平成 27 年度

地層処分技術調査等事業

直接処分等代替処分技術開発

報告書

平成 28 年 3 月

国立研究開発法人 日本原子力研究開発機構

本報告書は,経済産業省資源エネルギー庁からの委託事業として,国立 研究開発法人 日本原子力研究開発機構が実施した平成 27 年度地層処分 技術調査等事業「直接処分等代替処分技術開発」の成果を取りまとめたも のである。

目 次

1.	はじめに	1 - 1
1.	1 背景と目的	1 - 1
1.	2本事業の全体計画	1-1
1.	3 平成 27 年度の実施内容	1 - 7
参	考文献	1-10
2.	直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発	
	及び閉じ込め性能評価手法の高度化	2-1
2.	1 先進的な材料の開発	2-1
2.	1.1 背景と目的	2-1
2.	1.2 バルク金属ガラスの基本特性、適用性検討	2-2
2.	1.3 緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する調査	2-58
2.	2 閉じ込め性能評価手法の高度化	2-66
2.	2.1 背景と目的	2-66
2.	2.2人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究	2-67
2.	2.3 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究	2-113
2.	2.4 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究	2-158
2.	3まとめ	2-194
参	考文献	2-198
3.	直接処分施設の設計検討	3-1
3.	1 直接処分方策に関する調査・検討	3-1
3.	1.1 背景と目的	3-1
3.	1.2 海外情報の調査	3-1
3.	1.3 保証措置技術開発	3-2
3.	1.4 核セキュリティ対策に係る検討	3-44
3.	2人工バリアの設計	3-53
3.	2.1 背景と目的	3-53
3.	2.2 処分容器の設計	3-53
3.	2.3 処分容器の設計における臨界安全に関する検討	3-106
3.	2.4 緩衝材の設計	3-121
3.	3地下施設の概念設計	3-162
3.	3.1 背景と目的	3-162
3.	3.2 地下施設の設計	3-162

3.3.3 支保工施工合理化のための基本特性の取得	3-194
3.4 搬送・定置設備の概念設計	3-203
3.4.1 背景と目的	3-203
3.4.2 搬送·定置設備の概念検討	3-203
3.4.3 搬送・定置設備の実現可能性についての総合評価	3-224
3.5まとめ	3-227
参考文献	3-231
4. 直接処分施設の設計支援システムの構築	4-1
4.1 背景と目的	4-1
4.2 iSRE の開発環境	4-2
4.3 iSRE の設計および試作	4-3
4.3.1 iSRE の全体構成の検討	4-3
4.3.2 iSRE 全体の基本設計	4-5
4.3.3 インターフェースの設計および試作	4-7
4.3.4 データベースの設計および試作	4-11
4.4 iSRE の動作の検証および評価	4-16
4.4.1 試作結果を検証するためのシナリオ作成	4-16
4.4.2 試作結果の検証	4-16
4.5 今後の開発課題の抽出	4-21
4.6まとめ	4-22
参考文献	4-23
5. その他の代替処分オプションについての調査・検討	5-1
5.1 背景と目的	5-1
5.2 調査研究計画の作成	5-1
5.2.1 研究計画の全体目標	5-2
5.2.2 研究計画の内容	5-2
5.3 代替処分概念等の調査	5-5
5.3.1 最終処分方式としての代替処分概念	5-6
5.3.2 最終処分以外の方式	5-16
5.3.3 課題の分析および評価	5-25
5.4 超深孔処分の調査結果	5-26
5.5まとめ	5-30
参考文献	5-31
6.おわりに	6-1

6.	1	.1 成果の総括		-1
6.	2	.2課題と今後の計画	6	-4

図 目 次

<u><u></u> </u>		0 0
⊠ 2. 1. 2−1	Fe ₄₃ Cr ₁₆ Mo ₁₆ Cl ₁₅ B ₁₀ 合金の谷温度におりる平衡相の計算結果	2-6
⊠ 2. 1. 2-2	N1 基ナータベース (ICN18) を用いた一元糸合金の状態図計算結果	2-8
⊠ 2.1.2-3		2-9
图 2.1.2-4	Ni ₆₀ Nb ₁₅ (Zr, Ti) ₂₅ の断面状態図の計算結果	2-10
凶 2.1.2−5	各種合金の時間-換算化温度-変態図の計算結果	2-11
図 2.1.2-6	各種合金のΩパラメータとバルク金属ガラス生成のための	
	臨界直径(dc)との相関関係	2-14
⊠ 2.1.2-7	急冷フレーム溶射に用いる急冷遷移制御溶射ガンの模式図	2-16
⊠ 2.1.2-8	急冷フレーム溶射法による Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 溶射被膜外観	2-17
図 2.1.2-9	急冷フレーム溶射法による Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 溶射被膜断面(光学顕微鏡像)	2-18
⊠ 2.1.2-10	急冷フレーム溶射法による Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 溶射被膜表面の	
	X線回折パターン	2-18
⊠ 2.1.2-11	溶射膜中における結晶化部位	2-18
図 2.1.2-12	急冷フレーム溶射法による Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 溶射被膜外観	2-20
図 2.1.2-13	急冷フレーム溶射法による Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 溶射被膜断面	2-20
図 2.1.2-14	Zr ₅₅ Al ₁₀ Cu ₃₀ Ni ₅ 金属ガラスを1回の積層させた基材表面状況および	
	典型的粒子の SEM/EDX 像	2-22
⊠ 2.1.2-15	Zr ₅₅ Al ₁₀ Cu ₃₀ Ni ₅ 粉末断面の SEM 像および EDX マッピング結果	2-23
図 2.1.2-16	Zr ₅₅ Al ₁₀ Cu ₃₀ Ni ₅ 金属ガラス溶射状態の酸素流量依存性	2-24
⊠ 2.1.2-17	Zr ₅₅ Al ₁₀ Cu ₃₀ Ni ₅ 金属ガラスを1回積層させた基材表面の XRD 図形	2-25
⊠ 2.1.2-18	急冷フレーム溶射ガンの概略図と内部への窒素ガス注入箇所	2-26
⊠ 2.1.2-19	雰囲気制御したガンで溶射した Zr ₅₅ Al ₁₀ Cu ₃₀ Ni ₅ 金属ガラスの	
	付着粒子の FDX マッピング像	2-27
⊠ 2 1 2-20	酸素流量 18 L min ⁻¹ の条件で見られ塊状部分の SFM 像	2-28
図 2 1 2−21	金属ガラス 7rssCulooNisA1 io 粉末の SFM 画像	2-30
⊠ 2.1.2 21 ⊠ 2 1 2-22	SUIS316I 粉末の SFM 画像	2 00
⊠ 2.1.2 22 ⊠ 2 1 2-23	SUS316L 粉末の FDS 分析結果	2 02
$\boxtimes 2.1.223$ $\boxtimes 2.1.2-24$	555510L 初木の EDS 另所相木	2 02
	ハステロイ C276 初木の SEM 画家	2 00 0_00
	バヘノロイ C210 初末の EDS 万仞 福末	2-33
× 2. 1. 2-20	^純 動初木の SEM 画像	2-34
⊠ 2. 1. 2-27	純ニックル粉木の SEM 画像	2-34
⊠ 2.1.2-28		2-36
図 2.1.2-29	没出試験後の Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の SEM 画像	2-40
図 2.1.2-30	浸出試験後の Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の EDS 分析結果	2-41
図 2.1.2-31	浸出試験後の $Zr_{57}Cu_{15.4}Ni_{126}Al_{10}Nb_5$ 粉末の SEM 画像	2-41
図 2.1.2-32	浸出試験後の Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni ₁₂₆ Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の EDS 分析結果	2-42

図 2.1.2-33	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の SEM 画像 2	2-48
⊠ 2.1.2-34	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の EDS 分析結果	2-48
⊠ 2.1.2-35	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の SEM 画像 2	2-49
⊠ 2.1.2-36	浸出試験後の Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の EDS 分析結果 2	2-50
⊠ 2.1.2-37	浸出試験後の Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の SEM 画像 2	2-52
⊠ 2.1.2-38	浸出試験後の Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の EDS 分析結果 2	2-52
⊠ 2.1.2-39	浸出試験後の SUS316L 粉末の SEM 画像 2	2-54
⊠ 2.1.2-40	浸出試験後の SUS316L 粉末の EDS 分析結果 2	2-55
⊠ 2.1.2-41	浸出試験後のハステロイ C276 粉末の SEM 画像 2	2-56
図 2.1.2-42	浸出試験後のハステロイ C276 粉末の EDS 分析結果 2	2-56
図 2.1.3-1	熱伝導率推算式による計算値と実測データの比較2	2-60
⊠ 2.1.3-2	乾燥密度を一定とした比較2	2-61
⊠ 2.1.3-3	有効粘土密度を一定とした比較2	2-61
⊠ 2.1.3-4	間隙率を一定とした比較2	2-62
⊠ 2.1.3-5	熱伝導率実測データの分布2	2-64
⊠ 2.2.2-1	チタンカラムへのベントナイトおよび試験片の封入状況、	
	およびチタンカラムの構造の模式図2	2-71
⊠ 2.2.2-2	銅電極の配置と交流インピーダンス測定系の模式図 2	2-72
⊠ 2.2.2-3	銅のベントナイト中の電気化学インピーダンス特性の経時変化2	2-74
⊠ 2.2.2-4	カーブフィッティングに使った等価回路と	
	フィッティングパラメーター2	2-75
⊠ 2.2.2-5	応力腐食割れ用平板引張試験片2	2-77
⊠ 2.2.2-6	低ひずみ速度試験機に設置する環境セルの模式図2	2-78
⊠ 2.2.2-7	湿潤ベントナイトを生成する際の密閉環境セルの模式図2	2-78
⊠ 2.2.2-8	50 ℃に維持した膨潤ベントナイト中における	
	低ひずみ速度(SSRT)試験後の試料断面の SEM 像2	2-79
⊠ 2.2.2-9	気相湿潤ベントナイト中における低ひずみ速度(SSRT)試験後の	
	き裂の深さの断面1 mm あたりの分布のヒストグラム2	2-80
⊠ 2.2.2-10	SSRT 試験後試料表面の SEM 観察結果 2	2-81
⊠ 2.2.2-11	SSRT 試験後 Cu 試料の外観写真 2	2-82
⊠ 2.2.2-12	腐食速度の測定系2	2-84
⊠ 2.2.2-13	7.7 kGy h⁻¹のガンマ線照射下あるいは非(w/o)照射下における	
	平板ならびにコイル試験片の腐食速度の pH 変化2	2-85
⊠ 2.2.2-14	7.7 kGy h⁻¹のガンマ線照射下で3日間、コイル試験片を浸漬後の	
	試験液中の酸素ならびに過酸化水素の濃度2	2-86
⊠ 2.2.2-15	処分容器に及ぼす微生物腐食反応の概念図2	2-87

図 2.2.2-16	地層処分システムの人工バリア性能における微生物影響の	
	可能性に関するディシジョンツリー	2-87
⊠ 2.2.2-17	各ベントナイト条件下での鉄顆粒腐食試験1ヶ月後の写真(KA1株)	2-89
図 2.2.2-18	KA1株の鉄顆粒の腐食活性にベントナイトが及ぼす影響(1/2)	2-91
⊠ 2.2.2-18	KA1株の鉄顆粒の腐食活性にベントナイトが及ぼす影響(2/2)	2-92
⊠ 2.2.2-19	ベントナイトのガス吸着試験結果	2-92
⊠ 2.2.2-20	ベントナイト懸濁液中のDNA濃度	2-92
⊠ 2.2.2-21	KA1 株による炭素鋼片腐食試験の解析(1/2)	2-94
⊠ 2.2.2-21	KA1 株による炭素鋼片腐食試験の解析(2/2)	2-95
⊠ 2.2.2-22	培養終了時(4週間後)の気相部ガス濃度	2-97
⊠ 2.2.2-23	各ベントナイト濃度条件における鉄腐食活性	2-98
⊠ 2.2.2-24	培養終了後の各ベントナイト懸濁液中に含まれる微生物量の推定	2-99
⊠ 2.2.2-25	カラム浸漬試験	2-101
⊠ 2.2.2-26	1ヶ月試験終了後の圧縮ベントナイトの写真(30℃試験)	2-102
⊠ 2.2.2-27	1ヶ月試験終了後の圧縮ベントナイト写真(50 ℃)	2-102
⊠ 2.2.2-28	1ヶ月試験終了後の炭素鋼片重量減損	2-103
図 2.2.2-29	1ヶ月試験終了後のカラム浸漬液中の鉄濃度	2-103
図 2.2.2-30	1 か月試験終了後のガラス密閉瓶気相部の	
	ガス濃度組成(30 ℃試験)	2-104
図 2.2.2-31	1ヶ月試験終了後のカラム浸漬液中の有機酸濃度	2-104
⊠ 2.2.2-32	循環型拡散試験装置図	2-107
⊠ 2.2.2-33	低濃度側溶液へ透過した各トレーサーのフラックスおよび	
	高濃度側溶液中の各トレーサーの濃度変化	2-109
⊠ 2.2.2-34	ベントナイト中の C-14 の濃度分布および有効間隙率	2-109
図 2.2.3-1	使用済燃料中の核種分布の概念	2-114
図 2.2.3-2	使用済燃料中からの核種放出概念	2-115
⊠ 2.2.3-3	スイスの直接処分安全評価における IRF の考え方の進展	2-120
図 2.2.3-4	燃料の平均燃焼度および線出力と FGR の関係	2-121
図 2.2.3-5	I と Cs におけるギャップおよび結晶粒界のインベントリと	
	FGR との関係	2-122
図 2.2.3-6	FIRST Nuclides における I および Cs の IRF と FGR との関係	2-122
図 2.2.3-7	燃料ペレットの中心付近および外周部からの核種浸出挙動	2-123
図 2.2.3-8	BWR 燃料 FGR と燃焼度との関係	2-129
⊠ 2.2.3-9	BWR 燃料 FGR と経験最高線出力密度との関係	2-130
図 2.2.3-10	PWR 燃料 FGR の燃焼度との関係	2-132
図 2.2.3-11	PWR 燃料 FGR の線出力依存性	2-132
⊠ 2.2.3-12	軽水炉改良技術確証試験における FGR と燃焼度との関係	2-133

⊠ 2.2.3-13	EN2002 で評価された燃料溶解速度の時間依存性	2-134
⊠ 2.2.3-14	汽水(OL-KR6)中でのウランの溶解速度のU-233注入量依存性	2-135
⊠ 2.2.3-15	ジルカロイ-4の累積等価腐食速度の時間変化および	
	アルカリ (NaOH)影響	2-138
⊠ 2.2.3-16	外面酸化膜付き母材試料および C-14 放出元の模式図	2-139
⊠ 2.2.3-17	Zry-2 及び Zry-4 の典型的な重量増加曲線	2-141
⊠ 2.2.3-18	ステンレス鋼からの累積放出水素ガス量(30 ℃、pH 12.5)	2-144
⊠ 2.2.3-19	ステンレス鋼の等価腐食速度(30 ℃、pH 12.5)	2-145
⊠ 2.2.3-20	瞬時放出割合に係る暫定パラメータの検討方針	2-147
⊠ 2.2.3-21	I および Cs の IRF と FGR との関係	2-150
⊠ 2.2.3-22	Sr および Tc の IRF と FGR との関係	2-151
⊠ 2.2.3-23	燃料溶解速度の比 α 放射能などの依存性	2-154
⊠ 2.2.3-24	ウラン酸化物の比表面積の幾何的値と BET 測定値の比較	2-155
⊠ 2.2.3-25	燃料溶解速度の炭酸濃度依存性	2-155
⊠ 2.2.4-1	ケース1の処分場全体からの被ばく線量の経時変化	2-162
⊠ 2.2.4-2	感度解析結果	2-164
⊠ 2.2.4-3	複数空間スケールにまたがる地下水流動と核種移行解析の	
	連携の概念図	2-169
⊠ 2.2.4-4	地下水流動と核種移行解析の連携における情報の	
	授受などのイメージ	2-169
⊠ 2.2.4-5	地下水流動解析に関する空間モデルオプションの一般的な選択フロー	2-171
⊠ 2.2.4-6	地下水流動解析に関するプロセスモデルオプションの	
	一般的な選択フロー	2-171
図 2.2.4-7	核種移行解析に関する空間モデルオプションの一般的な選択フロー	2-173
⊠ 2.2.4-8	核種移行解析に関するプロセスモデルオプションの	
	一般的な選択フロー	2-173
⊠ 2.2.4-9	広域スケールの水理地質構造モデルの設定例	2-175
図 2.2.4-10	地下水流動解析および核種移行解析におけるデータフロー	2-178
⊠ 2.2.4-11	本事例で選定した地下水流動解析および核種移行解析用	
	モデルオプションを用いた一連の解析結果と情報の受け渡し	2-179
⊠ 2.2.4-12	処分坑道横置きの場合の坑道の配置図とダルシー流速分布	2-183
⊠ 2.2.4-13	処分孔竪置きケースの場合の坑道の配置図とダルシー流速分布	2-184
⊠ 2.2.4-14	処分孔竪置きと処分坑道横置きの放出率の比較	2-185
⊠ 2.2.4-15	粒子の滞在時間割合の算出の概念	2-186
⊠ 2.2.4-16	粒子の亀裂性媒体内での滞在時間の整理結果	2-187
⊠ 2.2.4-17	廃棄体から母岩中での粒子の移動軌跡	2-188
⊠ 2.2.4-18	人工バリア近傍での異なる移行経路と移行挙動を考慮した	

	核種移行概念モデル2-	189
⊠ 2.2.4-19	岩盤マトリクス部および亀裂部での評価点2-	189
⊠ 2.2.4-20	人工バリア近傍における亀裂及びマトリクス部での核種移行率の	
	距離依存性(I-129:亀裂透水量係数 10 ⁻⁹ m ² s ⁻¹)	191
図 2.2.4-21	人工バリア近傍における亀裂及びマトリクス部での核種移行率の	
	距離依存性(I-129:亀裂透水量係数 10 ⁻¹¹ m ² s ⁻¹)	191
⊠ 3.1.3-1	人工バリアのレファレンス仕様3-	·4
⊠ 3.1.3-2	処分容器の蓋部形状3-	5
⊠ 3.1.3-3	200 mm 厚人工欠陥付与試験体の寸法および欠陥位置の例	7
⊠ 3.1.3-4	190 mm 厚自然欠陥付与試験体の外観および欠陥位置の例3-	·7
図 3.1.3-5	低真空電子ビーム溶接試験体の寸法および外観	·8
⊠ 3.1.3-6	190 mm 厚自然欠陥付与模擬試験体の無欠陥領域の	
	指示の例(Dスコープ)3-	.9
⊠ 3.1.3-7	電子ビーム溶接試験体の超音波探傷結果の例3-	10
⊠ 3.1.3-8	電子ビーム溶接試験体の切断調査の状況と	
	超音波映像装置による測定例3-	-11
⊠ 3.1.3-9	200 mm 厚人工欠陥付与試験体(欠陥深さ位置 70 mm)	
	超音波探傷データ3-	12
⊠ 3.1.3-10	シミュレーション解析の概要 3-	16
⊠ 3.1.3-11	解析モデルの例3-	-17
⊠ 3.1.3-12	シミュレーション結果の表示例3-	18
⊠ 3.1.3-13	解析モデルおよび解析結果	
	(周波数 2 MHz、特徴の深さと離間隔の影響) 3-	20
⊠ 3.1.3-14	解析モデル及び解析結果(周波数 5 MHz、特徴の深さの影響) 3-	21
図 3.1.3-15	解析モデル及び解析結果(周波数 2 MHz、特徴高さ 5 mm) 3-	22
図 3.1.3-16	解析モデル及び解析結果(周波数2 MHz、特徴高さ2 mm)3-	22
図 3.1.3-17	解析モデル及び解析結果(周波数2 MHz、特徴高さ1 mm)3-	23
図 3.1.3-18	解析モデル及び解析結果(周波数5 MHz、特徴高さ5 mm)3-	23
図 3.1.3-19	解析モデル及び解析結果(周波数 5 MHz、特徴高さ 2 mm) 3-	24
⊠ 3.1.3-20	解析モデル及び解析結果(周波数 5 MHz、特徴高さ 1 mm) 3-	24
⊠ 3.1.3-21	解析モデル及び解析結果(周波数 2 MHz、超音波の角度の影響) 3-	-25
⊠ 3.1.3-22	超音波ビームの例3-	26
⊠ 3.1.3-23	集束距離による識別性の違い(周波数 2 MHz 特徴の高さ 1 mm) 3-	-27
⊠ 3.1.3-24	集束距離による識別性の違い(周波数 5 MHz 特徴の高さ 1 mm) 3-	28
⊠ 3.1.3-25	溶接特徴を付与する場合の配置案 3-	39
⊠ 3.1.3-26	特徴配置の例3-	-39

図 3.1.4-1	妨害破壊行為に対する防護要件の考え方	3-48
図 3.1.4-2	核セキュリティシステム概念検討例(地上施設)	3-49
図 3.1.4-3	核セキュリティシステム概念検討例(地下施設)	3-50
図 3.1.4-4	地上の防護区域障壁を拡張した場合の概念検討例	3-51
図 3.2.2-1	臨界解析体系	3-57
⊠ 3.2.2-2	PWR 燃料集合体の臨界評価結果	3-59
⊠ 3.2.2-3	BWR 燃料集合体の臨界評価結果	3-60
⊠ 3.2.2-4	遮へい解析体系	3-65
図 3.2.2-5	吸収線量率の評価角度依存性についての予備遮へい解析結果	3-66
図 3.2.2-6	処分容器表面の吸収線量率評価結果	3-67
図 3.2.2-7	緩衝材中の吸収線量率の評価結果	3-68
図 3.2.2-8	放射線分解により処分容器表面に供給されるカソード電流密度	3-69
図 3.2.2-9	複合容器の構造図(平蓋構造) (内外層ギャップ2mmのケース)	3-73
図 3.2.2-10	クリープ曲線模式図	3-75
図 3.2.2-11	内外層ギャップの経時変化	3-78
図 3.2.2-12	相当塑性ひずみの経時変化	3-79
図 3.2.2-13	相当クリープひずみの経時変化	3-79
図 3.2.2-14	相当塑性ひずみ時刻歴	3-79
図 3.2.2-15	ひずみの内外層ギャップによる影響	3-80
図 3.2.2-16	ひずみの外荷重(均一圧)による影響(無酸素銅)	3-81
図 3.2.2-17	ひずみの外荷重(均一圧)による影響(リン脱酸銅)	3-81
図 3.2.2-18	ひずみの外荷重(均一圧-偏圧)による影響(無酸素銅)	3-82
図 3.2.2-19	ひずみの外荷重(均一圧-偏圧)による影響(リン脱酸銅)	3-82
図 3.2.2-20	ひずみの蓋構造の違いによる影響	3-83
図 3.2.2-21	ひずみの銅材料の違いによる影響(外荷重 10.7 MPa)	3-83
⊠ 3.2.2-22	ひずみの銅材料の違いによる影響(外荷重 25 MPa)	3-84
⊠ 3.2.2-23	無酸素銅のひずみ最大値のまとめ(相当クリープひずみ)	3-85
⊠ 3.2.2-24	無酸素銅のひずみ最大値のまとめ(全ひずみ)	3-85
図 3.2.2-25	リン脱酸銅のひずみ最大値のまとめ(相当クリープひずみ)	3-85
図 3.2.2-26	リン脱酸銅のひずみ最大値のまとめ(全ひずみ)	3-86
図 3.2.2-27	熱解析での解析領域	3-89
図 3.2.2-28	堅置きのレイアウトと熱解析のパラメータ	3-90
図 3.2.2-29	緩衝材温度(廃棄体と接する部分)の時間変化の解析結果	3-92
図 3.2.2-30	硬岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度	3-93
図 3.2.2-31	軟岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度	3-93
図 3.2.2-32	廃棄体垂直方向の定置数と緩衝材最高温度の関係	3-94
図 3.2.2-33	使用済燃料集合体専有面積と緩衝材最高温度の関係	3-95

	昭和47號97版 国内 10 IE 2 用 V 7 C 时 97版 国内 取 回 皿 反 ······	5 90
図 3.2.3-1	BWR 燃料 7 体収容の処分容器設計	3-107
⊠ 3.2.3-2	BWR 燃料処分容器体系の感度係数	3-108
⊠ 3.2.3-3	保守的な軸方向燃焼度分布	3-111
図 3.2.3-4	水平方向燃焼度分布の影響評価モデル	3-111
図 3.2.3-5	BWR 燃料処分体系における相関係数の評価結果	3-115
図 3.2.3-6	BWR における推定臨界下限増倍率の評価結果	3-117
図 3.2.3-7	六角格子セルの幾何形状モデル	3-119
図 3.2.3-8	ベンチマーク問題における SiO2 反射体効果の計算体系	3-120
図 3.2.3-9	水減速材および乾燥状態の Si02 反射体におけるベンチマーク結果	3-120
図 3.2.4-1	解析モデル(単位:mm)(軟岩系岩盤)	3-126
図 3.2.4-2	境界条件(硬岩系岩盤)	3-130
図 3.2.4-3	腐食膨張量の計算方法	3-131
図 3.2.4-4	経過年数に対する処分容器半径の増加量	3-132
図 3.2.4-5	経過年数に対する処分容器の等価ヤング率	3-132
図 3.2.4-6	変形図(硬岩系岩盤)(変形量の表示倍率:1倍)	3-133
図 3.2.4-7	変形図(軟岩系岩盤)(変形量の表示倍率:1倍)	3-133
図 3.2.4-8	最大主応力分布図(有効応力)(硬岩系岩盤)	3-134
図 3.2.4-9	最大主応力分布図(有効応力)(軟岩系岩盤)	3-134
図 3.2.4-10	最小主応力分布図(有効応力)(硬岩系岩盤)	3-135
図 3.2.4-11	最小主応力分布図(有効応力)(軟岩系岩盤)	3-135
図 3.2.4-12	最大主塑性ひずみ分布図(硬岩系岩盤)	3-136
図 3.2.4-13	最大主塑性ひずみ分布図(軟岩系岩盤)	3-136
図 3.2.4-14	岩盤合成変位量分布図(硬岩系岩盤)	3-137
図 3.2.4-15	岩盤合成変位量分布図(軟岩系岩盤)	3-137
図 3.2.4-16	応力比・岩盤変位の出力地点	3-138
図 3.2.4-17	緩衝材の応力経路図(有効応力)(硬岩系岩盤)	3-139
図 3.2.4-18	緩衝材の応力経路図(有効応力)(軟岩系岩盤)	3-139
図 3.2.4-19	緩衝材の応力比と処分容器半径の増加量(硬岩系岩盤)	3-140
図 3.2.4-20	緩衝材の応力比と処分容器半径の増加量(軟岩系岩盤)	3-140
図 3.2.4-21	緩衝材の応力比と岩盤の水平変位量(硬岩系岩盤)	3-141
図 3.2.4-22	緩衝材の応力比と岩盤の鉛直変位量(硬岩系岩盤)	3-141
図 3.2.4-23	緩衝材の応力比と岩盤の水平変位量(軟岩系岩盤)	3-142
図 3.2.4-24	緩衝材の応力比と岩盤の鉛直変位量(軟岩系岩盤)	3-142
図 3.2.4-25	膨潤圧の経時変化	3-145
図 3.2.4-26	e-logP 曲線図	3-147

⊠ 3.2.4-27	軸ひずみに対する軸差応力と間隙水圧増分	3-149
図 3.2.4-28	有効応力経路	3-150
図 3.2.4-29	水分ポテンシャル測定結果	3-152
図 3.2.4-30	腐食生成物試料	3-154
図 3.2.4-31	表面 SEM 画像(試料 1)(倍率: ×2,000)	3-155
⊠ 3.2.4-32	断面 SEM 画像(試料 1)(倍率:×600)	3-156
⊠ 3.2.4-33	WDS 定性分析結果(試料 1)	3-157
図 3.2.4-34	WDS マッピング結果(試料 1)	3-158
⊠ 3.2.4-35	腐食生成物厚さ(試料 1)(倍率:×200)	3-159
図 3.2.4-36	腐食生成物厚さ(試料 2)(倍率:×200)	3-159
図 3.2.4-37	腐食生成物厚さ(試料 3)(倍率:×200)	3-159
図 3.2.4-38	腐食生成物(試料1)のナノインデンテーション測定結果例	3-160
図 3.2.4-39	Chalcocite のナノインデンテーション測定結果例	3-161
図 3.3.2-1	処分坑道および処分孔の断面形状	3-165
図 3.3.2-2	解析モデルの全体像と境界条件(ブロック方式,軟岩系岩盤)	3-169
図 3.3.2-3	設計ケース①(ブロック方式、硬岩系岩盤、処分坑道)の解析結果	3-171
図 3.3.2-4	設計ケース②(ブロック方式、硬岩系岩盤、処分孔)の解析結果	3-172
図 3.3.2-5	設計ケース③(ブロック方式、軟岩系岩盤、処分坑道)の解析結果	3-173
図 3.3.2-6	設計ケース④(ブロック方式、軟岩系岩盤、処分孔)の解析結果	3-174
図 3.3.2-7	設計ケース⑤(PEM 方式、硬岩系岩盤、処分坑道)の解析結果	3-176
図 3.3.2-8	設計ケース⑥ (PEM 方式、硬岩系岩盤、処分孔)の解析結果	3-177
図 3.3.2-9	設計ケース⑦ (PEM 方式、軟岩系岩盤、処分坑道)の解析結果	3-178
図 3.3.2-10	設計ケース⑧ (PEM 方式、軟岩系岩盤、処分孔)の解析結果	3-179
図 3.3.2-11	坑道仕様の組合せ条件における坑道の配置・接続イメージ図	3-181
図 3.3.2-12	処分坑道断面と掘削断面積	3-185
図 3.3.2-13	処分坑道擦り付け部断面と掘削断面積	3-186
図 3.3.2-14	NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM の適用範囲	3-188
図 3.3.2-15	レイズボーラー工法およびケーシング回転掘削工法の適用範囲	3-189
図 3.3.2-16	設計ケース⑤(硬岩系岩盤)の解析結果	3-192
図 3.3.2-17	設計ケース⑦(軟岩系岩盤)の解析結果	3-193
図 3.3.3-1	練混ぜ手順	3-196
図 3.3.3-2	材齢と圧縮強度の関係	3-198
図 3.3.3-3	結合材水比と圧縮強度の関係	3-198
図 3.3.3-4	材齢と引張強度の関係	3-199
図 3.3.3-5	圧縮強度と引張強度の関係	3-199
図 3.3.3-6	圧縮強度と静弾性係数の関係	3-200

図 3.3.3-7	ポアソン比の測定結果 3-201
図 3.3.3-8	単位体積重量の測定結果3-201
⊠ 3.4.2-1	人工バリアのレファレンス仕様3-204
⊠ 3.4.2-2	PEM 容器仕様 3-204
⊠ 3.4.2-3	竪置き定置の処分坑道および処分孔のレイアウト
図 3.4.2-4	緩衝材定置試験設備概念図3-211
図 3.4.2-5	人工バリアカットモデル 3-211
図 3.4.2-6	竪置き PEM 方式(単数定置)の装置イメージ3-215
図 3.4.2-7	竪置き PEM 方式 (複数定置) の装置イメージ 3-218
図 4.1-1	地層処分エンジニアリング統合支援システム(iSRE)の概念図 4-1
図 4.2-1	開発環境の構築イメージ4-2
図 4.3.1-1	iSRE の機能の全体構成 4-4
図 4.3.2-1	画面設計例(ホーム画面)4-6
⊠ 4.3.2-2	画面遷移例(文書管理) 4-7
図 4.3.3-1	インターフェース試作結果(図面管理データベースとの連携)4-8
ً ≰ 4.3.3-2	インターフェース試作結果
	(ISIS との連携:「地形・地質データ」画面) 4-9
図 4.3.3-3	インターフェース試作結果(e-PAR との連携:「性能評価」画面) 4-9
図 4.3.3-4	インターフェース設計結果
	(モニタリングシステムとの連携:「モニタリングデータ」画面) 4-10
図 4.3.3-5	インターフェース設計結果
	(外部解析システムとの連携:「解析データ」画面)4-11
図 4.3.4-1	地形・地質データ画面 4-12
送 4.3.4-2	解析データ画面4-14
図 4.3.4-3	外部 DB 画面 4-15
送 4.3.4-4	図面管理画面 4-16
図 4.5-1	地形・地質の欠損

表 目 次

表 2.1.2-1	第一および第二結晶化開始温度とそれぞれの結晶化エンタルピー	2-4
表 2.1.2-2	結晶化エンタルピーおよびその比の計算値	2-5
表 2.1.2-3	第一結晶化における各相の組成および体積分率(Vf)の計算値	2-5
表 2.1.2-4	合金毎の各種のパラメータおよびエントロピーの計算値ならびに	
	臨界直径	2-14
表 2.1.2-5	Zr55Cu30Ni5Al10金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)	2-34
表 2.1.2-6	Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni ₁₂₆ Al ₁₀ Nb ₅ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)	2-34
表 2.1.2-7	Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)	2-35
表 2.1.2-8	Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)	2-35
表 2.1.2-9	Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)	2-35
表 2.1.2-10	SUS316L 粉末の組成(元素比率より計算)	2-35
表 2.1.2-11 バ	へステロイ C276 粉末の組成(元素比率より計算)	2-35
表 2.1.2-12	Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の浸出試験結果	2-38
表 2.1.2-13	Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni ₁₂₆ Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の浸出試験結果(液固比 2 ml g ⁻¹)	2-39
表 2.1.2-14	EDS 分析による Zr ₅₅ Cu ₃₀ Ni ₅ Al ₁₀ 粉末の元素比	2-39
表 2.1.2-15	EDS 分析による Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni ₁₂₆ Al ₁₀ Nb ₅ 粉末の元素比	2-40
表 2.1.2-16	Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の浸出試験結果(酸化雰囲気)	2-44
表 2.1.2-17	Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の浸出試験結果(還元雰囲気)	2-45
表 2.1.2-18	Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の浸出試験結果(酸化雰囲気)	2-46
表 2.1.2-19	Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の浸出試験結果(還元雰囲気)	2-47
表 2.1.2-20	EDS 分析による Ni ₆₅ Cr ₁₅ P ₁₆ B ₄ 粉末の元素比	2-49
表 2.1.2-21	EDS 分析による Ni ₆₅ Cr ₁₃ Nb ₂ P ₁₆ B ₄ 粉末の元素比	2-50
表 2.1.2-22	Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の浸出試験結果	2-51
表 2.1.2-23	EDS 分析による Cu ₆₀ Zr ₃₀ Ti ₁₀ 粉末の元素比	2-53
表 2.1.2-24	SUS316L 粉末の浸出試験結果(試験開始から 315 時間後)	2-54
表 2.1.2-25	ハステロイ C276 粉末の浸出試験結果(試験開始から 315 時間後)	2-54
表 2.1.2-26	EDS 分析による SUS316L 粉末の元素比	2-55
表 2.1.2-27	EDS 分析によるハステロイ C276 粉末の元素比	2-57
表 2.1.3-1	アルミナ、炭化ケイ素を混合したベントナイトの熱伝導率測定結果	2-63
表 2.2.2-1	カーブフィッティングにより得られたパラメータ	2-75
表 2.2.2-2	試料として用いた無酸素銅の化学組成	2-77
表 2.2.2-3	浸漬試験における試料リスト	2-101
表 2.2.2-4	カラム外培養液および圧縮ベントナイト中の微生物密度	2-105
表 2.2.2-5	実効拡散係数、形状因子、有効間隙率の実測値	2-110

表 2.2.3-1	ソースターム調査の対象としたプロジェクト等の一覧表	2-117
表 2.2.3-2	スイスにおける FGR 評価結果	2-118
表 2.2.3-3	UO2燃料の核分裂生成ガス(FG)の全放出率とリム領域に生成する	
	核分裂生成ガスの放出率	2-119
表 2.2.3-4	スイス国内の原子炉の使用済燃料の FGR と IRF	2-120
表 2.2.3-5	諸外国の安全評価におけるソースタームパラメータ値の比較 (BWR) .	2-126
表 2.2.3-6	諸外国の安全評価におけるソースタームパラメータ値の比較 (PWR) .	2-127
表 2.2.3-7	BWR 燃料の主な設計仕様例と PIE データの充実度	2-129
表 2.2.3-8	PWR 燃料の主な設計仕様例と PIE データの充実度	2-131
表 2.2.3-9	諸外国の直接処分実施主体による燃料溶解速度の評価値	2-134
表 2.2.3-10	天然地下水中での燃料溶解速度(y ⁻¹)の U-233 注入量および	
	比表面積(SA/V)の依存性	2-135
表 2.2.3-11	ジルカロイ-4 の溶解試験条件	2-137
表 2.2.3-12	ジルコニア中の炭素の拡散係数	2-142
表 2.2.3-13	直接処分第1次取りまとめのパラメータ設定値	2-145
表 2.2.3-14	FGR および IRF に関する評価試験結果データベースシートの例	2-149
表 2.2.3-15	暫定パラメータ一覧(検討結果のまとめ)	2-157
表 2.2.4-1	感度解析ケースの一覧	2-161
表 2.2.4-2	使用済燃料 1MTU あたりの主な放射性核種のインベントリ	
	(処分後 1,000 年時点)	2-162
表 2.2.4-3	地下水流動解析におけるスケール区分と特徴の比較	2-167
表 2.2.4-4	核種移行解析のためのスケール区分と特徴の比較	2-168
表 2.2.4-5	地下水流動解析に関するモデルオプションの選択に関する	
	判断の考え方	2-172
表 2.2.4-6	核種移行解析に関するモデルオプションの選択に関する	
	判断の考え方	2-174
表 2.2.4-7	人工バリア近傍での核種移行概念モデルについての試解析条件	2-190
表 3.1.3-1	既存超音波探傷データの試験体および超音波探傷(UT)条件	3-6
表 3.1.3-2	200 mm 厚人工欠陥付与試験体(欠陥深さ位置 70 mm)解析結果	3-13
表 3.1.3-3	超音波シミュレーション結果のまとめ	3-30
表 3.1.3-4	画像処理技術候補の比較整理	3-33
表 3.1.3-5	特徴に求められる要件と課題	3-37
表 3.1.3-6	溶接特徴の付与の技術的可能性	3-38
表 3.1.3-7	空気と接する場合の腐食見積	3-41
表 3.1.3-8	特徴付与方法の候補に対する技術的可能性	3-43
表 3.1.3-9	超音波探傷技術を用いた処分容器の同定・識別の技術的可能性	3-44

表 3.1.4-1	INFCIRC/225/rev.5 における等級別手法および深層防護	3-46
表 3.1.4-2	区分Ⅱに適用する防護要件	
	(数字は対応する INFCIRC/225/rev.5の項番)	3-47
表 3.1.4-3	保障措置、核セキュリティ、施設操業で共通に用いられる	
	可能性のある技術	3-52
表 3.2.2-1	使用済燃料の基本仕様	3-54
表 3.2.2-2	処分容器の基本仕様	3-54
表 3.2.2-3	臨界解析条件	3-57
表 3.2.2-4	PWR 燃料集合体の臨界評価結果	3-58
表 3.2.2-5	BWR 燃料集合体の臨界評価結果	3-60
表 3.2.2-6	反射体評価結果	3-61
表 3.2.2-7	予備遮へい解析条件	3-63
表 3.2.2-8	遮へい解析条件	3-64
表 3.2.2-9	構造解析条件(1/2)	3-71
表 3.2.2-9	構造解析条件(2/2)	3-72
表 3.2.2-10	解析ケース一覧	3-72
表 3.2.2-11	基本材料特性	3-74
表 3.2.2-12	銅(外蓋および外層胴)の評価基準	3-76
表 3.2.2-13	構造評価式と解析結果の比較(外層胴)	3-87
表 3.2.2-14	本解析と SKB および Posiva との構造解析条件・結果の比較	3-88
表 3.2.2-15	熱解析条件	3-90
表 3.2.2-16	熱解析で用いる物性値	3-91
表 3.2.2-17	国内中間貯蔵における使用済燃料集合体の温度制限	3-97
表 3.2.2-18	海外における使用済燃料集合体の温度制限	3-97
表 3.2.2-19	伝熱評価に係る文献調査概要 (蓋溶接時)	3-98
表 3.2.2-20	伝熱評価に係る文献調査概要 (蓋溶接部の PWHT 時)	3-99
表 3.2.2-21	燃料破損時の評価結果	3-102
表 3.2.2-22	処分容器設計の条件および成果の概要	3-105
表 3.2.3-1	燃焼度クレジットで考慮した核種	3-106
表 3.2.3-2	SWAT3.1による核種組成予測精度	3-108
表 3.2.3-3	核種組成の不確かさによる実効増倍率への影響	3-109
表 3.2.3-4	燃焼計算時の運転パラメータの設定	3-109
表 3.2.3-5	燃焼履歴による実効増倍率への影響	3-110
表 3.2.3-6	燃焼度分布による実効増倍率への影響	3-111
表 3.2.3-7	緩衝材におけるパラメータの設定	3-112
表 3.2.3-8	緩衝材の製造公差による実効増倍率への影響	3-112

表 3.2.3-9	BWR 燃料における種々のパラメータによる実効増倍率の影響	3-113
表 3.2.3-10	類似性評価の臨界実験シリーズの概要	3-115
表 3.2.3-11	MVP-2.0 および JENDL-4.0 による臨界実験の解析結果 (1/2)	3-116
表 3.2.3-11	MVP-2.0 および JENDL-4.0 による臨界実験の解析結果 (2/2)	3-117
表 3.2.3-12	中性子吸収材を考慮した PWR 燃料 4 体および	
	水減速材体系の実効増倍率	3-119
表 3.2.4-1	緩衝材の設計要件	3-122
表 3.2.4-2	考慮したシナリオの特徴と力学的なモデル・手法	3-123
表 3.2.4-3	緩衝材の物性値	3-127
表 3.2.4-4	間隙流体の物性値	3-127
表 3.2.4-5	処分容器の物性値	3-127
表 3.2.4-6	支保工(高強度吹付けコンクリート)の物性値	3-128
表 3.2.4-7	硬岩系岩盤の物性値(処分深度 1000m)	3-128
表 3.2.4-8	軟岩系岩盤の物性値(処分深度 500m)	3-129
表 3.2.4-9	初期条件	3-130
表 3.2.4-10	取得物性値(解析パラメータ)	3-143
表 3.2.4-11	圧密試験に使用する供試体の仕様	3-143
表 3.2.4-12	載荷条件の設定の考え方	3-144
表 3.2.4-13	供試体 No.1 および供試体 No.3 における載荷条件	3-144
表 3.2.4-14	供試体 No.2 における載荷条件	3-144
表 3.2.4-15	压密試験結果	3-146
表 3.2.4-16	三軸圧縮試験の供試体の仕様	3-148
表 3.2.4-17	圧密非排水三軸圧縮試験の条件	3-148
表 3.2.4-18	压密条件	3-148
表 3.2.4-19	圧密前後の供試体の状態	3-149
表 3.2.4-20	三軸圧縮試験結果	3-149
表 3.2.4-21	限界状態パラメータ M と内部摩擦角φ'	3-150
表 3.2.4-22	保水性試験の供試体の仕様	3-151
表 3.2.4-23	含水比	3-151
表 3.2.4-24	温度条件	3-151
表 3.2.4-25	水分ポテンシャル測定結果	3-152
表 3.2.4-26	腐食膨張率	3-160
表 3.2.4-27	ヤング率の測定結果(単位:GPa)	3-161
表 3.3.2-1	ブロック方式における処分容器の外形寸法	3-162
表 3.3.2-2	PEM 方式における PEM モジュールの外形寸法	3-163
表 3.3.2-3	門型クレーンの外形寸法	3-163

表 3.3.2-4	処分孔掘削機械の外形寸法	3-163
表 3.3.2-5	評価の指標と基準	3-166
表 3.3.2-6	吹付けコンクリートの安全係数一覧	3-167
表 3.3.2-7	岩盤の物性値	3-167
表 3.3.2-8	支保工(吹付けコンクリート)の物性値	3-167
表 3.3.2-9	設計ケース一覧	3-168
表 3.3.2-10	解析手順	3-169
表 3.3.2-11	力学的安定性解析の結果一覧	3-180
表 3.3.2-12	坑道仕様の組合せ条件	3-181
表 3.3.2-13	一般的な立坑掘削方式と基礎掘削方式	3-183
表 3.3.2-14	処分坑道擦り付け部の坑道延長	3-187
表 3.3.2-15	設計ケース一覧	3-191
表 3.3.2-16	力学的安定性解析の結果一覧	3-194
表 3.3.3-1	使用材料一覧表	3-195
表 3.3.3-2	配合要因と水準の組合せ	3-195
表 3.3.3-3	配合設計に関するその他の条件	3-196
表 3.3.3-4	物性試験用供試体作製に関する規格	3-196
表 3.3.3-5	試験配合およびフレッシュコンクリートの性状	3-197
表 3.3.3-6	試験項目および試験材齢	3-197
表 3.4.2-1	概念設計の対象とする定置方式	3-205
表 3.4.2-2	PEM の垂直方向の定置可能段数の簡易試算	3-205
表 3.4.2-3	概念設計対象機能に対する技術オプション	3-207
表 3.4.2-4	技術の適用性および装置の実現可能性の評価における	
	評価項目と主な観点	3-207
表 3.4.2-5	処分坑道廃棄体搬送・定置装置を構成する候補技術の抽出結果	3-208
表 3.4.2-6	処分坑道廃棄体搬送・定置装置の概略仕様	3-209
表 3.4.2-7	処分坑道廃棄体搬送・定置装置の実現可能性の評価結果	3-210
表 3.4.2-8	処分坑道緩衝材搬送・定置装置を構成する候補技術の抽出結果	3-212
表 3.4.2-9	処分坑道緩衝材搬送・定置装置の概略仕様	3-212
表 3.4.2-10	処分坑道緩衝材搬送・定置装置の実現可能性の評価結果	3-213
表 3.4.2-11	処分坑道 PEM 搬送・定置装置を構成する候補技術の	
	抽出結果(単数定置)	3-214
表 3.4.2-12	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様(単数定置)	3-214
表 3.4.2-13	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の実現可能性の評価結果(単数定置)	3-216
表 3.4.2-14	処分坑道 PEM 搬送・定置装置を構成する候補技術の	
	抽出結果(複数定置)	3-216
表 3.4.2-15	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様(複数定置)	3-217

表 3.4.2-16	処分坑道 PEM 搬送・定置装置の実現可能性の評価結果(複数定置)	3-219
表 3.4.2-17	横置き定置坑道仕様の操業におけるメリット・デメリット比較と	
	搬送・定置設備の相違評価	3-221
表 3.4.2-18	竪置き定置坑道仕様の操業におけるメリット・デメリット比較と	
	搬送・定置設備の相違評価	3-222
表 3.4.2-19	使用済燃料貯蔵方式と搬送・定置方式	3-224
表 3.4.2-20	処分施設の実現可能性の予備的な検討と評価	3-224
表 3.4.3-1	処分坑道搬送・定置装置の実現可能性の総合評価	3-226
表 4.2-1	ユーザ PC(iSRE 開発用 PC)環境	4-3
表 4.2-2	CIM ツールおよび関連ソフトウェア	4-3
表 4.3.1-1	iSRE の機能の概要	4-5
表 4.3.2-1	画面設計リスト	4-6
表 4.3.3-1	インターフェースの設計および試作項目	4-7
表 4.3.4-1	データベースの設計および試作項目	4-11
表 4.3.4-2	地形・地質データベース仕様	4-12
表 4.3.4-3	地形・地質データベースに設定したデータ種別	4-12
表 4.3.4-4	設計データベース「解析データ」仕様	4-13
表 4.3.4-5	設計データベース【外部データベース】仕様	4-13
表 4.3.4-6	図面管理データベース仕様	4-15
表 4.4.1-1	動作検証シナリオー覧	4-16
表 4.4.2-1	iSRE の検証項目・評価一覧 (1/4)	4-17
表 4.4.2-2	iSRE の検証項目・評価一覧 (2/4)	4-18
表 4.4.2-3	iSRE の検証項目・評価一覧 (3/4)	4-19
表 4.4.2-4	iSRE の検証項目・評価一覧 (4/4)	4-20
表 4.5-1	iSRE 開発の課題と解決策案	4-21
表 5.2.2-1	代萃的最終処分方式についての国際的評価	5-3
		0 0

表 5.2.2-3	わが国において超深孔処分の研究開発を行うことの適否を判断する際の論点
	に対応する調査・研究課題の体系的検討の結果例5-5
表 5.3-1	最終処分方式としての代替処分概念および最終処分以外の方式 5-6
表 5.3.1-1	ロンドン条約 1996 年議定書の和訳(抜粋) 5-8
表 5.3.1-2	氷床処分の 3 種類の概念 5-10
表 5.3.1-3	WG 中間とりまとめに示されている氷床処分に関する国際的な評価と
	それに対応する文献の記述5-11
表 5.3.1-4	WG 中間とりまとめに示されている宇宙処分に関する国際的な評価と
	それに対応する文献の記述5-13
表 5.3.1-5	WG 中間とりまとめに示されている超深孔処分に関する国際的な評価と
	それに対応する文献の記述5-15
表 5.3.2-1	WG 中間とりまとめに示されている長期貯蔵に関する国際的な評価とそれに対
	応する文献の記述5-18
表 5.3.2-2	WG 中間とりまとめに示されている核種分離・変換に対する国際的な評価とそ
	れに対応する文献の記述5-22
志 5 <i>1</i> −1	超深孔加公に関ナス久国の世況(半国) 5-97
	超保化起力に関する名国の状況(米国) · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
	超保犯処分に関する名国の状況(スウェーデン/フィンランド) 5-27 超深孔如公に関する久国の状況(スウェーデン/フィンランド) 5-27
	超保犯処力に関する在国の状況 (ハウェ) $/ / / / / / / / / / / / / / / / / / $
衣 0.4-4 ま 5 4 5	超保化処力に関する谷国の状況 $(\land \land \land \land)$ 3^{-20}
衣 5.4-5	超保化処分に関する谷国の状况(トイノ)
衣 5.4-0	超保化処分に関する谷国の状況 $(\mathcal{N}) ク)$
衣 5.4-7	超保化処分に関する谷国の状況(異国)
表 5.4-8	超 深 れ 処 分 の 基 本 的 要 件 (米国) 5-29
表 5.4-9	超深孔処分のサイト選定基準(米国)

1. はじめに

1.1 背景と目的

東北地方太平洋沖地震やこれに起因する原子力事故を契機として、今後のわが国のエネル ギーシステムをより安全性とセキュリティ性の高いものとしていくことが国家的な重要課題 である。長期的に安定なエネルギーシステムを構築していく上で、原子力の利用にあたって は、シビアアクシデント対策などより高い安全性と核セキュリティの確保を図るとともに、 将来のエネルギー政策や世界のエネルギー情勢などに柔軟に対応可能な技術基盤を整備して おくことが不可欠となっている。このような原子力利用における柔軟性を確保しつつ今後の バックエンド対策を着実に進めていくためには、これまでに蓄積されてきたガラス固化体の 処分に関する技術的知見に加え、代替処分オプションとしての直接処分に関する諸外国にお ける技術的知見やその他の考えられる代替処分技術に関する調査・検討事例を利用し、わが 国における代替処分技術に関する技術的な調査・検討を行っておくことが必要である。本事 業では、使用済燃料の直接処分についての技術的課題等の把握およびそれを実現するために 必要な技術開発、ならびにその他の代替処分オプションついての調査と有効性の検討をわが 国の諸条件を踏まえて行うことを目的とする。

1.2 本事業の全体計画

本事業は、国立研究開発法人日本原子力研究開発機構(以下、「原子力機構」という)が経 済産業省資源エネルギー庁(以下、「資源エネルギー庁」という)から受託した事業「平成 27 度地層処分技術調査等事業(直接処分等代替処分技術開発)」(以下、本事業という)であ り、事業期間(平成25年度~平成29年度)において、適宜外部専門家などのレビューを受 け技術的品質を確保しつつ技術開発を進める。平成25年度~平成26年度にかけて原子力機 構が受託した事業「地層処分技術調査等事業(使用済燃料直接処分技術開発)」においては、 使用済燃料の直接処分に関する技術開発を先行して実施したが、平成27年度からはこれに加 えて、その他の代替処分オプションに関する調査と有効性の検討も視野に入れた技術開発と なっている。本事業における代替処分オプションのうち、直接処分技術については、諸外国 の事例調査を通じて最新の技術動向や技術的課題等を把握したうえで、わが国の諸条件を考 慮した場合の処分場施設の設計・性能評価技術の開発を実施する。超深孔処分等、現在検討 段階にあるその他の代替処分オプションについては、諸外国の事例調査を行うことにより、 それらの考え方、特徴、検討の背景、技術的課題等を明らかにし、わが国の諸条件を考慮し た場合の有効な代替処分オプションについて検討する。技術開発は、国内外の専門家等のレ ビュー等を通じて妥当性を確認しつつ進めることによって、わが国における使用済燃料の直 接処分等代替処分オプションについての技術的基盤を提供するとともに処分方法についての 幅広い選択肢を確保することを目標とする。技術開発にあたっては、ガラス固化体や TRU 廃 棄物の処分に関する国内外の最新の知見および平成 24 年度までに原子力機構が受託した資 源エネルギー庁の事業「先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」などの成果を活用 する。また、本事業と並行して原子力機構が受託している他の資源エネルギー庁の事業、「処 分システム評価確証技術開発」、「地質環境長期安定性評価確証技術開発」、「セメント材料影

響評価技術高度化開発」(平成26年度まで)などと連携する。本事業では、特に、わが国の 諸条件を考慮して検討を行っておくことが重要と考えられる課題に注力して技術開発を行う。

上記に基づき、本事業では以下の事業項目を設定し、使用済燃料の直接処分に関する技術 開発およびその他の代替処分オプションについての調査と有効性の検討をわが国の諸条件を 踏まえて実施する。

- 直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性 能評価手法の高度化
- ・直接処分施設の設計検討
- 直接処分施設の設計支援システムの構築
- ・その他の代替処分オプションについての調査・検討
- 情報収集および評価委員会の設置と運営

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

本技術開発項目については、2つの技術開発項目(「先進的な材料の開発」、「閉じ込め性能 評価手法の高度化」)に分けて実施する。

1) 先進的な材料の開発

処分容器材料、緩衝材、埋め戻し材について、わが国の地下水水質等の地質環境条件を考 慮しても長期の閉じ込め性を担保できるか否かを確認するとともに、より有効な新材料の開 発・適用性についても検討を進める必要がある。また、廃棄体から発せられる高い放射線や 発熱が、処分システムの安全性に与える影響や設計に対する制約条件を緩和するという観点 から、処分容器や緩衝材、埋め戻し材として使用可能な新材料の有効性について検討・確認 することが必要である。そこで、本技術開発項目については、以下に示すような新材料に期 待する性能に着目し、人工バリアである処分容器や緩衝材、埋め戻し材に関し、わが国およ び諸外国における研究開発動向の調査を行う。この結果を踏まえて、安全性、経済性、技術 的実現性等に関する検討を基礎試験も含めて実施することにより、新材料の開発や新たな候 補材料となりうる材料選定を行い、人工バリア材料としての適合性に関する知見の総合的な 整備と次段階の研究計画の策定に資する。

- 処分容器: 耐食性向上等
- ・緩衝材、埋め戻し材:吸着性向上、熱伝導性向上等

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリア材料や燃料集合体等のニアフィールド構成要素の劣化およびそれに起因して生 じる核種の放出・移行に関わる現象や、それらに及ぼす諸因子の影響等に対してわが国の幅 広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明により不確実 性を低減し、より現実的な閉じ込め性能評価手法を構築することによって、これまで保守的 に見積もってきた閉じ込め性能をより適正に評価し、より高度なバリア機能を期待できる可 能性がある。例えば、処分容器材料の腐食機構を解明、モデル化することにより、経時的な 腐食速度の低下を考慮した腐食量評価に基づいてより現実的な寿命を推定できる可能性があ る。また、燃料集合体に対して溶解や劣化挙動の理解に基づき閉じ込め性能を適正に評価す ることによって、燃料中や金属中の放射性核種の放出速度等に関するモデル/パラメータに ついて、より現実的な安全評価上の設定が可能となることが期待できる。そこで、人工バリ ア材料や燃料集合体等のニアフィールド構成要素を対象に、腐食、劣化や変質に関する現象、 メカニズム、影響因子の作用等を解明するとともに、わが国の幅広い地質環境条件やその長 期的変遷も考慮に入れた様々なシナリオに対応可能な多重バリアシステムや構成要素に対す る、新たな長期挙動の評価手法の検討や従来の性能評価手法の高度化等に資するための知見 の整備を行う。

(2) 直接処分施設の設計検討

本技術開発項目においては、使用済燃料の直接処分のための処分施設の概念設計を行う。 概念設計の対象とする施設・設備は、使用済燃料に適用する人工バリアを構成する廃棄体お よび緩衝材等、それら人工バリアを搬送・定置するための設備、搬送・定置設備の外形や必 要空間と整合するアクセス坑道や処分坑道からなる地下施設とする。また、使用済燃料の処 分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる様々な方策(操業中 および閉鎖後管理段階の保障措置ならびに核セキュリティ対策、回収可能性の維持等)につ いても調査・検討を行う。

1) 直接処分方策に関する調査・検討

使用済燃料の処分施設の設計段階において考慮しておくことが必要になると考えられる 様々な項目として、多様な使用済燃料集合体を考慮した操業中および閉鎖後管理段階の保障 措置ならびに核セキュリティ対策、回収可能性、モニタリング、モラトリアムの考え方、処 分までの貯蔵場所、貯蔵方法、貯蔵(冷却)期間の維持等が考えられ、これらに対する方策 について事前に検討しておくことは現段階における重要な課題である。したがって、処分施 設の概念設計を行う現段階において、上記項目の考え方や方策等について、直接処分で先行 しているスウェーデン、フィンランド等諸外国の事例を調査・分析し、得られた成果・情報 をセーフティケースの概念を念頭に置き体系的に整理するとともに、将来の処分施設の実施 設計に反映できるように知識ベースとして整備する。知識ベースとしての整備にあたっては、 原子力機構が資源エネルギー庁から平成19年度~平成24年度にかけて受託した公募事業「先 進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発」において開発し、国内外の処分概念の概要、 構成要素(人工バリア等)の詳細、研究の進展による変遷過程等について調査・分析した結 果を取りまとめた「処分概念データベース」を活用する。

2) 人工バリアの設計

①処分容器の設計

使用済燃料集合体を収容する処分容器は人工バリア構成要素の一つであり、その設計にお

いては、バリア機能を発揮するために設定された設計要件を満足させることが必要である。 また、使用済燃料として代表的なものとしては PWR 燃料集合体と BWR 燃料集合体があり、そ れらの燃焼度や濃縮度等も燃料集合体毎に異なるものが存在するため、処分容器にはこれら 多様な使用済燃料を包括して収容可能とすることが求められる。さらに、この多様性に加え て人工バリアの定置方式(横置きあるいは竪置き)に応じた臨界安全性、銅や炭素鋼等の処 分容器材料や容器構造とそれらに応じた製作性(処分容器への使用済燃料集合体の封入技術 や検査技術も含む)、さらには操業時の容器のハンドリング性や処分容器と容器に収容した 燃料集合体の健全性等も考慮し、これらの観点も踏まえて処分容器の設計を進める必要があ る。本研究開発項目では、上記を考慮の上、多様性のある使用済燃料に対応する処分容器の 設計を行い、レファレンスとなる処分容器仕様を提示する。対象とする使用済燃料は PWR 燃 料集合体および BWR 燃料集合体とする。また、設計を通じて抽出した開発課題とその課題解 決策についても併せて示すものとする。

②処分容器の設計における臨界安全に関する検討

使用済燃料の直接処分を行う際には、超長期の時間経過に伴う処分容器の劣化による形状 等の変化を無視することはできない。その場合、燃料やその周辺の条件は想定以上には変わ らないという、通常の臨界安全管理では担保されている要件を満たすことができなくなる。 ここでは、未臨界性を担保するための処分容器の設計を行うことを目的とし、以下の項目に ついて検討を進める。

- ・臨界安全評価において、燃料の燃焼に伴う反応度低下を考慮する燃焼度クレジット (Burn-Up Credit) (以下、「BUC」という)の導入が必要と判断される場合、BUCを 考慮した処分容器の設計に基づく臨界安全評価モデルの構築に必要な、最適減速モデ ルの作成、および中性子増倍率を低減するために中性子毒物を使用する場合にはその 仕様の検討等を行う。
- ・臨界安全ベンチマーク実験データ(International Criticality Safety Benchmark Evaluation Project)(以下、「ICSBEP」という)の調査によって、処分容器設計時 に利用する臨界計算コードの精度評価に使用する事が適切な実験データの抽出と代表 性評価を行い、未臨界を判断するための中性子増倍率の基準値の設定に関する検討を 行う。
- ・BUC 導入時に使用する燃焼計算コードの計算精度の確認と、その計算誤差が臨界安全 評価に与える影響の評価を行う。この中では、燃焼計算における詳細な照射履歴によ る影響、燃焼度の軸方向分布の影響等も調査し、特に、BWR 燃料の燃焼計算において 考慮が必要となるボイド率の影響を検討する。わが国のBUC 導入ガイド原案では、通 常の再処理、輸送、貯蔵時に考慮して良い核種が選定されているが、直接処分におい て考慮して良い核種の選定は改めて行う必要があるため、特に、上記の燃焼度クレジ ット導入ガイド原案で考慮して良い核種には含まれていない Np-237 に着目して検討 を行う。
- ・処分容器の一部に中性子毒物を適用する可能性を検討し、超長期にわたって燃料と共

存することが担保できる吸収体として使用可能な材料があるかを検討する。

- ・通常の臨界安全評価では、反射体として水を想定する場合が多いが、直接処分の場合、
 廃棄体周辺には緩衝材や岩盤が存在することから、ここでは、これらを構成する物質
 を対象として、反射体効果の検証を行う。
- ・設計を超える事態の影響評価を行う必要性について検討を行う。

③緩衝材の設計

緩衝材は、処分容器とともに、使用済燃料を直接処分する際の人工バリアを構成する要素 の一つであり、処分容器と同様に設計要件が設定されている。緩衝材においても、設計要件 を満足し、使用済燃料の放射線量、形状、寸法、重量等の特徴に加えて、定置方式も考慮し た上で設計することが必要となる。そこで、本技術開発項目では、設計で示される処分容器 に使用済燃料を封入した廃棄体を対象とした緩衝材の設計を行う。具体的には、ベントナイ トとケイ砂の混合体を材料とした緩衝材を対象として、廃棄体の沈下量を数値解析から求め ることにより、緩衝材による処分容器の支持性能を確認する。また、処分容器の腐食による 膨張を考慮した数値解析(腐食膨張解析)により、処分容器の全量が腐食した場合において も緩衝材の緩衝機能により廃棄体および岩盤が破壊しないような適切な緩衝材厚さを確認す る。緩衝材の設計にあたっては、各解析の入力データを整備する必要があることから、整備 が必要となる緩衝材の力学的および水理学的な物性値等を取得する。

3) 地下施設の概念設計

わが国の地質環境条件(岩盤の力学特性、初期地圧、水理・地質特性等)を念頭においた 設定条件のもとで、使用済燃料の直接処分のための地下施設の概念設計を行う。人工バリア を地下に適切に構築するための定置方式や搬送・定置設備の仕様によって、必要となる地下 空間の大きさが異なることから、人工バリアのレイアウトに対応する地下施設の概念を設計 する。また、地下施設は使用目的の異なる坑道(アクセス坑道、連絡坑道、主要坑道、処分 坑道等)からなる坑道群で構成され、多くの坑道交差部が存在することから、これらの坑道 および坑道交差部の空洞安定性について解析し、最新の知見に基づく力学的安定性評価指標 による評価を行い、概念設計に反映する。なお、地下施設の概念設計においては、現実的な 施工方法と整合を図るため、施工方法を実現する掘削手順や支保工打設の工程等を考慮する。 これにより、より現実的な地下施設の概念設計を可能とする。また、地下施設の建設時にお いては突発的な湧水等も考えられることから、地下施設の建設に必要となる対策工について も検討を行う。これらの設計行為においては、原子力機構が有する地下施設(立坑、水平坑 道等)の設計/施工についての実績も踏まえることにより、その信頼性を向上させる。また、 適切な支保工を選定することで掘削土量を抑える等、地下施設の空間設計の合理化を図るた め、地下施設の設計に使用する支保工の配合選定のための基礎物性を取得する。

4) 搬送・定置設備の概念設計

搬送・定置設備の概念設計は、処分場の地質環境条件や処分場概念、また、これらを前提

として設計された処分容器および緩衝材から成る人工バリア仕様を上位条件として実施され る。この搬送・定置設備の概念設計においては、その成果として、設備の実現可能性を評価 し、開発課題を明確にすることが求められる。このため、代表的な処分場概念や人工バリア 仕様を条件として設備の概念設計を実施することが必要である。代表的な条件としては人工 バリアの横置きおよび堅置き定置方式、緩衝材ブロック定置方式および PEM 定置方式、炭素 鋼処分容器および銅と炭素鋼からなる複合処分容器等を設定する。なお、概念設計の実施に おいては、使用済燃料を封入した廃棄体がガラス固化体に比べて長尺化し、かつ、重量も増 加すること等の直接処分における特徴、および設備の異常・故障やメンテナンス等の操業に 関わる技術と安全性についても十分考慮するものとする。また、概念設計の最初の段階にお いて、処分場概念や人工バリア等の様々な上位条件に対応可能な搬送・定置設備に関わる技 術的な選択肢を技術オプションとして体系的に整理しておくことが有効である。この技術オ プションは構成技術や機能の全容の把握、さらには上位条件が示された際に適用候補技術の 絞込みや着目すべき技術課題の明確化を可能とするための設計ツールとして取りまとめ、概 念設計に活用する。

(3) 直接処分施設の設計支援システムの構築

地層処分事業は、長期にわたる事業であり、数世代の技術者が関わる事業であることから、 事業の知識情報を確実に管理し、次世代に継承することが重要となる。また、多様な使用済 燃料を対象とした処分場の設計を効率的に行うためには、設計に関するデータや判断根拠の 一元管理等、設計を支援する工学技術のための知識化ツールが必要となる。このため、本技 術開発項目では、処分場の工学技術に関する知識化ツールとして「設計支援システム」の開 発を行う。この設計支援システムは、長期にわたる事業期間における調査・建設・操業・閉 鎖の各プロセスでの設計・施工・維持管理に関わる情報の管理・継承を支援し、設計や施工 の透明性、追跡可能性を確保できるシステムとする。また、設計に用いるデータを共有し、 一元的に管理することで、処分容器、緩衝材、搬送定置設備、地下施設、地上施設の整合的 な設計を支援するとともに、事業期間における情報の増大、技術の進歩に応じて繰り返し行 われる設計を支援するシステムとする。本システムの構築にあたっては、計画~設計~施工 ~維持管理までの建設事業全体について、IT 技術を用いて一括で管理する概念である CIM (Construction Information Modeling)の考え方を参考として、三次元 CAD モデルに属性情 報を関連付けたデータモデルを用いて情報の管理を行う。また、データモデルを用いて CAE 技術を利用することにより、処分施設の設計、建設、維持管理計画および操業計画の策定等 を可能とする。本システムを効率的に開発するために、使用済燃料の直接処分に対応した搬 送・定置設備と地下施設の概念設計結果を事例として用い、本システム上でデータモデルを 試作し、システム開発上の課題を抽出する。また、本システムの開発においては、設計や安 全評価の前提となる地質環境調査評価技術に関する知識化ツールである「次世代型サイト特 性調査情報統合システム(ISIS)」(原子力機構, 2013a)や知識工学的手法を用いた性能評 価支援システム(たとえば、「電子性能評価レポート(e-PAR)」)(原子力機構, 2013b) との連携を図る。これにより、処分施設の設計検討や安全評価、処分施設を設置する地質環

境の見える化を図り、社会・国民に対しても地層処分を分かりやすく説明するための有効な ツールになり得るよう開発を進める。

(4) その他の代替処分オプションについての調査・検討

放射性廃棄物の最終処分方式としては、国際的共通認識としてもっとも有望な方法とされ た地層処分の研究が進められてきている。総合資源エネルギー調査会の放射性廃棄物 WG が示 した「放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ(平成 26 年 5 月)」(放射性廃棄物 WG, 2014)では、 放射性廃棄物の最終処分方式として、現在各国が取り組んでいる地層処分のほかに、海洋投 棄、海洋底下処分、沈み込み帯への処分(以上はロンドン条約により禁止)、氷床処分(南 極条約により禁止)や、超深孔処分、岩石溶解処分、井戸注入処分、宇宙処分について国際 的な評価が示された。この国際的な評価は、地層処分の安全性に未だ不確実性があることか ら、その不確実性を今後の研究開発等により低減することと並行して、今後の技術の進捗に より潜在的な課題が克服されることで検討の対象となりえる方式については、その可能性を 模索する、という国際的な認識を示している。このような背景を踏まえ、本技術開発項目に おいては、代替処分オプションについての調査・検討を行う。具体的には、超深孔処分等、 現在検討段階にあるその他の代替処分オプションについて、諸外国の事例調査を行うことに より、それらの考え方、特徴、検討の背景、技術的課題等を明らかにし、わが国の諸条件を 考慮した場合の有効な代替処分オプションについて検討する。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

本事業の実施に当たり、国内外の関係機関や大学等との間で情報交換等を実施し、関連技術等についての最新情報を入手するとともに、成果の普及に努める。また、外部の専門家・ 有識者等で構成される評価委員会を設置し、研究計画、実施方法、結果の評価等に関する審 議・検討を行い、成果報告書を取りまとめる。

1.3 平成 27 年度の実施内容

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

性能評価手法の高度化

1) 先進的な材料の開発

処分容器材料については、平成26年度の成果に基づき、検討対象とする合金の見直しや改 良を行うとともに、引き続き耐食性を含めて基本特性に関するデータ取得等知見の整備を行 う。また、溶射によるコーティング等施工技術に関する適用性の確認を行う。緩衝材、埋め 戻し材についても、平成26年度に引き続き機能や性能向上に関する研究開発事例を調査する とともに、平成26年度の調査結果と合わせて材料の適用性、適用にあたっての課題を整理し、 取りまとめる。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリアの閉じ込め性能評価手法の構築に資するため、引き続き金属材料の腐食現象の

理解やメカニズム解明のための試験および文献調査を行うとともに、腐食メカニズムに基づ くモデル開発を行う。また、平成26年度に引き続き、環境因子による閉じ込め性能への影響 として微生物活動に着目し、直接処分システムにおける多様な影響を考慮した評価に必要な データ整備を行うとともに、様々な環境条件を対象とした評価試験を実施し、人工バリアの 閉じ込め性能に及ぼす影響評価手法を構築する。使用済燃料の閉じ込め性能評価に関する研 究としては、平成26年度に行ったソースターム評価のための予備的な調査・解析結果をもと に、わが国の対象燃料特性および処分環境を考慮した調査・整理を継続し、使用済燃料直接 処分の技術的信頼性の例示に向け、燃料多様性や放射線影響等を考慮した瞬時放出および長 期溶解に関する暫定的なパラメータ設定を行う。さらには、多重バリアによる閉じ込め性能 評価手法の構築に資するため、平成26年度における代表的な組合せで使用したモデルやデー タ等について最新の動向を踏まえて見直しを行うとともに、地質環境の長期的変遷も考慮し て、設計オプション毎に多重バリアの閉じ込め性能の特性を把握するための試解析を行う。 これらの検討を通じて、多重バリアの閉じ込め性能に係る設計に反映すべき情報を整備する。

(2) 直接処分施設の設計検討

1) 直接処分方策に関する調査・検討

処分施設に適用可能な保障措置技術のうち有望な技術について、開発状況のさらなる調査 および技術的な成立性の確認を実施し、処分プロセスへの適用性を確認する。核セキュリティ対策については、IAEAの核セキュリティ勧告文書および関連国内法規の要求事項を処分施 設に適用する際の課題を検討する。また、国際会議等を通じて IAEA および諸外国の使用済燃 料の直接処分に適用する保障措置および核セキュリティの検討状況について、情報を継続し て入手する。

2) 人工バリアの設計

①処分容器の設計

PWR 燃料集合体および BWR 燃料集合体のレファレンス燃料に対して、炭素鋼処分容器(レ ファレンスとする)およびそのオプションとなる処分容器の仕様、開発課題、ならびにその 課題解決策について提示を行うことを目的に設計を進める。そのための具体的な取組みとし ては、それぞれの燃料集合体に対し、竪置き定置方式を対象とした場合について、臨界安全 性の評価の観点から処分容器仕様の検討を行う。また、平成26年度までに設定された横置き 定置方式の処分容器仕様を基本として、処分容器内への燃料集合体収容体数やそれらの処分 容器内での配置方法等の条件範囲を広げるとともに、製作上の仕様や制約等についても考慮 した設計検討を行い、処分容器仕様の成立性の確認を行う。

②処分容器の設計における臨界安全に関する検討

超長期の時間経過に伴う処分容器や燃料集合体の破損を考慮した最適減速モデルの検討や、 未臨界を判断するための中性子増倍率の基準値の設定に関する調査・検討等、臨界安全評価 モデルの構築を進める。BUC 導入時に必要なパラメータの調査・検討として、BWR 燃料を中心 に、燃焼計算の誤差、燃焼計算時のパラメータの設定値、燃焼度分布の考慮の有無による臨 界安全性の評価への影響を検討する。中性子吸収材について、核的な観点から未臨界担保の ための最小必要量等の検討を進める。緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果に関する国 際ベンチマーク問題を実施し、計算コード・核データの比較・検証を行う。

③緩衝材の設計

堅置き方式の人工バリアを対象とした緩衝材の設計を行う。設計に必要となる物性値(緩 衝材の乾燥密度やケイ砂混合率等をパラメータとした力学的および水理学的特性、腐食した 処分容器の力学的特性等)の取得を行う。廃棄体の沈下量や腐食膨張量等の解析を実施し、 その結果に基づき、岩種、廃棄体の仕様(処分容器の形状寸法、燃料集合体の収容体数等) および定置方式に対応する緩衝材の仕様を提示する。

3) 地下施設の概念設計

堅置き方式を対象とした坑道の設計を行う。また、これまでの成果に対して、岩盤(硬岩、 軟岩)、処分パネルの形状(堅置き方式および横置き方式それぞれに対して、貫通仕様およ び袋小路仕様を考慮)の組み合わせに対して、廃棄体、緩衝材、搬送・定置設備等から決ま る各坑道の内空断面寸法と坑道延長の関係、および適用できる掘削工法を合わせて検討する。 この際、選定した掘削工法を適用するために必要となる坑道擦り付け部の情報(内空断面寸法、 力学的安定性、坑道延長等)を合わせて示す。支保工の配合選定については、平成26年度は、 吹付けコンクリートに対する基礎物性を取得したことから、平成27年度は場所打ちコンクリ ートを対象として基礎物性を取得する。

4) 搬送・定置設備の概念設計

堅置き定置方式に対する搬送・定置設備の概念検討を行う。平成26年度に取りまとめた横 置き方式に対する搬送・定置の技術オプションに基づき、搬送・定置設備を構成する候補技 術の抽出や絞込みを行う。さらにこれらの候補技術を基にして概念検討を進め、設備の寸法 (設備が操業時に必要とする坑道の作業空間も含める)や構成等の主要仕様を設定するとと もに設備の実現可能性について評価を行い、課題と課題解決策の提示を行う。また、この概 念検討のオプションとして、堅置きおよび横置き定置方式のそれぞれの処分坑道や処分孔が 貫通仕様と袋小路仕様となる組合せを設定し、これらのオプションによる設備仕様の相違点 についても検討する。

(3) 直接処分施設の設計支援システムの構築

平成26年度の検討で基本設計を行ったインターフェースの詳細設計を行うとともに、デー タベースに関しては地形・地質データベースや設計データベース等の各種データベースの基 本設計を進める。開発を通じて抽出された課題を整理し、後年度の開発計画に反映させる。 また、平成26年度と同様に、本システムの開発にあたっては、本システムの機能や役割が利 用者のニーズに合うように、常に関係者で情報共有を行いながら進めることとする。

(4) その他の代替処分オプションについての調査・検討

本事業におけるその他の代替処分オプションの検討の初年度として、超深孔処分等を対象 として調査・検討を行い、その処分方法をわが国の地質環境条件に適用する際の技術的課題 を抽出し、今後の計画を検討する。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

本事業の実施に当たり、国内外の関係機関や大学等との間で情報交換等を実施し、関連技 術等についての最新情報を入手するとともに、成果の普及に努める。また、外部の専門家・ 有識者等で構成される評価委員会を設置し、研究計画、実施方法、結果の評価等に関する審 議・検討を行い、成果報告書を取りまとめる。 【参考文献】

総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 放射性廃棄物 WG(放射 性廃棄物 WG)(2014):放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ、平成 26 年 5 月

原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2013a):平成24年度地層処分技術調査等事業地 層処分共通技術調査地質環境総合評価技術高度化開発6カ年とりまとめ報告書

原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2013b):平成24 年度 地層処分技術調査等事業 高 レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 6 カ年と りまとめ報告書

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

2.1 先進的な材料の開発

2.1.1 背景と目的

わが国における使用済燃料の直接処分の技術開発にあたっては、わが国の地質環境条件や 使用済燃料の特性を踏まえて処分場の設計技術およびその技術オプションを整備する必要が ある。人工バリアである処分容器材料および緩衝材、ならびに埋め戻し材について、設計で 期待される機能を発揮することを確認しておくことが重要である。使用済燃料のインベント リや廃棄物の形状・寸法がガラス固化体とは異なることに留意し、より有効な新材料の開発・ 適用性についても検討を進める必要がある。また、廃棄体から発せられる高い放射線や発熱 が、処分システムの安全性に与える影響や設計に対する制約条件を緩和するという観点から、 処分容器や緩衝材などとして使用可能な新材料の有効性について検討・確認することが必要 である。

そこで、本技術開発では、処分場設計に資する技術オプションとして提示することを目的 として、従来から提案されている候補材料(以下、「従来材料」という)だけでなく、より 有効と考えられる新材料も視野に入れ、使用済燃料の直接処分に適用可能な人工バリア材料 について幅広い検討を行うこととした。この検討にあたっては、新材料に期待する性能につ いて、わが国および諸外国における調査結果を踏まえて、安全性、経済性、技術的実現性な どに関する検討を基礎試験も含めて実施することにより、人工バリア材料としての適合性に 関する知見の総合的な整備と次段階の研究計画の策定に資することとした。新材料に期待す る性能の例としては、以下が挙げられる。

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

平成26年度までに、処分容器を対象に、既往の研究成果を調査することにより、先進的な 新材料開発にあたっての留意事項・課題を整理した。この調査結果に基づき、処分容器の新 材料候補としてバルク金属ガラスを対象に開発候補材料を提示した。また、平成25年度に提 示された候補材料を対象に、物理化学的な基本特性を整理し、既存の材料との比較を行うと ともに、容器材料としての適用性、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討した。 また、緩衝材については、緩衝材の収着性向上の可能性の観点から文献調査を実施し、Fに 対して高い収着能を有する材料や鉱物を添加することで緩衝材の収着性を向上させる可能性 があり、Fに対して高い収着能を有する可能性のある材料・鉱物を抽出した。また、これら 材料の緩衝材への適用にあたっての課題を抽出した。

平成 27 年度は、処分容器材料については、平成 26 年度の成果に基づき、検討対象とする 合金の見直しや改良を行うとともに、引き続き耐食性を含めて基本特性に関するデータ取得 など知見の整備を行った。また、溶射によるコーティングなど施工技術に関する適用性の確 認を行った。緩衝材については熱伝導性向上の観点から文献調査を実施し、性能を向上させ る可能性のある材料を選定するとともに、その材料添加による熱物性値改善の効果を予察的 解析と実測データ取得により確認した。更に、熱物性値改善による熱解析上の効果について も確認した。これらの検討結果と平成26年度の調査結果を合わせて緩衝材としての新たな材 料の適用性、適用にあたっての課題を整理し、取りまとめた。

