

# 概要調査段階における設計・性能評価手法の高度化

— NUMO-JAEA 共同研究報告書 (2011年度) —

江橋健, 窪田茂, 黒澤進, 後藤淳一, 後藤考裕, 石井英一, 稲垣学, 守屋俊文,  
鈴木寛, 大井貴夫, 市原貴之, 石田圭輔, 石黒勝彦, 土宏之

原子力発電環境整備機構

柴田雅博, 澤田淳, 舘幸男, 牧野仁史, 早野明, 三ツ井誠一郎, 谷口直樹,  
小田治恵, 北村暁, 大澤英昭, 仙波毅, 日置一雅, 亀井玄人

独立行政法人 日本原子力研究開発機構

2012年9月

原子力発電環境整備機構

本報告書の内容は、日本原子力研究開発機構 技術報告書 JAEA-Research 2012-032  
の内容と同じである。

This report is equivalent to JAEA Technical report, JAEA-Research 2012-032.

2012年9月 初版発行

本資料の全部または一部を複製・複製・転載する場合は、下記へ  
お問い合わせください。

〒108-0014 東京都港区芝4丁目1番地23号 三田NNビル2階  
原子力発電環境整備機構 技術部  
電話 03-6371-4004 (技術部) FAX 03-6371-4102

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:  
Science and Technology Department  
Nuclear Waste Management Organization of Japan  
Mita NN Bldg. 1-23, Shiba 4-chome, Minato-ku, Tokyo 108-0014 Japan

©原子力発電環境整備機構/日本原子力研究開発機構  
(Nuclear Waste Management Organization of Japan / Japan Atomic Energy Agency) 2012

# 概要調査段階における設計・性能評価手法の高度化

— NUMO-JAEA 共同研究報告書 (2011年度) —

江橋健, 窪田茂, 黒澤進, 後藤淳一, 後藤考裕, 石井英一, 稲垣学, 守屋俊文,  
鈴木覚, 大井貴夫, 市原貴之, 石田圭輔, 石黒勝彦, 土宏之

原子力発電環境整備機構

柴田雅博, 澤田淳, 館幸男, 牧野仁史, 早野明, 三ツ井誠一郎, 谷口直樹,  
小田治恵, 北村暁, 大澤英昭, 仙波毅, 日置一雅, 亀井玄人

独立行政法人 日本原子力研究開発機構

2012年9月

原子力発電環境整備機構

概要調査段階における設計・性能評価手法の高度化  
— NUMO-JAEA 共同研究報告書（2011 年度） —

江橋健<sup>1)</sup>，窪田茂<sup>1)</sup>，黒澤進<sup>1)</sup>，後藤淳一<sup>1)</sup>，後藤考裕<sup>1)</sup>，石井英一<sup>2)</sup>，稲垣学<sup>1)</sup>，守屋俊文<sup>1)</sup>  
鈴木覚<sup>1)</sup>，大井貴夫<sup>1)</sup>，市原貴之<sup>1)</sup>，石田圭輔<sup>1)</sup>，石黒勝彦<sup>1)</sup>，土宏之<sup>3)</sup>  
柴田雅博<sup>4)</sup>，澤田淳<sup>4)</sup>，館幸男<sup>4)</sup>，牧野仁史<sup>4)</sup>，早野明<sup>4)</sup>，三ツ井誠一郎<sup>4)</sup>，谷口直樹<sup>4)</sup>，  
小田治恵<sup>4)</sup>，北村暁<sup>4)</sup>，大澤英昭<sup>4)</sup>，仙波毅<sup>4)</sup>，日置一雅<sup>4)</sup>，亀井玄人<sup>4)</sup>

要旨

JAEA および NUMO は、概要調査段階における処分場の設計・性能評価に関連する主要な技術テーマについて、JAEA がこれまで蓄積してきた技術やノウハウを、NUMO が今後行う精密調査地区の選定等の処分事業に適用できるよう、実施主体の視点に沿って実用化を図っていくための具体的な考え方と進め方を策定するとともに、必要な開発課題と今後の計画を明らかにすることを目的として、2011 年度に共同研究を実施した。

対象とした技術テーマは、(1) 対象母岩の選定に関する検討、(2) シナリオの構築に関する検討、(3) 核種移行パラメータの設定に関する検討、(4) 知識情報の品質確保に関する検討であり、それぞれの方法論について検討を進めた。(1)については、母岩特性のうち水理に着目し、母岩特性を評価するための項目、および地下水移行時間の評価手法について、地質環境の調査・評価と関連付けた上で整理した。(2)については、シナリオ構築手順を事業の観点から具体化するとともに、現象理解に関する最新の知見の構造的整理を、ガラス固化体の溶解と核種の浸出、オーバーパックの腐食、緩衝材の長期変遷を対象として、システムの状態設定への反映に留意しながら行った。(3)については、緩衝材の分配係数と拡散係数、母岩の分配係数を対象として、性能評価上のパラメータ設定の方法論を検討するとともに、その方法論に従って試行を行った。(4)については、知識情報の品質を確保するための考え方や手法を、(2)シナリオの構築で検討した状態設定に対する論拠に関する情報を例として検討した。

---

本研究は、原子力発電環境整備機構と日本原子力研究開発機構殿の協力協定に基づいて実施した共同研究の成果である。

- 1) 原子力発電環境整備機構 技術部
- 2) 原子力発電環境整備機構 技術部（現 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門）
- 3) 原子力発電環境整備機構 技術部（現 東京電力株式会社）
- 4) 日本原子力研究開発機構 地層処分研究開発部門

Enhancement of the Methodology of Repository Design and Post-closure  
Performance Assessment for Preliminary Investigation Stage  
- Progress Report on NUMO-JAEA Collaborative Research in FY2011-

Takeshi EBASHI<sup>\*1</sup>, Shigeru KUBOTA<sup>\*1</sup>, Susumu KUROSAWA<sup>\*1</sup>, Junichi GOTO<sup>\*1</sup>  
Takahiro GOTO<sup>\*1</sup>, Eiichi ISHII<sup>\*2</sup>, Manabu INAGAKI<sup>\*1</sup>, Toshifumi MORIYA<sup>\*1</sup>,  
Satoru SUZUKI<sup>\*1</sup>, Takao OHI<sup>\*1</sup>, Takayuki ICHIHARA<sup>\*1</sup>, Keisuke ISHIDA<sup>\*1</sup>,  
Katsuhiko ISHIGURO<sup>\*1</sup>, Hiroyuki TSUCHI<sup>\*3</sup>, Masahiro SHIBATA<sup>\*4</sup>, Atsushi SAWADA<sup>\*4</sup>,  
Yukio TACHI<sup>\*4</sup>, Hitoshi MAKINO<sup>\*4</sup>, Akira HAYANO<sup>\*4</sup>, Seiichiro MITSUI<sup>\*4</sup>,  
Naoki TANIGUCHI<sup>\*4</sup>, Chie ODA<sup>\*4</sup>, Akira KITAMURA<sup>\*4</sup>, Hideaki OHSAWA<sup>\*4</sup>,  
Takeshi SENBA<sup>\*4</sup>, Kazumasa HIOKI<sup>\*4</sup> and Gento KAMEI<sup>\*4</sup>

JAEA and NUMO have conducted a collaborative research work which is designed to enhance the methodology of repository design and performance assessment in preliminary investigation stage. The topics of such joint research are (1) study on selection of host rock, (2) study on development of scenario, (3) study on setting nuclide migration parameters, (4) study on ensuring quality of knowledge. With regard to (1), in terms of hydraulic properties, items for assessing rock property, and assessment methodology of groundwater travel time has been organized with interaction from site investigation. With regard to (2), the existing approach has been embodied, in addition, the phenomenological understanding regarding dissolution of and nuclide release from vitrified waste, corrosion of the overpack, long-term performance of the buffer are summarized. With regard to (3), the approach for parameter setting has been improved for sorption and diffusion coefficient of buffer/rock, and applied and tested for parameter setting of key radionuclides. With regard to (4), framework for ensuring quality of knowledge has been studied and examined aimed at the likely disposal facility condition.

Keywords:

High-level radioactive waste, Geological disposal, Preliminary Investigation, Repository design, post-closure performance assessment

---

\*1 Science and Technology Department, NUMO

\*2 Science and Technology Department, NUMO (Present position: Geological Isolation Research and Development Directorate, JAEA)

\*3 Science and Technology Department, NUMO (Present position: Tokyo Electric Power Company)

\*4 Geological Isolation Research and Development Directorate, JAEA

## 目 次

1. はじめに.....	1
参考文献 (1 章) .....	2
2. 概要調査段階と共同研究テーマとの関係.....	3
2.1 わが国の処分事業の特徴.....	3
2.2 概要調査段階の特徴.....	3
2.3 概要調査段階の設計・性能評価における主要な実施事項.....	7
2.3.1 候補母岩の選定.....	7
2.3.2 処分場の概念設計.....	7
2.3.3 予備的な安全評価.....	8
2.4 本共同研究で取り扱う主要な技術テーマの位置付け.....	8
参考文献 (2 章) .....	9
3. 対象母岩の選定に関する検討.....	10
3.1 はじめに.....	10
3.1.1 背景と目的.....	10
3.1.2 検討の進め方.....	10
3.2 母岩特性評価に関する国内外の動向.....	11
3.2.1 国内の動向.....	11
3.2.2 国外の動向.....	16
3.3 母岩の適性評価に用いられる水理学的な評価項目.....	39
3.4 地下水移行時間の評価手法.....	41
3.4.1 地下水移行時間を対象とした評価ツリー.....	44
3.4.2 概要調査の情報量に対する評価ツリーの適用性.....	62
3.5 おわりに.....	66
3.5.1 まとめ.....	66
3.5.2 課題と今後の計画.....	66
参考文献 (3 章) .....	68
4. シナリオの構築に関する検討.....	72
4.1 はじめに.....	72
4.1.1 背景.....	72
4.1.2 目的と実施事項.....	72
4.2 本研究の進め方.....	73
4.2.1 事業の観点からの要件と考え方.....	73
4.2.2 進め方.....	74
4.3 アプローチの具体化に向けた考え方や手法の整理.....	74
4.3.1 シナリオ開発に関するこれまでの研究.....	74
4.3.2 検討事項とそれらの分析手法等についての再整理.....	77
4.4 シナリオ構築アプローチの具体化.....	83
4.4.1 状態設定の基本的な流れ.....	83
4.4.2 各手順の詳細.....	84

4.5	ニアフィールドにおける個別現象に関する知見の整理	105
4.5.1	ガラス固化体の溶解と核種の浸出	105
4.5.2	オーパーパックの腐食	106
4.5.3	緩衝材の長期変遷	107
4.6	おわりに	108
4.6.1	まとめ	108
4.6.2	課題と今後の計画	109
	参考文献 (4 章)	110
5.	核種移行パラメータ設定に関する検討	113
5.1	はじめに	113
5.2	パラメータ設定に関する国内外の動向と本研究のアプローチ	113
5.2.1	事業の観点からの要件と考え方	113
5.2.2	第 2 次取りまとめにおける考え方	115
5.2.3	海外の動向	116
5.2.4	本研究の進め方と今年度の実施内容	116
5.3	緩衝材を対象とした分配係数及び拡散係数の設定アプローチ	118
5.3.1	第 2 次取りまとめにおけるパラメータ設定の概要	118
5.3.2	第 2 次取りまとめ以降の収着・拡散研究に基づく知見	120
5.3.3	緩衝材中の収着・拡散パラメータ設定アプローチと設定の試行	126
5.3.4	まとめと今後の課題	135
5.4	岩石を対象とした分配係数の設定アプローチ	136
5.4.1	第 2 次取りまとめにおける分配係数設定の概要	136
5.4.2	岩石に対する分配係数設定に関する国内外の知見の整理	138
5.4.3	岩石に対する分配係数設定アプローチと設定の試行	147
5.4.4	まとめと今後の課題	157
5.5	おわりに	158
5.5.1	まとめ	158
5.5.2	課題と今後の計画	159
	参考文献 (5 章)	160
6.	知識情報の品質確保に関する検討	165
6.1	はじめに	165
6.1.1	背景	165
6.1.2	目的と実施事項	165
6.2	知識情報の品質確保の考え方・方法の検討	166
6.2.1	事業の観点からの要件と考え方	166
6.2.2	論拠提示の必要性	167
6.2.3	論拠の提示方法の検討	169
6.3	品質確保の具体的な仕組みの検討	171
6.3.1	状態設定についての論拠の項目と構成の設定	171
6.3.2	状態設定についての論拠の整理・電子化の試行	172

6.3.3 試行を通じた実現性, 有効性の確認.....	179
6.3.4 有効性等の向上のための課題と対策の整理.....	179
6.4 おわりに.....	181
参考文献 (6章) .....	182
7. おわりに.....	183
付録 4-1 ニアフィールドにおける個別現象理解の整理.....	184
付録 5-1 SKB の SR-Site における岩石中の核種移行パラメータ設定の調査・分析.....	216
付録 5-2 JAEA-TDB を用いた溶解度計算.....	264
付録 6-1 論拠の効率的・効果的な収集・整理方法に係る事例調査.....	271
付録 6-2 ハイパーリンクによる論拠の提示方法の活用イメージ.....	281

## 目 次

表 2.2-1 精密調査地区選定段階における目標や要件	4
表 3.2.1-1 候補となる母岩の選定にかかわる要件（検討例）	12
表 3.2.2-1 SR-Site の閉じ込めに関する安全機能と指標・基準の一覧	19
表 3.2.2-2 SR-Site の遅延に関する安全機能と指標・基準の一覧	20
表 3.2.2-3 SR-Site の施設の設計要件（Design premises）の一覧	21
表 3.3-1 母岩の核種閉じ込め性能の評価の観点からみた水理特性に関する評価項目の例	40
表 3.4-1 評価ツリーに使用するボックス一覧	44
表 3.4.1-1 割れ目の透水量係数の算出方法の抽出と抽出した組み合わせの合理性の整理	50
表 4.3.2-1 シナリオ構築に関する様々な手法と検討事項との関係	82
表 4.4.2-1 安全機能と多重バリアシステム構成要素との関係	89
表 4.4.2-2 技術要件設定の考え方	89
表 4.4.2-3 緩衝材の技術要件（基本的なバリア性能の確保）	90
表 4.4.2-4 緩衝材の技術要件（長期健全性の維持）	90
表 4.4.2-5 緩衝材の技術要件（工学的実現性の確保）	90
表 4.4.2-6 緩衝材のプロセスに関するリスト	92
表 4.4.2-7 SR-Site における緩衝材の状態変数リスト	93
表 4.4.2-8 緩衝材におけるプロセスと状態変数の依存関係の整理（熱的プロセス：熱の移動）	94
表 4.4.2-9 緩衝材における FEP に関する不確実性（熱的プロセス）：熱の移動	95
表 4.4.2-10 SR-Site における緩衝材の安全機能指標基準	99
表 4.4.2-11 緩衝材の安全機能及び他のバリアの保護に関する技術要件と安全機能指標との関係の例	99
表 4.4.2-12 安全機能の発現に寄与するプロセスの状態変数依存性	100
表 4.4.2-13 多重バリアに期待する期間（オーバーパック開口後）における基本的変遷に関するストーリーボードの例	104
表 5.3.3-1 Cs の実効拡散係数 $D_e$ の設定結果（括弧内は $60^{\circ}\text{C}$ での値，単位は $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ）	129
表 5.3.3-2 Cs の分配係数 $K_d$ の設定結果（括弧内は $60^{\circ}\text{C}$ での値，単位は $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ）	131
表 5.3.3-3 Am の実効拡散係数 $D_e$ の設定結果（括弧内は $60^{\circ}\text{C}$ での値，単位は $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ ）	134
表 5.3.3-4 Am の分配係数 $K_d$ の設定結果（単位は $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ）	135
表 5.4.1-1 第 2 次取りまとめにおける岩石への分配係数の設定値一覧（ $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ）	137
表 5.4.3-1 Cs-花崗岩系の分配係数 $K_d$ の設定結果一覧（単位は $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ）	152
表 5.4.3-2 Am-花崗岩系の分配係数 $K_d$ の設定結果一覧（単位は $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ）	155
表 5.4.3-3 Np-花崗岩系の分配係数 $K_d$ の設定結果一覧（単位は $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ ）	157

## 目 次

図 2.2-1 三つの専門分野間の連携	4
図 2.2-2 サイト選定プロセスにおける精密調査地区選定の位置づけ	5
図 2.2-3 精密調査地区選定段階における実施事項フロー図	6
図 3.2.1-1 候補となる母岩の選定にかかわる評価の流れ（検討例）	12
図 3.2.1-2 水理場の評価において考慮する地質環境の概念図	13
図 3.2.1-3 物質移行モデル構築・移行経路データセットの整理フロー	15
図 3.2.1-4 予備的な安全評価や処分場の概念設計に影響を及ぼす主要な地質構造モデルの不確 実性の見通しと評価の考え方の一例	15
図 3.2.2-1 SKB における地質環境条件に関する因子や基準の検討に関する概念図	17
図 3.2.2-2 Posiva における安全概念、サイト特性調査、処分場設計の統合に関する概念図	18
図 3.2.2-3 Posiva における KBS-3V を前提とした処分場の安全機能の概要	22
図 3.2.2-4 FPC の概要	24
図 3.2.2-5 SR-Site における FPC と EFPC の概要	24
図 3.2.2-6 SR-Site で用いられた水理地質構造モデルにより評価された処分孔 (6,916 本) への湧 水量（操業時）と飽和状態における処分孔周辺のダルシー流束の関係	25
図 3.2.2-7 Forsmark サイトの地質環境モデルで適用された水理地質構造概念図	27
図 3.2.2-8 Forsmark サイトにおける水理地質構造モデルの構築フロー	29
図 3.2.2-9 HydroDFN のパラメータ設定のための作業フロー	30
図 3.2.2-10 地質環境モデルを用いた各評価項目の評価の流れ	31
図 3.2.2-11 核種の移行抑制機能（F 値）の算定結果の例（出発地点別）	33
図 3.2.2-12 処分孔を交差する割れ目の地下水流束の算定結果の例（累積分布）	34
図 3.2.2-13 FPC と EFPC により棄却された処分孔の算出例	34
図 3.2.2-14 HydroDFN モデルをベースに換算した処分場周辺 (-465m) における鉛直方向の浸 透率の分布	35
図 3.2.2-15 処分孔への湧水量基準 (0.1L/min) を超える処分孔の評価例	36
図 3.2.2-16 FPC および EFPC を適用するために比較的大きな割れ目を検出するための調査プロ グラムの案	38
図 3.4-1 評価ツリーの整備手順	43
図 3.4-2 評価ツリーの基本構成	44
図 3.4.1-1 地下水移行時間に関する評価ツリーの概略図	45
図 3.4.1-2 地下水移行時間に関する評価ツリー（透水性割れ目の透水量係数および水理地質構 造モデルの詳細な評価ツリーを除く）	46
図 3.4.1-3 評価ツリー（評価地点までの移行距離の設定）	48
図 3.4.1-4 評価ツリー（移行距離に沿った流速の設定）	48
図 3.4.1-5 評価ツリー（ボーリング調査からのデータを用いない割れ目の透水量係数の算出）	51
図 3.4.1-6 評価ツリー（透水性割れ目の透水量係数の算出、ケース 1~6）	52
図 3.4.1-7 評価ツリー（透水性割れ目の透水量係数の算出、ケース 7~11）	53
図 3.4.1-8 評価ツリー（透水性割れ目の透水量係数の算出、ケース 12~14）	54

図 3.4.1-9 評価ツリー（割れ目の開口幅）	55
図 3.4.1-10 評価ツリー（動水勾配）	56
図 3.4.1-11 評価ツリー（三次元水理地質構造モデルを用いる解析）	57
図 3.4.1-12 評価ツリー（多孔質媒体モデル）	58
図 3.4.1-13 評価ツリー（等価不均質多孔質媒体モデル）	59
図 3.4.1-14 評価ツリー（個別亀裂ネットワークモデル）	61
図 3.4.2-1 超深地層研究所計画第 1 段階における調査研究の進め方	63
図 3.4.2-2 超深地層研究所計画の地上からの調査段階ステップ 2 における地質構造モデル	63
図 3.4.2-3 超深地層研究所計画の地上からの調査段階ステップ 2 における水理地質構造モデル	64
図 3.4.2-4 超深地層研究所の深度 1,000 m を出発点とした移行経路の分布図	64
図 3.4.2-5 牧野ほか（2005）の検討事例が該当する評価ツリー	65
図 4.2.2-1 本研究の進め方と本章の構成内容	74
図 4.3.2-1 検討事項の全体構造	78
図 4.4.1-1 シナリオ構築のアプローチ	83
図 4.4.1-2 状態設定の基本的な流れ（例）	86
図 4.4.2-1 高レベル放射性廃棄物における人工バリアの基本的な構成	87
図 4.4.2-2 緩衝材に関する項目を具体化した例	87
図 4.4.2-3 安全機能と技術要件との関係およびそれらの時間的変遷（緩衝材を対象とした例）	91
図 4.4.2-4 緩衝材中のインフルエンシダイアグラム（熱的プロセス：熱の移動）	94
図 4.4.2-5 緩衝材の状態設定に関するロジックツリー	97
図 4.4.2-6 「パイピング・浸食により緩衝材の安全機能低下が生ずる可能性は低い」について の討論モデル	98
図 4.4.2-7 SR-Site における FEP チャート	102
図 4.4.2-8 安全機能とそれらに関連する現象の相互関係の表現例（核種放出開始後）	103
図 5.2.2-1 第 2 次取りまとめにおける核種移行パラメータの設定フロー	115
図 5.2.4-1 本研究における核種移行パラメータ設定手法検討のアプローチ	117
図 5.3.1-1 第 2 次取りまとめにおける緩衝材中の拡散パラメータ設定の概要	118
図 5.3.1-2 第 2 次取りまとめにおける緩衝材中の収着・拡散パラメータの設定フロー	119
図 5.3.1-3 第 2 次取りまとめにおける緩衝材中の分配係数パラメータ設定の概要	120
図 5.3.2-1 圧縮ベントナイト系の統合収着・拡散モデルの概念	121
図 5.3.2-2 拡張型透過拡散/トレーサー減衰法（TD/RD）の試験体系とデータ評価の例	122
図 5.3.2-3 圧縮モンモリロナイト中のイオンの拡散・収着の塩濃度依存データとモデル化	123
図 5.3.2-4 拡散データベース(JAEA-DDB)と部分モンモリロナイト密度による評価例	123
図 5.3.2-5 圧縮ベントナイト中の 1 価陽イオン(Cs)と陰イオン(I 等)の拡散データとモデル適用	124
図 5.3.2-6 圧縮ベントナイト中の Cs の収着・拡散挙動の温度依存データ	124
図 5.3.2-7 圧縮ベントナイト中の Np(V)収着・拡散挙動の環境条件依存データとモデル化	125
図 5.3.2-8 圧縮ベントナイト中の Np(V)/Am の見かけの拡散係数の密度依存データとモデル化	126
図 5.3.3-1 圧縮ベントナイト中の収着・拡散パラメータの設定フロー	127
図 5.3.3-2 圧縮ベントナイト中の Cs の実効拡散係数の密度依存データとモデル化	128
図 5.3.3-3 圧縮ベントナイト中の Cs の実効拡散係数のイオン強度依存データ	129

図 5.3.3-4 圧縮ベントナイト中の Cs の分配係数のイオン強度依存データ .....	130
図 5.3.3-5 圧縮ベントナイト中の Cs の見かけの拡散係数の部分モンモリロナイト密度依存性 .....	131
図 5.3.3-6 圧縮ベントナイト中の Am の実効拡散係数の塩濃度依存性 (点線はモデル) .....	132
図 5.3.3-7 圧縮ベントナイト中の 1 価陰イオン(I/Cl)の実効拡散係数のイオン強度依存データ .....	133
図 5.3.3-8 圧縮ベントナイト中の Am の見かけの拡散係数の部分モンモリロナイト密度依存性 .....	134
図 5.4.2-1 収着データベース (JAEA-SDB) の信頼度評価機能とグラフ化 .....	139
図 5.4.2-2 収着データベース (JAEA-SDB) のパラメータ分析機能 .....	140
図 5.4.2-3 性能評価のための分配係数設定と不確実性評価のアプローチ .....	141
図 5.4.2-4 条件の違いを補正して分配係数を設定する条件変換手法の概要 .....	141
図 5.4.2-5 Cs-降水系地下水系のデータ群とパラメータ設定 .....	143
図 5.4.2-6 花崗岩に対する Cs の分配係数と BET 比表面積の粒径依存性 .....	144
図 5.4.2-7 SR-Site の分配係数設定における対象元素の取り扱い区分 .....	145
図 5.4.2-8 SR-Site の分配係数設定における条件変換手法 .....	146
図 5.4.2-9 SR-Site の分配係数設定結果と SR-Can との比較 .....	147
図 5.4.3-1 岩石に対する分配係数設定の基本フロー .....	148
図 5.4.3-2 Cs-花崗岩系の分配係数の JAEA-SDB による分析 .....	149
図 5.4.3-3 Cs-花崗岩系の FRHP と SRHP に対するデータ選定と分配係数設定 .....	150
図 5.4.3-4 SR-Can における Cs-花崗岩系の(a)FRHP と(b)SRHP に対するデータ選定 .....	151
図 5.4.3-5 JAEA-SDB と統計処理による Cs-花崗岩系のパラメータ設定 .....	152
図 5.4.3-6 Am-花崗岩系の分配係数の JAEA-SDB による分析 .....	153
図 5.4.3-7 Am-花崗岩系の FRHP と SRHP に対するデータ選定と分配係数設定 .....	154
図 5.4.3-8 JAEA-SDB と統計処理による Am-花崗岩系の分配係数設定 .....	154
図 5.4.3-9 Np(IV)及び Np(V)-花崗岩系の分配係数の JAEA-SDB による分析 .....	155
図 5.4.3-10 Np-花崗岩系のデータ選定と分配係数設定 .....	156
図 5.4.3-11 JAEA-SDB と統計処理による Np-花崗岩系の分配係数設定 .....	157
図 6.2.2-1 作業・判断の内容の論拠の表出化 .....	167
図 6.2.2-2 状態設定の論拠とシナリオ構築の関係 .....	168
図 6.2.3-1 状態設定についての論拠の電子化のイメージ .....	170
図 6.3.2-1 「ガラス溶解・核種浸出」に係る状態設定の論拠整理・電子化の画面イメージ .....	174
図 6.3.2-2 「オーバーパック腐食」に係る状態設定の論拠整理・電子化の画面イメージ .....	176
図 6.3.2-3 「緩衝材の長期変遷 (コンクリート影響)」に係る状態設定の論拠整理・電子化の画面イメージ .....	178
図 6.3.4-1 ユーザビリティや情報デザインの改良のイメージ .....	179

## 1. はじめに

独立行政法人日本原子力研究開発機構（以下、「JAEA」という）は、「わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—」（JNC, 1999）（以下、「第2次取りまとめ」という）を作成し、処分事業や安全基準等の整備に向けた技術的拠り所を示した。その後、この成果を踏まえ、事業主体による処分事業と国による安全規制を支える技術基盤を整備し、提供するために、深地層の研究施設、地層処分放射化学研究施設等を活用して、地層処分技術的信頼性向上や安全評価手法の高度化に向けた基盤的な研究開発を進めている。

原子力発電環境整備機構（以下、「NUMO」という）は、「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」（平成12年6月法律第117号、以下、「最終処分法」という）で定められた特定放射性廃棄物（高レベル放射性廃棄物）の最終処分の事業主体として設立された。その後、2005年に「TRU廃棄物処分技術検討書—第2次TRU廃棄物処分研究開発取りまとめ—」（電事連・JNC, 2005）（以下、「第2次TRUレポート」という）が刊行され、2007年の最終処分法改正に伴い、長半減期低発熱放射性廃棄物の一部も地層処分の対象とされ、これもNUMOの事業の対象に加えられた。NUMOは、これらの放射性廃棄物を対象として、処分事業の安全な実施、経済性および効率性の向上等を計画的に実施していくことを目的とした技術開発を行っている。

NUMOは、概要調査段階<sup>1</sup>における安全確保に関し、自然事象の著しい影響の回避、長期安全性確保の見通し、事業期間中の安全性確保の見通しを目標として設定している（NUMO, 2011）。このうち、長期安全性確保の見通しに関しては、限られた地質環境の情報に基づき、熱・水理・力学・化学などの複数の視点から処分場設置の候補となる母岩を選定した上で、それを対象として処分場の概念設計や長期安全性に関する予備的な安全評価を行う。概念設計では、母岩の有する熱環境、力学場、水理場などを考慮して、処分場の空間的な配置についての検討を進めることが重要である。予備的な安全評価では、考えられた処分設計概念に対して長期の安全性に関する見通し、および残された課題とその対策の方向性を示すことが肝要となる。NUMOにおいてこれらの作業を効率的に実施するためには、設計・性能評価手法について、JAEAのこれまでの研究成果を活用しつつ高度化を図ることが有効である。このため、JAEAとNUMOは、2001年6月に締結した「特定放射性廃棄物の地層処分技術に関する協力協定」<sup>2</sup>（以下、「協力協定」という）に基づき、概要調査段階における設計・性能評価手法の高度化に関する共同研究を実施することとした。

本共同研究は、概要調査段階における処分場の設計・性能評価に関連する主要な技術テーマについて、JAEAがこれまで蓄積してきた技術やノウハウを、NUMOが今後行う精密調査地区の選定等の処分事業に直接適用できるよう、実施主体の視点に沿って実用化を図っていくための具体的な考え方や進め方を策定するとともに、必要な開発課題と今後の計画を明らかにすることを目的としたものである。本共同研究により、当該段階における設計・性能評価に関する主要な技術についての具体的な方法が明らかになるとともに、研究開発への新たなニーズが明らかになり、JAEAを中心とした基盤研究開発へフィードバックされることが期待される。

なお、JAEAおよびNUMOは、協力協定に基づき、上記の双方の目的を実現させるため、国民の理解と協力を得ることが極めて重要であるとの認識のもとに双方の技術開発の成果を積極的に公開

<sup>1</sup> 最終処分法では、「概要調査地区の選定」、「精密調査地区の選定」、「処分施設建設地の選定」の三段階を経てサイトを選定することが定められている。

<sup>2</sup> [http://www.numo.or.jp/library/technical\\_co\\_operation/pdf/jaea\\_agreement\\_rev.pdf](http://www.numo.or.jp/library/technical_co_operation/pdf/jaea_agreement_rev.pdf)

しながら透明性を確保した上で、情報交換や技術者の交流などの技術協力を進めてきている。本共同研究は、協力協定に基づき、双方が必要と認めたテーマについて実施するものであるとともに、従来から進めてきた情報交換などに加え、JAEA から NUMO への技術移転の一端を担うものでもある。

本報告書では、まず、第 2 章において、概要調査段階と本共同研究で取り扱う技術テーマとの関係について記述する。そして、第 3 章～第 6 章では、各技術テーマに関する背景、目的、成果、今後の課題についてそれぞれ記述する。第 3 章では、対象母岩の選定に関する検討、第 4 章ではシナリオの構築に関する検討、第 5 章では核種移行パラメータの設定に関する検討、第 6 章では知識情報の品質確保に関する検討について述べる。さらに、第 7 章では、本共同研究で得られた成果を概括する。

### 参考文献（1 章）

- 電事連（電気事業連合会）・JNC（核燃料サイクル開発機構）（2005）：TRU 廃棄物処分技術検討書－第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－，JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02.
- JNC（核燃料サイクル開発機構）（1999）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－，総論レポート，JNC TN1400 99-020
- NUMO（原子力発電環境整備機構）（2011）：地層処分事業の安全確保（2010 年度版），－確かな技術による安全な地層処分の実現のために－，NUMO-TR-11-01.

## 2. 概要調査段階と共同研究テーマとの関係

本章では、わが国の処分事業の特徴、概要調査段階の特徴、概要調査段階の設計・性能評価における主要な実施事項について概説した上で、本共同研究で取り扱う技術テーマの位置付けについて述べる。

### 2.1 わが国の処分事業の特徴

わが国は、変動帯に位置し、安定大陸に比べてプレート運動に起因する地震・断層活動、火山・火成活動、隆起・侵食などの自然現象が活発である。わが国の地層処分における長期的な安全性を確保するためには、まず、将来にわたりこれらの自然現象の著しい影響が見込まれる場所を回避する必要がある。また、地質環境特性としては、山がちで海に囲まれた地形・地理条件、変動帯に特有な複雑な地質構造や多種多様な岩種、豊富な地下水や高い地下水位などの特徴を有する。したがって、それらの長期的な変遷も考慮した上で、地層処分にとってより好ましい条件を有する場所を選定することが重要である。

高レベル放射性廃棄物の処分事業は、「最終処分法」に定められたところに従って、「概要調査地区、精密調査地区及び最終処分施設建設地の選定」、「最終処分施設の建設」、「最終処分（最終処分施設の操業）」、「最終処分施設の閉鎖」、「閉鎖後管理」と順次進められる（NUMO, 2004）。なお、NUMO は、最終処分法および原子炉等規制法に基づく手続きを勘案し、処分事業を以下の 10 段階に分けて進めることを考えている（NUMO, 2011）。

- ① 概要調査地区選定段階（文献調査の段階）
- ② 精密調査地区選定段階（概要調査の段階）
- ③ 処分施設建設地選定段階（精密調査の段階のうち、地上からの調査段階）
- ④ 処分施設建設地選定段階（精密調査の段階のうち、地下調査施設での調査段階）
- ⑤ 安全審査の段階（事業許可申請）
- ⑥ 処分施設の建設段階
- ⑦ 操業段階（操業期間中）
- ⑧ 閉鎖措置計画認可申請の段階
- ⑨ 閉鎖段階
- ⑩ 閉鎖後の管理を経て事業廃止に至る段階

### 2.2 概要調査段階の特徴

地層処分を事業として安全に行うための最初の取り組みとしては、国民の理解を得て、最終処分法に基づき、3 段階の選定過程を踏まえ、適切な処分施設の建設地を選定することである。ここで、3 段階の選定過程は、前述の①～④に対応する。

このうち、精密調査地区選定段階（概要調査の段階）における安全確保にかかわる目標、目標達成にかかわる要件及び成果として公表する安全確保にかかわる主要文書を表 2.2-1 に示す（NUMO, 2011）。

表 2.2-1 精密調査地区選定段階における目標や要件 (NUMO, 2011)

・本段階における事業目標	: 精密調査地区選定
・安全確保にかかわる目標	: 自然現象の著しい影響の回避 長期安全性確保の見通し 事業期間中の安全性確保の見通し
・目標達成にかかわる要件	: 法定要件への適合性 精密調査地区選定の環境要件への適合性 安全審査基本指針への適合性 自主基準 (考慮事項含む) への適合性
・安全確保にかかわる主要文書	: 概要調査に関する法定報告書 概要調査に基づく概念設計と予備的安全評価に関する報告書

安全確保にかかわる目標や要件を事業の中で実現していくためには、「サイト調査・評価」、「工学的対策」、「安全評価」という三つの専門分野を連携させ、情報を統合化することによって、各段階における意思決定につなげていくことが重要である (図 2.2-1)。

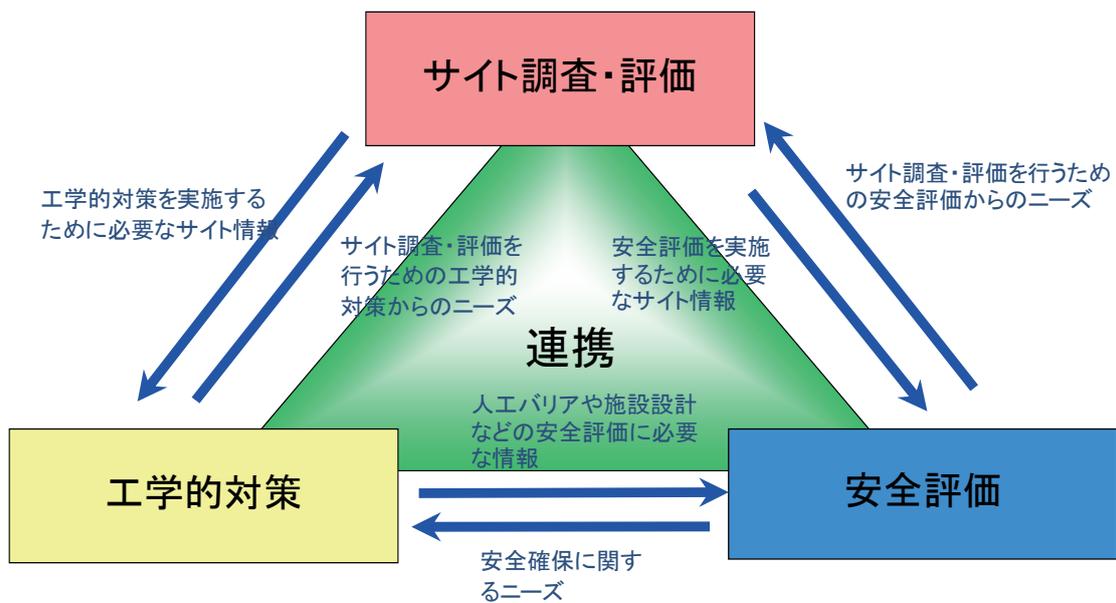


図 2.2-1 三つの専門分野間の連携 (NUMO, 2011)

概要調査段階では、調査結果に基づき安全性確保の見通しを得て、関係者の合意も得た上で精密調査地区の選定を行い、次のサイト選定段階である精密調査の段階へと移行する。精密調査の段階では、地上からの調査と地下調査施設を用いての調査を合わせて概ね 15 年程度の時間をかけて入念な調査を行う (図 2.2-2)。したがって、精密調査の段階における時間的にも経済的にも大きな投資を考慮すると、精密調査地区選定時までその地点における地質環境の長期的な安定性と地層処分場の技術的成立性について、NUMO が一定の自信を持って判断できることが重要と考えている

(NUMO, 2010)。これらの点を踏まえ、NUMO は、精密調査地区選定段階における実施事項を、三つの専門分野と意思決定の観点から整理している (図 2.2-3 : NUMO, 2011)。このうち、当該段階における設計・性能評価に関する主要な実施事項を図 2.2-3 の赤枠で示す。

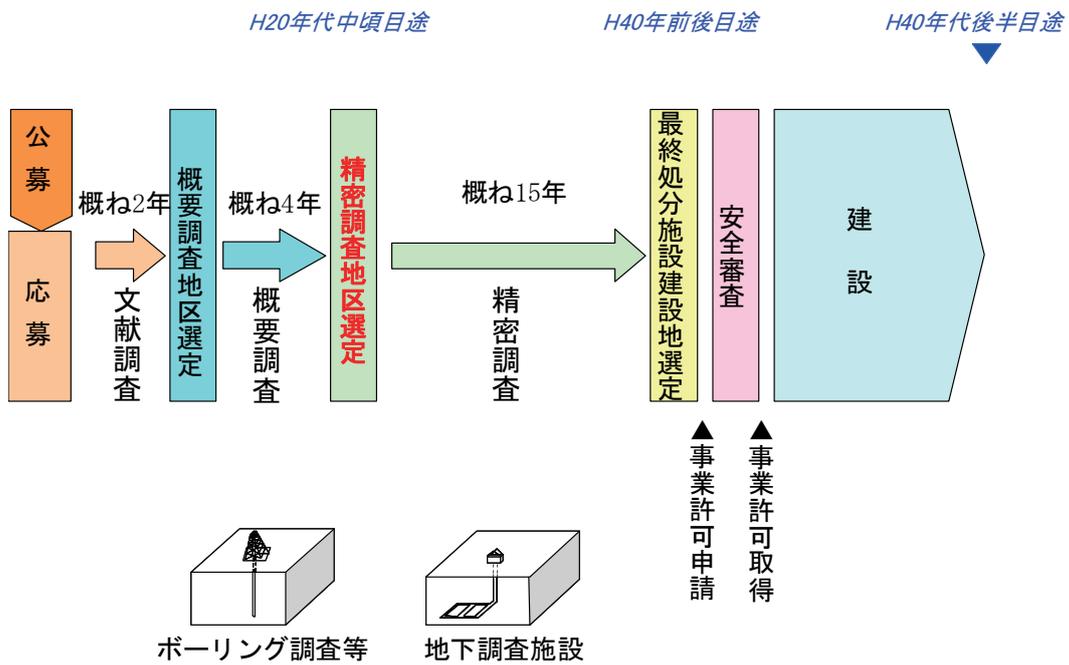


図 2.2-2 サイト選定プロセスにおける精密調査地区選定の位置づけ (NUMO, 2010)

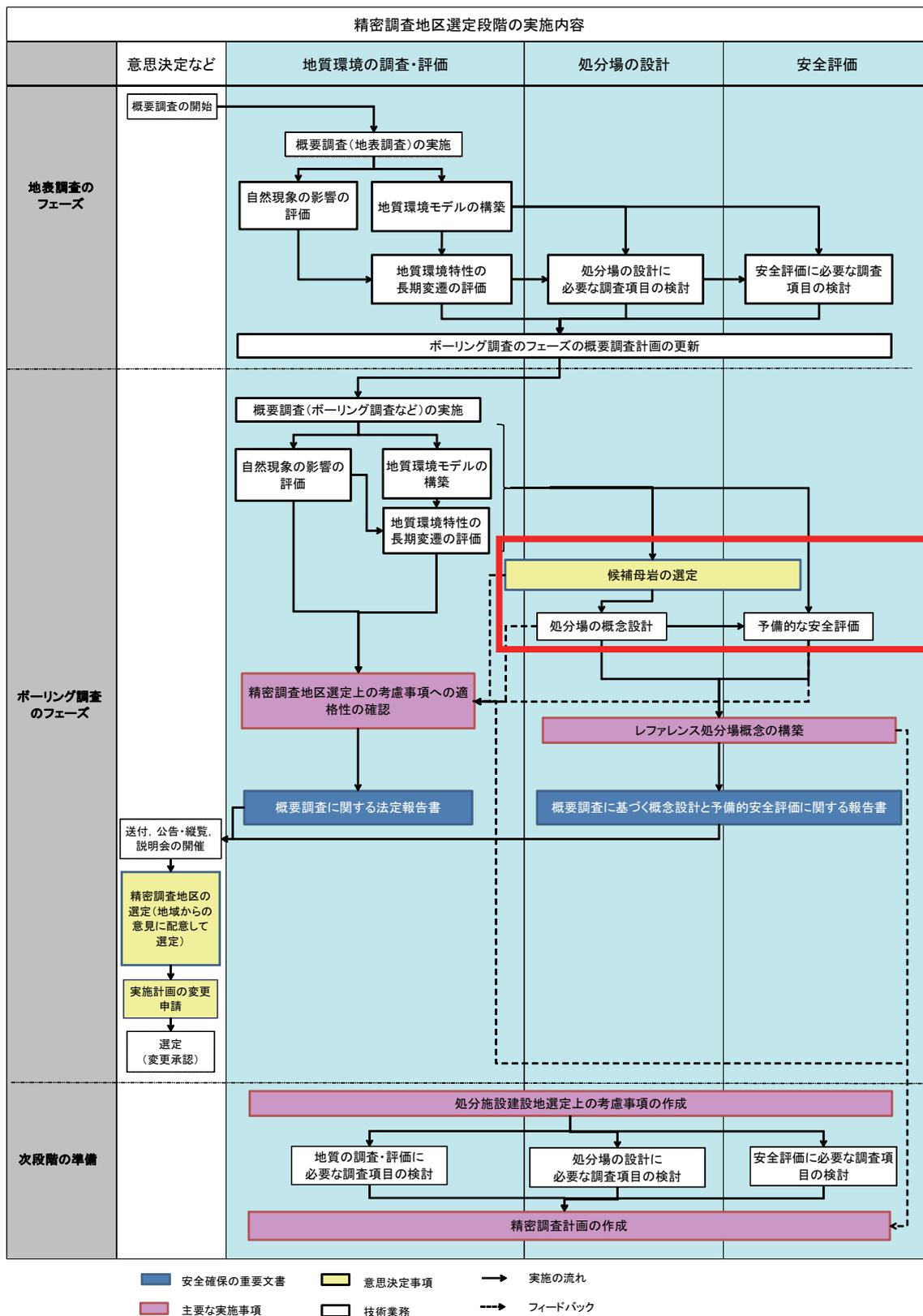


図 2.2-3 精密調査地区選定段階における実施事項フロー図 (NUMO, 2011)

## 2.3 概要調査段階の設計・性能評価における主要な実施事項

本節では、概要調査段階における設計・性能評価に関する主要な実施事項として、候補母岩の選定、処分場の概念設計、予備的な安全評価について記述する。

### 2.3.1 候補母岩の選定

地質環境モデルや地質環境特性の長期変遷に関する情報に基づいて、候補母岩の適性を評価する。なお、複数の母岩が候補となる場合には、それぞれの母岩について評価を行う。候補母岩の適性は、熱や力学などの複数の項目に基づいて評価し、母岩としての適性の見通しがあると判断された岩体の中から、次段階の地下調査施設を建設する候補母岩を選定する。その際には、地下深部の地質や断層の空間的な分布などについての地質環境特性のデータが持つ不確実性を考慮する。候補母岩の適性の評価は、天然バリアとして求められる安全機能、廃棄体および人工バリアの設置環境として好ましい処分環境の条件、ならびに所定量の廃棄体を収容できる岩体の広がり（処分場の収容性）、工程・経済性などの処分事業の成立性の観点から評価を行う。候補母岩は上述の条件を満たすのであれば、複数の地層や岩体を選択する可能性もある。なお、候補母岩の適性を評価する際には、処分場の設計のみで行うものではなく、地質環境の調査・評価および安全評価と連携して、ニーズの提示や結果のフィードバックを反復的に実施しながら進める。

### 2.3.2 処分場の概念設計

処分場の設計の項目は、サイト選定の各段階で共通的であるが、段階的に詳細化される地質環境の情報と各段階の性能評価の結果をフィードバックさせることで、処分場の設計の信頼性と合理性を向上させる。精密調査地区選定段階の処分場の設計の役割は以下の2点である。

- ・レファレンス処分場概念<sup>3</sup>の構築を目的とした処分場の概念設計
- ・次段階で実施する技術実証試験の計画策定を目的とした技術オプションの絞り込み

処分場の概念設計では、地質環境モデルと候補母岩の特性に基づいて、地下施設建設可能区域（深度とエリア）の設定、人工バリアの設計（材料設計、構造設計など）、地下坑道の仕様（内空断面、支保仕様、離間距離など）、地下施設の基本レイアウトの設定（処分パネルの形状、数、配置、アクセス方式の設定など）を実施する。概念設計には、後述する技術オプションの絞り込みも検討項目に含まれる。これらの結果は、処分場概念として統合化され、設計因子<sup>4</sup>により包括的にサイトの地質環境特性への適合性が評価される（NUMO, 2004）。

技術オプションの絞り込みでは、サイトの地質環境特性への適合性や建設工程の実現性、経済性などに基づいた評価を行う。また、この段階までの技術開発の進捗状況について検討し、次段階の

<sup>3</sup> 複数あるそれぞれの概要調査地区に対して成立性が高いと考えられる処分場概念をレファレンス処分場概念と呼ぶ（NUMO, 2011）。レファレンス処分場概念には、この段階までに整備されてきた人工バリア材料、溶接技術や人工バリアの搬送定置技術などから、サイトの地質環境特性や技術の信頼性などを考慮して絞り込んだ成立性が高い技術が含まれる。レファレンス処分場概念を設定することにより、処分施設建設地選定段階（精密調査の段階）以降の技術開発や実証試験を効率的に進めることができる。

<sup>4</sup> 設計において処分場概念にもたせようとする性質と能力を表したもの（NUMO, 2004）。設計因子としては、閉鎖後の長期安全性、操業安全性、工学的成立性、環境影響、社会経済的側面などがある。

精密調査の段階の前半までに実証試験を実施する技術項目を決定することを念頭に、複数の技術オプションから候補となる材料や技術を絞り込む。

### 2.3.3 予備的な安全評価

この段階の安全評価は、長期安全性の見通しを得ることが主眼であり、そのための役割は以下のとおりである（NUMO, 2011）。

- ・処分場の設計に反映するため、性能評価の観点から、地下施設のレイアウトや人工バリア設計などに関する妥当性確認およびオプション間の比較を行うこと。
- ・精密調査計画に反映させるため、次段階で長期安全性を確保するために重要な地質環境の特徴や条件をあらかじめ抽出すること。
- ・次段階で長期安全性を確保するために重要なモデル・データを特定すること。
- ・安全審査基本指針への対応という観点から、重要な調査項目や設計課題を抽出すること。
- ・この段階における長期安全性の信頼性について検討すること（セーフティケースへの反映）。

## 2.4 本共同研究で取り扱う主要な技術テーマの位置付け

第2次取りまとめ以降のJAEAを中心とした基盤研究開発やNUMOの事業者の視点からの技術開発により、NUMOは、概要調査の実施に向けた技術的な準備が整ったと判断している（NUMO, 2011）。2.3節で示したように、NUMOは、概要調査段階における調査結果に基づき、候補母岩の選定、処分場の概念設計および予備的な安全評価を実施する。これらの作業を実際の事業において効率的に実施するためには、候補母岩の選定に関する手法を分野間の連携という観点から具体化するとともに、安全評価に用いるシナリオやデータの設定手法を具体化しておく必要がある。さらには、第2次取りまとめ以降の最新の知見や規制の動向を考慮した上で、シナリオ、モデル及びデータの再設定とその論拠を整理しておくことが有効である。これらの検討は、概要調査段階における長期安全性の見通しを得るための処分場の設計や性能評価において、実際のサイトにおける地層処分システムの特徴を的確に取り込んでいけるようにするための準備をするという観点から有用である。

このため、本共同研究では、限られた地質環境の情報に基づき長期安全性の見通しを得るための手法の高度化に資することを目的として、概要調査段階における処分場の設計および安全評価の実施項目に関連する以下のテーマを対象として検討を行うこととした。

- (1) 対象母岩の選定に関する検討（3章）
- (2) シナリオの構築に関する検討（4章）
- (3) 核種移行パラメータの設定に関する検討（5章）
- (4) 知識情報の品質確保に関する検討（6章）

## 参考文献（2章）

NUMO（原子力発電環境整備機構）（2004）：高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性-「処分場の概要」の説明資料-, NUMO-TR-04-01.

NUMO（原子力発電環境整備機構）（2010）：地層処分技術開発ニーズの整理, ～精密調査地区選定に向けて～, NUMO-TR-10-02.

NUMO（原子力発電環境整備機構）（2011）：地層処分事業の安全確保（2010年度版）, 一確かな技術による安全な地層処分の実現のために-, NUMO-TR-11-01.

### 3. 対象母岩の選定に関する検討

#### 3.1 はじめに

##### 3.1.1 背景と目的

本章では、精密調査地区選定段階における母岩の選定に関する基本的な考え方や手順の整備に資することを目的に、母岩としての適性を評価するための項目と評価方法について検討した結果を述べる。本検討では、地下施設を建設し廃棄体を埋設する対象となる岩体（または地層）を「母岩」と呼ぶ。この段階では、法定要件等に照らして不適格な場所を避けた上で、その適性を評価して母岩を選定する。

母岩としての適性は、地質環境の調査による地質環境モデルなどの情報に基づき、熱環境、水理場、力学場、化学環境などの処分場の設置環境の観点、および、岩体の広がりや工程・経済性など、事業の成立性の観点から評価する（NUMO, 2011）。その適性を評価するための具体的な評価項目の検討に際しては、安全評価や処分場の概念設計にとって重要な項目と、調査などで取得する情報に基づき評価可能な情報を関連づけた整理が重要である（Vomvoris et al., 1996; Ström et al., 1999; Andersson et al., 2000）。しかしながら、概要調査などの調査の初期の段階で得られる地質環境に関する情報は、項目、数量ともに限られるため、地質環境モデルには比較的大きな不確実性が存在すると考えられる。特に、水理場については、断層や割れ目などの岩盤の透水性に影響を与える構造が不均質に分布し、その透水性の分布も数値にわたってばらつく可能性があることから、力学場、熱環境、化学環境などの評価に比べて不確実性を伴いやすいと考えられる。そのため、調査の進展に伴って変化する地質環境の理解の度合いや地質環境モデルの不確実性を考慮して、母岩の適性を評価する方法論を整備しておくことが望ましい。

以上のことから、本検討では、水理の観点から母岩の適性を評価するための項目と、それを評価するための方法論を整理することとした。

##### 3.1.2 検討の進め方

本検討は、以下の通り実施した。まず、母岩の評価に関わる国内外の知見を、事業の観点からの要件と考え方に沿って整理した（3.2節）。ここでは特に、処分事業で先行しているスウェーデンとフィンランドについて、評価項目と実際の評価の事例を調査した。この結果を踏まえて、水理の観点から母岩の適性を評価するために有効と考えられる評価項目を整理した（3.3節）。それらの評価項目のうち、母岩の適性を表す項目として重要な項目のひとつと考えられる「地下水移行時間」を対象事例に評価方法を整理した（3.4節）。その整理には、項目を起点に、調査データなどの不確実性に起因して想定される代替ケースや代替モデルといった複数の選択肢を系統的に示す「評価ツリー」を用いることとした。その際、より柔軟に対応可能な手法の整備を目指して、調査の初期段階から適用可能な簡略かつ保守的な手法と、調査の進展に伴い具体化する地質環境モデルを活用した手法の、二通りの検討を行った。さらに、超深地層研究所計画の地表からの調査段階で取得されたデータを活用した解析事例（牧野ほか, 2005）に基づき、3.4節で整理した評価手法の具体例を示した（3.5節）。以上の検討により、水理の観点から母岩としての適性を評価するための手順の具体化や評価手法の高度化に向けた課題を整理した。

## 3.2 母岩特性評価に関する国内外の動向

### 3.2.1 国内の動向

我が国における高レベル放射性廃棄物の地層処分の技術的信頼性を示した第2次取りまとめでは、安定な地質環境を選定した上で人工バリアの性能に余裕を持たせた多重バリアシステムを構築することによって、人工バリアとその近傍の比較的狭い領域の岩盤からなるニアフィールドが有する性能に力点を置いた処分概念が示された (JNC, 1999a)。これは、わが国における地層処分の成立性をより確実なものとするために、次のふたつの点に着目して検討したためである (JNC, 1999a, p. II-3)。

- ・ 人工バリアは設計や品質管理を通じてその性能を自由に設定することが可能であること。
- ・ 「人工バリアの性能に余裕をもたせる」ことによって、天然の地質環境が本来的にもつ空間的不均質性や時間的変動に起因するバリア機能の不確実性を、ある程度補完することが可能であること (Yamato et al., 1993; Umeki et al., 1993; 梅木, 1994)。

事業の初期段階では、この処分概念を始点として、そのサイトの地質環境の特徴を反映した処分場レイアウトを検討することが可能である (NUMO, 2004)。また、このような処分概念に対応したニアフィールド性能に力点を置いた安全評価のアプローチも同様に、立地点に応じた処分場の安全評価の方法論を検討する上で起点とすることができる。NUMOの「地層処分事業の安全確保(2010年度版)」(NUMO, 2011)では、母岩の選定について以下のような考え方が示されている。

概要調査段階においては、母岩としての適性が見通しがあると判断された岩体(または地層)の中から、候補となる母岩を選定する。その際には、表3.2.1-1に示すように、天然バリアにおける放射性物質の移行抑制、廃棄体および人工バリアの設置環境、所定量の廃棄体を収容できる岩体の広がり、工程・経済性などの地層処分事業の成立性の観点から評価を行う。

候補となる母岩の選定は、以下の手順で行う(図3.2.1-1)。まず、母岩としての適性が見込まれる岩体(または地層)に対して、熱環境と力学場の評価から制約条件となる処分場設置可能深度を設定する。次に、水理場および地下水の化学環境に基づく核種移行抑制の観点から、相対的に好ましい条件の領域を抽出する。さらに、地質環境に応じた工学的対策の効果や実現性を評価して、岩体の広がりや地上施設との位置関係(アクセス坑道の延長距離)などの工程・経済性に関する評価項目を加えた総合的な評価を行う。

水理場の観点から相対的に好ましい条件の領域は、岩盤の透水性の三次元的な分布などの重要な地質環境の特性を記述した地質環境モデルの情報に基づいて抽出する。水理場は、工学的対策が過剰とならないよう地下水の動きが緩慢で流量の小さいことが好ましい。評価指標としては、核種移行抑制の観点から、地下水の流速や移行時間などが考えられる。このため、図3.2.1-2に示すような、地下水の流動特性に影響を及ぼす要因となる地質構造(例えば断層や割れ目帯の分布)、水理特性(透水係数、透水量係数、有効空隙率など)の分布を把握し、地下水の流動解析により水理場を評価する。

以上の考え方は、サイト調査・評価の進展や得られた情報の質や量に併せて必要な検討事項を追加するなど、実際の事業の進展に併せて改訂される。

表 3.2.1-1 候補となる母岩の選定にかかわる要件（検討例）  
 (NUMO, 2011: 表 8.3.5-1, p.8-29 より)

評価項目	評価指標の例	評価に必要な情報
【熱環境】 閉鎖後の処分場の温度が低いこと	廃棄体の発熱量と岩盤特性に基づく廃棄体専有面積や温度の経時変化	岩盤特性モデル、廃棄体の発熱量、地温勾配、岩盤の熱特性など
【力学場】 坑道の力学的安定性が確保できるとともに、閉鎖後の処分場とその周辺の力学場が人工バリアの安定性に適していること	岩盤特性に基づく坑道離間距離や支保の仕様	岩盤特性モデル、初期地圧、側圧比、岩盤の力学特性、地山強度比など
【水理場】 閉鎖後の処分場とその周辺の地下水水流束が小さく、緩慢であること	地下水移行経路長、地下水移行時間など	水理地質構造モデル、地質環境の長期変遷評価結果、動水勾配、地温勾配、地下水組成、透水係数、有効間隙率、地下水流向
【化学環境】 閉鎖後の処分場とその周辺の化学的な環境が放射性物質の難溶解性と人工バリアの安定性に適していること	地下水化学特性に基づく人工バリアの長期挙動	地下水化学モデル、酸化還元電位、地下水のpH、地下水組成、鉱物組成など
【母岩の広がり】 処分場を収容できる面積（容積）を有するとともに、処分パネルを効率的に配置できる形状を有すること	処分場の規模、処分パネルの数・形状	地質構造モデル、母岩の空間的な広がり、断層・破砕帯の分布など
【工程・経済性など】 工程確保の見通しがあるとともに、経済性が確保されること	建設工程、操業工程、建設費の概算結果など	アクセス坑道の延長距離、処分形態や処分坑道断面の仮設定情報

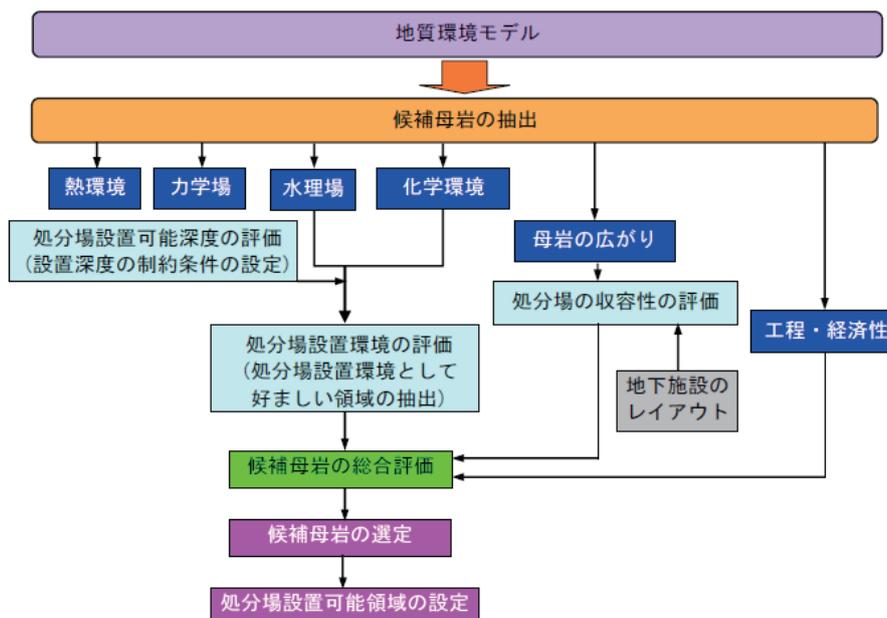


図 3.2.1-1 候補となる母岩の選定にかかわる評価の流れ（検討例）  
 (NUMO, 2011: 図 8.3.5-1, p.8-30 より)

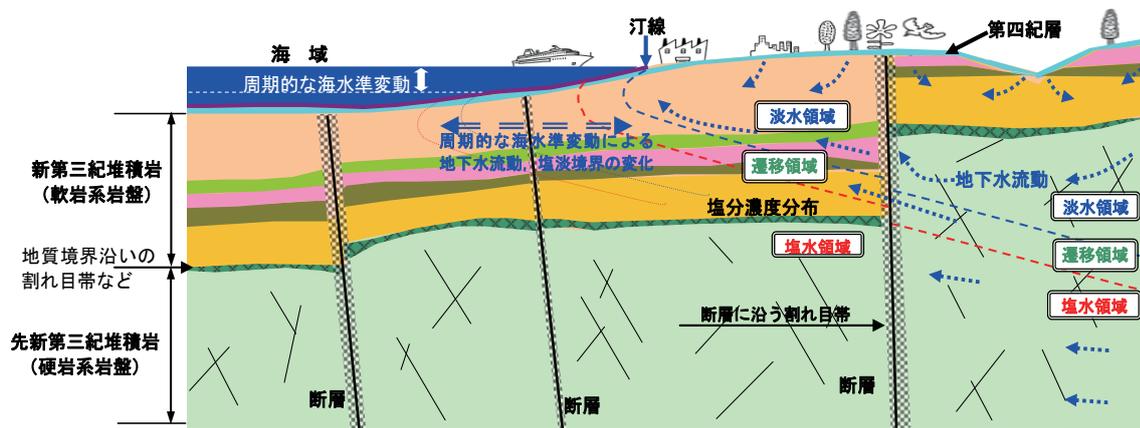


図 3.2.1-2 水理場の評価において考慮する地質環境の概念図  
(NUMO, 2011, 図 8.3.5-4, p.8-33 より)

地質環境モデル (SDM: Site Descriptive Model) の構築方法に関しては, JAEA が平成 19 年度から実施している「地質環境総合評価技術高度化開発」において, その基本的な作業の流れを整理するとともに, 構築した SDM から岩盤中の核種移行評価に用いられるデータの整理に必要な基本的な作業の流れを整理している (JAEA, 2010)。その作業の流れは図 3.2.1-3 に示されるようにフロー図で整理されている。また, 抽出された地下水移行経路に関する情報の分析は, 以下の点に着目することが有効であるとしている。

- ・ 地下水の移行距離, 流速, 移行時間に着目し, 移行経路の方向毎や通過する領域毎にグルーピングして統計分析 (例えば, 平均値や標準偏差の分析など) する。
- ・ 抽出した移行経路毎に出発点から移行距離の増加に応じて, 移行時間, 流速や他の物質移行に関する情報がどのように変化するかを整理する。

このうち, 移行距離の増加に応じた分類に関しては, 以下の 3 通りが整理の考え方の一例として提示できる。

- ・ 処分坑道 (もしくは処分孔) から地上に至る移行経路における核種移行遅延性能にかかわる特性 (移行時間, 移行距離, 流速など) や, 地上への流出点など。
- ・ 処分坑道 (もしくは処分孔) 周辺の数十メートルから百メートル程度の核種移行遅延性能にかかわる特性。
- ・ 処分坑道 (もしくは処分孔) 周り (掘削影響領域を含む) の核種移行遅延性能にかかわる特性。

このような移行経路の概念的な分類は, 異なるスケールでの SDM の不確実性を考慮した, より柔軟な評価のオプションを検討する上で有効と考えられる。

母岩を選定するための手法の具体化については, 平成 22 年に JAEA が開催した国際ワークショップ「処分場の成立性, 安全性の観点から岩盤特性を把握するための実際のアプローチの論点整理」においても, 人工バリアと天然バリアを対象とした核種移行遅延性能に着目した議論が行われてい

る（JAEA, 2011, p.3-43）。図 3.2.1-4 は、その議論で用いられた図のひとつで、予備的な安全評価や処分場の概念設計に影響を及ぼす主要な地質構造モデルの不確実性を見通しと評価の考え方の一例を示している。この図から、母岩を選定する手法の整備に向けた以下の留意点が抽出できる。

- ① 安全評価や処分場の設計施工の観点から安全機能や制約条件についてより具体的な地質環境条件やデータとの関係を明らかにするための評価項目を整理する。
- ② 地質環境調査の結果に基づき、①で整理した評価項目に影響を及ぼす可能性のある主要な地質構造に関する情報とその不確実性を整理するとともに、今後の調査の進展に応じた見通しを示す。
- ③ 簡略かつ保守的な評価手法や、不確実性を考慮した多様な設計オプションに柔軟に対応できる評価手法などの併用を検討する。

評価項目を設定することの利点は、安全評価や処分場の設計や施工の観点からの安全機能や制約条件と地質環境調査やデータとの関連性を明確化するだけでなく、膨大な作業を伴う総合安全評価を直接介することなく、安全評価や処分場の設計施工の観点から次段階の調査へのフィードバックを簡略かつ迅速に行うことができる点にある。その際、不確実性を考慮した多様な設計オプションなどに柔軟に対応できる評価手法など、複数の評価手法やシナリオを考慮した複数の評価項目を設定することが有効である。

そのような複数の評価項目のうち、既存の安全評価の経験に基づき重要と考えられる評価項目に着目して、その評価手法の整備を先行して進める事が、事業の観点からの技術整備の観点で有効と考えられる。例えば、処分坑道（もしくは処分孔）周辺の数十メートルから百メートル程度の規模に着目した評価項目の設定は、母岩の適性を評価する上で重要と考えられる。第2次取りまとめにおいても、緩衝材と母岩の境界から 10m 程度で核種移行率の最大値が 2 桁程度減少し、数十メートル程度の母岩が有意な遅延性能を有することを示している（JNC, 1999b, p.V-117, 図 5.3.5-14）。また、この領域は調査の進展や処分施設の建設に伴い、より詳細なデータが取得され、評価に用いる SDM の信頼性向上が期待される領域でもある。さらに、地質環境の長期変遷に伴う境界条件の不確実性の影響も、地表に至る移行経路を対象とする場合に比べて相対的に小さいと考えられる。したがって、処分坑道（もしくは処分孔）周辺の数十メートルから百メートル程度の規模の岩盤の特性に着目した評価項目を、重要な評価の選択肢のひとつとして考慮しておくことが肝要である。

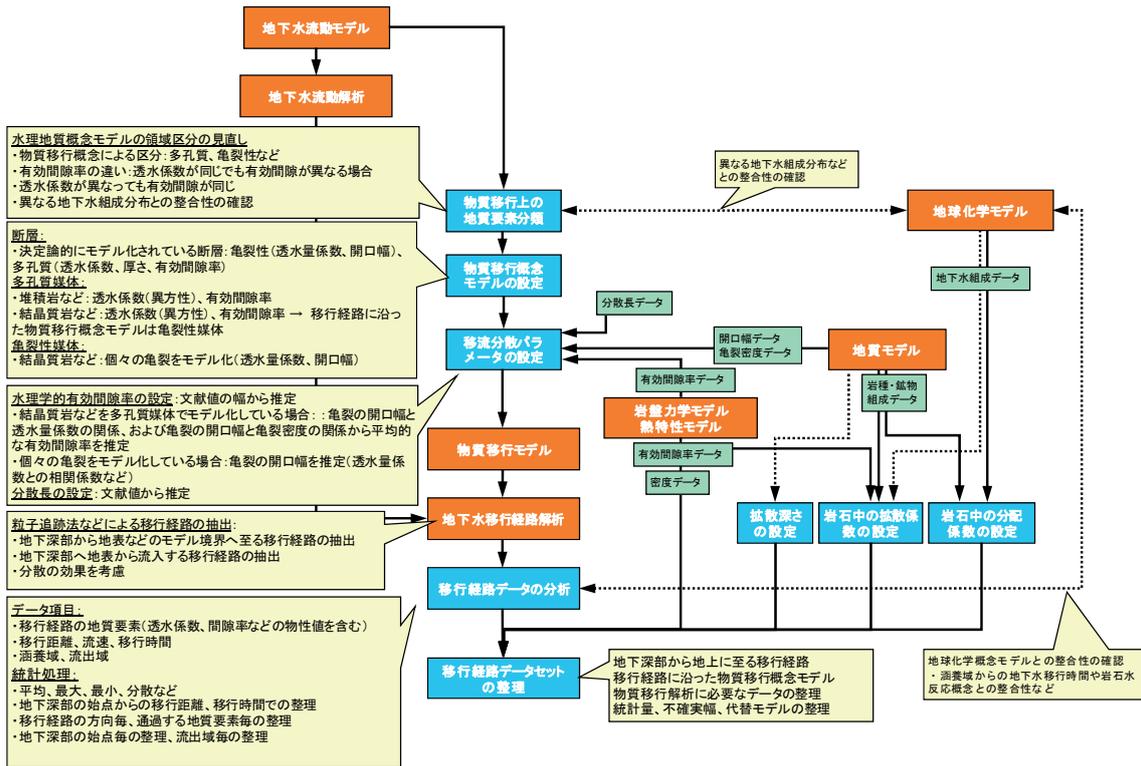


図 3.2.1-3 物質移行モデル構築・移行経路データセットの整理フロー

各ボックスの色 オレンジ: モデル・解析, 緑: データ, 青: データ分析・パラメータ設定 (JAEA, 2010, 図 3.2.3-14, p.54 より)

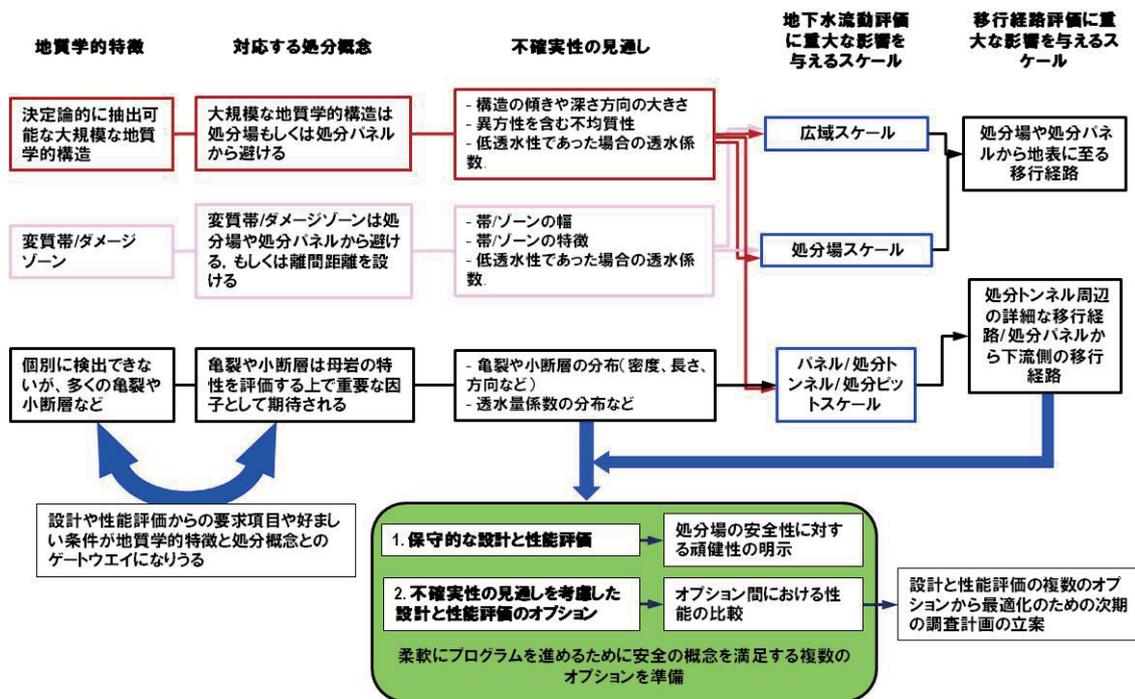


図 3.2.1-4 予備的な安全評価や処分場の概念設計に影響を及ぼす主要な地質構造モデルの不確実性  
の見直しと評価の考え方の一例

([http://www.jaea.go.jp/04/tisou/bogan/pdf/ah\\_ws\\_08.pdf](http://www.jaea.go.jp/04/tisou/bogan/pdf/ah_ws_08.pdf) の一部を和訳)

### 3.2.2 国外の動向

スウェーデン核燃料・廃棄物管理会社（以下、「SKB」という）は、サイトの選定や評価に関して地層処分の長期安全性と施設の設計や施工の視点からの要求事項や好ましい条件に関する検討と、それらの要求事項や好ましい条件を満足するために用いる地質環境条件に関する因子や基準についての検討（図 3.2.2-1 参照）を進めてきた。Andersson et al.(2000)はその具体化を進め、地質環境の適性を評価する指標として実際に測定可能もしくは推定が可能なパラメータを定義した。さらに、要求事項などを満足するかどうか判断するための値として基準を定義して、SR-Can などの安全評価での活用（SKB, 2006）とその結果に基づく指標、基準の見直しが進められてきた。Andersson et al.(2000)はさらに、サイトが有する適性の判断は総合的な安全評価と設計検討に基づくのが一般的だが、サイト調査が継続中、または総合的な安全評価の実施前の段階では、これらの基準が要求事項を満たしているかどうかのチェックに用いることが可能であること、基準は安全評価結果をレビューするための指針としても用いることが可能であることなどの利点を述べている。このような指標や基準の設定と、それらを安全評価へ適用した結果は処分場の設計や施工の前提条件の設定に反映される。この設計や施工の前提条件は、主に処分場の初期状態（坑道建設、操業時を含む）を対象に、安全性を満たす設計に裕度を考慮して設定される。例えば、2011年に公開された SR-Site（SKB, 2011）では、先行の SR-Can（SKB, 2006）の安全評価の結果からのフィードバックにより、設計に求められる事項が追加され処分場の設計や施工の前提条件（Design premises: SKB, 2009）がまとめられた（SKB, 2011, p. 144）。

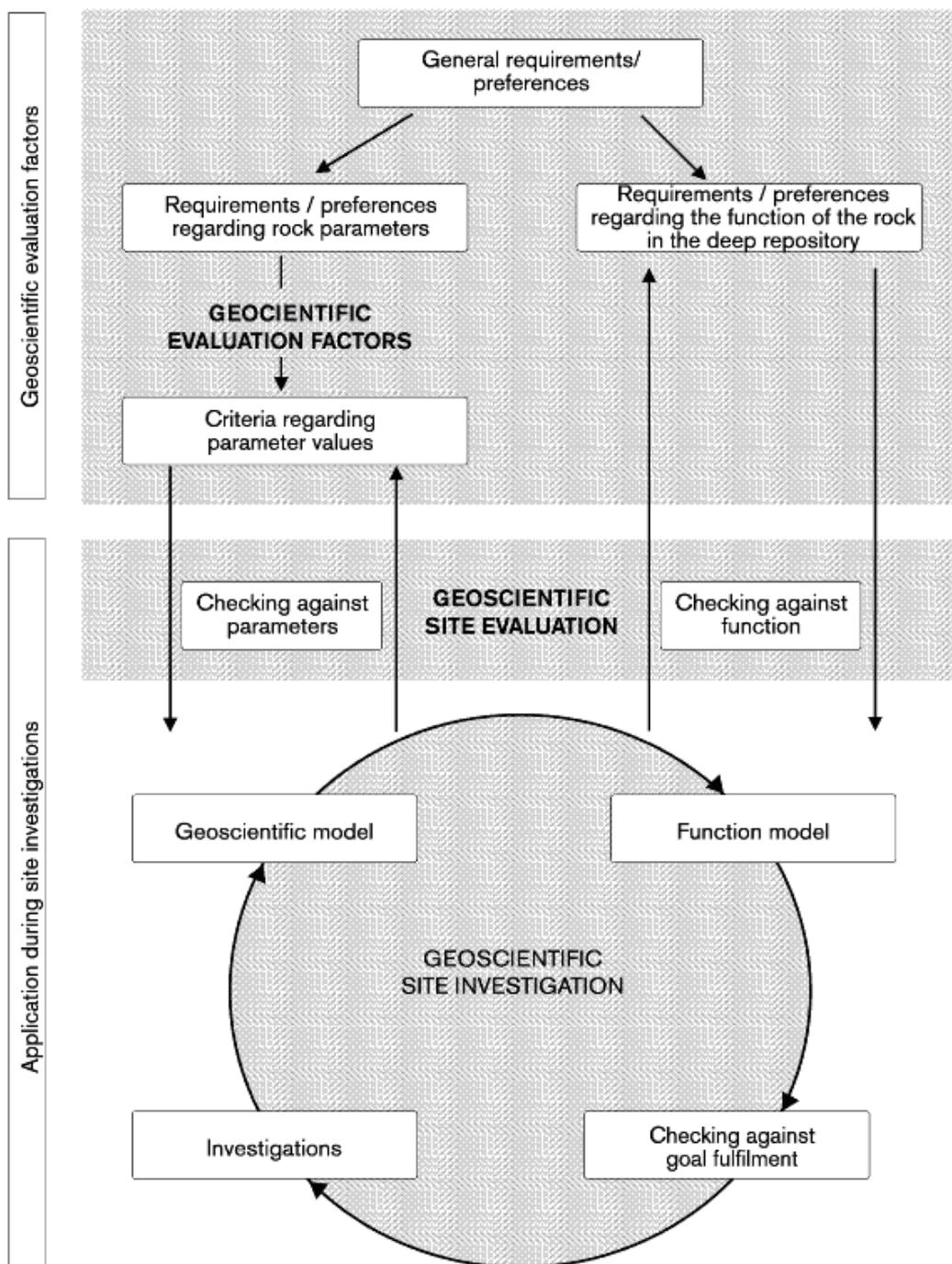
フィンランドの処分実施主体のポシヴァ社（以下、「Posiva」という）は、規制当局からの要請（例えば、YVL 8.4: STUK, 2001）により、処分場の設計などを進めるための母岩に対する要件の整理と、その要件を満足するための岩盤の適切性の基準（Rock Suitability Criteria : RSC）の検討を進めている（McEwen, 2002; Hellä et al., 2009）。岩体の適切性を評価するために、図 3.2.2-2 に示すように、処分場の長期安全評価（TARGET）、サイト特性調査（DETECT）、工学的な設計（DESIGN）のそれぞれのプロジェクトを「基準」で統合する考え方を示している。

以上のことから、本項では、国外の事業主体が行った地質環境の調査・評価の事例調査として、主に SKB の SR-Site を対象に、

- ・ 処分場の安全機能、指標、基準
- ・ 施設の設計要件、指標、基準

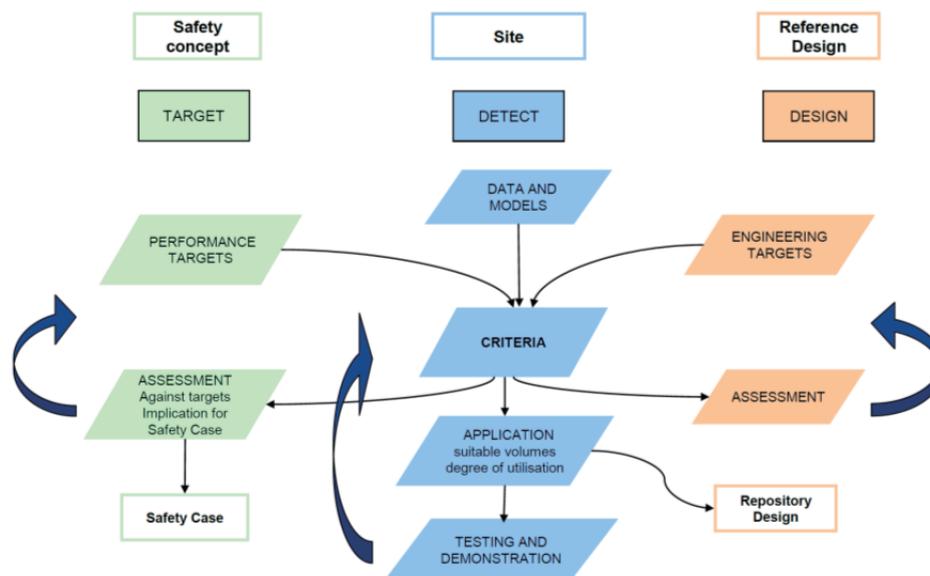
のふたつの視点から情報を整理した。Posiva の事例については、Hellä et al. (2009)にまとめられている情報を整理した。それらの情報のうち、処分システムとしての長期的な性能（特に、核種移行遅延性能に影響を与える条件など）、施設の設計や施工上必要な水理学的な条件（坑道湧水など）に関連する項目について、以下の視点で概要をまとめた。

- ・ 評価項目の評価に用いる水理地質構造モデルの構築作業の流れ
- ・ 評価項目に対する評価手法とその作業の流れ
- ・ 評価の結果から得られた不確実性



*Figure 2-1. Illustration of the activity “geoscientific site evaluation”. Checking against requirements and criteria takes place at different times during the course of the work.*

図 3.2.2-1 SKB における地質環境条件に関する因子や基準の検討に関する概念図  
(Ström et al., 1999, Figure 2-1, p.14 より)



**Figure 3-1.** Linkage between Site Characterisation (sub-project DETECT), Design (sub-project Design) and Safety assessment (sub-project TARGET) in the criteria development.

図 3.2.2-2 Posiva における安全概念，サイト特性調査，処分場設計の統合に関する概念図  
(Hellä et al., 2009, Figure 3-1, p.20 より)

- (1) 安全機能と設計要件の整理
- (i) SKB の事例

処分場の安全機能は、閉じ込め (containment) と遅延 (retardation) の 2 つに分類されている。この 2 つの安全機能を支えるものとして、より下位の安全機能 (Safety functions) が設定され、それぞれに指標 (Safety function indicators)、基準 (Safety function indicator criteria) が処分システムの構成要素毎に整理されている (SKB, 2011, 8 章参照 ; p. 248~276)。表 3.2.2-1 と表 3.2.2-2 は SR-Site で整理されている一覧表を和訳したものである。

処分場の地下施設の構成要素毎に整理された設計要件 (Design premises) を表 3.2.2-3 に示す。表中には定量的な基準や目安値も併せて示している。なお、安全機能の指標や基準、施設の設計要件はサイト選定の段階的な調査と評価の進展と共に継続的に見直されており、今後も適宜見直しが見込まれる点に留意しておく必要がある。

表 3.2.2-1 SR-Site の閉じ込めに関する安全機能と指標・基準の一覧  
(SKB, 2011, Figure 8-2, p.262 より)

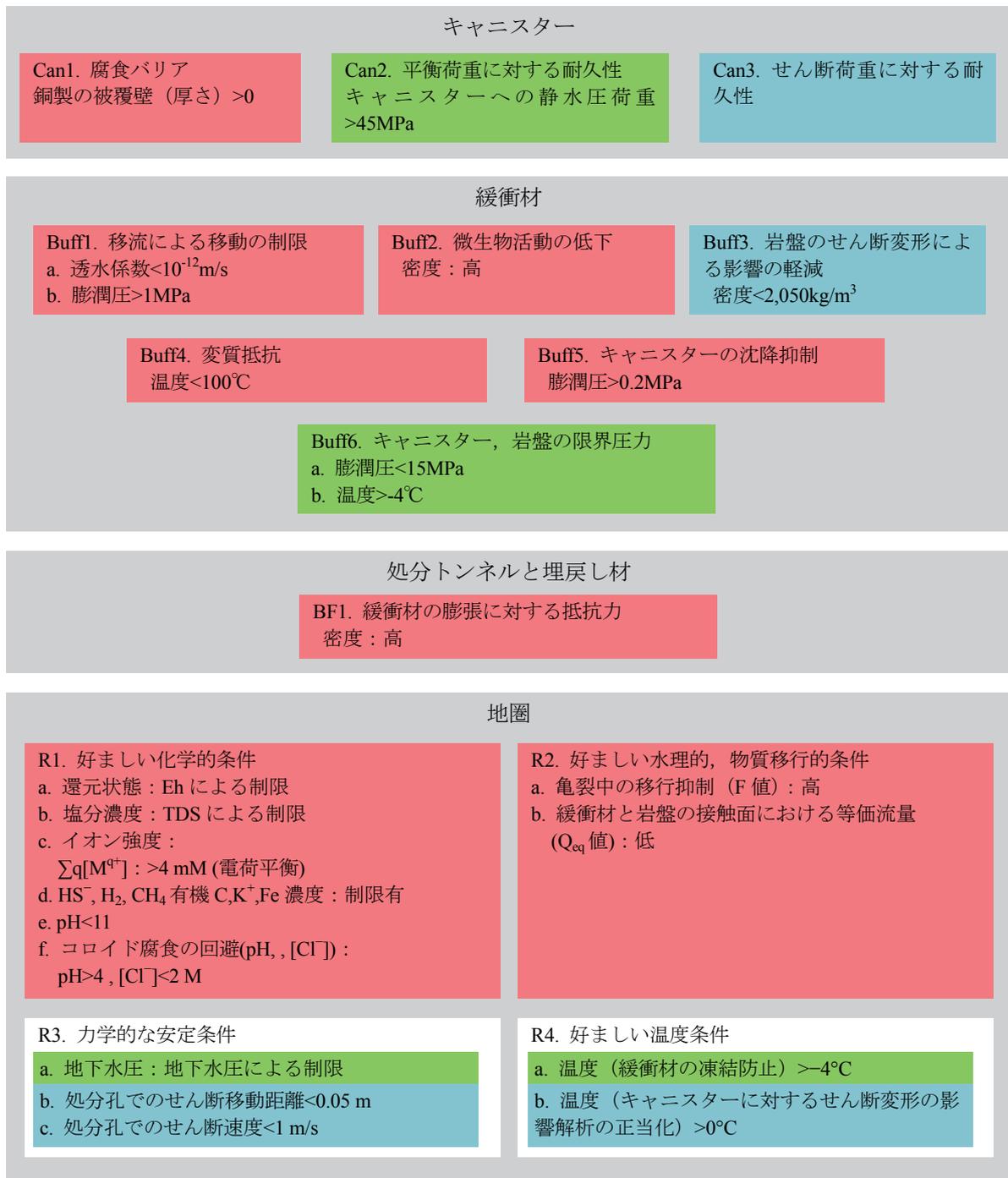


Figure 8-2. Safety functions (bold), safety function indicators and safety function indicator criteria related to containment. When quantitative criteria cannot be given, terms like “high”, “low” and “limited” are used to indicate favourable values of the safety function indicators. The colour coding shows how the functions contribute to the canister safety functions Can1 (red), Can2 (green) and Can3 (blue).

表 3.2.2-2 SR-Site の遅延に関する安全機能と指標・基準の一覧  
(SKB, 2011, Figure 8-3, p. 262 より)

燃料 (マトリックスと構成部材)		
<b>F1. 放射性核種の含有</b> a. 燃料マトリックス変換速度：低 b. 金属腐食速度：低	<b>F2. 沈降／析出</b> 元素溶解度：低	<b>F3. 臨界抑止</b> 反応性 ( $k_{\text{eff}}$ ) <0.95
キャニスター		
<b>Can4. 移行抑制</b> a. $t_{\text{delay}}$ ：大 b. $t_{\text{large}}$ ：大	<b>Can5. 燃料臨界の抑止</b> a. 好ましい形状 b. 好ましい金属組成	
緩衝材		
<b>Buff1. 移流による移動の制限</b> a. 透水係数 <math>10^{-12}</math> m/s b. 膨潤圧 >1MPa	<b>Buff4. 変質抵抗</b> 温度 <100°C	<b>Buff5. キャニスターの沈降抑制</b> 膨潤圧 >0.2MPa
<b>Buff7. コロイドのろ過</b> 密度 >1,650kg/m <sup>3</sup>	<b>Buff8. 放射性核種の吸着</b> 分配係数：高	<b>Buff9. ガス流動の許容</b> 膨潤圧：低
処分トンネルと埋戻し材		
<b>BF2. 移流による移動の抑制</b> a. 透水係数 <math>10^{-10}</math> m/s b. 膨潤圧 >0.1MPa c. 温度 >-2°C	<b>BF3. 放射性核種の吸着</b> 分配係数：高	
地圏		
<b>R1. 好ましい化学的条件</b> a. 還元状態：Eh による制限 b. 塩分濃度：TDS による制限 c. イオン強度： $\sum q[M^{q+}]$ ：>4 mM (電荷平衡) d. K <sup>+</sup> , Fe 濃度：制限有り e. pH <11	<b>R2. 好ましい水理的, 物質移流的条件</b> a. 亀裂中の移行抑制 (F 値)：高 b. 緩衝材と岩盤の接触面における等価流量 (Q <sub>eq</sub> 値)：低 c. 分配係数, 有効拡散係数：高 d. コロイド濃度：低	

**Figure 8-3. Safety functions (bold), safety function indicators and safety function indicator criteria related to retardation. When quantitative criteria cannot be given, terms like “high”, “low” and “limited” are used to indicate favourable values of the safety function indicators. Safety functions marked with an asterisk (\*) apply also to containment, see Figure 8-2.**

表 3.2.2-3 SR-Site の施設の設計要件 (Design premises) の一覧

	設計要件
キャニスター	静水圧荷重に対する抵抗 ・ 静水圧荷重：45MPa
	せん断荷重に対する抵抗 ・ 処分孔に交差する割れ目に沿った 5cm のせん断変形への抵抗 (1m/s のせん断速度)
	腐食の阻止 (バリア) ・ 平均厚さ 5cm の確保
	臨界防止
	追加のキャニスター設計要件 ・ 銅の含有量：0.05%未満 ・ 銅の中の水素含有量：0.6ppm 未満
緩衝材	緩衝材の長期耐久性 ・ 膨潤圧 2MPa の維持 ・ 透水係数： $1 \times 10^{-12}$ m/s 以下
	過大なせん断衝撃に対する抵抗および微生物の除去 ・ 飽和密度：1,950-2,050kg/m <sup>3</sup>
	緩衝材の厚さ
	緩衝材の鉱物学的構成 ・ モンモリロナイト含有量：75-90%(重量比) ・ 有機炭素の含有量：1%(重量比)以下 ・ 全硫黄含有量：1%(重量比)以下
処分孔	サイトの力学的条件への適応 ・ 破砕帯 (トレース長 3km 以上) からの離隔距離 > 100m ・ FPC, EFPC 基準の適用
	サイトの水文学的条件および物質移動条件への適応 ・ 緩衝材の損失量：100kg 未満 ・ 処分孔への全湧水量：150m <sup>3</sup> (緩衝材定置後, 飽和までの期間) 未満 ・ 処分孔への許容湧水量：0.1L/min 以下
	サイトの化学的条件への適応 ・ イオン強度： $[M^{2+}] > 1$ mM ・ $4 < \text{pH} < 11$
	サイトの温度条件への適応 ・ 緩衝材の温度 < 100°C
	バリアとその機能の著しい損失防止 ・ 処分孔全長の巨視的透水係数： $1 \times 10^{-10}$ m/s 以下
処分坑道および埋戻し材	埋戻し材の膨張の制限
	移流による移動の制限 ・ 透水係数： $1 \times 10^{-10}$ m/s 以下 ・ 膨潤圧：0.1MPa 以上
	バリアとその機能の著しい損失防止—EDZ ・ 透水量係数： $1 \times 10^{-10}$ m <sup>2</sup> /s 以下
	バリア機能の著しい損失防止—グラウト, 補強材, 異質の材料 ・ グラウト材の pH : 11 未満
	好ましい水文学的条件・移動条件・温度条件・化学的条件, 人間活動への適応, 処分場の深度および位置 ・ 処分場の深度：400m 以深
主トンネル, 輸送用トンネル, アクセストンネル, シャフトおよび中心エリアと閉鎖	バリア機能の著しい損失防止—掘削, 閉鎖, 上部封鎖 ・ EDZ の巨視的透水係数： $1 \times 10^{-8}$ m/s 以下
	バリア機能の著しい損失防止—グラウト, 補強材, 外国の材料 ・ 閉鎖材料の pH : 11 未満
	水流の制限—ボーリング孔の封鎖 ・ シール材の膨潤圧：0.1MPa 以上

(ii) Posiva の事例

Posiva は、SKB と同様に KBS-3V 型の処分概念を前提として、母岩および人工バリアシステムの安全機能を図 3.2.2-3 に示すとおり設定し、これに基づき長期安全性の観点から母岩の性能目標や RSC をとりまとめている。性能目標で設定した項目の多くは SKB の安全機能および設計要件にて提示されている項目と共通しており、地下水の化学特性についての基準と目安値にやや差異が確認されるものの、地下水流動や岩盤の熱と力学特性については同様の基準と目安値が設定されている。

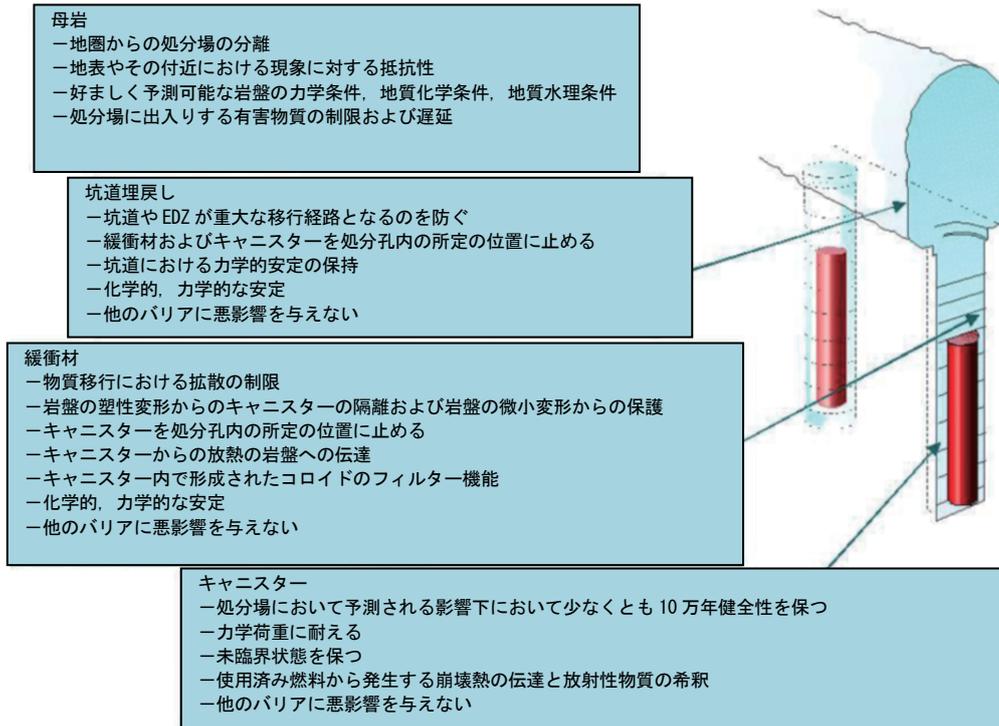


Figure 4-2. Functions of the bedrock and engineered barrier system in the KBS-3V disposal concept (Vieno & Ikonen 2005).

図 3.2.2-3 Posiva における KBS-3V を前提とした処分場の安全機能の概要  
(Hellä et al., 2009, Figure 4-2, p.27 より)

## (2) 母岩の特性評価に有効な項目

(1)で整理した安全機能と設計要件のうち、事例調査の対象として以下の4項目を選定した。

・処分場の安全機能：

(i) 亀裂中の移行抑制機能 (F 値)

(ii) 緩衝材と岩盤の接触面における等価流量 (Qeq 値)

・施設的设计要件：

(iii) 処分孔の設置位置に許容される割れ目とその特性 (FPC, EFPC)

(iv) 処分孔への許容湧水量

湧水量：0.1 L/min

緩衝材定置後、飽和までの湧水量：150m<sup>3</sup>

事例調査の対象選定に際しては、母岩の特性を評価する上で有効な項目として、処分システムとしての長期的な性能と施設的设计や施工に関連するものうちから、それぞれ水理学的な条件に着目した。以下の(i)~(iv)では、選定した4項目のそれぞれの特徴を述べる。

### (i) 亀裂中の移行抑制機能 (F 値)

地下水流動に関連する移行抵抗値 (hydrodynamic transport resistance もしくは F-factor: Andersson et al., 1998 : F 値と呼ぶ) は、亀裂媒体中を移行する溶質のマトリクス拡散による保持能力に関する性能を定量化したものである。F 値は流動寄与面積とダルシー流束の比として定義される。ある流束に対して流動寄与面積が大きくなれば、F 値が大きくなり、溶質の保持能力が高くなる。なお、Posiva は F 値と同意義で移行抑制値として WL/Q という名称を用いて定義している。

### (ii) 緩衝材と岩盤の接触面における等価流量 (Qeq 値)

緩衝材と岩盤の接触面における地下水の等価流量 (Qeq 値) は、処分孔に交差する割れ目の透水性と周辺の地下水の圧力状態等により決定される。Qeq 値は、移行抵抗値 (F 値) の評価、処分孔への地下水の浸入により飽和・膨潤する緩衝材の健全性 (浸食等) の評価など、地圏 (天然バリア) と緩衝材の安全機能の確保に関連する指標である。なお、Posiva は、「処分孔への湧水量 (緩衝材の飽和までの期間)」および「処分孔周辺の流量 (緩衝材の飽和後の期間)」を母岩の性能目標を設定するための評価項目として整理している。

### (iii) 処分孔の設置位置に許容される割れ目とその特性 (FPC, EFPC)

処分孔の設置位置に許容される割れ目の選定基準は、離隔距離 (Respect Distance) の設定と関連して検討が開始された。具体的には、許容量を超えるキャニスターのせん断を回避するために、その可能性の高い大きな割れ目を処分孔から排除するための基準である。これは、氷河期後に発生が想定される地震に伴うキャニスターの健全性への影響の観点から、3km 以上の長さを有する破碎帯から 100m 以上の離隔距離を有して処分孔を設置することを前提とした基準である。FPC (Full Perimeter Criterion) および EFPC (Extended Full Perimeter Criterion) は、実際には測定できない大きな亀裂の規模を観察可能な指標で表すために構築された。

- FPC： 坑道全周を交差する割れ目がキャニスターの設置位置を横断する場合には、処分孔を設置しない（図 3.2.2-4 の b のケース）。
- EFPC： 併設する4つの処分孔を割れ目が連続して横断する場合には、処分孔を設置しない。

図 3.2.2-5 は SR-Site で修正された FPC と EFPC を説明しており、3 のケースはキャニスターの設置位置に割れ目が交差していないが、その割れ目が透水に寄与している場合には処分孔としない。なお、処分孔の横断本数は SR-Site では 4 本を採用しているが、5 本以上での定義での検討例(Munier, 2010) もあり、今後も改訂される可能性がある。

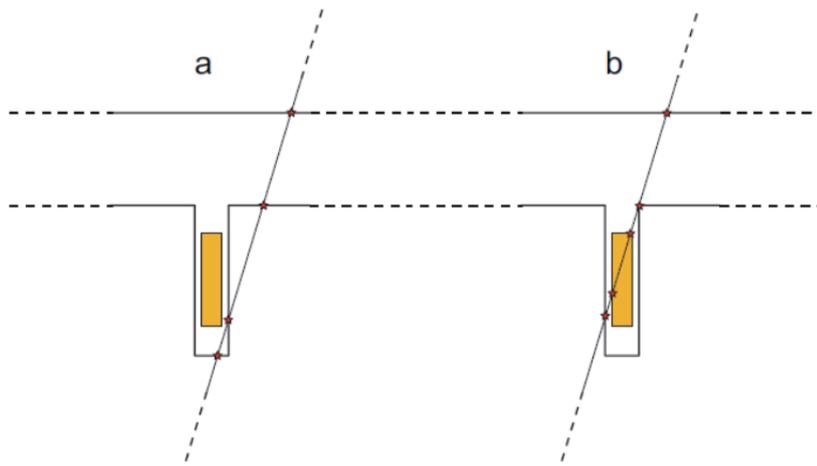


Figure 3-1. In “a” we display the criterion as previously applied in /Munier 2006/. In “b” we display the modified FPC criterion: The FPI mapped in the tunnel is judged to represent the trace of a discriminating fracture if its projection intersects the planned canister position (b).

図 3.2.2-4 FPC の概要 (Munier, 2010, Figure 3-1, p.11 より)

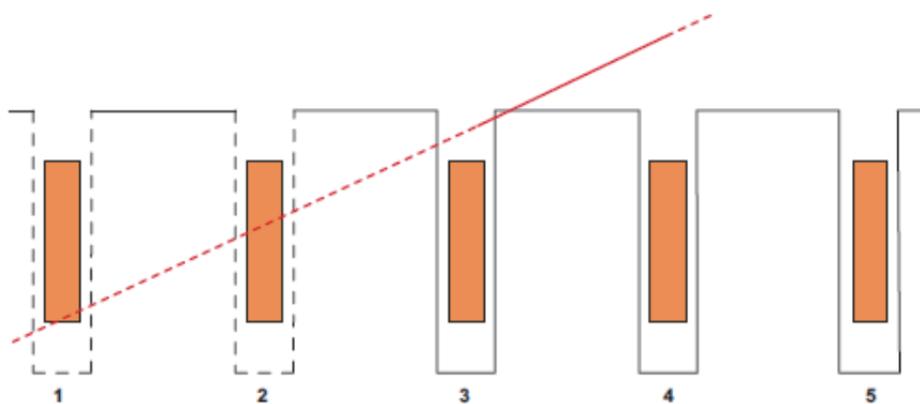


Figure 5-4. In SR-Site, the EFPC criterion is changed such that deposition positions being intersected by a fracture that intersects the full tunnel perimeter and that also is projected to intersect the canister location in the deposition hole, are rejected (i.e. positions 1 and 2). For potentially water bearing fractures the previous criterion still applies (i.e. position 3 is also rejected).

図 3.2.2-5 SR-Site における FPC と EFPC の概要  
(SKB, 2011, Figure 5-4, p.153 より)

(iv) 処分孔への許容湧水量

処分孔への許容湧水量に係わる設計要件として、0.1L/min 以下であることが設定されている。それに追加される形で、緩衝材が設置されて飽和するまでの期間において緩衝材がパイピング（例えば、Börgesson and Sandén, 2008）によって 100kg 以上失われないように、処分孔に流入する全水量として 150m<sup>3</sup> 以下とする条件が示されている（Åkesson et al., 2010）。0.1L/min の基準や目安値の設定根拠は明確に示されていない。0.1L/min の湧水を生じる割れ目は透水量係数で  $4 \times 10^{-9}$  m<sup>2</sup>/s の透水性に相当すると推計されている（SKB 2011, p.158）。

処分孔への湧水量基準や FPC および EFPC は、施設の設計要件として緩衝材のパイピングによる緩衝材密度の低下や、想定される地震に伴うキャニスターの破壊を回避する観点から設定された基準であるが、これらの基準を適用した結果、周辺のダルシー流束が大きい位置を回避して処分孔の位置を決めることができる可能性が示されている。図 3.2.2-6 は SR-Site で用いられた水理地質構造モデルによる地下水流動解析で計算された処分孔（6,916 本）への湧水量（処分孔掘削後の操業時）と、埋め戻し後の飽和状態における処分孔周辺のダルシー流束の関係を示している。この図から、処分孔への湧水量は処分孔周辺のダルシー流束と一定の相関を示していることがわかる。また、FPC と EFPC により排除対象となる処分孔（612 本）は、比較的ダルシー流束が大きい値を示す傾向があり、湧水量 0.1L/min の基準と組み合わせて処分孔の適性の判断に用いることで、選定された処分孔周辺のダルシー流束が 0.001m/s 程度より小さくなる可能性があることが分かる。

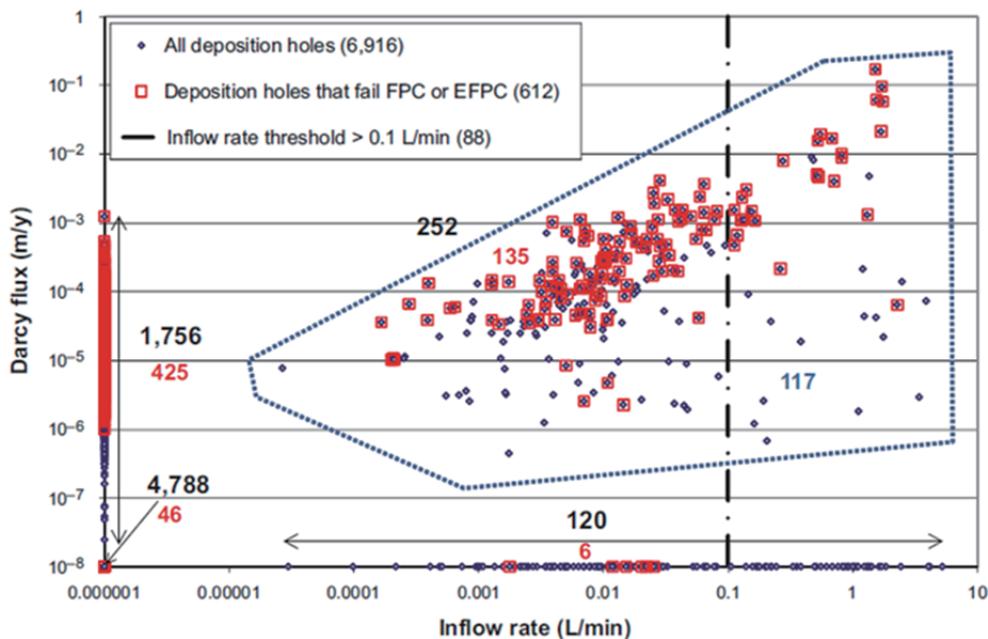


Figure 7-1. Scatter plot between inflow rate in deposition holes during open repository conditions with grouting and Darcy flux through the deposition holes during saturated repository conditions. See text for details concerning the numbers in the plot.

図 3.2.2-6 SR-Site で用いられた水理地質構造モデルにより評価された処分孔（6,916 本）への湧水量（操業時）と飽和状態における処分孔周辺のダルシー流束の関係（Selroos and Follin, 2010, Figure 7-1, p.111 より）

### (3) 地質環境モデルを用いた評価事例

(2)で述べた(i)~(iv)の項目の評価事例として、SR-Site で示された地質環境モデル（主に、水理地質構造モデル）を用いた評価の概要を述べる。SR-Site では、評価の対象とする時間軸を、以下の期間に分類して評価を行っている。

- ① 処分場の建設から操業期間中および埋戻し材の飽和までの期間（Svensson and Follin, 2010）
- ② 処分場飽和後の間氷期の期間（Joyce et al., 2010）
- ③ 氷河期を含む超長期の期間（Vidstrand et al., 2010）

水理地質構造モデルは解析コード ConnectFlow（CF；Serco, 2008）で基本モデルを作成し、①の期間は割れ目の効果を考慮しながら坑道や処分孔のモデル化や密度流、非定常飽和不飽和解析などの適用が可能な解析コード DarcyTools（DT；Svensson and Ferry, 2010）を、②の期間は基本モデルを構築し亀裂ネットワークモデルを直接扱うことが可能な CF を、③の期間はより広い領域を対象とするため亀裂の効果を考慮した多孔質モデルと処分孔のより小さいスケールまでのモデルを扱うことが可能な DT を、それぞれ適用して地下水流動解析と評価を行っている。また、解析対象とするスケールについては、リージョナルスケール、処分場スケールおよびサイトスケールの異なる評価スケールで、個々の割れ目からなる不連続なネットワーク構造をモデル化する個別亀裂ネットワーク（DFN: Discrete Fracture Network）モデル、等価連続多孔質媒体モデル（ECPM: Equivalent Continuum Porous Model）、多孔質媒体モデル（CPM: Continuum Porous Model）などの複数のモデル化概念を組み合わせて適用している。

#### (i) 水理地質構造モデルの構築

水理地質構造モデルは、対象サイトの水理地質構造単位を図 3.2.2-7 に示すように、

- ・ 破碎帯（HCD: Hydraulic Conductor Domain）、
- ・ 破碎帯間の岩体（HRD: Hydraulic Rock mass Domain）、
- ・ 表土（第四紀堆積物）（HSD: Hydraulic Soil Domain）、

の3つに分類して、それぞれ調査データに基づくモデル化が進められている。この地質構造単位の分類に従った水理地質構造モデルの構築の流れをフロー図にまとめて図 3.2.2-8 に示す。

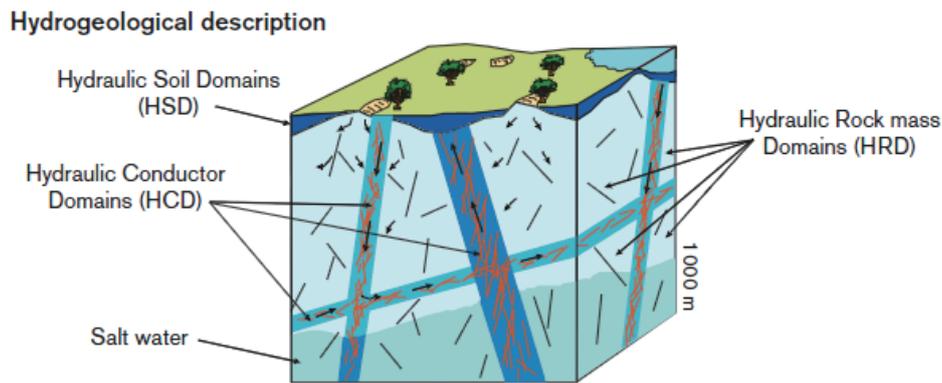


Figure 3-2. Cartoon showing SKB's systems approach used in SDM-Site and SR-Site.

図 3.2.2-7 Forsmark サイトの地質環境モデルで適用された水理地質構造概念図  
(Selroos and Follin, 2010, Figure 3-2, p.33 より)

破碎帯 (HCD) は、ボーリング調査で確認された破碎帯を決定論的にモデル化する対象とし、水理特性の解釈およびモデル化の作業が進められた。水理特性については、透水試験 (Pipe String System 呼ばれるダブルパッカーシステムを用いた透水試験 : PSS と呼ぶ) で取得した透水量係数に基づき、破碎帯の透水量係数の深度依存性、破碎帯の方位 (走向、傾斜) 別の透水量係数の不均質性についてデータの整理と解釈を行っている。その検討の結果、破碎帯は多孔質媒体として数値モデル化し、破碎帯の卓越方位グループ別に深度依存性を考慮した透水量係数の設定を行っている。透水量係数の計測が行われていない破碎帯については、同様の方向を呈する破碎帯の透水量係数の平均値を用いて値を設定している。

破碎帯間の岩体 (HRD) は、複数の不連続な割れ目のネットワーク (DFN) 構造を数値モデルで直接的に取り扱う。割れ目のネットワークモデルは、ボーリング調査等で確認された全ての割れ目を対象とする地質学的な割れ目のネットワークモデル (GeoDFN: Geological DFN) と、そのうち地下水の流動経路 (水みち) となる割れ目を対象とした水理学的な割れ目のネットワークモデル (HydroDFN: Hydro-geological DFN) のふたつに区別される。

HydroDFN モデルで取り扱う割れ目の特性のデータ整理と解釈は、割れ目の方位、密度、開口状況を記述する GeoDFN モデルをベースに、その透水割れ目の推定により求められる。HydroDFN モデルを構築する上で重要な点は、GeoDFN モデルにて記述される全ての割れ目の統計的なデータから、透水に寄与する割れ目の統計量を設定する方法論の構築である。割れ目の開口の有無とその信頼度についてのデータ (記録) と、流体検層 (Posiva Flow Log: PFL と呼ぶ) で水みちの存在 (透水量係数で  $1 \times 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$  以上に相当) が確認された深度に位置する割れ目の分析により、全割れ目のうち約 24% が開口性の割れ目であり、そのうち約 1.7% が水みちとなる割れ目 (PFL で検出された透水性の割れ目) との結果がまとめられている。HydroDFN モデルでは、開口性の割れ目および PFL で検出された透水性の割れ目を対象として、割れ目の水理特性の統計量の分析が進められた。HydroDFN モデルに必要な特性値は、割れ目の長さの分布、割れ目密度、割れ目の方位、割れ目の透水量係数である。割れ目を統計的に再現する HydroDFN モデルでは、各特性値を表現する確率密度関数を設定することで、対象とする岩体の割れ目ネットワークを統計的に表現する。割れ目の幾何学的特性となる割れ目の長さ、密度、方位の確からしさについては、PFL 流入割れ目の密度を基

準とした割れ目の連結性のキャリブレーションにより確認している。また、割れ目の透水量係数の分布については、透水量係数が割れ目の長さに関連する場合、準相関の場合、相関しない場合の 3 つの関数密度関数を設定し、ボーリング調査により PFL で測定された透水性の割れ目の頻度と透水量をシミュレートし、測定結果を再現するパラメータ値を同定している。

HydroDFN モデル構築に必要な透水割れ目の密度、長さなどのパラメータの設定フローを図 3.2.2-9 に示す。図中の  $P32_0$  は開口割れ目の 3 次元密度を、 $r_0$  と  $k_r$  はそれぞれ最小割れ目長さとべき乗数を、 $P32_{\text{cof}}$  は一定の水理学的な連続性を有する割れ目の 3 次元密度を表す。モデル構築の最初のステップでは、PFL で検出された透水性の割れ目の密度が連結性を有する開口割れ目の密度と等しいと考え、HydroDFN モデル上で算定した割れ目密度 ( $P32_{\text{cof}}$ ) と比較することで、計測値の再現性が良好な割れ目の長さ分布のパラメータ ( $r_0$  と  $k_r$ ) を同定する。これにより、HydroDFN モデルで取り扱う割れ目の密度、長さなどの割れ目の幾何学特性に関する確率密度関数を設定する。

次に、割れ目の透水量係数と長さの相関を複数ケース（相関、準相関、相関なし）で考慮した透水量係数分布を用いて、ボーリング孔内の流れ分布を解析し、PFL による計測結果の再現性が良好な透水量係数分布を設定する。なお、HydroDFN モデルのパラメータ設定においては、PSS で実施した透水試験のデータを用いず、PFL で検出された透水性の割れ目のデータを用いている。その理由は、PSS の透水試験はマルチパッカーで区切られた 5m の区間が対象であるのに対して、PFL ではボーリング孔に沿って 0.1m の解像度で透水割れ目の検出とその透水特性の計測が可能という利点があるためである。ボーリング孔に沿って複数の割れ目が分布する場合には、連結性を有する割れ目の検出、透水量係数の同定の観点からも、より短い計測区間を対象とする計測手法の適用が有効である。

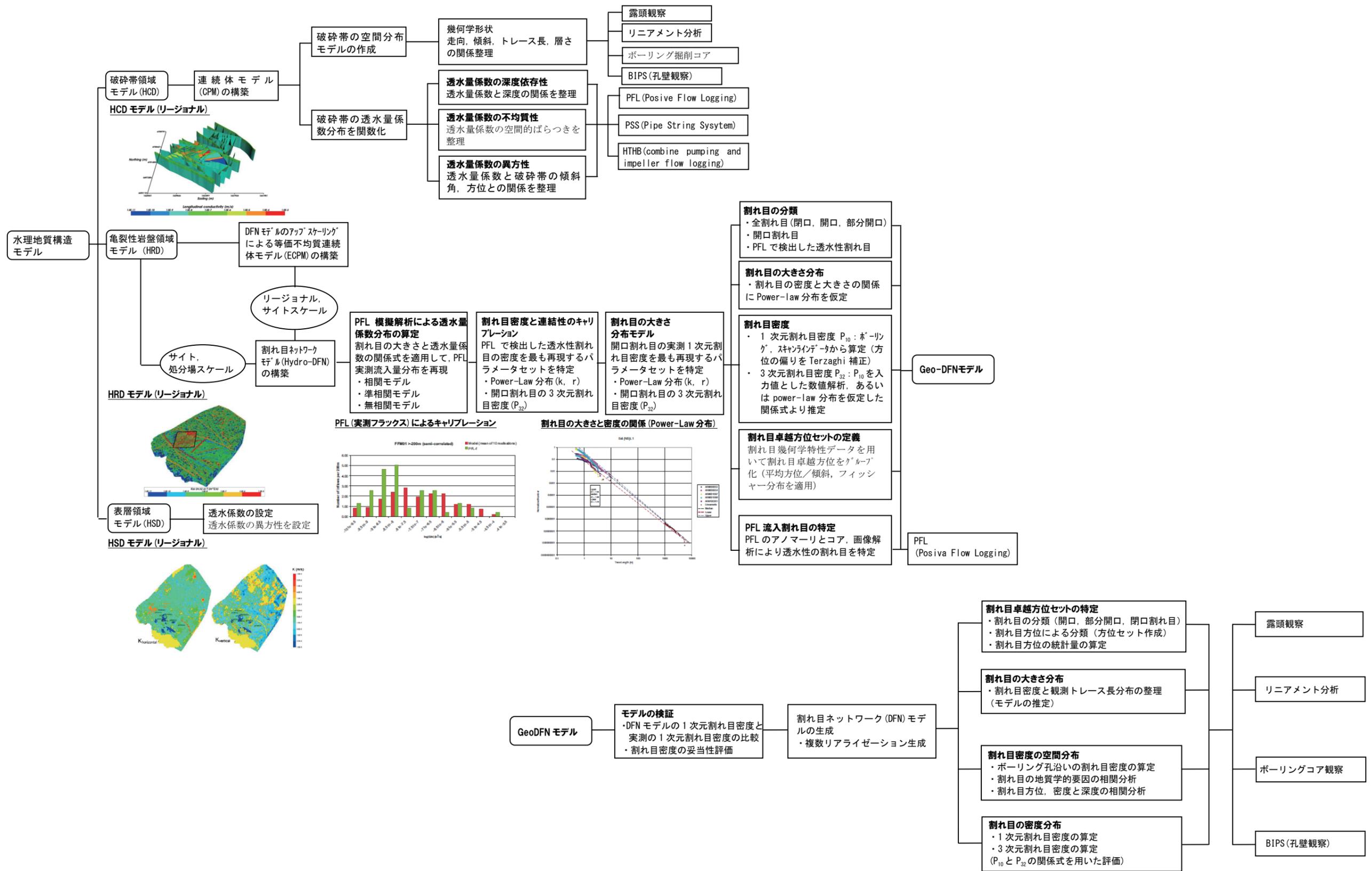


図 3.2.2-8 Forsmark サイトにおける水理地質構造モデルの構築フロー

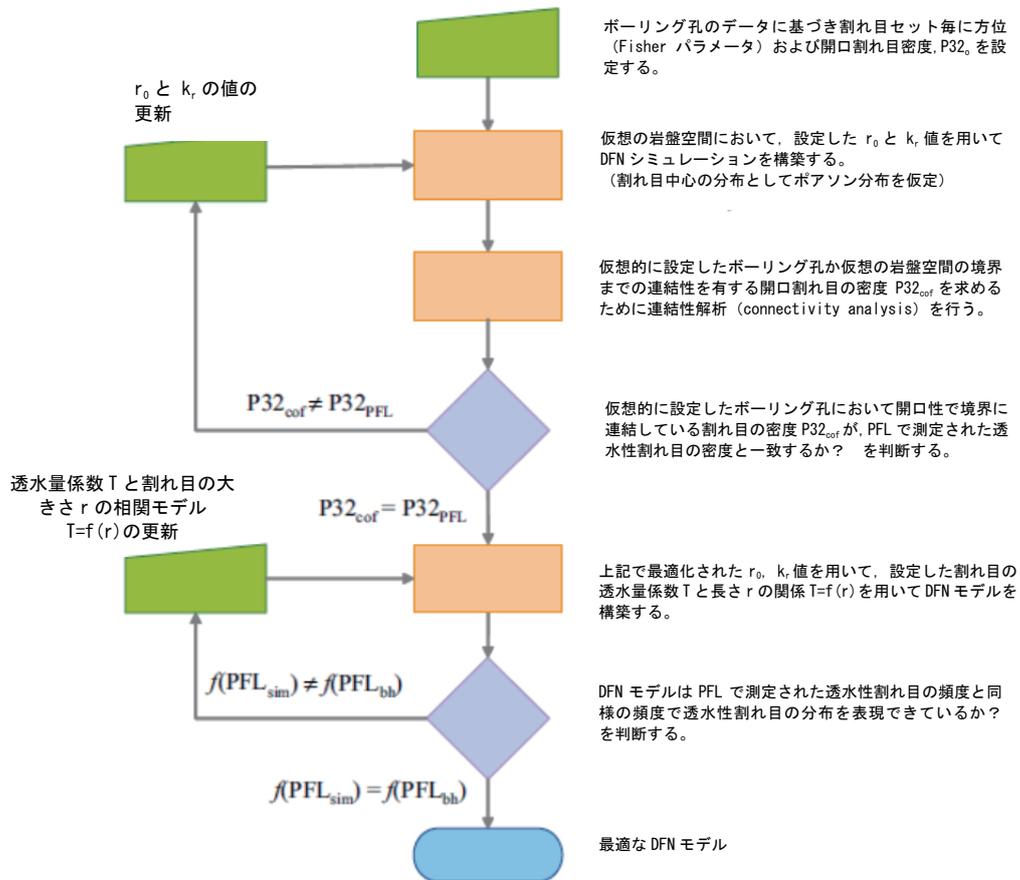


Figure 3-4. Flowchart showing procedure for obtaining optimised Hydro-DFN parameters using an iterative simulation fitting procedure.

