

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

2011年1月
原子力発電環境整備機構

2011 年 1 月

2011 年 2 月 正誤表反映

本資料の全部または一部を複写・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

Phone +81-3-6371-4004 Fax +81-3-6371-4102

©原子力発電環境整備機構

(Nuclear Waste Management Organization of Japan) 2011

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

2011年1月
原子力発電環境整備機構

目次

第1章	はじめに	1-1
1.1	本報告書の背景・目的	1-1
1.2	本報告書の構成	1-3
第1章	参考文献	1-5
第2章	地層処分低レベル放射性廃棄物の処分について	2-1
2.1	地層処分低レベル放射性廃棄物の発生	2-1
2.2	地層処分低レベル放射性廃棄物の定義と処分に関するこれまでの検討状況	2-4
2.2.1	地層処分低レベル放射性廃棄物の定義	2-4
2.2.2	地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関するこれまでの検討状況	2-6
2.3	地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴	2-12
2.3.1	地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴と課題	2-12
2.3.2	地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の特性の比較	2-13
第2章	参考文献	2-19
第3章	安全確保の考え方	3-1
3.1	NUMOの地層処分に関する安全確保の考え方	3-1
3.2	地層処分低レベル放射性廃棄物の安全確保のための評価, 検討の内容	3-4
第3章	参考文献	3-6
第4章	地層処分低レベル放射性廃棄物の種類および特性	4-1
4.1	廃棄体のグループ化	4-2
4.1.1	既存の評価における廃棄体のグループ化の考え方	4-3
4.1.2	本検討における廃棄体のグループ化	4-3
4.2	地層処分低レベル放射性廃棄物の物量と放射エネルギー	4-6
4.2.1	廃棄体の物量	4-6
4.2.2	廃棄体の放射エネルギー	4-7
4.2.3	硝酸塩, 有機物および発熱量	4-9
第4章	参考文献	4-11
第5章	サイト環境条件	5-1
5.1	概要	5-1
5.2	サイトが特定されていない段階のサイト環境条件の設定	5-1
5.3	段階的なサイト環境条件の判明と対応策	5-3
第5章	参考文献	5-4
第6章	処分場の設計	6-1
6.1	概要	6-1

6.1.1	処分場の構成と設計の特徴・考え方	6-1
6.1.2	設計の前提条件	6-5
6.2	人工バリアなどの設計	6-6
6.2.1	廃棄体パッケージ	6-6
6.2.2	充填材	6-9
6.2.3	緩衝材	6-10
6.2.4	構造躯体	6-15
6.2.5	サイト環境条件に応じた廃棄体グループ化と人工バリア構成の柔軟性	6-16
6.3	処分坑道および地下施設の設計	6-17
6.3.1	選択する諸元	6-17
6.3.2	坑道の設計内容	6-19
6.3.3	ハル・エンドピース以外の発熱性廃棄体の考慮	6-21
6.3.4	最終処分計画廃棄物量・内容に対応した坑道およびレイアウトの設計	6-23
6.3.5	閉鎖後安全性評価の観点からの熱影響の考慮	6-32
6.3.6	処分坑道以外の坑道の概要	6-33
6.4	地下施設の埋め戻し・閉鎖の設計	6-35
6.4.1	基本的考え方	6-35
6.4.2	埋め戻し材の材料設計	6-36
6.4.3	プラグの材料設計	6-37
6.4.4	埋め戻し材とプラグの組み合わせの検討	6-38
6.5	地上施設の設計	6-38
6.5.1	地上施設の機能	6-38
6.5.2	主要な構成施設およびそのレイアウト	6-39
第6章	参考文献	6-41
第7章	処分場の建設・操業・閉鎖	7-1
7.1	事業の前提条件や全体の流れ	7-1
7.1.1	最終処分に関する基本方針と基本計画	7-1
7.1.2	事業の展開	7-2
7.1.3	安全規制	7-6
7.1.4	事業展開と坑道レイアウト	7-7
7.2	坑道の掘削から人工バリアの構築まで（建設段階）	7-8
7.2.1	建設の規模と工程	7-8
7.2.2	坑道の建設	7-10
7.2.3	人工バリアなどの構築	7-12
7.2.4	地上施設の建設および地下建設にかかわる地上施設での作業	7-14
7.2.5	建設時の安全対策	7-15
7.2.6	サイト環境条件および外部条件の変化の影響	7-15
7.3	廃棄体の受入から搬送・定置まで（操業段階）	7-16
7.3.1	基本的作業の流れと前提条件	7-16

7.3.2	廃棄体の受入からパッケージ製作まで	7-18
7.3.3	地下施設への搬送から定置まで	7-21
7.3.4	上部緩衝材および充填材の施工	7-27
7.3.5	サイト環境条件および操業条件の変化への対応	7-28
7.3.6	操業時の安全対策	7-29
7.4	坑道の埋め戻し，地下施設の閉鎖まで（閉鎖段階）	7-29
7.4.1	埋め戻しの規模と工程	7-30
7.4.2	埋め戻し材の施工	7-31
7.4.3	プラグ，グラウトの施工	7-34
7.4.4	埋め戻し材などの製作	7-34
7.5	処分費用について	7-35
7.5.1	概要	7-35
7.5.2	サイト環境条件などの変化の影響	7-35
第7章	参考文献	7-37
第8章	地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全評価	8-1
8.1	安全評価戦略	8-1
8.1.1	地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全評価の基本的な考え方	8-2
8.1.2	安全評価の方法	8-5
8.2	安全評価の前提条件	8-8
8.2.1	地層処分低レベル放射性廃棄物の放射エネルギー	8-9
8.2.2	水理，地質環境条件	8-10
8.2.3	設計条件	8-11
8.3	処分システムの感度特性	8-12
8.3.1	人工バリア中の核種移行を表す近似解析解	8-12
8.3.2	天然バリア中の核種移行を表す解析解と移行特性	8-20
8.3.3	人工バリアシステムの感度特性の把握と理解	8-24
8.3.4	処分システムの感度特性分析のまとめ	8-40
8.4	最新の知見に基づく安全評価	8-42
8.4.1	処分システムの状態の理解	8-42
8.4.2	シナリオ構築	8-70
8.4.3	モデル，データセットの作成	8-80
8.4.4	安全解析	8-97
8.5	高度化対策の抽出と処分システムの頑健性の向上	8-106
8.5.1	高度化対策の抽出	8-106
8.5.2	高度化対策を採用した場合の処分システムの頑健性の向上	8-107
8.5.3	高度化対策の実現性の見通し	8-116
8.6	まとめと今後の課題	8-124
8.1	参考文献	8-127
8.2	参考文献	8-127

8.3	参考文献	8-127
8.4.1	参考文献	8-128
8.4.2	参考文献	8-132
8.4.3	参考文献	8-132
8.4.4	参考文献	8-133
8.5	参考文献	8-133
第9章	高レベル放射性廃棄物処分場との併置	9-1
9.1	概要	9-1
9.1.1	併置の位置付け	9-1
9.1.2	併置の概要と合理化の内容	9-1
9.2	併置のレイアウト	9-2
9.2.1	地下施設	9-2
9.2.2	地上施設	9-3
9.3	地下施設の建設, 操業, 閉鎖の工程	9-6
9.4	相互影響の評価	9-6
9.4.1	相互影響因子に関する検討	9-7
9.4.2	各因子の評価	9-9
9.4.3	まとめ	9-10
第9章	参考文献	9-11
第10章	おわりに	10-1
第10章	参考文献	10-5
略語集		略語集-1
用語集		用語集-1
用語集	参考文献	用語集-12

図目次

図 2.1-1	再処理施設から発生する TRU 廃棄物の概念	2-1
図 2.1-2	TRU 廃棄物の処分区分の考え方	2-2
図 2.1-3	TRU 廃棄物のグループ分類と特徴	2-3
図 2.3.2-1	地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の放射エネルギーの比較	2-14
図 2.3.2-2	地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の発熱量の比較	2-15
図 2.3.2-3	地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の主要核種の放射エネルギーの比較	2-16
図 4.2.1-1	廃棄体発生量 (m ³) の比較	4-6
図 4.2.2-1	第 2 次 TRU レポートとの主要な核種の放射エネルギー (基準年) の比較	4-8
図 5.1-1	処分場の建設に適したさまざまなサイト環境条件	5-1
図 6.1.1-1	幌型処分坑道断面の構成	6-2
図 6.1.1-2	円形処分坑道断面の構成	6-2
図 6.1.1-3	廃棄体のパッケージへの収納	6-3
図 6.2.1-1	廃棄体パッケージの基本仕様	6-8
図 6.2.1-2	新たな廃棄物の実効線量率の鉄遮蔽による減衰	6-9
図 6.2.3-1	平行流れにおける緩衝材中のペクレ数 (平均流速)	6-12
図 6.2.3-2	緩衝材厚さの増加によるニアフィールドからの放出率の低減効果	6-12
図 6.2.3-3	Na 型 (クニゲル V1) と Ca 型の有効粘土密度と透水係数の関係	6-13
図 6.2.3-4	有効粘土密度と透水係数の関係 (降水系, 海水系)	6-14
図 6.2.4-1	幌型坑道の構造躯体の例	6-15
図 6.2.4-2	円形坑道の構造躯体の例	6-16
図 6.3.1-1	グループ 2 の坑道径と深度の関係	6-19
図 6.3.4-1	処分坑道断面諸元 (グループ 1, 2)	6-24
図 6.3.4-2	処分坑道断面諸元 (グループ 3, 4)	6-25
図 6.3.4-3	地下施設レイアウト (円形処分坑道, 軟岩, 深度 500m)	6-29
図 6.3.4-4	地下施設レイアウト (円形処分坑道, 硬岩, 深度 1,000m)	6-30
図 6.3.4-5	地下施設レイアウト (幌型処分坑道, 硬岩, 深度 1,000m)	6-31
図 6.3.5-1	高レベル放射性廃棄物とハル・エンドピースの放射能経時変化 (廃棄体 1 本あたり)	6-33
図 6.3.6-1	アクセス立坑の仕様例	6-34
図 6.3.6-2	アクセス斜坑の仕様例	6-34
図 6.3.6-3	主要・連絡坑道の仕様例	6-35
図 6.3.6-4	坑底施設レイアウト	6-35
図 6.4.1-1	埋め戻し材, プラグの機能	6-36
図 6.4.2-1	各種ベントナイトの有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係	6-37
図 6.5.2-1	地上施設レイアウトの例	6-40
図 7.1.2-1	作業の流れ (1) 坑道掘削から一部の人工バリア構築まで	7-4
図 7.1.2-2	作業の流れ (2) 廃棄体定置から埋め戻し材, 充填材の施工まで	7-5

図 7.1.3-1	事業許可以降の安全規制の流れ	7-7
図 7.1.4-1	地下坑道レイアウトの比較	7-8
図 7.2.1-1	坑道掘削工事の工程の例	7-10
図 7.2.2-1	既存地下施設および処分坑道の換算空洞径と深度の関係	7-11
図 7.2.2-2	円形処分坑道の掘削イメージ	7-12
図 7.2.3-1	緩衝材の目標密度と施工法（クニゲルV1/ケイ砂混合の場合）	7-13
図 7.3.1-1	廃棄体受入から埋め戻しまでの基本的作業の流れ	7-18
図 7.3.2-1	受入から地下への搬送までの流れ	7-20
図 7.3.2-2	廃棄体受入・検査・廃棄体パッケージ製作施設の鳥瞰図	7-21
図 7.3.2-3	遠隔操作による収納・モルタル充填・検査作業の一連の流れ	7-21
図 7.3.3-1	地下施設への搬送・定置作業フロー（円形坑道の例）	7-25
図 7.3.3-2	1日に5パッケージを搬送定置するためのタイムチャート例	7-27
図 7.4.2-1	ベントナイト系埋め戻し材施工法と達成密度の関係	7-33
図 8.1.2-1	安全評価の手順	8-7
図 8.3.1-1	近似解析解の導出の概念	8-13
図 8.3.1-2	近似解析解と数値解（GoldSim）との比較結果	8-14
図 8.3.1-3	人工バリアシステムの応答の仕組みの概念	8-16
図 8.3.2-1	亀裂媒体移行中のPu-239の低減割合	8-23
図 8.3.3-1	地下水流量に対するI-129の人工バリアからの放出率の感度特性（緩衝材中の実効拡散係数ごと）	8-26
図 8.3.3-2	地下水流量に対するI-129の人工バリアからの放出率の感度特性（溶出期間ごと）	8-27
図 8.3.3-3	一定溶出率に対するI-129の人工バリアからの放出率の感度特性（収着分配係数(Kd)ごと）	8-27
図 8.3.3-4	バリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念（グループ1のI-129）	8-29
図 8.3.3-5	地下水流量に対するC-14の人工バリアからの放出率の感度特性（溶出モードごと）	8-32
図 8.3.3-6	地下水流量に対するC-14の人工バリアからの放出率の感度特性（閉じ込め時間ごと）	8-32
図 8.3.3-7	地下水流量に対するC-14の人工バリアからの放出率の感度特性（充填材の収着分配係数ごと）	8-33
図 8.3.3-8	地下水流量に対するPu-239の人工バリアからの放出率の感度特性（溶解度ごと）（グループ2）	8-34
図 8.3.3-9	グループ2のC-14の場合のバリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念	8-36
図 8.3.3-10	地下水流量とグループ3のI-129放出率との関係（充填材の収着分配係数ごと）	8-38
図 8.4.1-1	天然バリアの条件と緩衝材の透水係数に対するペクレ数の変化	8-56
図 8.4.1-2	インフルエンスダイアグラム	8-58

図 8.4.1-3	Pu 溶解度と ISA 濃度の関係	8-61
図 8.4.1-4	Eu および Th の収着分配係数と ISA 濃度の関係	8-61
図 8.4.1-5	ヨウ素の収着分配係数の初期濃度依存性	8-65
図 8.4.2-1	重要なシナリオ, 解析ケースの抽出, 類型化の手順	8-71
図 8.4.2-2	第 2 次 TRU レポートで想定した核種移行経路	8-74
図 8.4.3-1	核種移行解析においてモデル化された領域	8-80
図 8.4.3-2	岩種と処分深度の関係	8-93
図 8.4.3-3	隆起・侵食ケースにおける地質環境の模式図	8-94
図 8.4.3-4	気候・海水準変動ケースにおける地質環境の模式図	8-95
図 8.4.4-1	レファレンスケースの評価結果 (線形グラフ)	8-97
図 8.4.4-2	レファレンスケースの評価結果 (核種ごと)	8-98
図 8.4.4-3	レファレンスケースの評価結果 (廃棄体グループごと)	8-98
図 8.4.4-4	レファレンスケースの評価結果 (グループ 3 に 500 年の閉じ込め容器採用: 核種ごと)	8-100
図 8.4.4-5	レファレンスケースの評価結果 (グループ 3 に 500 年の閉じ込め容器採用: グループごと)	8-100
図 8.4.4-6	基本シナリオのサブシナリオに含まれる代替ケースの解析結果 (全線量)	8-102
図 8.4.4-7	変動シナリオに含まれる解析ケースの結果 (全線量)	8-104
図 8.5.2-1	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (全線量)	8-108
図 8.5.2-2	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (グループ 1)	8-109
図 8.5.2-3	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (グループ 2)	8-110
図 8.5.2-4	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (グループ 3)	8-111
図 8.5.2-5	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (グループ 4)	8-112
図 8.5.3-1	岩石固化体作成の処理プロセスフロー	8-118
図 8.5.3-2	セメント固化体中の IO_3^- 存在状態の想定図	8-119
図 8.5.3-3	一体成型容器の製作方法の概念	8-121
図 8.5.3-4	長期閉じ込め型金属容器の概念	8-122
図 9.2.1-1	併置の場合の地下施設レイアウトの例 (深度 1,000m, 硬岩)	9-3
図 9.2.2-1	各処分場の地上施設レイアウト例	9-4
図 9.2.2-2	併置の場合の地上施設レイアウトの例 (鳥瞰図)	9-5
図 9.2.2-3	併置の場合の地上施設平面図の例 (内陸部)	9-6

表目次

表 1.2-1	本報告書の構成	1-3
表 2.2.2-1	地層処分低レベル放射性廃棄物に関する国の方針，安全評価，基本的考え方と事業制度化，関連法令などおよび安全規制について	2-8
表 2.3.1-1	全体基本計画における研究開発分野と主要な課題例	2-12
表 2.3.2-1	核種量算出に用いた使用済燃料の燃焼条件	2-13
表 2.3.2-2	主要核種の放射エネルギーと安全評価の結果の比較	2-17
表 4-1	地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）の種類，内容，処理方法など	4-1
表 4.1.2-1	廃棄体のグループ化	4-4
表 4.1.2-2	地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）のグループの内訳	4-5
表 4.2.1-1	廃棄体発生量の比較	4-6
表 4.2.2-1	廃棄体グループごと，核種ごとの放射エネルギー(Bq)の比較(基準年)	4-7
表 4.2.3-1	対象廃棄体(18, 100m ³)に含まれる硝酸塩量	4-9
表 4.2.3-2	対象廃棄体(18, 100m ³)に含まれる有機物量	4-9
表 4.2.3-3	対象廃棄体(18, 100m ³)の発熱量	4-10
表 5.2-1	第2次 TRU レポートにおける主要なサイト環境条件	5-2
表 6.1.1-1	各構成要素の機能の整理	6-4
表 6.1.2-1	設計に用いる廃棄体割増数量	6-5
表 6.2.2-1	充填材の機能と対応するセメント系材料の特性	6-10
表 6.2.3-1	緩衝材の仕様	6-14
表 6.3.2-1	設定された処分坑道の諸元のまとめ	6-21
表 6.3.3-1	抽出された発熱性廃棄体	6-22
表 6.3.3-2	新たな発熱性廃棄体を考慮した処分坑道諸元	6-22
表 6.3.4-1	処分坑道長設定時の留意事項	6-26
表 6.3.4-2	処分坑道以外の地下施設	6-26
表 6.3.4-3	閉鎖後安全性の観点からのレイアウト検討事項	6-27
表 6.3.4-4	建設・搬送・定置の観点からのレイアウト検討事項	6-27
表 6.4.2-1	ベントナイト系材料の埋め戻し材仕様例	6-37
表 6.4.3-1	水理プラグの仕様例	6-38
表 6.5.1-1	地上施設の機能	6-39
表 6.5.2-1	地上施設一覧	6-39
表 7.2.1-1	掘削工事の規模の比較	7-9
表 7.2.1-2	緩衝材施工量の比較	7-9
表 7.3.1-1	廃棄体およびパッケージの総数ならびに1年および1日あたりの取り扱い数	7-17
表 7.3.3-1	搬送対象物および重量の例	7-23
表 7.3.3-2	廃棄体アクセス搬送方式（斜坑，油圧キャリアカー）の諸元	7-23
表 7.3.3-3	廃棄体主要坑道搬送方式（軌道方式）の諸元（円形坑道）	7-23
表 7.3.3-4	廃棄体定置方式の諸元（円形坑道）	7-24
表 7.4.1-1	各坑道における埋め戻し量（軟岩深度500m 円形断面の例）	7-30

表 7.4.1-2	埋め戻し期間の試算（軟岩深度 500m 円形断面の例）	7-31
表 7.4.2-1	ベントナイト系材料埋め戻し材の仕様例	7-31
表 7.4.2-2	部位に応じたベントナイト系埋め戻し材の施工法	7-34
表 7.4.3-1	水理プラグの仕様例	7-34
表 7.5.1-1	処分費用全体の試算結果	7-35
表 8.1.1-1	第2次 TRU レポートにおけるシナリオの分類と対応する解析ケース	8-3
表 8.2.1-1	安全評価で用いるグループごとの核種量 (19,018m ³) (Bq)	8-9
表 8.2.1-2	安全評価における廃棄体分類	8-10
表 8.2.2-1	評価において使用する水理、地質環境の情報	8-10
表 8.2.3-1	各廃棄体に対する処分施設形状の諸元	8-11
表 8.3.1-1	近似解析解に含まれる安全評価パラメータなど	8-14
表 8.3.1-2	人工バリアシステムの応答の仕組みの分類	8-17
表 8.3.2-1	水理条件ごとの天然バリア中での核種の低減割合	8-22
表 8.3.2-2	半減期ごとに分類した主要な核種と収着分配係数 (Kd)	8-22
表 8.3.3-1	実効拡散係数ごとの I-129 の放出率の最大値（掘削影響領域の濃度 $C_1=0$ の場合）	8-26
表 8.3.3-2	C-14 の核種溶出にかかわるパラメータ	8-31
表 8.4.1-1	「重要因子」, 「重要性の根拠」, 「情報整理の観点」, 「重要な事象, 状態, 影響など」	8-44
表 8.4.1-2	最新の知見の見直し項目	8-47
表 8.4.1-3	「重要な事象, 状態, 影響など」の見直しの結果のまとめ	8-67
表 8.4.2-1	シナリオと解析ケース分類およびその条件, 状態など	8-78
表 8.4.3-1	人工バリア核種移行解析の概念モデル詳細	8-81
表 8.4.3-2	天然バリア核種移行解析の概念モデル詳細	8-81
表 8.4.3-3	人工バリア核種移行解析における水理パラメータ	8-82
表 8.4.3-4	溶解度	8-83
表 8.4.3-5	降水系還元性地下水環境下での収着分配係数（レファレンス）	8-84
表 8.4.3-6	降水系還元性地下水環境下での実効拡散係数（レファレンス）	8-84
表 8.4.3-7	天然バリア核種移行解析における主なパラメータ	8-85
表 8.4.3-8	降水系還元性地下水における各岩種に対する実効拡散係数および収着分配係数	8-86
表 8.4.3-9	線量への換算係数	8-87
表 8.4.3-10	既存の水理モデルによって表現される透水性の変化と地下水の移動時間の関係	8-89
表 8.4.4-1	代替シナリオの支配核種	8-103
表 8.4.4-2	変動シナリオの支配核種	8-104
表 8.5.1-1	幅広い地質環境に対する高度化対策の例	8-106
表 8.5.1-2	評価に用いる高度化対策	8-106
表 8.5.2-1	対策実施対象ケースの線量を支配する核種	8-113
表 8.5.3-1	三つに絞り込まれた固定化技術の概要	8-117
表 8.5.3-2	ヨウ素溶出の概念モデル	8-118
表 9.4.1-1	併置処分における相互影響因子の取り扱い	9-8

第1章

はじめに

第1章 はじめに.....	1-1
1.1 本報告書の背景・目的.....	1-1
1.2 本報告書の構成.....	1-3
第1章 参考文献.....	1-5
表 1.2-1 本報告書の構成.....	1-3

第1章 はじめに

1.1 本報告書の背景・目的

原子力発電環境整備機構（以下、「NUMO」という）は、2002年12月より全国の市町村を対象に「高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域」（以下、「応募区域」という）の公募を実施している。この公募は、「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律」（以下、「最終処分法」という）（法律，2000）に基づくものである。NUMOでは、公募に当たり、各市町村に応募を検討していただくための資料として、「応募要領」、「処分場の概要」、「概要調査地区選定上の考慮事項」、および「地域共生への取組み」を作成し、各市町村に配布している。これらの公募関係資料のうち、「処分場の概要」は、段階を踏んで選定される最終処分施設建設地に構築される処分場の構成や建設・操業・閉鎖のプロセス、事業を通じた環境保全や安全対策、閉鎖後の長期安全性の確保など、高レベル放射性廃棄物の地層処分場に関する重要な側面を概括的に取りまとめたものである。NUMOは、この「処分場の概要」の内容についてさらに深く理解していただくために、2004年に技術報告書「高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性」（原子力発電環境整備機構，2004）を作成、公表した。

2007年6月の最終処分法の改正に伴い、新たに地層処分対象のTRU廃棄物¹が特定放射性廃棄物に含まれることになり、高レベル放射性廃棄物は第一種特定放射性廃棄物として、地層処分対象のTRU廃棄物は第二種特定放射性廃棄物として区別されるようになった。これを受けNUMOは、この地層処分対象のTRU廃棄物（以下、「地層処分低レベル放射性廃棄物」という）を地層処分事業の対象に加え、各市町村に改めて応募を検討していただくため、公募関係資料を改訂して2009年4月に各市町村に配布した。これに含まれる「処分場の概要」は、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する概括的な解説を取り入れて改訂したものであるが、本報告書は、これまでの研究開発の成果や国際的な議論を経て構築された原則論、関連する法規制など、解説の背景となったさまざまな情報を取りまとめ、「処分場の概要」の中で記述されている地層処分低レベル放射性廃棄物の処分についてさらに深く理解し、安全性を確認していただくことを目的に作成した説明資料である。

なお、「処分場の概要」で説明しているとおり、応募に当たっては、高レベル放射性廃棄物処分場および地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の両方を対象とすることも、いずれか一方を対象とすることも可能である。「処分場の概要」では両方を対象とした例（併置）を示しているが、本報告書は地層処分低レベル放射性廃棄物処分場を説明するものであるため、まず、単独の地層処分低レベル放射性廃棄物処分場について説明し、その後、高レベル放射性廃棄物処分場との併置についての記述を追加する構成としている。

本報告書では、上記目的のもと、「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—」（以下、「第2次TRUレポート」という）（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）の考え方を基本とし、第2次TRUレポートにおいて示された重要な課題に対する検討結果や第2次TRUレポート以降に得られた知見を用いて実施した、処分システムの頑健性の程度

¹ TRU廃棄物：再処理工場やMOX燃料工場の操業および解体に伴って発生する低レベル放射性廃棄物。ウランより原子番号が大きい放射性核種（TRU核種：Trans-uranium）を含む廃棄物であることからTRU廃棄物と呼ばれる。

や実現性に関する検討結果を提示する。ここで、処分システムの頑健性は、環境条件の変化に応じてシナリオ、モデル、データなどが変化しても処分の安全に対する判断が変更されない状態を示すものとする。この考えは、2007年の原子力安全委員会の報告書「低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方（中間報告）」（原子力安全委員会，2007）で示されている「処分システムの頑健性」の考え方（処分システムの頑健性とは数値の不変性を意味するものではなく、評価結果に基づく判断（線量めやす値を満足するか否か）の変更不要性、すなわち判断根拠にかかわる不変性を意味している）に倣うものである。

第2次TRUレポートでは、多種多様な形状、特性を有している地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性に関する評価を実施した。その結果、レファレンス条件²においては、安全評価に関する信頼を向上させるため、現象理解の観点から更なる検討を必要とする事象などが存在するものの、諸外国で用いられている安全基準の目安（100～300 μ Sv/y）を下回る結果が得られ、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性が確保されることを提示した。一方、水理条件がレファレンス条件より悪い場合は、処分システムの頑健性の向上が必要とされ、安全性を確保できる可能性がある技術として、核種の溶出制限や一定期間の核種閉じ込めなどの代替技術が提示された。

第2次TRUレポート以降の地層処分低レベル放射性廃棄物にかかわる研究開発は、「TRU廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画」（以下、「全体基本計画」という）（資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構，2006）に基づいて実施されている。この全体基本計画は、資源エネルギー庁や日本原子力研究開発機構（以下、「JAEA」という）などの基盤研究開発にかかわる機関が中心となって設置した枠組みである地層処分に関する国の基盤研究開発の効果的な推進の調整を行うための会議、「地層処分基盤研究開発調整会議」（以下、「調整会議」という）を利用して策定されたものである。この全体基本計画では、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分における重要な視点として、高レベル放射性廃棄物の処分との技術的整合性をはかるとともに、高レベル放射性廃棄物との併置処分の成立性をより確かなものとする、より幅広い地質環境への柔軟な対応を可能としていくこと、が示された。具体的には、重点課題として、①併置処分の評価にかかわる信頼性向上、②ジェネリックな評価基盤の拡充、③より幅広い地質環境に柔軟に対応するための代替技術開発、が示されている。これらの課題に対して、近年、より幅広い地質環境に対する代替技術の適用の効果に関する検討（椋木ほか，2007）が行われるなど、処分システムの頑健性を向上させるための検討が進められている。

本報告書では、地層処分低レベル放射性廃棄物についてさらに深く理解し、処分の安全性を確認していただくため、地層処分低レベル放射性廃棄物の発生や定義、特徴を紹介するとともに、基本的には高レベル放射性廃棄物の処分と同じ考え方に基づく地層処分低レベル放射性廃棄物の処分における安全確保の考え方を提示する。また、第2次TRUレポート以降、変更された廃棄物の種類・

² 第2次TRUレポートでは「4.3.5 シナリオの記述」において、「TRU廃棄物の地層処分システムの将来挙動において蓋然性が高いと考えられるシナリオを「レファレンスシナリオ」と定義した。また、「4.5.1 解析ケースの設定」において、レファレンスシナリオに対応する解析ケースをレファレンスケースと呼ぶこととした。ここでは、レファレンスケースの解析に用いる条件をレファレンス条件と称する。

物量を対象として、処分施設の設計や安全評価を行い、処分システムの頑健性の程度について把握するとともに、頑健性をより一層向上させるための検討結果を提示する。

廃棄物の種類・物量の変更は、最終処分法の政令（政令，2007）によるもので、これに基づく「特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画」（以下、「最終処分計画」という）（経済産業省，2008）により、第2次 TRU レポートで対象とした物量約 27,000m³が見直され、対象とする物量は約 18,100m³とされた。最終処分計画では、この物量に対して、19,000m³以上の規模の処分場構築を対象とすることが定められており、本報告書においては、この規模の処分場を対象とした検討を行う。さらに、既存の検討を踏まえ、より幅広い地質環境に対しても処分システムの頑健性が確保されるような処分概念のオプションを構築・整備するとともにその実現性に関する知見・情報を提示する。これらの検討を踏まえ、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の事業見通しを示すとともに、処分事業の安全性をより確実にするための事項を明らかにする。これにより、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性とその評価の信頼性の向上をはかる。

1.2 本報告書の構成

本報告書では上述した目的に沿った検討を 10 の章に分けて記述し、「処分場の概要」に記述されている地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の背景や技術的根拠となっている情報を含め、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分事業の見通しを提示する。本報告書の各章における内容は、以下のとおりである。また、公募関係資料である「処分場の概要」との対比を表 1.2-1 に示す。

表 1.2-1 本報告書の構成

本報告書 (地層処分低レベル放射性廃棄物に係る処分の技術と安全性)	公募関係資料 (「処分場の概要」)
第1章 はじめに	——
第2章 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分について	1. 発生と処分
第3章 安全確保の考え方	
第4章 地層処分低レベル放射性廃棄物の種類および特性	
第5章 サイト環境条件	2. 処分場の構成
第6章 処分場の設計	
第7章 処分場の建設・操業・閉鎖	3. 地層処分の進め方
第8章 地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全評価	4. 安全性
第9章 高レベル放射性廃棄物処分場との併置	2. 処分場の構成
第10章 おわりに	——
付録、用語集、略語集（参考文献は各章に添付）	用語の説明，参考文献

第2章では、地層処分低レベル放射性廃棄物の発生とその対策である地層処分の特徴を、これまでの法的側面、社会制度的側面、研究開発などの経緯を含めて説明する。

第3章では、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する NUMO の安全確保の考え方について述べる。

第4章では、高レベル放射性廃棄物と異なり多種多様な含有物、形態、処理方法からなる地層処分低レベル放射性廃棄物の内容・処理方法、およびこれらを安全かつ合理的に処分するための方策

である廃棄体のグループ化と廃棄体の発生量や放射エネルギーについて記述する。

第5章では、高レベル放射性廃棄物と同様の段階的なプロセスを経て選定される最終処分施設建設地が有する、地質環境や土地利用などに関する諸条件（以下、「サイト環境条件」という）を、第2次 TRU レポートでの検討内容を踏まえて記述する。

第6章では、見直された廃棄物量に対して、地上施設、地下施設、人工バリアなど処分場の主要な要素をどのように設計するかについて述べる。

第7章では、見直された廃棄物量に対して、処分場の建設、操業、閉鎖に至る処分事業全体がどのように進められるかについて説明する。

第8章では、処分場閉鎖後の長期的な安全性について論じる。評価検討においては、感度解析などを通じて処分システムの感度特性を分析・把握するとともに、処分システム内で生起するさまざまな事象やその進展、事象の発生などに関する最新の知識を「処分システムの状態の理解」としてまとめ、重要なシナリオ・解析ケースを抽出する。また、最新のモデル・データセットを整備し、抽出されたシナリオ・解析ケースに対して、解析を実施し、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性の程度を具体的に提示する。さらに、これらの評価・検討に基づき、事業化に向けて、地質環境の変化や不均質性に依存する処分環境の擾乱に対して、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分がより安全で実現可能となるようにするための代替的な処分概念を提示するとともに、その実現性に関する見通しを示す。

第9章では、第一種特定放射性廃棄物である高レベル放射性廃棄物との併置について、その概念と相互影響に関する懸念およびその評価について論じ、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物との併置の実現性、安全性について示す。

第10章では、まとめと今後の課題について論じる。

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の概念としては、地層処分低レベル放射性廃棄物のみのもので単独処分および高レベル放射性廃棄物との併置処分が考えられる。本報告書の第4章から第8章では、地層処分低レベル放射性廃棄物の単独処分に焦点をあてた説明を行い、第9章において高レベル放射性廃棄物との併置処分に言及した。

なお、以下に示すような高レベル放射性廃棄物処分に関する検討結果が地層処分低レベル放射性廃棄物処分にも応用可能な項目などについては、「高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性」（原子力発電環境整備機構，2004）を参照されたい。

- ・高レベル放射性廃棄物特有の技術検討項目
- ・サイト選定技術
- ・環境対策
- ・モニタリング
- ・品質保証
- ・記録保存

第1章 参考文献

- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構（2005）：TRU 廃棄物処分技術検討書－第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－，JNC TY1400 2005-013，FEPC TRU-TR2 -2005-02
- 原子力安全委員会（2007）：平成19年の原子力安全委員会の報告書「低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方（中間報告）」
- 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
- 法律（2000）：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7日，最終改正 平成19年6月13日
- 経済産業省（2008）：特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画，平成20年3月21日，経済産業省告示第44号
- 椋木敦，千葉保，中川辰雄，黒田茂樹，森本恵次（2007）：TRU 廃棄物の合理的な地層処分システムに関する検討－（2）バリア性能に関する検討－，日本原子力学会「2007年秋の大会」N54
- 政令（2007）：特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律施行令，政令二七九号，最終改正 平成19年9月7日
- 資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構（2006）：TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画

第2章

地層処分低レベル放射性 廃棄物の処分について

第2章 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分について	2-1
2.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の発生	2-1
2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の定義と処分に関するこれまでの検討状況	2-4
2.2.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の定義	2-4
2.2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関するこれまでの検討状況	2-6
2.3 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴	2-12
2.3.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴と課題	2-12
2.3.2 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の特性の比較	2-13
第2章 参考文献	2-19
図 2.1-1 再処理施設から発生する TRU 廃棄物の概念	2-1
図 2.1-2 TRU 廃棄物の処分区分の考え方	2-2
図 2.1-3 TRU 廃棄物のグループ分類と特徴	2-3
図 2.3.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の放射エネルギーの比較	2-14
図 2.3.2-2 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の発熱量の比較	2-15
図 2.3.2-3 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の主要核種の放射エネルギーの比較	2-16
表 2.2.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物に関する国の方針、安全評価、基本的考え方と事業制度化、関連法令などおよび安全規制について	2-8
表 2.3.1-1 全体基本計画における研究開発分野と主要な課題例	2-12
表 2.3.2-1 核種量算出に用いた使用済燃料の燃焼条件	2-13
表 2.3.2-2 主要核種の放射エネルギーと安全評価の結果の比較	2-17

第2章 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分について

2.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の発生

原子力発電は、燃料であるウランの供給が安定していること、地球温暖化の原因となる二酸化炭素を発電の際に排出しないことなどの特徴があり、わが国の基幹エネルギー源として重要な役割を果たしている。わが国では、エネルギー資源を有効に利用する観点から、原子力発電に使用された燃料を再処理し、燃料として再利用する「原子燃料サイクル」を原子力政策の基本としている。この原子燃料サイクルの過程で、高レベル放射性廃棄物の他に、低レベル放射性廃棄物の一つである「TRU廃棄物」と呼ばれる放射性廃棄物が発生する。このTRU廃棄物は、再処理施設やMOX燃料工場の操業および解体にともなって発生する低レベル放射性廃棄物であり、発熱性が比較的小さく半減期が長いことから、「長半減期低発熱放射性廃棄物¹」とも呼ばれている。再処理施設から発生するTRU廃棄物の概念を図 2.1-1 に示す。

図 2.1-1 に示されているように、TRU 廃棄物は、使用済燃料の燃料被覆管（ハル）や使用済みの燃料集合体の末端部分（エンドピース）、放射性ヨウ素を除去するために用いた使用済みの銀吸着材（廃銀吸着材）、使用済燃料の溶解などに用いられたプロセス濃縮廃液、再処理工程の各工程で発生する雑多な固体状の廃棄物（雑固体廃棄物）など、施設の操業にともない発生する廃棄物（操業廃棄物）や、配管や設備などの施設の解体にともない発生する廃棄物（解体廃棄物）など、さまざまな物を含む廃棄物である。

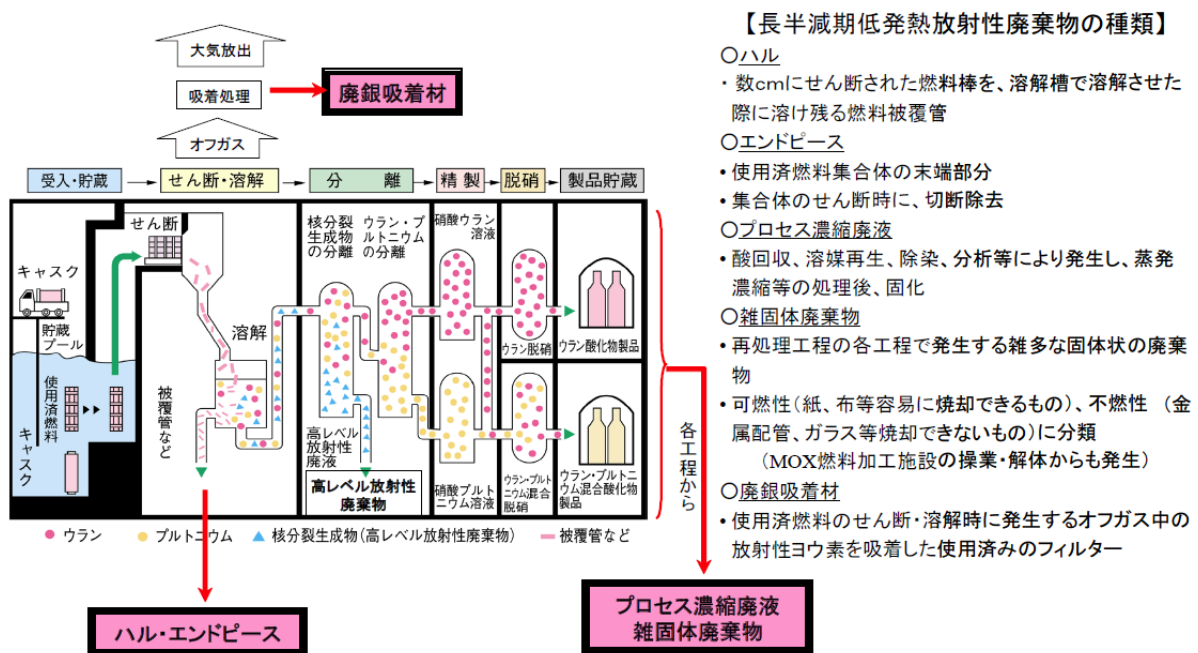


図 2.1-1 再処理施設から発生する TRU 廃棄物の概念
(総合資源エネルギー調査会, 2006a)

¹ 「長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方—高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性—」原子力委員会 長半減期低発熱放射性廃棄物処分技術検討会（2006年4月18日）における TRU 廃棄物の名称

TRU 廃棄物には、様々な放射能濃度の廃棄物が含まれる。そのため、それらの廃棄物の処分は、放射能濃度に応じて、浅地中処分、余裕深度処分および地層処分に分けて行うこととされている。TRU 廃棄物の処分区分の考え方を図 2.1-2 に示す（総合資源エネルギー調査会，2006a）。

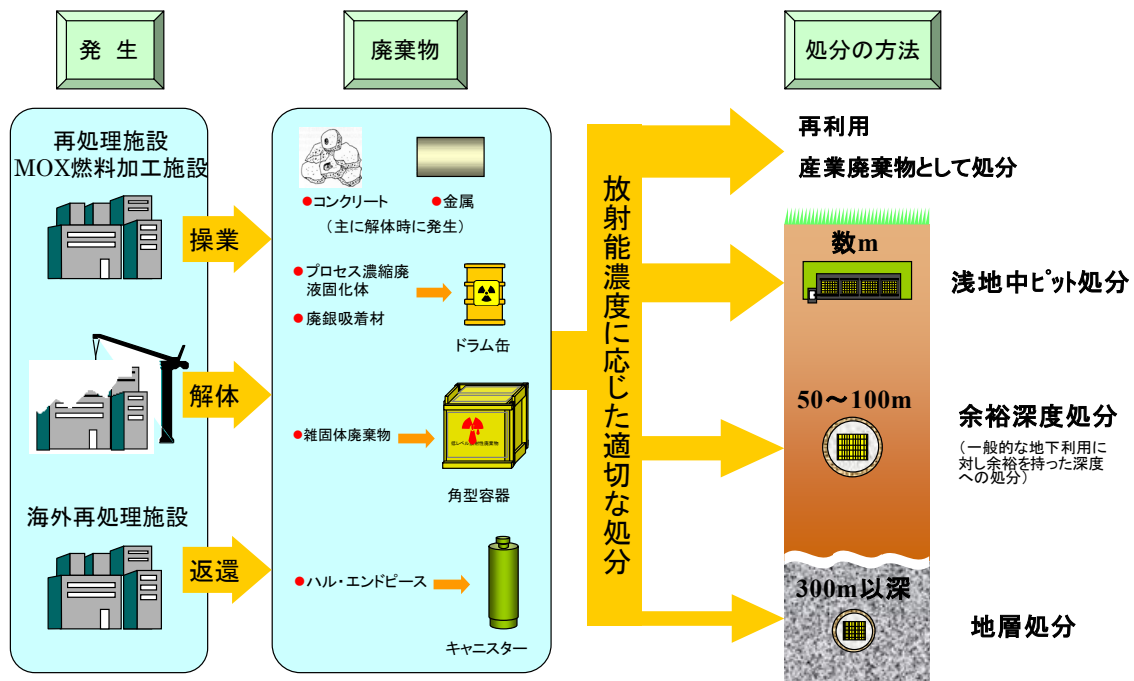


図 2.1-2 TRU 廃棄物の処分区分の考え方
（総合資源エネルギー調査会，2006a を一部修正）

第 1 章で定義したように、地層処分対象の TRU 廃棄物は第二種特定放射性廃棄物であり、本報告書では、これを「地層処分低レベル放射性廃棄物」と称している。地層処分低レベル放射性廃棄物は、既存の TRU 廃棄物処分概念検討書（以下「第 1 次 TRU レポート」という）（共同作業チーム，2000）および第 2 次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）の評価において、その特性に応じたグループ分類が行われ、廃銀吸着材を主要な廃棄物とするグループ 1、ハル・エンドピースを主要な廃棄物とするグループ 2、硝酸塩を含む廃棄物をまとめたグループ 3、その他の廃棄物をまとめたグループ 4 の四つのグループに分類された。図 2.1-3 に、TRU 廃棄物のグループ分類とそれぞれのグループに振り分けた TRU 廃棄物の特徴などを示す。ここで、第 2 次 TRU レポートにおいてグループ 3 とグループ 4 に分類された廃棄物は、2.2.1 項において述べる最終処分法の改正によって、第二種特定放射性廃棄物で地層処分の対象となるものと、第二種特定放射性廃棄物ではなく地層処分の対象とならないものに分けられた。図 2.1-3 には、その概念もあわせて示す。

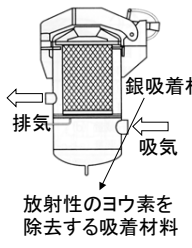
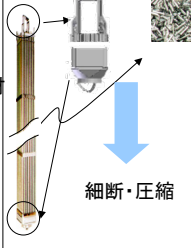
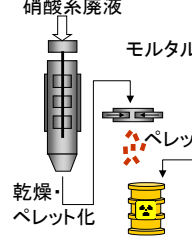
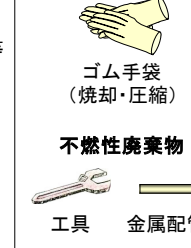




処分方法	地層処分を想定			余裕深度処分・浅地中処分を想定	
	廃銀吸着材	エンドピース ハル		濃縮廃液等	難燃性廃棄物 不燃性廃棄物
概要	 <p>放射性的ヨウ素を除去する吸着材料</p>	 <p>細断・圧縮</p>		 <p>硝酸系廃液 乾燥・ペレット化</p> <p>モルタル等 ペレット</p>	 <p>ゴム手袋 (焼却・圧縮)</p> <p>工具 金属配管</p>
廃棄体イメージ(例)					
特徴	<ul style="list-style-type: none"> 放射性ヨウ素 (I-129)を含む セメント固化体 	<ul style="list-style-type: none"> 発熱量が比較的大 放射性炭素 (C-14)を含む 		<ul style="list-style-type: none"> 硝酸塩を含む モルタル、アスファルトによる固化体等 	<ul style="list-style-type: none"> 焼却灰、不燃物 セメント固化体等
グループ	1	2		3	4

図 2.1-3 TRU 廃棄物のグループ分類と特徴
(総合資源エネルギー調査会, 2006a を一部修正)

TRU 廃棄物の発生貯蔵管理状況は、2006 年の放射性廃棄物小委員会報告書（総合資源エネルギー調査会, 2006a）において以下のように紹介されている。

「わが国においては、これまでも、核燃料サイクル開発機構（以下、「JNC」という）において、核燃料サイクルの実用化に向けた研究開発として、再処理および MOX 燃料加工が行われてきており、2005 年 3 月末現在、200L ドラム缶換算で約 10.7 万本相当の TRU 廃棄物が施設内にて貯蔵管理がなされてきている。また、わが国で発生した使用済燃料の海外再処理施設での再処理にともない、発生、返還される廃棄物（以下、「海外返還廃棄物」という）についても、再処理はほぼ完了しており、2013 年以降にわが国に返還されることとなっている。」

今後は、日本原燃の再処理事業や MOX 燃料加工事業の操業開始にともない、TRU 廃棄物がさらに発生することとなる。

2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の定義と処分に関するこれまでの検討状況

2.2.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の定義

地層処分低レベル放射性廃棄物は、最終処分法（法律，2007a）の第二条第九項で指定された物であり、以下に示す「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律施行令」（政令，2007a）の第三条によって定義されている。

第三条 法第二条第九項の政令で定めるものは、次に掲げる物とする。

一 次に掲げる物を固型化し、又は容器に封入した物

- イ 発電用原子炉の炉心に装てんされ、発電の用に供された金属であって、使用済燃料の再処理に伴って使用済燃料とともにせん断されたもの
- ロ イに掲げる金属を収納した容器に充てんされた水及び当該水のろ過に用いられたろ過材
- ハ 使用済燃料の再処理に用いられたりん酸トリブチル溶液（よう素及びその化合物の除去が行われていないものに限る。）の精製に用いられた炭酸ナトリウム溶液
- ニ 使用済燃料の再処理に伴って再処理施設から排出される空気に含まれるよう素及びその化合物の吸着に用いられた金属

二 前号に掲げる物のほか、使用済燃料の再処理等に伴い使用済燃料、分離有用物質又は残存物によって汚染された物を固型化し、又は容器に封入した物であって、次の表の上欄（ここでは左）に掲げる放射性物質についての放射能濃度がそれぞれ同表の下欄（ここでは右）に掲げる放射能濃度を超えるもの

対象核種	放射能濃度 (Bq/t)
C-14	8.7×10^{13}
Cl-36	9.6×10^{10}
Tc-99	1.1×10^{12}
I-129	6.7×10^9
全 α	8.3×10^9

付録 2-1 に地層処分低レベル放射性廃棄物が「特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律施行令」（政令，2007a）の第三条の物によるものか（一号）、放射性物質についての放射能濃度によるもの（二号）かの観点から分けて示す。

一方、廃棄の事業に関する規制について規定している「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律」（以下、「炉規法」という）（法律，2007b）の第五十一条二の第1項第一号では、政令で定める放射性物質の種類ごとに、政令「核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律施行令」（政令，2007b）で定める基準を超えるものの埋設の方法の種類を「第一種廃棄物埋設」と定め、同法第五十一条二の第1項第二号では、第1項の第一号に規定するもの以外のものの埋設

の方法の種類を「第二種廃棄物埋設」と定めている。

この政令の第三十一条では、第一種廃棄物埋設の放射性物質の種類と基準を以下のように定めている。

(政令で定める放射性物質の種類等)

第三十一条 法第五十一条二第1項第一号の政令で定める放射性物質は次の表の上欄（ここでは左）に掲げる放射性物質とし、同号の人の健康に重大な影響を及ぼすおそれがあるものとして政令で定める基準は同欄に掲げる放射性物質の種類に応じ、それぞれ同表の下欄（ここでは右）に掲げる放射能濃度とする。

対象核種	放射能濃度 (Bq/t)
C-14	1×10^{16}
Cl-36	1×10^{13}
Tc-99	1×10^{14}
I-129	1×10^{12}
全 α	1×10^{11}

前述のように、最終処分法では、「廃棄物の種類」や「対象核種の放射能濃度」によって、地層処分低レベル放射性廃棄物の対象を規定しており、その放射能濃度は廃棄物の平均的な値を用いていると考えられる。一方、炉規法では第一種廃棄物埋設の対象となる廃棄物を「対象核種の放射能濃度」を超えるものとして規定しているが、その放射能濃度は、廃棄物の放射能濃度分布を勘案して、平均的な値に対する最大値見込係数（最大値と平均値の比）を10倍ないし100倍にした最大値で与えられている（原子力安全委員会，2007a）。

本検討においては、廃棄物の放射能濃度は、廃棄物の種類ごとに代表性のある値として単一に設定されている。対象廃棄物の多くについては、設定された放射能濃度が炉規法で規定される放射能濃度を上回っており、第一種廃棄物埋設の対象となることが想定されるが、現時点では廃棄物ごとの放射能濃度分布は明らかでないため、第一種廃棄物埋設と第二種廃棄物埋設の区分を炉規法の規定に従い厳密に適用することは難しい。

以上のことから、本検討においては最終処分法に基づく対象廃棄物を一律に炉規法上の第一種廃棄物埋設の対象として扱うこととした。

なお、今後、対象廃棄物の放射能濃度分布が明らかとなり、その最大放射能濃度が炉規法の上限值を下回る場合には、地層処分低レベル放射性廃棄物の一部が炉規法上の第二種廃棄物埋設の対象となる。この場合、第一種廃棄物埋設と第二種廃棄物埋設の二つの事業許可を取得して NUMO の事業を行うことになるため、事業管理の複雑化や処分コストの上昇といった課題についての検討が必要となる。

2.2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関するこれまでの検討状況

1994年の「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画」（以下、「原子力長計」という）（原子力委員会、1994）において、TRU廃棄物の帰属・責任分担の明確化およびTRU廃棄物の処分区分の考え方などが提示されたことを受け、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する検討が本格化した。

2000年には、原子力長計（原子力委員会、2000a）において、TRU廃棄物の地層処分の実施および研究開発の推進が提言された。また、わが国におけるTRU廃棄物の地層処分の具体的な方法とその安全性の見通しに関する技術的知見を取りまとめた第1次TRUレポート（共同作業チーム、2000）がJNCと電気事業者によってまとめられた。同年、原子力委員会は、この報告書などを参考として「超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方について」（原子力委員会、2000b）をまとめた。また、この年、原子力安全委員会では、高レベル放射性廃棄物処分における安全確保と安全規制の基本的な考え方の取りまとめおよび安全基準・指針などに関するスケジュールを提示した（原子力安全委員会、2000）。

2004年には、原子力安全委員会によって、低レベル放射性廃棄物から高レベル放射性廃棄物にわたる放射性廃棄物処分の安全規制において共通する重要事項やその検討の方向性が示された（原子力安全委員会、2004）。

2005年には原子力政策大綱（原子力委員会、2005）により、高レベル放射性廃棄物と地層処分対象のTRU廃棄物の併置処分が提言された。また、それまでの研究開発の最新成果を反映し、TRU廃棄物の処分の技術的成立性、合理化および安全性の見通しについてまとめた第2次TRUレポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）が電気事業者とJNCによって示された。この報告書は、2006年に、原子力委員会（原子力委員会、2006）によって評価され、高レベル放射性廃棄物と地層処分対象のTRU廃棄物の併置処分について技術的成立性があると判断された。

さらに、2006年には、総合資源エネルギー調査会の放射性廃棄物小委員会（総合資源エネルギー調査会、2006a）により「TRU廃棄物の地層処分事業の制度化に関して必要な措置」が示されるとともに、高レベル放射性廃棄物および地層処分が想定されるTRU廃棄物の処分にかかわる安全規制制度についての取りまとめ（総合資源エネルギー調査会、2006b）がなされた。

2007年には、原子力安全委員会により、高レベル放射性廃棄物などの地層処分にかかわる今後の法整備に際しての安全規制の在り方について原子力安全委員会として言及しておくべき重要事項についての取りまとめ（原子力安全委員会、2007b）が行われるとともに、低レベル放射性廃棄物の処分に関して、原子炉廃棄物ばかりではなく、サイクル廃棄物も対象として、できるだけ共通的に適用しうる処分方式ごと（トレンチ処分、ピット処分および余裕深度処分）の濃度上限値（原子力安全委員会、2007a）が提示された。さらに、余裕深度処分の対象となる放射性廃棄物を含む低レベル放射性廃棄物の埋設にかかわる安全評価の考え方（原子力安全委員会、2007c）が、リスク論的考え方を参考にして提示された。

これらの技術的、制度的検討を踏まえ、2007年、最終処分法と炉規法が改正された。また、これ

を受け、2008年には、特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針（以下、「最終処分基本方針」という）（経済産業省、2008b）と最終処分計画が改定された。最終処分基本方針の改定は、最終処分法の改正により、NUMOが行う最終処分の対象にTRU廃棄物の一部が追加されたことを踏まえたもので、その主な概要は、TRU廃棄物に関する規定の追加、処分事業に係る安全規制の整備を踏まえた関連記述の改定、処分事業の必要性や喫緊性の強調、処分に係る技術開発の連携・協力などについての規定の追加、国民全般との相互理解を深めるための活動内容の明確化、電源三法交付金制度に基づく地域支援措置等についての明示、である。また、最終処分計画の改定も最終処分基本方針の改定と同様の主旨を踏まえたもので、その主な概要は、TRU廃棄物の発生量などに関する規定の追加、処分事業に係る安全規制の整備を踏まえた関連記述の改定、最新の状況を考慮した概要調査地区選定等の選定時期の目途の改定、である。

また、2008年には、総合資源エネルギー調査会により、余裕深度処分の安全確保に必要な基本的要件（安全機能など）についての整理と、技術的検討項目（①埋設深度、②施設の設計・建設の要件と確認、③廃棄体の技術上の基準、④安全レビュー、⑤モニタリング、⑥記録の保存）に基づく、低レベル放射性廃棄物の廃棄物埋設規則を策定する上での考え方の提示（総合資源エネルギー調査会、2008a）がなされた。また、地層処分対象となる放射性廃棄物の処分に関し、国内外で示されている安全確保に必要な基本的考え方などを参考に、技術的検討項目（①廃棄物埋設施設、②廃棄体、③保安のために必要な措置、④安全レビュー、⑤閉鎖措置、⑥記録の保存等）を対象として、埋設規則等で規定すべき技術基準などについての検討結果がまとめられた（総合資源エネルギー調査会、2008b）。

2010年には、原子力安全委員会により、原子力施設から発生する低レベル放射性固体廃棄物の余裕深度処分を対象とした管理期間終了後における安全評価の考え方（原子力安全委員会、2010）が提示された。この考え方では、「長期の安全評価に係るシナリオの考え方として、地質環境に係る長期変動事象、生活圏、および埋設施設の状態設定を行った上で基本シナリオ、変動シナリオ、稀頻度シナリオ、および人為事象シナリオを設定するアプローチ」などが示された。

これら既存の地層処分低レベル放射性廃棄物に関連する知見を表す報告書等の内容を、「国の方針」、「安全評価」、「基本的考え方と事業制度化」、「関連法令など」および「安全規制」に区分し、主要メッセージとともに表 2.2.2-1 にまとめる。また、それらの内容の概要を付録 2-2 に示す。

表 2.2.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物に関する国の方針，安全評価，基本的考え方と事業制度化，関連法令などおよび安全規制について (1/4)

報告書など	国の方針	安全評価	基本的 考え方 事業制度化	関連法令 など	安全規 制	主要メッセージ
原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画（原子力委員会，1994）	○					TRU 廃棄物の帰属・責任分担の明確化および TRU 廃棄物処分区分の考え方の提示
わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—（核燃料サイクル開発機構，1999）		○				わが国の地層処分の技術的信頼性を示すとともに，2000年を目安に設立される実施主体が処分事業を進めるうえでの処分予定地の選定，安全基準の策定の技術的拠り所を与えるもの
原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画（原子力委員会，2000a）	○					TRU 廃棄物の地層処分の実施および研究開発の推進
TRU 廃棄物処分概念検討書（共同作業チーム，2000）		○	○			TRU 廃棄物の地層処分の概念の見通しに関する技術的知見の取りまとめ
超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方について（原子力委員会，2000b）			○			TRU 廃棄物処分概念検討書を評価し，安全確保が可能であることを提示
高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について（原子力安全委員会，2000）					○	高レベル放射性廃棄物処分における安全確保と安全規制の基本的な考え方の取りまとめおよび安全基準・指針等に関するスケジュールの提示
放射性廃棄物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）					○	安全規制において共通する重要事項と今後の検討の方向性の提示
原子力政策大綱（原子力委員会，2005）	○					高レベル放射性廃棄物と地層処分対象の TRU 廃棄物の併置処分の提言
TRU 廃棄物処分技術検討書—第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—（電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005）		○	○			研究開発の最新成果を反映した TRU 廃棄物処分の技術的成立性および安全性の見通しの提示

表 2.2.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物に関する国の方針，安全評価，基本的考え方と事業制度化，関連法令などおよび安全規制について (2/4)

報告書など	国の方針	安全評価	基本的考え方 事業制度化	関連法令 など	安全規制	主要メッセージ
長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方—高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性—（原子力委員会，2006）			○			高レベル放射性廃棄物と地層処分対象の TRU 廃棄物の併置処分の技術的成立性に関する評価
放射性廃棄物小委員会報告書（総合資源エネルギー調査会，2006a）			○			TRU 廃棄物の地層処分事業の制度化の推進
放射性廃棄物の地層処分に係る安全規制制度のあり方について（総合資源エネルギー調査会，2006b）					○	高レベル放射性廃棄物および地層処分が想定される TRU 廃棄物の地層処分に係る安全規制制度についての取りまとめ
特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律（2007a）				○		特定放射性廃棄物および最終処分の定義
核原料物質，核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律（2007b）				○		廃棄事業に関する規制の規定 濃度上限値および廃棄体技術基準の規定
特定放射性廃棄物処分に係る安全規制の許認可手続きと原子力安全委員会等の関与のあり方について（中間報告）（原子力安全委員会，2007b）					○	高レベル放射性廃棄物等の地層処分に係る今後の法整備に際して安全規制のあり方について原子力安全委員会として言及しておくべき重要事項についての取りまとめ
低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について（原子力安全委員会，2007a）					○	原子炉廃棄物ばかりではなく，サイクル廃棄物も対象として，できるだけ共通的に適用しうる処分方式ごと（トレンチ処分，ピット処分および余裕深度処分）の濃度上限値の提示
低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方（中間報告）（原子力安全委員会，2007c）					○	リスク論的考え方を参考にして，余裕深度処分する放射性廃棄物を含む低レベル放射性廃棄物の埋設に係る安全評価の考え方を提示

表 2.2.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物に関する国の方針，安全評価，基本的考え方と事業制度化，関連法令などおよび安全規制について (3/4)

報告書など	国の方針	安全評価	基本的考え方 事業制度化	関連法令 など	安全規制	主要メッセージ
特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針 (2008b)				○		最終処分法の改正により，NUMO が行う最終処分の対象に TRU 廃棄物の一部が追加されたことを踏まえた改定： TRU 廃棄物に関する規定の追加，処分事業に係る安全規制の整備を踏まえた関連記述の改定，処分事業の必要性や喫緊性の強調，処分に係る技術開発の連携・協力などについての規定の追加，国民全般との相互理解を深めるための活動内容の明確化，電源三法交付金制度に基づく地域支援措置などについて明示
特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画 (2008a)				○		最終処分法の改正により，NUMO が行う最終処分の対象に TRU 廃棄物の一部が追加されたことを踏まえた改定： TRU 廃棄物の発生量などに関する規定の追加，処分事業に係る安全規制の整備を踏まえた関連記述の改定，最新の状況を考慮した概要調査地区選定などの選定期間の目途の改定
低レベル放射性廃棄物の余裕深度処分に係る安全規制について (総合資源エネルギー調査会，2008a)					○	余裕深度処分の安全確保に必要な基本的要件 (安全機能等) についての整理と，技術的検討項目 (①埋設深度，②施設の設計・建設の要件と確認，③廃棄体の技術上の基準，④安全レビュー，⑤モニタリング，⑥記録の保存) に基づく，低レベル放射性廃棄物の廃棄物埋設規則を策定する上での考え方の提示

表 2.2.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物に関する国の方針, 安全評価, 基本的考え方と事業制度化, 関連法令などおよび安全規制について (4/4)

報告書など	国の方針	安全評価	基本的考え方 事業制度化	関連法令 など	安全規制	主要メッセージ
高レベル放射性廃棄物等の地層処分に係る安全規制について (総合資源エネルギー調査会, 2008b)					○	地層処分対象となる放射性廃棄物の処分に関し, 国内外で示されている安全確保に必要な基本的考え方などを参考に, 技術的検討項目 (①廃棄体埋設施設, ②廃棄体, ③保安のために必要な措置, ④安全レビュー, ⑤閉鎖措置, ⑥記録の保存など) を対象として, 廃棄物埋設規則などで規定すべき技術基準などについての検討結果をまとめた。
放射性固体廃棄物埋設処分及びクリアランスに係る放射線防護に関する基本的考え方について (放射線審議会, 2010)					○	国内外の動向を踏まえた, わが国における放射性固体廃棄物埋設地の管理期間終了後における放射線防護に関する基本的考え方について提示。クリアランス制度に係る個人線量基準についても基本的考え方を整理した。
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)					○	原子力施設から発生する低レベル放射性固体廃棄物の余裕深度処分を対象とし, 「長期の安全評価に係るシナリオの考え方として, 地質環境に係る長期変動事象, 生活圏, および埋設施設の状態設定を行った上で, 基本シナリオ, 変動シナリオ, 稀頻度シナリオ, および人為事象シナリオを設定するアプローチ」について示すなど, 管理期間終了後における安全評価の考え方を提示

2.3 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴

2.3.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴と課題

地層処分低レベル放射性廃棄物の主要な特徴は、以下の通りである。

- ▶ 廃棄物が一種類ではなく、多種多様である
- ▶ 高レベル放射性廃棄物に比べて放射エネルギーや発熱量が低い
- ▶ 非吸着性、溶解性で移行しやすい I-129, C-14 を多量に含む

これらの地層処分低レベル放射性廃棄物の特徴を踏まえ、第1次 TRU レポート（共同作業チーム、2000）および第2次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）では、個々の廃棄物の特性に応じた廃棄物の分類と、その分類ごとの複数の処分概念の検討、セメント系材料の使用を想定したバリア概念の検討、大断面坑道内への集積配置の概念の検討、廃棄物の特性に応じた処分場配置の検討などを行い、安全評価を実施してきた。これらの評価においては、廃棄物に含まれる多様な物質とバリア材料との相互作用など、処分場内で生起する現象が必ずしも十分に解明されていないことから、関連する不確実性を保守的に考慮した安全側の評価が行われた。また、これらの評価では、水理・地質環境の多様性に対して頑健性を向上させる必要があることなど、今後の課題が示された。

第2次 TRU レポートにおいては、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性と評価の信頼性を向上させるため、今後の課題を「基盤研究開発」と「事業化技術開発」の二つに分類してまとめている。これらの課題については、全体基本計画（資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構、2006）として取りまとめられ、着実に検討が進められているところである。

表 2.3.1-1 に、第2次 TRU レポートを参考として設定した全体基本計画における研究開発分野と主要な課題例を示す。

表 2.3.1-1 全体基本計画における研究開発分野と主要な課題例

研究開発分野 (第2次 TRU レポートの章)	主な課題例
(1) 廃棄物技術 (2章)	廃棄物の特性データ, 廃棄物化, 検認技術 など
(2) 設計・工学技術 (3章)	人工バリアや処分場の設計, 建設・操業・閉鎖等の工学技術 など
(3) 性能評価 (4章)	シナリオ開発, 変質や核種移行等モデル化, 不確実性評価 など
(4) 併置処分に係る検討 (6章)	相互影響評価, 処分概念の合理化・最適化 など
(5) 代替技術の開発 (7章)	ヨウ素固定化, 炭素閉じ込め, 低アルカリ性セメント, 硝酸塩分解技術 など

(「TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画」資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構 (2006) を一部修正)

2.3.2 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の特性の比較

地層処分低レベル放射性廃棄物の特性を把握・理解するため、高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体 4 万本相当）と地層処分低レベル放射性廃棄物（約 19,000m³相当）の放射エネルギー（Bq）、発熱量（W）の時間変化の比較を示す。また、このような廃棄物中の核種量に関する情報に加え、既存の安全評価の結果を用いて、これらの廃棄物を地層処分する場合の安全評価上の特性を把握する。

これらの廃棄物を地層処分する場合の安全性は、廃棄物に含まれる放射性核種の量だけで評価されるわけではなく、人工バリアや天然バリアからなる地層処分システム中の核種の移行挙動や生物圏での核種の挙動を考慮して評価される。このような安全評価については、第 8 章において詳細に記述される。ここでは、それに先立ち、第 2 次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）により地層処分低レベル放射性核種の線量を支配することが示されている I-129 やわが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ（以下、「第 2 次取りまとめ」という）（核燃料サイクル開発機構、1999）により高レベル放射性廃棄物の線量を支配することが示されている Cs-135、あるいは、それに準じる Np-237 を例として、安全評価の結果に影響を与える核種の移行挙動の違いを具体的に示す。

評価に用いた核種量を算出する条件を表 2.3.2-1 に示す。核種量の比較においては、処分時を起点とし、高レベル放射性廃棄物は、炉取り出し後 4 年、50 年貯蔵後の値を、地層処分低レベル放射性廃棄物は、基準年（原燃：炉取り出し後 4 年、JAEA：炉取り出し後 5 年）から 25 年貯蔵後の値を処分時の値とした。

表 2.3.2-1 核種量算出に用いた使用済燃料の燃焼条件

	高レベル放射性廃棄物	地層処分低レベル放射性廃棄物	
		JNFL	JAEA
炉型	PWR	PWR	PWR
初期濃縮度 (%)	4.5	4.5	4
燃焼度 (MWD/MTU)	45,000	45,000	28,000
比出力 (MW/MTU)	38	38	35
中性子束分布	-	燃料部 (平均値), 上部ノズル部 (平均値の 1/10), 上部プレナム部 (平均値の 1/4), 下部ノズル部 (平均値の 1/4)	
炉取り出し後の冷却期間 (年)	4	4	5
燃料への移行率(地層処分低レベル放射性廃棄物の場合はハルへの燃料付着率) (%)	U (0.442), Pu (0.548), H, C, I, Cl (0), その他 (100)	トリチウム (70), Tc (3), Ru/Rh (5), その他の FP (0.3), アクチニド (0.2)	0.2

図 2.3.2-1 に、高レベル放射性廃棄物の総放射エネルギーと地層処分低レベル放射性廃棄物の総放射エネルギーおよびグループごとの放射エネルギーの比較結果を示す。また、主要核種の放射エネルギーの時間変化を付録 2-3 に示す。図 2.3.2-1 から、地層処分低レベル放射性廃棄物の総放射エネルギーは高レベル放射性廃棄物に比較しておよそ 1桁～2桁程度低いことが分かる。

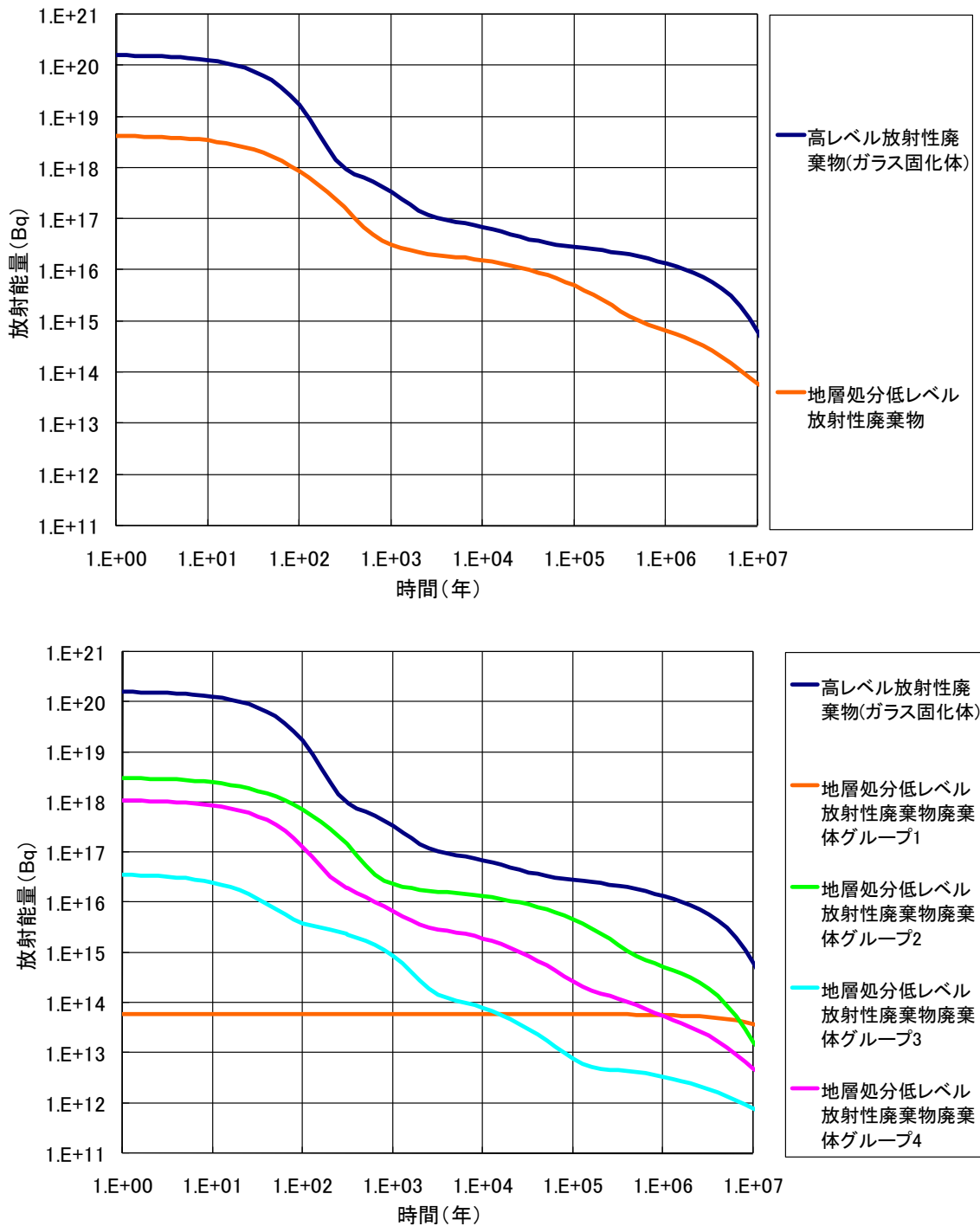


図 2.3.2-1 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の放射エネルギーの比較
 (上段) 地層処分低レベル放射性廃棄物の総放射エネルギーと高レベル放射性廃棄物の総放射エネルギーの比較
 (下段) 地層処分低レベル放射性廃棄物の各グループと高レベル放射性廃棄物の総放射エネルギーの比較

図 2.3.2-2 に高レベル放射性廃棄物の総発熱量と地層処分低レベル放射性廃棄物の総発熱量およびグループごとの発熱量を示す。主要核種の発熱量を付録 2-3 に示す。図 2.3.2-2 から、地層処分低レベル放射性廃棄物の総発熱量も高レベル放射性廃棄物に比較しておおよそ 1 桁～2 桁程度低いことが分かる。

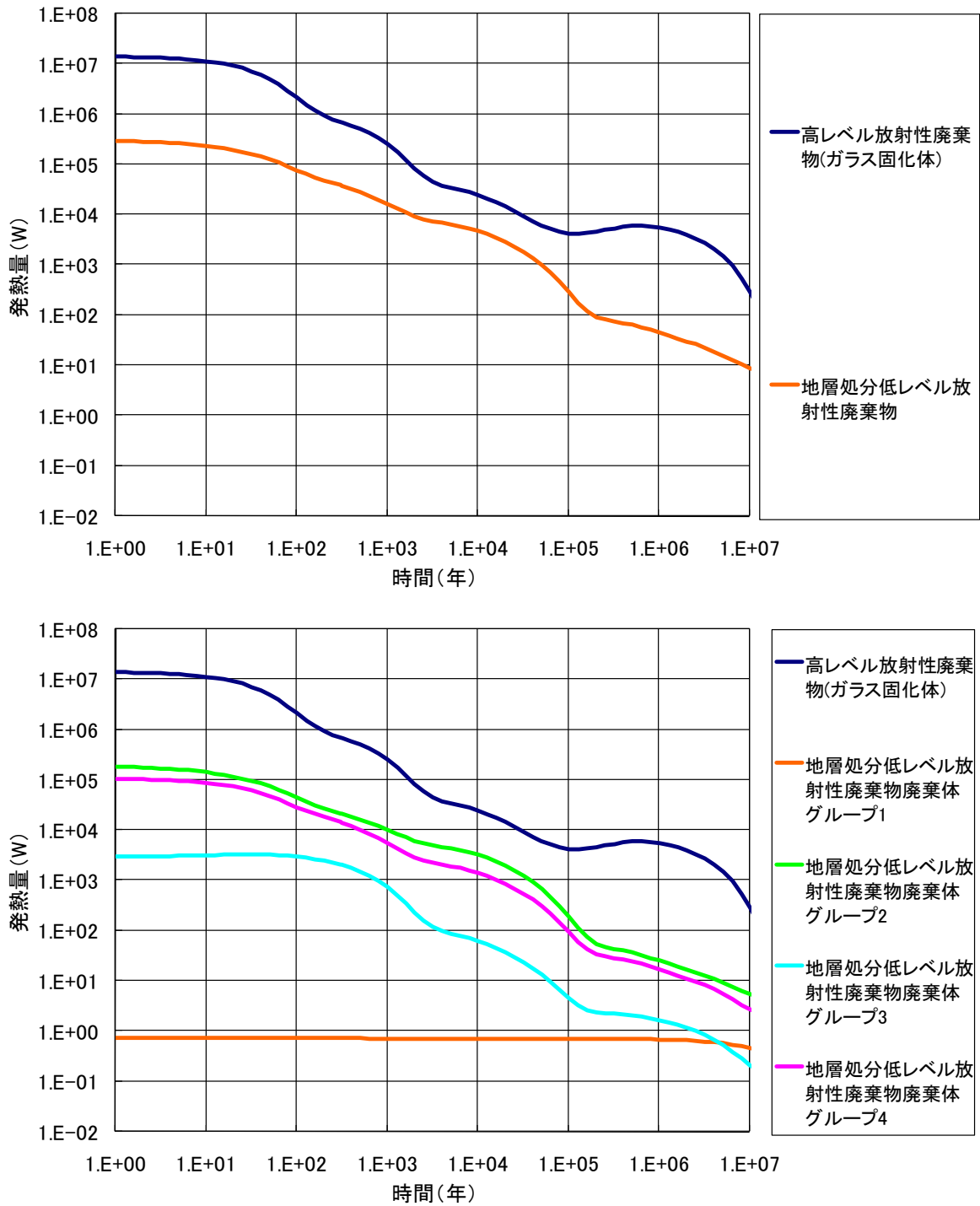


図 2.3.2-2 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の発熱量の比較
 (上段) 地層処分低レベル放射性廃棄物の総発熱量と高レベル放射性廃棄物の総発熱量の比較
 (下段) 地層処分低レベル放射性廃棄物の各グループと高レベル放射性廃棄物の総発熱量の比較

図 2.3.2-3 に高レベル放射性廃棄物における主要核種 Cs-135, Np-237, Th-229 と地層処分低レベル放射性廃棄物における主要核種 I-129, C-14, Se-79 の放射エネルギーを比較した結果を示す。

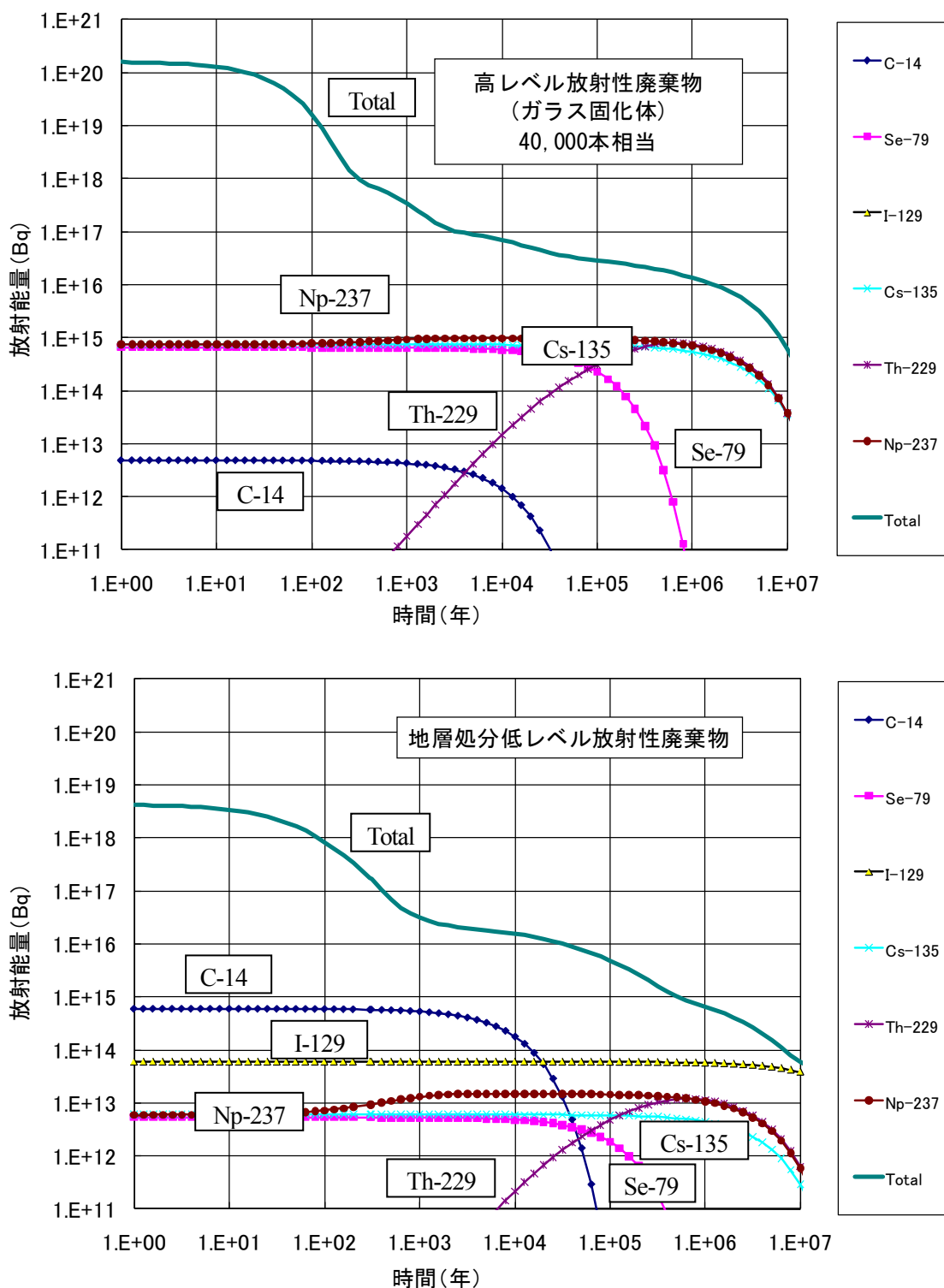


図 2.3.2-3 地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物の主要核種の放射エネルギーの比較
 (上段) 高レベル放射性廃棄物の主要核種の放射エネルギー
 (下段) 地層処分低レベル放射性廃棄物の主要核種の放射エネルギー

第2次取りまとめと第2次 TRU レポートによると、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の安全評価において、処分の安全性を支配する核種はそれぞれ Cs-135 と I-129 である。一方、図 2.3.2-3 からは、これらの核種が廃棄物の放射エネルギーを支配しているわけではないことが分かる。これは、Cs-135 や I-129 が、ほかの核種に比べて、人工バリアや天然バリアからなる地層処分システムを移行しやすく、崩壊せずに生物圏環境に到達しうる性質を有しているためである。

表 2.3.2-2 に高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体4万本相当）に含まれる Cs-135、Np-237 および地層処分低レベル放射性廃棄物（約 19,000m³相当）に含まれる I-129 の放射エネルギーと第2次取りまとめと第2次 TRU レポートで示されている安全評価の結果を示す。

表 2.3.2-2 主要核種の放射エネルギーと安全評価の結果の比較

廃棄物	高レベル放射性廃棄物		地層処分低レベル放射性廃棄物
	Cs-135	Np-237	I-129
(a) 半減期 (y)	2.3×10^6	2.14×10^6	1.57×10^7
(b) 最大総放射エネルギー (Bq)	7.3×10^{14}	9.7×10^{14}	5.9×10^{13}
(c) 人工バリアからの核種移行率 (Bq/y) ²	$1 \times 10^5 \times 40000 = 4 \times 10^9$	$1 \times 10^2 \times 40000 = 4 \times 10^6$	$3^6 \times 10^9$
(d) 断層からの核種移行率 (Bq/y) ⁴	$1 \times 10^3 \times 40000 = 4 \times 10^7$	$2 \times 10^{-1} \times 40000 = 8 \times 10^3$	$5^6 \times 10^8$
人工バリア中の核種の移行割合 [= (c) / 単位時間あたりに換算した (b)]	5×10^{-6}	4×10^{-9}	1×10^{-4}
天然バリア中の核種の移行割合 [= (d) / (c)]	1×10^{-2}	2×10^{-3}	1×10^{-1}
多重バリア中の核種の移行割合 [= (d) / 単位時間あたりに換算した (b)]	5×10^{-8}	8×10^{-12}	1×10^{-5}

*図 2.3.2-3 または、表 2.3.2-2 の結果を与える I-129 の放射エネルギー (5.9E+13Bq : 第8章参照) と第2次 TRU レポートにおいて用いた I-129 の放射エネルギー (5.1E+13Bq) の違いは僅かであるため、今回の I-129 の放射エネルギーと第2次 TRU レポートにおける I-129 の安全評価の結果は比較可能と考える。

表 2.3.2-2 で示した人工バリア中の核種の移行割合は、廃棄体中に存在する放射エネルギーを 1 とした場合、この放射エネルギーが瞬時に廃棄体から人工バリアに放出され、人工バリアを移行して天然バリアに放出される場合の割合を表し、天然バリア中の核種の移行割合は、人工バリアから天然バリアに放出された放射エネルギーを 1 とした場合、この放射エネルギーが天然バリアを移行して断層から放出される場合の割合を表す。また、多重バリア中の核種の移行割合は、廃棄体中に存在する放射エネルギーを 1 とし

² 第2次取りまとめの図 5.5-16 からの読み取り値

³ 第2次 TRU レポートの図 4.5.2-6 からの読み取り値

⁴ 第2次取りまとめの図 5.5-17 からの読み取り値

⁵ 第2次 TRU レポートの図 4.5.2-10 からの読み取り値

た場合、この放射エネルギーが瞬時に廃棄体から人工バリアに放出され、人工バリアと天然バリアを移行して断層から放出される場合の割合を表す。これらの値が小さい核種ほど、バリア中を移行しにくい核種であり、バリアを移行する過程で崩壊し、生物圏に到達する量が少ないことを表している。

表 2.3.2-2 から、いずれの核種においても人工バリア中の移行割合の方が、天然バリア中の移行割合に比べて小さく、人工バリアの方が核種の移行をより強く抑制していることが分かる。

高レベル放射性廃棄物の Cs-135 と Np-237 の人工バリア中の核種の移行割合の比較から、Np-237 は Cs-135 に比べて、約 1,000 倍、人工バリア中を移行しにくい核種であることが分かる。また、Cs-135 の場合、人工バリアは、天然バリアに比べて約 2,000 倍高い移行抑制機能を有しており、Np-237 の場合、人工バリアは、天然バリアに比べて約 5×10^5 倍高い移行抑制機能を有していることが分かる。さらに、地層処分低レベル放射性廃棄物中の I-129 に対する天然バリアの移行抑制機能は低く、核種の移行量を 1/10 にする程度のもので、人工バリアは、天然バリアに比べて 1,000 倍高い移行抑制機能を有していることが分かる。

これらの特性は、廃棄物の処分概念の違いとそれに基づいて設定される評価モデル、さらには、半減期をはじめとした、核種の特性を表す核種移行パラメータの違いに依存するものである。第 8 章において、核種の移行における個々のパラメータの関与の仕組みについて、解析解などを用いて検討する。

第2章 参考文献

- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構（2005）：TRU 廃棄物処分技術検討書－第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－，JNC TY1400 2005-013，FEPC TRU-TR2 -2005-02
- 原子力安全委員会（2000）：高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について（第1次報告）
- 原子力安全委員会（2004）：放射性廃棄物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（2007a）：低レベル放射性固体廃棄物の埋設処分に係る放射能濃度上限値について
- 原子力安全委員会（2007b）：特定放射性廃棄物処分に係る安全規制の許認可手続きと原子力安全委員会等の関与のあり方について（中間報告）
- 原子力安全委員会（2007c）：低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方（中間報告）
- 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ついての安全評価に関する考え方
- 原子力委員会（1994）：原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画（平成6年）
- 原子力委員会（2000a）：原子力の研究，開発及び利用に関する長期計画（平成12年）
- 原子力委員会（2000b）：超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方について
- 原子力委員会（2005）：原子力政策大綱
- 原子力委員会（2006）：長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方－高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性－
- 法律（2007a）：特定放射性廃棄物の最終処分に係る法律，最終改正 平成19年6月13日
- 法律（2007b）：核原料物質，核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律，最終改正 平成19年6月13日
- 放射線審議会（2010）：放射性固体廃棄物埋設処分及びクリアランスに係る放射線防護に関する基本的考え方について
- 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 TN 1400 99-020
- 経済産業省（2008a）：特定放射性廃棄物の最終処分に係る計画，平成20年3月21日，経済産業省告示第44号
- 経済産業省（2008b）：特定放射性廃棄物の最終処分に係る基本方針，平成20年3月21日，経済産業省告示第43号
- 共同作業チーム（2000）：TRU 廃棄物処分概念検討書，JNC TY1400 2000-001，TRU-TR-2000-01
- 資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構（2006）：TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画
- 政令（2007a）：特定放射性廃棄物の最終処分に係る法律施行令，政令二七九号，最終改正 平成19年9月7日

政令（2007b）：核原料物質，核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律施行令，政令三二四号，最終改正 平成19年12月19日

総合資源エネルギー調査会（2006a）：放射性廃棄物小委員会報告書

総合資源エネルギー調査会（2006b）：放射性廃棄物の地層処分に係る安全規制制度のあり方について

総合資源エネルギー調査会（2008a）：低レベル放射性廃棄物の余裕深度処分に係る安全規制について

総合資源エネルギー調査会（2008b）：高レベル放射性廃棄物等の地層処分に係る安全規制について

第3章

安全確保の考え方

第3章 安全確保の考え方.....	3-1
3.1 NUMOの地層処分に関する安全確保の考え方.....	3-1
3.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の安全確保のための評価, 検討の内容.....	3-4
第3章 参考文献.....	3-6

第3章 安全確保の考え方

放射性廃棄物の地層処分の事業者として、処分の安全性を提示し、その信頼性を確保するため、「地層処分の安全確保の考え方」を明示し、「地層処分の安全性をどのようにして確保するのか」をわかりやすく具体的に示す必要がある。

NUMO は、地層処分事業とその安全性について国民の理解を増進するため、2010 年度中を目途に技術レポート「地層処分事業の安全確保 2010」を作成し、事業を推進するに当たって基本としてきた安全確保に向けた取り組み方針を広く提示するとともに、地層処分の実現に必要な技術の整備状況についても、国内の関係する研究機関の成果を含めて、詳細に記述する予定である。また、2009 年度には、この 2010 年の技術レポートの核である「安全な地層処분을事業としていかに実現するか」という安全確保に向けた取り組み方針を先行的に取りまとめた「安全確保構想 2009」（原子力発電環境整備機構、2010）を作成し、公表した。

本章では、3.1 節において、「安全確保構想 2009」に示された NUMO の放射性廃棄物の地層処分に関する安全確保の考え方の概要を紹介する。また、3.2 節において、地層処分低レベル放射性廃棄物の特徴を踏まえて、当該廃棄物の処分の安全性と評価の信頼性を確保するための具体的な方策を示す。

3.1 NUMO の地層処分に関する安全確保の考え方

「安全確保構想 2009」では、「原環機構が進める地層処分事業における安全確保には、『閉鎖後長期の安全確保』と『事業期間中の安全確保』の二つの目標を達成することが含まれる」としている。これら二つの安全確保の目標が意味する内容やそれを達成するための方策、さらにはそれらを踏まえた具体的な考え方を、それぞれ以下に示す。

①閉鎖後長期の安全確保について

「安全確保構想 2009」では、閉鎖後長期の安全確保をつぎのように記述している。

「放射性廃棄物が長期にわたり人間とその生活環境に有意な影響を及ぼさないようにするという地層処分事業の目標を達成するために、放射性廃棄物を閉じ込め、人間の生活環境から隔離することを基本とし、対象廃棄物を安定な地下深部に埋設し、人工バリアと天然バリアから構成される多重バリアシステムによってその機能を担保する。閉じ込め機能は、放射性核種の放出を防ぐ、あるいは最小限に抑えるための機能で、主として人工バリアなどの工学的対策で担保される。隔離は放射性廃棄物とそれに関連する危険性を人間環境から遠ざけておくことを意味し、安定な母岩内の適切な処分深度に処分場を設置することによって担保される。このような閉じ込めと隔離の組み合わせにより、人間の生活圏への放射性核種の移行は放射線学的に容認できる量に制限される。」

この閉鎖後長期の安全確保の考え方は、国際原子力機関（International Atomic Energy Agency：以下、「IAEA」という）の安全確保の考え方（IAEA、2009）と同様であり、「安全確保構想 2009」では、この閉鎖後長期の安全確保の達成について、以下のように記述している。

「このような閉鎖後長期の安全確保は、下記の三つの安全確保策により達成できることが第2次とりまとめにより示されており、その妥当性が原子力委員会の評価（原子力委員会 原子力バックエンド対策専門部会，2000）によって確認されている。この考え方は原子力安全委員会が示した安全確保原則（原子力安全委員会，2000）とも整合している。」

- a. 地層処分にとって適切な地質環境を選定し、建設段階以降はサイト選定時における評価の妥当性を確認する（適切なサイト選定と確認）。
- b. 選定された地質環境に対して人工バリアや処分施設を適切に設計・施工する（処分場の設計・施工などの適切な工学的対策）。
- c. 構築された地層処分システムの安全性を評価する（地層処分システムの長期安全性の評価）。

（原子力発電環境整備機構，2010）

また、NUMOは、「上述の三つの安全確保策を、段階的な事業の展開に従って繰り返し実施し、安全性に関する証拠や論拠を逐次統合化していくことによりセーフティケース¹を構築し、段階的に精緻化していく」（原子力発電環境整備機構，2010）としている。

②事業期間中の安全確保について

「安全確保構想 2009」では、事業期間中の安全確保を以下のように記述している。

サイト選定から事業廃止までの事業各段階において、施設周辺の一般公衆や作業従事者の放射線安全および一般労働安全の確保を徹底する。これらの安全対策については、一般の土木工事や原子力施設の建設や操業などで実績を有する安全対策を有効に活用することができる。それらの対策をより適切なものとするためには、事業期間中に発生が懸念されるさまざまなリスクを分析し、それらを施設設計や調査、工事計画などに反映し、適切な安全確保の対策を講じることが重要である。また、処分事業においては、地下坑道の掘削、掘削残土の仮置きなど、大規模な土木工事に伴う周辺環境へのさまざまな影響を回避、低減することも重要である。以上の内容を踏まえ、事業各段階の安全確保においては、

- d. 放射線安全の確保
- e. 一般労働安全の確保
- f. 周辺環境の保全

を対象とし、ほかの原子力関連施設や産業において適用されている対策や該当する法体系、さら

¹ OECD/NEA では、セーフティケースは、「A safety case is the synthesis of evidence, analyses and arguments that quantify and substantiate a claim that the repository will be safe after closure and beyond the time when active control of the facility can be relied on. (セーフティケースは閉鎖された後の制度的な管理の維持が保証できないような時間枠においても、処分場が安全であり続けるとする主張を定量化し立証するための証拠、解析さらには論拠の統合体である)」と定義されている (OECD/NEA, 2004)。なお、セーフティケースは、操業期間中の作業者の安全など、事業各段階の安全性についても含まれる場合がある (IAEA, 2009)。

には、自主的な配慮に基づいた対応をとることを具体的な方策としている（原子力発電環境整備機構，2010）。

この「事業期間中の安全確保」において対象とする「放射線安全の確保」、「一般労働安全の確保」、「周辺環境の保全」の具体的な対策や考え方は、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の双方において共通して適用され実施されるものである。

一方、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の双方における「閉鎖後長期の安全確保」の適用については、以下のように考える。

既存の安全評価報告書（第2次 TRU レポート：電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005）における安全確保の考え方は、「安全確保構想 2009」と同様に、IAEA の文書（IAEA，2004）に基づいている。そのため、処分システムの構成要素は異なるものの、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の処分は、「安全確保構想 2009」で示された「閉鎖後長期の安全確保」の考え方である『閉じ込め』と『隔離』の考え方にに基づき、対象廃棄物を安定な地下深部に埋設し、人工バリアと天然バリアからなる多重バリアにより、人間の生活圏への放射性核種の移行を放射線学的に容認できる量に制限する」という共通した考えに基づいている。このため、「閉鎖後長期の安全確保」を達成するための三つの安全確保策である、「適切なサイト選定と確認」、「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」、「地層処分システムの長期安全性の評価」も、共通して適用されるものとする（「安全確保構想 2009」の「閉鎖後長期の安全確保」の考え方に対する地層処分低レベル放射性廃棄物の処分概念の適合性については付録 3-1 で示す）。

しかし、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分においては、高レベル放射性廃棄物の処分と異なった構成要素に基づく処分概念が採用されている。このことは、地層処分低レベル放射性廃棄物の「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」の適用の考え方が高レベル放射性廃棄物の考え方と異なっていることを意味するものである。このような「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」の適用の考え方が異なっていることに関連して、第2次 TRU レポートの結果からは以下のような既存の処分概念の特性が示唆されている。

「処分システムの性能に対して大きな影響を与える因子は透水性や動水勾配などの地質環境条件に関連する因子である。これらの条件が好ましくない場合、既存の処分概念では、処分システムの頑健性の確保が懸念されるレベルにまで線量が増加する可能性がある。」

このことは、“人間の生活圏への放射性核種の移行を放射線学的に容認できる量に制限する”との「閉鎖後長期の安全確保」の考え方に適合しない状況が生じる可能性を示すものである。そのため、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分においては、線量を抑制するための代替技術を採用するなどの処分概念の高度化を含め必要な対策を講じることで、より幅広い地質環境に柔軟に対応できるようにするとともに、処分の信頼性を向上させることが要求されている。

次節では、「安全確保構想 2009」において示されている地層処分低レベル放射性廃棄物に関連する安全確保策の内容と、それを実施するための具体的な評価、検討方法について記述する。

3.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の安全確保のための評価、検討の内容

「安全確保構想 2009」の「2.3 安全確保の目標」中の「2.3.1 閉鎖後長期の安全確保策」の「(2) 処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」においては、地層処分低レベル放射性廃棄物の特性や性状、処分概念などの相違を考慮し、「地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全確保策」を以下のように記述している。

「高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の処分施設を併置することも選択肢としているが、その場合は、施設全体の安全性能が単独の処分の場合に比べて有意な影響を受けることのないように、個々の施設の設計および全体の設計を適切に行う必要がある。地層処分低レベル放射性廃棄物は、高レベル放射性廃棄物に比べて、放射能レベルや発熱量が十分低く危険性が低いことから、基本的には高レベル放射性廃棄物処分の技術を応用することで安全な処分は可能と考えられる。ただし、対象となる廃棄物の種類が多様であるため、廃棄物に含まれる物質などの影響を詳細に検討し、安全性を確保する必要がある。また、国の全体基本計画（資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構，2009）において、より幅広い地質環境に柔軟に対応するための代替技術が示されており、今後のサイト選定段階で得られる地質環境条件によっては、それら代替技術を適用することも視野に入れた検討により、処分場の頑健性の向上を図る。なお、具体的なサイトが特定できるまでの段階では、想定しうる多様な地質環境に対しても、単独の処分システムおよび併置の場合の全体システムの頑健性が確保されるような処分概念を構築、整備することとする。さらに、人工バリアの製作、搬送、定置および処分施設の施工などについては、必要な安全機能が確実に発揮されるよう、十分な信頼性を有する技術を用いる。」

第2章で示した、信頼性をより一層向上させる必要がある課題については、現在も詳細な検討が実施されているところである。本書においてはそれらの成果を取り込み、上記の「地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全確保策」を実施するため、以下の評価、検討を行う。

- ・ 地層処分低レベル放射性廃棄物は、高レベル放射性廃棄物に比べて放射エネルギーが小さいため、高レベル放射性廃棄物と同等の安全対策は基本的に不要である。しかし、生活環境へ移行しやすい核種を含むことや、多種多様な廃棄物に含まれる物質によるバリア材料への影響など、処分施設を構築するにはさまざまな検討が必要となっている。そこで、このような多種多様な廃棄物の特性や核種の移行特性、さらには、処分システムの存在に起因して起こる事象などの特性を把握し、処分システムの安全評価にかかわる不確実性の低減に努めるとともに、合理的な評価を行うための明確な論拠を整備する。また、廃棄物の物量やその特性を反映した適切な処分場の設計を行う。
- ・ 第2次 TRU レポートの検討の結果、地質環境条件の変動が処分の安全評価に大きな影響を与える可能性があることが示されている。そのため、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分においては、想定される幅広い地質環境に対して、処分システムの頑健性を確保、向上させる必要がある。そこで、感度解析などを活用し、処分システムが有する固有の特性を分析、把握するとともに、これらの特性や処分施設に影響を及ぼす個々の事象に関する最新の知見を整理する。さらに、これらの知見から導出される明確な論拠に基づいて、重要な評価シナリオや解析ケースを設定し、それらに対する評価、解析により処分システムの頑健性の程度を示す。

- ・ 得られる処分システムの特性や頑健性の程度に関する知見に基づき、第2次 TRU レポートにおいて提案されている代替技術を適用することも視野に入れ、頑健性をより一層向上させるための高度化概念を提示する。さらに、サイトの選定時に柔軟かつ合理的に対応できるような処分概念を整備する。このことにより、処分事業の安全性をより確実にするための事項を明らかにする。

以上の評価、検討に基づき、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの安全性と評価の信頼性の向上を図ることとする。

これらの評価、検討の詳細については、「安全評価」に関する章において記述する。

第3章 参考文献

- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構（2005）：TRU 廃棄物処分技術検討書—第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ—, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU TR2-2005-02
- 原子力安全委員会(2000) :高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について(第1次報告)
- 原子力発電環境整備機構（2010）：安全確保構想 2009～安全な地層処分の実現のために～, NUMO-TR-09-05
- 原子力委員会 原子力バックエンド対策専門部会（2000）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術的信頼性の評価
- IAEA（2004）：Geological Disposal of Radioactive Waste, Draft Safety Requirements IAEA SAFETY STANDARDS SERIES DS354
- IAEA（2009）：Disposal of Radioactive Waste, Draft Specific Safety Requirements No.SSR-5 DS354 Draft4, International Atomic Energy Agency Vienna, Austria. 放射性廃棄物・廃止措置専門部会第27回 参考資料2.
- OECD/NEA（2004）：Post-Closure Safety Case for Geological Repositories, Nature and Purpose, OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France.
- 資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構（2009）：TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体計画

第4章

地層処分低レベル放射性 廃棄物の種類および特性

第4章 地層処分低レベル放射性廃棄物の種類および特性	4-1
4.1 廃棄体のグループ化	4-2
4.1.1 既存の評価における廃棄体のグループ化の考え方	4-3
4.1.2 本検討における廃棄体のグループ化	4-3
4.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の物量と放射エネルギー	4-6
4.2.1 廃棄体の物量	4-6
4.2.2 廃棄体の放射エネルギー	4-7
4.2.3 硝酸塩、有機物および発熱量	4-9
第4章 参考文献	4-11

図 4.2.1-1 廃棄体発生量 (m ³) の比較	4-6
図 4.2.2-1 第2次TRUレポートとの主要な核種の放射エネルギー(基準年)の比較	4-8

表 4-1 地層処分低レベル放射性廃棄物(廃棄体)の種類、内容、処理方法など	4-1
表 4.1.2-1 廃棄体のグループ化	4-4
表 4.1.2-2 地層処分低レベル放射性廃棄物(廃棄体)のグループの内訳	4-5
表 4.2.1-1 廃棄体発生量の比較	4-6
表 4.2.2-1 廃棄体グループごと、核種ごとの放射エネルギー(Bq)の比較(基準年)	4-7
表 4.2.3-1 対象廃棄体(18, 100m ³)に含まれる硝酸塩量	4-9
表 4.2.3-2 対象廃棄体(18, 100m ³)に含まれる有機物量	4-9
表 4.2.3-3 対象廃棄体(18, 100m ³)の発熱量	4-10

第4章 地層処分低レベル放射性廃棄物の種類および特性

本報告書において使用する廃棄物の物量、放射能および特性については、下記の方針に基づき、取りまとめることとする。

- ① 平成20年3月に公布された最終処分計画（経済産業省，2008）においては、現在の再処理施設などの操業計画から勘案して見込まれた廃棄物の物量（約18,100m³）に対して、「19,000m³以上の第二種特定放射性廃棄物を最終処分することができる規模」を想定することが要求されている。ここでは、見込まれた廃棄物の物量（約18,100m³）に関する情報を提示する。
- ② 廃棄物の放射能濃度および特性については、最終処分計画に沿って、日本原燃株式会社（以下、「原燃」という）と JAEA から代表値として提示されたそれぞれの廃棄物のデータおよび電気事業連合会（以下、「電事連」という）から提示された海外返還廃棄物のデータを使用する。

本報告書において対象とする地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）の種類、内容、処理方法などを表4-1に示す。なお、本報告書では、再処理施設やMOX燃料加工施設などにおいて発生する個々の廃棄物に対して、この廃棄物を「処分するために固型化または容器に封入した物」のことを廃棄体と称する。

なお、地層処分低レベル放射性廃棄物の大部分はまだ、処理していない状況にある。そのため、今後、廃棄物の特性などの詳細把握に伴い、処理方法の合理化が図られる予定である。

表4-1 地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）の種類、内容、処理方法など(1/2)

		廃棄体種類	内容	処理方法	容器	固型化方法
再処理 操業 廃棄物	原燃再処理操業	炭銀吸着材	ヨウ素フィルタから取り出された使用済みの炭銀吸着材	—	200Lドラム缶	セメント混練固化
	JAEA再処理操業	炭銀吸着材	—	—	200Lドラム缶	セメント混練固化
	原燃再処理操業	ハル・エンドピース	燃料被覆管の金属断片及び金属片	圧縮	キャニスタ	圧入充填・密閉化
	JAEA再処理操業	ハル・エンドピース	—	圧縮	キャニスタ	圧入充填・密閉化
	原燃再処理操業	低レベル濃縮廃液Ⅰ（分析廃液）	分析廃液等再処理工場から発生する比較的放射能濃度の高い低レベル廃液	乾燥・造粒	200Lドラム缶	モルタル充填固化
		部分除染廃液Ⅰ（機器更新）	大型機器のリプレース時に発生する比較的放射能濃度の高い除染廃液	乾燥・造粒	200Lドラム缶	モルタル充填固化
	JAEA再処理操業	溶媒洗浄廃液Ⅰ（アスファルト固化体（MA系））	使用済溶媒の洗浄廃液等再処理施設から発生する比較的放射能濃度の高い低レベル廃液をアスファルト固化したもの	—	200Lドラム缶	アスファルト固化
		溶媒洗浄廃液Ⅱ（スラリー固化体）	使用済溶媒の洗浄廃液等再処理施設から発生する低レベル廃液を共沈・ろ過などにより濃縮した廃液	核種分離	200Lドラム缶	セメント混練固化
	原燃再処理操業	溶媒洗浄廃液Ⅲ（リン酸廃液固化体）	再処理に使用した溶媒の洗浄に使用したリン酸を含む廃液	—	200Lドラム缶	セメント混練固化
		焼却灰+ハル缶水	セル・グローブボックス内から発生する可燃性、難燃性廃棄物の焼却灰とハル・エンドピースの一時貯蔵容器に充填された水	焼却、濃縮	200Lドラム缶	セメント混練固化
		ハル缶水	ハル・エンドピースの一時貯蔵容器に充填された水	濃縮	200Lドラム缶	セメント混練固化
		不燃物Ⅰ（特殊機器廃品等）	・使用済み燃料のせん断機のせん断刃物台 ・溶解液からフルトニウムやウランを抽出するために使用した溶媒のフィルタ ・溶解液から不溶解残渣を取り除く遠心分離機の部品	切断	角型容器	モルタル充填固化
		不燃物Ⅱ（GBパネル）	グローブボックスのアクリルパネル	切断	角型容器	モルタル充填固化
		不燃物Ⅲ（機器廃品等）	フルトニウムを含む溶液・粉末及び高レベル廃液を内蔵する機器等	溶解	200Lドラム缶	モルタル充填固化
		不燃物Ⅳ（機器更新）	大型機器更新の際に更新する機器等	溶解	200Lドラム缶	モルタル充填固化
		不燃物Ⅴ（溶融炉）	廃ガラス溶融炉のレンガ	切断	インナーパレル	モルタル充填固化
		不燃物Ⅵ（ハル缶水）	ハル・エンドピース等の一時貯蔵容器に充填された水	蒸発濃縮	200Lドラム缶	セメント混練固化
		不燃物Ⅶ（金属Ⅰ）	使用済燃料のせん断機器等からセル内から発生する金属製の部品等	溶解	200Lドラム缶	モルタル充填固化
	JAEA再処理操業	不燃物Ⅷ（金属Ⅱ）	再処理で使用する溶媒中の浮遊物の除去に使用する金属製のフィルタ	—	角型容器	モルタル充填固化
		可燃物	セル・グローブボックス内から発生する紙、ビニール等の可燃性廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化
難燃物		セル・グローブボックス内から発生する塩化ビニール等の難燃性廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化	
不燃物Ⅸ（非金属Ⅰ）		セル・グローブボックス内から発生するガラス等の非金属製の廃棄物	溶解	200Lドラム缶	モルタル充填固化	
不燃物Ⅹ（非金属Ⅱ）		廃ガラス溶融炉のレンガ	—	ハル缶	モルタル充填固化	
		廃棄体種類	内容	処理方法	容器	固型化方法
海外 返還	仏国返還廃棄物	固型物収納体（ハル等）（GSD-C）	ハル・エンドピース	圧縮	キャニスタ	—
	仏国返還廃棄物	低レベル廃液ガラス固化体（GSD-B）	化学工程沈殿物等	—	キャニスタ	ガラス固化

表 4-1 地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）の種類、内容、処理方法など(2/2)

		廃棄体種類	処理方法	容器	固化化方法			
再処理 解体	原燃再処理解体	系統除染廃液(施設廃止)	系統除染の時に発生する比較的放射能濃度の高い除染廃液	乾燥・造粒	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		部分除染廃液 I (施設廃止)	機器の除染の時に発生する比較的放射能濃度の高い除染廃液	乾燥・造粒	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
	JAEA再処理解体	二次除染廃液スラリー固化体	系統除染の時に発生する比較的放射能濃度の高い廃液を共沈・ろ過などにより濃縮した廃液	核種分離	200Lドラム缶	セメント混練固化		
		不燃物 I (溶融)	解体によって発生する機器、配管等	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
	原燃再処理解体	不燃物 I (圧縮)	解体によって発生する機器、配管等のうち廃棄物処理施設分	圧縮	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 I (溶融以外)	解体によって発生するグローブボックスの7リットル缶	切断	角型容器	モルタル充填固化		
	JAEA再処理解体	不燃物 I (金属(一次廃棄物))	解体の際に発生する金属製の機器等	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 II (コンクリート(一次廃棄物))	解体の際に発生するコンクリート	—	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		可燃物 I (二次廃棄物)	解体の際に二次的に発生する紙・ビニール等の可燃物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
		難燃物 I (二次廃棄物)	解体の際に二次的に発生する塩化ビニール等の難燃物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
		不燃物 III (金属(二次廃棄物))	解体の際に二次的に発生する金属廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 IV (非金属(二次廃棄物))	解体の際に二次的に発生する非金属廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 V (金属 I (廃棄体処理))	施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する金属製の廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		可燃物 II (廃棄体処理)	施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する可燃性の廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
難燃物 II (廃棄体処理)		施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する難燃性の廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化			
不燃物 VI (非金属 I (廃棄体処理))		施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する非金属製の廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化			
不燃物 VII (非金属 II (廃棄体処理))	廃ガラス溶融炉のレンガ	—	ハル缶	モルタル充填固化				
MOX 操業	原燃MOX操業	焼却灰(グローブボックス内)	グローブボックスから発生する可燃性及び難燃性廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
		焼却灰(二次廃棄物)	大規模機器更新の際に発生する可燃性及び難燃性廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
		不燃物 I (溶融)	グローブボックスから発生する不燃性廃棄物及び1段目の排気フィルタ	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 I (機器更新「一次廃棄物」)	大規模機器更新の際に発生する不燃性(一次)廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 I (機器更新「二次廃棄物」)	大規模機器更新の際に発生する不燃性(二次)廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 I (溶融以外)	グローブボックスから発生する不燃性廃棄物	切断	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 I (GBパネル)	大規模機器更新の際に発生するグローブボックスの7リットル缶	切断	角型容器	モルタル充填固化		
	JAEA MOX操業	可燃物	グローブボックス内から発生する紙、ビニール等の可燃性廃棄物	焼却 一部溶融	200Lドラム缶	セメント混練固化 または モルタル充填固化		
		難燃物	グローブボックス内から発生する塩化ビニール等の難燃性廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
		不燃物 I (金属)	グローブボックス内から発生する部品等の金属製の廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		不燃物 II (非金属)	グローブボックス内から発生するガラス等の非金属製の廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
		廃棄体種類		処理方法	容器	固化化方法		
		MOX 解体	原燃MOX解体	焼却灰	解体の際に発生する可燃性及び難燃性廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化
				不燃物 I (溶融)	解体の際に発生する不燃性廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化
不燃物 I (GBパネル)	解体の際に発生するグローブボックスの7リットル缶			切断	角型容器	モルタル充填固化		
JAEA MOX解体	可燃物 I (一次廃棄物)		解体の際に発生する可燃性の廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
	難燃物 I (一次廃棄物)		解体の際に発生する難燃性の廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
	不燃物 I (金属(一次廃棄物))		解体の際に発生する金属製の機器等	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
	不燃物 II (コンクリート(一次廃棄物))		解体の際に発生するコンクリート	—	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
	可燃物 II (二次廃棄物)		解体の際に二次的に発生する紙・ビニール等の可燃物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
	難燃物 II (二次廃棄物)		解体の際に二次的に発生する塩化ビニール等の難燃物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
	不燃物 III (金属(二次廃棄物))		解体の際に二次的に発生する金属廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
	不燃物 IV (非金属(二次廃棄物))		解体の際に二次的に発生する非金属廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
	可燃物 III (廃棄体処理)		施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する可燃性の廃棄物	焼却 一部溶融	200Lドラム缶	セメント混練固化 または モルタル充填固化		
	難燃物 III (廃棄体処理)		施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する難燃性の廃棄物	焼却	200Lドラム缶	セメント混練固化		
	不燃物 V (金属(廃棄体処理))		施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する金属製の廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化		
不燃物 VI (非金属(廃棄体処理))	施設の廃止措置期間中及び廃棄体処理施設の運転に伴い発生する非金属製の廃棄物	溶融	200Lドラム缶	モルタル充填固化				