2.1.2 バルク金属ガラスの基本特性、適用性検討

(1)目的

本技術開発では、廃棄体を長期間閉じ込める機能を期待する処分容器への新材料の適用に ついて金属ガラスを対象に基礎試験を実施する。わが国では、ステンレス製容器に封入した ガラス固化体については、その処分容器として炭素鋼が有力な候補材料となっている。また、 たとえば、スウェーデン、フィンランドにおける使用済燃料の直接処分の容器は耐食性の観 点から外側を鋼により覆い、耐荷重性の観点から内側を鋳鉄製とするなどが提案されている。 一方、米国では使用済燃料およびガラス固化体の処分容器として外側(耐食)にAlloy 22 (ニ ッケル合金)、内側(耐荷重)にステンレス鋼を考えている。処分容器には、地下に埋設す るための耐荷重性、耐放射線性の保持、地下水成分(硫化物イオンや塩化物イオン濃度など) や処分場周囲でのセメント利用に伴う地下水成分の変化などを考慮した耐食性が求められる。 一方、特に地下環境は各国によって異なり、上述の複数の要件を満たす処分容器は必ずしも 共通なものではない。わが国では、地下水に硫化物イオンや塩化物イオンなどを含むことが ひとつの特徴であり、その場合、スウェーデン、フィンランドのような鋼被覆の適用性は議 論を要する。本検討では、使用済燃料の直接処分における人工バリア材料に関する研究の一 環として、炭素鋼などに金属ガラスを直接溶射し、耐食性の向上を目指すことに着目する。

平成 27 年度は、平成 26 年度までの成果に基づき、検討対象とする合金の見直しや改良を 行うとともに、引き続き耐食性を含めて基本特性に関するデータ取得など知見の整備を行っ た。また、溶射によるコーティングなど施工技術に関する適用性の確認を行った。まず、平 成 25 年度の検討において処分容器としての検討材料に挙げられた合金について、平成 26 年 度の検討結果に基づいて組成の見直しを行い、平成 27 年度検討対象とする合金を選定した。 この選定された合金を中心に熱力学的安定性などの物理化学的特性について検討を行った。 また、耐食性について実験的な検討を行うとともに、炭素鋼など容器への溶射コーティング に適用し、その技術的な適合性ついての基礎的な検討を行った。平成 27 年度の実施概要項目 は以下のとおりである。

1) 候補材料の物理化学的特性に関する検討

候補となる新合金はいずれも非晶質であることから、その熱力学安定性など物理 化学的な基本特性を整理する。平成27年度は平成26年度の検討結果などを参考に 対象とする合金組成を選定し、それに対して自由エネルギー解析などの熱力学的な 検討を行う。また、ガラス形成能について引き続き、原子寸法差、混合エンタルピ ーなどに基づく評価を行う。

2) 溶射コーティングへの適用

処分容器への施工を考慮して溶射コーティングの適用を検討する。まず、平成26 年度に実施した薄帯に加工した合金の予備的な耐食性評価と次項に述べるアトマイ
ズ粉末を用いた耐食性試験の結果も考慮しつつ合金組成の検討を行う。平成26年度の研究により良好なコーティングが可能であることが確認されたNi合金については、引き続き耐食性と溶射特性を満足する合金組成について検討する。他の合金(Zr 基、Cu 基など)についても良好な溶射膜形成が可能な溶射条件の検討を実施する。 3)アトマイズ粉末による耐食試験

平成26年度に引き続き薄帯や板材よりも比表面積の大きい粉末粒子を用いて、淡水系地下水および塩水系地下水を考慮した条件での合金の耐食性評価試験を行う。 特に、平成26年度までの研究において、元素の微量な浸出が認められた合金などについて、元素浸出量の経時変化などデータを拡充し、処分環境での長期的な耐食性に関する検討を行う。

(2)候補材料の物理化学的特性に関する検討

1)検討合金の選択

平成 27 年度実施した研究項目は次の①から④である。①統合型熱力学計算ソフト (Thermo-Calc)と専用のFe 基データベース(TCFE7)を用いた熱力学計算、②平成 27 年度 購入した Ni 基データベース(TCNI8)を利用した熱力学計算による新規合金系の探査、③時 間 - 温度 - 変態図の計算とその結果に基づく平衡論の観点からの時間的安定性の調査および ④ガラス(アモルファス)形成能の評価因子の計算、である。

2) Fe 基データベース(TCFE7)を用いた熱力学計算

平成 26 年度に続き、統合型熱力学ソフトウェアの Thermo-Calc を用いて Fe 基アモルファ ス合金の相安定性を計算した。研究対象としては、(A) Fe₈₅B₁₅、(B) Fe₈₄B₁₅Cu₁、(C) Fe₈₂Si₂B₁₅Cu₁、

(D) Fe₈₅Si₂B₁₂Cu₁および(E) Fe₈₅Si₂B₈P₄Cu₁合金の5種類を選択し、実験的な構造解析と熱分析を併せて行うとともに、熱力学計算に基づく結晶化機構の解明を行った。さらに、平成25年度に候補として選定した Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀合金について、各温度における平衡相の計算を行った。

前者の(A)から(E)の研究では、アモルファス相の結晶化を熱力学的に解析した。アモルファス相が結晶化した場合、アモルファス構造に起因する優れた機能特性を失うことになり、さらに、Fe基金属ガラスの場合、結晶化温度以下での熱処理において脆化が生じる合金もあることから、Fe基金属ガラスに対して結晶化の機構を解明することは、非常に重要である。そこで、本研究では熱力学的解析による相の安定性を評価することにより、アモルファス相の安定性を向上させることを指向した研究を展開することとした。液体急冷法で作製した(A) Fe₈₅B₁₅、(B) Fe₈₄B₁₅Cu₁、(C) Fe₈₂Si₂B₁₅Cu₁、(D) Fe₈₅Si₂B₁₂Cu₁および(E) Fe₈₅Si₂B₈P₄Cu₁合金の急冷(as-Q.:as-Quenched)材のX線回折結果(Takeuchi et al., 2015)によると、これらの5合金については、(E) Fe₈₅Si₂B₈P₄Cu₁合金で部分的にきわめて微少量結晶を含有するものの、ほぼアモルファス単相として作製可能であることが分った。

続いて、(A) Fe₈₅B₁₅、(B) Fe₈₄B₁₅Cu₁、(C) Fe₈₂Si₂B₁₅Cu₁、(D) Fe₈₅Si₂B₁₂Cu₁ および(E) Fe₈₅Si₂B₈P₄Cu₁ 合金の示差走査熱量測定(DSC)による熱分析結果(Takeuchi et al., 2015)

より、650 K から 850 K の温度付近で二つの発熱反応が生じることが明らかになった。これ までの Fe 基アモルファス合金の解析結果と照合することにより、低温側の発熱ピークはアモ ルファス相からのα-Fe 相の析出に対応しており、高温側の発熱ピークは、金属間化合物の 析出に対応する。以下では、結晶化開始温度を、低温側から、それぞれ、T_{x1}および T_{x2}と定 義して、結晶化に伴う発熱ピークの面積に対応するそれぞれの結晶化エンタルピーをΔH_{x1} および Δ H_{x2} と記述する。この場合、合金(A) Fe₈₅B₁₅ および(B) Fe₈₄B₁₅Cu₁ では、第一結晶化 および第二結晶化が充分に分離されておらず、両者の反応がオーバーラップしたΔH_{x12}が観 測される。この具体的な結晶化開始温度および結晶化エンタルピーなどの数値を表 2.1.2-1 にまとめて示す。

			(Tanoa)			
合金	<i>T</i> _{x1} / K	$T_{\rm x2}$ / K	$\Delta {\it H}_{\rm x1}$ / kJmol ⁻¹	$\Delta {\it H}_{\rm x2}$ / kJmol ⁻¹	$\Delta {\it H}_{\rm x12}$ / kJmol ⁻¹	Δ H _{x1} / Δ H _{x2}
А	687	764	277 (7.39) *	2.95 (7.57) *	9.23	$\begin{array}{c} 0.93 \\ (0.97) & * \end{array}$
В	684	767	3.71 (7.21) *	4.06 (8.56) *	9.00	$\begin{array}{c} 0.\ 91 \\ (0.\ 84) \end{array} *$
С	708	791	3.24	4.47	_	0.72
D	665	792	4.72	3.31	_	1.43
Е	662	816	5.07	1.50	-	3.38

表 2.1.2-1 第一および第二結晶化開始温度とそれぞれの結晶化エンタルピー

			,			(0.97)
В	684	767	3.71 (7.21) *	4.06 (8.56) *	9.00	0.91 (0.84
С	708	791	3.24	4.47	_	0.72
D	665	792	4.72	3.31	-	1.43
Е	662	816	5.07	1.50	_	3.38

(Takeuchi et al., 2015)

 $\overline{*}$ ()内はオーバーラップ(ΔH_{x12})の半分の値を加えた結晶化エンタルピーの値

ΔHx1:第一結晶化エンタルピー Tx1:第一結晶化温度

Tx2:第二結晶化温度 ΔHx2:第二結晶化エンタルピー

表 2.1.2-1 で得られた測定結果を熱力学計算で再現することが試みられている(Takeuchi et al., 2015)。具体的には、統合型熱力学ソフトウェアの Thermo-Calc を用い、Fe 基合金 のデータベース TCFE7 を利用して、(A) Fe₈₅B₁₅、(B) Fe₈₄B₁₅Cu₁、(C) Fe₈₂Si₂B₁₅Cu₁、(D) Fe₈₅Si₂B₁₂Cu₁ および(E) Fe₈₅Si₂B₈P₄Cu₁ 合金のギブズ自由エネルギー(G) を計算するととも に、アモルファス相からの第一結晶化に対応する Gの変化 (ΔG) から結晶化エンタルピー (Δ H_x)が算出されている。

その手法の詳細については平成 26 年度の報告書(原子力機構, 2015a)ならびに Takeuchi and Makino, (2014)に記述されている。その方法で解析した ΔG から第一および第二結晶 化によるエンタルピー値を計算により求めた結果を表 2.1.2-2 に示す。表 2.1.2-2 から、多 元化することにより Δ H_{x1} / Δ H_{x2} の値が高くなっていく傾向が示されており、この傾向は表 2.1.2-1 に示した $\Delta H_{x1} / \Delta H_{x2}$ の値の傾向を再現していることが理解できる。さらに、第一結 晶化における各相の組成および体積分率(V_t)を計算することができる。その結果を表 2.1.2-3 に示す。Fe 基アモルファス合金が第一結晶化を起こす場合、α-Fe 相と残存アモルファス相 の混相となるため、溶質元素の分配が生じる。この際に、残留アモルファス相の体積分率お よびその組成が強度特性や磁気特性に影響を与える。例えば、残留アモルファス相の Fe 濃度 が極端に減少する場合、すなわち、溶質元素濃度が極端に高い場合には、常磁性への変化お よび機械的性質が劣化する場合がある。したがって、結晶化およびそれに伴う特性の劣化を

S	$\Delta {\it H}_{\rm x1}$ / kJmol ⁻¹	$\Delta {\it H}_{\rm x2}$ / kJmol ⁻¹	Δ H _{x1} / Δ H _{x2}
А	8.18	11.30	0.72
В	(4.24) *	-	-
С	8.72	8.96	0.97
D	10.86	11.26	0.96
Е	11.36	8.19	1.39

表 2.1.2-2 結晶化エンタルピーおよびその比の計算値(Takeuchi et al., 2015)

 ΔHx_1 :第一結晶化エンタルピー

ΔHx₂:第二結晶化エンタルピー

 $\Delta Hx_1 / \Delta Hx_2$:エンタルピー比

表 2.1.2-3	第一結晶化におけ	る各相の組成お。	よび体積分率	(Vf)	の計算値
-----------	----------	----------	--------	------	------

	_		α –I	Fe相					アモルフ	アス柞	目	
口亚	Fe	Si	В	Р	Cu	$V_{\rm f}$	Fe	Si	В	Р	Cu	$V_{\rm f}$
А	99.99	-	0.01	-	-	0.55	68.83	-	31.17	-	-	0.45
С	96.06	3.91	0	-	0.02	0.54	68.65	-	31.34	-	0.01	0.44
D	96.72	3.26	0	-	0.01	0.65	68.07	0	31.93	-	0	0.34
Е	9266	276	0	4.55	0.01	0.75	67.48	0	29.91	260	0	0.24
	_		Cu IJ	ッチ相			_					
口立	Fe	Si	В	Р	Cu	V_{f}	_					
А	0	-	0	-	-	-	-					
С	0.02	-	0	-	99.98	0.01						
D	0.01	0	0	-	99.99	0.01						
Е	0.01	0	0	1.32	98.67	0.01						

(Takeuchi et al., 2015)

一方、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金について、各温度における平衡相の計算を行った結果を図 2.1.2-1 に示す。計算結果によれば、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金の液相温度は 1936 K であり、初 相として M₃B₂相(M:金属元素、Fe、Cr、Mo)が晶出した後、温度の低下とともに M₇C₃および M₆C 相が晶出する。共晶温度は、液相が消失する約 1450 K であり、1000 K 以下の中温度域で はガラス形成能の向上に効果があると考えられ正 20 面体構造を内包する M₂₃C₆相が主相とな る。この M₂₃C₆相の含有は、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金のガラス形成能の向上にプラスとなり、そ の結果、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金のガラス相生成のための臨界直径(*d*₆)が 2.5mm (Pang et al., 2002) に達しバルク金属ガラスとして生成可能であることに達すると理解できる。しかしな がら、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 金属ガラスを溶射材として使用することを想定する場合、液相温度と 共晶温度との差が 500K と大きいこと、ならびに 15 at.%の多量のC を含有することなどの要 因から、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金は溶射材料としては不向きであると考えられる。



図 2.1.2-1 Fe43Cr16Mo16C15B10 合金の各温度における平衡相の計算結果

以上の結果から、Thermo-Calcを用いた Fe 基アモルファス合金の熱力学的安定性について は、多元系に対しても精緻な計算が実行可能であり、また、自由エネルギー解析および結晶 化エンタルピーの定量的評価が充分可能であることが分った。さらに、熱力学計算支援によ り、アモルファス相を安定化させるための指針が得られた。さらに、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀合金の 熱力学特性を計算して、溶射材としての適用性について評価することができた。

3) Ni 基データベース(TCN18)を用いた熱力学計算による新規合金系の探査

平成 27 年度導入した Ni 基データベース (TCN18) の適用性を確認するため、まず、二元系 合金の状態図計算を行い TCNI8 の検証を行った。さらに三元系合金および疑似的三元系合金 に対して、それぞれ、液相線の算出および断面状態図の計算を実行した。これらの検証は、 多元合金化によるアモルファス化を促進させるための目安となる、いわゆる、共晶合金組成 の探査を目的とした。なお、TCNI8 データベースを用いて計算可能な元素は、下記の 27 元素 (Al, Ar, B, C, Co, Cr, Cu, Fe, H, Hf, Mn, Mo, N, Nb, Ni, O, Pd, Pt, Re, Ru, Si, Ta, Ti, V, W, Y, Zr) である。これら27 種類の対象元素の中から、以下の理由により、検証対 象の二元系合金として Ni-Nb、Ni-Ti および Ni-Zr を選択した。Ni-Nb 二元系合金は、Ni6L5Nb38.5、 Ni₆₂Nb₃₈ および Ni_{62.5}Nb_{37.5} の合金組成でバルク金属ガラスの生成が報告されている(Xia et al., 2006) ためである。一方、この Ni-Nb 二元系の多元系に対応する Ni₅₃Nb₂₀Ti₁₀Zr₈Co₆Cu₃ 合金 (Zhang and Inoue, 2002) は、主要元素として Ni-Nb の他に Ti および Zr を含むととも に 3000 MPa 級の高強度 Ni 基バルク金属ガラスとして報告されているためである。Ni 基二元 系合金の計算状態図を図 2.1.2-2 に示す。Ni-Nb 二元系に関しては、上述の 3 種類のバルク 金属ガラス合金組成(Ni_{61.5}Nb_{38.5}、Ni₆₂Nb₃₈および Ni_{62.5}Nb_{37.5})は図 2.1.2-2(a)において、 共晶反応により液相線が最も低下する合金組成域にあることが計算で示されている。また、 Ni-Nb 二元系合金の実験状態図の性質(Villars and Cenzual, 2002)を再現している。Ni-Ti および Ni-Zr に対する二元系合金に対する計算結果は、合金の相の種類、Ni 側および溶質元 素側の一次固溶量、定量的な温度などに関して Ni-Ti および Ni-Zr 二元系合金の実験状態図

の性質 (Villars and Cenzual, 2002) を再現しており、Ni 基多元系合金に適用可能である ことを示している。よって、図 2.1.2-2 の計算結果を元に、Ni-Nb-Ti および Ni-Nb-Zr 三元 系合金の液相線の計算を行った。実験状態図と併せてその結果を図 2.1.2-3 に示す。Ni-Nb-Ti 合金とNi-Nb-Zr 合金とを比較すると、双方とも合金組成図の中央付近で液相温度が低下して いることが確認されるが、Ni-Nb-Zr 合金の場合、55 at. %Ni、35 at. %Zr 付近に 1200 K 程度 の最も低い液相温度が出現していることが認められる。したがって、Ni-Nb-Zr 合金の方が液 相温度の低下が容易でありアモルファス形成能が高い合金組成が得られることが予測される。 4 元系合金の場合、合金組成図は正四面体で表示することが可能であるが複雑となるため、 その一部分である Ni₆₀Nb₁₅(Zr, Ti) 25の断面状態図の計算を行った。その結果を図 2.1.2-4 に 示す。この計算結果から、Ni60Nb15Zr25とNi60Nb15Ti25を結ぶ合金組成直線上でZrとTiを置換 した場合、相乗効果により、より液相温度が低下する合金組成の出現が期待されたが、計算 結果が示すところによれば、液相(Liquid)単相領域の下限温度を示す曲線、すなわち、液 相線は、Ti 濃度が 15 at.%で液相温度が最高温度の 1550K に達することを頂点として全体的 に Ti 濃度の増加に伴い上に凸の形状となっており、共晶反応が生じる場合に起こる下に凸の 形状とはならないことが明らかになった。したがって、Ni-Nb-Zr-Ti 系に対して実験的に合 金探査を行う場合には、Ni60Nb15(Zr、Ti)25は合金組成として適切ではないと考えられる。本 計算結果は、熱力学計算の支援により、実験的な新規合金開発のための労力を効率化するた めの指針が得られたことを示している。



(a) Nb-Ni、(b) Ni-Ti、(c) Ni-Zr
 図 2.1.2-2 Ni 基データベース (TCNI8) を用いた二元系合金の状態図計算結果



(a)Ni-Nb-Ti、(b)Ni-Nb-Zr 図 2.1.2-3 三元系合金の液相線の計算結果



図 2.1.2-4 Ni₆₀Nb₁₅(Zr,Ti)25の断面状態図の計算結果

4) 金属ガラスの平衡論の観点からの時間的安定性の調査

時間 — 温度 — 変態(Time-Temperature-Transformation) 図 および連続冷却 — 変態 (Continious-Cooling Transformation) 図の考え方に立脚して金属ガラスの安定性を評価し た。具体的には、竹内および井上が報告している方式 (Takeuchi and Inoue, 2001) に基づ き、Fe基、Cu基および Ni 基の金属ガラス相が静的条件の下で、5万年(=10^{12.2}秒)間、結 晶化せずにガラス相を保持可能な温度条件の目安を検討した。計算方法の具体的な詳細は竹 内と井上の報告(Takeuchi and Inoue, 2001)に示されているが、主たる方法は以下のよう になる。まず、均一結晶核生成頻度と結晶化粗大化速度を Johnson-Avramiの式で関係付けて、 温度−時間軸に対する液相および固体相の安定化を議論した。この際、結晶相が検出される閾 値としては、結晶核の体積分率が10⁻⁶以上であることを仮定として付している。また、過冷 却による G変化は、本来、合金系および合金組成により微妙に変化する筈であるが、計算で は一定値を用いた。さらに、液相に対する競合相としての結晶相は固溶体相を想定しており、 合金系により出現の有無が異なる化合物相は仮定の中で除外している。これらの複数の仮定 条件の下、合金系の差異を特徴づける物理・熱力学量は粘性の温度依存性であり、このデー タについては平成25年度報告書に掲載した金属ガラスの粘性データを用いた。FergSiuBul合 金、Cu₄₇Ti₃₄Zr₁₁Ni₈合金および Ni_{59.35}Nb_{34.45}Sn_{6.2}合金に対して行った計算結果を図 2.1.2-5 に 示す。図 2.1.2-5の縦軸は、合金の液相温度(T_i)で規格化した温度(T_r = T/T_i)であり、 横軸は時間を対数軸で示している。図 2.1.2-5の中の3本のC字型の曲線は、Fe基、Cu基お よび Ni 基の合金系それぞれの結晶化曲線である。連続冷却-変態図の考え方に立脚すれば、

図 2.1.2-5 で液相から冷却した場合、温度変化(冷却曲線)がC字型の曲線と交差する場合 には結晶化が生じ、一方、冷却速度が高くC字型の曲線のノーズに掛からない場合は液相が 凍結されたアモルファス相が生じることを示している。図 2.1.2-5 は、一般的には、臨界冷 却速度の推定に用いられる。しかしながら、図 2.1.2-5 は等温変化による結晶化の有無の判 断に拡張して利用することができる。等温熱処理の場合は、有限速度で所定の温度に昇温し た後、一定温度に保持する熱履歴となることから、図 2.1.2-5 では右下の台形型の矢印で示 されたプロファイルとなる。この台形型の熱履歴プロファイルの正の勾配部分は横軸が対数 時間であることを考えると重要ではなく、水平部分の等温保持が重要な意味をもつ。等温熱 処理により結晶化が生じる場合は、矢印のプロファイルがC字型曲線の下部に交差するかど うかで判断することができる。

図 2.1.2-5 から、Fe 基、Cu 基および Ni 基の金属ガラス相が静的条件の下、5 万年(= $10^{12.2}$ 秒)間、結晶化せずにガラス相を保持可能な温度条件の目安は、Fe₇₉Si₁₀B₁₁合金では T < 780K、Cu₄₇Ti₃₄Zr₁₁Ni₈合金では T < 603 K および Ni_{59.35}Nb_{34.45}Sn_{6.2}合金では T < 825 K であり、概 ね環境温度がガラス遷移温度(T_g) -50 K を上限として、それ未満の温度域では各 Fe 基、 Cu 基および Ni 基の金属ガラス相は静的に安定、すなわち、結晶化せずに存在可能であるこ とが分った。具体的な条件は下記のようにまとめられる。

Fe₇₉Si₁₀B₁₁, T < 780 K ($T_1 = 1419$ K, $T_g = 818$ K) Cu₄₇Ti₃₄Zr₁₁Ni₈, T < 603 K ($T_1 = 1160$ K, $T_g = 659$ K) Ni_{59,35}Nb_{34,45}Sn_{6.2}, T < 825 K ($T_1 = 1585$ K, $T_g = 887$ K)



図 2.1.2-5 各種合金の時間-換算化温度-変態図の計算結果

5) ガラス(アモルファス)形成能の評価因子の計算

従来、混合エンタルピー(ΔH_{mix})とともに、原子寸法差の効果として例えば δ パラメータ を利用してアモルファス形成能の評価因子の計算がなされているが、最近、これらの補正を 行う研究が展開されつつある。この補正が行われている背景としては、バルク金属ガラスが $\delta - \Delta H_{mix}$ 図で(δ , $\Delta H_{mix}/k Jmol^{-1}$) = (12, -32)を中心とした楕円形の領域で生成するとの 報告(Zhang et al., 2008)に端を発している。すなわち、δおよびΔ*H*_{mix}は、(δ,Δ*H*_{mix}/kJmol⁻¹) = (12,-32) が最適値であり、 δ および $\Delta H_{
m ix}$ は、それらの値が大きすぎても、小さすぎても バルク金属ガラス生成には適さないこと示している。一方、金属ガラスのガラス形成能パラ メータとして知られている臨界冷却速度(R_e)は、その値が小さいほどガラス形成能が高い ことを意味し、換算ガラス化温度(T_g/T_i)および過冷却液体域($\Delta T_x = T_x - T_g$)は、いずれ も、それらの値が大きいほどガラス形成能が高いことを意味している。なお、これらのパラ メータの中で、R₆は熱力学計算による予測が可能であるが計算に必要なデータは実験および 測定によって得ることが難しい。また、Tg/T1およびΔTxは、測定により容易にパラメータ算 出が可能であるが、これらの値を計算で予測することができない。上記3つのガラス形成能 パラメータ以外に、α、β、γ など十種類以上のパラメータ (Suryanarayana and Inoue, 2011) が提唱されているが、いずれも T_{s}/T_{1} および過冷却液体域 ΔT_{s} と同様に測定値を演算に要す るため、予測に利用することは原理的に不可能である。よって、*T_g/T₁*およびΔ*T_x*ならびに 10 種類以上のガラス形成能パラメータの性格、すなわち、パラメータの値が大きい、または、 小さいほどガラス形成能が高いことを意味する傾向を継承しつつ、実験や測定に依存しない 他のパラメータを新規に考案し、その新規パラメータの値の大小により一義的にガラス形成 能の高低を評価できることを目指し、補正がなされている。これらの補正例としては、アモ ルファス合金と関連の深い高エントロピー合金で研究されている補正因子 (Ye et al., 2015) があり、例えば、Ωパラメータ (Yang and Zhang, 2012; Zhang et al., 2014) が式 2.1.2-1 で定義されている。

$$T_{m,ave} = \sum_{i=1}^{N} T_{m,i} C_i$$
 $\vec{z} = 2.1.2-2$

ここで、 $T_{m, ave}$ は式(2.1.2-2)で示すように、N元系合金における各構成元素の融点($T_{m, i}$) の合金組成(c_i)による加算平均であり、 ΔS_{conf} は混合エントロピー(配置エントロピー) である。なお、式(2.1.2-1)は、多元系等原子分率の合金組成をもつ高エントロピー合金で 開発されたパラメータであるため、等原子分率に近いほど ΔS_{conf} の値が大きく、それに比例 して Ω の値は大きくなる傾向がある。逆に、Zr、Fe、Cu および Ni などの主要構成元素をも つ金属ガラスおよび一般合金の合金組成は中央組成(等原子分率)から離れており、これに より ΔS_{conf} の値は小さくなる傾向にある。式 2.1.2-1で重要な点は、従来のパラメータに対 して液相温度に対応する $T_{m, ave}$ 項、すなわち、式 2.1.2-2がパラメータとして組み入れられて いる点にあり、この $T_{m, ave}$ 項により液相温度が低いアモルファス合金が他の合金群から識別さ れる可能性を示している。なお、式 2.1.2-2 で与えられる *T_{m,ave}*項は、各構成元素の *T_mの c_i* による加算平均であるため、実験データを用いない予測の際には優れているが、合金化によ る相乗効果が生じて共晶反応が起こり液相温度の低下が実際に生じた場合を想定していない 点に不備が認められる。式 2.1.2-1 および 2.1.2-2 は、合金の構成元素および組成を決定す れば、実験や測定結果に依存せずにパラメータ値を算出することが可能であり、今後、この 特徴を生かして式 2.1.2-1 に共晶反応による液相温度の低下の効果を組み入れることができ れば、アモルファス形成能をより精緻に評価するパラメータになり得ると考えられる。

式 2.1.2-1 に基づき、Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀、Fe₇₆Si₉Bl₁₀P₅、Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆Cl₅Bl₀、Cu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈、 Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀、Ni_{59.35}Nb_{34.45}Sn_{6.2} 合金に対して Ω の値を計算した結果を金属ガラス生成の臨界直径(*d*₆)とともに図 2.1.2-6 に示す。図 2.1.2-6 から、きわめて微弱ながら相対的に Ω の値が小さい場合にバルク金属ガラス生成の臨界直径(*d*₆)が大きくなる相関が認められる。詳しい計算結果を δ パラメータ、*S*₀/*k*₈および Δ *H*_{mix}の計算値とともに表 2.1.2-4 に示す。図 2.1.2-6 で、*d*=30 mmの Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀および *d*=25 mm の Cu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈ バルク金属ガラスの プロットは他のバルク金属ガラスのプロットから大きく離れており、異常値とも理解できるが、Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀および Cu₃₆Zr₄₈Al₈Ag₈ バルク金属ガラスのプロットを除いた場合でも、緩やかながら相対的に Ω の値が小さい場合にバルク金属ガラスのプロットを除いた場合でも、緩 やかながら相対的に Ω の値が小さい場合にバルク金属ガラス生成の臨界直径(*d*₆)が大きく なる傾向が認められる。Ye et al. (2015)の報告によれば、 $\Omega \leq 1$ の条件でアモルファス 相が高エントロピー合金よりも優先的に生成することが示されており、図 2.1.2-6 の相関の 傾向と合致する。図 2.1.2-6 は、概ね、 $\Omega \leq 0.6$ の条件でセンチメートル級の*d*を有するバ ルク金属ガラスの生成の可能性を示唆している。今後、本研究の進展に伴い合金組成の改善 などを行う場合には、式 2.1.2-1を利用することも、平成 28 年度以降の検討課題であると考 えられる。



(図中の破線は、Ωパラメータと臨界直径との相関関係の一次近似直線)

図 2.1.2-6 各種合金のΩパラメータとバルク金属ガラス生成のための臨界直径(d_c) との相関関係

表 2.1.2-4 合金毎の各種のパラメータおよびエントロピーの計算値ならびに臨界直径

	δ	$S_{\sigma}/k_{\rm B}$	$\Delta {\it H}_{\rm mix}/~{\rm kJmol^{-1}}$	<i>T</i> _{m,ave} ∕K	Ω	$d_{ m c}/$ mm
$Zr_{55}Cu_{30}Ni_5Al_{10}$	10.3	0.22	-30.6	1756.97	0.51	30
$Zr_{57}Cu_{15.4}Al_{10}Ni_{126}Nb_5$	9.5	0.19	-33.2	1872.32	0.59	6.3
$Fe_{76}Si_9B_{10}P_5$	5.1	0.05	-17.9	1807.48	0.68	2.5
$Fe_{43}Cr_{16}Mo_{16}C_{15}B_{10}$	17.4	0.54	-35.2	2439.93	0.84	2.5
$Cu_{36}Zr_{48}Al_8Ag_8$	10.0	0.21	-25.7	1683.14	0.61	25
$Cu_{60}Zr_{30}Ti_{10}$	10.4	0.24	-18.7	1647.57	0.66	2
Ni 59. 35Nb 34. 45Sn 6. 2	8.8	0.18	-25.2	2017.97	0.57	3

δ:δパラメータ(計算値)

S_g/k_B:ボルツマン定数で規格化したミスマッチエントロピー(計算値)

ΔH_{mix}:混合エンタルピー(計算値)

Ω:式2.1.2-1で計算される Ω パラメータ

d_c:バルク金属ガラス生成のための臨界直径

6) まとめと今後の研究方針

①Fe 基データベース(TCFE7)を用いた詳細な熱力学計算により、多元系に対してもアモルファス相の自由エネルギー的安定性を解析することが可能であり、かつ、結晶化を含めた合金相の成分の算出が可能であることがわかった。さらに、平成25年度に候補として選定した Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀合金について、各温度における平衡相の計算を行うことが可能となり、 熱力学的観点から溶射適用性の評価を行った。②Ni 基合金に対しても熱力学的評価を開始し、 熱力学計算による合金組成探査が可能であることが示された。③時間 - 温度 - 変態図の計算 とその結果に基づく金属ガラスの平衡論の観点から、概ね、ガラス遷移温度よりも 50K 低い 温度を上限として、それ未満の温度域ではアモルファス相は静的に安定であり、5万年(=10^{12.2} 秒)の耐用年数をクリアできることが分かった。さらに、④アモルファス形成能の評価因子 として、新たに、Ωパラメータを利用した評価が妥当であるとの結論を得た。

今後は、「Ni 基合金データベース (TCNI8)」を用いた Ni 基合金に対する熱力学計算を中 心とした研究を実施し、新規 Ni 基アモルファス合金の熱力学計算による予測および実験的に 溶射する Ni 基合金に対する計算を実行する。また、時間 - 温度 - 変態図によるアモルファス 相の安定性の評価については、粘性の温度依存性データ調査、収集、データベース化および 計算(評価)を行う。原子寸法差、混合エンタルピーなどの評価については、従来のδパラ メータおよび混合エンタルピーに加え、Ωパラメータなどの新たなパラメータによる評価を 実施し、最適なパラメータをする。

(3)溶射コーティングの適用

1) 溶射膜の厚膜化の検討

平成25年度においては、金属ガラスに関する論文などの公開資料の調査することにより、 長期健全性の観点から人工バリア材料に資するべき金属ガラスの合金系、合金組成の調査を 行ない、ガラス形成能の高いZr₅₅Cu₃₀Ni₅Al_{10、}アルカリ水溶液環境下における耐食性が良好な Cu 基金属ガラスを選定し、Cu₃₆Zr₄₅Al₈Ag₈および Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀を候補材として選出した。さら に、材料の廉価性を重視して Fe 基金属ガラスも研究対象とした。また、平成26年度におい て、溶射の施工性およびガラス形成能の観点でNi-Cr-Nb-P-B系金属ガラスも比較のために試 験に加えて、溶射コーティングへの適用を検討した。金属ガラスの溶射には、いずれも可燃 性物質と酸化剤から生成する火炎(フレーム)に原料粉末を投入し基材に投射するフレーム 溶射法に分類される手法が報告されており、その中でも、高速フレーム溶射(HVOF)や図 2.1.2-7に示す急冷遷移制御溶射ガンを用いた急冷フレーム溶射が報告されている。HVOFで は金属ガラス粉末を完全に溶融せずに過冷却液体状態で基材に噴霧する方法であり、過冷却 液体領域の広い金属ガラスでなければ溶射ができないという条件があるため、平成26年度か らの溶射コーティングへの適用では、急冷フレーム溶射により検討を行なっている。平成27 年度も、引き続きこの急冷フレーム溶射を用いて、さらに溶射コーティングの検討を続けた。



図 2.1.2-7 急冷フレーム溶射に用いる急冷遷移制御溶射ガンの模式図

平成 26 年度は、Zr 基などに比べて多量の原料粉末の作製が容易である Ni 基金属ガラスに おいて、基材の前処理方法、溶射条件などを詳細に検討したが、その被膜の厚さは 0.1 mm 程度であり、溶射被膜の凹凸を考えると被覆としては十分であるとはいえず、適した溶射条 件での厚膜化が必須であった。また、処分容器へのコーティングを考えた場合、重機での容 器のハンドリングなども想定して、十分な被膜の形成が必須である。そこで、平成 27 年度は 先行的に、平成 26 年度検討を続けた Ni 基金属ガラスを厚膜化した際の問題点などを抽出す ることを目的に、多数回の溶射膜の積層を試みた。



左より 0.5 mm 厚、1.0 mm 厚、2.0 mm 厚 図 2.1.2-8 急冷フレーム溶射法による Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄溶射被膜外観

図 2.1.2-8 に急冷フレーム溶射法により作製した Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄溶射被膜の外観を示す。5 mm ピッチでの溶射を基材全面について行なった場合、その1層は 0.01 mm 程度の溶射膜が形成 されることから、0.5、1.0、2.0 mm 厚はそれぞれ 50、100、200層の溶射膜を形成している。 溶射条件は、平成 26 年度の好適な条件を元に、アセチレン流量を 28 L min⁻¹としたが、積 層中に基材の温度上昇があり施工上予熱がない状況に維持することが難しいため、予熱温度 は 400 ℃未満である 370~380 ℃に維持するように温度管理を行なっている。

得られた溶射膜の外観は、平成26年度の0.1 mm厚の被膜と違いがなく、割れや酸化など も観察されなかった。図2.1.2-9に、それぞれの断面の微分干渉観察による光学顕微鏡像を 示す。断面内部にも割れなどが存在せず、厚膜化しても連続的に溶射被膜を形成しているこ とが分かる。また、内部の結晶の存在を明らかにするために微分干渉観察を行なっているた め内部の気泡が強調されているが、その気泡も膜厚により分布や量が変化している様子は見 られなかった。これらの結果から、少なくとも2 mm厚までは厚膜化しても、0.1 mm程度の 膜を単純に積層したに留まり、十分に厚膜が作製できることが判明した。また、最上面では 基材や基材を保持する台座からの冷却が減少するにも関わらず、図2.1.2-10に示すように、 それぞれの表面のX線回折図形では結晶の存在を示す鋭いピークが存在せず、ガラス相特有 のブロードなピークのみを示し、結晶化が生じていないことが分かった。



図 2.1.2-9 急冷フレーム溶射法による Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄溶射被膜断面(光学顕微鏡像)



図 2.1.2-10 急冷フレーム溶射法による Ni65Cr15P16B4 溶射被膜表面の X線回折パターン



図 2.1.2-11 溶射膜中における結晶化部位

しかし、1.0 mm 厚および 2.0 mm 厚の溶射被膜断面を詳細に見ると、一部結晶化している 部分が観察される。図 2.1.2-11 に結晶化している部位のみを拡大した顕微鏡像を示す。結晶 化している部位の周囲に気泡が観察されていることから、結晶化している粒子が基材に投射 されている可能性が考えられる。一方、結晶化している部位は、いずれも球形や楕円形状で はなく、扁平状や不定形状で長辺は 0.2 mm 以上であった。38~83 µm である原料粉末の大 きさや形状とは異なっていることから、原料粉末が結晶化して基材へ投射されているとは考 えにくい。そこで、再度、厚膜作製時の操業を詳細に観察したところ、溶射時間が長時間に なった場合、溶射ノズルの冷却ガス用外筒ノズルの内側に、液滴が付着および凝固し、その 凝固した破片がフレームに載っていく現象が観察された。大面積で溶射する場合、溶射ガン の動作方向の切り替えなどのためガンを停止させる必要が生じ、その際にガン内部の付着破 片の除去を行なっているが、今回のようなテストピースに連続で溶射をする場合には、破片 除去のタイミングを意図的に挿入しなければならないことが分かった。以上より、断面に観 察された結晶化部分は、このようなガン内部に付着した破片であると考えられ、結晶化は操 業ルーチンの見直しで対処できるものであることから、厚膜化による問題は、少なくとも 2 mm 厚までは生じないと結論された。

上述の結果をもとに、Ni-Cr-Nb-P-B系金属ガラスについて、厚膜の溶射膜の作製を試みた。 図 2.1.2-12 に、急冷フレーム溶射法により製膜した Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄溶射被膜外観を示す。左 より 0.5 mm 厚、1.0 mm 厚、1.5 mm 厚の試料である。溶射膜表面は厚膜化により酸化などは 生じていない。しかし、Nb を添加していない Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄溶射被膜に比べて、大きな液滴が 不着している部分も見受けられた。Nb の添加により融点の低下や過冷却液体領域の増加が生 じ、液滴の物性も異なるため、厚膜化については若干の溶射条件の調整が必要であると思わ れる。図 2.1.2-13 に、得られた溶射膜の断面の SEM 像を示す。SEM 観察では、厚膜化による 空孔や結晶化の状況は確認されていない。

多数回積層による厚膜溶射膜の作製においては、液滴の凝集やノズル内に付着した破片な どの問題が生じたが、操業上のルーチンや溶射条件の微調整によって回避できる問題である ことから、致命的な問題ではなく、Ni 基金属ガラスについては、現時点以上の厚膜化が可能 であると結論される。



左より 0.5 mm 厚、1.0 mm 厚、1.5 mm 厚

(製膜条件:アセチレン流量=28 L min⁻¹, ブラスト材=#60、予熱=380℃)
 図 2.1.2-12 急冷フレーム溶射法による Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄溶射被膜外観





(製膜条件:アセチレン流量=28 L min⁻¹, ブラスト材=#60、予熱=380℃)
 図 2.1.2-13 急冷フレーム溶射法による Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄溶射被膜断面

2) Zr-Al-Cu-Ni 系金属ガラスの溶射コーティングの検討

平成 26 年度において、急冷ガスフレーム溶射法により Zr-Al-Cu-Ni 系金属ガラスの溶射膜 生成を試みている。しかし、得られた溶射膜は茶色に着色し酸化しているとともに、結晶化 していることが判明した。Zr-Al-Cu-Ni 系金属ガラスの主成分である Zr は酸素との結合が強 く容易に酸化する。Zr 基金属ガラスは、その酸化により結晶化が促進することが知られてお り、その酸化被膜は Zr リッチな成分を持ち、ZrO₂を主成分とすること、および金属ガラスが 酸化し組成が変化することにより結晶化が促進されることが報告されている。さらに、溶射 のように液相から固化する場合には、酸化物を起因とする不均一核生成が生じることも金属 ガラスの生成の上では知られている。

一方、溶射は1回のガンの走査で10~50 μm程度の積層を行ない、位置を変えて何層にも 積み重ねて被膜を形成する手法であるため、1回の走査によりフレーム中で溶融した液滴が 基材に付着して固化した粒子は、その後のフレームにより再加熱されるため、通常の被膜形 成の条件では、固化状況や酸化状況を把握することが困難である。そのため、平成27年度は、 Zr基金属ガラスの急冷ガスフレーム法による溶射手法を見出すために、1回の走査すなわち 1層のみの溶射を実施することで、フレーム中で生成された液滴が固化した状態のみを観察 し、溶射の可能性について検討を行なった。

図 2.1.2-14 に Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 金属ガラス粉末を用いて、SS400 の基材へ1回の走査のみの 積層を行なった後の表面状況および代表的な粒子の SEM 像および EDX によるマッピング結果 を示す。なお、基材の粗さに無関係に、液滴の基材への衝突状況、固化状況、酸化状況を詳 細に観察するために、被膜形成に必要なブラストによる基材の前処理は行っていない。



(基材; SS400、1回走査のみの溶射、元素濃度は高いほうから赤→黄→黄緑→青→黒)
 図 2.1.2-14 Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 金属ガラスを1回の積層させた基材表面状況および
 典型的粒子の SEM/EDX 像

光学顕微鏡の観察の結果では、いずれも基材の極端な酸化が認められないにも関わらず、 液滴から固化した粒子は茶色の着色が観察され、すでに付着粒子の酸化が認められている。 すなわち、フレームにより鉄が酸化しないような条件において、固化以前または固化と同時 に酸化が生じていることが分かる。また、予熱 400 ℃において溶射した後の粒子は、さらに 粒子の酸化が進行し、着色が強くなっていることから、粒子の固化後もフレームの走査が続 いて加熱が断続的に続いた場合は酸化が進行することが分かった。また、固化粒子の SEM 像 から、液滴が基材に衝突し、その衝撃で基材上に伸びる一般的な固化形状以外に、SEM 像で グレーに観察される塊状の部分が存在している。これは予熱の有無に関わらず生成している ことから、フレーム中で生成していることが予想された。また、その粒子の EDX による分析 から、SEM 像でグレーに観察される塊状の部分が、他の部分と組成が異なっていることが示 されていた。Zr のマッピングにおいては、図中で赤色が Zr リッチな部位であり、塊状とし て観察されている部位と一致している。また、Cu および Ni のマッピングにおいては、図中 で黒色がプアーな部位であり、これも塊状として観察されている部分と一致している。Zr 基 金属ガラスから析出する結晶は Zr₂(Cu, Ni)であるので、Cu および Ni がプアーになっている ことから、塊状の部分は、ガラス相が単純に結晶化した部分ではないと判断される。さらに、 上述の報告と併せると、Zr リッチな塊状の物体は酸化物であると予想される。塊状の物体が 溶射ガンに投入する時点で生成している可能性もあるため、粉末断面の SEM および EDX によ る分析も行った。その結果を図 2.1.2-15 に示す。粉末断面の周囲も内部と変わらない様相を 示し、Zr リッチや Cu および Ni プアーな領域も観察されていない。これより、ガン投入時点 では酸化物の塊が生成していないと考えられる。



図 2.1.2-15 Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 粉末断面の SEM 像および EDX マッピング結果

以上の結果から、溶射ガンに投入された粉末は、フレーム中で加熱し溶融する段階で酸化 が進行し、表面が酸化膜で覆われ内部が溶湯の状態の卵のような状況となり、基材上でその 酸化物が衝突で粉砕し、まるで卵が割れるように、内部の溶湯が基材状で溶着固化する酸化 と固化のプロセスが推定された。

上述のフレーム中で酸化が進行しているとの想定から、次に、フレーム中の酸素量を軽減 することによる酸化抑止を試みた。図 2.1.2-16 に、アセチレンガス流量を 28 L min⁻¹に固 定し、酸素流量を変えて Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 金属ガラスの1走査のみの溶射を行なった後の外観 と付着粒子の光学顕微鏡像を示す。

溶射後の外観から酸素流量の減少と共に付着粒子の着色が減少しており、酸化が抑制され ている様子が分かる。また、付着粒子の光学顕微鏡像からは、酸素流量 30 L min⁻¹まで減少 させることにより、それ以上の流量とは明らかに付着粒子の着色が減少していることが明確 となり、酸化が抑制されていることが判明した。しかし、前述の付着粒子上に存在する塊状 の酸化物は存在しており、さらなる酸化防止の対策が必要であることは明確である。

図 2.1.2-17 に図 2.1.2-16 に示した基材の溶射表面の X 線回折図形を示す。表面は基材が 露出しているため、基材のピークがいずれも観察されるが、それ以外に、多数の結晶化ピー クが存在しており、ガラス相単相の付着粒子の作製には成功していない。しかし、酸素流量 を 30 L min⁻¹まで下げた溶射表面は、それ以上の流量では認められないブロードなピーク(赤 丸で図示)が認められ、酸素流量の減少により溶射中の Zr 基合金液滴の酸化抑制が行われ、 それに伴って金属ガラスの固化中の結晶化を抑制しつつあることが認められた。



(1 走査後の光学顕微鏡像)

図 2.1.2-16 Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 金属ガラス溶射状態の酸素流量依存性



図 2.1.2-17 Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 金属ガラスを1回積層させた基材表面の XRD 図形

さらに、溶射ガンの構造上の問題についても検討を行なった。図 2.1.2-18 に金属ガラス溶 射に用いている急冷溶射ガンの模式図を示す。通常のガスフレームガンに外筒を設けて外筒 より噴出する急冷用の窒素ガスにより、ガンから出るフレームおよびフレームより溶融して 飛行する液滴の急激な冷却を行なっている。溶射ガンは、このように 2 重構造になっており、 ガン内部の圧力状態を一定に保ちフレームを安定して発生させるためもあり、あえて 2 重構 造を密閉状態にせず、大気の流入が可能な状況となっている。しかし、外部冷却ガスの入出 に伴って、ガン内部に負圧を生じ、大気が流入する可能性が高い構造であるともいえる。そ こで、溶射ガンの内部に図中赤文字に示している方向から窒素ガスを流入することにより、 ガン内部の酸素含有量を減少させるとともに、大気の流入を極力減少させた条件になるよう 溶射ガンの改造を行ない、Zr 基金属ガラスの溶射を試みた。



図 2.1.2-18 急冷フレーム溶射ガンの概略図と内部への窒素ガス注入箇所

図 2.1.2-19 にガン内部に窒素を 50 L min⁻¹の流量で注入し、アセチレン流量 28 L min⁻¹ の条件で酸素流量を 18 および 30 L min⁻¹として、Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅金属ガラス粉末について1 走査のみの溶射を行なった後の基材上に生じた付着粒子の SEM 像と元素のマッピング像を示 す。



 (雰囲気制御条件:窒素 50 L min⁻¹、1 走査のみの溶射)
 図 2.1.2-19 雰囲気制御したガンで溶射した Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅ 金属ガラスの付着粒子の EDX マッピング像

内部に窒素ガスを流入しても、酸素流量が 30 L min⁻¹と同じ条件であれば、付着粒子表面 に生じている塊状の部分を無くすことはできず、EDX による Zr のマッピングでも塊状の部分 は Zr リッチになっており、酸化物が生じていた。しかし、酸素流量を失火寸前の 18 L min⁻¹ まで低下させることで、多くの付着粒子表面で塊状の酸化物が見られないようになり、その ような付着粒子では、EDX マッピングで Zr リッチな部分や、Cu および Ni がプアーな領域も 観察されなかった。しかし、18 L min⁻¹ まで酸素量を減少させると、フレームは失火寸前の ため、溶射ガンから黒煙を吹出すような不安定な状況で溶射を行っている。そのため、安定 した製膜が不可能なばかりでなく再現性も低く、図 2.1.2-20 のような付着粒子が生じる場合 もあった。軽元素のため参考値とはなるが、図中 003 では酸素が検出されないのに対し、塊 状の酸化物(004) では酸素が 10 at%の値を示しており、低酸素の溶射条件においても塊状 の酸化物が生じ得ることは明らかである。



図中青丸部分の領域においる酸素の EDX 分析では、003 で酸素が不検出、004 では酸素を検出 図 2.1.2-20 酸素流量 18 L min⁻¹の条件で見られ塊状部分の SEM 像

以上、Zr 基金属ガラス溶射の検討として、代表的な Zr₅₅Al₁₀Cu₃₀Ni₅金属ガラスを用いて、 1層のみの溶射により付着粒子の観察を行ない、酸素流量やガン構造の改良などを行なった。 その結果、急冷ガスフレーム溶射では、Zr 基金属ガラスがフレームで溶融しながら表面が酸 化し、基材上で酸化物が付着粒子表面に存在すること、および酸化を起因として付着粒子が 結晶化するが、酸素流量の低減による酸化の抑制に伴い結晶化が減少することが判明した。 しかし、現時点では酸化物が激減した条件は、溶射膜の施工が不可能な条件であるため、今 後、酸素流量が少ない状況での溶射方法の検討が必要である。

一方、Zr 基金属ガラスは、高真空や高純度アルゴン下の溶製や鋳造を行なうのが標準的で あり、雰囲気中の酸素分圧で結晶化過程が異なり結晶化が促進されるなど、酸素を極端に嫌 う合金系である。そのため、大気中で大型の製品に成膜するためのガスフレーム溶射では溶 射条件が非常に限られてくることが予想されることから、ガスフレーム溶射に適した合金系、 すなわち酸素との結合力が高い Zr や Ti などを減らした合金系の開発も並行して行なうべき であると考えられる。

(4) アトマイズ粉末による耐食性評価試験

1) 実施概要

金属材料の耐食試験には様々な手法があるが、金属ガラス材料においては高耐食性を担保 するガラス形成能の保持が重要な観点であることを考慮して、本検討では金属ガラス粉末を 所定の溶液に浸漬して液相に溶け出す元素量を調べる浸出試験を選択した。試験条件として は、直接処分に想定される地下深部の環境を想定して、セメント系材料使用に起因する高ア ルカリ条件、および埋め戻しまでの酸化雰囲気から深地下における酸素消費に伴う還元雰囲 気を考慮した酸化還元条件、地下水として想定される淡水系・海水系条件といった項目につ いて設定した。さらに温度条件として、地下深度に依存した温度勾配を鑑みて、常温(25℃) に加え 60℃にて試験を実施した。ただし、これらの条件設定に関しては、より腐食が進行し やすいと予想される酸化条件および海水系条件を優先的に実施し、試験経過を見ながら還元 条件や淡水条件を追加している。

平成26年度はNi基、Zr基、Cu基、Fe基の金属ガラス材料について、物理化学的特性検 討や溶射コーティングの適用性などを考慮して選択された各基1~2種類の金属ガラス粉末 を使用して浸出試験を実施した。その結果、Zr基金属ガラス材料であるZr55Cu30Ni5Al10と Zr57Cu15.4Ni12.6Al10Nb5およびCu基金属ガラス材料であるCu60Zr30Ti10について、高い耐食性能 を期待できる結果が示されつつあった。また、Ni基金属ガラス材料であるNi65Cr15P16B4およ びNi65Cr13Nb2P16B4についても、Cr、P、Bの浸出が確認されたものの使用した試料量から考え れば微少量とみなされる程度であることが確認された。一方、Fe基金属ガラス材料である Fe76Si9B10P5は、酸化雰囲気下で高アルカリかつ塩水条件としたところ著しい腐食進展が生じ ることが示された。

平成 27 年度は、平成 26 年度に着手した種々の金属ガラス粉末を用いた浸出試験を継続実施した。平成 26 年度報告書にて高耐食性が期待される Zr 基および Cu 基については、より長期間にわたる耐食性を確認することとした。一部元素の浸出が確認された Ni 基については、経時変化取得により浸出傾向を調べた。また、平成 27 年度は金属ガラス材料に加え、一般的に高耐食性を示すとされている合金材料(SUS316L およびハステロイ C276)の粉末試料を用いた浸出試験を開始した。本検討では、これらの合金材料に関する浸出試験を加えることで、金属ガラス材料の耐食性について比較検討を行った。

2) 金属ガラスのアトマイズ粉末を用いた浸出試験

本検討では、処分環境条件における金属ガラスの耐食性に関する試験として、金属ガラス のアトマイズ粉末を用いた浸出試験を前年度より継続実施している。淡水および塩水条件を 設定した高アルカリ溶液に金属ガラス粉末を浸漬し、浸出する元素の測定、ならびに浸出試 験前後の金属ガラス粉末を SEM-EDS で観察することで、金属ガラスの耐食性について基礎的 知見を得ることを目的とした。

① 金属ガラス試料および合金試料

本検討の浸出試験には、ガスアトマイズ法により作製された金属ガラスの粉末を使用した。 ガスアトマイズ法は、合金溶湯に高速のガス(アルゴンや窒素、ヘリウムなどの不活性ガス) を吹き付けることで飛散および急冷凝固させて合金粉末を得る方法である(井上監修,2009)。 図 2.1.2-21 は、浸出試験に使用する前の Zr 基金属ガラス Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の SEM 画像で ある。SEM は日立ハイテクノロジーズ社製 TM3030 を使用した。図 2.1.2-21 に見られるよう に、一部に繊維状などの形状が見られるがほとんどは球状粒子であり、粉末の表面は 30 µm 程度まで拡大した観察においても非常に平滑であるとともに、亀裂や局所的な変色はほとん ど認められない。粉末のサイズとしては、粒径 38 µm 以下に設定した分級により大きさは数 µm から数十 µm 程度である。本検討で使用しているその他の金属ガラス粉末についても前年 度に SEM 観察を行っており、いずれも同様の外観および粒径である(原子力機構, 2015a)。 また、SEM 観察と併せて、EDS (Energy Dispersion X-ray Spectrometer、前出の SEM (TM3030) に付属)による元素分布分析および元素比率分析を行っており、元素分布分析は平成26年度 報告書を参照されたい。元素比率分析については、後述の浸出試験結果と併せて示す。いず れの分析においても、金属ガラスの元素比率に概ね即した結果が得られており、設定通りの 金属ガラス組成であることが確認された。

本検討では、金属ガラス材料と比較する従来の耐食性合金として、SUS316L およびハステ ロイ C276のアトマイズ粉末を浸出試験に使用した。SUS316L (Fe-13Ni-17Cr-2Mo (質量比)) は、炭素含有量を低減することで(<0.008%)粒界腐食の発生を抑制しており(杉本,2009)、 高耐食性のステンレス鋼として広く使用されている。ハステロイは高耐食性を示す Ni 基合金 の一つで、炭素含有量を低減するとともに Mo を添加したハステロイ C276 (Ni-16Cr-16Mo-5Fe-3W (質量比))は耐局部腐食に優れ酸化性および還元性物質にも耐える とされている。なお、米国 YMP では、処分容器の候補材料として Ni 基耐食合金 Alloy 22 (ハ ステロイ C22)の使用が検討されている(原環センター,2006)。



100 µm

30 µm

図 2.1.2-21 金属ガラス Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の SEM 画像

Alloy 22 はハステロイ C276 と同系列の Ni 基合金であり、Cr 含有割合が C276 よりも若干 高く、C276 より耐食性に優れるとされている。ただし、ハステロイを扱っている Haynes International Inc.のカタログを参照すると、酸溶液に対する腐食という点では大きな違い がないように見える (Haynes International Inc., 2001; Haynes International Inc., 2002)。 よって本検討では、試料の入手しやすさも考慮して、ハステロイ C276 を使用した。図 2.1.2-22 に浸出試験に供する前の SU316L の SEM 画像を、図 2.1.2-23 に EDS 分析による元素分布を示 す。併せて、図 2.1.2-24 に浸出試験に供する前のハステロイ C276 の SEM 画像を、図 2.1.2-25 に EDS 分析による元素分布を示す。分級設定は SUS316L が 10~53 µm、ハステロイ C276 が 20 ~53 µm であり、SEM 観察からもこれに応じた粒径が観察される。また、図 2.1.2-21 と比較 すると SUS316L およびハステロイ C276 ではねばり (靱性) が高いように見える。図 2.1.2-23 および図 2.1.2-25 では、含有する元素が一様に分布していることがわかる。また、本検討で は従来金属材料との比較の一環として、純銅粉末および純ニッケル粉末を用いた浸出試験を 実施した。純銅粉末は粒径 45 µm 以下、純ニッケルは 63 µm の粉末試料であり、浸出試験前の SEM 観察結果を図 2.1.2-26 および図 2.1.2-27 に示す。

表 2.1.2-5~表 2.1.2-11 は、各金属ガラス粉末および合金試料について含有する各元素の 物質量(mol)を計算したものである。後述する浸出試験では1サンプルあたり8gの金属粉 末を使用したため、表中では8gあたりの物質量(mol)を示した。後述の浸出試験結果にお いては、これら試料中の物質量に対して浸出した元素の物質量を浸出率として整理する。



図 2.1.2-22 SUS316L 粉末の SEM 画像



図 2.1.2-23 SUS316L 粉末の EDS 分析結果



図 2.1.2-24 ハステロイ C276 粉末の SEM 画像



図 2.1.2-25 ハステロイ C276 粉末の EDS 分析結果



図 2.1.2-26 純銅粉末の SEM 画像



図 2.1.2-27 純ニッケル粉末の SEM 画像

表 2.1.2-5 Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Zr	91.2	55	67.02	5.36	5.87×10^{-2}
Cu	63.5	30	25.45	2.04	3.21×10^{-2}
Ni	58.7	5	3.92	0.31	5.34×10^{-3}
AI	27.0	10	3.61	0.29	1.07×10^{-2}

表 2.1.2-6 Zr₅₇Cu_{15.4}Ni₁₂₆Al₁₀Nb₅ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Zr	91.2	57	67.95	5.44	5.96×10^{-2}
Cu	63.5	15.4	12.78	1.02	1.61×10^{-2}
Ni	58.7	12.6	9.67	0.77	1.32×10^{-2}
AI	27.0	10	3.53	0.28	1.05×10^{-2}
Nb	92.9	5	6.07	0.49	5.22×10^{-3}

表 2.1.2-7 Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Ni	58.7	65	74.31	5.94	0.101
Cr	52.0	15	15.19	1.22	2.34×10^{-2}
Р	31.0	16	9.66	0.77	2.49×10^{-2}
В	10.8	4	0.84	0.07	6.23×10^{-3}

表 2.1.2-8 Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Ni	58.7	65	73.14	5.85	9.97×10^{-2}
Cr	52.0	13	12.96	1.04	1.99×10^{-2}
Nb	92.9	2	3.56	0.28	3.07×10^{-3}
Р	31.0	16	9.51	0.76	2.45×10^{-2}
В	10.8	4	0.83	0.07	6.13×10^{-3}

表 2.1.2-9 Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀ 金属ガラス粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Cu	63.5	60	54.23	4.34	6.83×10^{-2}
Zr	91.2	30	38.95	3.12	3.42×10^{-2}
Ti	47.9	10	6.82	0.55	1.14×10^{-2}
	47.9	10	0.82	0.55	1.14 × 10 -

表 2.1.2-10 SUS316L 粉末の組成(元素比率より計算)

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Fe	55.8	67.35	68.00	5.44	9.75×10^{-2}
Ni	58.7	13.55	13.00	1.04	1.77×10^{-2}
Cr	52.0	15.69	17.00	1.36	2.62×10^{-2}
Мо	96	3.41	2.00	0.16	1.67×10^{-3}

表 2.1.2-11 ハステロイ	C276 粉末の組成	(元素比率より計算)
------------------	------------	------------

元素	原子量	モル比[%]	重量比[%]	8g中の重量[g]	8g中の物質量[mol]
Ni	58.7	52.41	60.00	4.80	8.18×10^{-2}
Cr	52.0	12.38	16.00	1.28	2.46×10^{-2}
Мо	96.0	22.86	16.00	1.28	1.33×10^{-2}
Fe	55.8	4.15	5.00	0.40	7.17×10^{-3}
W	183.8	8.20	3.00	0.24	1.31 × 10 ^{−3}

2 浸出試験

図 2.1.2-28 に試験概要を示す。試験手順などについては平成 26 年度報告書に準じた(原 子力機構、2015a)。液相 16 mL に対し、固相として金属粉末 8 g を加え、液固比を 2 mL/g とした。液相は、淡水条件として 0.1 M NaOH 溶液を、塩水条件として 0.6 M NaCl in 0.1 M NaOH 溶液を使用しており、全ての試験において pH 13 とした。酸化・還元条件設定としては、 とくに雰囲気制御を行わず実験室の大気環境下で試薬調整、混合、容器密封を行った試料を 酸化条件と定義した。一方、極低酸素条件となる処分環境条件を考慮して、浸漬溶液を窒素 ガスで脱気するとともに窒素ガスを充填したグローブバック内で混合、容器密封を行い、酸 化還元電位が-400 mV 以下になるように還元剤として Na₂S₂O₄ 溶液を適宜混合した試料を還元 条件とした。容器にはシーリングキャップ付き PPC0 (polypropylene copolymer) 製ナルゲ ン梨型沈澱管(容量 42 mL)を使用した。浸出試験中は、恒温振とう器(EYELA 社製 MMS-1) にて装置内温度を 25 ℃および 60 ℃に保ちつつ、100 strokes min⁻¹で振とうした。所定時 間振とう後、孔径 0.45 μmのメンブレンフィルター(ADVANTEC 社製)で固液を分離した。液 相については ICP-AES(Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry、Seiko Instrument 社製 SPS7800)を用いて各金属粉末の構成元素について濃度を測定した。固相に ついては、超純水で洗浄およびシリカゲル入り真空デシケーター内で乾燥させた後、SEM-EDS による観察を行った。



図 2.1.2-28 浸出試験概要

3)結果および考察

ここでは、Zr 基、Ni 基、Cu 基、従来合金に分類して浸出試験結果を整理するとともに元素浸出挙動について議論する。

Zr 基金属ガラス

表 2.1.2-12 は、Zr55Cu30Ni5Al10 粉末を使用した浸出試験結果、表 2.1.2-13 は Zr57Cu15.4Ni12.6A110Nb5 粉末を使用した浸出試験結果である。浸出試験条件は、pH 13、酸化雰 囲気、NaC1 0.6 M あるいは 0 M とした。表中の「ND」は液相中の元素を ICP-AES 測定で検出で きなかった場合に付されており、使用装置の検出限界は元素によって若干異なるものの 1~ 10 ppb 程度である。併せて示した浸出率は、金属ガラス粉末試料 8 g に含有する各元素の物 質量に対する、液相に浸出した元素の物質量の割合(%)である。表2.1.2-12および表2.1.2-13 からわかるように、今回の試験期間においては、いずれの Zr 基金属ガラス粉末試料からも A1 以外の元素はほとんど浸出しないことが確認された。A1 についても、浸出試験開始から一 定量の浸出が確認されるものの 3000 時間以降で浸出量が増加することは無く、浸出率にして 0.05%を超えない程度に留まったことがわかる。また、温度および NaCl の有無による元素浸 出量の顕著な変化は確認されなかった。図 2.1.2-29~図 2.1.2-32、表 2.1.2-14 と表 2.1.2-15 に示した SEM 観察結果、および EDS 分析結果からも、浸出試験前後で A1 の浸出に起因する形 状変化や局所的な元素量減少などは確認できなかった。平成26年度報告書においても、平成 27 年度報告と異なる液固比(8 mL g⁻¹)で実施した Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の浸出試験結果を示 したが、ほぼ同様の結果が得られていた(原子力機構, 2015a)。これは、一般的に高耐食性 を示す Zr や Cu、Ni が、高アルカリ条件下で速やかに不動態皮膜を形成したためと考えられ る。A1 は、低アルカリ条件下では水酸化アルミニウムの皮膜を生成し耐食性に寄与するが、 本検討のような高アルカリ条件下では[A1(OH)₄(H₂O)₂]⁻を生成し溶解反応が激しく進行する。 そのため、高アルカリ溶液と A1 が接触し続けていれば A1 の浸出が継続するが、Zr などによ って形成された不動態皮膜によって溶液との接触が防がれるために、A1の浸出が抑制された ものと推測される。また、表 2.1.2-12 および表 2.1.2-13 に示すように NaCl 濃度によって元 素浸出に違いが生じなかったことから、ここで形成されていると考えられる不動態皮膜は 0.6 M NaCl のような高塩分環境下でも長期に亘って安定に保たれる可能性がある。例えば、 コンクリート中の鉄筋(ステンレス鋼)はアルカリ条件下で不動態皮膜を形成し高耐食性を 示すが、塩分の浸入および接触によって不動態皮膜が破壊されるために腐食が進行すること が知られており(岩瀬, 2010)、高塩分環境においても耐食性を示す Zr 基金属ガラスはこの 点に関しては優位性があると考えられる。また、A1の浸出が極微量で抑えられたことに加え、 他元素の浸出もほとんど無かったことから、本検討の試験条件において Zr 基金属ガラスはそ のガラス形成能を失わず、アモルファス状態を保っているものと考えられる。Zr 基金属ガラ スについては、本検討で着目している処分環境条件において高耐食性を期待できることから、 今後もデータ取得を継続する。

(a)	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0 M		
	時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]
_	1414	ND	1.83×10^{-8}	1.66×10^{-8}	1.51×10^{-6}
_	3721	ND	ND	ND	7.04×10^{-7}
(a')	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0 M	mol浸出率(%)	
	時間[h]	Zr (%)	Cu (%)	Ni (%)	AI (%)
	1414	ND	5.70×10^{-5}	3.11×10^{-4}	0.0141
_	3721	ND	ND	ND	6.59×10^{-3}

表 2.1.2-12	Zr55Cu30Ni5Al10 粉末の浸出試験結り	果

(b)	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0 M		
	時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]
_	1414	ND	1.23×10^{-8}	2.64×10^{-8}	1.77×10^{-6}
_	3721	ND	ND	ND	6.29×10^{-7}
(b')	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0 M	mol浸出率(%)	
-	時間[h]	Zr (%)	Cu (%)	Ni (%)	AI (%)
-	時間[h] 1414	Zr (%) ND	Cu (%) 3.85 × 10 ⁻⁵	Ni (%) 4.94×10^{-4}	AI (%) 0.0166
•	時間[h] 1414 3721	Zr (%) ND ND	Cu (%) 3.85 × 10 ⁻⁵ ND	Ni (%) 4.94 × 10 ⁻⁴ ND	Al (%) 0.0166 5.88 × 10 ⁻³

(c)	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0.6 M		
	時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]
_	1414	ND	1.14×10^{-8}	2.80×10^{-8}	1.73×10^{-6}
_	3721	ND	ND	ND	6.32×10^{-7}
(c')	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0.6 M	mol浸出率(%)	
	時間[h]	Zr (%)	Cu (%)	Ni (%)	AI (%)
_	1414	ND	3.56×10^{-5}	5.24×10^{-4}	0.0162
	3721	ND	ND	ND	5.92×10^{-3}

(d)	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0.6 M			
	時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	
_	1414	ND	2.02×10^{-8}	2.21×10^{-8}	1.94×10^{-6}	
_	3721	ND	ND	ND	7.85×10^{-7}	
(ď)	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0.6 M	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Zr (%)	Cu (%)	Ni (%)	AI (%)	
_	1414	ND	6.30×10^{-5}	4.14×10^{-4}	0.0181	
	3721	ND	ND	ND	7.35×10^{-3}	
(a) 🛽	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0.6 M			
-------	-------	----------	-----------------------	-----------	-----------------------	----------
	時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	AI [mol]	Nb [mol]
	112	ND	ND	ND	1.04×10^{-6}	ND
	3282	ND	1.31×10^{-8}	ND	3.43×10^{-6}	ND
_	7342	ND	ND	ND	1.38×10^{-6}	ND
(a')	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0.6 M	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Zr (%)	Cu (%)	Ni (%)	AI (%)	Nb (%)
	112	ND	ND	ND	9.96×10^{-3}	ND
	3282	ND	8.12×10^{-5}	ND	0.0328	ND
	7342	ND	ND	ND	0.0132	ND
(b) 🛛	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0.6 M			
	時間[h]	Zr [mol]	Cu [mol]	Ni [mol]	Al [mol]	Nb [mol]
	112	ND	ND	ND	1.26×10^{-6}	ND
	3282	ND	4.74×10^{-9}	ND	4.23×10^{-6}	ND
_	7342	ND	ND	ND	1.78×10^{-6}	ND
(b')	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0.6 M	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Zr (%)	Cu (%)	Ni (%)	AI (%)	Nb (%)
	112	ND	ND	ND	0.012	ND
	3282	ND	2.94×10^{-5}	ND	0.040	ND
	7342	ND	ND	ND	0.017	ND

表 2.1.2-13 Zr₅₇Cu_{15.4}Ni₁₂₆Al₁₀Nb₅粉末の浸出試験結果(液固比 2 ml g⁻¹)

表 2.1.2-14 EDS 分析による Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の元素比 (「試験後」は表 2.1.2-12 (d) 試料)

	=+ ₽	全 前	=+ 時分 %		
ZrCuNi.Al	 	央 刊	言 氏 <u>尚</u>	央1 友	
215500301167110	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]	
Zirconium	67.51	55.71	73.73	61.54	
Copper	27.00	32.00	12.59	15.09	
Nickel	2.03	2.61	9.98	12.95	
Aluminium	3.46	9.67	3.69	10.42	

	(表 2	2.1.2-13 (b)	試料)	
Zr ₅₇ Cu _{15.4} Ni _{12.6}	言式馬	负 前	言式馬	贠後
Al ₁₀ Nb₅	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Zirconium	75.19	63.09	72.27	60.02
Copper	10.84	13.05	14.12	16.83
Nickel	10.30	13.43	9.94	12.83
Aluminium	3.68	10.43	3.68	10.32

表 2.1.2-15 EDS 分析による Zr₅₇Cu_{15.4}Ni₁₂₆Al₁₀Nb₅ 粉末の元素比

(Nbは使用装置にて禁止元素となっているため測定不可)







(表 2.1.2-12 (d) 試料) 図 2.1.2-30 浸出試験後の Zr₅₅Cu₃₀Ni₅Al₁₀ 粉末の EDS 分析結果



(表 2.1.2-13 (b) 試料) 図 2.1.2-31 浸出試験後の Zr₅₇Cu_{15.4}Ni₁₂₆Al₁₀Nb₅ 粉末の SEM 画像



(表 2.1.2-13 (b) 試料) 図 2.1.2-32 浸出試験後の Zr₅₇Cu_{15.4}Ni₁₂₆Al₁₀Nb₅ 粉末の EDS 分析結果

Ni 基金属ガラス

表 2.1.2-16 と表 2.1.2-17 は Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄粉末を用いた浸出試験結果、表 2.1.2-18 と表 2.1.2-19 は Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄粉末を使用した浸出試験の結果である。Ni 基については、酸化還 元条件として酸化雰囲気と還元雰囲気の両方の条件による浸出試験を実施した。なお、表 2.1.2-16 (b) は試料容器に欠陥があり試験を継続できなかったため、1034 時間でデータ取 得を停止した。表 2.1.2-16~表 2.1.2-19 から分かるように、Ni および Nb はほとんど浸出が 確認されないものの、Cr、P、B の浸出が確認された。特に、P および B は時間の経過に対し て線形に浸出が増加するとともに、温度依存性も確認された。しかしながら、現状では浸出 率にして 0.1 %オーダー程度であり、金属ガラス試料全体としては材料特性に変化が生じる ような浸出量ではないと考えられる。Cr の浸出については、平成 26 年度報告書でも指摘し たように、高アルカリ条件で溶存する六価クロム (Cr04²⁻) によるものと考えられる。複数の 熱力学データベースをもとに作成された Cr の Eh-pH 図 (竹野, 2005) によると、一般的な中 性領域においては三価クロムが生成し、これが不動態皮膜となるために Cr を含む種々の合金 では高耐食性を示す。しかし、大気中で開放されている真水の酸化還元電位が 0.2 V 程度と すれば、pH 11 以上の高アルカリ条件では六価クロムとなって溶解する可能性があり、本検 討の酸化雰囲気における Cr の浸出もこれに起因すると考えられる。一方で、本検討において -0.4 V と設定した還元雰囲気条件では、主として三価クロム生成により不動態被膜が保持さ れる範囲であるが、表 2.1.2-16~表 2.1.2-19 より有意な Cr 量の溶存が確認されている。こ れについて、三価クロム化学種の pH 依存性を化学平衡計算ソフトウェア "MEDUSA"で調べた 結果 (Ignasi, 2010) によると、高アルカリ条件では Cr (0H) 4 として僅かに溶存する可能 性があることがわかる。本検討の溶液条件である pH 13 においては 10⁻⁶~10⁻⁵ M の溶存が予 想され、表 2.1.2-16~表 2.1.2-19 の 25 ℃における Cr 浸出量に対する濃度は 10⁻⁵ M オーダ ーと大きく異ならない。60 ℃の Cr 浸出量はこれと比べると大きいが、高温条件で溶解度が 高くなっている可能性がある。なお、いずれの条件においても Cr の浸出率は 0.01 %オーダ ーに留まっており、材料全体としては特性が変わるような状態ではないと考えられる。

図 2.1.2-33~図 2.1.2-36 に浸出試験後の Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ および Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄の SEM 観察と EDS 分析結果を、表 2.1.2-20 と表 2.1.2-21 に浸出試験前後の EDS 分析による元素定量結果 を示す。図 2.1.2-33~図 2.1.2-36 からは、浸出試験前後で外観に大きな変化は見られず、 局所的な元素の増加や減少、凝集なども確認できない。また、表 2.1.2-20 と表 2.1.2-21 か らは、浸出試験前後で元素割合にとくに変化は生じておらず、これら Ni 基金属ガラス試料の 耐腐食性が比較的安定に保たれているとともに、一部元素の微量浸出もガラス形成能に影響 するような浸出割合ではないと考えられる。

(a)	25°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気		
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
	330	ND	1.51×10^{-7}	1.54×10^{-7}	2.38×10^{-6}
	1034	ND	2.54×10^{-7}	3.55×10^{-7}	2.59×10^{-6}
	9936	ND	8.99 × 10 ⁻⁷	1.55 × 10 ^{−5}	5.86×10^{-6}
<i>(</i>))	0 -				
(a')	25°C	NaCI 0 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)	
_	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	B (%)
	330	ND	6.48×10^{-4}	6.19 × 10 ⁻⁴	0.0382
	1034	ND	1.09×10^{-3}	1.42×10^{-3}	0.0415
_	9936	ND	3.85×10^{-3}	0.0620	0.0940
(b)	60°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気		
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
	330	ND	9.75×10^{-7}	2.17×10^{-6}	2.49×10^{-6}
	1034	ND	1.95×10^{-6}	6.47×10^{-6}	5.56×10^{-6}
(b')	60°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)	
. 7	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	B (%)
_	330	ND	4.17×10^{-3}	9.64×10^{-3}	0.0578
	1034	ND	8.33×10^{-3}	0.0345	0.105
(c)	25°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気		
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
	330	ND	2.05×10^{-7}	2.10×10^{-7}	2.22×10^{-6}
	1034	ND	3.74×10^{-7}	4.50×10^{-7}	2.40×10^{-6}
_	9936	ND	1.17 × 10 ^{−6}	1.69×10^{-5}	5.67×10^{-6}
(-')	0.5°C		融ル電田生		
(0)_				IIIOI/交山平(1/)	B (%)
-	330		9 70 × 10 ⁻⁴	8 42 × 10 ⁻⁴	0.0356
	1034	ND	3.79×10^{-3}	8.42×10^{-3}	0.0386
	0026	ND	1.00×10^{-3}	0.0677	0.0000
	9930	ND	5.01 × 10	0.0077	0.0909
(d)	60°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気		
_	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
	330	ND	1.07×10^{-6}	2.17×10^{-6}	2.49×10^{-6}
	1034	ND	2.66×10^{-6}	6.47×10^{-6}	5.56×10^{-6}
	9936	ND	5.56×10^{-6}	1.31×10^{-4}	1.34×10^{-5}
(ď)	60°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)	
_	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	B (%)
	330	ND	4.57×10^{-3}	8.71×10^{-3}	0.0400
	1034	ND	0.0114	0.0259	0.0893
	9936	ND	0.0238	0.523	0.215

表 2.1.2-16 Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄粉末の浸出試験結果(酸化雰囲気)

(a)	25°C	NaCl 0 M	還元雰囲気		
_	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
	1369	1.36×10^{-7}	3.39×10^{-7}	2.44×10^{-6}	4.13×10^{-6}
-	4705	ND	4.26×10^{-7}	5.44×10^{-6}	4.27×10^{-6}
(a')	25°C	NaCl 0 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)	
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	В (%)
	1369	1.34×10^{-4}	1.45×10^{-3}	9.81×10^{-3}	0.0663
			0		

表 2.1.2-17 Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄粉末の浸出試験結果(還元雰囲気)

(b)	60°C	NaCl 0 M	還元雰囲気		
_	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
-	1369	1.43×10^{-7}	1.83×10^{-6}	3.02×10^{-5}	8.00×10^{-6}
-	4705	ND	3.43×10^{-6}	1.37×10^{-4}	9.90×10^{-6}
(b')	60°C	NaCl 0 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)	
-	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	B (%)
	1369	1.41×10^{-4}	7.82×10^{-3}	0.121	0.128
	4705	ND	0.0147	0.551	0.159

(c)	(c) 25°C NaCl 0.6 M		還元雰囲気		
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
_	1392	1.49×10^{-7}	4.34×10^{-7}	3.10×10^{-6}	4.22×10^{-6}
_	4728	ND	1.58×10^{-7}	2.34×10^{-6}	4.81×10^{-6}
(c')	25°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)	
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	B (%)
_	1392	1.47×10^{-4}	1.86×10^{-3}	0.0124	0.068
	4728	ND	6.74×10^{-4}	9.38×10^{-3}	0.0772

(d)	60°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気		
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	P [mol]	B [mol]
	1392	1.36×10^{-7}	2.98×10^{-6}	3.57×10^{-5}	8.75×10^{-6}
	4728	ND	2.08×10^{-6}	8.81×10^{-5}	5.14×10^{-6}
(ď)	60°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)	
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	P (%)	B (%)
-	1392	1.34×10^{-4}	0.0128	0.143	0.140
	4728	ND	8.89×10^{-3}	0.353	0.0824