図 3.2.2-9 HydroDFN のパラメータ設定のための作業フロー (Crawford, 2008, Figure 3-4, p.44 より)

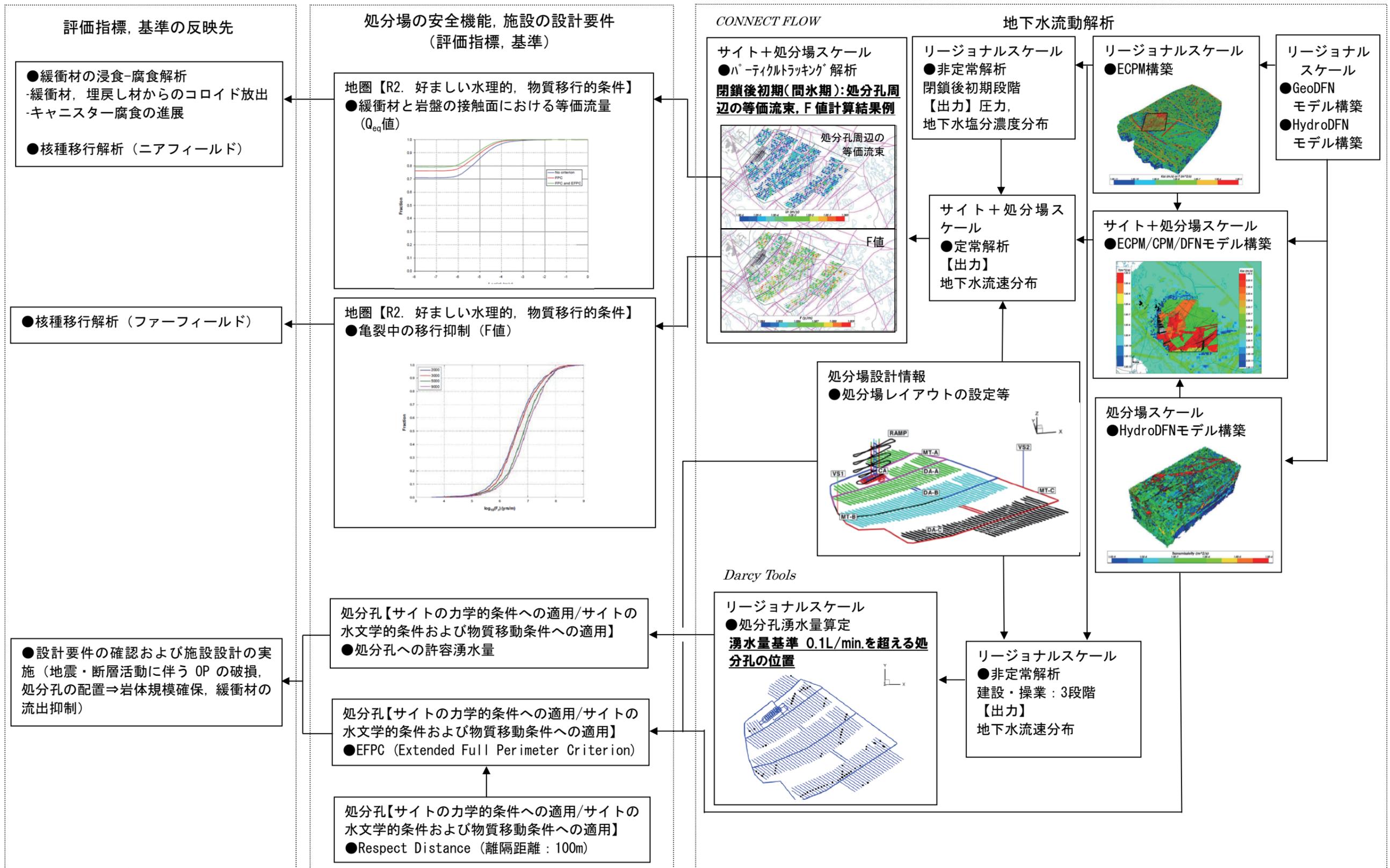


図 3.2.2-10 地質環境モデルを用いた各評価項目の評価の流れ

## (ii) 評価項目の試算結果

地質環境モデルを用いた各評価項目の評価の流れを図 3.2.2-10 に示す。いずれも、地質環境モデルのうち水理地質構造モデルを用いた地下水流動解析（数値解析）や、地質構造モデルを用いた割れ目の特性評価（FPC および EFPC）を用いて評価を実施している。

### (a) 亀裂中の移行抑制機能（F 値）

亀裂中の移行抑制機能（F 値）は、西暦 2000 年、3000 年、5000 年、9000 年の異なる時間断面を想定した地下水流動解析（定常解析）結果を利用し、粒子追跡法により算定されている。図 3.2.2-11 は、標準ケースとして設定した処分場レイアウトにおける廃棄体設置位置をそれぞれ粒子追跡法の出発点に設定して求めた移行経路情報から F 値を計算した結果を、廃棄体設置位置に色別に表示した例である。各処分孔に対して、処分孔を交差する割れ目からの移行（Q1 パス）、処分坑道の底部の EDZ からの移行（Q2 パス）、処分坑道埋戻し部から処分坑道へ交差する割れ目を經由する移行（Q3 パス）の 3 つの核種移行経路を想定するために、各処分孔から 3 つの移行経路を抽出して粒子の出発点として設定し、粒子追跡法により求めた移行経路情報から F 値を算定している。多様な解析条件、パラメータ設定で実施した F 値の解析的検討結果から得られている知見を以下にまとめる。

- ・ 数値解析に用いたモデルの領域を変更、拡大した場合でも、粒子が各処分孔から地表に至った浸出地点およびその分布に大きな変化はない。
- ・ 処分孔におけるダルシー流束や F 値は、各処分孔からの粒子の放出開始時期が異なる場合（西暦 2000 年～9000 年）でも大きな変化はない。
- ・ 粒子が各処分孔から地表に至った浸出地点、移行経路は、汀線の移動に伴い変化する。これにより、移行時間および F 値は時間と共に変化するを示している。
- ・ HydroDFN モデルは入力パラメータとして確率密度関数を用いており、モンテカルロ法により数値モデルを作成する。そのため、入力した確率密度関数を満足するものの異なる複数のモデル（リアライゼーションと呼ぶ）を作成することができる。そのため、SR-Site では 10 個のリアライゼーションを用いて得られる F 値の変化を確認している。その結果、ダルシー流束の分布はリアライゼーション間で著しい違いが認められなかった。すなわち、移行経路の空間的なばらつきにくらべてリアライゼーションによる移行経路の変化の影響が相対的に小さい。また、Q1 パス、Q2 パス、Q3 パスの比較では、リアライゼーションによる移行経路の変化の影響が相対的に小さいのは Q1 パスであった。Q2 パス、Q3 パス間の違いでは、大規模な割れ目が処分坑道に交差する確率の影響が大きいことが原因と考えられる。
- ・ 移行経路の分岐の影響を考慮するため、各処分孔から 10 個の粒子を放出して得られる F 値のばらつきを確認した。粒子は経路中の分岐点で地下水の流量に応じて確率的に異なる経路を選択する。平均的な移行時間を出発点のダルシー流束が大きい 25% のサンプルを用いて算定した結果、移行経路の分岐の有無が F 値の計算結果に与える影響は小さいことを確認した。

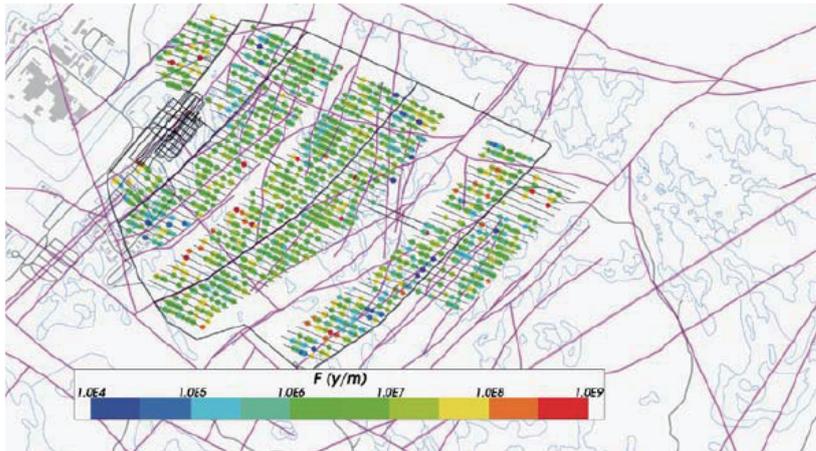


Figure 10-28. Starting locations coloured by  $\log_{10}(F)$  for particles released at 2000 AD (Q1 path) and successfully reaching the top boundary (24%). The HCD model at  $z = -470\text{m}$  (purple), roads and buildings (black) and shoreline (blue) are also shown.

図 3.2.2-11 核種の移行抑制機能 (F 値) の算定結果の例 (出発地点別)  
(SKB, 2011, Figure 10-28, p. 344 より)

(b) 緩衝材と岩盤の接触面における等価流量 (Qeq 値)

Qeq 値の算定に必要なパラメータは、各処分孔に交差する割れ目の長さ、物質移行開口幅、割れ目平面の面積という幾何学的特性と処分孔に交差する割れ目を通過する地下水のダルシー流束である。安全機能の確保から確認する Qeq 値 (ここでは割れ目を通過する地下水の流束) は、上記の F 値を算定した地下水流動および粒子追跡線解析の結果に基づき算定できる。図 3.2.2-12 は、処分場スケールの地下水流動解析結果に基づき、処分孔を通過する地下水のダルシー流束を整理した結果の例である。同図は、FPC および EFPC による処分孔の選別が、処分孔を交差する割れ目から (Q1 パス) の地下水の流束が小さい割合が高くなる可能性を示している。具体的には、FPC および EFPC を適用しない場合は、全処分孔のうち約 30% の処分孔が水みち割れ目と交差する。しかし、同基準を適用することで全処分孔のうち約 10% が棄却され、水みち割れ目と交差する処分孔はさらに約 20% に低減することが見込める。

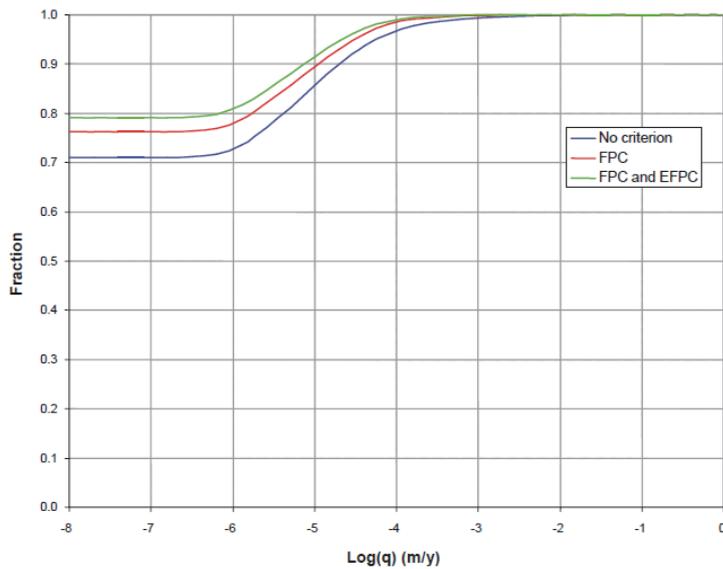


Figure 10-30. Cumulative distribution plot of Darcy flux ( $q$ ) for the Q1 path for all deposition hole positions at 2000 AD for different rejection criteria. (Modified after Figure 6-15 in /Joyce et al. 2010/).

図 3.2.2-12 処分孔を交差する割れ目の地下水流束の算定結果の例（累積分布）  
（SKB, 2011, Figure 10-30, p.346 より）

(c) 処分孔の設置位置に許容される割れ目とその特性（FPC, EFPC）

構築された水理地質構造モデルを用いて、FPC と EFPC により棄却される処分孔数の評価を実施した。図 3.2.2-13 にその評価例を示す。評価は統計的なアプローチで構築したモデルを利用しており、処分孔の棄却率は 10~25% になった。また、評価結果（標準ケース）では、6,000 本のキャニスターの収容に際して、7,818 本分の処分孔が必要であり、棄却率は 23% であった。

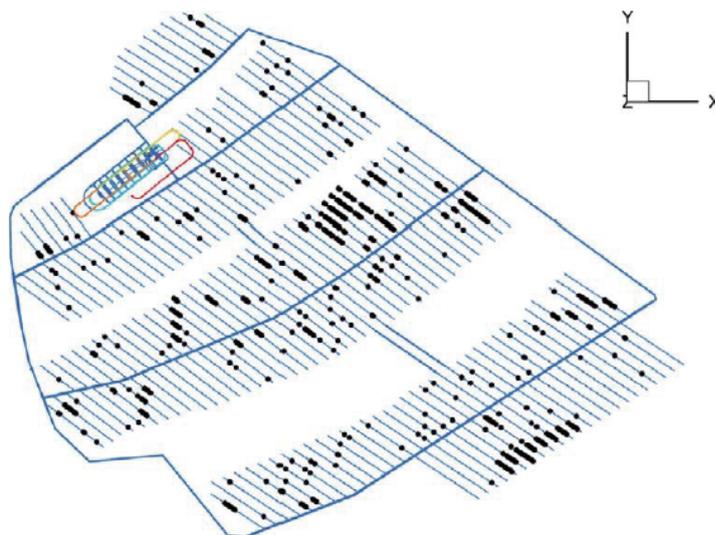


Figure 4-12. Plane view of the first variant and sensitivity test. The view shows the repository layout with the rejected deposition holes for the first realisation of the underlying Hydro-DFN model shown as dots. Out of a total of 6,916 possible deposition holes, 610 deposition holes are rejected based on the union probability of the FPC and EFPC criteria  $\{FPC \cup EFPC\}$ . The y-axis points towards north.

図 3.2.2-13 FPC と EFPC により棄却された処分孔の算出例  
（Svensson and Follin, 2010, Figure 4-12. p. 46 より）

(d) 処分孔への許容湧水量

処分孔への湧水量は、リージョナルスケールの水理地質構造モデルを用いて、埋戻し材の飽和までの期間を対象に地下水流動解析により評価された。処分場の建設期間中の坑道内湧水量、地下水面の変化の状況、施設建設に伴う深部塩水の処分深度への引き込み、グラウトの設計要件の違いによる湧水量、地下水面、塩水の引き込みへの影響、埋戻し後の飽和過程といった一連の現象を対象としている。数値解析手法としては、塩分濃度（密度流）を考慮した非定常の地下水流動解析の実施が必要で、HydroDFN モデルをベースに多孔質媒体の等価透水係数（図 3.2.2-14 参照）を算出して、ECPM（Equivalent Continuous Porous Medium）モデルを構築して適用している。図 3.2.2-15 は処分孔への湧水量基準（0.1L/min）を超える処分孔の評価例を示している。このケースでは 6,916 本の処分孔のうち 88 本が基準を超えた結果となっている。図 3.2.2-6 に示すように、処分孔への湧水量と飽和後の処分孔周辺のダルシー流束には一定の相関性が認められる。処分孔周辺のダルシー流束は  $Q_{eq}$  の評価や緩衝材流出の評価に関連し、処分場の長期安全性の評価に関連するパラメータである。このことは、処分孔への湧水量基準が処分場の長期性能の観点で好ましくない処分孔を検出できることを示している。

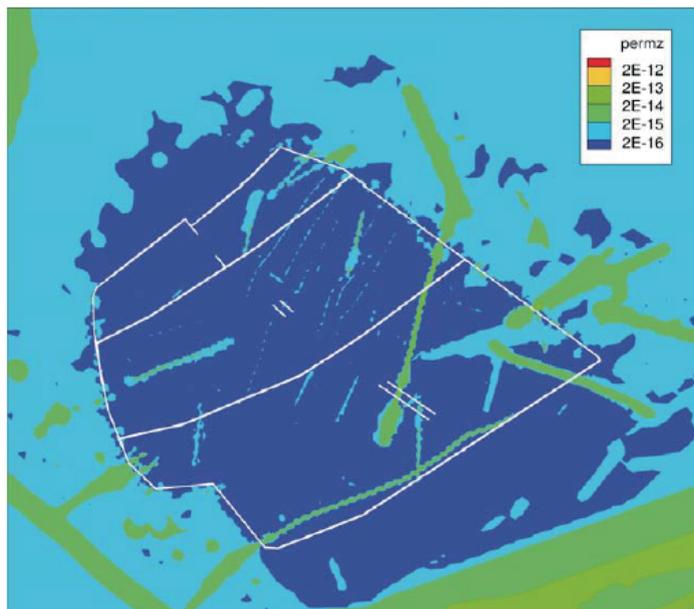


Figure 4-21. Plane view of the grid cell vertical permeability field in the target area in the footwall at -465 m elevation. The white lines represent the main tunnels.

図 3.2.2-14 HydroDFN モデルをベースに換算した処分場周辺（-465m）  
における鉛直方向の浸透率の分布

（Svensson and Follin, 2010, Figure 4-21. p. 52 より）

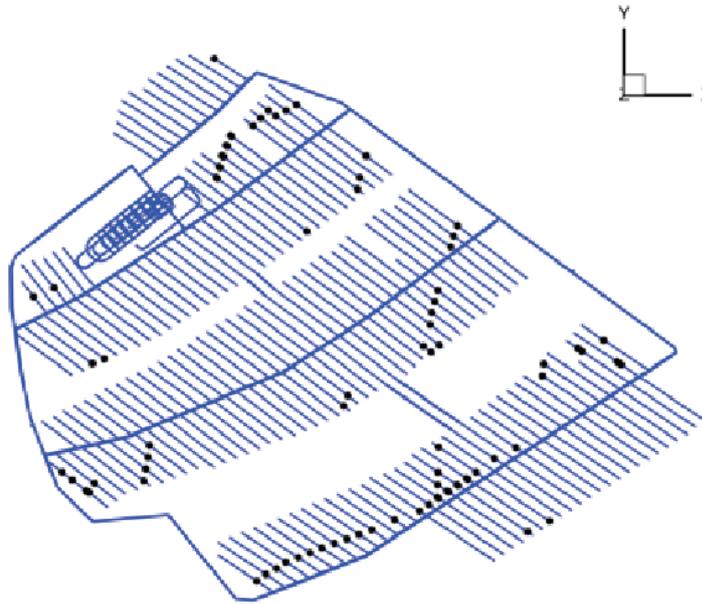


Figure 10-8. Illustration of the 88 deposition hole positions, out of 6,916 deposition hole positions, failing inflow criterion #1 in /Svensson and Follin 2010/ using the equivalent discontinuous porous medium (EDPM) approach for the base case realisation.

図 3.2.2-15 処分孔への湧水量基準 (0.1L/min) を超える処分孔の評価例  
(SKB, 2011, Figure 10-8. p. 302 より)

(iii) 評価項目の試算結果に影響を及ぼすと考えられる不確実性

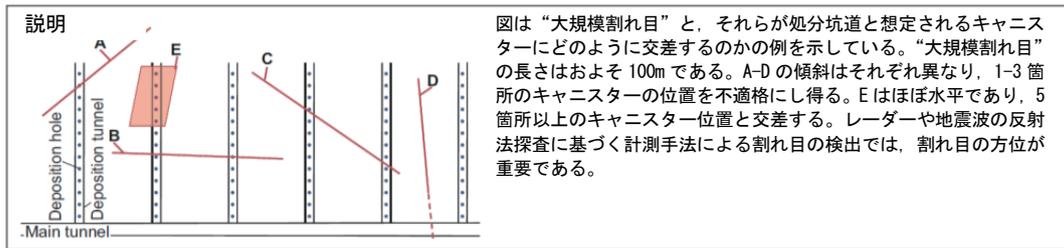
評価項目の試算結果に影響を及ぼすと考えられる不確実性として、水理地質構造モデルおよびその基盤となる地質構造モデルの不確実性についての記述を整理した。

- GeoDFN モデルは、処分深度の母岩を対象とした割れ目の長さや頻度に関する確率密度関数の設定に不確実性を有する。この主な理由は、地下深部において割れ目の長さに関するデータが欠如していることであり、これらのデータの直接的な取得は、処分場の掘削が処分深度に到達した時点で、地質学的なマッピングを行うとしている。
- 透水性の水みち割れ目は低い頻度で分布するという点に対する信頼性は高いものの、これらの割れ目の透水特性（透水量係数）の設定には不確実性を有している。そのため、割れ目の透水量係数分布を示す確率密度関数として、割れ目の長さや透水量係数の相関を複数のケースで考慮した感度解析的な検討を実施している。これらがキャニスターの健全性および長期安全性にもたらす影響は大きく、HydroDFN モデルにおける割れ目の長さや透水量係数の関係の信頼性を高めることは重要である。
- FPC および EFPC の適用により、一定の規模の割れ目が処分孔を交差する事象を回避でき、処分孔を通過する地下水の流束、処分孔への湧水量を制限することが期待できる。このことは、安全機能の確保に関する評価項目「緩衝材と岩盤の接触面における等価流量 (Qeq 値)」や設計要件に関する評価項目「処分孔への許容湧水量」の評価結果の信頼性に対しても、FPC および EFPC の的確な適用が関与することを意味する。これらの考え方の原則として、割れ目の長さや割れ目の透水性がある相関性を有することの確証を得ることが重要である。

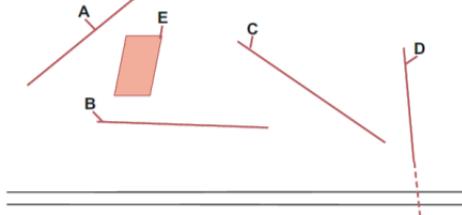
- ・ 処分孔への湧水量や割れ目の大きさを目安に処分孔の設置基準を設けることが、キャニスターの健全性と長期安全性の両方の視点での性能への効果が期待できる。そのことから、地下坑道での調査において、使用可能な処分孔の設置基準を構築することは重要な課題である。そのためには、坑道内で実施する調査手法および取得データの解釈手法の開発が必要である。

#### (4) 次段階での調査へのフィードバック

SR-Site で実施された様々な評価や検討の結果から抽出された不確実性（例えば、地質環境モデルが有する不確実性）は、次段階での調査計画への反映が進められている（SKB, 2010）。前述した割れ目の長さや頻度の確率密度関数の不確実性や、透水量係数と割れ目の長さの相関性の不確実性については、地下坑道でのより具体的な調査計画が検討されている。例えば、地下坑道での調査が実施されることにより、坑道スケールというより小さなスケールの割れ目に関する情報が得られる。その結果、べき乗モデルでモデル化している割れ目の長さ分布を表しているパラメータ値の不確実性を減らすことができると期待されている。また、そのような坑道スケールのモデルのアップスケールにより SR-Site で対象としていたより大きなスケールのモデルの更新も必要であるとしている（SKB, 2010, p.27）。図 3.2.2-16 は FPC および EFPC を適用するために比較的大きな割れ目を検出するための調査プログラムの案を示している。同図では、①主要トンネルの建設時、②主要トンネルからのパイロット孔の掘削時、③処分坑道の掘削時、④処分孔のパイロット孔の削孔時、⑤処分孔の掘削時の 5 つの段階で、割れ目および水みち割れ目の特性（位置、方位、透水性）を調査し、モデリングにより割れ目および水みち割れ目の長さ、連結性などの評価を行う流れを示している。

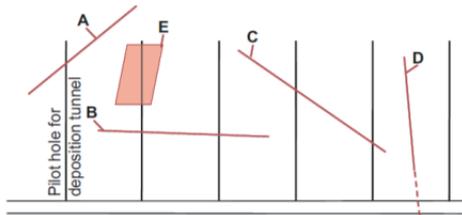


① 主要トンネルの建設時



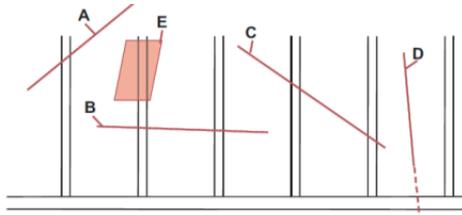
図は主要トンネルの掘削段階を示している。主要トンネルの掘削の前にパイロット孔が掘削され、このパイロット孔におけるコア観察や水理試験により D の存在を検出できる。レーダー探査や弾性波探査により、計測に対して好ましい方位を有する B, C を検出することができるが、それは割れ目の傾斜や地質特性に依存する。プローブ孔において透水性区間を検出することができる (D)。坑道マッピングは FPIs (Full Perimeter Intersection features) とそれらの特性を示し、何らかの湧水の特徴が示される (D)。レーダー探査や弾性波探査がトンネルから実施される (上記の前提)。坑道スケールのモデリングが全てのデータを処理し、割れ目の長さを評価するための最終段階のツールである。

② 主要トンネルからの処分坑道のパイロット孔の掘削時



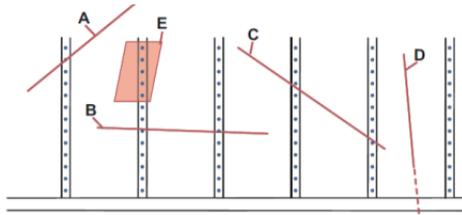
図は処分坑道のパイロット孔の掘削中および掘削後における調査を示している。パイロット孔で貫かれた全ての“大規模割れ目”は、ボーリングコアやその他の調査により (可能限り透水性の) 割れ目あるいは割れ目帯として検出されるが、それらの長さは決められない (A, B, C)。もし、それらが 2 つのパイロット孔と交差し透水性を有する場合、干渉試験により最小長さを検出することができる (B, C)。レーダー探査および弾性波探査が異なる配置で行われる。反射法探査により A, C, D, E の方位を決めることが可能になるはずである。坑道スケールのモデル化は全てのデータを処理し割れ目の長さを評価するための最終段階のツールである。

③ 処分坑道の掘削時



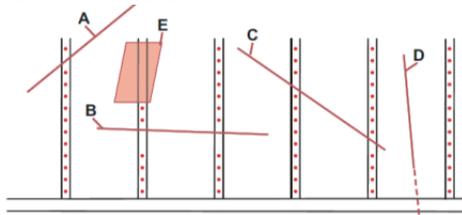
図は処分坑道の建設に関連する調査を示している。プローブ孔の掘削により (パイロット孔を補足する) 湧水量が得られる。坑道マッピングにより A, B, C が FPIs であることを示す。これらの割れ目表面の特性が示され、湧水が測定される。レーダーや弾性波による反射法探査が再度異なる配置で行うことができる。反射法探査により A, C, D, E の方位を決定できるはずである。この時点で E は特に重要である。トモグラフィーによってさらに特性を明らかにすることができる。坑道スケールのモデリングは全てのデータを処理し割れ目の長さを評価するための最終段階のツールである。

④ 処分孔のパイロット孔の削孔時



図は処分孔のパイロット孔の掘削中および掘削後における調査を示している。パイロット孔の掘削では、前の段階ですでに検出された“大規模割れ目”の位置を避ける。マッピングと調査により割れ目およびその特性が示される。E は最初に削孔により貫かれる。特別な観測が先行する段階で検出した“大規模割れ目”が対象に実施される。新たにレーダーおよび弾性波による反射法探査が異なる配置で行われる。掘削中および掘削後における干渉試験により、連結性を明らかにする。坑道スケールのモデリングは全てのデータ処理し、割れ目の長さを評価するために用いられる。

⑤ 処分孔の掘削時



図は、もし例示された対象物が前の段階において抽出し、統合モデルを用いて“大規模割れ目”であると立証した場合に、処分孔の掘削においてこれらの位置を避けることができることを示している。もしこれが行われない場合には、処分孔が許容できるものなのか、あるいはいくつかの処分孔が除外されなければならないのか明らかにするために、処分孔で調査が行われる。モデリングとともに、処分孔のマッピングと湧水量測定は最終的に用いられる手法である。レーダー探査や弾性波探査はその後の段階において用いられる可能性がある。

Figure 4-8. Example of how the issue of “large fractures” with application of the EFPC criterion can be handled strategically by different types of investigations and modelling. (FPI and EFPC are explained in Section 2.1.1.)

図 3.2.2-16 FPC および EFPC を適用するために比較的大きな割れ目を検出するための調査プログラムの案 (SKB, 2010, Figure 4-8, p.44 より)

### 3.3 母岩の適性評価に用いられる水理的な評価項目

3.2節では、国内外の検討事例を基に、安全機能などに関連するより具体的な指標とその基準値を設けることが、母岩の適性評価に有効であることを示した。ここではそれを踏まえ、処分坑道（もしくは処分孔）から任意の範囲の岩盤の核種閉じ込め性能および地下施設的设计・施工の観点から、母岩の特性の評価に有効と考えられる水理に関する評価項目を整理した。

母岩の核種閉じ込め性能の評価の観点からみた水理特性に関する評価項目の例を、表 3.3-1 に示す。これらの項目は、地下水流束を表すパラメータと、移行経路に関するパラメータに大別することができる。

地下水流束に関連する項目としては、例えば、第2次取りまとめでは緩衝材中の核種移行を評価するモデルの外側境界条件の指標として用いられた、掘削影響領域通過流量があげられる（JNC, 1999a, b）。SR-Site の例では、緩衝材と岩盤の接触面における等価流量（Qeq 値：3.2.2 項参照）がある。本検討では、それらの指標を算出するための基礎的な情報として処分坑道周辺のダルシー流束を評価項目に挙げた。なお、処分坑道周辺のダルシー流束は放射性物質の閉じ込め機能の観点だけではなく、施設的设计や施工の観点においても重要な項目である。例えば、SR-Site では人工バリアの安定性の評価のひとつとして緩衝材の流出挙動を評価するための情報として用いられている（SKB, 2011, p.339）。

移行経路に関する項目としては、地下水移行時間、移行距離、地下水流速、間隙特性などがあげられる。SR-Site で用いられている F 値は、亀裂性媒体を対象としたマトリクス拡散による遅延効果の評価に着目したパラメータである。岩種やサイトが特定されていない段階では、移行経路に関するより一般的な項目として地下水移行時間、移行距離、地下水流速、間隙特性を示した。これらは互いに相関する項目であるが、中でも地下水移行時間は、母岩の核種閉じ込め性能を表す指標として有効である。例えば、「高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書—平成3年度—」（PNC, 1992）（以下、「第1次取りまとめ」という）では、地下水が移行する時間に関するファクターと、核種半減期や遅延係数といった核種の特性を表すファクターの関係から、天然バリア中の核種の移行遅延に関する性能をより簡略的に求めることができることを示している。また、核種の閉じ込め性能の評価対象となる移行経路としては、処分坑道から地上に至る経路全体を基本としつつも、SDM の不確実性を考慮したより柔軟な評価オプションとして処分坑道近傍や、処分坑道周辺の数十メートルから百メートル程度の規模などの複数の視点で設定することが有効と考えられる（3.2.1 項参照）。

一方、地下施設的设计、施工の観点からみた水理特性に関する評価項目としては、坑道や処分孔などの地下施設への湧水があげられる。例えば、SKB の Design premises では、緩衝材施工性の観点から、前述の処分孔への湧水量基準に加えて、緩衝材施工後から飽和に至るまでの処分孔への湧水量が一定量を超えないことが基準として設定されている（表 3.2.2-3 参照）。湧水の地下施設の建設や操業に与える影響としては、坑道施工性に与える影響と、緩衝材などの人工バリアの施工性に与える影響が考えられる。また、湧水の処分システムの長期性能に与える影響としては、地下施設周辺の水圧低下に伴い、人工バリアとその周辺岩盤の環境が変化することが考えられる。また、施工時の緩衝材や埋め戻し材が流出（パイピング）し、人工バリアの機能が低下することも考えられる。以上のような評価項目については、JAEA の地上からの調査段階における地下施設周辺の性能を評価する手法の基礎的検討（稲垣ほか, 2012）の中でも、処分場閉鎖後の安全性を評価するための重要な項目として提示されている。

本検討では、整理した評価項目のうち、まず、母岩の核種閉じ込め性能の観点から特に重要と考えられる地下水移行時間を例に、その評価手法を具体的に整理することとした。

表 3.3-1 母岩の核種閉じ込め性能の評価の観点からみた水理特性に関する評価項目の例

評価項目	説明
ダルシー流束	・ 処分坑道周辺のダルシー流束
地下水移行時間	・ 処分坑道から任意の範囲の岩盤中の移行時間
移行距離	・ 処分坑道から任意の範囲の岩盤中の移行距離
地下水流速	・ 処分坑道から任意の範囲の移行経路に沿った地下水流速
間隙特性	・ 処分坑道から任意の範囲の移行経路の亀裂開口幅*, 接触面積率*, 有効間隙率**など

\*: 亀裂性媒体      \*\*: 多孔質媒体

### 3.4 地下水移行時間の評価手法

本節では、3.3 節で示した母岩の評価項目を評価する手法の整理を試みた。表 3.3-1 で示した項目のうち、母岩の適性を表す項目として重要な項目のひとつとして「地下水移行時間」を事例に、評価手法を整理した。

評価手法の整理には、評価項目として地下水移行時間を起点として、解析手法、パラメータの設定、データセットの整備、調査データと調査手法の関連を階層毎に整理する手法を適用することとした。調査手法を起点としたボトムアップ的なデータの流れを表す「統合化データフロー」(例えば、三枝ほか, 2007, 付録 4) や「調査システムフロー」(例えば, RWMC, 2010) は調査から得られるデータから評価項目の評価に至る一連の流れを分かりやすく表示できるものの、データ解釈やモデル設定上の複数の仮定に基づく代替ケースや代替モデルによる複数の手法から評価項目を設定するためのオプションの整理には不向きである。そのため、評価項目として地下水移行時間を起点に、いわゆるトップダウン的なアプローチによる方法論の整理を試みた。その際、代替ケースや代替モデルといった複数の選択肢の整理に系統図を適用して、「評価ツリー」として整理した。評価ツリーの整備方法の概念を図 3.4-1 に示す。その選択肢は、想定しうる範囲を網羅的に揃えることが望ましい。その一方で、過去の経験に基づいて有効と考えられる選択肢を漏れなく準備しておくことが重要で、評価ツリーの整備として優先度が高い。例えば、本評価ツリーでは、地下水移行時間を評価するにあたって一次元モデルを用いた場合と、三次元の水理地質構造モデルを用いた場合に分類した。

具体的な地質環境を対象とした地下水移行時間の評価は地形や地質構造などを含む三次元的な条件に依存しており、地質環境の調査により構築される三次元地質構造モデルに基づいて評価されるのが一般的である。しかし、3.2.1 項で母岩を選定する手法整備の留意点として述べたように「簡略かつ保守的な評価手法の併用」が有効で、第 2 次取りまとめにおける母岩を対象とした核種移行評価の経験に基づき一次元モデルを用いる場合を本評価ツリーに併記することとした。その際、透水量係数の分布の推定方法に着目して、データ解釈上の複数の考え方を整理した。これは、第 2 次取りまとめの経験に基づけば、透水量係数のバラツキは数桁の範囲にわたり、また他のパラメータのバラツキの範囲に比べて核種移行遅延効果に与える影響が大きいことが分かっているためである(澤田, 1999, 付録 B)。また、地下水移行時間を評価する対象となる移行距離についても、母岩の特性に着目する場合には「処分坑道(もしくは処分孔)周辺の数十メートルから百メートル程度の核種移行遅延性能にかかわる特性」に着目することが経験的に有効であると考えられるものの、安全確保の考え方に柔軟に対応できるように複数の選択肢を整理しておくことが肝要である(3.2.1 項参照)。評価ツリーの基本的な構成を図 3.4-2 に示す。評価ツリーの整備にあたっては、以下のことに留意した。

- 評価ツリーは基本的に左から「評価項目」、「モデル化・解析手法」「データセット」「調査データ」「調査手法」の順にそれらの関連を系統的に示す。
- 「データセット」、「調査データ」、「調査手法」に対応するボックスの設定については、超深地層研究所計画の地表からの調査段階における統合化データフロー(三枝ほか, 2007, 付録 4)を参考にした。
- 評価ツリーのボックスに記述する内容に応じて、ボックスのスタイル(色・形)を使い分ける。ボックスのスタイルの定義は、表 3.4-1 に示す通りである。

- 代替ケースや代替モデルのような複数の選択肢を設定する場合には、‘場合分け’と定義したボックスに解釈やモデル構築の前提や仮定を記述し、引き続くボックスには、その場合の実施内容を記述する。

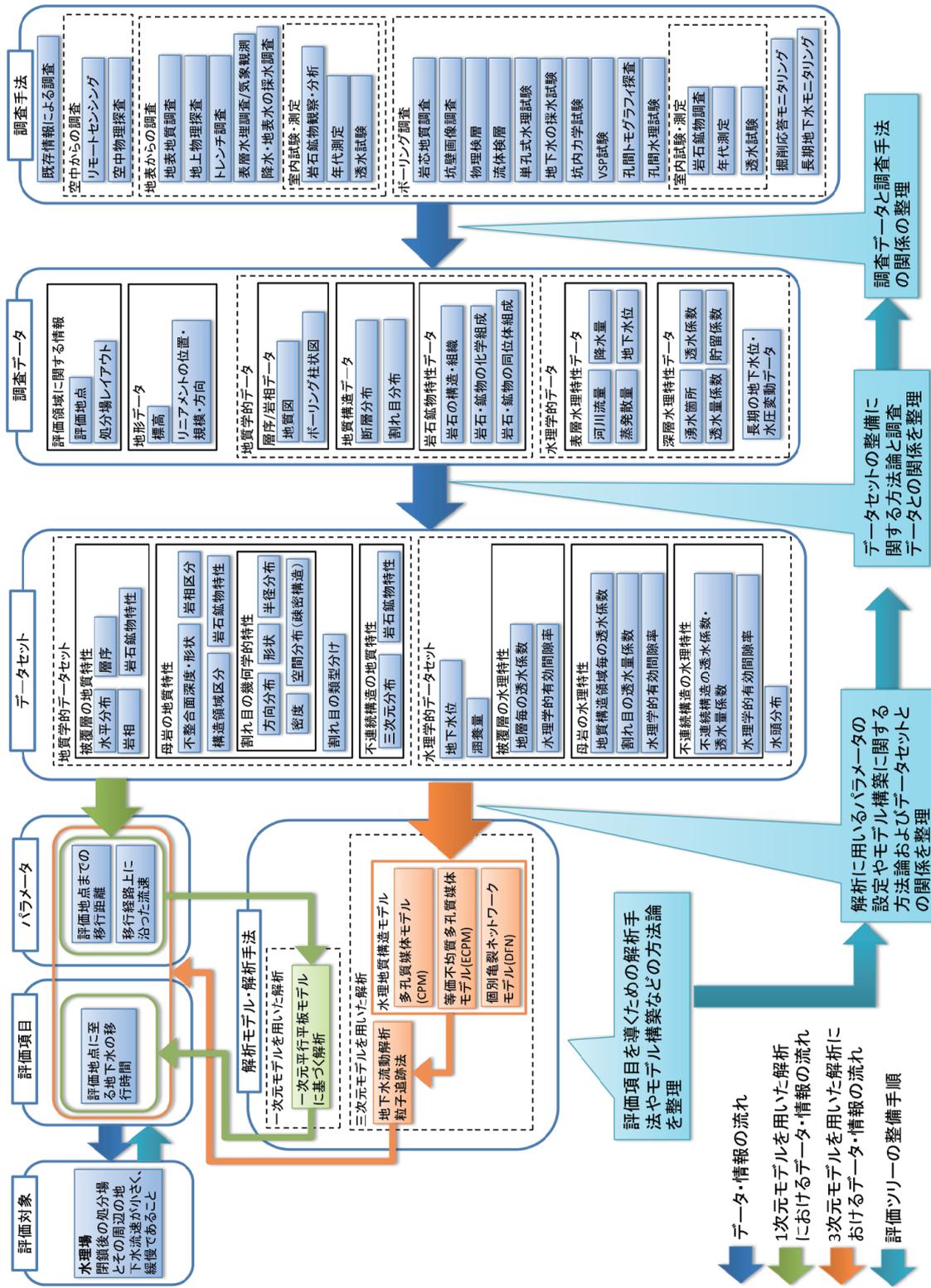


図 3.4-1 評価ツリーの整備手順

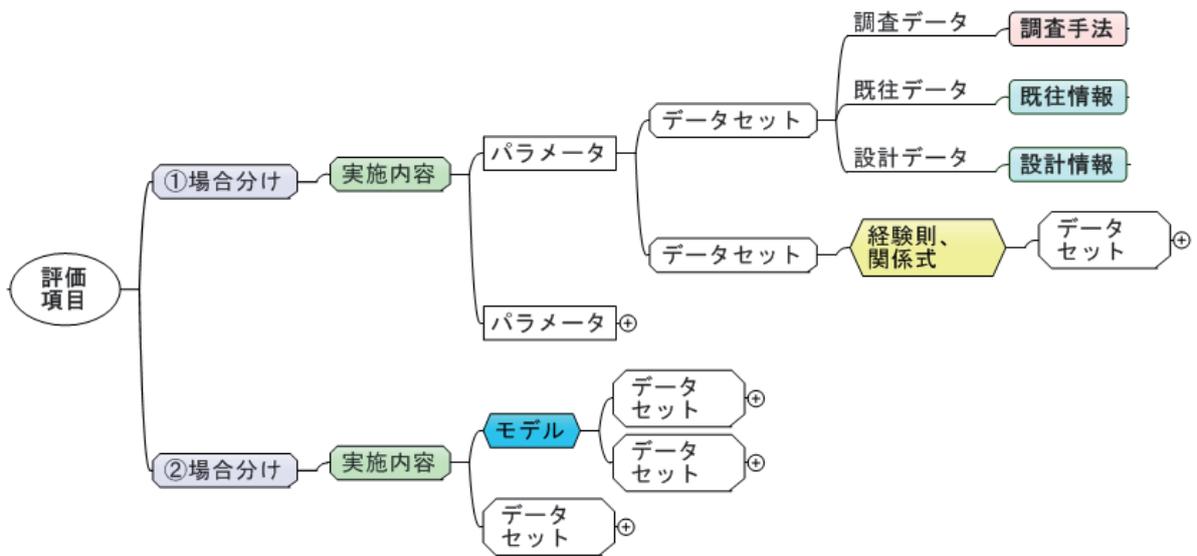


図 3.4-2 評価ツリーの基本構成

表 3.4-1 評価ツリーに使用するボックス一覧

ボックス種類	内容	ボックス種類	内容
	評価項目		調査や既往情報などから直接取得するデータ
	場合分け(複数のボックスを併記し、選択肢を示す)		地質構造モデル, 水理地質構造モデル
	場合分けに対する実施内容		経験則, 関係式
	データセットも用いて設定されるパラメータ		調査手法
	調査データなどに基づき構築されるデータセット		既往情報, 設計情報

### 3.4.1 地下水移行時間を対象とした評価ツリー

地下水移行時間に関する評価ツリーの概略図を図 3.4.1-1 に示す。この図は、本検討で作成した評価ツリー(図 3.4.1-2)の骨格となっているツリー構造を簡略的に示したものである。なお、図 3.4.1-2 は透水性割れ目の透水量係数の推定に係る部分や水理地質構造モデルの構築などのより詳細な記述を省略した評価ツリーを示している。

前述の通り、地下水移行時間の評価には、一次元モデルを用いた解析の場合と、三次元の水理地質構造モデルを用いた解析の場合に分類した。前者は、具体的な処分場のレイアウトを考慮しない比較的初期の調査段階において、簡略かつ保守的に地下水移行経路を設定した上で評価を行うことを前提としている。一方、後者は、調査の進展に伴い場の理解が進み、具体的な地質・地質構造を対象に処分場レイアウトを考慮し、より現実的な地下水移行経路を設定することを前提としている。

一次元モデルを用いた解析および三次元モデルを用いた解析の評価ツリーに関する説明を以下に記す。

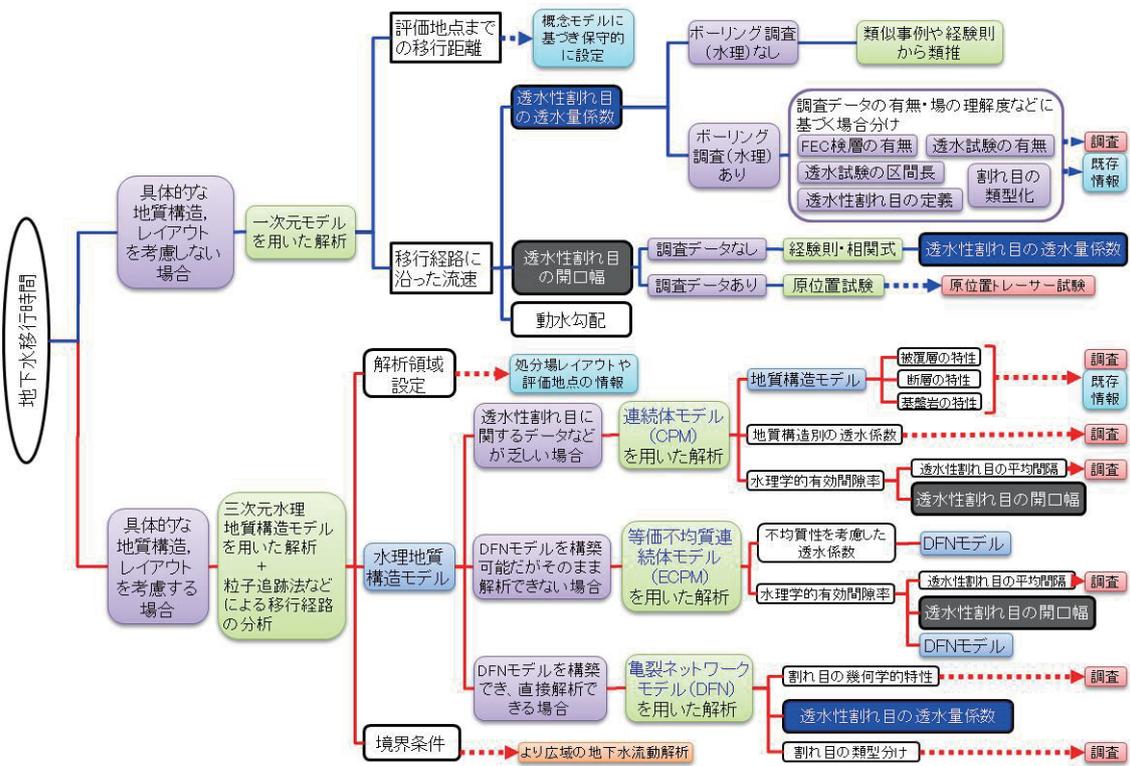


図 3.4.1-1 地下水移行時間に関する評価ツリーの概略図

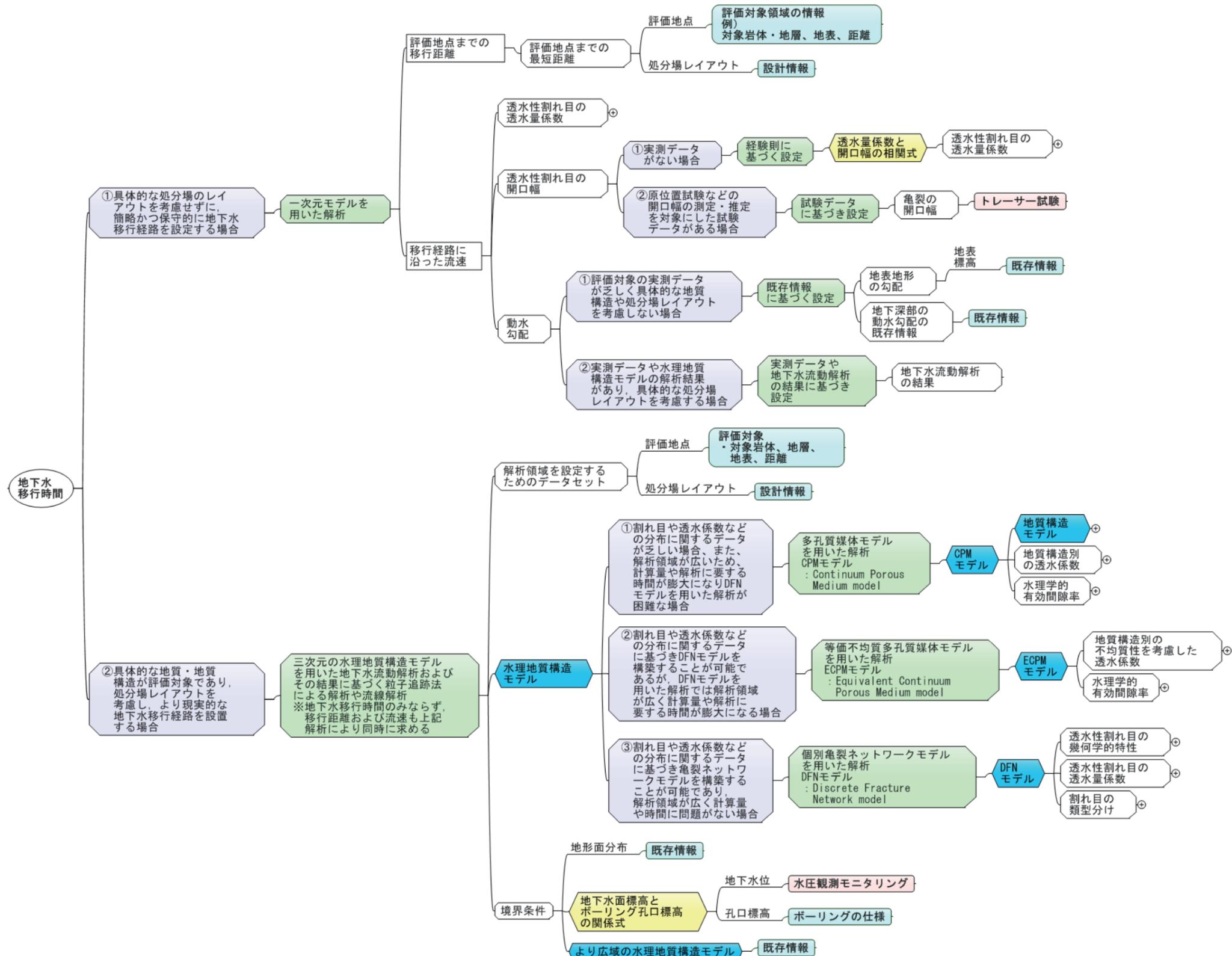


図 3.4.1-2 地下水移行時間に関する評価ツリー (透水性割れ目の透水量係数および水理地質構造モデルの詳細な評価ツリーを除く)

### (1) 一次元モデルを用いた解析

一次元モデルを用いた解析の評価ツリーは、主に第2次取りまとめを参考にして整備した。結晶質岩のように岩石基質部の透水性が低く亀裂内の流れが支配的な亀裂性媒体中の水理や核種移行を評価するモデルとしては、一次元平行平板モデルが広く用いられている（例えば、Nagra,1994；SKB,1992）。第1次取りまとめは、均質な一次元平行平板モデルを用いた安全評価を実施している（PNC, 1992）。しかし、一般に岩盤の地質特性は亀裂や割れ目の特性などに依存して不均質な性状を呈する場合が多い。亀裂の透水性に平均値や最頻値を用いた場合には、高透水性の亀裂が評価結果に及ぼす影響を考慮することができない。また、岩盤の透水係数を拘束条件とした場合には、亀裂密度を高く設定するほど個々の亀裂の透水性が低くなることから、亀裂密度の観点で保守的に高い亀裂密度を設定することが、必ずしも保守的な評価結果を導くとは限らない。そこで第2次取りまとめでは、具体的な処分場のレイアウトを考慮せずに処分場の下流側の100m程度の規模の岩盤を母岩と設定し、母岩中の核種移行経路を簡略かつ保守的に表現するために複数の経路をそれぞれ均質な一次元平行平板モデルでモデル化してそれらを重ね合わせた手法を採用した。その際、母岩の不均質な地下水流動を表現するパラメータとして透水量係数の分布に着目している。このように、一次元モデルを用いた解析の場合には、均質な移行経路を仮定して一次元平行平板モデルを適用する場合と、不均質な移行経路の特徴を考慮した一次元平行平板モデルの重ね合わせモデルを適用する場合があることに留意する必要がある。両者は解析に用いる透水量係数などのパラメータの設定値に大きな違いがあり、前者は平均値などの代表値を用い、後者は確率密度関数などの一定の分布を用いる。地下水移行時間は「評価地点までの距離（以下、移行距離）」を「移行経路上の流速（以下、流速）」で除することにより導くことができる。以下に、移行距離および流速に関する評価ツリーについてまとめる。

#### (i) 評価地点までの移行距離

一次元モデルを用いた解析における移行時間に関する評価ツリーを図3.4.1-3に示す。一般に、天然バリア中の核種移行経路は、複数の地質構造や断層などを経て非常に複雑で長い経路となると考えられる。しかし、特定のサイトを対象としない第2次とりまとめの評価では、複数の地質構造を含む大きなスケールの水理地質構造を設定することは困難であった。そのため、移行距離の設定については、複雑な地質構造は考慮せず、処分場から100m下流側に仮定した透水性の高い大規模な破碎帯を伴う主要な断層までの母岩の核種移行を対象とし、最短距離の100mを移行距離として設定した。調査の初期の調査段階で、かつ具体的な処分場のレイアウトを設定できない場合には、母岩として期待する領域として地層境界または大規模断層までに至る経路や、数十メートルから百メートル程度の保守的な値を設定した評価を行うことは有効である。一方で、調査の進展に伴い、水理地質構造モデルの構築や処分場のレイアウトの設定が可能な段階においては、移行距離をより具体的に設定することが可能となる。さらに、三次元の水理地質構造モデルに基づく地下水流動解析の結果を用いることにより、より現実的な設定を行うことが可能になると考えられる。

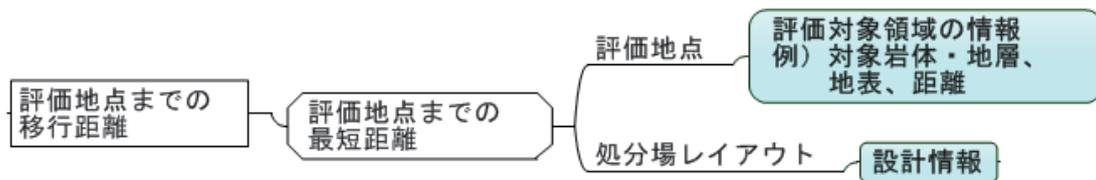


図 3.4.1-3 評価ツリー（評価地点までの移行距離の設定）

(ii) 移行距離に沿った流速

一次元平行平板モデルにおいて、流速  $v$  (m/s) は、動水勾配  $i$ 、透水量係数  $T$  (m<sup>2</sup>/s) および開口幅  $2b$  (m) より以下の式により算定される。

$$v = \frac{T \times i}{2b}$$

流速を導くために必要となるデータセットは、「割れ目の透水量係数」、「割れ目の開口幅」、「動水勾配」である（図 3.4.1-4）。それぞれのパラメータについて以下にまとめる。

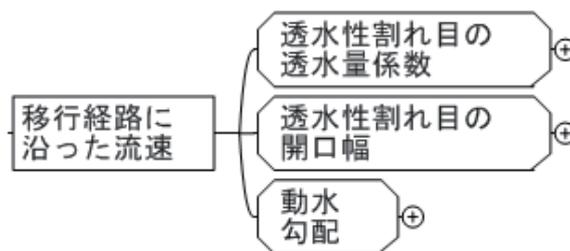


図 3.4.1-4 評価ツリー（移行距離に沿った流速の設定）

(a) 割れ目の透水量係数

割れ目の透水量係数を導く方法は、ボーリング調査による水理試験などのデータを利用できない場合と、利用できる場合に区別した。

ボーリング調査による水理試験などのデータが利用できない場合は、ボーリング調査が実施される前の段階や、ボーリング調査は実施されるものの透水試験など透水性を把握するための試験が未実施の段階などが想定される。この場合、評価対象領域と類似する地質・地質構造の透水性に関する既往情報から対象領域に分布する割れ目の透水量係数を類推する方法、あるいは、リニアメント判読やトレンチ調査などのデータから割れ目のトレース長のデータセットを整備し、その結果に基づいて割れ目の透水量係数を類推する方法が考えられる（図 3.4.1-5）。しかしながら、これらの方法は直接的に原位置の透水試験によって岩盤の透水量係数を測定したデータを用いないため、不確実性が大きくなる。

一方、概要調査段階では複数のボーリング調査が実施され、透水試験などの調査データを用いることが可能になると想定される。超深地層研究所計画における地表からの調査予測研究段階（第 1 段階）における既往の深層ボーリング調査の経験に基づくと、以下の 5 つが割れ目の透水量係数の算出方法を選択する視点として活用でき、それに応じた透水量係数の推定方法が設定できると考えられる。

- ボーリング孔全体の透水性を把握することを目的とした長区間の透水試験のデータを‘用いる’あるいは‘用いない’。
- 電気伝導度検層により検出した流入点のデータを‘用いる’あるいは‘用いない’。
- 電気伝導度検層により検出した流入点のデータを用いる場合、流入点に対応する透水性割れ目を‘ひとつ’あるいは‘複数’とする。
- 電気伝導度検層により検出した流入点に基づき透水試験の試験区間の絞り込みを行った短区間の透水試験データを‘用いる’あるいは‘用いない’。
- 割れ目の類型とその透水性の関係を評価できる調査データを‘用いる’あるいは‘用いない’。

結晶質岩のような亀裂性岩盤においては割れ目が主要な地下水の経路となることから、水理地質構造のモデル化や地下水流動解析などに反映する上で、主要な地下水の流動経路となる水みちの位置（ボーリング孔への流入点）を把握することが重要である。一般的に水みちを検出する調査手法としてフローメーター検層が用いられる。超深地層研究所計画における深層ボーリング調査では、高解像度で水みちを把握する手法である電気伝導度検層を採用することにより、フローメーター検層では検出することができなかつたより低透水性の地下水の流入点を、より高い解像度で検出することが可能となった（竹内ほか 2003；Takeuchi et al., 2004；竹内ほか, 2004；三枝ほか, 2007）。電気伝導度検層は孔内水を地下水の電気伝導度と異なる水（脱イオン水や塩水など）で置換し、その後、揚水をしながら孔沿いの電気伝導度を計測することにより、電気伝導度の有意な変化が認められる水みちの位置を検出する手法である（Tsang et al., 1990）。さらに、流入点の電気伝導度の分布を数値解析によって再現することにより、流入点の透水量係数を算出することができる（Doughty et al., 2005；松岡ほか, 2007；Takeuchi et al., 2008 など）。

評価ツリーへの整理にあたっては、透水性割れ目の透水量係数の算出方法をなるべく網羅的に整理することを試みた。そのため、上記の視点から考えられる全ての組合せから透水性割れ目の透水量係数を合理的に算出できる組み合わせを抽出して、表 3.4.1-1 に整理した。なお、透水量係数の算出方法の整理においては、以下のことを前提とした。

- 割れ目の分布特性のデータセットの整備には坑壁画像検層のデータを用いることとし、全割れ目のうち開口割れ目と明瞭割れ目を透水に寄与する可能性のある割れ目と仮定する。
- 透水試験データが実施され、その試験区間と電気伝導度検層により検出した流入点が重複する場合には、それぞれの流入点の透水量係数の比率に基づき、流入点の透水量係数を再評価する。再評価の際に長区間と短区間の透水試験が重複する場合は、短区間の透水試験データを優先して用いる。
- 透水試験の試験区間について長区間と短区間が重複している場合には、長区間の透水量係数から短区間の透水量係数を差し引いた値を用いて、重複しない区間の割れ目の透水量係数を計算する。

前述の 5 つの視点の組み合わせは合計 24 ケースとなるが、合理的に割れ目の透水量係数の算出方法を設定できないケースがある。例えば、表 3.4.1-1 の No.3, 4, 15, 16 のケースは、透水試験の対象箇所を選定するのに有効な電気伝導度検層のデータがない状態で短区間の透水試験を実施する組

み合わせである。そのため、透水試験の対象区間を適切に設定できない理由で、この組み合わせの調査が実施される可能性が低いと考えられる。また、利用できるデータ組み合わせは異なるものの、透水量係数の算出方法が他のケースと同等となる場合もある（表 3.4.1-1 の No.6, 8, 18, 20）。このような合理的には割れ目の透水量係数の算出方法を設定できないケースを除外すると、残りは 14 ケースとなった。これらのケースを評価ツリーに整理した（図 3.4.1-6~8）。

表 3.4.1-1 割れ目の透水量係数の算出方法の抽出と抽出した組み合わせの合理性の整理

No.	割れ目の透水量係数の算出方法を設定するための視点					組み合わせの合理性
	長区間の 透水試験 データ	電気伝導度検層データ 有の場合 流入点に対応する透水性割れ目を ‘ひとつ’ あるいは ‘複数’ として 扱う	短区間の 透水試験 データ	割れ目の類型と 透水性の関係を 評価できる 調査データ		
1	×	×		×	×	透水量係数データがないため不成立
2	×	×		×	○	
3	×	×		○	×	電気伝導度検層のデータが無く透水試験の試験区間を絞り込むことができないため不成立
4	×	×		○	○	
5	×	○	ひとつ	×	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 1)
6	×	○	ひとつ	×	○	流入点に対応する割れ目がひとつと仮定すると割れ目の 類型と透水性の関係に関するデータが不要になるため不 成立
7	×	○	ひとつ	○	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 4)
8	×	○	ひとつ	○	○	流入点に対応する割れ目がひとつと仮定すると割れ目の 類型と透水性の関係に関するデータが不要になるため不 成立
9	×	○	複数	×	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 2)
10	×	○	複数	×	○	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 3)
11	×	○	複数	○	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 5)
12	×	○	複数	○	○	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 6)
13	○	×		×	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 7)
14	○	×		×	○	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 8)
15	○	×		○	×	電気伝導度検層のデータが無く透水試験の試験区間を絞り込むことができないため不成立
16	○	×		○	○	
17	○	○	ひとつ	×	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 9)
18	○	○	ひとつ	×	○	流入点に対応する割れ目がひとつと仮定すると割れ目の 類型と透水性の関係に関するデータが不要になるため不 成立
19	○	○	ひとつ	○	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 12)
20	○	○	ひとつ	○	○	流入点に対応する割れ目がひとつと仮定すると割れ目の 類型と透水性の関係に関するデータが不要になるため不 成立
21	○	○	複数	×	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 10)
22	○	○	複数	×	○	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 11)
23	○	○	複数	○	×	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 13)
24	○	○	複数	○	○	合理的に算出方法を設定できるケース (評価ツリーのケース 14)

□ : 矛盾する項目の組合せ ○ : 用いる × : 用いない

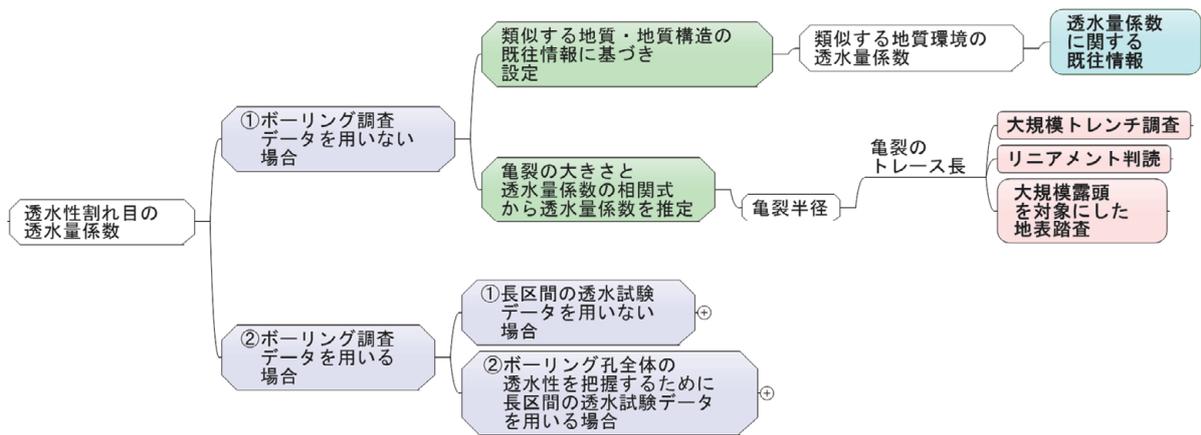


図 3.4.1-5 評価ツリー (ボーリング調査からのデータを用いない割れ目の透水量係数の算出)

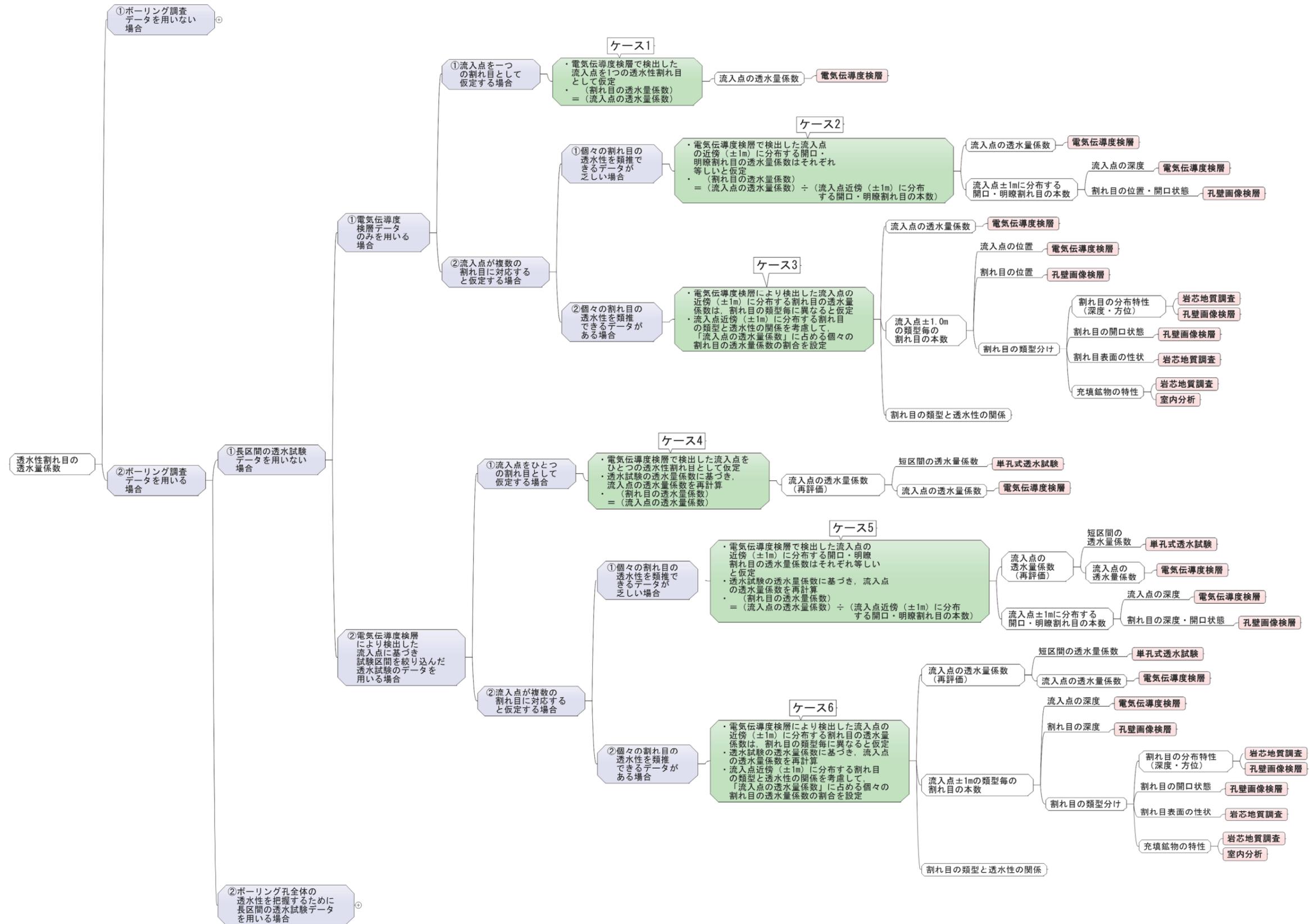


図 3.4.1-6 評価ツリー (透水性割れ目の透水量係数の算出, ケース 1~6)

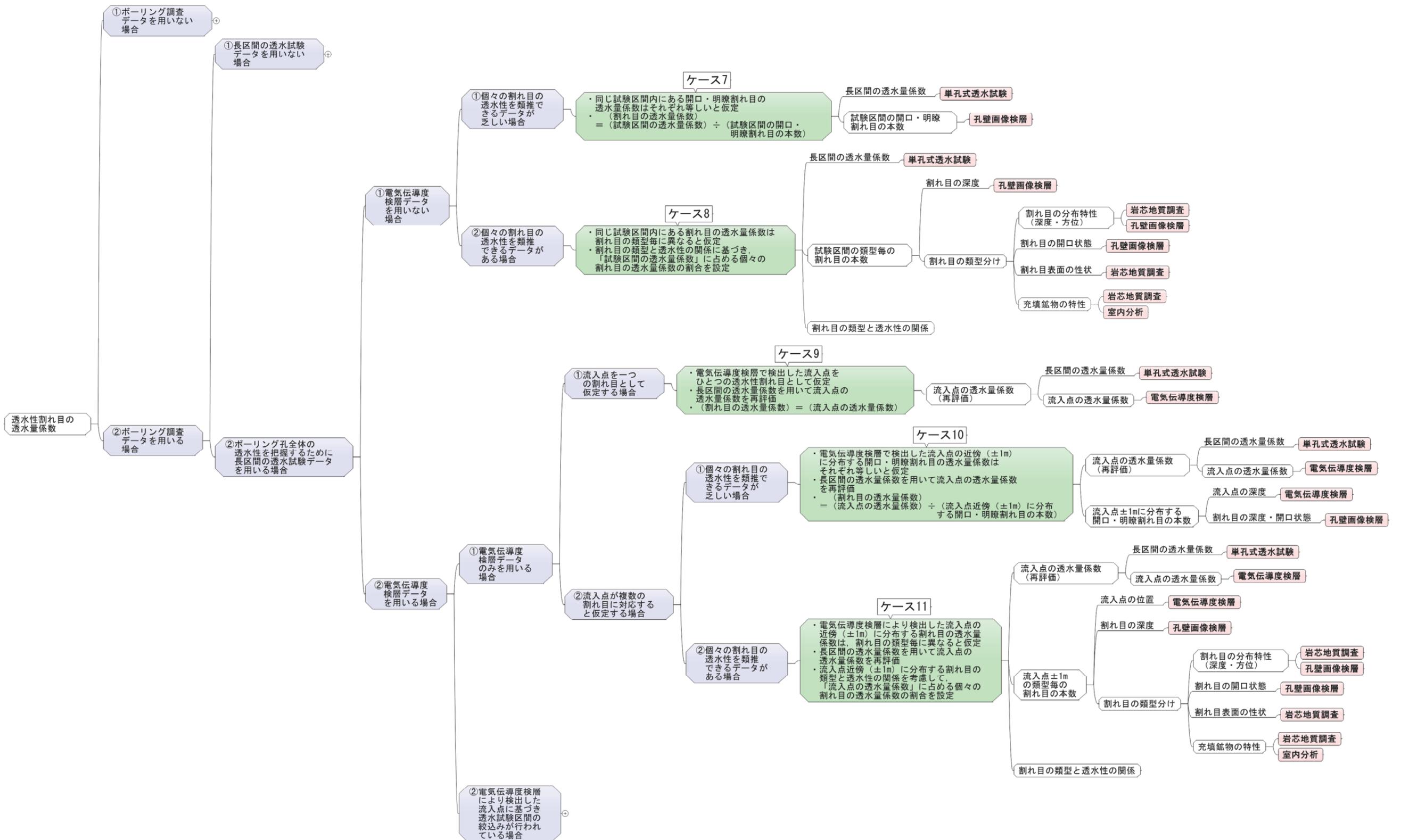


図 3.4.1-7 評価ツリー (透水性割れ目の透水量係数の算出, ケース 7~11)



## (b) 割れ目の開口幅

割れ目の開口幅を設定するための評価ツリーを図 3.4.1-9 に示す。割れ目の開口幅を求める方法としては、「経験則に基づき設定する方法」と「原位置試験などの実測により求める方法」のふたつを設定した。

割れ目の開口幅の推定には、トレーサー試験の結果を用いた方法が最も有効とされていることから(田中・細谷, 2008), 評価領域に分布する割れ目に対してより適切に開口幅を設定するためには、原位置トレーサー試験を実施する必要がある。しかしながら、概要調査のような地上からの調査段階で処分場の対象となる母岩の周辺でトレーサー試験を精緻に行うのは困難である。その場合、既存の経験則に基づき設定する方法が有効であり、その後実施される地下坑道での調査段階でより適切な条件でのトレーサー試験に基づいて開口幅を再設定することが望ましい(例えば, Aalto et al., 2009)。

経験則に基づき設定する方法では、透水性割れ目の透水量係数を用いて開口幅との経験式により開口幅を求める。一般に割れ目の透水量係数と相関があり、三乗則や割れ目表面の凹凸の影響を考慮した修正三乗則が提案されている(例えば, Snow, 1968 ; Witherspoon et al., 1980)。また、釜石鉦山原位置試験場で実施されたトレーサー試験の結果から、割れ目の開口幅と透水量係数との間の相関が示されており(Shimo et al., 1999; Sawada et al., 2000), 第2次取りまとめでは、この相関式を用いている。

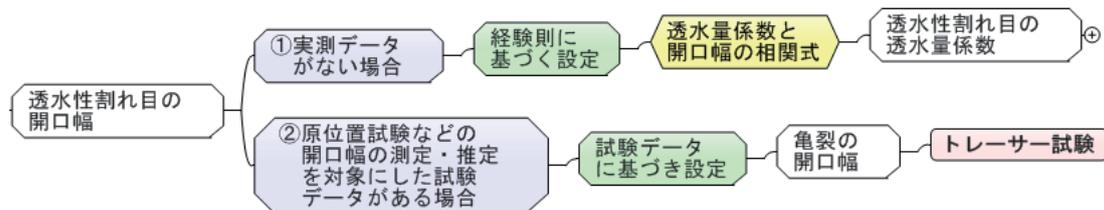


図 3.4.1-9 評価ツリー (割れ目の開口幅)

## (c) 動水勾配

動水勾配の設定に関する評価ツリーを図 3.4.1-10 に示す。動水勾配については、評価対象の実測データが乏しく特定の地質環境を設定しにくい場合と、実測データが利用可能であり評価対象領域が特定できる場合のふたつを設定した。前者の場合は、既存情報に基づき動水勾配を設定する。第2次取りまとめでは、既往文献に基づき地下水面の勾配の頻度分布でもっとも頻度の高い値を参考に設定している。評価対象の実測データが乏しい場合、評価対象の地表地形の勾配や既往の文献により得られた地下水位データから算定された地下水面の勾配や第2次とりまとめの設定などを参考に設定する。後者の場合は、評価対象範囲を十分に評価できる地下水圧モニタリングのデータがある場合が想定され、測定された地下水圧とその地表標高との関係を参考に、評価対象の動水勾配を設定することになる。

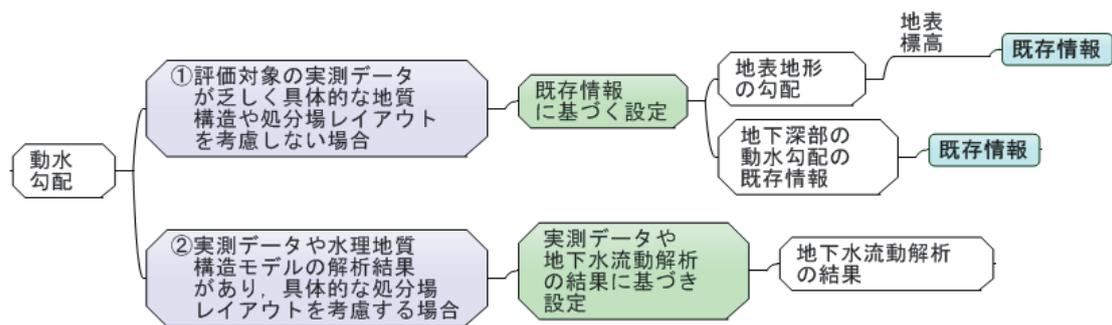


図 3.4.1-10 評価ツリー（動水勾配）

## (2) 三次元モデルを用いた解析

実際の地質環境を対象とした核種移行解析においては、処分場を含む領域を通過する地下水の涵養域から流出域までの比較的大きなスケールを対象とした地下水流動解析に基づく、より現実的な地下水移行経路の設定や、地下水流動特性や物質移行特性などの評価が求められる。そのため、三次元の水理地質構造モデルに基づく地下水移行時間の評価が必要となる。

具体的には、実際の地質環境データを用いて地質構造モデルと、それに基づく水理地質構造モデルを構築する。そして、構築した水理地質構造モデルに基づく地下水流動解析と、その結果を用いた粒子追跡法により解析を実施する。その結果から、地下水の移行経路および地下水流速と移行距離などの移行経路情報を取得する（例えば、牧野ほか、2005）。三次元の水理地質構造モデルを用いた解析に関する評価ツリーを図 3.4.1-11 に示す。

粒子追跡法に基づく解析や流線解析では、地下水の移行経路の情報として、地下水移行時間のみならず、移行距離および流速を同時に取得することができる。地下水移行時間をはじめとした移行経路情報を解析により導くためには、解析領域を設定するための情報、水理地質構造モデル、地表での涵養や流出境界などのモデル領域の外側境界条件に関する情報が必要となる。その中で水理地質構造モデルについては、データ量や評価領域のスケールが場合分けの条件となり、その状況に応じて適切な水理地質構造モデルを選択する必要がある。一般に、岩盤の地下水流動解析に用いる水理地質構造モデルは、岩盤を多孔質の連続的な媒体と仮定した「多孔質媒体モデル (Continuum Porous Media Model: CPM モデル)」と、割れ目などの不連続構造を直接表現した「個別亀裂ネットワークモデル (Discrete Fracture Network Model: DFN モデル)」である。このほかに、岩盤中の不均質性を考慮するために、DFN モデルからある一定のスケール毎あるいは地質構造区分毎に等価な多孔質媒体モデルと置き換えてモデル化する「等価不均質多孔質媒体モデル (Equivalent Continuum Porous Model: ECPM モデル)」が用いられる。以下にそれぞれの水理地質構造モデルの評価ツリーについてまとめた。

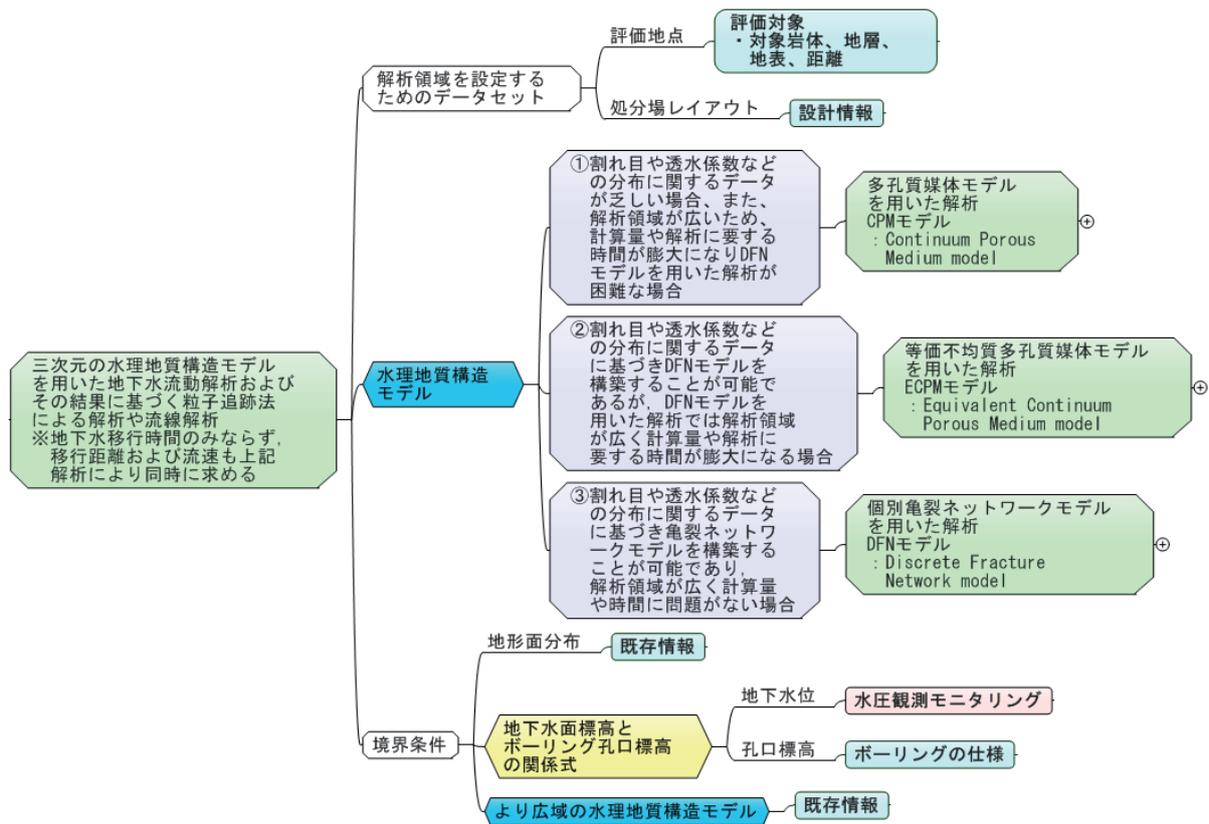


図 3.4.1-11 評価ツリー（三次元水理地質構造モデルを用いる解析）

(i) 多孔質媒体モデル（CPM モデル）

CPM モデルの構築に関する評価ツリーを図 3.4.1-12 に示す。CPM モデルは、割れ目や透水係数の分布に関する情報が少なく、DFN モデルを構築することが適切でない場合や、解析領域が広く DFN モデルを用いた解析モデルの計算量や解析時間が膨大になり実用的な範囲で解析を実施することが困難な場合に用いられる。結晶質岩に対して CPM モデルを適用する場合のモデル化の考え方については、地下水の流動経路となる断層や割れ目などの不連続構造を巨視的に取り入れた地質構造モデルに基づき、その不連続構造毎および地質構造の区分毎に平均的な透水性を与える方法でモデル化を行う。CPM モデルを構築し、地下水流動解析および粒子追跡法による解析を行うためには、地質構造モデル、地質構造別の透水係数、水理学的有効間隙率を必要とする（例えば、尾上ほか、2005；牧野ほか、2005）。地質構造モデルは、概要調査の一連の地質調査により整備される被覆層、断層および評価の対象とする岩盤の地質学的特性に基づき構築される。透水係数の設定では、地質構造モデルにおいて示される断層や岩盤の地質構造区分を考慮して設定した水理地質構造区分毎に透水係数の代表値を設定する。その透水係数は、単孔式透水試験データに基づき設定する。亀裂性媒体における水理学的有効間隙率は主要な水みちとなる透水性割れ目の分布から求められ、その平均間隔と開口幅を用いて推定することができる（澤田ほか、2007）。平均間隔は、坑壁画像検層のデータから求められる。また、開口幅の設定については、図 3.4.1-8 に示した評価ツリーと同様である。

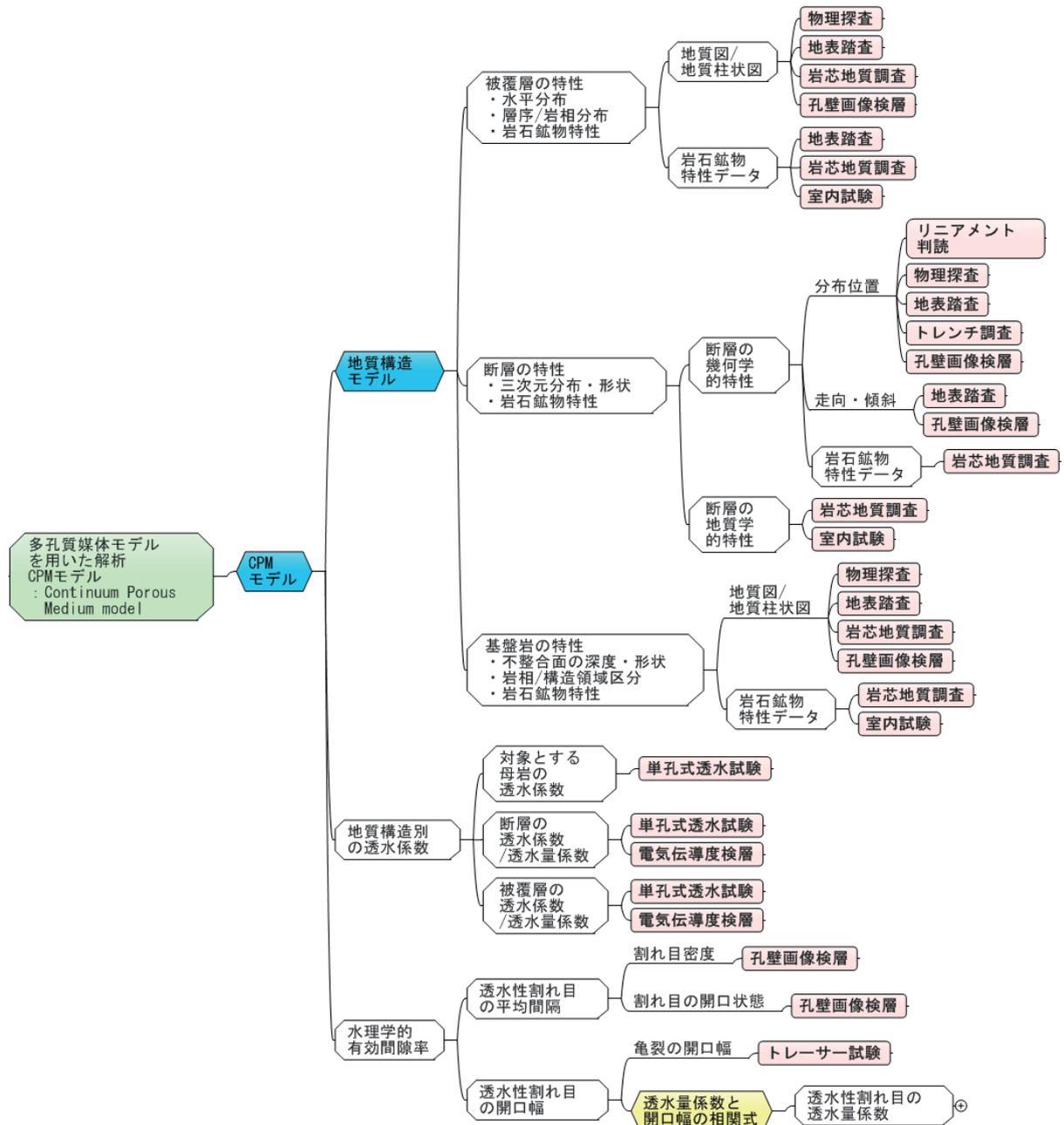


図 3.4.1-12 評価ツリー (多孔質媒体モデル)

(ii) 等価不均質多孔質媒体モデル (ECPM モデル)

ECPM モデルを設定するための評価ツリーを図 3.4.1-13 に示す。ECPM モデルは、ボーリング調査や地表踏査で得られる割れ目の空間分布に関する情報を、連続体モデルの透水性の空間分布に反映し、不均質かつ不連続な岩盤内の地下水流動を考慮したモデル化手法である (下茂・山本, 1996 ; Shimo et al., 2001)。具体的には、連続体モデルの各要素の透水性を、一旦作成した DFN モデルに基づき局所的な DFN の透水特性と等価な透水性から推定してモデル化する手法である。割れ目や透水量係数などの分布に関するデータに基づき DFN モデルを構築することが可能であるものの、数値解析に適用する際の数値モデルの容量や解析に要する時間が膨大になる場合に、より合理的な手

法として ECPM モデルが用いられる。

ECPM モデルでは、ある任意の大きさの個々の連続体要素に対して透水係数と水理学的有効間隙率を設定する。透水係数は、DFN モデルを用いてクラックテンソル理論（例えば、Oda, 1985）に基づき、割れ目の幾何形状の分布データから透水テンソルを求め、設定することができる。水理学的有効間隙率の設定については、CPM モデルの設定方法と、DFN モデルに基づき局所的な割れ目の密度と開口幅の分布から水理学的有効間隙率を導くことができる。

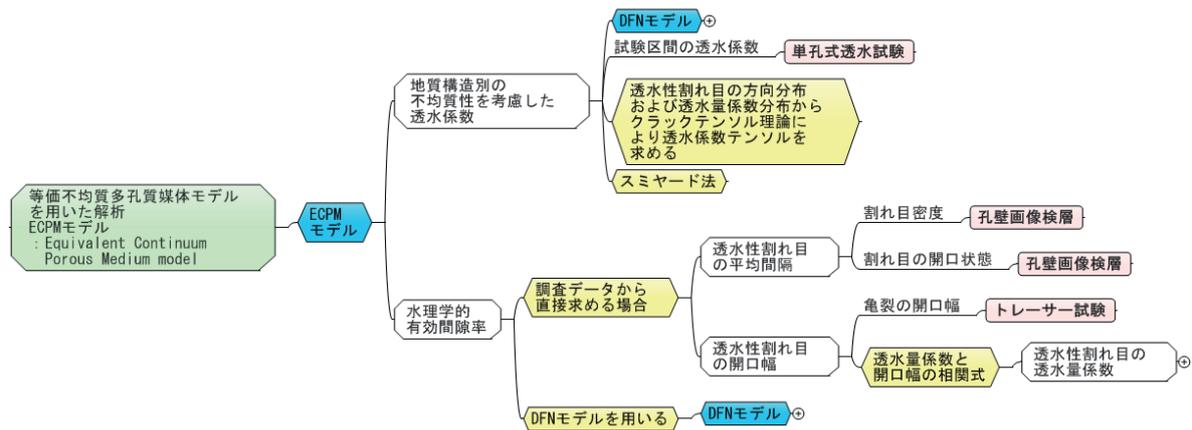


図 3.4.1-13 評価ツリー（等価不均質多孔質媒体モデル）

### (iii) 個別亀裂ネットワークモデル（DFN モデル）

DFN モデルの構築に関する評価ツリーを図 3.4.1-14 に示す。DFN モデルは、花崗岩などの亀裂性岩盤を対象とした地下水流動や物質移行の評価において、岩盤中に存在する個々の割れ目や断層といった水理地質構造を数値的に表現したモデルである（Dershowitz, 1985）。具体的には、割れ目や断層を円盤状の平行平板で表現し、その空間分布、形状、水理特性などを確率論的にモデル化し、割れ目の連結によって形成されるネットワーク状の移行経路を表現したモデルである。DFN モデルは連続体モデルに比べ、割れ目データを直接モデルに反映することができ、割れ目が地下水流動に与える影響を評価できるという利点がある。そのため、処分坑道から 10~100m 程度の領域を評価する際に有効なモデル化手法である（重野・宮川, 1995；JNC, 1999b, 付録 C；澤田ほか, 1999）。この領域は、地下坑道での調査段階において個々の割れ目の分布特性や水理特性に関する調査データの量が増大すると期待される領域である。

DFN モデルの構築およびそれを用いた解析には、透水性割れ目の幾何学的特性、割れ目の類型分けの情報および割れ目の透水量係数分布などの情報が必要となる。DFN モデルの構築に用いる透水性割れ目の幾何学的特徴は、割れ目の方向分布、形状、半径分布、割れ目密度、割れ目の空間分布、割れ目の幅である。これらの割れ目特性の推定には、大規模トレンチ調査、リニアメント判読の調査により得られる割れ目のトレース長さや、坑壁画像検層により取得される割れ目の方向分布や割れ目密度などを用いるが、それぞれのデータセットに対してモデル構築上の仮定や経験式などを用いる必要がある。割れ目の透水量係数分布の設定については、本項の図 3.4.1-5~8 に記述した算出方法と同様である。割れ目の類型分けに関する情報は、DFN のモデル化に必須となる情報ではないが、割れ目の類型と透水性の関係が評価できる段階では、割れ目の地質学的特徴などによる分類されたクラスター毎に透水性割れ目の幾何学的特性や透水量係数について整理し、そのデータを用いて確率

論的割れ目のモデルを構築することにより，地質学的情報や水理学的情報など種々の情報をより合理的に説明可能なモデルを構築できる。

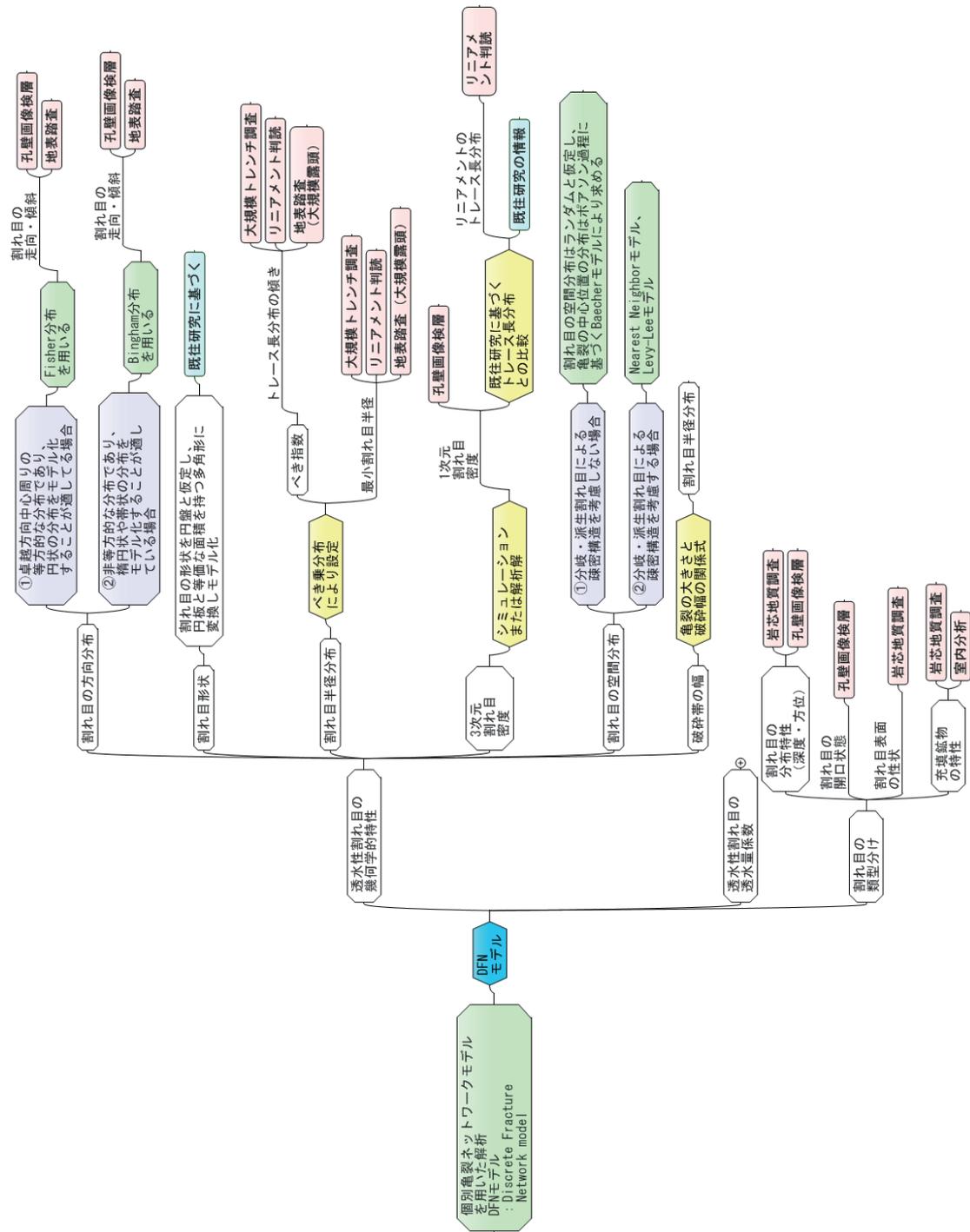


図 3.4.1-14 評価ツリー (個別亀裂ネットワークモデル)

### 3.4.2 概要調査の情報量に対する評価ツリーの適用性

前項で述べた評価ツリーは、地下水移行時間を起点として一次元モデルを用いた場合と、三次元の水理地質構造モデルを用いた場合に分類して、核種移行遅延効果に与える影響が大きい透水量係数の分布に着目して整理したものである。本項では、超深地層研究所計画における地上からの調査段階で取得されたデータ（太田ほか、2005）を活用した地質環境の調査から物質移行解析にいたる一連の解析事例（牧野ほか、2005）に基づき、本評価ツリーの適用方法を検討する。牧野ほか（2005）には、超深地層研究所計画における地表からの調査段階で取得されたデータのうち、「ステップ 2」と呼ばれる段階でのデータに基づいて構築された水理地質構造モデル（三枝ほか、2007）を活用した物質移行評価手法についての検討が示されている。ここで、「ステップ 2」は図 3.4.2-1 に示すように深度 500m 程度の既存ボーリング（DH-2 孔）を対象とした調査や、土岐花崗岩を不整合に覆う堆積岩を対象とした浅層ボーリング調査など、超深地層研究所計画における地上からの調査段階のうち比較的初期の調査段階である。この段階では、超深地層研究所計画で主要な研究対象となる深部に至るボーリング調査がなされておらず、地下環境のデータが乏しい段階である。その結果、構築された地質構造モデル（図 3.4.2-2）では、土岐花崗岩は上部割れ目帯と下部割れ目低密度帯に区分され、地質学的にはそれぞれが均質な特性を持つ領域として表現されている。透水性については、数十メートルから百メートル程度の区間長で測定された原位置透水試験から求められた透水係数のデータの対数平均値に基づき、それぞれの領域で等方かつ均質な値が設定されている。また、超深地層研究所用地周辺には断層などの比較的大きな不連続構造が発達していることが推定されている。しかし、それらの構造を対象とした調査の数量が限定的なために、その存在が推定される断層の中でも特に地下水流動に大きな影響を及ぼしている可能性の高い断層を、断層のトレース長に基づき抽出して水理地質構造モデルを構築している（図 3.4.2-3）。このようにして構築された水理地質構造モデルを用いて、超深地層研究所の深度 1,000 m を出発点とした粒子追跡法による解析により、地下水移行経路を抽出している（図 3.4.2-4）。下部割れ目低密度帯では均質な多孔質媒体によりモデル化しているものの、断層などの比較的大きな不連続構造や境界条件の影響により局所的に地下水流速が不均質に分布しているために、複雑な移行経路を示している。物質移行を検討するための地下水移行経路の分析は、3.2.1 項で述べたふたつの方法に着目している。すなわち、移行経路の方向毎や通過する領域毎にグルーピングして統計分析する方法と、出発点から移行距離の増加に応じて整理する方法である。前者については複数のグルーピングと統計処理の方法を事例的に適用し、後者については検討の対象を出発点から下部割れ目低密度帯や断層を經由して上部割れ目高密度帯に至る直前までの経路に限定した検討がされている。地下水移行時間の評価には、CPM モデルにより計算されるダルシー流束から実流速を求める必要がある。図 3.4.2-3 に示した水理地質構造モデルには、水理的な有効間隙率を求めるための情報がなく、牧野ほか（2005）は DH-2 孔で実施された電気伝導度検層から抽出された透水性割れ目のデータを活用して有効間隙率の代表値を推定している。

以上のことから、牧野ほか（2005）の研究事例は、3.4.1 節に記した評価フローのうち「三次元の水理地質構造モデルを用いた場合」の「割れ目や透水係数などの分布に関するデータが乏しい場合」に該当する（図 3.4.2-5）。すなわち、地質環境の調査に基づいて構築した三次元の水理地質構造モデルを活用するといったより具体的な検討を進めている。しかしながら、それによって推定される土岐花崗岩の下部割れ目低密度帯中の地下水移行時間の値には大きな不確実性を含んでいる可能性がある。境界条件や断層の影響による局所的なダルシー流束の違いによる不均質な移行経路情報が

導かれているものの、主な検討の対象となった土岐花崗岩の下部割れ目低密度帯は地質学的かつ水理学的に均質な多孔質媒体でモデル化されている。この場合に求められる地下水移行時間は、下部割れ目低密度帯を対象とした推定結果を示しているが、水理学的な有効間隙率の推定における割れ目の影響（空間的な分布や透水量係数の幅が数桁に及ぶ可能性など）を踏まえるとその不確実性が地下水移行時間評価結果に与える影響が大きいと考えられる。その場合、評価ツリーのうちの「一次元モデルを用いた場合」を併用することが有効である。特に、牧野ほか（2005）の研究事例で有効間隙率の推定に活用した DH-2 孔で実施された電気伝導度検層のデータは「ボーリング調査データを用いる場合」の「電気伝導度検層データを用いる場合」に活用できると考えられる。

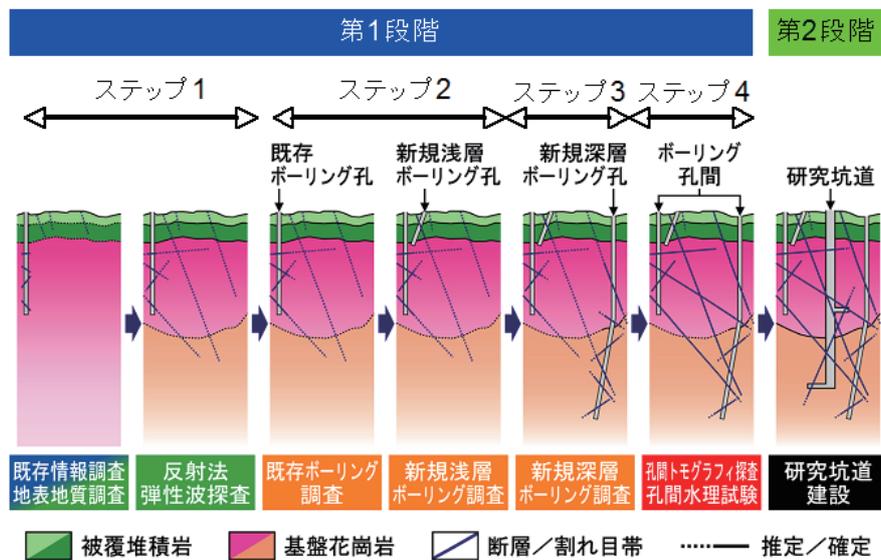


図 3.4.2-1 超深地層研究所計画第 1 段階における調査研究の進め方  
(牧野ほか, 2005, 図 3.2.3-1 より)

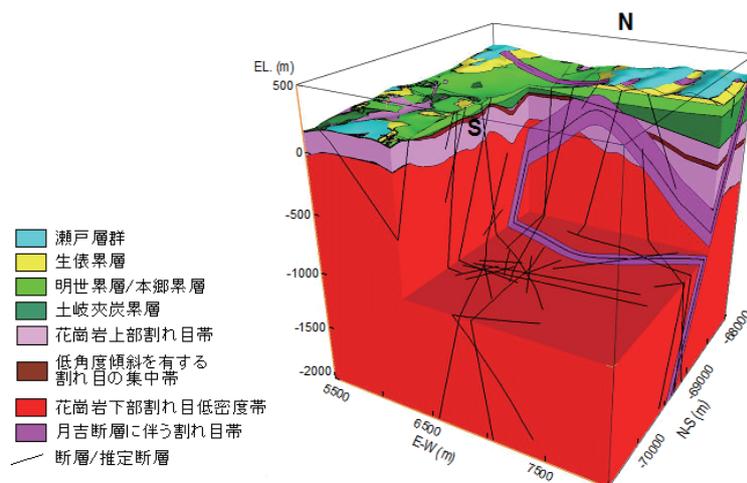


図 3.4.2-2 超深地層研究所計画の地上からの調査段階ステップ 2 における地質構造モデル  
(牧野ほか, 2005, 図 3.2.3-5 より)

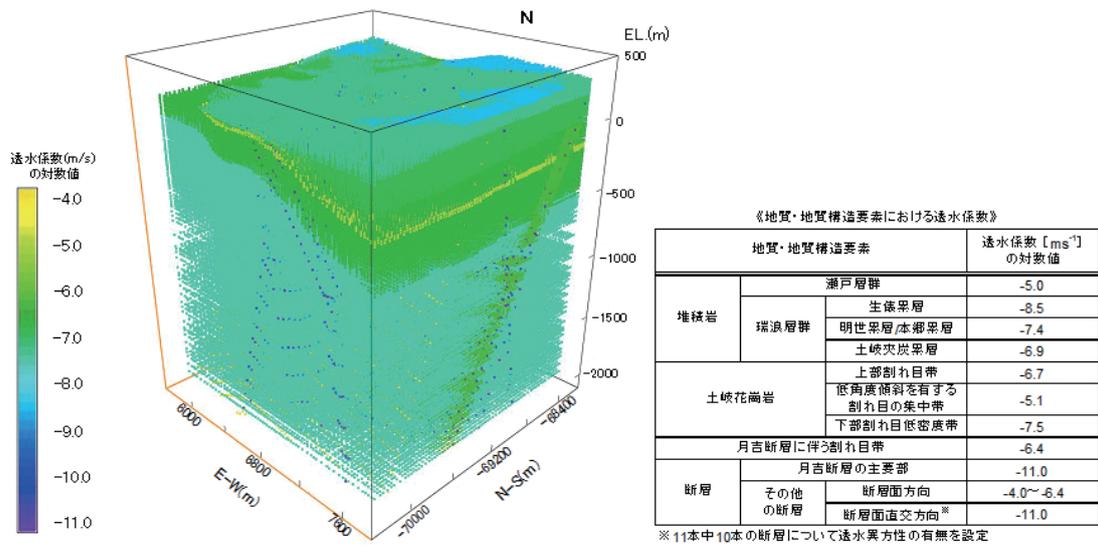


図 3.4.2-3 超深地層研究所計画の地上からの調査段階ステップ2における水理地質構造モデル（牧野ほか，2005，図 3.2.3-6 より）

### 《解析ケース: All\_aniso》

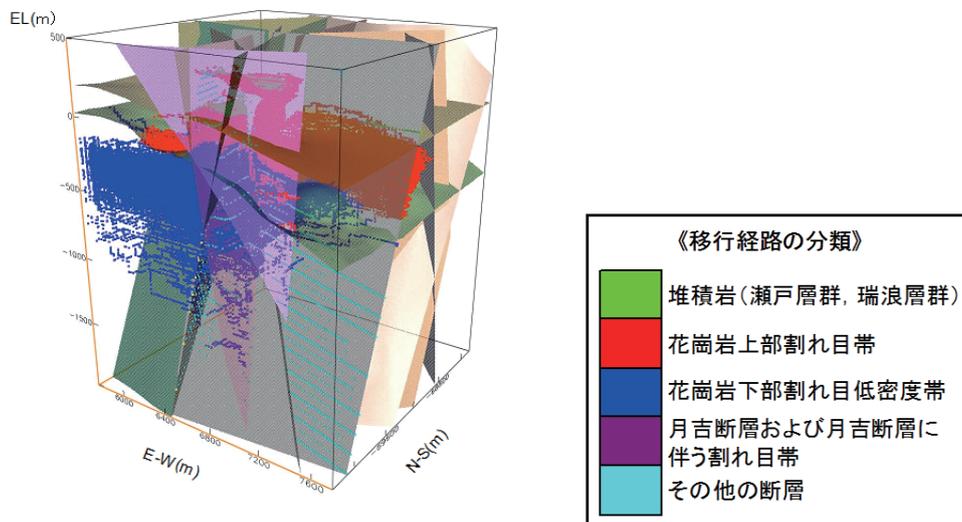


図 3.4.2-4 超深地層研究所の深度 1,000 m を出発点とした移行経路の分布図（牧野ほか，2005，図 3.2.3-9 より）

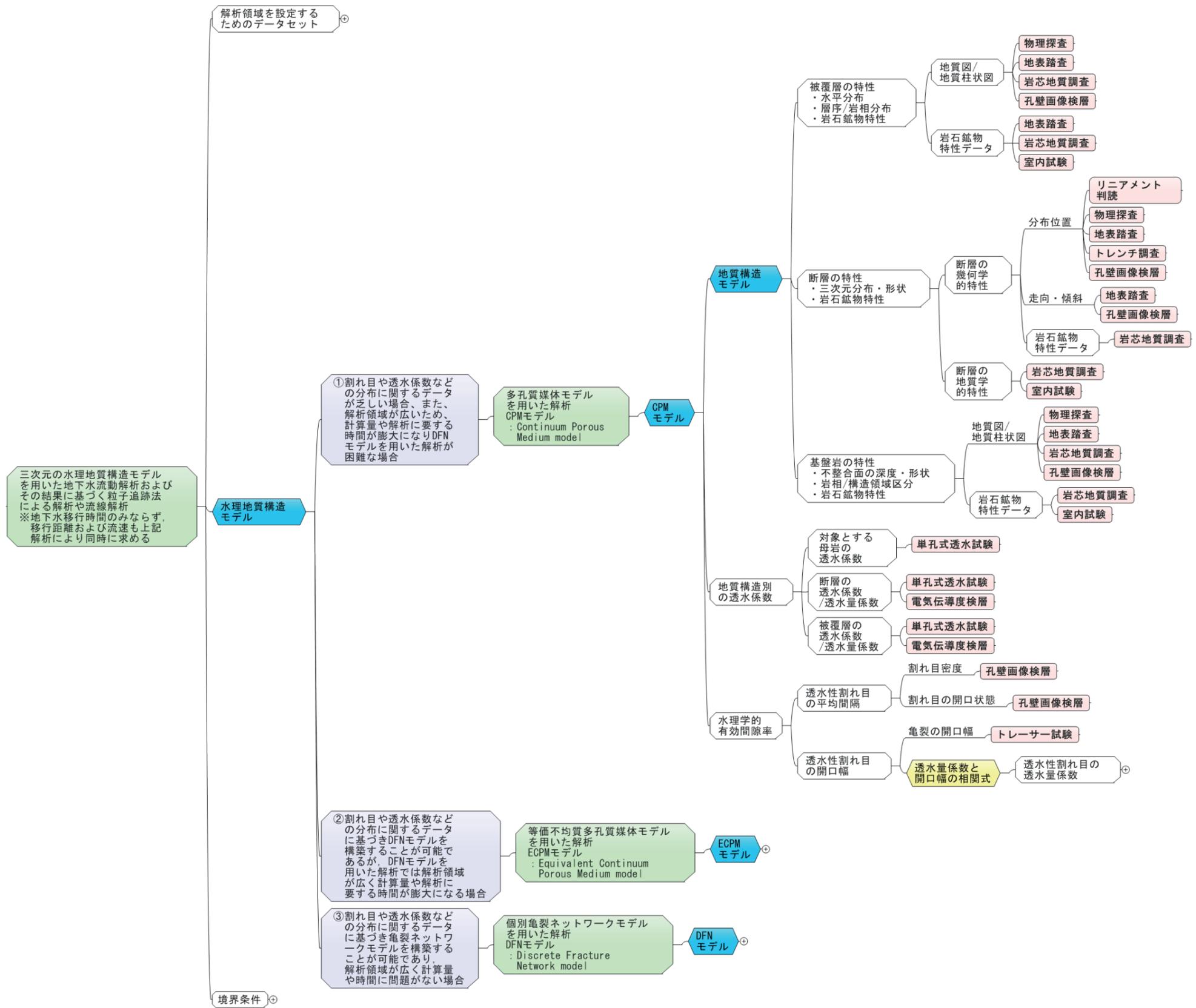


図 3.4.2-5 牧野ほか (2005) の検討事例が該当する評価ツリー

### 3.5 おわりに

#### 3.5.1 まとめ

本検討では、母岩としての適性を評価するための項目のうち、水理場に関する「評価項目」の整理と、その項目を評価する方法の整理を進めた。

まず、母岩の適性を評価する考え方などについて国内外における検討状況を調査し、以下の点を示した。

- ・ 国内については、第2次取りまとめなどで示された「ニアフィールド性能に力点を置いた安全評価」のアプローチを起点に事業やサイト調査の進展に応じた検討を進めることが合理的であり、2010年レポート（NUMO, 2011）で示された母岩の選定の考え方の高度化に際しては、地下施設設置位置の設定のために抽出した「評価項目」の具体化が重要である。
- ・ 国外については、SR-Site（SKB, 2011）の事例を参考に、安全機能などに関連するより具体的な指標とその基準値を設けることが、地質環境の調査と処分システムの長期性能や設計や施工検討の連携に有効である。また、異なる指標間の相関関係の分析などにより、処分システムの理解が進み、複数の指標の中でも重要な指標が抽出することが可能になり、それらは次段階の調査と評価へフィードバックさせることができる。

このような国内外の動向調査を踏まえて、水理の観点で「評価項目」を一覧表として整備した。次に、これらの項目のうち、母岩の特性を表す重要な項目のひとつとして地下水移行時間を例に評価方法を整理し、「評価ツリー」としてとりまとめた。本ツリーは、以下に挙げる特徴をもつ。

- ・ 評価の対象となる項目を起点としてトップダウン的に、モデル化・解析手法、パラメータ、データセット、調査データ、調査手法の選択肢とそれらの関連性が示されている。
- ・ データの解釈やモデルの設定における複数の仮定（場合分け）から生じる代替ケースや、代替モデルの選択肢が系統的に示されている。

本検討では、花崗岩などの亀裂性の岩盤を対象に評価手法を整理した。その際、核種の移行遅延に与える影響が大きい透水量係数の分布に着目し、データ解釈上の複数の考え方を系統的に整理した。さらに、超深地層研究所計画の地表からの調査段階のデータに基づく解析事例を用いて、構築した評価ツリーに従い、モデル化・解析手法から調査方法に至る選択肢の選定に関する具体例を示した。

#### 3.5.2 課題と今後の計画

本検討で整備した評価項目は、水理の観点での項目を抽出した。今後は、それらの項目の妥当性について具体的な事例に基づき検討するとともに、より広範な視点での評価項目の整備が必要である。また、その評価項目のうち地下水移行時間に着目し、評価ツリーを作成したが、他の指標についても同様な整備を進めるとともに、評価項目間の関係性の整理を検討する必要がある。また、整理した評価ツリーの有効性について、より具体的な事例を対象とした検討が求められる。さらに、概要調査の各段階（フェーズ）で適用される調査手法と、調査により得られる情報に対する見直しなど、具体的な調査プログラムと連携した評価手法の検討が望まれる。

また，本検討では花崗岩などの亀裂性の岩盤を対象とした評価手法について整理した。今後は，新第三紀の堆積岩などの多孔質の岩盤を対象とした評価手法についても整備することが求められる。

### 参考文献 (3 章)

- Aalto, P., Aaltonen, I., Ahokas, H., Andersson, J., Hakala, M., Hellä, P., Hudson, J., Johansson, E., Kemppainen, K., Koskinen, L., Laaksoharju, M., Lahti, M., Lindgren, S., Mustonen, A., Pedersen, K., Pitkänen, P., Poteri, A., Snellman, M. and Ylä-Mella, M. (2009): Programme for Repository Host Rock Characterisation in the ONKALO (ReRoC), Working Report 2009-31, Posiva Oy.
- Åkesson, M., Kristensson, O., Börgesson, L., Dueck, A. and Hernelind, J. (2010): THM modelling of buffer, backfill and other system components. Critical processes and scenarios, SKB TR-10-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Andersson, J., Hermanson, J., Elert, M., Moreno, L. and Selroos, J-O. (1998): Derivation and treatment of the flow-wetted surface and other geosphere parameters in the transport models FARF31 and COMP23 for use in safety assessment, SKB R-98-60, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Andersson, J., Ström, A., Svemar, C., Almén, K.-E. and Ericsson, L. O (2000): What requirements does the KBS-3 repository make on the host rock? Geoscientific suitability indicators and criteria for siting and site evaluation, SKB TR-00-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Börgesson, L. and Sandén, T. (2008): Piping and erosion in tunnel backfill. Current knowledge, SKB R-06-72, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Crawford, J. (2008): Bedrock transport properties Forsmark Site descriptive modeling SDM-Site Forsmark, SKB R-08-48, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Dershowitz, W. (1985): Rock Joint Systems, Ph.D. Thesis, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, MA., 987 pp.
- Doughty, C., Takeuchi, S., Amano, K., Shimo, M. and Tsang, C.-F. (2005) : Application of multirate flowing fluid electric conductivity logging method to well DH-2, Tono Site, Japan, Water Resources Research, Vol.41, W10401, doi:10.1029/2004WR003708.
- Hellä, P., Ikonen, A., Mattila, J., Torvela, T. and Wikström, L. (2009): RSC-Programme - Interim Report. Approach and Basis for RSC Development, Layout Determining Features and Preliminary Criteria for Tunnel and Deposition Hole Scale, Working Report 2009-29, Posiva Oy
- 稲垣学, 田中達也, 橋本秀爾, 前川恵輔, 柴田雅博 (2012) : 地上からの調査段階において地下施設周辺母岩の性能を評価する手法の基礎的検討, JAEA Research 2011-056, 日本原子力研究開発機構.
- JAEA (2010) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 地層処分共通技術調査 地質環境総合評価技術高度化開発—次世代型サイト特性調査情報総合システムの開発—, 日本原子力研究開発機構.  
<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/library05.html>
- JAEA (2011) : 平成 22 年度地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発, 日本原子力研究開発機構.  
<http://www.enecho.meti.go.jp/rw/library/library05.html>
- JNC (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 99-20, 核燃料サイクル開発機構.
- JNC (1999b) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ— 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-23, 核燃料サイクル

開発機構.