4.1 廃棄体のグループ化

第4章の冒頭に示したように、地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）の種類や内容、固化方法などは多岐にわたっている。処分システムの安全性はこのような廃棄体の特性などによって影響を受けるものである。そのため、これらの廃棄体を分類・区別せずに扱うことは処分システムの安全性を確保・向上させるといった点においては合理的ではない。そのため、第1次 TRU レポート（共同作業チーム、2000）や第2次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）においては、廃棄体の特徴（核種の種類・濃度、含有化学物質および固化方法など）を考慮し、廃棄体のグループ化を行っている。ここでは、これらのグループ化の考え方を踏まえたうえで、本検討におけるグループ化について検討することとする。以下、第2次 TRU レポートにおけるグループ化の考え方とそれらを踏まえた本検討におけるグループ化について記述する。

4.1.1 既存の評価における廃棄体のグループ化の考え方

(1) 核種の種類・放射エネルギーの観点

第1次 TRU レポートや第2次 TRU レポートにより、廃棄体に含まれる核種の中で性能評価上、特に重要と考えられるものは、半減期が長くかつ人工バリア、天然バリアでの収着による遅延効果をあまり見込むことができない I-129 と C-14 の2核種であることが示された。そのため、これらの核種を多量に含む廃棄体に関しては核種移行抑制機能の強化などの配慮が必要になると考えられ、これらの核種を含む廃棄体は個別のグループとして区別された。具体的には、I-129 を多量に含む廃棄体として、表 4-1 の「原燃再処理操業廃棄物」の「廃銀吸着材」と「JAEA 再処理操業廃棄物」の「ヨウ素フィルタ（廃銀吸着材）」を一つのグループとすること、さらに、C-14 を多量に含む廃棄体として、「原燃再処理操業廃棄物」および「JAEA 再処理操業廃棄物」の「ハル・エンドピース」と仏国返還廃棄物の「固型物収納体（ハルなど）」を一つのグループとすることが考えられた。

(2) 発熱の有無の観点

発熱性が比較的大きい廃棄体に関しては、人工バリア材料への熱影響などを考慮する必要があるため、特別の配慮が必要となる。第2次 TRU レポートにおいては、このような特性を有する廃棄体として、上述の C-14 を多量に含む「原燃再処理操業廃棄物」および「JAEA 再処理操業廃棄物」の「ハル・エンドピース」と仏国返還廃棄物の「固型物収納体（ハルなど）」をあげている。

(3) 含有化学物質の観点

放射性核種の地下水に対する溶解度や人工バリアなどに対する収着分配係数に影響を及ぼす可能性が考えられる硝酸塩などの化学物質を多く含むものについては、ほかの廃棄体に影響を及ぼさないように個別のグループとしている。このような化学物質としては、硝酸塩やリン酸塩が考えられる。これらを多量に含む廃棄体としては、「原燃再処理操業廃棄物」の「低レベル濃縮廃液Ⅰ」など、および「JAEA 再処理操業廃棄物」の「溶媒洗浄廃液Ⅰ～Ⅲ」などがあげられる。

(4) その他

上記の(1)～(3)の観点に相当しない廃棄体は、廃棄体中に含まれる性能評価上重要と考えられる核種の濃度が低く、ほかの廃棄体に影響を及ぼす硝酸塩などの化学物質も含まれていないことから、まとめて一つのグループとした。

4.1.2 本検討における廃棄体のグループ化

前項の第2次 TRU レポートのグループ化の考え方および最新の廃棄体条件を踏まえ、地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）を表 4.1.2-1 に示す四つのグループに分けることとする。また、これらのグループに属する廃棄体に関する情報を表 4.1.2-2 に示す。

本検討においては、仏国返還廃棄物については、廃棄体形状が同一であり、操業上の利便性を考慮し、一括してグループ2として扱うこととする。特に低レベル濃縮廃液をガラス固化した CSD-B

については、高 pH の影響を極力さけるため、化学的緩衝効果を期待し、ベントナイトを敷設する概念であるグループ 2 に含めることとした。

また、今回、最終処分計画に沿った対象廃棄物の見直しなどにより、発熱性が比較的大きい廃棄体として、「原燃再処理操業廃棄物」の「不燃物 I (溶融炉)」などが加わった（後述、表 4.2.3-3 参照）。これらの廃棄体は高い発熱性が予想されることから、「ハル・エンドピース」と同様な扱いが必要と考えられるが、これらの新たに加わる発熱性の廃棄体は、「ハル・エンドピース」と異なり、性能評価上特に重要と考えられる C-14 を多量に含有するものではない。また、これらの新たに加わる発熱性の廃棄体は、現在まだ処理されておらず、今後、具体的な廃棄体としての検討がなされるなど、不確実性が大きい廃棄体である。

そこで、本検討では、新たに加わる比較的发熱性の高い廃棄体は「ハル・エンドピース」と同じグループには分類せず、暫定的に「その他の廃棄体」として分類して検討することとする。

これらの廃棄体のグループ化については、今後、廃棄体に関する情報の蓄積や処分サイトの環境条件などを考慮し、最適化を念頭においた検討を行っていくこととする。

表 4.1.2-1 廃棄体のグループ化

グループ	主な廃棄体	発生量 (m ³)	グルーピングの根拠
1	廃銀吸着材のセメント混練固化体	319	人工バリア、天然バリアへの収着性が低い I-129 を多く含む廃棄体
2	ハル・エンドピースの圧縮体 返還廃棄体	5,792	人工バリア、天然バリアへの収着性が低い C-14 を多く含み、発熱量の比較的大きい廃棄体
3	低レベル濃縮廃液のアスファルト固化体およびモルタル充填固化体など	5,228	硝酸塩を多く含み核種の収着性・溶解度へ影響を及ぼす可能性のある廃棄体
4	可燃、難燃、不燃廃棄物のモルタル充填固化体など	6,745	その他の廃棄体
総発生量			18084 ≒ 18,100

表 4.1.2-2 地層処分低レベル放射性廃棄物（廃棄体）のグループの内訳

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	廃棄体体積 (m ³ /本)	発生本数 (本)	発生量 (m ³)
1	原燃再処理操業	廃銀吸着材	0.2	1,400	280
	JAEA再処理操業	廃銀吸着材	0.2	193	39
		合計		1,593	319
2	原燃再処理操業	ハル・エンドピース	0.194	25,000	4,852
	JAEA再処理操業	ハル・エンドピース	0.194	1,211	235
	仏国返還廃棄物	固型物収納体（ハルなど）（CSD-C）	0.194	最大3600	699
	仏国返還廃棄物	低レベル廃液ガラス固化体（CSD-B）	0.194	最大28	6
		合計		29,839	5,792
3	原燃再処理操業	低レベル濃縮廃液Ⅰ（分析廃液）	0.2	6,272	1,256
		部分除染廃液Ⅰ（機器更新）	0.2	708	140
	原燃再処理解体	系統除染廃液（施設廃止）	0.2	311	63
		部分除染廃液Ⅰ（施設廃止）	0.2	485	97
	JAEA再処理操業	溶媒洗浄廃液Ⅰ（アスファルト固化体（MA系））	0.2	16,155	3,231
		溶媒洗浄廃液Ⅱ（スラリー固化体）	0.2	1,237	248
	JAEA再処理解体	溶媒洗浄廃液Ⅲ（リン酸廃液固化体）	0.2	594	119
	JAEA再処理解体	二次除染廃液スラリー固化体	0.2	369	74
		合計		26,131	5,228
4	原燃再処理操業	焼却灰十ハル缶水	0.2	1,556	312
		ハル缶水	0.2	3,440	688
		不燃物Ⅰ（特殊機器廃品等）	3.1	196	608
		不燃物Ⅰ（GBパネル）	3.1	16	48
		不燃物Ⅰ（機器廃品等）	0.2	4,104	820
		不燃物Ⅰ（機器更新）	0.2	8	2
		不燃物Ⅰ（溶融炉）	0.38	1,080	412
	原燃MOX操業	焼却灰（グローブボックス内）	0.2	1,220	244
		焼却灰（二次廃棄物）	0.2	424	84
		不燃物Ⅰ（溶融）	0.2	500	100
		不燃物Ⅰ（機器更新）	0.2	1,772	356
		不燃物Ⅰ（溶融以外）	0.2	84	16
	原燃再処理解体	不燃物Ⅰ（GBパネル）	3.1	16	48
		不燃物Ⅰ（溶融）	0.2	351	70
		不燃物Ⅰ（圧縮）	0.2	488	98
	原燃MOX解体	不燃物Ⅰ（溶融以外）	3.1	17	53
		焼却灰	0.2	588	118
	JAEA再処理操業	不燃物Ⅰ（溶融）	0.2	2,669	535
		不燃物Ⅰ（GBパネル）	3.1	24	75
		ハル缶水	0.2	24	5
		不燃物Ⅰ（金属Ⅰ）	0.2	785	158
		不燃物Ⅱ（金属Ⅱ）	3.1	2	7
		可燃物	0.2	45	9
		難燃物	0.2	12	3
	JAEA MOX操業	不燃物Ⅲ（非金属Ⅰ）	0.2	211	43
		不燃物Ⅳ（非金属Ⅱ）	0.43	34	15
		可燃物	0.2	485	97
		難燃物	0.2	267	54
		不燃物Ⅰ（金属）	0.2	2,175	436
		不燃物Ⅱ（非金属）	0.2	338	68
		不燃物Ⅰ（金属（一次廃棄物））	0.2	2,693	539
	JAEA再処理解体	不燃物Ⅱ（コンクリート（一次廃棄物））	0.2	84	17
		可燃物Ⅰ（二次廃棄物）	0.2	37	8
		難燃物Ⅰ（二次廃棄物）	0.2	7	2
		不燃物Ⅲ（金属（二次廃棄物））	0.2	102	21
		不燃物Ⅳ（非金属（二次廃棄物））	0.2	56	12
		不燃物Ⅴ（金属Ⅰ（廃棄体化処理））	0.2	84	17
		可燃物Ⅱ（廃棄体化処理）	0.2	34	7
		難燃物Ⅱ（廃棄体化処理）	0.2	10	2
		不燃物Ⅵ（非金属Ⅰ（廃棄体化処理））	0.2	46	10
		不燃物Ⅶ（非金属Ⅱ（廃棄体化処理））	0.43	17	8
		可燃物Ⅰ（一次廃棄物）	0.2	83	17
		難燃物Ⅰ（一次廃棄物）	0.2	19	4
		不燃物Ⅰ（金属（一次廃棄物））	0.2	1,959	392
	JAEA MOX解体	不燃物Ⅱ（コンクリート（一次廃棄物））	0.2	49	10
		可燃物Ⅱ（二次廃棄物）	0.2	103	21
		難燃物Ⅱ（二次廃棄物）	0.2	49	10
不燃物Ⅲ（金属（二次廃棄物））		0.2	113	23	
不燃物Ⅳ（非金属（二次廃棄物））		0.2	21	5	
可燃物Ⅲ（廃棄体化処理）		0.2	54	11	
難燃物Ⅲ（廃棄体化処理）		0.2	26	6	
不燃物Ⅴ（金属（廃棄体化処理））		0.2	87	18	
不燃物Ⅵ（非金属（廃棄体化処理））		0.2	15	3	
			合計		28,679
		総合計		86,242	18,084

4.2 地層処分低レベル放射性廃棄物の物量と放射能量

4.2.1 廃棄体の物量

最終処分計画と第2次 TRU レポートで使用した廃棄体の物量の比較結果は、表 4.2.1-1 および図 4.2.1-1 に示すとおりである。

最終処分計画で対象とする廃棄体の発生量は第2次 TRU レポートの廃棄体発生量のおおよそ 2/3 になっている。これは、最終処分法の改正に伴う対象廃棄体の範囲の変更と第2次 TRU レポート作成時点からの再処理施設などの計画の見直しが主要な理由である。図 4.2.1-1 から、これらの廃棄体の発生量の変化は、廃棄体のグループごとに異なり、特に、グループ4の廃棄体の発生量は約 1/2 に減少していることが分かる。発生する廃棄体量については、今後も必要に応じて見直される必要がある。

これまでの検討で示されているように、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性を支配する主要な廃棄体は、グループ1に属する廃銀吸着材である。図 4.2.1-1 に示されるように、グループ1の物量に変化はない。このことは、最終処分計画で示された地層処分低レベル放射性廃棄物の全物量を対象とした安全評価の結果（最大線量）が、必ずしも物量の低減割合に応じて変化するものではないことを示唆するものである。

表 4.2.1-1 廃棄体発生量の比較

グループ	廃棄物発生量 (m ³)	
	最終処分計画	第2次TRUレポート
グループ1	319	318
グループ2	5,792	6,732
グループ3	5,228	6,175
グループ4	6,745	13,416
合計	18,084	26,641

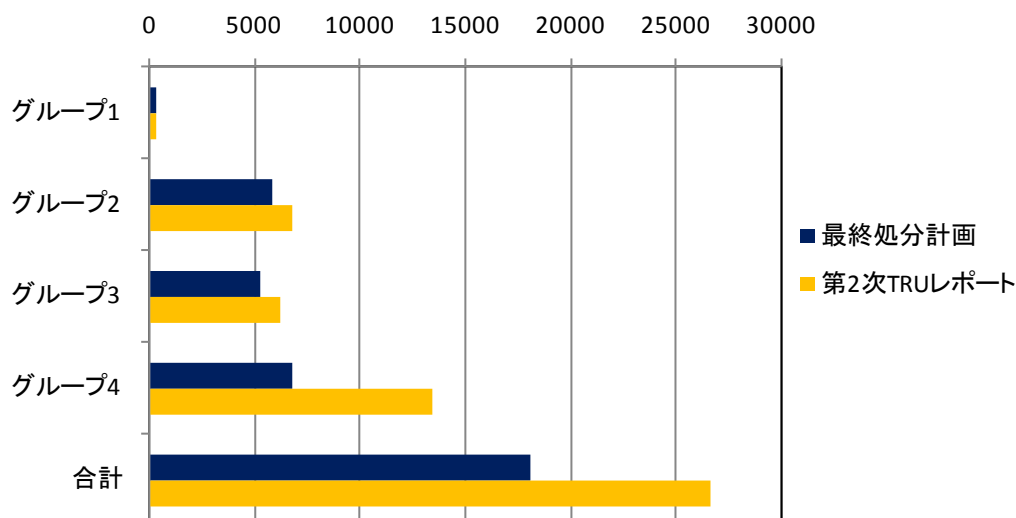


図 4.2.1-1 廃棄体発生量 (m³) の比較

4.2.2 廃棄体の放射エネルギー

廃棄体の放射エネルギーは、第4章の冒頭で示した方針に基づき、最終処分計画にそって提示された廃棄物の放射能濃度と廃棄体の量などに関するデータから算出する。表 4.2.2-1 に約 18,100m³の廃棄体に含まれる核種ごとの放射エネルギー (Bq) を第2次 TRU レポートの放射エネルギー (Bq) と比較して示す。

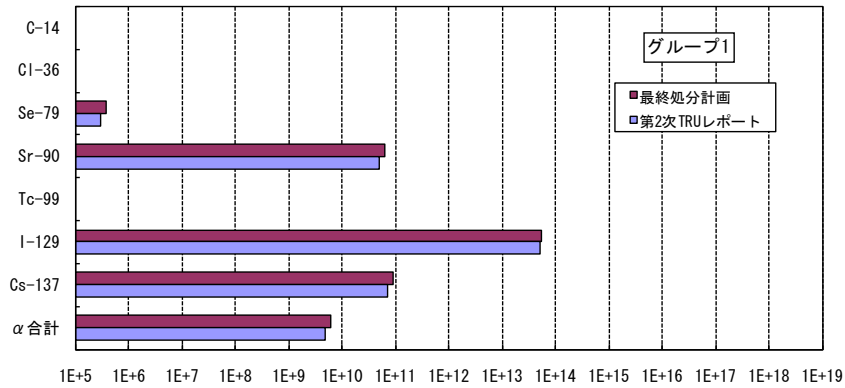
また、この放射エネルギーの算出に関わる廃棄体ごとの核種の放射濃度 (Bq/t) を付録 4-1 に示す。

また、主要な核種についての第2次 TRU レポートとの比較結果を図 4.2.2-1 に示す。

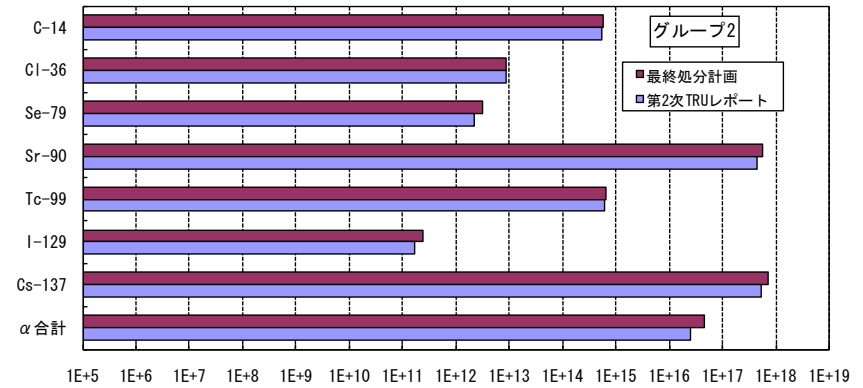
表 4.2.2-1 廃棄体グループごと、核種ごとの放射エネルギー (Bq) の比較 (基準年)

	最終処分計画[Bq]					第2次TRUレポート[Bq]					最終処分計画/第2TRUレポート			
	グループ1	グループ2	グループ3	グループ4		グループ1	グループ2	グループ3	グループ4		グループ1	グループ2	グループ3	グループ4
発生本数 (本)	1,593	29,839	26,131	28,679	発生本数 (本)	1,589	30,870	28,507	48,890	発生本数 (本)	1.00	0.97	0.92	0.59
発生量 (m ³)	319	5,792	5,228	6,745	発生量 (m ³)	318	6,732	6,175	13,416	発生量 (m ³)	1.00	0.86	0.85	0.50
重量 (t)	581	25,355	8,668	23,743	重量 (t)	583	26,962	11,148	59,071	重量 (t)	1.00	0.94	0.78	0.40
H-3	0.0E+00	9.5E+17	9.0E+13	3.0E+14	H-3	0.0E+00	7.1E+17	1.9E+14	8.9E+14	H-3		1.33	0.49	0.34
C-14	0.0E+00	5.6E+14	7.1E+12	2.6E+12	C-14	0.0E+00	5.4E+14	3.0E+13	8.5E+11	C-14		1.05	0.23	3.04
Cl-36	0.0E+00	8.7E+12	3.2E+11	4.7E+07	Cl-36	0.0E+00	8.5E+12	2.7E+11	1.3E+10	Cl-36		1.02	1.19	3.53E-03
Mn-54	0.0E+00	1.2E+15	1.0E+09	8.7E+14	Mn-54	0.0E+00	6.0E+14	1.9E+08	1.6E+09	Mn-54		2.00	5.29	5.41E+05
Fe-55	1.3E+06	2.8E+18	1.2E+11	4.0E+16	Fe-55	1.0E+06	2.5E+18	4.4E+11	8.4E+14	Fe-55	1.25	1.15	0.28	47.94
Co-60	3.2E+06	1.8E+18	1.2E+13	9.5E+16	Co-60	2.5E+06	1.6E+18	1.1E+14	4.1E+15	Co-60	1.24	1.16	0.11	23.44
Ni-59	5.2E+03	7.1E+15	4.6E+08	5.6E+13	Ni-59	4.2E+03	7.2E+15	1.4E+09	1.6E+12	Ni-59	1.25	0.99	0.33	34.36
Ni-63	8.2E+05	1.3E+18	6.3E+10	8.4E+15	Ni-63	6.6E+05	1.2E+18	2.1E+11	2.5E+14	Ni-63	1.24	1.08	0.30	33.45
Se-79	3.7E+05	3.1E+12	6.4E+09	2.1E+12	Se-79	3.0E+05	2.2E+12	6.6E+10	4.5E+11	Se-79	1.25	1.39	0.10	4.60
Sr-90	6.3E+10	5.4E+17	1.2E+15	3.4E+17	Sr-90	5.1E+10	4.3E+17	1.2E+16	1.5E+17	Sr-90	1.24	1.26	0.10	2.31
Y-90	6.3E+10	5.4E+17	1.2E+15	3.4E+17	Y-90	5.1E+10	3.3E+17	1.1E+16	6.5E+16	Y-90	1.24	1.64	0.10	5.21
Zr-93	1.7E+06	3.5E+14	2.9E+10	1.6E+13	Zr-93	1.4E+06	3.0E+14	2.9E+11	6.1E+12	Zr-93	1.24	1.18	0.10	2.57
Nb-94	3.2E+06	2.5E+15	1.8E+06	6.5E+08	Nb-94	2.5E+06	2.6E+15	2.1E+07	5.0E+11	Nb-94	1.24	0.98	0.09	1.28E-03
Mo-93	3.6E+01	5.3E+13	7.7E+06	6.5E+08	Mo-93	2.9E+01	5.2E+13	9.0E+07	1.2E+10	Mo-93	1.24	1.02	0.09	0.05
Tc-99	0.0E+00	6.6E+14	3.7E+11	1.1E+14	Tc-99	0.0E+00	6.1E+14	2.1E+12	4.1E+13	Tc-99		1.07	0.18	2.61
Ru-106	1.4E+10	2.5E+18	1.2E+15	2.3E+17	Ru-106	1.1E+10	2.4E+18	4.8E+15	4.5E+16	Ru-106	1.25	1.03	0.25	4.96
Rh-106	1.4E+10	2.5E+18	1.2E+15	2.3E+17	Rh-106	1.1E+10	2.4E+18	4.8E+15	4.5E+16	Rh-106	1.25	1.03	0.25	4.96
Pd-107	1.0E+05	5.2E+11	2.4E+09	5.3E+11	Pd-107	8.0E+04	5.1E+11	1.7E+10	1.8E+10	Pd-107	1.24	1.02	0.14	30.08
Ag-108m	0.0E+00	2.1E+12	6.1E+07	6.4E+08	Ag-108m	0.0E+00	2.1E+12	1.6E+09	2.1E+10	Ag-108m		1.02	0.04	0.03
Sn-126	7.1E+05	3.7E+12	1.1E+10	3.7E+12	Sn-126	5.7E+05	3.6E+12	1.2E+11	2.4E+12	Sn-126	1.25	1.02	0.09	1.56
Sb-125	4.4E+09	1.4E+18	1.1E+14	5.1E+16	Sb-125	3.6E+09	1.2E+18	8.4E+14	4.5E+15	Sb-125	1.24	1.17	0.13	11.35
I-129	5.6E+13	2.5E+11	6.8E+11	4.3E+09	I-129	5.1E+13	1.7E+11	1.0E+12	3.0E+10	I-129	1.09	1.46	0.68	0.15
Cs-134	0.0E+00	2.7E+17	4.8E+14	2.5E+17	Cs-134	3.6E+10	2.2E+17	7.3E+15	4.3E+16	Cs-134		1.19	0.07	5.78
Cs-135	4.1E+05	3.4E+12	6.6E+09	2.3E+12	Cs-135	3.3E+05	2.4E+12	6.9E+10	8.9E+11	Cs-135	1.25	1.41	0.10	2.59
Cs-137	8.9E+10	7.0E+17	1.4E+15	5.1E+17	Cs-137	7.2E+10	5.3E+17	1.6E+16	2.2E+17	Cs-137	1.25	1.32	0.09	2.35
Ba-137m	8.2E+10	6.7E+17	1.4E+15	4.8E+17	Ba-137m	6.6E+10	4.3E+17	1.5E+16	8.5E+16	Ba-137m	1.24	1.55	0.09	5.63
Ce-144	2.7E+10	1.4E+17	3.8E+14	1.4E+17	Ce-144	2.1E+10	1.4E+17	5.0E+15	2.6E+16	Ce-144	1.25	1.04	0.08	5.36
Pr-144	2.7E+10	1.4E+17	3.5E+14	1.4E+17	Pr-144	2.1E+10	1.4E+17	5.0E+15	2.6E+16	Pr-144	1.25	1.04	0.07	5.36
Sm-151	2.9E+08	2.6E+15	5.5E+12	1.6E+15	Sm-151	2.3E+08	1.5E+15	5.0E+13	3.0E+14	Sm-151	1.25	1.74	0.11	5.17
Eu-154	7.8E+09	5.4E+16	9.6E+13	4.0E+16	Eu-154	6.3E+09	3.9E+16	1.3E+15	7.5E+15	Eu-154	1.25	1.37	0.07	5.36
Pu-241	9.3E+10	6.0E+17	9.7E+16	2.4E+17	Pu-241	7.5E+10	3.6E+17	1.6E+16	2.0E+17	Pu-241	1.25	1.66	6.10	1.20
Am-242m	7.1E+06	2.5E+13	7.6E+11	5.4E+15	Am-242m	5.7E+06	2.4E+13	1.2E+12	3.6E+13	Am-242m	1.25	1.02	0.65	151.09
U-233	0.0E+00	5.0E+09	1.8E+06	2.7E+07	U-233	7.2E+00	4.7E+09	1.1E+06	1.4E+07	U-233		1.07	1.65	1.90
U-234	8.1E+05	3.8E+11	9.3E+10	2.0E+12	U-234	6.4E+05	5.0E+11	2.2E+10	1.2E+12	U-234	1.28	0.77	4.22	1.69
U-235	1.5E+04	5.8E+10	1.6E+09	5.3E+10	U-235	1.1E+04	5.8E+10	2.4E+09	5.3E+10	U-235	1.28	1.00	0.68	1.01
U-236	2.5E+05	9.7E+11	2.7E+10	3.4E+11	U-236	1.9E+05	9.2E+11	2.7E+10	2.1E+11	U-236	1.28	1.05	0.99	1.59
U-238	2.0E+05	8.2E+11	2.3E+10	3.5E+11	U-238	1.6E+05	8.0E+11	3.0E+10	2.6E+11	U-238	1.28	1.03	0.75	1.36
Np-237	0.0E+00	2.3E+12	3.3E+10	3.1E+12	Np-237	0.0E+00	1.2E+12	3.3E+10	1.2E+12	Np-237		1.96	0.99	2.62
Pu-238	2.7E+09	2.0E+16	5.9E+14	7.1E+15	Pu-238	2.1E+09	1.1E+16	3.1E+14	5.4E+15	Pu-238	1.28	1.79	1.93	1.30
Pu-239	2.3E+08	1.6E+15	5.4E+13	1.3E+15	Pu-239	1.8E+08	1.0E+15	3.0E+13	1.4E+15	Pu-239	1.27	1.58	1.82	0.95
Pu-240	3.5E+08	2.6E+15	8.5E+13	1.6E+15	Pu-240	2.8E+08	1.6E+15	4.5E+13	1.6E+15	Pu-240	1.28	1.64	1.88	0.99
Pu-242	1.6E+06	1.2E+13	3.5E+11	4.3E+12	Pu-242	1.2E+06	6.7E+12	1.6E+11	3.9E+12	Pu-242	1.28	1.83	2.21	1.09
Am-241	7.4E+08	4.5E+15	6.4E+13	7.7E+15	Am-241	5.8E+08	2.9E+15	1.7E+14	3.1E+15	Am-241	1.28	1.57	0.39	2.51
Am-243	1.7E+07	1.7E+15	5.2E+11	1.3E+14	Am-243	1.3E+07	1.9E+14	1.7E+12	1.5E+13	Am-243	1.28	8.96	0.31	8.52
Cm-244	2.0E+09	1.5E+16	3.2E+12	1.5E+16	Cm-244	1.6E+09	7.6E+15	2.0E+14	1.6E+15	Cm-244	1.28	1.97	0.02	9.33
Cm-245	2.1E+05	8.2E+11	2.0E+09	1.6E+12	Cm-245	1.7E+05	7.6E+11	2.2E+10	1.9E+11	Cm-245	1.28	1.08	0.09	8.49

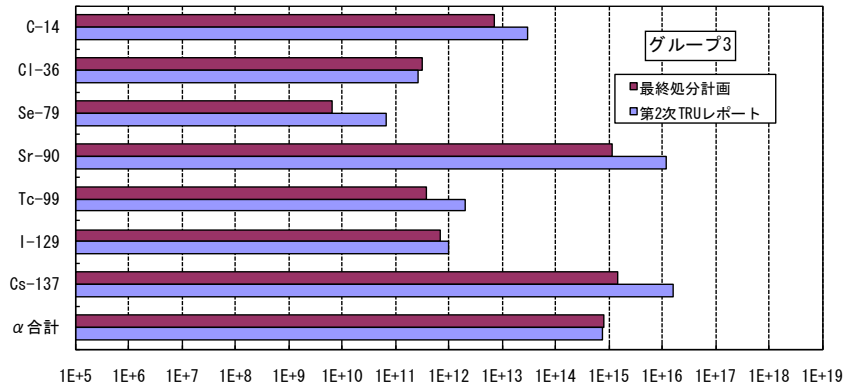
基準年：原燃：炉取り出し後4年（廃棄体作成時），JAEA：炉取り出し後5年（廃棄体作成時）



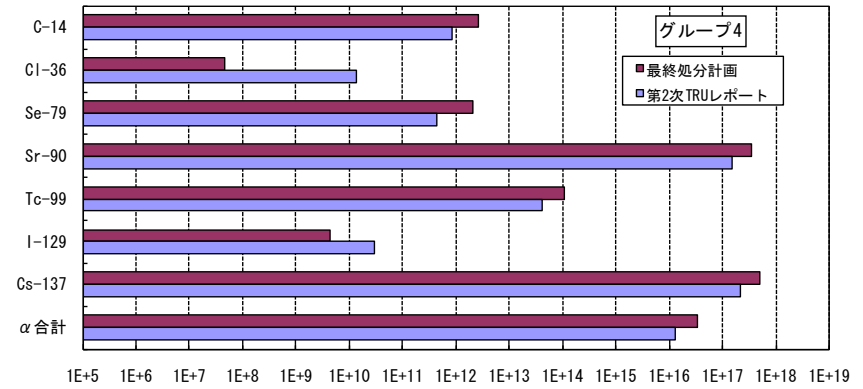
放射能量 [Bq]



放射能量 [Bq]



放射能量 [Bq]



放射能量 [Bq]

図 4.2.2-1 第2次 TRU レポートとの主要な核種の放射能量(基準年)の比較

4.2.3 硝酸塩、有機物および発熱量

4.1.1の(3)で述べた硝酸塩について、廃棄体に含まれる硝酸塩の量を第2次TRUレポートと比較した結果を表4.2.3-1に示す。提示されたデータから、硝酸塩の総重量は約3,390tonであり、第2次TRUレポートの約3,250tonに比較して約4%上昇した。これは、施設の運転計画の見直しによるものである。

有機物は、第2次TRUレポートにおいて、溶解度や収着分配係数に影響を及ぼす評価上重要な物質として扱われた物質である。廃棄体に含まれる有機物量の第2次TRUレポートとの比較結果を表4.2.3-2に示す。グループ2の核種の移行に影響を及ぼすと考えられるセルロースの総重量は、約0.61tonであり、第2次TRUレポートの約0.53tonに比較して約15%上昇した。これは、廃棄体の発生量の見直しによるものである。

また、4.1.1の(2)で検討した廃棄体の発熱量(基準年)の第2次TRUレポートとの比較結果を表4.2.3-3に示す。

表 4.2.3-1 対象廃棄体 (18,100m³) に含まれる硝酸塩量

廃棄物種類	最終処分計画における名称	第2次TRUレポートにおける名称	最終処分計画			第2次TRUレポート		
			発生本数	1体当りの硝酸塩量 kg/体	総重量 ton	発生本数	1体当りの硝酸塩量 kg/体	総重量 ton
原燃再処理操業	低レベル濃縮廃液Ⅰ(分析廃液)	低レベル濃縮廃液Ⅰ	6,272	185	1,160	6,230	185	1,153
	部分除染廃液Ⅰ(機器更新)		708	185	131			
原燃再処理解体	系統除染廃液(施設廃止)	系統除染廃液Ⅰ	311	185	58	78	740	58
	部分除染廃液Ⅰ(施設廃止)	部分除染廃液Ⅰ	485	185	90	121	740	90
JAEA再処理操業	溶媒洗浄廃液Ⅰ(アスファルト固化体(MA系))	アスファルト固化体(MA系)	16,155	103	1,668	16,671	103	1,722
	溶媒洗浄廃液Ⅱ(スリ固化体)	スリ固化体(MA系酸)	1,237	175	216	677	46	31
		スリ固化体(MA系アルカリ)				686	46	31
		スリ固化体(LA系アルカリ)				1,647	46	75
JAEA再処理解体	二次除染廃液スリ固化体	二次除染廃液スリ固化体(MA系)	369	175	65	960	46	44
		二次除染廃液スリ固化体(LA系)				87	46	4
COGEMA						1,100	40	44
BNGS						250	3	1
合計			25,537	—	3,388	28,507	—	3,251

表 4.2.3-2 対象廃棄体 (18,100m³) に含まれる有機物量

グループ	廃棄物種類	最終処分計画における名称	第2次TRUレポートにおける名称	有機物種類	最終処分計画			第2次TRUレポート		
					発生本数	1体当りの有機物量 kg/体	総重量 ton	発生本数	1体当りの有機物量 kg/体	総重量 ton
2	JAEA再処理操業	ハル・エンドピース	ハル・エンドピース	セルロース	1,211	0.5	0.606	1,050	0.5	0.525
3	JAEA再処理操業	溶媒洗浄廃液Ⅰ (アスファルト固化体(MA系))	アスファルト固化体(MA系)	アスファルト	16,155	147	2.375	16,671	147	2.446
				TBP等		0.162	2.6		0.162	3
	COGEMA		ビチューメン固化体	アスファルト				1,100	140	154

表 4.2.3-3 対象廃棄体 (18,100m³) の発熱量

廃棄物種類	最終処分計画における名称	第2次TRUレポートにおける名称	最終処分計画	第2次TRUレポート
			発熱量 W/本	発熱量 W/本
原燃再処理・ MOX操業	ハル・エンドピース	ハル・エンドピース	61	61
	部分除染廃液 I (機器更新)		<1	
	焼却灰+ハル缶水	焼却灰+ハル缶水	16	20
	ハル缶水	ハル缶水	15	19
	不燃物 I (機器廃品等)		13	
	不燃物 I (溶融炉)		210	
原燃再処理解体	系統除染廃液 I (施設廃止)	系統除染廃液 I (高汚染部：溶融処理以外)		2
	部分除染廃液 I (施設廃止)	系統除染廃液 I	1	45
JAEA再処理操業	ハル・エンドピース	ハル・エンドピース	23	26
	ハル缶水	ハル缶水	7	7
	不燃物 I (金属 I)		5	
	不燃物 II (金属 II)		15	
	不燃物 IV (非金属 II)		51	
	可燃物	可燃物	2	6
	難燃物	難燃物	3	4
		清澄系フィルタ等		168
JAEA再処理解体	不燃物 V (金属 I (廃棄体化处理))		5	
	不燃物 VII (非金属 II (廃棄体化处理))		51	
	可燃物 I (二次廃棄物)	二次可燃物	3	6
	可燃物 II (廃棄体化处理)		2	
	難燃物 I (二次廃棄物)	二次難燃物	7	2
JAEA MOX解体	難燃物 II (廃棄体化处理)		3	
	可燃物 I (一次廃棄物)		5	
	可燃物 II (二次廃棄物)	二次可燃物	7	1
	難燃物 I (一次廃棄物)		7	
	難燃物 II (二次廃棄物)		7	
COGEMA	固型物収納体(ハル等)(GSD-C)	二次不燃性廃棄物 I (金属-溶融固化体)		1
	低レベル廃液ガラス固化体(GSD-B)	固型物収納体(ハル等)	<90 ※1	40
BNGS		セメント固化体【ハル・エンド：PWR】		21
		セメント固化体【ハル・エンド：BWR】		7
		マグノックスセメント固化体		6
		遠心分離ケーキシリセメント固化体PWR, BWR		6

※1：海外返還固化体の保証値

第4章 参考文献

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

経済産業省（2008）：特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画，平成20年3月21日，経済産業省告示第44号

共同作業チーム（2000）：TRU 廃棄物処分概念検討書，JNC TY1400 2000-001，TRU-TR-2000-01

第5章

サイト環境条件

第5章 サイト環境条件.....	5-1
5.1 概要	5-1
5.2 サイトが特定されていない段階のサイト環境条件の設定.....	5-1
5.3 段階的なサイト環境条件の判明と対応策	5-3
第5章 参考文献	5-4
図 5.1-1 処分場の建設に適したさまざまなサイト環境条件	5-1
表 5.2-1 第2次TRUレポートにおける主要なサイト環境条件	5-2

第5章 サイト環境条件

5.1 概要

人工バリアと天然バリアを組み合わせた多重バリアシステムを基本とする地層処分では、処分施設が設置されるサイトの地質環境特性は地層処分の長期的な安全性を示す上での重要な前提条件となる。また、実際に処分場を計画する際には、地形や地理、さらには地域の社会条件など、多様な条件に適切に対応する必要がある。

地層処分低レベル放射性廃棄物処分場が建設可能な地域は図 5.1-1 に示すとおり、高レベル放射性廃棄物処分場と同様に、地理（内陸、沿岸など）、地形（山地、丘陵、平野など）、地質（結晶質岩、堆積岩など）の多様なサイト環境条件が考えられる。

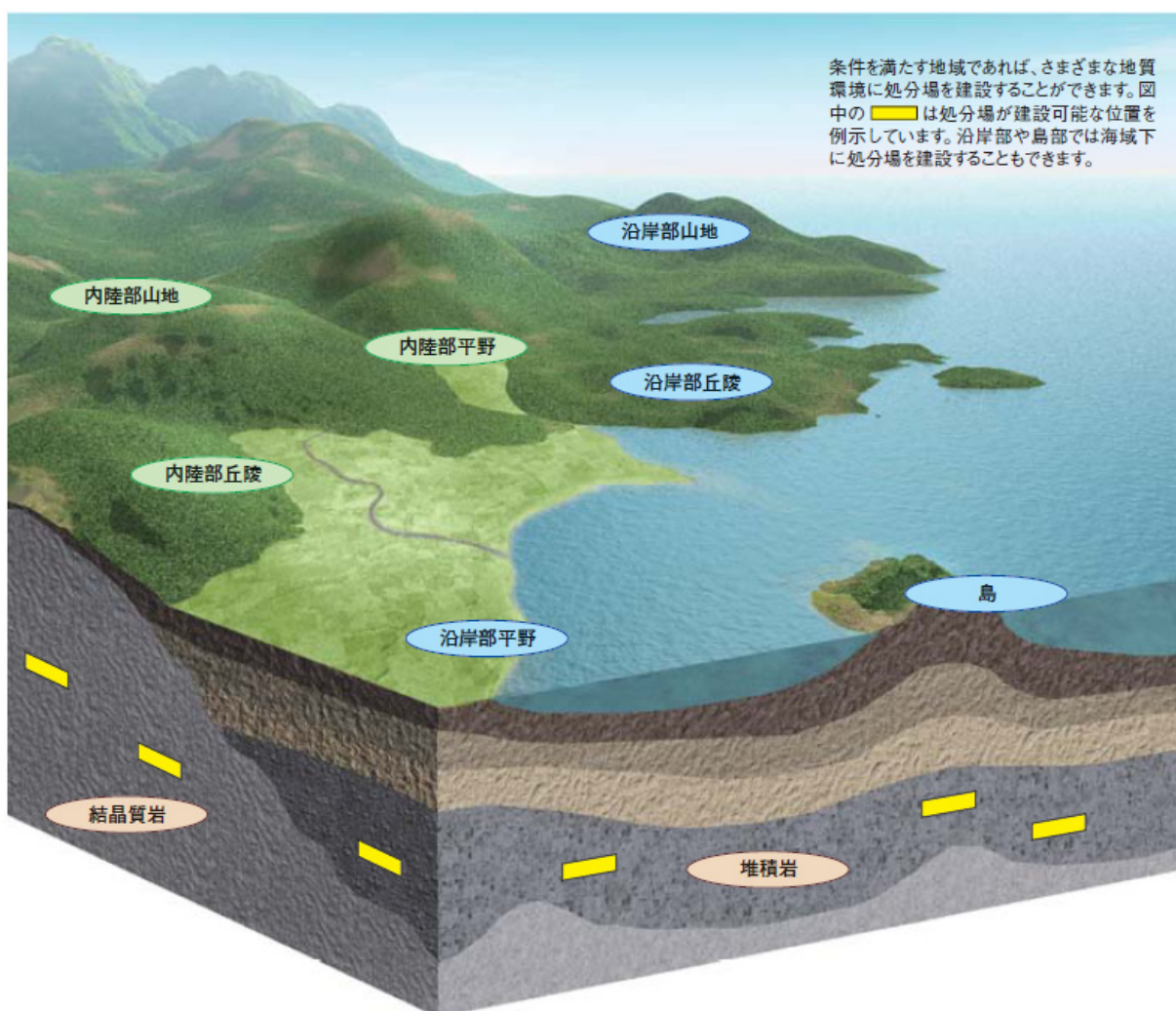


図 5.1-1 処分場の建設に適したさまざまなサイト環境条件（原子力発電環境整備機構，2009）

5.2 サイトが特定されていない段階のサイト環境条件の設定

処分場サイトが特定されていない段階においてはわが国の一般的地質環境条件を想定することとなる。第2次 TRU レポートでは高レベル放射性廃棄物処分の第2次取りまとめで用いられた条件を参照している。下記に第2次 TRU レポートで設定された主要な条件を示す。第2次 TRU レポー

トでは、処分坑道の空洞安定性検討や核種移行評価などのそれぞれの検討に当たっては、これらの主要な条件に加えて、さらに細かな条件が設定されている。

本報告書では、適合性や有効性の把握の観点から、地下や地上の施設、人工バリアなどの設計、建設・操業・閉鎖および処分場の安全性などがサイト環境条件によって、どのように変化し、その変化に対してどう対応するかについて後段の各章で検討している。一部については、わが国の地質環境条件の範囲内で、表 5.2-1 よりさらに幅広い条件を想定している。

表 5.2-1 第2次 TRU レポートにおける主要なサイト環境条件
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005 を一部修正)

ケース	A			B	C	D
地理	内 陸			内 陸	沿 岸	沿 岸
地形	平 野 (丘陵, 山地)			平 野 (丘陵, 山地)	平 野	平 野
岩 種	堆積岩			結晶質岩	堆積岩	結晶質岩
地下水組成	降水系地下水			降水系地下水	海水系地下水	海水系地下水
透水量係数の 対数平均値 (m ² /s)	10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)			10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)	10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)	10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)
透水係数 (m/s)	10 ⁻⁹ (10 ⁻⁸ , 10 ⁻¹⁰)			/	10 ⁻⁹ (10 ⁻⁸ , 10 ⁻¹⁰)	/
動水勾配	0.01, (0.05)			0.01, (0.05)	0.01	0.01
岩盤種類	SR-C	(SR-B)	(SR-D)	HR	SR-C	HR
有効間隙率 (-)	0.3	0.2	0.45	0.02	0.3	0.02
一軸圧縮強度 (MPa)	15	20	10	115	15	115
処分深度 (m)	500			1,000	500	500
生物圏	河川水			河川水	海 水	海 水

サイト環境条件について、高レベル放射性廃棄物処分場とやや視点が異なると考えられる点は主に次の3点であると考えられる。

- ・ 処分坑道の断面が比較的大きいため、幅広い岩盤特性に対する空洞安定性のより詳細な確認が望まれる。
- ・ 地下施設の規模が小さいため、設置する岩体の規模は小さくて済む。
- ・ 性能評価結果が高レベル放射性廃棄物と比べてやや厳しいため、地下水流動を中心とした幅広いサイト環境条件に対するより詳細な確認が望まれる。

1点目については、第2次取りまとめでは簡易解析に留まっているSR-DやSR-B(表5.2-1ケースAの岩盤種類参照)といったSR-C以外の岩盤特性、500m以外の深度といった条件に対しても第2次TRUレポートおよびその根拠集では、詳細な解析を実施している。2点目は現実的な地質分布に関する。高レベル放射性廃棄物処分場は、候補岩体の広がりや施設規模と比べて小さい可能性があり、坑道群の鉛直方向多層化などの対策を考慮する必要がある(原子力発電環境整備機構,

2004)。地層処分低レベル放射性廃棄物処分場は地下施設の規模が一桁小さいので、そのような対策を考慮せずとも一体として配置できる可能性が大きいと考えられる。3点目については、第2次 TRU レポートでも留意して扱われており、本報告書でも第8章で詳述している。

5.3 段階的なサイト環境条件の判明と対応策

第2次 TRU レポートや本報告書の後段の章で述べる検討は、さまざまなサイト環境条件を考慮しているが、条件がすべて判明していることを前提としている。しかしながら、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の建設地は、最終処分法に基づき3段階の過程を経て選定されるため、サイト環境条件は段階的に詳細になり、確実度を増してくる。また、項目によって状況も異なる。

各調査段階で得られるサイト環境条件は次のように想定される。

- ・ 文献調査段階：地上の地理、地形や社会環境条件などはこの段階でもかなりの情報が入手できるが、地下の条件については過去に調査した例がなければ得られる情報は非常に限られる。
- ・ 概要調査段階：この段階は地下施設設置想定位置を含む比較的広い範囲を地表から調査する。地表踏査による地質調査、物理探査、ボーリング調査などにより地下の全体的な状況が判明してくる。地上については河川流量などの自然環境条件に関する情報が追加で得られると想定される。
- ・ 精密調査段階：地上からの詳細な調査や地下に建設する調査坑道を用いた調査により、地下施設設置想定位置の近傍の地下環境条件を詳細に把握することとなる。

このような状況を踏まえて、各調査段階で、設計、建設・操業・閉鎖の計画、核種移行解析などの性能評価についてどういう検討をし、設計を具体化していくかについて見通しを付けておくことが大事である。また、この検討を受けて逆に必要な調査項目を提示していくことも必要である。

このような調査段階を踏まえた段階的な設計、性能評価および処分場概念の構築については高レベル放射性廃棄物処分場について、これまで基本的な考え方（原子力発電環境整備機構、2004）を示し、実際の地質環境を参照したデータを用いた検討の試行（原子力発電環境整備機構、2008）などを機構で実施してきている。地層処分低レベル放射性廃棄物処分場についても、これらの成果が十分活用できると考えられる。

第5章 参考文献

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

原子力発電環境整備機構（2004）：高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性，NUMO-TR-04-01

原子力発電環境整備機構（2008）：NUMO 技術開発成果報告会

原子力発電環境整備機構（2009）：処分場の概要，放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊－1

第6章

処分場の設計

第6章 処分場の設計	6-1
6.1 概要	6-1
6.1.1 処分場の構成と設計の特徴・考え方	6-1
6.1.2 設計の前提条件	6-5
6.2 人工バリアなどの設計	6-6
6.2.1 廃棄体パッケージ	6-6
6.2.2 充填材	6-9
6.2.3 緩衝材	6-10
6.2.4 構造躯体	6-15
6.2.5 サイト環境条件に応じた廃棄体グループ化と人工バリア構成の柔軟性	6-16
6.3 処分坑道および地下施設の設計	6-17
6.3.1 選択する諸元	6-17
6.3.2 坑道の設計内容	6-19
6.3.3 ハル・エンドピース以外の発熱性廃棄体の考慮	6-21
6.3.4 最終処分計画廃棄物量・内容に対応した坑道およびレイアウトの設計	6-23
6.3.5 閉鎖後安全性評価の観点からの熱影響の考慮	6-32
6.3.6 処分坑道以外の坑道の概要	6-33
6.4 地下施設の埋め戻し・閉鎖の設計	6-35
6.4.1 基本的考え方	6-35
6.4.2 埋め戻し材の材料設計	6-36
6.4.3 プラグの材料設計	6-37
6.4.4 埋め戻し材とプラグの組み合わせの検討	6-38
6.5 地上施設の設計	6-38
6.5.1 地上施設の機能	6-38
6.5.2 主要な構成施設およびそのレイアウト	6-39
第6章 参考文献	6-41
図 6.1.1-1 幌型処分坑道断面の構成	6-2
図 6.1.1-2 円形処分坑道断面の構成	6-2
図 6.1.1-3 廃棄体のパッケージへの収納	6-3
図 6.2.1-1 廃棄体パッケージの基本仕様	6-8
図 6.2.1-2 新たな廃棄物の実効線量率の鉄遮へいによる減衰	6-9
図 6.2.3-1 平行流れにおける緩衝材中のペクレ数（平均流速）	6-12
図 6.2.3-2 緩衝材厚さの増加によるニアフィールドからの放出率の低減効果	6-12
図 6.2.3-3 Na型（クニゲルV1）とCa型の有効粘土密度と透水係数の関係	6-13
図 6.2.3-4 有効粘土密度と透水係数の関係（降水系，海水系）	6-14
図 6.2.4-1 幌型坑道の構造躯体の例	6-15
図 6.2.4-2 円形坑道の構造躯体の例	6-16
図 6.3.1-1 グループ2の坑道径と深度の関係	6-19
図 6.3.4-1 処分坑道断面諸元（グループ1，2）	6-24

図 6.3.4-2 処分坑道断面諸元（グループ3, 4）	6-25
図 6.3.4-3 地下施設レイアウト（円形処分坑道, 軟岩, 深度 500m）	6-29
図 6.3.4-4 地下施設レイアウト（円形処分坑道, 硬岩, 深度 1,000m）	6-30
図 6.3.4-5 地下施設レイアウト（幌型処分坑道, 硬岩, 深度 1,000m）	6-31
図 6.3.5-1 高レベル放射性廃棄物とハル・エンドピースの放射能経時変化（廃棄体 1 本あたり）	6-33
図 6.3.6-1 アクセス立坑の仕様例	6-34
図 6.3.6-2 アクセス斜坑の仕様例	6-34
図 6.3.6-3 主要・連絡坑道の仕様例	6-35
図 6.3.6-4 坑底施設レイアウト	6-35
図 6.4.1-1 埋め戻し材, プラグの機能	6-36
図 6.4.2-1 各種ベントナイトの有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係	6-37
図 6.5.2-1 地上施設レイアウトの例	6-40
表 6.1.1-1 各構成要素の機能の整理	6-4
表 6.1.2-1 設計に用いる廃棄体割増数量	6-5
表 6.2.2-1 充填材の機能と対応するセメント系材料の特性	6-10
表 6.2.3-1 緩衝材の仕様	6-14
表 6.3.2-1 設定された処分坑道の諸元のまとめ	6-21
表 6.3.3-1 抽出された発熱性廃棄体	6-22
表 6.3.3-2 新たな発熱性廃棄体を考慮した処分坑道諸元	6-22
表 6.3.4-1 処分坑道長設定時の留意事項	6-26
表 6.3.4-2 処分坑道以外の地下施設	6-26
表 6.3.4-3 閉鎖後安全性の観点からのレイアウト検討事項	6-27
表 6.3.4-4 建設・搬送・定置の観点からのレイアウト検討事項	6-27
表 6.4.2-1 ベントナイト系材料の埋め戻し材仕様例	6-37
表 6.4.3-1 水理プラグの仕様例	6-38
表 6.5.1-1 地上施設の機能	6-39
表 6.5.2-1 地上施設一覧	6-39

第6章 処分場の設計

第4章に述べた廃棄体を地下深部に処分するために必要な人工バリアや坑道ならびに必要な諸施設の設計について、おおむね次のような方針で説明する。

- (ア) 6.1.1 や各節の冒頭で廃棄体パッケージ、坑道などの各構成要素の機能・役割を実務の観点も加味して整理、説明する。
- (イ) このような機能、役割を發揮させるために、設計する内容(寸法、材料など)を整理する。
- (ウ) 設計例として第2次 TRU レポートの内容を紹介し、それに対する評価や NUMO としての方針などを示す。

なお、坑道や地下施設レイアウトについては、第2次 TRU レポートから廃棄物量や内容が変わっているため、新たな設計内容を主に記載している。

6.1 概要

6.1.1 処分場の構成と設計の特徴・考え方

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分場の構成は、同じ地層処分対象である高レベル放射性廃棄物の処分場と基本的に同じである。最終処分法の規定に従って地下 300m より深い岩盤に、廃棄体や人工バリアを埋設する坑道や搬送、作業のための坑道が設置され、坑道内には必要な設備が設置される。これらの深部の施設と地上とを結ぶアクセス坑道およびその中の搬送用の設備を含めて、地下施設が構成される。地上には、廃棄体を外部から受け入れ地下へ払い出す施設、人工バリアを製造して地下へ払い出す施設、地下の排水・換気に必要な施設などが設置される。また、海上輸送されてくる廃棄体を受け入れる港湾やそこからの処分場への専用道路も地上施設の一部である。

一方、第2次 TRU レポートで示されているように、高レベル放射性廃棄物の処分場とは違って次のような特徴がある。

- (ア) 地層処分低レベル放射性廃棄物は、その発熱量が小さいことから廃棄体を集中して処分することが可能であるとともに、その発生量が多いことから大断面内に集積して処分する方が合理的である。
- (イ) また、地層処分低レベル放射性廃棄物は廃棄物の特性(含まれる核種インベントリ、固化形態、発熱特性など)が多様であることから、その特性に応じたグルーピングを行い、各々に適した人工バリア構成とすることが合理的である。

このような特徴を踏まえ、第3章で述べた安全確保策の一環として設計を行うこととなる。

第2次 TRU レポートでは処分坑道断面として幌型と円形が検討されており、廃棄物の特徴を踏まえた廃棄体周りおよび処分坑道断面の構成例を図 6.1.1-1、図 6.1.1-2 に示す。上記の(ア)を反映して、処分坑道断面には多くの廃棄体あるいは廃棄体をまとめた廃棄体パッケージが定置されている。幌型では鉄筋コンクリート製のピット(構造躯体)を構築し、ピットに据え付けられたクレーンを用いて廃棄体を定置する手順が検討されている。図 6.1.1-1 ではドラム缶を俵積みしている。円形では作業空間が小さいためフォークリフトによる定置が検討されている。作業性を考慮して廃

棄体をまとめて収納する廃棄体パッケージが検討されている（図 6.1.1-3）。

図 6.1.1-1, 図 6.1.1-2 にはそれぞれ 2 種類の断面を示している。上記の（イ）を反映して、左側は緩衝材を設置し、右側は緩衝材を設置しない断面構成である。ここで、第 4 章で示した「廃棄体のグループ化」（表 4.1.2-1）の一部を再掲すると以下のとおりであり、特に、「人工バリア、天然バリアへの収着性が低い」核種を多く含むグループ 1, 2 に対しては、緩衝材を設置して核種の閉じ込め性を高めることを考えている。

- ・ グループ 1：人工バリア、天然バリアへの収着性が低い I-129 を多く含む廃棄体
- ・ グループ 2：人工バリア、天然バリアへの収着性が低い C-14 を多く含み、発熱量の比較的大きい廃棄体
- ・ グループ 3：硝酸塩を多く含み核種の収着性・溶解度へ影響を及ぼす可能性のある廃棄体
- ・ グループ 4：その他の廃棄体

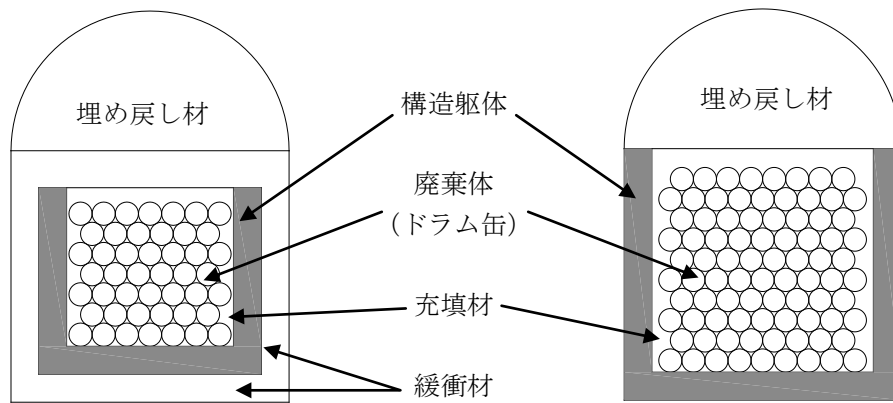


図 6.1.1-1 幌型処分坑道断面の構成
(廃棄体がドラム缶の例、左：緩衝材を設置する場合、右：設置しない場合)

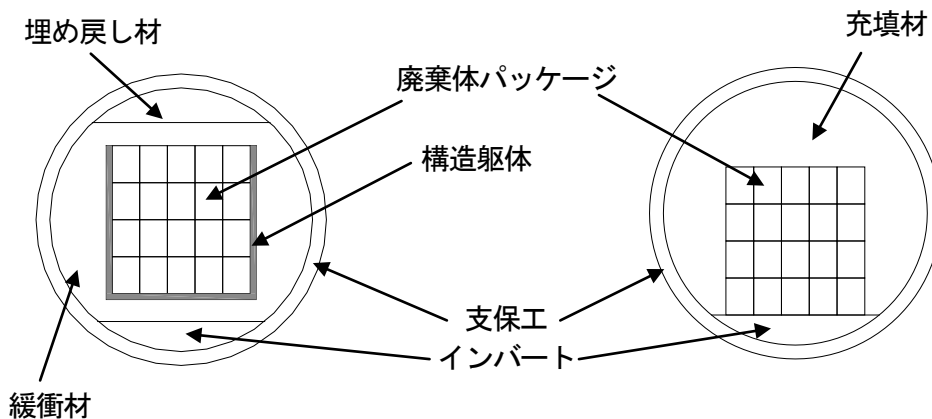


図 6.1.1-2 円形処分坑道断面の構成（左：緩衝材を設置する場合、右：設置しない場合）

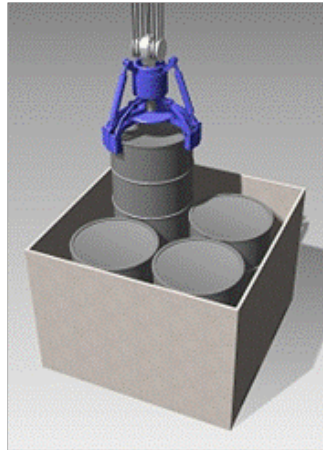


図 6.1.1-3 廃棄体のパッケージへの収納（ドラム缶の例，（原子力発電環境整備機構，2009a））

これらの図に示した各構成要素の概要および主な機能をまとめる。

- ▶ 廃棄体：廃棄物を容器に封入したものである。第 4 章で述べたように容器はドラム缶，キャニスタ，角形容器などがある。ドラム缶，角形容器は容器の中を固型化材で固めている。処分場には廃棄体の形で受け入れるため処分場設計の対象ではない。
- ▶ 廃棄体パッケージ：円形坑道の場合に定置の作業性を考慮していくつかの廃棄体をまとめて金属製などの箱に収納したもの。幌型坑道の場合もキャニスタ形態の廃棄体は俵積みできないので同様に廃棄体パッケージ化する。箱の中はセメント系などの充填材で充填している。角形容器は大きいので、パッケージとはしない。
- ▶ 構造躯体：幌型坑道では上述した収納ピットのこと。円形坑道のグループ 1, 2 では鋼製構造躯体の設置が想定され，内部に廃棄体や廃棄体パッケージが，外部に緩衝材が定置される。円形坑道のグループ 3, 4 には構造躯体はない。
- ▶ 充填材：上述の廃棄体パッケージの中，構造躯体内の廃棄体以外の隙間の空間ならびに構造躯体がない円形坑道グループ 3, 4 の場合は処分坑道内の廃棄体の側部と上部全体に充填される。セメント系材料が検討されている。操業期間中は万一の汚染拡大防止，処分場閉鎖後は長期間にわたって核種が容易に漏れ出ないようにする機能がある。
- ▶ 緩衝材：グループ 1, 2 の構造躯体の外側に設置され，主に地下水浸入量を抑制する。ほかに浸水後膨潤することによる空隙の充填や，内側の廃棄体・廃棄体パッケージ，充填材，構造躯体などの支持機能もある。
- ▶ 埋め戻し材：幌型坑道の断面上部に残る空間や円形坑道グループ 1, 2 の緩衝材施工後の坑道断面内上部に残る空間を埋めるものである。グループ 1, 2 ではベントナイト系材料，グループ 3, 4 ではセメント系材料が検討されている。
- ▶ 支保工：処分坑道のための掘削後，空洞安定性確保のために設置される。空洞安定性に問題のない硬岩でも壁面剥離防止のために薄い吹付コンクリート層を設ける場合が多い。

これらの構成要素と機能の関係については，第 2 次 TRU レポートにおいて以下のようにまとめられている。なお，表 6.1.1-1 では上記の廃棄体，固型化材，パッケージをまとめて「廃棄体」と呼んでいる。

表 6.1.1-1 各構成要素の機能の整理（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a を一部修正）

区分	安全要件との対応	機能	機能の内容	廃棄体		充填材	構造躯体	緩衝材	埋め戻し材	支保工
				固型化材	容器パッケージ					
作業期間	作業中の安全確保	空洞安定性	坑道の形状維持および壁面剥離防止	—	—	—	—	—	—	●
		廃棄体の定置	廃棄体定置および充填材施工の効率化	—	●	—	●	—	—	—
		廃棄体の強度	廃棄体の耐埋設荷重強度	○	○	●	—	—	—	—
		汚染拡大防止	放射性核種の漏出防止	●	●	●	—	—	—	—
閉鎖後	溶出・移動の抑制	地下水移動の抑制	地下水浸入量の抑制	—	—	○	○	●	○	—
		放射性核種の溶出制限	放射性核種の物理的な閉じ込め	○	○	○	○	○	—	—
			化学的緩衝性	○	—	○	○	○	—	—
		放射性核種の収着	放射性核種の人工バリア材への収着	○	—	○	○	○	—	—
		自己シール性	発生空隙の充填	—	—	—	—	○	○	—
	力学的安定性	応力緩衝性	外力に対する緩衝性	—	—	—	—	○	○	○
		力学的支持性	廃棄体／構造躯体の支持	—	—	○	—	●	—	—
		坑道の安定性	処分坑道の力学的安定性	—	—	○	○	○	○	○
	化学的安定性	化学変質に対するバリア機能維持	長期的変質の考慮	○	○	○	○	●	—	○
	その他	熱伝導性	廃棄体発熱の放散	○	○	○	○	○	○	—
		透気性	ガス透過性／自己修復性	—	○	○	○	○	○	—
		コロイドの移動抑制	コロイドのろ過	—	—	—	—	○	—	—

●設計上考慮すべき機能

○設計上考慮せずに，設定された仕様によりその効果を確認する機能

6.1.2 設計の前提条件

(1) 廃棄体の量と諸特性

第4章でも述べたように、第2次 TRU レポートでは廃棄物量を約 27,000m³ として処分施設を設計していたが、改定された最終処分計画（経済産業省、2008）では下記のとおりであり、本章ではこれにしたがって処分場を検討する。

- ・ 発電用原子炉の運転に伴って生じた使用済燃料の再処理等を行った後に生ずる第二種特定放射性廃棄物（地層処分低レベル放射性廃棄物）の総量は、現在の再処理施設等の操業計画等を勘案すると、約 18,100m³ と見込まれる。
- ・ 一施設あたりの第二種特定放射性廃棄物の最終処分施設の規模は、19,000m³ 以上の第二種特定放射性廃棄物を最終処分することができる規模とする。

廃棄体約 18,100 m³ の内訳は第4章で示したとおりである。人工バリアや坑道の設計に必要な個別の廃棄体の諸特性は第4章に示している。上述のとおり施設規模は 19,000m³ 以上の規模とされていることから、設計では表 6.1.2-1 のように各廃棄体を約 5% 割り増しした数量を用いている。

廃棄体の受入工程は地上の受入施設などの設計に関係するが、これらは第7章で説明する。

表 6.1.2-1 設計に用いる廃棄体割増数量

グループ	廃棄体容器種類	原数量		割り増し（注）	
		本数	体積（m ³ ）	本数	体積（m ³ ）
1	ドラム缶	1,593	319	1,673	335
2	キャニスタ	29,839	5,792	31,332	6,083
3	ドラム缶	26,131	5,228	27,441	5,492
4	ドラム缶	27,277	5,471	28,663	5,766
	角形容器	271	839	287	884
	インナーバレル	1,080	412	1,134	433
	ハル缶	51	23	54	25
	小計	28,679	6,745	30,138	7,108
合計		86,242	18,084	90,584	19,018

注) 廃棄体種類別に割り増して切り上げているので、容器別合計は 5% 増し以上の場合がある。

(2) サイト環境条件

人工バリアや地下の坑道の設計では、位置（平面、深度）、断面形状・規模を検討するが、これには地下水流動状況、岩盤力学特性（強度、地圧など）、地温特性が影響する。坑道のレイアウト検討では、これらの諸特性の空間分布も考慮することとなる。

地上施設の設計では、地形や社会環境条件（土地利用条件、開発規制など）などを考慮する。

本章では第5章で述べた主要なサイト環境条件（表 5.2-1）を参照している。処分坑道の設計では第2次 TRU レポートにおける下記の標準例を示している。

- ・ ケース A (軟岩, 処分深度 500m) : 円形断面
- ・ ケース B (硬岩, 処分深度 1,000m) : 円形断面, 幌型断面

6.2 人工バリアなどの設計

ここでは前節で述べた構成要素のうち廃棄体近傍の, 廃棄体パッケージ, 構造躯体, 充填材および緩衝材の設計について説明する。次節で坑道などの設計を説明する。

6.2.1 廃棄体パッケージ

(1) 役割

表 4-1 で示したように, 地層処分低レベル放射性廃棄物の廃棄体には, 主に次の 4 形態が考えられている。

- ・ 200L ドラム缶 (グループ 1, 3, 4) : 直径約 60cm, 高さ約 90cm
- ・ キャニスタ (グループ 2) : 直径約 40cm, 高さ約 130cm
- ・ 角型容器 (グループ 4) : 約 1.6m×約 1.6m, 高さ約 1.2m
- ・ ハル缶, インナーバレル (グループ 4) : 直径約 70cm, 高さ約 100cm

200L ドラム缶は, 既設の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおいて 1 辺が 10m 以上の鉄筋コンクリートピット内への定置とその後のセメント系材料の充填の実績がある。このときの定置はピットの上部に据え付けられた機械で, 廃棄体であるドラム缶自体を複数同時に把持し, ピット上方からピット内に降ろして俵積みしていくものである。

地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の処分坑道は, 定置作業の観点からは, 比較的大きな断面の幌型坑道と比較的小さな断面の円形坑道が想定されている。このうち幌型坑道は比較的断面が大きくその形状の特徴から坑道内に鉄筋コンクリート製のピット (構造躯体) を構築しピット上部に搬送定置用の天井クレーンを据え付けることが可能であるため, 六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターと同様の定置, 充填が可能と想定される。従って幌型坑道では, 廃棄体パッケージにすることなく廃棄体のまま扱うことができる。角型容器もそのまま扱うことができる。ただし, キャニスタおよびハル缶・インナーバレルは 200L ドラム缶と異なり, 上部を把持するもので俵積み方式が適当ではないこと, 鉛直方向に 1 本ずつコンクリートピットに定置することは技術的に困難であることから, パッケージに収納して扱う方が適当である。

円形坑道の場合, 断面が比較的小さく鉄筋コンクリート製のピット (構造躯体) や天井クレーンの設置は想定されていない。定置はフォークリフトによる作業が想定されている。フォークリフトで上記のドラム缶やキャニスタなどの円柱状の廃棄体をそのまま扱うのは難しいことから, いくつかの廃棄体をまとめるパッケージ化が有効である。角型容器はそのままの形状で取り扱い可能と考えられる。

(2) 基本設計

上記の理由から廃棄体パッケージには, フォークリフト (ならびにクレーン) により効率的にハ

ンドリングできる機能が期待される。また、廃棄体の効率的な収納性や作業中の放射性核種漏出防止、閉鎖後の放射性核種漏出抑制などが期待される。第2次 TRU レポートでは、遮へい容器に入れて搬送し、管理区域では遠隔操作によりハンドリングすることから、廃棄体パッケージには遮へい機能は考慮されていない。これらの項目を考慮して設計する内容は、

- (ア) 容器に収める廃棄体種類、本数、収納形態
- (イ) 容器の形状、寸法、材料
- (ウ) 容器内を充填する材料

である。第2次 TRU レポートでは図 6.2.1-1 のような廃棄体パッケージが示されている。ハル缶、インナーバレルについては、廃棄体を2本ずつ収納する1.9m×1.1m、高さ1.4mの廃棄体パッケージが検討されている。

第2次 TRU レポートではすべての要件について定量的な検討がなされたわけではなく、形状などの仕様も詳細には設定されていない。従って、検討を進めるとともに、地下施設や搬送定置システムなどの処分場のほかの要素に影響を与えないかなどについても、早い時期に確認しておく必要がある。また、第2次 TRU レポートでは言及がないものの次項の点も考慮して設計する必要がある。

(3) 安全評価への放射線影響の回避の観点

第2次 TRU レポートでは、本報告書の第8章に対応する安全評価の処分環境条件の把握の一環として、廃棄体からの放射線の人工バリアなどへの影響を、最も影響が大きいと考えられる「原燃再処理操業、ハル・エンドピース」を対象に評価し、問題ないことを確認している（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005a、4.4.8 放射線場の影響）。このとき鋼鉄製厚さ5mmの廃棄体パッケージの遮へい性は考慮されていない。

一方、第4章で述べたように、現状の最終処分計画による廃棄物には、新たな発熱性廃棄物が含まれており、これらは同時にハル・エンドピースと同様、放射能も高いので、放射線場の影響を確認し、人工バリアなどへの影響を回避する必要がある。

図 6.2.1-2 に、「原燃再処理操業、ハル・エンドピース」と新たな廃棄物のうち廃棄体表面線量率が最も高い「原燃再処理操業、不燃物 I（溶融炉）」と「仏国返還、固型物収納体（ハルなど）」の廃棄体側面に鉄遮へいを設置した場合の遮へい外面における実効線量率を示す。計算に用いたインベントリは再処理後25年冷却後の値であり、計算は点減衰核積分法コード QAD-CGGP2R を用いている。新たな廃棄物の実効線量率をハル・エンドピースの値と比較すると、鉄遮へいが無い場合ではその値はハル・エンドピースの値より大きい。従って遮へいが無ければ、第2次 TRU レポートの評価結果を上回ることとなる。しかしながら、鉄遮へいが無い場合の新たな廃棄物の実効線量率はハル・エンドピースの10倍以下なので、鉄遮へいが5cmあれば遮へい無しの場合のハル・エンドピースの値を十分に下回ることができる。

しかしながら以上はパッケージの外側の人工バリアへの影響の回避策である。パッケージ内部の充填材も人工バリアの一部であり、これについては廃棄体パッケージによる遮へいでは対応できな

い。従って、パッケージ内部の充填材には、廃棄体の固定の機能のみを期待し、核種の漏出防止の機能は期待しないなどの検討が必要と考えられる。

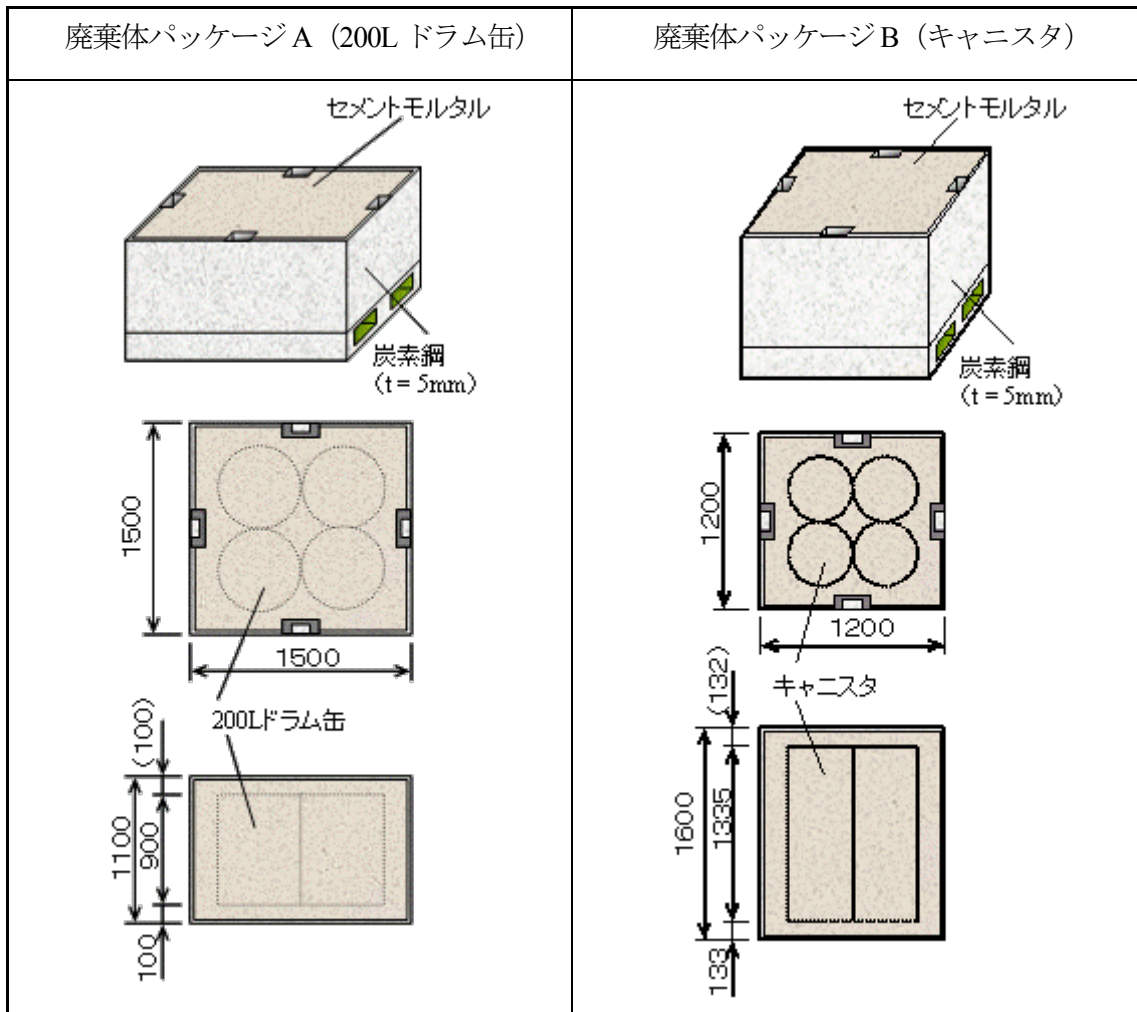


図 6.2.1-1 廃棄体パッケージの基本仕様
 (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a を編集, 一部修正)

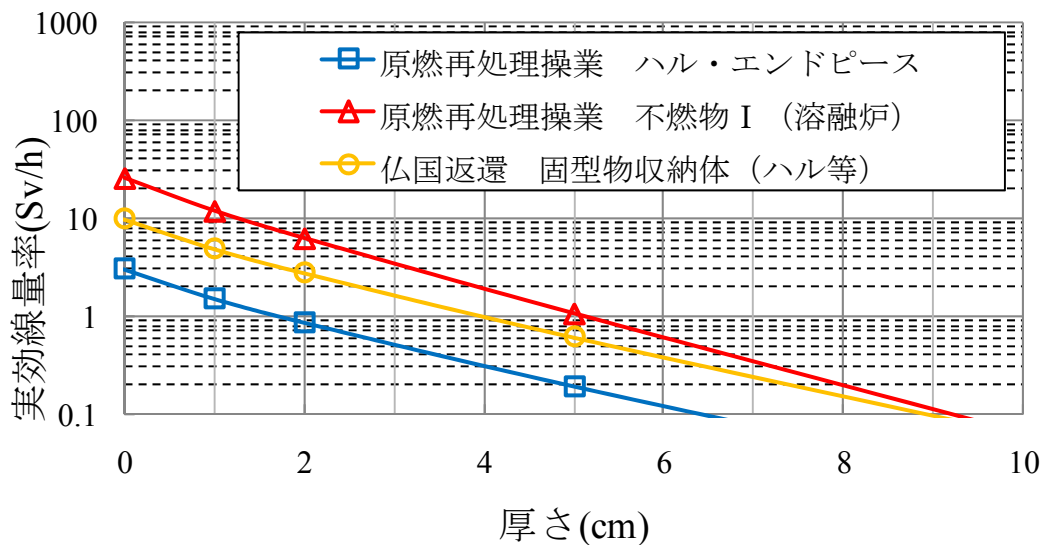


図 6.2.1-2 新たな廃棄物の実効線量率の鉄遮へいによる減衰

6.2.2 充填材

すでに述べたように、廃棄体パッケージの中、構造躯体内の廃棄体以外の隙間の空間ならびに構造躯体がない円形坑道グループ3、4の場合は処分坑道内の廃棄体の側部と上部全体に充填される。

(1) 設計の考え方

操業期間中における万一の汚染拡大防止、処分場閉鎖後は長期間にわたって核種が容易に漏れ出ないようにする機能が充填材に期待されている。また、廃棄体から発する熱を効率的に放散できることなどの機能も期待されている。これらに対して設計する内容は、

- (ア) 充填材領域の形状、寸法
- (イ) 充填材の材料およびその特性

である。(ア)については第2次 TRU レポートでは、廃棄体パッケージ・構造躯体・処分坑道の形状、大きさならびに内部の収納状況により規定されている。(イ)の材料の選択については第2次 TRU レポートでは、期待される機能を満足する材料の中で施工性やこれまでの六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターを含む実績を考慮してセメント系材料が検討されている。第1次 TRU レポートではほかに現地発生材を含む砕石類（ベントナイト・砂・粘土などの土質材料を含む）を挙げている。こちらは力学的・化学的特性はセメント系材料に劣るものの長期安定性は優れている。

設定された(ア)(イ)の条件を用いて性能評価や熱解析が実施され問題のないことを確認する形となっている。

なお、6.2.1 (3) で述べたように、「原燃再処理操業、ハル・エンドピース」より放射能が高い廃棄体のパッケージ内部の充填材については、廃棄体の固定の機能のみを期待し、核種の漏出防止の機能は期待しないなどの検討が必要と考えられる。また、グループ2の「仏国返還、低レベル廃液ガラス固化体」については、ガラス固化体であることから高レベル放射性廃棄物と同様に高アルカ

リ環境を避けた方が望ましい（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005b）。従ってセメント系以外の材料を検討する必要がある。

(2) セメント系材料の材料設計

セメント系材料を充填材として選んだ場合の材料設計について，期待される機能を満足するための特性を表 6.2.2-1 のように整理した。

表 6.2.2-1 充填材の機能と対応するセメント系材料の特性

機能	対応する特性，特徴
① 充填後の荷重に耐えること	強度，変形特性
② 作業中に放射性核種が漏出しないこと	打設時の充填性
③ 閉鎖後の放射性核種の漏出を抑制すること	化学特性（収着性）
④ 廃棄体から発する熱を放散できること	熱伝導性
⑤ 接している廃棄体，構造躯体，処分坑道を支えること	強度，変形特性
⑥ 十分な品質をもって施工できること	打設時の充填性

機能②に対応する特性すなわち，狭隘部に隙間なく充填するための高い流動性および分離抵抗性については，「プレパクトコンクリート」の「注入モルタル」に準じて設定することが妥当とされている。プレパクトコンクリートとは，

- ・あらかじめ施工個所に先詰めしておいた粗骨材（砂利など）の間隙に，特殊なモルタル（注入モルタル）を注入することにより製造するコンクリート

のことであり（土木学会，1989），密な配筋や複雑な形状をしたコンクリート構造物でも施工できる。一般的なコンクリートは粗骨材とモルタル（セメントと砂などの細骨材）を事前に混合した状態で打設する。

プレパクトコンクリートの注入モルタルはその用途から次のような特性があり，この特性を確保するために，コンクリート標準仕様書（土木学会，2007）では，セメントなどの結合材，砂などの細骨材およびそれらの配合などについて指針が示してある。

- ・ 良好な流動性，充填性を持ち，注入作業が終わるまで特性を保持する。
- ・ 材料分離が少なく，注入されてから硬化するまでの間のブリーディングが少なく適度に膨張する。

6.2.3 緩衝材

半減期が長く地下水と共に移行しやすい核種を含む廃棄体グループ 1, 2 について閉じ込め性を高めるよう，地下水の浸入量を抑制するために構造躯体の周りに設置される。

(1) 設計の考え方と目標仕様の設定

緩衝材には主に地下水浸入量の抑制機能が期待されており，ほかに閉鎖後の放射性核種の漏出の

抑制や浸水後膨潤による空隙充填，岩盤変位などに対する応力緩衝等の機能が期待されている。これらに対して設計する内容は，

- (ア) 緩衝材領域の材料およびその特性
- (イ) 緩衝材領域の形状，寸法

である。(ア)の材料については，既往の六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターや高レベル放射性廃棄物の例からベントナイト系材料が提案されている。ベントナイトと砂の混合体でありその配分により特性が異なるため，要求される特性に対して柔軟に設計ができる。従って(イ)の形状，寸法と特性を合わせて考えることとなる。

「地下水浸入量の抑制」については，緩衝材中の物質移行が地下水流れによる移行(移流)より拡散による移行が支配的になる条件「ペクレ数が1を下回ること」がその目安とされている。ペクレ数は移流，拡散それぞれによる移動量の比であり，(代表長さ)×(地下水流速)／(実効拡散係数)で表される。実効拡散係数はあまり変わらないので一定にして，代表長さを緩衝材厚さとし，地下水流速(動水勾配×透水係数であり，動水勾配を第5章に示した標準の0.01として，透水係数を変化させている)の組み合わせを変化させてペクレ数が計算されている(図6.2.3-1)。地下水流速は緩衝材領域全体の平均である。処分坑道の長手方向に対して地下水の流れが平行と垂直の場合が計算されている。図6.2.3-1はこのうちペクレ数が大きい平行流れの場合である(図では「水平流れ」)。緩衝材厚さはほとんど影響がなく緩衝材の透水係数でペクレ数が決まっている。透水係数が 10^{-11} m/s以下であれば岩盤透水係数，地下水の流れや向きに関係なくペクレ数は1未満となり，この例では緩衝材厚さは20cmあればよい(もっと薄くても良い)。

このように地下水浸入量を抑制して拡散が支配的である場合は，緩衝材の拡散係数を小さくし緩衝材領域の厚さを増すことで「放射性核種の漏出の抑制」機能を高めることができる。第2次TRUレポートでは，拡散係数は目標仕様とせず上記の透水係数を満足するための材料から得られる値を用いている。厚さについては次のようなグラフを提示している(図6.2.3-2)。線量評価上最も重要なグループ1の核種I-129を対象に，直径を12mに固定した円形坑道を仮定し緩衝材厚さを変化させ，ニアフィールド(緩衝材外側)からの放出率を計算したものである。坑道直径を固定しているため，緩衝材厚さが増大すると断面内の廃棄体数が減少しそれだけ必要な坑道長が増大する。坑道長が増大するとニアフィールドの表面積が増える。このような理由により厚さ1m程度までは放出率は急激に低下しているが，それ以上は厚さ増大と表面積増大の効果が相殺して放出率低下の程度は緩やかになっている。

以上のような検討により緩衝材の目標仕様として

- ・透水係数： 10^{-11} m/s以下
- ・厚さ：1m

が設定されている。

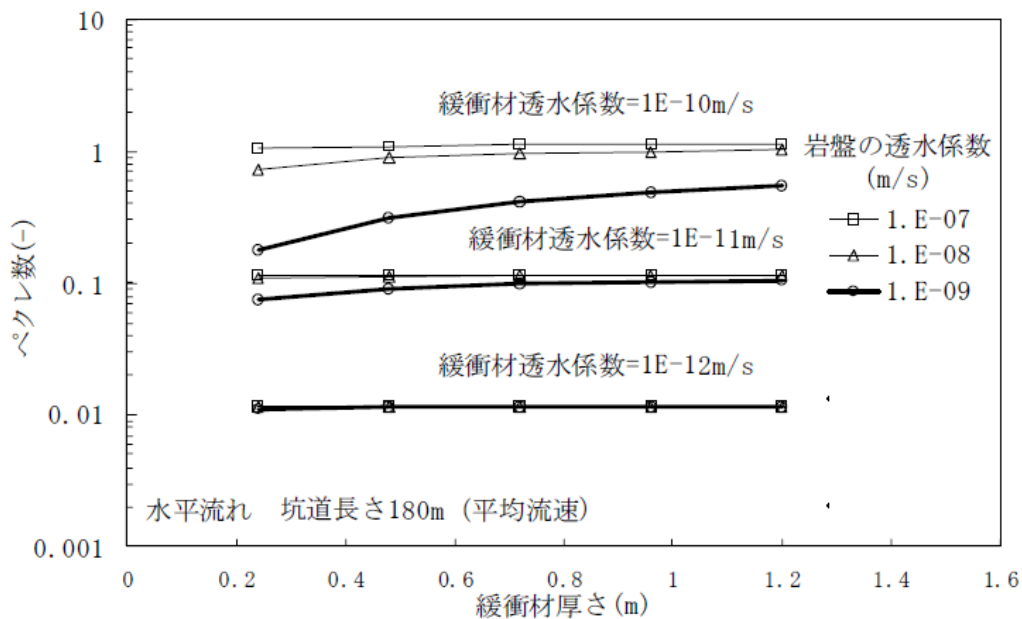


図 6.2.3-1 平行流れにおける緩衝材中のペクレ数 (平均流速)
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)

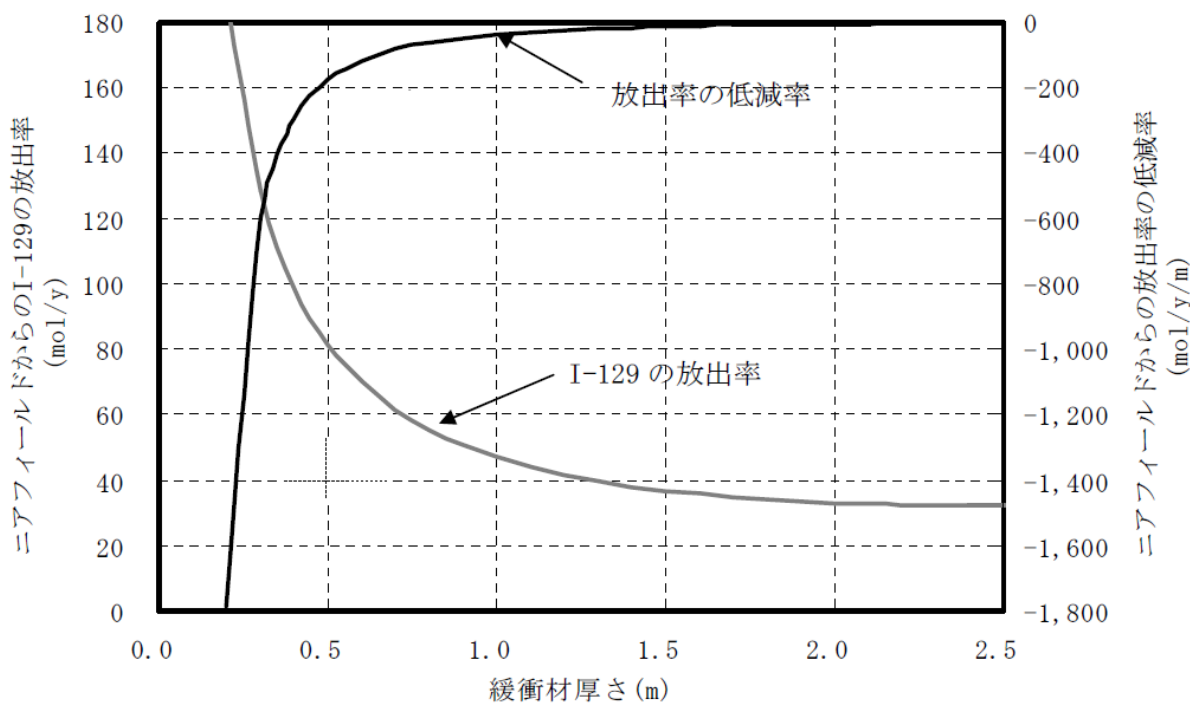


図 6.2.3-2 緩衝材厚さの増加によるニアフィールドからの放出率の低減効果
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)

(2) ベントナイト系材料の設計

ベントナイトの主成分であるモンモリロナイトは結晶構造の層間の交換性陽イオンの種類により Na 型や Ca 型などと呼ばれる。Na 型、Ca 型モンモリロナイトを含有するベントナイトをそれぞれ Na 型、Ca 型ベントナイトという。緩衝材はその内側に充填材である大量のセメント系材料を擁しており、セメント系材料からカルシウム (Ca) 成分が溶出するため、Na 型ベントナイトは Ca 型に

変質することが想定されている。このような事情から地層処分低レベル放射性廃棄物の緩衝材はCa型化を前提として、Ca型ベントナイトの特性を中心に検討が行われている。

図 6.2.3-3 に示すように Na 型に比べて Ca 型は同じ有効粘土密度で得られる透水係数が大きい。ベントナイト系材料はベントナイトと砂を混合したものであるがそのうちの単位体積当たりのベントナイト量を示すのが有効粘土密度である。Ca 型は目標の透水係数設定のためにより多くのベントナイト比率を必要とする。

また図 6.2.3-4 に示すように、地下水が海水系になるとベントナイトの透水係数が大きくなることが知られている。このような事情から降水系地下水と海水系地下水に分けて、目標特性が示されている。

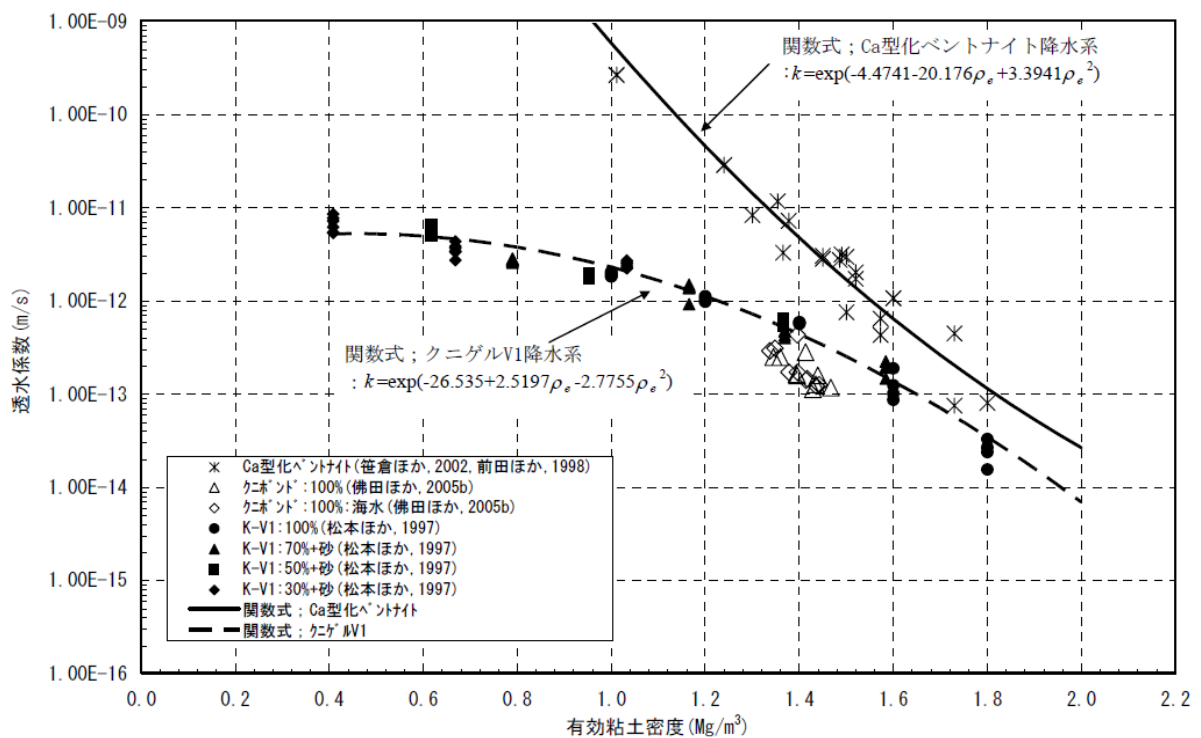


図 6.2.3-3 Na 型 (クニゲル V1) と Ca 型の有効粘土密度と透水係数の関係
 (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)

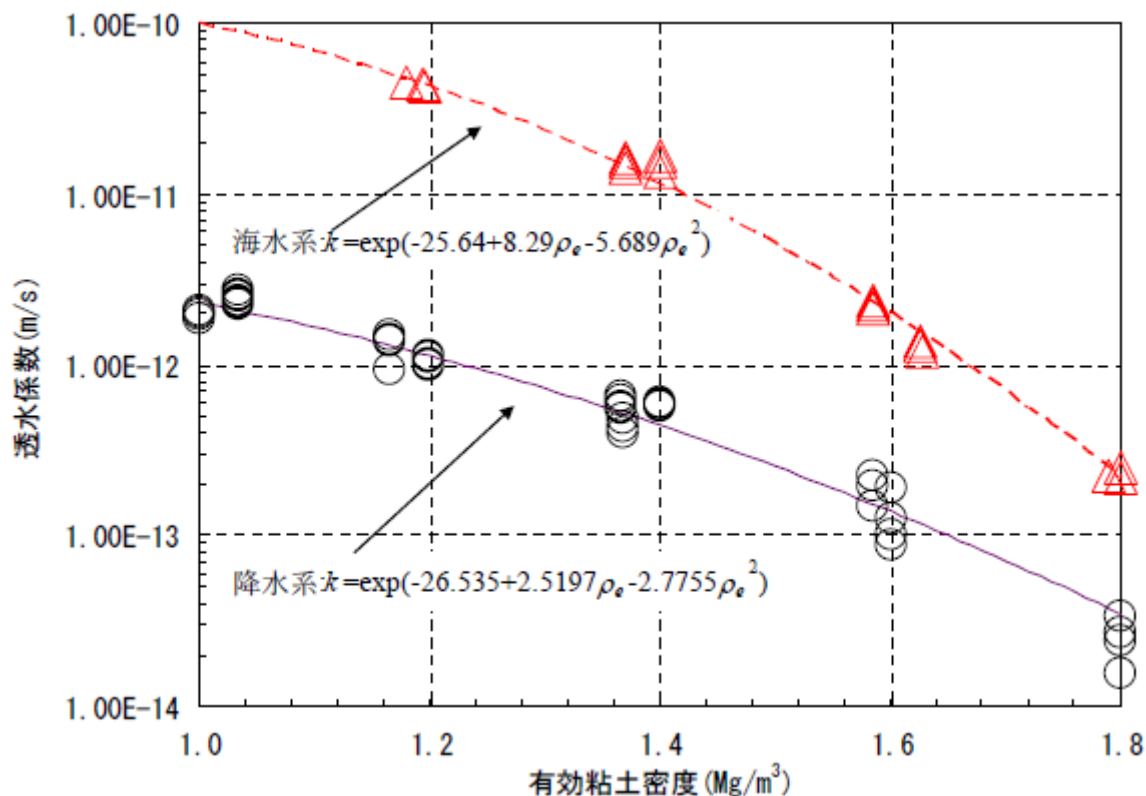


図 6.2.3-4 有効粘土密度と透水係数の関係（降水系，海水系）
（電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005a）

以上をまとめて，表 6.2.3-1 のような仕様が第 2 次 TRU レポートでは示されている。

表 6.2.3-1 緩衝材の仕様（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005b を編集）

	降水系	海水系
厚さ	底部 1.2m，側部・頂部は 1.0m	
透水係数	10 ⁻¹¹ m/s 以下	
有効粘土密度	1.34Mg/m ³ 以上	1.42Mg/m ³ 以上
底部の乾燥密度	1.6Mg/m ³ 以上	

底部緩衝材は，廃棄体，充填材，構造躯体の荷重を考慮しなければならない。乾燥密度 1.6Mg/m³ 未満では沈下量が急に増大することから，目標乾燥密度を 1.6Mg/m³ とし，圧密沈下量に対する厚さの余裕しろとして 0.2m が設定されている。この表では，構造躯体の建設・施工に必要な型枠設置や枠組足場の設置スペースは考慮されていない。幌型処分坑道において鉄筋コンクリート製の構造躯体を設置する場合には 1.4m 程度が必要とされ，また，円形処分坑道において鋼製の構造躯体を設置する場合には 0.85m 程度が必要と考えられている。

「浸水後膨潤による空隙充填」には十分な自己シール性が必要であり第 2 次 TRU レポートではブロック方式の場合について，降水系・海水系ともに「有効粘土密度：1.58Mg/m³ 以上」としている。

6.2.4 構造躯体

すでに述べたように幌型坑道では収納ピットのことであり、図 6.1.1-1 で示したように内側に廃棄体や廃棄体パッケージが定置される。グループ 1, 2 では外側に緩衝材が設置される。円形坑道では図 6.1.1-2 のようにグループ 1, 2 に鋼製が検討されており、先に設置する底部と側部の緩衝材と内側の廃棄体パッケージを区画している。グループ 3, 4 には緩衝材がなく構造躯体もない。廃棄体パッケージ定置後、残された坑道内の空間をセメント系材料で充填することが想定されている。

主な機能は「廃棄体・緩衝材・充填材等の搬送・定置作業の効率化」である。これに対して、構造躯体の形状、寸法、材料および部材の詳細を設計することになる。

(1) 幌型坑道の場合

十分な岩盤力学特性から坑道断面形状に余裕があり、天井空間にクレーンを設置し、構造躯体上方から搬入・定置、さらに充填材の施工を想定している。従って隔壁を設置しても作業に支障がない。構造躯体はクレーンの基礎の機能も期待されている。寸法の制約がなく、強度が求められることから鉄筋コンクリート製とする。グループ 1, 2 は底部、側部が緩衝材と接する。

このような条件で寸法、形状、部材を設計することとなるが、クレーン装置や搬送・定置装置の詳細が未定のため、第 2 次 TRU レポートでは、充填材の液圧を想定した図 6.2.4-1 のような設計例が示されている。

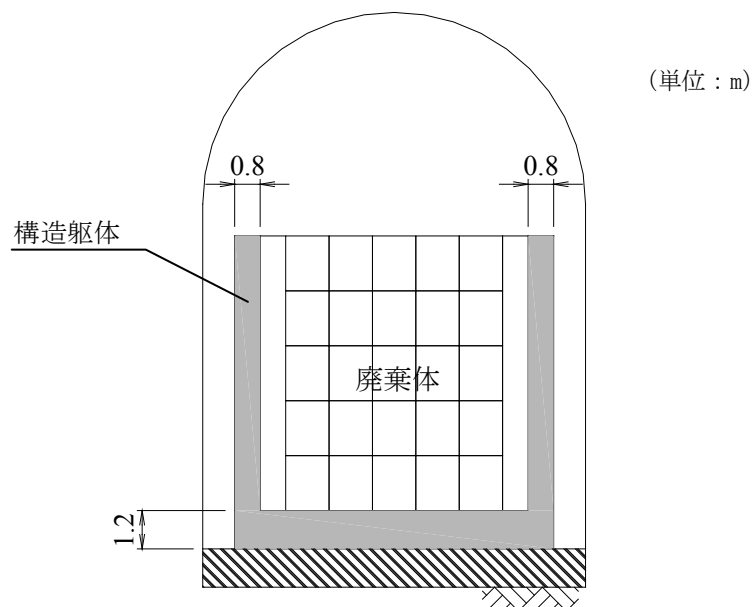


図 6.2.4-1 幌型坑道の構造躯体の例 (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)

(2) 円形坑道の場合

円形坑道の場合は、グループ 1, 2 の坑道において建設段階で設置する底部と側部の緩衝材と内側の廃棄体パッケージを区画するために設置する。もともと空洞安定性を図るための断面形状であり断面寸法にあまり余裕はないため、廃棄体パッケージを構造躯体上方からでなく坑道端部から坑道

長手方向に車両による搬入・定置を想定し、隔壁が無く妻壁のみである。また、部材厚を抑えるため鋼製薄肉鋼材が検討されている。

廃棄体パッケージの搬送・定置装置の走行性や搬送・定置時の荷重に対する力学的安定性の確保が要求されるが、装置の詳細が未定なため第2次 TRU レポートでは、側部緩衝材の倒れ込み防止の観点による設計例が示されている。倒れ込みの原因として坑道壁面からの漏水による緩衝材の膨潤と、緩衝材の定置誤差が考えられるが、漏水は坑道施工側で防止することとし、ここでは、側部緩衝材全体が構造躯体側に最上端部で 10cm 傾き、緩衝材自重の水平分力が载荷されるとして設計されている。隔壁がないことから、側壁部材の強化や筋交い、補剛材設置などの対策を示している。設定例を図 6.2.4-2 に示す。

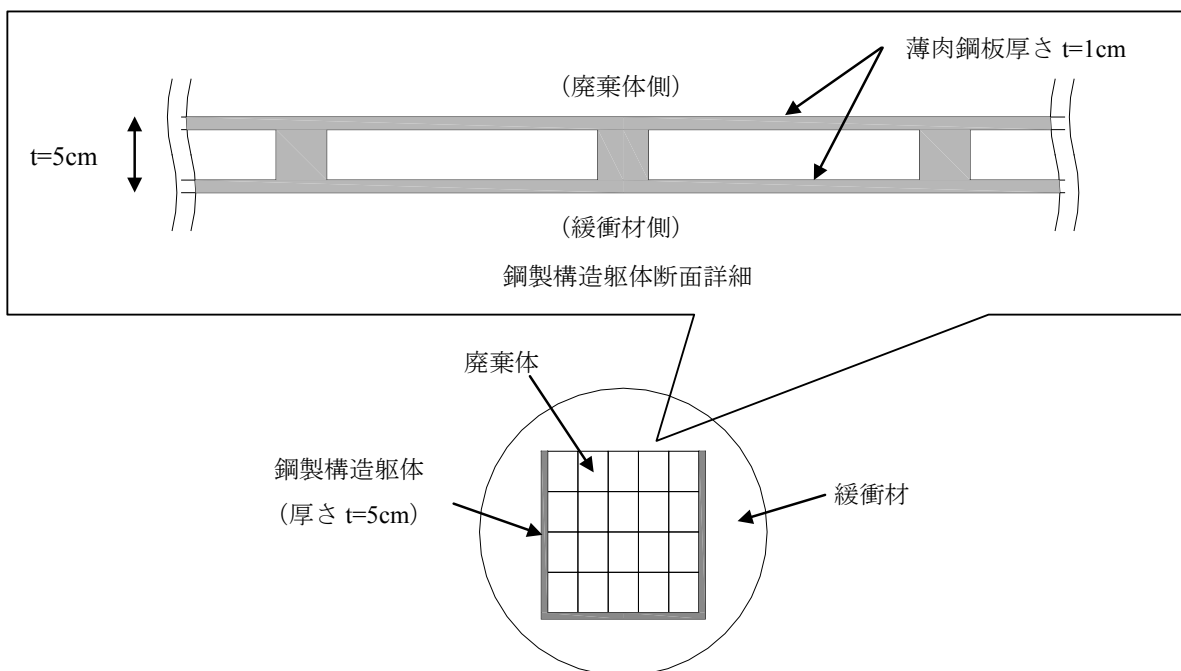


図 6.2.4-2 円形坑道の構造躯体の例
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)

6.2.5 サイト環境条件に応じた廃棄体グループ化と人工バリア構成の柔軟性

地下水流動状況に関して良好なサイト条件では、処分施設への地下水の浸入水量は十分少なくなる。地下水流量抑制を主な目的としている緩衝材の必要性は小さくなり、人工バリアの合理化が可能と考えられる。諸外国の検討においても、良好な地下水条件において緩衝材を設けない地層処分低レベル放射性廃棄物の処分施設概念が示されている。緩衝材を設けない場合、人工バリア構成はすべての廃棄体において同じ構成となる。このため、廃棄体のグループ化においては、先に示した四つのグループ化に対して、可溶性の塩である硝酸塩を多量に含む廃棄体や、発熱が大きく表面線量率が高い廃棄体は区分されるが、ほかの廃棄体については一つのグループにまとめることが考えられる。

一方、地下水流動状況に関してやや良好でないサイト条件では、緩衝材厚さの増大など、現状で設定されている人工バリアの各要素の特性や寸法などの拡充や、グループ3、4に緩衝材を追加するなど、新たな要素を加えたバリア構成の検討を実施することとなる。

6.3 処分坑道および地下施設の設計

ここでは、まず廃棄体や前節で述べた人工バリアなどを収容する処分坑道の設計について説明し、次にそのほかの地下施設について述べる。

6.3.1 選択する諸元

(1) 形状

ここまで、廃棄体や人工バリア等を定置する地下の空洞を「坑道」として説明してきたが、諸外国の処分場や一般地下土木構造物の例を参考にすると次のように「坑道」にもさまざまな形状があり、また「坑道」以外の形状も考えられる。

- ・ 坑道：円形断面、三心円形断面坑道（一般のトンネルを参考）、幌型断面（小断面は一般のトンネル、大断面は地下発電所などを参照）
- ・ 坑道以外：サイロ型（スウェーデンの中レベル放射性廃棄物処分施設の例）

空洞の力学的安定性の面で有利なのはサイロ型や円形断面坑道と考えられる。掘削・建設の施工性に優れ実績が多いのは坑道形である。廃棄体の充填効率や搬送定置の作業効率が高いのは幌型断面坑道やサイロ型だが、ある程度の規模が必要であると考えられる。

第1次 TRU レポートではまず施工性の観点から坑道型を選択した上で、岩盤強度の大きい結晶質岩系岩盤（硬岩）で幌型断面坑道、強度の小さい堆積岩系岩盤（軟岩）で空洞安定性を考慮して円形断面坑道を選択している。また第2次 TRU レポートでは結晶質岩系岩盤（硬岩）の場合も円形断面坑道を標準形として検討を進めている。

処分場を設置するサイト環境条件が未定の段階では、このような標準形を前提としてさまざまな設計や建設・操業などの検討を進めておくことは妥当と考えられるが、サイト環境条件によってこれらが必ずしも最適ではない可能性は十分あるので、別の形状も代替案として検討しておくことは大切である。

次項では、解析的扱いなどが簡単な円形断面坑道を対象に規模と深度について、空洞の力学的安定性と人工バリアへの熱影響の観点から検討する。

(2) 設置可能な坑道径と深度

発熱性が高く人工バリアへの影響を考慮して1体ずつ定置する高レベル放射性廃棄物と異なり、ほとんどの地層処分低レベル放射性廃棄物は集積して定置できるため、収納や定置作業の観点からは処分坑道は大きな断面が望ましい。また6.2.3で示したように核種漏出抑制の観点からも緩衝材は厚い方が良いため、大きな処分坑道径が適当である。

一方で法定要件である地下 300m 以深に設置する坑道の大きさは、岩盤の強度と坑道に作用する地圧の関係（空洞安定性）から決まる。当然岩盤強度が大きいほど坑道径は大きくできる。岩盤強度が一定の場合、地圧は坑道の深度に伴い大きくなるため、浅いほど大きな坑道径が確保できる。

また、地層処分低レベル放射性廃棄物は全体として非発熱性であるもののグループ 2 のハル・エンドピースなどの発熱性廃棄物は、人工バリアに与える熱の影響を考慮すると廃棄体の集積度には限度があるため、断面あたりの廃棄体数には限度があり、それに伴って坑道径もあまり大きくはならない。空洞安定性が許せば廃棄体数のみ減じて、坑道径を縮小せず緩衝材領域の半径や厚さをそのままにして、空いた空間をセメント系充填材で充填すれば、坑道径縮小案より熱的にやや有利であり、作業空間も減ぜずに済む、ということも考えられるが、本項および後述の 6.3.3 では第 2 次 TRU レポートに倣い、廃棄体数に応じて坑道径も減じている。

このような処分坑道の坑道径と深度の関係を、第 2 次 TRU レポートや高レベル放射性廃棄物処分の第 2 次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999a）での検討結果を用いて図 6.3.1-1 のように概略的にまとめた。

まず空洞安定性であるが、第 2 次 TRU レポートで用いられている堆積岩系の軟岩（SR-A, SR-C, SR-D）および結晶質岩系の硬岩（HR）を例にあげている。坑道の設置深度について、硬岩は深度 1,500m でも支保工を必要とせず坑道径にも制限がない。しかし、軟岩の場合はある程度の深度より浅くないと成立しない。支保工厚を 60cm に固定した場合、SR-A で 600m 程度、SR-D で 400m 程度より浅くしなければいけない。さらに、この中で坑道径が 5m から 10m くらいに大きくなると可能な深度が数十 m 浅くなるという傾向がある。なおこの図では標準的な地圧を仮定しているが場所によって地圧の状況は異なるため、図の灰色の曲線の形状は変わってくる。

次にグループ 2 の熱影響の観点については、深度 300m では 13m 程度の坑道径に入る廃棄体数が定置可能であり、深度 500m では 12m 程度の坑道径に入る廃棄体数、深度 1,000m では 10m 程度の坑道径に入る廃棄体数が定置可能である、といった傾向がある。この傾向に従って、第 2 次 TRU レポートの標準設計では、深度 500m の堆積岩の場合は径約 11m の坑道に 20 体の廃棄体パッケージ、深度 1,000m の結晶質岩の場合は径約 9m の坑道に 12 体の廃棄体パッケージとしている。なおこの図では標準的な地温分布および岩盤の熱特性を用いているが場所によって地温の状況は異なるため、図の黄色の楕円の傾きなどは変わってくる。

まとめると、成立する坑道の深度と径の範囲は図中の灰色の曲線の上方、黄色の楕円の左側に限定される。灰色の曲線、黄色の楕円の傾きや位置はサイトの地圧、岩盤特性、地温特性によって異なる。岩盤強度が小さく地圧の条件が厳しいほど灰色の曲線は上方にシフトし、黄色の楕円は地温が高いほど左側にシフトして、成立する坑道径および深度の範囲が小さくなる。発熱が小さい場合は考慮するのは空洞安定性の灰色の曲線だけである。

実際のサイト条件が与えられた段階では、このような関係を念頭に置いて大まかな坑道の深度、規模を設定し基本的な設計へ進んでいくこととなる。なお、坑道の深度の決定には核種移行経路の観点も必要であり地下水流動状況より判断するが、一般的にはより深い方が望ましい。

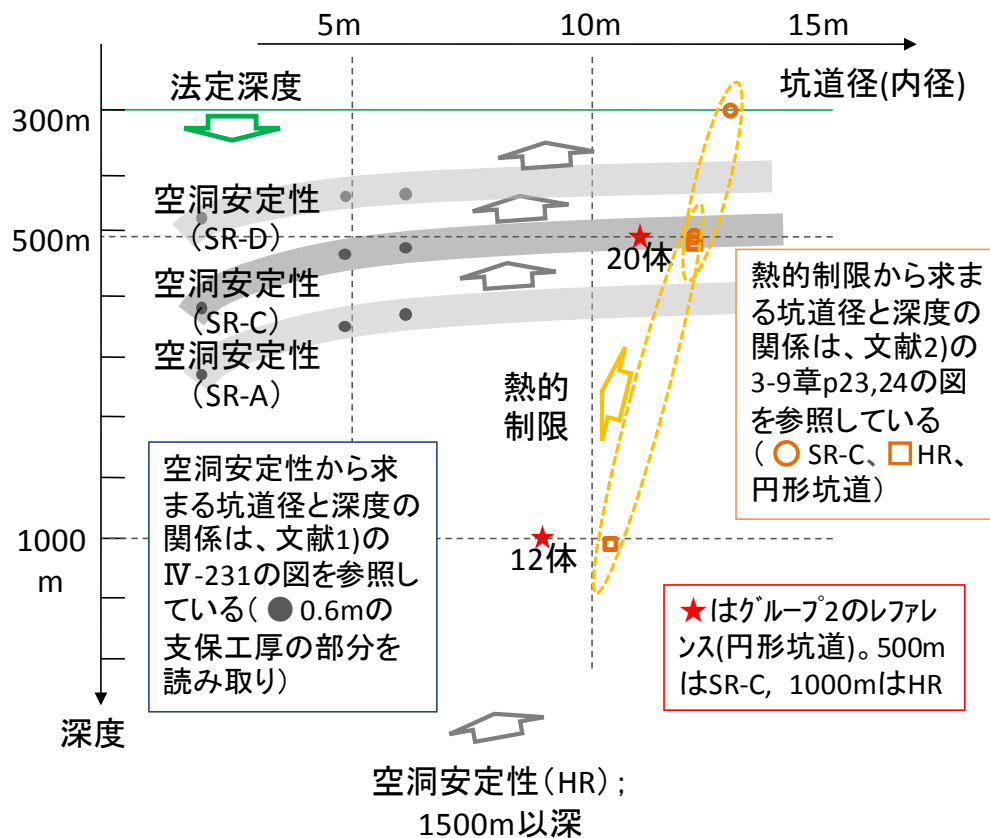


図 6.3.1-1 グループ2の坑道径と深度の関係(文献1) : (核燃料サイクル開発機構, 1999b)
(文献2) : (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005b))

