試料溶液を注入した。キャピラリーセルをゼータサイザーナノ ZS に挿入し、25°C で粒子の拡散係数を測定し、粒子の平均粒径および分布を得た。

動的光散乱法は、粒子径が数 nm から約 1 $\mu$ m まで、又は沈降の影響が認められるまでの粒子に適用される。溶液や懸濁液中でブラウン運動をしている粒子にレーザー光を照射すると、粒子からの散乱光には拡散係数に応じたゆらぎが生じる。大きな粒子は動きが遅いので散乱光強度のゆらぎは緩やかであり、一方、小さな粒子は動きが速いので散乱光強度のゆらぎは急激に変化する。動的光散乱法ではこの拡散係数を反映した散乱光のゆらぎを検出し、ストークス・アインシュタイン式を利用して粒子径を測定する。

$$d = \frac{kT}{3\pi\eta D} \times 10^{12} \quad (4-40)$$

d : 粒子径 (nm)、k : ボルツマン定数 ( $1.38 \times 10^{-23} \text{ J}\cdot\text{K}^{-1}$ )、T : 絶対温度 (K)、 $\eta$  : 粘度 (mPa $\cdot$ s)、D : 拡散係数 ( $\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ )

この散乱光の時間的な変化 (ゆらぎ) すなわちその散乱光強度の信号を相関計に送る。相関計で処理したデータに基づいて算出された散乱光強度の自己相関関数から、平均粒子径及び多分散指数が得られる。周波数解析法では、この散乱光強度の信号に含まれている周波数成分をフーリエ変換することにより周波数の強度分布を算出し、平均粒子径及び多分散指数が得られる。

##### ○X 線小角散乱法

X線小角散乱は、散乱角が数度以下の散乱線を測定する手法である。小角散乱で測定される一般的なサイズは1-100 nmである。X線小角散乱が対象とする試料は、高分子、コロイド、脂質などに代表されるソフトマテリアル、超臨界流体、合金、溶液中でのコロイド、タンパク質、筋肉や毛髪といった繊維など、極めて広範にわたっている。単結晶構造解析や粉末X線構造解析などの一般的なX線回折手法と比べて、X線小角散乱は比較的構造規則性の低い物質の構造解析に用いられることが多い。1-100 nmの「ナノ構造」

を測定する他の手法として透過型電子顕微鏡（TEM）や原子間力顕微鏡（AFM）が挙げられるが、これらの手法の応用が表面や薄膜試料に限られているのに対して、X線小角散乱はX線の高い透過力によってバルクの構造を調べることができる。

（光路差の一般的記述）

入射 X 線および散乱 X 線の波数ベクトルを  $k_1$ 、 $k_2$  として弾性散乱を仮定すると

$$|k_1| = |k_2| \tag{4-41}$$

である。また、散乱ベクトルを次のように定義する。

$$q = k_2 - k_1 \tag{4-42}$$

散乱ベクトルを幾何的に図 24 に表す。O と A での回折波の光路差  $l$  は、

$$l = 2d \sin \theta \tag{4-43}$$

となり、広角での回折の場合、回折波の強め合う条件は次のブラッグの条件

$$2d \sin \theta = n\lambda \quad (n = 1, 2, \dots) \tag{4-44}$$

で表される。ここで、 $\lambda$  は X 線波長である。

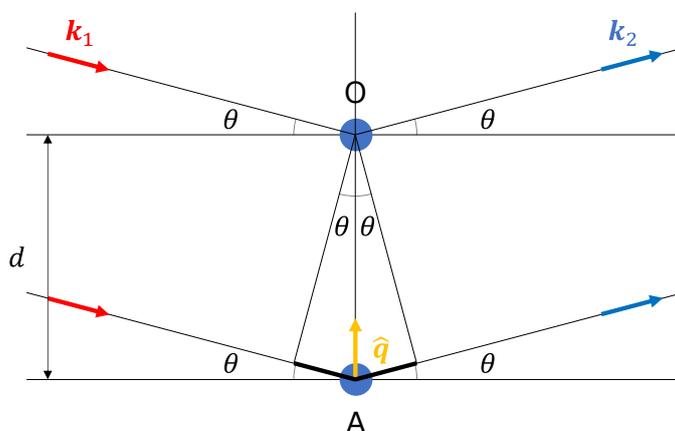


図 23 X 線回折の原理

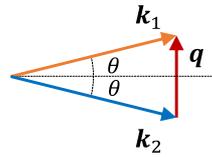


図 24 散乱ベクトル

次に回折波の光路差を一般的に記述する。0 と B での回折波の光路差  $l'$  は、

$$\begin{aligned}
 l' &= r \sin(\alpha + \theta) - r \sin(\alpha - \theta) \\
 &= r[(\sin \alpha \cos \theta + \cos \alpha \sin \theta) - (\sin \alpha \cos \theta - \cos \alpha \sin \theta)] \quad (4-45) \\
 &= 2r \cos \alpha \sin \theta = 2d \sin \theta
 \end{aligned}$$

となる。0 から  $r$  離れた B を含み散乱ベクトルを法線とする面 s と 0 点を含み散乱ベクトルを法線とする面 t との間隔  $d$  は、

$$d = |r| \cos \alpha = \hat{q} \cdot r \quad (4-46)$$

となる。ここで、 $\hat{q}$  は散乱ベクトル  $q$  の単位ベクトルとする。

$$\hat{q} = \frac{q}{|q|} \quad (4-47)$$

したがって、

$$l' = 2(\hat{q} \cdot r) \sin \theta \quad (4-48)$$

を得る。

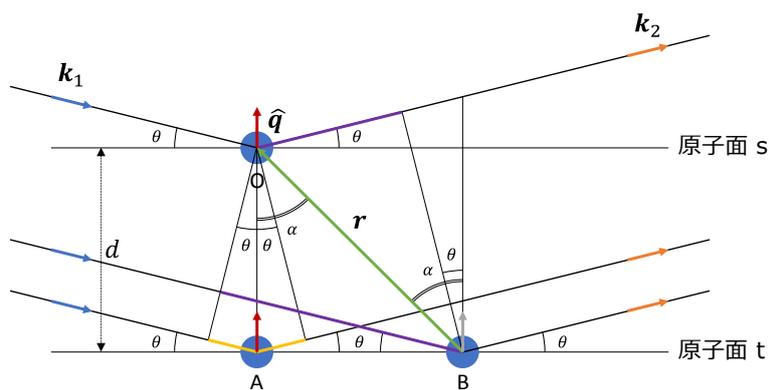


図 25 X線回折波と光路差の一般化

(散乱強度)

粒子内の原子による散乱の光路差を考える。原子  $o$  で回折する波の波動関数  $\phi(x)$  を

$$\phi(x) = A[\cos(kx) + i \sin(kx)] \quad (4-49)$$

とすると、原子  $m$  で回折する X 線の波動関数は、その光路差  $l_m$  として、

$$\begin{aligned} \phi_m(x) &= A\{\cos[k(x - l_m)] + i \sin[k(x - l_m)]\} \\ &= A\{\cos[k(x - 2(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_m) \sin \theta)] + i \sin[k(x - 2(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_m) \sin \theta)]\} \\ &= A\{\exp[ik(x - 2(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_m) \sin \theta)]\} \end{aligned} \quad (4-50)$$

と表すことができる。よって、原子  $m$  と原子  $n$  による波の重ね合わせは、

$$\begin{aligned} \phi_m(x) + \phi_n(x) &= A \exp[ik(x - 2(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_m) \sin \theta)] + A \exp[ik(x - 2(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_n) \sin \theta)] \\ &= A \left[ \exp\left(-4\pi i \frac{(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_m) \sin \theta}{\lambda}\right) + \exp\left(-4\pi i \frac{(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_n) \sin \theta}{\lambda}\right) \right] \exp(ikx) \end{aligned} \quad (4-51)$$

前項は散乱振幅を表し、 $F$  とすると、

$$F = A \left[ \exp \left( -4\pi i \frac{(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_m) \sin \theta}{\lambda} \right) + \exp \left( -4\pi i \frac{(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_n) \sin \theta}{\lambda} \right) \right] \quad (4-52)$$

となる。粒子内の全ての原子に対して足し合わせをすると、

$$F = \sum_n A \exp \left[ -4\pi i \frac{(\hat{q} \cdot \mathbf{r}_n) \sin \theta}{\lambda} \right] = \sum_n A \exp[-i(\mathbf{q} \cdot \mathbf{r}_n)] \quad (4-53)$$

となる。ここで、

$$|\mathbf{q}| = \frac{4\pi \sin \theta}{\lambda} \quad (4-54)$$

である。X線はその振動電場で電子を振動し、振動された電子から散乱X線が放出される。つまり、散乱X線は電子密度分布  $\rho(\mathbf{r})$  に比例するので、

$$F(\mathbf{q}) = \int_V A \rho(\mathbf{r}) \exp[-i(\mathbf{q} \cdot \mathbf{r})] d\mathbf{r} \quad (4-55)$$

となる。球対称な粒子を考えて、体積積分は  $\int_V d\mathbf{r} = \int_0^\infty \int_0^\pi \int_0^{2\pi} r^2 \sin \theta dr d\theta d\varphi$  と表されるので、

$$\begin{aligned} F(\mathbf{q}) = F(q) &= \int_0^\infty \int_0^\pi \int_0^{2\pi} \rho(r) \exp(iqr \cos \theta) r^2 \sin \theta dr d\theta d\varphi \\ &= 4\pi \int_0^\infty \rho(r) \frac{\sin(qr)}{qr} r^2 dr \end{aligned} \quad (4-56)$$

となり、球内の電子密度が一定と仮定すると、

$$\rho(r) = \begin{cases} \rho & (r < R) \\ 0 & (r > R) \end{cases} \quad (4-57)$$

であり、式(4-56)は、

$$\begin{aligned} F(q) &= \frac{4\pi\rho}{q} \int_0^R r \sin(qr) dr = \frac{4\pi\rho}{q} \left[ -\frac{r}{q} \cos(qr) + \frac{1}{q^2} \sin(qr) \right]_{r=0}^R \\ &= \rho \frac{4\pi R^3}{3} \frac{3[\sin(qR) - qR \cos(qR)]}{(qR)^3} \end{aligned} \quad (4-58)$$

と計算される。また、散乱強度  $I(\mathbf{q})$  は、次の式で定義されている。

$$I(q) = F(q)F^*(q) = F^2(q)$$

(4-59)

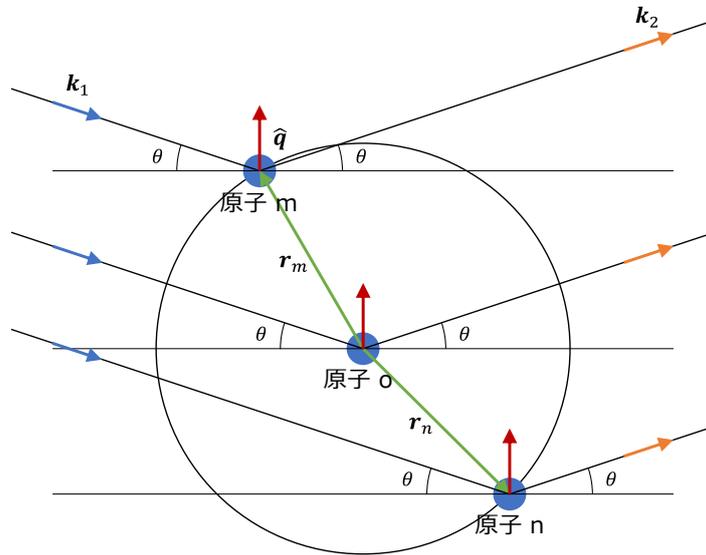


図 26 粒子内での X 線回折

(サイズ分布)

たいていの場合は、測定する粒子は単一の大きさではなく粒子分布をもつ。粒子にサイズ分布  $N(R)$  がある場合、散乱強度は、

$$\begin{aligned}
 I(q) &= \rho^2 \int_0^\infty F^2(q) N(R) dR \\
 &= \rho^2 \int_0^\infty \left( V_R \frac{3[\sin(qR) - qR \cos(qR)]^2}{(qR)^3} \right) N(R) dR
 \end{aligned}
 \tag{4-60}$$

である。サイズ分布には様々な分布関数が検討されるが、ガウス分布を適用すると、

$$N(R) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_R} \exp\left[-\frac{(R - R_0)^2}{2\sigma_R^2}\right]
 \tag{4-61}$$

となる。ここで、 $R_0$  は平均半径、 $\sigma_R$  は標準偏差を表す。また、ガンマ分布を適用すると、

$$N(R) = \frac{1}{\Gamma(M)} \left(\frac{M}{R_0}\right)^M e^{-\frac{MR}{R_0}} R^{-1+M} \quad (4-62)$$

となる。ここで、 $R_0$  は平均半径を表すが、 $M$  はサイズ分布の広がりパラメータである。

分布の広がりパラメータは平均半径で規格化した規格化分散  $\sigma$  を用いると次式で表される。

$$\sigma[\%] = \frac{1}{\sqrt{M}} \times 100 \quad (4-63)$$

#### 4.2.2.5 動的光散乱法による Zr 水酸化コロイドの粒径分布測定

水酸化コロイドを含み試料溶液は、4.2.2.2 のゼータ電位測定において調製した試料溶液を用いた。調製した試料溶液は、真空容器に入れ、1 カ月間、振とう攪拌装置を用いて攪拌した。グローブボックス内にて試料溶液の pHc を測定した後、それぞれ上澄み液 1mL を採取し、ゼータサイザーナノ ZS (Malvern) を用いて粒径分布を測定した。

$I = 0.5$  および  $2.0$  の  $\text{NaNO}_3$  溶液中での水酸化コロイドの粒径分布を図 27 に示す。 $I = 0.5$  の場合、pHc 2.12 では 10 nm および 100 nm を中心とした二つの山を持つ粒径分布が見られ、pH の増加とともに 300 nm 付近に中心位置を持つ粒径分布へと変化する様子が見られた。このことは pH の増加とともに水酸化コロイドの凝集が進行したことを示唆している。一方、 $I = 2.0$  の場合も同様に pH の増加とともに水酸化コロイドの大粒径化が進行する様子が表れたが、 $I = 0.5$  の結果と比較して、分布の中心位置は、わずかに大粒径側にシフトするような傾向が見られた。

図 16 に示すように、 $I = 2.0$  の水酸化コロイドのゼータ電位は、酸性 pH において  $I = 0.5$  のそれより 5~10 mV 程度低い値を示している。 $I = 2.0$  のゼータ電位測定では非常に高い導電率 (150 mS/cm) が得られたが、ゼータ電位の値に従って水酸化コロイドの凝集が進行した可能性が考えられる。

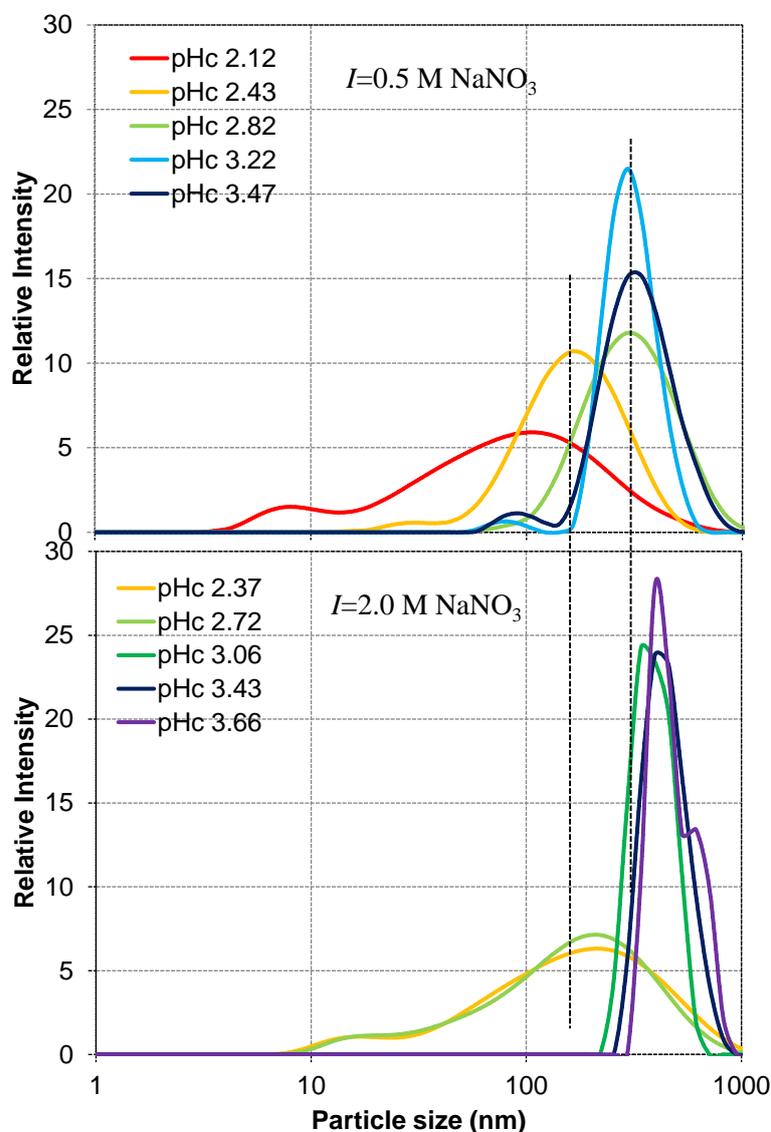


図 27 動的光散乱法による Zr 水酸化物コロイドの粒径分布 ( $I = 0.5、2.0$ )

#### 4.2.2.6 X線小角散乱による Zr 水酸化物コロイドの粒径分布測定

X線小角散乱法のジルコニウム水酸化物コロイドの粒径分布測定への適用性を検討するため、イオン強度を 0.5 ( $\text{NaClO}_4$ )、pHc を 2.18、4.39 および 7.61 に調整した試料溶液を作成した。懸濁した試料溶液を  $\phi 1.5 \text{ mm}$  のガラスキャピラリー (WJM-Glas 社製；長さ 80mm, 厚さ 0.01mm) に取り、全自動水平型多目的 X 線回折装置 Smart Lab (Rigaku) を用いて  $0.06^\circ \sim 8^\circ$  の範囲で X 線散乱スペクトルを測定した。また、比較のため、予め粒子サイズが分かっているジルコニウム酸化物 ( $\text{ZrO}_2$  (nanopowder, Aldrich)) も純

水に懸濁させた後、ガラスキャピラリーに装荷し、測定した。

まず、 $ZrO_2$ (nanopowder)を測定した結果を図 28 に示す。測定結果は散乱ベクトルを横軸にとり、縦軸にその散乱強度をプロットすることで示した。散乱ベクトルの大きさ  $q$  は、

$$q = \frac{4\pi \sin \theta}{\lambda} \quad (4-64)$$

で表される。ここで、 $\theta$  および  $\lambda$  はそれぞれ散乱角と X 線波長 (1.54 Å) である。パラメータ  $q$  は波長に依存し、波長の異なる様々な散乱において述べることができる一般的なパラメータである。また、横軸の上側の値  $d$  は、空間スケールの目安を表した値であり、下式で表される。

$$d = \frac{2\pi}{q} \quad (4-65)$$

バックグラウンドの強度として、溶媒に用いた  $I = 0.5$  の  $NaClO_4$  溶液のみを測定した結果を併せて図に示した。

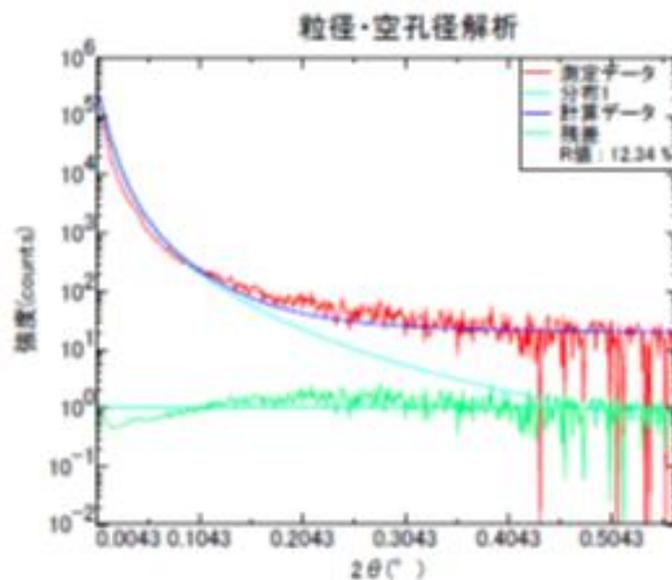


図 28  $ZrO_2$ (nanopowder)の X 線小角散乱スペクトル

散乱強度の測定値はアモルファス固相からの散乱と水などの不必要な散乱を合わせたものであるため、バックグラウンドの補正を考える必要がある。たいていの場合、正味の測定値  $I_{\text{net}}$  は次式のように測定値  $I_0$  からバックグラウンド強度  $I_{\text{BG}}$  を差し引いたものである。

$$I_{\text{net}} = I_0 - I_{\text{BG}} \quad (4-66)$$

しかし、小角散乱の場合、測定値の絶対値は試料の密度によって変わりうる。そこでバックグラウンド補正係数  $c$  を導入する。正味の測定値は次式で表すように測定値からバックグラウンド強度に任意の  $c$  をかけた値を差し引いたものとする。

$$I_{\text{net}} = I_0 - cI_{\text{BG}} \quad (4-67)$$

本実験では、 $c$  は最広角において  $I_0$  と  $cI_{\text{BG}}$  の値が同じになるように目測で設定する。このとき、X線小角散乱による散乱強度は次式で表される。

$$I(q) = K \int_0^{\infty} \left[ \frac{3[\sin(qR) - qR \cos(qR)]}{(qR)^3} \right]^2 \exp \left[ -\frac{(R - R_0)^2}{2\sigma_R^2} \right] dR \quad (4-68)$$

ここで、 $R_0$  および  $\sigma_R$  は粒子の平均半径とその標準偏差を表す。また、 $K$  はスケール因子で、次式で表される係数をまとめたものである。

$$K = \frac{\rho V_R^2}{\sqrt{2\pi}\sigma_R} \quad (4-69)$$

バックグラウンド補正した正味の測定値に対して、スケール因子  $K$ 、平均半径  $R_0$  および標準偏差  $\sigma_R$  をパラメータとしてフィッティングをして得られた結果を表 4 に示す。

表 4 ZrO<sub>2</sub> (nanopowder) の X 線小角散乱スペクトルの解析結果

パラメータ	ZrO <sub>2</sub> (nanopowder)
スケール因子 $K$	$0.16 \times 10^{10}$
平均サイズ (nm)	26.4
規格化分散 (%)	[50.0] *

\*固定値

透過型電子顕微鏡 (TEM) を用いた測定では、ZrO<sub>2</sub> (nanopowder) の粒径はおよそ 20nm 程度と見積もられており (Kobayashi et al., 2013)、小角散乱法による粒径測定の適用性が確認された。

次に、Zr 水酸化物コロイド (pH<sub>c</sub> 2.18) の X 線小角散乱スペクトルを図 29 に示す。Zr 水酸化物コロイドの X 線小角スペクトルは、大小異なる 2 成分から成ると考えられ、それぞれの粒径を 0.9 および 20.6 nm と求めた。また、pH<sub>c</sub> 4.39 および 7.61 の試料に対しても同様の測定および解析を行い、得られた粒径を表 5 に示す。各 pH<sub>c</sub> の試料いずれも 1~2nm 程度の微小粒子と 10~20nm 程度の粒子から粒径分布が形成されていることが示唆された。なお、今回用いた X 線小角法の測定条件において測定可能な最大粒子サイズはおよそ 100 nm である。

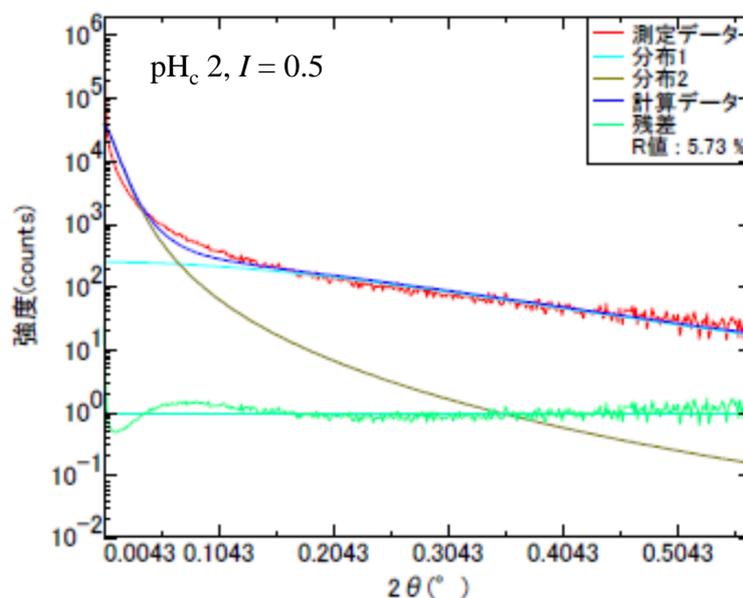


図 29 Zr 水酸化物コロイド (pH<sub>c</sub> 2.18) の X 線小角散乱スペクトル

表 5 Zr 水酸化物コロイドの X 線小角散乱スペクトルの解析結果

pHc	<i>I</i>	成分 1	成分 2
2.18	0.5	0.9 nm	20.6 nm
4.39	0.5	1.2 nm	16.8 nm
7.61	0.5	1.7 nm	15.0 nm

#### 4.2.3 NaNO<sub>3</sub>による酸化還元反応の検討

##### 4.2.3.1 NaNO<sub>3</sub>溶液中でのヒドロキノンの pH および Eh 測定

熱力学データに基づく NaNO<sub>3</sub> の酸化還元反応の理解および解釈のため、H27 年度は NaNO<sub>3</sub> 溶液の濃度が溶液の pH および Eh に及ぼす影響について検討した。試料溶液の調製は、Ar 雰囲気グローブボックス内 (O<sub>2</sub> < 0.1 ppm) にて行った。所定のイオン強度に調整した塩化ナトリウムおよび硝酸ナトリウム水溶液に、ヒドロキノンの濃度が 1 mM となるようにヒドロキノン試薬 (C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>O<sub>2</sub>, 和光純薬工業、99%) を加えた。その後、塩酸または硝酸および水酸化ナトリウム水溶液を加えて、pH を 2~12 に調整した。このとき、イオン強度はそれぞれ塩化ナトリウムまたは硝酸ナトリウムにより、*I* = 0.1、1.0 および 5.0 とした。なお、試料溶液調製には、Ar ガスにより予め脱気した超純水 (Milli-Q, Millipore) を用いた。試料溶液をしばらく静置した後、pH および Eh 値を測定した。pH 測定では、堀場製作所社製の pH メータ D-53 および温度補償型 pH 複合電極 (9615-10D) を用い、予め pH 標準液 (pH 4 および 7, 堀場製作所社製) を用いて校正した。Eh 測定では、メトローム社製の pH メータ 826 型および複合白金リング電極を用い、キンヒドラン標準液 (+256 mV, 25°C, 堀場製作所社製) により校正した。測定 Eh の値は、 $pe = (Eh + 208) / 1000 / 0.059$  により標準水素電極電位 (N.H.E.) による pe 値に換算した。

0.1~5.0 M の塩化ナトリウムおよび硝酸ナトリウム水溶液中における pH および pe 値の測定結果を図 30 に示す。硝酸ナトリウム濃度が Eh 測定値に及ぼす影響の影響は

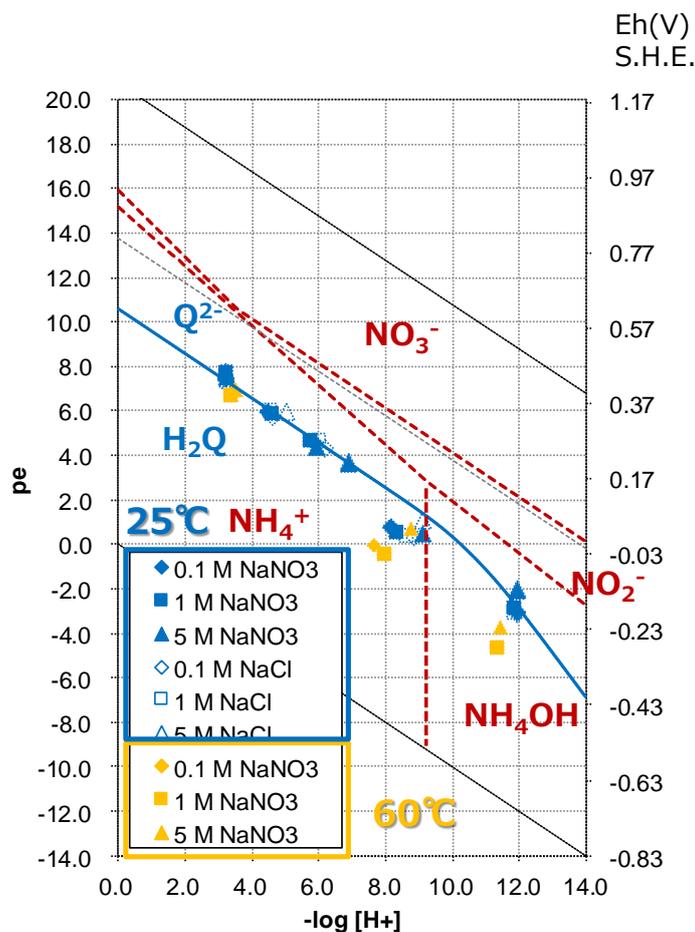


図 30 0.1～5.0 M NaCl および NaNO<sub>3</sub> 溶液中でのヒドロキノンの Eh-pH 値および N-O-H の Eh-pH ダイアグラム

確認されず、また、塩化ナトリウム溶液との違いもほとんど表れない結果となった。既往研究では、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>→NO<sub>2</sub><sup>-</sup>→NH<sub>4</sub><sup>+</sup>の逐次還元反応が提案されているが、常温では反応速度が非常に遅いことが指摘されている（日本原子力研究開発機構、2011）。また、還元性鉱物（黄鉄鉱(FeS<sub>2</sub>)）による硝酸イオンの還元試験では、pH8、323K(50°C)下では 365 日経過後も還元反応が進行しなかったものの 363K(90°C)下では FeS<sub>2</sub>が酸化し、N<sub>2</sub>と NH<sub>3</sub>が発生したことが述べられている。本研究では、298K(25°C)および 333K(60°C)下で測定された pH および Eh 値に明確な違いは表れない結果となった。

#### 4.2.3.2 プルトニウム母溶液の精製

NaNO<sub>3</sub>によるアクチノイドの酸化還元反応へ及ぼす影響を調べるため、H27年度は次年度以降の実験に用いることを予定しているプルトニウム (<sup>239</sup>Pu) の精製を進めた。実験は京都大学原子炉実験所ホットラボのジュニアケープ室のグローブボックス内で行

った。精製フローシートを図 31 に示す。 $^{239}\text{Pu}$  を含む実験廃液から鉄水酸化物による共沈法およびイオン交換法を用いて  $^{239}\text{Pu}$  を精製した。

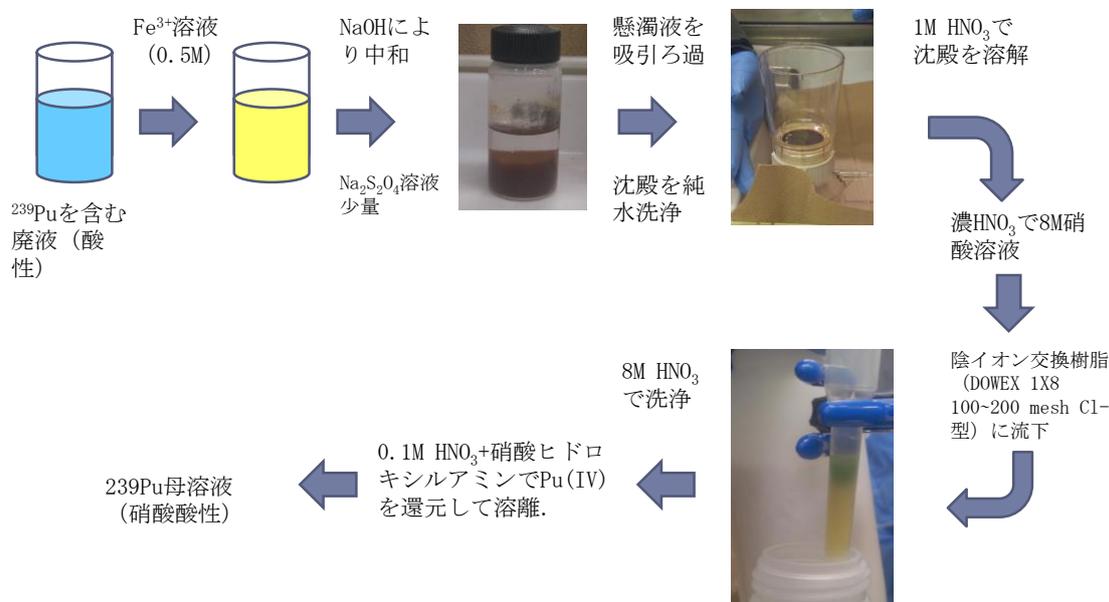


図 31  $^{239}\text{Pu}$  の精製フローシート

精製した母溶液から  $10\ \mu\text{l}$  を採取し、アルファ線測定器で測定したところ、放射エネルギーは  $16.4\ \text{kBq}$  (in  $10\ \mu\text{l}$ ) と求められた。母溶液の全量が  $8.8\ \text{ml}$  であることから、 $^{239}\text{Pu}$  の全放射能は  $14.7\ \text{MBq}$ 、濃度は  $3.0\ \text{mM}$  と求められた。

#### 4.3 残された課題と今後の計画

4価ジルコニウムと炭酸イオンの錯生成反応に及ぼすイオン強度影響の評価では、 $0.1\ \text{M}$ ～ $5.0\ \text{M}$  までの硝酸ナトリウム水溶液下において、炭酸イオンを共存させたジルコニウムの溶解度を測定した。 $\text{Zr}-\text{CO}_3$  の 2 元および  $\text{Zr}-\text{OH}-\text{CO}_3$  の 3 元錯体の生成を仮定することにより、溶解度の pH 依存性および炭酸濃度依存性を良く再現することができ、 $\text{Zr}(\text{CO}_3)_4^{4-}$  については求められた錯生成定数の値は既報値と良く一致した。しかし、4価トリウムと比較すると、炭酸イオン共存下での溶解度のイオン強度依存性は概ね小さく、 $I = 2.0\ \text{M}$  および  $5.0\ \text{M}$  におけるジルコニウム溶解度はほぼ等しい結果となった。このため、 $\text{Zr}-\text{CO}_3$  の 2 元および  $\text{Zr}-\text{OH}-\text{CO}_3$  の 3 元錯体のイオン強度補正パラメータである SIT におけるイオン相互作用係数は、4価トリウムと大きく異なる結果となった。本研究によるジルコニウム炭酸錯体のイオン相互作用係数と 4 価アクチノイド炭酸錯体のイオン相互作用係数の整合性についてさらに検討するとともに、 $I = 2.0\ \text{M}$  以上のデータに対する SIT の適用性についても検討する必要がある。

硝酸ナトリウム水溶液中での水酸化物コロイドの挙動を評価するために行ったゼータ電位測定では、 $I = 0.5$  におけるゼータ電位の pH 依存性は、加水分解定数から計算される水酸化物コロイドの平均電荷の pH 依存性と同様の傾向を示した。水酸化物コロイドを形成する単核加水分解種間の平均距離およびコロイドに取り込まれる溶媒イオンの効果を仮定し、パラメータとして設定することにより、ゼータ電位の実験値を概ね再現できることが分かった。一方、 $I = 2.0$  の場合、酸性 pH およびアルカリ性 pH においてゼータ電位の絶対値が低下し、よりコロイドが凝集するような傾向を示唆する結果が得られた。加水分解定数から水酸化物コロイドの平均電荷を計算する現在のモデルでは、このゼータ電位のイオン強度依存性を表すことができず、モデルの改良が必要である。

以上の結果を踏まえて、平成 28 年度および 29 年度の研究実施計画を述べる。炭酸錯体の錯生成反応に及ぼす高濃度硝酸塩（高イオン強度）影響については、高イオン強度下での活量補正法である Pitzer 法による解析も SIT に併せて行い、活量補正パラメータの妥当性について検討する。硝酸塩影響下におけるコロイド挙動の評価では、ゼータ電位の熱力学的解釈モデルの改良が必要である。このためには、ゼータ電位のみならず水酸化物コロイドの構造や凝集分散に関わる実験的知見が必要であり、X 線あるいは中性子による小角散乱法を用いた水酸化物コロイドの状態の把握を試みる。また、加水分解定数によるゼータ電位の熱力学的解釈モデルは、熱力学データが存在すれば核種によらないことから 4 価トリウム水酸化物コロイドのゼータ電位を測定し、その適用性について検討する。硝酸イオンによる酸化還元反応への影響評価については、これまで還元剤を用いた Eh 測定実験では硝酸イオンの影響が表れていない。そこで、次年度は、硝酸ナトリウム溶液中においてプルトニウムの酸化還元反応を電気化学的手法により進行させ、酸化および還元ピークに対する硝酸塩濃度影響を調べることにより、核種の酸化還元反応における硝酸イオンの影響の有無を確認する。

## 5 まとめ

TRU 廃棄物処分安全評価における硝酸塩影響評価の信頼性向上に資するため、平成 27 年度は、4 価アクチノイドのアナログ元素である 4 価ジルコニウムを用いて、高イオン強度（高濃度  $\text{NaNO}_3$  溶液）条件下での炭酸イオンとの錯生成反応および水酸化物コロイドの挙動について検討を行った。0.1 M~5.0 M までの硝酸ナトリウム水溶液中におけるジルコニウム炭酸錯体の錯生成反応を熱力学モデルにより概ね再現することができたが、活量補正パラメータについては、他の 4 価イオンとの整合性を測りつつさらに検討を進める必要が認められた。一方、硝酸塩影響下でのコロイド挙動評価のため、ジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位を 0.5 M および 2.0 M 硝酸ナトリウム水溶液中で測定し、加水分解反応に基づき水酸化物コロイドの平均電荷を計算することで、ゼー

タ電位の実験値の再現を試みた。水酸化物コロイドの構造に関わる最小限のパラメータを設定することにより、0.5 M の実験値を再現することは可能であると考えられたが、2.0 M の場合は、ゼータ電位のイオン強度依存性を考慮できるようなモデルの改良が必要であった。硝酸イオンによる酸化還元反応への影響評価については、Eh 値には硝酸イオンの影響は表れなかった。このため、次年度は、電気化学的手法を用いてアクチノイドの酸化還元反応に及ぼす硝酸イオンの影響を直接的に検討する。

## 参考文献

- Altmaier, M., Neck, V., Fanghänel, Th.: Solubility and colloid formation of Th(IV) in concentrated NaCl and MgCl<sub>2</sub> solution. *Radiochim. Acta* **92**, 537 (2004).
- Altmaier, M., Neck, V., Denecke, M. A., Yin R., Fanghänel, Th.: Solubility of ThO<sub>2</sub> · xH<sub>2</sub>O(am) and the formation of ternary Th(IV) hydroxide-carbonate complexes in NaHCO<sub>3</sub>-Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> solutions containing 0-4M NaCl, *Radiochim. Acta* **94**, 495 (2006).
- Brown, P., Curti, E., Grambow, B., Ekberg, C.: *Chemical Thermodynamics of Zirconium*, In: *Chemical Thermodynamics* (Eds.: F. J. Mompean et al.) *Vol. 8*. Elsevier, North-Holland, Amsterdam (2005).
- Capdevila, H., Vitorge, P., Giffaut, E., Delmau, L.: Spectrophotometric study of the dissociation of the Pu(IV) carbonate limiting complex, *Radiochim. Acta*, **74**, 93 (1996).
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構: TRU 廃棄物処分技術検討書—第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2-2005-02 (2005) .
- Fujiwara, K., Yamana, H., Fujii, T., Moriyama, H.: Determination of uranium(IV) hydrolysis constants and solubility product of UO<sub>2</sub> · xH<sub>2</sub>O. *Radiochim. Acta* **91**, 345 (2003).
- 古澤邦夫: ゼータ電位の測定, *ぶんせき* **5**, 254 (2004).
- Grenthe, I., Fuger, J., Konings, R. J. M., Lemire, R. J., Müller, A. B., Nguyen-Trung, C., Wanner, H.: *Chemical Thermodynamics of Uranium*, In: *Chemical Thermodynamics* (Eds.: F. J. Mompean et al.) *Vol. 1*. Elsevier, North-Holland, Amsterdam (1992).
- Guillaumont, R., Fanghänel, Th., Fuger, J., Grenthe, I., Neck, V., Palmer, D., Rand, M.: *Update on the Chemical Thermodynamics of Uranium, Neptunium, Plutonium, Americium and Technetium*, In: *Chemical Thermodynamics* (Eds.: F. J. Mompean et al.) *Vol. 5*. Elsevier, North-Holland, Amsterdam (2003).
- 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: 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— (2006).
- (<http://www.aec.go.jp/jicst/NC/senmon/tyohan/bosyu/060228/05.pdf>) .
- 原子力発電環境整備機構: 地層処分低レベル放射性廃棄物に関わる処分の技術と安全性—付録資料—, NUMO-TR-10-04 (2011).
- Hummel, W., Anderegg, G., Rao, L., Puigdomènech, I., Tochiyama, O., “*Chemical*

- Thermodynamics of Compounds and complexes of U, Np, Pu, Am, Tc, Se, Ni and Zr with selected organic ligands,*” In: *Chemical Thermodynamics* (Eds.: F. J. Mompean et al.) *Vol. 9*, Elsevier, North-Holland, Amsterdam (2005).
- 核燃料サイクル機構:我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, JNC TN1400 99-020 (1999) .
- 北原文雄, 古澤邦夫, 尾崎正孝, 大島広行, “Zeta potential ゼータ電位 微粒子界面の物理化学”, サイエンティスト社 (1995).
- Kobayashi, T., Sasaki, T., Takagi, I., Moriyama, H.: Solubility of Thorium(IV) in the Presence of Oxalic and Malonic Acids. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **46**, 1085 (2009).
- Kobayashi, T., Bach, D., Altmaier, M., Sasaki, T., Moriyama, H.: Effect of temperature on the solubility and solid phase stability of zirconium hydroxide, *Radiochim. Acta*, **101**, 645 (2013).
- Neck, V., Altmaier, M., Fanghänel, Th.: Ion interaction (SIT) coefficients for the Th<sup>4+</sup> ion and trace activity coefficients in NaClO<sub>4</sub>, NaNO<sub>3</sub> and NaCl solution determined by solvent extraction with TBP. *Radiochim. Acta* **94**, 501 (2006).
- 日本原子力研究開発機構:平成22年度地層処分技術調査等委託費 (TRU 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発), pp. 2-87 - 2-156 (2011) .
- 日本原子力研究開発機構:平成24年度地層処分技術調査等事業 (TRU 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発), pp. 2-1 - 2-81 (2013) .
- Rai, D., Hess, N. J., Felmy, A. R., Moore, D. A., Yui, M., Vitorge, P.: A thermodynamic model for the solubility of PuO<sub>2</sub>(am) in the aqueous K<sup>+</sup>-HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>-OH<sup>-</sup>-H<sub>2</sub>O system, *Radiochim. Acta*, **86**, 89 (1999).
- Rand, R., Fuger, J., Grenthe, I., Neck, V., Rai, D.: *Chemical Thermodynamics of Thorium*, In: *Chemical Thermodynamics* (Eds.: F. J. Mompean et al.) *Vol. 11*, Elsevier, North-Holland, Amsterdam (2009).
- Sasaki, T., Kobayashi, T., Takagi, I., Moriyama, H.: Solubility measurement of zirconium(IV) hydrous oxide. , *Radiochim. Acta* **94**, 489 (2006).
- Sasaki, T., Kobayashi, T., Takagi, I., Moriyama, H.: Hydrolysis Constant and Coordination Geometry of Zirconium(IV), *J. Nucl. Sci. Technol.*, **45**, 735 (2008).

平成 27 年度 外部発表

【口頭発表】

1. Kobayashi et al.、 Thermodynamic model of Zr-OH-CO<sub>3</sub> in dilute to concentrated NaNO<sub>3</sub> solutions、 ISSP 17、 Geneva 発表予定 (2016 年 7 月).
2. 小林大志 他、 ジルコニウム水酸化物コロイドのゼータ電位測定および熱力学的解釈、日本原子力学会、2016 年秋の大会 発表予定 (2016 年 9 月)

## 研究報告 5

地層処分の性能評価の精緻化を目指した  
薄片状雲母を用いた核種の収着メカニズム  
に関する基礎的研究

東北大学 大学院工学研究科

千田 太詩

## 目次

1. 背景と目的 .....	1
1.1 本研究の背景 .....	1
1.2 研究の目的および概要.....	4
2. 全体研究計画 .....	5
3. 平成 26 年度の成果概要.....	6
4. 平成 27 年度の研究実施内容.....	8
4.1 平成 27 年度の実施計画.....	8
4.2 研究実施内容 .....	8
4.2.1 鉍物試料への Eu の収着試験 .....	8
4.2.2 蛍光分光分析.....	9
4.2.3 SIMS 分析 .....	11
4.3 平成 27 年度の研究成果内容.....	11
4.3.1 試験系および機器によるデータ取得確認.....	11
4.3.2 Eu 収着の pH 依存性 .....	17
4.3.3 数学モデルによる解析.....	23
4.4 残された課題と今後の計画.....	28
5. まとめ .....	28

## 1. 背景と目的

### 1.1 本研究の背景

わが国では、使用済み燃料の再処理に伴い発生する高レベル放射性廃棄物(HLW)の処分方法として、300 m 以深の深地層に埋設する地層処分が計画されている。地層処分においては、高レベル放射性廃液を固化したガラス固化体をオーバーパックや緩衝材といった人工バリアで覆うとともに、深地層の安定した岩盤を天然バリアとする多重バリアシステムによって放射性核種の閉じ込めを狙う。深地層の岩盤中では、地下水の流れが非常に緩やかになることに加え、放射性核種が岩盤構成鉱物に収着することにより核種移行が遅延される効果が期待される。地層処分の成立性を示した「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—」(以下、第2次取りまとめ)[1]では、天然バリアとしてわが国に広く分布する花崗岩が想定されており、核種収着や花崗岩内拡散など核種移行評価に関連した研究が進められてきた。花崗岩は表1に示すように石英や長石、黒雲母等で構成されており[2]、花崗岩の核種収着能はこれら種々の鉱物が有する収着能の複合として現れる。これらの構成鉱物の中でも、図1に示すように黒雲母は陽イオンの放射性核種に対して高い収着能を示すことが知られており[3]、花崗岩の核種収着能への寄与が大きい。しかしながら、既往の核種収着データの多くは一定粒径に粉碎された粉末試料を用いた収着試験によって取得されているため、実際の地下環境における鉱物の物理的および化学的特性が十分に反映されていない可能性が指摘されている[4]。特に、黒雲母は一般に  $K(Mg,Fe,Al)_3(Si,Al)_4Si_3O_{10}(OH,F)_2$  の化学式で表され、(001)に平行な劈開が著しいケイ酸塩鉱物(粘土鉱物)である。そして、シリカ四面体およびアルミナ等の八面体からなる層状構造の層間に交換性陽イオン(カリウム, K)を有するために、陽イオン核種をよく収着する。黒雲母は、図2に示すように劈開面と断口部を有するが、細かく粉碎された場合には断口部の割合が非常に大きくなり、断口部における核種との相互作用が主に収着挙動を支配する。実際の地下環境において黒雲母は花崗岩内に薄片の形状で含有すると想

表1 花崗岩に含有する主な鉱物[2].

主な鉱物	Weight (%)
Quartz: 石英	40
Microcline: 微斜長石	22.5
Albite/anorthite: 曹長石/灰長石	22.5
Biotite: 黒雲母	5
Impurities: その他	10

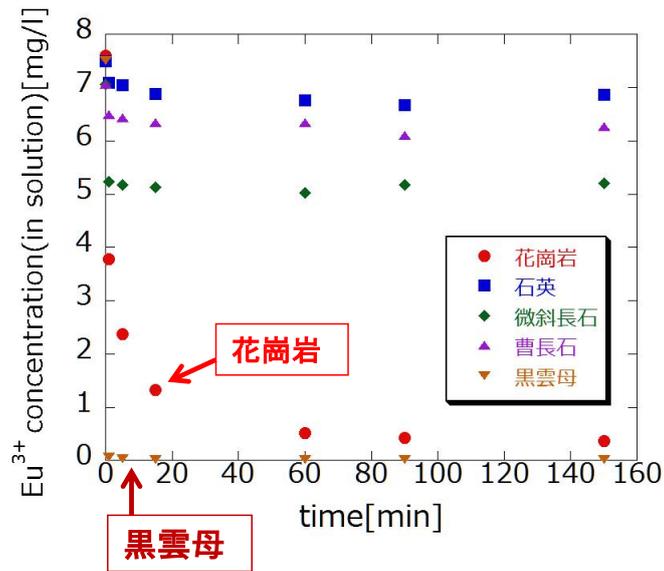


図1 花崗岩及び主要構成鉱物へのユロピウムの収着挙動(粒径 75-150  $\mu\text{m}$ )[3].

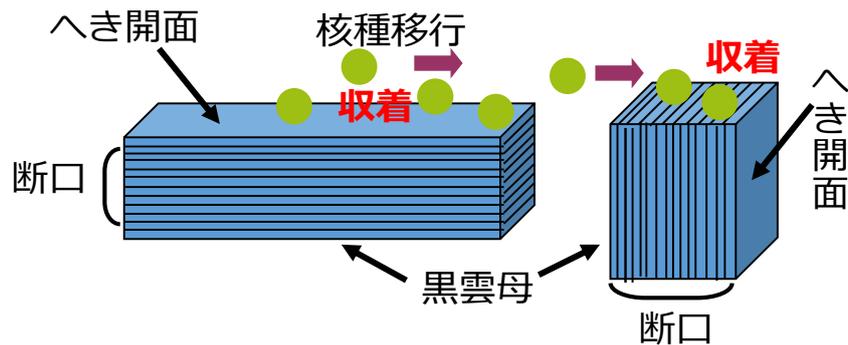


図2 黒雲母の異方性による収着挙動の変化.

定され、断口部のみならず劈開方向の奥行きが存在する黒雲母の異方性を考慮する必要があり、粉末試料による断口部のみにおける核種収着の評価が天然バリアの核種収着能を適切に表現しているとは言い難い。

一方、第2次取りまとめにおける岩盤中の核種移行解析モデルでは、図3に示すように亀裂内における移流・分散による核種移行と、亀裂から岩石基質内へ拡散するマトリクス拡散が考慮されている[1]。さらに、マトリクス拡散に伴い、岩石基質内において構成鉱物へ収着する効果が含まれている(そのため亀裂表面における収着は考慮されていない)。ここで核種収着効果として適用される分配係数  $K_d$  は、前述のようにその多くが一定粒径に調整した粉末試料を用いた収着試験によって取得されている。そして、遅延効果の設定には、マトリクス拡散を想定して分配係数  $K_d$  に岩石の密度および間隙率が加味される。しかし、黒雲母の異方性を考慮する場合、岩石基質中のマトリクス拡散に加え、黒雲母内部への拡

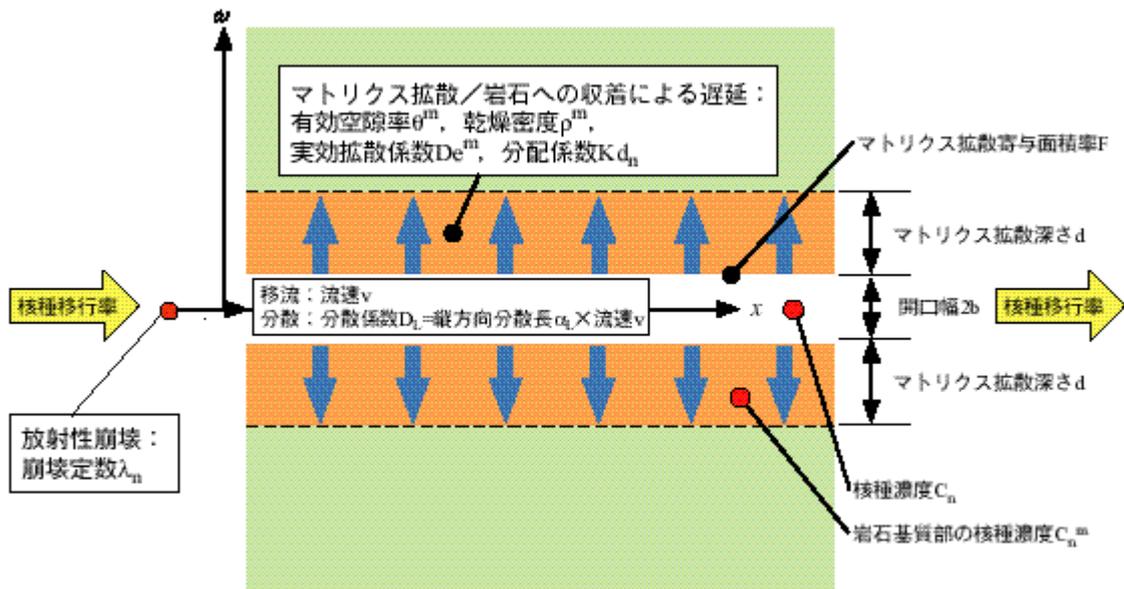


図3 第2次取りまとめにおける一次元平行平板モデル概念図[1]

散・吸着過程が付与されることになる。このことは、花崗岩に含有する黒雲母の全量が他の岩石基質と同じく一様に核種吸着に寄与するとは限らないことを意味する。そのため、マトリクス拡散と黒雲母内拡散といった異なる拡散場が混在する媒体内の物質移行を移行評価に組み入れる必要がある。例えば、黒雲母内部への浸透拡散がマトリクス拡散よりも大幅に遅い場合には、吸着に寄与する黒雲母量が実際の含有量と比べて見かけ上小さくなり、分配係数  $K_d$  と岩石密度による評価と比べて岩石基質内の吸着能が低下する可能性がある。

そこで本研究では、より実環境の状態に近い、粉碎していない薄片状の黒雲母を用いた核種吸着挙動検討を実施する。特に、黒雲母薄片の断口部においては、核種が吸着した後に黒雲母の層間を拡散して内部へ浸入することが予想され、これを考慮した吸着挙動評価が重要となる。これまでの粉末試料による黒雲母の核種吸着評価ではこのような鉱物内への拡散効果は考慮されておらず、黒雲母の異方性に起因した核種吸着および拡散の過程を適切に核種移行評価に取り込むことは、処分システムの核種閉じ込め性能評価の精緻化、および説明性向上に資する。

また、これまで花崗岩および黒雲母について述べてきたが、実際の地下環境においては、地下水と接触している花崗岩表面が熱水等により変質を受ける場合も想定される。亀裂(水みち)が形成された後に熱水変質を受けた花崗岩亀裂表面では、本研究で注目する黒雲母は層状ケイ酸塩鉱物である緑泥石(Chlorite,  $(Mg_5Al)(Si_3Al)O_{10}(OH)_8$  (Clinochlore))へ変質することが知られている。加えて、花崗岩に豊富に含有する長石類の変質により、雲母鉱物の一種である絹雲母(Sericite,  $KAl_2(Si_3Al)O_{10}(OH)_2$ )が生成して花崗岩表面を覆うことも報告されている[5-7]。このような熱水に起因した鉱物変質は、花崗岩がマグマから固結した後に熱

水が花崗岩の亀裂表面や鉱物粒界に接することにより生じると予想され、比較的新しい亀裂以外の地下水接触面では広く分布している可能性がある。そのため、亀裂表面近傍におけるマトリクス拡散および核種収着には、これらの変質鉱物の寄与も考慮する必要がある。本研究では、核種収着挙動の異方性に注目する黒雲母とともに、熱水変質によって生成する緑泥石や絹雲母についても核種収着挙動を調べ、比較検討する。

## 1.2 研究の目的および概要

本研究では、黒雲母の異方性が核種収着挙動に与える影響について基礎的知見を取得し、核種移行評価への反映方法を併せて提示することにより、天然バリア中の核種移行評価(地層処分システムの性能評価)に資することを目的とする。この目的に向けて、実環境の状態に近いと考えられる薄片状の黒雲母を用いた核種の収着試験を軸に、種々の分析および数値解析を実施する。

収着試験は、固相として主に黒雲母薄片を用い、窒素雰囲気下でバッチ式により行う。収着元素には、HLW に含有する長半減期核種の一つであるアメリカシウム(Am)の代替元素としてユウロピウム(Eu)を主に使用するとともに、比較としてセシウム(Cs)やストロンチウム(Sr)を用い、価数や元素の違いについて検討する(いずれも安定同位元素とする)。液固比やpH、経時変化等を主なパラメータとし、特にpHについてはEu<sup>3+</sup>として存在するpH 3程度から実環境の地下水を想定した中性領域(pH 8, Euの加水分解が生じる)の範囲を対象とする。液相中のEuの濃度変化を誘導結合プラズマ発光分析装置(ICP-AES)による測定から得ることで、黒雲母への収着性を調べる。さらに、黒雲母の層間の陽イオンが収着挙動に関連することが予想されるため、併せて層間の陽イオン(黒雲母では主にカリウム(K))についても液相中の濃度変化を測定することにより収着とイオン交換の関連について知見を得る。

収着実験後の黒雲母薄片については、薄片内部への拡散に着目した分析を実施する。雲母を粉砕した試料では大部分が断口部となるとともに、核種の収着性は断口部の収着サイトを考慮した断口部表面積で整理され得ると考えられる。しかし、薄片状の黒雲母では断口部の収着に加え、断口部から劈開方向に沿って薄片内部へ拡散が生じると予想されるため、本研究では飛行時間型二次イオン質量分析(TOF-SIMS)を用いた黒雲母薄片の直接分析により内部拡散挙動を明らかにする。TOF-SIMS分析では、イオンビームを用いたスパッタにより試料を二次イオン化して分析することによりスパッタ深さ方向の元素分布が得られるため、雲母薄片内部のEuの収着および拡散を直接的に調べる事が可能である。また、Euイオンの化学状態については、蛍光分光分析により蛍光スペクトルや蛍光寿命から情報を取得する。さらに、収着試験の固相として黒雲母に加え、同じ層状ケイ酸塩鉱物であるものの構造が若干異なる白雲母や金雲母を用いることで収着および内部拡散挙動を比較検討する。種々の収着試験では、花崗岩の熱水変質を考慮した緑泥石や絹雲母についても併せて検討する。

上述の実験的検討に加え、二次元の拡散・収着を考慮した数値解析を実施する。数値計

算と試験結果の比較から黒雲母層間内の拡散係数を評価するとともに、収着試験における液相の元素濃度変化の再現を試みる。そして、これらの比較検討を通して、黒雲母薄片への核種収着挙動を評価する上で重要となる因子を整理し、核種移行評価への反映方法を提示する。

本研究において期待される成果として、収着試験および数値解析から以下のような内容が挙げられる。まず、種々のパラメータによる系統的なデータ取得から、実環境における黒雲母(および変質鉱物)と核種の相互作用把握に資する基礎的知見が提示される。加えて、黒雲母薄片内部における拡散現象の直接的分析というこれまで研究事例のないデータ取得から、黒雲母の異方性が核種収着に及ぼす影響を明らかにする。そして、数値解析を通して収着や拡散に関するパラメータ、および黒雲母への核種収着に影響の大きい因子を提示する。これらの成果により、粉末試料によって得た分配係数  $K_d$  を単純に適用するのみでは実現象に即さない可能性がある黒雲母のような要素がマトリクス内に含まれる場合の核種移行評価をより精緻にすることが期待される。本研究では、これら反映手法の提示も併せて検討を行い、処分システムの核種閉じ込め評価の精緻化および説明性向上に資する。

## 2. 全体研究計画

本研究の各年度における実施計画を以下に示す。また、研究実施工程を表2に示す。

### (1) H26 年度実施内容

黒雲母薄片を用いた Eu の収着試験に着手する。Eu が  $\text{Eu}^{3+}$  として存在する pH 3 程度の酸性領域における黒雲母への Eu 収着挙動を調べる。また、収着試験後の黒雲母薄片を用いた蛍光分光分析および SIMS 分析に関して、各々について本研究の収着実験条件における黒雲母薄片内の Eu 拡散挙動観察に適した分析条件の設定を目指す。蛍光分光分析では、Eu の蛍光スペクトルや蛍光減衰の測定条件を確認する必要がある。SIMS 分析では、イオンビーム選択や測定対象元素の質量干渉の有無を確認した上で分析を実施する。また、黒雲母が変質した緑泥石についても併せて収着試験に着手する。

### (2) H27 年度実施内容

前年度に確認された収着試験系により、Eu の収着試験を継続する。前年度に開始した低 pH 領域の収着挙動に加え、当該年度では実際の処分環境における地下水 pH を想定した中性領域(pH 8 程度)における Eu の収着挙動について調べる。Eu は pH 6 以上では加水分解するためにコロイド状態の  $\text{Eu}(\text{OH})_3$  を形成することが知られており(Am も同様)、この場合の黒雲母への収着を前年と同様に液相分析および蛍光分光分析や SIMS の固相分析によって検討する。黒雲母に加え、変質鉱物である緑泥石および絹雲母についても同様の収着試験を実施する。また、黒雲母薄片内の核種拡散・収着に関して、物質収支を考慮した一次元数学モデルによる解析に着手する。

表 2 研究工程表.

	H26年度	H27年度	H28年度	H29年度	最終 取り まとめ
雲母薄片による核種収着実験	・実験系の確認 ・機器分析の条件設定 ・Euの収着実験開始	黒雲母へのEu収着のpH依存性検討	CsおよびSrの黒雲母への収着実験	金雲母や白雲母による核種収着実験	
核種収着および拡散についての数値解析	—	一次元モデルによる解析	二次元モデルによる解析	二次元モデルによる解析	

(3) H28 年度実施内容

前年度に引き続き、収着試験を継続する。当該年度では Eu の他に、一価および二価の金属イオンであり、線量評価においても寄与が大きい Cs や Sr を併せて収着元素として用いる収着試験を予定する。Cs および Sr の黒雲母への収着挙動は、価数の違いから黒雲母層間におけるイオン交換や層間内の拡散挙動が三価の Eu とは異なることが予想され、これらを系統的に整理することを目指す。また、前年度の数学モデル検討をもとに二次元モデルに拡張し、層間内の拡散係数評価、および取得した実験結果との比較検討を行う。

(4) H29 年度実施内容

前年度に引き続き、収着試験および数学モデル解析を実施する。収着試験については、黒雲母と同じ雲母族である金雲母や白雲母についても収着試験を試みる(なお、緑泥石や絹雲母については当該年度に限らず随時収着試験を実施する)。いずれも黒雲母と同様に劈開性を示し核種収着に対しても異方性があるものと考えられるが、層構造を構成する Si 四面体や Al および Mg 等の八面体の配置、層間距離が異なるため、これらに起因した収着挙動および層間の拡散挙動の違いを観察することが期待できる。また、研究総括として、当該年度までの雲母薄片を用いた収着挙動検討についてとりまとめ、花崗岩を想定した天然バリア中の核種遅延効果に影響が大きい因子を整理し、より実現象に即した核種移行評価(処分システムの性能評価)に反映する手法を提示する。

3. 平成 26 年度の成果概要[8]

平成 26 年度は、前述した研究計画の通りに実施された。黒雲母薄片を用いた Eu の収着試験(pH 3)では、図 4 に示すように液相中の Eu 濃度の緩やかな減少と K 濃度の増加が確認された一方で、試験期間 7 日間では収着が定常に達しなかったことから薄片内部への拡散により収着が制限されている可能性が示された。さらに、図 5 の SIMS 分析より、黒雲母の断口部から Eu が内部へ浸入していることが明らかになった。これらのことは、Eu が固相表面に収着した後に、K とのイオン交換を伴いながら黒雲母の層間内部へ緩やかに収着およ

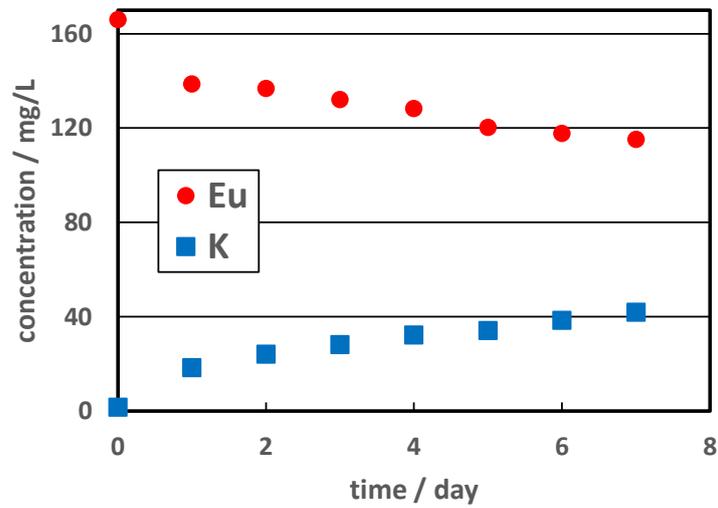


図4 黒雲母薄片に対する Eu 収着と K 浸出の経時変化(pH 3, 収着期間 7 日)[8].

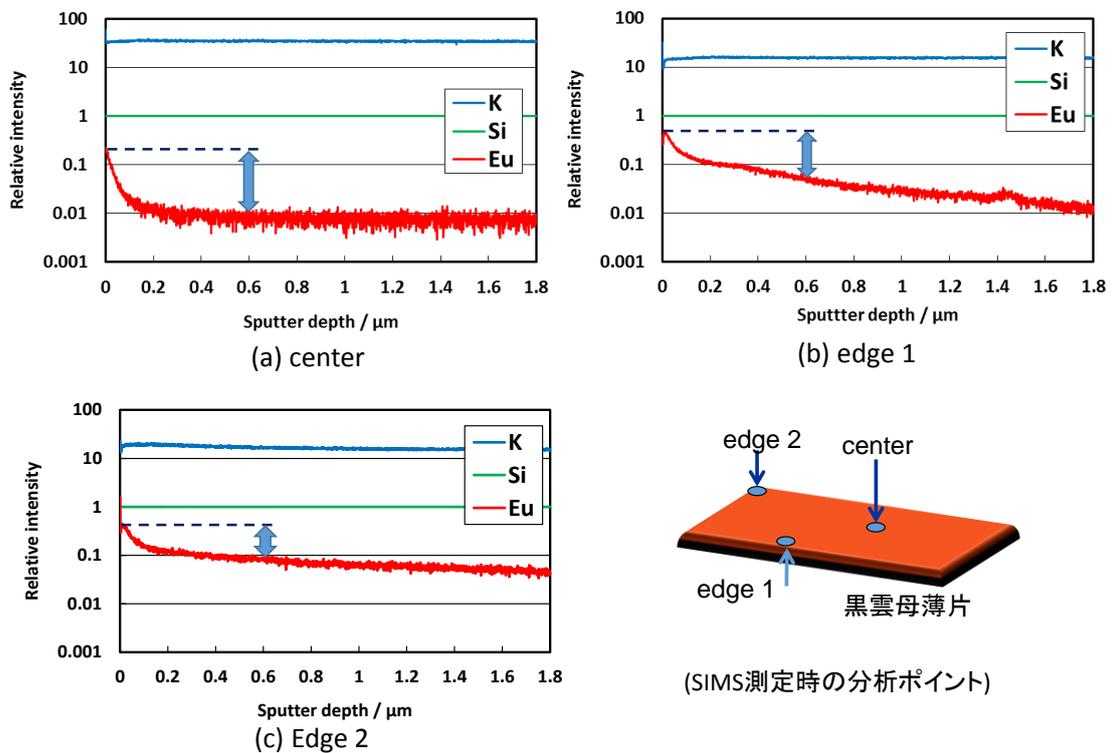


図5 Eu 収着試験後の黒雲母薄片内部の元素分布(pH 3, 収着期間 1 日)[8].

び拡散が進行する可能性を示唆する。変質鉱物の一つである緑泥石についても Eu 収着試験を行い、顕著な収着が認められた。また、収着試験後の黒雲母薄片を用いた蛍光分光分析および SIMS 分析に関する測定条件検討も計画通りに進められ、平成 27 年度以降のデータ取得に臨む準備が整えられた。

## 4. 平成 27 年度の研究実施内容

### 4.1 平成 27 年度の実実施計画

平成 27 年度は、前述の研究計画に沿って、平成 26 年度に確認された収着試験系により Eu の収着試験を継続した。試験系の確認として、平成 26 年度に開始した低 pH 領域の収着挙動について収着期間や液固比、試料形状をパラメータとしたデータ取得を行った。また、平成 27 年度では実環境の地下水 pH を想定した中性領域(pH 8 程度)における Eu の収着挙動について経時変化を取得した。そして、収着試験後の黒雲母薄片について蛍光分光分析および SIMS の固相分析によって Eu の収着状態や黒雲母薄片内部への浸入を調べた。黒雲母に加え、変質鉱物である緑泥石および絹雲母についても同様の Eu 収着試験を実施した。ただし、緑泥石および絹雲母は薄片状の試料を入手できなかったため、粉末状の試料を使用している。また、黒雲母薄片内の核種収着・拡散に関する数学モデル検討については、当初の計画では前述の通り一次元モデルに予備的に取り組む予定だったが、より実現象の解明に有効と考えられる二次元の数学モデル解析に着手することとした。

### 4.2 研究実施内容

以下に収着試験および分析について示す。平成 27 年度より着手した数学モデルによる解析については 4.3 で述べる。

#### 4.2.1 鉱物試料への Eu の収着試験

本研究では、平成 26 年度に確認した収着試験系[8]によって、黒雲母薄片および緑泥石、絹雲母への Eu の収着についてバッチ式の収着試験を行った。図 6 に収着試験の概要を示す。鉱物試料はいずれも株式会社ニチカより購入し、黒雲母は Nellore, Andhra, Pradesh, India 産の約 5 mm×6 mm 程度の薄片試料を、緑泥石は長崎県西彼杵群三和町蚊焼産の粉末試料(取扱が粉末試料のみであったため)を、絹雲母は岡山県備前市三石産の粉末試料(取扱が粉末試料のみであったため)を使用した。緑泥石、絹雲母ともに、概ね粒径 100 μm 以下であることを SEM 観察より確認した。Eu 溶液は、和光純薬工業製の硝酸ユウロピウム(III)六水和物から調整した。また、その他の試薬についても和光純薬工業製の特級試薬を特に精製せずに使用した。超純水は日本ミリポア社製 Millipore (Milli-Q Labo)により精製した。PPCO(ポリエチレン共重合)製の 10 mL ネジ蓋付遠沈管に 1.0 mM の Eu 溶液を 6.0 mL、および液固比(mL/g)が 10 になるように秤量した黒雲母薄片を加えて密封後、恒温振とう機(EYELA 社製

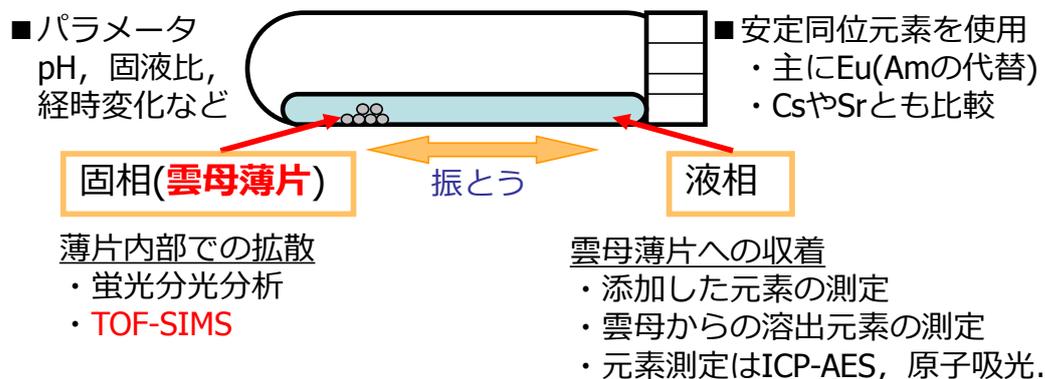


図6 収着実験概要[8].

MMS-1)により 25°Cに保ち一週間に亘って振とうさせた。遠沈管への添加から密封までは、窒素雰囲気下の簡易グローブボックス内で行った。実験条件確認として、液固比(8.6~12 mL/g)および試料形状(粉末および薄片)、収着期間(~30 日)をパラメータとした試験も一部実施しており、4.3 で適宜示す。また、本年度は Eu 収着の pH 依存性を調べるため、収着試験時の溶液の pH を 3, 5, 8 の三通りに調整した。なお、pH 8 の溶液調整においては、中性領域のために pH が変動しやすいことを考慮して、pH 緩衝剤として MES (2-morpholinoethanesulfonic acid, monohydrate)と THAM (Tris (hydroxymethyl) aminometane)を適宜混合、添加した。所定時間振とう後、メンブレンフィルタ(ADVANTEC 社製、孔径 0.45  $\mu\text{m}$ )で固液分離し、黒雲母については液相の Eu および K の濃度を誘導結合プラズマ発光分析装置(ICP-AES, Seiko Instrument 社製、SPS7800)により定量した。K の測定は、黒雲母の層間の交換性陽イオンである K が Eu との交換により液相へ溶出することを想定したことによる。また緑泥石については、平成 26 年度検討において Eu 収着と関連する元素浸出がとくに確認されなかったため、Eu のみを ICP-AES により測定した。

Eu は図 7(Cheical Equilibrium Diagram “MEDUSA”により作成[9])に示すように、pH 6 程度より高い pH 領域では加水分解することが知られている。よって、実際の地下環境を想定した pH 8 の溶液条件では、 $\text{Eu}(\text{OH})_3$  の形態で沈殿することが予想される。本試験においては、鉍物試料に添加する直前に Eu 溶液の pH 調整を行ったが、pH 8 の場合においても無色透明であり調整直後の沈殿生成も目視では確認できておらず、 $\text{Eu}(\text{OH})_3$  がコロイド状態で液相中に分散しているものと考えられる。このようにして調整した pH 8 の Eu 溶液は、フィルター濾過等を行わずに濃度測定に供したところ、概ね設定通りの濃度(約 1.0 mM)であることが確認された。

#### 4.2.2 蛍光分光分析

蛍光分光分析では、高速蛍光寿命測定装置 FluoroCube(堀場製作所製 3000U, 波長 390 nm

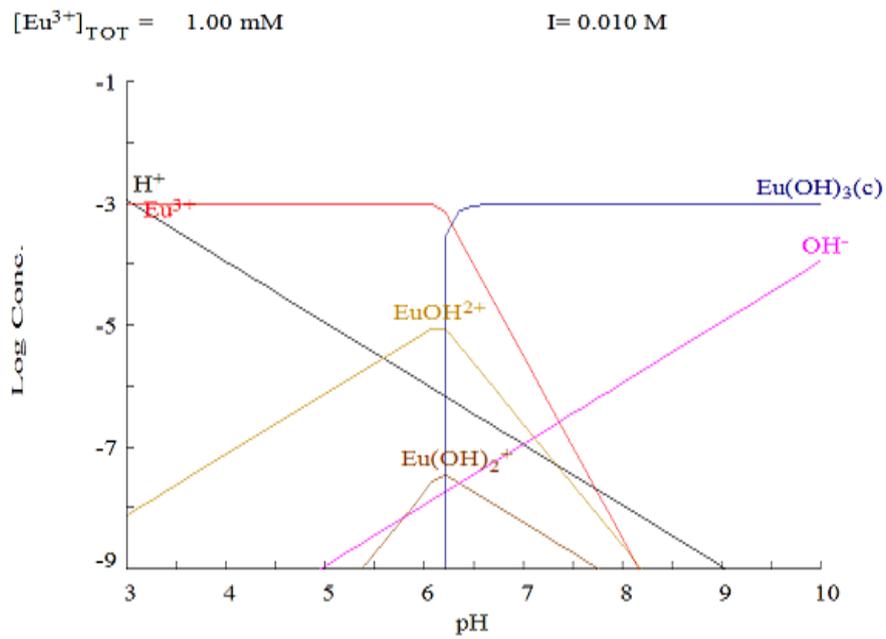


図 7 Eu 化学種の pH 依存性[9]

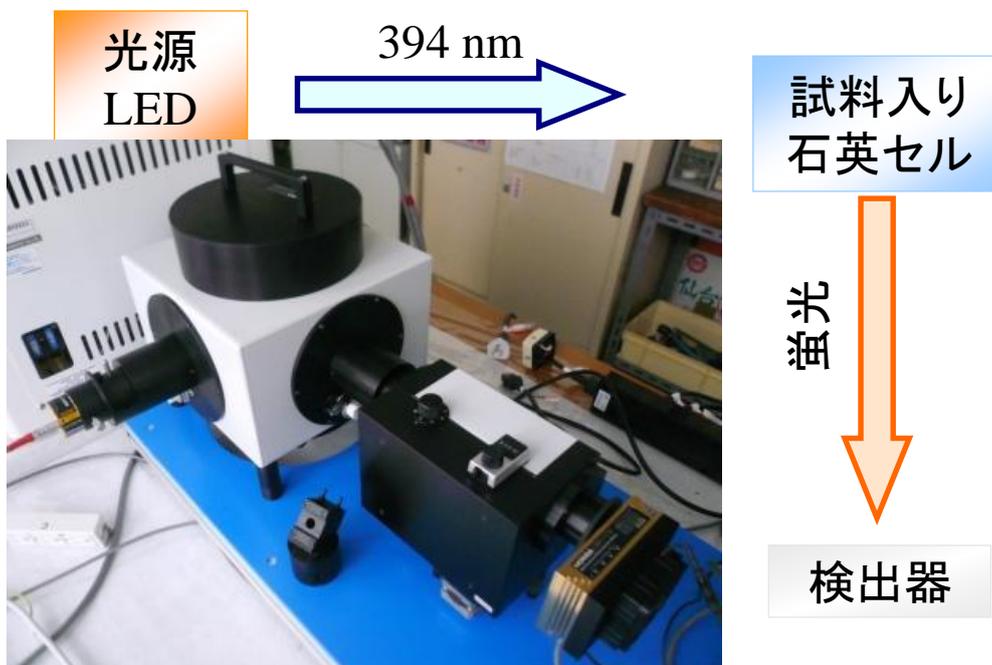


図 8 本研究で使した蛍光分光分析装置の概要.