(a)	25°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
	333	ND	4.31×10^{-9}	ND	9.79 × 10 ⁻⁸	3.11×10^{-6}
	811	ND	8.91 × 10 ⁻⁸	1.35×10^{-8}	3.15×10^{-7}	3.57×10^{-6}
	8905	ND	5.23×10^{-7}	ND	1.04×10^{-6}	5.04×10^{-6}
(a')	25°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)		
		Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P (%)	В (%)
	333	ND	2.16×10^{-5}	ND	3.99×10^{-4}	0.0506
	811	ND	4.47×10^{-4}	4.40×10^{-4}	1.29×10^{-3}	0.0582
	8905	ND	2.62×10^{-3}	ND	4.22×10^{-3}	0.0822
(b)	60°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
	333	ND	3.25×10^{-7}	ND	2.69×10^{-7}	3.86×10^{-6}
	811	ND	7.98×10^{-7}	1.37 × 10 ^{−8}	8.71×10^{-7}	4.42×10^{-6}
	8905	ND	2.21×10^{-6}	ND	3.41×10^{-5}	4.90×10^{-6}
(b')	60°C	NaCl 0 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)		
_	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P(%)	В (%)
	333	ND	1.63×10^{-3}	ND	1.10×10^{-3}	0.0628
	811	ND	4.00×10^{-3}	4.46×10^{-4}	3.55×10^{-3}	0.0721
	8905	ND	0.0111	ND	0.139	0.0799
(c)	25°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
	333	ND	1.21×10^{-7}	ND	1.81×10^{-7}	2.97×10^{-6}
	811	ND	2.49×10^{-7}	1.36×10^{-8}	3.44×10^{-7}	3.25×10^{-6}
_	8905	ND	1.03×10^{-6}	ND	9.60×10^{-7}	4.65×10^{-6}
(c')	25°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P(%)	В (%)
	333	ND	6.06×10^{-4}	ND	7.39×10^{-4}	0.0485
	811	ND	1.25×10^{-3}	4.45×10^{-4}	1.40×10^{-3}	0.053
-	8905	ND	5.18×10^{-3}	ND	3.91×10^{-3}	0.0759
(d)	60°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
	333	ND	2.46×10^{-7}	ND	4.86×10^{-7}	1.56×10^{-6}
	811	ND	1.48×10^{-6}	1.39×10^{-8}	2.93×10^{-6}	4.69×10^{-6}
	8905	ND	3.46×10^{-6}	ND	2.93×10^{-5}	5.33×10^{-6}
(ď)	60°C	NaCl 0.6 M	酸化雰囲気	mol浸出率(%)		
_	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P (%)	в (%)
	333	ND	1.24×10^{-3}	ND	1.98×10^{-3}	0.0254
	811	ND	7.40×10^{-3}	4.53×10^{-4}	0.0119	0.0765
	8905	ND	0.0173	ND	0.120	0.0868

表 2.1.2-18 Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄粉末の浸出試験結果(酸化雰囲気)

(a)	25°C	NaCl 0 M	還元雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
	1370	1.46×10^{-7}	2.46×10^{-7}	7.97×10^{-8}	1.40×10^{-6}	5.21×10^{-6}
_	4705	ND	2.95×10^{-7}	ND	1.60×10^{-6}	4.86×10^{-6}
(a')	25°C	NaCl 0 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P (%)	B (%)
_	1370	1.47×10^{-4}	1.23×10^{-3}	2.60×10^{-3}	5.71×10^{-3}	0.0850
_	4705	ND	1.48×10^{-3}	ND	6.53×10^{-3}	0.0792

表 2.1.2-19 Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄粉末の浸出試験結果(還元雰囲気)

(b)	60°C	NaCl 0 M	還元雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
_	1370	1.41×10^{-7}	9.16×10^{-7}	7.42×10^{-8}	1.74×10^{-5}	6.15×10^{-6}
_	4705	ND	1.56×10^{-6}	ND	7.13×10^{-4}	5.77×10^{-6}
(b')	60°C	NaCl 0 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P (%)	В (%)
_	1370	1.42×10^{-4}	4.60×10^{-3}	2.42×10^{-3}	0.0709	0.100
_	4705	ND	7.81×10^{-3}	ND	0.291	0.0940

(c)	25°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気			
	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
	1370	1.38×10^{-7}	1.93×10^{-7}	8.55×10^{-8}	1.82×10^{-6}	5.50×10^{-6}
_	4705	ND	4.04×10^{-7}	ND	6.33×10^{-6}	4.08×10^{-6}
(c')	25°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P (%)	В (%)
_	1370	1.38×10^{-4}	9.68×10^{-4}	2.79×10^{-3}	7.44×10^{-3}	0.0896
	4705	ND	2.03×10^{-3}	ND	0.0258	0.0664

(d)	60°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気			
_	時間[h]	Ni [mol]	Cr [mol]	Nb [mol]	P [mol]	B [mol]
-	1370	1.28×10^{-7}	1.63×10^{-6}	7.34×10^{-8}	2.50×10^{-5}	6.40×10^{-6}
	4705	ND	3.80×10^{-6}	ND	1.07×10^{-4}	1.37×10^{-5}
(ď)	60°C	NaCl 0.6 M	還元雰囲気	mol浸出率(%)		
	時間[h]	Ni (%)	Cr (%)	Nb (%)	P (%)	B (%)
-	1370	1.29×10^{-4}	8.16×10^{-3}	2.39×10^{-3}	0.102	0.104
	4705	ND	0.0190	ND	0.437	0.223



(表 2.1.2-16 (d) 試料) 図 2.1.2-33 浸出試験後の Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄粉末の SEM 画像



(表 2.1.2-16 (d) 試料) 図 2.1.2-34 浸出試験後の Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄粉末の EDS 分析結果

表 2.1.2-20 EDS 分析による Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄ 粉末の元素比

	記馬	负 前	試験後			
NI65015P16D4	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]		
Iron	75.33	68.37	74.35	67.66		
Silicon	15.52	15.89	17.07	17.54		
Phosphorus	9.15	15.73	8.58	14.80		

(表 2.1.2-16 (d) 試料)

(BoronはEDS定量分析において誤差が大きいため除外した)







(表 2.1.2-18 (d) 試料) 図 2.1.2-36 浸出試験後の Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ 粉末の EDS 分析結果

表 2.1.2-21 EDS 分析による Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄ 粉末の元素比 (表 2.1.2-18 (d) 試料)

	記馬		試験後		
NI65Ur13ND2P16D4	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]	
Iron	75.43	68.33	76.35	69.40	
Silicon	15.15	15.49	14.56	14.94	
Phosphorus	9.42	16.18	9.09	15.66	

(BoronはEDS定量分析において誤差が大きいため除外した)

(Nbは使用装置にて禁止元素となっているため測定不可)

Cu 基金属ガラス

表 2.1.2-22 は、Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀粉末を使用した浸出試験の結果である。Cu 基金属ガラス粉末 の浸出試験は、pH 13、酸化雰囲気かつ 0.6 M NaCl の条件でのみ実施している。Cu、Zr、Ti の浸出が検出されたがいずれも極微量であり、温度依存性や時間経過に伴う顕著な浸出量増 加も見られない。図 2.1.2-37 と図 2.1.2-38、および表 2.1.2-23 からも、浸出試験前後で外 観や元素分布に変化は見られず、EDS による定量比較においても有意な差は生じていない。 この高耐食性は Cu、Zr、Ti のいずれも不動態皮膜形成を期待できる元素であることが大きく、 これらを含有する従来の金属材料にも高い耐食性をもたらしている。さらに金属ガラスにお いては、非晶質状態であるために一様かつ速やかに不動態皮膜が形成されるとともに、結晶 質に見られる孔食などの発生が抑制される効果が付与されるため、耐食性がより高まること が期待される (Cu 基以外の金属ガラスも同様)。なお、本検討は高アルカリ条件で行ってい るが、Cu 基金属ガラスは酸性領域においても耐食性が確認されており(井上監修, 2009)、 幅広い溶液条件において高耐食性が期待できる。

(a)	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0.6 M	
	時間[h]	Cu [mol]	Zr [mol]	Ti [mol]
	112	1.06×10^{-7}	1.55×10^{-8}	ND
	3282	1.67×10^{-7}	1.68×10^{-7}	2.21×10^{-7}
	7342	7.76×10^{-9}	2.68×10^{-7}	2.91×10^{-7}
(a')	酸化雰囲気	25°C	NaCl 0.6 M	mol浸出率(%)
	時間[h]	Cu (%)	Zr (%)	Ti (%)
	112	1.55×10^{-4}	4.54×10^{-5}	ND
	3282	2.44×10^{-4}	4.93×10^{-4}	1.94×10^{-3}
	7342	1.14×10^{-5}	7.83×10^{-4}	2.55×10^{-3}

表 2.1.2-22 Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀粉末の浸出試験結果

(b)	酸化雰囲気	60°C	NaCl 0.6 M	
	時間[h]	Cu [mol]	Zr [mol]	Ti [mol]
	112	4.61×10^{-8}	1.42×10^{-8}	ND
	3282	1.24×10^{-7}	1.63×10^{-7}	2.12×10^{-7}
	7342	4.61×10^{-8}	2.16×10^{-7}	2.34×10^{-7}
		0 -		
(b')	酸化雰囲気	60°C	NaCI 0.6 M	mol浸出率(%)
(b')	酸化雰囲気 時間[h]	60°C Cu (%)	NaCI 0.6 M Zr (%)	mol浸出率(%) Ti (%)
(b')	酸化雰囲気 時間[h] 112	60°C Cu (%) 6.75 × 10 ⁻⁵	Zr (%) 4.16 × 10 ⁻⁵	mol浸出率(%) Ti (%) ND
(b')	酸化雰囲気 時間[h] 112 3282		NaCl 0.6 M Zr (%) 4.16×10^{-5} 4.76×10^{-4}	mol浸出率(%) Ti (%) ND 1.86 × 10 ⁻³



(表 2.1.2-22(b) 試料) 図 2.1.2-37 浸出試験後の Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀ 粉末の SEM 画像



(表 2.1.2-22 (b) 試料) 図 2.1.2-38 浸出試験後の Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀粉末の EDS 分析結果

衣 2.1.2-23 EDS 万竹による Uu ₆₀ 2r ₃₀ 11	110 杤木の元系5	Ľ
---	------------	---

0	試馬	検前	試験後		
Gu ₆₀ Zr ₃₀ TI ₁₀	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]	
Copper	55.71	60.93	53.75	59.13	
Zirconium	36.55	27.84	38.41	29.43	
Titanium	7.74	11.23	7.83	11.44	

(表 2.1.2-22 (b) 試料)

④ 従来の耐食性金属材料

表 2.1.2-24 と表 2.1.2-25 は、SUS316L 粉末およびハステロイ C276 を用いた浸出試験の結 果である。試験条件は、pH 13、酸化雰囲気、0.6 M NaC1、25 ℃と 60 ℃とし、315 時間まで のデータを示した。SUS316Lについては、315時間までの浸出試験による表 2.1.2-24から、 Ni 以外の元素の浸出が確認され、中でも Cr の浸出が比較的多いと言える。②の Ni 基金属ガ ラスに関する検討でも触れたように、酸化雰囲気かつ高アルカリ条件では Cr が六価クロムと して溶存する可能性があり、SUS316Lにおいても同様のCr浸出が生じたと考えられる。ただ し、Ni 基金属ガラスの Cr 浸出と比較して、SUS316L では試験期間が短いにも関わらず Ni 基 金属ガラスを上回る Cr 量が浸出している。SUS 鋼において Cr の浸出は粒界腐食を引き起こ すとされており(杉本,2009)、今後、元素浸出量が顕著に増加する可能性がある。本報告 の時点では、表 2.1.2-24 の浸出率からわかるように、全体量からみれば浸出量はいずれも極 微量であり、図 2.1.2-39 と図 2.1.2-40、および表 2.1.2-26 に示した SEM 観察および EDS の 元素分析においても浸出試験前後で大きな変化は確認されない。ハステロイ C276 については、 表 2.1.2-25 からわかるように Ni と Fe の浸出は確認されなかったが、Cr、Mo、W が極微量浸 出した。Cr 浸出をみると SUS316L よりは少なく、Ni 基金属ガラスよりは若干多いと言える。 SUS316L と同様に、全体量からみれば浸出量はいずれも極微量であり、図 2.1.2-41 と図 2.1.2-42、および表 2.1.2-27 に示した SEM 観察および EDS の元素分析においても浸出試験前 後で変化は見られない。このハステロイ C276 についてはより長期の試験を継続する。

また、純 Ni 粉末および純 Cu 粉末について、pH 13、酸化雰囲気、0.6 M NaCl、60 ℃の条件で浸出試験を開始し、746 時間の時点ではいずれも有意な元素浸出は確認されなかった。

表 2.1.2-24 SUS316L 粉末の浸出試験結果(試験開始から 315 時間後)

酸化雰囲気	、 (単位:mol)		酸化雰囲気	mol浸出率(%)	
元素	25℃, 塩水	60℃, 塩水	元素	25℃, 塩水	60°C, 塩水
Fe	1.78 × 10 ^{−8}	6.10 × 10 ⁻⁹	Fe	1.82×10^{-5}	6.26×10^{-6}
Ni	ND	ND	Ni	ND	ND
Cr	3.86×10^{-6}	8.21×10^{-6}	Cr	0.0148	0.0314
Мо	2.80×10^{-7}	8.26×10^{-7}	Мо	0.0168	0.0496

表 2.1.2-25 ハステロイ C276 粉末の浸出試験結果(試験開始から 315 時間後)

酸化雰囲気	(単位 : mol)		酸化雰囲気	mol浸出率(%)	
元素	25℃, 塩水	60℃, 塩水	元素	25℃, 塩水	60°C, 塩水
Ni	ND	ND	Ni	ND	ND
Cr	1.83×10^{-7}	1.01×10^{-6}	Cr	7.42×10^{-4}	4.08×10^{-3}
Мо	5.68×10^{-7}	3.20×10^{-6}	Мо	4.23×10^{-3}	0.0240
Fe	ND	ND	Fe	ND	ND
W	6.15×10^{-8}	2.37×10^{-7}	W	4.71×10^{-3}	0.0182



(表 2.1.2-24 中の 60 ℃試料) 図 2.1.2-39 浸出試験後の SUS316L 粉末の SEM 画像





表 2.1.2-26	EDS 分析による SUS316L 粉末の元素比	ì
(表 2.1.2-24 の 60 ℃試料)	

01102161	試馬	検前	試馬	负 後
3033102	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]
Iron	67.49	67.49	66.95	66.99
Chromium	18.88	20.28	18.60	20.00
Nickel	11.64	11.08	12.44	11.85
Molybdenum	1.98	1.15	2.00	1.17



(表 2.1.2-25 中の 60 ℃試料) 図 2.1.2-41 浸出試験後のハステロイ C276 粉末の SEM 画像



(表 2.1.2-25 中の 60 ℃試料) 図 2.1.2-42 浸出試験後のハステロイ C276 粉末の EDS 分析結果

い フ ニ ロ ノ 0 0 7 6	討馬	负 前	試験後		
///////////////////////////////////////	重量割合[%]	元素割合[%]	重量割合[%]	元素割合[%]	
Nickel	60.32	63.12	57.67	60.85	
Chromium	16.34	19.30	17.33	20.64	
Molybdenum	15.72	10.06	15.79	10.19	
Iron	6.49	7.14	6.76	7.50	
Tungsten	1.13	0.38	2.46	0.83	

表 2.1.2-27 EDS 分析によるハステロイ C276 粉末の元素比 (表 2.1.2-25 の 60 ℃試料)

4) 金属ガラス粉末を用いた耐食試験のまとめ

平成 27 年度は、平成 26 年度より実施中の金属ガラス粉末(Zr 基、Ni 基、Cu 基)を用い た元素浸出に関する耐食試験を継続した。また、耐食性が高いとされている従来の合金材料 として SUS316L およびハステロイ C276 についても併せて耐食試験を実施した。 試験では、 高 アルカリ条件かつ 60 ℃までの温度条件について、NaC1 の有無や酸化還元雰囲気をパラメー タとして元素浸出の経時変化、および金属粉末試料の外観や元素比率の変化を取得した。Zr 基金属ガラス材料である Zr55Cu30Ni5Al10と Zr57Cu15.4Ni12.6Al10Nb5、および Cu 基金属ガラス材 料である Cu₆₀Zr₃₀Ti₁₀では元素浸出がいずれも極微量に抑えられており、塩分濃度や温度依存 性も見られないことから、高い耐食性を示していると言える。Ni 基金属ガラス材料である Ni₆₅Cr₁₅P₁₆B₄と Ni₆₅Cr₁₃Nb₂P₁₆B₄では Cr、P、B といった元素が浸出したが浸出率としては極微 量と見なせる程度である。 平成 27 年度までの耐食試験結果からは、 いずれの金属ガラス材料 もガラス形成能を損なうような元素浸出は生じておらず、各々の材料特性が安定に保たれて いると考えられる。また、SUS316L とハステロイ C276 についてはいずれも Cr が浸出してお り、Ni 基金属ガラスの Cr 浸出率と同程度、あるいは若干上回る程度の浸出率が得られた。 また、耐食試験後の各金属材料について行った SEM による外観観察、および EDS による元素 比率分析では目立った変化は確認されず、いずれの材料においても、元素浸出に起因した有 意な腐食は生じていないと考えられる。

今後は、平成25年度着手した試験の試料を用いてより長期(2年以上)のデータ取得を行う。また、平成27年度に着手したSUS316LおよびハステロイC276の試験では試験継続により元素の浸出に関する経時変化を把握して金属ガラス材料と比較する。

(5) まとめ

- ・候補材料の物理化学的特性に関する検討、溶射コーティングの適用、およびアトマイズ 粉末による耐食性評価試験によりバルク金属ガラスの基本特性、適用性の検討を行った。
- ・候補材料の物理化学的特性に関する検討については Fe 基合金に対して熱力学計算により、多元系に対してもアモルファス相の自由エネルギー的安定性を解析することが可能であり、かつ、結晶化を含めた合金相の成分の算出が可能であることがわかった。さらに、平成 25 年度に候補として選定した Fe₄₃Cr₁₆Mo₁₆C₁₅B₁₀ 合金について、各温度における

平衡相の計算を行うことが可能となり、熱力学的観点から溶射適用には不向きであると 評価された。Ni 基合金に対しても熱力学的評価を開始し、熱力学計算による合金組成探 査が可能であることが示された。

- ・時間-温度-変態図および連続冷却-変態図の考え方に立脚して金属ガラスの安定性を 平衡論の観点から調査した結果、Fer₃Si₁₀B₁₁, Cu₄₇Ti₃₄Zr₁₁Ni₈, Ni_{59.35}Nb_{34.45}Sn_{6.2}金属ガラ スはガラス遷移温度から 50 K 低い温度を上限として、それ未満の温度域の環境では 5 万年まで安定であることが分った。さらに、Zr 基、Fe 基、Cu 基および Ni 基の代表的な 合金についてアモルファス形成能の評価因子である原子寸法差および混合エンタルピー について、新規にΩパラメータによる評価を行い、ガラス(アモルファス)形成能の評価 パラメータとしてΩパラメータが利用可能であることを見出した。
- ・溶射コーティングへの適用については、まず、平成26年度に実施した耐食性試験の結果 も考慮しつつ合金組成の検討を行い、平成26年度の研究により良好なコーティングが可 能であることが確認されたNi合金を対象に、多数回の溶射膜の積層を試み、2mm厚の 溶射が可能であることを確認した。さらに、他の合金(Zr基、Cu基等)についても良好 な溶射膜形成が可能な溶射条件の検討を実施し、酸素供給量の低減によって平成26年度 観察された酸化を抑制できることなどを明らかにした。
- ・アトマイズ粉末による耐食試験については、平成26年度に引き続き淡水系地下水および 塩水系地下水を考慮した条件での腐食試験を行った。特に、平成26年度までの研究にお いて、元素の微量な浸出が認められた合金等について、元素浸出量の経時変化などのデ ータを拡充し、処分環境での長期的な耐食性を検討した。高耐食性が期待される Zr 基お よび Cu 基については、より長期間にわたる耐食性を確認した。また、一部元素の浸出が 確認された Ni 基については、経時変化に関するデータ取得により浸出傾向を調べ、浸出 量としては微量ながら経時的に増加する傾向が認められた。さらに、金属ガラス材料の 耐食性について比較検討を行うために、金属ガラス材料に加え、一般的に高耐食性を示 すとされている合金材料(SUS316L およびハステロイ C276)の粉末試料を用いた浸出試験 を開始し、これらの材料においても元素の微量な浸出が生じることを確認した。平成27 年度までの耐腐食試験の結果からは、何れの金属ガラス材料もガラス形成能を損なうよ うな元素浸出は生じておらず、各々の材料特性が安定に保たれていることを確認した。
- ・今後、バルク金属ガラスの形成能の熱力学的な検討を継続するとともに、溶射膜の耐す きま腐食性試験を実施し、従来材料との比較を実施する。また、溶射膜の厚膜化(5mm 程 度を目標とする)やその性状評価を進め、溶射条件の最適化を図る。さらに、廃棄体の処 分容器への溶射の施工性を確認するために、平板のみならず丸棒など曲面への溶射を、 Ni 基を中心に試みていく予定である。

2.1.3 緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する調査

(1)目的

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

(2) 事例調査と検討対象材料の検討

ベントナイト系緩衝材の熱伝導性向上に関する現状は Leung et al. (2014) によってレビ ューされており、これまでに検討されている熱伝導性向上のためのベントナイトへの添加物 として、ケイ砂、石英、グラファイトが挙げられている。ケイ砂および石英については、高 レベル放射性廃棄物に関する第2次取りまとめ(核燃料サイクル開発機構,1999)(以下、「H12 レポート」という)で提示されているベントナイトとケイ砂混合体を含めてレビューしており、 これらの添加による熱伝導率向上は、ベントナイトの種類による違いの範囲内であり、効果 は小さいと結論している。また、グラファイトについては、熱伝導率の有意な改善は見込め るものの、他の安全機能への影響など更なる検討が必要としている。また、SKB ではグラフ ァイトが微生物増殖に寄与しないという保証がないことからこれを除外しており、Andra で は処分容器腐食加速の可能性から除外している(Leung et al., 2014)。

地層処分分野以外では、地中熱利用の分野において熱交換性能の向上の観点から熱交換器 の充填材の熱伝導率改善の検討が行われた例がある。熱伝導率の大きい炭化ケイ素(SiC)を ケイ砂に10%混合した充填材を用いた熱交換システムにより25%熱交換性が向上した事例 が報告されている。

以上のとおり、これまで緩衝材への添加材として検討されてきた材料のうち、緩衝材の添加材として既に適用されているケイ砂を除くと、熱伝導性向上にはグラファイトが最も有望と考えられるが、処分容器の腐食など他のバリア材料や安全機能への影響の観点から適用にあたっては課題がある。一方、地中熱利用の分野において熱伝導率向上の実績のある炭化ケイ素は熱伝導率が約200 W mK⁻¹とグラファイト(約100 W mK⁻¹)よりも優れており、研磨材や耐火材などとして広く用いられているセラミック材料であることから、検討対象材料として選定した。また、既往の事例には含まれていないが、セラミック材料のうち、アルミナ(約30 W mK⁻¹)もケイ砂に比較して約10倍の熱伝導性を有しており、炭化ケイ素よりも安価であることから検討対象とした。

(3) 熱伝導率改善に関する予察的検討

上記にて選定した、炭化ケイ素とアルミナを対象に、これらをそれぞれベントナイトに混 合した場合の混合体の熱伝導率を検討した。ベントナイトと混合物の混合体における熱伝導 率については、Cherif et al. (2001)により、以下の Fricke による基礎式をベースとした 種々の推算式が検討されている。 $\lambda_{m,p} = \lambda_c \{x + \lambda_d / \lambda_c - xP_d (1 - \lambda_d / \lambda_c) \} / \{x + \lambda_d / \lambda_c + P_d (1 - \lambda_d / \lambda_c) \}$ 式 (2.1.3-1) $\lambda_{m,p}$:混合物質の熱伝導率 (W m⁻¹ K⁻¹) λ_c :連続媒質 (ベントナイト)の熱伝導率 (W m⁻¹ K⁻¹) λ_d :分散体 (混合物)の熱伝導率 (W m⁻¹ K⁻¹) P_d :分散体の体積率 x:分散体の形状、 λ_d / λ_c の関数 (球の場合 2、円柱状分散体に直角に熱流がある場合は 1)

ベントナイトの熱伝導率 λ_{\circ} については、坂下・熊田 (1998) による以下の式が最も良好に 推算できると評価されていることから (Cherif et al., 2001)、この式を用いた。

> λ_c/λ₀=1+{9.750n-0.706S_r}0.285n+0.731 式 (2.1.3-2) λ₀=0.0497+0.222 (1-n) +0.968 (1-n) ³ n:間隙率 S_r:飽和度

まず、球状の分散体を仮定し(x=2)、従来の緩衝材仕様に準じて混合物の添加割合(r)を 0.3 (30 wt%)として、これらの式を用いてケイ砂を 30 %混合した緩衝材の熱伝導率の計 算結果と実測データを比較した。ケイ砂の熱伝導率は 3.2 W mK⁻¹と仮定した。その結果を図 2.1.3-1 に示す。含水比が低い条件では推算式のほうが高い値を示し、含水比が高い条件で は実測値のほうが高くなっているものの、含水比と熱伝導率の関係の傾向を大まかには再現 できていることから、この推算式を用いて添加材の違いによる緩衝材の熱伝導率への影響を 概略的に把握することとした。



図 2.1.3-1 熱伝導率推算式による計算値と実測データの比較

次に、ケイ砂の代りにアルミナまたは炭化ケイ素を添加した場合の熱伝導率を上記の式に より求めた。比較のため、添加材が無い場合についても同様の計算を行った。

アルミナ、炭化ケイ素ともに真密度がケイ砂とは異なるため、乾燥密度を同一条件にした 場合、有効粘土密度(ρ_b)を一定にした場合、間隙率(n)を一定にした場合でそれぞれ比較 を行った。アルミナと炭化ケイ素の真密度 ρ_s 、熱伝導率 λ_d はそれぞれ以下の値を用いた。

・アルミナ: ρ s= 3.80 g cm⁻³, λ d=32 W mK⁻¹

・炭化ケイ素:ρ_s= 3.16 g cm⁻³, λ_d=200 W mK⁻¹

計算結果を図 2.1.3-2~図 2.1.3-4 に示す。図中には熱解析で設定されている含水比 7 % における熱伝導率のケイ砂混合に対する最大の改善効果も示した。図 2.1.3-2 から、ベント ナイト単独の場合に比べていずれの添加剤もある程度の熱伝導率向上の効果を有することが わかる。また、これらの図から、ケイ砂を混合した場合に比べて含水比 7 %ではアルミナの 添加による効果は小さく、炭化ケイ素を添加した場合に約 10~20 %程度の改善の効果が見 込める可能性があると推察される。



図 2.1.3-2 乾燥密度を一定とした比較

図 2.1.3-3 有効粘土密度を一定とした比較



図 2.1.3-4 間隙率を一定とした比較

(4) 熱伝導率の測定

ベントナイトにアルミナまたは炭化ケイ素を実際に混合した試料を作成し、熱伝導率を QTM 法により測定した。混合材の粒径は 0.15~2 mm および 2 mm 程度の 2 条件にて行った。 現状のケイ砂混合緩衝材との比較のため、乾燥密度を一定、有効粘土密度を一定、間隙率を 一定とした試料をそれぞれ作成して測定を行った。また、含水比は7%とした。測定結果(平 均値)を表 2.1.3-1 に示す。また、データの分布状態も含めて比較するため、実測値を正規確 率紙上にプロットした結果を図 2.1.3-5 に示す。表および図中にはケイ砂での値(H12 レポ ート)も示した。有効粘土密度または間隙率を一定とした場合には、特に粒径約2mmの測定 値が明らかにケイ砂混合緩衝材の右側に分布していることから、ある程度の熱伝導率向上は 認められている。また、粒径の大きい添加材のほうが熱伝導率は大きくなる傾向があった。 アルミナと炭化ケイ素の違いは明瞭ではなかった。この結果より、現状の緩衝材仕様相当の 場合、ケイ砂にかえてアルミナまたは炭化ケイ素を混合することにより、最大 25 %程度の 改善が見込まれると考えられる。一方、現状のケイ砂混合の緩衝材であっても、高密度化、 粒径の見直しなどによりある程度の改善は期待できると考えられる。例えば、乾燥密度1.85 g cm⁻³として熱伝導率を実測すると、1.257 W mK⁻¹の値となり、50 %以上向上する。アルミ ナ、炭化ケイ素ともケイ砂に比較して高価な材料であることから、これらの適用にあたって は、現行の緩衝材(ケイ砂混合)の仕様変更などにより達成可能な改善効果や経済的合理性 も考慮して優位性を検討する必要がある。また、他の緩衝材特性や他のバリア材料などへの 影響についても検討が必要と考えられる。

添加材	混合率 (%)	含水比 (%)	乾燥密度 (g/cm ³⁾ 目標 実測		有効粘土密度 (g/cm ³⁾ 目標 実測		間隙率		粒径	熱伝導率	対ケイ砂
200 AUX 10 10 10 10 10 10 10 10 10 10 10 10 10							目標	実測	(mm)	(W/mK)	増加率(%)
ケイ砂 (H12)	30	7.0	1.60		1.37		0.40		-	0.828	-
アルミナ	30	6.9 7.0	1.60	1.58 1.58	1.28	1.26 1.26	0.46	0.46 0.46	0.15 2.36	0.687 0.745	-17.2 -10.2
アルミナ	30	7.0 7.0	1.70	1.68 1.68	1.37	1.36 1.36	0.43	0.43 0.43	0.15 2.36	0.906 0.914	+9.2 +10.1
アルミナ	30	6.9 7.0	1.77	1.74 1.76	1.44	1.41 1.43	0.40	0.41 0.41	0.15 2.36	0.780 1.056	-6.0 +27.2
炭化ケイ素	30	7.0 6.8	1.60	1.61 1.56	1.32	1.33 1.28	0.43	0.44 0.44	0.2 2.0	0.766 0.835	-7.7 +0.6
炭化ケイ素	30	7.0 7.0	1.65	1.61 1.64	1.37	1.33 1.36	0.42	0.42 0.42	0.2 2.0	0.780 1.041	-6.0 +25.4
炭化ケイ素	30	7.0 7.0	1.69	1.65 1.66	1.40	1.37 1.38	0.40	0.41 0.41	0.2 2.0	0.832 0.970	+0.2 +16.9

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



図 2.1.3-5 熱伝導率実測データの分布

(5)まとめ

- ・緩衝材等の熱伝導性向上に関する国内外の事例について現状を調査するとともに、緩衝
 材への添加物として熱伝導率を向上できる可能性のある材料を選定してその効果について検討を行った。
- ・緩衝材の熱伝導率を向上させる添加剤として、ケイ砂、石英、グラファイトが検討対象 とされた事例があり、このうち、グラファイトには熱伝導率を有意に改善する効果が期 待できるものの、他の安全機能や他の人工バリア材への影響の観点から適用には課題が ある。地中熱利用の分野では炭化ケイ素を一部添加することによって、熱伝導率を向上 させた事例がある。
- ・上記の調査結果を踏まえ、化学的安定性に優れているセラミック材料の中から、ケイ砂よりも熱伝導性に優れ、かつ比較的幅広い用途に用いられている炭化ケイ素とアルミナを選定し、緩衝材に添加した場合の効果について検討を行った。その結果、熱伝導率の推算式による推定ではケイ砂に比較して最大10~20%程度の熱伝導率が向上することが示された。
- ・実際にアルミナおよび炭化ケイ素をそれぞれベントナイトに 30mass%添加して熱伝導率
 を測定した結果、ケイ砂に比較して最大 25%程度熱伝導率が向上した。ただし、ケイ砂
 混合の場合であっても高密度化等によりこの程度の改善は可能と推察された。

2.2 閉じ込め性能評価手法の高度化

2.2.1 背景と目的

人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の劣化およびそれに起因して 生じる核種の放出・移行に関わる現象や、それらに及ぼす諸因子の影響などに対してわが国 の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた現象理解やメカニズム解明により不 確実性を低減し、より現実的な閉じ込め性能評価手法を構築することによって、これまで保 守的に見積もってきた閉じ込め性能を高度化できる可能性がある。例えば、処分容器材料の 腐食機構を解明、モデル化することにより、経時的な腐食速度の低下を考慮した腐食量評価 に基づいて寿命を推定できる可能性がある。また、燃料集合体に対して溶解や劣化挙動の理 解に基づき閉じ込め性能を適正に評価することによって、燃料中や構造材金属中の放射性核 種の放出速度などに関するモデル/パラメータについてより現実的な安全評価上の設定が可 能となることが期待できる。

そこで、人工バリア材料や燃料集合体などのニアフィールド構成要素の材料を対象に、腐 食、劣化や変質に関する現象理解を進め、そのメカニズム、影響因子の作用などを解明する とともに、わが国の幅広い地質環境条件やその長期的変遷も考慮に入れた様々なシナリオに 対応可能な多重バリアシステムや構成要素に対する新たな長期挙動の評価手法、従来の評価 手法の高度化などに資するための知見の整備を行った。

2.2.2人エバリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究

(1) 処分容器材料の腐食挙動

処分容器候補材料の腐食メカニズムの解明および腐食メカニズムに基づく評価手法の構築、 耐食性向上に資する知見を整備することを目的として、処分容器材料の腐食に関する文献調 査、腐食試験などを行った。平成26年度の検討結果より超長寿命化の期待できる銅について は、日本の処分環境への適用性評価に資するための腐食試験も行った。

1)低酸素濃度環境における炭素鋼の腐食モデルの調査

①はじめに

深部地下環境を想定した炭素鋼の腐食モデルとして、柴田ほか(2013)は腐食皮膜中にお ける H₂0 拡散律速によるモデルを提示した。また、腐食皮膜が Fe₃0₄ および FeCO₃ の場合につ いて、腐食皮膜の溶解速度を導入した改良モデルによって、長期間経過後の炭素鋼腐食速度 が推定可能であることを示した(Shibata et al., 2014(②-a.参照))。平成 26 年度は、 このモデルに基づいて腐食皮膜として FeS が生成する場合について検討を行った。平成 27 年度は、低酸素濃度環境下の炭素鋼腐食機構と腐食速度に関連した最近の文献を調査し、各 国で提案されている炭素鋼腐食機構モデルと柴田ほか(2013)の提案している腐食皮膜中 H₂0 拡散律速によるモデルを比較検討した。

②他の炭素鋼腐食モデルとの比較考察のための文献調査

日本、英国、カナダ、フランスなどでは、高レベル放射性廃棄物(HLW)を炭素鋼容器に封 入し、深部地下環境に処分する方法が検討されている。深部地下環境は酸素が欠乏した嫌気 性環境であるため、熱力学的観点から炭素鋼腐食は極めて生じ難いことが予想され、また暴 露環境をシミュレーションした条件下の実験によって、炭素鋼腐食速度は初期に 10 µm y⁻¹ を示すが、時間と共に低下することが確認されている。このような環境での腐食現象のモデ ル化も進められており、ここでは各国の最新の炭素鋼腐食モデルとそれに関連した論文につ いて調査した。

a. Modelling of carbon steel corrosion under oxygen depleted environment

T. Shibata, M. Watanabe, N. Taniguchi and A. Shimizu

Corrosion Engineering, Science and Technology, 2014, vol. 49, No. 6, 435-441. 日本では、使用済核燃料の再処理によって生じる高レベル放射性廃棄物(HLW)は、ステンレ ス製キャニスタに封入し、これをさらに金属オーバーパックに封入するよう計画されている。 オーバーパックは深部地下処分場のトンネル中に置く。炭素鋼の腐食速度は想定される深部 地下環境が酸素欠乏条件にあって 10 μ m y⁻¹の低い値をとることが知られているため、炭素 鋼はオーバーパックの最も重要な候補材料である。実験室で測定された炭素鋼腐食速度は初 期に 10 μ m y⁻¹であるが、時間と共に逆放物線則に従って減少して定常の低い速度 0.1-0.01 μ m y⁻¹となることが見出されている。沈殿腐食皮膜 (Fe₃0₄) 中を H₂0 分子が拡散すると仮定 するモデルによって、酸素欠乏環境下で観測された腐食速度則を合理的に説明することがで きた。本研究では、腐食皮膜溶解を考慮した改良モデルを提案した。腐食皮膜溶解速度は、 溶液中の境界層を拡散する物質移動によって律速される。腐食皮膜中の H₂0 の拡散定数や Fe₃0₄腐食皮膜の表面の溶解した Fe²⁺の濃度などのパラメータを適切に推定することによって、 種々の pH と水素ガス分圧における腐食速度の時間的変化をシミュレーションすることがで き、長時間後の低い定常な腐食速度を予測することができた。

 b. Simulations of long-term anaerobic corrosion of carbon steel containers in Canadian deep geological repository

F. King, M. Kolar and P. G. Keech

Corrosion Engineering, Science and Technology, 2014, Vol. 49, No. 6, 455-459. 炭素鋼は、カナダの堆積岩中の深部地下処分場に使用済核燃料の廃棄のための容器候補材 料である。長期間にわたる嫌気性環境における容器の腐食挙動の予測は重要であり、容器の 寿命を決定するのみならず、腐食反応の生成物、Fe(II)とH₂は、バリア材料である粘土およ び堆積岩の物性に大きな影響を与える。メカニズムに基づいた数値モデルは、長期腐食速度 と地下処分場環境への影響の両者を予測し、H₂の周期的な蓄積と放出、ベントナイト緩衝材 中の Fe₃04の沈殿、そしてモンモリナイトの非膨潤型粘土への変質なども予測する。

- c. Evaluation of pH and redox conditions in subsurface disposal system for assessing influence of metal corrosion
 - T. Ooma, N. Tamura, T. Shimizu, M. Takazawa, K. Yamaguchi, T. Takase, K. Nakai,
 - M. Nakagami and H. Wada

Corrosion Engineering, Science and Technology, 2014, Vol. 49, No. 6, 492-497. 腐食速度や腐食膨張のような金属腐食の性質は、地層処分システムの長期挙動を評価する ために鍵となる因子である。この研究においては、まず pHの遷移変化について有限差分コン ピュータコードを使ってシミュレーションした。次のステップでは、埋め戻し後の処分場中 の残存酸素の消費速度を計算した。最後に人工バリアへの地下水中の溶解酸素の供給と、そ れによる腐食量を推定した。12.5 近くの高い pH は、低透水性層(LPL)の内側では少なくと も 10⁵年間保たれる。加えて、地下水中の溶解酸素の供給速度は、LPL と低拡散度のために物 質移動が制限されて極めて小さい。したがって、非嫌気性腐食で律速される環境は、長期間 であることが見いだされた。人工バリアシステムの長期挙動を評価するためには、嫌気性腐 食を注意深く評価する必要がある。

d. Theory Manual for the Steel Corrosion Model Version 1.0 NWMO TR-2009-07 Fraser King and Miroslav Kolar

Integrity Corrosion Consulting Ltd. LS Computing Ltd March 2009

カナダの堆積岩中の深部地下処分場における使用済核燃料用の炭素鋼容器の酸素欠乏環境 中での腐食挙動の予測モデルについて述べた。モデルを Steel Corrosion Model Version 1.0(SCM V1.0)と呼ぶ。容器の腐食挙動だけでなく、腐食生成物、とくに溶解した Fe²⁺種およ び水素の影響、さらにシステムの他の層、とくにベントナイトとベントナイト/砂層への影響 も予測できるように構築されている。この理論のマニュアルには、予測に用いる機構論的概 念と数学的モデルについて述べる。

モデル概念は、以下の13化学種を含む反応式に基づいて構築されている。具体的には、溶解した第一鉄ークロロ錯体 FeCl⁺(aq)、溶解した第一鉄ー炭酸塩錯体イオン Fe(CO₃) $_2^{2-}$ (aq)、溶解した水和フェロキシイオン FeOH⁺(aq)、溶解した水素 H₂、重炭酸イオン HCO₃⁻(aq)、塩化物イオン Cl⁻(aq)、固体水酸化物第一鉄 Fe(OH)₂(s)、マグネタイト Fe₃O₄(s)、シデライトすなわち炭酸鉄 FeCO₃(s)、第一鉄吸着種 Fe(II)_{ADS}、鉄変性粘土 Fe(clay)、カルサイト CaCO₃(s)、および水素ガス H₂ である。これらの化学種は、多くの界面電気化学反応、沈殿と溶解反応、ベントナイト粘土への吸着と脱着、容器へ向かうあるいは離れる物質移動、ベントナイト粘土の Fe(II)との反応に伴う変性、ガス発生と移行、ならびに水溶液相と気相の間の分配に関与する。

このモデルの他の特徴としては、腐食生成物皮膜生成の詳細な解析、すなわち皮膜の厚さ と多孔質性の時間依存性の予測も含まれている。また、地下処分環境の飽和の物質移動およ び界面反応や他のプロセスの速度に対する飽和の効果を考慮している。このモデルは、水素 発生と移行についても述べており、溶解した Fe(II)との反応による粘土の変性についても触 れている。

数学モデルは、15の一次元反応-移動式から成り立っており、それらは13の化学種のそ れぞれに一つの式、腐食生成物皮膜の多孔質性についての式、および温度の式から成る。こ れらの式は、地下処分場の配置に対応して設計された設計格子で種々の境界条件と初期条件 で解析される。もっとも重要な境界条件は、界面腐食反応の速度を記述する電気化学反応式 である。マスバランス式の解析解を境界条件として、このモデルは容器の腐食挙動と処分環 境の変化とを連成させるだけでなく、混成電位理論を用いて腐食電位と腐食速度の時間的変 化を予測できる。

このモデル理論のマニュアルでは、モデル概念と反応機構を、モデルの種々の基本仮定の 考察に沿って詳細に述べている。数学モデルは、15の反応-移行式、初期および境界条件、 空間格子、ならびに数値解を得るための有限差分法について述べてある。

③皮膜形成による腐食抑制の効果を考慮したモデルの比較

上記の文献調査結果から、皮膜形成による腐食抑制の効果を考慮したモデルとして、柴田 ほか(2013)のモデルと King and Kolar(2009)(②-b 参照) のモデルについて比較検討 を行った。

a. 腐食皮膜成長モデルについて

柴田ほか(2013)の腐食皮膜中 H₂0 拡散と腐食皮膜溶解を考慮した炭素鋼腐食モデルでは、 腐食皮膜成長が皮膜中の H₂0 の固相拡散によって律速され、長期間経過後の腐食速度は、腐 食皮膜溶解速度によって律速されると仮定している。H₂0 の固相拡散ではなく、多孔質皮膜 中の間隙溶液中を Fe²⁺イオンが液相拡散するモデルについても検討したが、実測値に合致す るようなポア率を仮定しなければならないため、このモデルでは採用されなかった。

一方 King and Kolar (2009)のモデルでは、腐食皮膜構造を不均一な間隙構造をとると仮定 しており、この間隙が時間と共に腐食生成物によって充填されると考えている。ただし成長 が継続するために、炭素鋼表面に最小間隙率を想定している。皮膜中の間隙の底部で溶解が 継続し、溶解した Fe²⁺イオンは間隙を拡散して皮膜/溶液界面で沈殿して皮膜を形成すると考 えている。

b. 炭素鋼腐食速度の定常値と長期寿命予測

深地層処分場に埋設された炭素鋼容器の長期寿命を予測するためには、

- (a) 処分場環境を模擬した実験条件における炭素鋼腐食速度データの蓄積
- (b) 長期埋設された考古学資料に基づく長期寿命推定
- (c) 炭素鋼腐食モデルに基づく長期寿命予測

などを組み合わせて、総合的に検討する必要がある。(a)について実験期間も 10 年あるいは 20 年の長期間試験のデータが集積されつつある。これまでに蓄積されてきた炭素鋼腐食速度 の実測値は、初期速度は大きいが時間と共に減衰し、長期間経過後には定常値をとることが 知られている。

King らによるモデルでは、炭素鋼腐食皮膜に最小間隙率が存在すると考えて、これによっ て定常溶解速度が支配されると考えている。しかしながら、経験的パラメータの導入なしに 定常溶解速度を十分合理的に予測することはできないと考えられる。

一方、腐食皮膜中 H₂0 拡散と腐食皮膜溶解を考慮した柴田ほか(2013)のモデルでは、長 期寿命は腐食皮膜の定常溶解速度によって決定され、腐食皮膜の溶解度積、溶解したイオン の拡散定数、境界層厚さなどの既知の値に基づいて定常腐食速度が推定される。これまでに 検討した結果によると、腐食皮膜およびベントナイト間隙水の組成や pH によって定常溶解 速度が決定され、実測された定常腐食速度を比較的良好に説明することが可能となっている。 以上のことから、現段階では柴田ほか(2013)のモデルがより妥当な腐食速度を評価可能と 考えられる。

2) ベントナイト中における銅の腐食速度のモニタリング

①はじめに

処分容器としての銅の適用性を評価し、容器設計における厚さなどの仕様を提示するうえ で、地層処分を想定した環境における銅の腐食挙動とその経時的な変化を把握することが不 可欠である。一方、処分環境で想定されるベントナイト中における銅の腐食挙動の変化を連 続的に計測した例はほとんどない。よって、ベントナイト中における銅の腐食挙動評価手法 の構築に資するため、平成26年度より交流インピーダンス法に基づく銅の腐食モニタリング に着手し、平成27年度も継続して計測を実施した。

②実験方法

a. 試験片とプローブ電極

純銅板(10×10×3 mm)を試験片として用い、銅電極にリード線を半田づけしてプローブ 電極とした。同一の電極2枚をエポキシ樹脂に埋め込み、チタンカラムにベントナイト+シリ カ粒子と一緒に詰め込んだ。このチタン製容器に詰め込んだプローブ電極を炭酸ナトリウム 溶液に浸漬させた。チタンカラムへのベントナイトおよび試験片の封入状況とチタンカラム の構成を図2.2.2-1に示す。

b. 試験環境

試験条件は、炭素鋼での測定例(原子力機構, 2014a)に準じた。ベントナイト(70 wt%) に30 wt%のSi0₂を混合したものを模擬緩衝材として使用し、乾燥密度は、1.8 g cm⁻³とした。 腐食溶液は、脱気した0.1 M炭酸ナトリウム水溶液(pH10)を使用し、試験温度は80 ℃とし た。試験は、大気平衡下にて行った。

c. 腐食モニタリング

試験片の配置の模式図を図2.2.2-2に示す。2枚の銅試験片を樹脂に埋め込んだものをベントナイト中央に配置した。モニタリングは、交流インピーダンス法により行い、炭素鋼での事例に準じて2電極法により測定した。インピーダンス測定条件は、交流振幅10 mV、周波数範囲は100 kHz~0.1 mHzとした。



図 2.2.2-1 チタンカラムへのベントナイトおよび試験片の封入状況、およびチタンカラム の構造の模式図



図2.2.2-2 銅電極の配置と交流インピーダンス測定系の模式図

③結果と考察

図 2.2.2-3 に純銅の交流インピーダンス測定結果(Bode 線図)を昨年度の結果(原子力 機構,2015)と合わせて示す。炭素鋼での結果(原子力機構,2014a)と比較して銅の低周波 数のインピーダンスは暴露初期からかなり小さく(1 mHz のインピーダンスで数 10kΩ)、銅 の腐食速度は初期からかなり低いことが推測できる。

次に、銅のインピーダンスを等価回路により検討する。図 2.2.2-4 は、腐食初期(a)とあ る時間経過後(b)の等価回路を示す。得られたインピーダンスをカーブフィッティングした 結果、初期では電荷移動抵抗(Rct)と電気二重層容量(Cd1)の並列回路にベントナイトの 抵抗(Rso1)が直列に接続された、最も単純な等価回路により説明できることがわかった。 炭素鋼も、この単純な等価回路(a)により表すことができる。しかしながら、銅のインピー ダンスの場合、時間の経過とともに(a)回路ではフィッティングが困難になり、低周波数側 に有限拡散のインピーダンス(Ws)を導入する必要が出てくる。最終的に、等価回路は図 2.2.2-4 (b)に示す回路となる。平成26年度の報告書では、(a)の等価回路により長期暴 露データもフィッティングしたが、今回の実験結果から、拡散のインピーダンスを考慮した ほうがより高い精度でフィティングできることがわかったので、(b)の回路によりフィッテ ィングを行った。

フィッティングにより得られた1、3、10、25 および 44 日の各パラメータを、表 2.2.2-1 に示す。フィッティングには、電気二重層 Cd1 の代わりに Constant Phase Element (CPE) を用いた。一般的に、電気二重層は理想的なコンデンサーとはならず、その値は周波数依存 する。CPE は、理想的なコンデンサーからのずれを補償するためのパラメータである。その 内訳は、容量成分パラメータ CPE-T (厳密には単位は容量とは異なる)と理想状態からのず れをあらわす CPE-P からなる。CPE-P=1 のとき、電気二重層容量は理想的なコンデンサーと して振る舞うことになる。一般的には、1 以下の値をとる。また、拡散のワールブルグ・イ ンピーダンスについても、より良いフィッティング結果を得るため、表 2.2.2-1 にあるよう なパラメータが導入される。すなわち、拡散抵抗を表す Ws-R、容量成分を表す Ws-T (厳密に は単位は容量とは異なる)および有限拡散の理想的な挙動からのずれを補償する Ws-P の 3 つのパラメータからなる。理想挙動では、Ws-P=0.5 となる。本研究では、Ws-P=0.5 と固定し てフィッティングした。

フィッティングから得られたパラメータを見ていくと、Rsolは55~68 Qの間にあり、それ ほど大きな変化は示していない。腐食速度のパラメータとなるRct(1/Rctが腐食速度に比例 する)に関しては、暴露1日では50k Qで徐々に大きくなり、44日では160k Qまで増大して いる。また、Ws-Rを見ると、時間とともに増大することは、ベントナイト中の酸素の拡散層 が成長していることに対応しているものと考えられる。CPE-Tは、50~280(「F cm⁻²)程度と なった。この値は電気二重層容量に近い値であることから、この等価回路の妥当性が示され る。CPE-Tは、初期に0.67で、時間とともに1に近づいている。このことは、銅表面が時間 経過とともに均一になり、理想的なコンデンサーの振る舞いに近づいていることを示唆して いる。以上のように、ベントナイト中での銅の腐食は経時的に抑制され、表面の不均一化も 小さくなる傾向があると考えられる。



図2.2.2-3 銅のベントナイト中の電気化学インピーダンス特性の経時変化 (Bode線図)


R_{sol}:ベントナイトの液抵抗、C_{dl}:電気 2 重層容量、CPE:定相要素(Constant Phase Element)、 CPE-T: CPE 定数、CPE-P: CPE 指数、Rct:電荷移動抵抗、Ws:ワールブルグインピーダンス 図 2.2.2-4 カーブフィッティングに使った等価回路とフィッティングパラメーター

Day	1	3	10	26	44
Rsol (Ω cm ²)		68	61	56	55
Rct (Ωcm ²)	5×10 ⁴	4.3×10 ⁴	3.3×10 ⁴	2.0×10 ⁵	1.6×10⁵
Ws-R(Ω cm ²)		1.1×10 ⁵	3.2×10 ⁵	2.0×10 ⁶	2.6×10 ⁶
Ws-T		250	1200	7600	32000
Ws-P		0.5	0.5	0.5	0.5
CPE-T(µFcm ⁻²)	150	55	200	240	280
CPE-P		0.67	0.77	0.83	0.82

表 2.2.2-1 カーブフィッティングにより得られたパラメータ

3) 純銅の応力腐食割れ挙動

①はじめに

銅は、アンモニアの存在する環境にて応力腐食割れを生じることが知られている(Suzuki, 1981)。一般に、酸化物皮膜の成長速度が速い Cu などでは、生成した酸化物皮膜(変色皮膜) が応力の作用で脆性破壊して下地銅が露出されると、その部位での酸化物生成が優先されて 酸化物が局部的に生成し、その割れと皮膜再生成とが繰り返し進行すると、き裂として進展 する変色被膜破壊型応力腐食が知られている。一方、ベントナイト中では、重炭酸イオン、 硫酸イオン、塩化物イオンなどの化学種の共存下で酸化物または硫化物などの皮膜形成が生 じうると考えられ、変色皮膜型応力腐食割れ挙動について検討が必要である。そこで、湿潤 ベントナイト中での銅の応力腐食割れ発生挙動とアンモニアによる影響を、低ひずみ速度試 験法(SSRT)により検討した。

②実験方法

銅試料には、市販の厚さ2 mmの純銅板(99.99 %)を用いた。この化学組成を表 2.2.2-2 に 示す。Ar 雰囲気中で 550 ℃、60 min のひずみ除去焼鈍を行った銅試料に対して、図 2.2.2-5 に示す形状の平板引張試験片として放電加工によって切り出した。切り出した試験片は、SiC 紙#1000 乾式研磨仕上げ、水洗の後、応力腐食割れ試験に供した。一方、表面皮膜検討用と して、同じ銅版より 10x10 mm²の試験片を切り出し、SiC 紙#1000 乾式研磨仕上げ、水洗の後、 浸漬用試料とした。

応力腐食割れ試験として、低ひずみ速度試験(SSRT - Slow Strain Rate Test)を実施した。 低ひずみ速度試験は、試験環境に暴露した試験片を通常の引っ張り試験よりも遥かに小さな 伸び速度で引っ張る試験法で、応力腐食割れの感受性の評価に広く用いられている。本研究 では、図 2.2.2-6 に模式的に示す環境セルを作成し、試験を行った。環境セル中には、湿潤 環境に暴露した粉末ベントナイトを充てんした。湿潤ベントナイトは、図 2.2.2-7 に示す装 置にて、飽和塩法により一定の相対湿度とした密閉容器内にベントナイト粉末を晒し、湿潤 大気と平衡させた。24 時間程度でベントナイトの重量が一定となることが事前に確認されて いるので、24 時間湿潤雰囲気に晒した。このとき、用いた溶液は、飽和 NaC1 を 60 ℃に維持 すると相対湿度、RH75 %となる。また、飽和 Mg (NO₃) 2 を 60 ℃に維持すると相対湿度、RH50 % となる。さらに、RH75 %のときには、アンモニアの効果を検討するために、飽和 NaC1 水溶液 にアンモニア水を添加し、2x10⁻³ M NH₃ および 1x10⁻² M NH₃ とした。なお、用いたベントナ イトはクニミネ工業製クニゲル V1 である。

表 2.2.2-2 試料として用いた無酸素銅の化学組成

											(ppm)			
Cu (%)	Ag	Pb	Sn	Fe	Ni	Bi	As	Sb	Se	Те	Zn	Ρ	Cd	0
≧99.99	9	≦1	≦1	3	≦1	0.2	≦1	≦1	≦5	≦5	≦5	≦5	≦5	≦2



図 2.2.2-5 応力腐食割れ用平板引張試験片



図 2.2.2-6 低ひずみ速度試験機に設置する環境セルの模式図



図 2.2.2-7 湿潤ベントナイトを生成する際の密閉環境セルの模式図

③実験結果と考察

60 ℃の飽和 NaCl 水溶液で RH75 %に維持した気相環境で湿潤させたベントナイト、および 同溶液に $2x10^{-3}$ M NH₃ または $1x10^{-2}$ M NH₃ を加えた気相環境で湿潤させたベントナイトを 用いて、50 ℃にて低ひずみ速度(SSRT)試験を実施した。ひずみ速度 1.7 $x10^{-7}$ s⁻¹で伸びひ ずみを与え、伸びひずみ 10%となったところで停止した。ここまでに要する時間は約7日で ある。試験終了後、試料表面からベントナイト粉末を除去し、以下の解析に供した。

上記のベントナイト中で SSRT を行った試験片のゲージ部を、引張軸方向の中心線に沿って 切断して SCC き裂の発生状況を観察した断面の SEM 像を、図 2.2.2-8 に示す。アンモニアが 無い場合とある場合、ともにき裂が観察される。写真ではわかりにくいが、き裂周囲には腐 食生成物が見られ、き裂は金属相ではなく、腐食生成物の割れとして発生・進展しており、 変色皮膜型応力腐食割れを生じていることが分かる。



NH, なし(50%RH)



図 2.2.2-8 50 ℃に維持した膨潤ベントナイト中における低ひずみ速度(SSRT)試験後の 試料断面の SEM 像

き裂発生数とき裂深さとを定量的に評価するために、試験片の引張軸方向の中心線に沿った切断面のゲージ部中央付近の2mmに観察されるき裂の数と深さを測定し、断面1mmあたりのき裂深さに対するき裂数のヒストグラムを図2.2.2-9に示す。これより、き裂数は、アンモニアが無いときでは、 R.H.75%と 50%の湿潤環境に平衡している粉末ベントナイト中でのき裂の数はそれぞれ、50個mm⁻¹(試料1個)、28個mm⁻¹(試料2個の平均)で、相対湿

度が大きい方が、き裂が多いことが分かる。また、R.H. 75%のときにアンモニアを 0.002 M NH₃, 0.01 M NH₃ 添加した環境で、き裂数はそれぞれ 19、30 個 mm⁻¹であり、アンモニアが存在す る湿潤気相中で平衡させたベントナイト中の方が、き裂発生頻度はやや低下している。一方、 き裂深さに注目すると、アンモニアが存在する方が、き裂深さはやや大きいとみられ、アン モニアには、き裂進展速度を大きくする傾向が見られる。



Crack depth / µm

(亀裂は試料中心線断面の中央付近2 mm に観察された)

図 2.2.2-9 気相湿潤ベントナイト中における低ひずみ速度(SSRT)試験後のき裂の深さの 断面 1 mm あたりの分布のヒストグラム

図 2.2.2-10 に、試験後の試料表面の SEM 像を示す。ほぼ見られない。相対湿度調整水溶液 中にアンモニアが共存する場合には、粒状腐食生成物が試料の全面に見られた。一方、アン モニアなしの場合はそのような粒状の腐食生成物は見られなかった。



試料寸法はおよそ 10 mm x 10 mm

図 2.2.2-10 SSRT 試験後試料表面の SEM 観察結果

図 2.2.2-11 に、気相浸潤ベントナイト中での SCC 試験後の試料の外観写真を示す。アンモ ニアがない場合には一様な干渉色のみが見られたが、湿潤環境にアンモニアがある環境で平 衡したベントナイト中での SCC 試験片は、やや不均一な黒色の腐食生成物に覆われている。



図 2.2.2-11 SSRT 試験後 Cu 試料の外観写真

本試験では、ベントナイトを RH75 %および RH50 %の湿潤環境に晒して平衡させた、湿潤ベ ントナイト中での応力腐食割れ発生挙動を検討した。この結果、粉末状の湿潤ベントナイト との接触により、Cu は変色皮膜型応力腐食割れを生じることが分かった。一方、蒸留水にア ンモニアを添加した水溶液中(液相中)で浸潤させたベントナイトを用いた応力腐食割れ試 験(原子力機構, 2014a)では、アンモニアがない場合にも多数の粒状腐食生成物が見られ、 これらの一部がき裂に進展していた。また、アンモニアの存在により、発生頻度のみならず、 -進展も加速していた。これは、皮膜破壊による新生面露出により Cu のアノード溶解が加速さ れ、ただちに腐食皮膜を生成して割れの発生・進展をもたらしたものと考えられる。一方、 今回実施した気相湿潤ベントナイト中での応力腐食割れ試験では、アンモニアが共存しない 場合には粒状の腐食生成物は殆ど見られなかった。引張変形によって出現した銅の新生面の 露出部が、層間に水分子を吸収しているベントナイト粉末と接触した部位で変色皮膜型応力 腐食割れを生じた、と考えられる。しかしながら、溶出した Cu イオンが加水分解を生じるほ どの水が存在しないため、粒状の腐食生成物をほとんど生成しなかったものと考えられる。 また、気相湿潤ベントナイト中での Cu の応力腐食割れに対するアンモニアの効果については 明確でなかったが、湿潤環境にアンモニアが含まれると粒状の腐食生成物が多数みられるよ うになり、腐食の加速効果は認められた。変色皮膜破壊型応力腐食割れに対する効果は不明 確であるが、少なくとも発生頻度は抑制しているようである。このことは、水溶液中で浸潤 させたベントナイト中での変色皮膜破壊型応力腐食割れがアンモニアの存在により、発生頻 度のみならず、進展も加速している現象とは大きく異なる。湿潤環境では、アンモニアによ り特に酸化物の生成は抑制されている。一方、水溶液中で浸潤させたベントナイト中では、 アンモニアは硫化物の生成を抑制するにもかかわらず、応力腐食割れの進展を加速している (原子力機構, 2014a)。このような挙動の違いについては、更なる検討を要する。

4) ガンマ線照射下における高 pH 溶液中での純チタンの腐食挙動

①はじめに

地下水は、一般には、河川水と同じく、炭酸水素イオンを主なアニオン成分とする希薄水 溶液であり、中性近傍の pH (NNpH)を示す。常温の NNpH の水溶液中でのチタンの安定相は TiO₂ であり、その不働態皮膜は優れた耐全面腐食性が期待される。つまり、処分容器の材料にチ タンを適用すれば、同環境で穏やかに全面腐食する(準耐食性材料としてふるまう)炭素鋼 と比較し、その耐食寿命を大幅に延長できる可能性がある。しかし、チタンは、アルカリ性 でかつ過酸化水素(H₂O₂)を含む水溶液中ではその耐全面腐食性が大きく低下することが知 られている。処分容器の外面に浸透した地下水には、内部の廃棄体からの放射線によるラジ オリシス反応によって、H₂O₂が生成すると考えられる。また、地下水は、本来は、NNpH の希 薄な重炭酸水溶液であるが、処分場のような大規模な地下構造ではコンクリート支保工の使 用が前提となるため、処分場内に浸透する地下水は、コンクリートのアルカリ成分の溶脱に よってアルカリ性となっている可能性がある。以上より、チタン製の処分容器の耐食寿命を 推定する際の基礎データとして、放射線照射下のアルカリ性水溶液中でのチタンの全面腐食 速度を検討しておく必要がある。よって、pH の異なる、微量(50 mM)の塩化物イオンを含む 模擬地下水(炭酸水素塩/炭酸塩水溶液)中で、ガンマ線照射下で純チタン試料の浸漬試験 を行い、試験後の溶液中の Ti の分析結果から純チタンの腐食速度を測定した。

②実験方法

チタン試料には、面積が 10×20 mm、厚さ 1 mm の純チタン(純度:99.5 %以上)の平板を用 いた。また、チタンの腐食量は極めて小さくなる可能性もあるためおよび直径 1.0 mm のチタ ン線(純度:99.5%以上)を直径約6 mmのコイル状に加工したもの(以下、コイル試験片とする)もを用いた。平板の試験片は、浸漬試験の際に先端を鍵型に加工したガラス棒に吊るすため、試験片上部に直径1 mmの穴を開けた。試験片の表面と側面は、試験片毎に仕上げ状態がばらつくことのないよう、180番のエメリー紙の乾式研磨で仕上げた後、120番で同じく研磨してから実験に供した。さらに、試験溶液への浸漬直前に、前処理として1 Mの塩酸中で30秒間超音波洗浄した後、超純水で洗浄した。

試験溶液は、50 mM NaC1 水溶液を基本組成とし、同水溶液に 1 M Na₂CO₃ あるいは 0.8 M Na₂CO₃ と 0.2 M NaHCO₃、1 M NaHCO₃、1 M Na₂CO₃ と 0.1 M NaOH をそれぞれ添加した 4 種類を用いた。

- 50 mM NaCl + 1 M Na₂CO₃
- 50 mM NaCl + 0.8 M Na₂CO₃ + 0.2 M NaHCO₃
- 50 mM NaCl + 1 M NaHCO₃
- 50 mM NaCl + 1 M Na₂CO₃ + 0.1M NaOH

図 2.2.2-12 に、腐食速度の測定系の概略を示す。図にあるように、ステンレス容器内に試 験溶液を入れた外形 30 mm、長さ 200 mm の試験管を収めて、ガラス製の治具を用いて試験片 を垂直に吊り下げた。ガンマ線照射は、水深 5 m のプール底の ⁶⁰Co 線源に装置全体を差し込 み行った。試験片を浸漬した溶液に対し、吸収線量率が 7.7 kGy h⁻¹ のガンマ線を連続照射 した。今回は放射線による腐食への影響が発現しやすくなるよう、実際の線量率よりも高い 線量率にて実施した。照射下での浸漬時間はいずれも 3 日間とした。温度は室温(プールの 水温)とした。浸漬中は、試験溶液の気相部へ Ar ガスを導入した。



図 2.2.2-12 腐食速度の測定系

浸漬試験後の溶液に対して、蛍光式溶存酸素計(WTW 社製 FD0925 型)を用いて、溶存酸素量 を測定した。また、ヨウ素電量滴定法を測定原理とする過酸化水素計(平沼産業製 HP-300 型 過酸化水素チェッカー)を用いて、過酸化水素の濃度を測定した。試料の腐食速度(3 日間の 浸漬期間中における平均の腐食速度)は、ICPによる試験後の試験溶液中のTiの分析結果から算出した。

③結果と考察

図 2.2.2-13 に照射時の平板とコイル試験片の腐食速度、および非照射時のコイル試験片の 腐食速度を示す。各プロット上の矢印は、試料の浸漬開始前と浸漬終了直後での試験液の pH の変化を示す。図の各プロットは、この浸漬前後における pH の平均値に対しておこなった。

図 2.2.2-13 に示した通り、ガンマ線照射下では、検討した pH の範囲では、pH13 で腐食速 度は最大となった。平板試験片とコイル状試験片の腐食速度は、pH12 ではややコイル試験片 のほうがやや大きいものの、全体では、試験片形状の違いによる腐食速度の変化は無かった と推察される。同じく図に示したとおり、pH8 および 10 の溶液中でのガンマ線照射下での腐 食速度は、非照射下と比べて約 2 倍、pH12 および 13 の溶液中では 5 から 10 倍ほど大きかっ た。



図 2.2.2-13 7.7 kGy h⁻¹のガンマ線照射下あるいは非(w/o)照射下における平板ならびに コイル試験片の腐食速度の pH 変化

図 2.2.2-14 に、ガンマ線照射下でコイル状試験片を浸漬した試験での、試験終了直後における酸化性化学種の分析結果を示す。溶存酸素濃度は、溶液の化学組成(すなわち pH)に関わらず 300 μM 前後となった。一方、過酸化水素濃度は pH の上昇とともに増加し、基本組成に1 M Na₂CO₃ + 0.1 M NaOH を添加した pH が約 13 の溶液で最大となった。この pH13 の溶液の 過酸化水素濃度は、pH8 における同濃度と比較し3倍程度大きかった。



試験液の基本組成は 5.0 mM NaCl とした。図の(a)の試験液はこの試験液に 1 M NaHCO₃ を添加した。同じく (b)は 0.2 M NaHCO₃ + 0.8 M Na₂CO₃、(c) は 1 M Na₂CO₃、(d)は 1 M Na₂CO₃ + 0.1 M NaOH をそれぞれ添加 した。

図 2.2.2-14 7.7 kGy h⁻¹のガンマ線照射下で3日間、コイル試験片を浸漬後の試験液中の酸素ならびに過酸化水素の濃度

図 2.2.2-13 と図 2.2.2-14 に示された結果を比較とすると、照射下での腐食速度は概ね過酸化水素の濃度に応じて増加している。腐食速度の増加の原因としては、(a) 過酸化水素の増加によるカソード電流の増加、あるいは(b) 同じく皮膜保護性の低下によるアノード電流の増加の 2 つが考えられる。

以上のとおり、ガンマ線照射によってチタンの腐食は加速される傾向があることが確認さ れた。今後は腐食速度増加のメカニズムをより詳細に検討するとともに、実際の条件により 近い線量率での腐食への影響や、影響の発現する線量率などに関する評価を行う必要がある。

(2) 人エバリアの特性や挙動への微生物影響評価

人工バリアの閉じ込め性能に及ぼす影響事象の一つとして、微生物による処分容器の腐食 が挙げられる(図 2.2.2-15、図 2.2.2-16 参照; Kim et al., 2004; Little and Lee, 2007; King, 2009;原子力機構, 2014b)。国内においても、処分容器の微生物腐食影響について知 見が集積されてきたが(核燃料サイクル開発機構, 1999;和田ほか, 1998;西村ほか, 1999)、 それらの研究は、主に硫酸還元反応を主体とした評価に限定されている。しかしながら、近 年の知見により、処分環境と同様の環境と想定される還元的環境下において、メタン生成菌

(Daniels et al., 1987; Dinh et al., 2004; Mori et al., 2010; Uchiyama et al., 2010)、
酢酸生成菌 (Mand et al., 2014; Kato et al., 2015)、硝酸還元菌 (Till et al., 1998; Xu, 2013; Iino et al., 2015) などの関与が指摘されている (図 2.2.2-15)。そのため、地層
処分システムの性能評価において、微生物反応が処分システムの安全機能に及ぼす影響の不

確実性を低減させるためには、硫酸還元反応だけでなく人工バリア内に存在しうる様々な微 生物種を対象とした微生物影響について検討する必要がある。



図 2.2.2-15 処分容器に及ぼす微生物腐食反応の概念図



King (2009)を改変

図 2.2.2-16 地層処分システムの人工バリア性能における微生物影響の可能性に関する ディシジョンツリー (King, 2009 を改変)

平成26年度は、人工バリア性能に及ぼす微生物影響を評価するために、一般的な嫌気的環 境である湖沼堆積物などの試料を採取し、鉄腐食性菌の探索を行うとともに、炭素鋼試験片 を用いた腐食試験を行った。また、人工バリア内の微生物影響評価に資するため、緩衝材中 の微生物活性に関する検討を行った。その結果、環境中には硫酸還元菌以外にも鉄腐食能を 有するメタン生成菌や酢酸生成菌などが普遍的に存在することを明らかにした。また、緩衝 材内部における予察的な微生物活性評価の結果、微生物量は非常に低密度であり、実施した 試験条件における圧縮ベントナイト中の微生物活性は、抑制されていることを示した。一方 で、様々な反応系における腐食メカニズムの解明や、より処分環境に近い条件における腐食 試験の実施を課題として挙げた。

平成 27 年度は、ベントナイト中における微生物による鉄腐食活性に関する知見を拡充し、 その腐食活性を支配する要因、メカニズムを明らかにするために、ベントナイト中での鉄腐 食性メタン生成菌および微生物群集を対象とした炭素鋼の腐食評価試験を実施すると共に、 炭素鋼片を埋設した圧縮ベントナイトカラムを用いた長期腐食評価試験を実施した。また、 微生物の関与による C-14 移行挙動の変化について評価するため、有機化合物に対する拡散デ ータを取得した。

1)鉄腐食性メタン生成菌の金属腐食活性とそれに及ぼすベントナイトの影響 ①鉄顆粒を金属材料とした鉄腐食試験

ベントナイト中の金属腐食に及ぼす微生物影響とそのメカニズム、腐食活性を支配する要 因について明らかにするため、近年その存在が示された金属腐食性メタン生成菌 Methanococcus maripaludis KA1 (NBRC102054) (以下、KA1株)を対象とし、KA1株用培養 液中における種々のベントナイト濃度条件(0 g L⁻¹–1000 g L⁻¹)での金属腐食活性を評価し た。金属材料としては、表面積が大きく腐食反応が進行しやすい鉄顆粒(iron 99.98%, 1-2mm, Alfa Aesar)を選択し、各培地に2g/30mlの濃度で添加した。KA1株は、二酸化炭素を炭素 源とし、金属鉄から電子を獲得し、メタンを生成しながら増殖する。これら KA1 株の増殖反 応により、金属鉄から二価鉄の溶出(腐食)が促進されることが報告されている(CO₂ + 4Fe⁰ + 8H⁺ → CH₄ + 4Fe²⁺ +2H₂O)。そこで、1 ヶ月の試験期間中、経時的にガス発生(水素、メ タン)および培養液成分(二価鉄溶出量、陰イオン、陽イオン)を測定した。培養液成分の 分析については、300 g L⁻¹以上のベントナイト高濃度条件ではベントナイトが膨潤・固形化 し、培養液の採取が不可能であったため、0 g L⁻¹-100 g L⁻¹を測定対象とした。1 ヶ月の試 験終了後、KA1 株を植菌した試料では、培養液が溶出した二価鉄と想定される緑色に変色し た(図2.2.2-17)。また、高ベントナイト濃度条件下では、鉄顆粒周辺のベントナイトが緑 色に変色するとともに、ガス発生によるベントナイト層内での亀裂の発生が見られた(図 2.2.2-17(f)-(h))。このような変化は、無菌区においては観察されなかったことから、 KA1 株による金属腐食およびメタン発生によるものと推定される。経時的な鉄溶出量の変化 およびガス発生量を図 2.2.2-18 に示す。二価鉄濃度は、無菌区においてベントナイト濃度に 依存して緩やかに上昇し 0.5-1.5 mM 程度であったのに対して、KA1 株を植菌した試料では、 顕著な二価鉄の増大が見られ、最大で無菌区の約5倍(5.6 mM)の値を示した(ベントナイ

ト濃度 10 g, 100 g L⁻¹, 図 2.2.2-18 (a))。KA1 株による二価鉄溶出量は、ベントナイト を添加しない場合と比較し、ベントナイト量が多い条件 (1-100 g L⁻¹) において多い傾向 が得られた。この二価鉄溶出が鉄材料の腐食に由来していること (ベントナイトからの鉄溶 出ではないこと)を確認するため、対照実験として、鉄顆粒を添加せず同様のベントナイト 濃度条件で試験を行ったところ、KA1 株の有無に関わらず鉄の溶出は確認されなかった。し たがって、メカニズムは不明であるが、ベントナイトの添加により KA1 株による鉄の腐食の 促進が明らかになった。



(a) 0 g L⁻¹, (b) 0.1 g L⁻¹, (c) 1 g L⁻¹, (d) 10 g L⁻¹, (e) 100 g L⁻¹, (f) 300 g L⁻¹,
(g) 500 g L⁻¹, (h) 1000 g L⁻¹、それぞれ左が無菌区、右が植菌区

図 2.2.2-17 各ベントナイト条件下での鉄顆粒腐食試験1ヶ月後の写真(KA1株)

次に、ガス発生量について図 2.2.2-18 (b) - (d) に示す。無菌区においては、連続的な 水素の増加がみられる一方で、メタンガスの発生はほぼ見られなかった。この水素発生は、 非生物的な鉄の自然酸化によるものと推測され (Fe⁰ → Fe²⁺+2e⁻, 2H⁺ + 2e⁻ → H₂)、水と の接触頻度が低下する高いベントナイト濃度において水素発生速度の低下が見られた。一方、 KA1 株を植菌した試験条件では、水素発生はほぼ見られず、顕著なメタン発生が確認された。 このメタンは、KA1 株の作用により溶存二酸化炭素と鉄顆粒由来の水素もしくは電子から生 成されたと考えられる。KA1 株植菌区のメタン発生量は、ベントナイトを含まない培養条件 が最も高く、ベントナイト濃度が高まるにつれて低下した。腐食反応式より、メタン発生量 は二価鉄溶出量と正の相関関係にあるはずであるが、鉄の溶出量と逆の傾向を示した。本実 験系において、二酸化炭素ガス、メタンガスを無菌区の気相部に注入した場合においても、 二酸化炭素およびメタンガスの吸着が見られた (図 2.2.2-19) ことから、ベントナイトは ガス吸着能を有すると言える。よって、この傾向が逆転する現象は、ベントナイト内で発生 したメタンガスがベントナイトへ吸着し、気相に移行しなかったためと考えられる。また、 ベントナイト高濃度条件(300,500,1000gL⁻¹) では、ベントナイトがほぼ固形化してお り、亀裂の有無によるガス移行の差異や吸着性の変化によって鉄顆粒近傍で発生したガスの 定量性にバラつきが生じる。そのため、100gL⁻¹以下の濃度条件と発生量を比較することは 困難であるが、少なくとも 300gL⁻¹を超える高濃度条件においても、植菌区ではメタン発 生が検出されており、これらの条件においても KA1株による腐食が進行していることが支持 された。全体としての腐食活性は、ベントナイト非存在時と比較して低いものの、鉄材料近 傍では腐食反応によるメタン発生に起因するベントナイト層に亀裂が発生するケースが示さ れ、人工バリア性能の観点から慎重な評価が必要と考えられる。

各ベントナイト濃度条件での金属腐食活性を評価する指標の一つとして、KA1 株の増殖を 定量するため、均一なベントナイト懸濁液を回収できる濃度域の試料(0-100 g L⁻¹)を採取 し、DNA 抽出後、濃度測定を行った(図 2.2.2-20)。その結果、二価鉄溶出の傾向と同様にベ ントナイト濃度が高い試料において、高い DNA 回収量が得られたことから(ベントナイト濃 度 0 g L⁻¹に対して 100 g L⁻¹で約 3 倍)、KA1 株の活発な増殖が示唆された。以上の結果より、 「ベントナイトの存在が微生物の活性を阻害し、ベントナイト中では微生物の腐食速度への 影響は小さい。」という、これまでの知見(核燃料サイクル開発機構, 2001)とは異なり、KA1 株では、ベントナイト存在時に鉄腐食性メタン生成反応が促進されることが示された。ただ し、本研究で確認されたベントナイト添加によるメタン生成反応の活性化が、ベントナイト 自体に起因するものなのか、あるいはベントナイトに限らず微粒子の存在によって形成され る空間などが活性を促進するのかについては、今後詳細な調査が必要と考える。



図 2.2.2-18 KA1 株の鉄顆粒の腐食活性にベントナイトが及ぼす影響(1/2)



(d) 高濃度ベントナイト条件 (300-1000 g L⁻¹) で1ヶ月試験後の気相部ガス組成 (+/-は植菌の有無を示す)





図 2.2.2-19 ベントナイトのガス吸着試験結果



図 2.2.2-20 ベントナイト懸濁液中のDNA濃度

②炭素鋼片を用いた KA1 株による鉄腐食試験

鉄顆粒を金属材料として用いた腐食試験では、300gL⁻¹以上のベントナイト濃度条件では、 ベントナイト試料採取やメタンガスの吸着による実際の発生量評価の困難さ、ベントナイト 内の不均一性(鉄顆粒近傍とその他)があることから、他条件との腐食活性の定量的な比較 はできなかったが、300gL⁻¹以上においても腐食の進行が確認されたことから、定量的にそ の腐食活性を評価することが必要である。そこで、次に金属材料として試験後の回収が容易 であり、腐食による重量減損により各条件間での腐食活性比較が可能である、炭素鋼片を鉄 顆粒の代わりに選択し、KA1株による同様の腐食試験を実施した。1ヶ月の培養期間終了後の 試料では、いずれの条件においても鉄顆粒を用いた試験で見られたような大きな変化は見ら れなかった。

腐食活性を評価するために、培養液が採取可能である 0-100 g L⁻¹の条件では、試験期間 中は継時的に二価鉄溶出量を測定した。また、培養終了後にベントナイトの中から炭素鋼片 を回収し、重量減少量を測定した(図 2.2.2-21)。炭素鋼試験片は、昨年と同様に一般構造 用圧延鋼材用の炭素鋼板 SS400 (厚さ 0.5 mm) を 2 面研磨 (400 番) 後、8 mm 角 (8x8xt0.5 mm, 表面積 1.44 cm²)に切り出し、アセトンに浸漬、超音波洗浄により脱脂後、実験に用いた。 無菌区ではほぼ二価鉄の溶出が見られなかったのに対して、植菌区では全ての試料において 鉄溶出量は経時的に増加し、1gL⁻¹および10gL⁻¹のベントナイト存在時では、ベントナイ トを含まない条件と比較して高い2価鉄溶出活性が示された。また、炭素鋼片の重量減損で 腐食を評価した場合、植菌区 0-1 g L⁻¹では KA1 株による約 70 mg month⁻¹の顕著な炭素鋼片 の重量減損が見られた一方で、ベントナイト濃度 10 g L⁻¹および 100 g L⁻¹では徐々に活性 が低下し、300gL⁻¹-1000gL⁻¹では、ほぼKA1株による炭素鋼片の重量減損は抑制された(図 2.2.2-21(b))。ガス発生についても鉄顆粒を使用した場合と同様に、無菌区ではメタンの 発生が見られず、0-10 g L⁻¹の濃度範囲において自然酸化による経時的な水素発生が確認さ れた。その一方で、植菌区では水素発生がほぼ見られず、0-100gL⁻¹の濃度範囲において重 量減損の傾向と一致するメタン生成が確認された (図 2.2.2-21(c), (d), (e))。これらの結 果から、KA1株が誘引する腐食では、KA1株が炭素鋼片近傍に存在し、直接的に作用する必要 性があるため、KA1 株と炭素鋼片の接触頻度を物理的に低下させる高濃度ベントナイト条件 (固形化する 300 g L⁻¹ 以上)では、腐食活性が抑制される可能性が示された。この炭素鋼 片を用いた試験の結果と鉄顆粒を用いた試験で得られた結果の差異は、表面積の差に起因す ると推定される。また、鉄顆粒、炭素鋼片を用いた試験ともに、KA1 株による二価鉄溶出は 試験期間1か月を通して連続的に増加していることから、より長期間の試験においてこれら の環境条件でどこまで腐食が進行・継続するか最大腐食量を定量的に見積もるとともに、性 能評価に資するため腐食活性の継続する環境条件を抽出する必要がある。