6.3.2 坑道の設計内容

前項ではさまざまな岩盤特性や深度に対する処分坑道の設計の考え方を述べたが、第2次 TRU レポートでは以下のように、岩盤特性および深度は高レベル放射性廃棄物処分の第2次取りまとめ(核燃料サイクル開発機構, 1999a)に倣って2種類、断面形状も2種類に固定して検討している。

- ・ 深度1000m, 硬岩 HR (第5章参照), 円形断面
- ・ 深度1000m, 軟岩 HR (第5章参照), 幌型断面
- ・ 深度500m, 軟岩 SR-C (第5章参照), 円形断面

このような3種類の条件で設置可能なより大きな坑道径(あるいは幅)、坑道間離隔距離を以下の観点で検討、確認している。

- (ア) 掘削時力学安定性, 地震時力学安定性
- (イ) 人工バリアへの有意な熱影響の回避(グループ2のみ)

以下で上記の(ア)、(イ)の内容を紹介する。

(1) 掘削時力学安定性, 地震時力学安定性

掘削時の力学安定性については、いくつかの坑道径や岩盤特性(軟岩の場合は, SR-Cに加えて SR-B, SR-D, 硬岩の場合は亀裂の有無や特性)の組み合わせで解析が実施されている。

高レベル放射性廃棄物の場合は断面が小さいため、全断面掘削を想定し解析もそれに合わせている（核燃料サイクル開発機構，1999a）が、地層処分低レベル放射性廃棄物は断面を大きく分割して掘削するため、解析もそれに併せたステップを設けている。円形断面は2分割，幌型断面は6分割である。硬岩は掘削のみであるが軟岩は支保工を設置するため軟岩の円形断面は4ステップとなる。

軟岩の場合は、荷重段階ごとに弾性係数などを変化させていく電中研式モデル（本島ら，1978）を用い、局所安全係数1.2以下の領域が掘削径の20%以内，支保工応力が28MPa以下であることを成立性の判断基準にしている。硬岩の場合は、亀裂の影響を考慮できるMBCモデル（吉田ら，1996）を用いて、最大せん断歪み0.3%を上回る領域が補強可能な大きさであることを判断基準にしている。

地震時の力学安定性については、地層処分低レベル放射性廃棄物の施設の耐震重要度は検討されておらずサイトも未定であるため、原子力発電所のような設計用の地震動は未設定であり、第2次TRUレポートでは高レベル放射性廃棄物処分の第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999a）と同じ地震動を用いて検討している。空洞安定性に劣る軟岩のケースのみ2次元の動的有限要素法による解析が実施されている。その結果、地震時増分は小さく掘削時の力学的安定性が確保されれば地震時の力学的安定性も確保できると考えられる、としている。

なお、地震を引き起こす断層が直接、処分場にずれ変形などを与えるような事態については、サイト選定によって回避する方針である（原子力発電環境整備機構，2009b）。

処分坑道は複数本の坑道が近接して設けられるため、それぞれの坑道の力学的安定性は、ほかの坑道を近接することによる影響を受ける。諸基準や有限要素法解析結果等をもとに設定された下記の第1次TRUレポート（共同作業チーム，2000）の考え方を第2次TRUレポートでも踏襲して離間距離を設定している。

- ・ 円形断面：坑道径の3倍
- ・ 幌型断面：坑道幅の2.5倍

(2) 人工バリアへの有意な熱影響の回避

グループ2に属する廃棄体は発熱が大きいため、廃棄体からの放熱に伴う人工バリアの温度上昇によってベントナイト系あるいはセメント系バリアが有する安全機能を損なうような変質を生じないようにする必要がある。このため、廃棄体定置後の廃棄体、人工バリア、周辺岩盤などにおける温度の時間的変化を評価し、人工バリアの最高上昇温度が一定の制限温度を下回るように、断面内の廃棄体数を制限しなければならない。また、処分坑道同士の離間距離を十分確保することも必要である。

最初に単一坑道について、力学安定性の検討と同様いくつかの坑道径や岩盤特性（軟岩の場合は、SR-Cに加えてSR-B，SR-Dの3種類，硬岩の場合は1種類の熱伝導率）の組み合わせで解析を実施している。坑道径に合わせて断面内に収納する廃棄体数を変化させている。初期地温については第2次とりまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999a）と同様、軟岩の場合の深度500mでは30℃，硬岩の1,000mでは45℃としている。

廃棄体は作製後 25 年冷却された後、処分場に搬入されるので、25 年冷却後以降の発熱量の経時変化を熱源として、有限要素法による非定常熱伝導解析を実施している。セメント系材料の収着性低下の防止の観点から設定された 80°C が、制限温度として最も厳しいため、これを判断基準としている。

温度は廃棄体定置後 5 年から 10 年程度で最大となり、その後徐々に低下することが示されている。断面が大きく廃棄体数が多いほど、熱伝導性が小さいほど厳しく、いくつかのケースが成立性の判断基準を満足していない。

単一坑道で成立したケースを踏まえて処分坑道同士の離間距離が検討されている。

(3) 設定された処分坑道の諸元

以上の検討により制限される断面規模に、廃棄体の収納性や必要な緩衝材厚さを考えて標準の断面寸法が設定されている。また、離隔距離は力学的制限と熱的制限の厳しい方が採用されている(表 6.3.2-1)。

表 6.3.2-1 設定された処分坑道の諸元のまとめ
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)

岩種, 深度, 断面形状	グループ	設定断面	離間距離 (坑道中心間距離)		
			力学的制約	熱的制約	設定
軟岩 500m 円形	1, 3, 4	D13.2m	3D	-	3D
	2	D12.6m	3D	4D	4D
硬岩 1000m 円形	1, 3, 4	D12.2m	3D	-	3D
	2	D9.5m	3D	4D	4D
硬岩 1000m 幌型	1, 3, 4	W12.2m, H18.1m	2.5W	-	2.5W
	2	W9.6m, H13.0m	2.5W	3W	3W

注：D は円形断面の掘削径，W，H は幌型断面の掘削幅，掘削高さを示す。

6.3.3 ハル・エンドピース以外の発熱性廃棄体の考慮

上記のように第 2 次 TRU レポートでは発熱性廃棄体としてハル・エンドピースおよびそれが属するグループ 2 のみを扱っているが、4.2.3 で述べたように最終処分計画の廃棄体にはハル・エンドピース以外に発熱を考慮しなければいけない廃棄体が含まれている。これらを考慮した坑道の設計について述べる。

(1) 発熱性廃棄体の特性

表 4.2.3-3 にまとめられた発熱性廃棄物について、発熱量に廃棄体本数を乗じた総発熱量が大きいものを抽出した。発熱量は設計に用いる 25 年冷却後の値を用いた。その結果、「原燃再処理操業，ハル・エンドピース」に次いで、「仏国返還，固型物収納体（ハルなど）」、「原燃再処理操業，不燃物 I（溶融炉）」が抽出された(表 6.3.3-1)。前者はグループ 2 であり、第 2 次 TRU レポートではハル・エンドピースの発熱特性を用いて設計されていたが、下表を見ると単位発熱量は「原燃再処理操業，ハル・エンドピース」を上回っている。従って、ハル・エンドピースとは別の検討が必要

と考え、抽出した。

表 6.3.3-1 抽出された発熱性廃棄体

種類	名称	容器	廃棄体量 (5%増し)	単位 発熱量	総発熱量
原燃再処理操業	ハル・エンドピース	キャニスタ	26,250 本	4.44W/本	117kW
仏国返還	固型物収納体 (ハルなど)	キャニスタ	3,780 本	18.7W/本	70.8kW
原燃再処理操業	不燃物 I (溶融炉)	インナーバレル	1,134 本	59.8W/本	67.8kW

抽出された「仏国返還，固型物収納体（ハルなど）」と「仏国返還，固型物収納体（低レベル廃液ガラス固化体）」は同じ廃棄体容器（キャニスタ），廃棄体パッケージを用い，処分坑道内ではこれらが隣接して定置されることが想定されるので，発熱特性の大きい前者の特性を用いてまとめて検討を行う。

「原燃再処理操業，不燃物 I（溶融炉）」は 6.2.1 で述べたように，円形坑道でも幌型坑道でもハル缶形状の廃棄体とともに 2 体ずつ廃棄体パッケージ（1.9m×1.1m，高さ 1.4m）への収納が検討されている。処分坑道内ではこれらがまとめて定置されることが想定されるので，抽出された廃棄体以外のインナーバレルおよびハル缶形状の廃棄体も同様の発熱特性と考えて検討を行う。

(2) 熱影響を回避するための坑道の設計

このような廃棄体パッケージを定置する処分坑道について，断面内定置数，断面の大きさおよび坑道離間距離を上述した第 2 次 TRU レポートと同様の方法で検討した。その結果，次のような坑道断面諸元を設定した（表 6.3.3-2）。検討の詳細内容は付録 6-1 を参照されたい。

このように設定した断面を前提として上記の廃棄体パッケージ数を納めるための坑道長や，平面レイアウトを設定するが，これは次節で扱う。

表 6.3.3-2 新たな発熱性廃棄体を考慮した処分坑道諸元

岩種，深度，坑道 形状	断面形状	断面内パッ ケージ定置数	坑道中心間離間距離		
			力学的制約	熱的制約	設定
仏国返還，固型物収納体（ハルなど）など					
軟岩 500m 円形	D7.2m	3	3D	50.4m (7.0D)	50.4m (7.0D)
硬岩 1000m 円形	D5.2m	2	3D	38.0m (7.3D)	38.0m (7.3D)
硬岩 1000m 幌型	W7.2m, H8.6m	2	2.5W	28.8m (4.0W)	28.8m (4.0W)
原燃再処理操業，不燃物 I（溶融炉）など					
軟岩 500m 円形	D6.2m	4	3D	39.6m (6.4D)	39.6m (6.4D)
硬岩 1000m 円形	D5.2m	3	3D	36.6m (7.0D)	36.6m (7.0D)
硬岩 1000m 幌型	W5.9m, H8.15m	3	2.5W	36.6m (6.2W)	36.6m (6.2W)

注：D は円形断面の掘削径，W，H は幌型断面の掘削幅，掘削高さを示す。力学的制約による離間距離は，第 2 次 TRU レポートと同様の設定方法である。

6.3.4 最終処分計画廃棄物量・内容に対応した坑道およびレイアウトの設計

6.3.3 の内容を除けば、上述の処分坑道の断面および離隔距離の設計は第 2 次 TRU レポートの内容であり、第 4 章で述べた現時点の最終処分計画とは異なる廃棄物量・内容を前提としているが、断面や離隔距離は最終処分計画の廃棄物量・内容でも同じである。変わるのは処分坑道の延長およびそれに伴う周囲の連絡坑道などを含めた平面レイアウトである。

ここでは 6.3.3 の内容も含めて、最終処分計画の廃棄物量・内容に対応した処分坑道断面仕様と、平面レイアウトを示す。

(1) 坑道断面仕様

坑道断面検討結果を踏まえ、廃棄体の処分坑道断面の諸元について、必要緩衝材厚さを満たした上で断面あたりの定置廃棄体数が最大となるように設定した。断面諸元を図 6.3.4-1、図 6.3.4-2 に示す。なお、幌型断面のドラム缶、角形容器については、定置時や埋設後の力学的安定性を検討している廃棄体パッケージに格納せず廃棄体を直接定置するため、力学的安定性の観点から既往の実績を参考に、途中で一旦充填材を充填してその時点までに定置した廃棄体を一体化することを考慮している。そのため、廃棄体同士が接していない箇所がある。

廃棄体寸法		円形断面		幌型断面
		軟岩, 深度 500m	硬岩, 深度 1,000m	硬岩, 深度 1,000m
グループ 1	200L ドラム 缶: $\phi 0.6\text{m} \times 0.9\text{m}$ パッケージ: $\square 1.5\text{m} \times \text{H}1.1\text{m}$			
	25 パッケージ/断面	25 パッケージ/断面	182 本/断面	
グループ 2	パッケージ $\square 1.2\text{m} \times \text{H}1.6\text{m}$ (廃棄体: キャ ニスタ $\phi 0.4\text{m} \times 1.3\text{m}$)			
	20 パッケージ/断面	12 パッケージ/断面	12 パッケージ/断面	
	パッケージ $\square 1.2\text{m} \times \text{H}1.6\text{m}$ (廃棄体: キャ ニスタ $\phi 0.4\text{m} \times 1.3\text{m}$)			
	3 パッケージ/断面	2 パッケージ/断面	2 パッケージ/断面	

図 6.3.4-1 処分坑道断面諸元 (グループ 1, 2)

廃棄体寸法	円形断面		幌型断面	
	軟岩, 深度 500m	硬岩, 深度 1,000m	硬岩, 深度 1,000m	
グループ 3, 4	200L ドラム 缶: $\phi 0.6\text{m} \times 0.9\text{m}$ パッケージ: $\square 1.5\text{m} \times H1.1\text{m}$	 40 パッケージ/断面	 40 パッケージ/断面	 208 本/断面
	角形容器: $\square 1.6\text{m} \times H1.2\text{m}$	 33 パッケージ/断面	 33 パッケージ/断面	 36 個/断面
	パッケージ: $1.1\text{m} \times 1.9\text{m} \times H1.4\text{m}$ (廃棄体: イン ーバレル, ハル缶 $\phi 0.7\text{m} \times 1.0\text{m}$, $\phi 0.7\text{m} \times 0.8\text{m}$)	 4 パッケージ/断面	 3 パッケージ/断面	 3 パッケージ/断面

図 6.3.4-2 処分坑道断面諸元 (グループ 3, 4)

(2) 処分坑道長の検討

前項の断面内定置数に従って、坑道延長方向に廃棄体パッケージまたは廃棄体を並べていく。これに緩衝材、構造躯体や支保工などを組み合わせて処分坑道長を決定した。第 2 次 TRU レポートに準じて表 6.3.4-1 のように考えた。後述のように坑道長にある程度の制限があるため同一グループの坑道を複数に分ける場合には、坑道ごとに下記を適用している。

このようにして設定した平面レイアウトは連絡坑道なども含めて次項で説明する。

表 6.3.4-1 処分坑道長設定時の留意事項

円形坑道	<ul style="list-style-type: none"> グループ 1, 2 については、廃棄体領域の両端部に緩衝材を設置する。端部の緩衝材の厚さは 2.0m とする。 廃棄体を搬入する側に作業エリア (20m) を設ける。廃棄体の種類が異なる場合、もう一方の坑道端から搬入することとし両側に作業エリアを設ける。 作業エリアを設けない端部は、力学的な補強のため坑道長方向に支保工を設置する。支保工の厚さは坑道半径方向と同じ寸法 (軟岩 0.6m, 硬岩 0.1m) とする。ただし処分坑道断面が連絡坑道断面より小さい場合 (グループ 4 のハル缶・インナーバレル, 硬岩のグループ 2 のキャニスタ (仏国返還)) は設置しない。
幌型坑道	<ul style="list-style-type: none"> 構造躯体を隔壁で区切ってピットを設け、ピット長が 12m 程度となる列数を定置する。定置時の作業余裕長さとして、ドラム缶の場合は 1 列ごとに 0.15m, パッケージの場合はピットごとにパッケージ 1 列分を設ける。 構造躯体の部材厚さは端部, 隔壁とも 0.8m, 端部の緩衝材厚さは 1.4m とする。 天井クレーンにより坑道両端から寄りつけるため両端に作業エリア (20m, 5m) を設置する。グループ 1 は 20m の作業エリアのみとし, 反対の端部には坑道長方向に 0.1m の支保工を設置する。

(3) 処分坑道以外も含めた平面レイアウト

地下施設は処分坑道以外に下記のような要素で構成され、これらを組み合わせて平面レイアウトを検討する。

表 6.3.4-2 処分坑道以外の地下施設

アクセス施設	地上施設から地下施設へアクセスする坑道。立坑, 斜坑。
坑底施設	アクセス施設の終端で、地上から搬入した廃棄体や人工バリアの積み替えを行う場所, ほかにユーティリティの設置や制御室, 資材置き場としての役割もある。
主要坑道, 連絡坑道	坑底施設から処分坑道へ至る坑道。第 2 次 TRU レポートでは坑底施設から処分坑道群へ至る幹線的な坑道を主要坑道, 主要坑道から分岐して各処分坑道へ至る坑道を連絡坑道としている。

レイアウト検討に当たってはこれまでに述べた断面, 離隔距離, 延長といった処分坑道の基本諸元に加えて, 第 2 次 TRU レポートを参照して下記のような閉鎖後安全性や建設・搬送・定置の観点からの検討事項に留意した。

表 6.3.4-3 閉鎖後安全性の観点からのレイアウト検討事項

- 処分坑道は、力学的、熱的制約による坑道離間距離を考慮し、廃棄体定置に必要な坑道長を確保する。
- 廃棄体特性、人工バリア構成や坑道断面が異なる各グループの処分坑道を独立させる。各坑道へはそれぞれの連絡坑道からアプローチする。
- 緩衝材を用いるグループ 1, 2 の処分坑道を地下水流動の上流側に配置して、緩衝材がセメント系材料の溶出成分の影響を受けないようにするとともに、核種の移行距離を長くする。
- 硝酸塩を含む廃棄物を分類しているグループ 3 の処分坑道は、ほかのグループの人工バリアおよび地質媒体に及ぼす影響をできるだけ排除するように、ほかのグループから地下水流向に対して水平方向に離して配置する。
- 地下施設と地上を接続するアクセス施設は、核種移行の支配経路になる可能性に配慮し、処分施設の上流側に配置する。

表 6.3.4-4 建設・搬送・定置の観点からのレイアウト検討事項

- 高レベル放射性廃棄物処分場はパネル別に建設、定置、埋め戻しが並行するため放射線管理の観点で建設、定置、埋め戻しそれぞれに主要坑道、アクセス坑道を設けているが、第 7 章で述べるように地層処分低レベル放射性廃棄物処分場は全体として建設→操業→閉鎖と進んでいき、定置とほかの作業が錯綜しないので、アクセス坑道、主要坑道を放射線管理の観点から作業別に分けることはしない。
- 車両が相互通行しなくていいように、主要坑道を処分坑道群を囲むように配置する（周回主要坑道）。
- 円形処分坑道では、形状の異なる廃棄体パッケージを一処分坑道内に定置する場合は処分坑道の両側から廃棄体定置装置がアクセスできるようにする。廃棄体を処分坑道に搬入する側には作業用スペースを設ける。廃棄体を一方向から定置する場合でも処分坑道が長い場合（グループ 1 以外）は、建設の効率化の観点から処分坑道の反対側端部にも断面がやや小さい連絡坑道を設ける。
- 廃棄体が通過する部分の坑道の曲率半径は 20m とする。
- アクセス斜坑はすれ違い部を設けた一車線坑道、主要・連絡坑道は 2 方向通行が可能な二車線坑道とする。

建設・搬送・定置の観点の「作業別に分けないアクセス・主要坑道」および「周回主要坑道」などの条件は、サイト条件や廃棄体の受入工程を考慮した建設、操業工程によっては、これに依らない方が優位な場合もあると考えられる。外的な条件が判明した時点で再度検討することが必要である。「作業別に分けないアクセス・主要坑道」については、廃棄物発生側の搬出工程に合わせて必要な分だけ順次、建設、搬送、定置を進めて行く場合には、放射線管理の観点から廃棄体搬送に用いるアクセス、主要坑道を他と区別しなければいけない。現状の坑道レイアウトのままで、ほかの建設作業などを制限して一時的に管理区域を設定するといった方法で工程を確保できない場合は、アクセス坑道や主要坑道の追加が必要となる。

このようにして設定した円形坑道（軟岩，硬岩）および幌型坑道（硬岩）の場合の各レイアウトを，図 6.3.4-3，図 6.3.4-4，図 6.3.4-5 に示す。

ここでは，第 2 次 TRU レポートと同様に一様な地質構成，岩体を想定して，地下施設全体を同一深度に設置するレイアウトとしている。実際のサイト条件では設置候補岩体が小さいなどの制約を考慮して，高レベル放射性廃棄物処分場（原子力発電環境整備機構，2004）と同様に，処分坑道を，複数の岩体へ分離配置したり，同じ岩体内でも複数の深度に多層配置するなどの対応が必要であり，そのような設計は可能である。

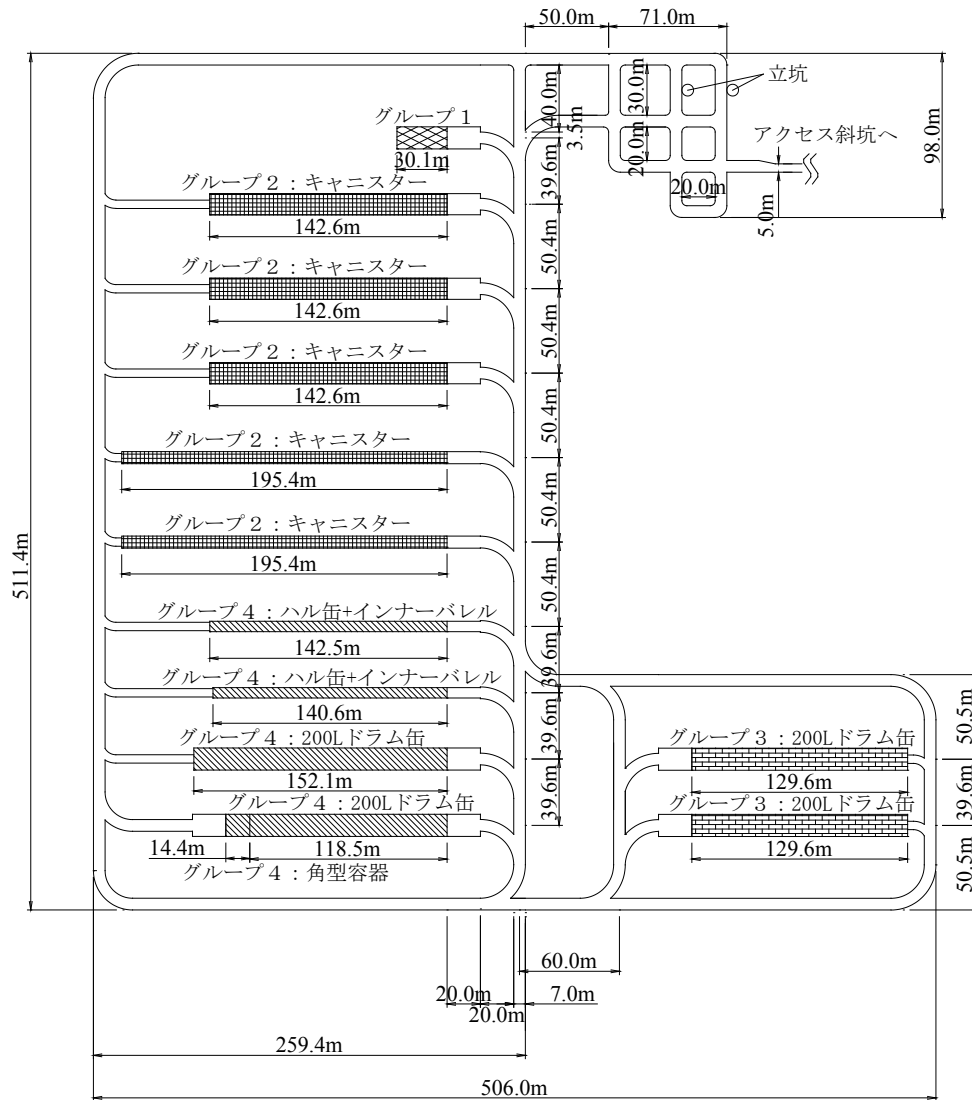


図 6.3.4-3 地下施設レイアウト (円形処分坑道, 軟岩, 深度 500m)

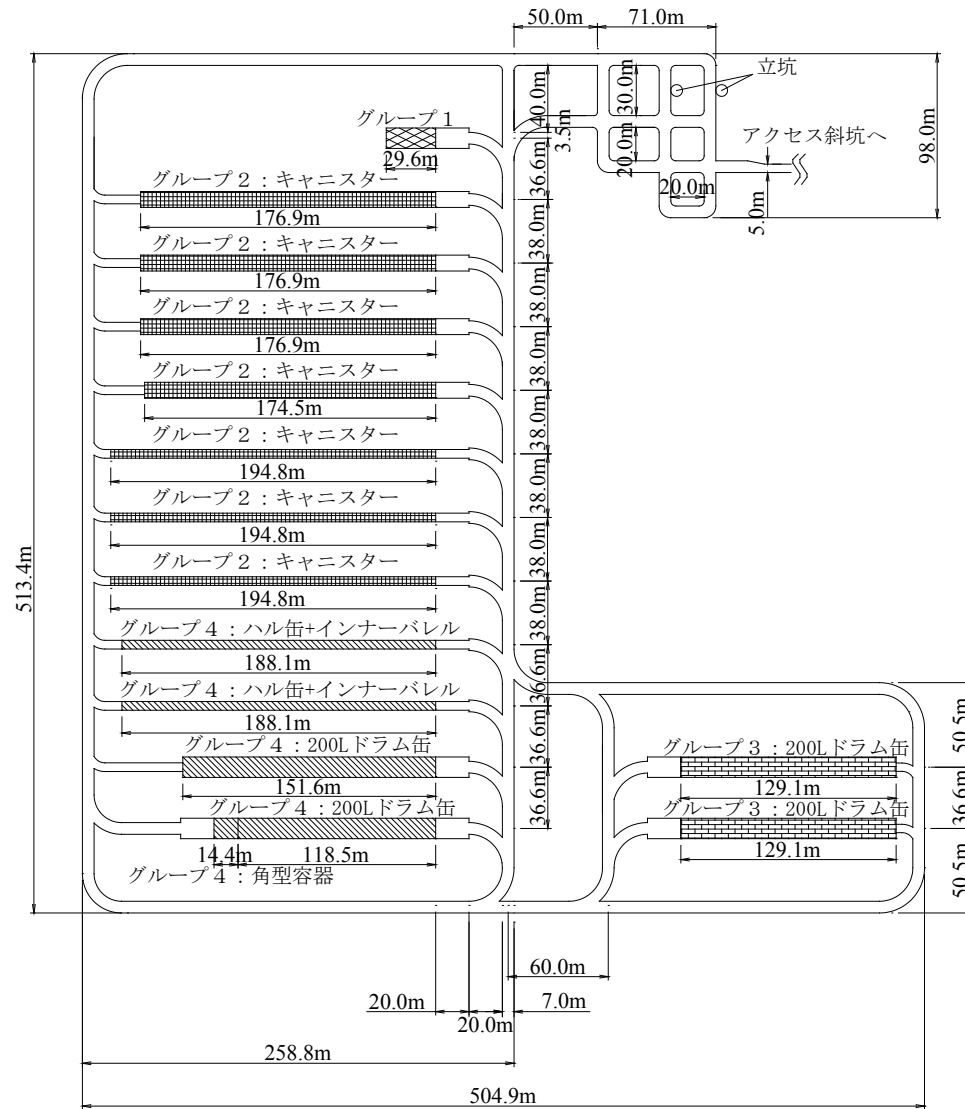


図 6.3.4-4 地下施設レイアウト (円形処分坑道, 硬岩, 深度 1,000m)

6.3.5 閉鎖後安全性評価の観点からの熱影響の考慮

高レベル放射性廃棄物処分場の場合も緩衝材への熱影響回避の検討を実施し、緩衝材温度が100℃を上回らないように処分坑道、処分孔のレイアウトを設定している。これに加えて高レベル放射性廃棄物処分場の場合は、1万年後までの温度経時変化を示し、閉鎖後安全性の評価の前提条件という意味で、第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999c），4.3.1）では、

- ・ 設計で見込まれるオーバーパックの寿命 1,000 年において、ガラス固化体から生じる熱及び放射線の影響は無視できる程度にまで小さくなり、温度は 10,000 年以内に処分場周辺岩盤の初期の地温に等しくなる（*）。

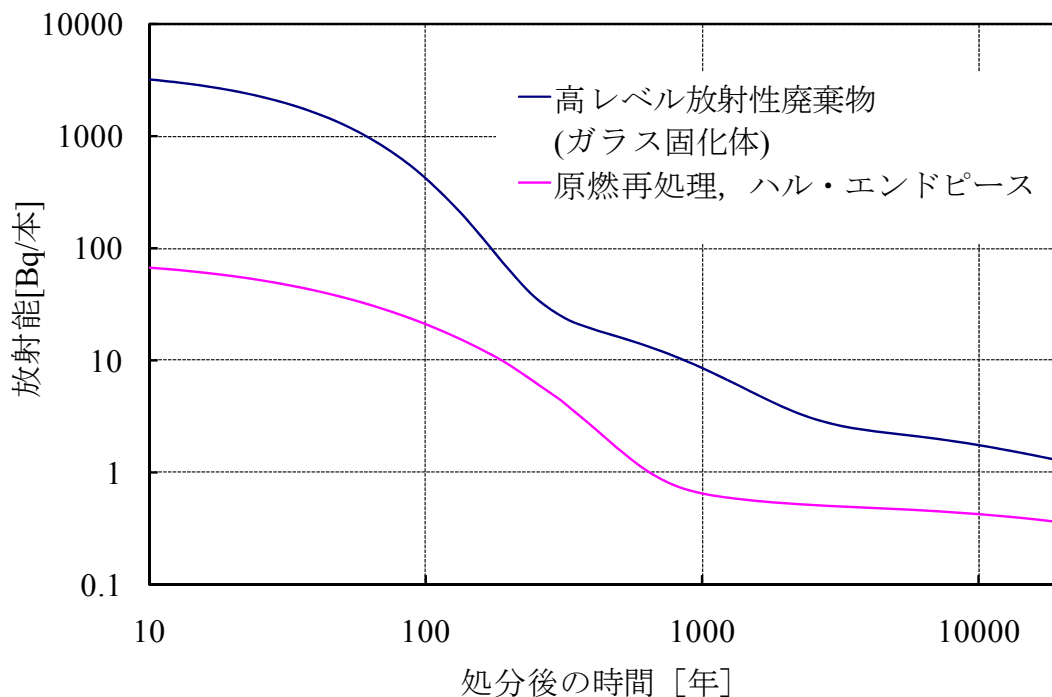
としている。これを地層処分低レベル放射性廃棄物処分場に適用する場合について、付録 6-2 で検討している。

6.3.3 や付録 6-1 で扱った廃棄体のみでなく、ハル・エンドピースについても対応策を検討したところ、下記の対策を組み合わせることで上記（*）のような条件を満足する見通しが得られている。

- （ア）廃棄体の発熱の影響が無視できる程度に減衰するまで放射性核種を閉じ込める、オーバーパックのような容器に廃棄体を封入する（一定期間の閉じ込め策）。
- （イ）廃棄体定置密度を下げて、処分直後からの全期間にわたって廃棄体の発熱の影響が無視できる程度にする（最大温度上昇量を小さな値に抑える）（定置密度低減策）。

放射線の影響については、まず廃棄体の放射能自体は、代表的な「原燃再処理操業、ハル・エンドピース」が図 6.3.5-1 に示されるように、高レベル放射性廃棄物の 1,000 年後と比べて、初期で約 1 桁大きく、数百年で同程度となる。このうち初期については 6.2.1 で述べたように、廃棄体パッケージによる遮へいで回避する方針であるが、高レベル放射性廃棄物と同程度になる数百年後までこの効果を維持するには、廃棄体パッケージに高レベル放射性廃棄物のオーバーパックと同様の腐食に対する考慮が必要である。オーバーパックは放射線による局部腐食を回避するために 15cm、1,000 年の腐食しろとして 4cm の厚さを必要としており、前者は概ね廃棄体表面の放射能に比例する。ハル・エンドピースは、高レベル放射性廃棄物より放射能が 1 桁以上小さく、上述のように 1,000 年までは必要としないことから、オーバーパックほどの厚さは必要ないと考えられる。

なお、廃棄体パッケージの内部の充填材が受ける熱や放射線の影響は、上記のパッケージによる閉じ込めや遮へいでは対応できない。6.2.1（3）や 6.2.2（1）でも述べたように、核種の漏出防止の機能は期待しないなどの検討が必要と考えられる。



高レベル放射性廃棄物：第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）の原燃のガラス固化体（炉取り出し後4年で再処理ガラス固化，その後50年貯蔵）の重量を500kgとした。ハル・エンドピース（炉取り出し後4年で再処理，その後25年貯蔵：第4章参照）の重量を850kgとした。

図 6.3.5-1 高レベル放射性廃棄物とハル・エンドピースの放射能経時変化（廃棄体1本あたり）

6.3.6 処分坑道以外の坑道の概要

6.3.4で処分坑道以外のアクセス立坑・斜坑，主要・連絡坑道，および坑底施設の地下施設レイアウトにおける位置付けは説明した。これを踏まえて各坑道の断面形状などの概要を以下に示す。

(1) アクセス立坑・斜坑

すでに述べたように，地層処分低レベル放射性廃棄物処分場ではアクセス坑道，主要・連絡坑道を放射線管理の観点から作業別に分けることは想定していない。

第7章で述べるように事業許可時にはすでに精密調査段階で建設した立坑2本が存在し，それを用いて地下の主要坑道などの建設に着手し並行して斜坑の建設を進めることになっている。深度の大きい硬岩の場合は掘削土の搬出に立坑2本では不十分であるため，早期に斜坑を貫通させ排土に活用することを検討している。従って，建設用のアクセスとしては2～3本が必要である。

操業用のアクセスについては，高レベル放射性廃棄物処分場のレイアウトの検討（核燃料サイクル開発機構，1999d）では，「廃棄体専用」「排気専用」坑道が必要であり，これに緩衝材搬入，人員運搬，資材運搬などの坑道を入れて3本のアクセス坑道を設定している。地層処分低レベル放射性廃棄物処分場についても同様と考えられ，第2次TRUレポートでは立坑2本，斜坑1本のアクセス坑道を設定しその用途を，次のようにしている。

- ・ 立坑：従事者の入退域，物品の搬出入，換気（1本は排気，1本は入気）および排水
- ・ 斜坑：廃棄体の搬入，人工バリア材の搬入，吸気

アクセス坑道を用いた搬送状況について後段の第7章で検討しているが、廃棄体は搬送装置を3台程度用意して1本の斜坑で十分に所定の搬送が可能であり、緩衝材や充填材の施工は毎日ではなく間欠的であるため、搬送路としてのアクセス坑道の容量は十分余裕があると考えられる。

立坑、斜坑断面の仕様例を以下に示す。斜坑は第2次 TRU レポートと同じである。立坑は高レベル放射性廃棄物処分場の立坑仕様（核燃料サイクル開発機構，1999a）を参考に設定した。

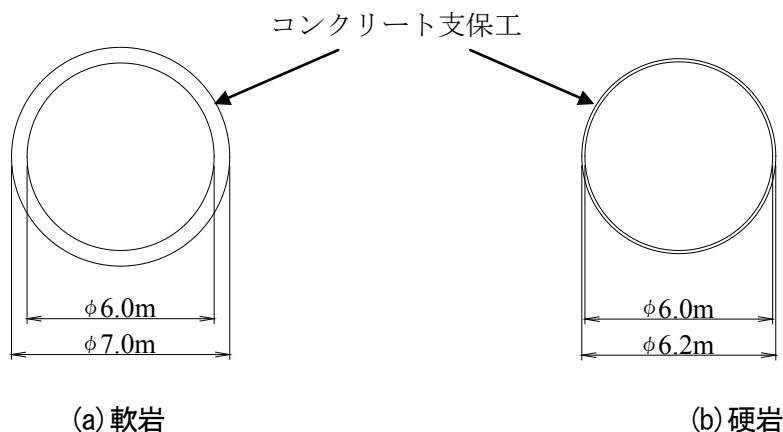


図 6.3.6-1 アクセス立坑の仕様例

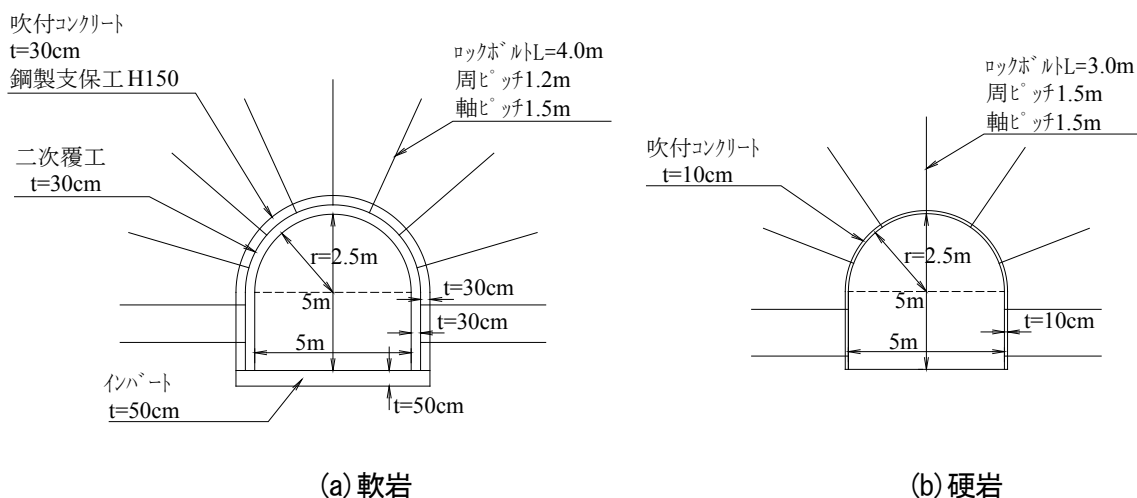


図 6.3.6-2 アクセス斜坑の仕様例（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a）

(2) 主要、連絡坑道

坑底施設から処分坑道群へ至る幹線的な坑道が主要坑道，主要坑道から分岐して各処分坑道へ至る坑道が連絡坑道である。主要坑道は処分坑道群を取り囲む周回坑道である。

第2次 TRU レポートでは次のような断面を設定している。坑道幅を7m確保し2方向通行が可能な二車線坑道となっている。

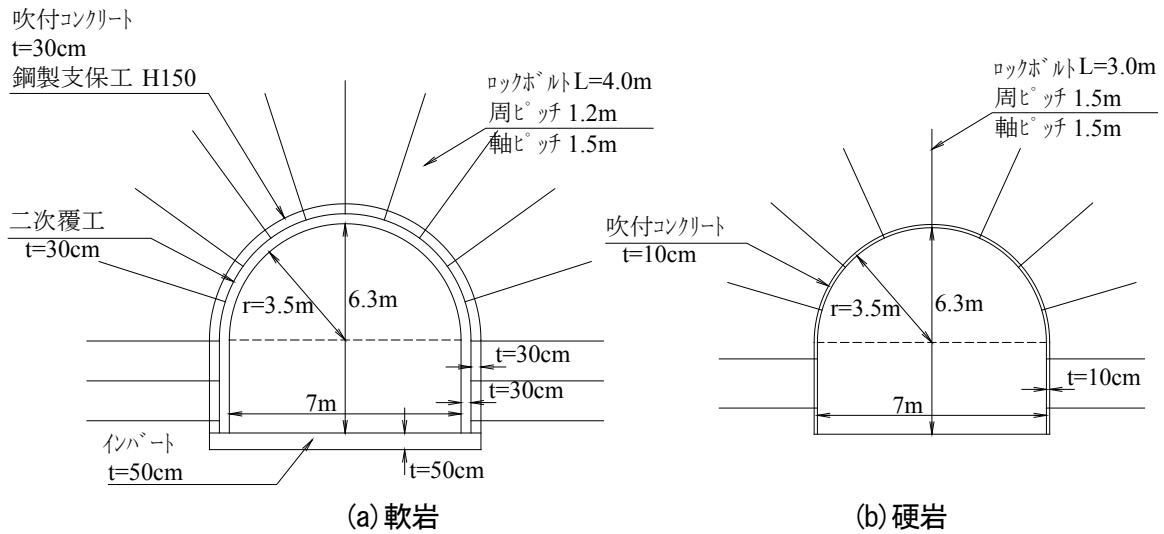


図 6.3.6-3 主要・連絡坑道の仕様例（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a）

(3) 坑底施設

坑底施設は、資材の積み替え、検査施設、ユーティリティ、（地下部）主制御室、資材置き場、地下研究施設などのスペースを提供する施設である。坑底施設部分のレイアウトは前述のレイアウトのとおりであり、その部分だけ拡大すると下図である。

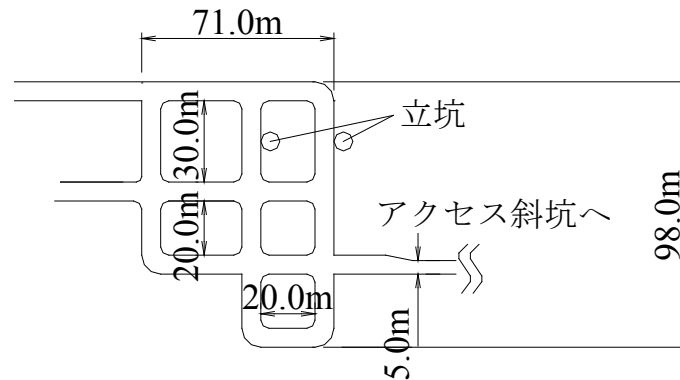


図 6.3.6-4 坑底施設レイアウト

斜坑は廃棄体の搬入路であるため斜坑に接続する部分には、廃棄体の積み替え、検査および一時保管などの設備が配置されると共に、放射線管理のために遮へい壁が設置されることとなる。立坑の一つは従事者の入退用であるため、これに接続する部分には主制御室などの配置が想定される。

6.4 地下施設の埋め戻し・閉鎖の設計

6.4.1 基本的考え方

坑道の埋め戻しおよびプラグ（水理，力学）の設置の目的は，第2次 TRU レポートにあるように，

- ・ 多重バリアの持つ核種移行遅延機能を正常に機能させる。具体的には処分場閉鎖後に核種移行の支配経路形成（掘削影響領域，劣化支保部および空間部が連続する）および人工バリア

の性能低下（緩衝材平均密度の低下）を回避する（図 6.4.1-1）。

ことであり、この目的を果たすために、

- ・ 埋め戻し材、プラグの仕様および設置位置を設定する。具体的には核種移行支配経路形成の回避のために、残された空間を低透水性の埋め戻し材で埋め戻し、掘削影響領域などを水理プラグで分断することや、緩衝材平均密度低下回避のために、空間が残らないように埋め戻し、緩衝材の移動・流出を防止する力学プラグを適当な位置に設置する。

ことが設計の方針となる。このような方針を踏まえて埋め戻し材、プラグについて要件と設計例が以下のように示されている。

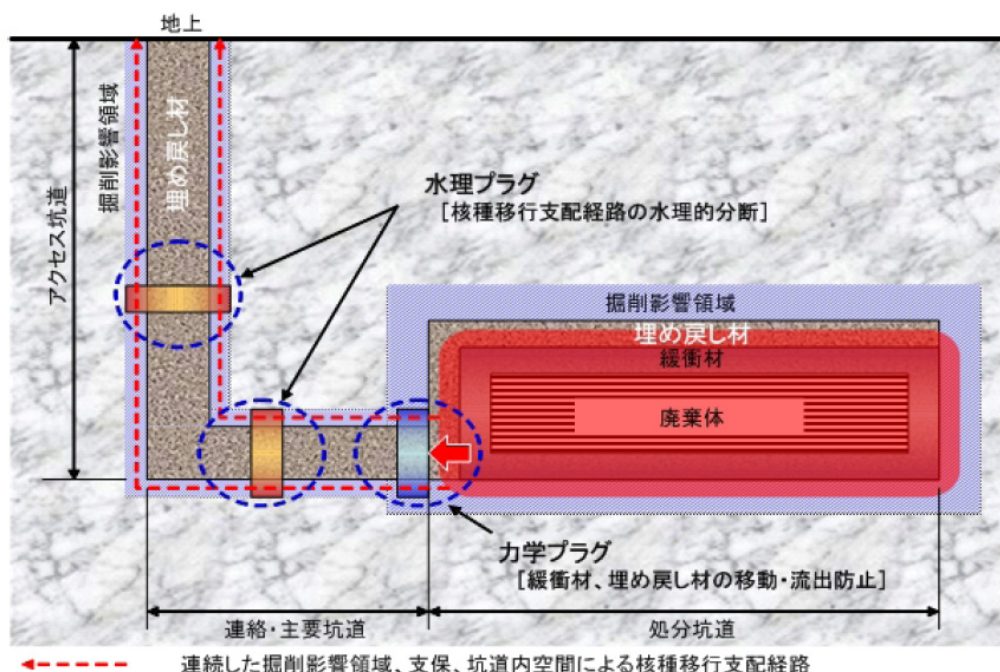


図 6.4.1-1 埋め戻し材、プラグの機能（電気事業連合会，核燃料サイクル開発機構，2005a）

6.4.2 埋め戻し材の材料設計

埋め戻し材には、「低透水性」「自己シール性」が要求されることから、ベントナイト系材料が適しているが、幌型坑道グループ3、4の処分坑道についてはこのような性能がなくとも安全評価上、有意な影響が想定されないとし、施工性、経済性の観点からセメント系材料が選定され、一般的なコンクリートの仕様で良いとしている。

ベントナイト系材料は低透水性に関しては「周辺岩盤相当の低透水性を持たせる」こととして、表 6.4.2-1 のような仕様例が示されている。自己シール性に関しては記述がないが第2次 TRU レポートの緩衝材の膨潤圧に関するデータを示すと図 6.4.2-1 のとおりである。有効粘土密度を用いてケイ砂の有無に関係なく整理されている。ベントナイト種類により違いはあるものの、 1.2Mg/m^3 の有効粘土密度であれば 0.1MPa 程度の平衡膨潤圧が想定される。

また、上述の処分坑道の埋め戻し材に関する「緩衝材平均密度の低下」については、「空間が残ら

ないように埋め戻す」だけではなく、緩衝材の膨潤変形を十分小さい水準に抑制するような「力学特性」についての考慮も必要と考えられる（土木学会，2009）。

表 6.4.2-1 ベントナイト系材料の埋め戻し材仕様例
（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a を一部修正）

項目	仕様
透水係数 (m/s)	1.0×10^{-10} m/s 以下（母岩と同等の水理性能）
有効粘土密度 (Mg/m^3)	1.2Mg/m^3 以上（海水系地下水条件）
材料仕様例	①ベントナイト・ケイ砂混合材料 (1:1) 乾燥密度 1.65Mg/m^3 以上 ②粒状ベントナイト（クニゲル V1 破碎原鉱石） 乾燥密度 1.2Mg/m^3 以上

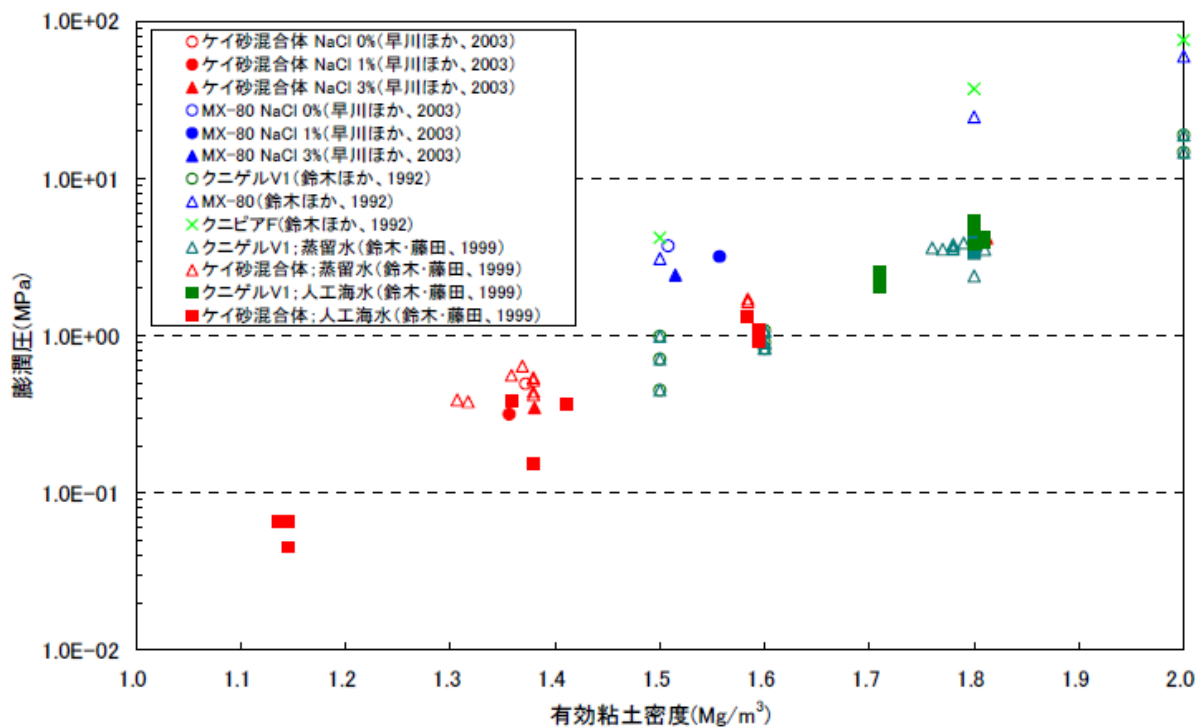


図 6.4.2-1 各種ベントナイトの有効粘土密度と平衡膨潤圧の関係
（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005b）

6.4.3 プラグの材料設計

プラグには、「低透水性（水理）」「自己シール性（水理）」「強度（力学）」の性能が要求されることから、水理プラグについては「緩衝材と同等の性能を与える」として表 6.4.3-1 のような仕様例が示されている。自己シール性に関しては記述がないが、上記埋め戻し材で参照したデータによれば、数百 kPa の平衡膨潤圧が発揮される。力学プラグについてはコンクリートを利用し数 MPa の緩衝材などの膨潤圧力に対して強度設計すればよいとしている。

表 6.4.3-1 水理プラグの仕様例（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a）

項目	仕様
透水係数 (m/s)	1.0×10 ⁻¹¹ m/s 以下（緩衝材と同等の水理性能）
有効粘土密度 (Mg/m ³)	1.45Mg/m ³ 以上
材料仕様例	①ベントナイト・ケイ砂混合材料 (8:2) 乾燥密度 1.60Mg/m ³ 以上 ②粒状ベントナイト（クニゲル V1 破碎原鉱石） 乾燥密度 1.45Mg/m ³ 以上

6.4.4 埋め戻し材とプラグの組み合わせの検討

上記では個別に、埋め戻し材に対して「周辺岩盤相当の低透水性を持たせる」、水理プラグに対して「緩衝材と同等の性能を与える」といった基準を設定しているが、もともと要求されるのは全体として「処分場閉鎖後に核種移行の支配経路形成（掘削影響領域，劣化支保部および空間部が連続する）および人工バリアの性能低下（緩衝材平均密度の低下）を回避する」（*）ことである。従って個別要素に基準を設定せずいろいろな材料仕様およびプラグの位置の組み合わせを考えて、全体として上記（*）が達成されることを確認すればよい。また成立する組み合わせは、サイトの地下水流動状況によっても異なってくる。

第2次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a，2005b）ではこのような検討例が紹介され、埋め戻し材料の透水係数を母岩より緩和できる例などが取り上げられている。高レベル放射性廃棄物処分の分野でも処分場パネル規模での水理解析による検討も実施されている（杉田ほか，2007）。

今後、NUMO は実施主体として、このような検討を実施し、より詳細でサイト環境条件や実務に即した設計を行っていくこととする。

6.5 地上施設の設計

これまでに廃棄体パッケージや人工バリアならびに処分坑道などの地下施設について述べてきた。本節では残された地上に配置される諸施設やこれらのレイアウトを説明する。

6.5.1 地上施設の機能

地上施設に要求される主な機能を列挙する。

表 6.5.1-1 地上施設の機能

<ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄体を外部から受入検査する機能。 ・ 輸送容器を一時仮置きする機能。 ・ 廃棄体をパッケージへ封入する機能。 ・ 緩衝材，充填材などの人工バリアを製作する機能。 ・ 廃棄体や廃棄体パッケージを遮へい容器に入れて地下へ払い出す機能。 ・ 立坑内設置エレベータの巻上装置など地下の搬送の制御や出入りの管理機能。 ・ 地下の換気，排水を制御する機能。 ・ 掘削土を仮置きする機能。 ・ 埋め戻し材，プラグ材を製作する機能。 ・ 電気，水道などのユーティリティ機能。 ・ 施設全体の管理や要員に関する機能。 <p>やや離れた場所で，</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 海上輸送されてくる廃棄体を受け入れる港湾の機能。 ・ 構外から処分場へ廃棄体を輸送する専用の道路の機能。

6.5.2 主要な構成施設およびそのレイアウト

上記のような機能を果たすために，第2次 TRU レポートでは下記の施設を示している。

表 6.5.2-1 地上施設一覧

① 地層処分低レベル放射性廃棄物受入・検査・廃棄体パッケージ製作施設（以下，「廃棄体受入・検査施設」という。）	⑨ 坑道換気施設
② 地層処分低レベル放射性廃棄物廃棄体パッケージ容器製作・検査施設（以下，「廃棄体パッケージ容器製作・検査施設」という。）	⑩ 排水処理施設
③ 緩衝材製作・検査施設	⑪ 廃棄物処理施設
④ プラグ製造施設	⑫ コンクリート供給施設
⑤ 埋め戻し材製作・検査施設	⑬ ユーティリティ施設（電力，上水，工業用水，蒸気等供給施設）
⑥ 掘削土置き場	⑭ メンテナンス施設
⑦ アクセス坑道出入管理施設（斜坑）	⑮ 管理棟
⑧ アクセス坑道出入管理施設（立坑）	⑯ 保安施設
	⑰ 輸送車両専用門
	⑱ 港湾施設
	⑲ PR 施設

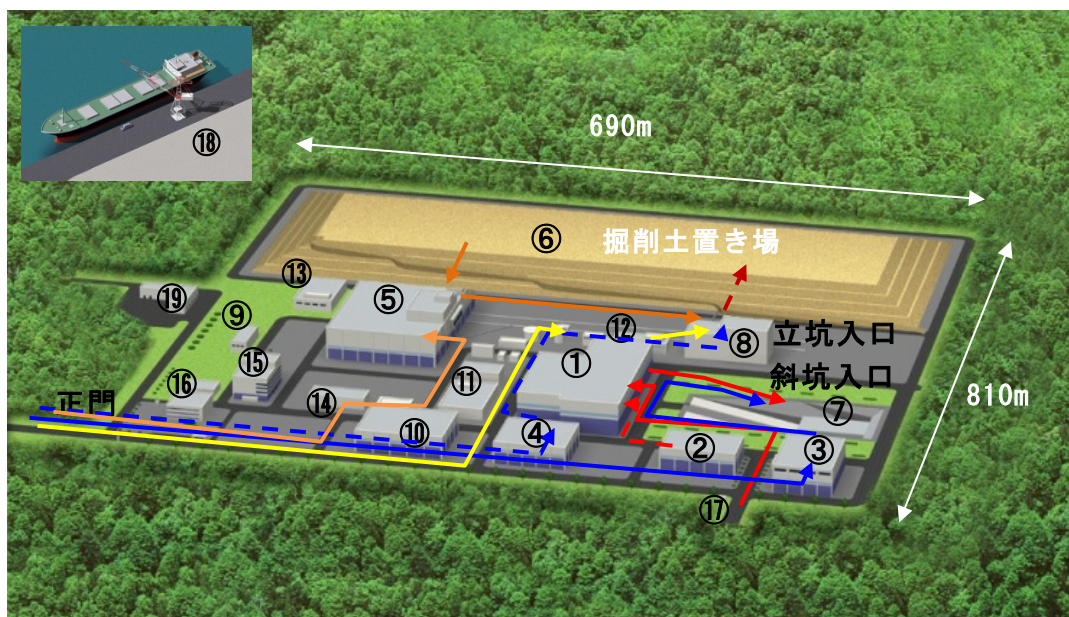
これらを配置した例を図 6.5.2-1 に示す。地下へのアクセスである斜坑入口および立坑入口も含めて，凡そ 690m×810m の規模である。掘削土置き場が最も大きな面積を占め，ここでは凡そ 650m×240m の広さである。図には合わせて，廃棄体，人工バリア，掘削土などの動線も示している。

廃棄体は，輸送車両専用門（⑰）を通過して廃棄体受入・検査施設（①）に搬入される。廃棄体パッケージ容器は，廃棄体パッケージ容器製作・検査施設（②）で製作され，廃棄体受入・検査施設

(①) に搬送後、同施設内で廃棄体および廃棄体パッケージの検査が行われた後、地下に搬送される。地上施設から地下施設への廃棄体の搬送を斜坑により行う場合には、斜坑入口 (⑦) は廃棄体受入・検査施設の近傍とする。斜坑を廃棄体 (および緩衝材) のみの搬送に使用する場合には斜坑入口を廃棄体受入・検査施設に直接接続することも考えられる。

緩衝材・プラグ材については、ここでは原材料は他資機材および人員などと同様に廃棄物とは別の門から地上施設内に搬送することとしている。緩衝材製作施設 (③) 内において緩衝材ブロック (ブロック施工の場合) を製作し、品質を検査する。止水のためのプラグは緩衝材と同様にベントナイトを使用する。プラグは主に処分坑道の埋め戻し時や閉鎖時に設置されるため (場合によっては建設時にも設置される)、廃棄体や緩衝材を搬送する斜坑ではなく、ここでは建設・閉鎖用の立坑 (⑧) を利用して地下施設へ搬送する。

建設時は地下施設で発生する掘削土を主に立坑 (⑧) を利用して揚土し搬送設備を介して掘削土置き場 (⑥) へ搬送する。埋め戻し時は、まず仮置きしている掘削土 (⑥) を埋め戻し材として再利用するため、埋め戻し材製造施設 (⑤) へ搬送する。埋め戻し材製造施設内でベントナイトなどと混練し、埋め戻し材として地下施設へ搬送する。建設・埋め戻しの際に使用する立坑と掘削土置き場間に搬送設備 (ベルトコンベアなど) を設置することも想定される。



- 廃棄体および廃棄体パッケージの搬送経路 (⑱→①→⑦)
- - - → 廃棄体パッケージ容器の搬送経路 (②→①)
- 緩衝材に関する動線 (③→⑦)
- - - → プラグ材に関する動線 (④→⑧)
- - - → 掘削土に関する動線 (⑧→⑥)
- コンクリートに関する動線 (⑫→⑧)
- 埋め戻し材に関する動線 (⑥→⑤→⑧)

図 6.5.2-1 地上施設レイアウトの例

第6章 参考文献

- 電気事業連合会・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
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構（2005b）：TRU 廃棄物処分技術検討書 根拠資料集 分冊1，JNC TY1400 2005-001（1），FEPC TRU-TR2-2005-03
- 土木学会（1989）：第四版 土木工学ハンドブック
- 土木学会（2007）：コンクリート標準仕様書（施工編）
- 土木学会（2009）：余裕深度処分における地下施設的设计，品質管理及び検査の考え方
- 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，NUMO-TR-04-01
- 原子力発電環境整備機構（2009a）：処分場の概要，放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊-1
- 原子力発電環境整備機構（2009b）：概要調査地区選定上の考慮事項，放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊-2
- 核燃料サイクル開発機構（1999a）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ— 総論レポート，JNC TN1400 99-020
- 核燃料サイクル開発機構（1999b）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ— 分冊2 地層処分の工学技術，JNC TN1400 99-022
- 核燃料サイクル開発機構（1999c）：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ— 分冊3 地層処分システムの安全評価，JNC TN1400 99-023
- 核燃料サイクル開発機構（1999d）：地層処分場のレイアウトに関する検討，JNC-TN8400 99-044
- 経済産業省（2008）：特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画，平成20年3月21日，経済産業省告示第44号
- 共同作業チーム（2000）：TRU 廃棄物処分概念検討書，JNC TY1400 2000-001 TRU TR-2000-01
- 本島睦，日比野敏，林正夫（1978）：岩盤掘削時の安定解析のための電子計算プログラムの開発，電力中央研究所報告 380036
- 杉田裕，高橋美昭，浦上学，北山一美，藤田朝雄，油井三和（2007）：処分システムに求められる閉鎖性能の考え方—処分場パネル規模の水理に関する試解析—，NUMO-TR-06-01
- 吉田秀典，堀井秀之（1996）：マイクロメカニクスに基づく岩盤の連続体モデルと大規模地下空洞掘削の解析，土木学会論文集 No.535/III-34，p23-41

第7章

処分場の建設・操業・閉鎖

第7章 処分場の建設・操業・閉鎖	7-1
7.1 事業の前提条件や全体の流れ	7-1
7.1.1 最終処分に関する基本方針と基本計画	7-1
7.1.2 事業の展開	7-2
7.1.3 安全規制	7-6
7.1.4 事業展開と坑道レイアウト	7-7
7.2 坑道の掘削から人工バリアの構築まで（建設段階）	7-8
7.2.1 建設の規模と工程	7-8
7.2.2 坑道の建設	7-10
7.2.3 人工バリアなどの構築	7-12
7.2.4 地上施設の建設および地下建設にかかわる地上施設での作業	7-14
7.2.5 建設時の安全対策	7-15
7.2.6 サイト環境条件および外部条件の変化の影響	7-15
7.3 廃棄体の受入から搬送・定置まで（操業段階）	7-16
7.3.1 基本的作業の流れと前提条件	7-16
7.3.2 廃棄体の受入からパッケージ製作まで	7-18
7.3.3 地下施設への搬送から定置まで	7-21
7.3.4 上部緩衝材および充填材の施工	7-27
7.3.5 サイト環境条件および操業条件の変化への対応	7-28
7.3.6 操業時の安全対策	7-29
7.4 坑道の埋め戻し，地下施設の閉鎖まで（閉鎖段階）	7-29
7.4.1 埋め戻しの規模と工程	7-30
7.4.2 埋め戻し材の施工	7-31
7.4.3 プラグ，グラウトの施工	7-34
7.4.4 埋め戻し材などの製作	7-34
7.5 処分費用について	7-35
7.5.1 概要	7-35
7.5.2 サイト環境条件などの変化の影響	7-35
第7章 参考文献	7-37
図 7.1.2-1 作業の流れ(1)坑道掘削から一部の人工バリア構築まで	7-4
図 7.1.2-2 作業の流れ(2)廃棄体定置から埋め戻し材，充填材の施工まで	7-5
図 7.1.3-1 事業許可以降の安全規制の流れ	7-7
図 7.1.4-1 地下坑道レイアウトの比較	7-8
図 7.2.1-1 坑道掘削工事の工程の例	7-10
図 7.2.2-1 既存地下施設および処分坑道の換算空洞径と深度の関係	7-11
図 7.2.2-2 円形処分坑道の掘削イメージ	7-12
図 7.2.3-1 緩衝材の目標密度と施工法（クニゲルV1/ケイ砂混合の場合）	7-13
図 7.3.1-1 廃棄体受入から埋め戻しまでの基本的作業の流れ	7-18

図 7.3.2-1	受入から地下への搬送までの流れ	7-20
図 7.3.2-2	廃棄体受入・検査・廃棄体パッケージ製作施設の鳥瞰図	7-21
図 7.3.2-3	遠隔操作による収納・モルタル充填・検査作業の一連の流れ	7-21
図 7.3.3-1	地下施設への搬送・定置作業フロー（円形坑道の例）	7-25
図 7.3.3-2	1日に5パッケージを搬送定置するためのタイムチャート例	7-27
図 7.4.2-1	ベントナイト系埋め戻し材施工法と達成密度の関係	7-33
表 7.2.1-1	掘削工事の規模の比較	7-9
表 7.2.1-2	緩衝材施工量の比較	7-9
表 7.3.1-1	廃棄体およびパッケージの総数ならびに1年および1日あたりの取り扱い数	7-17
表 7.3.3-1	搬送対象物および重量の例	7-23
表 7.3.3-2	廃棄体アクセス搬送方式（斜坑、キャリアカー）の諸元	7-23
表 7.3.3-3	廃棄体主要坑道搬送方式（軌道方式）の諸元（円形坑道）	7-23
表 7.3.3-4	廃棄体定置方式の諸元（円形坑道）	7-24
表 7.4.1-1	各坑道における埋め戻し量（軟岩深度500m 円形断面の例）	7-30
表 7.4.1-2	埋め戻し期間の試算（軟岩深度500m 円形断面の例）	7-31
表 7.4.2-1	ベントナイト系材料埋め戻し材の仕様例	7-31
表 7.4.2-2	部位に応じたベントナイト系埋め戻し材の施工法	7-34
表 7.4.3-1	水理プラグの仕様例	7-34
表 7.5.1-1	処分費用全体の試算結果	7-35

第7章 処分場の建設・操業・閉鎖

本章では、第6章に述べた考え方に沿って設計される施設、設備をどのように建設し、操業を行い、閉鎖するかについて述べる。まず事業の前提条件や事業全体の流れを示し、次に、建設、操業、閉鎖などの各段階の内容を説明する。本章の「建設・操業・閉鎖」も第3章で述べた安全確保策の一環として実施される。

7.1 事業の前提条件や全体の流れ

7.1.1 最終処分に関する基本方針と基本計画

最終処分法に基づき、国は5年ごとに最終処分に関する基本方針と基本計画を定めることになっている。平成19年に最終処分法が改定され、本レポートの地層処分低レベル放射性廃棄物に相当する第二種特定放射性廃棄物が新たに追加されたのに伴い、基本方針と基本計画も改定された。改定された基本方針（経済産業省、2008a）のうち、地層処分低レベル放射性廃棄物処分の建設・操業・閉鎖に関連する部分を抜粋すると、次のとおりであり処分施設に対して「適切な時期までの設置」「十分な規模」「十分な年間処分能力」を、事業に対して安全性確保の前提のもと、「経済性及び効率性への留意」を求めている。

- ・ 第二種特定放射性廃棄物（地層処分低レベル放射性廃棄物）は、第一種特定放射性廃棄物（高レベル放射性廃棄物）と比べて、その放射能および発熱量は相対的に低いものの、当該放射能の減衰に長期間を要するため、固型化し、または容器に封入した上で、順次、安全性を確認しつつ、最終処分することとする。
- ・ 機構は、貯蔵期間を終了した特定放射性廃棄物を円滑に最終処分することが出来るよう、適切な時期までに十分な規模および年間処分能力を有する最終処分施設を設置し、当該施設において安全かつ確実に最終処分を行うものとする。
- ・ 機構は安全性の確保の前提のもと、経済性および効率性にも留意して事業を行う必要がある。加えて、最終処分事業は極めて長期間にわたることから、機構は技術などの変化に柔軟かつ機動的に対応出来る体制であることが重要である。

基本計画（経済産業省、2008b）ではこれらを具体化し、次のように述べており、「19,000m³以上の規模」「操業期間中に計画的に最終処分できる能力」の処分施設を建設し、「平成40年代後半を目途として」最終処分を開始することを求めている。処分の開始の時期およびそれに先行する調査の時期は高レベル放射性廃棄物の最終処分と同じである。

- ・ 発電用原子炉の運転に伴って生じた使用済燃料の再処理等を行った後に生ずる第二種特定放射性廃棄物（地層処分低レベル放射性廃棄物）の総量は、現在の再処理施設等の操業計画等を勘案すると、約18,100m³と見込まれる。
- ・ 特定放射性廃棄物の最終処分は、平成40年代後半を目途として開始する。
- ・ 最終処分の開始後、最終処分される第二種特定放射性廃棄物（地層処分低レベル放射性廃棄物）の量は、当該最終処分の開始時点において貯蔵されている第二種特定放射性廃棄物の量や、それ以降の第二種特定放射性廃棄物の発生量等を勘案し、操業期間中にそれらの廃棄物

を計画的に最終処分することができる量とする。

基本計画では高レベル放射性廃棄物の最終処分との関連では次のように述べている。

- ・ 第一種特定放射性廃棄物（高レベル放射性廃棄物）と第二種特定放射性廃棄物（地層処分低レベル放射性廃棄物）をそれぞれ別の最終処分施設建設地で最終処分する方法も、また、同一の最終処分建設地に併置して最終処分する方法も可能である。

このような国の基本的な方針・計画を踏まえて、NUMOは具体的な事業展開を計画していく。次に具体的スケジュールについて述べる。

7.1.2 事業の展開

(1) 調査・選定

地層処分低レベル放射性廃棄物処分場建設地の調査・選定の手順は高レベル放射性廃棄物の処分場と同じである。最終処分法に基づき、段階的に文献調査、概要調査および精密調査を実施して建設地を選定する。これらの調査を経て最終処分建設地を選定するまでに20年程度を見込んでいる。

調査地点のその地域における広域的な地質環境条件の調査については、高レベル放射性廃棄物処分場と同じ内容が想定されるが、地下施設付近の詳細な調査は、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の地下施設が高レベル放射性廃棄物処分場のそれより小さいことから、規模が小さくなる。高レベル放射性廃棄物処分場と併置する場合には広域的調査は共有できると考えられる。

最終処分施設建設地の選定後は、炉規法にもとづき、必要な調査を実施した上で事業許可申請を行うとともに、ほかの建設開始に必要な諸手続きを申請する。事業許可ならびにほかの必要な許可を得た後、建設に着手する。

(2) 建設から受入・定置まで

処分場の建設では、調査・選定段階で建設した地下の調査施設の利用を想定している。地下へのアクセス坑道を利用することで、地下の坑道群の掘削に直ちに着手することができ、工期を短縮できる。地下施設および地上施設の建設には10年間程度を見込んでいる。地下施設が広大な高レベル放射性廃棄物処分場の場合は、処分坑道をいくつかのパネルに分割し、建設が終了して準備が整ったパネルから廃棄体受入を開始し、後続のパネルの建設と廃棄体受入を並行して実施する。一方、第2次TRUレポートにおいて、地層処分低レベル放射性廃棄物は、地下施設全体の建設終了後に廃棄体受入を開始することとしている。また、高レベル放射性廃棄物の場合、廃棄体1体ごとに廃棄体定置と同時に緩衝材を定置していくが、地層処分低レベル放射性廃棄物のグループ1,2の緩衝材は、まとめて定置される廃棄体および廃棄体パッケージの塊を取り囲むように配置するため、底部と側部は操業開始前の建設段階に定置・構築する。

地下施設坑道の建設および一部の人工バリア（緩衝材）構築終了後に開始する予定の操業段階では、下記のような作業を行う。

- ・ 地上施設において廃棄体を受入・検査し、廃棄体パッケージや緩衝材・充填材・埋め戻し材

を製作する。

- ・ 廃棄体や廃棄体パッケージを地下施設へ搬送し、処分坑道へ定置する。さらに緩衝材・充填材を施工する。
- ・ 埋め戻し材を地下施設へ搬送し、処分坑道を埋め戻す。

このような掘削から一部の人工バリア構築までとその後の定置・埋め戻しまでの作業の流れに関して、軟岩、円形坑道の場合の例を、図 7.1.2-1、図 7.1.2-2 に示す。

高レベル放射性廃棄物処分場の操業（廃棄体の受入から搬送定置まで）は 50 年程度が見込まれている。地層処分低レベル放射性廃棄物処分場を併置した場合、この 50 年間で地層処分低レベル放射性廃棄物の廃棄体の受入から搬送定置までを行うことが考えられる。第 2 次 TRU レポートでは廃棄体の受入開始から搬送・定置終了までは 25 年間で想定しているため、この場合比較的余裕のある工程が想定される。

(3) 閉鎖および必要に応じた閉鎖後管理

連絡坑道、主要坑道およびアクセス坑道を埋め戻す前には、炉規法に基づき、「閉鎖措置計画」を国に申請する。申請に当たっては、建設・操業時に得られたデータや最新の知見を加えて事業許可された処分場の安全性について問題ないことを確認する。閉鎖措置申請が認可されると、埋め戻しを開始し地下施設を閉鎖する。地上施設は不要となったものから順次解体・撤去されることになる。これらの作業には 10 年間程度を見込んでいく。

閉鎖後も社会的な要請などにより、地上からの環境モニタリングなどの管理を継続する必要があることが考えられる。この場合には、管理棟、保安施設、PR 施設などが引き続き地上に残されることになる。モニタリングには、調査・選定段階で使用したボーリング孔などを利用することが可能である。必要に応じてモニタリングが実施された場合には、管理の必要がなくなった時点において、そのためのボーリング孔も埋め戻し、地下施設は完全に閉鎖された状態となる。地上の施設はすべて解体・撤去し、跡地には処分場の存在を示すモニュメントや公園などを設けることも可能である。

施工手順	①坑道掘削 (グループ 1~4)	②コンクリート吹付 (グループ 1~4)	③ロックボルト (グループ 1~4)
概念図	<p>①坑道掘削 (グループ 1~4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・上半掘削, 下半掘削 ・機械掘削工法 	<p>②コンクリート吹付 (グループ 1~4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・上半, 下半の2回 	<p>③ロックボルト (グループ 1~4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・上半, 下半の2回 ・削孔, ロックボルト定置
施工手順	④インバート工 (グループ 1~4)	⑤二次覆工 (グループ 1~4)	⑥緩衝材搬送 (グループ 1・2)
概念図	<p>④インバート工 (グループ 1~4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・掘削およびコンクリート打設 グループ 1・2 グループ 3・4 (排水工を設ける) 	<p>⑤二次覆工 (グループ 1~4)</p> <ul style="list-style-type: none"> ・防水シート設置, コンクリート打設 グループ 1・2 グループ 3・4 	<p>⑥緩衝材搬送 (グループ 1・2)</p>
施工手順	⑦底部緩衝材の定置 (グループ 1・2)	⑧構造躯体底版部組立て (グループ 1・2)	⑨構造躯体側壁部組立て (グループ 1・2)
概念図	<p>⑦底部緩衝材の定置 (グループ 1・2)</p>	<p>⑧構造躯体底版部組立て (グループ 1・2)</p>	<p>⑨構造躯体側壁部組立て (グループ 1・2)</p>

図 7.1.2-1 作業の流れ(1)坑道掘削から一部の人工バリア構築まで

施工手順	⑩側部緩衝材の搬送・定置 (グループ 1・2)	⑪廃棄体の搬送 (グループ 1~4)	⑫廃棄体の定置 (グループ 1~4)
概念図	<p>4ton運搬車 箱型クレーン アーチ型クレーン ペレコンプレッサ 支保工 構造躯体 緩衝材ブロック 支保工 インバートコンクリート</p>	<p>グループ 1・2 グループ 3・4</p> <p>4七機ア7196</p>	<p>グループ 1・2 グループ 3・4</p>
施工手順	⑬上部緩衝材の定置 (グループ 1・2)	⑭-1 埋め戻し材の搬送 (グループ 1・2)	⑮-1 埋め戻し材の吹き込み (グループ 1・2)
概念図		<p>4七機ア7196</p>	
施工手順	⑭-2 充填材の搬送 (グループ 3・4)	⑮-2 充填材打設 (グループ 3・4)	
概念図	<p>トラクタ</p>		

図 7.1.2-2 作業の流れ(2) 廃棄体定置から埋め戻し材、充填材の施工まで

7.1.3 安全規制

処分場建設地の調査・選定については最終処分法に基づき進められる。事業許可申請から建設・操業・閉鎖については前項で一部述べたように炉規法に基づき進められる。平成19年に炉規法が改正され、地層処分事業の安全規制の枠組みが設定された。また、関連する政令や規則も整備されている。事業許可以降の安全規制の流れを図7.1.3-1に示す。

炉規法では、「事業許可」で「基本的設計方針」を審査し、後段の規制でより具体的に細部を審査する、という段階的規制の体系が取られている。地層処分事業でも事業許可後の後段規制として建設段階では、廃棄物受入施設などについて建設開始前の「設計及び工事の方法の認可」と施設供用前の「使用前検査」が、廃棄体を定置する廃棄物埋設地や坑道などについて廃棄体の埋設開始前に「埋設施設確認」などが実施される。「認可」「確認」を得た後でないと次の工程が始まらないため、建設段階全体の工程の計画に際しては、これらの規制に必要な手順や期間に十分留意する必要がある。操業段階では定期的に、施設に関する「施設検査」や運用に関する「保安検査」などが実施される。

図7.1.3-1には示していないものの、地層処分事業および余裕深度処分事業に特有の規制として、「廃棄物埋設施設の定期的な評価等」がある（規則第58条（経済産業省，2008c)）。これは、事業許可から20年を超えない期間ごとに、「最新の技術的知見を踏まえて、核燃料物質等による放射線の被ばく管理に関する評価を行う、保全のために必要な措置を講ずる」ことである。この規定に従い一定の期間ごとに事業許可申請時の安全評価を再確認することになるため、最新のデータとして建設・操業中の地下環境に関するデータ取得が調査時に引き続いて必要となる。そこで、これまでの一般的な建設・操業の工程計画に際して、このような地下環境に関するデータ取得計画を留意して組み込んでいく必要がある。

処分坑道における廃棄体の定置や緩衝材・充填材の施工、上部空間の埋め戻しが完了し、残された主要坑道・連絡坑道・アクセス坑道などの埋め戻しの前には、炉規法51条の24の2に規定された「坑道の閉鎖に伴う措置」に示された「閉鎖措置計画」の申請が必要であり、この認可を得て坑道の埋め戻しを開始する。また坑道の閉鎖の工程ごとに「確認」が実施される。「坑道の閉鎖に伴う措置」は地層処分事業に特有の規制である。閉鎖段階の工程計画に当たってはこれらの規制に必要な手順や期間に十分留意する必要がある。

なお、地層処分低レベル放射性廃棄物処分に類似する点が多い余裕深度処分に関しては、上記のような国による安全規制制度に加えて、日本原子力学会や土木学会により、設計、品質管理および検査などに関する基準が整備されてきている。NUMOは、このような余裕深度処分の民間基準を参照して、今後の設計や建設・操業・閉鎖の計画にあたりとともに、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の民間基準策定に向けて、学会の活動に協力していく予定である。

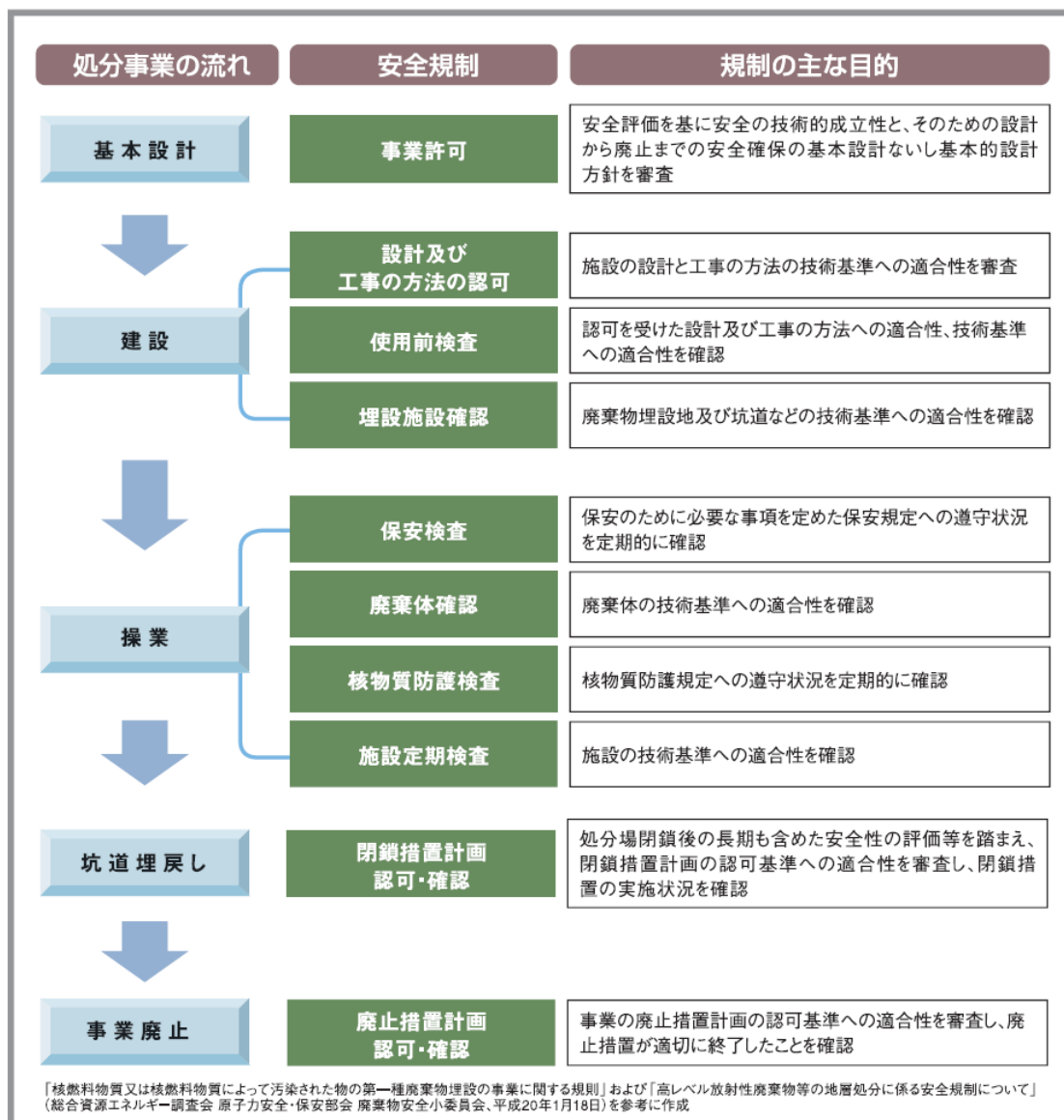


図 7.1.3-1 事業許可以降の安全規制の流れ (原子力発電環境整備機構, 2009)

7.1.4 事業展開と坑道レイアウト

図 7.1.4-1 に示すように地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の地下坑道レイアウトは高レベル放射性廃棄物処分場と比較して単純である。この理由の一つは第 6 章の設計で述べたように、地層処分低レベル放射性廃棄物の場合、比較的大きな断面の坑道に廃棄体をまとめて埋設するため処分坑道延長が比較的短いためであるが、これとは別に処分坑道以外の主要坑道・連絡坑道の違いがある。

地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の場合、概ね 1 本の主要坑道が処分坑道群全体を囲むような形で配置され、アクセス坑道末端の坑底施設と処分坑道群を連絡しているが、高レベル放射性廃棄物処分場の場合は 6 つある処分坑道群 (パネル) ごとに坑底施設と連絡させる坑道が 6 本 (3 往復) ずつ配置されていて複雑である。これは前者が、坑道掘削・廃棄体の定置・坑道の埋め戻しの段階を坑道群全体として進めることを前提としているのに対して、後者が各坑道群 (パネル) ご

とに坑道掘削・廃棄体の定置・坑道の埋め戻し段階の展開を別個に行うため放射線管理・作業錯綜防止の観点から坑道群ごとに各作業段階のための連絡坑道を2本（1往復）ずつ配置しているためである。

廃棄体受入工程の変更などにより，地層処分低レベル放射性廃棄物処分場も高レベル放射性廃棄物処分場と同様に，ある一定の坑道部分ごとに坑道掘削・廃棄体の定置・坑道の埋め戻し段階の展開を別個に行うこととなった場合，主要坑道や連絡坑道の配置について再検討が必要である。最大は高レベル放射性廃棄物処分場のような複雑なレイアウトも考えられるが，7.1.2 (2) で述べた併置処分の場合の操業期間の余裕や後段の「坑道の掘削から人工バリアの一部構築まで」「廃棄体の受入から搬送・定置まで」で述べるように工程に比較的余裕があることから，期間を区切った運用や，遮へい壁の運用などにより，現状の主要坑道・連絡坑道レイアウトあるいはある程度の増強で対応できる可能性があると考えられる。

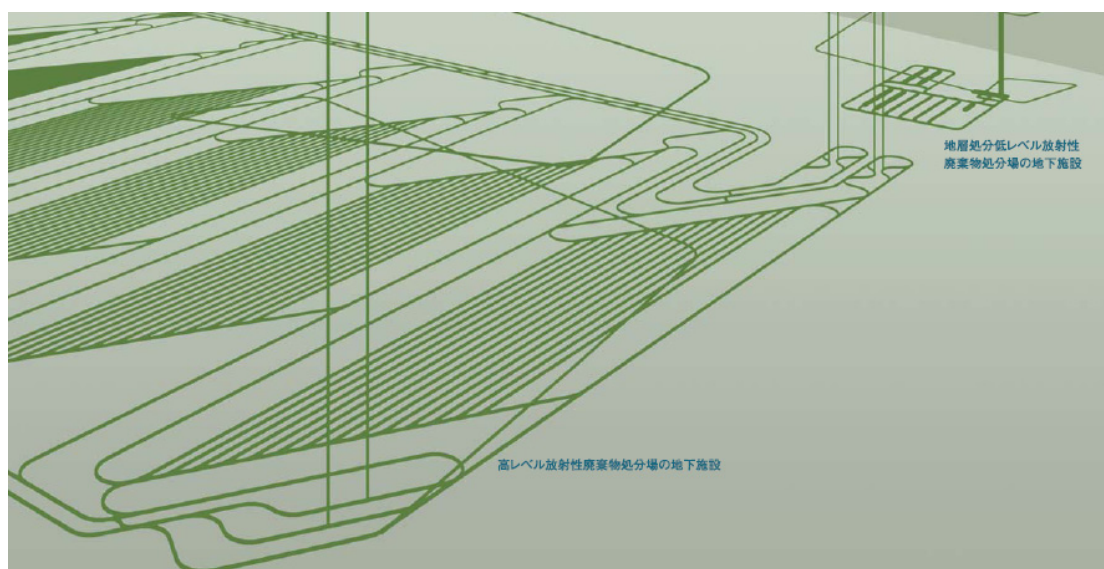


図 7.1.4-1 地下坑道レイアウトの比較（原子力発電環境整備機構，2009）
（手前：高レベル放射性廃棄物処分場，奥：地層処分低レベル放射性廃棄物処分場）

7.2 坑道の掘削から人工バリアの構築まで（建設段階）

前節で述べたように地層処分低レベル放射性廃棄物処分場では，廃棄体定置前に施工可能な一部の人工バリアの構築も建設段階で実施すると第2次 TRU レポートでは設定している。従ってこの章では，坑道の建設と地上施設などの建設に加えて一部の人工バリアなどの構築についても説明する。

7.2.1 建設の規模と工程

(1) 建設の規模

地下施設の断面諸元，レイアウトは第6章で述べたとおりである。これらのうち深度500m 軟岩における円形坑道の場合と，深度1,000m 硬岩における幌型坑道についてその数量をまとめ，これを高レベル放射性廃棄物処分場（原子力発電環境整備機構，2004）と比べる。数量の詳細について

は付録 7-1 を参照されたい。アクセス坑道の工事規模はあまり違いがないが、処分坑道や主要坑道などの工事規模が大きく異なるため、坑道総延長、掘削量ともに高レベル放射性廃棄物処分場のおおむね 10 分の 1 の規模である。

表 7.2.1-1 掘削工事の規模の比較

	地層処分低レベル放射性廃棄物		高レベル放射性廃棄物
	深度 500m 軟岩, 円形坑道	深度 1,000m 硬岩, 幌型坑道	深度 1,000m 硬岩, 縦置き
アクセス	立坑 2 本, 斜坑 1 本 合計約 8km	立坑 2 本, 斜坑 1 本 合計約 16km	立坑 6, 斜坑 1 本 合計約 20km
主要坑道等	約 3.7km	約 3.6km	約 70km
処分坑道	約 1.9km	約 2.7km	約 180km
坑道延長合計	約 14km	約 23km	約 270km
総掘削量	約 67 万 m ³	約 84 万 m ³	約 690 万 m ³

次に、緩衝材全体の施工量を高レベル放射性廃棄物処分場と比べると、表 7.2.1-2 のようになる。高レベル放射性廃棄物処分場のおおむね 10 分の 1 の規模である。

表 7.2.1-2 緩衝材施工量の比較

	地層処分低レベル放射性廃棄物(*)	高レベル放射性廃棄物
緩衝材施工量	3.1 万 m ³ (軟岩, 円形坑道), 4.3 万 m ³ (硬岩, 幌型坑道)	10.5m ³ /本×4 万本=42 万 m ³

(*)操業段階の施工となる上部緩衝材も含む

(2) 建設の工程

第 2 次 TRU レポートでは地下施設および地上施設の建設期間として 10 年を見込んでいる。このうち坑道掘削工程の内訳は次のように考えられる。坑道ごとの諸元を踏まえ、掘削機械や作業体制を設定し、掘削土の地上への搬出にどの坑道を用いるかといった地下空間の制約およびその時期を考慮して策定した円形坑道の軟岩、500m と硬岩、1,000m の工程例を図 7.2.1-1 に示す。

最も時間がかかる斜坑の地上からの掘進と並行して、精密調査段階ですでに構築済みの立坑 2 本を用いて地下の水平坑道の掘削に着手する。まず、主要坑道を 2 方向から掘り進め接続して周回坑道を完成し各処分坑道への寄り付となる連絡坑道を掘削したあと、処分坑道の掘削を 2 断面ずつ掘削する。

地下の水平坑道の掘削土は構築済みの立坑を用いて搬出される。立坑による搬出は容器を昇降して行う為あまり大きな排土能力は無く、深度が大きくなるとさらに能力が落ちる。深度 500m の軟岩の例では地下の水平坑道の掘削土の搬出すべてを立坑で賄っているが、深度 1,000m の硬岩の例ではそれでは足りず、途中から斜坑も掘削土搬出に用いている。そのため、深度 1,000m の硬岩の斜坑は掘進速度が大きい TBM 工法の採用を前提にしている。深度 500m の軟岩の斜坑は図 7.2.2-2 に示す自由断面掘削機による掘削である。

年数		1	2	3	4	5	6	7
斜坑		[黒塗り]						
主要坑道		[黒塗り]						
連絡坑道			[黒塗り]					
処分坑道グループ1							[黒塗り]	
処分坑道 グループ2	ハルエンドピース			[黒塗り]				
	仏国返還						[黒塗り]	
処分坑道グループ3				[黒塗り]				
処分坑道 グループ4	ドラム缶・角型				[黒塗り]			
	ハル缶・インナーバレル						[黒塗り]	

年数		1	2	3	4	5	6	7
斜坑		[黒塗り]						
主要坑道		[黒塗り]						
連絡坑道			[黒塗り]					
処分坑道グループ1							[黒塗り]	
処分坑道 グループ2	ハルエンドピース			[黒塗り]				
	仏国返還			[黒塗り]				
処分坑道グループ3					[黒塗り]			
処分坑道 グループ4	ドラム缶・角型					[黒塗り]		
	ハル缶・インナーバレル				[黒塗り]			

図 7.2.1-1 坑道掘削工事の工程の例（上：軟岩，深度 500m，下：硬岩，深度 1,000m）

坑道掘削終了後の残り年数で，緩衝材施工および構造躯体を施工することとなる。坑道延長が最も長く施工量が最大となるグループ 2 処分坑道の作業班を増やすなどの作業計画となる。

地上施設については，精密調査段階ですでに立坑 2 本が構築済みであることから坑道掘削着手に先だって建設すべき施設は多くないため，上記の坑道掘削や緩衝材・構造躯体施工と並行して建設できると考えられる。

7.2.2 坑道の建設

(1) 既往の施工実績

第 1 次 TRU レポート（共同作業チーム，2000）では地下構造物建設工事の既往実績を深度（土かぶり厚）と坑道径を指標に整理し，これに地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の坑道（ここでは，第 1 次 TRU レポートでの断面）をプロットしている。ただしここでは，硬岩の場合も深度 500m としている（図 7.2.2-1）。道路・鉄道トンネルは 10m 程度の坑道径，300m～600m 程度の深度に主に分布し，大規模地下空洞は 20m～40m の坑道径，100m～400m 程度の深度に主に分布している。これと比較するとレファレンスの処分坑道は（坑道径；円形 12m，幌型 16m（換算））は，坑道径では道路・鉄道トンネルと大規模地下空洞の間であり，深さは 500m であれば，道路・鉄道トンネルと同程度で大規模空洞よりやや深い，といった関係である。深度 1,000m については図 7.2.2-1 では恵那山トンネルのみ示してあるが，これ以深でも大清水トンネルの 1,300m や関越トンネルの

1,100mの実績があるので、十分これまでの経験の範囲内に含まれると考えられる。レファレンスの処分坑道以外の斜坑、主要、連絡坑道（坑道径；6m～8m（換算））は、坑道径では道路・鉄道トンネルと同程度である。ちなみに高レベル放射性廃棄物処分場の縦置きの場合の処分坑道や主要・連絡坑道もこの程度の坑道径である。

従って地層処分低レベル放射性廃棄物の坑道は、既往の道路・鉄道トンネルおよび大規模空洞の掘削工事の技術や実績を活用・参照して十分対応することが出来ると考えられる。

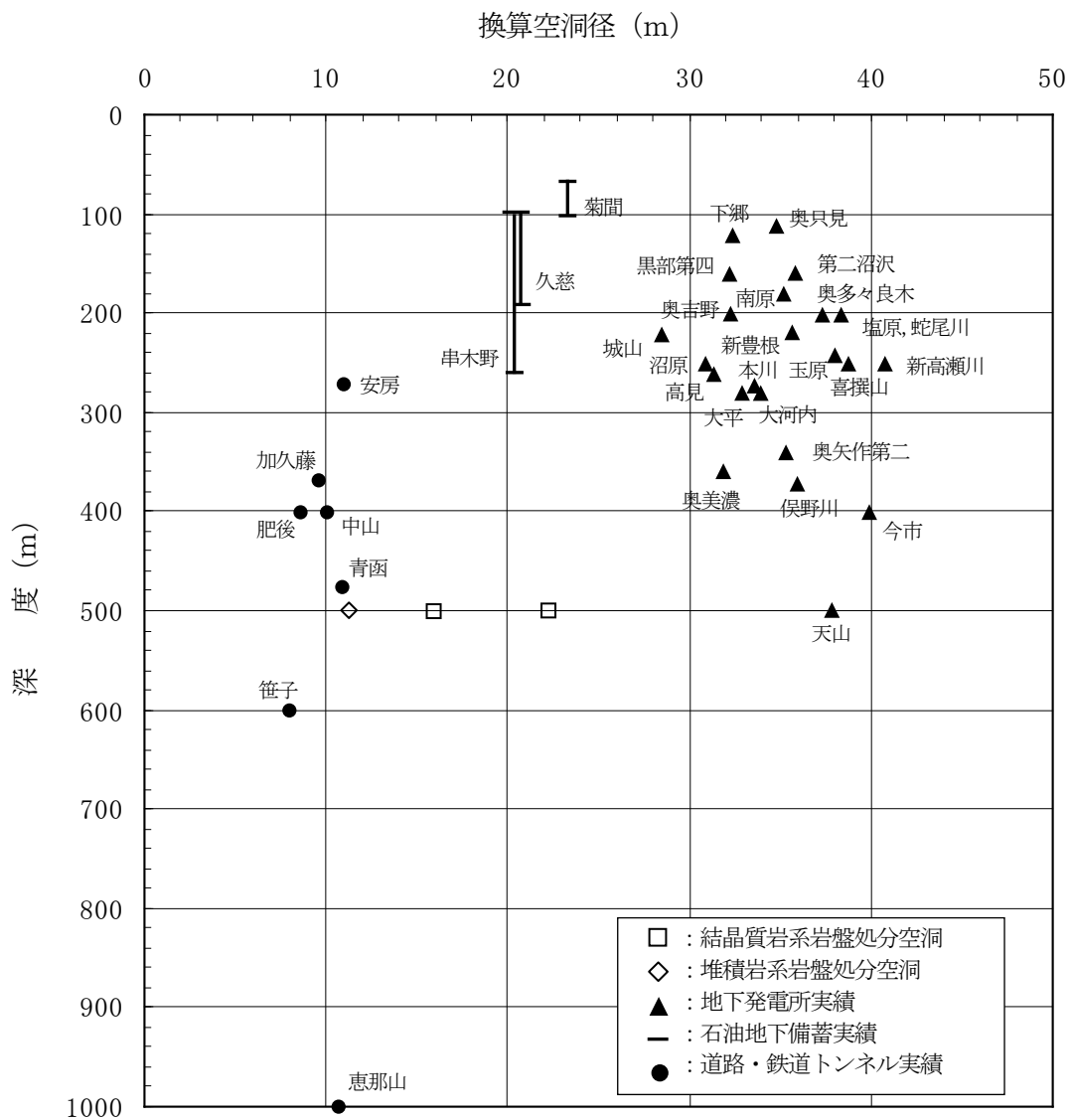


図 7.2.2-1 既存地下施設および処分坑道の換算空洞径と深度の関係（共同作業チーム，2000）

(2) 各坑道の建設方法

アクセス坑道である立坑や斜坑、主要坑道や連絡坑道の掘削工法は高レベル放射性廃棄物処分場の坑道掘削方法（原子力発電環境整備機構，2004）とほぼ同じである。ここでは、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場に特徴的な比較的大きな断面である処分坑道の掘削方法について述べる。

円形の処分坑道は坑道径が12m程度であり道路・鉄道トンネルと比べて断面が大きい。このように断面が大きい場合、一度に全断面を掘削して地圧を一挙に解放するのではなく、断面を分割して順に掘削と支保工構築を進めて地圧を少しずつ解放させる方式が採用されることが多い。円形坑道では上半、下半に分割することが考えられる。図7.2.2-2は下半分の掘削状況である。上半分の作業は描いてないが実際は上半分を数十m程度先行して掘削し坑道延長方向で錯綜しないようにして、上半分と下半分の作業を並行して進める。

硬岩に対しては制御発破による掘削、ロックボルトと吹付コンクリートのNATM工法による支保が適していると考えられる。一方、一軸圧縮強度が20MPa程度の軟岩に対しては、ロードヘッダーなどの自由断面掘削機による機械掘削と、NATM工法による支保に加え、二次覆工の適用が考えられる。図7.2.2-2の上段は発破工法による掘削（爆薬装填作業）、下段は自由断面掘削機による掘削のイメージである。図7.1.2-1の①～⑤は軟岩の場合の掘削手順である。

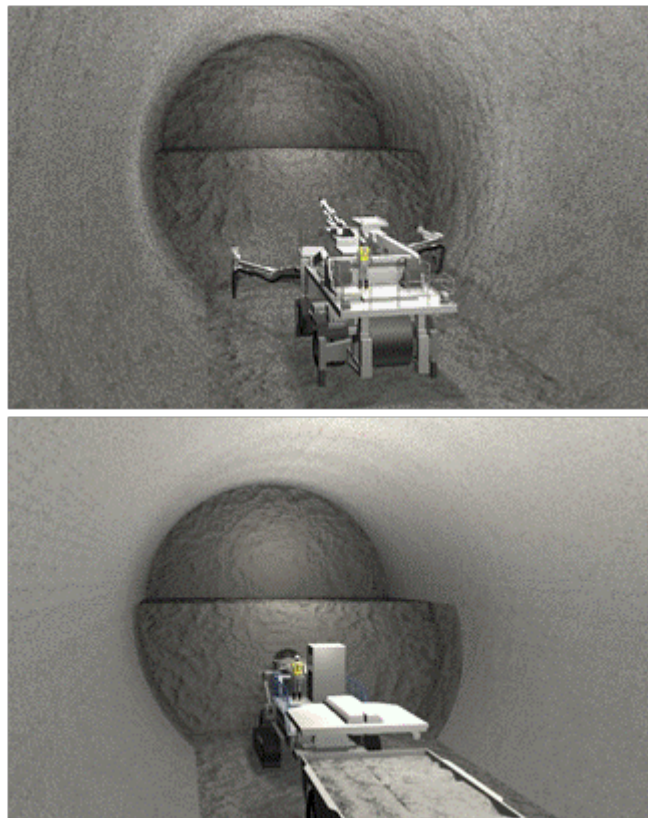


図 7.2.2-2 円形処分坑道の掘削イメージ

(上；発破工法による掘削（原子力発電環境整備機構，2009），下；自由断面掘削機による掘削)

7.2.3 人工バリアなどの構築

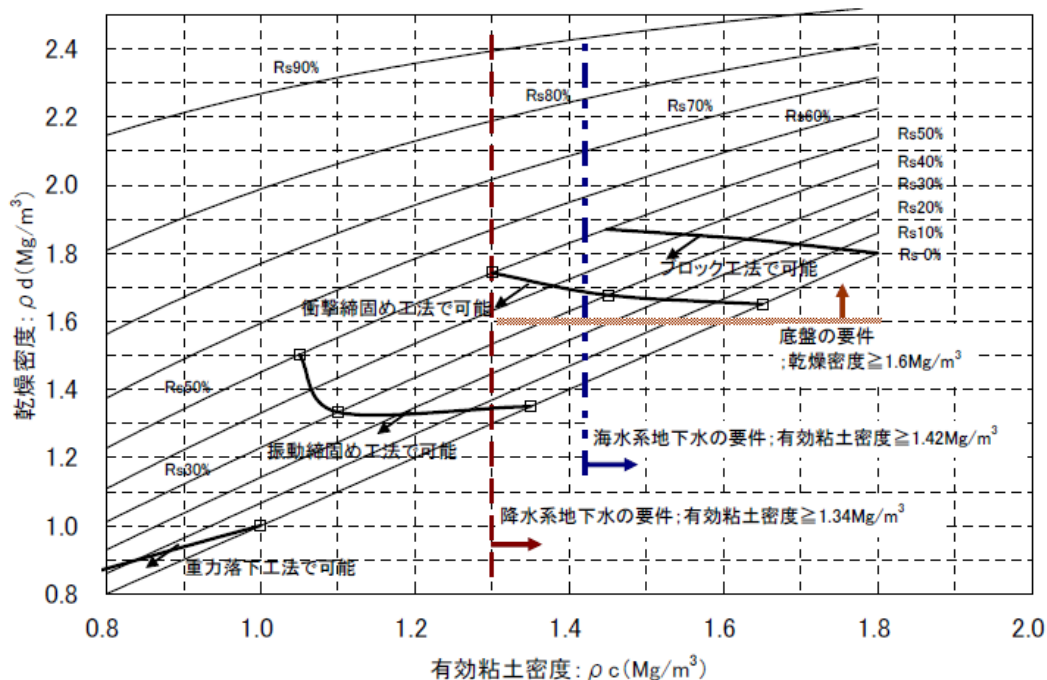
前述したように地層処分低レベル放射性廃棄物のグループ1,2の緩衝材は、まとめて定置される廃棄体および廃棄体パッケージの塊を取り囲むように配置するため、底部と側部は作業開始前の建設段階に定置・構築する。また、この緩衝材領域の内側への廃棄体および廃棄体パッケージの定置や充填材の施工がし易いように、構造躯体を構築する。施工の概要はすでに示した図7.1.2-1, 図7.1.2-2の⑦～⑩のとおりである。

(1) 緩衝材の施工

緩衝材に対する要求仕様が第6章で降水系地下水条件と海水系地下水条件に分けて示されている。再掲すると下記のとおりである。

- 有効粘土密度の目標値は降水系 1.34Mg/m^3 以上，海水系 1.42Mg/m^3 以上
- 厚さの目標値は降水系，海水系ともに底部は 1.2m ，頂部，側部は 1.0m
- 側部，頂部はこれだけであるが底部は乾燥密度 1.6Mg/m^3 以上

これらの密度の要求仕様と，各施工法が実現可能な仕様の関係が第2次 TRU レポート根拠集（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005b）に示されている。まず，達成される有効粘土密度（ ρ_c ）と乾燥密度（ ρ_d ）の組み合わせが，ケイ砂混合率（Rs）毎に，図中に細い黒色曲線で示されており，これに各施工法で達成できる範囲が太い黒色曲線で重ねてある。上記の三つの緩衝材に対する要求仕様は，図中の茶色破線，青色一点鎖線，黄土色実線である。



注；ブロック工法の場合，施工継ぎ目のシールのために有効粘土密度 1.58Mg/m^3 以上（ケイ砂 30% のとき乾燥密度 1.8Mg/m^3 以上）のブロックを用いるものとする。

図 7.2.3-1 緩衝材の目標密度と施工法（クニゲル V1/ケイ砂混合の場合，Rs:ケイ砂混合率）
（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005b）

図から分かるようにすべての要求仕様を満たすのはブロック工法もしくは衝撃締め固め工法であるが，衝撃締め固め工法の場合は要求仕様に対する余裕は少ない。この場合の粘土つまりベントナイトは，粒径が小さく比較的均一な粒径分布を持つクニゲル V1 を想定しているが，ほかの粒径，粒度分布を用いれば要求仕様を満足する場合がある。また，降水系の有効粘土密度目標値 1.34Mg/m^3 は Ca 型化を想定しているが，Ca 型化を想定しなければ 0.5Mg/m^3 以上となり，満足する工法の選択

肢は多くなる。

(2) 構造躯体の建設

構造躯体は第6章で説明したとおり円形坑道では鋼製が幌型坑道では鉄筋コンクリート製が考えられている。大断面空洞とはいえ、坑道内で建設作業には空間的な制約が多く、使用できる建設機械などが限られる。構造躯体の施工方法や手順は狭隘な空間内での合理的に実現可能な作業という観点から検討される。

鋼製の構造躯体は、まず底部の部材を定置した後に側壁部を接合する手順が検討されている。鋼部材を処分坑道内に搬入し、それぞれの部材を現地で溶接あるいはボルト接合により組み立てる方法が考えられる（図7.1.2-1の⑧⑨）。

鉄筋コンクリート製の構造躯体については、足場、鉄筋、型枠を現地で組み立て、コンクリートを打設するという一般の鉄筋コンクリート構造物の施工方法で対応できると考えられる。緩衝材を必要とするグループ1、2の処分坑道では、底部緩衝材上に施工するため作業員や施工機械などが底部緩衝材の上を移動することに対する影響を検討する必要がある。

7.2.4 地上施設の建設および地下建設にかかわる地上施設での作業

地下施設の建設と並行して、地上施設の建設も進められる。地上敷地に建設される施設は第6章に示したとおりである。地下施設建設に必要な換気施設、湧水の排水処理施設およびコンクリート製作施設などは先行して建設される。人工バリア構築に必要な緩衝材製作・検査施設も早めに建設する必要がある。この後、廃棄体受入・検査施設、廃棄体パッケージ製作施設、埋め戻し材製作・検査施設などを建設していくこととなる。この間必要に応じて、廃棄体の海上輸送に供するための港湾施設を、最寄りの沿岸などに建設する。

地上施設のうち、地下施設建設および人工バリア構築に関連の深い、掘削土置き場と緩衝材製作・検査施設およびそこでの作業について次に述べる。

(1) 掘削土置き場

地下坑道の建設による掘削土は一旦地上の掘削土場に仮置きされた後、ベントナイトと混合するなどして廃棄体定置後の坑道埋め戻しに再利用される。高レベル放射性廃棄物処分場の場合はパネルに分けて掘削・定置・埋め戻しを順次進めるため、後続のパネルの掘削の前に先行パネルの埋め戻しを開始することとなるため、仮置きの高さはすべての掘削土を想定しなくても良い。一方地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の場合、現状では廃棄体定置開始の前にすべての坑道を掘削してしまう工程となっていることから、仮置き場はすべての掘削土量を想定しなくてはならない。

掘削土量は7.2.1で述べたように、軟岩円形坑道深度500mで約67万 m^3 、硬岩幌形坑道深度1,000mで約84万 m^3 である。仮置き場の広さは第6章で示したように約650m×約240mが想定されているので盛土高さは10m程度となる（付録6-3参照）。具体的には、盛土の斜面安定性や周辺環境への影響などを考慮して詳細な形状や排水、土砂飛散対策などを講じることとなる。

(2) 緩衝材製作・検査施設

緩衝材施工方法をブロック方式とした場合、第2次 TRU レポートで示されているような作業工程と構成技術を想定した施設を計画することとなる。計画に当たっては、人工バリア構築工程を念頭に置いて製造能力および一時保管能力を検討しなければならない。一方7.2.3 で述べたようにブロック方式以外のクニゲル原鉱、高密度ペレットおよび原鉱石破砕品などを用いた施工方法も考えられる。これらは扱う数量が多く、かつ必要な作業工程が簡易であれば地上施設として設けることも考えられるが、扱う数量が少なく工程が複雑であれば敷地外で製作されたものを購入し、敷地内では受入・検査・一時保管だけとする方が現実的である。

7.2.5 建設時の安全対策

建設時の安全対策は、高レベル放射性廃棄物処分場の坑道掘削方法（原子力発電環境整備機構，2004）とほぼ同じである。地上施設建設時には、一般産業施設や原子力施設を、地下での坑道掘削時には、トンネル建設などこれまでの地下掘削工事を参照して適切な安全対策をとることとなる。

7.2.6 サイト環境条件および外部条件の変化の影響

第2次 TRU レポートでは標準的なサイト環境条件などの外部条件を前提として建設の標準作業概念を構築している。しかしながら実際の処分施設建設地はこの標準的サイト環境条件と異なり、外部条件についても標準としていた建設期間などを確保できない可能性はある。

(1) サイト環境条件変化の影響

当然ながら地下施設の建設はサイトの岩盤特性や設置深度に左右される。第6章で示したように岩盤特性や設置深度により坑道断面やレイアウトの寸法が変わる場合がある。掘削断面積が変わると掘削量や支保工施工量に違いが生じてくる。また岩盤特性が異なると掘削サイクルタイムの違いつまり掘削工期に影響が出てくる。軟岩の中では、大きな違いがあれば機械掘削と発破掘削など掘削方法自体が変わる可能性もある。サイクルタイムには掘削土の搬出時間が影響を与えるので、アクセス坑道長が標準より大きく伸びればサイクルタイムが増大し工期が延びる。

建設は地下施設が主であるため、サイト環境条件における地上条件の影響は低いと考えられる。しかしながら、想定している平野などの標準的条件より大きく異なる急峻な山地や面積が小さな島嶼などでは、施設や建設工事に必要な敷地の確保や、資機材の搬入出に標準以上のコストと工期を費やす可能性は否定できない。

(2) 外部条件の変化の影響

外部条件の変化により建設期間が短縮された場合の対応を考える。

図7.2.1-1 に示すように、深度500mの軟岩の場合は、斜坑と地下の主要坑道～処分坑道の掘削が律速段階であるため、両方の工期を短縮しなければいけない。斜坑は工法を硬岩と同様のTBM工法の採用により大幅な短縮が期待できる。地下の主要坑道～処分坑道については、同時に掘削する断面数を増やせる処分坑道について断面数、作業班数を増やすことで対処する。このとき単位時間

当たりの掘削土量が増大するが、早期に完成する斜坑を利用して地上への搬出能力を確保することとなる。

深度 1,000m の硬岩の場合は、斜坑はすでに TBM 工法を採用して早期に完成するため、律速となる段階は地下の主要坑道～処分坑道の掘削となる。軟岩と同様に掘削断面数、作業班数の追加で工期を短縮できる。増大する搬出土量についても、早期に貫通する斜坑の搬出能力に余裕があるため対処できると考えられる。

7.3 廃棄体の受入から搬送・定置まで（操業段階）

7.3.1 基本的作業の流れと前提条件

廃棄体の受入から搬送・定置までの基本的作業の流れを図 7.3.1-1 に示す。このうち NUMO の業務は廃棄体を収納した輸送容器の輸送船からの受け取りから始まる。本節ではこの受け取りから、地下施設の処分坑道における充填材・緩衝材施工までを述べ、埋め戻しの作業は次節で述べる。なお側部と底部の緩衝材は前節の段階までに施工済みであるから本節で扱う緩衝材は上部のみである。