の LED で励起)を使用して蛍光の減衰挙動を測定した(図 8)。FluoroCube は、パルス幅の短い LED を光源としており、測定物質を励起してからスペクトルを測定するまでの時間を指定できる。このため、光源にキセノンランプを使用する分光蛍光光度計とは異なり、散乱光の影響を受けない時間帯を指定して蛍光の減衰挙動を測定することが可能である。

収着試験後の鈹物試料を試料溶液とともに測定用セルに入れて蛍光減衰挙動を分析した。なお、収着試験に使用する前の Eu 溶液(鈹物試料を加えていない)についても同様に分析を行い、収着試験後の試料と比較検討した。

#### 4.2.3 SIMS 分析

前述したように、黒雲母薄片の断口部に収着した Eu は、層間内部へ拡散することが予想される。この挙動を直接分析するために、二次イオン質量分析装置(SIMS, 日立ハイテク社製 TOF-SIMS5 (ION-TOF))を使用した。SIMS は、一次イオンビームの照射によって固体試料の最表面部をイオン化することで発生する二次イオンを質量分析することにより、固体試料に含有する元素量や構造を直接的に測定する分析法である。使用した装置の質量分析方法には、一定の加速電圧を印加された二次イオンが検出器までの一定距離を飛行する時間を計測して質量分離する飛行時間型(TOF)が採用されている。SIMS 分析には、Eu 収着試験後の黒雲母薄片試料を真空デシケーター内で十分乾燥させて用いた。本研究では、黒雲母薄片内部への Eu の拡散を議論するため、図 5 に示すように edge 1, edge 2 および center の三点で測定を行うこととした。

### 4.3 平成 27 年度の研究成果内容

平成 27 年度の成果は、試験系の確認、Eu 収着の pH 依存性、数学モデルによる解析に大別される。

#### 4.3.1 試験系および機器によるデータ取得確認

平成 27 年度前半は、平成 26 年度に引き続き収着試験系および分析条件の確認を行った。以下に各々の検討結果を示す。

#### 収着試験の期間について

図 4 に示したように、収着期間 7 日においては黒雲母薄片への Eu の収着が緩やかに継続することが確認された。図 1 に示すように、断口部が大幅に増加する粉末試料では瞬時に Eu 収着が進行することを考慮すれば、黒雲母薄片では限られた断口部への収着から薄片内部への拡散というプロセスが存在するものと予想される。これについて、収着試験期間を 30 日とした場合の結果を図 9 に示す。図 9 からわかるように、30 日を経過しても Eu の収着は定常に達しておらず、K の浸出も継続している。これは、黒雲母薄片内部への拡散が試験期間継続している可能性を示唆する。また、30 日間の Eu 収着試験後の黒雲母薄片内にお

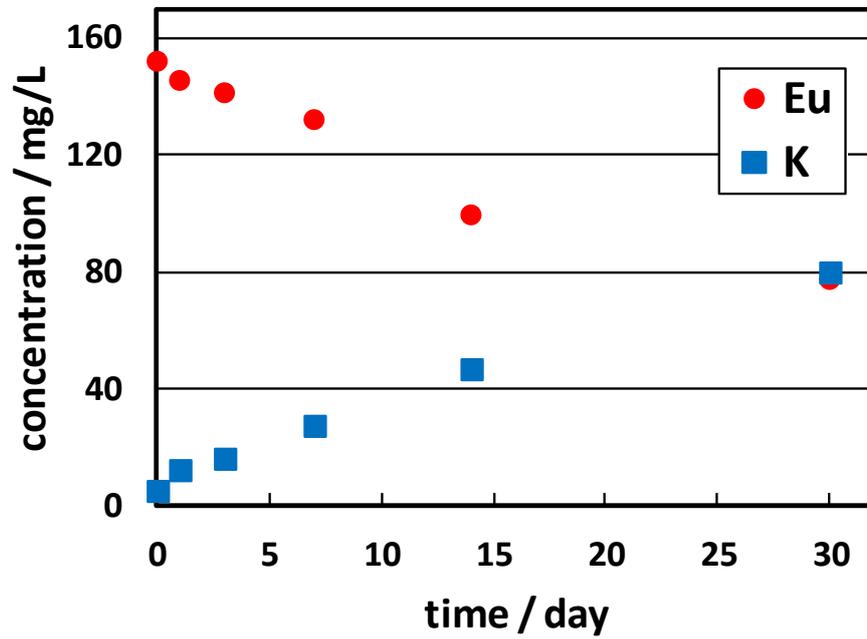


図9 黒雲母薄片に対する Eu 収着と K 浸出の経時変化(pH 3, 収着期間 30 日).

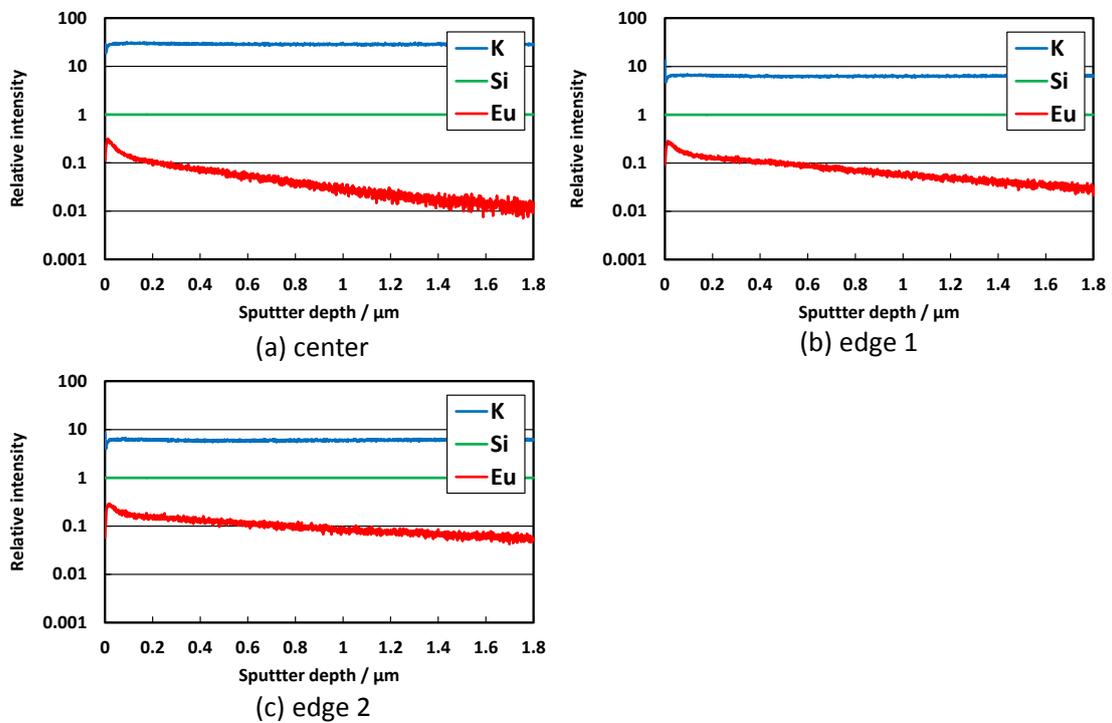


図10 Eu 収着試験後の黒雲母薄片内部の元素分布(pH 3, 収着期間 30 日)

ける Eu 分布を SIMS で分析した結果を図 10 に示す。これら SIMS の分析結果では、試料内に均一に分布していると考えられるケイ素(Si)の強度で他元素の強度を規格化している。図 10 から、center 部よりも edge 1 部および edge 2 部においてより Eu が浸入していることがわかる。加えて、edge 部では center 部と比べて K の減少が顕著となった。図 10 を収着期間 1 日後の分析結果である図 5 と比較すると、時間の経過に伴う Eu の黒雲母内部への浸入進行が明らかである。center 部の比較においても、30 日後の図 10 において Eu の浸入量増加が顕著である。これらのことより、黒雲母薄片に対して Eu は、断口部における収着のみならず、相応の時間を要して劈開方向に層間内を拡散浸入する仮定が裏付けられた。

### Eu 収着の液固比依存性

図 11 は、収着試験における液固比(L/S 比)をパラメータとして Eu 収着および K 浸出を調べた結果である。液相量(6 mL)は固定として黒雲母薄片の量を変えており、pH は 3 である。図 11 からは、液固比に依存した Eu 収着あるいは K 浸出の変化が確認できなかった。一般的には、収着試験では固相量の増加に伴って収着量が大きくなるが、図 11 からはそのような傾向は読み取れない。これは、液固比の設定幅が小さかったために、収着に顕著な差が現れなかった可能性がある。また、黒雲母薄片の大きさのバラツキも一因として挙げられる。図 11 の収着試験時は特に黒雲母薄片の大きさを選び分けることなく、購入した黒雲母薄片試料をそのまま使用した。購入時の黒雲母薄片の大きさは一辺 5~6 mm 程度のサイズが大半であり、比較的大きさは揃っていると言えるが、微細粉等が混入した場合には極少量であっても収着が支配される可能性がある。これらを考慮して、収着試験に供する黒雲母薄片は、必ず使用前に一辺 5~6 mm 程度のものを選び分けることとした。なお、この検討結果を受けて、本研究において液固比 10 mL/g で実施されている収着試験は全て、選り分けを行った上で黒雲母薄片を使用している(液固比依存性検討以外の全ての収着試験に相当)。

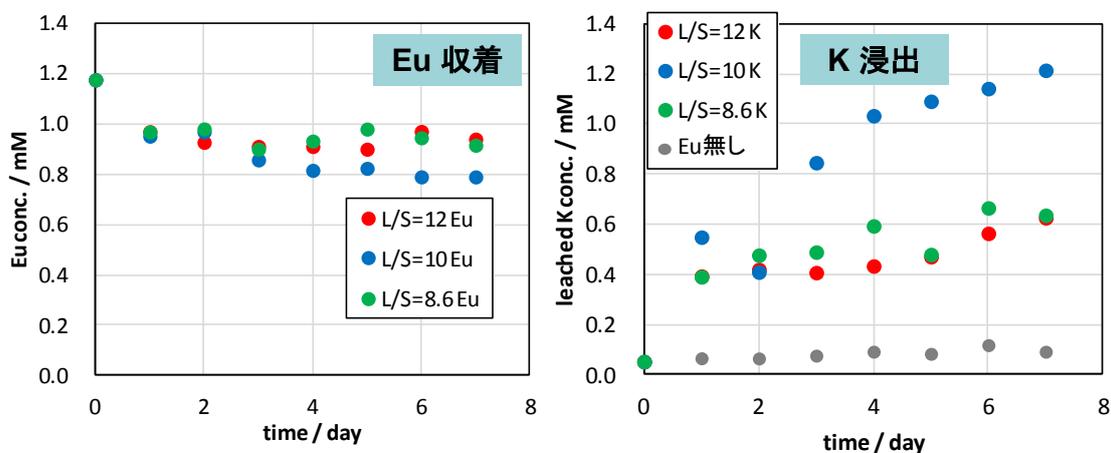


図 11 Eu 収着および K 浸出の液固比依存性。

また、図 11 の K 浸出については、Eu を加えない 1 mM 硝酸溶液に黒雲母を浸漬したブランク試験の結果も併せて示している。Eu 非共存下では K の浸出は極微量であり、Eu とのイオン交換によって K の浸出が促進されることが明らかになった。

#### 蛍光寿命の黒雲母形状および試験期間の依存性

平成 26 年度の検討では、Eu の蛍光減衰挙動から、液相に溶存する  $\text{Eu}^{3+}$  と黒雲母へ収着した Eu を分析できる可能性を示した。H27 年度では、黒雲母の形状や試験期間に伴って蛍光減衰がどのように変化するか確認した。図 12 は、粒径 75  $\mu\text{m}$  以下、粒径 75~149  $\mu\text{m}$ 、薄片状の三通りの黒雲母形状に対し、pH 3 および液固比 10 mL/g にて収着期間 1~28 日に亘って蛍光減衰挙動を調べた結果である。これらの蛍光減衰に関するグラフは、強度の最大値を 1 として規格化を行っている。なお、本試験に限り、溶液調整には純水(軽水)ではなく重水を使用した。これは、Eu イオン周囲に配意する水分子が重水である場合、Eu の蛍光発光

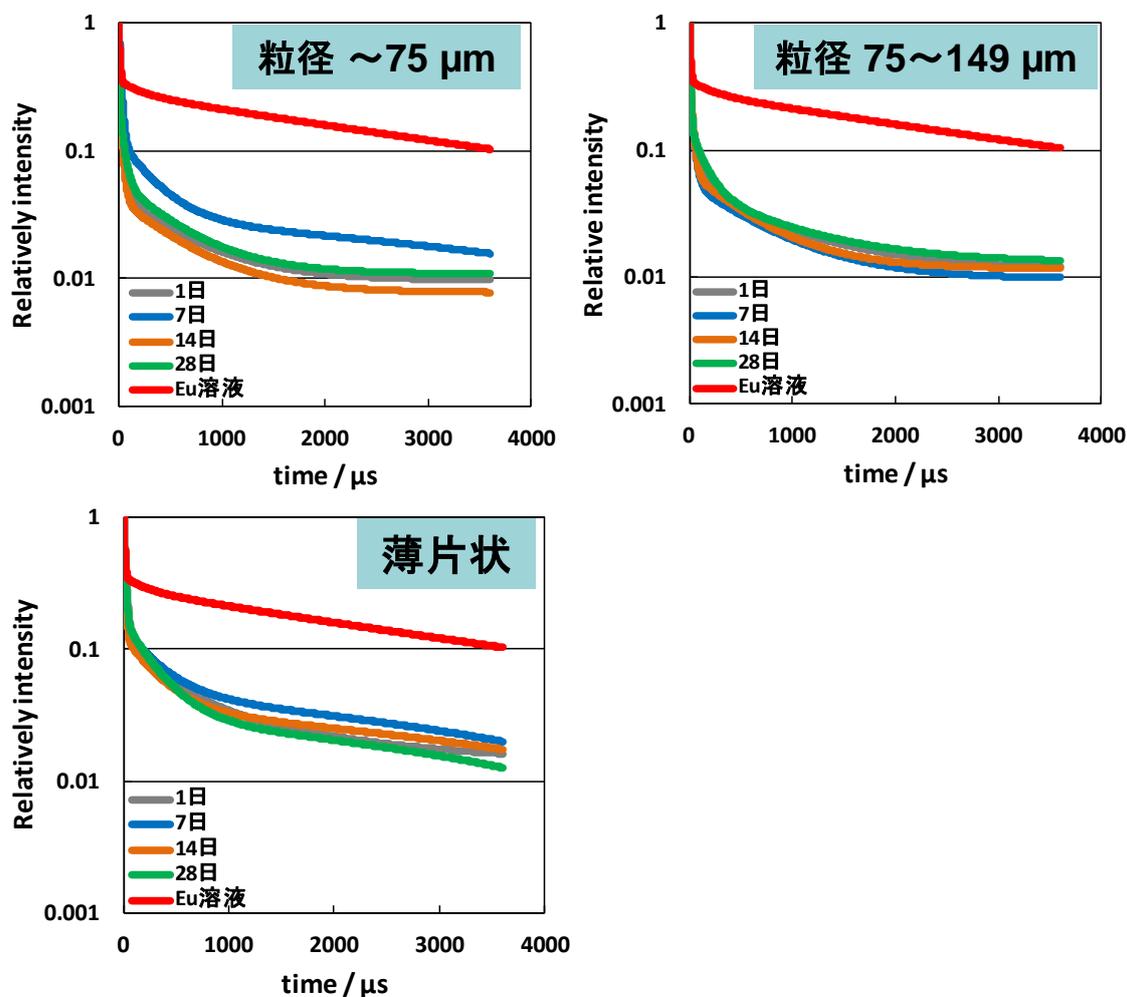


図 12 蛍光の減衰挙動(重水, pH 3, 収着期間 1~28 日)。

表 3 蛍光寿命(重水, pH 3, 収着期間 1~28 日).

粒径	粉末(~75 $\mu\text{m}$ )							
算出方法	2nd e-folding time				3rd e-folding time			
振とう時間[day]	1	7	14	28	1	7	14	28
蛍光寿命[ms]	<b>0.0323</b>	<b>0.0415</b>	<b>0.0288</b>	<b>0.0309</b>	0.0775	0.4545	0.0538	0.1266

粒径	75 $\mu\text{m}$ ~150 $\mu\text{m}$							
算出方法	2nd e-folding time				3rd e-folding time			
振とう時間[day]	1	7	14	28	1	7	14	28
蛍光寿命[ms]	<b>0.0364</b>	<b>0.0415</b>	<b>0.0380</b>	<b>0.0306</b>	0.1786	0.1075	0.1961	0.2778

粒径	薄片(5 mm×6 mm)							
算出方法	2nd e-folding time				3rd e-folding time			
振とう時間[day]	1	7	14	28	1	7	14	28
蛍光寿命[ms]	<b>0.0342</b>	<b>0.0431</b>	<b>0.0298</b>	<b>0.0621</b>	0.5263	0.7143	0.5263	0.4348

Eu(III)溶液		
算出方法	2nd e-folding time	3rd e-folding time
蛍光寿命[ms]	3.333	3.333

エネルギーが OH 振動によって消費されないために、水分子の影響を受けない状態で Eu の蛍光分光分析ができることによる。また、表 3 に図 12 より得られた各条件に対する蛍光寿命を示す。表 3 の蛍光寿命は、蛍光の初期強度から  $e^{-1}$  倍に減衰する時間(1st e-folding time),  $e^{-1}$  倍から  $e^{-2}$  倍に減衰する時間(2nd e-folding time),  $e^{-2}$  倍から  $e^{-3}$  倍に減衰する時間(3rd e-folding time)のように定義して各範囲に対して算出したものであり[10], 蛍光減衰挙動比較の指標とされる。蛍光強度の減衰初期では散乱光の影響を受けやすいため、本研究では 2nd e-folding time と 3rd e-folding time について蛍光寿命を評価した。さらに、H26 年度成果より、黒雲母収着の影響がより顕著である 2nd e-folding time で比較検討することとした。図 12 および表 3 からわかるように、収着期間および黒雲母形状に依存した傾向減衰挙動変化はほとんど確認できず、蛍光寿命も 0.03~0.06 ms 程度の範囲となった。これらのことは、黒雲母に収着した Eu の化学形態および収着状態は、時間および黒雲母形状の影響をほとんど受けないことを意味する。図 13 は、図 12 の蛍光発光分析の際に、蛍光の検出数が 1000 counts に達するまでに要した時間を比較したものである。粉末試料では、薄片と比較して短時間で 1000 counts に達しており、Eu は蛍光が検出されやすい固相表面近傍に多く分布していると考えられる。一方、薄片試料では、収着期間の経過に伴い 1000 counts までの時間が長くなることから固相表面の Eu が減少しており、黒雲母薄片内部への Eu 拡散が進行したと推測される。

また、重水の代わりに軽水(超純水)を用いて溶液調整を行い Eu 収着試験を実施した場合の蛍光減衰挙動を図 14 に、得られた蛍光寿命を表 4 に示す。図 12 と比較して、黒雲母共存についてはほぼ同様であったものの、Eu 溶液の蛍光は大幅に小さくなった。しかし、黒

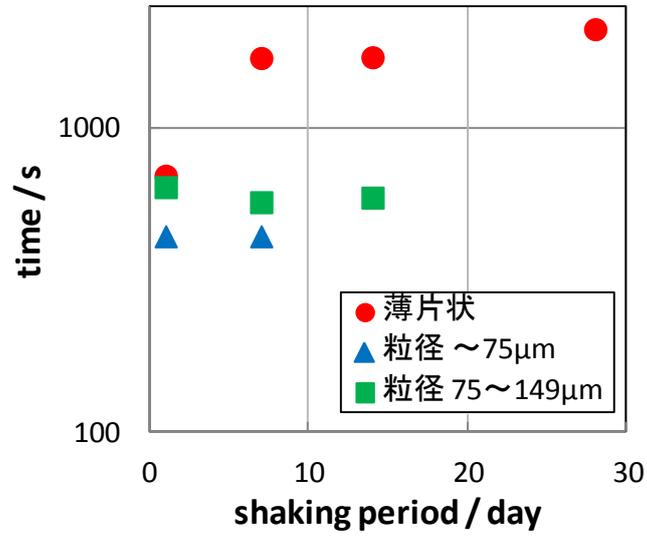


図 13 蛍光の発光挙動(重水, pH 3, 収着期間 1~28 日).

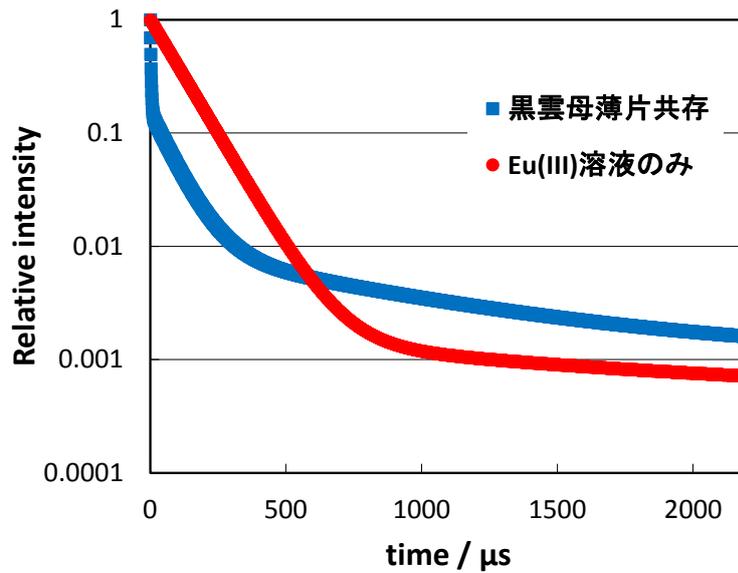


図 14 蛍光の減衰挙動(軽水, pH 3, 収着期間 7 日).

表 4 蛍光寿命(軽水, pH 3, 収着期間 7 日).

算出方法	2nd e-folding time		3rd e-folding time	
	黒雲母あり	溶液のみ	黒雲母あり	溶液のみ
蛍光寿命[ms]	0.011	0.108	0.093	0.109

雲母の有無による違いを図 14 および表 4 より十分確認できるため、実環境により近い条件設定や実験手順の簡略化を考慮して、今後の蛍光減衰挙動取得には他の収着試験と同様に軽水を使用することとした。なお、表 4 より、2nd e-folding time では黒雲母共存時に蛍光寿命が大幅に小さくなっていることから蛍光のエネルギーが黒雲母に奪われていると言えるが、3rd e-folding time では黒雲母の有無でほとんど違いがない。これは、今回の分析では、3rd e-folding time に液相に溶存する Eu からの蛍光減衰が主に反映されているためと考えられる。つまり、黒雲母共存時であっても、黒雲母と相互作用する Eu と、液相に溶存する Eu の各々に特徴的な蛍光減衰挙動が取得される。

#### 4.3.2 Eu 収着の pH 依存性

地下水 pH を想定した条件における Eu の黒雲母薄片への収着試験結果を以下に示す。また、緑泥石および絹雲母についても一部データを取得しており、併せて記載する。

##### pH をパラメータとした Eu の黒雲母薄片への収着試験

図 15 は液相の pH を 3, 5, 8 に設定した場合の、黒雲母薄片への Eu の収着試験結果である。図 15 からわかるように、pH 3 および 5 では Eu の濃度が若干低下し黒雲母薄片へ収着したことが示されている一方で、pH 8 では Eu 濃度が大幅に低下した。図 7 にも示したように、Eu は pH 6 以上で加水分解が進み、Eu(OH)<sub>3</sub> として沈殿する。収着試験に使用した pH 8 の Eu 溶液は無色透明のため、Eu(OH)<sub>3</sub> は目視では確認できないコロイド形態で溶液中に分散していることが予想されるが、ここに固相が添加されたことで、沈殿や固相への付着が速やかに進んだ可能性がある。また、Eu とのイオン交換に伴って浸出するはずの K が、pH 8 ではほとんど増加しなかったことから、黒雲母の層間の電荷に起因した Eu の収着はほとんど生じていないと考えられる。

図 15 の pH3 および pH5 の収着試験結果は、図 4 および図 9 と比較すると Eu の収着が非常に小さくなっている。いずれもサイズを揃えた黒雲母薄片を使用しており、固相の物理的形状による違いとは考えにくい。一点挙げるならば、黒雲母薄片試料のロットの違いがある。黒雲母の産地および購入先はいずれも同一であるが、天然鉱物から採取されているため、ロットが異なると種々の特性が若干違ってくる可能性がある。今後の研究の中でも、購入時期等が異なる試料ロット間の違いについては念のため留意する。

##### SIMS による黒雲母薄片内部の元素分布

図 16～図 18 は、Eu 収着試験後の黒雲母薄片(7 日後)について、TOF-SIMS により得られた薄片内の元素分布(Eu, K, Si)である。図 16～図 18 の各元素データは、黒雲母薄片内部に均一に存在すると考えられる Si の分析強度を 1 として規格化されている。測定部位の比較では、いずれも center, edge 1, edge 2 の順に薄片内部への Eu の浸入が増加することがわかる。それに伴って K が減少しており、イオン交換による K 浸出に起因するものと考えら

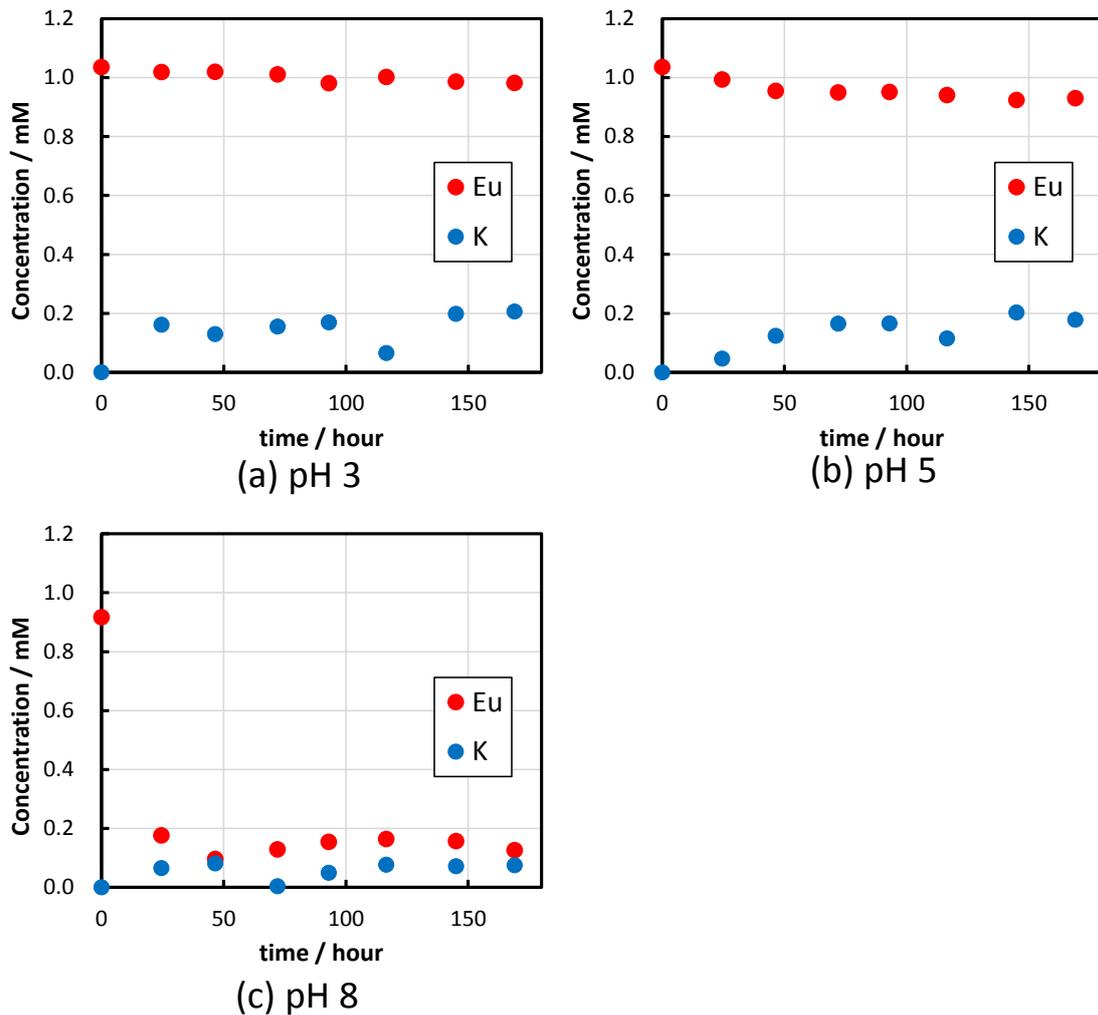


図 15 Eu 収着の pH 依存性.

れる。注目すべき点として、pH 8 で Eu の内部浸入が顕著に増加したことが挙げられる。pH 3 および 5 では Eu の薄片内部への浸入に大きな違いは見られないが、pH 8 では pH 3 および pH 5 と比べて内部への Eu 浸入量が大きく増加しており、pH 3 および 5 で Eu 浸入が小さかった center および edge 1 においても、pH 8 では相当量の Eu 浸入が確認された。Eu が pH 8 において  $\text{Eu}(\text{OH})_3$  として沈殿することを考慮すると、一般的には Eu の移動性や拡散性は pH 8 において大きく制限されるために、黒雲母薄片内部への Eu 浸入量も小さくなると考えられる。しかしながら、図 18 に示すように、むしろ pH 8 において Eu の浸入が顕著に増加した。一因として、 $\text{Eu}(\text{OH})_3$  の黒雲母への付着に伴い、黒雲母表面(とくに断口部)において Eu 濃度が非常に大きくなり、濃度勾配に応じて薄片内部への拡散が促進された可能性もある。この現象の解明は今後の課題である。

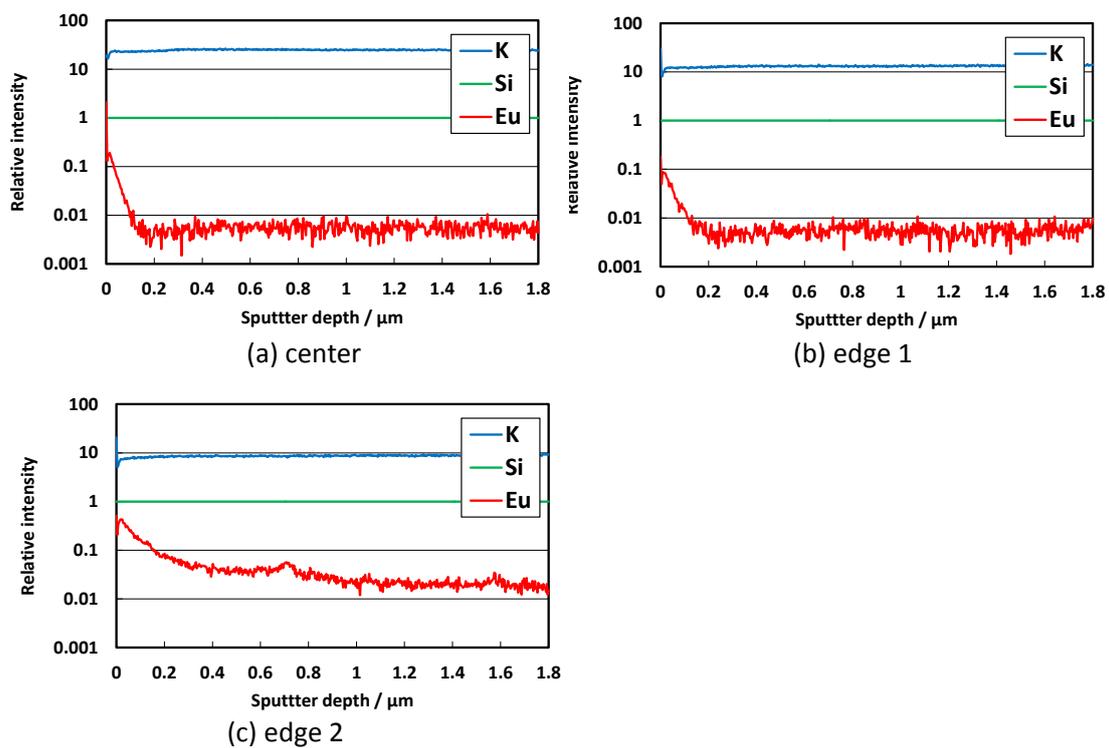


図 16 黒雲母薄片内の元素分布(pH 3).

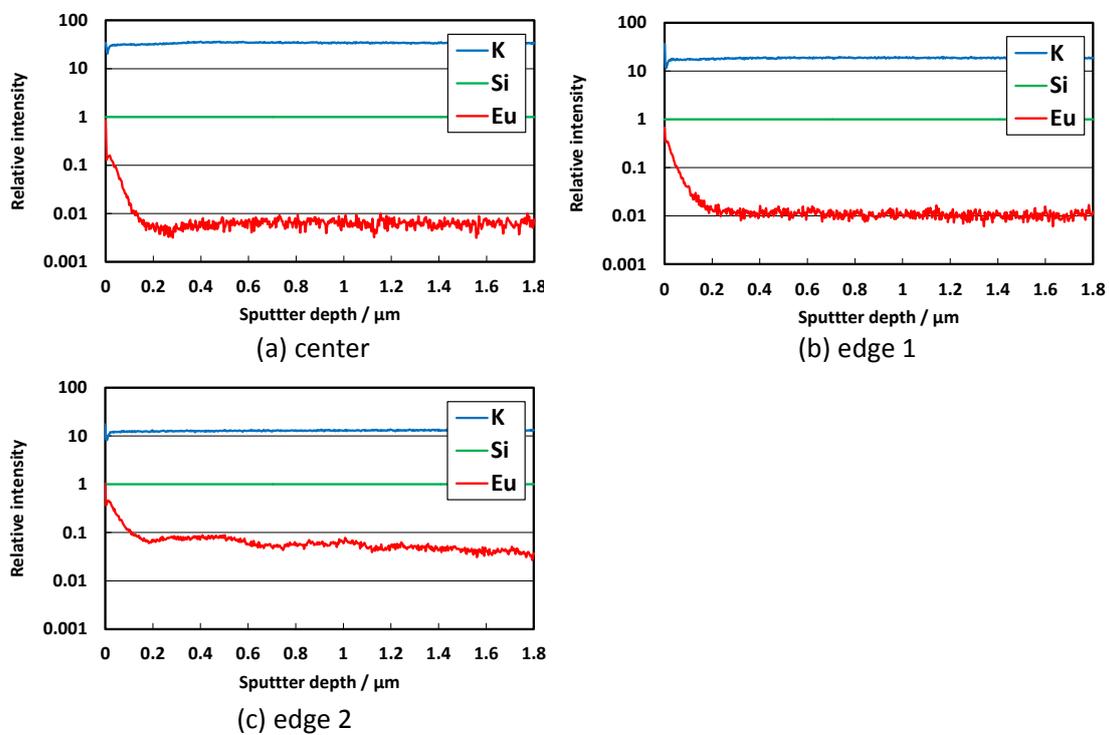


図 17 黒雲母薄片内の元素分布(pH 5).

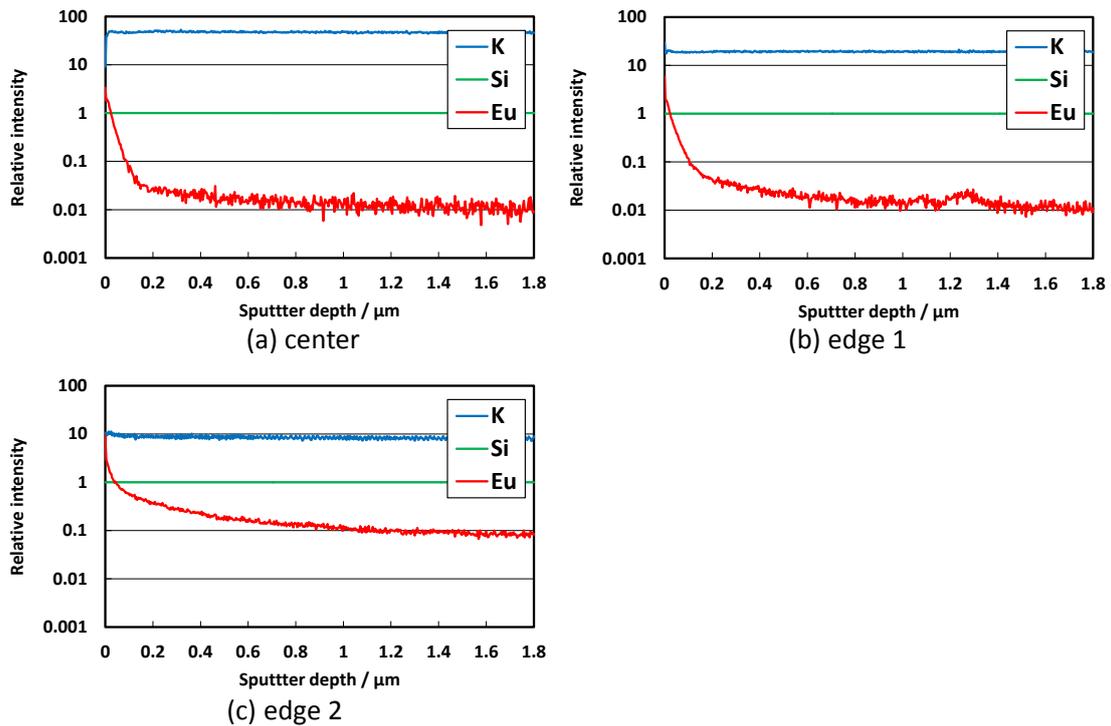


図 18 黒雲母薄片内の元素分布(pH 8).

#### 黒雲母薄片および溶液の蛍光寿命評価

図 19 は Eu 収着試験後の黒雲母薄片(7 日後)および溶液に対する蛍光の減衰挙動, そして表 5 は図 19 より取得した蛍光寿命である. これらの蛍光減衰挙動評価においては, 4.3.1 で述べたように溶液調整に超純水(軽水)を用いた. 表 5 より, pH 8 においては黒雲母共存時の蛍光寿命が Eu 溶液のみと比較して小さくなった. pH 8 において Eu は加水分解により沈殿し固相と接触しているため, 前述したように黒雲母との相互作用によって蛍光エネルギーが減じられたといえる. 一方, pH 3 や pH 5 においては, 黒雲母の有無で蛍光寿命にほとんど差が無く, 黒雲母と Eu の相互作用は確認できなかった. これは, 図 15 に示したように Eu の収着量が非常に小さく, Eu 溶液のみとの差が蛍光減衰挙動に現れなかったことによると考えられる. また, pH 8 では黒雲母の有無にかかわらず, pH 3 や pH 5 と比較して蛍光寿命が大きくなった. 液相中の Eu は蛍光発光エネルギーが水分子の OH 振動によって奪われるために蛍光寿命が短くなる. pH 8 においては加水分解して  $\text{Eu}(\text{OH})_3$  となり OH 振動の影響を受けるが, コロイド状態として凝集することを考慮すれば, Eu 一つあたりに影響する内圏の水分子数が  $\text{Eu}^{3+}$  として液相中に分散している場合よりも少なくなっている可能性がある.

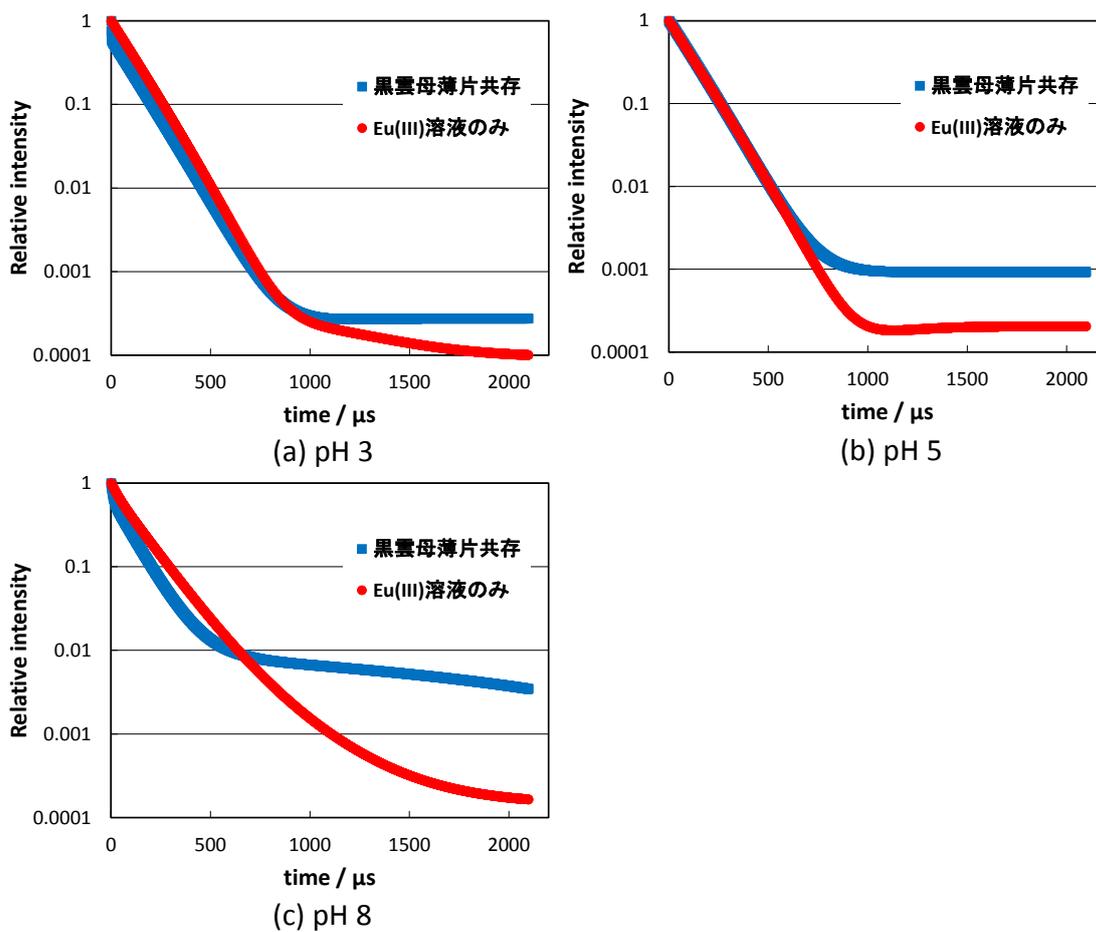


図 19 各 pH 条件における蛍光の減衰挙動.

表 5 各 pH 条件における蛍光寿命.

(黒雲母あり)

算出方法	2nd-folding time			3rd-folding time		
	pH 3	pH 5	pH 8	pH 3	pH 5	pH 8
蛍光寿命[ms]	0.112	0.109	0.118	0.112	0.109	0.118

(Eu溶液のみ)

算出方法	2nd-folding time			3rd-folding time		
	pH 3	pH 5	pH 8	pH 3	pH 5	pH 8
蛍光寿命[ms]	0.112	0.112	0.137	0.110	0.111	0.143

### 緑泥石と絹雲母に対する Eu の収着

図 20 は、緑泥石に対する Eu の収着挙動である。pH 3 および pH 5 では、ほぼ同程度の Eu 収着が確認された。これらは、図 20 の試験期間では定常に達しておらず緩やかな Eu 濃度低下を示しており、黒雲母薄片と同様に緑泥石内部への拡散浸入過程が収着と併せて生じていると考えられる。一方、pH 8 の場合には試験開始から一日後には液相中の Eu が検出されなくなった。これは、加水分解種である  $\text{Eu}(\text{OH})_3$  が速やかに沈殿、あるいは固相へ付着したためと考えられる。黒雲母の場合は図 15 に示すようにごく少量の Eu が液相に確認されたが、緑泥石は粉末状で表面積が黒雲母と比べて非常に大きいため、速やかに固相に付着したものと予想される。

図 21 は、pH 3 の条件における絹雲母に対する Eu の収着および K の浸出である。図 21 からわかるように、絹雲母は Eu に対して非常に大きい収着能を示した。また、Eu の収着に伴う K の浸出が顕著であり、イオン交換によって Eu が収着しているものと考えられる。ただし、絹雲母に収着した Eu と浸出した K のモル比は、図 21 から明らかなように  $\text{Eu}:\text{K}=1:3$  とはなっておらず、イオン交換以外の収着プロセスも考慮する必要がある。

熱変質によって花崗岩表面を覆う可能性がある緑泥石および絹雲母について、本研究では Eu に対して高い収着能を確認することができた。今後、Eu の蛍光寿命測定や、各鉱物に含有する他元素の浸出などについても調べ、収着機構の検討を進める。

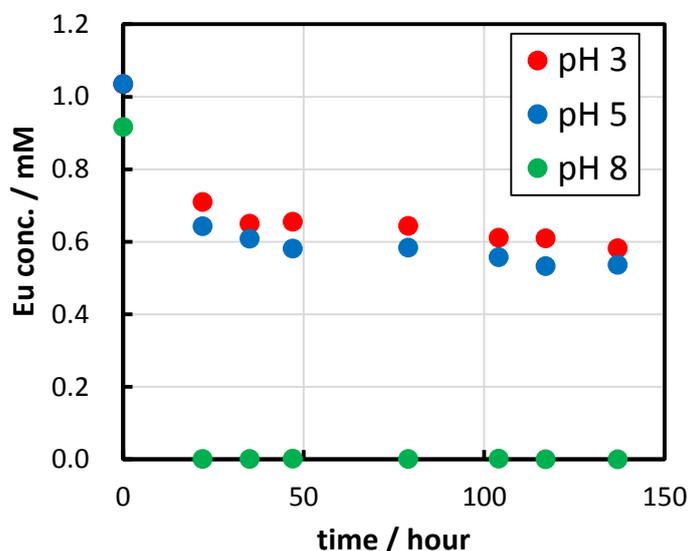


図 20 緑泥石に対する Eu の収着挙動(pH 3~8).

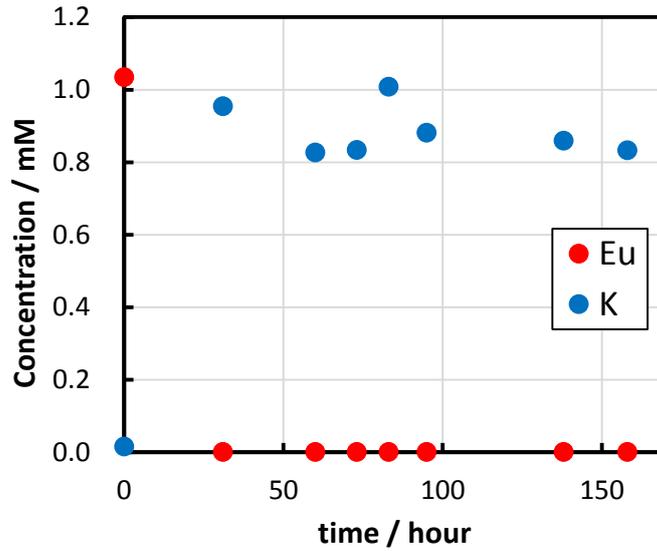


図 21 絹雲母に対する Eu の収着挙動(pH 3).

#### 4.3.3 数学モデルによる解析

本研究では、黒雲母薄片内の層間における核種の移行挙動を二次元の拡散方程式により評価する。モデル解析を通じて、黒雲母薄片への Eu 収着に伴う液相濃度変化や薄片内の Eu 分布変化の再現を目指すとともに、黒雲母薄片内における拡散係数の評価を試みる。

##### 黒雲母薄片内部の二次元拡散方程式

黒雲母薄片内において図 22 のような物質移行の場を考えると、ある時間の溶質濃度を  $C_i$  [mol/m<sup>3</sup>]、および図 22 の奥行きを 1 [m] とすると物質収支式は次のように表される。

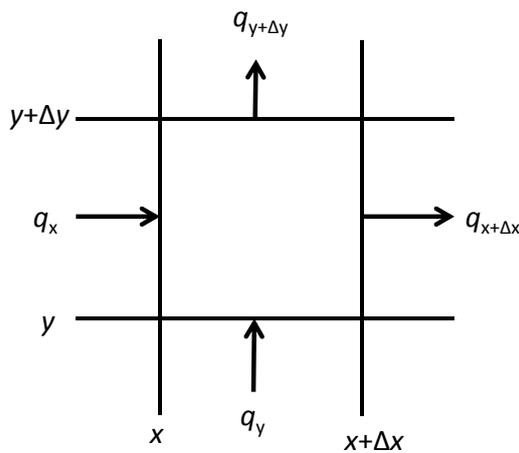


図 22 物質収支.

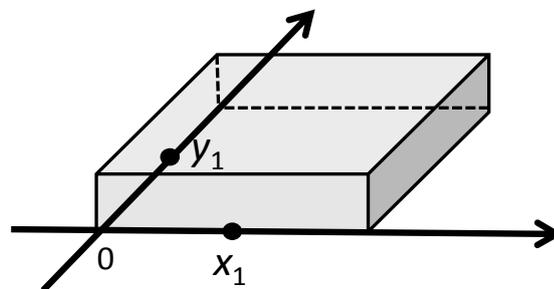


図 23 黒雲母に対する軸設定.

$$\Delta t l \left\{ \Delta y (q_x - q_{x+\Delta x}) + \Delta x (q_y - q_{y+\Delta y}) \right\} = (C_{t+\Delta t} - C_t) \Delta x \Delta y l \quad (1)$$

ここで  $t$  は時間[s],  $q_i$  は  $i$  方向の流束[mol/(m<sup>2</sup>·s)]である. 式(1)の両辺を  $\Delta t \Delta x \Delta y$  で除し微分形で表すと次式となる.

$$-\frac{\partial q_x}{\partial x} - \frac{\partial q_y}{\partial y} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2)$$

Fick の法則( $q_x = -D_x (\partial C / \partial x)$ )を式(2)に代入して以下の二次元拡散方程式を得る.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \quad (3)$$

ここで,  $D$  は黒雲母薄片内における拡散係数[m<sup>2</sup>/s]であり, 本研究では  $D_x = D_y = D$  とする.

#### 黒雲母薄片内部の境界条件

本研究では図 23 に示すように黒雲母薄片に対して  $x$  軸および  $y$  軸を設定する.  $x_1$  および  $y_1$  は各辺の中心[m]であり, 薄片全体の大きさは  $2x_1 \times 2y_1$  と表すことができる. また, 近似的に  $x_1 = y_1$  と定義する.

境界条件は, 図 24 のように対称関係を考慮して, 黒雲母を四等分してその各辺および各点について設定する. 辺  $x=0$  および辺  $y=0$  における物質移動係数[m/s]をそれぞれ  $k_x$  および  $k_y$  ( $k_x = k_y = k$ ) とすると, 辺  $x=0$  および辺  $y=0$  における境界条件は溶液中の溶質バルク濃度  $C_B$  [mol/m<sup>3</sup>]を用いて以下のように表すことができる.

$$-D_x \left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=0} = k_x (C_B - C_{x=0}) \quad (4)$$

$$-D_y \left. \frac{\partial C}{\partial y} \right|_{y=0} = k_y (C_B - C_{y=0}) \quad (5)$$

また,  $x = x_1$ , あるいは  $y = y_1$  においては, 黒雲母両側の断口部から同量の溶質が流入してくるため, これを対称と扱うことで以下のように境界条件を表せる.

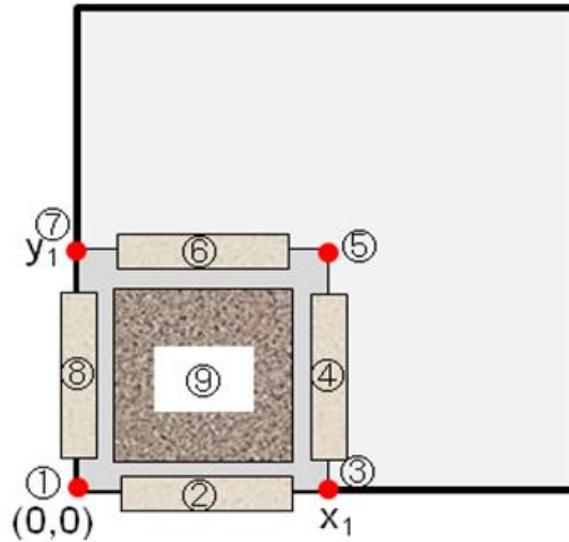


図 24 黒雲母における境界条件設定概念.

$$x = x_1 \text{ において, } \frac{\partial C}{\partial x} = 0 \quad (6)$$

$$y = y_1 \text{ において, } \frac{\partial C}{\partial y} = 0 \quad (7)$$

これをもとに図 24 における①～⑧の境界条件を考えると, 以下のようになる.

- ① : 式(4)かつ式(5)
- ② : 式(5)
- ③ : 式(5)かつ式(6)
- ④ : 式(6)
- ⑤ : 式(6)かつ式(7)
- ⑥ : 式(7)
- ⑦ : 式(4)かつ式(6)
- ⑧ : 式(4)

#### 拡散方程式および境界条件の無次元化

式(1)～(7)について, 以下の無次元数を用いて無次元化する.

$$T = \frac{t}{t^*}, \quad X = \frac{x}{x_1}, \quad Y = \frac{y}{x_1}, \quad C = \frac{c}{c_B^*}, \quad C_B = \frac{c_B}{c_B^*} \quad (8)$$

ここで、 $t^*$ は代表時間[s]、 $x_1$ は代表長さ(移行距離)[m]、 $C_B^*$ は溶液中における溶質の初期濃度[mol/m<sup>3</sup>]である。これらの無次元数により、拡散方程式(1)は以下ようになる。

$$\frac{\partial C}{\partial T} \frac{1}{t^*} = \frac{D}{x_1^2} \left( \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial Y^2} \right) \quad (9)$$

ここで、式(9)の両辺の係数が1となるように代表時間 $t^*$ を式(10)のように設定し、式(11)を得る。

$$\frac{1}{t^*} = \frac{D}{x_1^2} \quad (10)$$

$$\frac{\partial C}{\partial T} = \frac{\partial^2 C}{\partial X^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial Y^2} \quad (11)$$

境界条件の式(4)および式(5)について無次元化を行い、 $X=0$  および  $Y=0$  において以下を得る。

$$\frac{kx_1}{D} = S_h \quad (\text{シャーウッド数}[-]) \quad (12)$$

$$-\left. \frac{\partial C}{\partial X} \right|_{X=0} = S_h (C_B - C_{X=0}) \quad (13)$$

$$-\left. \frac{\partial C}{\partial Y} \right|_{Y=0} = S_h (C_B - C_{Y=0}) \quad (14)$$

また、境界条件の式(6)および式(7)は以下のようになる。

$$\left. \frac{\partial C}{\partial X} \right|_{X=1} = 0 \quad (15)$$

$$\left. \frac{\partial C}{\partial Y} \right|_{Y=1} = 0 \quad (16)$$

これらの無次元化された二次元拡散方程式および境界条件について、差分法により離散化することで各々の解を得て、数値解析に適用する。

### 溶液側における物質収支式

溶液側の物質収支は、溶液中の溶質濃度の時間変化と黒雲母断口部(edge部)における溶質量変化で収支をとることで、以下の式のように表せる。

$$-V \frac{dc_B}{dt} = \int k(c_B - c_{edge}) \omega ds \quad (17)$$

ここで  $V$  は溶液体積[m<sup>3</sup>]、 $c_{edge}$  は edge 部における溶質濃度[mol/m<sup>3</sup>]、 $\omega$  は黒雲母層厚さ[m]、 $s$  は薄片の辺[m]を表す。式(8)、(10)、(12)および  $S = s/x_1$  により式(17)を無次元化して次式を得る。

$$\frac{dc_B}{dT} = S_h \gamma \int (c_B - c_{edge}) dS \quad (18)$$

$$\frac{\omega L^2}{V} = \gamma \quad (\text{無次元数}[-]) \quad (19)$$

ここで、式(18)の  $S_h(c_B - c_{edge})$  の値は、式(13)および式(14)の関係に従って、edge部における固相側の濃度勾配に等しいことから、それらを数値解の二次近似から逐次求めた。

### 試算結果

図 25 は、シャーウッド数  $S_h$  をパラメータとして液相側の Eu 濃度変化を計算した例である。実験値として図 4 のものを併せて記載した。図 25 から、 $S_h = 10$  と設定した場合の計算結果が実験値に近いものとなっており、この時の黒雲母薄片内における拡散係数は  $8.0 \times 10^{-12}$  m<sup>2</sup>/s と得られた。この拡散係数は、第 2 次レポートにてレファレンスケースとして設定された母岩中の実効拡散係数  $3 \times 10^{-12}$  m<sup>2</sup>/s と同程度の値である[1]。また、黒雲母薄片内の Eu 分布についても図 26 のように表現できる見通しを得た。今回は試算としてシャーウッド数のみをパラメータとして図 25 のように示したが、今後より適切な数値解析結果を得られるように種々のパラメータの適切な設定について十分に検討する必要がある。そして、取得した実験データにこれらの数学モデルを適用することで、拡散係数評価や黒雲母薄片への収着および拡散浸入の議論を深めることとする。

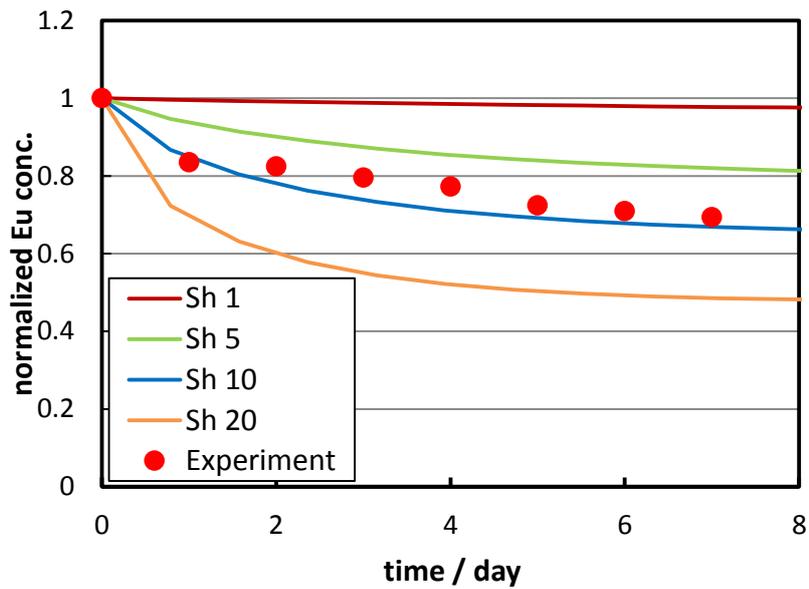


図 25 数学モデルによる液相側の試算結果.

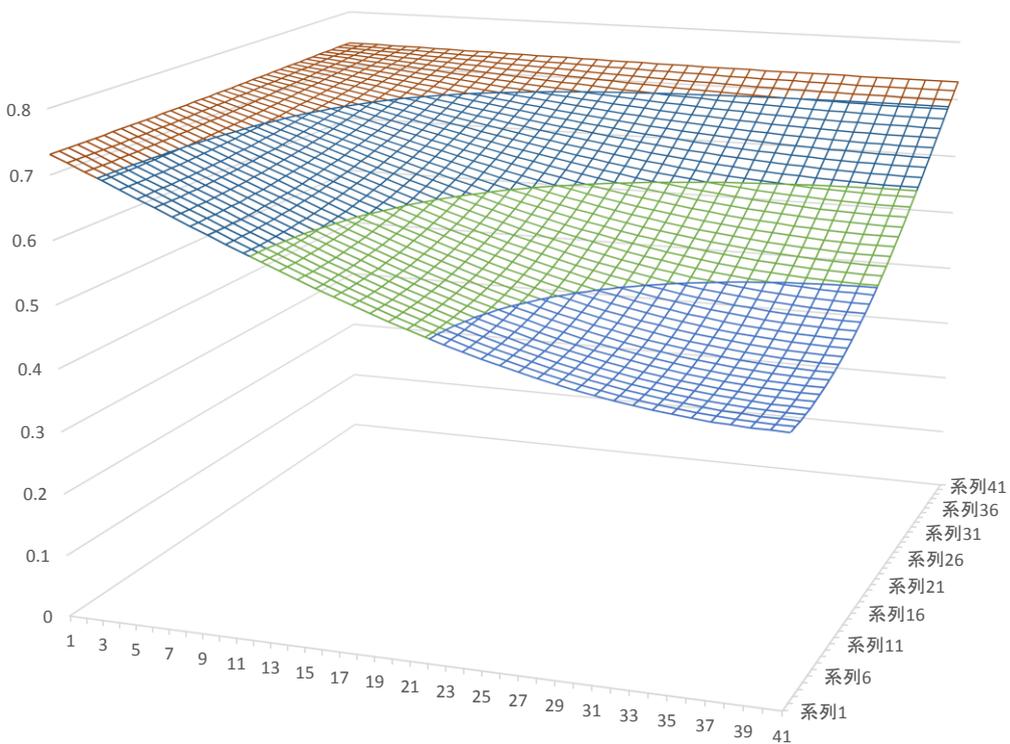


図 26 黒雲母内の Eu 分布イメージ.

#### 4.4 残された課題と今後の計画

平成 27 年度は概ね計画通りに研究が実施された。今後も継続して取り組むこととしては、pH 8 における黒雲母薄片内への Eu 浸入挙動の解明が挙げられ、再現性確認や文献調査を含めて検討を続ける。数学モデルについては、今年度は一次元モデルに取り組む予定であったが、実現象を考慮して来年度以降取り組む予定だった二次元モデルに着手し、次年度以降の数値解析に関する見通しが得られたため、今後はより適切なパラメータ設定を模索しつつ収着および拡散挙動評価に適用していく。

平成 28 年度に新たに取り組む内容としては、2 章の全体計画でも示したように、一価の Cs や二価の Sr といった元素を用いた黒雲母薄片への収着試験が挙げられる。Eu と価数の異なるこれらの元素により、収着および薄片内拡散に関する電荷の影響を系統的に整理することを目指す。これらの収着試験では、変質鉱物である緑泥石や絹雲母に対する収着試験も併せて実施する予定である。平成 29 年度は、金雲母や白雲母といった黒雲母と同様に異方性を有するものの構造が異なる鉱物についての収着試験を実施する予定である。また、収着試験によるデータ取得に加え、今年度に二次元モデルによる数値解析の見通しが得られたこともあり、平成 28 年度および 29 年度を通じて、雲母鉱物の異方性や高収着能といった特性を適切に核種移行評価に反映する手法提示についても検討を進めていく。

#### 5. まとめ

平成 27 年度は、平成 26 年度に引き続き、黒雲母薄片を用いた Eu の収着試験を実施した。試験系の確認として、収着期間や液固比、試料形状に関してデータ取得を行い、今後研究を進めていく上で有用な基礎的知見を拡充した。また、実環境の地下水 pH を考慮し pH 3 ~8 の条件における Eu の収着試験を実施した。その結果、pH 3 および pH 5 と比べて pH 8 においては液相の Eu 濃度が大幅に低下した。これは、Eu の加水分解種である  $\text{Eu}(\text{OH})_3$  がコロイド状態で存在するため、黒雲母の添加によって沈殿および固相への付着が速やかに進んだことによると考えられる。一方で SIMS 分析から、pH 8 において黒雲母薄片内部へ Eu が顕著に浸入することが明らかになった。イオン形態よりも加水分解種として存在する場合に黒雲母薄片内部へより拡散浸入したことを意味するこの分析結果については、今後も現象解明に向けて検討を継続する。熱水変質により花崗岩表面に遍在するとされる緑泥石および絹雲母についても同様の Eu 収着試験を行い、いずれも Eu に対して大きな収着能を有することが確認された。二次元の拡散方程式を基にした数学モデルについては、収着試験データへの適用や拡散係数評価の目処が得られたため、次年度以降の研究の中で大いに活用する。

#### 引用文献

[1] 核燃料サイクル開発機構：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信

頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ—分冊 3 地層処分システムの安全評価,  
(1999).

- [2] Y. Niibori, H. Futamata and H. Mimura: Evaluation of Radionuclide Transport in Rock Matrix with Heterogeneous Distribution of Retardation Coefficient. Proc. of 16th Pacific Basin Nuclear Conference (16PBNC), P16P1074, 1-6 (2008).
- [3] 式又裕文, 新堀雄一, 三村均: マイクロモックアップ法による遅延効果の空間分布の評価手法の検討, 日本原子力学会東北支部第 31 回研究交流会講演要旨集, 9-10 (2007).
- [4] 朽山修, 高須亜紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正知, 長崎晋也, 中山真一, 新堀雄一, 古屋廣高, 三頭聰明, 山口徹治: 核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適用性, 原子力バックエンド研究, **5**(1), 3-19 (1998).
- [5] 吉田英一, 西本昌司, 長秋雄, 山本鋼志, 勝田長貴: 地下花崗岩体の変質とその形態—産総研岡山応力測定用深部花崗岩コア試料の変質を例に—, 応用地質, **49**(5), 256-265 (2008).
- [6] S. Nishimoto, H. Yoshida: hydrothermal alteration of deep fractured granite: Effects of dissolution and precipitation, *Lithos*, **115**, 153-162 (2010).
- [7] S. Nishimoto, H. Yoshida, Y. Asahara, T. Tsuruta, M. Ishibashi, N. Katsuta: Episyenite formation in the Toki granite, central Japan, *Contrib Mineral Petrol*, 1-12 (2014).
- [8] 原環センター: 平成 26 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(国庫債務負担行為に係るもの) 報告書(H26 年度分), 研究報告 5. (2015).
- [9] <https://www.kth.se/en/che/medusa>
- [10] I. Pointeau, B. Piriou, M. Fedoroff, M. G. Barhes, N. Marimier and F. Fromage: Sorption Mechanisms of  $\text{Eu}^{3+}$  on CSH Phases of Hydrated Cements, *J. Colloid Interface Sci.*, **236**, 252-259 (2001).

## 平成 27 年度 外部発表

特になし.