- Joyce, S., Simpson, T., Hartley, L., Applegate, D., Hoek, J., Jackson, P., Swan, D., Marsic N. and Follin, S. (2010): Groundwater flow modelling of periods with temperate climate conditions – Forsmark, SKB R-09-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- 牧野仁史, 澤田 淳, 前川恵輔, 柴田雅博, 笹本 広, 吉川英樹, 若杉圭一郎, 小尾 繁, 濱 克宏, 操上広志, 國丸貴紀, 石井英一, 竹内竜史, 中野勝志, 三枝博光, 竹内真司, 岩月輝希, 太田久仁雄, 瀬尾俊弘 (2005): 地質環境の調査から物質移行解析にいたる一連の調査・解析技術 - 2つの深地層の研究施設計画の地上からの調査研究段階 (第1段階) における地質環境情報に基づく検討, JNC TN1400 2005-021, 核燃料サイクル開発機構.
- 松岡清幸, 竹内真司, 新堀雄一 (2007): 電気伝導度検層を用いた水みちの検出例, 物理探査学会学術講演会講演論文集, 116, pp.149-152.
- McEwen, T. (2002): Host rock classification. Phase 1: The factors that determine the location and layout of a repository – a review, Working Report 2002-36, Posiva Oy.
- Munier, R. (2010): Full perimeter intersection criteria Definitions and implementations in SR-Site, SKB TR-10-21, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Nagra (1994): Kristallin-I, Safety Assessment Report, Nagra Technical Report NTB 93-22, .
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004): 高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性 – 「処分場の概要」の説明資料 – , NUMO-TR-04-01, 原子力発電環境整備機構.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011): “地層処分事業の安全確保 (2010 年度版) – 確かな技術による安全な地層処分の実現のために –”, NUMO-TR-11-01, 原子力発電環境整備機構.
- Oda, M., (1985): Permeability tensor for discontinuous rock masses, *Géotechnique*, 35 (4), pp. 483–495
- 太田久仁雄, 佐藤稔紀, 竹内真司, 岩月輝希, 天野健治, 三枝博光, 松岡稔幸, 尾上博則 (2005): 東濃地域における地上からの地質環境の調査・評価技術, JNC TN7400 2005-023.
- 尾上博則, 三枝博光, 遠藤令誕 (2005): 繰り返しアプローチに基づくサイトスケールの水理地質構造モデル化・地下水流動解析 (ステップ2), サイクル機構技術資料, JNC TN 7400 2005-006.
- PNC (動力炉・核燃料開発事業団) (1992): 高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書 –平成3年度 –, PNC TN 1410 92-081, 動力炉・核燃料開発事業団.
- RWMC (2010): 地下水流動を説明するための調査システムフローの評価—RWMC と NDA の共同研究報告書—, 原環センター技術報告書, RWMC-JRJ-09001, 原子力環境整備促進・資金管理センター.
- 三枝博光, 瀬野康弘, 中間茂雄, 鶴田忠彦, 岩月輝希, 天野健治, 竹内竜史, 松岡稔幸, 尾上博則, 水野崇, 大山卓也, 濱克宏, 佐藤稔紀, 久慈雅栄, 黒田英高, 仙波毅, 内田雅大, 杉原弘造, 坂巻昌工 (2007): 超深地層研究所計画における地表からの調査予測研究段階(第1段階)研究成果報告書, JAEA-Research 2007-043, 日本原子力研究開発機構.
- 澤田淳, 井尻裕二, 坂本和彦, 亘真吾 (1999): 亀裂性岩盤を対象とした天然バリア中の核種移行解析, JNC TN8400 99-093, 核燃料サイクル開発機構.
- 澤田淳, 竹内真司, 三枝博光, 天野健治 (2007): 亀裂性岩盤におけるボーリング調査に基づく水理学的有効間隙率の設定について, 第36回岩盤力学に関するシンポジウム講演集(CD-ROM).
- Sawada, A., Uchida, M., Shimo, M., Yamamoto, H., Takahara, H. and Doe, T.W.(2000): Non-sorbing tracer migration experiments in fractured rock at the Kamaishi, Northeast Japan, *Engineering Geology*, Volume

- 56, Issues 1–2, pp.75–96.
- Selroos, J. and Follin, S. (2010): SR-Site groundwater flow modeling methodology, setup and results, SKB R-09-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Serco (2008): ConnectFlow Release 9.6 Technical Summary Document, Serco Assurance.
- 重野喜政, 宮川公雄 (1995): 地下水流動・物質移行解析における割れ目ネットワークモデルの現状と課題, 電力中央研究所報告, 調査報告 U95009.
- Shimo, M., Nishijima, N., Fumimura, K. (2001): Evaluation of Uncertainty due to Hydrogeological Modeling and Groundwater Flow Analysis (3) - Taisei Equivalent Heterogeneous Continuum Model using EQUIV\_FLO-, 亀裂性岩盤における浸透問題に関するシンポジウム論文集, pp.269-278.
- 下茂道人, 山本肇 (1996): 等価不均質連続体モデルによる亀裂性岩盤の浸透流解析手法, 大成建設技術研究所報 (29), pp.257-262.
- Shimo, M., Yamamoto, H., Uchida, M., Sawada, A., Doe, T.W., Takahara, H. (1999): In-situ test on fluid flow and mass transport properties of fractured rocks, 90<sup>th</sup> International Congress on Rock mechanics, Vols 1 & 2, pp.1401–1404.
- SKB (1992): SKB 91 - Final Disposal of Spent Nuclear Fuel; Importance of the Bedrock for Safety, SKB Technical Report 92-20, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation, Main Report of the SR-Can project, SKB TR-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2008): Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase. SDM-Site Forsmark, SKB TR-08-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2009): Design premises for a KBS-3V repository based on results from the safety assessment SR-Can and some subsequent analyses, SKB TR-09-22, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2010): Framework programme for detailed characterisation in connection with construction and operation of a final repository for spent nuclear fuel, SKB R-11-14, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB (2011): Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, SKB TR-11-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Snow, D.T. (1968): Rock fracture spacings, openings, and porosities, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, Proc. of the American Society of Civil Engineers, pp.73-91.
- Ström, A., Almén, K.-E., Andersson, J., Ericsson, L. O and Svemar, C. (1999): Geoscientific evaluation factors and criteria for siting and site evaluation. Progress report, SKB R-99-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- STUK (2001): Long-Term Safety of Spent Nuclear Fuel. Guide YVL 8.4, ISBN 951-712-470-8, Finnish Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK).
- Svensson, U., Ferry, M. (2010): DarcyTools Version 3.4 – User’s Guide, SKB R-10-72, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Svensson, U., Follin, S. (2010): Groundwater flow modelling of the excavation and operational phases – Forsmark, SKB R-09-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- 竹内真司, 天野健治, 下茂道人, 松岡清幸 (2003): 電気伝導度検層を用いた亀裂性岩盤中の水みち検出技術, 土木学会第 58 回年次学術講演会要旨集, pp.413-414.
- Takeuchi, S., Shimo, M., Doughty, C. and Tsang, C.-F. (2004): Identification of the Water-Conducting

- Features and Evaluation of Hydraulic parameters using Fluid Electric Conductivity Logging, Proceedings of the Second International Symposium on Dynamics of Fluids in Fractured Rock, pp.349-354.
- 竹内真司, 下茂道人, 城まゆみ, C-F. Tsang (2004): 電気伝導度検層による深部花崗岩中の水みちの抽出と水理特性の評価, 第33回岩盤力学に関するシンポジウム論文講演集, pp.451-456.
- Takeuchi, S., Amano, K., Takeuchi, R., Saegusa, H. (2008): Fluid electric conductivity logging: Useful application for characterization of water-conducting features, Proceedings of 36th IAH Congress.
- 田中靖治, 細谷真一(2008): 岩盤を対象とした原位置トレーサ試験の現状, Journal of MMIJ, Vol.124, pp.601-610.
- Tsang, C.-F., Hufschmied, P., Hale, F.V. (1990): Determination of Fracture Inflow parameters with a Borehole Fluid Conductivity Logging Method, Water Resources Research, vol.26, No.4, pp.561-578.
- 梅木博之 (1994): “スイス Nagra Kristallin-I と動燃H3レポートの比較”, 放射性廃棄物研究, Vol.1, pp.13-20.
- Umeki, H., Sakuma, H., Ishiguro, K., Hatanaka, K. and Naito, M. (1993): Near-Field Geologic Environment as an Effective Barrier against Radionuclide Transport, Proc. 1993 International Conference on Nuclear Waste Management and Environmental Remediation, September 5-11, 1993, Prague, Czech Republic, Vol. 1, pp.747-754.
- Vidstrand, P., Follin, S. and Zugec, N. (2010): Groundwater flow modelling of periods with periglacial and glacial climate conditions – Forsmark, SKB R-09-21, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Vomvoris, S., Andrews, R.W., Lanyon, G.W., Voborny, O., Wilson, W. (1996): Methodology for Deriving Hydrogeological Input Parameters for Safety-Analysis Models - Application to Fractured Crystalline Rocks of Northern Switzerland, Nagra Technical Report 93-14.
- Witherspoon, P.A., Wang, J.S.Y., Iwai, K. and Gale, J.E. (1980): Validity of cubic law for fluid flow in a deformable rock fracture, Water Resources Research, Vol.16, No.6, pp.1016-1024.
- Yamato, A., Masuda, S., Umeki, H., Sakuma, H., Ishiguro, K. and Sasaki, N. (1993): Performance Assessment Study in PNC/H-3 - A Japanese Approach –, Proc. the International Conference SAFEWASTE'93 (Safe Management and Disposal of Nuclear Waste), June 13-18, 1993, Avignon, France, Vol.2: Technical Sessions, pp.455-466.

## 4. シナリオの構築に関する検討

### 4.1 はじめに

#### 4.1.1 背景

安全評価におけるシナリオは、地層処分システムの長期的な変遷を表したものであるとともに、その定量的な評価に必要なモデルの開発やデータ収集の枠組みを与えるものである。安全評価にあたっては、極めて多様な物理的、化学的、あるいは地球科学的な自然現象や人為的事象等が、緩慢に、あるいは突発的に関与する可能性に関し検討する必要がある、加えて長期の将来予測に伴う不確かさに対する考慮が不可欠である（原子力安全委員会 放射性廃棄物・廃止措置専門部会，2010）。

原子力安全委員会は、2004年6月に、「放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項について」（原子力安全委員会，2004）を取りまとめ、この中で、不確かさを適切に取り扱うリスク論的考え方<sup>1</sup>を安全規制へ適用する重要性を示した。リスク論的考え方を基本とした安全規制では、安全評価における不確かさを適切に考慮するために、発生の可能性を考慮してシナリオを大別し、それぞれに対応した線量のみやすとの比較を行うことが基本となる。このため、リスク論的安全評価では、どのようにシナリオ設定を行うかが特に重要である。すなわち、安全評価においては、自然過程を介するシナリオについて、どのようなシステムの状態が「発生可能性が高いシナリオ」に相当するのか、あるいは、どのようなシステムの状態が「発生可能性が低いシナリオ」に対応するのかについて、最新の科学的知見等を踏まえつつ、それらの論拠とともに把握しておく必要がある。

NUMOは、安全評価に向けた自然事象の将来予測の考え方<sup>2</sup>を示すとともに、事象の発生可能性や不確実性に基づいたシナリオ区分の検討例（地層処分システムの性能確認シナリオ、地層処分システムの長期安全性評価シナリオ、仮想シナリオ）を示した（NUMO，2011a）。さらには、シナリオを合理的に構築するための考え方やアプローチについても示した。今後は、これらの考え方も踏まえ、不確実性を考慮した上で、発生可能性が高いシナリオ及び発生可能性が低いシナリオを適切に区分しながら構築するための手順として実用化していく必要がある。

さらに、シナリオ構築のためには、その前提として処分システムにおける様々な現象について、それらの現象が科学的にどのように理解されているのかということを整理しておくことが重要となる。そのことによって、処分システムの安全性に影響を及ぼす可能性のある現象が、どのような因子にどの程度の影響を受けるのかといったことを分かりやすく示すことができる。このような現象の理解についての整理された情報は、シナリオのスクリーニング、発生可能性を考慮したシナリオの区分、シナリオに基づく解析ケース、評価モデル、パラメータの設定において必要なものである。

#### 4.1.2 目的と実施事項

本検討では、シナリオを構築するための手順の確立に反映することを目的として、まず、前述の背景に基づいて、これまでのシナリオ構築手法に関する動向調査を行った。その上で、これらをベースに、発生可能性を考慮に入れたシステムの状態を、その根拠とともにどのように関連づけて構築していくか

<sup>1</sup> リスク論的考え方とは、全てのシナリオに対して画一的に防護基準を適用するのではなく、シナリオの発生可能性に応じて放射線防護上の要件に対する充足性を判断しようとするものである。評価のアプローチとしては、統合アプローチと線量/確率分解アプローチがある。原子力安全委員会は、放射性廃棄物処分について、線量/確率分解アプローチを参考とすることを示している（原子力安全委員会，2004）。

<sup>2</sup> 自然事象の将来予測については、予測に伴う不確実性の程度に応じて、期間A：十分な過去の情報に基づく外挿法による予測が可能な期間、期間B：不確実性は大きくなるが外挿法による予測が可能な期間、期間C：外挿法による予測が難しい期間の三つに区分して設定する（NUMO，2011a）。

についての枠組みを検討した。

具体的には、まず、事業の観点からの要件と考え方を整理したうえで、既存の NUMO のアプローチ（以下、NUMO アプローチという）を具体化するための視点を整理した（4.2 節）。その後、これまでのシナリオ構築手法に関する国内外の動向を整理し、シナリオ構築で検討すべきこと（以下、検討事項という）を再整理するとともに、様々な分析手法や表現方法との関係を整理した（4.3 節）。その上で、これらを取りこんで、NUMO アプローチを具体的に適用するための方法論について検討を行った（4.4 節）。また、最新の科学的知見を FEP として集約する整理作業の一例として、ガラス固化体の溶解と核種の浸出、オーバーパックの腐食、緩衝材の長期変遷の 3 つの現象に着目し、それぞれの個別現象に関する最新の知見を安全機能への影響の観点から体系的に取りまとめた（4.5 節）。さらに、残された課題と今後の計画についてまとめた（4.6 節）。

## 4.2 本研究の進め方

### 4.2.1 事業の観点からの要件と考え方

シナリオ構築に対する事業の観点からの要件としては、国際機関で議論されている留意点 (OECD/NEA, 2001) に基づき、以下の点が重要と考えられる (NUMO, 2011a)。

- [1] 可能性のあるすべてのシナリオを列挙することは不可能であることから、重大な抜け落ちがないように合理的な十分性を有すること
- [2] 評価に必要な情報を取りまとめることに加え、不足している知見の内容を明確化すること
- [3] シナリオの構築過程や判断過程について透明性があり、方法や結果を追跡できること
- [4] シナリオは、ステークホルダーとの対話におけるインターフェースとなりうること（ステークホルダーが理解しやすい表現や説明）
- [5] 研究開発の優先度、データ取得、資金の配分にかかわる意思決定に資すること

NUMO は、これらの留意点を踏まえ、システムの特長 (Features)、イベント (Events)、プロセス (Processes)（以下、FEP）の整理に基づく既存のシナリオ構築手法（ボトムアップアプローチ (Kurikami et al., 2009)）と、安全機能を軸としたシナリオ構築手法（トップダウンアプローチ (Kurikami et al., 2009)）とを組み合わせたアプローチにより、重大な抜け落ちがないように配慮し、合理的にシナリオを構築することとしている (NUMO, 2011a)。また、NUMO は、分野の異なる専門家が議論する際の共通の枠組みとして、ストーリーボード<sup>3</sup>を提案するとともに、安全評価における不確実性の取り扱いの考え方を示した。2 つの手法を組み合わせたアプローチやストーリーボードの活用については、上述の[3]及び[4]の留意点に対して、発生可能性を考慮に入れたシステムの状態をその根拠と関連づけて構築していくために、以下の視点に基づき具体化することが重要と考える。

- ① シナリオ構築では、複数の作業が並行して進められることから、それらの関係をより明確にすること
- ② シナリオの不確実性の表現に適した方法をより明確にすること
- ③ 発生可能性の観点からのシナリオ分類について、その判断過程をより明確にすること

<sup>3</sup> ONDRAF/NIRAS は、人工バリアの変遷を対象としてストーリーボードを開発した (Wickham and Harvey, 2008)。NUMO は、その考え方を発展させ、地層処分システム全体を対象として、空間スケールと時間スケールごとに、バリアの状態や核種の移行に関するプロセスを概念図や言葉を用いて描写したものを開発している (NUMO, 2011a,b)。

- ④ 考慮する必要がない FEP を除外した判断過程やリザーブ FEP<sup>4</sup>として分類した判断過程をより明確にすること
- ⑤ 解析ケースの設定に関わる判断過程をより明確にすること
- ⑥ シナリオと論拠との関係をより明確にすること

#### 4.2.2 進め方

本検討では、4.2.1 項で示した視点のうち、上述の①から③に着目して、複数の作業関係や不確実性の表現方法を明確にするため、国内外における事例を参考として検討を行っていくことが効率的であると考え、NUMO アプローチを基に、シナリオ構築の手順をより具体化することを目指して、以下の流れで進めることとした(図 4.2.2-1)。また、上述の④および⑤の視点については、本検討の対象外とし、今後の課題とした(4.6 節参照)。なお、⑥については、6 章において議論を行う。

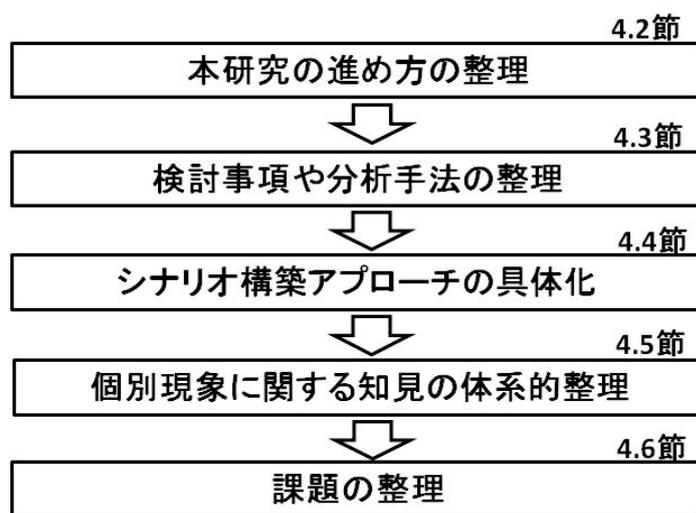


図 4.2.2-1 本研究の進め方と本章の構成内容

- NUMO のシナリオ構築の考え方に対して、具体化する視点を整理する(4.2 節)
- ①から③の視点から、検討事項や分析手法を整理する(4.3 節)
- 上述の整理結果に基づき、NUMO アプローチの具体化を試みる(4.4 節)
- また、シナリオ構築の過程で必須となるいくつかの個別現象について、知識の体系的な整理を行う(4.5 節(詳細は、付録 4-1))
- これらの検討結果を踏まえ、残された課題と今後の計画についてまとめる(4.6 節)

### 4.3 アプローチの具体化に向けた考え方や手法の整理

#### 4.3.1 シナリオ開発に関するこれまでの研究

##### (1) 第2次取りまとめや第2次 TRU レポートのシナリオ構築

第2次取りまとめ(JNC, 1999a)におけるシナリオ構築では、まず、安全機能を定義し、前提条件を整理した後、シナリオ分類の考え方を示した上で、FEP をリストとして取りまとめるとともに、FEP の内容を明確化した。

<sup>4</sup> 安全機能を向上させることが見込まれるが、知見が不十分であるため、その影響をあえて無視する現象

さらに、サイト選定や工学的対策の視点から除外できる FEP、及びシステムの理解に基づいて影響が無視できるほど小さいと判断される FEP については、根拠を示して除外し、安全評価で考慮する FEP を選択してこれらに基づきシナリオを作成した。また、選択された FEP については、安全機能とそれに影響を与える要因との関係をインフルエンスダイアグラムとして整理した。第 2 次取りまとめの国際レビューでは、この手法の有効性は認めつつも、システムの理解からシナリオの作成、さらには解析ケースの設定に至る一連の流れについて、追跡性を高め、設定根拠などをよりわかりやすくすることが必要であると指摘された (OECD/NEA, 2000)。

なお、第 2 次 TRU レポート (電事連・JNC, 2005a) においても、基本的には同様の手法に基づいてシナリオが構築されているが、セメント系材料が多くに使用されることによる人工バリア材料の長期健全性など、処分システムの性能の時間的変化を考慮したシナリオも検討された。また、これらの検討を FEP 辞書としてまとめるなど、評価の追跡性を高めるための工夫がなされた (電事連・JNC, 2005b)。

## (2) 第 2 次取りまとめ／第 2 次 TRU レポート以降の研究開発と技術開発

第 2 次取りまとめや第 2 次 TRU レポート以降の研究開発において、JAEA は、上述の国際レビューでの指摘を踏まえ、FEP の取り扱いを向上させるため、FEP の相関関係をマトリクス形式で整理するとともに、FEP と安全機能の関係を階層化する手法を考案し (JNC, 2005)、作業を支援するツールの開発を行った (牧野ほか, 2007)。さらに、処分システムの安全性に影響を与えることが懸念される事象について、安全機能及び核種移行解析上のパラメータへの影響を分析し、感度解析的手法と組み合わせることで、影響の重要度を評価する手法を構築した (大井ほか, 2008)。また、事業の進展に伴って更新される地質環境に関する情報や設計オプションの変更に対応した新たなシナリオを、インフルエンスダイアグラムを用いながら、前段階での評価との関係を明らかにしながら分かりやすく効率的に構築する手法として、変更点に起因して変化する安全機能を整理することによってシナリオを部分的に更新していく手法を開発している (稲垣・蛭名, 2008 ; 2009)。

規制支援研究においては、FEP リスト、FEP 間の相関関係及び安全性への影響の可能性を整理した FEP データベースを開発し、データベースに格納された知見に基づいたシナリオ構築が試行されている (神崎ほか, 2009)。

こうした研究開発の進展も踏まえ、NUMO は、4.2 項にも述べたように、FEP に基づくシナリオ解析手法と安全機能を軸とした手法を組み合わせたシナリオ構築手法の検討を進めるとともに、シナリオ検討過程において、分野の異なる専門家が議論する際の共通の枠組みとしてストーリーボードを提案し、ニアフィールドにおけるシステム変遷についてストーリーボードを用いて情報を整理している (NUMO, 2011a, b)。ストーリーボードは、シナリオ検討の出発点として、システムの変遷の理解を記述するために利用すること (Kurikami et al., 2009) に加え、シナリオをわかりやすく表現する方法のひとつとして利用することを期待できるものである。さらに、ストーリーボードは、システム全体を対象とすることも、システムの一部 (例えば、ニアフィールド) や構成要素にを対象として記述することも可能であり、用途に合わせて適切にボードの枠組を設計し利用することで、効果的に活用することが期待できる。

また、NUMO は、地質環境の多様性及び長期変遷を考慮に入れたシナリオ構築技術を実用化することを目的として、沿岸域における海水の影響や塩淡水境界の分布の時間的な変遷をより現実的に取り扱うためのシステムの状態設定手法の例示や、断層活動の影響評価に対するシナリオ構築手法の適用を進めてきている (NUMO, 2011a, b)。さらに、地層処分低レベル放射性廃棄物の概略的な安全性の検討において、感度解析に基づき重要なシナリオ及び解析ケースを抽出する手法を採用し、第 2 次 TRU レポートと

それ以降に更新された知見に基づき、その背景と技術的根拠を取りまとめている (NUMO, 2011c)。

一方、余裕深度処分を対象として、「余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する考え方」(原子力安全委員会, 2010) および「余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する技術資料」(原子力安全委員会 放射性廃棄物・廃止措置専門部会, 2010) が取りまとめられるとともに、日本原子力学会においては、学会標準「余裕深度処分の安全評価手法：2008」(日本原子力学会, 2009) が刊行された。これらの中では、余裕深度処分に起因する一般公衆の被ばく線量を評価する場合を想定して、リスク論的な考え方を踏まえ、シナリオの分類の考え方、処分システムの状態設定の方法、被ばく経路、モデル、パラメータが規定されている。さらに、学会標準の付属書では、処分システムの状態設定に関する技術的検討作業の具体的な参考事例として、要因分析図、FEP 相関マトリクス、感度解析などが示されており、地層処分の安全評価及びそのためのシナリオ構築においても参考とすべきものと考ええる。

### (3) 国外の動向

前項で見て来たように、我が国においては、第2次取りまとめ及び第2次 TRU レポート以降、シナリオ構築に係る手法の検討や整備が進められて来ているものの、地層処分システムの性能評価の実施を前提とした網羅的なシナリオ構築は行われていない。一方、国外では、処分サイトの候補地あるいは対象とする地層が決定されるなどの進展に伴い、具体的なサイトや環境条件を前提とした性能評価報告書が刊行されている。

そこで、スウェーデン SKB の SR-Site (SKB, 2011)、スイス Nagra の EN2002 (Nagra, 2002)、フランス ANDRA の Dossier2005 (ANDRA, 2005)、ベルギー ONDRAF/NIRAS の SAFIR 2 (ONDRAF/NIRAS, 2001)、英国 NDA の DSSC (NDA, 2010) 等について調査を行った。

調査の結果、シナリオ構築手法に関して、Ebashi et al. (2010) においても言及されているように、以下の傾向が認められる。

- ・ 安全機能を軸としてシナリオを構築するとともに、FEP リストや FEP データベースによってシナリオの十分性を確認していること
- ・ シナリオに対する要求 (例えば、規制側からの要求) は、国によって異なること
- ・ 国によって異なる安全確保の考え方に依存して、着目するシナリオが異なること (例えば、SKB では、オーバーパックの長期健全性を重視した安全確保の考え方を採用しており、オーバーパックの長期健全性に影響を与える因子に着目したシナリオを構築している)
- ・ 検討や判断の視点が多面的であり、構築されたシナリオに関連する情報が様々なレベルで存在すること

また、これら諸外国の性能評価報告書では、定義や考え方は報告書により異なるが、規制側の要求に対応して、“主要なシナリオ”とされているもの (例えば、SR-Site の主要シナリオ (main scenario)、Dossier2005 の通常変遷シナリオ (scenario d'evolution normal)) と、それ以外のシナリオが定義されている。SR-Site では、“主要なシナリオ”の検討において、想定される変遷として長期にわたる気候変動による環境の変化 (例えば、氷河期の到来) を考慮している。その上で、環境条件の変化が人工バリアに与える影響 (例えば、緩衝材の流出) について、必要に応じて解析等も実施し、可能性のある現象を抽出している。そして、抽出された可能性の否定できない現象については、付加的シナリオ (additional scenario) としてその影響の検討が行われている。EN2002 (Nagra, 2002)、Dossier2005 (ANDRA, 2005) において

は、不確実性の取り扱いの一環として、“主要なシナリオ”の中にモデルやパラメータの変更を行った解析ケースを設定し（あるいは感度解析を実施し）、システムの性能を確認している。

これらのように、想定されるシステムの状態について、発生可能性や不確実性を考慮したうえでシナリオの分類と解析ケースの設定との両方を適切に組み合わせることで、評価の網羅性を担保している。

#### 4.3.2 検討事項とそれらの分析手法等についての再整理

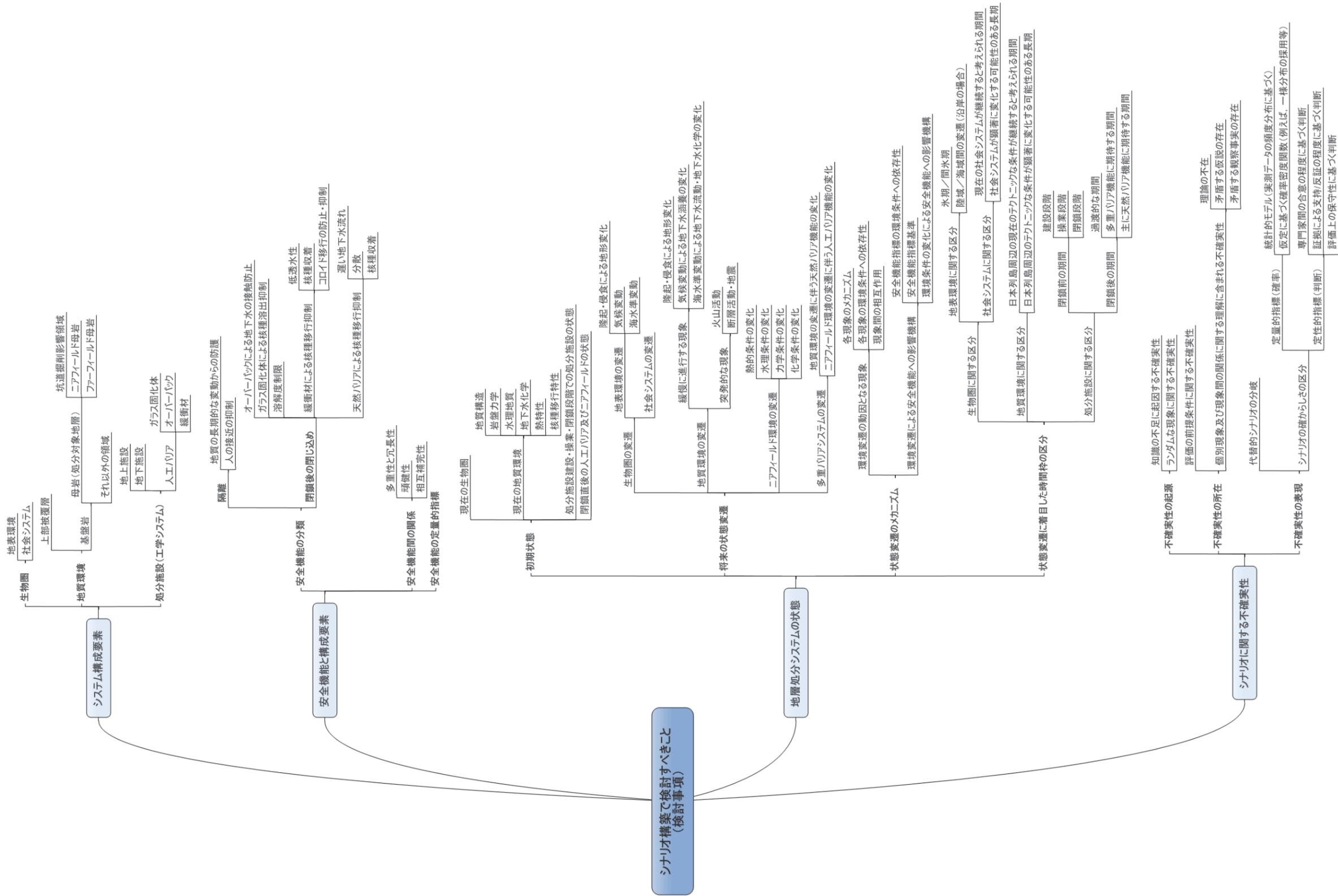
4.3.1 項に示したように、シナリオ構築に関連する知見や情報には様々な内容が含まれており、また、検討の視点も多面的である。さらに、シナリオ構築においては関連する情報を統合することが必要となり、その情報が様々なレベルで存在する。

NUMOは、シナリオ構築に対する考え方として、安全機能を軸にして進めること、安全評価において重要な抜け落ちがないように配慮して現象を選択すること、不確実性への適切な対応が重要であること等を示している（NUMO, 2011a）。

ここでは、これらを踏まえ、シナリオ構築に関連するキーワードを体系的に分類して検討事項を構造的に整理した（図 4.3.2-1）。なお、ここでの整理は以下の点に留意して進めた。

- シナリオ構築に対する NUMO の考え方（NUMO, 2011a）と整合したものとする
- 我が国で考えられている処分概念を前提としながらも、諸外国の性能評価報告書に含まれる検討事項の全体を（和集合として）リストアップすること（報告書の位置づけや安全確保の考え方などに依存して、各国のシナリオ構築に関わる検討事項は必ずしも同じではない）

このような整理結果は、シナリオの構築過程において、検討項目のチェックリストとして活用することが期待できる。



これらの検討事項をシナリオ構築作業において取り扱っていくためには、それぞれの項目の区分や特徴を踏まえ、その目的に応じて適切な分析手法や表現方法を選択することが重要である。このため、国内外の動向を踏まえ、NUMO アプローチを具体化する上で取り込むべき分析手法や表現方法の候補を以下のように抽出した。

ここでは、分析手法や表現方法を、それらの用途や機能の観点から、“システム構成要素の記述”、“トップダウン的手法”、“ボトムアップ的手法”、“トップダウン的手法とボトムアップ的手法の組合せ”、“シナリオの不確実性を分析する手法”の5つに分類して整理した。

なお、これらの分析手法や表現方法の一部については、次項（4.4 シナリオ構築アプローチの具体化）での利用例や既往の性能評価報告書等から対応する図表番号を具体的な例として付記した。

### (1) システム構成要素の記述

- 地質環境モデル（SDM：Site descriptive model）

評価対象地点の地質環境調査などに基づき、地表環境および地質環境の初期状態（処分開始時点あるいは現在）を記述するもの（SKB, 2008）

- 地質環境変遷モデル（SEM：Site evolution model）

地質環境の時間的な変遷を記述するもの

- システムの概念図

処分場レイアウト、人工バリアの構成などを示すもの（図 4.4.2-1）

- ニアフィールドの変遷図

ニアフィールドの時間的な変遷を記述するもの（NUMO, 2011b, 表 5.3-3）

（NUMO(2011b)では、このような変遷図についてもストーリーボードと呼んでいる）

### (2) トップダウン的手法

- 多重バリアシステムと安全機能の対応付け

処分システムの構成要素と各構成要素に期待する安全機能の整理表（表 4.4.2-1）

- 安全機能間の関係と時間的な変遷

期待する安全機能の時間的な変遷やそれらの相互補完関係を図などで示したもの（図 4.4.2-3）

- 安全機能に対する指標の設定と指標に基づく状態の区分

主な環境条件や特性を表す変数（例えば、緩衝材の間隙構造や温度）（以下、「状態変数」という）の中から安全機能に影響に及ぼすものを指標として抽出するとともに、その指標に基づいて、安全機能への影響に有意な差を及ぼすと考えられる閾値で区分したもの（SR-Site においては、安全機能指標及び安全機能指標基準、表 4.4.2-10）

### (3) ボトムアップ的手法

- FEP データベース

FEP リストのみではなく、FEP 間の相関関係、関連する最新の科学的知見を記述したもの

FEP の抽出や選択などの判断過程について、その根拠や不確実性の取り扱いなどの背景情報を含めて記述される（SKB, 2010a および関連するプロセスレポート）

- THMCR マトリクス（プロセスダイアグラム）

プロセス FEP がどのような状態変数に影響を及ぼすのかについて、T（熱）、H（水理）、M（力学）、

C (化学) R (放射線) に区分して整理したもの (SKB, 2011, Figure 7-2)

- インフルエンスダイアグラムおよびFEP マトリクス

インフルエンスダイアグラムは、FEP の相関を矢印などで示し整理したもの (図 4.4.2-4; JNC, 1999a, 図 4.1-4))

FEP マトリクスでは、対角要素に場の特性や状態を表す Feature (特性 FEP) を配置し、非対角要素に特性 FEP 間での影響の伝播に関する Process や Event (プロセス FEP) を配置する (JNC, 2005, 図 4.1.1-2))

(4) トップダウン的手法とボトムアップ的手法の組合せ

- FEP チャート

安全機能とそれらに関連する現象の相互関係を整理した図 (図 4.4.2-7 ; 図 4.4.2-8)

(5) シナリオの不確実性を分析する手法

- イベントツリー

環境条件や外部事象の影響によって考えられるシナリオの分岐や解析ケースの場合分けについて、樹形図等を用いて記述したもの (POSIVA, 2010, Figure 7-3)

- ロジックツリー

安全評価におけるシナリオ、モデルについて、可能性のある分岐点や選択枝を構造的に整理したものの (図 4.4.2-5)

一般的には階層構造の樹形図で、相互に排他的かつ網羅的 (Mutually exclusive and collectively exhaustive: MECE) に作られる。米国 Yucca Mountain サイトを対象とした総合システム評価評価 (TSPA) においては、この手法を用いることで、各分岐の末端に対応した解析ケースとそれぞれの発生確率の整理をしている (Kessler and McGuire, 1999)

- シナリオ分類テーブル

シナリオ分岐の検討結果として、安全評価における取り扱いの観点から区分・整理した図表 (SKB, 2011, Figure 11-2)

なお、上述のような種々の手法を用いて検討した結果に基づいて、最終的にシナリオとして表現する方法としては、以下の2通りの方法がある。

- 文章による記述

安全機能とその時間的変遷を基軸として、安全評価で考慮すべき時間および空間スケールを区分し、各時間・空間領域における地層処分システムのふるまいについて文章を使って表現したもの (H12 レポート, 4.3 節)

- ストーリボード

安全機能とその時間的変遷を基軸として、安全評価で考慮すべき時間および空間スケールを区分し、各時間・空間領域における地層処分システムのふるまいについて図と文章を使って表形式で記述するもの (NUMO, 2011b 図 3.2-3))

これらの様々な分析手法や表現方法について、図 4.3.2-1 に示した検討事項対応付けた表 4.3.2-1 に整理した。表の縦軸を検討事項、表の横軸を分析手法や表現方法とし、本調査・検討の結果から、各検討

事項を実施するにあたって利用可能で有効であると判断される組み合わせを示した。このような整理により、シナリオ構築に関する様々な手法がどのような目的の検討に適しているのかを把握することができる。

表 4.3.2-1 シナリオ構築に関する様々な手法と検討事項との関係

	システムの記述				トップダウン的手法			ボトムアップ的手法			トップダウン的手法とボトムアップ的手法の組合せ			シナリオの不確実性を分析する手法		
	地質環境モデル (SDM)	地質環境変遷モデル (SEM)	ニアフイールドの変遷図	システム概念図	多重バリアシステムと安全機能の対応付け	安全機能間の関係と時間的変遷	安全機能に対する指標	FEPデータベース	THMCRマトリクス	心臓系ガイアグラム FEPマトリクス	FEPチャート	イベントツリー	ロジックツリー	シナリオ分類	テーブル	シナリオ分類
システム構成要素	✓	✓														
安全機能と構成要素	生物圏				✓											
	地質環境	✓														
	処分施設			✓												
安全機能と構成要素	安全機能の分類					✓										
	安全機能間の関係					✓					✓					
	安全機能の定量的指標															
システムの状態	初期状態	✓														
	将来の状態変遷		✓													
	状態変遷のメカニズム			✓												
	時間枠の区分			✓												
シナリオに関する不確実性	不確実性の起源/所在	✓									✓					
	不確実性の表現															✓

✓：検討事項を分析あるいは表現する上で適切であると判断したものの

## 4.4 シナリオ構築アプローチの具体化

### 4.4.1 状態設定の基本的な流れ

4.2.1項で述べたように、NUMOは、FEPに基づくシナリオ構築手法と安全機能を軸としたシナリオ構築手法とを組み合わせたアプローチにより、シナリオの構築を行うことを基本としている（NUMO, 2011a）。このアプローチの概要を図4.4.1-1に示す。

安全評価におけるシナリオは、4.1.1項で述べたように安全評価に係る地層処分システム全体の長期的な変遷を記述するものである。一方、システム全体の変遷を記述するためには、システムを構成する各要素がどのように変化し、どのような状態となるかを記述する必要がある。本項における議論では、地層処分システムを構成する個別要素が安全評価の観点からどのように変化するかを描いたものを“状態設定”と定義し、システム全体にわたり“状態設定”を組み合わせたものを“シナリオ”と定義する。

本項では、図4.4.1-1中に示すNUMOアプローチに対して、実際の作業の実施を想定して、前項までに調査・整理した検討事項や分析手法に基づいて、どのような作業方法の組み合わせで、どのような手順で実施することが有効と考えられるかについて、具体的な事例を示しながら検討する。

なお、本検討は、図4.4.1-1中に赤線で囲んだ部分の作業に着目することとする。前提条件である、安全確保/安全評価戦略に関するものとして、安全基準、評価期間、不確実性の取扱い等について整理しておく必要があるが、これらについては別途議論され、与えられることを前提とする。また、安全評価の実施にあたっては、モデルやパラメータ設定とも関連して解析ケースが設定されるが、これらについては、今回の検討結果を踏まえ、今後検討することとし、ここでの検討ではこれらを含めないものとする。

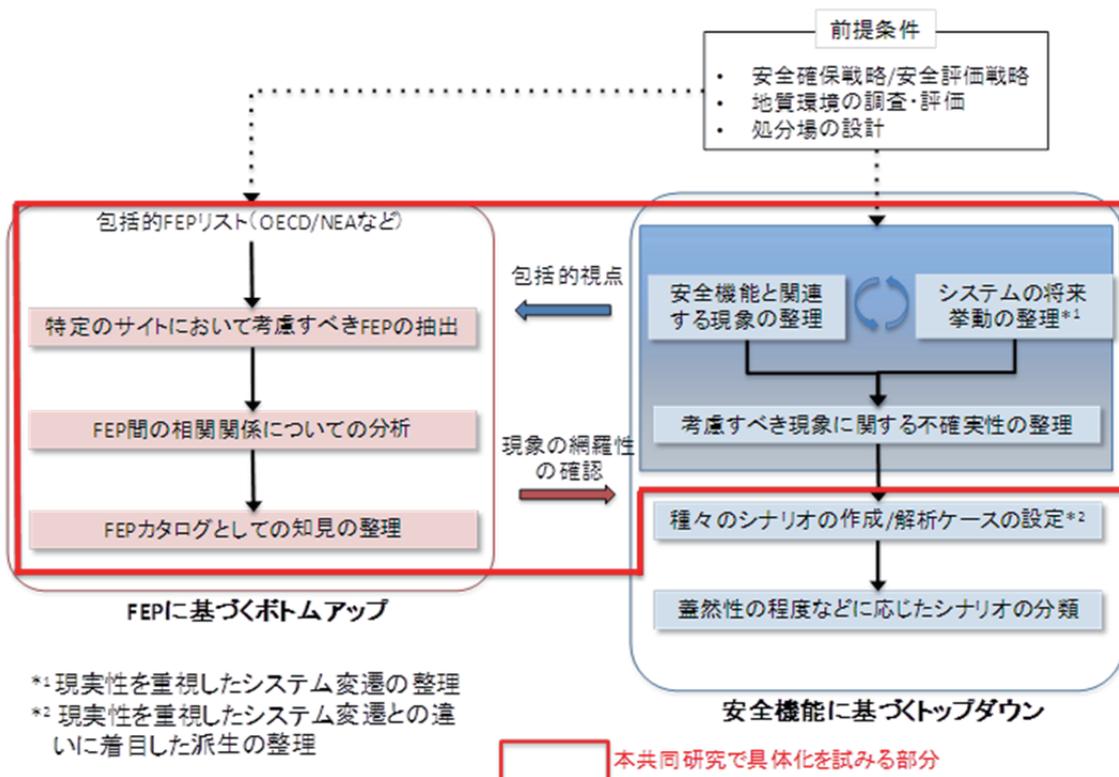


図 4.4.1-1 シナリオ構築のアプローチ (NUMO, 2011a)

システムの将来の状態については、様々な現象が関連して複雑に変化することが考えられる。しかしながら、地質環境の調査・評価、処分場の設計及び研究開発によって、それらすべてを精緻に把握して科学的に明らかにすることは容易ではない。したがって、状態設定においては、安全評価上の保守性や核種移行の観点から重大な抜け落ちがないように配慮しつつ、現象の単純化を図ることが重要となる。このため、システムの初期状態とその変遷に関する知見を、どのように状態設定に反映したのかについて整理することが重要となる。ここでは、FEP の整理に基づく既存のシナリオ構築手法（ボトムアップアプローチ）と、安全機能を軸としたシナリオ構築手法（トップダウンアプローチ）とを組み合わせるといふ NUMO アプローチの基本的な考え方を前提として、4.3 節までに整理した検討事項と、分析手法や表現方法についての整理結果を踏まえ、状態設定の基本的な流れを以下の着眼点から分類、整理した（図 4.4.1-2）。安全機能指標は、トップダウンアプローチとボトムアップアプローチを統合する際の重要な分析手法であると捉え、「安全機能指標を用いた統合化」をひとつの着眼点として、状態設定の基本的な流れを分類、整理した。図 4.4.1-2 中では、手順の項目をこれらの着眼点に応じて色分けした。

- システムの記述
- 安全機能に基づくトップダウンアプローチ
- FEP に基づくボトムアップアプローチ
- 不確実性の分析
- 安全機能指標を用いた統合化

#### 4.4.2 各手順の詳細

以下に、図 4.4.1-2 の流れに従って、図中に示した項目毎に、具体的な事例を参照しつつ手順の概要を記述する。図中の矢印は、作業の流れの概要を示したものであり、これらの作業に実施にあたっては、さらに複雑な情報の流れがある。これらについては、以下の説明において言及する。

なお、以降の記述は、状態設定のための手順を示し、それぞれの作業から得られる結果をイメージするための例である。NUMO や SKB の既存の文献を引用するとともに、本検討において試行的に作成したものをを用いているが、これらの具合的な記述は、本検討の中で科学的知見に基づく議論を行った結果ではなく、項目間での整合も十分に確認されたものではない。

##### (1) システムの記述

安全評価の対象となる生物圏、地質環境、処分施設について、形状や特性、想定される時間的な変遷などを記述する。なお、この段階では、安全評価の観点からの単純化は行わず、地質環境の調査・評価、処分場の設計、研究開発などによって得られる科学的な知見に基づいて整理することを基本とする。

##### (i) システムの初期状態の整理

状態設定のための最初の作業として、現在の地表環境や地質環境、処分施設、建設・操業・閉鎖工程について整理する。例えば、処分場概念に関しては、材料、設計及び製作・定置に関する特徴を細分化する。これらの情報は、状態変遷を多面的な観点から検討する上での基盤となる。

図 4.4.2-1 に高レベル放射性廃棄物における人工バリアの基本的な構成を示す。検討事項（図 4.3.2-1）の上位階層である「システム構成要素」のうち、「緩衝材」に関する項目を細分化した例を図 4.4.2-2 に示す。システムの初期状態の整理においては、細分化された項目に沿って具体的な数値や知見をまとめ

る。また、熱、水、応力、化学 (THMC) といった項目や、構成要素毎に特性を表す変数を「状態変数」として定め、これらに沿って初期状態を整理しておくことで、この後の状態変遷の記述を容易にすることが可能となる。

(ii) システムの状態変遷の整理

科学的な知見に基づき、システムの状態が将来どのように変遷していくのかを記述する。このためには、地質環境調査等によって得られる当該地域の過去から現在まで地質環境条件の変遷やその傾向、さらには、ニアフィールドで発生することが想定される現象についての科学的な理解が必要であり、これらには FEP に関する知見の整理 (例えばデータベース) が用いられる。状態変遷の表現方法としては、関係者の共通認識の醸成という観点から、地質環境変遷モデル (SEM) の作成、あるいは処分システム全体の変遷を描出するストーリーボード (例えば、NUMO, 2011b, 表 3.2-3) や、個別の現象や構成要素に特化したストーリーボード (例えば、NUMO, 2011b, 表 5.3-3) を作成することなどが有効である。



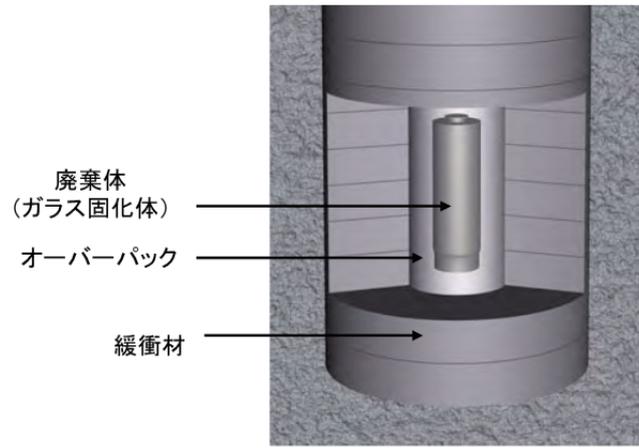


図 4.4.2-1 高レベル放射性廃棄物における人工バリアの基本的な構成

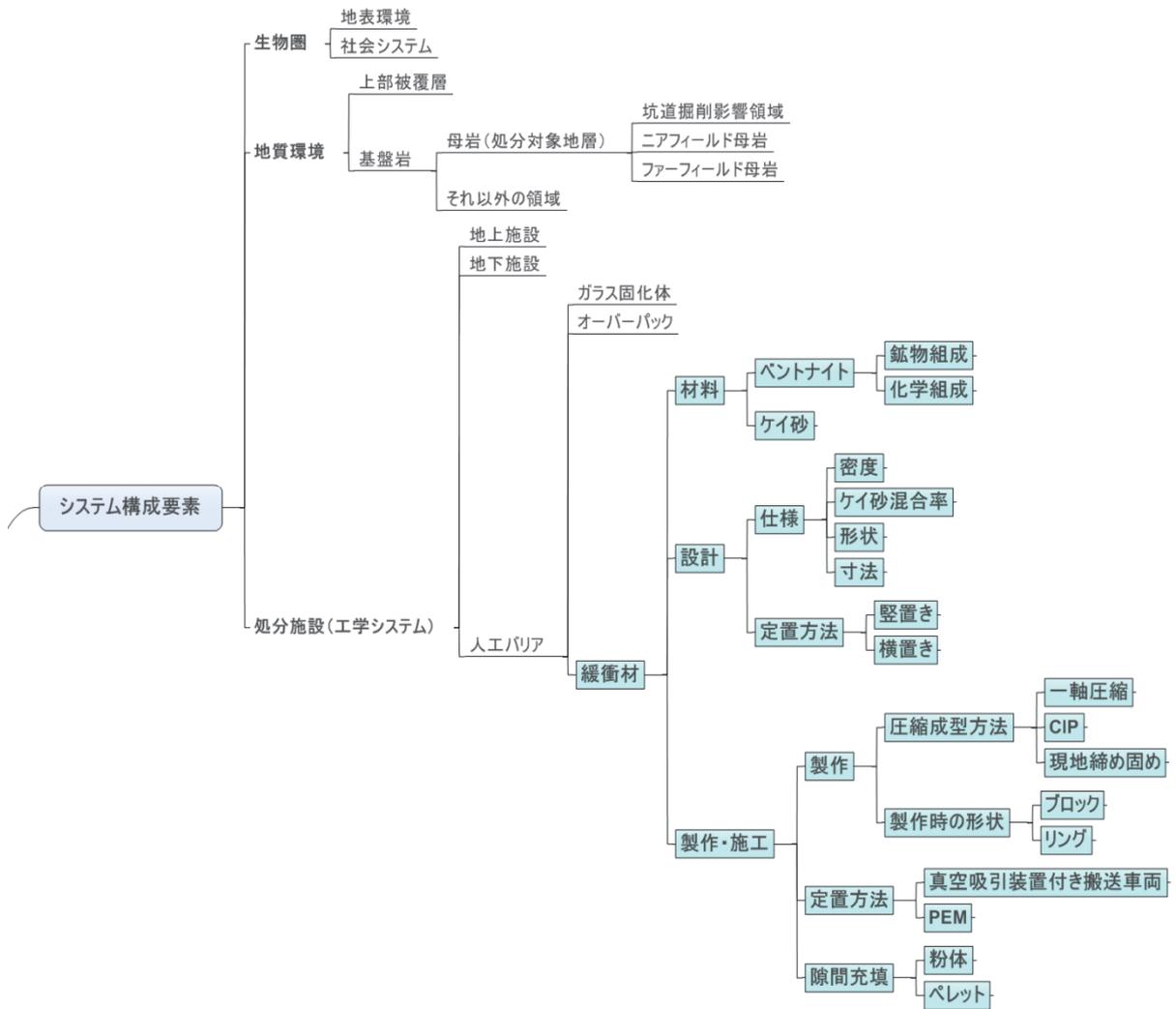


図 4.4.2-2 緩衝材に関する項目を具体化した例

## (2) 安全機能に基づくトップダウンアプローチ

安全確保戦略および安全評価戦略に基づき、トップダウン的に、対象とする地層処分システムについて前提となる安全機能を整理する。安全機能の整理に基づいて、安全機能指標の設定及び安全機能指標に影響を及ぼす現象等を整理することで状態設定を進めることが可能となる（「(5)安全機能指標を用いた統合化」参照）。

### (i) 安全機能の抽出及びバリアとの対応付け

安全確保戦略（例えば、NUMO, 2011a）に従い、地層処分システムの安全機能を設定し、各バリアとの対応付けを行う。

地層処分システムでは、多重バリアによって、生活環境と放射性廃棄物との距離を保つ「隔離」、及び放射性物質の大部分を廃棄物の周辺に長期間閉じ込める「閉鎖後閉じ込め」という二つの基本概念を担保する。この二つの基本概念と安全機能およびバリア構成要素との関係を表 4.4.2-1 に示す。多重バリアシステムの安全機能は、人との直接的な接近を抑制することと、地下深部に埋設した放射性廃棄物から放射性物質が地下水を介して移行し、最終的に人間の生活環境に有意な影響を及ぼすことがないようにすることを目標として設定されている。多重バリアシステムは人工バリアと天然バリアにより構成され、それぞれ閉鎖後長期の安全性を確保するための種々の安全機能を有する。高レベル放射性廃棄物地層処分の人工バリアとして、ガラス固化体、オーバーパックおよび緩衝材がある。ガラス固化体は、オーバーパックに封入され、オーバーパックの周囲には緩衝材が配置される。これらは地下深部の安定で好ましい条件を有する地質環境に設置される。なお、ここで整理した安全機能とその構成要素は、後述の「(3) FEPに基づくボトムアップアプローチ」における「(i) 地層処分システムに即した FEP リストの作成」に反映させる。

NUMO では、表 4.4.2-1 に示すように、各構成要素に対して安全機能を定義し（NUMO, 2011a）、さらに各バリアについての技術要件を定めている（NUMO, 2011a）。技術要件は、基本的なバリア性能の確保、長期健全性の維持、及び工学的実現性の確保の 3 種類に分類して設定している（表 4.4.2-2～表 4.4.2-5）。これらの技術要件の一部は、SR-Site 等では、各構成要素に設定されている下位の安全機能に対応するものである。安全機能についての議論においては、NUMO の技術要件のうち、基本的なバリア性能の確保、及びバリアの長期健全性の維持が重要となる。

表 4.4.2-1 安全機能と多重バリアシステム構成要素との関係 (NUMO, 2011a)

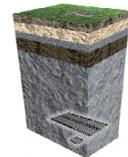
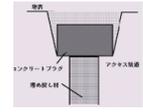
基本概念	安全機能		構成要素		
隔離	地質の長期的な変動からの防護		天然バリア		
	人の接近の抑制				
閉鎖後閉じ込め	放射性物質の浸出抑制	ガラスマトリクスによる浸出抑制	廃棄体		
		発熱が著しい期間の地下水接触の防止	オーバーパック		
	放射性物質の移行抑制	放射性物質の溶解度制限	還元環境を保つことなどにより機能として発現		
		移流による移行の抑制	緩衝材		
		コロイド移行の防止・抑制			
		収着による放射性物質の移行遅延	天然バリア		
		分散による移行率の低減			
	アクセス坑道およびその周辺が卓越した移行経路となることの抑制	埋め戻し材プラグ			

表 4.4.2-2 技術要件設定の考え方 (NUMO, 2011a)

技術要件の分類	説明
基本的なバリア性能の確保	安全機能に直接的に関係するもので、安全確保の観点から設計において必ず確保する性能として、技術要件を設定する。例えば、緩衝材の低透水性など。
バリアの長期健全性の維持	閉鎖後長期間にわたり多重バリアシステムの性能が維持されるよう人工バリア材料の長期的な特性や、バリア材料間の相互作用の理解に基づいて、設計上の対策を検討し、技術要件を設定する。例えば、セメントーベントナイト相互作用の考慮など。
工学的実現性の確保	実現性の見通しのある技術を用いて、サイトの地質環境特性において、安全機能を合理的に確保するように、設計上の対策を検討し、技術要件を設定する。例えば、緩衝材の施工技術など。

表 4.4.2-3 緩衝材の技術要件（基本的なバリア性能の確保）（NUMO, 2011a）

安全機能		技術要件	技術要件の説明	設計項目
放射性物質の移行抑制	移流による移行の抑制	低透水性	緩衝材中の地下水の動き（移流）を抑制し、結果的に放射性物質の移行を抑制すること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計）
	コロイド移行の防止・抑制	コロイドろ過能	放射性物質がコロイドとして移行することを抑制すること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計）
	収着による放射性物質の移行遅延	収着性	ガラス固化体から溶出した放射性物質を収着することにより遅延すること	緩衝材の設計 （材料設計）

表 4.4.2-4 緩衝材の技術要件（長期健全性の維持）（NUMO, 2011a）

技術要件	技術要件の説明	設計項目
自己修復性	施工後変形などにより隙間が生じたとしても、自己修復できること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計）
耐熱性	廃棄体の発熱により緩衝材の機能が著しく低下しないこと	地下施設の設計 （坑道離間距離、廃棄体ピッチ）
耐放射線性	廃棄体の放射線により緩衝材の機能が著しく低下しないこと	緩衝材の設計 （材料設計）
緩衝材流出の抑制	地下水流による緩衝材の流出が著しくないこと	地下施設の設計
残置物との相互作用の影響の低減	コンクリートなどの残置物との相互作用により安全機能が著しく低下しないこと	坑道の支保、プラグ、グラウト設計（材料設計）
バリア材料間の相互作用の影響の低減	人工バリア材料間の相互作用により安全機能が著しく低下しないこと	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計）
ガラス固化体の過熱の防止	良好な熱伝導性を有すること	緩衝材の設計 （材料設計）
オーバーパックの保護（物理的緩衝性）	オーバーパックの腐食膨張、岩盤の変形を緩和し、オーバーパックを機械的な破壊から保護するよう、物理的緩衝性を有すること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計）
オーバーパックの沈下の防止	廃棄体オーバーパックを力学的に支持すること	緩衝材の設計 （材料設計）
施工時の隙間の充填（自己シール性）	施工時の隙間を充填するよう、膨潤性を有すること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計） 操業システムの設計 （施工技術）

表 4.4.2-5 緩衝材の技術要件（工学的実現性の確保）（NUMO, 2011a）

技術要件	技術要件の説明	設計項目
製作性	既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術に基づき製作が可能であること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計） 緩衝材製作装置の設計
遠隔設置性	遠隔操作による搬送・設置が、既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により可能であること	緩衝材の設計 （材料設計、形状・厚さの設計） 搬送・設置装置の設計
品質確認性	緩衝材製作時および遠隔設置時に、所定の品質の確認ができること	製作検査装置の設計 搬送・設置装置の設計

(ii) 時間枠に応じた冗長性・相互補完性の整理

安全機能と各バリアとの対応に基づいて、後述する「(3) (ii)各 FEP についての知見の整理（データベース化）」の結果も活用しながら、各バリアの安全機能に期待される（割り付けられる）時間枠の検討を行う。この際、自身の長期健全性維持及び他のバリアの保護の観点から抽出されている技術要件（長期健全性の維持）との関係を併せて整理することで、各時間枠で期待する機能や機能間の相互関係（冗長性や相互補完性）を明らかにすることができる。

図 4.4.2-3 は、ガラス固化体、オーバーパック及び緩衝材の安全機能の時間的変遷を示すとともに、緩衝材の技術要件（長期健全性の維持）とそれらの関係を整理したものである。

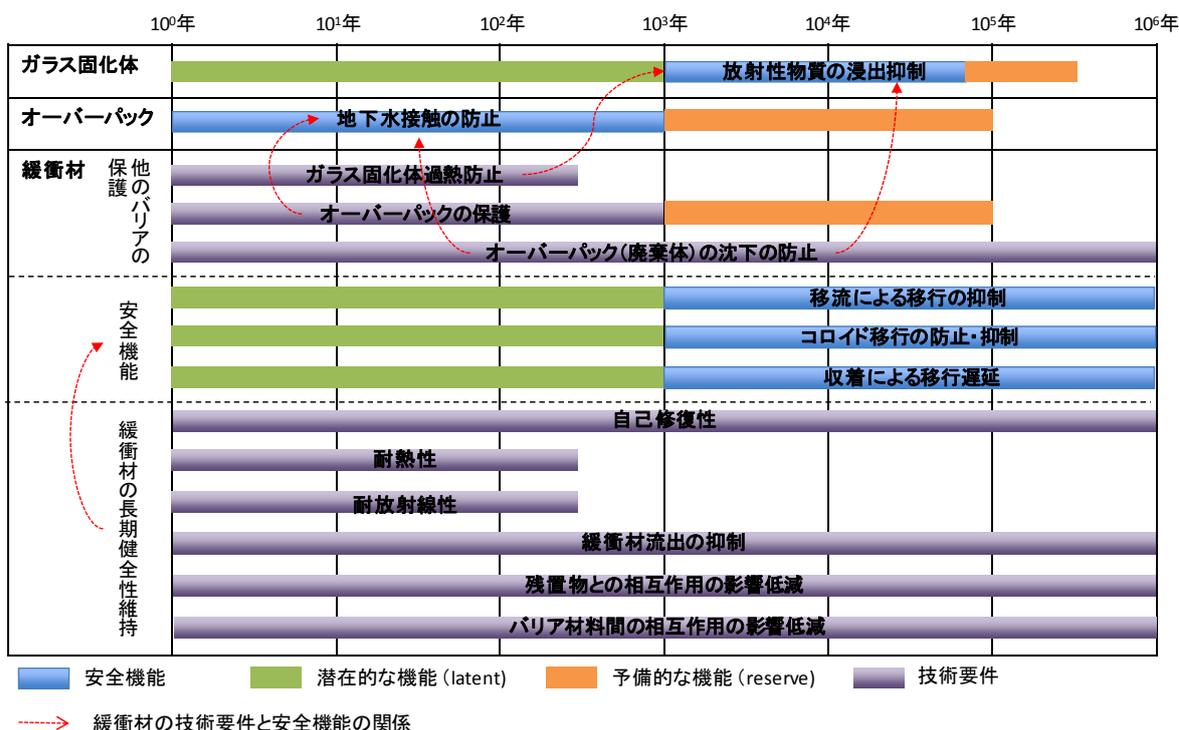


図 4.4.2-3 安全機能と技術要件との関係およびそれらの時間的変遷（緩衝材を対象とした例）

(3) FEPに基づくボトムアップアプローチ

既存のFEPに関する知見（リストやデータベース等）を出発点として、地層処分システムの各構成要素において考慮すべきFEPをリスト化する。これにより、シナリオ構築において重大な抜け落ちがないようにすることが期待できる。

(i) 地層処分システムに即したFEPリストの作成

既存のFEPリストを出発点として、対象とする地層処分システムに即したFEPリストを作成する。概要調査段階においては、地質環境条件がある程度特定されており、処分概念の検討が進められていることから、国際的なFEP（例えば、OECD/NEA, 1999）や我が国においてサイトを特定しないで開発が進められてきたFEP（例えば、神崎ほか, 2009）を基にして、既存の知識（研究開発成果等）を活用しながら、対象とするサイト条件や処分概念で考慮すべきFEPリストを作成する。作成に際しては、安全機能に基づくトップダウンアプローチのうち、「(2) (i) 安全機能の抽出及びバリアとの対応付け」で示され

る結果を反映することが重要である。緩衝材中のプロセスに関するリストの例を表 4.4.2-6 に示す。

表 4.4.2-6 緩衝材のプロセスに関するリスト (SKB,2010b を基に作成)

分類	プロセス
放射線関連 プロセス	放射線通過／発熱
熱的プロセス	熱の移動
	凍結
水理的 プロセス	不飽和状態での水の流動
	飽和状態での水の流動
	ガスの移動及び溶解
	パイピング及び浸食
力学的 プロセス	膨潤及びこれに伴う移動・変形
	液状化
化学的 プロセス	溶質の移流
	溶質の拡散
	コロイドの移動
	吸着 (イオン交換を含む)
	不純物の変質
	液相でのスペシエーション及び液相反応
	浸透現象
	モンモリロナイトの変質
	鉄-ベントナイト相互作用
	モンモリロナイト起源のコロイド生成
	放射線による変質
	間隙水の放射線分解
	微生物活動
	セメンテーション
核種移行 プロセス	放射性核種のスペシエーション
	液相中の核種移行
	気相中の核種移行

(ii) 各 FEP についての知見の整理 (データベース化)

前項で述べたリストの各項目について、その時点における最新の知見を整理する。また、整理した知見は一般的に情報量が大きくなることから、データベース化することにより、必要な知見の抽出および追跡が容易になることが期待できる。なお、この成果は、「(4)不確実性の分析」の「(i) 各 FEP についての不確実性の抽出」における基盤情報となるものである。

(iii) 状態変数に影響を及ぼすプロセスと相互作用の整理

前項で述べた FEP データベースに基づき、状態変数と各プロセスとの間の依存性についてとりまとめる。状態変数とは、特性を表す変数として、構成要素毎に抽出される。表 4.4.2-7 に SR-Site における緩衝材の状態変数を示す。

表 4.4.2-6 SR-Site における緩衝材の状態変数リスト (SKB,2010b)

状態変数	定義
緩衝材形状	緩衝材の寸法, 境界面の状態 等
間隙構造	間隙構造の時間空間的变化, 一般的には全間隙率
放射線強度	緩衝材中の ( $\alpha$ , $\beta$ ) $\gamma$ および中性子線の強度の時間空間変化
温度	緩衝材中の温度の時間空間変化
水分含有率	緩衝材中の含水率の時間空間変化
ガス含有率	緩衝材中のガス (放射性核種を含む) の時間空間変化
水理条件 (圧力と流れ)	水およびガスの圧力と流れの温度の時間空間変化
応力状態	緩衝材中の応力状態の時間空間変化
ベントナイト組成	緩衝材中のベントナイトの化学組成 (放射性核種を含む) の時間空間変化, 緩衝材中の不純物量の時間空間変化
モンモリロナイト組成	モンモリロナイトの平均的分子構造, 交換性陽イオンのタイプ
間隙水質	緩衝材中の間隙水組成 (放射性核種および溶存ガスを含む) の時間空間変化
構造材, 残置物	緩衝材中に残置される物質の化学組成および量 構造材については, 現時点で定義なし

これらの状態変数と、プロセスのひとつひとつについて、状態変数がプロセスに与える影響と、プロセスが状態変数に与える影響を整理する。SR-Site において、熱的プロセス (熱の移動) を対象として、緩衝材の状態変数との関係を整理した例を表 4.4.2-8 に示す。ここでは、各プロセスと状態変数とが直接関係するもののみを記述する。間接的なものについては、インフルエンスダイアグラム等により、複数の「直接的依存性」をたどることによって表現することができる。表中に記述される影響の有無を判断した背景情報については、プロセスレポート (SKB, 2010b) において説明されている。このような整理を表 4.4.2-6 で示したすべてのプロセスに対して実施し集約することで、プロセスと状態変数との関係についての検討の網羅性が担保される。表 4.4.2-8 に示した整理を踏まえ、熱的プロセスを対象とした緩衝材中のインフルエンスダイアグラムの例を図 4.4.2-4 に示す。

なお、図 4.4.2-4 は、緩衝材中の熱的プロセスという一要素を示したものであるが、インフルエンスダイアグラムはさらに大きなレベル (緩衝材全体や人工バリア全体等) で作成することも可能であり、必要に応じて使い分ける必要がある。

表 4.4.2-8 緩衝材におけるプロセスと状態変数の依存関係の整理 (熱的プロセス：熱の移動)  
(SKB, 2010b を基に作成)

状態変数	状態変数からプロセスへの影響		プロセスから状態変数への影響	
	影響の有無・概要	性能評価での取り扱いとその理由	影響の有無・概要	性能評価での取り扱いとその理由
緩衝材の形状	○	熱解析の入力情報	○(ただし微小)	無視
空隙構造	○	熱解析の入力情報	－(間接的: 温度経由)	
放射線強度	－		－	
温度	○ 不飽和状態における, 熱による水の蒸発, 拡散, 凝縮は熱移動に寄与する。	モデルに組み込み	○	熱解析の出力
水分含有率	○	熱解析の入力情報	○	「不飽和状態での水の移動」にて考慮
ガス含有率	－(間接的: 水分含有率経由)		－(間接的: 水分含有率経由)	
水理条件(圧力, 流速)	－		－	
応力状態	－		－	
ベントナイトの組成	○	熱解析の入力情報	－	
モンモリロナイトの組成	－		－	
間隙水質	－		－	
構造材, 残置物	○(熱伝導率に影響する かもしれない。)	量が制限されているため 無視できる	－	

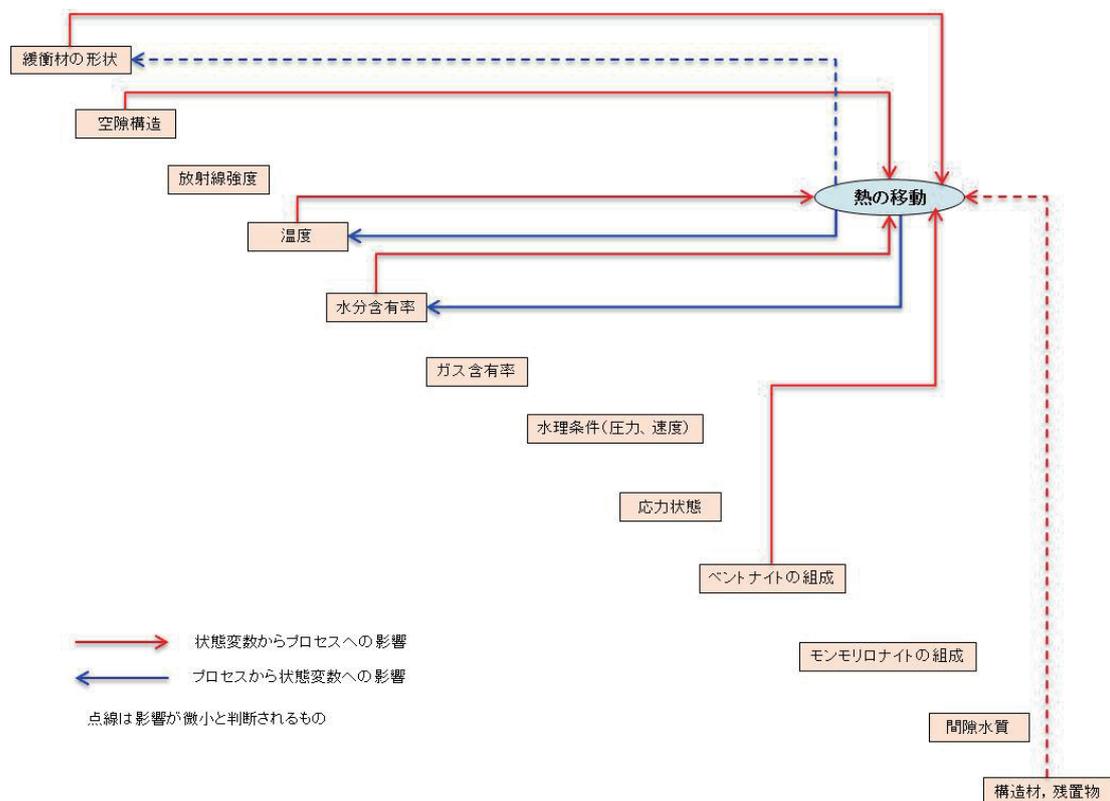


図 4.4.2-4 緩衝材中のインフルエンシダイアグラム (熱的プロセス：熱の移動)

(4) 不確実性の分析

状態設定において考慮すべき不確実性を明らかにするため、不確実性の抽出や考慮すべき選択肢(分岐)の整理などを行う。

(i) 各 FEP についての不確実性の抽出

FEP データベースに基づき、各 FEP に関する不確実性を抽出し整理する。不確実性の抽出においては、4.3.2 項の検討事項(図 4.3.2-1)で示したように、「不確実性の起源」、「不確実性の所在」といった視点からの不確実性の分類を行うことが、不確実性の取り扱いを検討する上で有効となる。例として、SR-Site のプロセスレポート(SKB, 2010b)における、緩衝材の熱的プロセスに関する不確実性の記述を表 4.4.2-9 に示す。SR-site では、各構成要素の各プロセスについて、このように「メカニズムの理解における不確実性」、「モデルの単純化に伴う不確実性」、「インプットデータおよびデータ不確実性」に分類した記述が行われている。

表 4.4.2-9 緩衝材における FEP に関する不確実性(熱的プロセス): 熱の移動(SKB, 2010b)

<p><b>Uncertainties in mechanistic understanding</b></p> <p>Heat transfer from the hot canisters via the buffer to the near-field rock and backfill is in principle a simple process that can be described with reference to basic laws of physics. The character of the sub-processes that participate in the heat transport is also known and the theoretical modelling of their function is based on well-known physical principles.</p> <p><b>Model simplification uncertainties in SR-Site</b></p> <p>Several modelling simplifications regarding coupling to the hydraulic evolution are described under “Handling in the safety assessment” above. The conservative simplifications used in the models are justified since the prime purpose of the modelling is to obtain upper limits on canister and buffer temperatures. Sensitivity analyses will in some cases shed light on the effects of the simplifications.</p> <p><b>Input data and data uncertainties in SR-Site</b></p> <p>Critical input data for the modelling of this process will be given in the SR-Site data report /SKB 2010/. Critical uncertain input data for use in determining the peak canister temperature include the heat power of the fuel, the thermal conductivity of the partly saturated buffer material and of the host rock. Also uncertainties of the emissivities of the inner buffer and in particular the outer copper surfaces are decisive in determining the peak canister temperature. All uncertainties associated with peak buffer temperature calculations are presented in /Hökmark et al. 2009/. Sensitivity calculations will be done to clarify the influence of the various data uncertainties.</p>
---

(ii) 現象間の相互作用における不確実性伝播の分析

各 FEP に関する知識や情報の信頼性はそれぞれ異なり、FEP の特性や現象理解の程度等に応じて、それぞれに不確実性が存在する。このため、安全評価のための状態設定を一義的に決定することができず、複数の選択肢(分岐)を検討することが必要となる。このような分岐を分析するために、まず、前項に述べた FEP に関する知識や情報の不確実性の程度に基づき、不確実性がどの期間(時間区分)のどの安

全機能に影響を及ぼすかについて、情報を整理し分析する。

以下に、緩衝材を対象として、現象の不確実性が安全機能に伝播し、分岐の生ずる可能性についての検討例を示す。本検討では、考慮する期間として、次の2つの時間区分を設定した。

- ① 廃棄体発熱による温度上昇、及び緩衝材全体が再冠水するまでの坑道閉鎖後の過渡的期間（過渡的な期間）
- ② 緩衝材全体が再冠水した後、多重バリアの性能に期待する期間（多重バリアに期待する期間）

この時間区分は、「(2) 安全機能に基づくトップダウンアプローチ」の「(ii) 時間枠に応じた冗長性・相互補完の整理」における時間枠と一致する必要はなく、場の環境条件の変遷や、環境条件に依存して発生する現象の特徴的な変化を踏まえ区分する。したがって、着目する対象（例えば、人工バリアなのか広域の地質環境なのか）によっても、区分の時間が変わる可能性がある。

#### 過渡的な期間

- ・パイピング及び浸食に関する不確実性

不飽和状態の緩衝材に局所的な水の浸入があると、パイピングと呼ばれる緩衝材中に水みちが形成される現象が、室内試験や一部の原位置試験で確認されている（Börgesson and Sandén, 2006）。パイピングによって地下水流路に沿った緩衝材の浸食が継続して生じ、緩衝材の密度低下、密度低下に伴う膨潤圧の低下や透水性上昇につながる可能性を否定できない。

- ・不純物の変質に関する不確実性

緩衝材中に存在するモンモリロナイト以外の随伴鉱物等が地下水の浸入によって溶解する。温度勾配がある条件で緩衝材中の水の移動が起こり、温度－水理－力学－化学（THMC）連成挙動の結果として、緩衝材中に二次鉱物が沈殿しセメンテーションが生じる可能性がある。セメンテーションについての現状の知見には不確実性が含まれており、緩衝材の膨潤性等が低下する可能性を否定できない。

#### 多重バリアに期待する期間

- ・鉄－ベントナイト相互作用に関する不確実性

ベントナイトが炭素鋼オーバーパックと長期にわたり接触することにより、炭素鋼の腐食によって供給される腐食生成物とベントナイトが相互作用を起こすことで、モンモリロナイトの変質等が発生し、緩衝材の密度低下、膨潤圧の低下や透水性上昇につながる可能性を否定できない。

- ・モンモリロナイトの変質（セメント影響）に関する不確実性

坑道支保にセメント系材料を用いる場合には、セメント材料から溶出するアルカリ性溶液によって長期間にわたって緩衝材の主成分鉱物であるモンモリロナイト等が徐々に溶解し、鉱物組成や緩衝材の間隙構造が変化し、緩衝材の密度低下、膨潤圧の低下や透水性上昇等につながる可能性を否定できない。

(iii) 考慮すべき分岐の整理

前項で例示した、緩衝材で発生する現状についての不確実性とその伝播に関する分析結果を踏まえ、状態設定において考慮すべき分岐を整理する。ロジックツリーを用いて整理した例を図 4.4.2-5 に示す。

分岐の整理においては、「(5) 安全機能指標を用いた統合化」で後述する「安全機能指標」と「安全機能指標基準」と関連づけて整理を行う。すなわち、不確実性を有する現象の発生の有無、発生により影響を受ける安全機能指標、安全機能指標を超える状態の変化の有無によって場合分けを行い、結果として「所期の安全機能が担保される」と「所期の安全機能の一部が担保されない可能性がある」の2つに分類される。

なお、ここでは、所期の安全機能を損なうような諸現象が発生しない変遷を「基本的変遷」とした。また、図中の「基本設定」および「変動設定」は、次項「(iv)確からしさの区分」の検討結果として与えられる。

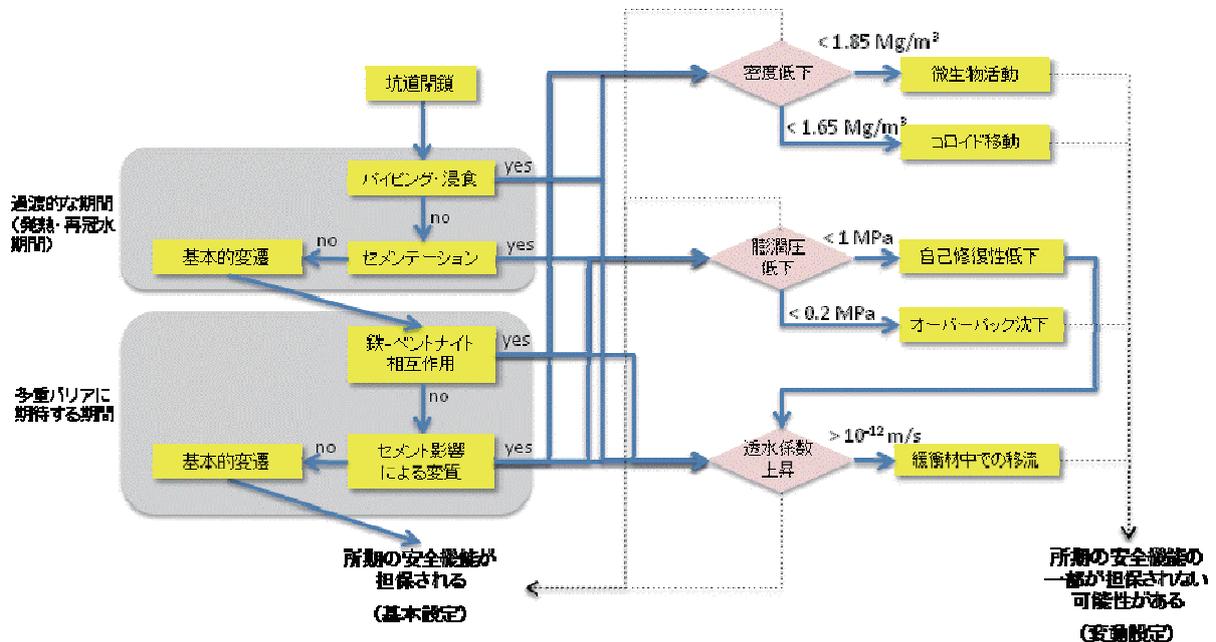


図 4.4.2-5 緩衝材の状態設定に関するロジックツリー

(iv) 確からしさの区分

緩衝材の状態設定に関するロジックツリー (図 4.4.2-5) においては、前項で述べた FEP の不確実性によって、安全機能指標基準 ((5) (ii) 参照) が満足されなくなるような状況が生じる可能性を整理している。図 4.4.2-5 中の分岐のひとつひとつについて、現象が生起する確からしさを判断し、生起することが確からしいと判断される選択枝を基本設定に、生起する確からしさは低いと判断される選択枝を変動設定に分類する。確からしさの判断の妥当性を示す方法の一つとして、討論モデルの手法 (大澤, 2010 ; Makino et al., 2012) を用いて、判断に関連する論拠を取りまとめることが有効であると考えられる。

図 4.4.2-6 は、パイピング・浸食に着目し、「パイピング・浸食により緩衝材の安全機能の低下が生ずる可能性は低い」という主張に対する知見をとりまとめた例である。図 4.4.2-6 では、この主張について

の論拠が示されている。反証の全てに対して明確に再反証することが困難であるような、論拠が確立できていないプロセスに対しては、不確実性を考慮した保守的な設定を基本設定とすることや、現象の生起が不確実なものについても、念のためにこれらのプロセスによる影響を仮定した変動設定を想定した評価を行うことによって対応が可能となる。

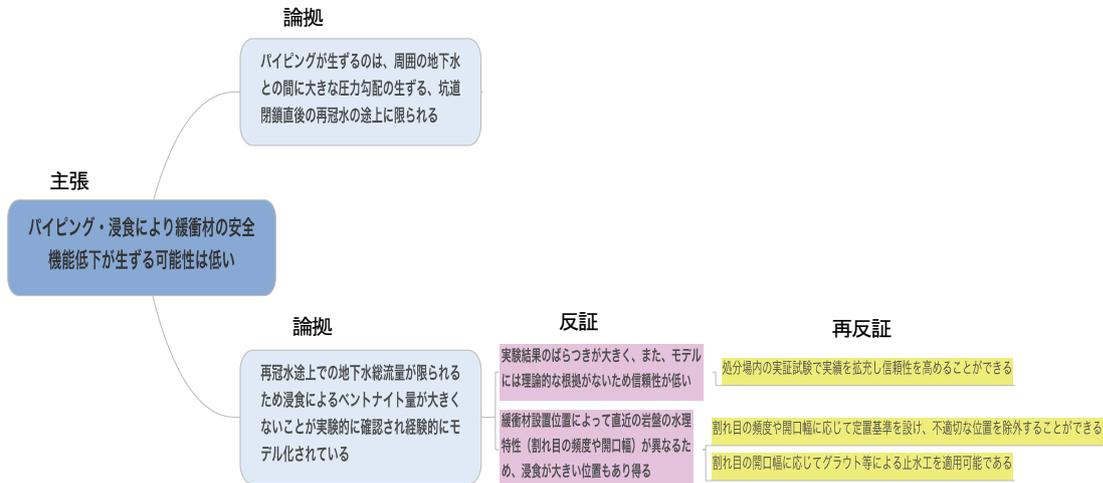


図 4.4.2-6 「パイピング・浸食により緩衝材の安全機能低下が生ずる可能性は低い」についての討論モデル

### (5) 安全機能指標を用いた統合化

ここでは、(1)～(4)で整理してきた知見を踏まえ、考慮すべき状態設定の分岐を FEP チャート等の表現方法を活用して整理するとともに、状態設定を論拠と関連付けて記述する。記述された状態設定は、後の手順である解析ケースの設定に枠組みを与えるものとなる。

#### (i) 安全機能指標の設定

安全機能指標は、安全機能を、測定あるいは算出することが可能な各バリアの状態に対応付けたものと定義される。例えば、SR-Site では、緩衝材に関する安全機能指標として表 4.4.2-10 に示すものが定められている。

以下に、SR-Site における緩衝材に対する安全機能指標の具体例を示す。緩衝材中のある種類の微生物は硫酸塩を硫化物に変換する可能性があり、その結果生ずる硫化物は銅の腐食を促進する要因となり得る。したがって、緩衝材の安全機能として微生物活動の抑制が挙げられている。緩衝材の密度が高ければ微生物の活動が抑制されるという知見が得られていることから、この知見に基づき、安全機能指標として緩衝材密度を用いることが妥当と判断されている。

このような考え方を踏まえ、NUMO (2011a) における緩衝材の安全機能及び他のバリアの保護に関する技術要件について、これらがどの程度満足されているかを判断する際の定量的指標（安全機能指標）を整理した例を表 4.4.2-11 に示す。

また、「(3) FEP に基づくボトムアップアプローチ」における「(iii) 状態変数に影響を及ぼすプロセスと相互作用の整理」での整理結果を利用することで、安全機能の発現に影響するプロセスがどのような状態変数に依存するかを整理することができる。一部のプロセスについて整理した例を表 4.4.2-12 に示す。

表 4.4.2-10 SR-Site における緩衝材の安全機能指標基準 (SKB,2010b)

安全機能指標	基準	根拠
透水係数 (バルク)	$< 10^{-12}$ m/s	拡散支配による物質移行の担保
膨潤圧	$> 1$ MPa	密封性, 自己シール性の担保
最高温度	$< 100$ °C	長期安定性 (性能劣化の防止)
最低温度	$> -4$ °C	凍結防止
膨潤圧	$> 0.2$ MPa	キャニスター沈降の防止
緩衝材飽和密度	$> 1,800$ kg/m <sup>3</sup>	微生物活動の抑制
緩衝材飽和密度	$> 1,650$ kg/m <sup>3</sup>	緩衝材中のコロイドの移行の防止
緩衝材密度	$< 2,050$ kg/m <sup>3</sup>	岩盤のせん断に対するキャニスターの保護

表 4.4.2-11 緩衝材の安全機能及び他のバリアの保護に関する技術要件と安全機能指標との関係の例

安全機能及び他のバリアの保護に関する技術要件	低透水性	コロイドろ過能	収着性	過熱の防止	ガラス固化体の保護	のオーバーパック	のオーバーパック
安全機能指標							
乾燥密度		○					
透水係数	○						
分配係数			○				
熱伝導率				○			
膨潤圧						○	○

表 4.4.2-12 安全機能の発現に寄与するプロセスの状態変数依存性

状態 変数 プロセス	緩衝材形状	空隙構造	放射線強度	温度	水分含有率	ガス含有率	水理条件	応力状態	ベントナイト組成	モンモリロナイト組成	間隙水質
飽和地下水 流動	○	○					○	○	○	○	○
コロイドろ過		○								○	
収着									○	○	○
熱移動	○	○		○	○				○		
膨潤・変形	○	○		○	○	○	○	○	○	○	○
凍結		○		○	○		○	○	○	○	
パイピング 及び浸食	○	○			○	○		○	○	○	○
モンモリロナ イト変質	○	○		○					○	○	○
鉄-ベントナイ ト相互作用	○	○							○	○	○
コロイド形成	○	○					○	○	○	○	○
微生物活動		○		○	○	○		○	○	○	○
セメンテーシ ョン		○		○	○	○		○	○	○	○

(ii) 安全機能指標基準の設定

各安全機能が発揮されるか否かを判断するために、安全機能に期待する期間を考慮した上で、安全機能指標に対応した定量的な基準を設定する。SR-Site における安全機能指標基準を安全機能指標とともに表 4.4.2-10 に示す。

ただし、この定量的な基準は、それぞれに対応する基準が満足されなくなることが、該当する安全機能の喪失、あるいは顕著な低下を直ちに意味するものではなく、むしろ、このような基準を満足している限り、安全性にとって好ましくない影響を与える可能性があるプロセスを除外できるという意味を持つ。

また、この定量的な基準は、「(4) 不確実性の分析」における「(iii) 考慮すべき分岐の整理」で示したように、状態設定における分岐を設定する際にも活用できる。

安全機能指標基準は、設計基準とは異なる。安全機能指標基準は、安全機能に期待する全期間に対して適用されるものであるのに対して、設計基準はあくまでも処分場の初期状態にのみ関係するものである。設計基準は、その後の長期にわたる劣化を考慮に入れても安全機能指標基準が期待されている期間

を通じて満足されるように、十分な余裕を持って設定される必要がある。例えば、SR-Siteにおいてキャニスターに期待されている「放射性物質を閉じ込める」という安全機能に対しては、容器の厚みの問題ではなく、全体が完全に覆われていることが要件であることから、キャニスターの厚さに関する安全機能指標基準は、評価期間を通じて厚さ>0となる。これに対して、設計基準では、初期の容器壁厚を50 mmとしている。なお、安全機能指標及び安全機能指標基準には将来の地質環境条件に大きく依存するものもあり、これらについて処分場設計及びサイト選定によって対応できる範囲は限られている場合が多い。

### (iii) FEP チャートの作成

これまでの整理結果を踏まえ、FEP チャートを作成する。FEP チャートは、安全評価の観点から、重要な初期状態の因子、安全機能に影響を及ぼす可能性があると判断されたプロセス、状態変数、安全機能指標の相関を俯瞰することを目的として、SR-Siteにおいて提案されたものである(図 4.4.2-7)。このFEP チャートでは、知見の不確実な現象に起因して、一部の安全機能が担保されなくなった場合に発生する影響が併せて示されている。なお、NUMO (2011b)においては、安全機能の時間的変遷を考慮して、時間区分毎に、安全機能と現象との対応および現象間の相互作用をフローチャートによって視覚的に整理する試みが行われている(図 4.4.2-8)。

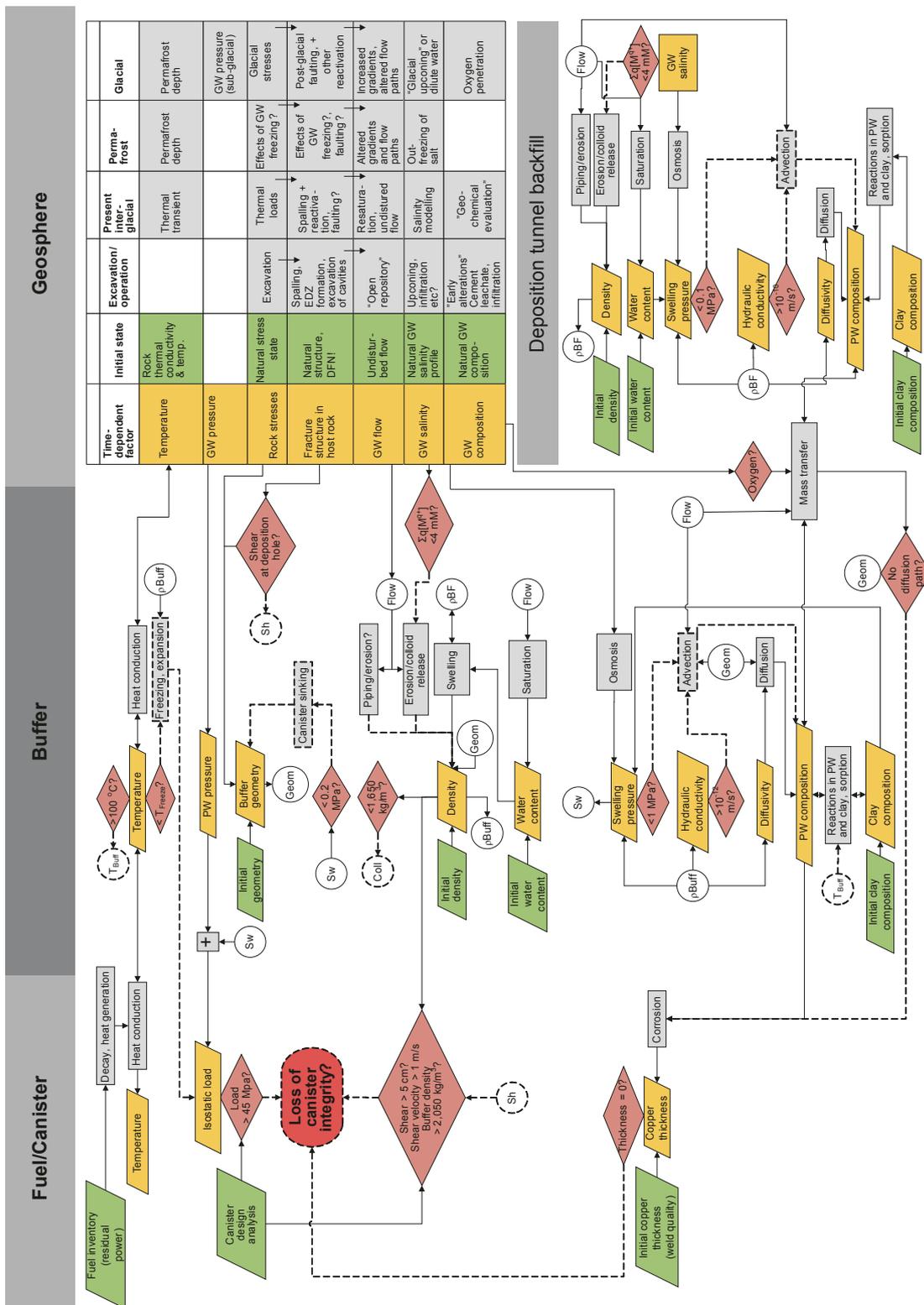


Figure 8-4. The SR-Site FEP chart, covering factors of relevance for containment. Colour coding: Initial state factors, Variables, Processes, Safety function indicators. Solid lines: Influences that always occur. Dashed lines: Influences if there is safety function indicator violation. Circles: Interrupted influence lines (to increase readability).

☒ 4.4.2-7 SR-Site における FEP チャート (SKB, 2011)

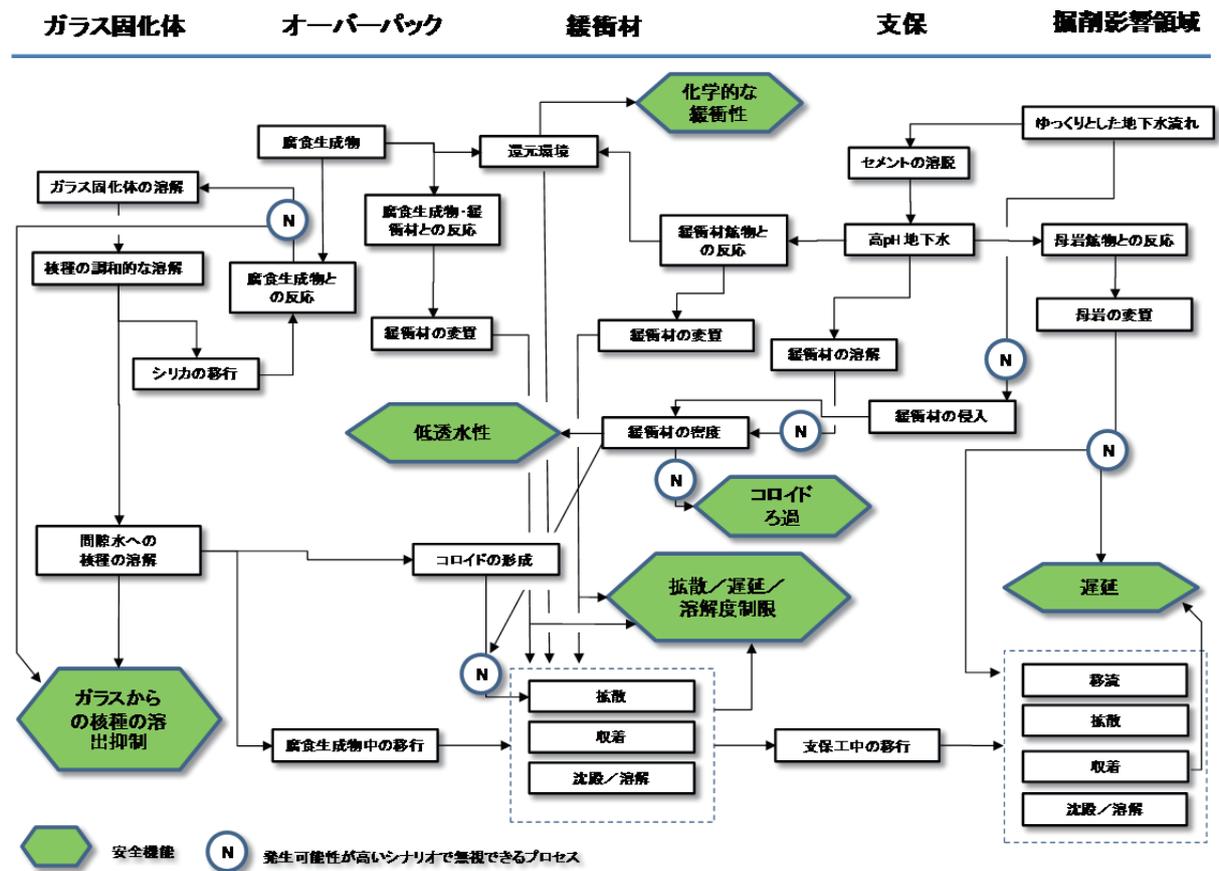


図 4.4.2-8 安全機能とそれらに関連する現象の相互関係の表現例（核種放出開始後）(NUMO, 2011b)

(iv) 状態設定の記述

ここでは、これまでに述べた種々の観点からの分析結果を集約し、文章やストーリーボード等を用いて状態設定を表現する。この際、判断根拠とともに示すことが肝要である。

なお、ストーリーボードの作成に際しては、「(4) 不確実性の分析」の「(ii) 現象間の相互作用における不確実性伝播の分析」で述べたように、場の環境条件の変遷や、発生する現象の特徴的な変化を踏まえて、適切な時間区分毎に作成し、これらの時間区分における状態の変遷を合わせたものが状態設定となる。

状態設定は、基本設定及び変動設定のそれぞれについて、以下の事項を整理する。

- ① システムの状態についての概念図
- ② 状態変遷及びその動因となるプロセスについての説明
- ③ 緩衝材の状態変数の変化
- ④ 安全機能に関連する現象

表 4.4.2-13 に、多重バリアに期待する期間（オーバーパック開口後）における基本的変遷（緩衝材領域中心）を表すストーリーボードの例を示す。他の時間区分に対してもこのような整理を行い、それらを組み合わせることで状態設定を表現することが可能である。

なお、ストーリーボードについては、6章で示すように、相互にハイパーリンクしたHTMLドキュメントにより階層的に構成することが有効になると考えられる。例えば、表4.4.2-13の例では、②の状態変遷・プロセス（図中の青字部分）に対して、クリックすることによって該当するプロセス群による状態変遷のインフルエンスダイアグラム（図4.4.2-4）を表示する機能を組み込むことなどが考えられる。

表 4.4.2-13 多重バリアに期待する期間（オーバーパック開口後）における基本的変遷に関するストーリーボードの例

<p>システムの状態</p>			
<p>状態変遷・プロセス</p>	<p><a href="#">処分場が地下深部にとどまる期間(オーバーパック開口後)の基本的変遷に関するインフルエンスダイアグラム</a></p>		
<p>緩衝材の形状</p>	<p>オーバーパック開口部への進入</p>	<p>水理条件</p>	<p>緩衝材の止水性が確保されている</p>
<p>空隙構造</p>	<p>コロイドろ過性が確保される圧密状態</p>	<p>応力状態</p>	<p>膨潤圧及び密度が緩衝材中で一様な状態</p>
<p>放射線強度</p>	<p>十分に低い</p>	<p>ベントナイト組成</p>	<p>石英等の随伴鉱物の溶解と二次鉱物の生成</p>
<p>温度</p>	<p>地温程度にまで低下</p>	<p>モンモリロナイト組成</p>	<p>モンモリロナイトのイオン交換及び溶解</p>
<p>水分含有率</p>	<p>完全飽和</p>	<p>間隙水質</p>	<p>ガラス固化体の溶解による核種及びガラス溶解成分の濃度上昇</p>
<p>ガス含有率</p>	<p>ほぼ0</p>	<p>仮設材や残置材料</p>	<p>コンクリート支保の溶脱及び割れ</p>
<p>安全機能に関連する現象</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• オーバーパック開口後、ガラス固化体が地下水と接触し、ゆっくりとしたガラス溶解に従って、核種が浸出する</li> <li>• アクチノイド等の難溶性元素は新たな固相が沈殿し、溶解度制限により濃度が制限される</li> <li>• オーバーパックの外側では先行する期間に既に達成されている定常的な場において拡散による核種移行が生ずる</li> <li>• 移行途中の核種は、緩衝材(二次鉱物含む)及び鉄腐食生成物に収着され遅延される</li> </ul>		

#### 4.5 ニアフィールドにおける個別現象に関する知見の整理

前項までのシナリオの構築手法の議論においても明らかなように、シナリオ構築のためには、FEP リストと FEP に関する知見・情報の整理は必須なものである。このためには、長期にわたる地層処分システムの変遷において想定される FEP のそれぞれについて、科学的な知見が整理されており、それらは常に、最新の情報に更新されていることが重要である。このことは、安全機能を軸としてシナリオを構築するトップダウン的アプローチにおいても同様である。個別現象に関する知見は、安全機能指標や安全機能指標基準の設定、安全機能に影響を及ぼす事象の抽出、不確実性の分析、システムの状態変遷の記述、ロジックツリーや FEP チャートの作成、といったシナリオ構築の各段階で利用される。また、個別現象に関する知見は、シナリオに基づいた性能評価モデルの構築やパラメータの設定においても必要な情報となる。個別現象に関する知見は、各国の性能評価報告書においても安全評価の観点から整理され、安全評価の体系の構成要素のひとつとして位置付けられている。

このような、シナリオ構築や解析ケースの設定等での情報の利用を念頭に、処分システムの個別の構成要素である人工バリアのガラス固化体、オーバーパック、緩衝材に着目し、ガラス固化体の溶解と核種の浸出、オーバーパックの腐食、緩衝材の長期変遷の3つの現象について、第2次取りまとめや第2次 TRU レポートにおける現象理解、それ以降の知識の進展等を踏まえ、情報を整理した。詳細は、付録4-1に示す。

本項では、第2次取りまとめ及び地層処分事業の安全確保(NUMO, 2011a)における安全機能の定義と、第2次取りまとめにおける状態設定の内容を基礎として、第2次取りまとめや第2次 TRU レポート以降の知見の進展等に基づき、性能評価上留意すべき点や抽出された研究開発課題について記述する。

##### 4.5.1 ガラス固化体の溶解と核種の浸出

ガラス固化体には安全機能として「ガラスマトリクスによる放射性核種の浸出の抑制」が期待されている (JNC, 1999a ; NUMO, 2011a)。

第2次取りまとめにおける基本シナリオにおけるガラスに関する記述(状態設定)は、「オーバーパック破損後、地下水がガラス固化体に接触し、ガラスマトリクスの溶解にともない放射性核種がゆっくり地下水中に溶出する。」となっている。加えて、ガラスの割れと比表面積の変化に関する記述及び難溶性元素の沈殿生成に関する記述がある。

第2次取りまとめにおけるガラスからの核種の浸出の評価モデルでは、処分環境ではガラス近傍の溶存ケイ酸濃度は長期的にはほぼ飽和に達するとして、各種ガラス固化体の長期の浸出試験で得られているガラスの溶解速度データを用いてガラス溶解速度の設定が行われた。

第2次取りまとめで仮定されたガラス浸出挙動に関する評価モデルは現状でも有効であるが、後述の溶存ケイ酸濃度の変化を考慮したガラス溶解挙動を取り入れて、より現実に即した評価モデルの導入も可能と考えられる(付録4-1参照)。

ガラスの溶解速度は、ガラスが接触する溶液のケイ酸濃度に依存することが知られている。第2次取りまとめ以降、ガラス固化体が溶解する初期段階に対して、ガラスに接触する地下水(緩衝材間隙水)中の溶存ケイ酸濃度の変化を取り込んだ評価モデルが提案されている。具体的には、ガラス溶解によって緩衝材間隙水に供給される溶存ケイ酸が、緩衝材へ吸着するとともに緩衝材中を拡散によって移動するという現象を、ガラスの溶解式に組み込むものである(Mitsui et al., 2009)。また、Dossier2005におけるガラス溶解モデル(Schumacher, 2005)では、腐食生成物へのケイ酸の吸着を取り扱っている。

したがって、現時点において、ガラス固化体の長期の振る舞いを記述し、性能評価モデルを構築する

際には、これらの現象を適切に取り込むことが望ましい。しかしながら、溶存ケイ酸の緩衝材中の移行は緩衝材外側境界条件等に依存すること、腐食生成物への溶存ケイ酸の収着は腐食生成物の生成過程や比表面積に大きく依存し、その不確実性が大きいことから、これらの不確実性を適切に取り扱い、過度に保守的とならない設定とするためには、ガラス固化体近傍での溶存ケイ酸濃度を支配する現象について、さらに科学的な理解を進めるための研究が必要である。

また、溶存ケイ酸濃度を支配する現象のひとつとして、ガラス表面近傍でケイ酸を取り込んだ新たな二次鉱物が生成することによって溶存ケイ酸濃度が低下し、結果としてガラス溶解速度が上昇するという現象も報告されている。現在までの研究では、このような現象が認められているのは、高アルカリ条件（pH11程度以上）でのアナルサイムの形成（例えば Inagaki et al., 2006）や Mg 含有溶液中におけるマグネシウムケイ酸塩の形成（例えば Maeda et al., 2011）であり、現在想定されている処分環境では考えにくい。セメント材料の利用によりガラスに到達する地下水の pH が高くなることが想定される場合には注意が必要である。シナリオ構築の観点からガラス固化体の状態設定を記述するうえでは、このような現象の発生条件や影響の程度を確認することが重要である。

#### 4.5.2 オーバーパックの腐食

オーバーパックには安全機能として、「発熱が著しい期間のガラス固化体への地下水接触の防止」が期待されている（JNC, 1999a ; NUMO, 2011a）。

第2次取りまとめの基本シナリオにおけるオーバーパックに関する記述（状態設定）は次の通りである。なお、ここでは、炭素鋼製のオーバーパックを前提に議論している。

「オーバーパックは、放射能や発熱が高い初期の 1,000 年間は地下水がガラス固化体に接することを防ぐように設計される」、「オーバーパックは、埋め戻し後、操業期間に持ち込まれた緩衝材の間隙などに残る酸素を消費して腐食した後、さらに還元条件下で水素発生型の腐食がゆっくりと進む。」、「オーバーパックは、腐食の進行にともないその強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損する。」

また、炭素鋼オーバーパックは、破損後も化学的に還元剤として機能する。これは、第2次取りまとめにおいては、ガラス固化体に接触する地下水（緩衝材間隙水）水質の設定において腐食生成物との化学平衡を取り入れることで考慮された。さらに、オーバーパック破損後も核種の移行に対する物理的な抵抗（幾何学的な移行経路の制限、腐食生成物による核種の収着）として機能する。ただし、これらの現象については、定量的な取り扱いによる評価モデルへの取り込みが困難であることから、性能評価上は取り扱わない（リザーブ FEP）とされた。

これらの、第2次取りまとめの状態設定の記述や性能評価における取り扱いは、現状でも有効であると考えられる。

オーバーパック（他国の地層処分プログラムにおいてキャニスターと呼ばれる金属容器を含む）の安全機能を期待する期間は、地層処分システムの安全確保の考え方によって決定されるものである。したがって、オーバーパックの寿命評価では、期待されている寿命に影響を及ぼす可能性のある因子を網羅的に抽出し、それらのひとつひとつについて検討を行うというアプローチがとられている。第2次取りまとめにおける評価を前提として、それ以降の研究の進展を含めて、炭素鋼オーバーパックの腐食評価に影響を与える因子の整理と現象理解の現状を付録 4-1 にまとめた。

第2次取りまとめ以降、アルカリ環境での腐食形態や腐食不均一化に関するデータや知見が拡充された。これらは、処分孔近傍でのセメント系材料利用の判断等の設計検討に資することができる。なお、第2次取りまとめでの設定（JNC, 1999b）と同様に、低アルカリ性セメントを用いる場合には炭素鋼の

不動体化の可能性が低いことが確認されている。また、溶接部の耐食性、長期の腐食データなどの知見も拡充され、第2次取りまとめでの腐食寿命評価を支持する結果が得られている。さらに、低酸素濃度下での腐食速度（水素発生型腐食）に関する10年間の室内試験結果では、第2次取りまとめにおける腐食評価で用いられた値（ $10\mu\text{m/y}$ ）の1/7以下である $1.4\mu\text{m/y}$ という腐食速度が得られており、これに基づいて第2次取りまとめでの仕様のオーバーパックの腐食寿命を単純に計算すると、20,000年以上と算出される（付録4-1参照）。

しかしながら、オーバーパックが破損に到るまでの寿命を議論する場合には、腐食による厚さの減少のみならず、処分環境においてオーバーパックが被る周囲からの応力状態をその不確実性を含めて適切に設定することが重要となる。さらに、スウェーデンSR-Site（SKB, 2011）で議論されているように、地質環境条件等に依存してオーバーパックが被る可能性のあるせん断力等についても具体的に検討することが必要となる。ただし、スウェーデンとは期待している寿命（＝オーバーパックの破壊の観点から地質の安定性を議論すべき期間）が異なることに留意すべきである。

なお、炭素鋼オーバーパックの状態設定を記述するうえで、その信頼性を向上させるためには、埋設初期の過渡期における複合的要因の関与する条件（不飽和・不均一緩衝材、放射線、高温条件など）での腐食挙動について十分な現象理解を進めることや、炭酸ガスを含む中性環境での応力腐食割れ（Near Neutral SCC）の可能性の検討等が重要である。また、オーバーパックは溶接構造物であることから、溶接欠陥の存在も前提とした長期健全性評価手法を構築する必要がある。

さらに、オーバーパックの仕様の決定に関しては、腐食に関する研究のみならず、緩衝材による放射線影響緩和のメカニズム解明や遮蔽厚さの合理化の可能性検討、想定加重の設定等についての検討も重要となる。

#### 4.5.3 緩衝材の長期変遷

緩衝材には安全機能として、「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止・抑制」、「収着による放射性物資の移行遅延」が期待されている（JNC, 1999a；NUMO, 2011a）。また、NUMO（2011a）においては、長期健全性維持の観点からの技術要件が設定されており、これらにも留意した検討が必要である。

第2次取りまとめの基本シナリオにおける緩衝材に関する記述（状態設定）は次の通りである。

「核種は溶解度により制限される濃度を上限とした濃度勾配に従って緩衝材中を溶質として拡散移行し、その過程で緩衝材の構成鉱物に収着することにより、移行が遅延される。」、「緩衝材が有する微細間隙構造によるフィルター効果により、コロイド、微生物あるいは高分子の天然有機物の移行は抑制される。」、「プラグ、グラウト、支保工としてセメント系材料を用いる場合には、低アルカリ性コンクリートを考える。そのため、緩衝材は長期にわたって顕著な変質を起こさず、所期の安全機能を発揮する。」

本項の検討では、上記の第2次とりまとめの前提を一部変更し、支保として普通ポルトランドセメントを用いた場合についても検討することとした（付録4-1参照）。また、あわせて、第2次取りまとめ以降に各国で研究が進められてきている、緩衝材と鉄との相互作用についても情報の整理と状態設定のための検討を行った。

緩衝材とセメント系材料の相互作用については、第2次TRUレポートでの取り扱いが参考になる。そこで、第2次TRUレポートで検討された緩衝材の変質挙動解析を基本として、解析に必要な情報についての最新の知見を調査、整理した。また、第2次TRUレポートでの緩衝材変質の評価を参考とすると、緩衝材領域では、セメント系材料との境界近傍で数百年から数万年間pH11以上が継続する。緩衝材中のモンモリロナイト量は、想定する二次鉱物などの解析条件に依存するが、第2次TRUレポート

トでの解析事例では、セメントから 70 cm の距離で 10 万年後でも 60% 程度は存在する。したがって、よりセメント量が少ない今回の検討における前提条件の下では、10 万年程度は止水性、コロイドろ過性能は保持されると考えられる。ただし、緩衝材の変質評価にはモンモリロナイトの溶解速度や生成する二次鉱物の選定などについての不確実性が伴うことから、不確実性を考慮して、時間とともに緩衝材中のモンモリロナイト量が減少することを想定し、緩衝材中の核種の拡散係数や収着分配係数等の緩衝材性能の時間変化を考慮した設定を検討することも必要である。

緩衝材と鉄との相互作用については、鉄とベントナイトを接触させた試験において、100°C 以下の条件においてもモンモリロナイトの一部が非膨潤性の粘土鉱物に変質することが示され (例えば, Lantenois et al., 2005), 長期間においては緩衝材性能が低下する可能性がある現象のひとつとして研究が進められている。鉄粉を用いて鉄との接触比表面積を増大させた試験系においては比較的明確な変質が認められるが、そのような試験系では、鉄の腐食により試験系の溶液の pH の上昇が認められている (例えば, Kumpulainen et al., 2011)。これらの様々な実験的観察事実等に基づいて鉄とベントナイトの相互作用のプロセスの検討を行い、化学反応と物質移行を連成させた変質評価の解析が実施されている。現在までの結果からは、二次鉱物の生成による間隙の閉塞が認められ、緩衝材の変質はオーバーパック近傍の限られた領域に限定されるという結果が得られており (JAEA, 2011), これらの知見から、現状では、緩衝材全体の性能に著しい影響を及ぼすことは考えにくい。しかしながら、基盤研究としては、引き続き相互作用のプロセスの整理と、それに基づいた緩衝材変質の進展に関する解析におけるモデルパラメータの不確実性の検討を進め、緩衝材の性能劣化の不確実性として考慮しておくべき影響の程度を把握することが望まれる。

## 4.6 おわりに

### 4.6.1 まとめ

本検討においては、NUMO が検討を進めてきたシナリオ構築の考えを前提として、国内外の動向を踏まえ、シナリオ構築手法に関する検討を進めた。システム全体のシナリオ構築の前段階として、地層処分システムを構成する個別要素が安全評価の観点からどのように変化するのかを描いたものを“状態設定”と定義し、状態設定手法の具体化のための検討を行った。また、状態設定の前提となる現象理解に関する知見の進展を整理し、基盤研究としての課題の抽出を行った。

はじめに、シナリオ構築に関する事業の視点からの要件と考え方を整理した上で、NUMO の既存のアプローチを具体化するための視点を整理した。それらの中から、シナリオ構築において行われる複数の作業の関係の明確化と、シナリオの不確実性の表現方法と発生可能性の検討過程の明確化に重点を置いた検討を進めることとした。

シナリオ構築において行われる作業の整理として、国内外のシナリオ構築に関する動向調査の結果から「シナリオ構築で検討すべきこと (検討事項)」を抽出し、構造的に再整理を行った。「検討事項」を“システム構成要素”, “安全機能と構成要素”, “地層処分システムの状態 (初期状態, 将来の状態変遷, 状態変遷のメカニズム 等)”, “シナリオに関する不確実性 (不確実性の起源, 所在, 表現)” に分類し、それぞれについて検討すべき項目や着眼点を具体的に示した。このような整理は、シナリオの構築過程において、検討項目のチェックリストとして活用することが期待できる。さらに、これらの「検討事項」とシナリオ構築において利用される様々なツールや表現方法の対応付けを行った。

これらの整理に基づいて、シナリオ構築において実施される複数の並行した作業間の関係を明確にするために、状態設定を行うための基本的な作業の流れを整理した。さらに、シナリオ構築作業の例とし

て、状態設定の基本的な流れにおける作業について、国外のシナリオ構築において用いられている分析手法や表現方法を参考にしながら具体的な手法の検討を行った。検討の結果として、シナリオの不確実性については、FEPについての知見の整理（FEPデータベース）に基づいて、不確実性の分類とともに抽出し、その不確実性の伝播を安全機能指標との関係で整理することがシナリオの分岐を明らかにする観点からは有効であることを示した。また、分岐における現象の生起の確からしさの検討については、有効な手法のひとつとして、討論モデルの利用を提案した。

一方、シナリオ構築においては、FEPとそれらの相関に関する科学的知見や情報の整理が必須である。そこで、ガラス固化体の溶解と核種の浸出、オーバーパック腐食（寿命評価）、緩衝材性能の長期変遷（セメント材料との相互作用）の3つの現象に焦点を当て、第2次取りまとめや第2次TRUレポート以降進展した研究開発の成果を中心に整理した。この際、安全機能に影響を与えるプロセスを抽出するとともに、さらにそのプロセスに影響を与える因子を整理し、因子毎に知見の現状を整理するというアプローチを試行した。このような知見の構造的な整理を行うことによって、重要な環境条件依存項目の抽出や、研究課題となる不確実性を明示することができた。

#### 4.6.2 課題と今後の計画

本検討の結果を踏まえ、課題として以下の点を整理した。

- ・ 例示した「状態設定の基本的な流れ」に基づく試行事例の拡充、及び試行を通じた作業上の留意点の抽出と基本的な流れの見直し（シナリオを分類するための評価項目、FEPの除外やリザーブFEPのための評価項目の明確化など）
- ・ 具体化された作業項目を念頭に、作業の実施に必要となる具体的な情報（例えば、プロセスに関するリスト、プロセスと状態変数との関係の整理等）の最新の科学的知識・理解に基づいた整備
- ・ 上記との関連で、状態設定に関する論拠の明確化と分かりやすい提示方法の検討（第6章で検討されている電子化手法の検討を含む）

また、これらの前提となる個別現象に関する知見の整理についても、その整理方法を適宜見直すとともに、対象を拡大して行くことが必要である。

なお、シナリオの構築に続いて（あるいは同時に相互に反復して）行われる、解析ケースの設定やパラメータの取り扱いの検討とあわせて、安全評価体系全体の中で不確実性をどのように取り扱っていくかについての考え方を整理しておくことも必要である。この検討の中では、必要に応じて、感度解析等の手法も含めた不確実性の分析や、複数のシナリオを代表する解析ケースの設定といった類型化の適用についても議論をしておくことが重要である。

#### 参考文献 (4 章)

- ANDRA (2005) : Dossier 2005 Argile – Safety evaluation of a geological repository.
- Börgesson, L. and Sandén, T. (2006): Piping and Erosion in Buffer and Backfill Materials: Current Knowledge. SKB Report R-06-80.
- 電事連 (電気事業連合会)・JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005a) : 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.
- 電事連 (電気事業連合会)・JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005b) : 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- 根拠資料集 分冊 3 FEP, JNC TY1450 2005-001(3), FEPC TRU-TR2-2005-05.
- Ebashi, T., Ishiguro, K., Wakasugi, K., Kawamura, H., Gaus, I., Vomvoris, S., Martin, A. J. and Smith, P. (2010) : Trends in Scenario Development Methodologies and Integration in NUMO's Approach, Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2010), ICEM2010-40124.
- 原子力安全委員会 (2004) : 放射性廃棄物処分の安全規制における共通的な重要事項について.
- 原子力安全委員会 (2010) : 余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する考え方.
- 原子力安全委員会 放射性廃棄物・廃止措置専門部会 (2010) : 余裕深度処分の管理期間終了以後における安全評価に関する技術資料.
- 稲垣学, 蛭名貴憲 (2008) : 処分環境や設計オプションに対応した性能評価手法の構築 (1), JAEA-Research 2008-022.
- 稲垣学, 蛭名貴憲 (2009) : 処分環境や設計オプションに対応した性能評価手法の構築 (2), JAEA-Research 2008-114.
- Inagaki, Y., Shinkai, A., Idemitsu, K., Arima, T., Yoshikawa, H. and Yui, M. (2006): Aqueous alteration of Japanese simulated waste glass P0798: Effects of alteration-phase formation on alteration rate and cesium retention, Journal of Nuclear Materials 354 pp.171-184.
- JAEA (日本原子力研究開発機構) (2011): 地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書 (平成 22 年度).
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999a) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性-地層処分研究開発第 2 次取りまとめ-, 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.
- JNC (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 2 地層処分の工学技術, JNC TN1400 99-022.
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する知識基盤の構築 -平成 17 年取りまとめ-分冊 3 -安全評価手法の開発-, JNC TN1400 2005-016.
- 神崎 裕, 武田 聖司, 木村 英雄(2009) : 高レベル放射性廃棄物処分における地下水移行にかかわる安全評価のシナリオ構築のための FEP データベース (受託研究) , JAEA-Data/Code 2009-011.
- Kessler, J.H. and McGuire, R.K. (1999) : Total System Performance Assessment for Waste Disposal Using a Logic Tree Approach, Risk Analysis, 19(5), pp.915-931.
- Kumpulainen, S., Kiviranta, L., Carlsson, T., Muurinen, A., Svensson, D., Sasamoto, H., Yui, M., Wersin, P. and Rosch, D.(2011): Long-Term Alteration of Bentonite in the Presence of Metallic Iron, POSIVA Working Report 2010-71.