これらの作業についての前提条件について、第 2 次 TRU レポートでは次のようにしている。これには次節で述べる埋め戻しの作業も含まれている。

- ・ 操業期間：25 年
- ・ 年間運転日数：200 日／年
- ・ 運転時間：7 時間／日（有効稼働時間）

取り扱う廃棄体およびパッケージ数の総量はグループごと、廃棄体ごとに 6.1.2 で示しているとおりのりである。改定された最終処分に関する基本計画（経済産業省、2008）で要求されている施設規模 19,000 m³ 以上を前提とした数量を用いている。上記の操業期間を用いて算出したこれらの数量の 1 年あたりおよび 1 日あたりの取り扱い数を表 7.3.1-1 に示す。第 6 章で述べたように、角形容器の廃棄体はパッケージではなく角形容器のまま定置され、ほかの廃棄体は円形坑道の場合はすべてパッケージで、幌型坑道の場合はドラム缶のみそのまま定置される。

廃棄体形状を考慮せず単純に合計した 1 年あたりの取り扱い廃棄体数は 3,600 体あまり（主な形状である 200L ドラム缶だけでも 2,300 体あまり）であり、高レベル放射性廃棄物の 1,000 体の 3 倍以上である。一方パッケージにした後は 930 体あまりとなり高レベル放射性廃棄物と同程度の数となる。パッケージを用いた廃棄体の集約によりその前後で取り扱う物流形態に大きな違いが生じている。なお、幌型坑道の場合、ドラム缶はパッケージ化されないが、搬送・定置では 1 パッケージ分の廃棄体数（4 体）程度以上をまとめて取り扱うことが想定されるため、物量形態の特徴は同様であると考えられる。

地下へ搬送される廃棄体数が多いのは、グループ 2 のキャニスタ、グループ 3 のドラム缶、グループ 4 のドラム缶の 3 種類であり、1 日 1 パッケージ以上の数量がある。ほかの廃棄体は毎日定置するだけの数量はなく、間欠的に定置するような作業計画が想定される。数が多いこれら 3 種類についても 1 日あたりのパッケージ数 2 は切り上げているため、実際は 3 種類全体で 1 日あたり 5 パ

パッケージ程度であり、高レベル放射性廃棄物の搬送・定置数と同じである。

表 7.3.1-1 廃棄体およびパッケージの総数ならびに1年および1日あたりの取り扱い数

廃棄体形状		総数		1年あたり		1日あたり	
		廃棄体	パッケージ	廃棄体	パッケージ	廃棄体	パッケージ
グループ 1	200L ドラム缶	1,673	419	67	17	—	—
グループ 2	キャニスタ	31,332	7,834	1,253	314	7	2
グループ 3	200L ドラム缶	27,441	6,861	1,098	275	6	2
グループ 4	200L ドラム缶	28,663	7,166	1,147	287	6	2
	角型容器	287	287	12	12	—	—
	ハル缶	54	27	3	2	—	—
	インナーバレル	1,134	567	46	23	—	—
単純な合計		90,584	23,161	3,628	931		
(参考)高レベル		40,000	40,000	1,000	1,000	5	5

注) 1未満の場合は「—」を記載。1以上で整数に満たない部分は切り上げている。角形容器はパッケージにも廃棄体と同じ値を記載している。

ヤスク) に収納して輸送する。

- ・ 廃銀吸着材のドラム缶廃棄体は、放射性物質濃度が比較的 low、低レベル放射性廃棄物の輸送で実績のある 8 本収納コンテナを使用する。

表 7.3.1-1 で示した受入廃棄体数とは別にこれらの輸送容器の諸元と年間受入数を把握し地上施設を設計することとなる。また、海上輸送の場合で専用港湾から受け入れる場合は、専用輸送船による年間の輸送回数および 1 回あたりの輸送物量およびその内容を把握して、受入港湾の荷役施設、港湾と処分場を連絡する専用道路および専用輸送車両を設計することとなる。また港湾については専用輸送船自体に関する情報も必要となる。

地上施設に搬入された地層処分低レベル放射性廃棄物を収納した輸送容器は、専用輸送車両に積載された状態のまま廃棄体受入・検査施設に搬入される。この施設における受入・検査・廃棄体パッケージ製作までは円形坑道の場合、図 7.3.2-1 に示すような作業工程が想定されている。幌型坑道の場合はドラム缶はパッケージへ収納しないので、キャニスタ以外の廃棄体は一時保管後、直接地下へ搬送される。

上流側では年間約 3,600 体の廃棄体を連続的でなく年に数回程度集中的に受け入れ、下流側では同量の年間廃棄体数をパッケージ化して連続して 1 日およそ 5 パッケージ (20 廃棄体) を地下施設へ搬出することとなる。各工程が扱う物量や必要時間の違いを考慮して各工程における系列数や工程間での一時保管を検討することとなる。

一時保管について、第 2 次 TRU レポートでは、

- ・ 廃棄体取り出し後の空の輸送容器は一時保管し返却する。一時保管エリアは 1 輸送船分の最大積載数とする。
- ・ 廃棄体検査後の廃棄体一時保管エリアは、輸送船の廃棄体の最大積載数に基づく必要バッファ量から算出する。
- ・ モルタル充填後の廃棄体パッケージ養生エリアは、セメントの養生期間を考慮し、3 週間分とする。

としている。2 番目の「廃棄体検査後の廃棄体一時保管エリア」は、物流のバッファの役割と考えられる。受入後の工程が想定よりも遅れることを考えた場合、通常は受入点にバッファを設け一時保管すればよいが、輸送容器は返却する必要があるため輸送容器から廃棄体を取り出した点にバッファを設けたと考えられる。

(2) 受入・検査・廃棄体パッケージ製作施設の概要

このような作業内容や廃棄体の取り扱いに必要な主要機器は第 2 次 TRU レポートに示してある。これらの情報をもとに施設の主要な鳥瞰図を作成した (図 7.3.2-2)。輸送容器、廃棄体、廃棄体パッケージの一時保管エリアが施設エリアの比較的大きな比率を占める結果となっている。

輸送容器からの廃棄体取り出し以降の作業は、廃棄体が暴露されるため、遮へい対策を講じた区域内で遠隔操作によりハンドリングすることとなる。遠隔操作による、廃棄体パッケージ容器への

収納，モルタル充填，廃棄体パッケージの検査の作業については図 7.3.2-3 の様な状況が想定される。

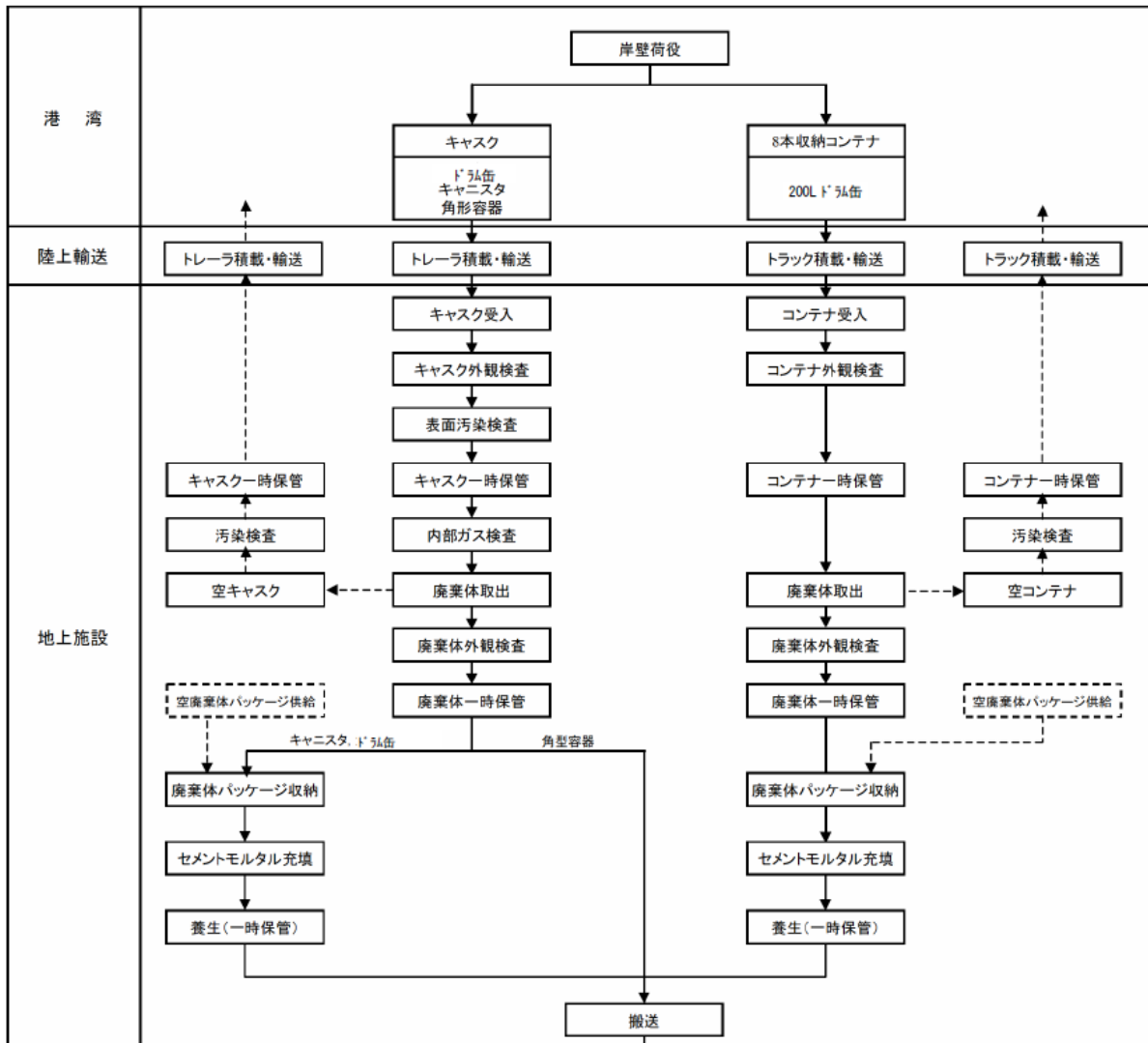


図 7.3.2-1 受入から地下への搬送までの流れ
(円形坑道の例, (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a) を編集)

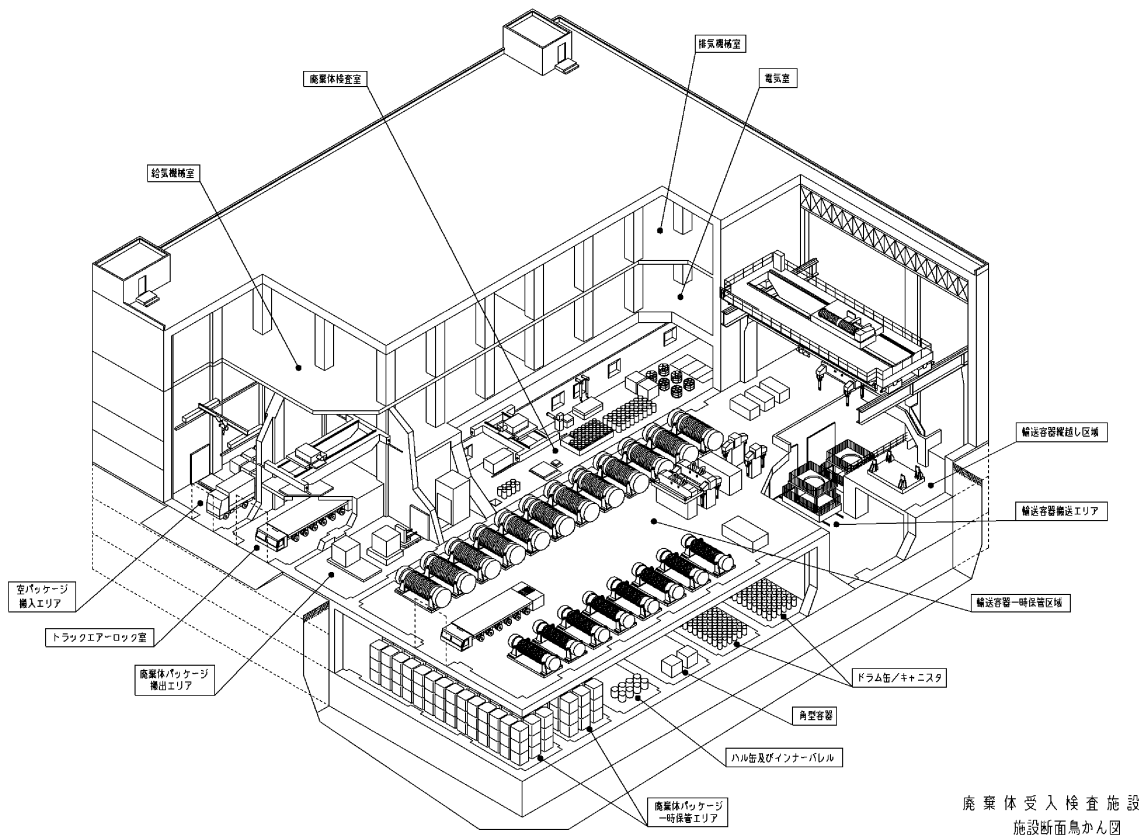


図 7.3.2-2 廃棄体受入・検査・廃棄体パッケージ製作施設の鳥瞰図

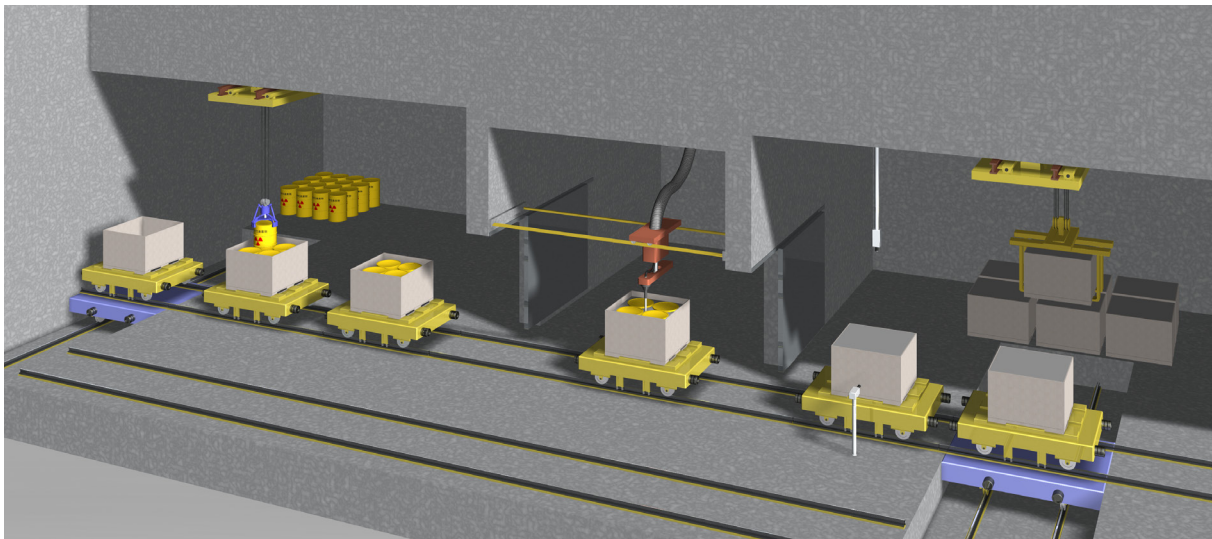


図 7.3.2-3 遠隔操作による収納・モルタル充填・検査作業の一連の流れ

7.3.3 地下施設への搬送から定置まで

(1) 作業フローおよび設備の概要

表 7.3.1-1 で示したように、1日1パッケージ以上の数量が地下へ搬送されるのは、グループ2のキャニスタ、グループ3のドラム缶、グループ4のドラム缶の3種類である。そしてまた、3種類

全体で1日あたり5パッケージ程度である。ほかの廃棄体は毎日定置するだけの数量はない。ここでは、毎日搬送定置されると想定されるこれらの廃棄体パッケージを中心に地下施設における搬送・定置および上部緩衝材や充填材の施工作業について、第2次 TRU レポートの記載をもとに説明する。

図 7.3.3-1 に円形坑道の場合の地下施設における作業全体の流れの例を示す。この図では、地上施設から払い出された廃棄体パッケージまたは廃棄体は、斜坑または立坑を用いて専用搬送設備によりアクセス坑道末端の坑底施設まで搬送される。廃棄体パッケージまたは廃棄体は坑底施設で一時保管される。一時保管されていた廃棄体パッケージまたは廃棄体は、軌道式車両に牽引された搬送設備に積み込まれ処分坑道まで搬送される。処分坑道に到着した廃棄体パッケージまたは廃棄体はフォークリフトにより所定の位置まで搬送され定置される。

図の下半分は上部緩衝材、充填材および埋め戻し材の施工作業である。緩衝材はブロック形状で、立坑で地上から搬送され坑底施設に一時保管される。廃棄体パッケージと同様に軌道式車両に牽引された搬送設備により処分坑道まで搬送され搬送設備に搭載した積み込み設備で小型の定置設備に積み込まれる。小型の定置装置はリフターにより廃棄体パッケージ上部に移動し緩衝材ブロックを定置する。

グループ 3, 4 の充填材の作業は図から分かるようにある程度の個数の廃棄体パッケージまたは廃棄体を定置した後に作業を実施している。図では廃棄体パッケージ 5 列 (40 パッケージ×5 列=200 パッケージ) ごとに仕切り板を設置した上で充填作業を実施している。グループ 3, 4 のドラム缶のパッケージの定置数は毎日 3 程度であるから数ヶ月に 1 回の頻度で作業が実施されるものと想定される (7.3.4 参照)。図 7.3.3-1 の最下部に示してある、グループ 1, 2 の緩衝材上部の埋め戻し材の施工については 7.4 の埋め戻し・閉鎖で説明する。

地上施設と同様に、廃棄体または廃棄体パッケージが暴露される施設においては遠隔操作となる。廃棄体または廃棄体パッケージは遮へい容器に入れて地上施設から払い出されることが想定されている。また、坑底施設から処分坑道までの搬送も遮へい容器に入れた形態が想定されている。従って、廃棄体が暴露されるのは坑底施設と処分坑道であり、この箇所での作業は遮へい対策を講じた区域内で遠隔操作することとなる。

遮へい容器はアクセス坑道搬送時は廃棄体または廃棄体パッケージに応じたものが、地下搬送時は共通のものが、第 2 次 TRU レポートで次のように設定されている。各遮へい容器は内容物である廃棄体や廃棄体パッケージより重く、搬送重量の大半を占める。

表 7.3.3-1 搬送対象物および重量の例（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a を編集）

搬送物	廃棄体	グループ2の キャニスタ	グループ3の ドラム缶	グループ4の ドラム缶	共通
	遮へい体寸法	□2,100×H2,250	□2,200×H1,550	□2,200×H1,550	
個別重量(t)	廃棄体	0.7～0.85×4	0.28～0.43×4	0.43～0.88×4	
	パッケージ	7.0～7.6	5.7～6.3	6.3～8.0	
	遮へい容器	52.4	33.5	33.5	80.2
搬送合計重量(t)	円形坑道	59.4～60.0	39.1～39.7	39.7～41.5	92
	幌型坑道	59.4～60.0	34.6～35.2	35.2～37.0	92

(2) 1日の搬送・定置作業の工程および設備の概要

毎日実施される予定のグループ2のキャニスタ，グループ3のドラム缶，グループ4のドラム缶の廃棄体パッケージの地上からの搬送から処分坑道における定置までの1日の工程について検討する。ほかの廃棄体や緩衝材・充填材施工は毎日取り扱わないのでここでは割愛する。

アクセス搬送について第2次 TRU レポートでは，タイヤ方式であるキャリアカーと軌道方式である電気式機関車の例を挙げている。ここではキャリアカーを考える。キャリアカーのアクセス方式の主な諸元は表 7.3.3-2 のとおりである。

表 7.3.3-2 廃棄体アクセス搬送方式（斜坑，キャリアカー）の諸元（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a を編集）

斜坑諸元	幅 5m，高さ 5m，最大斜度 10%， 車両すれ違いエリアを数百 m 間隔で設置
走行往復距離	5,000m または 10,000m×2
1回の搬送数	1 パッケージ
走行速度	10km/h
往復時間	1 時間または 2 時間

坑底施設から処分坑道までの搬送設備について軌道方式の主な諸元と，処分坑道における搬送・定置設備について図 7.3.3-1 に示されたフォークリフト方式の主な諸元を第2次 TRU レポートから抜粋すると表 7.3.3-3，表 7.3.3-4 のとおり（円形坑道の例）である。表中の走行距離は，第6章で示した第2次 TRU レポートから変更した地下施設レイアウトから求めた搬送距離である。

表 7.3.3-3 廃棄体主要坑道搬送方式（軌道方式）の諸元（円形坑道）（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a を編集）

主要坑道諸元	幅 7m，高さ 6.3m，2 車線走行可能
走行形態	主要坑道を左回りに周回 グループ3以外：1.5km 程度，グループ3：1.7km 程度
1回の搬送数	1 パッケージ
走行速度	10km/h
周回時間	十数分程度

表 7.3.3-4 廃棄体定置方式の諸元（円形坑道）
 （電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a を編集）

	フォークリフト
処分坑道諸元	直径 10m
往復走行距離	215.4m（最大）×2=430.8m
1 回の搬送数	1 パッケージ
走行速度	10km/h（167m/min）
往復時間	数分程度

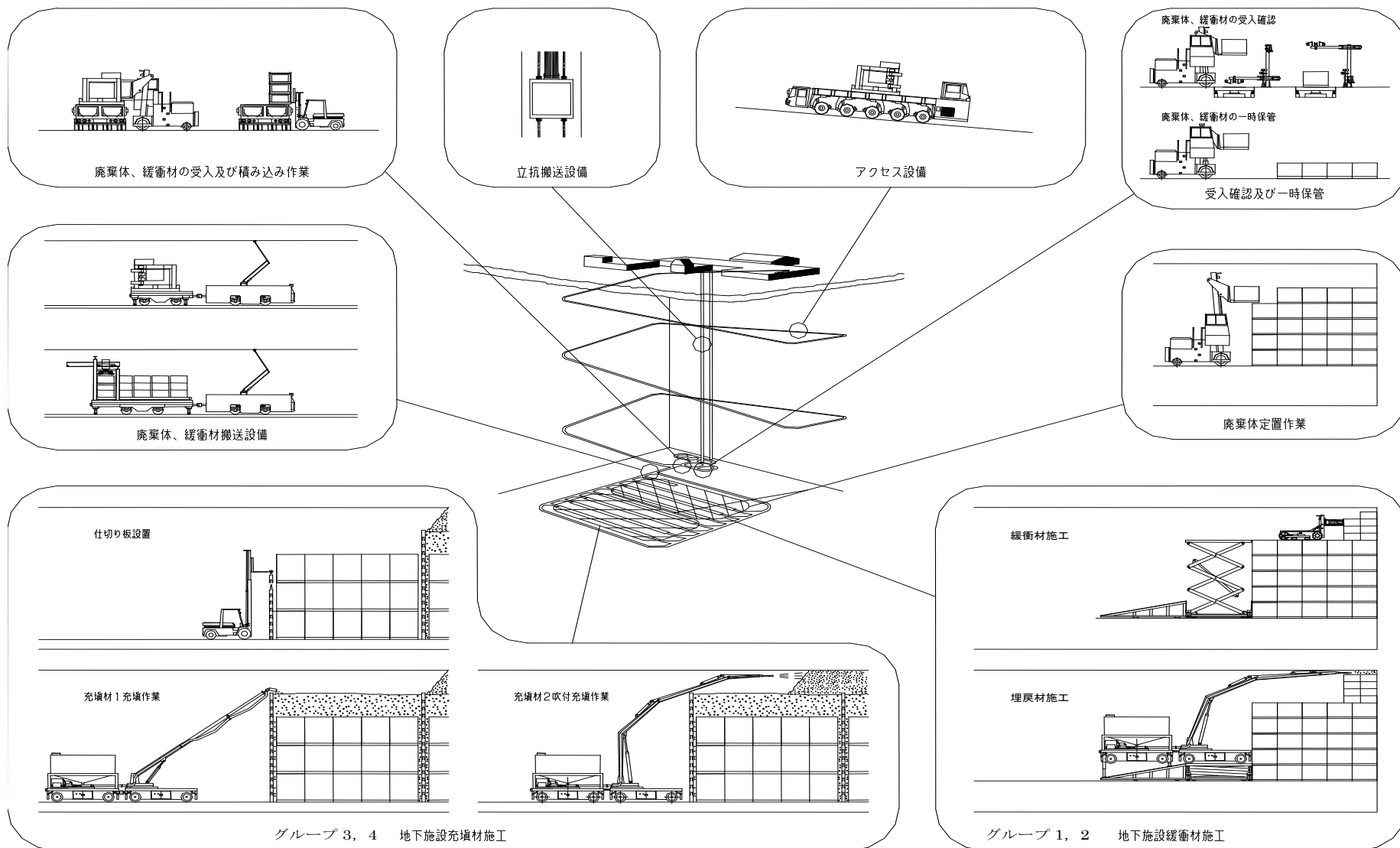


図 7.3.3-1 地下施設への搬送・定置作業フロー（円形坑道の例，（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005a）

アクセス搬送、主要坑道、処分坑道の搬送の各端部における荷積み、荷卸しに要する時間を約30分と仮定し、上記の表の搬送時間を考慮し、坑底施設での一時保管の条件を踏まえて、5パッケージを1日で搬送定置するためのタイムチャートの作成例を図7.3.3-2に示す。アクセスは1,000mの深度、往復2時間と設定している。

アクセスのみ3系統必要で、地下搬送および処分坑道での搬送定置はそれぞれ1系統で十分である。5パッケージ定置が終了するのは7時間弱後で、おおむね1日の稼働時間7時間以内であるが、余裕は少ない。定置作業自体に想定以上の時間が必要であれば稼働時間の延長または定置設備系統の追加でよいが、廃棄体パッケージの到着が想定より遅れる場合は対応に限界があり、搬送設備での対策が必要である。

幌型坑道の場合は廃棄体定置がクレーンによる方式となるが、処分坑道内の作業時間はフォークリフトと大きくは変わらないと考えられるため、円形坑道と同様のタイムチャートが想定される。

高レベル放射性廃棄物の工程と比べると、地層処分低レベル放射性廃棄物の搬送定置は次のような特徴を持ち、比較的工程に余裕がある。

- ・ 坑底施設で一時保管し、アクセス搬送とその後の工程は分離されている。また、作業は連続しているが処分坑道入り口での積み替えに待ち時間がある。
- ・ 地下搬送装置と定置装置は分離されており、処分坑道入り口で積み替えを行う。
- ・ 坑底施設での積み替えの時間は多くはかからないと考えられる。高レベル放射性廃棄物の場合は特殊な積み替え作業であるが、地層処分低レベル放射性廃棄物の場合はフォークリフトによる積み替えである。
- ・ このような事情から廃棄体パッケージ数5と比べて、アクセス搬送装置が2,3台、地下搬送装置および定置装置は1台で十分である。
- ・ 緩衝材定置は廃棄体定置の前の建設段階および操業段階でも間欠的に実施するため、毎日の廃棄体パッケージ定置作業には干渉しない。

項目	作業内容	1時間	2時間	3時間	4時間	5時間	6時間	7時間								
①地上施設払出～斜坑～坑底施設	1台目	積	往	卸	復	積	往	卸	復							
	2台目	積	往	卸	復	積	往	卸	復							
	3台目	積	往	卸	復											
②坑底施設～主要坑道～処分坑道	1台目	積	搬	卸	積	搬	卸	積	搬	卸	積	搬	卸	積	搬	卸
	③処分坑道内															

*すべての設備で荷積み、荷卸しの時間を30分と仮定している。搬送時間は各設備の搬送速度と搬送距離より求めている。

①積：荷積み、卸：荷卸し 往：往路 復：復路

坑底施設に一旦一時保管するので廃棄体パッケージの色分けをしていない。

② 1体目 2体目 3体目 4体目 5体目、

周回坑道を搬送し途中で荷卸しするため、明確な往路・復路の区別はない。荷卸し開始が最も遅くなる場合を記載している。積：荷積み、卸：荷卸し

③上記②の搬送設備から直接処分坑道内設置設備に積み替えられるので、②の荷卸し開始から作業を始めている。

図 7.3.3-2 1日に5パッケージを搬送定置するためのタイムチャート例

7.3.4 上部緩衝材および充填材の施工

7.3.3(1)の地下での全体作業フローで述べたように、上部緩衝材や充填材の施工作業は、ある程度の個数の廃棄体パッケージまたは廃棄体を定置した後に、数ヶ月に1回の頻度で実施されるものと想定される。

(1) 上部緩衝材の施工

緩衝材の施工技術は、7.2.3(1)で説明したようにさまざまであるが、第2次 TRU レポートでは上部緩衝材の施工は円形坑道も幌型坑道も「フォークリフトによるブロック定置」が実現可能な施工方法の例として挙げられている。7.3.3(1)で述べたように円形坑道では、小型の定置装置をリフターにより廃棄体パッケージ上部に移動し緩衝材ブロックを定置する方法が示されている。

7.2.3(1)で述べた緩衝材施工と大きく異なるのは、廃棄体が定置済みで管理区域であり遠隔施工となることである。フォークリフトによる遠隔施工は廃棄体パッケージ定置作業で検討されており、この成果が利用できると考えられるが、整備された作業床ではなく廃棄体パッケージ上の走行であることと、リフターの利用に留意する必要がある。前者については第2次 TRU レポートではタイヤ走行ではなくクローラ走行を採用して安定度を上げている。リフターについてはリフター自体を自走式・遠隔操作可能にする必要があるものとする。

(2) 充填材の施工

円形坑道のグループ3、4では廃棄体パッケージ数列ごとに仕切り板を設置した上で充填作業を、幌型坑道では構造躯体のピットごとにある程度の廃棄体個数定置後、充填作業の実施が想定される。上部緩衝材の施工と同様、廃棄体が定置済みで管理区域であり遠隔施工となる。

円形坑道の場合、充填の前の仕切り板の設置から遠隔施工である。フォークリフトでいくつかに分けた仕切り板を積み上げていく方法が第2次 TRU レポートで示されているが、仕切り板は硬化

前の充填材に対して耐漏性、耐圧性が要求されるため、ハンドリング可能な大きさまで出来るだけ事前に完成させておき、仕切り板ごとの接合部、坑道支保工内側との接合部については、遠隔施工でも問題のない単純な構造とする必要がある。

遠隔で充填材を施工するには、まず充填材の圧送管を充填空間内に自動挿入する必要がある。充填材料は、遠隔操作により隙間に密実に充填させるため流動性・材料不分離性に優れたものを適用する。充填材の打ちあがり高さをレーザ測量により把握しつつ、打ちあがり高さに応じて圧送管を上方に移動させ、所定の位置で充填を完了することとなる。

7.3.5 サイト環境条件および操業条件の変化への対応

第2次 TRU レポートでは標準的なサイト環境条件および操業条件を前提として廃棄体の受入から定置までの標準作業概念を構築している。しかしながら実際の処分施設建設地はこの標準的なサイト環境条件と異なり、操業条件についても年間の受入量は、最終処分計画では高レベル放射性廃棄物と異なり「貯蔵量や、発生量などを勘案し、操業期間中にそれらの廃棄物を計画的に最終処分することができる量とする。」と決められているだけなので、再処理施設などの操業計画により、標準としていた年間受入量とはならない可能性は十分ある。

(1) サイト環境条件への対応

受入から搬送・定置までの作業がサイト環境条件により、直接影響を受けることは少ないものの、サイト環境条件のため標準案から変更された施設レイアウトの影響を受けることが考えられる。

地上施設は第6章で述べたように用地の確保の観点から分散配置される可能性があるが、廃棄体または廃棄体パッケージの受入・搬送・定置と緩衝材・充填材の製作・搬送・定置は地下での作業も含めてかなり分離されているので、これらの関連施設が分散されても、廃棄体と緩衝材の定置がほぼ同時に施工される高レベル放射性廃棄物処分場と違って、あまり影響はないものと考えられる。

廃棄体を定置する岩体の位置および主に地形的社会的条件から決まると考えられる地上施設の位置の関係からアクセス坑道の距離はサイトにより大きく変化することが考えられる。アクセス距離の増減によりアクセス搬送時間が変化する。図 7.3.3-2 のタイムチャートで示したように坑底施設で一時保管するため、アクセス搬送物流には余裕があり搬送距離が増大しても搬送台数の追加で対応可能と考えられる。

サイトの岩盤の力学特性によっては標準の坑道断面を確保出来ない場合も考えられる。アクセス搬送路や処分坑道のハンドリング設備は1車線や小型を想定しているのであまり影響はないと考えられるが、標準の主要坑道は2車線の軌道が想定されている。1車線でも複数の車両運行は可能と考えられるが、車両の錯綜による影響の可能性もある。

(2) 廃棄体受入条件の変化への対応

7.3.1 で述べたように標準では、操業期間を25年間とし均等割で年間の廃棄体受入数を求めているものの、実際の再処理施設などの操業計画により、それが変わる可能性は十分ある。

年間の受入数が一時的に想定より増える場合、これまで述べた一時保管機能のうち地上施設分の輸送容器や廃棄体の容量をあらかじめ余裕をもって設計しておくのが基本的対応策であると考えられる。輸送容器については廃棄体発生者へ返却しなければいけないので、「廃棄体一時保管施設」が重要でありこの容量の見積りの精度をあげるか、後で増強可能な構造を採用するなどの検討が必要である。地下施設にも坑底施設に一時保管機能があるが設計の自由度が小さいので地上施設で対応するのが現実的である。

年間の受入数が十数年等継続的に想定より増える場合は、地上の受入や廃棄体パッケージ製作、地下の搬送・定置の設備の増強の検討が必要である。地上施設の増強の対応は比較的単純であるが、地下施設の場合、地下坑道の設計・レイアウトの制限がある。前項で述べたようにアクセス搬送設備や処分坑道内搬送定置設備は増強しやすいが、主要坑道搬送設備は比較的、坑道・レイアウトの制約があり、十分な事前の検討が必要と考えられる。

年間受入数が減少する場合に関して、一時的であれば大きな問題はない。しかしながら継続して減少する場合や、間欠的に廃棄体を受け入れる場合においては、これまでの前提である、処分坑道全体で建設→操業→閉鎖という工程ではなく、必要な処分坑道分ごとに建設→操業→閉鎖の工程を進める可能性もある。このような状況の発生については、操業だけの範囲に収まらず設計や建設も関係する。

7.3.6 操業時の安全対策

放射線や異常事象などに対する操業時の安全対策は、高レベル放射性廃棄物処分場の場合（原子力発電環境整備機構，2004）とほぼ同じである。地層処分低レベル放射性廃棄物の処分場の場合、放射線管理区域設定および遠隔作業が必要なのは7.3.3(1)で述べたように、地上施設、坑底施設および処分坑道である。このうち処分坑道の管理区域については、高レベル放射性廃棄物処分場の場合にはパネルを単位として建設・定置・埋め戻しを並行して行うことから、定置作業中のパネルあるいは坑道群に次々と管理区域を移動させることとなるが、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の場合には、一斉に廃棄体の定置を行うことが想定されており、管理区域の移動は今まで検討されていない。

なお、炉規法が2007年に改正され、地層処分事業もこれまでの埋設事業や廃棄物管理事業と同様の枠組みが適用されることとなった。既往の事業許可申請書等を参照すると具体的には、万一の事故を想定しそれに対応する多重の対策ならびに敷地外の一般公衆への影響評価などが、これまでの検討に加えて必要となると考えられ、NUMOでは順次検討を進めている。

7.4 坑道の埋め戻し、地下施設の閉鎖まで（閉鎖段階）

坑道の埋め戻し、プラグ、グラウトなどの施工は、基本的に高レベル放射性廃棄物処分場と同じであり、同様な方法が適用可能であるが、高レベル放射性廃棄物処分場についての技術が集大成された第2次取りまとめ以降、

- ・ 降水系地下水環境だけでなくセメント系材料の影響を受けた地下水や海水系地下水環境を踏

また埋め戻しやプラグのためのベントナイト系の材料設計

- ・ 施工空間の制約を踏まえ、さまざまなベントナイト材料形態と施工機械を組み合わせた施工方法の実証

などについて進展が見られ、第2次 TRU レポートはこれらを取り入れた形となっている。前者については第6章で述べた。ここでは後者を踏まえて記載する。

7.4.1 埋め戻しの規模と工程

第6章で示した坑道諸元およびレイアウトをもとに埋め戻し量を算定した例（軟岩深度500m、円形坑道）を表7.4.1-1に示す。掘削総量約67万 m^3 に対して埋め戻し総量は約36万 m^3 である。埋め戻し量は、斜坑・立坑（約5割）、坑底施設・主要坑道・連絡坑道（約4割）が殆どを占め、処分坑道は約1割である。グループ1, 2の場合、処分坑道の埋め戻しは廃棄体定置部の上部空間と作業エリアなど、グループ3, 4の場合、廃棄体定置部は無く、作業エリアなどのみである。硬岩深度1,000mの場合は、この例から、アクセス坑道がほぼ倍となり、ほかは殆ど変わらない。これらの埋め戻し材はすべてベントナイト系材料を想定している。セメント系は幌型坑道の処分坑道廃棄体定置部の上部を想定している。

表 7.4.1-1 各坑道における埋め戻し量（軟岩深度500m 円形断面の例）

項目	埋め戻し量
アクセス坑道	約20万 m^3
主要坑道, 連絡坑道, 坑底施設	約14万 m^3
処分坑道グループ1, 2	約1.3万 m^3
処分坑道グループ3, 4	約1.1万 m^3
合計	約36万 m^3

高レベル放射性廃棄物処分の第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構, 1999）では、ベントナイト系埋め戻しの施工速度を下記のように設定している。

- ・ 縦置き処分坑道, 主要坑道, 連絡坑道（軟岩, 断面積16.6 m^2 ）: 64.0 m/日
- ・ 立坑（軟岩, 断面積33.2 m^2 ）: 軟岩0.57m/日

これらをもとに単純に断面積反比例で施工速度を推定し、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の埋め戻し期間を試算した結果を表7.4.1-2に示す。実際の埋め戻しでは、坑道断面が狭隘な場合では速度が落ちたり、作業班数を増加させると工期が短縮されるため一概には言えないが、基本的には立坑の埋め戻し期間が殆どを占める。そして次に斜坑および主要坑道などの期間であり、処分坑道の期間は比較的短い。

表 7.4.1-2 埋め戻し期間の試算（軟岩深度 500m 円形断面の例）

	埋め戻し 断面積	施工速度	延長	所要日数
立坑	28.3m ²	0.67m/日	1,044m	1,558 日(52 月)
斜坑一般部	22.3m ²	48m/日	5,953m	124 日(4.1 月)
主要・連絡坑道 I, 坑底施設	38.9m ²	27m/日	3,280m	121 日(4.0 月)
処分坑道グループ 1 定置部	14.7m ²	72m/日	29.5m	0.4 日
処分坑道グループ 2 (ハル・エンドピース) 定置部	7.9m ²	134m/日	426.0m	3.2 日

7.4.2 埋め戻し材の施工

第 6 章で述べたように埋め戻しを実施する場所は処分坑道の残された上部空間や作業エリアと主要・連絡坑道およびアクセス坑道である。主な候補材料は低透水性、自己シール性が求められずベントナイト変質の懸念がない幌型坑道グループ 3, 4 の処分坑道上部空間がセメント系材料である場合は、すべてベントナイト系材料である。ベントナイト系材料埋め戻し材の仕様例を表 7.4.2-1 に再掲する。

表 7.4.2-1 ベントナイト系材料埋め戻し材の仕様例
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a を一部修正)

項目	仕様
透水係数	1.0×10 ⁻¹⁰ m/s 以下 (母岩と同等の水理特性)
有効粘土密度	1.2Mg/m ³ 以上 (海水系地下水環境) 必要な膨潤性も満足する。
材料仕様例	① ベントナイト・ケイ砂混合材料 (1:1) 乾燥密度 1.65Mg/m ³ 以上 ② 粒状ベントナイト (クニゲル V1 破碎原鉱石) 乾燥密度 1.2Mg/m ³ 以上

第 2 次 TRU レポートではベントナイト系材料の施工方法として、吹き込みによる方法、現場締め固めによる方法、ベントナイトブロックによる方法を示している。また根拠集 (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005b) には、各施工法と材料形態の組み合わせによる達成密度の関係が図 7.4.2-1 のように示されている。図には同根拠集の緩衝材の各施工法と材料形態の組み合わせによる達成密度の関係の図にある透水係数の尺度も合わせて示した。

現場締め固めによる方法、ベントナイトブロックによる方法は、7.2.3(1)で述べた緩衝材施工法と同様である。埋め戻しは緩衝材と違い狭隘な空間を施工する必要があることから、吹き込みによる方法が必要である。吹き込みによる方法はほかの 2 つの方法と比較すると達成密度が低いいため、施工方法が検討されている。図 7.4.2-1 中のクニゲル原鉱を用いた有効粘土密度 1.2Mg/m³ 以上は吹き込み方式のうち「スクリーフイーダ」を用いた結果であり、根拠集に模擬試験結果が紹介されている。

狭隘な空間の埋め戻しについてはこのような施工法の工夫とは別に、より確実な性能を確保する

ために、第6章で述べたようなプラグとの組み合わせの検討も必要である。

処分坑道、主要・連絡坑道およびアクセス坑道の埋め戻し方法は、坑道の中の部位ごとに上記特徴を踏まえた施工方法が選択される。第2次 TRU レポートでは、表 7.4.2-2 のように提案している。

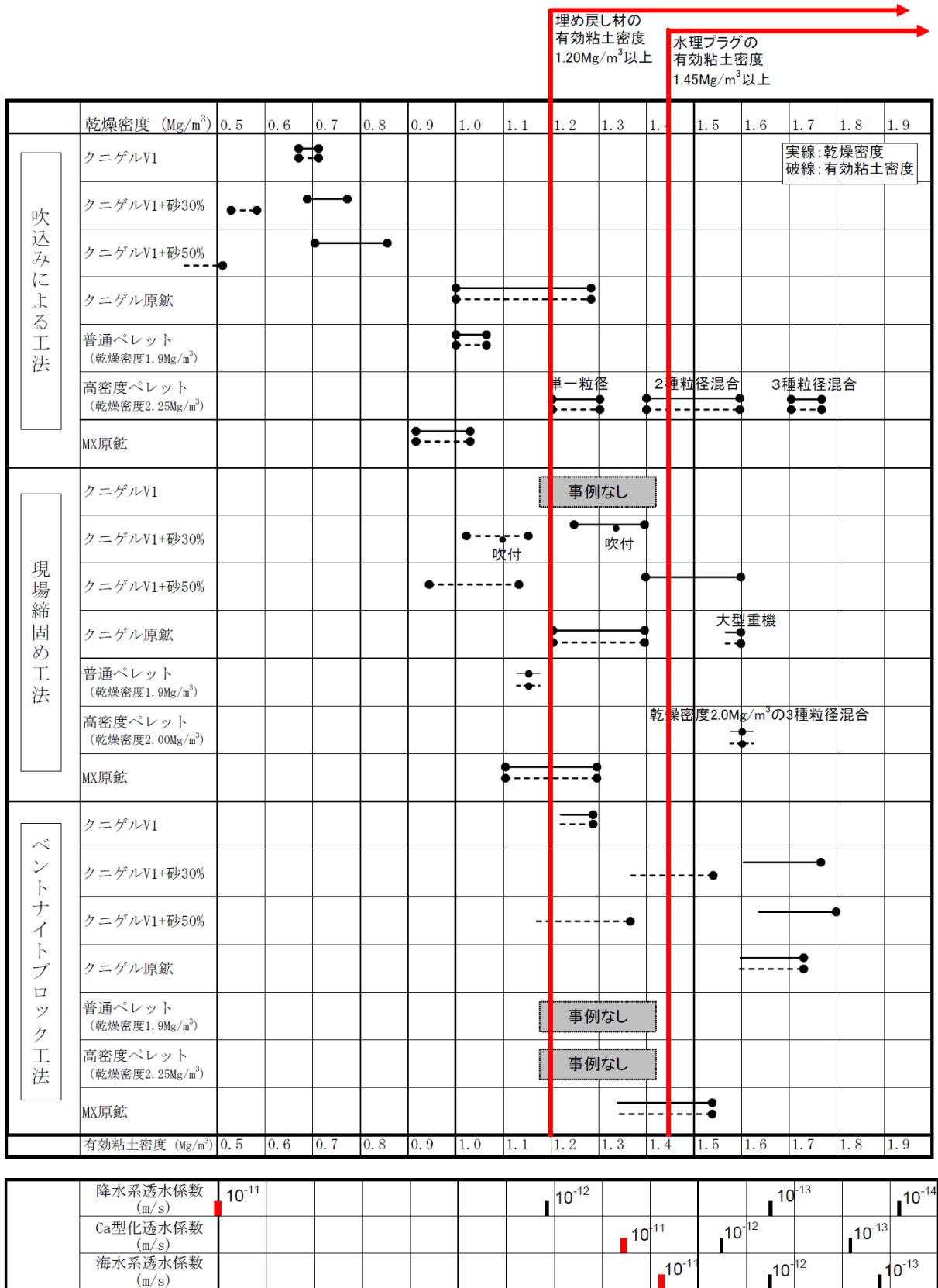


図 7.4.2-1 ベントナイト系埋め戻し材施工法と達成密度の関係
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005b を修正)

表 7.4.2-2 部位に応じたベントナイト系埋め戻し材の施工法
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a を編集)

坑道	部位	施工方法
円形坑道上部空間 幌形坑道上部空間	下部	大型機械を用いた現場締め固め または、ブロック工法 (ベントナイト混合締め固め材)
	上部	吹き込み工法 (粒状ベントナイト)
主要坑道 連絡坑道 斜坑	下半部	ブロック, 現場締め固め, 吹き込みすべて可能
	上半一般部	ブロック, 吹き込み可能
	上半狭隘部	吹き込みのみ
立坑	—	下部より順次締め固め

なお、緩衝材の施工法については第2次 TRU レポート以降も研究開発が継続されている。非常に高速で材料を吹き付けられるノズルを用いて、有効粘土の乾燥密度 1.6Mg/m^3 以上を達成できる吹付方法が提示されており (Kobayashi et al., 2007), 上述の狭隘部をはじめとする埋め戻しへの適用が期待される。

7.4.3 プラグ, グラウトの施工

第6章で述べたようにプラグは、力学プラグと水理プラグに分類される。力学プラグは、一般のコンクリート構造物と同様の施工法で対応可能と考えられる。緩衝材と同等の性能を与えるものとした水理プラグの仕様例を表 7.4.3-1 に再掲する。埋め戻し材より要求される密度が高いが、埋め戻し材と同様に同じく図 7.4.2-1 の施工法が選択できる。埋め戻しと同様に空間が制約されない一般部はブロックや大型機械による締め固め施工法など効率的な方法で対応可能だが、狭隘部となる壁際、天井近くなどは施工法と材料が限定されてくる。

表 7.4.3-1 水理プラグの仕様例 (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a を一部修正)

項目	仕様
透水係数	$1.0 \times 10^{-11} \text{m/s}$ 以下 (緩衝材と同等の水理性能)
有効粘土密度	1.45Mg/m^3 以上 (海水系地下水環境) 必要な膨潤性も満足する。
材料仕様例	③ ベントナイト・ケイ砂混合材料 (8:2) 乾燥密度 1.60Mg/m^3 以上 ④ 粒状ベントナイト (クニゲル V1 破碎原鉱石) 乾燥密度 1.45Mg/m^3 以上

グラウトは岩盤の止水性・低透水性を改善するものであり、比較的短期の改善を求めるものと長期的な改善を求めるものがあり、前者は主に建設段階で扱うものである。後者が本節の坑道の閉鎖段階で扱うものであるが場合によっては事前に建設や操業段階の施工が排除されるわけではない。後者の材料は長期にわたって機能維持が要求されるため、ベントナイト系のグラウトが有効である。

7.4.4 埋め戻し材などの製作

これまでに述べた埋め戻し, プラグ, グラウトの材料は基本的に地上施設で製作され地下の施工場所へ搬送される。このうちセメント系材料の埋め戻し材, 力学プラグ用のコンクリート材料を製

造する地上施設は、一般の土木建築工事用のコンクリート材料製造施設を参考に計画できる。ベントナイト系材料のうちプラグ材は緩衝材と同様の仕様のため緩衝材製作施設で製作することが考えられる。ベントナイトグラウト材料については別途施設が必要と考えられる。最も量が多くかつ比較的短期に需要が集中する埋め戻し材は専用の製作施設での製造が妥当と考えられる。また、掘削土の利用が想定されており、単なる材料の混合だけではなく、仮置き場にストックされた掘削土の粉砕・粒度調整なども工程に含むこととなる。

これらの施設は高レベル放射性廃棄物処分場でも同様に必要であることから処分場併置の場合は共用することとなる。

7.5 処分費用について

7.5.1 概要

地層処分低レベル放射性廃棄物処分事業に係る費用については、表 7.5.1-1 のように算定されている。試算の方法は高レベル放射性廃棄物と同様であり、以下のような前提条件である。

- ・ 7.1.1 で述べた基本計画（経済産業省，2008b）の「19,000m³以上の規模」を対象としている。
- ・ 高レベル放射性廃棄物処分場との併置ではなく、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場を単独で設置することを前提としている。
- ・ 各調査段階の調査地区の数を高レベル放射性廃棄物に係る調査地区と合わせて、文献調査 10 地区、概要調査 5 地区、精密調査 2 地区、最終処分施設建設地 2 地区としている。

表 7.5.1-1 処分費用全体の試算結果（資源エネルギー庁，2008）

TRU廃棄物の最終処分費用の算定結果

条件	施設規模(千m ³)	約19		
	岩種	軟岩系(堆積岩)	硬岩系(結晶質岩)	平均
	深度(m)	500	1,000	—
費用 ／ 億円	技術開発費	649	661	655
	調査費及び用地取得費	840	1,001	920
	設計及び建設費	1,547	1,566	1,556
	操業費	1,305	1,922	1,614
	解体及び閉鎖費	93	103	98
	モニタリング費	723	735	729
	プロジェクト管理費	1,593	1,586	1,589
	消費税	257	298	278
合計	7,007	7,871	7,439	

7.5.2 サイト環境条件などの変化の影響

上記の費用算定は、高レベル放射性廃棄物と同様、深度 500m の軟岩系と深度 1,000m の硬岩系のサイト環境条件を前提としている。実際に処分場を建設するサイト環境条件はこれらと同一とは限

らず、6.3.1 で述べたように岩盤の力学特性、地温の状況または地下水流動状況によって、処分坑道の設置深度、坑道径などが費用算定の標準的な設計と異なってくる。沿岸に立地した場合のように、地上施設と地下施設が平面的に離れている場合は、アクセス坑道のレイアウトが標準と異なる。また7.2.6 で述べたように、このような設計の変更に伴って建設の数量なども変化する。

このような場合、費用への影響が比較的大きいのが、「設計及び建設費」、「操業費」、「解体及び閉鎖費」である。「設計及び建設費」には地上、地下施設の建設費、地上、地下の設備費などが含まれるが、このうち地下施設建設費や地下の設備費が影響を受けると考えられる。具体的には、地下の坑道建設費は坑道延長や掘削量単位で積算されることが多いから、前述の建設数量の変化に伴い費用が増減する。また、地下の排水や照明に関する設備も坑道延長に比例する部分が多いので同じような影響が考えられる。「操業費」では、おおむね「建設費」の設備量に比例する部分が多い、設備の維持管理費や電気代が影響を受けると考えられる。「解体及び閉鎖費」では、掘削量におおむね比例する坑道の埋め戻しなどが影響を受ける。

また、沿岸の海底下立地などで地下施設の直上の地表条件が標準と異なる場合には、「調査費」への影響も比較的大きいと考えられる。

第7章 参考文献

- 電気事業連合会, 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
- 電気事業連合会, 核燃料サイクル開発機構 (2005b) : TRU 廃棄物処分技術検討書 根拠資料集 分冊 1, JNC TY1400 2005-001(1), FEPC TRU-TR2-2005-03
- 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, NUMO-TR-04-01
- 原子力発電環境整備機構 (2009) : 処分場の概要, 放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊—1
- Kobayashi, I., Toida, M., Nakajima, M., Tanaka, T., Terada, K., Nonaka, K., Yabe, J. (2007) : Development of Construction Methods of the bentonite engineered barrier by the high-density shotclay system, Proc.Long-term performance of smectitic clays embedding canisters with highly radioactive waste, 2007,pp.52-59
- 核燃料サイクル開発機構 (1999) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ— 分冊 2 地層処分の工学技術, JNC TN1400 99-022
- 経済産業省 (2008a) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針, 平成 20 年 3 月 21 日, 経済産業省告示第 43 号
- 経済産業省 (2008b) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画, 平成 20 年 3 月 21 日, 経済産業省告示第 44 号
- 経済産業省 (2008c) : 核燃料物質又は核燃料物質によって汚染された物の第一種廃棄物埋設の事業に関する規則, 平成 20 年 3 月 28 日経済産業省令第 23 号
- 共同作業チーム (2000) : TRU 廃棄物処分概念検討書, JNC TY1400 2000-001, TRU TR-2000-01
- 資源エネルギー庁 (2008) : TRU 廃棄物の最終処分費用, 抛出金単価の算定について

第8章

地層処分低レベル放射性 廃棄物の地層処分の安全評価

第8章 地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全評価	8-1
8.1 安全評価戦略	8-1
8.1.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全評価の基本的な考え方	8-2
8.1.2 安全評価の方法	8-5
8.2 安全評価の前提条件	8-8
8.2.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の放射エネルギー	8-9
8.2.2 水理, 地質環境条件	8-10
8.2.3 設計条件	8-11
8.3 処分システムの感度特性	8-12
8.3.1 人工バリア中の核種移行を表す近似解析解	8-12
8.3.2 天然バリア中の核種移行を表す解析解と移行特性	8-20
8.3.3 人工バリアシステムの感度特性の把握と理解	8-24
8.3.4 処分システムの感度特性分析のまとめ	8-40
8.4 最新の知見に基づく安全評価	8-42
8.4.1 処分システムの状態の理解	8-42
8.4.2 シナリオ構築	8-70
8.4.3 モデル, データセットの作成	8-80
8.4.4 安全解析	8-97
8.5 高度化対策の抽出と処分システムの頑健性の向上	8-106
8.5.1 高度化対策の抽出	8-106
8.5.2 高度化対策を採用した場合の処分システムの頑健性の向上	8-107
8.5.3 高度化対策の実現性の見通し	8-116
8.6 まとめと今後の課題	8-124
8.1 参考文献	8-127
8.2 参考文献	8-127
8.3 参考文献	8-127
8.4.1 参考文献	8-129
8.4.2 参考文献	8-132
8.4.3 参考文献	8-132
8.4.4 参考文献	8-133
8.5 参考文献	8-133
図 8.1.2-1 安全評価の手順	8-7
図 8.3.1-1 近似解析解の導出の概念	8-13
図 8.3.1-2 近似解析解と数値解 (GoldSim) との比較結果	8-14
図 8.3.1-3 人工バリアシステムの応答の仕組みの概念	8-16
図 8.3.2-1 亀裂媒体移行中の Pu-239 の低減割合	8-23
図 8.3.3-1 地下水流量に対する I-129 の人工バリアからの放出率の感度特性 (緩衝材中の実効拡散係数ごと)	8-26
図 8.3.3-2 地下水流量に対する I-129 の人工バリアからの放出率の感度特性 (溶出期間ごと)	

	8-27
図 8.3.3-3	一定溶出率に対する I-129 の人工バリアからの放出率の感度特性 (収着分配係数 (Kd) ごと)	8-27
図 8.3.3-4	バリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念 (グループ 1 の I-129)	8-29
図 8.3.3-5	地下水流量に対する C-14 の人工バリアからの放出率の感度特性 (溶出モードごと)	8-32
図 8.3.3-6	地下水流量に対する C-14 の人工バリアからの放出率の感度特性 (閉じ込め時間ごと)	8-32
図 8.3.3-7	地下水流量に対する C-14 の人工バリアからの放出率の感度特性 (充填材の収着分配係数ごと)	8-33
図 8.3.3-8	地下水流量に対する Pu-239 の人工バリアからの放出率の感度特性 (溶解度ごと) (グループ 2)	8-34
図 8.3.3-9	グループ 2 の C-14 の場合のバリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念	8-36
図 8.3.3-10	地下水流量とグループ 3 の I-129 放出率との関係 (充填材の収着分配係数ごと)	8-38
図 8.4.1-1	天然バリアの条件と緩衝材の透水係数に対するペクレ数の変化	8-56
図 8.4.1-2	インフルエンスダイアグラム	8-58
図 8.4.1-3	Pu 溶解度と ISA 濃度の関係	8-61
図 8.4.1-4	Eu および Th の収着分配係数と ISA 濃度の関係	8-61
図 8.4.1-5	ヨウ素の収着分配係数の初期濃度依存性	8-65
図 8.4.2-1	重要なシナリオ, 解析ケースの抽出, 類型化の手順	8-71
図 8.4.2-2	第 2 次 TRU レポートで想定した核種移行経路	8-74
図 8.4.3-1	核種移行解析においてモデル化された領域	8-80
図 8.4.3-2	岩種と処分深度の関係	8-93
図 8.4.3-3	隆起・侵食ケースにおける地質環境の模式図	8-94
図 8.4.3-4	気候・海水準変動ケースにおける地質環境の模式図	8-95
図 8.4.4-1	レファレンスケースの評価結果 (線形グラフ)	8-97
図 8.4.4-2	レファレンスケースの評価結果 (核種ごと)	8-98
図 8.4.4-3	レファレンスケースの評価結果 (廃棄体グループごと)	8-98
図 8.4.4-4	レファレンスケースの評価結果 (グループ 3 に 500 年の閉じ込め容器採用: 核種ごと)	8-100
図 8.4.4-5	レファレンスケースの評価結果 (グループ 3 に 500 年の閉じ込め容器採用: グループごと)	8-100
図 8.4.4-6	基本シナリオのサブシナリオに含まれる代替ケースの解析結果 (全線量)	8-102
図 8.4.4-7	変動シナリオに含まれる解析ケースの結果 (全線量)	8-104
図 8.5.2-1	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (全線量)	8-108
図 8.5.2-2	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (グループ 1)	8-109
図 8.5.2-3	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較 (グループ 2)	8-110

図 8.5.2-4	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（グループ3）	8-111
図 8.5.2-5	高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（グループ4）	8-112
図 8.5.3-1	岩石固化体作成の処理プロセスフロー	8-118
図 8.5.3-2	セメント固化体中の ^{103}Ru 存在状態の想定図	8-119
図 8.5.3-3	一体成型容器の製作方法の概念	8-121
図 8.5.3-4	長期閉じ込め型金属容器の概念	8-122
表 8.1.1-1	第2次 TRU レポートにおけるシナリオの分類と対応する解析ケース	8-3
表 8.2.1-1	安全評価で用いるグループごとの核種量 ($19,018\text{m}^3$) (Bq)	8-9
表 8.2.1-2	安全評価における廃棄体分類	8-10
表 8.2.2-1	評価において使用する水理、地質環境の情報	8-10
表 8.2.3-1	各廃棄体に対する処分施設形状の諸元	8-11
表 8.3.1-1	近似解析解に含まれる安全評価パラメータなど	8-14
表 8.3.1-2	人工バリアシステムの応答の仕組みの分類	8-17
表 8.3.2-1	水理条件ごとの天然バリア中での核種の低減割合	8-22
表 8.3.2-2	半減期ごとに分類した主要な核種と収着分配係数 (Kd)	8-22
表 8.3.3-1	実効拡散係数ごとの I-129 の放出率の最大値	8-26
表 8.3.3-2	C-14 の核種溶出にかかわるパラメータ	8-31
表 8.4.1-1	「重要因子」、「重要性の根拠」、「情報整理の観点」、「重要な事象、状態、影響など」	8-44
表 8.4.1-2	最新の知見の見直し項目	8-47
表 8.4.1-3	「重要な事象、状態、影響など」の見直しの結果のまとめ	8-67
表 8.4.2-1	シナリオと解析ケース分類およびその条件、状態など	8-78
表 8.4.3-1	人工バリア核種移行解析の概念モデル詳細	8-81
表 8.4.3-2	天然バリア核種移行解析の概念モデル詳細	8-81
表 8.4.3-3	人工バリア核種移行解析における水理パラメータ	8-82
表 8.4.3-4	溶解度	8-83
表 8.4.3-5	降水系還元性地下水環境下での収着分配係数（レファレンス）	8-84
表 8.4.3-6	降水系還元性地下水環境下での実効拡散係数（レファレンス）	8-84
表 8.4.3-7	天然バリア核種移行解析における主なパラメータ	8-85
表 8.4.3-8	降水系還元性地下水における各岩種に対する実効拡散係数および収着分配係数	8-86
表 8.4.3-9	線量への換算係数	8-87
表 8.4.3-10	既存の水理モデルによって表現される透水性の変化と地下水の移動時間の関係	8-89
表 8.4.4-1	代替シナリオの支配核種	8-103
表 8.4.4-2	変動シナリオの支配核種	8-104
表 8.5.1-1	幅広い地質環境に対する高度化対策の例	8-106
表 8.5.1-2	評価に用いる高度化対策	8-106
表 8.5.2-1	対策実施対象ケースの線量を支配する核種	8-113
表 8.5.3-1	三つに絞り込まれた固定化技術の概要	8-117
表 8.5.3-2	ヨウ素溶出の概念モデル	8-118

第8章 地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全評価

本章では、地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の特徴を踏まえ、幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の程度を検討するとともに、処分の安全性とその評価の信頼性の向上に資する安全評価結果を提示する。この目的に従って、8.1節で安全評価戦略、8.2節で安全評価の前提条件、8.3節で処分システムの感度特性、8.4節で最新の知見に基づく安全評価、8.5節で高度化対策の抽出と処分システムの頑健性の向上、そして、8.6節でまとめと今後の課題を記述する。

8.1 安全評価戦略

第3章では、地層処分低レベル放射性廃棄物処分の安全確保策に基づく評価、検討の内容を示した。この内容に基づき、第4章では廃棄物の種類や物量の変更に関する情報の整理結果を示し、第5章ではサイトの環境条件に関する情報を提示した。また、第6章、第7章では、廃棄物の種類や物量の変更を反映した設計検討の結果を提示した。本章では、第4章の物量などの変更や第5章のサイト環境条件、第6章、第7章の設計の検討結果を前提条件として、以下の検討を実施する。

- ▶ 想定される幅広い地質環境に対して、処分システムが有する固有の特性を分析、把握する。
また、これらの特性や処分施設に影響を及ぼす個々の事象に関する最新の知見を整理し、評価シナリオの構築や解析ケースの設定を行う。
- ▶ 設定された評価シナリオや解析ケースに対する評価、解析を通じて処分システムの頑健性の程度を示す。
- ▶ 得られる処分システムの特性や頑健性の程度に関する知見に基づき、第2次 TRU レポートにおいて提案されている代替技術を適用することも視野に入れ、頑健性をより一層向上させるための高度化概念を提示する。

さらに、これらに基づき、

- ・ サイトの選定時に柔軟かつ合理的に対応できるような処分概念を整備する。
- ・ 処分事業の安全性をより確実にするための事項を明らかにする。

などを実施することにより、「地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性とその評価の信頼性の向上を図る。」こととしている。

これらの評価を実施するためには、対象とする「シナリオ（解析ケース）」、さらには「防護基準」などの「安全評価の基本的考え方」を整理する必要がある。また、これら安全評価の基本的考え方に基づき、「安全確保策」に基づく評価を合理的に実施するための「安全評価の方法」を整備する必要がある。

本節においては、第2次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005）において整理したシナリオ／解析ケースの分類の考え方、さらには2004年の原子力安全委員会の報告書「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」（以下「共通的な重要事項」

という) (原子力安全委員会, 2004) において示された安全規制の考え方を参照して, 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全評価の基本的考え方を整理する。さらに, この基本的な考え方に基づいて, 地層処分低レベル放射性廃棄物の安全確保策に基づく評価, 検討を合理的に実施するための安全評価の方法を示す。以下, 本検討で採用する「地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全評価の基本的な考え方」, 「安全評価の方法」について記述する。

8.1.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全評価の基本的な考え方

本項では, 第2次 TRU レポートにおいて整理したシナリオ/解析ケースの分類の考え方に加え, 2004 年の原子力安全委員会の報告書「共通的な重要事項」において示された安全規制の考え方の概要を紹介する。また, これらを参照して設定した地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全評価の基本的な考え方について記述する。

(1) 第2次 TRU レポートにおけるシナリオと解析ケースの分類の考え方

第2次 TRU レポートにおいては, 処分場で生起するさまざまな事象などに関する包括的 FEP¹ (FEP : Feature, Event, Process) を 5 種類に分類している。また, シナリオについては, 第2次取りまとめ (核燃料サイクル開発機構, 1999) で定義したシナリオ (基本シナリオ, 変動シナリオ, 接近シナリオ) の分類を基本としつつ, 基本シナリオをさらにレファレンスシナリオとサブシナリオに細分化し, シナリオをレファレンスシナリオ, サブシナリオ, 変動シナリオ, 接近シナリオの 4 種類に分類している。表 8.1.1-1 に, 第2次 TRU レポートにおいて用いた①から⑤までの 5 種類の FEP と四つのシナリオの分類の関係, さらにこれらのシナリオに対応する解析ケースを示す。

第2次 TRU レポートの地下水シナリオの基本シナリオにおいては, 安全評価の結果得られる最大線量が, 目安として考えた諸外国で提案されている防護レベル $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ を十分下回ることが示された。この評価において最大線量が比較的高かった解析ケースは, サブシナリオに対応する代替ケースの一つである「天然バリアデータの変更ケース」 (透水量係数の変更) であり, このケースに関しては, 特に, 水理環境の不確実性に対処できるシステムの頑健性の検討が必要であることが示された。また, 地下水シナリオの変動シナリオでは, 井戸掘削, 採水や気候変動およびボーリングによる新たな核種移行経路の形成を考慮したシナリオにおいて $100\ \mu\text{Sv/y}$ 程度の線量となることが示された。さらに, 接近シナリオに関する評価では, 得られた結果が諸外国で用いられているリスク基準の目安である $10^6\sim 10^5[1/y]$ を下回ることが示された。

¹ 地層処分システムの将来挙動を記述したシナリオ作成のため, 安全評価で考慮すべき現象などをシステムの特質 (Feature) やそこで発生する事象 (Event), 過程 (Process) を用いて分析整理したもの

表 8.1.1-1 第2次 TRU レポートにおけるシナリオの分類と対応する解析ケース

FEP の分類	シナリオ 大分類	シナリオ 中分類	シナリオ小分類	シナリオの意味	解析ケース
①処分システムの前 提条件に関連する FEP	地下水 シナリオ	基本 シナリオ	レファレンス シナリオ	TRU 廃棄物の地層処分システ ムの将来挙動において蓋然性 が高いと考えられるシナリオ	レファレンスケース (セメント影響, グルー プ2の有機物影響, グループ3の硝酸塩影響 を考慮する)
②処分システムの安 全機能の想定/設 定に関連する FEP					
③想定/設定した処 分システムの安 全機能に影響を 与える可能性の ある FEP			サブシナリオ		
④想定/設定した処 分システムの安全 機能が十分発揮で きなくなる可能性 のあるFEP		変動シナリオ	天然現象に 関する シナリオ	天然事象あるいは将来の人間 活動によって地質環境や地表 環境が影響を受けることを想 定したシナリオおよび工学的 対策に初期欠陥があり, それ が未検出のまま放置されるこ とによって地層処分システム に有意な影響を及ぼしてしま うシナリオ	隆起・侵食影響ケース
			工学的初期 欠陥に関す るシナリオ		気候・海水準変動影響ケース
			将来の人間 活動に関す るシナリオ		シーリングミスケース
					井戸掘削影響ケース
⑤想定/設定した処 分システムの安全 機能を覆す可能性 のある FEP	接近シナリオ		天然現象に 関する シナリオ	放射性物質と人間環境との物 理的距離が接近することで放 射線学的影響が生じるシナリ オ	隆起・侵食影響ケース (地表暴露)
			将来の人間 活動に関す るシナリオ		ボーリングコア観察影響ケース (人間侵入: 偶発的なボーリングの処分場貫通)

(2) 共通的な重要事項で示された安全規制の考え方

2004年の原子力安全委員会の報告書「共通的な重要事項」では「不確実性を考慮し、安全評価を行うためには、シナリオの発生の可能性とその影響を組み合わせたリスク論的考え方の適用が有効であり、この考え方を放射性廃棄物処分の安全規制に導入する方向で検討を進める必要がある。」ことが提示されている。ここで示されているリスク論的考え方は、シナリオの発生の可能性に明らかな差があることを前提とし、それぞれに対して比較されるべき防護基準にも明らかな差のあることが合理的であるとする考え方に依拠するものである。この考えに基づいて、余裕深度処分の安全評価に用いるシナリオの分類と防護基準に関する検討が具体的に行われた(原子力安全委員会, 2010)。余裕深度処分と地層処分低レベル放射性廃棄物処分とは処分概念や処分深度に違いがある。今後、地層処分低レベル放射性廃棄物処分の安全規制の考え方に関する検討が行われることになると思われる。

(3) 本検討で採用する安全評価の基本的な考え方

本検討では、第2次 TRU レポートや余裕深度処分の安全評価の考え方、さらには、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の特徴を考慮して、シナリオ／解析ケースの分類と防護基準の考え方を整理した。

第2次 TRU レポートでは、処分システムの挙動において蓋然性が高いと考えられるシナリオをレファレンスシナリオとしている。この際、天然現象である「隆起・侵食影響ケース」、「気候・海水準変動影響ケース」を「想定／設定した処分システムの安全機能が十分発揮できなくなる可能性のある FEP」として変動シナリオに位置付けた。これは、安定な深い地層への廃棄物の処分という地層処分の本来の特性を踏まえると、これらの事象による処分システムへの有意な影響は、必ずしも蓋然性の高いものにはならない可能性があると考えられるからである。それに対して、余裕深度処分の安全評価の考え方においては、一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度(例えば、50～100m程度)に処分するという余裕深度処分の概念と「隆起・侵食」、「気候・海水準変動」の地球科学的な事象としての特性を踏まえた議論に基づき、これらの事象を蓋然性の高い事象と見なし、基本シナリオに分類した。

これらの議論は今後詳細に行われることになっているが、本検討では、現状において、これらのシナリオが必ずしも蓋然性が高いと判断されているわけではないことを踏まえ、これらのシナリオを基本シナリオには含めないこととし、蓋然性に応じたシナリオの区分の結果として、第2次 TRU レポートのシナリオ／解析ケースの区分と同様の区分に基づいた検討を行うこととする。

実際の安全評価においては、個々の区分の考えに基づき、シナリオや解析ケースが詳細に検討され、具体的に記述される。このシナリオや解析ケースの詳細な検討においては、人工バリアや天然バリア(生物圏状態を含む)の状態や条件が重要な情報になる。これらの情報やそれらに基づくシナリオや解析ケースの詳細については、8.4節で記述する。

一方、防護基準については、以下のように考えた。

第2次 TRU レポートでは、地層処分に関する防護基準が定まっていないことから、諸外国の基

準（100～300 μ Sv/y）が比較検討の目安として採用された。それに対して、余裕深度処分の安全評価においては、蓋然性に応じて区分されるシナリオごとに異なった防護基準が設定された。

本検討においても、シナリオの区分に応じて防護基準を設定する考え方を採用することとしたが、地層処分のシナリオの区分に応じた防護基準は、まだ定められていない状況にある。そこで、本検討では、処分システムの頑健性の程度を暫定的に確認する指標として、諸外国の基準（100～300 μ Sv/y）を採用し、第2次 TRU レポートと同様に、全てのシナリオに対して諸外国の基準（100～300 μ Sv/y）を比較指標とする評価を行うこととする。

本検討では、幅広い地質環境に対して地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性の程度を提示し、頑健性を向上させる高度化概念を必要に応じて提示することとしている。具体的には、第2次 TRU レポートのレファレンスの処分概念をより幅広い地質環境に対して適用した再評価を実施し、必要に応じて、第2次 TRU レポートにおいて提示された代替技術などの適用も視野に入れた検討を行い、頑健性が向上することを確認することとする。

8.1.2 安全評価の方法

OECD/NEA（1991）では、処分システムの長期安全性を評価するための一般的なアプローチとして、以下の要素から構成されたアプローチを示している。

- ・ シナリオ構築
- ・ モデルの開発と適用（モデル、データの設定）
- ・ 総合評価（決定論的解析、不確実性解析、感度解析）
- ・ 信頼性の構築（安全性の主張）

第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999）や第2次 TRU レポートでは、上記のアプローチに基づいた安全評価体系が構築され、対象とするシナリオに従ってモデルを設定するとともに解析ケースやデータが整備され、決定論的解析手法により多数の評価解析が実施された。地層処分低レベル放射性廃棄物の処分においては、生起する現象が多岐にわたり、それらが必ずしも十分に解明されていないことから、安全評価における不確実性が大きいと考えられた。そのため、第2次 TRU レポートの安全評価においては、地層処分システムに含まれる多様な不確実性に注目し、従来の決定論的解析手法に加え、不確実性の影響を分析するための感度解析（統計的手法を用いて個々のパラメータやその重畳による影響を評価する「包括的感度解析」）（Ohi et al., 2006：大井ほか，2004）が行われた。

この感度解析により、処分システムの安全評価の解析において使用する変数（例えば、溶解度、拡散係数など、以下、「安全評価パラメータ」という）に対する処分システムの感度が分析され、影響度が高いパラメータおよびその組み合わせから、目標値を満足する条件が「成立条件」として提示された。この成立条件は、与えられた前提条件の下では、この条件を満足すれば、対象としたパラメータの変動範囲内におけるいかなる条件の組み合わせにおいても目標値を満足することを意味する。このように、解析結果が提示された安全性とパラメータとの関係に関する情報を含んでいることが、従来の決定論的解析との大きな違いである。成立条件に含まれるパラメータ値の組み合わ

せを詳細に検討することにより、処分システムの頑健性の程度や、頑健性を向上させるための代替概念に関する具体的な議論が可能になる。そのため、「包括的感度解析」は、多様な不確実性を有し、解析に用いる条件などの蓋然性やシステムの頑健性についてさまざまな議論が行われる地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全評価において重要な情報を与える。第2次 TRU レポートでは、このような「包括的感度解析」により決定論的解析が補完されている。

前述の処分システムの長期安全性を評価するための一般的なアプローチは、廃棄物の種類によらず共通して適用され、また、事業の進展に応じて繰り返し適用されるものとする。従来、さまざまな安全評価プロジェクトが実施され、プロジェクトごとにさまざまな情報が整備、蓄積されてきた。このような安全評価の結果や関連する情報などは、評価を合理的に行うための明確な論拠となり得るものである。本検討では、時間とともに変化するシステムの状態に関する既存の検討結果や安全評価の結果などを「処分システムの状態の理解」として取りまとめ扱うこととする。この「処分システムの状態の理解」は、従来の安全評価では、「シナリオ構築」に含まれており、シナリオ構築の前提となる処分システムの状態を理解するために重要な事項となっている。取りまとめられた知識やデータは、必要に応じて、FEPに係る情報をとりまとめたFEP辞書などのデータベースやPID²、さらには、ストーリーボード³と呼ばれる手法によって補われ、場合によっては、それらの更新のために利用される。繰り返し実施される安全評価においては、既存の評価結果を踏まえ、「処分システムの状態の理解」として取りまとめられた情報などを活用して、明確な論拠に基づく合理的な評価を行うことが重要である。本検討においては、このような「既存の情報などの取りまとめと活用」を確実に実施するため、「処分システムの状態の理解」を安全評価の手法に含まれる項目として示すこととした。

近年、処分システムが有する安全機能に着目して、処分システム内において生起するさまざまな事象を整理するトップダウン的なシナリオ構築が試みられている(牧野ほか, 2007: Wakasugi et al., 2009)。これらの手法では、FEP 辞書などの情報に基づき、安全機能の発揮あるいは喪失に関する分析などを行い、得られる情報を時間的な変遷を考慮して整理(PID などによる FEP の関連の整理、ストーリーボードを用いた整理、表現)し、処分システム全体への影響を考慮することによりシナリオを構築することを試みている。これらの分析によって得られる情報は、「処分システムの状態の理解」に取り込まれるべき情報である。

一方、合理的な評価を行うための定量的な論拠として、感度解析などを活用し、前提条件に応じた処分システムの感度特性や処分システムの安全性の確保に係る重要な因子やそれに関連する情報を分析、把握することも重要である。これらの情報は、トップダウン的なシナリオ構築手法を重要度の観点から補完し、重要な評価シナリオや解析ケースの絞りこみを可能とするもので、明確な論拠に基づく合理的な評価を行うことに資する有用な情報と考える。この考えは、「感度解析を含む既存の安全評価の結果に基づいて重要な安全機能や安全評価パラメータに着目し、処分システムの安全性に影響を与える重要な懸念事象などを体系的に抽出整理する手法」(Ohi et al., 2009)に基づく

² FEP 間の相互影響(インフルエンシ)と重要性をネットワークで示した図(Process Influence Diagram)

³ 処分システムにおいて生起する事象やその相関関係、時間的変遷を図などを用いてわかりやすく示す表現手法

ものである。

従来の安全評価のアプローチに「処分システムの状態の理解」を加えた安全評価の手順を図8.1.2-1に示す。

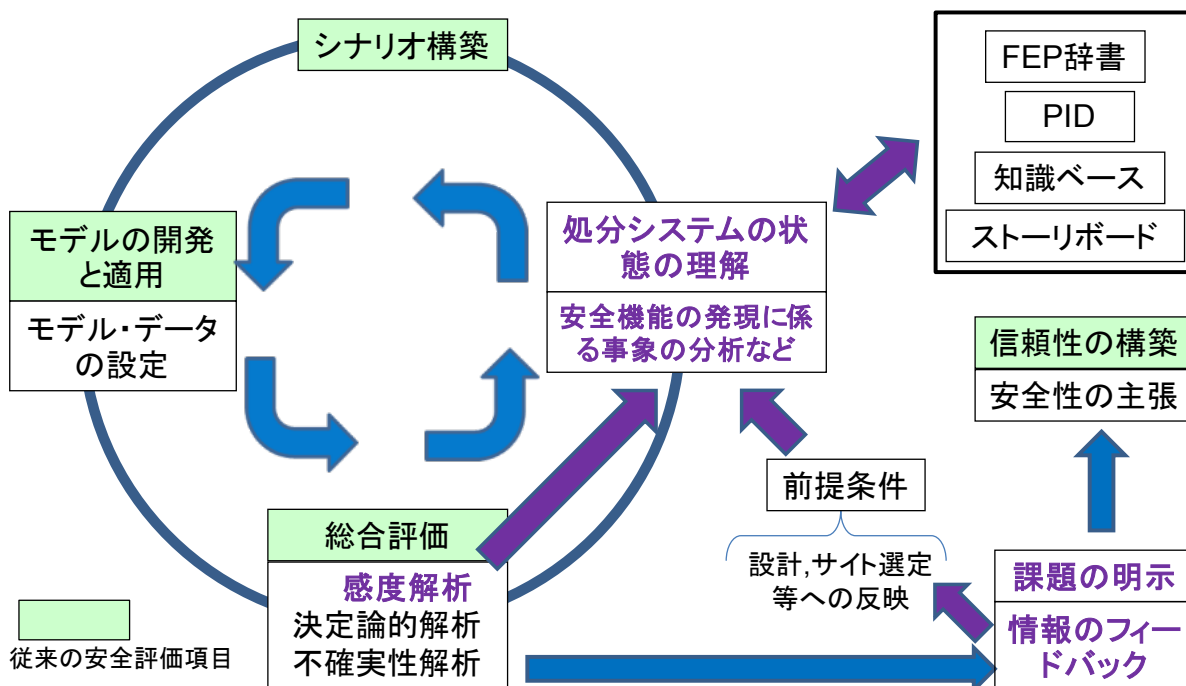


図 8.1.2-1 安全評価の手順

図 8.1.2-1 で示した安全評価の手順は、廃棄物の種類によらず、事業の進展に応じて設定される目標などに柔軟に対応できるものとする。「安全評価戦略」において述べたように、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分では、不確実性を考慮した上で幅広い地質環境に対して柔軟に対応できる頑健性の高い概念の構築が求められている。このような高度化対策を検討することにより処分システムの頑健性を確保、向上させることが求められる段階においては、特に処分システム内で起こる現象の理解に努めるとともに処分システムの感度特性を把握することが重要となる。これは、感度特性を把握することにより、安全性に対して重要な影響を与える評価シナリオや解析ケースを明確な論拠に基づいて絞り込むことが可能になるからである。

このような感度解析を含めた評価の具体的な手順を以下に示す。

- ・ 前提条件を明確にした上で、既存の評価モデルを用いて感度解析を実施し、処分システムの頑健性に大きな影響を与える特性や安全評価パラメータなどを重要因子として把握、抽出する。処分システムの特長や安全評価パラメータは処分システムが有している個々の安全機能と密接に関連している。そのため、結果として、安全機能に関連する重要な事象がこの解析

により直接、間接的に同定されることになる。

- FEP 辞書やPID、ストーリーボードなどを利用して得られる安全機能の発現に影響を与えるさまざまな事象やその発生、進展などに関する知見を「処分システムの状態の理解」として整備する。さらに、検討対象となる前提条件の下で処分システムの頑健性に大きな影響を与える重要因子に関する情報を「処分システムの状態の理解」に加え、これらを統合する。このような重要因子に係る情報を付加することで、重要度に応じて事象などを絞り込むことが可能になる。この絞り込みのプロセスを経て、安全機能の発現に影響を与える重要な事象やその発生、進展などに関する最新の知見を「重要な事象、状態、影響など」として抽出する。
- 「重要な事象、状態、影響など」やそれらに関連する情報を処分システム全体としての事象の関連を考慮してまとめ、重要な評価シナリオ、解析ケースとして抽出、類型化する。
- 分類された評価シナリオに対して、最新のモデル、データセットを整備し、評価を行う。
- さらに、安全評価の結果に基づき、処分システムの頑健性を必要に応じて向上させる実現可能なオプションを構築、整備するとともに、その実現性に関する知見と情報を提示する。

処分システムの感度解析の結果は、処分システムの応答の仕組みや重要度に関する情報を与える。このような感度解析に基づく解析、評価の結果は、単なる決定論的な評価結果ではなく、前述の包括的感度解析と同様に、提示される安全性とパラメータとの関係に関する情報を含み、処分システムの頑健性の程度や、頑健性を向上させるための代替概念の提示を具体的に可能とする定量的な論拠を伴うものとなる。

さらに、「サイト選定」や「設計」などの分野においても、図 8.1.2-1 で示した「処分システムの状態の理解に基づき、関連するシナリオを構築し、それを評価するためのモデル・データを設定して評価を行う。」との手順は共通して適用されるものとする。事業の進展に応じて繰り返し実施される評価において、「処分システムの状態の理解」をインターフェースとして、この手順において得られたそれぞれの分野の知見や他の分野から示されるフィードバック情報に対する評価、検討結果を「処分システムの状態の理解」として取りまとめ、活用することにより、個々の分野の効率的な連携が促進され、合理的な事業展開が可能になるものとする。

8.3 節以降、これらの評価手順に則り、具体的に評価検討を行い、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分事業の見通しを示すとともに、安全性をより確実にするための事項を明らかにし、信頼性の向上を図ることとする。

8.2 安全評価の前提条件

本節においては、第4章、第5章、第6章で記述された「地層処分低レベル放射性廃棄物の放射エネルギー」、「サイト環境条件」、「設計条件」を安全評価の前提条件として改めて整理する。

8.2.1 地層処分低レベル放射性廃棄物の放射能量

第4章では、総合資源エネルギー調査会 電気事業分科会原子力部会 放射性廃棄物小委員会(総合資源エネルギー調査会, 2006)において見直された約18,100m³の地層処分低レベル放射性廃棄物の放射能量について記述した。第2章で紹介したように、「最終処分計画」(経済産業省, 2008)においては、NUMOは「19,000m³以上の第二種特定放射性廃棄物を最終処分することができる規模」の処分場を想定することが要求されている。そのため、安全評価においては、第4章で提示した約18,100m³に対する廃棄体の放射能量を約19,000m³換算した放射能量を使用する。表8.2.1-1に、安全評価で用いる核種量(25年後:基準年から25年間貯蔵した後)(Bq)を第4章で分類したグループごとに示す。また、廃棄体ごとの放射能量を付録8-1に示す。

表 8.2.1-1 安全評価で用いるグループごとの核種量 (19,018m³) (Bq)

グループ		1		2		3		4		総合計	
発生本数(本)		1,673		31,332		27,441		30,138		90,584	
発生量(m ³)		335		6,083		5,492		7,108		19,018	
重量(t)		612		26,625		9,105		24,977		61,319	
核種	半減期(y)*	基準年	25年後	基準年	25年後	基準年	25年後	基準年	25年後	基準年	25年後
C-14	5.73E+03	0.0E+00	0.0E+00	5.9E+14	5.9E+14	7.4E+12	7.4E+12	2.7E+12	2.7E+12	6.0E+14	6.0E+14
Cl-36	3.01E+05	0.0E+00	0.0E+00	9.2E+12	9.2E+12	3.3E+11	3.3E+11	5.0E+07	5.0E+07	9.5E+12	9.5E+12
Co-60	5.27E+06	3.3E+06	1.2E+05	1.9E+18	7.2E+16	1.2E+13	4.5E+11	1.0E+17	3.7E+15	2.0E+18	7.5E+16
Ni-59	8.00E+04	5.5E+03	5.5E+03	7.5E+15	7.5E+15	4.8E+08	4.8E+08	5.9E+13	5.9E+13	7.5E+15	7.5E+15
Ni-63	9.20E+01	8.6E+05	7.1E+05	1.3E+18	1.1E+18	6.6E+10	5.5E+10	8.8E+15	7.3E+15	1.3E+18	1.1E+18
Se-79	6.50E+04	3.9E+05	3.9E+05	3.2E+12	3.2E+12	6.7E+09	6.7E+09	2.2E+12	2.2E+12	5.4E+12	5.4E+12
Sr-90	2.91E+01	6.6E+10	3.7E+10	5.7E+17	3.2E+17	1.2E+15	6.9E+14	3.6E+17	2.0E+17	9.3E+17	5.1E+17
Zr-93	1.53E+06	1.8E+06	1.8E+06	3.7E+14	3.7E+14	3.1E+10	3.1E+10	1.7E+13	1.7E+13	3.9E+14	3.9E+14
Nb-94	2.03E+04	3.3E+06	3.3E+06	2.6E+15	2.6E+15	1.9E+06	1.9E+06	6.8E+08	6.8E+08	2.6E+15	2.6E+15
Mo-93	3.50E+03	3.8E+01	3.7E+01	5.6E+13	5.6E+13	8.1E+06	8.1E+06	6.8E+08	6.8E+08	5.6E+13	5.6E+13
Tc-99	2.13E+05	0.0E+00	0.0E+00	6.9E+14	6.9E+14	3.9E+11	3.9E+11	1.1E+14	1.1E+14	8.0E+14	8.0E+14
Pd-107	6.50E+06	1.1E+05	1.1E+05	5.5E+11	5.5E+11	2.5E+09	2.5E+09	5.5E+11	5.5E+11	1.1E+12	1.1E+12
Sn-126	1.00E+05	7.4E+05	7.4E+05	3.8E+12	3.8E+12	1.1E+10	1.1E+10	3.9E+12	3.9E+12	7.7E+12	7.7E+12
I-129	1.57E+07	5.9E+13	5.9E+13	2.6E+11	2.6E+11	7.2E+11	7.2E+11	4.6E+09	4.6E+09	6.0E+13	6.0E+13
Cs-135	2.30E+06	4.3E+05	4.3E+05	3.6E+12	3.6E+12	7.0E+09	7.0E+09	2.4E+12	2.4E+12	6.0E+12	6.0E+12
Cs-137	3.00E+01	9.4E+10	5.3E+10	7.4E+17	4.1E+17	1.5E+15	8.5E+14	5.3E+17	3.0E+17	1.3E+18	7.1E+17
Cm-244	1.81E+01	2.1E+09	8.1E+08	1.6E+16	6.0E+15	3.4E+12	1.3E+12	1.6E+16	6.2E+15	3.2E+16	1.2E+16
Pu-240	6.54E+03	3.7E+08	3.7E+08	2.7E+15	2.7E+15	9.0E+13	8.9E+13	1.7E+15	1.7E+15	4.5E+15	4.5E+15
U-236	2.34E+07	2.6E+05	2.6E+05	1.0E+12	1.0E+12	2.8E+10	2.8E+10	3.6E+11	3.6E+11	1.4E+12	1.4E+12
Th-232	1.41E+10	0.0E+00	3.2E-04	0.0E+00	1.3E+03	0.0E+00	3.5E+01	0.0E+00	4.4E+02	0.0E+00	1.7E+03
Ra-228	6.70E+00	0.0E+00	2.1E-04	0.0E+00	8.1E+02	0.0E+00	2.2E+01	0.0E+00	2.8E+02	0.0E+00	1.1E+03
Th-228	1.91E+00	0.0E+00	1.8E-04	0.0E+00	6.9E+02	0.0E+00	1.9E+01	0.0E+00	2.4E+02	0.0E+00	9.5E+02
Cm-245	8.50E+03	2.2E+05	2.2E+05	8.6E+11	8.6E+11	2.1E+09	2.1E+09	1.7E+12	1.7E+12	2.6E+12	2.6E+12
Pu-241	1.44E+01	9.8E+10	2.9E+10	6.3E+17	1.9E+17	1.0E+17	3.1E+16	2.5E+17	7.5E+16	9.8E+17	2.9E+17
Am-241	4.32E+02	7.8E+08	3.0E+09	4.7E+15	1.9E+16	6.8E+13	2.4E+15	8.1E+15	1.3E+16	1.3E+16	3.5E+16
Np-237	2.14E+06	0.0E+00	1.7E+04	2.4E+12	2.5E+12	3.5E+10	4.7E+10	3.3E+12	3.3E+12	5.7E+12	5.9E+12
U-233	1.59E+05	0.0E+00	7.8E-01	5.3E+09	5.6E+09	1.9E+06	6.2E+06	2.9E+07	3.9E+08	5.3E+09	6.0E+09
Th-229	7.34E+03	0.0E+00	5.4E-04	0.0E+00	1.3E+07	0.0E+00	9.3E+03	0.0E+00	4.9E+05	0.0E+00	1.3E+07
Cm-246	4.73E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00
Pu-242	3.87E+05	1.6E+06	1.6E+06	1.3E+13	1.3E+13	3.7E+11	3.7E+11	4.9E+12	4.9E+12	1.8E+13	1.8E+13
U-238	4.47E+09	2.2E+05	2.2E+05	8.6E+11	8.6E+11	2.4E+10	2.4E+10	3.7E+11	3.7E+11	1.3E+12	1.3E+12
U-234	2.45E+05	1.9E+06	1.9E+06	8.1E+12	8.1E+12	3.2E+11	3.2E+11	7.7E+12	7.7E+12	1.6E+13	1.6E+13
Th-230	7.70E+04	0.0E+00	2.1E+02	0.0E+00	0.0E+00	2.5E+08	0.0E+00	2.7E+07	0.0E+00	5.2E+08	0.0E+00
Ra-226	1.60E+03	0.0E+00	1.1E+00	0.0E+00	1.1E+06	0.0E+00	1.4E+05	0.0E+00	2.7E+06	0.0E+00	3.9E+06
Pb-210	2.23E+01	0.0E+00	2.4E-01	0.0E+00	2.0E+05	0.0E+00	2.9E+04	0.0E+00	5.8E+05	0.0E+00	8.1E+05
Am-243	7.38E+03	1.8E+07	1.8E+07	1.8E+15	1.8E+15	5.5E+11	5.5E+11	1.4E+14	1.4E+14	1.9E+15	1.9E+15
Pu-239	2.41E+04	2.4E+08	2.4E+08	1.7E+15	1.7E+15	5.7E+13	5.7E+13	1.4E+15	1.4E+15	3.1E+15	3.1E+15
U-235	7.04E+08	1.5E+04	1.5E+04	6.1E+10	6.1E+10	1.7E+09	1.7E+09	5.6E+10	5.6E+10	1.2E+11	1.2E+11
Pa-231	3.28E+04	0.0E+00	8.1E+00	0.0E+00	3.2E+07	0.0E+00	9.2E+05	0.0E+00	3.0E+07	0.0E+00	6.3E+07
Ac-227	2.18E+01	0.0E+00	2.5E+00	0.0E+00	1.0E+07	0.0E+00	2.8E+05	0.0E+00	9.3E+06	0.0E+00	2.0E+07

*半減期(年):ORIGEN2.1のライブラリーデータ使用

基準年:原燃:炉取り出し後4年(廃棄体作成時),JAEA:炉取り出し後5年(廃棄体作成時)

25年後:基準年から25年間貯蔵後

また、安全評価においては、廃棄体の特性に応じたモデル化およびデータ設定を行う。そのため、第4章で示した廃棄体のグループ分類を安全評価で考慮すべき特性に合わせて細分化する必要がある。安全評価用に細分化した廃棄体分類を表 8.2.1-2 に示す。

表 8.2.1-2 安全評価における廃棄体分類

グループ	封入容器	主な廃棄物	略号	固型化状態
1	200L ドラム *1	廃銀吸着材	Gr1-D	セメント混練固化
2	キャニスタ *2	ハル・エンドピース	Gr2-C	金属圧縮体
	キャニスタ *2	固形物収納体(CSD-C)	Gr2-C	金属圧縮体
	キャニスタ *2	低レベル廃液(CSD-B)	Gr2-G	ガラス固化
3	200L ドラム *1	低レベル廃液	Gr3-D	セメント混練固化 アスファルト固化
4	200L ドラム *1	雑固体など	Gr4-D	セメント充填固化
	角型容器 *3	雑固体など	Gr4-B	セメント充填固化
	インナーバレル, ハル缶 *1	雑固体など	Gr4-X	セメント充填固化

*1：炭素鋼製あるいはステンレス鋼製 *2：ステンレス鋼製 *3：炭素鋼製

8.2.2 水理, 地質環境条件

第5章で記述したように、安全評価の対象となる水理, 地質環境は地形や岩種に基づき類型化されている。安全評価においては、これらの水理, 地質環境条件を参照し、解析範囲を設定して解析を実施する。表 8.2.2-1 に評価条件の設定において参照する水理, 地質環境のレファレンス値を示す。

表 8.2.2-1 評価において使用する水理, 地質環境の情報

ケース	A			B	C	D
地理	内陸			内陸	沿岸	沿岸
地形	平野 (丘陵, 山地)			平野 (丘陵, 山地)	平野	平野
岩種	堆積岩			結晶質岩	堆積岩	結晶質岩
地下水組成	降水系地下水			降水系地下水	海水系地下水	海水系地下水
透水量係数 (m ² /s)	10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)			10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)	10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)	10 ⁻¹⁰ (10 ⁻⁹ , 10 ⁻¹¹)
透水係数 (m/s)	10 ⁻⁹ (10 ⁻⁸ , 10 ⁻¹⁰)			/	10 ⁻⁹ (10 ⁻⁸ , 10 ⁻¹⁰)	/
動水勾配	0.01			0.01	0.01	0.01
岩盤種類	SR-C	(SR-B)	(SR-D)	HR	SR-C	HR
有効間隙率 (-)	0.3	0.2	0.45	0.02	0.3	0.02
一軸圧縮強度 (MPa)	15	20	10	115	15	115
処分深度 (m)	500			1,000	500	500
生物圏	河川水			河川水	海水	海水

() の値は第2次 TRU レポートにおいてレファレンス条件に対して想定した変動の範囲を示す。

8.2.3 設計条件

第 6 章において、安全評価の対象となる廃棄体の定置における設計条件が示されている。表 8.2.3-1 に各廃棄体に対する処分施設形状の諸元を示す。

表 8.2.3-1 各廃棄体に対する処分施設形状の諸元

廃棄体グループ		廃棄体定置領域長さ (m)	坑道径 (m)	廃棄体量 (m ³)	表面積 (m ²)	充填材体積 (m ³)	緩衝材厚さ (m)	緩衝材表面積 (m ²)	掘削影響領域の地下水流量 (m ³ /y)
1	200L ⁺ ドラム缶	25.5	12	335	663	717	1	961	6.38E-02
2	JNFL, JAEA ハル・イント・ピース	688.8	9.3	5,342	13,225	10,528	1	20,125	1.72E+00
	仏国返還廃棄物 固型物収納体 (CSD-C)	567.6	5	734	4,541	1,446	1	8,916	7.95E-01
	仏国返還廃棄物 低レベル廃液カプス固 化体 (CSD-B)	1.2	9.3	7	19	11	1	35	3.00E-03
3	200L ⁺ ドラム缶	258	12	5,492	9,726	23,687			1.95E+00
4	200L ⁺ ドラム缶	270	12	5,766	10,179	24,770			2.04E+00
	角型容器	14.4	12	884	543	745			1.09E-01
	ドラム缶・インナーバレル	376.2	5	458	5,909	6,929			1.24E+00

*掘削影響領域: 処分坑道の掘削により健全な岩盤に比べて水理特性が悪くなることが想定される人工バリア周辺の岩盤領域。解析においては、掘削影響領域においては、人工バリアから放出される核種が瞬時に攪拌され、均一の濃度になると仮定。

8.3 処分システムの感度特性

安全評価において、重要な事象を同定することは、処分場閉鎖後の安全性に関する検討を効率的かつ網羅的に行う上で重要である。感度解析はこの重要な事象を同定するための有用な解析方法 (IAEA, 2004 : 大井ほか, 2004 : Ohi et al., 2006 : 原子力安全委員会, 2007 : 江橋ほか, 2009 : 鈴木ほか, 2009) であり、これまでも、さまざまな安全評価 (例えば, 核燃料サイクル開発機構, 1999a : 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005 : SKB, 2006) において処分システムの感度解析が行われている。

本検討においては、8.1 節で述べた安全評価の方法に基づいて感度解析を行い、処分システムの感度特性 (処分システムの応答の仕組み : 処分システムの性能に対して、どのような条件で、どのような因子がどのように影響を与えるかの仕組み) を可能な限り定量的に理解、把握するとともに、その結果に基づき、処分システムの頑健性に有意な影響を与える重要な因子とその特性を抽出する。感度解析においては、解析解を用いることとした。これは、評価パラメータの変動に対する処分システムの応答の仕組みを容易に定量的に理解できるためである。

地層処分低レベル放射性廃棄物の場合、線量を支配する核種は非吸着性、溶解性の I-129, C-14 である。既存の安全評価の結果 (表 2.3.2-2 参照) が示すように、I-129 の天然バリア中での放出率の低減の程度は小さい (1/10 程度)。そのため、不確実性を考慮した場合、天然バリアを対象として線量を低減させるための対策を検討するよりも、人工バリアを対象として核種放出の低減対策を検討する方が効果的である。そこで、本検討においては、人工バリア中の核種の移行挙動を詳細に把握するため、人工バリアと天然バリアの核種の放出挙動を分けて検討することとした。人工バリア中の核種の移行挙動に関しては、近似定常解析解 (大井, 2011) を利用し、廃棄体のグループごとに主要なパラメータの影響特性を分析する。天然バリア中の核種の移行挙動に関しては、亀裂性媒体における定常解析解 (石原ほか, 1999) を用いて、遅延係数や地下水流速に依存する核種の移行時間と半減期の関係から、地質環境に応じた核種放出率の低減についての保守的な検討を行う。

以下、8.3.1 項で人工バリア中の核種移行を表す近似解析解、8.3.2 項で天然バリア中の核種移行を表す解析解と移行特性、8.3.3 項ではそれらの特性に基づく処分システムの感度特性の把握と重要因子の抽出について述べる。8.3.4 項では処分システムの感度特性分析についてまとめる。

8.3.1 人工バリア中の核種移行を表す近似解析解

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの固有の感度特性を把握するため、人工バリア内の移行過程での崩壊、吸着、移流、拡散、溶解、沈殿を考慮し、核種の枯渇や掘削影響領域中の地下水流量の違いによる影響を評価できる近似解析解が導出されている (大井, 2011) (付録 8-2 参照)。この近似解析解は、既存の近似解析解 (内側境界濃度は溶解度で一定、外側境界濃度 0) (大井ほか, 1997 : Ohi et al., 1997) を参照して、「拡散媒体からの放出率の最大値は、与えられた核種量において形成される最大の定常状態の放出率によって評価可能である」という仮定と、「最大、または、定常になるまでの期間の初期の核種量の減衰と拡散媒体からの核種放出量を微小量とし、人工バリア中の核種存在量は、初期の核種量を用いて近似可能」とする近似に基づいて導出されたものである。

この近似解析解の導出の概念を図 8.3.1-1 に示す。また、近似解析解に含まれる安全評価パラメータなどの意味を表 8.3.1-1 に示す。

導出においては、崩壊を考慮した拡散方程式の定常解析解（拡散媒体内側境界濃度一定と拡散媒体外側境界濃度一定、または、拡散媒体内側境界からの核種放出率一定と拡散媒体外側境界濃度一定）を用いて得られる人工バリア内の核種量の保存式（図 8.3.1-1 の (1) 式）と掘削影響領域での核種放出率の保存式（図 8.3.1-1 の (2) 式）を用いて、拡散媒体の内側境界濃度と拡散媒体の外側境界濃度を、内側境界条件に依存して与えられる核種量と掘削影響領域中の地下水流量によって表わし、既存の定常解析解では考慮されていない核種量の枯渇や掘削影響領域中の地下水流量の違いによる影響を考慮できるようにした（付録 8-2 参照）。

また、求めた近似解析解の意味を明らかにするため、移行過程での崩壊を無視することにより簡略化した式を導出した。人工バリアからの核種放出率の最大値を定量的に解析する場合は、上述の崩壊を考慮した定常解析解に基づく近似解析解が有用であり、核種の移行特性の仕組みを理解する上では、崩壊を無視した簡略化された式が有用である。

以下、近似解析解の妥当性と簡略化した式によって示される処分システムの応答の仕組みを示す。

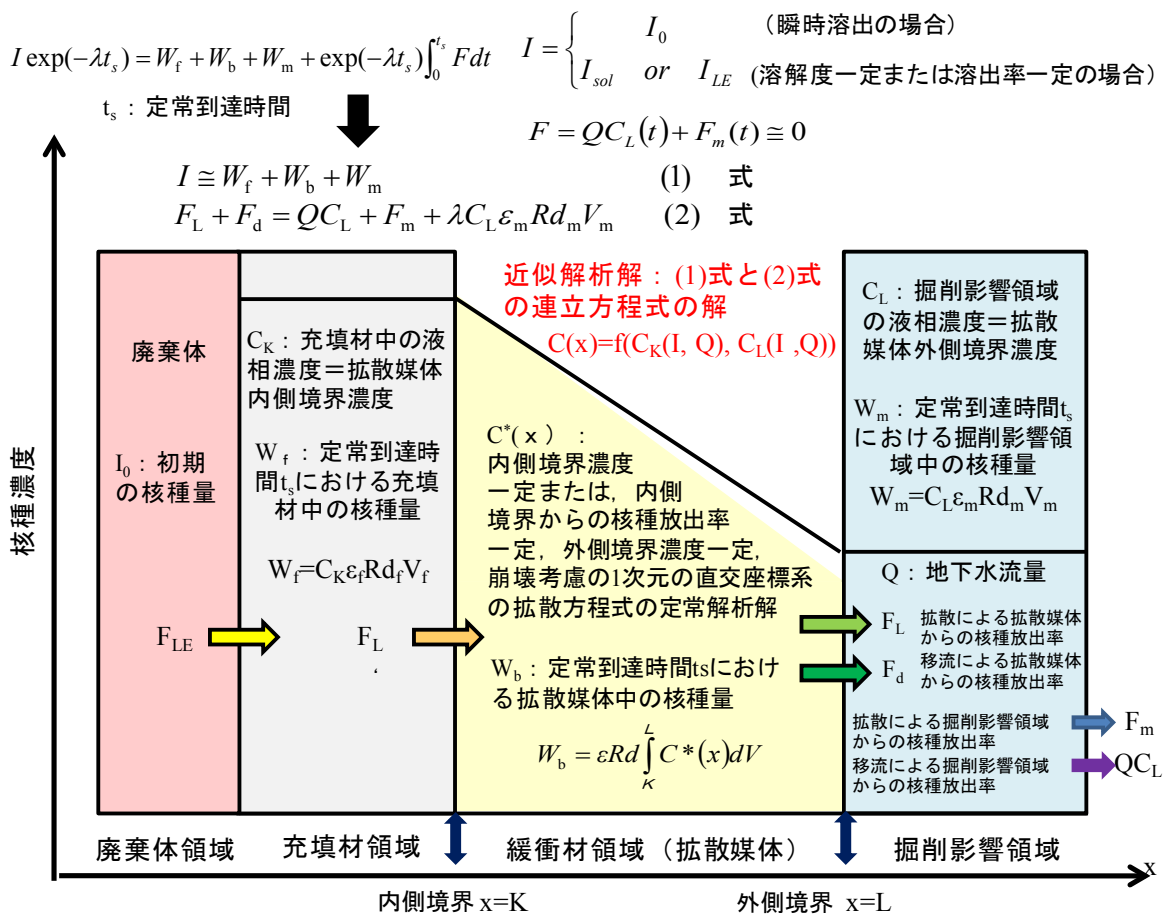


図 8.3.1-1 近似解析解の導出の概念

表 8.3.1-1 近似解析解に含まれる安全評価パラメータなど

核種情報など	記号	単位	名称	拡散媒体(緩衝材)領域	記号	単位	名称
	W_f	Bq	定常到達時間における充填材中の核種量		$C(x)$	Bq/m^3	拡散媒体中の濃度
W_b	Bq	定常到達時間 t_s における拡散媒体中の核種量	C_{av}	Bq/m^3	拡散媒体中の平均液相濃度 $=W_b/(\epsilon RdV_d)$		
W_m	Bq	定常到達時間 t_s における掘削影響領域中の核種量	De	m^2/y	拡散媒体の実効拡散係数		
F_{Li}	Bq/y	拡散媒体内側境界から拡散媒体への核種放出率	ϵ	—	拡散媒体の空隙率		
F_{Li}	Bq/y	拡散媒体から掘削影響領域への拡散による核種放出率	Kd	m^3/Kg	拡散媒体に対する収着分配係数		
F_{Lmax}	Bq/y	拡散媒体から掘削影響領域への拡散による核種放出率の最大値	ρ	Kg/m^3	拡散媒体の真密度		
F_d	Bq/y	拡散媒体から掘削影響領域への移流による核種放出率	V_d	m^3	拡散媒体の体積 $=\pi \ell(L+K)(L-K)$		
F_m	Bq/y	掘削影響領域から周辺岩盤への拡散による核種放出率	Rd	—	拡散媒体の遅延係数($Rd=1+(1-\epsilon)Kd\rho/\epsilon_m$)		
I_0	Bq	初期核種量	Q_d	m^3/y	年当たりの拡散媒体中の地下水流量		
I_{sol}	Bq	内側境界濃度が溶解度で制限される場合、その濃度になるために必要な初期の核種量	E	m^2	拡散媒体外側表面積		
I_{LE}	Bq	内側境界濃度からの核種放出率が一定の溶出率で制限される場合に、その放出率になるために必要な初期の核種量	K	m	拡散媒体内側までの距離		
λ	$1/y$	崩壊定数	L	m	拡散媒体外側までの距離		
C_{ol}	Bq/m^3	溶解度	ℓ	m	廃棄体位置領域長さ		
F_{LE}	Bq/y	廃棄体からの核種の一定溶出率	C_L	Bq/m^3	掘削影響領域の液相濃度 $=$ 拡散媒体外側境界濃度		
Q_{th}	m^3/y	応答特性の区分目安値	V_m	m^3	掘削影響領域の体積		
Q'_{th}	m^3/y	溶出率一定の場合の応答特性の区分目安値	ϵ_m	—	掘削影響領域の空隙率		
x	m	廃棄体中心からの距離	Kd_m	m^3/Kg	掘削影響領域の収着分配係数		
t	y	時間	ρ_m	Kg/m^3	掘削影響領域の真密度		
t_s	y	定常到達時間	Rd_m	—	掘削影響領域の遅延係数($Rd_m=1+(1-\epsilon)Kd_m\rho_m/\epsilon_m$)		
De_f	m^2/y	充填材の実効拡散係数	Q	m^3/y	年当たりの掘削影響領域中の地下水流量		
ϵ_f	—	充填材の空隙率	De_m	m^2/y	掘削影響領域の拡散係数		
Kd_f	m^3/Kg	充填材に対する収着分配係数					
ρ_f	Kg/m^3	充填材の真密度					
V_f	m^3	充填材の体積					
Rd_f	—	充填材の遅延係数($Rd_f=1+(1-\epsilon)Kd_f\rho_f/\epsilon_f$)					
C_k	Bq/m^3	充填材中の液相濃度 $=$ 拡散媒体内側境界濃度					

(1) 近似解析解の妥当性確認

導出された近似解析解の妥当性を確認するため、近似解析解と数値計算の結果を比較する。図 8.3.1-2 に近似解析解と数値計算の結果の比較を示す。

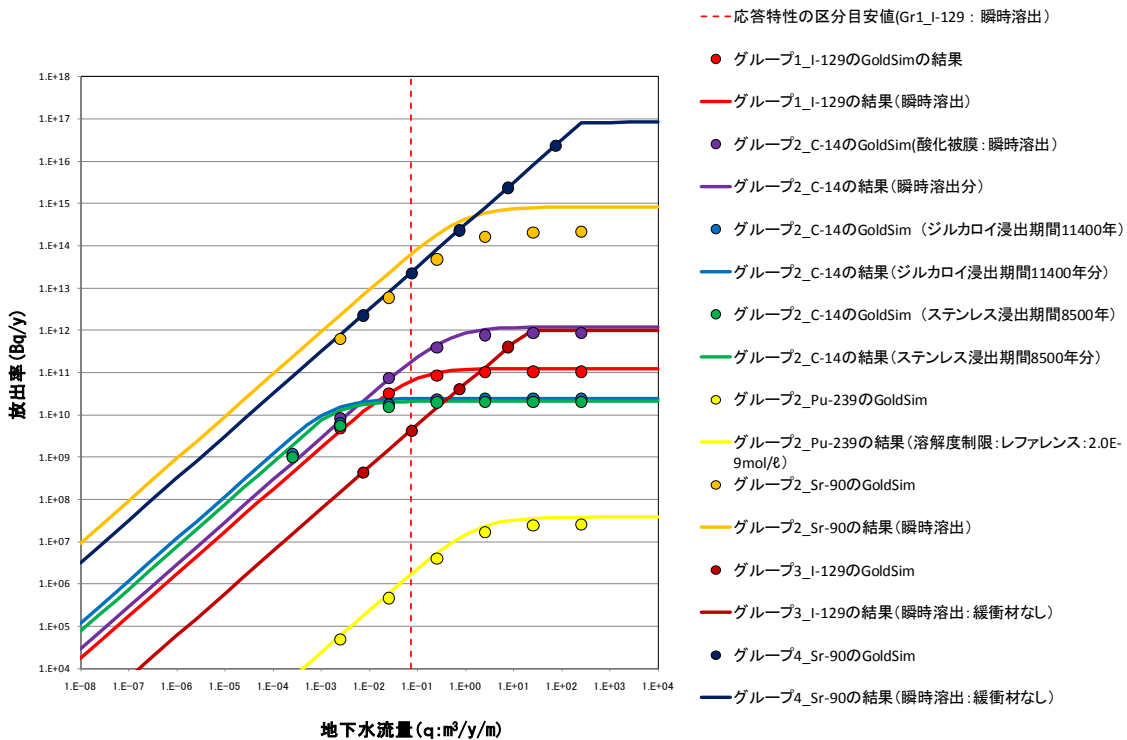


図 8.3.1-2 近似解析解と数値解 (GoldSim) との比較結果

比較においては、核種量が多い核種や既存の安全評価で重要性が指摘されている核種を対象として選ぶこととし、グループ1のI-129、グループ2のC-14、Pu-239、グループ3のI-129、グループ4のSr-90を選択した。評価に用いる核種量などの核種移行パラメータの値は第2次TRUレポートのレファレンスケースの値を用いた。また、数値解析は確率論的シミュレーションソフトウェアGoldSimを使用して実施した。GoldSimの解析結果については、第2次TRUレポートの結果との比較により、その妥当性を確認した(付録8-3参照)また、GoldSimと第2次TRUレポートで使用した数値解析コードTigerとのベンチマークを実施し、二つのコードの解析結果がよく一致することを確認した(原子力発電環境整備機構・日本原子力研究開発機構, 2011)。