## 研究報告 6

# 高レベル放射性廃棄物処分に関わる アジェンダ・セッティング（政策課題設定）の 基礎的研究

東京大学 大学院工学系研究科

小松崎 俊作

## I. 研究題目

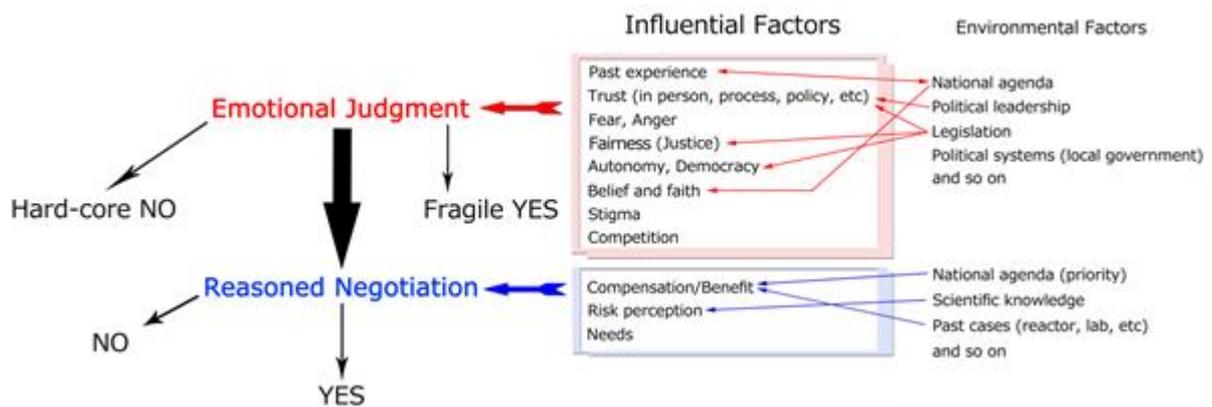
高レベル放射性廃棄物処分に関わるアジェンダ・セッティング（政策課題設定）の基礎的研究

## II. 研究の背景・目的

東日本大震災および福島第一原子力発電所事故は、それまで気候変動対策やエネルギー安全保障などの観点から世界各国で推進の気運が高まっていた原子力発電政策を大きく転換するきっかけとなり、各国で改めて脱原発を含めたエネルギー政策論争が巻き起こっている。一方で、原子力発電の継続の如何に関わらず、少なくとも過去の発電等で生じた放射性廃棄物について処分政策を検討する必要があるのはどの国も同じであり、また我が国においては事故・除染由来の廃棄物なども新たに発生し、放射性廃棄物の処分はより重要性を増した政策課題となった。しかし、事故によって高まった放射性廃棄物処分に対する社会的認知にも関わらず、最も重要な高レベル放射性廃棄物の最終処分施設立地についての政策的議論は、これまでのところ実質的にはほぼ進展がなかった。これは、たとえば1990～1991年のフランスで、全国的な反対運動を受けて首相が処分地選定事業を中止し、1年間のモラトリアムの間にクリスチャン・バタイユ国会議員による総合調査を行って、抜本的な政策改善を図った例や、韓国において2003～2004年に全羅北道扶安郡で起こった処分施設立地に関わる紛争を踏まえて、イ・ヘチャン国務総理大臣らの主導で大幅な政策転換を図った例とは対照的である。

筆者らはこれまでに日本・スイス・フランス・韓国における放射性廃棄物処分施設立地に関わる紛争事例を調査・研究し（Komatsuzaki, 2013; 山口ら, 2011; Komatsuzaki, et al., 2010; 西郷ら, 2010 など）、その結果、下図1に示すようなステークホルダーの態度形成モデルを構築するに至った。高レベル放射性廃棄物処分を実現するためには、まず福島第一原子力発電所事故で大きく損なわれた専門家や政府に対する信頼を回復し、人々が納得する政策を提示する必要がある（社会的意思決定を行う「素地」が醸成される必要がある）。そのためには、社会全体が処分を「今意思決定・実施すべき政策である」という意識を共有すること、すなわちアジェンダ・セッティング（政策課題設定）が不可欠である。ただし、アジェンダ・セッティングのあり方は国の制度・文化等のコンテキストを踏まえて検討するべきである。

そこで、本研究では、処分事業に対する国民・社会の理解促進と信頼性向上をはかる上での前提条件となるアジェンダ・セッティングについての研究を通じて、社会的意思決定に関わる研究の効率的な進展に貢献し、処分事業の社会的側面に関する理解を深めることを最終目標とする。そのために、本研究は(1)高レベル放射性廃棄物処分のためのアジェンダが設定されるための要因を抽出し、(2)我が国における高レベル放射性廃棄物処分のために有効なアジェンダ・セッティングのあり方を提示することを目的とする。



(図 1：放射性廃棄物処分施設/政策受け入れに関わるステークホルダーの態度形成モデル)

平成 27 年度は、前年度に行ったアジェンダ・セッティングの類型化に関わる研究に基づき、(1)4 類型のうちのひとつ「フレーミング」に着目したケーススタディ、(2)原子力分野におけるアジェンダ・セッティング事例分析を行うとともに、(3)平成 22 年度から過去 4 度実施してきたアンケート調査のデータについての社会心理学的分析、(4)市民の態度形成に影響を与える「サイレント・マジョリティ」、「軽蔑」、「ためらい」、「罪悪感」などといった要因に特に着目したアンケート調査を実施した。

第一に、平成 26 年度の研究成果で得られた、アジェンダ・セッティングの 4 つの類型のうち、高知県東洋町の紛争(2006～7 年)に見られたように、原子力分野で何度か活用されたと考えられる「フレーミング」を対象として、特定事例のより詳細な分析を行った。これは、アジェンダ・セッティングをデザインするための知識を得ることという本研究の最終的な目標を念頭に置き、各類型のアジェンダ・セッティングの政策過程を活用可能な形で概念化することを目指すものである。また、アジェンダ・セッティングを積極的にデザインすることを前提としているため、アジェンダを設定した人物が意図的にフレーミングを行った事例、すなわち小泉純一郎元首相による郵政民営化の事例を対象に選んだ。

第二に、原子力分野におけるアジェンダ・セッティング（プロセス、ステークホルダー、環境条件等）の特殊性の有無を確認するため、事例分析を行った。特に放射性廃棄物処分に限定して事例を探索し、我が国と同様に処分地選定を始める前の段階にあり、一方で、国際的にも重要性が認知される「開かれた討議（public deliberation）」を幅広い専門家とともに実施する政策を実現した英国を対象とすることとした。英国における放射性廃棄物処分政策ならびに処分地選定の政策過程を概観し、開かれた討議を行う場として CoRWM（The Committee on Radioactive Waste Management）が設立されるに至ったアジェンダ・セッティング過程を明らかにすることを目指した。同時に、英国における放射性廃棄物処分政策の社会的課題を抽出した。

第三に、アジェンダ・セッティングが市民の態度形成に与える影響（本質的な影響がないという可能性も考慮する）を、社会心理学的観点から検証するため、これまで震災前から継続してきた Web アンケート調査のデータを分析し、態度形成とアジェンダ・セッティングのいずれか、ないし両方に大きな影響を与えていると見られる要因を一部抽出した。これを踏まえて、今年度の Web アンケート調査からは戦略的な質問を増やし、たとえば「サイレント・マジョリティ」、「軽

蔑」,「ためらい」,「罪悪感」といった要因の影響を確認することを目指した調査を実施した。

### III. 研究成果

#### 1. フレーミングによるアジェンダ・セッティングの事例分析：小泉純一郎元首相による郵政民営化

##### 1.1. 序論

###### 1.1.1. 研究の背景

今日のわが国において、問題解決を行なう意思決定者間で解決に向けて取り組むべきであるという合意形成がなされないために、社会問題を解決するための公共政策が形成すらされない例が見られる。例えば、船橋（2013）が指摘した、東日本大震災後の避難者に対する個人生活再建の政策的枠組みに関する議論は、「帰還する/しない」という二者択一の枠組みで議論されており、第三の選択肢としての「5年を超える長期退避を経て、放射線の危険性が十分低減した将来のいずれかの時点で帰還する」という方策がとられない、という問題がある。船橋は、第三の選択肢が実現するためには「①放射線問題についての科学的検討、②二重の住民登録、③健康手帳の機能も有する被災者手帳、④「地域再生基金」の設置といった諸政策をパッケージとして結合する必要がある」が、こうした課題への取り組みが、「復興政策の中で政策議題として設定されてこなかった」ために第三の選択肢が実現しないとしている。政策議題として設定されていない背景としては、例えば①放射線問題についての科学的検討については、「放射線問題に関する知見の社会的共有が不足している」ことが阻害要因だとしている。

このように、問題解決の際には、まず解決を試みる主体によって問題自体が認識される必要がある。また、社会における問題解決では、しばしばその意思決定主体は複数であるために、解決に動くためには意思決定主体間での合意形成が必要になる場合が多い。

こうした、問題解決に取り組まれる以前においては、問題の存在が認識され解決すべきであると決定される過程が存在する。このプロセスは政策過程論の分野でアジェンダ・セッティングと呼ばれており、政策の実現においては必須の過程である。

###### 1.1.2. 既往研究

アジェンダ・セッティングについては過去に様々な研究がおこなわれてきた。アジェンダ・セッティングの研究として最も有名なものの一つに Kingdon（1995）による研究が挙げられる。Kingdon は、問題の流れ、政治の流れ、政策の流れという3つの流れが合流し、「政策の窓」が開くタイミングでアジェンダ・セッティングが行なわれるという、「政策の窓」モデルを提唱した。この研究はアジェンダ・セッティングの過程をモデル化しているが、現象の理解にとどまっておらず、アジェンダ・セッティングを引き起こすための方法論について直接的に示唆を与えるものではない。

Cobb, Elder（1976）らは、政策エリートではない市民がマスメディアを通じて争点を拡大することでアジェンダ・セッティングを行なう戦略を提示した。また、その戦略を実現するためにどのような行動が行なわれるかについても言及している。この研究はアジェンダ・セッティングを

意図的に引き起こす方法について述べたものであると解釈できる。しかし、提示された戦略を用いるアクターとして想定されているのは政策エリートでない市民という特定のアクターに限られている。

笹原（2015）の研究では、アナロジーに基づくアジェンダ・セッティングのデザインの方法論が示された。この研究では、アジェンダ・セッティングが行なわれた8つの事例を分析し、事例の類型化を行なった。笹原は、「類型化を用いることによって、解決されない背景を特定することで類型化について参照する象限を決定し、そこに含まれる既存の事例からアナロジーによる施策の発想を行うことができるだろう」と述べている。しかし、この研究では既存事例のメカニズムの概念化までは行なうことができていない。同じようにアナロジーを用いて発想するための研究である堀井（2012）などに見られる「問題解決策カルテ」のように、アナロジーをはたらかせるためには既存の事例が上位概念化されている必要がある。

このように、アジェンダ・セッティングについての研究は、現象面についての理解を目指したものが多く。アジェンダ・セッティングのデザインの方法論構築に寄与する研究に関しては、アジェンダ・セッティングの問題と解決策の全体像の提示を目指した研究が支配的である。一方で、既存の事例で用いられたアジェンダ・セッティングを引き起こす方法のメカニズムを概念化する研究は少数である。アジェンダ・セッティングをデザインする方法論の構築に向けて、どのようにして事例の概念化をおこなえばアナロジーを用いたアジェンダ・セッティングのデザインを支援することができるのかについて、さらなる研究が求められている。

		主導するアクター			
		政治家		官僚・専門家	
政策目標の転換	あり	<i>Political Reframing</i> 郵政民営化 メルケル政権下の脱原発 利害調整の問題 根本的な価値の対立 <b>フレーミング</b>		<i>Triggering Policy</i> 医師不足 定住外国人との共生 社会的認知の欠如 根本的な価値の対立 <b>政策の波及効果</b>	
	なし	<i>政治交渉</i> 異次元の金融緩和と政策 シュレーダー政権下の脱原発 利害調整の問題 <b>利益交換</b>		<i>政策交渉</i> ゆとり教育 入管法の1990年改正 利害調整の問題 <b>政策調整</b>	

図 2 アジェンダ・セッティングの分類図（笹原 2015）



図 3 アジェンダセッティングの分類図(凡例)（笹原 2015）

### 1.1.3. 研究の目的

以上の背景に基づき、本研究ではアジェンダ・セッティングの方法論構築への寄与に向けて、以下の3つの目的を設定した。1つ目は、フレーミングが用いられた事例から、アジェンダ・セッティングを行なう際に有効と考えられる手法のメカニズムを抽出すること、2つ目は、事例から抽出したメカニズムを上位概念化すること、3つ目は、上位概念化したメカニズムの活用可能性について検討することである。

既往研究で見た通り、アジェンダ・セッティングのデザインを支援するためには、アナロジーの参考とするための上位概念化した事例がなければならない。上位概念化を実行するためには、まず対象となる事例を選び、そこからアジェンダ・セッティングを引き起こした要因を抽出する必要がある。次に、それを実際に上位概念化し、アジェンダ・セッティングを引き起こしたメカニズムの説明が可能かどうか検討してみることが必要である。

## 1.2. 研究の方法

上記の目的を達成するため、本研究では1) 郵政民営化事例における政治過程の記述、2) アジェンダ・セッティングにつながるまでの因果関係の推定、3) どのようにしてアジェンダ・セッティングが行なわれる過程のモデルを考案、4) 得られたモデルを用いた他事例の説明、という手順で研究を行なった。

まず、1) では、2005年の我が国における郵政民営化法案成立の政治過程について、文献調査を通じて得られた情報を用いて政治過程の記述を行なう。アジェンダ・セッティングを引き起こした要因を抽出するには、まず対象となる事例についての記述をおこない事実を把握する必要があるためである。本研究で扱う事例を選択するにあたっては、得られる成功要因が特定の主体によって操作可能であることを条件とした。なぜならアジェンダ・セッティングに寄与する要因が得られたとしても、仮にそれらが環境的な要因などの外部要因であり、容易に操作することができないとすれば、意図的にアジェンダ・セッティングを引き起こすために用いるのは難しいと考えられるからである。本研究が分析の対象とする郵政民営化の事例は、小泉純一郎元首相主導の下、意図的にアジェンダ・セッティングが行なわれたと推測される。そのため上記の条件から見て適当な事例であると考えられる。また、郵政民営化の立法過程に関しては過去に様々な研究が行なわれており、文献資料から比較的豊富に情報を得て、政治過程における因果関係を推定することができる。この点からも適当な分析対象であると判断した。

2) の因果関係分析は1) で得られた政治過程の記述をもとに、アジェンダ・セッティングにつながったと思われる事象間の因果関係を推定する。この推定の結果、アジェンダ・セッティングへとつながった本質的な要因を推定することができる。これが本研究で上位概念化すべきアジェンダ・セッティングを引き起こすメカニズムである。

そして3) において、2) で抽出されたメカニズムを上位概念化し、モデルを作成する。郵政民営化においてメカニズムがどのようにしてアジェンダ・セッティングを引き起こしたのか整理し、その結果を事例によらない一般的な形に書き直すことことで上位概念化を行なう。

最後に4) において、上位概念化の結果得られたモデルを他事例に用いて、アジェンダ・セッティングのメカニズムを説明することができるのかを検討する。モデルを適用する事例については、メルケル独首相による脱原発の再決定の過程を対象とした。この事例は笹原(2015)におい

て、郵政民営化と同じく、フレーミングを用いることによってアジェンダ・セッティングがなされたことが示されている。

### 1.3. 郵政民営化の事例分析

#### 1.3.1. 郵政民営化の背景

##### 1.3.1.1. 郵政民営化を主張する背景

小泉は郵政民営化のメリットとして、巨額の株式の民間市場流入、公務員の削減、民間運営による効率化なども挙げていた（塩田 2002）が、もっとも根源的な問題意識は、財政投融资改革による財政赤字拡大の解消であった。

日本の郵政事業は郵便事業、郵便貯金、簡易保険の三事業からなっており、小泉が問題視していたのは郵便事業というより、郵便貯金、簡易保険の方であった。

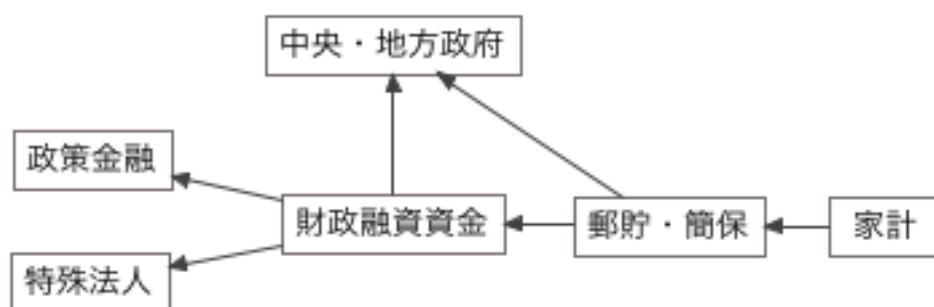


図4 郵貯・簡保まわりの資金の流れ（高橋(2007)を参考に筆者作成）

日本の郵政事業において、郵便貯金は 250 兆円、簡易保険は 120 兆円という諸外国には例をみないほどの巨額の預金を担っていた。郵貯はバブル期の 80 年代に急成長し、その後民間金融機関の信用不安から郵貯への預け替えが急造していったその拡大をとげている。その中でも郵貯の定額預金は預け入れ期間が長いので、金利が下がり始める局面で人気を呼び、90 年代はじめには預け入れが急上昇したのである。（大獄）

この郵貯と簡保が政府の巨大な金融機関である財政投融资の原資を供給していた。郵政事業から政府に資金が流れる形になっていた。この郵貯の巨額の資金が供給されている限り財政の無駄はなくなる。無駄の「出口」を個別に見直すよりも、財政投融资を通じて特殊法人に潤沢な資金を提供している「入り口」である郵政事業を民営化することで無駄をなくすべき、というのが小泉の主張であった。

またこうして構造的無駄に供給されていた資金の元を断つことで、小泉は日本型「鉄の三角同盟」の解体、「既得権益の打破」を行なおうとしていた。小泉は特に特殊法人を既得権益のシンボルに掲げていた。特殊法人が高給官僚の天下り、ファミリー企業の寄生的存在、政治家の利権的介入など巨大な財政の無駄を生み出しているからである。

### 1.3.1.2. 郵政族議員

自民党の国会議員は、特定の政策分野を扱う政調会の部会や、国会の常任・特別委員会に所属する。都会も委員会も縦割りの各省庁と業界に対応して設置している。例えば、道路や河川整備などの公共事業を扱う国土交通省には国土交通部会、医療や介護といった社会保障問題を扱う厚生労働省には厚生労働部会が対応している。政調会の各部会に所属する議員は、事前審査と呼ばれる慣習によって法案に影響力を及ぼすことができる。事前審査とは、対応する役所が所管する予算や法案などを審査し、部会、政調審議会、総務会の順で承認する手続きを経なければ国会への提出を認めないというシステムである。特定の部会に長く所属し、当選回数を重ねて役所や業界と濃密な関係を築けば族議員として認知され、出世すれば短期間で入れ替わる閣僚以上に政策決定に絶大な影響力を及ぼすことができることもある。(清水 2005,p365)

こうした族議員のうち、郵政関連の政策に関して専門性を高めた議員が郵政族議員である。

族議員にとって自らの専門領域を確保することは、自らの専門性を発揮し、見返りに資金や票、天下り先を得ることにつながるため重要である。郵政民営化は官の手から郵政事業が離れることを意味するため、郵政族議員は郵政民営化のテクニカルな議論とは別に、これを阻むインセンティブをもっている。

また、郵便局の立場としては、郵便の赤字を郵貯、簡保の黒字で補っていたため、三事業を「一体」として守る必要があった。(大獄) このため、郵便局側からの郵政民営化への圧力も、郵政族議員を通じておよぼされる。全国特定郵便局長会(全特)は自民党にとって最大の支援団体であるため、その影響力は特に大きい。

ただし、族議員が存在するのは自民党だけではない。社会党・民主党の支援団体には全通・全郵政があり、それを背景とした社会党・民主党郵政族も郵政民営化に反発的であった。

## 1.3.2. 郵政民営化の政治過程

### 1.3.2.1. 郵政公社設立

1997年9月、当時の内閣総理大臣であった橋本龍太郎は、自らが議長をつとめる行政改革会議の中間報告で簡易保険はただちに民営化、郵便貯金は早期民営化のための条件整備、国営事業のみという大胆な改革方針を打ち出した。橋本行革が本丸としてきた大蔵改革が骨抜きになったと各紙から厳しい批判を受け、その失点をカバーしたいという思惑があった。(大獄 2006, p112)

しかし、これを受けた自民党は強く反発した。野中広務幹事長代理を先頭とする郵政族の巻き返しをうけた結果、最終報告では郵政三事業一体の公社化という形で決着に向かっていった。

この時橋本内閣で厚生労働大臣だった小泉純一郎は、民間参入など民営化につながる改革案が盛り込まれないようであると知り、何とか民営化参入を認めさせるか、見切りをつけて大臣を辞任しようと考えていた。(飯島 2006, p222) 以前から小泉は、民営化への強いこだわりを見せていた。1992年に宮澤内閣で郵政担当大臣を務めた際は郵政民営化を主張した結果、官僚から完全ボイコットをされた。(大獄 2006, p83) 1995年、1998年に自民党総裁へ立候補した際には、圧力を受けた議員が小泉の推薦人になるのを渋るという事態が起こったが、それでも郵政民営化を最大の公約に掲げて総裁選に挑んだ。(飯島 2006, p214) しかし、小泉が動く前に橋本から電話が入

り、今すぐ郵政民営化を最終報告に盛り込むことはできないが、「資金運用部への預託の廃止」「郵便事業への民間参入」の二点は会見で約束する、と言ってきた。その日は「山一証券が自主廃業」の報道がなされ、橋本政権が金融危機の大津波に転覆しかねないと衝撃が走っていた。このタイミングで、世論調査で高い支持を受けている小泉が辞任すれば、政権にとって致命傷になりかねなかった。(清水 2005)

97年12月3日に出された最終報告案には、郵政事業の国営維持、三事業一体の新型公社化とともに、橋本が小泉に約束した2点が盛り込まれた。小泉にとって「民営化に向けた一里塚」である公社化となったという点では評価のできる内容だった(大獄 2006)が、同時に自らが総理大臣にならない限り民営化は実現しないと感じさせられる結果でもあった。(飯島 2006)

公社化の決定によって郵政民営化に関する議論は一段落したかに見えたが、2001年に小泉が首相に就任したことで再燃する。首相就任前日の4月25日に自民・公明・保守の連立政権合意がなされ、その中で郵政民営化については「郵政三事業については、予定通り2003年の公社化を実現する。その後のあり方について、総理の私的諮問機関を設け、民営化問題を含め具体的な検討を進める」とされていた。(飯島 2006, p226) 郵政民営化を掲げていた小泉は公社化を白紙に戻して一気に民営化を進めるのではないかという見方もあったが、一度公社化をし、その後民営化に進むという決断をした。(大獄 2006, p115) (なぜ小泉が一旦公社化を選んだかについては様々な説がある、大獄 2006, p118)

橋本内閣時代に成立した中央省庁改革基本法で公社化は2003年の4月ということになっていた。そのため、公社化に向けての制度づくりを間に合わせるためには、郵政公社関連法案を遅くとも2002年の通常国会に提出し成立させる必要があった。小泉はこの法案を民営化に向けた公社化を実現する法案にしようとしていた。法案は信書の集配事業への民間参入を認める信書便法案、および郵政公社法案からなっており、橋本の時に決定したものより広い範囲での民間参入を認める内容が含まれていた。(大獄 2006, p114)

民営化の参入そのものに反対する郵政関連議員は法案の内容に強く反発しており、自民党内の議論は激しいものとなっていた。そのため、法案提出には自民党による事前審査が関門となることが予想された。事前審査制とは、政府提出の法案は、自民党の政務調査会、総務会の了承を事前に受けなければ、国会に提出できないという慣行である。(大獄 2006, p115) この慣行にのっとれば族議員が事前審査の過程で法案提出を妨害してくる可能性が懸念された。

2002年4月23日、小泉は大胆にもこの慣行を無視して事前審査なしで法案を提出した。小泉と郵政族の間に入った中川秀直の調整で、自民党は「法案の提出は認めるが法案の内容は了承しない」という異例の形での決着となった。(大獄 2006)

4月26日法案は提出され、5月21日に国会での審議入りをした。参議院本会議での答弁で小泉は「本法案により郵便事業へ民間が参入できることになるということは、私としては、民営化に向けた一里塚であると考えております」と発言した。当然ながらこの発言に郵政族議員は強い反発を示した。

こうした状況下で、郵政族のドンである野中広務が法案成立に向けて郵政族側の調整に動いた。この理由に関して大獄(2006)は「当時の道路公団民営化の処理に現れたように、小泉は、名を取って実を棄てる政治家ではないか、との判断もあったろう。しかし、おそらく野中の妥協的姿勢

は、小泉の解散論が真剣だと判断したためだろう。」と推測している。(p117) 当時から既に小泉は解散も辞せずの姿勢を示していたが、この時の政治情勢は民主党が支持を伸ばしている一方、橋本派の評判は野中の側近、鈴木宗男のスキャンダルもあり最悪だったのである。

一方の小泉側も成立に向けて一部妥協した。「今後四年間は郵政公社の経営形態の見直し論議をしない」という案は突っぱねたが、公社化法案の一部修正には応じた。(飯島 2006, p229)

こうした経過を経て、郵政公社関連法案は7月5日に衆議院を通過し、24日には参議院でも可決、成立した。

郵政公社関連法案の審議が行なわれている間に、「郵政三事業のあり方について考える懇談会」という首相の私的懇談会が設置された。連立政権合意で示されていた、民営化について具体的検討を進めるための会議である。小泉の意向に沿った民間人が多数を占める10人のメンバーからなり、うち6人が民営化を主張していたが、国営維持派もいた。座長は以前から小泉と親交がありブレーン的エコノミストでもあった経済評論家の田中直毅がつとめた。6月4日には初会合を行ない、小泉は「郵政三事業の問題は私が常々、最重要課題の一つとして挙げてきた問題だ。民営化は完全に聖域、タブーになっていた。初めて小泉内閣として民営化も含めて検討していただく。これは大きな変化だ」と述べる一方で、与党にも配慮し「私は民営化論者だが、自分の考えを押し付ける考えはない」と述べた。(飯島 2006, p227) 小泉は「一年を目処に最終報告を」と要請した。

公社化後、小泉は「郵政三事業のあり方について考える懇談会」に早急に結論をとりまとめるよう指示した。公社化後の民営化への動きを見据えた行動だった。2002年9月、公社化法案成立の1月後に郵政3事業のありかたについて考える懇談会の最終報告が出された。改革案について、特殊公社案、郵貯と簡保の民営化案、廃止案の3案併記という形で落ち着いた。改革案を一本化せずに併記の形にしたのは、一つは懇談会委員のほぼ半数が早急な民営化に慎重であったためであり、もう一つは郵政公社法等の国会審議を優先し、郵政族との対立を避けるため、明確な指示をだせなかったためである。

2003年4月、当初の予定通り日本郵政公社が設立された。総裁には商船三井会長の生田正治氏を選ばれた。

### 1.3.2.2. 基本方針の閣議決定

公社化から約2ヶ月後の2003年6月25日、赤坂プリンスホテル地下一階にあるレストラン「李芳」にて小泉総理との食事会が開かれた。集められたのは民間出身で、かつ現在は政府の会議や政府関係機関の要職にあるトップたちだった。この食事会で小泉は生田郵政公社総裁に対して「生田さん、あなたは最初で最後の郵政公社総裁になる。そう、最初で最後だ!」と発言した。生田氏の公社総裁としての任期は2007年3月末までであった。これを聞いた竹中平蔵は、小泉は2007年4月までに民営化をするつもりなのだと解釈した。(竹中 2006, p144)

食事会での小泉の発言をうけて、竹中は民営化に向けた進め方について、小泉に確認すべきことを大きく2つの点にまとめた。1点目はスケジュールについてである。2007年での民営化実現という目標から逆算すると、ただちに2003年秋から議論を開始し、2004年夏には「基本方針」を決定、2005年の国会で法案成立、というタイムラインで進める必要があった。2点目は、今回

の民営化の議論を「総理直轄」で進める必要があるということである。すなわち、法案の骨子作成、その後の詳細な制度設計、法案作成の際も、郵政公社を所管する総務省（旧郵政省）ではなく、総理直属の内閣官房で行なう、という提案である。竹中が「総理直轄」という提案をしたのは、郵政民営化により権益が損なわれる可能性のある担当官庁の官僚が政策を扱った場合、改革のバイアスがかかることを懸念したためであった。竹中は同様のリスクを金融改革の時点で経験していた。まして「最も頑強な政治力を有する」郵政を相手にして改革を実行するには、「総理直轄」が必要だと考えたのである。（竹中 2006,p148）そして、当面総理直属の議論の場は経済財政諮問会議であるのが自然だというのが竹中の考えだった。経済財政諮問会議は議長に首相の小泉、担当大臣に経済財政政策担当相の竹中、民間議員として牛尾治朗（ウシオ電機会長・前経済同友会代表幹事）奥田碩（トヨタ自動車会長・日経連会長）本間正明（大阪大学教授）吉川羊（東京大学教授）の4人のメンバーから成る会議である。橋本内閣の官邸機能強化策の一貫として導入が決められ、2001年森内閣時代に設置された。官僚が作成した法案を内閣が審議して決める「官僚主導」、「ボトムアップ」型の政治から、首相が主導して法案を作成する「官邸主導」、「トップダウン」型の政治の実現を制度的に保証しようとするものである。しかも小泉は、実際に経済諮問会議での決定が重視される慣行をつくることによって、経済諮問会議による官邸主導をより強化していた。経済諮問会議の最後に竹中が集約した意見のあと、それにもとづいて「首相支持」を出し、それによって方向性がきまることが少なくなかったと言われる。（大嶽 2006,p106）

以上の2点について竹中は夏の間何度かにわたって小泉に説明した。小泉はこの進言を承諾し、直ちに経済財政諮問会議の場で「郵政民営化の基本方針」作成を念頭に議論を開始するよう指示を出した。

9月20日に自民党総裁選が行なわれ、小泉が総裁に選ばれた。22日には内閣改造を行い、第二回改造内閣が発足した。小泉はこの内閣を「改革推進内閣」と位置づけ、初閣議に置いて基本方針をしめた。郵政民営化については「郵政事業（郵貯・簡保・郵便）を2007年から民営化する。このため、来年彰頃までに民営化案をまとめ、2005年に改革法案を国会に提出する」とした。（飯島 2006,p232）

9月26日には国会での所信表明演説にて先の基本方針と同様のものを改めて宣言した。また、この日経済財政諮問会議が行なわれ、次回から郵政民営化についての議論がはじまることが決められた。（竹中 2006）

竹中はまず今後議論する上で常に立ち返るべき「基本原則」となるものの考案を始めた。郵政民営化のような大きな制度設計では、詳細まで考えると実に多様な論点が有り得る。その中で万人が100%納得する合意形成をするのは不可能である。ゆえに合意をつくりあげるためには多少の妥協が必要となるが、だからこそ逆に重要なのは、民営化を達成する上での基本を大きく踏み外さないようにする「基本原則」だと考えたのである。

こうした考えの下、竹中は郵政民営化の検討に当たってのポイントを5つの原則にまとめ、10月3日の諮問会議にて提示した。（飯島 2006,p233）これは後に「竹中五原則」と呼ばれ、その後の民営化の議論において、重要なアンカーとしての役割を果たすことになる。（竹中 2006,p151）「竹中五原則」は諮問会議の場でほとんど異論なく了承された。

諮問会議での郵政民営化議論はスタートしたが、竹中は諮問会議だけで改革案をまとめるのに

は限界があると感じていた。竹中は金融改革の時の経験から、具体的な改革案まで考える際に一般的に専門家と呼ばれる人の意見では役に立たず、結局のところ少数の実務家、研究者からなるチームで議論を煮詰めるしかないと考えていた。まして諮問会議の場合は郵政問題の専門家と言える人がおらず、また郵政民営化の他にも議題を抱えているという問題もあった。そこで竹中は2004年秋の基本方針の作成に向けて内輪のメンバーからなるチームで一気に案を練り上げ、諮問会議はそれをオーソライズする場として進めることにした。(竹中 2006、p157)。竹中はこのチームを「ゲリラ部隊」と呼んだ。ゲリラ部隊での議論は翌年の2004年になっても続いて行くことになる。

こうしたゲリラ部隊での議論を通じて、竹中は民営化の基本方針を決める上で確保すべき3つの点を認識したという。(竹中 2006、p156) 1点目は郵便、銀行、保険などの郵政の各事業が自立すること、そのために分社化が必要だということである。郵便事業が郵貯、簡保に支えられている現状から脱し健全な経営を行なう上では不可欠であった。2点目は分社化後の各事業会社には、民間企業と同じ法律を厳格に適用するという点である。これは、郵貯・簡保に対する政府保証がなくなることや、従業員が国家公務員でなくなることの意味していた。さらに、大きな反発をうむという点でより重要だったのは、銀行法や保険業法が適用されることで、郵政の銀行・保険部門が金融庁の監督に入ることになる点であった。これは旧郵政省の監督から離れることを意味し、縄張りを失うことになる旧郵政省からは徹底的に反対されることが予想された。そして3点目は経営の自由とイコールフットイング(対等な競争)をうまくバランスさせるための仕組みづくり、具体的には監視組織の設置であった。竹中はこの3点が民営化の基本方針において確保すべき「3つのボトムライン」であると考えた。

2003年11月には衆議院総選挙が行なわれた。この選挙で小泉はマニフェストに郵政事業の「2007年からの民営化」の文字を入れることに成功した。当初は総選挙用公約に入れるつもりであったが、麻生総務相、青木らの反対にあい、調整がつかなかった。そこで2003年の公職選挙法改正で配布できるようになったばかりのマニフェストを利用したのである。小泉は自身に忠実な武部勤政副会長を事務局長に据えて党の政調会に政権公約策定委員会を設置し、数人の党職員を使って極秘に「小泉改革宣言」という名のマニフェストをつくりあげた。選挙戦の後、小泉は「マニフェストを掲げて総選挙を戦ったのだから、郵政民営化は党の公約として「公認」されたも同然である」と述べ、その正当性を主張することができた。

しかし、この総選挙では民主党が躍進したのに比べ、自民党は前回選挙をわずか4議席上回ったにすぎず、郵政民営化を実現するには十分な結果とは言えなかった。そのため郵政民営化法案成立に本格的に乗り出すタイミングを、次の参院選挙が終わり改革に専念できる2004年7月と定めた。この間、国会への郵政民営化法案提出はせず、郵政民営化に関しても踏み込んだ議論をするのは避けた。

小泉は2004年正月、郵政民営化法案の「2005年の通常国会への提出」を念頭の記者会見で明言し、準備を開始することを明言した。

2004年1月15日に竹中は小泉のいる官邸を訪ね、小泉、竹中、官邸幹部の間で話し合いがもたれた。この場で竹中は郵政民営化に関する3つのボトムラインについても小泉に確認をとり、了承を受けた。また、郵政民営化準備室を春頃に内閣官房に設置する方針が決まった。郵政民営

化を「総理直轄」で行なう準備が着々と進んでいた。また準備室を内閣官房におくということは、郵政民営化担当大臣を総務大臣とは別に設置し、法案作成を担当させるということでもあった。これは総理直轄で民営化を進める上で重要な意味をもっている。総務大臣は閣僚であると同時に総務省という組織の長であり、どうしても組織の利害に配慮して行動せざるを得ず、民営化という改革を行なう上で総理の指示を反映させるのが難しくなるからである。小泉の秘書官である飯島勲は、小泉が構造改革を進める上でこうした特命担当大臣をうまく活用したこと、それが可能だったのは派閥の論理に左右されず総理自身が閣僚の人事権を掌握していたからであると指摘している。(飯島 2006, p24) また大嶽 (2006) も、小泉の人事戦略について、「組閣をはじめ人事に他人から口を出させないという方針を貫くことは、首相在任中を通じて小泉の一つの重要な戦術であった、それによって、小泉に忠誠を尽くす姿勢を示さなければ、他にどんな有力な人脈であろうと、期待するポストにつけないというメッセージを発信し、小泉への求心力を確保できたのである。」と指摘している。(大嶽 2006, p119)

1月19日、小泉は国会冒頭の施政方針演説にて「改革の本丸とも言うべき郵政事業の民営化については、現在、経済財政諮問会議において具体的な検討を進めています。本年秋頃までに国民にとってはより良いサービスが可能となる民営化法案をまとめ、05年に改革法案を提出します」と述べた。

これにあわせ自民党、公明党の与党サイドも動き始めた。(飯島 2006, p238)

2月17日に経済財政諮問会議で民営化法案の基本方針作成に向けての議論が開始した。この後2004年10月まで開かれた計26回の諮問会議が開かれるが、そのうち18回で郵政民営化が議題として取り上げられることになる。

諮問会議では、麻生総務大臣と生田郵政公社総裁が3つのボトムラインに関して注文をつけてきた。

郵政関係者はこれまでファミリーとしての一体感を強調し続けており、分社化は受け入れられなかった。また銀行法や保険業法を適用すると、担当官庁が総務省から金融庁に移ることとなる。これは官僚として、また郵政ファミリーとして受け入れられない話であった。監視組織に対しても同様の反発があった。(竹中 2006, p159)

4月22日の諮問会議では、竹中が論点整理を踏まえた基本方針の中間案を提示した。諮問会議では秋の基本方針の完成を目指し、3つのボトムラインを巡って議論が続いた。

2004年3月には郵政民営化担当相の新設を打ち出し、さらに2004年4月26日には郵政民営化準備室が発足した。メンバーには各省庁から100名余を集め、室長には郵政に縁がなく農水省の改革を主張していた渡辺好明前農水省次官が小泉の要請によって就任した。そして実質的な中核を担うメンバーとして竹中と、高橋洋一、岸博幸らのチームが集まった。

また準備室の下には民営化論者の学者や経営者で占められた「郵政民営化に関する有識者会議」を設置した。この会議は「当初から分社化」を求める徹底した民営化論者の学者や経営者で占められた。

民間の意見を十分に反映した郵政民営化の具体案を作成するため、12月までに21回の会合を行なった。(飯島 2006, p241) ただし、準備室が出向者の集まりで機能しなかったため、ほとんど活躍の場はなく終ってしまった(大嶽 2006, p109)

2004年7月には参議院総選挙が行なわれた。

参議院議員選挙を終えて、2004年7月21日、経済財政諮問会議が再開された。かねてから見据えていたように、明確に郵政民営化に向けた議論の開始であった。この日、生田は記者会見で「国民の利便性や経済の活性化、雇用の安定につながる議論にしてほしい」と竹中の構想を案に批判した（大獄 p126）また、麻生総務大臣も雇用を重視するように民営化を行なうべきだと主張した。

7月22日、竹中は基本方針のとりまとめに向けて麻生、生田両氏に対して根回しを進めていたが、どちらも三事業一体を中心にこれまでと同様の主張を繰り返した。この時は分社化に加えて、いくつに分割するののかという点についても意見がわかれていた。竹中は郵政三事業にそれらのサービスを受託して販売する窓口会社を含めた四社分割を主張していた。また、これらを統括する持ち株会社も必要と考えていた。

竹中の認識では、2005年7月の民営化という当初の予定から逆算して、日程的には8月上旬には諮問会議で基本方針の骨子を決定している必要があった。期日までに骨子を完成させるため、竹中は麻生に対して、骨子を共同でまとめるという提案を行なった。

8月6日の諮問会議で竹中は麻生に対し意見の隔たりをカバーしつつ、しかし竹中の考えるボトムラインは堅持する修正案を提示した。これが基本法案の骨子となった。翌日の日経新聞では「郵政完全分離、詰め残す」と報じられたが、ボトムラインは守ること成功したため、竹中はこれで問題ないと考えていた。（竹中 2006, p167）。

8月10日には再び諮問会議がひらかれ、4日前に決まった骨子を文章にした「基本方針の素案」が決定された。しかし政府関係者の中に実質的に納得していない者も少なからずいた。

基本方針の骨子は完成したが、これを内閣の方針として閣議決定するために、次は与党の合意を得なければならない。閣議決定に伴う事前審査の慣行である。また、不満をもっている政府関係者が与党に働きかけて抵抗する可能性もあった。この日の諮問会議を小泉は「いよいよ夏の陣だ。」という言葉で結んだが、それはこうした困難な状況を意識したものであった。

9月1日に自民党の幹部が集まる夕食会が開かれ、党として基本方針をどのように扱うかが話し合われた。党側の主張は「閣議決定は無理、諮問会議決定にとどめてもらいたい」というものであった。この日参加していた党の人間は政調会長を含め何とか閣議決定したいという思いだったが、党内の状況から現実的に不可能であるという判断だった。（竹中 2006, p168）

翌日9月2日の自民党郵政特命委員会でも、郵政民営化そのものに反対する意見が大半であり、前面对決の様相を呈していた。

9月6日与党幹事長と政調会長による「二幹二政」の会議が開かれた。これは与党の合意形成が困難な状況に開かれる会議であった。ここでも事態の打開は容易でなかった。会議の状況について竹中から報告を受けた小泉は「今日中に、政府関係者との合意を必ず取り付けるように」と命じた。小泉の強い決意の現れであり、この姿勢を関係者にも伝えよ、という指示でもあった。この時点で、麻生大臣と生田郵政公社総裁は基本方針の内容と閣議決定へのプロセスに全面賛成していたわけではなかった。システムの開発が間に合わないという懸念も賛成できない要因の一つに上がるようになっていた。竹中は生田らへの説得を続けたが、夜になっても事態は進展しなかった。

9月7日の閣議後には小泉自身が説得に動いた。小泉は生田と会談し、2007年の四社分社化、持ち株会社の設立の同意をとりつけた。生田が懸念していたシステムの問題に関しては、「この場で議論しても仕方がないので、専門家の意見を聞くことにしよう」という小泉の提案に生田も納得する形で決着となった。その日の午後、経済財政諮問会議において、郵政民営化の基本方針は決定された。

政府関係者の合意を取り付けた後は、閣議決定に向け党側との合意を取り付ける必要があった。7日の夜には竹中が額賀政調会長と面会し、10日には閣議決定ができるよう党の調整を依頼した。あわせて閣議決定の文言など細かな調整を行なった。

翌8日、政府と自民党との協議会が開かれた。安倍幹事長、額賀政調会長らが調整に向けて努力したがまとまらなかった。依然としてこの時期に基本方針を閣議決定することに対する異論が出された。

この日夕方のぶら下がりインタビューで小泉は「民営化反対なら私を変えればいいと、去年、総裁選で公言していたんですよ。それで私を選んでくれたのにね。一周、二周遅れているというよりも、逆の方向はしっているんだね、どうかと思っているんだけどね」と批判した。(飯島2006, p246) 10日でなく13日まで閣議決定を延期し反対派の面子をたてるという動きもでたが、小泉は「閣議決定を三日延期するだけで、反対派がすんなり賛成に回ることは有り得ない。そうであるなら、当初方針通り10日に(党の了解がなくても)閣議決定する」と述べ、そうした動きを許さなかった。

この発言を受け、政府を代表して細田官房長官が安倍幹事長、額賀政調会長と会談した。翌日には再び政府・与党の協議会が開かれ、その日のうちに基本方針を閣議決定することが確認された。ただし党は了承にあたって、「今後具体的な法案を作成する中で、基本方針の見直しも有り得る」という前提をつけた。

9月10日、「郵政民営化の基本方針」が閣議決定された。小泉の強い姿勢によって閣議決定まで成功したが、党内には怒りや不満が残っていた。竹中はこの頃の自民党の状況について(p180)、「当時の私の認識では、自民党の中は基本方針に「積極賛成派」はせいぜい1割で、残りは「絶対反対派」と「様子眺め派」が五分五分という分布であった」と述べている。

### 1.3.2.3. 法案提出の閣議決定

9月27日には内閣改造が行なわれ、第3次小泉内閣が発足した。名称は「改革実現内閣」「郵政民営化実現内閣」であった。(飯島2006, p248) 幹事長に郵政民営化推進論者の武部勤、郵政民営化担当大臣には竹中平蔵が任命され、こちらは経済財政担当大臣と兼務となった。閣僚から党役員まで郵政民営化にあわせた人事に神崎武明公明党代表も、「今回の布陣は、郵政民営化に向けたシフトといってもよい。小泉純一郎首相の郵政民営化にかける決意の強さを感じる」と述べている。

郵政担当大臣となった竹中は、法案提出に向け、準備室と「ゲリラ部隊」を活用しての制度設計、法案作成を進めて行った。並行して、基本方針をめぐる議論で浮き彫りになった問題にも対処していった。民営化・分社化後の会社が収益を挙げられるかについては、「ゲリラ部隊」のメンバーである高橋洋一に検討を任せた。生田の懸念事項であったシステム面の問題に対しては、10

月4日、「郵政民営化情報システム検討会議」を準備室に設置した。(飯島 2006,p249)

また、竹中自身が全国を回ってローカルテレビ局に出演する「郵政 TV キャラバン」と称するキャンペーンを行なった。目的は、法案作成の前に国民へ十分な情報提供をしておくことであった。竹中は、郵政民営化を巡る政局の厳しい状況の中、最後に重要となるのは国民世論であると、その重要性を感じていた。しかし、郵政民営化が複雑で難しい上に、メディアの関心が政局に偏っているために、問題の中身に関する十分な情報が国民に伝わっていないように思われた。竹中は、こうした現状を問題だと考えたのである。

11月26日、与党関係者が招かれた夕食会の場で小泉は今後の政府与党運営について話し始め、「基本方針は絶対に変えない。ちゃんと理解しておけ。自民党はとんでもない男を総裁にしたんだ」と発言し、基本方針に反対する党側に対して自らの姿勢を改めて示した。竹中はこの発言を反対派に対する宣戦布告だと受け止めていたが、何人かの与党幹部は「総理はああいつているが、まあそううまくいかないだろう」と発言していた。小泉の発言を受け、政府与党で法案のあり方について協議する場もたれることになった。(竹中 2006,p182)

12月27日には情報システムの問題について、「郵政民営化情報システム検討会議」の結論がでた。一定のリスクはあるものの、制度設計、制度運用を適切に行なえば、暫定的に対応可能である、ということで、この問題は解決となった。(飯島 2006,p251)

法案提出に向けて、総務会での与党合意と、政府内部での法案への合意が関門として残っていた。政府与党協議会は1月下旬からはじまった。公明党との協議は比較的順調に進んだものの、自民党との協議会は激しい反対にあった。

政府内部での合意形成に関しては、小泉は竹中に「4月2日土曜日と3日日曜日を使って、関係大臣が集まりすべての問題について閣内統一を図るように。合意に至らない点があるのなら、その時は総理である私が決断する」と指示した。これを受けて4月2日8時30分より、関係閣僚による会議が行なわれた。この時点までにも、郵政民営化準備室から閣僚に対して公式、非公式な協議が行なわれつつあったが、法案に関する溝は一更に埋まっていかなかった。会議冒頭から麻生総務大臣が郵政ファミリーの主張を前面に押し出し、竹中の考えに徹底的に反対した。一方で竹中も、法案の内容に関して譲歩する気はなかった。

それでも話し合いを続けて行く中で、議論は収斂していった。4月3日の夕刻になり、大きな隔たりのある問題は、実質的に1点に集約されていた。民営化された銀行・保険会社の株式について、持ち株会社が100%処分することを義務づけるかどうかだった。竹中は金融業という信用を基盤とするビジネスにおいて、政府出資が一部でも残るということは絶対に認められない、という立場だった。これに対し郵政関係者の立場にある麻生は完全処分の義務付けには反対だった。

夜10時過ぎ、関係閣僚を代表して細田官房長官が総理公邸を訪れ、総理の判断をあおぐことになった。小泉は金融業の基本的性格を重視し、株式の完全処分を義務づけるよう指示をだした。こうして政府としてどのような法案を国会に提出するのか、基本姿勢がきまった。

2005年4月4日、完成した政府案が政府与党会議にかけられた。自民党からの反対だけではなく、公明党からの注文もついた。

一方で政府与党の協議は難航していた。党側の議論の責任者はなんとか党と政府の意見を一致させようと努力していたが、両者の意見はあまりに異なっていた。

4月22日、小泉は「26日火曜日には党の了承がなくても閣議決定する。その準備を進めておくように。」と指示を出した。事前審査の慣習をまたも破ることも辞さないという強硬姿勢が見えた。

こうした雰囲気は党内にも伝わった。自民党側は反対派を押さえ込む手段として「党五役一任」という形を取り付け、25日に党五役と関係六大臣との会議が開かれた。法案文書に反論した片山幹事長と竹中が残り、余分な部分を削ることで、竹中が実質的な変更はないと判断する内容で合意文書がつくられた。

2005年4月27日、法案が閣議決定された。同日は3時間以上の激論であったが、総務会で国会提出が了承された。ここでも自民党幹部が解散をおそれた結果である。ただし、反対派が認めたのは法案の提出だけで、中身の了承はしていないという立場であったし、党議拘束をかけることもできなかった。

#### 1.3.2.4. 国会審議

3月18日、民主党は郵政民営化法案に反対することの方針として決定した。また時間がたつにつれ、民主党は対案も出さないという姿勢が明らかになる。民主党内では、むしろ若手を中心に自民党以上に内心民営化に賛成する人たちがいたが、そうした中で、党として反対の方針をとりながら改革の対案をつくるのは困難であったためと推測している。(竹中 2006,p201) 結果として、民主党は民営化に反対しながらも対案も示さないという立場となってしまった。

5月20日には衆院本会議で郵政民営化特別委員会の設置が決められた。自民党の筆頭理事には山崎拓が任命された。

5月26日から国会審議がはじまったが、民主党は特別委員会の設置そのものに反対という理由で20以降の国会を欠席した。国会の審議に応じないという姿勢である。これに対して小泉は20日のぶら下がり会見で「欠席では国民の理解は得られない。そのうちまた出てくるでしょう。去年は何回欠席した？」と述べている。竹中(2006,p202)も「こうした建設的でない民主党の態度は、結果的にどう見ても国民から厳しい目で見られることとなった」と述べている。この方針は民主党にとって不利に働いた。民主党が審議に参加しはじめたのは6月3日からであった。

6月28日には自民党総務会長の久間章生は、法案の中身を一部修正した案を総務会で了承させた。このときは紛糾が続き結論がでないため、久間は青木と相談し多数決を採用した。総務会は全会一致が慣例であり、これは異例の決定であった。さらに党議拘束をかけることにも成功した。

#### 1.3.2.5. 本会議での採決

7月5日、衆議院での郵政民営化法案の投票が行われ可決された。賛成票は反対票をわずかに5票上回っただけであった。衆議院否決での解散総選挙を恐れたためである。自民党は37名の反対者と14名の棄権者を出すこととなった。反対ないし棄権の者は、亀井、綿貫など選挙に強いベテラン議員であり、万が一解散選挙になったとしても当選できる可能性が高い議員たちであった。

参議院での審議は7月11日にはじまった。冒頭から小泉は参院で否決された場合も衆院解散

する意向を強く示唆した。この時「新たに民意を問うことの要否も考慮して内閣が政治的責任において決すべきものだ」と発言している。(後藤 2014,p385)

8月8日、参議院で法案は否決された。自民党からは22名の反対と8名の欠席、棄権者を出した。

参議院での否決を受け、小泉は即日臨時閣議で衆議院解散を決定した。閣僚のうち島村農水相は最後まで賛成できないとして辞任を申し出たが小泉はこれを拒否し、罷免した。首相がこれを兼務する形で衆議院解散が閣議決定された。

衆議院の解散総選挙は実際におこなわれるまでブラフと考えていた反対派も多かった。今回のように首相が自らの政治生命をかけた法案が否決された場合、通例行なわれるのは解散ではなく内閣総辞職だからである。しかも否決されたのは参議院であり、参議院で否決されたのに衆議院を解散することは道理が通らないであろう、という考えもあった。

### 1.3.2.6. 解散総選挙

衆議院解散が決定されたその日の夜、記者会見が行なわれた。小泉首相は「民営化法案は否決されたが、郵政民営化は本当にしなくてよいのか、国民に聞いてみたい。国民が反対なら、私は退陣する」と述べた。この日の演説は高い注目を集め、視聴率は28%を記録した。この演説によって国民の小泉支持、さらに選挙自体への関心が高まったという。(竹中 2006)

#### 自民党の選挙活動

##### ・広報戦略の重視

今回の解散総選挙を戦うにあたって、自民党は広報に力を入れていた。

それまでの自民党は、むしろ党としての戦略的な広報が行なわれていなかった。広報への取り組みの積極性という観点から言えば、民主党に遅れをとっていた。自民党内でこの点が問題として顕在化してきたのは、2004年の参議院選挙の時である。自民党は、公明党とあわせて過半数は維持し辛勝という結果であり、一方の民主党は議席を大幅に伸ばしていた。この結果を受けて、党内の議員からは広報のあり方に疑問の声があがるようになった。「自民党の広報はどうなっているんだ」「民主党のCMやポスター、パンフレットのほうが格好いい」といった意見が聞かれた。自民党はお金だけかけてぜんぜん良くないと、選挙を総括する反省会で広報本部長が袋だたき状態になってしまうほどであった。それまで選挙で負けるとマスコミを批難していたベテランの議員でさえ、広報のあり方の方に問題があるのでは、と考えるようになっていたという。(世耕 2005) 一方で民主党は2003年から米国系PR会社の「フライシュマンヒラード」を広報に起用し始めていた。同社は徹底した世論調査を下に民主党のイメージ戦略を変え、それを元に広報を行っていた。(読売新聞政治部 p258)

また、小泉はデータの利用に関しては否定的であった。

こうした状況があり、自民党の中でも徐々に広報に関する取り組みが始まって行った。2005年の1月に自民党の広報改革を進めようと動いていた世耕弘成の提案であるPR会社の活用が実現する。6社によるコンペの結果を受けて「プロップ・ジャパン」が自民党の広報に入るようになった。党内からは反対の声もあったが、その後いくつかのプロジェクトにおける働きが認められ、

最初は6ヶ月間の試用期間契約だったものが正式契約となった。

解散総選挙はプロップ・ジャパンが自民党広報に関わりはじめてから7ヶ月後におこなわれた。この選挙で世耕弘成は広報本部長代理として、自民党の選挙公報を担当することになった。小泉も今回の選挙における広報の重要性を認識しており、世耕は小泉から「今回は広報が大切だから君がぜひやってくれ」と言われたという。

さらに、衆議院解散が宣言されて2日後の8月10日、世耕は広報の体制について幹事長である武部勤に進言する。広報を戦略的にすすめるためには、広報のリーダーの戦略の下、全ての関連部署が連携する統合的な体制で、一致団結してことを進める必要があり、それには現状の体制では難しいと世耕は考えたからである。世耕の考えを聞いた武部は世耕に広報に関する権限を一任することを提案し、世耕もそれに賛成した。

武部から幹事長代理の肩書きをもらった世耕は「コミュニケーション戦略チーム」（通称「コミ戦」）を立ち上げ、彼の下自民党の広報戦略が行なわれるようになっていった。

#### ・「刺客」作戦

6月下旬の段階で、小泉は秘書官飯島との間で「本会議で反対票を入れた議員は、総選挙で公認しない。彼らが無所属で当選してきても、復党させない」との方針を表明していた。ただし、反対議員の選挙区には原則として公認候補をたてるが、棄権・欠席は民営化賛成に転じれば公認、という方針だった。棄権、欠席派への対応は一見すると小泉の温情のように見えたが、選挙に強い実力者が多く、非公認にすれば逆に自民党の過半数割れの危険性があったためであるという見方が強い。（大獄）

こうして小泉陣営が擁立した候補は「刺客」と呼ばれ、メディアの注目を大きく集めた。この選挙が「劇場型選挙」呼ばれるようになった一つの要因である。

飯島は対立候補に女性や著名人の積極的に起用する、という方針を採用していた。例えば、女性の候補者として、片山さつきや佐藤ゆかり、著名人としてライブドア社長の堀井貴文氏などを擁立して話題を呼んだ。対立する候補との関係性を考慮に入れた選挙区配置も行なわれた。例えば、外交官出身の城内には同じ閣僚出身の片山で「閣僚対決」という分かりやすい構図を示し、劇場型選挙をクローズアップさせたのであった。（後藤 2014,p396）

刺客候補を選ぶ公募候補の選考過程はすべてのプロセスをメディアにオープンにして行なっていた。小泉が同席しての書類選考の場面や、立候補予定者決定会見の様子などが公開された。公募候補が決まる度に会見を行なって「この人が出ます」とメディアに発表されていった。（世耕 2005）

#### ・敵対する勢力に対する主張

民主党に対する主張には、民主党＝郵政反対、というラベリングが行われた。小泉は、「民主党は労働組合を背後に多数抱えているため、民営化に賛成できないのだ」と攻撃を加えた。つまり、民主党もまた、自民党内の「抵抗勢力」「郵政族」と同じ穴のむじなだ、という批判である。

また、郵政民営化反対派に対しては、次のような主張がとられていたと竹中は述べている。「まず郵政民営化に関し、抵抗勢力や野党は国会公務員による現郵政公社の体制を温存しようとして

いる点を攻撃した。要するに彼らは、特権階級である公務員と労働組合の味方であり、庶民の敵であるというスタンスを明確にうったえた。さらに、このことは結局、国民負担をふやし、大きな政府をつくることを指摘した。要するに、「公務員・組合擁護」「大きな政府」というラベルを明確にしたのだった。(竹中 2006,p228)

#### ・小泉の主張

小泉が選んだ選挙のフレーズは「改革を止めるな」で、自ら世耕に提案して使うよう指示している。(世耕 2005)

小泉は選挙以前より、郵政民営化の必要性を訴える際に公務員の問題として提示することがあったが、選挙中でもこれは行なわれた。小泉の公務員批判について、大嶽(2006)は「小泉は、解散の記者会見で、反対勢力は、郵便局員の公務員の特権、身分を守ろうとしている、と改めて批判した。この「公務員」批判は、選挙中もくりかえされたが、その効果は大きく、会見の視聴率はうなぎ登りとなった。街頭の演説でも、小泉による公務員批判は大きな人気を博した。エリート官僚批判を巧みに(国家公務員とは通常あまり意識されていない)郵便局員批判へとすり替える見事な戦術であった。」と述べている。(大嶽 2006,p150)

#### ・選挙の争点をほぼ郵政民営化に単一化

小泉は選挙における争点を郵政民営化一本に絞った。後藤は「郵政民営化については声を振り絞って訴えた小泉だが、年金問題になると一気にトーンダウン、それどころか、「争点にすべきでない」とまで言い切った。各種の世論調査をみても年金をはじめ社会福祉問題への関心度は郵政を大きく引き離して群を抜く1位を占めていた。年金のような中長期的課題なら時間的余裕もあったが、選挙後に待たないで対応が求められる課題、案件についても小泉をはじめ政府与党の首脳は言葉を濁し続けた。例えばイラクへの自衛隊派遣は12月中旬には基本計画で決められた派遣期限が来ることになっていた。その時点で撤退するなら準備をはじめなければならなかったが、小泉は「12月の状況をみないと分からない」と選挙の争点化を避けた。小泉は郵政民営化問題を除けば、多くの重要課題について「沈黙」を貫く。「郵政の土俵の外では相撲を取らない」と決意しているようにさえ見えた。」(後藤 2014, p402)と小泉の争点設定について述べている。

争点を郵政民営化に一本化するような戦略には、世耕ら広報チームによる分析の裏付けもあった。小泉は解散決定直後の演説から「郵政解散」であり、「郵政民営化に賛成か反対か、国民の意見を聞きたい」と延べ、選挙の争点設定を郵政民営化に置いていた。しかし、世耕ら広報担当チームにとって、果たして郵政民営化一本で最後まで選挙戦を戦い抜けるかは大きな懸念事項であった。

自民・公明の与党が総選挙の争点を「改革の本丸である郵政民営化」一本に絞ったのに対し、野党側は年金や子育て問題を筆頭に「郵政だけではない」との主張を展開した。選挙戦が進むにつれ、大方のマスコミからも「郵政選挙」に疑問を呈する論調が目立ち始めていた。(世耕 2005)

世耕らコミ戦は、郵政と年金との関係を様々な角度から常にチェックしていた。世論調査などのデータの推移を見ていると、解散直後の熱気が冷めてくるとジリジリ郵政が落ちてきて、年金が上がってきた。そして公示2日前の8月28日、郵政と年金がほぼ並んだ。この時世耕は「小

泉総理はあくまで郵政一本でいいというだろうが、データの的にはそろそろ年金で相手の土俵にのらないと取り返しがつかないところまできていた」と考えていた。

世耕は、年金政策を訴える広告を打つか、記者会見で年金のことを語ってもらうかといった、いくつかのアイデアを浮かべていた。ところが、コミ戦のベテラン職員から待ったがかかった。「世耕さん、ちょっと待って。もう少し様子を見てみよう」「なぜですか」「今日は公示の2日前だ、私の長年の経験からいって、だいたい、公示日に一回目の潮目が来ますから、それを見ましょう。世耕さんより場数を踏んできた私の直観では、公示日に決定的に郵政が落ちるか、もう一度取り返すかのおおきな動きがあるはずですよ。30日の結果を見てから考えませんか。方針変更はそのあとでも間に合うでしょう？」

8月30日の公示日を待って31日のデータを見ると、郵政の数字が急上昇して、完全に元に戻っていた。何パターンかの世論調査の結果から、この理由を世耕(2005)は次のように推測している。「要するに、公示日は小泉総理が一人でうつることが多く、演説で切々と郵政民営化がいかに大事かを訴える姿が報道される。NHKの夜7時のニュースで単独インタビューの様子が流れたりもした。この小泉総理の姿が国民のハートを動かしているのである」

しかし、この後再び郵政の数字は下がり、争点は郵政だけではない、という報道もさらに盛んにおこなわれていった。それでも9月4日、フジテレビの「報道2001」NHK「日曜討論」テレビ朝日の「サンデープロジェクト」の三番組で行なわれる党首討論を経て再び郵政民営化の数字が上昇した。「小泉が出れば郵政の数字が上がる」がまたも証明された形となった。コミ戦内には争点を郵政に絞るかで意見が分かれていた。ここで変に年金の土俵にのってしまったら逆に年金を勢いづけてしまうかもしれないため、郵政民営化に争点を絞るべきという意見もある一方、投票まで残り1週間という期限を気にして年金についても保険をうっておこうという意見もあった。最終的に世耕が最後まで郵政一本化でいくという決断をくださった。投票日の朝刊の広告は、シンプルに「私は、問いたい。郵政民営化に賛成か、反対か。改革の前進か、後退か。」と争点を絞ったものになった。2紙は一面、さらに全国紙1紙への掲載をやめた予算を使い、今回初めてスポーツ新聞5紙に広告を掲載した。9月5日の晩、世耕は小泉総理に確認をとった。「最後まで郵政一本でよろしいでしょうか。もう決めないと間に合いません。」「それでいい。」小泉の答えに迷いはなかったと言う。

こうした戦略の結果、選挙期間中有り得た他の争点に関する議論は十分な深まりを見せることはなかった。小泉の単純な争点設定の効果は高かった。

#### ・シンプルに、わかりやすくする

国民にわかりやすい争点を提示するというのも戦略の一つであった。「わかりやすくやさしい」広報戦略は小泉が指示したのものである。総選挙で広報本部長代理となった後、世耕が小泉のもとに訪ねた際には、「広報はわかりやすく、やさしくやってほしい。で、俺はもう、キャッチフレーズも決めてあるんだ、武部さんにも話した、キャッチフレーズは「改革をとめるな」、そして「初心に帰った」感じを出したい。それを考えてくれ。」と指示している。

選挙戦を通じてコミュニケーション戦略チームは、郵政民営化に関してシンプルでわかりやすい争点を国民に問いかけるよう徹底した。世耕は「郵政民営化にイエスカノーか」「改革にイエ

スかノーか」さらに「小泉か岡田か」というわかりやすい問いかけを用意した。入り口はあくまで郵政、けれども問いかけは、構造改革を進めていかなければならないと、もう一步踏み込んで実際にテレビに映っている小泉総理と岡田民主党代表のどちらが良いかを訴えていく。自民党があまり難しいデータをつかかわなかったのは、こうした広報戦略があったからなのだ。」と述べている。特に、マニフェストの要約版はシンプルに作り込んだ。小泉からは一度、「情報が多すぎる、要約版はもっとシンプルに」とダメ出しされ、日程的にはギリギリのスケジュールの中、作り直した。作り直した結果、「役人天国はやめましょう」と言った切れ味の良い言葉を積み重ねるつくりになった。世耕は狙いについて「マニフェストはどちらかという政策の解説本みたいなものなのだが、我々はそうではなく、「なぜ郵政民営化をしなくてはいけないのか」をシンプルな表現で説明することを狙いにしていた。とくに要約版ではそうだった。総理自身にかなりのこだわりがあり、国民にわかりやすいことはもちろん、候補者全員にとってもわかりやすいことを重視していた。」と説明している。候補者は全国各地で郵政民営化の意義を国民に説明する役割を担っているの、コミ戦の対候補者コミュニケーションの充実にも役立つことになった。(世耕 2005)

小泉自身も、街頭演説など自らが動く場において、争点をなるべくシンプルにしようとしていた。後藤によれば、「小泉が唱える郵政民営化についても、「民営化は賛成だが、政府が提出した法案に反対」という有権者もいた。そこを小泉は全く無視した。」(後藤 2014,p402) また上杉も「そして最後の2~3分で、候補者の手を握ると決まってこう叫ぶのだ。「この選挙区で郵政民営化に賛成している候補は、たった一人。そう、この〇〇さんだけです。お願いしますね」故意に、「郵政民営化(反対)」と「郵政民営化法案(反対)」を区別せずに語るのも、小泉演説の巧妙なところだ。「郵政民営化には賛成だが、今回の法案には反対」という立場の議員は存在を許されず、次々と消えて行った。」と述べている。(上杉 2006,p223)

## 民主党の選挙活動

### ・争点設定

争点を郵政民営化一本に絞ろうとする自民党に対して、民主党は郵政民営化以外の争点を押し出そうという方針だった。岡田勝也民主党代表は、「小泉は郵政民営化だけで、あとは何も語らない。年金や財政、子育て支援など有権者に切実な問題が他にあるのに」と批判し、その他の争点の重要性を訴えた。しかし、小泉はそうした批判は意に介さなかった。(大嶽 2006)

### ・郵政民営化への姿勢

郵政民営化に争点が置かれた場合、民主党の立場は不利だった。竹中は「野党第一党の民主党が郵政民営化に反対、さらに対案を示していないということは、最大の追い風だった。」(竹中 2006,p228) 国会での民主党の戦略について述べているように、郵政民営化において反対の立場で、しかも対案なしというはっきりした主張がしにくい状況だったためである。

また、民主党内が民営化に関して意見が分かれていたために、党としての姿勢を見せることは一層難しかった。大嶽は「元来民主党には岡田代表をはじめ民営化論者が自民党以上に多かったし、労組出身議員も財政投融资の改革には賛成していた。しかし、岡田は、小泉のような強力なリーダーシップを発揮できず、党内を一本化できなかつたし、小泉人気の急上昇を前に自らも動

揺した。これでは、選挙では小泉によるポピュリスト的善悪二元論に反論がむずかしかつたのも当然であろう。」と述べている。

### 民営化反対派の行動

小泉が本当に解散総選挙に打ってでることを予想できなかったために、自民党の下部組織は混乱をきたし、「大樹」なども一本化した方針を立てられなかった。

郵政民営化反対派のリーダー、綿貫民輔元衆院議長、亀井静香元政調会長ら5名は、8月17日、自民党を離党して、国民新党を結成して選挙をたたかうことにした。8月24日には、都市型政党のイメージを前面に打ち出そうとの意図をもった4名の元自民党議員が田中康夫長野県知事を党首にして「新党日本」を結成した。

### マスコミの対応

#### ・ 刺客報道

刺客報道だが、もともと使い始めたのは自民党側ではない（飯島 2006,p278）が、結果として自民党の有利に働いた。大嶽（2006）は「とりわけ朝、昼の芸能ワイドショーが、刺客がどこまで切り込めるかという時代劇イメージで有権者の興味を煽り、盛んに報道した。「ポピュリズム的な選挙のドラマ化に成功した」のである。」と指摘している。（大嶽 2006,p147）こうしてマスコミが小泉の郵政民営化の主張を繰り返し報道したために、この争点への関心は急上昇した。

### 選挙結果

選挙結果は、自民党の圧勝であった。新人議員を83人も加えて296議席を獲得した。単独過半数をこえる勝利は小泉自身も予想しえなかった大勝利であった。狙い通り無党派層の指示を獲得し、民主党の基盤であった大都市部に自民党が浸透したのが大勝につながった。

#### 1.3.2.7. 総選挙後

2005年10月11日、再度、郵政民営化法案の投票が行なわれ賛成多数で可決した。200票もの大差であった。そして14日には参院でも34票差で通過し、法案は成立した。

#### 1.3.3. 因果関係の推定

以上の郵政民営化法案成立をめぐる政治過程の記述をもとに、アジェンダ・セッティングに至るまでにおこった主要な事象間の因果関係を推定し、アジェンダ・セッティングにつながった本質的な要因を特定する。

まず、郵政民営化法案成立をめぐる過程で、「郵政民営化を行なう」というアジェンダ・セッティングがなされたと言える事象を特定する。ただし、本稿ではアジェンダとは、政策の実現により直接的につながるという点で、政治アクターの間である問題が注目をあびる、Cobb,Elder(1971)の言う公式アジェンダである。

この事例において、郵政民営化を行なうというアジェンダ・セッティングは、2度行なわれていると考えられる。まず1度目は、小泉が公社化後、経済財政諮問会議の場で郵政民営化を議題

に設定し、議論を始めた時点である。ここで郵政民営化は、首相をはじめとする政治的意思決定者によって政治の場で正式に議論される議題となった。つまり、政府が検討する課題のリストに入れられたわけである。2度目は、郵政民営化法案が参議院で否決された後、解散総選挙で郵政民営化賛成派が大勝したことによる。先の参議院で否決されたことにより、郵政民営化はその後政治の場でアジェンダでなくなかった可能性がある。しかし、解散総選挙で郵政賛成派の議員が多く当選したことにより、郵政民営化は政治の場で優先順位の高いアジェンダとしてとどまったのである。本研究では衆議院解散総選挙によるアジェンダ・セッティングに注目して分析を行なう。

#### 1) 経済財政諮問会議での議題設定

郵政民営化が経済財政諮問会議で議論されたのは、問題を認識した主体が首相という元々制度的に政府の方針に強く影響を及ぼせる立場の人物だったことに加えて、経済財政諮問会議という首相が主導して議題設定を行なえる制度が整っていたことが要因であると考えられる。ただし、大嶽も指摘しているように、諮問会議の官邸主導機能を強化したのは小泉首相自身の力によるところもあった。

#### 2) 衆議院解散総選挙

解散総選挙によって郵政民営化が政治の場でアジェンダにとどまることのできたのは、①解散総選挙の場で、郵政民営化が争点となり②多数の支持を得たと言える結果となった、③結果が、政治的意思決定が行なわれる場（この事例では国会）でのアジェンダ設定に影響を与えることができた、という3つの条件がそろっていたからだと考えられる。目標とする政治的意思決定の場でのアジェンダ・セッティングを直接行なうのではなく、そこでの決定が影響を与えるような③場において、目標とするアジェンダを設定①し、多数の支持を得る②という方法である。そこで、次は①、②、③を引き起こした要因は何かを考える。

①につながった要因を考える。まず考えられる仮説は、小泉が行なった郵政民営化に対する争点設定が郵政民営化への関心を高めた、という説である。郵政民営化は問題の性質上、国民の関心をもってうけとめられにくい課題であると考えられる。一つは、郵政民営化が国民にとってメリットが感じにくい問題であったからである。一般的な国民の感覚からいって、郵便局は特に改革の必要があるように思われる組織にはうつついでいなかったのである。また、郵政民営化に取り組むにあたって小泉の最大の動機の一つであった財政投融资改革による財政赤字の拡大防止という流れは、複雑であり、国民にとって理解するのが難しい問題であった。郵政民営化という問題が国民にとって難しく正しく理解されていないという点については、郵政キャラバンを行なった動機の部分で竹中が認識している。また、大嶽はこの点について「財政危機、とくに（このままで行けば）将来に予測される危機に、今から対処しようとする小泉の考えは、一般国民には、切実な問題とは受け取られなかった。」「それは政治学でいう「ハード・イシュー（一般有権者には理解の難しい争点）であった。すなわち、一般国民に緊急の課題としてストレートに受け取られる「イージー・イシュー」ではなかったのである」と分析している。

こうした理解の難しい問題に対して小泉の争点設定の仕方は有効に働いた可能性がある。小泉

は総選挙以前から、次のようにして、郵政民営化を認識する際の枠組みを作り上げていた。一つには、小泉は、自身の内閣の方針に対して反対する人を指して「抵抗勢力」というフレーズを用いたり、公務員の削減や、特殊法人の無駄遣い防止につながるとして、郵政民営化を「既得権益の打破」であると位置づけたりすることで「郵政民営化は（旧態依然として政治構造の）改革である」と認識させた。他方で、「郵政民営化はすべての改革につながる改革の本丸」という発言をした。改革において郵政がなくてはならない存在だと認識させるような主張である。この発言によって、国民の中には「郵政民営化をしなければ改革はできない」という認識が作りあげられたと推測される。単に郵政は改革である、という認識だけでなく、改革において郵政民営化がなくてはならない重要な位置を占めることを訴えたのである。この両方向の認識をつくりあげることで、郵政民営化＝改革、という図式を国民の中につくりあげることに成功した。

改革という問題は、複雑で難しく、国民にとって関心がもたれない問題であった郵政民営化と比べて、1) 善悪によって賛成すべきか反対すべきか判断が付きやすい問題であった、またそれにゆえに、「改革に反対か、賛成か」というようなシンプルな争点設定が可能である 1) 当時、スキャンダルなどにより政治家への国民の不信感が高まっており、そうした改革という問題はより国民にとって関心の高い問題であった。

つまり、「郵政民営化＝改革」という図式をつくりあげることによって、関心が低い問題であった郵政民営化をより関心の高い問題である改革と結びつけ、国民の関心を高めたと考えられる。さらに国民が郵政民営化に関心をしめすようになった理由を推測するために、国民の郵政民営化に対する関心の推移について見てみる。郵政民営化についての国民の関心が上がる前後を比較して異なっている点は、国民の関心が上がった要因の仮説として考えることができる。

国民の郵政民営化に対する関心は、大まかに次のようにであった。まず、解散総選挙以前は、国民の関心はあまり高くなかった。世論調査によれば、郵政民営化の関心度は年金などから大きく離されて第8位である。しかし、解散総選挙開始後に一気に世論調査における郵政民営化への関心は第2位となった。また世耕らが広報戦略チームの用いていたデータによれば、選挙前最も関心の高かった問題である年金をこえて第一位であった。（世耕 2005）

このことから、総選挙が国民の関心を高めるのに必要な働きをしたという仮説が考えられる。しかし、例えば2003年の衆議院総選挙では郵政民営化への関心はさほど高まっていない。また、先の議論での「郵政＝改革」とする小泉の発言も行なわれている。以上より、2005年の衆議院総選挙に固有の要素が国民の関心を引き上げるのに作用したと推測される。

総選挙を比較した時、2005年の解散総選挙で特殊だった点は、かつてない衆院解散や、小泉の発言、「刺客」作戦などにメディアの報道が加わった結果「劇場型選挙」と称されるような注目を集めたことである。ただし、これだけでは郵政に関心が集まる説明にはなっていない。例えば「郵政＝改革」のような、国民の関心を高めようとする争点設定の仕方が、選挙に注目が集まったことで国民に届きやすくなることで、争点設定の効果が強化されたという可能性は考えられる。他の点では、自民党ではそれまでの選挙と違い広報チームが設立され戦略的な広報がなされたのもこの選挙の特徴である。ここで行なわれたシンプルにわかりやすい争点設定や、「改革をとめるな」「郵政民営化はすべての改革につながる改革の本丸」といったフレーズは、国民の関心を高めた要因であった可能性がある。

また、解散総選挙前後での国民の関心を踏まえると、小泉の争点設定のみで国民の関心を高めたという説は、小泉がこうした「郵政=改革」という図式をつくるのに用いた発言は、総選挙の以前から既に行なわれており、総選挙以前は国民の郵政への関心は高くなかったからである。

次に②をもたらした要因を考える。郵政民営化をめぐる議論において、なぜ郵政民営化賛成論が勝利したかといえば、総選挙においては国民が参加しており、彼らが郵政民営化派の議員を支持したからである。小泉内閣が郵政民営化法案を国会に提出するまでの間、法案は内閣内部や、自民党からの反対にあっている。それを小泉は自らリーダーシップをとって説得に動いたり、時には事前審査の慣行を無視したり、解散総選挙権の行使を交渉のカードにつかたりと、時に強引とも言える手段を用いて進めてきたのである。しかし、結局のところ政治の場で郵政民営化に反対する議員が多数だったのは、国会審議で否決されてしまったことからわかる。総選挙は政治の場とは、国民が意思決定の場に参加するという点が異なっていた。つまり、国民参加が総選挙での郵政民営化論勝利の要因である。

最後に③につながった要因を考える。解散総選挙の結果が郵政民営化に影響を及ぼしたのは、国民の意思表示である選挙の結果だったことに加え、この解散総選挙での勝利は、国会に郵政賛成であることを約束させられた議員が多数当選することを意味したからである。選挙の勝利が確実に郵政賛成派の当選に結びつくように行なわれたのが、郵政反対派を自民党非公認にし、同じ選挙区に対立候補をたてる「刺客」戦略だった。2003年の衆議院総選挙で、小泉がマニフェスト選挙を行なって郵政を党の公約したのも、選挙の結果を国会に持ち込もうという狙いだった。また、他の場での議論が国会に影響を与えない、つまり③が満たされないことを、小泉は認識していたことが2004年9月のぶら下がりインタビューでの「民営化反対なら私を変えればいいと、去年、総裁選で公言していたんですよ。それで私を選んでくれたのにね。一周、二周遅れているというよりも、逆の方向はしているんだね、どうかと思っているんだけどね」という発言からうかがえる。この認識があったからこそ「刺客」選挙にうってでたのだろうという推測も可能である。

以上の議論をもとに、この事例においてアジェンダ・セッティングがなされた要因について、因果関係の全体像を因果関係図にまとめた。

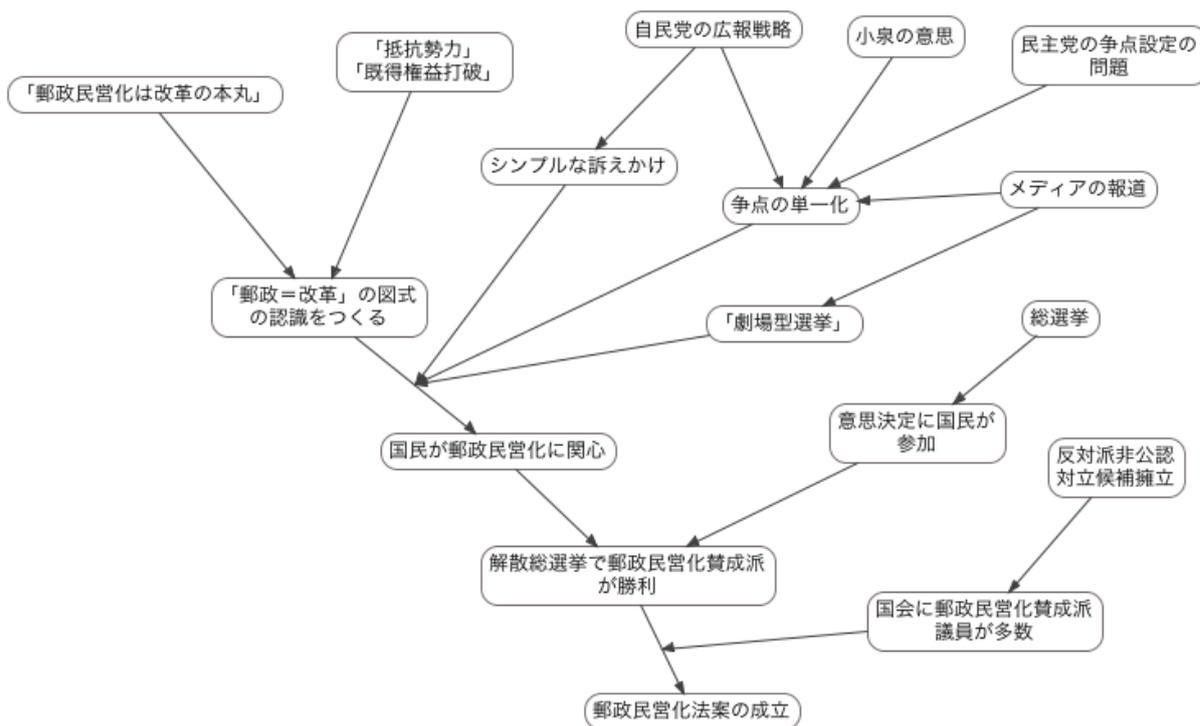


図5 郵政民営化事例におけるアジェンダ・セッティングの因果関係図

#### 1.3.4. 郵政民営化のメカニズムの整理

推定された因果関係から、アジェンダ・セッティングが実現した本質的な原因を考える。より本質的な要因は、総選挙と小泉の争点設定であるとした。

得られた本質的な原因を、一般的な形に概念化する。まず、小泉の争点設定について概念化を行なう。小泉は郵政民営化に対して「郵政民営化は改革である」という認識と、「改革の成否は郵政にかかっている」という認識を提示した。これによって国民の間に「郵政民営化=改革」という認識をもたせたのである。こうして関心の低い問題であった郵政民営化を、改革という国民にとって関心のより高い問題に結びつけることによって、郵政民営化への関心を高めるという狙いを果たすことができた。またこれにより、郵政民営化に対して潜在的な問題意識をかかえるアクターが、政治アクターだけでなく国民まで広がったのである。これを概念化すると次のようになる。人がある事象を問題だと認識するかどうかは、その事象をどのように理解しているかによって決まると考えられる。このことを利用し、人々の間で関心の高くない問題を、問題への理解を変えるような見方を提示することによって、それがより関心の高いと同じ問題なのだと認識を変えてもらう。こうして、目的の問題への関心を高めるのである。またこうして新たに問題に関心を示す人たちが現れることは、この問題を扱う意思決定の場に参加する可能性を潜在的にもつ人の範囲が拡大することを伴う。

次に、総選挙でおこったことを概念化する。小泉は郵政民営化の実現を望んでいた。しかし、郵政族議員を中心とした自民党の反対があり、これを阻んでいた。族議員は自らの利益が損なわれるという観点から、基本的には郵政民営化そのものに反対であり、この姿勢を変えるのは容易

なことではなかった。小泉は官邸主導を狙ってつくられた経済財政諮問会議や、衆院解散権の行使を交渉カードに使用するなど、制度的な面からなんとか実現に向けて進めていたが、最後には国会で否決されてしまい、政治の場で形勢を逆転することはできなかった。そこで、解散総選挙を行なうことで、小泉の争点設定によって潜在的に郵政民営化への関心をもっていた国民を意思決定の場に参加してもらうことで、政策の実現をはかったのである。これを概念化すると次のようになる。この事例での小泉のように、ある政策を実現しようとする者がいたが、その政策に関する意思決定をする場に賛同者は少ない。また、政策に反対するものたちの意見は、様々な理由のために容易には変わらないことがわかっている。そこで、ある手段を用いて意思決定の場を変更し、自身と同じく政策の実現を望むアクターに意思決定の場に参加してもらうことで政策の実現を図ったのである。この意思決定の場を変更する手段は、郵政民営化の事例では総選挙であった。

小泉の争点設定におけるアジェンダ・セッティングのメカニズムは次の2つの要素からなっている。一つは、問題を特定の見方（フレーム）に沿って提示するというメカニズムであり、フレーミングと呼ぶことにする。もう一つは、議論の場に参加しうるアクターの範囲を拡大するというメカニズムであり、アリーナの拡大と呼ぶことにする。

一方、総選挙は、フレーミングによってアリーナが拡大した後、新たに議論の場に参加しうるようになった者を、実際に意思決定の場に参加させるというメカニズムである。

## 1.4. フレーミングのモデル化

### 1.4.1. モデル作成

上位概念化したメカニズムから、フレーミングを用いたアジェンダ・セッティングのモデルを考案する。モデルを表したのが図6である。同じ事象であってもそれをどのように理解するかで異なった問題として人は認識する。そのため、同じ事象がアクターによって違う問題として認識される。また、同一アクターであっても、問題の理解の仕方は変化し得る。フレーミングは、アジェンダにしたい事象を異なる理解のさせ方を提示することによって、フレーミング以前より関心の高い別の問題として認識してもらうという方法だと考えられる