(a) 二価鉄溶出量の経時変化



(b) 試験終了後の炭素鋼片の重量減損

図 2.2.2-21 KA1 株による炭素鋼片腐食試験の解析(1/2)





(e) 1ヶ月の試験終了後の気相部のガス濃度(+/-は植菌の有無を示す)

図 2.2.2-21 KA1 株による炭素鋼片腐食試験の解析(2/2)

③環境微生物群集の金属腐食活性とそれに及ぼすベントナイトの影響

上述の試験は、メタン生成菌のみを対象として実施されたが、実際の環境には様々な微生 物が相互作用しながら生息していることから、集合体微生物を用いた評価を行うことが望ま しいと考える。そこで、本試験では、平成26年度に汽水湖沼底泥試料から集積した金属腐食 を引き起こす微生物群集試料(VM-I medium enriched Community, 以下 VMC と略す)を用い て評価を実施した。平成26年度の研究結果から、VMC中の微生物群集構成種はClostridia、 Deltaproteobacteria、Methanofollis などに属する発酵菌、酢酸生成菌、硫酸還元菌、メタ ン生成菌からなることが明らかにされている。VMC による炭素鋼の腐食影響評価を行うため に、反応溶液中の鉄濃度、有機酸濃度および気相部分のガス濃度測定を行うとともに、溶液 内部および直接的に腐食に関与することが想定される炭素鋼片上の微生物群集についても DNA 解析を実施した。金属材料として炭素鋼を用い、様々なベントナイト濃度(0-1000 g L⁻¹) で、バイアル密閉瓶を使用した嫌気条件下において、VMC の腐食試験を1ヶ月間実施した。 炭素鋼試験片は、昨年度と同様に一般構造用圧延鋼材用の炭素鋼板 SS400(厚さ 0.5 mm)を 2 面研磨(400 番)後、8 mm 角(8x8xt0.5 mm,表面積 1.44 cm²)に切り出し、アセトンに浸 遺、超音波洗浄により脱脂後、実験に用いた。無菌区では培養開始時と観察の結果に大きな 変化は見られなかったが、VMC を植菌した試験条件では、硫酸還元菌の作用によって発生し た硫化水素と炭素鋼片から溶出した鉄との反応により生成した硫化鉄と推定される黒色沈殿 の発生が見られた。ベントナイト濃度 0-10gL⁻¹までは培養液が均一に黒色に濁り、300gL⁻¹ 以上の高濃度域ではベントナイト内の炭素鋼片が設置されている近傍において黒変が確認さ れた。

|無菌区では乳酸が残存していたのに対して、ベントナイト濃度条件に関わらず、植菌区で は炭素源である乳酸は検出されず、酢酸と二酸化炭素の増加が見られたことから、全てのベ ントナイト濃度条件において微生物が乳酸を分解し、酢酸および二酸化炭素を生産しながら 増殖していることが推定された。また、無菌区と比較して、硫酸イオンはベントナイト濃度 範囲(0-100 mg L⁻¹:培養液採取可能範囲)の植菌区において減少傾向が見られたことから、 特に硫酸還元菌の増殖が示唆された。一方、ベントナイト(0-100 g L⁻¹)の範囲の植菌区に おいてメタンの発生が検出されており(図 2.2.2-22(a))、この範囲内でメタン生成菌の 増殖が推定された。水素については、メタン生成菌の増殖が推定された試験条件(植菌区) ではほぼ検出されず、無菌区において炭素鋼片の自然酸化からの発生と推定される水素が検 出された(図 2.2.2-22(b))。試験終了後に取り出した炭素鋼片の重量変化を測定したと ころ、全ての試験区において重量減少が確認され(図 2.2.2-23(a))、特に植菌区におい て減少量が増大した(図2.2.2-23(b): 植菌区と無菌区の差分)。VMCに存在する微生物の 作用によって、ベントナイト存在下においても炭素鋼片の腐食が促進されることが確認され た。また、その重量減損はベントナイト濃度に依存して変化し、ベントナイト濃度 10 g L⁻¹ での減損量(無添加時の6倍程度)を最大とし、100gL⁻¹以上では低下した。ベントナイト 懸濁液より溶液の回収が可能である 0-100 g L⁻¹について培養液中の二価鉄濃度を測定した ところ、重量減損の傾向と同様に 10 g L⁻¹-100 g L⁻¹のベントナイト濃度条件において、二 価鉄の溶出が VMC によって促進される傾向が示された。







図 2.2.2-22 培養終了時(4週間後)の気相部ガス濃度



(a) 炭素鋼片の重量減損



(b) 重量減損の差分(植菌区-無菌区)

図 2.2.2-23 各ベントナイト濃度条件における鉄腐食活性

メタン生成菌の試験と同様に、高いベントナイト濃度域(300 g L⁻¹-1000 g L⁻¹)で腐食活 性が低下したのは、ベントナイトによる炭素鋼片と微生物の接触頻度の低下によるものと考 えられる。しかし、低いレベルではあるが腐食活性が検出されていることから(1000 g L⁻¹) において最大活性(10 g L⁻¹)の約 22 %)、低ベントナイト濃度域とは異なる微生物・メカ

ニズムにより腐食が起こっている可能性が考えられる。腐食活性とベントナイト内での微生 物増殖活性の関係を推定するため、植菌区のベントナイト懸濁液から DNA 抽出を実施し、16S rRNA 遺伝子をターゲットとして原核生物全体とメタン生成菌の定量を行った(図 2.2.2-24)。 その結果、ベントナイトを添加した条件(0.1gL⁻¹-1000gL⁻¹)では、ほぼ同程度の10⁹-10¹⁰ cells ml⁻¹相当の原核生物が検出された。既報では、固液比が大きくなると硫酸還元菌の生 育数は低下し、約1000 g L⁻¹以上ではほとんど増殖できないと報告されているが(核燃料サ イクル開発機構, 2001)、本試験系では、ベントナイト濃度 300 g L⁻¹-1000 g L⁻¹において 初期菌体密度 2.3×10⁷ copies-16S rRNA ml⁻¹ に対して顕著な微生物の増殖が確認されてい る。一方、メタン生成菌は、総原核生物密度に対して1%程度の密度であるが、1-100 g L⁻¹ の範囲において存在していることが明らかとなった。これらメタン生成菌が検出された試験 のベントナイト濃度条件は、大きい重量減損が見られた試験条件と一致する。ベントナイト を含まない 0 g L⁻¹ においても培養液は黒変し、硫酸還元菌の増殖は確認される。しかし、 メタン生成菌の増殖が示唆される条件(1 g L⁻¹-100 g L⁻¹)と比べて腐食活性は低く、腐食 活性は硫酸還元菌単独よりもメタン生成菌と共存することで促進される可能性が考えられる。 また、同一の培地を使用し、同一の植菌源から培養を開始しても、ベントナイト濃度に依存 してメタン生成菌量および腐食活性が変わったことから、ベントナイトの存在によりメタン 生成菌の生育が促進される機構が存在することが推定された。今後、詳細な微生物叢解析を 実施することで、ベントナイトの直接的な影響なのか、あるいはベントナイトの添加により 付着可能な表面積が大きくなることで、微生物増殖が活発になったのかなどを含め、腐食メ カニズムや腐食活性に影響を及ぼす影響因子を明らかにして行く必要がある。



図 2.2.2-24 培養終了後の各ベントナイト懸濁液中に含まれる微生物量の推定

2) 圧縮ベントナイトカラムを用いた炭素鋼片の腐食試験

人工バリアにおいて、炭素鋼などの処分容器の周りは緩衝材(ベントナイトとケイ砂の圧 密体) で覆われているため、処分容器の腐食挙動を評価する上で圧縮緩衝材中での微生物腐 食活性を評価し、その活性を支配する要因およびメカニズムを明らかにすることが必要であ る。前節では、緩衝材に内在もしくは緩衝材の劣化などで内部に微生物が侵入した場合を想 定し試験を行ったのに対して、ここでは人工バリア外の微生物がより高いベントナイト濃度 条件である圧密された緩衝材(高い膨潤圧)内部への移行や、金属材料に影響を与えること を想定した腐食試験を圧縮ベントナイトを用いて実施した。平成26年度に実施した圧縮ベン トナイト中の微生物増殖に関する評価では、腐食試験に用いた浸漬液中の微生物密度が非常 に低い状態であったことから、平成27年度は処分環境を想定して試験溶液中の微生物密度を 高めた試験を実施した。使用する微生物としては、これまでの試験結果から物理的に金属材 料と微生物の接触が抑制される高濃度条件 1000 g L⁻¹においても微生物による腐食促進がわ ずかながら見られた VMC を選択した。また、処分環境では、処分場建設工事に伴う種々の無 機および有機物の流入や急激な酸化環境への変動、閉鎖後の長期にわたる還元環境への大幅 な移行に伴って微生物が増殖することが予測され、埋め戻し材中の間隙水量に換算すると 10¹⁰ cells ml⁻¹ オーダーの微生物増殖の可能性が指摘されている(井上ほか, 2004)。そこ で、培地など培養条件としては、VMC の増殖に適した条件を設定した。腐食試験には、PEEK 製およびチタン製カラムを用いた。PEEK 製カラムについては、乾燥密度 1.0 g cm⁻³もしくは 1.6 g cm⁻³に調整された緩衝材(現時点の想定される緩衝材、ベントナイト(クニゲル V1、 クニミネ工業)-ケイ砂(5号)の7:3 混合体)中に炭素鋼片(8×8×t0.5 mm,表面積 1.44 cm²) 1 枚を設置し、油圧ジャッキで圧縮成型後、カラム内に充填した。また、チタン製カラムに ついては、同様の作業工程で炭素鋼片(10×10×t2 mm, 表面積 2.8 cm²)4枚を圧縮ベント ナイト中に設置した。カラム部分に圧縮ベントナイトを充填後、シリコンスペーサーおよび ベントナイト漏出抑制のためのパールコーンフィルタ(孔径 100 µm)を挟み上板、下板でね じ止めすることで密閉した。PEEK 製カラムは温度条件 30 ℃、チタン製カラムは 50 ℃の試 験に使用し、それぞれのカラムについて、次のようにセッティングを行った。密閉したカラ ム内の酸素を除去するため、真空引きと窒素置換を行い、さらに 12 時間以上 0.1 Torr 程度 の減圧下に静置した。次に、嫌気チャンバー内でガラス密閉瓶に入れた VM-I 培地 500 ml に 試験カラムを浸漬後、VMC(菌体密度 4.2×10⁹ copies-16S rRNA gene ml⁻¹)を 3 ml 植菌し、 温度 30 ℃もしくは 50 ℃で浸漬培養試験を開始した(図 2.2.2-25)。炭素鋼片を設置した 圧縮ベントナイトカラムの作製後、表 2.2.2-3の試験条件に従い、無酸素条件下にて、12 x 2 セット(30 ℃、50 ℃)のカラム試験を開始した(30 日、90 日、180 日、365 日)。30 ℃試 験においては、培養期間1週間ごとにガラス密閉瓶上部に設置したシリコン栓部分からガス を採取し、ガスクロマトグラフィーによりガス組成の測定を行った。2 つの温度条件(30, 50 ℃)で1ヶ月の浸漬後、密閉瓶を開放し、浸漬培養液の成分分析(HPLC, IC, 鉄濃度)を 行うと共に、カラムを開封し、緩衝材の水分活性を測定した後、緩衝材内の炭素鋼片を取り 出し、重量減少測定を行った。また、培養液の一部および炭素鋼片周辺の緩衝材(約厚さ6mm、

表裏3 mm ずつ)を採取し、DNA分析に供した。平成27年度の成果として、30日間の試験結果を報告する。

(b)

(a)



(a) 浸漬用密閉瓶 (30 ℃)
 (b) 浸漬用密閉瓶 (50 ℃)
 図 2. 2. 2-25 カラム浸漬試験

	乾燥密度						
	1.0 g cm^{-3}	1.6 g cm^{-3}					
30 ℃ PEEK 製カラム	培養日数(30 日,90 日, 180 日, 365 日)* 植菌、非植菌 (各条件 n=3)	培養日数(30 日,90 日, 180 日, 365 日)* 植菌、非植菌 (各条件 n=3)					
50 ℃ チタン製カラム	培養日数(30日,90日,180日,365 日)* 植菌、非植菌 (各条件 n=3)	培養日数(30 日,90 日, 180 日, 365 日)* 植菌、非植菌 (各条件 n=3)					

表 2.2.2-3 浸漬試験における試料リスト

*平成 27 年度解析対象としたのは試験期間 30 日の試料のみ

30 ℃の試験終了後にカラムを開封した後のベントナイトの写真を、図 2.2.2-26 に示す。 無菌区のベントナイトは、試験開始前のベントナイトと比較しても、見た目にほぼ変化がな く、内部の炭素鋼片および近傍のベントナイトに関しても変化は見られなかった。その一方、 植菌区では、パールコーンフィルタと接している圧縮ベントナイトの表面が黒色に変化し、 さらに、圧縮ベントナイト内部においては、炭素鋼片を設置した中心部のみ鉛直方向に黒変 が続いた(図 2.2.2-26(b))。50 ℃の試験終了後のカラムについては、30 ℃の試験時と 比べて大きな変化は見られないが、1.0 g cm⁻³の圧縮ベントナイトでは、炭素鋼片周辺において黒変が見られた(図 2.2.2-27)。これら黒変は、前節の試験においても観察されたものと同様に硫酸還元菌の代謝によって発生した硫化水素に起因する硫化鉄と考えられた。



(a) 無菌区 1.0 g cm⁻³, 左:表面、右:炭素鋼片近傍、(b) 植菌区 1.0 g cm⁻³, 左:表面、
 右:炭素鋼片近傍 (c) 植菌区 1.6 g cm⁻³,表面、(d) 鉛直方向および炭素鋼接触部の
 ベントナイト、左:1.0 g cm⁻³、右:1.6 g cm⁻³

図 2.2.2-26 1ヶ月試験終了後の圧縮ベントナイトの写真(30 ℃試験)



(a) 1.0 g cm⁻³, (b) 1.6 g cm⁻³

それぞれ左写真がベントナイトカラム表面、右写真が一部削り撮影した炭素鋼近傍の写真

図 2.2.2-27 1ヶ月試験終了後の圧縮ベントナイト写真(50 ℃)

圧縮ベントナイトを解体し、ベントナイトの水分活性を測定するとともに、炭素鋼片を取り出し、重量を測定した。その結果、ベントナイトの水分活性は 30 ℃、50 ℃試験共に 0.98 (1.0 g cm⁻³) および 0.97 (1.6 g cm⁻³) であった。炭素鋼片の重量を測定した結果、30 ℃ の試験では、1.0 g cm⁻³条件において VMC の影響により約 1 mg の腐食減損量の増大が見られたが、1.6 g cm⁻³では、VMC の存在による腐食の促進はほとんど見られなかった。50 ℃の試験では、1.0 g cm⁻³および 1.6 g cm⁻³ともに、無菌区と比べて植菌区において 1.0 mg 前後の腐食減損量増加が見られた。これら VMC による腐食の影響は、温度に依らず、乾燥密度が小さい 1.0 g cm⁻³において 1.6 g cm⁻³よりも大きい傾向が明らかとなった(図 2.2.2-28)。

の腐食メカニズムを推定するため、培養液成分、気相部のガス組成の分析を行うとともに、 この炭素鋼近傍のベントナイトとカラム外の培養液を回収し、DNA 抽出を実施した。カラム 外の培養液への二価鉄溶出量は、植菌区と無菌区間で顕著な差異は見いだせなかった(図 2.2.2-29)。30 ℃の試験ではメタンの増加が確認された(図 2.2.2-30)。また、硫酸イオ ン濃度の減少も確認された。30 ℃、50 ℃試験の植菌区では、乳酸(初期濃度 53.5 mM)が 分解され、酢酸、二酸化炭素の生成が検出された(図 2.2.2-31)。したがって、本試験にお いても硫酸還元菌およびメタン生成菌の増殖が推定された。



(左:30 ℃試験,右:50 ℃試験)
 図 2.2.2-28 1ヶ月試験終了後の炭素鋼片重量減損



(左:30 ℃試験、右:50 ℃試験)
 図 2.2.2-29 1ヶ月試験終了後のカラム浸漬液中の鉄濃度



図 2.2.2-30 1か月試験終了後のガラス密閉瓶気相部のガス濃度組成(30 ℃試験)



図 2.2.2-31 1ヶ月試験終了後のカラム浸漬液中の有機酸濃度

また、カラムを浸漬した培養液中には、 $10^9 \sim 10^{10}$ cells ml⁻¹の微生物が含まれていたのに 対して、炭素鋼近傍のベントナイトより抽出された DNA は定量限界未満であり、圧縮ベント ナイト内での微生物の顕著な増殖は示されなかった(表 2.2.2-4)。したがって、1ヶ月の短 期試験で示された 30 ℃、50 ℃試験(1.0g cm⁻³)の植菌区において促進された腐食反応は、 ベントナイト内部に微生物が存在する前述のバイアル試験とは異なり、腐食微生物は現時点 ではベントナイト中の炭素鋼近傍まで移行しておらず、代謝産物である硫化水素によって間 接的に腐食が誘引された可能性が考えられた。今後、長期間の試験で腐食影響が顕在化して いない条件での腐食活性やベントナイトのフィルター効果の持続性を含め、定量的な評価に 繋げていく必要がある。

	乾燥密度 (g cm ⁻³)				
	1.0	1.6			
30 ℃ (カラム外培養液)	$7.9 \times 10^9 \pm 7.0 \times 10^8$ copies ml ⁻¹	$6.6 \times 10^9 \pm 1.1 \times 10^8$ copies ml ⁻¹			
30 ℃ (ベントナイト)	N. D.	N. D.			
50 ℃ (カラム培養液)	4. $2 \times 10^{10} \pm 3.2 \times 10^{9}$ copies ml ⁻¹	2.2 × 10 ¹⁰ ± 1.1 × 10 ⁹ copies ml ⁻¹			
50 ℃ (ベントナイト)	N. D.	N. D.			
N.D. : 検出な					

表 2.2.2-4 カラム外培養液および圧縮ベントナイト中の微生物密度

3) C-14 を含む有機化合物の圧縮ベントナイト中の拡散挙動の評価

使用済燃料や放射化された構造材金属材料中には、N-14の中性子照射により生成した C-14 が含まれている。C-14 は、人工バリアや岩盤への収着性が低いと予測されることから、使用 済燃料の直接処分においては、安全評価上、被ばく線量に大きく寄与する重要な核種となる ことが考えられる。これまでの研究より、使用済燃料や金属材料から放出される C-14 は、無 機および有機の両形態として存在することが確認されており、有機形態で存在する C-14 は、 分子量の小さいアルデヒド類、カルボン酸、アルコール類などと報告されている(Kaneko et al., 2003)。

処分場環境においては、放出された C-14 を含む有機化合物が微生物の関与により分子量の より小さい有機化合物へ変化する可能性や、メタンへ還元または CO₂ へ酸化される可能性が ある。C-14の人工バリアや岩盤中での収着拡散挙動は、その化学形態に依存するため、使用 済燃料や金属材料から放出される有機、無機形態の C-14 や、それらが微生物により分解され て生成する有機、無機化合物について収着拡散データを拡充し、微生物の関与による C-14 移行挙動の変化について把握する必要がある。しかしながら、これらの無機および有機化合 物の収着拡散挙動に関する研究は十分に実施されておらず、安全評価に向けたデータを拡充 していく必要がある。 本研究では、分子量の小さい有機化合物として、まず、酢酸ナトリウムを選定し、圧縮ベ ントナイトに対する透過拡散試験を実施して酢酸イオンの実効拡散係数の実測値を取得した。 また、同じ陰イオンとして圧縮ベントナイト中を拡散するヨウ化物イオンの透過拡散試験を 実施し、酢酸イオンとの拡散挙動の違いについて検討を行った。

①試験手法

拡散試験には、有機化合物のトレーサーとして、C-14 で標識された酢酸ナトリウムを使用 した。試験溶液は、0.5 mol 1⁻¹の NaCl 溶液とした。試験溶液の pH は、圧縮ベントナイト間 隙水の pH として想定される pH8 付近とした。pH8 付近においては、酢酸ナトリウムはほぼ酢 酸イオンとナトリウムイオンに解離しており、得られる実効拡散係数は酢酸イオンのものと なる。試験に使用するベントナイトは、随伴鉱物の影響を排除した基礎的なデータを拡充す るため、精製モンモリロナイトであるクニピアFを使用した。クニピアFの乾燥密度は、1.4 Mg m⁻³とした。試験は、同条件の 2 試料(試料 1、試料 2)を作製して実施した。

試験に使用した循環型拡散試験装置を、図 2.2.2-32 に示す。拡散セルは、ベントナイトを 圧縮充填する試料プレート部と、試料プレートを保持するとともに、ベントナイト試料表面 にフィルターを通じて溶液を循環させる 2 枚の溶液循環プレート部から構成されている。拡 散セルには、トレーサーを添加した溶液の入った高濃度側容器と、トレーサーを添加してい ない試験溶液の入った低濃度側容器を四フッ化チューブにより接続した。拡散セルへは、高 濃度側容器と低濃度側容器から、送液ポンプにより溶液循環プレートのフィルター部分へ溶 液を循環させ、ベントナイト中に高濃度側溶液から低濃度側溶液へトレーサーを拡散させた。

試験は、まず、クニピアFを110 ℃で1日程度乾燥させた後、所定の乾燥密度で拡散セル に充填し、雰囲気制御グローブボックス内で拡散セルを0.5 mol 1⁻¹の NaCl 溶液中に浸漬し た。拡散セルは、含水飽和を促進させるため、NaCl 溶液に浸漬した状態で減圧して数時間維 持した。その後、拡散セルに試験溶液を循環させ、ベントナイトを含水飽和させた。含水飽 和後、高濃度側容器に約 1000 ml、低濃度側容器には 30 ml の試験溶液を添加して循環装置 を組み立て、陰イオンとして拡散する酢酸イオンと比較するため、高濃度側容器に NaI 溶液 を添加し、ヨウ化物イオン(I⁻)の拡散試験を実施した。NaI 溶液の濃度は、5×10⁻³ mol 1⁻¹ とした。NaI 溶液を添加して試験を開始した後、高濃度側容器中の溶液を定期的に採取し、 ヨウ素濃度を測定した。低濃度側溶液については、拡散セルに接続している容器を、試験溶 液を添加した別の容器と定期的に交換し、交換した溶液中のヨウ素濃度を測定した。

高濃度側および低濃度側試験溶液中のトレーサーの濃度変化より、ヨウ素の実効拡散係数 を算出した後、C-14で標識された酢酸ナトリウム溶液を高濃度側容器に添加し、酢酸イオン (CH₃COO⁻)の拡散試験を開始した。試験開始後、ヨウ化物イオン拡散試験と同様に、高濃度 側容器中の溶液は定期的に採取、低濃度側容器中の溶液は別の容器と定期的に交換して C-14 の放射能濃度を測定し、C-14の濃度変化より酢酸イオンの実効拡散係数を算出した。

酢酸イオン拡散試験終了後、拡散セルを解体して 0.4~0.8 mm の厚さでベントナイトをス ライスし、スライス片中の C-14 濃度の測定を行って、ベントナイト中の濃度プロファイルを 取得した。ベントナイトスライス片は、遠沈管に採取して 1 mol 1⁻¹の NaCl 溶液を添加し、 遠沈管を数日振とうした。その後、遠心分離を行って上澄み液を採取することによりベント ナイト中の C-14 を抽出した。



図 2.2.2-32 循環型拡散試験装置図

2解析手法

実効拡散係数は、以下に示す式 2.2.2-1 に示すフィックの第一法則に基づいて、低濃度側 溶液の濃度変化より算出した定常状態におけるトレーサーのフラックスと高濃度側溶液中の トレーサー濃度より式 2.2.2-2 に従って算出した。



ここで、*D*_eは実効拡散係数、*J*はトレーサーのフラックス、*C*_pはベントナイト間隙水中の トレーサー濃度、*x*はベントナイトと高濃度側溶液との接触界面からの距離、*L*はベントナイ ト厚さ、*C*_Hは高濃度側溶液中のトレーサー濃度である。式 2.2.2-2 は、低濃度側溶液中のト レーサー濃度が無視できるとし、定常状態において圧縮ベントナイト間隙水中のトレーサー 濃度が直線的に減少すると仮定して導出した。また、実効拡散係数は、トレーサーの自由水 中の拡散係数と式 2.2.2-3 の関係で表される。

 $D_e = FF \cdot D_0 \dots \overrightarrow{\mathfrak{R}} 2.2.2-3$

ここで、*D*₀ はトレーサーの自由水中の拡散係数、*FF* は形状因子である。形状因子は、圧縮ベントナイト中でのトレーサーの拡散に関与する間隙率や拡散経路などの情報を含むパラメータである。

圧縮ベントナイト中におけるトレーサーの拡散に寄与する間隙率(有効間隙率)は、式 2.2.2-4より算出した。



ここで、*ε*_{eff}は有効間隙率、*C*_bは固相を含む圧縮ベントナイト中のトレーサー濃度、*C*_Lは 低濃度側溶液中のトレーサー濃度である。*C*_bは、ベントナイトのスライスにより取得したベ ントナイト中のトレーサー濃度より決定した。圧縮ベントナイト間隙水中の位置 *x* における トレーサー濃度 *C*_pは、圧縮ベントナイト間隙水中のトレーサー濃度が直線的に減少すると仮 定して、式 2.2.2-5 より算出した。算出には、試験終了時の低濃度側溶液中のトレーサー濃 度を *C*_Lの値として使用した。

③試験結果

図 2.2.2-33 に、低濃度側溶液へ透過した各トレーサーのフラックスおよび高濃度側溶液中 の各トレーサーの濃度変化を示す。トレーサーのフラックスは、高濃度側溶液中のトレーサ ー濃度により規格化した値を示す。図より、ヨウ化物イオンのフラックスは 20 日程度、酢酸 イオンのフラックスは 60 日程度で定常に達していることがわかる。また、高濃度側溶液中の トレーサー濃度の低下は、観察されていない。定常状態におけるフラックスと高濃度側溶液 中のトレーサー濃度より、式 2.2.2-2 に従って各トレーサーの実効拡散係数を算出し、算出 した実効拡散係数より、式 2.2.2-3 に基づいて形状因子を算出した。それぞれの値を、表 2.2.2-5 に示す。



図 2.2.2-33 低濃度側溶液へ透過した各トレーサーのフラックスおよび高濃度側溶液中の 各トレーサーの濃度変化

図 2.2.2-34 に、ベントナイト中の C-14 の濃度分布および得られた濃度分布より算出した 有効間隙率を示す。ベントナイト中の濃度分布は、定常状態における高濃度側溶液中の C-14 濃度により規格化した値として示す。有効間隙率は、概ね 0.1~0.2 程度の値が得られている。 各試料に対する有効間隙率の平均値を、表 2.2.2-5 に示す。



図 2.2.2-34 ベントナイト中の C-14 の濃度分布および有効間隙率

乾燥密度	NaCl 濃度	ヨウ化物	かイオン	酢酸イオン			
$(Mg m^{-3})$	$(mol \ 1^{-1})$	D_e (m ² s ⁻¹)	FF	D_e (m ² s ⁻¹)	FF	\mathcal{E}_{eff}	
1.4	0.5	4. 0×10^{-12}	2. 0×10^{-3}	2. 3×10^{-12}	2. 1×10^{-3}	0.13	
		4. 4×10^{-12}	2. 1×10^{-3}	2. 6×10^{-12}	2. 4×10^{-3}	0.14	

表 2.2.2-5 実効拡散係数、形状因子、有効間隙率の実測値

圧縮ベントナイト中においては、ベントナイトに含まれるモンモリロナイトが負に帯電し ていることから、モンモリロナイト表面付近で陰イオンの濃度が低下すると考えられている。 これは、陰イオン排除効果と呼ばれ、有効間隙率の低下として観察される。表 2.2.2-5 に示 すように、酢酸イオンの有効間隙率は 0.13-0.14 であった。これに対し、乾燥密度 1.4 Mg m⁻³ の圧縮モンモリロナイトの全間隙率は 0.5 程度であり、酢酸イオンの有効間隙率が全間隙率 に比べて低いことがわかる。このことから、酢酸イオンについても、ヨウ化物イオンなどの 他の一般的な陰イオンと同様に、圧縮ベントナイト中で陰イオン排除効果の影響を受けてい ると考えられる。また、ヨウ化物イオンと酢酸イオンの形状因子は、ほぼ同一の値が得られ ている。このことは、両トレーサーの拡散に関与する間隙率や拡散経路が同じであることを 示唆しているとともに、酢酸イオンの実効拡散係数が、同条件で取得したヨウ化物イオンの 実効拡散係数より以下の式により推測できることを示している。

$$D_{e}^{CH_{3}COO^{-}} = \frac{D_{0}^{CH_{3}COO^{-}}}{D_{0}^{I^{-}}} \cdot D_{e}^{I^{-}} \dots \overrightarrow{\mathbb{R}} 2.2.2-6$$

ここで、 $D_e^{CH_3COO}$ は圧縮ベントナイト中の酢酸イオンの実効拡散係数、 D_e^I は圧縮ベント ナイト中のヨウ化物イオンの実効拡散係数、 $D_0^{CH_3COO}$ は自由水中の酢酸イオンの拡散係数、 D_0^I は自由水中のヨウ化物イオンの拡散係数である。これまでの研究により、ヨウ化物イオンの 実効拡散係数については、数多くの実測値が報告されている。そのため、有機化合物の実効 拡散係数の報告例は少ないものの、ヨウ化物イオンなどの他の陰イオンの実効拡散係数の値 を利用し、式 2.2.2-6 を適用して様々な条件での有機化合物の実効拡散係数を整備できる可 能性を示唆している。しかしながら、現状では限られた条件で検討を行ったのみであり、異 なる条件での式 2.2.2-6 の適用性を確認する必要があることから、現在、乾燥密度 1.4 Mg m⁻³ で NaCl 濃度 0.05 mol 1⁻¹の条件と、乾燥密度 0.8 Mg m⁻³ で NaCl 濃度 0.5 mol 1⁻¹および 0.05 mol 1⁻¹の条件で試験を実施し、酢酸イオンに対するデータの拡充を図っている。また、圧縮 ベントナイト中を電気的に中性な化学種として拡散するアルコールなどについては、陰イオ ン排除効果の影響を受けず、酢酸イオンと異なる拡散挙動をとると推測されることから、こ れらの有機化合物に対しても、実測データの拡充、拡散挙動の評価を行っていく必要がある と考えられる。
(3)まとめ

1) 処分容器材料の腐食挙動

- ・国内外の炭素鋼の腐食モデル開発の現状を調査し、評価の目的に応じた概念、考慮する現象などの違いを整理した。皮膜形成による腐食抑制を考慮したモデルとして、柴田らのモデルと King らのモデルを比較検討した。King らのモデルは金属/ベントナイト界面だけでなく、腐食によるベントナイト中の特性変化に関する現象を考慮しているが、皮膜中の物質移行に関わるパラメータや特性については単純化や間隙率などに暫定的な仮定が置かれている。一方、柴田らのモデルは皮膜の成長、溶解と皮膜内のH₂0の固相拡散を含む物質移行特性が詳細に検討されており、長期的な腐食速度の評価には柴田らのモデル(成長皮膜内のH₂0 拡散)に基づく予測がより妥当と推察した。
- ・ 交流インピーダンス法によるベントナイト中の銅の腐食モニタリングを実施し、イン ピーダンス特性から等価回路の各要素のパラメータを推定した。その結果、経時的に 腐食速度が低下すること、拡散層が増加することなどの現象が確認された。
- ・低歪速度法によりベントナイト中の純銅の応力腐食割れ試験を実施し、アンモニア共存/非共存いずれも変色皮膜割れ機構による割れ感受性を有することが確認された。
 また、アンモニアは亀裂発生数を増加させる作用は認められないが、亀裂進展を促進する可能性が示唆された。
- ・ γ線照射下における純チタンの浸漬試験を pH をパラメータとして実施し、非照射下で は高 pH 条件で腐食が抑制されたことに対し、高 pH 条件で過酸化水素濃度、腐食速度 ともに大きくなる現象が確認された。このことから、放射線分解により発生する過酸 化水素がチタンの腐食を促進する作用を有する可能性が示唆された。

2) 人工バリアの特性や挙動への微生物影響評価

- ・処分容器の腐食に及ぼす微生物影響評価手法の技術開発に資するため、人工バリア性能への微生物影響に関する研究として、近年報告された鉄腐食性メタン菌および一般的な嫌気環境である湖沼底泥から集積した鉄腐食性微生物群集を対象として、より処分環境に近い条件として緩衝材(ベントナイト添加 0-1000 g L⁻¹、ベントナイト/ケイ砂圧縮体 1.0 g cm⁻³、 1.6 g cm⁻³)中での炭素鋼片腐食試験を行った。その結果、以下の知見を得た。
- ・鉄腐食性メタン菌 KA1 株のベントナイト共存下での鉄腐食特性を把握するため、KA1 株を用いた鉄腐食試験を種々のベントナイト濃度条件下で実施した。その結果、ベン トナイト濃度 100 g L⁻¹までは鉄腐食活性を保持し、充分な表面積が確保されている 鉄顆粒(炭素鋼片の 10-20 倍程度)を使用した場合ではベントナイト量の増加に伴い 活性が向上する傾向が見られた。一方、100 g L⁻¹より高い濃度ではベントナイトのフ ィルトレーション効果により KA1 株と鉄材料との接触が抑制されるため、腐食活性は 限定的なものとなることが示された。
- ・鉄腐食性微生物群集VMCのベントナイト共存下での鉄腐食特性を把握するため、湖

沼底泥から集積したVMCの微生物叢解析を行い、VMCでは硫酸還元菌のグループ が主たる構成微生物であり、かつ特徴的なメタン菌が優占化していることが明らかと なった。この微生物群集を用いたベントナイト共存下での鉄腐食試験を行ったところ、 全ての条件で微生物添加による腐食促進が確認され、かつメタン菌の増殖が見られる ベントナイト濃度 1-100 g L⁻¹において腐食活性が高いことが示された。硫酸還元菌 とメタン菌の共存による腐食促進効果が推測された。また、100 g L⁻¹より高い濃度に おいては、KA1 株を用いた場合と同様に鉄腐食活性は低下した。

- ・圧縮ベントナイト(ベントナイト+ケイ砂)カラムを高濃度の微生物培養液に浸漬し、 微生物存在下における高い膨潤圧の人工バリアへ系外からの微生物の移行を想定した 腐食試験を開始した。1ヶ月の短期試験結果より、微生物存在下で圧縮ベントナイト 内の炭素鋼片の腐食が促進されていることが明らかとなった。一方で、圧縮ベントナ イト中の DNA 量は検出限界以下であったことから、1ヶ月の時点で見られた腐食現象 は主としてカラム外の硫酸還元菌が産生する硫化水素による間接的な腐食促進作用に よるものと推定された。
- ・使用済燃料や金属材料から放出される有機、無機形態のC-14や、それらが微生物により分解されて生成する有機、無機化合物について収着拡散データ拡充を目的として、 圧縮ベントナイト中の酢酸イオンの透過拡散試験を実施した。その結果、酢酸イオンの実効拡散係数は、同じ陰イオンであるヨウ化物イオンの実効拡散係数より推測できる可能性が示された。
- ・以上の結果より、金属容器の腐食挙動評価には硫酸還元菌による腐食影響に加えて、 メタン生成菌や酢酸生成菌などの微生物影響を考慮する必要が示されるとともに、それらの微生物が関与する腐食メカニズムの解明が課題として挙げられた。また、ベントナイトが微生物活性に及ぼす影響評価や圧縮ベントナイトのフィルトレーション効果の持続性について、長期的な試験を実施していく必要がある。さらに、C-14の拡散 挙動については、酢酸イオンで得られた結果について、他の有機化合物への適用性を 確認していく必要があると考えられた。

2.2.3 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究

(1)はじめに

直接処分システムの安全性を評価する上で、ガラス固化体の地層処分と大きく異なる内容 の一つとして、処分容器の機能が喪失した場合の廃棄体(使用済燃料)から地下環境への放 射性核種の放出挙動の評価が挙げられる。具体的には、放出される核種の種類、放出量、放 出時期、放出速度、化学形態などの評価であり、これらの評価を総称して「ソースターム評 価」と呼ぶ。また、廃棄体の放射線量がガラス固化体と比べて高くなることも直接処分の特 徴である。特に、アクチニド元素などから放出されるα線は、水の放射線分解に伴う酸化性 化学種の生成に寄与し、使用済燃料の溶解速度を増大させるなどソースターム評価に影響を 与える可能性がある。また、地下水および緩衝材間隙水を酸化させ、酸化状態と還元状態の 境界(酸化還元フロント)が緩衝材から地質媒体中に進展していくことで、多重バリアの閉 じ込め性能に影響を与えることも懸念されている。このような、放射線影響を含めた使用済 燃料のソースタームは、直接処分の安全評価上の重要なパラメータとなり得るが、わが国に おける使用済燃料の直接処分を対象としたソースターム評価は、使用済燃料の地層処分シス テムに関する概括的評価である第1次取りまとめ(原子力機構,2015b)(以下、「直接処分 第1次取りまとめ」という)において、諸外国の設定値を比較検討した上で最適と思われる ものを選定するにとどまっており、詳細な検討は行われていない。

そこで、本技術開発項目では、わが国における直接処分を対象とする現実的かつ不確実性 を低減した閉じ込め性能の評価に資することを目的とし、平成26年度以降、以下の手順に沿 ってソースターム評価のためのモデル検討とパラメータ設定を試みている。

- i 直接処分の安全評価において先進する諸外国の動向(安全評価レポートなど)を調査
- ii 諸外国におけるソースターム評価のためのモデルやパラメータ設定および放射線影響の考え方の根拠となっている試験データ(参考文献など)を調査
- iii 調査結果に基づくそれぞれの対象燃料特性および処分環境との関係の整理
- iv わが国の対象燃料特性および処分環境条件などの検討
- v iiiおよびivの結果を参考とし、わが国の直接処分の安全評価に資するためのソースタ ームパラメータを検討

平成26年度は、諸外国における直接処分の安全評価レポートを主な調査対象とし、ソース ターム評価のためのモデル、パラメータおよび放射線影響などの不確実性要因に関する知見 を予備的に調査し、調査結果の一部をデータベース化した。平成27年度は、国内外における ソースターム評価・検討事例の進捗や最新の議論・知見を継続して調査するとともに、それ ら最新情報と平成26年度までに行った調査・解析結果を合わせて全体の整理を行った。また、 それらの整理結果に基づき、わが国で直接処分を行うことを想定した場合の対象燃料の多様 性や放射線影響などを考慮した瞬時放出および長期溶解に関する暫定的なパラメータの検討 を行った。

(2) 国内外における直接処分ソースタームに関する調査結果の整理

平成 26 までは、ソースターム評価のモデルやパラメータ(瞬時放出割合、マトリクス溶解 速度および構造材の腐食速度)について、主にスウェーデン、フィンランド、スイス、カナ ダにおける直接処分の安全評価事例を対象として、多様な使用済燃料および処分場の環境条 件に伴う不確実性の取り扱いを含めて調査し、ソースターム評価の考え方の根拠となる重要 な試験データのデータベース化を行った。

ソースターム評価のための前提となる使用済燃料のふるまいについて、次のような概念が 各国で共通的に認識されている。

- ・使用済燃料ペレットとジルカロイ被覆管などの金属材料によって構成される使用済燃料 集合体は、炉内での燃焼・照射によって生じる超ウラン元素、核分裂生成物および放射 化生成物などの多様な放射性核種を含んでいる。燃料ペレット中に存在する核種の一部 は、燃焼により生じる燃料内部のUO2の結晶粒界やひび割れや、それらを介してさらに 燃料と被覆管とのギャップ(隙間)にまで移行・蓄積する傾向があり、その他の核種は 合金やUO2との酸化物固溶体を形成し結晶中に存在する(図 2.2.3-1)。また、構造材 金属材料中にも放射化生成物として放射性核種が含まれ、金属母材中や1次冷却水と接 触することで形成されるジルカロイ被覆管表面の酸化膜中などに存在する。
- ・これらのうち、燃料ペレットのひび割れおよび結晶粒界、燃料ペレットとジルカロイ被 覆管とのギャップ(隙間)、ジルカロイ被覆管の酸化膜に存在する放射性核種は、地下 水と接触した場合に比較的速やかに放出され、燃料ペレットや金属部材のマトリクス中 に存在する放射性核種は、地下水との接触後もマトリクス溶解(腐食)が長期にわたっ てゆっくり進行することと調和して放出(調和溶解)されると考えられている(図 2.2.3-2)。



図 2.2.3-1 使用済燃料中の核種分布の概念(Nagra, 2002)



図 2.2.3-2 使用済燃料中からの核種放出概念 (Bruno and Ewing, 2006)

このような共通の認識のもと、諸外国では、核種が比較的速やかに放出される現象を瞬時 放出と呼び、その放出量を評価する指標として、ある核種の総インベントリに対する瞬時放 出割合(Instant Release Fraction of inventory; IRF)が用いられる。一方でマトリクス と調和的に放出される現象を評価する指標として、マトリクスの溶解速度(単位は y⁻¹であ りこの逆数はマトリクスの全量が溶解する時間となる)が用いられている(たとえば、Nagra, 2002; Nykyri et al., 2008)。

同じく平成26年度までに調査した放射線影響については、主にスイス(Johnson and Smith, 2000) およびカナダ(Kolar and King, 2003) における放射線影響評価モデルを調査し、その評価手法をわが国の直接処分システムに適用した結果、酸化還元フロントの移行の点で放射線影響は無視できると予想された(Kitamura and Takase, 2016)。

平成 27 年度は、諸外国における最新の安全評価レポート、国際プロジェクトとして検討が 続けられている使用済燃料ソースタームに関する試験研究、国内における放射化金属からの 核種放出に関する試験研究を対象として調査を継続した。調査結果は、諸外国において処分 対象としている様々な燃料の特性や処分環境とともに整理した。また、それらの整理結果の なかから、わが国で直接処分を行う場合の対象燃料および多様な処分環境に適用可能な考え 方やパラメータを選択し、さらに、調査の過程で分かってきた不確実性因子を考慮すること で、暫定的なパラメータ検討を実施した。

1) 調査対象および調査項目

平成26年度以降調査対象としているプロジェクトおよびレポートの一覧を表2.2.3-1に示 す。 スウェーデンおよびフィンランドは、それぞれ 2011 年および 2012 年に最終処分場の建設 許認可申請を行い、スウェーデンでは現在審査中であり、フィンランドでは 2015 年に政府に よる建設許可が発給された。アメリカでは、ユッカマウンテン計画の凍結後、最終処分の方 策は現在も検討中である。これら3ヶ国の安全評価事例は、平成26 年度までに調査対象とし たもの以外に新たな安全評価書は公開されていない。カナダについては、平成26 年度に結晶 質岩分布域を処分場とする場合の性能評価である「4th Case Study」 (NWMO, 2012)を調査 した。それ以後、堆積岩分布域を処分場とする場合の性能評価である「5th Case Study」の レポートが公開されたが、取り扱う地質環境条件が異なるのみであり、使用済燃料のソース タームについて新たな知見はみられなかった。フランスは、2005 年の Dossier 2005/Argile (ANDRA, 2005) 以降の研究開発成果を取りまとめた概要報告書など(たとえば、ANDRA, 2010; Dupuis and Gonnot, 2013) が公開されているが、詳細な技術情報は記載されていない。した

がって、これら5ヶ国については調査対象外とした。

一方で、スイスでは、前回の安全評価プロジェクトである EN2002(Nagra, 2002)以後、 2010年から処分場サイト選定プロジェクトが開始されており、現在は、サイト選定プロセス の第2段階(以後、SGT-E2という)における安全評価パラメータ設定のレポート(Johnson, 2014)が公開されている。また、EC(European Commission;欧州委員会)が主催する国際共 同研究プロジェクトとして、使用済燃料の瞬時放出現象を取り扱った FIRST Nuclides(2012 ~2014年)(Kienzler et al., 2014a)および燃料溶解現象に関する不確実性を取り扱った REDUPP(2011~2014年)(Evins et al., 2014)の技術報告書が公開されている。これら(表 2.2.3-1中に※3を付したもの)には、瞬時放出および燃料溶解についての最新且つ有用な情 報が含まれているため調査対象とした。

国内情報については、C-14の放出挙動評価や燃料集合体構造材金属の腐食速度評価に関す る基盤研究開発が、(公財)原子力環境整備促進・資金管理センターによって継続的に実施さ れており、これらの研究開発の中では放射化金属廃棄物中のC-14の放出挙動が検討されてお り、その最新情報を整理した。また、旧(財)原子力発電技術機構(NUPEC)および旧(独) 原子力安全基盤機構(JNES)では、過去に実際の使用済燃料を用いた照射後試験(Post irradiation examination; PIE)が少ないながら実施されていることから、わが国の使用済 燃料の特性を検討する手掛かりとするために調査した。

王	機関	プロジェクト名称 など
	GKD	・SR-Can プロジェクト(2006) ^{※1}
スリェーテン	SKB	・SR-Site プロジェクト(2011) ^{**1}
フィンランド	POSIVA	• Safety Case $\ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \ \$
		• APM ; Adaptive Phased Management
カナダ	NWMO/AECL	-Fourth Case Study (2012) ^{**1}
		-Fifth Case Study (2013) *2
		・Opalinus Clay (EN2002) プロジェクト ^{※1}
スイス	Nagra	・第2段階サイト選定計画 (SGT-E2)のための予備的
		安全評価*3
フランス	Andra	・Dossier2005/Argile プロジェクト ^{**2}
	EC (欧州委員会)	・NF-Pro プロジェクト (2008) ^{※1}
		・SFS プロジェクト(2004) ^{※1}
欧州		・MICADO プロジェクト(2010) ^{※1}
		・FIRST Nuclides プロジェクト(2014) ^{※3}
		・REDUPP プロジェクト(2014) ^{※ 3}
アノリカ	DOE	・ユッカマウンテン処分場許認可申請**1
/ × y ∧	DOE	(安全評価書:Safety Analysis Report)
	RWMC	放射化金属の腐食挙動に関するレポート**3
日本	NUPEC JNES	国内 PIE に関するレポート ^{※3}

表 2.2.3-1 ソースターム調査の対象としたプロジェクト等の一覧表

※1:平成26年度の調査対象

※2:※1以降にレポートなどが公開されたため概要を調査した。その結果、ソースタームに関する有 用な最新知見が含まれていないことを確認

※3:平成27年度の調査対象

2)調査結果

国内外における最新情報の調査結果を、瞬時放出割合、マトリクス溶解、構造材金属の腐 食溶解の順番で以下に示す。

①瞬時放出割合(IRF)

a.諸外国の最新知見

(a) スイス SGT-E2 プロジェクト

EN2002(Nagra, 2002)では、ギャップ、結晶粒界およびリム領域に含まれる核種を瞬時 放出核種として取り扱っている。さらに、I, Cs および C1 の瞬時放出挙動が核分裂生成ガス の放出挙動と相関性を持つとの認識のもと、核分裂生成ガスの放出率である FGR(Fission Gas Release)の値を PWR-U02燃料, PWR-MOX 燃料, BWR-U02燃料それぞれについて設定し、IRF 設 定のための指標としている。また、燃料が高燃焼度化することで U02ペレットの外周付近に 生成するリム領域(外周部に蓄積する Pu-239 が核分裂することで局所的にさらに高燃焼度 化され、U02の結晶粒が微細に再構築されるとともに多くの微細な気孔も内包される領域)に 着目し、この領域に濃集される放射性核種のインベントリを保守的に瞬時放出として扱って いる(Johnson and McGinnes, 2002)。

SGT-E2 (Johnson, 2014) では、EN2002 以後の新たな知見を取り入れたソースターム評価 を行っている。瞬時放出核種 (IRF) 設定の考え方は基本的に EN2002 を踏襲しているが、次 のような考え方の変化 (進展) がみられた。

FGR の評価方法では、燃料形式の種別ではなくスイス国内の 4 ヶ所の原子炉の燃料集合体 を想定し、平均燃焼度が 50~65 GWd tHM⁻¹となる寿命末期(End-Of-Life)における FGR を シミュレーション計算により算定している。このような手法とした目的は、使用済燃料を原 発プラントと燃料要素種類の組合せに応じて類型化し、さらに将来の高燃焼度化運転を踏ま えて個別の FGR を設定することで、燃料バリエーションの多様性に起因する不確実性を低減 させることが狙いだと考えられる(表 2.2.3-2)。

表 2. 2. 3-2 スイスにおける FGR 評価結果 (Nagra, 2002; Johnson, 2014) (a) EN2002 (b) SGE-E2

Cateç	gorize	FGF	2
Reactor & Fuel type	Burnup [GWd/tHM]	Best Estimate [%]	Pessimistic [%]
PWR-UO ₂	48	1	2
	48	8	_
P WK-WOA	65	15	_
BWR-UO ₂	48	5	10

Ca	ategorize		Average
Plant (Reactor type)	Fuel type	Burnup [GWd/tHM]	FGR [%]
Boznau (D\MD)	UO ₂	54	1.8
	MOX	54~04	3.4
Cösgen (PWR)	UO ₂	63	14
	MOX	. 05	16
Libstadt (BWR)	UO ₂	50 ~ 65	4.5
Mühleberg (BWR)	UO ₂	_	4.5

リム領域の取扱いについては、最新のリム領域インベントリの予測値として、フランスの PWR 燃料(平均燃焼度 37, 41, 48, 60, 75 GWd tHM⁻¹の UO₂燃料)における核分裂生成ガス (FG)の総インベントリとリム領域インベントリの導出結果(表 2.2.3-3)が用いられた。そ れとともに、地下環境として想定される還元性条件よりも燃料溶解速度が速いとされる大気 条件におけるリム領域からの浸出試験の結果(Fors et al., 2009; Johnson et al., 2012; Roudil et al., 2007)、リム領域の結晶粒界および空隙からの有意な核種放出量が見られ なかったことにも着目し、リム領域の結晶粒界および空隙中のインベントリを瞬時放出とし て取り扱うことは悲観的すぎるとの認識を示している。

2 - 118

Average burnup (MWd/kgU)	Rim burnup (MWd/kgU)	Typical fission gas release (%)	% of total FG present in the rim pores (BE)	% of total FG present in the rim pores (PE)
37	49	0.3	0	0
41	55	0.4	0	0.5
48	64	1.0	2	3
60	80	3.6	4	8
75	100	~6.5	8	14

表 2.2.3-3 UO2燃料の核分裂生成ガス(FG)の全放出率とリム領域に生成する 核分裂生成ガスの放出率(Ferry et al., 2009)

BE(Best Estimate value), PE(Pessimistic Estimate value)

ここで、瞬時放出率(IRF)が FGR と相関性を持つとされる I, Cs および C1 について、その相関性についても考え方の進展がみられた。それら考え方の進展を図式化し、図 2.2.3-3 に示す。

EN2002 におけるこれらの核種の IRF 設定の考え方は、使用済燃料 (PWR, BWR) における FGR とギャップおよび結晶粒界中のインベントリを測定した結果 (Gray, 1999) から得られた IRF(I):FGR=1:1、IRF(Cs):FGR=1:3の関係性を基に保守的な判断を加え、IRF(I, Cs):FGR=1:1 としている。一方、カナダ CANDU 炉 (カナダ型重水炉) やスウェーデン Ringhals (BWR) の 使用済燃料を用いた浸出試験データを整理した結果、特に燃焼度が高い (FGR が高い) 領域 では、FGR の増加に伴って IRF も増加する傾向が弱まるとの知見 (Poinssot, et al., 2001) にも着目している。これらを総合し、先ず IRF(I, Cs):FGR=1:1 として算定した IRF に対して リム領域の加味を行い、さらに独自の判断 (数%の加減)を加えることで IRF を設定してい る (Johnson and McGiness, 2002)。

これに対し、SGT-E2 では、核分裂生成ガスと Cs のギャップおよび結晶粒界からの放出現 象の違いを、Xe ガスと Cs の拡散係数の違いとして表現する手法を用い、拡散方程式と実測 データのフィッティングさせることで IRF(Cs):FGR = 1:√3の関係を導いた検討結果 (Lassmann et al., 2002)を支持している。リム領域については、そこに含まれるインベ ントリを瞬時放出に加えることが保守的すぎると認識しながらも、根拠データの浸出試験の 期間が短く、数万年後の IRF を予測(外挿)するうえで不確実性を含むとし、重要核種であ る I と Cs のみについては、表 2.2.3-3 中の燃焼度 60 MWd tHM⁻¹(リム燃料度 80 MWd tHM⁻¹) におけるリム領域インベントリである 4 %をあえて加味することで不確実性を包含させて いる。



注)Lassman らは IRF=FGR× $\sqrt{0.33}$ としている(Lassmann et al., 2002)。 $\sqrt{0.33}$ と $1/\sqrt{3}$ は同義と考えられる

図 2.2.3-3 スイスの直接処分安全評価における IRF の考え方の進展

SGT-E2 において設定された IRF の一覧を、表 2.2.3-4 に示す。上記のように、リム領域の 取扱い方や、Cs の IRF と FGR との相関における悲観的すぎる考え方を是正した一方で、原子 炉特有の高い FGR 設定や、I および Cs の数万年後の IRF 設定に不確実性(4%)を包含させ るといった保守側の手法や判断も進展させている。これらの結果、対象燃料を細かく類型化 し、それぞれに個別の IRF を与えたことで、EN2002 と比べて現実的な評価パラメータを設定 したと言える。ただし、EN2002 の選定値との比較検討は行われていない。

	炉型	Bez (P	nau WR)	Gös (PV	gen WR)	Leibstadt (BWR)	Mühleberg (BWR)			
燃料種類		UO_2	UO2 MOX		MOX	U0 ₂	U02			
FGR (avg.)		1.8	1.8 3.4		16	4.5	4.5			
	¹³⁷ Cs, ¹³⁵ Cs	5.8	6	11.5	13.2	6.6	6.6			
	^{129}I	5.8	7.4	18	20	8.5	8.5			
	³⁶ C1	5.4	10.2	42	48	13.5	13.5			
	⁷⁹ Se		***************************************	0.	. 2					
IRF ¹⁴ C ¹²³ Sn ⁹⁰ Sr		10								
		0.1								
		1								
	¹⁰⁷ Pd				1					
	⁹⁹ Тс				1					

表 2.2.3-4 スイス国内の原子炉の使用済燃料の FGR と IRF (Johnson, 2014)

注) Beznau-UO2におけるCsのIRFは5.8ではなく5.0である可能性がある(誤植)。

(b) EU (欧州連合) FIRST Nuclides プロジェクト

FIRST Nuclides(2012~2014) (Kienzler et al., 2014a) は、SFS、NF-PRO、MICADO の一 連のプロジェクトに続くものであり、欧州原子力共同体(EURATOM)が主導し、様々な処分環境 および使用済燃料に関する安全評価に対応するため以下の目的で実施された。

- ・高燃焼度 UO2燃料からの核種の早期/瞬時放出率(IRF)の設定
- ・FGR と非ガス状核分裂生成物(特に、I-129、Se-79、Cs-135)との関係性の解明
- ・I-129 と C-14 の早期/瞬時放出に関する不確実性の低減
- (バリアの)核種保持性能の評価に必要となる重要な元素の化学形態の特定

以下に、有用と思われる知見を抜粋する。

a) FGR

FIRST Nuclides で示された FGR と平均燃焼度(比較的高燃焼度)および線出力との関係を 示す最新データ(図 2.2.3-4)では、FGR と平均燃焼度の明確な相関性は確認されていない。 ただし、PWR における使用済燃料の線出力と FGR については、明瞭な相関性が確認されてい る。この理由として、燃焼時に燃料ペレットが経験する温度は、線出力が高いほど高温とな り、この温度が核分裂生成ガス(FG)のギャップおよび結晶粒界への移行挙動に大きな影響を 与えていると考察している。



図 2.2.3-4 燃料の平均燃焼度および線出力と FGR の関係 (Kienzler et al., 2014a)

b) I および Cs の IRF

I および Cs の IRF と FGR との相関性は、前述のとおり Gray(1999) によって検討された IRF(I):FGR = 1:1 および IRF(Cs):FGR = 1:3 がスイス以外の多く国で認識されている(図 2.2.3-5)。

これに対し、FIRST Nuclides で示された I および Cs の IRF と FGR との関係を示す最新デ -タ(図 2.2.3-6)によれば、FGR が 20 %以上におけるデータが拡充された。これによれば、 各データは、I については IRF(I)=FGR×1 の、Cs については IRF(Cs)=FGR× $\sqrt{0.33}$ の関係線よ りも概ね下に分布していることが示された。なお、図 2.2.3-6 中の白抜きの口は線出力が 300 W m⁻¹を越えた例外的なデータである(これ以外も関係線を越えるプロットが散見されるが、 その詳細な説明はレポート中に記載がない)。

Iについては、現状(IRF(I)=FGR×1)を支持する結果であるが、高いFGR領域(高燃焼度) におけるIRFは明らかに相関線より下側に分布しており、高燃焼度燃焼を対象とするIRF(I) の設定において、これまでよりも現実的な設定が行える可能性が示唆された。 Cs における IRF と FGR の関係は、スイス SGT-E2 で引用された Lassmann et al. (2002)に加 え、さらにデータの蓄積と検討を進めた Johnson et al, (2012)が引用され、この相関につい ては、前述のスイス SGT-E2 で実際に採用されている。



図 2.2.3-5 Iと Cs におけるギャップおよび結晶粒界のインベントリと FGR との関係 (Values from Johnson and McGinness, 2002)





図 2.2.3-6 FIRST Nuclides における I および Cs の IRF と FGR との関係 (Kienzler et al., 2014a)

c) リム領域

リム領域に濃集される核種の瞬時放出挙動を確認するため、平均燃焼度 54 GWd tHM⁻¹の燃料ペレットについて、断面中心から半径 4 mm の範囲を削り出し、残った外周部と切り分けることで中心付近とリム領域とを分割し、それぞれを粉末化した試料(CORE および OUT)を浸漬させ、Rb、 Sr、 Mo、 Tc および Cs の放出挙動が評価された。その結果(図 2.2.3-7)、それぞれからの放射性核種の放出挙動に顕著な違いがないことが示された。

また、リム領域中のマトリクスが速やかに溶解する場合は、同領域の空隙が次々に地下水 と接液することで、それら空隙中に濃集された核種が早期に放出される可能性が考えられる。 このことを確認するため、リム領域のマトリクスの溶解試験を実施し、Ar/H₂雰囲気(還元性 条件)でのリム領域マトリクスの溶解率が長期溶解と同等程度に小さいことも認められた (Fors et.al., 2009; Jonson et.al., 2012)。このことから、リム領域の空隙が次々と接 液するような現象が起こる可能性は低い、と結論づけられた。これらを総合すると、リム領 域の生成は、IRF や燃料溶解へ影響を及ぼさないと考察され、スウェーデンやフィンランド においてリム領域のインベントリの瞬時放出への寄与が考慮されていない根拠の1つとなっ ている。



図2.2.3-7 燃料ペレットの中心付近および外周部からの核種浸出挙動 (Kienzler et al., 2014b)

d) その他

環境条件が FGR および IRF に影響を及ぼす場合の要因として、地下水組成、pH、酸化還元 条件なとが挙げられる。FIRST Nucrides では、IRF に関する浸出試験データの文献に遡り、 脱イオン水、実地下水、人工地下水、塩水といった液種類、平均燃焼度と Cs 放出率との相関 性を確認している。その結果、それらに明瞭な関係性がないことが示されている (Kienzler et al., 2014b)。

(c) 諸外国調査結果の整理

平成26年度および平成27年度の調査結果を統合し、IRFパラメータを整理した(表2.2.3-5~6)。燃料ペレットについては、ギャップおよび結晶粒界に偏在する核種(C-14、C1-36、Se-79、Tc-99、Pd-107、Sn-126、I-129、Cs-135/137など)を瞬時放出核種とする点で 各国とも概ね共通の認識をもっている。IRF 設定の考え方の一つとして、FGR との相関性によ って設定することを述べたが、特に I-129、 Cs-135/137 および Cl-36 における IRF と FGR との相関は、各国共通で認識されており、IRF を検討するために FGR の評価を行っている国 は多い。しかしながら、安全評価上の FGR パラメータを設定している国はスウェーデンとス イスだけであり、設定された FGR に係数を乗じるだけで IRF の設定を行っている国は、スウ ェーデンのみであった。その他の国々では、自国における FGR 設定値との相関性を指標とし ながらも、根拠データにおける測定値のばらつきやリム領域の寄与を考慮するなど、それぞ れの独自の判断を加えた IRF を設定する傾向がみられた。Se の IRF を FGR と関連づけるか否 かは、国によって異なっているが、これは、使用済燃料からの核種浸出試験において、Se の 濃度が検出限界未満であったことから、検出下限の値を保守的値として採用するかどうかな どで見解が分かれたことによる。Sr、Tc、Pd、Sn については、スウェーデンの SR-Can (SKB, 2006)、SR-Site (SKB, 2011)の安全評価用パラメータが多く引用されている。さらに、こ れまで最も保守的な IRF 設定を行っていたスイスにおいて、根拠データの解釈の進展などか ら、IRF の設定がより現実的なものへ変わったことで、直接処分を進める主要国の IRF 値の 整合がとれつつある。

C-14 については、ジルカロイ被覆管の酸化膜に含まれる C-14 を瞬時放出として取り扱う ことが各国共通となっている。また、ジルカロイ被覆管の酸化膜からの C-14 の放出量は燃料 ペレットからの放出量よりも多く、C-14 の IRF 設定においては支配的要素とも考えられてい る。その化学形態については、無機あるいは有機の比率を明確に設定している国はスイスの みであるが、各国の安全評価における緩衝材あるいは岩盤中の C-14 の分配係数の設定から推 測すると、収着性の低い有機形態を想定している可能性が高い。

FGR の設定においては、炉型や燃焼度といった様々な燃料バリエーションを包含させるこ とによる不確実性が付随する。スウェーデンの SR-Site (SKB, 2011) やスイスの SGT-E2 (Johnson, 2014) などの最新の安全評価では、将来の高燃焼度化運転を見込んだ照射履歴を 模擬するシミュレーションによって FGR を求め、それらの個別結果を基に、炉型別やキャニ スタ別の加重平均値を算出することで、FGR 設定における不確実性の低減を図っている。ま た、スイスでは、原子炉毎に個別の FGR および IRF を設定することで不確実性の低減を図っ ている。

評価手法としてのシミュレーション計算は、燃料の設計、燃焼度、装荷時のロケーション までを含めた、種々のバリエーションに直接対応する計算結果が得られる点で有用である。 また、計算に用いられる数学モデルは Booth モデルを基本とし、結晶粒界におけるガス単原 子の移行やガスバブル成長などの詳細なモデル組込みが行われ、年々精度を増している (Kienzler et al., 2014a)。しかしながら、想定計算であることによる潜在的な不確実性 を含んでいる。スウェーデンの SR-Site における FGR 設定値は BWR(1.9%) < PWR(4.3%)で あり、スイスの EN2002 における FGR 設定は BWR(7%) > PWR(3%)に対して逆の傾向を示して おり、フィンランドの TURVA2012 における PIE 結果では BWR および PWR について FGR が最大 11%と測定されるなどの相違がみられた。これらは、各々の燃焼度や燃料設計の世代が異な ることに加え、実測値と計算値にある程度の乖離があるためと考えられた。 リム領域のインベントリについては、これまでにフランスおよびスイスのみが明確に瞬時 放出分として取り扱っていたが、スイスの SGT-E2 ではリム領域を原則として瞬時放出としな い考え方に変更している(ただし、I および Cs に対しては不確実性包含のためにリム領域イ ンベントリを加えている)。このことから、リム領域のインベントリは瞬時放出に寄与しな いとする考え方が基本になりつつあると考えられるが、諸外国の種々の安全評価レポート中 に、リム領域を全く考慮しないとの明記は無く、何らかのかたちで考慮している可能性もあ ることから、今後とも精査が必要な点である。

	国名	, Х	12	スウェーデン	フィンランド
洝	全評価PJ名	SGT-Stage2 *2	Opalnus Clay	SR-Site	TURVA-2012
	想定燃焼度 (GWd/t)	50~65	48	60	60
	設定値	4.5% (Leibstadt、Mühleberg)	5%	1.9%	未設定
	C	13.5% (FGR×3)	13% (FGR×3+α)	5.7% (FGR×3)	7.5% (左記+α)
	1	<mark>8.5%</mark> (FGR×1+リム領域 4%)	9% (FGR×1+JΔ領域 2%±α)	1.9% (FGR×1)	5% (左記+α)
	Cs	6.6% (FGR×1/√3+リム領域4%)	5% (FGR×1+JJム領域 2%土 α)	1.9% (FGR×1)	5% (左記+α)
	Se	0.2% (LT_Value)	9% (Iと同じと仮定)	0.29% (FGR×0.15)	0.4% (SR-Site 左参考)
IRF	പ്	1% (SR-97悲観的値)	1% (CANDU炉燃料試験)	0.25% (SR-97最良値)	1% (SR-Siteを参考)
	Tc * ¹	1% (燃料1%、SR-Site上限值)	2% (燃料12%)	0.2% (燃料0.2%、SR-97最良値)	1% (燃料1%, 被覆管100%) (SR-Siteを参考)
	Рd	1% (SR-Site上限值)	2% (Treと同じと仮定)	0.2% (SR-97最良値)	1% (SR-Siteを参考)
	Sn	0.1% 0.1%(燃料、SR-Site上限値)	9% Iと同じと仮定	0.03% (LT_Value)	0.01% (RNT2008)
	C *1	Totalは不明 (燃料10%, 被覆管20%)	Totallは不明 (燃料10%, 被覆管20%)	8.6% (燃料10%, 被覆管20%)	5.3% (燃料10%, 被覆管20%)
網掛(ナキ *1:燃	闌 :IRFがFGRとの 料ペレットおよび	3相関性を考慮して設定されるパラメ- 構造材金属からの放出が想定される:	<i>-9</i> 该種		

表 2.2.3-5 諸外国の安全評価におけるソースタームパラメータ値の比較(BWR)

	国名	λ.	<u>ز</u> ک	スウェーデン	フィンランド
洝	全評価Pj名	SGT-Stage2(2014)	Opalnus Clay (2002)	SR-Site(2011)	TURVA-2012
	想定燃焼度 (GWd/t)	58~59	84	60	60
אסר	設定値	1.8% (Beznau) 14% (Gösgen)	%1	4.3%	未設定
	CI	5.8%(Bez) 42%(Gös) (FGR×3)	10% (FGR×3+ α)	13% (FGR×3)	7.5% (左記士 <i>α</i>)
	Ι	<mark>5.8%(Bez) 18%(Gös)</mark> (FGR×1+小 山 領域 4%)	4% (FGR×1+リム領域 2%±α)	4.3% (FGR×1)	5% (左記士 <i>α</i>)
	Cs	5.0%(Bez) 11.5%(Gös) (FGR×1/√3+リム領域4%)	4% (FGR×1+リム領域 2%±α)	4.3% (FGR×1)	5% (左記士 <i>α</i>)
	Se	0.2% (LT_Value)	4% (Iと同じと仮定)	0.65% (FGR×0.15)	0.4% (左記 <i>士 α</i>)
IRF	പ്	1% (SR-97悲観的値)	1% (CANDU炉燃料試験)	0.25% (SR-97最良値)	1% (SR-Siteを参考)
	Tc * ¹	1% (燃料1%、SR-Site上限值)	2% (燃≭斗2%)	<mark>0.2%</mark> (燃料0.2%、SR-97最良値)	1% (燃料1%, 被覆管100%) (SR-Siteを参考)
	Рd	1% (SR-Site上限值)	2% (Teと同じと仮定)	0.2% (SR-97最良値)	1% (SR-Siteを参考)
	Sn	0.1% 0.1%(燃料、SR-Site上限值)	4% 1と同じと仮定	0.03% (LT_Value)	0.01% (RNT2008)
	C * 1	Totalは不明 (燃料10%, 被覆管20%)	Totalは不明 (燃料10%, 被覆管20%)	<mark> 11%</mark> (燃料10%, 被覆管20%)	5.3% (燃料10%, 被覆管20%)
網掛(计 *1:燃	欄:IRFがFGRとの 料ペレットおよび	り相関性を考慮して設定されるパラメ- 構造材金属からの放出が想定される。	-9 该種		

表 2.2.3-6 諸外国の安全評価におけるソースタームパラメータ値の比較(PWR)

b. 国内照射後試験(PIE)による FGR データ

わが国で使用済燃料を直接処分した場合の安全評価のためには、諸外国のソースターム評価結果の適用性を確認する必要がある。前述のとおり、わが国では直接処分のソースターム評価を目的とした試験研究は実施されていないものの、燃料の特性を評価するための照射後試験(PIE)は実施されており、一部の結果が公開されている。本節では、特にFGRの評価に資すると考えられる軽水炉燃料のPIE公開データを収集および整理することとした。

収集する PIE データの内容は、FGR データに加え、燃料挙動解析コードで FGR を評価する ことも意識して、以下の項目とした。

- ・リム領域の性状
- ・径方向の元素・核種分布
- ・粒径分布
- ・軸方向の燃焼度分布
- ・超ウラン元素の存在量

(a) 国内 PIE データ調査結果

a) BWR

BWR 燃料は、断面寸法仕様が全プラントでほぼ共通で、国内導入初期の6行×6列(以下、 6×6)燃料から改良が進むにつれて順次燃料が置き換えられており、最近の燃料としては、 高燃焼度 STEP3 用として 9×9燃料が使用されている。このうち、特性データが報告書とし てまとめられ、具体的な数値データも入手可能な燃料の範囲は、1970年代後半から使用され ている 8×8燃料から 9×9燃料であった(原子力発電技術機構, 2002a;原子力安全基盤機構, 2007;2008)。燃料タイプごとの PIE データの充実度を表 2.2.3-7 に示す。

図 2.2.3-8 に、パンクチャ試験および非破壊法による FP ガス放出率の測定結果の燃焼度 との関係を示す。3サイクル燃焼後および5サイクル燃焼後9×9A型燃料のFP ガス放出率は、 高燃焼度確証用燃料(高燃焼度8×8)の同程度燃焼した燃料要素や9×9B型燃料のFP ガス 放出率と比較しても高く、従来データ(高燃焼度確証用燃料(高燃焼度8×8))から予測さ れる範囲を超えていた。なお、9×9B型燃料、9×9A型燃料のガドリニア(Gd₂O₃)入り UO₂ 燃料は3サイクル燃焼後、5サイクル燃焼後ともに、従来データ(高燃焼度確証用燃料(高燃 焼度8×8))から予測される範囲内にあると考えられる。

図 2.2.3-9 に、FP ガス放出率の測定結果を燃焼度 10 GWd t⁻¹以上での経験最高線出力密 度で整理した結果を示す。3 サイクル燃焼後および 5 サイクル燃焼後 9×9A 型燃料の FP ガス 放出率は、従来データの出力密度に比べ細径でペレットー被覆管ギャップにおける熱流束は 同一線出力密度でも高くなることを考慮しても、従来データに比べて低い経験最高線出力密 度で FP ガス放出が起こっており、この傾向は、特に高燃焼度確証用燃料(高燃焼度 8×8) の結果と比較すると顕著である。

燃料タイプ	6×6	7×7	7×7 改自刑	8×8	新型	新型 8×8 ジルコニウ ムライナ	高燃焼度 8×8	$9 \times 9 A$	$9 \times 9B$
			以及生		0.00	高燃焼度 STEP1	高燃焼度 STEP2	高燃 STI	焼度 EP3
最大燃料棒線出力 (kW m ⁻¹)	50	57	57	61	44	44	44	44	44
取出平均燃焼度 (MWd t ⁻¹)	12000	21500~ 22000	27500	27500	29500	33000	39500	45000	45000
 (1) FGR の燃焼度依 存性 	×	×	×	\bigtriangleup	\bigtriangleup	0	0	\bigtriangleup	0
(2) FGR の中心温度 依存性	×	×	×	\bigtriangleup	\bigtriangleup	0	0	\bigtriangleup	0
(3) リム領域の取り 扱い	×	×	×	×	×	0	0	0	0
(4) 径方向元素分布	×	×	×	×	×	0	0	0	0
(5) 粒径分布	×	×	×	×	×	0	0	0	0
(6) 燃焼度分布	×	×	×	×	×	0	0	0	0
(7) 超ウラン元素の 存在量	×	×	×	×	×	0	0	0	0
(8) 金相写真	×	×	×	×	×	0	0	0	0

表 2.2.3-7 BWR 燃料の主な設計仕様例と PIE データの充実度

○:データあり、△:データはあるが信頼性や有用性に疑問、×:データなし

注) 9×9A 燃料は現㈱グローバル・ニュークリア・フュエル・ジャパン製、9×9B 燃料は原子燃料工業㈱製



図 2.2.3-8 BWR 燃料 FGR と燃焼度との関係(原子力安全基盤機構, 2007 を修正)



図 2.2.3-9 BWR 燃料 FGR と経験最高線出力密度との関係(原子力安全基盤機構, 2007 を修 正)

5 サイクル燃焼後 9×9A 型燃料および 9×9B 型燃料については、電子線マイクロアナライ ザ(EPMA) や金相観察の結果から、ペレット外周部に多孔質領域(リム領域)が観察されて いる。このリム領域は、燃焼度とともに多孔質領域幅が広くなっていることが認められてお り、燃焼度の高い 5 サイクル燃焼後 9×9A 型燃料では、 FP ガス放出率も比較的高い。しか しながら、EPMA 分析の結果や X 線蛍光(XRF)分析結果で得られたキセノンの分布からは、 FP ガス放出は、主として温度の高い中間部から中心部にかけて生じていると考えられる。さら に、UO₂燃料の XRF 分析では、リム部にキセノンが残留している可能性が高いことが示されて おり、リム組織形成と FP ガス放出に明瞭な相関は認められなかった。

BWR での MOX 燃料の PIE データとしては、敦賀 1 号機で新型 8×8 仕様燃料が先行照射され ており、Kamimura et al. (1999)により FGR は 30.4 GWd t⁻¹で約 8 %と通常の UO₂燃料と差は ないことが報告されている。

b) PWR

PWR 燃料のタイプには、14×14 型、15×15 型および 17×17 型の 3 種類がある。このうち、 15×15 型および 17×17 型について公開情報(原子力工学試験センター,1986;原子力発電 技術機構,1999;2002b)が収集できた。燃料タイプごとの PIE データの充実度を、表 2.2.3-8 に示す。

FGR と燃料の平均燃焼度、サイクル出力および中心温度との相関について整理した。調査 した報告書の全データが記載された FGR と平均燃焼度との相関を、図 2.2.3-10 に示す(原子 力発電技術機構, 2002b)。燃焼度の増加と共に FGR は増加する傾向にあるが、燃焼度約 60 GWd t⁻¹までの範囲において、FGR は 3 %以下である。

FGR に及ぼすサイクル出力の影響として、FGR と最高線出力密度との相関を図 2.2.3-11 に 示す(原子力安全基盤機構, 1999)。線出力密度の増加とともに FGR が増加する傾向にある が、国内 PWR 燃料の場合、通常運転時の線出力密度は 250 W cm⁻¹程度以下であり、平成 10

燃料タイプ	$14 \times$	14型(1	Oft)	14×14	4型(12	ft) *2	15×1	5型(12	ft) *2	17×1	7型(12	ft) *2
炉心平均線出力 *1 (kW m ⁻¹)		15.6			18.4			20.8		1	7.5 \sim 18.	4
燃焼度制限 (GWd t ⁻¹)	39	48	55	39	48	55	39	48	55	39	48	55
 (1) FGR の燃焼度依 存性 	×	×			×	×	0	×		×	0	\bigtriangleup
(2) FGR の中心温度 依存性	×	×		×	×	×	0	×		×	0	\triangle
(3) リム領域の取り 扱い	×	×		(15× 15型	×	×	0	×		×	0	\bigtriangleup
(4) 径方向元素分布	\times	×	(別心)	アータで	×	×	0	×	(照別 由)	×	0	\triangle
(5) 粒径分布	×	\times	なし)	シモ	\times	×	0	\times	ΤJ	\times	0	\triangle
(6) 燃焼度分布	×	\times		司能)	×	×	0	\times		\times	0	\triangle
(7) 超ウラン元素の 存在量	×	×		-1 HE /	×	×	×	×		×	0	\bigtriangleup
(8) 金相写真	×	×			×	×	0	×		×	0	\triangle

表 2.2.3-8 PWR 燃料の主な設計仕様例と PIE データの充実度

O:データあり、△:データはあるが信頼性や有用性に疑問、×:データなし

*1) 炉心熱出力を許認可申請書記載値を使用し、燃料有効長を 3.66 m として算出。

*2)12 ft 燃料の製造メーカーとして三菱原子燃料㈱(WH、AREVA-NP 含む)と原子燃料工業㈱の仕様が存在

FGR と燃料中心温度との相関を示す結果として、軽水炉改良技術確証試験(原子力発電技 術機構, 1999)における照射時燃料温度と FGR の関係について検討した。U02燃料の場合、第 1 サイクルの燃料中心温度が最も高く、最高で約 1100 ℃である。一方、ガドリニア入り燃料 の場合、照射初期の出力が低く抑えられており、第 1 サイクルの照射末期で最高約 1000 ℃ である。これらの燃料の FGR データを、図 2.2.3-12 に示した(原子力安全基盤機構, 1999)。 燃焼度に伴う FGR の傾向は、従来の U02燃料データとほぼ同等の低い放出率となっているこ とから、少なくとも上記の温度領域まではガドリニアの有無は FGR に寄与しないと考えられ る。また、上記に示す実機照射の中心温度レベルにおいては、FGR に及ぼす中心温度の影響 は小さいものと推定される。

また、金相観察結果からは、燃焼度が低い約 31 GWd t⁻¹まで照射した信頼性実証試験(原 子力工学試験センター,1986)では、特にリム領域の形成は見られていない。軽水炉改良技 術確証試験(原子力発電技術機構,1999)、高燃焼度等燃料安全試験(原子力発電技術機構, 2002b)についても、高燃焼度化に伴うリム組織の現出が確認されたものの、照射に伴う顕著 な組織変化は観察されておらず、組織変化と FGR との強い相関は確認されなかった。一方、 国内 PWR の MOX 燃料の照射後試験データとしての公開情報は、美浜1号機での先行照射燃料 のみであるが、MOX 燃料の FGR は UO₂燃料と同等とされている(井上ほか,1994)。



図 2.2.3-10 PWR 燃料 FGR の燃焼度との関係(原子力発電技術機構, 2002b)



図 2.2.3-11 PWR 燃料 FGR の線出力依存性(原子力安全基盤機構, 1999)



図 2.2.3-12 軽水炉改良技術確証試験における FGR と燃焼度との関係 (原子力安全基盤機構、1999)

②マトリクス溶解

前述のとおり、スイスの Nagra は、2014 年に SGT-E2 のための核種移行パラメータを公開 している。EN2002 では、使用済燃料の溶解挙動について、水の放射線(α 線)分解反応で生 成する酸化性化学種や、その酸化性化学種と反応するウラン量、さらには周辺バリア間隙水 中の酸化還元フロントの移行挙動について、物質収支に基づくモデルで説明していた。使用 済燃料中の α 線量は時間とともに減衰することから、燃料溶解速度も時間とともに変化する こととなっていた(図 2.2.3-13)。これに対し、SGT-E2 では SR-Site (SKB, 2011)の記述 や 011i1a (2008)の実験結果を基に、溶解速度を 10⁻⁷ y⁻¹を提案している (Johnson, 2014)。 諸外国の直接処分実施主体が設定した燃料溶解速度を、表 2.2.3-9 にまとめた。