近似解析解と数値計算の結果の比較にあたり、グループ1のI-129については、瞬時放出を考慮し、グループ2のPu-239については溶解度制限を考慮した。また、グループ2のC-14については、核種の溶出を規定する三つの溶出モードを考慮した。さらに、グループ3, 4では、充填材領域での移流による核種放出が人工バリアからの核種放出を支配することを考慮した。

図8.3.1-2から、近似解析解が数値解の結果を十分再現するとともに、拡散媒体からの核種放出の特性を適切に表現していることが示された。また、本近似解析解が以下のような特徴を有していることが把握された。

- ① 本近似解析解は、与えられる核種量によって達成される最大定常放出率を用いて、非定常を含めた核種の放出率の最大値を近似するものである。近似においては、最大値到達時間までの、または、定常状態到達時間までの核種量の崩壊が無視されている。
- ② I-129やC-14など移行中の崩壊の影響が小さい核種(半減期の長い、あるいは遅延係数が小さい核種)は、近似解析解で得られる結果は数値解の結果とよく一致する。
- ③ Sr-90などの半減期が短い核種、あるいは遅延係数の大きい核種は定常状態到達時間までの核種の崩壊の影響が顕著に現れるため誤差が大きくなり、近似解析解の結果(放出率)が数値解に比べて高くなる。このような核種の扱いには留意が必要であるが、結果が保守的に見積もられること、このような核種が被ばく線量を支配する状況にはなりにくいことから、この誤差については、近似解析解の有用性を損なうような重大な問題とは考えられない。
- ④ 核種の溶解が溶解度で制限される場合は、近似解析解を用いて核種量を再設定することで、妥当な結果を得ることができる(詳細は付録8-2参照)。
- ⑤ 廃棄体からの核種の放出が一定の溶出率で制限される場合は、近似解析解を用いて核種量を再設定することで、妥当な結果を得ることができる(詳細は付録8-2参照)。
- ⑥ 緩衝材を敷設しない概念の場合は、近似解析解において充填材領域の体積を0とし、拡散媒体としてモデル化されている緩衝材領域を充填材領域とみなして、充填材領域中の移流による核種移行解析を実施する。充填材領域において瞬時分配平衡を仮定している数値解のモデルと合わせるために、拡散媒体である充填材領域の実効拡散係数に大きな値を与え、瞬時に充填材中の濃度が定常になり、充填材中の平均濃度が求められるようにする。この平均濃度に充填材中の単位時間あたりの地下水流量を乗じることにより、充填材からの移流による核種移行率が求められる。この値は数値解の結果とよく一致する。

(2) 人工バリアシステムの応答の仕組み

求めた近似解析解は多数のパラメータからなる複雑な形式のものである（付録 8-2 参照）。解析解の本来の利点はパラメータの相互関係が式で記述されているため、システムの応答の仕組みが理解しやすいことである。ここでは、導出した近似解析解に含まれる崩壊定数 λ を 0 と見なし、テーラー展開することによって得られる簡略化された式を用いて、人工バリアシステムの応答の仕組みを説明する。

簡略化された式は、二つの内側境界条件（溶解度一定、溶出率一定）のそれぞれに対して求められている。ここでは、横軸に地下水流量（ Q ）をとったグラフを用いて、パラメータの影響や関連するバリア機能の発現の有無に応じて分類した人工バリアシステムの応答の仕組みを概説する（図 8.3.1-3 参照）。また、表 8.3.1-2 に、これらの分類ごとに人工バリアシステムの応答の仕組みを整理した結果を示す。

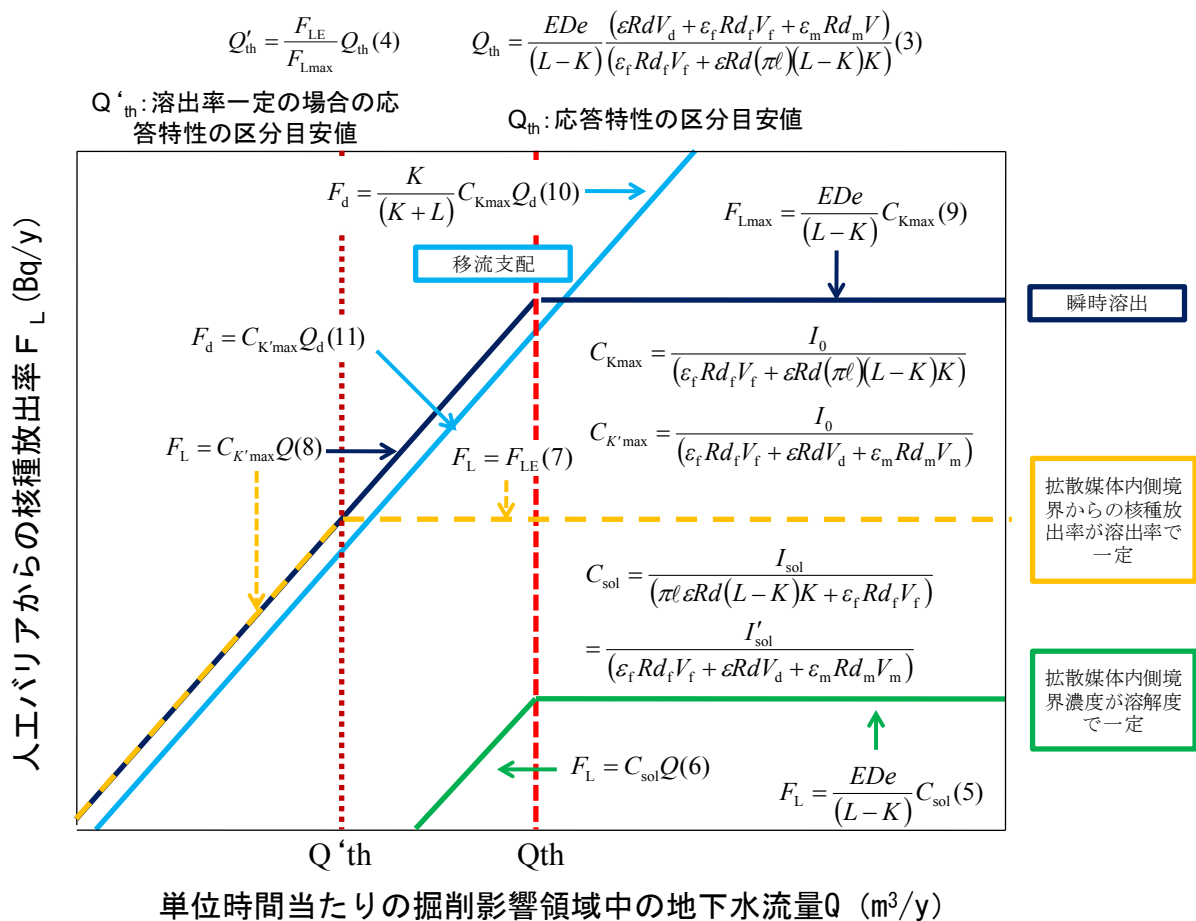


図 8.3.1-3 人工バリアシステムの応答の仕組みの概念

表 8.3.1-2 人工バリアシステムの応答の仕組みの分類 (1/2)

分類	水理条件	式	機能する主要な安全評価パラメータ, 安全機能など	機能しない主要な安全評価パラメータ, 安全機能など	仕組みの特徴	対応する処分環境
溶解度制限	$Q_{th} \ll Q$	$C_{sol} = \frac{I_{sol}}{(\pi l \varepsilon R d (L - K) K + \varepsilon_f R d_f V_f)}$ $F_L = \frac{EDe}{(L - K)} C_{sol} (5)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 拡散媒体の実効拡散係数 溶解度 充填材に対する吸着分配係数 (Kd) 拡散媒体に対するKd 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が維持され、核種移行機構が拡散によって支配される (拡散支配) ことが前提。 拡散によって人工バリアから放出される核種量が地下水によって運ばれる核種量よりも少なく、核種の放出が拡散媒体中の核種の移行挙動によって制限されている状況。 拡散、溶解度制限、吸着など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも多い地質環境 拡散媒体の低透水性が確保されている状況 核種の放出が核種量ではなく溶解度で制限されるような溶解度が比較的低い処分環境
	Q_{th}	応答特性の区分目安値				
	$Q \ll Q_{th}$	$C_{sol} = \frac{I'_{sol}}{(\varepsilon_f R d_f V_f + \varepsilon R d V_d + \varepsilon_m R d_m V_m)}$ $F_L = C_{sol} Q (6)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 掘削影響領域の幾何形状 溶解度 充填材に対するKd 拡散媒体に対するKd 掘削影響領域に対するKd 掘削影響領域の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 拡散媒体の実効拡散係数 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が維持され、核種移行機構が拡散によって支配される (拡散支配) ことが前提。 拡散によって人工バリアから放出される核種量が地下水によって運ばれる核種量よりも多く、核種の放出が掘削影響領域中の地下水流量によって制限されている状況。拡散係数が小さくなれば、核種の放出が拡散媒体中の核種の移行挙動によって制限される状況になる。 掘削影響領域中の地下水流量、溶解度制限、吸着など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも少ない地質環境 拡散媒体の低透水性が確保されている状況 核種の放出が核種量ではなく溶解度で制限されるような溶解度が比較的低い処分環境
溶出率制限	$Q'_{th} \ll Q$	$F_L = F_{LE} (7)$	<ul style="list-style-type: none"> 溶出率 	<ul style="list-style-type: none"> 幾何形状 拡散媒体の実効拡散係数 Kd 掘削影響領域中の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が維持され、核種移行機構が拡散によって支配される (拡散支配) ことが前提。 拡散によって人工バリアから放出される核種量が地下水によって運ばれる核種量よりも少なく、核種の放出が溶出率によって制限されている状況。 溶出率により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも多い地質環境 拡散媒体の低透水性が確保されている状況 核種の放出が核種量ではなく溶出率で制限されるような溶出率が比較的低い処分環境
	Q'_{th}	応答特性の区分目安値				
	$Q \ll Q'_{th}$	$C_{K'_{max}} = \frac{I_0}{(\varepsilon_f R d_f V_f + \varepsilon R d V_d + \varepsilon_m R d_m V_m)}$ $F_L = C_{K'_{max}} Q (8)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 掘削影響領域の幾何形状 初期の核種量 充填材に対するKd 拡散媒体に対するKd 掘削影響領域に対するKd 掘削影響領域の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 拡散媒体の実効拡散係数 溶出率 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が維持され、核種移行機構が拡散によって支配される (拡散支配) ことが前提。 拡散によって人工バリアから放出される核種量が地下水によって運ばれる核種量よりも多く、核種の放出が掘削影響領域中の地下水流量によって制限されている状況。拡散係数が小さくなれば、または、溶出率が小さくなれば、核種の放出が拡散媒体中の核種の移行挙動によって制限される状況になる。 掘削影響領域中の地下水流量、初期の核種量、吸着など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも少ない地質環境 拡散媒体の低透水性が確保されている状況

表 8.3.1-2 人工バリアシステムの応答の仕組みの分類 (2/2)

分類	水理条件	式	機能する主要な安全評価パラメータ, 安全機能など	機能しない主要な安全評価パラメータ, 安全機能など	仕組みの特徴	対応する処分環境	該当するシナリオ
核種量制限	$Q_{th} \ll Q$	$C_{K\max} = \frac{I_0}{(e_f R d_f V_f + \varepsilon R d)(\pi r)(L-K)K}$ $F_{L\max} = \frac{E D e}{(L-K)} C_{K\max} \quad (9)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 拡散媒体の実効拡散係数 初期の核種量 充填材に対するKd 拡散媒体に対するKd 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量 溶解度 溶出率 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が維持され、核種移行機構が拡散によって支配される(拡散支配)ことが前提。 拡散によって人工バリアから放出される核種量が地下水によって運ばれる核種量よりも少なく、核種の放出が拡散媒体中の核種の移行挙動によって制限されている状況。 拡散、初期の核種量、収着など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも多い地質環境 拡散媒体の低透水性が確保されている状況 核種の放出が溶解度や溶出率ではなく、核種量で制限されるような処分環境 	<p>地下水シナリオ(水理環境が好ましくない状況で溶解度や溶出率が高くなる酸性地下水影響などのシナリオ)</p> <p>接近シナリオ(隆起侵食により地下水流速が増加し、酸性地下水の影響を受ける場合のシナリオ)</p>
	Q_{th}	応答特性の区分目安値					
	$Q \ll Q_{th}$	$F_L = C_{K'\max} Q \quad (8)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 掘削影響領域の幾何形状 初期の核種量 充填材に対するKd 拡散媒体に対するKd 掘削影響領域に対するKd 掘削影響領域の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 拡散媒体の実効拡散係数 溶解度 溶出率 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が維持され、核種移行機構が拡散によって支配される(拡散支配)ことが前提。 拡散によって人工バリアから放出される核種量が地下水によって運ばれる核種量よりも多く、核種の放出が掘削影響領域中の地下水流量によって制限されている状況。拡散係数が小さくなれば、または、溶解度、溶出率が小さくなれば、核種の放出が拡散媒体中の核種の移行挙動によって制限される状況になる。 掘削影響領域中の地下水流量、初期の核種量、収着など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも少ない地質環境 拡散媒体の低透水性が確保されている状況 核種の放出が溶解度や溶出率ではなく、核種量で制限されるような処分環境 	
移流制限	$Q_{th} \ll Q$	$F_d = \frac{K}{(K+L)} C_{K\max} Q_d \quad (10)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 初期の核種量、または溶出率 充填材に対するKd 拡散媒体に対するKd 人工バリア内の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 拡散媒体の実効拡散係数 溶解度 低透水性 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が損なわれ、核種移行機構が移流によって支配されることが前提。 溶出率が設定されている場合は、溶出率が移流による核種の放出を制限する。 人工バリア中の地下水流量、初期の核種量、収着、溶出率など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも多い地質環境 拡散媒体の低透水性が損なわれている状況 溶解度制限が機能しない状況 	<p>地下水シナリオ(水理環境が好ましくない状況で拡散媒体が変質し、拡散支配が損なわれるシナリオ)</p> <p>接近シナリオ(断層直撃により拡散支配が損なわれる場合のシナリオ)</p>
	Q_{th}	応答特性の区分目安値					
	$Q \ll Q_{th}$	$F_d = C_{K'\max} Q_d \quad (11)$	<ul style="list-style-type: none"> 充填材の幾何形状 拡散媒体の幾何形状 掘削影響領域の幾何形状 初期の核種量 充填材に対するKd 拡散媒体に対するKd 掘削影響領域に対するKd 人工バリア内の地下水流量 	<ul style="list-style-type: none"> 拡散媒体の実効拡散係数 溶解度 溶出率 低透水性 	<ul style="list-style-type: none"> 低透水性が損なわれ、核種移行機構が移流によって支配されることが前提。 初期の核種量が移流による核種の放出を制限する。 人工バリア中の地下水流量、初期の核種量、収着など、人工バリアの環境条件や該当する安全機能の発揮により、核種の移行が抑制・遅延される。 	<ul style="list-style-type: none"> 掘削影響領域中の地下水流量が応答特性の区分目安値よりも少ない地質環境 拡散媒体の低透水性が損なわれている状況 溶解度制限、溶出率制限が機能しない状況 	

図 8.3.1-3 において (3) 式で示される Q_{th} は、瞬時溶出の場合および内側境界濃度が溶解度で一定の場合に、人工バリアからの核種の放出率の特性を区分する値（以下「応答特性の区分目安値」という）となる掘削影響領域中の地下水流量である。地下水流量 Q が $Q_{th} \ll Q$ の場合は、人工バリアからの核種放出率は地下水流量 Q に依存せずに一定の値となり、地下水流量 Q が $Q \ll Q_{th}$ の場合は、人工バリアからの核種放出率は地下水流量 Q に依存した値となる。人工バリアからの核種放出率が地下水流量 Q に依存せずに一定の値になるためには、掘削影響領域中の地下水流によって掘削影響領域から運び去られる核種量よりも、拡散媒体から掘削影響領域に放出される核種量が少ないことが条件となる。逆に、掘削影響領域から運び去られる核種量が、拡散媒体から掘削影響領域に放出される核種量よりも少ない場合は、人工バリア（充填材、拡散媒体、掘削影響領域）内で核種の蓄積が起り、人工バリア内の濃度は均一に分布した一定値になる。この結果は高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構，1999b）において示された結果と整合するものである。

応答特性の区分目安値 Q_{th} は、以下に示すように、拡散媒体の外側境界濃度が 0 と見なせる場合の拡散媒体から掘削影響領域への核種放出率と人工バリア内の濃度が均一になった場合に掘削影響領域から地下水流によって運び去られる核種放出率が等しくなる場合の地下水流量を表すものである。

$$\frac{I_0 Q_{th}}{(\varepsilon R d V_d + \varepsilon_f R d_f V_f + \varepsilon_m R d_m V)} = \frac{E D e}{(L - K)} \frac{I_0}{(\varepsilon_f R d_f V_f + \varepsilon R d (\pi l) (L - K) K)}$$

図 8.3.1-3 において (4) 式で示される Q'_{th} は、溶出率一定の場合の応答特性の区分目安値となる掘削影響領域中の地下水流量であり、 Q_{th} に核種の溶出率 F_{LE} と瞬時溶出の場合の最大放出率 F_{Lmax} との比を乗じることで表わされる。(4) 式はこのような応答特性の区分目安値が廃棄体からの溶出率に応じて変化することを表すものである。(3) 式、(4) 式が示すように、 Q_{th} または Q'_{th} は拡散媒体の実効拡散係数、人工バリアに対する収着分配係数や幾何形状、または核種の溶出率に依存して決まる値である。この関係式から、 Q_{th} や Q'_{th} を小さくするような設計、例えば、拡散媒体の実効拡散係数を小さくし、掘削影響領域の体積を低減させることなどが、幅広い地質環境において、処分システムの頑健性を高めることがわかる。

表 8.3.1-2 には、人工バリアからの核種放出率に影響を与える主要な安全評価パラメータや応答の仕組みの特徴を、人工バリアシステムの応答の仕組みの分類と地下水流量の区分に応じて示している。

この簡略化された式は、人工バリアシステムの応答の仕組みの理解を助けるものである。また、今後、このようなシステムの応答の仕組みに基づいて、安全機能の発現や処分環境において生起する現象を分類・整理することにより、シナリオの分類・整理が容易になり、安全評価の網羅性を向上させることが可能になると考える。

8.3.2 天然バリア中の核種移行を表す解析解と移行特性

天然バリア中の核種の移行時間は、天然バリア中での核種の減衰挙動に影響を与える因子であるとともに、天然バリアの核種の閉じ込め性能を表現する重要な指標である。遅延係数が大きくとも、地下水の実流速が速い場合は、核種の移行時間は短くなり、その時間と半減期との関係で、人工バリアから放出した放射性核種が減衰せずに地表環境に到達する可能性がある。このような場合、処分場閉鎖後の安全性を確保するため、人工バリアシステムの頑健性を高めることが重要となる。そこで、実流速の変化に伴う核種の移行時間の変化と半減期に依存した核種の減衰挙動の関係を遅延係数ごとに検討し、水理条件と核種の収着分配係数に応じた天然バリア中での核種の低減割合を求めることとする。これらを考慮することにより、水理条件に応じて、人工バリアの頑健性を向上させるために重要なパラメータやそれに関連する重要な事象を抽出することが可能となる。

ここで、移行時間 T と半減期 T_N は以下のような関係にある。

- ① $T \ll T_N$ の場合、放射性核種はほとんど崩壊せずに地表環境に至る。
- ② $T = T_N$ の場合、崩壊の影響が認められ、地表環境に至る核種の量は僅かに減少する。
- ③ $T_N \ll T$ の場合、崩壊の影響が顕著に表れ、地表環境への有意な核種放出は起こらない。

ここでは、核種が崩壊せずに地表に到達し、有意な影響を及ぼす場合の条件について検討することとする。

移行時間は主要な移行経路の地下水の実流速と天然バリアの核種移行パラメータに依存する。天然バリアの核種移行パラメータは空間的な不均一性やデータ取得の困難さにより不確実性を有するものが多い。ここでは、そのようなパラメータの中から、データ整備が進んでいる収着分配係数を選び、地下水の流動経路である亀裂に接する岩の間隙率や真密度を固定した条件で遅延係数に換算し、実流速の変化に対する核種の低減割合と遅延係数の関係を把握する。

検討においては、亀裂への核種流入率 ϕ_{in} が一定流入率の場合に、亀裂の任意の地点における定常状態での核種移行率 ϕ_{out} (崩壊を考慮) を与える関係式 (石原ほか, 1999) (付録 8-4) を用い、移行経路の不均一性を単一の亀裂で単純化して表現することとした。この式は定常状態での天然バリア中の核種放出の低減割合を与える式である。実際の核種移行においては、核種量が制限されているため、放出は定常にならないことが想定される。そのため、実際の放出率はより低くなり、低減割合はより大きくなると考えられる。

岩盤の核種の遅延性能は、岩盤マトリクスへの収着分配係数以外に、マトリクス拡散深さやマトリクス拡散寄与面積比などで決まる。これらはいずれも不確実性が大きいパラメータである。本検討では、このような値を第 2 次 TRU レポートのレファレンスケースで用いた値とし、天然バリア中での核種の低減割合を算出することとする。この値の算出により、どのような核種がどのような実流速と収着分配係数の条件において、減衰せずに生物圏に到達する可能性があるかを保守的に把握することが可能になる。処分システムの頑健性を確保・向上させるための現実的な手段としては、人工バリアからの核種放出の抑制が挙げられる。このような情報は、人工バリアからの核種放出の抑制を必要とする核種やその条件を提示するものであり、処分システムの頑健性の検討を行う際に

重要な情報となる。

核種の低減割合の算出においては、第2次 TRU レポートの解析条件を参照し、900mの亀裂媒体（周辺岩盤 100m+断層 800m）を対象とした。また、透水量係数については、短半減期核種を含め、様々な収着分配係数を有する核種の低減割合を把握するため、第2次 TRU レポートのレファレンスケースの透水量係数の平均値 $1.0 \times 10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ から、地下深部においては非現実的と考えられる水理条件 $1.0 \times 10^{-3} \text{m}^2/\text{s}$ までの値を対象とした。また、周辺岩盤に対する収着分配係数やマトリクス拡散深さなどの周辺岩盤の特性は第2次 TRU レポートのレファレンスケースの値を用いた。

対象とする核種は、周辺岩盤の収着分配係数が小さい I-129, C-14 と第2章で示した放射エネルギーを支配する核種（線量に換算した場合のそれらの核種の影響も考慮）を参照して、Sr-90, Am-241, Pu-239, Pu-242, Np-237 とし、それらの低減割合を計算した。その結果を表 8.3.2-1 に示す。表 8.3.2-1 では、透水量係数ごとに核種の低減割合を示している。また、おおよそ5桁を超える低減割合を示す核種を網掛けで示す。さらに、核種別に整理した低減割合の結果を付録8-4に示す。また、図 8.3.2-1 には、 2.41×10^4 年の半減期を有する Pu-239 の低減割合に係る水理条件と遅延性能の関係を示す。図 8.3.2-1 からは、岩盤マトリクスへの収着分配係数が大きくなるにつれ、同一の水理条件においても移行時間が増大し、低減が顕著になることが分かる。I-129, C-14, Sr-90 に対する同様の結果を付録8-4に示す。

第2次 TRU レポートでは I-129 の岩盤マトリクスへの収着分配係数のレファレンス値を $1.0 \times 10^4 \text{m}^3/\text{kg}$ としている。表 8.3.2-1 から、この場合の I-129 の低減割合は、透水量係数が $1.0 \times 10^{-10} \sim 1.0 \times 10^{-3} \text{m}^2/\text{s}$ のいずれにおいても1であることが分かる。このことは、この透水量係数の設定範囲においては I-129 の天然バリア中での有意な低減は期待できないことを意味している。しかしながら、第2章で示したように、第2次 TRU レポートの評価では、I-129 の天然バリア中で核種放出率は1桁程度低減することが示されている。これらの違いは、前述のように、この解析解では一定流入率を想定し、初期の核種量によって放出率が制限されることが考慮されていないためである。この解析解の使用においては、得られる低減割合が保守的な数値となることに留意する必要がある。

表 8.3.2-1 から、Np-237, Pu-242, Pu-239, Am-241, Sr-90 に対しては、おおよそ5桁以上の低減割合が得られる水理条件が示された。この結果から、流速が速い条件となった場合は、これらの核種も減衰せずに地表環境に到達し、安全性に影響を及ぼすようになる可能性があることがわかる。例えば、Sr-90 などの短半減期核種も、透水量係数が $1.0 \times 10^{-5} \text{m}^2/\text{s}$ より高くなるような条件では、地表環境に到達し、大きな影響を与える可能性があることが分かる。数万年の半減期を有する Pu-239 も、透水量係数が $1.0 \times 10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ より高くなるような条件では、同様に地表環境に到達する可能性がある。上記の結果より、数千年から数万年の半減期を有し、収着分配係数が $1 \text{m}^3/\text{kg}$ 前後の核種は、透水量係数が $1.0 \times 10^{-7} \sim 1.0 \times 10^{-6} \text{m}^2/\text{s}$ より高くなるような条件では、線量に大きな影響を与える可能性があることが分かる。また、数十万年から数100万年の半減期を有し、収着分配係数が $1 \text{m}^3/\text{kg}$ 前後の核種は、透水量係数が $1.0 \times 10^{-9} \sim 1.0 \times 10^{-8} \text{m}^2/\text{s}$ より高くなるような条件では、線量に大きな影響を与える可能性があることが分かる。そのため、高透水場を想定する場合は、このような核種の人工バリアからの放出を信頼性の高いデータに基づいて把握することが重要となる。

表 8.3.2-1 に示した核種と同程度の半減期を有する主要な核種を第2次 TRU レポートのレファレンスケースの収着分配係数とともに表 8.3.2-2 に示す。

表 8.3.2-1 水理条件ごとの天然バリア中での核種の低減割合

核種	半減期(y)	母岩の Kd(m ³ /kg)	透水量係数(m ² /s)毎の核種の低減割合								
			1.00E-10	1.00E-09	1.00E-08	1.00E-07	1.00E-06	1.00E-05	1.00E-04	1.00E-03	
I-129	1.57E+07	1.00E-04	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00
Np-237	2.14E+06	1	1.4E-05	6.8E-03	1.4E-01	5.0E-01	7.9E-01	9.3E-01	9.8E-01	9.9E-01	9.9E-01
Pu-242	3.87E+05	1	1.6E-13	3.7E-07	1.0E-03	5.7E-02	3.5E-01	7.0E-01	8.9E-01	9.6E-01	9.6E-01
Pu-239	2.41E+04	1	1.8E-36	6.0E-20	1.0E-10	1.3E-05	6.4E-03	1.4E-01	4.9E-01	7.9E-01	7.9E-01
C-14	5.73E+03	1.00E-04	3.8E-01	7.3E-01	9.0E-01	9.7E-01	9.9E-01	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00	1.0E+00
Am-241	4.32E+02	5	8.6E-154	7.2E-85	1.1E-47	3.0E-26	3.2E-14	1.5E-07	6.4E-04	4.6E-02	4.6E-02
Sr-90	2.91E+01	5.00E-01	5.7E-170	5.7E-95	8.4E-53	4.1E-29	7.8E-16	2.0E-08	2.1E-04	2.7E-02	2.7E-02

表 8.3.2-2 半減期ごとに分類した主要な核種と収着分配係数(Kd)

半減期(10年オーダー)			半減期(100年オーダー)			半減期(1000年オーダー)			半減期(10 ⁴ 年オーダー)		
核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)	核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)	核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)	核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)
Sr-90	2.9E+01	5.0E-01	Am-241	4.3E+02	5.0E+00	C-14	5.7E+03	1.0E-04	Pu-239	2.4E+04	1.0E+00
Cs-137	3.0E+01	5.0E-02				Ra-226	1.6E+03	5.0E-01	Ni-59	8.0E+04	1.0E-02
Ni-63	9.2E+01	1.0E-02				Th-229	7.3E+03	1.0E+00	Se-79	6.5E+04	1.0E-02
						Pu-240	6.5E+03	1.0E+00	Nb-94	2.0E+04	1.0E-01
									Th-230	7.7E+04	1.0E+00
半減期(10 ⁵ 年オーダー)			半減期(10 ⁶ 年オーダー)			半減期(10 ⁷ 年オーダー)					
核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)	核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)	核種	半減期(y)	母岩のKd(m ³ /kg)			
Pu-242	3.9E+05	1.0E+00	Np-237	2.1E+06	1.0E+00	I-129	1.6E+07	1.0E-04			
Cl-36	3.0E+05	1.0E-04	Zr-93	1.5E+06	1.0E-01						
Tc-99	2.1E+05	1.0E+00	Pd-107	6.5E+06	1.0E-01						
Sn-126	1.0E+05	1.0E+00	Cs-135	2.3E+06	5.0E-02						
U-233	1.6E+05	1.0E+00									
U-234	2.5E+05	1.0E+00									

表 8.3.2-1 と表 8.3.2-2 から、第2次 TRU レポートのレファレンスの透水量係数や周辺岩盤の収着分配係数の場合の低減割合を参照して、収着分配係数の低下など、周辺岩盤の性能が変化することによって起こる可能性のある線量の増加を半減期のグループごとにまとめる。

例えば、表 8.3.2-1 から、第2次 TRU レポートのレファレンス条件の場合の Pu-242 の低減割合は 1.6×10^{-13} である。透水量係数がレファレンス条件の $1.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ から $1.0 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ 程度になると Pu-242 の低減割合は、 5.7×10^{-2} となる。そのため、Pu-242 と同じレファレンスの収着分配係数 ($1.0 \text{ m}^3/\text{kg}$) を有している Tc-99, Sn-126, U-233, U-234 (表 8.3.2-2 参照) は 10 桁程度線量が増加する可能性があることが分かる。同様に、Pu-239 の低減割合は、透水量係数が $1.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ の場合に 1.8×10^{-36} であるのに対して、透水量係数が $1.0 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ の場合には 1.3×10^{-5} となり、数値的には 30 桁程度線量が増加する可能性があることが分かる。特に、放射エネルギーが多い (付録 2-3 参照) Sr-90, Cs-137, Th-229, Th-230, Pu-239, Pu-240, Pu-242, Am-241 などは、地質環境の変動によっては、有意な影響を及ぼす可能性がある。そのため、幅広い地質環境に対して処分システムの頑健性を確保・向上させるために、これらの核種の人工バリアからの放出率をより確実に把握・評価することが重要となる。

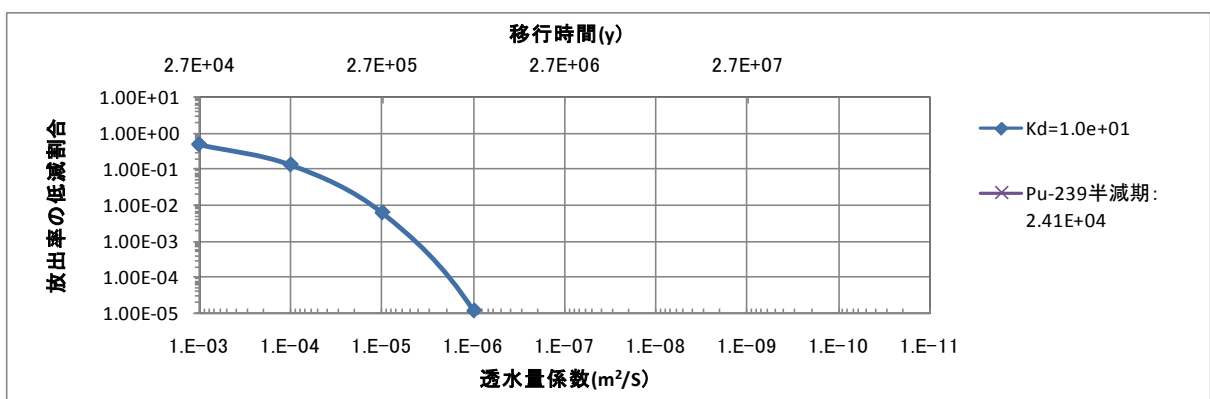
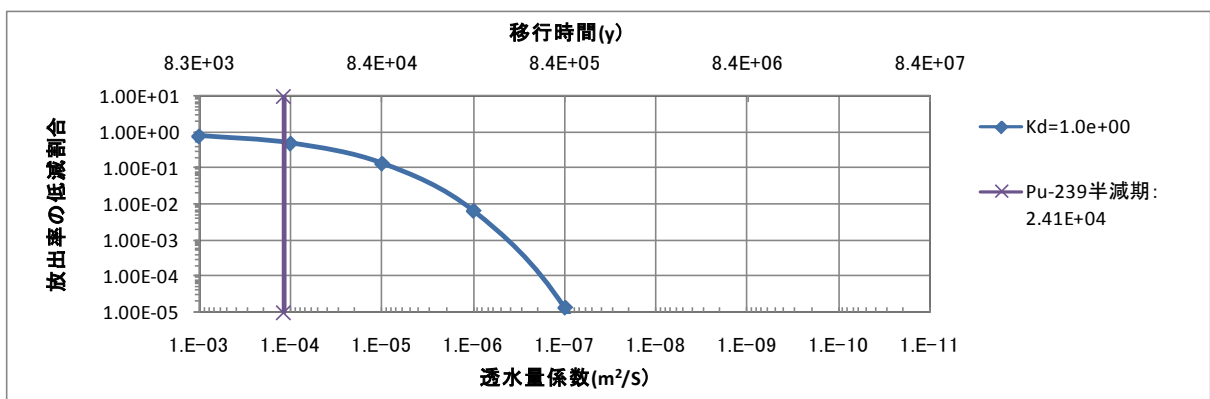
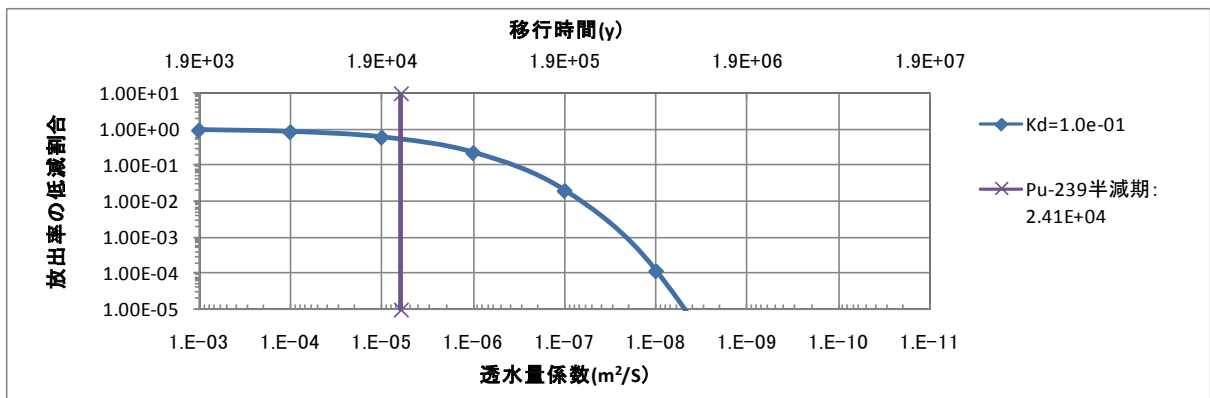
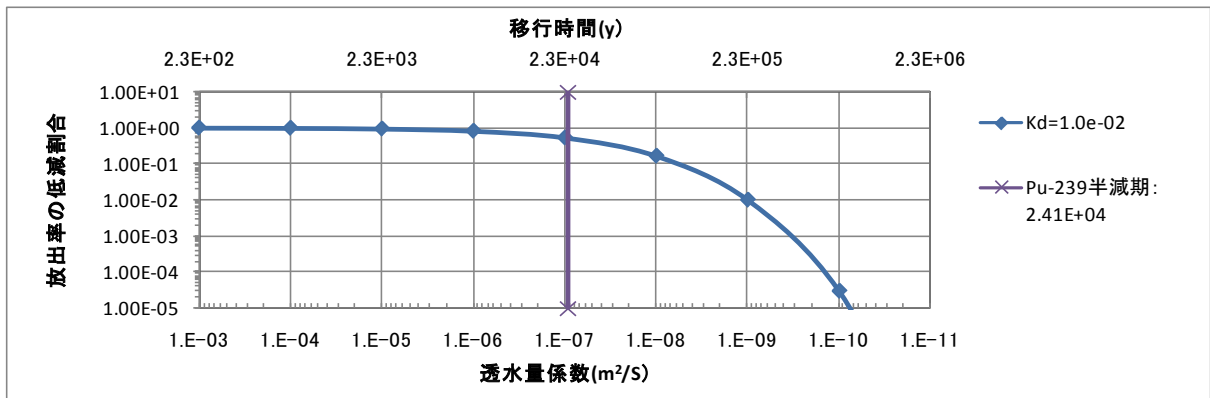


図 8.3.2-1 亀裂媒体移行中の Pu-239 の低減割合

8.3.3 人工バリアシステムの感度特性の把握と理解

本項では、「幅広い地質環境を対象として処分システムの頑健性を確保・向上する」との目的、さらに、「既存の処分概念を対象とする場合」、「概念の高度化を対象とする場合」という前提条件のもとで感度解析を行い、人工バリアシステムの感度特性や頑健性の程度を把握するとともに重要因子を抽出する。

実際の処分システムは人工バリアと天然バリアからなる多重バリアシステムであり、天然バリアは、収着性の高いアクチノイドなどに対して高い移行遅延機能を有している。しかし、地層処分低レベル放射性廃棄物の線量を支配する核種は長半減期で非収着性の I-129 や C-14 である。そこで、ここでは、幅広い地質環境において確実に地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性を確保・向上させるため、代替技術の適用など人工バリアシステムの高度化を視野に入れた対策を考えることとし、人工バリアシステムを対象に、頑健性の程度に関する検討を行うこととする。

本検討においては、工学的対策を具体的に立案し、その見通しを得ることに資するため、近似解析から得られる人工バリアからの核種放出率と第 2 次 TRU レポートにおいて比較対象とした諸外国の線量目安値 (100~300 μ Sv/y) とを比較する。検討においては、表 8.2.1-1 で示される見直された核種量と表 8.2.3-1 で示された処分施設形状を用いることとした。それ以外の核種移行パラメータや線量への換算係数は第 2 次 TRU レポートのレファレンスケースの値を用いることとする。なお、工学的対策を最終的に設定する際には、天然バリアの性能の不確実性や線量への換算係数の不確実性を別途考慮しなければならないことに注意が必要である。

以下、廃棄体グループごとにまとめた、主要な核種に対する人工バリアシステムの感度特性について示す。

(1) 廃棄体グループ 1 の I-129 に対する処分システムの感度特性

第 2 次 TRU レポートの評価により、グループ 1 の廃棄体の線量を支配する核種は長半減期で溶解性、非収着性の I-129 であることが示されている。そこで、グループ 1 の廃棄体からの核種放出の特性については、I-129 を対象として検討することとする。第 2 次 TRU レポートのレファレンスケースでは、このような I-129 の特性を考慮し、以下のような考えに基づいてグループ 1 の廃棄体に対してモデル、データを設定した。

- 廃棄体からの核種溶出は溶出率を設定しない瞬時溶出とした。
- 充填材領域では瞬時に分配平衡となる。
- 充填材領域では核種は溶解度制限を受ける。
- 高アルカリ影響による緩衝材液相中の地球化学状態の不確実性を考慮し、緩衝材領域においては溶解度制限を考慮しない。
- 収着分配係数のレファレンス値の設定は、レファレンス地下水である降水系還元性高 pH 型地下水 (以下、「FRHP」という) を対象として、以下のとおりとした。
 - ▶ セメント系材料においては、高 pH 環境を想定した。また、I-129 については、瞬時溶出を仮定していることにより、充填材中で形成される I-129 の濃度が高濃度になることが想定

されることから、高 pH 環境の収着分配係数 (Kd) をさらに 0.1 倍した $1.25 \times 10^4 \text{m}^3/\text{kg}$ を設定した。

▶ 緩衝材では、ベントナイトの Ca 型化を考慮した上で収着分配係数の想定変動範囲を設定し、その最小値を選定した。特に I-129 については、陰イオン核種の特性を反映して緩衝材の収着分配係数を 0 とした。

▶ 周辺岩盤の I-129 の収着分配係数として $1.0 \times 10^4 \text{m}^3/\text{kg}$ を設定した。

○ レファレンス地下水における緩衝材中での I-129 の実効拡散係数として $4.0 \times 10^{-11} \text{m}^2/\text{s}$ を設定した。地質環境の多様性によるデータの変動として、海水系環境での値 $3.0 \times 10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ や人工バリアの変質(スメクタイトの溶解を考慮)を考慮した場合の値 $2.0 \times 10^{-9} \text{m}^2/\text{s}$ が想定された。

一方、近似解析解から得られる瞬時溶出を考えた場合の簡略化した式 (図 8.3.1-3 の (8), (9) 式) から、人工バリアからの I-129 の放出を支配する因子は、以下のものであることが分かる。

- ・初期の核種量
- ・充填材領域の幾何形状 (体積, 間隙率)
- ・充填材の収着分配係数
- ・緩衝材の拡散係数
- ・緩衝材の幾何形状 (厚さ, 外側表面積, 間隙率, 坑道長)
- ・緩衝材の収着分配係数
- ・掘削影響領域の幾何形状 (体積, 間隙率)
- ・掘削影響領域の収着分配係数
- ・掘削影響領域の地下水流量

第 2 次 TRU レポートで用いた安全評価パラメータの設定値と近似解析解を用いて、これらの因子の変化に対する処分システムの頑健性の程度を検討するとともに人工バリアシステムの頑健性を確保・向上させるための主要な因子を抽出することとした。

近似解析解から得られる簡略化された式 (図 8.3.1-3 の (3) 式) によって示されるように、人工バリアからの核種放出の応答特性の区分目安値 Q_{th} は、拡散媒体の実効拡散係数、充填材領域、拡散媒体、掘削影響領域の幾何形状、収着特性に依存して決まる。ここでは、I-129 に対する処分システムの頑健性をもっとも低下させる可能性がある緩衝材中の実効拡散係数を対象として、人工バリアシステムの感度特性を分析することとする。図 8.3.3-1 に掘削影響領域中の地下水流量と緩衝材からの I-129 の放出率との関係を実効拡散係数ごとに示す。また、表 8.3.3-1 に実効拡散係数ごとの I-129 放出率の最大値 (掘削影響領域の濃度 C_L が 0 と見なせるような地下水流量の場合) を示す。

図 8.3.3-1 から、実効拡散係数が増大すると、人工バリアからの核種放出率の一定値や応答特性の区分目安値 Q_{th} が増大することが分かる。このことは、実効拡散係数の増大が処分システムの頑健性を低下させることを意味する。そのため、処分システムの頑健性を向上させるためには、実効拡散係数の増大を抑制するとともに、緩衝材中の核種の移行を支配する機構が拡散であることを維持する必要がある。このことにより、人工バリアの核種放出率が水理条件に応じて単調に変化する

のではなく、任意の地下水流量を超えると核種放出率が地下水流量に依存しなくなるという頑健性を説明する上で重要な特性が維持される。

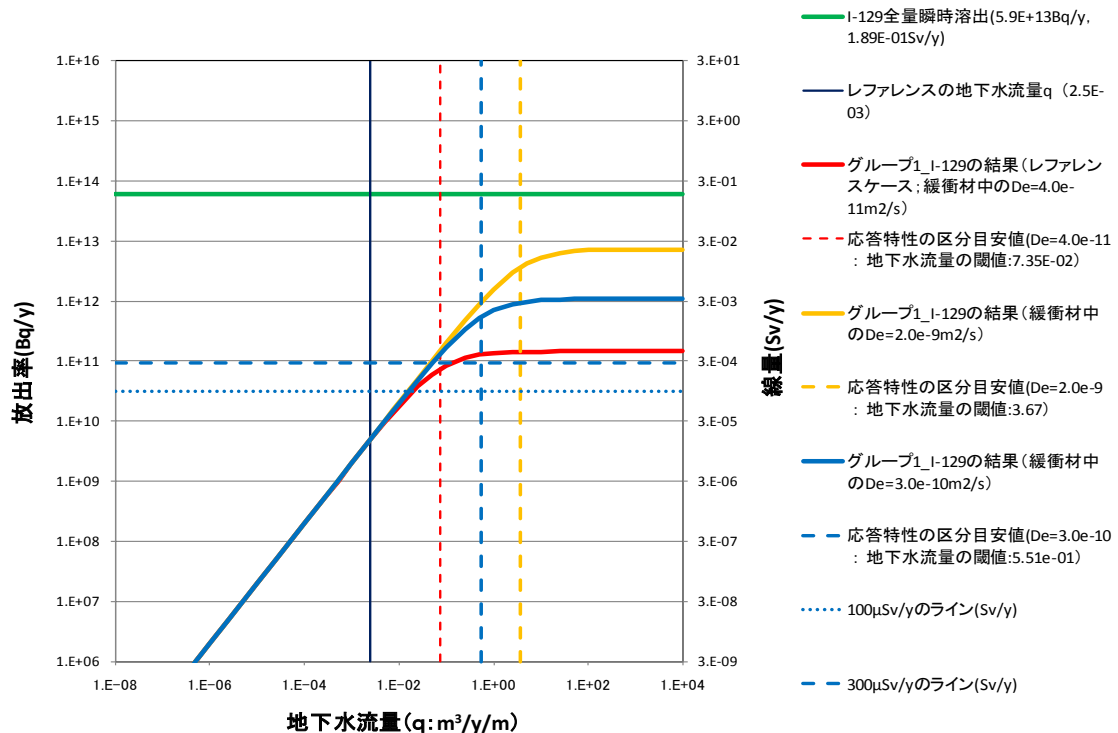


図 8.3.3-1 地下水流量に対する I-129 の人工バリアからの放出率の感度特性 (緩衝材中の実効拡散係数ごと)

表 8.3.3-1 実効拡散係数ごとの I-129 の放出率の最大値 (掘削影響領域の濃度 $C_l=0$ の場合)

I-129の緩衝材中の実効拡散係数 $De(m^2/s)$		定常放出率の最大値 ($C_l=0$)(Bq/y)	定常放出率の最大値 ($C_l=0$)(Sv/y)	線量換算係数 (Sv/y)/(Bq/y)
2.90E-09	人工バリア変質時の De	7.23E+12	2.31E-02	3.20E-15
3.00E-10	海水系環境での De	1.08E+12	3.47E-03	3.20E-15
4.00E-11	レファレンスの De	1.45E+11	4.63E-04	3.20E-15

処分システムの頑健性に対するグループ 1 の I-129 の影響を正しく評価するためには、前述の人工バリアからの I-129 の放出を支配する因子の不確実性を低減させる必要がある。これらの基盤的な検討については現在、関連する研究機関において着実に進められているところである。ここでは、第 2 次 TRU レポートにおいて代替技術として提案されている工学的な対策 (低溶出廃棄体の採用) の効果や充填材中において I-129 が高濃度で存在することに起因して保守的に設定した充填材の収着分配係数の増大の効果について近似解析解を用いて概括的に確認する。図 8.3.3-2 に地下水流量の変化に対する放出率の変化を溶出期間ごとに示す。

図 8.3.3-2 から、第 2 次 TRU レポートのレファレンスの地下水流量 ($2.5 \times 10^{-3} m^3/y/m$) において結果を比較すると、現在開発が進められている低溶出廃棄体体の目標値である 10 万年の溶出期間が想定される場合、最大放出率は第 2 次 TRU レポートのレファレンスケースの場合の結果よりも 1 桁程度低い放出率となり、地下水流量に依存しない一定の値になることが分かる。

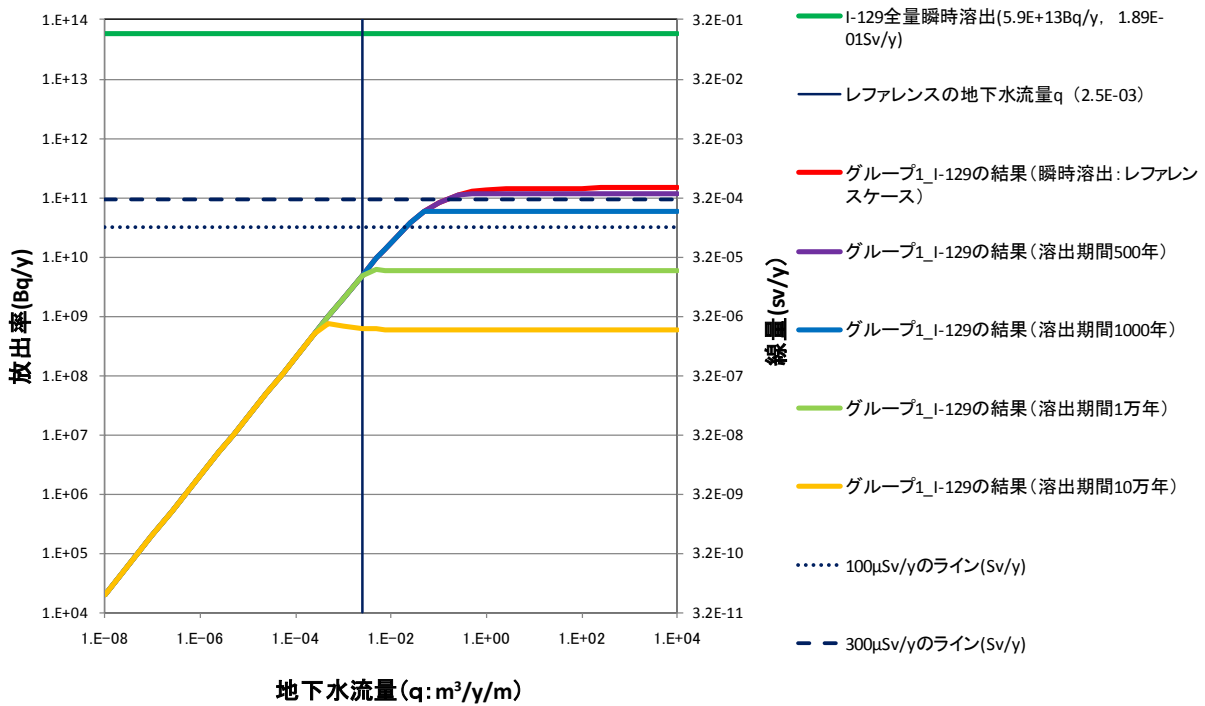


図 8.3.3-2 地下水流量に対する I-129 の人工バリアからの放出率の感度特性（溶出期間ごと）

図 8.3.3-3 に保守的に、掘削影響領域の濃度 C_L が 0 と見なせる地下水流量での一定溶出率（溶出期間の逆数）と放出率の関係を充填材の収着分配係数ごとに示す。

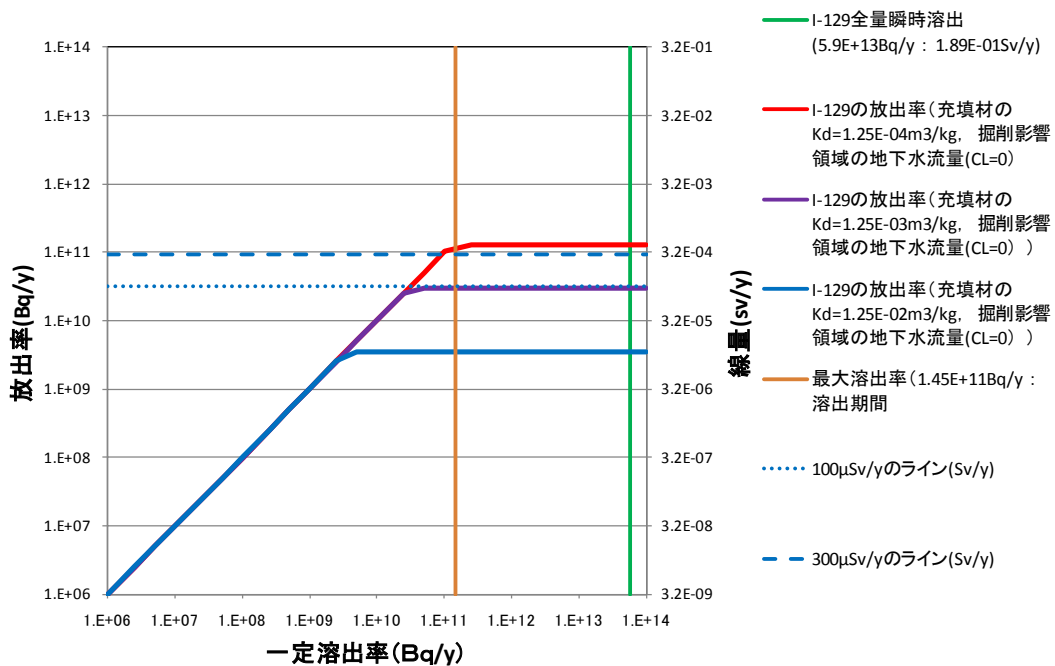


図 8.3.3-3 一定溶出率に対する I-129 の人工バリアからの放出率の感度特性（収着分配係数 K_d ごと）

図 8.3.3-3 から、充填材の収着分配係数を第 2 次 TRU レポートのレファレンス値よりも 1 桁大きな値に設定することができれば、第 2 次 TRU レポートのレファレンスケースの条件においては、人工バリアからの核種放出率が、地下水流量に依存せずに、諸外国の目安線量である $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ 程度まで低下することが分かる。また、2 桁大きな値に設定することができれば、 $10\ \mu\text{Sv/y}$ 程度まで低下することが分かる。

以上の結果に基づき、人工バリアシステムの頑健性の向上のための主要な因子などを以下にまとめる。また、グループ 1 の I-129 の場合のバリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性の関係との概念を図 8.3.3-4 に示す。

- [1] 核種の拡散による移行機構は、緩衝材の間隙率や拡散係数、透水係数、厚さに依存する。人工バリアからの放出率が水理条件に依らない一定の値に抑制される機能を維持するためには、緩衝材の健全性を確保することが必要となる。
- [2] 第 2 次 TRU レポートのレファレンス条件で示される程度の緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」を確保できれば、幅広い地質環境（水理環境）においても、人工バリアからの放出率を $500\ \mu\text{Sv/y}$ 程度以下に抑制することが可能である。
- [3] 緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」を第 2 次 TRU レポートのレファレンス条件程度に確保し、充填材の収着分配係数を約 10 倍増加させることが可能であれば、幅広い地質環境（水理環境）においても、人工バリアからの放出率を $100\ \mu\text{Sv/y}$ 程度にすることが可能である。さらに、100 倍増加させることが可能であれば、幅広い地質環境（水理環境）においても、人工バリアからの放出率を $10\ \mu\text{Sv/y}$ 程度にすることが可能である。
- [4] 幅広い地質環境による水理条件や地球化学条件の変化に対して、人工バリアシステムの機能を充実させ、処分システムの頑健性を確実に確保するためには、核種の溶出を制限することが効果的である。溶出期間が 500 年未満の場合は、人工バリアからの放出率はほとんど変化しない。1000 年、10,000 年、100,000 年の溶出期間を確保できれば、幅広い地質環境（水理環境）や地球化学環境においても、人工バリアからの放出率を、それぞれ約 $200\ \mu\text{Sv/y}$ 、約 $20\ \mu\text{Sv/y}$ 、約 $2\ \mu\text{Sv/y}$ 程度以下にすることが可能になる。

これらの結果は、天然バリアの性能の不確実性や線量への換算係数の不確実性を無視した場合の結果である。これらの結果を工学対策に具体的に反映させる場合は、これらの不確実性を別途考慮する必要がある。

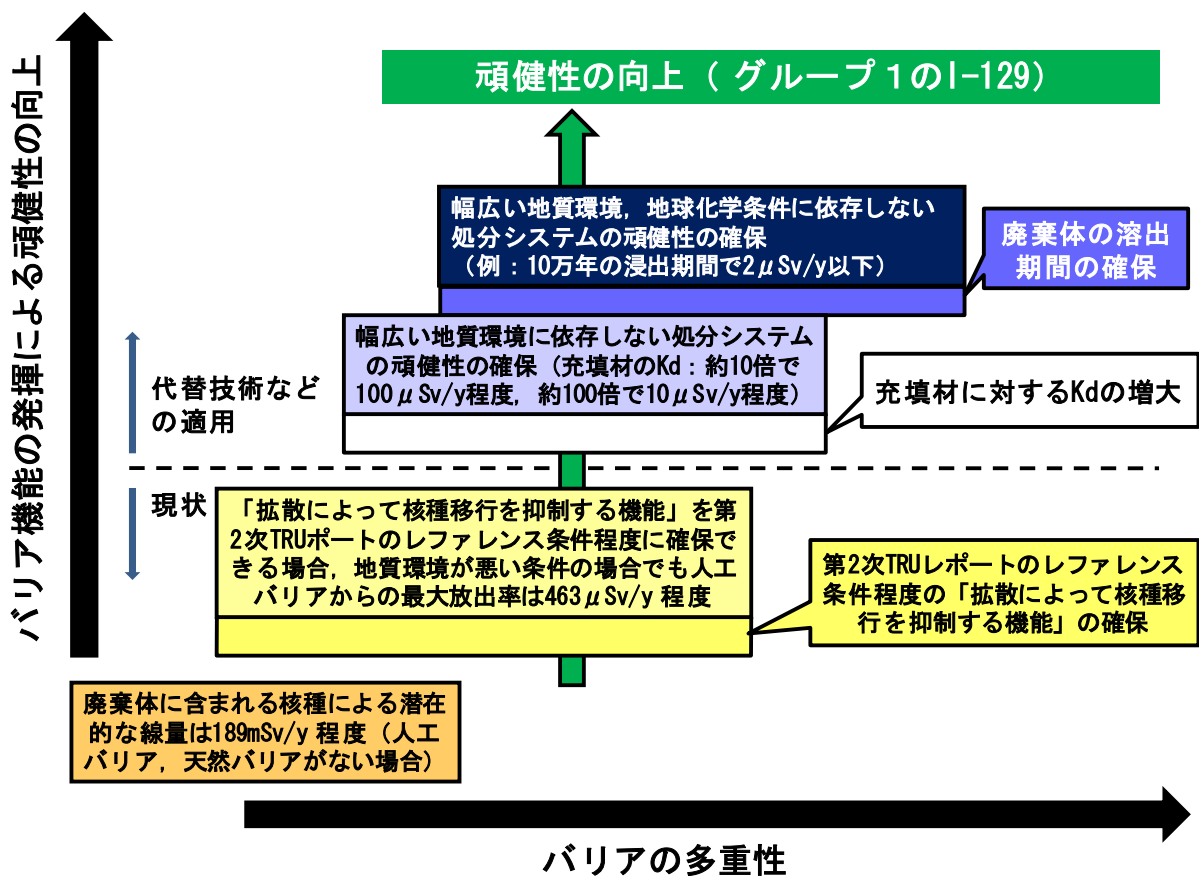


図 8.3.3-4 バリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念
(グループ1のI-129)

(2) 廃棄体グループ2に対する処分システムの感度特性

第2次 TRU レポートの評価により、グループ2の廃棄体の線量を支配する核種は溶解性、非吸着性のC-14であることが示されている。また、グループ2では核種量の設定においてアクチニドの付着率を0.2%と設定している(2.3.2項参照)ことから、有意な量のアクチニド核種が含まれている。C-14の放出を抑制するため、第2次TRUレポートで提案された代替技術(閉じ込め技術)などを採用した後は、これらのアクチニドなどがグループ2の線量を支配する可能性がある。そこで、C-14に加え、アクチニド核種を対象として核種の放出の特性について検討する。第2次TRUレポートのレファレンスケースでは、これらの特性を考慮し、以下のような考えに基づいてグループ2の廃棄体に対してモデル、データを設定した。

- ハルへの燃料付着を想定し、アクチニドの付着率を0.2%と設定した。
- 放射化生成物などの金属材料中に存在する核種(C-14, Cl-36, Co-60, Ni-59, Ni-63, Se-79, Zr-93, Nb-94, Mo-93)の金属材料からの核種溶出に関して、表面付着している核種や酸化被膜中の核種の瞬時溶出と金属マトリクスの溶解に伴う調和溶解による核種の溶出などの複数の溶出モードを設定する。瞬時溶出に関しては、燃料棒被覆管(ジルカロイ)が20%の酸化被膜を有しているとの報告(Yamaguchi et al., 1999)に基づき、ジルカロイ中の放射化生成物

の20%が瞬時溶出すると仮定した。調和溶解に関しては、燃料棒被覆管（ジルカロイ）、燃料集合体上下のノズル（ステンレス鋼）、燃料支持格子（インコネル）中の放射化生成物が母材の溶解に伴って調和溶解により溶出することを仮定した。

- 充填材領域では瞬時に分配平衡となる。
- 充填材領域では核種は溶解度制限を受ける。
- 高アルカリ影響による緩衝材液相中の地球化学状態の不確実性を考慮し、緩衝材領域においては溶解度制限を考慮しない。
- レファレンス地下水であるFRHPに対する収着分配係数のレファレンス値の設定は、以下のとおりとした。
 - ▶ セメント系材料においては、セメント系材料のpHの変化を考慮して設定した変動範囲の最小値を選定した。さらに、ハル・エンドピースの圧縮体に有機物が含まれることが想定されるため、Pu, Th, U, Np, Pa, Am, Cm, Ac, Zr, Snに対しては溶解度を20倍、収着分配係数を1/20に設定した。
 - ▶ C-14のセメント系材料の収着分配係数として $2.5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{kg}$ を設定した。
 - ▶ 緩衝材では、ベントナイトのCa型化を考慮した上で収着分配係数の想定変動範囲を設定し、その最小値を選定した。特にC-14については、陰イオン核種の特性を反映して緩衝材中の収着分配係数を0とした。
 - ▶ 周辺岩盤のC-14の収着分配係数は $1.0 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{kg}$ を設定した。

一方、近似解析解から得られる瞬時溶出を考えた場合の簡略化した式（図8.3.1-3の(8)、(9)式）から、人工バリアからのC-14の放出を支配する因子は、以下のものであることが分かる。

- ・初期の核種量と核種の瞬時溶出割合
- ・充填材領域の幾何形状（体積、間隙率）
- ・充填材の収着分配係数
- ・緩衝材の拡散係数
- ・緩衝材の幾何形状（厚さ、外側表面積、間隙率、坑道長）
- ・緩衝材の収着分配係数
- ・掘削影響領域の幾何形状（体積、間隙率）
- ・掘削影響領域の収着分配係数
- ・掘削影響領域の地下水流量

また、近似解析解から得られる溶出率一定の場合の簡略化した式（図8.3.1-3の(7)、(8)式）から、人工バリアからのC-14の放出を支配する因子は、以下のものであることが分かる。

- ・金属マトリクス中の核種量と金属マトリクスからの核種の溶出率
- ・充填材領域の幾何形状（体積、間隙率）
- ・充填材の収着分配係数
- ・緩衝材の幾何形状（体積、間隙率）
- ・緩衝材の収着分配係数

- ・掘削影響領域の幾何形状（体積，間隙率）
- ・掘削影響領域の収着分配係数
- ・掘削影響領域の地下水流量

また，近似解析解から得られる溶解度一定の場合の簡略化した式（図 8.3.1-3 の（5），（6）式）から，充填材中での溶解度制限が期待されるアクチニドに関しては，上述の因子以外に，以下の因子も重要であることがわかる。

- ・溶解度

そこで，第 2 次 TRU レポートで用いた安全評価パラメータの設定値と近似解析解を用いて，これらの因子の変化に対する処分システムの頑健性の程度を検討するとともに人工バリアシステムの頑健性を確保・向上させるための主要な因子を抽出することとした。

(i) グループ 2 の C-14 に対する処分システムの頑健性の確認

表 8.3.3-2 に C-14 の最新の核種量と第 2 次 TRU レポートで用いた廃棄体からの核種溶出にかかわるパラメータを示す。また図 8.3.3-5 に地下水流量の変化に対する C-14 の緩衝材からの放出率の変化を C-14 の溶出モードごとに示す。

表 8.3.3-2 C-14 の核種溶出にかかわるパラメータ

総核種量(Bq)	5.90E+14		
溶出モード	各モードの核種量の割合	各モードの核種量(Bq)	溶出期間(y)
ジルカロイ酸化被膜(瞬時溶出)	0.13	7.67E+13	1
ジルカロイ母材(溶出期間11,400年)	0.53	3.13E+14	11,400
ステンレス・インコネル(溶出期間8,500年)	0.34	2.01E+14	8,500

図 8.3.3-5 から，各モードの溶出挙動に関わるパラメータ（各モードの核種量の割合，溶出期間など）として，第 2 次 TRU レポートの値を採用した場合，地下水流量が多くなると瞬時溶出モードが C-14 の人工バリアからの放出率を支配し， $100 \mu \text{Sv/y}$ 程度の放出率になることが分かる。また，収着分配係数などの核種移行パラメータが第 2 次 TRU レポートの値の場合，ジルカロイ母材またはステンレス鋼・インコネルからの調和溶解により溶出した核種の人工バリアからの放出率は，幅広い地質環境においても $100 \mu \text{Sv/y}$ を 1 桁以上回る値であることが分かる。このため，ジルカロイ母材またはステンレス鋼・インコネルからの調和溶解を左右する金属の腐食速度が第 2 次 TRU レポートで用いた値よりも大きな値になる懸念がない場合は，瞬時溶出モードとなる C-14 の核種量に関する精度の高いデータの取得が重要な項目となる。

一方，処分システムの頑健性に対するグループ 2 の C-14 の影響を正しく評価するためには，前述の人工バリアからの C-14 の放出に影響を与える因子の不確実性を低減させる必要がある。これらの基盤的な検討については I-129 と同様に現在，関連する研究機関において着実に進められている。ここでは，第 2 次 TRU レポートにおいて代替技術として提案されている工学的な対策（C-14 の閉じ込め）の効果や充填材の収着分配係数の増大による効果について近似解析解を用いて概括的に確認する。

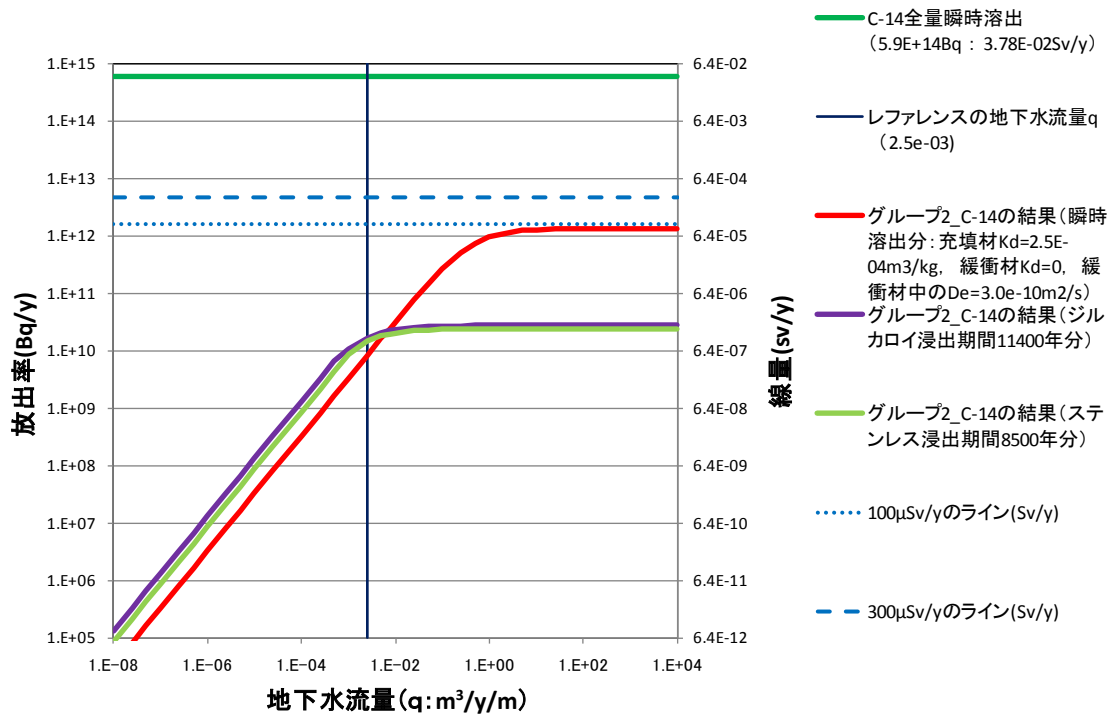


図 8.3.3-5 地下水流量に対する C-14 の人工バリアからの放出率の感度特性 (溶出モードごと)

図 8.3.3-6 に地下水流量の変化に対する瞬時放出分の C-14 の緩衝材からの放出率の変化を閉じ込め時間ごとに示す。

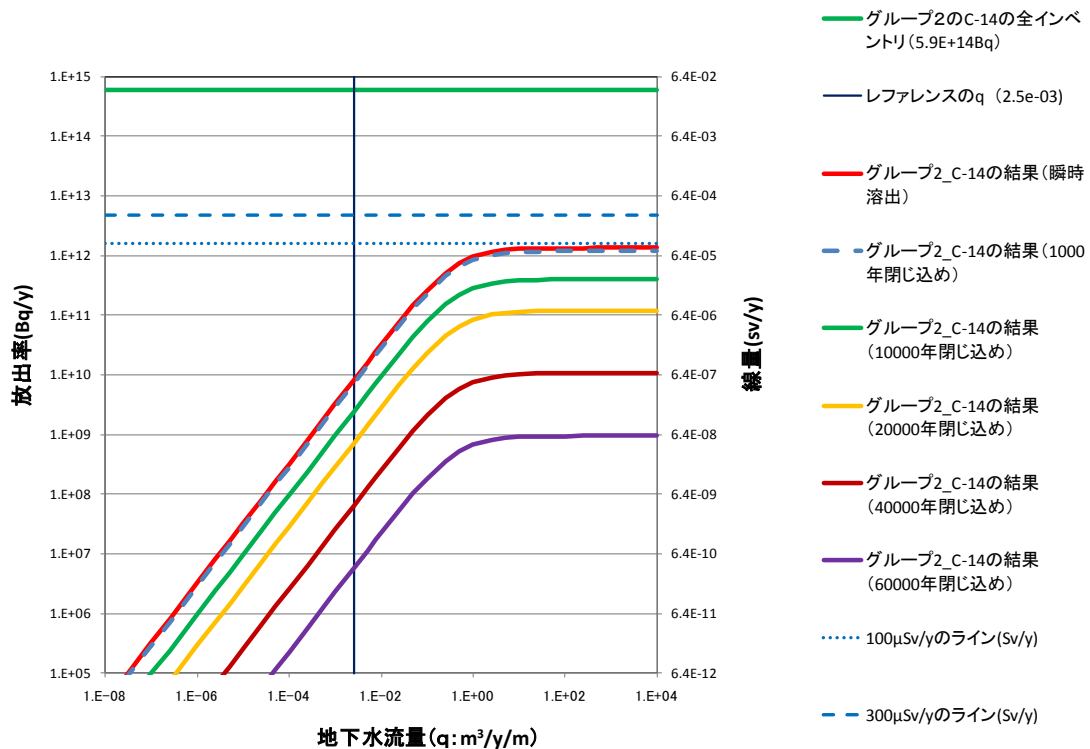


図 8.3.3-6 地下水流量に対する C-14 の人工バリアからの放出率の感度特性 (閉じ込め時間ごと)

図 8.3.3-6 から、閉じ込め期間が 1,000 年以内の場合は放出率の低減は見込めないことが分かる。また、2 万年の閉じ込め期間で、人工バリアからの放出率は 1/10 程度に低減し、4 万年、6 万年の閉じ込め期間で、人工バリアからの放出率は、それぞれ、1/100、1/1,000 になることが分かる。

一方、図 8.3.3-7 に瞬時溶出分の C-14 の緩衝材からの放出率と地下水流量の変化との関係を充填材の収着分配係数ごとに示す。

図 8.3.3-7 から、緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」が第 2 次 TRU レポートのレファレンスの条件であれば、幅広い地質環境に依存せず、C-14 の人工バリアからの放出率は $100 \mu\text{Sv/y}$ 以下になることが分かる。さらに、セメント系材料の検討などにより、収着分配係数が第 2 次 TRU レポートのレファレンスの値よりも 1 桁程度高くなるような材料を利用できるならば、天然バリア中の核種移行の低減と合わせて、線量が 1 桁程度低減するような頑健性の高い処分システムを提示することが可能となる。

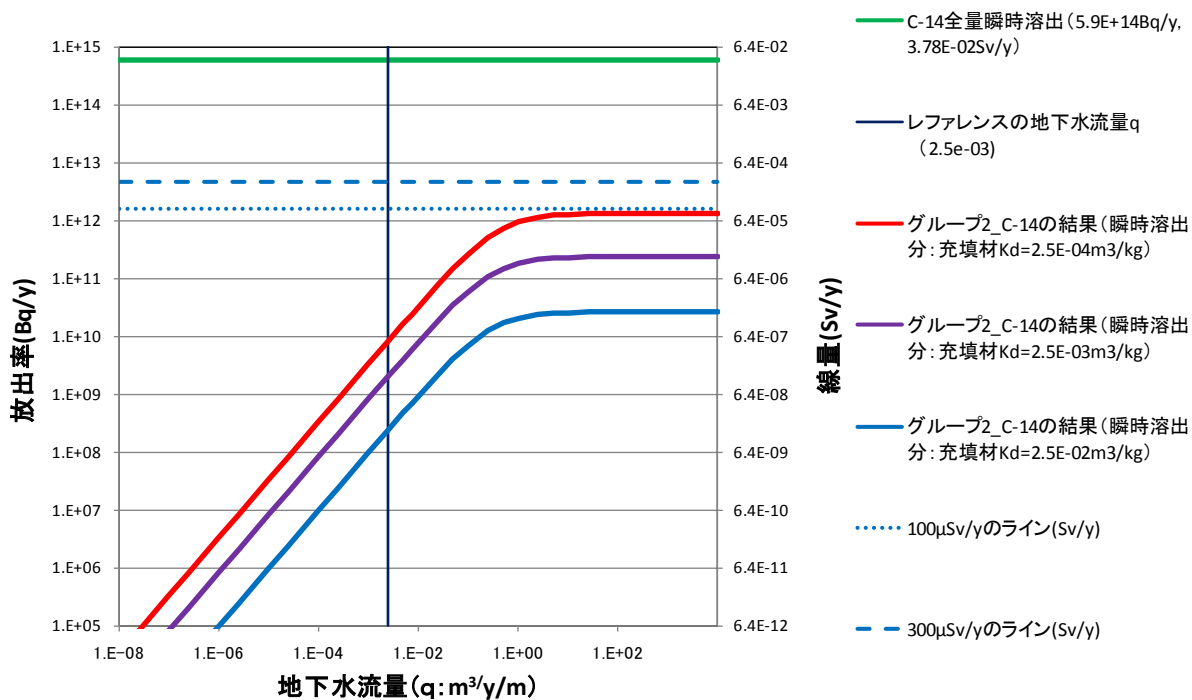


図 8.3.3-7 地下水流量に対する C-14 の人工バリアからの放出率の感度特性
(充填材の収着分配係数ごと)

(ii) グループ 2 の Pu-239 に対する処分システムの頑健性の確認

Pu-239 は充填材領域において溶解度制限を受け、沈殿している可能性がある。また、充填材の収着分配係数や緩衝材の収着分配係数は充填材および緩衝材液相中の核種量に影響を与え、緩衝材の内側境界濃度を左右する。これらを考慮しつつ、処分システムの頑健性に対するグループ 2 の Pu-239 の影響の程度について検討する。

図 8.3.3-8 に地下水流量に対する Pu-239 の人工バリアからの放出率を溶解度ごとに示す。

地球化学環境の不確実性を考えた場合、溶解度制限を考慮しない場合の放出率への影響を把握することは重要である。図 8.3.3-8 から、グループ 2 の Pu-239 の場合、他のパラメータが第 2 次 TRU レポートのレファレンス条件であれば、溶解度制限がなくとも、地質環境に依存せず、人工バリアからの放出率は $100 \mu\text{Sv/y}$ を 1 桁程度下回ることが分かる。表 8.3.2-1 が示すように、周辺岩盤への収着分配係数が第 2 次 TRU レポートのレファレンス値 ($1.0\text{m}^3/\text{kg}$) で透水量係数が $1.0 \times 10^{-7}\text{m}^2/\text{s}$ の場合、天然バリアの低減割合が 5 桁程度期待できることを考えると、グループ 2 の Pu-239 に関しては緩衝材の機能（拡散性能、収着性能）が第 2 次 TRU レポートのレファレンス条件程度であれば、溶解度の変化による放出率の増加は無視できると考えられる。そのため、拡散性能、収着性能の信頼性を向上させることが重要である。

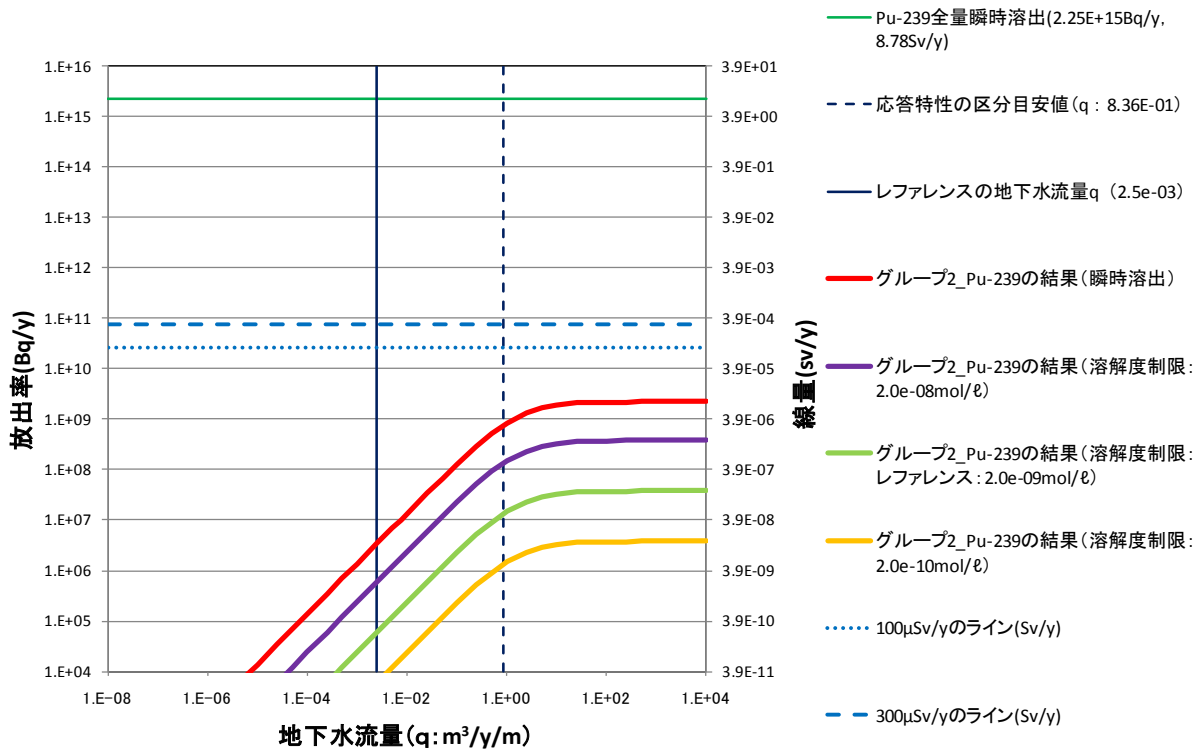


図 8.3.3-8 地下水流量に対する Pu-239 の人工バリアからの放出率の感度特性
(溶解度ごと) (グループ 2)

このように、溶解度制限を考慮しない場合などの潜在的な影響の把握は、信頼性を向上させる因子の抽出につながり、処分システムの頑健性の程度の検討において重要と考える。

一方、緩衝材内側境界濃度が溶解度で制限されない場合、緩衝材の収着分配係数や充填材の収着分配係数は、緩衝材内側境界濃度を変化させる。緩衝材内側境界濃度は緩衝材からの拡散による核種放出率に線形の影響を与える。そのため、充填材や緩衝材の化学的劣化および地球化学環境の変化は Pu-239 の放出挙動に大きな影響を与える。

以上の結果に基づき、人工バリアシステムの頑健性向上のための主要な因子などを以下にまとめる。また、グループ2のC-14の場合のバリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念を図8.3.3-9に示す。

- [1] 地下水流量がレファレンスの条件に比べて多い場合、ハル・エンドピースからのC-14の放出を支配する溶出モードは瞬時溶解モードである。従って、第2次TRUレポートで設定した金属の腐食速度を上回る懸念がない場合は、瞬時溶出となる核種量の割合を精緻に把握することが重要となる。
- [2] 核種の拡散による移行機構は、緩衝材の間隙率や拡散係数、厚さに依存する。人工バリアからの放出率を水理条件に依らない一定の値に抑制するためには、緩衝材の健全性を確保することが重要である。
- [3] 緩衝材の「拡散によって核種移行を抑制する機能」を第2次TRUレポートのレファレンス条件程度に確保することが可能であれば、幅広い地質環境（水理環境）においても、人工バリアからの放出率を $100\mu\text{Sv/y}$ 程度にすることが可能である。さらに、充填材に対する収着分配係数をレファレンスの設定値($2.5\times 10^4\text{m}^3/\text{kg}$)より1桁程度高めに設定することが可能であれば、幅広い地質環境（水理環境）においても、線量を $10\mu\text{Sv/y}$ 程度にすることが可能である。
- [4] 幅広い地質環境による水理条件や地球化学条件の変化に対して、人工バリアシステムの機能を充実させ、処分システムの頑健性を確実に確保するためには、一定期間C-14を閉じ込めることが効果的である。瞬時放出の場合、人工バリアからの核種放出率は初期の核種量に比例して変化する。実現の見通しが示されている6万年の核種の閉じ込め技術採用した場合は、幅広い地質環境（水理環境）や地球化学環境においても、人工バリアからの核種放出率を3桁程度低減させることが可能になる。

これらの結果は、天然バリアの性能の不確実性や線量への換算係数の不確実性を無視した場合の結果である。これらの結果を工学対策に具体的に反映させる場合は、これらの不確実性を別途考慮する必要がある。

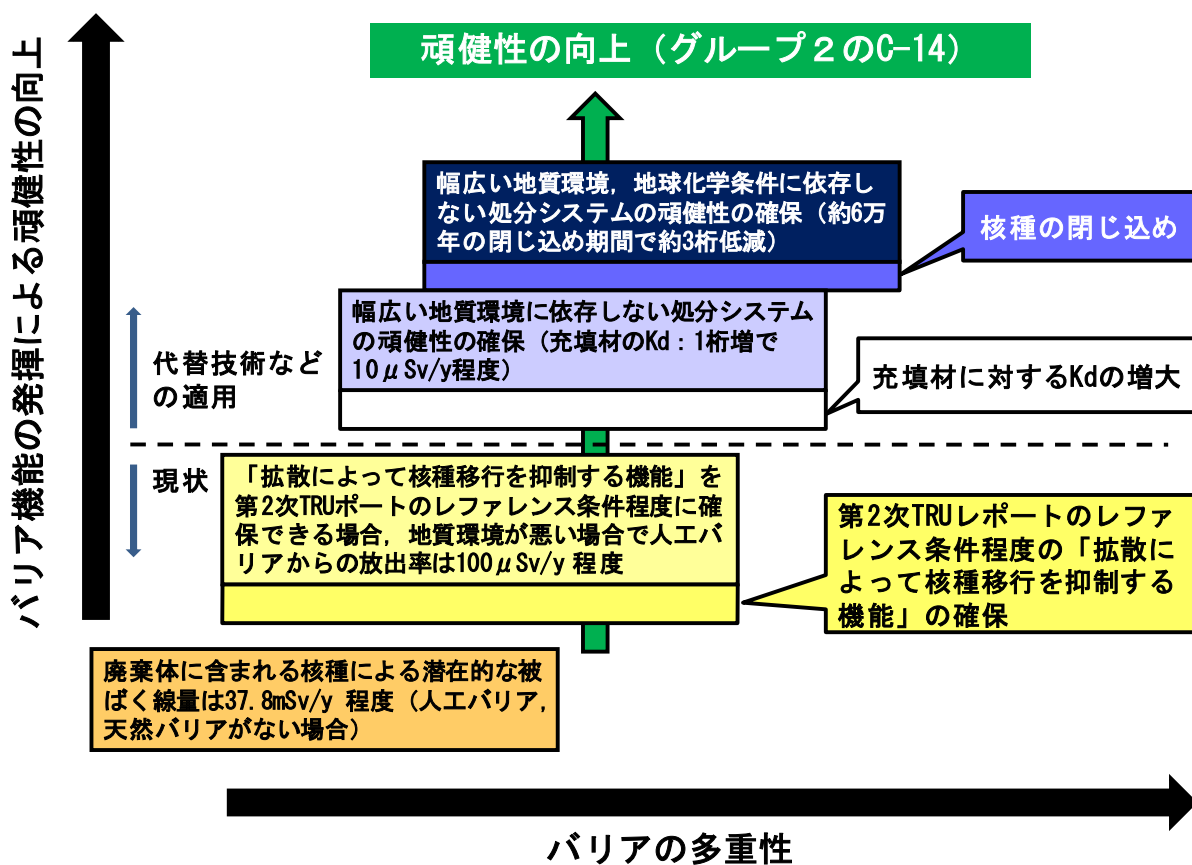


図 8.3.3-9 グループ2のG-14の場合のバリア機能の発揮による頑健性の向上とバリアの多重性との関係の概念

(3) 廃棄体グループ3に対する処分システムの感度特性

第2次TRUレポートの評価により、グループ3の廃棄体の線量を支配する核種は長半減期で溶解性、非吸着性のI-129であることが示されている。そこで、グループ3の廃棄体からの核種放出特性については、I-129を対象として検討する。

第2次TRUレポートのレファレンスケースでは、これらの特性を考慮し、以下のような考えに基づいてグループ2の廃棄体に対してモデル、データを設定した。

- 廃棄体からの核種溶出は溶出率を設定しない瞬時溶出とした。
- 充填材領域は瞬時に分配平衡となる。
- 緩衝材は敷設しない。そのため、充填材領域における核種の移行が移流によって支配されることを想定し、充填材領域での溶解度制限は考慮しない。
- レファレンス地下水であるFRHPに対する吸着分配係数のレファレンス値の設定は、以下のとおりとした。
 - セメント系材料においては、高pH環境とグループ3に含まれる硝酸塩の影響を模擬した海水系環境を考慮し、I-129については0を想定した。

一方、近似解析解から得られる移流による核種放出を考えた場合の簡略化した式（図 8.3.1-3 の (10), (11) 式）から、人工バリアからの I-129 の放出を支配する因子は、以下のものであることが分かる。

- ・ 初期の核種量
- ・ 充填材領域の幾何形状（体積，間隙率）
- ・ 充填材の収着分配係数
- ・ 緩衝材の幾何形状（厚さ，体積，間隙率，坑道長）
- ・ 緩衝材の収着分配係数
- ・ 掘削影響領域の幾何形状（厚さ，体積，間隙率）
- ・ 掘削影響領域の収着分配係数
- ・ 人工バリア内の地下水流量

上記の因子のうち、充填材の収着分配係数については、地下水環境が硝酸塩の影響によって高イオン強度環境にあることが想定されるため、その値の上昇を期待するのは困難である。しかし、ここでは、これまでのグループ 1, 2 の検討と同様に、充填材の収着分配係数に着目して処分システムの頑健性の程度を例示的に検討把握する。さらに、I-129 の放出を抑制する手段として緩衝材の敷設を想定した場合の放出率の低減効果についても検討し、頑健性の向上のための主要な要因などを把握することとした。

充填材中の地下水流量は周辺岩盤中の地下水流量に応じて変化する。しかし、周辺岩盤の透水性が充填材の透水性よりも高くなると、地下水は充填材領域ではなく、主に周辺岩盤を流れることになる。そのため、吸い込みによる流速の変化はあるものの、充填材中の移流速度はほとんど変化しなくなると考えられる。そこで、本解析においては、周辺岩盤の透水係数が、セメント系充填材の透水係数である $1.0 \times 10^{-5} \text{ m/s}$ を超えるまでは、人工バリア中（充填材中）の地下水流量が周辺岩盤の透水係数の増大に比例して増加すると仮定した。

図 8.3.3-10 に掘削影響領域中の地下水流量とグループ 3 の I-129 放出率との関係を充填材の収着分配係数ごとに示す。図には、緩衝材を敷設した場合の結果（ $De=1.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ ：硝酸塩環境下での I-129 の値を使用）（石寺ほか，2004）およびグループ 1 の I-129 の解析結果を併せて示す。

図 8.3.3-10 から、充填材の収着分配係数を増加させることにより、放出率が抑制されることが分かる。また、図 8.3.3-10 から、地下水流量が少ない条件では、掘削影響領域の地下水流量が同じ場合、緩衝材がない場合の移流による放出率と緩衝材を敷設した場合の拡散による放出率がほぼ等しいことがわかる。これは、図 8.3.1-3 の (8) 式と (11) 式が示すように、それぞれの放出率は、掘削影響領域中の地下水流量 Q と人工バリア内の地下水流量 Q_a に依存するもので、本解析においては、緩衝材を敷設しない概念では $Q_a=Q$ と設定しているためである。

一方、周辺岩盤の透水性が高く地下水流量が多い条件、例えば、地下水流量がレファレンスに比べて 3 桁程度高い条件においては、グループ 3 の I-129 の放出率がグループ 1 の I-129 の放出率を超える可能性がある。これは、グループ 1 の場合は「拡散によって核種移行を抑制する機能」が作用

するため、地下水流量が増加しても放出率が変化しなくなる特性が現われるのに対して、本解析のように移流支配の条件では、地下水流量の増加に応じて放出率も増加するためである。

また、図 8.3.3-10 は、周辺岩盤の透水性が高く、地下水流量が多い条件においてグループ 3 の I-129 の放出を抑制するためには、緩衝材を敷設することが効果的であることを示している。この場合、収着を期待しなくとも、「拡散によって核種移行を抑制する機能」を確保することで、人工バリアのみで、数 $10 \mu \text{Sv/y}$ 程度にまで放出率を低減できることがわかる。

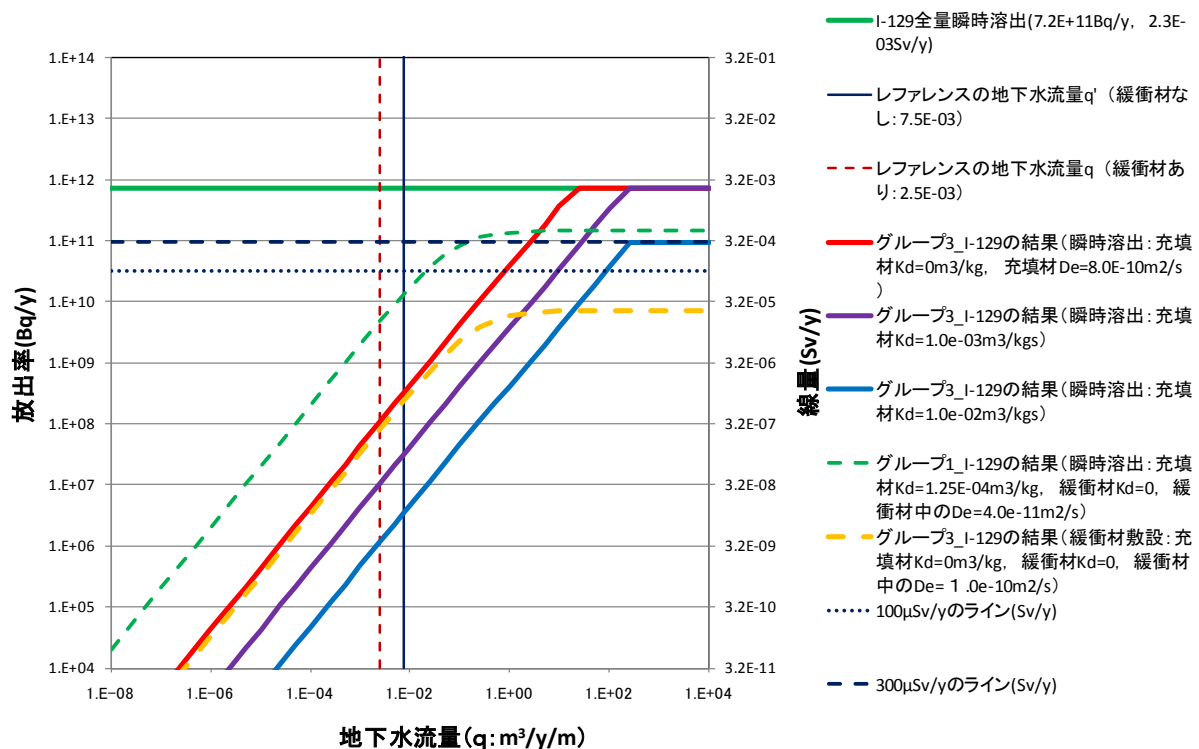


図 8.3.3-10 地下水流量とグループ 3 の I-129 放出率との関係（充填材の収着分配係数ごと）

以上の結果に基づき、人工バリアシステムの頑健性向上のための主要な因子を以下にまとめる。

- [1] 第 2 次 TRU レポートのグループ 3 のレファレンス条件において、緩衝材を敷設し「拡散によって核種移行を抑制する機能」を確保できれば、収着性能を期待しなくとも I-129 の放出率を数 $10 \mu \text{Sv/y}$ 程度に抑制することが可能である。
- [2] 硝酸塩（高イオン強度）環境下における緩衝材の実効拡散係数の精度の向上が重要である。
- [3] 人工バリア内の地下水流量をより精緻に把握することが重要である。
- [4] グループ 3 の廃棄体に含まれる硝酸塩、アスファルトなどがバリア材料に与える影響を検討することが処分システムの頑健性を向上させる上で重要である。

これらの結果は、天然バリアの性能の不確実性や線量への換算係数の不確実性を無視した場合の結果である。これらの結果を工学対策に具体的に反映させる場合は、これらの不確実性を別途考慮する必要がある。

(4) 廃棄体グループ4に対する処分システムの感度特性

2.3 節で示したようにグループ2とグループ4の放射エネルギー (Bq) の特性には違いが見られる。これは、含まれている Ni-59 や Ni-63 などの放射化生成物の量が異なることによるものである (付録 2.3 参照)。グループ4にはこのような核種は比較的少なく、Am, Pu, Np などのアクチノイドや Sr-90, Cs-137 などの短半減期 FP 核種が地下水流量の増加に応じて生物圏での線量に影響を与えることが想定される。

第2次 TRU レポートのレファレンスケースでは、これらの特性を考慮し、以下のような考えに基づいてグループ4の廃棄体に対してモデル、データを設定した。

- 廃棄体からの核種溶出は溶出率を設定しない瞬時溶出とする。
- 充填材領域では瞬時に分配平衡となる。
- 緩衝材は敷設しない。そのため、充填材領域における核種の移行が移流によって支配されることを想定し、充填材領域での溶解度制限は考慮しない。
- レファレンス地下水である FRHP に対する収着分配係数のレファレンス値の設定は以下のとおりである。

➤ セメント系材料においては、高 pH 環境を想定。

一方、近似解析解から得られる移流による核種放出を考えた場合の簡略化した式 (図 8.3.1-3 の (10), (11) 式) から、グループ4の人工バリアからの放出を支配する因子は、以下のものであることが分かる。

- ・ 初期の核種量
- ・ 充填材領域の幾何形状 (体積, 間隙率)
- ・ 充填材の収着分配係数
- ・ 緩衝材の幾何形状 (厚さ, 体積, 間隙率, 坑道長)
- ・ 緩衝材の収着分配係数
- ・ 掘削影響領域の幾何形状 (厚さ, 体積, 間隙率)
- ・ 掘削影響領域の地下水流量
- ・ 人工バリア内の地下水流量

これらのことから、幅広い地質環境において、人工バリアシステムの頑健性向上のための主要な因子などは以下のとおりである。

- [1] 充填材の収着分配係数は、充填材液相中の濃度を左右する重要な因子である。そのため、このパラメータ値の信頼性を高めることが重要である。
- [2] 人工バリアからの核種放出は、人工バリア内の濃度と人工バリア中の地下水流量によって決まる。そのため、人工バリア内の地下水流量やそれに影響を及ぼす掘削影響領域の地下水流量の信頼性を高めることが重要である。

8.3.4 処分システムの感度特性分析のまとめ

以上の検討に基づき、「幅広い地質環境を対象として処分システムの頑健性を確保・向上する」との目的、さらに、「既存の処分概念を対象とする場合」、「概念の高度化を対象とする場合」という前提条件のもと、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性を確保、向上させる上で特に重要と考えられる考え方や安全機能や安全評価パラメータを以下のようにまとめた。

- ① 天然バリアの感度特性の把握から、有意な量の核種が地表に到達する可能性のある水理条件と遅延性能の条件の組み合わせが半減期ごとに保守的に示された。核種量が多く、線量が高くなる可能性のある核種については、これらの条件を理解し、人工バリアからの核種の放出に関わる情報をより精緻に把握することが重要である。
- ② 掘削影響領域の地下水流量は幅広い地質環境と水理条件に応じて変化し、人工バリアからの核種放出に有意な影響を与える。
- ③ 線量に影響を及ぼす掘削影響領域の地下水流量には閾値が存在する。この閾値は、「拡散によって核種移行を抑制する機能」が維持されている状況において示されるものである。このような閾値が存在することは、幅広い地質環境と水理条件下において、処分システムの頑健性を確保するための重要な特性である。
- ④ I-129 に対して設定されている核種移行パラメータの値（充填材の収着分配係数、緩衝材の収着分配係数、緩衝材中の拡散係数など）と多様かつ不確実性を有する地質環境を考慮した解析の結果、グループ 1 の I-129 の放出を抑制する有効な方法のひとつは固化体の高度化（低溶出廃棄体の採用）であると考えられる。また、緩衝材内側境界濃度を変化させ、緩衝材中の拡散移行に影響を及ぼすことから、充填材の収着分配係数も処分システムの頑健性を向上させる重要因子であると考えられる。これらの技術の採用や知見の整備が重要である。
- ⑤ グループ 2 の C-14 に対して設定されている核種移行パラメータの値（充填材の収着分配係数、緩衝材の収着分配係数、緩衝材中の拡散係数など）を用いた解析によれば、グループ 2 の C-14 の放出を抑制するための有効な方法のひとつは、C-14 が崩壊により十分減衰する間、容器内に閉じ込めることであると考えられる。また、緩衝材内側境界濃度を変化させ、緩衝材中の拡散移行に影響を及ぼすことから、充填材の収着分配係数も処分システムの頑健性を向上させる重要因子であると考えられる。さらに、代替技術である閉じ込め機能を有するパッケージを採用した後は、核種量が多く、半減期がより長い、非収着性、溶解性の I-129 や Se-79、さらには、水理条件によっては、短半減期核種である Cs-137 や Pu などのアクチニドが線量に影響を与える可能性がある。そのため、I-129 や Se-79 の充填材や周辺岩盤に対する収着分配係数の信頼性を向上させることが重要となる。また、水理条件によっては、Cs-137 や Pu などのアクチニドの充填材、緩衝材の拡散係数、充填材、緩衝材、周辺岩盤に対する収着分配係数、アクチニドの溶解度の信頼性を向上させることが重要となる。
- ⑥ 緩衝材のない概念では、人工バリア中の地下水流量をより精緻に把握することが重要である。

- ⑦ グループ 3 の I-129 に関しては、硝酸塩の影響を考慮して天然バリアの収着分配係数を $0\text{m}^3/\text{kg}$ に設定している。そのため、天然バリア中の移行過程における有意な減衰は期待できない。グループ 1, 2 に対して代替技術が適用された場合、地層処分低レベル放射性廃棄物の線量を支配する可能性のある廃棄体グループはグループ 3 である。そのため、場合によっては、処分システムの頑健性を向上させるため、グループ 3 の I-129 の人工バリアからの放出を抑制する必要がある。現時点では、既存のパラメータ設定の概念（瞬時溶出、充填材に対する収着分配係数は硝酸塩の影響を考慮して $0\text{m}^3/\text{kg}$ ）を更新するだけの知見はない。このため、グループ 3 の I-129 の人工バリアからの放出率を抑制するための手段としては、新たなバリアの敷設、例えば、緩衝材の敷設による移行抑制機能の追加が考えられる。このバリアの機能を期待するためには、緩衝材に対する硝酸塩の影響などの詳細な知見を整備することが重要となる。一方、現在研究が進められている硝酸塩の影響を排除する技術を採用することも有効な方法のひとつである。そのため、これらの技術の実用化に向けた検討も重要である。
- ⑧ グループ 4 には、非収着性、溶解性の Se-79 や短半減期核種である Cs-137、さらには、Pu などのアクチニドがグループ 2 と同じ程度含まれる（付録 2-3 参照）。グループ 4 には緩衝材を敷設していないため、グループ 2 以上にこれらの核種が生物圏の線量に影響を及ぼす可能性がある。そのため、これらの核種の充填材における拡散係数、充填材、周辺岩盤に対する収着分配係数、アクチニドの溶解度の信頼性を向上させることが重要となる。

8.4 最新の知見に基づく安全評価

本節においては、8.3節で示された「幅広い地質環境に対して地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性を確保、向上させる上で特に重要と考えられる安全機能や安全評価パラメータ」などに留意し、従来の手法に基づいて実施した安全評価の結果について記述する。ただし、この安全評価においては、見直された核種量や蓄積された最新の知見を反映している。

8.4.1項では、感度解析の結果得られる重要因子(処分システムの特性や安全評価パラメータなど)と、FEP辞書などを利用して得られる処分システム内で生起するさまざまな事象やその進展、事象の発生などに関する最新の知見とを統合、整理し、重要因子やそれらに関連する事象を「重要な事象、状態、影響など」として抽出する。

8.4.2項では、8.4.1項で示される「重要な事象、状態、影響など」やそれらに関連する情報を処分システムに影響を及ぼす事象としてとりまとめ、重要なシナリオ、解析ケースとして抽出、類型化する。

8.4.3項では、最新の知見に基づく安全評価上のモデル、データについて説明する。

8.4.4項では、8.4.2項で示したシナリオ、解析ケースに対して、8.4.3項で示したモデル、データを適用した解析の結果をまとめる。

8.4.1 処分システムの状態の理解

地層処分の安全評価や処分システム性能評価の際の核種移行解析に用いる収着分配係数や溶解度、拡散係数などのパラメータは、処分場の環境条件(温度、地下水条件など)に依存して変化する。また、人工バリア(セメント充填材、ベントナイト緩衝材)やニアフィールドの化学的、力学的性質や水理条件は、処分システムを構成する材料の長期的な変質によって経時的に変化する可能性がある。

第2次TRUレポート(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005a)では、処分場において生起するさまざまな事象などを分冊3の中でFEP辞書(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構、2005b)としてとりまとめ、整備している。また、これらの情報に基づきシナリオを分類構築し、地球化学計算などを用いた環境設定の検討を経て、解析ケースやモデル、データを設定している。このようなFEP辞書に含まれる情報の取りまとめ、整備は、処分システムで生起するさまざまな事象を把握する上で極めて重要である。

本検討では、第2次TRUレポートの分冊3のFEP辞書を基本として、それ以降に蓄積された知見などを参照しながら、見直しを実施することとした。

なお、8.3節では感度解析により、幅広い地質環境下において、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性に大きな影響を与えるシステムの特性や安全評価パラメータ(重要因子)がまとめられている(8.3節参照)。ここでは、既存のFEP辞書などを参照しつつ、感度解析の結果から得られた「重要因子」に関連する事象などを「重要な事象、状態、影響など」として抽出する。

さらに、得られた事象などを、既存情報との比較など、情報整理のしやすさの観点から項目分類し、その項目ごとにこれまでの知見などの見直しを実施することとした。

表 8.4.1-1 に「重要因子」に加え、「重要性の根拠」、「情報整理の観点」、「重要な事象、状態、影響など」をまとめて示す。また、表 8.4.1-2 に最新の知見に基づく見直し項目を示す。ただし、前提条件として整理されている設計要素（人工バリアの幾何形状）や地質環境条件（周辺岩盤の水理特性）、さらには、第 2 次 TRU レポートにおいて提案された代替技術で、現在、詳細な検討が行われている廃棄体からの I-129 の溶出を抑制する技術と C-14 の閉じ込めに関する技術（例えば、原子力環境整備促進・資金管理センター、2010a, 2010b）についての見直しは割愛した。

表 8.4.1-1 「重要因子」, 「重要性の根拠」, 「情報整理の観点」, 「重要な事象, 状態, 影響など」 (1/3)

重要因子	対象グループ, 核種	重要性の根拠	情報整理の観点	「重要な事象, 状態, 影響など」
掘削影響領域の地下水流量	全グループ	<ul style="list-style-type: none"> ・人工バリアからの核種放出に影響を与える ・サイト条件(周辺岩盤)に依存し, 選ばれるサイトによってはレファレンスの条件になる可能性がある。 	信頼性, 詳細度の向上	<ul style="list-style-type: none"> ・周辺岩盤の水理特性(透水係数, 動水勾配など) ・周辺岩盤の水理特性に影響を及ぼす事象(時間的・空間的な変化: 周辺岩盤の変質など) ・掘削影響領域の水理特性(透水係数, 動水勾配など) ・掘削影響領域の水理特性に影響を及ぼす事象(時間的, 空間的な変化: ガス影響) ・掘削影響領域の幾何形状 ・掘削影響領域の幾何形状に影響を及ぼす事象(時間的, 空間的な変化: 周辺岩盤の応力状態の変化)
人工バリア中の核種の移行が拡散によって支配される場合に, 人工バリアからの放出率が掘削影響領域の地下水流量に依存しなくなる特性	グループ 1, 2 の主要核種 (C-14, Sr-90, Se-79, Cs-137, I-129, Th-230, Pu-239 など)	<ul style="list-style-type: none"> ・幅広い地質環境における処分システムの頑健性を主張する上で重要。 	信頼性, 詳細度の向上	<ul style="list-style-type: none"> ・緩衝材の水理特性(透水係数, 動水勾配) ・緩衝材の水理特性に影響を及ぼす事象(時間的, 空間的な変化: 緩衝材の変質, 緩衝材の流出など) ・人工バリアからの放出率が変化しなくなる地下水流量の閾値に関連する核種の緩衝材中の拡散係数, 人工バリア(充填材, 緩衝材, 掘削影響領域)の幾何形状, 人工バリア, 掘削影響領域内の遅延特性 ・核種の緩衝材中の拡散係数, 人工バリア(充填材, 緩衝材, 掘削影響領域)の幾何形状, 人工バリア, 掘削影響領域内の遅延特性に影響を及ぼす事象(時間的, 空間的な変化: 地下水組成, 人工バリア材料の組成, 人工バリア材料の変質, 緩衝材の流出など)

表 8.4.1-1 「重要因子」, 「重要性の根拠」, 「情報整理の観点」, 「重要な事象, 状態, 影響など」 (2/3)

重要因子	対象グループ, 核種	重要性の根拠	情報整理 の観点	「重要な事象, 状態, 影響など」
廃棄体からの I-129 の溶出の抑制	グループ 1 の I-129	<ul style="list-style-type: none"> ・ I-129 の放出率を低減させる可能性のある重要な因子 ・ 地質環境の変化の影響が小さく, 比較的確実に線量を抑制させることが可能な重要な因子 	新規開発要素	<ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄体からの I-129 の溶出の抑制
充填材, 周辺岩盤に対する I-129 の収着分配係数	グループ 1 の I-129	<ul style="list-style-type: none"> ・ I-129 の放出率を低減させる可能性のある因子 	信頼性, 詳細度の向上	<ul style="list-style-type: none"> ・ I-129 の収着分配係数に影響を及ぼす事象 (時間的, 空間的な変化: 地下水の変化, 充填材, 周辺岩盤の変質など)
廃棄体からの C-14 の放出開始時間の制限	グループ 2 の C-14	<ul style="list-style-type: none"> ・ 閉じ込めによる核種の減衰が期待できるような半減期 (5,730 年) を有し, 媒体中の移動性が高い (溶解性, 非収着性) C-14 の放出率を低減させる可能性のある重要な因子 	新規開発要素	<ul style="list-style-type: none"> ・ 廃棄体からの C-14 の放出開始時間の制限
充填材, 周辺岩盤に対する C-14 の収着分配係数	グループ 2 の C-14	<ul style="list-style-type: none"> ・ C-14 の放出率を低減させる可能性のある因子 	信頼性, 詳細度の向上	<ul style="list-style-type: none"> ・ C-14 の収着分配係数に影響を及ぼす事象 (時間的, 空間的な変化: 地下水の変化, 充填材, 周辺岩盤の変質など)
充填材, 周辺岩盤に対する I-129, Se-79 の収着分配係数	グループ 2 の I-129, Se-79	<ul style="list-style-type: none"> ・ グループ 1 の I-129 やグループ 2 の C-14 に対する対策実施後, 線量に影響を与える可能性のある, I-129, Se-79 の放出率を低減させる可能性のある因子 	信頼性, 詳細度の向上	<ul style="list-style-type: none"> ・ I-129, Se-79 の収着分配係数に影響を及ぼす事象 (時間的, 空間的な変化: 地下水の変化, 充填材, 周辺岩盤の変質など)

表 8.4.1-1 「重要因子」, 「重要性の根拠」, 「情報整理の観点」, 「重要な事象, 状態, 影響など」 (3/3)

重要因子	対象グループ, 核種	重要性の根拠	情報整理の観点	「重要な事象, 状態, 影響など」
Pu などのアクチニドの溶解度, 充填材, 緩衝材, 周辺岩盤に対する収着分配係数 Sr-90, Cs-137 の充填材, 緩衝材, 周辺岩盤に対する収着分配係数	グループ 2 の Sr-90, Cs-137, Pu-239 など	・グループ 1 の I-129 やグループ 2 の C-14 に対する対策実施後, 高透水環境において線量に影響を与える可能性のある, Sr-90, Cs-137 や Pu などのアクチニドの放出率を低減させる可能性のある因子	信頼性, 詳細度の向上	・Pu などのアクチニドの溶解度に対する地下水および充填材, 緩衝材の変質, コロイド, 有機物, 微生物, 放射線場の影響 ・Sr-90, Cs-137, Pu などの収着分配係数に影響を及ぼす事象 (時間的, 空間的な変化: 地下水の変化, 充填材, 緩衝材, 周辺岩盤の変質など)
人工バリアからの I-129 の放出の抑制	グループ 3 の I-129	・硝酸塩共存下において, 処分システムの頑健性を向上させるための重要な機能	新規開発要素	・充填材, 緩衝材の移行抑制機能に対する硝酸塩の影響 (透水性, 拡散係数, 収着分配係数)
充填材や周辺岩盤に対する Se-79 の収着分配係数	グループ 4 の Se-79	・グループ 1 の I-129 やグループ 2 の C-14 に対する対策実施後, 高透水環境において線量に影響を与える可能性のある Se-79 の放出率を低減させる可能性のある因子	信頼性, 詳細度の向上	・Se-79 の収着分配係数に影響を及ぼす事象 (時間的, 空間的な変化: 地下水の変化, 充填材, 周辺岩盤の変質など)
充填材や周辺岩盤に対する Sr-90, Cs-137 や Pu などのアクチニドの収着分配係数	グループ 4 の Cs-137, Pu-239 など	・グループ 1 の I-129 やグループ 2 の C-14 に対する対策実施後, 高透水環境において線量に影響を与える可能性のある, Sr-90, Cs-137 や Pu などの放出率を低減させる可能性のある因子	信頼性, 詳細度の向上	・Sr-90, Cs-137, Pu などの収着分配係数に影響を及ぼす事象 (時間的, 空間的な変化: 地下水の変化, 充填材, 周辺岩盤の変質など)

表 8.4.1-2 最新の知見の見直し項目

○地下水組成
○充填材の変質
○緩衝材の変質, 緩衝材の流出
○周辺岩盤の変質
○ニアフィールドの地下水流動状況
○周辺岩盤の応力状態の変化
○ガス影響
○コロイドの影響
○有機物の影響
○微生物の影響
○放射線場の影響
○充填材, 緩衝材に対する硝酸塩の影響
○核種移行パラメータに関する最新の知見
・溶解度 (Pu などのアクチニド)
・緩衝材中の核種の拡散係数(I-129, C-14, Se-79, Cs-137, Pu など)
・充填材の収着分配係数 (I-129, C-14, Se-79, Cs-137, Pu など)
・緩衝材の収着分配係数 (Cs-137, Pu など)
・周辺岩盤の収着分配係数(I-129, C-14, Se-79, Cs-137, Pu など)