また、フレーミングによる認識の変化はそれまで問題に関心のなかったアクターが関心をもつことを伴うため、しばしば議題設定を行なう場に参加するアクターを拡大するアリーナの拡大がおこる。ただし、元々議題設定を行なう場が政治的にフォーマルな場である場合、新しく問題に関心をもったアクターがその場に入ることが必ずしも可能なわけではない。その場合、同じように議題設定に影響力をもつ場の設置がなされるといったきっかけが、実際のアリーナの拡大には必要である。

ある事象をアジェンダにすることを望むアクターで、かつ現在議題設定を行なう場で不利な場合は、こうしたフレーミングによるアリーナの拡大でアジェンダ・セッティングを行ない得る。

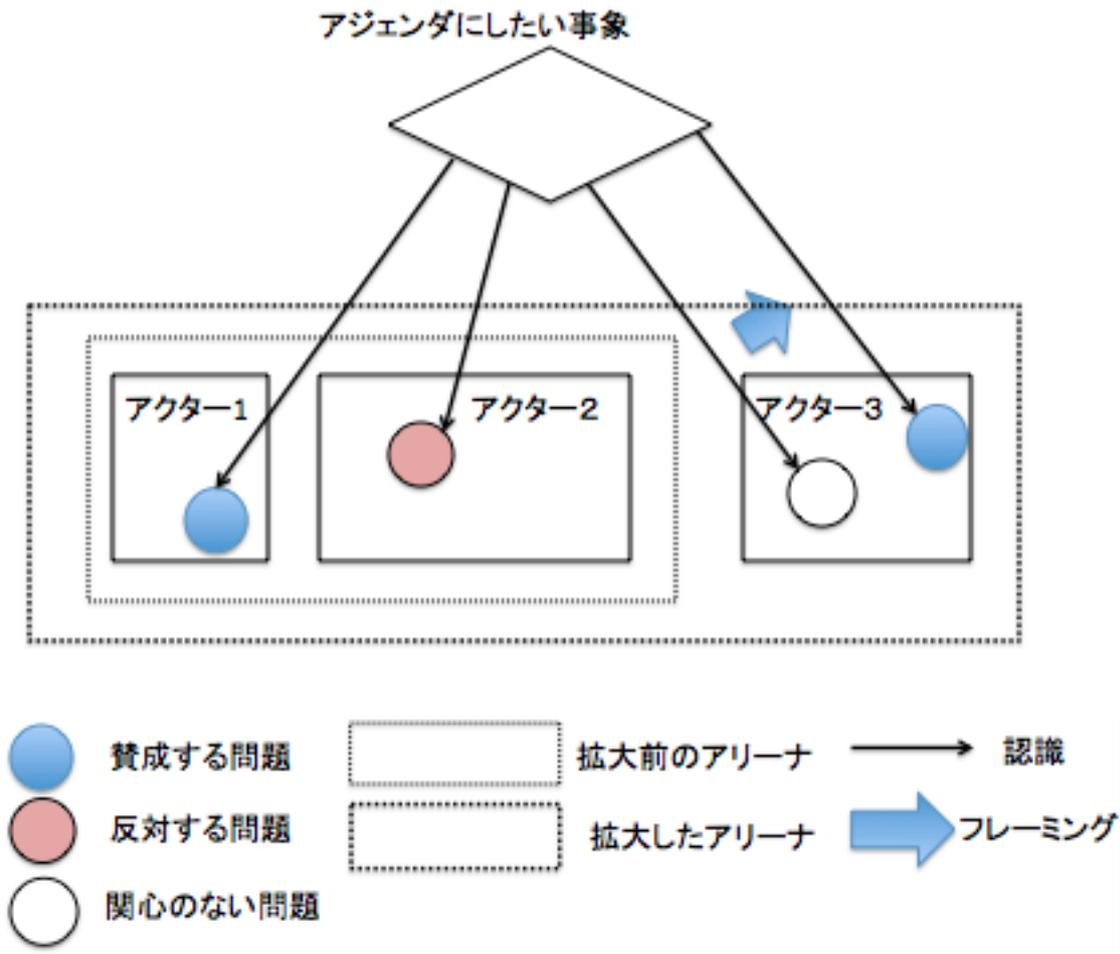


図6 フレーミングを用いたアジェンダ・セッティングのモデル

#### 1.4.2. 他事例へのモデルの適用

作成したモデルを用いて、メルケル独首相が行なった脱原発のアジェンダ・セッティングの過程を説明する。メルケルは東日本大震災による福島第一原子力発電所事故を受けて、自らの中では脱原発の方針を固めていた。方針を固めた理由の一つには市民やマスメディアの論調が脱原発に傾いていたことがあると言われる。その傾向は、市民の中で脱原発を目指す運動が活発化していたことなどにも現れていた。しかし、かつて自らが議長を務めたコール政権下でのエネルギー・コンセンサス会議で行なわれた議論の経験から、これまでのように原子力関係者の中で意思決定を行なおうとすると脱原発は実行できないと予想していた。エネルギー・コンセンサス会議では原子力発電の関係者の中で利害関係の問題があり、脱原発という路線を選択しにくいのである。

そこでメルケルは、原子力の専門家でない人を集めた倫理委員会を設置し、新たに「倫理の観点」を持ち出した提言をまとめさせた。メルケルはこの提言に従って脱原発を決定したのである。

今回のモデルを用いてこの過程を説明してみる。メルケルは脱原発という方針を望んでいたが、これまでの議論の場では否定されてしまう可能性が高かった。そのため、「倫理の観点」という原発問題をとらえる新たな観点によるフレーミングを行った。この結果、原子力の専門家をふくまない倫理委員会をアリーナに引き入れ、彼らの提言書という形で賛同を得ることができた。ま

た、「倫理の観点」という争点設定は、国民の多くが原子力発電所に対してもつ認識と同じものであった。このフレーミングによって国民にまで潜在的なアリーナが拡大し、拡大したアリーナにおいて新たな参加者となった国民の支持を手に入れることにも成功したのである。

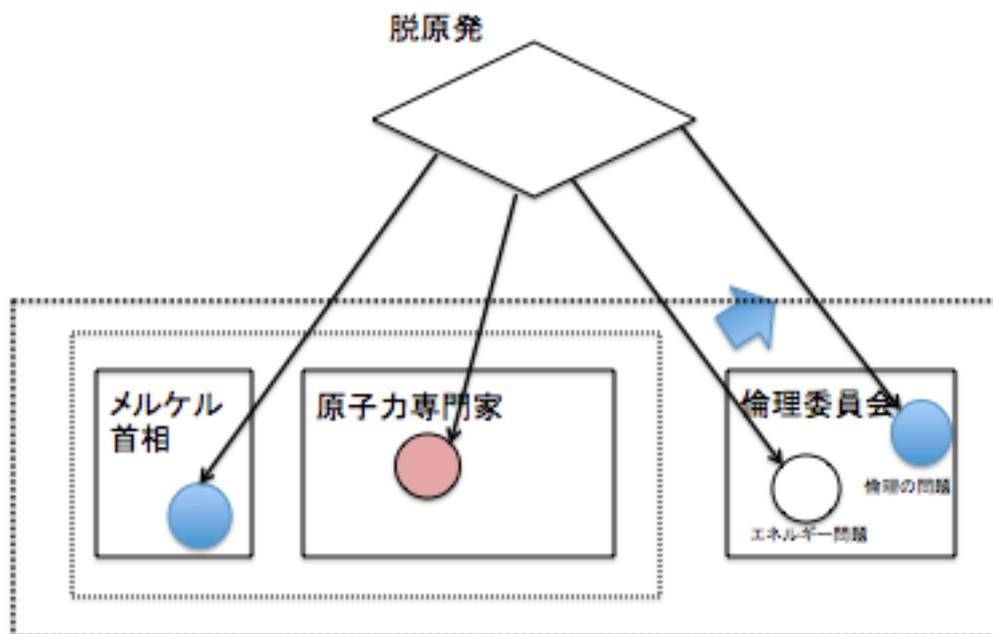


図7 メルケル独首相の脱原発のアジェンダ・セッティングにおけるフレーミングのモデル

## 1.5. 結論

### 1.5.1. 本研究の成果

本研究ではアジェンダ・セッティングの方法論構築への寄与に向けて、以下の3つの目的を設定した。1つ目は、フレーミングが用いられた事例から、アジェンダ・セッティングを行なう際に有効と考えられる手法のメカニズムを抽出すること、2つ目は、事例から抽出したメカニズムを上位概念化すること、3つ目は、上位概念化したメカニズムの活用可能性について検討することである。

上記の目的を達成するため、本研究では以下のことを行なった。まず、2005年の我が国における郵政民営化法案成立の政治過程について、文献調査を通じて得られた情報を用いて政治過程分析を行い、アジェンダ・セッティングにつながるまでの因果関係の推定を行う。次に、推定された因果関係からアジェンダ・セッティングにつながった行動を推定し、その行動がどのようにしてアジェンダ・セッティングを引き起こしたのかを説明する解決メカニズムを概念化する。そして、得られたメカニズムから、アジェンダ・セッティングが行なわれる過程のモデルを考案する。最後に、得られたモデルを用いて、郵政民営化の事例において小泉がフレーミングによってアジェンダ・セッティングを引き起こした過程の説明を試みた。

郵政民営化の事例においてアジェンダ・セッティングにつながった因果関係を推定した。郵政民営化が実現した直接の原因は、解散総選挙を行なった結果、郵政民営化賛成派の議員が国民の

支持を得て自民党が大勝したことによる。郵政民営化は国会で否決されており、政治の場だけでは成立し得なかった。次に国民の支持を得られた理由は、この問題に国民が関心を示すようになったことが理由である。郵政民営化への国民の関心は、解散総選挙以前はあまり高くなかった。しかし、衆議院解散以後大きく関心を集めると、選挙期間中も関心を維持した。国民の関心を集めた要因は、小泉の争点設定の仕方であると考えられる。小泉は総選挙以前から、次のようにして、郵政民営化を認識する際の枠組みを作り上げていた。一つには「郵政民営化はすべての改革につながる改革の本丸」と発言することによって、「郵政民営化をしなければ改革はできない」という認識をつくりあげた。他方で、「抵抗勢力」というフレーズを用いたり、郵政民営化が「既得権益の打破」であると位置づけたりすることで「郵政民営化は改革である」と認識させた。この両方向の認識をつくりあげることで、郵政民営化＝改革、という図式を国民の中につくりあげることに成功した。郵政民営化は国民にとってメリットがわかりにくく、内容も複雑で難しい問題である。それが国民の関心の低さにつながる一つの原因となっていた。一方で、改革という問題は善悪によってよし悪しが判断できるため、より善し悪しが判断しやすいシンプルな問題であり、また改革は当時国民にとって郵政より関心の高い問題であった。関心の低い問題である郵政民営化を、関心のより高い改革という問題として認識させることで、郵政民営化への関心を高めることができたのである。

推定された因果関係から、アジェンダ・セッティングが実現した本質的な原因は、総選挙と小泉の争点設定であることがわかった。得られた本質的な原因を、一般的な形に概念化する。まず、総選挙でおこったことを概念化すると次のようになる。この事例での小泉のように、ある政策を実現しようとする者がいたが、その政策に関する意思決定をする場に賛同者は少ない。また、彼らの意見は、様々な理由のために容易には変わらないことがわかっている。そこで、ある手段を用いて意思決定の場を変更し、自身と同じく政策の実現を望むアクターに意思決定の場に参加してもらうことで政策の実現を図ったのである。この意思決定の場を変更する手段は、郵政民営化の事例では総選挙であった。

次に、小泉の争点設定について概念化を行なう。小泉は郵政民営化に対して「郵政民営化は改革である」という認識と、「郵政民営化をしなければ改革はできない」という認識の2つを提示した。これによって国民の間に「郵政民営化＝改革」という認識をもたせたのである。こうしてそれまで関心の低い問題であった郵政民営化を、関心の高い問題である改革という問題に結びつけることによって、郵政民営化への関心を高めるといふ狙いを果たすことができたのである。これを一般化すると次のようになる。人が問題を認識する時、どんな問題であると認識するかは問題によって不変ではなく、他の人が提示した認識の枠組みの影響で変化し得る。このことを利用し、人々の間で関心の高くない問題を、より関心の高い問題であると認識を変えてもらうことによって、目的の問題への関心を高めるのである。

前者のアジェンダ・セッティングのメカニズムに対しては議論の場を拡大するという意味でアーリーナスの拡大、後者のアジェンダ・セッティングのメカニズムに対しては、問題を特定の見方（フレーム）に沿って提示する、という意味でフレーミングと呼ぶことにする。

概念化の結果から、フレーミングを用いたアジェンダ・セッティングにおいて重要な概念がわかった。これを用いてフレーミングを用いたアジェンダ・セッティングがなされる過程をモデル

化する。人は問題を認識すると、それをそのままではなく、カテゴリに分類する。問題に対して関心を示すかどうかは、問題ではなく、むしろカテゴリに関心を示すかで決定されるのである。アリーナの拡大とは、ここで問題を認識する主体を変更することで、ある問題に関心をはらう意思決定の参加者を増やすことである。また、フレーミングは、意思決定にかかわる主体の問題とカテゴリの対応を変更し、解決を望む問題を、関心をはらうカテゴリに対応させることで問題への関心を獲得する方法だと解釈できる。

作成したモデルを用いてメルケル独首相の脱原発のアジェンダ・セッティングの過程を説明する。メルケルは東日本大震災による福島第一原子力発電所事故を受けて、自らの中で脱原発の方針を固めていた。しかし、かつて自らが議長を務めたコール政権下でのエネルギー・コンセンサス会議での議論から、これまでのように原発関係者の間で意思決定を行なおうとすると脱原発は実行できないと予想していた。そこで、原子力の専門家でない人を集めた倫理委員会を設置し、そこでの提言に従って脱原発を決定したのである。今回のモデルに照らしてこの過程を解釈してみる。メルケルは脱原発という方針を望んでいたが、これまでのアリーナでは否定されてしまう可能性が高かった。そのため、「倫理の観点」という原発問題をとらえる新たな観点によるフレーミングを行った。この結果、原子力の専門家をふくまない倫理委員会をアリーナに引き入れ、彼らの提言書という形で賛同を得て脱原発を実行できたのである。

### 1.5.2. 今後の課題

最後に、本研究の課題と今後の研究の可能性について述べる。まず、本研究で行なった事例分析の課題について述べる。本研究では郵政民営化事例について、その政策過程を分析することで因果関係の推定を行なった。一つの事例の過程を細かく追跡することで単にアジェンダ・セッティングと因果関係をもつ成功要因を抽出するだけでなく、その過程がどのように推移したかまで注目することが可能となる。一方で、単一の事例のみが対象であったため、今回原因として抽出された要因が発生しなかった場合の結果についての検討は十分に行なうことはできなかった。そのため、分析の結果から推測した因果効果の確信度は限定的なものにとどめざるを得ない。例えば、選挙における郵政民営化の単一争点化による競合となる争点の排除によって国民の関心を高めたとしたが、仮に選挙という注目の集まりやすい状況でなかった場合、競合争点の排除だけで国民の関心を高める機能を果たしたのかは検討の必要があるように思われる。今回抽出された要因がどの程度普遍性の高い原因であるのか、複数事例の比較を通じて因果関係の妥当性を高めることで、より確実性が高く効果的なアジェンダ・セッティングの手法を抽出することが可能となるだろう。

次に、アジェンダ・セッティングの方法論の構築に向けて、今後の課題を4点述べる。1点目は作成したフレーミングが行なわれる過程のモデルの妥当性の検証である。今回作成したモデルは郵政民営化事例から仮説的に構築したものであり、本研究でもモデルの説明力に関して検証は行なったものの、その妥当性は今後さらに多くの事例への適用によって検証される必要がある。また、このモデルの妥当性が高くなれば、モデルが示すアジェンダ・セッティングにつながる原因を引き起こす方法を考えることによって、モデルから新たにアジェンダ・セッティングの方法論の有効な仮説を導ける可能性もあり、アジェンダ・セッティングの手法について

新しい示唆を与える可能性があるため、その点から見ても今後の研究は意義のあるものとなる可能性がある。2点目はフレーミングが行なわれた事例のさらなる収集、分析である。今回行ったような問題、解決メカニズムの抽象化をさらに多くの事例に行いその結果を蓄積することは、アジェンダ・セッティングの発想の元となる事例を増やし解決策デザインを支援できる確率が高まるという点だけでなく、どの問題と解決メカニズムの対応関係が多いのか定量的に把握することにより、ある問題に対してより有効な解決メカニズムがどれか、解決メカニズム間で観察された事例数を比較することで示唆を得ることができるという点でも重要である。3点目は2点目で述べた事例の収集、蓄積をフレーミング以外の手法についても行なうことである。フレーミングだけでなくアジェンダ・セッティングの全体像のカバーを目指すことは、より汎用的な手法構築に向けて重要である。4点目は、こうした一連の研究を通じてつくられたアジェンダ・セッティングの発想支援の方法論の実証研究である。本研究の最終的な目標は実用的な示唆を与える方法論の構築であり、そのためには構築された方法論を用いた結果、アジェンダ・セッティングを行なって問題解決をおこなおうとする人が、より良いアジェンダ・セッティングのデザインを行なうことができるようになるのか実証的に検証されるのが望ましい。

## 2. 英国における放射性廃棄物処分事業の政治過程分析

### 2.1. 序論

#### 2.1.1. 背景

##### 2.1.1.1. 原子力発電・放射性廃棄物処分について

1953年、時のアメリカ合衆国大統領アイゼンハワーが国連総会で行った「平和のための原子力 (Atoms for Peace)」の提案を起点に、原子力発電は世界中に広まっていった。現在では世界31の国・地域で426基の原子力動力炉が運転されており、発電容量の上位3か国はアメリカ合衆国、フランス、日本が占め、英国は10位に位置している<sup>1</sup>。

原子力発電に対する賛否は分かれるが、日本では福島第一原子力発電所事故を受けて操業を停止していた川内原子力発電所が2015年8月に再稼働を始め、他の原子力発電所も再稼働を計画するなど、原子力発電への支持は底堅い。英国においても2015年10月に中国からの原子炉の導入を決めるなど、原子力発電を推進していく考えは政府の中に根強いようである。実際、経済産業省資源エネルギー庁発行による「諸外国における高レベル放射性廃棄物の処分について」(2015年2月)によると、英国における総発電電力量(3638億kWh)の19.4%を原子力が占め、石炭(39.8%)、天然ガス(27.5%)に次ぐ電力源となっている。

しかし、原子力発電を使用する以上は放射性廃棄物が発生する。特に原子力発電所から発生する高レベル放射性廃棄物の処分に関しては、世界中で依然研究や議論がなされている段階である。

ここで放射性廃棄物とは、原子力発電所などから出る廃棄物のうちで、放射性物質を扱っている区域から出るものの総称である。国ごとに定義は異なるものの、特に原子力発電所から発生する使用済み燃料、あるいは使用済み燃料を再処理して発生する核分裂生成物を主成分とするものを「高レベル放射性廃棄物 (High Level Radioactive Waste, 以下 HLW)」と呼び、そのほかの放射性廃棄物は「低レベル放射性廃棄物 (Low Level Radioactive Waste, 以下 LLW)」または「中・低レベル放射性廃棄物 (Low and Intermediate Level Radioactive Waste, 以下 LILW)」と呼ばれる。

放射性廃棄物の処理・処分は、「現在および将来の人と環境を放射線リスクから防護しなければならない」<sup>2</sup>というIAEAの指針のもと、「発生した国において処分されるべき」という国際的な認識に従って各国で行われており、技術的に可能な処分方法はいくつかあるものの、多くの国では地層処分が採用されている<sup>3</sup>。地層処分とは地下深部の地層に放射性廃棄物を埋設し、人間の生活環境に影響を及ぼさないように長期にわたって安全に隔離する方法<sup>4</sup>であり、主にHLW処分の際に用いられる方法である。

この地層処分を実施するにあたっては、放射性廃棄物の最終処分施設が必要となるが、その立地は世界各国で困難を極めている。処分施設立地選定にあたり、「核」や「ごみ」といった言

<sup>1</sup> 日本原子力産業協会, 2014, 「世界の原子力発電開発の動向 2014年版」

<sup>2</sup> IAEA 安全基準, No. SF-1 (2006)

<sup>3</sup> 経済産業省 資源エネルギー庁, 2015, 「諸外国における高レベル放射性廃棄物の処分について (2015年度版)」

<sup>4</sup> NUMO 「地層処分について」 ホームページ

葉<sup>5</sup>が使われることで住民の不安や怖れが喚起され、時には過熱した市民らが反対運動を起こすなどして、冷静な議論の場を設定することが往々にして難しい。処分方法についての国際的な合意とは裏腹に、今なお多くの国で放射性廃棄物処分地の選定が難航しているのである。

2016年2月現在 HLW の最終処分地域が決まっているのはフィンランド、スウェーデン、フランスの3か国だけである。原子力発電が盛んなアメリカ合衆国や日本、ドイツ、そして英国には選定失敗の経験がある。また、LILW の最終処分については韓国やベルギーが処分施設立地選定に成功しているが、スイスは失敗を経験している。

原子力発電の総発電電力量世界一位のアメリカ合衆国は HLW 処分施設立地選定事業の歴史が長く、ネバダ州ユッカマウンテンが一度は処分施設立地候補地として決定していたものの、規制委員会がこの計画における安全性を認可できるだけの水準にないとみなしており、また、処分施設が建設されたとしても合衆国全土に存在する放射性廃棄物の総量を受け入れられるだけの容量を備えない (Solomon 2011) ことなどから、この計画は中止される見通しであり、現在は実質的に方針検討段階にある<sup>6</sup>。Short と Rosa (2004) はユッカマウンテンの選定に至った過程を分析し、利害関係者を巻き込むにあたって、不確実性に関する合意形成や、運命共同体であるという意識の涵養、環境への共通の価値観を醸成することや法制化を行うことが重要であるとする4つの原則を確立することが重要だと指摘した。

日本の事例については本田 (2005) が原子力政策全体を扱い、反原発運動の生成・展開過程の記述と分析を行うことで、「脱原子力」への日本のエネルギー政策転換の可能性について論じている。また、高知県東洋町における事例は西郷 (2008) <sup>7</sup>が分析している。2007年、当時の町長によるわが国初の文献調査への応募がなされたが、その後地元での混乱と反対運動が発生した。これによって冷静な議論が成立しないような激しい対立構造が町内に生じ、当時の町長はリコールされた。反対派であった新町長によって応募が取り下げられて以降、日本ではいまだに立候補した地域はない。西郷 (2008) によれば、公募方式のみでの事業推進が住民の反対を促す構造になっているという。現在政府は最終処分施設の立地に適した「科学的有望地」について2016年中に提示を目指すことを公表しており<sup>8</sup>、日本の放射性廃棄物処分は新たな段階に進みつつある。

---

<sup>5</sup> 参考：朝日新聞 2016年1月27日付「核のゴミ 見えぬ行先：最終処分施設 19道府県すでに拒否」

産経新聞 2015年2月18日付「核のゴミ対策を再稼働条件に 学術会議提言案」

<sup>6</sup> 原環センター、「諸外国における高レベル放射性廃棄物処分の状況」

<http://www2.rwmc.or.jp/hlw/progress-at-glance>

<sup>7</sup> 西郷貴洋 東京大学工学系研究科社会基盤学専攻 2008年度修士論文

<sup>8</sup> 朝日新聞 2015年12月19日付「処分施設有望地 16年提示」

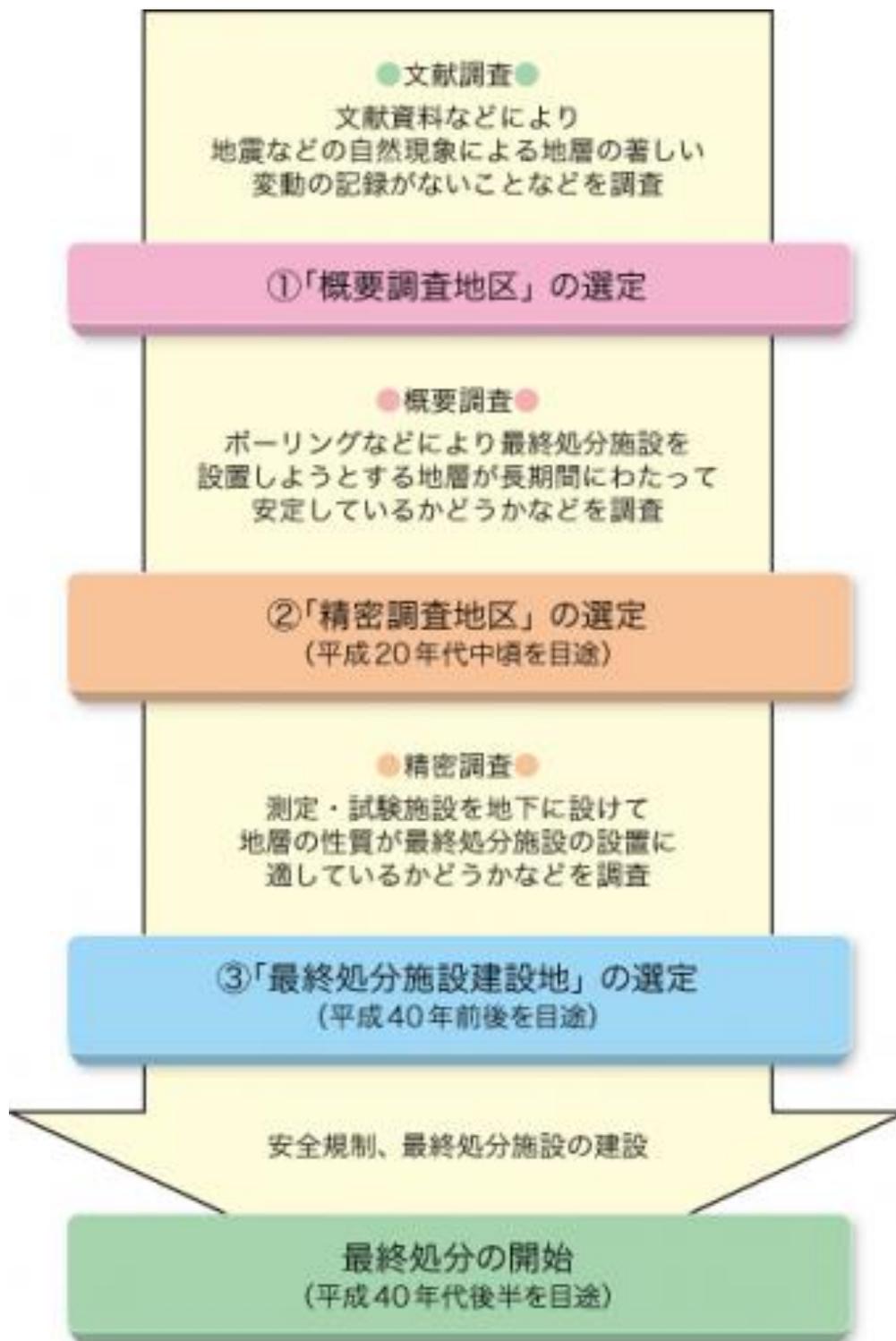


図8 日本の処分施設立地選定プロセス<sup>3</sup>

LILW の処分をめぐるのはスイスにおいても、放射性廃棄物受け入れ候補地区であるヴェレンベルグを含めたニドヴァルデン州全体で 1995 年及び 2002 年の 2 回、処分施設立地の是非を問う州民投票が行われたが、ともに事業は反対・否決され、低・中レベル放射性廃棄物処分施設を

立地できなかった<sup>9</sup>。赤尾（2008）はこの事例について住民の態度形成を分析した結果、いくつかのパターンが存在することを見出し、事業実施主体と住民との間に認識の差があったことや、補償は事業において重要ではあるものの最重要ではないことなどを示した。

一方、成功事例については、韓国の事例を Chung と Kim（2009）が行っている。韓国の慶州において中・低レベル放射性廃棄物処分施設の受け入れに至った理由を、アンケートおよびインタビュー結果から住民にとって重要であったと考えられる要素（経済便益・信頼・リスク認知・競争感）を統計的に示すことで説明した。これらの研究は主に統計的にデータを処理することで、住民の受け入れやリスク認知に影響を与えたと考えられる要素を示したものであった。山口（2010）は Chung と Kim（2009）が示した要素が存在するに至った過程や因果関係について詳細に分析を行っている。LILW 処分施設の立地に成功した要因を分析し、事例を左右した支配的要因を抽出した結果、「HLW 切り離し」などの要因が事業成功に大きく作用したことが説明された<sup>10</sup>。

ベルギーの放射性廃棄物処分施設立地選定事業に関しては、Bergmans（2008）が「専門家と市民との間のリスク・コミュニケーション」という観点から分析を行っており、専門家と市民が科学的な原則や利害関係の代表者として対話を行うのではなく、個人として議論の場に参加することで、共通の認識を持って事業を進めて行くことが可能になるということを指摘した。

そして、2009 年に HLW 処分施設立地選定に成功したスウェーデンの例は Lidskog と Sundqvist（2004）によって分析されており、2004 年までのスウェーデンにおける事業の実施過程が明らかにされた後、事業が進展した理由の一つとして国民の原子力に対する信頼がもともと高かったことが挙げられている。また Dawson と Darst（2006）はスウェーデンの HLW 最終処分施設立地に成功した事例と、チェコが放射性廃棄物処分施設の立地選定に失敗した事例とを比較し、チェコの失敗原因は、スウェーデンの長期対話を形式だけ採用し、短期間でサイト選定を完遂しようとしたこと、また、もともとの政府・政治家に対する信頼が低かったことにあると分析した。

1980 年代の HLW 処分施設立地選定事業が住民の反対運動を受けて中断したことを乗り越え、1998 年に地下研究施設立地に至り、HLW 処分施設の立地する地域が決まったフランスの事例は Barthe と Mays（2001）、Mays（2004）、Barthe（2009）が扱い、期間を区切った事業過程の説明や、手続きの民主性・住民参加などに関する議論を行っている。恩賀（2010）はこの事業過程の全体を扱い、1980 年代の失敗を乗り越えての立地選定に影響を及ぼした因子として、事業の国家的アジェンダとしての正義性や、代表議員の調整を通じて地域住民が自己決定できる環境などがあつたことを明らかにした。そして、それらの影響因子が地域住民の態度形成にどのように影響を及ぼすのかを整理したモデルを作成し、かれらの態度形成は、まず事業に関する議論をしてもよいと思えるか否かに関わる情動的な情報処理がなされ、この段階において事業に対する肯定的な感情が形成されて初めて、補償などに関する思考を行い、事業に対する態度を形成するということを示した<sup>11</sup>。

<sup>9</sup> 赤尾宣長 東京大学工学系研究科社会基盤学専攻 2008 年度修士論文

<sup>10</sup> 山口陽央 東京大学工学系研究科社会基盤学専攻 2009 年度修士論文

<sup>11</sup> 恩賀万理恵 東京大学工学系研究科社会基盤学専攻 2009 年度修士論文

特に HLW 処分事業の成功事例をみると、スウェーデンの事例に顕著であるように、住民との長期間の対話や住民からの国・事業実施機関・原子力に対する信頼の高さが事業の成果に大きな影響を与えているようである。実際、Flüeler (2005) はスイスの事例を用いながら、放射性廃棄物の長期的な管理という課題は技術的側面や政治的側面を持つほか、社会的・道徳的規範や、人々からの事業に対する評価など様々な側面を持ち、これらを統合的に議論することの必要性を説いている。また、それぞれ異なる価値観や道理を持つ種々のアクター（利害関係者）が互いをよく理解し、調整していくことが事業進展に寄与すると説明していることからわかるように、今日において放射性廃棄物処分事業は、多様なアクターが開かれた議論を行うことで進展する可能性があるということが示唆されている。

#### 2.1.1.2. 公衆討議について

スウェーデンは 30 年以上に及ぶ議論を通じて 2009 年に処分地をエストハンメル自治体のフォルクスマルクに決定した。この議論の中には、「テーブル・ミーティング」とも言われる自治体の住民との対話が含まれており、主婦や学生など数多くの人々がこの対話に参加したことで、処分施設を受け入れる土壌が形成されたと言われている (Lidskog and Sundqvist 2004)。このような住民を含めた多様なアクターの意見を取り入れた協議の形を「公衆討議 (public deliberation) <sup>12)</sup>」と呼ぶ。

公衆討議の概念の萌芽は 20 世紀中葉にある。Arnstein (1969) はアメリカの都市再生計画や貧困削減などの取り組みを分析し、政治的な意思決定への民衆の参加は、為政者が持つ権力が市民に分配される度合いに応じて操作 (manipulation) から市民の統治 (citizen control) までの 8 段階に分類できるということを示し、”a ladder of citizen participation (市民参加のはしご)” (Arnstein 1969) という言葉で表現した。Habermas (1984) は民衆が参加する政治的意思決定においては、最善の合意を達成するために権力の再配分が必要であるとしている。また Habermas (1983) が討議倫理学 (Diskursethik) <sup>13)</sup> を提案したことに端を発して、deliberative democracy (熟議民主主義<sup>14)</sup>) という民主主義の新しい形が議論されるようになった。これを Cohen (1989) は「構成員の公衆討議 (public deliberation) <sup>15)</sup>」によって情勢が支

---

<sup>12)</sup> 吉良貴之 (2007) 「Deliberative democracy における deliberation の意味——特に訳語について」を参考に訳語を決定した。脚注 15 も参照のこと。参考：

<http://jj57010.web.fc2.com/writings/20070822.html>

<sup>13)</sup> 森田 (2012) によると「ハーバーマスは……、個人主義的な近代合理性ではなく、市民どうしが対話・討議・協議し、少しずつ個人間の垣根を乗り越えて、最終的な相互理解・了解に到達する「間主観性」を重視する」という。

<sup>14)</sup> 篠原 (2004) は「討議デモクラシー」と訳しているが、田村 (2008) は「熟議民主主義」と訳している。本研究において deliberation や deliberative という単語に「討議 (的な)」と「熟議 (的な)」のどちらを充てるかは後述の吉良 (2007) を参考にした。

<sup>15)</sup> 吉良 (2007) は deliberation という単語について、いずれも議論をある程度の時間継続することで参加者の選好に変容がもたらされうるという含意を確認し、それが合意形成を目的として行われる場合は「討議」と訳し、合意形成を目的としない場合を「熟議」と呼ぶ可能性を指摘した。本研究においては、放射性廃棄物処分問題について人々の合意形成を達成するための解決策を検討するので、deliberation の訳語には「討議」を充てることとした。

配される」ような状態であると定義しており、田村（2008）は熟議民主主義の中心概念が議論を通じた参加者の選好変容であると指摘した。また、尾内（2014）は熟議民主主義が議論によって人々の意見が変わることを期待した設計であるとし、その変容の実現のためには「国民的議論」の場の適切な設定と実施主体への信頼が必要であるとした。

愛敬（2012）は、原子力発電所建設をめぐる問題のような「『正解』のない公共的問題について、利害・価値観を異にする諸個人の間での合意を形成する方法として、熟議民主主義はその他の民主主義のモデルよりも優れている」と評価しており<sup>16</sup>、熟議民主主義の実現手段たる公衆討議が放射性廃棄物処分事業の進展に貢献する可能性はこのように示唆されている。Dubreuilら（2004）は、1999年に開催された放射性廃棄物処分のための国際会議（Community Waste Management, COWAM）の議論を分析し、それまで放射性廃棄物処分は単なる技術的問題であると認識されていたのが、社会的側面の他、倫理、政治、経済的側面も絡みあう複雑な意思決定の問題であると認識に改まり、それによって地方自治体の関与を促進する動きが広がったことを指摘している。

### 2.1.1.3. 英国の放射性廃棄物処分事業について

本研究で扱う英国の事例では、スウェーデンやベルギーの取り組みを参考に、公衆討議を用いたプロセスの改良が行われていた。MacKerron（2009）によると、英国の放射性廃棄物処分事業は「『正当化』を追求する歴史」であった。1997年にカンブリア州セラフィールドを処分地として選定することに失敗したのを反省し、その原因は不透明な選定プロセスにあったと考え（Atherton 2001）、2001年からは公衆討議を盛り込んだ新しい放射性廃棄物処分事業のプロセスを開始している。2003年には放射性廃棄物管理委員会（Committee on Radioactive Waste Management, 以下 CoRWM）を設立し、通常は専門家を含めた政府内機関でのみ検討され、現在においては地層処分が最適であると合意されている放射性廃棄物の処分方法を、公衆や利害関係者らとともに議論した（Morton 2009）。CoRWMは2006年に最終提言書を提出し、その勧告を政府が受け入れる形で同年政府はHLWを地層処分する方針を決定し、2008年には白書「放射性廃棄物の安全な管理—地層処分の実施に向けた枠組み（Managing Radioactive Waste Safely）」（DECC 2008）を公表して、サイト選定プロセスを開始した。この転換期についてはChilvers（2007）が分析を行い、Lehtonen（2010）はCoRWMの政策への影響をアメリカの事例などと関連付けて検討した。一方でCoRWMには科学的知見の利用が不十分（Ball 2006）で利害関係者間の対立を解くことが出来なかった（Wallis 2008）などの批判もある。それでも翌年までにカンブリア州コーブランド市、広域自治体であるカンブリア州、さらに同州アラダール市の合計3つの自治体から関心表明があった。

2010年までにはこれら自治体や周辺自治体、政府の担当省庁、CoRWMが参加する西カンブリアMRWSパートナーシップが構成され、協議が行われていた。しかし、2013年1月30日に至ってカンブリア州議会がサイト選定プロセスからの脱退を決議し、次段階への移行には3自治体すべての賛成が必要としたパートナーシップの規約に則って他の2自治体もプロセスを脱

<sup>16</sup>愛敬浩二「原発問題における学問の自由と知る権利」森英樹・白藤博行・愛敬浩二編『3・11と憲法』（日本評論社、2012年）156頁

退することになった。ここに英国の処分事業は2度目の失敗を経験することとなった。現在では2013年の失敗の反省をもとにサイト選定プロセスの見直しが行われている。

### ◎原子力発電所及びその他の原子力関連施設の所在地



図9 英国の原子力関連施設の所在地<sup>3</sup>

英国の事例についての先行研究はいずれも有益な当時の情報を含んでいるものの、扱っている事例の期間が部分的であったり、政治的・社会的な制度の枠組みの変化など、限定的な視点からの分析が行われていたりして、なぜ事業が失敗したのかを2回の立地選定失敗を含めて論じた研究は未だない。

英国が他国の成功事例のように公衆討議を用いた立地選定プロセスを採用し、処分施設立地選定事業を進めてきたにも関わらず、失敗してしまったのはなぜなのか。採用した公衆討議に問題があったのか、それとも公衆討議では解決できない根本的な問題が英国にはあるのか。そして、これら英国が抱える問題は英国に特有のものなのか、一般の放射性廃棄物処分事業に生かす知見があるのではないのか。以上が本研究の問題意識である。

#### 2.1.2. 目的

本研究では、以下を主な目的とする。

- 1) 英国の放射性廃棄物処分事業の政治過程を明らかにし、最終処分施設立地選定に失敗するに至った本質的な要因を明らかにする。
- 2) 英国が放射性廃棄物の処分方法を検討するために採用した「公衆討議 (public deliberation)」

が、人々の態度形成にどのように影響したのかを明らかにする。

- 3) 公衆討議を採用することで放射性廃棄物処分事業は進展するのかを検討し、公衆討議が事業の進展に貢献するために満たすべき条件を明らかにする。

上記を明らかにするため、まず、英国における放射性廃棄物処分事業の政治過程を詳細に調査し分析する。放射性廃棄物処分事業の政治・社会的側面に着目し、どのような背景のもとでそれぞれの政策が立案され、実施されたのか、またそれらがどのような結果を引き起こし、それぞれの事象がどのような影響を与えていたのかを明らかにしていく。この過程において、事態に本質的な影響を及ぼしていた「本質的要因」を抽出する。

次に英国が採用した公衆討議の取り組みが人々の態度形成、主に候補地の住民や議員の態度形成にどのような影響を与えたのかを分析し、文章化して説明する。山崎ら（2004）はある事業が人々に不安を喚起する際、態度形成は2過程に分かれてなされるという可能性を社会心理学の先行研究や鳥インフルエンザ流行問題の事例分析から指摘した<sup>17</sup>。本研究ではこの枠組みを利用し、英国の事業における候補地の住民や議員がどのステップにおいて態度形成を行っていたのかを説明するとともに、公衆討議の取り組みがその態度形成にどのような影響を及ぼしていたのかを明らかにする。

公衆討議の有用性が指摘されるなか、英国は CoRWM を設立し、放射性廃棄物の処分方法を公衆とともに議論した。処分方法を所与のものとし、それに対する住民の理解を高めるための公衆討議はスウェーデンで長年行われており、最終処分施設立地決定という結果につながっているが、処分方法自体を一から検討しなおすという試みをした国は英国以外にない。英国は一見公衆討議を非常に重視して事業を進めようとしたようであるが、それでもなお処分施設立地選定に失敗している。この失敗をもたらした本質的要因を明らかにすることで、英国の放射性廃棄物処分事業の進展に寄与する知見を得られるのみならず、公衆討議を放射性廃棄物処分事業において活用する際に留意すべき点や、放射性廃棄物処分において公衆討議以上に重要な要素を指摘することができる。英国の事例を取り上げることの意義は以上のことにある。

### 2.1.3. 方法

本研究では、(1) 情報収集による政治過程の全体像把握 (2) 政治過程とその結果に影響を与えた因子（影響因子）の導出 (3) 本質的要因の特定 (4) 政治過程における公衆討議の位置づけと結果に与えた影響の検討 (5) 不安喚起モデルを援用した政治過程の解釈と、事業における公衆討議の有効性を検討という手順をとり、目的の達成を目指す。

磯崎（1997）によると、政治過程という概念は、政治を制度によってではなく「生きた」実態として把握する用語であり、政策過程という概念よりは本来包括性が高いものであるという。しかし、実際の政策をめぐる一連のプロセス（政策過程）には政治過程に含まれる要因が明らかに関係しているため、二つの分離は困難であり、日常的にはほぼ重複していると考えられる。本研究では、政府が実施する政策・公共政策への行動の連鎖としての政策過程（磯崎 1997）のみなら

---

<sup>17</sup>山崎瑞紀他, 2004, 「社会事象に関する不安喚起モデル構成の試み—高病原性鳥インフルエンザを例として—」, 社会技術研究論文集, Vol.2, p.379-388

ず、より包括的で、政府の行動に対する国民の態度形成をも含んだ広義での政治過程を分析の対象とする。

まず、文献調査や関連研究のレビューを行うことで英国の放射性廃棄物処分事業に関する情報を収集し、ここで得られた基礎知識を前提として、当時の状況を詳しく知るための関係者へのインタビュー調査を実施する。この調査においては、何が起こっていたのかを詳細に知ることと、当時それぞれの関係者がどのような考えを持って行動していたのかを明らかにすることを目的とする。そして、これらの情報をもとに対象事例の政治過程を記述する。記述の対象とするのは、放射性廃棄物処分事業が始まった 1976 年から、カンブリア州議会の MRWS プロセス撤退決議によって放射性廃棄物処分事業が失敗した 2013 年までである。

次に、対象とする政治過程について文献調査およびインタビュー結果より得られた情報をもとに、1997 年と 2013 年のそれぞれの選定失敗事例について、背景となった事柄や事象に影響を及ぼした出来事、関係者の思考など、処分事業が実施される過程全体で結果に大きな影響を与えたと考えられる影響因子を抽出する。

続いて、影響因子がどのようにして選定失敗という結果に結びついたのか、なぜそのような影響因子が生まれたのかという因果関係を文章化し、因果関係図を作成して示す。この因果関係分析によって、影響因子が人々にどのような感情を抱かせたのか、事業に対してどのような感想を持たせたのかを明らかにし、態度形成の過程を説明する。また、それぞれの影響因子が生まれた背景にある事情や出来事、政策、関係者の思考などを明らかにする。そして、ここで描かれた因果関係図を上流にたどることで、影響因子を生み、事業の失敗という結果をもたらした本質的要因を特定する。

それから、CoRWM による公衆討議の取り組みを上で描いた因果関係図の中に位置づけ、英国は公衆討議を用いることで何に対処しようとしていたのかを明らかにし、その取り組みが英国の放射性廃棄物処分事業にどのような影響を与えたのかを検討する。

最後に、導出した影響因子に対して山崎ら（2004）が提案した不安喚起モデルを適用し、公衆討議に取り組んだ英国の事例において、カンブリア州議会の態度が中心ルートと周辺ルートとのどちらにおいて形成されたのかを説明する。そして、この態度形成についての解釈をもとに、放射性廃棄物処分事業において公衆討議を用いるのは事業の進展のために有効なのかを検討する。有効であれば、どのような条件のもとで用いるのがよいのかを明らかにする。

一般的に、社会受容や住民受け入れを扱う研究の手法には大きく分けて二つあるといわれている（Jobert et al. 2007, Komatsuzaki et al. 2009）。一つは住民の意識を重視して世論調査などから統計的に住民の態度や動機を探るもの、もう一つはプロジェクトや事業がどのように実施され、理解されたのかを、政策実施の関係者の行動およびその過程を追跡することで分析を行うというものである。本研究は後者の手法に基づいており、地域社会が形成した態度やその形成過程およびその要因、さらにはそれらの政治過程への影響、そしてなぜ英国の放射性廃棄物処分事業は 2 度失敗をしたのかを、様々な関係者に対するインタビューをもとに、政治過程の結果を説明することで明らかにする。

ちなみに、前者の手法を採用した研究には、アメリカ合衆国のネバダ州ユッカマウンテンへの HLW 貯蔵施設の事業を住民の意識調査によって分析した Kunreuther et al.（1990）や、人々の

災害に対するリスク認知を統計的手法で分析した Sjöberg (2004) などがある。

IAEA (2007) の報告書では様々な国の放射性廃棄物地層処分に関する経験をまとめ、事業に対する住民・国民の受容と、政治的受容に影響を与える要因を、技術的・構造的・手続き的・態度的要因という4つの分類のもとで挙げているものの、これら要因が実際の事業の決定を左右する住民側の思考過程や態度形成過程に影響を与えているのかといった関係性を整理し明らかにする分析はあまりなされておらず、本研究はその分析を行うという点でも有意義であると考えられる。

## 2.2. 英国における放射性廃棄物処分事業過程

### 2.2.1. 英国の政治構造・原子力政策に関する基本情報

まず前提となる英国の政治構造と原子力政策に関する基本情報を整理する。

#### 2.2.1.1. 英国の政治構造

英国は国王（現在はエリザベス 2 世が在位）を擁する立憲君主制の国であるが、英国の不文憲法を構成する慣習法の一つにある「国王は君臨すれども統治せず」という原則により、国王は実質的な政治権力を保持せず、任命や認可などの儀式的な役割を担うに留まる。実質的な英国の政治の長は首相（現在はデーヴィッド・キャメロン）である。

行政の最高権限は現在に至るまで、国王の任命によって議員が選ばれる枢密院が担っているとされるが、これは形式のみに限られ、実際には議院内閣制のもとで内閣が行政権を担っている。

立法権を担う議会は国王と庶民院（下院）、貴族院（上院）から構成される。庶民院は普通選挙（直接選挙）によって選ばれた約 650 人の議員からなり、かれらは人口が均等に近くなるよう定められた選挙区から各々選出されている。つまり、英国は単純小選挙区制を採用している。首相は庶民院で第一党になった党首が国王の任命によって選ばれ、閣僚は首相の推薦によって国王が任命する。議会が解散されない限り、議員の任期は 5 年である。貴族院はかつて世襲の貴族の議員であったが、大規模な改革を経た現在は、イングランド国教会の高位の聖職者、世襲貴族の議員、任命された議員の 3 種の議員が混合した議会となっている。主な役割は庶民院の立法の審査である。

英国は 4 つの非独立国であるイングランド、スコットランド、ウェールズ、北アイルランドからなり、これらはカントリーと呼ばれている。イングランドおよびウェールズはそれ自体で 1 つの法域を成し、コモン・ローを基礎とする英国法の下にあるが、北アイルランドはコモン・ローを基礎としつつも英国法とは異なる独自の北アイルランド法の下にある独自の法域となっている。一方、スコットランドは大陸法の影響を強く受けたスコットランド法のもとにあり、他のカントリーと大きく法制が異なる。

イングランドは 9 つのリージョンに区分されており、最大のロンドンリージョンの他のリージョンは都市カウンティおよび非都市カウンティに区分されている。カウンティの下部にはディストリクトという区分があり、その名称はシティ、バラ (Borough)、ディストリクトなど様々である。カウンティとディストリクトの機能を単一自治体に統合しているところもある。ディストリクトの下部にはパリッシュ (Parish) が存在し、それとは異なる区分けがなされた小選挙区も存

在する。下の図 2-1 行政区分組織にて、イングランドのカントリーから市町村までの行政区分を示す。

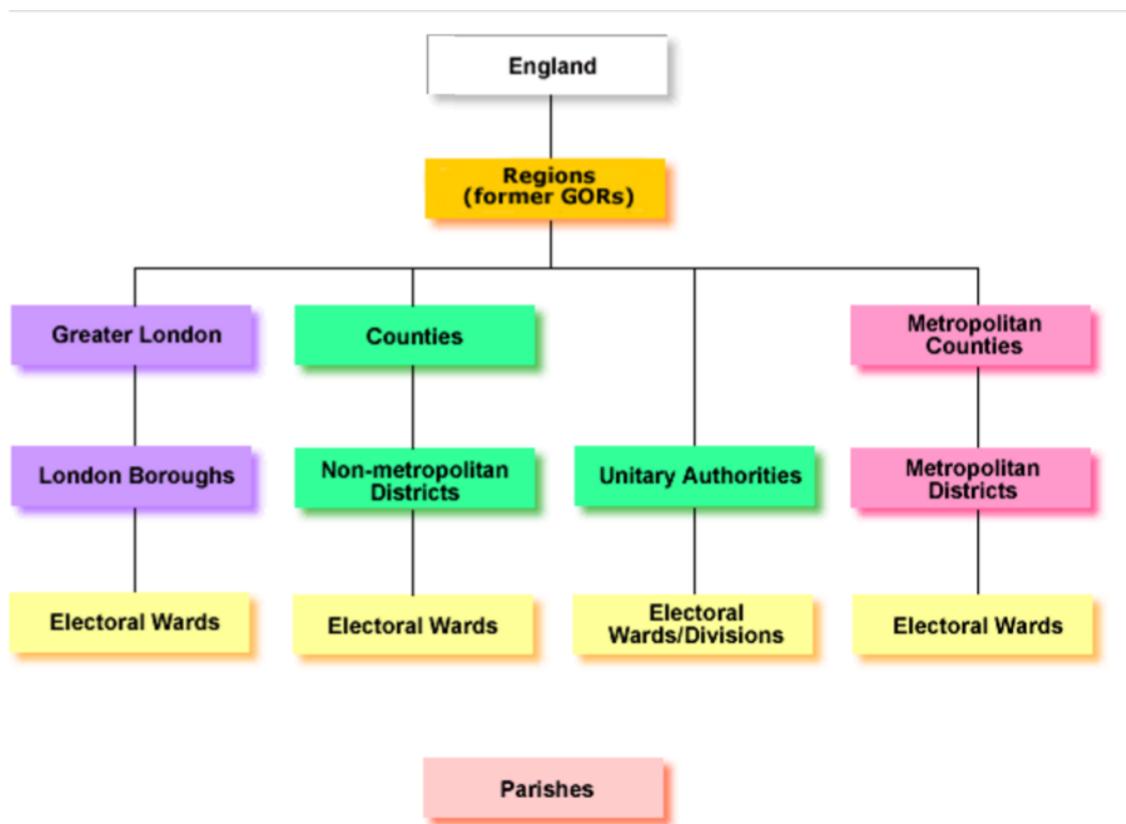


図 10 英国の行政区分組織

### 2.2.1.2. 英国の原子力政策・放射性廃棄物管理行政<sup>18</sup>

- ・原子力の歴史 原発と燃料サイクル（放射性廃棄物）

英国の原子力技術は 1940 年代前半から世界有数の高さを誇っており、1947 年には英国初の原子力発電所<sup>19</sup>がオックスフォードシャー州ハーウェルに建設され、原子力発電の商業利用が可能であることを示した。その後英国は次々に原子力発電所を建設し、操業を開始していった。最初期に導入された 26 基のマグノックス炉は最後の 1 基が 2015 年末に閉鎖され、現在ではどれも稼働していない（表 2-1 英国のマグノックス炉参照）。マグノックス炉の次に導入された 14 基の改良型ガス冷却炉と 1 基の加圧水型軽水炉は現在稼働中であるが、14 基の改良型ガス冷却炉は 2023 年までに運転を終了する見通しである。

放射性廃棄物の処分は、英国北西部のカンプリア州セラフィールドに再処理施設があり、1950 年代から、英国内で発生した使用済燃料の他、外国の使用済燃料も委託契約に基づいて処理して

<sup>18</sup> この項は原子力環境整備促進・資金管理センターHP を参考に記述する。

<http://www2.rwmc.or.jp/hlw/uk:prologue>

<sup>19</sup> ガス冷却炉（マグノックス炉）

いる。セラフィールドの近くのまちドリッグでは 1959 年に LLW の浅地層処分施設が操業を開始し、現在でも稼働している。



図 11 英国の主要な原子力関連施設の立地点<sup>3</sup>



図 12 セラフィールドの外観 (Source : Mail Online<sup>20</sup>)

<sup>20</sup> <http://www.dailymail.co.uk/sciencetech/article-2611145/Nuclear-dump-Cumbria-certain-leak-future-report-claims.html>

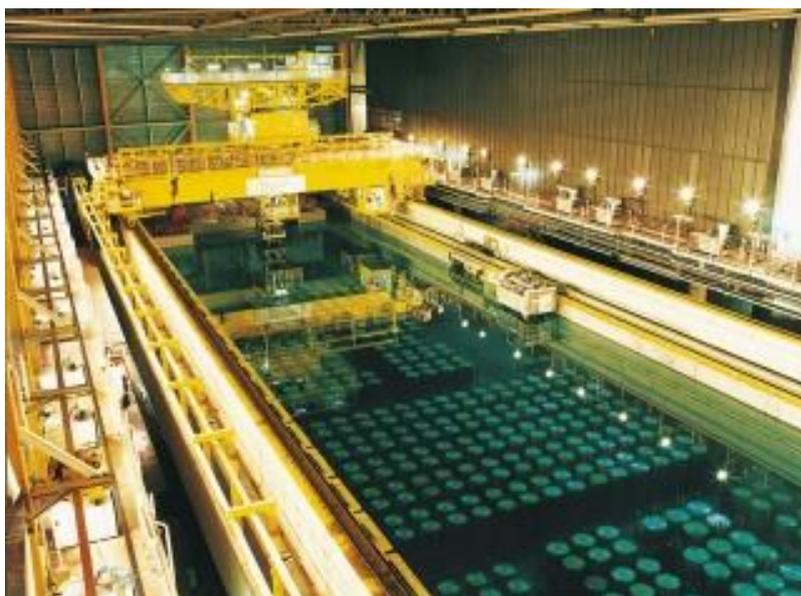


図 13 酸化燃料再処理プラント内の使用済み燃料貯蔵プール<sup>3</sup>

表 1 英国のマグノックス炉 (Source : World Nuclear Association)

Reactor	MWe net	Startup	Status
Berkeley 1	138	1962	Shutdown 1989
Berkeley 2	138	1962	Shutdown 1988
Bradwell 1	123	1962	Shutdown 2002
Bradwell 2	123	1962	Shutdown 2002
Calder Hall 1	50	1956	Shutdown 2003
Calder Hall 2	50	1957	Shutdown 2003
Calder Hall 3	50	1958	Shutdown 2003
Calder Hall 4	50	1959	Shutdown 2003
Chapelcross 1	49	1959	Shutdown 2004
Chapelcross 2	49	1959	Shutdown 2004
Chapelcross 3	49	1959	Shutdown 2004
Chapelcross 4	49	1960	Shutdown 2004
Dungeness A1	225	1965	Shutdown 2006
Dungeness A2	225	1965	Shutdown 2006
Hinkley Point A1	235	1965	Shutdown 2000
Hinkley Point A2	235	1965	Shutdown 2000
Hunterston A1	160	1964	Shutdown 1990

Reactor	MWe net	Startup	Status
Hunterston A2	160	1964	Shutdown 1989
Oldbury 1	217	1967	Shutdown end Feb 2012
Oldbury 2	217	1968	Shutdown mid-2011
Sizewell A1	210	1966	Shutdown 2006
Sizewell A2	210	1966	Shutdown 2006
Trawsfynydd 1	196	1965	Shutdown 1993
Trawsfynydd 2	196	1965	Shutdown 1993
Wylfa 1	490	1971	Shutdown Dec 2015
Wylfa 2	490	1971	Shutdown April 2012
<b>Total: 26</b>			

・放射性廃棄物の区分

原子力発電事業などに伴い排出される放射性廃棄物には以下のような区分がある<sup>21</sup>。

- 高レベル放射性廃棄物  
高い放射能を持ち熱を発生するため、処分に先立って安全な貯蔵を行い、冷却することが必要なもの
- 中レベル放射性廃棄物  
高レベル放射性廃棄物と同様またはそれ以下の放射能を持つが、貯蔵施設や処分施設の設計に際して特別に考慮されなければならないような熱は発生しないもの
- 低レベル放射性廃棄物  
他の放射性廃棄物に比べ非常に危険度の低いもの（英国のこれまでに排出された放射性廃棄物の総体積のうち 90%を占めるが、放射能の総量は全体の 0.1%を下回る）

・処分実施体制

英国の高レベル放射性廃棄物などの処分における放射性廃棄物管理方針の決定、サイト選定の実施などは政府によって行われており、管理事業は放射性廃棄物管理委員会（CoRWM）によって独立した精査・助言を受けている。また、安全規制は原子力規制局（ONR）や各自治政府が設置している環境規制当局によって行われている。放射性廃棄物処分の実施主体は原子力廃止措置機関（NDA）であり、地層処分場の計画立案及び開発は、NDA の子会社である放射性廃棄物管理公社（RWM 社）が担当している。この実施体制は以下の図において包括的に示される。

<sup>21</sup> NDA の HP より <http://www.nda.gov.uk/managing-waste/>  
研究報告 6 - 46

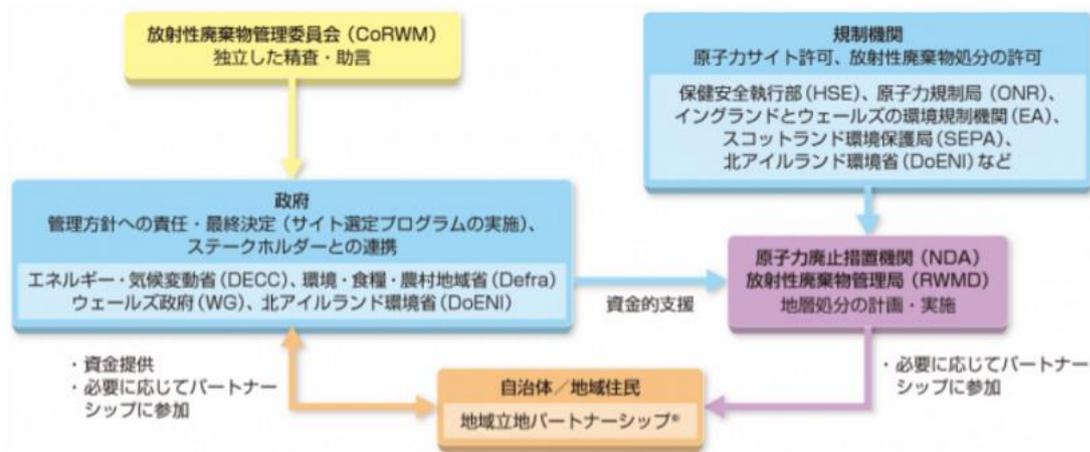


図 14 英国における放射性廃棄物処分の実施体制<sup>3</sup>

※地域立地パートナーシップは、自治体がサイト選定プロセスに参加意思を表明し対応に設置される。

#### ・法体制と資金確保

使用済燃料及び放射性廃棄物の管理・処分施設を含む原子力施設の建設、操業などについては、1965年原子力施設法に基づき、保健安全執行部（HSE）による原子力サイト許可の発給を受ける必要があると規定されており、1990年都市田園計画法では、地方の関連機関から計画許可を得ることが必要であると規定されている。

放射性廃棄物処分の資金確保制度については、政府白書<sup>22</sup>において、放射性廃棄物処分に係る費用の負担の汚染者支払いの原則が示されているが、HLW 処分に係る資金確保について規定する法令は存在せず、資金確保のための公的な基金制度は存在しない。したがって廃棄物発生者である EDF エナジー社<sup>23</sup>は放射性廃棄物管理費用を引き当てている。一方で NDA が所有する原子力施設の廃止措置費用や放射性廃棄物<sup>24</sup>の管理費用は、NDA が行う地層処分事業の費用とともに、英国政府が国税で負担することになる。NDA はこの費用を負債として英国政府に計上する。

#### ・処分方法

英国における地層処分の概要を以下に示す。

対象となるのは、HLW と、既存の浅地中処分場で処分できないもの、すなわち再処理施設や原子力発電所などから発生する放射性廃棄物である。これらは、処分地の岩盤・地下水条件によって選ばれた適切な材質で作られた処分キャニスタに封入され、地下深くの地層処分場に安置される。

<sup>22</sup> 政府白書「放射性廃棄物管理政策レビュー 最終結論」

<sup>23</sup> 2009年にブリティッシュ・エナジー社を買収したフランス電力会社 EDF の英国子会社で、英国唯一の民間原子力発電事業者である。

<sup>24</sup> これは 2005年の NDA 設立時点ですでに存在した放射性廃棄物、およびすでに存在していた原子力発電所が廃炉までの間操業することで発生が見込まれる放射性廃棄物に限定され、当時検討されていた新しい原子力発電所の建設・操業開始によって発生する放射性廃棄物とは明確に区別をする、という立場を政府は取っている。

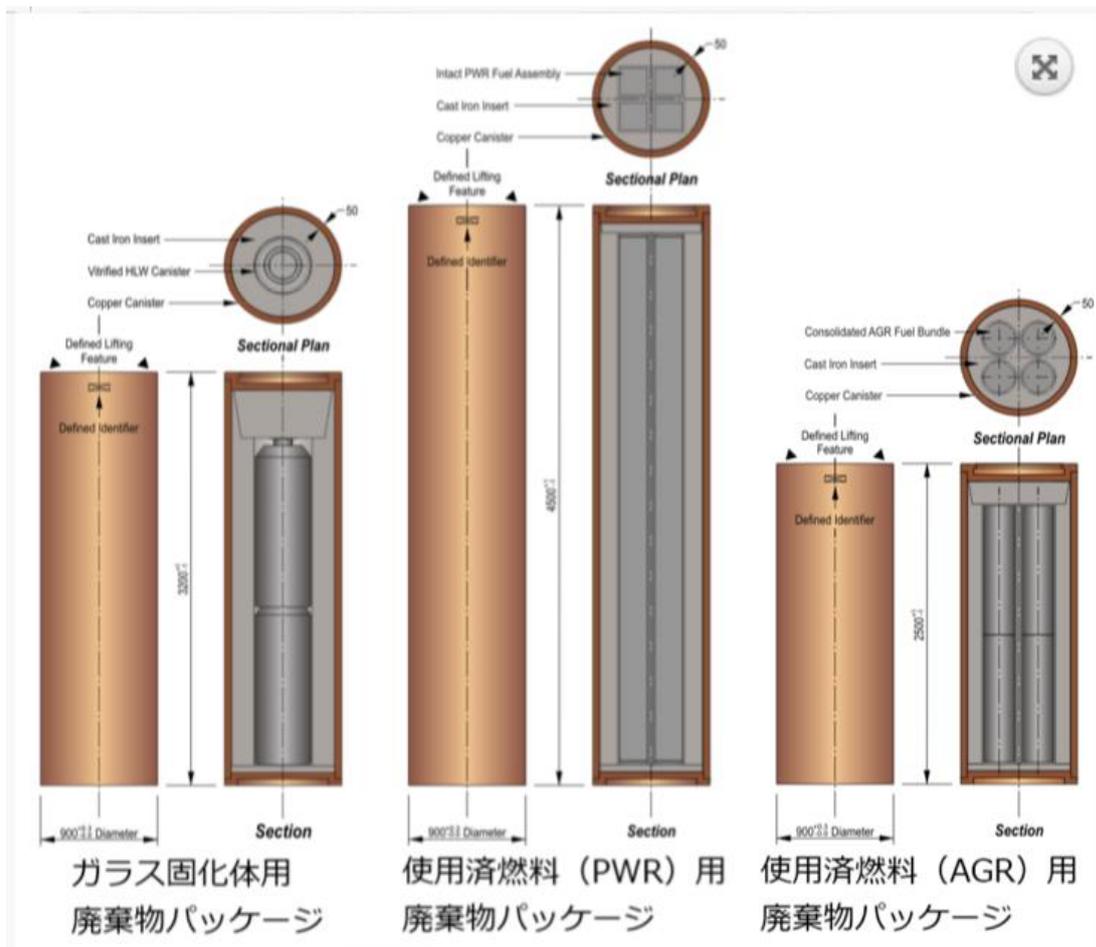
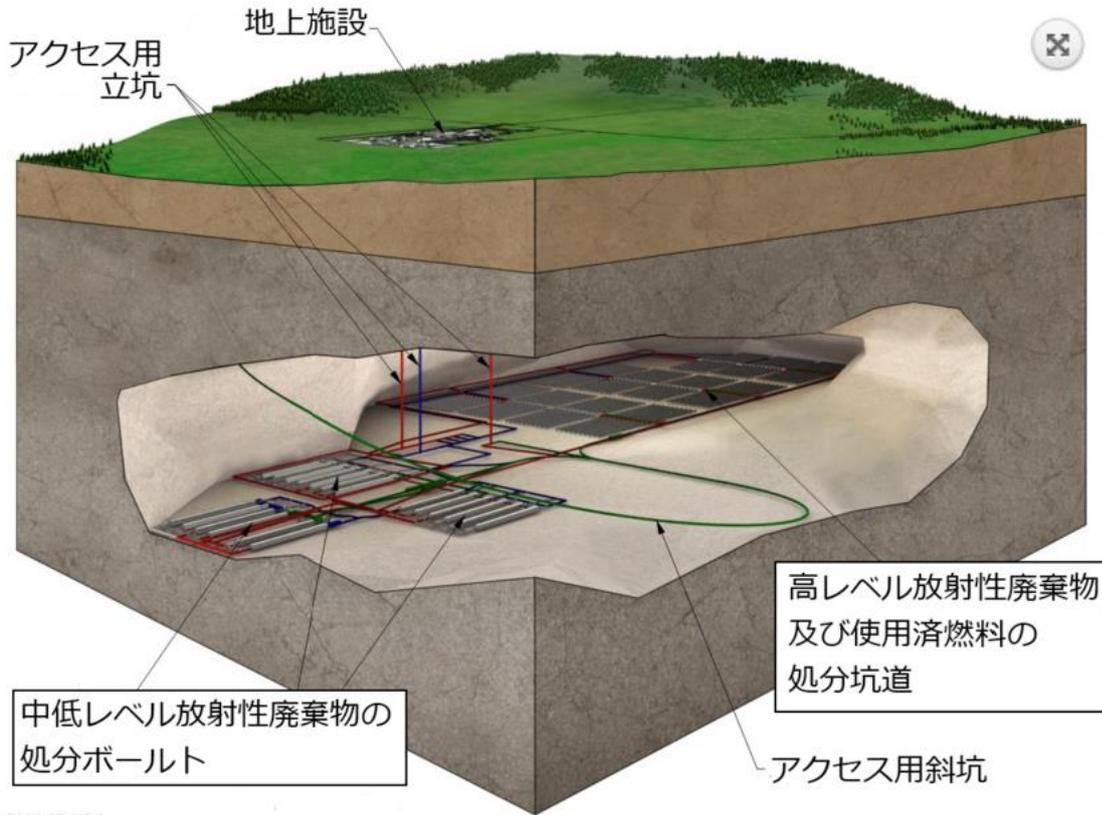


図 15 ガラス固化体と使用済燃料の処分パッケージ案<sup>3</sup>

地層処分場の設置深度は地層の岩石によって異なり、技術検討段階では

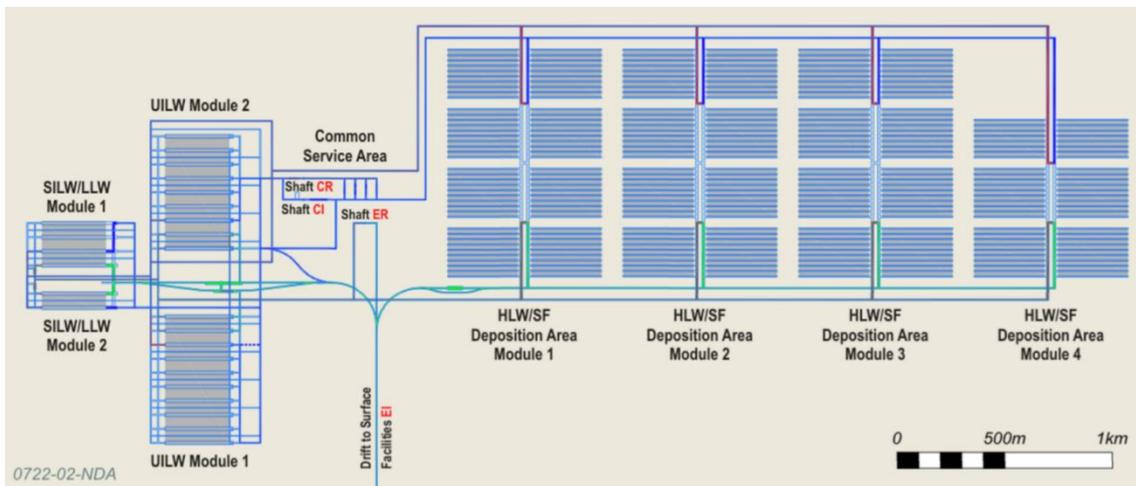
- ① 結晶質岩の場合には深度 650m で処分キャニスタを縦置き
- ② 堆積岩の場合には深度 500m で横置き
- ③ 岩塩層の場合には深度 650m で横置き

としており、他の地質環境についても NDA によって検討が進められており、設置深度は地下 200m～1000m が考えられている。



0826-02-NDA

図 16 地層処分場の概念図<sup>3</sup>



0722-02-NDA

図 17 結晶質岩の場合の地下施設のレイアウト例<sup>3</sup>

・国民の原子力に対する意識

European Commission が請け負っている欧州連合（EU）国民の意識調査「Eurobarometer」では、Attitude towards radioactive waste（放射性廃棄物に対する態度）と題し、英国をはじめ EU 加盟国国民の原子力および高レベル放射性廃棄物に対する意識調査が 2008 年に行われた。この調査は 2008 年の 2 月から 3 月にかけて 27 の EU 加盟国に対して行われ、計 26,746 人が聞

き取り調査に回答した。英国国民は 1,306 人が回答している。

報告書<sup>25</sup>によれば、英国における原子力発電に対する賛成率は 50%と、EU 平均 (44%) より若干高い数値であった。すでに HLW 処分施設の立地が決まっているフィンランド、スウェーデンは、賛成率が順に 61%、62%となっており、平均より高い数値になっている一方で、放射性廃棄物処分施設の立地に失敗したことがあるチェコの賛成率は 64%とさらに高い。

「HLW の解決策には早急に取り組むべきであり、将来世代に残すべきではないと思うか」との問いには英国国民の回答者の 76%が「全く同意する」と回答し、「ある程度同意する」と回答が 18%であったのであわせて約 94%の英国国民が HLW 処分の緊急性を認識している。しかし、「HLW を安全に処分する方法は存在しないと思うか」との問いには英国国民の回答者の 33%が「全く同意する」、同数が「ある程度同意する」に回答しており、英国国民の約 3 分の 2 は HLW 処分がいかなる方法で行われようとも危険なものであると認識しているようである。

## 2.2.2. 1997 年までの Nirex 社による処分候補地選定<sup>26</sup>

英国は 1970 年代まで放射性廃棄物の処分を海洋投棄に頼っていたが、1972 年に採択されたロンドン条約<sup>27</sup>や、その後に採択されたバーゼル条約<sup>28</sup>などによってこれが国際的に禁止されたため、海洋投棄以外の放射性廃棄物処分方法を検討する必要に迫られた。また 1976 年に上院が公表した報告書<sup>29</sup>のなかで、放射性廃棄物処分の方針が決まらない限り新しい原子力発電所を作るべきではないとの通達がなされたことから、陸地での放射性廃棄物処分への機運が高まり、原子力の軍事・商業の両方のための研究開発などを担っていた公的機関である原子力エネルギー機関 (Atomic Energy Agency; AEA) が HLW 処分施設立地選定のための掘削調査を英国各地で行った。しかしこれらの調査は地元住民からの強い抵抗に遭い、中断を余儀なくされた。

原子力政策に関する助言を行う独立機関として設立されていた RWMAC (Radioactive Waste Management Advisory Committee) はこの中断を受け、ひとまず向こう 50 年は HLW の処分を保留にし、代わりに LLW と ILW の処分を行うよう政府に助言した<sup>30</sup>。そしてこの LLW・ILW 処分施設立地選定を担う機関として Nirex (Nuclear Industry Radioactive Waste Executive) <sup>31</sup>が設立された。

1980 年代後半に Nirex は ILW 処分施設立地選定を試みるも、再び住民の反対に遭い失敗した。政府はこの失敗を反省し、1987 年に討議文書を発行した。文書の学校や図書館など公的施設への配布を通じて、対話を重視した選定プロセスを構築する姿勢を見せていた。翌年には約 5 万件の

<sup>25</sup> European Commission, 2008, “Attitude towards radioactive waste”

<sup>26</sup> この項は MacKerron と Berkhout (2011) を参考に記述する。

<sup>27</sup> 廃棄物その他の物の投棄による海洋汚染の防止に関する条約。1975 年発効

<sup>28</sup> 正式名称：有害廃棄物の国境を越える移動及びその処分の規制に関するバーゼル条約。1989 年採択、1992 年発効

<sup>29</sup> Sir Brian Flowers, 1976, “the Sixth Report: Nuclear Power and the Environment”, Royal Commission on Environment and Pollution

<sup>30</sup> RWMAC, 1981, “Second Annual Report”

<sup>31</sup> 1982 年政府や原子力業界によって、設立された公的団体。低・中レベル放射性廃棄物を地層処分することの安全面・環境面・経済面を調査する機関として設立され、1985 年には United Kingdom Nirex Limited に名称が変更された。

国民へのアンケートを行い、処分においては取り出し性 (retrievability) が重要だと考えられているということがわかった<sup>32</sup>。

一方、カンブリア州セラフィールドには、戦前の軍需産業に端を発し、長年原子力と共存してきた歴史があり、同地における一連の原子力関連施設は1万人級の雇用を創出し、国立公園を資源とした観光業とともに、カンブリア州の一大産業として長きにわたって存続している。また、セラフィールド近郊のドリッグにある低レベル放射性廃棄物処分施設をはじめとして、同地には英国全体の60%近くの放射性廃棄物がすでに保管されていることから、輸送リスク<sup>33</sup>なども鑑みてセラフィールドが処分地の最有力候補であると政府は暗に認識していた<sup>34</sup>。このため政府はNirexに「セラフィールドを選定するように」という隠れた政策的拘束を課していた<sup>35</sup>。それを遂行すべくNirexは500か所以上の候補地からスクリーニング作業を行い、最終的にはケイブネス州ドーンレイ<sup>36</sup>とカンブリア州セラフィールドの2か所に絞り、「原子力への地元住民の受容度の高さへの期待」からセラフィールドを単独候補とすることを1989年に宣言した。ただしその絞り込みの過程において初めから選考基準が公開されていたわけではなく、候補地のリストでさえ公開されていなかったため、水面下で進む選考に対して不信感を持つ人は多かった。そのうえ、1980年代に地層科学研究所がセラフィールドの地層が不適切であるとの調査結果を発表したにもかかわらず、スクリーニング作業の途中でセラフィールドが候補地として加えられることになったという<sup>37</sup>。

セラフィールドでの立地へ向けNirexは、現地の複雑な地層環境に照らし、岩石特性研究所(Rock Characterisation Facility, RCF)のみを先行して建設するRCF計画を1992年に発表し、計画の実現性などについて地質学的な調査や研究を重ねたのち、1994年カンブリア州議会に提出した。ところが、その計画では研究所立地後の具体的なプロセスが明確には定められておらず、また研究所建設には(1995年当時で)2億ポンドもの費用がかかるといわれていた<sup>38</sup>ことから、研究所の建設、すなわち資金の流入が一旦始まれば、最終処分施設の建設まで中断させることはできないのではないかという懸念が議会の内外で持ち上がり、議会は一度このRCF計画を拒否した。Nirexはこれを不服として翌1995年に環境大臣John Gummerに諮ったところ、1996年までに議論の結論を公表することを目的とした審議機関(公聴会)<sup>39</sup>が設置され、議論の場は地質学の専門家を交えた公聴会に移されることとなった。

<sup>32</sup> B C C van der Zwaan et al., 1999, "Nuclear Energy: Promise or Peril?"