- Kurikami, H., Suzuki, S., Wakasugi, K., Ueda, H., Ishiguro, K., Tsuchi, H., Kaku, K., Gaus, I. and Vomvoris, S. (2009) : Study on strategy and methodology for repository concept development for the Japanese geological disposal project, NUMO-TR-09-04.
- Lantenois, S., Lanson, B., Muller, F., Bauer, A., Jullien, M. And Plançon, A.(2005): Experimental study of smectite interaction with metal Fe at low temperature: 1. Smectite destabilization, *Clays and Clay Minerals* 53,pp.597-612.
- Maeda, T., Ohmori, H., Mitsui, S and Banba, T. (2011):Corrosion Behavior of Simulated HLW Glass in the Presence of Magnesium Ion, Volume 2011 , Article ID 796457, 6 pages
- 牧野 仁史, 川村 淳, 若杉 圭一郎, 大久保 博生, 高瀬 博康 (2007) : 高レベル放射性廃棄物地層処分安全評価のシナリオ解析のための計算機支援ツールの開発, JAEA-Data/Code 2007-005.
- Makino, H., Hioki, K., Osawa, H., Semba, T. and Umenki, H.(2012): A challenge on Development of an advanced Knowledge management System (KMS) for Radioactive Waste Disposal: Moving from Theory to Practice, *New Research on Knowledge Management Technology* (Edited by Hou), ISBN 978-953-51-0074-4, InTech, pp.165-184.
- Mitsui, S., Makino, H., Inagaki, M and Ebina, T (2009): Impact of Silicon Migration through Buffer Material on the Lifetime of Vitrified Waste, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.1193*, pp.397-404.
- 日本原子力学会 (2009) : 日本原子力学会標準 余裕深度処分の安全評価手法 : 2008, AESJ-SC-F012:2008.
- Nagra (2002) : Project Opalinus Clay: Safety Report, Nagra Technical Report 02-05, Nagra, Wettingen, Switzerland.
- NDA(Nuclear Decommissioning Authority) (2010): Geological Disposal Generic Post-closure Safety Assessment, NDA Report no. NDA/RWMD/030.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011a) : 地層処分事業の安全確保 (2010 年度版) -確かな技術による安全な地層処分の実現のために-, NUMO-TR-11-01.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011b) : 地層処分事業のための安全評価技術の開発 (I) -シナリオ構築技術の高度化-, NUMO-TR-10-09.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011c) : 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, 「処分場の概要」の説明資料, NUMO-TR-10-03.
- OECD/NEA (1999): Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories: An International Database of Features, Events and Processes, OECD/Nuclear Energy Agency.
- OECD/NEA (2000): OECD/NEA International Peer Review of the Main Report of JNC's H12 Project to Establish the Technical Basis for HLW Disposal in Japan, OECD / Nuclear Energy Agency International Review Group, NEA/WM/PEER(99)2.
- OECD/NEA (2001) : Scenario Development Methods and Practice, An Evaluation Based on the NEA Workshop on Scenario Development, May 1999, OECD/Nuclear Energy Agency.
- ONDRAF/NIRAS (2001) : Technical overview of the SAFIR 2 report - Safety Assessment and Feasibility Interim Report 2NIRON, 2001-05 E.
- 大井 貴夫, 稲垣 学, 川村 淳 (2008) : シナリオの重要度をわかりやすく提示可能なシナリオ解析手法の整備, JAEA-Research 2008-023.
- 大澤 英明 (2010) : 安全性の論理構造を用いた地層処分分野の知識マネジメント手法の構築, *日本情報経営学雑誌*, Vol.31, No.2, pp.66-78.
- POSIVA (2010): Interim Summary Report of the Safety Case 2009, POSIVA 2010-02

- Schumacher, S. (2005): Synthèse des modèles de relâchement des colis de déchets à haute activité et à vie longue. Rapport Andra n° C NT ASCM 03-0045.
- SKB (2008) : Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase. SDM-Site Forsmark, TR-08-05.
- SKB (2010a) : FEP report for the safety assessment SR-Site, TR-10-45.
- SKB (2010b) : Buffer, backfill and closure process report for the safety assessment SR-Site, TR-10-47.
- SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01.
- Wickham, S. and Harvey, L.(2008): Evolution of the EBS in the ONDRAF/NIRAS Disposal Concept for HLW and Spent Fuel, IHLRWM 2008, Las Vegas, NV, September 7-11, 2008.

## 5. 核種移行パラメータ設定に関する検討

### 5.1 はじめに

多重バリアシステムにおける重要な安全機能として、緩衝材中の「溶解度制限」、「収着・拡散」、周辺岩盤中の「収着・拡散」、などが挙げられている (NUMO, 2011)。ここで、緩衝材中の核種の溶解・沈殿現象及び収着・拡散現象は、地下水等の地質環境条件に大きく依存し、岩盤中の収着・拡散現象は地下水に加え、岩種にも依存する。安全評価においては、対象とする地質環境条件、さらには、安全評価シナリオによって想定される海水準変動や隆起・侵食活動といった地質環境の変遷を考慮し、評価モデルに使用する溶解度、分配係数及び拡散係数といった核種移行パラメータを適切に設定することが重要である。そこで、様々な実験等から得られている実測データ、メカニズムやモデルに関する知見を考慮しつつ、安全評価に用いる最適なパラメータ設定の手法を構築することが必要である。

地層処分事業において、概要調査段階に入り、地上からの調査（地表踏査、ボーリング調査など）が進めば、地質環境特性に関する情報が増加し、ボーリング調査によって調査地区の岩石ボーリングコアや地下水が試料として得られる。これら岩石試料や地下水試料を用いて、あるいは地下水に関しては模擬した条件で、緩衝材や岩石中の核種移行に関わるデータを取得することができる。パラメータ設定に関しては、実測値と既存のデータベースからの類推やモデルによる推定とを比較して、地下水化学条件への依存性（例えば分配係数の pH 依存性）等を確認することでパラメータの変動範囲を設定する。この際、この段階では十分には把握できない地質環境特性の不均質性、システムの長期的変遷を念頭に、パラメータの不確実性を考慮する必要がある。

そこで、概要調査段階でパラメータ設定を実施するためには、調査の進展に伴い増加する情報の種類と量に加え、情報に必然的に伴う不確実性を考慮した、パラメータ設定の基本的な考え方と手順を準備しておくことが重要である。本研究では、事業の視点からの要件と考え方を整理し、緩衝材中の実効拡散係数及び分配係数、母岩中の分配係数に焦点を当て、不確実性の取り扱いを考慮に入れたパラメータ設定の考え方と進め方を検討するとともに、国内外の最新の動向調査を行った。

### 5.2 パラメータ設定に関する国内外の動向と本研究のアプローチ

#### 5.2.1 事業の観点からの要件と考え方

5.1 節でも述べたようにパラメータ設定に対する事業の観点からの要件として、「概要調査で得られる情報を、その情報の持つ不確実性を考慮しつつ、適切にパラメータ設定に反映することが出来る設定手順を構築すること」が求められる。

このことを踏まえ、地層処分事業の概要調査段階におけるパラメータ設定の考え方について述べる。

調査地区に対応した核種移行パラメータを設定する場合、その設定手法としては、実験によるデータ取得、既存のデータベースからの類推、現象理解に基づくモデルによる推定の3つが考えられる (NUMO, 2011)。以下では各手法について、事業の概要調査段階における特徴とともに述べる。

#### ・実験によるデータ取得：

事業の概要調査段階ではボーリング調査によって地下水や岩石試料を取得し、実際の地質環境条件あるいはそれを模擬した条件において室内試験を行うことによりデータを取得することが期待できる。ただし、ボーリング等によって地質環境情報を多く得ることは水理構造の擾乱に繋がる懸念があり、調査地区のデータを地質環境の不均質性等を考慮して網羅的に取得することは難しいと想定される。

・既存のデータベースからの類推：

既存のデータベースから地質環境条件が類似した条件で取得されたデータ群を抽出・処理することで類推する。設定された地質環境の不均質性に配慮して、類推値に対して幅を与えることで対応する。

・現象理解に基づくモデルによる推定：

現象理解に基づいたモデルを適用し、地質環境情報を与えることでパラメータを推定する。地質環境情報に幅を持たせることで、地質環境に関するデータの誤差や不均質性を考慮した推定も可能である。ただし、推定値に対する信頼性確保の観点からモデルの適応限界を把握しておく必要がある。

これら各手法の特徴をふまえると、地層処分事業の概要調査段階で得られる地質環境情報をもとにパラメータ設定を行う場合、室内実験により網羅的にデータを取得することが難しいことから、既存のデータベースからの類推および現象理解に基づくモデルによる推定の役割が重要となるため、これらの適用手法について具体化しておく必要がある。

NUMO (2011) では、パラメータ設定において、不確実性の取り扱いが重要であることを示している。具体的には、地質環境の調査・評価や実験などで測定することのできるデータを処理・解釈してパラメータを設定する過程で、さまざまな不確実性が介在する。例えば、データの測定誤差や地質環境の不均質性を扱うためのデータが十分でないことなどから不確実性が生じる。以下では、このようなデータの不確実性の取り扱いの考え方について述べる。

- ・ 不確実性の抽出：核種移行パラメータを設定する過程を明らかにし、設定過程における不確実性を抽出する。
- ・ 重要度分類：性能評価モデルや現象解析モデルを用いた感度解析を実施し、核種移行パラメータの設定への影響が無視できるものを除外するとともに、パラメータ設定に与える影響が大きい不確実性を特定する。
- ・ 不確実性の影響低減：重要な不確実性について、地質環境の調査・評価や研究開発を通じて、新たなデータの取得などを行い、不確実性の低減を図る。
- ・ 安全評価への反映：上記対策にもかかわらずなお残る重要な不確実性については、合理的な範囲における保守性を考慮して、核種移行パラメータの幅として設定する。

核種移行パラメータの変動要因には、地質環境の不均質性や試験・測定条件の変動によるデータのばらつき、地層処分システムの長期的な変遷として隆起・侵食や海水準変動といった複数の影響要因が想定されること、評価モデルが実際の現象を適切に模擬していないこと、といったものがある。不確実性の影響低減では、重要度分類においてどの要因が支配的であるかを明らかにした上で、対策を行う。また、パラメータ設定の信頼性向上のために、こうした一連の作業過程や判断過程を記録しておくとともに、第三者によるレビューを受けることが重要である。

## 5.2.2 第2次取りまとめにおける考え方

緩衝材、母岩における核種の分配係数、実効拡散係数といったパラメータ設定の方法論を検討していく上で、まず、幅広い地質環境条件を対象とした第2次取りまとめ (JNC, 1999) における一連の方法論や条件等について確認しておく。上記のパラメータは、既述したように岩種や地下水水質等の地質環

境条件等によって大きく変化するため、性能評価においては、対象となる地質環境や地球化学条件を、それらの条件の幅や変動要因などを考慮しつつ設定する必要がある。このような設定を行うために、第2次取りまとめにおいて採用されたアプローチは、様々な環境条件下で実験的に取得されたデータに基づく手法、あるいはデータ等に基づき構築されるモデルによって評価する手法である。いずれのアプローチにおいても、実測データを集約したデータベースが重要なツールとなる。

第2次取りまとめにおいては、特に幅広い地質環境条件を対象として評価する観点から、図5.2.2-1に示すように、岩種（花崗岩類、玄武岩類、砂岩類、凝灰岩・泥岩類）と地下水条件（降水系 FRHP、海水系 SRHP、酸性性 FOHP 等）の組み合わせに対して、間隙水水質、その中での核種の溶解度と化学種を、間隙水モデルや熱力学データベースに基づき設定するとともに、それら各々の条件下での緩衝材、岩石に対する収着・拡散パラメータ（収着分配係数  $K_d$  及び実効拡散係数  $D_e$ ）を実測値に基づき設定した。

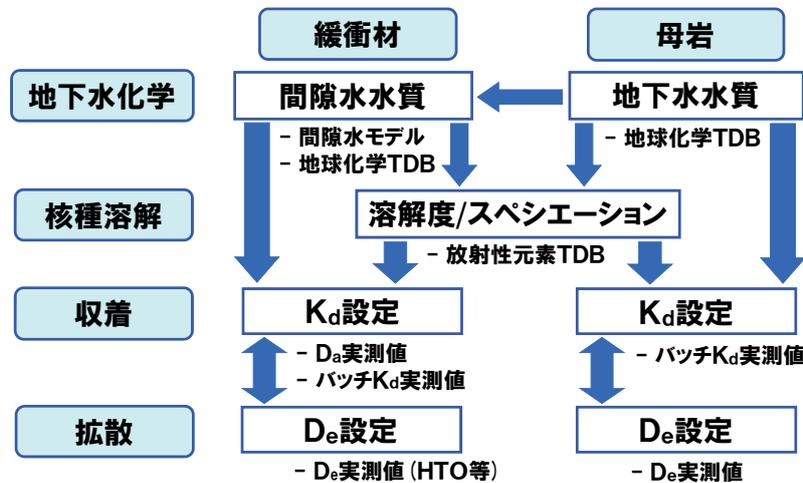


図 5.2.2-1 第2次取りまとめにおける核種移行パラメータの設定フロー（舘ほか，2009）

これら収着・拡散パラメータの設定のために、既存文献のデータ調査並びに実験によるデータ取得を行い、緩衝材や岩石に対する国内外のバッチ法による分配係数データを収着データベース（澁谷ほか，1999a）として整備するとともに、国内の岩石に対する拡散試験データを拡散データベース（Sato, 1999a）として整備し、実際のパラメータ設定は主にこれら実測値をもとに行った。また、安全評価で対象となる系は、圧縮ベントナイトあるいはインタクト岩石中の核種移行現象であり、収着・拡散の複合的かつ整合的な理解と取り扱いが重要となる。このような観点から、第2次取りまとめの段階においても、例えば、緩衝材中の分配係数の設定においては、特に圧縮ベントナイト中の間隙中の実際の移行を測定した実験に基づく拡散係数を主たるデータソースとし、併せてバッチ法による分配係数の傾向性を参照しつつ、パラメータ設定を行った（柴田ほか，1999）。岩石の分配係数設定においては、バッチ法による分配係数データを主たるデータソースとすることが可能と考え、拡散試験等で得られたインタクト系での分配係数との整合性を検討しつつパラメータ設定を行った（澁谷ほか，1999b）。

### 5.2.3 海外の動向

核種移行パラメータ設定に関わる最近の海外の動向のうち、本研究とも関連する注目すべきものとして、OECD/NEAの収着プロジェクト、スウェーデンSKBの花崗岩（結晶質岩）を対象としたプロジェクト、スイスNagra/PSIの粘土岩（堆積岩）を対象としたプロジェクトを挙げることができる。

OECD/NEAの収着プロジェクトでは、従来の実験データに基づく経験的な分配係数モデルに基づくパラメータ設定に対し、熱力学的収着モデル（TSM; Thermodynamic Sorption Model）の適用可能性が検討されている。パラメータ設定においては、多様な環境条件のバリエーションや分配係数に含まれる不確実性の取り扱いが重要となるが、TSMは収着現象に影響を及ぼし得る種々の地球化学的な要因を統一的な理論体系のもとに表現し得るものである。この収着プロジェクトは、1997年から開始され、Phase I(1997-1998)でTSMの国際的な開発状況を整理したうえで（NEA, 2001）、Phase II(2000-2005)で複数のテストケースに対し参加機関がモデル化した結果を比較分析し、多様な環境条件での収着挙動の傾向性を説明可能なことが確認された（NEA, 2005）。その後、Phase III(2008-)として収着モデルパラメータの導出と不確実性の取り扱い、実際の処分環境等への適用性評価を含め、TSM活用に関するガイドラインが検討されつつある。

SKBでは、花崗岩（結晶質岩）を母岩とするKBS-3処分概念を対象に、段階的な安全評価とサイト選定を進め、2009年には処分場予定地としてフォルスマルクを選定し、現在許認可申請に向けた準備を進めている状況である。この段階的な安全評価におけるパラメータ設定は、花崗岩を対象とした最新の情報に基づくパラメータ設定という観点に加え、ジェネリックな条件から具体的なサイト条件への情報量と質の変化に応じたパラメータ設定を検討した事例として参考になる。

Nagra/PSIでは、2002年にオパリナス粘土層における処分の実現可能性実証プロジェクト報告書を、安全評価結果を含めて取りまとめており（Nagra, 2002）、その評価結果に基づき、現在、スイス北部の複数の候補エリアからサイト選定を進めている。Nagra/PSIの核種移行パラメータ設定の特徴は、データが取得された条件と安全評価等での評価対象条件の違いを変換係数（conversion factor）によって補正するアプローチである（Bradbury and Baeyens, 2003a, 2003b）。また、粘土岩系を対象母岩としており、粘土鉱物の熱力学的収着モデルの情報を充実させ（Bradbury and Baeyens, 2005, 2009）、これをもとに、ベントナイトやオパリナス粘土へのモデル適用評価（Bradbury and Baeyens, 2011）を先駆けて検討していることも特徴である。これらは緩衝材や堆積岩系の岩種への収着モデルによるアプローチを検討するうえで、非常に有益な情報となる。

### 5.2.4 本研究の進め方と今年度の実施内容

本研究では、以上のような背景と目的、国内外の最新の知見を踏まえて、図5.2.4-1に示すアプローチに沿って、核種移行パラメータ設定の方法論を検討する。今回の検討における視点の一つは事業の観点からの要件と考え方を踏まえることであり、段階的な事業の進展に応じたパラメータ設定の方法や品質の確保といった点が重要である。また、このような事業の段階的進展に伴い増加する候補サイトの地質環境条件に関わる情報の種類と量に加え、これらの情報に必然的に伴う不確実性の取り扱いについての考え方と手法を検討することも重要な視点である。このような視点を念頭におきつつ、JAEAにおける基盤研究成果（データ取得手法、実測値データベース、現象論モデル等）の整理、上述したような海外における検討事例を整理し、それらをもとに核種移行パラメータ設定の方法論を検討することとする。ここで検討する核種移行パラメータとしては、安全評価上重要な緩衝材（ベントナイト）中の収着・拡散パラメータ、岩石中の収着パラメータを対象とする。その中でも、特に、実際の地質環境条件との関

連性が深く、調査の進展に伴い増加する情報の種類と量、それらに対応したパラメータ設定と不確実性の取り扱いといった課題への対応が求められるのは、岩石（結晶質岩及び堆積岩）に対する核種の収着パラメータである。

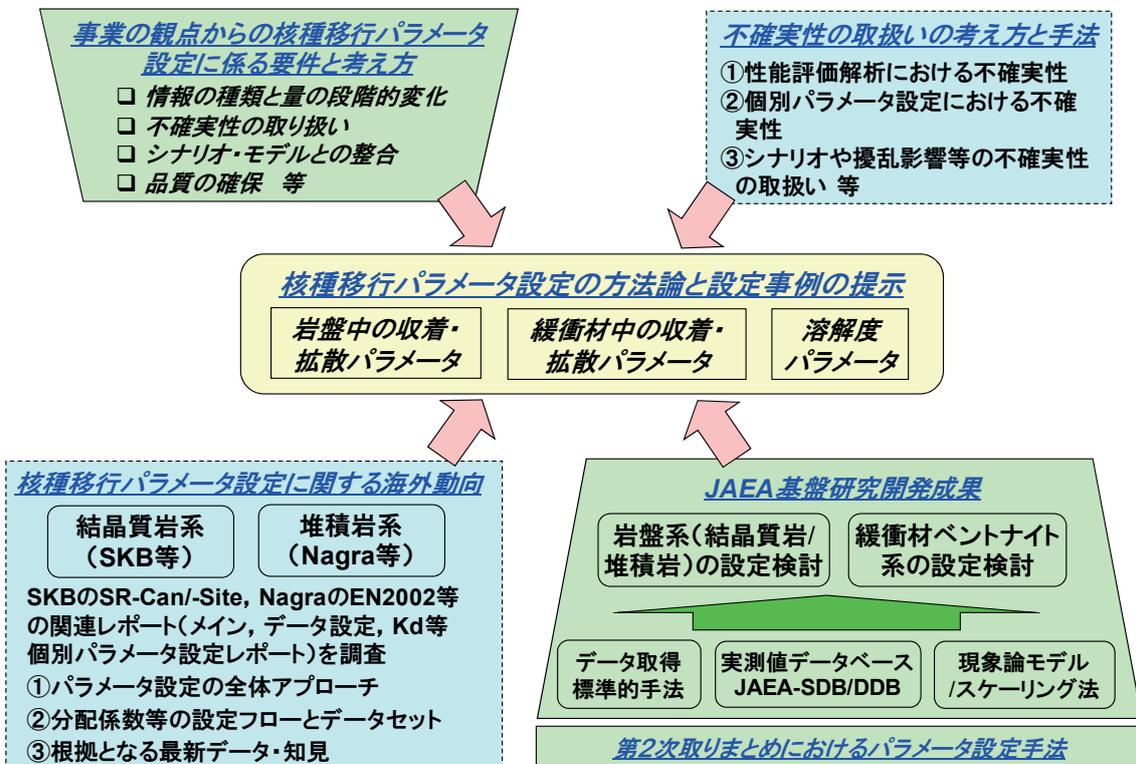


図 5.2.4-1 本研究における核種移行パラメータ設定手法検討のアプローチ

この一連のアプローチと対象のうち、本研究では以下を対象に検討を実施した。

- ・緩衝材中の収着・拡散パラメータについて、特に JAEA を中心とする基盤研究開発の成果を整理しつつ、現時点で採用し得る収着・拡散パラメータの設定フローを検討し、主要核種に対して事例的に適用した (5.3 節)。
- ・岩石については、まずは結晶質岩を対象として、SKB の最新の核種移行パラメータ設定の方法論を詳細に調査するとともに、国内基盤研究開発成果も踏まえつつ、現時点で採用し得る収着パラメータの設定フローを整理し、主要核種に対して事例的に適用した (5.4 節)。

なお、SKB の SR-Site における岩盤中の核種移行パラメータ設定手法の調査結果の詳細は、付録に取りまとめた (付録 5-1)。また、溶解度設定については今回対象としていないものの、第 2 次取りまとめ以降の JAEA における熱力学データの更新と溶解度評価についての情報を整理し、付録にまとめた (付録 5-2)。

### 5.3 緩衝材を対象とした分配係数及び拡散係数の設定アプローチ

#### 5.3.1 第2次取りまとめにおけるパラメータ設定の概要

第2次取りまとめ (JNC, 1999) において、緩衝材中の収着・拡散パラメータは、図 5.2.2-1 のフローに示したように、処分環境に近い圧縮ベントナイト中での実際の移行を測定する拡散試験によって得られた拡散係数を主たるデータソースとして設定された。緩衝材仕様は、ベントナイト 70wt%/ケイ砂 30wt%混合、乾燥密度  $1.6 \text{ Mg/m}^3$ 、地下水条件は、還元環境の降水系 (FRHP) と海水系 (SRHP) 間隙水に加え、支保工としての低アルカリセメントと接触した間隙水 (降水系)、また、降水系の酸性化間隙水 (FOHP) の4種類、18の元素が設定の対象である。

第2次取りまとめにおける実効拡散係数 ( $D_e$ ) の設定の概要 (JNC, 1999) を図 5.3.1-1 に示す。降水系地下水 (FRHP) の実効拡散係数は、比較的単純な1価の陽イオンと陰イオンである Cs と Se のみを実測値に基づき設定し、それ以外の核種については実測値の制約、種々の化学種の混在、保守性の観点等を考慮し、HTO (トリチウム水) の実測データをもとに設定された。密度依存性のデータから乾燥密度  $1.6 \text{ Mg/m}^3$  相当の値を導出した上で、ケイ砂混合の影響は小さいと判断する一方、温度依存性は自由水中の拡散係数の活性化エネルギーをもとに補正された。海水系間隙水 (SRHP) に対しては、陽イオンと陰イオンの降水系と海水系における実測データの傾向性を考慮してパラメータが設定された。また、酸性化間隙水 (FOHP) に対しては、酸化還元に鋭敏な核種のみを対象に、基本的に大気下の拡散実験で得られた実効拡散係数をもとに設定された。

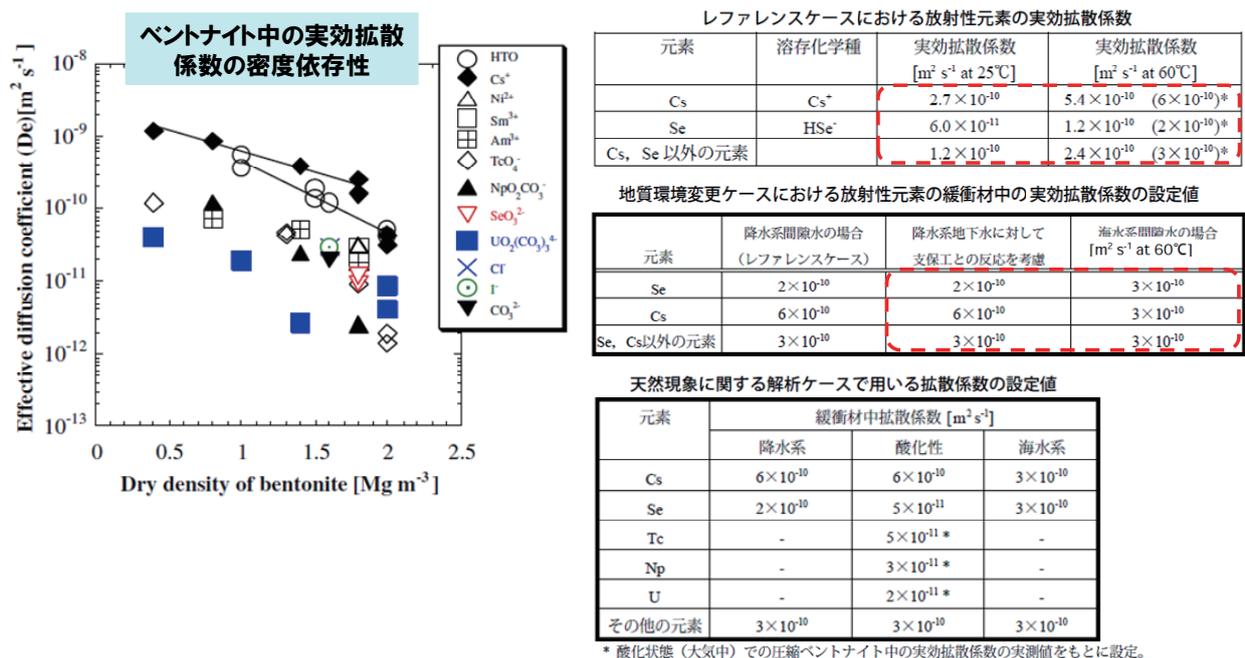


図 5.3.1-1 第2次取りまとめにおける緩衝材中の拡散パラメータ設定の概要

一方、分配係数については、図 5.3.1-2 に示すフロー (柴田ほか, 1999) に従って、見かけの拡散係数 ( $D_a$ ) の実測データをもとに、上記の実効拡散係数の設定値 (Cs, Se, HTO) との整合的な組合せによって、緩衝材 (圧縮ベントナイト) に対する分配係数の設定がなされた。

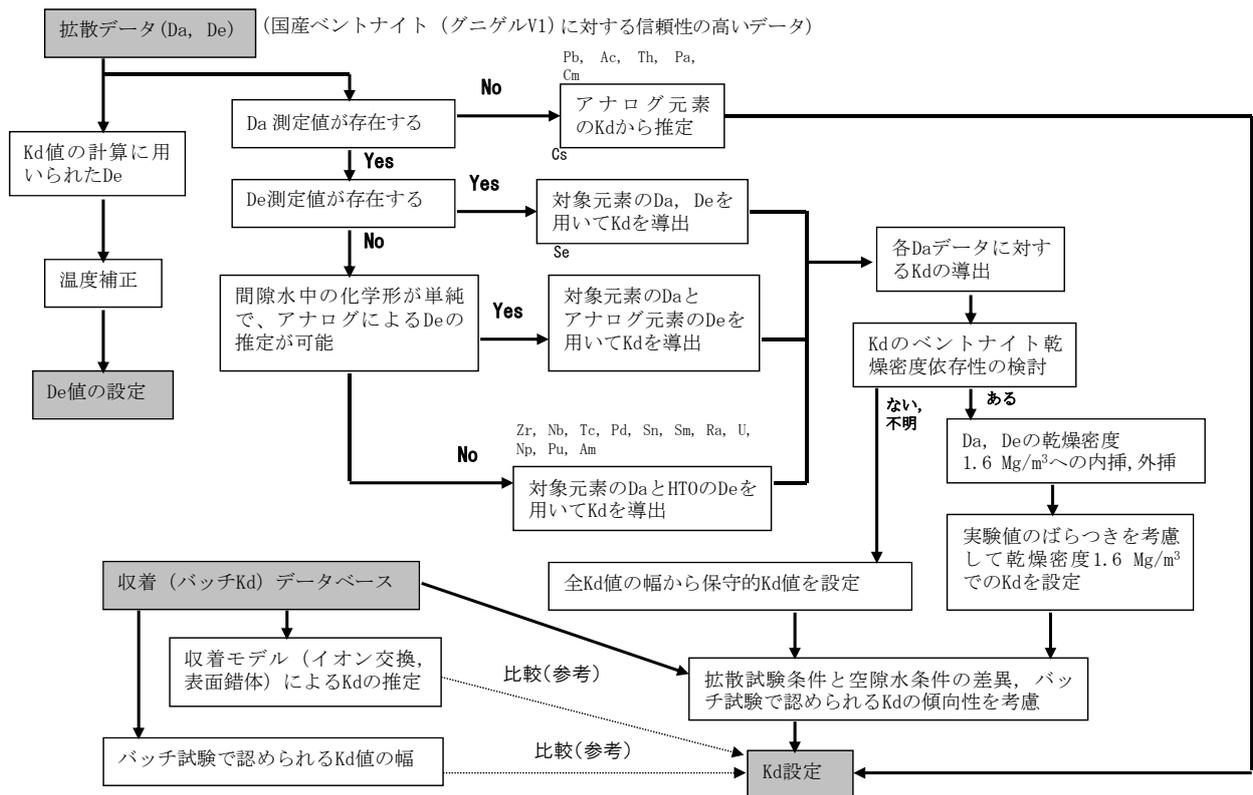
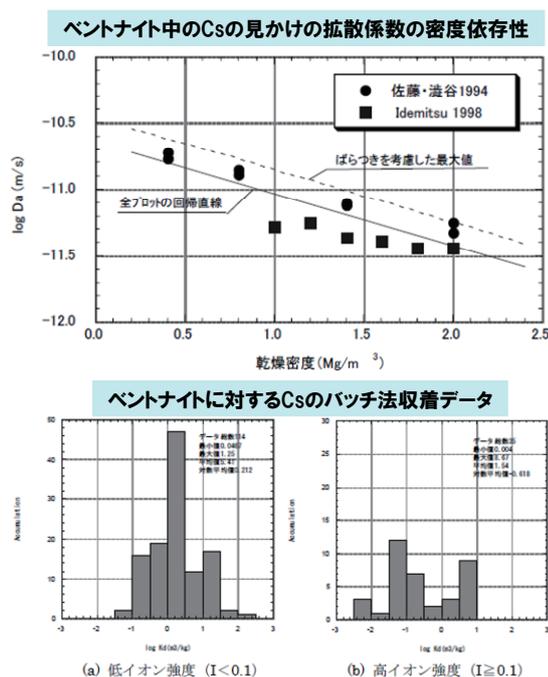


図 5.3.1-2 第2次取りまとめにおける緩衝材中の取着・拡散パラメータの設定フロー

具体的には、図 5.3.1-3 に示すように、見かけの拡散係数の密度依存性から所定の密度の値を求め、実験値のばらつき、温度影響等も考慮するとともに、保守側に値を丸める形で分配係数パラメータの設定がなされた。Cs 等の一部核種に対しては、バッチ試験で確認されている分配係数データの液性依存性の考慮、取着モデルによる推定値との比較等も検討された。すべての核種の見かけの拡散データが存在するわけではなく、化学アナログや元素間のパラメータの整合性を考慮するとともに、保守性も考慮のうえ、図 5.3.1-3 中の表に示すような分配係数パラメータが設定された。



元素	FRHP 間隙水	SRHP 間隙水	低アモルファス接触 FRHP 間隙水	FOHP 間隙水	備考
Se	0	0	0	0	
Zr	10	10	10	10	
Nb	1	1	1	1	
Tc	0.1	0.1	0.1	0	
Pd	0.1	0.1	0.1	0.1	
Sn	1	1	1	1	
Cs	0.01	0.001	0.01	0.01	
Sm	1	1	1	1	
Pb	0.1	0.1	0.1	0.1	Niの アナログ
Ra	0.01	0.01	0.01	0.01	
Ac	1	1	1	1	Smの アナログ
Th	1	1	1	1	U, Npの アナログ
Pa	1	1	1	1	Snの アナログ
U	1	1	1	0.005	濃度条件に 対しては、 系統的に 検討
Np	1	1	1	0.005	
Pu	10	10	10	10	
Am	10	10	10	10	
Cm	10	10	10	10	Amの アナログ

図 5.3.1-3 第2次取りまとめにおける緩衝材中の分配係数パラメータ設定の概要

これら第2次取りまとめの拡散・収着パラメータ設定に関しては、再検討すべき課題として以下が考えられる。

- ・実測データに基づくアプローチにおいて、膨大なデータ群から、参照すべきデータを抽出・選定するプロセスの追跡性・透明性を高めること
- ・第2次取りまとめ以降に拡充された環境条件影響データ及びモデル評価に関する情報を踏まえ、環境条件によるパラメータの変動傾向（イオン強度依存等）をより現実的に考慮すること
- ・トリチウム水（HTO）の拡散係数を与えることによって分配係数が過小に評価され保守的となるものの、考慮するシナリオによっては、この設定が必ずしも保守的とならないケースもあり、パラメータ設定における保守性について再度検討すること
- ・実測データに対して保守性をどのように取り込むか、実測値のばらつきをどのように取り扱うかなど、パラメータ設定の方法論をできるだけ一般化（ルール化／ガイドライン化）すること

### 5.3.2 第2次取りまとめ以降の収着・拡散研究に基づく知見

第2次取りまとめ以降、圧縮ベントナイト中の収着・拡散データに関して、信頼性の高いデータの取得・評価手法の開発が進められるとともに、これら手法に基づき、様々な核種と環境条件でのデータ取得が進められてきた（例えば、Tachi et al., 2009, 2010; JAEA, 2010）。さらに、それらのデータも含む国内外の収着・拡散データを実測値データベースとして構築するとともに（館ほか, 2009; 栃木・館, 2009）、メカニズムに基づくモデル開発が進められてきた（館ほか, 2010; JAEA, 2011）。これら成果の要点を、次節で整理するパラメータ設定の方法論の構築と関連するものを中心に、以下に示す。

(1) ベントナイト中の収着・拡散研究のアプローチ

第2次取りまとめの段階においても、特に圧縮ベントナイトの密度依存性データに主眼をおき、多くの性能評価対象核種の拡散データを取得してきたが、環境条件によって圧縮系の収着・拡散パラメータがどう変化するかというデータは非常に限られていた。第2次取りまとめ以降の研究成果として、このような環境条件の影響を実験的に把握しつつ、それらの影響をモデルによって評価できる可能性が示された点が重要な進展である。このモデル概念は、従来より圧縮ベントナイトを対象に開発を進めてきた“統合収着・拡散モデル (ISD モデル ; Integrated Sorption and Diffusion Model)”であり、これは図 5.3.2-1 に示すように、核種の熱力学データ (JAEA-TDB; Kitamura et al., 2010a) 及び粘土鉱物特性等をベースとして、圧縮ベントナイト中の間隙水化学、収着分配係数や拡散係数を、一貫性と整合性のある考え方のもとモデル化するアプローチである (Ochs et al., 2001; 館ほか, 2010)。このモデル化アプローチは、OECD/NEA の収着モデルプロジェクト (NEA, 2005) とも連携する形で開発を進めてきたものである。これによって、第2次取りまとめにおける核種移行パラメータ設定フロー (図 5.2.2-1) のうち、緩衝材については、間隙水化学、溶解度に加えて、収着・拡散についても全てモデルにより評価する体系が構築されたこととなる。

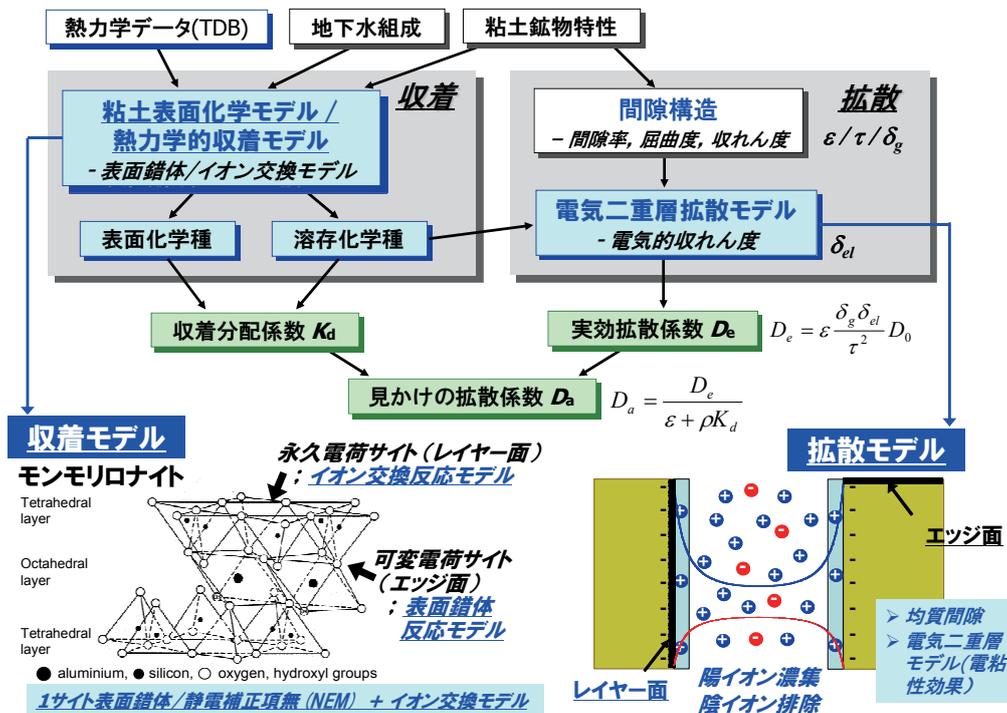


図 5.3.2-1 圧縮ベントナイト系の統合収着・拡散モデルの概念

(2) 単純イオン系の収着・拡散に関する知見

比較的単純な陽イオン (Cs, Na), 陰イオン (I), 中性化学種 (HTO) の圧縮ベントナイト中の拡散・収着パラメータの塩濃度依存性についてデータ取得を行った例を最初に示す (Tachi et al., 2009; JAEA, 2011)。ここで提案されたデータ取得法は、図 5.3.2-2 に示すように、従来の透過拡散法を改良した手法によって、複数の濃度曲線を取得するものである。Cs の場合、同図に示すように、それら濃度曲線が一組の収着・拡散パラメータによって同時フィッティングでき、圧縮ベントナイト中の実効拡散係数と分配係数を同時に精度良く評価可能となった (Tachi et al., 2009; JAEA, 2010)。

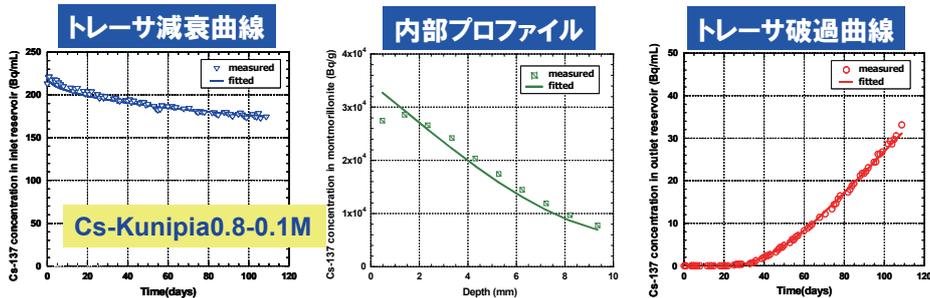
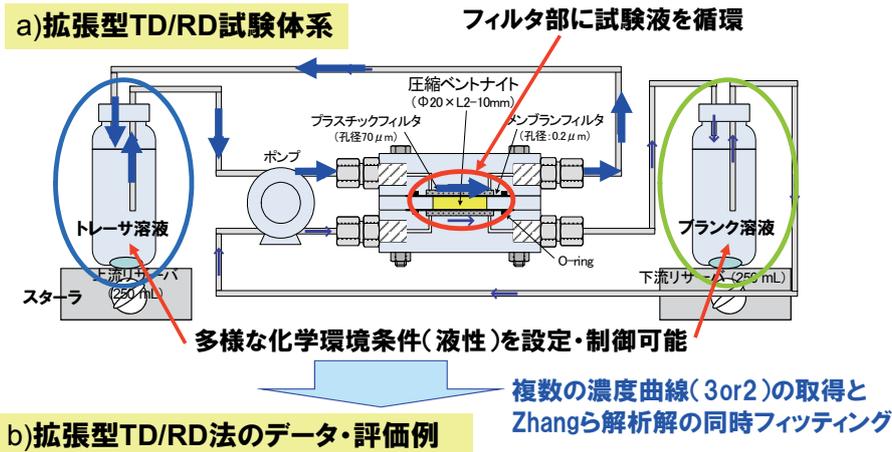


図 5.3.2-2 拡張型透過拡散/トレーサー減衰法 (TD/RD) の試験体系とデータ評価の例

この手法により、モンモリロナイト (クニピア P) の乾燥密度  $0.8 \text{ Mg/m}^3$  の条件で取得されたイオンの実効拡散係数, Cs の分配係数の塩濃度依存性を図 5.3.2-3 に示す。得られた収着・拡散データは明瞭な塩濃度依存性を示し、実効拡散係数は塩濃度の増加とともに、陽イオンでは減少、陰イオンでは増加、中性化学種では変化せず、一方、Cs の分配係数は、塩濃度の増加とともに減少し、拡散法とバッチ法の結果が定量的にも整合する傾向を示した。さらに、イオン交換収着モデル、均質間隙と電気二重層理論に基づく拡散モデルによって、これら一連の収着・拡散データの傾向性を説明可能であることを示した。

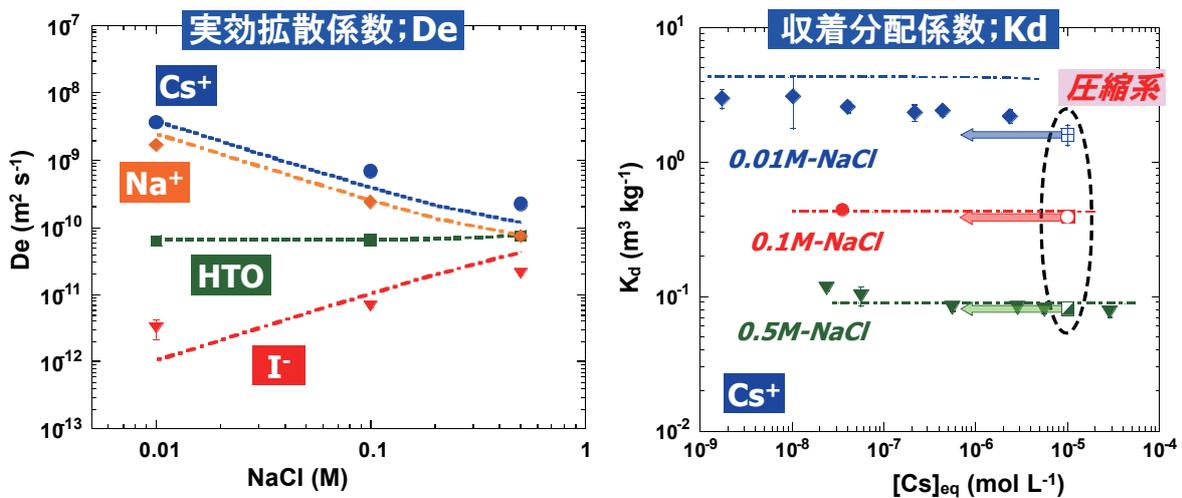


図 5.3.2-3 圧縮モンモリロナイト中のイオンの拡散・収着の塩濃度依存データとモデル化

上記モデルについては、さらに、随伴鉱物を含む圧縮ベントナイト中の拡散データに対して適用性が検討された。クニゲル VI 及びクニピア F を対象に、蒸留水系で In-diffusion 法によって取得された見かけの拡散係数データ ( $D_a$ ) が、拡散データベース (JAEA-DDB; 栃木・館, 2009) から抽出された。JAEA-DDB (図 5.3.2-4) では、ベントナイトの種類やケイ砂混合など、種々の固相条件で取得された拡散係数を、拡散挙動が主に主成分のモンモリロナイトに支配されるとの仮定のもと、部分モンモリロナイト密度により規格化する手法 (同図(b)の式) を導入している。同図(c)と(d)に対比して示すように、モンモリロナイトを 99%程度含有するクニピア F, 50%程度含有するクニゲル VI, ケイ砂混合系のデータを含めて、幅広い条件でのデータを統一的に取り扱うことができる。

1 価の陽イオン (Cs) と陰イオン (I 等) の実測データに対し、吸着・拡散モデルを適用して評価した結果、図 5.3.2-5 に示すように、圧縮ベントナイト中の吸着・拡散挙動についてもモデルによって説明可能であることが確認された (JAEA, 2011)。

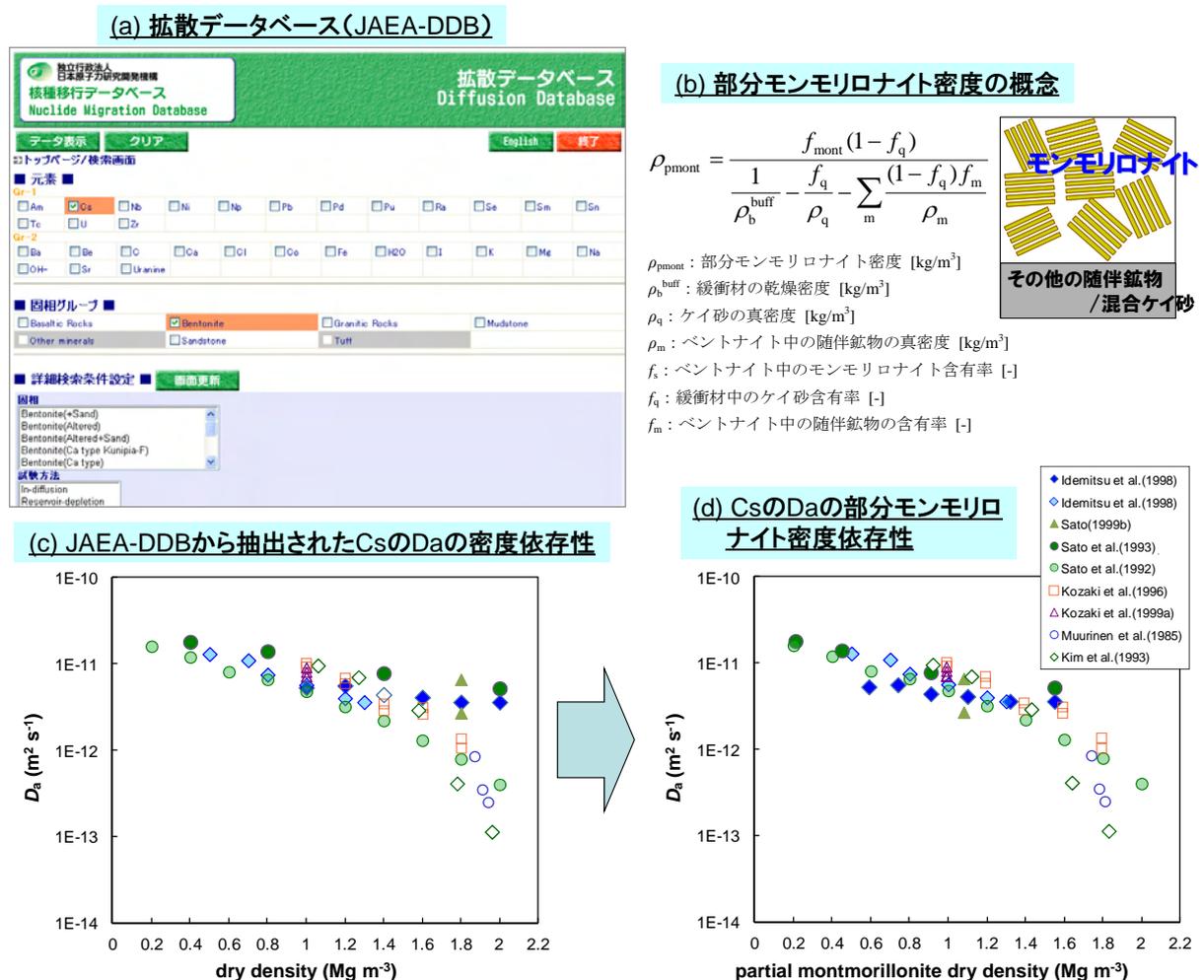


図 5.3.2-4 拡散データベース (JAEA-DDB) と部分モンモリロナイト密度による評価例

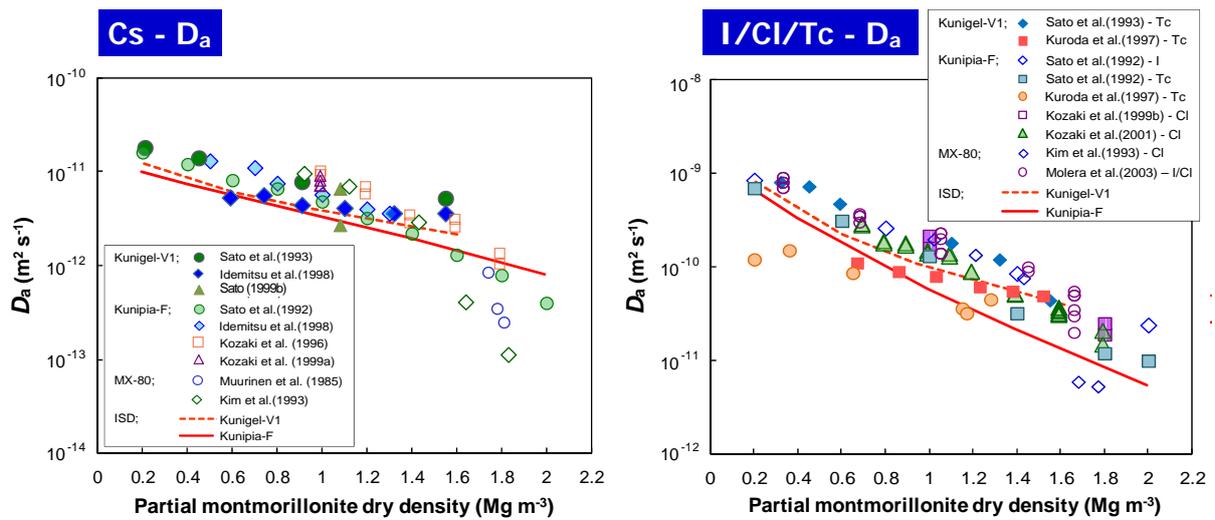


図 5.3.2-5 圧縮ベントナイト中の1価陽イオン (Cs) と陰イオン (I 等) の拡散データとモデル適用

収着・拡散現象の温度依存性については、圧縮ベントナイト中の各種イオンの見かけの拡散係数の温度依存性と活性化エネルギーについて、従来より検討がなされてきた（例えば、Kozaki et al., 1996）。さらに、実効拡散係数と分配係数のそれぞれの温度依存性についても報告がなされている（Suzuki et al., 2007; JAEA, 2011）。JAEA（2011）で報告されているCsの収着・拡散の温度依存データを図5.3.2-6に示す。このデータは、クニピアFの乾燥密度  $0.8 \text{ Mg/m}^3$ 、間隙水塩濃度  $0.5 \text{ M}$  の条件で取得されたものである。実効拡散係数  $D_e$  は温度とともに増加傾向を示し、また、同図(b)のアレニウスプロットに示されるように、活性化エネルギーは自由水中の拡散係数と同程度の値を示した。一方で、収着分配係数  $K_d$  は、温度変化に対して逆の傾向を示した。これらの収着・拡散挙動の温度依存性は、一般的な傾向と考えられるものの、一部表面錯体系の元素の収着挙動については逆の傾向が報告されている例もあり注意が必要である（例えば、Tertre et al., 2005）。

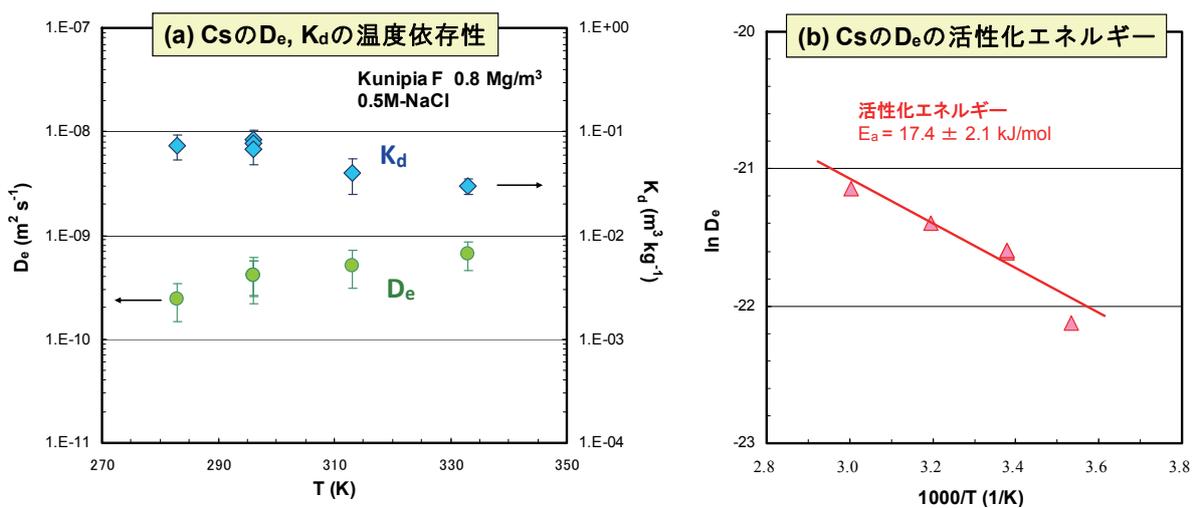


図 5.3.2-6 圧縮ベントナイト中のCsの収着・拡散挙動の温度依存データ

(3) アクチニド等の収着・拡散に関する知見

複雑な挙動をとる核種の収着・拡散のデータ取得及びモデルの検討例として、間隙水の炭酸濃度と塩濃度を変化させた系での Np(V) の収着・拡散研究が報告されている (Tachi et al., 2010 ; JAEA, 2011)。取得された圧縮モンモリロナイト中の Np(V) の収着・拡散データは、化学種の変化に対応した明瞭な傾向を示し (図 5.3.2-7), イオン交換反応と表面錯体反応を考慮した Np(V) の収着モデルを考慮することで、一連の収着分配係数  $K_d$  の実測値の傾向性を概ね再現することが可能である。一方で、実効拡散係数  $D_e$  についても、Np(V) の支配化学種に対応した変化が認められ、モデルによって実測値の傾向性を説明可能であった。これらのことから、アクチニド等の複雑な化学種についても、その支配化学種を考慮することで、圧縮系での収着・拡散挙動のおおよその傾向性を推定可能であり、また、その評価に収着・拡散モデルが適用可能であることを示した。

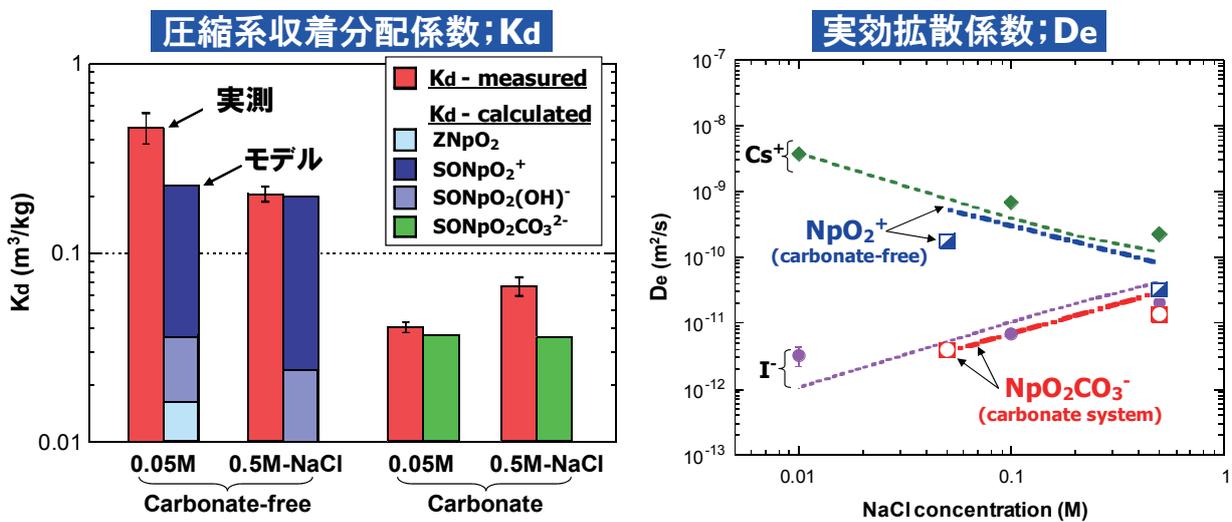


図 5.3.2-7 圧縮ベントナイト中の Np(V) 収着・拡散挙動の環境条件依存データとモデル化

更に、1価の陽イオン (Cs) と陰イオン (I 等) を対象に評価した図 5.3.2-5 と同様に、Np(V) 及び Am の圧縮ベントナイト中の収着・拡散挙動の密度依存データに対し、モデルの適用性を確認した。その結果、間隙水モデルと収着・拡散モデルによって、これらデータの傾向性を概ね説明可能であることが確認された (図 5.3.2-8 ; JAEA, 2011)。

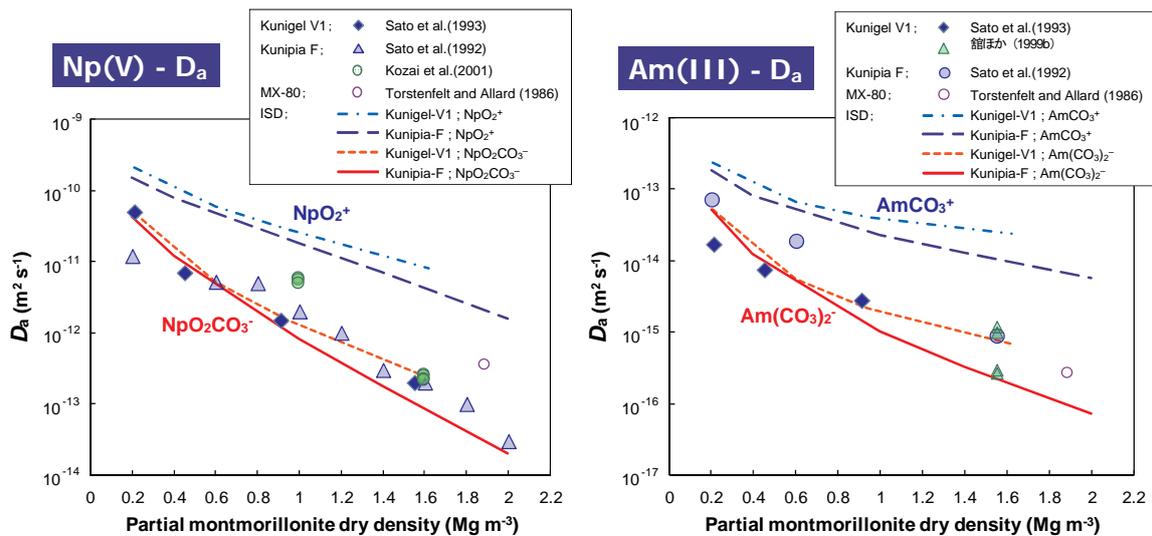


図 5.3.2-8 圧縮ベントナイト中の Np(V)/Am の見かけの拡散係数の密度依存データとモデル化

### 5.3.3 緩衝材中の収着・拡散パラメータ設定アプローチと設定の試行

#### (1) 収着・拡散パラメータの設定アプローチ

5.3.2 項に示した第2次取りまとめ以降の成果に基づけば、図 5.3.1-2 に示したパラメータ設定フローは、以下に挙げるような視点を取り入れることによって、多様な環境条件影響をより現実的に考慮した設定フローへの改良が可能になると考えられる。

- ・データ・機能が拡充された「拡散及び収着データベース (JAEA-DDB/SDB) の活用」による参照データの効率的な抽出・選定
- ・多様な緩衝材条件 (種類, ケイ砂混合等) を対象に取得されたデータの「部分モンモリロナイト密度」の補正による設定条件への変換
- ・多様な核種の実効拡散係数の実測データ, 塩濃度依存等の環境条件影響データに基づく, HTO から化学アナログや電荷等を考慮した「実効拡散係数の評価方法の適用」(HTO から化学アナログや電荷等を考慮した評価へ)
- ・圧縮系で直接測定された「圧縮系の分配係数の活用」, 及び圧縮系とバッチ系の分配係数の整合性の実験的確認に基づく「バッチ系データの活用」
- ・多様な核種・条件への適用性が確認された「収着・拡散モデルの活用」

これらを反映した圧縮ベントナイト中の収着・拡散パラメータの設定フローを図 5.3.3-1 に整理する。ここに示すフローは、圧縮系の実測データを重視するという従来の考え方を踏襲しつつ、上記に挙げた幾つかの手法を盛り込んだものである。特に分配係数については、圧縮系での直接的な実測データの活用, 拡散データからの評価, バッチデータからの評価等の多様なアプローチを比較評価する視点を盛り込んでおり、データの存在状況に応じて、これらのアプローチの選択や組合せにより対応することができる。また、限られた実測データに基づいて、多様な核種・環境条件に対するパラメータ設定を行う上で、化学アナログを活用することは重要なアプローチとなる。モデルについては、圧縮ベントナイトの場合、5.3.2 項に示したように、複数の核種への適用性が確認できており、環境条件変化に伴うパラメータ評価への活用が期待されるものの、核種や環境条件等の適用範囲における課題も考慮し、ここでは、補完的なアプローチとして位置づけた。

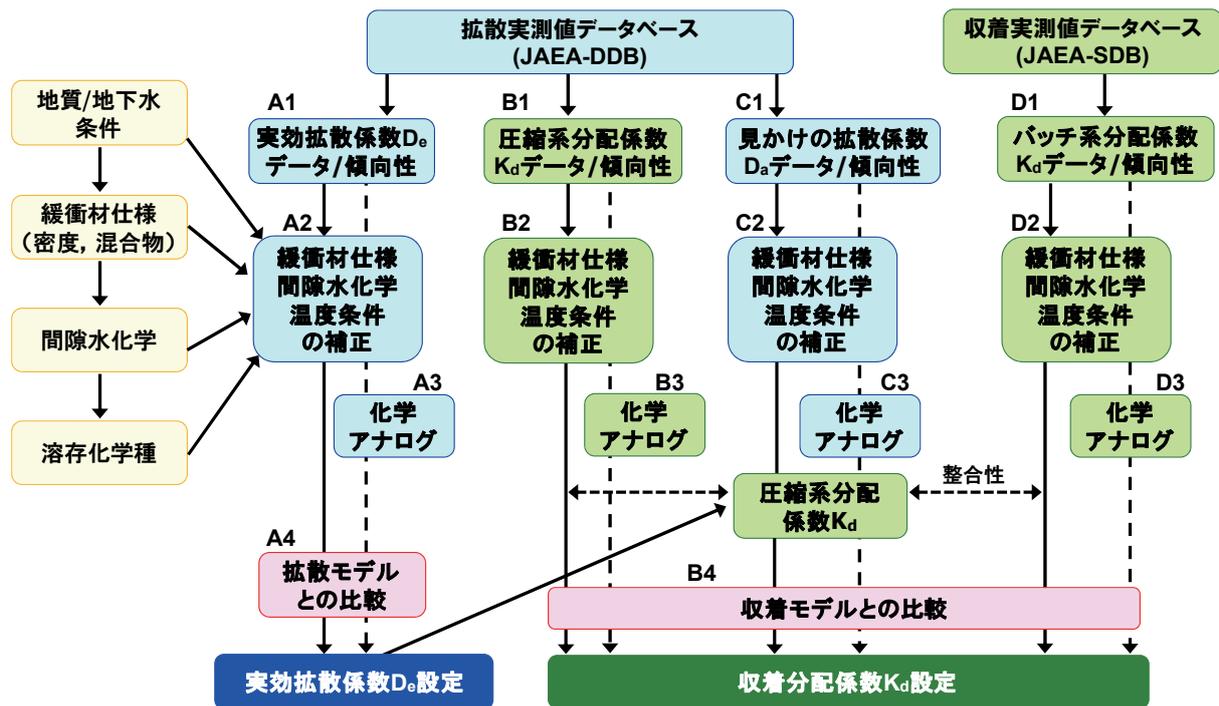


図 5.3.3-1 圧縮ベントナイト中の収着・拡散パラメータの設定フロー

上図に示した多様なアプローチを含むパラメータ設定フローについて、実際的な適用性を確認しつつ、現時点で取り得るアプローチや課題について検討するため、以下ではパラメータ設定を試行する。ここで想定する条件は、第2次取りまとめに準拠し、緩衝材仕様はベントナイト70wt%/ケイ砂30wt%混合、乾燥密度  $1.6 \text{ Mg/m}^3$ 、地下水条件は、還元環境の降水系 (FRHP) と海水系 (SRHP) 間隙水、降水系の酸化性間隙水 (FOHP) の3種類 (セメントと接触した間隙水を除く)、対象核種は、Cs, Am とする。ここで、上記の緩衝材仕様は、部分モンモリロナイト密度で約  $0.9 \text{ Mg/m}^3$  に相当する。最初に実効拡散係数を設定し、その実効拡散係数との整合性を取りつつ収着分配係数を設定する。

## (2) Cs のパラメータ設定の試行

### i) 実効拡散係数の設定

最初に Cs のベントナイト中の実効拡散係数のデータと傾向性を確認する (フロー図 A1)。第2次取りまとめの設定 (図 5.3.1-1 参照) に直接用いられたデータとして、佐藤・澁谷 (1994) の密度依存性データがある。また、近年の報告では中澤ほか (2010) によって取得された塩濃度依存性に関するデータがある。まず、佐藤・澁谷 (1994) のデータとその実験式評価結果を図 5.3.3-2 に示すと共に、収着・拡散モデル (ISD モデル) により蒸留水系の間隙水組成を条件として評価した結果を併せて示す。佐藤・澁谷 (1994) のデータは、模擬間隙水条件を想定した条件で取得されたものであるが、この条件は図中に示すように SRHP のイオン強度に近い。一方で、中澤ほか (2010) によって報告されたクニゲル V1 中の Cs の実効拡散係数の塩濃度依存データを同図にプロットすると、Cs の実効拡散係数の塩濃度影響が、密度依存に比べて大きいことがわかる。この間隙水のイオン強度の影響を考慮すれば、蒸留水系の間隙水組成を想定したモデル計算結果が、実験式に対して高めとなっていることは傾向として理解可能である。

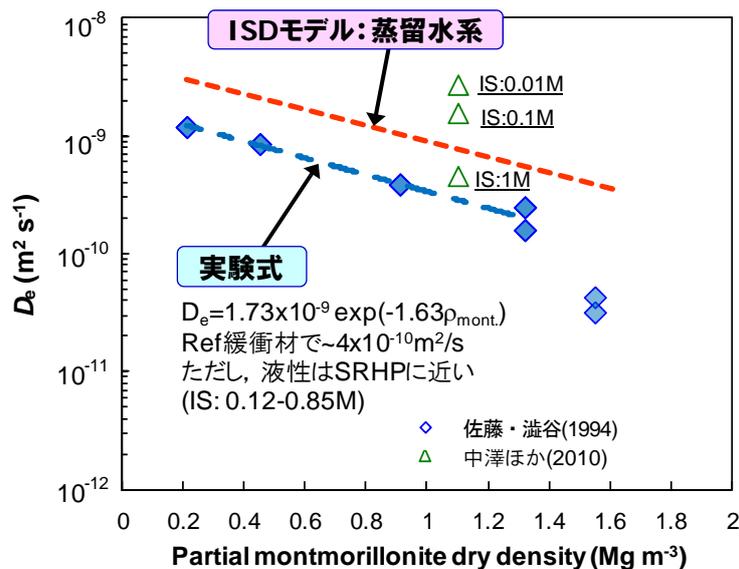


図 5.3.3-2 圧縮ベントナイト中のCsの実効拡散係数の密度依存データとモデル化

Csは酸化還元によって価数は変化せず、一方で、イオン強度に対しては収着・拡散データが大きく変化することから、パラメータ設定では、特に、イオン強度依存性に着目し、FRHPとFOHP条件を共通とし、加えてSRHPを対象に設定を検討する。圧縮ベントナイト中のCsの収着・拡散挙動の塩濃度依存性については、図5.3.2-3に示したデータを含めて複数の報告があり、これらのデータのうち、部分モンモリロナイト密度で $0.8 \sim 1.1 \text{Mg/m}^3$ の範囲のデータを抽出し（フロー図A2の緩衝材仕様補正）、イオン強度との関係で整理した実効拡散係数を図5.3.3-3に示す。明瞭なイオン強度依存性が確認され、これらのデータから図中に示す実験式、さらにはデータのばらつきを考慮した誤差評価式を決定し、この式に基づいて、FRHP/FOHP及びSRHP間隙水のイオン強度条件に相当する実効拡散係数を導出した（フロー図A2の間隙水化学補正）。また、温度影響については、図5.3.2-6に示した温度依存データを考慮し、室温（25℃）から60℃への補正を行った（フロー図A2の温度補正）。このように導出された設定値を、表5.3.3-1に「実測ベースの設定値」として記載した。

また、緩衝材仕様と間隙水イオン強度を考慮して、拡散モデル（5.3.2項参照、館ほか、2010；JAEA，2011）によって評価された実効拡散係数を、「モデルベースの設定値」として記載した（フロー図A4）。図5.3.2-3及び図5.3.2-5に示したような1価陽イオンの実測とモデルの良好な一致を反映して、実測とモデルに基づく設定値は概ね整合的である。

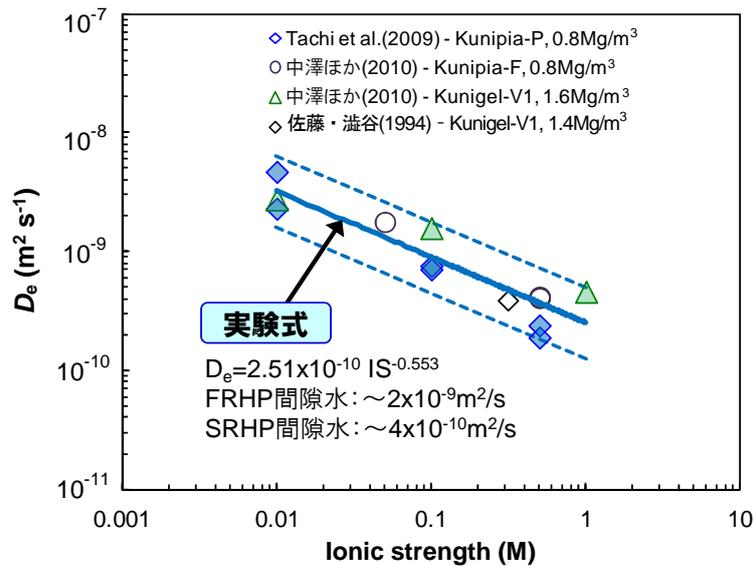


図 5.3.3-3 圧縮ベントナイト中の Cs の実効拡散係数のイオン強度依存データ

表 5.3.3-1 Cs の実効拡散係数  $D_e$  の設定結果 (括弧内は 60°C での値, 単位は  $m^2 s^{-1}$ )

		FRHP/FOHP 間隙水		SRHP 間隙水	
		実測ベース設定	設定値	$1.9 \times 10^{-9}$ ( $3.8 \times 10^{-9}$ )	
	不確実性	$9.5 \times 10^{-10}$	$3.8 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-10}$	$6.6 \times 10^{-10}$
モデルベース設定	設定値	$2 \times 10^{-9}$ ( $4 \times 10^{-9}$ )		$2 \times 10^{-10}$ ( $4 \times 10^{-10}$ )	
	不確実性	–	–	–	–
第 2 次取りまとめ	設定値	$3 \times 10^{-10}$ ( $6 \times 10^{-10}$ )		$1.5 \times 10^{-10}$ ( $3 \times 10^{-10}$ )	
	不確実性	–	–	–	–

ii) 分配係数の設定

次に分配係数の設定については、図 5.3.3-1 に示した設定フローでは複数のアプローチを取りうるため、最初に参照可能なデータを確認しつつ、各アプローチの検討可能性を明らかにする必要がある（フロー図 B1, C1, D1）。圧縮ベントナイトに対して直接測定された分配係数データが存在する場合、その値をまずは参照すべきである（フロー図 B の方法）。Cs の拡散・収着データはイオン強度が異なる条件で実測されており、図 5.3.2-3 に示したように、明瞭なイオン強度依存性、及びバッチ収着データとの整合性が確認されている（Tachi et al., 2009）。

ここでは、上記 i) の実効拡散係数設定に用いたデータ（図 5.3.3-3）に対応する圧縮ベントナイト（部分モンモリロナイト密度で  $0.8 \sim 1.1 \text{ Mg/m}^3$  の範囲：フロー図 B2 の緩衝材仕様補正）中の Cs の分配係数のイオン強度依存データを図 5.3.3-4 に示す。明瞭なイオン強度依存を確認でき、これらのデータから図中に示す実験式、さらにはデータのばらつきを考慮した誤差評価式を決定し、FRHP/FOHP 及び SRHP 間隙水のイオン強度に相当する分配係数を導出した（フロー図 B2 の間隙水化学補正）。温度影響については、実効拡散係数と同様に、図 5.3.2-6 に示した温度依存データを考慮し、室温（25°C）から 60°C への補正を行った（フロー図 B2 の温度補正）。

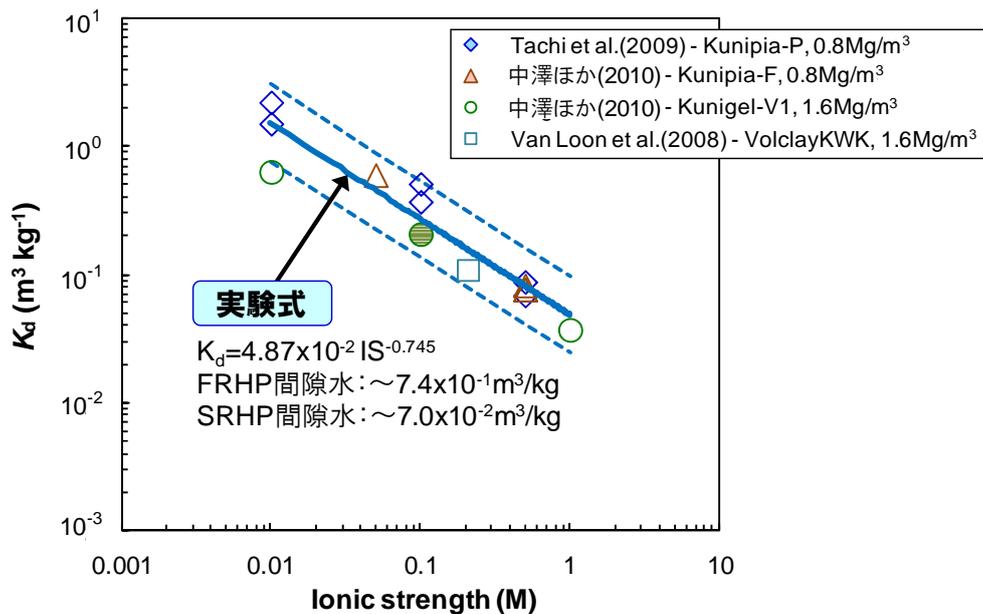


図 5.3.3-4 圧縮ベントナイト中の Cs の分配係数のイオン強度依存データ

一方で、図 5.3.2-4 に示したように、圧縮ベントナイト中の見かけの拡散係数 ( $D_a$ ) データが Cs に対しては多数存在しており、ここでは比較のために、見かけの拡散係数と実効拡散係数の組合せによる分配係数の導出との比較を試みた (フロー図 C の方法)。図 5.3.3-5 に、FRHP 間隙水に相当する間隙水条件で取得された見かけの拡散係数を、部分モンモリロナイト密度に対してプロットした。また、MX-80 等の海外データを除く全データより、実験式、及びデータのばらつきを考慮した誤差評価式を決定し、緩衝材仕様、FRHP 間隙水に相当する見かけの拡散係数を導出した (フロー図 C2 の緩衝材仕様、間隙水化学補正)。なお、SRHP 間隙水における Cs の分配係数の評価については、Cs の実効拡散係数と分配係数がイオン強度によって大きく変化するのに対し、見かけの拡散係数はこれらの複合の結果としてイオン強度にあまり依存しないことから (Tachi et al., 2009)、FRHP 間隙水と同じ見かけの拡散係数を用いて評価した。

上記 2 つのアプローチによる設定値を、それぞれ「実測ベース (フロー図 B)」と「実測ベース (フロー図 C)」として、表 5.3.3-2 に示す。収着モデル (縮ほか, 2010 ; JAEA, 2011) に基づく評価結果を「モデルベースの設定値 (フロー図 B4)」として、さらに第 2 次取りまとめの設定をあわせて記載した。拡散係数と同様に、1 価陽イオンについては、これまで実測とモデルの良好な一致が確認されており、今回の設定においても、圧縮系  $K_d$  より導出した実測とモデルに基づく設定値は概ね整合的である。

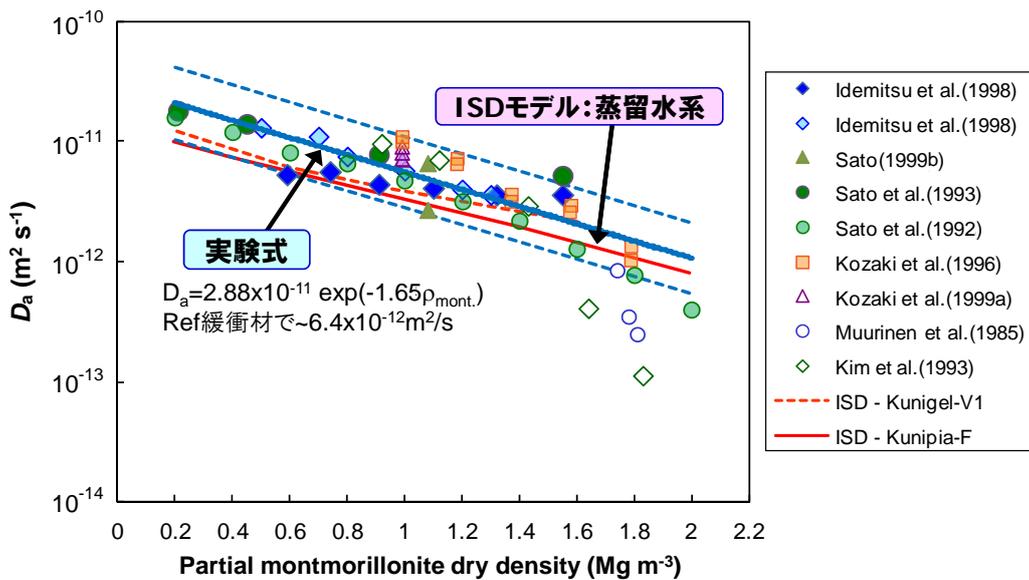


図 5.3.3-5 圧縮ベントナイト中のCsの見かけの拡散係数の部分モンモリロナイト密度依存性

表 5.3.3-2 Csの分配係数  $K_d$  の設定結果 (括弧内は 60°Cでの値, 単位は  $\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$ )

		FRHP/FOHP 間隙水		SRHP 間隙水	
		設定値	$7.4 \times 10^{-1}$ ( $3.7 \times 10^{-1}$ )		$7.0 \times 10^{-2}$ ( $3.5 \times 10^{-2}$ )
実測ベース設定 (フロー図B: 圧縮系 $K_d$ より)	不確実性	$3.7 \times 10^{-1}$	$1.5 \times 10^0$	$3.5 \times 10^{-2}$	$1.4 \times 10^{-1}$
実測ベース設定 (フロー図C: $D_a$ より)	設定値	$3.4 \times 10^{-1}$ ( $1.7 \times 10^{-1}$ )		$6.8 \times 10^{-2}$ ( $3.4 \times 10^{-2}$ )	
	不確実性	$1.7 \times 10^{-1}$	$6.8 \times 10^{-1}$	$3.4 \times 10^{-2}$	$1.4 \times 10^{-1}$
モデルベース設定	設定値	$8.9 \times 10^{-1}$ ( $4.5 \times 10^{-1}$ )		$5.6 \times 10^{-2}$ ( $2.8 \times 10^{-2}$ )	
	不確実性	-	-	-	-
第2次取りまとめ	設定値	$(1 \times 10^{-2})$		$(1 \times 10^{-3})$	
	不確実性	$(1 \times 10^{-2})$	$(5 \times 10^{-2})$	-	-

### (3) Amのパラメータ設定の試行

#### i) 実効拡散係数の設定

非常に高い収着性を示すAmは、従来の拡散試験手法では実効拡散係数を取得することは困難であったが、図5.3.2-2に示した拡張型トレーサー減衰法と、数10 $\mu\text{m}$ 程度の厚みでの濃度プロファイリングを可能とする薄層削出し法の組合せによってデータが取得されている(JAEA, 2011; Ishii et al., 2011)。これらのデータは、クニピアFの乾燥密度1.0  $\text{Mg/m}^3$ 、間隙水塩濃度(0.1 M, 0.5 M)の条件で取得された。得られたAmの実効拡散係数の塩濃度依存性を、図5.3.2-7に示したNp, Cs, Iの実効拡散係数のデータとあわせて、図5.3.3-6に示す。この実験条件下ではAmの支配化学種は $\text{Am}(\text{CO}_3)_2^-$ と想定され、実効拡散係数は $\text{NpO}_2(\text{CO}_3)$ と類似した傾向が得られた(フロー図A1のデータ/傾向性の確認)。

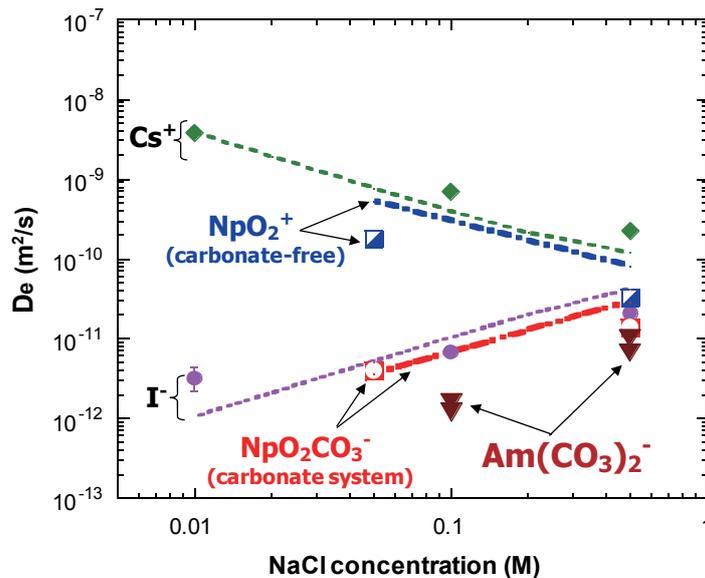


図 5.3.3-6 圧縮ベントナイト中の Am の実効拡散係数の塩濃度依存性 (点線はモデル)

JAEA-TDB による溶解度計算 (Kitamura et al., 2010b; 付録 5-2 参照) において, Am のベントナイト間隙水中での支配化学種は, FRHP/FOHP 系で  $\text{Am}(\text{CO}_3)_2^-$ , SRHP 系で  $\text{AmSiO}(\text{OH})_3^{2+}$  と評価される。これらの化学種の実効拡散係数を検討するうえで, 上図に示した Am のデータ, さらには, Np, Cs, I のイオン強度依存性が重要な情報源となる。まず,  $\text{Am}(\text{CO}_3)_2^-$  と  $\text{NpO}_2(\text{CO}_3)^-$  の実効拡散係数 ( $D_e$ ) は, 1 価陰イオンの I と同様のイオン強度依存性を示す。なお, I とこれらアクチニドの炭酸錯体の  $D_e$  の差異は自由水中の拡散係数の差異に関係するものと考えられる。一方で, 上図に示すように,  $\text{NpO}_2^+$  の  $D_e$  の実測データは,  $\text{Cs}^+$  のデータと同様のイオン強度依存性を示すものの, その値は  $\text{Cs}^+$  と  $\text{NpO}_2^+$  の自由水中の拡散係数の差異から予測されるモデル計算値よりも低い。これは  $\text{NpO}_2^+$  の拡散については,  $\text{Cs}^+$  と比較すれば拡散経路上の制約を受けることを示唆している。また, イオン強度が高い領域では, 静電的相互作用の影響が弱まるため,  $\text{NpO}_2^+$  と  $\text{NpO}_2\text{CO}_3^-$  の実効拡散係数の差異はかなり小さくなる。これらの傾向から, SRHP 系で支配化学種となる  $\text{AmSiO}(\text{OH})_3^{2+}$  の実効拡散係数は,  $\text{Am}(\text{CO}_3)_2^-$  のそれとそれ程大きくは違わないと推測することが可能である。これらの推定に基づき, 1 価陰イオンの実効拡散係数の実測データの評価を行ったうえで, 自由水中の拡散係数の差異を加味して, Am の実効拡散係数を設定することとした (フロー図 A3 の化学アナログの根拠と方法)。

Cs の場合と同様に, 陰イオンの実効拡散係数に及ぼすイオン強度影響の重要性に着目した評価を検討した。部分モンモリロナイト密度で  $0.8 \sim 1.1 \text{ Mg/m}^3$  の範囲 (フロー図 A2 の緩衝材仕様補正) の圧縮ベントナイトでのイオン強度に対する 1 価陰イオン ( $\text{Cl}^-$ , I) の実効拡散係数を図 5.3.3-7 に示す。Cs の場合とは逆のイオン強度依存性が確認され, これらのデータから図中に示す実験式, さらにはデータのばらつきを考慮した誤差評価式を決定し, この式に基づき, FRHP/FOHP 及び SRHP 間隙水のイオン強度に相当する実効拡散係数を導出した (フロー図 A2 の間隙水化学補正)。また, 温度影響については, Cs のデータと補正法をそのまま適用し, 室温 ( $25^\circ\text{C}$ ) から  $60^\circ\text{C}$  への補正を行った (フロー図 A2 の温度補正)。このように導出された設定値を, 表 5.3.3-3 に「実測ベースの設定値」として記載した。

また, 緩衝材仕様と間隙水イオン強度を考慮して拡散モデル (館ほか, 2010 ; JAEA, 2011) によって評価された実効拡散係数を, 「モデルベースの設定値」として記載した (フロー図 A4)。実測とモデルによるそれぞれの設定値は, FRHP/FOHP では概ね整合的であるが, SRHP ではモデルの方が 2 倍強になり,

上記の支配化学種の評価との関連を含め不確実性を考慮する必要がある。第2次取りまとめのトリチウム水 (HTO) の実測データに基づく設定と比較し、1桁以上の差異を生じるケースもあり、この点は5.3.1項に述べた保守性の考え方との関連も含め検討する必要がある。

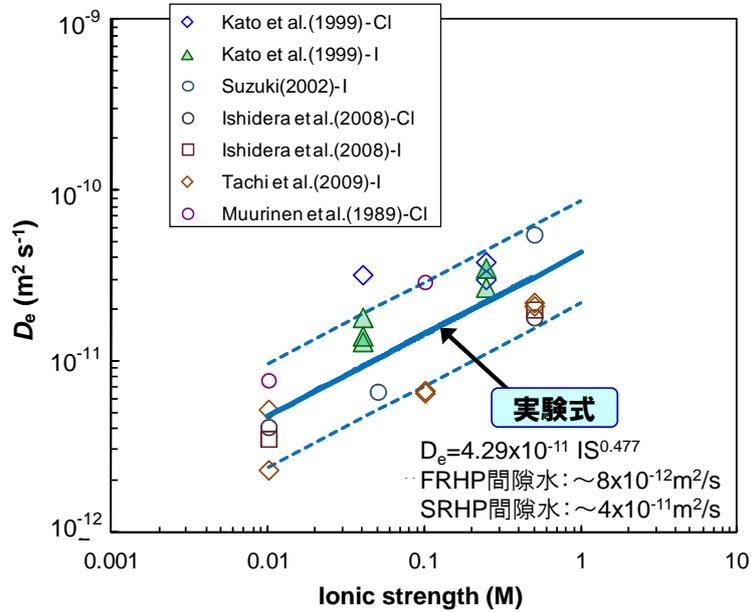


図 5.3.3-7 圧縮ベントナイト中の1価陰イオン (I/Cl) の実効拡散係数のイオン強度依存データ

表 5.3.3-3 Am の実効拡散係数  $D_e$  の設定結果 (括弧内は 60°C での値, 単位は  $m^2 s^{-1}$ )

		FRHP/FOHP 間隙水		SRHP 間隙水	
実測ベース設定	設定値	$5.0 \times 10^{-12}$ ( $1.0 \times 10^{-11}$ )		$2.3 \times 10^{-11}$ ( $4.6 \times 10^{-11}$ )	
	不確実性	$2.5 \times 10^{-12}$	$1.0 \times 10^{-11}$	$1.1 \times 10^{-11}$	$4.5 \times 10^{-11}$
モデルベース設定	設定値	$4.1 \times 10^{-12}$ ( $8.2 \times 10^{-12}$ )		$5.4 \times 10^{-11}$ ( $1.1 \times 10^{-10}$ )	
	不確実性	—	—	—	—
第2次取りまとめ	設定値	$1.2 \times 10^{-10}$ ( $2.4 \times 10^{-10}$ )		$1.2 \times 10^{-10}$ ( $2.4 \times 10^{-10}$ )	
	不確実性	—	—	—	—

## ii) 分配係数の設定

Am の分配係数の設定については、実効拡散係数の設定に活用した拡張型トレーサー減衰法によって、圧縮系での分配係数が直接測定されており (JAEA, 2011; Ishii et al., 2011)、フロー図 B のアプローチでの検討が可能である。これらのデータは、乾燥密度  $1.0 \text{ Mg/m}^3$  のクニピア F に対して、間隙水の塩濃度は  $0.1 \text{ M}$  と  $0.5 \text{ M}$ 、炭酸濃度 ( $\text{NaHCO}_3$ ) は  $0.05 \text{ M}$ 、pH は約 9 の条件で取得されたものである。Am の分配係数として、 $1.5 \sim 3.5 \times 10^1 \text{ m}^3/\text{kg}$  の範囲の値が得られた。

ここで、これらデータに基づき、パラメータ設定を検討するうえでは、pH、イオン強度、炭酸濃度といった環境条件の違いを十分考慮する必要があるが、上述したように Am の圧縮系での分配係数のデータは、環境条件影響を把握する観点からは十分ではない (フロー図 B1 のデータ/傾向性の確認)。そこで、ここでは、バッチ法で得られた分配係数の傾向性 (フロー図 D1) を参考としつつ、フロー図 B の方法

による設定を試みた。バッチ法による Am の分配係数については、中性からアルカリ領域にかけて、pH 依存性及びイオン強度依存性は顕著ではないことが、例えば、Gorgeon (1994) や Marques Fernandes et al. (2008) により報告されている。一方、炭酸共存の影響としては、その濃度の増加とともに分配係数は低下する傾向が認められている(フロー図 D1)。これらのことから、圧縮系のデータが取得された条件は、FRHP の条件に比較的近い条件であり、pH と炭酸濃度の若干の差異については、データが取得された条件の方が低めの分配係数を与えるため、ここでは、実測データの平均と幅をそのまま用いることとした。また、既述のとおり、イオン強度依存性は顕著でないことから、SRHP 系の分配係数は、FRHP と同じ値に設定した(フロー図 B2 の間隙水化学補正)。なお、Am 等のアクチニドの分配係数に対する温度補正については、現状の知見(5.3.2(2)項)に照らし補正を行わないこととした(フロー図 B2 の温度補正)。

また、圧縮ベントナイト中で実測された Am の見かけの拡散係数データについては報告例があり、上記 i) で設定した実効拡散係数と組合せて、分配係数の評価を試みた(フロー図 C の方法)。図 5.3.3-8 に、FRHP 間隙水に相当する間隙水条件で取得された見かけの拡散係数と、部分モンモリロナイト密度との関係を示す(フロー図 C1 のデータ/傾向性の確認)。MX-80 等の海外データを除く全データより、実験式、及びデータのばらつきを考慮した誤差評価式を決定し、緩衝材仕様、FRHP 間隙水に相当する見かけの拡散係数を導出した(フロー図 C2 の緩衝材仕様、間隙水化学補正)。一方、Am に対する見かけの拡散係数のイオン強度依存データは存在しないため、バッチ法による Am の収着に対するイオン強度影響が顕著ではないことを根拠として、SRHP 系の分配係数を FRHP と同じ値に設定した(フロー図 C2 の間隙水化学補正)。 -

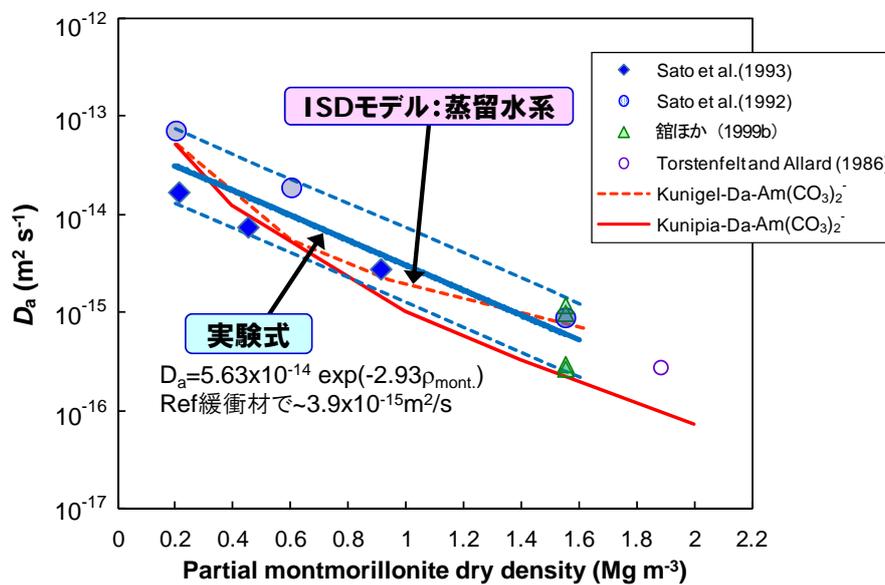


図 5.3.3-8 圧縮ベントナイト中の Am の見かけの拡散係数の部分モンモリロナイト密度依存性

収着モデルとの比較については、Gorgeon (1994) や Marques Fernandes et al. (2008) のデータをもとに導出されたモデルパラメータ(館ほか, 2010 ; JAEA, 2011)に基づき、あわせて収着モデルに含まれる不確実性を考慮して分配係数を推定した(フロー図 B4)。上記の「実測ベースの設定値」と、収着モデルに基づく「モデルベースの設定値」、さらに第2次取りまとめの設定値を表 5.3.3-4 に示す。Cs の場合と同様、圧縮系で実測された分配係数をベースとした設定値とモデルベースの評価値は概ね整合する結

果となった。一方で、見かけの拡散係数の実測データから設定された分配係数は、1桁低い値となり、実測データの不確実性やパラメータ設定条件との差異等について検討する必要がある。

また、Amのように、環境条件によって、その化学種や収着・拡散挙動が変化する核種の場合、圧縮系の実測データを多様な条件で取得することは困難であり、上記したようにバッチ系データやモデル評価結果を援用的に参照することが重要となる。したがって、図5.3.3-1に示した圧縮ベントナイト中のパラメータの設定フローに関しては、このような複雑な情報の流れや化学アナログの活用を含めて、多様な核種や条件への適用性を確認しつつ、手法の改良や具体化の検討を進めていく必要がある。

表 5.3.3-4 Amの分配係数  $K_d$  の設定結果 (単位は  $m^3 kg^{-1}$ )

		FRHP/FOHP 間隙水		SRHP 間隙水	
		実測ベース設定 (フロー図B: 圧縮系 $K_d$ より)	設定値	$2.5 \times 10^1$	
	不確実性	$1.5 \times 10^1$	$3.5 \times 10^1$	←	←
実測ベース設定 (フロー図C: $D_a$ より)	設定値	$1.4 \times 10^0$		←	
	不確実性	$7.0 \times 10^{-1}$	$2.8 \times 10^0$	←	←
モデルベース設定	設定値	$1.2 \times 10^1$		$5.2 \times 10^0$	
	不確実性	$5.4 \times 10^0$	$2.5 \times 10^1$	$2.4 \times 10^0$	$1.1 \times 10^1$
第2次取りまとめ	設定値	$(1 \times 10^1)$		$(1 \times 10^1)$	
	不確実性	$(1 \times 10^1)$	$(5 \times 10^1)$	-	-

#### 5.3.4 まとめと今後の課題

第2次取りまとめにおける緩衝材中の拡散係数及び分配係数パラメータの設定アプローチと課題について確認するとともに、それ以降の研究動向に基づき、以下のような考え方を反映したパラメータ設定フローを検討した。

- ・拡散データベース (JAEA-DDB) の活用による参照データの効率的な抽出・選定
- ・多様な緩衝材条件のデータの部分モンモリロナイト密度に基づく補正
- ・多様な核種の実効拡散係数の実測データに基づく実効拡散係数評価の見直し
- ・圧縮系の分配係数の活用、圧縮系とバッチ系の整合確認に基づくバッチデータの活用
- ・多様な核種・条件への適用性が確認された収着・拡散モデルの活用

更に、この方法論に従って、Cs, Amを事例として実効拡散係数及び分配係数の設定を試行した。

今年度の検討の結果を踏まえると、緩衝材系の実効拡散係数及び分配係数パラメータの設定に関して、以下のような課題について今後更に検討していく必要がある。

- ・Csのような十分なデータとモデルが利用可能な核種に比べて、データやモデルの情報が不足する核種に対する設定方法 (化学アナログ等を含む)
- ・多様な核種や条件のバリエーションに対応したパラメータ設定フローの具体化
- ・パラメータ設定における不確実性の考慮あるいは設定の考え方
- ・実測データとモデルによる設定手法の適切な組合せ、モデルの活用法の具体化
- ・各段階の性能評価からパラメータあるいは不確実の幅の設定に求められる要件の明確化と、それに対応したパラメータ設定

- ・異なるアプローチによって得られたパラメータ値を最終的に性能評価パラメータとして設定するための決定方法

さらに、緩衝材の間隙水化学モデル、間隙水中の核種のスペシエーション及びその基礎となる熱力学データは、収着・拡散パラメータを設定するうえでの非常に重要な前提条件であり、その信頼性の確認や不確実性の検討が重要な課題である。

## 5.4 岩石を対象とした分配係数の設定アプローチ

### 5.4.1 第2次取りまとめにおける分配係数設定の概要

第2次取りまとめ (JNC, 1999) において、緩衝材の分配係数は圧縮系の拡散データを基本に設定されたのに対し、岩石系では、岩石の間隙や間隙水の特性がバッチ系とインタクト系で等価と見なせること (朽山ほか, 1998)、また拡散試験等で取得されたインタクト系での収着データがほとんど存在しないことから、バッチ法によって得られた分配係数の実測データを中心に検討された (澁谷ほか, 1999b)。

設定対象は、緩衝材系の場合と同様に、わが国の幅広い地質環境条件を考慮する観点から、岩種としては花崗岩類、玄武岩類、砂岩類、凝灰岩・泥岩類、地下水条件は還元環境の降水系 (FRHP) と海水系 (SRHP)、降水系の酸化性地下水 (FOHP)、18の元素を対象としてパラメータが設定された。

設定の基本的アプローチは、国内外のバッチ収着データを集約した収着データベース (澁谷ほか, 1999a) を整備したうえで、以下に例示するような考え方に従って、参照すべき収着データを抽出し、それらに基づき分配係数を選定する流れである (澁谷ほか, 1999b)。

(データ抽出の基準)

- ・pH, Eh, イオン強度等のデータ取得条件が、想定地下水条件に近いデータ (例えば、元素の酸化還元状態が処分環境下での想定と同等であること、イオン強度は降水系では0.01 M以下であること等)。
- ・岩盤の温度条件は処分後1,000年以降45°Cで一定という設定であるが、分配係数の温度依存性が顕著でないことから、20~75°Cで得られたデータ。
- ・平衡状態におけるデータ、ただし、収着挙動に経時変化が見られる場合には試験期間内なるべく平衡状態に近いデータ。
- ・コロイドを形成する元素ではコロイドの影響を排除した条件で取得されたデータ。
- ・初期濃度が地下水での元素の溶解度以下のデータ。

(分配係数設定の考え方)

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

以上のような考え方に従って設定された分配係数パラメータを表5.4.1-1示す。

表 5.4.1-1 第2次取りまとめにおける岩石への分配係数の設定値一覧 (m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup>)

		FRHP	SRHP	FOHP			FRHP	SRHP	FOHP
Ni	花崗岩類	0.01	0.001	0.01	Ra	花崗岩類	0.5	0.05	0.5
	玄武岩類	0.1	0.01	0.1		玄武岩類	0.5	0.05	0.5
	砂岩類	0.01	0.01	0.01		砂岩類	0.5	0.05	0.5
	凝灰岩・泥岩類	0.1	0.01	0.1		凝灰岩・泥岩類	0.5	0.05	0.5
Se	花崗岩類	0.01	0.01	0	Ac	花崗岩類	5	5	5
	玄武岩類	0.01	0.01	0		玄武岩類	5	5	5
	砂岩類	0.001	0.001	0		砂岩類	5	5	5
	凝灰岩・泥岩類	0.01	0.01	0		凝灰岩・泥岩類	5	5	5
Zr	花崗岩類	0.1	0.1	0.1	Th	花崗岩類	1	1	1
	玄武岩類	1	0.5	1		玄武岩類	1	1	1
	砂岩類	0.1	0.1	0.1		砂岩類	1	1	1
	凝灰岩・泥岩類	1	1	1		凝灰岩・泥岩類	1	1	1
Nb	花崗岩類	0.1	0.1	0.1	Pa	花崗岩類	1	1	0.005
	玄武岩類	1	0.5	1		玄武岩類	1	1	0.01
	砂岩類	0.1	0.1	0.1		砂岩類	1	1	0.01
	凝灰岩・泥岩類	1	1	1		凝灰岩・泥岩類	1	1	0.01
Tc	花崗岩類	1	1	0	U	花崗岩類	1	1	0.005
	玄武岩類	1	1	0		玄武岩類	1	1	0.005
	砂岩類	1	1	0		砂岩類	1	1	0.005
	凝灰岩・泥岩類	1	1	0		凝灰岩・泥岩類	1	1	0.01
Pd	花崗岩類	0.1	0.1	0.1	Np	花崗岩類	1	1	0.005
	玄武岩類	1	1	1		玄武岩類	1	1	0.005
	砂岩類	0.1	0.1	0.1		砂岩類	1	1	0.005
	凝灰岩・泥岩類	1	1	1		凝灰岩・泥岩類	1	1	0.01
Sn	花崗岩類	1	1	1	Pu	花崗岩類	1	1	0.05
	玄武岩類	5	5	5		玄武岩類	1	1	0.05
	砂岩類	1	1	1		砂岩類	1	1	0.05
	凝灰岩・泥岩類	5	5	5		凝灰岩・泥岩類	1	1	0.05
Cs	花崗岩類	0.05	0.005	0.05	Am	花崗岩類	5	5	5
	玄武岩類	0.1	0.01	0.1		玄武岩類	5	5	5
	砂岩類	0.05	0.005	0.05		砂岩類	5	5	5
	凝灰岩・泥岩類	0.1	0.01	0.1		凝灰岩・泥岩類	5	5	5
Sm	花崗岩類	5	5	5	Cm	花崗岩類	5	5	5
	玄武岩類	5	5	5		玄武岩類	5	5	5
	砂岩類	5	5	5		砂岩類	5	5	5
	凝灰岩・泥岩類	5	5	5		凝灰岩・泥岩類	5	5	5
Pb	花崗岩類	0.1	0.1	0.1					
	玄武岩類	1	1	1					
	砂岩類	0.1	0.1	0.1					
	凝灰岩・泥岩類	1	1	1					

このような第2次取りまとめにおける岩石中の収着パラメータ設定に対し、5.3.1項に示した緩衝材のパラメータ設定と同様、以下のような点が再検討すべき課題として考えられる。

- ・実測データに基づくアプローチにおいて、膨大なデータ群から、参照すべきデータを抽出・選定するプロセスの追跡性・透明性を高めること
- ・保守性をどのように取り込むか、実測値のばらつきをどのように取り扱うかなど、パラメータ設定の方法論をできるだけルール化すること

これらの課題に加えて、今後実際の地質環境条件を考慮したパラメータ設定を、5.2.3項に示した海外で最近検討されているアプローチも参考にしながら検討していく上では、以下のような点を検討しておく必要がある。

- ・室内実験のバッチ系からインタクト系、さらには原位置条件への適用性の確認、あるいは補正手法の検討

- ・データ実測条件と想定する地質環境条件との関係性に基づく条件変換手法の検討
- ・環境条件の時間的、空間的不均一性を含むデータの不確実性の取り扱い

#### 5.4.2 岩石に対する分配係数設定に関する国内外の知見の整理

5.4.1 項で示した岩石系の分配係数設定上の課題と関連する第2次取りまとめ以降の国内外の主要な研究開発成果として、(1) 収着データベースの機能とデータの充実、(2) 条件変換アプローチの開発についての概要を以下に示す。さらに、今後の事業段階に応じた核種移行パラメータ設定に資する情報整理として、(3) スウェーデン SKB の花崗岩を対象とした分配係数設定アプローチの段階的な進展について整理する。

##### (1) 収着データベースの機能とデータの充実

収着データベースに含まれる膨大な分配係数データは、多くの研究者によって、様々な実験条件と手法のもとで取得されたものであり、全てのデータを同一の条件や信頼度のものとして取り扱うことは適切ではなく、この点がデータベース活用上の課題となっていた。5.4.1 項に示したように、第2次取りまとめにおいても、データベースから想定条件に対応した信頼性の高いデータを抽出・選定する作業は、専門家の判断に依存するものであった。このような観点から、第2次取りまとめのために整備された収着データベース（澁谷ほか、1999a）に対し、データベースに含まれるデータの信頼度評価、データの試験・環境条件への依存性評価など、パラメータ設定における効果的なデータ選定を可能とする収着データベースシステム（JAEA-SDB）の開発とデータの充実を進めてきた（例えば、館ほか、2009；Tachi et al., 2011a）。

データの信頼度評価手法としては、収着分配係数の測定方法に関する日本原子力学会標準（日本原子力学会、2006a, 2006b）なども参考に、分配係数の測定や評価上の重要因子に着目し、

基準Ⅰ：文献の記載情報の網羅性・追跡性

基準Ⅱ：実験方法や条件の信頼度（核種の初期濃度や固液分離法など）

基準Ⅲ：データ相互間の整合性

から構成される評価ガイドラインを策定した。このガイドラインに従って、収着データベースに含まれる個別データに対する信頼度評価を行い、その結果をデータベースに付加した。図 5.4.2-1 に、これらの機能が付加された現状の JAEA-SDB を示すが、信頼度情報で検索・絞り込みを行うことにより、参照すべきデータを効率的に抽出することが可能である。



図 5.4.2-1 収着データベース (JAEA-SDB) の信頼度評価機能とグラフ化

実際の核種移行パラメータ設定にデータベースを活用する際には、多数の元素や固相、様々な条件下で取得された膨大な実測データから、参照すべきデータを効果的かつ効率的に抽出することが重要となる。このような観点から、データベースシステムの機能として、複数の環境条件と分配係数や拡散係数との相関性をグラフにより把握、評価するための機能を盛り込んだ。特に各種条件下で取得された膨大な分配係数は、それらの条件に大きく依存するため、様々な環境条件に対する依存性を適切に把握することが重要である。この目的のために、複数の環境条件との関係性を把握することができるよう、グラフ機能に新たにデータグルーピング機能を付加した。図 5.4.2-2 に例示するように、pH に対する分配係数のグラフ上で、さらにイオン強度に対する依存性を同時に把握することができ、抽出されたデータ群の幅がもつ意味を理解し、参照すべきデータをより適切に抽出する上で有効な機能である。

これらの機能が拡充された収着データベース (JAEA-SDB) により、これまで専門家の判断に依存する、データベースから信頼性の高いデータを抽出する作業を効率的に行うことができ、あわせて核種移行パラメータ設定におけるデータ品質の評価の追跡性や透明性を向上することが可能となった。

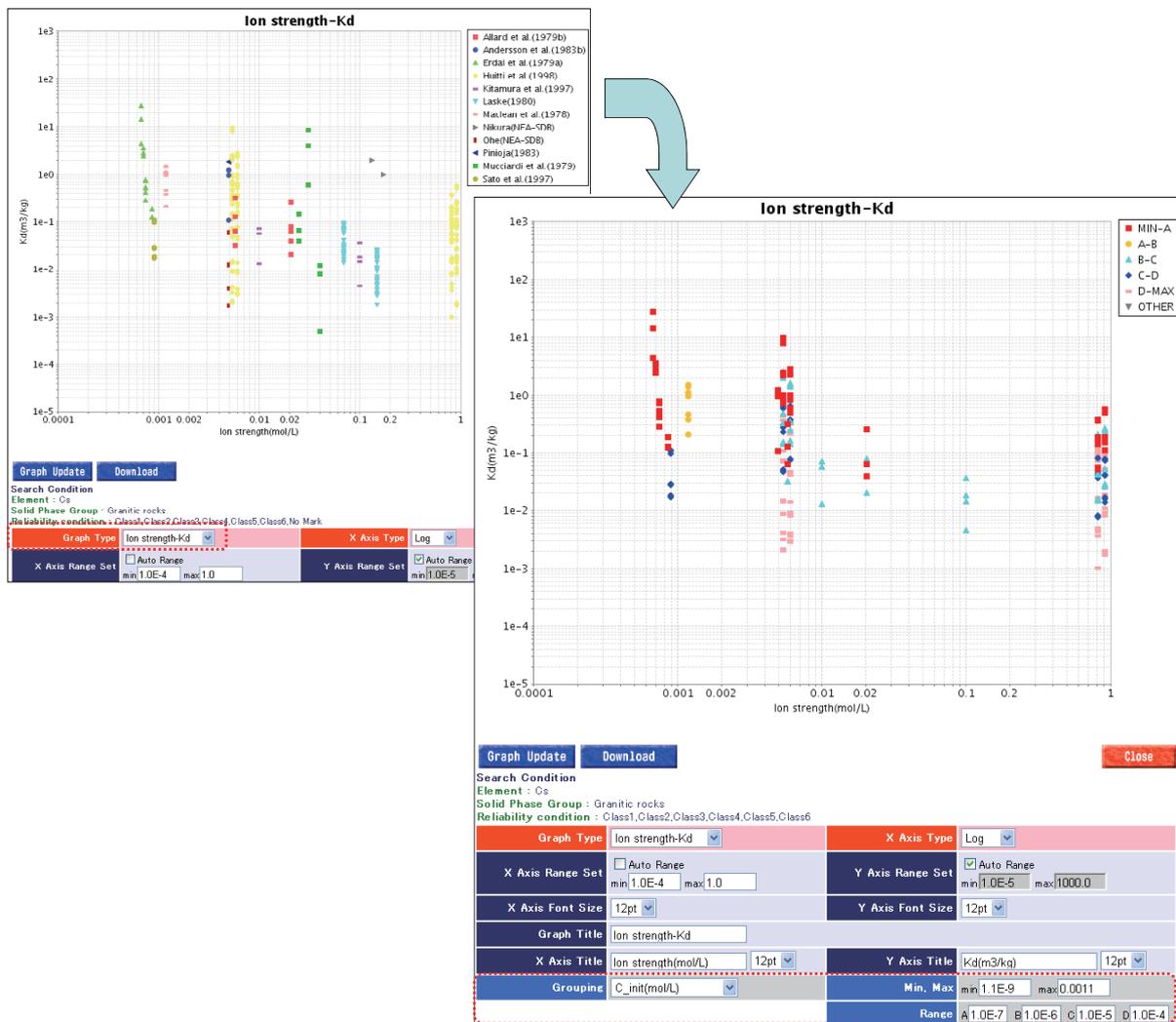


図 5.4.2-2 収着データベース (JAEA-SDB) のパラメータ分析機能

## (2) 条件変換手法に関する研究動向

性能評価のための収着分配係数  $K_d$  の設定においては、地質・地下水条件とその幅を考慮するとともに、時間的・空間的な変遷を含め様々な不確実性を考慮して、多様な想定条件を対象に検討する必要がある。このような多様な条件に対応して、網羅的に実験データを取得することは現実的ではなく、また、既存のデータを効率的に活用する観点から、条件変化に伴う  $K_d$  への影響を評価する手法が有効となる。このような手法については、5.2.3 項に示した OECD/NEA の収着プロジェクトでも議論がなされ、図 5.4.2-3 のような概念図とともに整理がなされている。熱力学的収着モデルを最も有望な手法としつつ、固相や液相の条件と  $K_d$  との相関性に基づき半定量的に条件変換を行う手法、定性的な専門家の判断に基づく条件変換とも組み合わせることの重要性を指摘している (NEA, 2005)。2 つ目の半定量的条件変換の手法については、例えば、スイスやスウェーデンの安全評価においても採用されており (Bradbury and Baeyens, 2003a; 2003b; Ochs and Talerico, 2004)、また、3 つ目の専門家の判断は、例えば第 2 次取りまとめの収着・拡散パラメータ設定が相当する。

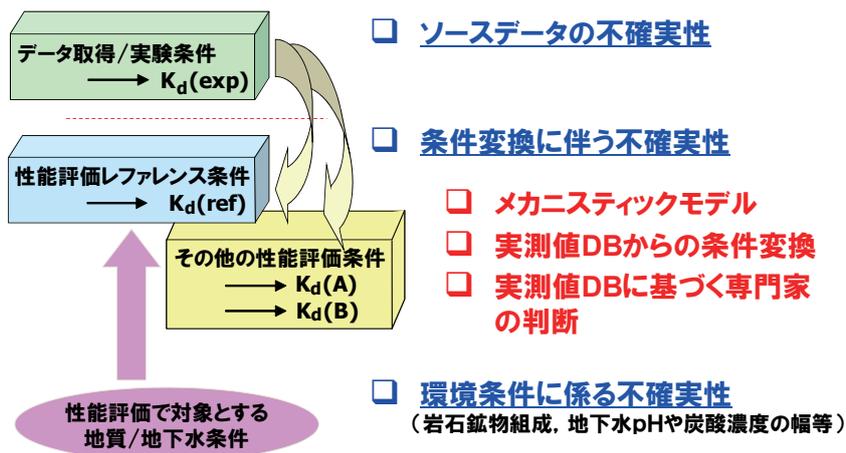


図 5.4.2-3 性能評価のための分配係数設定と不確実性評価のアプローチ (NEA, 2005)

熱力学的収着モデルについては、モンモリロナイトやイライトを中心とする粘土鉱物系に対してはモデル化が精力的に進められており、5.3 節の緩衝材のパラメータ設定で示したように、パラメータ設定を十分にサポートできるレベルまで開発が進んでいる。一方、岩石系への熱力学的収着モデルの適用は、NEA 収着プロジェクトでも議論されているように、検討例はあまり多くなく、例えば、粘土鉱物を比較的多く含む堆積岩に関してはある程度適用可能であることが報告されている (Bradbury and Baeyens, 2011; Tachi et al., 2011b)。一方で、同プロジェクトでは、花崗岩系への適用性も検討されているものの、後述するような試料粉碎等の試験上の取り扱いも含め、まだモデル化を検討するに十分なデータが揃っておらず、現時点では適用は困難との判断がされている状況である。

収着データベースから抽出される実測データに対して、取得された条件と性能評価条件の違いを変換係数 (conversion factor) によって補正する手法については、5.2.3 項で記載したように Nagra/PSI のパラメータ設定において検討、改良されてきたアプローチである (Bradbury and Baeyens, 2003a, 2003b)。具体的には、図 5.4.2-4 に示すように、収着分配係数  $K_d$  に影響を及ぼす主要因子である、鉱物組成、表面特性、溶存化学種、共存イオン濃度等の各々の条件の差異を変換係数として設定し、それらを考慮して半定量的に  $K_d$  を推定評価する手法である。



図 5.4.2-4 条件の違いを補正して分配係数を設定する条件変換手法の概要 (Bradbury and Baeyens, 2003a, 2003b より作成)

この手法は、熱力学的収着モデルによるアプローチとともに、相互補完的な条件変換アプローチとして、NEAの収着プロジェクト（NEA, 2005）でも取り上げられているほか、SKB等の諸外国の核種移行パラメータ設定でも活用されてきている（例えば、Ochs and Talerico, 2004; Crawford, 2010）。Nagra/PSIでは、粘土鉱物系の収着モデル開発の成果も活用しつつ、単純鉱物のデータと岩石の鉱物組成とを関連付けることも含め、条件変換手法の適用性確認を行っている（Bradbury and Baeyens, 2011）。また、これまでに幌延の環境条件を例とした分配係数設定にもその手法の適用を試みてきている（Ochs et al., 2008 ; JAEA, 2011）。この手法は、実測データの傾向性とメカニズムの理解に基づく専門家の判断をルール化したものにとらえることができ、モデルの適用が難しい場合において有効なアプローチとなる。