また、最新の EC プロジェクトとしては、燃料溶解現象に関する不確実性を取り扱った REDUPP (Reducing Uncertainty in Performance Prediction; 2011~2014年) (Evins et al., 2014) がある。本プロジェクトは、燃料溶解速度の不確実性の低減を目的として、スウェー デンおよびフィンランドの機関を中心に実施されたものである。UO₂のみならず、類似化合物 として二酸化セリウム (CeO₂) および二酸化トリウム (ThO₂) の溶解速度を実験的に調べる とともに、第一原理分子動力学法を用いて燃料表面のモデル化を試みている。不確実性要因 としては、試料の表面状態および結晶度、そして水溶液組成が取り上げられている。



図 2.2.3-13 EN2002 で評価された燃料溶解速度の時間依存性(Johnson and Smith, 2000)

国	スウェーデン (SR-Site)	フィンランド (TURVA-2012)	スイス (EN2002)	スイス (PSA SGT-E2)	フランス (Dossier 2005)	米国 (YMP-SAR)	カナダ (4CS)
設定値	10 ⁻⁷ y ⁻¹ (常用対数スケ ール・三角分布関 数、10 ⁻⁸ ~10 ⁻⁶ y ⁻¹)	$\frac{10^{-7} \text{ y}^{-1}}{(10^{-8} \sim 10^{-6} \text{ y}^{-1})}$	処分後の時間経過に 応じた設定値、例え ば; after 10^3 y: 2.4×10^{-6} y ⁻¹ after 10^4 y: 5.3×10^{-7} y ⁻¹ after 10^5 y: 4.0×10^{-8} y ⁻¹ after 10^6 y: 1.6×10^{-8} y ⁻¹ *燃焼度 48MWh tHM ⁻¹ の UO ₂ 燃料	10 ⁻⁷ y ⁻¹	(1~2)×10 ⁻⁵ y ⁻¹ (放射線影響有) 10 ⁻⁸ y ⁻¹ (放射線影響無)	2.67×10 ⁻⁴ y ⁻¹ (25 °C) 1.13×10 ⁻³ y ⁻¹ (85 °C)	処分後の時間経過に 応じた設定値、例え ば; after 10 ³ y: 6.9×10 ⁻⁶ y ⁻¹ after 10 ⁴ y: 2.5×10 ⁻⁶ y ⁻¹ after 10 ⁵ y: 1.7×10 ⁻⁷ y ⁻¹ after 10 ⁶ y: 8.0×10 ⁸ y ⁻¹ *溶解モデルによる計 算値
考え方	 ECのプロジェ クト (Spent Fuel Stability 等)、個別試験 結果(非ドープ 試料、U-233ド ープ試料、使用 済燃料試料の 浸漬試験) SR-Can で文献 レビュー 	 ・ECのプロジェ クト(MICADO 等)、個別試験結果(非ドープ試 料、U-233ドー プ試料、使用済 燃料試料の浸漬 試験) ・TURVA-2012で 文献レビュー 	 ・燃料溶解モデル (H₂O₂ 1 mol が U(IV)をU(VI)に酸化 しUが溶解すると仮 定。G値を使用) 	 SR-Siteの記述 や Ollila(2008) の実験結果を 基に、溶解速度 を提案 	 ・ リム領域による 溶解促進を考慮 ・ モデルについて 詳細不明 ・ 文献レビューに ついて詳細不明 	 ・燃料溶解モデル ・(pH、CO₂、O₂、 Fの影響を考 慮。pH4.8の上 下で異なるモデ ルを採用) 	 ・燃料溶解モデル ・休の放射線分解 (α, β, γ線)を考慮 し、燃料境界面付近 の液相の表面線量率 に比例し溶解するモ デル。表面線量率の 計算は、核種の基礎 データ(水、UO2の 阻止能等)を使用)

表 2.2.3-9 諸外国の直接処分実施主体による燃料溶解速度の評価値

結果として、CeO₂を用いた溶解実験からは、CeO₂の溶解挙動が溶解速度に応じて4段階あ り、徐々に溶解速度が低下して最後は一定値になること、ThO₂の溶解挙動が沈殿生成や容器 収着と対応していることなどが確認された。また、U-233を0~10%注入したUO₂の溶解挙動 をフィンランドの3種の天然地下水(降水(ONK-PVA)、塩水(OL-KR5)および汽水(OL-KR6)) で実施した結果(表 2.2.3-10)、炭酸濃度が高いと溶解速度が高くなること、水溶液に臭素 が含まれていると溶解速度が低くなること、比表面積およびU-233注入量が比較的高い条件 では α線照射によって高い溶解速度が得られる場合があること(図 2.2.3-14)などが確認 された。さらに、第一原理分子動力学法を用いて固相の表面状態をモデルで再現することに 成功している。その一方で、溶解速度が固相の結晶性や粒界の大きさなどに影響されること から、引き続き詳細な実験研究を必要とするとともに、直接処分安全評価のための溶解速度 設定は慎重に検討されるべきと結論づけている。

表 2.2.3-10 天然地下水中での燃料溶解速度 (y⁻¹)の U-233 注入量および比表面積 (SA/V) の依存性 (Evins et al., 2014)

UO ₂ solid	OL-KR6	OL-KR6	OL-KR5	OL-KR5	ONK-PVA	ONK-PVA
doping level	brackish	brackish	saline	saline	fresh	fresh
	SA/V = 5 m ⁻¹	SA/V =	SA/V = 5 m ⁻¹	SA/V =	SA/V = 5 m ⁻¹	SA/V =
		12.5 – 15 m [.] 1		12.5 – 15 m ⁻¹		12.5 – 15 m ⁻¹
0 % ²³³ U	4.2×10 ⁻⁷	3.0×10 ⁻⁷	4.7×10 ⁻⁷	8.3×10 ⁻⁸	1.5×10 ⁻⁶	6.0×10 ⁻⁷
5 % ²³³ U	1.0×10 ⁻⁶	2.1×10 ⁻⁷	2.8×10 ⁻⁷	7.5×10 ⁻⁸	1.1×10 ⁻⁶	4.4×10 ⁻⁷
10 % ²³³ U	2.1×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁶	3.4×10 ⁻⁷	4.4×10 ⁻⁸	1.2×10 ⁻⁶	2.9×10 ⁻⁷



図 2.2.3-14 汽水(OL-KR6)中でのウランの溶解速度の U-233 注入量依存性 (Evins et al., 2014)

③構造材金属の腐食溶解(C-14 放出挙動)

構造材金属の一種であるジルカロイ被覆管などに含まれる放射化物のうち、C-14 は安全評価上重要な核種である。重要である理由として、環境中への被ばく線量寄与の大きさに加え、 C-14 と地下水中の溶存成分との反応によって、バリア材への吸着性が乏しい有機形態をとる ことが懸念されている。このため、諸外国では C-14 の放出挙動および放出時の化学形態につ いて、現在も議論が進行している。しかしながら、評価のために引用されている根拠データ (例えば Yamaguchi, et al., 1999)が限られていることもあり、特に化学形態についての諸 外国の見解は必ずしも一致していない。

ジルカロイ被覆管からの C-14 放出挙動は、わが国で計画されている TRU 廃棄物の地層処分 においても重要な検討課題であり、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)(以下、「第2次 TRU レポート」という)以後も、 放射化金属廃棄物中の C-14 の放出挙動に関する基盤研究として、(公財)原子力環境整備促進・資金管理センターによって「TRU 廃棄物処理・ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発」 が平成19年度から平成24年度にかけて実施され(原環センター,2013)(以下、フェーズ 1という)、平成25年度以後は、「TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発」が継続的に実施さ れている(原環センター,2014;原環センター,2015)(以下、フェーズ2という)。また、 これらの基盤研究においては、ジルカロイやその水素化物、その他金属構造材の溶解速度の 測定試験も並行して実施中である。

ここでは、直接処分における構造材金属由来のソースターム評価に資することを目的とし、 国内で検討されている放射化金属の腐食溶解にともなう、C-14の放出挙動について調査を行った。

a.フェーズ1の成果概要

第2次 TRU レポートでは、ジルカロイ腐食速度は 0.02 μm y⁻¹の一定値と設定されている が、これが経時的に低下することを示唆する試験結果もあることから、腐食速度をより低く 見積もれる可能性が指摘された。また、被覆管表面の酸化膜中の C-14 を瞬時放出として扱っ ているが、酸化膜の溶解速度を正確に評価することで、C-14 の放出挙動が二酸化ジルコニウ ムの溶解速度律速となることも期待された。

そこで、フェーズ1では、「C-14 インベントリの合理的設定方法の検討」、「放射化金属 からの C-14 放出挙動評価」、「コールド試験による金属の腐食速度評価」を目的として検 討を行っている。

その結果、Cの化学形態は有機 81 %で無機 19 %であることや、ジルカロイ2(BWR) およ びジルカロイ4(PWR)の長期腐食試験の途中経過として、それらの溶解速度が経時的に低下 することが明確に確かめられた。また、再評価した C-14 の総インベントリが第2次 TRU レポ ートでの評価結果と同程度であることや、再処理後(熱硝酸による洗浄後)のハル(ジルカ ロイ被覆管のせん断片)における酸化膜中の C-14 のインベントリ割合は約 0.9 %であるこ とが示されている。

b.フェーズ2における最新知見

このプロジェクトは、平成27年度現在、5ヶ年計画のうちの3年目が進行中であり、「酸 化膜からのC-14の放出挙動に関する概念モデルの検討」、「ジルカロイ長期浸漬試験の継続 (フェーズ1から続く10年程度試験)」、「C-14の化学形態の分析方法の検討」、「ジル カロイ、その他金属材料の腐食モデルの検討」が進められている。また、EUが実施するCAST (CArbon-14 Source Term; EU, 2013~2018, Available http://www.projectcast.eu/)プロ ジェクトに参画をしており、平成29年度に情報の共有化が行われる予定となっている。

以下に、有用と思われる知見を抜粋する。

(a) ジルカロイの長期腐食挙動

ー例として、ジルカロイ-4の溶解試験条件を、表 2.2.3-11 に示す。本試験は、現在も継 続中である。また、低温条件下(30 ℃~80 ℃)におけるアルカリ性溶液中のジルカロイ腐 食速度の評価も実施中であり、試験溶液は、NaOH あるいは Ca(OH)₂で pH 12.5(処分坑道が 再冠水した後の pH 環境)に調整した溶液や、模擬地下水(pH 12.5、Na⁺:6×10⁻¹ mol L⁻¹、 Ca²⁺:2.8×10⁻² mol L⁻¹、SiO₂:3×10⁻⁵ mol L⁻¹、Al³⁺:7.7×10⁻⁶ mol L⁻¹、Cl⁻:6×10⁻¹ mol L⁻¹、 SO₄²⁻:2.4×10⁻⁴ mol L⁻¹、HCO³⁻/CO₃²⁻:1.4×10⁻⁵ mol L⁻¹)である。NaOH もしくは Ca(OH)₂溶液 を用いる試験は最長 10 年間、模擬地下水を用いる試験は最長 24 ヶ月が計画されている。で ある。

累積等価腐食速度の時間変化(図 2.2.3-15)より、試験開始後の溶解速度は経時的に低下 し、試験温度 30 ℃における 2 年後のジルカロイー4 の腐食速度は、約 2×10⁻³ μ m y⁻¹となっ ている。また、試験温度 30 ℃における腐食速度を 1 とした場合、50 ℃では約 2 倍、80 ℃ では約 3 倍と速くなる傾向が確認されている。また、アルカリ性溶液(NaOH)を使用した場 合、ジルカロイー4 の腐食速度は、純水条件の場合よりも速い傾向が確認できる。模擬地下水 を用いた試験(24 ヶ月)では、ジルカロイの溶解速度は、NaOH 溶液の場合よりも速いという 結果が得られている。

	水素測定試験
	ジルカロイ-4:箔材(表面積 0.012m ²)
供試材	3mm×90mm×0.1mmt×21枚
	3mm×50mm×0.05mm ^t ×2 枚(吸収された水素量測定)
試験溶液	・イオン交換水(pH 調製なし)
	低温:30、50、80℃
試験温度	中温: 1 60℃
試験雰囲気	窒素雰囲気;酸素濃度<0.1 vol. ppm
11日11日	30~80℃ : 3、6、12、24、60、96、120ヶ月
武顺舟间	160℃ :5ヶ月
	 外観観察
	・放出された水素ガス量 (ガスクロマトグラフ)
	・吸収された水素量
測定項目	・皮膜の性状分析、透過型電子顕微鏡(TEM)観察、電子線回折
	X 線光電子分光分析(XPS)
	(ラザフォード後方散乱分光分析(RBS)*)
	(2 次イオン質量分析 (SIMS) *) *本年度未実施

表 2.2.3-11 ジルカロイ-4の溶解試験条件(原環センター,2015)



図 2.2.3-15 ジルカロイ-4の累積等価腐食速度の時間変化およびアルカリ(NaOH)影響 (原環センター, 2015)

金属腐食によって生成する水素をジルカロイが吸蔵することで生成する水素化ジルコニウムの安定性についても試験が進行しており、それらの途中経過が報告されている。その結果、水素化されたジルカロイの腐食速度は、pH 12.5 では純水の場合と比較して数倍程早くなり、腐食速度そのものはジルコニウムの腐食速度と同等かそれ以下であることが示唆されている。

その他、ジルカロイの表面粗さが腐食速度に与える影響を確認することを目的とし、試験 片の表面をエメリー紙によって研磨することで、幾何表面積に対して3倍程度の比表面積と した試験片を用いた腐食試験を実施中であるが、現在までに比表面積による顕著な影響は確 認されていない。

(b) ホット施設における腐食速度

第2次TRUレポートでは、PWRで照射された燃料被覆管を使用した試験期間11.5ヶ月の既 往研究データ(Yamaguchi et al., 1999)を根拠にC-14のインベントリと放出率を設定して いるが、処分場閉鎖後の長期の腐食挙動を考える上では、保守側の設定となっている。そこ で、平成17年度よりPWR 照射済み被覆管試料(STEP I 燃料および STEPIII燃料)を使用した浸 出試験を実施しており、昨年度までに浸漬開始3年後と約5.5年後のC-14の浸出挙動が評価 されている。 外面酸化膜付きの被覆管試料からの C-14 の放出元として、図 2.2.3-16 に示す 3 つが考え られ、浸漬試験によって得られる C-14 の放出量はこれらを合計したものと考えることができ る。



図 2.2.3-16 外面酸化膜付き母材試料および C-14 放出元の模式図(原環センター, 2015)

しかしながら、これらを個別に測定することはできないため、図 2.2.3-16 中①については、 これまでに取得してきた PWR 照射済被覆管試料からの C-14 浸出データを用いた外挿算定およ び Hillner 式(Hillner et. al., 1994)による腐食増加量算定によって、同図中②について は、Hillner 式による算定によって酸化膜からの C-14 の放出量が算定された。

その結果、酸化膜からの C-14 の放出(図 2.2.3-16 中③)が 81.8%と最も高く、その他は 試料内面の金属母材からの放出が 18.2%、酸化膜と金属との界面からの放出は極微小である ことが示された。

(c) C-14 の化学形態に関する検討

化学形態についても、諸外国の安全評価においても比較的多く引用されている既往研究と して Yamaguchi et al.による PWR 照射済燃料被覆管を使用した C-14 浸出試験が挙げられる (Yamaguchi et al., 1999)。それによれば、燃料ペレットから放出される C-14 は無機形態 であり、ジルカロイ被覆管から放出される C-14 は全てが液相中に有機形態で存在するとされ た。

Yamaguchi et al.の研究(Yamaguchi et al., 1999)以後の国内文献の調査結果では、以下の点が整理されている。

- ・鋼材由来の C-14 の化学種の比率は、有機が 55~90 %であり無機形態(10~45 %)が 共存する。(フェーズ1において測定された有機 81 %との結果と合致)
- 液相中の C-14 は、アルコール(CH₃OH, C₂H₅OH等)およびカルボン酸(HCOOH, CH₃COOH
 等)の低分子有機化合物が主成分。
- ・気相中の C-14 は、有機形態としてアルカン類またはアルケン類 (CH₄, C₂H₂, C₂H₄, C₂H₆, C₃H₆, C₃H など)、無機形態として炭酸ガス (CO, CO₂)。

・鋼中の炭素を起源とした炭化水素生成が電気化学反応に類似した機構で起こり、還元 性環境では有機形態が、酸化性環境では無機形態が生成する。

このように、C-14の化学形態に関する試験データは、少しずつ蓄積されているが、液相中のC-14については、有機形態が主要成分である点に変わりはない。

フェーズ2では現在、前述した種々の化学形態について、それらの同定および定量が可能 な分析評価システム構築のための全体計画の策定が進められている。分析手法としては、化 学形態分離のためにガスクロマトグラフィー(GC)、液体クロマトグラフィー(LC)および キャピラリー電気泳動(CE)を用い、分離後の化学種を四重極質量分析(MS)などの高精度 な質量分析計にて定量する GC-MS、LC-MS および CE-MS を用いることとしている。

(d)酸化膜からの C-14 放出に関するモデル検討

初めに C-14 の起源の違いによって生じる放出挙動のメカニズムが想定され、それらのモデ ル化に必要な情報が過去の公開文献をもとに整理されている。起源は以下の4種類とされる。

母材に含まれる窒素を起源とするもの

窒素はジルコニウムと化学親和力が大きく、ジルカロイ合金中に不純物として最大 80 ppm 程が含まれる。この窒素の(n,p)反応によって C-14 が生成する。また、被覆管表面 では酸化膜の生成および成長が同時に進行する。このため、酸化膜中の C-14 は、金属母 材中で放射化された後に酸化膜に取り込まれたものと、酸化膜に取り込まれた窒素が放 射化したものの 2 通りが考えられる。これらの C-14 の放出は、酸化膜の溶解または酸化 膜における拡散挙動によって起きると想定される。

酸化膜中の酸素を起源とするもの

酸化膜を構成する酸素の同位体として 0-17 が存在し、(n, a)によって C-14 が生成す る。ジルカロイの腐食は酸化拡散型であり、水の分解により生じた酸素が金属母材側へ 徐々に拡散することで腐食が進行する。このため、酸化膜の表面付近ほど長く照射され ることになり、0-17 由来の C-14 の存在率も表面付近ほど高くなると考えられている。 また、Zr との共有結合状態にある酸素が C-14 に変換されると、一部を除いて格子間元 素の状態となり、共有結合状態のままとなる C-14 と比べて拡散速度が変化すると考えら れる。

燃料による C-14 を起源とするもの

U02 燃料中には酸化物由来の酸素(同位体として 0-17)と不純物として含まれる窒素 が存在する。したがって、これらが放射化されることでも C-14 が生成する。この C-14 の反跳エネルギーは小さくほとんどが燃料内部に留まるが、一部が燃料ペレットから放 射される可能性がある。その結果、燃料由来の C-14 は、被覆管内壁面の表面に付着する か被覆管母材(表層付近)へ移行する。これらの被覆管内表面の極表層に存在する C-14 は、短期間で放出されると考えられる。

1 次冷却水中の汚染 C-14 を起源とするもの

燃料被覆管の表面には1次冷却水から移行・析出するクラッド成分が付着するが、1 次系冷却材中には C-14 が含まれているため、クラッド生成にともなって C-14 も付着す る可能性が高い。したがって、被覆管最表面には、一次冷却水由来の C-14 がルーズに付着していると考えられている。この C-14 は、短時間で放出されると考えられる。

上記現象をモデル化するための情報として、酸化膜の成長挙動、性状、溶解挙動、酸化膜 中のC-14拡散挙動、燃料中で生成するC-14の反跳エネルギーなどについて整理されている。 それぞれの概要を以下に示す。

a)酸化膜の成長挙動

ジルカロイ被覆管表面の腐食は、冷却水が酸化材として作用する酸化反応により生じる。 ジルカロイの酸化膜の成長を重量増加で表現すると、腐食初期の重量増は時間に対する時間 の 1/3 乗則であるが、腐食量が約 30 mg dm⁻² 以上では線形型となる(図 2.2.3-17)。1/3 乗則から線形に変わる点を遷移点と呼ぶ。この腐食パターンの機構は十分に解明されていな いが、金属母材との界面に生成した緻密な酸化膜が、膜の成長にともなって破壊され、その 状態のまま次の緻密な酸化膜が生成される現象を繰り返すためと考えられている。



図 2.2.3-17 Zry-2 及び Zry-4 の典型的な重量増加曲線(原環センター, 2014)

b)酸化膜の性状

成長した酸化膜は、炉水側はポーラス(単斜晶)となり、母材側は緻密(正方晶)となる。 金属界面の緻密な膜内に存在する C-14 は、母材内と同様に原子状の状態で存在していると考 えられ、炉水側のポーラスな酸化膜中に存在する C-14 は原子状炭素の他に、水、酸素イオン、 水素イオン、電子および照射で生成したラジカルなどによって、シアン化合物や炭化物を生 成すると考えられている。

酸化膜の密度は、緻密な酸化膜とポーラスな酸化膜の存在割合によって決まる。緻密部と ポーラス部を含む酸化膜全体の密度測定結果では、被覆管理論密度(5.8g cm⁻³)の80~90% と測定された。また、酸化膜厚20 μ mにおいては、保護性の緻密酸化膜厚は約2 μ mであり、 ポーラスな酸化膜厚は約18 μ mとポーラス部が約90%を占めるとされる。

c)酸化膜の溶解速度

二酸化ジルコニウム(ジルコニア)の溶解度のデータは散見されるが、溶解速度のデータ は殆ど見当たらない。ジルコニアの溶解度は中性領域では小さく、酸性およびアルカリ性領 域では大きい。また、ジルコニアの地下水に対する溶解度が測定されており、炭酸イオンを 含まない条件でのジルコニアの溶解度は10⁻¹⁰~10⁻⁸ mol L⁻¹であるが、0.05 mol L⁻¹の炭酸水 素イオンを含む環境では10⁻⁶~10⁻⁵ mol L⁻¹に上昇する。これらは、ジルコニウムイオンある いは水酸化ジルコニウムイオンが溶存炭酸イオンと錯体を形成するためと考えられている。 さらに、ジルコニアの(ポーラスであることによる)比表面積や、結晶構造およびイットリ ウム等の不純物の存在も、その溶解度に影響を与えると考えられている。

d)酸化膜中の C-14 拡散挙動

ジルカロイハルの加熱処理時の C-14 放出を調べた試験において、遷移点前ジルカロイからの C-14 放出および遷移点後ジルカロイの放出速度から拡散係数が求められた結果を、以下に示す。

□遷移点前 1.39×10⁻¹⁹~3.4×10⁻¹⁴ (m² sec⁻¹) (100~350 ℃)
 □遷移点後 6.4×10⁻¹⁸~1.40×10⁻¹³ (m² sec⁻¹) (100~350 ℃)

また、ジルコニア(Zr02)中の炭素の拡散係数を測定した文献では、拡散係数は下式(式 2.2.3-1)で示される。同式から計算される種々温度における拡散係数を、表 2.2.3-12に示 す。

> $D = D_0 \cdot \exp(-Q/kT) \dots \vec{x} \ 2. \ 2. \ 3-1$ ここで、 $D_0 : 1.32 \times 10^{-8} \ (m^2 \ sec^{-1})$ $Q : 2.66 \pm 0.20 \ (eV)$

> > k: ボルツマン定数 (1.380662×10⁻¹⁶erg T⁻¹)

T:絶対温度(K)

温度(℃)	拡散係数(m ² sec ⁻¹)
100	$1.70 imes 10^{-44}$
350	4. 28×10^{-30}
900	5. 10×10^{-20}
920	7.92×10^{-20}
1,000	4. 02×10^{-19}

表 2.2.3-12 ジルコニア中の炭素の拡散係数

ジルカロイおよびジルコニアの100 ℃から350 ℃における拡散係数を比較すると、ジルカ ロイからの拡散係数は、ジルコニアの場合と比べると桁違いに大きいことが分かる。その原 因としては、ジルカロイ中の炭素が加熱によって放出しやすい化学形態であることや、ジル カロイとジルコニアの結晶構造の違いなどが影響していると考えられている。

e) その他

燃料中で生成する C-14 の反跳エネルギーは、0-17 由来(¹⁷0(n, α)¹⁴C)では 404 keV、N-14 由来(¹⁴N(n, p)¹⁴C)では 42 keV と報告されている。一方で、一般産業において耐摩耗性/耐 食性を向上させることを目的としてジルカロイに対して行われる炭素イオン注入の際のイン プランテーション条件は、50~100 keV において 1×10¹⁷~1.5×10¹⁸ ions cm⁻² とされている。 これらの情報からは、C-14 がジルカロイ母材中に侵入することが可能と考えられるが、C-14 が燃料ペレット外に飛び出すかについては継続検討が必要としている。また、燃料ペレット と被覆管内面のボンディング現象が起きるケースについても、留意が必要とされている。

ジルカロイ表面の C-14 汚染密度については、既往研究(原環センター, 2004)において、 下式(式 2.2.3-2)によって"持ち込み C-14"として評価されている。

持ち込み C-14 放射能

- = (酸化膜の C-14 放射能分析結果: 2.0×10⁴ Bq/35mm-ハル)
- (母材からの推定酸化膜放射能:1.3×10⁴ Bq/35mm-ハル)
- =7.00×10³ Bq/35mm-ハル 式 2.2.3-2 (想定される酸化膜中の放射能は起源成分として窒素のみを考慮)

これらの情報は燃料再処理工程(高温硝酸による洗浄)を経たハルについてのものであり、 使用済燃料の直接処分を想定する場合には注意が必要となる。即ち、冷却水中の成分が被覆 管表面に付着して形成される燃料付着クラッドがそのまま廃棄体へ移行する場合は、上記の 評価値よりも多くの C-14 が含まれる可能性が高く、瞬時放出だけでなく C-14 の総インベン トリにも影響を与えると考えられる。したがって、燃料付着クラッド中の C-14 量の評価に関 しては今後ともデータの拡充が必要と考えられる。

さらに、酸化膜からの C-14 放出に係る加速因子(温度、地下水の pH、共存イオンなど) も検討されており、それらを考慮した加速試験も検討されている。

f) C-14 放出に関するモデル検討のまとめ

現状は、上記のように C-14 の放出メカニズムの整理が行われ、それらのモデル化に必要な 情報が収集されている状況にある。また、これらの瞬時放出挙動や経時的放出挙動に関する 情報を基に、酸化膜からの C-14 の長期放出モデル(素案)が検討・構築されている途上であ る。

(e) その他金属材料の腐食挙動

燃料集合体のエンドピースなどとして用いられるステンレス鋼の母材中には、照射により C-14 が生成する。この C-14 は、ステンレス鋼の腐食に伴って地下環境へ放出されると考え られ、地下水移行シナリオを考える上では、数千年レベルのステンレス鋼の腐食モデルを構築する必要があり、その概念モデルの検討および腐食試験が実施されている。

ステンレス鋼の腐食反応を式 2.2.3-3 とし、pH 12.5 の NaOH 溶液に対する SUS304 の長期 腐食挙動を反応生成ガスの生成量から評価した結果(平成 19 年度から実施)、累積放出水素 ガス量の時間変化は、試験開始 1 年までは時間の 0.5 乗で増加し、その後は直線的な増加傾 向が確認された(図 2.2.3-18)。





図 2.2.3-18 ステンレス鋼からの累積放出水素ガス量(30 ℃、pH 12.5) (原環センター, 2015)

また、放出された水素ガス量から算出した累積等価腐食速度の経時変化(図 2.2.3-19)で は、直近の 2 年(1,700~2,400 日)での腐食速度は $4 \times 10^{-4} \mu m y^{-1}$ の一定値となっている。 さらに、純水に対する腐食試験も上記試験から遅れて実施されているが、直近(試験開始後 300 日)での腐食速度はほぼ一定の $3 \sim 4 \times 10^{-4} \mu m y^{-1}$ と、NaOH 溶液の場合と同等の値が得 られている。



図 2.2.3-19 ステンレス鋼の等価腐食速度(30 ℃、pH 12.5) (原環センター, 2015)

(3) 国内の直接処分ソースタームの暫定パラメータの検討

直接処分第1次取りまとめ(日本原子力研究開発機構,2015)においては、諸外国のソー スターム設定の概略を調査し、それらを参照しおおむね保守的な値として、表2.2.3-13に示 すように IRF を提案した。これらのパラメータは、燃料からのソースタームについてはスイ スの EN2002 (Nagra, 2002)の性能評価レポートの設定値を、放射化金属については第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)を、主な参考としている。

パラメータ		第1次取りまとめ における設定	EN 2002	スワェーテン SR-Site	Safety Case 2012
瞬時放出 (IRF)	使用済燃料	•C 10% •CI 10% •Se 4% •I 4% •Cs 4% •Sr 1% •Tc 2% •Pd 2% •Sn 4%	•C 10% •CI 10% •Se 4% •I 4% •Cs 4% •Sr 1% •Tc 2% •Pd 2% •Sn 4% *PWR 48GWd/tHM	・C 9.2%(10%) ・CI 7.6% ・Se 0.38% ・I 2.5% ・Cs 2.5% ・Tc 0.25% ・Tc 0.2% ・Pd 0.2% ・Sn 0.03% *上記以外の核種も設定 *構造材も含んだ全クハントリを基準 ドにた中央値。()は構造材を除い て燃料のみを基準した一部路値	 ・C 5.5%(10%) ・CI 8.2%(10%) ・CI 8.2%(10%) ・Se 0.4% ・I 5.0% ・Cs 5.0% ・Sr 1.0% ・Pd 1.0% ・Pd 1.0% ・Pd 1.0% ・Sn 0.01% *上記以外の核種も設定 *構造材も含んだ全(ハベント)を基準 にした値。()1株満造材を防いて燃 製のみを基準した一部修備
	構造材金属	•C 20% (有機形態)	•C 20% (有機形態)	 ●C 20% *上記以外の核種も設定 	 ●C 20% *上記以外の核種も設定
長期 マトリクス溶解	燃料マトリクス 溶解	• 1x10 ⁻⁷ (y ⁻¹)	After 10 ³ y: 2.4x10 ⁶ (y ⁻¹) After 10 ⁴ y: 5.3x10 ⁻⁷ (y ⁻¹) After 10 ⁵ y: 4.0x10 ⁸ (y ⁻¹) After 10 ⁶ y: 1.6x10 ⁸ (y ⁻¹)	•1x10 ⁻⁷ (y ⁻¹) (対数 triangular 分布、 : 10 ⁻⁸ ~10 ⁻⁶ y ⁻¹)	• 1x10 ⁻⁷ (y ⁻¹)
	構造材金属 の腐食溶解	 ・ジルカロイ:8.77×10⁻⁵(y⁻¹) ・ステンレス、インコネル: 1.18×10⁻⁴(y⁻¹) *評価はジルカロイで代表 	•全金属: 3×10 ⁻⁵ (y ⁻¹)	•全金属: 10 ⁻³ (y ⁻¹) (対数triangular分布、 10 ⁻⁴ ~10 ⁻² (y ⁻¹)	・ジルカロイ: 10 ⁻⁴ (y ⁻¹) ・その他金属: 10 ⁻³ (y ⁻¹)

表 2.2.3-13 直接処分第1次取りまとめのパラメータ設定値(原子力機構, 2015)

また、平成26年度に調査した諸外国のソースターム評価事例の情報および平成27年度に 調査した最新動向を整理するとともに、ソースターム評価に付随する不確実性の因子を以下 に示すとおり整理した。

瞬時放出に係る因子

- ・処分対象燃料のバリエーション
 - FGR やα放射線影響を評価する際、高燃焼度化などの燃料バリエーションの取り入 れ方によって評価結果も異なる。
- ・ギャップおよび結晶粒界インベントリ評価手法

根拠データにおける試験方法は、使用済燃料サンプルをバルクのまま、あるいは粉 体化した後に浸出試験を行うことでデータ取得を行っており、ギャップや結晶粒界 の接液状況が統一されていない。また、古い文献おける試料の代表性は明確ではな い。

・リム領域の取扱い

濃集される放射性核種の安定性の考え方次第で、評価結果が異なる。

長期溶解に係る因子

放射線影響

自己のα線の影響(酸化性化学種の生成など)により、燃料マトリクスの溶解速度 や、緩衝材間隙水の酸化還元状態が変化する可能性がある。

・わが国の地質環境条件の特性

想定される緩衝材間隙水の炭酸濃度は、諸外国の地下水中の全炭酸濃度より約1桁 高い10⁻² mol dm⁻³と想定され、燃料マトリクスの溶解速度が変化する可能性がある。 ・燃料ペレットの比表面積

U02燃料の表面には細かい凹凸があり、内部にはクラックもある。このため、比表面 積は幾何的表面積よりも大きくなり、燃料マトリクスの溶解速度が変化する懸念があ る。

瞬時放出および長期溶解の両方に係る因子

・構造材金属からの C-14 放出挙動および化学形態

放出率に関する根拠データは少ない。また、C-14 の化学形態(無機あるいは有機) は、人工バリアや天然バリアに対する移行特性に影響を与える重要な因子となる。

・使用済燃料および地質環境条件の経時変化

想定される処分容器破損時期までの間に、使用済燃料の性状や地質環境条件が変化 する可能性がある。種々のモデルによる評価は可能だが、対象タイムスケールが極め て大きいため、潜在的な不確実性を含む。

本項では、直接処分第1次取りまとめで示した設定(表 2.2.3-13)を基とし、これまでの 詳細な調査で得られたソースターム評価の考え方や根拠データの集約結果を参考として各パ ラメータの精査を行うことで暫定パラメータを検討した。
まず、瞬時放出割合およびマトリクス溶解について、個別に検討した結果を示し、まとめ として暫定パラメーター覧を示す。

1) 瞬時放出割合(IRF)

諸外国におけるソースターム評価の考え方の最新動向までを踏まえて参考とした、わが国 における暫定ソースタームパラメータの検討方針を、図 2.2.3-20 に示す。本図には、暫定パ ラメータを検討するために必要な国内使用済燃料の FGR 設定の状況も同時に示す。

瞬時放出パラメータを設定する核種は、諸外国で共通的に取り扱われる核種に変化がない ことから、直接処分第1次取りまとめと同様に、燃料からC、C1、Se、I、Cs、Sr、Tc、 Pd、Sn、構造材からCを選定した。また、FGRとの相関性を考慮する核種をC1、IおよびCs とし、それ以外の核種はFGRを指標とせず、ギャップおよび結晶粒界のインベントリ評価デ ータや、それに基づく諸外国のIRF値を参考として設定した。また、リム領域に濃集される インベントリは安定と考えられる(Kienzler et al., 2014b)ことや、国内PIEの調査結果 においてもリム領域の生成と核分裂生成ガス(即ち、C1、IおよびCs)の放出挙動に関連性 が認められない(原子力安全基盤機構, 2007;原子力発電技術機構 1999; 2002b)ことから、 本検討においては瞬時放出としないこととした。これらの考え方に付随する不確実性は、完 全に払しょくできないものの、根拠データの拡充や評価のためのモデル化の進展などにより 低減傾向にあると判断した。



【調査結果を踏まえた不確実性の判断】

[諸外国動向]*1:根拠データの拡充による不確実性低減傾向あり。*2:拡散モデル適用等の評価手法の進展による 不確実性低減傾向あり。*3:試験/分析手法等の進展による不確実性低減傾向あり。 [国内動向] *4:取組み中(不確実性を含めた継続検討が必要)。*5:未着手。

図 2.2.3-20 瞬時放出割合に係る暫定パラメータの検討方針

また、IRF と FGR との相関性やギャップおよび結晶粒界インベントリに関するデータを俯瞰するため、これまでの調査結果を通じて見出された主要な根拠データの集約し、データベース化した。データベースシートの一部を表 2.2.3-14 に示す。

本検討では、上記の検討方針に従い、集約した根拠データ(実測データ)を解析すること で核種毎の IRF を検討した。

												Gap and	Graion	Boundar	y contri	ibution	for IRF(9	G			
SNF Id.	Fuel Type	Burn-Up (MWD/kgU)	28	Sample	و ی ا	di (j)	Solution	Time (days)	æ	ą	Ŭ	s	S		-		Ŵ		Ĕ		出典
									Gap	GB	Gap	B	Gap	GB	Gap	B	Gap	ß	Gap	GB	
PWR-HBR	PWR	31	0.2	bare fuel	25		J-13	425			0.76	0.02		0.025					0.015	0.009	a1,b1
PWR-HBR	PWR	31	0.2	bare fuel	85		J-13	425							0.284						a1,b1
PWR-TP	PWR	27	0.3	bare fuel	25		J-13	376			0.29	0.016		0.012					0.024	0.008	a1,b1
PWR-TP	PWR	27	0.3	bare fuel	85		J-13	0.4							0.076						a1,b1
Ringhals-2	PWR	43	1.06	pellet	22.5	(20-25)	GW	7			0.85		0.04								c1
ATM-103	PWR	30	0.25	pellet	25		DIW	7			0.2		0.01								ιp
ATM-103	PWR	30	0.25	powder	25		0.1MHCI	0.042				0.48		0.11							d1
ATM-104	PWR	44	1.1	pellet	25		DIW	7			1.2										d1
ATM-104	PWR	44	1.1	powder	25		0.1MHCI	0.042				0.1									1P
ATM-106	PWR	43	7.4	pellet	25		DIW	7			2		0.11		0.1						1P
ATM-106	PWR	43	7.4	powder	25		0.1MHCI	0.042				0.5		0.03		8.5			0.13		d1
ATM-106	PWR	46	11	pellet	25		DIW	7			2.5		0.02		1.2				0.01		d1
ATM-106	PWR	46	11	powder	25		0.1MHCI	0.042				1		0.13		8				0.01	d1
ATM-106	PWR	50	18	pellet	25		DIW	7			6.5		0.1		15				0.05		1P
ATM-106	PWR	50	18	powder	25		0.1MHCI	0.042				-		0.07		7.6				0.12	d1
U02	PWR	54		powder	25	+2	DIW	31						0.37				0.26			e1
U02	PWR	30		bare fuel	100		DIW	365			0.4		0.013								f1
U02	PWR	50		bare fuel	100		DIW	365			1.02		0.013								f1
U02	PWR	50		bare fuel	100		DIW	365			0.43		0.008								f1
AL 121/1	PWR	52.3		fragment	90		MgCl2	107			1.92										gl
AL 141/1	PWR	52.3		fragment	150		MgCl2	106			2.44										g1
A6(0-2)	PWR	36.6		pellet	100		MgCl2	57			1.19										g1
A2(0-2)	PWR	36.6		pellet	200		MgCl2	46			2.24										g1
A4(0-2)	PWR	37.4		pellet	200		MgCl2	46			17.58										g1
AL 24/1	PWR	52.3		fragment	100		NaCI	100			1.89										g1

表 2. 2. 3-14 FGR および IRF に関する評価試験結果データベースシートの例

I、Cs、Cl における IRF と FGR との相関性を決めるための根拠データは、ユッカマウンテ ンプロジェクトにおける研究結果 (例えば、Gray, 1999) やスウェーデンにおける研究結果 (例 えば、Tait et al., 1997; Johnson and Tait, 1997) が主に用いられてきた。これに対し、 最新知見では、I および Cs についての新たな知見(たとえば、Lassmann et al., 2002; Kienzler et al., 2014a) がスイスの SGT-E2 および FIRST Nucrides で取り入れられた。具体的には、 IRF(Cs)=FGR× $\sqrt{0.33}$ とする相関性などである。

FGR および IRF を整理したデータベース(表 2.2.3-14)を活用し、I および Cs のギャップ および結晶粒界のインベントリの合計を IRF とし、その IRF と FGR との関係を、図 2.2.3-21 に示す。

I における IRF と FGR の関係 (図 2.2.3-21(a)) は、殆どの国で取り入れられている IRF(I)=FGR×1の相関性が妥当であると考えられる。グラフ中には、IRF(I)=FGR×1の相関線 より上に点綴されるデータが数点あるが、これらは燃料の密度が軽く空隙が多いことや線出 力が高いことが報告されているため、そのことを考慮すれば、概ね相関線に沿っていると判 断できる。なお、FGR が 10 %以上の領域では、I の IRF が増加する傾向が緩やかになってい る現象も認められる。これより、FGR が高い領域の IRF(I)を設定する場合には、再考の余地 があることも示唆されている。

Cs における IRF と FGR の関係 (図 2.2.3-21(b)) は、スイスの SGT-E2 (Johnson, 2014) や FIRST Nuclides (Kienzler et al., 2014a) で取り上げられたとおり、FGR が極めて低い 領域を除けば IRF(Cs)=FGR×1/ $\sqrt{3}$ の線が過度に保守的な設定ではなく、かつ現実的であると 考えられる。この相関は、核分裂生成ガス (Xe) および Cs の拡散モデルと実測データのフィ ッティングで表現されたもの (Lassmann et al., 2002) であり、これまでの粗い相関性評価 よりも一歩踏み込んだ評価といえる。





したがって、I、Cs および C1 の IRF について、下記のような FGR の相関を設定する。

- ・IRF(I):FGRの1倍
- ・IRF(Cs):FGR の $1/\sqrt{3}$ 倍
- IRF(C1): FGR の 3 倍

ここで、これらの IRF の値を定めるためには、わが国における FGR を設定しなければなら ない。前述した国内の PIE の調査結果では、国内 PWR の FGR 文献値が海外の同等燃料の場合 と比べても全般的に低いこと(原子力発電技術機構, 1999; 2002b)や、国内 BWR における現 行型燃料(9×9B)の FGR が海外文献値と同程度である(原子力安全基盤機構, 2007)との情 報が得られた。しかしながら、旧型設計燃料の PIE 公開データにおいて前述の FGR より数倍 高いデータが存在する(原子力安全基盤機構, 2007)ことや、公開されているデータ点数が 絶対的に不足していることから、国内使用済燃料の FGR 設定の決め手とならない。このよう な状況から、平成 27 年度は、I、Cs および C1 の IRF 設定に必要な FGR 設定を見送り、FGR との相関性を暫定的に設定するに止めた。

Se については、I、Cs および C1 と同様に炉内照射時の温度条件下で揮発性と考えられることから、瞬時放出が生じると考えるべきである。最新の知見として、スイスの STG-E2 (Johnson, 2014)における評価値では 0.2 %、FIRST Nuclides (Kienzler et al., 2014a) では 0~1 % の範囲とされていることから、下記のような設定が妥当と考えられる。

• IRF(Se)=1.0 [%]

Sr および Tc のギャップおよび結晶粒界の合計を IRF とし、インベントリと FGR との関係 を整理して、図 2.2.3-22 に示す。



図 2.2.3-22 Sr および Tc の IRF と FGR との関係

これらより、Sr および Tc における IRF と FGR の相関性は無いことが分かる。したがって、 これらのインベントリ測定データの上限値を考慮して設定することが妥当と考えられる。そ れぞれの図中には、スイスの SGT-E2(Johnson, 2014)(図 2.2.3-22 中の実線)およびスウ エーデンの SR-Site (SKB, 2011)の IRF 設定値(同破線)を記載しているが、いずれの核種 においても、SR-Site の設定値は保守側の設定とは言い難い。一方、スイスの設定値は、EN2002 における 2 %と比べて SGT-E2 では 1 %と低く再設定されているが、グラフ中の測定値の分 布は十分にカバーできており保守的判断として適切であると考えられた。したがって、Sr お よび Tc については、スイス SGT-E2 の設定である下記の値とした。

• IRF(Sr)=1.0 [%]

• IRF(Tc)=1.0 [%]

Pd および Sn については、最新の知見は得られていない。現状では、直接処分計画が進行 する主要国であるスウェーデンの SR-Site (SKB, 2011)、フィンランドの TURVA-2012 (Posiva Oy, 2013) およびスイスの SGT-E2 (Johnson, 2014)において、一様に IRF (Pd)が 1.0%、IRF (Sn) が 0.1%と設定されている。したがって、Pd および Sn については、これらを踏襲し、以下と した。

• IRF (Pd) = 1.0 [%]

• IRF (Sn) = 0.1 [%]

Cについては、ジルカロイ被覆管に含まれるCの20%を瞬時放出として取扱うことがカナ ダ以外で共通認識となっており、新たな知見は得られていない。したがって、燃料ペレット からの放出は、諸外国のなかで最も保守的値である10%、構造材金属からの放出はこれまで 通り20%とした。化学形態については、国内で行われた情報調査や試験の結果(原環センタ ー,2014;原環センター,2015)から、放射化金属の腐食に伴い放出されるC-14の化学種に おける有機C-14の比率が55~90%とされているが、現在も試験が継続中である。また、放 出後の酸化還元環境によって形態が変化する可能性も考慮すると、現状は、上記結果を保守 側に丸め、結果的にYamaguchi et al.(1999)の評価結果と同様に、全量を有機形態とするこ とが望ましい。

リム領域に含まれる核種については、FIRST Nuclides (Kienzler et al., 2014b) におけ る試験結果に基づいて、瞬時放出に寄与しないとの考え方が多くの国で採用されている。こ れらの試験の手法は、リム領域およびペレット中心部を機械的に切り分け、それらからの核 種浸出挙動を比較した点や、リム領域マトリクスの溶解速度も視野に入れている点で合理性 があると判断された。また、国内 PIE データの確認結果においても、限られたデータながら、 リム領域の生成と FGR に明瞭な相関がみられていない。これらより、暫定パラメータの設定 においてリム領域の寄与を考慮しないこととした。

2) 燃料溶解速度

表 2.2.3-9 で示したとおり、近年は使用済燃料マトリクスの溶解速度を 10⁻⁷ (y⁻¹)と評価 する機関が増えてきており、わが国においても暫定パラメータとして採用することに問題は ないと考える。構造材金属については、国内の腐食溶解試験などを調査し、ジルカロイの腐 食速度をこれまでよりも低く設定できる可能性などが示されたが、継続中の試験も多く最終 的な見解は得られていない。したがって、ジルカロイおよびその他金属材料の溶解速度につ いては、直接処分第1次取りまとめにおける設定を踏襲することとした。

しかしながら、わが国の直接処分における燃料溶解速度を評価する場合には、わが国の処 分関係の特性を考慮する必要がある。主に考慮すべき特性として、以下のものが挙げられる。

① 放射性核種インベントリの相異

使用済燃料に含まれる放射性核種のインベントリについては、わが国固有の値で評価する ことが可能なはずである。インベントリ情報を基に、比 α 放射能(単位重量あたりの α 放 射能)が評価できる。試みとして、H16 レポート(原子力委員会新計画策定会議技術検討小 委員会, 2004)および直接処分第1次取りまとめ(原子力機構, 2015)におけるインベント リ情報から算出した比 α 放射能の最大値(処分 1,000 年後のキャニスタ破損時)は、いず れも約1 MBq g⁻¹である。

SFS や REDUPP では、比 α 放射能がある程度高くなると、燃料溶解速度が比 α 放射能に依存 するという結果が得られている。図 2.2.3-23 は、燃料溶解速度と比 α 放射能との関係を示し ており、Forth Case Study (4CS) (NWMO, 2012) では比 α 放射能が 10⁻¹ MBq g⁻¹ 以上では 燃料溶解速度が比 α 放射能と比例する (図 2.2.3-23 中の黒線) と評価している。しかしな がら、図 2.2.3-23 の赤線で示すとおり、H16 レポート (原子力委員会新計画策定会議技術検 討小委員会, 2004) および直接処分第 1 次取りまとめ (原子力機構, 2015) における比 α 放 射能の最大値が約 1 MBq g⁻¹ であることから、わが国における処分システムでは溶解速度の 比 α 放射能依存性は顕著ではないと考えられる。参考までに、わが国の使用済燃料の幾何形 状や、MICADO プロジェクト (Grambow et al., 2010) で設定されている表面粗さ係数 (λ ; BET 比表面積を幾何的表面積で除した値 (図 2.2.3-24 を参照)を考慮すると、燃料溶解速度 10⁻⁷ y⁻¹ は図 2.2.3-23 の青線で示す値となり、SFS プロジェクト (Poinssot et al., 2005) で実施した実使用済燃料 (F1 及び F6) の 13 mM の炭酸水素イオン濃度を含む水溶液中での溶 解速度とよく一致していることがわかる。

地下水および緩衝材間隙水組成の相異(特に炭酸水素イオン濃度の影響)

わが国の緩衝材間隙水組成は、H12 レポートで用いたモデル計算(小田ほか,1999)によると、地下水の方解石(CaCO₃)との平衡反応を想定しているために炭酸濃度が高くなる傾向にある。諸外国の地下水中の全炭酸濃度(中性〜弱アルカリ性なので、実質的には炭酸水素イオン濃度)が10⁻³ mol dm⁻³程度であるのに対して、直接処分第1次取りまとめで設定した緩衝材間隙水中の全炭酸濃度は、それより約1桁高い1.7×10⁻² mol dm⁻³である(原子力機構,2015)。

燃料溶解速度の全炭酸濃度(中~アルカリ性水溶液中であるので、化学系は主に[HC0₃⁻] + [C0₃²⁻])に対する依存性の文献値を、図 2.2.3-25に示す。全体的に、全炭酸濃度が高くなる ほど燃料溶解速度も高くなっていることがわかる。その一方で、燃料溶解速度が①10⁻¹ mg m⁻² d⁻¹以上の値をとるデータ群と、②10⁻³~10⁻² mg m⁻² d⁻¹程度の値をとるデータ群の2つに大別 されることもわかる。①のデータ群は不活性雰囲気(酸素を排除した雰囲気)で取得されて いるのに対して、②のデータ群は還元条件(不活性雰囲気であるだけでなく、還元剤が投入 されていて、標準水素電極に対する酸化還元電位が-0.2以下である条件)で取得されている。 直接処分第1次取りまとめ(原子力機構,2015)における処分環境は、標準水素電極に対す る酸化還元電位が約-0.3 V という還元条件であることから、後者のデータ群が処分環境に近 いものと考えられる。また、燃料溶解速度 10⁻⁷ y⁻¹ は図 2.2.3-25 の青線で示す値となること から、②のデータ群と概ね一致していることがわかる。

図 2.2.3-25 に示した REDUPP (Evins et al., 2014)の値は、前述のとおり3種の天然地 下水に対して得られた値であることから、燃料溶解速度の差異が必ずしも全炭酸濃度に起因 するものであるとは限らない。しかしながら、還元条件における燃料溶解速度の全炭酸濃度 依存性を体系的に調べた例がないことから、わが国の代替処分オプションの一つである直接 処分システムにおける燃料溶解速度の信頼性を向上させるためには、還元条件における燃料 溶解速度の全炭酸濃度依存性の体系的な調査が必要となる。

以上を踏まえ、燃料溶解速度の設定値については、全炭酸濃度による影響評価に課題が残るものの、暫定的に 10⁻⁷ y⁻¹ を提案する。



黒線は 4CS(NWM0, 2012)の評価値を、赤線はわが国の直接処分第1次取りまとめにおけるα核種インベントリの最大値(キャニスタ破損時の値)、青線はわが国の使用済燃料の幾何形状で比表面積の 粗さ係数λを3.5とした場合の溶解速度10⁻⁷(y⁻¹)に相当する値を表す。

図 2.2.3-23 燃料溶解速度の比 α 放射能などの依存性



(Grambow et al., 2010)



図 2.2.3-25 燃料溶解速度の炭酸濃度依存性

3)構造材の腐食速度

直接処分第1次取りまとめ(原子力機構,2015)では、構造材(ジルカロイ、ステンレス およびインコネル)の腐食速度について、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)における設定値を採用している。この値は、金属の腐食に伴う水素 ガス発生速度から導出した等価腐食速度(以下、「等価腐食速度」という)を基に設定され ている。等価腐食速度としては、腐食試験の実測値を基に、ジルカロイで 5.0×10⁻⁹ m y⁻¹、 ステンレス鋼およびインコネルで 2.0×10⁻⁸ m y⁻¹を設定している。ジルカロイの値は、図 2.2.3-15に示した最新の長期試験データ(原環センター,2015)と同程度であると言える。

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,2005)では、腐食反応 により発生した水素の75%が構造材に吸蔵されるものとして、構造材の腐食速度をガス発 生等価腐食速度の4倍(すなわち、ジルカロイで2.0×10⁻⁸ my⁻¹、ステンレス鋼およびイン コネルで8.0×10⁻⁸ my⁻¹)を設定し、この腐食速度と構造材の肉厚(ジルカロイの場合は酸 化膜厚さを除いた有効肉厚)から核種の浸出期間を導出している。得られた浸出期間は、ジ ルカロイで11,400 y、ステンレス鋼およびインコネルで8,500 y であり、これらの逆数(そ れぞれ8.77×10⁻⁵ y⁻¹および1.18×10⁻⁴ y⁻¹)が直接処分第1次取りまとめ(原子力機構,2015) における構造材の腐食速度として設定されている。

前述のとおり、ジルカロイの等価腐食速度が最新の長期試験データ(原環センター,2015) と同程度であることから、構造材の腐食速度については直接処分第1次取りまとめ(原子力 機構,2015)と同じ設定値でよいと考えられる。ただし、有効数字として3桁もの信頼性が あるかは議論の余地があると思われることから、有効数字を1桁に見直し、ジルカロイ、ス テンレス鋼およびインコネルのいずれについても、腐食速度を1×10⁻⁴ y⁻¹に設定するのが妥 当と考えられる。

4) 暫定パラメータの設定

暫定パラメータの検討のまとめとして、それらの一覧を、表 2.2.3-15 に示す。

これまでに、国内外におけるソースターム評価と検討事例を対象として、近年の最新の議 論・知見を含めて調査・解析を行った。また、その結果に基づき、対象燃料の多様性や放射 線影響などを考慮した瞬時放出および長期溶解に関する暫定的なパラメータの検討を行った。

その結果、各国において安全評価上重要として共通的に認識されている瞬時放出核種について、暫定パラメータを設定した。また UO₂の長期溶解および構造材金属材料の腐食溶解速度についても、暫定パラメータを設定した。

ただし、I、Cs および C1 については、国内使用済燃料燃料の FGR が不明確であることから、 FGR との相関式のみを定め、具体的数値は設定していない。今後は、国内 FGR を検討するこ とで I、Cs、C1 の IRF を具体的に設定する必要がある。そのためには、わが国の使用済燃料 の照射条件やそれに伴う FGR 挙動を含めた燃焼のふるまいなどの特性を把握することが必須 と考えられるが、現存する公開国内 PIE データは少ない。そのため、高燃焼度化の将来予測 を踏まえつつ、様々な燃料に対しての PIE および燃料設計コード(燃焼性能コード)の活用 といった燃料特性把握のための試験研究が望まれる。

さらには、安全評価の対象とすべき核種の妥当性(核種追加や除外の必要性)や核種毎の IRF の設定値について幅をとるべきかなどについて継続的な検討を行っていくことが、安全 評価用パラメータとしての精度を高めていくうえで必要と考えられる。

	直接処分第1次取りまとめ における設定(2015)	暫定パラメータ (2016)
想定炉型	PWR	PWR および BWR
想定燃焼度	45 GWd MTU^{-1}	45 GWd tHM^{-1}
FGR 設定	—	[未設定]
(IRF) 心世 一世 一世 一世 一世 一世 一世 一世 一時 一時 一時 一時 一時 一時 一時 一時 一時 一時	 I 4% Cs 4% Cl 10% Se 4% Sr 1% Tc 2% Pd 2% Sn 4% C 10% 	 I [IRF (I) =FGR × 1] Cs [IRF (Cs) =FGR × (1/√3)] C1 [IRF (C1) =FGR × 3] Se 1.0% Sr 1.0% Tc 1.0% Pd 1.0% Sn 0.1% C 10.0%
構造材金属	・C 20% (有機形態)	・C 20% (有機形態)
₩ 殿 使用済燃料	$1 x 10^{-7} y^{-1}$	$1 x 10^{-7} y^{-1}$
繰 縦 構造材金属	・ジルカロイ 8.77x10 ⁻⁵ y ⁻¹ ・SUS 等 1.18x10 ⁻⁴ y ⁻¹	・全種類 1x10 ⁻⁴ y ⁻¹

表 2.2.3-15 暫定パラメータ一覧(検討結果のまとめ)

(4) 今後の課題

平成28年度以降は、今回暫定的に検討したパラメータ値に対して、わが国の燃料特性や地 質環境特性を考慮した値の幅を設定するべきかについて、必要性を含めて検討する。

瞬時放出に関しては、I、Cs および C1 の IRF 設定値を確定させるために必要な国内 FGR 設 定のための調査・検討を継続する。国内 FGR の調査・検討においては、国内対象燃料の類型 化の議論や動向にも留意し、今回の想定燃料仕様(炉型; PWR, U 濃縮度; 4.5 wt%, 燃焼度; 45,000 MWD MTU⁻¹) に対する設定のみとするか、類型化を経て、例えば炉型毎や MOX などに ついて個別の FGR を設定するかについても議論が必要となる。また、PIE の結果で網羅でき ない想定照射条件については、諸外国において頻繁に用いられているシミュレーション計算 手法の活用も視野に入れるものとする。

長期溶解については、これまでの調査結果がわが国の直接処分で想定される地下環境条件 に適用可能であるかを確認するため、還元条件下における燃料溶解速度の炭酸濃度依存性に ついてデータを拡充する必要がある。また、構造材金属の溶解速度については、国内での長 期試験が継続しており、その動向を引き続き調査する。

2.2.4 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究

(1)はじめに

処分場の設計(人工バリア仕様、定置方式、坑道の寸法・仕様、処分場のレイアウトなど) と各設計項目の技術には様々な選択肢が存在する(以下、「設計オプション」という)。それ ら設計オプションの絞り込みや合理化・最適化などを検討するためには、設計オプションに 応じた多重バリアによる閉じ込め性能の違いがひとつの重要な判断材料となる。そのような 閉じ込め性能の評価手法では、「設計オプション」そのものの多様性とともに、具体的なサイ トを特定しないジェネリックな段階では、さらに以下の多様性に応じた設計オプションの選 択と、それに応じた核種移行の解析条件(設計オプションに応じた移行特性、移行経路等) の様々なパターンに対応できるようにしておくことが重要となる。

- ・地質環境条件の多様性(地質、水理、地球化学およびそれらの不均質性)や時間・空間
 的変遷
- ・ 廃棄物の特徴の多様性(使用済燃料の特性の炉型、構造材材料、高燃焼度化、MOX 燃料による違いなどに起因)

ここで、地質環境条件や廃棄物の特徴の多様性について、その全ての組み合わせについて の設計オプションの選択と核種移行の解析条件のパターンを考慮しようとすると、検討対象 が膨大となる。そのため、地質環境条件や廃棄物の特徴の多様性については、設計オプショ ンの選択結果が大きく異なる場合に着目するなどして、考慮する組み合わせをなるべく少数 に限定することにも留意する。

平成26年度は、直接処分第1次取りまとめ(原子力機構,2015)解析条件(H12レポート (核燃料サイクル機構,1999)のレファレンスケースにおける地質環境条件と人工バリア仕 様に準拠)基づき、処分容器の長寿命化の線量低減への寄与、定置方式の違いによる核種移 行挙動の違い、軟岩系岩盤における処分場設計の硬岩系岩盤の場合との相違点に着目し、以 下の検討を実施した。

①処分容器の寿命を変化させた核種移行解析

②処分坑道横置き方式と処分孔竪置き方式による核種移行経路の違いを考慮した核種移 行の概念モデルの構築

③硬岩系岩盤と軟岩系岩盤での処分場設計の違いが多重バリアの閉じ込め性能に与える 影響を評価するための核種移行の概念モデルの構築

この結果、①については、処分容器の長寿命化の線量低減への寄与として、5万年までの 長寿命化は、支配核種である C-14(半減期約 5700 年)の線量の低減に対して一定の効果が 得られる可能性があることを明らかにし、性能評価から設計に対するフィードバック情報と して反映し得ることを示した。このように、上記の多様性に応じた設計オプションの選択と 核種移行の解析条件のパターンを考慮した核種移行解析の実施により、設計オプションの選択と 諸や付随する不確実性がバリア性能に与える定量的な影響を把握することが可能となり、設 計や現象理解にフィードバックする情報を提供することが期待される。特に、直接処分の被 ばく線量評価結果が非収着性かつ可溶性である C-14 や I-129 等の核種に支配されることから、 使用済燃料からの核種溶出に係るパラメータが支配核種の被ばく線量に影響を及ぼす。この ため、これらのパラメータに付随する不確実性が被ばく線量に及ぼす影響を把握することは、 使用済燃料からの核種溶出に係る現象理解の計画立案(調査範囲やデータ取得範囲の判断等) に資するものとなると考えられる。

②については、ニアフィールドスケール(100m程度)を対象として、それぞれの定置方式 を選択した場合に生じることが考えられる特徴的な移行経路に着目して核種移行の概念モデ ルを構築した。しかしながら、ある定置方式を選択した場合に実際に生じる移行経路やそこ での移行挙動は、定置方式だけで一義的に決まるものではなく、それ以外の様々な要因が関 係してくると考えられる。定置方式以外の要因としては、たとえば、岩盤の性状(地下水流 動に密接に関わる人工バリアと亀裂との交差頻度や距離、掘削影響領域の発生やコンクリー ト支保工の要否等に密接に関わる岩盤強度や応力状態等)、定置方式と岩盤の性状の組み合わ せ(それらにより、掘削影響領域やコンクリート支保工等の有無・形状・性状、人工バリア と掘削影響領域、コンクリート支保工、亀裂との連結性等が変り得る)などが考えられ、そ れらによって移行経路や移行挙動は異なったものになると考えられる。このため、定置方式 の違いに着目して核種移行評価手法を高度化するためには、3次元の詳細な地下水流動・物 質移行解析の実施を通じて、定置方式とそれ以外の要因の組み合わせが移行経路や移行挙動 にどのような影響を生じ得るか、また、その影響が顕在化するのは人工バリアからどの程度 の範囲内か等に関する理解を深めることが必要となる。この際、3次元の解析は、定置方式 とそれ以外の要因の組み合わせに応じた人工バリア近傍の場の特徴(設計仕様、生じ得る移 行経路等)を詳細に考慮した評価が行えるものの、そのための計算負荷やデータ量は大幅に 増加し、さらに結果の解釈が複雑になる傾向がある。このため、3次元の解析だけではなく、 計算負荷の小さいシステム性能評価モデルにも着目し、人工バリア近傍の場の特徴に応じた 評価を簡便かつ柔軟に行えるシステム性能評価モデルを整備することも必要と考えられる。

③については、軟岩系岩盤における処分場設計の硬岩系岩盤の場合との相違点として、隆 起・侵食による処分場深度の減少および処分坑道へのコンクリート支保工の設置の影響に着 目し、軟岩系岩盤における処分坑道横置き方式を対象とした核種移行の概念モデルの構築お よびニアフィールドの長期的変遷に関するストーリボードの作成を行った。その検討を通じ て、隆起・侵食による処分場深度の減少が閉じ込め性能に及ぼす影響を把握するためには、 現在の核種移行解析で主な対象としているブロックスケールよりも広いスケールである、広 域スケールやサイトスケールでの地質環境条件の変化を処分場の配置(位置、レイアウト) との関係にも留意して適切に評価しつつ、それをブロックスケールの評価に反映できるよう にすること、すなわち、複数のスケールに対応した地下水流動解析と核種移行解析を連携さ せる方法論の整備が必要となることが示唆された。さらに、コンクリート支保工の有無によ り人工バリア近傍での核種移行経路に違いが生じ、それが閉じ込め性能に影響を及ぼす可能 性があると考えられることから、人工バリアおよび処分坑道や処分孔の近傍 10m 程度(VNF) の移行挙動に着目した核種移行モデルの高度化も必要となることが示唆された。このような 人工バリア近傍の核種移行モデルの高度化は、②での定置方式の違いの検討と共通するもの である。

このため、平成27年度は、上記課題への対応として多重バリアによる閉じ込め性能評価手 法を高度化することを目的として、以下の内容について検討した。

・ 使用済燃料からの核種溶出に係るパラメータを変化させた核種移行解析((2)参照)

- ・ 複数の空間スケールにまたがる地下水流動解析および核種移行解析の連携手法の整備 ((3)参照)
- ・ 定置方式の違いによる人工バリア近傍での移行挙動の違いを考慮した核種移行解析手 法の整備((4)参照)

(2) 使用済燃料からの核種の溶出に係るパラメータを変化させた核種移行解析

1) 概要

直接処分第1次取りまとめの基本シナリオでは、被ばく線量を支配する核種は非収着性か つ可溶性の核種(C-14、I-129等)であり、これらは使用済燃料からの核種の溶出に係るパ ラメータに影響を受けることから、これらのパラメータに付随する不確実性が多重バリアの 閉じ込め性能に与える影響を把握する必要がある。使用済燃料からの核種の溶出に係るパラ メータとしては、燃料と構造材のそれぞれに対して、瞬時放出と長期のマトリクス溶解を設 定している。これらの設定値については、種々の不確実性要因があることを認識した上で、 国内外の文献に対する調査を行い、わが国における燃料の多様性や処分環境を考慮した上で 暫定的なパラメータ設定を試みているところである(2.2.3項参照)。

パラメータ設定において考慮すべき不確実性要因としては、瞬時放出に係るものとして、 燃料のバリエーション、ギャップや結晶粒界についてのインベントリ評価手法の妥当性、リ ム領域の取扱い等が考えられる。一方、長期のマトリクス溶解に係るものとしては、α放射 線影響、照射後燃料ペレットの比表面積、わが国の地質環境条件の特性(特に炭酸濃度等) 等が考えられる。

このため、本検討では、燃料に対する瞬時溶出割合およびマトリクス溶解速度を変化させ た核種移行解析を実施することとした。これにより、使用済燃料からの核種溶出に関する調 査・研究計画(調査範囲やデータ取得範囲の判断等)を立案する際に、不確実性が性能評価 結果に与える定量的な影響を性能評価側から提供することができる。

2) 検討内容

①解析条件

ここでは、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオの核種移行解析条件(モデル、 パラメータ、解析コード、線量への換算係数等)に準拠して、使用済燃料からの核種溶出に 係るパラメータを変化させた核種移行解析を実施することとした。主な条件を以下に記す。

- ・感度解析ケース:使用済燃料からの核種溶出に係るパラメータとして、燃料に対する 瞬時溶出割合(Instant Release Fraction: IRF)およびマトリクス溶解(Dissolution Rate:DR)に着目して感度解析ケースを設定した。設定結果およびその設定根拠を表 2.2.4-1に示す。
- ・インベントリ: 処分後 1,000 年時点における PWR 使用済燃料 1MTU あたりの放射性核種 のインベントリを直接処分第1次取りまとめに基づき設定した。主な核種のインベン トリを表 2.2.4-2 に示す。
- ・核種移行プロセス:直接処分第1次取りまとめに準拠する。人工バリアと母岩中の核 種移行プロセスのみを考慮する(断層中の核種移行プロセスは保守的に考慮しない)。

- ・指標:処分場全体からの被ばく線量の最大値および総線量の最大値を指標とした。処 分場全体からの被ばく線量とは、母岩からの核種移行率に線量への換算係数(母岩から生活圏への核種移行率を人間が受ける放射線量に換算する係数)を乗じた処分容器 1体あたりの被ばく線量に、処分容器の総体数(34,677体:直接処分第1次取りまとめに準拠)を乗じたものである。総線量とは、各核種の処分場全体からの被ばく線量 を足し合わせたものである。
- ・評価対象核種:直接処分第1次取りまとめに準拠する。総線量の算出に際しては、全 ての評価対象核種の被ばく線量を足し合わせることで総線量を算出する。ただし、解 析結果の分析に際しては、総線量の主な支配核種(C-14(有機)、C-14(無機))およ び本検討で変化させた燃料のIRFの影響を受ける核種(Cs-135、I-129)に着目する。

ケース	瞬時放出割合(IRF) (%)		マトリクス(ス溶解(DR) ∫y ^{−1})	設定根拠
	燃料	構造材	燃料	構造材	
1	•C 10% •CI 10% •Se 4% •I 4% •Cs 4% •Sr 1% •Tc 2% •Pd 2% •Sn 4%	C: 20% (有機形態)	10 ⁻⁷	ジルカロイ: 8.77×10 ⁻⁵ ステンレス、 インコネル: 1.18×10 ⁻⁴ 評価上はジルカ ロイで代表	直接処分第1次取りまとめの基本シナリオに準拠
2	•I 40% ¹⁾ •Cs 40% ¹⁾	RC ²⁾	RC ²⁾	RC ²⁾	燃料中のIRFに着目したケース: IとCsに対するIRFは、FGRとの相関関係に基づく係数 (FGRの0.5~3倍程度)を用いて設定する方針であ る。国内の旧型燃料のFGR測定結果ではIRFが20%を 超えるデータもみられるため(原子力安全基盤機構, 2007)、ケース1の値を保守的に10倍した値を設定し た。
3	RC ²⁾	RC ²⁾	10 ⁻⁶	RC ²⁾	燃料中のマトリクス溶解に着目したケース: わが国の地質環境条件としては、諸外国と比して、一 般的に炭酸濃度が高い傾向にある。水溶液中の炭 酸濃度が高いと溶解速度が高くなるという報告があ ることから(Pablo et al., 1997: Casas et al., 2009)、 ケース1の値を保守的に10倍した値を設定した。
4	•I 40% ¹⁾ •Cs 40% ¹⁾	RC ²⁾	10 ⁻⁶	RC ²⁾	燃料中のIRFおよびマトリクス溶解に着目したケース: ケース2とケース3の組合せである。
5	RC ²⁾	RC ²⁾	10 ⁻⁵	RC ²⁾	フランスでは、燃料中のマトリクス溶解に関して、放 射線影響を加味した上で、10 ⁻⁵ (y-1)が設定されてい る(ANDRA, 2005)。ここでは、その設定値を採用し た。

表 2.2.4-1 感度解析ケースの一覧

¹⁾ IとCs以外の核種についてはケース1と同様な設定とした。

²⁾ 表中のRCはケース1と同じ設定を表す。

表 2.2.4-2 使用済燃料 1MTU あたりの主な放射性核種のインベントリ

元素	皙量数	半減期	燃料中の 放射能量	構造材中の 放射能量
	~=~	[y]	[Bq/MTU]	[Bq/MTU]
C(有機)	14	5 79 E 1 0 9	0.00E+00	3.87E+10
C(無機)	14	0.75E+05	2.64E+10	0.00E+00
Ι	129	1.57E+07	1.13E+09	3.48E+01
Cs	135	2.30E+06	2.29E+10	5.51E+02
炉型・濃縮度	:加圧水型炉(F	PWR)、4.5wt%	燃焼度 45 000MWI	

(処分後1,000年時点)

比出力:38.0MW MTU⁻¹

燃焼度:45,000MWD MTU 炉取り出し後:50年

2解析結果

ここでは、感度解析結果の比較の基準となるケース1(直接処分第1次取りまとめの基本 シナリオ(原子力機構, 2015))の解析結果の概要について説明した上で、各ケースの解析結 果およびその比較結果について考察する。

a. ケース1の解析結果の概要

ケース1の処分場全体からの被ばく線量の経時変化を、図2.2.4-1に示す。



図 2.2.4-1 ケース1の処分場全体からの被ばく線量の経時変化(原子力機構, 2015)

図 2.2.4-1 より、ケース1の解析結果の特徴を IRF と DR の影響に着目してまとめたものを 以下に示す。

・各核種による線量の総和(以下、総線量)は、約4,000年後に最大値0.3 µ Sv y⁻¹となる。このときの総線量の支配核種はC-14(有機)である。また、C-14(無機)、I-129の線量も総線量の最大値に寄与している。C-14(無機)とI-129の線量が高くなるのは、燃料からのIRFの影響が大きく、人工バリア(緩衝材)および天然バリア(岩盤)

中の移行遅延効果が小さいためである(CとIは可溶性元素でかつ分配係数0m³kg⁻¹)。 また、C-14(有機)の線量が高いのは、構造材からのIRFおよびDR(構造材は約12,000 年で全量が溶解)の影響が大きく、人工バリア(緩衝材)および天然バリア(岩盤) 中の移行遅延効果が小さいためである(Cは可溶性元素でかつ分配係数0m³/kg)。

- ・処分後約3万年から約60万年程度まではI-129が、また約60万年以降はRa-226が総線量の支配核種となる。これは、C-14の半減期(約6,000年)による減衰に伴いIRFの影響により早期に生じるC-14の高い線量の影響が小さくなったためである。また、処分後3万年以降において燃料からのDRの影響が徐々に大きくなるため、Cs-135を始めとしたその他の核種の線量が増加傾向を示す。
- ・ケース1では、燃料のDRが10⁻⁷ y⁻¹であり、評価期間(10⁶年)においても燃料全体の約10%しか溶解していないため、DRによる核種の溶出量が小さい。また、燃料および構造材のIRFの影響により高い線量を示す核種(C-14、I-129)は、人工バリア(緩衝材)および天然バリア(岩盤)中の遅行遅延効果が小さい。これらの複合的な影響により、燃料および構造材のIRFが大きく影響している処分後数千年間の線量と、燃料からのDRの影響が徐々に大きくなる処分後3万年以降の線量を比較した場合、IRFの影響による線量の方が数十倍程度高くなったと考えられる。

b. 感度解析結果の考察

感度解析により得られた各ケースでの人工バリアからの核種移行率の最大値および被ばく 線量の最大値を核種毎に整理した結果を図 2.2.4-2 に示す。また、各ケースの結果の特徴を ケース1との違いに着目して考察した結果を以下に示す。

- ・本感度解析では構造材からの IRF および DR を変化させていないため、C-14(有機)の 線量およびその最大値は変化しない。
- ・燃料の IRF を変化させたケース2およびケース4の総線量の最大値は約2倍増加した。 これは I-129の影響によるものである。ケース2およびケース4での I-129 に着目す ると、I に対する燃料からの IRF が 10 倍になった影響により、人工バリアからの移行 率の最大値および被ばく線量の最大値がケース1に対して約 10 倍増加している。この I-129の被ばく線量の最大値が、ケース1での総線量の最大値の支配核種であった C-14 (有機)の被ばく線量の最大値を上回る値のため、ケース2およびケース4の総線量 の最大値が増加した(図 2.2.4-2)。
- ・燃料の DR のみを変化させたケース 3 およびケース 5 の総線量は、ほとんど変化してい ない。これは、ケース 1 での総線量の最大値(処分後数千年時点)の支配核種である C-14(有機)が構造材からの IRF によって放出されるものであり、燃料の DR の変化と は関係なくケース 1 と同じ高い最大値を有すること、および C-14 の影響が小さくなっ た約3万年以降には燃料の DR が総線量を決定づけることになるが、その総線量は DR が 10 倍、100 倍となっても、処分後数千年時点の C-14(有機)の最大値を超えないた めである。

以上から、使用済燃料からの核種の溶出と多重バリアの閉じ込め性能との関係について、 以下のことが明らかになった。

- ・使用済燃料からの核種の溶出に係るパラメータのうち、燃料の IRF (特に I) に関する 不確実性は、総線量の最大値に影響を及ぼす(増加の可能性があること)
- ・燃料のDRに関する不確実性は、総線量の最大値に及ぼす影響が小さい(ほとんど変化 しない可能性があること)





(a) 人エバリアからの核種移行率の最大値 [Bq/y]

図 2.2.4-2 感度解析結果

3) まとめと今後の課題

使用済燃料からの核種溶出が多重バリアによる閉じ込め性能に与える影響を定量的に把握 するために、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオの解析条件(原子力機構, 2015) に準拠して、燃料からの IRF と DR を変化させた核種移行解析を実施した。

核種移行解析結果により、燃料からの IRF(特に I の IRF)の増加が、処分場全体からの総線 量の最大値を増加させる可能性のあることがわかった。このことは、使用済燃料からの核種 溶出に関する調査・研究に対して、特に燃料からの I の IRF の不確実性の把握や低減の重要 性をフィードバックするものである。

本感度解析では、燃料からの IRF と DR のみを変化させ、その他の評価条件は直接処分第1 次取りまとめの基本シナリオに準拠した。今後は、構造材の IRF および DR の変化、さらには 地層処分の性能評価に影響を与える設計条件(例えば、処分容器の長寿命化)、地質環境条件 (例えば、地下水流動の不確実性)、性能評価の前提条件(例えば、基本シナリオ以外のシナ

リオ))などとの組み合わせも考慮することで、燃料からの核種溶出の取扱いが処分場全体からの総線量に与える影響をより多面的かつ詳細に把握する必要があると考えられる。

(3) 複数の空間スケールにまたがる地下水流動解析および核種移行解析の連携手法の整備1) 概要

(1)で述べたように、隆起・侵食や塩淡境界と処分場の配置(位置やレイアウト)との関係 が閉じ込め性能に与える影響を把握するためには、広いスケールでの地質環境条件の変化を ブロックスケールの核種移行解析に反映することを念頭に置いた、複数のスケールに対応し た地下水流動解析と核種移行解析を連携させた方法論の整備が必要となる。

既往の報告書では、本来3次元形状を有する地層処分システムに対して、地下水の流れや 地球化学的な条件、施設の諸元などに基づき、地下水流動解析により得られた流速や流向な どを保守的に処理したうえで、1次元の核種移行解析モデルに対する入力値として設定して いる事例が多くみられる(H12レポート;電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構,2005; 原子力機構,2015)。地下水流動解析は、2次元あるいは3次元の種々の空間スケールに対し て実施されており(たとえば、原子力機構,2007)、性能評価への反映を念頭に置き、スケー ル間での地質環境特性や着目する現象の整合性・連続性などを確保して地下水流動が評価さ れている。しかしながら、それらの結果をどのように核種移行解析に反映するのかという分 野間の連携に着目した検討事例は限定的である(たとえば、牧野ほか,2005;原環機構,2011)。

このため、はじめに前提となる考え方として、スケールの設定と地下水流動解析および核 種移行解析における一般的なモデルオプションの整理を行った。その後、仮想的な地質環境 条件に対する試行を行うこととした。試行に際しては、地下水流動解析結果などに基づき、 地下から地表に至る地下水の移行経路情報を、複数の空間スケールに応じて核種移行解析モ デルやパラメータにどのように反映していくのかを明らかにすることに着眼することとした。 以下の項目について検討した内容を示す。

- ・ 前提となる考え方の整理
 - スケールの設定
 - モデルオプションの整理

- ・ 地下水流動-核種移行の連携に関する試行
 - モデルオプションの選択
 - データフロー
 - 試行結果

2)検討内容

①前提となる考え方の整理

核種移行の媒体となる地下水流動を適切に把握するためには、地下水流動のドライビング フォースとなる地形勾配や海水準変動といった広域的な構造・特徴と地下水流速分布に支配 的な影響を及ぼす亀裂などの局所的な不均質性とを同時に考慮する必要がある。しかし、現 状の計算機環境では、上記の亀裂などの局所的な不均質性を表現し得るような高い解像度(< 1 m) で広域的な構造・特徴(>数+ km)を3次元的に表現した地下水流動解析および核種 移行解析を実行することが極めて難しい(たとえば、10 km 立方の解析体系を1 m 立方のメ ッシュに空間離散化した場合のメッシュ数は1兆個となる)。よって、本来は広域かつ高解像 度の解析が必要な現象を、解像度の異なる複数の空間スケールから成る階層構造(入れ子構 造)として表現することが妥当である。また、以上の観点に加えて、入手可能な情報で解析 条件を設定可能にすることも必要となる。そのためのスケールの設定とモデルオプションの 整理を実施した。

a. スケールの設定

地質環境の時間的変遷や岩盤の不均質性を考慮していくうえでは、着目する現象や特性に よってその影響が顕著になる時空間スケールは異なることから、地下水流動解析と核種移行 解析のそれぞれでの空間スケールを設定する必要がある。

まず、地下水流動解析については、隆起・侵食による処分場深度の減少が地下水流動に及 ぼす広域的な影響から、処分坑道や処分孔の近傍の状況が地下水流動に及ぼす局所的な影響 までに幅広く着目することとし、地下水流動解析に関する空間スケールを以下のように設定 するとともに、各区分の特徴として、解析の用途や考慮すべき不均質性および必要となる解 像度を比較し表 2.2.4-3 に整理した。

- 広域スケール (10 km オーダー)
- サイトスケール (1 km オーダー)
- ブロックスケール (100 m オーダー)