<sup>33</sup> インタビューGより、実際は核燃料サイクル全体のリスクに比べれば無視できるほどのものであって、誇張されているだけだったとの見方もある。

<sup>34</sup> インタビューE, G, Nirex(2005)より。

<sup>35</sup> インタビューEとNirex, 2005, "Technical note: Review of 1987-1991 Site Selection for an ILW/LLW Repository", p.19

<sup>36</sup> スコットランド北部の町で、1950年代以来いくつかの原子力研究施設が設置されてきたが、現在はすべて廃炉に向けた作業が行われている。

<sup>37</sup> インタビューE

<sup>38</sup> Nirex 長官のMichael Folger (1996)がPRNewswireの取材で語った。

<http://www.prnewswire.co.uk/news-releases/planning-inquiry-into-repository-site-was-thorough-says-nirex-158704065.html>

<sup>39</sup> 1995年9月5日～1996年2月1日まで、カンブリア州クレイタームーアのシビックホールにて行われた。

公聴会では、セラフィールド周辺地域のボーリング調査の結果などをもとに地域の地層が地層処分に耐えうる安全性を有していること、また、RCF計画はあくまで研究所であって、最終処分施設の立地とは関係がないということを主張するNirexの地盤専門家に対し、Friends of Earth、Greenpeace、カンブリア州議会やアイルランド政府に所属する専門家、および各団体が雇った専門家がRCF計画への反対意見を述べた。Nirexが調査の末に結論付けたセラフィールド周辺地域のリスク評価は、環境団体側の試算より大幅に小さく見積もられており、さらにNirexが実施した複数のボーリング調査の結果について総合的な説明がなされなかった。そのためNirexの地質学的専門知識には大いに疑問が持たれ、公聴会ではNirexがセラフィールド周辺地域のサイト適合性を証明することはできなかった。これに加え、国立公園を抱える同地域では観光業への影響が懸念されることや、施設の立地によって発生する便益が不足しているように感じられること、また、1995年にカンブリア州が定めたStructure Plan法や、政府白書で要求された施設デザインに違反しているなどといったことを理由として、1996年公聴会の監査人はRCF計画を拒否するべきであるとの結論<sup>40</sup>を提示し、これをカンブリア州議会に勧告した。

カンブリア州議会はこの勧告を承認し、総選挙を控えた翌1997年3月17日に環境大臣John Gummerがこれを追認するに至って、NirexのRCF計画は頓挫することとなった。<sup>41</sup>

### 2.2.3. 1997年の選定失敗から選定プロセスの再検討：2003年CoRWM発足まで<sup>42</sup>

RCF計画の失敗は英国の原子力産業が計画を公式に拒絶された初めての例となった。Nirexに対する不信感は強まり、放射性廃棄物処分を担う独立した企業が必要だという声も強くなっていった。このことを受け、上院科学技術委員会とNirexはそれぞれ失敗の反省を報告書<sup>43</sup>にまとめた。ただし、Nirexの報告書は2005年1月に情報公開法が施行されて初めて公表されたものである。これら報告書によって、「放射性廃棄物処分のための地層処分が科学的に正当化されたとしても、それが公衆に受け入れられるのか」という疑問が喚起されることとなった。

英国上院科学技術委員会は1997年から約2年にわたる議論を行った末、1999年に報告書<sup>44</sup>を公表し、民衆の信頼を勝ち取るためには意思決定の際の情報公開やプロセスの透明性が必要だと指摘した。またRWMACは、プロセスの改変にあたり、プロセス初期から民衆を巻き込むことや意思決定のために十分時間をとることなどを原則とすべきだとする勧告を行っていた<sup>45</sup>。

---

<sup>40</sup> C S McDonald, 1996, "Cumbria County Council Appeal by United Kingdom NIREX Limited"

<sup>41</sup> World Information Service on Energy, 1997年4月25日, "UK waste: NIREX plans rejected"

<sup>42</sup> この項はCoRWM, 2006, "Managing our Radioactive Waste Safely: CoRWM's recommendations to Government", p.19-21を参考に記述する。

<sup>43</sup> Parliamentary Office of Science and Technology, 1997, "Radioactive Waste – Where next?"  
Nirex, 2005, "Technical note: Review of 1987-1991 Site Selection for an ILW/LLW Repository"

<sup>44</sup> House of Lords, 1999, "Management of Nuclear Waste", Select Committee on Science and Technology, Session 1998-99, Third Report

<sup>45</sup> RWMAC, 1999, "Advice to Ministers on the Establishment of Scientific Consensus on the Interpretation and Significance of the Results of Science Programmes into Radioactive Waste Disposal"

このころ、他の科学技術政策についても「公衆の受容」が重視され始めていた。1980年代から発生していた BSE 問題に加え 1990 年代には遺伝子組み換え食品問題が顕在化したため、人々の科学技術に対する信頼が失われつつあり、政府が危機感を感じていたからである (Frewer 2002)。

BSE 問題は 1996 年に顕在化し、食料に対する人々の信頼を大きく傷つけることになった。そこで担当省庁であった DTI (Department of Trade and Industry; 貿易産業省) は、バイオサイエンスの発展に関する公衆討議会 (*Public Consultation on Developments in the Biosciences*; PCDB) を開催することでこの問題に対処しようとした。

遺伝子組み換え食品に関しては、科学政策の国家的危機を打破すべく、2000 年に農業・環境に関するバイオテクノロジー委員会 (Agriculture and Environment Biotechnology Commission, AEBC) が設立され、専門家を交えた議論の中で「不確実性」を一般市民に理解してもらうとともに、遺伝子組み換え食品問題の枠組みを定めた。そして 2002 年以降に英国全土で開催されることになる会議 GM Nations?<sup>46</sup>の基礎を与えた。

このように、1997 年 5 月に政権交代を果たし与党となったブレア労働党は、問題になっていた科学政策に関して一定距離を置いた専門機関 (“Arm’s length body”<sup>47</sup>) を設立するなど、英国全体で科学コミュニケーションを重視する政策を次々と打ち出していったほか、上院の改革を行って世襲議員の数を削減することにも取り組んでいた (Shell 2000)。労働党政権には、地方政府を現代化し、中央政府との距離を近く、地方政府により権力を与えようという風潮があったのである<sup>48</sup>。

英国政府は 1999 年 10 月、上院科学技術委員会が 1999 年に発表した報告書の内容に対して回答を行い、広範囲にわたる詳細な協議文書を公表することを提案した<sup>49</sup>。2001 年 9 月には、英国政府、スコットランド、ウェールズ、北アイルランドの行政府によって、「放射性廃棄物の安全管理に関する協議文書<sup>50</sup>」が発表された。この協議文書内では、英国政府が公衆の支持を得られる放射性廃棄物管理政策の実行につながる 5 段階の協議プロセス<sup>51</sup>が示され、それによって放射性廃棄物の管理方法の検討が進められることになった。

2001 年に DETR から放射性廃棄物管理事業を委任されて発足した環境・食料・農村地域省 (Department of Environment, Food and Rural Affairs; DEFRA) は 2002 年 12 月、下院の環境・食料・農村地域委員会に対してこのプロセスの進捗報告書<sup>52</sup>を提出し、この中で放射性廃棄

---

<sup>46</sup> 遺伝子組み換え食品の商業認可を問うて 2003 年に全国で行われた討議会の名称。

参考 : Poortinga, W. and Pidgeon, N., 2004, “Public Perceptions of Genetically Modified Food and Crops, and the *GM Nations?* Public Debate on the Commercialisation of Agricultural Biotechnology in the UK”, University of East Anglia Understanding Risk Programme

<sup>47</sup> インタビュー H

<sup>48</sup> インタビュー H

<sup>49</sup> 英国政府, 1999, “DETR “The UK Government Response to the House of Lords Select Committee Report on the Management of Nuclear Waste” (October 1999)”

<sup>50</sup> DEFRA et al., 2001, “Managing Radioactive Waste Safely; Proposals for developing a policy for managing solid radioactive waste in the UK”

<sup>51</sup> 2002 年には DEFRA によって協議プロセスが 4 段階に修正されたが、公衆討議は共通して含まれている。

<sup>52</sup> DEFRA, 2002, “Managing Radioactive Waste Safely; First Progress Report to the House of Commons Environment, Food and Rural Affairs Committee”, pp.1-2.

物管理方法のレビュープロセスを監督する独立組織が設立され、放射性廃棄物管理委員会（Committee on Radioactive Waste Management; CoRWM）と名付けられたことが記されている。

CoRWM は当時の労働党の科学政策の流れの一つとして、すなわち参加型民主主義（participatory democracy）の一環として設立されたととらえることもできる<sup>53</sup>。

#### 2.2.4. 科学コミュニケーション重視の CoRWM の活動とその影響

2003年7月に DEFRA は CoRWM の委員長を指名し、11月には公募の結果12名の委員が選ばれ、CoRWM の活動が始まった。このとき選ばれた委員には原子力関係の専門家の他、社会科学の研究者、コンサルタント、環境団体の創始者などが含まれ、非常に広範な専門知識を結集することができた。CoRWM の規約では、政府との作業プログラムについての合意、半年ごとの進捗報告、年次報告書の提出、四半期ごとの報告書の提出が求められた<sup>54</sup>。

CoRWM の任務は、政府の放射性廃棄物処理事業のプロセスを監督し、望ましい政策を具体的に提言することであった。処分方法については一旦白紙に戻してから<sup>55</sup>ありとあらゆる放射性廃棄物管理オプション<sup>56</sup>を検討し、その過程で PSE（Public Stakeholder Engagement）と呼ばれる公衆と利害関係者の間の討議会を開催して、国民全体を巻き込んだ議論を進展させていった。ナショナル・ステークホルダー・フォーラムという公開討議会において約5,000人が参加したほか、学校での教育活動や、原子力関連施設が立地している自治体でのテーブル・ミーティングを14か所において開催するなどしていた（CoRWM 2006）。

なお、処分方法を検討するためのリスト作成や評価基準の検討を行っている初期段階においては反対意見が多かった（Morton 2009）。市民の声を聴きすぎるあまり、専門家の知見が十分に生かせず、結論として提案する処分方法が果たして科学技術的に最適なものになるのかという不安が広く聞かれた（House of Lords Science and Technology Select Committee 2004）。2005年には CoRWM の初期メンバーであった2名の委員が、CoRWM の活動が民衆の意見を反映しようとしすぎ、地質学や原子力工学、社会科学の知見を十分に生かしていないという批判を行って辞任している。

2005年4月1日には、2004年に成立したエネルギー法に基づき政府が設立していた外郭公共団体、英国原子力廃止措置機関（NDA）が活動を開始した。NDA は2005年に廃止された Nirex に代わって、原子力遺産と称されるこれまでに発生した放射性廃棄物の管理を担うこととなった。Nirex の職員の大半は、NDA の下部組織 RWMD（Radioactive Waste Management Directorate; 放射性廃棄物処分理事会）に移籍して、かれらを中心として地層処分に関する問題が扱われていた。

同年6月10日には、前節で述べたように情報公開法の施行によって Nirex の報告書が公表さ

---

<sup>53</sup> インタビューH

<sup>54</sup> RWMC 海外情報ニュースフラッシュ, 2013, “環境・食料・農村地域省（DEFRA）が放射性廃棄物管理委員会（CoRWM）の委員長を指名・Nirex 社の将来の役割に関する政府の移行も表明”

<sup>55</sup> “Blank sheet of paper”

<sup>56</sup> 海洋処分や宇宙射出など技術的に可能なものはすべて検討したと言われる。

れることとなり、それまで秘匿されていた 1987 年から 1991 年までに候補地として検討されたサイトの一覧と選定プロセスの詳細が一般市民にも知られることとなった。英国の地方自治体協会 (LGA) 内にある原子力遺産諮問フォーラム (Nuclear Legacy Advisory Forum; NuLeAF) はこの公表を好意的に受け止め、CoRWM による管理方針の検討プロセスの支持を表明し、公表された過去の候補サイトすべてとその関連自治体に対し、検討プロセスに参加することを勧告した。

CoRWM は関係機関との協議を経て、2006 年 7 月 31 日、放射性廃棄物の長期管理に関する最終報告書<sup>57</sup>を公開し、15 項目の勧告を政府に対して行った。

この勧告には、現在では地層処分が最適な方法であること、長期戦略においては堅牢な中間貯蔵の計画と、技術開発が必須であること、公衆と利害関係者の継続的な関与が必要であること、サイト選定に関わるすべての提案に関する地域社会の関与は、参加することへの意欲の表明に基づいていなければならないこと、地域社会の関与は地域社会と責任主体との間に開かれた対等なパートナーシップの開発によって成し遂げられるべきであること、地域社会がプロセスからの撤退権を有することなどが含まれていた。

CoRWM の活動を通じて、討論会に参加した市民らの放射性廃棄物処分方法に対する理解が深まり、納得感が得られた他、これまで科学のみを信奉して市民の声に耳を傾けず、「ハード・サイエンティスト」と呼ばれていた科学者たちが、市民との対話を行うことで有意義な成果が得られることに気づいたという効果もあった (Morton 2009)。

この最終提言の内容をもとに、2008 年に DEFRA は白書「放射性廃棄物の安全な管理—地層処分の実施に向けた枠組み」(DEFRA 2008) を公表した。白書 2008 の内容は、大筋において CoRWM の最終報告書が勧告した原則を守ったものになっていた。

ところがその一方、2000 年代中盤から国際社会では二酸化炭素排出量削減が叫ばれ始め、低炭素社会を実現する電力源として原子力発電が再び注目を集め始めていた<sup>58</sup>。また、化石燃料の価格変動やエネルギー安定供給という課題に対しても原子力発電は有効な解決策であると広く認識され始めてきた。英国もこの潮流に乗り、同年制定された **Energy Act** 法にて、原子力発電所を英国内に新たに建設した場合の様々な取り決めを規定した。これによって、英国での新規原子力発電所建設のための法制度が整うことになった。

原子力発電に対する世論も、図 18 英国の代替原子力発電所建設についての意識調査に示されるように、2000 年代後半は賛成が反対を上回っている<sup>59</sup>。

---

<sup>57</sup> CoRWM, 2006, “Managing Our Radioactive Waste Safely”

<sup>58</sup> Nuclear Renaissance といわれる。

<sup>59</sup> 現在稼働中の原子力発電所に代わって新たな原子力発電所を建設した場合の意識を問うているので、単純な原子力に対する賛成率とはいえないが、2001 年時点の 6 割近い反対が 3 割弱にまで減じ、賛成率が上がったことは特筆に値するだろう。

To what extent would you support or oppose the building of new nuclear power stations in Britain TO REPLACE those that are being phased out over the next few years? This would ensure the same proportion of nuclear energy is retained.

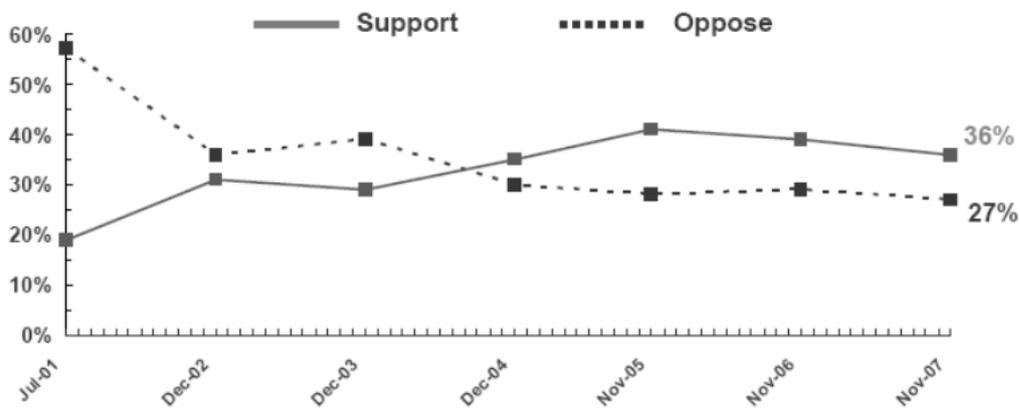


図 18 英国の代替原子力発電所建設についての意識調査 (Source : OECD)

英国で 2005 年 5 月から始まったエネルギー供給に関する議論によって、国民は気候変動などの環境問題に対してより興味を持つようになった<sup>60</sup>。再生可能エネルギーを利用するだけでは十分なエネルギー供給ができないと気づいた国民は、原子力発電を徐々に再評価し始めていた<sup>61</sup>。

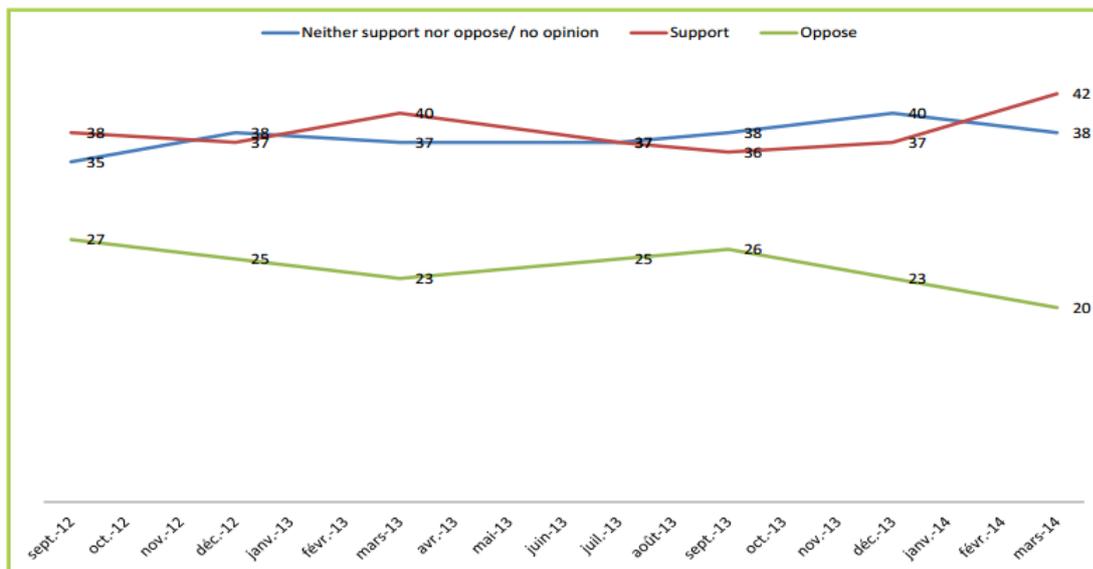


図 19 英国の原子力への支持率推移 (Source : DECC)

<sup>60</sup> Bickerstaff et al.(2008)によると、気候変動対策の議論において新規原子力発電所建設が一つの解決策として取り上げられたことで、英国のみならず他国も含めて原子力エネルギーに関する議論のアジェンダを設定される（し直される）ことになった。

<sup>61</sup> FORATOM, 2014, “What people really think about nuclear power”

### 2.2.5. 西カンブリア MRWS パートナーシップの活動と 2013 年の撤退

CoRWM は最終提言を公表したことで自身の役割を終えたが、提言には「実施プロセスを監督する独立組織を迅速に指名するべきである」と述べた項目も含まれており、これに従って政府は第 2 期 CoRWM を後継組織として指名した<sup>62</sup>（これ以降第 1 期 CoRWM、第 2 期 CoRWM、第 3 期 CoRWM として区別する<sup>63</sup>）。第 2 期 CoRWM は第 1 期 CoRWM につづき政府の放射性廃棄物処分実施プロセスを監督するが、提言の作成は求められておらず、放射性廃棄物を地層処分する際の技術的問題点や、中間貯蔵に向けた研究開発への助言など、より地質学的専門性が必要とされる任務を担っていた。

2008 年の白書 (DEFRA 2008) を受け、カンブリア州コーブランド市議会は同年 7 月、DEFRA に対し地層処分施設の立地選定に関する政府との協議への関心表明を提出した。同市にはセラフィールド再処理施設<sup>64</sup>をはじめ多くの原子力施設が立地している。

同年 12 月 9 日には広域自治体であるカンブリア州議会が、処分施設の立地選定プロセスに対し、将来の処分施設の受け入れに対して関心表明は強制力を持たず、別途意思決定を行って撤退する権利を有するという条件<sup>65</sup>下での関心表明を行うことを閣議決定した。関心表明の理由としては、カンブリア州ではコーブランド市セラフィールドにすでに英国全体の 70%以上の放射性廃棄物を保管しており、処分施設が実際に同州に立地しなかったとしても、2008 年の白書が定めたプロセスに沿って処分施設立地選定が進めば保管中の放射性廃棄物は輸送され、確実に同州の全体に影響を及ぼすということが挙げられた。閣議においては、コーブランド市議会と、当時関心表明が予想されていたアラデル市議会とがカンブリア州議会の意思から独立して政府との協議を進めることが懸念された。

翌年 1 月 30 日にはアラデル市議会が公式に関心表明を行った。この際、アラデル市議会の議員の一人は、この協議のいかなる段階においてもパートナーシップに参加するすべての議会が撤退する権利を確保しておくことが必要である点を強調していた。

政府はこれら 3 議会の他、カンブリア地域周辺で参加を希望するすべての団体の参加を認可し、第 2 期 CoRWM や NDA などの政府機関をオブザーバーとして加えた西カンブリア MRWS パートナーシップを構成した。構成時において政府はカンブリア州議会<sup>66</sup>の意向を反映し、協議プロ

---

<sup>62</sup> 名称は同じであるが、委員の数が 15 名に増え、その内第 1 期 CoRWM から留任したのは 3 名だけであり、地質学を専門分野とする委員が占める割合が多くなっていた。

<sup>63</sup> それぞれの委員会の存続期間は以下の通り。

第 1 期 CoRWM : 2003 年 11 月～2006 年 7 月

第 2 期 CoRWM : 2007 年 10 月～2013 年

第 3 期 CoRWM : ～現在

<sup>64</sup> 再処理工場の一つ、熱酸化再処理施設 (Thermal Oxide Reprocessing Plant, THORP) は 2005 年に放射性の液体を漏出させたことで操業を停止させられていたが、2008 年になって再稼働している。Cumberland News, 2008 年 3 月 27 日付より

<sup>65</sup> アラデル市議会議事録 2009 年 1 月 28 日では、"A without commitment interest" や "without obligation" という表現がなされている。原文とは異なるが、後年の撤退権の議論を鑑み、解釈をここに付与した。

<sup>66</sup> 関心表明の約半年後、カンブリア州議会では州議会議員選挙が行われ、第一党には労働党に代わって保守党が就くこととなった。これに伴い、閣議での議決権を持つ内閣担当議員は、全員

セス中の次段階への移行は3議会すべての同意が必要であるという約束がなされた。

他に関心表明をする自治体がいなかったため唯一の協議の枠組みとなったこのパートナーシップは2010年以降、関心表明を行った自治体内での初期段階の地層スクリーニングや各所における公衆討議、世論調査などを行った。この間当該自治体内での住民の反対運動や、地質学者の間でカンブリア地域の地層が処分施設建設に適切か否かについての論争が起こるなどしていたが、2012年8月には最終報告書が発表され、現段階では協議プロセスから撤退する理由はないとの合意を参加者は共有した。これにもとづき3議会は第4段階（机上調査）への移行についての意思決定を行うことになったが、決議をおよそ3か月延期したいというカンブリア州議会の意向を政府が認め、翌年1月末に決議が行われることとなった。この間、処分施設立地に反対する環境団体からカンブリア州議会の各議員に脅迫文が送られたり、さらに決議直前にはカンブリア州議会の議員らの不自然な反対派への転換があったりしたと言われている<sup>67</sup>。

2005年以降政府は一転して新規原子力発電所建設の計画に肯定的になっており、2010年10月にはエネルギー・気候変動省（Department of Energy and Climate Change; DECC）大臣が原子炉の新規建設計画を認可し、実質的に英国内で新規原子力発電所建設が可能になったことから、環境団体を中心に、放射性廃棄物処分の議論を行うことそのものの正当性を疑う声が上がった。そしてカンブリア州議会の一部の議員からは、政府がこの3か月の間に、カンブリア州議会が予めから政府に要求していた協議プロセスからの撤退権の法制化を行わなかったことを非難する声が上がっていた<sup>68</sup>。

2013年1月30日、MRWSプロセス第4段階への移行決議においてコープランド市議会は賛成6票・反対1票<sup>69</sup>、アラデール市議会は賛成5票・反対2票<sup>70</sup>で移行に賛成したが、カンブリア州議会は賛成3票・反対7票でこれを否決した<sup>71</sup>。反対理由には撤退権への不安の他、観光業への影響の懸念や地層環境への不安などが挙げられた。パートナーシップ構成当時の取り決めに基づき、この時点で3自治体すべてのプロセスからの撤退が決定した。

なお2012年5月11日には、ケント州シェップウェイ市<sup>72</sup>が最終処分施設建設に向けた勉強の機会を設けるため、MRWSプロセス参加への関心表明を検討し始めていた。検討を主導したプロジェクトグループ<sup>73</sup>は、最終処分施設が立地すれば、数百人規模の雇用創出やインフラの改善、建設業への投資増大や、政府からの便益パッケージなどによる経済的便益があると説明していた。しかし州内からは反対の声も聞かれ、州議会の Paul Carter 議員は非常に強い反対の意を表明し

---

が労働党であった選挙前とは大きく変わり、人数が倍に、そしてその過半数は保守党の議員が占めることとなった。

<sup>67</sup> iTV Report 2013年2月7日 “Exclusive: Cumbria County Council Cllr Tim Knowles quits”

<sup>68</sup> カンブリア州議会議事録 2013年1月30日

<sup>69</sup> コープランド市議会議事録 2013年1月30日

<sup>70</sup> アラデール市議会議事録 2013年1月30日

<sup>71</sup> カンブリア州議会議事録 同上

<sup>72</sup> 同市には現在稼働中の原子力発電所が2基（Dungeness A と Dungeness B）あり、これらは2018年か2023年には廃炉となることが決まっている。

<sup>73</sup> このグループの代表はシェップウェイ市（ディストリクト）議会の保守党議員デイヴィッド・ゴドフリーだった。

ていた<sup>74</sup>。検討を開始してから2ヶ月の間、地元紙やウェブサイトへの情報の掲載や、住民・地元企業・下部<sup>75</sup>議会に案内書の送付を行ったほか、1週間におよぶ展示会を行い、プロジェクトメンバーや DECC・NDA の職員と直に会話できる機会を用意した。しかし7月に至って住民投票を行ったところ、住民の63%が関心表明に反対、33%が賛成しており、地元企業は50%が反対、45%が賛成していた<sup>76</sup>。

この後ケント州議会に関心表明に向けた審議が行われ、その結果賛成13票・反対21票で否決となり、シェップウェイ市の関心表明はなされなかった。

反対票を投じた議員らは、審議に駆け付けた数多くの反対派の住民の意見を無視することができなかったと述べている。また、Carter 議員は州議会への報告書<sup>77</sup>の中で、ケント州は雇用創出効果から見れば、シェップウェイ市に最終処分施設ではなく新しい原子力発電所（"Dungeness C"）を招致すべきだとしていた。

## 2.3. 政治過程の因果関係分析と本質的要因の導出

### 2.3.1. インタビュー調査

本研究では、英国における放射性廃棄物処分事業に関する事実関係やそれらの社会的・政治的背景、議論の経緯や関係者の考え方・立場を明らかにしていくため、インタビュー調査を行った。事業に実際に携わった人々に話を聞くことで、実際に当時何が起こっていたのか、また彼らが事業に対してどのように感じ、考え、行動をしていたのかということを確認した。インタビュー調査は2015年7月および11月から12月の2回にわたって英国で行われ、以下が実施したインタビューの日時および対象者である。インタビューに際し事前にいくつかの質問事項を準備していたが、基本的には自由に議論を行う形式でインタビューを進めた。また、インタビューはそれぞれおよそ1時間から2時間程度にわたって行われた。

表2 インタビュー調査概要

第1回調査 (7月5日～ 12日)	インタビュー対象者	所属	場所
7月6日	Dr. Philip Johnstone	SPRU 研究員, Sussex University	Brighton Sussex University
7月8日	Pr. Andrew Blowers	第1期 CoRWM 委員	Bedford

<sup>74</sup> BBC News, 2012年5月16日付より「このありえない提案に反対するためであれば、どんなことでもするし、どんな手段を使ってでもこの提案を廃止に追い込む」「ケント州の住民らも私の恐怖を共有しているに違いない。」

<sup>75</sup> ディストリクトの下部にはパリッシュとタウンが混在している

<sup>76</sup> BBC News, 2012年9月11日付、同12日付、DECC, 2013, "Managing Radioactive Waste Safely: Implementing geological Disposal Annual report April 2012 – March 2013"による

<sup>77</sup> Carter 議員のケント州議会への意見表明書, 2012年7月19日,  
<https://democracy.kent.gov.uk/documents/s32944/Possible%20Nuclear%20Waste%20Facility%20in%20Shepway.pdf>

7月10日	Mr. Pete Wilkinson	第1期 CoRWM 委員, 環境団体 Greenpeace UK 共同創始者	Ipswich
	Mr. Martin Forewood	環境団体 CORE スポークスマン	Ipswich (電話)
日本での調査			
10月23日	A氏		東京大学
第2回調査 (11月22日 ~12月2日)			
11月23日	Mr. Martin Forewood	環境団体 CORE スポークスマン	Seascale Calder House Hotel
11月24日	Pr. Gregg Butler	第3期 CoRWM 委員	Preston IDM Ltd. オフィス
11月25日	Dr. Jason Chilvers	University of East Anglia, School of Environmental Sciences 研究員	Norwich University of East Anglia
11月26日	Pr. Gordon McKerron	第1期 CoRWM 議長 Sussex University	Brighton Sussex University
11月27日	Dr. David Collier Mr. Fred Barker	第1期 CoRWM 委員	Bristol
11月30日	Pr. Bill Lee Pr. Laurence Williams	第2期 CoRWM 委員 第3期 CoRWM 議長	London Imperial College London
12月1日	Pr. Ray Kemp	第1期 CoRWM アドバイザ ー Ray Kemp Consulting Ltd. コンサルタント	London Rhodes Hotel
追加調査			
12月4日	Dr. Phil Richardson	第1期 CoRWM アドバイザ ー	Skype

		Galsion Science Ltd. コンサルタント	
--	--	---------------------------------	--

・第1回現地調査

- A. Johnstone 研究員は、第1期 CoRWM 議長であった Gordon MacKerron 氏と同じサセックス大学にて同氏のもと、英国において”Nuclear Renaissance”と呼ばれる原子力の国際的な再評価の流れがどのように影響したのかを研究している。  
インタビューでは、CoRWM が英国の放射性廃棄物処分問題に与えた影響や、放射性廃棄物処分事業に進展を阻んでいる要因について議論を行った。
- B. Blowers 教授は Open University 名誉教授（社会科学）である。特に放射性廃棄物問題に関連した環境政策について長年研究しており、第1期 CoRWM の委員も務めていた。  
インタビューでは、CoRWM の活動の設計にあたって委員らが共有していた思想や原則、活動での民衆との対話の様子などを中心に聞き、その活動の過程や結果が英国の放射性廃棄物処分事業の進展にどのような影響を及ぼしているのか、さらに、今後の事業はどのような展開を見せるのかについても聞いた。
- C. Wilkinson 氏は環境団体 Greenpeace UK の共同創始者の一人であり、英国の原子力に関する問題について環境保護の観点から長年活動を行ってきた。放射性廃棄物の海洋投棄への反対運動にも関わっていたという。また、第1期 CoRWM の委員も務めた。  
インタビューでは、CoRWM という政府派生の機関の委員を環境団体出身の人物が務めることになった背景や、環境保護の視点からの CoRWM の活動、ならびにその後の政府の放射性廃棄物処分問題への対応の評価を、新規原子力発電所建設計画の勃興に絡めて聞いた。
- D. Forewood 氏は環境団体「放射能環境に反対するカンブリア市民（Cumbrians Opposed to a Radioactive Environment; CORE）」代表。  
インタビューでは 1997 年と 2013 年の 2 回の立地選定プロセスにおけるカンブリア州民の反応などを聞いた。

日本での調査

- E. A 氏は以前 JAEA に在籍していたとき、英国における放射性廃棄物処分施設の立地選定プロセスを報告書にまとめた人物である。  
インタビューでは、英国政府や公的機関が公表している報告書からは確証が持てない、英国の放射性廃棄物処分問題に対する隠れた意図についての意見を聞いた。

第2回現地調査

- F. Forewood 氏に直接会ってインタビューを行い、2013 年のカンブリア州による移行決議の否決に至るまでカンブリア州民・議員らの態度形成はどのようなものであったかを聞いた。また、1 万人以上が働いていると言われるセラフィールドでの労働組合が議員の態度形成や決議に与えた影響について、および、長年の原子力との共存の歴史があるにも関わらずカンブリア州が 2 度の立地選定を拒んだ理由についても聞いた。
- G. Butler 教授はマンチェスター大学で教鞭をとり、Integrated Decision Management Ltd. の

局長として働く傍ら、第3期 CoRWM の委員も務めている。

インタビューでは、英国の放射性廃棄物処分事業を過去から一貫して見たときの、政府の問題認識と実際の問題との間にあるずれについて意見を聞いた。

- H. Chilvers 研究員はイースト・アングリア大学にて英国政府の科学政策について研究している。インタビューでは英国の一連の科学政策における CoRWM の位置づけと、今後の放射性廃棄物処分問題の展望について聞いた。
- I. MacKerron 教授はサセックス大学教授（科学技術政策）で、第1期 CoRWM の議長を務めていた。インタビューでは英国の放射性廃棄物事業における CoRWM の貢献度評価と、事業進展のための施策の可能性、また、CoRWM が設立されるにいたった背景について聞いた。
- J. Collier 氏は組織の意思決定やコミュニケーションに関する問題を扱うコンサルタント、Barker 氏は NuLeAF の執行役員で、両氏は共に第1期 CoRWM の委員を務めていた。特に Collier 氏は独立評価委員として同委員会の監督を行っていた。インタビューでは、1997年の失敗から2003年の CoRWM 設立に至るまでの政府の政策転換について詳しく聞き、また、両氏が任を解かれた第2期 CoRWM 以降の反省点についても意見を聞いた。
- K. Lee 教授は第2期 CoRWM の副議長、Williams 教授は第3期 CoRWM の議長であり、両氏はともにインペリアル・カレッジ・ロンドンで教鞭を執っている。インタビューでは第2期以降の CoRWM の活動内容と、現在政府が検討している地層処分の実施プロセスの改善案について主に聞き、今後の事業の展望についても意見を聞いた。
- L. Kemp 氏は Ray Kemp Consulting Ltd. のコンサルタントであり、長年放射性廃棄物処分問題に携わっている。2000年代前半までは英国で活動をしてきたが、現在ではオーストラリアの放射性廃棄物処分問題に助言を与えている。インタビューでは英国の放射性廃棄物処分事業がなぜ心配を繰り返すのかの根本的な原因について聞いた。

#### 追加調査

- M. Richardson 氏はもともと地層学者で、1990年前後の Nirex の立地選定から原子力業界に関与を始め、第1期 CoRWM のアドバイザーを務めたほか、現在「自治体の意思表示のための作業グループ」(Community Representation Working Group; CRWG) の委員も務めている。インタビューでは2回の選定失敗から判断した、CoRWM を初めとする改良プロセスの評価と、そのプロセスに至った経緯について詳しく聞いた。

### 2.3.2. 因果関係分析

#### 2.3.2.1. 分析の方法

1997年のカンブリア州議会による RCF 計画の拒否（以下1997年の失敗）、2013年のカンブリア州議会による MRWS プロセスからの撤退決議とそれに伴う MRWS プロセスの中断（以下2013年の失敗）、という本事例の結果に対して本質的な影響を与えた要因を特定するために、イ

インタビューの結果を受けて明らかになった英国の放射性廃棄物処分事業の政治過程の中から、事業の結果に影響を与えた出来事・考えなどを影響因子としてを抽出する。この抽出に当たっては、それら影響因子が地域住民や地方議員の態度形成に影響を与えていたということを読み取れる言説があるかどうか注目した。

### 2.3.2.2. 対象とする政治過程における影響因子の抽出

1997年の失敗と2013年の失敗のそれぞれについて、以下のように影響因子を抽出した。

#### ・1997年の失敗

- Nirexの研究・調査が不十分であったこと
- サイト選定作業が非公開であったこと
- セラフィールドが単独候補であり、複数の選択肢がなかったこと
- Nirex・政府への不信が強かったこと

#### ・2013年の失敗

- カンブリア州議会の議員同士が調整を行ったこと
- 政府が新規原子炉建設計画を推進していること
- パートナーシップの討議内でNDAの回答が曖昧であったこと
- 参加議会すべての賛成が継続の条件である合同パートナーシップを組んだこと
- カンブリア地区以外の地域が関心表明をしなかったこと

これらそれぞれの影響因子の背景や原因、およびその後への影響を次の節で明らかにするため、インタビュー結果および関連文献からの情報をもとに、因果関係を分析し、文章化と図化を行う。なお、因果関係図において、四角のノードは政策決定、角の丸い四角のノードは政策決定以外のイベント・事実、楕円のノードは動機となった考えを表している。また、抽出された影響因子のノードは太線で記した。また、直線は関係・包含を意味し、矢印は通常の線の場合は因果関係、点線の場合は結果、両端に矢印がついたものは相互作用を表している。

### 2.3.2.3. 1997年の失敗に関する因果関係の文章化と図化

- Nirexの研究・調査が不十分であったこと（図20）

放射性廃棄物処分の実施機関であったNirexには、「隠された政策的拘束」、すなわちセラフィールドを選定するようという拘束が課されていたと言われている<sup>78</sup>。原子力産業の中心であり、英国にある放射性廃棄物の大半がセラフィールドに保管されていることから、政府としてはセラフィールドに処分施設を立地させることが一番簡便だと考えていた。Nirexはセラフィールドの選定に向け、1987年からの調査では解明できなかった地層の不確実性について調査を行うべく、岩石特性研究所（Rock Characterisation Facility; RCF）の建設計画を1994年に提出した。しか

<sup>78</sup> Nirex, 2005, “Technical note: Review of 1987-1991 Site Selection for an ILW/LLW Repository”, p.19

し Nirex 内の意思決定は幹部とその周辺の専門家だけで行われており、作業に関わったスタッフや協力者の間で情報が共有されることがなかった<sup>79</sup>ことや地層の適切性についての説明に一貫性がなかったこと<sup>80</sup>から、RCF 計画検討のために開催された公聴会において議会側の専門家には、研究・調査のための期間が Nirex にとって十分ではなく、Nirex の専門知識も不十分であるとの認識をされることとなった<sup>81</sup>。これによって、公聴会は Nirex の RCF 計画を時期尚早だとして拒絶する考えをカンブリア州議会に提出した<sup>82</sup>。

また、次節で詳述するが、Nirex の選定作業が不透明であったために、適切な選定作業が行われているのか、選定を行っている Nirex は信用できる組織なのか、という疑問を住民や議員が持つことになった。この疑念が強まり、RCF 計画は安全ではないとの認識が人々の中で高まっていた。

カンブリア州議会はこの公聴会の結論を受け入れ、議会として RCF 計画を拒否する決議を行った。4 年の任期が終わりに近づき、次期選挙が迫っていた議員らは、住民からの支持を得るべく、事業が安全でないという住民らの認識を尊重して反対票を投じたと予想される。そして、実施機関である Nirex の専門性を外部の専門家が批判する結果になったため、Nirex への不信が募ることとなった。

---

<sup>79</sup> 同上, p.18

<sup>80</sup> 同上, p.19

<sup>81</sup> The House of Lords Science and Technology Committee, 1997, "Radioactive Waste – Where next?"

<sup>82</sup> McDonald, C. S., 1996, "Cumbria County Council Appeal by United Kingdom NIREX Limited"

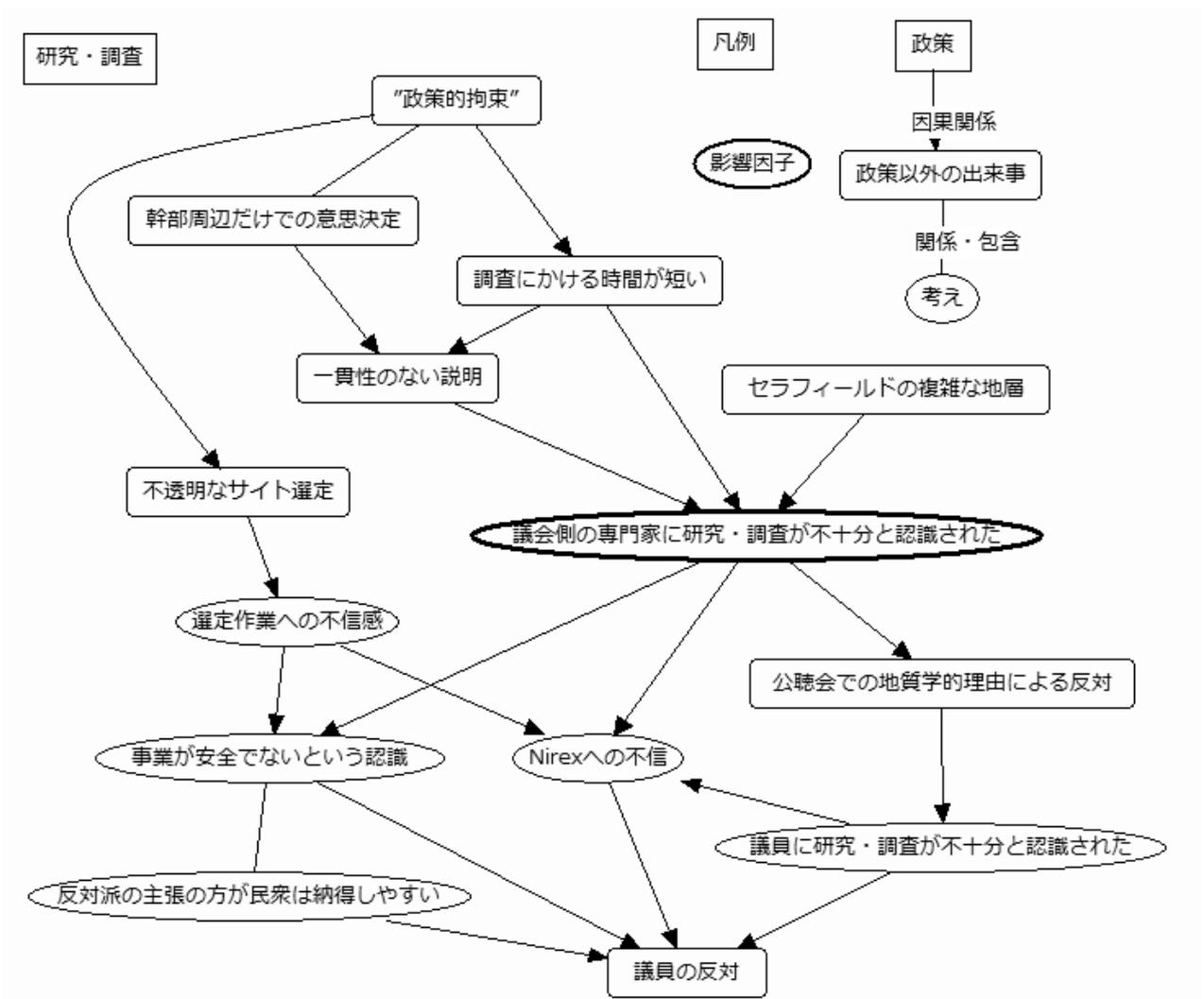


図 20 Nirex の研究・調査に関わる因果関係図

● サイト選定作業が非公開であったこと (図 21)

政府による政策的拘束を課せられていたため、Nirex はサイト選定作業において様々な制約のなかで候補地の絞り込み作業を行っていかねばならなかった。具体的な制約条件については明らかにされていないが、選定作業のための時間や、選定にあたっての情報公開などが、Nirex で選定作業にあっている職員が望むような内容のものではなかったと考えられる。また、サイト選定の結果は科学技術的に説明すればよいと考えられており、利害関係者との討議を行おうにもその専門家が Nirex にいなかったため、討議の準備ができなかった<sup>83</sup>。それゆえにサイト選定作業を非公開とし、ドーンレイとセラフィールドの 2 か所に候補地を絞ってから初めて候補地を公開することとなった。選定プロセスの他にも、選定基準の内容が絞り込みの過程で変更を加えられたなど、候補地の人々にとってはその選定作業がとても公正なものであるとは感じられなかった。

この不透明性や不公正さ、さらには選定作業中に候補地の人々が意見を述べ、反映させること

<sup>83</sup> インタビュー G

ができないこと、つまり自己決定ができない構造であったことから、Nirex への不信は強まった。さらに、Nirex が約束を果たさないかもしれないという不信が強まったことで、RCF 計画が実行されて地層の不適切性が判明すれば事業から撤退するという Nirex の主張<sup>84</sup>も信用できず、自己決定ができないという思いがより強まることとなった。候補地の人々を含めた関係者が作業に参加したり、相互調整したりする機会もなかったことから、候補地では事業に対する反感が強まっていた。

さらに、サイト選定作業が不透明であったことから、選定作業への不信感が募り、Nirex が実行に移そうとしている事業は安全ではないのではないかという認識が強まったことで、住民や議員は事業に否定的な態度を形成することとなった。

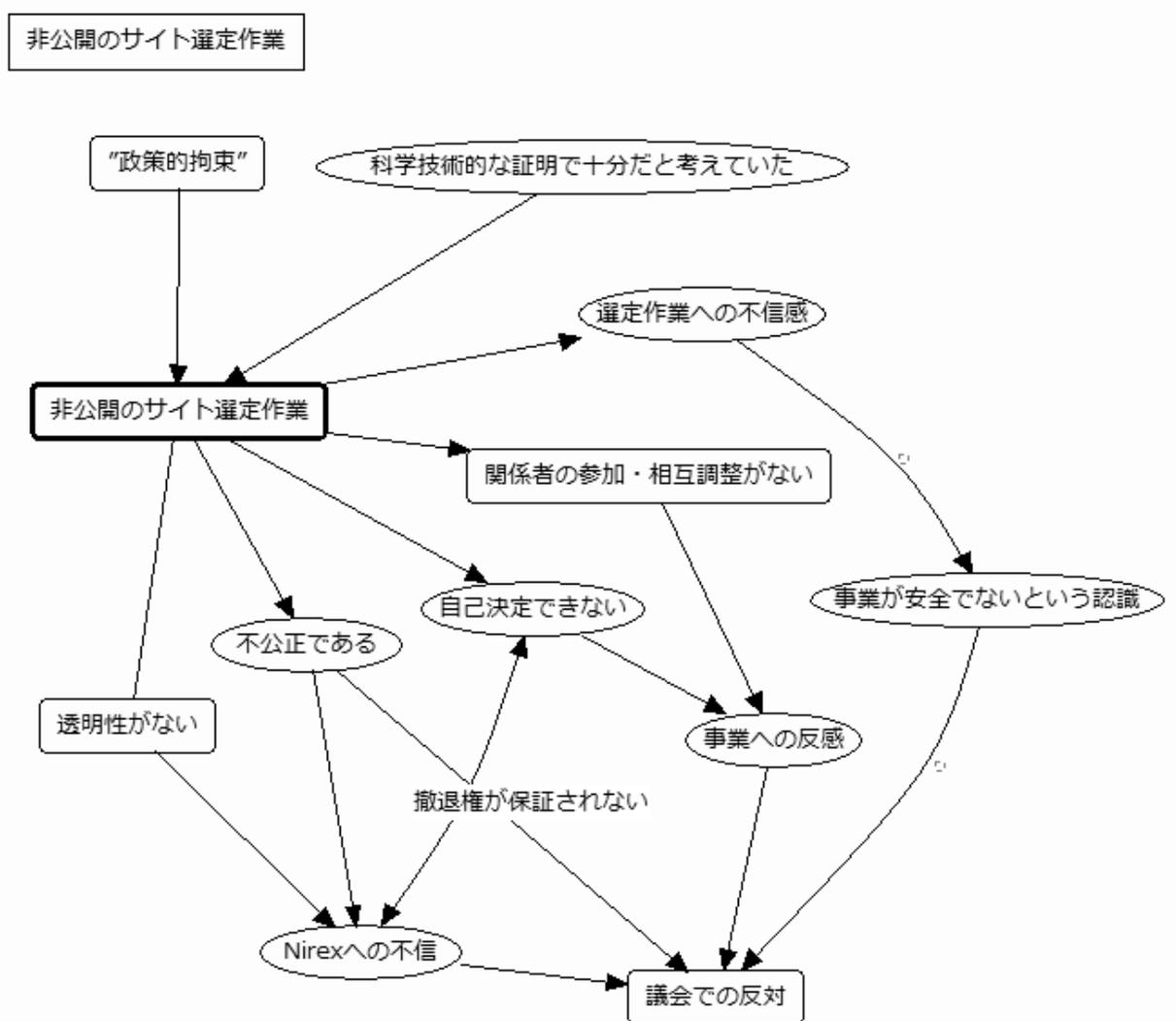


図 21 非公開のサイト選定作業に関する因果関係図

<sup>84</sup> Nirex, Folger 長官, “If planning permission is given for the Rock Laboratory and underground research shows subsequently that the site would not be suitable, Nirex would walk away”, <http://www.prnewswire.co.uk/news-releases/planning-inquiry-into-repository-site-was-thorough-says-nirex-158704065.html>

- セラフィールドが単独候補であり、複数の選択肢がなかったこと（図 22）

政府は放射性廃棄物処分施設の立地選定にあたり、最も成功可能性の高い地域を候補地にしたと考えていた。選定プロセスのどの時点でこの意思が明確になったかは定かではないが、1989年初頭ごろには、それまでは安全性や社会・経済・環境に対する影響、処分費用といった数値的評価を行っていたのから一転し、候補地の絞り込みにあたって「地元の支持が得られているかどうか」という基準を採用して、ドーンレイとセラフィールドの2か所のみで調査を継続することを発表した<sup>85</sup>。したがって Nirex は少なくともこの時点においては、候補地の原子力に対する親和性の高さが立地選定の成功に大きく影響するという意識をいたとと考えられる。

セラフィールドがあるカンブリア州では、戦前の軍需工場から、原子力燃料サイクルで使用されるほとんどの施設が立地している現代にいたるまで、長年にわたる原子力との共存の歴史がある。セラフィールドの原子力関連施設では1万人を超える従業員が働いていると言われており、原子力産業は西カンブリア地区にとって不可欠な産業となっている。それゆえにカンブリア州、特に西カンブリア地区の人々にとっては原子力に対する感情的反発が他地域に比べて低く、また、すでに低レベル放射性廃棄物処分施設が同州ドリッグに立地していることから、放射性廃棄物に対する受容度も高いと考えられていた。

この低レベル放射性廃棄物処分施設とセラフィールドの再処理施設・中間貯蔵施設とを合わせて、当時英国全体の放射性廃棄物の約60%がセラフィールドに保管されていた。これらを他の地域へ輸送する場合には、距離が遠くなるほど費用やリスクが高まると考えられる。

また、候補地を絞るにあたり、掘削調査を行うことはその地域の地質環境を知るにあたり不可欠ではあるものの、費用が高額であるため、政府・Nirexとしては掘削の回数を最小限に抑えたいという意見があったと考えられる。当然政府の予算には制約があったため、高い輸送リスクと費用がかかるセラフィールド外への放射性廃棄物移転は好ましくなく、他の地域の地質調査も可能な限り避けたいと政府・Nirexは考えていた<sup>86</sup>。

しかし、このセラフィールドが単独候補であるという事態になったために、セラフィールドの人々には一部不公平であると感じる人がおり、また、他の候補を考えずにセラフィールドにNirexが注力することを宣言していることから、Nirexのセラフィールド選定の意図が推測され、事業やNirexに対する反感が高まった。

また、セラフィールド周辺の地層が複雑であることは地質学の専門家を始めとして繰り返し指摘されており（Haszeldine et al., 1997）、英国にはセラフィールド以外に処分に適した地層を有する地域があるはずだ、との思いを持つ人々が多かった。にもかかわらずNirexはセラフィールドを単独の候補として選定を行ったために、Nirexやその背後にある政府に対して不信感が強ま

---

<sup>85</sup> Nirex, 2005, “Technical note: Review of 1987-1991 Site Selection for an ILW/LLW Repository”, p.7-15

<sup>86</sup> インタビューGより、政府は一貫してセラフィールドにしたいと考えていたため、プロセスの上では自治体の参加意思を募り、幅広く募集を行っていたものの、カンブリア州以外の自治体について利害関係者と協議の場をもっても「どうせセラフィールドを選定するのになぜ話をしに来たのか」と反感を買ってしまい、結局カンブリア州以外からの応募を取り付けるための十分な努力もすることができなかった。

り、議員らの反対票へとつながったと考えられる。

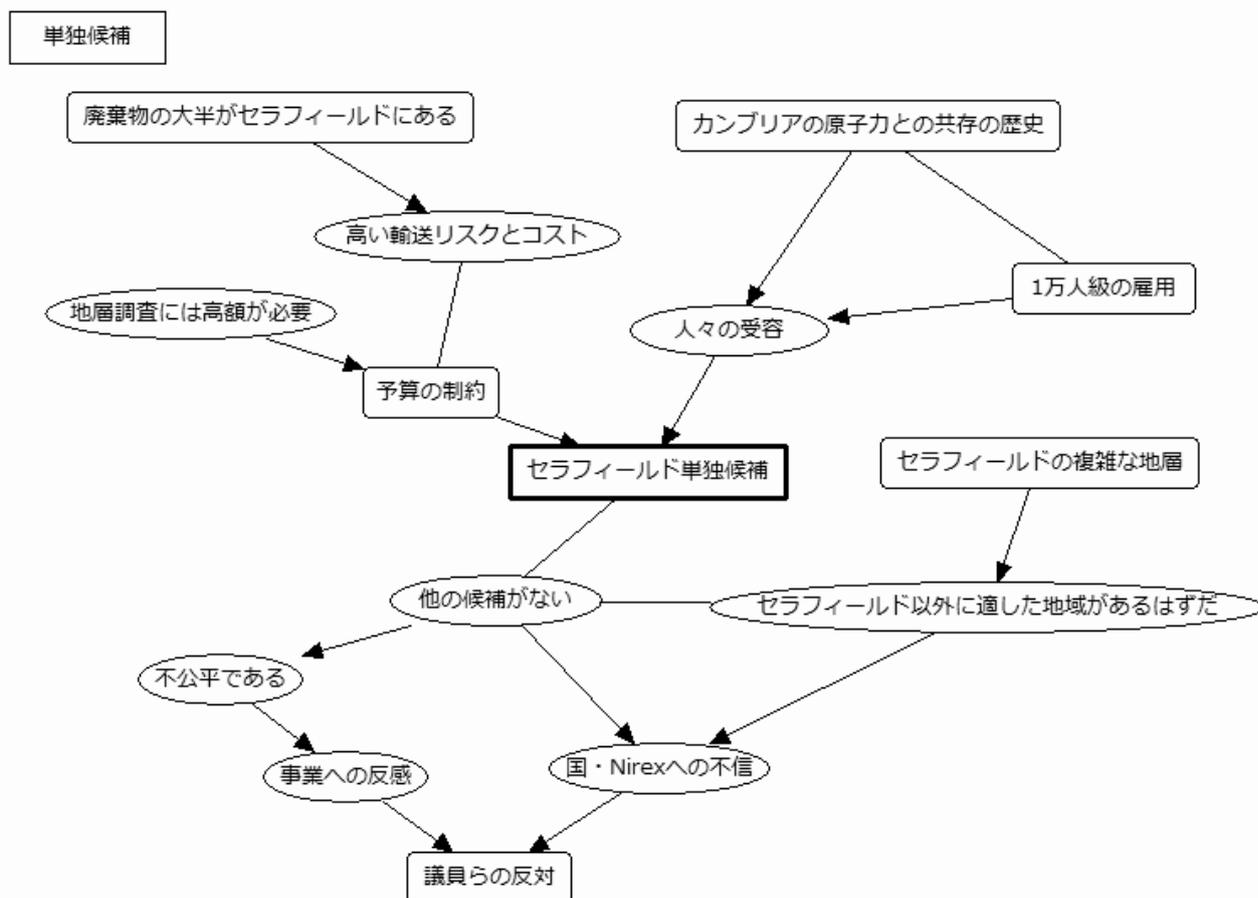


図 22 セラフィールド単独候補に関する因果関係図

● Nirex への不信が強かったこと<sup>87</sup> (図 23)

Nirex のサイト選定作業が非公開で不透明なものであり、不公正で自己決定ができない構造であったことから、カンブリア州の人々は Nirex への不信感を募らせていた。また、サイト選定作業に当たってセラフィールドの利害関係者らの参加や相互調整がなかったことに加え、地層学者の意見の対立から、地域の地層は危険であるとの認識が広くなされていたこと、公聴会での Nirex の振る舞いから、研究・調査が不十分であると認識されたこと、そしてセラフィールド以外に候補地がなかったことから、Nirex は信頼をされていなかった。事業主体が信頼されず、その背後にある国（政府）も同様に信頼をされていなかったため、人々は事業に不安・反感を覚えて反対の態度をとるようになり、また RCF 計画の検討のために設立された公聴会でも、Nirex の専門性への疑問から反対の態度が形成され、公式に計画を棄却すべきだとの勧告がなされたため、議会は RCF 計画を否決することを決めた。

<sup>87</sup> Nirex への不信は図 20 から図 22 で見た 3 つの影響因子のすべてと関係しており、独立した影響因子ではない。しかし、実施機関への不信感について整理しておくことは住民や議員の態度形成を理解する上で重要であると考えられるので、この節で説明を行う。

また、この背後には英国に慢性的に存在する政治・政治家への不信感があるといわれている<sup>88</sup>。英国の政治家はマニフェストを守らないと思われており、本当になすべき課題解決ではなく、自身の票の獲得につながるような課題解決ばかりを行うとの批判もある<sup>89</sup>。したがって、政治家が事業推進にあたって正義に訴えているとき、慢性的な不信感ゆえにその事業がきちんと遂行されることを信用できないという人は英国中に多いと考えられる<sup>90</sup>。

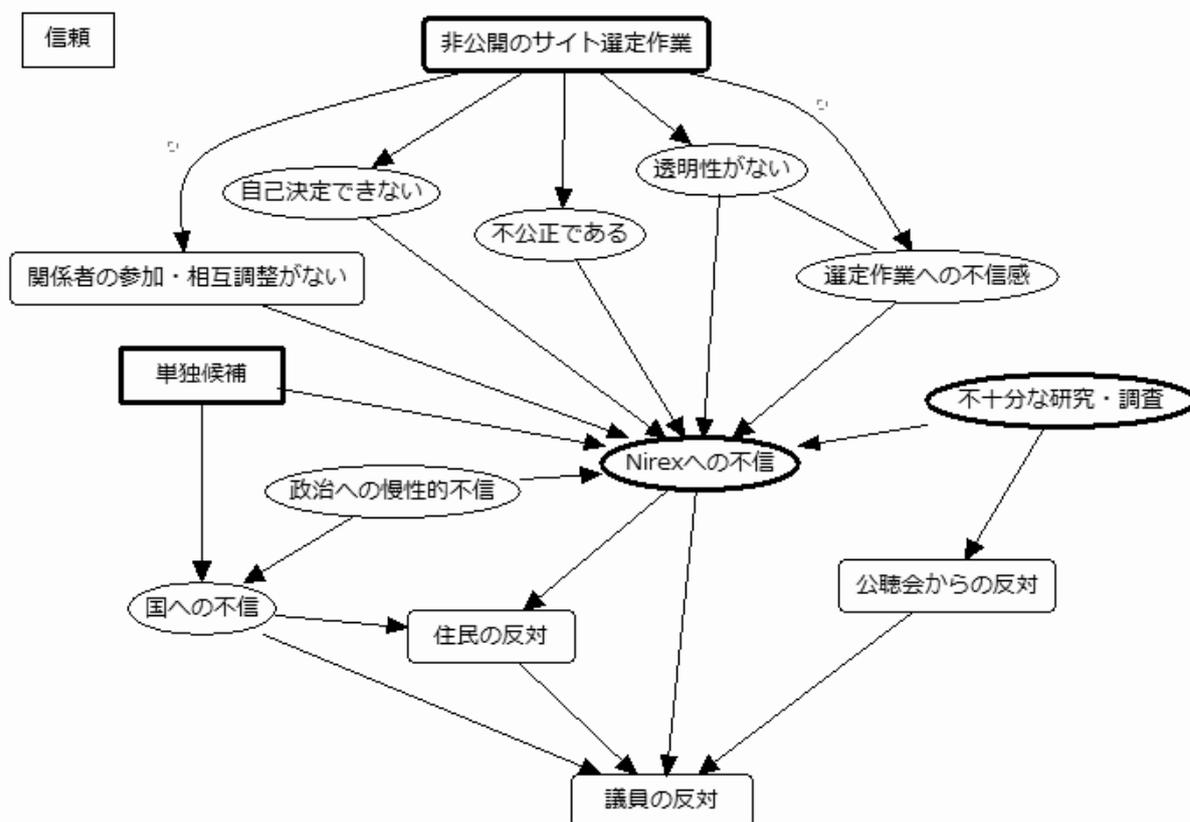


図 23 国（政府）・Nirex への信頼に関する因果関係図

#### 2.3.2.4. 2013 年の失敗に関する因果関係の文章化と図化

ここでは前節と同様の分析を、2013 年までのプロセスに対して行う。

<sup>88</sup> インタビューC, F, G

<sup>89</sup> David Collier

<sup>90</sup> 英国の世論調査会社 Ipsos MORI が 2009 年に行った、英国国民の政治家（MP）に対する信頼度調査では、75%もの回答者が「実際のところ政治家は信用できない」と答えている。また、62%は「政治家が自分の利害を党や選挙区の見解、国全体の利益よりも優先して考えている」と回答しており、同社もこの調査を終えて「一般的に英国の政治家は国民に信頼がおけるとは思われていないようだ」と結論づけている。RCF 計画の失敗からは 10 年以上後の調査であるが、長期にわたる政治不信はインタビューの言説からもうかがい知ることができ、当時も政治家に対する同様の不信感があったと予想される。

参考：Ipsos MORI, 2009, “Ipsos Mori Expenses Poll for the BBC: Trust & Influence – Trust in Government”, <https://www.ipsos-mori.com/researchpublications/researcharchive/2349/Ipsos-MORI-Expenses-Poll-for-the-BBC.aspx>

● カンブリア州議会の議員同士が調整を行ったこと

2013年1月30日当時、カンブリア州議会においてMRWSプロセスの第4段階への移行審議について議決権を有していたのは、州議会の閣僚(cabinet)10名であった<sup>91</sup>。このうちの一人、コーブランド選挙区出身で労働党に所属するTimothy Knowles議員<sup>92</sup>は、州議会にMRWSプロセスへの参加関心表明動議を提出した人物であり、コーブランド市への原子力関連施設の招致を積極的に行っていた。一方、州議会の議長であり、同時にカンブリア州保守党党首でもあったEddie Martin議員は、同年5月3日の議員選挙に立候補せず引退を表明したが、同年10月には、議員引退後顧問に就任した環境団体Cumbria Trustの代表としてラジオに出演<sup>93</sup>するなど、環境保護への強い意識を持っていた。

Martin議員と、州議会の副議長であったStewart Young議員(労働党)は1月30日の審議前に、他の議員に対して、「決議で反対票を投じてくれば我々は辞職する」との発言をした。さらに、議員らに対しては環境系の圧力団体から一部脅迫とも取れるメールが送られ、決議において反対するよう強く求められていたといわれている<sup>94</sup>。

ところでカンブリア州には、長年にわたる原子力との共存の歴史がある。同じ州の内部に原子力施設があるという状況を受け入れ続けてきたため、西カンブリア地域(コーブランド市、アラダール市)を除く4市の人々はセラフィールドの原子力施設に対して強く反対することはなく、むしろそれほど関心を持っていないといわれている<sup>95</sup>。このため1月30日の決議に関しては、Knowles議員の処分施設招致推進姿勢に比べ、Martin議員とYoung議員の声明や環境団体からの反対の声が影響力を持ち、さらにMartin議員が保守党党首であったということも手伝って、閣僚の過半数(6人)を占めていた保守党議員が全員反対票を投じ、議会がこれを否決することになった。

このような調整が州議会内部で起こった原因の一つには、NDAやCoRWMを含めた政府側組織と議員らとの間に信頼関係が築かれていなかったということがある。政府側の発言が本当に約束として守られるのかを議員らが疑わしく思ったために、政府の原子力政策を批判する環境団体らと議員の一部が接近した。地方政治がかなり積極的なロビー活動に支配されているという証言もこれを裏付ける<sup>96</sup>。それによって、1月30日の決議は机上調査への移行に関する決議であったにも関わらず、「カンブリア地域の地層に不安がある」という理由で議会はこれを否決することになったと考えられる。議員らが地層への不安を口にした背景には、1997年のRCF計画に関する公

---

<sup>91</sup> 参考資料の表 2013年1月30日カンブリア州議会MRWSプロセスからの撤退決議投票内訳(同日の議事録より推定)を参照のこと。

<sup>92</sup> BNFLに約20年勤め、原子力産業界との密接な関わりを持っており、州議会では交通・環境担当閣僚として原子力に関する問題も担当している。

参考：<http://www.cumbriafoundation.org/tim-knowles>

<sup>93</sup> 参考：

<https://mariannewildart.wordpress.com/2013/10/30/cumbria-trust-powerful-movers-and-shakers-oppose-the-nuclear-dump/>

<sup>94</sup> iTV 2013年2月7日 <http://www.itv.com/news/border/2013-02-07/exclusive-cumbria-county-council-llr-tim-knowles-quits/>

<sup>95</sup> インタビューF

<sup>96</sup> インタビューL

聴会の結論や、セラフィールドでの処分施設建設に反対し続ける専門家の存在<sup>97</sup>、環境団体からの声明などがあったものの、MRWS プロセスにおいて本格的な地質調査はこれ以前にはなされておらず、専門家や担当機関による調査の結果を受けて撤退を判断したというわけではないようである。

別の原因としては、大部分の議員らがこの事業に関して積極的な関与をしていなかったことが挙げられる。長年の原子力産業との共存の歴史があるため、これ以上原子力関連施設を受け入れるのは気が進まないという消極的な意識があったのか、もしくは事業に関心を見せることで支持を失うという危惧があったのかは推測の域を出ないが、結果的に反対票を投じた保守党の議員らを主として、事業に積極的な関与がなかったことは間違いないだろう。実際、MRWS パートナーシップの討議に参加した議員は数名いたが、そのうち州議会での議決権を持つ閣僚ポストに就いていたのは、MRWS プロセスへの参加に積極的であった Knowles 議員だけであった。

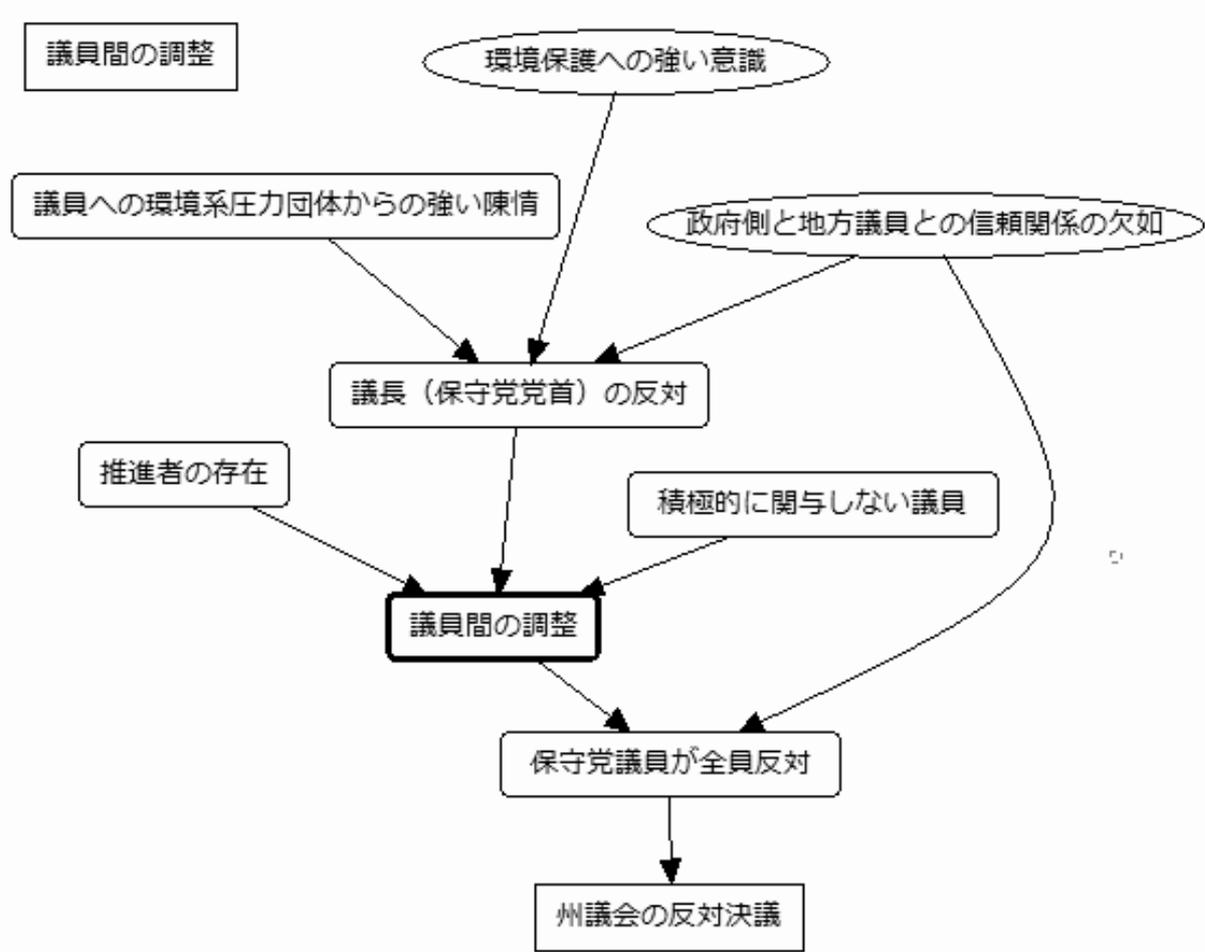


図 24 議員間の調整に関する因果関係図

- 政府が新規原子炉建設計画を推進していること

<sup>97</sup> エディンバラ大学の Stuart Haszeldine 教授、グラスゴー大学元教授の David Smythe 氏が筆頭である。

政府は 1997 年にセラフィールドへの RCF（岩石特性研究所）立地を拒否されて以来数年間、新しい原子力発電所は建設しない方針であった<sup>98</sup>。放射性廃棄物の処分計画が頓挫した以上、さらに廃棄物を排出することになる原子力発電所を建設することは、国民から強く批判されかねないからである。

ところが 2005 年になり、DTI（Department of Trade and Industry, 貿易産業省）はエネルギー政策に関する白書を発表し、エネルギー保障や低炭素社会の実現という観点から、原子力発電の経済性を見直し、再び英国で原子力発電所を建設し始める考えを示した（DTI 2005）。このころ国際的に気候変動に関する議論が盛んになっており、英国でも 2008 年には気候変動法（Climate Change Act 2008）を定めるなど、二酸化炭素排出量削減に意欲的な姿勢を見せていた。これによって原子力発電は気候変動への対応策であるとの認識を広め、将来的な原子力エネルギーに関する議論を英国内外で行うための素地が出来上がった（Bickerstaff et al. 2008）。

原子力エネルギーを再評価し新しく原子力発電所を建設しようとしていた政府にとって、放射性廃棄物の処分方法が定まっていないことは障壁になるため、政府は CoRWM が 2006 年に発表した放射性廃棄物処分についての最終提言（CoRWM 2006）を援用し、2008 年に政府白書（DECC 2008）を発表して放射性廃棄物処分の実施プロセスを開始した。ここで政府は、CoRWM の提言をすべて忠実に受け入れることをしなかったために、CoRWM の議論の正当性を傷つけたと批判されている<sup>99</sup>。たとえば、CoRWM は提言発表当時存在していた HLW と、当時存在していた原子力発電所から出ると予想されていた HLW のみ<sup>100</sup>を議論の対象としていたが、政府はこれらに新しくできる原子炉から発生する HLW も対象に加えて処分施設立地選定プロセスを開始した。これによって、もともとカンブリア州内に根強かったとされる中央政府への反感<sup>101</sup>が強まり、中央政府と州議会議員らとの間の信頼関係は非常に希薄なものとなった。これによって、州議会議員らは MRWS プロセスへの参加継続を拒否するという選択をしたものと考えられる。

---

<sup>98</sup> インタビュー G

<sup>99</sup> インタビュー C

<sup>100</sup> これらを合わせて「原子力遺産（nuclear legacy waste）」という。

<sup>101</sup> インタビュー G：中央政府から来た役人を指して「London Animals」という表現をしていた。

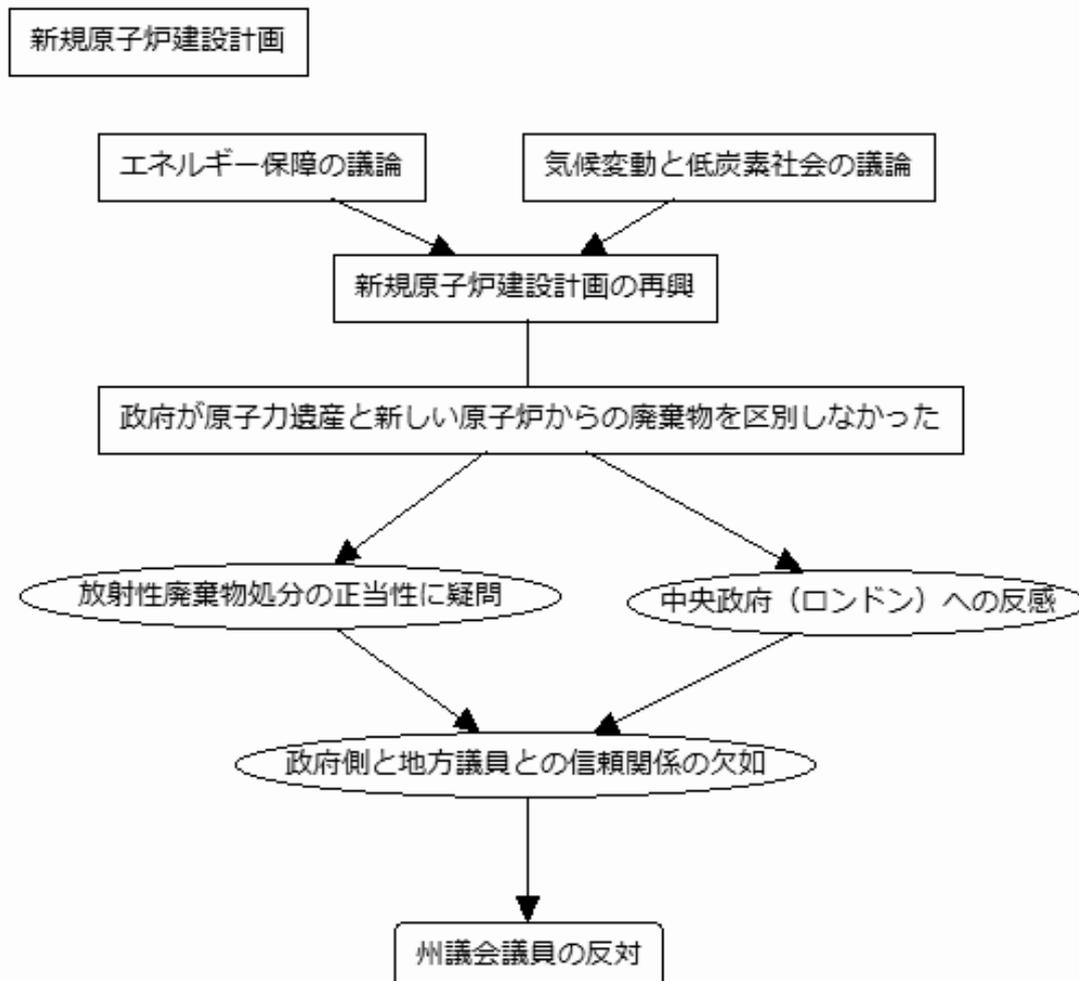


図 25 新規原子炉建設計画に関する因果関係図

- パートナーシップの討議内で NDA の回答が曖昧であったこと

カンブリア州議会は、MRWS プロセスへの参加如何に関わらず、セラフィールドへの投資を継続して行うようたびたび政府に求めていた<sup>102</sup>。再処理施設 THORP の廃炉を 2018 年に控え、経済構造に幾許かの変化が予想されるため、州議会は収入の確保を視野に入れて MRWS パートナーシップの討議に臨んでいたと考えられる。そのため州議会は政府・NDA に対し、最終処分施設がカンブリア州に立地した場合の具体的な補償の金額を示すよう求めていた。