(1) 地下水組成

核種の溶解度, 収着特性に影響を及ぼす地下水の化学的条件は, 地下水と処分施設構成材料との相互作用により決定される。第2次 TRU レポートでは, レファレンス条件となる地下水として, FRHP (Yui et al., 1999) が設定されている。この地下水の組成は, わが国の多くの地形パターンや岩種にあてはまり, 地球化学的根拠を与えるデータも多く, 東濃地域および釜石鉱山の実測地下水や文献データを含めた多変量解析からもその妥当性が確認されている。また, 沿岸地域などでは海水を起源とする地下水の存在が知られていることから, 海水系還元性高 pH 型地下水 (以下, 「SRHP」とする) (Yui et al., 1999) についても考慮されている。第2次 TRU レポートの核種移行解析では高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめ (核燃料サイクル開発機構, 1999) と同様に, FRHP, SRHP それぞれについて溶解度, 収着分配係数, 緩衝材中の拡散係数が設定されている。また, 廃棄体および充填材領域では, これらの地下水組成とセメントペースト成分の主要構成鉱物との化学平衡計算により, セメント系材料の間隙水の化学的条件とその変遷の大略的な推定が可能とされている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2005) ことから, 第2次 TRU レポートの核種移行解析ではこの方法に基づいた条件設定がなされている。

本検討における地下水組成としては, 調査地点が確定していない現状を鑑み, 第2次 TRU レポートを踏襲して FRHP, SRHP を用い, それらの地下水と処分施設構成材料との相互作用による地下水組成の変化を考慮した設定とする。

(2) 充填材の変質

充填材や地下構造物に多用されるモルタルおよびコンクリートなどのセメント系材料が地下水と反応すると、地下水の化学的条件が変化し、同時にセメント系材料中のセメント水和物が溶解してバリア性能が長期的に変化すると考えられる。また、セメント水和物の溶解により形成される高 pH の間隙水が隣接する緩衝材領域に浸入し、緩衝材間隙水の化学的環境を変え、ベントナイト構成鉱物の変質とそれに伴う物質移動特性の変化をもたらす可能性がある。第 2 次 TRU レポートでは、人工バリア材の長期変質を評価するために、セメント構成鉱物の溶解やベントナイト構成鉱物の変質を扱う化学反応モデル、さらには変質に伴う実効拡散係数の変化を考慮した評価モデルを用いた解析を実施し、これらの現象の推移に関する検討を実施した。

セメント系材料の変質は、接する地下水の流動状況に依存する。緩衝材を設置しない施設においては周辺地下水と定置領域のセメント系材料が直接接することからセメントの溶脱が進展することが想定される。廃棄体グループ 3, 4 では充填材の変質により核種の収着分配係数が変化することも想定されるため、第 2 次 TRU レポートでは緩衝材を設置しない施設の化学環境の時間的変遷が検討された。その結果、廃棄体グループ 4 の施設では施設全体が Region III (収着サイトのカルシウムシリケート水和物 (以下、「C-S-H ゲル」という) が減少する) になるのは約 7 万年後とされており、一定の期間は高い収着性が見込まれることが示唆された。

なお、緩衝材を設置した処分施設に関しては「(3) 緩衝材の変質、緩衝材の流出」の項において詳細を示すが、廃棄体定置領域における化学環境としては pH12.5 以上が 10 万年継続していることから、溶解度などの核種移行に関する条件は変化しないものと予想されている。

セメント系材料の変質については、第 2 次 TRU レポートの取りまとめ以降においても、セメント水和物の変質などの現象を対象として、より精緻な観察とモデル化検討が行われ、物質移行化学反応連成解析の高度化が図られている。具体的には、セメント系材料の変質については、実験と解析的評価による検討が続けられ、C-S-H へのアルミニウム (Al) の取り込みを考慮したセメント水和物の新しいモデル (日本原子力研究開発機構, 2008a) を採用することにより実験結果の再現性が高まるなど、解析モデルの高度化が図られている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2009a)。また、日本原燃の低レベル放射性廃棄物埋設施設において使用実績のある高炉スラグセメントやフライアッシュセメント等、多様なセメント系材料についても、モデル化の検討が進められている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010a)。さらに、地層処分低レベル放射性廃棄物と類似する処分概念が想定されている余裕深度処分の安全評価においては、第 2 次 TRU レポートと同様の長期的変動を想定した核種移行パラメータ設定の考え方が整理されている (土木学会, 2008)。

上記の知見などに基づくセメント系材料の変質解析の結果は、変質が主にベントナイト系材料とセメント系材料との界面近傍に留まることを示唆しており、これは第 2 次 TRU レポートの結果を支持するものであった。そのため、本検討ではセメント系材料の化学的変質に関しては、第 2 次 TRU レポートと同様の評価モデルとすることとした。なお、現在はサイト環境条件や人工バリア材料が具体的に決まる前の段階にある。そのため、セメント系材料の化学的変質に関する検討としては、幅広い地質環境条件への対応の一環として海水系地下水による影響の把握やフライアッシュ高含有

シリカフェームセメント（以下、「HFSC」という）などの普通ポルトランドセメント（以下、「OPC」という）以外のセメントの水和反応の検討などが重要であると考えられる。これらの検討を進めることにより、セメント長期変質挙動の不確実性の低減が期待される。

セメント系材料の変質としては、上記のような化学反応による変質に加えて、以下に示すような熱的影響が懸念されている。

セメント系材料の熱変質に関する知見としては、C-S-H が 80°C以上で結晶化する可能性が指摘されている (Atkins et al., 1991)。また、水の出入りが自由な開放条件においては、60°C程度でエトリンサイトやモノサルフェートなどのアルミネート系水和物の X 線回折ピークが確認できなくなり、ヒドロガーネットやカトサイトといった新たな結晶相の生成が報告されている (C.R.Wilding, 1992)。一方、水の出入りのない密閉条件においては、50°Cではエトリンサイトの X 線回折ピークが確認されたが、80°Cではエトリンサイトは確認されずカトサイトの生成が確認されている (武井ほか, 2002)。処分環境においてセメント系材料近傍は密閉条件に類似した環境であると想定され、80°C以下に温度上昇を抑制すればセメント系材料の代表的な水和物であるポルトランドサイト、C-S-H ゲル、アルミネート系水和物 (エトリンサイト、モノサルフェート) などが他の結晶相へ変質することは、生じないと考えられる。このうち、特に C-S-H ゲルは主要な水和物であり、間隙水組成を支配し、核種収着性に及ぼす影響が大きいと考えられている。そのため、80°C以下に温度上昇を抑えれば、C-S-H ゲルの結晶化などの熱変質が起こらず、収着性が顕著に低下することはないと考えられる。ただし、詳細な温度履歴は不明であるものの、70~100°C程度の環境に長期間さらされていたと考えられる施工後約 70 年経過したコンクリートを対象としたアナログ試料の分析では、C-S-H ゲルの結晶化によるトバモライトの生成が認められ、長期的には C-S-H ゲルが結晶化する可能性を示唆する現象も確認されている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010a)。今後、処分環境条件との類似性や材料特性を踏まえ、詳細な検討が必要である。

第 2 次 TRU レポートでは、処分場内の最高温度を 80°Cに制限して熱変質の影響を抑制することにより、核種の移行への影響は生じないものとしているが、C-S-H ゲルが結晶化した場合でも pH の低下など化学環境が大きく変化することはないと、むしろ結晶化の過程で核種が結晶構造中に取り込まれる可能性があるなど、熱的影響がセメント系材料の核種収着性に及ぼす影響は小さいと結論づけている。

本検討においても、処分場内の最高温度を 80°C以下に制限するように施設設計を行っていることから、同様に核種移行への影響は生じないものとした。

(3) 緩衝材の変質、緩衝材の流出

第 2 次取りまとめでは、低アルカリ性コンクリートの使用を前提とすることにより、高アルカリ成分による緩衝材の顕著な変質は避けられるとしている。一方、第 2 次 TRU レポートでは、熱力学データによる知見が充実している OPC を対象として緩衝材の変質を評価している。なお、ベントナイトの主要構成鉱物であるモンモリロナイトが溶解する際に生成する二次鉱物の種類については

知見も乏しく不確実性が大きい。このため、第2次 TRU レポートでは、室内実験結果や天然事例から得られる情報に基づいて設定された多様な系に対応した複数の二次鉱物生成シナリオ（小田ほか、2005）を策定して検討した（付録 8-5 ニアフィールド長期挙動例参照）。以下に評価結果の一例を示す。

- ・ セメント系材料と緩衝材の境界付近では鉱物の変質、間隙率の変化およびそれに伴う物質移行特性の変化が生じるが、緩衝材の中央部分では大半のモンモリロナイトが変質せずに残留することが示唆され、10 万年後も低透水性を保持できるものと予想される。また、廃棄体定置領域における化学条件としては pH12.5 以上が 10 万年継続していることから、溶解度などの核種移行に関する条件も変化しないものと予想される（詳細な解析結果は 8.4-1-1 参照）。

このような検討結果から、第2次 TRU レポートでは、性能評価における緩衝材の長期変質の取り扱い方を次のようにまとめている。

- ・ セメント系材料とベントナイトの相互作用による人工バリアの変質についてはさまざまな不確実性が存在するものの、現状の知見に基づく蓋然性のある予想としては、その変質が必ずしも地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの長期的性能に悪影響を及ぼすものではなく、核種保持機能の向上をもたらす可能性も考えられる。ただし、多様なプロセスを考慮した複雑な評価体系に基づく現状の知見にはさまざまな不確実性が含まれているため、これらを考慮に入れた解析ケースを検討している。具体的には、基本シナリオの代替ケースとして「人工バリア変質影響ケース」を設定し、セメント系充填材および緩衝材の収着分配係数、実効拡散係数、間隙率、セメント系充填材での溶解度、緩衝材の透水係数が時間的に変化するものとした。

緩衝材の変質については、第2次 TRU レポート以降においても、セメント水和物の変質、モンモリロナイトの溶解速度などの各現象について、より精緻な観察とそのモデル化が進められており、物質移行化学反応連成解析の高度化が図られている（日本原子力研究開発機構、2008a：原子力環境整備促進・資金管理センター、2010a）。

上記の知見などに基づく人工バリア変質解析の結果によれば、緩衝材の変質はセメントとの界面近傍に留まる。このことは、7 年程度の室内実験でも確認されている（原子力環境整備促進・資金管理センター、2010a）。これらの結果は第2次 TRU レポートの結果を支持するものである。そのため、本検討では緩衝材の化学的変質に関しては、第2次 TRU レポートと同様の評価モデルを採用することとした。

なお、現在は、サイト環境条件や人工バリア材料が具体的に決まる前の段階にある。そのため、緩衝材の化学的変質に関する検討としては、幅広い地質環境条件への対応の一環として海水系地下水による影響の把握やモンモリロナイトおよび緩衝材中の二次固相に対する溶解、生成速度のデータ取得などの研究が重要であると考えられる。これらの検討を進めることにより、セメント長期変質挙動、緩衝材長期変質挙動評価の不確実性が低減されることが期待されており、現在、一部の研究が進められている。

また、上記の化学的な変質に加え、物理的な変質現象として緩衝材自らが発生する膨潤圧による亀裂への侵入、緩衝材周囲が高透水場となった場合における緩衝材の流出および緩衝材の変質による密度変化に依存した透水性への影響が懸念される。それらの変質作用に関しては第2次 TRU レポートおよびそれ以降の研究の進展を踏まえ以下のように考えられる。

緩衝材の亀裂への侵入について、第2次 TRU レポートでは、高レベル放射性廃棄物における試験研究の成果を踏まえ、Na型ベントナイトにおいても緩衝材を定置するコンクリートのひび割れ幅および頻度が高レベル放射性廃棄物における検討条件（亀裂開口幅 0.5mm、亀裂頻度約 7.5 本/m）と同程度であれば侵入による密度低下の影響は小さいとしている。また、Ca型などへの変質が生じた場合においても、変質したベントナイトの膨潤圧はNa型ベントナイトの値と同等かより小さいことから、亀裂への侵入速度は上記の結果より小さく、密度低下の程度もより小さいとしている。第2次 TRU レポート以降の検討（核燃料サイクル機構、2005）では、緩衝材の亀裂への侵入挙動に関して、蒸留水、人工海水など、水質の異なる条件での試験研究を行い、イオン強度と比例係数（経過時間の平方根とベントナイトの割れ目への侵入距離と関係を示す係数）との関係を整理している。この結果から、ベントナイトの侵入は、イオン強度が小さいほど顕著に起こり、逆にイオン強度が大きくなるほど、抑制されることが示された。地層処分低レベル放射性廃棄物の処分施設においては、セメント系材料が用いられることから、その間隙水は蒸留水に比べて十分高いイオン強度となっている。そのため、緩衝材の亀裂への侵入は抑制され、密度低下への影響は小さいと考えられる。

一方、緩衝材の流出挙動を把握するため、緩衝材を起源とするベントナイトコロイドの生成挙動の検討が進められている。第2次 TRU レポートでは、降水系地下水条件では、浸食が発生する臨界流速は $2 \times 10^{-6} \text{m/s}$ よりも小さいと推察されること、さらには、海水系地下水条件では浸食が発生する臨界流速は $8 \times 10^{-6} \text{m/s}$ よりも大きく、その環境の溶液組成に強く依存することが報告されている。

最近の地下水の流れ場を模擬した系（蒸留水環境下）での浸食実験の結果（松本ほか、2008）では、 $7.2 \times 10^{-7} \text{m/s}$ の流速条件において約 1ppm のベントナイトコロイドが生成する可能性が指摘されている。

第2次 TRU レポートのレファレンス条件（ひび割れのないセメントモルタル、Na型の緩衝材、周辺岩盤の透水係数が $2.0 \times 10^{-10} \text{m/s}$ 、動水勾配 0.01）で評価されている掘削影響領域の通過流量（ $2.2 \times 10^3 \text{m}^3/\text{y/m}$ ）および掘削影響領域の断面積（ $6 \text{m}^2/\text{m}$ ）から、緩衝材周囲の掘削影響領域の地下水流速（ダルシー流速）は $1.2 \times 10^{-11} \text{m/s}$ となる。掘削影響領域の間隙率を岩盤マトリクスと同等と考えると、掘削影響領域の実流速は $1.2 \times 10^{-11}/0.02 = 6 \times 10^{-10} \text{m/s}$ となる。このレファレンス条件での掘削影響領域の実流速は、上述の地下水流によってベントナイトコロイドが生成する可能性が指摘されている流速よりも3桁以上小さく、ベントナイトコロイドの生成にともなう緩衝材の流出は生じないと考えられる。掘削影響領域の地下水流速が周辺岩盤の透水性に比例すると仮定した場合、周辺岩盤の透水性がレファレンス条件よりも3桁程度高くなると、掘削影響領域の実流速は、上記のベントナイトコロイドの生成が指摘されている流速とほぼ同程度となる。ただし、上記試験は蒸留水

環境下で実施されているのに対して、実際の処分環境下では、前述のようにセメント系材料が用いられることから十分高いイオン強度を有している。そのため、緩衝材の流出は生じ難いと考えられる。

緩衝材の変質に伴う密度変化に関しては、第2次 TRU レポートでは、充填材と接する面からモンモリロナイトが溶解し、緩衝材領域内で部分密度の不均衡が生じる場合の透水性への影響について、膨潤圧により部分密度が均一となることを仮定した変質解析から、変質程度が異なる緩衝材領域内を等価な透水性を有する緩衝材として設定される等価透水係数への影響は生じないことを示唆している。

以上に示したように、第2次 TRU レポート以降、緩衝材の変質に関する知見の拡充や解析手法の高度化が精力的に図られている。それらの結果を踏まえた上で、化学的な変質に関して、緩衝材の変質はセメントとの界面近傍に限定されると予想されること、また、力学的な変質に関して、密度変化などが有意に生じるとは考え難いことから、緩衝材の性能が長期的に継続することが蓋然性の高い予想として考えられる。ただし、依然として様々な不確実性が存在していることから、その不確実性を考慮した比較的早期に緩衝材の性能が失われると仮定する解析ケースなどを設定し検討を行う必要がある。

(4) 周辺岩盤の変質

セメント系材料の間隙水は、セメントの種類や配合にもよるが、pH12 程度の高アルカリ性になる。この間隙水が処分施設の周辺岩盤中へ移行し、岩盤中に高アルカリ性の地下水領域を形成すると考えられている（この領域を「高 pH プルーム」という）。岩盤を構成するケイ酸鉱物などは高アルカリ性の地下水に溶解しやすい性質があり、溶解した成分が別の鉱物（二次鉱物）として沈殿し、岩盤が変質する。周辺岩盤の変質により、地下水組成、化学的環境、放射性核種の収着特性、間隙構造などが変化し、放射性核種の移行挙動にも影響が及ぶ可能性が指摘されている（Rochelle et al., 1992 ; Savage et al., 1992 ; Adler et al., 1999）。このため、高 pH プルームの挙動を把握し、処分場の性能への影響を把握する必要がある。

第2次 TRU レポートでは、緩衝材が設置されないため、セメント系材料からのアルカリ成分の周辺岩盤への移行が相対的に多くなると考えられる廃棄体グループ4の処分坑道施設を対象とした高 pH プルームの影響解析が行われている。この解析においては、岩盤中に存在するシリカ鉱物や亀裂充填鉱物として考えられる非晶質シリカや粘土鉱物とアルカリ成分との反応を考慮している。解析結果より、高 pH プルームの存在範囲や岩盤の構成鉱物の溶解や二次鉱物の生成などの周辺岩盤への影響は施設近傍の限定された範囲であった。このことから核種移行経路全体に対する顕著な影響は生じないと考えられる。

ただし、想定する二次鉱物などの不確実性が大きいと、性能評価では高 pH プルームによって周辺岩盤が変質するケースを設定している。このケースでは岩盤の亀裂表面へ二次鉱物が沈殿することにより、岩盤マトリクス内部への拡散が 1/10 に低下すると仮定された。

なお、周辺岩盤への高 pH プルームの拡がりは限定的であるとされているが、処分施設近傍では間隙構造の変化が生じ、掘削影響領域の透水性が影響を受けることが想定される。高 pH プルームの拡がりを詳細に検討するためには、これらの影響についても考慮する必要がある。ただし、現在では信頼性の高い評価は困難であることから、性能評価上での取り扱いはしないこととする。

今後は、構成鉱物の溶解速度データの取得、高アルカリ環境下における化学反応モデルの評価（日本原子力研究開発機構，2008a）、鉱物の変遷シナリオの構築など、基盤的研究成果を積み重ねることにより評価の不確実性を低減し、現実的な処分場の性能評価と合理的な施設設計の実現に結びつけることが必要である。

現在、高 pH プルームの影響については上記の検討が進められているが、核種移行解析の条件を設定するまでには至っていない。そのため、本検討においては第 2 次 TRU レポートの設定と同様の扱いとする。

(5) ニアフィールドの地下水流動状況

ニアフィールドにおける地下水の流動状況は、地下水を媒体とした核種移行はもとより、地下水組成、人工バリア変質などにも影響する重要な環境条件である。

このような現象に影響を与えるニアフィールドの特異な水理環境として、処分施設閉鎖直後における不飽和状態から再冠水するまでの過渡的な状態をあげることができる。既往の研究においては、この過渡的な状態は、気液二相流モデルを用いて評価されている。評価においては、ガス移行評価と同等の評価パラメータが用いられ、再冠水までの期間として、緩衝材が設置される廃棄体グループ 2 においては、処分深度 500m の場合では処分施設閉鎖後 500 年程度、処分深度 1,000m の場合では 200 年程度との評価結果が得られている。なお、緩衝材が設置されない廃棄体グループ 3 を対象とした評価においては、処分深度 1,000m の場合では 50 年程度との評価結果が得られている（安藤ほか，2005）。

上記の評価に用いられている評価パラメータは、物質移行の観点からの保守性（透過性が大きくなる方向の設定）を考慮した設定となっている。実際の材料の透過性はより低い可能性もあり、この場合、再冠水期間がより長期に及ぶことが考えられる。今後、サイト特性の把握とともに、より詳細に検討する必要がある。

このような再冠水までの不飽和状態では、気液二相流などの複雑なプロセスが影響を与え、環境条件の設定においては大きな不確実性が伴うと考えられる。このような状態における核種移行評価を避けるため、処分施設閉鎖後の一定の期間、核種を閉じ込めることが考えられる。この核種の閉じ込めについては、技術的には可能であると考えられるが、その期間の設定については、処分施設の幾何形状や周辺岩盤の特性、さらには廃棄体特性（ガス発生量や発熱量など）の詳細な把握を必要とすることから、今後の重要な研究課題となっている。

第 2 次 TRU レポートでは、短期の核種の閉じ込めに関する具体的な検討は割愛し、その代替と

して、処分後直ちに廃棄体から核種が充填材に放出され、定常状態の水力条件で核種が移行するという、閉じ込め期間における核種の崩壊を無視した保守的な解析を行っている。この定常状態の水力条件は、処分施設が地下水で再冠水した後を想定した定常水理解析により、処分施設内の地下水のダルシー流速や処分施設周辺の掘削影響領域における地下水流量を求めることで与えている。以下、再冠水後の定常水理解析に関する第2次 TRU レポートの検討の概要を示す。

わが国では亀裂を有する岩盤が多く、新第三紀堆積岩の一部は亀裂性岩盤と多孔質岩盤の特性をあわせもつ岩盤に分類されると考えられている。亀裂性岩盤の不均質性を考慮した三次元亀裂ネットワークモデルが広く水理場の評価に適用されつつあるが（核燃料サイクル開発機構，1999），第2次 TRU レポートの水理解析では、掘削影響領域の流量を算定するためのモデル間で解析結果の差異が小さいことを確認した上で、簡便な二次元連続均質体モデルが用いられた。このモデルは類似の処分概念を対象とした最近の研究事例（鈴木ほか，2009）においても適用されるなど、有用なモデルである。

ニアフィールド水理の評価においては、人工バリアの各部位における透水性を、長期的な変質を考慮して設定した。レファレンスの地質条件（透水係数 $2 \times 10^{-10} \text{m/s}$ ）を基準にして、人工バリア材の変質がニアフィールドの水理場に及ぼす影響を、円筒座標系の2次元定常水理モデルで評価し、以下の結果を得ている。

緩衝材の止水性の低下（透水係数の増加）とともに人工バリア中のダルシー流速は大きくなる。しかし、緩衝材が Ca 型化しても、人工バリア中のダルシー流速は周辺岩盤の値より1桁以上低い。さらに、緩衝材が変質して細砂をつめた媒体程度の透水係数（ 10^{-5}m/s ）になった場合には、人工バリア中のダルシー流速は最大で周辺岩盤の値の3倍程度となる。

本解析の結果では、人工バリアの長期的な変質を考慮しても掘削影響領域の地下水流量はほとんど変化せず、流量は $0.002 \text{m}^3/\text{y}/\text{m}$ 程度であった。

レファレンスの地質条件（透水係数 $2 \times 10^{-10} \text{m/s}$ ）の水理解析の結果に基づいて、核種移行解析における処分施設内、掘削影響領域の通過流量が設定された。得られたデータの不確実性を考慮するため、周辺岩盤と比べた場合の掘削影響領域の流量比（増倍比）を0.1～100の範囲で設定するなどして、包括的感度解析により水理パラメータの変動の影響が考慮された。また、第2次 TRU レポートでは、水理環境の不確実性を考慮するための解析ケース、「天然バリアデータの変更ケース」において、掘削影響領域の地下水流量を周辺岩盤の透水性に比例して変化させた。

8.3節で示されたように、掘削影響領域内の地下水流量は、人工バリアからの核種放出に影響を与える重要な要素である。また、緩衝材が有する拡散による核種移行抑制機能の維持は多様な水理、地質環境において処分システムの頑健性を確保するための重要な要素となっている。さらに、この緩衝材の核種移行抑制機能に影響を与える人工バリア内の地下水流量も重要な要素である。これらの知見について、以下に整理した。

掘削影響領域における透水性評価事例としては、余裕深度処分試験空洞における測定がある（戸

井田ら, 2005)。この報告では, 空洞掘削前後で亀裂が発生した箇所では3桁程度透水性が高くなる一方, 亀裂が生じない箇所では掘削による透水性への影響はほとんどないとしている。なお, 亀裂が生じた領域は岩盤面から2mの範囲であるとしている。

第2次 TRU レポートでは, 周辺岩盤と比べた場合の掘削影響領域の流量比(増増比)を100倍, 掘削影響領域の範囲をロックボルトの長さ3mと同じとし, 掘削影響領域内では均一に亀裂発生の影響を受けるとして想定している。前述のように, 掘削影響領域内の地下水流量は, 人工バリアからの核種放出率に影響を与える重要な要素であり, この不確実性を低減することは処分システムの頑健性をより高めることになる。そのため, 今後も, 新たな知見を収集するとともに, 実際のサイトにおいて適切な値の設定ができるよう準備する必要がある。

拡散媒体(緩衝材)を通過する地下水流量の増加は, 核種移行の抑制機構を拡散支配から移流支配に変更させる要因となる。そのため, モンモリロナイトの溶解などにより緩衝材が劣化することを想定して幅広く緩衝材の透水係数を設定すると同時に, 複数の天然バリアの水理条件を設定し, 処分施設内が拡散支配となり得る条件をペクレ数に基づいて検討した。使用した解析モデルは, 第2次 TRU レポートと同様の円筒座標系での2次元の定常水理モデルである。

ペクレ数の算出に当たっては, 緩衝材厚さ1mを拡散媒体の代表長さとし, 実効拡散係数は最も小さい陰イオン種の値 $4 \times 10^{-11} \text{m}^2/\text{s}$ を設定した。なお, モンモリロナイト密度の低下によって透水係数は変化するが, 実効拡散係数は間隙率と相関性があり(三原, 2006), 間隙率の変動は小さいと想定されることから, このペクレ数の検討では実効拡散係数は固定値として扱った。また, 緩衝材より内側のセメント系材料部分は, ひび割れなどの影響を想定して $1 \times 10^{-5} \text{m}^2/\text{s}$ の透水係数を設定した。検討の結果を図8.4.1-1に示す。また, ペクレ数の式を以下に示す。

$$Pe = \frac{V_d L}{De} = \frac{K \Delta H L}{De}$$

ここで,

Pe : ペクレ数

V_d : ダルシー流速(m/s)

L : 拡散媒体の代表長さ(m)

De : 実効拡散係数(m²/s)

K : 拡散媒体の透水係数(m/s)

ΔH : 代表長さLの拡散媒体の平均動水勾配

*ペクレ数の比較において考慮される拡散フラックスは, 拡散媒体外側の濃度が0の場合の拡散フラックスである。拡散媒体外側の濃度が0でない場合は, 拡散フラックスが小さくなるため, 移流の影響が大きくなることに注意

図 8.4.1-1 から、天然バリアの透水係数よりも平均動水勾配の方が処分施設内の地下水流動への感度大きいことが分かる。ペクレ数が0.1以下の場合を拡散場として定義すると、図 8.4.1-1 から、平均動水勾配が 1.0 の条件では緩衝材の透水係数がおよそ $1 \times 10^{-11} \text{m/s}$ より小さい場合、平均動水勾配が 0.1 の条件では緩衝材の透水係数がおよそ $1 \times 10^{-10} \text{m/s}$ より小さい場合、平均動水勾配が 0.01 の条件では緩衝材の透水係数がおよそ $1 \times 10^{-9} \text{m/s}$ より小さい場合に施設内が拡散場となることが分かる。特に、平均動水勾配が 0.01 の条件では緩衝材の透水係数によらず、施設内が拡散場となることが分かる。

緩衝材として施工される Na 型ベントナイトの透水係数は、ベントナイトの層間陽イオンである Na イオンが Ca イオンとの置換により Ca 型化した場合に上昇する傾向にある。第 2 次 TRU レポートにおける Ca 型ベントナイトの有効粘土密度と透水係数の関係式を用いて評価すると、有効粘土密度 1.56Mg/m^3 のときの透水係数は $1 \times 10^{-12} \text{m/s}$ 以下となり、 1.34Mg/m^3 のときに $1 \times 10^{-11} \text{m/s}$ 以下を満足する。そのため、緩衝材の変質として Ca 型化を想定する場合、水理条件にあわせて緩衝材の仕様を適切に設計することにより、幅広い地質環境においても拡散場を維持することが可能と考える。

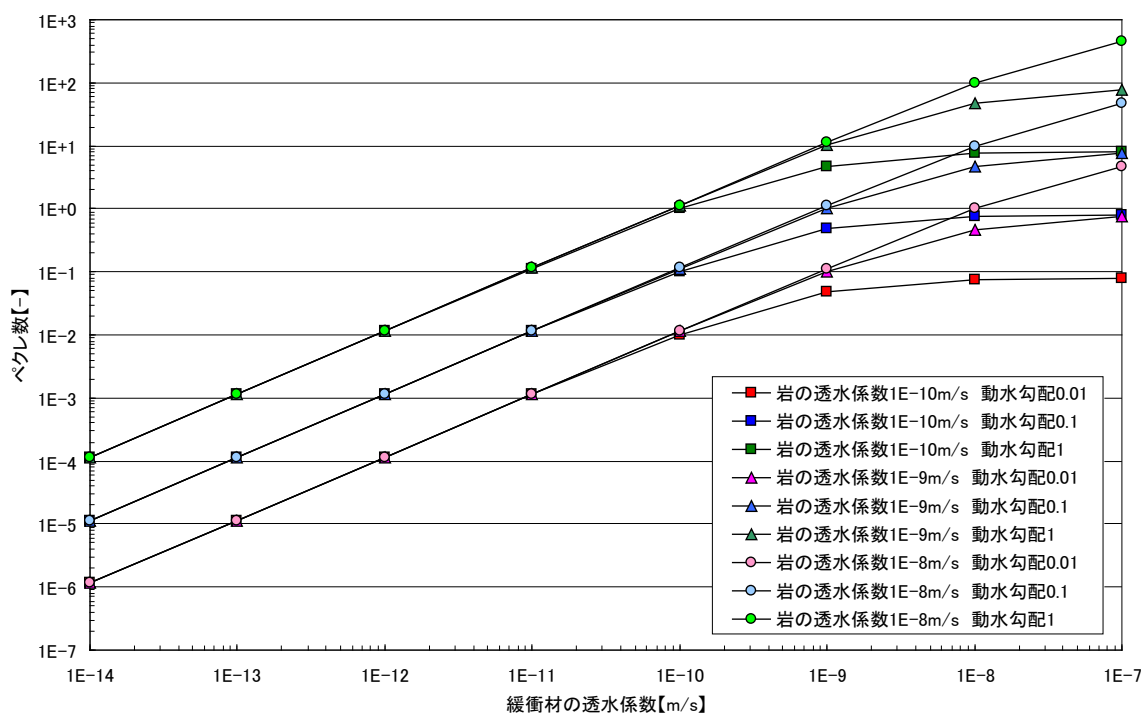


図 8.4.1-1 天然バリアの条件と緩衝材の透水係数に対するペクレ数の変化

本検討により掘削影響領域の地下水流量に関しては、第 2 次 TRU レポートの設定の考え方を変更する必要はないと判断した。

また、拡散場の維持に関しては、緩衝材の変質として Ca 型化を想定する場合、天然バリアが高透水場であっても緩衝材の仕様を適切に設計することにより施設内の核種移行は拡散支配となる知

見を得た。この拡散場の維持に関連しては、人工バリア材料の長期的な変質の知見が必要であり、より信頼性の高い変質に関する知見を収集する必要がある。

第2次 TRU レポートの掘削影響領域の地下水流量に関する考え方については、これらの情報を参照して、必ずしも変更する必要はないと考えられるため、本検討の核種移行解析で用いるニアフィールドの水利条件としては、第2次 TRU レポートの結果を踏襲することとする。

本検討においては、幅広い地質環境における処分システムの頑健性の程度の把握を目的としており、周辺岩盤の水利特性を変動させた解析を行うことを想定している。周辺岩盤の水利特性の変動に応じて掘削影響領域の地下水流量の変動が想定されるが、この場合、緩衝材の低透水性媒体としての安定性を確認しておく必要がある。「(3) 緩衝材の変質、緩衝材の流出」の項において示したベントナイトの流出に関する知見により、3桁程度の周辺岩盤の透水性の変化に対しては、緩衝材の低透水性媒体としての安定性が維持されると考える。

(6) 周辺岩盤の応力状態の変化

人工バリアおよび処分坑道周辺岩盤（ニアフィールド）の応力状態は、クリープなどにより経時的に変化する。また、人工バリアの変質に伴い、膨潤圧や人工バリアの剛性の低下が起これ、応力状態が変化することも考えられる。これらの応力状態の変化によって、人工バリアの寸法や形状が変わる場合がある。従って、坑道閉鎖後の長期間にわたるニアフィールドの応力状態と人工バリア形状の変化とを検討し、安全評価における核種移行解析の前提条件としての緩衝材の厚さが長期的に担保されることを評価することが重要である。

坑道閉鎖後の力学挙動に影響を及ぼす要因のうち、地質環境に関連する要因としては、地下水位の回復、地圧の回復（クリープ）および、地下水とバリア材料の反応が挙げられる。さらに、人工バリアの特性に関連する要因としては、廃棄体の発熱、廃棄体などに含まれる物質の溶出、金属の腐食（ガスの発生、体積膨張）、セメント系材料の地下水への溶解、粘性変形、緩衝材の膨潤、および緩衝材の流出が挙げられる。

上述の各要因が発現する時期やその影響度はさまざまであり、また、各要因は相互に影響を及ぼす。第2次 TRU レポートでは、影響度の高いと考えられる事象と相互影響が図 8.4.1-2 のインフレンスダイアグラムに示されている。緩衝材を設置しない処分坑道の場合は、ベントナイトの影響を除いて同様である。

これらを考慮した評価検討として、緩衝材の粘性変形モデルに基づく検討や、岩盤の変形と人工バリアの変形との連成などのモデルの高度化の検討が進められている（日本原子力研究開発機構、2008a）。この評価結果によると第2次 TRU レポートの評価結果と比較して人工バリアの変形は抑制されることが示唆されている。

また、余裕深度処分における検討では、第2次 TRU レポートと共通した評価モデルや影響要因が想定されており（土木学会、2008）、性能評価における取り扱いは第2次 TRU レポートと同様で

ある。

本検討では、人工バリアの変形が抑制されるなどの最新の知見を踏まえ、周辺岩盤の応力状態の変化については、第2次 TRU レポートと同様の考え方を採用することとした。

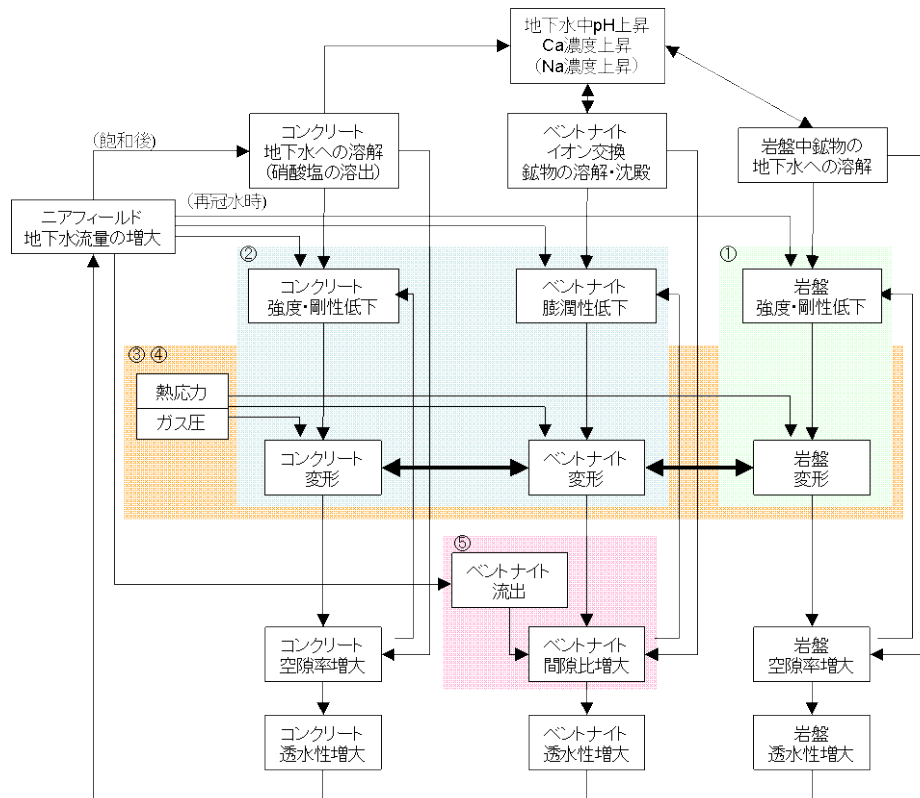


図 8.4.1-2 インフルエンスダイアグラム
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005)

(7) ガス影響

廃棄体および処分坑道内の構造物などに含まれる金属の腐食、有機物の微生物分解および地下水の放射線分解によってガスが発生する。発生したガスは処分坑道における間隙圧力（水圧+ガス圧）の上昇、間隙水の排出などを生じ、長期安全性に影響を及ぼす可能性がある。また、一部の放射性核種はガス状で移行する可能性がある。処分施設の健全性と長期安全性を確認するため、非放射性および放射性ガスの発生、移行解析による評価が必要となる。

第2次 TRU レポートの検討の結果によると、緩衝材が設置される処分施設内の間隙圧力の上昇は小さく（結晶質岩系岩盤で1.3~1.4MPa）、ガス圧の上昇による緩衝材の力学的な破壊の可能性は小さい。また、間隙水の排出速度が各処分坑道に対して求められており（例えば、廃棄体グループ2が0.006~0.009m³/y、廃棄体グループ4では0.018~0.024m³/y）、この値は核種移行解析の代替ケースとして設定されたガス影響ケースにおいて、地下水の押し出しに伴う核種移行率の上昇の算出に用いられた。また、同ケースではC-14を含むメタンガスがガス状核種として生物圏に到達すると仮

定した評価が行われている。

第2次 TRU レポート以降、地層処分対象の TRU 廃棄物の物量が見直されている。最大ガス発生速度は間隙圧力の上昇と間隙水排出量に対して影響が大きい。この最大ガス発生速度が最も大きいグループ 4 の物量が上記の TRU 廃棄物の物量の見直しにより大きく減少していることから、ガス影響については第2次 TRU レポートの評価を超えることは無いと考えられる。上記のようにガス圧の上昇による緩衝材の力学的破壊の可能性は小さいとされていることから、緩衝材により維持されている拡散場への影響は生じないと考えられる。

以上の点から、性能評価に対するガス影響の取り扱いについては、現時点では第2次 TRU レポートと同様とする。

(8) コロイドの影響

天然の地下水中には、地下水コロイドが存在している (McCarthy et al., 1993)。また、廃棄体や処分施設の構成材を起源とするコロイドなどの発生が予想される。野外実験や室内実験の観測結果から、地下水中のコロイドとイオンとの結合 (擬似コロイド) による移行挙動への影響が確認されている (Ryan et al., 1996)。

第2次 TRU レポートでは、人工バリア領域と天然バリア領域とを区分してコロイドの挙動に関する情報の整理が行われ、人工バリア中のコロイドは緩衝材によるろ過効果により移動が抑制されること、緩衝材が設置されない場合でもセメント起源のコロイド濃度は低く抑えられ、核種の収着を考慮しても影響が限定的であると評価している。また、天然バリア中に存在するコロイドについては、種類や形態に不確実性が含まれることから定量的な評価は困難であるが、高レベル放射性廃棄物の場合と同様と考えられた。そのため、性能評価では代替ケースにおいて高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめを踏襲した評価モデルおよびデータを用いた解析が実施されている。

第2次 TRU レポート以降の新たな知見としては、処分環境でのコロイドの影響を定量的に評価するためのデータ取得、技術整備が進められている。生成が懸念されるベントナイトコロイドについては、その生成速度や分散安定性に関するデータが取得され (松本ほか, 2008; 黒澤ほか, 2006)、さらにコロイドへの核種の収着分配係数を推定できるモデルなどの検討 (Iijima et al., 2008) が進められている。また、核種-コロイド-岩石間の相互作用の反応速度を考慮した核種移行計算コードの開発 (Kurosawa et al., 2006) や、取得されたデータに基づき、核種移行に及ぼすコロイドの影響が顕在化する条件の抽出が行われている (久野ほか, 2010)。また、コロイドの影響も含めた地下水中の放射性核種の移行挙動に関する研究も進められている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2009b)。

これらの新たな知見は主に高レベル放射性廃棄物の処分場環境を対象とした検討である。セメント影響の考慮が必要であることなど、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分環境は高レベル放射性廃棄物の処分場環境と異なっている。そのため、これらの成果を適用するためには、化学環境の違いによる影響の検討が必要となる。なお、上記のとおりセメント系材料中ではコロイドが安定的に

存在できないと想定されることから、Pu, Np などのアクチノイドの収着分配係数への影響も限定的と考えられる。

本検討では、これらの結果を考慮し、第2次 TRU レポートで設定したモデルを踏襲した評価を行うこととする。

(9) 有機物の影響

廃棄物に含まれる有機物や人工バリア材および地下水に含まれる有機物、あるいはそれらの分解生成物の中には、核種と有機錯体を形成し、その化学形態を変化させることにより、核種の溶解度あるいは収着分配係数に影響を及ぼすものがある。そのため、このような有機物がこれらのパラメータに与える影響を考慮した核種移行評価が必要となる。

天然有機物の種類および濃度は場所や地質に依存するので、処分サイトが決定していない現状においては詳細な検討はできない。そのため、第2次 TRU レポートでは、高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめと同様に、地質媒体に対する核種の保守的な収着分配係数を設定した核種移行解析により影響の程度を把握している。一方、人工的に混入する有機物については以下のような結論を得ている。

アスファルト：既往の浸漬試験の結果からコンクリートや NaNO_3 が共存しても有意なアスファルトの分解は促進されないこと、Pu の溶解度試験の結果から溶解度への影響が無いことが確認されており、核種の溶解度および収着挙動に与える影響は小さい。

廃溶媒 (TBP および DBP)：既存の熱力学データベースを用いたセメント系材料の間隙水 (pH12.5) 中の Ni (II), Am (III), Pu (IV), Th (IV) および U (IV) についての溶解度計算では、溶解度および収着分配係数に対する影響は認められない。

セメント混和剤：既往研究結果から実際の処分施設では影響は小さいものと推察された。また、核種の移行挙動に対する影響が小さい薬剤を選定することが可能である。

ウェスなど：第2次 TRU レポートでは、廃棄体グループ2に含まれる有機物については、保守的にそのすべてがイソサッカリン酸 (ISA) に分解されると仮定し、処分施設間隙水の ISA 濃度を $5 \times 10^{-6} \text{mol/dm}^3$ と算出して核種移行評価を実施した (電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005a)。ウェスなどのセルロース系有機物がアルカリ分解して生成する ISA は配位子として作用し、核種と相互作用して (錯体の生成)、間隙水中での存在形態を変化させる。その結果、溶解度の上昇および収着分配係数の低下などの影響をもたらす、人工バリアの核種移行遅延性能を低下させる可能性がある。ISA の放射性核種の溶解度に与える試験データはいくつか報告されており、Greenfield et al. (1995) は、Pu の溶解度は図 8.4.1-3 に示すように ISA 濃度が $1 \times 10^{-6} \text{mol/dm}^3$ を超えると上昇し始めることを報告している。

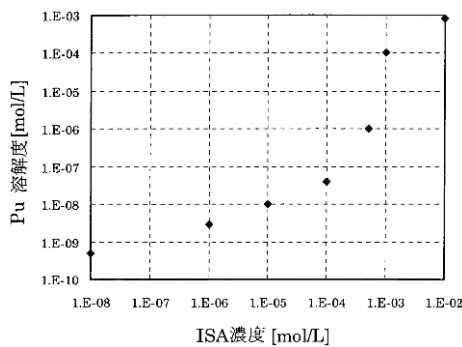


図 8.4.1-3 Pu 溶解度と ISA 濃度の関係 (Greenfield et al., 1995)

また, Tits et al. (2002) は, Eu (III) と Th (IV) の方解石 (Valanginian marl の主要成分) への吸着について ISA の影響を試験, 評価し, Eu (III) と Th (IV) の収着分配係数は, ISA 濃度がそれぞれ $1 \times 10^{-5} \text{ mol/dm}^3$ および $2 \times 10^{-5} \text{ mol/dm}^3$ を超えると低下すると結論づけている (図 8.4.1-4 参照)。さらに, Bradbury and Sarott (1994) は, 試験結果などを踏まえ, ISA 濃度が主要元素の溶解度や収着分配係数に与える影響を設定しており, ISA 濃度の影響下限値を $1 \times 10^{-6} \text{ mol/dm}^3$ であるとしている。

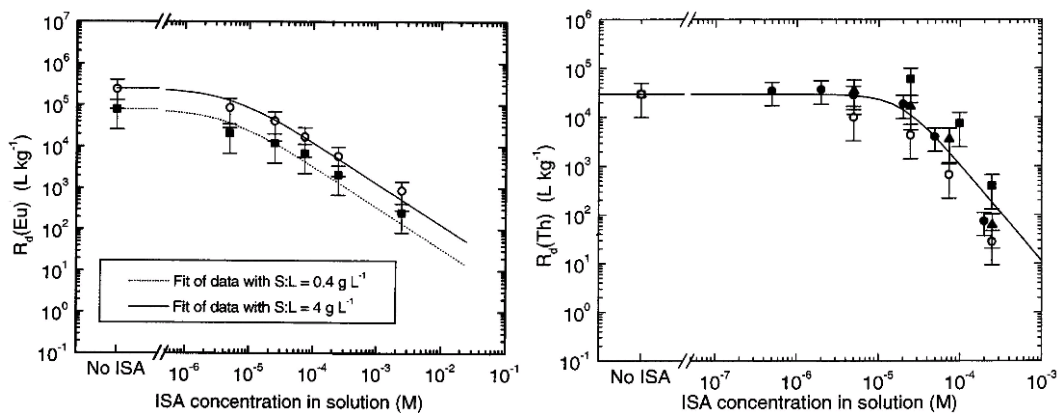


図 8.4.1-4 Eu および Th の収着分配係数と ISA 濃度の関係 (Tits et al., 2002)

第 2 次 TRU レポートの性能評価では, 廃棄体グループ 2 に関しては含まれるウェスなどの有機物の影響による溶解度上昇および収着分配係数低下を考慮している。また, 天然バリアの有機物については高レベル放射性廃棄物と同様にレファレンスケースでは影響を無視し, 代替ケースで収着分配係数への影響を考慮している。

併置処分システムでは, 有機物の影響が高レベル放射性廃棄物の処分場の性能に影響を与えないように施設を設計する必要があるため, 現実的な有機物影響の知見の蓄積が期待される。

第 2 次 TRU レポート以降の新たな知見としては, 廃棄物含有有機物の中でセルロースの処分環

境下におけるアルカリ加水分解試験が実施されている（大塚ほか，2007）。ここではセルロースは容易に ISA に変化することが確認されている。このように第 2 次 TRU レポートの設定を支持する結果が得られているため，本検討における有機物影響は第 2 次 TRU レポートの設定を踏襲することとする。

(10) 微生物の影響

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分が行われる数百 m 以深の地下環境は嫌気状態であり，かつセメント系材料の影響で長期間，pH12.5 以上のアルカリ性環境が保持されると考えられる。近年の研究により，地下数百 m 以深で多種多様な微生物が確認され（笹本ほか，1996；村上ほか，2003），高アルカリ性環境で生育する微生物の例が報告されている（Takai et al., 2001）。

第 2 次 TRU レポートでは，微生物活動によって生じる pH 変化，酸化還元反応，コンクリート変質，金属腐食，アスファルト変質，ベントナイト変質，間隙閉塞，ガス発生（ $^{14}\text{CH}_4$ 発生を除く）などの現象を対象として処分システムに与える影響を評価し，その影響は小さいとしている。

一方，高レベル放射性廃棄物と同様，微生物活動による核種の溶解度や収着特性に影響を及ぼす錯体形成およびコロイド形成（核種を取込んだ微生物自身のコロイドとしての挙動を含む），ならびにガス状の放射性化学種生成については，当該微生物活動の不確実性が大きいことから，今後の課題となる。なお，廃棄体グループ 3 に含まれる硝酸ナトリウムの硝酸イオンと微生物の反応による酸化還元状態の変化や硝酸イオンの酸化還元状態への影響については，現実的な影響評価のための知見の蓄積（日本原子力研究開発機構，2008b，2009a，2010）が進められているところである。

第 2 次 TRU レポート以降の新たな知見としては，放射化学的アプローチと分子微生物生態学的アプローチにより，アクチノイド(III)のバクテリアへの吸着挙動に関する研究があげられる（原子力環境整備促進・資金管理センター，2009c）。また，微生物影響の不確実性の低減や信頼性向上のため，微生物の特性評価手法の開発や定量的影響評価手法の開発も進められている（日本原子力研究開発機構，2008c，2009b）。

なお，これらの研究は検討途上でもあることから本検討においては第 2 次 TRU レポートの設定と同様の扱いとする。

(11) 放射線場の影響

第 2 次 TRU レポートでは，放射能濃度が比較的高い「原燃再処理操業，ハル・エンドピース」を対象として放射線場の影響が評価されており，ハル・エンドピースのキャニスタ 4 体を含む廃棄体パッケージ表面でのγ線による吸収線量率は，オーバーパックを設置した高レベル放射性廃棄物と比較して 3 桁程度高く，中性子線のそれは同程度となっている。この線量率をもとに，人工バリア材（セメント系材料/ベントナイト系材料）の照射損傷による性能への影響，間隙水の放射線分解による酸化還元雰囲気への影響を評価した結果，いずれについても影響は小さいと結論している。特に，後者は放射性核種の溶解度や収着挙動に影響する可能性があるが，キャニスタ近傍においては金属腐食による還元性化学種の供給速度が大きく，また放射線分解で生成する酸化性化学種の累

積生成量を十分消費できる還元容量があるため、酸化性雰囲気形成される可能性は低いとしている。

以上の知見より、閉鎖後の安全評価時には廃棄体からの放射線の影響は有意なものとならないと判断される。

第2次 TRU レポート以降、発熱性廃棄体の放射能濃度や発熱率などが見直された一方で、それらを定置する際の最終廃棄体の基本仕様も見直され、一部は上記のハル・エンドピースの放射線量を上回る。これらについては、6.2.1 で述べたように廃棄体パッケージの遮蔽で対応することが可能であり、閉鎖後の安全評価に影響は無いと考えられる。

(12) 充填材、緩衝材に対する硝酸塩の影響

PUREX 法による再処理プロセスの廃液には、硝酸塩（主に硝酸ナトリウム (NaNO_3)）が含まれている。第2次 TRU レポートの処分概念では、硝酸塩を含有する廃棄物はグループ3に分類されており、処分する硝酸塩の総量は硝酸ナトリウム換算で約 $3.25 \times 10^6 \text{kg}$ と見積もられている。これは $3.8 \times 10^7 \text{mol}$ の硝酸ナトリウムが処分施設に存在することを意味する。レファレンスの処分施設におけるグループ3の充填材（セメントモルタル）体積は $2.6 \times 10^4 \text{m}^3$ であり、充填材の間隙率を0.19とすると、間隙の体積は、 $4.9 \times 10^3 \text{m}^3$ となる。

第2次 TRU レポートの緩衝材を敷設しないグループ3の核種移行評価では、充填材から移流により放出される核種量を求めるため、充填材の平均濃度を充填材の間隙率と収着分配係数から求められる瞬時分配平衡濃度によって与えている。そこで、この間隙率を用いて、充填材に固化体中（セメント固化体およびアスファルト固化体）の硝酸ナトリウムが全量溶解するとして平均濃度を求めると 7.8mol/dm^3 となり、ほぼ硝酸ナトリウムの溶解度 (7.9mol/dm^3 at 298.15K (日本化学編, 2004)) に相当する高い濃度となる。従って、処分施設内には硝酸ナトリウムの飽和濃度に近いナトリウムイオンと硝酸イオンが存在することになり、共に周辺物質への収着が小さいことから、施設周辺地下水中のこれらのイオン濃度が時間と共に高くなる。これらのイオンが高濃度になると、緩衝材であるベントナイトの膨潤性や、地下水に対する放射性核種の溶解度に影響があるとされている。また、ナトリウムイオンは陽イオンの放射性核種が、硝酸イオンは陰イオンの放射性核種がバリア材に収着することを阻害する可能性がある。さらに硝酸イオンは、微生物や金属などの寄与により環境を酸化すると同時に自身は還元されて窒素やアンモニアなどに変化する可能性があり、その結果、放射性核種の溶解度や収着挙動に影響を与える。

上記のように、硝酸塩は処分施設構成要素の機能および放射性核種の挙動に影響を及ぼす可能性があるため、処分場のレイアウトや併置処分の場合の処分場離間距離の設計、および安全評価の実施において、影響の程度を正しく考慮する知見の蓄積と収集が必要である。

第2次 TRU レポートでは炭素鋼の触媒的作用による硝酸イオンの還元反応や脱窒菌の作用を組み込んだ化学反応モデルを構築している。このモデルによるガス発生速度の評価では、硝酸イオン濃度の低下によりガス発生速度も低下することが示されている。また、セメント系材料の構成鉱物

の溶解変質に及ぼす影響については、その主要構成鉱物でない水和物でのみに認められるなど、いずれも硝酸塩のない条件と比較して、セメント系材料への硝酸塩の影響が限定的であるとされている。一方、放射性核種の溶解度および収着分配係数への影響については有意な影響があると考えられ、グループ3の施設近傍が酸化性雰囲気となることを前提としたパラメータ設定と核種移行解析が実施されている。

アンミン錯体を形成する場合の溶解度上昇が確認（宮本ほか，2005）され、アンミン錯体を形成しやすい傾向にある種々の元素への影響（Ochs et al., 2003）についても触れられている。

第2次 TRU レポートの性能評価では、上記の硝酸塩の影響が不可避であることを仮定して核種の収着分配係数が設定されている。すなわち、グループ3から溶出する I-129 の各バリアに対する収着を保守的に扱う（収着分配係数をゼロと設定）ことにより、後述するように、グループ3の I-129 に起因する被ばく線量が、グループ1の廃銀吸着材に続いて大きくなっている。

なお、グループ3以外の処分坑道についてはレイアウトにより、人工バリアおよび周辺岩盤への硝酸塩影響を排除する工学的対策がなされている。

硝酸塩の化学的挙動を精度よく定量的に把握することが、合理的な処分場設計の重要因子となる。その合理化検討に際しては、現在進行中の鉱物による硝酸塩還元現象の解明や微生物による硝酸イオン変遷スキームの詳細化（日本原子力研究開発機構，2008a, 2008b, 2009a, 2010）に関する基盤的研究の成果を活用し、現実的かつ詳細な再解析を実施しなければならない。これらの検討については、今後にゆだねることとし、本検討では第2次 TRU レポートと同様の取り扱いとする。

併置処分に係る安全評価やグループ3の放出率低減の観点から、緩衝材に対する硝酸塩の影響に関する知見の収集が求められている。

緩衝材の拡散係数に対する硝酸塩の影響については、緩衝材の主要鉱物であるスメクタイトの持つ負電荷と陰イオンとの電氣的反発により有効な拡散断面積が小さくなる影響（陰イオン排除効果）が、間隙水に溶解した硝酸塩により緩和され、拡散係数が増加することが想定される。特にヨウ化物イオンなどの陰イオン核種については、硝酸ナトリウム濃度が 0.01mol/dm^3 から飽和濃度に近い 5mol/dm^3 へ増加することで、実効拡散係数が数倍程度増加する結果が得られている（石寺ほか，2004）。

緩衝材の長期安定性については、米国カリフォルニアのアルカリ塩湖である Searles lake でのモンモリロナイトのアルカリ性条件下での変質作用の調査結果より、高 Na 濃度及び pH10 程度の環境下でモンモリロナイトが溶解し、セラドナイトやアナルサイムなどの二次鉱物の生成が顕著に認められることから、高 Na 環境下での変質促進の可能性が指摘されている（日本原子力研究開発機構，2008a : Savage et al., 2010）。

一方、安全評価の不確実性を低減するために、高濃度の硝酸塩を効率的にかつ高度に除去する技術の開発が進められている（日本原子力研究開発機構，2008a, 2008b, 2009a, 2010）。すなわち、イオン透過膜を用いて、高濃度の硝酸ナトリウムを含む廃液から硝酸ナトリウムを分離する技術（膜分離プロセス）とその後の廃液中に残存する硝酸イオンを分解する技術（分解プロセス）を組み合

わせた脱硝プロセスの開発が、実用化に向けて進められており、地層処分低レベル放射性廃棄物の不確実性低減に向けた代替技術として、今後の進展が期待されている。

(13) 核種移行パラメータに関する最新の知見

第2次 TRU レポートの安全評価における核種移行解析においては、RAMDA (Radio-nuclide Migration Datasets) として報告されている (Mihara and Sasaki, 2005) 核種移行データセットを使用した。核種移行解析モデルは、移流、拡散、分散に基づく溶存物質の移動と、平衡論的に評価された沈殿 (溶解度)、媒体への収着を考慮し構築されている。核種移行パラメータとしては、核種の濃度を決定する溶解度 (C)、分子拡散を表す実効拡散係数 (De) および媒体への核種の収着を表す収着分配係数 (Kd) が設定されている。

このうち、セメント系材料に対する元素の収着分配係数は、OPC を用いたバッチ法による試験結果に基づいた値が設定されている。レファレンスケースの解析に用いる各グループの収着分配係数は、RAMDA のデータを用いて以下の考え方に基づいて設定されている (Mihara and Sasaki, 2005)。ここで、RAMDA では、セメント系材料の収着分配係数をセメント系材料の変質領域の区分 (pH の変化に応じて Region I および II, III を設定) ごとに設定している。

- ・ グループ1 : RAMDA の Region I および II の最小値を用いる。ただし、ヨウ素については、廃棄体の核種量が全量充填材中に溶解するとその濃度は、 0.1 mol/dm^3 と非常に高濃度となることから、 10^{-6} mol/dm^3 より高濃度領域における収着分配係数の低下を考慮した。収着分配係数の低下の考慮においては、初期濃度を変えて測定したセメントペーストに対するヨウ素の収着試験結果 (図 8.4.1-5 参照) から、高濃度におけるヨウ素の収着分配係数を低濃度の収着分配係数の値の 10 分の 1 とした。
- ・ グループ2 : RAMDA の Region I および II の最小値および有機物影響に基づく収着分配係数低減係数を考慮して設定した。

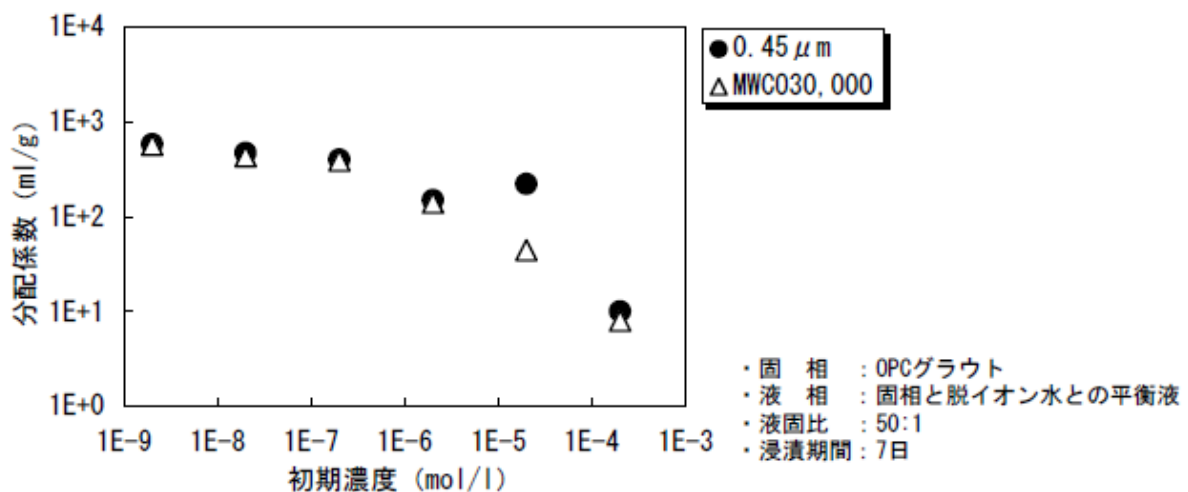


図 8.4.1-5 ヨウ素の収着分配係数の初期濃度依存性 (加藤ほか, 2001)

第2次 TRU レポートでは、OPC ペーストを用いた収着試験の実測値に基づいて収着分配係数が設定されており、それ以外のセメント系材料や骨材の種類などは考慮されていない。そのため、セメント系材料の組成や OPC 以外の材料の使用を考慮することにより収着性の向上が期待できるので、廃棄体グループごとの重要核種について適切なセメント系材料を検討し、期待できる収着分配係数を検討した。

廃棄体グループ1の I-129 に対する収着性の高いセメント系材料として、アルミナセメントの適用性が検討されている (Toyohara et al., 2000)。アルミナセメントに硫酸カルシウムや水酸化カルシウムを添加することで、最大 $0.2 \text{ m}^3/\text{kg}$ まで収着分配係数が向上するという結果が得られている。これは、アルミナセメントに硫酸カルシウムを添加することで形成されるモノサルフェート ($3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{CaSO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$) やカルシウムアルミネート水和物 ($4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{XH}_2\text{O}$, $\text{X}=13-19$) の寄与によると考えられている。第2次 TRU レポートでは高濃度領域での非線形を考慮して、低濃度領域の値の $1/10$ として $1.25 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ が設定されている。これに対してアルミナセメントのヨウ素の収着分配係数は、 $1 \times 10^{-3} \sim 1 \text{ m}^3/\text{kg}$ の範囲で分布しており、従来設定されていた OPC に対して1桁以上の収着分配係数を期待できる可能性がある。なお、ヨウ素のセメント系材料への取り込みについては、収着のみならずセメント水和物の結晶構造内への取り込みもメカニズムとして考えられている (Glasser, F.P., 1989)。本検討では、このような種々のメカニズムによるヨウ素の取り込みを収着分配係数という定数によって扱っていることに留意する必要がある。

廃棄体グループ2の C-14 については、高炉セメント (BFC) を用いると高い収着性が見込まれる。放射化金属から浸出する C-14 は有機形態であることが想定されている (Yamaguchi et al., 1999)。また、廃棄物から浸出する有機 C-14 として、低級アルコール、カルボン酸およびアルデヒドが確認されている (Kaneko et al., 2003)。このように種々の有機形態を含有する C-14 に対して、第2次 TRU レポートでは $2.5 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$ という収着分配係数が設定されている。一方、放射化金属から浸出させた種々の有機形態の C-14 を含む溶液 (実 C-14 という) を用いて、高炉スラグセメントに対する収着分配係数が測定されている (三倉ほか, 2004)。この結果、収着分配係数は $3 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{kg}$ 程度であると報告されている。

セメント系材料の人工バリア材としての成立性を判断するためには、核種の収着性以外にも、①力学的安定性、②化学的安定性、③施工性など、の要件を総合的に判断し、適切な材料選定を行う必要があるが、重要核種に対応してセメント系材料を最適化することで収着性の向上が期待できる可能性がある。

しかし、現状では、人工バリアの成立性を判断するまで検討が至っていないため、本検討においては第2次 TRU レポートと同様の評価パラメータを用いることとする。

(14) まとめ

8.3 節の感度解析の結果から得られた重要因子 (安全機能や安全評価パラメータなど) やそれに関連する事象などに関する最新の知見をとりまとめ、「重要な事象、状態、影響など」として項目ごとに再整理した。それらのまとめを表 8.4.1-3 に示す

表 8.4.1-3 「重要な事象、状態、影響など」の見直しの結果のまとめ

重要な現象など	情報の再整理結果
(1)地下水組成	調査地点が確定していない現状を鑑み、第2次 TRU レポートを踏襲して FRHP, SRHP を用い、それらの地下水と処分施設構成材料との相互作用による地下水組成の変化を考慮した設定とする。
(2)充填材の変質	第2次 TRU レポートの取りまとめ以降においても、セメント水和物の変質などの現象を対象としてより精緻な観察とそのモデル化が進められ、物質移行化学反応連成解析の高度化が図られている（日本原子力研究開発機構, 2008a, 原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010a）。これら新たな知見に基づく人工バリア材の変質解析結果は第2次 TRU レポートの結果を支持するものであり、本検討では人工バリアの化学的変質に関して第2次 TRU レポートと同様に考えることとした。また、熱変質に関しては、処分場内の最高温度を 80℃ 以下に制限する設計を行っていることから、核種収着性に及ぼす影響が大きいと考えられる C-S-H ゲルの熱変成は抑制されている。
(3)緩衝材の変質、緩衝材の流出	最新の知見を反映した人工バリア変質解析からは、ベントナイトの変質はセメントとの界面近傍に留まることが示唆されており、これは第2次 TRU レポートの結果を支持するものであった。そのため、本検討では、第2次 TRU レポートと同様に考えることとした。 緩衝材周囲が高透水場となった場合に懸念される緩衝材の流出に関しては、最新の知見として得られている試験結果および処分環境下における地下水水質を踏まえると、有意な緩衝材の流出は生じないと考えられる。
(4)周辺岩盤の変質	構成鉱物の溶解速度データの取得、高アルカリ環境下における化学反応モデルの評価、鉱物の変遷シナリオの構築などの検討が進められているが、現状では、核種移行解析の条件を設定するまでに至っていない。そのため、本検討においては第2次 TRU レポートの設定と同様の扱いとする。
(5)ニアフィールドの地下水流動状況	最新の掘削影響領域の地下水流量に関する知見や、天然バリアの透水性が変化した条件においても、緩衝材の設計により施設内の核種移行を拡散支配とすることは可能と考えられる。また、掘削影響領域の地下水流量の取扱いに関する新たな知見を踏まえたとしても、第2次 TRU レポートの設定を変更する必要があるとは考えられないので、本検討においては第2次 TRU レポートの水理条件を踏襲する。
(6)周辺岩盤の応力状態の変化	緩衝材に対する粘性変形モデルに基づく検討や、岩盤の変形と人工バリアの変形との連成などのモデルの高度化の検討が進められている（日本原子力研究開発機構, 2008a）。この評価結果によると、第2次 TRU レポートの評価結果と比較して人工バリアの変形は抑制されることが示唆されている。このため、力学的安定性の喪失は考慮しないこととした。
(7)ガス影響	ガス圧の上昇による緩衝材の力学的破壊の可能性は小さいとされていることから、緩衝材により維持されている拡散場に対する影響は生じないと考えられる。また、第2次 TRU レポートの検討以降、地層処分対象の廃棄体が見直されているが、間隙水の排出速度が最大である廃棄体グループ4の物量が大きく減少していることから、排出速度については第2次 TRU レポートの評価を超えることは無いと考えられる。

(8)コロイドの影響	第2次 TRU レポートの性能評価では、代替ケースにおいて高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめを踏襲した評価モデルおよびデータを用いた解析が実施されている。また、地下水中の放射性核種移行挙動に関する研究も進められているが、化学環境などが地層処分低レベル放射性廃棄物を対象にした場合とは異なることから高レベル放射性廃棄物の結果を直接適用するには困難な点もあり、本検討では第2次 TRU レポートと同様に第2次取りまとめを踏襲した解析を実施することとする。
(9)有機物の影響	第2次 TRU レポートでは、高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめと同様に周辺岩盤に対する核種の保守的な収着分配係数を設定した核種移行解析により影響の程度を把握している。廃棄物含有有機物の中でセルロースは処分環境下ではアルカリ加水分解により容易に ISA に変化することが確認されており、第2次 TRU レポートの設定を支持する結果が得られている。このため、本検討では ISA による収着分配係数への影響を考慮した解析を実施することとする。
(10)微生物の影響	処分環境中で活動する微生物の種類やその影響評価は、最新の分子生物学的手法や酸化還元反応を伴う微生物活動評価モデルの開発が進められている段階にある。微生物の影響は、処分サイトの地質環境条件に強く依存する。そのため、具体的な環境条件が設定されていない本検討においては、第2次 TRU レポートの設定と同様の扱いとする。
(11)放射線場の影響	第2次 TRU レポート以降、発熱性廃棄体の放射能濃度や発熱率などが見直された一方で、それらを定置する際の基本仕様も見直されており、廃棄体表面での吸収線量率は、第2次 TRU レポートと同程度となることが確認されている。そのため、人工バリア材料の性能を完全に阻害する照射損傷や放射線分解による酸化性雰囲気形成の影響も小さいと考えられる。
(12)充填材、緩衝材に対する硝酸塩の影響	第2次 TRU レポートの性能評価では、硝酸塩影響が不可避であることを仮定して核種の収着分配係数が設定されている。現在、鉍物による硝酸塩還元の現象解明や微生物による硝酸イオン変遷スキームの詳細化が進められているが、研究途上であり、定量的な影響評価結果を得るまではいたっていない。そこで、本検討では第2次 TRU レポートと同様の取り扱いとする。
(13)核種移行パラメータに関する最新の知見	第2次 TRU レポートではセメント系材料への収着分配係数は OPC ペーストを対象とした実測値に基づき設定がなされている。これに対して、セメントの種類や骨材の種類などに関して広くデータを整理した結果、重要核種に応じて使用するセメント種類などを適切に選定することにより収着性の向上が期待できる可能性があると考えられる。しかし、現状では、人工バリアの成立性を判断するまで検討が至っていないため、本検討においては第2次 TRU レポートと同様の評価パラメータを用いることとする。

今回の検討では、「幅広い地質環境を対象として処分システムの頑健性を確保・向上する」との目的、さらに、「既存の処分概念を対象とする場合」、「概念の高度化を対象とする場合」という前提条件のもと、感度解析によって、頑健性に対する影響の観点から重要因子（処分システムの特性や安全評価パラメータなど）を抽出した。また、既存の FEP 辞書などの情報に基づいて、重要因子に関連する事象やその進展、随件事象の発生などに関する最新の知見を把握し、重要因子やそれらに関連する事象を「重要な事象、状態、影響など」として抽出した。

これらの「重要な事象, 状態, 影響など」やそれらに関連する情報を, 処分システムに影響を及ぼす事象などの関連を考慮してまとめることにより, 重要なシナリオ, 解析ケースの抽出, 類型化, さらには核種移行解析などの前提条件および各パラメータの適切な設定が可能になると考える。

今回の「重要な事象, 状態, 影響など」の抽出においては, 既存のFEP辞書などの情報を参照したが, PID やストーリーボードなどの手法を用いることにより, 更に論拠のある合理的な検討が可能になると考える。これらの「重要な事象, 状態, 影響など」に関する知見, データの取得は現在も進められている。今後, 処分システムの頑健性を向上させ, 処分システムを合理的に設計し, 現実的な安全性評価を行うために, これらの「重要な事象, 状態, 影響など」に関する知見をまとめ, 「処分システムの状態の理解」を整備することが重要と考えられる。

8.4.2 シナリオ構築

8.1 節の安全戦略では、シナリオ／解析ケースの分類について記述した。

安全評価を行うためには、これらのシナリオ、解析ケースを詳細に検討し、具体的に記述する必要がある。

これまでは、処分場において起り得る事象などを FEP (Feature, Event, Process) として抽出し、以下に示すように、事象の相互関係や影響を体系的に整理・把握することにより処分システムの安全性に影響を及ぼす重要なシナリオを構築するという体系的な手法が用いられてきた (OECD/NEA, 1992)。

- ・ 処分システム内において生起するさまざまな事象の体系的な整理 (FEP 辞書など)
- ・ 時間変化を考慮するなどしたさまざまな事象の相互関係などの整理 (PID の作成)
- ・ 安全評価において対象とする重要な FEP などの抽出
- ・ 安全評価において対象とする重要なシナリオなどの抽出
- ・ 安全評価において対象とするシナリオの記述

この手順に含まれる FEP 辞書や PID の作成などは、さまざまな事象を体系的に抜けなく検討できるなど、現象の理解や評価の網羅性向上の観点から重要な役割を担っている。最近では、シナリオ構築は、FEP の重要度の提示、性能評価の網羅性の確保、追跡性の確保、透明性の確保、性能評価結果の理解の促進など、より広い役割を担うことが求められている (OECD/NEA, 2001)。一方、上述の手法を用いた安全評価手法に対しては、重要な FEP の抽出や重要なシナリオの抽出に至るプロセスが複雑であること、さらには、専門家の判断に頼るなど必ずしも客観的な論拠を示せない場合があることなどの課題が指摘されており、作業プロセスの効率化、および作業内容や判断根拠の追跡性と透明性の確保・向上が必要とされている。(核燃料サイクル開発機構, 2005)。

これらを解決し、合理的にシナリオを構築するため、安全機能などを出発点として処分システムにおいて生起する事象やその相関関係を整理する手法 (牧野ほか, 2007)、既存の安全評価の結果に基づき、処分システムの安全性に影響を与える重要な懸念事象などを、安全機能や安全評価パラメータに着目して体系的に抽出整理する手法 (Ohi et al., 2009)、さらには、事象の生起やその時間的変遷を安全機能などの観点から表現するストーリーボードと呼ばれる表現手法を用いて、事象などを関連付け、シナリオの記述を試みる手法 (Wakasugi et al., 2009) などのさまざまなトップダウン的な手法が検討整備されつつある。

ここでは、8.1 節で説明した安全評価の手順に則り、評価における前提条件 (幅広い地質環境を対象とする、既存の処分概念を対象とする、概念の高度化を対象とする) などを考慮して、処分システムの頑健性に大きな影響を与える重要なシナリオを効果的に抽出、類型化する。

具体的には、以下の二つの知見などを統合、整理し、重要因子やそれらに関連する事象を「重要

な事象、状態、影響など」として抽出する（8.4.1 項参照）。

- ・幅広い地質環境を対象として実施した処分システムの感度解析によって得られる感度特性（システムの応答の仕組み）や重要因子に関する知見
- ・FEP 辞書や PID，ストーリーボードなどを利用して得られる安全機能に影響を与えるさまざまな事象やその進展，随件事象の発生などに関する最新の知見

さらに、これらの「重要な事象、状態、影響など」やそれらに関連する事象などを処分システムに対する影響の観点からシナリオとしてまとめるとともに、感度解析の結果を踏まえるなどして、それらの重要度や類似性を判断し、重要なシナリオ、解析ケースとして抽出、類型化する。

このように、既存の検討手順に、絞り込みのプロセスとして感度解析に基づく重要因子などに関する情報を加えることは、重要なシナリオの抽出、類型化を容易にすることから、上記の安全機能などを出発点としたトップダウン的な検討を補うものとする。また、この手順により得られる重要度に関する情報は、処分場設計やデータ取得などに資する有用な情報になる。

本検討で採用する安全評価の手順では、以下の事柄の把握、理解に基づいて、重要なシナリオ、解析ケースを抽出、類型化する（図 8.4.2-1 参照）。

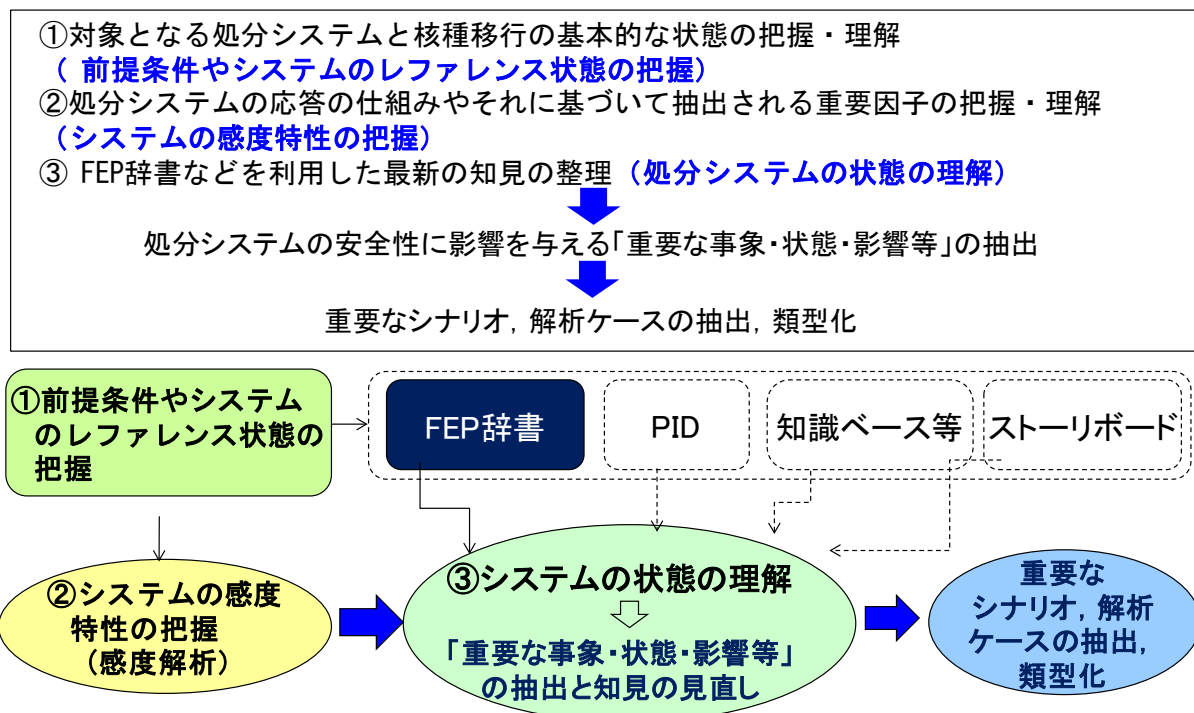


図 8.4.2-1 重要なシナリオ、解析ケースの抽出、類型化の手順

「①対象となる「処分システムと核種移行の基本的な状態」の把握・理解（前提条件やシステムのレファレンス状態の把握）」については、第 2 次 TRU レポート（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）において、以下のように記述されている。

「処分場閉鎖後初期の段階では、処分坑道近傍の環境条件は一般に遷移状態にある。具体的には、発熱性廃棄体の周囲が地温程度に終息するまでにはしばらくの期間を要し、処分場が再冠水して水理的に飽和状態に達するまでは不飽和状態が継続する。また、周辺の間隙に残存する酸素が消費されるまでの期間は、酸化性雰囲気が一時的に形成されている。このような遷移期間を経つつ、廃棄体容器の腐食開口とともに核種の漏洩が開始するが、それが上記遷移状態中であれば、環境条件は高温／不飽和／酸化性雰囲気にあり、終息していれば地温／飽和／還元性雰囲気の条件下にある。

廃棄体からの核種漏洩は、不透水マトリクスによる保持あるいは周囲の媒体との収着平衡によって遅延される。前者は、例えば、放射化金属中に保持されている放射化生成物の漏洩にあたり、後者は、固化マトリクスやモルタルとしてのセメント系材料などに相当する。また、廃棄体から漏洩した核種は、吸脱着を繰り返しながらモルタル、緩衝材層などの人工バリア中を移行する。

人工バリア中の核種の移行は、緩衝材層を有する処分坑道では基本的に拡散により支配され、それが無い処分坑道では周辺岩盤など周囲の水理特性に応じて拡散または移流支配となる。この移行特性は、バリア材料の特性の変化により影響を受ける。特にほかのバリアに影響を与える可能性のあるセメント系材料などは、地下水との反応によって、その間隙水性状、間隙構造および鉱物組成を経時的に変化させるため、人工バリア中の核種移行特性も経時的に変化することになる。

人工バリアから漏洩した核種は、掘削影響領域を経由して周辺の岩盤に流入する。岩盤中での地下水および物質移動については、透水性亀裂が卓越する場合（亀裂性媒体）と粒子間隙が卓越する場合（多孔質媒体）とに分類でき、それぞれ移行遅延機構が異なる。前者の亀裂（ネットワーク）中を移流分散によって移行する核種は、亀裂充填鉱物への収着や岩石基質部への拡散浸透（マトリクス拡散）によって遅延される。後者の粒子間隙中を移流分散によって移行する核種は、粒子を構成する鉱物表面への収着によって遅延される。

周辺の岩盤を移行した核種は、断層などを経るなどして当該サイトの地質水理学的条件から推測される GBI (Geosphere - Biosphere Interface) を通じて生物圏に流入し、人間への放射線学的影響をもたらす。生物圏での人間の被ばく経路の想定については不確実性を有するものではあるが、現在の地表環境および生活習慣が将来にも外挿されるとする様式化アプローチの考え方 (ICRP, 1999) に基づきつつ、適切と考えられる生物圏モデルが設定される。」(第2次 TRU レポート p4-19 より引用)

本検討においても、これらの基本的な状態に立脚した検討を行うこととする。

「②処分システムの応答の仕組みやそれに基づいて抽出される重要因子の把握・理解（システムの感度特性の把握）」については、8.3 節において上述の「処分システムと核種移行の基本的な状態」に即した評価モデルを用いて、幅広い地質環境を対象とした処分システムの感度分析が行われ、処分システムの頑健性に影響を及ぼす重要因子が抽出されている。

「③FEP 辞書などを利用した最新の知見の整理（処分システムの状態の理解）」については、8.4.1 項において、上述の「処分システムと核種移行の基本的な状態」や幅広い地質環境における処分シ

システムの応答の仕組みや頑健性に影響を及ぼす重要因子，さらには，既存の FEP 辞書などに基づく知見などが統合，再整理され，「重要な事象，状態，影響など」として最新の知見がまとめられた。

本節では，これらの情報に基づいて，本検討において対象とするシナリオ，解析ケースを抽出，類型化する。このシナリオ，解析ケースの抽出，類型化は 8.1 節で示されたシナリオ，解析ケースの分類に基づいて実施する。今回の検討の目的は，幅広い地質環境における処分システムの頑健性の程度を検討することである。そのため，解析ケースの設定においては，処分システムの頑健性に対する影響が大きい重要因子が考慮された。

(1) 基本シナリオのレファレンスシナリオ／レファレンスケース

基本シナリオに含まれるレファレンスシナリオとそれに属するレファレンスケースは 8.1 節において以下のように説明されている。

- ・ 処分システムの前提条件に関連する FEP と処分システムの安全機能の想定／設定に関連する FEP を含むもの
- ・ 地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分システムの将来挙動において蓋然性が高いと考えられるシナリオ

8.4.1 節において，見直した「重要な事象，状態，影響など」に関する情報により，レファレンスシナリオ，解析ケースにおいて考慮すべき蓋然性の高い事象などは，第 2 次 TRU レポートと同様とすることとした。

以下，レファレンスシナリオ，解析ケースにおいて考慮する「前提条件」，「蓋然性が高いと考えられる重要な事象」を以下に示す。

(i) レファレンスシナリオ／レファレンスケースの評価の前提条件

- ・ 基本的には，核種の移行挙動が温度などの過渡的な現象の影響を受けないような処分場の設計が前提となる。そのため，容器開口とそれに伴う核種漏洩が開始する時点ではニアフィールドの過渡的な遷移状態は終息し，飽和／還元雰囲気に戻っていると想定する。しかしながら，地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の概念においては，ニアフィールドの過渡的な遷移状態が終息し，飽和／還元雰囲気に戻り始めるまでの期間（数百年程度）の核種閉じ込めについては考慮されていない。そのため，核種の閉じ込め時間の不確実性を保守的に考慮し，核種移行解析においては処分後直ちに核種放出が起こるとしている。

*核種の閉じ込めについては，現在検討中の廃棄体容器を採用することにより実現可能と考える。ニアフィールドの内の温度上昇を考慮した処分場設計，再冠水挙動の解析，発生するガスの影響などを詳細に考慮した上で，合理的な対策，対応を実施することが求められている。

- ・ その他のニアフィールドの場合（力学，化学，放射線場）の挙動については，蓋然性が高いと考えられる挙動を想定する。
- ・ わが国で想定される地質環境条件として，レファレンスで示された水理，地質環境（岩種，

地下水タイプ、水理特性)を想定する。

- 透水性亀裂が卓越する亀裂性岩盤を対象として、岩盤中を移行する核種が亀裂媒体の岩石基質部(マトリクス部)に収着し、また、マトリクス部へ拡散浸透(マトリクス拡散)することによって移行が遅延することを想定する。

(ii) レファレンスシナリオ／レファレンスケースにおいて対象とする蓋然性が高いと考えられる重要な事象

- 岩盤の水理特性、処分場設計(幾何形状)や処分場建設方法、レファレンスの地質環境によって影響を受ける掘削影響領域の地下水の流れ
- 処分場に流入する地下水の組成と地下水とバリア材料(セメント系、ベントナイト系材料など)との反応やセメント／ベントナイトの反応
- 廃棄体に含まれる硝酸塩、有機物とバリア材料や地下水との反応
- 地下水組成や充填材の幾何形状、組成、核種の収着特性によって影響を受ける充填材中の核種の移行遅延
- 地下水組成や緩衝材の幾何形状、組成、核種の収着特性によって影響を受ける緩衝材中の核種の移行遅延
- 地下水組成や緩衝材の幾何形状、組成、核種の拡散特性、緩衝材の水理学的特性、掘削影響領域の地下水の流れ、充填材領域の液相濃度によって影響を受ける緩衝材中の核種の拡散

ここでは、代表的な水理、地質環境として、降水系地下水で涵養される平野の深部地下の結晶質岩系中に処分場が建設されると仮定し、処分場起源の放射性核種が平野の河川に流入することを想定した。このレファレンスケースにおける核種移行経路を図 8.4.2-2 に示す。

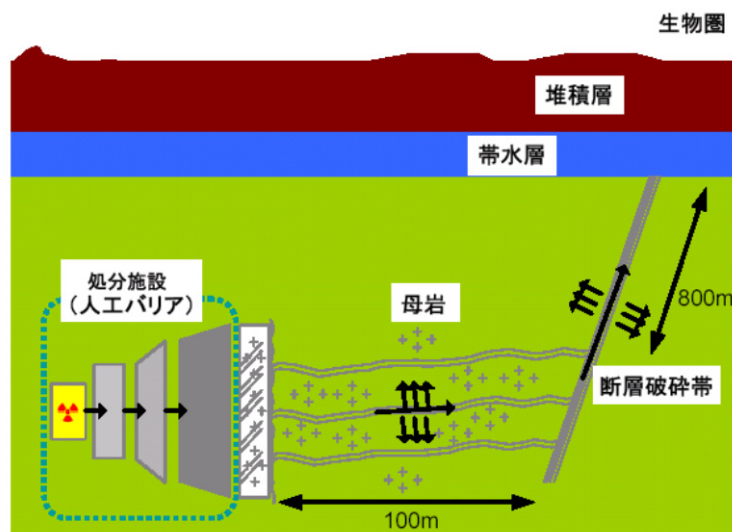


図 8.4.2-2 第2次 TRU レポートで想定した核種移行経路
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005)

(2) 基本シナリオのサブシナリオ／代替ケース

第2次 TRU レポートと同様に基本シナリオのサブシナリオに対する解析ケースを代替ケースと称する。基本シナリオに含まれるサブシナリオとそれに属する代替ケースは 8.1 節において以下のように説明されている。

- ・ 想定／設定した処分システムの安全機能に影響を与える可能性のある FEP を含むもの
- ・ レファレンスシナリオに含まれる事象の影響の程度に関する不確実性およびレファレンスに含まれない事象の影響を検討するためのシナリオ

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムでは複数種の材料が廃棄体および人工バリアに含まれており、それらの性状が経時的に変化する。そのため、この処分システムの挙動は基本的に複雑で、評価しなければならない内容は多岐にわたる。

幅広い地質環境における処分システムの頑健性の程度を検討するため、8.4.1 項において「重要な事象、状態、影響など」に関する最新の知見がまとめられた。これは、処分システムの感度特性の理解によって得られた重要因子である「掘削影響領域の地下水の流れ」、「拡散媒体中の移行の拡散による支配」、「充填材の収着分配係数」、「アクチニド元素などの溶解度、天然バリアの収着分配係数」などに関連する事象、状態、影響についての最新の情報の再整理に基づくものである。

このような「重要な事象、状態、影響など」に関する最新の知見を論拠として、上記の定義に基づくサブシナリオ／代替ケースが以下のように設定された。設定されたサブシナリオ／代替ケースは、第2次 TRU レポートと同様のものであった。

- ・ セメント系材料の変質の影響により、緩衝材の止水性、膨潤性が影響を受けるシナリオ／ケース
- ・ セメント系材料の変質の影響により、周辺岩盤の核種保持性能が影響を受けるシナリオ／ケース
- ・ ニアフィールドが過渡的な遷移状態にあるときに核種漏洩が開始すると仮定し、ニアフィールドの核種移行挙動が場の遷移状態（高温／不飽和／酸化性）の影響を受けるシナリオ／ケース
- ・ コロイド、有機物（天然）、微生物の影響により核種移行挙動が影響を受けるシナリオ／ケース
- ・ ガス影響などにより、核種移行挙動が影響を受けるシナリオ／ケース
- ・ モデルの不確実性を考慮したモデル変更シナリオ／ケース

さらに、地質環境条件については、レファレンスに対する変動として扱われた条件が、選定されるサイトによっては、レファレンス条件となることも考えられる。そのため、基本シナリオのサブシナリオとして、レファレンスの条件とは異なる水理条件のサイトが選定されるシナリオを加える

こととする。このシナリオにおいては、幅広い地質環境における処分システムの頑健性の程度を確認するため、保守的に従来の解析よりも水理場を大きく変動させた解析ケースを代替ケースとして加えるとともに、第2次 TRU レポートにおいて想定した上記の代替シナリオとの組み合わせ（重畳）も考慮することとした。具体的にはこの重畳において、水理場の変動と地下水タイプの変更、人工バリア変質と高 pH による岩盤の変質の組み合わせ、さらには、天然有機物と水理場の変動の組み合わせ、人工バリア変質と高 pH による岩盤の変質と水理場の変動の組み合わせを考慮したシナリオ／ケースを考慮することとした。

水理場を大きく変動させた代替ケースを設定する際に、従来の水理モデルに基づくと、地下水の移動速度の観点からは過剰に保守的なケース設定となり、それに基づいて安全評価を実施すると、頑健性を確保、向上させるために不必要な対策を強いる可能性があることがわかった（詳細は 8.4.3 参照）。そこで、代替ケースにおいては、第2次 TRU レポートにおいて用いたモデルと異なるモデルを用いることとした。表 8.4.2-1 に本検討において対象とするサブシナリオ／代替ケースをその条件、状態などと合わせて示す。

(3) 変動シナリオ／変動ケース

変動シナリオとそれに含まれる解析ケースは 8.1 節において以下のように説明されている。

- ・ 想定／設定した処分システムの安全機能が十分発揮できなくなる可能性のある FEP
- ・ 天然事象あるいは将来の人間活動によって地質環境や地表環境が影響を受けることを想定したシナリオおよび工学的対策に初期欠陥があり、それが未検出のまま放置されることによって地層処分システムに有意な影響を及ぼすシナリオ

変動シナリオに関しては、第2次 TRU レポートの考え方に準拠して設定することとする。ただし、気候・海水準変動については、水理場を1桁変動させた場合との組み合わせを考慮することとし、立地場所の変更とあわせて、サブシナリオと同様の新たな水理モデルを用いた水理モデルの変更として設定した。表 8.4.2-1 に本検討において対象とする変動シナリオ／解析ケースをその条件、状態などと合わせて示す。

(4) 接近シナリオ／解析ケース

接近シナリオとそれに含まれる解析ケースは 8.1 節において以下のように定義されている。

- ・ 想定／設定した処分システムの安全機能を覆す可能性のある FEP
- ・ 放射性物質と人間環境との物理的距離が接近することで放射線学的影響が生じるシナリオ

接近シナリオに関しては、第2次 TRU レポートの考え方に準拠して設定することとする。表 8.4.2-1 に本検討において対象とする接近シナリオの解析ケース分類およびその条件、状態などをシナリオ／解析ケースの分類ごとに示す。より詳細な検討については、今後高レベル放射性廃棄物の

シナリオの検討と合わせて実施することとする。

今回の検討では、頑健性に対する影響の観点から感度解析によって抽出した重要因子に着目し、既存の FEP 辞書などの情報に基づいて、重要因子に関連する事象や処分システム内で生起するさまざまな事象やその進展、随件事象の発生などに関する最新の知見を統合、整理し、それらに基づいてシナリオや解析ケースの設定を行った。より論拠のある合理的な検討を行うためには、PID やストーリーボード、さらには、JAEA において開発整備されている知識データベースなどを活用することが有用であると考ええる。

表 8.4.2-1 シナリオと解析ケース分類およびその条件、状態など（基本シナリオ）

シナリオの分類	解析ケースの分類	解析ケースの詳細分類	ケースNo.	人工バリア条件・状態	天然バリア条件・状態	天然バリアモデル		水理環境条件			地質環境条件		GBI	TRU2での解析状況	TRU2での解析ケース名				
						母岩	断層	母岩の透水量係数 (m ² /s)	断層の透水量係数 (m ² /s)	動水勾配	地下水タイプ	岩種							
基本シナリオ	サブシナリオ	代替ケース	レファレンスケース	1	レファレンス条件	レファレンス条件	一次元平行平板亀裂の重ね合わせ	単一の一次元平行平板亀裂	対数正規分布 平均値：1.0e-10 最大値：1.0e-07	母岩の最大値 1.0e-07	0.01	降水系地下水	結晶質岩（酸性）	河川水	○	レファレンスケース			
			水理環境変更ケース	TRU2からの水理モデルの変更	2-1	レファレンス条件	レファレンス条件	単一の一次元平行平板亀裂	単一の一次元平行平板亀裂	1.00E-10	1.00E-07	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○		
				2-2	1.00E-09														
				2-3	1.00E-08														
				2-4	1.00E-07														
			TRU2からの水理モデルの変更、地下水タイプ変更	3-1	レファレンス条件	レファレンス条件	単一の一次元平行平板亀裂	単一の一次元平行平板亀裂	1.00E-10	1.00E-07	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○			
			3-2	1.00E-09															
			3-3	1.00E-08															
			3-4	1.00E-07															
			人工バリア変質影響ケース	緩衝材の止水性喪失時間変更	4-1	1,000年	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	人工バリア変質影響ケース	
				4-2	1万年														
				4-3	10万年														
				4-4	100万年														
			高pHによる母岩変質影響ケース	酸化性環境継続時間の要	5	レファレンス条件	高pHによる母岩変質影響条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	高pHによる母岩変質影響ケース	
					6-1	100年	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	初期酸化性影響ケース	
					6-2	1,000年													
			6-3	1万年															
			コロイド影響ケース	7	レファレンス条件	コロイド影響条件							レファレンス条件	レファレンス条件	○	コロイド影響ケース			
			天然有機物影響ケース	8	レファレンス条件	天然有機物影響条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	天然有機物影響ケース	
			ガス影響ケース	9	ガス影響条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	天然有機物影響ケース	
			人工バリア変質 & 高pHによる母岩変質ケース	緩衝材の止水性喪失時間変更	10-1	1,000年	レファレンス条件	高pHによる母岩変質影響条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	
					10-2	1万年													
					10-3	10万年													
					10-4	100万年													
				水理モデル変更	11-1	レファレンス条件	天然有機物影響条件	単一の一次元平行平板亀裂	単一の一次元平行平板亀裂	1.00E-09	1.00E-07	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	
					11-2					1.00E-08									
					11-3					1.00E-07									
					12-1					1.00E-09									
					12-2					1.00E-08									
					12-3					1.00E-07									
13-1	1.00E-09																		
13-2	1.00E-08																		
13-3	1.00E-07																		
人工バリア変質、高pHによる母岩変質、水理モデル変更	14-1	1,000年	高pHによる母岩変質影響条件	単一の一次元平行平板亀裂	単一の一次元平行平板亀裂	1.00E-09	1.00E-07	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○					
	14-2	1万年																	
	14-3	10万年																	
	15-1	1.00E-09																	
	15-2	1.00E-08																	
	15-3	1.00E-07																	
	16-1	1.00E-09																	
	16-2	1.00E-08																	
	16-3	1.00E-07																	
地質環境変更ケース	岩種変更	16-4	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	地質環境変更影響ケース				
		16-5																	
		16-6																	
		16-7																	
		16-8																	
		16-9																	
	地下水タイプ変更	17-1	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	海水系地下水	結晶質岩（酸性）	沿岸海域堆積層	○	地質環境変更影響ケース			
		17-2																	
		17-3																	
		17-4																	
17-5	1.00E-09																		
17-6	1.00E-08																		
17-7	1.00E-07																		
17-8	1.00E-09																		
17-9	1.00E-08																		
17-10	1.00E-07																		

第2次TRUレポートで実施した解析ケース

表 8.4.2-1 シナリオと解析ケース分類およびその条件、状態など（変動、接近シナリオ）

シナリオの分類	解析ケースの分類	解析ケースの詳細分類	ケースNo.	人工バリア条件・状態	天然バリア条件・状態	天然バリアモデル		水理環境条件			地質環境条件		GBI	TRU2での解析状況	TRU2での解析ケース名					
						母岩	断層	母岩の透水量係数 (m2/s)	断層の透水量係数 (m2/s)	動水勾配	地下水タイプ	岩種								
変動シナリオ	変動ケース	隆起・浸食ケース	18	隆起・浸食条件								レファレンス条件	レファレンス条件	○	隆起・浸食ケース					
		気候・海水準変動ケース	立地場所変更TRU2からの水理モデルの変更	19-1	レファレンス条件	内陸立地	単一の一次元平行平板亀裂	単一の一次元平行平板亀裂	1.00E-10	1.00E-07	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	河川水 冷帯気候	○					
				19-2										河川水 ツンドラ気候						
				19-3										河川水 冷帯気候						
				19-4										河川水 ツンドラ気候						
				20-1										河川水 冷帯気候						
				20-2										河川水 ツンドラ気候						
				20-3										沿岸海域堆積層 冷帯気候						
				20-4										沿岸海域堆積層 ツンドラ気候						
				20-5										河川水 冷帯気候						
				20-6										河川水 ツンドラ気候						
		20-7	沿岸海域堆積層 冷帯気候																	
		20-8	沿岸海域堆積層 ツンドラ気候																	
		シーリングミスケース	シーリングミスする坑道の変更	21-1	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	Gr1坑道のミス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	○	シーリングミスケース	
				21-2										Gr2坑道のミス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件		○
				21-3										Gr3坑道のミス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件		○
				21-4										Gr4坑道のミス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件		○
		井戸掘削影響ケース	22	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	レファレンス条件	深井戸	○	井戸掘削影響ケース				
		ボーリング影響ケース	ボーリングの影響する坑道の変更	23-1	300年									Gr1坑道のボーリング影響条件	酸性性地下水	レファレンス条件	レファレンス条件	○	ボーリング影響ケース	
				23-2																Gr2坑道のボーリング影響条件
				23-3																Gr3坑道のボーリング影響条件
				23-4																Gr4坑道のボーリング影響条件
				23-5																Gr1坑道のボーリング影響条件
23-6	Gr2坑道のボーリング影響条件																			
23-7	Gr3坑道のボーリング影響条件																			
23-8	Gr4坑道のボーリング影響条件																			
隆起浸食ケース	24																			
ボーリングコア観察ケース	25																			

第2次TRUレポートで実施した解析ケース

8.4.3 モデル、データセットの作成

8.4.2 項の結果に基づいて、本検討において考慮するシナリオ／解析ケースが設定された（表 8.4.2-1 参照）。ここでは、これらのシナリオ／解析ケースを評価するためのモデル、データセットについて記述する。

(1) モデル化

本項では、レファレンスケースにおけるモデル化を記述する。レファレンスケース以外のシナリオでは、厳密に言えば、核種移行における概念モデルや数学モデルの変更を伴うものも想定されるが、第 2 次 TRU レポートでは多くのケースにおいて、モデル化は共通のまま、パラメータ設定の変更によってレファレンスケース以外のシナリオを評価している。後述するように核種移行経路が短絡するようなシナリオもあるが（例えば、初期欠陥シナリオなど）、これもレファレンスケースにおけるモデルの一変形と捉えることができる。レファレンスケースにおける核種移行解析の概念モデルを図 8.4.3-1 に示す。処分システムは、種々の工学的に設けられた設備や天然に存在する材料から構成されているが、核種移行解析においてモデル化の対象とされているのは、安全性能を見込むことのできる領域に限定されている。第 2 次 TRU レポートでモデル化されている領域は、以下のとおりである。

- ・ 廃棄体＋充填材
- ・ 緩衝材
- ・ 掘削影響領域
- ・ 岩盤（透水性断層を含む）

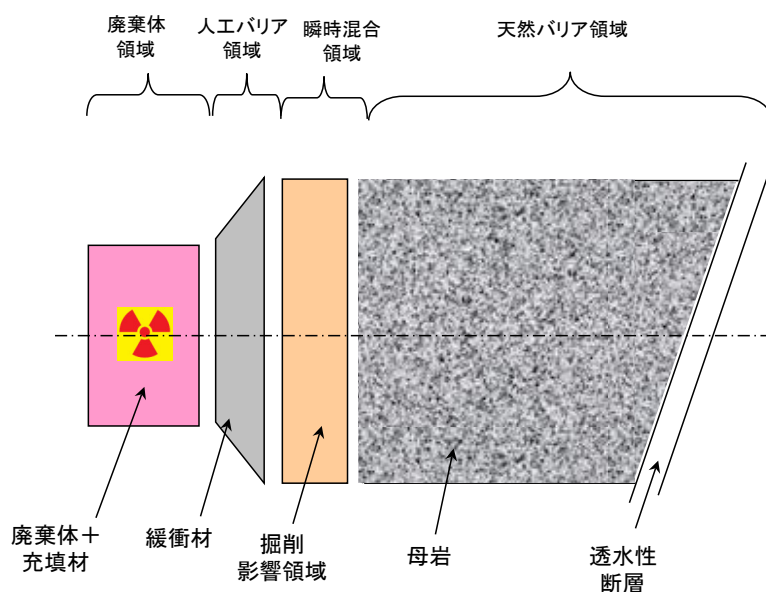


図 8.4.3-1 核種移行解析においてモデル化された領域

人工バリア核種移行解析の概念モデルの詳細を表 8.4.3-1 に、天然バリア核種移行の概念モデルの詳細を表 8.4.3-2 にそれぞれ示す。人工バリアおよび天然バリア核種移行解析の数学モデルは、第2次 TRU レポートと同じである（三原，大井，2004）。

人工バリアおよび天然バリア核種移行解析の結果から算出された透水性断層を通過する核種の移行率をもとに、生物圏における核種の挙動を勘案して、被ばく量を評価するために選定された決定グループの線量が算出される。核種移行率を線量に換算する生物圏モデルについては、高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめと同様、コンパートメントモデルを適用している。ここでは、河川水/平野条件を想定した上で、農作業従事者、淡水漁業従事者および海洋漁業従事者に対する線量への換算係数が算出されている。

表 8.4.3-1 人工バリア核種移行解析の概念モデル詳細

領域	廃棄体領域	人工バリア領域	瞬時混合領域
実際の部位	廃棄体+充填材	緩衝材	掘削影響領域
モデル	直交1次元 多孔質媒体近似		
概念モデル上の役割	ソースターム (領域内での核種濃度の空間分布なし)	移行媒体 (領域内での核種濃度の空間分布あり)	ミキシングセル (領域内での核種濃度の空間分布なし)
想定する現象	<ul style="list-style-type: none"> 放射性壊変 廃棄体からの核種の浸出 拡散 移流, 分散 瞬時溶解沈殿平衡 瞬時収着分配平衡 	<ul style="list-style-type: none"> 放射性壊変 拡散 移流, 分散 収着分配平衡 	<ul style="list-style-type: none"> 放射性壊変 拡散 移流, 分散

表 8.4.3-2 天然バリア核種移行解析の概念モデル詳細

領域	周辺岩盤	透水性断層
モデル	<ul style="list-style-type: none"> 直交1次元 複数の平行平板亀裂の重ね合わせ (レファレンス条件) 直交1次元 単一の平行平板亀裂 (水理モデル変更ケース) 	直交1次元 単一の平行平板亀裂
概念モデル上の役割	移行媒体 (亀裂およびマトリクス内での核種濃度の空間分布あり)	
想定する現象	<ul style="list-style-type: none"> 放射性壊変 亀裂内の拡散 亀裂内の移流, 分散 マトリクス拡散 マトリクス内での収着分配平衡 	<ul style="list-style-type: none"> 放射性壊変 亀裂内の拡散 亀裂内の移流, 分散 マトリクス拡散 マトリクス内での収着分配平衡

天然バリア中の核種移行モデルについては、レファレンスの水理条件を用いる場合と水理条件を変更する場合でモデルを変更した。これについては、(3)レファレンスシナリオ以外の解析ケースのデータ設定、(i) サブシナリオ：代替ケース：水理環境変更ケースにおいて詳述する。

(2) レファレンスシナリオ:レファレンスケースにおけるデータ設定(ケース No.1:表 8.4.2-1 参照)

本項では、次項8.4.4に記述するシステム総合安全評価のうち、レファレンスケースで用いるデータについて記述する。

(i) 人工バリア中核種移行解析におけるデータ設定

(a) 廃棄体からの核種漏洩期間

安全評価においては、廃棄体からの核種漏洩については、一部の例外を除いて基本的に、地下水と接触した後、直ちに核種が溶液側に放出されるとする「瞬時溶出モデル」を適用した。ただし、グループ2-C (ハル・エンドピース) (表 8.2.1-2 参照) 中の放射化生成物⁴は、その生成機構から判断して金属母材中に含有されていることから、金属の腐食に伴って調和的に放出される「調和溶解モデル」を適用した。金属のモデル形状と腐食データ (Yamaguchi et al., 1999) とから決まる核種の浸出期間は、①ジルカロイでは11,400年、②ステンレス鋼・インコネルでは8,500年と設定された。

(b) 水理パラメータ

人工バリア核種移行解析における水理パラメータを表 8.4.3-3 に示す。設定の考え方は第2次 TRU レポートと同じであり、各材料の透水係数設定と処分坑道の幾何形状に基づいて行った2次元の地下水浸透流解析結果を保守的に丸めて、人工バリア内流速および掘削影響領域地下水流量を設定している。

表 8.4.3-3 人工バリア核種移行解析における水理パラメータ

廃棄体 グループ	透水係数 m/s			流速, 流量	
	充填材	緩衝材	掘削影響 領域	人工バリア内ダルシ 一流速	坑道長さ当たりの掘削影 響領域地下水流量
1	4×10 ⁻⁶	2×10 ⁻¹¹	2×10 ⁻⁸	3×10 ⁻⁶ m/y	2.5×10 ⁻³ m ³ /y/m
2					
3		緩衝材 なし		2×10 ⁻⁴ m/y	7.5×10 ⁻³ m ³ /y/m
4					

(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005 を加筆, 修正)

(c) 元素依存型の化学パラメータ

① 溶解度

緩衝材を設置する廃棄体グループ1および2では、セメント系充填材中において沈殿が起こる可能性があるとしている⁵。緩衝材中での沈殿については、第2次TRUレポートと同様に無視した。この際、廃棄体グループ2では、第2次TRUレポートと同様に、含有されている有機物の影響によ

⁴ C-14, Cl-36, Co-61, Ni-59, Ni-63, Se-79, Zr-93, Nb-94, Mo-93

⁵ 廃棄体グループ2に分類されているCSD-Bでは、セメント系充填材を使用しないことを想定し、溶解度制限を考慮せず全ての元素を可溶性と仮定した。

る溶解度の相対的上昇を考慮した。一方、緩衝材のない廃棄体グループ3および4では、沈殿は起こらないと仮定している。レファレンスケースでは、降水系還元性地下水環境下における溶解度が用いられる。表 8.4.3-4 に充填材領域における溶解度を、レファレンスケース以外の地下水タイプ（海水系還元性地下水、降水系酸化性地下水）に対する設定値を含めて示す。

表 8.4.3-4 溶解度

地下水性状	還元性				酸化性	
	降水系		海水系		降水系	
	1	2	1	2	1	2
廃棄体グループ ⁶						
C (無機)	1. E-01	1. E-01	5. E-01	5. E-01	1. E-01	1. E-01
C (有機)	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性
Cl	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性
Co	5. E-01	5. E-01	1. E-01	1. E-01	5. E-01	5. E-01
Ni	5. E-01	5. E-01	1. E-01	1. E-01	5. E-01	5. E-01
Se	5. E-03	5. E-03	5. E-02	5. E-02	溶解性	溶解性
Sr	5. E+00	5. E+00	5. E+00	5. E+00	5. E+00	5. E+00
Zr	5. E-02	1. E+00	5. E-02	1. E+00	5. E-02	1. E+00
Nb	5. E+01	5. E+01	5. E+01	5. E+01	5. E+01	5. E+01
Mo	1. E+00	1. E+00	1. E+00	1. E+00	1. E+00	1. E+00
Tc	1. E-03	1. E-03	1. E-03	1. E-03	溶解性	溶解性
Pd	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性
Sn	5. E+02	溶解性	5. E+02	溶解性	5. E+02	溶解性
I	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性
Cs	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性	溶解性
Pb	5. E+01	5. E+01	5. E+01	5. E+01	5. E+01	5. E+01
Ra	1. E-03	1. E-03	1. E-03	1. E-03	1. E-03	1. E-03
Ac	5. E-07	1. E-05	5. E-07	1. E-05	5. E-07	1. E-05
Th	1. E-06	2. E-05	1. E-06	2. E-05	1. E-06	2. E-05
Pa	5. E-05	1. E-03	1. E-05	2. E-04	5. E-05	1. E-03
U	5. E-06	1. E-04	5. E-06	1. E-04	5. E+02	1. E+04
Np	5. E-06	1. E-04	5. E-06	1. E-04	5. E-02	1. E+00
Pu	1. E-07	2. E-06	1. E-07	2. E-06	5. E-03	1. E-01
Am	5. E-07	1. E-05	5. E-07	1. E-05	5. E-07	1. E-05
Cm	5. E-07	1. E-05	5. E-07	1. E-05	5. E-07	1. E-05

② 収着分配係数

レファレンス条件である降水系還元性地下水におけるセメント系材料およびベントナイト系材料に対する収着分配係数設定⁶を表 8.4.3-5 に示す。廃棄体グループ2では、第2次TRUレポートと同様に、含有されている有機物の影響による収着分配係数の相対的低下を考慮した。

⁶ 廃棄体グループ2に分類されているCSD-Bでは、セメント系充填材を使用しないことを想定し、全ての元素でKd=0と仮定した。

表 8.4.3-5 降水系還元性地下水環境下での収着分配係数（レファレンス）

収着媒体 廃棄体グループ	セメント				ベントナイト	
	1	2	3	4	1	2
C（無機）	0.25	0.25	0.25	0.25	0	0
C（有機）	0.00025	0.00025	0	0.00025	0	0
Cl	0	0	0	0	0	0
Co	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.05
Ni	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.05
Se	0.0025	0.0025	0	0.0025	0	0
Sr	0.00125	0.00125	0.00125	0.00125	0.001	0.001
Zr	2.5	0.125	2.5	2.5	1	1
Nb	0	0	0	0	0.1	0.1
Mo	0.0025	0.0025	0.00025	0.0025	0	0
Tc	2.5	2.5	0	2.5	1	1
Pd	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.05
Sn	2.5	0.125	2.5	2.5	1	1
I	0.000125	0.00125	0	0.00125	0	0
Cs	0.0025	0.0025	0.0025	0.0025	0.05	0.05
Pb	0.0125	0.0125	0.0125	0.0125	0.05	0.05
Ra	0.00125	0.00125	0.00125	0.00125	0.001	0.001
Ac	0.25	0.0125	0.25	0.25	1	1
Th	0.25	0.0125	0.25	0.25	5	5
Pa	0.25	0.0125	0.25	0.25	5	5
U	0.25	0.0125	0.025	0.25	5	5
Np	0.25	0.0125	0.25	0.25	5	5
Pu	0.25	0.0125	0.025	0.25	5	5
Am	0.25	0.0125	0.25	0.25	1	1
Cm	0.25	0.0125	0.25	0.25	1	1

③ 実効拡散係数

レファレンス条件である降水系還元性地下水におけるセメント系材料およびベントナイト系材料中における実効拡散係数設定を表 8.4.3-6 に示す。

表 8.4.3-6 降水系還元性地下水環境下での実効拡散係数（レファレンス）

移行媒体	セメント	ベントナイト
実効拡散係数 [m ² /s]	全元素共通で 8×10 ⁻¹⁰	Cs : 4×10 ⁻¹⁰
		Cl, I, Se, Mo : 4×10 ⁻¹¹
		それ以外 : 3×10 ⁻¹⁰

(ii) 天然バリア中核種移行解析におけるデータ設定

(a) 水理パラメータ

天然バリア核種移行解析における水理および物質移行に係る主要なパラメータを表 8.4.3-7 に示す。設定の考え方は第 2 次 TRU レポートと同じである。岩盤は複数の平行平板亀裂からなる亀裂性媒体としてモデル化を行い、その水理特性については、透水量係数が対数正規分布を有していると仮定して設定している。