### (3) SKBの花崗岩を対象とした分配係数設定のアプローチ

SKBでは花崗岩（結晶質岩）を対象として、サイト選定に向けてのジェネリックな条件に基づく予備的安全評価（SR-97; SKB, 1999）、2つの候補サイトの地質環境情報に基づく最初の安全評価報告書（SR-Can; SKB, 2006）、許認可申請のための安全評価報告書（SR-Site; SKB, 2011）といった段階的な安全評価に対応して、収着パラメータ設定を行ってきている。これら各段階での核種移行パラメータ設定の概要を以下にまとめる。

#### i) SR-97

SR-97の分配係数設定（Carbol and Engkvist, 1997）では、ジェネリックな条件でのパラメータ設定であり、花崗岩系のバッチ収着データに基づく概括的な設定を検討している。国内外の収着データを集約したうえで、28元素（Tc, U, Npについては2つの酸化還元状態）を対象として、元素ごとのデータ分布状況をもとに、降水系と海水系地下水での分配係数をその不確実性の範囲とともに設定している。この段階では、後述する条件変換係数も検討されておらず、第2次取りまとめに類似したアプローチといえる。

#### ii) SR-Can

SR-Canでは、候補サイトの地質環境情報に基づく最初の安全評価のためのパラメータ設定として、より洗練されたアプローチが採用されている（Crawford et al., 2006）。最初に、実サイトの環境条件に対応する岩種や溶液条件（pHやイオン強度）を考慮して、参照すべき文献とデータが抽出された。これらのデータ群に対して、統計的な処理によってパラメータ設定を行っている。具体的には図5.4.2-5に示すようにデータ群の中央値を分配係数として設定するとともに、25/75パーセンタイル、または外れ値を除外したデータ範囲を考慮して、不確実性の幅を設定している。

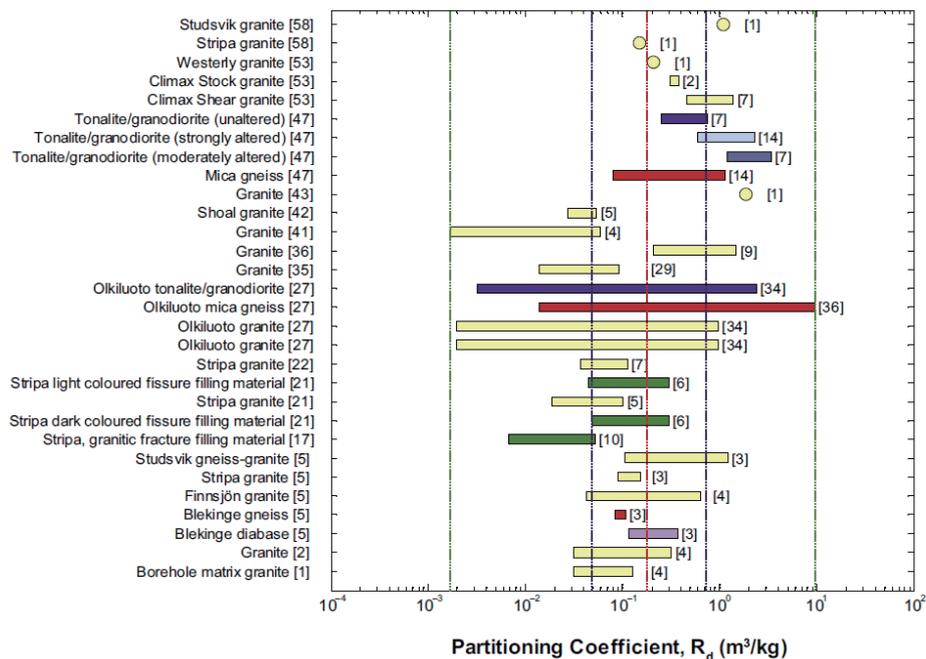


図 5.4.2-5 Cs-降水系地下水系のデータ群とパラメータ設定 (Crawford et al., 2006)

(図中の文献番号については、Crawford et al. (2006) を参照。また、赤線は中央値、青線は 25/75 パーセントイル、緑線は上限・下限を示す)

その上で、花崗岩系の分配係数設定において課題となっていたバッチ系とインタクト系でのデータの関係について、図 5.4.2-6 に示す Cs の花崗岩への分配係数の粒径依存性、及び比表面積の粒径依存性等のデータをもとに検討している。同図上に示す Cs の収着分配係数は、試験に用いた試料粒径と明瞭な相関をもち、粒径の増加とともに 1~2 桁の分配係数が低下しており、この原因を同図下に示す 1~2 桁の比表面積の変化に関連付けることができるとしている。このデータを根拠として、粉砕に伴う比表面積増加の効果に対して条件変換係数 0.1 を設定することが妥当としている。さらに、室内試験系と原位置での応力開放の影響を指摘し最大 0.1 の条件変換係数を考慮することを提案している。なお、この段階では Cs, Sr, Ra, Ni, Th, U(IV, VI), Np(IV, V), Am の 8 元素に対して、このようなデータ抽出と設定が検討され、その他の元素に対しては、SR-97 の設定結果に、条件変換係数を適用することで設定値としている。

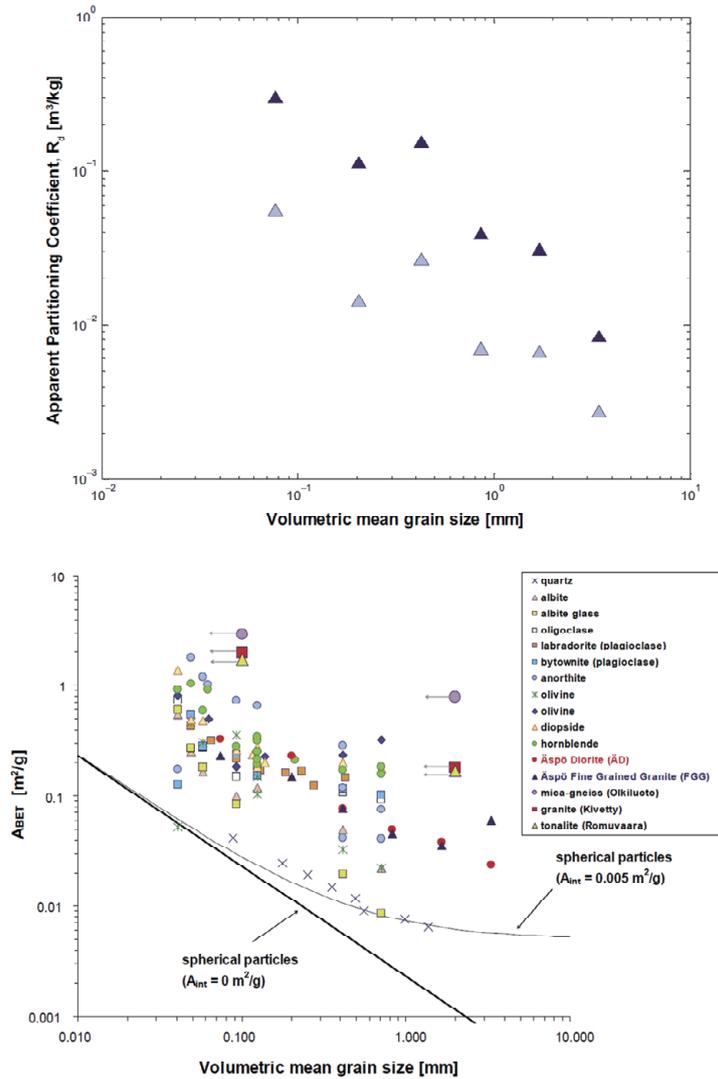


図 5.4.2-6 花崗岩に対する Cs の分配係数と BET 比表面積の粒径依存性 (Crawford et al., 2006)

### iii) SR-Site

SR-Site では、実サイトの地質環境条件の詳細情報をより現実的に考慮するとともに、実サイトの岩石や地下水試料を用いて取得したデータの活用も含めて、収着パラメータの設定アプローチを提示している (Crawford, 2010)。SR-Can からの最大の変更点は、原位置の岩石と地下水の特性データをもとに、SR-Can で提案された比表面積や地下水化学等の条件変換係数を定量化するとともに、主要核種を対象に実試料を用いた系統的な収着・拡散データを取得し、これらデータに基づきパラメータ設定を行っている点である。本研究では、SR-Site でのパラメータ設定の詳細について調査・分析を実施した。その詳細は付録 5-1 にまとめ、ここでは設定のフローを中心に概要を整理する。

分配係数パラメータ設定における対象元素の取り扱い、図 5.4.2-7 に示すように区分されている。主な収着メカニズムとして、表面錯体生成、イオン交換、それらの混合、及び非収着性に分類し、次に、データソースに応じて、以下の 3 つのアプローチが適用される。

- サイトスペシフィックなデータ取得を行うもの
- 文献データに基づき分配係数を設定するもの

- 類似した他の元素のデータから分配係数を類推するもの（化学アナログ）

サイトスペシフィックなデータ取得は、収着メカニズムのバリエーションや価数の違い等を考慮して、選定されたものである。なお、サイトスペシフィックなデータ取得を行うものについても、補完あるいは比較のために文献データを適宜参照することとしている。

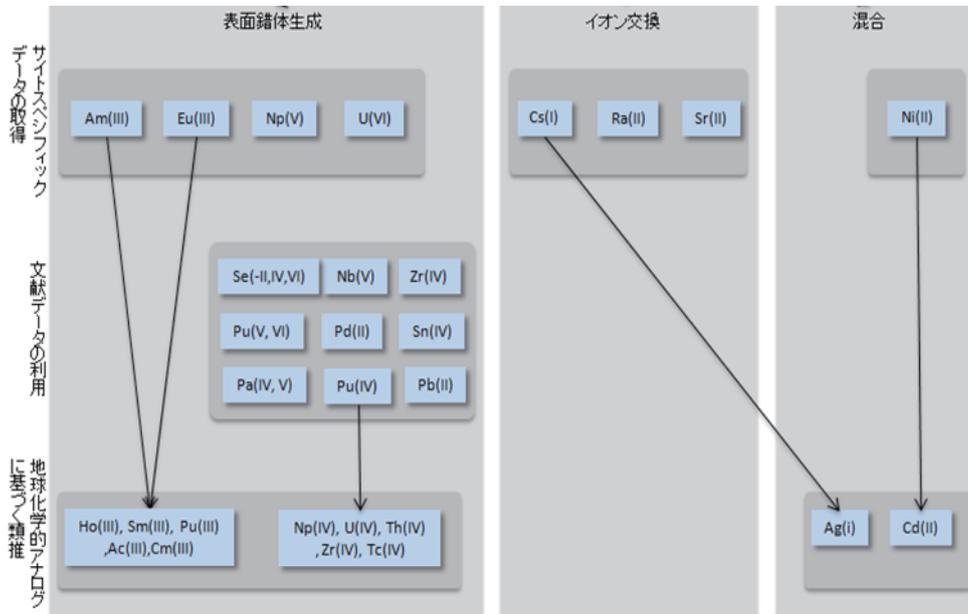


図 5.4.2-7 SR-Site の分配係数設定における対象元素の取り扱い区分

収着メカニズムに関するグループ毎に、図5.4.2-8に示す4つのステップでそれぞれ条件変換係数を用いた補正を行う。ここで採用されている条件変換の手法は、上記(2)に記載したBradbury and Baeyens (2003a, 2003b) で提案されたアプローチを基本的に踏襲したものであるが、収着試料の粉碎による比表面積の効果と原位置と室内の違いを補正するファクターを具体化している点が最大の特徴である。サイトスペシフィックなデータ取得を行う元素と文献データに基づき分配係数を設定する元素についての補正の考え方は基本的には同じである。それぞれの条件変換係数とその設定手法の概要は、以下の通りである。

- $f_A$  : 比表面積についての条件変換係数。粒子サイズの異なる粉碎試料について行われた収着試験データを収着に寄与する表面積に関してリファレンスサイズに基づき規格化するために行われる補正
- $f_m$  : 機械的損傷に関する条件変換係数。リファレンスサイズの粉碎試料と原位置の健全な岩石の表面積の差異についての補正。健全な岩石と粉碎試料それぞれについてBET法によって測定された表面積の差異に基づき補正
- $f_{cec}$  : CECに関する変換係数。原位置での岩石と実験に用いられた試料の鉱物組成の差異に基づき補正
- $f_{chem}$  : 地下水化学に関する変換係数。原位置での地下水水質と実験に用いられた液相との差異に関する補正。pH, イオン強度, 炭酸濃度等の収着に影響を及ぼす条件と、イオン交換や表面錯体メカニズムとの関連性についての考察をもとに、イオン交換性の核種に対しては補正を実施。一方、表面錯体系の核種に対して、地下水化学に関する変換係数は用いず、種々の要因を全て $K_d$ データに含まれる不確実性と見なす方法を採用

表面錯体生成

イオン交換

混合

$$R_d^0 = R_d \cdot f_A$$

粉碎岩石試料の外表面のみが吸着に寄与すると仮定して変換係数を算出(最も保守的)

非表面積についての変換係数 $f_A$ による補正

Sieve size (mm)	Particle size (mm)	$f_A$	$1/f_A$
0.063-0.125	0.101	0.0313	32
0.25-0.5	0.402	0.125	8
1.0-2.0	1.607	0.5	2
2.0-4.0	3.214	1	1



機械的損傷についての変換係数 $f_m$ による補正

$$K_d^0 = R_d^0 \cdot f_m \cdot f_{cec}$$

健全な岩に近いと考えられる大型の岩石コアについての表面積測定結果とリファレンス粒子サイズの粉碎試料の表面積測定結果の比に基づき変換係数を算出

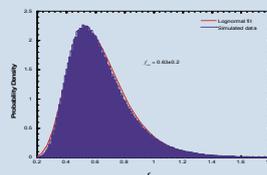
Borehole	Sample depth	$A_{ref}$	$f_m$	$\log_{10} f_m$
KFM01A	103 m	0.024±0.022	0.74±1.39	0.14±0.56
KFM01A	487 m	0.047±0.004	0.38±0.56	-0.46±0.22
KFM01A	908 m	0.030±0.001	0.60±0.31	-0.27±0.21
KFM02A	552 m	0.041±0.010	0.44±0.32	-0.35±0.30
KFM03A	536 m	0.013±0.003	1.38±0.91	0.13±0.27
KFM06A	440 m	0.035±0.005	0.52±0.30	-0.32±0.24
KFM07A	387 m	0.032±0.008	0.56±0.41	-0.25±0.30
KLX02	217 m	0.061±0.006	0.29±0.16	-0.57±0.23
KLX02	753 m	0.042±0.010	0.43±0.29	-0.38±0.28
KLX02A	509 m	0.029±0.006	0.62±0.40	-0.23±0.27
KLX02A	682 m	0.037±0.007	0.48±0.31	-0.34±0.26
KLX02A	936 m	0.096±0.004	0.19±0.10	-0.77±0.21
KLX03A	522 m	0.035±0.0004	0.51±0.26	-0.34±0.21
KLX04A	489 m	0.042±0.002	0.43±0.22	-0.41±0.21
KLX04A	718 m	0.029±0.021	0.61±0.93	-0.02±0.50
KLX05	482 m	0.094±0.007	0.19±0.10	-0.76±0.22
KSH01A	981 m	0.051±0.009	0.35±0.22	-0.48±0.25



CECについての変換係数 $f_{cec}$ による補正

$$K_d^0 = R_d^0 \cdot f_m \cdot f_{cec}$$

CECと相関を持つ黒雲母に選択的に吸着する元素については、CECと $K_d$ の相関についての回帰分析結果に基づき補正を行う(保守的取り扱い)



$$K_d^0 = R_d^0 \cdot f_m \cdot f_{cec}$$

岩石試料のFe含有率に基づき変換係数を算出(混合型についてもCECとの相関があることから適用(保守的仮定))

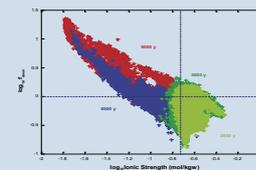


地下水化学についての変換係数 $f_{chem}$ による補正

$$K_d = K_d^0 \otimes f_{chem}$$

イオン交換モデルを用いて各水質に対する変換係数を算出

酸化還元状態のみは区分し、全ての水質のデータを一括し、分布を不確実性として扱う



地下水化学についての変換係数 $f_{chem}$ による補正

$$K_d = K_d^0 \otimes f_{chem}$$

イオン交換が支配的ではない可能性があるため、イオン交換モデルは用いず、 $K_d$ と溶液のイオン強度の回帰分析結果に基づき変換係数を算出

図 5.4.2-8 SR-Site の分配係数設定における条件変換手法

このような手法で設定された分配係数パラメータセットの一例として、Forsmark サイトに対するパラメータセットを、SR-Can のパラメータセットと比較したグラフを図 5.4.2-9 に示す。SR-Site (緑色) と SR-Can (紫色) では、中央の水平の線が中央値、box の部分の上下限がそれぞれ 75 及び 25 パーセントイルにあたる。また、SR-Site (緑色) の whisker (“ひげ”) の部分の上下限は両側 95 パーセント信頼性区間に相当し、一方、SR-Can (紫色) では上下限值に相当する。全体的に粉碎効果と室内一原位置の補正ファクターを定量的に導入したことによって、多くの核種で SR-Site の分配係数設定値が低くなっている。

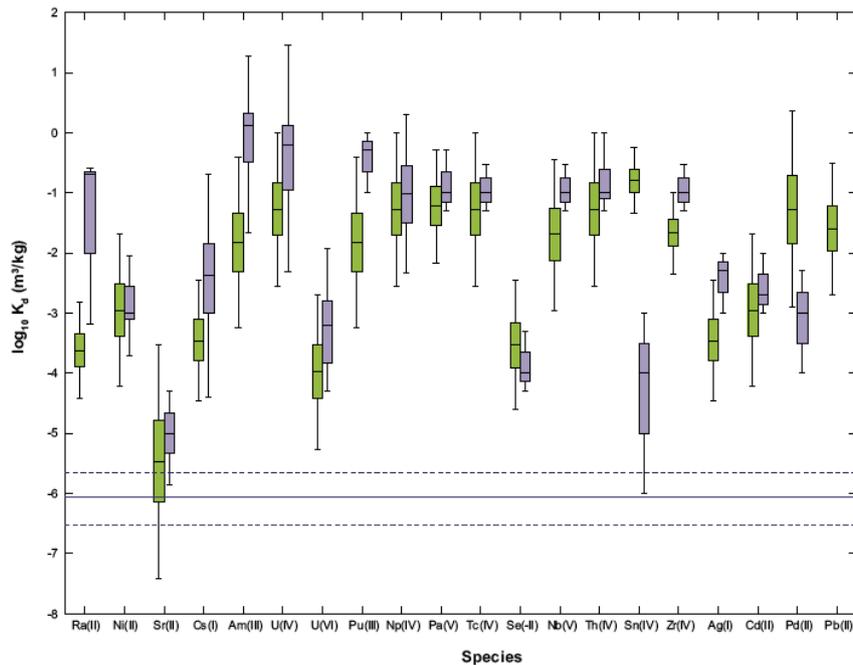


図 5.4.2-9 SR-Site の分配係数設定結果と SR-Can との比較 (Crawford, 2010)

### 5.4.3 岩石に対する分配係数設定アプローチと設定の試行

#### (1) 分配係数の設定アプローチ

5.4.1 項で示した第 2 次取りまとめにおける課題，5.4.2 項に示した国内外の検討事例等を踏まえれば，分配係数設定を行う上で，以下のようなアプローチを採用することが有効と考えられる。

- JAEA-SDB の信頼度情報やパラメータ分析機能を活用することによって，膨大な実測データ群から，参照すべきデータを効率的・効果的に，また，追跡性・透明性の高いプロセスで抽出することが可能である。
- 更に抽出されたデータセットに対して，SKB 等で採用されている統計的な取り扱いを適用することにより，保守性をどのように取り込むか，実測値のばらつきをどのように取り扱うかなど，パラメータ設定の方法論をできるだけルール化することが可能となる。
- モデル化や条件変換手法は，パラメータ設定の妥当性の確認，パラメータの不確実性評価等の様々な視点で有効な活用が検討されるべきである。特に，岩石系の場合，モデル化が困難なケースにおいて条件変換手法の活用が有効になると考えられる。

・SKBのパラメータ設定 (Crawford et al., 2006; Crawford, 2010) で検討されているように、バッチ収着試験、未粉碎試料を用いた室内実験、原位置試験等の関係性を確認するとともに、必要に応じて補正ファクターの適用についても検討する必要がある。

このような視点を含め、現時点で取りうる岩石に対する分配係数の設定フローを、概括的な視点で整理したものを図 5.4.3-1 に示す。性能評価側からパラメータセットに求められる要件、実測データや関連知見の収集、参照すべきデータ群の抽出、データの絞り込み、パラメータ設定という基本的な設定フロー、さらにフローを構成する個々の作業のステップを整理したものである。この図は、ジェネリックな段階での実測データに基づくパラメータ設定を念頭に概括的に記載したものであり、調査の進展に応じたサイト情報の詳細化、スペシフィックな段階での実サイト試料でのデータ取得、活用可能なモデル化情報の充実等に応じて、モデル化や条件変換手法といった部分のフローが詳細化される必要がある。

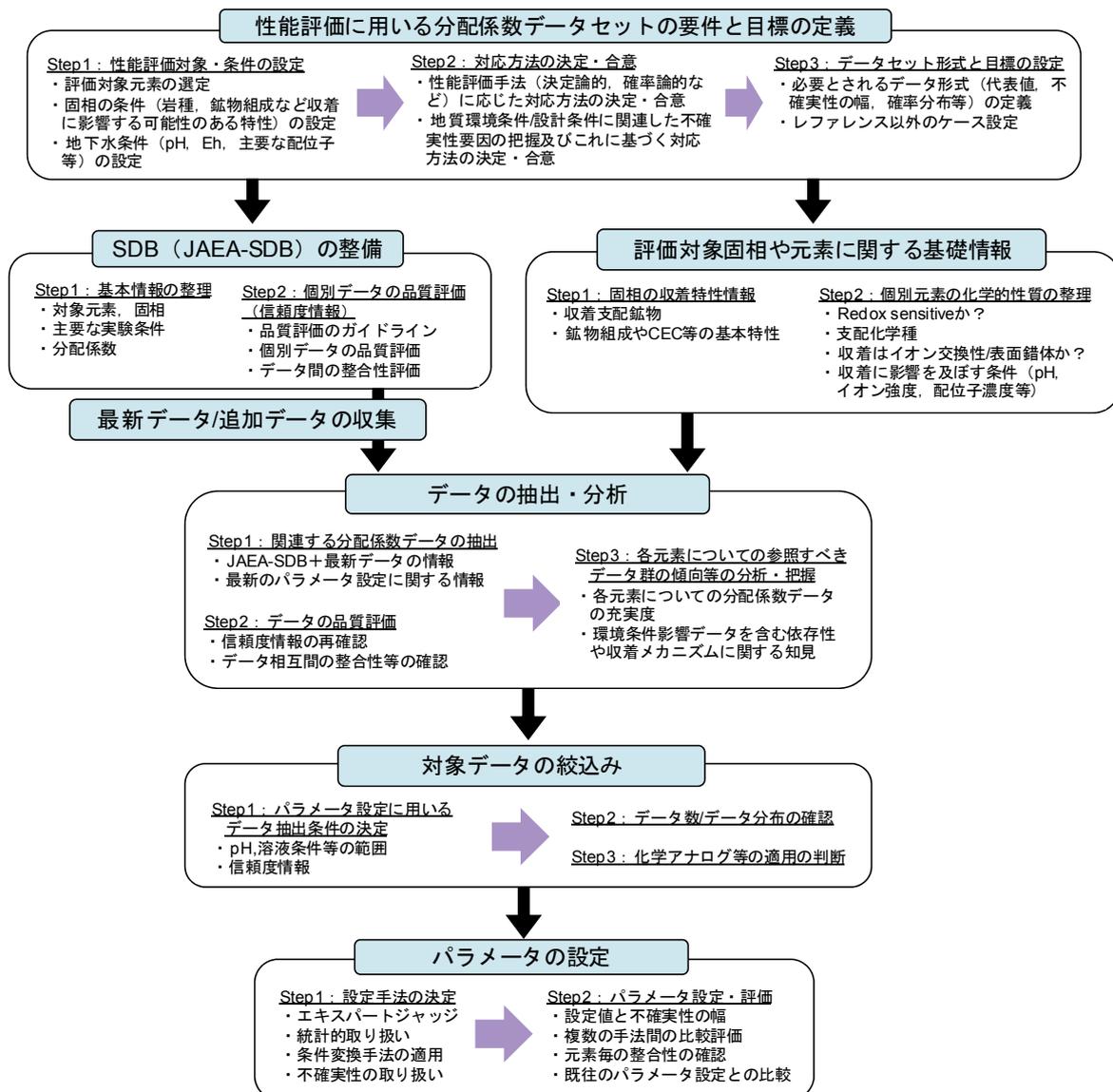


図 5.4.3-1 岩石に対する分配係数設定の基本フロー

この設定フローに従って、岩石に対する分配係数パラメータの設定を以下に試行する。第2次取りまとめのレファレンスケースを想定し、岩石としては花崗岩、地下水条件はFRHP, SRHP, FOHPの3種類の地下水条件、対象核種はCs, Am, Npを対象に検討を行う。なお、ここでの検討は、第2次取りまとめと同様、鉍物組成等の詳細な条件を設定しないジェネリックな観点での検討とし、モデル化や定量的な条件変換アプローチの適用は検討しないこととする。また、パラメータ設定手法については、第2次取りまとめの際と同様に専門家の判断による設定と、SKBのSR-Canで採用された統計的取り扱いを適用した設定の2通りを試みた。

## (2) Csの分配係数設定の試行

### i) JAEA-SDBによるデータ抽出・分析

最初のステップとして、JAEA-SDBからCs-花崗岩系のデータを抽出したうえで、信頼度情報をもとに信頼度が低い(unreliable)データを除外した(図5.4.2-1参照)。その上で、主要な環境条件影響を分析するために、図5.4.3-2に示すように、pH、イオン強度、Cs初期濃度等の実験条件に対する分配係数の傾向性を把握した。Csの収着メカニズムがイオン交換であることと対応して、pH依存性は顕著ではなく、イオン強度の依存性が顕著であることが確認できる。

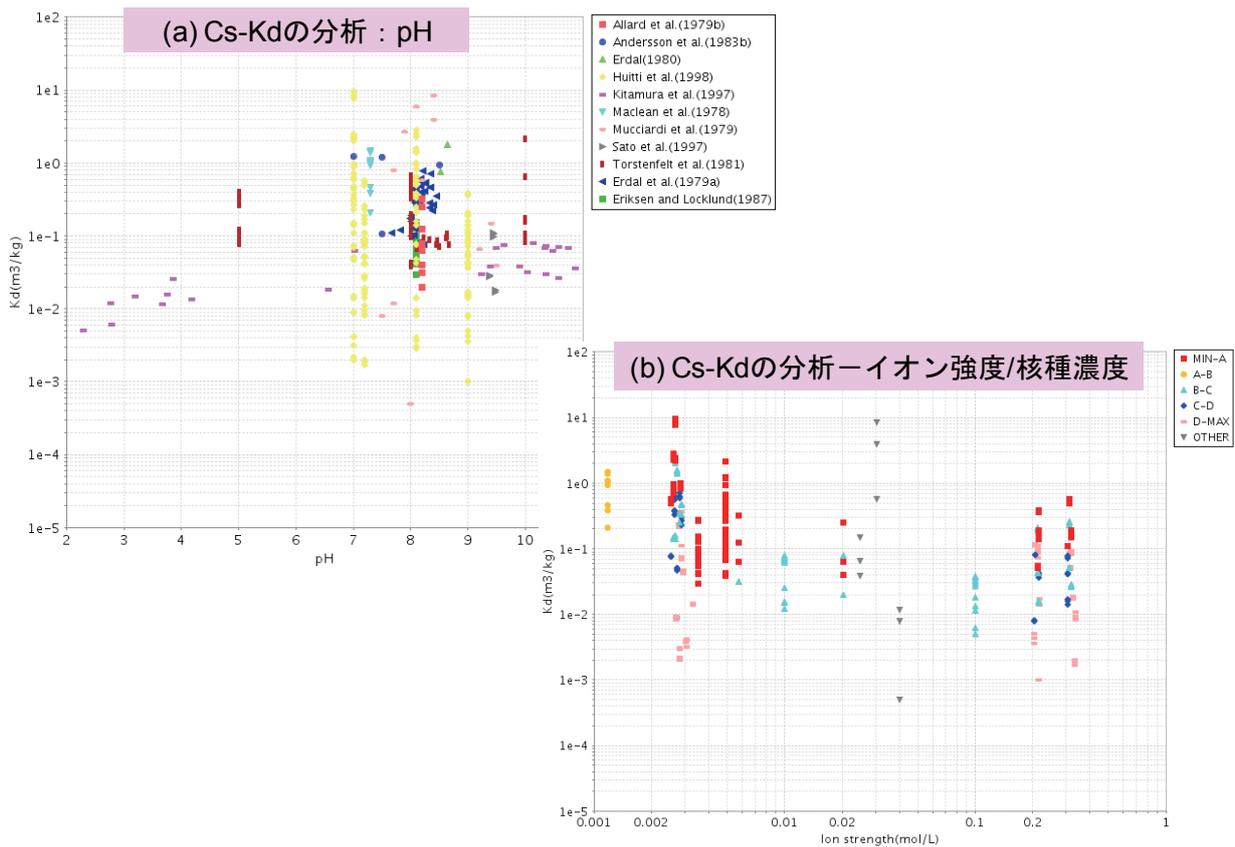


図 5.4.3-2 Cs-花崗岩系の分配係数の JAEA-SDB による分析

(図(b)の凡例は5段階に区分されたCs初期濃度範囲 : A:  $10^{-7}$ M, B:  $10^{-6}$ M, C:  $10^{-5}$ M, D:  $10^{-4}$ M)

ii) 対象データの絞り込みとパラメータ設定

これらの分析に基づき、pH 範囲 (6~10) とイオン強度によって、FRHP/FOHP と SRHP に相当するデータを抽出した結果を図 5.4.3-3 に示す。それぞれ抽出された分配係数の分布より、おおよそ中央値に対応する部分を設定値とし、さらに不確実性の幅を概括的に設定した。

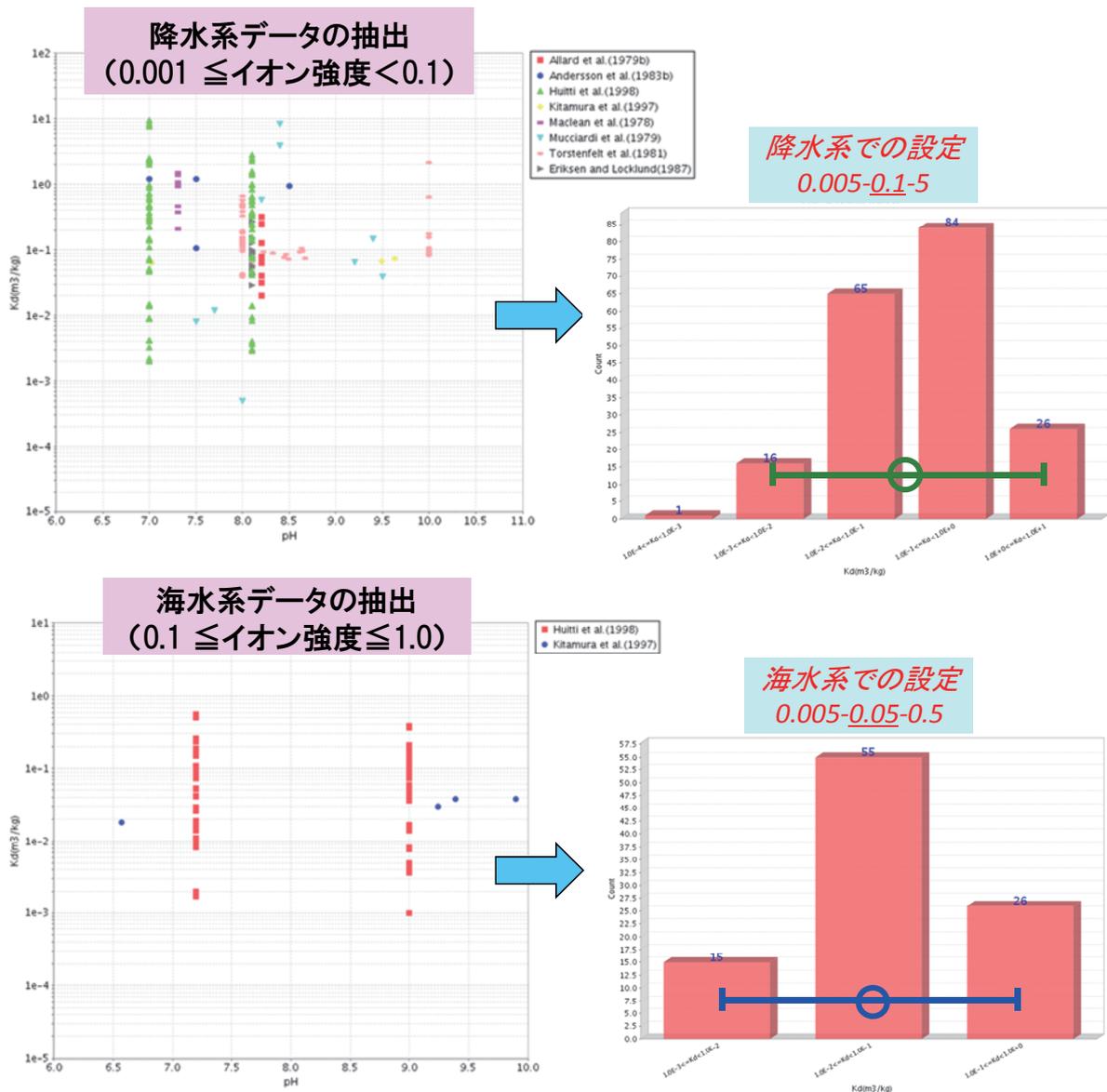


図 5.4.3-3 Cs-花崗岩系の FRHP と SRHP に対するデータ選定と分配係数設定

検索条件 : 6 < pH < 10

イオン強度 降水系データ 0.001 ≤ I < 0.1, 海水系データ 0.1 ≤ I ≤ 1.0

信頼性評価条件 : class1, class2, class3, class4, class5, class6

文献数 : 8 件, データ数 : 降水系データ → 192, 海水系データ → 96

ここで、この設定値と不確実性の範囲は、バッチ収着データに基づく設定値となる。一方で、第 2 次取りまとめにおける保守性の観点、及び SKB で提案されているようなバッチ系からインタクト系への何らかの条件変換係数を検討しておく必要がある。SKB の SR-Can や SR-Site で考慮されているファクター

としてはおおよそ 0.1~0.01 の範囲の値が検討されている。ここでは、図 5.4.3-3 の設定に対して条件変換係数 0.1 を暫定的に考慮して設定値とすることとした。

さらに、SKB の SR-Can の設定アプローチ (Crawford et al., 2006) を参照し、データの統計的な取り扱いを検討した。SR-Can では、図 5.4.3-4 に示すように、降水系と海水系のそれぞれに対し、以下のようなデータ群を構築し、中央値、25/75 パーセンタイル、データ群の上下限を算出し、更に、条件変換係数の適用によりパラメータを設定している。

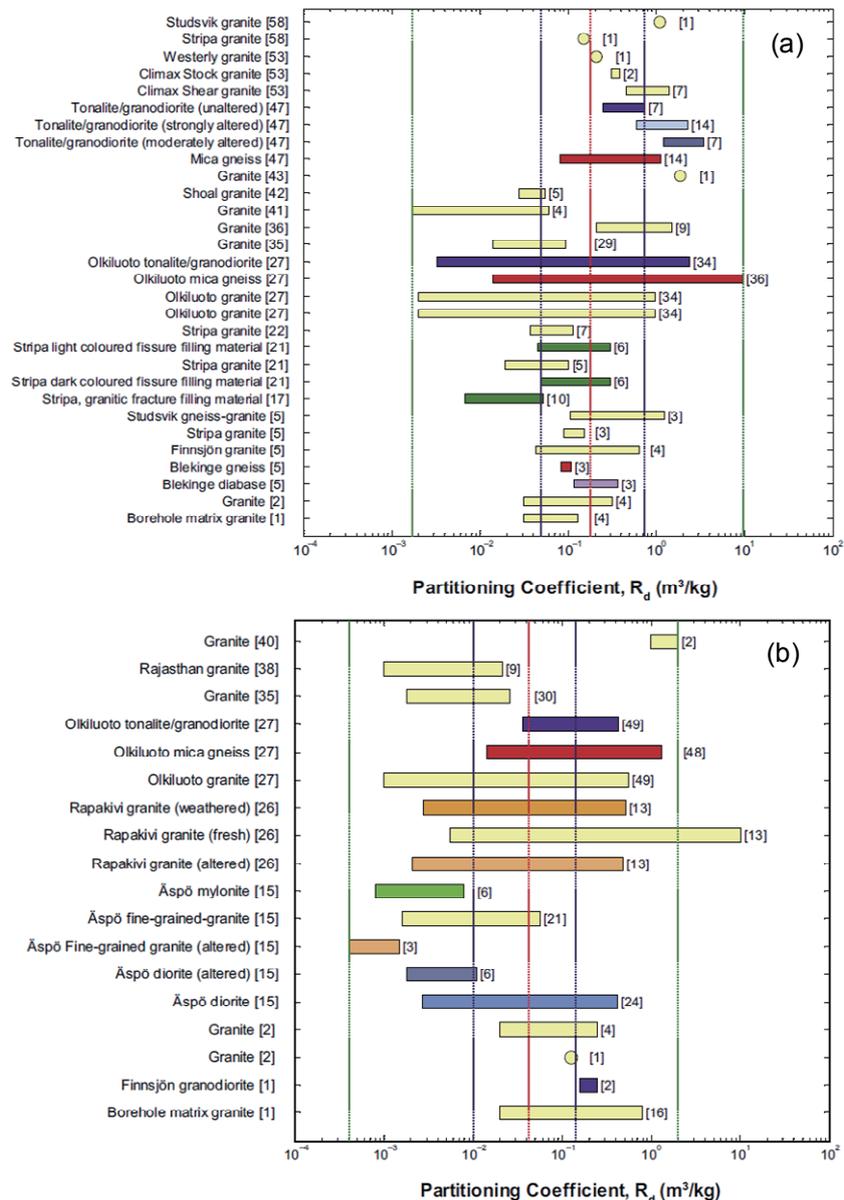


図 5.4.3-4 SR-Can における Cs-花崗岩系の(a)FRHP と(b)SRHP に対するデータ選定 (図中の文献番号については、Crawford et al. (2006) を参照。また、赤線は中央値、青線は 25/75 パーセンタイル、緑線は上限・下限を示す)

ここでは、JAEA-SDB から選定したデータセットに対して、同様の統計的処理を適用し、パラメータを設定することを試みた。図 5.4.3-5 に、降水系、海水系地下水のそれぞれに対する結果を示す。

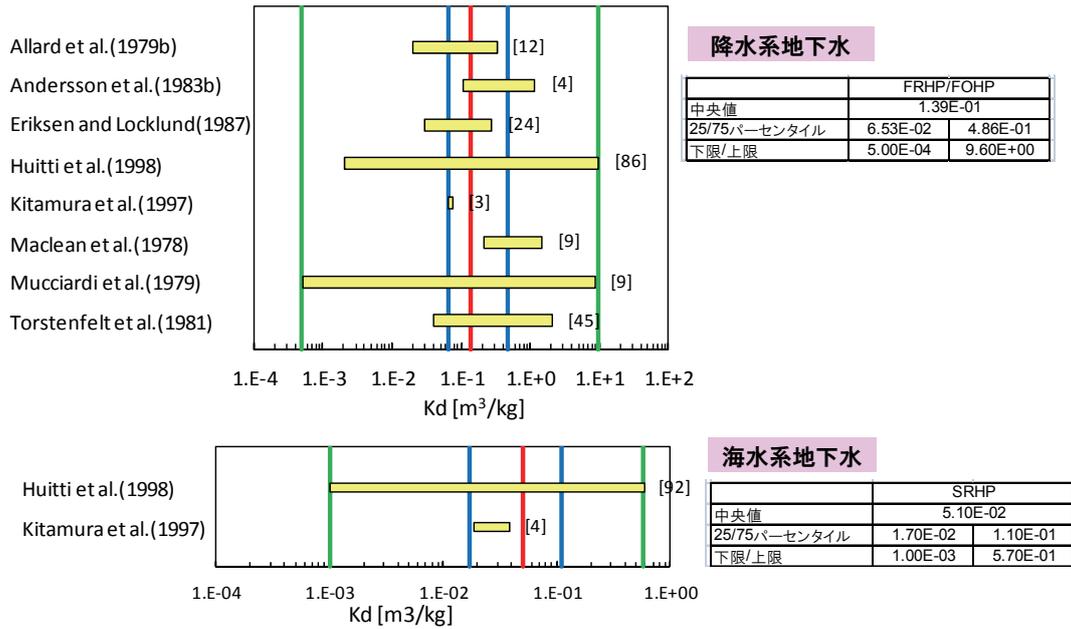


図 5.4.3-5 JAEA-SDB と統計処理による Cs-花崗岩系のパラメータ設定 (赤線は中央値, 青線は 25/75 パーセンタイル, 緑線は上限・下限を示す)

iii) Cs のパラメータ設定結果のまとめ

以上, 複数の手法を適用して設定された Cs の分配係数パラメータを表 5.4.3-1 にまとめる。なお, 第 2 次取りまとめの際の保守性の観点, SKB でのバッチとインタクトの条件変換係数などを勘案し, ここでは 0.1 の変換係数を適用した。SKB の段階的なパラメータ設定の変遷をあわせて記載するが, JAEA-SDB と SR-Can の設定値は概ね整合的である。このことは, パラメータ設定に用いているデータ群は, SKB のものとそれほど大きな違いはなく, SKB の各ステップでの分配係数設定値の大きな変化は, パラメータ設定手法の変化, 特に条件変換係数に起因するものであることがわかる。

表 5.4.3-1 Cs-花崗岩系の分配係数  $K_d$  の設定結果一覧 (単位は  $m^3 kg^{-1}$ )

		FRHP (FOHP)		SRHP	
第 2 次取りまとめ	設定値	$5.0 \times 10^{-2}$		$5.0 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^1$	—	—
JAEA-SDB (Factor = 0.1)	設定値	$1.0 \times 10^{-2}$		$5.0 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$5.0 \times 10^{-4}$	$5.0 \times 10^{-1}$	$5.0 \times 10^{-4}$	$5.0 \times 10^{-2}$
JAEA-SDB+SR-Can (Factor = 0.1)	設定値	$1.4 \times 10^{-2}$		$5.1 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$6.5 \times 10^{-3}$	$4.9 \times 10^{-2}$	$1.7 \times 10^{-3}$	$1.1 \times 10^{-2}$
SKB/SR-97	設定値	$5.0 \times 10^{-1}$		$5.0 \times 10^{-2}$	
	不確実性	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^0$	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-1}$
SKB/SR-Can (Factor = 0.1)	設定値	$1.8 \times 10^{-2}$		$4.2 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$4.9 \times 10^{-3}$	$7.2 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.4 \times 10^{-2}$
SKB/SR-Site	設定値	$3.5 \times 10^{-4}$		-	
	不確実性	$3.5 \times 10^{-5}$	$3.5 \times 10^{-3}$	-	-

### (3) Am の分配係数設定の試行

#### i) JAEA-SDB によるデータ抽出・分析

JAEA-SDB から Am-花崗岩系のデータを抽出し、信頼度情報をもとに信頼度が低い (unreliable) データを除外した。その上で、主要な環境条件影響を分析するために、図 5.4.3-6 に示すように、pH、イオン強度等の実験条件に対する分配係数の傾向性を把握した。Am の収着メカニズムを反映し、明瞭な pH 依存性が確認でき、一方でイオン強度依存性は顕著ではない。

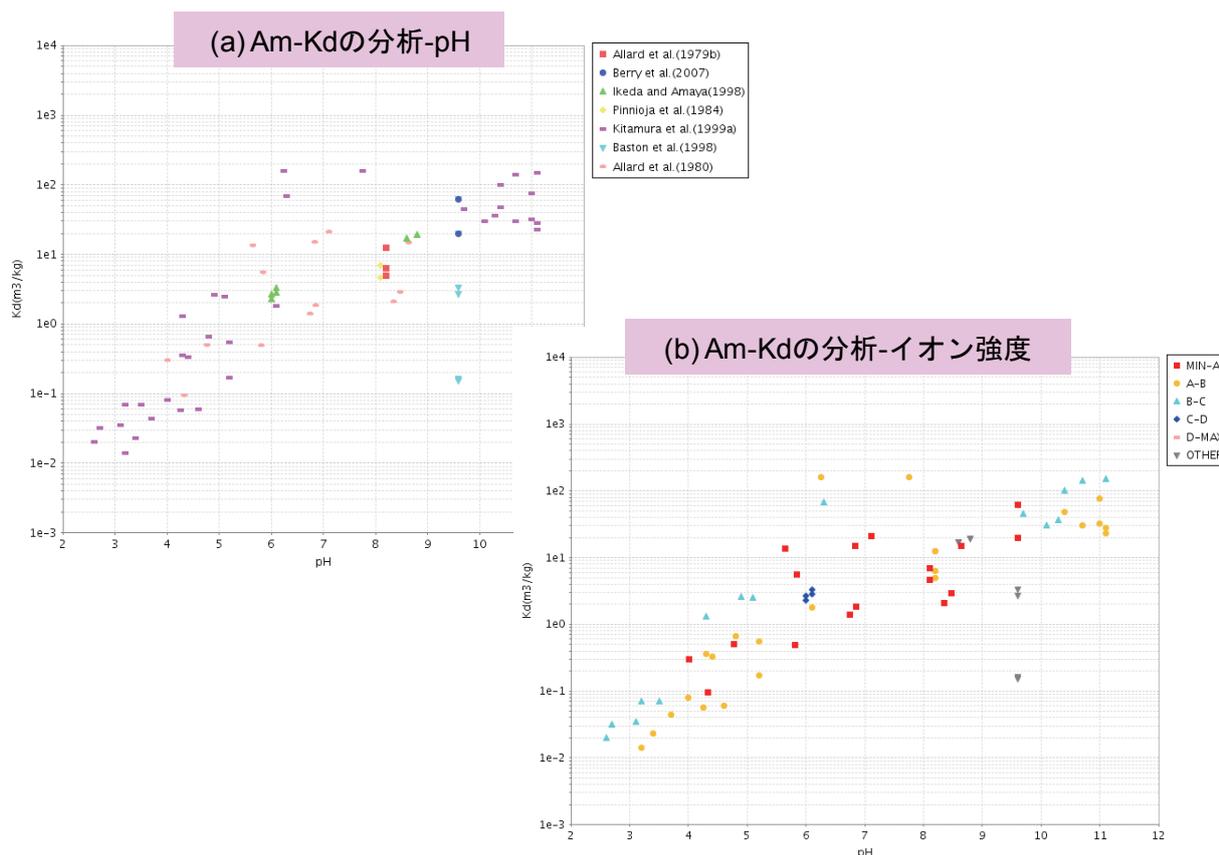


図 5.4.3-6 Am-花崗岩系の分配係数の JAEA-SDB による分析

(図(b)の凡例は5段階に区分されたイオン強度の範囲：A: 0.005M, B: 0.05M, C: 0.1M, D: 1M)

#### ii) 対象データの絞り込みとパラメータ設定

これらの分析に基づき、FRHP/FOHP と SRHP で共通の設定を検討することとし、図 5.4.3-7 に示すように、pH が 6~10 の範囲のデータを抽出し、抽出された分配係数の分布より、おおよそ中央値に対応する部分を設定値とし、さらに不確実性の幅を概括的に設定した。

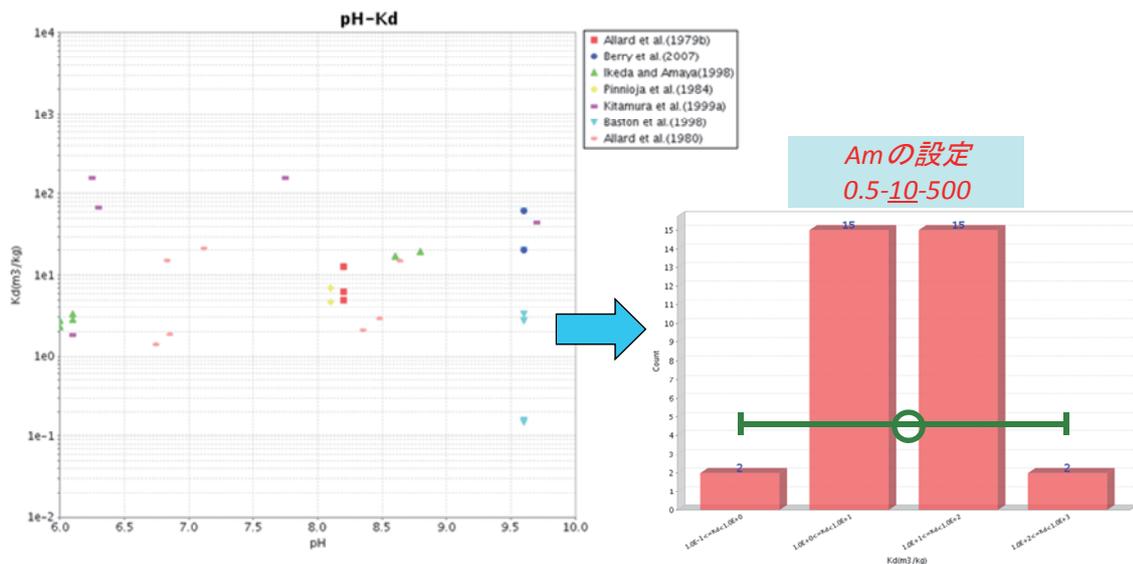


図 5.4.3-7 Am-花崗岩系の FRHP と SRHP に対するデータ選定と分配係数設定

検索条件 :  $6 < \text{pH} < 10$

信頼性評価条件 : class1, class2, class3, class4, class5, class6

文献数 : 7 件, データ数 : 34

さらに、上記で絞り込んだデータ群に対し、Cs の場合と同様に、データの統計的な取り扱いを検討した (図 5.4.3-8)。中央値、25/75 パーセンタイル、データ群の上下限を算出した。これらの値に対し条件変換係数 0.1 を考慮してパラメータを設定した。

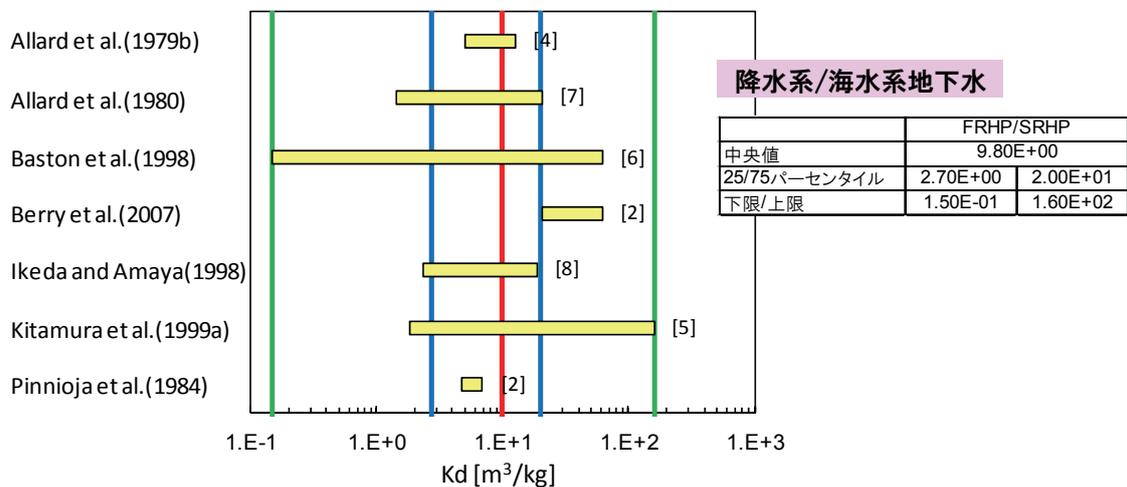


図 5.4.3-8 JAEA-SDB と統計処理による Am-花崗岩系の分配係数設定

(図中にて、赤線は中央値、青線は 25/75 パーセンタイル、緑線は上限・下限を示す)

### iii) Am のパラメータ設定結果のまとめ

複数の手法を適用して設定された Am の分配係数パラメータを表 5.4.3-2 にまとめる。Am の設定結果も、Cs の場合と同様、第 2 次取りまとめと SR-97, JAEA-SDB と SR-Can の設定値は概ね整合的とみることができる。

表 5.4.3-2 Am-花崗岩系の分配係数  $K_d$  の設定結果一覧 (単位は  $m^3 kg^{-1}$ )

		FRHP(FOHP)/SRHP	
第2次取りまとめ	設定値	$5.0 \times 10^0$	
	不確実性	$5.0 \times 10^{-2}$	$5.0 \times 10^1$
JAEA-SDB (Factor = 0.1)	設定値	$1.0 \times 10^0$	
	不確実性	$5.0 \times 10^{-2}$	$5.0 \times 10^1$
JAEA-SDB+SR-Can (Factor = 0.1)	設定値	$9.8 \times 10^{-1}$	
	不確実性	$2.7 \times 10^{-1}$	$2.0 \times 10^0$
SKB/SR-97	設定値	$3.0 \times 10^0$	
	不確実性	$1.0 \times 10^0$	$5.0 \times 10^0$
SKB/SR-Can (Factor = 0.1)	設定値	$1.3 \times 10^0$	
	不確実性	$3.2 \times 10^{-1}$	$2.1 \times 10^0$
SKB/SR-Site	設定値	$1.5 \times 10^{-2}$	
	不確実性	$5.7 \times 10^{-4}$	$3.8 \times 10^{-1}$

(4) Np の分配係数設定の試行

i) JAEA-SDB によるデータ抽出・分析

JAEA-SDB から Np(IV)及びNp(V)の花崗岩系の収着データを抽出し、信頼度情報をもとに信頼度が低い (unreliable) データを除外したうえで、主要な環境条件影響を分析した (図 5.4.3-9)。Np(IV), Np(V) で分配係数は大きく異なり、イオン強度依存性については Np(V)では顕著ではないことが確認された。

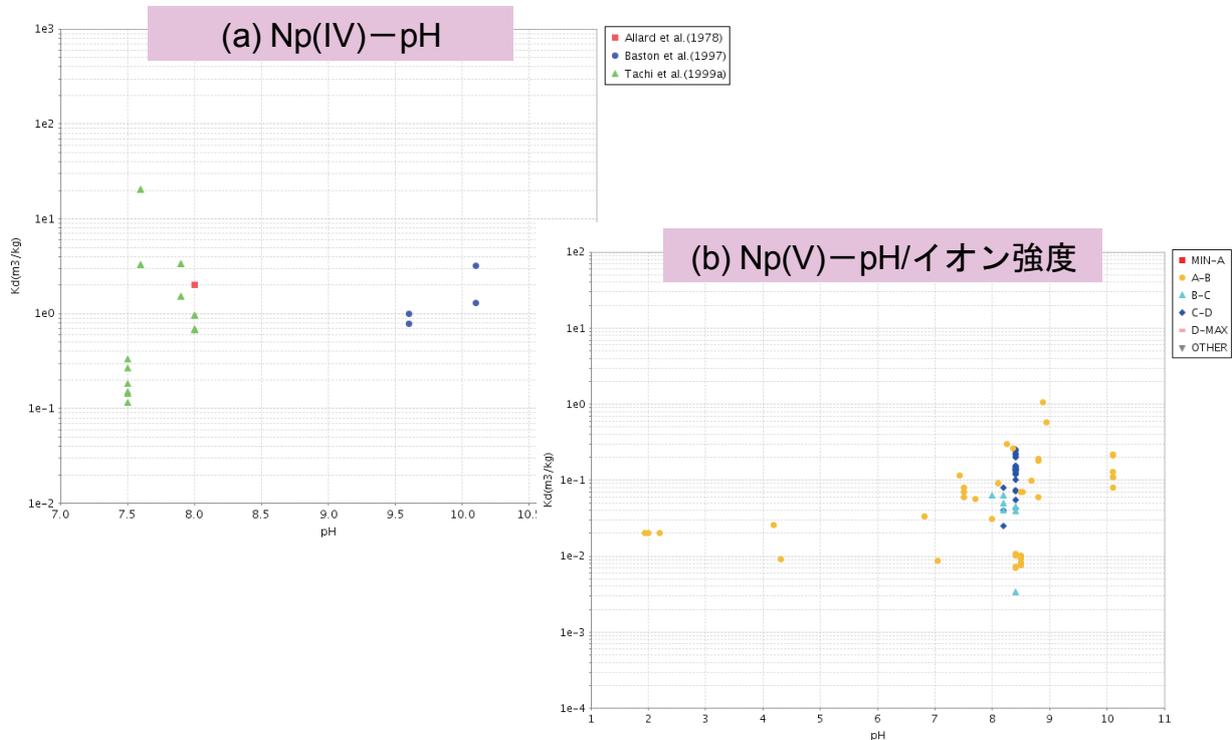


図 5.4.3-9 Np(IV)及びNp(V)-花崗岩系の分配係数の JAEA-SDB による分析

(図(b)の凡例は5段階に区分されたイオン強度の範囲: A: 0.001M, B: 0.005M, C: 0.01M, D: 0.05M)

ii) 対象データの絞り込みとパラメータ設定

これらの分析に基づき、FRHP/SRHP で共通の設定を検討することとし、図 5.4.3-10 に示すように、pH が 6~10 の範囲のデータを抽出し、抽出された分配係数の分布より、おおよそ中央値に対応する部分を設定値とし、さらに不確実性の幅を概括的に設定した。

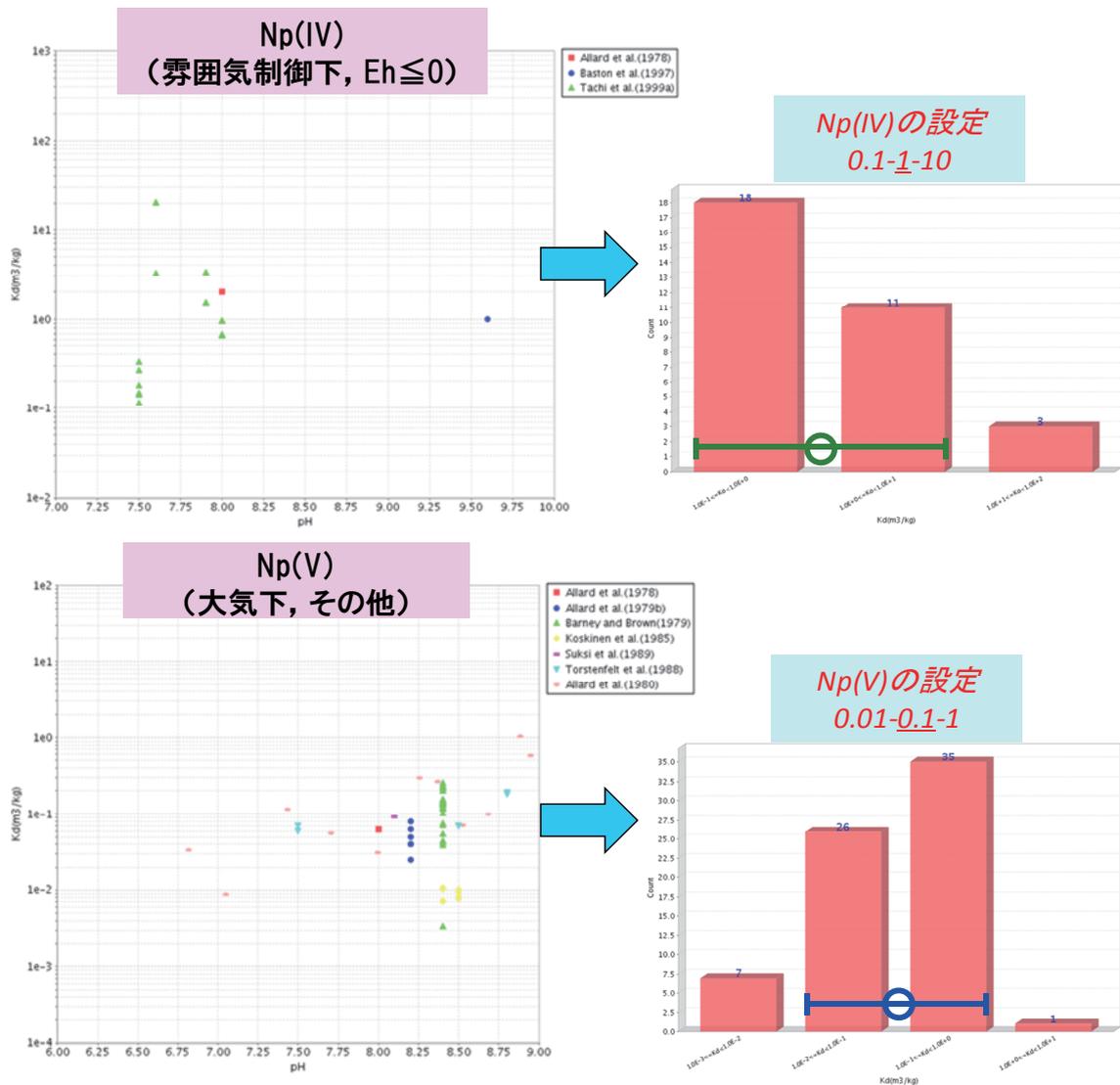


図 5.4.3-10 Np-花崗岩系のデータ選定と分配係数設定

さらに、上記で選定されたデータ群に対し、中央値、25/75 パーセンタイル、データ群の上下限を算出した。これらの値に対して条件変換係数 0.1 を考慮することでパラメータ設定を行った (図 5.4.3-11)。

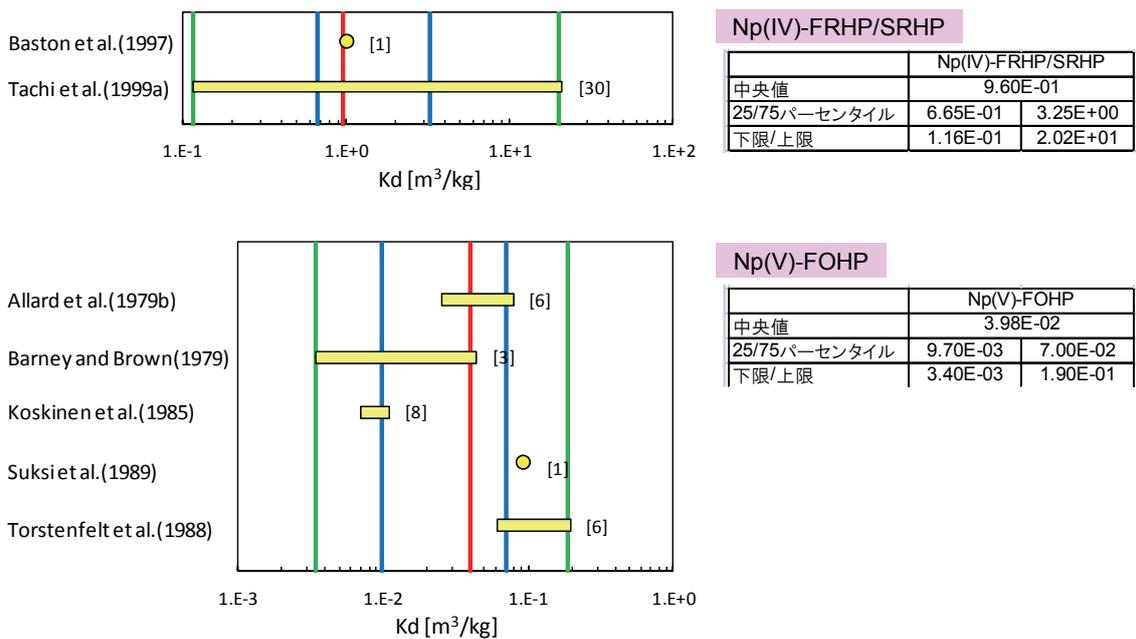


図 5.4.3-11 JAEA-SDB と統計処理による Np-花崗岩系の分配係数設定  
(図中にて、赤線は中央値、青線は 25-75 パーセンタイル、緑線は上限・下限を示す)

### iii) Np のパラメータ設定結果のまとめ

複数の手法を適用して設定された Np の分配係数パラメータを表 5.4.3-3 にまとめる。Np の設定結果も、第 2 次取りまとめと SR-97, JAEA-SDB と SR-Can の設定値が概ね整合する結果となった。

表 5.4.3-3 Np-花崗岩系の分配係数  $K_d$  の設定結果一覧 (単位は  $m^3 kg^{-1}$ )

		Np(IV) FRHP/SRHP		Np(V) FOHP	
第 2 次取りまとめ	設定値	$1.0 \times 10^0$		$5.0 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$1.0 \times 10^{-1}$	$1.0 \times 10^1$	—	—
JAEA-SDB (Factor = 0.1)	設定値	$1.0 \times 10^{-1}$		$1.0 \times 10^{-2}$	
	不確実性	$1.0 \times 10^{-2}$	$1.0 \times 10^0$	$1.0 \times 10^{-3}$	$1.0 \times 10^{-1}$
JAEA-SDB+SR-Can (Factor = 0.1)	設定値	$9.6 \times 10^{-2}$		$4.0 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$6.7 \times 10^{-2}$	$3.3 \times 10^{-1}$	$9.7 \times 10^{-4}$	$7.0 \times 10^{-3}$
SKB/SR-97	設定値	$5.0 \times 10^0$		$1.0 \times 10^{-2}$	
	不確実性	$1.0 \times 10^0$	$1.0 \times 10^1$	$5.0 \times 10^{-3}$	$5.0 \times 10^{-2}$
SKB/SR-Can (Factor = 0.1)	設定値	$9.6 \times 10^{-2}$		$1.8 \times 10^{-3}$	
	不確実性	$3.2 \times 10^{-2}$	$2.8 \times 10^{-1}$	$1.1 \times 10^{-3}$	$4.4 \times 10^{-3}$
SKB/SR-Site	設定値	$5.3 \times 10^{-2}$		$4.1 \times 10^{-4}$	
	不確実性	$2.8 \times 10^{-3}$	$9.8 \times 10^{-1}$	$1.5 \times 10^{-5}$	$1.2 \times 10^{-2}$

### 5.4.4 まとめと今後の課題

岩石中の分配係数パラメータの設定について、第 2 次取りまとめの設定における課題に対して、それ以降の国内外の研究動向、特に SKB における分配係数設定の段階的な変遷に着目した調査を行い、現時点で取り得るパラメータ設定の方法論を検討した。

その結果として、岩石に対する基本的な分配係数設定フローを検討するとともに、第2次取りまとめと同様なジェネリックな観点でのパラメータ設定を行う際に、現時点で取り得るアプローチを提案した。

- ・データ抽出・選定プロセスにおける品質や追跡性の確保（JAEA-SDBの活用）
- ・パラメータ設定における保守性や不確実性の取り扱い手法の検討
- ・バッチ収着データに基づくパラメータ設定の妥当性確認と条件変換係数の検討

更に、この手法に基づいて、花崗岩に対する主要核種の分配係数の設定を事例的に試行した。

上記検討の結果を踏まえると、岩石の分配係数設定に関して、以下のような課題を更に検討していく必要がある。

- ・データ抽出や選定における基準や方法のガイドライン化
- ・パラメータ設定における保守性や不確実性の取り扱いのルール化
- ・岩種に応じた条件変換係数の適用の考え方
- ・多様な核種に対するパラメータ設定の考え方（核種間の整合性や化学アナログ）
- ・岩種に応じた既存データの活用の考え方（ジェネリックな段階でのデータが少ない岩種への対応方法）
- ・スペシフィックな条件に対する設定フローの適用方法（条件変換手法やモデル化手法の適用性、実測データの取得計画）

さらに、岩石中の核種移行パラメータとしては、岩石中の実効拡散係数や間隙率等が重要であり、これらの設定フローや課題についても、今後検討していく必要がある。

## 5.5 おわりに

### 5.5.1 まとめ

本研究では、安全評価上の最重要の核種移行パラメータである緩衝材（ベントナイト）中の収着・拡散パラメータ、岩石中の収着パラメータを中心として、パラメータ設定における事業の視点からの要件と考え方、国内外の関連動向を踏まえ、核種移行パラメータの設定手法について整理・検討するとともに、第2次取りまとめのレファレンス条件等に対するパラメータ設定を試み、第2次取りまとめの考え方や設定値との比較検討を行った。

緩衝材中の収着・拡散パラメータについては、第2次取りまとめにおけるこれらパラメータの設定上の課題について検討したうえで、圧縮ベントナイト中の収着拡散挙動の環境条件依存データやそれらを解釈可能なモデル開発などの研究成果に基づき、より現実的で多様な環境条件を考慮したパラメータ設定手法を提案した。さらに、この設定手法に従って、CsやAmのパラメータ設定を試みることによって、このアプローチの妥当性を検討するとともに、今後の課題を抽出した。

岩石中の収着分配係数の設定については、第2次取りまとめにおける設定手法の課題に対して、特にSKBのSR-Siteにおける分配係数設定アプローチ（付録5-1参照）を中心に国内外の動向調査を行い、分配係数パラメータの設定フローを検討した。また、第2次取りまとめと同様のジェネリックなパラメータ設定を行う際に、現時点で取り得るアプローチを提案した。

なお、核種移行評価上の重要なパラメータである溶解度については、2010年度に更新されたJAEA-TDBを用いて、FRHP、SRHPおよびFOHPの各モデル間隙水中の元素の溶解度を試算し、第2次取りまとめにおけるJNC-TDBを用いた評価と比較整理した結果（Kitamura et al., 2010b）、並びに溶解度パラメータ設定に関する課題を取りまとめた（付録5-2）。

### 5.5.2 課題と今後の計画

第2次取りまとめの核種移行パラメータの設定手法を出発点として、緩衝材中の収着・拡散パラメータ、岩石中の収着パラメータのそれぞれについて、国内外で得られた新たな知見等も踏まえつつ、設定手法の再検討及びパラメータの設定を通じて、今後更に検討すべき課題が抽出された。それらのパラメータに共通的な課題として、以下の3点が重要と考えられる。

- ・パラメータ設定手法（フロー）のガイドラインの作成
- ・安全評価シナリオや環境条件との関連も含めた不確実性を考慮したパラメータ設定手法
- ・特に岩石系に対しては、調査の進展と対応付けたパラメータ設定手法の検討

なお、今回の緩衝材中の収着・拡散パラメータ設定の前提となる緩衝材中の間隙水化学、溶解度評価、今回検討の対象としなかった岩石中の拡散パラメータの設定手法についても、今後検討していく必要がある。

## 参考文献 (5 章)

- Allard, B., Kipatsi, H. and Torstenfelt, B. (1978) : Sorption of long-lived radionuclides on clays and rocks, Part 2. KBS Technical Report 98.
- Allard, B., Rydberg, J., Kipatsi, H. and Torstenfelt, B. (1979b) : Disposal of Radioactive Waste in Granitic Bedrock, American Chemical Society, No.4, pp.47-73.
- Allard, B., Beall, G.W. and Krajewski, T. (1980) : The Sorption of Actinides in Igneous Rocks, Nuclear Technology, vol.49, pp.474-480.
- Andersson, K., Torstenfelt, B. and Allard, B. (1983b) : Sorption of Radionuclides in Geologic Systems, SKBF KBS Technical Report 83-63.
- Barney, G.S. and Brown, G.E. (1979) : The Kinetics and Reversibility of Radionuclide Sorption Reactions with Rocks, RHO-ST-29, pp.261-315.
- Baston, G.M.N., Berry, J.A., Brownsword, M., Heath, T.G., Ilett, D.J., Tweed, C.J. and Yui, M. : (1997) : The Effect of Temperature on the Sorption of Technetium, Uranium, Neptunium and Curium on Bentonite, Tuff and Granodiorite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., vol.465, pp.805-812.
- Baston, G.M.N., Berry, J.A., Brownsword, M., Cowper, M.M., Haworth, A., Heath, T.G., Ilett, D.J., McCrohon, R. and Tweed, C.J. (1998) : Sorption Studies of Radioelements on Geological Materials, AEAT-3142(Revised), AEA Technology plc.
- Berry, J.A., Yui, M. and Kitamura, A. (2007) : Sorption Studies of Radioelements on Geological Materials, JAEA Technical Report, JAEA-Research 2007-074.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2003a) : Near Field Sorption Data Bases for Compacted MX-80 Bentonite for Performance Assessment of a High-Level Radioactive Waste Repository in Opalinus Clay Host Rock, PSI Bericht Nr.03-07, Paul Scherrer Institute, Villigen.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2003b) : Far Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of a High-Level Radioactive Waste Repository in an Undisturbed Opalinus Clay Host Rock, PSI Bericht Nr.03-08, Paul Scherrer Institute, Villigen.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2005) : Modelling the sorption of Mn(II), Co(II), Ni(II), Zn(II), Cd(II), Eu(II), Am(III), Sn(IV), Th(IV), Np(V) and U(VI) on montmorillonite: Linear free energy relationships and estimates of surface binding constants for some selected heavy metals and actinides, Geochim. Cosmochim. Acta, 69, pp.875-892.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2009) : Sorption modelling on illite Part I: Titration measurements and the sorption of Ni, Co, Eu and Sn, Geochim. Cosmochim. Acta, 73(4), pp.990-1003.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2011) : Predictive sorption modelling of Ni(II), Co(II), Eu(III), Th(IV) and U(VI) on MX-80 bentonite and Opalinus Clay: A “bottom-up” approach. Applied Clay Science 52, pp.27-33.
- Carbol, P. and Engkvist, I. (1997) : Compilation of radionuclide sorption coefficients for performance assessment, SKB Technical Report, R-97-13.
- Crawford, J., Neretnieks, I. and Malmström, M. (2006) : Data and Uncertainty Assessment for Radionuclide  $K_d$  Partitioning Coefficients in Granitic Rock for Use in SR-Can Calculations, SKB Technical Report, R-06-75.
- Crawford, J. (2010) : Bedrock  $K_d$  data and uncertainty assessment for application in SR-Site geosphere transport calculations. SKB R-10-48.
- Erdal, B.R., Aguilar, R.D., Bayhurst, B.P., Daniels, W.R., Duffy, C.J., Lawrence, F.O., Maestas, S., Oliver, P.Q. and Wolfsberg, K. (1979a) : Sorption-Desorption Studies on Granite. LA-7456-MS.

- Erdal, B.R. (1980) : Laboratory Studies of Radionuclide Distributions Between Selected Groundwaters and Geologic Media. LA-8088-PR.
- Eriksen, T. E. and Locklund, B. (1987) : Radionuclide Sorption on Granitic Drill Core Material, SKB Technical Report 87-22.
- Gorgeon, L. (1994) : Contributuin a la modelisation physico-chimique de la retention de radioelements a vie longue par des materiaux argileux, THESE de DOCTORAT de l'UNIVERSITE PARIS 6.
- Huitti, T., Hakanen, M. and Lindberg, A. (1998) : Sorption of Cesium on Olkiluoto Mica Gneiss, Granodiorite and Granite, POSIVA OY, Nov-98-11.
- Idemitsu, K., Tachi, Y., Furuya, H., Inagaki, Y. and Arima, T. (1998) : Diffusion of Cs and Sr in Compacted Bentonites under reducing conditions and in the Presence of Corrosion Products of Iron, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.506, pp.351-358.
- Ikeda, T. and Amaya, T. (1998) : Model Development of Chemical Evolution in Repository Vol.II Acquisition of Nuclide Migration Data in Near-Field, PNC Technical Report, PNC TJ 1281 98-003.
- Ishidera, T., Miyamoto, S. and Sato, H. (2008) : Effect of Sodium Nitrate on the Diffusion of Cl<sup>-</sup> and I<sup>-</sup> in Compacted Bentonite, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 45, No. 7, pp. 610–616.
- Ishii, Y., Takahashi, H., Tachi, Y., Tomura, T., Nemoto, K. and Okazaki, M. (2011) : Sorption / diffusion data acquisition method development for high sorbing americium in compacted bentonite, presented at MIGRATION 2011, PB2-10.
- JAEA (日本原子力研究開発機構) (2010) : 平成 21 年度 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書.
- JAEA (日本原子力研究開発機構) (2011) : 平成 22 年度 処分システム化学影響評価高度化開発 報告書.
- JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分開発第 2 次取りまとめ—分冊 3 地層処分システムの安全評価, サイクル機構技術資料, JNC TN1400 99-023.
- Kato, H., Nakazawa, T., Ueta, S., Muroi, M., Yasutomi, I. and Fujihara, H. (1999) : Effective diffusivities of iodine, chlorine and carbon in bentonite buffer material. Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.556, pp.687-694.
- Kim H.T., Suk T.W. and Parks S.H. (1993) : Diffusivities for ions through compacted Na-bentonite with varying dry bulk density. Waste Management 13, pp.303-308.
- Kitamura, A., Yamamoto, T., Moriyama, H. and Nishikawa, S. (1997) : Selective Adsorption Behavior of Cesium Ions onto Granite, Journal of Nuclear Fuel Cycle and Environment, vol. 4, No. 1, pp. 39-45.
- Kitamura, A., Yamamoto, T., Nishikawa, S. and Moriyama, H. (1999a) : Sorption Behavior of Am(III) onto Granite, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, vol.239, No.3, pp.449-453
- Kitamura, A., Fujiwara, K., Doi, R., Yoshida, Y., Mihara, M., Terashima M. and Yui, M. (2010a): JAEA thermodynamic database for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive and TRU wastes, JAEA-Data/Code 2009-024.
- Kitamura, A., Doi, R., Yoshida, Y. (2010b) : Evaluated and estimated solubility of some elements for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive waste using updated version of thermodynamic database, Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2010), October 3 – 7, 2010, Tsukuba, Japan, Paper No. ICEM2010-40172.
- Koskinen, A., Alaluusa, M., Pinnioja, S., Jaakola, T. and Lindberg, A. (1985) : Sorption of Iodine, Neptunium, Technetium, Thorium and Uranium on Rocks and Minerals, YJT Report, YJT-85-36.
- Kozai N., Inada K., Kozaki T., Sato S., Ohashi H. and Banba T. (2001) Apparent diffusion coefficients and chemical species of neptunium(V) in compacted Na-montmorillonite. J. Contam. Hydrol. 47, 149.

- Kozaki, T., Sato, H., Fujishima, A., Sato, S. and Ohashi, H. (1996) : Activation Energy for Diffusion of Cesium in Compacted Sodium Montmorillonite, *Journal of NUCLEAR SCIENCE and TECHNOLOGY*, Vol. 33, No. 6, pp. 522-524.
- Kozaki, T., Sato, H., Sato, S. and Ohashi, H. (1999a) : Diffusion mechanism of cesium ions in compacted montmorillonite, *Engineering Geology*, 54, pp.223-230.
- Kozaki T., Sato Y., Nakajima M., Kato H., Sato S. and Ohashi H. (1999b) Effect of particle size on the diffusion behavior of some radionuclides in compacted bentonite, *J. Nucl. Mater.* 270, pp.265-272.
- Kozaki T., Inada K., Sato S. and Ohashi H. (2001): Diffusion mechanism of chloride ions in sodium montmorillonite. *J. Contam. Hydrol.* 47, 159–170.
- Kuroda Y., Idemitsu K., Furuya H., Inagaki Y. and Arima T. (1997): Diffusion of technetium in compacted bentonites in the reducing condition with corrosion products of iron. In: *Scientific Basis for Nuclear Waste Management XX*, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 465, 909-916.
- Maclean, S.C., Coles, D.G and Weed, H.C. (1978) : The Measurement of Sorption Ratios for Selected Radionuclides on Various Geologic Media, UCID-17928.
- Marques Fernandes, M., Baeyens, B. and Bradbury, M.H. (2008) : The Influence of Carbonate Complexation on Lanthanide/Actinide Sorption on Montmorillonite, *Radiochimica Acta*, Vol.96, pp.691-697.
- Molera M., Eriksen T. and Jansson M. (2003): Anion diffusion pathways in bentonite clay compacted to different dry densities. *Appl. Clay Sci.* 23, pp.69–76.
- Mucciardi, A.N., Johnson, T.C. and Saunier, J. (1979) : Statistical Investigation of the Mechanics Controlling Radionuclide Sorption, Annual Report, Battelle-Pacific Northwest Laboratories, ADI Ref. 548, pp.1-75.
- Muurinen A., Rantanen J. and Penttila-Hiltunen P. (1985): Diffusion mechanisms of strontium, caesium and cobalt in compacted sodium bentonite. In: *Scientific Basis for Nuclear Waste Management VIII*, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 50, pp.617-624.
- Muurinen, A., Penttila-Hiltunen, P. and Uusheimo, K. (1989) : Diffusion of chloride and uranium in compacted sodium bentonite. *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, Vol.127, pp. 743-748.
- Nagra (2002) : Project Opalinus Clay: safety report – demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste. Nagra technical report NTB-02-05. Nagra, Wettingen, Switzerland.
- 中澤 俊之, 下田 紗音子, 山田 憲和, 舘 幸男, 清田 佳美, 油井 三和 (2010) : 圧縮ベントナイト中の核種移行評価手法の高度化開発 (1)圧縮系の収着・拡散データ取得手法の開発, 日本原子力学会 2010年秋の大会, C19.
- NEA (2001) : Using Thermodynamic Sorption Models for Guiding Radioelement Distribution Coefficient ( $K_d$ ) Investigations, OECD-NEA, Paris.
- NEA (2005) : NEA Sorption Project. Phase II: Interpretation and Prediction of Radionuclide Sorption onto Substrates Relevant for Radioactive Waste Disposal Using Thermodynamic Sorption Models, OECD/NEA, Paris.
- 日本原子力学会 (2006a) : 収着分配係数の測定方法—深地層処分のバリア材を対象とした測定の基本手順 : 2006, 日本原子力学会標準, AESJ-SC-F008:2006.
- 日本原子力学会 (2006b) : 収着分配係数の測定方法—浅地中処分のバリア材を対象としたバッチ法の基本手順及び深地層処分のバリア材を対象とした測定の基本手順—, 標準委員会 技術レポート, AESJ-SC-TR001:2006.

- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011) : 地層処分事業の安全確保 (2010 年度版) , 一確かな技術による安全な地層処分の実現のためにー, NUMO-TR-11-01.
- Ochs, M., Lothenbach, B., Wanner, H., Sato, H., and Yui, M. (2001) : An integrated sorption diffusion model for the calculation of consistent distribution and diffusion coefficients in compacted bentonite, *J. Contam. Hydrol.*, 47, pp.283-296.
- Ochs, M. and Talerico, C. (2004) : SR-CAN:Data and uncertainty assessment. Migration parameters for the bentonite buffer in the KBS-3 concept, SKB Technical Report TR-04-18, SKB, Stockholm.
- Ochs, M., Kunze, S., Saito, Y., Kitamura, A., Tachi, Y. and Yui, M. (2008) : Application of the sorption database to  $K_d$ -setting for Horonobe rocks, JAEA-Research 2008-017.
- Pinnioja, T., Jaakkola, T. and Miettinen, J. K. (1984) : Comparison of batch and autoradiographic methods in sorption studies of radionuclides in rock and mineral samples, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, vol.26, pp.979-984.
- Sato, H., Ashida, T., Kohara, Y., Yui, M. and Sasaki, N. (1992) : Effect of Dry Density on Diffusion of Some Radionuclides in Compacted Sodium Bentonite, *J. Nucl. Sci. Technol.* 29, pp.873-882.
- Sato, H., Ashida, T. Kohara, Y. and Yui, M. (1993) : Study on Retardation Mechanism of H-3, Tc-99, Cs-137, Np-237 and Am-241 in Compacted Sodium Bentonite, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 294*, pp.403-408.
- 佐藤治夫, 澁谷朝紀 (1994) : 緩衝材および岩石への核種の吸着・拡散メカニズム, *動燃技報 No.91*, pp.71-89.
- Sato, H., Shibutani, T., Tachi, Y. and Yui, M. (1997) : Diffusion Behavior of Nuclides Considering Pathways in Fractured Crystalline Rocks, PNC Technical Report, PNC TN8410 97-127.
- Sato, H. (1999a) : Diffusivity Database (DDB) for Major Rocks: Database for the Second Progress Report, Japan Nuclear Cycle Development Institute Technical Report, JNC TN8400 99-065 (1999).
- Sato, H. (1999b) : Measurements of Apparent Diffusion Coefficients ( $D_a$ ) for Cs(I), Ni(II) and Se(IV) in Bentonite with Silica Sand, Japan Nuclear Cycle Development Institute Technical Report, JNC TN8400 99-060.
- 柴田雅博, 佐藤治夫, 小田治恵, 油井三和 (1999) : 地層処分研究開発第2次取りまとめにおける緩衝材への放射性元素の分配係数の設定, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-072.
- 澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999a) : 核種のベントナイトおよび岩石に対する収着データベース, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-050.
- 澁谷朝紀, 陶山忠宏, 柴田雅博 (1999b) : 性能評価で用いる岩石に対する核種の分配係数, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-051.
- SKB (1999): Deep Repository for spent nuclear fuel, SR97 - Post closure safety. SKB Technical Report, SKB TR-99-06.
- SKB (2006): Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main report of the SR-Can project. SKB Technical Report, SKB TR-06-09.
- SKB (2011): Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. Volume I. SKB Technical Report, SKB TR-11-01.
- Suksi, S., Siitari-Kauppi, M., Hoelttae P., Jaakkola, T. and Lindberg, A. (1989) : Sorption and diffusion of radionuclides (C, Tc, U, Pu, Np) in rock samples under oxic and anoxic conditions, YJT Report, YJT-89-13.
- 鈴木 覚 (2002) : 人工バリアにおける核種拡散過程に関する研究, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 2002-006.
- Suzuki, S., Haginuma, M., Suzuki, K. (2007) : Effects of compaction and temperature on sorption and diffusion of Cs and HTO in compacted bentonite saturated with saline water, In: Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXX, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, Vol.985, pp.563-568.

- Tachi, Y., Shibutani, T. and Yoshikawa, H. (1999a) : Sorption Behavior of Neptunium on Rocks under Reducing Conditions, JNC Technical Report.
- 館 幸男, 小原幸利, 内館信幸, 澁谷朝紀 (1999b) : 圧縮ベントナイト中における Pu, Am の拡散挙動, サイクル機構技術資料, JNC TN8400 99-089.
- 館 幸男, 栃木善克, 陶山忠宏, 齋藤好彦, Ochs, M., 油井三和(2009) : 地層処分安全評価のための核種の収着・拡散データベースシステムの開発, 日本原子力研究開発機構技術資料, JAEA-Data/Code 2008-034.
- Tachi, Y., Yotsuji, K., Seida, Y. and Yui, M. (2009): Diffusion of Cesium and Iodine in Compacted Sodium Montmorillonite Under Different Saline Conditions, In: Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXIII, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., Vol.1193, pp.545-552.
- 館 幸男, 四辻健治, 陶山忠宏, Ochs, M., 油井三和(2010) : 地層処分安全評価のために現象論的収着・拡散モデル/データベースの開発ーベントナイト系プロトタイプモデル/データベースの開発ー, JAEA-Research 2009-069.
- Tachi, Y., Nakazawa, T., Ochs, M., Yotsuji, K., Suyama, T., Seida, Y., Yamada, N. and Yui, M. (2010): Diffusion and sorption of neptunium(V) in compacted montmorillonite : effects of carbonate and salinity, Radiochimica Acta, vol.98, pp.711-718.
- Tachi, Y., Suyama, T., Ochs, M. and Ganter, C. (2011a): Development of JAEA Sorption Database (JAEA-SDB):Update of Data Evaluation Functions and Sorption/QA Data, JAEA Technical Report, JAEA-Data/Code 2010-031.
- Tachi, Y., Yotsuji, K., Seida, Y. and Yui, M. (2011b) : Diffusion and sorption of Cs<sup>+</sup>, I<sup>-</sup> and HTO in samples of the argillaceous Wakkanai Formation from the Horonobe URL, Japan: Clay-based modeling approach, Geochimica et Cosmochimica Acta, 75, pp.6742-6759.
- Tertre, E., Berger, G., Castet, S., Loubet, M. and Giffaut, E. (2005) : Experimental sorption of Ni<sup>2+</sup>, Cs<sup>+</sup> and Ln<sup>3+</sup> onto a montmorillonite up to 150°C, Geochimica et Cosmochimica Acta, 69(21), pp.4937-4948.
- 栃木善克, 館 幸男(2009) : 緩衝材及び岩石中での核種の拡散データベースの整備, 日本原子力研究開発機構技術資料, JAEA-Data/Code 2008-035.
- 朽山修, 高須亜紀, 池田孝夫, 木村英雄, 佐藤正和, 長崎晋也, 中山真一, 新堀雄一, 古屋廣高, 三頭聡明, 山口徹治 (1998) : 核種移行モデルにおける収着分配係数の概念とその適応性, 原子力バックエンド研究, vol. 5, No. 1, pp. 3-9.
- Torstenfelt, B., Andersson, K. and Allard, B. (1981) : Sorption of Sr and Cs on Rocks and Minerals Part I : Sorption in Groundwater, *Prev* 4.29.
- Torstenfelt B. and Allard B. (1986): Migration of fission products and actinides in compacted bentonite. SKB TR-86-14, Stockholm, Sweden.
- Torstenfelt, B., Rundberg, R.S. and Mitchell, A.J. (1988) : Actinide Sorption on Granites and Minerals as a Function of pH and Colloids/ Pseudocolloids, Radiochimica Acta, vol. 44/45, pp. 111-117.
- Van Loon L.R. and Glaus M.A. (2008): Mechanical compaction of smectite clays increases ion exchange selectivity for cesium. *Environ. Sci. Technol.* 42, pp.1600-1604.
- 山形茂, 下岡謙司, 妹尾宗明, 荒木邦夫, 天野恕 (1981) : 花崗岩と水におけるセシウムの分配係数に関する研究, JAERI-M-9432.

## 6. 知識情報の品質確保に関する検討

### 6.1 はじめに

#### 6.1.1 背景

地層処分事業では、概要調査地区や精密調査地区の選定などの最上位の意思決定から、地質環境調査、処分場設計、性能評価での具体的なタスクにおける細分化された意思決定まで、さまざまな意思決定がなされる。最上位の意思決定に関しては、技術的事項の総合的な判断のみならず、ステークホルダーの意見や関係組織の意見など、さらには、社会的事項も含めて総合的に行われる。一方、処分場設計や性能評価などでのタスクにおける意思決定（例えば、人工バリアの仕様や核種移行パラメータをどのように設定したのか）に関しては、知見やノウハウなどの研究開発の成果を、意思決定の論拠として関連付けておくことが必要となる。特に、性能評価においては、その評価結果が妥当なものとして受け入れられるために、以下の点を綿密に検討していることを示す必要がある（NUMO, 2004）。

- ・ シナリオは過不足なく定義されているか
- ・ 評価の目的に照らし個々のモデルやコード、データは十分に妥当性が検討されているか
- ・ これらを組合せた影響解析の手順や数値計算は正しく実行されているか

このため、性能評価のタスクにおける意思決定については、その結果のみならず、判断がなされた経緯や履歴等（以下、知識情報）をそこで用いた情報の出典とともに記録し、追跡性や再現性を確保しておくことが重要となる。なお、ここでは、「性能評価のタスクにおける意思決定に関して、判断がなされた経緯や履歴等を記録し、追跡性や再現性を確保しておくこと」を、「知識情報の品質確保」と定義する。知識情報の品質確保がわかりやすく利用しやすい形でなされることにより、性能評価で実施される様々なタスクで生じ得る様々な過誤（例えば、誤った数学モデルやデータの使用）をチェックし適切に対処することが可能になるとともに、様々なステークホルダーとの知識情報の共有とコミュニケーションを効率的に進めることができる。

#### 6.1.2 目的と実施事項

上記を踏まえて、本共同研究では、知識情報の品質確保の具体的な枠組み（考え方、方法等）を構築することを目的とした「知識情報の品質確保に関する検討」を実施することとした。本年度は、まず、知識情報の品質確保の枠組みを具体的に検討していくための事例として、性能評価の出発点でありモデルの開発やデータの収集の枠組みを与えるものであるシナリオに着目し、シナリオ構築の基礎となる状態設定（4.4.1 項参照）に関する判断の過程（どのような情報に基づき、どのような考え方で判断を行ったか等）などの論拠をわかりやすく利用しやすい形で提示するための方法を検討するとともに、実際に状態設定の事例への適用を試行することでその方法の有効性を確認した。

具体的には、まず、国内外でのこれまでの地層処分に関する知識情報の品質確保に係る事例等に関する調査・整理を行い、事業の視点からの要件と考え方を踏まえつつ、知識情報の品質確保の考え方・方法を検討した（6.2 節）。次に、検討した品質確保の考え方・方法を、状態設定に対する論拠の整理（付録4-2 参照）に適用することを通じて、品質管理の具体的な手法とその有効性を例示した（6.3 節）。さらに、それら検討に基づき、知識情報の品質確保の実施に係る課題として、シナリオ構築への適用に係る課題のみならず性能評価の他のタスクへの適用拡大に向けての課題の抽出を行い、今後の計画及び基盤研究開発計画へのフィードバックに係る検討を行った（6.4 節）。

## 6.2 知識情報の品質確保の考え方・方法の検討

本節では、事業の観点からの要件と考え方を踏まえた知識情報の品質確保の進め方について記述する。そのために、まず、6.2.1項で事業の観点からの要件と考え方をまとめる。続いて、6.2.2項において、論拠を提示することの必要性を本年度事例とするシナリオ構築との関係を含めて整理する。6.2.3項では、シナリオ構築の基となる状態設定の論拠をわかりやすく利用しやすい形で提示する方法について検討する。

### 6.2.1 事業の観点からの要件と考え方

地層処分事業は、一般的に、以下のような特徴を有する（NUMO，2011）。

- ① 地層処分事業は、調査から事業廃止までに約100年を要するものと計画されており、一般的な他のプロジェクトや大規模土木建設事業と比較しても事業期間が長い。
- ② 地層処分施設の建設・操業は、これまでに実施された経験がほとんどなく、プロジェクトの要件が一般化されていない。
- ③ 地層処分では段階的に事業を進めることが国際的な共通認識となっている。
- ④ 地層処分事業では、より高い信頼性、安全性、経済性の観点から、今後の技術開発成果を適宜取り入れて事業を進めることとなる。
- ⑤ 地層処分事業の長期性とさまざまな関係者の関与に鑑みて、種々の事業環境の変化が考えられる。
- ⑥ 地層処分事業では、情報の追跡性と透明性が求められる。
- ⑦ 地層処分事業では、適切な品質マネジメントの遂行が求められる。

これらの特徴を踏まえ、知識情報の品質確保に関する事業の観点からの要件は以下のようにまとめられる。

- ・ 処分事業で取り扱う技術情報については、たとえば、その出典のみならず、その採択がなされた前提条件を含め経緯や履歴等を記録することにより、追跡性や再現性など品質保証の観点から「知識情報」としての取扱い方策を講じておくこと

一方、性能評価におけるシナリオは、処分システムの長期挙動を時系列的に記述することにより、処分システムの機能や性能を評価するための道筋を規定し、その評価に必要な解析ケースならびにモデルやデータの枠組みを与えるものである（4.1節参照）。この枠組みにより、性能評価におけるモデルの開発やデータ収集・整備及び解析の実施等に係る具体的な作業の範囲が定められるため、シナリオ構築に係る判断過程を適切に記録しておくことは極めて重要である。

そこで、以下では、シナリオ構築を事例として、関連する知識情報の品質確保に対する考え方について記述する。

- ・ シナリオは、様々なレベルの作業や判断を含むものであることから、どのような情報に基づきどのように判断したのか（判断過程）について、適切に追跡できるようにしておくこと（上述の⑥に対応）。
- ・ シナリオは、わが国の基盤研究開発機関や諸外国の機関が実施している研究開発の知見を集約するものであり、その時点における最新の知見を考慮すること（上述の④に対応）。
- ・ 前提条件の変化（例えば、法令や指針の変更）に対して柔軟に対応できるようにすること（変更管理：上述の⑤に対応）。
- ・ 記録を体系的に長期間保管すること（長期記録管理：上述の①に対応）。

## 6.2.2 論拠提示の必要性

性能評価あるいはその中の一部であるシナリオ構築においては、専門家により様々な作業や判断が行われる。通常、これら作業や判断の内容の詳細、根拠とした情報とそれをどのように考えて処理・判断したか等（知識情報）は、実施した専門家の中身に保持されることが多い。これらは報告書作成時に作業・判断の結果とともに記載されることになるものの、時間的な制約や作業・判断の項目が多いといったことなどから、必ずしも全ての情報が提供されるわけではない。こうしたことから、一般に、最近の安全評価報告書では、主要な報告書の他にサブレポートを作成し、そのような情報を集約・整理し包括的に提示する試みがされている（例えば、SKB(2011)における Figure 2.3 参照）。しかしながら、そのような場合であっても、作業や判断の内容の詳細等を、その説明に必要な根拠や情報とともに丁寧に報告書の形に書き下すためには多大な労力が必要となる。また、情報量が膨大になることで求める情報が見つけにくくなるなど、読者にとって必ずしもわかりやすく利用しやすいものにならない可能性もある。

性能評価あるいはシナリオ構築に係る知識情報は、作業や判断の結果の妥当性を確認するために重要なものである。また、これらは、地層処分事業の中で段階的に作成されるセーフティケースや関連報告書の透明性・追跡性の確保にとっても不可欠なものとなる。

そのため、作業や判断の内容のうち特に重要であるにもかかわらずトレースが難しい「何を根拠にどのように考えて処理・判断したか」に係る知識情報に着目し、その知識情報のある程度定型のフォーマットで「論拠」として取りまとめることを考える。このような「論拠」の整理と提示は、地層処分の安全性に関係し得る多種多様なシステムの特長、そこで生起すると考えられる事象やプロセスを考慮しつつ、安全評価で考慮すべきものを取捨選択し、さらにそれらの相互関係を踏まえた組み合わせを設定することで地層処分システムの長期的な変遷を表現することが求められるシナリオ構築において特に重要になると考えられる。

また、「論拠」を表出化して明示するうえでは、その根拠となるより詳細な情報を「論拠」の下位情報としてリンクさせるなどして、知識情報の階層化を図ることが有効である（図 6.2.2-1）。これにより、専門家の中身に保持されてきた様々な判断の内容や根拠が系統的に整理され、透明性・追跡性の確保に資するものになると考えられる。このような考え方は、従来から行われている FEP データベースにおける着眼点（網羅性、構造化等）に類似している（付録 6-1 (2)参照）。

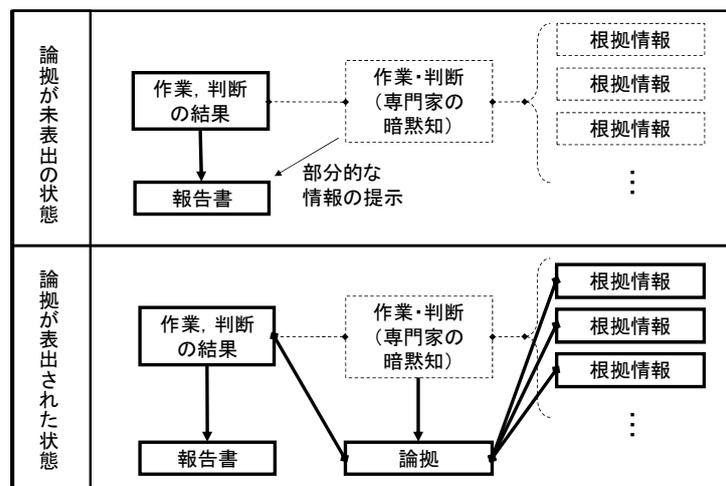


図 6.2.2-1 作業・判断の内容の論拠の表出化



### 6.2.3 論拠の提示方法の検討

本項では、状態設定の論拠をわかりやすく利用しやすい形で提示する方法（取りまとめ方法、電子化の方法等）として、付録 6-1 に示した以下の 4 つの形式で整理した論拠の効率的・効果的な収集・整理方法を適切に組み合わせて適用することを検討する。

- 1) 技術レポート形式
- 2) FEP データベース形式
- 3) 討論モデル形式
- 4) コンテンツマネジメントシステム (CMS:Contents Management System) 形式

付録 6-1 で整理したように、CMS (付録 6-1 (4)参照) は、シナリオ構築に関する多様な知識情報をユーザーがわかりやすく利用しやすい形で整理する方法・媒体として有望であり、FEP データベース (付録 6-1 (2)参照) 等のボトムアップ的な要素も含めて論拠の集約・整理を行う作業の主要な枠組みとなり得ると考えられる。このとき、ハイパーリンクによるドキュメントの相互リンク (HTML 形式の文書、ハイパーリンクが設定可能な文書作成ソフトウェアで作成した文書、PDF 形式の文書) が基本となる。本研究の試行では、オンラインへの展開までは対象にしていないものの、オフラインでほぼ同様の機能を持つような形式での論拠の集約・整理方法を例示した (6.3 節参照)。

また、FEP データベース (付録 6-1 (2)参照) あるいは討論モデルで述べたナレッジノート (付録 6-1 (3)参照) は、用途が固定されていない基盤知識的な部分をベースとして、その上に、シナリオ構築における種々の作業内容や判断結果とそれらの論拠との関係づけに係る記述を追加することによって、汎用性と具体性を両立した知識情報として集約することが可能と考えられる。これは、CMS を主要な枠組みとしたときに、その枠組みに取り込むべきコンテンツ作成のフォーマットとして活用が可能と考えられる。

討論モデル (付録 6-1 (3)参照) は、これらの汎用性の高い手法とは異なり、シナリオ構築作業において不確実性が含まれるような判断 (例えば、複数のシナリオが分岐する状況で、それぞれのシナリオの確からしさを判断すること) に際し、論点とそれに係わる情報の集約・整理を行うことに特化して用いることが適切と考えられる。そのため、状態設定についての論拠の提示に直接的に用いる手法というよりは、図 6.2.2-2 で示したような現象理解に基づき状態設定を行う際のスクリーニング作業の効率的な実施の支援を行ううえで有効と考えられ、討論モデルの主張、論証、反証の構造とそれらと関係づけられる根拠情報が、状態設定についての論拠のコンテンツの一部になると考えられる。

最後に、状態設定についての論拠は、どのような形式で構造化され表現されるにしても、紙媒体等に出力できるようにすることも同時に考える必要があり、その意味では技術レポート形式の整理 (付録 6-1 (1)参照) の側面も有することが必要となる。しかしながら、技術レポート形式での整理方法ではシナリオ構築に関連する多様な論拠の間の多面的かつ有機的な関係を表現することには限界があるため、コンテンツ全体ではなくその一部について、必要に応じ紙媒体で出力することを可能とするといった補足的な機能として実現していくことが適切であると考えられる。

以上のことから、本研究で着目する「状態設定についての論拠」のわかりやすく利用しやすい形での提示方法としては、技術レポート形式よりも柔軟に多面的な視点に対応可能であり、かつ、多様な情報を相互にハイパーリンクすることによって有機的に結合することのできる CMS 的なアプローチを基本とすることとした。その表現方法・媒体としては、前述のようにハイパーリンクの設定が容易なドキュ

メントの相互リンク（HTML形式の文書、ハイパーリンクが設定可能な文書作成ソフトウェアで作成した文書、PDF形式の文書）の形式を基本とし、コンテンツの項目や構成等についてはFEPデータベース（あるいはナレッジノート）を参考にする事とした（6.3.1項参照）。

上記のハイパーリンクによるドキュメントの相互リンクの方法は、既に電子化の方向性と手法も含んでおり、そのイメージは図6.2.3-1のようになる。ここで、状態設定や論拠の表現方法としては、単純なテキスト形式、ストーリーボードのような表形式の中のテキストなどが考えられ、また必要であれば状態設定や論拠の中の図や画像等のオブジェクトをハイパーリンク元とすることも可能である。

また、ハイパーリンクによる論拠の提示方法は、シナリオ構築で行う状態設定以外の様々なタスクに係わる論拠の提示においても活用が可能であると考えられる。その例を付録6-2に示す。

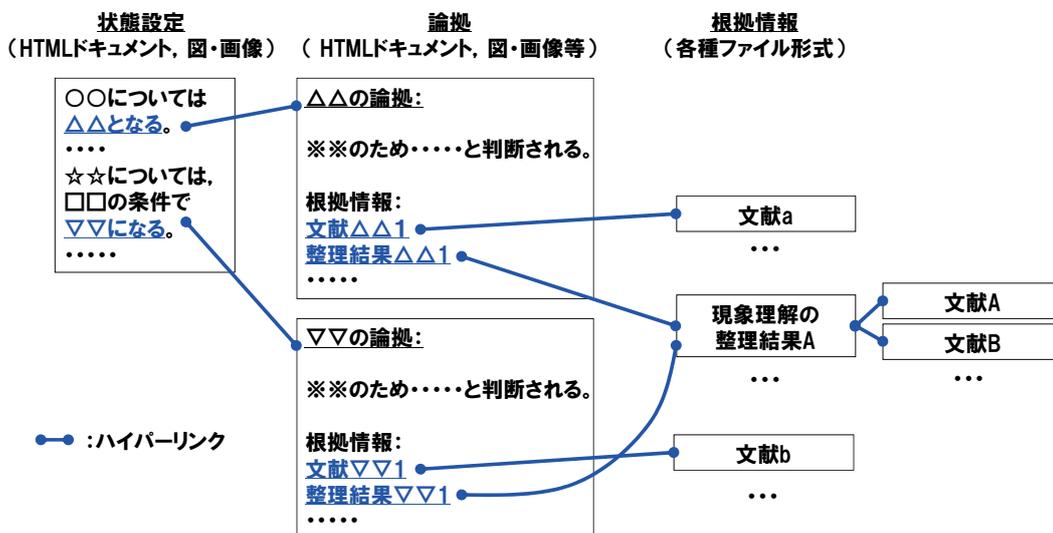


図 6.2.3-1 状態設定についての論拠の電子化のイメージ

さらに、ここまで述べた論拠の提示方法の基本的な考え方と方法は、シナリオ構築だけでなく、性能評価で行われる様々なタスク（例えば、シナリオ→解析ケースの設定→モデル構築→パラメータ設定→影響解析→安全性の評価）においても一般的に適用可能と考えられる。特に、状態設定に引き続いて行うこととなる解析ケースの設定には様々な判断が伴うことから、状態設定と類似性のある作業であり、状態設定の論拠の提示とほぼ同様の考え方と方法で論拠の作成を行い得ると考えられる。また、性能評価には、データの整備と入力データセットの設定、解析モデルの開発や検証・確認、解析結果の分析・解釈、といった状態設定とは異なる特徴や作業内容を含むタスクも含まれている。これらについての論拠を明確化することについては、それぞれのタスクの内容や必要となる判断の種類及びその論拠となり得る知識情報の種類や詳細度等について個別具体的な検討が必要になるが、判断の論拠を適切に残していくための基本的な考え方や提示方法については、状態設定の論拠の提示に係る検討が共通的に参考になるものと考えられる。

### 6.3 品質確保の具体的な仕組みの検討

本節では、品質確保の具体的な仕組みの検討として、シナリオ構築における状態設定についての論拠の提示を例として、以下の検討を行う。

- ・ 状態設定についての論拠の項目と構成の設定 (6.3.1 項)
- ・ 状態設定についての論拠の整理・電子化の試行 (6.3.2 項)
- ・ 試行を通じた実現性、有効性の確認 (6.3.3 項)
- ・ 有効性等の向上のための課題と対策の整理 (基盤研究開発計画への反映) (6.3.4 項)

#### 6.3.1 状態設定についての論拠の項目と構成の設定

シナリオ構築における状態設定についての論拠の提示に必要なコンテンツ、すなわち論拠の項目と構成については、以下の FEP データベース (NEA, 2006) 及びナレッジノート (付録 6-1 (3)参照) の項目や構成を参考として設定した。

(FEP データベース)

- ・ FEP name
- ・ FEP definition
- ・ Comments
- ・ Classification
- ・ Reference

(ナレッジノート)

- ・ 論証
- ・ エビデンスの概要
- ・ 参考文献
- ・ 補足情報

設定した状態設定についての論拠の項目・構成を以下に示す。

- ・ 論証すべき事項: 論証すべき事項をリンク元である状態設定での記述と整合させつつ簡潔に記載
- ・ 判断の理由: 上記事項の判断の考え方, 検討の対象・経緯, 根拠等を簡潔に記載
- ・ エビデンス (参考文献等): 上記判断の理由で用いられる根拠情報のリストアップ, 及び各参考文献等とのハイパーリンク (ただし, 原著にアクセス可能とできるかどうかについては知的所有権との関係等に依存)
- ・ 補足情報 (必要に応じて)

なお、「判断の理由」の項目では、なるべく簡潔な記載とすることでポイントをわかりやすくすることに留意する。また、前提条件や不確実性等により異なる判断があり得る場合にはそのことを明確にすることに留意する。

### 6.3.2 状態設定についての論拠の整理・電子化の試行

本項では、6.2.3 項で設定した状態設定についての論拠を提示するための枠組みと電子化の方法、及び6.3.1 項で設定した論拠の項目と構成を踏まえ、さらに、付録 4-1 で示した以下の3つに係る現象理解と状態設定の記述例に基づいて、「状態設定についての論拠」の記載例及び電子化の事例を示す。

- (1) ガラス固化体の状態設定のうち「ガラス溶解・核種浸出」部分
- (2) オーバーパックの状態設定のうち「オーバーパック腐食」部分
- (3) 緩衝材の状態設定のうち「緩衝材の長期変遷（コンクリート影響）」部分

各事例では、まず、以下の構成で状態設定及び論拠のコンテンツをテキスト形式で示す。

- ・ 状態設定の記述例の提示（付録 4-1 で示した現象理解に基づく状態設定の記述例を再記するとともに、論拠提示の対象部分を明示：複数可）
- ・ 状態設定の記述例に対する論拠の例の提示（根拠情報提示の対象部分を明示：複数可）

その後、それら状態設定の記述例と論拠の例を電子化し、ハイパーリンクによる「状態設定→論拠→根拠情報」の関係付けを行う。その実現例を画面イメージ（図 6.3.2-1～図 6.3.2-3）として示す。なお、本試行ではハイパーリンクが設定可能な文書作成ソフトウェアとして MS-Word を用いて事例を作成した。

#### (1) 「ガラス溶解・核種浸出」に係る状態設定の記述例と論拠の例

以下に、ガラス固化体の状態設定のうち「ガラス溶解・核種浸出」に係る記述例とそれに対する論拠の例を示す。なお、青文字で下線の引いてある部分はハイパーリンクが設定されていることを示している。

(状態設定の記述例)

ガラス固化体の溶解は、初期段階では初期溶解速度に従ってガラス溶解が進行する。

その後、ガラスに接触する地下水（緩衝材間隙水）の溶存ケイ酸濃度の増加等に伴って溶解速度が低下し、長期の溶解速度は、残存溶解速度あるいは[環境条件に依存して決まる Si のフラックスや変質層の生成に応じた溶解に支配される<sup>Ⓐ</sup>](#)。

また、[ガラス固化体からの核種溶出は、ガラス固化体の溶解と調和的に進行する<sup>Ⓑ</sup>](#)。

(Ⓐ部分の論拠の記述例)

#### ●論証すべき事項：

Ⓐ長期の溶解速度は、環境条件に依存して決まる Si のフラックスや変質層の生成に応じた溶解に支配される。

#### ●判断の理由：

溶存ケイ酸濃度は、オーバーパックの腐食生成物への収着及び緩衝材への収着・拡散に支配される。腐食生成物への Si 吸着量には大きな不確実性が伴うが、[Dossier2005 におけるガラス溶解モデル<sup>Ⓐ</sup>](#)を参照して、腐食生成物への収着による溶存ケイ酸濃度の変化を考慮した評価は可能と考えられる。また、[緩衝材中の移行によるガラス近傍の溶存ケイ酸濃度の変化については Mitsui et al. \(2009\) を参考に評価に取り込むことは可能<sup>Ⓑ</sup>](#)であるが、その結果は、環境条件としての岩盤中での地下水流動の状

況（溶存ケイ酸の緩衝材中の移行評価においては緩衝材外側境界の設定として考慮）に依存することに注意が必要である。

時間とともに変質層が形成され溶解速度が低下することが蓋然性高く推定される<sup>③</sup>が、現状の知見で、定量的に評価に組み込むだけの知見は得られていないため、保守的にこの効果は取り扱わない。

●エビデンス（参考文献等）：

①：

- ・ [ANDRA（2005）：“Dossier 2005 Argile – Safety evaluation of a geological repository”.](#)
- ・ [Schumacher, S. \(2005\): Synthèse des modèles de relâchement des colis de déchets à haute activité et à vie longue. Rapport Andra n° C NT ASCM 03-0045.](#)

②：

- ・ [Mitsui, S., Makino, H., Inagaki, M. and Ebina, T. \(2009\): Impact of Silicon Migration through Buffer Material on the Lifetime of Vitrified Waste, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.1193, pp.397-404.](#)

③：

- ・ [Van Iseghem, P., Aertsens, M., Gin, S., Grambow, B., Strachan, D., McGrail, P., Wicks, G. and McMnamin, T. \(2011\): Glamor- or How We Achieved a Common Understanding on the Decrease of Glass Dissolution Kinetics Through International Cooperation, Journal of the South Carolina Academy of Science, 9\(1\).](#)
- ・ [稲垣八穂広, 三ツ井誠一郎, 牧野仁史, 石黒勝彦, 亀井玄人, 河村和廣, 前田敏克, 上野健一, 馬場恒孝, 油井三和 \(2004\): 高レベルガラス固化体の性能評価に関する研究 ー現状と信頼性向上にむけてー, 原子力バックエンド研究, Vol.10 No.1-2, pp.69-83.](#)

(B部分の論拠の記述例)

●論証すべき事項：

⑧ガラス固化体からの核種溶出は、ガラス固化体の溶解と調和的に進行する。

●判断の理由：

変質層の形成にともなって、Cs-135等の核種の一部はガラス変質層に取り込まれるとの知見がある<sup>①</sup>が、ベントナイト共存系での浸出試験ではガラス変質層には取り込まれず、ベントナイトへ収着する傾向があると報告されている<sup>②</sup>。この知見を踏まえ、ガラス固化体からの核種の溶出は調和溶解とする。

●エビデンス（参考文献等）：

①②：

- ・ [Yamaguchi, K., Inagaki, Y., Saruwatari, T., Idemitsu, K. and Arima, T. \(2006\): Kinetics of Aqueous Alteration of P0798 Simulated Waste Glass in the Presence of Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 932, pp.385-392.](#)

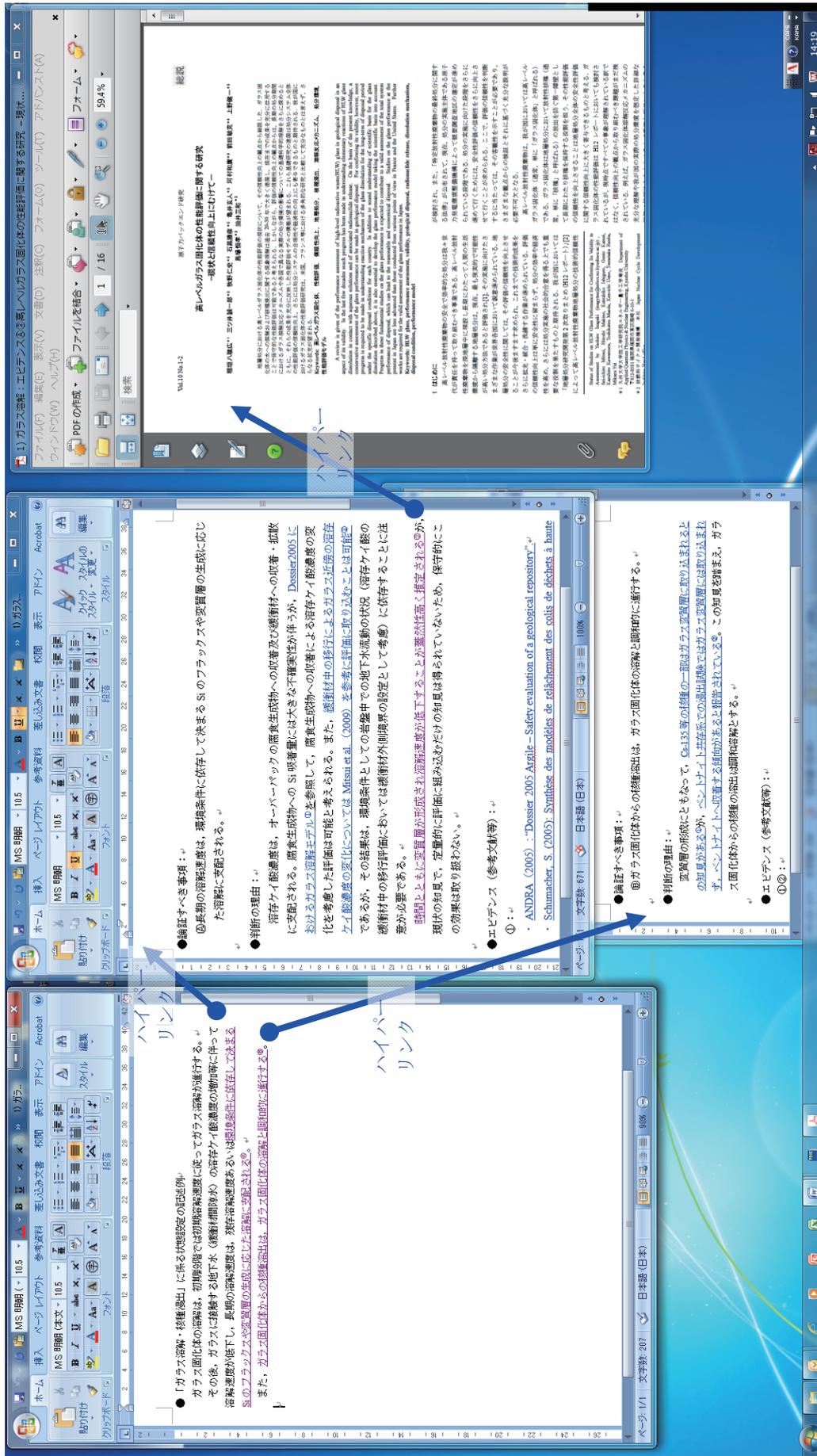


図 6.3.2-1 「ガラス溶解・核種浸出」に係る状態設定の論拠整理・電子化の画面イメージ

(2) 「オーバーパック腐食」に係る状態設定の記述例と論拠の例

以下に、以下に、オーバーパックの状態設定のうち「オーバーパック腐食」に係る記述例とそれに対する論拠の例を示す。なお、青文字で下線の引いてある部分はハイパーリンクが設定されていることを示している。

(状態設定の記述例)

オーバーパックは、腐食の進行に伴いその強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損する。[設計ではオーバーパックの寿命を最低で1,000年と見積もっている<sup>④</sup>](#)。

(A部分の論拠の記述例)