また、カンブリア州議会は関心表明時よりプロセスからの撤退権を強く要求しており、討議中もたびたび撤退権に関する政府白書（DECC 2008）の解釈に疑問を投げかけていた。政府白書では第 5 段階（地層調査）が終了する時点までは参加自治体に撤退権が保証されると明記されているが、州議会はこれでは納得せず、政府に対してこれを法制化するよう求めていた。

一方で政府は、CoRWM の勧告に従い、自治体の参加意思とパートナーシップに基づいた選定作業を進めて行くことを重視しており、政府の干渉を少なく、討議の中でプロセスの詳細な部分

<sup>102</sup> カンブリア州議会議事録 2013 年 1 月 30 日

を議論し、確定させていくことを考えていたという<sup>103</sup>。したがって政府の担当機関 DECC の大臣であった **Baroness Verma** 議員は、便益や撤退権に関する州議会からの要求に対して「十分な額の補償を行う」「撤退権は存在する」という回答をするだけであった。パートナーシップに参加していた DECC 傘下の NDA も、討議中に候補自治体が呈した疑問に対して制度変更を以て答えるほどの権限は有しておらず、質問に対する回答も曖昧なものが多かったという<sup>104</sup>。**Verma** 議員の曖昧な回答からは、カンブリア州の人々が中央政府への反感を強めたことも予想される。

また、便益の具体的な金額を政府が提示しなかった背景には、放射性廃棄物処分に係る費用のための基金が存在しないことがあると考えられる。NDA の廃炉・放射性廃棄物処分費用は政府の毎年の予算から割り当てられているものの、日本やフランスのような継続的な収入を約束できる基金<sup>105</sup>は存在せず、それゆえ長期的な補償の約束が難しいと考えられる。

以上のことから、政府の処分施設立地選定事業実施の態度に対する不信・反感が高まり、州議会議員らの反対票につながったと考えられる。

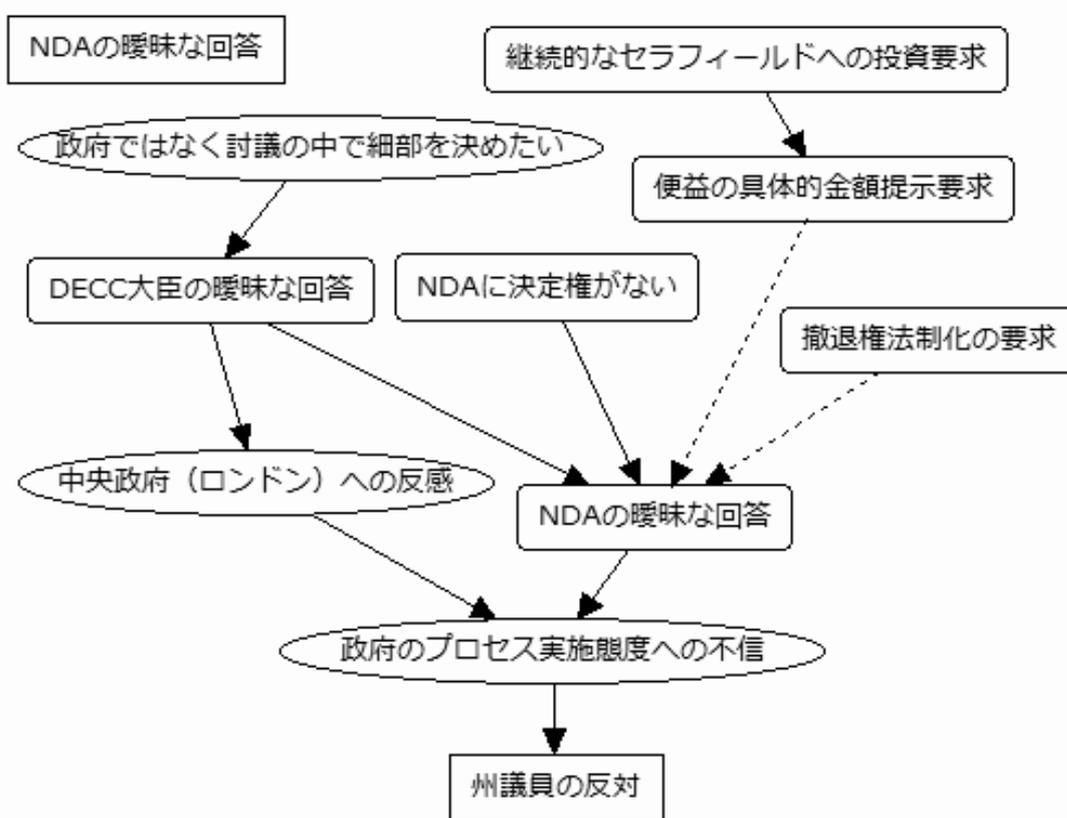


図 26 NDA の曖昧な回答に関する因果関係図

- 参加議会すべての賛成が継続の条件である合同パートナーシップを組んだこと

<sup>103</sup> インタビューM

<sup>104</sup> 同上

<sup>105</sup> 日本では電源三法に基づき、放射性廃棄物処分費用に係る費用は電気料金に上乗せされた分を基金に回すことで賄われている。

カンブリア州議会のプロセス撤退決議が 3 議会すべての撤退を招いたのは、西カンブリア MRWS パートナシップを立ち上げた際のの取り決めにおいて、3 議会すべての同意がなければ意思決定の各段階において次に進むことはできない、との約束がなされていたからである。1997 年の Nirex の失敗を反省し、CoRWM の勧告は参加関心表明をした自治体が政府・実施機関とのパートナーシップを構成して議論していくことを求めているものの、必ずしもそのパートナーシップが関心表明をしたすべての自治体を含めることは求められていない。CoRWM がこの勧告について議論する際に参考にしたベルギーの事例においても、パートナーシップは市レベルの自治体と政府との間で個別に組まれており、広域自治体である州議会はそこに関与していなかった<sup>106</sup>。しかしパートナーシップの組成時には、コーブランド市議会とアラデル市議会が「勝手な」判断で処分施設の招致を決定してしまわないよう、カンブリア州議会が最終議決権を持つような意思決定構造にすることを州議会が強く求めた。RCF 計画失敗の苦い経験がある政府は、公衆討議を重視していたため、これを否定しなかったと推測される<sup>107</sup>。また、計画や調査に関する許認可権は州議会が持っていたために、州議会の合意を得なければ事業が進められなかったという側面もある<sup>108</sup>。

これによって、コーブランド市議会とアラデル市議会はプロセスの第 4 段階への移行を可決したにも関わらず、カンブリア州議会の否決によって 3 議会すべてがプロセスから撤退することになり、この処分施設立地選定プロセスは中断することとなった。

---

<sup>106</sup> インタビュー M

参考：景山仁志他, 2014, 「地域の参加を取り入れた立地選定事例の調査—ベルギー、英国、スイスにおける立地選定プロセス—」, 独立行政法人日本原子力研究開発機構

<sup>107</sup> インタビュー E

<sup>108</sup> インタビュー G より

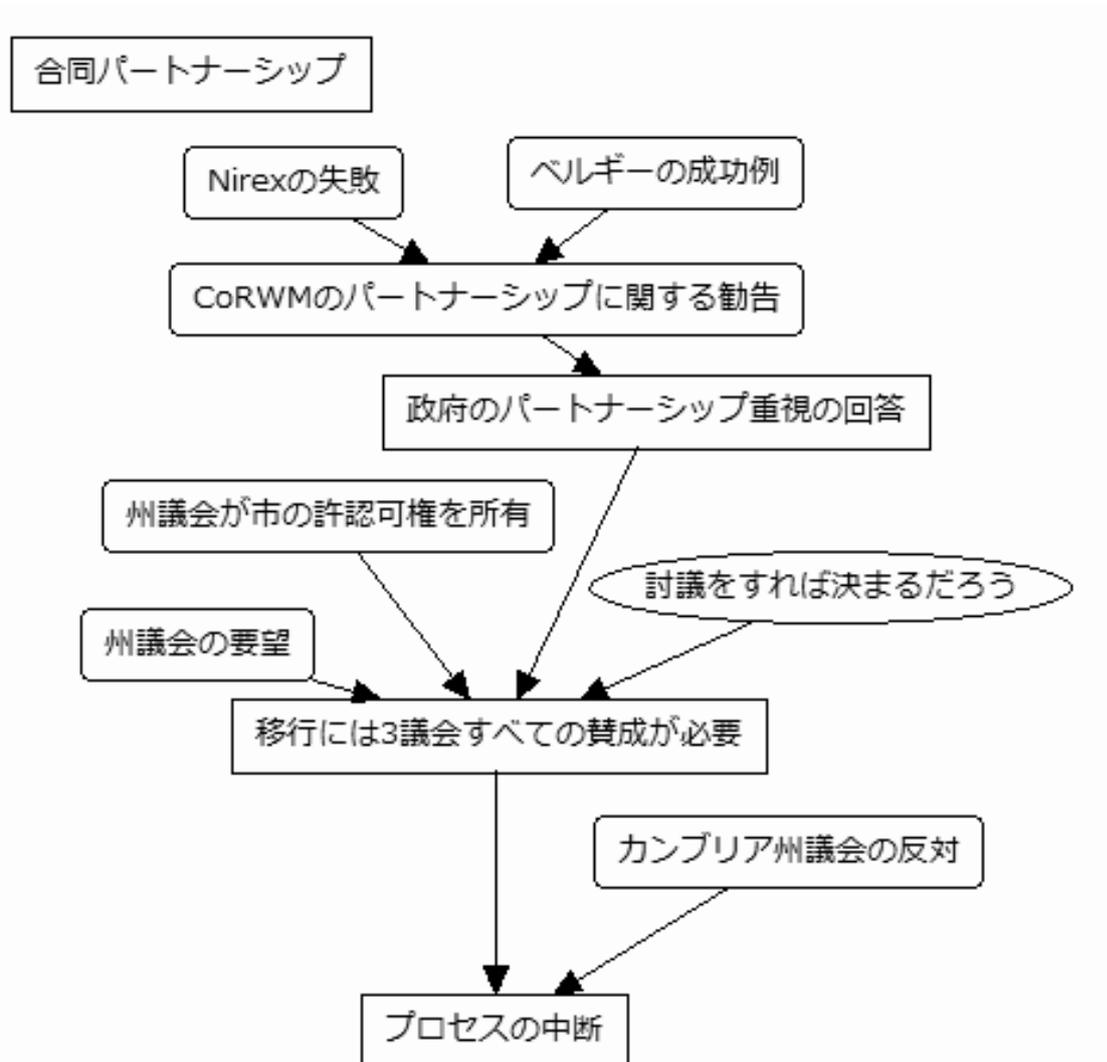


図 27 合同パートナーシップに関する因果関係図

- カンブリア地区以外の地域が関心表明をしなかったこと

セラフィールドは原子力との共存の歴史を持ち、すでに大量の放射性廃棄物を保管しているという特殊な状況下にあるため、政府にとっては最も処分施設の立地が容易に感じられる地域である。実際に、コープランド市とアラデル市という市（ディストリクト）レベルでは処分施設選定プロセスに対して好意的な意見が多く、2013年1月30日のプロセス撤退に関する審議においてもこの2議会は賛成多数で第4段階への移行を決定している。また、州議会のプロセス撤退決議後に当時のCoRWMが行ったアンケートに対して、コープランド市のシースケール・パリッシュ議会<sup>109</sup>は、政府が処分施設選定のために西カンブリア地域で行ういかなる討議に対しても好意的に受け入れるつもりであると回答している<sup>110</sup>。西カンブリア地区の2市（ディストリクト）議

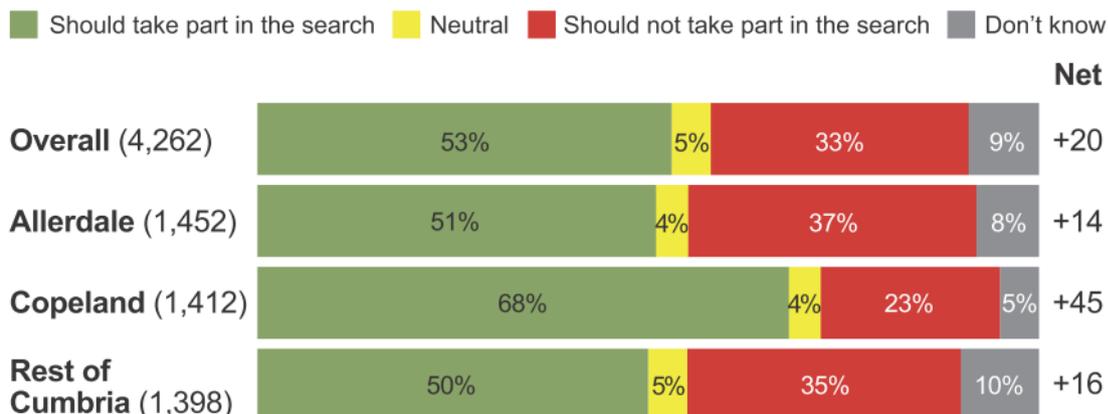
<sup>109</sup> Copeland District の下部自治体 Seascale Parish。セラフィールドの原子力施設が立地している自治体である。

<sup>110</sup> CoRWM, 2013, “Summary of Analyses for CoRWM: Key Themes From Call for Evidence Responses to review of GDF

会が MRWS プロセスとその先の最終処分施設の受け入れに好意的であることは、インタビューからも数多く聞かれた<sup>111</sup>。さらに、西カンブリア MRWS パートナーシップ内で世論調査会社 Ipsos MORI が実施した住民の意見調査によれば、コープランド市の住民の 68%、アラデル市の住民の 51%が、プロセスの第 4 段階に進むべきだとの回答をしている<sup>112</sup>。

### Continue or stop the search?

Q4. From what you know at the moment, do you think that XXX<sup>47</sup> council and XXX council should or should not take part in the search for a suitable site in XXX for a deep underground disposal facility for higher activity radioactive waste?



Base : All respondents (see above). Source: Ipsos MORI

図 28 西カンブリア MRWS プロセス第 4 段階移行に関する意識調査 (Source: Ipsos MORI 社のアンケート結果)

その一方で西カンブリア以外の地域は放射性廃棄物に否定的である。MRWS プロセスの参加関心表明を検討したケント州シェップウェイ市を見ても、原子力発電所招致の方が経済的便益という点では優先度が高く、同市にはすでに原子力発電所が 2 基稼働しているにもかかわらず放射性廃棄物への否定的感情が住民や議員の間に根強かったため、関心表明を断念している。その他の地域がこのプロセスに対して関心表明を検討したという情報はなく、カンブリア州は処分施設立地選定における実質的な単独候補であった。

カンブリア州のなかにはこの事態を否定的にとらえる声もあり、政府に「プラン B」が存在しないとの批判が上がっている<sup>113</sup>。多額の費用がかかる事業であるにもかかわらず、カンブリア州の 3 候補自治体がプロセスを撤退した場合の第二の策を政府が明確にしないことで、カンブリア州の人々は政府がセラフィールドに最終処分施設を立地させたいと考えているとみなし、政府への不信感や反感を募らせることとなる。さらに、開かれたプロセスであるにもかかわらずカ

Siting Process”

<sup>111</sup> インタビュー B, C, E, G, L, M

<sup>112</sup> The Final Report of the West Cumbria Managing Radioactive Waste Safely Partnership; Aug. 2012

<sup>113</sup> Telegraph 紙 2012 年 11 月 7 日付

ンブリア地域の自治体しかプロセスに参加しなかったことで、不公平感を感じる人もいた<sup>114</sup>。

そして、カンブリア地区が実質的な単独候補であり、他の地域からの関心表明がないと議員らが感じていることから、事業が一旦はじまれば政府は選定を急ぎ、撤退ができなくなるのではないかという疑念があると予想される。この危惧から議員らは事業に参加するにあたって落ち着いた議論をすることを嫌がり、放射性廃棄物処分問題そのものへの関与を忌避していると考えられる。こうした議員らの存在が図 3-5 の「積極的に関与したくない議員」として議員間の調整を可能にし、カンブリア州議会の反対決議を招いたと考えられる。

これらの理由からカンブリア州議会は MRWS プロセスからの撤退を決めた。

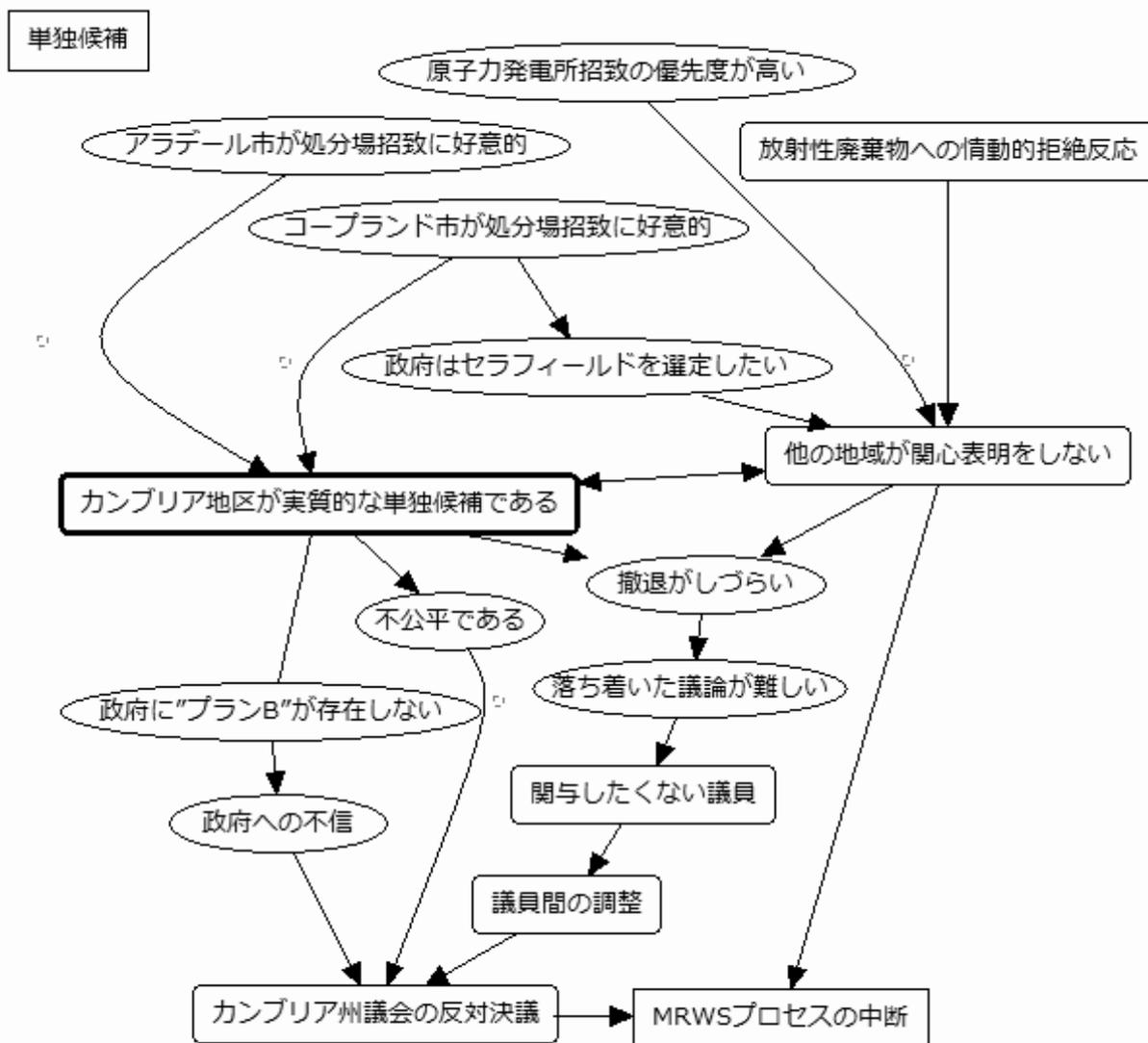


図 29 単独候補に関する因果関係図

### 2.3.3. 本質的要因の特定

前節では立地選定失敗という結果を招いた事象の特徴を抽出し、それぞれの特徴と、意思決定

<sup>114</sup> カンブリア州議会議事録 2013 年 1 月 30 日付

者の態度形成との間の因果関係を文章と図によって表現した。本節では、それぞれの因果関係図を上流にさかのぼり、各事象の特徴を与えた、すなわち最終的に英国の放射性廃棄物処分事業の失敗をもたらした本質的要因を以下のように導出した。

1997年

- 政府が Nirex に政策的拘束を課したこと
- Nirex の意思決定が閉鎖的であったこと
- 政府や Nirex が立地選定事業を技術的な問題だとみなしていたこと

2013年

- 新規原子炉建設計画による正当性の毀損
- 中央政府内の意思が不統一であったこと
- カンプリア地区が実質的な単独候補であったこと
- 州議会が最終責任を負う構造

本節ではこれら支配的要因が結果に対してどのように影響を与えたのかについて記述する。なお実際には複数の要因が互いに影響を及ぼしながら最終的な結果につながったと考えられるが、ここでは各要因を独立したものとして扱い、そのそれぞれの影響を考察することとする。また、因果関係図を上流にさかのぼる際、すでに存在する放射性廃棄物など、放射性廃棄物処分事業に関する政策では動かしがたい事実に基づく要因については省いた。したがって一部、因果関係図の最上流には位置しない本質的要因も含まれる。

### 2.3.3.1. 1997年の失敗の本質的要因

- 政府が Nirex に政策的拘束を課したこと

政府は立地選定事業を成功させるため、地理的・歴史的状況や地域住民の受容度の高さへの期待から、セラフィールドを最終処分施設立地候補地として選定したいと考えていたことが報告書などから読み取れる。この選定の実施を担った Nirex は、初期段階において専門家に地層スクリーニング作業を行わせ、有力な候補サイトの絞り込みまでを担当させたが、そのために用意された期間は非常に短く<sup>115</sup>、かれらの専門知識・能力や、その当時の地質学・原子力工学の限界から判断すれば、セラフィールド周辺の地層の安全性を立証するには不十分であったといえる。これによって Nirex が十分説得力のある説明を構築できなかったのみならず、調査期間の短さから Nirex が本当にきちんと調査をやっているのか、という Nirex 自身への不信感も強まった。さらに、Nirex は選定作業にあたって情報を公開しようとしていた<sup>116</sup>ものの、政策的拘束を課せられていたために情報は Nirex 社の内部にとどめられ、不透明な選定プロセスが取られることとなっ

---

<sup>115</sup> 最初期の絞り込みは実際に現地に赴いての調査すら行わず、担当のコンサルティング会社のスタッフや専門家の口頭での助言をもとに2日間で終えたと報告書にある。

<sup>116</sup> 1987年には情報公開を実施するための協議文書を Nirex が発行している。

参考：Nirex, 1987, “The Way Forward – A Discussion Document”

た。公聴会においてこれらの問題点が噴出し、州議会・環境団体側からの強い批判を受けたため、事業は失敗に追い込まれた。

また、セラフィールドを選定せよとの政策的拘束を Nirex に課していたことに加え、掘削を伴う詳細な調査を行うには高額な費用がかかるということが認識されていたため、セラフィールド以外の候補地の検討はあまりなされず、不公平であるとの思いもカンブリアの人々に抱かせることになった。政府が Nirex に拘束を課していたことは、Nirex の組織体質的な問題とは別の側面であり、事業を失敗に導く本質的要因の一つであったと考えられる。

- Nirex の意思決定が閉鎖的であったこと<sup>117</sup>

Nirex の意思決定は、主に少人数の幹部によって行われていた。地層スクリーニング作業で 500 か所以上の候補地から最終的に 1 か所に絞り込んでいく過程においても、担当のコンサルティング会社と一部の専門家が口頭で助言した内容に基づいて幹部が判断し、約半数にまで絞ったと言われている。また、調査作業を行ったスタッフやコンサルタントの間で情報共有がなされることはなく、Nirex の意思決定の過程は作業に関わった人々の多くにとっても不透明なものであった。このため、Nirex が決定した事項に対して組織内で反省が行われる機会に乏しく (Atherton 2001)、公聴会などにおいて一貫した説明を行うための準備が不足し、外部の専門家などから批判を受けることになった。

実際に Smythe (2015)<sup>118</sup>は個人でサイト選定作業を検証し、セラフィールドは処分に適切な土地ではなく、地層スクリーニング作業当初の選定基準に従えば、ノーフォーク州スタンフォードを地質学的な最適点だと選定すべきだったと結論付けていた。このような専門家からの反対意見が Nirex の意思決定に反映されていなかったことが、実施機関の組織の体質的な問題として、事業を失敗に導く本質的要因の一つであった。

- 政府や Nirex が立地選定事業を技術的な問題だとみなしていたこと

Nirex が 1987 年から 1991 年に行った立地選定プロセスは、同社が後に公表した報告書 (Nirex, 2005) の中で反省しているように、候補地リストや絞り込みの際の判断基準など、公正な絞り込み作業においては市民が知りたいと思う情報のほとんどが非公開のまま進められていた。このようなプロセスが取られた理由の一つは、Nirex がサイト選定を科学・技術的な問題であると認識していたからである<sup>119</sup>。この不透明さによって、知らないうちに候補地に選定されていた地域の人々にとっては突然 Nirex がやって来て放射性廃棄物処分のための施設を作ると言われたに等しい状況が作り出され、人々はこれに強く反発した<sup>120</sup>。一度議会から計画を拒否され、Nirex が弁明する機会を得た公聴会においては、Nirex の RCF 計画が組織の専門的能力に照らして時期尚

---

<sup>117</sup> Nirex, 2005, “Technical note: Review of 1987-1991 Site Selection for an ILW/LLW Repository”, p.7-15

<sup>118</sup> ネグラスゴー大学の地質学教授。参考：Smythe, 2015, “Nuclear Waste Disposal in West Cumbria: Summary”, <http://www.davidmysmythe.org/nuclear/nuclear.htm>

<sup>119</sup> Nirex, 2005, “Technical note: Review of 1987-1991 Site Selection for an ILW/LLW Repository”, p.17

<sup>120</sup> インタビュー D

早であると結論づけられ、Nirex に対する感情的反発も相まって、議会の反対を導くことになった。このように情報を人々から秘匿することはかれらの反感を買うことにつながり、理性的な議論の余地をなくすことになる。さらに、不透明であることは組織内での意思決定の足跡を記録する動機を減らすことにつながり、組織の体質の不健全化にもつながる<sup>121</sup>。このことを理解し、立地選定プロセスに反映させることができなかつたために、1997 年に事業は失敗することとなった。

なお、科学技術的な正当性を示すことができれば立地選定は成功すると考えたものの、住民の反対に遭い失敗し、住民への情報公開や住民参加型の意思決定の重要性が発見される、というケースは他国でも頻繁にみられている<sup>122</sup>。

### 2.3.3.2. 2013 年の失敗の本質的要因

#### ● 新規原子炉建設計画による正当性の毀損

気候変動に伴う低炭素社会実現への希求や、エネルギー保障に関する国際的な議論の流れを受け、英国政府も 2005 年から原子力発電を再評価し、新規原子炉建設計画を推進し始めていた。計画が公になったのは第 1 期 CoRWM の活動中であり、放射性廃棄物処分が目途が立っていないにもかかわらず、新たに放射性廃棄物を排出する計画を進めるといったことはどういうことか、という批判が相次いだ。CoRWM は議論の対象を当時存在する、または発生が想定されている放射性廃棄物に限定することで自身の正当性を保ったが、以後放射性廃棄物処分は原子力発電と分けて議論することが困難になった。

候補地として関心表明を行っていたカンブリア州の人々の中には、自分たちが放射性廃棄物を受け入れることで原子力発電所の建設が推進されてしまうということを快く思わない人もいたと考えられる。特に環境団体の人々にとってはこの事業に反対する大きな理由の一つとなり、2013 年 1 月 30 日の決議前の陳情に結びつくこととなった。また一般の市民にとっても、放射性廃棄物の受け入れを要請しておきながら一方では放射性廃棄物の排出量が増える政策を推進しているという事態は肯定しがたく、中央政府に対する不信や反感につながったことも想像に難くない。

さらに、新規原子炉建設計画が持ち上がったことで、カンブリア州以外の自治体にとっては放射性廃棄物の受け入れよりも原子力発電所を受け入れた方がより大きい便益を得られるとの理解に至り、西カンブリア地区の実質的な単独候補という状態を招いたと考えられる。実際、関心表明を検討したものの住民の反対に遭い断念したケント州シェップウェイ市の議員は、放射性廃棄物処分施設を受け入れるよりは原子力発電所を受け入れた方が市の発展のためになる、と発言している<sup>123</sup>。

このようにカンブリア州の人々からは反感を買い、カンブリア州以外の人々からは放射性廃棄

---

<sup>121</sup> 印南（1999）は、一般に組織が個人の能力の限界を超えた事業を行うには、意思決定の分業と統合が必要であるとし、その統合にあたっては「組織構成員がお互いに意思を通じ合って連携する必要がある」と論じている。

参考：印南一路，1999，「すぐれた組織の意思決定：組織を生かす戦略と政策」，中央公論新社

<sup>122</sup> インタビュー J

<sup>123</sup> 2.5.節参照

物の受け入れを遠ざける結果になったため、州議会によるプロセス撤退決議、そしてそれに伴うプロセス全体の中断に至ったと考えられる。

- 中央政府内の意思が不統一であったこと

西カンブリア MRWS パートナーシップは、カンブリア州議会の希望によって、関心表明した 3 議会すべてが参加する合同パートナーシップとして立ち上げられた。政府機関である NDA や第 2 期 CoRWM はこれにオブザーバーとして参加していたが、NDA は放射性廃棄物処分実施の責任主体であるにも関わらず、パートナーシップでの討議において政府から決定権を付与されていなかった。このため、候補自治体から討議中上がった質問や意見、要求に対して、自治体側が望むような具体的な回答ができないことが往々にしてあった。たとえば自治体側は政府側に対し、処分施設が立地した際に供与される便益の詳細な金額の提示を求めたが、NDA や政府の担当機関である DECC はこれに対して「十分な量の便益を提供する」としか答えていなかった。NDA で実際に討議にあたった職員はこの不自由さを感じていたと考えられるが、その違和感を中央政府が是正することはなかった。

なお、便益の詳細な金額を提示できなかった理由の一つは、英国に放射性廃棄物処分のための基金制度が存在しないことだと考えられる。基金制度が存在せず、処分を担当する NDA の予算は政府の予算配分に依存するため、長期的な便益の提供を約束しにくい。かといって基金制度を設立しようにも、政府内には放射性廃棄物処分を原子炉建設のための準備だとしてとらえている人々もおり<sup>124</sup>、基金が出資する対象が原子力遺産に限定されず、したがって基金制度の設立が原子炉建設にあたっての障壁を取り除きかねないという懸念があると予想される。このような背景から、便益の詳細な金額を提示することは NDA にとって困難であったと考えられる。

また、政府は 1997 年の失敗を反省して、今回の立地選定はなるべく公衆討議を通じて進めたいとの意向があったようである<sup>125</sup>。そのため政府は MRWS パートナーシップの討議にはあまり積極的に干渉しなかった。しかし、パートナーシップの討議でプロセスの細部を決定したいという思いがあったとともに、実施主体である NDA には討議に関して決定権を与えていない。意思と実際の制度との間に隔たりがあり、政府、特に DECC の内部では、放射性廃棄物処分問題に対する認識や考え方の違いがあったことが考えられる。

第 1 期 CoRWM に比べ、専門知識に基づく事業の監視をより重視するようになった第 2 期 CoRWM の背景にも政府内の意思の不一致が見て取れる。上院科学技術委員会は MRWS パートナーシップの開催中に、第 2 期 CoRWM の活動に対して批判的な内容の報告書を公表している (House of Lords Science and Technology Select Committee 2010)。この中で同委員会は、CoRWM が MRWS プロセスにおいて情報発信する機会を増やし、さらに政府も CoRWM の位置づけを明確にすることで活動を促進させるべきだと指摘している。しかし、第 2 期 CoRWM 以降は専門知識に基づく事業の監視という以前の RWMAC と類似の役割しか担っていない。

第 1 期 CoRWM が地域住民からの信頼を獲得し、それが以降の立地選定事業の進展に貢献する可能性があったとしても、その組織が存続して同様の活動を続けなければ事業そのものに対す

---

<sup>124</sup> インタビュー C

<sup>125</sup> インタビュー E

る信頼を獲得することはできない。上院科学技術委員会はこの危機感を抱き、警鐘を鳴らしていたと考えられるが、実態はそれよりも原子力発電の再評価とそれに従う新規原子炉建設計画の推進に重きが置かれていたようである。

中央政府の意思が不統一であったことで、政府は候補自治体の実情を適切に認識し、施策に反映することができず、カンブリア州議会の撤退決議と、それに伴う全議会のプロセスからの撤退を招くことになった。

- カンブリア地区が実質的な単独候補であったこと

西カンブリア地区のセラフィールドには、英国全土の60%<sup>126</sup>以上の放射性廃棄物（体積比）が保管されており、その輸送費用やリスクが高いことや、戦前の軍需産業以来の長い原子力との共存の歴史があることから、住民の原子力に対する受容度の高さが見込まれ、放射性廃棄物処分事業が始まって以来西カンブリア地区は実質的な単独候補であり続けた。このことは英国の他の自治体にも影響し、西カンブリア地区が選定される確率が高いと見込んでいるだけに、たとえ原子力発電所を所有している自治体であってもあえて放射性廃棄物を受け入れようとする誘因には乏しく、より一層西カンブリア地区の立地選定事業における単独性が増すのである。

このような状況下にあつてカンブリア州の議員らは、放射性廃棄物処分施設を受け入れるという意思決定が即ち最終処分施設の立地を招いてしまうという重大さを意識しており、そのため、撤退権の法制化を政府に継続して求めるなどしたと考えられる。また、その重大さゆえに政治的なリスクも高く、何万年とかかる高レベル放射性廃棄物処分事業に比べれば4年ごとに選挙で政治生命が危うくなることの方が優先課題として捉えられていたことは想像に難くない。

したがって議員らは事業への積極的な関与を忌避し、関心表明はしたものの、MRWS パートナーシップへの参加はほとんどの議員がせず、結果的に Martin 議長らの主導によって議員間の調整が起こり、議会のプロセス撤退、そして3候補自治体すべてのプロセスからの撤退が決まることとなった。

- 州議会が最終責任を負う構造

当時、カンブリア州議会は州下の自治体における様々な事業の許認可権を有していた<sup>127</sup>。さらに、西カンブリア MRWS パートナーシップでは州議会の要望で参加した3議会すべての賛成がプロセスの次段階への移行に必要なとの取り決めを成立させ、処分施設招致を積極的に行いたい州下2市議会に比べて招致に消極的な州議会が実質的な最終議決権を持つような構造になっていた。政府にとってみればこの構造によってコーブランド市議会とアラデール市議会の賛成決議が無為になり、カンブリア州議会の当初の思惑が叶ったという見方が可能だろう。しかし州議会にとっては、この許認可権こそが好ましくない問題であったと考えられる。なぜだろうか。

西カンブリア地区の人々の多くは、セラフィールドでの雇用創出による恩恵を受けているため、原子力産業を身近で切り離すことができないものと考えている。その一方で西カンブリア地区以

<sup>126</sup> 資料によっては70%と推定するものもある

<sup>127</sup> 現在ではその許認可権が政府によって剥奪されてしまった。これについては5.1.4.節で詳しく触れる。

外のカンブリア州の人々は、国立公園を越えた海岸線沿いにあるセラフィールドに対してはさほど自覚的でない。もっとも長年の共存の歴史があることから、施設の存在を受け入れはしているものの、かれらにとってはそれよりも国立公園などを生かした観光業の方が重要なのだと考えられる<sup>128</sup>。そのため、カンブリア州は原子力に対する受容度が高いといっても、西カンブリア地区以外を含めた広域においては政府が期待しているほどの高さではなく、したがって州議会議員が放射性廃棄物の受け入れに当たって判断する政治的リスクも相応に高いといえる。放射性廃棄物処分問題は国が解決すべき問題で、イングランド北西部の小さな町に押し付けてよい問題ではない<sup>129</sup>、と度々批判の声が上がっており、州議会議員らがこの問題に対して先導する誘因がないことは明らかである。

2.1.2節で見たように、英国の地方行政においては現在、カウンティとディストリクトの二層構造を成している地域と、それらを統合した統一行政区 (Unitary) を採用している地域が混在している。前者の二層構造を採用しているカンブリア州では近年、統一行政区への制度転換を求める声が州議会議員を中心に上がっている一方で、コープランド市議会をはじめとするディストリクト議会からの反対に遭い、実現には至っていない<sup>130</sup>。カンブリア州議会は統一行政区を導入することで州全体の財政支出を削減するとともに、州全体への州議会の影響力を強化することを目指していると考えられる。その一方で州議会は西カンブリア地区にある原子力関連施設、および放射性廃棄物の問題に関しては積極的な関与を拒んでおり、自身の責任でこの問題を決することを忌避していると理解できる。このような状況下にあるため、原子力関連施設の招致を続けたいコープランド市議会は統一行政区の導入に反対を続けているのだろう。

州議会はこのように放射性廃棄物処分事業にたいして消極的な意識を持っているにもかかわらず、この事業においては最終議決権が州議会に付託されてしまった。これが州議会のプロセス撤退を招いた本質的要因である。

#### 2.3.4. 公衆討議の事業に対する寄与の分析

本節では、ここまでで導いた英国の放射性廃棄物処分事業を失敗に至らしめた本質的要因に対し、公衆討議がどのような寄与をしてきたのかを、因果関係分析に基づいて判断する。

まず英国の公衆討議の取り組みを、放射性廃棄物の処分方法を議論するために CoRWM が行った 2003 年ごろから 2006 年ごろまでの公衆討議と、CoRWM での議論の結果政府が定めた地層処分を実施するにあたって候補地とのパートナーシップ内で行った 2008 年ごろから 2013 年ごろまでの公衆討議とに分ける。それぞれの公衆討議に期待された役割と実際の振る舞いを整理した後、それらが始まる前と後で、事業の本質的要因がどのように変わったのか、すなわち、公衆討議によって問題であった本質的要因が改善されたのか、また公衆討議開始以前には存在しなかった新しい事業阻害要因が発生したのか、などについて検討を行う。

<sup>128</sup> カンブリア州議会 2013 年 1 月 30 日議事録、インタビューC ほか

<sup>129</sup> インタビューF

<sup>130</sup> Cumberland News 2012 年 2 月 24 日, <http://www.cumberlandnews.co.uk/news/Carlisle-MP-urges-Government-to-cut-Cumbrian-councils-from-seven-to-two-12c00405-fcd3-457c-95d7-2ed724646478-ds>

#### 2.3.4.1. CoRWM の公衆討議とその寄与

CoRWM の設立は、1997 年の RCF 計画の失敗を受けて、Nirex と上院科学技術委員会がそれぞれその反省をまとめた報告書を作成したことがきっかけの一つであったと考えられる。つまり、CoRWM の設計には、2 つの報告書で分析した 1997 年の RCF 計画の失敗要因を改善するという意図が込められていたと考えられる。政府は CoRWM の委託事項 (Terms of Reference, TOR) で以下の内容を定めていた。

- 放射性廃棄物処分の技術的な解決策を提言すること
- 上記の解決策によって、国民の信頼を涵養すること<sup>131</sup>

Nirex がまとめた Technical Note (Nirex 2005) では、反省点や改善が必要な点としてプロセスの不透明性や不公正に思われるような情報の秘匿などが挙げられている。上院科学技術委員会がまとめた POST レポート (Parliamentary Office for Science and Technology 1997) では、RCF 計画の科学・技術的観点に注目し、Nirex の候補地域の地層環境への理解が不足していたことや、理解のための準備が不足していたことが問題点として挙げられている。これらは政府の担当機関 DEFRA での政策検討に利用された可能性が高いため、これらの反省点をもとに判断すると、CoRWM によって政府は、図 3-1 の「議会側の専門家に研究・調査が不十分と認識された」と、図 3-2 の「非公開のサイト選定作業」に対処し、それらの改善を通じて図 3-4 の「Nirex への不信」を改善すること、また科学技術に対する信頼を高めることで図 3-2 の「事業が安全でない」という認識を改善することを目的としていたと考えられる。

実際に CoRWM が行った委員会活動には以下のような特徴があった<sup>132</sup>。

- 一般市民の意見表明を促し、放射性廃棄物処分に関する不安を解消するべく、利害関係者や一般市民を巻き込んだパブリック・ミーティングを数多く行い、その開催をよく周知した。その際は簡易な言葉を使って対話を行った
  - CoRWM の活動に関するあらゆる情報をホームページ上に報告書の形で掲載し、誰でもアクセスできるような状態にした
  - 各委員の専門分野が多岐にわたり、環境団体出身の人物も含まれていた
  - 処分方法の検討にあたり、白紙状態から技術的に可能な処分方法をすべて検討した
- 一般市民や利害関係者を含めたパブリック・ミーティングを行い、環境団体の代表者や、意思決定・合意形成に関する専門家が委員として参加するなど、放射性廃棄物問題の議論に参加する人物の範囲が広がるという効果があった。議論を通じて得た結論に対しては少なくとも参加者は納得感を感じており、議論の対象であった処分方法については反対する声が減っていた<sup>133</sup>。したがって、CoRWM への信頼はある程度醸成され、CoRWM は実施機関とは別の機関であるものの、国全体として研究・調査が不十分であるという人々の認識は変わったと考えられる。実際に 2008

<sup>131</sup> Defra 大臣 Margaret Beckett が 2003 年 7 月 16 日の下院委員会で述べている内容を参考にした。TOR の 2 つ目は、”inspire public trust”が原文である。

<sup>132</sup> DEFRA, 2003, “Managing Radioactive Waste Safely: 2003 Progress Report to the Select Committee on Environment, Food and Rural Affairs”

<sup>133</sup> たとえば上院科学技術委員会は CoRWM の活動に当初否定的 (House of Lords 2004) だったが、CoRWM が最終提言を提出した後は一転して CoRWM の活動や提案を評価するようになっている。

年と翌 2009 年には 3 つの自治体が関心表明をするという結果に至っている。

しかし、ケント州シェップウェイ市の事例で明らかになったように、セラフィールド関連自治体以外からの関心表明を取り付けることはできなかった。これは図 3-10 において「他の地域が関心表明をしない」という因子に反映されている。CoRWM の活動を通じて地層処分という処分方法を採用することについてある程度の合意は得られたものの、セラフィールドから離れた地域の自治体ではその地層処分を自分たちの地域で行うことへの抵抗感を何ら軽減することなく、セラフィールド周辺の地域でも、特に西カンブリア地区以外の地域では地層の不安定性を理由に処分の実施を嫌がっている。CoRWM は、民衆を巻き込みながら処分方法について合意を形成し、提言するという任務を十分果たしたものの、そもそも処分方法を合意しただけでは自治体での処分の実施に対する自治体の抵抗感を緩和することができず、放射性廃棄物処分事業全体としては限られた進展しか生まなかったといえる。

なお、カンブリア州やセラフィールドの歴史や環境は一朝一夕には変えることができず、また、技術開発を待って「地質調査には高額が必要」や「高い輸送リスクとコスト」といった予算制約的な問題の解決を望むこともできなかった。

以上みたように、CoRWM の公衆討議は、国民からの科学技術や実施機関、国に対する信頼を高めることを目標として実施されたものの、政府や実施機関が放射性廃棄物処分事業を技術的問題ではなく社会的・政治的問題として認識し始めた反面、カンブリア州以外の自治体が放射性廃棄物に対して持つ抵抗感を緩和することはできず、したがって事業への寄与は処分方法の合意という限られたものになった。

#### 2.3.4.2. 西カンブリア MRWS パートナーシップの公衆討議とその寄与

候補自治体の参加意思とパートナーシップでの協議に基づく新しい立地選定プロセスは、CoRWM の発表した最終提言に基づいて始まる。CoRWM は最終提言の中の勧告-12 において、諸外国の有望な計画に倣い、「地域社会と責任主体との間の開かれた対等な関係に基づくパートナーシップを開発し、最終的に自分たちの意見がほとんど通らない結果となる国家事業の犠牲になると地域社会が感じることなく、実施主体と協力できる環境を構築すること」(CoRWM 2006) を提案している。このパートナーシップが実現されれば、図 3-2 の「非公開のサイト選定作業」は当然解消される。それに実施主体の研究・調査のための準備期間が不足しているという問題についても、地域社会が事業に理解を示すまでは少なくともパートナーシップが続くと考えられるので、長期的な計画の下で研究開発を行うことができるとともに、候補地の調査期間もパートナーシップの活動期間をあてることで十分長く確保することが可能になる。

このように、1997 年の選定失敗の際に欠けていた要素を公衆討議によって補おうと考えていた政府は、関心表明を行った西カンブリア地区に関係する 3 自治体の他、参加を希望した周辺自治体や、政府機関の NDA、第 2 期 CoRWM を含めるなどして、2009 年 3 月に活動を開始した (WC MRWS Partnership 2012)。このパートナーシップは、政府が実施する MRWS プロセスについての理解を深める場を提供し、候補自治体の地域の地層を予備調査することと、候補自治体の意見を聴取して政策との間で調整を試みることを、そしてこれらの活動を通じて政府や実施機関に対する信頼を高めることが目的であったと考えられる。すなわち、図 3-2 の「関係者の参加・

相互調整がない」や図 3-4 の「Nirex（実施機関）への不信」に対処し、改善しようとしていたと考えられる。ただし、パートナーシップは第三者機関の CoRWM（第 1 期）が提案したものであり、政府が独自に発想したものではないため、政府がこのパートナーシップに期待していた内容は推測の域を出ない。

ところが、公衆討議を通じて改善しようとしていた「政府・実施機関への信頼<sup>134</sup>」はむしろ、図 3-6「新規原子炉建設計画の再興」、図 3-7「NDA の曖昧な回答」、図 3-10「政府にプラン B が存在しない」などによって悪化してしまったと言える。

2013 年の失敗の本質的要因の一つとして導出した、「州議会が最終責任を負う構造」については、上で挙げた「信頼」に関する要因が州議会議員らの態度形成に影響を及ぼし、プロセス撤退を肯定的に捉えさせた他、そもそも MRWS パートナーシップの討議に参加していた州議会議員のうち、閣僚ポストに就いていたのはもともと処分施設招致に積極的だった Knowles 議員だけだった<sup>135</sup>ということも影響しているだろう。実際の州議会で議決権を持つ議員らはほとんどがパートナーシップに直接関与しておらず、候補自治体と実施機関の間で調整を行うという目的を達成することは原理的に困難であった。また、環境団体からの強い主張が議員らの耳に入り、議員らはその意見を肯定的にとらえたために、パートナーシップでの議論においては参加した自治体すべてが第 4 段階への移行に好意的な態度を示していたにも関わらず、1 月 30 日の州議会での議決において反対票多数という結果に至ったといわれている<sup>136</sup>。

また、議員らが事業に積極的に関与しなかったために、パートナーシップで公衆討議を行ってもその効果は限定的であったといえる。

さらに、別の本質的要因として導出した「中央政府内の意思不統一」「新規原子炉建設計画による正当性の毀損」に対しては、パートナーシップの活動が影響を及ぼすことはできなかった。担当機関である DECC の中では、新規原子炉建設計画を推進する部門と放射性廃棄物処分事業に取り組む部門が分かれており、必ずしも同一の行動原理で政策を実施しているとは限らない。放射性廃棄物処分問題の解決が新規原子炉建設計画の推進を裏打ちしてしまうという指摘が絶えないことから、DECC から統一的でない指示を受ける NDA は相当に振る舞いに悩んだと考えられる。すなわち、新規原子炉建設計画という政策が NDA の処分事業実施に拘束を与え、原理的に放射性廃棄物処分問題の解決を難しくし、さらにパートナーシップで候補自治体からの信頼を勝ち取るという目的の達成も困難にしたといえる。

このようにパートナーシップを用いた公衆討議の取り組みは、政府の原子力に対する姿勢の転換や、実施機関の的を射ない回答などによって、改善を目標としていた候補自治体からの「信頼」を勝ち得ることができなかった。そして、中央政府内の放射性廃棄物処分にあたっての意思が統一されていなかったために、パートナーシップでは原理的に事業の進展を導くことは困難であったということがわかった。

---

<sup>134</sup> 図 3-5, 図 3-6, 図 3-7, 図 3-10 を参照

<sup>135</sup> WC MRWS Partnership, 2012, “The Final Report of the West Cumbria Managing Radioactive Waste Safely Partnership”

<sup>136</sup> インタビュー E

## 2.4. 対象とする政治過程の解釈：なぜ英国の放射性廃棄物処分事業は失敗したのか

本章では前章での分析をもとに、英国の放射性廃棄物処分事業において実質的に唯一の候補地であったカンブリア州の住民や州議会の議員が、どのように態度を形成したのかを解釈し、説明を行う。この説明に当たっては、候補自治体の人々が事業の受け入れをどの程度積極的に考えていたのかを理解するために、山崎ら（2004）が提案した不安喚起モデルを援用する<sup>137</sup>。まず、ある事象が人々の不安を喚起し、かれらが態度形成を行う際の情報処理には、積極的に情報を検討する中心ルートと、信頼できる他者や都合のよい解釈を探す周辺ルートという2つのルートが存在するという心理学的な知見について説明を行う。その後、Nirexの失敗があった1997年を境に事業の期間を前半と後半に分け、それぞれに対しカンブリア州の人々がどのように態度形成を行っていたかを示し、政治過程の解釈の一助とする。

### 2.4.1. 不安喚起モデルを援用した政治過程の説明

#### 2.4.1.1. 不安喚起モデルの説明

不安喚起モデルとは、鳥インフルエンザが人々の不安する過程について分析した山崎ら（2004）が提案したモデルであり、Spielberger（1972）による「状態—特性不安モデル」と Lazarus と Folkman（1984）による「心理学的ストレスモデル」という不安に関する心理学的研究の知見、そして Petty と Cacioppo（1986）による「精緻化見込みモデル（Elaboration Likelihood Model, ELM）」という消費者の情報処理に着目した社会心理学的研究の知見を参考にしている。ある情報を取得する（情報入力）と、自己に危険がもたらされる可能性が高いかどうかの評定が行われる（認知的評定）。個人のパーソナリティ特性（特性不安）が影響する主観的評価に基づいたここでの評定が低ければ不安は喚起されないが、高ければ不安が喚起され、その情動状態の不快感ゆえになんらかの対処がなされる（対処）。この対処結果にもとづいて自分に危険が及ぶ可能性の大小を再び評定し（認知的評定（再評価））、その評定結果に基づいて同様の情報処理が行われるとしている。

本事例でこの不安喚起モデルを援用する際に特に注目したいのは、不安への「対処」の方略である。不安が喚起されると、事象・問題の自身への関連度に依存する「動機づけ」が行われる。自身の問題として考えるだけの動機があり、かつ自力で情報収集を行ってその事業・問題を理解するだけの能力がある場合は「中心ルート」という情報処理の過程に入り、情報の収集から内容の吟味、事態の統制可能性の判断を行うなどして、自分自身の問題として検討を行う。その一方で事象・問題が自身の問題として考えるに足る動機を備えていない場合、または動機はあるものの自力で情報収集と理解するのが難しい場合は、「周辺ルート」という情報処理の過程に入る。周辺ルートには、自分の周辺に信頼できる他者を探し、判断をその人に依存する「問題焦点型処理」という過程と、個人の内部で思考を停止させたり、自分に都合の良い解釈をして事態を捉えなおしたりする「情動焦点型処理」の過程が存在する。すなわち、いったん不安が喚起されると、その事象・問題が自分にとってどれほど重要な問題であるかという認識によって人々の情報処理は異なる過程を経るのである。

<sup>137</sup> 山崎瑞紀他, 2004, 「社会事象に関する不安喚起モデル構成の試み—高病原性鳥インフルエンザを例として—」, 社会技術研究論文集, Vol.2, p.379-388

山崎ら（2004）はこのモデルを鳥インフルエンザの事例や心理学的研究の知見を参考に理論的に構築したため、他の領域における適用可能性については検討が必要だとしているが、放射性廃棄物処分問題は、各国で住民の反対運動を巻き起こしていることから分かるように、明らかに人々の不安を喚起している。したがってこのモデルの知見を英国の事例に援用することは、英国の放射性廃棄物処分事業の政治過程を理解する上で有益な試みであると考えられる。

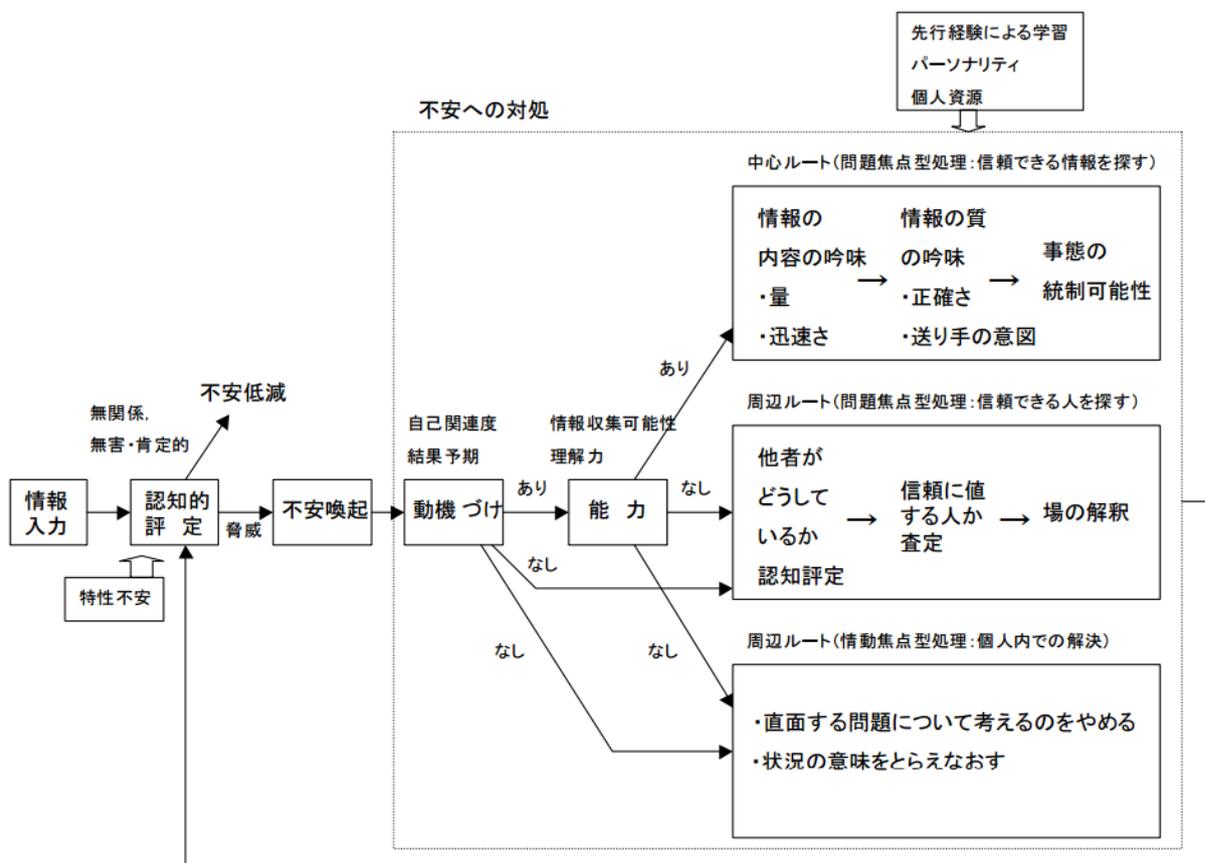


図 30 不安喚起モデル<sup>138</sup>

次節以降ではこの不安喚起モデルが示唆した人々の情報処理過程とそれに基づく態度形成に言及しながら、Nirex が処分施設立地選定を行った 1997 年までの事業プロセスと、CoRWm に始まり MRWS パートナーシップの活動を経て候補自治体が撤退して 2013 年までの事業プロセスのそれぞれについて、政治過程の解釈を記述する。

政治過程の記述にあたっては、不安喚起モデルにおける不安への対処の段階に主に注目し、候補自治体の住民や議員らが中心ルートと周辺ルートのいずれを通して情報処理を行い、態度を形成していたのかを明らかにする。

<sup>138</sup> 山崎瑞紀他, 2004, 「社会事象に関する不安喚起モデル構成の試み—高病原性鳥インフルエンザを例として—」, 社会技術研究論文集, Vol.2, p.385  
研究報告 6 - 89

#### 2.4.1.2. 1980年代から1997年まで

1976年の上院の報告書を受け、放射性廃棄物処分は国家的アジェンダとして捉えられてはいたものの、1980年代後半から1994年にかけてNirexが行ったサイト選定事業の実態は、政府がNirexに「セラフィールドを選定するように」という指令を出していたと理解できる非民主的なプロセスであった。英国全土で500か所以上あったという候補地からの初期地層スクリーニング作業では候補地のリストも選定基準も公開されなかったため、1989年にNirexが候補地をセラフィールド一つに絞ることを政府が認可したとき、カンブリア州の人々は「他の候補地を知ることもなく突然単独候補として指名された」という強い不安と不公平感を感じた。また、Nirexからの説明は科学技術的な視点からのものにとどまっていたため、専門知識を持たない住民らには、政府がNirexを通じて最終処分施設をセラフィールドに押し付けようとしていると感じられ、ますます不安が募っていった。このように公正性・公平性を欠き、住民の理解を軽視したプロセスであったことに加え、Nirexがカンブリア州議会に提出したRCF研究所だけを先行して建設する計画は、研究所の建設が最終処分施設の立地と不可分であると議会に理解されてしまったため、プロセスは段階的に進むものではなく、カンブリア州が自己決定できるプロセスではないと認識されていた。また、Nirexの調査結果は公聴会においてカンブリア州議会や環境団体に所属する専門家によって激しく非難され、科学技術的な研究所建設の正当性が疑われるとともに、Nirexの研究・調査が不十分であるとの疑いから信頼が失われた。セラフィールドが単独候補であるという事実も、他のサイトと比較したときのカンブリア州の地盤の安定性を示すことができないため、事業の安全性に対して大きな疑問が投げかけられることになった。

このように1997年のサイト選定事業はカンブリア州の人々に不安を喚起し、かれらに事業を自分たちの問題として捉えるだけの動機がなかったために、周辺ルートを経て否定的感情を抱かせてしまったと理解できる。このことは、公聴会において州議会・環境団体側の専門家が地層の不安定性を厳しく指摘し、Nirexよりもかれらの方が信頼できると人々が感じていたことから説明できる。また、Nirexへの批判から表出したように、慢性的にあったと言われる中央政府、ロンドンから来る政府関係者への不信感がこの失敗によって強まった。フランスの事例では、パリ出身でないBataille議員が立地選定プロセスの改良を担当し、地方自治体に出向いての意見交換を積極的に行っていたため、英国のように中央政府に対する反感が強まることなく立地選定に成功している（恩賀 2010）。同時期にはBSEや遺伝子組み換え食品なども問題として取り上げられており、Nirexの失敗と合わせて科学技術への信頼も揺るぎかねない事態となった。

セラフィールドは長年原子力産業との共存の歴史があり、原子力関連施設に従事する人は1万人以上いると言われている<sup>139</sup>。また当時セラフィールドには英国の放射性廃棄物の60%以上が保管されており、放射性廃棄物処分施設が立地することで受ける便益が英国で最も大きい自治体だと言われていた<sup>140</sup>。すなわち、放射性廃棄物処分施設の立地が最も容易である自治体であると言っても差し支えない。それでもカンブリア州の人々は事業に対して周辺ルートを通して否定的な

---

<sup>139</sup> カンブリア州全体の人口は約50万人、コーブランド市の人口は約6.5万人であることから、セラフィールドの雇用効果の大きさがわかる。

参考：Cumbria Intelligence Observatory

<sup>140</sup> インタビューC

態度を形成したということからは、Nirex の選定事業がいかに人々の反感を買うものであったかということやうかがい知れ、さらにカンブリア州の人々の多くは、西カンブリア地区に放射性廃棄物が多く保管されていることは知っていながらもそれらの処分に関しては自分たちの問題とは考えていなかったということがわかる。

以上見たように、1997年の立地選定失敗は、政府がセラフィールド周辺地域を最も選定成功の可能性が高い地域だと見積もっていたが、実際のところカンブリア州の人々は当時の政府が考えていたほど放射性廃棄物処分問題を自分たちの問題とは考えておらず、周辺ルートでの態度形成を行っていた。その齟齬に気づかないまま技術重視の計画だけが先行していったために事業は人々の反感を買い、事業は失敗、さらに実施機関や政府に加え科学技術そのものにまでも不信感を抱かせる結果となったと解釈できた。

#### 2.4.1.3. 1997年から2013年まで

1997年の失敗を受け、上院科学技術委員会の報告書での検討を通じて DEFRA の白書に設立が明記された CoRWM は、2003年から2006年の間、英国における放射性廃棄物の処分方法の検討を行っていた。その過程では一般市民や利害関係者を巻き込んだ議論を行っており、1997年に RCF 計画を拒否したカンブリア州でもパブリック・ミーティングは行われていた。2005年に政府が原子力を再評価し始め、CoRWM の活動の終盤には「CoRWM の提言が新規原子炉建設計画を後押しすることになる」との批判の声も上がったが、2006年の最終提言においては CoRWM の議論の対象を原子力遺産<sup>141</sup>に限定することで正当性を保った。なお、この新規原子炉建設に関する議論は主に環境団体が発端となっており、カンブリア州をはじめ他の地域の自治体の人々の態度形成にはそれほど影響を及ぼしていなかったということが推測される<sup>142</sup>。

CoRWM の最終提言の内容を受け 2009年から実施された西カンブリア MRWS パートナシップには、関心表明をした3自治体や NDA、第2期 CoRWM の他、参加を希望した団体が加わり、MRWS プロセスに関与することの諸問題を検討していた。会議は公衆に開かれた形で行われ、活動の報告書などの情報は広く公開されていたため、プロセスそのものの透明性が保たれていたほか、段階的に進むプロセス設計や、地域社会が自己決定できる仕組みづくりなどが確保されていた。これらの工夫は、地域住民が事業について中心ルートを通った態度形成を行い、否定的な感情を持たせないような工夫であったと解釈できる。

しかし、カンブリア州がプロセスに関心表明を行った理由には、同地が原子力産業の中心地であることその他、コーブランド市議会とアラデル市議会が州議会の意向に反した行動をとらないよう監視することが挙げられており、カンブリア州が西カンブリア地区以外に処分施設を立地させるつもりはなかったということがわかる。そして、むしろ招致を積極的に行う2議会を監視し、時に強制力を持って両議会の行動を制限するために関心表明を行ったと考えられることは注目に値する。このことから、カンブリア州議会は中心ルートを通った態度形成を行おうとしていた

---

<sup>141</sup> 当時存在していた放射性廃棄物と、当時稼働していた原子力発電所から発生すると推定されていただけの放射性廃棄物を合わせてこのように呼んだ。原文は Nuclear Legacy あるいは Legacy Waste。

<sup>142</sup> そのような言説は聞かれなかったため。

わけではなく、放射性廃棄物処分問題を「州」が取り組むべき課題であると認識していなかったために周辺ルートを経た態度形成を行っていたということがわかる。

ただし、カンブリア州議会が関心表明を行ったのは必ずしも情動的に反対を貫くためではなかったとも考えられる。仮にコーブランド市議会やアラデール市議会が単独で処分施設の招致を行ったとしても、実際に地層調査や処分施設建設を行う際は、上位自治体であるカンブリア州の議会の承認を得なければならないと定められているため、カンブリア州議会が関心表明を行ってパートナーシップに参加する必要はなかったからである。より強制力を持っていたかというのが本当のところかもしれないが、それでも関心表明を曲がりなりにも行ったということは、周辺ルートでの情報処理を行いつつも、ある程度は中心ルートに乗った主体的な情報処理をし、事業に対する検討を行おうと考えていたことも予想される。

他方、コーブランド市議会とアラデール市議会はプロセスの参加とその先の処分施設の立地に好意的であり、1997年にさかのぼっても、Nirex に対して否定的な感情こそ抱いていたものの、処分施設を受け入れることに対してはそれほど否定的ではなかったのではないかと考えられる。なぜなら 1997 年のカンブリア州議会の議決に参加した議員には西カンブリア出身の議員が含まれておらず、議会でかれらの意見が反映されなかったこと<sup>143</sup>に加え、西カンブリアの人々が特別に事業に反対している旨の言説は得られなかったからである。また、2013 年に行われた自治体へのアンケート調査でも、西カンブリアの自治体はおおむね処分施設立地選定プロセスに好意的な回答をしていた<sup>144</sup>。

このようにカンブリア州には、事業に対して中心ルートを通った思考と態度形成をしている西カンブリア地区の人々と、周辺ルートを通った思考でまだまだ事業の受け入れを現実的に考えていない西カンブリア地区以外の人々が存在していたと考えられる。

かれらは MRWS パートナーシップの中で、プロセスからの撤退権についての白書 2008 の記載内容を巡って理解が分かれたために政府に法制化を要求したほか、自治体が処分施設を受け入れた場合に提供される便益の具体的な金額の提示を求めるなど、いくつかの懸念事項を明らかにしていた。実際にこれらは州議会のプロセス撤退決議においても議論された。もちろん、今後プロセスを進めて行く上で知る必要があると参加自治体側が考えていたこともあるだろうが、特に西カンブリア地区以外のカンブリア州出身の議員らは、これらの要求に対する政府の対応を試していたとも解釈できる。すなわち、かれらは周辺ルートを通った思考のもとで事業に否定的な態度を形成していたため、事業の受け入れを前提とした参加をしていたわけではなく、事業に反対する材料を集めることを視野に入れて撤退権や補償金額などの問題提起を政府にしていたと考えられる。

現実には、2013 年 1 月 30 日、カンブリア州議会は反対多数でプロセス撤退を決めた。参加議会すべての賛成が第 4 段階への移行の条件であったため、この撤退決議によってコーブランド市議会とアラデール市議会もプロセスから撤退することが決まり、MRWS プロセスは中断されることとなった。

---

<sup>143</sup> インタビュー G

<sup>144</sup> CoRWM, 2013, “Summary of Analyses for CoRWM: Key Themes From Call for Evidence Responses to review of GDF Siting Process”

10人の議員が議決権を持っていたカンブリア州議会において、放射性廃棄物処分問題に関して積極的に発言を行っていたのは、Eddie Martin 議長（保守党党首）と Timothy Knowles 議員（労働党、コープランド市選挙区選出）であった。Martin 議長は Young 副議長（労働党党首）とともに他の議員らに対して反対票の投票を呼び掛け、同年5月に政界を引退した後は環境団体 Cumbria Trust の顧問に就任し、地元のラジオ番組に出演するなどしていた。彼は同時にカンブリア州を統一行政区にしたいとの考えも表明しており<sup>145</sup>、放射性廃棄物処分問題を州議会から遠ざけながら、処分施設をはじめとした原子力関連施設の招致に積極的なコープランド市議会やアラデル市議会への影響力を強めることを意識していたと考えられる。

一方で Knowles 議員は、労働党の支持基盤であるセラフィールドの労働組合からの支持を受けつつ、原子力産業界で20年近く働いてきた自身の経歴から、州議会において MRWS プロセスへの参加と処分施設の招致を積極的に行ってきたおり、放射性廃棄物処分問題は「西カンブリアにとって非常に大きな問題だ」<sup>146</sup>といった趣旨の発言を繰り返していた。しかし、2009年から実施された MRWS パートナーシップに州議会から参加したのは彼のみであり<sup>147</sup>、州議会への彼の影響力は、保守党議員が過半数の6議席を占めていたために限定的であった。

この2議員が主に州議会の放射性廃棄物処分問題に対する検討を主導していたと考えられるが、4年ごとに総選挙があり、そのたびに自身の政治生命が危機に賭される議員らにとって、最終的な解決までに何万年とかかり、実際に施設の建設が始まるまでも数十年かかるとされている放射性廃棄物処分事業を自分たちの問題として考えられなかったのは自然なことであろう。環境団体や地層学者など、様々な理由で20年以上放射性廃棄物処分事業に反対し続けてきている人々の存在を考慮すれば、仮に放射性廃棄物処分事業をカンブリア州で受け入れることがかれらの政治生命に何らかの利益をもたらす可能性があったとしても、それを冷静に考えることは難しく、周辺ルートを経た思考で否定的な態度形成を行っていたと考えられる。

実際、環境団体代表の Martin Forewood 氏は、「カンブリア州の人々には当事者意識が欠けている」「州議会の議員らは（放射性廃棄物処分問題について）実に不勉強である」と述べている<sup>148</sup>。積極的に情報収集を行い主体的な検討を行うという中心ルートに議員らがいなかったということを示す端的な言説であり、このような姿勢であったために MRWS パートナーシップにもほとんどの議員が参加しなかったのだろう。

以上見たように2013年の選定失敗は、政府はカンブリア州議会が中心ルートに乗って事業に関する検討を行うことを期待していたものの、州議会議員らは依然周辺ルートでの思考を続けており、MRWS パートナーシップの取り組みもむなしく、州議会の撤退が決議されたことで引き起

---

<sup>145</sup> カンブリア州議会, 2012年6月6日

参考: [http://www.cumbria.gov.uk/news/2012/June/06\\_06\\_2012-131439.asp?Layout=Print](http://www.cumbria.gov.uk/news/2012/June/06_06_2012-131439.asp?Layout=Print)

Eddie Martin 議員へのインタビュー, Youtube

<https://www.youtube.com/watch?v=JG-5ZH9dI0M>

<sup>146</sup> 西カンブリア MRWS パートナーシップ ニュースリリース, 2011年6月11日

参考: [http://www.westcumbriamrws.org.uk/news\\_more.asp?news\\_id=24](http://www.westcumbriamrws.org.uk/news_more.asp?news_id=24)

<sup>147</sup> 州議会において閣僚ポストに就いておらず、したがって議決権を持たない議員は数名参加していたが、議決権を持って実際に州議会の決議に影響を与えることができる議員は、Knowles 議員だけであった。

<sup>148</sup> インタビューF

こされたと解釈できた。さらに、政府は議員らを中心ルートに乗せて公衆討議を行おうと考えていたにも関わらず、新規原子炉建設計画を推進し、州議会からの懸念事項に対して曖昧な回答しか与えないなど、自ら事態の進展を拘束するような振る舞いをしていたということも示せた。

## 2.4.2. 放射性廃棄物処分事業に対する公衆討議の寄与

### 2.4.2.1. CoRWM の寄与

CoRWM の活動の大部分は委員らの議論の未決定されたが、基本的な方針としてその TOR が定めた「放射性廃棄物処分の技術的解決策の提案」と「民衆の理解を得る」という目的は活動を通じて意識され、公衆参加の議論が開催されるなどしていた。最終提言においても「地層処分と堅牢な中間貯蔵」をはじめとした技術的解決策を提案し、「自治体の参加意思の尊重」や「パートナーシップの形成による公衆討議」などを行って民衆の理解を得るようなプロセスの提案を行った。

また、この委員会の設立の背景には、Nirex の失敗を受けて失墜した政府や実施機関への信頼を取り戻すとともに、放射性廃棄物処分問題を国家的なアジェンダとして設定し、国民一人一人の問題であるという認識を普く持たせるという目的もあったと考えられる。

この CoRWM の活動を評価する声は多く、また CoRWM が最終提言を発表した 2 年後にはパートナーシップに基づく MRWS プロセスを開始していることから、政府は英国の地方自治体のうちいくつかを中心ルートを経た態度形成段階に移行し、公衆討議を通じた情報の共有や調整を通じて立地選定事業の進展が実現すると考えていた、と解釈できる。そして、そのように解釈していたからこそ、関心表明をした議会すべてを含んだ合同パートナーシップにしたいというカンブリア州議会の申し出を認めることになったのであろう。

しかし注目すべきはケント州シェップウェイ市の事例である。ケント州議会議員の「事業に対する恐れ」などの発言や、住民の反対運動から、同州の人々が事業を自分たちの問題とは全く考えず、周辺のルートで否定的な程度を形成していたことがわかる。同市では 2 基の原子力発電所が稼働しているにも関わらず周辺ルートを通して事業への反対態度が形成されていたということは、原子力関連施設を持たないその他の地域が、CoRWM の活動を受けて処分方法に合意したとはいえ、放射性廃棄物の受け入れを考えることもなく、仮に受け入れの提案がなされていればより激しく情動的な反対態度が形成されていたことが予想される。つまり、CoRWM の活動ではカンブリア州以外の自治体の情動的な思考に基づく態度形成に影響を与えることができなかった。

また、カンブリア州内においても、西カンブリア地区の 2 市が中心ルートを通った事業に対する態度形成を行おうとしているのに対し、それ以外の地区が周辺ルートを通じて事業に反対し、受け入れを前提とした思考をしていないことは前節で見た通りである。それにも関わらず、政府は CoRWM の活動を評価しており、その貢献によってカンブリア州全体が中心ルートでの態度形成過程に移行したと理解していた、と解釈できる。

インタビュー調査では第 1 期 CoRWM 委員のうち 5 名の話聞くことができたが、全員が

CoRWM の活動には肯定的であり、中には「CoRWM は正しい手段であった」<sup>149</sup>などの発言もあった。彼らは公衆討議を用いて長期的な視座に立って放射性廃棄物処分問題に取り組んでいくことを意識していたと考えられる。政府もおそらく 2006 年時点ではその意識を共有しており、それゆえに新規原子炉建設計画を推進したとも考えられる。ただ、原子力発電の再評価によって放射性廃棄物処分の正当性は毀損され、その後の MRWS パートナーシップの取り組みにも公衆討議として不十分な点があったことは指摘しなければならない。

このように、第 1 期 CoRWM は与えられた役割は十分に果たしたものの、国民全体を巻き込むという目標を達成する上ではテーブル・ミーティングや討論会を中心とした公衆討議の取り組みは効率性を欠き、同時に新規原子炉建設計画の再興などの放射性廃棄物処分事業に対する阻害要因が現れたために、CoRWM の公衆討議が英国の事業進展に対してした貢献は限定的であったといえる。

#### 2.4.2.2. MRWS パートナーシップの寄与

Butler 教授はインタビューの中で、政府は少なくとも第 1 期 CoRWM が活動を終えた時点では門戸を開き、幅広く英国全土の自治体からの参加意思表示を待っていたと述べている<sup>150</sup>。非常に高額のコストをかけて公衆対話の取り組みを行い、メディア露出なども同様の他の委員会に比べて多く、疲弊した MacKerron 議長は第 2 期 CoRWM への継続参加を見送ったほどであった<sup>151</sup>ため、2008 年に西カンブリア地区の自治体が関心表明をしたときにはこれを奇貨として他の候補を捨て、セラフィールドの選定に向けて全力を注ぐことを決めた<sup>152</sup>。その結果として 2009 年に設立されたのが西カンブリア MRWS パートナーシップであった。

西カンブリア MRWS パートナーシップにおける討議の目的は、当面はプロセスの第 4 段階(机上調査)に移行するか否かの意思決定を支援するための勉強を行うことであったため、パートナーシップに参加していた議会の代表者らは比較的円満に討議を行い、パートナーシップの活動の終盤までプロセスに対しては好意的な態度で一致していた<sup>153</sup>。ところが、政府は西カンブリア地区以外の潜在的な反対態度を見抜くことができなかった。この一因には、パートナーシップの活動に州議会から参加していた議員のうち、議会での議決権を有していたのはコーブランド市出身の Knowles 議員だけであったということが挙げられる。すなわち、パートナーシップ内で第 4 段階への移行に好意的な態度が形成されたからといって、州議会内部でも同様の態度形成が行われる保証がなかったにもかかわらず、それを察知するだけの情報共有がなされていなかったのである。