表 8.4.3-7 天然バリア核種移行解析における主なパラメータ

パラメータ	周辺岩盤	透水性断層
岩種	花崗岩（結晶質岩：酸性岩）	
地下水性状	FRHP 型地下水	
動水勾配	0.01	
移行距離	100m	800m
透水量係数 m ² /s	対数正規分布 対数平均値-9.99, 標準偏差 1.07, Min. 10 ⁻¹³ ~ Max. 10 ⁻⁷	周辺岩盤の透水量係数の最大値 10 ⁻⁷
亀裂内地下水 ダルシー流速	$\frac{1}{2}\sqrt{T} \times \Delta H$ T: 透水量係数, ΔH: 動水勾配	
縦方向分散長	10m	80m
マトリクス拡散 寄与面積比	0.5	
マトリクス拡散深さ	0.1m	
マトリクス間隙率	0.1	

(b) 収着分配係数

レファレンスケースは、降水系還元性地下水環境下における酸性結晶質岩（花崗岩）を対象に設定されている。

表 8.4.3-8 にレファレンスケース以外の岩種（塩基性結晶質岩, 先新第三紀堆積岩, 新第三紀堆積岩）を含めた収着分配係数の値を示す。これらの設定値は、基本的に第 2 次取りまとめからの引用である。

ただし、廃棄体グループ 3 では、硝酸塩影響が天然バリアにも及ぶとして、RAMDA（三原, 2006）におけるイオン強度および酸化性影響を考慮したデータ選定から引用しており、廃棄体グループ 1, 2, 4 に比較して相対的に小さな収着分配係数が設定されている。

(c) 実効拡散係数

降水系還元性地下水における各岩種における実効拡散係数設定を表 8.4.3-8 に収着分配係数とあわせて示す。これらの設定値は、基本的に第 2 次取りまとめ（核燃料サイクル開発機構, 1999）からの引用である。

表 8.4.3-8 降水系還元性地下水における各岩種に対する実効拡散係数および収着分配係数

地下水	降水系地下水												
	結晶質岩(酸性)		結晶質岩(塩基性)		先新第三紀堆積岩				新第三紀堆積岩				
	花崗岩(レファレンス)				泥質岩・凝灰質岩		砂質岩		泥質岩・凝灰質岩		砂質岩		
間隙率 [%]	2						20						
乾燥密度 [Mg/m ³]	2.64						2.16						
実効拡散係数 [m ² /s]	3.E-12		9.E-14		4.E-13		1.E-12		9.E-12		5.E-11		
断層移行距離 [m]	800						300						
廃棄体グループ	1・2・4	3	1・2・4	3	1・2・4	3	1・2・4	3	1・2・4	3	1・2・4	3	
収着分配係数 [m ³ /kg]	C(無機)	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0
	C(有機)	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0
	Cl	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0
	Co	0.01	0.001	0.1	0.001	0.1	0.001	0.01	0.001	0.1	0.001	0.01	0.001
	Ca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Sr	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05
	Se	0.01	0	0.01	0	0.01	0	0.001	0	0.01	0	0.001	0
	Ni	0.01	0.001	0.1	0.001	0.1	0.001	0.01	0.001	0.1	0.001	0.01	0.001
	Zr	0.1	0.1	1	1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.1
	Mo	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0
	Nb	0.1	0.1	1	1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.1
	Tc	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0
	I	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0	0.0001	0
	Pd	0.1	0.1	1	1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.1
	Sn	1	1	5	5	5	5	1	1	5	5	1	1
	Cs	0.05	0.005	0.1	0.01	0.1	0.01	0.05	0.005	0.1	0.01	0.05	0.005
	Sm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Pb	0.1	0.1	1	1	1	1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.1
	Ra	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05	0.5	0.05
	Ac	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
Th	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Pa	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	
U	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	
Np	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	1	0.005	
Pu	1	0.05	1	0.05	1	0.05	1	0.05	1	0.05	1	0.05	
Am	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	
Cm	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	

(iii) 生物圏での線量評価におけるデータ設定

核種移行解析で算出された地圏から生物圏への核種放出量を線量に換算するための係数（鈴木ほか，2006）を表 8.4.3-9 に示す。

線量への換算係数は、コンパートメントモデルの概念に基づいて、①核種移行解析と生物圏との境界となる核種放出域をどのように想定するか（河川水／沿岸堆積層／被圧帯水層（深井戸））、②気候に応じた植生、生態系、食物摂取傾向などをどのように想定するか（温暖気候／冷帯気候／ツンドラ気候）、③被ばくする一般大衆としてどのようなグループを想定するか（農作業従事者グループ／海洋漁業従事者グループ）の観点から異なるデータ設定を行っている。レファレンスケースでは、①河川水、②温暖気候、③農作業従事者グループを想定して、線量への換算係数を設定している。

表 8.4.3-9 線量への換算係数

単位 [(Sv/y)/(Bq/y)]

核種放出域	河川水			沿岸海域堆積層			被圧帯水層(深井戸)
	生態系	温暖気候	冷帯気候	ツンドラ気候	温暖気候	冷帯気候	
被ばくグループ	農作業従事者グループ			海洋漁業従事者グループ			農作業従事者グループ
適用	レファレンス条件	気候・海水準変動 内陸立地, 沿岸立地(海退時)		地下水タイプ 変更	気候・海水準変動 沿岸立地(海進時及び塩淡水境界領域時)		井戸掘削 影響ケース
C-14	6.4E-17	1.3E-17	1.8E-16	2.4E-17	2.4E-17	2.5E-17	3.2E-15
Cl-36	4.5E-17	1.6E-17	1.2E-16	5.5E-20	5.4E-20	1.9E-20	2.3E-15
Co-60	1.3E-16	4.5E-17	6.0E-17	5.3E-15	5.3E-15	1.8E-15	5.8E-15
Ni-59	3.7E-18	1.0E-18	1.8E-18	5.4E-18	4.6E-18	1.1E-18	1.8E-16
Ni-63	5.0E-18	2.0E-18	4.1E-18	4.5E-19	3.7E-19	1.1E-19	2.5E-16
Se-79	3.2E-15	1.7E-16	7.5E-16	6.6E-17	5.9E-17	4.1E-17	1.6E-13
Sr-90	1.1E-15	3.9E-16	3.8E-16	7.2E-17	6.7E-17	2.1E-17	5.2E-14
Zr-93	9.6E-18	3.3E-18	2.3E-18	4.6E-17	4.2E-17	1.0E-17	4.8E-16
Nb-93m	2.3E-18	1.5E-18	9.0E-19	1.2E-19	1.1E-19	3.3E-20	1.1E-16
Nb-94	7.5E-16	2.0E-16	2.2E-17	1.1E-12	1.1E-12	2.8E-13	3.7E-14
Mo-93	5.5E-17	3.2E-17	3.2E-17	5.0E-18	4.3E-18	1.4E-18	2.7E-15
Tc-99	2.6E-17	1.3E-17	1.8E-17	1.9E-18	1.7E-18	3.9E-19	1.3E-15
Pd-107	1.4E-18	5.4E-19	2.5E-19	3.1E-18	2.6E-18	5.4E-19	7.0E-17
Sn-126	1.0E-15	2.6E-16	5.9E-17	1.4E-12	1.4E-12	3.6E-13	4.9E-14
I-129	3.2E-15	2.0E-15	2.7E-15	5.7E-17	5.1E-17	1.0E-17	1.6E-13
Cs-135	1.2E-16	4.9E-17	6.2E-17	5.7E-17	4.6E-17	1.2E-17	6.0E-15
Cs-137	5.4E-16	2.2E-16	3.8E-16	6.3E-15	6.3E-15	2.1E-15	2.6E-14
Cm-244	2.4E-15	1.4E-15	8.2E-16	2.5E-16	2.3E-16	6.4E-17	1.2E-13
Pu-240	3.8E-15	2.1E-15	1.6E-15	3.4E-14	3.2E-14	7.6E-15	1.9E-13
U-236	8.8E-16	5.5E-16	3.5E-16	6.8E-16	6.2E-16	1.9E-16	4.4E-14
Th-232	1.5E-13	1.3E-14	2.2E-15	3.3E-12	3.3E-12	7.6E-13	7.7E-12
Ra-228	1.3E-14	7.2E-15	7.3E-15	7.2E-15	7.2E-15	2.4E-15	6.1E-13
Th-228	2.6E-15	1.5E-15	1.2E-15	1.3E-15	1.3E-15	4.3E-16	9.6E-14
Cm-245	1.1E-14	2.7E-15	1.4E-15	1.1E-13	1.0E-13	2.5E-14	5.2E-13
Pu-241	8.6E-17	3.9E-17	3.0E-17	1.9E-16	1.8E-16	5.4E-17	4.3E-15
Am-241	3.3E-15	1.7E-15	1.3E-15	5.7E-15	5.3E-15	1.6E-15	1.7E-13
Np-237	1.3E-15	9.5E-16	7.1E-16	5.5E-14	5.5E-14	1.6E-14	6.6E-14
Pa-233	1.8E-17	1.1E-17	5.8E-18	4.9E-18	4.9E-18	1.6E-18	8.5E-17
U-233	1.0E-15	6.0E-16	3.8E-16	9.6E-15	9.4E-15	2.3E-15	5.1E-14
Th-229	2.3E-14	6.8E-15	5.1E-15	3.1E-13	3.0E-13	7.5E-14	1.1E-12
Cm-246	7.4E-15	2.6E-15	1.4E-15	2.6E-14	2.4E-14	5.9E-15	3.7E-13
Pu-242	3.7E-15	2.0E-15	1.5E-15	4.8E-14	4.4E-14	9.6E-15	1.9E-13
U-238	9.0E-16	5.6E-16	3.6E-16	2.7E-15	2.6E-15	8.3E-16	4.5E-14
U-234	9.6E-16	5.9E-16	3.8E-16	3.6E-15	3.5E-15	7.8E-16	4.8E-14
Th-230	2.7E-14	4.6E-15	1.9E-15	1.0E-12	1.0E-12	2.1E-13	1.4E-12
Ra-226	3.2E-14	5.1E-15	3.5E-15	5.4E-13	5.3E-13	1.6E-13	1.6E-12
Pb-210	2.4E-14	1.3E-14	2.9E-14	9.1E-16	7.5E-16	2.1E-16	1.3E-12
Po-210	4.8E-15	2.7E-15	6.3E-15	3.2E-18	2.7E-18	7.5E-19	8.5E-14
Am-243	5.5E-15	1.8E-15	1.3E-15	1.5E-13	1.5E-13	3.7E-14	2.8E-13
Pu-239	3.9E-15	2.1E-15	1.6E-15	4.5E-14	4.1E-14	9.2E-15	1.9E-13
U-235	9.3E-16	5.6E-16	3.5E-16	1.8E-14	1.8E-14	5.2E-15	4.7E-14
Pa-231	6.5E-14	1.3E-14	4.8E-15	1.1E-12	1.1E-12	2.4E-13	3.3E-12
Ac-227	2.6E-14	1.6E-14	8.1E-15	7.1E-12	7.0E-12	2.3E-12	1.2E-12

(3) レファレンスシナリオ以外の解析ケースのデータ設定

本項では、次項 8.4.4 に記述するシステム総合安全評価のうち、レファレンスケース以外の各解析ケースで用いるデータについて記述する。

(i) サブシナリオ：代替ケース：水理環境変更ケース(ケース No. 2, 3)

幅広い地質環境に対する地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性を評価するため、水理パラメータの変動範囲を設定する。ここでは、以下に示すような 8.3 節のシステムの感度特性の分析の結果を参照した。

8.3 節のシステムの感度特性の分析では、地層処分低レベル放射性廃棄物の線量を支配する I-129 の人工バリアからの放出特性が示されている。この結果は、安全評価と同等のモデルを用いて得られたものである。

この解析によると、人工バリアからの核種の放出特性は、掘削影響領域の地下水流量、ひいては、周辺岩盤の地下水流量に依存して変化する。核種の移行が拡散によって支配される場合は、周辺岩

盤の地下水流量に対する人工バリアからの核種放出には閾値があり、周辺岩盤の地下水流量が一定の値よりも高くなると、放出率は変化しなくなる。これは、この地下水流量の領域では人工バリアからの核種放出率は地下水流量ではなく、初期の核種量と人工バリアの拡散特性などに依存して制限されるためである(8.3.1 参照)。

この放出率が変化しなくなる地下水流量は、拡散媒体の拡散係数、人工バリアの幾何形状に依存して決まる。I-129 の場合、拡散係数の変動を考慮しても、第2次 TRU レポートのレファレンスの地下水流量よりもおおむね3桁程度高い地下水流量になると放出率がほとんど変化しなくなる(図 8.3.3-1 参照)。

本検討の目的は、幅広い地質環境に対して処分システムの頑健性の程度を確認し、必要に応じて地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性を向上させる高度化概念を提示することである。そこで、本検討では、処分システムの頑健性の程度を確認するため、周辺岩盤の地下水流量の変動範囲を上記の地下水流量の閾値を参考として、第2次 TRU レポートのレファレンスの値(透水量係数の対数平均値のレファレンス値： $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$)から3桁までとする。

このような変動範囲を取り扱う水理モデルについては、以下のように考えた。

レファレンスの条件では、天然バリア中の核種移行モデルを平行平板亀裂の重ね合わせで表現している。この核種移行モデルにおいて採用している水理モデルでは、対数正規分布を用いて周辺岩盤の透水量係数のバラツキを考慮し、レファレンスの透水量係数の対数平均値を $10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ として、 $\pm 3\sigma$ (最小値 $10^{-13}\text{m}^2/\text{s}$, 最大値 $10^{-7}\text{m}^2/\text{s}$) の透水量係数の変動範囲を想定している。この水理モデルでは、周辺岩盤の透水量係数の最大値を断層の透水量係数として設定している。これらの透水量係数を有する個々の平行平板の亀裂によって核種の移行経路を表し、任意の透水量係数を有する亀裂の頻度をその亀裂を通過する核種量の重みとして与えることにより、それぞれの経路を移行する核種量を評価している。

第2次 TRU レポートの代替ケース(周辺岩盤の平均透水量係数を上下1桁変動させたケース)では、この水理モデルを使用し、対数正規分布における透水量係数の最大値(=断層の透水量係数)、最小値の変動を透水量係数の対数平均値の変動と比例させ、分布型が維持されるかたちで、周辺岩盤の水理環境の変動を表現した。

このモデルを用いた場合の周辺岩盤の透水量係数の対数平均値の変動と以下のパラメータとの関係を表 8.4.3-10 に示す。

- ・透水量係数の最大値(断層の透水量係数)の変動
- ・透水量係数が最大の場合の亀裂内ダルシー流速 (m/y) (動水勾配を 0.01 として求めた最大の亀裂内ダルシー流速)
- ・100mの周辺岩盤(100m)を地下水が最大の亀裂内ダルシー流速で通過する概略的な時間 (y)
- ・断層(800m)を地下水が通過する概略的な時間 (y)
- ・天然バリア(900m)を地下水が通過する概略的な時間 (y)

表 8.4.3-10 より、動水勾配が 0.01 の条件で、透水量係数の対数平均値が $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 、 3σ となる透水量係数の最大値および断層の透水量係数が $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ である地質環境条件においては、900m の天然バリアを通過する時間は18年となることが分かる。さらに、透水量係数の対数平均値が3桁増加し、 $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ となり、 3σ となる透水量係数の最大値および断層の透水量係数が $10^{-4} \text{m}^2/\text{s}$ となる地質環境条件においては、900m の天然バリアを通過する時間は約 0.56 年となることが分かる。

表 8.4.3-10 既存の水理モデルによって表現される透水性の変化と地下水の移動時間の関係

レファレンスに対する透水量係数の変化倍率	0.001	0.01	0.1	1	10	100	1000
周辺岩盤の透水量係数の対数平均値(m^2/s)	10^{-13}	10^{-12}	10^{-11}	10^{-10}	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}
透水量係数の最大値 (断層の透水量係数) (m^2/s)	10^{-10}	10^{-9}	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}
透水量係数が最大の場合の亀裂内ダルシー流速 (最大の亀裂内ダルシー流速) (m/y)	1.58	4.98	15.8	49.8	158	498	1577
100mの周辺岩盤 (100m) を地下水が最大の亀裂内ダルシー流速で通過する概略的な時間(y)	63.3	20.1	6.3	2.0	0.6	0.2	0.06
断層 (800m) を地下水が通過する概略的な時間(y)	507	160	50.7	16	5	1.6	0.5
天然バリア(900m)を地下水が通過する概略的な時間(y)	570	180	57	18	5.6	1.8	0.56

既存の報告では、大規模断層の透水量係数の測定値 (パッカー試験) として $10^{-6} \sim 10^{-5} \text{m}^2/\text{s}$ 程度の透水量係数の値 (日本原子力研究開発機構, 2007) が報告されている。

頑健性の程度を確認する検討において、過剰に保守的な想定は頑健性の過少評価や、不必要な対策の立案を強いることにつながる可能性がある。本検討では、このような評価につながる可能性のある大規模な断層や破碎帯を避けて処分システムの頑健性の程度を確認することとし、動水勾配を 0.01 と設定した条件で断層の透水量係数を $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ で固定することとした。

この場合、対数正規分布型を有する水理モデルをそのまま使用して、前述のように周辺岩盤の透水性を 3 桁変動させると、 $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ で固定することとした断層の透水量係数よりも周辺岩盤の透水量係数の方が高くなる。そこで、本検討では、水理環境の変更ケースにおいては、周辺岩盤も断層も単一の平行平板モデルを採用することとし、断層の透水量係数 $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ で固定した条件で周辺岩盤の透水量係数をレファレンスの $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ から 3 桁、すなわち、 $10^{-9} \text{m}^2/\text{s}$ から $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ まで変動させ、その範囲内で処分システムの頑健性の程度を確認することとする。

ここで、既存の平行平板亀裂の重ね合わせに基づく水理モデルから、単一亀裂に基づく水理モデルに変更することの影響については以下のように考える。

平行平板亀裂の重ね合わせに基づく水理モデルでは、平均流速よりも流速が速い経路が存在する。そのため、流速の速い経路を核種が通過する場合、平均流速では崩壊して地表に到達しない高収着性の短半減期核種が、崩壊せずに地表に到達する可能性がでてくる。このことから、高収着性の短半減期核種の場合は、平行平板亀裂の重ね合わせに基づく水理モデルを用いると、単一亀裂に基づく水理モデルの結果に比べて高い線量を示す場合があることが予想される。一方、移行時間中の崩壊量が少ない非収着性の長半減期核種の場合は、流速の速い経路を核種が通過する場合と平均的な

流速の経路を通過する場合の核種の崩壊量の違いが高収着性の短半減期核種に比べて小さいと考えられる。そのため、非収着性の長半減期核種においては、基本的には水理モデルの違いによる有意な影響はないと考えられる。平均流速が速くなればなるほど、流速の速い経路を通過する場合と平均的な流速の経路を通過する場合の核種の崩壊量の違いが小さくなるため、透水量係数が高い条件においては、モデルの違いの影響は無視できると考える。

第2次 TRU レポートのレファレンスの条件（透水量係数の平均値が $10^{-10} \text{m}^2/\text{s}$ 、最大値は $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ ）の場合は地層処分低レベル放射性廃棄物の線量は長半減期核種で非収着性の I-129 や C-14 によって支配されている。このような核種が線量を支配する条件では、モデルの違いの影響は小さいと考えられる。さらに、比較的半減期が短く、周辺岩盤への収着が期待される Am-241, Sr-90 などが崩壊せずに地表に到達し、線量を支配するような地下水流速が極めて速くなるような条件が分布型の範囲に入る場合は、平行平板亀裂の重ね合わせに基づく水理モデルの方が、単一亀裂に基づく水理モデルの結果に比べて線量が高くなることが予想される。8.3.2 節での検討結果を踏まえると、Am-241, Sr-90 などが崩壊せずに地表に到達し、線量を支配する可能性がある地下水流速は、透水量係数が $10^{-5} \text{m}^2/\text{s}$ よりも高くなるような条件であることが分かる。

より高い透水性の条件での検討を行い、その結果を頑健性の向上に反映させるためには、空間的にばらつきのある透水係数や動水勾配など、現実を反映した水理モデル・パラメータを用いた検討が必要になる。

以上のことから、今回の想定している透水量係数の変動範囲（ $10^{-9} \sim 10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ ）では、既存の平行平板亀裂の重ね合わせに基づく水理モデルから、単一亀裂に基づく水理モデルに変更することによる影響はほとんど無視できるものとする。ただし、このような特性は周辺岩盤のマトリクス拡散特性や収着特性、地下水流速、支配核種などに依存して変化することに注意が必要である。

(a) サブシナリオ：代替ケース：水理モデルの変更（ケース No. 2-1～2-4）

本ケースでは、上述のように、単一の平行平板亀裂を用いて周辺岩盤と断層の水理をモデル化する。評価においては、幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の程度を確認するため、断層の透水量係数を $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ で固定し、周辺岩盤の透水量係数を 10^{-10} , 10^{-9} , 10^{-8} , $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ とする。

(b) サブシナリオ：代替ケース：水理モデルの変更+地下水タイプの変更（ケース No. 3-1～3-4）

本解析ケースでは、上述の水理モデル変更に加え、地下水タイプが降水系還元性地下水（レファレンス設定）から海水系還元性地下水に変更となった状況を想定する。

レファレンスケースと比較した場合、周辺岩盤の水理モデルの変更に加えて、核種移行データや線量への換算係数のデータ設定が異なることとなる。海水系還元性地下水の溶解度は表 8.4.3-4 の値を用いる。海水系還元性地下水の収着分配係数と実効拡散係数を付表 8.6-1, 付表 8.6-3, 付表 8.6-5 に示す。線量への換算係数については、表 8.4.3-9 のうち、核種放出域として沿岸海域堆積層を、生態系として温暖気候を想定したデータ設定を選択する。

(ii) サブシナリオ：代替ケース：人工バリア変質影響ケース（ケース No. 4-1～4-4）

人工バリア変質影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。レファレンスケースとの相違が生じるのは、緩衝材を有する廃棄体グループ1および2であり、セメント系材料に起因する高 pH 地下水の影響によってベントナイトが変質し、緩衝材の止水性が喪失される状況を仮定する。緩衝材の止水性喪失時間を 10^3 、 10^4 、 10^5 、 10^6 年とし、緩衝材の止水性喪失以降の評価では付表 8.6-6 に示した溶解度やセメント、緩衝材の収着分配係数、緩衝材の透水係数、拡散係数などのデータを用いる。

(iii) サブシナリオ：代替ケース：高 pH による母岩変質影響ケース（ケース No. 5）

高 pH 地下水による母岩変質影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

セメント系材料に起因する高 pH 地下水の影響によって周辺岩盤中の亀裂表面にケイ酸塩鉱物が沈殿し、周辺岩盤のマトリクス内部への核種の拡散移行が阻害される状況を想定し、周辺岩盤のマトリクス拡散寄与面積比を 0.05（レファレンス設定の 1/10）として評価する。

(iv) サブシナリオ：代替ケース：初期酸化性影響ケース（ケース No. 6-1～6-3）

初期酸化性影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

操業時に坑道を大気解放していた影響によって閉鎖後初期の段階では酸化性雰囲気が続く、その期間中に核種漏洩が開始する状況を想定する。酸化性環境継続期間を 100、1,000、10,000 年とし、その期間中では、酸化性条件下の溶解度（表 8.4.3-4 参照）、セメント、ベントナイトへの収着分配係数（付表 8.6-2 参照）、実効拡散係数（付表 8.6-4 参照）を用いて評価する。

(v) サブシナリオ：代替ケース：コロイド影響ケース（ケース No. 7）

コロイド影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

天然地下水中に存在するコロイドと核種とが擬似コロイドを形成する状況を想定する。周辺岩盤の領域における地下水流速に対する擬似コロイドの移流速度比を 1.3 として評価する。

(vi) サブシナリオ：代替ケース：天然有機物影響ケース（ケース No. 8）

天然有機物影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

天然地下水中に存在する有機物と核種とが錯体を形成する状況を想定する。その結果、周辺岩盤での収着分配係数が影響を受けるものと仮定し、付表 8.6-8 のデータによって評価する。このデータの設定においては、花崗岩に対するデータと高レベル放射性廃棄物の第2次取りまとめにおけるデータ不確実性ケースの設定値とを比較検討し、小さい値を設定値とした。

(vii) サブシナリオ：代替ケース：ガス影響ケース（ケース No. 9）

ガス影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

核種を含む間隙水が、人工バリア内で発生、蓄積したガスによって押し出されることによって核種移行率が上昇する状況を想定する。廃棄体グループごとに評価された、ガスによる排水速度および排水量（付表 8.6-9 参照）を用いて評価する。

(viii) サブシナリオ：代替ケース：複合変質影響ケース（ケース No. 10-1～10-4）

前述の人工バリア変質影響ケースと高 pH 地下水による母岩変質影響ケースとを複合した解析ケースであり、人工バリアおよび天然バリアに対する高 pH 影響を同時に考慮する。人工バリアのパラメータについては人工バリア変質影響ケースと同じデータ設定（付表 8.6-6、付表 8.6-7 参照）を、天然バリアについては高 pH による母岩変質影響ケースと同じデータ設定（周辺岩盤のマトリクス拡散寄与面積比の減少）を用いる。

(ix) サブシナリオ：代替ケース：天然有機物影響&水理環境変更ケース（ケース No. 11-1～11-3）

前述の基本シナリオにおける水理環境変更ケース（周辺岩盤での核種移行経路を単一の平行平板亀裂としてモデル化）の条件下で、天然有機物影響ケースと同じデータ設定（周辺岩盤のマトリクスにおける収着分配係数の減少、付表 8.6-8 参照）による評価を行う。

(x) サブシナリオ：代替ケース：複合変質影響&水理環境変更ケース（ケース No. 12-1～15-3）

前述の基本シナリオにおける水理モデル変更ケース（周辺岩盤での核種移行経路を単一の平行平板亀裂としてモデル化）の条件下で、高 pH による複合変質影響ケースと同じデータ設定による評価を行う。

(xi) サブシナリオ：代替ケース：地質環境変更ケース

(a) 岩種の変更（ケース No. 16-1～16-5）

岩種変更ケースでは、レファレンス設定である酸性結晶質岩（花崗岩）以外に、塩基性結晶質岩（玄武岩）、先新第三紀砂質岩、先新第三紀泥質・凝灰質岩、新第三紀砂質岩、新第三紀泥質・凝灰質岩を考慮対象とする。結晶質岩および先新第三紀堆積岩では、レファレンスケース同様、処分深度を 1,000m とするのに対して、新第三紀堆積岩では処分深度は 500m と想定する。これによって、断層内での移行距離は、前者が 800m となるのに対して（レファレンス設定）、後者では 300m となる（図 8.4.3-2 参照）。

レファレンスケースと比較した場合、岩種変更ケースでは以下のパラメータのデータ設定が異なる。具体的なデータ設定は、前述の表 8.4.3-8 に示すとおりである。

- ・ 周辺岩盤の間隙率
- ・ 周辺岩盤の乾燥密度
- ・ 周辺岩盤での実効拡散係数
- ・ 周辺岩盤での収着分配係数
- ・ 断層移行距離

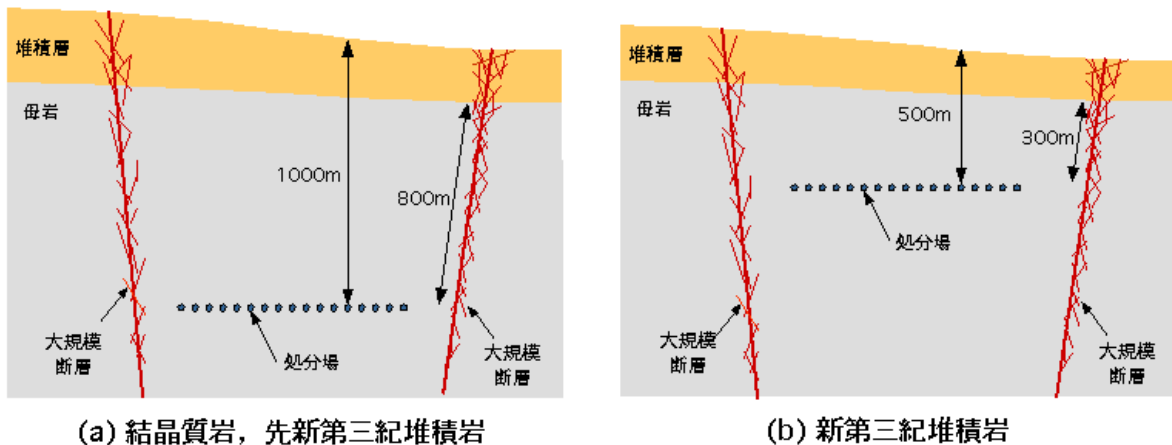


図 8.4.3-2 岩種と処分深度の関係 (核燃料サイクル開発機構, 1999 より抜粋)

(b) 地下水タイプの変更 (ケース No. 17-1~17-6)

地下水タイプ変更ケースでは、岩種変更ケースで示した周辺岩盤の種類の変更に加えて、地下水タイプも降水系還元性地下水 (レファレンス設定) から海水系還元性地下水に変更した場合を想定する。

レファレンスケースと比較した場合、地下水タイプ変更ケースでは、以下のパラメータのデータ設定が異なる。具体的なデータ設定を付表 8.6-5 に示す。線量への換算係数については、表 8.4.3-9 のうち、核種放出域として沿岸海域堆積層を、生態系として温暖気候を想定したデータ設定となる。

- ・ 周辺岩盤の間隙率
- ・ 周辺岩盤の乾燥密度
- ・ 周辺岩盤での実効拡散係数
- ・ 周辺岩盤での収着分配係数
- ・ 断層移行距離
- ・ 線量への換算係数

(xii) 変動シナリオ：変動ケース：隆起・侵食ケース (ケース No. 18)

隆起・侵食ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

地表から深度 100m までを風化帯と仮定し、同領域では地下水流速が増大するとともに酸性性雰囲気になっているとする (図 8.4.3-3 参照)。また、保守的に断層破碎帯における核種移行を無視し、周辺岩盤を移行した核種は直接生物圏に流入すると仮定する。処分深度 1,000m, 隆起・侵食速度は 1mm/y とすると、90 万年後に処分場は風化帯に遷移することとなる。地下水シナリオの範囲内における取り扱いであるため、処分場が風化帯を越えて地表に露出するまでの状況は想定しない。

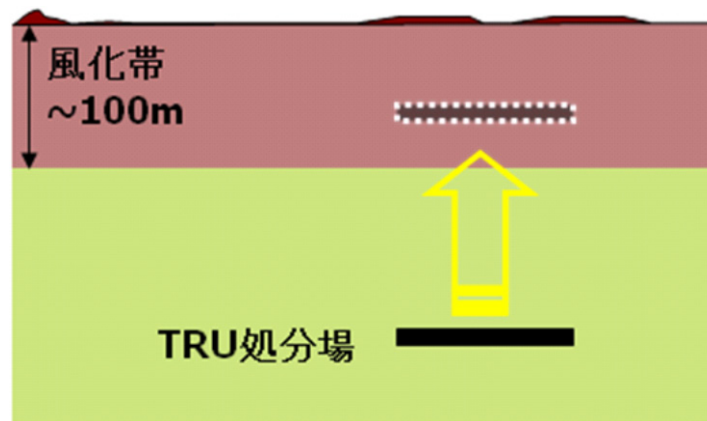


図 8.4.3-3 隆起・侵食ケースにおける地質環境の模式図
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005 を編集)

レファレンスケースと比較した場合、隆起・侵食ケースでは、処分場が風化帯に遷移した時点で以下のパラメータのデータ設定が異なってくる。周辺岩盤での水理条件については、単一の平行平板モデルで表わされる透水量係数が1桁上昇するものと仮定した。その他の具体的なデータ設定は、溶解度については表 8.4.3-4、収着分配係数については付表 8.6-2、実効拡散係数については付表 8.6-4 に示す（酸化性条件でのデータ設定に対応）。また、酸化性条件での花崗岩に対する実効拡散係数および収着分配係数の設定値を付表 8.6-10 に示す。

- ・ 溶解度
- ・ 人工バリアでの実効拡散係数
- ・ 人工バリアでの収着分配係数
- ・ 周辺岩盤での地下水流速
- ・ 周辺岩盤での実効拡散係数
- ・ 周辺岩盤での収着分配係数

(xiii) 変動シナリオ：変動ケース：気候・海水準変動&水理環境変更ケース（ケース No. 19-1～19-4, No. 20-1～20-8）

気候・海水準変動ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

現在は間氷期にある。ここでは、今後寒冷化によって氷期に向かうことを前提とする。周期的な変動を追跡するのではなく、典型的と考えられる状況を固定した条件によって評価する。処分場の建設位置に応じて内陸立地の場合と沿岸立地の場合とを分けて考える。内陸立地の場合は、地表を覆う凍土の影響などによる水理環境変化を想定するとともに、寒冷化によって生態系が冷帯気候やツンドラ気候に代わり生物圏が変化することを想定する。沿岸立地の場合は、汀線や塩淡水境界の移動などによる水理環境変化を想定するとともに、寒冷化による生態系の変化に加えて核種放出域の変化を加味した生物圏の変化を想定する（図 8.4.3-4 参照）。

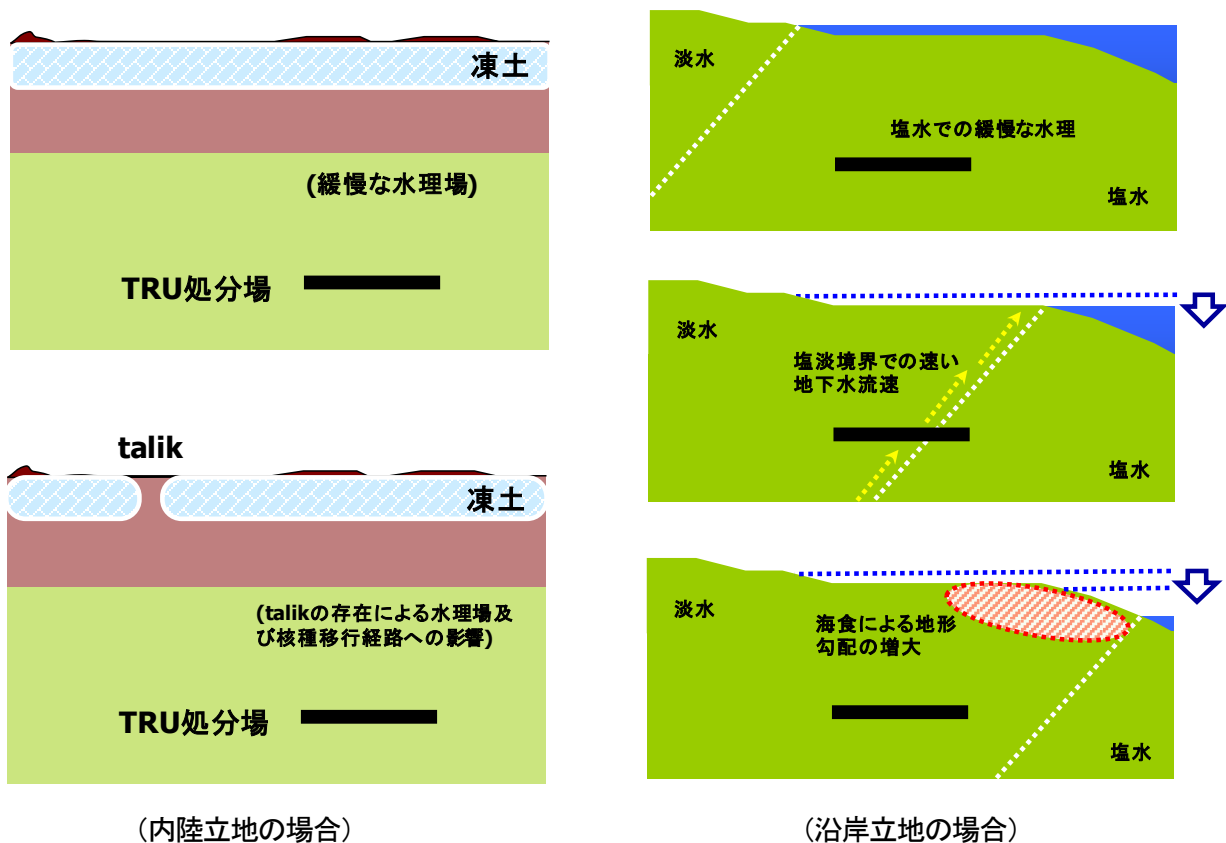


図 8.4.3-4 気候・海水準変動ケースにおける地質環境の模式図
(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005 を編集)

気候・海水準変動ケースでは、天然バリアにおける水理について、前述の水理モデル変更ケースと同様に、周辺岩盤での核種移行経路を単一種の平行平板亀裂としてモデル化し、周辺岩盤の透水量係数を 10^{-10} 、 $10^{-9} \text{m}^2/\text{s}$ 、断層破碎帯の透水量係数を $10^{-7} \text{m}^2/\text{s}$ として評価する。

また、生物圏における線量への換算係数については、表 8.4.3-9 から、想定する条件に応じたデータ選定を行う。

(xiv) 変動シナリオ：変動ケース：シーリングミスケース（ケース No. 21-1～21-4）

シーリングミスケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

アクセス坑道のシールが不完全だった状況を想定する。評価に用いるデータを付表 8.6-11 に示す。

(xv) 変動シナリオ：変動ケース：井戸掘削影響ケース（ケース No. 22）

井戸掘削影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

核種が流入している帯水層に深井戸を掘削する状況を想定する。生物圏が変更され、線量換算係数については前述の表 8.4.3-9 における被圧帯水層（深井戸）／温暖気候／農作業従事者グループに対応したデータを使用する。

(xvi) 変動シナリオ：変動ケース：ボーリング影響ケース（ケース No. 23-1～23-8）

ボーリング影響ケースでは、第2次 TRU レポートと同様の考え方で評価を行う。

大深度ボーリングが処分場近傍まで到達し、処分場周辺の水理、物質移行環境に擾乱を与えてしまう状況を想定する。大気平衡の酸化性地下水が流入するとともに、周辺岩盤および断層破碎帯は核種移行経路とはならなくなる。評価に用いるデータを付表 8.6-12 に示す。

(xvii) その他の接近シナリオ（ケース No. 24, 25）

接近シナリオのうち、隆起・侵食の継続による処分場の地表曝露（ケース No.24）および深部ボーリングの偶発的な処分場貫通（ケース No.25）を想定する。データ設定を含めた評価の考え方および評価結果については、次項 8.4.4 において記述する。

8.4.4 安全解析

8.4.2 項と 8.4.3 項で設定したシナリオ／解析ケースとそれらに対するモデル，データセットを用いて安全評価を実施した。以下，レファレンスケースの解析結果とレファレンスケース以外の解析（総合解析）の結果を示す。

(1) レファレンスケース(ケース No. 1)

処分場閉鎖後直ちに廃棄体容器が開口し，すべての廃棄体から核種の漏洩が開始すると第2次 TRU レポートと同様の保守的な仮定に基づいた核種移行解析および線量評価を行った。レファレンスケースにおける処分場閉鎖後の線量の経時変化を図 8.4.4-1（縦軸を線形軸としたグラフ）に示す。

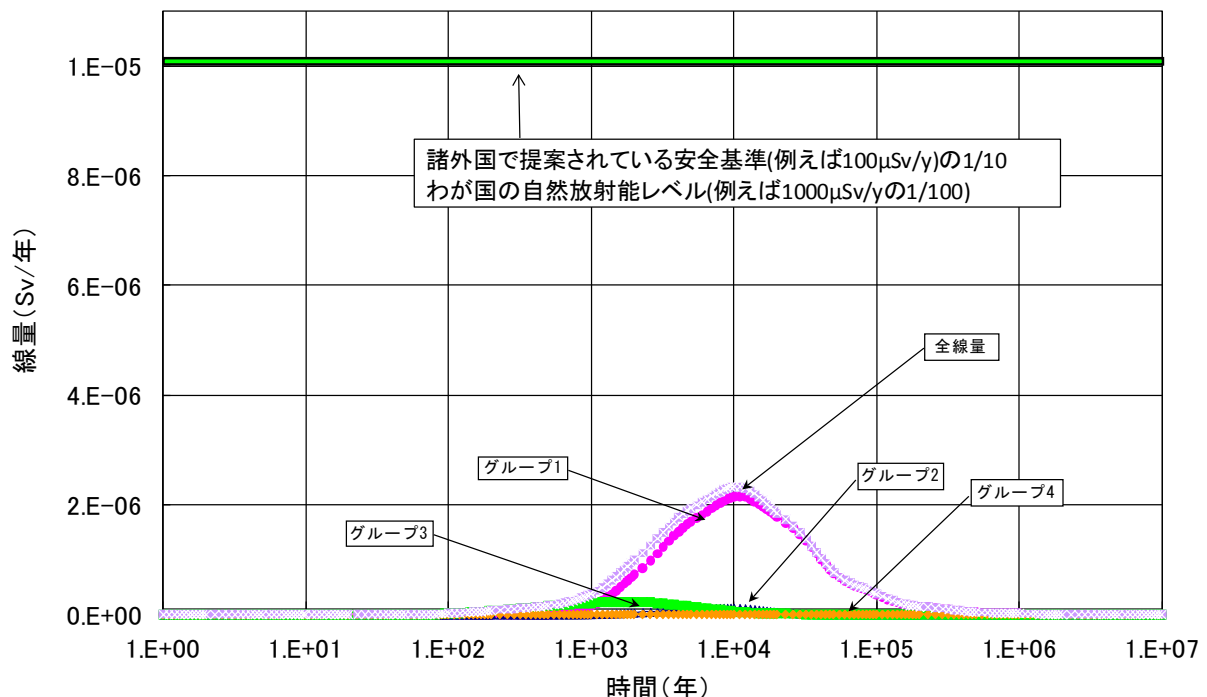


図 8.4.4-1 レファレンスケースの評価結果（線形グラフ）

人間への影響が最大となるのは，処分後約1万年で約 $2\mu\text{Sv/y}$ と計算されている。これは，諸外国で地層処分に対して示されている安全基準（ $100\sim 300\mu\text{Sv/y}$ ）やわが国の自然放射能レベル（約 $900\sim 1,200\mu\text{Sv/y}$ ）（阿部，1989）に比して十分小さいレベルである。

また，核種の放出挙動の違いや各グループによって異なる処分概念を反映した核種の放出挙動の違いを理解し，それぞれの核種や処分概念に応じた核種の放出特性を把握するため，上記の結果を縦軸を対数として，核種ごと（図 8.4.4-2）とグループごと（図 8.4.4-3）に分けて示す。

図 8.4.4-2 と図 8.4.4-3 から，レファレンスケースにおいては，グループ1（廃銀吸着材）のI-129の影響が最も大きい結果となっていることが分かる。また，含有されている硝酸塩が人工バリアばかりでなく周辺岩盤の安全性能も阻害するという保守的な仮定をおいているグループ3（低レベル濃縮廃液など）の放出率が，廃棄体グループ1に次ぐ影響をもたらしていることが分る。

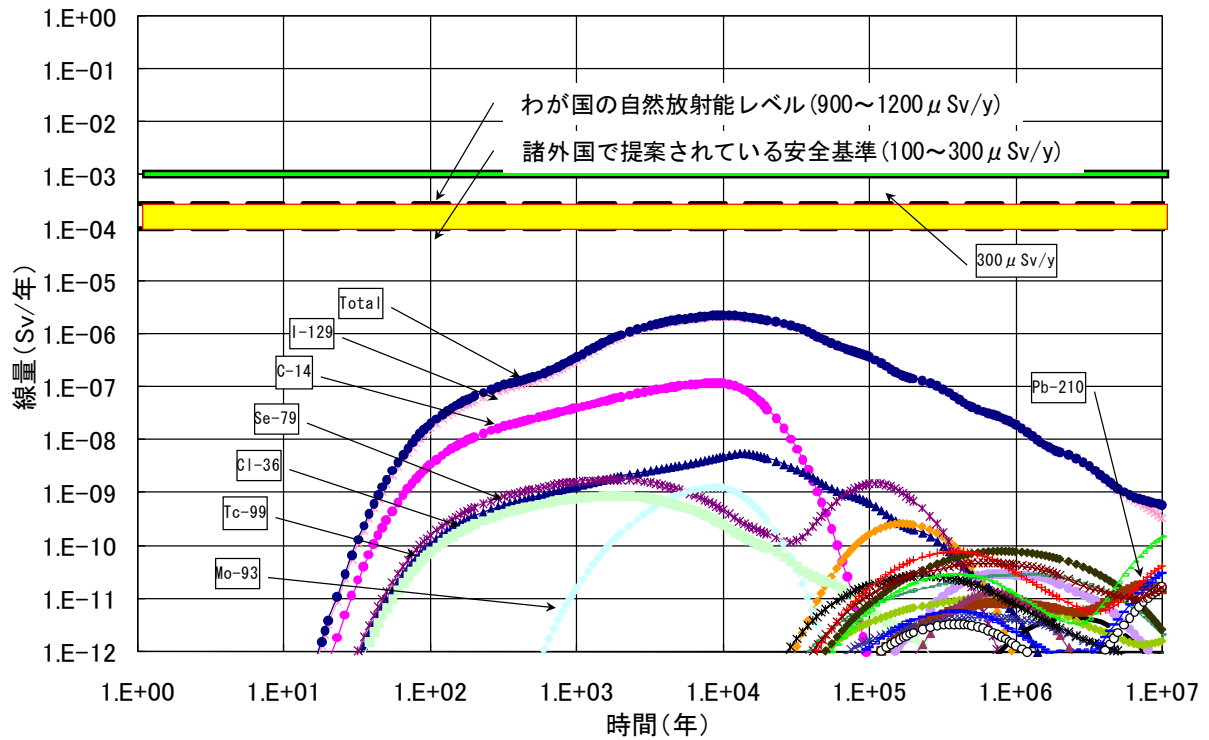


図 8.4.4-2 レファレンスケースの評価結果 (核種ごと)

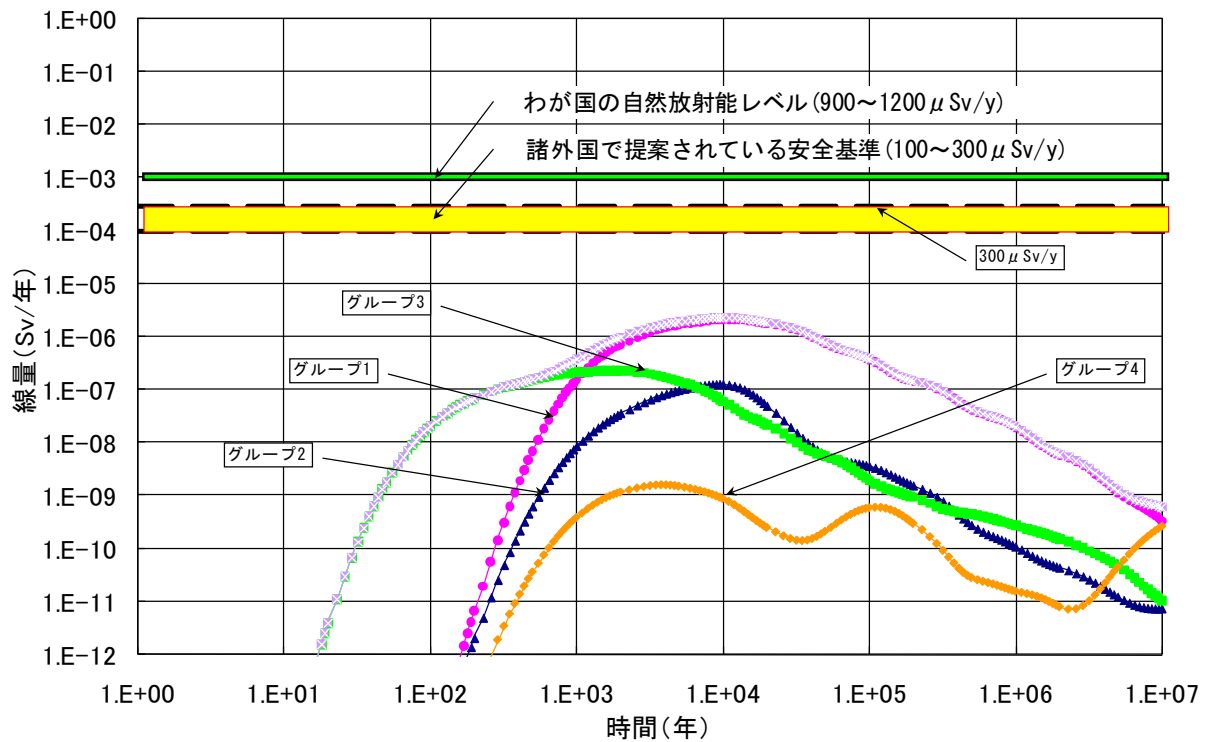


図 8.4.4-3 レファレンスケースの評価結果 (廃棄体グループごと)

また、図 8.4.4-3 から、グループ 3 の I-129 などの放出は、諸外国で提案されている安全基準に比べて十分小さく、放射線学的影響の観点からは無視できるレベルではあるものの、数十年前後で生物圏環境に到達する解析結果となっていることが分かる。この理由としては以下のことが考えられる。

- ・保守的観点から、硝酸塩の影響を考慮するため、母岩および断層の収着分配係数を $0\text{m}^3/\text{kg}$ としている。そのため、半減期の長い I-129 が崩壊せずに地下水とほぼ等しい速度で周辺岩盤や断層中を移行する。
- ・埋設後直ちに核種が廃棄体から溶出するという保守的な仮定を採用している。
- ・サイトが特定されていないため、わが国の地質環境条件を考慮した、一般化した水理モデル(母岩 100m, 断層 800m など)を採用している。このモデルには、亀裂内の最大流速が 50m/y となるような経路が含まれている(詳細は 8.4.3 項参照)。

現実的には、現在検討している地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムにおいて、瞬時に廃棄体からの核種が全量溶出するわけではなく、レファレンスケースで考えているような条件において、数十年後に有意な核種が放出するようなシステムとなっているわけではない。

しかし、幅広い地質環境を対象とした場合、特に地下水流速がレファレンス条件よりも速い条件においては、現状の処分概念の場合、放出率の最大値が高くなるだけでなく、最大値の出現時間も早まり、レファレンス条件の場合の最大値に相当するような有意な量の核種がより早い時間に生物圏環境に到達する解析結果となる可能性がある。

このような条件においても、処分システムが頑健で安全性について信頼性の高いシステムであることを示すためには、過度に保守的な条件などを排除したモデルに基づいて、地表環境に至るまでの核種の移行挙動を把握する必要がある。また、このような現実的な評価のための検討と併行して、以下に示すような短期の閉じ込め技術の適用に関する検討も必要となる。

レファレンスケースの条件で、グループ 3 の廃棄物を閉じ込め容器(閉じ込め機能を有する廃棄体パッケージ)に入れ、処分坑道が飽和するまでに要する時間として見積もられた 500 年の間、核種を閉じ込めた場合の結果を図 8.4.4-4 と図 8.4.4-5 に示す。これらの図から、核種放出が顕在化する時間が確実に遅くなっていることが示される。このような数百年程度の閉じ込め技術は、高レベル放射性廃棄物のオーバーパック技術や公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター(以下「原環センター」とする)の研究により技術的な見通しが示されており、新たな技術開発を必要とするものではない。

NUMO は、事業者として、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性とその評価の信頼性の向上を図ることに加え、より現実的な環境条件のもとで処分システムを最適化、合理化することも考慮し、このような核種の閉じ込めに関する技術の適用を視野に入れた検討を行っていく予定である。今後の検討の詳細については、「8.5.3 高度化対策の実現性の見通し (3) 短期の核種の閉じ込め技術の開発について」において示す。

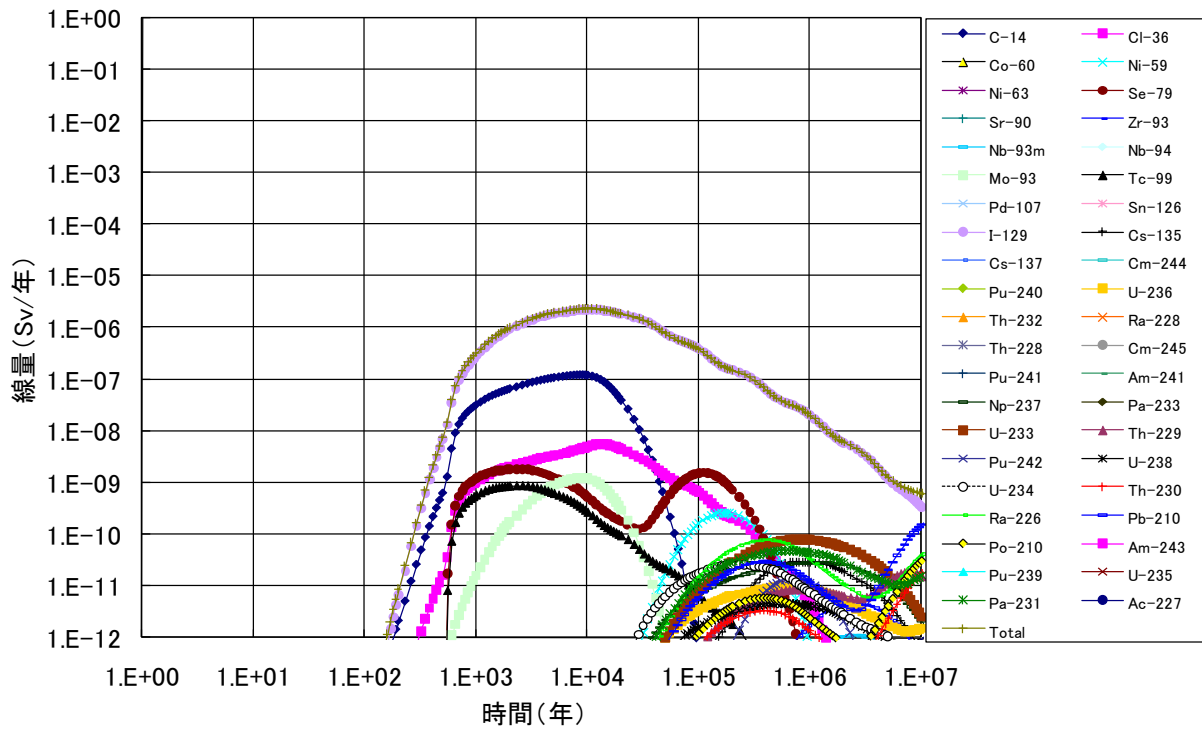


図 8.4.4-4 レファレンスケースの評価結果 (グループ3に500年の閉じ込め容器採用:核種ごと)

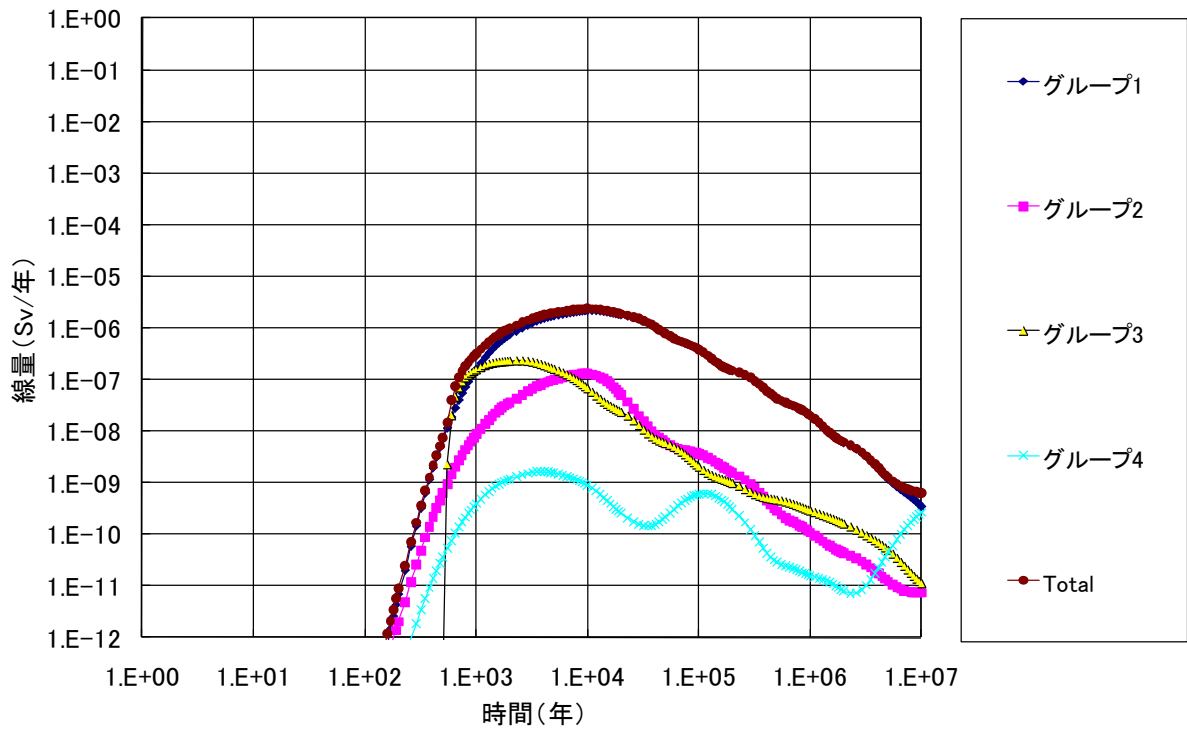


図 8.4.4-5 レファレンスケースの評価結果
(グループ3に500年の閉じ込め容器採用:グループごと)

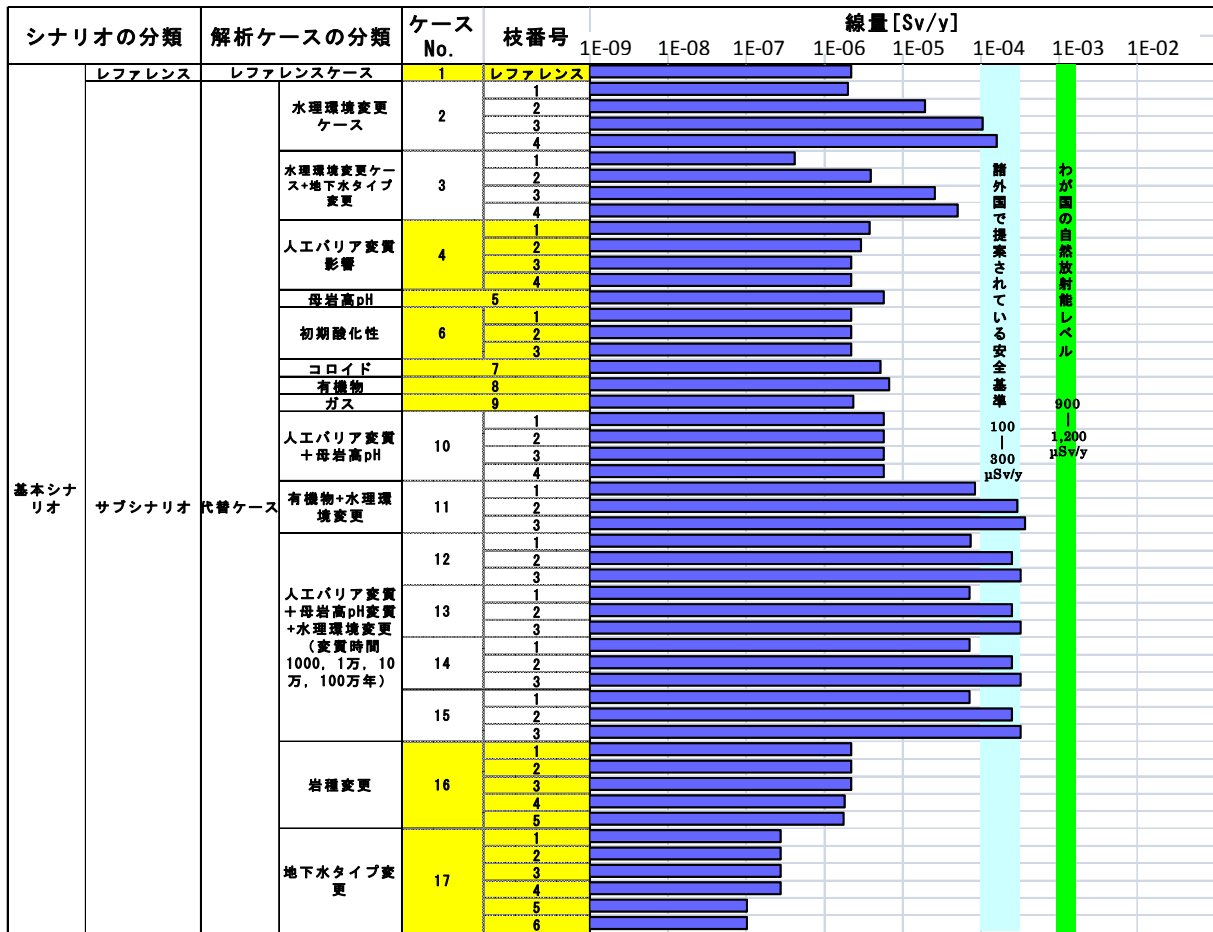
(2) システム総合安全評価

幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の程度を確認することを目的とした安全評価を行うために、8.4.2 項の表 8.4.2-1 で示した解析ケースに対する評価を行った。

(i) 基本シナリオ：サブシナリオ

サブシナリオの解析ケースである代替ケースは、セメント変質の影響、処分場閉鎖後初期の過渡変遷、コロイド、有機物、ガス影響など、処分システムの安全機能に影響を与える可能性のある FEP を含むものとして、8.4.2 項のシナリオ構築において抽出された解析ケースである。この代替ケースの中で、水理環境変更ケースや複合変質影響ケース（人工バリア変質&高 pH による母岩変質ケース）、天然有機物影響&水理環境変更ケース、複合変質影響&水理環境変更ケースは、想定される事象の組み合わせやサイト条件を考慮したもので、選ばれるサイトによっては、レファレンスとなる可能性のある条件を含むケースである。ここで、8.4.3 項で記述したように、今回の評価では、水理環境変更ケースにおいては、レファレンスケースで採用した周辺岩盤の水理モデルと異なる水理モデルを採用していることに留意する必要がある。代替ケースの結果を図 8.4.4-6（全線量）に示す。また、付録 8-7 にケースごとの線量をグループごとに棒グラフで比較した結果を示す。

図 8.4.4-6 から、第 2 次 TRU レポートで実施した解析ケースと同じ解析ケースの結果（黄色のハッチング、表 8.4.2-1 参照）は、諸外国で採用されている安全基準（ $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ ）を十分下回る低い結果となっていることが分かる。一方、幅広い地質環境における処分システムの頑健性の程度を確認するために設定した水理環境の変更（ケース No.2）や水理環境の変更とほかの擾乱因子の組み合わせたケース（地下水タイプ変更&水理環境変更ケースと有機物影響&水理環境変更ケース（ケース No.11）、複合変質影響&水理環境変更ケース（ケース No.12~15））の結果は、諸外国で採用されている安全基準（ $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ ）を超える結果を示した。



第2次TRUレポートで実施した解析ケース

図 8.4.4-6 基本シナリオのサブシナリオに含まれる代替ケースの解析結果（全線量）

表 8.4.4-1 に、代替ケースの線量を支配する核種をケースごと、グループ別にまとめて示す表 8.4.4-1 から、ケース No. 11~15 の結果を支配する核種が I-129 であることが分かる。

今回設定した基本シナリオの線量を支配する核種は I-129 と C-14 であった。そのため、処分システムの頑健性を確保、向上させるためには、これらの核種による線量を抑制する必要がある。

表 8.4.4-1 代替シナリオの支配核種

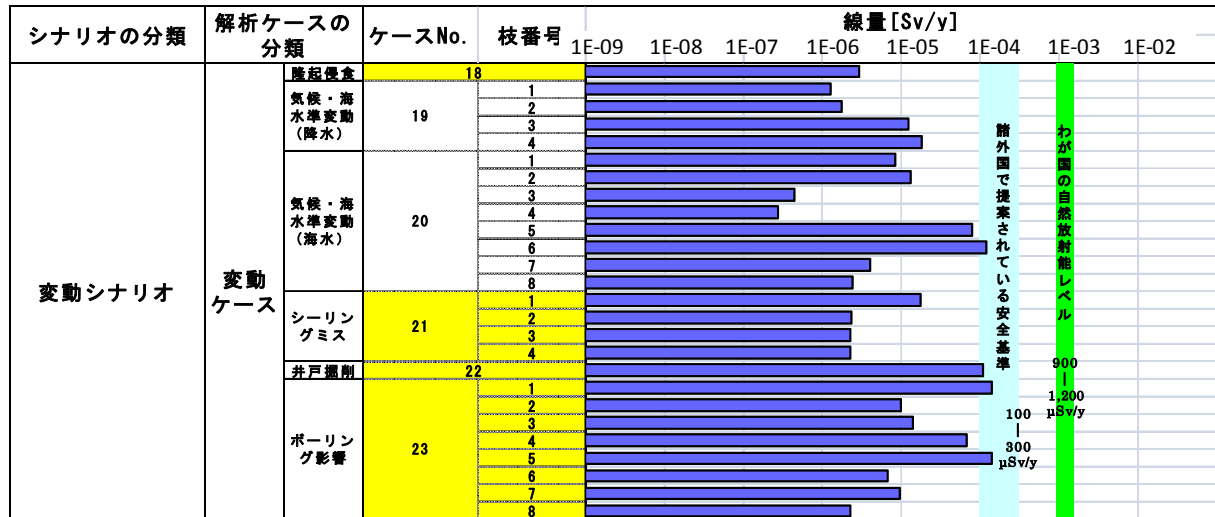
シナリオの分類	解析ケースの分類	解析ケースの詳細分類	ケース No.	合計		グループ1		グループ2		グループ3		グループ4			
				主要核種		主要核種		主要核種		主要核種		主要核種			
基本シナリオ	レファレンスシナリオ	レファレンスケース		1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		
		水環境変異ケース	TRU2からの水理モデルの変更	2-1	I-129		I-129		I-129		I-129		I-129		
	2-2			I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
	2-3			I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
	2-4			I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
	TRU2からの水理モデルの変更, 地下水タイプ変更		3-1	I-129	C-14	I-129		C-14		C-14		C-14		C-14	
			3-2	I-129	C-14	I-129		C-14		C-14		C-14		C-14	
			3-3	I-129	C-14	I-129		C-14		C-14		C-14		C-14	
			3-4	I-129	C-14	I-129		C-14		C-14		C-14		C-14	
			4-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14	I-129		
			4-2	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
	4-3	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14					
	4-4	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14					
	5	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79					
	初期酸性化影響ケース	酸性化環境継続時間の変更	6-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
			6-2	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
	コロイド影響ケース	天然有機物影響ケース	6-3	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
			7	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
	8	I-129		I-129		C-14	Se-79	I-129	C-14	Se-79					
	9	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14					
	人工バリア変質 & 高pHによる母岩変質ケース	緩衝材の止水性喪失時間変更	10-1	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
			10-2	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
			10-3	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
			10-4	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
	天然有機物影響ケース	水理モデル変更	11-1	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
			11-2	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
	人工バリア変質, 高pHによる母岩変質, 水理モデル変更ケース	緩衝材の止水性喪失時間変更, 水理モデル変更	11-3	I-129		I-129		C-14		I-129		Se-79			
			12-1	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			12-2	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			12-3	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			13-1	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			13-2	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			13-3	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			14-1	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			14-2	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			14-3	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			15-1	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			15-2	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			15-3	I-129		I-129		C-14		I-129		C-14			
			地質環境変異ケース	岩種変更	16-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14	
					16-2	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79	
	16-3	I-129				I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
	16-4	I-129				I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79			
	16-5	I-129				I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79			
	地下水タイプ変更	17-1		C-14	I-129	I-129		C-14		C-14	I-129	Ra-226			
		17-2		C-14	I-129	I-129		C-14		C-14	I-129	Ra-226			
		17-3		C-14	I-129	I-129		C-14		C-14	I-129	Ra-226			
17-4		C-14		I-129	I-129		C-14		C-14	I-129	Ra-226				
17-5		C-14		I-129	I-129		C-14		Ra-226	Np-237	Ra-226				
17-6	C-14	I-129	I-129		C-14		Ra-226	Np-237	Ra-226						

(ii) 変動シナリオ/接近シナリオ

変動シナリオでは、天然現象による影響として、隆起・侵食により処分深度が減少する影響（ケース No.18）、気候・海水準変動により、地下水流速や生物圏が変化する影響（ケース No.19, 20）、さらには、人間の活動に関連する影響として、坑道のシーリングの不具合の影響（ケース No.21）、深井戸の掘削（ケース No.22）、ボーリングにより核種移行経路に擾乱を与える影響（ケース No.23）が設定されている。

接近シナリオでは、リスク論的な評価の対象として、隆起・侵食により処分場が地表環境に直接影響を与えるケース（ケース No.24）、ボーリングコア観察ケース（深部ボーリングの偶発的な処分場貫通を想定するケース：ケース No.25）が設定されている。このリスク論的な評価は第2次 TRU レポートに準拠したものである。

変動シナリオ／接近シナリオに含まれる各解析ケースのうち、リスクで結果を表している隆起・侵食ケースおよびボーリングコア観察ケース以外の結果を図 8.4.4-7 (全線量) に示す。また、接近シナリオに含まれる隆起・侵食ケースおよびボーリングコア観察ケースの結果の詳細を付録 8-8 に示す。



第2次TRUレポートで実施した解析ケース

図 8.4.4-7 変動シナリオに含まれる解析ケースの結果 (全線量)

図 8.4.4-7 で示したケースの中で、諸外国において採用されている安全基準 (100~300 μSv/y) に相当する線量を与えるケースは、気候・海水準変動ケース (ケース No. 20-6) であり、沿岸立地で河川水とツンドラ気候を組合せたケースである。表 8.4.4-2 に変動ケースの線量を支配する核種をケースごと、グループ別にまとめて示す。表 8.4.4-2 より、これらの線量を支配するのは I-129 であることが分かる。

表 8.4.4-2 変動シナリオの支配核種

シナリオの種類	解析ケースの種類	解析ケースの詳細分類	ケース No.	合計							
				主要核種	グループ1	グループ2	グループ3	グループ4			
変動シナリオ	変動ケース	隆起・浸食ケース	18	I-129	I-129	Pa-231	Np-237	I-129	Pa-231	U-233	
			19-1	I-129	I-129	I-129	Cl-36	I-129	I-129	I-129	I-129
			19-2	I-129	I-129	Cl-36	I-129	I-129	C-14	I-129	I-129
			19-3	I-129	I-129	C-14	I-129	I-129	C-14	C-14	I-129
			19-4	I-129	I-129	C-14	I-129	I-129	C-14	C-14	I-129
			20-1	I-129	I-129	C-14	I-129	I-129	C-14	C-14	I-129
			20-2	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	I-129
			20-3	C-14	I-129	I-129	C-14	C-14	I-129	C-14	I-129
			20-4	C-14	I-129	I-129	C-14	C-14	C-14	C-14	I-129
			20-5	I-129	I-129	I-129	C-14	I-129	I-129	C-14	I-129
		20-6	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	C-14	
		20-7	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	I-129	C-14	C-14	
		20-8	C-14	I-129	I-129	C-14	C-14	C-14	C-14	I-129	
		21-1	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	C-14	C-14	
		21-2	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	C-14	C-14	
		21-3	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	C-14	C-14	
		21-4	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	Cs-137	
		22	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	
		23-1	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14	
		23-2	Sr-90	C-14	I-129	Sr-90	C-14	I-129	C-14	C-14	
	23-3	Am-241	I-129	I-129	C-14	Am-241	I-129	C-14	C-14		
	23-4	Sr-90	Am-241	I-129	C-14	I-129	C-14	Sr-90	Am-241		
	23-5	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14		
	23-6	Tc-99	C-14	I-129	Tc-99	C-14	I-129	C-14	C-14		
23-7	I-129	Pu-240	I-129	C-14	I-129	Pu-240	C-14	C-14			
23-8	I-129	I-129	C-14	I-129	C-14	I-129	C-14	C-14			
接近シナリオ	接近ケース	隆起浸食ケース	24								
		ボーリングコア観察ケース	25								

一方、更新された核種量が用いられた接近シナリオの評価においては、第2次 TRU レポートの結果と同様の結果となり、隆起・侵食に伴う処分施設の地表曝露の影響については、露呈した処分場の削剥では、ウラン鉱床のような天然起源の岩盤の削剥に比し U-238 換算のフラックスは小さく、より影響が小さいことが示された（付録 8-8 参照）。

また、ボーリングによる偶発的な処分場貫通の影響については、300 年程度の制度的管理が適切に行われるとすれば、算出されたリスクは諸外国の安全基準の目安となっている 10^{-5} ～ 10^{-6} Sv/y（例えば、ICRP, 1985）を下回ることが示された（付録 8-8 参照）。

これらのシナリオを含む天然事象が関連するシナリオについては、今後、高レベル放射性廃棄物の処分における評価との整合を図りつつ、詳細に実施していく予定である。

第2次 TRU レポートや 8.3 節の感度解析の結果および上述の結果からも示唆されているように、地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全性に対しては周辺岩盤の水理パラメータがもっとも大きな影響を与えるパラメータとなっている。既存の評価や本検討の結果が示したように、基本シナリオだけでなく、変動シナリオにおいても、線量を支配する主要な核種は I-129 と C-14 であった。このため、幅広い地質環境条件に対して処分システムの頑健性を確保、向上させるためには、これらの核種の放出を抑制する何らかの対策が求められる。

なお、高透水場におけるシステムの頑健性の程度に関する検討が、椋木ほか（2007）によって行われている。また、前述のように、安全性と評価の信頼性の向上の観点から、短期の核種の放出に対しても対策を検討する必要がある。8.5 節において、高透水場における検討などを踏まえた処分システムの頑健性向上のための対策とその効果について詳述する。

8.5 高度化対策の抽出と処分システムの頑健性の向上

8.4 節の安全解析において、幅広い地質環境に対する地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性の程度が示された。本節においては、事業化に向けて、地質環境の変化や不均質性に依存する処分環境の擾乱に対して、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムがより安全で実現可能となるための代替的な処分概念を提示するとともに、その効果と実現性に関する見通しを示す。

8.5.1 高度化対策の抽出

8.4.4 項の安全解析で示されたように、地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全性に対して、周辺岩盤の水理条件の変化は顕著な影響を与える。そのため、想定される幅広い水理環境に対して十分な安全性を確保するためには、高度化対策が必要となる。

ここでは、8.3 節や 8.4 節の結果、さらには、第 2 次 TRU レポートや椋木ほか（2007）によって検討された高透水場における処分システムの頑健性に関する検討結果を踏まえ、効果的かつ実現性の高い対応策の組み合わせを検討し、表 8.5.1-1 に示すような対策例を抽出した。

表 8.5.1-1 幅広い地質環境に対する高度化対策の例

対象となる廃棄物グループと核種	対応策	安全性向上の意図
グループ 1 : I-129	代替固化技術による核種の溶出抑制	I-129 の溶出率の抑制
グループ 2 : C-14	容器の閉じ込め性の向上	C-14 の減衰
グループ 3 : I-129	緩衝材の敷設による核種の移行抑制	I-129 の移行抑制
グループ 4 : C-14, Se-79	緩衝材の敷設による核種の移行抑制	C-14, Se-79 の移行抑制
全グループ	短期の核種の放出の抑制	操業安全の確保 処分の信頼性の向上

表 8.5.1-1 に示すような対策例に基づき、本検討においては高度化対策として、研究、開発が進められている代替技術（代替固化処理技術、閉じ込め技術）や緩衝材の敷設による核種の移行遅延機能を取り入れ、処分システムの頑健性が向上することを確認することとした。表 8.5.1-2 に、具体的な高度化対策を示す。

表 8.5.1-2 評価に用いる高度化対策

廃棄物グループ	対策
廃棄体グループ 1	低溶出廃棄体の採用（浸出期間 10 万年）
廃棄体グループ 2	核種閉じ込め容器の採用（核種閉じ込め期間 6 万年）
廃棄体グループ 3	緩衝材（厚さ：1m）の敷設
廃棄体グループ 4	緩衝材（厚さ：1m）の敷設

8.5.2 高度化対策を採用した場合の処分システムの頑健性の向上

本検討では、8.4節の結果に基づき、基本シナリオ（サブシナリオ）に含まれる解析ケースの中から、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に相当する、あるいはそれを上回る線量を与える水理環境変更ケース（ケース No.2, 3）、天然有機物影響&水理環境変更ケース（ケース No.11）、複合変質影響&水理環境変更ケース（ケース No.12, 13, 14, 15）を対象として対策を実施し、頑健性の向上について確認する。

変動シナリオに関しては、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に相当する結果が示された気候・海水準変動（ケース No.19, 20）に対して対策を実施し、頑健性の向上について確認する。

以下、これらのケースを対象として、高度化対策（溶出制限、閉じ込めなど）による処分システムの頑健性の向上を確認するため、高度化対策前のレファレンス設計の結果と高度化対策後の結果を比較する。図 8.5.2-1 に、全線量に対するこれらの比較結果を示す。また、図 8.5.2-2～図 8.5.2-5 に、グループ別の線量の比較結果を示す。また、表 8.5.2-1 に対策実施の対象としたケースの線量を支配する核種をケースごと、グループ別にまとめて示す。

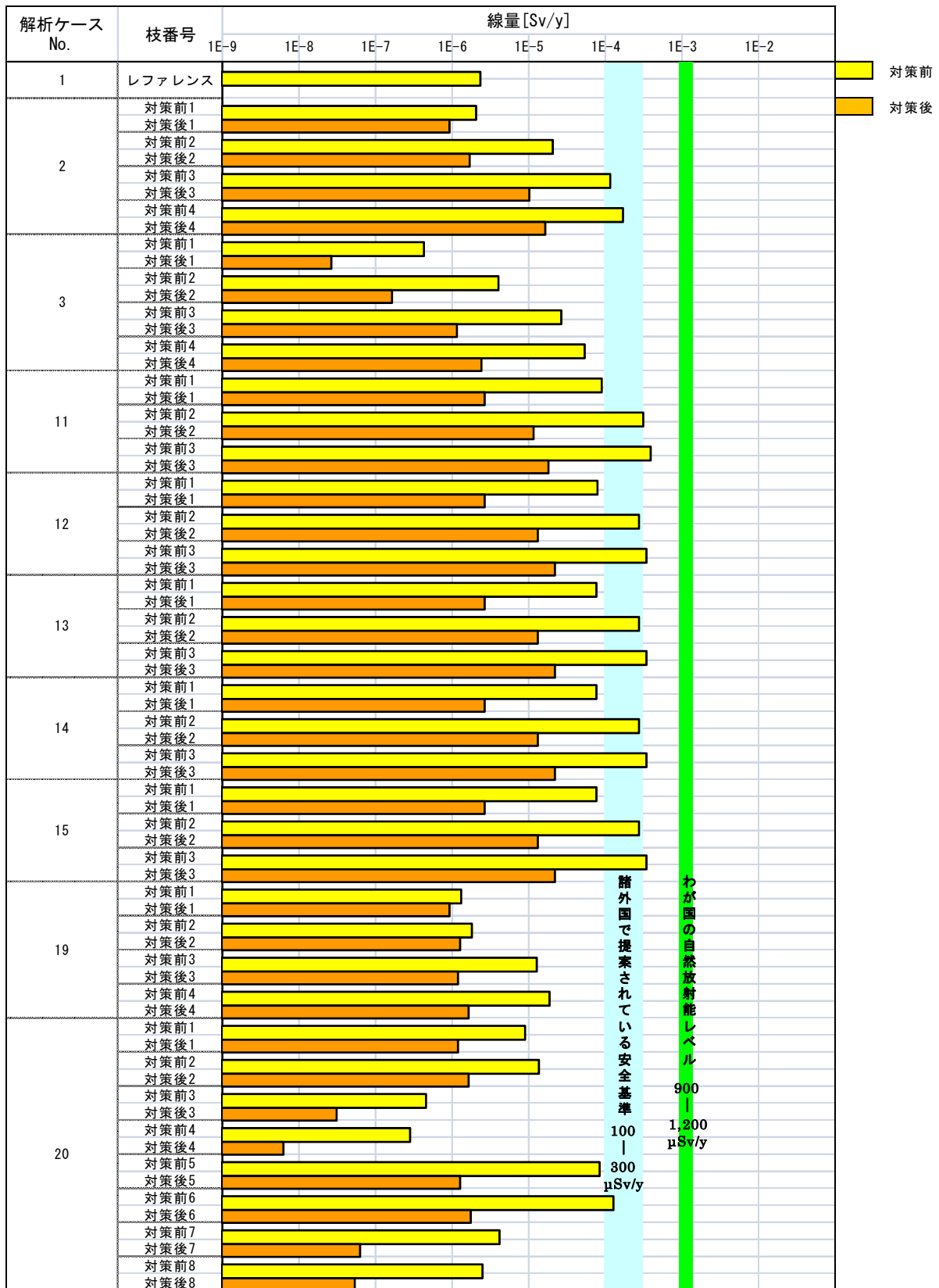


図 8.5.2-1 高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（全線量）

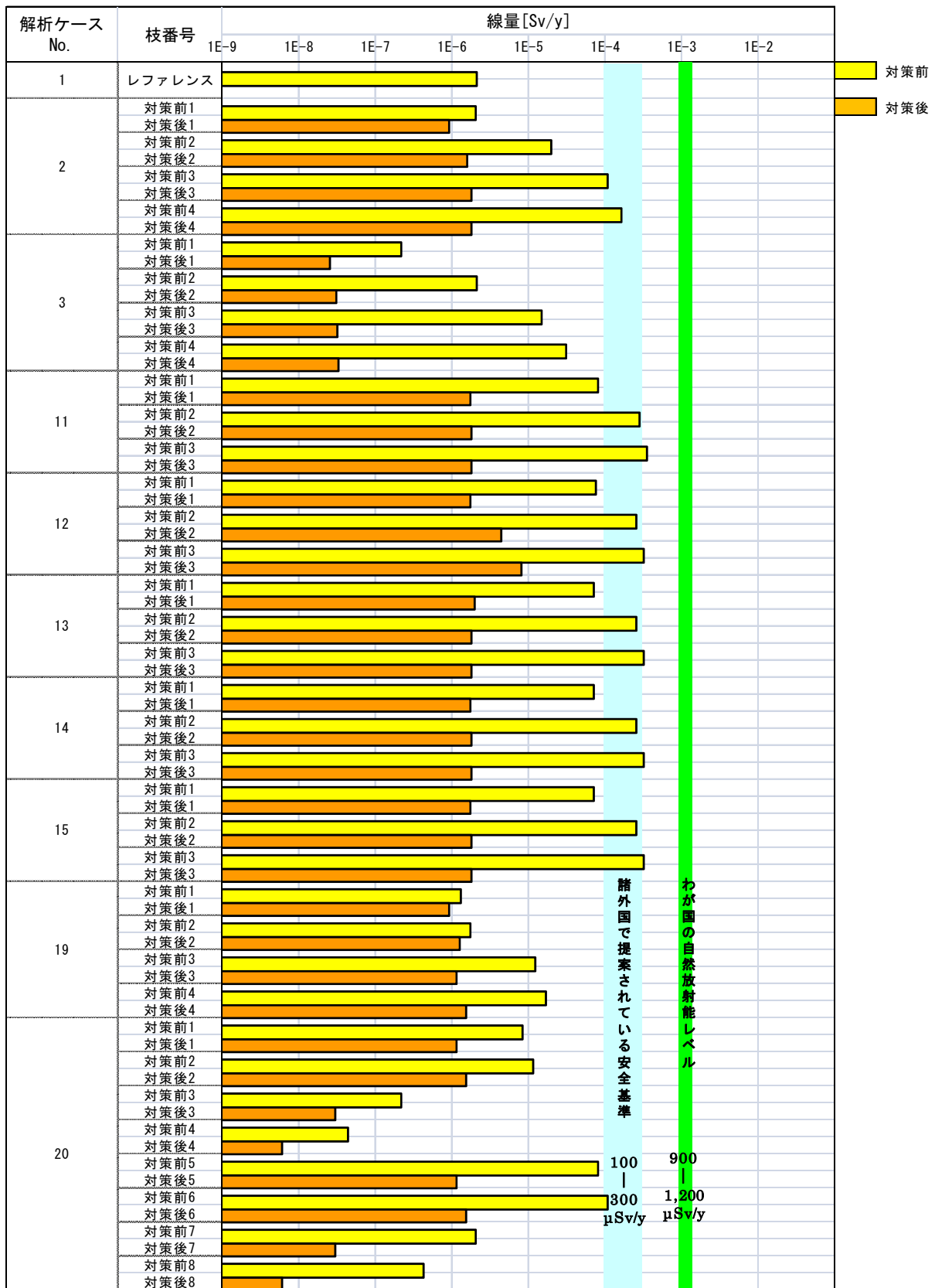


図 8.5.2-2 高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（グループ1）

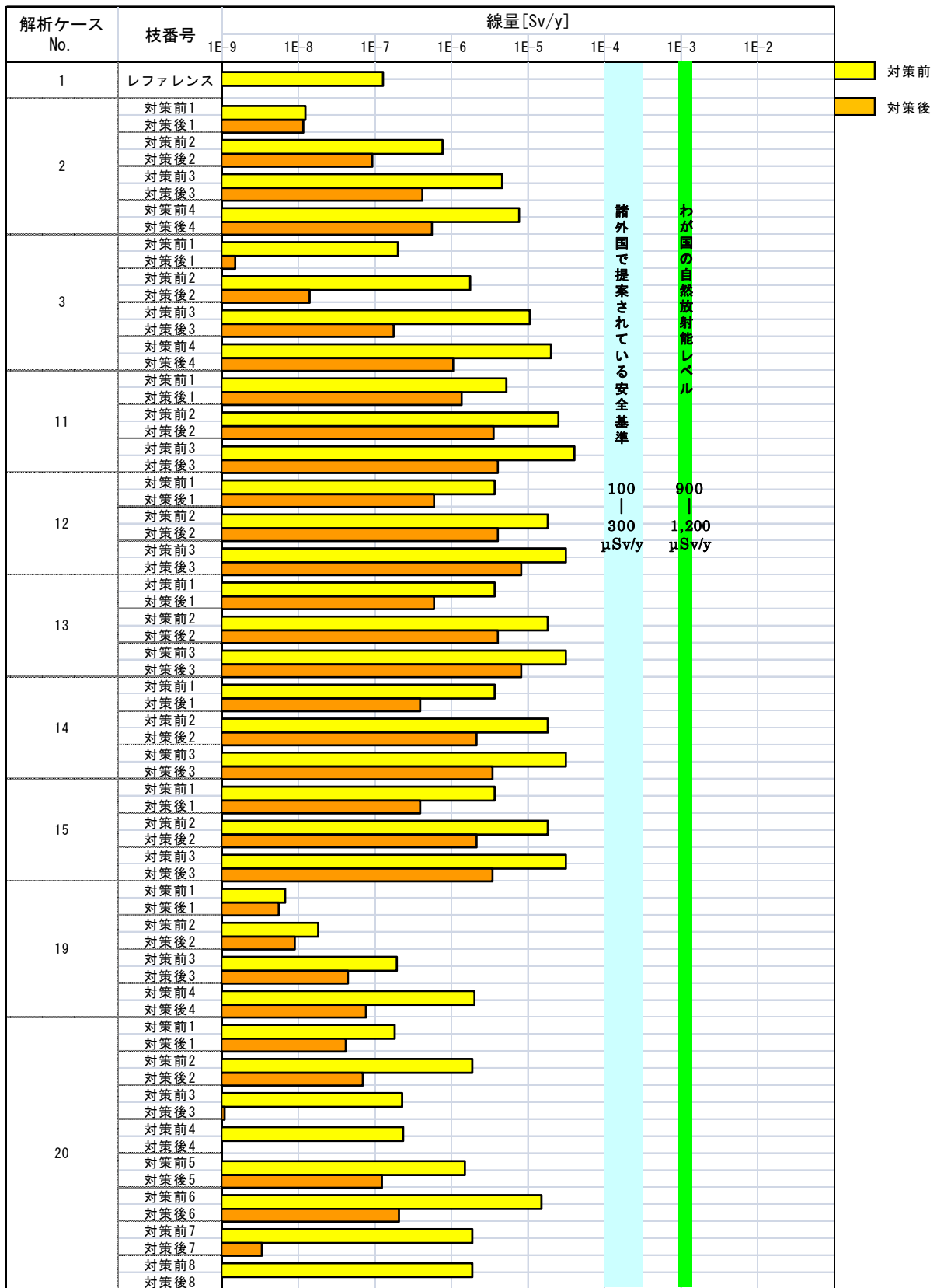


図 8.5.2-3 高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（グループ2）

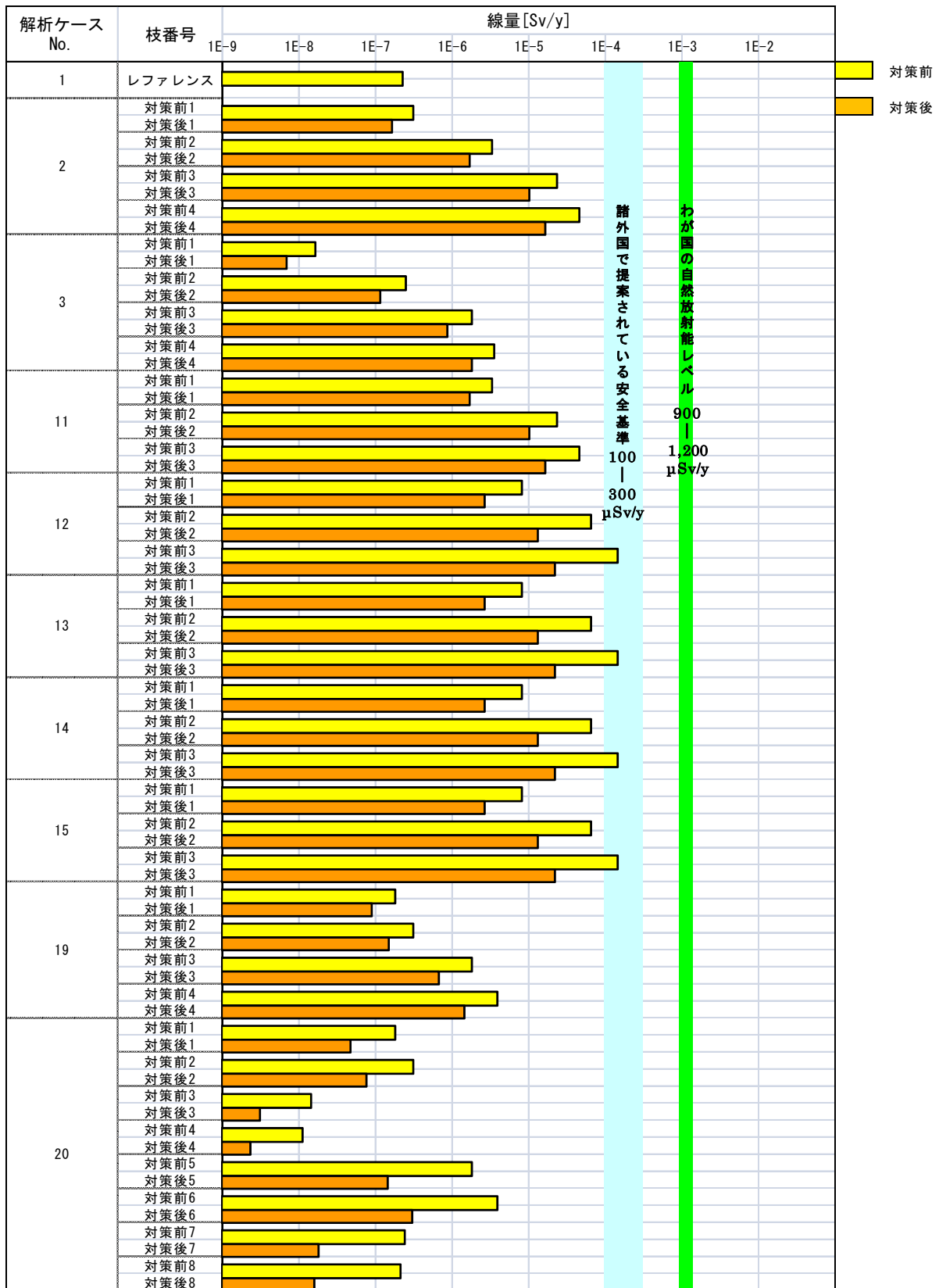


図 8.5.2-4 高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（グループ3）

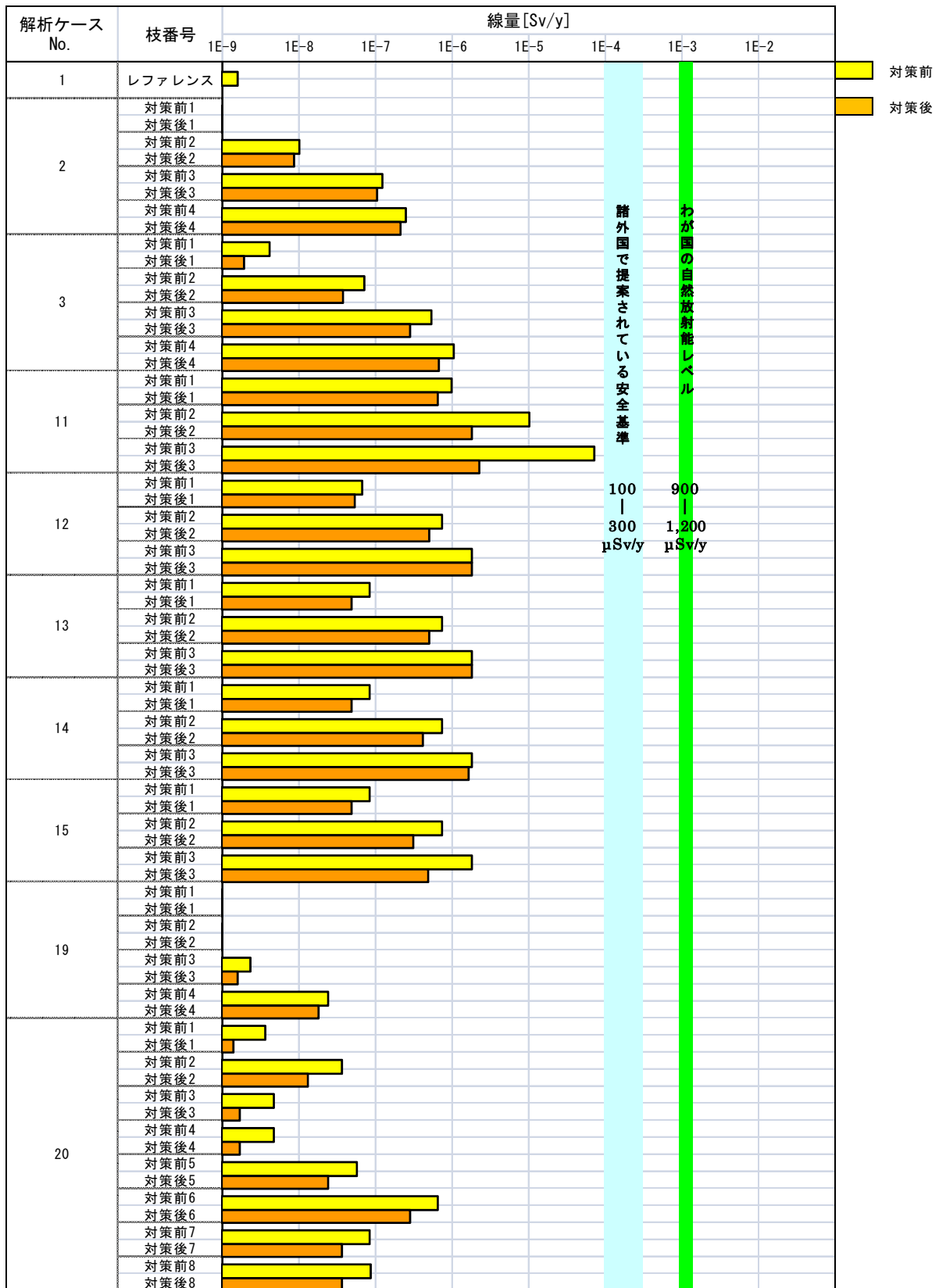


図 8.5.2-5 高度化対策前と高度化対策後の結果の比較（グループ4）

表 8.5.2-1 対策実施対象ケースの線量を支配する核種

シナリオの分類	解析ケースの分類	解析ケースの詳細分類	ケースNo	合計		グループ1		グループ2		グループ3		グループ4			
				主要核種		主要核種		主要核種		主要核種		主要核種			
基本シナリオ	サブシナリオ	レファレンスケース		1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		
		水理環境変更ケース	TRU2からの水理モデルの変更	2-1	I-129		I-129		I-129		I-129		I-129		
				2-2	I-129		I-129		I-129		I-129		I-129		C-14
				2-3	I-129		I-129		I-129		I-129		I-129		C-14
				2-4	I-129		I-129		I-129		I-129		I-129		C-14
				3-1	I-129		I-129		I-129		C-14		C-14		C-14
			TRU2からの水理モデルの変更 地下水タイプ変更	3-2	C-14		I-129		I-129		C-14		C-14		C-14
				3-3	C-14		I-129		Ni-59		C-14		C-14		C-14
				3-4	C-14		I-129		Ni-59		C-14		C-14		Ra-226
				4-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		I-129
				4-2	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		C-14
		人工バリア変質影響ケース	緩衝材の止水性喪失 時間変更		4-3	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14	
			4-4	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		C-14	
			高pHによる母岩変質影響ケース		5	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79	
			初期酸化性影響ケース	酸性環境継続時間の変更		6-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14
		6-2		I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		C-14	
		6-3		I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		C-14	
		コロイド影響ケース		7	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		
		天然有機物影響ケース		8	I-129		I-129		C-14	Se-79	I-129	C-14	Se-79		
		ガス影響ケース		9	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		
		天然有機物影響ケース	水理モデル変更	11-1	I-129		I-129		Se-79		I-129		Se-79		
				11-2	I-129		I-129		Se-79		I-129		Se-79		
				11-3	I-129		I-129		Se-79		I-129		Se-79		
			人工バリア変質、高pHによる母岩変質、水理モデル変更ケース	緩衝材の止水性喪失 時間変更 水理モデル変更	12-1	I-129		I-129		I-129		I-129		C-14	
					12-2	I-129		I-129		I-129		I-129		Se-79	
					12-3	I-129		I-129		I-129		I-129		Pb-210	
					13-1	I-129		I-129		I-129		I-129		C-14	
					13-2	I-129		I-129		I-129		I-129		Pb-210	
					13-3	I-129		I-129		I-129		I-129		Pb-210	
					14-1	I-129		I-129		I-129		I-129		C-14	
		14-2	I-129		I-129		I-129		I-129		Se-79				
		14-3	I-129		I-129		I-129		I-129		Pb-210				
		15-1	I-129		I-129		I-129		I-129		C-14				
		15-2	I-129		I-129		I-129		I-129		Se-79				
		15-3	I-129		I-129		I-129		I-129		Se-79				
		地質環境変更ケース	岩種変更	16-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		
				16-2	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79		
				16-3	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14		
				16-4	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79		
				16-5	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Se-79		
			地下水タイプ変更	17-1	C-14	I-129	I-129	C-14		C-14	I-129	C-14	I-129	Ra-226	
				17-2	C-14	I-129	I-129	C-14		C-14	I-129	C-14	I-129	Ra-226	
				17-3	C-14	I-129	I-129	C-14		C-14	I-129	C-14	I-129	Ra-226	
				17-4	C-14	I-129	I-129	C-14		C-14	I-129	C-14	I-129	Ra-226	
				17-5	C-14	I-129	I-129	C-14		Ra-226	Np-237	Ra-226	Np-237	Ra-226	
		17-6	C-14	I-129	I-129	C-14		Ra-226	Np-237	Ra-226	Np-237	Ra-226			
		隆起・浸食ケース	隆起・浸食ケース		18	I-129		I-129		Pa-231	Np-237	I-129		Pa-231	U-233
			気候・海水準変動ケース	立地場所変更 TRU2からの水理モデルの変更	19-1	I-129		I-129		I-129		I-129		I-129	
					19-2	I-129		I-129		I-129	Cl-36	I-129	C-14	I-129	
					19-3	I-129		I-129		I-129		I-129		C-14	I-129
19-4	I-129				Cl-36	I-129		I-129	Cl-36	I-129	C-14	C-14			
20-1	I-129					I-129		I-129		I-129		C-14	I-129		
20-2	I-129					I-129		I-129	Cl-36	I-129	C-14	C-14			
20-3	I-129					I-129		I-129		C-14	I-129	C-14			
20-4	I-129				C-14	I-129		I-129	C-14	C-14	C-14	C-14			
20-5	I-129					I-129		I-129		I-129		C-14	I-129		
20-6	I-129				Cl-36	I-129		I-129	Cl-36	I-129	C-14	C-14			
20-7	C-14		I-129	I-129		I-129	C-14	C-14	I-129	C-14					
20-8	C-14			I-129		I-129	C-14	C-14	C-14	C-14					
シーリングミスケース	シーリングミスする坑道の変更	21-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14				
		21-2	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14				
		21-3	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14				
		21-4	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	Cs-137				
	井戸掘削影響ケース		22	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
	ボーリング影響ケース	ボーリングの影響する坑道の変更	23-1	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
			23-2	Sr-90	C-14	I-129		Sr-90	C-14	I-129	C-14	C-14			
			23-3	Am-241	I-129	I-129		C-14		Am-241	I-129	C-14			
			23-4	Sr-90	Am-241	I-129		C-14		I-129	C-14	Sr-90	Am-241		
			23-5	I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14			
23-6			Tc-99	C-14	I-129		Tc-99	C-14	I-129	C-14	C-14				
23-7			I-129	Pu-240	I-129		C-14		I-129	Pu-240	C-14				
23-8			I-129		I-129		C-14		I-129	C-14	C-14				
隆起浸食ケース	隆起浸食ケース		24												
	ボーリングコア観察ケース		25												
接近シナリオ	接近ケース	隆起浸食ケース		24											
		ボーリングコア観察ケース		25											

図 8.5.2-1 の結果から、高度化対策採用後の最大線量が、対策を採用しない場合に比べて、1～2桁程度抑制されることが分かる。また、抑制される線量のレベルは、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に比べて、一桁程度低いレベルとなっていることが分かる。

個々のグループに対する対策の効果については、グループ 1 の場合は、図 8.5.2-2 で示したように、対策の採用により、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に比べて、最大線量が一桁以上低いレベルに抑制されることが分かる。

グループ 2 の場合も、図 8.5.2-3 から、対策実施により、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に比べて、最大線量が一桁以上低いレベルに抑制されることが分かる。

グループ 3 の場合は、図 8.5.2-4 に示したように、対策の採用により、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に比べて、最大線量が一桁程度低いレベルとなることが分かる。このことは、高度化対策採用後、地質環境が厳しい条件においては、グループ 3 が全体線量を支配するグループとなることを示すものである。

グループ 4 の場合は、図 8.5.2-5 に示したように、対策実施により、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に比べて、最大線量が一桁以上低いレベルに抑制されることが分かる。

以下、グループごとに高度化対策の必要性、効果についてまとめる。

① グループ 1

本検討の結果、グループ 1 の I-129 については、幅広い地質環境を考慮した代替ケースにおいて諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）を超える線量が発生することが示され、具体的な対策が必要と考えられた。

本検討の結果、10 万年の浸出期間を有する低溶出性の廃棄体の採用により、グループ 1 からの核種放出は地質環境の多様性に依存することなく、諸外国の線量基準（100～300 μ Sv/y）と比べて十分低いレベルに抑制されることが示された。また、グループ 1 の線量を支配する I-129 の感度特性の分析結果からは、充填材の収着分配係数を向上させることで、線量を効果的に低減させることができることも示された。

処分サイトを特定する段階までに、サイト条件に応じて目安線量を満足する処置を施せるようにすることが重要である。そのため、これらの技術の採用については、今後、目安線量などの設定に応じて、より合理的な目標を設定し、現実的な技術を開発するという目標のもと、着実に当該技術を実用化する必要がある。低溶出性の廃棄体に関する技術開発の現状については後述する。

② グループ 2

本検討の結果、グループ 2 の C-14 については、幅広い地質環境を考慮した変動ケースにおいて、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ ）は下回るものの、比較的高い線量が発生する可能性があることが示された。現在、C-14 を確実に崩壊させることを狙いとして、6 万年程度の核種の閉じ込めに関する技術開発が行われている。これらの技術は、短期の核種溶出による影響の抑制にもつながる重要な技術である。

本検討の結果、6 万年の閉じ込め期間を有する廃棄体の採用により、グループ 2 からの核種放出は諸外国の線量基準（ $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ ）と比べて十分低いレベルに抑制されることが示された。また、グループ 2 の線量を支配する C-14 の感度特性の分析結果からは、充填材の収着分配係数を向上させることで、線量を効果的に低減させることができることも示された。

処分サイトを特定する段階までに、サイト条件に応じて目安線量を満足する処置を施せるようにすることが重要である。そのためには、C-14 の核種量をより精度よく求めることとあわせて、今後、目安線量などの設定に応じて、より合理的な目標を設定し、現実的な技術を開発するという目標のもと、着実に上述の技術などを実用化する必要がある。閉じ込め期間を有する廃棄体に関する技術開発の現状については後述する。

③ グループ 3

本検討の結果、グループ 3 の I-129 については、幅広い地質環境を考慮した代替ケースにおいて、諸外国で採用されている安全基準（ $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ ）に相当する線量が発生することが示された。感度解析などの結果から示されているように、グループ 3 の I-129 に関しては、天然バリア中での遅延が期待できないため、移行中の減衰はほとんど見込めない。そのため、I-129 に対する頑健性を向上させるための対策は、人工バリアからの核種放出の抑制となる。現在の知見では、既存の評価におけるパラメータ設定の概念（瞬時溶出、セメント系充填材および周辺岩盤に対する収着分配係数が $0\text{m}^3/\text{kg}$ ：硝酸塩影響を考慮）を更新するだけの知見はない。そのため、I-129 の人工バリアからの放出を抑制するための効果的な手段としては、新たなバリアの敷設、例えば緩衝材の敷設による核種の移行抑制（拡散による移行制限）が考えられた。

本検討では、厚さ 1m の緩衝材を敷設することとし、硝酸塩共存下での緩衝材中の I-129 の拡散係数（ $1.0\times 10^{-10}\text{m}^2/\text{s}$ ：石寺ほか（2009））を使用した解析を実施した。その結果、グループ 3 からの核種放出は諸外国の線量基準（ $100\sim 300\ \mu\text{Sv/y}$ ）と比べて、一桁程度低いレベルに抑制されることが示された。

しかし、硝酸塩環境下での緩衝材の長期安定性については、必ずしも十分に解明されていない。そのため、緩衝材の敷設によりグループ 3 の I-129 の放出を確実に抑制し、安全性を確保するためには、関連する実験などを行うなどして論拠を収集、充実させる必要がある。一方、第 2 次 TRU レポートや地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する国の計画である全体基本計画（資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構、2009）において示されているように、代替技術開発として、廃棄物に含まれる硝酸塩の分解、除去に関する研究開発やアスファルト固化体からの硝酸塩成分の分離に関する研究が進められている。これらの代替技術は、放出率を抑制する技術として期待されている。

今後、目安線量などが設定され、さらなる核種の放出の抑制が必要な場合はもとより、安全性を確実に確保できるように上記の課題などを確実に解決する必要がある。

④ グループ 4

本検討の結果、グループ 4 については、幅広い地質環境を考慮した代替ケースにおいて、諸外国

で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）は下回るものの、比較的高い線量が発生する可能性があることが示された。本検討の結果、厚さ 1m の緩衝材の敷設により、グループ 4 の放出は諸外国の線量基準（100～300 μ Sv/y）と比べて、十分低いレベルに抑制されることが示された。

今回の検討に基づく、高度化対策により効果的に線量を抑制でき、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性を向上させることが可能である。

以下、採用したこれらの高度化対策の実現性の見通しについてまとめる。

8.5.3 高度化対策の実現性の見通し

上述の高度化技術の中で、新たな技術として開発が進められている[①I-129 の溶出抑制機能を有する代替固化技術]、[②C-14 の放出抑制機能を有する長期閉じ込め技術]について、現状と実現性を以下に示す。また、短期の核種の閉じ込め技術の開発についても以下に示す。

(1) I-129 の溶出抑制機能を有する代替固化技術について

地層処分低レベル放射性廃棄物のグループ 1 に含まれる I-129 の放出低減対策についての開発検討は、以下のような経緯で進められた。

平成 10 年に JNC (現 JAEA) における銅マトリクス固化体の開発 (核燃料サイクル開発機構, 1998) に関する成果が公表されたのを機に、平成 12 年に公表された第 1 次 TRU レポートにおいて今後の技術開発課題として示され、I-129 の放出低減対策の重要性が認識された。これらを受け、平成 12 年度より原環センターが、当時国内にあったヨウ素放出抑制に期待できる 7 つの固定化技術を対象とした開発 (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2001), (加藤ほか, 2003) を開始した。これらの検討内容は、2005 年 (平成 17 年) に公表された第 2 次 TRU レポートの第 7 章の「TRU 廃棄物処理処分の代替技術に関する検討」(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005) にまとめられている。原環センターの固定化技術開発では、I-129 の線量低減の観点から、固化体からのヨウ素放出期間を 10 万年以上、固定化処理プロセスにおけるヨウ素回収率を 95%以上とする評価目標が設定された (Nishimura et al., 2007)。平成 18 年度にはこの評価目標に基づいて、技術評価 (固化体性能の詳細評価およびプロセスの成立性) (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2007) が行われ、現在の開発対象となっている岩石固化技術、BPI ガラス固化技術、セメント固化技術の三つの技術が絞り込まれた。表 8.5.3-1 に三つに絞り込まれた固定化技術の概要をまとめる。

それぞれの固化技術は、小型固化体を用いた短期のヨウ素浸出データや小規模装置によるヨウ素回収試験の段階にあり、これまで、10 万年以上のヨウ素放出期間を達成可能とする環境条件の把握や、95%以上のヨウ素回収率を得る技術に関するデータの収集が行われ、小型固化体を対象とした廃棄体の技術開発段階では目標達成の見通しが得られている。

表 8.5.3-1 三つに絞り込まれた固定化技術の概要

固化体名	ヨウ素固定化概略図	溶液種	pH (括弧内はモデル適用範囲)	ヨウ素放出		モデル化	放出期間 (y) ^{*1)}	最大被ばく線量 (Sv/y) ^{*1),*}	固化処理プロセス: ヨウ素回収率(%)	
				メカニズム把握	長期安定性の理解				AgI分離等	固化
岩石固化体		降水系	12.5 (10~12.5)	○	△	○ (拡散)	>1E+7 (1E+6)	7.2E-8 (7.2E-7)	>99	100
		降水系	10 (8~10)	○	△	△ (拡散+マトリクス溶解)	5.5E+4	1.1E-6		
BPIガラス固化体		降水系	11 (11)	△/○ ^{*2)}	×/△	△ (浸出率)	>1E+7 ^{*4)}	5.8E-10	>99	>90 (机上検討により97.8%を確認)
		降水系	9 (9)	△/○ ^{*2)}	×/△	△ (浸出率)	2E+6 ^{*4)} (2E+5)	5.5E-8 (3.9E-7)		
		海水系	9 (8~9)	○	△	○ (浸出率)	3.7E+5 ^{*4)}	2.4E-7		
セメント固化体		降水系	12.5	△	△	△/○ (分配)	3.6E+5	7.2E-8	>99	>99%
		海水系	12.5	△	△	△/○ (分配)	1.7E+5	1.3E-7		

- * 1) 岩石、BPIガラスの括弧内の数値は実規模サイズに対し表面積10倍を想定した値
- * 2) 共存イオン(還元性物質等)と表面層(ヨウ素固定化鉱物)との反応に関する理解を深める必要がある
- * 3) 第2次TRUレポートレファレンスケースのI-129の最大線量は2E-6(Sv/y)
- * 4) 現行はヨウ素の浸出量の経時変化を対数式で回帰し浸出率を算出。一般に適用される線形で回帰した場合と比較して、ヨウ素放出期間は海水系で約2桁、降水系のpH9で約2桁及び降水系のpH11では約3桁長くなっている

【凡例】
ヨウ素放出機構の理解レベル
○ ← △ → ×
(高い) (まあまあ) (低い)

(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010e より引用)