また、核種移行解析における空間スケールを以下のように設定した。

- 処分坑道や処分孔の近傍 10 m 程度(坑道直近)
- 坑道から100 m程度(ニアフィールド)

 天然バリア機能を期待する岩盤のうち上記領域を除いた領域(ファーフィールド) 核種移行解析において不均質場の空間スケールを取り扱うにあたっては、処分坑道からの 距離に応じて、坑道掘削や廃棄体の影響(熱、化学など)の程度、および岩盤の不均質な特 徴に関して入手可能な情報の質や量が異なることに留意する必要がある。また、これらの点 に留意すれば、「岩盤不均質性についての情報不足に起因する不確実性が顕著になると考えら れる坑道から離れた範囲」および「処分場や廃棄体の影響による状態変遷の不確実性が無視 し得ない坑道直近の範囲」に挟まれた領域(ニアフィールド)が、天然バリア本来の安全機 能を十分な質と量の情報に基づき信頼性をもって評価することの見通しが最も得やすいと考 えられる。よって、まずはこの領域を中心として核種移行解析を行うことが合理的と考えら れる。そして、ニアフィールド核種移行解析によって、①安全基準を満足するとともに、② 十分な論拠を持って信頼性を示し得る、という二つの要件が満足できるか否かを判断する。 必要に応じてファーフィールドにおける天然バリア機能の追加あるいは坑道直近の詳細な特 徴の反映という対応をとることとする。そのためにスケール間の連携が重要となってくる。 表 2.2.4-4 に核種移行解析のためのスケール区分と各領域の特徴の比較を示す。

スケール	解析の用途	考慮すべき特徴・ 不均質性	解像度
広域 10kmオーダー	 地形勾配および塩水/淡水の密度差 両者の影響を考慮した地下水流動状 況全体の把握 塩淡境界位置とその時間変化の予想 サイトスケールの境界条件を設定する ための圧力分布や動水勾配の推定 水収支や地下水などの観察事実との 整合性の検証 	 地形の巨視的特徴(稜線の位置、山地と 平野などの平均勾配の異なる領域区分 など) 水理地質構造(透水性の異なる地層や 岩体の区分、主要な断層(透水/遮水 性)) 汀線の位置 	100mオーダー
サイトスケール 1kmオーダー	 処分場を通過する地下水の涵養域から排出域までの循環系全体の把握 処分場領域の流動方向および平均動水勾配の推定 処分場が地下水流動におよぼす影響の把握 ブロックスケールの境界条件を設定するための圧力分布や動水勾配の推定 	 広域スケールで考慮されていない地形の局所的特徴(処分場深度の流動に影響する場合のみ) 広域スケールで考慮されていない水理地質構造(処分場領域内の透水性の異なる地層や岩体の区分、小規模の断層や 亀裂帯など) 坑道およびその周辺領域の平均的透水性(下記の低透水性あるいは高透水性部位を含む) 廃棄体の発熱に起因する温度勾配(処分場閉鎖後初期の過渡期のみ) 	10mオーダー
ブロック スケール 100mオーダー	 天然バリア内核種移行解析に用いる 地下水実流速(亀裂内流速など)分布 の推定 人エバリア内核種移行解析の境界条 件となる処分坑道周辺の地下水流量 の推定 	 岩盤亀裂分布 礫岩層や風化部などのその他の高透水 性構造 緩衝材や埋戻し材などの低透水性部位、 および劣化後の支保エやEDZなどの高透 水性部位 	1mオーダー

表 2.2.4-3 地下水流動解析におけるスケール区分と特徴の比較

表 2.2.4-4 核種移行解析のためのスケール区分と特徴の比較

スケール	処分場や 廃棄体の影響	入手可能な 不均質情報
坑道直近 (~10mオーダー)	カ学的影響(坑道掘削影 響領域),熱的影響(廃棄 体発熱),化学的影響(コ ンクリート支保からのアル カリプルームによる水質変 化・岩盤変質など)が顕著	 亀裂統計情報については、処分パネル内の多数の坑道に沿って得られる多くの調査・観察データに基づき信頼性の高い推定が可能 一定以上の規模の亀裂のほぼ全数を決定論的にマッピングすること、および湧水箇所の調査などによりこれらの中で特に透水性の高いものを抽出することなどによりある程度決定論的にモデル化を行うことも可能
ニアフィールド (100mオーダー)	過渡的温度上昇などの可 逆的な変化が主と考えら れるが, 亀裂などに沿った 水質変化や岩盤変質など の局所的影響には留意す る必要がある	 直接観察に基づく各亀裂についての決定論的な情報の妥当性はパネル外周部からの距離が増すにつれて低下するものと考えられる 数百メートル四方の処分パネル内において稠密に調査・観察された 亀裂の情報に基づく統計量をパネル外周部にまで適用することによって生成した亀裂ネットワークモデルは、統計的モデルとして一定の妥当性を持つ
ファーフィールド (1kmオーダー)	無視し得る	 処分場建設に先立つサイト特性調査で特定することのできるような大規模な断層や破砕帯などの特性および分布については決定論的な情報を得ることが可能 多数存在する小規模な亀裂については、決定論的な情報を得ることのできる箇所は少数の試錐孔の直近などに限られることから、FF領域全体としての決定論的なモデル化を行う事は困難 亀裂の分布や特性についての統計的特徴は母岩の中でも位置によって傾向が異なることが一般的であり、処分パネル内を中心として得られる統計値をファーフィールドにまで外挿した場合の妥当性はスケールの増大とともに低下するものと考えられる。この点を補うために試錐孔データなどを用いることは可能であるが、その頻度はVNFあるいはニアフィールドに比して低いものとならざるを得ない

地質環境の変遷は、隆起・侵食や塩淡境界の変化などの広域かつ緩慢な現象に起因するも のであり、地層処分システムに対して、長時間かつ複数の空間スケールにまたがって多様な 影響を及ぼし得る。また、設計オプションも、処分場位置、定置方式の違い、廃棄体仕様な ど大きいスケールから小さいスケールの複数の空間スケールでの多様性があり、これらは地 質環境の変遷との組み合わせにより核種移行に影響を及ぼすことになる。そのため、多重バ リアの閉じ込め性能の検討においては、複数の空間スケールに配慮することが必要であり、 地下水流動解析と核種移行解析を行う際には、「地質環境の変遷」と「設計オプション」の両 方の多様性も考慮できるような形での連携を実現する必要がある。図 2.2.4-3 に複数空間ス ケールにまたがる地下水流動と核種移行解析の連携の概念図を示す。



図 2.2.4-3 複数空間スケールにまたがる地下水流動と核種移行解析の連携の概念図

また、図 2.2.4-3の連携の概念図に対して、複数空間スケールにまたがる地下水流動と核 種移行解析の連携における情報の授受などのイメージを図 2.2.4-4に示す。図 2.2.4-4 は各 空間スケールのそれぞれに対する地下水流動解析結果の各空間スケールの核種移行解析およ び生活圏への情報の授受を緑色の矢印で示し、地下水流動解析および核種移行解析それぞれ のスケール間でのデータや境界条件の連携を青の矢印で示している。各スケールでの地下水 流動解析結果が、対応するスケールでの核種移行解析モデルにパラメータとして取り込まれ、 核種移行解析結果が下流側への入力データとして連携する。



地下水流動解析にける複数の空間スケール

核種移行解析における複数の空間スケール



b. モデルオプションの整理

地質環境の時間的変遷や岩盤の不均質性が地下水流動および核種移行におよぼす影響を定 量化することを目的として、地下水流動解析および核種移行解析に関する多くのモデルオプ ションや代替的解析手法が様々な用途のために開発・適用されている(たとえば、Painter and Mancillas, 2009)。これらのオプションの選択に際しては、以下の点を考慮したうえで、解析の目的や用途に沿った合理的な選択を行うことが必要と考えられる。

・対象とする地質環境の現在の特徴や将来の状態変遷に即したものであること

・計算負荷が過大なものとならないこと

・入手可能な情報で解析条件や入力データセットを設定可能であること

そこで、本検討では、まず、特定のサイトによらない一般的な知見の整理として、候補と なるモデル・解析手法のオプションを分類するとともに、上記の点を踏まえたオプションの 選択に対する判断の考え方の具体化を行った。地下水流動解析モデル・手法についての選択 フローを図 2.2.4-5 と図 2.2.4-6 に、また、判断の考え方を表 2.2.4-5 にまとめる。同様に、 核種移行解析モデル・手法についての選択フローを図 2.2.4-7 と図 2.2.4-8 に、また、判断 の考え方を表 2.2.4-6 にまとめる。なお、核種移行解析のモデル/解析手法の選択に関して は、上記 3 つの情報や制約条件に加えて、先行して行う地下水流動解析結果も判断の考え方 の一部として利用されることとなる。



(各分岐での番号は表 2.2.4-5 に記述している判断の考え方の番号に対応する) 図 2.2.4-5 地下水流動解析に関する空間モデルオプションの一般的な選択フロー



(各分岐での番号は表 2.2.4-5 に記述している判断の考え方の番号に対応する)

図 2.2.4-6 地下水流動解析に関するプロセスモデルオプションの一般的な選択フロー

孜 2. 2. 4 0 地 小伽動胜例に戻り 0 1 / ルタノ ノヨン の送扒に戻り 0 刊例の)考え方
---	------

				オプションの選択に関する判断の考え方					
	を	2次元	①原則として3次元モデルを用いるべきだが、地	下水主流動方向に沿った	-任意の断面上の地形や水理地質構造等な	がほぼ同じである場合	には2次元モデルで代用可能。計算負荷の高い密度流解析を実施す		
	次几	3次元	る場合、特にこのオブションを採ることが合理的と	なる場合がある。					
			②一般的には亀裂とマトリクス部の両者がそれ	均質モデル	③着目するスケールにおいて不均質性				
空間		多孔質媒体 モデル	ぞれ流動に寄与する場が想定されるが、マトリク ス部の透水性がほぼ無視できる場合(硬岩系 等)には亀裂性媒体モデル、亀裂の透水性が低 いあるいは低頻度の場合(軟岩系等)には多孔 質媒体モデルで近似可能。これらの中間的状況 では、必要に応じてハイブリッドモデルを用いる。	不均質モデル	が顕著でない場合(粘土層など)は均質 モデルを用いる。それ以外の場合は不 均質モデルを用いる。	区分的均質 等価連続体	⑤地質構造に対応して水理特性が異なるが各領域内の不均質性は小さいかあるいは用途がバルク流量推定等の場合は区分的均質モデル、地質構造単位内に微小なスケールの不均質性があり、多数の流跡線間の差異やばらつきの分析等のためにそれらの効果を適切に表現する必要がある場合は統計的等価連続体モデルを採用する。		
Ø	構造		また、用途がバルクの流量推定や流跡線解析で	決定論モデル	④断層・破砕帯等の主要な高透水性構				
表			あれば多孔質媒体モデルによって近似が可能。		造は決定論的にモデル化するが、その		⑥亀裂統計量が解析対象領域内で一様でない場合にはそれを考		
現		亀裂性媒体 モデル		統計的DFN	他の多数の亀裂は統計的DFNで表現 することが多い。後者については多数の リアライゼーションの解析を行い不確実 性を把握する必要あり。	統計的不均質	慮した統計的不均質モデル(統計量の不均質性を考慮した不均質 モデル)を用いる必要があるが、調査点密度が低い調査初期段階 等では統計的均質モデル(統計量を一様とした不均質モデル)を 用いる。		
		ハイブリッドモデル		マトリクス部には多孔質	夏媒体モデルと同じオプションを、亀裂等に	は亀裂性媒体モデルと	同じオプションを同様の判断基準で適用。		
	يلا الح	等方的モデル	⑦互層等の異方性の顕著な堆積岩、応力場の影	響や岩盤力学特性の異	見方性等により亀裂に卓越した方向性が認る	められる硬岩を連続体	近似する場合には異方的モデルを用いる。不連続モデルを用いる場		
	物性	異方的モデル	合には個々の亀裂等の方向性を決定論的あるい	は統計的分布として設定	定する。				
		固定モデル		⑧解析期間を通じて、お	地形、水理地質構造、境界条件(涵養量や)	海水準等)及び岩盤水	理特性といった地下水流動を規定する因子が一定である場合には固		
	場の	地形変化を考慮した	モデル	定モデルを用いるが、明	時間的変化が有意であると予想される場合	には、それぞれの因子	その変化あるいはこれらを組み合わせたモデルを用いる。上記の時間		
	時間 変化	構造の変化を考慮し	たモデル	的変化の取り扱いにお	いて準定常モデルを選択した場合には、い	すれの因子の時間変(+ 田難な場合が多い、-	化を設定することも比較的容易であるが、非定常モテルを用いる場合 - のため、ト記諸田子の時間的亦化たいずれた明子的に表明した進		
		物性の変化を考慮し	たモデル	定常モデルと境界条件	(特に海水準)や岩盤水理特性の時間変化	とに注目しつつ地形や	- のため、工能超因子の時間的変化をいうれる時不的に表現した準 構造は一定と仮定した非定常モデルを併用して相互に補完することが		
		境界条件の変化を考	「盧したモデル	望ましい。*					
	時間	定常モデル	⑨解析期間を通じて、地形、水理地質構造、境界	条件(涵養量や海水準等)	等)及び岩盤水理特性といった地下水流動	を規定する因子が一定	2である場合には定常モデルを用いる。これらの因子が時間的に変化		
		準定常モデル	する場合には非定常モデルを用いる必要がある。	が、これらの変化に対す	る地下水流動の応答が十分に速く各時点	で定常状態に近いこと	が示せる場合には、複数の時間断面それぞれで定常解析を行う準定		
プロ	変化の 取扱い	非定常モデル	常解析で近似することが合理的となる。なお電裂 このような場合には、準定常モデルで近似するこ を準定常近似したことの影響を分析することが望	性媒体モテルやハイブ とが必要となる。ただし、 ましい。 *	リットモテル等の个均質性を詳細に表現した。 この場合には、誤差を把握するため、空間	を空間モテルと非定常 引モデルを連続体近似	モテルを組み合わせると計具負荷が過スとなる可能性があるため、 して非定常モデルと組み合わせた解析を別途実施し、非定常プロセス		
セスの	流体相	単相流モデル	10ガスや石油等の流体の移動を陽に考慮する 必要がある場合は多相流モデルを用いるが、他 の流体がないかあっても境界条件として与えら	飽和モデル 不飽和モデル	①地表や坑道近傍の不飽和領域におい 領域の解析あるいは不飽和領域を含むた することができる。	て気液界面の動的挙動 が気液界面を与条件と	動を把握する必要がある場合には不飽和流動モデルを用いる。飽和 して指定できる場合(地下水位一定等)には飽和流動モデルを使用		
取扱	モナル	多相流モデル	れる場合には単相流モデルを用いることができ る。						
扱い	粘性	ニュートン流体	10ダルシー流動モデルの前提となるニュートン流	体の仮定(せん断応力)	と速度勾配が比例する(流体の粘性率が退	を度に依存しない))が	成立する場合にはニュートン流体モデルを用いる。この仮定が成立し		
	モデル	非ニュートン流体	ない場合には、非ニュートン的特徴に応じてビンジ の非ニュートン性ではなく固相の変形と流動の連 を行った上でその保守性を検証することが現実的	「ムモデル等の非ニュー 成が必要と考えられる) 」対応と考えられる(例え	-トン流体モデルを用いるべきであるが(た) 、これらのモデルと上記の種々の空間及び 」ば、一定の圧力勾配まで流体移動が生じ	だし、流体圧によって変 ドプロセスモデルとを組 ないという非ニュートン	E形する粘土等でダルシー則が成立しない状況等は、厳密には、流体 み合わせた事例はほとんど存在しないことから、ニュートン流体近似 的効果を無視することは多くの場合保守的)。		
		ー様密度モデル	13解析領域内で期間を通じて地下水の密度が						
		熱対流モデル	ー定とみなせる場合には一様密度モデルを用い るが、密度美がある場合には、密度美などことど						
	密度流 モデル	塩淡境界移動	30か、10度をかめる場合には、10度をさたフイモングフォースとしたプロセスを考慮したモデルを用いる。密度差を生じさせる因子として、熱、塩水などその要因に応じて熱対流モデルあるいは塩淡境界移動モデルを用いる。	Sharp frontモデル 分散移流モデル	④原則的には、密度差の生じる要因であ だし、解析の解像度に比して塩淡境界の 等の問題が生ずる場合には、淡水と塩水 とが妥当となる。	る熱あるいは塩分の分 幅が小さく、かつ、分散 くとを巨視的にはimmise	→散・移流現象を陽にモデル化した分散移流モデルを用いるべき。た 、移流モデルにおける数値分散等の誤差あるいは数値解の不安定性 cibleな(混ざり合わない)流体として扱うSharp frontモデルを用いるこ		
	一 宝 陛 r)相象に救会するものを選	えいべき頂日 トリ三度たオプションが過	。 翁切であろが計管負荷が	*************************************	てけ簡単化することが	できろ 佰日		

実际の現象に発言するものを進ふべき項目 より高度なオフジョンが適切であるか計算員何かくざい等の場合には用述及び状況によう 実際の現象に即したオブションが適切であるがデータの入手可能性を考慮して簡易なモデルを選定し結果の妥当性限界を慎重に吟味すべき項目 *:環境変遷を考慮した解析の重要課題の一つであるため、解析手順の例を別途詳述する。



(各分岐での番号は表 2.2.4-6に記述している判断の考え方の番号に対応する)

図 2.2.4-7 核種移行解析に関する空間モデルオプションの一般的な選択フロー



(各分岐での番号は表 2.2.4-6 に記述している判断の考え方の番号に対応する) 図 2.2.4-8 核種移行解析に関するプロセスモデルオプションの一般的な選択フロー

表 2.2.4-6 核種移行解析に関するモデルオプションの選択に関する判断の考え方

						オプション間の選択に関する判断のま	考え方			[
			 ①不均質な岩盤 	ち均質な岩盤特性と具体的な処分場設計仕様を考慮 単-		②地下水流動解析の結果を踏まえ、一般には、	不均質場での多様な流躍	赤線群のそれぞれについて1	次元チャンネルモデルを	を適用したマルチチャンネルモデルを用いる。	
	1次元刊	セテル した核種移行挙動の詳細な理解のためには3次元モデル		マルチチャンネル	ただし、多数の流跡線間の差異が有意ではない	場合や単一の流跡線に。	よって保守的に代表すること	が可能である場合には	単ーチャンネルモデルを適用可能。		
		を用いることが適切であるが、計算負荷が大きいため、多 くの解析対象核種、多数の統計的リアライゼーション、複 数の設計オブションの組み合わせに対して全て3次元解(析を行うことは難しい場合が多い、そこで、実際上は代表		連続体モデル	③一定以上の頻度で分布する亀裂中の地下水	均質モデル	④連続体モデルによる地T	水流動解析の結果を踏	皆まえ、一般には、不均質モデルを用いる。た		
				(2次元)	流動が速く支配的な核種移行経路となる状況	不均質モデル	だし、不均質性の影響が無	視できる場合には均質	モデルを用いることができる。		
					で、マトリクスにおける移流が無視できる場合に	<u>ー ちらこ アル</u> 単 一 チャンネル	⑤DFN等の不連続モデルに	よる地下水流動解析の	D結果を踏まえ、一般には、マルチチャンネル		
	2次元/	/準2次元	的な核種あるい	は非収着性溶質のパルス入力について	二重空隙媒体	は	+) (24.00	モデルを用いる。ただし、単	ーの流跡線によって保	守的に代表することが可能である場合には	
	モデル		のみ3次元解析	を行い、その結果を1次元モデルや2次元	モテル(準2次元)	を考慮したハイブリッドモデルを用いる。亀裂の	マルナナヤンネル	単一チャンネルモデルを用	いることができる。		
_			/ 単2のルモノ	場合でも、1次元モデルが適用可能となる	ハイブリッドモデル	頻度あるいは透水性が低く核種移行への影響					
空間			のは亀裂の影響	『が無視できる状況に限られ、それ以外は	(2次元)	が無視できる場合には連続体モデルを用いるこ					
回 の			2次元/準2次元	モモデルを用いる		Cかできる。 ⑥一定以上の類度で分布する魚裂山の地下水	物質エジリ	⑦連続休モデルによる地で	水流動解析の結果を認	*まえ 一般には 不均質モデルを用いる た	
表			代替的なアフロ	ーチとしては、3次元あるいは2次元の地 - おける流跡線解析結果に其づき 流跡線	連続体モデル	流動が速く支配的な核種移行経路となる状況	均貝モナル	だし、不均質性の影響が無	視できる場合には均質	モデルを用いることができる。	
現			に対応する1次	元あるいは準2次元チャンネル(群)を設		で、マトリクスにおける移流が無視できる場合に	小均貝七ナル	②新屋, 破功共至の主要			
			定して核種移行	解析を行う方法がある。この方法は、人		は不連続モデルを用い、無視できない場合には	決定調的モナル	な高透水性構造は決定論	4+	②免到統計号が留折対象領域内で一样で	
			エバリア中の拡	散による核種移行と天然バリア中の移動		電裂及びマトリクスの両者で移流・分散を考慮 したハイブリッドモデルを用いる 象烈の頻度あ		的にモデル化するが、そ	統計的均負	の電表前計量が解析対象領域内で一線で ない場合にはそれを考慮した統計的不均質	
	3次元刊	Eデル	とを明示的に接	続し難いという短所かある一万で計算員	ナ)まタま ナ ブ ぃ	るいは透水性が低く核種移行への影響が無視		の他の多数の亀裂は統計		モデル(統計量の不均質性を考慮した不均	
			した多数リアライ	イゼーションの解析等に適用することが有	个連続モテル	できる場合には連続体モデルを用いることがで	統計的DFNモデル	的DFNで表現。後者につい	44-1 / - / es	質モデル)を用いる必要があるが、調査点	
			用となる。			きる。		ションの解析を行い不確	統計的个均質	密度が低い調査初期段階等では統計的均 際エデル(統計号一詳した たの際エデ	
								実性を把握する必要あり。		夏モアル(統計量一線とした小均夏モア ル)を用いる。	
									あいかいしょう まかってい		
		田山		⑩留近期間た通じて抜種な行特性及び地	ハイノリットモナル		マトリンス部には建統14	モナルと回しイノンヨンを、高 したホルサギ 技種投行時	記録寺には个理称セナル	レと回しオノンヨンを回転の判断基準で適用	
	場	固定		(1)時前期間を通じて核種移行時性及び地 モデルのいずれにおいても該当するパラ。	メータを時間の関数として	ここれる場合には、場を回走したモナルを用いるこう表現することで対応可能である。ただし、上述した	-とかできる。地下小派戦 -ように、代表的な核種を	るいは非収着性溶質のパル	注のみが愛にするとい	ク仮走を正当化できる場合には、工能の空间 欠元解析を行い、その結果を1次元モデルや2	
	変の	核種移行特性	主変化	次元/準2次元モデルで近似して種々の	用途に応じた解析を行う。	という手順に含まれる畳み込み積分は、パラメータ	が時間的に一定の場合	のみ適用可能であるため、	連続的な時間変化をステ	-ップ状の変化で近似し、各期間ごとに畳み込	
	化時間	불고 사 가 하 같	目亦ル	み積分を行うといった煩雑な処理が必要と	たる。地下水流動場が時	寺間的に変化する場合には、核種移行経路自体な	が変化するため流跡線に	相当するチャンネルモデル	を用いることは困難となる	a. *	
	间	地下小加到有	为女儿								
	取分		~	①水理学的分散は分子拡散とは異なる現	見象であり、不均質場にお	ける地下水流速のばらつきによるものであるた	等方的分散モデル	 2/3次元の連続体モデ 	レにおいて、地下水流動	方向及び直交方向で分散効果が異なる場	
	扱散	払取近似モフ	-12	チャンネルモデルを用いる場合には分散	系数を近似的に与えるこ	小加動解制に均負モアルを用いる場合や単一とが必要(上記の3次元不均質モデルからマルチ	異方的分散モデル	とから、等方的分散モデル	で近似してその誤差を別	し、置くり向の力散効果の情報が少ないと	
	いの	不均質提工	- - - -	チャンネルモデルによる近似のアプロー	チを用いる場合には分散	係数も含めて取り扱うことが可能)。					
		「小っ見物 ビノノレキー (1)経験的収着モデルは データの入手先である家内の著			ハエイキー・	①林孫山美が娘玉 嘔吐 司法ズキス提合には	八和仮数エデルが済田	すまたが こわこの 前担が			
	+*	③経験的収着モデルは、データの入手先である室内収着 試験や原位置トレーサ試験等と同じ環境条件でした適用		分配係数セナル	低格権収着が稼形、瞬時、可逆でのる場合には成立しない場合には、それぞれ非線形モデル、非	方配保設モデル及び不可迫 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	可能たが、これらの前提が	그는 스마니까나 파	企业美計除において得られて加美策温頻		
í	核插	经龄的顺差	できないため、原	原則としては、メカニスティックモデルを適	非線形モデル	がある。ただし、3次元モデルの場合には計算負	荷の観点から分配係数	モデル以外を用いることは	フロイントリッヒ空	のタイプにあわせて選択する。	
12	「里」	モデル	用すべきである	。ただし、多数の種類の鉱物や表面被膜		現状では難しいため、保守性を検証しつつこれを	適用する。非定常モデル	レは地下深部の遅い物質移	フンクミュア型		
ス	着	2770	及び 粒界等から 造に対して 評価	かなる 岩盤中の 複雑な鉱物組成や 間隙構 対象 元素 タイのデータを揃えることけ 現	非定常収着モテル	動では一般には小要であるか、実験の解析や地 動差の不可逆性は通覚は保守的に毎週できる。	!表近傍での核種移行で 3、	は必要となる場合かある。 と提地実接近の提合には考			
の	÷		状では困難であり、現実的には、代表的元素の代表的鉱		不可逆収着モデル	秋月の小月をには通用は休りのに無代できるが、隆起・反義によるためある。					
取	デ	物に対するメカニスティックモデルの解析を補完的に行		イオン交換モデル	16対象とする元素についての主要な収着メカニス	ズムに応じてイオン交換・	モデルあるいは表面錯体モラ	「ルを選択する。			
扱	ル	メカニスティッ い、保守性を担保しつつ経験的収着モデ. クモデル なる。		保しつつ経験的収着モデルを用いることと	キモサイナデッ						
L'					表面錯体モナル						
		瞬時放出 ①廃棄体の核種保持機能が期待できない場合は瞬時放									
		浸出率律速	出モナルを用い	る。期待できる場合には浸出率律速モナ							
	1		ることを考慮して	「溶解度限界モデルを用いる。	個別モデル	18U等の複数の同位体がいずれも有意な量存在	Eする場合には、これらの	濃度の総和に対して溶解度	限界を適用すること(溶	解度配分モデル)が望ましいが、各同位体に	
	モス	溶解度限界			凌初英町八テデュ	それそれ溶解度を与える個別モナルは保守的(ことは難し、チャンネルモデルでは適用可能だ	こめるため、浴解度配分し が 計算効率が低下す。	よ必須ではない。また、2次π ちため 比較的小量かがら素	:以上の解析では計算員 性の高い同位体の過大	し何か極めて大さくなるため美除に週用する 証価を避ける上で有効な場合等に限定する	
	デタ				冷 所 良 能 万 モ テ ル	ことが合理的。		2010年2月7日 10 12 10 10 1日			
	ν	畄_应车/+	19実際の処分増	島には多数の廃棄体が存在し、岩盤の不均	質性及び位置によって	臭なる移行経路を考えればこれらを個別に考慮す	ることが望ましいが、数フ	5体の廃棄体の全てを個別に	モデル化することは極	めて大きな計算負荷となる。そこで、周囲の	
	Ъ	₽ [−] 焼米14	岩盤の状況や利	8行経路等に着目して廃棄体をいくつかの	ブループに分類し、それる	それのグループの代表的廃棄体について核種移行	テ解析を行って各グルー	プに該当する廃棄体数で重め	り付けした総和をとるとし	いうアプローチ(複数廃棄体モデル)が合理	
		複数廃棄体	的と考えられる に合致する場合	し <u>この点は、小均質場での核種移行解析に</u> には単一座童体モデルを用いることができ	<u>関する重要な課題の一 ⁶る。</u>	つでめるため、具体的な方法の例を別途詳述する)。ただし、全廃葉体間の	り 差異か顕者ではない場合や	P最も厳しい条件の廃棄	体で主奴を代表した保守的上限値でも用途	
ட		~ TA-					1. + 7 = 1 12 - + 7 - 5				

実際の現象に整合するものを選ぶべき項目 より高度なオフションが適切であるが計算負荷が大きい等の場合には用途及び状況によっては簡単化することができる項目

実際の現象に即したオプションが適切であるがデータの入手可能性を考慮して簡易なモデルを選定し結果の妥当性限界を慎重に吟味すべき項目 *場の不均質性による分散現象を陽に表現するモデル

*:地下水流動場の時間変化を考慮した場合の3次元核種移行モデルによる解析は、沿岸域や隆起・侵食を考慮した評価の重要な課題の一つであるため、具体的な手順の例について別途詳述する。

②地下水流動-核種移行の連携に関する試行

広域の地下水流動解析結果に基づき、地下から地表に至る地下水の移行経路情報を、複数 の空間スケールに応じて核種移行解析モデルやパラメータにどのように反映していくのかを 明らかにすることを目的として以下の試行を実施する。本試行では広域スケールで考慮する 大規模な断層以外の特徴的な水理地質構造はサイトスケールには存在しないものと仮定し、 広域スケールおよびブロックスケールのみを対象とする。まず、地質環境の調査/調査デー タの解釈に基づいた図 2.2.4-9 の広域スケールの水理地質構造モデルを仮定する。このモデ ルに基づいた広域地下水流動解析の実施とその結果のブロックスケール地下水流動解析への 入力条件としての受け渡し、さらに、それらのブロックスケール地下水流動解析の実施とそ の結果の核種移行解析への入力条件としての受け渡しを想定しつつ、モデルオプションの選 択を前述①でのモデルオプションの整理の考え方に基づき試行する(「a.モデルオプションの選 択」)。さらに、選定した地下水流動解析および核種移行解析用のモデルオプションを用い て一連の解析を行う場合の各モデル間で授受される入出力情報などのデータフローを整理し (「b.データフロー」)、それに基づいた一連の解析を試行する(「c.試行結果」)。



Z:深度(m)

図 2.2.4-9 広域スケールの水理地質構造モデルの設定例

a. モデルオプションの選択

本検討の事例では、広域スケールの地下水流動解析においては地形や水理地質構造、海水 準変動、地下水涵養量のそれぞれの時間変化に着目することとし、図 2.2.4-5 と図 2.2.4-6 のフローおよび表 2.2.4-5 の判断の考え方を適用して、今回の試行で用いる広域地下水流動 解析の空間/プロセスモデルのオプションを以下のように選択した。

空間モデルオプション:

山地から海に向かう地下水主流動方向に沿った各断面で地形および地質構造に大きな 差異はないと仮定。また、100 m 程度の解像度で塩淡境界の移動および巨視的流動場を 把握する用途に照らして、亀裂の寄与を考慮した平均的透水性を持つ多孔質媒体近似が 妥当。さらに、基盤岩と上位の被覆層および断層といった水理特性の異なる要素から成 るが、それぞれの要素内の特性分布はほぼ一様であると仮定。これらのことから、「2 次 元多孔質媒体における不均質(区分的均質)モデル」とした。

プロセスモデルオプション:

評価期間である 100 万年間の状態変遷としては、境界条件の変化(海水準変動)による塩淡境界の移動および地形変化が顕著に生ずる可能性があるが、

- ・ 通常の密度流解析モデルでは地形変化の取り扱いが困難であること
- ・ 沿岸部近傍で海水準変動の影響が及ぶのは初期の10万年程度であると考えられる。しかし、この時間スケールでの地形変化は微小であり、地形変化が顕著に生ずるのは100万年あるいはそれ以上の時間スケールであるというように考慮すべき時間スケールが異なること

を考慮する必要があることから、

- ・比較的初期を対象として地形を一定と仮定した密度流解析
- 対象サイトが離水した後のより長い時間スケールを対象とした地形変化を考慮した一 様密度の流動解析

をそれぞれ個別に行うこととした。

塩淡境界移動に関する密度流解析では、低透水性の岩盤における塩淡境界の移動は汀 線の移動に必ずしも追随せず、非定常状態が生ずるのが一般的なことから、「非定常の分 散移流モデル」とした。

また、地形変化を考慮した流動解析では、隆起・侵食による地形変化は極めて緩慢な プロセスであり、地下水流動系が各時点の地形に応じた定常状態を保ちつつ推移すると 考えられること、また、広域スケールの解像度では地下水位と地表面の差異はほぼ無視 できることから、「準定常の単相/飽和モデル」とした。

また、ブロックスケールにおいても亀裂の特性/分布、坑道周辺の透水性、塩淡境界の影響の時間的変遷に着目し、図 2.2.4-5 と図 2.2.4-6 のフローおよび表 2.2.4-5 の判断の考え 方を適用して、今回の試行で用いるブロックスケール地下水流動解析モデルの空間/プロセ スモデルのオプションを以下のように選択した。

空間モデルオプション:

坑道と透水性亀裂の交差部の影響などを現実的に解析するためには、ニアフィールド での亀裂を明示的に表現した3次元的な表現が必要であるため、「3次元亀裂性媒体(統 計的 DFN)モデル」とした。

プロセスモデルオプション:

隆起侵食を考慮しても、100万年間の評価期間を通じて処分場は深度700m以上の地下 深部に留まるため、ブロック内の構造や物性の変化は無視し得ると考えられる。また、 100 m スケール程度の亀裂ネットワーク系の水理学的応答は海水準変動や地形変化に対して十分に速いと考えられることから、「境界条件変化モデルによる準定常の分散移流モデル」とした。

核種移行解析においても前述したブロックスケールと同様に亀裂の特性/分布、坑道周辺の透水性、塩淡境界の影響の時間的変遷に着目し、図 2.2.4-7 および図 2.2.4-8 のフローおよび表 2.2.4-6 の判断の考え方を適用して、今回の試行で用いるニアフィールド核種移行解析の空間/プロセスモデルのオプションを以下のように選択した。

空間モデルオプション:

坑道と透水性亀裂の交差部の影響などを現実的に解析するためには、3次元的な表現 が必要である。本検討で対象とする硬岩系岩盤では、不均質な亀裂系が発達しているこ とを想定しており、卓越した核種移行経路となる亀裂を明示的に表現することが重要で ある。これらのことから、「3次元の統計的 DFN モデル」とした。

 プロセスモデルオプション: 核種移行および遅延に関するプロセスにおいて、岩盤の不均質性による分散効果を明示的に取り扱うことから、「分散に対する不均質場モデル」とした。

b. データフロー

上述した事例を選定した地下水流動解析および核種移行解析用モデルオプションを用いて、 一連の解析を行う場合の調査データや他の解析結果や検討に基づく設定などの情報、および 各モデル間で授受される入出力情報などのデータフローを整理した結果を図 2.2.4-10 に示 す。

広域スケールの地下水流動解析を行うにあたっては、まず地質環境の調査/調査データの 解釈に基づき作成した水理地質構造モデル、海水準変動周期などを入力条件として広域の地 下水流動解析を実施する。これらの地下水流動解析結果として得られるのは、代表点におけ る塩分濃度の時間変化、粒子の流跡線情報や地下水流動方向の時間変化(ダルシー流速各成 分の時間変化あるいはそれに基づく動水勾配の時間変化)などである。

ブロックスケールでは、広域スケールの地下水流動解析から地下水流動方向などが境界条 件の時間変化の情報として受け渡されるとともに、地質環境情報に基づいた条件・物性の設 定を行う。解析を実施するにあたっては、岩盤の不均質性と地下環境の時間的変遷などを考 慮した設定の幅に応じて解析ケースを設定する。ブロックスケールの地下水流動解析結果と して得られるのは流速場の時間変化である。

核種移行解析では、前述の空間スケールの設定で述べたニアフィールドスケールを中心と した解析領域とし、広域スケールの地下水流動解析からの塩分濃度の空間分布および時間変 化、ブロックスケールの地下水流動解析からの地下水流速場の空間分布および時間変化を考 慮することで核種移行に関する準定常的解析を実施する。なお、3次元による NF 詳細核種移 行解析は解析の負荷が大きいため、多数の核種について解析を実施することが困難であり、 安全評価において多数の核種を考慮した被ばく線量まで求めるといった性能評価を行う場合 には、3次元による NF 詳細核種移行解析の結果を反映させつつ、保守的な抽象化や簡単化を 行った NF システム性能評価モデルを用いて多数の核種についての移行解析を実施する。 なお、ニアフィールド核種移行解析によって「安全基準を満足する」と「十分な論拠を持 って信頼性を示し得る」という二つの要件が満足できない場合には、各解析で用いる情報の 量や質の十分性の確認や保守的な取扱いをしている場合にはその適切性の確認などを行い、 必要に応じて情報の拡充などの対策を行う。



図 2.2.4-10 地下水流動解析および核種移行解析におけるデータフロー

c. 試行結果

上述した本事例で選定した地下水流動解析および核種移行解析用のモデルオプションを用 いて一連の情報の受け渡しと解析を行った例を図 2.2.4-11 に示す。なお、この例では、入出 力情報の授受として、塩分濃度や地下水流動場などの下流側の解析の境界条件となる情報の 授受に着目し、解析対象を広域スケールとブロックスケールの地下水流動解析、および、NF 詳細核種移行解析を行うこととした。NF 詳細核種移行解析では解析対象核種を限定している。 なお、本試行では、システム性能評価モデルの解析までは実施していない。

広域スケールの地下水流動解析結果として得られるのは代表点における塩分濃度の空間分 布および時間変化、動水勾配および粒子の流跡線情報に基づく地下水流動方向の時間変化な どである。動水勾配および粒子の流跡線情報に基づく地下水流動方向の時間変化は、より小 さいブロックスケールの地下水流動解析への境界条件として受け渡されている。そして、塩 分濃度の空間分布および時間変化が、核種移行解析への地球化学条件として受け渡されてい る。また、ブロックスケールの地下水流動解析結果から地下水流速が、核種移行解析へ水理 条件として受け渡されている。それにより、各スケールでの地下水流動解析で得られた各時 間変化などの情報が核種移行に集約されることで、移行中の核種の収着などの核種移行パラ メータの時間変化を、隆起・侵食や海水準変動による塩淡境界の切り替わりなどによる地質 環境の変遷に応じて設定し、核種移行解析に反映することが可能となった。また、本連携手 法を適用することで、設計オプションの多様性として異なる処分場の位置やレイアウトを想 定した場合においても、着目する場所での地下水流動や塩分濃度の時間・空間変化の情報を 得ることができ、核種移行解析に反映することが可能である。



図 2.2.4-11 本事例で選定した地下水流動解析および核種移行解析用 モデルオプションを用いた一連の解析結果と情報の受け渡し

3) まとめと今後の課題

本項目での手法の整備および試行により、複数の空間スケールにまたがる地下水流動解析 および核種移行解析の連携を、データおよび境界条件の授受により、「地質環境の変遷」と「設 計オプション」の両方の多様性にも対応可能な形で実施するための技術基盤が整備できたと 考える。

今後は、地質環境の変遷と処分場の配置との組み合わせによる閉じ込め性能の違いの把握 などの事例検討の拡充、および NF 詳細核種移行解析に対して現象の表現や条件の適切な簡略 化が求められるシステム性能評価モデルとの連携までを含めた、連携全体の方法論の充実と その有効性の試行を通じた確認などを進める。

(4) 定置方式の違いによる人工バリア近傍での移行挙動の違いを考慮した核種移行解析手法

の整備

1) 概要

ガラス固化体に比べ、使用済燃料の処分容器の形状は3倍程度長いという特徴を有するた め、処分場の設計において、処分容器の堅置き・横置きといった定置方式の設計オプション の検討は、坑道寸法の拡大による工学的成立性の観点から重要である。一方、安全評価にお いては、処分孔竪置きとした場合は、硬岩系岩盤であっても上部坑道にコンクリート支保工 が必要となる可能性が高く、それらを含めた人工バリア近傍の場の特徴が核種移行に与える 影響について検討しておく必要がある。このため、平成25年度に着目した、直接処分第1 次取りまとめ(原子力機構,2015)で想定した処分坑道横置き方式に加えて、平成26年度は 処分孔竪置き方式の場合についても、ニアフィールドにおける核種移行の概念モデルを作成 した。また、これら概念モデルを参考としつつ定置方式の違いに着目した核種移行評価手法 を高度化するためには、概念モデルでは一般化され定性的に表現されている、人工バリア、 掘削影響領域、坑道周辺岩盤等の人工バリア近傍の場の特徴に着目し、3次元の地下水流動・ 核種移行解析を試行して、現実的な移行経路や移行挙動についての理解を深めることが課題 として挙げられた。ただし、3次元の物質移行解析は人工バリア近傍の場の特徴を詳細に表 現できるものの、計算負荷やデータ量は大幅に増加し、さらに結果の解釈が複雑になる傾向 がある。

これらを踏まえて、平成27年度は、処分孔竪置き・処分坑道横置きの違いの影響を含めた 移行経路や移行挙動の違いを直接的に考慮可能な3次元物質移行解析モデルの整備、および 計算負荷が小さいシステム性能評価モデルでも人工バリア近傍の場の特徴に応じて評価がで きるようにモデルの整備を行うこととした。

2)検討内容

平成26年度に作成した処分孔竪置き・処分坑道横置きの概念モデルでは、人工バリア、掘 削影響領域、坑道周辺岩盤などの人工バリア近傍の領域は一般化され定性的に表現されてい る。しかしながら、ある定置方式を選択した場合に実際に生じる移行経路やそこでの移行挙 動は、定置方式だけで一義的に決まるものではなく、それ以外の様々な要因が関係してくる と考えられる。定置方式以外の要因としては、たとえば、岩盤の性状(地下水流動に密接に 関わる人工バリアと亀裂との交差頻度や距離、掘削影響領域の発生やコンクリート支保工の 要否等に密接に関わる岩盤強度や応力状態等)、定置方式と岩盤の性状の組み合わせ(掘削影 響領域やコンクリート支保工等の有無・形状・性状、人工バリアと掘削影響領域、コンクリ ート支保工、亀裂との連結性等に影響)などが考えられ、それらによって移行経路や移行挙 動は異なったものになると考えられる。このため、定置方式の違いに着目して核種移行評価 手法を高度化するために、3次元の詳細な地下水流動・物質移行解析の実施を通じて、定置 方式とそれ以外の要因の組み合わせが移行経路や移行挙動にどのような影響を生じ得るか、 また、その影響が顕在化するのは人工バリアからどの程度の範囲内か等に関する理解を深め るための3次元の地下水流動・物質移行解析モデルの整備と試解析を実施することとした (「①定置方式の違いに応じた3次元地下水流動・物質移行解析モデルの作成と解析」)。 一方、3次元解析では、定置方式とそれ以外の要因の組み合わせに応じた人工バリア近傍 の場の特徴(設計仕様、生じ得る移行経路等)を詳細に考慮した評価が行えるものの、その ための計算負荷やデータ量は大幅に増加し、さらにパラメータ設定や結果の解釈が複雑にな る傾向がある。これまで、核種移行パラメータを変化させた感度解析などを実施する場合な どには、1次元でのシステム性能評価モデルを作成し解析を実施している(従来のシステム 性能評価モデル)。しかし、この1次元のシステム性能評価モデルでは、坑道から100m下流 端における移行率に着目しており、人工バリアとその周辺岩盤領域内のプロセスを簡略化(た とえば、掘削影響領域を瞬時混合領域として近似)しているため、3次元での詳細な地下水 流動・物質移行解析のように人工バリア近傍の移行経路等の違いを評価する事はできない。 このため、こうした人工バリア近傍の状況に応じて生じ得る移行経路等の特徴に応じた評価 をシステム性能評価モデルでも行えるようにするために、3次元物質移行解析の結果を用い て坑道周辺での移行経路等の特徴の分析と類型化・簡略化を行い、移行経路等の主要な特徴 に応じた評価が行えるシステム性能評価モデルの整備を進めることとした(「②定置方式の違 いに起因する移行経路の違いを反映したシステム性能評価モデルの整備」)。

① 定置方式の違いに応じた3次元地下水流動・物質移行解析モデルの作成と解析

3次元地下水流動・物質移行解析モデルとしては、3次元ランダムウォーク法核種移行解析 ツールPartridge(原環機構, 2011)の利用を想定し、処分孔竪置き・処分坑道横置きの定置方 式に応じた3次元有限要素メッシュデータの作成とパラメータの設定を行い、定常状態での3 次元地下水流動解析ならびに物質移行解析を実施した。

モデルの作成としては、まず直接処分第1次取りまとめにおける処分坑道横置き仕様(図 2.2.4-12(a))に基づき、処分坑道から下流側100 mまでのニアフィールド領域のメッシュデ ータを作成した。また、処分孔竪置き仕様は、SKBにおけるKBS-3V処分坑道の設計(Petterson and Lönnerberg, 2008)を参考に設定し(図2.2.4-13(a))、処分坑道から下流側100 mまでの ニアフィールド領域のメッシュデータを作成した。

次に、パラメータとしては、地下水流動解析については、H12レポート(核燃料サイクル機構, 1999)の亀裂ネットワークモデルにおける母岩の透水性に関する設定値を、核種移行解 析については、直接処分第1次取りまとめにおける核種移行解析の設定値を参考に設定した。

上記モデルとパラメータ設定により、定常状態での3次元地下水流動解析を行った。図 2.2.4-12(b)~(e)に、3次元地下水流動解析によって求められた処分坑道横置きの場合のダル シー流速分布を、図2.2.4-13(b)~(e)に、処分孔道竪置きの場合のダルシー流速分布を示す。 なお、処分孔竪置き・処分坑道横置きの両方のモデルにおいて、亀裂の位置および半径は同 じになるようリアライゼーション(統計量に基づいて確率論的に亀裂群を生成させ、複数回 実行される解析)の条件を設定した。

さらに、得られた地下水流動解析の結果を用いて、3次元の物質移行解析を試行した。図 2.2.4-14に、処分孔竪置きと処分坑道横置きの場合の人工バリアからの粒子の放出率と、坑 道中心から主流動方向100 m下流面での放出率を示す。

坑道中心から 100 m 下流面での放出率は、2 つのモデルでほぼ一致しているものの、人工 バリアからの放出率は異なる結果となった。こうした放出率の違いは、人工バリア近傍で生 じ得る移行経路や移行挙動の違いに起因していると考えられるが、その要因は様々なものが 考えられる。これらを把握するためには、3次元物質移行解析の詳細な結果を用いた分析が 有効と考えられる。システム性能評価モデルの整備においては、このような人工バリア近傍 での移行経路や移行挙動の主な特徴を考慮できるようにする必要がある。

また、3次元地下水流動・物質移行解析モデルについては、人工バリア近傍での移行経路 等が処分孔堅置き・処分坑道横置きといった定置方式だけでなく、岩盤の性状や定置方式と 岩盤の性状の組み合わせといった定置方式以外の要因によっても異なる可能性があることか ら、今後はこうしたさまざまな要因についてのより現実的な想定あるいは感度解析的な設定 などを考慮した解析事例を蓄積することで、定置方式の違いの影響が顕著化する空間領域や 地質・設計・核種移行の条件との関係などについての定量的な知見を得ていくことが今後の 課題となる。


XZ断面

YZ断面

(a) 坑道と廃棄体の配置図



(d) XZ 断面 (e) XY 断面 (e) XY 断面 図2.2.4-12 処分坑道横置きの場合の坑道の配置図とダルシー流速分布



(a) 坑道と廃棄体の配置図



(d) XZ 断面図

(e) XY 断面図





図 2.2.4-14 処分孔竪置きと処分坑道横置きの放出率の比較

② 移行経路の違い等の特徴を反映したシステム性能評価モデルの整備

処分孔堅置き・処分坑道横置きといった定置方式の違いが核種の移行挙動に与える影響は、 岩盤の性状や定置方式と岩盤の性状の組み合わせといった定置方式以外の要因によっても異 なる可能性があり、たとえば、処分孔や処分坑道と亀裂との交差頻度の違いが影響すること、 また、影響の結果として、移行経路としての亀裂部と岩盤マトリクスの寄与の違い、人工バ リアから亀裂や岩盤マトリクスへの移行プロセスが移流か拡散かといった違いなどにより、 人工バリア近傍における移行経路や移行挙動によって特徴付けられると考えられる。そのた め、人工バリア周辺における移行挙動に着目したシステム性能評価モデルを作成するために は、こうした人工バリア近傍で生じ得る移行経路や移行挙動の特徴とその原因となる定置方 式や定置方式以外の要因との関係について、3次元物質移行解析を用いて詳細に分析、把握 したうえで、移行経路や移行挙動の特徴の類型化と適切な簡略化を行うとともに、類型化さ れた特徴に応じた評価を行えるように複数のシステム性能評価モデルを準備することが有用 と考えられる。

このため、ここではまず、人工バリア近傍の移行経路や移行挙動を詳細に分析するための 新しい評価指標を定義し、①で作成した処分坑道横置きに対する3次元物質移行解析モデル による流跡線解析の結果に対してこの評価指標を用いた分析を実施し、人工バリア近傍で生 じ得る移行経路や移行挙動の特徴の類型化を試みた(「a.人工バリア近傍での移行経路や移行 挙動の分析)参照)。さらに、類型化された特徴に応じた評価を行えるようにするためのシス テム性能評価モデルの開発を行った(「b.人工バリアから岩盤マトリクスへの拡散を考慮した システム性能評価モデルの開発」参照)。

a. 人工バリア近傍での移行経路や移行挙動の分析

処分孔竪置き・処分坑道横置きといった定置方式の違いによって生じる、処分孔や処分坑 道と亀裂との交差頻度の違いや岩盤マトリクスへの拡散といった、人工バリア近傍の特徴を 詳細に分析し類型化を行うためには、人工バリア近傍における岩盤マトリクス内での拡散に よる移行と、亀裂開口部での移流による移行を比較する事で、どの移行経路が支配的になっ ているのか把握することが有用と考えた。そこで、岩盤マトリクス内の拡散による移行時間 と、亀裂開口部での移流による移行時間を、人工バリアからの様々な距離において比較する ための評価指標として、粒子の亀裂面内滞在時間割合を定義した。以下に、この評価指標の 算出方法について説明する。なお、ここでは粒子の亀裂面内での移流・分散および岩盤マト リクスでの拡散を比較するため、粒子の収着、溶解度および半減期は考慮せず、すべての粒 子を廃棄体から瞬時に放出させ評価を行った。

流跡線解析の結果から、粒子の亀裂面内滞在時間割合の算出方法の概念を、図2.2.4-15に 示す。図の個々の矢印が1タイムステップを表しており、赤矢印は亀裂面内での移流・分散に よる移行を、黒矢印は岩盤マトリクス内での拡散を表現している。



図2.2.4-15 粒子の滞在時間割合の算出の概念

この概念に基づき、亀裂性媒体内(図2.2.4-15の全ての領域)での粒子の滞在時間に対す る亀裂面内滞在時間時間割合(T_r)を、以下のように定義した。 T_r が大きい場合は、亀裂性媒 体内における粒子の移行は亀裂面内での移流・分散が支配的であり、小さい場合には岩盤マ トリクス内での拡散が支配的であることを意味する。

 T_{inf}
 : 粒子の亀裂性媒体内の滞在時間

 T_{avf}
 : 粒子の亀裂面内の滞在時間

 T_{fracture}
 : 粒子の亀裂面内における移行時間(図2.2.4-15の赤矢印)

 T_{matrics}
 : 粒子の亀裂内の岩盤マトリクスにおける移行時間(図2.2.4-15の黒矢印)

 N_p
 : 亀裂性媒体中の全粒子数

図2.2.4-12に示した処分坑道横置きの3次元物質移行モデルを用いて定常状態での3次元 地下水流動解析および流跡線解析実施し、流跡線解析の結果に対して定義した評価指標によ る分析を試行した。

なお、Partridgeによる流跡線解析では、1ケースあたり数10万個の粒子について計算して いるが、平成27年度の検討では、3,000個程度の粒子について移行経路を詳細に分析する事と した。また、この検討は分析手法の開発に主眼をおいているため、発生させる亀裂群を変化 させた2つのリアライゼーション(以下、リアライゼーション1およびリアライゼーション2 という)に着目して分析を行った。

なお、このような不均質場での3次元核種移行解析の出力情報の特徴は、特定のリアライゼ ーションにおける亀裂配置の影響を受けるものと考えられるため、より多くのリアライゼー ションについて同様の分析を行う必要があり、今後の課題となる。

式2.2.4-1、式2.2.4-2によるリアライゼーション1における粒子の移行距離と粒子の滞在時間の関係の分析結果を図2.2.4-15(a)に、式2.2.4-3による粒子の移行時間と亀裂面内滞在時間割合(T_r)の関係の分析結果を図2.2.4-15(b)に示す。



(a) リアライゼーション1における粒子の 移行距離と粒子滞在時間の関係

(b) 粒子の移行時間と亀裂面内滞在時間割合(T_r)の関係 (1からの差分がマトリクス内の滞在時間)



図 2.2.4-16 に示す粒子の滞在時間の指標から、以下のような分析結果が得られた。

- 図 2.2.4-16 (b)を見ると、どちらのリアライゼーションにおいても、坑道付近では亀
 裂面内での滞在時間の割合が小さい。このことは、緩衝材から拡散で直接岩盤マトリクス部に移行する粒子が多いことを示唆していると考えられる
- 移行距離の増大とともに粒子の亀裂面内の滞在時間の割合が増し、50m以上下流側では粒子の亀裂面内滞在時間割合があまり変化しないことがわかる。このことは、人工バリアから岩盤マトリクスを経由して亀裂面に至った粒子が、その後、一定の確率で 亀裂とマトリクスの間を行き来しつつ流下していることを示唆していると考えられる

ここで、特に、緩衝材から拡散で直接岩盤マトリクス部に移行する粒子が多いことは、掘 削影響領域を瞬時混合領域として扱い、掘削影響領域から母岩への移行を亀裂への移流のみ で接続し、岩盤マトリクス内での主流動方向への拡散を考慮していない従来のシステム性能 評価モデルでは、母岩の下流端では放出率を近似できているが、人工バリア近傍における、 人工バリアから岩盤マトリクスへの拡散や岩盤マトリクス内の主流動方向への拡散での移行 を主とした移行挙動が適切に表現できていない可能性があることを示唆している。

図 2.2.4-16(b)のリアライゼーション1を見ると、坑道から 20 m~30 m 付近において粒子 の亀裂面内滞在時間割合が大きく増加している。この原因を調べるため、リアライゼーショ ン1における母岩中での粒子の移動軌跡を調べた(図 2.2.4-17)。図 2.2.4-17 を見ると、 坑道から 30 m 程度の下流側に、地下水主流動方向とほぼ直交する大規模かつ比較的透水性の 高い亀裂(透水量係数[10⁻⁸ m² s⁻¹]程度、右図の黄色矢印)が通過している。この亀裂の走 行が主流動方向とほぼ直角なことから、亀裂内の主流動方向とは異なる方向に粒子が移動す るため亀裂面内滞在時間が長くなったものと考えられる。

これらの新たな評価指標の導入とそれによる分析により、既存の母岩の下流端における核 種移行率に着目した核種移行評価手法では評価する事ができなかった、人工バリア近傍から ブロックスケールの下流端までの領域での、不均質な亀裂ネットワーク中を核種が移動する 際の詳細な核種移行経路や移行速度の分析が可能となった。



10⁻⁹ 粒子移動速度 (m/s)

10-6

図2.2.4-17 廃棄体から母岩中での粒子の移動軌跡

この分析によって、人工バリア近傍においては緩衝材から岩盤マトリクスへの拡散移行が 顕著になる可能性がある一方、人工バリアから離れるのに従い、亀裂内での移流・分散が主 要な移行経路となることが示された。このため、システム性能評価モデルの整備に向けての 移行経路や移行挙動の類型化として、従来のシステム性能評価モデルで着目していた亀裂内 での移流・分散に加えて、岩盤マトリクスへの拡散移行を設定する事とした。ここで、従来 のシステム性能評価モデルでは、坑道から100m下流端における移行率に着目しているため、 その移行率に対する緩衝材から岩盤マトリクスへの拡散の寄与は大きくないと考えられるが、 掘削影響領域内の亀裂が、坑道周辺において坑道と平行するような卓越した亀裂と交差する 状況などが想定される場合、卓越した亀裂での移行に対して岩盤マトリクスを経ての移行が 寄与する可能性も考えられる。また、掘削影響領域における亀裂の状況などは処分孔竪置き・ 処分坑道横置きといった定置方式とも密接に関係する。このため、人工バリアから岩盤マト リクスへの拡散を考慮したシステム性能評価モデルの整備を進めることとした。

b. 人工バリアから岩盤マトリクスへの拡散を考慮したシステム性能評価モデルの開発

従来のシステム性能評価モデルでは、掘削影響領域から岩盤亀裂部のみへの移流による移 行を想定していた。一方、若杉ほか(2004)では、従来のシステム性能評価モデルに対して、 掘削影響領域内の核種移行遅延機能に着目し、掘削影響領域を多孔質媒体モデルや亀裂モデ ルとした評価を行っている。また、これらのモデルは汎用シミュレーションソフトウェア GoldSim (GoldSim Technology Group LLC, 2010)を用いて作成している。ここでは、若杉ほ か(2004)が作成したモデルを使用済燃料に対応できるように改良したうえで、下記および図 2.2.4-18 に示す異なる移行経路と移行挙動を考慮したシステム性能評価モデルの作成と試 解析を行うこととした。

- ・ 人工バリアから岩盤マトリクスと岩盤亀裂部へ拡散で移行するモデル(モデル A)
- ・ 掘削影響領域から岩盤亀裂部のみへ移流で移行するモデル(モデル B: 従来のシステム 性能評価モデルに対応)

これらのモデルにおける岩盤マトリクス内のメッシュ数は、移行距離方向100個×マトリクス拡散深さ方向10個(内1列は亀裂部)とし、下流端はゼロ濃度境界とした。解析条件を表2.2.4-7に示す。また、これらモデルにおいて移行率の評価のために設定した評価点を図2.2.4-19に示す。



図2.2.4-18 人工バリア近傍での異なる移行経路と移行挙動を考慮した核種移行概念モデル



図2.2.4-19 岩盤マトリクス部および亀裂部での評価点

これらのモデルを用いて、I-129について亀裂の透水量係数を変化させた感度解析を実施し、 距離に応じた亀裂部およびマトリクス部の核種移行率(図2.2.4-19のマトリクス部・亀裂部 それぞれの評価点での移行率)を比較した。図2.2.4-20に透水量係数が大きいケース(亀裂透 水量係数10⁻⁹ m² s⁻¹)の結果を、図2.2.4-21に透水量係数が小さいケース(亀裂透水量係数10⁻¹¹ m² s⁻¹)の結果を示す。

領域	パラメータ名	単位	値	備考		
廃棄体	核種の溶出期間	年	0	瞬時放出		
	核種の溶出開始時間	年	0			
緩衝材	緩衝材長さ	m	5.1995	古拉加八座小生		
	間隙率	-	0.41	 直接処分第1次 取りまとめの設 定に準拠 		
	真密度	kg m ⁻³	2700			
	実効拡散係数	$m^2 s^{-1}$	2.2E-11			
人工バリ	移行距離	m	5	試解析用の設定		
ア近傍	亀裂開口幅	m	経験則2b =			
			2√Tより算出			
	間隙率	-	0.02	直接処分第1次		
	真密度	kg m ⁻³	2700	取りまとめの設		
	マトリクス拡散寄与	-	0.5	定に準拠		
	面積率					
	マトリクス拡散深さ	m	0.1			
	縦方向分散長	m	0	移行距離が短い		
				ため0と設定		
	実効拡散係数	$m^2 s^{-1}$	2.1E-12	直接処分第1次		
	動水勾配	-	0.01	取りまとめの設		
				定に準拠		

表 2.2.4-7 人工バリア近傍での核種移行概念モデルについての試解析条件



図 2.2.4-20 人工バリア近傍における亀裂及びマトリクス部での核種移行率の距離依存性 (I-129: 亀裂透水量係数 10⁻⁹ m² s⁻¹)



図 2.2.4-21 人工バリア近傍における亀裂及びマトリクス部での核種移行率の距離依存性 (I-129: 亀裂透水量係数 10⁻¹¹ m² s⁻¹)

これらの結果を比較すると、透水量係数が大きいケース(図 2.2.4-20: 亀裂透水量係数 10⁻⁹ m² s⁻¹)では岩盤マトリクス部での移行率に比べ亀裂部の移行率が大きく、また 2 つのモデル を比べても亀裂部での最大移行率に大きな違いは見られない。

一方、透水量係数が小さいケース(図 2.2.4-21: 亀裂透水量係数 10⁻¹¹ m² s⁻¹)を見ると、人 エバリアから亀裂部と岩盤マトリクス部の両方へ拡散するモデルAでは、人工バリアに近い ほど岩盤マトリクス内での移行率が高く、亀裂部での移行率より岩盤マトリクス内の移行率 が大きくなっている。また、2つのモデルの亀裂部での移行率を比較すると、モデルAの移 行率の立ち上がりが人工バリアから亀裂部のみへ移流で移行したモデルBに比べて早くなる 傾向を示した。さらに、人工バリアに近い位置では、亀裂部での最大移行率はほぼ一致する ものの、人工バリアからの距離が離れるのに従い、モデルAの移行率の最大値がモデルBと 比べて低下する傾向を示した。なお、モデルAの移行率の立ち上がりが早くなることは、モ デルAでは岩盤マトリクス内での移行により、モデルBと比べてより多くの核種が岩盤マト リクス内に存在することから、モデルAでの亀裂部から岩盤マトリクス部へのマトリクス拡 散が抑制され、その結果としてモデルAでは亀裂部での移行に対する遅延効果がモデルBに 比べて小さくなっている事が原因と推定される。

なお、モデルAの結果は複数の移行プロセスが関与したものであり、どのプロセスがどの ように効いているのかが見えにくくなっている。そのため、個々のプロセスの寄与をより詳 しく分析するためには、例えば人工バリアと亀裂部を移流のみで接続するモデル B(従来の システム性能評価モデルに対応)に対して、岩盤マトリクス内の主流動方向への拡散を考慮 できるように改良し、それらの結果とも比較することなどが考えられる。

モデルAに該当するシステム性能評価モデルの作成により、緩衝材外側境界を瞬時混合領 域として近似し亀裂部のみへ移行することを想定した従来のシステム性能評価モデルでの評 価に加えて、緩衝材から亀裂部と岩盤マトリクス部の両方への移行といった人工バリア近傍 で生じ得る移行経路と移行挙動の特徴に応じた評価が可能となった。

3) まとめと今後の課題

まず、処分孔竪置き・処分坑道横置きといった定置方式の違いの比較に着目して核種移行 評価手法を高度化するために、定置方式に応じた3次元地下水流動・物質移行解析モデルの 作成と試解析を行った。また、3次元モデルの結果を用いて、人工バリア近傍での移行経路 や移行挙動を詳細に分析するための新たな評価指標を導入した。今後は、人工バリア近傍で の移行経路等は、処分孔竪置き・処分坑道横置きといった定置方式だけでなく、岩盤の性状 や定置方式と岩盤の性状の組み合わせといった定置方式以外の要因によっても異なる可能性 があることから、こうしたさまざまな要因についてのより現実的な想定あるいは感度解析的 な設定などを考慮した解析事例を蓄積することで、定置方式の違いの影響が顕著化する空間 領域や地質・設計・核種移行の条件との関係などについての定量的な知見を得ていくことが 課題となる。

次に、人工バリア近傍で生じ得る移行経路や移行挙動の主な特徴に応じた評価を可能とす るためのシステム性能評価モデルの一つとして、人工バリア近傍の拡散に着目したモデルの 作成と試解析を行った。これにより、作成したモデルの有効性等の見通しが得られ、定置方 式とそれ以外の要因の組み合わせに応じた人工バリア近傍の場の主な特徴に応じた評価を簡 便かつ柔軟に行えるシステム性能評価モデルの整備が進んだと考える。なお、作成したモデ ルに含まれている複数の移行プロセスの寄与を詳細に分析し理解することなどが今後の課題 であり、3次元モデルを用いた分析あるいは今回整備した以外のシステム性能評価モデルも 作成し分析していくことが考えられる。

2.3まとめ

(1) 先進的な材料の開発

- 1) バルク金属ガラスの基本特性、適用性検討
 - ・候補材料の物理化学的特性に関する検討、溶射コーティングの適用、およびアトマイズ 粉末による耐食性評価試験によりバルク金属ガラスの基本特性、適用性の検討を行った。
 - ・物理化学的特性に関する検討では、熱力学計算により合金組成選定や溶射適用性の評価が可能であることがわかった。また、時間-温度-変態図および連続冷却-変態図の考え方に基づくとガラス遷移温度から 50 K 低い温度未満の温度域の環境では 5 万年まで安定であることが分った。さらに、アモルファス形成能の評価因子としてΩパラメータが利用可能であることを見出した。
 - ・溶射コーティングへの適用については、Ni合金を対象に、多数回の溶射膜の積層を試み、2mm厚の溶射が可能であることを確認した。さらに、他の合金(Zr基、Cu基等)についても良好な溶射膜形成が可能な溶射条件の検討を実施し、溶射の際の酸素供給量低減により酸化抑制が可能出ることを確認した。
 - ・アトマイズ粉末による耐食試験については、高耐食性が期待される Zr 基および Cu 基に 対してより長期間のデータを取得し、元素の浸出量増加がないことを確認した。また、 Ni 基については、元素浸出量が経時的に増加傾向となっているもののガラス形成能を損 なうような元素浸出は生じていないことを確認した。さらに、金属ガラス材料との比較 検討を行うために SUS316L およびハステロイ C276 の粉末試料を用いた浸出試験を開 始し、金属ガラスの場合と同様に微量の元素浸出が生じることを確認した。

2) 緩衝材、埋め戻し材の新材料開発に関する調査

- ・緩衝材等の熱伝導性向上に関する国内外の事例について現状を調査するとともに、緩衝
 材への添加物として熱伝導率を向上できる可能性のある材料を選定してその効果について検討を行った。
- ・調査結果を踏まえ、炭化ケイ素とアルミナを選定し、緩衝材に添加した場合の効果について検討を行った。その結果、熱伝導率の推算式による推定ではケイ砂に比較して最大10~20%程度の熱伝導率が向上することが示され、実際にアルミナおよび炭化ケイ素をそれぞれベントナイトに30mass%添加して熱伝導率を測定した結果では最大25%程度熱伝導率が向上した。ただし、ケイ砂混合の場合であっても高密度化等によりこの程度の改善は可能と推察された。

(2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

- 1) 人工バリア材料の閉じ込め性能の評価に関する研究
- ① 処分容器材料の腐食挙動
 - ・国内外の炭素鋼の腐食モデル開発の現状を調査するとともに代表的なモデルについて 比較検討した。その結果、長期的な腐食速度の評価には柴田らのモデル(成長皮膜内のH₂0 拡散)に基づく予測がより妥当と推察した。

- ・ 交流インピーダンス法によるベントナイト中の銅の腐食モニタリングを実施し、経時 的に腐食速度が低下すること、拡散層が増加することなどの現象が確認された。
- ・純銅に応力腐食割れをもたらす化学種としてアンモニアに着目し、応力腐食割れ試験 を実施した。アンモニア共存/非共存いずれも変色皮膜割れ機構による割れが生じ、 アンモニアは亀裂進展を促進する可能性があることが示唆された。
- ・ γ線照射下における純チタンの浸漬試験を実施し、放射線分解により発生する過酸化 水素がチタンの腐食を促進する作用を有する可能性が示唆された。

② 人工バリアの特性や挙動への微生物影響評価

- ・鉄腐食性メタン菌および湖沼底泥から集積した鉄腐食性微生物群集を対象として、緩 衝材中での炭素鋼の腐食試験を行った。また、有機、無機形態のC-14 や、それらが微 生物により分解されて生成する有機、無機化合物について収着拡散データ拡充を目的 として、圧縮ベントナイト中の酢酸イオンの透過拡散試験を実施した。これらの試験 結果、以下の知見を得た。
- ・ベントナイト濃度 100 g/L までは鉄腐食活性を保持し、鉄顆粒を使用した場合ではベントナイト量の増加に伴い活性が向上する傾向が見られた。一方、100 g/L より高い 濃度では腐食活性は限定的なものとなることが示された。
- ・湖沼底泥から集積した微生物群集を用いたベントナイト共存下での腐食試験を行った ところ、腐食促進が確認され、硫酸還元菌とメタン菌の共存による腐食促進効果が推 測された。また、100 g/L より高い濃度においては、鉄腐食活性は低下した。
- ・圧縮ベントナイト中の微生物存在下における腐食試験(1ヶ月の短期試験)では、微 生物存在下で腐食が促進されていることが明らかとなった。圧縮ベントナイト中の DNA 量は検出限界以下であったことから、この腐食促進は主としてカラム外の硫酸還 元菌が産生する硫化水素による間接的な影響によるものと推定された。
- ・酢酸イオンの実効拡散係数は、同じ陰イオンであるヨウ化物イオンの実効拡散係数よ り推測できる可能性が示された。
- ・以上の結果より、金属容器の腐食挙動評価には硫酸還元菌による腐食影響に加えて、 メタン生成菌や酢酸生成菌等の微生物影響を考慮する必要が示された。また、C-14の 拡散挙動については、酢酸イオンで得られた結果について、他の有機化合物への適用 性を確認していく必要があると考えられた。

2) 使用済燃料の閉じ込め性能に関する研究

①国内外における直接処分ソースタームに関する調査結果の整理

海外情報の調査として、最新のソースタームパラメータの設定報告書である、スイスの第2段階サイト選定計画(SGT-E2)のために設定された瞬時放出割合、燃料溶解速度および構造材腐食速度の設定値を調査した。また、欧州委員会のプロジェクトであるFIRST Nuclides および REDUPPの内容を調査し、瞬時放出割合の最新情報や燃料溶解速度の不確実性に関する情報を収集した。これまでに収集した瞬時放出割合の文献

情報については、一覧表にまとめデータベース化した。

- ・国内情報の調査として、使用済燃料の特性を評価するために実施された国内の照射後 試験データについて調査を行い、核分裂生成ガス放出率の情報などを収集した。また、 ジルカロイ等の構造材から放出される炭素の化学形態や構造材の腐食速度について、 最新情報を収集し整理した。
- ・以上の成果は、後述の暫定パラメータの検討に活用された。

②国内の直接処分ソースタームの暫定パラメータの検討

- ・瞬時放出割合の設定値については、諸外国の文献情報を基に検討した。核分裂生成ガス放出率との相関がある元素では核分裂生成ガス放出率との相関式を導出した。核分裂生成ガス放出率との相関が見られない元素については、瞬時放出割合の絶対値を導出した。核分裂生成ガス放出率の設定が今後の課題である。
- ・燃料溶解速度の設定値については、比 α 放射能や全炭酸濃度の影響を調査した上で、 近年諸外国で設定されているものと同等の値が妥当であると判断した。しかしながら、 処分環境で想定される還元条件における燃料溶解速度に及ぼす炭酸の影響については 得られている情報が不十分であり、今後も体系的なデータ取得が必要であると考えら れる。
- ジルカロイ等の構造材からの瞬時放出割合および腐食速度については、従前の報告値 を採用するのが適切であると判断された。今後、長期試験の最新情報を継続的に調査 する。
- ・以上設定したパラメータの不確実性を適切に評価することも、今後の課題である。

3) 多重バリアによる閉じ込め性能評価手法に関する研究

①使用済燃料からの核種の溶出に係るパラメータを変化させた核種移行解析

- ・使用済燃料からの核種溶出が多重バリアによる閉じ込め性能に与える影響を定量的に 把握するために、直接処分第1次取りまとめにおける基本シナリオの解析条件に準拠 して、燃料からの瞬時放出割合(Instant Release Fraction; IRF)と燃料マトリクス の溶解速度(Dissolution Rate; DR)を変化させた核種移行解析を実施した。
- ・核種移行解析結果により、燃料からの IRF(特に I の IRF)の増加が処分場全体からの 総線量の最大値を増加させる可能性のあることがわかり、このことは、使用済燃料からの核種溶出に関する調査・研究に対して、特に燃料からの I の IRF の設定やその不 確実性の把握と低減の重要性をフィードバックするものである。
- ・今後は、本感度解析での燃料からの IRF と DR のみの変化に対して、構造材の IRF および DR の変化、さらには地層処分の性能評価に影響を与える設計条件(例えば、 処分容器の長寿命化)、地質環境条件(例えば、地下水流動の不確実性)、性能評価の 前提条件(例えば、基本シナリオ以外のシナリオ))などとの組み合わせも考慮するこ とで、燃料からの核種溶出の取扱いが処分場全体からの総線量に与える影響をより多 面的かつ詳細に把握する必要があると考えられる。

②複数の空間スケールにまたがる地下水流動解析および核種移行解析の連携手法の整備

- 「地質環境の変遷」と「設計オプション」の両方の多様性にも対応可能な形で実施するための技術基盤として、複数の空間スケールにまたがる地下水流動解析および核種移行解析を、データおよび境界条件の授受により連携させる手法を整備した。
- ・ 今後は、地質環境の変遷と処分場の配置との組み合わせによる閉じ込め性能の違いの 把握等の事例検討の拡充、およびニアフィールド詳細核種移行解析に対して現象の表 現や条件の適切な簡略化が求められるシステム性能評価モデルとの連携までを含め た、連携全体の方法論の充実とその有効性の試行を通じた確認等を進める。

③定置方式の違いによる人エバリア近傍での移行挙動の違いを考慮した核種移行解析手法の 整備

- ・ 定置方式の違いの比較に着目して核種移行評価手法を高度化するために、定置方式に
 応じた3次元地下水流動・物質移行解析モデルの作成と試解析を行った。
- また、人工バリア近傍での移行経路や移行挙動を詳細に分析するための新たな評価指標を導入するとともに、その分析結果を参考にして、人工バリア近傍で生じ得る移行経路や移行挙動の主な特徴に応じた評価を可能とするためのシステム性能評価モデルの作成と試解析を行った。
- これらの検討により、定置方式とそれ以外の要因の組み合わせに応じた人工バリア近傍の場の主な特徴に応じた評価を簡便かつ柔軟に行えるシステム性能評価モデルの 整備が進んだと考える。
- ・ 今後は、作成したモデルに含まれている複数の移行プロセスの寄与を詳細に分析し理 解することなどが課題であり、3次元モデルを用いた分析あるいは今回整備した以外 のシステム性能評価モデルも作成し分析していくことが考えられる。

【参考文献】

- ANDRA (2005) : Dossier 2005 Argile Synthesis Evaluation of the feasibility of a geological repository in an argillaceous formation
- ANDRA (2010) : 2006-2009 4 ans de recherché scientifiques à l'Andra pour les project de stockage.
- Bruno, J. and Ewing, R. C. (2006): Spent Nuclear Fuel, Elements, 2, pp. 343-349.
- Cherif, 0., L., 坂下弘人, 熊田俊明(2001): 緩衝材の熱伝導率の測定と推算式の評価, 日本原子力学会誌, Vol. 43, No. 9, 924-930.
- Daniels, L., Belay, N., Rajagopal, B.S., and Weimer, P.J. (1987): Bacterial methanogenesis and growth from CO2 with elemental iron as the sole source of electrons. Science, 237, 509-511.
- 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構(2005): TRU 廃棄物処分技術検討書-第 2 次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ-, JNC TY1400 2005-013/FEPC TRU-TR2-2005-02.
- Dinh, H.T., Kuever, J., Mussmann, M. Hassel, A.W. Stratmann, M. and Widdel, F. (2004): Iron corrosion by novel anaerobic microorganisms. Nature, 427, 829-32.
- Dupuis, M. and Gonnot, F. (2013) : The Cigeo project Meuse/Haute-Marne reversible geological disposal facility for radioactive waste, ANDRA, Proc. of Public debate of 15 May to 15 October 2013
- Evins, L. Z., Juhola, P. and Vähänen, M. (2014) : REDUPP Finel Report, SKB/Posiva Working Report 2014-12.
- Ferry, C., Piron, J-P., Poulesquen, A. & Poinssot, C. (2009): Radionuclides release from spent fuel under disposal conditions: re-evaluation of the Instant Release Fraction, Mat. Res. Soc. Symp. Proc. Vol. 1107, pp. 447-454
- Fors, P., Carbol, P., Van Winckel, S. & Spahiu, K. (2009) : Corrosion of high burn-up structured U02 fuel in presence of dissolved H2, J.Nucl. Mat. Vol. 394, pp. 1–8.
- 原環機構(原子力発電環境整備機構)(2011):"地層処分事業のための安全評価技術の開発(Ⅱ) -核種移行解析モデルの高度化-"、NUMO-TR-10-10.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2004):金属廃棄物中の放射化物 (炭素14)の挙動などに関する国内外の情報調査. RWMC-TRJ-04002-1
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2006):平成 20 年度放射性廃棄物共 通技術調査等 放射性廃棄物重要基礎技術研究調査 報告書(第1分冊) 地層処分に関する最 新基礎情報の収集及び整理.1章.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2013):平成24年度地層処分技術 調査等事業 TR 廃棄物処分技術ヨウ素・炭素処理・処分技術高度化開発報告書(第3分冊) 一放射化金属廃棄物中のC-14の放出挙動評価一.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2014):平成25年度 地層処分技 術調査等事業 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発報告書(第2分冊)-炭素14長期放出 挙動評価-

- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2015):平成26年度 地層処分技 術調査等事業 TRU 廃棄物処理・処分技術高度化開発報告書(第2分冊) —炭素14長期放出 挙動評価—
- 原子力安全基盤機構(1999):平成10年度軽水炉改良技術確証試験(高燃焼度等燃料に関す るもの)に関する報告書.
- 原子力安全基盤機構(2007):平成18年度高燃焼度9×9型燃料信頼性実証成果報告書(総合評価編),07基炉報-0002.
- 原子力安全基盤機構(2008): BWR 燃料照射後試験における測定燃焼度評価の見直し, JNES-SS-0807.
- 原子力発電技術機構(2002a):平成13年度高燃焼度等燃料安全試験に関する報告書(BWR 高 燃焼度燃料総合評価編)
- 原子力発電技術機構(2002b):平成13年度高燃焼度等燃料安全試験に関する報告書(PWR 高 燃焼度燃料総合評価編)
- 原子力委員会新計画策定会議技術検討小委員会(2004):基本シナリオの核燃料サイクルコス ト比較に関する報告書.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(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.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2014a):平成25年度地層処分の安全審査に向けた 評価手法等の整備(安全審査に向けた評価手法の整備)報告書.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2014b): 平成 25 年度地層処分技術調査等事業「使用済燃料直接処分技術開発」報告書
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2015a):平成26年度地層処分技術調査等事業 使用済 燃料直接処分技術開発 報告書
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2015b):わが国における使用済燃料の地層処分シス テムに関する概括的評価-直接処分第1次取りまとめ-、JAEA 技術報告書 JAEA-Research 2015-016.
- 原子力工学試験センター(1986):昭和 61 年度燃料集合体信頼性実証試験に関する調査報告 書.
- GoldSim Technology Group LLC (2010): GoldSim Contaminant Transport Module User's Guide、 Version6.0、 GoldSim Technology Group LLC.
- Grambow, B. (coordinator) et al. (2010): Final activity report: Project MICADO Model uncertainty for the mechanism of dissolution of spent fuel in nuclear waste repository. Priority No. NUWASTE-2005/6-3.2.1.1-2, European Commission.
- Gray, W. J. (1999) : Investigation of Iodine-129 and Cesium-137 in the Gaps and Grain Boundaries of LWR Spent Fuels, Mat Res Soc. Symp. Proc. 556, 487-494.
- Haynes International Inc. (2001, 2002): http://www.haynesintl.com/literature.htm (閲 覧日:平成 28 年 3 月 30 日)

- Hillner, E., Fracklin, D.G., Smee, J.D. (1994) : THE CORROSION OF ZIRCALOY-CLAD FUEL ASSEMBLIES IN A GEOLOGIC REPOSITORY ENVIRONMENT, Westinghouse Electric Corp., WAPD-T-3173.
- Ignasi Puigdomenech (2010): Chemical Equilibrium Diagrams "MEDUSA", 32 bit, vers. 16. (Web は https://www.kth.se/en/che/medusa/chemeq-1.369367)
- Iino, T., Ito, K., Wakai, S., Tsurumaru, H., Ohkuma, M. (2015): Iron corrosion induced by non-hydrogenotrophic nitrate-reducing Prolixibacter sp. MIC1-1. Appl. Environ. Microbiol., 81,1839-1846.
- 井上明久監修(2009):新機能材料 金属ガラスの基礎と産業への応用、テクノシステム、pp. 41-48.
- 井上厚行、河野元治、桑原義博、小崎完、小峯秀雄、佐藤努、月村勝広:高レベル放射性廃 棄物地層処分におけるベントナイト緩衝材変質現象に関する最近の研究と今後の研究展開、 粘土化学(2004)
- 井上伸,安部田貞昭,桑原秀男,池畑久,高阪裕二 (1994):美浜1号機 MOX 燃料の照射後試験,日本原子力学会 1994 年秋の大会,J33.
- 岩瀬泰己、岩瀬文夫(2010):コンクリートの基本と仕組み[第2版]、株式会社秀和システム、 pp. 180.
- Johnson, L.H. and Smith, P.A. (2000): The interaction of radiolysis products andcanister corrosion products and the implications for spent fuel dissolution andradionuclide transport in a repository for spent fuel, Nagra Technical Report00-04.
- Johnson, L. H., Tait, J. C. : Release of segregated nuclides from spent fuel. TR-97-18, SKB (1997).
- Johnson, L., Günther-Leopold, I., Kobler Waldis, J., Linder, H.P., Low, J., Cui, D., Ekeroth, E., Spahiu, K. & Evins, L.Z. (2012) : Rapid aqueous release of fission products from high burn-up LWR fuel: Experimental results and correlations with fission gas release, J. Nucl. Mat. Vol. 420, pp. 55-62.
- Johnson, L. (2014) : A model for radionuclide release from spent UO2 and MOX fuel, Nagra NAB 13-37.
- Johnson, L. H. and McGinnes D. F. (2002) : Partitioning of Radionuclides in Swiss Power Reactor Fuels, Nagra TR 02-07.
- 核燃料サイクル開発機構(1999):わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性、地層処分研究開発第二次取りまとめ一総論レポート、JNC TN1400 99-020.
- 核燃料サイクル開発機構(2001):ベントナイト中における硫酸塩還元菌の活性と硫化水素に よるオーバーパック材料の腐食への影響.核燃料サイクル開発機構 技術報告書. JNC-TN8400 2001-011.
- Kamimura, K.; Kobayashi, Y.; Nomata, T. (1999) : Helium generation and release in MOX fuels, IAEA-SM--358/19

- Kaneko, S., Tanabe, H., Sasoh, M., Takahashi, R., Shibano, T. and Tateyama, S. (2003): A study on the chemical forms and migration behavior of Carbon-14 leached from the simulated hull waste in the underground condition., Mat. Res. Soc. Proc., 757, 621-626.
- Kato, S., Yumoto, I., Kamagata, Y. (2015): Isolation of acetogenic bacteria that induce biocorrosion by utilizing metallic iron as the sole electron donor. Appl. Environ. Microbiol., 81(1):67-73.
- Kienzler, B., Metz, V. and Valls, A. (2014a): Fast/Instant Release of Safety Relevant Radionuclides from Spent Nuclear Fuel FIRST-Nuclides, EUROPEAN COMMOSSION D-N° :5.13.
- Kienzler, B., Metz, V., Duro, L., Valls, A. (2014b):FIRST-Nuclides DELIVERABLE (D-N°:5.4), Final (3rd) Annual Workshop Proceedings. Contract Number: 295722.
- Kolar, M. and King, F. (2003): The Mixed Potential Model User and Theory Manual: MPMRelease 2 (MPM-2) Code Versions V1.3 and V1.4, OPG Report 06819-REP-01200-10104-R00.
- Kim, J., Dong, H., Seabaugh, J., Newell, S.W., Eberl, D.D. (2004): Role of microbes in the smectite to illite reaction. Science, 303, 830.
- King, F. (2009): Microbially influenced corrosion of nuclear waste containers. Corrosion, 65, 223-251.
- King, F., Kolar, M. and Keech, P. G. (2014) : b. Simulations of long-term anaerobic corrosion of carbon steel containers in Canadian deep geological repository. Corrosion Engineering, Science and Technology, 2014, Vol. 49, No. 6, 455-459.
- Kitamura, A. and Takase, H. (2016) : Effects of α -radiation on a direct disposal system for spent nuclear fuel - (1) review of research into the effects of α -radiation on the spent nuclear fuel, canisters and outside canisters, Journal of Nuclear Science and Technology, Vol. 53, Issue 1, pp. 1-18
- Lassmann, K., Schubert, A., Laar, J., Walker, C.T. (2002):On the diffution coeficient of caesium in U02 Fuel.
- Leung, C., Holton, D. Thetford, R. (2014): Review of the current status of work on enhanced bentonite buffer materials, RWMD Project RP51 TN-E2.2.
- Little, B.J., and Lee, J.S. (2007): Microbiologically influenced corrosion. Wiley series in Corrosion, R. Winston Revie, Series Editor, Wiley-Interscience.
- 牧野、他(2005):地質環境の調査から物質移行解析にいたる一連の調査・解析技術;2つの 深地層の研究施設計画の地上からの調査研究段階(第1段階)における地質環境情報に基づ く検討、JNC-TN1400 2005-021.
- Mand, J., Park, S.H., Jack, R.T., Voordouw, G. (2014): The role of acetogens in microbial influenced corrosion of steel, Frontiers in Microbiology, 5,268.
- Mori, K., Tsurumaru, H., and Harayama, S. (2010): Iron corrosion activity of anaerobic hydrogen-consuming microorganisms isolated from oil facilities. J. Biosci. Bioeng.,

110, 426-430.