一方で CoRWM に代表<sup>154</sup>が参加していた Greenpeace をはじめとする環境団体は、この MRWS パートナーシップに招待されたにもかかわらず参加を拒否しており、州議会の審議の前には否決

---

149 インタビュー-I

150 インタビュー-G

151 インタビュー-I

152 インタビュー-G

153 インタビュー-E

154 Pete Wilkinson 氏

を要求する強い主張を行ったと言われる<sup>155</sup>など、パートナーシップとは全く関係のないところで州議会議員らと関係を構築しており、議決に影響を及ぼしていた可能性がある。政府が議員やパートナーシップの参加者からの懸念に対して曖昧な回答で応じ、別途新規原子炉建設計画を進めるなど関係構築のための努力を怠っていたことも、もともと影響が大きいと言われていた<sup>156</sup>地方議会におけるこのようなロビー活動の影響を大きくした一因である。

こうして実際に意思決定を行う地方議会議員らと中央政府・実施機関との間に信頼関係が構築されていなかったにも関わらず、住民や議員らが中心ルートを通った態度形成をしていると政府が誤認していたため、MRWS パートナーシップによる公衆討議の取り組みは事業進展に貢献せず、州議会の議決において反対多数で第4段階への意向が否決されることとなった。したがって公衆討議は、最終的な意思決定に携わる者たる地方議会議員などと政府・実施機関との間の信頼構築を目的とし、自治体の態度形成の思考段階を見極めて適切な時機に実施されなければ、事業の進展に貢献できないということがわかった。

#### 2.4.3. 2013年以降の動向に関する考察

2013年の失敗を受け、2014年に政府は新しい立地選定プロセスを提案した。このプロセスにおいては、基本的には2008年からのプロセスに致命的な問題はなかったとし、事業が自治体の参加意思に基づくことやパートナーシップを組織して協議を行っていく方針は受け継ぐこととしている。そして、2015年には立地選定のための新法を制定し、ディストリクト議会に最終的な議決権を与え、その上位自治体のカウンティ（州）議会が反対したとしても無効となるように意思決定権の構造を改革した。この法改正が民衆との協議を経ずに行われたことに対し反発する下院議員もいたが、セラフィールド擁するコーブランド市議会はこの法改正に好意的であった<sup>157</sup>。

インタビューでもこの法改正を肯定する言説があった<sup>158</sup>。一般的に処分施設から距離が離れるほどその施設に対する否定的な感情は強まるといわれており、英国においても実際にセラフィールドがあるコーブランド市、セラフィールドでの労働者が多くいると推測される隣のアラデール市は最終処分施設の招致に積極的だが、広域自治体のカンブリア州は、2008年の関心表明を行った時点でさえ招致に否定的だった。政府は、カンブリア州が3自治体すべての賛成をプロセスの段階移行の条件として要求し、それを政府が認めたことが2013年の失敗の要因だと認識しているようである。

スイスの事例でも、低・中レベル放射性廃棄物処分施設の立地に係る住民投票で反対票が過半数を占めた地域は、候補地であったヴェレンベルグではなく、その周辺地域であったことが示されている<sup>159</sup>。ベルギーの事例では、低レベル放射性廃棄物処分施設の立地選定にあたりデッセル市が選定されたが、広域自治体からの反対はなかった。フランスや韓国の事例でも、広域自治体の反対は顕在化しておらず、処分施設立地による受益よりも損失の方が大きいと見積もられる周

---

<sup>155</sup> iTV Report 2013年2月7日 “Exclusive: Cumbria County Council Cllr Tim Knowles quits”

<sup>156</sup> インタビュー-L

<sup>157</sup> Guardian 紙, 2015年4月5日付

<sup>158</sup> インタビュー-K

<sup>159</sup> 赤尾宣長 東京大学工学系研究科社会基盤学専攻 2008年度修士論文  
研究報告 6 - 96

辺地域の反対を抑えるという目的においては、英国のこの法改正は効果を発揮すると考えられる。

しかし、州議会からの処分施設立地に関する意思決定権の剥奪は倫理的な問題を惹起する。たとえば、原子力発電という国民全体が受益者となるような事業から出る廃棄物の処分をディストリクトという地方自治体に押し付けることが倫理的に誤りである、という批判はすでになされている。また、意思決定権を剥奪しても州議会の事業に対する反発は軽減されず、むしろ政府がこのような強硬な手段を取ったことに対してさらに反感を覚えている可能性が高い。放射性廃棄物は必ず処理されねばならず、その処分事業は本来正義にかなったものであるはずなのに、意図的に州議会を議論の場から排除して事業を進めて行くことは公正でないとの批判も考えられる。

公衆討議とは、住民を含めた様々な利害関係者を幅広く議論の場に参加させ、長期間の取り組みを通じて問題意識を醸成していくことを前提としたものである。熟議民主主義の「熟」の字が表す通り、短期間の解決は指向しない。英国政府が放射性廃棄物処分事業を進めるためにこの公衆討議を採用することを決めたにもかかわらず、反対の態度をとり続ける州議会を議論の場から排除するという昨今の英国政府の取り組みは深刻な自己矛盾をはらんでおり、長期的に真の問題解決にはつながらない可能性が高い。

英国の放射性廃棄物処分事業の進展を阻む根本的な問題は、州議会議員らが事業に関する責任を取ることを忌避していること、そして、政府が放射性廃棄物処分事業に責任をもって取り組まないことにある。受け入れを検討する側が責任を持った思考を嫌がり、受け入れを要請する側は自ら申請にあたっての正当性を維持する努力をしないというこの対立構造を改善しなければ、州議会をはじめとした候補地周辺地域からの事業への理解を得ることは難しい。また、周辺ルートでの思考に基づいて事業に反対しているアクターを排除するのではなく、彼らを中心ルートに乗せるような努力をしなければ、倫理的に正当な問題解決は導けないだろう。

仮に第4段階(机上調査)に進んでいたとしても、地層の安全性に関する議論が始まったとき、2014年からの立地選定プロセス(すなわち大部分は2008年からの立地選定プロセスと同じもの)において該当地域での地層処分の安全性を証明できるか、という問題は依然残る。セラフィールドの地層はすでに地層処分が困難であるとの見解が1995年の公聴会で示されているため、地層の安全性の問題を解決するためには、それを上回るだけの技術開発を待つか、さもなければ安全性に関する議論を最小限にとどめ、それが事業の致命的な問題点であると人々に認識させないよう努めなければならない。もちろん後者の策は正義にかなっているとは言い難いが、安全性を議論する限りは水掛け論に帰し、どれだけ時間をかけて議論をしても反対意見は出ると考えられる。科学技術の範疇においていかに該当地域の地層の安全性に関するリスクが許容範囲内であることを示せるか、またそれを人々に認知させられるかが、机上調査を終えて地層安定性の議論に入った段階での事業の進展に重要な視点である。

一方、コーブランド市が再び最終処分施設招致に興味を示している通り、セラフィールド周辺地域は継続してプロセスへの関与を希望している。この背景には、2018年にセラフィールドの再処理施設が操業を終え、雇用が大幅に減少することや、ドリッグ低レベル放射性廃棄物処分施設の容量が限界に近付いていることなどがある。そこに最終処分施設立地が決まれば、事前調査から処分施設の建設、運用開始に至るまで数十年という長い期間がかかり、その間継続的に地域に資金が流入してくることになる。カンブリア州議会は州の収益構造の多様化を目指し、エネルギー

ープランで観光業の再興などを掲げているものの、実態としてカンブリア州はセラフィールドの原子力関連施設の経済効果がなければやっていくことができない。原子力産業の実態を知る人物が多くいるコーブランド市やアラデール市は、今後も継続して最終処分施設の招致を行っていくであろう。

この際、再び広域自治体であるカンブリア州議会が周辺ルートを通して反対の態度を形成することなく、中心ルートを通った主体的な情報の検討に基づく事業への態度形成を促さなければならない。そのために有効な施策の一つとしては、現行の自治体からの参加意思を尊重するプロセスを継続するのであれば、「複数の自治体に関心表明をするまでは机上調査や地層調査などに移行する意思決定を行わない」ということが挙げられるだろう。公衆討議は、ある自治体に関心表明を行った後、他の候補地に関心表明を行うまでの間、事業への理解促進と問題意識の醸成、事業主体・国への信頼の醸成のために用いられることが効果的である。

実際に放射性廃棄物処分施設の立地に成功した他国の例と比較すると、スウェーデンは最終的にエストハンメルとオスカーシャムという2つの自治体に残り、どちらも最終処分施設を受け入れる準備があったと言われている<sup>160</sup>。また、フランスでも最終的に地下研究所が立地したビュールの他、複数の地域において地下研究所を建設する予定であることが確認されていた（Onga 2010）。高レベル放射性廃棄物ではないものの、韓国での LILW 処分施設立地選定においても、複数候補地が名乗りを上げている（Yamaguchi 2010）。その一方で選定失敗に終わった日本を見ても、高知県東洋町だけがこれまでで事業への参加関心表明をした唯一の自治体であり（Saigo 2009）、複数の関心表明を待つことが事業の進展には経験的に有用であることが類推される。

複数の自治体に関心表明を行い、その中で政府・実施主体が選定を行っていくという構造になれば、関心表明を行った自治体にとってはプロセスから撤退しても立地選定事業自体は続くため、比較的落ち着いた議論を行うための素地が準備されることになる。すなわち、特定の自治体を実質的な単独候補であるとの認識を実施主体が持っていないということを強調できれば、候補自治体の人々、特に意思決定者たる議員らは「安全な」議論が可能になるのである。

英国の事例においては、セラフィールドに大量の放射性廃棄物が保管されており、西カンブリア地区が単独候補になってしまうことはほぼ防ぎようがない。それだけに政府や実施主体は、西カンブリア地区以外に処分施設を立地させるつもりがあるということを相当熱心に示していかなければならないだろう。

## 2.5. 結論

### 2.5.1. 結論

本研究では、英国における放射性廃棄物処分事業の政治過程の分析を行った。その結果、以下の成果を得た。

1. 英国において放射性廃棄物処分施設立地選定が失敗するに至った政治過程を、1997年と2013年のそれぞれについて明らかにした。
2. 2度の事業の政治過程について分析し、地域社会の態度形成に影響を与えた事象や考え

---

<sup>160</sup> インタビューE

に関する因果関係分析を行うことで、2回の失敗を導いたそれぞれの本質的要因を導出した。

3. 1997年の失敗を受けて事業進展のために実施された公衆討議の取り組み（CoRWM）は事業進展にわずかな貢献しかせず、次なる公衆討議の取り組み（西カンブリア MRWS パートナーシップ）も政府が自治体の態度形成段階を誤認していたために効果を発揮せず、さらにも取り組みも不十分であったため、事業が進展しなかったことを示した。
4. 他国の事例との比較を通して、事業の進展のために公衆討議を利用する場合に必要な施策についての示唆を得た。

以下ではこれらの成果のまとめを述べる。

### 2.5.1.1. 英国における放射性廃棄物処分場立地選定事業の政治過程

本研究ではまず、英国における放射性廃棄物処分施設立地選定事業の政治過程を詳細に調べ、明らかにした。

放射性廃棄物処分を担う機関として設立された Nirex は 1980 年代後半に ILW 処分施設立地選定を試みるも、住民の反対に遭い失敗した。

一方、長年原子力と共存してきた歴史があり、英国全体の 60% 近くの放射性廃棄物がすでに保管されているカンブリア州セラフィールドは有力な候補地であるとみなされたため、Nirex は 1987 年から政府の水面下の指示のもと、非公開のプロセスで候補地の選定を進め、1994 年にはセラフィールドに RCF 研究所を建設する計画を公表した。この計画が提出されたカンブリア州議会では計画に対する不安・疑念の声が上がったため、翌年議会は審議機関（公聴会）を設置して討議を行った。

公聴会の結果、Nirex の地質学的専門知識には大いに疑問が持たれ、地層の安全性への不安や、国立公園を抱える同地域では観光業への影響が懸念されること、そして施設の立地によって発生する便益が不足しているように感じられることなどを理由に RCF 計画は拒否され、カンブリア州議会と環境担当大臣の承認を受けるに至って、1997 年 Nirex の RCF 計画は頓挫し、ここに立地選定プロセスは失敗した。

この失敗を受け、政府は 2001 年に公衆受容を重視した新しいプロセスを構築し、2003 年に設立した独立委員会 CoRWM の提言内容をもとに、2008 年には具体的な立地選定プロセスを定めた。CoRWM の提言によって、地層処分が当時では最善の処分方法であることや、選定プロセスは自治体の参加意思やパートナーシップでの議論に基づいて進められるべきであるという原則が周知され、立地選定プロセスに反映された。

これを受け、原子力産業の中心たるセラフィールドを擁するカンブリア州コーブランド市、隣接する同州アラデル市議会、広域自治体のカンブリア州議会は立地選定プロセスへの関心表明を行い、この 3 自治体に NDA や第 2 期 CoRWM などを含めて西カンブリア MRWS パートナーシップが設立され、公開協議のもと選定プロセスにおける諸問題が検討されていた。

パートナーシップ中での討議内容は、自治体が立地選定プロセスの第 4 段階（机上調査）に移行するための意思決定を支援するものであり、2012 年に公表された最終報告書は移行に肯定的な内容であったにもかかわらず、2013 年にカンブリア州議会が移行に関する決議を否決した。参

加自治体すべての賛成がプロセス継続の条件であったため、3自治体はプロセスから撤退し、立地選定プロセスはここに失敗した。州議会は否決理由として、自治体のプロセスからの撤退権を政府が法によって保証しなかったこと、地域の地層の安全性に不安があることなどを挙げたが、その背景には州議会議員が積極的に事業に関与しない姿勢と、それに関係する中央政府・実施機関との結びつきの弱さがあった。

#### 2.5.1.2. 2度の立地選定失敗に至った本質的要因

次に、2度の立地選定失敗それぞれにおいて地域社会の態度形成を分析し、態度形成にかかわる影響因子について因果関係分析を行うことで、この失敗に至った本質的要因を導いた。

1997年の失敗の本質的要因は、政府がNirexに政策的拘束を課したこと、Nirexの閉鎖的な意思決定、そして政府・Nirexがサイト選定を技術的な問題であると認識していたことであった。

政府はNirexに、セラフィールドを選定するよう暗に政策的拘束を課していたため、Nirexが思うように情報を公開したり、公正なサイト選定作業を進めたりすることが出来なかったため、公聴会で州議会側の専門家に批判を受けることとなった。この経験のためにNirexや政府、そして科学技術までが信頼を失うことになり、当時は他の食品問題などとも合わせて非常に大きな問題となっていた。

またNirexはサイト選定においてほとんどの意思決定を幹部だけで行い、その経緯や決定内容が職員らと十分に共有されることはなかった。このような閉鎖的な意思決定を行い、批判に対する内省を行う機会に乏しかったことが、公聴会での批判を招く一因となったとも考えられる。

さらに、政府やNirexが放射性廃棄物処分を主に技術的な問題であると認識していたため、立地選定プロセスで候補地リストや選定基準を公開せずに、セラフィールドを単独候補として最終的に選定することとなった、という側面もある。英国では慢性的に政府・政治家への不信が根強かったことに加え、不透明な選定プロセスから突然研究所の建設計画が提示されたため、セラフィールドの人々はこれに強く反発し、Nirexとその背後にある政府への不信感を強めた。

こうした政府・実施主体への不信感は、地域社会の情動的な反発を招き、強固な反対態度を形成させてしまった。そのため、具体的な補償などの理性的な議論に入ることができなかった。

一方、2013年の失敗の本質的要因は、新規原子炉建設計画による正当性の毀損、中央政府内の意思不統一、西カンブリア地区が実質的な単独候補であること、州議会が最終責任を負う構造であると導かれた。

政府が2005年に原子力発電を再評価し始めたことで、放射性廃棄物処分の議論は新規原子炉建設計画とは不可分に論じることが難しくなった。CoRWMが議論の対象とした、当時存在していた、あるいは発生が予想されていた放射性廃棄物に加えて、新たに建設される原子炉から発生する放射性廃棄物に対してもCoRMWの提言を適用する姿勢を政府が見せたために、放射性廃棄物の受け入れを検討する自治体の人々や、反原子力を訴える環境団体の人々にとっては事業を検討すること自体が正義に適っていないように感じられた。さらにもともと反感を抱いていた中央政府に対して、自分たちが利用されていると感じたことで一層事業に対する冷静な議論が難しくなったと考えられる。

この新規原子炉建設計画を推進し、同時に放射性廃棄物の処分を担い、NDAと協働していた

のは DECC であった。原子力政策を担う組織の内部で意思の統一がなされていなかったために、先に述べた放射性廃棄物処分事業の正当性の毀損や、MRWS パートナシップの協議内で NDA の回答が曖昧に終わるなど、候補自治体が事業についての検討を継続するに足る信頼感を付与することができなかった。

また、すでに放射性廃棄物の大半を保管している西カンブリア地区が実質的な単独候補だと認知されているために、州議会の議員らは落ち着いて議論することができないと感じ、事業への積極的な関与を拒んでいる。このことが議員間の調整を招き、州議会のプロセス撤退決議につながる事となった。

そして、州下 2 自治体の事業の許認可権が州議会に帰属するなど、この事業における最終的な意思決定権をカンブリア州議会が実質的に担っているという構造も、州議会のプロセス撤退決議を導いた本質的要因の一つである。カウンティディストリクトという二層構造から統一行政区に移行したいカンブリア州議会は、州全土においての影響力を強化したく、長年共存してきたとともに議論的であった西カンブリアの原子力関連施設および放射性廃棄物とは関わりを拒みたいと考えている。それにも関わらず州議会が最終的な事業の意思決定権を有することになってしまったがために、州議会はプロセス撤退の決議をすることとなった。

### 2.5.1.3. 英国の放射性廃棄物処分事業における公衆対話の貢献

上記分析結果やインタビュー調査の結果から、公衆討議は英国の放射性廃棄物処分事業に対してわずかな貢献しかしておらず、候補自治体の態度形成過程を見極めて適切な施策をとる必要があることを示した。

1997 年の失敗は政府や放射性廃棄物処分事業への信頼を減じたため、政府はこれの回復が事業の進展、さらには政権の安定した運営に必要であると考え、独立委員会 CoRWM を設立し、処分方法について公衆と利害関係者を巻き込んで議論するなどの公衆討議を行った。その結果、CoRWM が提出した最終報告書の内容を問題視する声は減り、事業主体である政府や、対話を主催した CoRWM、処分方法や将来の事業プロセスに対する信頼が向上した。また、Nirex が実施主体であった時代には放射性廃棄物処分問題は科学技術的な問題であると認識されていたが、公衆討議の導入を通じて、意思決定や合意形成といった社会科学に関する視点の重要性が認識され、議論に加わる人々、専門家の範囲が広がり、議論の結論に対する納得感が高まったという効果もあった。

しかし、2013 年の失敗を分析して明らかになったように、英国の放射性廃棄物処分事業の進展を阻害する本質的要因の一つは、放射性廃棄物処分事業と距離を置きたい議員らが積極的な関与を忌避していたにもかかわらず、州議会が実質的な意思決定権を持つ構造になっていたことにある。放射性廃棄物処分事業は国が責任を持って取り組むべきものであり、州議会や、ましてその下部の市議会などに押し付けてよいものではないと州議会の多くの議員は認識している。西カンブリアに放射性廃棄物がすでに多く保管されており、長年の共存の歴史から処分施設の立地にあたっての障壁が少ないことは認めても、その事業を州の責任で実施し、内外からの批判を受けることには積極的でないのである。言い換えれば、それだけの便益がこの事業の受け入れには存在していないと直感的に感じているともいえるが、多くの議員は具体的な便益を考慮することもな

く、周辺ルートでの反対態度を形成しているとみなせるだろう。

このような状況のもとで政府が実施した公衆討議の取り組みは、州議会が事業に肯定的な態度をとることに何らの寄与もしなかった。CoRWM の取り組みは処分方法を決定し、地層処分に対して国民の合意という形で正当性を付与し、取り組みの成果として提案した「自治体の参加意思」や「パートナーシップ」に基づく立地選定プロセスの実施では地方自治体が最終的な受け入れの責任を負うことになっていた。そしてその最終意思決定者たる議員らに放射性廃棄物処分事業をかれらの問題であると認識させることには失敗した。西カンブリア地区からの関心表明を受けて MRWS パートナーシップを実施したものの、それは構造的に事業の進展に寄与できるものではなかったうえに、州議会の関与が乏しく、さらに政府内の意思不統一によって公衆討議に臨む政府側の責任ある姿勢が示せなかったために、州議会議員を中心ルートに乗せて態度形成をさせることができなかつたのみならず、中央政府に対する信頼までも減じる結果になってしまった。

このような状況下において公衆討議が用いられたため、英国の放射性廃棄物処分事業において政府が実施した公衆討議の効果はほとんどなかったといえる。

公衆討議は長期間にわたる幅広い利害関係者の議論への参加を前提としており、その中で問題意識が醸成されていくことで問題解決につながるボトムアップ型の意味決定手法である。本来公衆討議を長期間続けていく覚悟があるのならば、現存する放射性廃棄物や近い将来発生が予想されている放射性廃棄物を安全に貯蔵する手段や施設の開発を同時に進めるべきであるが、英国政府はそのような取り組みを怠っており、原子力発電の推進に注力している。この言行不一致の状態が継続する以上、公衆討議が真価を発揮し、事業の進展に貢献する可能性は低いだろう。

ただし、西カンブリア地区のディストリクト以下の自治体は 2013 年の調査において依然立地選定プロセスへの参加に意欲を示していることから、今後も同地区が放射性廃棄物処分事業に何らかの形でかかわっていく可能性は高く、その際広域自治体である州議会をいかに中心ルートに乗せた形で態度形成を促すかが課題となる。この課題に公衆討議は、次節で述べる解決策とともに用いられて効果を発揮するだろう。

#### 2.5.1.4. 他国事例との比較を通じた放射性廃棄物処分事業に必要な制度に関する提案

英国の事業を進展させるために必要な施策とは何か。

国際的には Habermas に始まる熟議民主主義が事業実施において重視されていることから、公衆討議を行わない立地選定事業の実施は現実的ではない。そこでここでは公衆討議の活用を前提とした放射性廃棄物処分事業の実施について考える。

元来公衆討議は、意思決定に影響を与える人々が不安喚起モデルで言うところの「中心ルート」に乗って思考を行い、態度形成を行っていることが前提となっている。言い換えれば、人々が事業に関する情報を積極的に収集し、検討するという段階になれば公衆討議は無用に近い、ということである。

英国の事例において公衆討議が効果を発揮しなかったのは、とりもなおさず人々、特に最終的な意思決定を担う地方議員が周辺ルートに乗った思考をしており、事業に対する積極的な関与を行っていなかったことが原因である。したがって、不安喚起モデルで言う「動機づけ」の段階において、放射性廃棄物処分問題が人々、そして議員ら一人一人の問題であるという認識をさせる

ことが必要である。そして、その動機付けが実現すれば、人々・議員らの事業に対する情報処理能力に応じて異なる対応を取ることが求められる。すなわち、事業の複雑さ・専門性の高さゆえにすべてを理解することが難しい一般市民に対しては信頼に足る存在をあて、意思決定にあたって情報の検討が必要な議員らに対しては関与の促進と適切な情報提供を行うことが必要である。このそれぞれの過程において、長期間の対話の中で問題意識を醸成させていく公衆討議は効果を発揮すると考えられる。

長期的な問題解決を前提とし、公衆討議を行って人々の問題意識を醸成し、地方議員らに公衆討議への積極的な関与を要求することによってかれらの問題意識も醸成させることで、動機づけを行う。英国の事例においてこの際の障壁となったのは、西カンブリア地区が実質的な単独候補であることと、政府内の意思が不統一であったことであると本研究から導かれた。前者の要因を解消し、議員らにとって「安全な」議論の場を提供するためには、複数の候補地が関心表明を行うまで意思決定を延期するという手段が考えられる。政府が複数の選択肢を持つことで、撤退に対する指向性が弱まり、中心ルートに乗った積極的な情報の検討が可能になるだろう。また後者の要因を解消するためには、不一致の生じている部分に対して強制力を持って制限をかける存在、すなわちリーダーシップを持った国会議員や、あるいは法の制定などが効果を発揮するだろう。

すなわち、英国の事例において放射性廃棄物処分事業を進展させるには、自治体の参加意思を尊重するという現行のプロセスに則る場合、政府内の放射性廃棄物処分事業に対する意思統一を行ったうえで、地方自治体の議員らの積極的な関与を促すべく直接の働きかけを行い、そして複数の自治体が関心表明を行うまでプロセスの進退に関わる意思決定を保留し、その意思決定までの期間に公衆討議を行って人々の問題意識を醸成させることが有効であると考えられる。

2009年にHLW処分施設の立地に成功したスウェーデンは、放射性廃棄物処分の実施機関であるSKBが30年近くにわたる長い公衆討議の取り組みを行い、それによって放射性廃棄物の管理や処分に関する安全性を保障できるということを示していた。また、もともと政府や原子力に関する信頼が高く、国民が放射性廃棄物の受け入れに関して冷静な議論を行うための素地がある程度完成していた、すなわち中心ルートで事業に対する態度形成を行う素地がすでに存在していた可能性がある。それでも、処分施設の立地選定事業が行われている間は原子力発電所の新規建設を中断しており、政府とSKBが意思を統一して放射性廃棄物処分事業に取り組んでいたことが示唆されている(Elam and Sundqvist 2009)。このことは、上で挙げた英国の事例に対する解決策の有効性を示唆する。

また、1998年に地下研究所の立地選定に成功したフランスは、1980年代の失敗を乗り越えるために一人の国会議員を指名しており、彼の主導のもとで自治体との公衆討議や法律の制定などが行われ、立地決定という結果に至ったという(Onga 2010)。パリではない地方出身の議員が自治体を行脚して討議を行い、かれらの中に問題意識を醸成させたうえで、放射性廃棄物処分事業に関する法律を制定し、各自治体が中心ルートで事業に対して態度形成を行えるような環境を作った。このことから上で挙げた解決策の妥当性は示唆されている。

一方、スイスの事例においては、住民投票を経て立地選定失敗を経験している(Akao 2009)が、これは住民らの中に問題意識が醸成しきっていない状態がかれらに意思決定をゆだねたため、周辺ルートでの思考過程に入ってしまう、反対の態度が形成されたと理解できる。このことから

も、英国の事例に対する解決策で、住民主体の公衆討議を行うだけではなく、意思決定に関する情報処理の重要性に応じて異なるアプローチをとることの有効性が示唆される。

また、政府内の放射性廃棄物処分に関する意思の不一致を是正する際に、放射性廃棄物処分のための基金の整備などはなされておかなければならない。処分のための基金を整備し、たとえば日本やフランスのような国民の電気料金に処分のための費用を一部上乗せしておくなどの方法を採用すれば、国民全体が受益者として負担者に補償を行うという構造が実現するうえに、候補自治体に対する継続的な補償を約束するための基盤が成立する。

以上のように、英国が事業を進展させるためには、地方議員には積極的な働きかけを行って中心ルートでの思考とプロセスへの関心表明を促したうえで、複数自治体の関心表明を待ち、その間公衆討議を用いて一般市民を含めた人々の問題意識を醸成し、中心ルートでの態度形成を促していくことが有効であるという可能性が示唆された。

### 2.5.2. 今後の課題

本研究はインタビュー調査や文献調査をもとにした質的な研究であるため、結論として得られた事柄をより強く根拠づけるためには定量的な検証を行うことが有効である。具体的な手段としては、一般住民や、地方議会議員らに対するアンケートなどによって指標やモデルを構築し、それによって得られた結果と本研究の結論が整合的であるかを確認するというものが考えられる。また、第4章で行った考察も同様に質的な情報をもとに行っているため、これらの推論を補強する必要がある。解決策の形成過程および影響などについてより推論の信憑性を高めるには、インタビュー調査をさらに行い根拠となる情報を増やすなどすることが必要である。

今回の研究に際して行ったインタビューの対象者は、事業過程に関わったアクターの一部にすぎないため、全体像をより多角的に把握するためには、国会議員や地方議員、さらには実施機関の職員などから言説を得ることが必要だと考えられる。また、地元住民の反応は環境団体の代表や、当地に赴いた経験のある委員会の委員からの情報によって推定したため、住民の思考の実態と差異があることが考えられる。かれら地元住民の認識を調査することや、他の地域との違いを調べるなどによって、より具体的な根拠づけが可能になるだろう。

英国の事例に関しては、本研究で有効性が示唆された解決策、すなわち「複数候補地の関心表明を立地選定プロセスにおける意思決定の条件とし、公衆討議は各自治体に国側の機関から働きかけることで関与を促し、かれらの中心ルートでの態度形成を実現すること」の実現可能性や妥当性を、より多くの根拠を持って示す必要がある。そのためには、フィンランドなど今回検討できなかった諸外国の事例に当てはめたり、実際に政策を実行している DECC の官僚の方や NDA の職員の方にインタビューをしたりして、妥当性を示すという方法が考えられる。また、仮想的に政治過程分析を行うことでシナリオ分析を行うことも理論上は考えられるだろう。

日本の事例への応用を考える場合は、日本政府と英国政府の事業に対する姿勢の違いをまず注意深く比較せねばならない。日本学術会議は 2014 年 9 月 19 日に高レベル放射性廃棄物問題の社会的合意形成について検討した報告書<sup>161</sup>を公表している。この報告書においては、「対話と合

<sup>161</sup> 日本学術会議, 高レベル放射性廃棄物の処分に関するフォローアップ検討委員会, 2014 年 9 月 19 日, 「高レベル放射性廃棄物問題への社会的対処の前進のために」

意形成を促進する条件」としていくつかの具体的な課題が設定されており、公衆討議の理念が反映されていると考えられる。すなわち、日本の放射性廃棄物処分事業においても公衆討議が何らかの形で活用される可能性は高く、おそらく本研究で得られた知見は有効に働きうると推定されるが、両国の制度的・文化的差異をもとにした詳細な検討は今後の課題としたい。

さらなる考察が必要であるが、近年急激に世界規模の問題として浮上している難民問題における難民受け入れ施設の建設や、長年論争の的となっているダム建設などといった NIMBY (Not In My Back Yard) 問題全般に対しても本研究の示唆は有効である可能性が高い。放射性廃棄物処分事業が想定している事業期間は、処分施設の建設開始にすら数十年がかかると言われており、最終的に放射性廃棄物から放出される放射線が人体や環境に悪影響を及ぼさないと考えられる程度に放射能が減衰するのには何万年もかかるということが知られている。それに対して一般に NIMBY 問題として扱われる問題は多くが数十年単位のスパンの事業を想定しており、それゆえに不確定性に関して人々に喚起する不安は放射性廃棄物処分事業に比べると少ないと考えられる。しかし、経済性や社会的受容度など、問題の個々に対して考慮すべき事項は多く、本研究で示唆した解決策の利用には検討が必要であろう。

### 3. HLW 処分に関わる人々の態度についての社会心理学的分析

#### 3.1. はじめに

本研究では、平成 22 年 2 月と平成 23 年 2 月、平成 24 年 2 月、平成 27 年 2 月に、一般の回答者に対してインターネットを用いたアンケート調査を実施してきた。主な検討内容は、行政の信頼と高レベル放射性廃棄物処理事業に対する態度の関係、高レベル放射性廃棄物処分場立地において提案されている複数の政策（1 か所立地、複数立地、中間貯蔵継続）に対する人々の選好などについてである。また、平成 23 年 3 月における東日本大震災を受け、原子力発電に関する事業における行政の信頼にどのような変化があったのか、その変化の大きさを規定する要因は何であったのか、といった点も、震災前後の調査の両方に回答した回答者のデータを用いて検討した。こうした社会心理学的分析は、アジェンダ・セッティングの文脈では、市民の態度形成要因を踏まえて「どのようなアジェンダを設定すべきか（どのような政策課題がアジェンダたり得るのか）」という研究課題に応えるものである。

平成 26 年度の調査ならびに過去のデータの分析を通して、既往の定性的・定量的研究で指摘されていた「信頼」、「公正性」、「リスク認知」、「経済的便益」などといった影響要因以外に、市民の態度形成を説明する因子があり得るのではないかという疑問を得ていた。また、話題が高レベル放射性廃棄物処分という極めて難しい課題であることから、単純な質問形式では市民の「本音」、あるいは彼ら自身も気づいていない心理的作用をとらえられていないのではないかという恐れも抱いていた。そこで、今年度の調査はさらに踏み込んで、たとえば「サイレント・マジョリティ」、「軽蔑」、「ためらい」、「罪悪感」といった要因の影響を確認することを目指して、戦略的な質問ないし質問形式（リスト実験や回答時間計測等）、サンプリングを採用した。

#### 3.2. 過去のデータの分析

##### 3.2.1. 平成 26 年度の調査結果

平成 22 年 2 月から平成 27 年 2 月にかけて行われた計 4 波にわたる高レベル放射性廃棄物に関するインターネット調査において、縦断的に全ての調査に回答したパネル回答者 444 名から得られたデータを用いて、震災直前の 2011 年 2 月からの態度の変化を検討した。

まず、4 波全てに参加した回答者の性別・年齢（2015 年 2 月時点）の割合は図 3-1 のとおりであった。

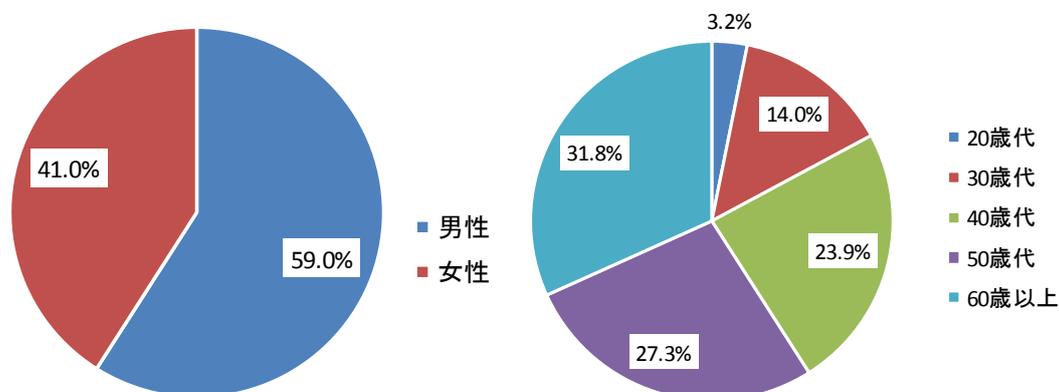


図 3-1. パネル回答者の基本属性（性別・年齢）

続いて、過去の調査において高レベル放射性廃棄物処分事業との関連が示されてきた、心理社会的変数の時系列的な変化を示す。

まず、国の行政への信頼の時系列的変化を図 3-2 に示す。

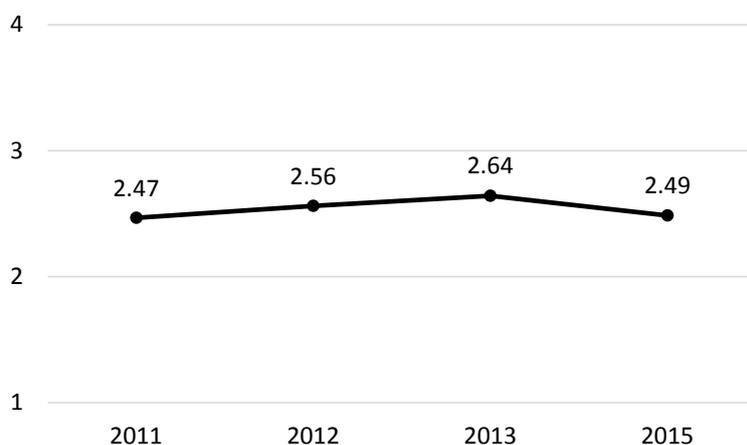


図 3-2. 行政への信頼

「あなたは、国の行政機関はどの程度信頼できると思いますか」（1「全く信頼できない」～4「信頼できる」の4件法）

図 3-2 に示されているように、震災以降、政府への信頼は微増を続けていたが、2015 年には震災以前の水準まで低下した。行政への信頼は、ある公共事業への人々の知識が豊富でない場合、信頼できる政府への「おまかせ」という選択肢を選ぶことによって、公共事業への肯定的な態度を形成し、事業を推進する要因となる。しかしながら、行政への信頼が低下したことによって、信頼に基づいた高レベル放射性廃棄物の地層処分の社会的受容という構図が成り立たなくなった可能性がある。

高レベル放射性廃棄物処分施設の危険性についての認知の変化を図 3-3 と 3-4 に示す。

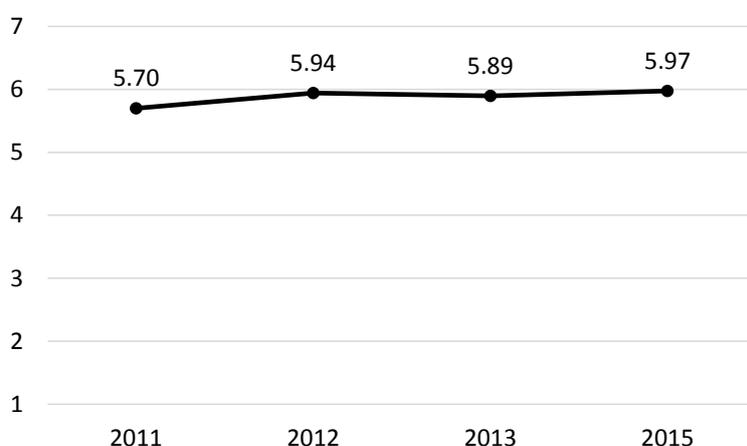


図 3-3. 高レベル放射性廃棄物処分場における、事故の被害の深刻さ認知

Note：「高レベル放射性廃棄物の地層処分において事故が発生したとしたら、その際に直接的・間接的に被害を受ける人は何人いると思いますか」（1「0人」、2「1～9人」、3「10～99人」、4「100～1000人未満」、5「1000～1万人未満」、6「1万～10万人未満」、7「10万人以上」）

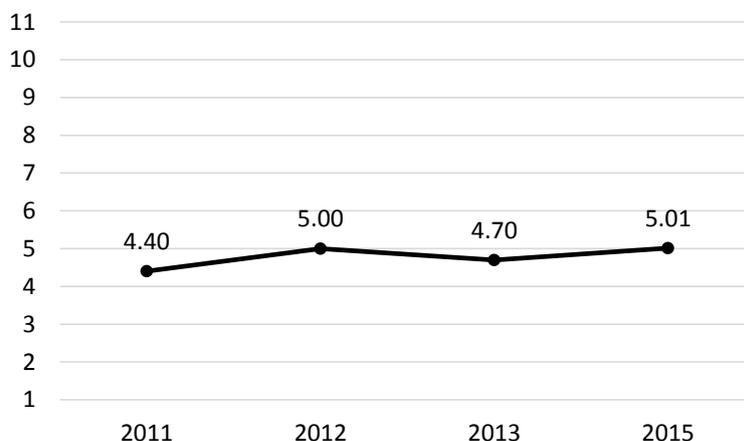


図 3-4. 高レベル放射性廃棄物処分場における、事故の発生確率認知

Note：「高レベル放射性廃棄物の地層処分施設の建設から 20 年以内に、放射能漏れなどの事故が起きる確率は何%ぐらいあると思いますか」（1「0%」～11「100%」までの 10%刻みで測定）

図 3-3 と 3-4 から、地層処分場において事故が起きた際の被害の深刻さ、および事故の生起確率についての認知は、震災後に増加した後、高い水準で維持されていることがうかがえる。人々が震災と原発事故を目の当たりにして、高レベル放射性廃棄物処分場も危険であるとの認識を持つようになったことが示されている。とくに、震災から 4 年近く経った 2015 年において最も高い値が示されている。

次に、原子力発電所への関心を表していると考えられる、原発関連の報道への注意と、原発についての周囲との議論については、震災以降、どちらも増加したことが示されている（図 3-5、3-6）。とくに報道への注意は、震災以降に増加した後、高い水準を維持し続けている。一方、周囲の人々との議論は 2012 年に大幅に増加した後は、減少を続けており、震災から時間が経つにつれて社会的ネットワークの中での政治的議論の場からは遠ざかりつつあることがうかがえる。

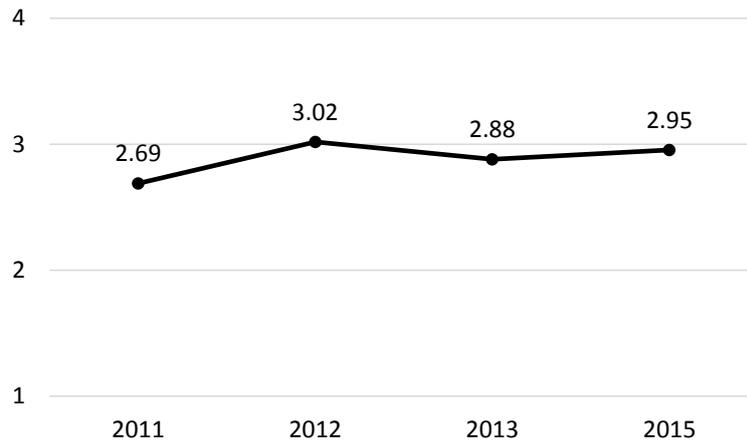


図 3-5. 原子力発電に関する報道への注意

Note : 「あなたはふだん、原子力発電に関する報道にどれくらい注意を払っていますか」(1「全く注意を払っていない」～4「いつも注意を払っている」の4件法)

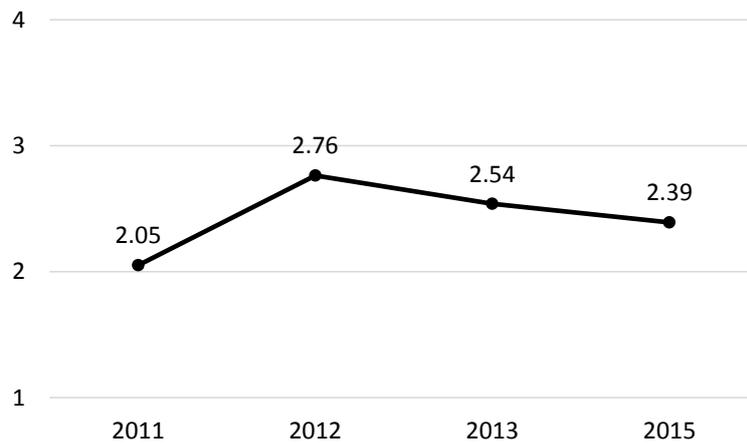


図 3-6. 原子力発電について話す頻度

Note : 「あなたはふだん友人、家族、同僚と原子力発電についてどれくらい話すことがありますか」(1「ほとんどない」～4「頻繁にある」の4件法)

また、過去の調査において原子力発電および放射性廃棄物処分施設への肯定的な態度と関連が示された、原子力発電の諸種のメリットに関する認知の変化を図 3-7 に示す。

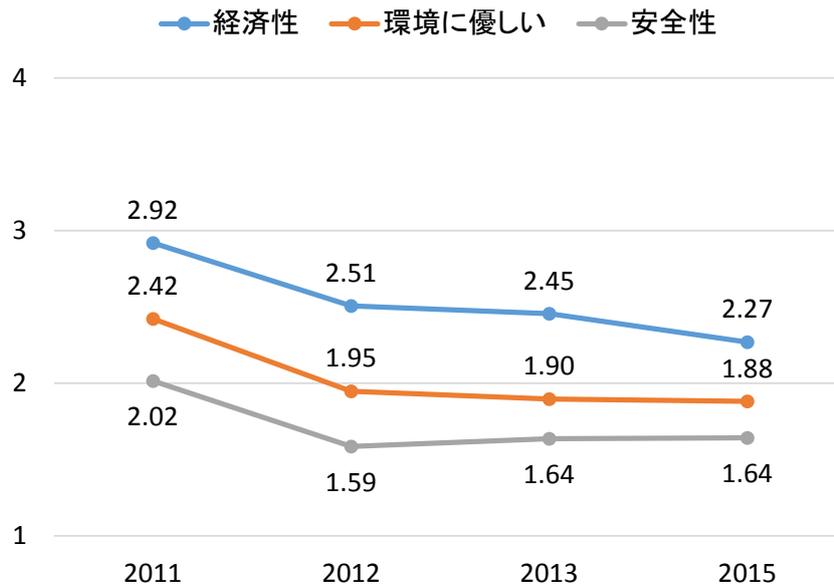


図 3-7. 原子力発電のメリットについての認知

経済性：「原子力発電は、他のエネルギーに比べて経済性に優れている」

環境：「原子力発電は、他のエネルギーに比べて環境に優しい」

安全性：「原子力発電は、他のエネルギーに比べて安全性に優れている」

(いずれも、1「全くそう思わない」～4「そう思う」の4件法)

図 3-7 から、震災以降、原子力発電所のメリットに関する認知が大幅に減少し、低い水準のまま推移していることが示されている。これらの評価の急低下により、もはやこれらの変数は放射性廃棄物処分場の受け入れ態度を規定する要因ではなくなった可能性がある。この点については、3.2.2.節で詳しく検討する。

これら記述統計の時系列的変化から、行政への信頼の低下、高レベル放射性廃棄物処分施設の危険性の認知の増加、そして原子力発電所のメリットの低下によって、全般的に地層処分場の受け入れに難色を示す人々が増加したことが予想される。一方、原発関連の報道への関心は増加したものの、周囲の社会的ネットワーク内での議論の場からは遠ざかったことから、人々が高レベル放射性廃棄物処分を「いま議論すべき問題である」と認識するアジェンダ・セッティングの下地が、震災直後と比べて形成されにくくなったことが示唆される。

### 3.2.2. パネルデータを用いた震災前後の分析：信頼とメリット認識の影響の変化

Web 調査から得られたパネルデータを用いた定量分析として、今年度は震災前後での信頼とメリット認識の影響の変化に関する分析を行った。具体的には、以下の二段階に分けて検討した。

(1)政府への信頼やメリット認識は処分場の受け入れ態度に有意な影響を持っているのか？

(2)この影響の様態に、震災前後で変化は生じたのか？

図 3-8 は 2011 年から 2013 年までの処分場の受け入れ態度に関する回答の分布の変化を示したものである。震災直前の 2011 年から震災 1 年後の 2012 年にかけて、処分場の受け入れ態度は平均的に上昇しているが、これは原発事故被害地域への同情といった感情が影響しているもの

と考えられる。しかしながら、2012年から2013年にかけて受け入れ態度は再度低下し、2011年時点よりも低い水準にまで落ち込んでいる。

先行研究においては、処分場の受け入れ態度の形成において政府への信頼やメリット認識が重要な役割を果たすとされてきた。そこで、これらの受け入れ態度に与える影響の大きさやその経時的な変化を調べるため、各年度につき、処分場の受け入れ態度を応答変数とし、政府への信頼やメリット認識を説明変数とした多変量分析を行った（重回帰分析・順序ロジット分析）。この分析の結果を示したものが表 3-1・表 3-2 である。（なお、政府の信頼とメリット認識に関しては、数値が低いほど、高い信頼やメリット認識を示す尺度となっているため、負の符号を示すとき信頼・メリット認識が高いほど受け入れ態度も高いことを示す。）

このうち、政府への信頼の様々な側面を投入して推定した結果を各表の左半分に示した。各年についての推定結果を見ると、政府への信頼は先行研究で指摘しているように、確かに処分場の受け入れ態度に対して有意な影響を持っていることがわかる。しかしながら、他の変数の影響を示す係数の大きさが経年であり変化しないのに対して、信頼の影響を示す係数は大きく変動しており、政府への信頼の受け入れ態度に与える影響は常に絶対の影響力を持つというような単純な関係は成り立たないことがわかる。

このことは、政府への信頼に関する記述統計の変化を見ることでもわかる。図 3-9 は 2011年から2013年までの正負への信頼に関する回答の分布の変化を示したものである。震災直前の2011年から震災1年後の2012年にかけて、政府への信頼は向上しており、この方向性は、受け入れ態度の向上とも合致しているが、これに対して、2012年から2013年にかけて受け入れ態度は先述のように再度低下したのに対して、政府への信頼は引き続き上昇している。

政府への信頼は時々の政治情勢などに左右されるため、受け入れ態度への影響について流動性が生まれるのはやむを得ないところがあるのに対して、原子力発電のメリット認識が受け入れ態度に与える影響についてはこうした他の要因による干渉が少ないものと考えられる。調査では、原子力発電の経済性・環境への優しさ・安全性に関するメリット認識を聞いており、これらの認識も投入して分析した結果が表 3-1・3-2 の右半分に示したものである。

メリット認識に関する変数を投入すると、重回帰分析の結果（表 3-1）においては、震災直前の2011年に受け入れ態度に有意な影響を持っていた政府への信頼が、震災後の二年間においては有意な影響をもたなくなっており、順序ロジット分析の結果（表 3-2）でも、震災一年後の2012年においては政府への信頼は処分場の受け入れ態度に対して有意な説明力を持っていない。

これと同様の傾向を持つのが、原子力発電についてのメリット認識のうちの「経済性」である。重回帰分析においても順序ロジット分析においても、震災直前の調査では処分場の受け入れ態度に対して有意な影響を持っていた原子力発電の経済性についての認識は、震災後においては有意な影響を持たなくなっている。これに対して、原子力発電についてのメリット認識のうち、「環境への優しさ」「安全性」に関しては、震災一年後の2012年について若干影響の大きさを示す係数値の低下がみられるものの、震災後も受け入れ態度に対して有意な影響を引き続き持っている。また、統制変数として投入した、処分場における事故のリスクについての認知は、その大きさについても確率についても一貫して受け入れ態度に対して有意な影響を持っている。

以上の分析から、震災とその後の原発事故が、政府への信頼やメリット認識と処分場の受け入

れ態度の關係に（回復基調ではあるが）変化をもたらしたことがわかる。受け入れ態度の形成過程うち、政府への信頼や原子力発電の経済性についてのメリット認識によって受け入れ態度が形成されるという経路の影響力が小さくなり、他方で、処分場における事故のリスクについての認知や原子力発電の安全性、そして環境への優しさという観点は、受け入れ態度の形成過程の重要な経路の一つであり続けていることが示唆される。

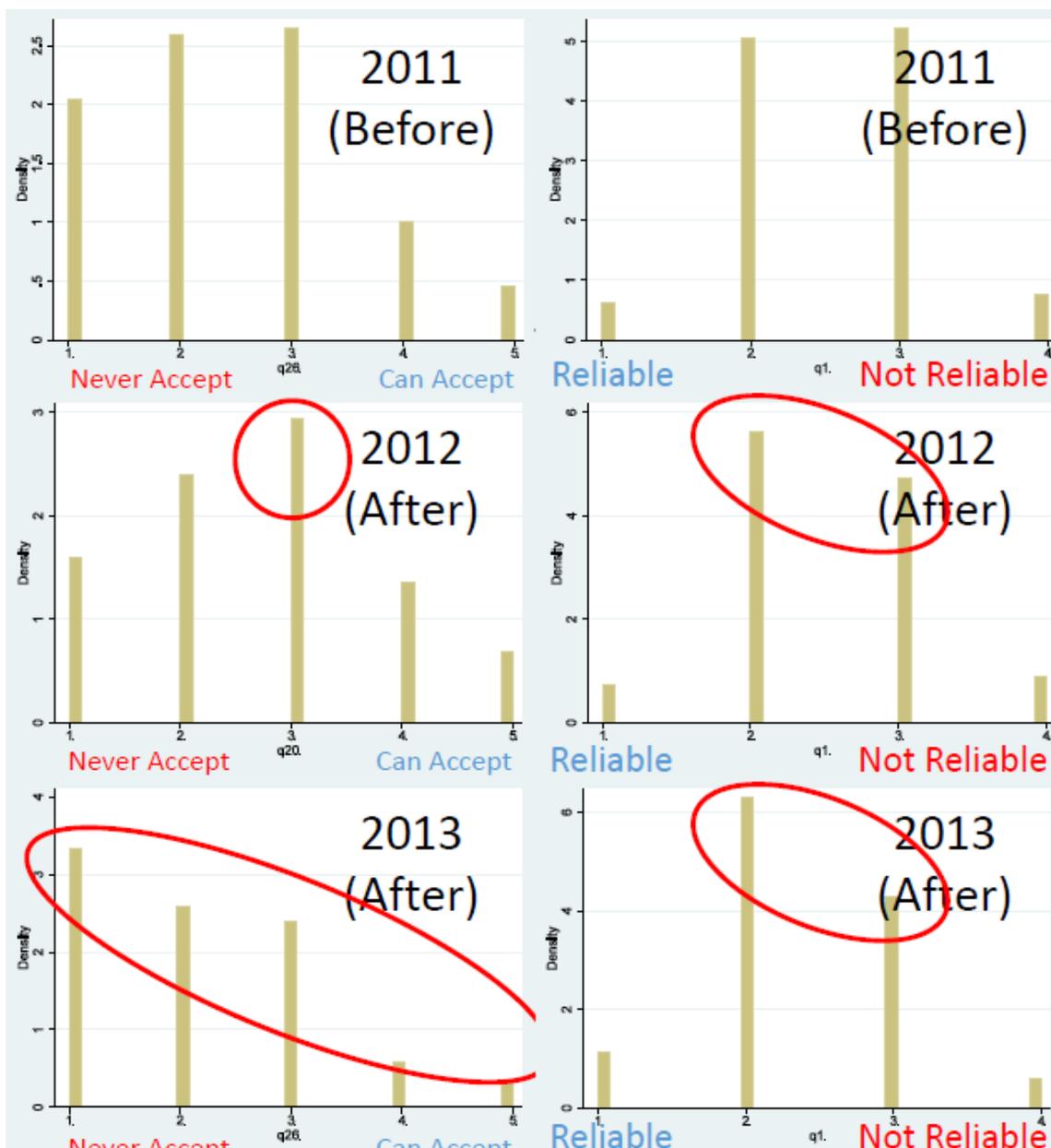


図 3-8 : 処分場受け入れ態度の分布

図 3-9 : 政府への信頼の分布

表 3-1：推定結果（重回帰分析）

Table 1: Regression results (OLS)

	without perceptions on nuclear energy				with perceptions on nuclear energy			
	2011	2012	2013	2015	2011	2012	2013	2015
female	-0.236*** (0.036)	-0.155*** (0.036)	-0.161*** (0.030)	-0.166** (0.055)	-0.165*** (0.033)	-0.128*** (0.035)	-0.122*** (0.028)	-0.118* (0.054)
living years	-0.001 (0.001)	0.001 (0.001)	-0.003*** (0.001)	-0.001 (0.002)	-0.002* (0.001)	0.001 (0.001)	-0.003** (0.001)	-0.000 (0.002)
trust in gov'n't	-0.243*** (0.032)	-0.071* (0.033)	-0.071** (0.027)	-0.134** (0.051)	-0.120*** (0.030)	-0.053 (0.033)	-0.044 (0.026)	-0.091 (0.050)
ethics of gov'n't	0.049** (0.019)	0.019 (0.020)	0.028 (0.017)	0.028 (0.029)	0.054** (0.017)	0.008 (0.019)	0.010 (0.016)	0.016 (0.028)
fairness of gov'n't	-0.016 (0.017)	-0.007 (0.017)	0.008 (0.015)	0.049 (0.027)	-0.008 (0.015)	-0.003 (0.017)	0.005 (0.014)	0.035 (0.026)
ability of gov'n't	0.038* (0.017)	0.014 (0.018)	0.015 (0.015)	-0.023 (0.029)	0.026 (0.016)	0.018 (0.018)	0.020 (0.015)	0.004 (0.028)
surveillance of gov'n't	0.037** (0.013)	0.027 (0.014)	0.042*** (0.012)	0.035 (0.022)	0.017 (0.013)	0.016 (0.014)	0.026* (0.011)	0.018 (0.021)
transparency of gov'n't	-0.004 (0.012)	0.010 (0.018)	-0.031* (0.015)	-0.038 (0.026)	0.016 (0.011)	0.027 (0.018)	0.003 (0.014)	0.002 (0.025)
inability of citizens	0.019 (0.011)	0.022* (0.011)	0.027** (0.009)	0.041* (0.016)	0.025** (0.010)	0.020 (0.011)	0.025** (0.008)	0.036* (0.016)
risk (scale) recognition	-0.142*** (0.012)	-0.100*** (0.013)	-0.137*** (0.010)	-0.172*** (0.020)	-0.097*** (0.011)	-0.075*** (0.013)	-0.102*** (0.010)	-0.124*** (0.019)
risk (prob.) recognition	-0.097*** (0.006)	-0.086*** (0.007)	-0.048*** (0.006)	-0.077*** (0.010)	-0.061*** (0.006)	-0.067*** (0.007)	-0.025*** (0.006)	-0.050*** (0.010)
economy					-0.052* (0.024)	-0.006 (0.021)	-0.012 (0.016)	0.024 (0.034)
environment friendliness					-0.182*** (0.027)	-0.073** (0.026)	-0.129*** (0.022)	-0.137** (0.043)
safety					-0.363*** (0.027)	-0.288*** (0.031)	-0.304*** (0.025)	-0.304*** (0.048)
constant	4.084*** (0.146)	3.658*** (0.153)	3.235*** (0.117)	3.828*** (0.218)	4.833*** (0.139)	4.522*** (0.163)	4.208*** (0.122)	4.414*** (0.218)
<i>N</i>	3360	4000	5200	1450	3360	4000	5200	1450
<i>R</i> <sup>2</sup>	0.206	0.094	0.102	0.189	0.329	0.136	0.180	0.251
log likelihood	-4764.330	-6058.040	-7570.706	-2047.273	-4482.911	-5963.594	-7334.378	-1990.257
aic	9552.660	12140.080	15165.413	4118.546	8995.821	11957.189	14698.755	4010.515
bic	9626.097	12215.609	15244.090	4181.898	9087.617	12051.600	14797.101	4089.704

Standard errors in parentheses. Only 2011 survey was before the earthquake.

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

表 3-2 : 推定結果 (順序ロジット分析)

Table 2: Regression results (Ordered Logit)

	without perceptions on nuclear energy				with perceptions on nuclear energy			
	2011	2012	2013	2015	2011	2012	2013	2015
female	-0.385*** (0.066)	-0.215*** (0.059)	-0.212*** (0.052)	-0.236* (0.104)	-0.277*** (0.067)	-0.176** (0.059)	-0.160** (0.053)	-0.154 (0.105)
living years	-0.002 (0.002)	0.002 (0.002)	-0.005*** (0.002)	-0.001 (0.003)	-0.005* (0.002)	0.002 (0.002)	-0.004** (0.002)	0.000 (0.003)
trust in gov'n't	-0.463*** (0.060)	-0.131* (0.056)	-0.148** (0.049)	-0.275** (0.097)	-0.241*** (0.063)	-0.109 (0.056)	-0.112* (0.049)	-0.218* (0.099)
ethics of gov'n't	0.091** (0.035)	0.027 (0.033)	0.066* (0.030)	0.030 (0.053)	0.104** (0.035)	0.008 (0.033)	0.038 (0.031)	0.011 (0.054)
fairness of gov'n't	-0.031 (0.031)	-0.012 (0.029)	-0.001 (0.027)	0.107* (0.052)	-0.008 (0.031)	-0.005 (0.029)	-0.006 (0.027)	0.084 (0.052)
ability of gov'n't	0.073* (0.033)	0.032 (0.031)	0.017 (0.027)	-0.048 (0.055)	0.046 (0.033)	0.043 (0.031)	0.029 (0.028)	0.013 (0.056)
surveillance of gov'n't	0.086*** (0.025)	0.059* (0.024)	0.092*** (0.021)	0.079 (0.041)	0.052* (0.026)	0.038 (0.024)	0.064** (0.021)	0.037 (0.042)
transparency of gov'n't	-0.006 (0.021)	0.019 (0.030)	-0.060* (0.027)	-0.079 (0.049)	0.035 (0.022)	0.046 (0.030)	0.004 (0.027)	-0.002 (0.050)
inability of citizens	0.033 (0.020)	0.041* (0.018)	0.053*** (0.016)	0.083** (0.030)	0.054** (0.020)	0.041* (0.018)	0.055*** (0.016)	0.077* (0.031)
risk (scale) recognition	-0.247*** (0.022)	-0.165*** (0.021)	-0.232*** (0.018)	-0.300*** (0.038)	-0.184*** (0.023)	-0.125*** (0.021)	-0.184*** (0.018)	-0.227*** (0.038)
risk (prob.) recognition	-0.188*** (0.012)	-0.148*** (0.012)	-0.098*** (0.011)	-0.167*** (0.020)	-0.133*** (0.012)	-0.119*** (0.012)	-0.059*** (0.011)	-0.117*** (0.021)
economy					-0.141** (0.051)	-0.017 (0.036)	-0.043 (0.031)	0.066 (0.066)
environmental friendliness					-0.369*** (0.055)	-0.130** (0.045)	-0.236*** (0.041)	-0.317*** (0.083)
safety					-0.775*** (0.057)	-0.485*** (0.053)	-0.568*** (0.047)	-0.606*** (0.093)
cut1	-4.246*** (0.280)	-3.110*** (0.256)	-2.467*** (0.213)	-3.821*** (0.422)	-6.373*** (0.305)	-4.688*** (0.284)	-4.468*** (0.238)	-5.308*** (0.450)
cut2	-2.715*** (0.275)	-1.717*** (0.253)	-1.220*** (0.211)	-2.440*** (0.415)	-4.646*** (0.297)	-3.252*** (0.280)	-3.133*** (0.234)	-3.833*** (0.441)
cut3	-1.002*** (0.272)	-0.178 (0.252)	0.487* (0.212)	-0.548 (0.412)	-2.712*** (0.290)	-1.659*** (0.276)	-1.315*** (0.232)	-1.816*** (0.431)
cut4	0.412 (0.276)	1.149*** (0.254)	1.556*** (0.218)	0.542 (0.420)	-1.160*** (0.291)	-0.298 (0.277)	-0.195 (0.236)	-0.664 (0.436)
<i>N</i>	3360	4000	5200	1450	3360	4000	5200	1450
<i>R</i> <sup>2</sup>								
log likelihood	-4527.932	-5829.065	-6858.091	-1863.341	-4226.566	-5731.212	-6617.140	-1800.977
aic	9085.863	11688.131	13746.181	3756.682	8489.132	11498.425	13270.280	3637.953
bic	9177.659	11782.541	13844.528	3835.871	8599.286	11611.718	13388.295	3732.981

Standard errors in parentheses. Only 2011 survey was before the earthquake.

\*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$ , \*\*\*  $p < 0.001$

【変化の地域的差異について】

もし政府への信頼および原子力発電に対するメリット・リスク認識と HLW 処分場の受け入れ態度との関連性が震災・原発事故後に弱まったとするのであれば、これらの認識自体、震災被害の経験や、それまで原子力関連施設を有していたかどうかによってその変化の様態が異なると考えるのが自然である。

そこで、こうした地域の特性に応じた変化の多様性を示す一つの例として、原子力発電のリスクの大きさ（影響を受けると考えられる人々の数に関する選択肢番号の平均；大きいほど被害が大きいと考えている）の変化を、震災被害の経験と、それまで原子力関連施設を有していたかどうかの地域特性に応じて分類してまとめたものが表 3-3 である。また、これらの各地域の時系列的变化を折れ線グラフとして図 3-10 に示す。

表 3-3：リスク認識（リスクの大きさ）の変化の地域的多様性

	Disaster Damage	Nuclear Facilities	2011 (Before)	2012 (After)	2013 (After)
(a)	Yes	Yes	5.87	5.79	5.70
(b)	Yes	No	5.85	6.28	5.92
(c)	No	Yes	5.75	5.94	5.72
(d)	No	No	5.76	5.86	5.85

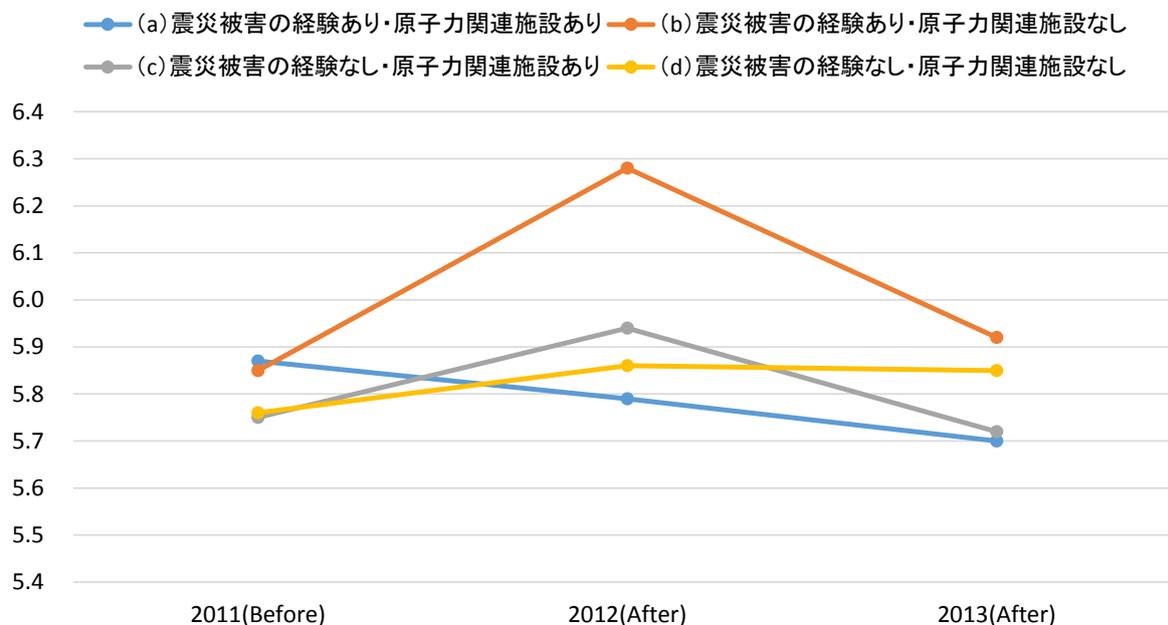


図 3-10. リスク認識（リスクの大きさ）の変化の地域的多様性

震災・事故 1 年後の 2012 年においては、原子力関連事故に対する人々の不安や恐怖とも解釈

できる人的被害のリスク（大きさ）に関する認識は平均的に上昇している。特に、(b)震災の被害が大きかったが原子力関連施設が立地していない地域、および、(c)震災の被害は小さかったが原子力関連施設が立地している地域において上昇の幅が大きい。しかしながら、本調査の結果では、(a)震災の被害が大きかつ原子力関連施設が立地している地域においては、これらリスク認識はむしろ低下している。

一方で、昨年度の報告書で指摘したように、2013年についてはリスクの大きさに関する認識は全体的には回復（低下）する傾向を見せており、特に震災・事故1年後においてリスク認識が高まった(b)と(c)の地域において回復の幅は大きい。一方、回復の幅は(d)震災の被害も小さく、原子力関連施設も立地していない地域において最も遅く、先に震災・事故後にリスク認識が低下したことを指摘した(a)震災の被害が大きかつ原子力関連施設が立地している地域においては、これらリスク認識はさらに低下の傾向を示している。

震災・事故前においては、地域的な事故のリスク認識の差異として、その直後に震災と事故が襲う地域とそうでない地域において大きな差が存在していたが、震災後にはこのリスク認識の地域的差異の状況は一変し、原子力関連施設が立地している地域と立地していない地域でリスク認識の差が大きく異なるようになり、原子力関連施設が立地している地域において、事故のリスク認識が立地していない地域に比べて小さくなっている。

### 3.3. 平成 27 年度の調査設計と予備的分析

過去のアンケート調査の結果から、震災後に処分場の受け入れ態度は「受容」の方向に一時的に変化しており、このことから、HLW 処分の政策過程において「震災後」は policy window が開いていたタイミングであると推定される。しかしながら、その後処分についての議論が進行しなかったことは、そのタイミングにおいて、HLW 処分に關わる政策形成過程に入るためのアジェンダ・セッティングがなされなかったためであると解釈することができる。

一方で、前節で分析したように、処分場受け入れ態度に対して影響を与える因子として信頼と原子力発電のメリットとリスクの認識を考えてきた。震災後4年で、原子力発電のリスク認識そのものは従来の水準に戻りつつあるが、震災後に「行政への信頼」や「原子力発電の経済性」の受け入れ態度に対する効果が弱くなっていることが明らかとなった。

従って、今後 HLW 処分に關するアジェンダ・セッティングを実現するためには、政府に対する信頼や、原子力発電のメリット認識を高めること以外に、処分場受け入れの心理的障害の特定し、それを除去する方策を考えることがこれまで以上に必要となると考えられる。

そこで、本年度の調査においては、HLW 処分場の受け入れに対する「ためらい」や「軽蔑」といった「否定的感情」、また、意見形成のプロセスにおける社会的影響に着目した質問票の設計を行った。具体的には、以下の二点について検討を行っている。（具体的な政策的手段との関連については次年度以降に検討する。）

- 受け入れ可能性のある地域住民の「ためらい」と、それに対応する受け入れた場合の周囲の「否定的感情」が存在するのではないか？
- HLW 処分事業に關わる態度形成に対する「社会的圧力」がどの程度影響を及ぼしているのか？

これまで検討の対象としてきた人々の行政に対する信頼、公正感、HLW 処分事業に対する態度に加えて、上述の「否定的感情」、「社会的影響」の有無などを検討するため、以下の通り Web を用いたアンケート調査を行った。

### 3.3.1. 調査の設計

- 調査期間：2016 年 2 月中旬～3 月上旬
- 調査地域：全国
- 調査対象：2015 年 2 月に行われた調査の回答者 954 人と新規回答者 240 人の計 1194 名から回答を得た。継続的に調査に参加したパネル回答者と新規回答者を合わせた、回答者の基本属性（性別・年齢）は図 3-11 のとおりである。

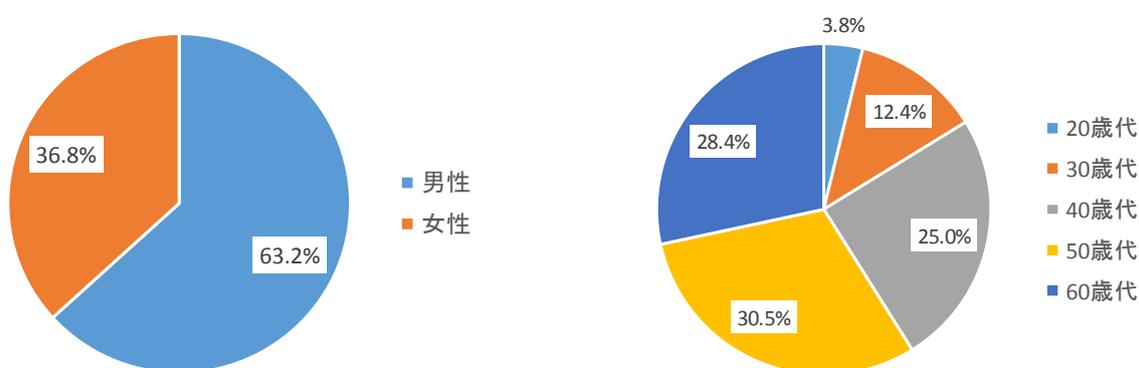


図 3-11. 2016 年調査参加者の性別・年齢の割合

### 3.3.2. 単純集計結果

以下に、2016 年調査で測定した項目とその単純集計を示す。

○回答者の属性

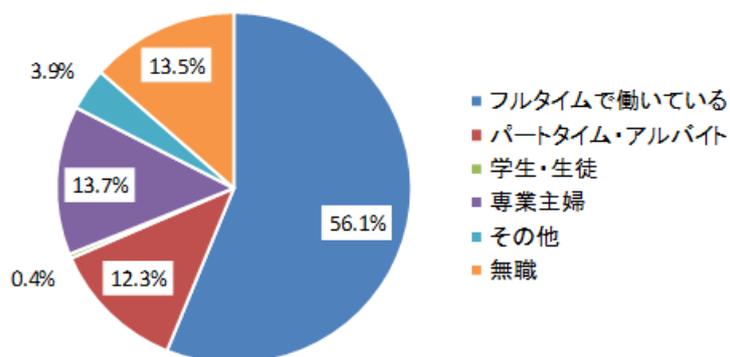


図 3-12. 就労状況

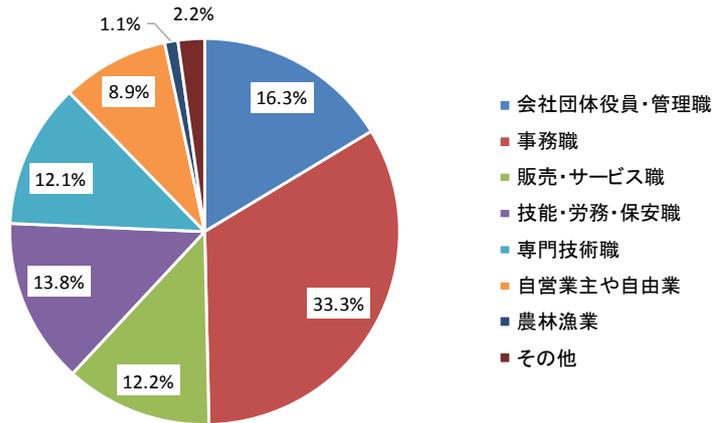


図 3-13. 職業

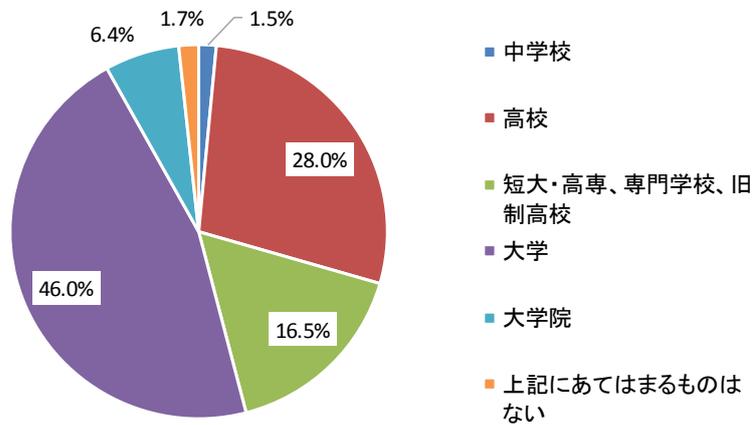


図 3-14. 最終学歴

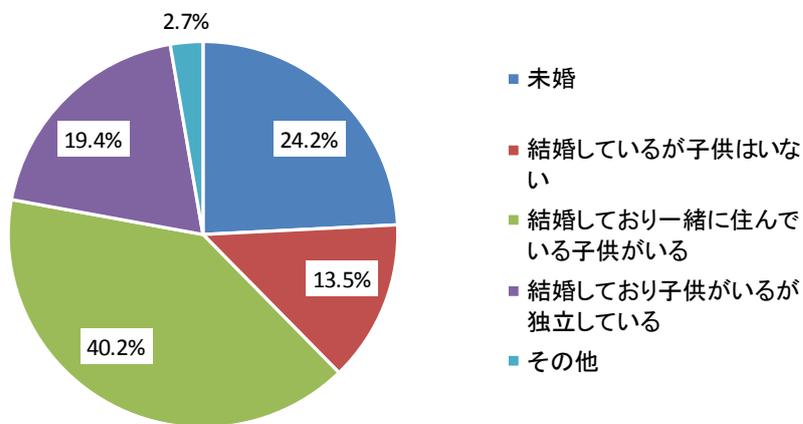


図 3-15. 婚姻状況

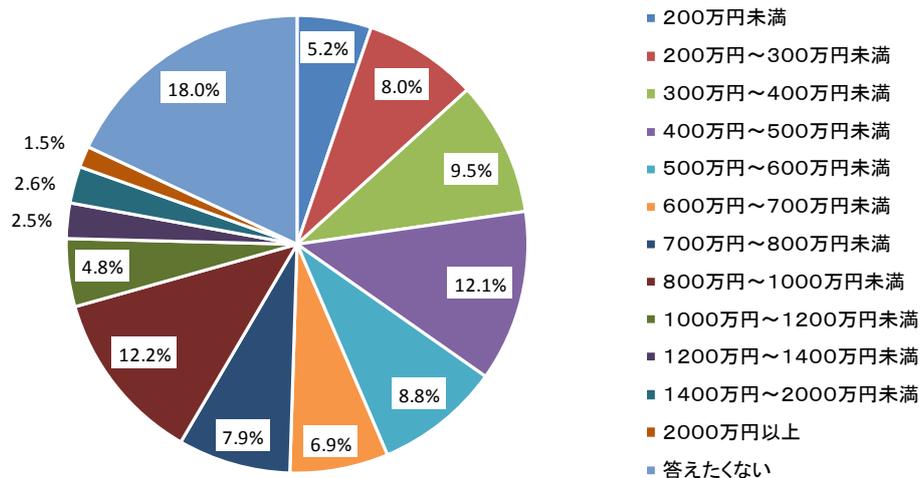


図 3-16. 年収

○行政への信頼に関する項目

行政への信頼

「あなたは、行政はどの程度信頼できると思いますか」(1「全く信頼できない」～4「信頼できる」の4件法)