現在、上記の三つの固化体を対象として、廃棄体性能に関する信頼性を向上させるため、ヨウ素放出挙動に関する素過程の解明、それに基づくヨウ素の放出モデルの構築や処理プロセスの成り立ちに関する検討が進められている。

岩石固化技術では、最も重要な素過程としてマトリクス溶解が推定されている(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010a)。今後、ヨウ素放出挙動評価モデルに関する詳細な検討が予定されている。

岩石固化体作成の処理プロセスの成り立ちに関しては、その処理プロセスフロー(図 8.5.3-1 参照)に従い、HIP 処理によるカプセル容器の健全性が確認される一方で、加熱処理段階におけるヨウ素の揮発が確認され(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2009a)、その低減対策が講じられている。今後、プロセスの成り立ちを確認するため、再回収を含めたヨウ素の揮発対策を確立する予定である。

BPI ガラス固化技術では、固化体の長期性能評価として、多様な環境条件下で浸漬試験が行われ(Mukunoki et al., 2007)、ガラスの表面変質層の分析と合わせて、ガラスマトリクスの溶解とヨウ素放出が調和的な場合と非調和的な場合の条件が把握された(Mukunoki et al., 2009)、(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010b)、(表 8.5.3-2 参照)。今後は、ガラスの変質挙動の詳細検討およびヨウ素の放出モデルの構築が予定されている。

BPI ガラス固化の処理プロセスの成り立ちに関しては、小型のガラス溶融装置が作製され、0.5L サイズの BPI ガラスを用いた運転条件の検討や密度やヨウ素含有率などから、その均質性が確認された。今後は、パイロット設備による検討として、2.5L 規模の溶融装置の作製、試運転が予定されている。

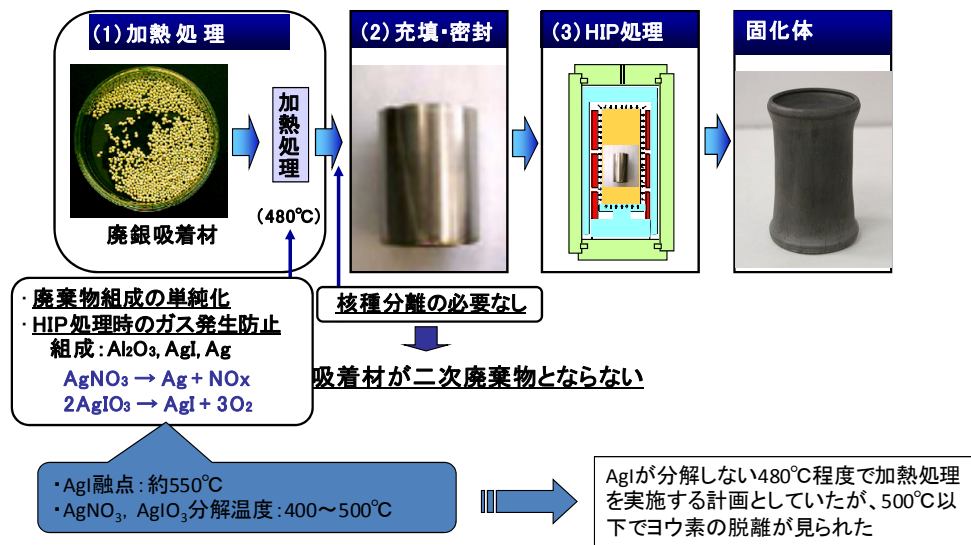


図 8.5.3-1 岩石固化体作成の処理プロセスフロー
 (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010f)

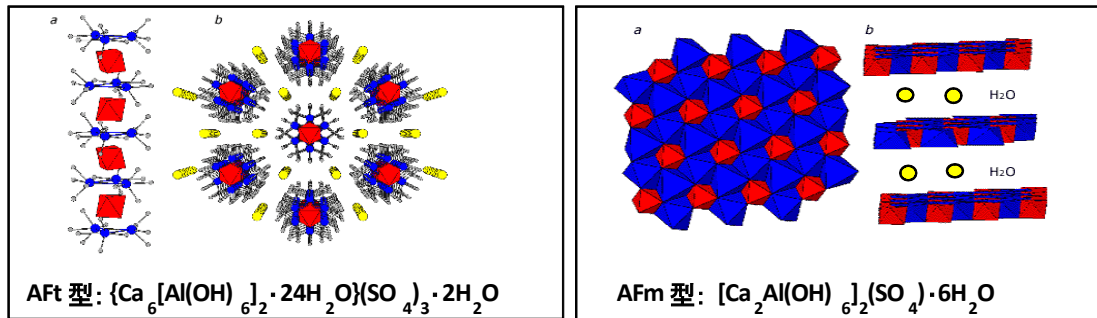
表 8.5.3-2 ヨウ素溶出の概念モデル

(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010b)

	溶出メカニズム1	溶出メカニズム2
基本的な特徴	ホウ素との調和溶解 NL _A ≒ NL _B	ホウ素との非調和溶解 NL _A << NL _B
同メカニズムが出現する主な溶液条件	ペントナイト平衡水 模擬海水	Ca(OH) ₂ 溶液
表面変質の模式図		
ヨウ素溶出の律速機構	ホウ素に代表されるガラスマトリクスの溶解速度 (拡散律速となる可能性あり)	析出層による保持

セメント固化技術は、セメント中でヨウ素を含有する鉱物としてエトリンサイト (AFt) やモノサルフェート (AFm) が想定され、それらの SO₄²⁻を IO₃⁻によって置換することでヨウ素を固定する (図 8.5.3-2 参照) 技術である。固定されたヨウ素は固相中では IO₃⁻の形態で安定に存在することおよび放出時の化学形態が IO₃⁻であることが確認されている。ヨウ素の放出はこれらヨウ素酸型の AFt および AFm の溶解や変質 (鉱物変遷) によって生じるものとしてモデル化されており、このモデルについては地球化学計算の結果と液交換試験の結果との比較により検証が行われている (原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010c)。今後、液交換試験の結果をモデル評価に取り込むことによるモデルの確認と高度化が予定されている。

セメント固化の処理プロセスの成立性に関しては、廃銀吸着剤から脱離させたヨウ素をヨウ素酸の化学形態でセメント混練水に供給するための、オゾンによるヨウ素の酸化処理プロセスの成立性が検討されている。パイロット規模の装置を作製（原子力環境整備促進・資金管理センター，2009b）して実施された実験の結果，オゾン供給量やヨウ素濃度，硫黄の濃度の影響が評価され，適切な運転管理によりヨウ素酸への転換率がほぼ 100%となる見込みが得られている。今後は，ヨウ素酸化処理プロセスの成立性を確立するため，試験装置へのヨウ素の付着率を測定して物質収支を確認することが予定されている。



● : SO_4^{2-} 赤:水酸化アルミニウム, 青:カルシウム(水酸化カルシウム)

SO_4^{2-} は CO_3^{2-} , NO_3^- による置換が知られている。

図 8.5.3-2 セメント固化体中の IO_3^- 存在状態の想定図
(原子力環境整備促進・資金管理センター，2010c)

以上，実験室規模で行われているこれまでの評価検討結果からは，廃棄体の特性把握や廃棄体製造に関して，当初設定した目標を達成できる見通しがあることが示された。現在進められている検討は，廃棄体性能の把握や廃棄体化技術の成立性に関するものである。

I-129 を多量に含むグループ 1 に対する現在の知見や不確実性に関連して，地質環境が好ましくない条件においては，これらの技術を採用することは，処分システムの頑健性やその信頼性を向上させるために必要不可欠であると言える。

これらの技術開発の内容や進捗状況から判断し当該技術が実用化は可能であると考え。そのため，NUMO では，幅広い地質環境に対応するために I-129 を多量に含むグループ 1 に対する頑健性を確保する最も効果的で現実的な対策として，I-129 の溶出抑制機能を有する代替固化技術をオプションとして採用し，処分システムの頑健性の向上を図ることとする。今後は関係機関と協力して技術の実用化を目指し，選定される処分サイトの特性やこれらの技術開発の進展に基づいて当該技術の採用について最終的に判断することとする。

(2) C-14 の長期閉じ込め容器について

平成 12 年に公表された第 1 次 TRU レポートの検討過程において，地層処分低レベル放射性廃棄物のグループ 2 に含まれる有機形態の C-14 は，グループ 1 に含まれる I-129 に次いで線量への影響が大きく，処分システムの安全確保において重要な核種であることが認識された。これは，天然バ

リアおよび人工バリア材への収着がほとんど見込まれないためである。そのため、平成10年度に通商産業省（現経済産業省）の公募に基づいて開始された原環センターの廃棄体開発プログラム（原子力環境整備促進・資金管理センター，1999）を利用して、C-14を長期にわたって容器内に閉じ込めることを目標とした廃棄体容器の開発を行う必要性が提示された。これを受け、原環センターは、平成11年度より廃棄物に含まれる放射性核種を長期間容器内に保持する廃棄体容器の開発を開始した。

原環センターでは、C-14を長期にわたって容器内に閉じ込める技術の開発目標として、閉じ込め機能維持時間を6万年と設定した。これは、この期間がC-14の半減期の10倍に相当し、この閉じ込めにより、グループ2のC-14の核種量が1/1000に低減するためである（原子力環境整備促進・資金管理センター，2000）。この開発目標については、容器の維持期間をパラメータとした解析などにより妥当性が示されている（Owada et al., 2005）。この開発目標に基づいて、高強度高緻密コンクリートを用いたコンクリート容器（Kawasaki et al., 2005）、（Shibuya et al., 2005）およびチタン合金を用いた金属容器（Jintoku et al., 2005）の2種類の容器の開発が行われ、2005年（平成17年）に公表された第2次TRUレポートの第7章の「TRU廃棄物処理処分の代替技術に関する検討」においてその開発の進捗がまとめられた（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構，2005）。

これまで技術開発により、コンクリート容器および金属容器ともに、長期閉じ込め性に必要な耐久性を有することが示された。また、容器の製作性についても見通しが得られた（Shibuya et al., 2005）。平成17年度以降は、閉じ込め性能に関する信頼性を向上させるため、コンクリートのひび割れの影響や、長期的なコンクリートの劣化が水の浸透挙動に及ぼす影響の評価、チタン合金の腐食に及ぼす加工および溶接の影響などの検討が進められている（原子力環境整備促進・資金管理センター，2010d）。

コンクリート容器については、その長期閉じ込め性を示すために、容器製作時のうち継ぎ目およびひび割れ発生の防止方法が検討され、ひび割れのない一体成形容器の製作方法が開発された（Shibuya et al., 2005：原子力環境整備促進・資金管理センター，2006）、（図8.5.3-3参照）。仏国ANDRAではこの手法をもとに実規模大の一体成形容器を製作し（Asano et al., 2006）、すでに平成19年からBureにある実規模展示施設において展示している。

閉じ込め期間を左右するコンクリート容器への水の浸透に関しては、平成21年度まで継続して実施された長期試験により6万年間の浸透深さが最大14cm程度であることが示された（Kawasaki et al., 2005）、（原子力環境整備促進・資金管理センター，2010d）。また、製作時にひび割れが内在した場合でも、そのひび割れが容器の壁厚を貫通しないことが、破壊応力に満たない応力環境下での亀裂進展評価によって示された（原子力環境整備促進・資金管理センター，2010d）、（Nara et al., 2008）。さらに、内在する亀裂に地下水が到達したとしても、その亀裂は2次鉱物の生成によって閉塞する可能性が高いことも示された（林ほか，投稿準備中）。これらの実験事実および長期予測解析の結果、コンクリート容器は6万年の核種保持期間を持ちうると評価された（大和田ほか，2008）。

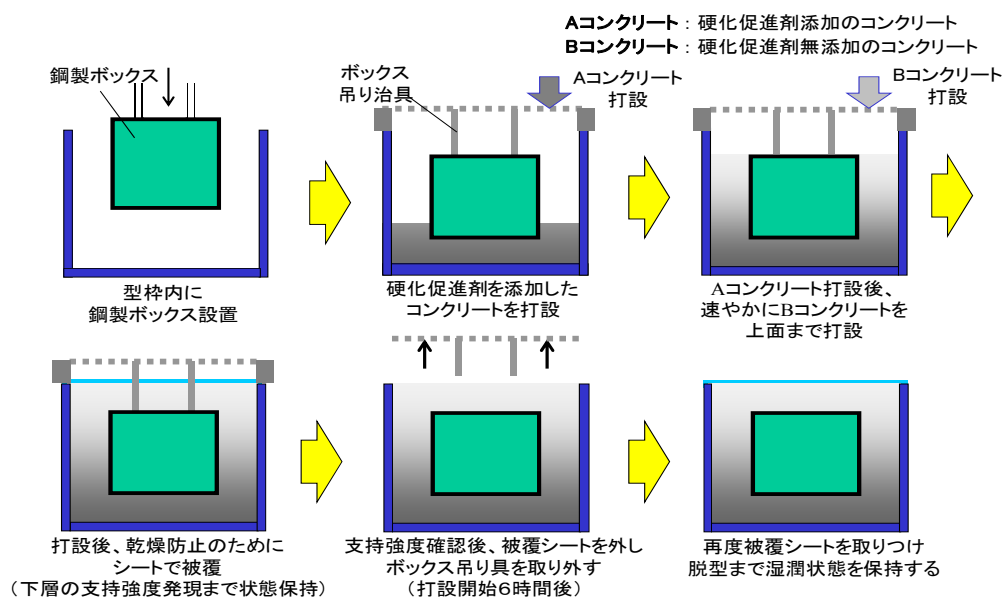


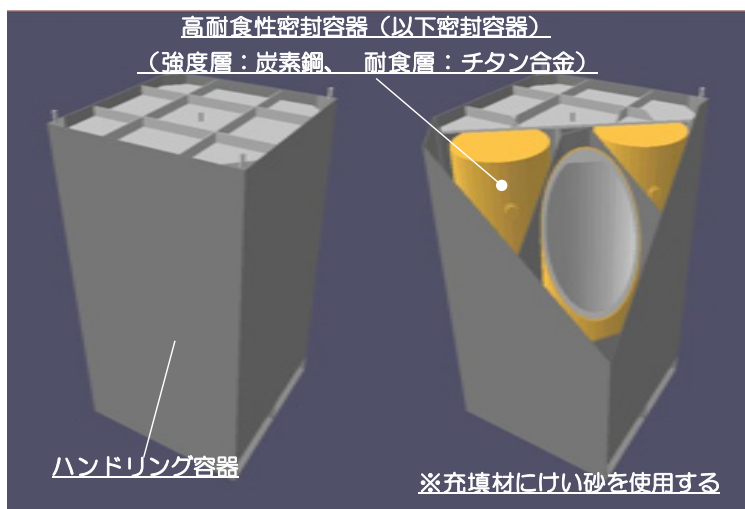
図 8.5.3-3 一体成型容器の製作方法の概念
(原子力環境整備促進・資金管理センター，2006)

現在，コンクリート容器の長期評価の信頼性を向上させるため，長期閉じ込め性評価のための水の浸透挙動とコンクリートの溶脱に伴うカルシウムの放出挙動との連成解析手法の高度化が検討されている（原子力環境整備促進・資金管理センター，2010d）。

金属容器による長期閉じ込めについては，炭素鋼製の強度層とチタン合金製の耐食層を組み合わせた複合材料容器の開発が行われている（図 8.5.3-4 参照）。

この複合材料は，それぞれの材質の特性を利用して，閉じ込め機能を確保するもので，地圧，水圧などの外圧および落下安全性などについては炭素鋼製の強度層で担保し，長期閉じ込め性はチタン合金の耐食層で担保するというものである。この複合材料の製作においては，既存の加工技術および溶接技術に加え，JAEA が実施したチタンオーバーパックの検討成果などが応用されている。

複合材料容器の長期閉じ込め性は，チタン合金の持つ高い耐食性によって担保される（中村ほか，2008）。チタン合金の腐食挙動としては，初期の酸化雰囲気下での脱不動態化とすき間腐食，および閉鎖後の還元雰囲気下での水素吸収による水素化物層の生成と応力腐食割れ（以下，SCC とする）が考えられる。これらの腐食挙動が評価され（原子力環境整備促進・資金管理センター，2005），地層処分低レベル放射性廃棄物の処分環境では脱不動態化が起こらないこと，およびチタン合金にパラジウムを含むことですき間腐食を回避できることが示されている（Jintoku et al., 2005）。また，長期的な腐食挙動に関しては，腐食速度が十分に遅く耐食層が失われないこと，および水素化物層の厚さが SCC を発生させる可能性のある $10\mu\text{m}$ に達しないことが示され（中村ほか，2008），この金属容器は 6 万年の維持期間を有すると評価された。平成 19 年度以降は容器の製作時に想定される溶接および曲げ加工が，チタン合金の耐食性に与える影響について検討が実施されており，これらが容器の維持期間に大きな影響を及ぼさないことが示されつつある（原子力環境整備促進・資金管理センター，2010d）。



基本仕様	
対象廃棄物	ハル・エンドピース 圧縮体キャニスタ
寸法	1,038 × 1,726mm
重量	約6.5Ton
高耐食性密封容器	
寸法	φ490 × 1,496mm
重量	0.55Ton(空重量)
材質	強度層:炭素鋼 耐食層:チタン合金
ハンドリング容器	
寸法	1,038 × 1,726mm
重量	0.62Ton(空重量)
材質	炭素鋼

図 8.5.3-4 長期閉じ込め型金属容器の概念
(原子力環境整備促進・資金管理センター, 2010d)

これらの技術開発の内容や進捗状況から判断し、当該技術が実用化されるものとする。また、地層処分の安全確保の考え方に基づき、地層処分低レベル放射性廃物の処分システムの安全性を確保するためには、短期間の核種の溶出制限が必要となる。現在実施されている核種の閉じ込めパッケージの開発は、その意味でも重要である。NUMO は、幅広い地質環境に対応するために、C-14を含むグループ2に対する頑健性を確保する最も効果的な対策として、C-14の閉じ込め機能を有するこの代替技術をオプションとして採用することとする。また、処分システムの安全性と信頼性を向上させるためにも、本技術の適用に関する検討を進めていく。

今後は関係機関と協力して技術の実用化を目指し、選定される処分サイトの特性やこれらの技術の進展に基づいて、当該技術の採用について最終的に判断することとする。

(3) 短期の核種の閉じ込め技術の開発について

第3章で述べたように、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分概念を、高レベル放射性廃棄物の地層処分の安全確保の考え方に適合させ、安全性に対する信頼を得るためには、幅広い地質環境に対しても処分システムの頑健性が確保されるような概念の採用が重要となる。前述の検討により、グループ1のI-129に対する低溶出廃棄体の採用やグループ2のC-14に対する閉じ込め容器の採用により、地層処分の安全確保の考え方に対する適合性が高まると考える。

一方、安全確保の基本的な考え方には適合しているものの、信頼性の一層の向上の観点から、現状の処分概念を高度化するための検討を以下のように実施している。

「8.4.4 安全評価」の「(1)レファレンスケース」で述べたように、第2次 TRU レポートのグループ3のI-129のレファレンスケースの結果やその解析条件に基づいて実施した本検討のレファレンスケースの結果は、放射線学的影響の観点では無視できるレベルではあるものの、数十年前後で

生物圏環境に核種が到達する結果となった。本検討においては、この状況を改善するため、人工バリアからの核種放出を制限・遅延させることを目的として、緩衝材を敷設する高度化対策を採用し、その効果を検討した。しかし、硝酸塩環境下であるため、天然バリアの収着分配係数は $0\text{m}^3/\text{kg}$ であり、拡散係数も降水系に比べて増大するため、この状況の改善はほとんど認められなかった。

これらの状況を改善し、処分システムの安全性と評価の信頼性を高めるためには、短期の閉じ込め技術の適用を視野に入れた検討が必要である。この技術を合理的に適用し、処分システムの最適化を図るためには、以下の検討が必要と考える。

- ・ 母岩中の水理・核種移行モデルの妥当性の検討
- ・ 海水系および硝酸塩環境下での核種移行の詳細検討（パラメータの整備を含む）
- ・ 坑道の再冠水時間の検討
- ・ 不飽和環境下での核種移行解析の検討
- ・ 脱硝技術の実現性と効果の検討
- ・ グループ分けの見直し（例えば、発熱性の廃棄体と長期閉じ込め容器を採用する廃棄体を同一グループにまとめ、発熱により処分環境に擾乱を与える廃棄物については、その期間の核種の溶出を制限する）
- ・ 廃棄体の発熱の影響を回避するための処分場設計と閉じ込め技術の採用による設計条件の緩和の効果の比較
- ・ 閉じ込め技術の採用により閉じ込められるガスの人工バリア性能への影響の検討

地層処分低レベル放射性廃棄物の大部分はまだ処理されていない廃棄物である。廃棄体の発熱量やガスの発生量の算出には、より詳細な廃棄物の特性などに関する情報が必要となる。そのため、NUMOでは、今後、廃棄物の特性などに関する最新の情報を集積し、上記の課題に取り組み、選定されたサイト条件に対して処分システムの頑健性を確保できる信頼性の高い、合理的な処分概念を構築していく。

8.6 まとめと今後の課題

地層処分事業はサイトの選定、処分場の建設、操業、閉鎖など、段階的に進められるもので、それぞれの段階において実施される安全評価の目的は異なるものと考えられる。安全評価においては、シナリオ構築、モデルの開発と適用、総合評価、信頼性の構築など、一連の検討項目が繰り返し実施され、事業の段階ごとに、個々の評価や全体の評価の内容およびその信頼性が向上していくものとする。また、このような安全評価において重点的に実施する項目も、事業の進展や目的に応じて変化するものと考えられる。

本報告書における安全評価は、幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の確保、向上を目的とするものである。従って、本検討においては、幅広い地質環境に対する処分システムの感度特性（システムの応答の仕組み）や重要因子を理解、把握し、処分システムの頑健性の確保、向上策をより効果的に確実に抽出することに重点を置いた。

このような重点項目は事業の進展に伴い変化するもので、例えば、サイト選定が進み、候補サイトの地質環境が次第に明らかになるような段階においては、今回設定した項目とは異なる項目が重点項目として選定され、それを効果的かつ合理的に達成するための評価が行われるものと考えられる。

以下、感度解析を評価の起点とし、安全評価の一連の手順に沿って実施した本検討の結果をまとめる。

本検討では、感度解析の情報と処分システム内で生起するさまざまな事象やその進展などに関する最新の知見を統合し、重要な事象、状態、影響などとしてまとめた。さらに、それらのシステム全体の中での関連、繋がりなどを整理し、重要なシナリオを抽出した。また、整理された最新の知見などにに基づき、重要なシナリオに沿った評価を行うためのモデルやデータを設定し、安全評価を実施した。この安全評価により、幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の程度が把握、確認された。

感度解析の結果からは、幅広い地質環境に対する処分システムの感度特性や処分システムの頑健性を確保、向上させる上での重要因子として、「緩衝材からの核種放出に影響を与える掘削影響領域の地下水流量にしきい値 (I-129 の場合で第2次 TRU レポートのレファレンス値のおおよそ3桁増) が存在すること」や「拡散支配による核種移行機構を維持すること」などが抽出された。これらの因子に関連する重要な事象、状態、影響などとして、前者に対しては、緩衝材の幾何形状や拡散係数が抽出され、後者については、緩衝材の変質、流出などが挙げられた。緩衝材の流出に関しては、地下水流量の変化に対する緩衝材の安定性に関する知見の整備、見直しにより、上述の地下水流量の変動範囲内（第2次 TRU レポートのレファレンス値のおおよそ3桁増）であれば、緩衝材の流出の懸念は小さいことが示された。そのため、今回の検討においては、緩衝材の流出とそれに関連する事象は、評価の対象とする重要なシナリオから除外された。

今回の検討においては、既存の FEP 辞書などを参照し、処分システム内で生起するさまざまな事象やその進展、事象の発生に関する情報を整理することで重要な事象、状態、影響などを抽出した。

この重要な事象、状態、影響などの抽出においては、体系的な情報整理が可能なPIDや処分システムの時間的な変遷をわかりやすく提示可能なストーリーボードなどを利用することが有用である。これらの方法を用いることにより、現象などの進展などに伴う状態変遷を容易に理解できるようになるとともに、より詳細で網羅的な検討が可能になると考える。

このような情報の整理に基づき、第2次TRUレポートの区分に準じたシナリオ、解析ケースの設定を行った。設定にあたっては、幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の程度を評価するため、水理環境を変更するケースやバリア性能に影響を与える事象の重畳を考慮した解析ケースを追加した。これらの解析ケースに対する安全評価の結果、ケースによっては、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）に相当するような最大線量を示すことがわかった。

これらの評価結果に基づき、処分システムの頑健性の向上を検討すべき解析ケースとそれらの支配核種を把握し、頑健性向上のための高度化対策を設定した。さらに、それらの高度化対策を採用した評価により、処分システムの頑健性の向上に対する効果、課題を確認した。

- ・ グループ1、2に対しては、これまでの研究開発により実現性にある程度の見通しが得られている低溶出廃棄体（I-129）や閉じ込め容器（C-14）を高度化対策として設定した。その結果、グループ1、2の最大線量は、幅広い地質環境においても、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）を十分下回る値となり、これらの対策が処分システムの頑健性を確保、向上させる上で十分な効果を発揮することが示された。これらの高度化対策については、放射性ヨウ素固定化、放射性炭素の閉じ込め技術の信頼性の向上が、全体基本計画（資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構、2009）において基盤研究開発の課題として位置付けられており、関連する研究開発が現在も進められている。I-129の低溶出廃棄体の開発は、廃棄体性能の高度化として廃棄物発生者によって実施されるものであるが、処分事業者としては、今後の研究開発動向に注目し、必要な場合には高度化対策が採用されるように、基盤研究開発の各機関や発生者との協調を進めるものとする。C-14の閉じ込め容器の開発については、基盤研究開発の成果を引き継ぎながら、処分事業者として、必要に応じて高度化対策を採用できるように技術開発を実施していくものとする。
- ・ グループ3については、厚さ1mの緩衝材の敷設を高度化対策として設定した。評価にあたっては、廃棄体に含まれる硝酸塩が及ぼす緩衝材の拡散係数や収着分配係数への影響を考慮した。グループ3に含まれるI-129の最大線量は、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ Sv/y）よりも1桁程度低いレベルに抑えられたが、高度化対策を施したグループ1に代わって、グループ3が地層処分低レベル放射性廃棄物全体の支配核種を与える結果となった。硝酸塩環境下にあるグループ3に緩衝材を敷設し、線量の抑制を図ることに関しては、今後、緩衝材特性や緩衝材の長期的安定性に対する硝酸塩の影響についての詳細な検討が必要であるが、一方、硝酸塩の分解技術の検討も進められている。関連する基盤研究開発の課題（硝酸塩影響などの知見の充実、硝酸塩分離技術、アスファルト分解技術の実現性の確認、成立性の検討）は、全体基本計画に取り込まれ、研究開発が現在も進められているところである。処分事業者としては、今後の研究開発動向に注目し、必要に応じて高度化対策を採用できる

ように、基盤研究開発の各機関や発生者との協調を進めるものとする。

- ・ グループ4についても、厚さ1mの緩衝材の敷設を高度化対策として採用した。この高度化対策により、幅広い地質環境においても、諸外国で採用されている安全基準（100～300 μ ）を十分下回る最大線量となり、処分システムの頑健性を確保、向上させる上で十分な効果を発揮することがわかった。

なお、これらの高度化対策の採用にあたっては、処分場の安全はもとより、処理・処分の経済性にも十分配慮していく必要がある。

本検討においては、見直された廃棄体の特性や処分システム内で生起するさまざまな事象やその進展などに関する最新の知見を感度解析の結果得られる情報と統合し、重要な事象、状態、影響などとしてまとめ、それらに基づく安全評価を実施した。廃棄体の特性やこれらの事象、性能評価などに関する研究開発課題（廃棄体データベース、処理・廃棄体化技術、廃棄体の品質管理/検認技術、核種移行データの取得・整備、セメント変質、アルカリ環境下のベントナイト・岩反応、有機物影響、ガス発生影響、システム性能評価、低アルカリ性セメントなどに関する知見の充実など）も、全体基本計画において基盤研究開発の課題としてまとめられ、関連する研究開発が現在も進められているところである。これらの成果をとりまとめることにより、さらに、知見が拡充することが想定される。

一方、8.4.4節で述べたように、グループ3に含まれる低収着性の長半減期核種は、放射線学的影響の観点からは無視できるレベルではあるものの、数十年前後で生物圏に核種が到達する解析結果となった。これは、保守的な性能評価モデルとして、廃棄体から埋設後瞬時に核種が溶出することや硝酸塩の影響として周辺岩盤の収着分配係数を0 m^3/kg としたことに起因するものであり、現実的には、数十年後に地表に有意な影響を与えるようなシステムとなっているわけではない。それを示すためには、「処分場の環境が定常状態に至るまでの過渡的な環境の変化をより現実的に評価し、その状況に基づいて核種移行解析を行うことにより、地表での核種の影響をより詳細に提示する」あるいは「既存の技術により実現性の見通しが得られている短期間の核種の閉じ込め対策を採用する」などの対策が考えられる。この課題については、今後、新たな廃棄物の特性を考慮した廃棄体グループの最適化、処分場の設計、熱影響、ガス影響、さらには、再冠水までの不飽和期間の扱いなどを総合的に考慮して検討していくこととする。

今回の検討の結果、処分システムの感度特性が把握され、核種放出の仕組みの理解が促進した。また、今回検討した高度化対策を採用することにより、幅広い地質環境を考慮した場合においても、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性が確保されることが示された。今後は、不確実性を有する個々の現象を対象とした基盤研究開発の成果を活用し、設定される安全基準に則して確実に安全性が確保されるように、必要に応じた対策の実現を図り、処分システムの頑健性を確保、向上させることとする。

8.1 参考文献

- 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, 一第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2-2005-02
- 原子力安全委員会 (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
- 原子力安全委員会 (2010) : 余裕深度処分の管理期間終了後についての安全評価に関する考え方
- 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
- 牧野仁史, 川村淳, 若杉圭一郎, 大久保博生, 高瀬博康 (2007) : 高レベル放射性廃棄物地層処分安全評価のシナリオ解析のための計算機支援ツールの開発, 日本原子力研究開発機構, JAEA-Data-Code-2007-005
- OECD/NEA (1991) : Review of Safety Assessment Methods, Disposal of Radioactive Waste, A Report of the Performance Assessment, Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee OECD/Nuclear Energy Agency, Paris, France
- 大井貴夫, 曾根智之, 稲垣学, 三原守弘 (2004) : 包括的感度解析手法を用いた TRU 廃棄物処分の成立条件の抽出について, サイクル機構技報, No.25, JNC TN1340 2004-004, pp.69-84
- Ohi, T., Takase, H., Inagaki, M., Oyamada, K., Sone, T., Mihara, M., Ebashi, T. and Nakajima, K. (2006) : Application of a Comprehensive Sensitivity Analysis Method on the Safety Assessment of TRU Waste Disposal in JAPAN, MRS Volume 985, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXX, pp129-134
- Ohi, T., Mihara, M., Kawamura, M. and Ebashi, T. (2009) : A systematic approach to evaluate the importance of concerns affecting the geological disposal of radioactive wastes, Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 1124, 1124-Q07-17, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXII, pp 407-412
- Wakasugi, K., Ishiguro, K., Koyama, T., Shiratsuchi, H., Yashio, S. and Kawamura, H. (2009) : Developing a methodology for scenario analysis based on understanding of long-term evolution of geological disposal systems, the 33rd International Symposium on the Scientific Basis for Nuclear Waste Management (MRS 2009 meeting), May 24-29, 2009 Saint Petersburg, Russia

8.2 参考文献

- 経済産業省 (2008) : 特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画, 平成20年3月21日, 経済産業省告示第44号
- 総合資源エネルギー調査会 (2006) : 放射性廃棄物小委員会報告書

8.3 参考文献

- 江橋健, 小尾繁, 大井貴夫 (2009) : 高レベル放射性廃棄物地層処分における性能評価パラメータの安全裕度評価方法の例示, 原子力バックエンド研究, Vol.15 No.2, pp99-115
- 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一第2次 TRU 廃棄

- 物処分研究開発取りまとめ一, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2 -2005-02
- 原子力安全委員会 (2007) : 低レベル放射性廃棄物埋設に関する安全規制の基本的考え方 (中間報告)
- 原子力発電環境整備機構・日本原子力研究開発機構 (2011) : 「地層処分低レベル放射性廃棄物の安全評価解析と物量変動の処分場への影響に関する検討・評価」共同研究報告書 (仮題: 準備中)
- IAEA (2004) : Safety Assessment Methodology for Near Surface Disposal Facilities, Results of a co-ordinated research project, Volume 1, Review and enhancement of safety assessment approaches and tool, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, VIENNA
- 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫 (2004) : 圧縮ベントナイト中の C, Cl, I の拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及び NaNO₃ の影響, JNC TN8400 2004-001
- 石原義尚, 石黒勝彦, 梅木博之 (1999) : Se-79 の半減期の長期化による地層処分システム性能評価への影響, JNC TN8400 99-086
- 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一 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ一 総論レポート, JNC TN1400 99-020
- 核燃料サイクル開発機構 (1999b) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性一 地層処分研究開発第 2 次取りまとめ一 分冊 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023
- 大井貴夫, 仲島邦彦 (1997) : 人工バリアからの核種放出に対する溶解度等の影響特性の把握, 動燃技報, No.102, PNC TN1340 97-002 ISSN 0289-6605, p5-p13
- 大井貴夫, 曾根智之, 稲垣学, 三原守弘 (2004) : 包括的感度解析手法を用いた TRU 廃棄物処分の成立条件の抽出について, サイクル機構技法, No25, JNC TN1340 2004-004, pp69-84
- 大井貴夫 (2011) : 放射性廃棄物地層処分の人工バリアシステムの応答特性を把握するための近似解析の導出, NUMO-TR-10-06
- SKB (2006) : Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar – a first evaluation Main Report of the SR-Can project –
- 鈴木俊一, 青木広臣, 川上博人, 畑明仁, 本島孝之 (2009) : 多重人工バリアシステムを有する放射性廃棄物施設の安全評価手法に関する考察, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.2, pp87-98
- Ohi, T. and Nakajima, K. (1997) : BOUNDING ANALYSIS FOR SOLUBILITY, MRS Volume 465, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XX, pp1091-1098
- Ohi, T., Takase, H., Inagaki, M., Oyamada, K., Sone, T., Mihara, M., Ebashi, T., and Nakajima, K. (2006) : Application of a Comprehensive Sensitivity Analysis Method on the Safety Assessment of TRU Waste Disposal in JAPAN, MRS Volume 985, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXX, pp129-134
- Yamaguchi, T., Tanuma, S., Yasutomi, I., Nakayama, T., Tanabe, H., Katsurai, K., Kawamura, W., Maeda, K., (1999) : A study on chemical forms and migration behavior of radionuclides in hull wastes, Proc. Radioactive Waste Management and Environmental Remediation-ASME, CD-ROM

8.4.1 参考文献

- Adler, M., Mäder, U., and Waber and H.N. (1999) : High pH alteration of argillaceous rocks: an experimental study, *Schweiz. Mineral. Petrogr. Mitt.*, 79, 445-454
- 安藤賢一, 納多勝, 山本幹彦, 三原守弘 (2005) : TRU 廃棄物処分におけるガス発生・移行解析, JNC TN8400 2005-026
- Atkins, M., Glasser, F.P. and Moroni, L.P. (1991) : The long term properties of cement and concrete, *Mat. Res. Soc. Symp. Proc.*, 212, 373-386
- Bradbury, M.H. and Sarott, F.A. (1994) : Sorption Databases for the Cementitious Near-Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment, *Nagra Technical Report 93-08*
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構 (2005a) : TRU 廃棄物処分技術検討書, 一第 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
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構 (2005b) : TRU 廃棄物処分技術検討書, 一第 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
- 土木学会 (2008) : 余裕深度処分の安全評価における地下水シナリオに用いる核種移行評価パラメータ設定の考え方, 2008 年 6 月
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2005) : 平成 16 年度 人工バリア長期性能確証試験報告書
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2009a) : 平成 20 年度 地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処分技術 人工バリア長期性能評価技術開発報告書-人工バリアの長期挙動の評価-
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2009b) : 平成 20 年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査報告書-地球化学バリア有効性確証調査-
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2009c) : 平成 20 年度 放射性廃棄物共通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査報告書-放射性廃棄物に関する基礎技術研究調査-
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010a) : 平成 21 年度 地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処分技術人工バリア長期性能評価技術開発報告書-人工バリアの長期挙動の評価-
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010b) : 平成 21 年度 地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発報告書 (第 2 分冊) -C-14 の長期閉じ込め技術の高度化-
- Glasser, F.P. (1989) : Immobilization of radwaste in cement based matrices, DOE/RW/89.133
- Greenfield, B.F. and Holtom, G.J. (1995) : The Identification of Isosaccharinic Acid, A Cellulose Degradation Product, *MRS Symp. Proc.*, Vol. 353
- Iijima, K., Shoji, Y. and Tomura, T (2008) : Sorption behavior of americium onto bentonite colloid, *Radiochim Acta*, 96, 721-730
- 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫 (2004) : 圧縮ベントナイト中の C, Cl, I の拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及び NaNO₃ の影響, JNC TN8400 2004-001
- 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一 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

- 核燃料サイクル開発機構(2005)：高レベル放射性廃棄物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2 工学技術の開発, JNC TN1400 2005-015
- Kaneko,S., Tanabe,H., Sasoh,M., Takahashi,R., Shibano,T., Tateyama,S. (2003) : A study on the chemical forms and migration behavior of carbon-14 leached from the simulated hull waste in the underground condition, Material Research Society Symposium Proceeding, Vol. 757, pp.621-626
- 加藤大生, 三原守弘, 本田明, 大井貴夫, 嶺達也 (2001) : セメント系材料に対する核種の収着データベースの整備, JNC-TN8400 2001-029
- 久野義夫, 笹本広 (2010) : 岩石亀裂中でのコロイドに助長された核種移行に関する解析検討, JAEA-Research 2009-071
- Kurosawa, S., James S.C., Yui,M. and Ibaraki,M. (2006) : Model analysis of the colloid and radionuclide retardation experiment at the Grimsel Test Site, J. Colloid and Interface Sci., 298, 467-475
- 黒澤進, 水上雅史, 佐藤久夫, 野澤純, 辻本恵一, 栗原和枝 (2006) : コロイドプローブ原子間力顕微鏡による NaCl 水溶液中のモンモリロナイト粒子の相互作用力の測定, 日本原子力学会和文論文誌, Vol. 5, pp. 251-256
- 松本一浩, 飯島和毅, 棚井憲治 (2008) : 緩衝材の浸食現象評価－ベントナイトコロイドの生成挙動－, JAEA-Research 2008-097
- McCarthy, J. F. and Degueldre, C. (1993) : Sampling and characterization of groundwater colloids for studying their role in the subsurface transport of contaminants., IN J. Buffle and H. van Leeuwen (Eds.) Environmental Particles, Volume II. Lewis Publishers, Chelsea MI. Chapter 6
- 三原守弘 (2006) : TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセット, JAEA-Review 2006-011
- Mihara, M. and Sasaki, R. (2005) : Radio-nuclides Migration Datasets (RAMDA) on Cement, Bentonite and Rock for TRU Waste Repository in Japan, JNC-TN8400 2005-027
- 宮本真哉, 佐藤光吉, 三原守弘 (2005) : ニッケルの溶解度に及ぼす塩化アンモニウム濃度の影響, JNC TN8400 2005-028
- 村上由紀, 岩月輝希, 長沼毅 (2003) : 東濃地域における地下水化学と地下微生物の相互作用, Journal of Geography, Vol.112, pp.277-287
- 日本原子力研究開発機構 (2008a) : TRU 廃棄物の処理・処分技術に関する研究開発 平成19年度報告, JAEA-Research 2008-082
- 日本原子力研究開発機構 (2008b) : 平成19年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
- 日本原子力研究開発機構 (2008c) : 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 平成19年度報告書
- 日本原子力研究開発機構 (2009a) : 平成20年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
- 日本原子力研究開発機構 (2009b) : 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 平成20年度報告書

- 日本原子力研究開発機構 (2010) : 平成21年度 地層処分技術調査等委託費 TRU廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発 報告書
- 日本化学会編 (2004) : 改訂5版 化学便覧 基礎編II, 丸善株式会社.
- Ochs, M., Lothenbach, B., Christl, I., Yui, M., Shibata, T. and Jintoku, T. (2003) : Thermodynamic database for NH₃-species of radioactive elements, JNC TN8400 2003-012
- 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 20005-020
- 大塚剛樹, 馬場恒孝 (2007) : TRU 廃棄物含有有機物の処分条件下におけるアルカリ分解, JAEA-Research 2007-059
- Rochelle, C.A., Bateman, K., Milodowski, A.E., Noy, D.J., Pearce, J. and Savage, D. (1992) : Reaction of cement pore fluids with rock: Implications for the migration of radio nuclides, in Water-Rock Interaction, Khara and Maest Eds., Balkema, Rotterdam, pp. 423-426
- Ryan, J.N. and Elimelech, M. (1996) : Colloid mobilization and transportation in groundwater, Colloids and Surfaces A., 107, 1
- 笹本広, 瀬尾俊弘, 油井三和, 佐々木康雄 (1996) : 釜石鉱山における地下水の地球化学的研究 (1), PNC TN8410 96-203
- 三倉通孝, 立山伸治, 加藤博康, 金子昌章, 村瀬拓也, 塚本政樹, 稲継成文 (2004) : TRU 廃棄物処分における硝酸塩の影響 (4) セメント系材料及び岩の分配係数への影響, 日本原子力学会 2004 年秋の大会, I28
- Savage, D., Bateman, K., Hill, P., Hughes, C., Milodowski, A., Pearce, J., Rae, E. and Rochelle, C.A. (1992) : Rate and mechanism of the reaction of silicates with cement pore fluids, Applied Clay Science, 7
- Savage, D., Benbow, S., Watson, C., Takase, H., Ono, K., Oda, C., Honda, A. (2010) : Natural systems evidence for the alteration of clay under alkaline conditions: An example from Searles Lake, California, Applied Clay Science 47, 72-81
- 鈴木俊一, 青木広臣, 川上博人, 畑明仁, 木島貴之 (2009) : 多重人工バリアシステムを有する放射性廃棄物処分施設の安全評価手法に関する考察, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.2
- Takai, K., Moser, D.P., Onstott, T.C. and Spoedrickson, J.K. (2001) : Alkaliphilus transvaalensis gen. nov., sp. nov., an extremely alkaliphilic bacterium isolated from a deep South African gold mine, Int. J. Syst. Evol. Microbiol, Vol.51, pp.1245-1256
- 武井明彦, 大和田仁, 藤田英樹, 根岸久美 (2002) : セメント系材料に対する硝酸塩等の影響評価, JNC-TJ8400 2002-020
- Tits, J., Bradbury, M., Eckert, P., Schaible, A. and Wieland, E. (2002) : The Uptake of Eu (III) and Th (IV) by Calcite under Hyperalkaline Conditions, The Influence of Gluconic and Isosaccharinic Acid", NAGRA NTB 02-08
- 戸井田克, 渥美博行, 田中俊行, 牧野章也, 石田裕樹 (2005) : 余裕深度処分試験空洞掘削に伴う掘削損傷領域 (EDZ) の透水性評価, 地下水学会 2005 年秋季講演会, 2005.10, pp.40-45
- Toyohara, M., Kaneko, M., Ueda, H., Mitsutsuka, N., Fujihara, H., Murase, T. and Saito, N. (2000) : Iodine sorption onto mixed solid alumina cement and calcium compounds, Journal of Nuclear Science and Technology, 37, 11, pp.970-978
- Wilding, C.R., Berghman, K., Donato, A. and Glasser, F.P. (1991) : Effects of Radiolysis, Radiation Damage and Waste/Matrix Interaction, European Community Conference on Radioactive Waste Management

and Disposal (3rd) Luxembourg

Yamaguchi, T., Tanuma, S., Yasutomi, I., Nakayama, T., Tanabe, H., Katsurai, K., Kawamura, W., Maeda, K., (1999) : A study on chemical forms and migration behavior of radionuclides in hull wastes, Proc. Radioactive Waste Management and Environmental Remediation-ASME, CD-ROM.

Yui, M., Sasamoto, H. and Arthur, R.C. (1999) : Groundwater evolution modeling for the 2nd progress performance assessment (PA) report, JNC TN8400 99-030

8.4.2 参考文献

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

ICRP (1999) : ICRP Publication 81 – Radiation Protection Recommendations as Applied to the Disposal of Long – Lived Solid Radioactive Waste

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

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—, 一分冊3 安全評価手法の開発—, JNC TN1400 2005-016

牧野仁史, 川村淳, 若杉圭一郎, 大久保博生, 高瀬博康 (2007) : 高レベル放射性廃棄物地層処分安全評価のシナリオ解析のための計算機支援ツールの開発, 日本原子力研究開発機構, JAEA-Data-Code-2007-005

OECD/NEA (1992) : Systematic Approach to Scenario Development, Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories OECD

OECD/NEA (2001) : Scenario Development Methods and Practice, An Evaluation Based on the NEA Workshop on Scenario Development, May 1999, Organization for Economic Co-operation and Development / Nuclear Energy Agency, Madrid, Spain.

Ohi, T., Mihara, M., Kawamura, M. and Ebashi, T. (2009) : A systematic approach to evaluate the importance of concerns affecting the geological disposal of radioactive wastes, Mater. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 1124, 1124-Q07-17, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXII, pp 407-412

Wakasugi, K., Ishiguro, K., Koyama, T., Shiratsuchi, H., Yashio, S. and Kawamura, H. (2009) : Developing a methodology for scenario analysis based on understanding of long-term evolution of geological disposal systems, the 33rd International Symposium on the Scientific Basis for Nuclear Waste Management (MRS 2009 meeting), May 24-29, 2009 Saint Petersburg, Russia

8.4.3 参考文献

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, JNC TY1400 2005-013, FEPC TRU-TR2-2005-02

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—, 一分冊3 地層処分システムの安全評価—, JNC TN1400 99-023

三原守弘, 大井貴夫 (2004) : パラメータの時間的变化を考慮した核種移行解析コード (TIGER) の

開発, サイクル機構技報, No.22, pp. 27-38

三原守弘 (2006) : TRU 廃棄物処分システムの安全評価における核種移行データセット, JAEA-Review 2006-011

日本原子力研究開発機構 (2007) : 幌延深地層研究計画における地上からの調査研究段階 (第 1 段階) 研究成果報告書分冊「深地層の科学的研究」, JAEA-Research 2007-044, p391

鈴木祐二, 加藤智子, 牧野仁史, 大井貴夫 (2006) : TRU 廃棄物処分に特有な放射性核種を考慮した生物圏データセットの整備と線量への換算係数の算出, JAEA-Data/Code 2006-011

Yamaguchi, T., Tanuma, S., Yasutomi, I., Nakayama, T., Tanabe, H., Katsurai, K., Kawamura, W. and Maeda, K. (1999) : A study on chemical forms and migration behavior of radionuclides in hull wastes, Proc. Radioactive Waste Management and Environmental Remediation-ASME, CD-ROM

8.4.4 参考文献

阿部史朗 (1989) : わが国における自然放射線被ばく, 放射線科学, 32 (4), 109-113

ICRP (1985) : Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Wastes, Publication 46, Annals of the ICRP, Vol. 15 No. 4

椋木敦, 千葉保, 中川辰雄, 黒田茂樹, 森本恵次 (2007) : TRU 廃棄物の合理的な地層処分システムに関する検討 - (2) バリア性能に関する検討 -, 日本原子力学会「2007 年秋の大会」N54

8.5 参考文献

Asano, H., Owada, H., Roulet, A. and Pineau, F. (2006) : The Development of Concrete Packages for Geological Disposal of B- and TRU Radioactive Waste - Collaboration Between ANDRA and RWMC -, Proc. WM'06 Conference, February 26 - March 2, 2006, Tucson, AZ, No.6355

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

原子力環境整備促進・資金管理センター (1999) : 平成 10 年度地層処分経済性向上調査 報告書 (第 4 分冊) 地層処分システム開発調査 —廃棄体の開発—

原子力環境整備促進・資金管理センター (2000) : 平成 11 年度放射性廃棄物処理システム開発調査 報告書 (第 3 分冊) —廃棄体の開発— (1/2) および (2/2)

原子力環境整備促進・資金管理センター (2001) : 平成 12 年度 地層処分技術調査等 TRU 廃棄物関連処分技術調査 —ヨウ素固定化技術調査— 報告書

原子力環境整備促進・資金管理センター (2005) : 平成 16 年度地層処分技術調査等 TRU 廃棄物関連処分技術調査 廃棄体開発調査報告書 (1/2) および (2/2)

原子力環境整備促進・資金管理センター (2006) : 平成 17 年度地層処分技術調査等 TRU 廃棄物関連処分技術調査 廃棄体開発調査 報告書

原子力環境整備促進・資金管理センター (2007) : ヨウ素固定化技術調査, 平成 19 年 3 月

原子力環境整備促進・資金管理センター (2009a) : 平成 20 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 2 章

- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2009b) : 平成 20 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 4 章
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010a) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 2 章
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010b) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 3 章
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010c) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 4 章
- 原子力環境整備促進・資金管理センター(2010d) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 2 分冊) —C-14 の長期閉じ込め技術の高度化—
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010e) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 1 章
- 原子力環境整備促進・資金管理センター (2010f) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処理処分技術 ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発 報告書 (第 1 分冊) —ヨウ素固定化処理技術開発— 第 2 章
- 林ほか (投稿準備中) : 「高強度高緻密コンクリートの地下環境におけるひび割れ閉塞挙動に関する基礎的検討」, 土木学会論文誌 投稿準備中
- 石寺孝充, 宮本真哉, 佐藤治夫 (2004) : 圧縮ベントナイト中の C, Cl, I の拡散挙動に及ぼすケイ砂混合率及び NaNO₃ の影響, JNC TN8400 2004-001.
- Jintoku, T., Sawa, S., Tochigi, Y., Kanno, T., Fukaya, Y., Nakayama, G., Akashi, M., Otsuki, A., Owada, H. and Asano, H. (2005) : Development of Waste Packages for TRU-Disposal (7) -Development of the Long-Term Confinement Container (Titanium-Carbon Steel Composite Container) for TRU Waste Disposal-, Proc. Global 2005, Tsukuba Japan, No.370
- 核燃料サイクル開発機構 (1998) : ヨウ素吸着剤の銅マトリックス固化技術の開発, 動燃技法, No.106
- 加藤修, 金子昌章, 加藤博康, 朝野英一 (2003) : ヨウ素固定化技術開発 (1) —開発計画—, 日本原子力学会「2003 年秋の大会」
- Kawasaki, T., Asano, H., Owada, H., Otsuki, A., Yoshida, T., Shibuya, K. and Takei, A. (2005) : Development of waste packages for TRU-disposal (4) -Evaluation of Confinement Performance of TRU Waste Package Made of High-Strength and Ultra Low-Permeability Concrete-, Proc. Global 2005, Tsukuba Japan, No.254
- 共同作業チーム (2000) : TRU 処分概念検討書, JNC TY1400 2000-001, TRU TR-2000-01
- 椋木敦, 千葉保, 中川辰雄, 黒田茂樹, 森本恵次 (2007) : TRU 廃棄物の合理的な地層処分システムに関する検討 - (2)バリア性能に関する検討—, 日本原子力学会「2007 年秋の大会」N54
- Mukunoki, A., Chiba, T., Suzuki, Y., Uehara, S., Asano, H. and Nishimura, T. (2007) : Development of iodine immobilization technique by low temperature vitrification with BIPBO2I, Proc. of The 11th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management

(ICEM'07)

- Mukunoki, A., Chiba, T. and Suzuki, Y. (2009) : Further development of iodine immobilization technique by low temperature vitrification with BIPBO2I, Proc. of the 12th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management (ICEM'09)
- Nara, Y., Mori, D., Owada, H. and Kaneko, K. (2008) : Study of Subcritical Crack Growth and Long-Term Strength for Rock and Cementitious Material for Radioactive Waste Disposal, Proc. 1st Southern Hemisphere International Rock Mechanics Symposium, Perth
- Nishimura, T., Sakuragi, T., Nasu, Y., Asano, H. and Tanabe, H. (2007) : Development of Immobilization Techniques of Radioactive Iodine for Geological Disposal, Proc. Mobile Fission and Activation Products in Nuclear Waste Disposal, France
- 中村有夫, 大和田仁, 朝野英一, 神徳敬, 中山元 (2008) : 「TRU 廃棄物地層処分における C-14 の長期閉じ込め型パッケージの開発 その2 チタン合金を用いた金属容器」, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.1
- Owada, H., Otsuki, A. and Asano, H. (2005) : Development of waste packages for TRU-disposal (1) - Concepts and Performances -, Proc. Global 2005, Tsukuba Japan, No.351
- 大和田仁, 中西博, 朝野英一, 小川秀夫, 森大介, 平石知仁, 渋谷和俊 (2008) : 「TRU 廃棄物地層処分における C-14 の長期閉じ込め型パッケージの開発 その1 高強度高緻密コンクリート製パッケージの化学的耐久性に関する研究」, 原子力バックエンド研究, Vol.15, No.1
- Shibuya, K., Asano, H., Owada, H., Otsuki, A., Kawasaki, T., Yoshida, T., Matsuo, T. and Takei, A. (2005) : Development of waste packages for TRU-disposal (3) -Examination of manufacturing technique of TRU Waste Package Made of High-Strength and Ultra Low-Permeability Concrete-, Proc. Global 2005, Tsukuba Japan, No.256
- 資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構 (2009) : TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画

第9章

高レベル放射性廃棄物 処分場との併置

第9章 高レベル放射性廃棄物処分場との併置	9-1
9.1 概要	9-1
9.1.1 併置の位置付け	9-1
9.1.2 併置の概要と合理化の内容	9-1
9.2 併置のレイアウト	9-2
9.2.1 地下施設	9-2
9.2.2 地上施設	9-3
9.3 地下施設の建設, 操業, 閉鎖の工程	9-6
9.4 相互影響の評価	9-6
9.4.1 相互影響因子に関する検討	9-7
9.4.2 各因子の評価	9-9
9.4.3 まとめ	9-10
第9章 参考文献	9-11
図 9.2.1-1 併置の場合の地下施設レイアウトの例 (深度 1,000m, 硬岩)	9-3
図 9.2.2-1 各処分場の地上施設レイアウト例	9-4
図 9.2.2-2 併置の場合の地上施設レイアウトの例 (鳥瞰図)	9-5
図 9.2.2-3 併置の場合の地上施設平面図の例 (内陸部)	9-6
表 9.4.1-1 併置処分における相互影響因子の取り扱い	9-8

第9章 高レベル放射性廃棄物処分場との併置

9.1 概要

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分場は単独に設置することも可能であるし、高レベル放射性廃棄物の処分場と同じ場所に設置（併置）することも可能である。原子力委員会は平成18年の報告（原子力委員会, 2006）で地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の技術的成立性を確認しているが、この報告書の副題は「高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性」であり、「併置」について多分の頁が割かれている。

本章では、まず高レベル放射性廃棄物処分場と併置した場合のレイアウトや建設、操業、閉鎖などについて述べる。次に併置する場合、それぞれの処分場の安全確保に必要な留意点として、有意な相互影響を回避するための処分場同士の離隔距離に焦点を当てて述べる。第3章で述べた安全確保策の一環である。

9.1.1 併置の位置付け

第2次 TRU レポートでは、「廃棄物処分合理化に関する検討」の一環として「併置」を扱っている（電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構, 2005）。合理化の考え方として

- ・ 廃棄体から人工バリア、天然バリアおよび生物圏までの公衆の被ばくに至るまでの各要素の合理化（廃棄物物量の低減、バリア性能の向上など）
- ・ 調査工事や設備の共用化による効率化

に2分している。

後者の調査工事や設備の共用化による効率化が「併置」にあたる。「併置」による合理化の効果は後述するが、経済的合理性とは別に「処分場の数を減らせる」という意味もある。

9.1.2 併置の概要と合理化の内容

原子力委員会の報告書（原子力委員会, 2006）では第2次 TRU レポートに基づき、

- ・ 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設と高レベル放射性廃棄物処分施設では、それぞれの施設の構造および建設・操業期間が異なる可能性があるが、調査、建設、操業、閉鎖、管理等の全体的な事業の流れは共通である。
- ・ また、廃棄体、人工バリアの仕様の違いから建設、操業、閉鎖についてはそれぞれ独立したエリアで行われることになるので、それぞれが互いに影響を及ぼす可能性は小さい。
- ・ したがって、両処分施設を同一処分サイトで処分することによりそれぞれの各段階（調査、建設、操業、閉鎖、管理など）に大きな影響を与えることはない。

としている。

このように検討されている「併置」は「同一処分サイトでの処分」ではあるが「建設、操業、閉鎖をそれぞれ独立したエリアで行う」ものである。同じ敷地内に、両処分場はアクセス坑道、処分

坑道などの地下施設をそれぞれ独立に設置することが想定される。この理由としては、

- ・それぞれの人工バリア、天然バリアへの影響を回避するために処分場同士に一定の離隔距離が必要である。
- ・地下施設のアクセス坑道や連絡、主要坑道は各処分施設の建設、操業中の物流や換気などに対して設計されており、他方の処分施設分を受け入れる余裕が少ない。

などが考えられる。一方、地上施設に関しては下記のようにほぼ一方だけの施設でまかなえるものや、規模はやや増大するものの共用化により合理化が図れるものなどがあり、地上の同一エリア内に両処分施設の地上施設をまとめて配置することが想定される。

- ・ 廃棄体、緩衝材や資機材の搬入に用いられる港湾や専用道路、受変電、水道などのインフラ施設
- ・ 掘削土置き場、地下施設の換気、排水処理などの建設関係施設
- ・ 緩衝材、プラグ、埋め戻し材、コンクリートなど共通する材料製作施設
- ・ 管理棟など事務関連施設

調査について、NUMOは公募制度を採用しているので応募の状況によりさまざまな状況が想定されるが、併置が可能であれば調査の共用化ができ、合理化が図れる。文献調査、概要調査の一部は地点としての特徴の調査が目的であり調査内容はほぼ同じであるため、ほぼ一方だけの調査費用でまかなえると考えられる。概要調査の残りと精密調査は施設近傍の環境条件を調べるため、それぞれの地下施設建設予定地を包含するようにボーリング孔などの地表からの調査範囲や地下の調査坑道を配置するため、共用化できる部分は少ない。なお、現状の処分費用は併置でなく別々の立地を前提としているものの各調査段階における地点数は、両処分場の合計として、文献調査10地区、概要調査5地区、精密調査2地区、最終処分施設建設2地区が想定されている（資源エネルギー庁、2008）。

このような各段階（調査、建設、操業、閉鎖）の作業そのものの合理化と共に、これらを企画立案し遂行管理するNUMOの要員や種々の施設、費用についても共用化、合理化が期待できる。

9.2 併置のレイアウト

9.2.1 地下施設

前節で述べたように、同じ敷地内に地層処分低レベル放射性廃棄物処分場と高レベル放射性廃棄物処分場はアクセス坑道、処分坑道などの地下施設をそれぞれ独立に設置することが想定される。また、各々のバリアへの影響を回避するために約300mの離隔距離が必要であることが後述されている。

このような条件を踏まえた併置の地下施設レイアウト例を示す。図9.2.1-1は高レベル放射性廃棄物を縦置きにて定置し、内陸における硬岩の深度1,000mに併置した例である。

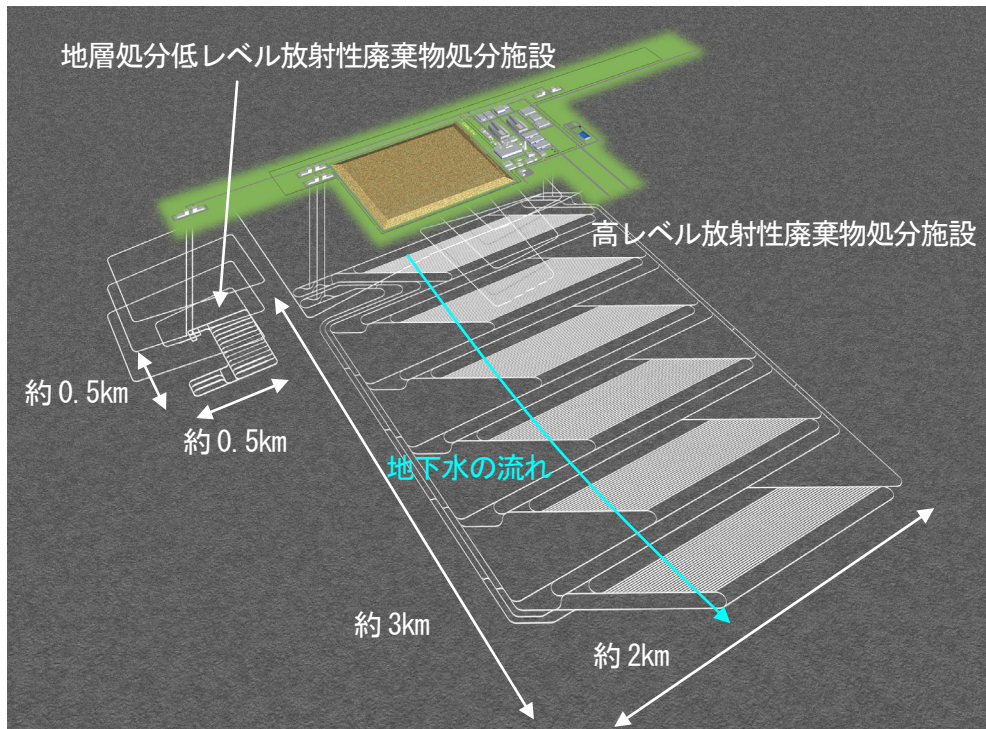


図 9.2.1-1 併置の場合の地下施設レイアウトの例（深度 1,000m, 硬岩）

図では、両施設の処分坑道を地下水の流れの向きに対して垂直に配置しアクセス坑道を上流側に配置している。両処分施設の地下施設の平面的広がり、それぞれ約 3km×約 2km と約 0.5km×約 0.5km であり、地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の地下施設が占める比率はかなり小さい。

本事例でのアクセス坑道は高レベル放射性廃棄物処分施設に対して立坑 6 本、斜坑 1 本、地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設に対して立坑 2 本、斜坑 1 本を想定している。それぞれの施設へのアクセスを別系統にすることで、両施設の建設・操業・閉鎖などの作業は錯綜しない。

9.4 で説明するように相互影響を回避するため、図では両処分施設の地下施設は 300m 以上の離隔距離をおいている。必要な距離や地下水の流向に留意すれば、図の同一平面上だけでなく上下方向への配置も考えられる。

サイト環境条件によっては、図のように配置できるだけのまとまった岩体の大きさを確保出来ない可能性もあり、その場合は望ましい岩体の分布に従って、両処分施設の位置関係は勿論、高レベル放射性廃棄物処分施設の場合のパネルや地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の各坑道の配置などを考えることとなる。

9.2.2 地上施設

第 6 章で示した地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の地上施設のレイアウトと高レベル放射性廃棄物処分施設の地上施設のレイアウトを図 9.2.2-1 に示す。前者では立坑 2 本、斜坑 1 本の入口も含めてまとまっているが、後者では斜坑入口は建屋エリアにあるが地下施設の広がりがあるのでそれに合わせて立坑入口はやや離れて位置している。これらを併置した場合の例が図 9.2.2-2 である。後者のレイアウトに前者を加えた形となっており、

- ・ 建屋エリアに両施設のそれぞれの操業用斜坑入口を配置
- ・ 前者の立坑入口を後者の立坑入口からさらに離して配置

している。後述するようにこれは図 9.2.1-1 の地下施設レイアウトに整合させている。9.1.2 で述べたように

- ・ 港湾 (19)、ユーティリティ施設 (14) などのインフラ施設
- ・ 掘削土置き場 (7)、地下施設の換気施設 (9) などの建設関連施設
- ・ プラグ製造施設 (5)、埋め戻し材製造施設 (6) コンクリート供給施設 (13) など共通する材料製作施設
- ・ 管理棟 (16)、PR 施設 (20) などの事務関連の施設

が共有できた形となっている。

構外から輸送車両専用門 (18) を通って搬入された廃棄体は、それぞれの受入・検査施設 (1, 2) を経て近接する操業用の斜坑入口より地下施設へ送られる。それぞれの受入・検査施設までは同じ経路を通るため、錯綜しないように受入時期を調整することとなる。

緩衝材については地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物では異なる形状が想定されており、また相当の数量を製作する必要があるため、ここでは別々の製作施設を設定している (4)。構外より搬入した材料を用いて緩衝材を製作し操業用のアクセス坑を通じて地下施設へ搬送する。

プラグについては基本的な仕様が地層処分低レベル放射性廃棄物施設と高レベル放射性廃棄物処分施設で同じ仕様を想定しており、製作数量がそれほど多くないため施設の共有を基本としている (5)。材料を構外より搬入しプラグ材を製作して埋め戻し用立坑から地下施設の所定の箇所に搬送する。

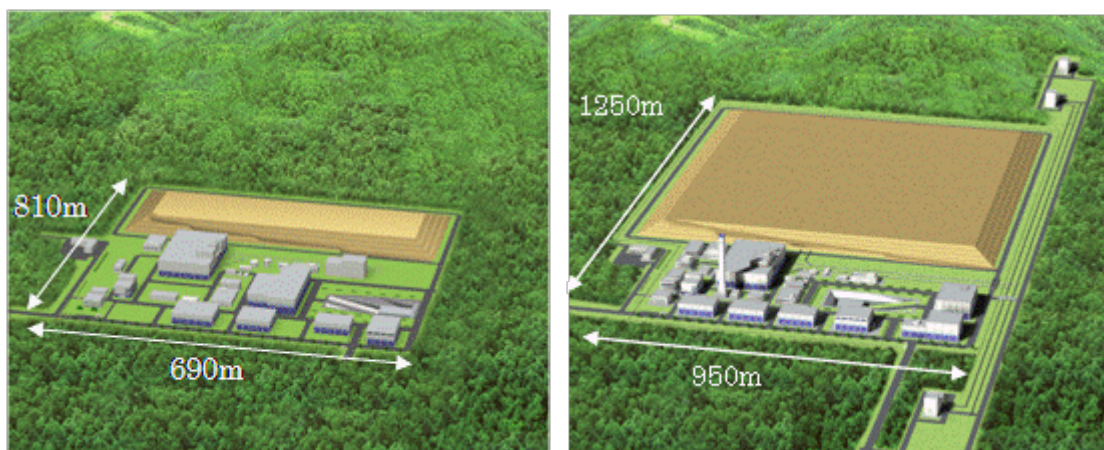


図 9.2.2-1 各処分場の地上施設レイアウト例
(左：地層処分低レベル放射性廃棄物 右：高レベル放射性廃棄物処分場)



- | | |
|------------------------------------|--------------|
| ① 高レベル放射性廃棄物受入・封入・検査施設 | ⑩ 排水処理施設 |
| ② 地層処分低レベル放射性廃棄物受入・検査・廃棄体パッケージ製作施設 | ⑪ 廃棄物処理施設 |
| ③ 地層処分低レベル放射性廃棄物廃棄体パッケージ容器製作施設 | ⑫ 排気筒 |
| ④ 緩衝材製作・検査施設 | ⑬ コンクリート供給施設 |
| ⑤ プラグ製造施設 | ⑭ ユーティリティ施設 |
| ⑥ 埋め戻し材製作・検査施設 | ⑮ メンテナンス施設 |
| ⑦ 掘削土置き場 | ⑯ 管理棟 |
| ⑧ アクセス坑道出入管理施設 | ⑰ 保安施設 |
| ⑨ 坑道換気施設 | ⑱ 輸送車両専用門 |
| | ⑲ 港湾施設 |
| | ⑳ PR 施設 |

図 9.2.2-2 併置の場合の地上施設レイアウトの例（鳥瞰図）
（原子力発電環境整備機構，2009）

図 9.2.2-1 に示したように、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の建屋エリア、掘削土置き場およびアクセスである立坑、斜坑のエリアを合わせた規模は、約 810m×690m である。一方、高レベル放射性廃棄物処分施設の地上施設のレイアウトは、建屋エリア（斜坑入口含む）および掘削土置き場を合わせた規模が 1,250m×950m であり、さらにやや離れて位置する立坑入口のための敷地が別途必要である。

併置した地上施設の敷地の広さは、建屋エリア（斜坑入口含む）および掘削土置き場を合わせた

規模が約 1,600m×950mであり、このほかに少し離れて位置する立坑入口のための広さが必要である（図 9.2.2-3）。9.2.1 で示した深度 1,000m 硬岩（図 9.2.1-1）の場合の地上施設の例であるため、立坑入口は地下施設レイアウトとの接続位置の直上として、少し離れた場所に設置しているが、地下施設レイアウトとの接続位置から水平坑道を設け、そこから立坑を立ち上げ、立坑入口を建屋エリアに近接させることは可能である。

併置する場合の掘削土置き場に置くこととなる掘削土量は、図 9.2.2-3（内陸部、硬岩）の例では、約 730 万 m³程度であると考えられる（付録 6-3 参照）。

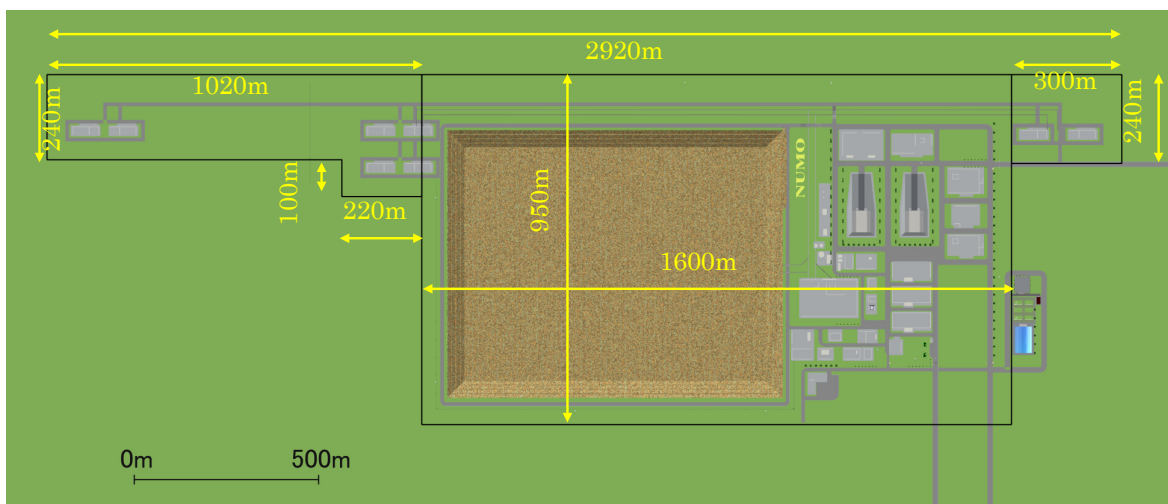


図 9.2.2-3 併置の場合の地上施設平面図の例（内陸部）

9.3 地下施設の建設、操業、閉鎖の工程

高レベル放射性廃棄物処分場の地下施設は適切な規模に区画した処分パネルごとに建設・操業（定置と埋め戻し）が進められ、すべての処分パネルの操業終了後に残りの主要坑道、連絡坑道およびアクセス坑道などを埋め戻して閉鎖する。地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の地下施設は区画せずに、一斉に建設、操業、閉鎖と進めていくことを想定している。両施設の主要・連絡坑道およびアクセス坑道はすべて独立しているため、それぞれの施設における作業が錯綜することはなく、基本的には両施設の各作業を並行して進めることができる。

第7章で述べたとおり全体のスケジュールは、10年間程度で施設を建設し50年間程度で廃棄体を定置する。定置後の地下施設の閉鎖と地上施設の解体に10年間程度を見込んでいる。国の基本計画（経済産業省、2008）では、地層処分低レベル放射性廃棄物の最終処分は原子燃料サイクルの再処理計画にあわせて進めるとされているため、廃棄物の発生時期や量に柔軟に対応しながら事業を進めて行く必要がある。第2次 TRU レポートでは、操業期間25年間を前提として検討されている。

9.4 相互影響の評価

原子力委員会の報告書（原子力委員会、2006）では、

- ・ 地下に設けられるそれぞれの廃棄体の処分パネル等の施設の設計から処分に至る活動を、そ

それぞれの処分領域の近傍に別の廃棄体の処分施設が存在しないとして進めても処分の安全確保の観点からは差し支えない距離だけ、それぞれの処分活動領域を離して行うことが考えられる。

として、その必要十分な離隔距離を中心に第 2 次 TRU レポートの検討内容を評価している。ここではその内容を簡単にまとめるとともに、このときと内容が若干変わっている現状の最終処分計画の廃棄物内容の影響について述べる。

9.4.1 相互影響因子に関する検討

相互に近接して処分するとした場合の相互影響の因子について、高レベル放射性廃棄物処分場から地層処分低レベル放射性廃棄物処分場へとその逆の両方向の影響について表 9.4.1-1 のように検討し、結果として次の 4 つを必要な離隔距離を検討する対象として抽出している。

表 9.4.1-1 併置処分における相互影響因子の取り扱い（原子力委員会，2006 を一部修正）

影響因子	方向	影響の可能性	発生源側の施設での取扱い	併置の際の相手側の相互影響への拡張	併置処分相互影響評価での取扱い
T:熱	熱	TRU→HLW 発熱による温度上昇で人工バリアの変質が促進される可能性がある。	発熱するグループ2のハル・エンドピースについて80℃以下になるよう廃棄体定置密度及び坑道離間距離を確保。 その他廃棄体は温度の考慮不要	【限定的】	→ 温度を評価
	熱	HLW→TRU 同上	同上（ベントナイト100℃）。	→ グループ2坑道の温度が上昇する可能性がある	
H:水理	地下水流動 (核種移行経路)	TRU⇔HLW ・核種移行挙動は水理場に依存・元の母岩とは水理特性が異なる領域（処分場）が形成されることによって、広域の水理場が乱れる可能性がある。	・リファレンス及び変動幅の水理条件下で地層処分が成立する見通し。 ・埋め戻し等によって元の母岩と同等以上の水理特性を有するように設計することで擾乱による影響を排除。	→ 【実サイトでの考慮】 それぞれの施設で考慮するもの	
M:応力	岩盤 応力	TRU⇔HLW 坑道が近接しすぎると崩落する可能性がある。	坑道（坑道径D）の安定性から坑道離間距離を確保（大断面坑道TRUでも3～4D）	→ 【限定的】 各処分施設で設計されており、応力の影響範囲は限定される。	
C:化学	7スファルト	TRU→HLW 分解生成物が核種の溶解度及び分配収着性能に影響する可能性がある。	還元性で7ル加性では劣化が生じにくく、分解生成物の錯体形成能は低い。	→ 【起こりにくい】	
	セルロース	TRU→HLW 同上	イソサッカリン酸での錯体形成による収着分配係数の低下を考慮	→ 核種移行に影響する可能性がある	→ 濃度を評価
	溶媒 (TBP等)	TRU→HLW 同上	7ル環境下での溶解度計算により有意な影響は与えない	→ 【起こりにくい】	
	硝酸塩	TRU→HLW ・高イオン強度及び酸性条件下によりバリア材料の収着分配現象に影響する可能性がある。 ・酸化還元雰囲気及び金属腐食等に影響する可能性がある。	硝酸イオンによる収着分配係数の変化を考慮	→ 核種移行及びオーバーバックの寿命に影響する可能性がある	→ 濃度を評価
	セメント 高pH	TRU→HLW 高pHにより、ガラスの溶解、オーバーバックの腐食、ベントナイトの変質、核種の溶解・沈殿及び収着に影響する可能性がある。	高pHによる収着分配係数の変化を考慮	→ 核種移行及び人工バリア材の安定性に影響する可能性がある。	→ pHを評価
	コロイド (セメント起源)	TRU→HLW セメントコロイドとの相互作用により、核種の移行挙動（移行速度、収着性等）が変化する可能性がある。	ベントナイト層による過効果や高イオン強度環境によるコロイド不安定化によりコロイド濃度増加は限定的	→ 【限定的】	
	ガス	TRU→HLW ガスにより、処分施設周辺の水理条件が変化する可能性がある。	圧力は上昇するが、透気することからバリアの破損にまでは至らない。処分施設内の間隙水が押し出される。	→ 【実サイトでの考慮】 それぞれの施設の状況に応じて考慮するもの	
R:放射線	TRU⇔HLW 放射線による人工バリア損傷及び酸化還元雰囲気に影響する可能性がある。	廃棄体直近の現象のみを考慮	→ 【限定的】 地中遠方への影響は考えにくい		

① 「熱」の因子は、高レベル放射性廃棄物の方が地層処分低レベル放射性廃棄物より発熱量が大きいいため、前者の熱が後者に伝わり、後者のうち自ら発熱するグループ2のハル・エンドピース周辺のセメントの温度を上昇させてセメントの変質をもたらす可能性があるため、温度の上昇について評価する。

② 「化学」の因子のうち、下記の地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の有機物のセルロース、硝酸塩、セメントによる高 pH が高レベル放射性廃棄物処分場へ与える影響を検討対象としている。

- ・ 第4章で述べたように、グループ2のうち「JAEA 再処理操業，ハル・エンドピース」に含まれる有機物のうちセルロースはイソサッカリン酸（ISA）に分解すると錯体形成により核種の収着性に影響を与える可能性があり、施設外への拡がりを検討すべきである。
- ・ 第4章で述べたようにグループ3の「原燃再処理操業，低レベル濃縮廃液」，「JAEA 再処理操業，溶媒洗浄廃液（アスファルト固化体（MA系）」を始めとして廃棄体中に再処理工程のプロセス廃液である硝酸塩が存在する。イオン強度の上昇や酸性雰囲気形成の可能性があり、施設外への拡がりを検討すべきである。
- ・ 地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の支保・充填材のセメントからの溶脱成分による高アルカリ性の地下水は、核種移行および人工バリア材の安定性に影響を与える可能性があり、施設外への拡がりを検討すべきである。

9.4.2 各因子の評価

抽出した「熱」、「有機物」、「硝酸塩」および「高 pH」それぞれの相互影響因子について、影響を受ける施設を、影響を与える施設の地下水流動下流側へは設置しないことを前提として、下記のように評価している。

(1) 熱

地層処分低レベル放射性廃棄物のセメント系人工バリアの変質が促進されないよう、上限温度として 80°C が設定されている。

高レベル放射性廃棄物からの熱による影響がこのような条件を満たすためには、地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設を高レベル放射性廃棄物処分地下施設から約 50m 離せばよいことが示されている。これは、グループ 2 のハル・エンドピースを対象に検討されている。

現状の最終処分計画による廃棄物には、ハル・エンドピース以外に新たな発熱性廃棄物が含まれている。第 6 章ではそれに対応して、ハル・エンドピースと同様に人工バリアの温度が 80°C に達しないように処分坑道を設計していることから、これらの廃棄物についても、同程度の離隔距離をとることで高レベル放射性廃棄物からの熱の影響を回避できると考えられる。

(2) 有機物

セルロース系有機物の分解生成物であるイソサッカリン酸 (ISA) は核種の溶解度の上昇および収着分配係数の低下などの影響をもたらす。

このような影響を受けないためには、高レベル放射性廃棄物処分地下施設を地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設から約 20m 離せばよいことが示されている。

上記は第 2 次 TRU レポートのセルロース量 0.53ton を用いているが、第 4 章で述べたように最終処分計画では 0.61ton と約 15% 上昇している。これに対して上記の離隔距離が妥当かは検討が必要であるが、以下で述べる約 300m の離隔距離であれば、十分だと考えられる。

(3) 硝酸塩

硝酸塩による人工バリア、天然バリア性能に対して考慮すべき影響のうち、最も小さい濃度で影響を受けるものとして、下記を挙げている。

- ・ 酸化性化学種として硝酸イオンがオーバーパックの局部腐食の駆動力となる可能性

影響を受けない基準濃度を定め、この濃度が到達しないためには、高レベル放射性廃棄物処分地下施設を地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設から約 300m 離せばよいことが示されている。これは、オーバーパックの担保期間 1,000 年より十分長い 100,000 年後の基準濃度の最大の広がり 2 百数十 m をもとに設定されている。1,000 年後の最大の広がり数十 m、10,000 年後でも百数十 m であり、保守的な評価とされている。

上記は第 2 次 TRU レポートの硝酸塩量約 3,250ton を用いているが、第 4 章で述べたように最終

処分計画では約 3,390ton と約 4%上昇している。影響を受けないための基準濃度を保守的に評価していることや、上記のように離隔距離の設定が保守的であることから、約 300m 離隔の条件はそのまま適用できると考えられる。

(4) セメント溶脱成分による高アルカリ性の地下水

地層処分低レベル放射性廃棄物の支保や充填材のセメントによる高アルカリ性の地下水による主な影響として、

- ・ pH11 以上の地下水による緩衝材ベントナイト成分の溶解
- ・ 高アルカリの環境（緩衝材外側で pH12.5 以上）によるオーバーパックの不動態化
- ・ pH11 以上の高アルカリの環境によるガラス固化体の溶解

が挙げられ、pH11 を判断の目安としている。

このような影響を受けないためには、高レベル放射性廃棄物処分場の地下施設を地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の地下施設から約 30m 離せばよいことが示されている。

9.4.3 まとめ

「熱」、「有機物」、「硝酸塩」および「高 pH」それぞれの相互影響因子について評価した結果、その影響範囲が最も遠方まで及ぶと評価された因子は硝酸塩であり、その場合それぞれの地下施設間の離隔距離として約 300m あれば影響が十分小さいとしている。

現状の最終処分計画の廃棄物内容は、この検討の前提である第 2 次 TRU レポートの廃棄物内容と若干異なるが、検討結果の約 300m の離隔距離は同じように適用できると考えられる。

複数の相互影響因子の重合せの影響は評価していないが、個々の評価が保守的であること、各因子の影響の範囲や程度は限定的と考えられることから、重合せの影響は、実際の処分サイトにおける施設設計時にその影響の程度に応じて適切に評価すればよい、としている。

実際の処分サイトにおいては、原子力委員会の報告書（原子力委員会、2006）にあるように、多様な地質環境条件に応じて、適切な離隔距離を考慮した処分地下施設の配置（立体配置、別岩盤配置）、工学的対策（プラグなど）など有効な措置を組合せることで影響の拡がりを十分小さくする対応も可能であると考えられる。

離間距離 300m については、第 2 次 TRU レポート以降の研究開発として、硝酸塩影響の合理的定量的な知見の拡充が進められている（佐藤ほか、2009）、（日本原子力研究開発機構、2009）。

第9章 参考文献

- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構（2005）：TRU 廃棄物処分技術検討書－第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－，JNC TY1400 2005-013，FEPC TRU-TR2 -2005-02
- 原子力発電環境整備機構（2009）：処分場の概要，放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊－1
- 原子力委員会（2006）：長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方
- 経済産業省（2008）：特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画，平成20年3月21日，経済産業省告示第44号
- 日本原子力研究開発機構（2009）：平成20年度 TRU 廃棄物処分技術 硝酸塩処理・処分技術高度化開発
- 佐藤哲也，山田憲和，高瀬敏郎，鈴木究，稲継成文（2009）：天然バリアへの核種の収着に及ぼす硝酸塩の影響．日本原子力学会 「2009年春の年会」
- 資源エネルギー庁（2008）：TRU 廃棄物の最終処分費用，拠出金単価の算定について

第10章

おわりに

第10章 おわりに.....	10-1
第10章 参考文献.....	10-5

第10章 おわりに

本報告書では、第2次 TRU レポート以降、変更された廃棄物の種類・物量を考慮し、地層処分低レベル放射性廃棄物の発生や定義、特徴を紹介した。また、基本的に高レベル放射性廃棄物と同じ考え方に基づいている地層処分低レベル放射性廃棄物の処分に関する安全確保の考え方を提示した。さらに、最新の廃棄物情報に基づき、実現性を考慮して設計検討した処分システムやその頑健性の程度、あるいは頑健性を確保・向上させるための対策に関する検討結果など、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの仕様や性能を提示した。また、これら検討に基づき、サイトの選定時に処分の頑健性を確保できるような処分概念を整備するとともに地層処分低レベル放射性廃棄物の処分事業に関する見通しを示し、あわせて、処分事業の安全性をより確実にするための事項を明らかにした。

以下、具体的な検討結果（①評価の前提条件となる廃棄物情報の整備・見直し、②見直された廃棄物情報に基づく、設計・建設・操業・閉鎖に関する検討、さらには、③安全評価、④併置処分の検討、⑤今後の課題）についてまとめる。地質環境条件の設定については、処分場が定まっていないことから、既存の条件（第2次 TRU レポート）を踏襲することとした。

① 評価の前提条件となる廃棄物情報の整備・見直し

改正された最終処分法により地層処分対象の TRU 廃棄物が新たに定義され、最終処分計画に事業対象とする廃棄物量が記載された。この廃棄物量は、第2次 TRU レポートで対象とした約27,000m³よりも少ない約19,000m³であった。

この新たな定義による廃棄物については、発生者である原燃や JAEA、電事連の協力を得てデータ整備を行い、廃棄体の発生量 (m³)、発生本数 (本)、核種濃度 (Bq/t)、硝酸塩含有量、有機物含有量、発熱量 (W/t) などの基本データを整備した。

この整備・見直しの結果、以下のことが示された。

- ・総廃棄物量の減少は主としてグループ4の廃棄物量の減少に起因するものである。線量を支配するグループ1の物量は変化しない。
- ・新たな発熱性廃棄物として、廃溶融炉が含まれた。

② 見直された廃棄物情報に基づく、設計・建設・操業・閉鎖に関する検討

設計では、本検討の大きな目的である、最終処分計画に記載された新たな廃棄物量に対する地下施設設計・レイアウトを示すとともに、上記の新たな発熱性廃棄物の影響も考慮した。また、事業の観点として、公募制による幅広い環境条件に対して、地下施設の位置や空洞の大きさなどを決めていく大まかな方法論についても述べた。

建設・操業・閉鎖については、事業の観点から、これら作業の特徴を把握するために、建設の規模（主要な工事数量）、作業の工程、物流などについて分析を加えた。

③ 安全評価

安全評価においては、見直された新たな廃棄物量を対象として、第2次 TRU レポートの解析ケースに対して、幅広い地質環境に着目した新たなケースを加えた解析を実施した。解析の結果、基本シナリオにおいては、第2次 TRU レポートと同様に、最大線量が諸外国で用いられている安全基準の目安（100～300 μ Sv/y）を十分下回り、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性が確保されることが示された。また、レファレンスよりも地質環境条件が悪い場合を想定し、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分システムの頑健性の程度を確認するとともに頑健性を確保・向上させるための検討を実施した。

検討においては、処分システムの頑健性を向上させる高度化対策をより効果的に確実に抽出することを念頭に、処分システムの感度解析を行い、処分システムの感度特性を概略的に表す関係式を導出し、感度特性の仕組みを把握・理解した。この結果を用いて、幅広い地質環境に対する処分システムの頑健性の確保の観点から、重要な事象、状態・影響などを抽出し、関連する最新の知見を整理するとともに、システム全体の中でのこれらの関連や繋がりを整理し、重要なシナリオをまとめた。さらに、最新の知見に基づき必要なモデル・データを整備・設定し、幅広い地質環境に対して処分システムの頑健性の程度を確認した。また、その結果に基づき、以下に示すような高度化対策を構築し、これを採用した安全評価により、想定した幅広い地質環境においても、線量が諸外国で用いられている安全基準の目安（100～300 μ Sv/y）を下回ることを確認した。

- ・グループ1のI-129の放出を抑制するための低溶出性廃棄体の採用
- ・グループ2のC-14の放出を抑制するための核種閉じ込め容器の採用
- ・グループ3のI-129の放出を抑制するための緩衝材の敷設
- ・グループ4のSe-79などの放出を抑制するための緩衝材の敷設

また、高度化対策に用いられる低溶出性廃棄体、核種閉じ込め容器の開発状況をまとめ、これらの実現性の見通しについて示した。なお、これらの高度化対策の採用にあたっては、処分場の安全性はもとより、処理・処分の経済性にも十分配慮して検討していく必要がある。

④ 併置処分の検討

高レベル放射性廃棄物処分場との併置について、主に、ほぼ独立した配置となる地下施設やかなりの施設を共有することとなる地上施設のレイアウトについてまとめた。また、両処分場の閉鎖後安全性への相互影響については、第2次 TRU レポート後にさらに検討が加えられた原子力委員会の結果を整理した。

⑤ 今後の課題

地層処分低レベル放射性廃棄物の処分については、処分事業をより安全に確実に実施するため、全体基本計画（資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構，2009）において基盤研究開発の課題がまとめられている。また，NUMO は，処分事業者として基盤研究開発に対するニーズ（原子力発電環境整備機構，2010）をまとめている。以下，基盤研究開発の各機関や発生者が実施する基盤研究開発の主要課題と事業者として提示した主要なニーズ，さらに，全体基本計画において示されている事業者としての技術開発課題と本検討を通じて明らかになった事業者としての技術開発課題を示す。

[全体基本計画で示されている各機関や発生者の基盤研究開発課題]

以下の技術に関する知見等の充実，信頼性の向上，実現性の確認，成立性の検討

- 廃棄体技術（廃棄体データベース，処理・廃棄体化技術，廃棄体の品質管理/検認技術）
- 設計・工学技術（人工バリア材料物性，ニアフィールド構造解析）
- 性能評価（核種移行データの取得・整備，セメント変質，高アルカリ環境下のベントナイトや岩の反応，硝酸塩/有機物影響，ガス発生影響，システム性能評価）
- 併置処分に関する検討（相互影響評価，併置処分概念の合理化・最適化）
- 代替技術の開発（放射性ヨウ素固定化，放射性炭素の閉じ込め，低アルカリ性セメント，硝酸塩分離技術，アスファルト分解技術）

[基盤研究開発に対する NUMO のニーズ]

- 処分に影響を与える廃棄物特性（因子）の網羅性の確認とその影響度・重要度の分類
- 影響度に応じたシナリオの重要度の提示と類型化
- 放射性炭素などの揮発性元素の生物圏での移行挙動モデルの検討・整備
- 安全性を提示するための要件，適合基準，適合評価の方法論の整備

[全体基本計画において示されている事業者としての技術開発課題]

以下の技術に関する合理化，高度化など

- 設計・工学技術（処分施設の設計，建設・操業・閉鎖等の工学技術）
- 併置処分に関する検討（相互影響評価，併置処分概念の合理化・最適化）

[本検討を通じて明らかになった事業者としての技術開発課題]

- 廃棄体パッケージへの閉じ込め機能の付加
- 新たに加えられた廃棄物の特性の理解と合理的なグループ化の検討
- 合理的なグループ化に基づく処分施設の設計などの最適化
- 炉規法改正に伴う閉鎖前安全性の体系化並びに必要となるハンドリング設備の遠隔化，安全性などの検討

○ 新たな発熱性及び比較的放射能が高い廃棄体に対応したパッケージ及び充填材の検討

今後、処分事業者としては、関連する研究開発動向に注目し、これらの開発課題について必要に応じた成果が得られるように基盤研究開発の各機関や廃棄物発生者と協調し、地層処分低レベル放射性廃棄物の処分の安全性と評価の信頼性の向上を図っていく。

第10章 参考文献

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

資源エネルギー庁・日本原子力研究開発機構（2009）：TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画

一略語集一

(章別に記載。複数章に関するものは主たる章に記載。)

(第1章)

NUMO	原子力発電環境整備機構
応募区域	特定放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域
最終処分法	特定放射性廃棄物の最終処分に関する法律
地層処分低レベル放射性廃棄物	地層処分対象の TRU 廃棄物
第2次 TRU レポート	TRU 廃棄物処分技術検討書－第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ－
全体基本計画	TRU 廃棄物の地層処分基盤研究開発に関する全体基本計画
JAEA	独立行政法人 日本原子力研究開発機構
調整会議	地層処分基盤研究開発調整会議
最終処分計画	特定放射性廃棄物の最終処分に関する計画
サイト環境条件	最終処分施設建設地が有すると考えられる、地質環境や土地利用などに関する諸条件

(第2章)

第1次 TRU レポート	TRU 廃棄物処分概念検討書
原子力長計	原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画
JNC	核燃料サイクル開発機構
海外返還廃棄物	わが国で発生した使用済燃料の海外再処理施設での再処理にともない発生、返還される廃棄物
区分目安値	全 α 核種の一応の区分目安値
炉規法	核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律
最終処分基本方針	特定放射性廃棄物の最終処分に関する基本方針

付録 2.2

電気事業者試算	TRU 廃棄物地層処分事業のスケジュールなどの算定条件、積算方法およびそれに基づく費用見積りなど
サイクル廃棄物	再処理事業計画などの核燃料サイクル事業から発生する放射性廃棄物

昭和 62 年基本部会報告

放射性固体廃棄物の浅地中処分における規制除外線量について

(第 3 章)

IAEA

国際原子力機関 (International Atomic Energy Agency)

(第 4 章)

原燃

日本原燃株式会社

COGEMA

フランス核燃料公社 (現, アレバ燃料サイクル社 (AREVA NC 社))

BNGS

英国原子力グループ・セラフィールド社 (現, セラフィールド社 (Sellafield 社))

(第 5 章)

SR

高レベル放射性廃棄物処分の第 2 次取りまとめで設定された岩盤条件のうち, 軟岩系の略号。堅い順に SR-A, SR-B, SR-C, SR-D, SR-E がある。

HR

上記と同様に設定された岩盤条件のうち, 硬岩系の略号。1 種類のみである。

MPa

メガパスカル。圧力の単位。1kg 重/cm²≒0.1MPa

(第 6 章)

MBC モデル

Micromechanics-Based Continuum モデル。マイクロメカニクス (微視構造を扱う力学) に基づいた連続体モデル。

Mg/m³

メガグラム毎立方メートル。=1g/cm³

(第 7 章)

TBM

Tunnel Boring Machine。先端に取り付けたカッターを回転させ, 岩盤を砕きながら掘削する機械。

NATM

New Austrian Tunneling Method

(第 8 章)

共通的な重要事項

放射性廃棄物の安全規制における共通的な重要事項について

安全評価パラメータ

処分システムの安全評価の解析において使用する変数

	(例えば、溶解度、拡散係数など)
応答特性の区分目安値	拡散媒体外側からの核種の放出率の特性を区分する閾値
FRHP	降水系還元性高 pH 型地下水 (Fresh-Reducing-High pH groundwater)
C-S-H	カルシウムシリケート水和物
HFSC	JAEA の開発した、低アルカリ性セメント。フライアッシュ高含有シリカフェームセメント (High Fly-ash and Silica Fume Content Cement) の略称
OPC	普通ポルトランドセメント
高 pH プルーム	セメント系材料の間隙水が処分施設の周辺岩盤中へ移行して形成する岩盤中の高アルカリ性の地下水の領域
ISA	イソサッカリン酸
RAMDA	Radio-nuclide Migration Datasets : 第 2 次 TRU レポートの安全評価における核種移行解析において使用した核種移行データセット (本文 8.4.1 (Mihara, M. and Sasaki, R. 2005) 参照)
原環センター	公益財団法人原子力環境整備促進・資金管理センター

一用 語 集一

(章別に記載。複数章に関するものは主たる章に記載。)

(第1章)

併置

本報告書では、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物を同じ場所に設置することを「併置」という。

モデル

応用数学においては、現実の体系およびその体系内で現象の起こる起こり方を解析的または数学的に表現あるいは定量化すること。個々の、あるいはサブ体系のモデルが組み合わされて体系のモデルが作られる。数学的モデルには決定論的モデルと確率論的モデルの二つの型がある。

レファレンス条件

第2次 TRU レポートでは「4.3.5 シナリオの記述」において、「TRU 廃棄物の地層処分システムの将来挙動において蓋然性が高いと考えられるシナリオを「レファレンスシナリオ」と定義した。また、「4.5.1 解析ケースの設定」において、レファレンスシナリオに対応する解析ケースをレファレンスケースと呼ぶこととした。ここでは、レファレンスケースの解析に用いる条件をレファレンス条件と称する。

シナリオ

放射性廃棄物が人間環境に及ぼす影響を評価する観点から、地層処分システムの処分直後の状態をもとに、長期間のうちにその状態を変化させる可能性のある一連の現象を想定し、これらを組み合わせて地層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、地層処分システムの性能を解析するための道筋を規定し、その解析に必要なモデルの開発やデータ収集の枠組みを与えることである。

TRU 廃棄物

再処理工場や MOX 燃料工場の操業および解体に伴って発生する低レベル放射性廃棄物。ウランより原子番号が大きい放射性核種 (TRU 核種 : Trans-uranium) を含む廃棄物であることから TRU 廃棄物と呼ばれる。

(第2章)

廃銀吸着材

使用済の銀吸着剤。銀吸着剤は銀の化学吸着性を利用したフィルタで、再処理工程において使用済燃料のせん断・溶解に伴い、ガスとして発生するヨウ素を吸着除去するために使用される。

ハル・エンドピース

使用済燃料集合体をせん断するときに取り除かれる燃料集合体の末端部をエンドピース、燃料棒を束のまま数 cm の長さに細断し、内側の燃料を硝酸に溶解した後に溶け残った被覆管の断片をハルという。

プロセス濃縮廃液

酸回収、溶媒再生、除染、分析などにより発生し、蒸発濃縮などの処理後、固化したものをいう。

浅地中処分

トレンチ（素掘りの溝状などの空間）や浅地中（地下数メートル）に設けたコンクリートピットなどへ埋設処分する方法。対象廃棄物としては、原子炉施設の廃液固化体、充填固化体など、放射能レベルの極めて低い廃棄物。

余裕深度処分

一般的な地下利用に対して十分余裕をもった深度（例：50m から 100m）への処分。対象廃棄物としては、原子炉施設の炉内構造物、使用済樹脂など。

雑固体廃棄物

再処理工程の各工程で発生する雑多な固体状の廃棄物（例えば、紙・布など容易に焼却できる可燃物、金属配管・ガラスなど焼却できない難燃物）をいう。

（第5章）

文献調査

文献その他の資料（記録文書、学術論文、空中写真、地質図など）から得られたデータに基づく分析・解析作業（Literature Survey）のことをいう。

物理探査

人工的に発生させた地震波や電磁波などを利用して、空中、地上、水上などから地下の状況を間接的に調査すること。地質構造の状況、鉱床の有無など調査することができる。

地表踏査

地表面で行う現地調査のことをいう。地表で確認できる事項、例えば、地層・岩石の分布、地質構造、活断層の分布などを調べる。

概要調査

3段階のサイト選定プロセスのうち2段階目の精密調査地区選定のための調査（Preliminary Investigation）のことをいう。ボーリング調査，地表踏査，物理探査などの地表からの調査が行われる。

一軸圧縮強度

一つの軸方向から物体に圧力を加え，破壊するときの軸応力をいう。この値は，例えば上下方向から円柱または角柱の試験片に圧力を加え，試験片が完全に破壊するまでに加えた圧力の最大値を試験片の断面積で除した値となり，一般に Pa（パスカル）の単位で表される。

結晶質岩

マグマが冷えて固まってできた火成岩（例：花崗岩）および既存の岩石が熱や圧力によって変化してできた変成岩（例：結晶片岩，片麻岩）をいう。

精密調査

3段階のサイト選定プロセスのうち3番目の処分施設建設地選定のための調査（Detailed Investigation）のことをいう。地表からさらに詳細な調査を行うとともに，地下に調査施設を建設して，地下の特性などを調べるための調査が行われる。

堆積岩

海底や河床などに運ばれた泥や砂などの堆積物や，火山噴出物などが固まってできた岩石（例：砂岩，泥岩）をいう。

（第6章）

分離抵抗性

運搬中，打設中または打設後において，まだ固まらないコンクリートの構成材料の分布が不均一となる現象，すなわち（1）粗骨材が局部的に集中したり，（2）水分が時間とともにコンクリート上面に向かって上昇する現象（ブリーディング，bleeding）を材料分離という。前者は主に運搬・打設中に生じ，後者は打設後に生ずる。このような材料分離が起こりにくい性質を分離抵抗性という。

打設

混練され，運搬されたコンクリートやモルタルなどを所定の位置あるいは型枠内に流し込む作業のことをいう。

塩，硝酸塩

酸と塩基がイオン結合した化合物が塩であり，硝酸イオンを持つ塩が硝酸塩である。地層処分低レベル放射性廃棄物中に含まれる硝酸塩は，再処理工程において使用された硝酸が化学処理を施され，低レベル放射性廃液中に硝酸塩(主に， NaNO_3)として回収されたものの。

吹付けコンクリート

圧縮空気を利用して吹き付けてつくるコンクリート部材あるいはその施工方法をいう。掘削後直ちに地山に密着するように施工でき，掘削断面形状に左右されず，容易に施工できることから，トンネル支保工の施工に最も一般的に用いられる方法である。

廃棄体

放射性廃棄物を，ドラム缶にセメント固化するなど，十分安定化処理するか又は容器に封入し，最終的に埋設可能な形態にしたものをいう。

平衡膨潤圧

膨潤変形が拘束された場合に発揮する圧力

インバート

トンネル支保工のうち底部の部分を用いる。上部および側壁部の支保工と底部の支保工を接合することで，トンネルの力学安定性を向上させることができる。また，平面状に仕上げることによって，トンネル内の作業を円滑にする役割も果たす。

実効線量率

身体の放射線被ばくが均一又は不均一に生じたときに，被ばくした臓器・組織で吸収された等価線量を相対的な放射線感受性の相対値（組織荷重係数）で加重してすべてを加算したものが実効線量である。単位時間当たりの実効線量を実効線量率という。

人工バリア

埋設された放射性廃棄物から，放射性物質が生活環境へ移行することを抑制するために人工的に設けられる障壁をいい，緩衝材，コンクリートなどの処分施設における人工構築物の総称である。

可溶性

水などの液体に溶けうる性質。

高アルカリ環境

処分坑道の支保工，構造躯体，充填材などに用いられるセメント系材料は，地下水と接触すると，溶解度に応じて水和物中の Na，K，Ca などが地下水に溶解し，地下水の pH を上昇させ，高アルカリ性の環境を生じる。

鋼製支保工

H 型鋼材などを円弧状に加工しトンネル断面形状に合わせて設置する支保工部材のことをいう。坑道延長方向に一定間隔で設置する。

局部腐食

腐食が表面全体でほぼ均一に進むのではなく，腐食が局部に集中して生じることをいう。

局所安全係数

岩盤中の各位置において，破壊に至る応力の限界値を，実際に作用している応力で除した値（安全余裕もしくは破壊近接度）。局所的な値であり，（安全余裕が）小さい値の範囲が限られていれば岩盤全体の安全性に与える影響は小さい。

MBC モデル

不連続性岩盤において空洞掘削などにより生ずる不連続面の開口やせん断すべりを岩盤の挙動の支配的メカニズムと考え，不連続面を含む岩盤の力学挙動を捉えようとする連続体理論である。Micromechanics-Based Continuum モデルの略。

Mg/m³

メガグラム毎立法メートル。=1g/cm³

二次覆工

吹付けコンクリート，ロックボルト，鋼製支保工などの内側に設置される，コンクリート製の構造物を二次覆工という。一般的には漏水を防ぐなどの供用性のみを目的とするが，岩盤の条件などにより支保工の機能も目的とする場合がある。

応力

単位面積当たりにかかる力。その面に垂直に働くものが垂直応力，その面に水平にはたらくものがせん断応力である。

ロックボルト

周辺岩盤の支保機能を有効に活用するために，トンネル壁面から岩盤中に挿入する数 m 程度の棒状の鋼材のことをいう。あらかじめ削孔した穴に鋼材を設置し，セメント系材料などで岩盤に定着させる。

流動性

まだ固まっていないコンクリートやモルタルなどの，自重あるいは振動力による変形のしやすさ。流動性が高ければ，所定の空間が狭隘でも，隙間無く充填し易くなる。

せん断歪み

ある物体の単位長さあたりの変位量を歪みという。基準となる単位長さの方向と同じ方向の変位量が垂直歪みであり，基準の方向と垂直の方向の変位量がせん断歪みである。

線量率

線量とは放射線防護を目的とし，放射線の種類，被ばくの態様に共通の尺度で被ばくの影響を評価するための単位である。線量率とは単位時間当たりの線量である。

支保工

支保工は，坑道の掘削に伴って力学的に不安定となる坑道周辺の岩盤を施工中から完成後にわたって安定に保ち，掘削作業の安全と完成後の坑道の安全な供用を確保するために設置される構造物をいう。支保部材としては，吹付けコンクリート，覆工コンクリート，コンクリートセグメント，ロックボルト，鋼製支保工などが一般的であり，単独あるいは組み合わせて用いられる。

点減衰核積分法

線源（放射線の発生源）領域を微小体積の線源に分割し，その個々の線源を点線源として減衰を考慮した評価点における線量率を求め，線源領域で積分する方法。

天然バリア

放射性物質を閉じ込める機能を期待し，安定で地層処分に好ましい条件を持つ地下深部

の岩盤をいう。

全断面掘削

トンネルの掘削方法の一種で、トンネル全断面を同時に掘削する方法である。トンネルは掘削したままでは坑道周囲の岩盤の安定性に懸念があるので、1～2m 程度掘進する毎に支保工を構築する。断面が大きくなると、さらに、断面を分割して（例えば上半分と下半分）、このような作業を行い、安定性を確保する。断面を分割せずに掘削するのが全断面掘削工法であり、断面が小さい場合に適用される。

(第7章)

バックホウ

地盤面よりも低い部分の掘削や土砂積み込みに適したショベル系の機械のことをいう。

ドリルジャンボ

台車上のブームに削孔装置を取り付け、トンネルの切羽の削孔、及びロックボルト挿入のための削孔を効率よく行う機械のことをいう。

エアロック

圧力の異なる場所や部屋同士の間を設置して、場所の間を移動するときには圧力の調整をするための部屋。放射性物質関連施設においては、放射性物質がある場所や部屋を低圧にして、放射性物質が外部へ出ないようにしている。

発破工法

トンネル掘削方法の一つで、爆薬で岩盤を破砕して掘削する方法である。山岳トンネルでは最も一般的な掘削方式である。

ベビーコンプレッサー

小型のコンプレッサのことをいう。

自由断面掘削機

ロードヘッダ (Road Header) とも呼ばれ、機体先端上部に切削チップが配列されたドラムを設置し、それを回転させながら地山に押しあてることにより掘削する機械のことをいう。比較的任意の形状の掘削が可能である。

上半掘削，下半掘削

トンネル掘削方法の一つで，トンネルの断面を分割して掘削する方法のことをいう。断面の上半分の掘削を上半掘削，下半分の掘削を下半掘削という。

機械掘削工法

トンネル掘削方法の一つで，専用のトンネル掘削機械で掘削する方法のことをいう。他に，発破掘削や人力掘削がある。発破掘削と比べて，火薬類の取扱いの問題が無く，騒音・振動が少ないという特徴がある。

キャリアカー

重量物を運搬するための車両のことをいう。

NATM 工法

坑道周辺岩盤の緩み（応力開放）が大きくなならないうちにコンクリートを壁面に吹き付けたり，ロックボルトを打設したりすることによりトンネル周辺の地山が本来有している耐荷能力を積極的に活用し，坑道の安定化を図りながら掘削するトンネル掘削工法をいう。道路，鉄道などの山岳トンネル工事において多くの実績を有し，立坑掘削や都市部の軟岩に対しても採用されている。NATMは「New Austrian Tunneling Method」の略。

レーザ測量

機器の光源から発するレーザー光線を目的物に当て，反射してきた光線を機器で受光し，その往復時間を用いて目的物までの距離を測る方法のことをいう。非接触で距離を測ることができ，測量の精度も高い。

ロードヘッダー

「自由断面掘削機」参照。

サイドダンプ式ホイールローダー

狭いトンネル内で掘削ずり（土砂）を運搬車に効率よく積み込むため，ショベル部が横を向くように工夫された土砂積み込み機械のことをいう。

サイクルタイム

トンネルは掘削したままでは空洞安定性の懸念があるので，1～2m程度掘進する毎に支保工を構築する。この単位掘進長毎の掘削，支保工構築などの一連の作業を掘削サイクル

といい、それに要する時間をサイクルタイムという。

制御発破

掘削面より外側の掘削されない岩盤が、発破の影響により損傷することを極力避けるための、削孔位置、爆薬の種類や量、などを調整した発破のことをいう。

スライドセントル

トンネルの工事の覆工コンクリートをつくるときの移動式型枠のことをいう。

TBM 工法

カッターフェースを地山に押しあて回転させることによりトンネル全断面を機械掘削する工法のことをいう。カッターフェースを地山に押しあてるための反力は掘削済みの坑壁にグリッパと呼ばれる反力盤を押しあてることで確保する。中硬岩の岩盤に対して高速掘進が可能である反面、断面形状がほぼ円形に限定される、掘削径変更が困難、発進基地の構築が必要、といった問題がある。

トラックミキサ

混練されたコンクリートを打設位置まで固まらないように運搬するため、攪拌装置を搭載した運搬車のことをいう。

(第8章)

FEP

地層処分システムの将来挙動を記述したシナリオ作成のため、安全評価で考慮すべき現象などをシステムの特質 (Feature) やそこで発生する事象 (Event)、過程 (Process) を用いて分析整理したもの。

掘削影響領域

処分坑道の掘削により健全な岩盤に比べて水理特性が悪くなることが想定される人工バリア周辺の岩盤領域。解析においては、掘削影響領域においては、人工バリアから放出される核種が瞬時に攪拌され、均一の濃度になると仮定。

PID

FEP 間の相互影響 (インフルエンス) と重要性をネットワークで示した図 (Process Influence Diagram)。

ストーリーボード

処分システムにおいて生起する事象やその相関関係、時間的変遷を図などと用いてわかりやすく示す表現手法。

透水係数

飽和した土壌・岩盤中を流れる地下水の透水法則として知られるダルシー則は、次式で表される。

$$V = K \times i$$

K：透水係数(m/s)，i：動水勾配(-)，V：地下水流速（ダルシー流速）(m/s)

透水係数はダルシー則における比例定数であり、地下水が媒体を通過する際の地下水の通り易さを表す媒体固有の定数である。

(第9章)

不動態化

金属が本来腐食すべき環境にあるにもかかわらず、ほとんど腐食しない状態となること。金属の表面に緻密で薄い酸化皮膜が生成ことにより下地金属の腐食を抑える。

イオン強度

電解質溶液に含まれる*i*種のイオンの価数を z_i 、濃度を c_i とすると、 $(1/2) \sum z_i^2 c_i$ をイオン強度という。

錯体

中心となる原子に、各種の原子あるいは原子団（配位子という）が結合してできる分子または多原子イオン。イソサッカリン酸は、核種の周りに配位して錯体を形成し、核種の移行遅延性を損なう可能性がある。

酸化性雰囲気

中に存在する化学種を酸化する傾向が強い環境。

酸化性化学種

化学種は化合物やイオンなどの総称である。これと反応する相手を酸化するような化学種をいう。

収着性

核種が人工バリア（充填材，緩衝材）や岩盤に付着して地下水中の移行が遅延される効果のことをいう。

溶解度

物質（溶質）をある温度，ある圧力で，ある溶媒に溶かしたとき，溶質がそれ以上は溶けない最大限度の量

用語集 参考文献

- 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
- 土木学会編（1996）：第四版 土木工学ハンドブック，技報堂出版
- 土木学会（2001）：トンネル標準土方書（山岳工法編）・同解説
- 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（2004）：概要調査地区選定上の考慮事項設定の背景と技術的根拠－「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料－，NUMO-TR-04-02
- 原子力発電環境整備機構（2009）：処分場の概要，放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊－1
- 原子力発電環境整備機構（2009）：概要調査地区選定上の考慮事項，放射性廃棄物の地層処分事業について～公募のご案内～ 分冊－2
- 原子力百科事典 ATOMICA，<http://www.rist.or.jp/atomica/>
- 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会（1997）：高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について，原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 報告書
- 原子力委員会（2006）：長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方，2006年（平成18年）4月18日
- 原子力環境整備センター（1989）：国際原子力機関 放射性廃棄物管理用語集（日本語版），RWMC-89-P-12
- 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
- 経済産業省資源エネルギー庁（2008）：TRU 廃棄物の地層処分について考えてみませんか
- 岩波書店（2000）：岩波 理化学辞典 第5版
- 日本コンクリート工学協会ホームページ，コンクリートの基礎知識，<http://www.jci-net.or.jp/j/whatis/terms/index.html>
- 日本機械学会編（1997）：機械工学便覧，丸善
- 総合資源エネルギー調査会電気事業分科会原子力部会放射性廃棄物小委員会（2006）：放射性廃棄物小委員会 報告書