- Nagra (2002): Project Opalinus Clay Safety Report, Demonstration of disposal feasibility for spent fuel, vitrified high-level waste and long-lived intermediate-level waste (Entsorgungsnachweis), Nagra Technical report NTB 02-05. 西村務,和田隆太郎,西本英敏,藤原和雄,谷口直樹,本田明 (1999): ベントナイト中に おける炭素鋼の腐食挙動に及ぼす微生物の影響. 核燃料サイクル開発機構 技術報告書 JNC TN8400 99-077.
- NWMO (2012) : Adaptive Phased Management Used Fuel Repository Conceptual Design and Postclosure Safety Assessment in Crystalline Rock Pre-Project Report, NWMO TR-2012-16
- Nykyri, M., Nordman, H., Marcos, N., Löfman, J., Poteri, A. and Hautojärvi. A. (2008): Radionuclide Release and Transport – RNT-2008, POSIVA report 2008-06.
- 小田治恵、柴田雅博、油井三和(1999):地層処分研究開発第2次取りまとめにおける緩衝材 間隙水化学の評価、JNC TN8400 99-078.
- Ollila, K. (2008): Dissolution of unirradiated UO2 and UO2 doped with 233U in low- and highionic-strength NaCl under anoxic and reducing conditions, Posiva Working Report 2008-50.
- Painter and Mancillas (2009) : MARFA version 3.2.2 user's manual:migration analysis of radionuclides in the far field, Main report of the SR-Site project, R-09-56, 2009.
- Pang, S., Zhang, T., Asami, K., and Inoue, A. (2002): Effects of chromium on the glass formation and corrosion behavior of bulk glassy Fe-Cr-Mo-C-B alloys, Materials Transactions, Vol. 43, pp. 2137-2142.
- Petterson., S and Lönnerberg., B(2008) : FINAL REPOSITORY FOR SPENT NUCLEAR FUEL IN GRANITE - THE KBS-3V CONCEPT IN SWEDEN AND FINLAND, international Conference Underground Disposal Design & Emplacement Processes for a Deep Geological Repository, 16-18 June 2008, Prague.
- Poinssot, C. P. Toulhoat, J-P. Grouiller, J. Pavageau, J-P. Piron, M. Pelletier, P. Dehaudt, C. Capellaere, R. Limon, L. Desgranges, C- Jegou, C. Corbel, S. Maillard, M-H. FaurÉ, J-C. Cicariello and M. Masson (2001) : Synthesis on the Long Term Behavior of the Spent Nuclear Fuel, Volume 1 & 2. "CEA-R-5958(E). Saclay, France: Commissariat A L' Energie Atomique. 2001. 16. (2001).
- Poinssot, C., Ferry, C., Kelm, M., Grambow, B., Martinez, A., Johnson, L., Andriambololona, Z., Bruno, J., Cachoir, C., Cavedon, J. M., Christensen, H., Corbel, C., Jegou, C., Lemmens, K., Loida, A., Lovera, P., Miserque, F., De Pablo, J., Poulesquen, A., Quinones, J., Rondinella, V., Spahiu, K. and Wegen D. H. (2005): Spent Fuel Stability Under Repository Conditions - Final Report of the European Project, Contract No. FIKW-CT-2001-00192 SFS.
- Posiva Oy : Safety Case for the Disoposal of Spent Fuel at Olkiluoto Performance assessment 2012. WR 2012-07, Posiva Oy (2013)

- Roudil, D., Jegou, C., Broudic, V., Muzeau, B., Peuget, S. & Deschanels, X. (2007): Gap and grain boundary inventories for pressurized water reactor spent fuels, J. Nucl. Mat. Vol. 362, pp. 411-415.
- 坂下弘人, 熊田俊明(1998): ベントナイトの熱伝導率推算のための伝熱モデルの提案, 日本 原子力学会誌, Vol. 40, No. 3, 235-240.
- Shibata, T., Watanabe, M., Taniguchi, N. and Shimizu, A. (2014):a. Modelling of carbon steel corrosion under oxygen depleted environment. Corrosion Engineering, Science and Technology, 2014, vol. 49, No. 6, 435-441.
- 柴田俊夫,渡邊正敏,谷口直樹,清水亮彦(2013):酸素欠乏環境における炭素鋼腐食モデリ ング,材料と環境, Vol. 62, No. 2, 70-77.
- SKB (2006) : Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar a first evaluation Main Report of the SR-Can project Spent nuclear fuel for disposal in the KBS-3 repository. TR-06-09.
- SKB (2011) : Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark Main report of the SR-Site project, SKB TR-11-01.
- 杉本克久(2009):金属腐食工学(材料工学シリーズ)、内田老鶴圃.
- Suryanarayana, C., and Inoue, A. (2011): Bulk Metallic Glasses, CRC Press, pp. 1-543.
- Suzuki, Y., (1981): Stress Corrosion Cracking of pure Copper in Dilute Ammonical Solutions", Corrosion Science, 21, pp. 353-368.
- Tait, J. C., Cornett, R. J. J, Chant, L. A., Jirovec, J., McConnel, J. and Wilkin, D. L., 1997: Determination of ClImpurities and Cl36 instant rerease from used CANDU fuels. Mat Res Soc. Symp. Proc. 465, pp. 503-510.
- 竹野直人(2005): Eh-pH 図アトラス 熱力学データベースの比較、地質調査総合研究資料集、 No. 419.
- Takeuchi, A., and Inoue, A. (2001): Evaluation of glass-forming ability for metallic glasses from time-reduced temperature-transformation diagram, Materials Transactions, Vol. 42, pp. 2374-2381.
- Takeuchi, A., and Makino, A. (2014): Thermodynamic assessment of Fe-B-P-Cu nanocrystalline soft magnetic alloys for their crystallizations from amorphous phase, Materials Transactions, Vol. 55, pp. 1852-1858.
- Takeuchi, A., Zhang, Y., Takenaka, K., and Makino, A. (2015): Thermodynamic analysis of binary Fe85B15 to quinary Fe85Si2B8P4Cu1 alloys for primary crystallizations of alpha-Fe in nanocrystalline soft magnetic alloys, Journal of Applied Physics, Vol. 117, pp. 17B737-1-7317B737-4.
- Till, B.A., Lenly, J. Weathers, Pedro J.J. Alvarez, J.J. (1998): Fe(0)-Supported Autotrophic Denitrification. Environ. Sci. Technol., 32, 634-639.
- Uchiyama, T., Ito, K., Mori, K., Tsurumaru, H., Harayama, S. (2010): Iron-Corroding Methanogen Isolated from a Crude-Oil Storage Tank. Appl. Environ. Microbiol. March 15, 2010 76:6 1783-1788.

- P. Villars & K. Cenzual, Pauling File Binaries Edition, Version 1.0 (CD-ROM) (ASM International, Materials Park, OH, U.S.A., 2002).
- 和田隆太郎, 西村務, 下郡一利, 泊里治夫, 舛形剛, 下田秀明, 藤原和雄, 西本英敏, 小田 正彦(1998): 還元条件下におけるチタンオーバーパックの耐食性に関する研究(II). 動 力炉・核燃料開発事業団 研究委託内容報告書. PNC TJ 1058 98-001.
- 若杉ほか,(2004):核種移行解析における掘削影響領域のモデルバリエーションに関する検討、日本原子力学会 バックエンド部会 原子力バックエンド研究 Vol.10 No. 1-2, pp. 21-30.
- Xia, L., Li, W.H., Fang, S.S., Wei, B.C., and Dong, Y.D. (2006): Binary Ni-Nb bulk metallic glasses, Journal of Applied Physics, Vol. 99, pp. 026103-1-026103-3.
- Xu, D., Li, Y., Song, F., Gu, T. (2013): Laboratory investigation of microbiologically influenced corrosion of C1018 carbon steel by nitrate reducing bacterium Bacillus licheniformis. Corrosion Science, 77, 385-90.
- Yamaguchi, I., Tanuma, S., Yasutomi, I., Nakayama, T., Tanabe, H., Katsurai, K., Kawamura, W., Maeda, K., Katao, H. and Saigusa, M., 1999 : A study on chemical forms and migration behaviour of radionuclides in hull wastes., Proc. of the 7th ASME-ICEM, 99, Nagoya, Japan, September 1999.
- Yang, X., and Zhang, Y. (2012): Prediction of high-entropy stabilized solid-solution in multi-component alloys, Materials Chemistry and Physics, Vol. 132, pp. 233-238.
- Ye, Y.F., Wang, Q., Lu, J., Liu, C.T., and Yang, Y. (2015): High-entropy alloy: Challenges and prospects, Materials Today, Vol., pp. in press (10.1016/j.mattod.2015.1011.1026).
- Zhang, T., and Inoue, A. (2002): New bulk glassy Ni-based alloys with high strength of 3000 MPa, Materials Transactions, Vol. 43, pp. 708-711.
- Zhang, Y., Zhou, Y.J., Lin, J.P., Chen, G.L., and Liaw, P.K. (2008): Solid-solution phase formation rules for multi-component alloys, Advanced Engineering Materials, Vol. 10, pp. 534-538.
- Zhang, Y., Lu, Z.P., Ma, S.G., Liaw, P.K., Tang, Z., Cheng, Y.Q., and Gao, M.C. (2014): Guidelines in predicting phase formation of high-entropy alloys, MRS Communications, Vol. 4, pp. 57-62.

3. 直接処分施設の設計検討

3.1直接処分方策に関する調査・検討

3.1.1背景と目的

使用済燃料は、核セキュリティに加え、操業中および閉鎖後管理段階の長期にわたって保 障措置に係る国際的な要件を考慮することが求められる。これを踏まえ、IAEAの検討経緯と 要件整理、諸外国の検討内容を調査・分析した上で、保障措置および核セキュリティの要件 に対応した地下施設および地上施設の設計、建設・操業・閉鎖の各段階に応じた概念や設置 機器を検討する。

3.1.2海外情報の調査

直接処分に係る保障措置の海外情報の調査のため、平成27年4月19日~23日に行われた 第11回ASTOR(Application of Safeguards to Geological Repositories)専門家会議に出席 した。本会議は、IAEAの使用済燃料などの地層処分に係る保障措置適用を技術的に支援する 専門家会合であり、フィンランドなどの直接処分先行国をはじめとする9か国およびEUの約 30名が参加し、各国の地層処分の状況および保障措置に関する技術的トピックについて報告 および情報交換がなされた。日本からは、日本における直接処分に関する研究開発状況や保 障措置に係る検討などについて報告を行った。会議を通じ、使用済燃料直接処分に係る保障 措置に適用可能な技術開発動向・課題について情報を得た。特に以下の発表内容が直接処分 に係る保障措置を検討する上で特に有意義と思われた。

- (1) EU からの報告で、使用済燃料最終処分に係る保障措置として、地下部分入口などで の核物質フローを監視することで以降の核物質の知識の連続性を確保するいわゆるブ ラックボックスコンセプトの最適化について紹介があった。ブラックボックスを坑底 部分に限定することでより厳格な管理ができるがコストがかかるとのこと。また、将 来の回収などの際に必要となる処分キャニスタの識別の観点から固有 ID 付与の必要 性が示された。キャニスタの固有性確認および核物質抜き取りがないことの証明とし てのキャニスタの健全性の確認が同時にできる技術が求められる。適用可能性のある 技術としては超音波探傷、X 線検査、渦電流、中性子-y 測定が候補にあげられた。
- (2)同じくEUの報告で、3Dレーザーを使った坑道の設計情報検認(IAEAによる設計情報の正確性・完全性の検認活動)技術について紹介があった。処分容器の固有性確認用途への利用については、容器蓋の溶接で生じる蓋全体の微小な歪みを用いる方法と溶接線の固有性を測定する方法が考えられるが、後者のほうが確実であるとのことであった。
- (3)ドイツよりレーダーを用いた処分場掘削活動モニタリング適用性検討について報告があった。岩塩や花崗岩の場合、測定可能範囲は 30~1000 m であり、坑道内にセンサーをメッシュ状に配置し波形変化をモニタリングすることで未申告掘削を検知できる(protective shield approach)。ただし泥岩やフィンランド(Olkiluoto)における結晶質岩では測定範囲が狭く適用が難しいとのこと。
- (4)米国(サンディア国立研究所)からは長期の情報管理の在り方の研究について紹介が

あった。長期とはどれくらいの期間を指すのか、何のデータを記録管理していくのか、 記録が失われた時のリスクは何か、記録を伝える適切な媒体は何かなどについて紹介 された。最低限記録していくべきデータとしては、全ライフサイクルにおける設計情 報、核物質フロー、インベントリーである。また、OECD/NEAの放射性廃棄物管理委員 会(RWMC)では、高レベル放射性廃棄物の最終処分にかかる長期的情報管理について検 討する RK&M(Record Keeping and Memory)イニシアチブを立ち上げておりその活動状 況について報告があった。長期の情報管理を可能にする単一の手法はなく、様々な技 術的、制度的措置を組み合わせるべきとしている。ガイドラインを wiki 形式 (wikipedia のようなデータベース)でまとめることを検討しているとのこと。

本専門家会議は2016年によりクローズすることになる。これまでの検討の集大成として直接処分に係る保障措置技術に係る技術文書を作成し、次回の最終会合までにドラフトを作成 する計画である。

3.1.3保障措置技術開発

保障措置では、使用済燃料の廃棄体内部への封じ込めの健全性に関する知識の連続性(CoK: Continuity of Knowledge)を確保する観点から、廃棄体の同定・識別や未開封確認を行うこ とが求められる。従来より利用されている廃棄体表面への刻印や容器蓋の溶接線の固有性の 利用が考えられるが、刻印では改ざん複製の可能性が排除できないこと、また、刻印および 溶接線のいずれも廃棄体表面の特徴を利用するものであり腐食による影響の可能性は排除で きず、長期的な運用には不確実性がある。例えば、定置後数十年あるいは数百年後に政策変 更などにともなう廃棄体再取出が生じた場合には保障措置の観点から廃棄体の同定・識別や 未開封の確認が求められると考えられる(前述の通り、ASTOR 専門家会合でも EU から同意見 が述べられている)。よって、耐改ざん性および時間的安定性の高い同定・識別技術を検討す ることは処分施設のような長期的な保障措置の運用の観点から重要である。候補技術の一つ として処分容器の溶接内部に自然又は人工的に付与される特徴(ブローホールなど)を超音波 計測により読み取り照合し、廃棄体を同定・識別することが考えられる。平成27年度は、 本技術の適用性の検討を、既存溶接試験片超音波探傷データの解析、超音波探傷ミュレーシ ョンを用いた解析および画像処理などを用いた同定・識別技術の調査を通じ実施した。

(1)前提条件の整理

1)技術の利用目的

最初に、超音波探傷技術を用いた廃棄体の同定・識別や未開封確認の利用目的について整 理する。以下に示す3通りの用途が考えられる。

①廃棄体の移送モニタリング

使用済燃料直接処分においては、使用済燃料は処分容器に密封溶接した廃棄体として地層 処分される。IAEAのモデル保障措置アプローチによると、詰め替え施設で処分容器に封入す る前に検認(転用が無いことの確認)し、封入・溶接後はデュアル C/S システム(方法の異 なる多重の封じ込め監視システム)を適用して CoK を維持する必要がある。デュアル C/S シ ステムの一部としてモニタリング装置を適用し使用済燃料が処分場へ移送されたことを検認 する。廃棄体の移送の検認にかかるモニタリング手段は、廃棄体の同定・識別(identify)、 監視、移動方向のモニタリングあるいは放射線モニタリングの組み合わせを用いるべきとし ている。本モニタリングは廃棄体の製造後から処分場への移送までの期間が対象となること から、同定・識別には刻印などの従来の方法が適用可能であるが、超音波探傷を用いて溶接 内部の固有性を照合することでより耐改ざん性の高い同定・識別が可能となると考えられる。

②CoK が途切れた場合の再検認

上記のアプローチでは、デュアル C/S システムの故障により CoK が維持できない場合は、 IAEA の承認する方法により再検認しなければならないこととしている。処分容器を開封して 使用済燃料を検認することは現実的ではないため、処分容器の溶接部の超音波探傷により溶 接に変化が無いことを確認し未開封であることを確認することで間接的に使用済燃料の転用 が無いことを検認することが考えられる。

③再取出し時のモニタリング

IAEA のモデル保障措置アプローチでは考慮されていないが、将来世代がほかの処分方法に 政策変更することなどにより、処分場に定置された使用済燃料が再度取り出される場合にも ①と同様のモニタリングが必要と考えられる。この手段として超音波探傷技術を用いた同 定・識別の適用が考えられる。

2)同定・識別

本検討において、同定とは廃棄体(処分容器に使用済燃料を収納後に蓋を溶接閉止したもの)が同一であることを見きわめること、識別とは異なる廃棄体を見分けることとする。した がって同定・識別の対象は廃棄体となる。

3) 未開封確認

本検討において、未開封確認とは、廃棄体が開封されていないことを確認することとする。 本検討では、 蓋溶接部を切断して開封し使用済燃料を抜き取り、 外観で異常を認識できない よう復旧された場合を想定し、 同定・識別を応用した未開封確認について検討する。

なお、蓋溶接部以外については、加工した場合にその痕跡を外観で確認できると考えられ るため、本検討では検討対象外とする。

4) 処分容器

a. 材料 · 形状

廃棄体(処分容器)の構造や溶接方法は、直接処分等代替処分技術開発の委託事業で検討さ れている複数の技術候補をもとに、将来事業化した場合に一連の設計がなされる見通しであ る。超音波計測に影響する条件項目として、検討されている廃棄体の構造や溶接方法の候補 技術を抽出し、本検討の前提条件を設定した。

処分容器の材料・形状は、図 3.1.3-1 に示すレファレンスケースの処分容器(厚さ 140 mm、 炭素鋼製)を前提とする。厚さは放射線遮へい、構造健全性、および腐食代 40 mm を考慮して 設定されている。



図 3.1.3-1 人工バリアのレファレンス仕様(原子力機構, 2014)

b. 溶接方法

平成 25 年度に示された封入設備の溶接装置概念(原子力機構, 2014)の TIG 溶接を前提と する。

ガラス固化体のオーバーパックの技術開発では、TIG 溶接以外にも MAG 溶接、電子ビーム 溶接が検討されている。先行事例については、例えば、平成 25 年度の地上施設の概念設計に おける「封入設備の技術情報」、および従来材料の直接処分容器への適用性における「製作・ 封入に関する検討」に整理されている。(原子力機構, 2014)

なお、複合処分容器の銅の摩擦撹拌接合部については、海外に技術開発事例があるが、国 内のガラス固化体の既往技術開発における超音波探傷データがないため、今後の課題とする。

c. 蓋形状

処分容器の蓋部の形状については、図 3.1.3-2 に示す平蓋形状と落し蓋形状が検討されて いる。本検討では、ガラス固化体の地層処分の先行事例の超音波探傷データ(原環センター, 2006; 2009a; 2011)を活用するため、探傷事例データが公開されている平蓋形状を前提とす る。



図 3.1.3-2 処分容器の蓋部形状(原子力機構, 2014; 2015a)

5) 想定期間

超音波測定技術を用いた廃棄体の同定・識別および未開封確認の実施を想定する期間は、 処分場の閉鎖までとする。閉鎖後については、処分場としての保障措置へ移行し、廃棄体の 個々の同定・識別および開封確認をする必要性は低いと考えられるため、想定期間から除外 する。

6)利用する超音波探傷データ

溶接部の検査では許容される微小な超音波エコー指示を利用する場合は、溶接部に有害な 欠陥がないことを確認する目的の溶接検査のデータよりも、分解能を上げた計測データの取 得・記録が必要になることも考えられる。処分容器の詳細構造、溶接検査の判定基準などが 策定されていない現段階では、同定・識別および未開封確認するために必要な超音波探傷方 法を、処分容器の品質管理手段としての溶接検査と分けて検討し、今後の課題として、これ らの相互関係を整理し、合理化するものとする。

7)特徴付与の有・無

溶接時に再現しにくい固有性を活用する観点では、溶接時に計画的に特徴を付与しない方 が優位と考えられる。しかしながら許容される自然欠陥などの溶接特徴の出現性、および特 徴の固有性は、処分容器の蓋部の形状や溶接方法に依存する。固有性が担保できない場合を 考慮し、特徴を付与する場合についても検討を行った。

(2) 既存超音波探傷データの解析

処分容器に相当する板厚140 mm以上の厚板溶接部の表層から深部まで計画的に欠陥を配置 した試験体を用いた既存超音波探傷データなどを対象として、欠陥(非計画含む)検出状況、 ノイズなどを解析し、処分容器の同定・識別への適用可能性の観点より、特徴の寸法、形状、 離間距離などの溶接特徴付与条件および適切な超音波探傷手法・条件について整理した。

1) 超音波探傷データの試験体の溶接・探傷方法

処分容器に相当する板厚140 mm以上の厚板溶接部の表層から深部まで計画的に欠陥を配置

した試験体を用いた既存超音波探傷データを調査し、表 3.1.3-1 に示す 3 つの試験体の既存 超音波探傷データを解析対象とした。図 3.1.3-3~図 3.1.3-5 に各溶接試験体の寸法、欠陥 位置などを示す。

200 mm 厚人工欠陥付与試験体は、サブーマージアーク溶接法による試験体で、欠陥深さ位置 0~190 mm に EDM (electrical discharge machining:放電加工) スリットが人工欠陥とし て付与されている。解析には、深さ位置 70,110,150 mm の探傷データを対象とした。190 mm 厚自然欠陥付与試験体は、炭酸ガスアーク溶接法(半自動)による試験体で、溶接割れ、融 合不良、溶込み不良、スラグ巻込み、ブローホールの5種類の溶接欠陥が計画的に付与され ている。低真空電子ビーム溶接試験体には、計画的に欠陥は付与されていないが、超音波探 傷結果により溶接始終端位置などに溶接欠陥と推定される欠陥指示がある試験体である。こ れらの試験体における溶接方法は、ガラス固化体オーバーパック(板厚 200 mm 程度)の溶接 法として検討されているものである。

処分容器に相当する板厚140 mm以上の厚板溶接部の表層から深部まで計画的に欠陥を配置 した試験体を用いた既存超音波探傷データのうち、反射源位置の(X,Y,Z)座標を計測可能な 超音波探傷手法であるフェーズドアレイ法(PhA法)によるものを解析対象とした。TOFD法、 PhA-TOFD法は、Y座標の計測のための追加探傷データが必要なため対象外とし、クリーピン グ波法(CW法)は表面近傍(~40 mm程度)を対象とするため、腐食の影響を考慮し対象外 とした。

	200 mm 厚人工欠陥付与	190 mm 厚自然欠陥付与	低真空電子ビーム溶接	
	試験体	試験体	試験体	
材質	SF340A	SFVC-1	SFL2 相当材(A350FL2)	
板厚	200 mm	210 mm	溶接部厚さ 190 mm	
溶接方法	サブマージアーク溶接	CO2半自動アーク溶接	低真空電子ビーム溶接	
		(一部 TIG 溶接)		
欠陥	EDM スリット	5 種類の溶接欠陥付与	欠陥付与無	
	長さ10 mm	長さ5 mm~10 mm 程度	(溶接欠陥あり)	
	高さ 2,5,8 mm			
深さ位置	70 mm、110 mm、150 mm	50 mm~150 mm 程度	50 mm~150 mm 程度	
離間距離	30 mm	-	-	
UT 条件	PhA 法	PhA 法	PhA 法	
	周波数 2、5MHz	周波数 2MHz	周波数 2MHz	
	センサー位置 2か所	センサー位置 (1)	センサー位置 1か所	
	ビーム方向 2方向	ビーム方向 2方向	ビーム方向 2方向	
出典	原環センター, 2006	原環センター, 2009a	原環センター, 2011	

表 3.1.3-1 既存超音波探傷データの試験体および超音波探傷(UT)条件



図 3.1.3-3 200 mm 厚人工欠陥付与試験体の寸法および欠陥位置の例(原環センター, 2006)



図 3.1.3-4 190 mm 厚自然欠陥付与試験体の外観および欠陥位置の例 (原環センター, 2009a)



図 3.1.3-5 低真空電子ビーム溶接試験体の寸法および外観(原環センター, 2011)

2) 既存超音波探傷データの解析結果

解析対象のデータについて特徴付与の無い場合および有する場合についてそれぞれ目視観 察による解析を行った。特徴付与の無い場合は、解析画像の固有性に着目して検討し、特徴 付与の場合は、検出可能な特徴の寸法、特徴の付与位置、2 つの特徴の分離性などについて 検討を行った。

①特徴付与無

図 3.1.3-6 に 190 mm 厚自然欠陥付与模擬試験体の超音波探傷結果の例(D スコープ)を示 す。図の横軸は溶接線方向を、縦軸は表面からの深さである。これらは周波数 2 MHz で同一 の探傷箇所に対して、探傷感度を変えて測定した結果であり図 3.1.3-6(a)から(d)は各々基 準感度(深さ 50 mm に設けた \$\phi 3 mm の横穴からの反射波の振幅が表示器のフルスケールの 80% になるよう設定した感度)、基準感度 + 6 dB(基準感度の 2 倍)、基準感度 + 12 dB(基準感度の 4 倍)、基準感度 + 18 dB(基準感度の 8 倍)の例である。図中の赤枠の範囲内が無欠陥と考えら れる領域である。無欠陥領域の指示は、基準感度では一様な振幅の分布であり特徴を抽出す ることは困難と言える。図 3.1.3-6(b)から(d)に示す感度を上昇させた場合であっても、通 常の超音波探傷の条件で取得したデータからは、何らかの特徴のようなものは確認が困難で あった。

図 3.1.3-7 は、電子ビーム溶接部(平蓋)の探傷結果の例であり、図 3.1.3-7 (a)の横軸は溶 接線方向を、縦軸は深さを示す D スコープである。図 3.1.3-7 (b)は平蓋溶接部の形状に探傷 結果を表示したものであり、図 3.1.3-7 (a)と同一の探傷データである。この例でも、白色か ら薄紫色のノイズレベルについては、特徴のようなものを確認することは困難であり、通常 の超音波探傷の条件で取得したデータからは、何らかの特徴のようなものは確認が困難であ った。

ここで、切断調査時に実施した高周波数の超音波を用いた測定では、図 3.1.3-8 に示すように特徴のようなものが抽出できる可能性が確認された(原環センター, 2012a)。ただし、この方法は、通常の超音波探傷法とは異なる条件であり、測定範囲も溶接部を切り出して測定したものである。図 3.1.3-7 の点線の範囲を図 3.1.3-8(a)に示すように切断調査する際に、

溶接部を含む厚さ 50 mm の試験片を切り出している。その試験片に対して周波数 5 MHz と 10 MHz で超音波映像装置による超音波映像を取得したところ図 3.1.3-8(b)に示すように、感度 を極端に上げた場合は調査の対象とする欠陥部(図中の赤色の部分)以外に、通常の超音波探 傷試験では検出されなかった指示が複数確認された。図 3.1.3-8(c)に欠陥寸法およびフェーズドアレイ法による検出結果を示す。超音波映像装置による欠陥部以外の指示に相当する部 分にフェーズドアレイ法の検出結果に濃淡が見られることから、特徴として抽出できる可能 性はある。これらの検出限界近傍の小さなきずを測定する場合、探触子の設置位置、走査ピッチ(データ収録ピッチ)などを適切に選定することが重要であり、計測の再現性や精度について調査が必要である。

また、これらの指示に対して詳細な調査は実施されていないため、これらが電子ビーム溶 接部に特有なものなのか、それともアーク溶接部でも10 MHz 程度の高周波数の超音波を使用 すると同様の指示が確認されるのかは不明であり、今後の詳細な調査が必要と考える。



(b) 基準感度+6 dB

(d) 基準感度+18dB

図 3.1.3-6 190 mm 厚自然欠陥付与模擬試験体の無欠陥領域の指示の例(Dスコープ)



(a) 直交座標系で映像化した D スコープ



図 3.1.3-7 電子ビーム溶接試験体の超音波探傷結果の例







(b) 超音波映像装置による B スコープ画像の測定例(左図 周波数 5 MHz、右図 周波数 10 MHz)



(c) 欠陥寸法(左図) とフェーズドアレイ法による B スコープ画像(右図) 図 3.1.3-8 電子ビーム溶接試験体の切断調査の状況と超音波映像装置による測定例

②特徵付与有

図 3.1.3-9 に 200 mm 厚人工欠陥付与試験体の欠陥深さ位置 70 mm の超音波探傷データを示す。超音波周波数 5 MHz および 2 MHz についてのデータを示す。

周波数5 MHz での探傷は2 MHz での探傷に比ベシャープな画像が得られていることが確認 できる。本試験体に付与された特徴の離間距離は30 mm であるが、いずれの周波数において も付与した人工欠陥はすべて分離して検出可能である。図3.1.3-9 において座標(145,60,56) 近傍に溶接欠陥と思われる模様が確認できるが、隣接の特徴との離間距離5~10 mm 程度と推 定され、この程度の離間距離も分離可能と考えられる。

さらに画像から人工欠陥の付与位置(X,Y,Z)および形状(高さ,長さ)を測定し、人工欠陥付 与の際の設定値と比較し、表 3.1.3-2に結果をまとめた。設定した座標に一致した探傷画像 が得られていることを確認した。



図 3.1.3-9 200 mm 厚人工欠陥付与試験体(欠陥深さ位置 70 mm) 超音波探傷データ

特	徴	抽出した特徴の情報						
 八工(外間代与試験体) (欠陥深さ位置 70 mm) 試験体 No. 8 探傷周波数: 2MHz 		特徴の位置(mm) *1		特徴の 高さ	特徴の 長さ	同定 *6	識別性	
		X *2	Ү *3	Z *3	(mm) *4	(mm) *5		
付与高さ 8 mm	設定値	(55)	(0)	(70)	(8)	10	可能 (一致)	
	測定値	56 50-62	0	70	8.0	12		
付与高さ 5 mm	設定値	(95)	(0)	(70)	(5)	10	可能 (一致)	離間隔 30 mm : 分離・識別可能
	測定値	94 90-101	0	70	5.3	11		差異 : ±2 mm 以内
付与高さ 2 mm	設定値	(135)	(0)	(70)	(2)	10	可能	
	測定値	133 130-139	0	70	2.0	9	(一致)	
自然欠陥	設定値	(-)	(-)	(-)	(-)	-		離間隔 5~10 mm:
	測定値	150 144-159	0	56	4	15		一万麻・碱加可能性 あり

表 3.1.3-2 200 mm 厚人工欠陥付与試験体(欠陥深さ位置 70 mm) 解析結果

*1:基準(原点)位置;X(溶接線方向):探傷開始位置

Y(溶接線直交方向):溶接部中心

Z(板厚方向):試験体表面

*2: 測定値の上段は上端部からの回折波が最大振幅となる位置

測定値の下段は上端部からの回折波がしきい値(ノイズレベル)を超える指示範囲

*3:上端部からの回折波が最大振幅となる位置

*4:端部エコー法で測定

*5:上端部からの回折波がしきい値(ノイズレベル)を超える指示の長さ

*6:付与したそれぞれの特徴の設定値に対して照合した場合の結果

3) 付与すべき特徴の整理

a. 自然欠陥について既存データの分析結果の考察

(a) 自然欠陥の発生頻度

サブマージアーク溶接で作製した 200 mm 厚人工欠陥付与試験体では、約 200 mm の溶接線 長さに1か所以下の発生頻度であった(図 3.1.3-9参照)。自然欠陥の発生は、溶接施工条件(溶 接方法、溶接条件など)、材料(母材、溶接材料)などにより発生のし易さが異なるが、溶接欠 陥が発生しないように溶接設計がなされ品質が確保されている。したがって、自然欠陥を同 定・識別に必要な特徴として用いるには、その数が不足する可能性がある。しかしながら、 各種溶接法における無害な自然欠陥の発生頻度や種類の詳細な検討はなされておらず、今後 の調査と検証により特徴として用いることができる可能性はある。

(b)人工欠陥、自然欠陥の無い箇所のより小さな溶接部の性状

人工的に付与した特徴、溶接欠陥などの特徴付与無の場合、探傷感度を上昇させても、通 常の超音波探傷の条件で取得したデータからは、何らかの特徴のようなものは確認が困難で あった。一般的な超音波探傷試験では、周波数が2 MHz から5 MHz 程度を使用しており、波 長と同程度の寸法である1mm 程度より大きいきずを検出の対象にしていると考えられる。既 存の超音波探傷データの解析では、無欠陥部から明瞭な特徴を抽出することは難しかった。 その主な理由の一つは、一般的な超音波探傷では測定装置の感度のダイナミックレンジに制 限があり、ある程度大きいきず(ミリメートルオーダーと想定)を確実に検出し評価できるよ うに感度を設定するため、微小なきずからの微弱な反射波を検出することが困難であるため と考えられる。図 3.1.3-8(b)に示す通り、電子ビーム溶接による摸擬試験体の切断調査時に 溶接部を切り出した試験片に対して、超音波映像装置で高周波数(10 MHz)の超音波を用いて 測定した際に、点状の複数の指示が確認されており、高周波数の使用や集束の条件の適正化 により、特徴を付与しない部分を活用できる可能性が示された。今後、他の溶接部でも同様 の指示が抽出されるかなどの適正な超音波計測方法についての開発が重要と考えられる。

b. 人工欠陥について既存データの分析結果の考察

特徴を人工的に付与した特徴有の場合は、既存データの解析結果から、高さが2mm程度の 平面状のきずであれば、検出した座標および指示高さは、探傷条件が異なってもほぼ同じ結 果になると考えられ、人工的に付与した特徴(EDM スリット)でも溶接欠陥でも同等と考えら れ検出可能である。原子力設備などの溶接部の超音波探傷試験の判定基準(日本機械学会, 2003)では、処分容器に想定される厚さ140 mmにおいてきずからのエコー高さが対比試験片 の標準穴(径 6.4 mm)のエコー高さ以下又は標準穴のエコー高さを超える部分の長さが19 mm 以下の場合許容される。この基準を参考にすると、その基準より小さい高さ2 mm 程度の平面 状のきずを付与することが可能で、既存探傷データの解析から離間距離30 mm で設置できる と考えられる。また、既存データはサブマージアーク溶接法による溶接部の探傷データであ るが、炭素鋼の溶接金属部では超音波の散乱、減衰などが起きにくいため、他の溶接法でも 人工的に付与した特徴に関しては同様な結果となると考えられる。溶接部では人工的に付与
した欠陥以外に意図せず発生した溶接欠陥(自然欠陥)も判定基準を満足する高さ2mm程度で あれば特徴として用いることができると考えられる。

4) 超音波計測方法の整理

既存データの超音波計測方法は、周波数2 MHz あるいは5 MHz の縦波を用いたフェーズド アレイ法である。溶接線直交方向に超音波ビームを入射し、セクタ走査により1°ごと、溶 接線方向の走査は1mmごとである。セクタ走査のふり角は、対象とする深さに応じて決めら れる。

超音波計測では、欠陥からの指示により、検出の座標(最大振幅となる反射源の座標)や指示高さ(欠陥の上端・下端部のエコーを評価し欠陥高さを得る端部エコー法)が計測される。 検出座標は、探傷条件が異なっても比較的安定して同様な結果になると考えられ情報として 利用可能と考えられる。また、指示高さも比較的安定して同様な結果になると考えられるが、 一つの特徴に対して2つの情報量(上端と下端の深さ)を用いるため、誤差を少なく測定する ためには高い技量が必要となる。

5) データの再現性(誤差)

現状の超音波探傷におけるきずの検出では、最大振幅値と最大振幅となる反射源の座標が 記録される。一般的な探傷では欠陥を補修する範囲を特定できれば良く、補修は欠陥の周囲 を含めて行われるため、計測精度や再現性は追求されず、調査データもあまりないと考えら れる。後述する指示長さ測定(Cスコープ画像およびBスコープ画像上でしきい値を超える部 分の長さ)では、きずの端(左右の両端)の座標を測定しており、指示長さ測定精度と同程度と 考えられる。したがって、きず検出における位置の特定については、指示長さ測定精度程度 の再現性が見込まれると考えられる。

指示長さ測定方法の例として、JIS Z 3060(鋼溶接部の超音波探傷試験方法)における指示 長さ測定方法の精度が、同規格の解説に示されており、きずの種類により精度が異なるもの の、誤差は概ね±20 mm 程度以内である。また、米国において原子力発電所の機器の検査を 行う際に、探傷技術者の技量確認が要求されており、その合格基準は長さ測定誤差の RMS(二 乗平均の平方根)が 19 mm 以下とされている。一方、表 3.1.3-2 の例では、特徴の長さの誤差 は 2 mm 以下であった。きずの形状が比較的単純な場合(横穴や高さが小さい面状のノッチ) の誤差は最大で数 mm(波長程度)であるのに対して、きずの形状が複雑な場合にはきずからの 反射が探傷条件によって異なるためバラツキが大きくなる。きずの形状を考慮した再現性や 精度についての詳細な調査や検討が課題となる。

指示高さ測定に用いる端部エコー法は、高度な技量が求められる方法であるが、原子力機器の健全性評価における高さ測定に用いられている。原子力分野の探傷技術者の技量確認において、指示高さ測定の合格基準は測定誤差のRMS(二乗平均の平方根)が約3mm以下とされている。高度な技量の維持または高度な自動測定の技術開発とともに、指示高さ測定の再現性として±3mm程度の誤差を見込む必要があると考えられる。

探傷条件を同一とし、かつ複数の特徴の相対的な位置関係を同定・識別するための情報と

3 - 15

して用いれば、データの再現性において特に課題は無いと考えられるが、検出限界以下のき ずに関するデータや知見は少なく調査が必要と考えられる。

(3) 超音波探傷シミュレーションを用いた解析

超音波探傷技術で識別可能な特徴の形状、寸法、配置およびデータ取得方法(超音波周波 数やビーム方向)について整理するため、特徴の寸法や離間距離などをパラメータとした超 音波探傷シミュレーション解析を実施した。

1) シミュレーションの概要

超音波シミュレーションは、探触子から超音波が発生して物体内を伝搬し、反射源などで 超音波が反射して探触子へ戻る様子や受信波形を計算機内で模擬することにより、超音波探 傷試験を計算機上で再現するものである。超音波シミュレーションでは、超音波の送信、伝 搬(反射や屈折も含める)、受信といった物理現象をモデル化する必要があり、その中でも、 超音波の伝搬と境界での反射屈折のモデル化が最も重要である。

本検討では、市販の三次元有限要素コード(伊藤忠テクノソリューションズ製 ComWAVE) を用いた。本コードは超音波探傷シミュレーションに特化してボクセル型(六面体要素)の 陽解法有限要素法により数億要素規模の解析に対応している。入力データと出力例を図 3.1.3-10に示す。シミュレーションの入力データは探触子や試験体形状などの境界条件、材 料毎に弾性定数と密度であり、出力データは受信波形と超音波の波面の伝搬状況である。受 信波形のシミュレーション結果は超音波探傷試験の模擬や探傷試験結果の予測へ活用されて いる(古川・古村,2011)。

本検討は、二次元解析とし、奥行き方向を1要素設定し、奥行き方向の変位を拘束あるい は周期境界を設定して解析することとした。



図 3.1.3-10 シミュレーション解析の概要

本シミュレーションで予測する主な対象は、特徴として設定した平面状のスリットで反射 する超音波とその超音波が探触子へ戻り受信される波形である。

2) シミュレーション解析

①条件設定(解析モデル、解析条件(境界条件、物性値、解析ステップなど))

解析モデルでは、均質等方体の材料に、縦波音速、横波音速および密度を設定する。試験の領域には鋼材(縦波音速:5,900 m s⁻¹、横波音速:3,230 m s⁻¹、密度:7.9×10³ kg m⁻³)を、探触子の領域にはポリエーテルイミド(縦波音速:2,450 m s⁻¹、横波音速:1,060 m s⁻¹、密度:1.28×10³ kg m⁻³)を設定した。

要素寸法は、鋼中の縦波のパルスの1波長を十分に再現できる程度に要素分割することを 考慮して超音波の波長の1/20から1/25になるように設定し、周波数2MHzでは0.05mm(探触子を構成するポリエーテルイミド内の縦波の波長の約1/25)に、周波数5MHzでは0.025 mm(探触子を構成するポリエーテルイミド内の縦波の波長の約1/20)とした。また、計算ステ ップは最も高速な超音波が要素寸法を超えない条件(クーラン条件)を満足するように、周波 数2MHzでは約6.7ナノ秒刻みで、周波数5MHzでは約3.4ナノ秒刻みに設定した。

解析モデルの例を図 3.1.3-11 に示す。解析モデルには、高さ 223.5 mm×幅 200 mm×奥行 0.05 mm を 0.05 mm×0.05 mm×0.05 mm のボクセル要素で分割した約 17 百万要素(4,470× 4,000×1)に、試験体、試験体内部に設置した特徴および探触子を配置する。

なお、周波数 5 MHz の条件でシミュレーションする場合は、計算機の記憶容量の制約から 一回り小さい領域である高さ 165 mm×幅 165 mm×奥行 0.025 mm を 0.025mm×0.025mm× 0.025mmのボクセル要素で分割した約 43 百万要素で計算した。



図 3.1.3-11 解析モデルの例

探触子の設置位置は、表面から 50 mm 深さ、70 mm 深さおよび 110 mm 深さに対して、各々約 60 °、41 °および 36 °であたるようにし、比較のために 1 条件のみ別の位置として各々

66°、58°および45°と設定した。

超音波シミュレーションでは、フェーズドアレイ超音波探傷と同様に複数の角度で超音波 を送受信し、得られた受信波形の振幅を色合いに変えて映像化する。用いたシミュレーショ ンコードには、全波(RF)波形を表示する機能のみ備えているため、探傷データの色合いと合 わせることは困難であるが、表示の原理は探傷データと同様である。図 3.1.3-12 は代表的な 屈折角における受信波形(A スコープ)のシミュレーション結果とこれらの波形と他の屈折角 での受信波形を色合いに変換して 2 次元表示したもの(B スコープ)の例である。各受信波 形は各々赤色で示した屈折角での受信波形である。

超音波探傷において、きずの検出、指示高さ測定はAスコープとBスコープを主に用いる ため、今回のシミュレーションでは、これらの結果を主に扱うこととする。



左:Aスコープ 右:Bスコープ 図 3.1.3-12 シミュレーション結果の表示例

②解析パラメータ

特徴については、その高さ、深さ位置、隣接する特徴の配置(位置関係)および離間隔を パラメータとした。高さについては1,2,5 mm、深さ位置については50,70,110 mm、配置につ いては2つの特徴を同一深さに配置するケース(左右配置)および深さ方向に配置するケー ス(上下配置)、離間隔については5,10,20 mmを設定しそれぞれを組み合わせた解析を実施 した。特徴の高さ設定は、既存データの解析で考察した測定可能かつ構造健全性に影響を及 ぼさないと考えられる寸法(2 mm 程度)を考慮した。深さ位置の設定は、処分容器の腐食代40 mm を避けるよう考慮した。離間距離については、既存探傷データの解析において離間距離 30 mm で 2 つの特徴を識別できたことから、さらに離間距離を小さくした場合の識別性評価の観 点から設定した。

超音波探傷条件については周波数、収束距離をパラメータとした。周波数は2 MHz および 5 MHz、収束距離は 100 mm, 120 mm, 150 mm を設定した。

③シミュレーション解析結果

特徴の深さ位置と配置を変えて識別性を把握した結果を図 3.1.3-13 に示す。高さ5 mm の 特徴を、表面から 50 mm および 110 mm の深さに各々離間隔 10 mm および 20 mm で同一深さに 設置し、探触子の開口寸法(超音波を送信する範囲の寸法)64 mm で周波数 2 MHz の縦波を送 受信するシミュレーションを行い、特徴の識別性を把握した結果である。高さ 5 mm の特徴で は、探触子側に近い側スリット状の特徴の上端部と下端部から発生する回折波が分離して受 信され二つの指示として表示されているが、遠い側のスリット状の特徴からは、上下端に対 応した指示の他に特徴を設定していない箇所に指示が出現する場合がある。これは隣接した 特徴の干渉の影響によるもので、離間隔が大きくなるとその影響が少なくなる。2 つの特徴 を同一深さに設置した場合は、設置深さが深くなるほど隣接の影響が少なくなる。干渉は、 下端で回折した超音波が隣接するきずに当たって戻り、更に隣接したきずの端部で再度回折 して戻り、これらを繰り返すことにより起こる現象である。



'ねている")ため、手前の特徴と の干渉の影響が出ている A 1 手前(探触子 側)の指示は上 端と下端の2カ 所のみ 上下端と判断するのか2個

深い位置では手前の特徴との干渉が少なくなるものの間隔

10mmでは影響あり。ビームの幅と角度(幾何的な配置)で干

の反射源と判断するかの識 別は別途検討必要

屈折角が大きい(超音波ビームが

深さ=上端の深さ

深さ=上端の深さ



(a)解析モデル

渉の影響を予測可能。



十分に間隔が広いため、干渉の影響はない。手前、奥ともに 指示は上下端の2箇所のみ

(b) 解析結果(Bスコープ画像)

(上段:高さ5mm,深さ50,110mm,左右配置(離間隔10mm),周波数2MHz,

下段:離間隔 20 mm(他条件は上段と同じ))

図 3.1.3-13 解析モデルおよび解析結果(周波数 2 MHz、特徴の深さと離間隔の影響)

図 3.1.3-14 は周波数 5 MHz で離間隔 10 mm のモデルに対するシミュレーション結果である。 スリット状の特徴の上下端から指示が確認され、表面から 50 mm 深さの特徴では、干渉の影 響があることは周波数 2 MHz の結果と同様であるが、周波数 2 MHz では、50 mm 深さの指示 の振幅と 110 mm 深さの指示の振幅にあまり差異がなかったのに対し、周波数 5 MHz では 50 mm 深さと100mm深さの特徴の振幅に差異が確認できる。超音波ビームの収束条件に起因するが、

若干は干渉の影響が出ている

詳しくは後述する。



(a) 解析モデル

(b)解析結果(Bスコープ画像)

(高さ5 mm, 深さ50 mm, 110 mm, 左右配置(離間隔 10 mm), 周波数5 MHz) 図 3.1.3-14 解析モデル及び解析結果(周波数5 MHz、特徴の深さの影響)

特徴の高さを変えて周波数 2 MHz の条件でシミュレーションした結果を、図 3.1.3-15 から図 3.1.3-17 に示す。各々表面から深さ 70 mm に離間隔 10 mm で上下配置し、高さ 5 mm、2 mm および 1 mm の特徴を配置したモデルである。高さ 5 mm の上下に配置したスリット状の特徴からは、各々上端と下端が分離した指示となっているのに対して、高さ 2 mm と 1 mm のスリット上の特徴では上下端が近接してほぼ一つの指示となる。

図 3.1.3-18 から図 3.1.3-20 に示す周波数 5 MHz でのシミュレーション結果では、高さ 2 mm の上下端が分離するが、高さ 1 mm では分離しない結果であった。周波数 5 MHz での波長は約 1 mm であり、高さが波長より大きい場合は上下端が分離するものの、波長と同程度以下になると分離せず、超音波の波長との関係で上下端の分離状況が異なる結果であった。

なお、これらのシミュレーション結果は全て集束距離を 120 mm に設定したものである。 以下に示す探触子位置を変えた条件(表面から 50 mm 深さ、70 mm 深さおよび 110 mm 深さに 対して、各々約 66 °、58 °および 45 °であたる条件)では、集束距離を 150 mm に設定し た。

探触子の位置を変えて、特徴にあたる超音波の角度を変えた解析結果を図 3.1.3-21 に示 す。深さ 70 mmの上下に配置した特徴に対しては、図 3.1.3-15 に示す結果と差異はほとんど ないが、110 mmの同一深さに設置した特徴に対しては、干渉の影響に加えて隣接したスリッ トの上端と下端が重なる結果となった。



深さ=上端の深さ

(a)解析モデル
 (b)解析結果(Bスコープ画像)
 (高さ5 mm, 深さ110 mm,左右配置(離間隔5 mm)

および深さ70 mm,上下配置(離間隔10 mm), 周波数2 MHz)

図 3.1.3-15 解析モデル及び解析結果(周波数 2 MHz、特徴高さ 5 mm)



深さ=上端の深さ

(a)解析モデル
 (b)解析結果(Bスコープ画像)
 (高さ2 mm, 深さ110 mm, 左右配置(離間隔5 mm)
 および深さ70 mm,上下配置(離間隔10 mm), 周波数2 MHz)
 図 3.1.3-16 解析モデル及び解析結果(周波数2 MHz、特徴高さ2 mm)



深さ=上端の深さ

(a)解析モデル
 (b)解析結果(Bスコープ画像)
 (高さ1 mm, 深さ110 mm,左右配置,離間隔5 mm
 および深さ70 mm,上下配置(離間隔10 mm),周波数2 MHz)
 図 3.1.3-17 解析モデル及び解析結果(周波数2 MHz、特徴高さ1 mm)



深さ=上端の深さ

(a)解析モデル
 (b)解析結果(Bスコープ画像)
 (高さ5 mm, 深さ110 mm, 左右配置(離間隔5 mm)
 および深さ70 mm,上下配置(離間隔10 mm),周波数5 MHz)
 図 3.1.3-18 解析モデル及び解析結果(周波数5 MHz、特徴高さ5 mm)



深さ=上端の深さ

(a) 解析モデル
 (b) 解析結果(B スコープ画像)
 (高さ2 mm, 深さ110 mm, 左右配置(離間隔 5 mm)

および深さ 70 mm,上下配置(離間隔 10 mm), 周波数 5 MHz)

図 3.1.3-19 解析モデル及び解析結果(周波数 5 MHz、特徴高さ 2 mm)



深さ=上端の深さ

(a)解析モデル
 (b)解析結果(Bスコープ画像)
 (高さ1 mm, 深さ110 mm, 左右配置(離間隔5 mm)
 および深さ70 mm, 上下配置(離間隔10 mm), 周波数5 MHz)
 図 3.1.3-20 解析モデル及び解析結果(周波数5 MHz、特徴高さ1 mm)



深さ=上端の深さ

(a)解析モデル

(b)解析結果(Bスコープ画像)

(高さ5 mm, 深さ110 mm,左右配置(離間隔5 mm)

および深さ70 mm,上下配置(離間隔10 mm),周波数2 MHz)

図 3.1.3-21 解析モデル及び解析結果(周波数2 MHz、超音波の角度の影響)

3)考察

特徴の寸法、付与位置(配置、離間隔)と識別性について、周波数や超音波ビームの幅を考慮して考察する。超音波の周波数は、2 MHz と 5 MHz でシミュレーションした結果より、特徴の高さと上下端の分離性に影響を及ぼすことが確認され、波長(2 MHz では約 3 mm、5 MHz では約 1 mm)と高さが同程度又はそれより小さい場合に上下端が分離せず、波長よりも高さが大きい場合には分離した。この知見は、特徴を測定する際に、例えば、きずの検出すなわち反射源の座標を測定する場合に適した方法なのか、あるいは、きずの高さを測定するために上下端の分離が必要なのか、といったニーズに応じた選択に活用できると考える。

特徴の配置、離間隔と識別性について、超音波ビームの幅との関係から考察してみる。図 3.1.3-22 は、周波数 2 MHz、屈折角 30 °で 100 mm 程度の距離で集束させた超音波ビームの シミュレーション結果である。図より集束深さ付近では超音波ビームの幅が狭くかつ振幅が 強くなるのに対し、それ以外では振幅が低いことが確認される。これより、配置や離間隔に よる識別性は集束の条件設定と関係づけられると考えられる。図 3.1.3-23 と図 3.1.3-24 は、 各々周波数 2 MHz と 5 MHz において集束距離を変えてシミュレーションした結果であり、各々 集束距離 100 mm、120 mm および 150 mm の結果である。図 3.1.3-23 および図 3.1.3-24 (b)の 集束距離 120 mm は前述の結果と同じ B スコープである。各 B スコープにおいて、上端部から の回折波をとらえたと考えられる A スコープ波形と B スコープを示す。周波数 2 MHz では集 束距離を変えても A スコープ波形の振幅はほとんど変化しなかったが、周波数 5 MHz では集 束の条件によって振幅が異なる結果であった。また、B スコープ上の指示の広がりも、周波 数 2 MHz では集東条件によりあまり変化しなかったが、周波数 5 MHz では振幅も広がりも大 きく変化した。これは、特徴の付与位置などに応じて集束の条件を適正に設定することで、 識別性や測定精度の向上が見込まれると言える。今後、集束などの測定条件と特徴の識別性 との関連を詳細に調査し、また複雑な形状の特徴への適用性など、適正な条件選定の検討が 重要と考えられる。



(周波数 2 MHz 屈折角 30 ° 集束距離 100 mm)図 3.1.3-22 超音波ビームの例



(a)集束距離 100 mm



(b)集束距離 120 mm



(c)集束距離 150 mm

図 3.1.3-23 集束距離による識別性の違い(周波数 2 MHz 特徴の高さ 1 mm)





(a)集束距離 100 mm







(c)集束距離 150 mm

図 3.1.3-24 集束距離による識別性の違い(周波数 5 MHz 特徴の高さ 1 mm)

4)まとめ

特徴の高さ、深さ位置、隣接する特徴の配置、離間距離をパラメータとし超音波シミュレ ーションを行い、隣接する特徴の分離性および個々の特徴の上下端の分離性について評価し、 付与すべき特徴の高さ、配置および超音波計測の計測条件について検討した。

隣接する特徴の分離性および特徴の上下端の分離性について表 3.1.3-3 に示すとおりまと めた。以下に結果を示す。

- ・隣接する特徴の干渉やエコーの重なりがない場合、周波数2 MHz では高さ5 mm、周波数5 MHz では高さ2 mm以上の特徴の上下端の分離が可能と考えられる。しかしながら、
 隣接する特徴の離間距離が10 mm以下の場合、エコーの重なりにより上下端の分離が
 困難となる場合がある。
- ・特徴の配置は、周波数2MHz では離間距離が5mm でエコーの重なりにより隣接する特徴の分離は困難であった。離間距離10mm では干渉の影響はあるが、特徴の分離は可能であった。
- ・隣接する欠陥の離間距離が短いほど、超音波の屈折角が大きいほど超音波の干渉の影響が大きくなる。また、隣接する欠陥の配置によっても干渉の程度は異なる。
- ・周波数5 MHzの方が2 MHzより隣接する特徴の分離性、上下端の分離性は大きい。

付与すべき特徴としては、隣接する特徴の離間距離を20 mm 程度とすればエコーの重なり や干渉の影響なく、隣接する特徴の分離、特徴の上下端の分離が可能と考えられる。また、 特徴の高さが1 mm以上であれば、特徴として利用できる。但し、高さ2 mm以下では上下端 の分離が困難となる場合がある。特徴の上下端の分離が困難な場合は検出座標が指標となり、 上下端の分離が可能な特徴高さでは上端位置と下端位置が指標となる。

意図しない溶接欠陥が隣接する場合、欠陥の高さが高く、また離間隔が近い場合は、超音 波の干渉による指示や付与された特徴による指示との重なりがあるため、これらの判別は今 後の検討課題である。また、特徴の位置に対応させて集束の条件を適正に設定することで、 精度向上の見込みがあると考えられる。今後、複雑な形状の特徴に対する評価が重要と考え る。

却立述の	特徴の付与条件			評価項目			
超音波の周波数	高さ	深さ 位置	配置	離間隔	隣接する特 徴の分離性	上下端の 分離性	図番
0 101 1		50 mm	左右	10 mm	\bigtriangleup	\bigtriangleup	図 3.1.3-13
Z MHZ *				20 mm	0	0	図 3.1.3-13
5 MHz *	5 mm			10 mm	0	0	⊠ 3.1.3-14
0.151				10 mm	\triangle	\triangle	図 3.1.3-13
2 MHz *		110mm		20 mm	0	0	⊠ 3.1.3-13
5 MHz *				10 mm	0	0	図 3.1.3-14
	5 mm		上下	10 mm	0	\bigtriangleup	⊠ 3.1.3-15
	2 mm	70 mm			0	×	⊠ 3.1.3-16
	1 mm				0	×	⊠ 3.1.3-17
2 MHz *	5 mm		左右	5 mm	×	×	⊠ 3.1.3-15
	2 mm	110mm			×	×	⊠ 3.1.3-16
	1 mm				×	×	⊠ 3.1.3-17
	5 mm		上下	10 mm	0	0	図 3.1.3-18
	2 mm	70 mm			0		⊠ 3.1.3-19
	1 mm				0	×	図 3.1.3-20
5 MHZ *	5 mm	110mm	左右	5 mm	0	0	図 3.1.3-18
	2 mm				0		図 3.1.3-19
	1 mm				0	×	図 3.1.3-20
探触子位置変化(集束距離150 mm)							
5 MHz	5 mm	70 mm	上下	10 mm	0	0	
		110mm	左右	5 mm	×	×	

表 3.1.3-3 超音波シミュレーション結果のまとめ

*:集東距離 120 mm

(4) 画像処理などを用いた処分容器の同定・識別技術の調査

超音波探傷画像の処分容器同定・識別への適用性の検討のための調査として、同定・識別 技術候補を文献などで調査し、各候補技術の原理、特徴、使用例可能条件などを整理した。 画像や音声などを代表とする各種パターンメディアを認識・理解するための基礎理論から、 その手法、各種応用技術までを対象分野とした研究会として、例えば一般社団法人電子情報 通信学会の情報・システムソサイエティの研究専門委員会「パターン認識・メディア理解研 究会」などが活動している。この研究会が属している電子情報通信学会では、担当する分野 の知識を体系化して保持・記録し、様々な活用に供するため「知識ベース(Knowledge base) の構築」を学会事業として行っている(電子情報通信学会「知識ベース」,2015)。本調査では、 電子情報通信学会の「知識ベース」の2群(画像・音・言語)-2編(パターン認識とビジョン) の2章 (画像特徴抽出・照合)などを参考に、1)に示す画像処理技術の概要を整理した。

1) 画像処理技術の概要

画像処理を用いた同定・識別においては、画像の中から注目する特徴を抽出する技術と、 抽出した特徴に基づいて照合する技術の2つの技術で構成される。

特徴抽出については、位置を決定できる特徴点の検出が重要であり、輝度あるいは色が急激 に変化する物体の角などにより特徴点を抽出する。

また、特徴照合については、理想的なパターンと観察されたパターンとを重ね合わせるこ とにより判断するアルゴリズムとして、テンプレートマッチングと構造マッチングに大きく 分けることができる。前者は、画像データをそのまま重ね合わせる手法であり、後者は画像 の構造、すなわち画像から抽出された特徴点の位置関係のレベルで重ね合わせを行う手法で ある。

以下、①に特徴抽出、②に特徴照合について示す。

①特徵抽出

特徴点とは、輝度値あるいは色が周囲の画素と区別でき、その位置を正確に決定すること ができる点である。画像中の特徴点を抽出することにより、複数の画像間の対応づけが容易 になるため、様々な応用に用いられる。このような特徴点を抽出する方法として、特徴点抽 出器(Interest Operator)が用いられる。

2 次元座標を正確に決定するためには、特徴点として輝度値・色の変化が画像の縦・横の 両方向に変化が大きい必要がある。良く使われる特徴点抽出法として以下がある。

・SUSAN (Smallest Univalue Segment Assimilating Nucleus)オペレータ

・Harris オペレータ

・Shi と Tomasi の方法 (Good features to track)

また、特徴点は画像のスケールによって変化しないことが望ましく、すべてのスケールを 同時に扱う Scale Space 理論、有限長の波形で画像を表現し、信号を空間および周波数の両 領域で局所的に特徴づけることができる Wavelet、回転・スケール変化に不変な特徴量を算 出する SHIFT (Scale-Invariant Feature Transform) アルゴリズムなどが用いられる。(電子

情報通信学会「知識ベース」, 2015)

超音波探傷画像において、超音波エコー受信信号のレベルに基準値を設けて特徴の範囲を 設定し、その範囲の端点、中心、あるいはピーク位置などを特徴点として抽出することが考 えられる。上記の特徴抽出の技術を適用すれば、特徴点座標の抽出が可能と考えられる。

2特徵照合

画像から抽出された特徴を照合することにより、目的のパターンを見つけるのがパターン 照合である。ここでは代表的な方法として、テンプレートマッチング、特徴点を用いた構造 マッチング (DP(動的計画法)マッチング、グラフマッチング)について概要を示す。

a. テンプレートマッチング

原理;テンプレートを入力画像上でずらしながら類似度を計算し、類似した部分を検出する。 代表的な類似度として相互相関がある。

使用例;基本的な画像処理であり、特定物体検出、動画像中の物体追跡などに応用

特徴;計算量が大きく、高速化法として、並列処理、粗密探索法、残差逐次検定法、アクティブ探索法、高速フーリエ変換による方法などの応用などがある。

適用条件;一般的に、微小な歪みがあると整合性が急に悪くなる。パターンをゴムのように 非線形伸縮させながらマッチングを図る技術を弾性マッチングと呼び、画素対応関係を表現 する線形もしくは非線形写像の様々な最適化手法が利用されている。

b. 特徴点を用いた構造マッチング

画像から複数の特徴点を抽出しておき、それら特徴点における特徴量に基づいてマッチン グを求める方法である。構造マッチングには、以下に示す代表的な2つの手法がある。

(a) DP (動的計画法) マッチング

2 つのパターンの特徴要素(ベクトル)の対応付けを最適化する問題として定式化され、理論的明快さ、アルゴリズム実装の容易さなどが優れ、音声認識など時系列パターン認識に適用されている。高速化手法として、ビームサーチ、整合窓などがある。

(b) グラフマッチング

画像から得られた特徴を頂点とし、特徴間の関係を辺とするグラフをつくり、グラフ間の 対応づけを行うことにより特徴集合間を照合する方法。2次元および3次元画像解析、文字 認識、物体認識、顔認識、指紋認識、動画像解析など幅広い分野に応用されている。

パターン認識で使うグラフには、例えば辺に正の数値をもたせて頂点で表される特徴間の 類似度を表すなど、頂点や辺に何らかの属性を結び付けている場合が多い。

パターン認識においては、パターンそのものの多様性やノイズなどの影響で、認識したい 対象からつくられるグラフに揺らぎが存在することが多い。そのため、グラフ同型(グラフと して全く同じ)が条件として使われることはほとんどなく、部分グラフ同型などの方がよく使 われている。(電子情報通信学会「知識ベース」, 2015)

2) 画像処理技術候補の比較整理

②の特徴照合に記した候補技術について、原理、特徴、使用例、適用条件の視点による比較整理を表 3.1.3-4 に示す。合わせて、直接的な画像処理によらない、特徴の有無および代表点の座標による識別方法についても比較した。

No	候補技術	原理	特徴	使用例
		テンプレートを	計算量が大きく、用	・特定物体検出
	テンプレートマ	入力画像上でず	途に応じて様々な高	・動画像中の物体追跡など
1	ッチング	らしながら類似	速化手法の応用例が	
1	(初期画像との	度を計算し、類	ある。	
	差分)	似した部分を検		
		出。		
		画像から複数の	特徴点の形や空間的	・文字認識
構造	構造マッチング	特徴点を抽出	位置関係による方法	·物体認識
9	(特徴量(特徴の	し、特徴点にお	で、用途に応じて	・顔認識
2	配置)の類似度	ける特徴量に基	様々な手法の応用例	・指紋認識
	による識別)	づいて類似度を	がある。	・動画像解析など
		求めて判定。		
	性海の左無わと	特徴の有無およ	従来の超音波探傷の	画像処理としての使用例
1 7 伊賀の	村国の有無わよ	び特徴の代表点	記録に準じた手法。	なし
3	いれ衣息の座標	の座標により同		
	による敵別	定・識別を判定。		

表 3.1.3-4 画像処理技術候補の比較整理

溶接部の超音波計測画像は、処分容器の腐食などの経年変化、再検認時の超音波計測条件 の相違に影響することが考えられるため、対比する画像に変形や歪みが無いことが求められ るテンプレートマッチングは一般的には適さないと考えられる。しかし、同一測定対象から 得られる2枚の画像のテンプレートマッチングによる類似度と別々の測定対象から得られる 画像の類似度が有意に異なることが確認できれば、類似度をパラメータとして同一性を判定 することは可能と考えられる。

構造マッチングについては、特徴点の位置関係による照合のため、溶接部の超音波計測画 像への適用性があると考えられる。構造マッチングの具体的な手法は適用対象に応じて様々 なアルゴリズムが考案されているが、産業界では技術論文や特許などで公開されてないと推 定され、学術的に技術が体系化・確立されている状況とは言えない。従って、適用において は利用する画像の特徴に応じて、類似する先行事例の画像処理技術を具体的に評価選定、改 良することが必要になると考えられる。 表 3.1.3-4 の No.3 の方法は、従来の超音波探傷の記録方法を応用する案であり、特徴の数 が多くなく、超音波計測画像の特徴点を抽出しやすければ(画像で特徴抽出しやすい溶接部の 特徴を利用できれば)、適用が容易であり実現の見通しが高いと考えられる。但し、4 万本以 上を対象とした同定・識別および未開封確認においては、画像処理技術を応用した同定・識 別の自動化が望まれると推定される。

以上から、特徴抽出および特徴照合から構成される画像処理技術は、原理的には超音波計 測画像による廃棄体の同定・識別への適用できると考えられる。課題として、画像処理(特徴 抽出、特徴照合)アルゴリズムの具体化、超音波探傷技術と組み合わせた同定・識別/未開封 確認システム化の技術開発などが必要である。

(5) 超音波測定技術を用いた廃棄体の同定・識別および未開封確認の技術的可能性の検討整 理

本項(1)~(4)の検討を踏まえ、超音波探傷技術を用いた廃棄体の同定・識別および未開封 確認などの技術的可能性と課題について、以下の項目を整理する。

・溶接特徴を含む溶接部の超音波探傷性能

- ・溶接特徴の付与の技術的可能性
- ・超音波探傷画像を用いた処分容器の同定・識別

1) 溶接特徴を含む溶接部の超音波探傷性能

①既存超音波探傷データの解析結果に関する考察

a. 検出性能

既往のガラス固化体オーバーパックの蓋溶接部を対象とした超音波探傷の技術開発おいて、 POD(検出確率)の分析評価から2 mm程度までの大きさのきずを検出できることが示されてい る。(原環センター, 2010)

なお、きずの許容範囲について現段階では定まってなく、廃棄体の荷重条件に応じた強度 評価、安全率の設定に基づいて定められる判定基準以下の傷を同定・識別および未開封確認 に用いることが前提となる。原子力設備などに関する省令、規格の溶接部の超音波探傷試験 における判定基準(原子力設備などの溶接部の超音波探傷試験の判定基準(日本機械学会, 2003))を参考のために準用すると、処分容器に想定される厚さ140 mmでは、きずからのエコ ーの高さが標準穴径6.4 mmのエコーの高さ以下の場合、又は標準穴径6.4 mmのエコー高さを 超える部分の長さが19 mm以下のきずは許容される。この許容範囲より小さい2 mm程度の特徴 を検討の対象とすることとする。

また、きずの長さや高さの計測精度については、きずの形状、深さ位置や測定方法などに よって異なる(JIS Z3060 鋼溶接部の超音波探傷試験方法)。例えば、原子力分野の探傷技術 者の技量確認において、指示高さ測定の合格基準は測定誤差のRMS(二乗平均の平方根)が約3 mm以下とされている。従って、超音波計測データの再現性について、同定・識別において考 慮することが重要となる。

b. 解析結果の概要および考察

(a)対象

- 以下の既存の3つの溶接試験体のフェーズドアレイ法の探傷画像を対象とした。
 - ①人工欠陥付与
 - ② 溶接欠陥模擬付与(既存の技術開発では「自然欠陥」と表記)
 - ③ 電子ビーム(EBW)溶接(溶接止端部に欠陥あり)

(b)特徴を付与しない部分の特徴(自然欠陥)の分析

- ・①のデータから高さ2 mm程度の特徴(自然欠陥)は200 mm長さに1か所程度と少ない。
- ・②および③のデータの無欠陥領域では、特徴の抽出が困難。ただし、測定条件により可能性はある。
- ③の特殊な超音波映像のデータにおいて、無欠陥領域の指示を確認。
- ・溶接方法、超音波計測条件によって、無欠陥領域の画像の特徴が異なる。
- ・特徴を付与しない場合、特徴の抽出方法、照合方法の設定、再現性が課題となる。

(c) 人工欠陥の探傷性

- ・①のデータから、離間距離が30 mmあれば、高さ2 mm以上のきずを分離して検出可能であることを確認した。
- ・5 MHzの方が2 MHzより高い解像度を得られる。
- ・探傷条件(探触子)を変えても指示の座標および指示高さの測定値への影響は少ないことから、特徴の位置座標が同定・識別の情報として利用可能と考えられる。
- ・特徴を付与する場合に、探傷データを活用して分離できる配置など計測しやすく設定で きる可能性がある。付与に伴う処分容器性能へ影響確認や未開封確認の観点から付与 特徴の複製防止措置が課題である。

(d) 溶接部の超音波探傷計測データの特徴

既存の探傷データは検出性を確認するために意図的に特徴を付与した試験データであるが、 付与した特徴以外については溶接部本来の固有の特性を有していると言える。アーク溶接の 対象データでは、高さ2mm程度の意図的に付与しない特徴は、約200mmの溶接線長に1か所程 度以下の発生頻度であった。従って、同定・識別および未開封確認のためには溶接時生じる 特徴が少ない可能性があるが、その場合には人工的に固有な特徴を付与することで対応する ことも可能と考えられる。

②超音波探傷シミュレーション結果に関する考察

a. 解析結果の概要

人工欠陥をモデル化したシミュレーション解析結果の概要を以下に示す。

- ・断面内の超音波伝搬の計算によりBスコープ画像を得られる。
- ・周波数(2 MHzと5 MHz)、特徴寸法・位置(配置、間隔)をパラメータとして分離性を確認。

- ・近接する欠陥によって超音波に干渉が生じる。
- ・間隔が20 mmあれば、干渉の影響が少ない。
- ・高さ1 mmでは、欠陥の上・下端の分離が困難(周波数(波長)に依存)。
- ・超音波の集束距離が識別性に影響することを確認(周波数5 MHzで顕著)。
- ・特徴を付与する場合、識別しやすい特徴配置の設定にシミュレーションを活用し得る。

b. 考察

溶接部や探傷子をモデル化した超音波伝播の計算シミュレーションにより、特徴の大きさ、 複数の特徴の配置をパラメータとして、計測データへの影響を確認することができる。

計算モデルでは、超音波の波長より1桁以上小さい金属内部の結晶粒やきずの境界面の表面 粗さなどのミクロな性状は無視し考慮していない。

超音波探傷シミュレーション結果から判明したポイントして、複数の特徴が近接して存在 する場合に、超音波の伝搬における干渉のため受信波への影響があることが分かった。

特徴を人工的に付与する場合の対策として、探傷性すなわち計測データを判別しやくする 観点から、特徴を付与する間隔を20 mm程度以上離すと良いと言える。

溶接自然欠陥の計測データに近接した特徴がある場合は、干渉によって生じる影を除外す るなど、計測データの特徴抽出および特徴照合において考慮する必要がある。

2) 溶接特徴の付与の技術的可能性

既存データの解析結果から、人為的に付与しない溶接部の自然欠陥の出現頻度が、同定・ 識別するためには十分ではない可能性がある。その場合には人工的に特徴を付与して対応す ることも可能と考える。

自然欠陥の出現頻度について整理した文献は少なく、材料、溶接部の形状、溶接条件など に依存すると考えられるため、溶接試験を含めたより詳細な調査が重要となるが、本検討で は今後の課題とする。

また、自然に発生する特徴や無作為(ランダム)な特徴についても、同一な特徴が発生する 確率は低いとしても、特徴の固有性(唯一性)は保証されない。従って、同定・識別および未 開封確認のために予め特徴データを計測する際に、登録済みのデータと識別できることを逐 次確認し、特徴データの固有性を検証することが重要となる。

一方、管理した特徴を人工付与すれば、特徴の唯一性は保証される。特徴が唯一のもので あっても、特徴データから偽造できる可能性があれば、本来の意味での固有性は保証されな いことへの配慮も必要であるが、本検討では次の段階での課題とする。

特徴に求められる要件を表3.1.3-5に示す。

特徴に求められる要件	課題
唯一であること	自然欠陥が唯一となることの検証が課題となるが、本
	検討では対象外とする。管理した特徴を付与すれば対
	応可能。
特徴の付与方法や特徴の計測デー	付与方法や計測データなどの情報秘匿管理によって対
タをもとに意図して再現できない	応可能と考える。情報管理の不備や不正利用への対応
こと	については課題となるが、本検討では対象外とする。

表 3.1.3-5 特徴に求められる要件と課題

以上を踏まえ、特徴を人工的に付与する方法につての検討を以下に記す。

①放電加工(EDM)などによる付与

a. ノッチ加工

3.1.3(2)の既存超音波探傷データ解析に用いた人工欠陥付与試験体の事例の技術を適用し、 溶接開先や中間層に放電加工でノッチ(細溝状の切込み)を加工する。ノッチの加工深さは上 部を溶接(溶材を重ねて盛った)後に必要な寸法が得られるように設定する。

処分容器の溶接部への加工に適合する放電加工装置の開発が課題となる。

b. 丸穴加工

3.1.3(2)の既存の超音波探傷では、探傷性を確認する目的で欠陥を模擬して人工欠陥を付 与しているが、同定・識別および未開封確認においては溶接欠陥を模擬する必要がない。上 面からの超音波探傷で計測しやすい水平面を有する平底の丸穴の方が、加工および計測しや すい利点が考えられる。丸穴の加工方法としてはa.と同様にEDM加工、ドリルエンドミルなど が考えられる。