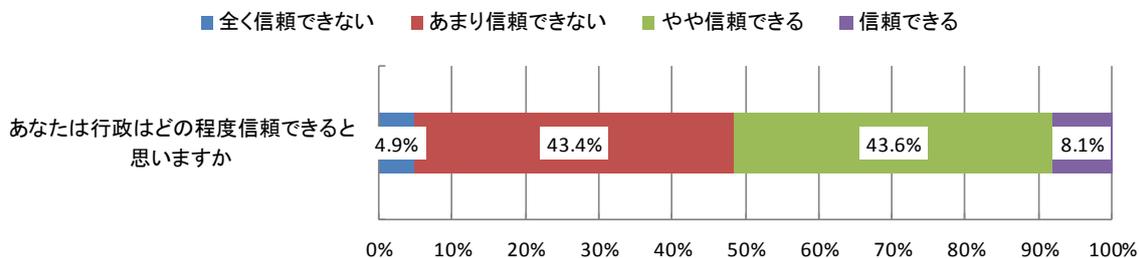


図 3-17. 行政への信頼

行政職員の職業倫理

「公務員としての誇りを持っている」「職員として安心できる人が働いている」(1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

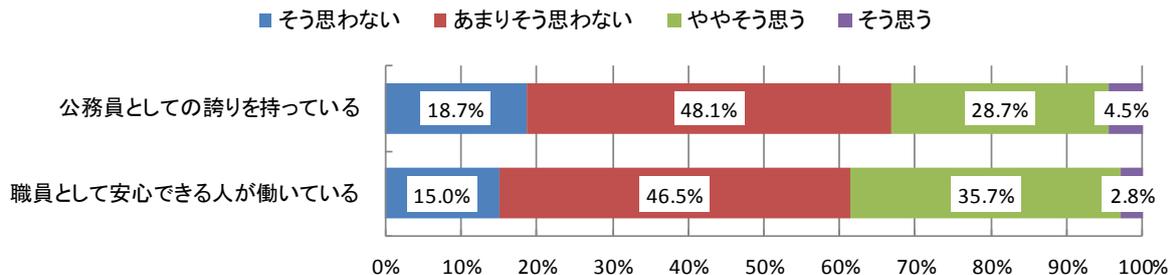


図 3-18. 行政職員の職業倫理

## 公平性

「行政はあなたの地域の人たちを公平に扱っている」「行政はあなたのことを公平に扱っている」  
 (1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

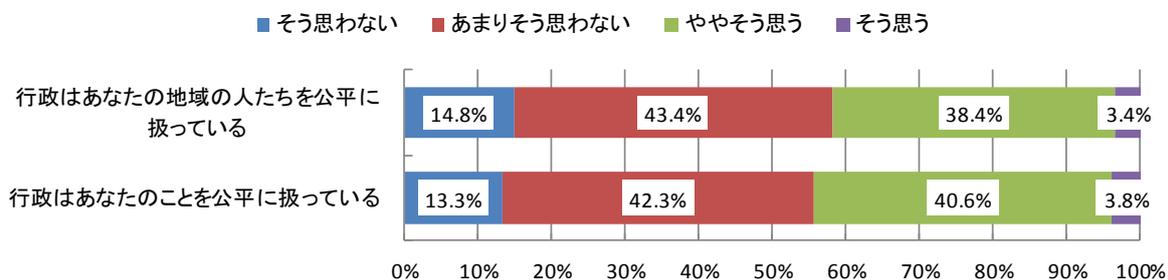


図 3-19. 公平性

## 大臣・職員の能力

「各担当大臣は、職務に関する十分な専門知識を持っている」「国の行政機関の職員は、職務に関する十分な専門知識を持っている」(1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

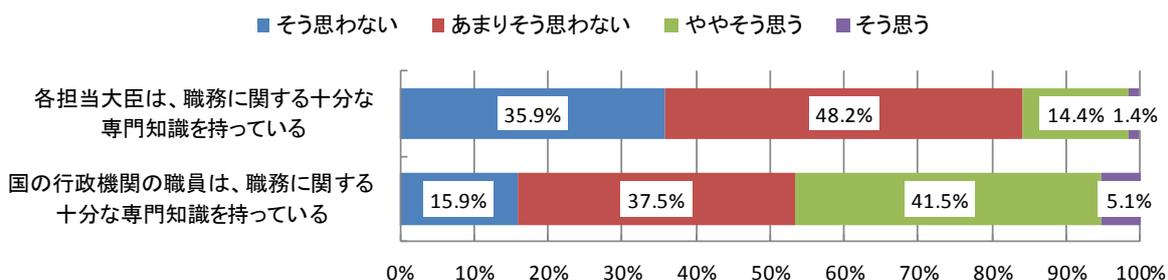


図 3-20. 大臣・職員の能力

## 行政の監視性

「行政に対する監視の目の届かないところが、たくさんある」「行政が問題を起こしても、市民の側にはそれを見抜く情報が入手できない」(1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

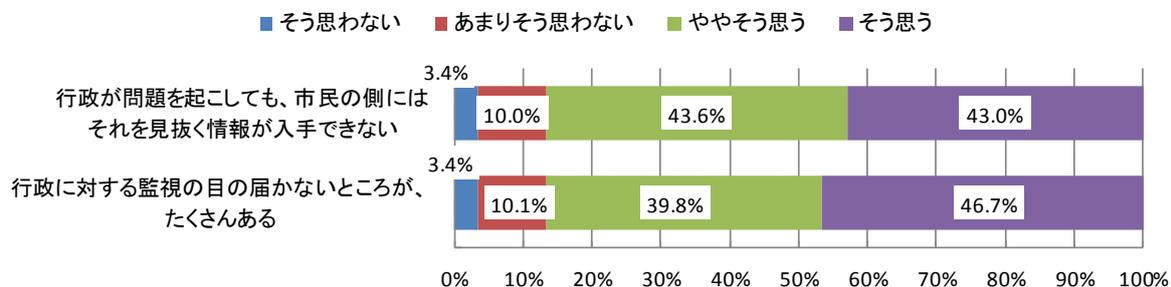


図 3-21. 行政の監視性

## 行政の透明性

「行政に対する苦情処理の情報を適切に公開している」「行政の社会的責任の自己点検を適切に公表している」(1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

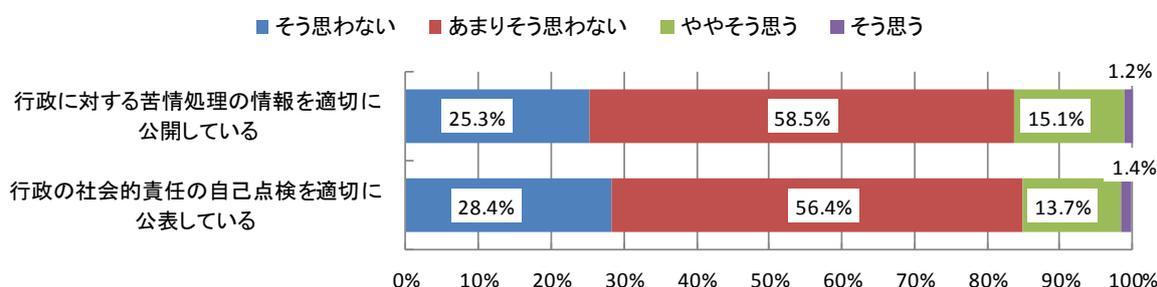


図 3-22. 行政の透明性

## 政治的効力感

「行政機関での手続きは、あまりに複雑なので、自分にはよく理解できないことがある」「自分には行政のすることに対して、それを左右する力はない」「問題や苦情があるときでも、行政に言っても無駄だと思う」(1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

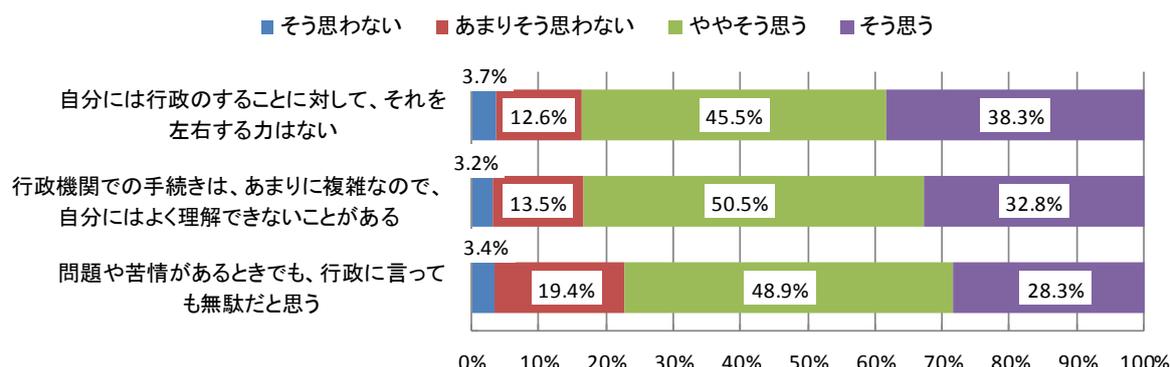


図 3-23. 政治的効力感

## ○地域外に移転してほしい施設

「あなたの自治体に下記の施設が立地していると想像してください。このうち、隣の県に移転してほしいものはいくつありますか。個数のみお答えください。」

条件 A：国立大学、スタジアム、産業廃棄物処分場、県で唯一の大病院、刑務所、カルト教団の施設、米軍施設

条件 B：国立大学、スタジアム、産業廃棄物処分場、放射性廃棄物処分場、県で唯一の大病院、刑務所、カルト教団の施設、米軍施設

条件 C：国立大学、スタジアム、産業廃棄物処分場、県で唯一の大病院、刑務所、カルト教団の施設、米軍施設

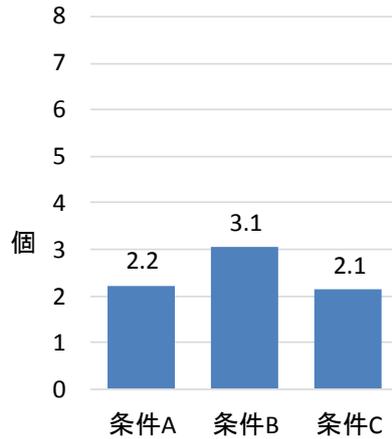


図 3-24. 隣の県に移転してほしい施設

○科学者・技術者への信頼

「あなたは、科学者の話は信頼できると思いますか」「あなたは、技術者の話は信頼できると思いますか」「あなたは、学会等の専門家集団は信頼できると思いますか」(1「全く信頼できない」～4「信頼できる」の4件法)

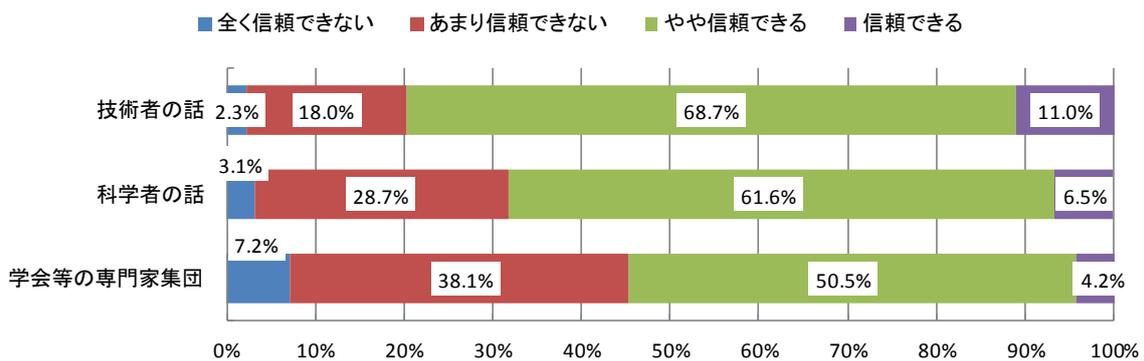


図 3-25. 科学者・技術者への信頼

○高レベル放射性廃棄物処分施設誘致の文献調査への態度

「もしあなたのお住いの自治体が、高レベル放射性廃棄物処分施設誘致の文献調査に立候補した場合、あなた自身はそれを支持しますか」(1「支持する」～4「支持しない」の4件法)

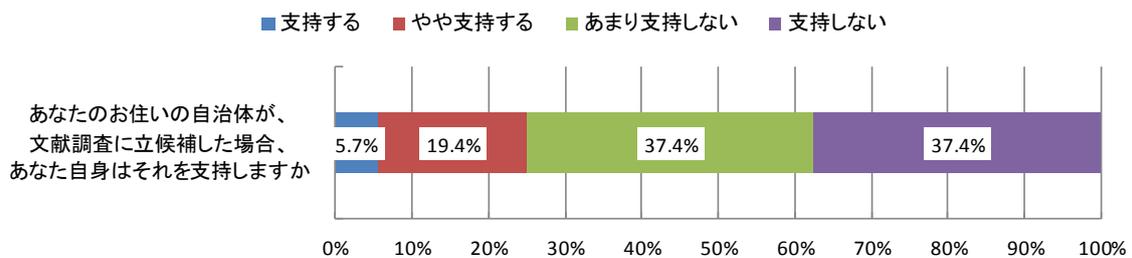


図 3-26. 文献調査への態度

○応募に伴う交付金への態度

「応募に伴う交付金によって、自治体が発展する」「応募に伴う交付金によって、住民一人一人の生活が向上する」(1「全くそう思わない」～4「そう思う」の4件法)

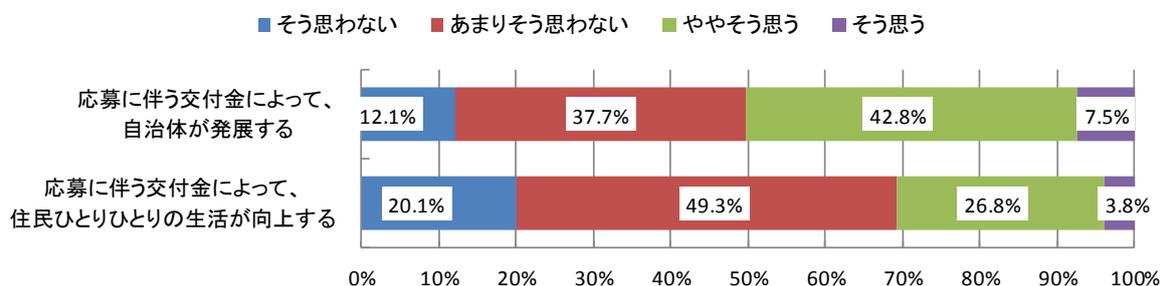


図 3-27. 交付金への態度

○補償として望ましいオプション

「文献調査の実施に伴って交付される経済的支援として、自治体への交付金を含めて、以下の5つのオプションがあるとします。補償として最も望ましいと感じるものをひとつお選びください」

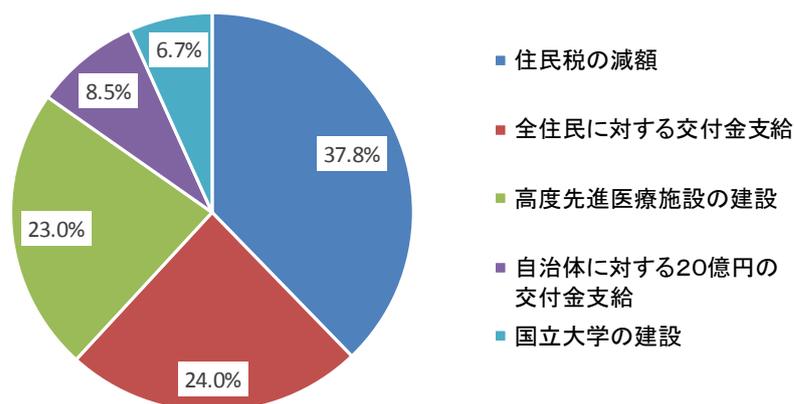


図 3-28. 補償として最も望ましいと感じるもの

○積み立てられた処分費用に対する態度

「次世代に高レベル放射性廃棄物処分に係る負担を残さないため、原子力発電の発電量に応じた金額を電力会社が積み立てており、私たちは電気料金の一部を通じて処分費用を負担しています。これによって昨年度までに積み立てられた資金は約1兆円です。この費用に関する以下の文章について、あなたはどのように思われますか。」(1「全くそう思わない」～4「そう思う」の4件法)

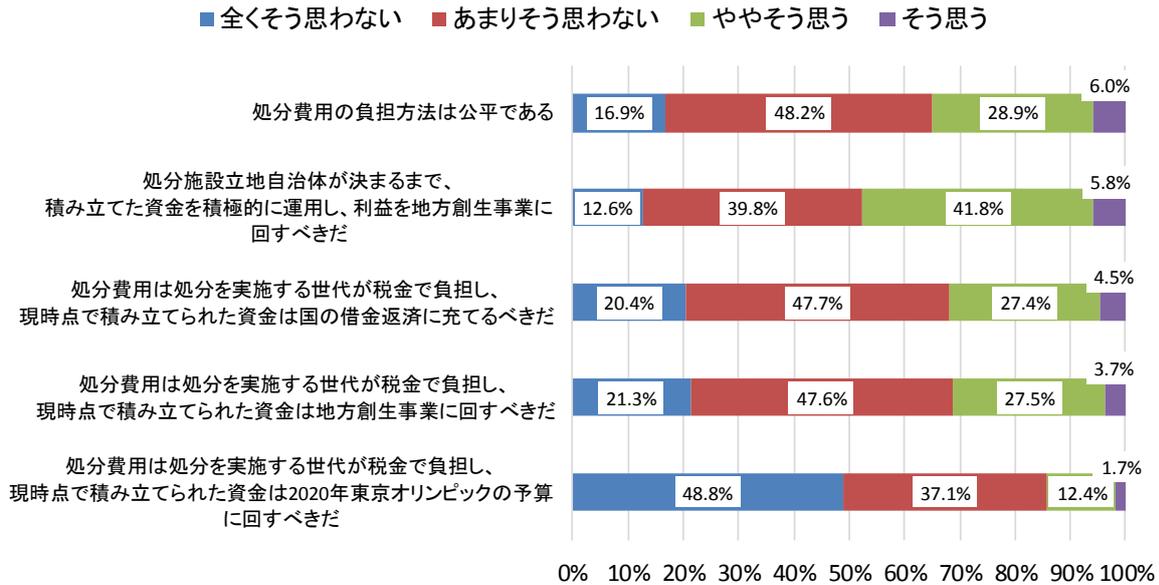


図 3-29. 処分費用に対する態度

○被害の大きさの見積もり

「高レベル放射性廃棄物の地層処分において事故が発生したとしたら、その際に直接的・間接的に被害を受ける人は何人いると思いますか」(1「0人」、2「1～9人」、3「10～99人」、4「100～1000人未満」、5「1000～1万人未満」、6「1万～10万人未満」、7「10万人以上」)

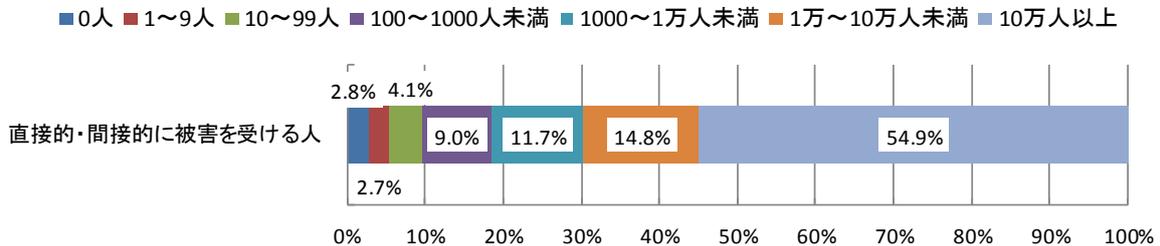


図 3-30. 地層処分場における事故の、被害の大きさの見積もり

○被害の生起確率の見積もり

「高レベル放射性廃棄物の地層処分施設の建設から 20 年以内に、放射能漏れなどの事故が起きる確率は何%ぐらいあると思いますか」(1「0%」～11「100%」までの 10%刻みで測定)

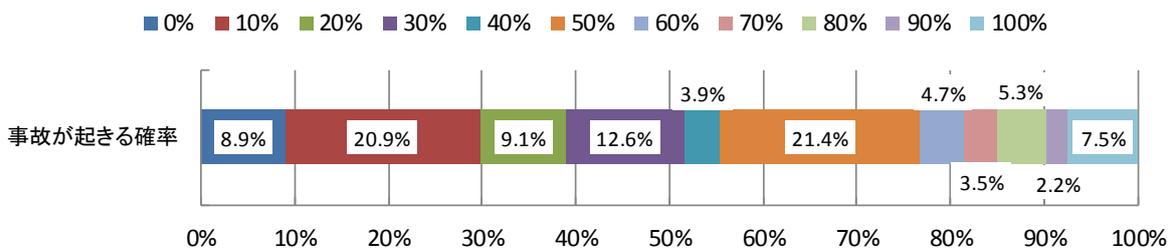


図 3-31. 地層処分場における、事故の生起確率の見積もり

○高レベル放射性廃棄物の地層処分施設の受け入れ態度

「仮に、あなたのお住いの自治体に高レベル放射性廃棄物の地層処分施設が建設されると想定した場合、そのことについてどう思いますか」(1「絶対に受け入れたくない」～5「受け入れてもよい」の5件法)

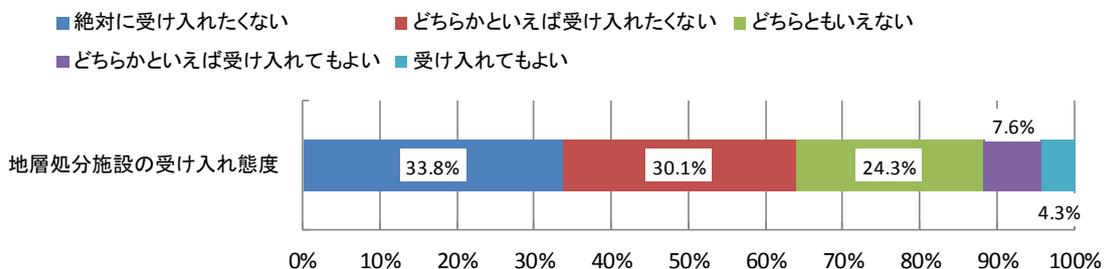


図 3-32. 地層処分施設の受け入れ態度

○処分の場所

「あなたは、日本で生じた高レベル放射性廃棄物を国内で処分すべきだと思いますか」(1「国内で処分すべき」～5「国外で処分すべき」の5件法)

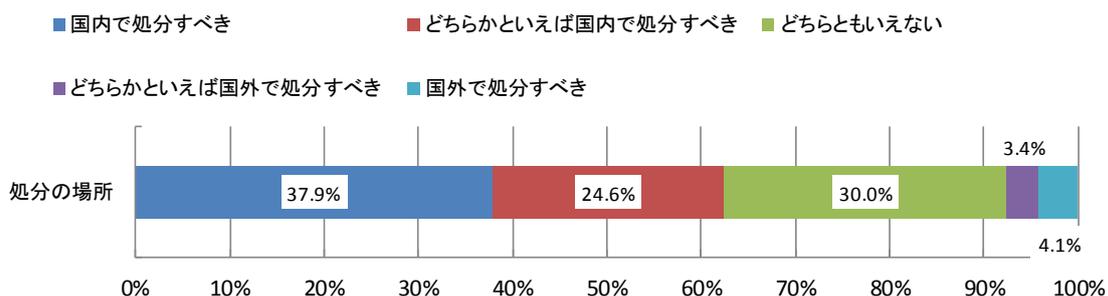


図 3-33. 処分すべき場所

○現世代での処分

「あなたは、すでに存在する高レベル放射性廃棄物の処分を、現世代が実施すべきだと思いますか」(1「実施すべきでない」～5「全くその通りだ」の5件法)

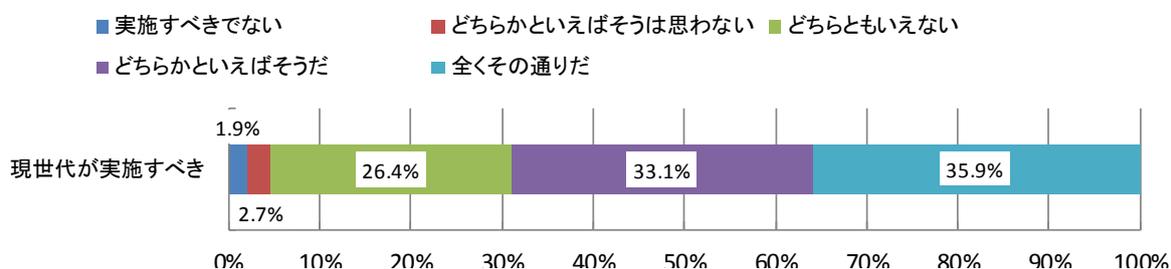


図 3-34. 現世代で処分すべきか

○高レベル放射性廃棄物の処分が必要な理由

「高レベル放射性廃棄物の処分が必要な理由として、あなたが考えるものは以下のどれですか」

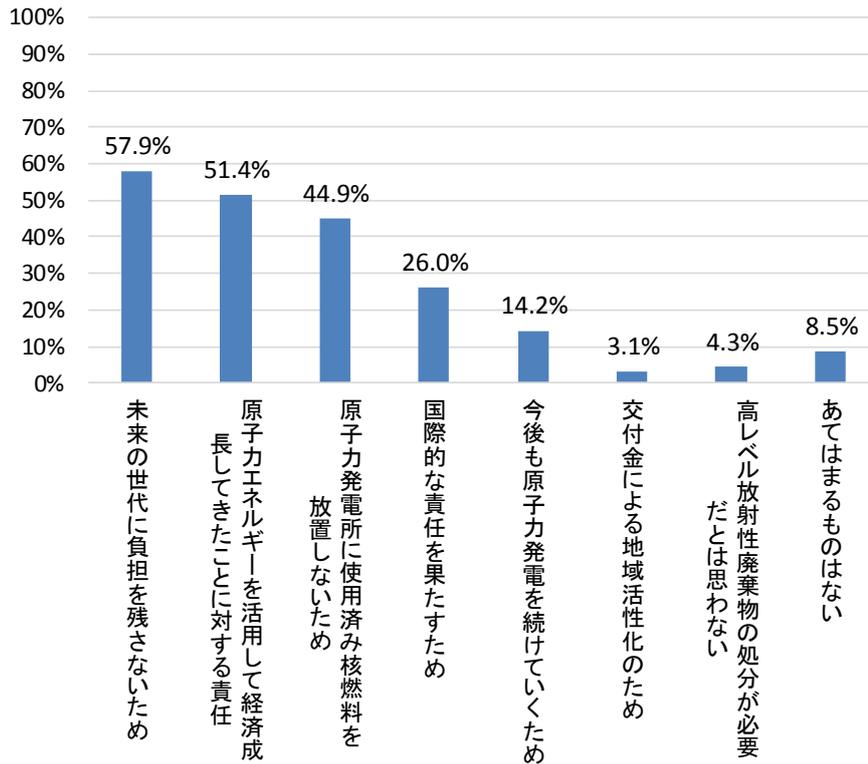


図 3-35. 処分が必要な理由

○原子力発電の増設への賛否

「ある人々は日本のエネルギー問題を解決するために原子力発電を増やすべきだと言っています。あなたはこれに賛成ですか反対ですか」（1「反対」～4「賛成」の4件法）

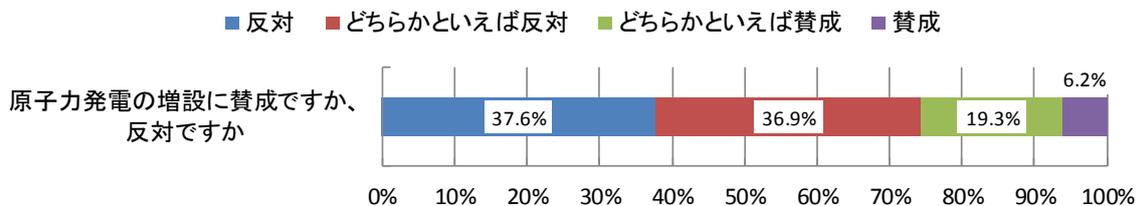


図 3-36. 原子力発電増設への賛否

○原子力発電のメリットについての認知

「原子力発電は、他のエネルギーに比べて経済性に優れている」「原子力発電は、他のエネルギーに比べて環境に優しい」「原子力発電は、他のエネルギーに比べて安全性に優れている」（1「全くそう思わない」～4「そう思う」の4件法）

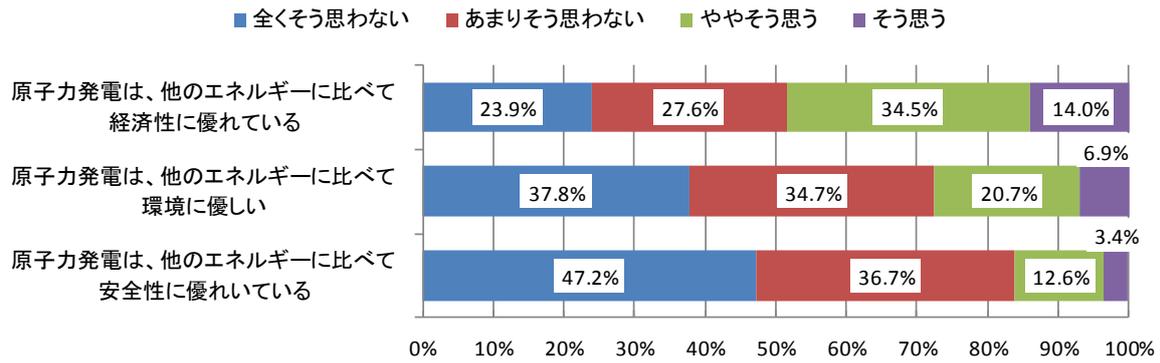


図 3-37. 原子力発電のメリットについての認知

○期待しているエネルギー

「この先 20 年くらいを考えた場合、あなたが一番期待しているエネルギーを次の中から二つ選んでください」

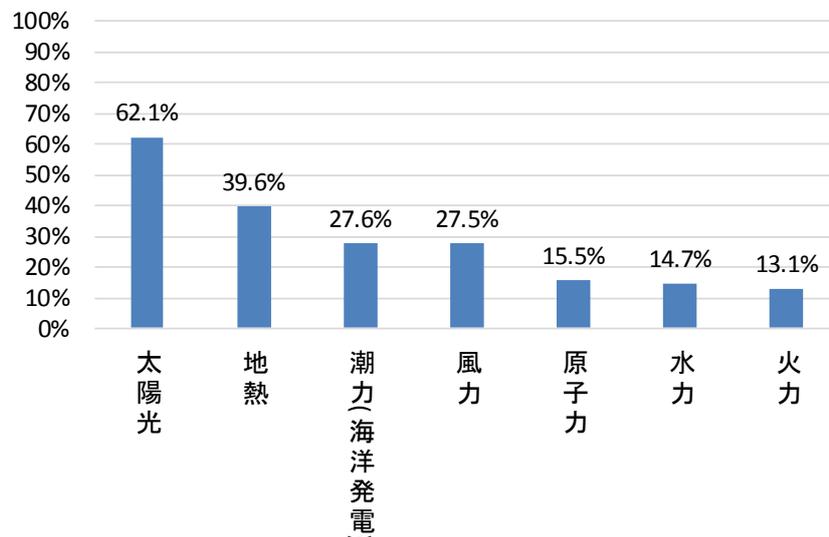


図 3-38. この先 20 年で期待しているエネルギー

○国内の原子力発電所・地震についてのリスク認知

「今後、国内の原子力発電所で、再び大規模な事故が起きる可能性はどの程度あると思いますか」  
「今後、国内の原子力発電所で再び大規模な事故が起きたとしたら、あなたやあなたのご家族が、大規模・広範囲・長期の避難を強いられる可能性はどの程度あると思いますか」「あなたのお住まいの地域で、今後数年内に震度 6 を超えるような大きな地震が起きる可能性はどの程度あると思いますか」(1「可能性は低い」～4「可能性は高い」の 4 件法)

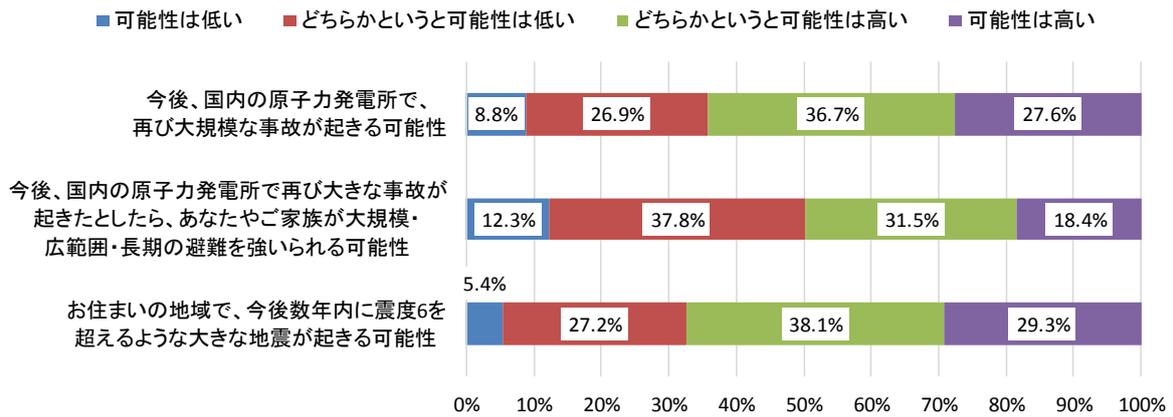


図 3-39. 原子力発電所・地震についてのリスク認知

○補償金に対する感情

「あなたが地元への放射性廃棄物処分施設の受け入れと引き換えに、金銭を受け取ることになった場合、以下のような感情をどの程度感じますか」(1「全く感じない」～4「強く感じる」の4件法)

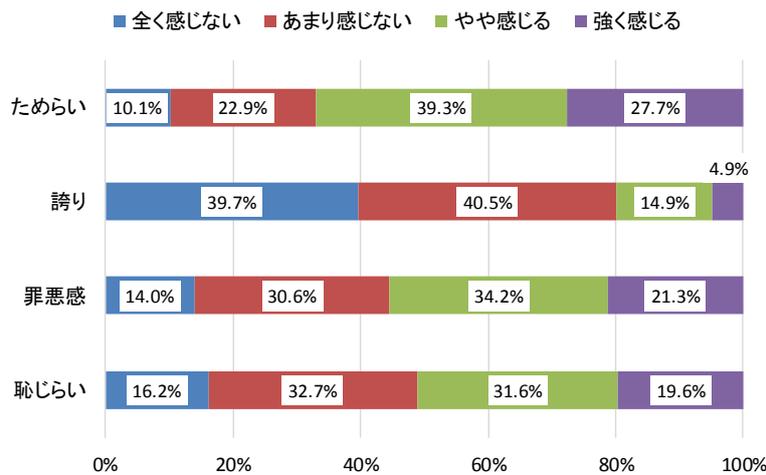


図 3-40. 金銭を受け取ることになった場合、感じる感情

○受け入れ自治体への態度

「仮に、あなたがお住いの都道府県の隣にある自治体が、高レベル放射性廃棄物処分場の文献調査に立候補した場合、あなたはその自治体に対してどのように思いますか」(1「そう思わない」～4「そう思う」の4件法)

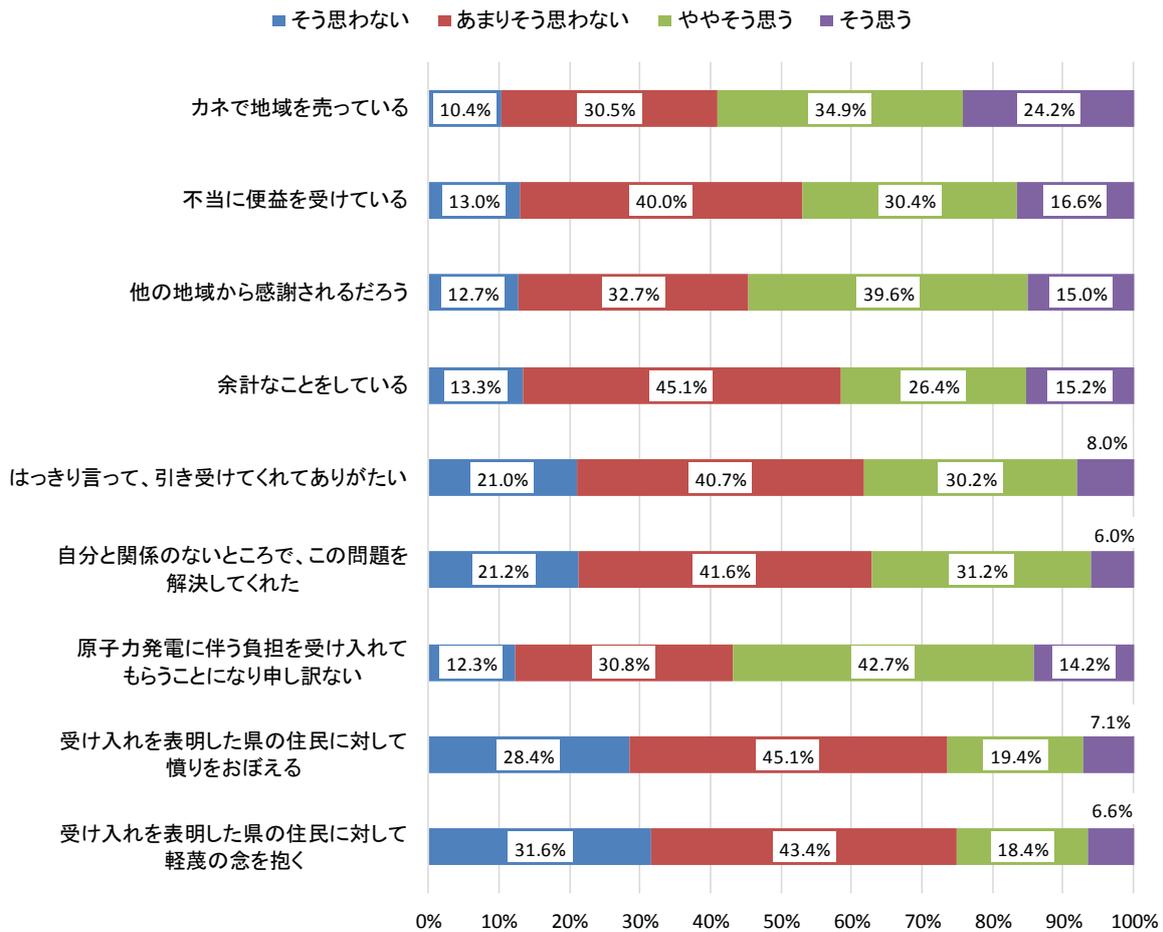


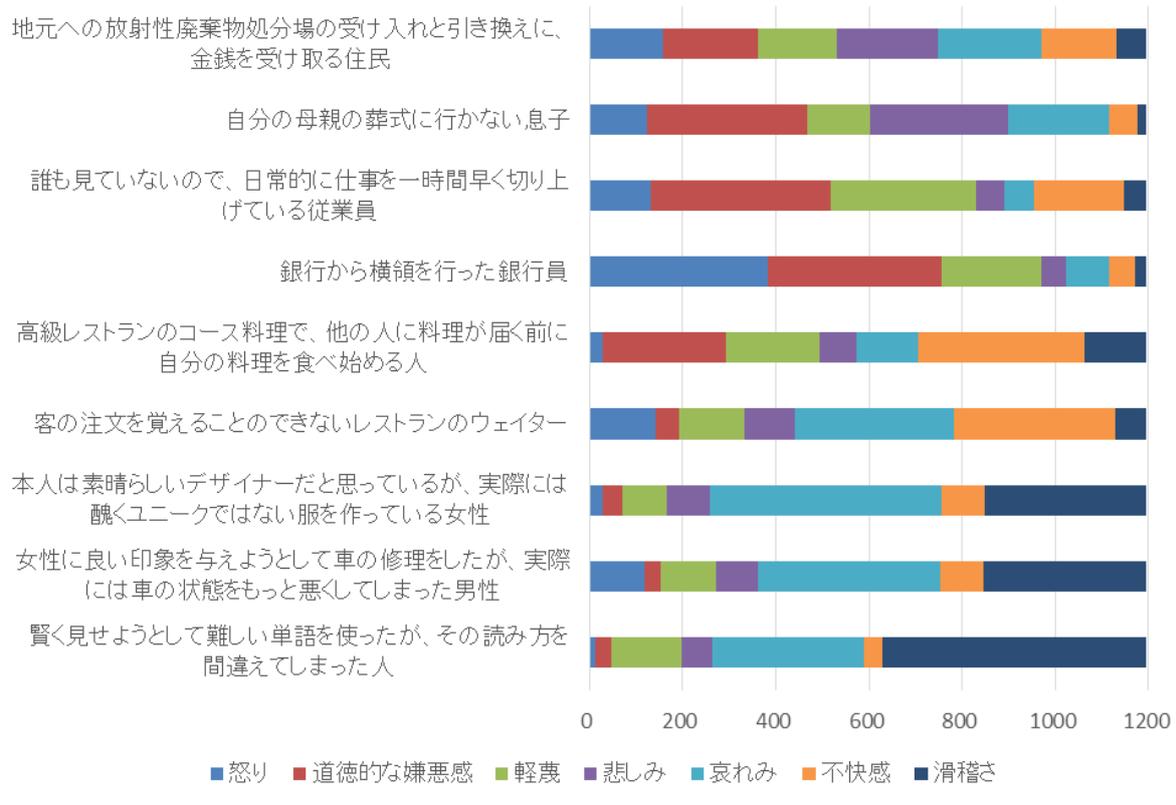
図 3-41. 受け入れを表明した地域に対する態度

### 3.3.1. HLW 処分に対する「否定的感情」の特定

先行研究においては、「否定的感情」の分類が盛んに実施されている。例えば、「軽蔑」と「(道徳的) 嫌悪感」は、「能力の欠如」に起因する状況と、「努力すればできるはず」の状況のそれぞれにおいて強く発生する。また、これら「否定的感情」が自分と関連性が強い場合において、「怒り」という感情を持つようになることが指摘されている。したがって、HLW 処分(場) やそれに関する政策に対する「否定的感情」が実際に存在しているのか、存在しているとすればそれほどのような種類のものかを特定することが重要となる。

今年度の調査においては、各種の「否定的感情」の有無を特定するために用いられてきた状況に、「地元への放射性廃棄物処分場の受け入れと引き換えに金銭を受け取る住民」という状況を加えて、「怒り」「道徳的な嫌悪感」「軽蔑」「悲しみ」「哀れみ」「不快感」「滑稽さ」のうち最も感じる感情を回答してもらった。集計の結果を下に示す。HLW 処分場受け入れ以外の 8 項目のうち、上 4 項目が「道徳的な嫌悪感」、つまり努力すればできるはずのことをしていないことに対して発生するとされる否定的感情、下 4 項目が「軽蔑」、すなわち能力の欠如に起因する状況でもたれらるとされる否定的感情を惹起する状況となっている。

## 放射性廃棄物処分場の受け入れ態様に対する否定的感情



まず、全体的な傾向として、能力の欠如（どうしようもないこと）に対して「軽蔑」よりも「哀れみ」を感じる傾向にあり、これは我が国における否定的感情の持たれ方の傾向を示していると考えられる。これを踏まえて、HLW 処分場受け入れ地域の住民に対する感情をみると、まず、自らと関連する状況に対して発生する否定的な感情であるとされる「怒り」については、個人的な事象と公共的な事象の中間にあり、HLW 処分という 이슈の公共性に比して、やや個人的な事象と捉えられており、人々がこの問題について関心を強く持っていないことがうかがえる。

一方、HLW 処分場受け入れという行動に対しては、能力の欠如によって発生する状況で感じられるとされる「軽蔑」＋「哀れみ」だけではなく、努力すれば状況を変えることができる場合について生じるとされる「道徳的嫌悪感」も一定程度感じられている。加えて、「軽蔑」＋「哀れみ」や「道徳的嫌悪感」だけではない否定的感情も含まれており（例えば「不快感」（個人的な事象だが、フリーライド的な行動に対して顕著に現れるとされる）、HLW 処分場受け入れという状況に対して感じられる否定的感情は、これまで検討されてきた否定的感情が入り混じった形で生じていることがわかる。

ここから、処分場受け入れの心理的障害を除去する方策を考える際には、心理的障害自体に複数の性質を持ったものが混在しており、それぞれに対して対策を考える必要があることが示唆される。このことを踏まえつつ、来年度にかけては、否定的感情と回答者の属性との関連についてさらに検討していく予定である。

### 3.3.2. 「沈黙の螺旋」理論の検討

3.3.2.節で示したように、2011年に高レベル放射性廃棄物処分施設への態度を規定する要因であった行政への信頼や原子力発電所の経済性が、震災以降は規定因として働かなくなったことが示唆された。つまり、高レベル放射性廃棄物処分施設への態度の決定モデルが変わりつつあると考えられる。それでは、人々の態度を決定する要因として、現状ではどのようなものが考えられるであろうか。

震災以降、多くの人々が放射能に恐怖を感じ、不安の声が大きくなる状況の中では、おそらく多数派であろう原発・処分場の反対派は声を上げやすくなり、賛成派は声が小さくなっていったことが予想される。このようなプロセスは、社会心理学において、「沈黙の螺旋理論」として理論化されており、人々が賛成派・反対派に分かれる社会的な態度をめぐって、一般的に見られる現象である。

とくに、高レベル放射性廃棄物のような、本音で態度を表明しにくい対象の場合、自分が多数派か少数派かという認知が、態度の表明に影響を与えやすと考えられる。このような場合、自派が多数らしいと認識した人々は、自説を主張しやすくなり、公的な意見表明としてよりいっそう「聞こえやすくなる」。一方、少数派の側は主張しにくく沈黙しがちになる。このような過程が繰り返されることを「螺旋過程」と呼ぶ。螺旋過程が生じる結果、もともとの差が小さくても、結果として大きな差異が生み出され、多数派形成が進行していく。

ここで問題となるのは、「もともとの差が小さくても」、すなわち両方の派閥に考慮されるべき重要な論点があったとしても、螺旋過程が生じる結果、圧倒的な大差となり一方の意見が黙殺されることである。このような状況に陥ると、賛成派・反対派で話し合い、両方の意見を汲み取り、熟考して態度を決めていくことが不可能となる。また、少数派は意見を主張できなくなるため、こちらでもまた本音と乖離した意見表明にとどまってしまう可能性がある。

本研究では、高レベル放射性廃棄物処分に対する態度表明が、沈黙の螺旋過程に入っていると考えた。このことを検討するために、本調査では以下のような実験的操作を行った：

- 1) 調査時に処分施設誘致の文献調査に対する態度を測定し、回答者を反対派もしくは賛成派にグルーピングした。
- 2) それぞれのグループに、「自分の意見は多数派である」もしくは「自分の意見は少数派である」ことを示す統計情報のどちらか一方をランダムな確率で提示した（この統計情報は、調査者が意図的に操作したものである。調査終了時に、そのような操作があったことを開示し、回答者に謝罪した。）
- 3) 上記の操作後、高レベル放射性廃棄物の地層処分に対するネガティブな意見およびポジティブな意見に対する、同意の程度を測定した。

沈黙の螺旋理論から、少数派と認識した回答者は、自派と一致する意見への同意の程度が弱まり、反対に、多数派と認識した回答者は自派と一致する意見への同意の程度が強まることが予想される。

図 3-42 に支持派の結果を示す。

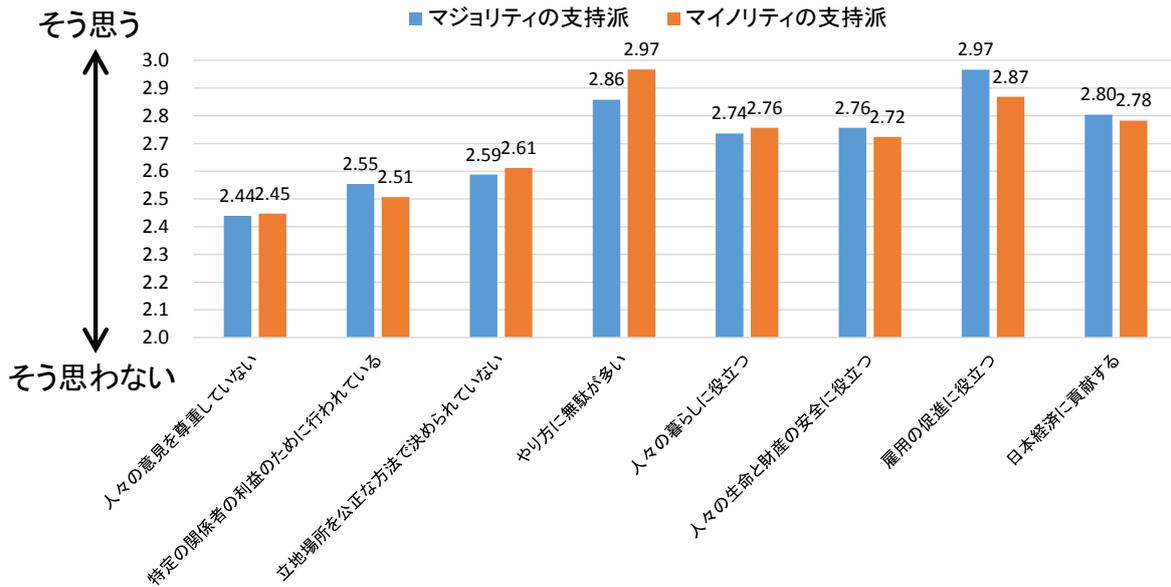


図 3-42. マジョリティおよびマイノリティの支持派の、意見への同意の程度

図 3-42 に示されているように、支持派においては、マジョリティとマイノリティの間の差に明確なパターンは見られなかった。次に、図 3-43 に反対派の結果を示す。

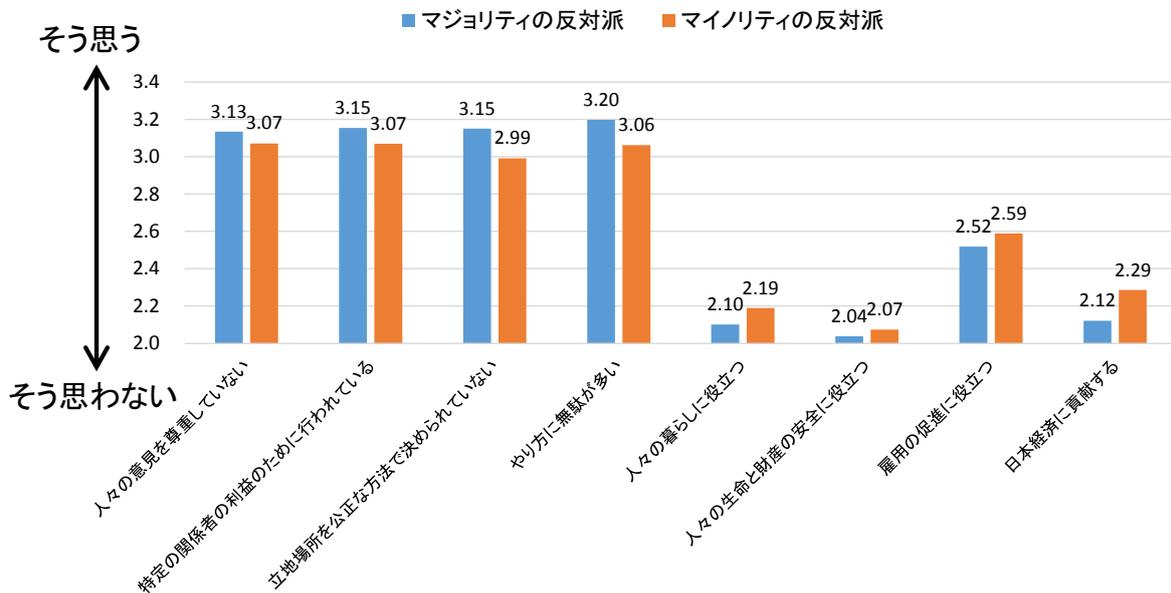


図 3-42. マジョリティおよびマイノリティの反対派の、意見への同意の程度

図から、マイノリティの反対派は一貫して、自派と一致した意見であるはずのネガティブな意見への同意の程度が弱まり、反対に自派と反対の意見であるはずのポジティブな意見への同意の程度が強まるという結果が得られた。一方、マジョリティの反対派は、ネガティブな意見への「Yes」とポジティブな意見への「No」をより強く表明することが示された。

これらの結果から、社会的影響によって、表明される態度の強さ (i.e., 声の大きさ) が異なる

可能性があることが示唆された。今後、多数派・少数派を認知することによる、より潜在的な態度への影響を明らかにするため、各意見項目への同意の程度を回答する際の反応時間など、より心理学的な指標による分析へと展開していく予定である。

## 【参考文献】

- Arnstein, S. R. (1969). A ladder of citizen participation. *Journal of the American Institute of Planners*, 35(4), 216-224.
- Atherton, E., Mathieson, J., & Wild, D. (2001). Discovering the missing link: Stakeholder participation in the future UK radwaste programme. Paper presented at the WM 2001 Conference, Feb, , 25.
- B van der Zwaan. (1999). In C R Hill, A L Mechelynck and G Ripka (Eds.), *Nuclear energy: Promise or peril?* World Scientific.
- Ball, D. J. (2006). Deliberating over Britain's nuclear waste. *Journal of Risk Research*, 9(1), 1-11.
- Barthe, Y. (2009). Framing nuclear waste as a political issue in France. *Journal of Risk Research*, 12(7-8), 941-954.
- Barthe, Y., & Mays, C. (2001). Communication and information in France's underground laboratory siting process: Clarity of procedure, ambivalence of effects. *Journal of Risk Research*, 4(4), 411-430.
- Baverstock, K., & Ball, D. J. (2005). The UK committee on radioactive waste management. *Journal of Radiological Protection*, 25(3), 313.
- BBC. (2016). BBC news. Retrieved 2/3, 2016, from <http://www.bbc.com/>
- Bergmans, A. (2008). Meaningful communication among experts and affected citizens on risk: Challenge or impossibility? *Journal of Risk Research*, 11(1-2), 175-193.
- Bickerstaff, K., Lorenzoni, I., Pidgeon, N. F., Poortinga, W., & Simmons, P. (2008). Reframing nuclear power in the UK energy debate: Nuclear power, climate change mitigation and radioactive waste. *Public Understanding of Science (Bristol, England)*, 17(2), 145-169.
- Blowers, A., Boersema, J., & Martin, A. (2005). Experts, decision making and deliberative democracy. *Environmental Sciences*, 2(1), 1-3.
- Blowers, A., & Sundqvist, G. (2010). Radioactive waste management—technocratic dominance in an age of participation.
- Chilvers, J. (2007). Towards analytic - deliberative forms of risk governance in the UK? reflecting on learning in radioactive waste. *Journal of Risk Research*, 10(2), 197-222.
- Chilvers, J. (2008). Environmental risk, uncertainty, and participation: Mapping an emergent epistemic community. *Environment and Planning.A*, 40(12), 2990.
- Chilvers, J., & Burgess, J. (2008). Power relations: The politics of risk and procedure in nuclear waste governance. *Environment and Planning.A*, 40(8), 1881.
- Cobb, Roger William. *Participation in American politics: The dynamics of agenda-building.* Johns Hopkins University Press, 1983.
- Cobb, Roger W., and Charles D. Elder. "The politics of agenda-building: An alternative perspective for modern democratic theory." *The Journal of Politics* 33.04 (1971): 892-915.

- Cohen, J. (1989). Deliberation and democratic legitimacy. 1997, , 67-92.
- Collier, D. (2013). The human factors of project team decision-making for radioactive waste management. *Cognition, Technology & Work*, 15(1), 47-58. doi:10.1007/s10111-012-0218-7
- Committee on Radioactive Waste Management. (2006). Managing our radioactive waste safely: CoRWM's recommendations to government. London, UK:
- CoRWM. (2013). Summary of analyses for CoRWM: Key themes from call for evidence responses to review of GDF siting process. London:
- Cotton, M. (2006). Developing a deliberative process for ethically informed radioactive waste management decision-making in the UK. *VALDOR 2006-VALues in Decisions on Risk*, , 181.
- Cotton, M. (2009). Ethical assessment in radioactive waste management: A proposed reflective equilibrium - based deliberative approach. *Journal of Risk Research*, 12(5), 603-618.
- Cumberland News, <http://www.cumberlandnews.co.uk/>
- Cumbria Intelligence Observatory. (2015). Economic reports and briefings. Retrieved 2/3, 2016, from <http://www.cumbriaobservatory.org.uk/economy/reports.asp>
- Dawson, J. I., & Darst, R. G. (2006). Meeting the challenge of permanent nuclear waste disposal in an expanding europe: Transparency, trust and democracy. *Environmental Politics*, 15(4), 610-627.
- DECC. (2012). Strategy for the management of solid low level radioactive waste from the non-nuclear industry in the united kingdom. UK, London:
- DECC. (2013). Managing radioactive waste safely: Implementing geological disposal annual report april 2012 – march 2013
- DEFRA. (2001). Managing radioactive waste safely; proposals for developing a policy for managing solid radioactive waste in the UK. London, UK:
- DEFRA. (2002). Managing radioactive waste safely; first progress report to the house of commons environment, food and rural affairs committee. London, UK:
- DETR. (1999). The UK government response to the house of lords select committee report on the management of nuclear waste. London, UK:
- Dryzek, J. S., Hunold, C., Schlosberg, D., Downes, D., & Hernes, H. (2002). Environmental transformation of the state: The USA, norway, germany and the UK. *Political Studies*, 50(4), 659-682.
- Dubreuil, G. H., Gadbois, S., Appel, D., Ahagen, H., Flueler, T., Kelly, N., et al. (2004). Local communities in nuclear waste management: The COWAM european project.
- Durant, D. (2007). Burying globally, acting locally: Control and co-option in nuclear waste management. *Science and Public Policy*, 34(7), 515-528.
- Elam, M., & Sundqvist, G. (2009). The swedish KBS project: A last word in nuclear fuel safety prepares to conquer the world? *Journal of Risk Research*, 12(7-8), 969-988.

- Energy Fair. (2012). Nuclear subsidies
- Environment, Food and Rural Affairs, Department For. (2001). Managing radioactive waste safely: Proposals for developing a policy for managing solid radioactive waste in the UK Department for Environment, Food and Rural Affairs.
- European Commission. (2008). Attitude towards radioactive waste
- Fishkin, J. S. Deliberative polling: Executive summary. Retrieved 1/24, 2016, from <http://cdd.stanford.edu/what-is-deliberative-polling/>
- Flowers, B. (1976). The sixth report: Nuclear power and the environment No. Cmnd. 6618). London: HMSO.
- Flüeler, T. (2005). Decision making for complex socio-technical systems: Robustness from lessons learned in long-term radioactive waste governance Springer Science & Business Media.
- Flynn, J., Burns, W., Mertz, C., & Slovic, P. (1992). Trust as a determinant of opposition to a high - level radioactive waste repository: Analysis of a structural model. *Risk Analysis*, 12(3), 417-429.
- FORATOM. (2014). What people really think about nuclear power
- Frewer, L., & Salter, B. (2002). Public attitudes, scientific advice and the politics of regulatory policy: The case of BSE. *Science and Public Policy*, 29(2), 137-145.
- Gadbois, S., Heriard Dubreuil, G., Gadbois, S., & Heriard Dubreuil, G. (2005). Local stakeholder involvement in the perspective of nuclear waste management: Lessons from the COWAN network. *Radioprotection*, 40(S1), S959-S965.
- Gomes, R. C., Liddle, J., & Gomes, L. O. M. (2010). A five-sided model of stakeholder influence: A cross-national analysis of decision making in local government. *Public Management Review*, 12(5), 701-724.
- Greenhalgh, C., & Azapagic, A. (2009). Review of drivers and barriers for nuclear power in the UK. *Environmental Science & Policy*, 12(7), 1052-1067.
- Gregory, J., & Lock, S. J. (2008). The evolution of 'public understanding of science': Public engagement as a tool of science policy in the UK. *Sociology Compass*, 2(4), 1252-1265.
- Grove-White, R. (2006). Britain's genetically modified crop controversies: The agriculture and environment biotechnology commission and the negotiation of 'uncertainty'. *Community Genetics*, 9(3), 170-177. doi:92653 [pii]
- Guardian Online, <http://www.theguardian.com/international>
- Habermas, J. (1984). *The theory of communicative action*, volume I. Boston: Beacon,
- Haszeldine, S., & Smythe, D. (1997). Why was sellafield rejected as a disposal site for radioactive waste. *Geoscientist*, 7(7), 18-20.
- Horsley, D., & Hallington, P. (2005). Nuclear power and the management of the radioactive waste legacy. *Chemical Engineering Research and Design*, 83(7), 773-776.
- House of Lords. (1999). Management of nuclear waste

- House of Lords Science and Technology Committee. (2010). Science and technology committee 2nd report of session 2009-10 radioactive waste management: A further update No. HL Paper 95). London:
- IAEA. (1999). Inventory of radioactive waste disposals at sea No. ISSN 1011-4289). Vienna:
- IAEA. (2007). Factors affecting public and political acceptance for the implementation of geological disposal No. IAEA-TECDOC-1566). Vienna, Austria:
- Irwin, A. (2006). The politics of talk coming to terms with the 'new' scientific governance. *Social Studies of Science*, 36(2), 299-320.
- iTV. (2013). Exclusive: Cumbria county council cllr tim knowles quits. Retrieved 2/3, 2016, from <http://www.itv.com/news/border/2013-02-07/exclusive-cumbria-county-council-cllr-tim-knowles-quits/>
- Jobert, A., Laborgne, P., & Mimler, S. (2007). Local acceptance of wind energy: Factors of success identified in french and german case studies. *Energy Policy*, 35(5), 2751-2760.
- Johnstone, P. (2010). The nuclear power renaissance in the UK: Democratic deficiencies within the 'consensus' on sustainability. *Human Geography*, 3(2), 91-104.
- Kasperson, R. (2014). Four questions for risk communication. *Journal of Risk Research*, 17(10), 1233-1239.
- Kasperson, R. E. (1986). Six propositions on public participation and their relevance for risk communication. *Risk Analysis*, 6(3), 275-281.
- Kemp, R. (1992). The politics of radioactive waste disposal. UK, Manchester and USA, New York: Manchester University Press.
- Kemp, R., Bennett, D., & White, M. (2006). Recent trends and developments in dialogue on radioactive waste management: Experience from the UK. *Environment International*, 32(8), 1021-1032.
- Kingdon, John W., and James A. Thurber. *Agendas, alternatives, and public policies*. Vol. 45. Boston: Little, Brown, 1984.
- Komatsuzaki, S. (2013). Undesirable facility siting and democracy: A comparative analysis of radioactive waste repository siting in japan, south korea, and france. In K. Ueta, & Y. Adachi (Eds.), *Transition management for sustainable development* (pp. 285-308). Tokyo: United Nations University Press.
- Kotra, J., Atherton, E., & Pescatore, C. (2007). Regional development and community support in radioactive waste management. *NEA News*, 25(1)
- Kraft, M. E., & Clary, B. B. (1991). Citizen participation and the nimby syndrome: Public response to radioactive waste disposal. *The Western Political Quarterly*, 44(2), 299-328.
- Krütli, P., Stauffacher, M., Flüeler, T., & Scholz, R. W. (2010). Functional - dynamic public participation in technological decision - making: Site selection processes of nuclear waste repositories. *Journal of Risk Research*, 13(7), 861-875.
- Kunreuther, H., Easterling, D., Desvousges, W., & Slovic, P. (1990). Public attitudes toward

- siting a high - level nuclear waste repository in nevada. *Risk Analysis*, 10(4), 469-484.
- Lawless, W., Whitton, J., & Poppeliers, C. (2008). Case studies from the united kingdom and the united states of stakeholder decision making on radioactive waste management. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 12(2), 70-78.
- Lazarus, R. S., & Folkman, S. (1984). *Stress, appraisal, and coping* Springer publishing company.
- Lehtonen, M. (2010). Deliberative decision-making on radioactive waste management in finland, france and the UK: Influence of mixed forms of deliberation in the macro discursive context. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 7(3), 175-196.
- Lehtonen, M. (2010). Opening up or closing down radioactive waste management policy? debates on reversibility and retrievability in finland, france, and the united kingdom. *Risk, Hazards & Crisis in Public Policy*, 1(4), 139-179.
- Lidskog, R., & Sundqvist, G. (2004). On the right track? technology, geology and society in swedish nuclear waste management. *Journal of Risk Research*, 7(2), 251-268.
- MacKerron, G. (2015). Multiple challenges. In A. Brunnengräber, M. R. Di Nucci, A. M. Isidoro Losada, L. Mez & M. A. Schreurs (Eds.), *Nuclear waste governance: An international comparison* (pp. 101-116). USA: Springer.
- Mackerron, G., & Berkhout, F. (2009). Learning to listen: Institutional change and legitimation in UK radioactive waste policy. *Journal of Risk Research*, 12(7-8), 989-1008.
- Mays, C. (2004). *Where does it go: Siting methods and social representations of radioactive waste management in france. Contesting Local Environments*. Earthscan, London (Expected 2004),
- McDonald, C. S. (1996). *Cumbria county council appeal by united kingdom NIREX limited*
- Meijer, A., Boon, W., & Moors, E. (2013). Stakeholder engagement in pharmaceutical regulation: Connecting technical expertise and lay knowledge in risk monitoring. *Public Administration*, 91(3), 696-711.
- Miller, S. (2001). Public understanding of science at the crossroads. *Public Understanding of Science*, 10(1), 115-120.
- Morley, B., Butler, G., & Mc Glynn, G. (2008). The application of ALARA in radioactive waste Disposal—UK perspective. *ALARA in Radioactive Waste Management*, , 9-11.
- Morton, A., Airoldi, M., & Phillips, L. D. (2009). Nuclear risk management on stage: A decision analysis perspective on the UK's committee on radioactive waste management. *Risk Analysis*, 29(5), 764-779.
- Nilsson, K. (1999). *The oskarshamn model: Local competence building and environmental impact assessment*. Retrieved 1/23, 2016, from [http://www.karita.se/case\\_studies/the\\_oskarshamn\\_model.php](http://www.karita.se/case_studies/the_oskarshamn_model.php)

- Norton, M. (2005). UK radioactive waste disposal policy-a role for social systems science? UK Radioactive Waste Disposal Policy-a Role for Social Systems Science?, Nuclear Decommissioning Authority. (2010). UK strategy for the management of solid low level radioactive waste from the nuclear industry No. ISBN 978-1-905985-20-3). UK, Cumbria:
- O'Connor, M., & van den Hove, S. (2001). Prospects for public participation on nuclear risks and policy options: Innovations in governance practices for sustainable development in the european union. *Journal of Hazardous Materials*, 86(1), 77-99.
- OECD, N. E. A. (2010). Public attitudes to nuclear power No. ISBN 978-92-64-99111-8). France, Paris:
- Petty, R. E., & Cacioppo, J. T. (1986). *The elaboration likelihood model of persuasion* Springer.
- Poortinga, W., & Pidgeon, N. (2004). Public perceptions of genetically modified food and crops, and the GM nation? public debate on the commercialisation of agricultural biotechnology in th UK: Main findings of a british survey Centre for Environmental Risk.
- Reiner, D. M., & Nuttall, W. J. (2009). *Public and Social Acceptability of Geological Disposal of Carbon Dioxide and Radioactive Waste: Similarities and Differences*,
- Renn, O. (2006). Participatory processes for designing environmental policies. *Land use Policy*, 23(1), 34-43.
- RWMAC. (1999). Advice to ministers on the establishment of Scientific consensus on the interpretation and significance of the results of science programmes into radioactive waste disposal
- RWMAC (Radioactive Waste Management Advisory Committee). (1981). *Second annual report*. London: HMSO.
- Ryder, J. (2001). Identifying science understanding for functional scientific literacy.
- Shell, D. (2000). Labour and the House of Lords: A case study in constitutional reform. *Parliamentary Affairs*, 53(2), 290-310.
- Short, J., James F, & Rosa, E. A. (2004). Some principles for siting controversy decisions: Lessons from the US experience with high level nuclear waste. *Journal of Risk Research*, 7(2), 135-152.
- Simmons, P., & Bickerstaff, K. (2006). The participatory turn in UK radioactive waste management policy. *Proceedings of VALDOR-2006*. Stockholm: Congrex Sweden, AB, , 529-536.
- Sjöberg, L., Moen, B., & Rundmo, T. (2004). Explaining risk perception. An Evaluation of the Psychometric Paradigm in Risk Perception Research. Trondheim,
- Skarlatidou, A., Cheng, T., & Haklay, M. (2012). What do lay people want to know about the disposal of nuclear waste? A mental model approach to the design and development of an online risk communication. *Risk Analysis*, 32(9), 1496-1511.

- Smythe, D. (2015). Nuclear waste disposal in west cumbria: Summary. Retrieved 2/3, 2016, from <http://www.davidsmythe.org/nuclear/nuclear.htm>
- Solomon, B. D. (2009). High - level radioactive waste management in the USA. *Journal of Risk Research*, 12(7-8), 1009-1024.
- Solomon, B. D., Andrén, M., & Strandberg, U. (2010). Three decades of social science research on High - Level nuclear waste: Achievements and future challenges. *Risk, Hazards & Crisis in Public Policy*, 1(4), 13-47.
- Spielberger, C. D. (1972). Anxiety as an emotional state. *Anxiety-Current Trends and Theory*, Strandberg, U., & Andrén, M. (2011). Nuclear waste management in a globalised world / edited by urban strandberg and mats andrén. London: Routledge.
- Telegraph Online, <http://www.telegraph.co.uk/>
- Thompson, B. (1999). The role of performance assessment in the regulation of underground disposal of radioactive wastes: An international perspective. *Risk Analysis*, 19(5), 809-846.
- Thomson., C. (2004, February 29). Viewpoint; past , present and future ; in my backyard please . *Nuclear Engineering International*, , 44. Retrieved from <http://vs2ga4mq9g.scholar.serialssolutions.com/?sid=google&auinit=C&aulast=Thomson&atitle=Past,+present+and+future+In+my+backyard+please&title=Nuclear+engineering+international&volume=49&issue=595&date=2004&spage=44&issn=0029-5507>
- Thorpe, C. (2010). Participation as post-fordist politics: Demos, new labour, and science policy. *Minerva*, 48(4), 389-411.
- UK Radioactive Waste Inventory. (2016). How is radioactive waste classified?. Retrieved 2/3, 2016, from <http://www.nda.gov.uk/ukinventory/about-radioactive-waste/what-is-radioactive-waste/how-is-radioactive-waste-classified/>
- Welsh, I. (2001). Anti-nuclear movements: Failed projects or heralds of a direct action milieu? Cardiff University, School of Social Sciences.
- World Nuclear Association. (2015). Nuclear power in the united kingdom. Retrieved 2/3, 2016, from <http://www.world-nuclear.org/info/Country-Profiles/Countries-T-Z/United-Kingdom/>
- Wynne, B. (2006). Public engagement as a means of restoring public trust in science--hitting the notes, but missing the music? *Community Genetics*, 9(3), 211-220. doi:92659 [pii]
- 飯島勲 (2006) 「小泉官邸秘録」 日本経済新聞社
- 磯崎 育男. (1997). 政策過程の理論と実際 / 磯崎育男著. 東京: 芦書房.
- 印南 一路. (1999). すぐれた組織の意思決定 : 組織をいかす戦略と政策 / 印南一路著. 東京: 中央公論新社.
- 上杉隆 (2006) 「小泉の勝利 メディアの敗北」 草思社
- 大嶽秀夫 (2006) 「小泉純一郎 ポピュリズムの研究 その戦略と手法」 東洋経済新報社

- 景山 仁志, 鈴木 慎二, 広瀬 郁朗, & 吉岡 龍司. (2014). 地域の参加を取り入れた立地選定事例の調査—ベルギー、英国、スイスにおける立地選定プロセス—. 茨城県: 独立行政法人日本原子力研究開発機構.
- 河島 太朗. (2011, 5月). 【イギリス】政府の対応と議会の審議. 外国の立法,
- 吉良 貴之. (2007). Deliberative democracy における deliberation の意味——特に訳語について. Retrieved 1/24, 2016, from <http://jj57010.web.fc2.com/writings/20070822.html>
- 経済産業省 資源エネルギー庁. (2015). 諸外国における高レベル放射性廃棄物の処分について (2015年度版)
- 原子力環境整備促進・資金管理センター. (2007年). 英国が放射性廃棄物管理委員会 (corwm) を再構成. Retrieved 1/13, 2016, from <http://www2.rwmc.or.jp/nf/?p=936>
- 後藤謙次 (2014) 「ドキュメント平成政治史 2 小泉劇場の時代」 岩波書店
- 笹原悠馬 (2015) 「アジェンダ・セッティングの類型化: 政策形成につながった事例の政治過程分析をもとに」 東京大学工学部社会基盤学科卒業論文
- 塩田潮 (2002) 「郵政最終戦争 -小泉改革と財政投融资」 東洋経済新報社
- 篠原 一. (2004). 市民の政治学: 討議デモクラシーとは何か / 篠原一著. 東京: 岩波書店.
- 清水真人 (2005) 「官邸主導 小泉純一郎の革命」 日本経済新聞社
- 下条 美智彦. (1999). イギリスの行政. 東京都: 早稲田大学出版部.
- 城山 英明. (2008). 科学技術のポリティクス / 城山英明編. 東京: 東京大学出版会.
- 世耕弘成 (2005) 「プロフェッショナル広報戦略」 ゴマブックス株式会社
- 高橋洋一 (2007) 「財政投融资の経済学」 東洋経済新報社
- 竹中平蔵 (2006) 「構造改革の真実 竹中平蔵大臣日誌」 日本経済新聞出版社
- 田村 哲樹. (2008). 熟議の理由: 民主主義の政治理論 / 田村哲樹著. 東京: 勁草書房.
- 内貴 滋. (2009). 英国行政大改革と日本: 「地方自治の母国」の素顔. 東京都: ぎょうせい.
- 日本学術会議, 高レベル放射性廃棄物の処分に関するフォローアップ検討委員会. (2014). 高レベル放射性廃棄物問題への社会的対処の前進のために
- 日本原子力産業協会. (2014). 世界の原子力発電開発の動向 2014年版
- 船橋晴俊(2013)「震災問題対処のために必要な政策議題設定と日本社会における制御能力の欠陥」 社会学評論 64.3 (2013): 342-365.
- 堀井 秀之. (2012). 社会技術論: 問題解決のデザイン = Sociotechnology: Design for problem solution / 堀井秀之著. 東京: 東京大学出版会.
- 広瀬 隆. (1986). 東京に原発を! 集英社文庫.
- 本田 宏. (2005). 脱原子力の運動と政治: 日本のエネルギー政策の転換は可能か (第1版 ed.). 北海道: 北海道大学図書刊行会.
- 本田 宏, 堀江 孝, 小川 有, 鈴木 真, 秋元 健, 尾内, 隆, et al. (2014). 脱原発の比較政治学 / 本田宏, 堀江孝司編著; Ariyoshi ogawa [ほか著]. 東京: 法政大学出版局.
- 村上 朋子. (2006, 9月). イギリスのエネルギー政策に見る原子力発電の展望. Ieej,
- 森田 浩之. (2012). 熟議の条件 (上). Retrieved 1/24, 2016, from <http://blog.livedoor.jp/hiroyukimo2/archives/1862500.html>

山下 茂. (2015). 英国の地方自治：その近現代史と特色. 東京都: 第一法規.

吉川肇子, & 堀井秀之. (2004). 社会事象に関する不安喚起モデル構成の試み--高病原性鳥インフルエンザを例として. 社会技術研究論文集, 2, 379-388.

読売新聞政治部 (2005) 「自民党を壊した男 小泉政権 1500 日の真実」