●論証すべき事項：

④設計ではオーバーパックの寿命を最低で1,000年と見積もっている。

●判断の理由：

炭素鋼オーバーパックの設計寿命を1,000年間とした場合の腐食量は、基本的には第2次取りまとめと同様であり、埋め戻し初期に残存する酸素による最大腐食深さが12mm、水素発生型の腐食量は、平均腐食速度 $10\mu\text{m/y}$ に対して腐食の不均一化として孔食係数を2と仮定して20mm、これらを合算して32mmと評価される。腐食代をこれよりも大きい40mmと設定すれば、腐食代の貫通を1,000年間は防止できる。

一方、低酸素濃度下での腐食速度（水素発生型腐食）は、[上記の設定された値 \$10\mu\text{m/y}\$ の1/7以下（約 \$1.4\mu\text{m/y}\$ 以下）の腐食速度が得られており<sup>①</sup>](#)、これに基づくと腐食代が貫通するまでの期間は、実際には7,000年以降と算出される。また、現在のオーバーパック厚さは遮蔽厚さを耐圧厚さ（最大110mm）よりも大きい150mmと設定しているが、初期の高い放射線レベルが放射性崩壊によって時間とともに減衰し、それに伴って遮蔽を考慮する必要性も減少するため、 $150-110=40\text{mm}$ 分についても腐食代として腐食寿命の評価に活用可能である。この分が貫通するまでには、上記同様に孔食係数を2とすると、平均腐食深さ20mmに達するまでの期間が加わる。すなわち、貫通までには更に約14,000年（ $20,000(\mu\text{m})\div 1.4(\mu\text{m/y})$ ）を要すると考えられ、本来の腐食代貫通までの期間（約7,000年）を加えるとオーバーパック寿命は約20,000年以上と算出される。

●エビデンス（参考文献等）：

①：

- ・ [谷口直樹, 川崎学, 内藤守正 \(2008\) : 緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討-I-10年間の浸漬試験結果に基づく腐食進展挙動の検討、JAEA-Research 2008-011.](#)

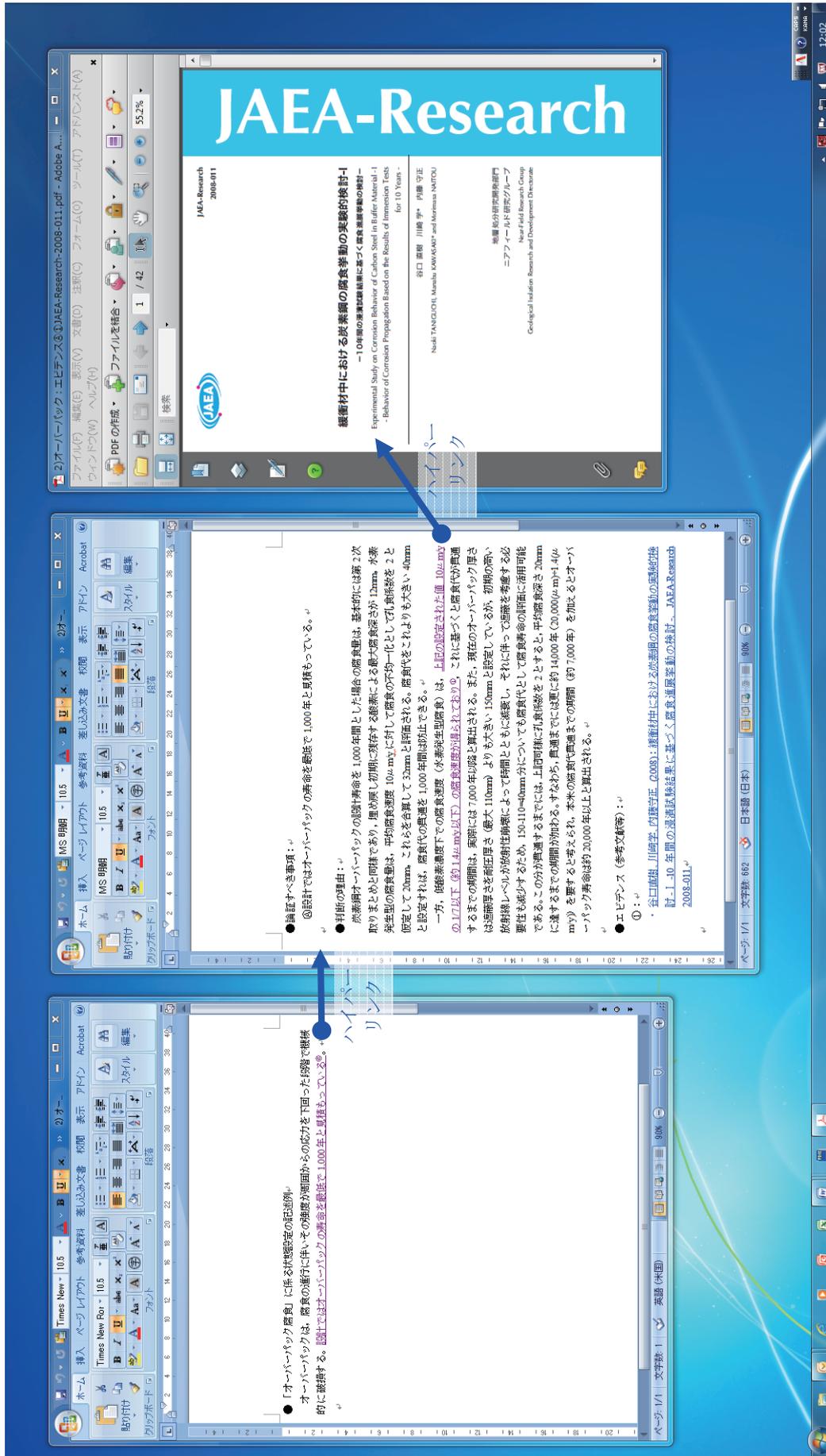


図 6.3.2-2 「O<sub>2</sub>オーバーパック腐食」に係る状態設定の論拠整理・電子化の画面イメージ

### (3) 「緩衝材の長期変遷（コンクリート影響）」に係る状態設定の記述例と論拠の例

以下に、緩衝材の状態設定のうち「緩衝材の長期変遷（コンクリート影響）」に係る記述例とそれに対する論拠の例を示す。なお、青文字で下線の引いてある部分はハイパーリンクが設定されていることを示している。

#### (状態設定の記述例)

緩衝材は長期にわたって顕著な変質は起こさず安全機能を発揮することが可能と考えられるが、プラグ、グラウト、支保工としてセメント系材料を用いる場合には、[環境条件やセメント系材料（OPC）の量に依存して緩衝材の変質が部分的には生じる可能性がある<sup>④</sup>](#)。

#### (④部分の論拠の記述例)

##### ●論証すべき事項：

④環境条件やセメント系材料（OPC）の量に依存して緩衝材の変質が部分的には生じる可能性がある。

##### ●判断の理由：

セメント系材料と緩衝材が接触して設置されると、セメント系材料からの高 pH の間隙水の緩衝材への浸入により、緩衝材間隙水の pH が上昇するとともに、緩衝材の主要構成鉱物（モンモリロナイト、カルセドニなど）は溶解する。モンモリロナイトやカルセドニの溶解に伴い、セメント系材料との境界近傍では CSH, CASH, AFt, セピオライト等が生成する。境界から離れると、二次鉱物としてゼオライト類やカリ長石、セピオライト等が生成する。モンモリロナイトやカルセドニといった緩衝材構成鉱物の溶解により pH は緩衝される。また、二次鉱物の沈殿は、徐々にセメント系材料—緩衝材界面近傍での間隙割合を変化させる。条件によっては、界面のセメント系材料側でも間隙の充填が起こり、セメント側からのアルカリの供給が制限される可能性もある。緩衝材領域ではセメント系材料との境界近傍で数百年から数万年の間は pH11 以上が継続する。数万年後にはセメント系材料は RegionII の期間を終了する。イオン型の変化は、生成する二次鉱物に依存して、Na 型が継続する場合と Ca 型に変化する場合がある。

緩衝材中のモンモリロナイト量は、想定する二次鉱物などの解析条件に依存するが、[TRU-2 でのグループ 1 及び 2 の解析事例では、セメントから 70 cm の距離で、10 万年後でも 60% 程度は存在する<sup>①</sup>](#)。したがって、セメント量が少ない今回の検討における前提条件の下では、10 万年程度は止水性、コロイドろ過性能は保持されることが考えられる。また、収着、拡散特性については、変質及び間隙水の水質に応じた変化が想定されることから、パラメータ設定において考慮すべきである。

ただし、第 2 次 TRU レポートにおいても議論されているように、上記の設定には、前提となる種々の過程に不確実性含まれることから、不確実性を考慮したケースとともに処分システムの性能を議論することが重要である。

##### ●エビデンス（参考文献等）：

###### ①：

- ・ [電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構（2005）：TRU 廃棄物処分技術検討書—第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2 -2005-02.](#)

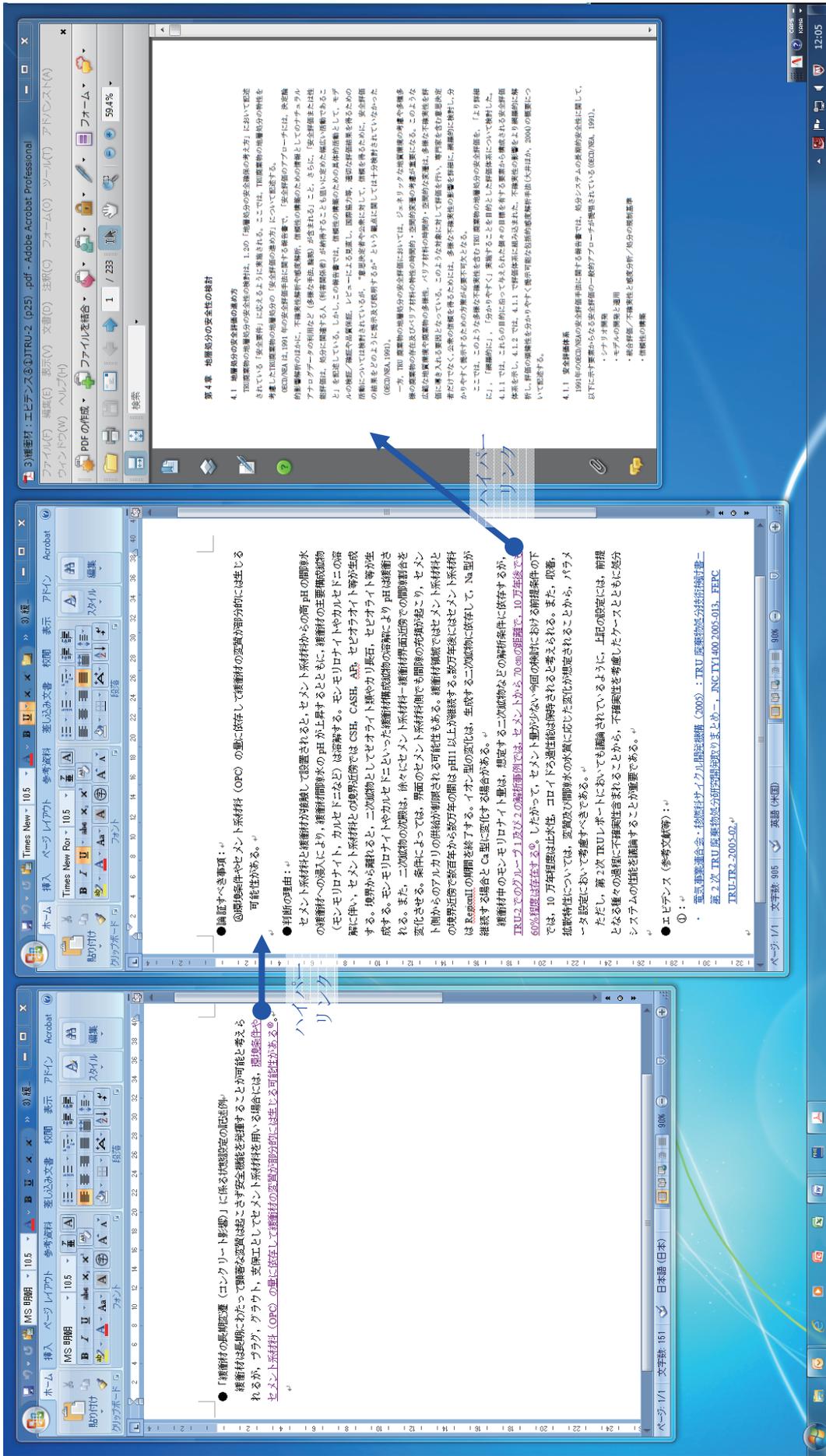


図 6.3.2-3 「緩衝材の長期変遷（コンクリート影響）」に係る状態設定の論拠整理・電子化の画面イメージ

### 6.3.3 試行を通じた実現性、有効性の確認

6.3.2 項での試行を通じて、状態設定についての論拠を提示するための枠組みと電子化の方法、及び論拠の項目と構成が実現可能なものであり、状態設定の論拠をわかりやすく利用しやすい形で提示するために有効であるとの見通しを得た。また、本研究の試行では、限定された数の論拠の作成を対象としているが、ここで用いた方法はコンテンツの細分化と構造化及び相互のリンクを基本とする非常に汎用性の高いものであり、シナリオ構築に関連する多様な論拠の間の多面的かつ有機的な関係を表現することに適していると考えられる。また、このような形で、多面的な論拠の有機的な関連性を含めた構造化を図ることは、多くの分野の専門家間、あるいは専門家と関心を有する非専門家との間での効率的な知識情報の共有とコミュニケーションの促進に有効となることが期待される。

なお、本研究の試行ではオフラインの状態を対象にしたが、ハイパーリンクによる関係付けのオンラインへの展開は、ネットワーク環境やサーバーの整備及びセキュリティの確保等の環境が整備できれば技術的には容易に実現可能である。

### 6.3.4 有効性等の向上のための課題と対策の整理

6.3.2 項での試行及び6.3.3 項での考察を踏まえ、今後の課題として以下を挙げることができる。

- ・ ガラスや緩衝材を主とした本年度の検討範囲を拡大して、他の人工バリア材料やニアフィールド構成要素を含めた検討を行うこと。また、地質環境条件や処分場概念・設計の特徴をより現実的・具体的に想定しモデル化を行うことにより、ニアフィールドの状態設定に関する前提条件をより明確にすること。
- ・ オフラインでのハイパーリンクによるドキュメントの相互リンクだけではなく、コンテンツマネジメントシステム (CMS: Contents Management System) (付録 6-1 (4)参照) などの活用により、オンラインで多くの人々が共有できる形式での状態設定及び論拠の作成を行えるようにすること。
- ・ なお、今後 CMS などの活用を検討する際には、対象とするユーザー層を明確にした上で、ユーザビリティや情報デザインの改良を図ること、また、その中では、ビジュアルな情報の提供 (含む、アニメーションやビデオ) あるいは双方向のコミュニケーション等を含むマルチメディア技術を活用した新たな知識情報の表現や提供の形式の取り込みも検討していくことが望まれる (例えば、図 6.3.4-1)。

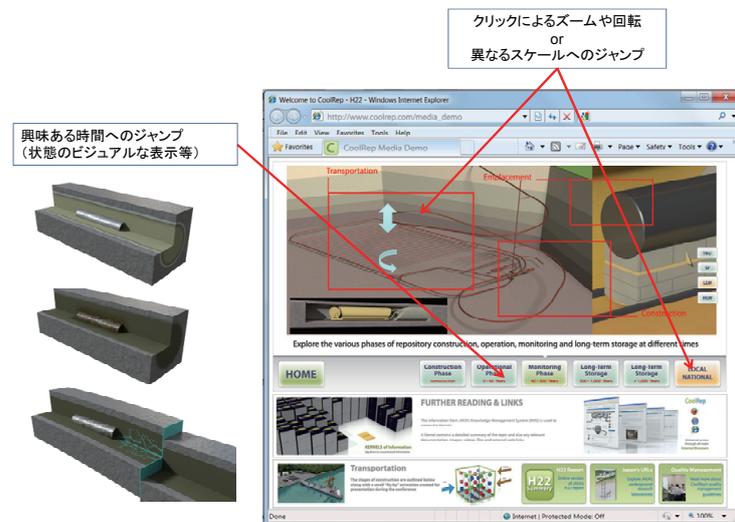


図 6.3.4-1 ユーザビリティや情報デザインの改良のイメージ

- 論拠作成の作業には多大な時間が必要であり、また、各分野の最新の専門的知見が必要となることから、専門家のコミュニティを形成する等により、ある程度分散的かつ効率的に論拠の収集や作成を行うことのできる環境を整えることが必要になる。このためには、上記のオンラインのツールに、協働を可能とするグループウェアの機能等を付加することなどが有効になると考えられる。

## 6.4 おわりに

本研究では、知識情報の品質確保の枠組みを具体的に検討していくための事例として、性能評価の出発点でありモデルの開発やデータの収集の枠組みを与えるものであるシナリオに着目した。

まず、状態設定に関する判断の過程（どのような情報に基づき、どのような考え方で判断を行ったか等）などの論拠をわかりやすく利用しやすい形で提示するための方法を検討した（6.2節）。具体的には、国内外でのこれまでの地層処分に関する知識情報の品質確保に係る事例等に関する調査・整理を行い、事業の視点からの要件と考え方を踏まえつつ、知識情報の品質確保の考え方・方法を検討した。

次に、上記で検討した品質確保の考え方・方法の有効性を確認するために、状態設定についての論拠の項目と構成及び論拠の整理・電子化についての検討を行うとともに、それらをガラス溶解、オーバーパック寿命、緩衝材の長期健全性に係る状態設定についての論拠の整理に実際に適用することを通じて有効性を確認した（6.3.1項～6.3.3項）。

さらに、それらを踏まえて、知識情報の品質確保の実施及び有効性等の向上のための課題と対策の検討を行い（6.3.4項）、多くの人々が共有できる形式での状態設定及び論拠の作成の必要性、及びその実現に向けてのコンテンツマネジメントシステム（CMS）の活用などを提案した。また、基盤研究開発計画にフィードバックすべき事項として、ニアフィールドの状態設定に関する前提条件をより明確にするために、地質環境条件や処分場概念・設計についての現実的な特徴を備えた想定とそのモデル化を行うことの重要性などを提案した。

上記を踏まえ、今後の計画を以下のように設定する。

### ・対象とする状態設定の拡張

「4. シナリオの構築に関する検討」と密接に連携しつつ、ガラスや緩衝材を主とした本年度の検討範囲を拡大して、他の人工バリア材料やニアフィールド構成要素を含めた論拠の整備を進める。さらに、段階的に変動状態設定を含む検討へと展開していく。

### ・論拠提示の電子化手法の拡充

上記の「対象とする状態設定の拡張」においては、論拠に係る基盤的情報の整備として、オフラインでのハイパーリンクによる論拠の作成を着実に進める。さらに、それらをオンラインで多くの人々が共有できる形式としていくために、高度なコンテンツの統合・体系化・管理を可能とするCMSなどの新しい技術の適用についても検討していく。

### ・性能評価の他のタスクへの展開

シナリオ構築で検討する論拠の整理・提示の考え方や方法について、性能評価でのシナリオ構築以外のタスク（例えば、パラメータ設定）への展開を検討する。そのとき、論拠の整理・提示について、対象とするタスクとシナリオ構築との共通点と相違点を明確にしなが、その相違点に対処するための考え方や方法等の改良や開発を進める。これにより、論拠の整理・提示方法を拡充させ、その方法がカバーできる性能評価のタスクの範囲を段階的に拡張していく。

## 参考文献 (6 章)

NEA (2006) : NEA FEP database 2.1.

NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性-「処分場の概要」の説明資料-, NUMO-TR-04-01.

NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011) : 地層処分の要件管理技術, NUMO-TR-10-12.

SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark Main report of the SR-Site project Volume I, TR-11-01

## 7. おわりに

JAEA および NUMO は、本共同研究において、JAEA がこれまで蓄積してきた技術やノウハウを、NUMO が今後行う精密調査地区の選定等の処分事業に直接適用できるように実施主体の視点に沿って実用化を図っていくことを目的とした検討を、概要調査段階における処分場の設計・性能評価に関連する以下の4つの技術テーマについて実施した。

- (1) 対象母岩の選定に関する検討 (3章)
- (2) シナリオの構築に関する検討 (4章)
- (3) 核種移行パラメータの設定に関する検討 (5章)
- (4) 知識情報の品質確保に関する検討 (6章)

(1)については、母岩特性のうち水理に着目し、母岩特性を評価するための項目、および地下水移行時間の評価手法について、地質環境の調査・評価と関連付けた上で整理した。(2)については、シナリオ構築手順を事業の観点から具体化するとともに、現象理解に関する最新の知見の構造的整理を、ガラス固化体の溶解と核種の溶出、オーバーパックの腐食、緩衝材の長期変遷を対象として、状態設定への反映に留意しながら行った。(3)については、緩衝材の分配係数と拡散係数、母岩の分配係数を対象として、性能評価上のパラメータ設定の方法論を検討するとともに、その方法論に従って、重要元素を対象としたパラメータ設定を試行した。(4)については、知識情報の品質を確保するための考え方や手法を、(2)シナリオの構築で検討した状態設定に対する論拠に関する情報を例として検討した。

本共同研究は、当該段階における設計・性能評価の主要な技術についての方法論の具体化に資するものである。また、本共同研究を通じて、事業の観点から必要な課題と今後の計画（基盤研究開発へフィードバックを含む）を明らかにした。

なお、本共同研究では、従来から進めてきた情報交換に加え、ワーキンググループ形式等により JAEA と NUMO が協働で作業を行い、JAEA から NUMO への技術移転の一助とした。

## 付録 4-1 ニアフィールドにおける個別現象理解の整理

### 1. はじめに

本付録では、シナリオ構築のための状態設定やそれに続く解析ケースの設定等において、個別現象の理解に関する情報が利用されることを念頭に、処分システムのニアフィールドを構成するガラス固化体、オーバーパック、緩衝材に着目し、ガラス固化体の溶解と核種の浸出、オーバーパックの腐食、緩衝材の長期変遷の3つの現象について体系的な情報整理を行った。

はじめに、対象とする構成要素について記述を行い、次にその構成要素に期待される安全機能を述べ、安全機能に影響を及ぼす可能性のある要因を整理する。そして、その整理に基づいて、各要因を支配する現象を中心に、定量的な性能評価解析を実施する際にも利用可能な情報として、個別の現象について文献情報の整理を行う。

本付録での記述は、安全機能に影響を及ぼす要因の全体像を示しつつ、第2次取りまとめ(JNC, 1999a)や第2次 TRU レポート(電事連・JNC, 2005)における現象理解を前提として、それ以降の知識の進展を中心に記述する。各人工バリアに関する記述の最後に、本項で記述した現象理解の整理に基づき、確からしいと考えられる状態の変遷と、性能評価での取り扱いを検討し、状態設定における記述について検討した。

### 2. ガラス固化体

#### 2.1 ガラス固化体について

我が国のガラス固化体は、原子力機構の東海再処理施設、日本原燃(株)の六ヶ所再処理工場において、使用済燃料の再処理工程から発生する高レベル放射性廃液をホウケイ酸ガラスで固化したガラス固化体のほか、英仏への委託再処理から返還されるガラス固化体がある。これらのガラス固化体には、ガラス組成や標準的な含有廃棄物組成に若干の差異はあるものの、状態設定のための情報整理をする観点からは、ガラスの溶解・変質挙動は共通なものと考えられる。ただし、再処理工場の運転状態によって品質と性状が一部異なるガラス固化体が製造されているが、このようなガラス固化体の溶解・変質挙動については、別途議論が必要であり、ここでの対象とはしない。また、仏国の再処理施設の廃止措置に伴う洗浄作業から発生する廃液を濃縮してホウケイ酸ガラスで固化したCSD-Bと呼ばれる低レベルガラス固化体も、低レベル放射性廃棄物として我が国への返還廃棄物として存在するが、これに関しても対象としない。

#### 2.2 ガラス固化体に期待する安全機能

ガラス固化体は、NUMO が実施する地層処分事業の設計項目には含まれないが、ガラス固化体には安全機能として「ガラスマトリクスによる浸出の抑制」を期待している(JNC, 1999a, NUMO, 2011)。

#### 2.3 ガラスの溶解挙動

ガラスの溶解挙動については、稲垣ほか(2004)により総説が報告されている。ここでは、この総説を基に、その後の研究の進展も取り込みつつ、ガラスからの核種の浸出挙動やそれを表す評価モデルの考え方について、情報の整理を行った。

ガラスの溶解速度は、バッチ浸漬試験のような閉鎖系では、一般的に一次溶解反応を基礎とした2.3-1式で評価される。

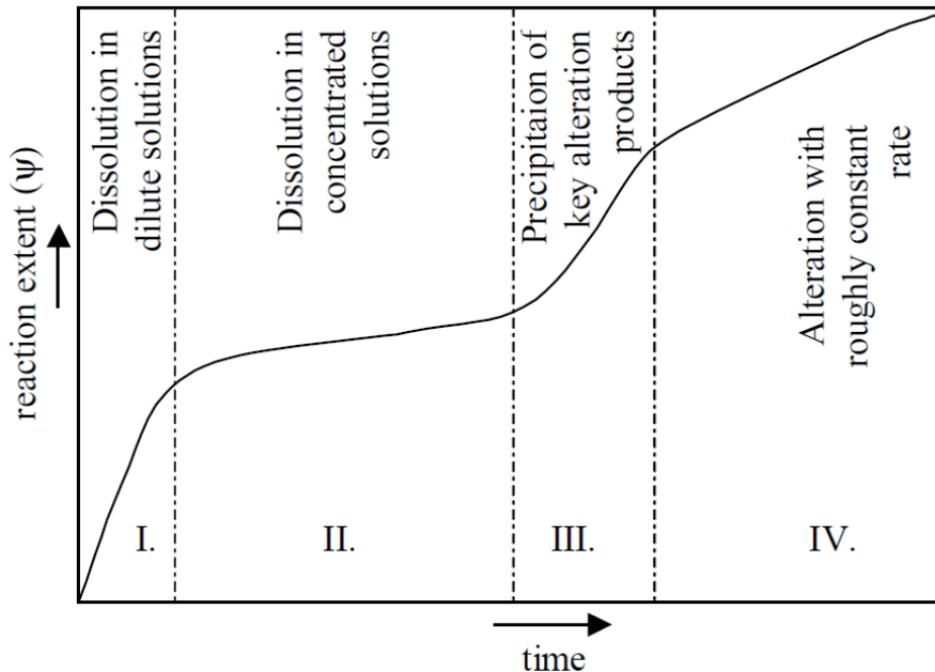
### ガラス固化体の溶解速度式

$$\text{Rate [g/m}^2\text{/d]} = \underbrace{r_o}_{\text{初期溶解速度}} \times \underbrace{10^{\eta \cdot \text{pH}}}_{\text{pH依存性}} \times \underbrace{\exp(-E_a/RT)}_{\text{温度依存性}} \times \underbrace{[1-(Q/K)]}_{\text{化学親和力}} + \underbrace{r_f}_{\text{残存溶解速度 (長期溶解速度)}} \quad (2.3-1)$$

ここで、 $\eta$  : pH 依存係数,  $E_a$  : 活性化エネルギー(kJ/mol),  $R$  : 気体定数(kJ/mol/k),  
 $T$  : 温度(K),  $Q$  : イオン活量積,  $K$  : ガラス溶解反応のみかけの平衡定数

付図 4-1-1 には、閉鎖系で認められるガラスの溶解挙動の時間変化を示す。同図を基にガラスの溶解／変質挙動を概説する。ガラスの溶解挙動は図中にローマ数字で示された Stage I～IV に区分して説明されているが、ここでは、処分環境において重要と考えられる Stage I～III に着目する。

- Stage I : 初期の溶存ケイ酸濃度が低く化学親和力の大きい条件では、ガラスは初期溶解速度で溶解するが、溶液中の溶存ケイ酸濃度の上昇による化学的親和力の減少や保護的効果のある変質層の形成に伴い次第に溶解速度は減少する。
- Stage II : 溶液中の溶存ケイ酸濃度が飽和に到達すると、溶解速度に対する 2.3-1 式の右辺第 1 項の寄与はなくなり、残存溶解速度（長期溶解速度）で溶解が継続する。この残存溶解のメカニズムとしては、水和変質などが考えられている。
- Stage III : ガラスや溶液の組成等の条件によっては、アナルサイムなどの二次鉱物の急激な生成により溶液中の溶存ケイ酸が消費されることによって、化学親和力が再び増大し、溶解速度が上昇する現象が認められる場合もある。



付図 4-1-1 有限量の水溶液中でのガラスの溶解／変質挙動 (Schulz et al., 2000)

(This figure was provided courtesy of Pacific Northwest National Laboratory, run by Battelle Memorial Institute for the U.S. Department of Energy.)

この Stage I～IIIの記述は、閉鎖系で認められる現象を説明したものであり、ガラス表面で起こる現象の整理としては有効であるが、地層処分システムの体系におけるガラスからの核種浸出挙動の評価を行うにあたっては、これらに加え、地層処分システムでガラスが曝される環境条件での挙動の理解が必要となる。

2.3-1 式の右辺第 1 項は、ガラスの溶解は、温度、pH、及び化学親和力に依存することを意味している。化学親和力は、溶存ケイ酸濃度に依存する。溶存ケイ酸濃度は、処分システムにおいては、オーバーパック材料である鉄の腐食生成物への収着、緩衝材中の拡散・収着、緩衝材外側から母岩への散逸等の影響を受ける。したがって、これらの現象がガラスの溶解にどの程度影響を及ぼすのかについて把握しておくことが重要であり、必要に応じて性能評価モデルへの取り込みを考える必要がある。

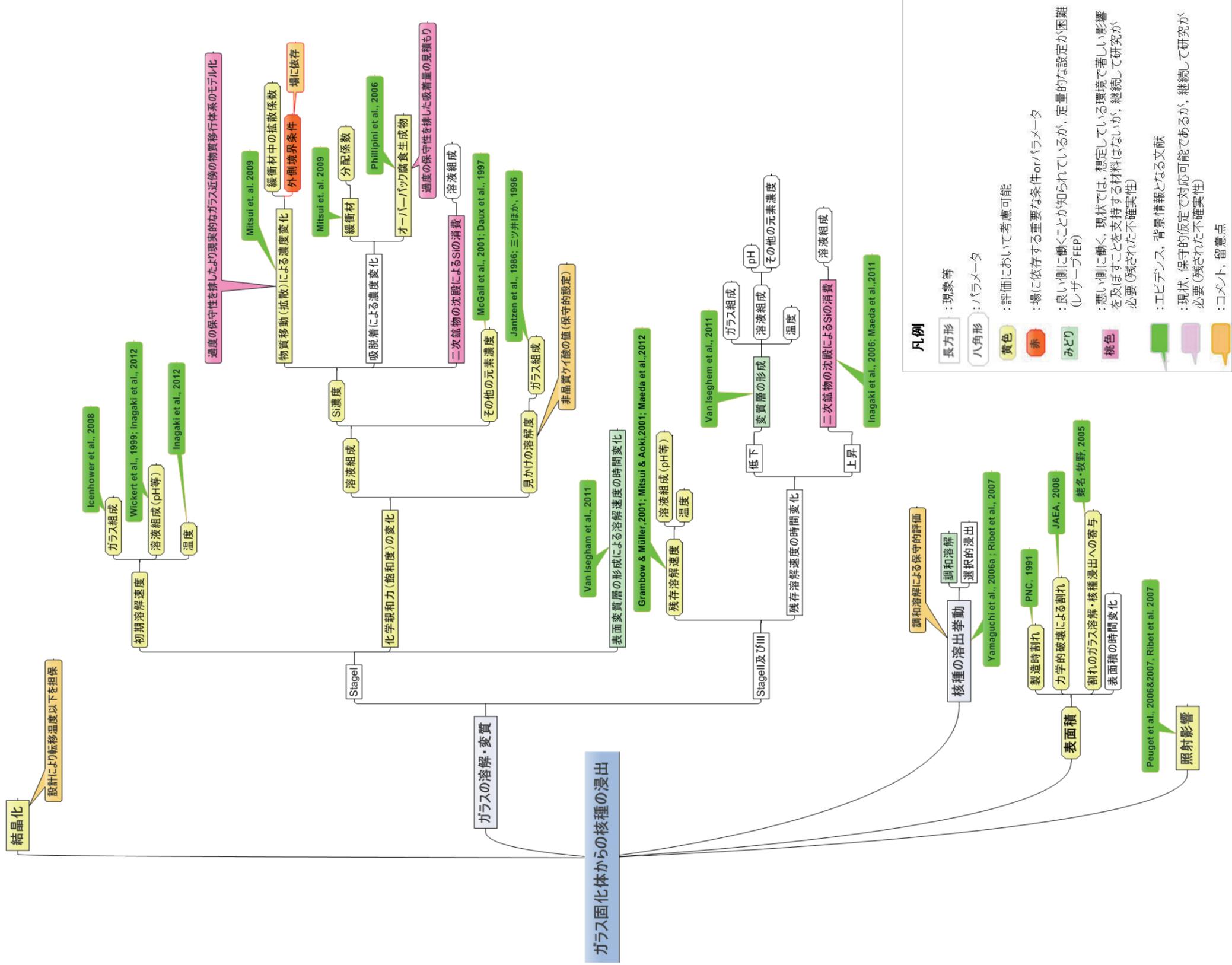
また、処分システムにおけるガラスの溶解挙動を評価する上で、考慮すべき他の因子としては、ガラス固化体の表面積、放射線の影響等がある。

## 2.4 安全機能に影響を与える因子の整理

ここでは、ガラス固化体の状態設定のうち、「ガラス固化体の溶解と核種の浸出」に関する記述と、核種の浸出に係る性能評価モデルの構築に資するため、上記 2.3 で概括した現在の現象理解に基づいて、樹形図を用いた要因の分析と整理を行った（付図 4-1-2）。分析と整理では、「ガラス固化体の溶解と核種の浸出」を評価する際に必要となる因子、パラメータを階層構造で示し、それぞれの因子に関する現象理解の現状や、パラメータの設定の根拠となる文献を付記した。また、図中（凡例）に示したように、その現象を評価に取り込むことによってより高いバリア機能を期待されるものの、その現象を性能評価モデルの中で定量的に取り扱うことが可能な理解レベルに至っていないため、評価上は保守的に無視する現象（リザーブ FEP）や、残された不確実性について、項目の色分けにより区別を行った。さらに、過度の保守性を排して適切な設定を行うためには研究の余地が残る現象等について、吹き出しを用いて、図中でのハイライトを試みている。

さらに、この樹形図（付図 4-1-2）では、例えば、“ガラスの溶解・変質”、“Stage I” の下位の因子において、“化学親和力（飽和度）の変化” ⇒ “Si 濃度” とたどることで、上位の因子を規定するためのモデルの現状やパラメータの設定に関する情報が得られるとともに、処分システムが置かれる環境条件に依存する因子を特定することができようハイライトしている。この例では、“化学親和力（飽和度）の変化” の因子である “Si 濃度” は、緩衝材外側への散逸に依存するため、緩衝材の外側の地下水流動条件等に依存することを示している。したがって、サイトジェネリックな条件では、ある仮定に基づいて行わざるを得なかった評価に対して、具体的な環境条件が設定されることによって、サイトジェネリックな評価から何を変化させて再評価すべきかを分かり易く示すことを試みている。すなわち、緩衝材の外側の境界条件に依存して、“Stage I が比較的長く続く” のか、“比較的速やかに Stage II に移行し、残存溶解速度の評価が重要になる” のか、と言った“現象論レベルでのシナリオの分岐”が発生する可能性に対して、その要因を事前に特定しておくことが可能となる。

なお、ここで示した樹形図は、個別現象に関する情報整理手法の一つの試みであり、その構造、凡例の区分等については、引き続き検討が必要である。また、このような構造的な情報整理の結果を電子化しておくことは、情報を利用するにあたっての利便性を高めること期待される。



付図 4-1-2 「ガラス固化体からの核種の浸出」の評価に必要な因子の整理例

## 2.5 因子の整理に基づく現象理解の整理

付図 4-1-2 の因子の整理に基づく個別の記述を、以下に解説する。ガラス固化体に期待する安全機能としての「ガラスマトリクスによる浸出の抑制」に対し、安全評価において定量的に設定が求められるものは「ガラス固化体からの核種の浸出」の挙動であり、これが主命題となる。これに影響を与える主要な因子として、「結晶化」、「ガラスの溶解・変質」、「核種の溶出挙動」、「表面積」、「照射影響」が挙げられる。

### (1) 結晶化

ガラスがガラス転移温度以上の高温に曝されることで、結晶化し、所期の性能を失うことは避けられるべきと考えられる。これは、ガラス転移温度の実測と、これを超えないような適切な処分システム的设计によって担保される。

- ・我が国のガラス固化体の最低結晶化温度（ガラス転移温度）は約500°Cである（日本原子力学会「地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント」特別専門委員会、2010）。
- ・処分システム的设计において、緩衝材は熱変質の観点から、その温度が100°Cを超えないように設計される。この設計要件に従う限り、ガラス固化体中心温度が最低結晶化温度に到ることはないと考えられる（第2次取りまとめ分冊2、4.2.2.4（JNC,1999b））。

### (2) ガラスの溶解・変質

付図 4-1-1 で示された、“Stage I”と“Stage II及びIII”に分けて整理した。Stage Iは、2.3-1 式の右辺第1項に支配される領域とし、式中のそれぞれのパラメータを支配する要因を分析している。

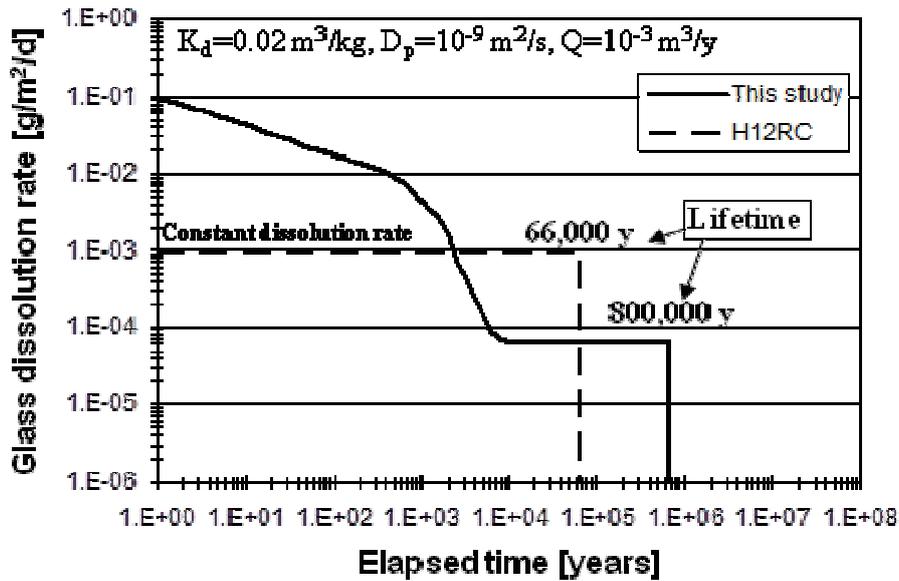
#### (i) 初期溶解速度（Stage I）

2.3-1 式では、初期溶解速度の pH 依存性と温度依存性のみが明示的に表現されているが、それ以外の環境条件への依存性についても図中に示している。

- ・初期溶解速度については、ガラス組成依存性（Icenhower et al., 2008）、溶液組成依存性（Wickert et al., 1999 ; Inagaki et al., 2012）、温度依存性（Inagaki et al., 2012）があるとされている。

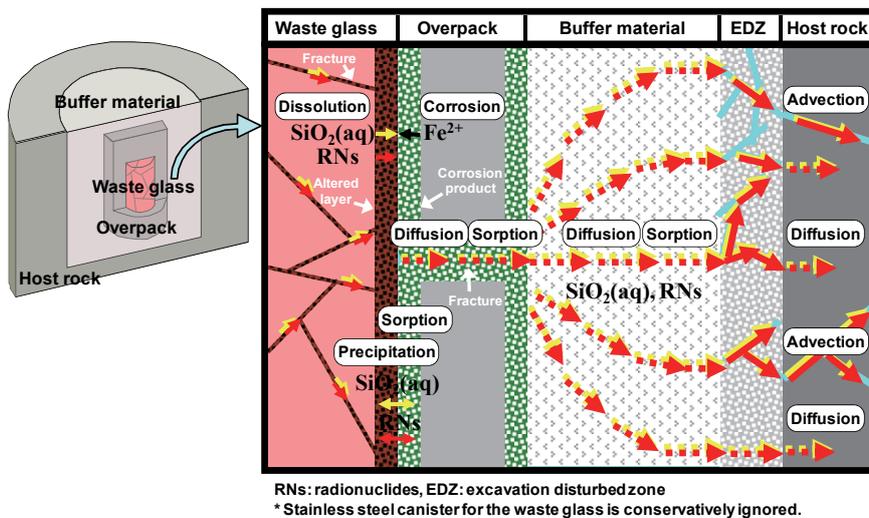
#### (ii) 化学親和力の変化（Stage I）

- ・化学親和力に関する「ガラスのみかけの溶解度」（2.3-1 式の右辺第1項の  $K$ ）については、ガラス組成の影響をうける可能性がある（Jantzen et al., 1986, 三ツ井ほか, 1996）。我が国の模擬廃棄物ガラス（P0798）については非晶質ケイ酸の溶解度に近い値が実験的に求められていることから、保守的な値として非晶質ケイ酸の溶解度を用いている。なお、化学親和力には Si だけでなく、Al や Fe の濃度も影響するとの報告もある（McGrail et al., 2001, Daux et al., 1997）。
- ・化学親和力の変化を主として支配するのは溶存ケイ酸濃度であり、これは緩衝材中の収着・拡散による散逸やオーバーパック腐食生成物への収着等によっても支配される。付図 4-1-3 には緩衝材中の収着、拡散を考慮し、マトリクス溶解速度の経時変化を評価した例（Mitsui, et al., 2009）を示す。なお、この評価では変質層の保護的効果や水と変質は取り扱っていない。この例では、散逸に伴うガラス表面での溶存ケイ酸濃度の低下により、オーバーパック貫通後 1,000 年程度まで第2次取りまとめのレファレンスケースの溶解速度を超える結果となっている。



付図 4-1-3 ガラス溶解速度の時間変化（緩衝材中の溶存ケイ酸の拡散等を考慮したモデルと第 2 次取りまとめモデルの比較, Mitsui, et al.(2009)）

- 溶存ケイ酸のオーバーパック腐食生成物への収着については、腐食生成物の量、性状（比表面積）に依存する（Phillipini et al., 2006）。
- 付図 4-1-4 はガラス固化体近傍で想定される現象の概念図（Miyahara et al., 2011）である。オーバーパックの亀裂を通じた物質移行等、この概念図に示される現象を考慮すると、破損後のオーバーパックによる物質移動の抑制を無視し、溶存ケイ酸の移行を一次元の拡散挙動として取り扱った Mitsui, et al. (2009) の例よりも、ガラス近傍の溶存ケイ酸濃度は早期に上昇し、それに応じてガラス溶解速度が低下するものと期待できる。しかしながら、このような実際に想定される現象に基づいて、物質移行の幾何学的形状の設定等を評価モデルに取り込むことは困難で、保守的に簡略化された取り扱いとせざるを得ないのが現状であり、今後の研究課題として抽出される。



付図 4-1-4 ガラス固化体近傍で想定される現象の概念図

(iii) 変質層の形成による溶解速度の時間変化 (Stage I)

- ・ガラス表面に形成された変質層の保護的効果によりマトリクス溶解速度が低下することが知られており、 $r(t)$ モデルなどが提案されている (Van Iseghem et al., 2011)。

(iv) 残存溶解速度及びその時間変化 (Stage II 及び III)

- ・Si 飽和の条件での試験により、残存溶解速度の pH, 温度等の環境条件への依存性も指摘されている (Grambow and Müller, 2001 ; Mitsui and Aoki, 2001 ; Maeda et al., 2012)。
- ・環境条件によっては二次鉱物の急激な生成に伴う溶液中の Si 濃度の低下により化学親和力が増大し、溶解速度が上昇する傾向が確認されている。現在までに認められているのは、高アルカリ条件 (pH11 程度以上) でのアナルサイムの形成 (例えば Inagaki et al., 2006), Mg 含有溶液中におけるマグネシウムケイ酸塩の形成である (例えば Maeda et al., 2011)。前者については処分環境では考えにくいですが、セメント材料の利用により、ガラスに到達する地下水の pH が高くなることが想定される場合には注意が必要である。後者については海水起源地下水条件下で可能性があり、継続した研究が求められる。

(3) 核種の溶出挙動

- ・ガラスからの核種の溶出挙動は、元素の化学的性質により異なることが知られており、浸出モデルにおいても、ガラスとの調和溶解と選択的浸出 (非調和溶解) の取扱いがある。Yamaguchi et al. (2006a) の研究によると、ガラス単独系の浸出試験では溶液中に放出された Cs 等のアルカリ金属元素がスメクタイト等の二次鉱物に取り込まれるが、ガラス/ベントナイト複合系の浸出試験ではベントナイトに収着される傾向が観察されている。アクチニド (An), ランタニド (Ln) の変質層への残留挙動については Ribet et al. (2007) が検討している。Ribet らによると、An と Ln の残留は、物理化学条件 (変質層の空隙率, 液組成), 元素の酸化状態に大きく影響され、5 価の元素の残留は、3 価に比べて小さいことが報告されている。また、長期のガラスの溶解においては、Th, Am, U, Np, Tc, Ln などの元素濃度は沈殿プロセスが支配的であることが報告されている。

(4) 表面積

- ・製造時の割れのうち、溶解に寄与する表面積の増加は4から5倍程度であることが実験的に確認されている (PNC, 1991)。
- ・埋設後の力学破壊による割れに関する研究として、オーバーパックの腐食膨張によって生じる歪みの影響を考慮したモデル解析結果がある (JAEA, 2008)。この解析結果では、現実的な初期割れ目分布 (幾何学的表面積の 10 倍程度) を用いたモデルでは、破碎によって追加される表面積の増大は2~3 倍程度であり、幾何学的表面積の 20~30 倍という結果となっているが、今後、実験等により本解析モデルの検証が望まれる。
- ・ガラス固化体の亀裂を模擬した簡易な幾何学モデルに対して、亀裂中での溶存ケイ酸の拡散を考慮したガラス溶解挙動の解析が実施された。その結果、ガラスの溶解量は亀裂中での溶存ケイ酸の拡散によって抑制され、亀裂の発生による表面積の増加と比例関係とはならないことが示されている (蛭名・牧野, 2005)。
- ・各国の安全評価等におけるガラス固化体表面積増大率は以下の通りである (Ribet et al., 2007)。  
フランス : 初期 5 倍, 長期 40 倍 (浸出試験から推定された長期の表面積増大率を考慮)  
ベルギー : 10 倍

スイス：15 倍

米国：20 倍

日本：10 倍

## (5) 照射影響

- ・ガラス固化体の物性、浸出挙動に対する照射影響については、 $\alpha$ 核種を添加したガラスの浸出試験の結果等に基づき、大きな影響はないとされている (Peuget et al., 2006 ; Peuget et al., 2007 ; Ribet et al., 2007)。

## 2.6 状態設定の検討

以上の現象理解に係る知見に基づき、処分システムに置かれたガラス固化体からの核種の浸出について、確からしいと考えられる現象の整理と、シナリオの前提となる状態設定を検討した。

ガラス固化体からの核種の浸出現象の整理：

ガラス固化体の溶解は、初期段階では初期溶解速度に従ってガラス溶解が進行する。その後、ガラスに接触する地下水（緩衝材間隙水）の溶存ケイ酸濃度の増加等に伴って溶解速度が低下する。この際、溶存ケイ酸濃度は、オーバーパックの腐食生成物への収着及び緩衝材への収着・拡散に支配される。腐食生成物への Si 吸着量には不確実性が伴うが、Dossier2005 (ANDRA, 2005) におけるガラス溶解モデル (Schumacher, 2005) を参照して、腐食生成物への収着による溶存ケイ酸濃度の変化を考慮した評価は可能と考えられる。また、緩衝材中の移行によるガラス近傍の溶存ケイ酸濃度の変化については Mitsui et al. (2009) を参考に評価に取り込むことは可能であるが、その結果は、環境条件としての岩盤中での地下水流動の状況（溶存ケイ酸の緩衝材中の移行評価においては緩衝材外側境界の設定として考慮）に依存することに注意が必要である。

時間経過後は、溶存ケイ酸がガラス近傍から濃度勾配によって緩衝材外側へ散逸するフラックスに依存した定常的な溶解あるいはガラスの残存溶解速度に支配される。時間とともに変質層が形成され溶解速度が低下することが蓋然性高く推定されるが (Van Iseghem et al., 2011 ; 稲垣ほか, 2004), 現状の知見で、定量的に評価に組み込むだけの知見は得られていないため、保守的にこの効果は取り扱わない。また、Cs-135 等の核種の一部はガラス変質層に取り込まれるとの知見があるが、ベントナイト共存系での浸出試験ではガラス変質層には取り込まれず、ベントナイトへ収着する傾向があると報告されている (Yamaguchi et al., 2006a)。この知見を踏まえ、ガラス固化体からの核種の溶出は調和溶解とする。

ガラス固化体の状態設定に関する検討（「ガラス固化体からの核種の浸出」に関する部分）：

ガラス固化体の溶解は、初期段階では初期溶解速度に従ってガラス溶解が進行する。

その後、ガラスに接触する地下水（緩衝材間隙水）の溶存ケイ酸濃度の増加等に伴って溶解速度が低下し、長期の溶解速度は、残存溶解速度あるいは環境条件に依存して決まる Si のフラックスや変質層の生成に応じた溶解に支配される。

また、ガラス固化体からの核種溶出は、ガラス固化体の溶解と調和的に進行する。

### 3. オーバーパック

#### 3.1 オーバーパックについて

地層処分システムに関する各国での検討では、ガラス固化体あるいは使用済み燃料は、地下水との接触を阻止することを目的とした金属容器に封入され埋設される。

我が国では、この金属容器をオーバーパックと呼んでいる。第2次取りまとめにおいては、ガラス固化体の発熱や放射能が高い期間、地下水とガラス固化体の接触を阻止することとして、少なくとも1,000年間はこの機能を維持するように仕様の検討が行われた(JNC, 1999b)。スウェーデンなど他国においては、金属容器に対し、より長い寿命を期待する考え方もある。

オーバーパックの材料については、第2次取りまとめにおいては、炭素鋼を中心として、チタン、及び銅についても検討が行われたが、本検討では、炭素鋼を取り上げ、特に腐食挙動に着目した情報の整理を行うこととする。

#### 3.2 オーバーパックに期待する安全機能

オーバーパックには、安全機能として「ガラス固化体の発熱や放射能が高い期間の地下水とガラス固化体の接触を阻止」が期待されている (JNC, 1999a ; NUMO, 2011)。

また、オーバーパックの材料を炭素鋼とした場合、炭素鋼オーバーパックは破損後も還元剤として機能する。これは、第2次取りまとめにおいては、ガラス固化体に接触する地下水(緩衝材間隙水)水質の設定において腐食生成物との化学平衡を取り入れることで考慮された。さらに、オーバーパック破損後も、核種の移行に対する抵抗(幾何学的な移行経路の制限、腐食生成物による核種の収着)が期待される。ただし、これらの現象については、定量的な取り扱いによる評価モデルへの取り込みが困難であることから、性能評価上は取り扱わない(リザーブ FEP)とされている。

#### 3.3 オーバーパックの破損に及ぼす因子

処分場に埋設されたオーバーパックは、緩衝材に浸潤した地下水と接触することにより腐食が進行する。腐食により、オーバーパックの厚さが減じ、構造強度が周囲からの応力を支持し得なくなった段階で、オーバーパックは機械的に破損すると仮定されている (JNC, 1999b)。

したがって、オーバーパックに期待するバリア材としての寿命を議論する場合には、腐食による厚さの減少のみならず、処分環境においてオーバーパックが被る周囲からの応力状態をその不確実性を含めて適切に設定することが重要となる。また、具体的な地質環境条件等に依存して、スウェーデン SR-Site (SKB, 2011) で議論されているように、オーバーパックが被る可能性のあるせん断力についての検討が必要となることも考えられる。ただし、スウェーデンとはオーバーパックに期待している寿命が異なることから、せん断に影響を及ぼす可能性のある地質の安定性等について議論すべき期間が異なることに留意が必要である。さらに、オーバーパックは溶接構造物であることから、溶接欠陥の存在も前提とした長期健全性評価手法を構築する必要がある。

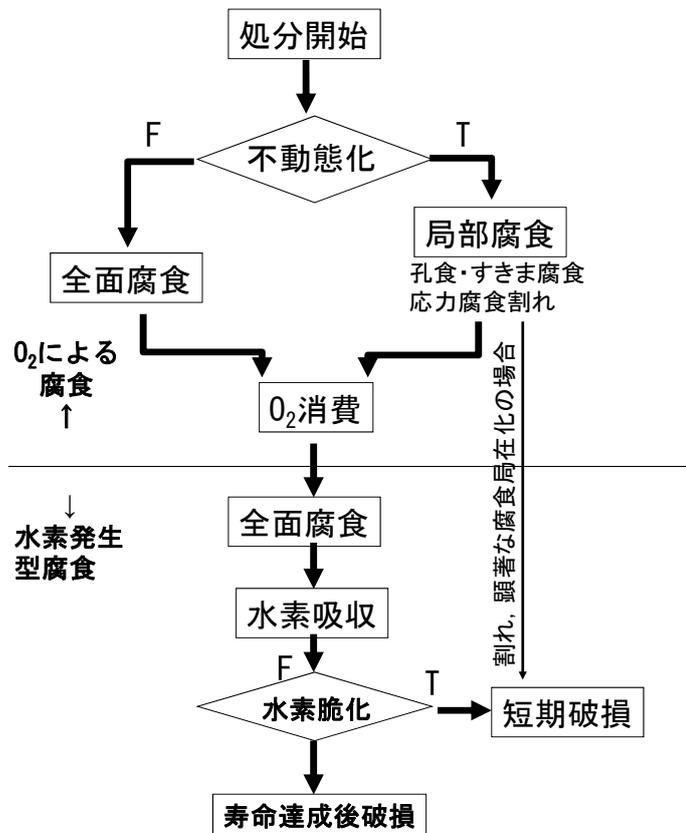
以下では、炭素鋼をオーバーパックの材料に用いた場合の処分環境での腐食評価に影響を与える因子について整理する。炭素鋼の腐食等の評価結果は、第2次取りまとめ(分冊2,4.1.1.3項(JNC, 1999b))に記述されており、現在においても有益な情報である。付図4-1-5に、第2次取りまとめに示されている「炭素鋼オーバーパックの腐食因果時系列系統図」の簡略図を示す。図中に示した腐食モードのほか、微生物による影響、マグネタイトによる腐食加速、放射線による影響についても留意する必要がある。オーバーパックの腐食挙動を評価する上で考慮すべき主な現象として次の項目が挙げられる。

- 不動態化
- 全面腐食（酸素による）
- 孔食・すきま腐食（酸素による）
- 応力腐食割れ
- 全面腐食（水素発生型）
- 水素脆化
- 微生物による影響
- マグネタイトによる腐食加速
- 放射線による影響

また、各現象に対して溶接部やその周辺部の耐食性についても留意する必要がある。炭素鋼オーバーパックに適用可能な溶接方法として、TIG 溶接、MAG 溶接、電子ビーム溶接（EBW）が検討されており、各溶接試験体から切り出された試料を用いて主要な腐食モードを対象に溶接部の腐食挙動について検討が進められている。

### 3.4 因子の整理に基づく現象理解の整理

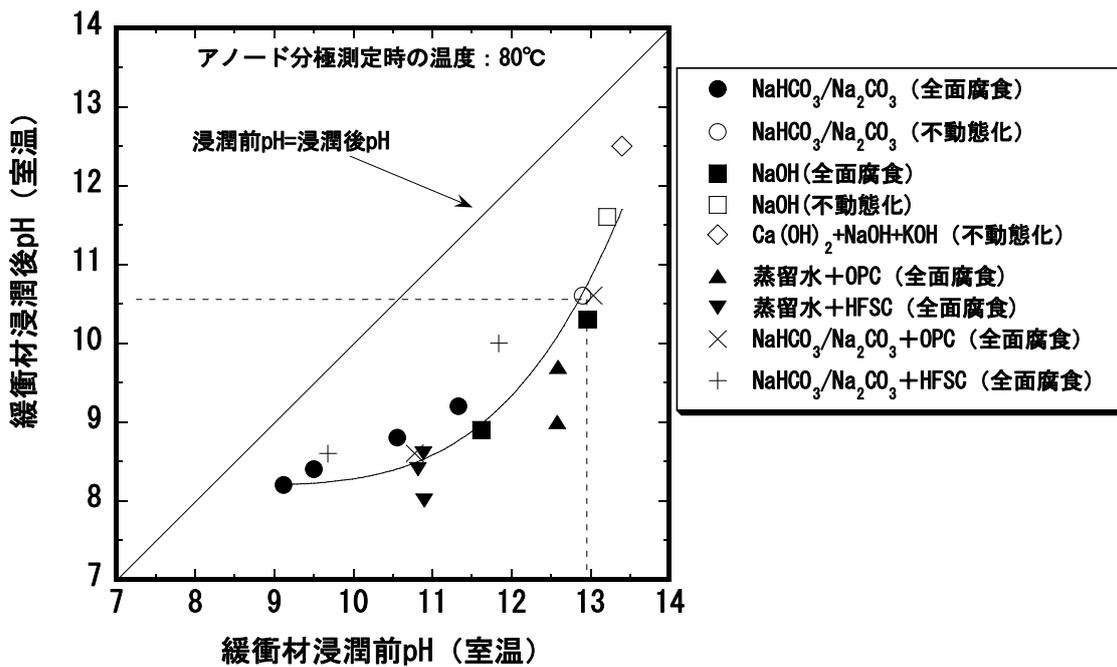
3.3 で整理した上記の項目について、溶接部の耐食性を含め、主に第2次取りまとめ以降に得られた知見を整理した。



付図 4-1-5 炭素鋼オーバーパックに生じうる腐食モードとその因果時系列

(1) 処分環境での不動態化

第2次取りまとめで示されているとおり、炭素鋼の不動態化を促進する化学種である炭酸塩を含む水溶液中でのアノード分極測定によると、水溶液中で炭素鋼が不動態化する条件であっても、緩衝材である圧縮ベントナイト中では不動態化しにくいことがわかっている。第2次取りまとめ以降、支保として用いられることが想定されるセメントによる地下水の高pH化の影響等を考慮してアルカリ性環境でのデータが拡充されている（谷口ほか，2001a）。付図4-1-6に、第2次取りまとめで提示された緩衝材仕様（乾燥密度1.6g/cm<sup>3</sup>，ケイ砂30%混合）に対して、炭酸塩濃度0.1M以下の水溶液環境においてpHをパラメータとして炭素鋼の不動態化条件を検討した例を示す（谷口ほか，2001a）。緩衝材に浸潤する水溶液のpHが約13以上の場合に炭素鋼が不動態化することがわかる。一方、同図より、浸潤後の緩衝材間隙水のpHは化学的緩衝性により水溶液のpHと比較して低くなることがわかる。この図に示された結果に基づけば、緩衝材中で炭素鋼は緩衝材間隙水のpHが約10.5以上において不動態化する。一般に、日本における地下水の炭酸塩濃度は0.1M以下、pHは約10以下であり（Yui et al., 1999），上記の結果に基づけば、地下水が緩衝材に浸潤した場合に炭素鋼オーバーパックは不動態化しないと考えられる。



付図4-1-6 緩衝材共存下における炭素鋼の不動態化条件

コンクリート材料として低アルカリ性セメント（大和田ほか，2000）を用いた場合には、この材料と接触した地下水は炭素鋼が不動態化する領域までpHは上昇しないものの、普通ポルトランドセメントを使用した場合には、Na, K成分の溶出により地下水のpHは約13以上に上昇することが考えられる。この場合、オーバーパックに接する緩衝材間隙水のpHが約10.5を超える可能性があり、オーバーパックは不動

態化する懸念がある。TIG, MAG, EBWによる溶接材を用いた腐食試験でも、溶接金属の腐食挙動は母材とほぼ同様であることが示されている（三井ほか，2006）。

## (2) 全面腐食，孔食・すきま腐食（酸素による）

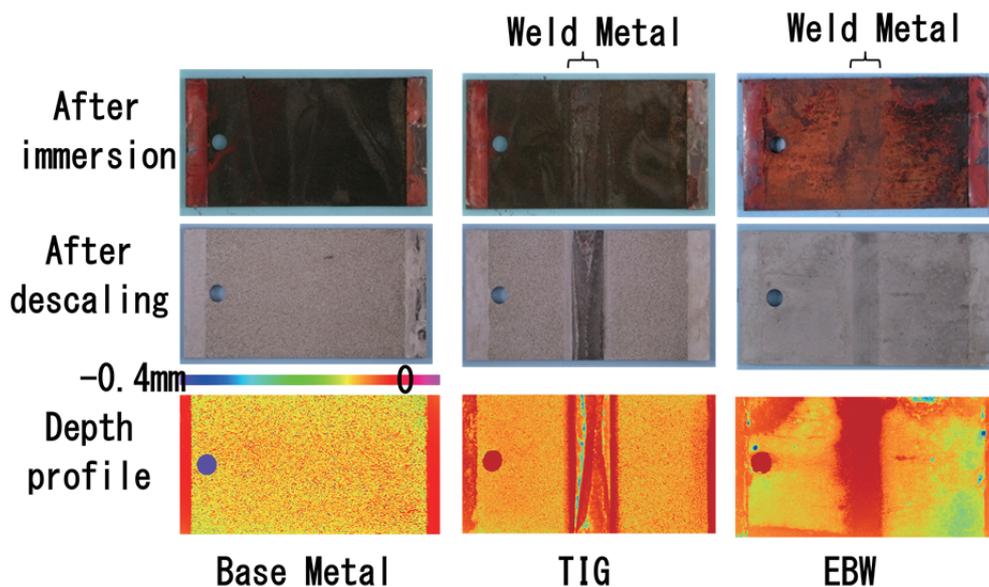
第2次取りまとめにおいて示されているとおり，酸素による腐食量の上限は処分場に持ち込まれた酸素量から見積もることができる。この腐食量はオーバーパックの表面積から平均腐食深さに換算できる。酸素が存在する環境では腐食の不均一化が生じやすく，その不均一性を考慮して最大腐食深さを推定する必要がある。第2次取りまとめでは全面腐食について平均腐食深さと最大腐食深さの関係式から評価されているが，孔食やすきま腐食などの局部腐食に対しても同様の手法による評価が試みられている。オーバーパックにおける最大腐食深さを推定するため，実験データに対してGumbel分布関数を用いた極値統計解析が行われている（Taniguchi et al., 2011）。オーバーパック1体の表面積を55129cm<sup>2</sup>（JNC, 1999b），信頼率を0.99（腐食深さが推定値を超える確率が1%）とした場合の全面腐食，孔食・すきま腐食の最大腐食深さP(mm)は平均腐食深さXm(mm)の関数としてそれぞれ以下のように表されている。

$$\text{全面腐食} \quad : P=Xm+7.5Xm^{0.5} \quad (3.4-1)$$

$$\text{孔食・すきま腐食} : P=Xm+6.4Xm^{0.25} \quad (3.4-2)$$

この式に酸素量から算出された平均腐食深さを代入することによって最大腐食深さが求められる。

溶接材（TIG, MAG, EBW）を用いた実験では，アーク溶接である TIG 及び MAG 溶接金属部において付図 4-1-7 に一例を示すように，選択的な腐食が観察された（Taniguchi et al., 2011）。これは溶接材料の成分や，多層盛り溶接による熱履歴が影響していると考えられる（Taniguchi et al., 2011）。この現象の対策として，溶接金属に用いる材料に Ni を微量添加するなどが検討されており，溶接金属部の選択腐食低減効果が確認されている（小林ほか，2011）。なお，溶接材料を用いない EBW については溶接部やその近傍において選択的な腐食の進展は認められていない（Taniguchi et al., 2011）。



付図 4-1-7 母材のみ試験片と溶接部付き試験片の試験後の外観と腐食深さの例  
(人工海水, 90 日浸漬)

### (3) 応力腐食割れ

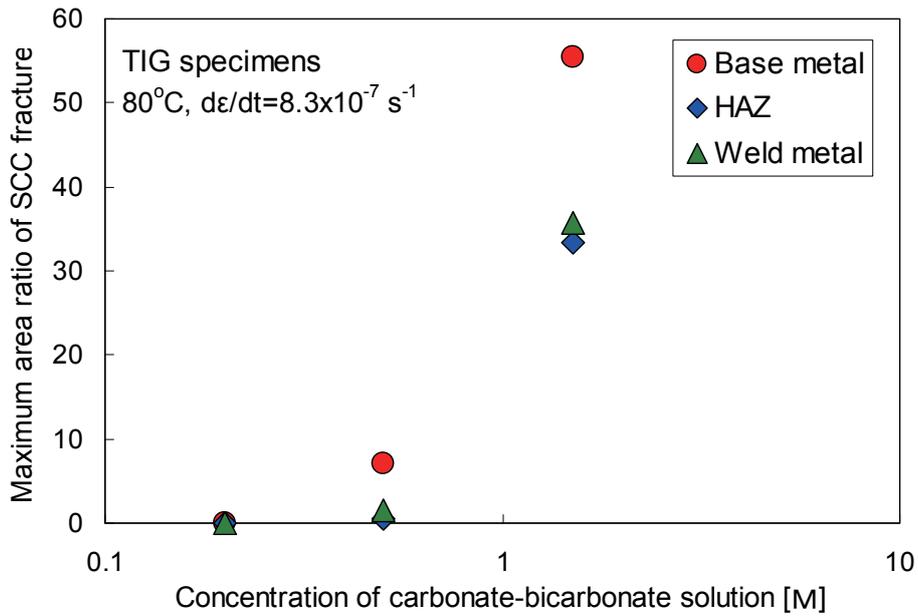
一般に炭酸塩環境において応力腐食割れ (SCC) が生じるのは  $0.25\sim 0.5M$  を超える高濃度の炭酸塩環境に限定される (Beavers et al., 1987 ; 笠原・佐藤, 1983)。これに対して, 我が国の地下水の炭酸塩濃度は一般的に  $0.1M$  以下と推定されることから (Yui et al., 1999), 地下水環境で SCC が生じることは考えにくい。ただし, 第2次取りまとめにおいても指摘されているように, 熱処理条件によっては割れ感受性を示す報告もある (春名ほか, 2000)。また, SCC の原因となる応力のうち, 溶接残留応力の寄与が最も大きいと考えられる。このようなことから, 溶接部, 熱影響部における SCC 感受性について検討が行われている (Mitsui et al., 2008 ; Yokoyama et al., 2009)。炭酸塩溶液中における SSRT 試験 (低ひずみ速度引張試験) の結果の例として, 炭酸塩濃度と炭素鋼母材, 溶接金属, 熱影響部の SCC 破面率の関係を付図 4-1-8 に示す。炭酸塩濃度が  $0.5M$  以上で SCC 破面が観察される。この際, 母材と比較して溶接部, 熱影響部の破面率は小さいことから, 感受性は低いと考えられる。一方,  $0.5M$  より低濃度の条件では SCC は認められていないため, 既述したように我が国における地下水の炭酸塩濃度は  $0.1M$  以下と推定されていることを考慮すれば, 炭素鋼の実環境における炭酸塩による SCC 感受性は低いと推察される。また, SCC の原因となる引張り応力は溶接残留応力に起因するものと考えられる。これに関しては, 溶接後熱処理による応力条件の緩和についても検討が進められている (RWMC, 2011)。

### (4) 全面腐食 (水素発生型)

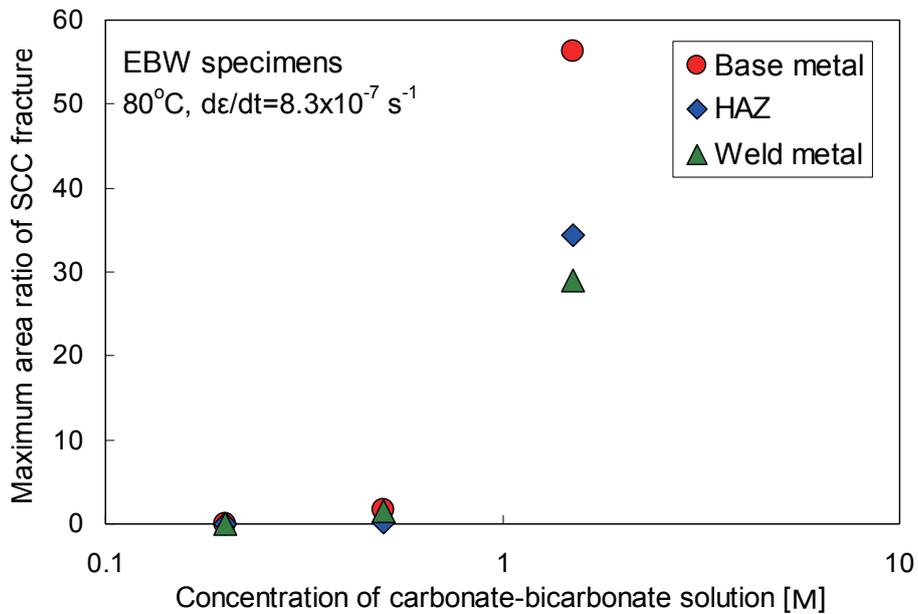
緩衝材の候補材料であるベントナイト共存下で長期の腐食試験が行われており, これまでに試験期間が 10 年間までの結果が提示されている (谷口ほか, 2010)。付図 4-1-9 に平均腐食深さの経時変化を示すが, 浸漬 1 年以降の腐食深さ増加は極めて小さくなっていることがわかる。図中には浸漬 1 年まで, 及び 1 年以降の腐食深さ経時変化の傾きから算出された腐食速度も示した。80°C の試験では初期には数  $\mu m/y$  以上の腐食速度であるが, 1 年以降の腐食速度として  $1\mu m/y$  以下の値が示されている。50°C の試験では浸漬初期には 80°C よりも腐食量が小さいものの, 10 年後では同等の腐食量となっており, 長期的には 80°C より

もやや大きな $1.4 \mu\text{m/y}$ の腐食速度が得られている。これは $50^\circ\text{C}$ の方が緻密な皮膜が形成されにくいことに起因すると考えられる（谷口ほか, 2010）。ただし、この最も大きな腐食速度でも第2次取りまとめにおける設定（ $10 \mu\text{m/y}$ ）の1/7以下の値である。

TIG, MAG, EBW による溶接部付きの試験片を用いた試験（Kobayashi et al., 2011）では、TIG 及び MAG 溶接金属部において軽微な選択的な腐食が観察されているものの、酸化性雰囲気で観察された顕著な選択的腐食は見られず、腐食速度は母材とほぼ同等である。

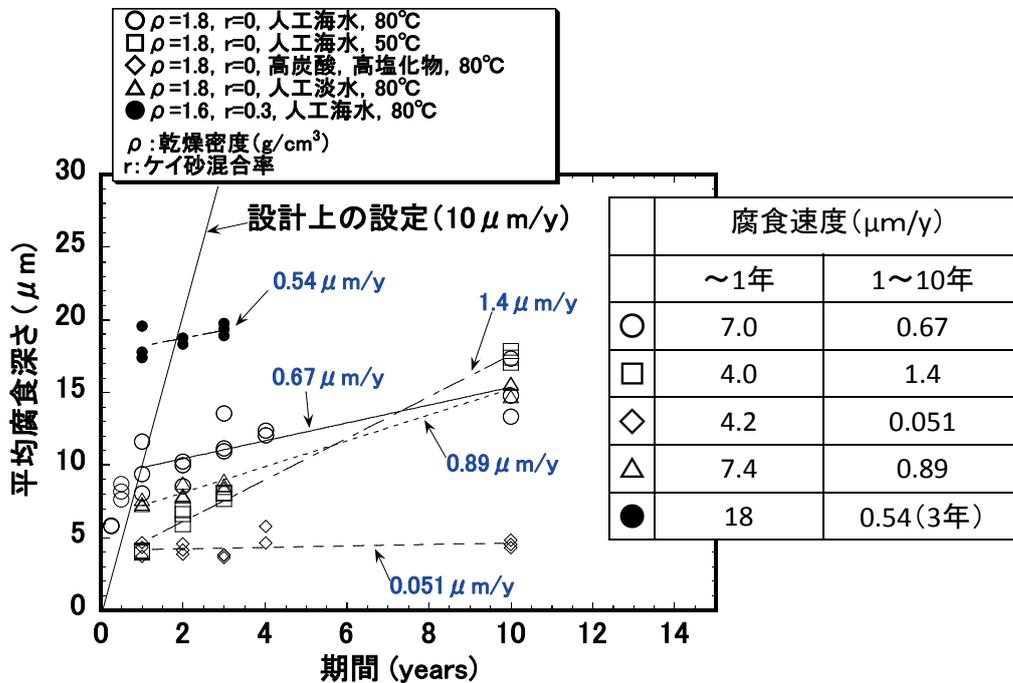


(1) TIG 溶接試験片の結果



(2) EBW 溶接試験片の結果

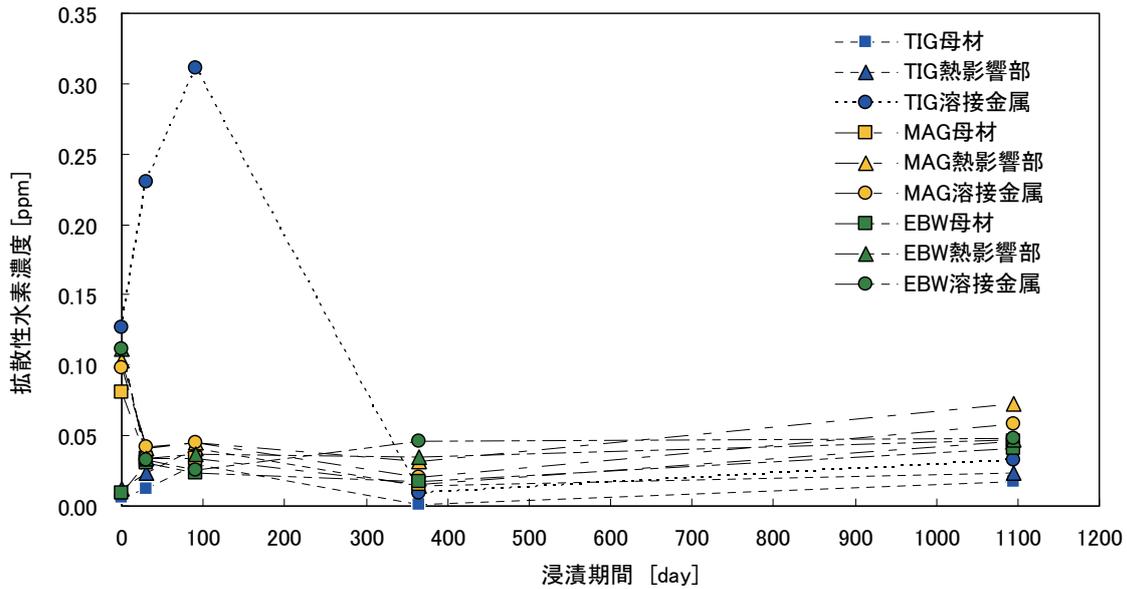
付図 4-1-8 炭酸塩濃度と SCC 破面率の関係



付図 4-1-9 緩衝材中における炭素鋼の平均腐食深さの経時変化

#### (5) 水素脆化

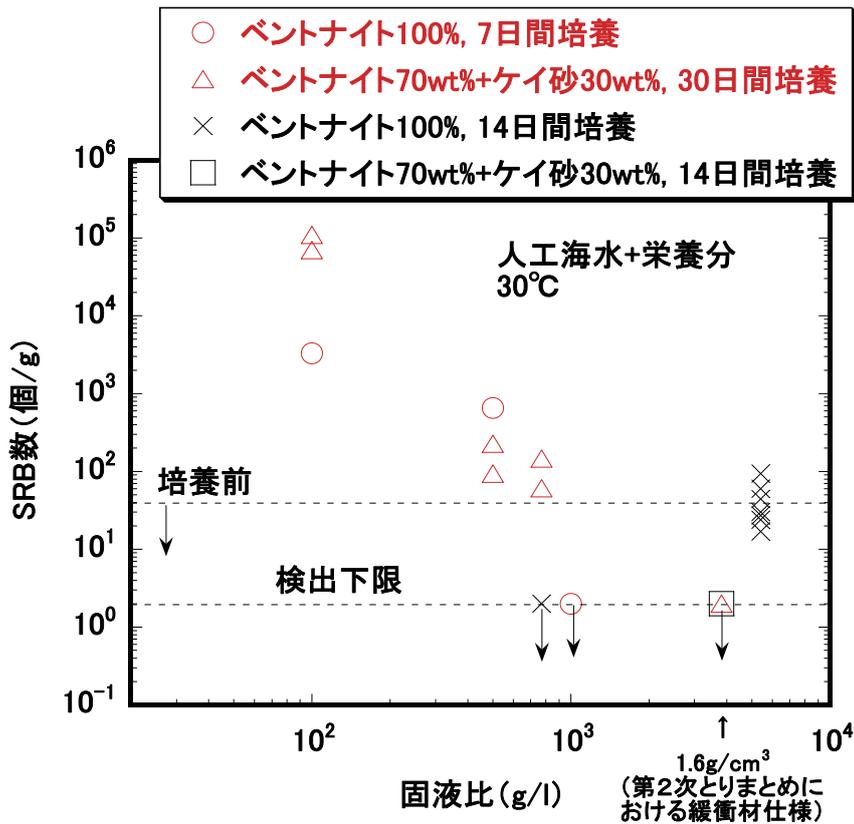
酸素のない環境でのカソード反応は、水素発生反応（例えば、 $2H_2O + 2e^- \rightarrow 2OH^- + 2H$ ）であり、水素原子の一部が鋼中に浸入して水素脆化を起こす。鋼中の水素のうち、水素脆化に関与する水素は拡散性水素といわれている（榎田，2000）。この拡散性水素量と材料強度に応じた脆化を起こす臨界水素量の比較から水素脆化の可能性が評価できる（村田，1981）。緩衝材中に浸漬した炭素鋼の試験片中の拡散性水素濃度を測定した例（Kobayashi et al., 2011）を付図4-1-10 に示す。試験片には母材単独及び溶接部付きをそれぞれ用い、浸漬3年間までの結果が得られている。浸漬初期にTIG溶接試験片で約0.3ppmの比較的大きな水素濃度が観察されている以外は約0.1ppm以下であり、水素脆化が問題となる濃度（引張り強さ500MPaの場合、数ppm以上）よりも十分小さい。TIG溶接材では、比較的高い水素濃度のほか、溶接金属部において硬さが増加（引張強さ換算で約980MPa）しており、水素脆化の発生が懸念されるが、前述の溶接残留応力除去のための溶接後熱処理により水素濃度も低減されることが確認されている（Kobayashi et al., 2011）。



付図 4-1-10 炭素鋼中の拡散性水素濃度の測定結果

#### (6) 微生物による影響

微生物の影響については、処分後初期の酸化性期間は、前述のとおり酸素量に基づいて腐食量の上限を見積もる手法を用いれば、微生物の活動の有無に関わらず保守的な評価ができる。好気性菌が活性になれば酸素を消費するため、その影響を見込んだ場合、トータルの腐食量はむしろ小さくなると考えられる。腐食局在化についても、微生物による影響を定量的に評価することはデータが乏しいため困難であるが、孔食・すきま腐食などの腐食局在化の大きい腐食形態に関するデータに基づいて評価することにより保守的な評価が可能と考えられる。また、天然の土壤中で得られたデータは微生物の影響を受けたものが含まれていると考えられ、そのデータとの比較検討により保守性を確認することが可能と考えられる。酸素が消費されて低酸素濃度環境がもたらされた後は、嫌気性細菌による影響が懸念される。第2次取りまとめでは炭素鋼の腐食に影響を及ぼす代表的な嫌気性細菌である硫酸塩還元菌については、圧縮ベントナイト中では活性を維持できないという実験結果を示す一方、緩衝材中の硫酸塩量と地下水から緩衝材を通して供給される硫化物のフラックスより腐食量が推定されている。ベントナイト中での硫酸塩還元菌の活性については知見が拡充され、付図 4-1-11 に示すように、固液比が大きいほど増殖しにくくなることが確認されている（谷口ほか、2001b）。



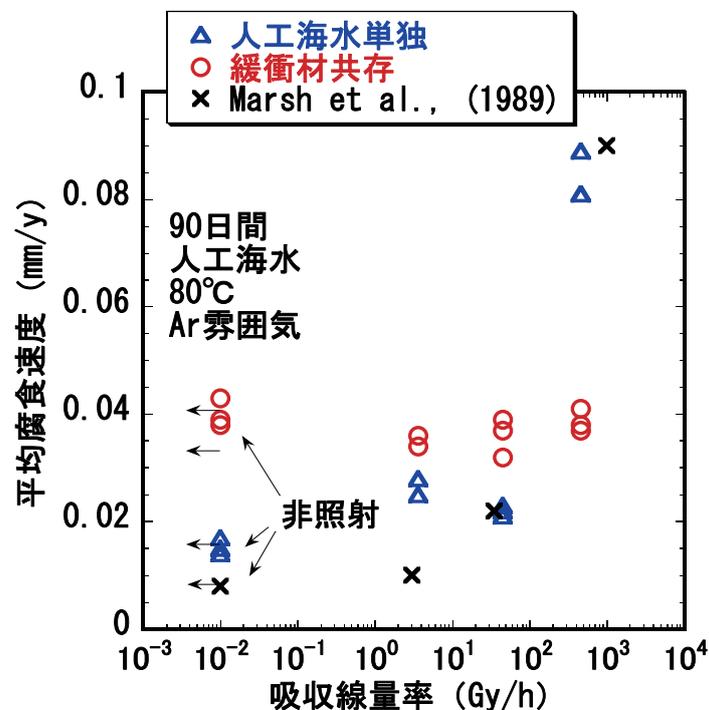
付図4-1-11 ベントナイト中の硫酸塩還元菌増殖試験結果

(7) マグネタイトによる腐食加速

低酸素濃度環境において安定な腐食生成物の一つにマグネタイトが挙げられる (Pourbaix, 1966)。模擬腐食生成物として粉末試薬のマグネタイトを炭素鋼表面に付与すると腐食速度が増加し、添加するマグネタイト量が多いほど腐食速度も大きくなるという現象が兒島ら (1998) によって指摘された。このような現象が実際の処分環境において生じると、オーバーパックの短期破損をもたらすことが懸念されるため、腐食加速現象のメカニズムに関する多くの検討が行われた。これらの検討の結果は柴田ほか (2005) によりレビューされており、腐食速度増加は粉末マグネタイトの化学量論比(Fe(III)/Fe(II)=2)を超えて含まれる過剰のFe(III)が酸化剤として寄与したことが原因である可能性を指摘している。また、マグネタイト中の過剰のFe(III)の寄与が腐食加速の主な原因であれば、腐食加速が生じたとしても酸化剤として寄与しうるFe(III)の生成量の上限は酸素量から見積もることができるため、炭素鋼への影響は限定的と評価されている (Taniguchi, 2002)。一方、実際の腐食によって生じたマグネタイト皮膜は腐食抑制作用を有するとされており (Simpson, 1984; Smart et al., 2002), 粉末試薬を用いた場合に観察されたような腐食加速をもたらしたとする報告例はない。

### (8) 放射線による影響

放射線による影響については、十分な遮蔽厚さの設定により腐食への影響を回避することを基本的な考え方としている。第2次取りまとめで提示された炭素鋼オーバーパック仕様では、150mmの遮蔽厚さが確保されている。これは、 $\gamma$ 線の放射線分解で生じる酸化性化学種による腐食速度が約 $0.1 \mu\text{m/y}$ を十分下回る値となるよう設定された (JNC, 1999b)。また、この厚さにおけるオーバーパック表面での線量率は数十 mGy/h であり、Shoesmith and King(1999)が既往のデータに基づいて提示した放射線による影響が生じる下限界線量率 ( $\sim 3\text{Gy/h}$ ) よりも十分小さく、遮蔽厚さの設定が過度に安全側になっている可能性もある。このため、合理的な遮蔽厚さ設定に資するための検討が進められている。緩衝材中での炭素鋼の腐食に及ぼす $\gamma$ 線の影響について知見も得られており、付図 4-1-12 (図中には $90^\circ\text{C}$ 人工海水における Marsh et al., 1989 の結果も示した) に示すように、緩衝材中では数 100Gy/h まで照射による腐食速度の増加は観察されていない (谷口ほか, 2011)。



付図 4-1-12 吸収線量率と人工海水中における炭素鋼の腐食速度の関係

### 3.5 状態設定の検討

第2次取りまとめ以降、アルカリ環境での腐食形態や腐食不均一化、溶接部の耐食性、長期の腐食データなどの知見が拡充し、第2次取りまとめでの腐食寿命 (腐食量) 評価に対する信頼性の裏付けが得られたと考えられる。これら知見に基づき、炭素鋼オーバーパックの腐食について、確からしいと考えられる現象の整理と、シナリオ前提となる状態設定を検討した。

炭素鋼オーバーパックの腐食現象の整理:

炭素鋼オーバーパックの設計寿命を 1,000 年間とした場合の腐食量は、基本的には第2次取りまとめと

同様であり、埋め戻し初期に残存する酸素による最大腐食深さが12mm、水素発生型の腐食量は、平均腐食速度を $10\mu\text{m/y}$ に対して腐食の不均一化として孔食係数（最大腐食深さと平均腐食深さの比）を2と仮定して20mm、これらを合算して32mmと評価される。腐食代をこれよりも大きい40mmと設定すれば、腐食代の貫通を1,000年間は防止できる。

一方、低酸素濃度下での腐食速度（水素発生型腐食）は上記の設定された値 $10\mu\text{m/y}$ の1/7以下（約 $1.4\mu\text{m/y}$ 以下）の腐食速度が得られており、これに基づくと腐食代が貫通するまでの期間は、実際には7,000年以降と算出される。また、現在のオーバーパック厚さは遮蔽厚さを耐圧厚さ（最大110mm）よりも大きい150mmと設定しているが、初期の高い放射線レベルが放射性崩壊によって時間とともに減衰し、それに伴って遮蔽を考慮する必要性も減少するため、 $150-110=40\text{mm}$ 分についても腐食代として腐食寿命の評価に活用可能である。この分が貫通するまでには、上記同様に孔食係数を2とすると、平均腐食深さ20mmに達するまでの期間が加わる。すなわち、貫通までには更に約14,000年（ $20,000(\mu\text{m}) \div 1.4(\mu\text{m/y})$ ）を要すると考えられ、本来の腐食代貫通までの期間（約7,000年）を加えるとオーバーパック寿命は約20,000年以上と算出される。

炭素鋼オーバーパックの状態設定の検討（「オーバーパックの腐食」に関する部分）：

上述した腐食に関する情報のみで第2次取りまとめ仕様のオーバーパックの破損について検討を行うと、1,000年以降もかなりの時間オーバーパックは破損しないことが想定され、数千年以上の寿命も期待できる。しかしながら、オーバーパックの破損は、3.3項にも記したように、オーバーパックが被る加重など、腐食以外の要因の不確実性にも依存する。また、オーバーパック寿命は、安全確保の考え方によって設定されるものと考えられる。

したがって、ここでは、オーバーパック寿命は第2次取りまとめから変更することはせず、オーバーパックの状態設定は以下の通りとする。

- ・オーバーパックは、腐食の進行に伴いその強度が周囲からの応力を下回った段階で機械的に破損する。設計ではオーバーパックの寿命を最低で1,000年と見積もっている。

なお、炭素鋼の腐食挙動に関する今後の研究課題として、評価の信頼性を向上させるため、従来、十分な現象の理解が進められていない、埋設初期の過渡期における複合的要因の関与する条件（不飽和・不均一緩衝材、放射線、高温条件など）での腐食挙動評価をさらに進めることや、炭酸ガスを含む中性環境での応力腐食割れ（Near Neutral SCC）の可能性の検討等が重要である。また、オーバーパックの仕様の決定に関しては、腐食に関する研究のみならず、緩衝材中による放射線影響緩和のメカニズム解明と遮蔽厚さの合理化の可能性検討や、想定加重の設定等についての検討も重要である。

## 4. 緩衝材

### 4.1 緩衝材について

高レベル放射性廃棄物の地層処分における、人工バリアの構成やデザインは、国により違いはあるものの、ガラス固化体（あるいは使用済み燃料）を金属容器（オーバーパック）に封入し、金属容器と岩盤の間をベントナイトを主成分とする緩衝材で充填することが考えられている。

第2次取りまとめにおける我が国の地層処分システムにおける緩衝材の仕様は、一例として、ベントナイト70wt%とケイ砂30%混合、乾燥密度 $1.6\text{Mg m}^{-3}$ 、厚さ0.7mとした検討が行われている。本共同研

究での緩衝材に関する議論の前提として、緩衝材仕様については、第2次取りまとめと同等のものとする。

ただし、今回の検討では、緩衝材外側に普通ポルトランドセメント（以下、「OPC」という。）による坑道支保が存在することとする。

#### 4.2 緩衝材に期待する安全機能

緩衝材に期待する安全機能として、NUMO（2011）では、「移流による移行の抑制」，「コロイド移行の防止・抑制」，「収着による放射性物質の移行遅延」の3つを設定するとともに、長期健全性の維持と他のバリアの保護の観点から、別途，“技術要件”を設定している。

#### 4.3 安全機能指標の検討

ここでは、上記の安全機能に対する指標について検討する。本項では、緩衝材の主成分鉱物であるモンモリロナイトの変質といった現象を議論する。したがって、緩衝材の安全機能を直接的に表現する指標、例えば、「移流による移行の抑制」に対する“透水係数”といった指標にのみに着目することは不十分であり、緩衝材変質と透水係数の変化を結びつける指標が必要となる。そのため、直接的な指標に対して、さらにその指標を支配する特性値を議論しておくことが有効である。

緩衝材の透水係数は緩衝材の有効粘土密度[=ベントナイトの質量(g)/(ベントナイトの体積+間隙の体積)(cm<sup>3</sup>)]の関係で整理できる（菊池ほか，2003）。「コロイド移行の防止・抑制」についても有効粘土密度での整理が可能と考えられる（JNC, 1999b : kurosawa et al.,1997）。「収着による放射性物質の移行遅延」については、収着が緩衝材の主成分鉱物であるモンモリロナイトに支配されていると考えることが妥当であるとする、緩衝材中のモンモリロナイト含有量の影響を受ける。

なお、緩衝材の仕様検討などに関する報告では“有効粘土密度”により規格化、整理されるものもあるが、“有効粘土密度”は単一のベントナイト試料に対して有効な概念である。しかし、ベントナイトの種類によって含有するモンモリロナイト量が異なるため、種々のベントナイト間の透水性能や膨潤応力を比較する際には、ベントナイト中の随伴鉱物の体積を差し引いた、有効モンモリロナイト密度[=モンモリロナイトの質量(g)/(モンモリロナイトの体積+間隙の体積)(cm<sup>3</sup>)]で規格化することが有効であるとされている（例えば、長谷川，2004）。

緩衝材の変質評価では、緩衝材の主成分鉱物であるモンモリロナイトの溶解等による減少や新たな二次鉱物の沈殿が生成することから、“有効モンモリロナイト密度”を指標とすることが妥当と考えられる。

ただし、“有効モンモリロナイト密度”が同一であっても、モンモリロナイトの結晶化学的な微細な差異（層電荷の位置、層電荷密度）が吸着特性等に影響を及ぼす可能性や、セメンテーションが透水性に影響を及ぼす可能性等があることには留意が必要である。

#### 4.4 安全機能指標に影響を与える現象の検討

緩衝材中の“有効モンモリロナイト密度”に影響を与える現象は、緩衝材の変質、流出、およびコロイド状での散逸が考えられる。

緩衝材の変質については、

- ・セメント材料との接触による反応
- ・オーバーパック（鉄）との接触による反応

・高温に曝されることによるイライト化

が考えられる。本項では、坑道支保として用いられるセメント材料と緩衝材との接触に着目し、状態設定に反映する観点から、現象理解の現状をまとめる。

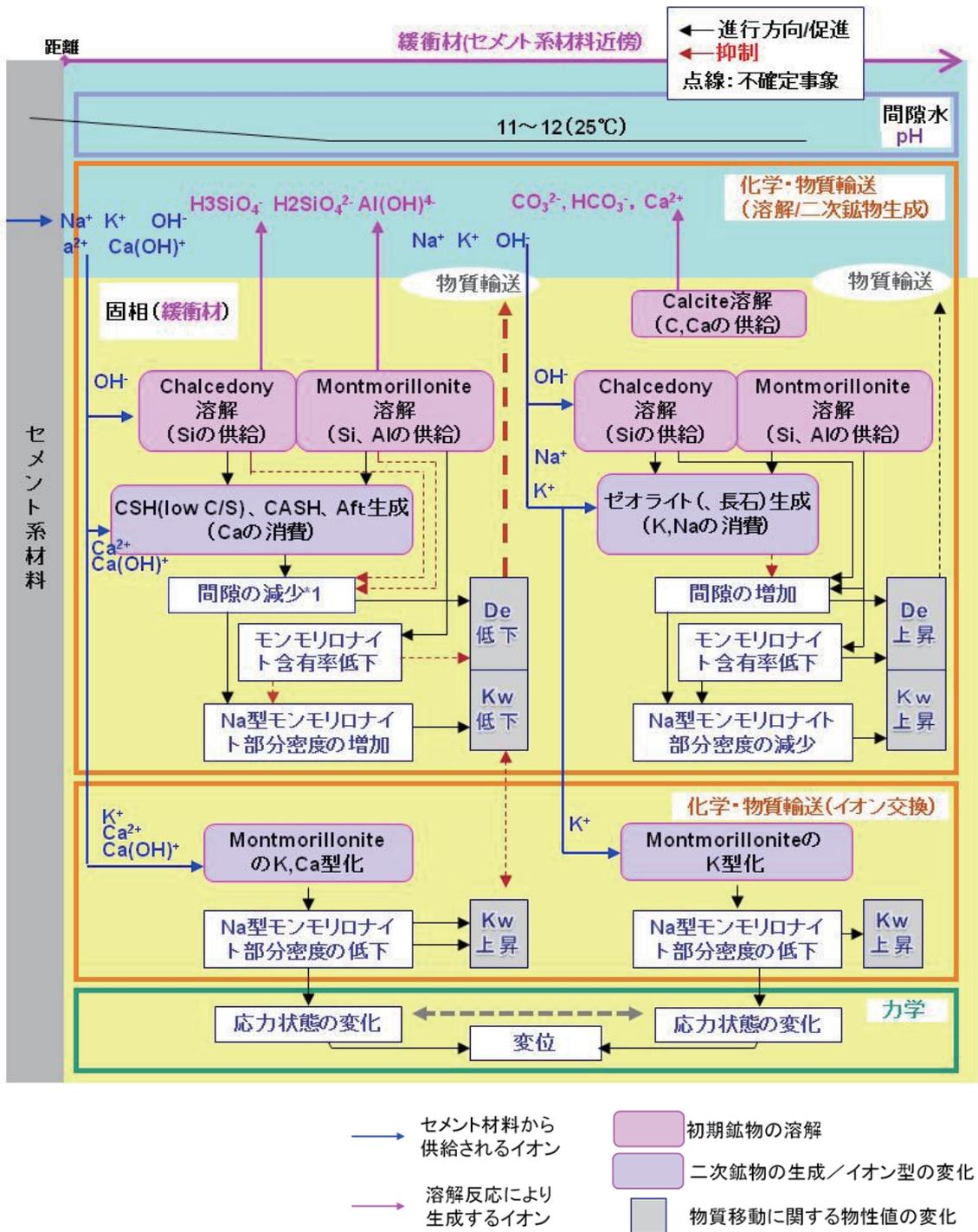
#### (1) セメント材料との接触による反応

セメントと接触した溶液はその化学反応等により、初期にはセメントから溶出する NaOH や KOH の影響で、pH13 程度の強いアルカリ性を示す Region I と呼ばれる期間があり、その後、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$  との平衡により pH12.5 となる Region II と呼ばれる期間が継続する。これらのアルカリ性溶液と緩衝材が接触すると、モンモリロナイトは溶解する。しかしながら、処分システム環境下においては、緩衝材とセメント系材料の接触面において、セメント系材料から徐々にアルカリ成分が溶出して、モンモリロナイト及び随伴鉱物の溶解、二次鉱物の沈殿などを起こしながら、緩衝材中を徐々に移行する。この過程において、緩衝材中の間隙水の組成も変化して行く。これは、時間・空間的な進展を伴う複雑な反応である。さらに、沈殿する二次鉱物のモル体積が初めに存在する鉱物（初期鉱物）よりも大きい場合には二次鉱物の生成によって間隙が減少し、物質移行特性も変化する。

このような複雑な現象の進展を確からしく推定するためには、現象の要素毎に知見や情報の収集・整理を行った上で、評価対象とする環境条件に対する適用性を考慮して、最も適切と判断されるモデルやパラメータを選択し、最終的には、それらを統合的に取り扱うことが可能な解析ツールを用いて、鉱物組成、間隙率等の時間・空間変化を解析し、その結果に基づくモンモリロナイト含有量の変化から、安全機能の変化を判断することが合理的である。

付図 4-1-13 には、緩衝材領域で生起することが考えられる反応とそれらの相関をインフルエンシダイアグラムとして表した例を示す。セメント系材料近傍ではアルカリ性溶液 (Region I – Region II) の影響が大きく、二次鉱物としてはケイ酸カルシウム水和物 (CSH) やエトリンガイト (Aft) などが熱力学的に安定であり、生成し易いと考えられる。一方、セメント系材料からわずかに離れたアルカリ性の影響が緩和された領域においては、Region I では Na や K を多く含むゼオライト類やカリ長石が生成し易く、Region II では Ca を含むゼオライト類が替わりに生成し易くなると考えられる。ただし、温度の低い条件では、これらの多くは非結質の zeolite-like gel である可能性がある。

付図 4-1-13 のように、想定される反応とそれら相関関係、さらにそれらの時間による変遷を整理しておくことは、処分システムの振る舞いを理解する前提として有効である。このような整理に基づいて、化学反応と物質移行の連成モデルを構築し解析を行うことで、状態設定に資する緩衝材材料の変質（鉱物組成や空隙率の変化）に関する時空間的な進展の可能性に関する情報を得ることができる。

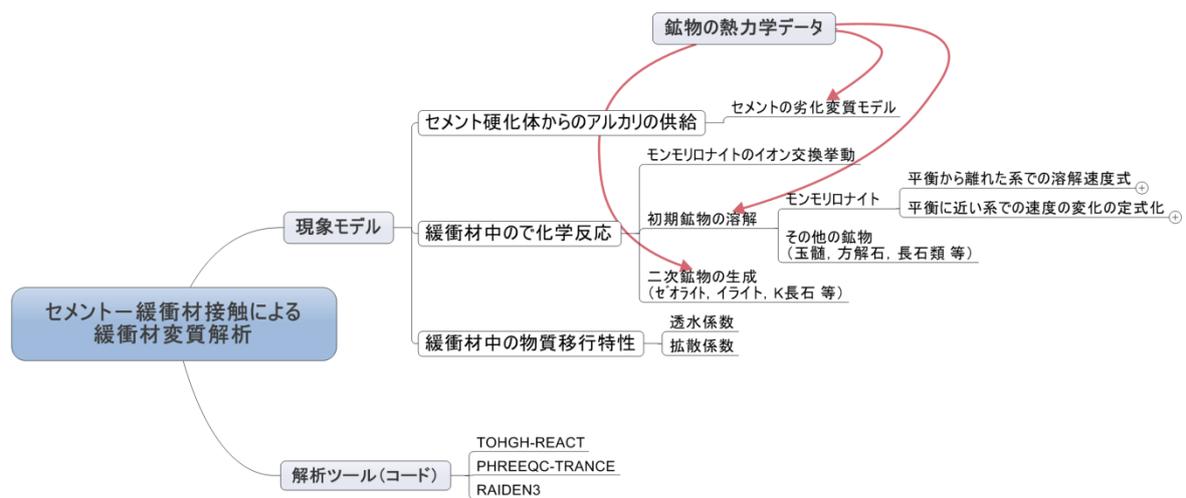


付図 4-1-13 セメント材料と接触する緩衝材領域で発生する反応とそれらの相関に関するインフルエンスダイアグラム

(2) セメントー緩衝材相互作用に関する化学・物質移動連成解析

セメントー緩衝材相互作用の連成解析による緩衝材変質の評価と、それに基づくシナリオの分析及び核種移行パラメータ等の設定は、第2次 TRU レポートにおいて実施されている。

ここでは、セメントー緩衝材相互作用の連成解析に必要な情報について、第2次 TRU レポート以降の情報を含めて構造的に整理する。付図 4-1-14 に示すような構造で情報を整理することで、新しい知見が得られた際にも、どこの情報が更新されるのかが分かりやすくなり、また、解析の実施においても整理された最新の情報を利用することが可能になると考えられる。



付図 4-1-14 セメントー緩衝材接触による緩衝材変質解析に必要な情報等

以下に図中の主な項目について、現状の知見と、情報を利用する際の留意点等を解説する。

(i) [現象モデル]ー[セメント硬化体からのアルカリの供給]

ここでの情報の整理では、緩衝材中での反応に着目することとし、セメント硬化体からのアルカリの供給についての詳細な議論を行わないが、セメント劣化挙動をモデル化するためには、セメント水和物の初期組成とその溶解沈殿挙動を適切に表現することが必要である。これらについては、第2次 TRU レポート以降も継続的に研究が進められており、初期生成水和物については、CSH への AI の取り込みを考慮する Honda et al. (2009) のモデルや、セメント水和物溶解沈殿モデルに関する議論 (例えば, Lothenbach, 2006) 等の最新の研究動向について留意しておく必要がある。

(ii) [現象モデル]ー[緩衝材中での化学反応]ー[初期鉱物の溶解]ー[モンモリロナイト]

緩衝材中の主成分鉱物であるモンモリロナイトについては、その溶解モデルの詳細な検討が行われている。溶解については、希薄な溶液でのモンモリロナイトの溶解速度である「平衡から離れた系での溶解速度式」と、溶液が平衡に近づくに従って溶解速度が低減して行く現象の表現方法である「平衡に近い系での速度の変化の定式化」の2つに分離して考えられている。平衡に近づくことによる溶解速度の変化については、平衡に近い系で速度に及ぼす化学親和性またはギブス自由エネルギーの影響と、Catalytic/inhibitory effects 等の影響とを整理して考える必要があり、両方の影響因子を考慮した一般的反

応速度式が提案されている (Lasaga,1998)。ギブス自由エネルギーの影響については状態遷移理論 (Tarangent stage theory:TST) により定式化されている。一方、粘土鉱物の溶解速度については、どのような影響因子が存在するかといった点を含めた溶解メカニズムが解明されておらず、上記のような一般的反応速度式では説明することができない。そこで、溶解試験の実験結果に基づいて溶解速度の定式化を行った経験的モデルが提案されている。

フィロケイ酸塩を対象をととして、反応温度と pH を包括的に検討された溶解速度式に関する報告としては、Huertas et al.(2001), Kohler et al. (2003), Sato et al. (2004), Amram and Ganor(2005), Lowson et al. (2005), Kuwahara(2006), Sanchez et al. (2006), Yamaguchi et al. (2006b), Rozalen et al. (2009a,b)などがある。これらの文献では、それぞれ異なる試験手法 (例えば、フロースルー試験, バッチ試験 等), 溶液条件や温度で取得された実験データに基づいて定式化が行われているため、利用にあたっては、実験条件と評価対象の条件との相違などを確認し、適切なデータを選択する必要がある。また、溶解速度の導出に用いられている比表面積の与え方についても留意が必要である。第 2 次 TRU レポートにおいては、Sato et al.(2004)を用いている。

「平衡に近い系での速度の変化の定式化」についても、上述の通り、粘土鉱物の溶解速度については、影響因子の理解に基づく定式化には至っていないため、実験結果に基づいて溶解速度の定式化を行った経験的モデルが提案されている。第2次TRUレポートにおいては、Cama et al. (2000) の式を用いた。Cama et al. (2000) 以降に提案されているモデルとして、Chino et al. (2009) 及びMarty et al. (2011) がある。これらのモデル中で、Cama et al. (2000) 及びMarty et al. (2011) のモデルの根拠となっている実験は、高アルカリ条件での実験には基づいていないのに対し、Chino et al. (2009) のモデルでは、セメントとの接触で想定される高アルカリ条件での実験に基づいて導出されている。したがって、「平衡に近い系での速度の変化の定式化」についても、定式化で利用されている実験条件と、解析の対象としている条件との整合性に留意する必要がある。高アルカリ条件を対象としたの解析では、Chino et al. (2009) のモデルが参考となると考える。

### (iii) [現象モデル] -[緩衝材中での化学反応] -[モンモリロナイトのイオン交換挙動]

モンモリロナイトは陽イオン交換能を持った鉱物であるため、イオン交換反応により溶液中の陽イオン (Na,K,Ca,Mg 等) の濃度が変化し、二次鉱物の生成に影響を及ぼす。したがって、イオン交換定数等の整備が必要となる。さらに、モンモリロナイトの溶解によりイオン交換サイトが減少するが、これについては、利用する地球化学計算コードの特徴を踏まえて、モンモリロナイトの溶解とイオン交換の両方の現象を適切に取り扱えるように工夫が必要である。

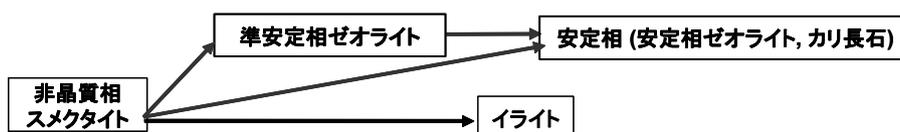
### (iv) [現象モデル] -[緩衝材中での化学反応] -[初期鉱物の溶解] -[その他の鉱物]

第 2 次 TRU レポートにおいては、随伴鉱物の溶解については、速度論的取り扱いの有無についての影響の確認を行っているものの、速度論的な取り扱いを取り入れるには十分な情報を得ることができなかった。随伴鉱物の中には、それらの速度論的な取り扱いがモンモリロナイトの溶解に影響を与えるものもある。例えば、解析条件によっては、長石類が早く溶けることで供給される Al がモンモリロナイトの溶解を抑制するようなケースもある。したがって、利用可能な知見を踏まえ、速度論的取り扱いが、モンモリロナイトの溶解挙動に及ぼす影響確認し、必要に応じて不確実性の一つとして取り扱うことも検討すべきである。

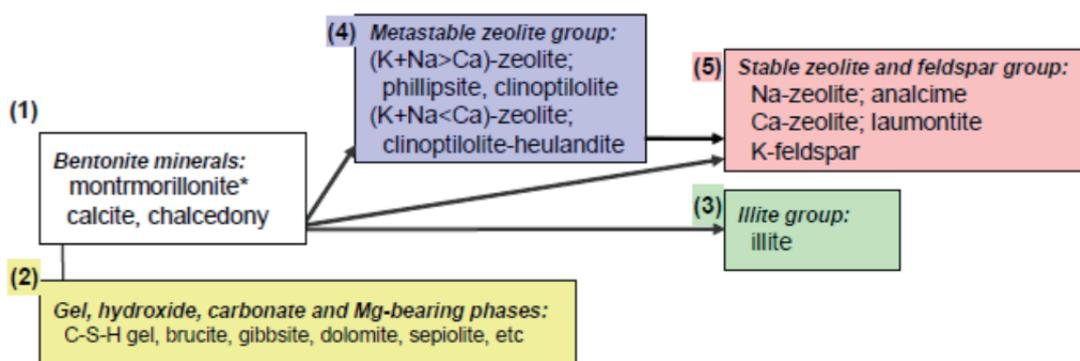
(v) [現象モデル] -[緩衝材中での化学反応] -[二次鉱物の沈殿]

「二次鉱物の沈殿」については、1)沈殿に伴い水酸基を消費あるいは生成するため、モンモリロナイトやカルセドニの溶解による pH 緩衝性に影響（促進あるいは阻害）を及ぼす、2)二次鉱物の構成元素に依存して間隙水組成に変化が生じ、初期鉱物の飽和度等が変化することにより、初期鉱物の溶解速度に影響を及ぼす、3)沈殿する鉱物のモル体積が異なるため、モンモリロナイトやカルセドニの溶解によって増大した間隙を充填する効果が異なる といった点で、変質の進展の予測に大きな影響を及ぼすことから、現実的に生成する可能性のある二次鉱物を同定し、適切な反応速度を設定することが重要となる。しかしながら、鉱物の生成反応速度についての知見は限られているため、もっともらしい反応速度を設定することは困難である。これへの対処方法としては、第2次 TRU レポートと同様に、可能性のある鉱物変遷シナリオに沿った複数のケースを設定した解析を実施し、可能性のある化学的・鉱物学的変化の変動幅を見積もり、緩衝材変質評価へ反映するということが考えられる。すなわち、二次鉱物の生成反応速度を0か∞（局所平衡に達する）として与えることと等価な解析条件を設定することで、二次鉱物の沈殿に関する不確実性の影響を見積もるという方法である。

付図 4-1-15 及び付図 4-1-16 に第2次 TRU レポートにおける解析で設定された、鉱物変遷の概念と鉱物変遷シナリオを示す。



付図 4-1-15 アルミノ珪酸塩鉱物についての鉱物変遷の概念



simulation case	scenario	primary mineral and potential secondary mineral
1	illitization	(1) (2) (3)
2	metastable zeolite formation	(1) (2) (4)
3	stable solid phase formation	(1) (2) (5)
4	illite/metastable zeolite formation	(1) (2) (3) (4)
5	illite/stable phases formation	(1) (2) (3) (5)
6	metastable zeolite/stable phases formation	(1) (2) (4) (5)
7	thermodynamically equilibrium system	(1) (2) (3) (4) (5)
8	cement crystallization	(1) (2) (3) (5)

\* It is assumed that the montmorillonite dissolution is controlled by kinetics

\*\* Tobermorite, jennite and afwillite are assumed as potential products instead of C-S-H gel

付図 4-1-16 複数の鉱物変遷シナリオ

現時点では、第2次 TRU レポートと同様に小田ほか(2005)を参考としつつ、不確実性への対応として、いくつかの可能性のある組み合わせを考慮した解析を実施し、保守性の観点も考慮して、変質の進展に関する根拠情報とすることが現実的である。

なお、モンモリロナイトや随伴鉱物の溶解、二次鉱物の沈殿を評価するためには、これらの鉱物の熱力学データが必要となり、熱力学データの影響も小さくないことから、継続的な熱力学データの見直しが必要と考える。

「変質部分の移行特性」に関しては、実効拡散係数、透水係数ともに間隙率等の関数として、導出を行う実験式が提案されている。現状では第2次 TRU レポートで用いた式の利用は妥当と考えるが、これらのモデルは、実験結果へのフィッティングにより導出された経験的なものであり、理論的な根拠の明確なものではない。このため、モデルの適用性は実験と同じ条件で同様の変質を経た場合に限られることに注意を要する。これらの変質に伴う物質移行特性に関するパラメータの設定については、今後、継続した検討が必要である。

#### 4.5 状態設定の検討

上述のような、現象理解に基づいた現象解析モデルの構築と情報整理に基づいて、不確実性を考慮しつつ緩衝材の変質挙動の解析を行った上で、状態設定を行うこととなる。変質挙動解析の結果は、地下水条件、セメント系材料の存在量等にも依存するため具体的に想定される条件に対して解析を実施する必要があるが、本検討では具体的な条件設定や解析は実施していないことから、第2次 TRU レポートでの評価結果を参考に、セメント系材料(OPC)の影響を考慮した緩衝材の長期変遷について、シナリオの前提となる状態設定を検討した。

第2次 TRU レポートにおける評価結果の再整理：

第2次 TRU レポートにおける TRU 廃棄物のグループ分類では、グループ1及び2において、ベントナイト緩衝材とセメント系材料が接触する処分概念となっており、グループ1及び2を対象として実施している緩衝材の変質挙動解析が参考となる。これらの解析では、坑道支保としては過剰のセメント量(セメント躯体の厚さ2.5m、緩衝材と反対の境界面は反射境界)を設定しており、この点では保守的と言える。坑道支保では、支保の母岩側で、地下水と接触することで、セメント系材料が劣化(アルカリ成分が溶出)し、時間経過後に、緩衝材側へのアルカリ成分の供給が低下することが考えられる。これについては、TRU 廃棄物のグループ3及び4を対象にして実施している、セメント系材料と周辺岩盤との相互作用の連成解析の結果が参考となる。

セメント系材料(OPC)と緩衝材が接触して設置されると、セメント系材料からの高pHの間隙水の緩衝材への浸入により、緩衝材間隙水のpHが上昇するとともに、緩衝材の主要構成鉱物(モンモリロナイト、カルセドニなど)は溶解する。モンモリロナイトやカルセドニの溶解に伴い、セメント系材料との境界近傍ではCSH、CASH、AFt、セピオラオイト等が生成する。境界から離れると、二次鉱物としてゼオライト類やカリ長石、セピオラオイト等が生成する。モンモリロナイトやカルセドニといった緩衝材構成鉱物の溶解によりpHは緩衝される。また、二次鉱物の沈殿は、徐々にセメント系材料-緩衝材界面近傍での間隙割合を変化させる。条件によっては、界面のセメント系材料側でも間隙の充填が起こり、セメント側からのアルカリの供給が制限される可能性もある。緩衝材領域ではセメント系材料との境界近傍で数百年から数万年の間はpH11以上が継続する。数万年後にはセメント系材料はRegionIIの期間

を終了する。イオン型の変化は、生成する二次鉱物に依存して、Na型が継続する場合とCa型に変化する可能性がある。

緩衝材中のモンモリロナイト量は、想定する二次鉱物などの解析条件に依存するが、第2次TRUレポートでのグループ1及び2の解析事例では、セメントから70cmの距離で、10万年後でも60%程度は存在する。したがって、セメント量が少ない今回の検討における前提条件の下では、10万年程度は止水性、コロイドろ過性能は保持されると考えられる。また、収着、拡散特性については、変質及び間隙水の水質に応じた変化が想定されることから、パラメータ設定において考慮すべきである。

ただし、第2次TRUレポートにおいても議論されているように、上記の設定には、前提となる種々の過程に不確実性含まれることから、不確実性を考慮したケースとともに処分システムの性能を議論することが重要である。

緩衝材の状態設定の検討（「緩衝材の長期変遷（コンクリート影響）」に関する部分）：

4.4項における緩衝材変質に関する現象理解の整理、また上述のような、現象理解に基づいた現象解析モデルの構築と情報整理に基づき、状態設定の記述としては、以下の通りとなる。

- ・緩衝材は長期にわたって顕著な変質は起こさず安全機能を発揮することが可能と考えられるが、ブラグ、グラウト、支保工としてセメント系材料を用いる場合には、環境条件やセメント系材料(OPC)の量に依存して緩衝材の変質が部分的には生じる可能性がある。

#### 参考文献 (付録 4-1)

- Amram, K. and Ganor, J. (2005) : "The combined effect of pH and temperature on smectite dissolution rate under acidic conditions." *Geochimica et Cosmochimica Acta* 69(10) : pp.2535-2546.
- ANDRA (2005) : "Dossier 2005 Argile – Safety evaluation of a geological repository."
- Beavers, J.A. Thompson, N.G., and Parkins, R.N. (1987): *Stress-Corrosion Cracking of Low-Strength Steels in Candidate High-Level Waste Repository Environments*, NUREG/CR- 3861
- Cama, J., Ganor, J., Ayora, C. and Lasaga, A.C. (2000) : "Smectite dissolution kinetics at 80°C and pH 8.8.", *Geochim. Cosmochim. Acta*, Vol. 64, pp. 2701-2717.
- Chino, D., Sato, T., Otani, Y., Nakabayashi, R., Oda, C. and Yoneda, T. (2009) : "Effect of aqueous aluminum and silica concentrations on smectite dissolution kinetics at hyperalkaline conditions, Abstract at International Clay Conference.
- Daux, V., Guy, C., Advocat, T., Crovisier, J.L. and Stille, P. (1997) : Kinetic aspects of basaltic glass dissolution at 90°C: role of aqueous silicon and aluminium, *Chemical Geology* 142 pp.109-126.
- 電事連 (電気事業連合会)・JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005) : TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ, JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02.
- 蛭名貴憲, 牧野仁史 (2005): 地層処分性能評価のガラス溶解評価におけるガラス固化体中の亀裂発生に伴う表面積増加の影響, JNC TN8400 2005-006.
- Grambow, B. and Müller, R. (2001): *J. Nucl. Mater.* 298, pp.112-124.
- 春名匠、朱列紅、柴田俊夫 (2000) : 重炭酸塩環境中における炭素鋼の応力腐食割れに及ぼす熱処理の影響, *材料と環境*, Vol. 49, No. 3, pp.138-143.
- 長谷川琢磨 (2004) : ベントナイトの透水・浸潤特性への海水影響, 電力中央研究所報告, N04005.
- Honda, A., Masuda, K., Nakanishi, H., Fujita, H. and Negishi, K. (2009) : Modeling of pH elevation due to the reaction of saline groundwater with hydrated ordinary Portland cement phases., *Mater. Res. Soc. Symp. Proc.* Vol.1124, pp.365-372.
- Huertas, F.J., Caballero, E., de Cisneros, C.J., Huertas, F. and Linares, J. (2001) : "Kinetics of montmorillonite dissolution in granitic solutions.", *Applied Geochemistry*, 16 (4), pp.397-407.
- Icenhower, J. P., McGrail, B.P., Shaw, W.J., Pierce, E.M., Nachimuthu, P., Shuh, D.K., Rodriguez, E. A. and Steele, J.L. (2008): Experimentally determined dissolution kinetics of Na-rich borosilicate glass at far from equilibrium conditions: Implications for Transition State Theory, *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72 pp.2767-2788
- Inagaki, Y., Shinkai, A., Idemitsu, K., Arima, T., Yoshikawa, H. and Yui, M. (2006): Aqueous alteration of Japanese simulated waste glass P0798: Effects of alteration-phase formation on alteration rate and cesium retention, *Journal of Nuclear Materials* 354, pp.171-184.
- Inagaki, Y., Makigaki, H., Idemitsu, K., Arima, T., Mitsui, S. and Noshita, N. (2012): Initial dissolution rate of a Japanese simulated high-level waste glass P0798 as a function of pH and temperature measured by using micro-channel flow-through test method, *Journal of Nuclear Science and Technology* 49, pp.438-449.
- 稲垣八穂広, 三ツ井誠一郎, 牧野仁史, 石黒勝彦, 亀井玄人, 河村和廣, 前田敏克, 上野健一, 馬場恒孝, 油井三和 (2004) : 高レベルガラス固化体の性能評価に関する研究 – 現状と信頼性向上にむけて – 原子力バックエンド研究, Vol.10 No.1-2, pp.69-83
- Jantzen, C.M. (1986): Prediction of Nuclear Waste Glass Durability from Natural Analogs, *Advances in Ceramics*, 20,

pp.703-712.

- JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999a) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 分冊3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.
- JNC (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2 地層処分の工学技術, JNC TN1400 99-022.
- JAEA (日本原子力研究開発機構) (2008):地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 報告書.
- 笠原晃明, 佐藤泰作 (1983) : ラインパイプ用鋼の応力腐食割れ感受性に及ぼす環境因子の影響, 鉄と鋼, Vol. 69, No. 11, pp. 97 - 104.
- 菊池広人, 棚井憲治, 松本一浩, 上野健一, 佐藤治夫, 鐵剛史 (2003) : 緩衝材の飽和透水特性-II -海水性地下水が緩衝材の透水性に及ぼす影響- JNC TN8430 2003-002
- 小林正人, 横山裕, 伊藤貴司, 朝野英一 (2011) : 炭素鋼オーバーパック溶接金属部の選択的な腐食に及ぼす化学成分に関する検討, 第58回材料と環境討論会講演集A-103.
- Kobayashi, M., Yokoyama, Y. Takahashi, R. Asano, H. Taniguchi, N. and Naito, M. (2011): Long term integrity of overpack closure weld for HLW geological disposal Part 2 corrosion properties under anaerobic conditions, Corrosion Engineering Science and Technology, vol.46, No. 2, pp.212-216.
- Kohler, S. J., Dufaud, F. and Oelkers, E.H. (2003) : "An experimental study of illite dissolution kinetics as a function of pH from 1.4 to 12.4 and temperature from 5 to 50 degrees C." *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 67(19) : pp.3583-3594.
- 兒島洋一、藪内透、辻川茂男 (1998) : 圧縮ベントナイト環境中炭素鋼腐食速度の堆積腐食生成物層による加速, 材料と環境'98講演集, p.233.
- Kurosawa, S., Yui, M. and Yoshikawa, H. (1997): Experimental Study of Colloid filtration by Compacted Bentonite, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, Vol.465, Material Research Society, pp. 963-970.
- 櫛田隆弘(2000) : 電気化学的水素透過法を用いた水素脆化の研究について, 材料と環境, Vol. 49, No. 4 , pp.195-200.
- Kuwahara, Y. (2006) : "In-situ AFM study of smectite dissolution under alkaline conditions at room temperature." *American Mineralogist* 91(7) : pp.1142-1149.
- Lothenbach, B. and Winnefeld, L (2006):Thermodynamic Modelling of the Hydration of Portland Cement, *Cement and Concrete Research*, 36, pp.209–226.
- Lasaga, C. (1998) : *Kinetic Theory in Earth Sciences*, Princeton Univ. Press,
- Lowson, R. T., Comarmond, M.C.J., Rajaratnam, G. and Brown, P.L. (2005) : "The kinetics of the dissolution of chlorite as a function of pH and at 25 degrees C." *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 69(7) : pp.1687-1699.
- Maeda, T., Ohmori, H., Mitsui, S. and Banba, T. (2011):Corrosion Behavior of Simulated HLW Glass in the Presence of Magnesium Ion, Volume 2011 , Article ID 796457, 6 pages
- Maeda, T., Hotta, K., Usui, H. and Banba, T. (2012):Characteristics of Alteration Layers Formed on Simulated HLW Glass under Silica-saturated Solutions, *Journal of Australian Ceramic Society*, 48[1].
- Marsh, GP., Harker, A.H. and Taylor, K.J. (1989):Corrosion of Carbon-Steel Nuclear Waste Containers in Marine Sediment Corrosion, Vol. 45, No. 7, pp. 579-589(1989).

- Marty, N.C.M., Cama, J., Sato, T., Chino, D., Villieras, F., Razafitianamaharavo, A., Brendle, J., Giffaut, E., Soler, J., Gaucher, E.C. and Tournassat, C. (2011) : Dissolution kinetics of synthetic Na-smectite. An integrated experimental approach, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 75, pp.5849-5864.
- McGrail, B.P., Bacon, D.H., Icenhower, J.P., Mann, F.M., Puigh, R.J., Schaef, H.T. and Mattigod, S.V. (2001): Near-field performance assessment for a low-activity waste glass disposal system: laboratory testing to modeling results, *J.Nucl.Mater.*298, pp.95-111.
- Mitsui, H., Takahashi, R., Asano, H., Taniguchi, N. and Yui, M. (2008): Susceptibility to Stress Corrosion Cracking for Low-carbon Steel Welds in Carbonate-Bicarbonate Solution, *Corrosion*, vol. 64, No. 12, pp.939-948.
- 三井裕之, 高橋里栄子, 谷口直樹, 大槻彰良, 朝野英一, 油井三和 (2006) : オーバーパック溶接部の耐食性評価に関する研究Ⅲ(共同研究), *JAEA-Research* 2006-080.
- Mitsui, S. and Aoki, R., (2001): Effect of a siliceous additive on aqueous alteration of waste glass with engineered barrier materials, *Journal of Nuclear Materials*, 298, pp.184-191.
- Mitsui, S., Makino, H., Inagaki, M. and Ebina, T. (2009): Impact of Silicon Migration through Buffer Material on the Lifetime of Vitrified Waste, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol.1193*, pp.397-404.
- 三ツ井誠一郎, 笹本広, 久保田満, 亀井玄人 (1996) : 廃棄物ガラスと火山ガラスの溶解挙動の比較, *放射性廃棄物研究*, 2, 1&2, pp.105-119.
- Miyahara, K., Tachi, Y., Kitamura, A., Mitsui, S., Sawada, A., Shibata, M., Neall, F and McKinley, I.G. (2011): Roles of conceptual model development for realistically quantifying radionuclide migration, *Proceedings of 2011 International High-Level Radioactive Waste Management Conference (IHLRWM 2011)*, pp.292-298.
- 村田朋美 (1981) : APC, HEを通しての水素の役割, 第78・79回西山記念技術講座, 日本鉄鋼協会.
- 日本原子力学会「地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント」特別専門委員会 (2010) : 地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント～地層処分において必要と考えられる高レベル放射性廃棄物(ガラス固化体)の特性～報告書, 日本原子力学会.
- NUMO(原子力発電環境整備機構)(2011) : 地層処分事業の安全確保 (2010年度版) -確かな技術による安全な地層処分の実現のために-, *NUMO-TR-11-01*.
- 小田治恵, 佐々木良一, Savage, D., Arthur, R.C., 本田明 (2005) : 緩衝材の鉱物学的長期変遷シナリオ, *JNC TN8400* 2005-020.
- 大和田仁, 三原守弘, 入矢桂史郎, 松井淳 (2000) : フライアッシュ高含シリカフュームセメントの実用性の検討, *サイクル機構技報*No. 6, pp.43-52.
- Peugot, S., Cachia, J.-N., Je'gou, C., Deschanel, X., Roudil, D., Broudic, V., Delaye, J.M. and Bart, J.-M. (2006): Irradiation stability of R7T7-type borosilicate glass, *Journal of Nuclear Materials* 354 pp.1-13.
- Peugot, S., Broudic, V., Je'gou, C., Frugier, P., Roudil, D., Deschanel, X., Rabiller, H. and Noel, P.Y. (2007): Effect of alpha radiation on the leaching behavior of nuclear glass, *Journal of Nuclear Materials* 362 pp.474-479.
- PNC (動力炉・核燃料開発事業団) (1991) : 地層処分研究開発の現状 (平成元年度), *PNC TN1700* 93-001.
- Philippini, V., Naveau, A., Catalette, H. and Leclercq, S. (2006): Sorption of silicon on magnetite and other corrosion products of iron, *Journal of Nuclear Materials* 348 pp.60-69.
- Pourbaix, M.(1966): *Atlas of Electrochemical Equilibria in Aqueous Solutions*, Pergamon Press.
- Ribet, I., Gin, S., Godon, N., Jollivet, P., Minet, Y., Grambow, B., Abdelouas, A., Ferrand, K., Lemmens, K., Aertsens, M., Pirlet, V., Jacques, D., Crovisier, J.L., Aouad, G., Arth, A., Clément, A., Fritz, B., Morvan, G., Munier, I., Del Nero, M., Ozgümüs, A., Curti, E., Luckscheiter, B. and Schwyn, B. (2007): Final report of the GLASTAB

European Project, Contract No FIKW-CT-2000-00007.

- Rozalen, M., Huertas, F. J. and Brady, P. V. (2009a) : "Experimental study of the effect of pH and temperature on the kinetics of montmorillonite dissolution." *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 73(13) pp.3752-3766.
- Rozalen, M., Brady P. V. and Huertas F. J. (2009b) : "Surface chemistry of K-montmorillonite : Ionic strength, temperature dependence and dissolution kinetics." *Journal of Colloid and Interface Science* 333(2), pp.474-484.
- RWMC (2011) : 地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム工学要素技術高度化開発報告書 (第2分冊) 人工バリア品質評価技術の開発.
- Sanchez, L., J. Cuevas, S. Ramirez, D. R. De Leon, R. Fernandez, R. V. Dela Villa and S. Leguey (2006) : "Reaction kinetics of FEBEX bentonite in hyperalkaline conditions resembling the cement-bentonite interface." *Applied Clay Science* 33(2), pp.125-141.
- Sato, T., Kuroda, M., Tsutsui, M., Fukushi, K., Tanaka, T. and Nakayama, S. (2004) : "Dissolution mechanism and kinetics of smectite under alkaline conditions." *Proceedings of the international workshop on bentonite-cement interaction in repository environments : NUMO-TR-04-05.*
- Schulz, R.L., Brown, K.G., Lorier, T.H., Reamer, I.A., Peeler, D.K., Vienna, J.D., Jorgensen, B.M., Jiricka, A. and Smith, D.E. (2000): Hanford Immobilized LAW Product Acceptance: Tanks Focus Area Testing Data Package II, PNNL-13344, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA.
- Schumacher, S. (2005): Synthèse des modèles de relâchement des colis de déchets à haute activité et à vie longue. Rapport Andra n° C NT ASCM 03-0045.
- Shoesmith, D.W. and King, F.(1999): The effects of gamma radiation on the corrosion of candidate materials for the fabrication of Nuclear waste packages, AECL-11999.
- 柴田俊夫, 瀬尾眞浩, 杉本克久, 水流徹, 藤本慎司, 井上博之 (2005) : マグネタイト共存下における炭素鋼の腐食挙動に関する研究の現状と課題, *材料と環境*, Vol.54, No.1, pp.2-8.
- Simpson, J.P. (1984): Experiments on container materials for Swiss high-level waste disposal projects Part II NAGRA Technischer Bericht 84-01.
- SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark, Main report of the SR-Site project, TR-11-01 SKB, Stockholm, Sweden.
- Smart, N.R., Blackwood, D.J. and Werme, L. (2002): Anaerobic Corrosion of Carbon Steel and Cast Iron in Artificial Groundwaters: Part 2 Gas Generation, Corrosion, Vol. 58, No.8, pp.627-637.
- Taniguchi, N. (2002): Effect of Magnetite as a Corrosion Product on the Corrosion of Carbon Steel Overpack, *European Federation of Corrosion Publications* No.36, pp.424-438.
- Taniguchi, N., Suzuki, H., Kawasaki, M., Naito, M., Kobayashi, M., Takahashi, R. and Asano, H. (2011): Propagation behaviour of general and localised corrosion of carbon steel in simulated groundwater under aerobic conditions, *Corrosion Engineering Science and Technology*, vol.46, No. 2, pp.117-123.
- 谷口直樹, 川上進, 森田光男 (2001a) : ベントナイト/ケイ砂混合体における炭素鋼の不動態化条件, *JNC TN8400* 2001-025.
- 谷口直樹, 川崎学, 藤原和雄 (2001b) : ベントナイト中における硫酸塩還元菌の活性と硫化水素によるオーバーパック材料の腐食への影響, *JNC TN8400* 2001-011.
- 谷口直樹, 川崎学, 内藤守正 (2010) : 低酸素濃度下での模擬地下水の飽和した圧縮ベントナイト中にお

- ける炭素鋼の腐食挙動, 材料と環境, Vol. 59, No. 11, pp.418-429.
- 谷口直樹, 山口真, 建石剛 (2011) : 人工海水中における炭素鋼の腐食に及ぼす $\gamma$ 線線量率の影響, 第58回材料と環境討論会講演集, A-102.
- Van Iseghem, P., Aertsens, M., Gin, S., Grambow, B., Strachan, D., McGrail, P., Wicks, G. and McMenamin, T. (2011): Glamor- or How We Achieved a Common Understanding on the Decrease of Glass Dissolution Kinetics Through International Cooperation, Journal of the South Carolina Academy of Science, 9(1).
- Wickert C.L., Vieira A.E., Dehne J.A., Wang X., Wilder D.M., Barkatt, A. (1999): Effects of salts on silicate glass dissolution in water: kinetics and mechanisms of dissolution and surface cracking, Physics and Chemistry of Glasses - European Journal of Glass Science and Technology Part B, Vol.40, pp.157-170.
- Yamaguchi, K., Inagaki, Y., Saruwatari, T., Idemitsu, K. and Arima, T. (2006a): Kinetics of Aqueous Alteration of P0798 Simulated Waste Glass in the Presence of Bentonite, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 932, pp.385-392.
- Yamaguchi, T., Sakamoto, Y., Akai, M., Takazawa, M., Iida, Y., Tanaka, T. and Nakayama, S. (2006b) : "Experimental and modeling study on long-term alteration of compacted bentonite with alkaline groundwater." Physics and Chemistry of the Earth 32(1-7) : pp.298-310.
- Yokoyama, Y., Mitsui, H., Takahashi, R., Asano, H., Taniguchi, N. and Naito, M. (2009): Corrosion Behavior of Weld Zone of Carbon Steel Overpack for HLW Geological Disposal, MRS Symp. Proc. Vol. 1124, pp.463-471.
- Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999): Groundwater Evolution Modeling for the Second Progress Performance Assessment (PA) Report, JNC TN8400 99-030.

## 付録 5-1 SKB の SR-Site における岩石中の核種移行パラメータ設定の調査・分析

### 1. はじめに

スウェーデン SKB では、花崗岩（結晶質岩）の深部地下環境下に使用済燃料廃棄体を処分する KBS-3 概念を対象に、段階的な安全評価とサイト選定を進めてきており、2009 年には処分場予定地としてフォルスマルクを選定し、現在許認可申請に向けた準備を進めている状況である。これら安全評価と核種移行パラメータ設定は、以下のように段階的に詳細化しつつ進められてきた。

**SR-97:** サイト選定に向けてのジェネリックな条件に基づく予備的安全評価であり、収着パラメータは花崗岩系の幅広いデータに基づき概括的に設定された (SKB, 1999; Carbol and Engkvist, 1997)

**SR-Can:** 2つの候補サイトの実際の地質環境情報に基づく最初の安全評価であり、許認可申請のための予備的報告書である。収着パラメータ設定においても、幅広い文献データをベースとしつつ、具体的な環境条件や不確実性等がより現実的に考慮された (SKB, 2006; Crawford et al., 2006)

**SR-Site:** 許認可申請のための安全評価報告書である。評価サイトの詳細化された環境条件をより現実的に考慮するとともに、実サイトの岩石や地下水試料を用いて取得したデータの活用も含めた収着パラメータの設定アプローチが提示された (SKB, 2011; Crawford, 2010)

これら一連の安全評価と核種移行パラメータ設定のアプローチは、花崗岩を対象とした最新の情報に基づくパラメータ設定という観点に加え、実際の地質環境を対象として、その情報量の変遷への対応や不確実性の取り扱いなどを世界に先駆けて検討した事例として参考になる。ここでは、主に SR-Site のメインレポート及び関連サブレポートを中心に、一部 SR-Can との関係等も含め、天然バリア中の分配係数パラメータ設定に関する手法について調査・分析を行った。

### 2. SR-Site における核種移行パラメータ設定に関する調査・分析

#### 2.1 核種移行パラメータ設定の方法

##### 2.1.1 核種移行パラメータ設定の基本方針

###### (1) 核種移行解析モデルの概要

SR-Site で想定している地質環境においては、溶質の移動は主として割れ目等の移行経路に沿った移流によって生じ、そこでは、マトリクス拡散及びマトリクス中の微視的な表面での収着平衡による移行遅延が期待できる (Berglund and Selroos, 2003)。SR-Site の核種移行モデルにおいては、マトリクス中の溶質の拡散は実効拡散係数  $D_e$  によって表現され、 $D_e$  はマトリクス中の微視的な間隙構造が位置によって異なることから空間的な不均質性を呈するものと考えられている。想定するそれぞれの溶質の実効拡散係数は、岩石マトリクス中の間隙の幾何学的構造と連結性に依存するものとしてモデル化されている。SR-Site において用いられる実効拡散係数パラメータについては、Data report (SKB, 2010a) に記載されている。他方、岩石の収着特性は、可逆かつ線形であると仮定され、分配係数  $K_d$  によって表現される。

テクトニックな応力の影響や風化及び過去の熱水との反応による変質の履歴等により、割れ目と直交する方向においてもマトリクスの遅延特性は不均質であり、一定の深さにまで変質の影響が及んでいるものと考えられる。この影響領域では、一般的に、微小割れ目や微小間隙が多く、また、鉱物組成も変化している場合がある。このような変質は、むしろ、割れ目から離れた未変質のマトリクス部よりも高い遅延特性につながるものであり、このような保守的な視点から、SR-Site では、割れ目近傍の変質部の影響を無視して深さ方向に一律の特性を仮定することとしており、核種移行

解析においては、未変質の岩石マトリクスの遅延特性を想定している。状況によっては、マトリクスとは異なる特性を有する割れ目表面の被覆層における収着を考慮すべき場合があるが、SR-Siteでは、このような割れ目表面被覆層における遅延効果も保守的に無視されている。この背景には、一定の遅延特性を持つ表面被覆層が割れ目に沿って全域的に存在することを実証することが困難であるという判断がある（SKB, 2010b）。

## (2) 線形収着モデルの採用

線形の収着モデルをフィック型の溶質拡散モデルと組み合わせてマトリクス中の遅延プロセスを表現するという単純化の妥当性は、モデル化の対象とする溶質である放射性核種の濃度が極めて希薄なトレース量のものである場合にのみ成立するものであるが、地層処分の安全評価における核種移行解析の目的に照らせば、このような条件が成立することは広くコンセンサスとなっている（McKinley and Scholtis, 1993; NEA, 2001; Alexander et al., 2003）。

核種の岩石への収着は、鉱物組成、収着に寄与する表面積、及び地下水組成に強く依存するものである。ここで、鉱物組成及び収着に寄与する表面積については、移行経路に沿った方向及び割れ目に直交する方向のいずれにおいても不均質性を呈することが一般的であるが、時間的には、安全評価の時間スケールを考慮しても一定とみなすことができる。環境条件毎に定数とみなすことのできる分配係数モデルを用いることにはいくつかの利点がある。モデルが線形となるため収着を考慮した核種移行モデルについての解析解を導出することができ、また、移行経路にそった遅延特性の不均質性についても、比較的容易に取り扱うことができる。

表面錯体等の熱力学的な収着モデルに関しては、近年国際的にも顕著な進歩が見られるものの（例えば、NEA, 2005）、割れ目の発達した結晶質岩での安全評価においてこれらのモデルを直接用いることは、現時点においてはデータの制約等から現実的な選択肢であるとは言い難い。メカニスティックなモデルの基礎となる広範な条件でのデータに制約がある場合には、これらのモデルを用いた解析の結果には大きな不確実性が含まれることとなる。また、メカニスティックな収着モデルには本質的に非線形性が含まれており、このようなモデル自体を核種移行解析に組み込むことは、モデルの挙動が極めて複雑なものとなることを意味する。

安全評価における核種移行解析の目標は、実際の核種移行現象を精緻にシミュレートすることではなく、その影響について合理的な上限を把握することである。この目標に照らせば、単純な「環境条件毎に定数とみなすことのできる分配係数モデル」を用いて注意深く不確実性を抽出し、適切な保守性を見込んでパラメータを設定することにより、正当化することのできる上限を算出することが可能であると考えられる。ただし、ここで、安全評価上の保守性が何を意味するかについては、注意深い検討が必要である。例えば、将来の地質環境の変遷により、岩石への核種収着量が低下するような変化が生じた場合、変化に先立ち岩石に収着していた核種が離脱して再び可動な状態となりスパイク上のピーク放出率をもたらす可能性がある。このような場合に、変化に先行する期間の分配係数を過小評価することは（変化に先立つ期間の安全評価においては保守側であるものの）、変化に起因する新たなピークを過小評価する可能性があり非保守側ともなり得る。

## (3) SR-Siteにおける評価対象核種

SR-Siteにおける安全評価解析において重要性があると考えられている放射性核種は、付表 5-1-1 に示すように、以下の3種類に区分される（SKB, 2010b）。

- 重要性が高い (important) 核種：使用済燃料中のインベントリや半減期の観点から、精度の高い収着データが必要となる。
- 重要性が低い (minor importance) 核種：短寿命のために天然バリア中の精度のある収着データは必ずしも必要とはならない。
- 娘核種の重要性が高い核種 (inventory only)：それ自体の天然バリア中での移行を考慮する必要は低い、娘核種として重要なものがあるため、そのインベントリは考慮する必要がある。

付表 5-1-1 SR-Site における注目核種とその分類 (Crawford, 2010)

Important		Minor importance		Inventory only	
Nuclide	Half-life (y)	Nuclide	Half-life (y)	Nuclide	Half-life (y)
<b>Fission and activation products:</b>					
C-14	$5.73 \times 10^3$	Ag-108m	$4.18 \times 10^2$		
Cl-36	$3.01 \times 10^5$	Cd-113m	$1.41 \times 10^1$		
Cs-135	$2.30 \times 10^6$	Eu-152	$1.35 \times 10^1$		
Cs-137	$3.01 \times 10^1$	H-3	$1.23 \times 10^1$		
I-129	$1.57 \times 10^7$	Ho-166m	$1.20 \times 10^3$		
Nb-94	$2.03 \times 10^4$	Mo-93	$4.00 \times 10^3$		
Ni-59	$7.60 \times 10^4$	Nb-93m	$1.61 \times 10^1$		
Se-79	$1.13 \times 10^6$	Ni-63	$1.00 \times 10^2$		
Sn-126	$1.00 \times 10^5$	Sm-151	$9.00 \times 10^1$		
Pd-107	$6.50 \times 10^6$	Sn-121m	$5.50 \times 10^1$		
Sr-90	$2.87 \times 10^1$				
Tc-99	$2.11 \times 10^6$				
Zr-93	$1.53 \times 10^6$				
<b>Actinides:</b>					
<b>4n decay chain (thorium series)</b>					
Pu-240	$6.56 \times 10^3$	Cm-244	$1.81 \times 10^1$		
Th-232	$1.41 \times 10^{10}$				
U-236	$2.34 \times 10^7$				
<b>4n+1 (neptunium series)</b>					
Cm-245	$8.50 \times 10^3$	Pu-241	$1.44 \times 10^1$	U-237	$1.85 \times 10^{-2}$
Am-241	$4.32 \times 10^2$			Pa-233	$7.38 \times 10^{-2}$
Np-237	$2.14 \times 10^6$				
U-233	$1.59 \times 10^5$				
Th-229	$7.34 \times 10^3$				
<b>4n+2 (radium series)</b>					
Cm-246	$4.73 \times 10^3$	Am-242m	$1.41 \times 10^2$	Am-242	$1.83 \times 10^{-3}$
Pb-210	$2.23 \times 10^1$	Pu-238	$8.77 \times 10^1$	Cm-242	$4.46 \times 10^{-1}$
Pu-242	$3.73 \times 10^5$			Np-238	$5.80 \times 10^{-3}$
Ra-226	$1.60 \times 10^3$			Th-234	$6.60 \times 10^{-2}$
Th-230	$7.54 \times 10^4$			Pa-234m	$2.22 \times 10^{-6}$
U-238	$4.47 \times 10^9$				
U-234	$2.46 \times 10^5$				
<b>4n+3 (actinium series)</b>					
Am-243	$7.37 \times 10^3$	Cm-243	$2.91 \times 10^1$	Np-239	$6.45 \times 10^{-3}$
Pu-239	$2.41 \times 10^4$				
U-235	$7.04 \times 10^8$				
Pa-231	$3.28 \times 10^4$				
Ac-227	$2.18 \times 10^1$				

#### (4) データソース及び相関グループ

SR-Siteにおける安全評価解析の対象とした種々の元素と酸化還元状態を付表5-1-2にまとめる。同表には、以下の事項を併せて挙げている。

- 将来の地質環境の変遷を考慮した場合の平均的な地下水水質において支配的になるものと推定される液相化学種（濃度が同程度の場合には複数のものを併記）
- 移行遅延に寄与すると考えられる主要な収着メカニズム
- データソースあるいは他の元素との類似性に基づく推定
- 相関グループ： $K_d$ がイオン強度に依存するグループ（イオン交換あるいはouter-sphereでの表面錯体生成）及びpHと炭酸濃度に依存するグループ（主としてinner-sphereでの表面錯体生成）。同じ相関グループに属する溶質は、地下水水質の不確実性や時間変遷に対して同様の影響を被るものと考えられる。ただし、このようなグルーピングは概略的なものであり、収着メカニズムが上記2種の混合型であるものについては、相関グループへの割当てを適切に行うことが難しい。

$K_d$ データの収集にあたっては、Forsmark 及び Laxemar でのサイト調査で得られたデータ及び文献データを対象とした。また、これらのいずれのデータにも含まれていない元素（及び酸化還元状態）については、化学的類似性に基づき範囲の推定が行われている。この推定の正当性は必ずしも示し得るものではないが、データの不足のために不可避の対策である。付表 5-1-2 において同じ相関グループに属する元素の  $K_d$  は、確率論的な安全評価において互いに相関しつつサンプリングされることとなる。例えば、地下水のイオン強度が変化する場合、イオン交換によって収着されるグループの元素の  $K_d$  は同様に上昇あるいは低下するようにサンプリングされることとなり、同様に、水質が変動した場合に inner-sphere での表面錯体生成によって収着されるグループの元素の  $K_d$  は同様に上昇あるいは低下するようにサンプリングされることとなる。

付表 5-1-2 SR-Site における評価対象元素のデータソース及び化学的類似性 (Crawford, 2010)

Element	Corr. Group	Redox State	Dominant species	Class	Status
Alkali and alkaline earth metals					
Cs	1	+1	Cs <sup>+</sup>	IX	site specific data
Ra	1	+2	Ra <sup>2+</sup>	IX	site specific data
Sr	1	+2	Sr <sup>2+</sup>	IX	site specific data
Actinides					
Eu	2a	+3	EuCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	IS	site specific data
Ho	2a	+3	HoCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	IS	Am(III)/Eu(III) analogy
Sm	2a	+3	SmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	IS	Am(III)/Eu(III) analogy
Lanthanides					
Ac	2a	+3	AcCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	IS	Am(III)/Eu(III) analogy
Am	2a	+3	AmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	IS	site specific data
Cm	2a	+3	CmCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	IS	Am(III)/Eu(III) analogy
Np	2b	+4	Np(OH) <sub>4</sub>	IS	Pu(IV) analogy
		+5	NpO <sub>2</sub> <sup>+</sup> , NpO <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	IS	site specific data
Pa	2b	+4	Pa(OH) <sub>4</sub>	IS	literature data
		+5	PaO <sub>2</sub> (OH)	IS	literature data
Pu	2a	+3	PuOH <sup>2+</sup> , Pu <sup>3+</sup>	IS	Am(III)/Eu(III) analogy
		+4	Pu(OH) <sub>4</sub>	IS	literature data
		+5	PuO <sub>2</sub> <sup>+</sup>	IS	literature data
		+6	PuO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , PuO <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	IS	literature data
Th	2b	+4	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	IS	Pu(IV) analogy
U	2b	+4	U(OH) <sub>4</sub>	IS	with Pu(IV) analogy
		+6	UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> , UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	IS	site specific data
Transition elements					
Ni	1	+2	Ni <sup>2+</sup> , NiCl <sup>+</sup>	Mixed	site specific data
Zr	2b	+4	Zr(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup>	IS	literature data
Ag	1	+1	AgCl <sub>2</sub> <sup>-</sup> , AgCl <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , AgCl <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	Mixed	Cs(I) analogy
Cd	1	+2	CdCl <sup>+</sup> , Cd <sup>2+</sup> , CdCl <sub>2</sub>	Mixed	Ni(II) analogy
Pb	2b	+2	PbCO <sub>3</sub> , PbCl <sup>+</sup> , PbOH <sup>+</sup> , Pb <sup>2+</sup>	IS	literature data
Pd	2b	+2	Pd(OH) <sub>2</sub>	IS	literature data
Mo	–	+6	MoO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	–	assumed non-sorbing
Nb	2b	+5	NbO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Nb(OH) <sub>5</sub>	IS	literature data
Tc	2b	+4	TcO(OH)2	IS	Pu(IV) analogy
		+7	TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	–	assumed non-sorbing
Other					
C	–	+4	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	–	assumed non-sorbing
		–4	CH <sub>4</sub> (or organic acids)	–	assumed non-sorbing
Cl	–	–1	Cl <sup>-</sup>	–	assumed non-sorbing
I	–	–1	I <sup>-</sup>	–	assumed non-sorbing
		–2	HSe <sup>-</sup>	IS	literature data
		+4	HSeO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SeO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	IS	literature data
Se	–	+6	SeO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	IS	literature data
		+4	Sn(OH) <sub>2</sub>	IS	literature data

Notes: IX (denotes sorption by ion-exchange)  
 IS (denotes sorption by inner sphere surface complexation)  
 Mixed (denotes sorption by a possibly mixed mechanism)

(5) 化学的類似性に基づく推定

SR-Siteの $K_d$ 設定において検討された元素の酸化還元状態や反応性の比較を付表5-1-3に、それをもとに整理された化学的類似性を付表5-1-4に示す。ここで、Ag(I)及びCd(II)の $K_d$ 値を推定するために、それぞれ、Cs(I)及びNi(II)が類似元素として利用されている。ただし、Ag(I)及びCd(II)はいずれも塩分濃度の高い地下水中では塩素との錯体を形成する可能性があり、この点で、Cs(I)及びNi(II)の挙動は異なるため、類似性の判断には疑義が生ずるとされている。また、 $Ag^+$ はAhrland et al. (1958) による陽イオンの親和性の分類に基づけば、 $Cs^+$ よりもむしろ $Hg^+$ や $Cu^+$ との類似性が考えられる。ただし、同様のグルーピングは、既往の事例 (Carbol and Engkvist, 1997) においても、Ag(I)の $K_d$ を過小評価するという意味で採用されており、SR-Siteにおいてもそのまま採用されている。

付表 5-1-3 主要元素の各酸化還元状態での相対的な反応性の比較 (Crawford, 2010)

**Table 3-3. Summary of relative reactive properties of different redox states of significant elements. For ion-exchange, sorptivity is thought to be inversely related to hydrolysis constant. For surface complexation, binding strength can be posited to be proportionally related to the hydrolysis constant (assuming analogous behaviour for reactions with surface hydroxyl groups). Carbonate complexation constants can signify both extent of competitive binding in the aqueous phase and the possibility for ternary surface complex formation (Np(V) and U(VI)).**

Oxidation state	Relative order of reaction constants	Reaction class
I (Alkali)	Li > Na > K > Rb > Cs	Hydrolysis
II (Alkaline earth)	Mg > Ca > Sr > Ba > Ra	Hydrolysis
II (Transition)	Pd >> Pb > Ni > Cd	Hydrolysis
III	Ho > Eu > Sm > Am > Pu	Hydrolysis
	Eu > Ho ≈ Am > Sm > Pu	Carbonate complexation
IV	Sn > Pa > Pu > Np > U > Th	Hydrolysis
	Pu > Np > U > Th	Carbonate complexation
V	Np ≈ Pu	Hydrolysis
	Pu > Np	Carbonate complexation
VI	U > Pu	Hydrolysis
	U > Pu	Carbonate complexation

Note: Although Li, Na, K, Rb, Mg, Ca, Ba are not radionuclides in spent fuel, as groundwater constituents they are nonetheless important for understanding competitive ion-exchange in groundwater.

付表 5-1-4 SR-Site において  $K_d$  の推定に用いた化学的類似性のまとめ (Crawford, 2010)

**Table 3-4. Summary of geochemical analogues used for assigning  $K_d$  data in SR-Site (this data compilation). Analogues of questionable validity are labelled with an asterisk (\*).**

Analogue species	Representing
Cs(I)	Ag(I)*
Am(III)/Eu(III)	Ho(III), Sm(III), Pu(III), Ac(III), Cm(III)
Ni(II)	Cd(II)*
Pu(IV)	Np(IV), U(IV), Th(IV), Zr(IV)*, Sn(IV)*, Tc(IV)*
Non-sorbing	Cl(-), I(-), C(IV,-IV), Tc(VII), Mo(VI)

付表 5-1-4 に記載されている以外の化学的類似性も間接的に用いられている。例えば、将来の水質（塩分濃度）変化に対する Ra(II)の収着性の応答については、Ba(II)との間に化学的類似性があるものと仮定されている。また、その他、データが稀な場合、設定された  $K_d$  値の妥当性を検証するために利用されている類似性もある。例えば、SR-Site で想定している水質中での花崗岩に対する Pb(II)の収着に関するデータは一例しかなく、このため、このデータに基づき設定された  $K_d$  値の不確実性の影響を評価するために、Ni(II)についての  $K_d$  値を Pb(II)に適用した感度解析を行っている。Pb(II)は Ni(II)よりも顕著に大きい第一加水分解定数（first hydrolysis constant）を呈するために、このような仮定は極めて悲観的なものと考えられる。

想定される水質中で主に陰イオンとして存在すると考えられる核種については、非収着性であると仮定されているが、例外として、Se(-II,IV,VI)については弱い有意な収着性を示すデータが得られているために、このデータに基づき  $K_d$  値を設定している。陰イオンとして存在する Se を収着することのできる鉱物は表面が正に帯電していることが必要であり、SR-Site で想定される水質条件では、岩石の間隙中に微量存在するヘマタイトのみが唯一の可能性がある。ただし、地下水中の炭酸濃度が上昇した場合、ヘマタイト表面で炭酸と Se の間の競合が生ずるため、Se の収着性は低下する可能性がある。

#### (6) 文献データの利用

ほとんどの文献データは、それぞれの対象とするサイトにおいてボアホール内の一カ所（一区間）から得られた岩石の粉碎試料を用いた実験により得られたものであり、多くの場合、同一の粒子サイズと反応期間に対して得られた複数の重複する試験結果を含んでいる。また、これらのデータが取得された実験条件は、次節で述べるサイトスペシフィックデータの実験条件の範囲よりも狭く、データ自体のばらつきも小さい。しかしながら、このことは、これらの文献データの不確実性が小さいことを意味するものではなく、むしろ、データ点数が少ないために見かけ上不確実性が過小評価されている可能性がある。このため、文献データの不確実性は注意深く取り扱う必要がある。文献データ数が少ないことに起因する「ばらつきの過小評価」については、統計的な再サンプリングの手法を用いることによって対応されている。測定自体の誤差が小さい場合には、この手法を用いた場合の効果は小さいが、個々の測定に含まれる誤差が大きい場合には、再サンプリングによる見かけの不確実性の増大は過小評価を避ける上で重要な処理となる。

SR-Site で用いられた文献データのリストを付表 5-1-5 にまとめる。なお、これらの文献の中には、 $K_d$  値設定に直接利用されたもの (A) 以外にも、サイトスペシフィックデータと補完的に併用されたもの (B) 及び設定値の妥当性を評価するための比較対象として用いられたもの (C) が含まれている。

付表 5-1-5 サイトスペシフィックデータが得られない場合のデータソースとなる文献  
(Crawford, 2010)

**Table 3-6. Summary of data sources for elements or redox states where site specific data are unavailable. Literature sources are divided into three categories (A), (B), or (C) depending on their usage in this compilation (see description of categories in table footnotes).**

Element (redox state)	Reference	Usage
Pb(II)	/Papelis 2001/	(A)
Np(IV)	/Huitti et al. 1996/	(C)
Np(V)	/Huitti et al. 1996/	(B)
Ni(II)	/Kulmala and Hakanen 1993/	(C)
Nb(V)	/Kulmala and Hakanen 1993/	(A)
Pd(II)	/Tachi et al. 1999/	(A)
Pu(IV,V,VI)	/Huitti et al. 1996, Kulmala et al. 1998/	(A)
Pa(V)	/Huitti et al. 1996, Kulmala et al. 1996/	(A)
Ra(II)	/Kulmala and Hakanen 1995, Huitti et al. 1996/	(C)
Se(-II,IV,VI)	/Ticknor et al. 1996, Papelis 2001/	(A)
Tc(IV)	/Huitti et al. 1996/	(C)
Sn(IV)	/Ticknor et al. 1996/	(A)
U(VI)	/Huitti et al. 1996/	(B)
U(IV)	/Huitti et al. 1996/	(C)
Zr(IV)	/Huitti et al. 1996/	(A)

Notes: (A) literature data used as a primary basis for  $K_d$  recommendation  
(B) used together with site investigation data to provide  $K_d$  recommendation  
(C) supporting data for comparative purposes only (not used in  $K_d$  recommendation)

後述するように、実験データから安全評価に用いる  $K_d$  値を導出する際には、種々の条件の差異を補正するための変換係数 (transfer factors) の適用を検討する必要がある、文献データについても同様の処理が行われている。このような外挿の過程で生ずる不確実性も考慮することによって、文献データに付随する不確実性の全体が把握できるものと考えられている。なお、サイトスペシフィックデータについては、データ数が豊富であること、及び試料の準備・調整や実験手法等がほぼ同一であるためばらつきが少ないことから、このような外挿過程での不確実性伝播の解析は実施されていない。また、サイトスペシフィックデータについて文献データと同様の処理を行い、見かけ上の不確実性が増大することは、確率論的安全評価におけるリスク希釈 (不確実性が増大することによってリスクの最大値が低減する効果であり、知識や情報の不足に起因する不確実性を現象のランダムさと同様に確率論の枠組みで捉えることの弊害と考えられている) の原因となることも懸念されている。

## 2.1.2 サイトスペシフィックなデータ取得と反映方法

### (1) データ取得戦略

Laboratory strategy report (R-03-20: Widestrand et al., 2003) は、SR-Site におけるサイトスペシフィックデータの取得に先立ち、核種移行パラメータについてのデータ取得戦略を定義したものである。ここでは、付表 5-1-6 に示すように、安全評価の観点から、多数考えられる岩石と地下水水質の組み合わせについて重要度分類を行い、その結果に応じてレベル A~C までの取り扱い (必要に応じて原位置トレーサテストを含む) を行うこととしている。また、付図 5-1-1 に示すように、この取り扱い区分に従って実験を行い、レベル C (75%)、レベル B (20%)、及びレベル A (5%) に相当

する実験結果をレビューした後に集約して  $K_d$  ( $K_a$ ) データベースを構築することが提案されている。

しかしながら、上記の提案は、作業に要する時間やリソースの観点から現実的ではなく、また、後述するように、試験結果から  $K_d$  と  $K_a$  を推定する方法も適用できないことが判明した時点で破棄され、SR-Site の  $K_d$  設定レポート (R-10-48) では、より現実的な戦略に変化している。

付表 5-1-6 R-03-20 におけるバッチ収着試験対象核種の区分 (Widstrand et al., 2003)

Table 7-1. Selections of radionuclides within the different levels of batch sorption experiment to be used in the SKB site investigation programme.

Level	Selection type	Procedure/radionuclides
C	Determination of cation exchange capacity (CEC) combined with specific surface area BET measurement	Procedure according to ISO 13536 (CEC) and ISO 9277:1995 (BET)
B	Level C + Sorption experiment using $\text{Cs}^+$ , $\text{Sr}^{2+}$ and $\text{Am(III)}$	$^{134}\text{Cs}^+$ , $^{85}\text{Sr}^{2+}$ , $^{241}\text{Am(III)}^A$
A	Level B + Selection of radionuclides/elements representing different oxidation states, safety assessment perspective	$^{134}\text{Cs}^+$ , $^{85}\text{Sr}^{2+}$ , $^{226}\text{Ra}^{2+}$ , $^{63}\text{Ni}^{2+}$ , $^{241}\text{Am(III)}^A$ , $^{234}\text{Th(IV)}$ , $^{99}\text{Tc(VII)O}_4^-$ , $^{233}\text{U(VI)O}_2^{2+}$ , $^{237}\text{Np(V)O}_2^+$
<i>in situ</i> experiment tracers	Weakly and moderately sorbing tracers, possible use in <i>in situ</i> experiments	$^{22}\text{Na}^+$ , $^{45}\text{Ca}^{2+}$ , $^{83}\text{Rb}^+$ , $^{85}\text{Sr}^{2+}$ , $^{134}\text{Cs}^+$ , $^{133}\text{Ba}^{2+}$ , $^{54}\text{Mn}^{2+}$ , $^{57}\text{Co}^{2+}$

A.  $^{241}\text{Am}$  can be exchanged towards lanthanide isotopes, see text for details.

### Selection of $K_d$ ( $K_a$ ) data for information database

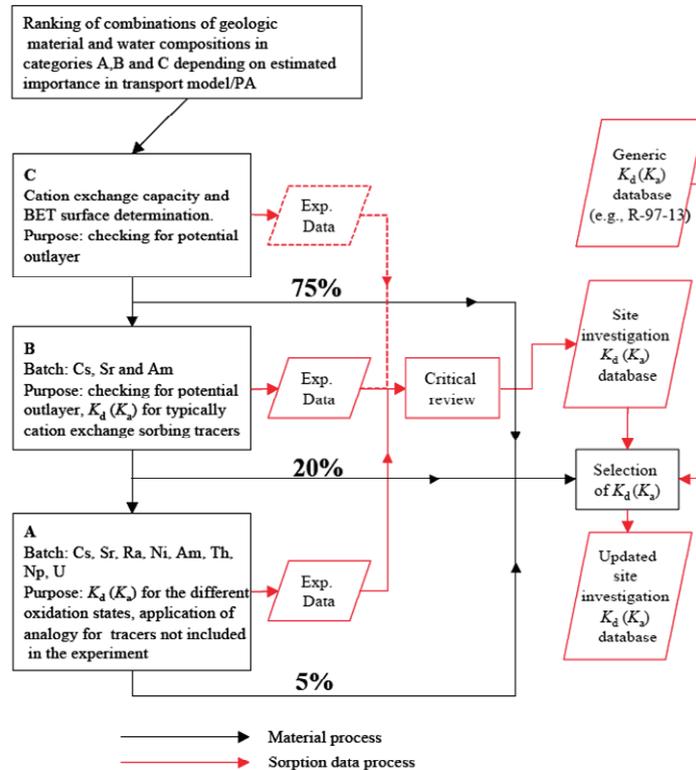


Figure 7-1. Process flow for the hierarchic principle of levels in the batch sorption experiments.

付図 5-1-1 R-03-20 において提案された実験データの集約スキーム (Widstrand et al., 2003)

## (2) 実際のデータ取得とパラメータ設定への反映

Forsmark 及び Laxemar におけるサイト調査では、それぞれのサイトに複数分布している代表的な岩石タイプのそれぞれについて、岩石コアを粉砕した試料を用いた収着試験が行われている。対象とした元素は、Cs, Sr, Am/Eu, Ra, Ni, U 及び Np であり、イオン交換及び表面錯体メカニズムで収着する元素の代表として選ばれている。また、Am の代わりに Eu が用いられている場合もあり、ここでは、両元素の間の化学的類似性の仮定に基づき、データが集約されている。

収着試験は、付表 5-1-7 に示す多様な水質に対応して実施されている。これらの水質は、Fresh, Marine, Saline 及び Brine に分類されており、これに加えて、Laxemar では海洋水とは異なる汽水系の地下水 (Type V) が考慮されている。なお、Forsmark 及び Laxemar における Saline に分類される地下水の水質は若干異なるため、それぞれ、Saline (Fm) 及び Saline (Lx) として表記されている。

各元素についてのサイトスペシフィックデータの概要は以下の通りである。

- Cs, Sr 及び Am/Eu
  - Forsmark サイトにおける 3 種類の代表的岩石タイプについて 8 カ所で採取された岩石コアの粉砕試料を用いた試験による (データ総数 950)
  - Laxemar サイトにおける 4 種類の代表的岩石タイプについて 5 カ所で採取された岩石コアの粉砕試料を用いた試験による (データ総数 1,038)
- Ni, Ra, Np(V)及び U(VI)
  - Forsmark サイトにおける単一の岩石タイプについて 2 カ所で採取された岩石コアの粉砕試料を用いた試験による (データ総数 200)
  - Laxemar サイトにおける単一の岩石タイプについて 1 カ所で採取された岩石コアの粉砕試料を用いた試験による (データ総数約 100)

上記のデータ総数は、同一の水質及び岩石試料について行われた異なる反応時間や粒子サイズの試験や同一条件の重複する試験を含むものであるため、統計的に十分な母集団サイズとは見なせない可能性があることも述べられている。

付表 5-1-7 Forsmark 及び Laxemar サイトでの収着試験で想定された地下水水質のタイプ  
(Crawford, 2010)

**Table 3-5. Groundwater compositions used in sorption studies for Forsmark and Laxemar site investigations. The compositions (mg/l) are based on groundwater sampled in specific intervals of the indicated boreholes and are deemed to be approximately representative of the main groundwater classes characteristic of each site.**

Name	Type I	Type II	Type IIIa	Type IIIb	Type IV	Type V
Type	Fresh	Marine	Saline (Fm)	Saline (Lx)	Brine	Brackish
Borehole	HS02	KFM02A	KFM03	KSH01A	KLX02	KLX04
Interval	0–200m	509–516m	639–646m	558–565m	1383–1392m	510–515m
Li <sup>+</sup>	0.016	0.051	0.028	0.58	4.85	0.0152
Na <sup>+</sup>	127	2 120	1 690	3 230	7450	691
K <sup>+</sup>	2.16	33.3	14.2	12.4	32.6	3.19
Rb <sup>+</sup>	(0-0252) <sup>A</sup>	0.0628	0.0393	0.0424	0.178	0.0424
Cs <sup>+</sup>	(1.17×10 <sup>-3</sup> ) <sup>A</sup>	1.79×10 <sup>-3</sup>	7.09×10 <sup>-4</sup>	1.37×10 <sup>-3</sup>	0.0186	1.37×10 <sup>-3</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	(0-0947) <sup>A</sup>	0.04	0.204	0.04	0.56	0.0319
Mg <sup>2+</sup>	1.43	232	52.7	44.7	1.2	6.9
Ca <sup>2+</sup>	5.21	934	1 470	2 190	14 800	234
Sr <sup>2+</sup>	0.0695	7.95	16.9	32.2	253	4.67
Ba <sup>2+</sup>	(1-29) <sup>A</sup>	0.188	0.0907	0.188	0.024	0.188
Fe <sup>2+</sup>	(0-364) <sup>C</sup>	1.20	0.233	0.686	3.45	0.09
Mn <sup>2+</sup>	0.02	2.12	0.318	0.46	1.11	0.109
F <sup>-</sup>	3.03	0.9	0.204	0.967	(1-6) <sup>D</sup>	2.7
Cl <sup>-</sup>	21.5	5 150	5 190	8 800	36 800	1 480
Br <sup>-</sup>	(0-2) <sup>B</sup>	22	38.9	71	509	13.4
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	8.56	510	195	221	1 210	104
Si(tot)	6.56	5.2	6.28	4.7	2.6	6.63
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	252	124	21.9	12	42	51.4
S <sup>2-</sup>	(0-01) <sup>B</sup>	0.05	0.0295	0.05	0.05	6.0 10 <sup>-3</sup>
pH	8.58	7.1	7.55	7.45	6.8	7.83

A) No measurements available, data imported from borehole KSH01.

B) Based on detection limit.

C) Based on the Fe-tot measurement.

D) No measurements available, data imported from borehole KLX02.

## 2.1.3 安全評価におけるパラメータ設定に向けた情報集約の方法

### (1) 概要

SR-Site における  $K_d$  パラメータセット構築の目標は、実際の岩盤中で生ずる移行遅延に関連する現象を正確に記述することではなく、安全評価における放射線学的リスクを過小評価することの無いよう、保守性の観点から適切なパラメータセットを提案することにある。安全評価におけるパラメータ設定に向けた情報集約においても、このような目標と整合的な手法が採用される必要がある。

収着試験データに見られる時間依存性の解釈には大きな不確実性が含まれており、これまでに試験時間に着目したモデル化やデータのスクリーニングが行われた例はない。液相から岩石の外表面を経て粉砕試料の内部表面に拡散で溶質が進入する遅い過程により、収着性は時間とともに徐々に増大する傾向を示す。このような拡散に律せられた非平衡状態は、時間とともに  $K_d$  を増大させることとなり、短期間の試験では確定することの難しい上限の存在を示唆するものとなる。そこで、短期間の試験で実際に測定された  $K_d$  を参照することは、この観点からは保守的な取り扱いということ

ができる。また、試験期間中の試料の経時的変化に関する不確実性を把握するためには、大きな粒子サイズの試料についての試験や期間の短い試験によって得られたデータを除外せずに  $K_d$  の下限値を導出することによってある程度把握することが可能である。

SR-Siteにおけるサイトスペシフィックなデータ取得に際しては、異なる粒子サイズや試験時間の収着試験によって得られたデータの全体を比較することによって、このような不確実性要因についての評価を行うことは可能である。しかし、文献データは、それぞれ、単一の粒子サイズや試験時間について取得されたものであり、不確実性の程度を把握することが難しい。

上記以外の点についてのデータの補正としては、以下のものがある。

- ① 原位置での岩石と粉砕試料の間での収着に寄与する表面積の差異を考慮するための機械的損傷に関する補正：健全な岩石と粉砕試料それぞれについて BET 法によって測定された表面積の差異に基づき補正を行う
- ② 原位置での岩石と実験に用いられた試料の鉱物組成の差異を考慮するための CEC に関する補正：できる限り CEC の測定結果に基づき補正を行うが、試料中の Fe 含有率や黒雲母の存在量等から推定する場合もある
- ③ 比表面積の規格化：異なる粒子サイズの試料を用いて試験が行われている場合には、比表面積の差異についての補正を行う

$K_d$ データの集約においては、室内の収着試験によって得られたデータに含まれる種々のバイアスを考慮するために、いくつかの変換係数 (transfer factors: Bradbury and Baeyens, 1998) を用いて補正を行う。SR-Siteにおいて用いられている変換係数は、以下のものである。

- $f_A$ ：比表面積についての変換係数。粒子サイズの異なる粉砕試料について行われた収着試験のデータを収着に寄与する表面積のリファレンス条件 (粒子サイズ) に対して規格化するために行われる補正。この補正により、異なる粒子サイズのデータは原位置条件への外挿に先立ち相互に整合的な値となる
- $f_m$ ：機械的損傷に関する変換係数。リファレンスサイズの粉砕試料と健全な岩石の収着に寄与する表面積の差異についての補正
- $f_{cec}$ ：CECに関する変換係数。実験に用いた岩石試料と原位置の岩石のCECの差異に関する補正
- $f_{chem}$ ：地下水化学に関する変換係数。原位置での地下水水質と実験に用いられた液相との差異に関する補正

最初の3種類の変換係数 ( $f_A$ ,  $f_m$  及び  $f_{cec}$ ) は、いずれも対数正規分布によって表現される不確実性を持つ変数についての比であるため、これらの変換係数も、対数正規分布として表現される不確実性を呈するものとなる。また、見かけの遅延係数 ( $R_d$ ) も濃度の比として定義されるものであるため、対数正規分布に従うものと考えられる。そこで、最初の3種類の変換係数の効果は乗ずること (対数軸での和) によって表現することができ、次の式によって表現される。

$$R_d^{\text{adj}} = R_d \cdot f_A$$

$$K_d^{\text{adj}} = R_d^{\text{adj}} \cdot f_m \cdot f_{cec} \quad (\text{付式5-1-1})$$

地下水化学に関する変換係数は比として表されるものではないが、しばしば対数正規分布として表現される空間的不均質性と関係するものであることから、SR-Siteではこれについても対数正規分布に従うと仮定して補正を行っている。ここで、ある水質についての $K_d$ を推定するために、ある範囲の水質で取得された複数のデータセットのそれぞれについての $K_d^0$ から $f_{chem}$ を用いて補正を行うことができるため、この係数に関する補正は、次式に示すような畳み込み積分の形式を採ることとなる。

$$K_d = K_d^0 \otimes f_{chem} \quad (\text{付式5-1-2})$$

なお、上記の定式化における各変数の定義は、以下の通りである。

$R_d$  : 収着試験における液相と固相間の分配比 (partitioning coefficient) で、実験で得られる素データ

$R_d^0$  : 種々の粒子サイズの試験結果に対し、リファレンスサイズに規格化された見かけの分配比

$K_d^0$  : 室内試験の水質条件を想定して設定される原位置の岩石に対する分配係数

$K_d$  : 原位置で将来予想される水質条件に対して設定される原位置の岩石に対応する分配係数

上述した変換係数を用いた補正方法の前提として、収着試験における拡散に律せられた非平衡状態を無視するという仮定がある。前述したように、この仮定は一般的に保守側の ( $K_d$ を過小評価する) 傾向を示すものであるが、いくつかの収着試験で得られた時間変化の傾向は、単純な拡散律速の非平衡によって説明可能なものではなく、炭酸分圧や化学反応の速度論的効果といった種々の要因を検討する必要があるとされている。このような現状の理解の不足に対応して、SR-Siteにおけるデータ集約では、短期間のデータも長期間のデータも同じ重みでカウントすることとしている。このような取り扱いをすることにより、理解の不十分な非平衡プロセスの影響についての上下限を把握することができる。ただし、実際には、異なる試料のデータ間の差異のほうが同一試料の異なる時期でのデータ間の差異よりも大きいため、反応期間の不確実性が顕在化する状況とはなっていない。上述した種々の不確実性の中で支配的な影響を有するものは、収着に寄与する表面積に関するものである。

## (2) 比表面積についての変換係数の算出方法

Forsmark (Byegård et al., 2008) 及びLaxemar (Selnert et al., 2009) における収着試験では、付表5-1-8に示す種々のサイズの粉碎岩石試料が用いられており、BET法による表面積の測定が行われている。それぞれの篩サイズ (sieve size) についての正確な粒子サイズの測定は行われていないが、André et al. (2008) に示されている手法で、篩サイズの上限 ( $d_2$ ) と下限 ( $d_1$ ) の間の一様分布を仮定して平均サイズ $d_m$ を次式によって算出している。

$$d_m = \frac{3}{4} \left( \frac{d_2^4 - d_1^4}{d_2^3 - d_1^3} \right) \quad (\text{付式 5-1-3})$$

比表面積に関する補正を行うためには、各粒子サイズの粉碎試料についての表面積の測定結果が必要であるが、試験に用いられた全ての粒子サイズに対して BET 法による表面積測定が行われてい

る訳ではない。そこで、表面積の測定されているある粒子サイズをリファレンスとして、他のサイズの粉砕試料のデータをこれに基づき規格化している。

付表 5-1-8 収着試験に用いられた粉砕岩石試料のサイズと表面積測定 (Crawford, 2010)

**Table 5-1. Summary of measurements performed on crushed rock size fractions in the Forsmark /Byegård et al. 2008/ and Laxemar /Selnert et al. 2009/ site investigations. The (mean) particle size is estimated using Equation 5-4.**

Sieve size (mm)	Particle size (mm)	Sorption meas.	BET meas.
0.063–0.125	0.101	Yes	Yes
0.25–0.5	0.402	Yes	No
1.0–2.0	1.607	Yes	No
2.0–4.0	3.214	No	Yes

粉砕試料の比表面積は、外部の比表面積と粒子内部の間隙の比表面積の和であり、SR-Site における補正では、粒子内部の比表面積の寄与は粒子サイズによらず統計的に一定であることが仮定された。この仮定の下に、粒子サイズに依存した比表面積は、次式によって与えられる。

$$A_s \text{ (m}^2\text{/g)} = A_{\text{ext}} + A_{\text{int}} = \frac{6\lambda}{\rho_b d_m} + A_{\text{int}} \quad (\text{付式 5-1-4})$$

ここで、異なる粒子サイズに対して比表面積の測定データが得られれば、表面の粗度に関する定数  $\lambda$  及び内部比表面積  $A_{\text{int}}$  は、 $A_s$  の  $1/d_m$  に対する線形回帰式の傾きと切片とからそれぞれ求めることができる。しかしながら、BET 測定のない粒子サイズが2種類 (0.063–0.125 mm 及び 2–4 mm) しかなく、また、データ点数も少ないことから、この方法によって推定される傾きも切片も大きな不確実性を伴うことが明らかとなった。

既に述べたように、比表面積の測定されている粒子サイズをリファレンスとしてそれに基づき比表面積に関する変換係数  $f_A$  を算出することが必要であり、ここで、健全な岩石に最も近い特性を持つと考えられる最大粒子サイズ (2–4 mm) のものをリファレンスとして用いることとした。比表面積の効果は BET 法による測定結果に比例すると仮定すれば、比表面積に関する変換係数  $f_A$  は次式によって算出されることとなる。

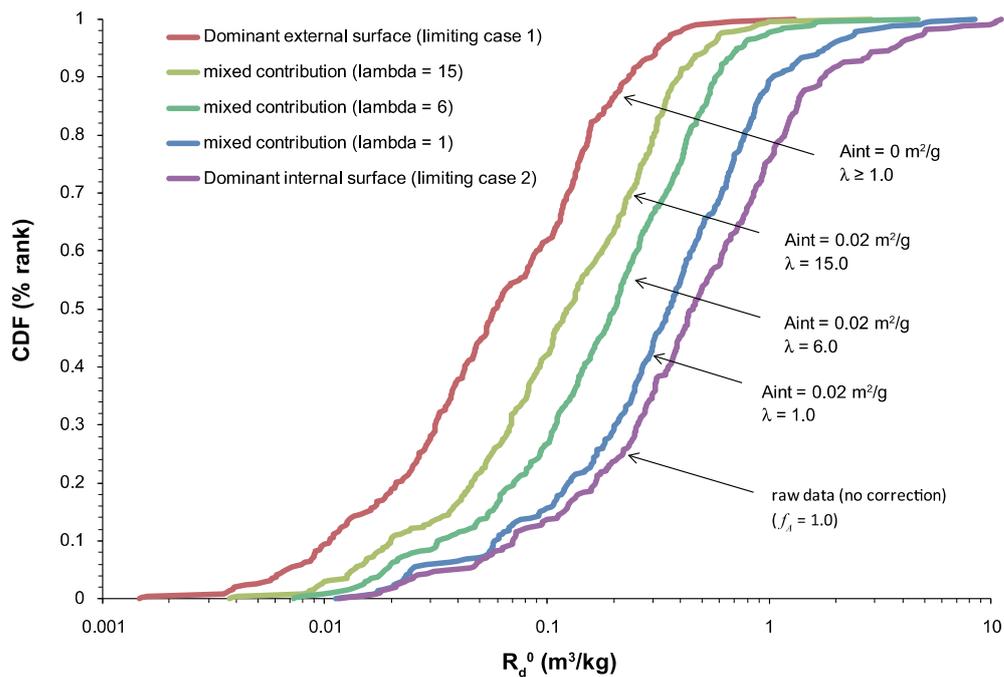
$$f_A = \left( \frac{6\lambda}{\rho_b d_{\text{ref}}} + A_{\text{int}} \right) \bigg/ \left( \frac{6\lambda}{\rho_b d_m} + A_{\text{int}} \right) \quad (\text{付式 5-1-5})$$

ここで、 $d_{\text{ref}}$  : リファレンスとなる粒子サイズ、 $d_m$  : 対象とする粒子サイズ分布の平均値 ( (付式 5-1-3) によって算出される)

上述した、(付式5-1-4) を用いた回帰分析におけるデータ点数の不足等による問題点を避けるために、以下のような2つの限界ケースを想定してそれぞれ (付式5-1-5) に従い計算を行った。

- 外表面が収着に寄与する総表面積を支配する場合 ( $\lambda$ が粒子サイズによらないと仮定すれば,  $f_A \approx d_m / d_{ref}$ )
  - 内表面が収着に寄与する総表面積を支配する場合 ( $A_{int}$ が粒子サイズによらないと仮定すれば,  $f_A \approx 1$ )
- 即ち, これらの二つの限界ケースを考えれば,  $f_A$ は $d_m/d_{ref}$ と1の間にあることとなる。

SR-Siteでは, 上記の限界ケースを念頭に置きつつ, (付式5-1-5)における $A_{int}$ 及び $\lambda$ を種々に変化させて比表面積に関する変換係数を算出している。ここで,  $\lambda$ については, André et al. (2008)において行われた(付式5-1-4)に基づく回帰分析の結果, 6~13の範囲にあることが示されているが, このパラメータは, 岩石の種類や粉碎の方法によって大きく変化するものと考えられていることから, この範囲を考慮しつつケーススタディを行っている。塩水系の地下水に対するAmの収着試験データである $R_d$ に対して比表面積に関する補正を行った結果 $R_d^0$ を付図5-1-2に示す。この図から明らかな通り,  $R_d^0$ の小さい数値についての累積確率密度が最も大きくなる(収着効果を低く見積もる)のは, 粉碎試料において外部表面積が支配的となることを仮定したケースであり, 保守性の観点から, このケースにおける $f_A$ を採用することとした。



**Figure 5-1.** Surface-area corrected,  $R_d^0$  ( $m^3/kg$ ) values assuming different cases of surface area distribution according to Equation 5.6. Cases labelled (1) and (2) are limiting and all other variants are constrained to lie between these cases. Data are for an ensemble data set of Am(III) sorption measurements on different particle size fractions of crushed rock in contact with saline water /Byegård et al. 2008/ and are presented as a cumulative distribution function (CDF).

付図 5-1-2 比表面積に関する補正方法による  $R_d^0$  の差異 (Crawford, 2010)

上記の最も保守的な想定に基づき、種々の粒子サイズについて  $f_A$  を算出した結果を付表 5-1-9 にまとめる。同表から明らかな通り、粒子サイズが大きいほど補正後の  $R_d$  の低下が甚だしく、例えば、0.063–0.125 mm の篩サイズの場合には、 $R_d$  は 1/32 に低減されているのに対して、1–2 mm の篩サイズの場合には低減率は 1/2 程度である。このような傾向は、小さい粒子サイズの粉砕試料ほど比表面積の増大の寄与が大きいという直感的な傾向と一致するものとなっている。

付表 5-1-9 比表面積についての変換係数の算出結果 (Crawford, 2010)

**Table 5-2. Surface area normalisation transfer factors,  $f_A$  for different size fractions of crushed rock used in Forsmark and Laxemar site investigations.**

Sieve size (mm)	Particle size (mm)	$f_A$	$1/f_A$
0.063–0.125	0.101	0.0313	32
0.25–0.5	0.402	0.125	8
1.0–2.0	1.607	0.5	2
2.0–4.0	3.214	1	1

### (3) 機械的損傷に関する変換係数の算出方法

機械的損傷に関する変換係数は、前項で述べたリファレンス粒子サイズの粉砕試料と原位置の健全な岩石の収着に寄与する表面積の差異の補正を行うためのものである。粉砕試料の比表面積は BET 法により測定することができるが、これに加えて、粉砕プロセスにおける機械的損傷により試料内部に微小割れ目が生ずる。そこで、BET 法のみに基づく補正では、収着試験により推定された  $K_d$  値が過大評価となる懸念がある。そこで、このような懸念を解消するためには、岩石試料の収着に寄与する表面積を原位置にできるだけ近い条件で測定することが必要となる。これは、岩石コア採取時の掘削や応力開放の影響のために困難であるが、十分に大きいコアサンプルを採取して試験を行うことにより影響を抑制することができる。Forsmark 及び Laxemar における大型コアサンプルの採取及び BET 法による内部表面積測定の結果は、以下のようにまとめられる (André et al., 2009)。

- Forsmark :  $0.018 \pm 0.005 \text{ m}^2/\text{g}$  (3 サンプルについて)
- Laxemar :  $0.025 \pm 0.028 \text{ m}^2/\text{g}$  (6 サンプルについて)

ここで、Laxemar における測定結果の標準偏差が大きいのは、サンプル数が大きいことによるものと考えられている。前出の収着試験に用いられた粉砕試料のサンプル数も少ないことから、誤差伝播の分析においては、 $2\sigma$  の誤差を仮定して検討が行われている。

以上の前提の下に、再び、収着に寄与する表面積は BET 法により測定された表面積と比例すると仮定することにより、機械的損傷に関する変換係数  $f_m$  は、次式によって与えられることとなる。

$$f_m = \frac{A_0}{A_{ref}} \quad (\text{付式 5-1-6})$$

ここで、 $A_0$  (m<sup>2</sup>/g) : 大型コアについてBET法で測定された表面積、 $A_{ref}$  (m<sup>2</sup>/g) : リファレンス粒子サイズの粉碎試料に対して前項で想定した収着に寄与する表面積

SR-Siteでは、上式の分子及び分母はいずれも対数正規分布に従うと仮定している。この仮定は正規分布を仮定する場合よりも若干悲観的な結果となるが、サンプル数が少ないことから合理的選択と考えられている。また、正規分布を仮定した場合には、大きな標準偏差のために負の数値が導かれるという問題点もある。

以上の手順で、Forsmarkにおける岩石試料について算出された機械的損傷に関する変換係数 $f_m$ を付表5-1-10に示す。

付表 5-1-10 Forsmark における機械的損傷に関する変換係数の算出結果 (Crawford, 2010)

**Table 5-3. Mechanical damage transfer factor,  $f_m$  scaled to Forsmark specific conditions. The  $f_m$  values are calculated using Equation 5-7 assuming an available matrix porosity surface area of  $0.018 \pm 0.005$  m<sup>2</sup>/g. The error estimates for  $f_m$  are derived for  $2\sigma$  errors using Gaussian error propagation. It is noted that the large error estimates for  $f_m$  (in some cases are equal to or larger than the central estimate) are simply a measure of the statistical dispersion of the transfer factor uncertainty distribution on an arithmetic scale and should not be taken to imply the existence of negative arithmetic transfer factors.**

Borehole	Sample depth	$A_{ref}$	$f_m$	$\log_{10} f_m$
KFM01A	103 m	0.024±0.022	0.74±1.39	0.14±0.56
KFM01A	487 m	0.047±0.004	0.38±0.56	-0.46±0.22
KFM01A	908 m	0.030±0.001	0.60±0.31	-0.27±0.21
KFM02A	552 m	0.041±0.010	0.44±0.32	-0.35±0.30
KFM03A	536 m	0.013±0.003	1.38±0.91	0.13±0.27
KFM06A	440 m	0.035±0.005	0.52±0.30	-0.32±0.24
KFM07A	387 m	0.032±0.008	0.56±0.41	-0.25±0.30
KLX02	217 m	0.061±0.006	0.29±0.16	-0.57±0.23
KLX02	753 m	0.042±0.010	0.43±0.29	-0.38±0.28
KLX02A	509 m	0.029±0.006	0.62±0.40	-0.23±0.27
KLX02A	682 m	0.037±0.007	0.48±0.31	-0.34±0.26
KLX02A	936 m	0.096±0.004	0.19±0.10	-0.77±0.21
KLX03A	522 m	0.035±0.0004	0.51±0.26	-0.34±0.21
KLX04A	489 m	0.042±0.002	0.43±0.22	-0.41±0.21
KLX04A	718 m	0.029±0.021	0.61±0.93	-0.02±0.50
KLX05	482 m	0.094±0.007	0.19±0.10	-0.76±0.22
KSH01A	981 m	0.051±0.009	0.35±0.22	-0.48±0.25

#### (4) CEC に関する変換係数の算出方法

Forsmark 及び Laxemar サイトにおいては、それぞれ対象とする岩石について、ISO 標準に準拠した手法により CEC が測定されている (Byegård et al., 2008; Selnert et al., 2009)。ここでは、1 M の BaCl<sub>2</sub> 溶液を用いて岩石中の陽イオンを交換し、その後、岩石中に取り込まれた Ba<sup>2+</sup>イオンを Mg<sup>2+</sup>イオンによって置換し、さらに、BaSO<sub>4</sub> として沈殿させることにより CEC を測定している。測定結果を付表 5-1-11 に示す。同表に示したように、岩石サンプルについての CEC 測定結果には大きな不確実性が含まれ、統計的に有意な結果は得られなかった。これは、前述した測定手順において、溶液中の Mg<sup>2+</sup>イオンのうちの一部のみが Ba<sup>2+</sup>イオンの置換に寄与するのみであり、このため、ブランクサンプルにおける Mg<sup>2+</sup>イオン損失分の補正が困難であること (これは、Mg<sup>2+</sup>イオン濃度測定結果について 5%程度の誤差をもたらしている) に起因している。

付表 5-1-11 Forsmark 及び Laxemar の岩石タイプについての CEC 測定結果 (Crawford, 2010)

**Table 5-4. Cation exchange capacities (cmol/kg) measured for Forsmark and Laxemar rock types. The measurements are for single samples (no replicates) with 1 $\sigma$  error estimates based on 5% uncertainty in Mg<sup>2+</sup> quantification. In cases where no statistically verifiable CEC could be measured a value specified as less than the detection limit is given.**

Borehole	Sample depth	Rock type	Size fraction (mm)	CEC (cmol/kg)
KFM01A	103 m	101057	0.063–0.125 1–2	0.9±0.7 < 1
KFM01A	487 m	101057	0.063–0.125 1–2	0.7±0.6 < 1.2
KFM01A	908 m	101057	0.063–0.125 1–2	< 0.6 < 0.9
KFM02A	552 m	101051	0.063–0.125 1–2	2.6±2.0 < 1.2
KLX02	217 m	501056	0.063–0.125 1–2	< 2.5 < 1.0
KLX03A	522 m	501046	0.063–0.125 1–2	2.1±1.4 0.9±0.7
KLX02A	682 m	501031	0.063–0.125 1–2	2.3±1.4 1.0±0.6
KLX04A	489 m	501036	0.063–0.125 1–2	2.2±0.9 1.0±0.7
KLX05	482 m	501036	0.063–0.125	2.3±1.8

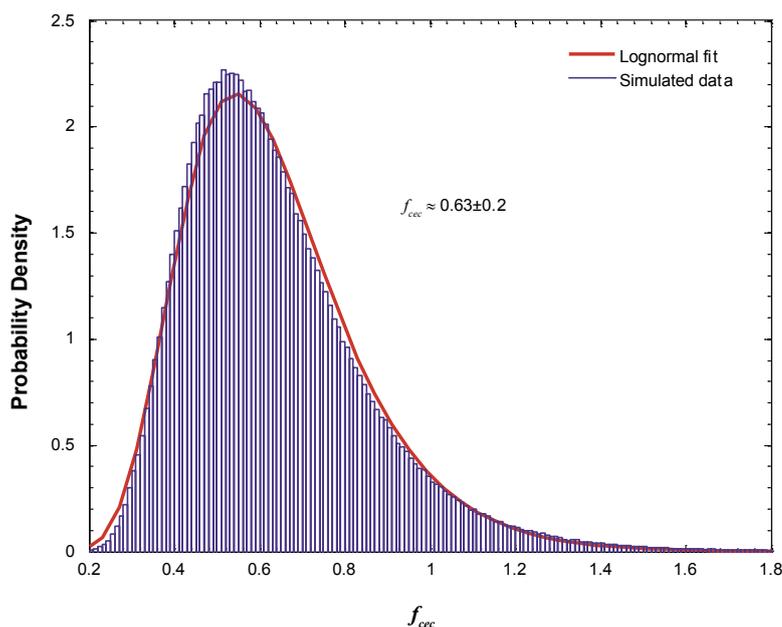
上記の問題点は、二つのサイトの岩石試料及び文献データで用いられている岩石試料間の CEC の差異についての補正が困難であることを意味している。他方、花崗岩の CEC は、黒雲母、ホルンブレンド、及びクロライトを含む暗色部によって支配されることが知られている。また、花崗岩中の Fe 含有率もまた黒雲母及びホルンブレンドによって支配されていることから、種々の岩石サンプルにおける黒雲母含有率についての情報が得られれば、これに基づき CEC に関する変換係数を算出することが可能と考えられる。

Laxemar サイトにおける花崗岩は、Forsmark のものよりも多くの黒雲母を含んでおり、総じて高い CEC を持つものと推定されるが、これらの岩石サンプルについては、全岩分析による Fe 含有率がそれぞれ測定されており (Sidborn et al., 2010) , この結果に基づき、さらに、CEC が黒雲母に支配され、かつ、黒雲母の含有率は Fe 含有率と比例していると仮定することによって、次式から CEC に関する変換係数  $f_{cec}$  を算出することができる。

$$f_{cec} = \frac{CEC_0}{CEC_{ref}} \approx \frac{[\text{Biotite \%}]_0}{[\text{Biotite \%}]_{ref}} \approx \frac{Fe_0}{Fe_{ref}} \quad (\text{付式 5-1-7})$$

ここで、 $CEC_0$  : 原位置の岩石の CEC,  $CEC_{ref}$  : 収着試験に用いた粉碎岩石試料の CEC

上式中の Fe 含有率は、 $Fe_2O_3$  の含有率としてパーセント表示されていることから、0%と 100%とをそれぞれ上下限とするベータ分布によって不確実性を表現することが必要となり、ベータ分布のパラメータは、Sidborn et al. (2010) において算出された平均及び標準偏差から推定することができる。このベータ分布からのランダムサンプリングによって導出した CEC に関する変換係数  $f_{cec}$  に関する不確実性の分布を対数正規分布関数によるフィッティング結果とともに付図 5-1-3 に示す。



**Figure 5-2.** Uncertainty distribution for the cation exchange capacity transfer factor,  $f_{cec}$  for the conversion of Laxemar  $R_d$  data (Ävrö granite, rock type 501044) to values appropriate for Forsmark rock (Forsmark metagranite, SKB rock code 101057) assuming CEC in approximate proportionality to measured  $Fe_2O_3$  content. Although the  $Fe_2O_3$  content of the rock (wt%) is modelled as a Beta distribution on the interval  $[0,1]$ , the resulting uncertainty distribution for the ratio is well described by a lognormal distribution as indicated in the figure.

付図 5-1-3 Laxemar における  $R_d$  データを Forsmark 相当のものに変換する際の CEC に関する変換係数の不確実性分布 (Crawford, 2010)

文献データしか入手できない核種に関しては、文献中の CEC 測定結果を Forsmark の岩石タイプの CEC の近似値である  $1.0 \pm 0.5$  cmol/kg に対して補正することとし、また、CEC 測定データの記載のない文献については、黒雲母の含有率に基づく専門家の判断により補正を行った。この際、Forsmark における岩石タイプ (metagranite) の黒雲母含有率は約 5.4% であり (Sandström and Stephens, 2009)、大部分の文献データの黒雲母含有率もこれに近い ( $\pm 50\%$  以内) であることから、これらについては、CEC に関する変換係数は無視された。

CEC は、イオン交換により収着する Sr, Cs 及び Ra について重要な影響因子となり、基本的にはこれらの核種についてのみ考慮する必要がある。ただし、Ni については、収着性が溶液のイオン強度に依存する傾向が見られ、必ずしもイオン交換が支配的な収着メカニズムではないものの、これについても CEC に関する変換係数を考慮することとしている。ただし、黒雲母あるいはそこに含まれる Fe は、イオン交換以外の収着にも影響を及ぼす。例えば、酸化還元状態に依存する U, Np 及び Tc は黒雲母に選択的に収着することが示されている (Kienzler et al., 2009)。また、この事例では、Am 及び Pu については黒雲母への選択的な収着は認められなかったが、別の事例では、黒雲母への強い収着が示唆されている (Anderson et al., 2007)。他方、Pu については、YMP において、ゼオライト質の凝灰岩中の Mn 酸化物に選択的に収着されているという報告もある (Duff et al., 2001)。酸化還元状態に依存する元素の黒雲母への収着は、Fe(II) による酸化状態から還元状態への変化、及びその後の雲母鉱物の FES (frayed edges sites) や第二鉄のオキシ水酸化物との表面錯体生成による

ものであることを示唆する研究例がある（例えば、Cui and Eriksen, 1996; Ilton et al., 2004; Lee et al., 2009a, 2009b）。また、このプロセスは、黒雲母以外の鉱物の表面でも生じていることが示唆されている（Regenspurg et al., 2009）。例えば Singer et al. (2009) では、雲母表面での  $\text{UO}_2$  の微視的沈殿が、収着と表面での沈殿現象との境界を曖昧にしていると指摘されており、また、Liu et al. (2009) では、これらプロセスへの微生物の影響の可能性も指摘されている。

黒雲母あるいは鉄における収着は、Seについても報告されている（Jan et al., 2007, 2008）。Seもまた酸化還元状態に依存した元素であるが、一般に、還元状態では、陰イオンとして存在すると考えられていることから、このような傾向は特筆すべきものである。強還元性の溶液中では、Seは、 $\text{HSe}^-$  として存在し、弱還元性から酸化性では  $\text{SeO}_3^{2-}$  あるいは  $\text{SeO}_4^{2-}$  として存在する。Vandergraaf et al.

(1982) では、Seのホルンブレンドへの収着は、鉄のオキシ水酸化物との反応による ferroselenite の沈殿であるとしており、他方、Tachi et al. (1998) では、 $\text{HSeO}_3^-$  の収着は、第二鉄のオキシ水酸化物のPZCと関連するものであるとしている。地下水のpH条件では、第二鉄のオキシ水酸化物はPZCの近傍にあり、このような条件では、一定の割合で正に帯電した表面サイトが存在して陰イオンの収着に寄与している可能性がある。

以上のような検討に基づき、明らかにイオン交換が収着の主なメカニズムとなる元素に加えて、上述した種々のプロセスによって、黒雲母が収着特性に影響を及ぼし得る元素については、間接的にCECとの相関が生ずるため、保守的な観点から、CECに関する変換係数を適用することとしている。後者の場合については、個々の元素毎にCECに関する変換係数の適用の是非を議論している。

#### (5) 地下水化学に関する変換係数の算出方法

表面錯体生成によって収着する元素の場合、収着性に対する最も重要な地下水水質は、pH及び炭酸濃度（あるいは炭酸分圧）であり、収着試験における溶液の水質と現在あるいは将来の原位置で予測される地下水水質とは異なるために、補正が必要となる。また、収着試験期間中にも、溶液の水質が変化する場合があるため、この点についての不確実性は結果として得られる  $K_d$  値にも伝播することとなる。酸化還元状態に依存する元素については、地下水の Eh によって影響を受けることとなり、この点についても、将来の地下水の Eh の変遷と対応づけて補正を行うことが必要となる。

他方、イオン交換によって収着する元素については、収着試験における溶液及び地下水中にあって核種と競合する陽イオンの濃度が最も重要な影響因子となる。

地下水水質の差異が  $K_d$  に大きな影響を及ぼすメカニズムとしては、以下のようにいくつかのものが考えられる。

- 液相の pH あるいは炭酸濃度が変わることによって、液相中の核種についての複数の錯イオンの比が変化し、収着特性が変化する。このプロセスは、液相中の配位子と固相表面の反応性サイトとの間の間接的な競合とみなすこともできる。即ち、液相中の炭酸濃度が上昇すると、元素によっては液相中の炭酸錯体の濃度が増すため、表面の反応性サイトと錯体を生成して収着する量が減少することとなる。
- 他方、炭酸と錯体を生成しない核種については、液相中の炭酸濃度の上昇により地下水中の他の溶質が炭酸錯体を生成することにより、当該核種が反応することのできる表面サイトが増大し（競合が緩和され）、結果として収着性が増す場合もある。
- 液相中の炭酸は、核種とともに表面錯体（ternary complexes）を生成することによって収着性を

高める場合もある。例えば、炭酸がヘマタイト等の表面で核種とともに表面錯体を生成することは分光法によって確認されている (Bargar et al., 1999; Arai et al., 2007)。

- 陰イオンの形態をとる核種については、炭酸が表面錯体生成に関して競合する効果を示すことにより収着性が低下する可能性もある。
- イオン交換により収着する核種の場合は、地下水中の陽イオンとの競合効果が最も重要な影響メカニズムと考えられる。

これらの多様なメカニズムがあることから、個々の核種の液相中でのスペシエーションと支配的な化学種の収着メカニズムについての詳細な知識なしには、水質が変化した場合の収着性への影響を推定することは困難であり、定性的な傾向を類推することも難しい場合がある。

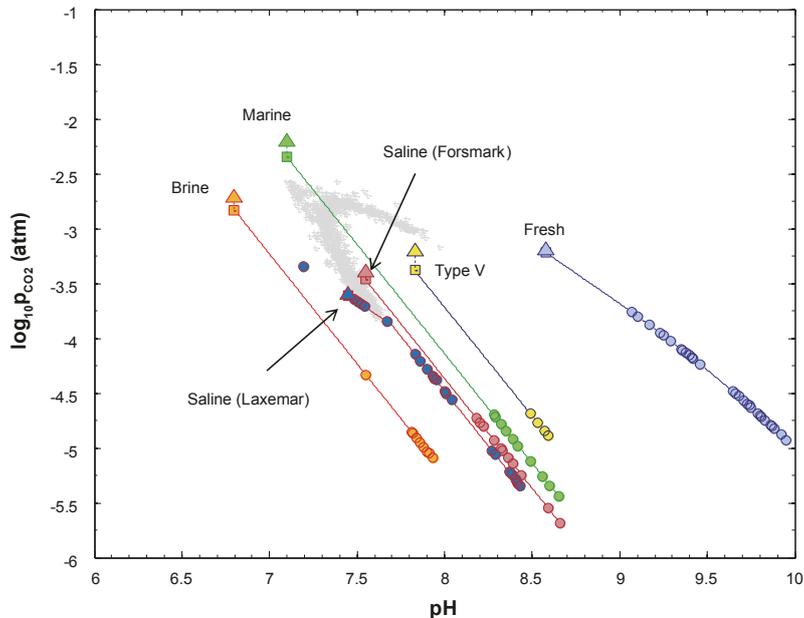
核種の液相中でのスペシエーション及び表面錯体生成についてのモデル計算結果が得られている場合でも、水質変化の収着性への影響を推定するためには、これらが同時に進行する場合の相互作用まで考慮した注意深い検討が必要となる。例えば、Amの収着はAm<sup>3+</sup>イオンが負に帯電した表面のヒドロキシルサイトと単純な反応により表面錯体を生成するというプロセスであることが示されている (例えば、Wang and Anderko, 2001)。そして、Amは溶液中の炭酸と錯体を生成し、これが主要な化学種になるものと考えられる。これらの知見を総合すれば、液相中の炭酸濃度の上昇により炭酸錯体の濃度が上昇するため、表面錯体生成に寄与し得るAm<sup>3+</sup>イオンの割合は減り、収着性も低下することが予想される。しかしながら、Forsmark及びLaxemarサイトの降水系の地下水中の炭酸濃度は塩水系の地下水よりも12倍高く、通常のスぺシエーションを考えれば、収着性は少なくとも3桁程度低下すると予想されるにもかかわらず、これらの水質に対する収着試験の結果は、降水系の地下水における収着性のほうが、塩水系よりもむしろ30%程度大きいことを示している。

上記に加えて、液相中のスペシエーションに関連する多くのデータの問題もある。花崗岩とは異なる媒体ではあるが、Wang and Anderko (2001)において検討されているアルミナに対して、上記の降水系地下水と塩水系地下水でのAmの収着特性をNEAの熱力学データベースで予想した場合とSKBの熱力学データベース (Duro et al., 2006)を用いて予想した場合とでは、収着性が高い水質の順番が逆転するという結果が得られている。このことは、熱力学データベースに含まれる個々の反応の平衡定数等の比較的小さい差異が総合されて全体としては顕著な不確実性をもたらす可能性があることを示唆している。

上述したように、収着性が水質に依存するものであることを考えれば、地下水水質及び収着試験に用いる溶液の水質について正確に把握しておくことが必要である。サイトスペシフィックなK<sub>d</sub>データ取得のために行った収着試験の溶液水質と原位置で将来予想される地下水水質の関係を整理したものが付図5-1-4 (温暖期 (2000年後)の地下水水質との比較)である。収着試験では、品質管理の一環として、一部のサンプルのpHと炭酸分圧の変化を経時的にモニターしており、これらの図では、収着試験で想定した種々の水質毎にその結果をプロットしている。図から明らかな通り、収着試験の期間中にpHが1.5単位程度上昇する変化が生じており、また、このような溶液水質は、将来の地下水水質とも異なったものであることがわかる。このような試験期間中のpHのドリフトは、試験容器上部のスペースやグローブボックス内にある気相の炭酸分圧が溶液よりも低いために、脱ガス及びpHの上昇が生じたものと考えられているが、これはあくまでも作業上の仮説にすぎず、グロー

ボックス内の炭酸分圧は不明であり、また、試験容器は密封されていたはずであり、その場合、脱ガスした炭酸の移行先は小さな容器内上部スペースに限られる。

また、多くの文献データでは、記載されている溶液水質が試験開始時のものか終了時のものかが不明であり、上記のようなドリフトが生じている可能性を考えれば、この点は大きな不確実性要因になるものと考えられる。



**Figure 5-3.** Cross-plot of  $pCO_2$  ( $\log_{10}$ -units) vs. pH for characteristic groundwater types used in site descriptive modelling laboratory investigations (large triangular markers). The pH drift measured at the conclusion of the sorption experiments for a small number of control cases is indicated using small circular markers. The square marker shows the theoretical composition of the contact solutions after re-equilibration of specified solution compositions calculated using PHREEQC. The trajectory of the plotted values (solid lines) assumes degassing to a lower  $pCO_2$  is responsible for the observed pH drift although other interpretations are possible. The small grey markers in the background show 1,000 randomly selected groundwater compositions projected for the SR-Site temperate time domain at 2,000 y.

付図 5-1-4 収着試験で用いた地下水水質（炭酸分圧と pH）の試験期間中の変化（2000 年後の水質分布との比較）(Crawford, 2010)

各核種の表面錯体生成についての信頼できるモデルパラメータが入手可能となれば、原理的には、pH 及び炭酸濃度に応じた  $K_d$  を算出し、応答曲面を構成することができ、これに基づき地下水化学に関する変換係数を推定することが可能となる。Turner and Pabalan (1999) は、測定あるいは推定された地下水水質に対して熱力学的な収着モデルを適用することにより原位置条件に対応する  $K_d$  の確率分布を推定することを試みている。このような手法は、スマート  $K_d$  アプローチと呼ばれているもの（例えば、Kulik, 2002）と概念的には同じものであり、その実現に向けて、精力的に努力が続けられている（NEA, 2005; Ochs et al., 2006）。また、圧縮ベントナイトに対しては、このようなアプローチが一定の成果を既に挙げており（Bradbury and Baeyens, 1997, 2005a, 2005b）、また、イライトに対しても同様のアプローチが適用されている（Bradbury and Baeyens, 2009a, 2009b）。また、SR-Site においても、Data report において同様の検討が行われている（SKB, 2010a）。上記のような

応答曲面は、解析ではなく、対応する条件での収着試験を実際に行い、結果に対して回帰分析を行うことによって可能であるため、実際に、このような試みが行われている例もある (Vandergaaf et al., 1993)。

化学的に比較的均一と見なせるベントナイト系材料とは異なり、火成岩の場合には次のような本質的な問題点がある。

- 収着に対して最も大きな寄与を持つと考えられる鉱物についての信頼できる収着モデルパラメータが整備されていない
- 収着に対して支配的となる鉱物を特定すること自体が困難な場合もある
- 鉱物粒に対する被覆層の影響等を無視して、成分毎の収着への寄与を加算するアプローチの不確実性が大きい可能性がある

もし、リファレンスとする水質での $K_{d(ref)}$ と評価対象とする水質での $K_{d(app)}$ の双方を解析的あるいは経験的に構成した応答曲面によって算出することが可能であれば、次式によって地下水化学に関する変換係数 $f_{chem}$ を算出することができる。

$$f_{chem} = \frac{K_{d(app)}}{K_{d(ref)}} \quad (\text{付式 5-1-8})$$

しかしながら、上述したように、経験的に構成した応答曲面には、実験中の溶液水質のドリフト等の問題があり、また、花崗岩に対する信頼すべき熱力学的収着モデルが確立されていないことから、解析的な手法による応答曲面の利用も困難である。そこで、表面錯体生成により収着する核種に対して、SR-Site では、地下水化学に関する変換係数は用いず、これまでに述べた種々の要因を全て $K_d$ データに含まれる不確実性として見なし、異なる水質に対応するデータを全て同じ母集団に含めるという方法が採られている。

他方、イオン交換によって収着する核種については、 $Ca^{2+}$ 、 $Mg^{2+}$ 、 $Na^+$ 及び $K^+$ 等の主要な陽イオンとの競合が最も重要であり、これらの濃度は収着試験期間中に顕著には変化しない。また、花崗岩中のイオン交換については、Äspö HRL (Byegård et al., 1998) 及び Finnsjön の花崗岩 (Byegård et al., 1995) について単一のサイトを仮定した簡単なモデルが構築され、それぞれ選択係数やその他のパラメータが付表 5-1-12 に示すように求められている。同表中の選択定数の導出においてはいくつかの不確実性が含まれており、主要なものは、拡散による非平衡に関するものである。イオン交換による収着の場合、表面錯体生成とは異なり、試験期間中の pH や炭酸濃度のドリフトの影響は有意ではないため、試験期間の長いデータを重点的に用いることにより、拡散による非平衡の効果を低減することが可能である。下表の選択定数の推定に用いたデータを選択においては、このような観点から試験期間の長いものや粒子サイズの小さいものが選ばれている。また、Finnsjön の花崗岩に対して、Äspö の細粒花崗岩や閃緑岩における $Rb^+$ 及び $Cs^+$ の選択定数が大きいのは、試験期間の相違によるものと考えられる。

付表 5-1-12 いくつかの岩石タイプに対するイオン交換の選択係数 (Crawford, 2010)

**Table 5-5. Selectivity coefficients (defined according to the Gaines-Thomas convention and relative to Ca<sup>2+</sup>) and other parameters for the single site ion-exchange model derived for fine-grained granite and diorite from Äspö /Byegård et al. 1998/, and Finnsjön granite /Byegård et al. 1995/. Error estimates are given as 2σ values based upon the standard deviation of 2–4 replicate samples for the fine-grained granite and diorite samples. The calculation basis for error estimates are not specified in /Byegård et al. 1995/ for Finnsjön granit.**

Rock type	Fine-grained granite	Diorite	Granite
Source location	Äspö	Äspö	Finnsjön
Pre-equilibration time	5 months	5 months	1 week
Contact time	14 days	14 days	8 days
CEC (cmol/kg)	6.8±1.0	9.1±0.6	0.44±0.06
Biotite content (%wt)	~1%	17%-25%	4%-6%
Size fraction	0.045 – 0.09 mm	0.045 – 0.09 mm	0.09 – 0.25 mm

Selectivity coefficients, K<sub>c</sub>:

Na <sup>+</sup>	2±1	0.1±0.05	0.025±0.009
Mg <sup>2+</sup>	n/a	n/a	11±2.2
K <sup>+</sup>	n/a	n/a	66±4.7
Rb <sup>+</sup>	(2±0.1)×10 <sup>3</sup>	(8±0.4)×10 <sup>3</sup>	730±210
Ca <sup>2+</sup>	1	1	1
Sr <sup>2+</sup>	4±1	2±0.4	1.8±0.3
Cs <sup>+</sup>	(9±0.6)×10 <sup>6</sup>	(90±2)×10 <sup>6</sup>	(32±6.9)×10 <sup>3</sup>
Ba <sup>2+</sup>	60±4	60±2	53±14

その他の懸念すべき事項としては、以下が挙げられる。

- 水質分析の測定誤差及び収着試験前後に交換された陽イオンの物質収支への影響
- バライトや方解石の沈殿及びこれらとSr<sup>2+</sup>との固溶体生成。ただし、この可能性については、試験後の蒸留水による洗浄時の観察によってある程度否定されている (Byegård et al., 1995, 1998)。
- 液相及び固相における活量係数を考慮していない点
- 単一のサイトを考慮した簡単なイオン交換モデルの適用性に関する不確実性

これらの懸念事項はあるものの、付表5-1-12に示した選択係数は、イオン交換により収着する核種であるCs<sup>+</sup>、Sr<sup>2+</sup>及びRa<sup>2+</sup>についての地下水化学に関する変換係数 $f_{chem}$ を算出するという用途に照らして十分な精度を有するものと考えられる。また、 $f_{chem}$ の算出においては、Äspöの閃緑岩についての選択係数を用いることとしたが、このデータセットの問題点は、Mg<sup>2+</sup>及びK<sup>+</sup>についての選択係数が含まれていないことである。このため、これらのイオンについての選択係数については、Finnsjön花崗岩のものを用いることとした。この操作はデータセットの整合性を低下させるものであるが、これらのイオンの重要性が相対的に低いことから許容できるものと考えられている。

リファレンスとする水質としては、将来予想される地下水水質のイオン強度に近く、また、試験の実施点数も多いForsmarkの塩水系地下水を用いることとした。イオン交換モデルによる $f_{chem}$ の算出方法の適用性及び不確実性の影響は、以下の二つの方法で評価されている。

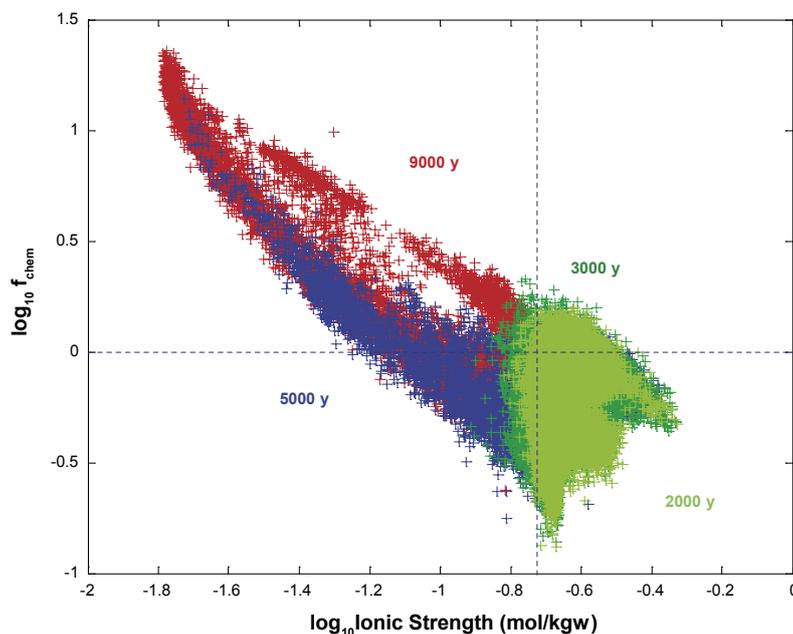
- 塩水系のリファレンス地下水に基づき推定された他の水質でのK<sub>d</sub>とこれらの水質において実際に測定されたK<sub>d</sub>との比較による検証。ここでは、イオン強度に対する傾向が推定値と測定とで整合的であれば、モデルは許容できると考えられた

- 付表5-1-12に示した選択係数を同表中の誤差範囲に基づき対数正規分布を仮定してランダムに変動させて $f_{chem}$ を算出した場合の $f_{chem}$ の分布（対数正規分布となる）と選択係数の中央値のみを用いて $f_{chem}$ を算出した場合の $f_{chem}$ の分布の比較による誤差の評価

上記の手法を想定されるRaに適用した場合の $f_{chem}$ の算出結果の例を、温暖期の種々の時間帯に想定される水質毎に付図5-1-5に示す。

Niの $K_d$ は、前述したように、イオン強度への依存性がある程度認められるが、ここでの収着プロセスは単純なイオン交換ではなく、outer-sphereでの寄与が無視し得ないような表面錯体生成である可能性が高いと考えられる（Scheidegger et al., 1996; Elzinga and Sparks, 1999）。また、上記のイオン強度への依存性は、イオン強度と相関したpH変化に伴う $Ni^{2+}$ イオンの水和反応による間接的な影響という考え方もある。そこで、Niについては、上記のイオン交換モデルに基づく $f_{chem}$ の算出は行わず、Niの $K_d$ に対してイオン強度の線形回帰を行った結果に基づく推定の方法が採られた。

上記の手法で推定された $K_d$ の中央値の補正前の中央値からの変化は、他の要因による $K_d$ 値のばらつきに比較して小さい。また、直感とは逆に、強い収着性を示す核種についてのイオン強度の補正効果のほうが弱い収着性を示す核種の場合よりも小さい結果となった。これは、弱い収着性を示す核種についてのデータ不確実性がより大きいことに起因する見かけ上の効果であり、収着性の弱いもののほうがイオン強度変化の影響を受けやすいことを意味するものではない点に注意を要するとされている。



**Figure 5-5.** Typical groundwater chemistry transfer factors,  $f_{chem}$  calculated for Ra sorption and application groundwater conditions in the temperate case study. The plotted data represent 10,000 randomly selected groundwater compositions calculated individually for each case using PHREEQC and the assumed ion exchange model. Data are given for 2,000 y (lime green markers), 3,000 y (dark green), 5,000 y (blue), 9,000 y (red). The plotted data, although partially obscuring each other gives an idea of the system-wide, relative variation of  $f_{chem}$  at different times implying a trend towards increased  $K_d$  values over time owing to decreasing groundwater salinity.

付図 5-1-5 地下水化学に関する変換係数の算出例（温暖期の Ra の収着）（Crawford, 2010）

## 2.2 核種移行パラメータ設定における不確実性の取り扱い

### 2.2.1 分配係数モデルを用いることに関する概念的な不確実性

「環境条件毎に定数とみなすことのできる分配係数モデル」は、最も単純な形式の収着モデルであるが、多くの限界を有しており、その適用には十分な注意を要する。既に述べたように、このモデルは、表面錯体生成のようなメカニスティックモデルよりも、安全評価への適用について実務的な観点から優れていると考えられるが、収着のメカニズムについて何ら説明能力を有するものではなく、このため、与えられた条件の下での液相と固相の核種濃度の比を適切に表現するものであることを明確な根拠とともに示す必要がある。

「環境条件毎に定数とみなすことのできる分配係数モデル」の利用に伴う概念的な不確実性は、また、室内の収着試験データの解釈にも影響を及ぼし得る。例えば、室内試験における収着以外のプロセス（例えば沈殿や共沈）を誤って収着として認識した場合、その解釈に基づいて導出された $K_d$ 値を用いた天然バリア中の核種移行解析には大きな不確実性が含まれることとなる。このような不確実性を避けるために、通常、収着試験はごく低い核種濃度において行われるが、それでも、収着以外のプロセスが固相側での核種の保持（retention）に寄与している可能性を完全に排除することは難しい。

「環境条件毎に定数とみなすことのできる分配係数モデル」の使用が正当化されるためには、以下の前提条件が満足されることが必要である。

- 対象としているプロセスは、平衡に到達している収着プロセスのみであること
- 室内試験で用いられる溶液の水質や岩石試料の鉱物学的特徴及び物理的な状態が、原位置での岩石と同一であること
- 天然バリア中の移行経路における核種濃度が線形の収着等温線の成立する範囲内にあること

通常は、安全評価のための核種移行解析において、これらの全ての前提条件が成立することはない。このため、満足されていない条件に起因する不確実性への対応として $K_d$ 値の範囲の選定において専門家の判断が求められることとなる。このような不確実性に対するSR-Siteでの取り扱いの概要を以下にまとめる。

#### (1) 収着平衡の仮定に関する不確実性

反応速度や拡散による物質移動に律せられていることが多いことから、しばしば、誤解されているが、イオン交換や表面錯体生成自体は熱力学的な意味で可逆なプロセスである。ただし、例外としては、核種が何らかのメカニズムで鉱物の構造中に離脱しにくい形で取り込まれてしまう場合が挙げられる。室内試験において上記のような見かけの非平衡状態をもたらすプロセスについても、安全評価における天然バリア中の核種移行で想定する移流や拡散の時間スケールの中では、ほとんどの場合に平衡が達成されると考えることができる。

#### (2) 原位置と収着試験での条件や物性の同一性

地下水水質や岩石の鉱物組成及び物理的特徴が室内試験と原位置とで一致することは極めて考えにくく、室内試験結果に対して前述したような補正を行うことが必要となる。一定の分配係数値を用いることが正当化されるためには、原位置での条件も均質であることが求められるが、このモデルの汎用性を高め、移行経路に沿った位置毎、そして、将来の地質環境の変遷において生ずる水質条件毎に一定の分配係数を与えること、即ち、「環境条件毎に定数とみなすことのできる分配係数

モデル」を用いることによって、不均質で時間的にも変化する場での移行遅延特性を表現することが可能となる。

### (3) 線形の収着等温線の成立性

安全評価のための核種移行解析の対象とする核種の収着等温線は、ある程度の非線形を有しており、その多くは上に凸の傾向を呈する（即ち、高濃度側での分配係数は低濃度側よりも小さい傾向を示す）。このような特徴は、しばしば、「ラングミュア的」と呼ばれるものであり、固相表面に単一層として配列可能な溶質の量に限度があることから生ずる収着の飽和効果と考えられている。また、固相表面には複数種類の収着サイトが分布する場合が多いため、これらの異種の収着サイトが低核種濃度側から順次飽和するような傾向を示す（収着性の高いサイトから順番に飽和していく）ことが普通であり、このため、核種の収着量は一つの上限において完全に飽和するのではなく、液相側の濃度の上昇につれて固相側の濃度の増加率は鈍化するものの少しずつ増え続けることとなる。このような非線形の効果によって、パルス状の核種プルームの移行を考えた場合、フロントとテールの低濃度部の遅延効果がピークの高濃度部よりも大きいために、ピークはフロントに追いつきさらに高まることとなる一方、テールの遅れは徐々に増大することとなり、移行距離とともに濃度分布の非対称性が明瞭となる。

このような非線形の効果を考慮しても核種移行フロントの移動速度を過小評価しないように適切な  $K_d$  値を選択することによって、線形収着モデルの使用を正当化することが可能である。実際、自然界にも同位体が存在するような多くの放射性核種の濃度は低いため、安定同位体等のバックグラウンド濃度に対応した  $K_d$  値を選択することにより非線形性の効果を反映することができる。また、自然界には存在しないような元素については、上に凸の収着等温線において  $K_d$  の下限を与えるような上限濃度を想定することにより  $K_d$  の過大評価を避けることができる。SR-Site では、このような考察に基づき、自然界のバックグラウンド濃度あるいは天然バリア中で想定される核種濃度の合理的な上限に対応する  $K_d$  値を選択することとしている。

## 2.2.2 収着特性の定量化におけるバイアス

既に述べたように、安全評価に用いる  $K_d$  値の設定においては、室内試験データに対していくつかの補正・外挿を行っている。そして、これらの補正・外挿に付随したバイアスが評価に用いる  $K_d$  値に含まれる主要な不確実性要因となる。

### (1) 収着特性の測定におけるバイアス

室内試験では、現実的な時間スケールの中で収着平衡に近い条件に到達することができるように、粉砕した岩石試料を用いている。そして、液相中に残留した核種の量と固相に収着した核種の量の比から  $R_d$  を算出することとなるが、通常、固相中の核種量は測定されず、液相中の核種濃度の初期値と終端値との差異から間接的に推定されることとなる。このため、液相中の核種濃度の測定精度の重要性が高い。例えば、岩石を入れないブランクテストにおける液相中濃度のばらつきの範囲内に、岩石を含む試験における終端濃度が含まれてしまうような場合には、測定誤差や試験容器への核種収着の影響が無視できないことを意味しており、この結果に基づき有意な情報を得ることはできない。また、収着性の強い核種については、試験終了時点で液相中に残されている核種の濃度が低すぎて検出下限以下となるような場合もある。一般に、 $R_d$  が  $10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$  を顕著に下回る場合や、1

m<sup>3</sup>/kg を顕著に上回る場合には、信頼すべきデータを得ることが難しいと考えられている。このため、収着性の弱い核種についての  $K_d$  の下限を知ることは難しく、保守的に非収着性と仮定される場合が多く、また、収着性の強い核種については  $K_d$  の上限を知ることが難しく確率分布上方で裾切りされた形状となり、確率論的解析におけるサンプリングバイアスにつながる懸念がある。

その他のバイアスとしては、以下が挙げられる。

- 核種の沈殿あるいは共沈を収着と誤認することによるバイアス
- 疑似コロイドや真性コロイドの生成に起因するバイアス: コロイドとして存在する核種を固相とした場合には収着性を過大評価することとなり、逆に、液相としてカウントした場合には過小評価することとなる
- 元素の酸化還元状態についてのバイアス: 対象とする元素が還元状態となる程度に試験条件が十分に還元性になっていることを保証することは困難であり、このような条件が達成されていない場合には、一般に収着性が低いと考えられている酸化状態での  $K_d$  値を還元状態に適用することとなり、 $K_d$  値を過小評価する懸念がある。この点について、SR-Site では、元素に応じて個別に検討を行っている

## (2) 原位置条件への補正・外挿におけるバイアス

岩石の粉碎試料には、新たに生成された内部表面や外表面との連続性が増したために **accessible** となった既存の内部表面等の本来の健全な岩石では収着に寄与しないはずの表面が含まれ、粉碎試料を用いた室内の収着試験では、これらの表面における収着の効果が含まれることとなる。また、花崗岩における核種の CEC は、全体の数%程度しか含まれない微量の鉱物によって支配されることが多い。また、これらの微量鉱物の含有量は、室内試験で用いる少量の試料ではばらつくために、これが試験データのばらつきの要因として重要となる。

以上のことから、室内試験データは、前述したように、表面積と CEC について補正を行った上で用いることとしている。

表面積の補正のためには、BET 法による表面積の測定データが用いられるが、BET 法によって測定される表面積の情報は、粉碎試料に含まれる異種の表面のそれぞれが収着に対して異なる寄与の程度を持つことについては考慮されない。そこで、このような差異を補正するために、機械的損傷に関する補正が行われる。

このような補正を行った後に導出される  $K_d$  値は、測定結果から直接推定される数値よりも小さいものとなる。また、表面積の補正と CEC の補正とは、それぞれ独立したものとして行われるが、表面積の効果と CEC の効果とは重複する部分もあるものと考えられており、この点を考慮すれば、これら二段階の補正をそれぞれ独立して行うことは  $K_d$  の過小評価につながるバイアスとなっている可能性が指摘されている。

## (3) データ点数の不足に起因するバイアス

SR-Site において想定している岩石及び水質等の条件に該当する文献データ数は限られており、このため、少数のサンプルに基づき上記の補正を行うことはバイアスを生じる懸念がある。そこで、文献データについては、実際のサンプルについての機械的損傷の変換係数及び CEC に関する変換係

数のみではなく、その背後にあると考えられる確率分布から再サンプリングを行うことによって、多数のサンプル数があった場合に生ずるはずの補正過程における不確実性を再現することを試みている。他方、サイトスペシフィックなデータ (Sr, Cs, Ra, Ni, Am/Eu, U(VI), Np(V)) については、十分な点数のデータが得られていると考えられるため、機械的損傷の変換係数及び CEC に関する変換係数については、いずれも中央値のみを用いて補正を行っている。

#### (4) 試験時間依存性に関するバイアス

Forsmark 及び Laxemar において実施された収着試験の期間は 1 日～180 日にわたっており、得られた  $R_d$  データには時間依存性が見られる。しかしながら、この時間的依存性による変動幅は他の不確実性要因と比較して小さいと考えられるため、試験期間についてのフィルタリング等を行わず、全てのデータを共通して集約することとした。

時間的依存性に対する上記の単純化された取り扱いは、例えば、拡散律速の非平衡が原因となっている場合に短期の試験結果をそのまま用いることによる  $K_d$  値の過小評価というバイアスにつながる可能性がある。このようなバイアスは、例えば、拡散を仮定した時間依存性の式を用いて補正することが可能である。しかしながら、一部のサンプルでは、試験期間を通じて溶液の pH が 1.5 単位上昇した例もあり、上記の時間依存性を拡散による非平衡のみの効果と結論づけることには大きな疑念があるため、SR-Site ではこのような補正は行っていない。

### 3. SKB レポートのパラメータ設定フローとパラメータセットの整理

前章にまとめた SR-Site におけるパラメータ設定手法の調査結果をもとに、パラメータ設定のフロー、パラメータセット設定と検証、不確実性の取り扱いに関する考え方の要点を、以下に整理した。

#### 3.1 パラメータ設定フローの検討

前章に述べた  $K_d$  のパラメータ設定の手順をフローとして整理した。付図 5-1-6 は、 $K_d$  パラメータ設定における対象元素の取り扱い区分である。まず、主な収着メカニズムとして、表面錯体生成、イオン交換、混合、及び非収着性に分類し、次に、データソースに応じて、

- サイトスペシフィックなデータ取得を行うもの
- 文献データに基づき  $K_d$  値を設定するもの
- 類似した他の元素のデータから  $K_d$  値を類推するもの

に区分している。ただし、サイトスペシフィックなデータ取得を行うものについても、補完あるいは比較のために文献データを適宜参照することとしている。

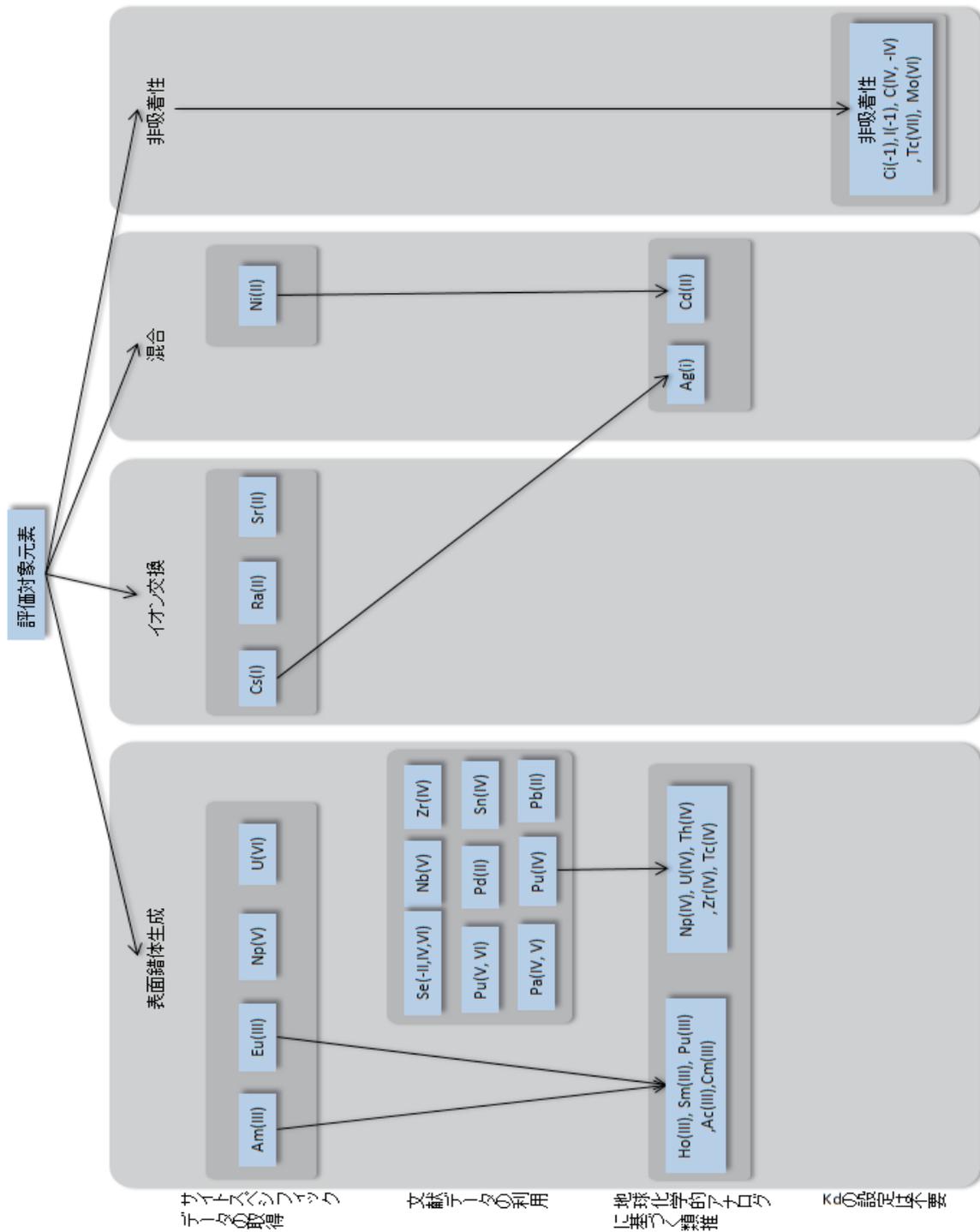
次に、上記の収着メカニズムについてのグループ毎に、付図 5-1-7 及び付図 5-1-8 に示す 4 つの段階でそれぞれ変換係数を用いた補正を行う。ここで、サイトスペシフィックなデータ取得を行っている元素と文献データに基づき  $K_d$  値を設定する元素についての補正の考え方は基本的には同じである。ただし、文献データの中には、補正のために必要な情報が不足しているものもあるため、それらについては、入手可能な情報の範囲内で個別に対応することとしている（詳細は前章参照）。

## 3.2 パラメータセット設定と検証

### 3.2.1 $K_d$ パラメータセットの設定

3.1 に示したフローに従い、SR-Site の安全評価で用いる  $K_d$  パラメータセットが作成されている。ここで、リファレンスの岩石タイプとして、Forsmark の metagranite を想定し、関連する不確実性の影響を極力定量的に考慮することが試みられている。また、地下水水質の将来変遷に関しては、対応する  $K_d$  値の変動範囲の中で最も悲観的な数値を全期間の代表として採用している。また、Laxemar については、CEC に関する変換係数のみを適用して補正を行い（イオン交換により収着する元素等の  $K_d$  について 1.6 倍とする）、表面積及び地下水化学については二つのサイト間の差異は小さいことから補正を行っていない。

表面錯体生成により収着する元素については、地下水化学に関する変換は行わず、全ての水質についての収着データを同一の母集団に含めて不確実性を把握している（異なる水質の影響も不確実性として取り扱う）。各元素について、想定されるそれぞれの水質で支配的となる酸化還元状態については、SKB-TDB (Duro et al., 2006) 及び PHREEQC を用いた解析によって特定している。なお、U については、U(IV)と U(VI)のいずれが支配的となるかが確定されなかったため、安全評価では、両者についての  $K_d$  を併用してケーススタディを行い、その不確実性の影響を見ることとした。



付図 5-1-6  $K_d$ パラメータ設定のための対象元素の取り扱い区分

表面錯体生成

イオン交換

混合

非吸着性

$$R_d^0 = R_d \cdot f_A$$

非表面積についての交換係数fAによる補正

Sieve size (mm)	Particle size (mm)	f <sub>A</sub>	f/f <sub>A</sub>
0.063-0.125	0.101	0.0313	32
0.25-0.5	0.402	0.125	8
1.0-2.0	1.607	0.5	2
2.0-4.0	3.214	1	1

粉砕岩石試料の外表面のみが吸着に寄与すると仮定して交換係数を算出(最も保守的)



機械的損傷についての交換係数f<sub>m</sub>による補正

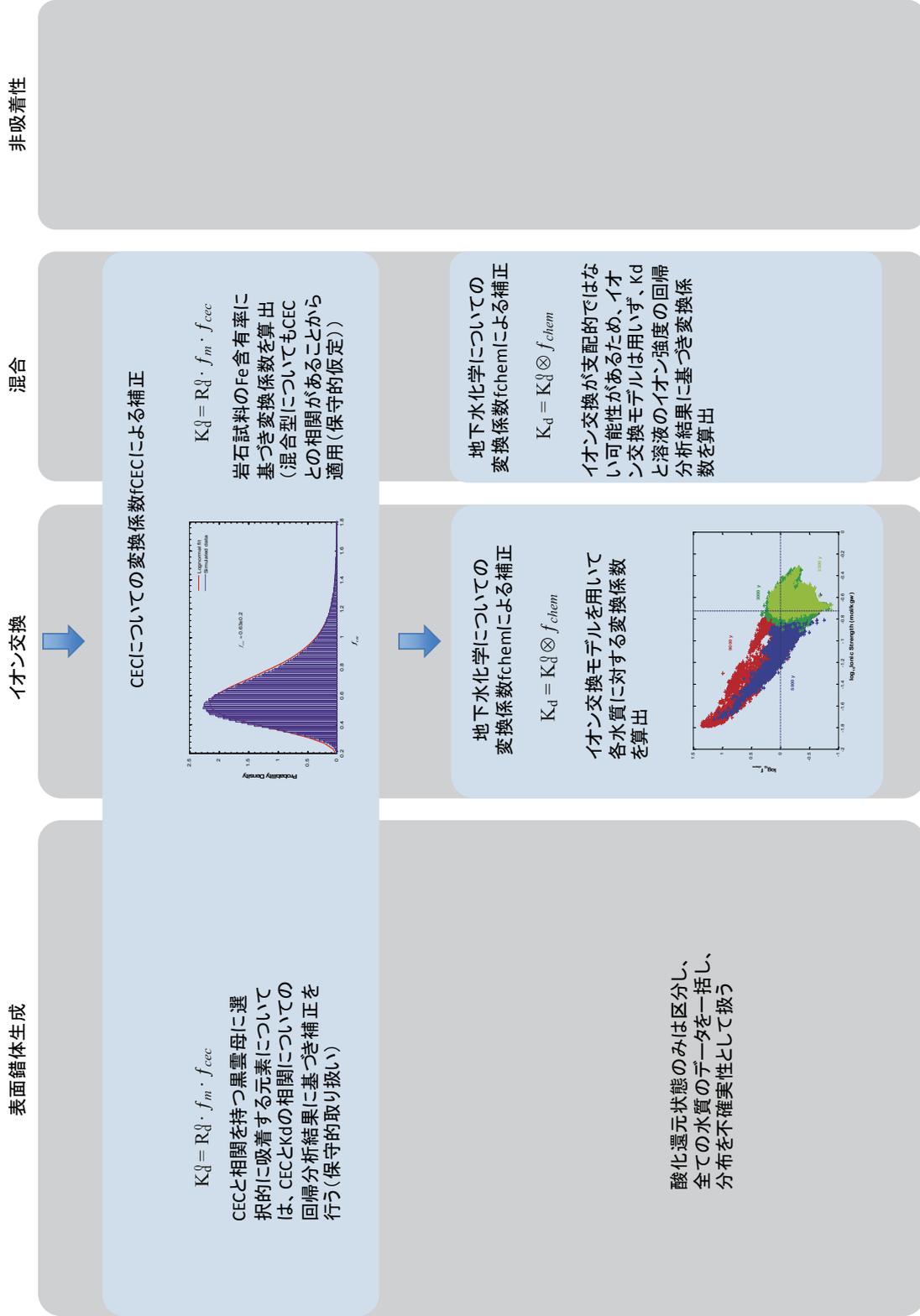
Borehole	Sample depth	A <sub>net</sub>	f <sub>m</sub>	log <sub>10</sub> f <sub>m</sub>
KFM01A	103 m	0.024±0.022	0.74±1.39	0.14±0.56
KFM01A	487 m	0.047±0.004	0.38±0.56	-0.46±0.22
KFM01A	908 m	0.030±0.001	0.60±0.31	-0.27±0.21
KFM02A	552 m	0.041±0.010	0.44±0.32	-0.35±0.30
KFM03A	536 m	0.013±0.003	1.38±0.91	0.13±0.27
KFM06A	440 m	0.035±0.005	0.52±0.30	-0.32±0.24
KFM07A	387 m	0.032±0.008	0.56±0.41	-0.25±0.30
KLX02	217 m	0.061±0.006	0.29±0.16	-0.57±0.23
KLX02	753 m	0.042±0.010	0.43±0.29	-0.38±0.28
KLX02A	509 m	0.029±0.006	0.62±0.40	-0.23±0.27
KLX02A	682 m	0.037±0.007	0.48±0.31	-0.34±0.26
KLX02A	936 m	0.096±0.004	0.19±0.10	-0.77±0.21
KLX03A	522 m	0.035±0.0004	0.51±0.26	-0.34±0.21
KLX04A	489 m	0.042±0.002	0.43±0.22	-0.41±0.21
KLX04A	718 m	0.029±0.021	0.61±0.93	-0.02±0.50
KLX05	482 m	0.094±0.007	0.19±0.10	-0.76±0.22
KSH01A	981 m	0.051±0.009	0.35±0.22	-0.48±0.25

$$K_d^0 = R_d^0 \cdot f_m \cdot f_{cec}$$

健全な岩に近いと考えられる大型の岩石コアについての表面積測定結果とリアレンス粒子サイズの粉砕試料の表面積測定結果の比に基づき交換係数を算出



付図 5-1-7 K<sub>d</sub>パラメータ設定のフロー(1/2)



付図 5-1-8 K<sub>d</sub>パラメータ設定のフロー(2/2)

イオン交換あるいは outer-sphere の表面錯体生成により収着する元素については、イオン強度が相対的に強い影響を及ぼすものと考えられ、一般に、イオン強度が上昇すると  $K_d$  は低下する傾向を示す。そこで、全期間を通じた代表的  $K_d$  値としては最も塩分濃度の高い水質についてのものを選択することとした。ここで、Cs、Sr 及び Ra については、単一のサイトを仮定した簡単なイオン交換モデルにより PHREEQC を用いた解析によって、処分場領域で想定される水質分布に対応する外挿・補正を行っている。また、Ni については、イオン交換による収着であるとは言えないものの、pH を介した間接的な影響も含め何らかのメカニズムによる依存性が認められるため、イオン強度と  $K_d$  の相関についての回帰分析結果に基づき補正を行っている。なお、このような補正は  $K_d$  を低下させるものとなるため、上述した不確実性が残される状況では、補正を行うことが保守的な取り扱いと行うことができる。また、同様のことは、黒雲母のように CEC と相関を持つ鉱物に選択的に収着する元素についても該当する。

将来の周期的な気候変動において、深部の高塩分濃度の地下水が上昇することが予想されるが、その期間が短いことから、 $K_d$  パラメータセットの設定においてはこのような水質は考慮されていない。また、 $K_d$  に関する不確実性の中で地下水のイオン強度についてのものは相対的に小さいことから、このような単純化は結果に有意な影響を与えるものではないと考えられる。

各割れ目の特性によって塩水と降水系地下水の置換状況は異なるため、処分場領域内の地下水水質は空間的に不均質なものになると考えられる。このため、処分場領域内での  $K_d$  値のばらつきも増大することとなるが、これに対して、 $K_d$  パラメータセットは塩分濃度の高い地下水水質を想定して設定されているため、安全評価においては悲観的な結果をもたらすものと考えられる。

安全評価における Pb の重要性を考慮して、Pb(II)については、それ自体についての文献データに基づき設定した  $K_d$  を基本としつつも、より悲観的な結果となるように Ni(II)をアナログとして設定した代替的なケースについてもケーススタディの一部として解析を行っている。

各元素の  $K_d$  は対数正規分布に従うものとしてパラメータセットを設定している。また、決定論的な解析における最良推定値としては、この対数正規分布のメディアン値を用いている。空間的不均質性を考慮すれば、算術平均値を用いることがより適切とも考えられるが、知識や情報の不足に起因する不確実性（ランダムではない）も含まれていることを考えれば、算術平均を用いることは完全には正当化できない。そこで、 $K_d$  値を小さめに評価することになるメディアン値を保守的に採用することとした。

#### (1) Forsmark サイトに関する $K_d$ パラメータセット

Forsmark サイトに関する  $K_d$  パラメータセットを付表 5-1-13 に示す。ここでは、各元素の  $K_d$  値の対数正規分布の平均 ( $\mu$ ) 及び標準偏差 ( $\sigma$ ) を示している。

確率論的安全評価では、実際には、2.5 及び 97.5 パーセンタイルをそれぞれ下限及び上限とし、 $K_d$  値がその間に一様分布すると仮定してサンプリングを行っている。また、既に述べたように、決定論的解析における最良推定値としては、メディアン値を用いている。

付表 5.1-13 Forsmark サイトに関する  $K_d$  パラメータセット(Crawford, 2010)

**Table 6-1. Recommended sorption partitioning coefficient,  $K_d$  values for use in SR-Site simulations of the Forsmark site. The predominant species for redox sensitive elements are highlighted in bold text. Values are given for the best estimate (median), parameters for the lognormal distribution ( $\mu$  and  $\sigma$ ), as well as lower and upper limits corresponding to the 2.5% and 97.5% percentiles, respectively.**

Radionuclide (Redox State)	Best estimate $K_d$ (m <sup>3</sup> /kg)	$\log_{10}K_d - \mu$	$\log_{10}K_d - \sigma$	Lower $K_d$ limit (m <sup>3</sup> /kg)	Upper $K_d$ limit (m <sup>3</sup> /kg)
Ac(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Ag(I)	3.49·10 <sup>-4</sup>	-3.46	0.51	3.46·10 <sup>-5</sup>	3.52·10 <sup>-3</sup>
Am(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
C, HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.0	-	-	0.0	0.0
C, CH <sub>4</sub>	0.0	-	-	0.0	0.0
C, -CO <sub>2</sub> H	0.0	-	-	0.0	0.0
Cd(II)	1.10·10 <sup>-3</sup>	-2.96	0.65	5.97·10 <sup>-5</sup>	2.04·10 <sup>-2</sup>
Cl(-I)	0.0	-	-	0.0	0.0
Cm(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Cs(I)	3.49·10 <sup>-4</sup>	-3.46	0.51	3.46·10 <sup>-5</sup>	3.52·10 <sup>-3</sup>
Eu(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
H(I)	0.0	-	-	0.0	0.0
Ho(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
I(-I)	0.0	-	-	0.0	0.0
Mo(VI)	0.0	-	-	0.0	0.0
Nb(V)	1.98·10 <sup>-2</sup>	-1.70	0.64	1.11·10 <sup>-3</sup>	3.53·10 <sup>-1</sup>
Ni(II)	1.10·10 <sup>-3</sup>	-2.96	0.65	5.97·10 <sup>-5</sup>	2.04·10 <sup>-2</sup>
Np(IV)	5.29·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.65	2.84·10 <sup>-3</sup>	9.84·10 <sup>-1</sup>
Np(V)	4.13·10 <sup>-4</sup>	-3.38	0.74	1.48·10 <sup>-5</sup>	1.15·10 <sup>-2</sup>
Pa(IV)	5.92·10 <sup>-2</sup>	-1.23	0.48	6.76·10 <sup>-3</sup>	5.18·10 <sup>-1</sup>
Pa(V)	5.92·10 <sup>-2</sup>	-1.23	0.48	6.76·10 <sup>-3</sup>	5.18·10 <sup>-1</sup>
Pb(II)	2.52·10 <sup>-2</sup>	-1.60	0.56	2.05·10 <sup>-3</sup>	3.10·10 <sup>-1</sup>
Pd(II)	5.20·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.83	1.22·10 <sup>-3</sup>	2.21
Pu(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Pu(IV)	5.29·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.65	2.84·10 <sup>-3</sup>	9.84·10 <sup>-1</sup>
Pu(V)	9.14·10 <sup>-3</sup>	-2.04	0.60	6.19·10 <sup>-4</sup>	1.35·10 <sup>-1</sup>
Pu(VI)	9.14·10 <sup>-3</sup>	-2.04	0.60	6.19·10 <sup>-4</sup>	1.35·10 <sup>-1</sup>
Ra(II)	2.42·10 <sup>-4</sup>	-3.62	0.41	3.87·10 <sup>-5</sup>	1.51·10 <sup>-3</sup>
S(-II)	0.0	-	-	0.0	0.0
Se(-II)	2.95·10 <sup>-4</sup>	-3.53	0.55	2.50·10 <sup>-5</sup>	3.48·10 <sup>-3</sup>
Se(IV)	2.95·10 <sup>-4</sup>	-3.53	0.55	2.50·10 <sup>-5</sup>	3.48·10 <sup>-3</sup>
Se(VI)	2.95·10 <sup>-4</sup>	-3.53	0.55	2.50·10 <sup>-5</sup>	3.48·10 <sup>-3</sup>
Sm(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Sn(IV)	1.59·10 <sup>-1</sup>	-0.80	0.28	4.51·10 <sup>-2</sup>	5.58·10 <sup>-1</sup>
Sr(II)	3.42·10 <sup>-6</sup>	-5.47	0.99	3.84·10 <sup>-8</sup>	3.05·10 <sup>-4</sup>
Tc(IV)	5.29·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.65	2.84·10 <sup>-3</sup>	9.84·10 <sup>-1</sup>
Tc(VII)	0.0	-	-	0.0	0.0
Th(IV)	5.29·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.65	2.84·10 <sup>-3</sup>	9.84·10 <sup>-1</sup>
U(IV)	5.29·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.65	2.84·10 <sup>-3</sup>	9.84·10 <sup>-1</sup>
U(VI)	1.06·10 <sup>-4</sup>	-3.97	0.66	5.53·10 <sup>-6</sup>	2.05·10 <sup>-3</sup>
Zr(IV)	2.13·10 <sup>-2</sup>	-1.67	0.35	4.48·10 <sup>-3</sup>	1.02·10 <sup>-1</sup>

(2) Laxemar に関する  $K_d$  パラメータセット

Laxemar サイトに関する  $K_d$  パラメータセットを付表 5-1-14 に示す。表の形式は Forsmark の場合と同一である。また、 $K_d$  値が Forsmark と異なるのは、以下の元素である。

- Ag, Cd, Cs, Ni, Ra, 及び Sr : イオン交換により収着する元素あるいは黒雲母含有率を介して CEC と相関を持つ元素
- Np, Pu, Tc 及び U : 酸化還元状態に依存する元素であり、黒雲母への選択的な収着が考えられるため間接的に CEC と関連するもの

付表 5-1-14 Laxemar サイトに関する  $K_d$  パラメータセット(Crawford, 2010)

**Table 6-2. Recommended sorption partitioning coefficient,  $K_d$  values for use in SR-Site for the Laxemar site. The predominant species for redox sensitive elements are highlighted in bold text. Values are given for the best estimate (median), parameters for the lognormal distribution ( $\mu$  and  $\sigma$ ), as well as lower and upper limits corresponding to the 2.5% and 97.5% percentiles, respectively.**

Radionuclide (Redox State)	Best estimate $K_d$ (m <sup>2</sup> /kg)	$\log_{10}K_d - \mu$	$\log_{10}K_d - \sigma$	Lower $K_d$ limit (m <sup>2</sup> /kg)	Upper $K_d$ limit (m <sup>2</sup> /kg)
Ac(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Ag(I)	6.54·10 <sup>-4</sup>	-3.18	0.51	6.49·10 <sup>-5</sup>	6.60·10 <sup>-3</sup>
Am(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
C, HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.0	-	-	0.0	0.0
C, CH <sub>4</sub>	0.0	-	-	0.0	0.0
C, -CO <sub>2</sub> H	0.0	-	-	0.0	0.0
Cd(II)	2.07·10 <sup>-3</sup>	-2.68	0.65	1.12·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-2</sup>
Cl(-)	0.0	-	-	0.0	0.0
Cm(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Cs(I)	6.54·10 <sup>-4</sup>	-3.18	0.51	6.49·10 <sup>-5</sup>	6.60·10 <sup>-3</sup>
Eu(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
H(I)	0.0	-	-	0.0	0.0
Ho(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
I(-)	0.0	-	-	0.0	0.0
Mo(VI)	0.0	-	-	0.0	0.0
Nb(V)	1.98·10 <sup>-2</sup>	-1.70	0.64	1.11·10 <sup>-3</sup>	3.53·10 <sup>-1</sup>
Ni(II)	2.07·10 <sup>-3</sup>	-2.68	0.65	1.12·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-2</sup>
Np(IV)	9.92·10 <sup>-2</sup>	-1.00	0.65	5.33·10 <sup>-3</sup>	1.85
Np(V)	7.75·10 <sup>-4</sup>	-3.11	0.74	2.78·10 <sup>-5</sup>	2.16·10 <sup>-2</sup>
Pa(IV)	5.92·10 <sup>-2</sup>	-1.23	0.48	6.76·10 <sup>-3</sup>	5.18·10 <sup>-1</sup>
Pa(V)	5.92·10 <sup>-2</sup>	-1.23	0.48	6.76·10 <sup>-3</sup>	5.18·10 <sup>-1</sup>
Pb(II)	2.52·10 <sup>-2</sup>	-1.60	0.56	2.05·10 <sup>-3</sup>	3.10·10 <sup>-1</sup>
Pd(II)	5.20·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.83	1.22·10 <sup>-3</sup>	2.21
Pu(III)	2.78·10 <sup>-2</sup>	-1.56	0.72	1.08·10 <sup>-3</sup>	7.19·10 <sup>-1</sup>
Pu(IV)	9.92·10 <sup>-2</sup>	-1.00	0.65	5.33·10 <sup>-3</sup>	1.85
Pu(V)	1.71·10 <sup>-2</sup>	-1.77	0.60	1.16·10 <sup>-3</sup>	2.53·10 <sup>-1</sup>
Pu(VI)	1.71·10 <sup>-2</sup>	-1.77	0.60	1.16·10 <sup>-3</sup>	2.53·10 <sup>-1</sup>
Ra(II)	4.53·10 <sup>-4</sup>	-3.34	0.41	7.26·10 <sup>-5</sup>	2.83·10 <sup>-3</sup>
S(-II)	0.0	-	-	0.0	0.0
Se(-II)	2.95·10 <sup>-4</sup>	-3.53	0.55	2.50·10 <sup>-5</sup>	3.48·10 <sup>-3</sup>
Se(IV)	2.95·10 <sup>-4</sup>	-3.53	0.55	2.50·10 <sup>-5</sup>	3.48·10 <sup>-3</sup>
Se(VI)	2.95·10 <sup>-4</sup>	-3.53	0.55	2.50·10 <sup>-5</sup>	3.48·10 <sup>-3</sup>
Sm(III)	1.48·10 <sup>-2</sup>	-1.83	0.72	5.74·10 <sup>-4</sup>	3.83·10 <sup>-1</sup>
Sn(IV)	1.59·10 <sup>-1</sup>	-0.80	0.28	4.51·10 <sup>-2</sup>	5.58·10 <sup>-1</sup>
Sr(II)	6.42·10 <sup>-6</sup>	-5.19	0.99	7.21·10 <sup>-8</sup>	5.71·10 <sup>-4</sup>
Tc(IV)	9.92·10 <sup>-2</sup>	-1.00	0.65	5.33·10 <sup>-3</sup>	1.85
Tc(VII)	0.0	-	-	0.0	0.0
Th(IV)	5.29·10 <sup>-2</sup>	-1.28	0.65	2.84·10 <sup>-3</sup>	9.84·10 <sup>-1</sup>
U(IV)	9.92·10 <sup>-2</sup>	-1.00	0.65	5.33·10 <sup>-3</sup>	1.85
U(VI)	2.00·10 <sup>-4</sup>	-3.70	0.66	1.04·10 <sup>-5</sup>	3.84·10 <sup>-3</sup>
Zr(IV)	2.13·10 <sup>-2</sup>	-1.67	0.35	4.48·10 <sup>-3</sup>	1.02·10 <sup>-1</sup>

### 3.2.2 SR-Can から SR-Site へのパラメータセットの変遷

SR-Site の  $K_d$  パラメータセットを SR-Can (Crawford et al., 2006) と比較した結果が、付図 5-1-9 及び付図 5-1-10 である。図中の box and whisker プロットは以下の意味を持つ。

- SR-Site (緑色) では、box の部分の上下限がそれぞれ 75 及び 25 パーセントにあたり、box の中央の水平の線がメディアン値を表す。また、whisker (“ひげ”) の部分の上下限は両側 95 パーセント信頼性区間に相当する
- SR-Can (紫色) では、Crawford et al. (2006) における上下限値を Whisker として表現しており、両側 95 パーセント信頼性区間ではない。また、box の部分の上下限 (75 及び 25 パーセント) は変動幅の半分相当を割り当てている

SR-Siteの $K_d$ 値は、ほとんどの場合、SR-Canよりも小さいが、例外として、Sn(IV)及びPd(II)については上昇している。ここで、SR-CanにおけるPd(II)は、過去のSR-97 (Carbol and Engkvist, 1997) における設定を踏襲しており、これは、Ni(II)をアナログ元素として推定したものであったが、その後、Pd(II)の $K_d$ が実測されたことから (Tachi et al., 1999) , この実測値に基づく設定に変更している。Pd(II)はNi(II)よりも顕著に大きい第一加水分解定数を持つことから、この変更は妥当なものと考えられる。

他方、Ra(II)についての $K_d$ 値はSR-Canの時点よりもかなり小さく設定されている。これは、SR-Canの時点で参照していたデータが、Stenhouse et al. (2008)においても指摘されているように、硫酸バリウムとの共沈の影響を受けていると考えられるためである。Forsmark 及び Laxemarにおいて新たに取得されたデータでは、このような共沈の影響は排除されている。

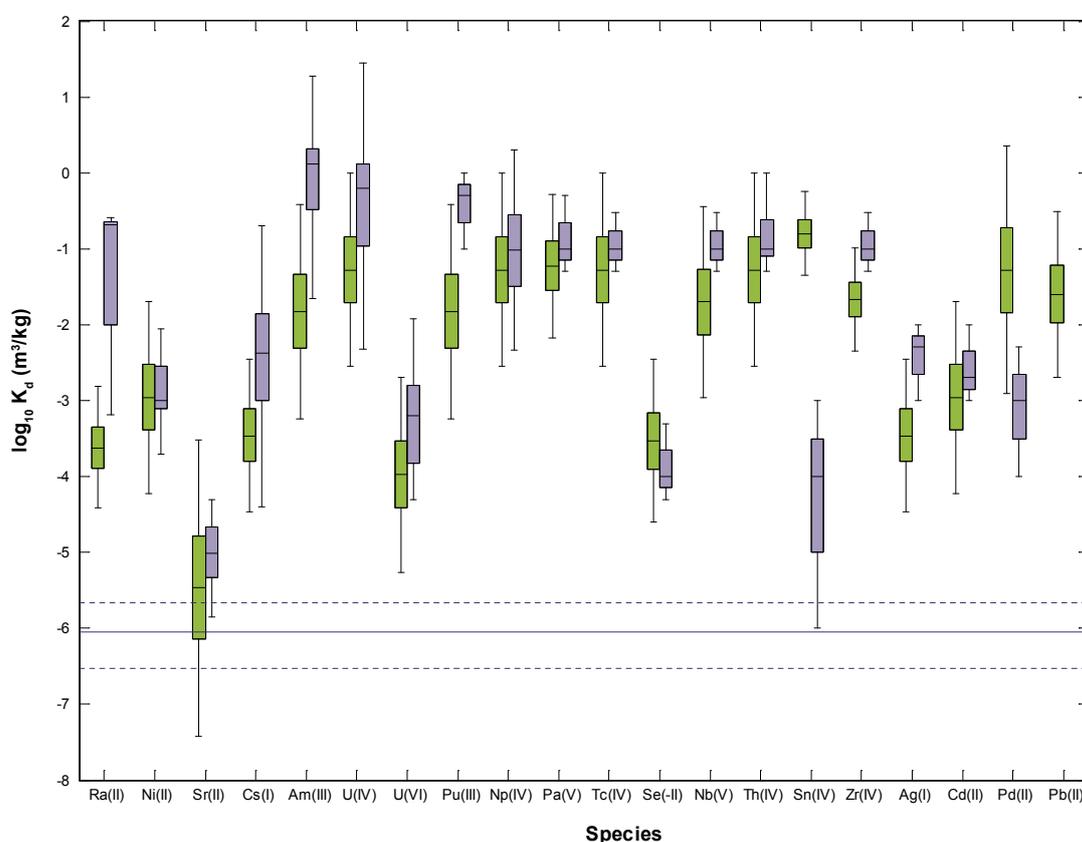
Sn(IV)の $K_d$ 値は、SR-Canの時点よりも顕著に大きくなっている。これは、SR-Canの時点では、支配的な形態がSn(II)あるいはSn(IV)のいずれであるかが不明であり、Sn(II)が塩素との陰錯イオンを形成する可能性を考慮していたためである。その後の検討により、想定する地下水水質ではSn(IV)が支配的であることが判明したため、Ticknor et al. (1996) に基づき $K_d$ 値を上方に修正している。Sn(IV)は他の4価の溶質より大きい第一加水分解定数を持つことから、この変更は妥当なものと考えられる。

Pb(II)はSR-Canでは考慮されておらず、SR-Siteにおいて初めてパラメータセットに含めた。Pb(II)の文献データの信頼性が必ずしも高くないため、前述したように、Ni(II)をアナログ元素とみなした設定も併せて行い、ケーススタディにより不確実性の範囲を把握している。

その他の元素については、SR-Canと同等か若干小さい $K_d$ 値が設定されている。これは、前章に述べたパラメータ設定フローを採用したことの帰結である。また、SR-Siteにおける不確実性の幅はSR-Canよりも大きくなっている。これは、サイトスペシフィックデータの点数が増大して不確実性の大きさが適切に把握できるようになったこと、及び、文献データの点数が不足していることによる不確実性の過小評価を避けるために統計的な再サンプリングを行っていること、によるものである。

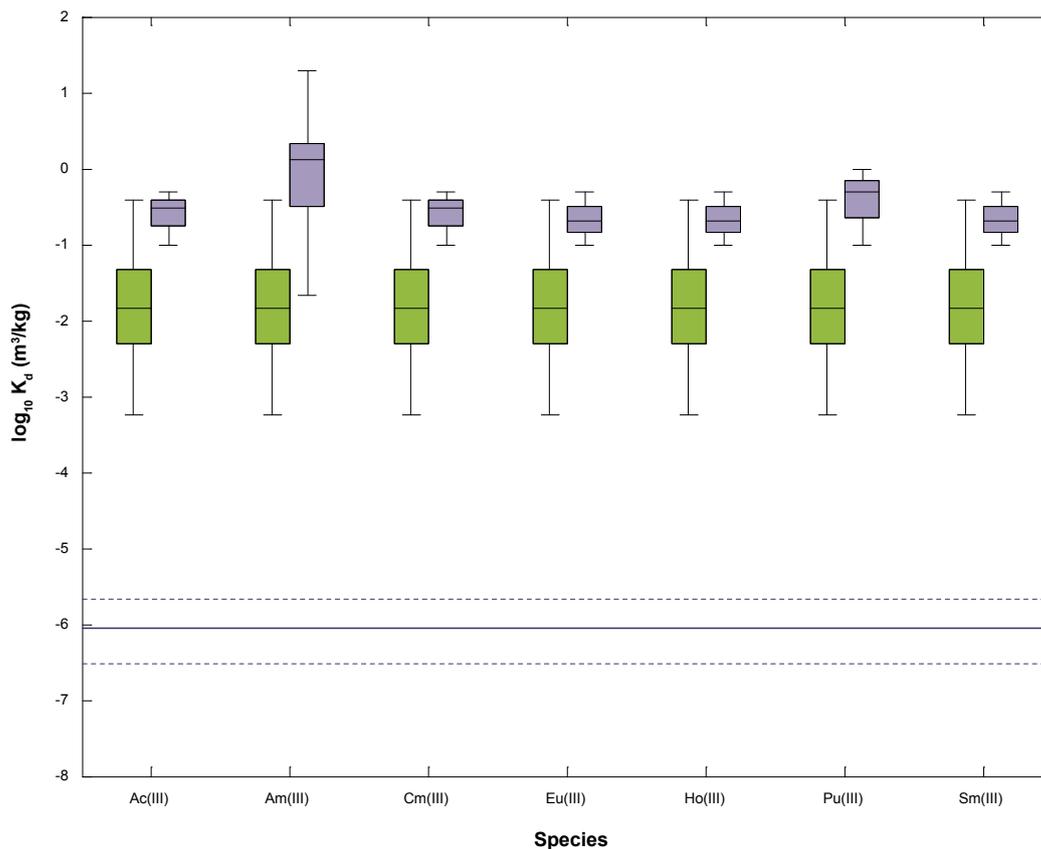
SR-Canからのもう一つ大きな変更点は、4価の放射性核種についてのアナログ元素をTh(IV)からPu(IV)に変更した点である。SR-Canにおいて用いていたTh(IV)の $K_d$ データは、他の事例と比較し

でも大きく、論文に明確に記載されてはいないものの、表面での沈殿あるいは真性コロイドの生成が懸念されるため、SR-Siteでは、採用されなかった。また、このTh(IV)の $K_d$ データについては、BET法による表面積測定の数値やその他の実験条件が明記されておらず、前章で示したSR-Siteのパラメータ設定フローを適用し難かったことももう一つの要因である。他方、SR-Siteで参照した (Huitti et al., 1996; Kulmala et al., 1998) では、これらの実験条件は明記されており、当該条件では複数の酸化還元状態のPuが共存すると推定されるものの、収着特性はPu(IV)によって規定されているものと考えられる。これは、複数の価数の溶質が共存している場合には、収着相と液相との間で酸化還元状態の再配分が生じ、最も収着性の強いもの（この場合はPu(IV)）によって収着性が規定されると考えられるためである。また、アナログ元素をPu(IV)に変更したことにより、4価の元素の $K_d$ 値は、Am(III)/Eu(III)よりも若干高いのみとなったが、これも、より説明しやすい傾向であると考えられる。



**Figure 6-1.** Recommended  $K_d$  ranges ( $\log_{10}$ -scale) for SR-Site calculations concerning the Forsmark site (green box and whisker plots). Data previously recommended for use in SR-Can are shown for comparative purposes (purple box and whisker plots). A lower effective bound on relevant  $K_d$  values is provided by the storage porosity of the rock matrix which is shown as the horizontal unbroken reference line along with the 2-sided 95% confidence interval of the estimate (broken lines).

付図 5-1-9 SR-Site 及び SR-Can の  $K_d$  パラメータセットの比較 (1/2) (Crawford, 2010)



**Figure 6-2.** Recommended  $K_d$  ranges ( $\log_{10}$ -scale) for SR-Site calculations concerning the Forsmark site (green box and whisker plots). Data previously recommended for use in SR-Can are shown for comparative purposes (purple box and whisker plots). A lower effective bound on relevant  $K_d$  values is provided by the storage porosity of the rock matrix which is shown as the horizontal unbroken reference line along with the 2-sided 95% confidence interval of the estimate (broken lines).

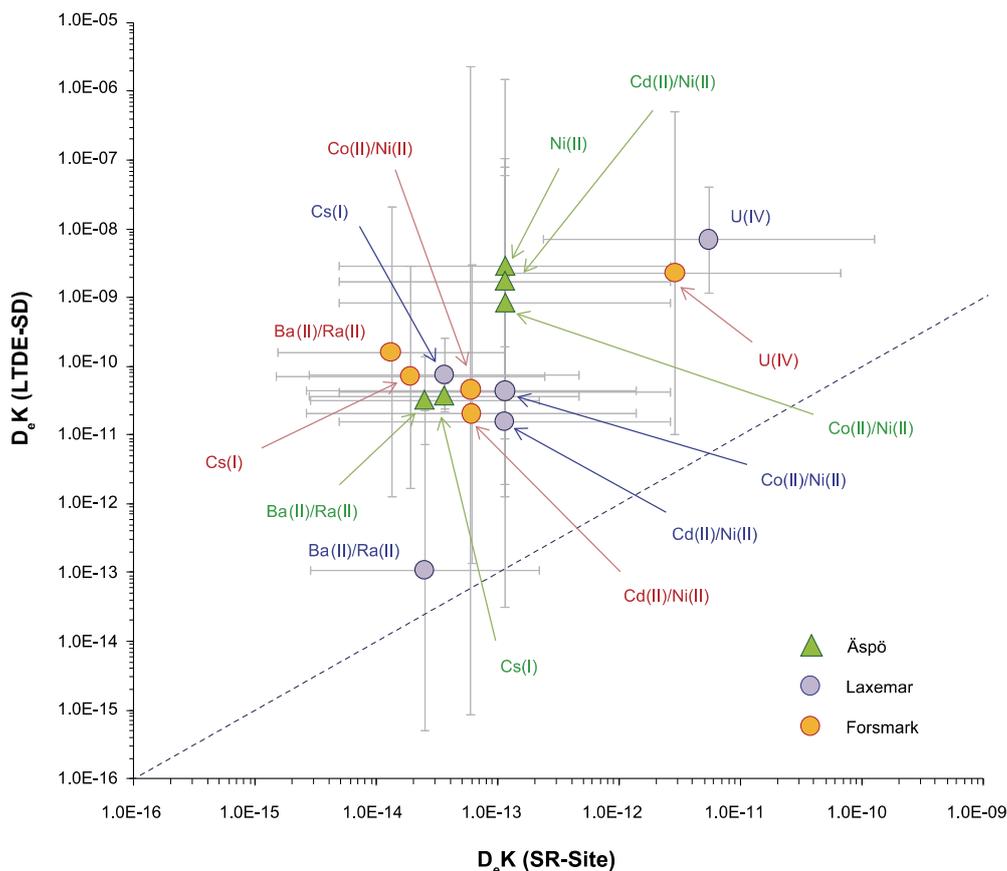
付図 5-1-10 SR-Site 及び SR-Can の  $K_d$  パラメータセットの比較 (2/2) (Crawford, 2010)

### 3.2.3 他の事例との比較

Äspö Hard Rock Laboratory (HRL) で行われている LTDE-SD (Long Term Diffusion Experiment – Sorption and Diffusion) 試験は、健全により近い大型コアサンプルを用いた長期間の in-diffusion 試験であり、ここでは、 $D_e K = D_e (K_d \rho_s + \theta_m)$  であらわされるパラメータがフィッティングにより得られている (Widestrand, 2010)。

付図 5-1-11 は、このパラメータ ( $D_e K = D_e (K_d \rho_s + \theta_m)$ ) について、SR-Site のパラメータセットと LTDE-SD における in-diffusion 試験データに対するフィッティング結果の比較を示す。一般的に、SR-Site における  $D_e K$  は、LTDE-SD での推定値よりも小さく、より保守的な設定となっているといえる。また、LTDE-SD での推定値においても、Ni(II)、Co(II)、及び Cd(II) の数値は接近しており、SR-Site における類似性の設定が妥当なものであることを支持している。

SR-Site におけるパラメータセットの設定が安全評価のための合理的な保守性を見込んだものであることを考慮すれば、上述した比較結果は、SR-Site のパラメータセットが用途に照らして適切なものであることを示唆するものと考えられる。



**Figure 6-3.** Cross plot of the effective diffusivity and volumetric storage capacity product,  $D_e K$  ( $m^2/s$ ) estimated using SR-Site recommended values and independent data obtained in the LTDE-SD experiment for monolithic samples of Äspö, Laxemar, and Forsmark site specific rocks /Widstrand et al. 2010b/. Markers indicate median values and error bars represent  $2\sigma$  uncertainty limits. For plotting the horizontal ordinate, geochemical analogy with Ni(II) is assumed for both Co(II) and Cd(II), while Ra(II) is used as an analogue for Ba(II). The sloping broken line indicates the equivalence trend line for reference purposes.

付図 5-1-11 SR-Site パラメータセットと LTDE-SD 結果の比較 (Crawford, 2010)

### 3.2.4 元素毎の特徴及びパラメータ設定フローとの関係

上述した概要に加え、実際の  $K_d$  パラメータセット設定の内容を、Cs と Np を例に以下にまとめる。

#### (1) Cs

Cs は 1 価の陽イオンであり、想定される全ての地下水水質の範囲で、 $Cs^+$  イオンが支配的な化学種であると考えられるが、塩分濃度が高くなるにつれて、塩素との錯イオン  $CsCl$  が徐々に重要となる。 $Cs(I)$  はイオン交換によって収着し、黒雲母やその変質によって生ずるクロライトのようなフィロ珪酸塩鉱物に選択的に収着する。 $Cs(I)$  のイオン半径は  $1.67 \text{ \AA}$  と大きく、比較的小さい水和半径を持つ。このため、より水和半径の大きい他の競合イオンよりも帯電したサイトに接近することができ、相対的に強い収着性を示す。

$Cs(I)$  は、フィロ珪酸塩鉱物の frayed edge sites (FES) 及び層間の両者に収着するため、収着等温線は強い非線形性を示し、Freundlich 型の収着等温線で表現される場合が多い。また、FES は層間のサイトよりもかなり少ないため、低濃度領域から非線形性が顕著なものとなる。フィロ珪

酸塩鉱物は、Cs に対して強い選択性を持つものの、地下水中の陽イオン ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) の濃度が高い場合には、Cs の収着性が低下する傾向を示す。このため、SR-Site の  $K_d$  パラメータセットでは、これらの陽イオン濃度が最も高くなる約 3,000 年後の塩水系の地下水を想定して全期間を代表する保守的な数値が選択されている。

Forsmark における Cs の  $K_d$  値の最良推定値は  $3.49 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$  であり、安全評価においては、2.5 パーセントイル ( $3.46 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) 及び 97.5 パーセントイル ( $3.52 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) の間でランダムにサンプリングされている。Laxemar サイトでは、岩石の CEC が比較的大きいことに対応して、Forsmark よりも 0.3 桁高い  $K_d$  値が用いられている。

## (2) Np

Np は 3 価から 7 価の酸化状態をとり得るが、地下水中で可能性があるのは、Np(IV) 及び Np(V) の二つである。4 価の状態では、pH 7~9 において Np(OH)<sub>4</sub> が支配的となるが、Np(OH)<sub>3</sub>CO<sub>3</sub><sup>-</sup> 及び Np(OH)<sub>3</sub><sup>+</sup> も存在する。また、5 価の状態では、pH 及び炭酸濃度に応じて NpO<sub>2</sub><sup>+</sup> あるいは NpO<sub>2</sub>CO<sub>3</sub><sup>-</sup> が支配的となる。Np の収着は、主として、inner-sphere での表面錯体生成によるものであり、Np(IV) は、Np(V) よりも収着しやすい。

SR-Site では、Byegård et al. (2008) 及び Selnert et al. (2009) において、サイトスペシフィックデータが取得されている。ここでは、窒素充填されたグローブボックスが用いられたが、低い収着性が示されたことから、恐らくは Np(V) が支配的となるような状態であったと推察される (ただし、酸化還元状態は測定されていない)。Yamaguchi et al. (2002) は、Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> を用いて強還元性とした条件で花崗岩片を用いた through-diffusion 試験を行っているが、推定された  $K_d$  は  $\sim 6 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{kg}$  という小さい値であり、これは、溶液中の炭酸濃度が SR-Site で想定しているものよりも 3 桁以上高く、このため、炭酸イオンとの競合により Np の  $K_d$  が低下しているものと考えられる。オートラジオグラフを用いた観察では、Np(V) が花崗岩中の黒雲母に選択的に収着していることが示されているが (Kienzler et al., 2009)、これは、黒雲母直近の局所的な還元環境において Np(V) が Np(IV) に変化していることが原因である可能性が高く、また、Np(IV) が表面で沈殿している可能性も否定できない。Np(V) が炭酸とともに表面錯体を生成する可能性も指摘されており (Arai et al., 2007)、この可能性は、Np の収着性に対する炭酸の影響の方向 (増大あるいは減少) についての議論を複雑なものとする可能性があるが、このような安全評価上好ましくかつ不確実な知見は SR-Site では取り入れられていない。

既に述べたように、Np の収着は、主として inner-sphere における表面錯体生成によるものであり、このため、イオン強度による影響は受けず、むしろ pH 及び炭酸濃度によって規定されるものと考えられる。

- Np(V) については、Byegård et al. (2008) 及び Selnert et al. (2009) において取得されているサイトスペシフィックデータに基づき、Forsmark で予想される全ての水質条件について、最良推定値  $4.13 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$  及び 2.5 パーセントイル ( $1.48 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) 及び 97.5 パーセントイル ( $1.15 \times 10^{-2} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) が設定されている。また、Np の  $K_d$  は黒雲母含有率を介して CEC と相関関係を示すため、CEC の高い Laxemar の岩石タイプでは、0.3 桁高い数値を設定している。
- Np(IV) については、該当する水質と岩石タイプについてのデータが限られているため、Pu(IV)

をアナログ元素として  $K_d$  値を推定している。ただし、こうして設定した  $K_d$  値は、Np(IV)について測定された  $K_d$  値ともほぼ整合的である。Np(IV)の  $K_d$  としては、Forsmark で予想される全ての水質条件について、最良推定値  $5.29 \times 10^{-2} \text{ m}^3/\text{kg}$  及び 2.5 パーセントイル ( $2.84 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) 及び 97.5 パーセントイル ( $9.84 \times 10^{-1} \text{ m}^3/\text{kg}$ ) が設定されている。

予想される地下水水質の範囲では、いずれも Np(IV)が支配的な液相化学種になるものと考えられるが、温暖期の後半（～9,000 年後）の炭酸濃度の上昇に際して、Np(IV)/Np(V)遷移領域に近づく可能性がある。

### 3.3 安全評価シナリオ及び不確実性評価との関連

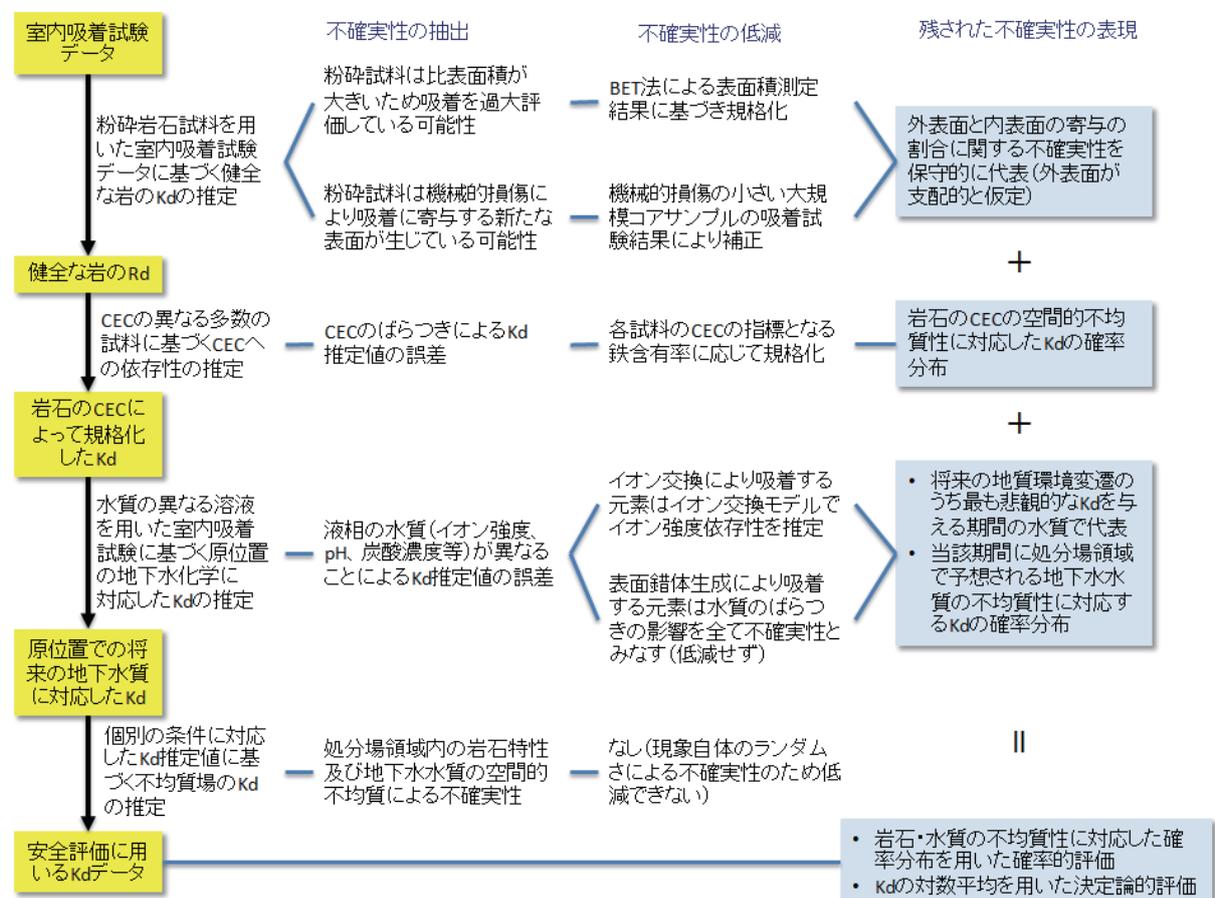
安全評価において、不確実性の抽出、記述、影響評価及び影響低減のための対策から成る不確実性管理を行うことが重要となる。本調査で対象としている収着分配係数  $K_d$  に付随したいわゆるパラメータ不確実性についても、同様の体系的な管理を通じて、パラメータセットの設定に至る手順に含まれる種々の不確実性を抽出し、合理的な範囲で不確実性及びその影響の低減につとめるとともに、その結果残された不確実性を適切に表現することによって安全評価結果に含まれる不確実性が適正に考慮されるように配慮することが重要となる。

一般に、実測値等の一次データを直接用いて安全評価のためのパラメータセットが構築されることは稀であり、特性の異なる試料を用いて、異なる条件下で行われた期間の短い試験結果に基づき、推論を積み重ねてパラメータセットを導出することが行われる。体系的な不確実性管理を行うためには、付図 5-1-12 に示すような概念に基づき、各推論の段階で不確実性を抽出し、低減を図るとともに、残された不確実性を適切に表現して安全評価に反映することが必要となる。



付図 5-1-12 安全評価のためのパラメータ設定における不確実性管理の概念

ここで調査・分析を行った SR-Site の  $K_d$  パラメータセットについても、上図と同様の概念に沿った不確実性管理が行われているものと推察される（ただし、SR-Site の各種レポート中には、各所に記述があるものの、全体として不確実性管理のフローを整理した箇所は見当たらない）。そこで、上図の概念に従い、SR-Site の  $K_d$  パラメータセット設定における不確実性管理の概要を整理した結果が付図 5-1-13 である。このような不確実性を基軸とした整理を、付図 5-1-6～付図 5-1-8 に示したパラメータ設定の作業手順としてのフローの作成と併せて行うことにより、追跡性と透明性を向上することが可能と考えられる。また、このような情報を、 $K_d$  パラメータセットのユーザーである安全評価解析の担当者に提供することによって、 $K_d$  の数値のみならず、その背景情報としての不確実性の所在や潜在的な影響についての知識も共有することが促進されるものと期待される。



付図 5-1-13 SR-Site における  $K_d$  パラメータ設定における不確実性管理の整理

#### 4. 調査・分析のまとめ及び今後の課題

SKBのSR-Site安全評価における分配係数パラメータ設定手法について、事業の段階的な進展に伴い増加する情報への対応、不確実性の取り扱いといった観点に着目して調査・分析し、方法論やパラメータセットをフロー図や一覧表の形で整理した。これらの調査・分析を通じて、以下のような点を、今後の核種移行パラメータの設定手法を検討するうえでの重要な視点、また、更なる検討が必要な課題として抽出した。

##### (1) 一貫性のある品質確保された核種移行パラメータの設定手法

パラメータ設定の基本方針の設定から、実測データや関連知見の収集、参照すべきデータ群の抽出、パラメータ設定という基本的なパラメータ設定手法が明確に定義され、一貫性のある手法でパラメータ設定が実行されている。また、安全評価のメインレポートから、データレポート、個別パラメータ設定レポートと、適切に階層化されたレポート構造で、膨大な情報が追跡可能な形で整理されており、方法論構築と情報管理の両面で参考となる。

##### (2) 実際の地質環境条件に基づく段階的なパラメータの設定手法

実サイトの地質環境条件に基づき、また、実サイトの岩石試料等を用いて取得したデータも活用したパラメータ設定が検討されており、主要核種を対象に実試料を用いた系統的な収着・拡散データを取得し、それらから設定される条件変換等の手法を文献データと組み合わせる合理的なアプローチが提案されている。一方で、許認可申請までの時間的制約の中で多数の実験と評価を実施する難しさも読み取ることができ、取得すべきデータ数と試験自体に加えて結果の解釈や品質管理まで含めたバランス良いデータ取得戦略を立案することが重要となる。

##### (3) 原位置条件に対する条件変換アプローチ

特に花崗岩系で重要となる室内実験と原位置条件との差異を補正する変換ファクターについて、収着試料の粉砕による比表面積の効果、原位置と室内の違いを補正するファクターを定量的に評価している点は新たな試みとして参考となる。表面積補正が詳細に検討されている一方で、収着の時間依存性に関しては十分には解釈までは至っておらず、保守性の観点から全ての反応時間のデータを考慮しており、この点については今後更なる検討が必要である。

##### (4) 収着モデルの活用

イオン交換や表面錯体の収着メカニズムの理解に基づき、化学アナログや条件変換手法の適用を検討するとともに、イオン交換性の核種に対しては地下水条件の違いを考慮したパラメータ設定にモデルを適用している。一方、表面錯体系の核種に対して、地下水化学に関する変換係数は用いず、種々の要因を全て $K_d$ データに含まれる不確実性と見なす方法を採用している。表面錯体系の補正についても、まずは、定性的な方法から検討していく必要があると考えられる。

##### (5) パラメータ設定における不確実性の取り扱い

SR-Siteでは確率論的な安全評価と対応付けて、各パラメータの不確実性を確率密度関数として与えることが検討されている。対象サイトの空間的不均質性や将来の環境変遷における不均質な地下水水質分布とその時間変化についての知見が具体的になるにつれて、これらの不確実性に対応

する方策としては合理的なものと考えられる。しかしながら、多数の核種や地下水質タイプの組み合わせに対する膨大な数の収着データが必要となるを結果をもたらしている。空間的不均質性や将来の地質環境変遷に対応した代替的なパラメータセットを検討するという方法も検討されるべきものと考えられる。

#### 参考文献（付録 5-1）

- Ahrland, S., Chatt, J. and Davies, N.R. (1958) : The relative affinities of ligand atoms for acceptor molecules and ions. *Quarterly Reviews, Chemical Society*, 12, pp.265–276.
- Alexander, W., Smith, P. and McKinley, I. (2003) : Modelling radionuclide transport in the geological environment: a case study from the field of radioactive waste disposal, In: Scott E M (ed). *Modelling radioactivity in the environment (Radioactivity in the Environment 4)*. Elsevier. pp.109–146.
- Anderson, E.B., Rogozin, Y.M., Smirnova, E.A., Bryzgalova, R.V., Andreeva, N.R., Malimonova, S.I., Shabalev, S.I., Fujiwara, A. and Tochiyama, O. (2007) : Sorption-barrier properties of granitoids and andesite-basaltic metavolcanites with respect to Am(III) and Pu(IV): 1. Absorption of Am and Pu from groundwater on monolithic samples of granitoids and andesite-basaltic metavolcanites. *Radiochemistry*, 49, pp.305–312.
- André, M., Malmström, M.E. and Neretnieks, I. (2008) : Determination of sorption properties of intact rock samples: New methods based on electromigration. *Journal of Contaminant Hydrology*, 103, pp.71–81.
- André, M., Malmström, M.E. and Neretnieks, I. (2009) : Specific surface area determinations on intact drillcores and evaluation of extrapolation methods for rock matrix surfaces. *Journal of Contaminant Hydrology*, 110, pp.1–8.
- Arai, Y., Moran, P.B., Honeyman, B.D. and Davis, J.A. (2007) : In situ spectroscopic evidence for neptunium(V)-carbonate inner-sphere and outer-sphere ternary surface complexes on hematite surfaces. *Environmental Science & Technology*, 41, pp.3940–3944.
- Bargar, J.R., Reitmeyer, R. and Davis, J.A. (1999) : Spectroscopic confirmation of uranium(VI)-carbonate adsorption complexes on hematite. *Environmental Science & Technology*, 33, pp.2481–2484.
- Berglund, S. and Selroos, J.-O. (2003) : Transport properties site descriptive model. Guidelines for evaluation and modelling. SKB R-03-09.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (1997) : A mechanistic description of Ni and Zn sorption on Na-montmorillonite Part II: modelling. *Journal of Contaminant Hydrology*, 27, pp.223–248.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (1998) : N<sub>2</sub>-BET surface area measurements on crushed and intact minerals and rocks: A proposal for estimating sorption transfer factors. *Nuclear Technology*, 122, pp. 250–253.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2005a) : Experimental measurements and modeling of sorption competition on montmorillonite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, pp.4187–4197.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2005b) : Modelling the sorption of Mn(II), Co(II), Ni(II), Zn(II), Cd(II), Eu(III), Am(III), Sn(IV), Th(IV), Np(V) and U(VI) on montmorillonite: Linear free energy relationships and estimates of surface binding constants for some selected heavy metals and actinides. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 69, pp.875–892.

- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2009a) : Sorption modelling on illite Part I: Titration measurements and the sorption of Ni, Co, Eu and Sn. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73, pp.990–1003.
- Bradbury, M.H. and Baeyens, B. (2009b) : Sorption modelling on illite. Part II: Actinide sorption and linear free energy relationships. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73, pp.1004–1013.
- Byegård, J., Skarnemark, G. and Skålberg, M. (1995) : The use of some ion-exchange sorbing tracers in in-situ experiments in high saline groundwaters. In: Scientific basis for nuclear waste management XVIII, Materials Research Society Symposium Proceedings 353, pp.1077–1084.
- Byegård, J., Johansson, H., Skålberg, M. and Tullborg, E.-L. (1998) : The interaction of sorbing and nonsorbing tracers with different Äspö rock types. Sorption and diffusion experiments in the laboratory scale. SKB TR-98-18.
- Byegård, J., Selnert, E., Tullborg, E.-L. (2008) : Bedrock transport properties. Data evaluation and retardation model. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-98.
- Carbol, P. and Engkvist, I. (1997) : Compilation of radionuclide sorption coefficients for performance assessment. SKB R-97-13.
- Crawford, J., Neretnieks, I. and Malmström, M. (2006) : Data and uncertainty assessment for radionuclide  $K_d$  partitioning coefficients in granitic rock for use in SR-Can calculations. SKB R-06-75.
- Crawford, J. (2010) : Bedrock  $K_d$  data and uncertainty assessment for application in SR-Site geosphere transport calculations. SKB R-10-48.
- Cui, D. and Eriksen, T.E. (1996) : Reduction of pertechnetate in solution by heterogeneous electron transfer from Fe(II)-containing geological material. *Environmental Science & Technology*, 30, pp.2263–2269.
- Duff, M.C., Hunter, D.B., Triay, I.R., Bertsch, P.M., Kitten, J. and Vaniman, D.T. (2001) : Comparison of two micro-analytical methods for detecting the spatial distribution of sorbed Pu on geologic materials. *Journal of Contaminant Hydrology*, 47, pp.211–218.
- Duro, L., Grivé, M., Cera, E., Gaona, X., Domènech, C. and Bruno, J. (2006) : Determination and assessment of the concentration limits to be used in SR-can. SKB TR-06-32.
- Elzinga, E.J. and Sparks, D.L. (1999) : Nickel sorption mechanisms in a pyrophyllite-montmorillonite mixture. *Journal of Colloid and Interface Science*, 213, pp.506–512.
- Huitti, T., Hakanen, M. and Lindberg, A. (1996) : Sorption of cesium, radium, protactinium, uranium, neptunium, and plutonium on rapakivi granite. Posiva 96-23.
- Ilton, E.S., Haiduc, A., Moses, C.O., Heald, S.M., Elbert, D.C. and Veblen, D.R. (2004) : Heterogeneous reduction of uranyl by micas: Crystal chemical and solution controls. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68, pp.2417–2435.
- Jan, Y.-L., Wang, T.-H., Li, M.-H., Tsai, S.-C., Wei, Y.-Y., Hsu, C.-N. and Teng, S.-P. (2007) : Evaluating adsorption ability of granite to radioselenium by chemical sequential extraction. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 273, pp.299–306.
- Jan, Y.-L., Wang, T.-H., Li, M.-H., Tsai, S.-C., Wei, Y.-Y. and Teng, S.-P. (2008) : Adsorption of Se species on crushed granite: A direct linkage with its internal iron-related minerals. *Applied Radiation and Isotopes*, 66, pp.14–23.
- Kienzler, B., Vejmelka, P., Römer, J. and Schild, D. (2009) : Actinide migration in fractures of granite host rock: laboratory and in-situ investigations. *Nuclear Technology*, 165, pp.223–240.
- Kulik, D.A. (2002) : Sorption modelling by Gibbs energy minimisation: towards a uniform thermodynamic

- database for surface complexes of radionuclides. *Radiochimica Acta*, 90, pp. 815–832.
- Kulmala, S., Hakanen, M. and Lindberg, A. (1998) : Sorption of plutonium on rocks in groundwaters from Posiva investigation sites. Posiva 98-12.
- Lee, S.Y., Baik, M.H. and Lee, Y.B. (2009a) : Adsorption of uranyl ions and microscale distribution on Fe-bearing mica. *Applied Clay Science*, 44, pp.259–264.
- Lee, S.Y., Baik, M.H., Lee, Y.J. and Lee, Y.B. (2009b) : Adsorption of U(VI) ions on biotite from aqueous solutions. *Applied Clay Science*, 46(3), pp.255–259.
- Liu, C., Zachara, J.M., Zhong, L., Heald, S.M., Wang, Z., Jeon, B.-H. and Fredrickson, J.K. (2009) : Microbial Reduction of Intragrain U(VI) in Contaminated Sediment. *Environmental Science & Technology*, 43, pp.4928–4933.
- McKinley, I.G. and Scholtis, A. (1993) : A comparison of radionuclide sorption databases used in recent performance assessments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 13, pp.347–363.
- NEA (2001) : Confidence in models of radionuclide transport for site-specific assessment: workshop proceedings, Carlsbad, New Mexico, USA, 14–17 June 1999. OECD/NEA, Paris.
- NEA (2005) : NEA Sorption Project, phase II: interpretation and prediction of radionuclide sorption onto substrates relevant for radioactive waste disposal using thermodynamic sorption models. OECD/NEA, Paris.
- Ochs, M., Davis, J.A., Olin, M., Payne, T.E., Tweed, C.J., Askarieh, M.M. and Altmann, S. (2006) : Use of thermodynamic sorption models to derive radionuclide  $K_d$  values for performance assessment: selected results and recommendations of the NEA sorption project. *Radiochimica Acta*, 94, pp. 779–785.
- Regenspurg, S., Schild, D., Schäfer, T., Huber, F. and Malmström, M.E. (2009) : Removal of uranium(VI) from the aqueous phase by iron(II) minerals in presence of bicarbonate. *Applied Geochemistry*, 24, pp.1617–1625.
- Sandström, B. and Stephens, M.B. (2009) : Mineralogy, geochemistry, porosity and redox properties of rocks from Forsmark. Compilation of data from the regional model volume for SR-Site. SKB R-09-51.
- Scheidegger, A.M., Fendorf, M. and Sparks, D.L. (1996) : Mechanisms of nickel sorption on pyrophyllite: macroscopic and microscopic approaches. *Soil Science Society of America Journal*, 60, pp.1763–1772.
- Selnert, E., Byegård, J., Widestrand, H., Carlsten, S., Döse, C. and Tullborg, E.-L. (2009) : Bedrock transport properties. Data evaluation and retardation model. Site descriptive modelling, SDM-Site Laxemar.
- Sidborn, M., Sandström, B., Tullborg, E.-L., Delos, A., Molinero, J., Hallbeck, L. and Pedersen, K. (2010) : SR-Site: Oxygen ingress in the rock at Forsmark during a glacial cycle. SKB TR-10-57.
- Singer, D.M., Maher, K. and Brown, Jr. G.E. (2009) : Uranyl–chlorite sorption/desorption: evaluation of different U(VI) sequestration processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 73, pp.5989–6007.
- SKB (1999) : SR 97 – Post-closure safety. Main report. SKB TR-99-05/06.
- SKB (2006) : Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation. Main report of the SR-Can project. SKB TR-06-09.
- SKB (2010a) : Data report for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-52.
- SKB (2010b) : Radionuclide transport report for the safety assessment SR-Site. SKB TR-10-50.
- SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. SKB TR-11-01.

- Stenhouse, M., Jégou, C., Brown, P., Meinrath, G., Nitsche, H. and Ekberg, C. (2008) : Review of SR-Can: Evaluation of SKB's handling of spent fuel performance, radionuclide chemistry and geosphere transport parameters. External review contribution in support of SKI's and SSI's review of SR-Can. SKI Report 2008:17.
- Tachi, Y., Shibutani, T., Sato, H. and Yui M. (1998) : Sorption and diffusion behavior of selenium in tuff. *Journal of Contaminant Hydrology*, 35, pp.77–89.
- Tachi, Y., Shibutani, T., Sato, H. and Shibata, M. (1999) : Sorption and diffusion behaviour of Palladium in bentonite, granodiorite and tuff. JNC Technical Report TN8400.
- Ticknor, K.V., Vandergraaf, T.T., McMurry, J., Boisvenue, L. and Wilkin, D. (1996) : Parametric studies of factors affecting Se and Sn sorption. AECL TR-723, COG-95-554.
- Turner, D.R. and Pabalan, R.T. (1999) : Abstraction of mechanistic sorption model results for performance assessment calculations at Yucca Mountain, Nevada. *Waste Management*, 19, pp.375–388.
- Vandergraaf, T.T., Abry, D.R.M. and Davis, C.E. (1982) : The use of autoradiography in determining the distribution of radionuclides sorbed on thin sections of plutonic rocks from the Canadian Shield. *Chemical Geology*, 36, pp.139–154.
- Vandergraaf, T.T., Ticknor, K.V. and Melnyk, T.W. (1993) : The selection of a sorption data base for the geosphere model in the Canadian Nuclear Fuel Waste Management Program. *Journal of Contaminant Hydrology*, 13, pp.327–345.
- Wang, P. and Anderko, A. (2001) : Thermodynamic Modeling of the Adsorption of Radionuclides on Selected Minerals. I: Cations. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 40, pp.4428–4443.
- Widestrand, H., Byegård, J., Ohlsson, Y. and Tullborg, E.-L. (2003) : Strategy for the use of laboratory methods in the site investigations programme for the transport properties of the rock. SKB R-03-20.
- Widestrand, H., Byegård, J., Selnert, E., Skålberg, M., Höglund, S. and Gustafsson, E. (2010) : LongTerm Sorption Diffusion Experiment (LTDE-SD). Supporting laboratory program – Sorption diffusion experiments and rock material characterisation. With supplement of adsorption studies on intact rock samples from the Forsmark and Laxemar site investigations. SKB R-10-66.
- Yamaguchi, T., Nakayama, S. and Okamoto, H. (2002) : Effective diffusivity of neptunium and plutonium in granite from Inada, Ibaraki, Japan under anaerobic conditions. *Radiochimica Acta*, 90, pp.863–868.

## 付録 5-2 JAEA-TDB を用いた溶解度計算

ここでは、第2次取りまとめにおける間隙水を対象とした溶解度の再検討について記述する。

### 1. 熱力学データベースの更新

#### (1) 第2次取りまとめにおける溶解度設定

第2次取りまとめにおいては、地層処分性能評価対象元素（第2次取りまとめで最終的に選定から外れた4元素を含め22元素）について、地層処分環境で生起することが想定される固-液および液-液についての数多くの平衡反応の熱力学データ（平衡定数）を選定した核燃料サイクル開発機構熱力学データベース（JNC-TDB）（Yui et al., 1999a）による熱力学計算を基に溶解度を設定している（東ほか, 1999）。しかしながら、第2次取りまとめの性能評価においては、熱力学計算で導出された溶解度を必ずしも採用しておらず、実測値を基にして溶解度を設定した元素があり、計算値よりも高い溶解度を設定した元素（パラジウム）もあれば低い溶解度を設定した元素（ラジウムおよびウラン）もある（東ほか, 1999）。また、熱力学計算値を採用した元素についても、保守的な観点から性能評価用の溶解度は熱力学計算値の2桁目の値を繰り上げて設定されている。

#### (2) 熱力学データベースの更新

第2次取りまとめのために整備された JNC-TDB は、実測に基づいて導出された熱力学データの文献値を収集したうえで、文献の信頼性についてレビューを行い、選定した熱力学データ相互の整合性を確認したうえで体系化したものである。対象元素を4グループに分類し、グループごとに熱力学データ選定を実施したうえで選定値の整合を図っており、国際的な研究者から構成される委員会によるレビューも受けている（Yui et al., 1999a）。また、JNC-TDB を PHREEQC（Parkhurst and Appelo, 1999）など汎用地球化学計算コードで利用できるようなフォーマットも整備している（吉田・油井, 2003）。JNC-TDB は、第2次取りまとめの公開時点における最新の情報が取りこまれており、また地球化学計算コードで利用可能な環境が整備されていたことから、当時としては最適なデータベースであったと考えられる。しかし、公開から10年以上経過し、その間に後述するいくつかの熱力学データベースが公開されたことから、最新の情報を取りこむことが重要であると考えられた。また、JNC-TDB では熱力学データの選定法や活量補正法が統一されていなかったことから、選定値や熱力学計算の信頼性に疑問が生じており、熱力学データベースの更新の必要性が認識されるようになってきた。

JAEA では、JNC-TDB 整備時以降の文献を収集してレビューし、信頼できると判断された値を採用するとともに、前述の JNC-TDB 以外の熱力学データベースの選定値についても、その信頼性を確認したうえで採用することで JNC-TDB を更新し、原子力機構熱力学データベース（JAEA-TDB）として公開した（Kitamura et al, 2010a）。また、JAEA-TDB を PHREEQC（Parkhurst and Appelo, 1999）など汎用地球化学計算コードで利用できるようなフォーマットも整備した（Kitamura and Yoshida, 2010）。

JAEA-TDB が JNC-TDB から更新された主な点は以下のとおりである。

- ・ 性能評価対象元素にコバルト、ストロンチウム、モリブデン、ヨウ素を追加した。これは TRU 廃棄物処分性能評価への適用性を考慮したものである。
- ・ OECD/NEA が選定したニッケル（Gamsjäger et al., 2005）、セレン（Olin et al., 2005）、ジルコニウム（Brown et al., 2005）、テクネチウム（Rard et al., 1999; Guillaumont et al., 2003）、トリウム（Rand et al., 2008）、ネプツニウムおよびプルトニウム（Lemire et al., 2001; Guillaumont et al., 2003）の熱力学デー

タについて、その信頼性を評価したうえで採用した。また、ウランおよびアメリシウムについては、更新版の選定値 (Guillaumont et al., 2003) に更新した。

- ・ コバルトおよびモリブデンについては、文献情報の収集、レビューを経て熱力学データを選定した。アルカリ土類金属元素においても、文献調査およびレビューを経て熱力学データを更新した。また、パラジウムについては、JNC-TDB で選定が見送られた水酸化物および加水分解種の熱力学データを選定した。
- ・ その他の元素についても、一部の熱力学データについて新規追加もしくは更新した。
- ・ JNC-TDB では熱力学データによって異なっていた活量補正方法について、OECD/NEA が推奨している Brønsted-Guggenheim-Scatchard モデル (通称 SIT) (Grenthe and Wanner, 2000) への統一化を進めた。

## 2. 更新した熱力学データベースによる溶解度の試算

Kitamura et al. (2010b) は、JAEA-TDB を用いて、以下の条件で、降水系還元性高 pH (FRHP)、海水系還元性高 pH (SRHP) および降水系酸化性高 pH (FOHP) の各モデル間隙水中の元素の溶解度を試算し、JNC-TDB を用いた計算結果 (東ほか, 1999) と比較している。ここでは、Kitamura et al. (2010b) で示された結果を再掲するとともに、第 2 次取りまとめの設定値と比較して、どの程度の違いが生じているかについて簡潔に考察する。熱力学計算の諸条件は下記のとおりである。

- ・ 対象水質：FRHP/SRHP/FOHP (いずれも間隙水)
- ・ 対象元素：整備 25 元素すべて
- ・ 温度:298.15 K
- ・ 溶解度制限固相：原則として第 2 次取りまとめと同じ固相を設定
- ・ 計算コード：PHREEQC (Ver. 2)
- ・ イオン強度補正：拡張 Davies モデル (第 2 次取りまとめと同じ)

Kitamura et al. (2010b) において得られた溶解度のうち、JNC-TDB による計算結果と比較できるものを、付表 5-2-1、付表 5-2-2、付表 5-2-3 に示す。表中の溶解度の単位は、Kitamura et al. (2010b) では「 $\text{mol kg}^{-1}$ 」、JNC-TDB 計算値 (東ほか, 1999) では「 $\text{mol dm}^{-3}$ 」となっているが、溶解度が  $10^{-1}$  を超えない場合には直接的に比較できる。なお、第 2 次取りまとめの評価対象元素のうち、プロトアクチニウムの値は Kitamura et al. (2010b) に掲載されていないため、下表においても掲載していない。

付表 5-2-1 JNC-TDB および JAEA-TDB を用いた溶解度の熱力学計算値の比較 (FRHP)

元素	TDB	溶解度 (mol kg <sup>-1</sup> or mol dm <sup>-3</sup> )	溶解度制限固相	主要溶存化学種
Se	JAEA	9.2×10 <sup>-9</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup> (100%)
	JNC	2.5×10 <sup>-9</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup> (100%)
Zr	JAEA	1.1×10 <sup>-4</sup>	Zr(OH) <sub>4</sub> (am,fresh)	Zr <sub>4</sub> (OH) <sub>16</sub> (aq)(24%), Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)(3%)
	JNC	1.0×10 <sup>-8</sup>	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)(100%)
Nb	JAEA	9.4×10 <sup>-7</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (cr)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup> (98%), Nb(OH) <sub>5</sub> (aq)(2%)
	JNC	6.8×10 <sup>-7</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (cr)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup> (99%), Nb(OH) <sub>5</sub> (aq)(1%)
Tc	JAEA	4.3×10 <sup>-9</sup>	TcO <sub>2</sub> ·1.6H <sub>2</sub> O(s)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)(89%), TcCO <sub>3</sub> (OH) <sub>3</sub> (6%), TcCO <sub>3</sub> (OH) <sub>2</sub> (aq)(4%)
	JNC	3.3×10 <sup>-8</sup>	TcO <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O(am)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)(85%), (TcO(OH) <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> (aq)(15%)
Pd	JAEA	1.6×10 <sup>-8</sup>	Pd(OH) <sub>2</sub> (s)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)(100%)
	JNC	10 <sup>-32</sup>	Pd(cr)	Pd(NH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2+</sup> (100%)
Sn	JAEA	1.3×10 <sup>-7</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> (73%), Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)(26%)
	JNC	1.4×10 <sup>-7</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> (73%), Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)(26%)
Cs	共通	可溶性	Cs <sup>+</sup> (100%)	
Sm,Ac, Am,Cm	JAEA	4.2×10 <sup>-6</sup>	MCO <sub>3</sub> OH(am)	M(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> (86%), MCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (8%), M(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> (5%), MSiO(OH) <sub>3</sub> <sup>2+</sup> (1%)
	JNC	1.5×10 <sup>-7</sup>	MCO <sub>3</sub> OH(cr)	M(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> (63%), M(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> (23%), MCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (14%)
Pb	共通	1.4×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (cerrusite)	PbCO <sub>3</sub> (aq)(85%), Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (15%)
Ra	JAEA	3.5×10 <sup>-5</sup>	RaCO <sub>3</sub> (cr)	Ra <sup>2+</sup> (98%), RaSO <sub>4</sub> (aq)(2%)
	JNC	1.3×10 <sup>-6</sup>	RaSO <sub>4</sub> (cr)	Ra <sup>2+</sup> (100%)
Th	JAEA	1.4×10 <sup>-7</sup>	ThO <sub>2</sub> (am,aged)	Th(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (98%), Th(CO <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> OH <sup>3-</sup> (1%), Th(OH) <sub>4</sub> (aq)(1%)
	JNC	4.3×10 <sup>-6</sup>	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (100%)
U	JAEA	4.4×10 <sup>-6</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> (99%)
	JNC	1.7×10 <sup>-5</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> (100%)
Np	JAEA	6.8×10 <sup>-8</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (98%), Np(OH) <sub>4</sub> (aq)(1%)
	JNC	1.6×10 <sup>-8</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (97%), Np(OH) <sub>4</sub> (aq)(3%)
Pu	JAEA	5.6×10 <sup>-8</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (86%), Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> (12%), PuCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (1%)
	JNC	2.4×10 <sup>-8</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup> (47%), Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (24%), Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup> (17%), PuCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (11%)

付表 5-2-2 JNC-TDB および JAEA-TDB を用いた溶解度の熱力学計算値の比較 (SRHP)

元素	TDB	溶解度 (mol kg <sup>-1</sup> or mol dm <sup>-3</sup> )	溶解度制限固相	主要溶存化学種
Se	JAEA	3.0×10 <sup>-8</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup> (100%)
	JNC	5.9×10 <sup>-9</sup>	FeSe <sub>2</sub> (cr)	HSe <sup>-</sup> (100%)
Zr	JAEA	9.7×10 <sup>-5</sup>	Zr(OH) <sub>4</sub> (am,fresh)	Zr <sub>4</sub> (OH) <sub>16</sub> (aq)(24%), Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)(3%)
	JNC	9.0×10 <sup>-9</sup>	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)(100%)
Nb	JAEA	3.1×10 <sup>-7</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (cr)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup> (95%), Nb(OH) <sub>5</sub> (aq)(5%)
	JNC	2.3×10 <sup>-7</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (cr)	Nb(OH) <sub>6</sub> <sup>-</sup> (100%)
Tc	JAEA	3.4×10 <sup>-9</sup>	TcO <sub>2</sub> ·1.6H <sub>2</sub> O(s)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)(99%)
	JNC	3.2×10 <sup>-8</sup>	TcO <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O(am)	TcO(OH) <sub>2</sub> (aq)(84%), (TcO(OH) <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> (aq)(16%)
Pd	JAEA	1.1×10 <sup>-4</sup>	Pd(OH) <sub>2</sub> (s)	Pd(NH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2+</sup> (99%), Pd(NH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>2+</sup> (1%)
	JNC	10 <sup>-26</sup>	Pd(cr)	Pd(NH <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> <sup>2+</sup> (100%)
Sn	JAEA	6.1×10 <sup>-8</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> (52%), Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)(47%)
	JNC	6.4×10 <sup>-8</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> <sup>-</sup> (51%), Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)(49%)
Cs	共通	可溶性	Cs <sup>+</sup> (100%)	
Sm,Ac, Am,Cm	JAEA	1.7×10 <sup>-5</sup>	MCO <sub>3</sub> OH(am)	MSiO(OH) <sub>3</sub> <sup>2+</sup> (90%), MCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (7%), M <sup>3+</sup> (1%), MOH <sup>2+</sup> (1%)
	JNC	3.2×10 <sup>-7</sup>	MCO <sub>3</sub> OH(cr)	MOH <sup>2+</sup> (39%), MCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (26%), M(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup> (20%), M <sup>3+</sup> (7%), MCl <sup>2+</sup> (7%)
Pb	JAEA	5.6×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (cerrusite)	PbCl <sup>+</sup> (25%), PbCl <sub>2</sub> (aq)(23%), PbCO <sub>3</sub> (aq)(18%), PbCl <sub>3</sub> <sup>-</sup> (15%), PbOH <sup>+</sup> (10%)
	JNC	5.3×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (s)	PbCl <sup>+</sup> (30%), PbCl <sub>2</sub> (aq)(23%), PbCO <sub>3</sub> (aq)(21%), PbCl <sub>3</sub> <sup>-</sup> (14%), Pb <sup>2+</sup> (5%), PbOH <sup>+</sup> (4%)
Ra	JAEA	2.3×10 <sup>-5</sup>	RaSO <sub>4</sub> (cr)	Ra <sup>2+</sup> (100%)
	JNC	1.9×10 <sup>-3</sup>	RaSO <sub>4</sub> (cr)	Ra <sup>2+</sup> (100%)
Th	JAEA	1.1×10 <sup>-9</sup>	ThO <sub>2</sub> (am,aged)	Th(OH) <sub>4</sub> (aq)(93%), Th(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (7%)
	JNC	8.6×10 <sup>-8</sup>	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (100%)
U	JAEA	2.7×10 <sup>-9</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	U(OH) <sub>4</sub> (aq)(97%), UO <sub>2</sub> <sup>2+</sup> (2%)
	JNC	1.8×10 <sup>-9</sup>	UO <sub>2</sub> (am)	U(OH) <sub>4</sub> (aq)(100%)
Np	JAEA	8.9×10 <sup>-10</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(OH) <sub>4</sub> (aq)(95%), Np(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (5%)
	JNC	2.9×10 <sup>-9</sup>	NpO <sub>2</sub> (am)	Np(OH) <sub>4</sub> (aq)(100%)
Pu	JAEA	3.1×10 <sup>-8</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	PuSiO(OH) <sub>3</sub> <sup>2+</sup> (91%), PuCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (6%), Pu <sup>3+</sup> (1%)
	JNC	2.8×10 <sup>-8</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	PuOH <sup>2+</sup> (39%), PuCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (26%), Pu(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup> (20%), Pu <sup>3+</sup> (7%)

付表 5-2-3 JNC-TDB および JAEA-TDB を用いた溶解度の熱力学計算値の比較 (FOHP)

元素	TDB	溶解度 (mol kg <sup>-1</sup> or mol dm <sup>-3</sup> )	溶解度制限固相	主要溶存化学種
Se	JAEA	3.4×10 <sup>-1</sup>	CaSeO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O(cr)	CaSeO <sub>4</sub> (aq)(55%), SeO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (45%)
	JNC	可溶性		SeO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (100%)
Zr	JAEA	1.1×10 <sup>-4</sup>	Zr(OH) <sub>4</sub> (am,fresh)	Zr <sub>4</sub> (OH) <sub>16</sub> (aq)(24%), Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)(3%)
	JNC	1.0×10 <sup>-8</sup>	ZrO <sub>2</sub> (am)	Zr(OH) <sub>4</sub> (aq)(100%)
Nb	JAEA	9.6×10 <sup>-7</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (cr)	Nb(OH) <sub>6</sub> (98%), Nb(OH) <sub>5</sub> (aq)(2%)
	JNC	6.9×10 <sup>-7</sup>	Nb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (cr)	Nb(OH) <sub>6</sub> (99%), Nb(OH) <sub>5</sub> (aq)(1%)
Tc	JAEA	2.5×10 <sup>9</sup>	NaTcO <sub>4</sub> ·4H <sub>2</sub> O(s)	TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (100%)
	JNC	可溶性		TcO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (100%)
Pd	JAEA	1.6×10 <sup>-8</sup>	Pd(OH) <sub>2</sub> (s)	Pd(OH) <sub>2</sub> (aq)(100%)
	JNC	6.9×10 <sup>-18</sup>	Pd(cr)	Pd <sup>2+</sup> (72%), PdCl <sup>-</sup> (28%)
Sn	JAEA	1.4×10 <sup>-7</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> (73%), Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)(26%)
	JNC	1.4×10 <sup>-7</sup>	SnO <sub>2</sub> (am)	Sn(OH) <sub>5</sub> (74%), Sn(OH) <sub>4</sub> (aq)(25%)
Cs	共通	可溶性		Cs <sup>+</sup> (100%)
Sm,Ac, Am,Cm	JAEA	4.2×10 <sup>-6</sup>	MCO <sub>3</sub> OH(am)	M(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (86%), MCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> (8%), M(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>+</sup> (5%), MSiO(OH) <sub>3</sub> <sup>2+</sup> (1%)
	JNC	1.5×10 <sup>-7</sup>	MCO <sub>3</sub> OH(cr)	M(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (63%), M(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>+</sup> (23%), MCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> (14%)
Pb	JAEA	1.4×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (cerussite)	PbCO <sub>3</sub> (aq)(84%), Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (15%)
	JNC	1.4×10 <sup>-6</sup>	PbCO <sub>3</sub> (s)	PbCO <sub>3</sub> (aq)(85%), Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (15%)
Ra	JAEA	3.3×10 <sup>-5</sup>	RaCO <sub>3</sub> (cr)	Ra <sup>2+</sup> (100%)
	JNC	1.2×10 <sup>-5</sup>	RaSO <sub>4</sub> (cr)	Ra <sup>2+</sup> (100%)
Th	JAEA	1.4×10 <sup>-7</sup>	ThO <sub>2</sub> (am,aged)	Th(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (98%), Th(CO <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> OH <sup>+</sup> (1%), Th(OH) <sub>4</sub> (aq)(1%)
	JNC	4.3×10 <sup>-6</sup>	ThO <sub>2</sub> (am)	Th(OH) <sub>3</sub> CO <sub>3</sub> <sup>+</sup> (100%)
U	JAEA	2.9×10 <sup>-3</sup>	UO <sub>3</sub> ·2H <sub>2</sub> O(cr)	UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> (60%), UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (16%), (UO <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> (OH) <sub>3</sub> <sup>-</sup> (7%)
	JNC	3.0×10 <sup>-3</sup>	UO <sub>3</sub> ·2H <sub>2</sub> O(cr)	UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>4-</sup> (47%), UO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (33%)
Np	JAEA	2.9×10 <sup>-3</sup>	NpO <sub>2</sub> OH(am,aged)	NpO <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> (92%), NpO <sub>2</sub> <sup>+</sup> (6%), NpO <sub>2</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>+</sup> (2%)
	JNC	3.4×10 <sup>-5</sup>	NaNpO <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> (cr)	NpO <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> (87%), NpO <sub>2</sub> <sup>+</sup> (10%)
Pu	JAEA	4.8×10 <sup>-5</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (100%)
	JNC	5.8×10 <sup>-9</sup>	PuO <sub>2</sub> (am)	Pu(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> (100%)

付表 5-2-1~5-2-3 において、溶解度制限固相が両者の計算で異なっている箇所がある。その理由は下記のとおりである。

- ・ FRHP および FOHP におけるラジウムの溶解度制限固相は、RaCO<sub>3</sub>(cr)でも RaSO<sub>4</sub>(cr)でもほぼ同じであるが、Kitamura et al. (2010b) では保守的な観点から、より溶解度の高い RaCO<sub>3</sub>(cr)を溶解度制限固相に設定している。
- ・ FOHP におけるネプツニウムについても、Kitamura et al. (2010b) ではラジウムと同様に保守的な観点から、より溶解度の高い NpO<sub>2</sub>OH(am,aged)を溶解度制限固相に設定している。
- ・ パラジウムの溶解度制限固相はいずれの計算においても異なっているが、これは JNC-TDB で水酸化物の熱力学データが選定されていないためである。溶解度設定 (東ほか, 1999) では溶解度制限固相を Pd(cr)とした熱力学計算値を採用しておらず、実測値を基に溶解度を設定している (FRHP および SRHP で 1×10<sup>-9</sup> mol dm<sup>-3</sup>, FOHP で 1×10<sup>-7</sup> mol dm<sup>-3</sup>)。
- ・ FOHP 条件で、セレンやテクネチウムなどの溶解度が大きく異なっている。しかし、JAEA-TDB で計算された値に意味があるかどうかは疑問であり、実質的に (JNC-TDB と同じく) 可溶性と判断して差し支えないと考えられる。

JAEA-TDB を用いた計算値 (Kitamura et al., 2010b) を JNC-TDB を用いた計算結果や第 2 次取りまとめにおける評価値 (東ほか, 1999) を比較して、溶解度が高くなった (すなわち性能評価にインパクトを与えるおそれがある) 点は以下のとおりである。

- ・ セレンについては JAEA-TDB での計算値が 3.7 倍程度高くなった。

- ・ ジルコニウムについては、いずれの間隙水においても JAEA-TDB での計算値が 4 桁ほど高くなるとともに、支配溶存化学種が  $Zr(OH)_4(aq)$  から  $Zr_4(OH)_{16}(aq)$  に変わった。ただし、熱力学データ導出に用いたジルコニウムの溶解度測定結果が過大評価であるとの指摘もある (Sasaki et al., 2006) ことから、今後さらなる調査検討が必要である。
- ・ パラジウムについては、JNC-TDB で選定されていなかった水酸化物 ( $Pd(OH)_2(s)$ ) の熱力学データを選定した結果、JAEA-TDB での計算値が 10~24 桁も高くなった。ただし、第 2 次取りまとめにおいては、熱力学計算値を採用せず実測値を基にした保守的な設定を行っていることから、設定値の増大分は FRHP 間隙水で 1 桁、SRHP 間隙水で 4 桁ほどであり、逆に FOHP 間隙水では 1 桁ほど低下した。
- ・ ネプツニウムについては、FRHP 間隙水で JAEA-TDB での計算値が 4 倍程度高くなっただけでなく、FOHP 間隙水では 2 桁近く高い値となった。
- ・ プルトニウムについては、FOHP 間隙水の JAEA-TDB での計算値が 6 倍程度高くなった。

### 3. まとめと今後の課題

JAEA-TDB を用いて、降水系還元性高 pH (FRHP)、海水系還元性高 pH (SRHP) および降水系酸性高 pH (FOHP) の各モデル間隙水中の元素の溶解度を試算し、第 2 次取りまとめにおける JNC-TDB を用いた計算結果と比較した。

これまでに述べてきた溶解度設定の課題は下記のとおりである。

- ・ JAEA-TDB における活量補正方法の SIT への統一促進、特に SIT で用いるイオン相互作用係数値の設定。
- ・ ラジウム等の共沈現象の取り扱いの手法確立。
- ・ ジルコニウム加水分解種の熱力学データの再検討。
- ・ 溶解度設定手法に関するガイドライン作成、特に溶解度制限固相の設定部分。

一方で、溶解度の評価の前提条件として緩衝材中の間隙水化学が重要である。第 2 次取りまとめ以降、間隙水設定手法については更新されていないことから、現段階において特定の地下水に対する間隙水を設定するならば小田ほか (1999) の手法に従うこととなる。しかしながら、上記の間隙水設定手法については、以下に述べるような課題が指摘されている。

- ・ 時間変化・空間分布への対応：
 

上記モデル計算では均質な単一領域・閉鎖系を前提としており、鉱物の変質などの時間的・空間的変動は考慮されていない。
- ・ 非平衡の取り扱い：
 

上記モデル計算ではすべての反応が平衡を前提としているが、炭素や窒素、硫黄など一部の酸化還元反応では微生物の触媒作用が十分ではないときに非平衡になるとの指摘がある (Drever, 1997)。小田ほか (1999) では、試みとして硫化水素イオンから黄鉄鉱が沈殿する酸化反応の対となる還元反応を系から排除して平衡計算を実施しているが、系に極端な溶存水素分圧の上昇をもたらすという非現実的な結果が得られたことから、実験的なサポートが必要であるとして酸化還元非平衡の取り扱いを行わなかった。その一方で、ベントナイト平衡液中のケイ素、アルミニウムおよびマグネシウムイオン濃度の説明ができておらず、実環境では非平衡になっていると考えられる。
- ・ 温度影響、埋め戻し初期の残存酸素の影響について実験的検討を行っていない。

- オーバーパック腐食生成物の変遷が考慮されていない。
- 第2次取りまとめから10年以上が経過しており、最新の知見等の導入を検討する必要がある。第2次取りまとめ以降、特に間隙水設定手法は更新されていないものの、現象理解や手法の適用性の確認などの検証を進めてきており、その反映が必要である。

なお、第2次取りまとめでは、酸化性地下水としてFOHP地下水のみを設定している。このFOHP地下水の設定については、FRHP地下水のEhを一般的な酸化性の値に設定し、Na<sup>+</sup>で電荷バランスをとっただけである(Yui et al., 1999b)。今後、海水系酸化性地下水等の設定にあたっては十分な文献調査とモデル化の検討が必要となる。

#### 参考文献 (付録5-2)

- 東侍郎, 柴田雅博, 油井三和, 澁谷朝紀, 能登屋信, 吉田泰 (1999): 地層処分研究開発第2次とりまとめにおける放射性元素の溶解度評価, JNC TN8400 99-071.
- Brown, P. L., Curti, E., Grambow, B. and Ekberg, C. (2005): Chemical thermodynamics of zirconium, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V.
- Drever, J.I. (1997): The geochemistry of natural waters: Surface and groundwater environment, 3rd ed., John Wiley & Sons. Inc.
- Gamsjäger, H., Bugajski, J., Gajda, T., Lemire, R. J. and Preis, W. (2005): Chemical thermodynamics of nickel, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V. .
- Grenthe, I. and Wanner, H. (2000): TDB-2: Guidelines for the extrapolation to zero ionic strength, Nuclear Energy Agency in Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD/NEA)
- Guillaumont, R., Fanghänel, Th., Neck, V., Fuger, J., Palmer, D. A., Grenthe, I. and Rand, M. H. (2003): Update on the chemical thermodynamics of uranium, neptunium, plutonium, americium and technetium, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V.
- Kitamura, A., Fujiwara, K., Doi, R., Yoshida, Y., Mihara, M., Terashima M. and Yui, M. (2010a): JAEA thermodynamic database for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive and TRU wastes, JAEA-Data/Code 2009-024.
- Kitamura, A., Doi, R., Yoshida, Y. (2010b): Evaluated and estimated solubility of some elements for performance assessment of geological disposal of high-level radioactive waste using updated version of thermodynamic database, Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM2010), October 3 – 7, 2010, Tsukuba, Japan, Paper No. ICEM2010-40172.
- Kitamura, A. and Yoshida, Y. (2010): Preparation of Text Files of JAEA-TDB for Geochemical Calculation Programs, JAEA-Data/Code 2010-011.
- Lemire, R. J., Fuger, J., Spahiu, K., Sullivan, J. C., Nitsche, H., Ullman, W. J., Potter, P., Vitorge, P., Rand, M. H. Wanner, H. and Rydberg, J. (2001): Chemical thermodynamics of neptunium and plutonium, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V.
- 小田治恵, 柴田雅博, 油井三和 (1999): 地層処分研究開発第2次取りまとめにおける緩衝材間隙水化学の評価, JNC TN8400 99-078.
- Olin, Å., Noläng, B., Osadchii, E. G., Öhman, L.-O. and Rosén, E. (2005): Chemical thermodynamics of selenium, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V.
- Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J. (1999): User's guide to phreeqc (version 2) – A computer program for speciation,

- batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, Water-Resources Investigations Report 99-4259; available from <[http://www.wr.ccr.usgs.gov/projects/GWC\\_coupled/phreeqc/](http://www.wr.ccr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/)> (accessed 2012-02-22).
- Rand, M., Fuger, J., Grenthe, I., Neck, V. and Rai, D. (2008): Chemical thermodynamics of thorium, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V..
- Rard, J. A., Rand, M. H., Anderegg, G. and Wanner, H. (1999): Chemical thermodynamics of technetium, Organisation for Economic Co-operation and Development, Elsevier B. V..
- Sasaki, T., Kobayashi, T., Takagi, I. and Moriyama, H. (2006): Solubility measurement of zirconium(IV) hydroxide, *Radiochim. Acta*, 94, pp. 489-494.
- 吉田泰, 油井三和 (2003) : 地球化学計算コードで利用可能な JNC 熱力学データベース, JNC TN8400 2003-005.
- Yui, M., Azuma, J. and Shibata, M. (1999a): JNC thermodynamic database for performance assessment of high-level radioactive waste disposal system, JNC TN8400 99-070.
- Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999b): Groundwater evolution modeling for the Second Progress Performance Assessment (PA) Report, JNC TN8400 99-030.

## 付録 6-1 論拠の効率的・効果的な収集・整理方法に係る事例調査

本付録では、地層処分に関する知識情報の品質確保に係る国内外での関連事例等に関する調査・整理などを行った。その結果を、以下の4つの形式でまとめ、それぞれの形式の「①特徴（含む、長所・短所）」及び「6.2.3 論拠の使いやすい形での提示方法」の検討の基礎とすべく「②シナリオ構築作業への適用可能性」について整理した。

- (1) 技術レポート形式
- (2) FEP データベース形式
- (3) 討論モデル形式
- (4) コンテンツマネジメントシステム（CMS:Contents Management System）形式

### (1) 技術レポート形式

#### ①特徴：

技術レポート形式は、プロジェクトの成果の取りまとめから、個々の技術的検討の報告まで、広い範囲での成果提示の一般的な方法として用いられてきている。技術レポートの構成はその目的や内容に応じて様々であるが、基本的には科学・技術報告書の一般的な構成を踏襲している。また、近年公開された地層処分プロジェクトの安全評価報告書（特に、USDOE (2008)や SKB (2011)）では、その内容が多岐にわたり分量が膨大になる傾向があり、1冊の報告書ではなく、主要報告書とそれを補完するいくつかのサブレポートで刊行されることが多くなってきている。このような形式でまとめられる報告書は、あるプロジェクトに関連する知識を体系的に提供するという点で非常に有益である。

一方、先述のような近年公開された安全評価報告書の分量を考慮すれば、技術レポート形式での論拠の集約・整理の限界が明らかになりつつあるとも考えられる。ただし、ここで言う限界とは、技術レポート形式で必要な情報を整理することが不可能という意味ではなく、後述するコンテンツマネジメントシステム（CMS：Contents Management System）（Wikipedia, 2011）のような新しい技術に基づく代替的媒体と比較した場合の優位性を失いつつあるという相対的な意味である。例えば、以下のような点が問題になると考えられる。

- ・ レポート中の情報の記述の詳細さや順番が固定されているため、ユーザー（読者）の用途や興味の違いによらず一定の形式でしか提示できない
- ・ 情報は目次に沿って一次的に配列されており、有機的な情報の連鎖は形成されていない（あるいは限界がある）。また、紙媒体のレポートでは、目次や索引のような方法でしか検索を行うことができず、また電子ファイルとしてレポートが提供され検索機能が利用できる場合でも該当箇所が独立に抽出されるだけであり、様々な視点やニーズに応じた課題にフォーカスした知識情報の探索を行うことは容易ではない（それを実施するためには、視点やニーズに沿った情報・知識の構造化や再整理という作業が別途必要）
- ・ 原稿執筆、全体取りまとめ・編集、印刷、製本といった工程を考えれば、作成や更新には時間を要する。このため、公開された段階で内容が陳腐化する懸念もある。また、紙媒体とする場合には、報告書の分量や配布数の増加に伴い印刷コストがかさむ等の問題も生じ得る。
- ・ 紙媒体やその電子ファイルとしてのレポートのみでは、近年一般化しつつある動画や音声等の種々の形式での情報表現を活用し提供することは情報量が膨大になることから難しい。

②シナリオ構築作業への適用可能性：

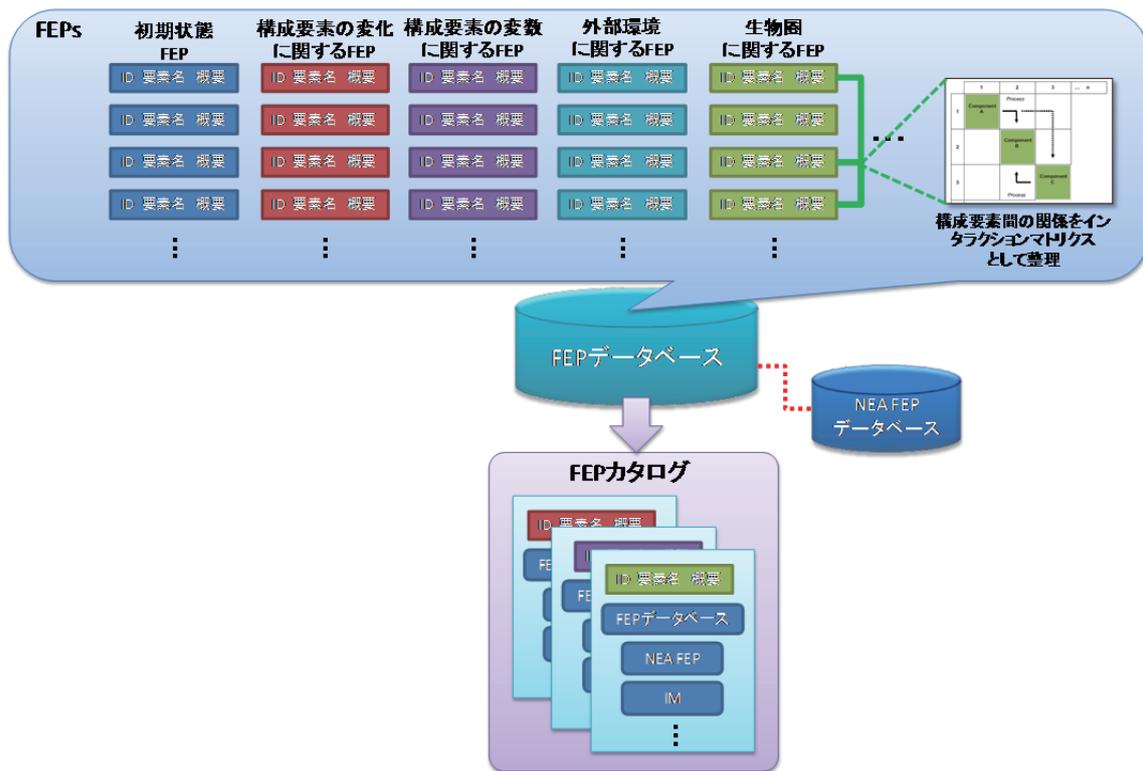
上記のような状況での技術レポート形式での論拠の集約・整理の利点としては、ユーザー（読者、特に研究者）の読書習慣に整合している点、及び後述の(4)で言及する CMS での「柔軟な更新という特徴は、ともすれば参照先としての同一性を確保しにくいという側面につながる」という問題に対して固定的な参照先としての同一性を確保できるという点、などが考えられる。このような意味からは、コンテンツマネジメントシステムにおいて随時更新されていく内容がある一定の頻度で技術レポートとして固定するという補完的な組み合わせが有効になると考えられる。

(2) FEP データベース形式

①特徴：

FEP データベースは、処分システムを構成する要素の特性、事象、プロセス、及びそれらの変遷過程に関して、FEP を用いた系統だった分析と安全評価の枠組みの作成および更新などに使用されるデータベースである。FEP データベースの開発では、特性、事象、プロセスの内容や最新の理解等を定められた形式に基づいてデータベース化する作業、FEP 解析およびその文書化を安全評価と結び付けて実施する作業が行われる。

また、FEP ごとに登録されている情報をユーザーに使いやすく提供するためのインタフェースとして FEP カタログが提供されている例がある(SKB, 2010)。付図 6-1-1 は、SR-Can や SR-Site での、FEP, FEP データベース, インタクションマトリクス, FEP カタログの関係を表したものである。この FEP データベースは、処分場システムの構成要素ごとに概要を取りまとめたコンパクトな知識情報の塊であり、参考文献や NEA FEP データベース等とのリンク情報も記載されている。また、FEP 間の関係はインタクションマトリクスとして整理している。これらの情報はすべて FEP データベースに登録されている。さらに、個々の FEP について、参考文献や NEA FEP データベース, インタクションマトリクスと簡単にリンクできるような機能を準備したものが FEP カタログである。



付図 6-1-1 FEP, FEP データベース, インタクションマトリクス, FEP カタログの関係 (SR-Can, SR-Site の例)

FEP データベースは、シナリオ構築で用いる情報としてだけでなく、シナリオ構築ひいては安全評価の品質保証のためのツールのひとつとしても用いることができる(シナリオの監査等)。その

ため、FEP データベースの作成にあたっての手順や管理方法等が明確に示されている場合がある(例えば、SR-Can, SR-Site)。

②シナリオ構築作業への適用可能性：

FEP データベースは、ボトムアップ的なシナリオ構築手法に付随したものであり、各研究分野での理解や知見の現状を整理するものである。また、シナリオ構築のためには、安全機能に着目したトップダウン的なシナリオ構築の手法と連携することも同時に必要となる。このため、FEP データベースは、特定の安全評価戦略とはある程度切り離して構築される基盤知識的な部分（不確実性も含めて）と、ある目的をもった安全評価において各 FEP についての基盤的な知識情報をどのように取り扱うべきか（適用限界も含めて）という判断や対応を示す部分が混在している。そして、このような異質な情報の共存は、トップダウンとボトムアップの両手法間の連携を反復的に行う中でより適切なものへと推移して行くことになると考えられる。

FEP データベースのこのような特徴は、用途によって固定されていない基盤知識的な部分をベースとして、その上に、シナリオ構築における種々のタスクやそこでの成果と論拠との関係づけに係る記述を追加することによって、汎用性と具体性を両立した知識情報として集約することと言いかえることができ、シナリオ構築作業での論拠の明示を行う作業との共通性は高いと考えられる。また、このような観点からは、FEP データベースと後述する討論モデルにおけるナレッジノートとは基本的には同質のものであると考えることができる。

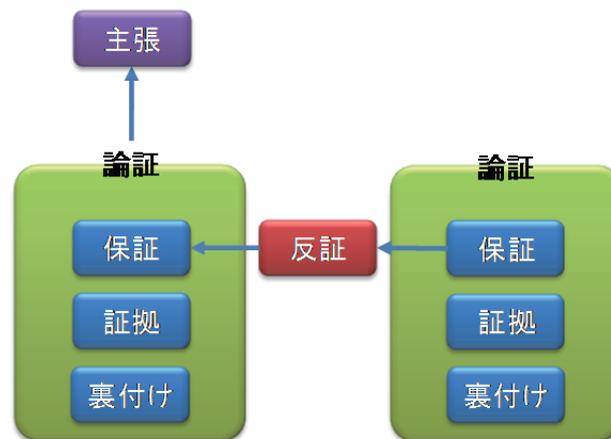
### (3) 討論モデル形式

#### ①特徴：

JAEA では、主張を階層構造化し、階層構造の末端に位置する論証については、討論モデルの形式での構造化（JAEA, 2010a）を提案している（付図 6-1-2）。

JAEA では、以下のような反映を意識しつつ討論モデルの適用を試みている。

- ・地層処分事業の各段階における情報や知識を多様な観点から整理し、さらに、一つの総合的な論理体系としてまとめることにより、当該段階での長期的安全性についての理解の程度を表現するものとなる。
- ・また、各論証について不十分な点や残された不確実性とこれらに対する具体策を明らかにすることによって、長期的安全性に直接あるいは間接的に係わる調査・設計・研究開発のマネジメントの方向付けを行うことが可能となる。



付図 6-1-2 JAEA における討論モデルでの主張，論証，反証の関係  
(Toulmin(1969)を改編)

また、JAEA では、保証が一般に知られているものではない場合にその信憑性を説明するための裏付け情報として、既存の文献やホームページとのリンク以外に、裏付け情報をコンパクトにまとめたナレッジノートを用意している（付図 6-1-3、付図 6-1-4）。

討論モデルの特徴の一つは、論理的な非単調性（一旦正と考えられた命題が後に偽であると判断されること、あるいは、視点によって真偽の判断が分かれること等）(Brewka, 1991)の含まれる論拠を整理し得ることである。このような特徴は、文章形式でも表現することが可能であるが、対立する意見や仮説の存在と言った非単調な論証の特徴を端的に表現するという討論モデルの長所は明確であると考えられる。また、討論モデルでは、論証を支持する証拠（論拠）が構造的に組み込まれており、その証拠（論拠）の適切性から論証の信頼性（あるいは不確実性）が判断される。

#### ②シナリオ構築作業への適用可能性：

シナリオ構築作業において上記の討論モデルの特徴を活かすためには、不確実性が含まれるような判断（例えば、複数のシナリオが分岐する状況で、それぞれのシナリオの確からしさを論拠に基づき判断すること）において、その判断に係る証拠（論拠）の集約・整理を行うために用いることが適切と考えられる。

また、討論モデルとその裏付け情報をコンパクトにまとめたナレッジノートとの組合せは、(2)で述べた FEP と FEP データベースとの関係での知識情報の階層的整理と類似している。

論証（実験データに基づく論拠）

還元環境での全面腐食速度は設計上の想定値（0.01mm/y）以下である。

エビデンスの概要[1]

- ・腐食の進展は時間とともに抑制される傾向が観察された（図 1）。
- ・浸漬 1 年までは 50℃ よりも 80℃ の方が腐食速度は大きいですが、浸漬 1 年以降は逆転した。浸漬 1 年以降の腐食速度は 80℃ の場合 1 μm/y 以下、50℃ の場合 1.8 μm/y となった（図 1、表 1）。
- ・長期的に高温のほうが腐食速度が小さくなった原因として、表面に形成される腐食生成物による保護性の違いが考えられる。80℃ では緻密で密着性のよい皮膜が形成されていたことに対して 50℃ ではほとんど皮膜が形成されていなかった（図 2）。
- ・上記の結果から、長期腐食試験によって得られた現実的な腐食速度は 2 μm/y 以下である。

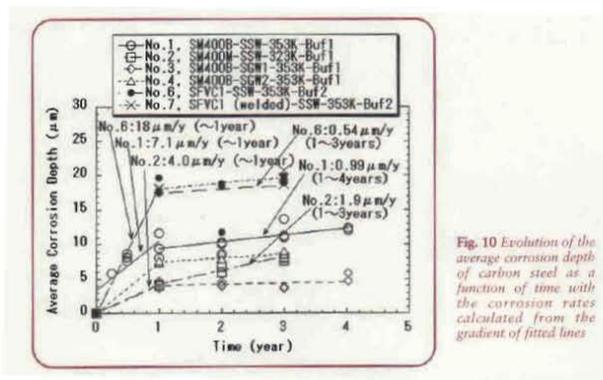


Fig. 10 Evolution of the average corrosion depth of carbon steel as a function of time with the corrosion rates calculated from the gradient of fitted lines

図 1 圧縮ベントナイト中における炭素鋼の腐食量の経時変化



Fig. 4 SEM microphotograph of the specimen surface after 3 years immersion test at 353K (No.1) and 323K (No.2)

図 2 試験後試験片表面の SEM 観察結果  
(人工海水中 3 年間浸漬, 上段: 80℃, 下段 50℃)

表 1 腐食量の経時変化の勾配より算出された腐食速度

No.	Corrosion rate (μm/y)	
	~1 year	1~3 (or 4) year
1	7.0	0.99
2	4.0	1.9
3	4.2	0.18
4	7.4	0.62
6	18	0.54
7	18	0.76

付図 6-1-3 ナレッジノートの例 (1/2) (JAEA, 2010a)

参考文献 (R : 査読あり)

- [1] N. Taniguchi, M. Kawasaki, S. Kawakami, M. Kubota: Corrosion Behavior of Carbon Steel in Contact with Bentonite under Anaerobic Condition, Proceedings of the 2<sup>nd</sup> International Workshop on Prediction of Long Term Corrosion Behaviour in Nuclear Waste Systems (2004).R
- [2] 兒島洋一, 藪内透, 辻川茂男: 圧縮ベントナイト環境中炭素鋼腐食速度の堆積腐食生成物層による加速, 材料と環境98 講演集, pp.233-236(1998).
- [3] N. Taniguchi, Effect of Magnetite as a Corrosion Product on the Corrosion of Carbon Steel Overpack, European Federation of Corrosion Publications NUMBER 36, Prediction of Long Term Corrosion Behaviour in Nuclear Waste Systems Proceedings of an International Workshop, C adarache, France, pp.424-438 (2003).R
- [4] 谷口直樹, 中村有夫: オーバーパッケデータベースの基本構造の検討, JAEA-Data-Code-2008-032 (2008).

**【補足情報】**

実験条件[1]

- ・ 試験片 : 炭素鋼 SM400B
- ・ 試験溶液 : 人工海水 (SSW)
  - 0.1M-NaHCO<sub>3</sub> +0.56M-NaCl (SGW-1)
  - 0.0025M-NaHCO<sub>3</sub> + 0.0025M-NaCl (SGW-2)
- ・ 緩衝材 : ベントナイト 100%, 密度 1.8g/cm<sup>3</sup> (Buf 1)
  - ベントナイト 70%+ケイ砂 30%, 密度 1.6g/cm<sup>3</sup> (Buf 2)
- ・ 雰囲気 : 窒素雰囲気
- ・ 温度 : 80℃および 50℃
- ・ 期間 : 3 ヶ月~4 年
- ・ 腐食量測定方法 : 試験片重量減少法

考慮すべき誤差要因や不確実性

- ・ 長期的な腐食速度は表面に形成される皮膜の保護性に依存すると考えられ, 温度, 地下水組成など環境条件に応じて腐食速度も異なる場合がある。
- ・ 微生物の活動により腐食速度も変化する可能性がある。
- ・ 腐食生成物は腐食の進展を抑制すると考えられるものの, マグネタイトのように腐食抑制だけでなく腐食加速作用の可能性も指摘されている[2]。ただし, マグネタイトによる数十倍以上の顕著な腐食加速による早期破損の可能性は否定されている[3]。

付図 6-1-4 ナレッジノートの例 (2/2) (JAEA, 2010a)

#### (4) コンテンツマネジメントシステム (CMS:Contents Management System) 形式

##### ①特徴：

コンテンツマネジメントシステム (CMS:Contents Management System) (以下、CMS) は、Web コンテンツを構成するテキストや画像などのデジタルコンテンツを統合・体系的に管理し、配信など必要な処理を行うシステムの総称であり、2005 年頃より一般的に普及したといわれる (コンテンツ管理システムとも呼ばれる)。CMS では、IT 技術に関する専門知識がなくても、テキストや、画像等の「コンテンツ」を用意できれば、ウェブによる情報発信をおこなえるように工夫されている。

ここでは、CMS の地層処分手域での利用事例として、平成 22 年度 3 月に JAEA により公開された CoolRep (JAEA, 2010b) を例として述べる。

CoolRep は、JAEA の研究開発成果報告書を、紙媒体の形式での取りまとめは行わず、Web システム上に情報を取りまとめて公開するというアプローチをとっており、この点が既往の成果報告書と大きく異なる点である。また、経済産業省や NUMO 等の関係諸機関のホームページとは違って主として JAEA の利用者や NUMO など地層処分関係者を対象としており、その上で地層処分に興味をもった非専門家に対しても地層処分研究開発の成果である知識情報を提供するゲートウェイとなり、地層処分に係る技術を基礎的なことから専門的な内容まで段階的に提供する機能を有することを目指したものである。

このように、CoolRep では、地層処分に係る知識情報を基礎的なことから専門的な内容まで階層化して整理し、それらを Web システムというメディアを使用することにより、ユーザーが必要とする情報を適切な形で提示するアプローチを採用しており、必要に応じてアプリケーションやデータベースへのリンクも可能である (Wikipedia, 2011)。また、これまで紙媒体の印刷物として取りまとめられていた知識情報が“静的”なものであったことに対して、Web システム上では、知識情報を比較的容易に更新したり、多くの関連機関や専門家によって共有してレビューを実施してもらうなどが可能となる。Web システムによるアプローチを採用した CoolRep 上の情報の特徴は、以下のようによまとめることができる。

- ・ コンパクト  
多様な情報が掲載されるだけでなく、必要となる情報ごとに細分化されている。
- ・ 再利用性  
小さく細分化された情報を情報源として再利用&再構成することが容易。
- ・ ハイパーリンク  
CoolRep 内の複数の情報あるいは CoolRep 内の情報と他の情報ソースとをハイパーリンクでつなげることで、細分化された情報の地層処分プロジェクト全体における位置づけが明確なものとなる。
- ・ 情報の共有、コミュニケーション  
個々のユーザーが CoolRep にアクセスすることにより、CoolRep 内の情報を共有することができる。また、ユーザーは、双方向性とマルチメディア性を有する CoolRep を介して地層処分研究に係る要素および要件についてコミュニケーションを行うことができる。

一方、一般の利用者にとっては CoolRep のみでは地層処分の安全性の根拠がわかりにくいということも考えられるが、全てのユーザーにとって一番適切な形で情報を提供できるような仕組みをはじめから準備することは非常に難しい。そのため、様々なレベルのユーザーを対象にした試運用を

通じて対話を積み重ねながら、必要な仕組みとコンテンツを段階的に充実させていくといった試行が必要となる。

## ②シナリオ構築作業への適用可能性：

CoolRep のような web システム上での情報の集約・整理の手法は、幅広に適用性を持つものであり、以下のような特徴を有する。

- ・ 詳細さの異なる情報を階層化して集約・整理することにより、ユーザー（読者）の用途や興味に応じた閲覧が可能となる。また、階層化の粒度も分野やユーザーに応じて柔軟に変更することができる（対象とするユーザー層に対応した中間階層を適宜設ける等）
- ・ 関連する情報が相互にリンクされることによって有機的な情報の連鎖が形成されており、また、種々の検索機能が利用できるため、様々なニーズや視点に応じた課題を対象とした知識の探索を効率的に行うことができる
- ・ オンラインで随時更新可能であるため、分散的作業に適しており、また、柔軟かつ効率的に内容を追加・更新することができる
- ・ 動画や音声等の種々の形式での情報表現を幅広く提供することができる

以上のような特徴は、いずれも、シナリオ構築における論拠の集約・整理という観点から好ましいものである。ただし、柔軟な更新という特徴は、ともすれば参照先としての同一性を確保しにくいという側面も有することに注意を要する。

なお、CoolRep という CMS の利用例と、CMS の潜在的な適用性とは若干異なる点にも留意する必要がある。即ち、CoolRep は、従来の安全評価報告書をより柔軟かつ体系化された理解しやすいものとする試みであり、必然的に、技術レポート的なコンテキストを持ち、そのコンテキストに沿ったトップダウン的な構造とも整合させつつ知識情報を体系化するという形式を採っている。しかしながら、CMS 自体の利用法は、このようなコンテキストやトップダウン的な構造の存在を必ずしも前提とするものではなく、例えば、前述の FEP データベースのような特定のコンテキストから離れてボトムアップ的な分類に対応した構成を持つ一般のデータベースを格納することも可能である (Wikipedia, 2011)。

参考文献（付録 6-1）

- Brewka G. (1991) : Nonmonotonic Reasoning : Logical Foundations of Commonsense, Cambridge University Press.
- JAEA (2010a) : 平成 22 年度報告会 地層処分知識マネジメントシステムの開発—知と技の伝承への挑戦— 平成 22 年 6 月 16 日,  
[http://www.jaea.go.jp/04/tisou/houkokukai/nendohoukoku\\_h22.html](http://www.jaea.go.jp/04/tisou/houkokukai/nendohoukoku_h22.html)（発表時にデモンストレーションの一部としてとして紹介したスライド）.
- JAEA (2010b) : <http://kms1.jaea.go.jp/CoolRep/>, 2010 年 3 月.
- SKB (2010) : FEP report for the safety assessment SR-Site, TR-10-45.
- SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark Main report of the SR-Site project Volume I, TR-11-01.
- Toulmin S. (1969) : The Uses of Argument, Cambridge, England, Cambridge.
- USDOE (2008) : Yucca Mountain Repository License Application:SAFETY ANALYSIS REPORT,  
DOE/RW-0573, Update No.1, Docket No.63.001, November 2008.
- Wikipedia F. (2011) : CMS: CMS Software Libero, Software Per Blog, Software Wiki, Lista Di Content Management System, Joomla!, Drupal, Lista Di S, Books LLC, Wiki Series .

## 付録 6-2 ハイパーリンクによる論拠の提示方法の活用イメージ

本文 6.2.3 項で示したハイパーリンクによる論拠の提示方法は、状態設定に対する論拠の提示以外のシナリオ構築のタスクにおいても活用が可能であると考えられる。以下にその例を示す。

- ロジックツリーに対する討論モデルの提示（付図 6-2-1）
- ストーリーボードに対するインフルエンスダイアグラムの提示（付図 6-2-2）
- FEP カタログに対する詳細情報の提示（付図 6-2-3）
- タスクフローに対する詳細情報の提示（付図 6-2-4）
- 知識ベースに対する詳細情報の提示（付図 6-2-5）
- 関連情報に対する詳細情報の提示（付図 6-2-6）





# FEPカタログ画面

**SKB FEP catalogue**  
Version: SR-Site  
**SR-Site FEP record**

Start menu  
FEP database

Internal process: Radioactive decay  
Fuel/cavity in canister: F01

Description/Definition  
Transformation of radionuclides in the fuel due to radioactive decay.

Handling in SR-Site  
Intact canister. Thermal model.  
Failed canister. COMP23

References:  
SR-Site Fuel and canister process report, TR-10-46

Section number: 1.6, 2.1.1

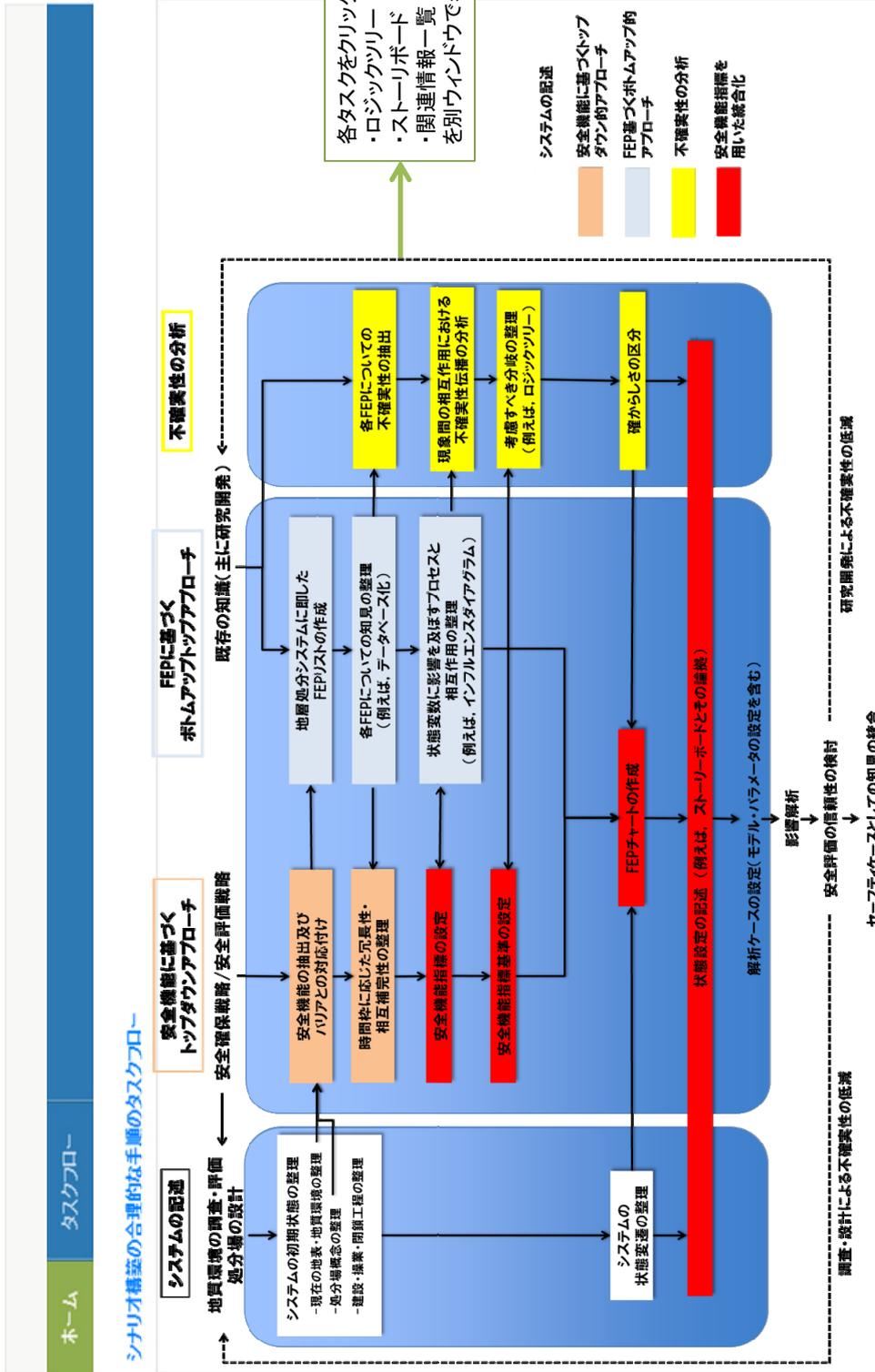
Linked NEA FEPs  
Process diagram  
List Internal processes  
Linked Matrix interactions  
Content categories  
Return to List Found records

関連する研究論文や技術レポートを別ウィンドウで表示する(PDF)

個々の現象についての  
研究論文や技術レポート(PDF)

付図 6-2-3 FEP カタログに対する詳細情報の提示の例

# タスクフロー画面



付図 6-2-4 タスクフローに対する詳細情報の提示の例



# 関連情報一覧画面

タスクフローの各タスクや、知識ベースの各項目に関連する情報(ドキュメント)を、全て左部に一覧表示する

ホーム

関連情報一覧

時間軸に応じた冗長性・相互補完の整理に関連する情報

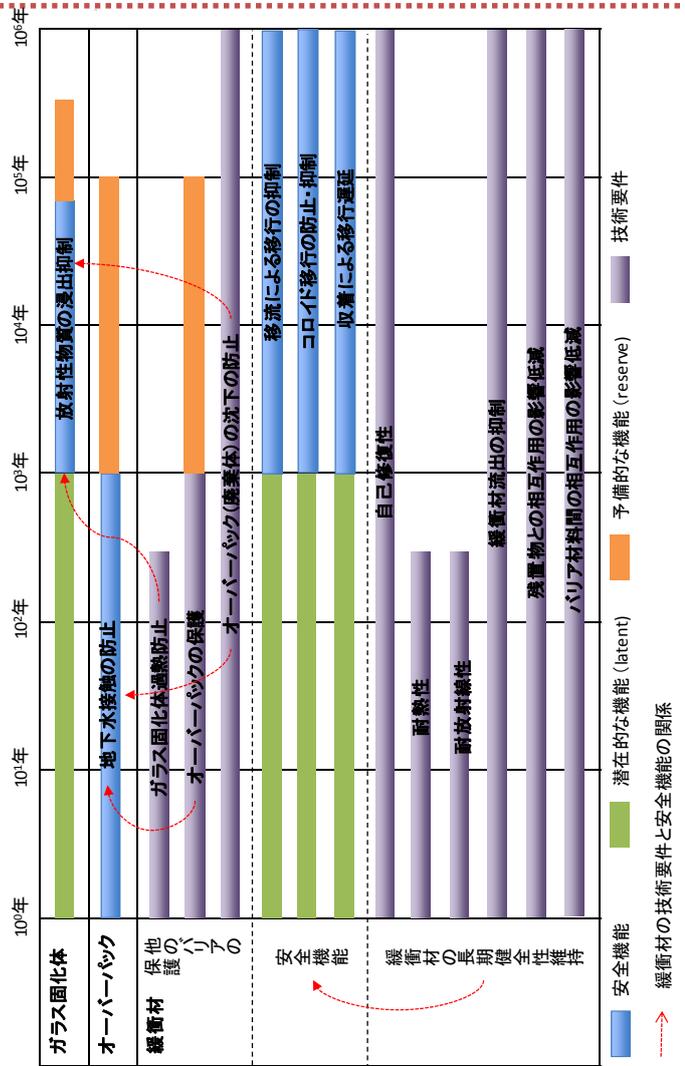
関連情報一覧

期待する安全機能の時間的変遷

期待する安全機能の時間的変遷(再整理版)

緩衝材に求められる技術要件と安全機能の関係

緩衝材に求められる技術要件と安全機能の関係



左部の一覧から選択された情報(ドキュメント)を右部に表示する

付図 6-2-6 関連情報に対する詳細情報の提示の例

原子力発電環境整備機構

(略称:原環機構)

Nuclear Waste Management Organization of Japan (NUMO)