②異材の埋め込みによる付与

溶接金属中に溶接材料と異なる材料を埋め込み、溶接材料と異材との密度差の境界からの 超音波エコーを利用できる可能性がある。遠隔操作・保守・監視が要求される装置の開発・ 設計に加えて、異材の埋め込みによる機械強度の低下や腐食への影響を検証する必要がある。

a. タングステン線片の埋め込み

融点が高いタングステン線の小片を溶接個所へランダムに配置したうえ溶接する。付与は 既存の技術で基本的に対応可能であるが、タングステン小片は溶接時に溶融金属中を流れて 移動すると予想され、超音波計測しやすい溶接特徴の形状配置となるように制御することは 困難であり、溶接特徴の再現性が低いため、固有の特徴付与となり有効と考えられる。

b. 中間層への異なる溶材の使用

TIG溶接の多層溶接の中間層を異なった溶材へ置換して溶接する。付与される境界面の位置 詳細は溶接部の化学成分分布の固有性に影響を受け、意図して再現性することは困難である と考えられる。このため、高精度で計測することを前提とすれば、固有な特徴として有効で あると考えられる。

但し、多層溶接部に異なった強度や腐食性への影響について検証の必要があり、今後の課 題となる。

③溶接時の外乱による付与

主要な溶接パラメータである、溶接トーチの位置・移動速度、電流・電圧、シールドガス 供給流量などに、通常の施工要領の範囲から変動を与えることによって、超音波で計測可能 な溶接特徴を発生させることが考えられる。例えば、ブローホールが発生する溶接条件で局 部的に施工し、ブローホールを付与した超音波探傷用の試験体製作の事例(溝豊, 2011) があ る。但し、過度に変動を与えることにより溶接部として許容されない欠陥を生じるリスクが 高まることが懸念され、溶接品質を確保する観点と矛盾する技術開発となる。

④溶接特徴の付与の技術的可能性のまとめ

①~③の付与方法の技術的可能性を表3.1.3-6にまとめて示す。

方 法	要領	技術的可能性
放電加工(EDM)など	溶接後にも残る寸法形状のスリ	0
による加工	ットや穴を放電加工などで加	特徴の付与は従来の技術で基本
	工。	的に可能。
		前提条件に応じた寸法形状の設
		計、装置開発が課題。
異材の埋め込み	溶接金属中に溶材と異なる材料	Δ
	を埋め込み、密度差境界からの	特徴の付与は従来の技術で基本
	超音波エコーを利用。	的に可能。
	異材としては、タングステン小	装置開発に加えて、機械強度な
	片や異材溶接などが候補。	どへの影響の検証が課題。
溶接時の外乱	溶接パラメータ(溶接トーチの位	×
	置・移動速度、電流・電圧、シ	溶接品質を確保する観点と矛盾
	ールドガス供給流量など)の意図	し、溶接部として有害な欠陥を
	的な変動	生じるリスクが高く、課題の難
		度が高い。

表 3.1.3-6	溶接特徴の付与の技術的可能性

課題の数、課題の難易度が高さからOム×を評価した。

⑤溶接特徴の付与する場合の配置案

表3.1.3-6で技術的可能性が相対的に高い、放電加工などによる加工で特徴を付与する場合 について、ガラス固化体のオーバーパックの例を参考に溶接開先形状を下記と仮定し、配置 案を図3.1.3-25に示す。



図 3.1.3-25 溶接特徴を付与する場合の配置案

a. ケース1およびケース2の場合の特徴を配置する領域の大きさの推定

溶接線(円周)上に特徴を1列で配置する場合の特徴を配置する領域の大きさは、

(個々の特徴の寸法+離間距離)×処分容器総個数を識別するために必要な特徴の数 となり、例えば、図3.1.3-26に示すように、特徴の寸法を5 mm、離間距離を20 mm、特徴の数 を20個(16個のグリッドの特徴有無で2¹⁶=65,536の付番を行うとともに、特徴の集まりの前 後2か所にそれぞれ2個の特徴を配置して特徴の開始・終了位置を識別すると想定)とすると 500 mm程度となる。



●:同定・識別のための特徴の開始位置の符号 ◆:同定・識別のための特徴の終了位置の符号



なお、特徴の2列配置は開先形状の寸法が不足するが、溶接特徴を深さ方向に上・下2層に 配置すれば領域の大きさを減少することが可能である。

また、この領域の始点・終点や基準位置を判別できれば、同定・識別および未開封確認の ための超音波計測範囲も限定することが可能である。

b. ケース3の場合の特徴配置の大きさの推定

溶接部ではなく蓋裏面に2次元配置すると、(1)に対して集約した配置(例えば4×5列、100×125 mm程度)となる。溶接部以外への特徴付与は、改ざん(同一の特徴を付与した廃棄体へのすり替え)防止の観点ではデメリットとなる。

上記の各ケースについてはそれぞれ可能性があり一長一短があるが、同定・識別および未 開封確認のための要件および処分容器の設計要件を満たす配置方法の検討を通じて適切な方 法を選ぶことが必要であると考えられる。

3) 超音波探傷画像を用いた処分容器の同定・識別の技術的可能性と技術課題

1)に示す超音波探傷に適合する溶接特徴を、位置を含めて再現性のある方法で画像化でき れば、指紋照合などで実用化されている画像処理技術を応用して同定・識別できる可能性は 高い。

画像化した溶接特徴点をどのように定量的な特徴量とするかが重要である。溶接特徴に対 して、超音波計測画像には、1つの特徴が上端・下端に分離することや、近接して複数の特徴 がある場合には干渉によって超音波の下流部に複数の特徴(エコーの強度が強い範囲)が現れ る場合があり、これらの現象への対応が必要である。

また、特徴を付与する場合に、予定しない自然欠陥が発生して干渉する場合が考えられる。 自然欠陥により他の廃棄体と特徴が同等になる可能性は低いものの、確実に所定数量の廃棄 体を識別するためには、例えば廃棄体製作時に特徴を順次登録し、識別に支障のある特徴が すでに登録されていないことを確認するなど、付与した特徴と自然欠陥の有害な干渉を排除 する仕組みが必要である。

以下、技術的可能性について、探傷性(同定・識別および未開封確認を行う期間が長いこと による時間の影響を含む)、識別性、溶接性(溶接しやすさ、安全性への影響を含む)を視点と して評価する。

①探傷性

超音波によって特徴を計測できることが必要である。超音波の減衰のため、探触子からの 距離が少ない方が一般的に探傷の解像度が高い。

表面から近い腐食代の特徴は、長期間の腐食により消滅や状態が変化する可能性あり、同 定・識別および未開封確認の対象にすべきではない。

ここで、地下施設の気中に長期間保管した場合の腐食影響の検討として、既往の空気と接 する場合の腐食見積(原環センター,2015)を参考に、腐食深さを計算した結果を表3.1.3-7 に示す。計算条件は、既往の腐食見積が最大のケースとした。この腐食見積から、100年後の 腐食深さは、腐食代40 mmに比べて小さいことが分かる。

計算条件			腐食見積		
気温	湿度 初期腐食速度		腐食深さ(mm)		
°C	%	mm yr^{-1}	10年後	100年後	300年後
105	100	0.273	0.86	2.73	4.74

表 3.1.3-7 空気と接する場合の腐食見積

3.1.3(2)のとおり、処分容器の厚さ140 mmでは高さ2 mm程度のきずの検出が可能であることから、腐食代以深の特徴のみを対象として成立性があると考えられる。

②識別性

超音波計測における位置の測定精度は、高さ(深さ)が数 mm~長さ(溶接方向)が数十 mmと、 検出できる最小のきずの大きさと比較して大きい。よって、特徴の位置情報を同定・識別に 用いる場合に、判定基準の閾値設定と精度についての検証が課題となる。

照合判定での照合誤りには「同じもの(真)を違うもの(偽)」または「違うもの(偽)を同じ もの(真)」とする2種類がある。それぞれの誤り率はFRR(False Reject Ratio)、FAR(False Accept Ratio)と呼ばれ、真偽判定閾値の設定に応じて相反する関係にある。一般にFRRとFAR の関係から、照合判定を適用する対象で最も損失が小さくなるように真偽判定閾値を設定す る。FRR、FAR共に0となる判定閾値が存在すれば完全に真偽判定できることになり、そのよう な閾値の設定範囲が広いほど安定した判定性能を持つと言える。(伊藤, 2005)

溶接特徴を付与する場合は、特徴の位置の測定精度を考慮し、十分な間隔を設定すること で識別の安定性を確保することができると考えられる。例えば、特徴の情報を大・小、深い・ 浅いなどの範囲に分けて、数mmの位置測定精度を必要とする定量的な判定によらない方法と すれば、確実な同定・識別が可能と考えられる。言い換えれば、特徴の配置方法を管理した 上で、ランダムな符号を付与すれば、識別性は高いと言える。

③溶接性および安全性

きずの許容範囲について現段階では定まってなく、廃棄体の荷重条件に応じた強度評価、 安全率の設定に基づいて定められる判定基準以下の傷を同定・識別および未開封確認に用い ることが前提となる。原子力設備などに関する省令、規格の溶接部の超音波探傷試験におけ る判定基準を参考にすると、処分容器に想定される厚さ140 mmでは、きずからのエコーの高 さが標準穴径6.4 mmのエコーの高さ以下の場合、又は標準穴径6.4 mmのエコー高さを超える 部分の長さが19 mm以下のきずは許容される。この許容範囲より小さい高さ2 mm程度の特徴を 対象とする。 既存データの解析結果から、自然欠陥の出現頻度が少ない可能性があり、その場合、人工的に特徴を付与して対応することが考えられる。

以下、特徴を付与する場合と、付与しない場合の溶接性(欠陥の無い健全な溶接のしやすさ) および安全性への影響について整理する。

a. 特徴を付与する場合

前述の通り、今後策定される溶接検査の判定基準を満たす特徴を用いることが前提であり、 溶接性や安全性に対して特に問題はない。但し、付与するきずの大きさや位置が不安定だと、 溶接検査の不合格率が増したり、特徴の固有性が失われるなど施工性が低下する。このため、 設計のための要素試験、検証のためのモックアップ試験を行う必要がある。

b. 特徴を付与しない場合

溶接によって本来生じる特徴を利用できれば、通常の溶接と同様であるため安全性に対し て新たな問題が生じることはない。

上記1)~3)の検討結果のまとめとして、表3.1.3-8に特徴付与方法の候補に対する技術的可能性を、また、表3.1.3-9に超音波探傷技術を用いた処分容器の同定・識別の技術的可能性を示す。

(6) まとめ

超音波計測を用いた廃棄体の同定・識別および未開封確認技術の適用性を確認するため、 既存溶接試験片超音波探傷データの解析、超音波探傷ミュレーションを用いた解析および画 像処理などを用いた同定・識別技術の調査を実施した。以下に検討結果の結論を示す。

- ・高さ2 mm以上で、一定の離間隔があれば、複数の特徴(きず)を分離して、その座標を 測定できる。
- ・EDMノッチなどにより人為的に付与すれば、上記の仕様に合う特徴を付与可能である。

・画像処理技術の調査から、測定した座標情報をもとに同定識別が原理的に可能である。

以上より、超音波探傷技術を用いた処分容器の同定・識別の技術的可能性への見通しを得た。

また、技術的な適用性を正確に評価するためには、利用する特徴として自然欠陥や人工欠 陥をどのように用いるか、また他の処分容器タイプへの適用性などさらなる検討が必要であ る。

转徵付与	評価する視点				
方法の候補	探傷性 (時間)	特徵付与性	溶接性 (安全性)	識別性	計測・照合範囲、 課題など
特徴の付与 あり (ケース1) 溶接部内部 (中間層)に 付与	 ○;一般的に、 板厚が小さい 方が解像度は 良い。 表面の腐食に よる特徴への 影響はない。 	 ○;溶接方法など に依存。 アーク溶接;実績 あり。 EBW/FSW;単層 のため原理的に 適用不可。 	 △; 同左。 特徴付与時 の欠陥発生 リスクあり。 	 ○;ID 符号として特徴付 与することにより、初期画像との照合は不要。 	 ○;特徴の範囲に 限定した計測で識 別。 →特徴の位置を特 定する符号を含め て付与。
特徴の付与 あり (ケース 2) 溶接部の初 層部に付与	 ○;140 mm 厚 さであれば計 測可能。 表面の腐食に よる特徴への 影響はない。 	 ○;溶接方法など に依存。 アーク溶接;実績 あり。 EBW/FSW;初層 溶込み多く困難。 	△; 同上。	O; 同上。	〇; 同上。
特徴の付与 あり (ケース3) 溶接部以外 (蓋の底面な ど)に付与	 ○;特徴付与 場所の検証、 処分容器の設計への反映が 必要。 表面の腐食による特徴への 影響はない。 	 ◎;溶接方法の 影響なし。 △;処分容器形 状(溶接部開先、 把持部)に依 存。 	 ○;特徴付与 場所の検 証、処分容 器の設計へ の反映が必 要。 	 ○; 同上。 溶接部の未 開封確認は 別途実施。 	〇; 同上。
特徴の付与 無し	△;特徴点の 出現性を処分 容器の設計進 捗とともに検証 する必要があ る。 腐食代の特徴 は腐食の影響 を受ける。	 ◎;人為的に付 与しないため固 有性は高い。 特徴の出現性や 意図的に再現で きないことの検証 が課題。 	 ○;特徴を付 与しないた め、特徴付 与時の欠陥 発生リスクが ない。 	 ☆ ;類似した 特徴の発生 による認識 別のリスク。	 △;照合範囲の配 置を特定する方法 の開発。 △;特徴の固有性 の検証。

表 3.1.3-8 特徴付与方法の候補に対する技術的可能性

	適用性			
	探傷(測定)性	識別性		
	·検出性	・自然欠陥の発生頻度が少	Δ	
白伏ケ応	高さ 2 mm 以上は PhA	なく、識別するための特徴	自然欠陥の発生頻度(識別	
日 恋 八 四	法で検出可能。	の数を得られない可能性	可能な欠陥(きず)の数)が期	
(伯坂前が	・測定の再現性	がある。その場合は、意図	待できないことが制約にな	
本来有95 きずなどの 特徴)	試験により、経年時に計	的な特徴付与が必要。	る。	
	測条件が異なった場合の	・複数の特徴が近接すると		
	再現性を確認する必要が	干渉し、特徴の分離性が		
	ある。	低下する。		
	·計測精度	・計測誤差があっても識別	0	
人工在版	試験により確認する必要	可能な、同定・識別アルゴ	測定・識別できるように特	
人工欠陥(意図的に付与する特徴)	がある。計測精度向上が	リズムのロバスト性の確保	徴を付与すれば、超音波	
	課題となる。	が課題となる。	計測データによる同定・識	
	・人工欠陥では、測定しや	・人工欠陥では、識別しや	別の技術的可能性は高	
	すく付与できる可能性が	すく付与できる可能性があ	b	
	ある。	る。		

表 3.1.3-9 超音波探傷技術を用いた処分容器の同定・識別の技術的可能性

利用する特徴(の寸法)は今後設定される許容基準を満たすことが前提となる。

3.1.4核セキュリティ対策に係る検討

わが国の原子力施設の核セキュリティ対策については、IAEAの核物質および原子力施設に 関する核セキュリティ勧告(INFCIRC/225/rev.5)を前提としている。勧告では、核物質の量 や種類により防護の程度を規定する等級別手法がとられ、使用済燃料詰替施設および最終処 分場で取り扱う核物質の区分は区分IIとなる。地上施設については基本的に同じ区分IIの施 設(中間貯蔵施設など)における防護措置と同等と考えられるが、地下施設では核物質が広 い範囲に保管されるなどの処分場特有の環境を踏まえた対策を検討する必要がある。

上記を踏まえ、平成27年度は、INFCIRC/225/rev.5の要求事項を踏まえた核セキュリティシステムの概念を検討し、システム構築上の課題を検討した。

(1) INFCIRC/225/rev.5による防護の考え方

INFCIRC/225/rev.5の2章においては、国の物理的防護体制¹の目的は、不法移転に対する 防護、行方不明または盗取された核物質の発見、回収、妨害破壊に対する防護、および、妨 害破壊行為の影響を緩和又は最小化としている。国の物理的防護体制は、抑止効果および機

¹次のものを含む国の体制:

 [・]核物質および原子力施設の物理的防護を管理する立法上および規制上の枠組み

 [・]立法上および規制上の枠組みの実施を確実にする責任のある国内の機関および組織
 ・施設および輸送の物理的防護システム

微情報の保護による悪意のある行為の未然防止、検知、遅延および対応を統合したシステム による悪意のある行為の企て又は悪意のある行為の処置、および、悪意のある行為の影響緩 和によりこれらの目的を達成することとしている。

INFCIRC/225/rev.5 の 3 章においては、核物質および原子力施設についての国の防護物理 的防護体制の要素の一つとして、表 3.1.4-1 に示す通り、リスクを基礎とした物理的防護シ ステムおよび措置について記述されている。最新の脅威の評価、相対的な不正利用価値、物 質の性質、並びに核物質の不法移転および核物質又は原子力施設に対する妨害破壊行為に伴 う潜在的な影響を考慮に入れた等級別手法、および、目的達成のために敵対者が克服又は迂 回しなければならないような防護を(構造、その他技術的、人的、および組織的に)多層化・ 多重化する深層防護の考え方が基本となっている。物理的防護の概念は、ハードウェア(防 護機器)、手順(警備員の組織およびその業務形態を含む)および施設設計(レイアウトを含 む)を一体として組合せることを必要とする。

本検討では、核物質防護の主要な目的である、核物質の不法移転に対する防護および妨害 破壊行為に対する防護に関し、特に防護のためのハードウェア(防護機器)に着目した検討 を実施した。

表 3.1.4-1 INFCIRC/225/rev.5 における等級別手法および深層防護

等級別手法

物理的防護要件は、<u>最新の脅威の評価、相対的な不正利用価値、物質の性質</u>、並びに核物 質の不法移転および核物質又は原子力施設に対する妨害破壊行為に伴う<u>潜在的な影響</u>を考 慮に入れた等級別手法に基づくべきである。(基本原則 H:等級別手法)

3.43. 等級別手法は、より深刻な結果を生じる可能性のある事象に対してより高い防護レベルを提供するために用いられる。国は、備えるべき脅威に対してどのようなリスクのレベルが受容可能か、またどのような防護のレベルが提供されるかを決定すべきである。

3.44. <u>不法移転に対する防護については</u>、国は問題となる核物質と物理的防護措置の適切 な関係を確実にするために<u>核物質の区分</u>を規制すべきである。妨害破壊行為に対する防護 については、国は既存の原子力の安全性および放射線防護の成果を考慮に入れて、適切な レベルの物理的防護を決定するために受容できない放射線影響に係る閾値を決めるべきで ある。

深層防護

国の物理的防護の要件は、目的達成のために敵対者が克服又は迂回しなければならないよ うな防護を<u>(構造、その他技術的、人的、および組織的に)多層化・多重化する</u>考え方に 基づくべきである。(基本原則 I: 深層防護)

3.45. 物理的防護に関する国の要件は、深層防護の考え方に基づくべきである。物理的防 護の概念は、ハードウェア(防護機器)、手順(警備員の組織およびその業務形態を含む) および施設設計(レイアウトを含む)を一体として組合せることを必要とする。

3.46. <u>検知、遅延および対応</u>の3つの物理的防護機能は、<u>個々に深層防護</u>を用いるべきで あり、適切で有効な防護を提供するために等級別手法を適用すべきである。

3.47. 内部脅威者および外部からの脅威に対して防護するために、深層防護は、物理的防 護システムおよび核物質の計量および管理システムの能力を考慮に入れるべきである。

(2) INFCIRC/225/rev.5の核セキュリティシステムに対する要件

INFCIRC/225/rev.5の第4章では核物質の不法移転に対する防護に関する要件および行方 不明又は盗取された核物質を発見および回収するための措置に関する要件を、第5章では妨 害破壊行為に対する防護に関する要件を定めている。

1) 核物質の不法移転に対する防護

不法移転に対する物理的防護措置を決定する際の基本的要素は、核物質それ自体とされて おり、元素、同位体、数量および照射の観点で異なる核物質の種類を区分している。この区 分は、核物質の種類(例えば、プルトニウムおよびウラン)、同位体組成(つまり、核分裂性同 位元素の含有量)、物理的および化学的形態、希釈度、放射線レベルおよび数量に依存して、 核爆発装置に使用される可能性のある核物質の不法移転に対する防護のための等級別手法の 基礎となっている。直接処分で対象となる使用済燃料は区分Ⅱに該当する。当該区分に適用 される要件は INFCIRC/225/rev.5の4.13~4.35 に示されている。表 3.1.4-2 に適用要件の概 要を示す。

区分 I,II,III	▶ 核物質の立入制限区域内で使用・貯蔵 4.14
に適用	▶ 無許可侵入の検知および対応 4.15
	▶ 核物質取扱者の責務 4.16
	▶ 出入管理手段/手続きのごまかし、偽造からの防護 4.17
	▶ 立入制限区域内の区分Ⅲ核物質移動の防護 4.18
	▶ 危機管理計画に規定すべき内容 4.19
	▶ 対抗部隊の対応に必要な知識の確保 4.20
区分 I, II に適	▶ 防護区域
用	 防護区域内における核物質の使用・貯蔵区域 4.22
	• 防護区域は立入制限区域内に設置し、物理的障壁、検知評価用
	の装置を備える 4.23
	 出入口の数と管理、警報の設置 4.24
	 入出域時の検査(車両、人、荷物)4.25
	•防護区域への入域資格および出入管理 4.26
	•本人確認の実施 4.27
	•アクセスなど記録の保存 4.28
	▶ オンサイト移動時の防護 4.29
	▶ 中央警報ステーションにおいて、警報の監視および評価、対応
	の発動、および警備員、対抗部隊および施設管理者との通信連
	絡 4.30
	▶ 無停電電源の設置、不正な通信傍受、不正操作および不正改造
	に対する防止対策 4.31
	▶ 盗聴防止機能を持つ双方向音声連絡システムの採用 4.32
	▶ 24 時間体制の警備および対抗部隊の配備および連絡体制 4.33
	▶ 警備員の防護区域巡視 4.34
	▶ 物理的防護措置および物理的防護システムの定期的な性能試
	験 4.35

表 3.1.4-2 区分IIに適用する防護要件(数字は対応する INFCIRC/225/rev.5の項番)

2) 妨害破壊行為に対する防護

妨害破壊行為に対する防護は、核物質による区分ではなく、妨害破壊行為による潜在的放 射線影響を考慮した等級別手法を用いることとしている。図 3.1.4-1 に示す通り、放射線影 響が国の決める許容レベルを超える場合については、国は影響を等級化し、等級に応じた防 護目的・措置を策定するとしており、INFCIRC/225/rev.5の5.20項~42項に具体的な防護要 件が定められている。原子力発電所を含む高影響施設はこれらすべての要件を満たす必要が あるが、その他の施設については、施設ごとに防護のレベルを決め上記の要件を適切に適用 することとしている。

妨害破壊行為に対する防護は、妨害破壊行為の標的への敵対者の接近阻止又は妨害破壊行 為の標的に対する敵対者の作業完了阻止によるが、これらは基本的な物理的防護機能である 検知、遅延および対応によって達成される。このため、個々の防護要件の項目は不法移転に 対する防護のそれとほぼ対応しているが、特有の設計考慮事項としては、スタンドオフ攻撃 ²に対する防護として、施設設計の検討、スタンドオフ距離を考慮した障壁設計およびその他 の阻止方法を含むとしている。



図 3.1.4-1 妨害破壊行為に対する防護要件の考え方

(3)要件を踏まえた核セキュリティシステム概念

上記(2)の要件を踏まえ、核セキュリティシステムの概念を地上施設および地下施設について検討した。地下施設については処分場の閉鎖前までについて検討を行った。

1) 地上施設

図 3.1.4-2 に、地上施設の操業時における核セキュリティシステム概念検討例を示し、以下にその概要を示す。文末の()内は対応する INFCIRC/225/rev.5 の要件の項目番号を示す。

- ・ 立入制限区域およびその内部に防護区域³を設定し、防護区域内で核物質を使用又は 貯蔵する(4.22, 4.23)。
- ・防護区域の周囲は、無許可立入を検知できるように物理的障壁(フェンスなど)、侵入 検知および評価のための装置(監視カメラ、赤外線センサー、振動センサーなど)を 装備する(4.23, 5.21)。物理的障壁はスタンドオフ距離を考慮した設計とする(5.17)。
- 防護区域に入域および出域する車両、人および荷物は、必要に応じて、無許可立入、 および禁制品の持ち込み又は核物質の持ち去りの検知および防止のための検査を受け る。(4.25)

²標的の原子力施設又は輸送から距離を置いて実施され、敵対者が実際に接近する必要がないか、又は物理的防護システムを乗り越えることを敵対者が必要としない攻撃。

³ INFCIRC/225/rev.5 における防護区域は国内関連法規で定める周辺防護区域に相当する。

- ・常時要員が詰めている中央警報ステーションを設置し、警報のモニタリングおよび評価、対応の発動、および警備員、対抗部隊および施設管理者との通信連絡に備える(4.30, 5.36)。
- ・警報機器、警報伝達経路および中央警報ステーションは、無停電電源を備え、不正な 通信傍受、不正操作および不正改造に対する防止対策がなされる(4.31, 5.37)。
- ・中央警報ステーションと対抗部隊との間に、専用で冗長性があり、盗聴防止でき、多様な双方向の音声連絡システムを検知、評価および対応の活動のために備える。警備員同士および中央警報ステーションの間に専用の盗聴を防止できる双方向の音声通信手段を備える(4.32)。



図 3.1.4-2 核セキュリティシステム概念検討例(地上施設)

2) 地下施設

図 3.1.4-3 に、地下施設における核セキュリティシステム概念検討例を示す。

この例では、処分坑道全体を防護区域として、岩盤を防護区域周辺の障壁と考えた。

岩盤からの侵入検知および評価の対応として、監視カメラなどによる侵入検知が考えられる。また、地震波や地中レーダー測定による掘削活動の検知による方法も考えられる。

処分坑道閉鎖後においては、埋戻し部分における侵入行為をカメラで検知することは困難 であるため、地震波測定による掘削活動の検知や地中レーダー(GPR)測定による掘削空洞検出 による方法が侵入活動検知の代替的な手段となると考えられる。



図 3.1.4-3 核セキュリティシステム概念検討例(地下施設)

(4)システム構築上の課題

上記の検討を踏まえ、核セキュリティシステム構築上の課題について整理を行った。

1)核セキュリティシステム概念における課題

地下施設のセキュリティ対策に関しては、所要の防護機能を満たす防護区域の設定が課題 と考える。上記の検討例においては、坑道の岩盤を防護区域の境界としてその侵入を検知す る考え方をしたが、その実現可能性を見積るためには立体的に広範囲に広がる坑道群の監視 にかかる負荷を評価する必要がある。別の方法として、図 3.1.4-4 のように地下部分全体を 包含するように地上の防護区域障壁を拡張し、敷地境界における侵入の検知で地下部分への 侵入を防ぐことも考えられるが、この場合、地上監視の負担が大きくなること、より広域な 用地確保の必要性、処分場を海底下に立地する場合の対応などの別の課題が生じる恐れがあ る。処分場の立地条件や施設設計を考慮した上で関係規制機関による検討を通じて策定され るものと考える。


図 3.1.4-4 地上の防護区域障壁を拡張した場合の概念検討例

2) 要素技術の課題

地下施設への敵対者侵入の検知は直接処分に特有の核セキュリティ対策と考えられるが、 特に掘削活動による侵入検知に適用可能性のある技術として、地震波観測および地中貫通レ ーダー(GPR)が挙げられる。

微小地震計は構造が単純で信頼性が高く、フィンランドでは掘削活動のモニタリングに利 用されている。本技術の適用には日本の処分場の地質とのマッチングが重要と考えられる。 地質により適用する掘削技術が異なり、発生振動の大きさを考慮した地震計の配置を考慮す る必要がある。また、残置物の制限で、埋戻し後は地表面しか地震計を設置できない可能性 がある。この場合、深部の掘削活動の検知が困難になる。

GPR は地盤内部の空洞を非破壊検知できる技術であり、鉄道トンネル壁の健全性検査など に利用されている。本技術の適用についても日本の処分場の地質とのマッチングが重要と考 えられる。レーダーの透過力は岩盤の比誘電率および電気伝導率に依存し、透過力が弱まれ ば、設置間隔を小さくする必要が生じ、より多くのレーダーを設置する必要性が生じる。

3) 適用技術の保障措置、施設操業との共通適用

核セキュリティシステムで適用可能性のある技術は施設操業に共通して適用できる可能性 があり、設計時から考慮することで合理化・効率化が図れると考えられる。また、保障措置 機器については IAEA が独自に設置することが基本となるが、事業者側の機器が利用される場 合もある。表 3.1.4-3 に保障措置、核セキュリティ、施設操業で共通に用いられる可能性の ある技術とその利用目的について示す。

場所	技術(設置機器)	保障措置	セキュリティ	施設操業
詰替施設	監視カメラ	閉じ込め・監視	侵入者、不法移転	プロセス監視
		(C/S)	検知、改ざん検知	
	放射線モニタ	C/S	不法移転検知	プロセス監視
	集合体NDA装置	集合体検認	_	
地下	監視カメラ	— (Black Box)	侵入者、不法移転	プロセス監視
			検知、改ざん検知	
	放射線モニター	— (Black Box)	不法移転検知	プロセス監視
	地震波計	掘削活動監視	掘削活動監視	岩盤異常の検知
	地中貫通レーダー	未申告空間の検	掘削活動監視	岩盤異常の検知
		出		
	処分坑道の封印	C/S	不法移転検知	_
	処分容器の識別(R	C/S	不法移転検知	在庫管理
	FID, 超音波探		(RFID)	
	傷)			

表 3.1.4-3 保障措置、核セキュリティ、施設操業で共通に用いられる可能性のある技術

(5)まとめ

INFCIRC/225/rev.5 の要求事項を踏まえた核セキュリティシステムの概念を検討し、シス テム構築上の課題を検討した。特に地下施設における防護区域の設定方法や掘削による侵入 検知技術など地下区域のセキュリティ確保上の課題を摘出した。また、保障措置、核セキュ リティ、施設操業で共通に用いられる可能性のある技術について検討を行った。

核セキュリティシステムの具体化のためには、施設設計の進展による施設設計の詳細化や 立地環境条件の明確化を待つ必要があるが、現段階においてIAEAガイドラインなどを参 考に仮想施設の脅威を考察しそれに対応する防護の要件を検討することで、平成27年度検 討した核セキュリティシステム概念をブラッシュアップすることは将来の施設設計に資する 意味で有意義であると考える。

3.2人エバリアの設計

3.2.1 背景と目的

使用済燃料の直接処分に関する処分場施設の設計検討の一環として、使用済燃料を収容す る処分容器と緩衝材から構成される人工バリアについての概念設計を実施する。多様な仕様 の使用済燃料や岩盤条件、人工バリアの定置方法(横置きおよび竪置き)に対応し、バリア 機能を発揮するためにそれぞれに設定された設計要件を満足する処分容器および緩衝材の仕 様を本概念設計の成果として提示する。

3.2.2 処分容器の設計

(1)概要

処分容器の概念設計は、平成25年度には、PWR燃料集合体、炭素鋼で製作された処分容器、 硬岩系岩盤への横置き定置などを前提条件(原子力機構,2014;原子力機構,2015b)として、 また平成26年度には、BWR燃料集合体、炭素鋼を銅で覆った複合処分容器、軟岩系岩盤への 横置き定置などを前提条件(原子力機構,2015a)に加えて進めてきた。これらの設計は主に 解析的な手法を用いて実施し、設計要件を満足する処分容器の仕様を提示するとともに処分 容器の製作時や操業時の視点から安全性・健全性に関る技術課題を抽出して、それら技術課 題への対策を検討した。

平成 27 年度については、平成 26 年度までの設定に堅置き定置を前提条件に加えて概念設計を進め、また、今までの設計から抽出された技術課題やその対策案に対してさらに詳細な検討を行った。具体的には、以下に示す処分容器設計を実施することにより、設計要件(原子力機構, 2015b)を満足する処分容器仕様を提示するともに、設計を通して抽出した新たな開発課題とその課題解決策についても示した。

- ・PWR および BWR 燃料集合体を収容した処分容器の竪置き定置を条件として、地層処分後 に燃料集合体と処分容器が破損して内部が地下水で満たされた保守的な体系を設定し、 臨界解析手法を用いて未臨界を維持することが可能な燃料集合体の収容体数を確認する。
- ・BWR 燃料集合体を対象に、遮へい解析手法を用いて処分容器表面で最も吸収線量率が大 きくなる燃料集合体の収容体数やその容器内配置条件を求め、腐食進展防止の観点から 要求される処分容器の厚さを算出する。
- ・銅と炭素鋼からなる複合処分容器について、構造解析手法を用いて外部荷重が作用した
 条件下での銅外層部の構造健全性評価を行い、処分後長期に亘る期間、処分容器が構造
 健全性を維持するための銅外層部の構造や材料などに係る条件を確認する。
- ・竪置き定置を条件として、処分容器を含む人工バリアおよび周辺岩盤の熱解析を行い、 緩衝材の許容最高温度を満足する使用済燃料の処分容器への収容体数や処分坑道離間距 離の条件を求める。
- ・処分容器封入時の溶接や溶接後の熱処理による入熱が使用済燃料集合体や処分容器に及 ぼす熱的影響に係る調査、使用済燃料集合体が処分容器内で破損した場合に核分裂生成 物などの放出物が処分容器の健全性に及ぼす影響の調査などを通して、処分容器の設計 に関わる課題の抽出を行う。

(2)基本仕様

使用済燃料集合体や処分容器の基本仕様は、PWR 燃料集合体を対象とした処分容器設計(原 子力機構,2014;原子力機構,2015b)および BWR 燃料集合体を対象とした処分容器設計(原 子力機構,2015a)の成果を基に設定した。使用済燃料集合体および処分容器の基本仕様をそ れぞれ表3.2.2-1 および表3.2.2-2 に示す。

仕様	PWR	BWR	備考
濃縮度	4.5 %	4.0 %	
燃焼度	45,000 MWD MTU^{-1}	45,000 MWD MTU^{-1}	左記はレファレンス燃料として
燃料配列	17×17	9×9	以下にて設定し
ペレット密度	理論密度の 95%	理論密度の 97%	た仕様 ・PWR:(原子力
燃料有効長	3,600 mm	3,710 mm	機構, 2015b)
ペレット直径	8.2 mm	9.6 mm] ・BWR;(原子力] 機構, 2015a)
燃料棒の本数	264 本	72 本	, , , , , , , , , , , , , , , , , , , ,

表 3.2.2-1 使用済燃料の基本仕様

表 3.2.2-2	処分容器の基本仕様

仕様		PWR	BWR	備考
収容体数設定範囲		4~1 体	12~4 体	
	燃料集合体収容 スペース	断面;230 mm×230 mm 長さ;4,500 mm	断面;160 mm×160 mm 長さ;4,500 mm	
	燃料集合体離間距離	50 mm	50 mm	 ・処分容器の 径は収容体数
処分谷	腐食代厚さ	40 mm	40 mm	設定範囲にお
矿儿你	材質 (構造材)	炭素鋼	炭素鋼	ける寸法範囲 を示す。
	材質 (腐食代)	炭素鋼または銅	炭素鋼または銅	
	処分容器外形寸法	径;1,001~605 mm 長さ;4,780 mm	径;1,152~803 mm 長さ;4,780 mm	
処 分容 器・ 構 造 例	構造・寸法			 • PWR 燃料は 2 体、BWR 燃料は 2 体、BWR 燃料は 7 体収容の場合を例示。 • 図の寸法単位mm • 重量料を含まない。
	重量	約 18 トン	約 23 トン	

(3) 臨界解析

使用済燃料として PWR および BWR 燃料集合体が収容された処分容器の竪置き定置を条件と して、地層処分後に処分容器内部に地下水が浸入して腐食が進行することにより燃料集合体 ならびに処分容器が破損することを想定して、臨界安全評価上保守的となる解析体系を設定 し、地層処分後 100 万年までの期間を対象とする臨界解析を行った。

1) 解析条件

①解析コード

臨界解析には多群コードとしてオークリッジ国立研究所で米国の許認可向けに開発された SCALE6 コードシステム (SCALE ウェブサイト: http://scale.ornl.gov/index.shtml (参照: 2015 年 5 月 11 日)) に含まれるモンテカルロ法計算コード KENO-VI を用いた。

- ・解析コード:SCALE6
- ・ライブラリ: ENDF/B-VII 238 群
- ・共鳴処理: BONAMI、CENTRM および PMC
- 均質化:XSDRNPM
- ・実効増倍率計算:KENO-VI
- ・ヒストリ条件:400万ヒストリ

(一世代当たり中性子数:2,000、世代数:2,200、スキップ世代数:200)

②臨界解析体系および臨界解析条件

臨界解析条件を表 3.2.2-3 に示す。本検討では、燃料の燃焼に伴う反応度の低下を考慮す る燃焼度クレジットの概念を導入することを前提として、処分後の使用済燃料の核種組成の 変化を考慮に入れた解析を行った。

解析モデルの設定においては、堅置き定置で燃料集合体ならびに処分容器が破損して崩れ 落ちた場合に、処分容器の燃料収容部の断面径程度の狭い領域に U02 燃料が集中する可能性 があることを考慮した。図 3.2.2-1 に示すように、燃料集合体に含まれる個々の燃料棒(円 柱形状)が崩壊せずに形状が維持されるものと仮定して、水中に一定の間隔(燃料棒のピッ チ)で配列し、かつ、燃料領域全体の形状が球となる解析体系を構築した。球形は、同じ体積 に対する中性子の漏れの割合が最も小さくなる形状である。燃料棒が規則正しく配列する状 態を仮定した理由は、処分容器内部の現実的な状態変遷を想定することで生じる不確実性の 影響を排除し、保守的な評価を行うためである。燃料被覆管などの燃料集合体の構造材につ いては、保守的に考慮しないものとした。なお、平成 25 年度および平成 26 年度の処分容器 の横置き定置を条件とした場合の臨界解析(原子力機構, 2015a:原子力機構, 2015b)におい ても、本解析と同様に燃料集合体と処分容器の破損を考慮し、U02燃料(円柱形状)が水中に 配列する体系を基本条件としたが、横置き定置では、上記の堅置き定置の場合とは異なり、 これらが破損した場合も U02 燃料の水平方向の長さがそのまま維持されるものとして、解析 体系は円筒形の形状に設定している。

図 3.2.2-1 に示した解析体系にて、経過年数毎に燃料棒のピッチを変化(0.5 mm 刻みで4

点)させて臨界解析を行い、実効増倍率が最大となる燃料棒のピッチを求めた。さらに、最 適ピッチにおける実効増倍率が極大となる経過年数の実効増倍率の値を用いて次の式により 臨界の判定を行った。

keff+3 σ ≤0.95····· ₹3.2.2-1

 $(keff: 実効増倍率、 <math>\sigma$:標準偏差)

ここでは、既往の検討(例えば、Agrenius, 2010)を参考に、未臨界判定基準値を 0.95 としたが、核燃料取扱施設や輸送容器等の臨界安全設計においては、臨界計算コードおよび 断面積ライブラリの計算誤差や臨界計算に係る不確かさを考慮して設定されることから、直 接処分を想定した場合のこれらの影響について検討が必要である。この検討の成果について は 3.2.3 項で後述する。

なお、燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価では、使用済燃料の燃焼履歴や燃焼度の 分布等による核種組成の変化を考慮することが必要とされているが(例えば、山本ほか, 2015)、モデルの保守性を考慮した本項の臨界解析では考慮しなかった。これらの影響につ いては、本年度は、初期の燃料集合体と処分容器の幾何形状が処分後においても維持される ものとして、BWR 燃料を対象に基礎的な検討を行った。この成果については、3.2.3 項で後 述する。

項目	条件	備考
対象燃料	PWR 燃料および BWR 燃料	燃料条件は表 3.2.2-1に示す。
燃料組成	ORIGEN 2.2 による燃焼計算で求めたインベントリから以下の燃焼度クレジットの対象核種データを抽出	
燃焼度クレジ ット	日本原子力研究所 (2001)「燃料サイクル安全研究委員会, 燃焼度クレジット導入ガイド原案, JAERI-Tech 2001-055 (2001)」の推奨核種に 237Np を加えた核種 ・アクチニド核種; ²³⁴ U、 ²³⁵ U、 ²³⁸ U、 ²³⁸ Pu、 ²³⁹ Pu、 ²⁴⁰ Pu、 ²⁴¹ Pu、 ²⁴² Pu、 ²⁴¹ Am、 ²³⁷ Np ・FP 核種; ⁹⁵ Mo、 ⁹⁹ Tc、 ¹⁰³ Rh、 ¹³³ Cs、 ¹⁴⁷ Sm、 ¹⁴⁹ Sm、 ¹⁵⁰ Sm、 ¹⁵² Sm、 ¹⁴³ Nd、 ¹⁴⁵ Nd、 ¹⁵³ Eu、 ¹⁵⁵ Gd	以下にて設定。 ・PWR 燃料;(原子 力機構,2015b) ・BWR 燃料;(原子 力機構,2015a)
燃料集合体収 容体数	○PWR 燃料:1、2、4 体の 3 ケース ○BWR 燃料:4、7、12 体の 3 ケース	
燃料冷却期間	50 年	
経過年数評価	燃料冷却期間直後の受入れと同時に処分を行い、その後 100万年経過時点までを評価	
解析体系	 球状体系 ・U02燃料(円柱形状)が水中に配列 ・燃料棒のピッチは臨界上最適(実効増倍率最大)となる距離を算出して設定 ・燃料領域はU02ペレットと水減速材を最適となるピッチで均質化した体積に設定 ・U02燃料以外の燃料被覆管、ウォーターロッド、チャンネルボックス、スペーサ、上下部タイプレートなどの燃料集合体構造材は無視 	図 3.2.2-1 に示す。
反射体	 ・鉄 厚さ700 mm ・PWR 燃料の鉄を反射体とした最も実効増倍率が大きくなる条件において、反射体を緩衝材(乾燥)、緩衝材(湿潤)、水に変えた場合(厚さは700 mm)の実効増倍率への影響についても評価 	 ・緩衝材(乾燥)は 保守的に含水比を 0とした条件 ・緩衝材(湿潤)は 地下水で飽和した 含水比とした条件

表 3.2.2-3 臨界解析条件



図 3.2.2-1 臨界解析体系

2) 解析結果

①PWR 燃料

PWR 燃料について、処分容器への収容体数を4体として臨界解析を行った結果を表3.2.2-4 および図3.2.2-2に示す。実効増倍率は地層処分後50年経過時点から増加し始め、18,000年で極大となり、その後減少する。この実効増倍率が極大となる経過年数での燃料棒の最適 ピッチは15.5 mmであった。この時の臨界判定式 keff+3σの値は表3.2.2-4に示すように未 臨界判定基準である0.95を上回ることから、未臨界が維持できないことが確認された。

このため、使用済燃料集合体の収容体数を4体から2体および1体に減らした場合についての臨界解析を実施した。燃料仕様や解析体系は変えずに収容体数だけを変化させた場合には、実効増倍率が極大となる経過年数には大きな相違が生じないと考えられることから、収容体数が2体および1体の場合の解析は、収容体数を4体とした場合に求めた実効増倍率が極大となる地層処分後18,000年の経過年数においてのみ、それぞれ燃料棒の最適ピッチを求め、臨界の判定を行った。表3.2.2-4 および図3.2.2-2にこれらの臨界安全評価結果についても併せて示す。使用済燃料集合体の収容体数が2体の場合は、燃料棒の最適ピッチは16.0 mmとなり、この時のkeff+3 σ は4体の場合と同様に未臨界判定基準値である0.95を上回る結果となった。収容体数が1体の場合は、燃料棒の最適ピッチは16.0 mmとなり、この時のkeff+3 σ が0.95を下回ったことから、未臨界を維持できることが確認された。

このように堅置き定置を対象に保守的となる球形体系にて臨界評価を行った結果、本条件 で未臨界を維持することが可能な PWR 燃料集合体の収容体数は1体となる。

この竪置き定置の結果と比較するために、横置き定置の円筒形の解析体系において、PWR 燃料集合体4体を収容した場合の既往の臨界評価結果(原子力機構,2015b)を図3.2.2-2中に示した。経過年数と実効増倍率の関係は、両者でほぼ同様の傾向を示しているが、横置き定置の場合には1万年までの経過年数の全期間において実効増倍率が0.95を下回り、未臨界が維持されている。前述のように臨界に対して最も保守的な球形体系による実効増倍率の値が、円筒形体系よりも大きくなる結果は妥当な結果と考えられる。

以上より、本検討で示した保守的なモデルで解析を行うと、竪置き定置の方が横置き定置 に比べて、未臨界の維持が可能となる収容体数が少なくなることが確認された。

収容体数	地層処分後経 過年数(年)	燃料棒の最適 ピッチ(mm)	keff	σ	keff+3σ
4	18,000	15.5	1.00301	0.00031	1.00394
2	18,000	16.0	0.97217	0.00031	0.97310
1	18,000	16.0	0.93190	0.00031	0.93283

表 3.2.2-4 PWR 燃料集合体の臨界評価結果



(横置きの臨界評価は原子力機構(2015b)の解析結果)

②BWR 燃料

BWR 燃料について、処分容器への収容体数を 12 体とした場合の結果を表 3.2.2-5 および図 3.2.2-3 に示す。実効増倍率は地層処分後 50 年経過時点から増加し始め、15,000 年で極大と なり、その後減少する。この実効増倍率が極大となる経過年数での燃料棒の最適ピッチは 18.0 mm であった。この時の臨界判定式 keff+3 σ の値は表 3.2.2-5 に示すように未臨界判定基準値 である 0.95 を上回っていることから、未臨界が維持できないことが確認された。

このため、使用済燃料集合体の収容体数を12体から7体および4体に減らした場合につい ての臨界解析を実施した。これらの解析は、PWR燃料集合体と同じく、収容体数が12体の場 合に求めた実効増倍率が極大となる地層処分後15,000年の経過年数においてのみ、それぞれ 燃料棒の最適ピッチを求め、臨界の判定を行った。表3.2.2-5および図3.2.2-3にこれらの 臨界評価結果についても併せて示す。使用済燃料集合体の収容体数が7体の場合は、燃料棒 の最適ピッチは18.0 mmとなり、この時のkeff+3σは12体の場合と同様に未臨界判定基準 値を上回る結果となった。収容体数が4体の場合については、燃料棒の最適ピッチは18.0 mm となり、この時のkeff+3σが0.95を下回ったことから、未臨界を維持できることが確認さ れた。

このように竪置き定置を対象に保守的な球体系にて臨界評価を行った結果、本条件で未臨 界を維持することが可能な BWR 燃料集合体の収容体数は 4 体となる。なお、keff+3 σ が 0.95 を下回る最大の収容体数は、今回解析を行なった4体と7体の間となる5体あるいは6体収 容時の臨界解析を行って確認することが今後必要である。

この竪置き定置の結果と比較するために、BWR 燃料についても横置き定置の円筒形の解析 体系において、BWR 燃料集合体 12 体を収容した場合の既往の臨界評価結果(原子力機構, 2015a)を図 3.2.2-3 中に示した。BWR 燃料の場合も PWR 燃料の場合と同様に経過年数と実効 増倍率の関係は両者でほぼ同様の傾向を示しているが、横置き定置の場合には1万年までの 経過年数の全期間において実効増倍率が0.95を下回り、未臨界が維持されている。

以上より、BWR 燃料集合体の場合でも、本検討で示した保守的なモデルで解析を行うと、竪 置き定置の方が横置き定置に比べて、未臨界を維持可能となる収容体数が少なくなることが 確認された。

収容体数	地層処分後経 過年数(年)	燃料棒の最適 ピッチ(mm)	keff	σ	keff+3σ
12	15,000	18.0	0.98577	0.00032	0.98673
7	15,000	18.0	0.96474	0.00026	0.96552
4	15,000	18.0	0.93681	0.00029	0.93768

表 3.2.2-5 BWR 燃料集合体の臨界評価結果



図 3.2.2-3 BWR 燃料集合体の臨界評価結果 (横置きの臨界評価は原子力機構(2015a)の解析結果)

③反射体の影響評価

上記の①および②の臨界解析では、最も反射体効果が大きいと考えられる鉄を反射体とし て設定したが、ここでは PWR について反射体を鉄以外の材質に変えた場合の臨界解析を実施 し、反射体が実効増倍率の値へ与える影響評価を行った。鉄以外の反射体としては、水、緩 衝材(乾燥)、緩衝材(湿潤)の3種類とした。反射体の条件のみを変化させた場合には、実 効増倍率が極大となる経過年数や燃料棒の最適ピッチには、大きな相違が生じないと考えら れることから、これらの条件については、上記の解析において実効増倍率の値が最大となっ た PWR 燃料集合体4体収容、経過年数18,000年、燃料棒のピッチ15.5 mm にそれぞれ設定し た。

解析結果を表 3.2.2-6 に示す。これまでの評価条件で基本としてきた、鉄を反射体とする 場合で最も実効増倍率が大きく、緩衝材(乾燥)、緩衝材(湿潤)、水の順で実効増倍率は小さ くなる。但し、いずれの反射体でも、臨界評価基準値の 0.95 を下回る結果は得られず、未臨 界を維持できないことが確認された。このように処分後の燃料・材料の分布を保守的に考慮 するモデルで解析を行う場合には、臨界状態に至る可能性があることが示されたことから、 処分前に、燃料集合体に予め中性子吸収材を投入することで未臨界を担保する方策に関する 検討を行った。この検討の成果については 3.2.3 項で後述する。

本項の臨界解析では、燃料集合体ならびに処分容器が腐食等により強度を失った後に崩落 し、処分容器の燃料収容部の断面径程度の狭い領域に堆積すると同時に、燃料集合体に含ま れる個々の燃料棒が崩壊せずに形状が維持されるものと仮定しており、処分容器内部の現実 的な状態変遷を考慮して構築したモデルによる評価ではないことに注意が必要である。今後、 こうした点も考慮したモデルの改良が必要となる可能性がある。

反射体	keff	σ	keff+3 σ	備考
鉄	1.00301	0.00031	1.00394	・対象燃料:PWR 燃料
緩衝材 (乾燥)	0.99958	0.00031	1.00051	 ・収容体数:4体
緩衝材 (湿潤)	0.99798	0.00032	0.99894	 ・処分後経過年数:18,000 年
水	0.99490	0.00038	0.99604	・燃料棒のピッチ = 15.5 mm

表 3.2.2-6 反射体評価結果

(4) 遮へい解析

BWR 燃料集合体は PWR 燃料に比べて、その断面寸法が小さく、また、燃料集合体当りのウラ ン装荷量も少ないことから、廃棄体1体当たりの収容体数は PWR 燃料の場合より多くなるた め、収容体数の設定幅が広く、燃料集合体収容スペースの処分容器内の配置についても様々 なパターンが考えられる。このため、収容体数と燃料集合体収容スペース配置の組合せによ っては、平成26年度に実施した BWR 燃料集合体 12体を収容した場合の遮へい解析結果(原 子力機構,2015a)よりも、さらに吸収線量率が大きくなる可能性がある。よって、平成27年 度は平成26年度と同様に BWR 燃料集合体を対象とし、処分容器表面で最大吸収線量率となる 燃料収容体数および燃料集合体収容スペースの配置条件を明らかにした上で、その条件にお いて遮へい解析を実施して腐食進展防止の観点から必要となる処分容器の厚さを確認した。

1) 解析条件

①解析コード

遮へい解析には、3次元連続エネルギーモンテカルロ法に基づくコード MCNP5 を用い、核 データライブラリは ENDF/B-VI を使用した。

・解析コード; MCNP5 Ver.1.60

・データライブラリ

γ線:mcplib84 (ENDF/B-VI)

中性子: endf66 (ENDF/B-VI)

また、MCNP5 コードを用いた遮へい解析を行う前に解析条件を設定するための予備遮へい 解析を行うものとし、この予備遮へい解析には点減衰核積分法に基づく QAD-CGGP2R コード (以下、「QAD」と記す)を用いた。このコードは、簡易コードであるため、評価放射線はγ線 だけであり、また、線源から評価点までの直線上を透過する物質とその透過経路上のパスの み考慮され、燃料領域内で散乱したγ線の透過パスや評価点を透過した後の緩衝体からのγ 線の反射については考慮されない。しかしながら、平成 25 年度と平成 26 年度に実施した遮 へい解析において、処分容器の厚さが 100 mm 程度の薄い場合においてはγ線が支配的になる ことが示されていること、後述のように本解析で実施した MCNP5 を用いた解析と同じ条件に よる今回の QAD を用いた解析の結果、得られた吸収線量率の値がほぼ一致することが確認さ れたことから、本簡易コードの使用は妥当と考えられる。

②遮へい解析体系および遮へい解析条件

遮へい解析を合理的に進めるために、QAD を用いた予備遮へい解析の結果を基に吸収線量 率が最大になる使用済燃料集合体の収容体数および燃料集合体収容スペースの配置の条件を 1ケース設定し、この1ケースについて、MCNP5コードを用いた遮へい解析を行い、より精度 の高い吸収線量率の値を求める手順とした。

a. 予備遮へい解析

予備解析条件を表 3.2.2-7 に示す。燃料集合体収容スペースの配置は、表 3.2.2-7 中の解 析体系に示すように処分容器の円周方向に対する燃料集合体収容スペースの代表的な配置方 向を3つのグループ(表中 A、B、C の 3 条件)に分けて設定した。さらに、これらのグルー プの各々について、処分容器の収容体数を2ケース設定し、処分容器の大きさの違いによる 影響を確認することとした。これら6ケースについて予備解析を行い、吸収線量率が最大と なるケースの配置と体数を遮へい解析条件として設定する。なお、表中 C-1 としたケースは 平成 26 年度の遮へい解析時に設定した条件である。

			/++- ++
封角网		全件 PWD 做 ¥I	
対象		→ 線(FP → 線お上び構造材放射化 → 線の今省レオ	1× 0. 2. 2-1
線源強	度	・ORIGEN2.2 による解析	原子力機構
		*線源強度は、保守的に軸方向中央部(ピーキングフ	(2015a) の解析
		ァクター1.3)のもので代表。	にて設定
処分容	\$器材質	炭素鋼(SFVC1)処分容器	
燃料集	合体収容体数	6体、9体、10体、12体	
処分容	器形状・寸法	表 3. 2. 2-1 および表 3. 2. 2-2 参照	
燃料作) 却期間 		炉取出し後
栓迥年	シンジャーク ション シング シング シング シング シング シング シング シング シング シン	交入時点を評価(燃料行却期间経適直後)	・七回にて美名
	A. 収谷 スペ ー フ の 9 笛	A-1 $\theta \sim 11.3^{\circ}_{A-2}$ $\theta \sim 13.9^{\circ}$	・左凶にし有色
	一への2箇		した旅科と処力 宏男表面の角度
	机分容器の		谷福衣面の角反 範囲(A)のみ
	円周上に接		解析で考慮。
	するように		・それ以外の燃
	配置される		料については評
	場合		価位置(角度 θ
			の範囲の容器表
		処分容器外径:1,020 mm 処分容器外径:866 mm BWR: 10体収容 BWR: 6体収容	面)から距離が
	B. 収容スペ	$\theta \sim 20.9^{\circ}$ $\theta \sim 24.7^{\circ}$	あり、影響が小
	ースの1箇	B-1 B-2 D-1	さいことから际 从する
	所の角部が		75900
	処分谷器の		・A-1の10体収
解析	円向上に按		容の配置につい
体糸	し、日月と収		ては角部が円周
	線が直角に		上に接するよう
	交わる場合		に配置させるた
		処分容器外径:1,020 mm 処分容器外径:918 mm BWR:9体収容 BWR:6体収容	めに、甲央部の
	0 収容すべ	$A \sim 25 1^{\circ}$	燃焼集合体離间 野離の7 64 mm
	し、収存へて、	C-1 $\theta \sim 32.5^{\circ}$	に設定する
	所の角部が		
	処分容器の		·処分容器外径
	円周上に接		は処分容器の遮
	し、円周と収		へい厚さを 100
	容部の対角		mm に設定した
	線が直角に		寸法。
	は父わらない	処分容器外径;1,072 mm 処分容器外径;888 mm	
款在估	<u> </u>	BWR:12体収容 あたまたまた。 BWR:12体収容 BWR:12	
F〒1町1⊻		・計111111111111111111111111111111111111	
		食代の厚さは見込まない。	
		 ・角度θの範囲を1°ピッチに分割して吸収線量率 	
		を評価。	
評価方	7法	・上記解析体系に示した 6 ケースについて、予備遮	
		へい解析にて得られた評価点位置と吸収線量率の	
		関係をグラフに整理。	
		・ ・	
		ヽ・ハチヤリの天爬木汁とりる取も値が入さいクースを 選定	

表 3.2.2-7 予備遮へい解析条件

b. 遮へい解析

遮へい解析条件を表 3.2.2-8 に示す。また、図 3.2.2-4 に遮へい解析の解析体系を示す。 前述のように QAD を用いた予備遮へい解析の結果を基に、処分容器表面で最も吸収線量率が 大きくなる燃料集合体の配置と収容体数の条件を1ケース設定し、この1ケースについて MCNP5 を用いた遮へい解析を実施した。

項目	条件	備考
対象燃料	BWR 燃料	表 3.2.2-1
対象とする放射線	中性子線、γ線を対象とする。(α、n)反応およ	
	び自発性核分裂による中性子線、核分裂生成物の崩	
	壊によるγ線、中性子線と人工バリア材との相互作	
	用で発生する二次γ線を考慮する。	
線源強度	ORIGEN2.2 による解析	原子力機構
		(2015a) の解析
		にて設定
処分容器材質	炭素鋼 (SFVC1)	
燃料集合体数	10 体	予備解析結果を
		基に設定
処分容器形状・寸法	図 3.2.2-4 参照	
燃料冷却期間	50 年	炉取出し後
経過年数評価	受入時点を評価(燃料冷却期間経過直後)	
中性子スペクトル	Pu-239の核分裂スペクトル	
解析体系	・容器の断面ならびに長さ方向を考慮した3次元	
	体系とする。遮へい解析体系は図 3.2.2-4 に示	
	す。	
	・処分容器は健全な状態を想定する。	
	・腐食しろとなる容器の厚さは無視し、遮へい厚に	
	は含めない。	
	・処分容器の周囲は緩衝材ならびに岩盤とする。	
	・処分容器の遮へい厚(図 3.2.2-4 中の a)は、50	
	mm、100 mm、150 mm、200 mm、250 mmの5点を	
	ハフメーダとする。	
	・ 吸収線重 率の 評価 は 策 も 線 重 率 か 高 く な る 点 と	
	りる。 家聖の双十百の萩原佐署は知八家聖れとバに経	
	・谷奋の侄万回の評価位直は処方谷奋ならいに核 衝 対 由 トレズ5 占 款 字 (図 2 2 2-4 由の X = 0	
	倒初中として $5 $ 点設定 (因 $5.2.2^{-4}$ 中の $\Lambda = 0$ 、 200 400 600 700 mm) オス	
山灶子線跆声	200、400、000、700 mm/ 9 5。 宇効増位率 koff (=0.15) に上ろ増加を考慮し	保存的に BWR 燃
	$QRIGFN 解析結果を 1/(1-k_{eff}) 倍よう省加速考慮し、$	料集合体 19 休回
	A keff け机分容器が健全時の臨界解析に上り質	将来日本 12 体収
	出した値とする。	いる。
吸収線量換算係数	y線・Hubbell and Seltzer (2011)	
风水水里次开水纵	中性子:ICRU REPORT 63 (Malmer, 2001)	
隣接廃棄体からの放	考慮しない	
射線寄与		
ピーキングファクタ	$1\sim 3/24$ ノード: 1.0	
<u> </u>	$4 \sim 21/24$ ノード: 1.3	
	$22 \sim 24/24 / - $ $: 1.0 $	
緩衝材仕様	水で飽和した状態に設定	

表 3.2.2-8 遮へい解析条件



2) 解析結果

①予備解析結果

表 3.2.2-7 に示した 6 ケースについて、QAD 解析を行い、その結果を評価角度と吸収線量 率のグラフに整理し、図 3.2.2-5 に示す。

燃料集合体収容スペースの1箇所の角部が処分容器円周上に接し、円周と収容スペースの 対角線が直角で交わった場合(条件 B)および収容スペースの1箇所の角部が処分容器の円周 上に接し、円周と収容部の対角線が直角に交わらない場合(条件 C)については、収容スペー スの角部近傍の位置で最も吸収線量率が高くなった。一方、収容スペースの2箇所の角部が 処分容器の円周上に接するように配置された場合(条件 A)については、両方の角部の中間近 傍の位置で最も吸収線量率が高くなった。条件 B と C での傾向は、処分容器円周上に接する 収容スペース角部の両側の辺と処分容器表面との距離が大きくなるため、角部と処分容器表 面を結ぶ最も距離の短いパスが支配的となり、この角部近傍の位置で吸収線量率が高くなっ たものと考えられる。一方条件 A については、処分容器表面までの距離は両角部が最も短い ものの、両角部の間の処分容器の円周上に接する辺も処分容器表面までの距離が比較的短い ために、両角部とこの間の辺を通るパスの足し合せの効果によって、両角部の中間近傍が最 も吸収線量率が高くなったものと考えられる。図 3.2.2-5 に示すように 3 グループの QAD 解 析結果を比較すると、この条件 A の場合が最も吸収線量率が高くなる結果となった。また、 条件 A の収容体数が 10 体と 6 体の場合を比較すると収容体数が 10 体の A-1 場合の方が 6 体 の A-2 のケースに比べて吸収線量率が大きくなった。これは処分容器の径が大きい方が、両 角部を結ぶ弧と両角部の間の辺が作る弦の距離が相対的に短くなることによるものと考えられる。同じ効果は条件 C の C-1 の 12 体と C-2 の 6 体のケースについても同様であり、処分容器の径が大きい C-1 の 12 体収容の方が吸収線量率は大きくなっている。

上記の結果から、最も吸収線量率が大きくなるのは、条件 A-1 の 10 体収容の場合であり、 この体数と配置を条件として、遮へい解析を行うものとした。



図 3.2.2-5 吸収線量率の評価角度依存性についての予備遮へい解析結果

②遮へい解析結果

MCNP5 を使用した遮へい解析においては、最初に処分容器表面の円筒断面において、最も吸 収線量率が大きくなる位置を確認するため、予備遮へい解析と同様に処分容器断面の円周上 の角度を変化させて吸収線量率の計算を行った。処分容器の遮へい厚さを表 3.2.2-8 に示す 5 点のパラメータ値とし、それぞれについて遮へい解析を行った結果、処分容器の厚さによら ず、いずれも予備遮へい解析と同様に θ =0° 近傍で最大値を取ることを確認した。この結果 から処分容器の遮へい厚さの全パラメータについて、評価角度を 0° とした。図 3.2.2-5 の予 備遮へい解析結果に処分容器の厚さを 100 mm に設定した時の MCNP5 を用いた遮へい解析結 果を重ねて示す。QAD による予備遮へい解析と MCNP による遮へい解析の結果は比較的良く一 致しており、予備解析が妥当であることが確認できる。

図 3.2.2-6 は処分容器の厚さを変えた時の処分容器表面の吸収線量率の評価結果である。 縦軸の吸収線量率は対数で示している。処分容器厚さが150 mm 以下の領域では、トータル の吸収線量率に与える中性子の寄与は無視できるほど小さく、y線の寄与が支配的となった。 y線は処分容器透過時の減衰が大きいことから、処分容器が厚くなるにつれて、吸収線量率 に対する寄与は小さくなる。一方、中性子、二次y線については、処分容器透過時の減衰が 比較的小さいことから、処分容器の寸法が大きくなるにつれて、吸収線量率に対する寄与が 相対的に大きくなる。



図 3.2.2-6 処分容器表面の吸収線量率評価結果

次にそれぞれの厚さの処分容器について、処分容器の表面からの距離を変化させた時の緩 衝材中の吸収線量率の評価結果(トータル線量率)を図 3.2.2-7 に示す。この図も縦軸の吸 収線量率は対数で示している。処分容器表面からの距離と吸収線量率の対数は、ほぼ直線関 係にあり、この直線の傾きから得られた緩衝材の吸収係数を図中に示した。緩衝材中には中 性子に対する減衰効果の大きい水が含まれることから、γ線とともに中性子も処分容器表面 から評価点までの距離が大きくなるにつれて緩衝材中の吸収線量率への寄与が小さくなるこ とにより、緩衝材厚さに対して直線的な関係になったものと考えられる。



図 3.2.2-7 緩衝材中の吸収線量率の評価結果

③放射線分解生成物による腐食への影響評価と遮へい厚さの設定

上記の遮へい解析結果に基づき、放射線分解によって発生する酸化性化学種の処分容器表面への供給速度を推定してそれをカソード電流密度に換算し、高レベル放射性廃棄物に関する第2次取りまとめ(核燃料サイクル開発機構,1999)(以下、「H12 レポート」という)で 設定された基準値以下となる遮へい厚さを求めた。

放射線分解によって発生した酸化性化学種は、緩衝材に収着せず、すべて処分容器表面に 供給され腐食に寄与すると仮定すれば処分容器表面に供給されるカソード電流密度 I_{cath} [A m⁻²]は、以下のように表される。

$$I_{\text{cath}} = -nF \frac{pG' E p}{100 \text{Av} \lambda} \cdots \overrightarrow{x} 3.2.2-2$$

ここで、n: 酸化性化学種の価数 (=2)、F: ファラデー定数 (=9.65×10⁴ C mol⁻¹)、G': 100 eVのエネルギー吸収によって生成する酸化性化学種の分子数 2.13、E: 吸収線量率 [eV m⁻³ s⁻¹]、p: 緩衝材の間隙率 0.4、Av: アボガドロ数 6.02×10²³、λ: 緩衝材の吸収係数 [m⁻¹]である。

ここでは、H12 レポート(核燃料サイクル開発機構,1999)の設定と同じく、カソード電流 密度の基準値を1×10⁻⁴ A m⁻²に設定した。図 3.2.2-8 に処分容器厚さと処分容器表面に供給 されるカソード電流密度の関係を示す。算出したカソード電流密度の値から、処分容器の厚 さ 50 mm と 100 mm のデータ間を補間してカソード電流密度の設定基準値を下回る遮へい厚さ を求めると、約 75 mm となった。

図 3.2.2-8 中には PWR 燃料集合体 2 体収容時(原子力機構, 2015b) および BWR 燃料集合体 12 体収容時(原子力機構, 2015a)の処分容器厚さと処分容器表面に供給されるカソード

電流密度の関係を比較のために示す。BWR 燃料集合体 10 体収容時の処分容器の遮へい厚さは BWR 燃料集合体 12 体収容時に比べて増加する結果となっており、この結果から処分容器の遮 へい厚さは燃料集合体の収容体数だけでなく、燃料集合体収容スペースの処分容器内の配置 にも依存することが確認された。なお、これらの既往の遮へい解析結果を基に処分容器の遮 へい厚さは余裕をみて 100 mm に設定しており、今回の解析結果を考慮しても、まだ余裕が ある。よって、処分容器の遮へい厚さは、従来と変更なく、設計上 100 mm に設定する。



図 3.2.2-8 放射線分解により処分容器表面に供給されるカソード電流密度 (PWR 燃料 2 体は原子力機構(2015b)、BWR 燃料 12 体は原子力機構(2015a)の解析結 果)

(5)構造解析

長半減期の放射性核種の閉じ込め機能を持たせた処分容器候補として、炭素鋼を銅で覆っ た構造の複合処分容器を対象とし、構造解析手法を用いて銅の外層の構造健全性について評 価を行った。構造解析は、平成26年度に得られた複合処分容器の製作性に関する検討(原子 力機構,2015a)結果を基に、製作・組立を可能とするために各部材で許容される公差や銅と 炭素鋼の熱膨張率の差によって生じる内外層間の隙間(ここでは、この隙間をギャップと呼 ぶ)、銅材が保有するクリープ特性などに着目して実施した。

1) 解析条件

①解析コード

構造解析には解析プログラムには、汎用有限要素解析プログラム Abaqus Ver6.12-1 (米 Dassault Systems 社)を使用した。

②構造解析体系および構造解析条件

構造解析条件について表 3.2.2-9 に示す。処分容器は使用済燃料の地層処分システムに関 する概括的評価第1次取りまとめ(原子力機構, 2015b) (以下、「直接処分第1次取りまと め」という)においてレファレンスとして設定した PWR 燃料集合体 2 体収容の代表的な仕様 の容器を対象にした。処分容器の材料特性の詳細については、次の③項で、構造解析結果の 評価基準の詳細については④項で示す。

解析体系へ反映する複合処分容器の構造を図 3.2.2-9 に示す。胴体部および蓋・底板部を 含めて炭素鋼の内層と銅の外層からなる二重構造の処分容器であり、蓋と底板部は同じ構造 と寸法を設定した。銅の外層は腐食代として 40 mm の厚さ(原子力機構, 2015a)を確保する ものとした。蓋構造は平蓋を基本構造とし、溶接部と垂直方向の嵌め合い部に長さ 10 mm 幅 0.5 mm のスリット状の隙間を設定し、このスリットを含めて 40 mm の腐食代を確保するため に、蓋および底板の厚さは 50 mm (胴部の厚さは 40 mm)とした。落し蓋構造についても平蓋 構造との比較のための解析を行うものとし、蓋部の構造のみ図 3.2.2-9 に抜粋して示す。落 し蓋構造では水平方向の嵌め合い部にスリット状の隙間を設定し、40 mm の腐食代確保のた めに胴部の厚さを 50 mm (蓋および底板部の厚さは 40 mm)とした。炭素鋼の内層と銅の外層 の間については、胴部および蓋部に一律の幅のギャップを設けるものとし、基準とするギャ ップを 2 mm の幅に設定した。これらの設定により、処分容器の外寸は、表 3.2.2-2 に示す基 本仕様の寸法よりも、平蓋構造では蓋・底板部、落し蓋では胴部の板厚分と内外層間のギャ ップ分だけ大きくなる。

腐食代となる処分容器の外層銅は地層処分後に時間と共に腐食により減肉が進む。この減 肉の効果についても解析で考慮するものとし、表 3.2.2-9 に示すように期間毎に腐食速度を 定め、時間と共にステップ状に減肉が進展する条件を設定した。

解析のパラメータは、内外層のギャップの幅、外荷重(偏圧条件を含む)、蓋構造(平蓋ま たは落しふた)、銅の材質(無酸素銅またはリン脱酸銅)とし、銅外層部に発生する弾塑性変 形およびクリープ変形より銅外層部に生じるひずみ量を基に、銅の外層部の構造健全性につ いて評価を行った。解析ケースについて、表 3.2.2-10 に一覧を示す。

項目	条件	備考
処分容器基 本仕様	PWR 燃料 2 体収容 (直接処分第1次取りまとめレファレンス仕様)	
処分容器構 造・材質	外層;銅(無酸素銅およびリン脱酸銅) 内層;炭素鋼(SFVC1)	
処分容器形 状・寸法	図 3.2.2-9 参照 蓋構造は平蓋を基本とし、落し蓋についても比較 ・平蓋構造; 容器外径 843 mm、全長 4,802 mm ・落し蓋構造; 容器外径 863 mm、全長 4,782 mm	 蓋嵌め合い 部やギャップの考慮に より表し 3.2.2-2 に 示す法を 変更
温度	地層処分後の処分容器表面温度の時間変化解析値に設定	原子力機構 (2015b)
	110 100 90 90 90 90 90 90 90 90 90	(20100)
外 荷 重 値 (外圧値)	 ・均一荷重(P); 10.7MPa および 25MPa ・偏圧荷重;偏圧係数 K=1 として、下図のように設定 	
	(1-K)P (1+K)P (1+K)P (1-K)P	
評価内容	処分容器の銅の外層部(胴および蓋)のクリープ挙動を考 慮した健全性評価	
解析体系	 ・容器の断面ならびに長さ方向を考慮した3次元体系 ・内層胴の構造には燃料集合体の収容スペースを考慮 (収容する燃料集合体は解析体系には組み込まない) ・構造の対称性を考慮し、容器の周方向は1/4、長手方 向は1/2体系 ・使用する要素は3次元のソリッド要素(C38D) ・蓋部および胴部の外層と内層の間には隙間(ギャップ) を考慮(パラメータ)。蓋と胴の接合箇所には嵌め合い 部の隙間を考慮(長さ10 mm、幅0.5 mm)。 ・銅と炭素鋼の内外層のギャップ部の境界条件は接触 条件として、摩擦係数を次のように設定 ・銅ー炭素鋼部材間;0.4 ・銅ー銅部材間;1.4 ・内外層間のギャップの気体の存在は無視。 	

表 3.2.2-9 構造解析条件(1/2)

評価期間 10 方年 この期間の銅の外面腐 食減肉を考慮 期間(年) 腐食速度 (mm y ⁻¹) ・瞬時腐食は酸素および 緩衝材中の硫酸イオン による短期間で生じる 腐食量であり、解析にお いては、銅の厚さ40 mm からこの瞬時腐食分を <u>2.0</u> ・防止 500-5000 0.0008 500-5000 0.0004 5000-100000 0.0003 からこの瞬時腐食分を 差し引いた板厚値を初期条件に設定。 ・瞬時腐食を除く腐食速度は地下水中硫化物による腐食 であり、処分容器表面の温度の時間変化を考慮して、算出。 ・ (10)	

表 3.2.2-9 構造解析条件(2/2)

表 3.2.2-10 解析ケース一覧

目的	ケース	銅材	外荷重	(P) 💥	内外層	蓋構造	備考	
		17	胢	蓋	4 497			
A. 内外層 キ [゙] ャップ	A-1	- 	10.7MPa (一様)		0 mm	平蓋	ギャップの影響確認(基本ケ	
	A-2				2 mm			
	A-3				4 mm		$-\chi_{iz} A - 2 O + + 9 J 2 hm)_{\circ}$	
	A-4		25MPa(一様)		2 mm		外荷重の影響確認(A-2 との 比較)	
B. 蓋構造	B-1	素銅	10.7MPa(一様)		2 mm	落し蓋	蓋構造の影響確認(A-2との 比較)	
C. 偏圧	C-1		10.7MPa (偏圧係 数:1)	10.7MPa (一様)	2 mm	平蓋	偏圧の影響確認(A-2 との比 較)	
	C-2			21.4MPa (一様)			偏圧の影響確認(C-1、A-2との比較)	
D. 銅材料	D-1	リン 脱 銅	10.7MPa(一様)				材料の影響確認(A-2 との比 較)	
	D-2		10.7MPa (偏圧係 数:1)	10.7MPa (一様)	2 mm	平蓋	材料の影響確認(C-1 との比 較)	
	D-3			21.4MPa (一様)			材料の影響確認(C-2 との比 較)	
	D-4		25MPa(一様)				材料の影響確認(A-4 との比 較)	
	D-5		25MPa (偏圧係 数 : 1)	50MPa (一様)			材料の影響確認(荷重値を 25MPaとし、偏圧にて作用さ せるケース)	



図 3.2.2-9 複合容器の構造図(平蓋構造)(内外層ギャップ2 mmのケース)

③材料特性

a. 基本特性

解析に用いる炭素鋼および銅の基本材料特性を表 3.2.2-11 に示す。炭素鋼の内層について は、ここで設定した胴部および蓋・底板部の肉厚(100 mm)を確保すれば、本解析と同様の外 荷重が作用した場合においても、弾性範囲内である(原子力機構, 2014)。また、外層の銅に ついては、無酸素銅およびリン脱酸銅において、基本材料特性は同一の値とした。

温度	炭素鋼	(SFVC1)	銅(無酸素銅お。		
$(^{\circ}C)$	縦弾性係数	線膨張係数	縦弾性係数	線膨張係数	備考
	E(MPa)	α (K ⁻¹)	E(MPa)	α (K ⁻¹)	
-75	209000		121000		任意の温
20		1.15E-05		1.67E-05	度の値は
25	202000	—	117000	—	線形補間
40	—	—	—	—	により導
50	—	1.18E-05	—	1.70E-05	出
75	—	1.19E-05	—	1.72E-05	
100	198000	1.21E-05	114000	1.73E-05	
(125)		1.23E-05		1.74E-05]
(150)	195000	1.24E-05	112000	1.75E-05	

表 3.2.2-11 基本材料特性(日本機械学会, 2014)

b. 応カーひずみ特性

外蓋および外層胴の材料である無酸素銅およびリン脱酸銅の応カーひずみ特性は、リン脱 酸銅の引張試験結果に基づき定式化された次の構成式(Sandstrom et al., 2009)による真応 カー真ひずみを使用した。なお、無酸素銅とリン脱酸銅は、JIS 規格での強度に差異はないた め、無酸素銅についても同じ特性を使用した。

$$\sigma = \sigma_y + \frac{m^2 \alpha G}{\omega c_0} (1 - e^{-\omega \varepsilon/2}) \quad \dots \quad \exists 3.2.2 = 3$$

ここで、 σ :応力(MPa)、 σ y:耐力(MPa)、m:定数(=3.06)、 α :定数(=0.19)、G:せん 断弾性率(MPa)(温度に依存、Sandstrom et al. (2009)参照)、 ω :定数(=14.66)、 c_p :定数 (温度に依存、Sandstrom et al. (2009)参照)、 ϵ :ひずみ(-)である。

c. クリープ特性

クリープを考慮する場合には、クリープ特性を示すクリープ曲線(クリープひずみー時間 曲線)が必要となる。クリープ曲線の模式図を図 3.2.2-10 に示す。材料に荷重を作用させた 瞬間に、応力が降伏応力以下であれば材料は弾性変形し、それ以上の荷重であれば弾性変形 に加えて塑性変形が起こり、その後、クリープ変形が開始される。クリープ曲線の傾きは、 単位時間あたりのひずみの増加を表し、クリープ速度と呼ばれる。図 3.2.2-10 に示すとおり、 クリープは一般的に三つの段階に分類され、第1期クリープ(遷移クリープ)、第2期クリー プ(定常クリープ)、第3期クリープ(加速クリープ)と呼ばれる。 クリープ曲線を定式化する場合は、次の式を用いるが、本構造解析における超長期間の評価において、遷移クリープの影響は無視できるレベルであり、構造解析では定常クリープのみを考慮することとした。

 ϵ (σ , T, t) = $\epsilon_1 + \epsilon_2 \cdots$ $\exists 3. 2. 2-4$

ここで、 ϵ_1 : 遷移クリープひずみ(-)、 ϵ_2 : 定常クリープひずみ(-)、 σ : 応力(MPa)、 T: 温度(K)、t:時間(s) である。



図 3.2.2-10 クリープ曲線模式図

無酸素銅の定常クリープ速度式としては、物理モデルに基づいた理論式 (Sandstrom et al., 2008b)から定式化された次式のクリープ速度を用いることとした。クリープ速度は高温域で 大きく、低温域では小さくなる。ここでは低温域も含めた全温度域において、この式を用い て算出されるクリープ速度を用いて解析を行った。

なお、定常クリープ速度式としては、一般的にクリープ変形評価に用いられる Norton 則、 実験データを基に材料定数を決定した速度式(Sandstrom et al., 2008a)も候補となる。し かしながら、Norton 則は低応力域でクリープ速度が小さくなり、クリープ変形量が過小評価 となる可能性があること、また実験データを基に材料定数を決定した速度式は実験データが 存在しない 75 ℃未満の低温域においてクリープ速度に対する応力依存性を表記する n 値が 3 以上と考えられているが、本表記式ではほぼ 0 となることから、候補から外し、理論式から 定式化された方法を採用することとした。

$$\dot{\varepsilon}_{\rm OF} = \frac{2bc_L}{m} \frac{D_{\rm s0}b\tau_L}{k_{\rm B}T} \left(\frac{\sigma}{\alpha mGb}\right)^3 {\rm e}^{\frac{\sigma b^3}{k_{\rm B}T}} {\rm e}^{-\frac{Q_{\rm eff}}{RT} \left[1 - \left(\frac{\sigma}{\sigma_{\rm imax}}\right)^2\right]} \quad \dots \qquad \exists 3.2.2-5$$

ここで、σ:応力(MPa)、T:温度(K)、R:ガス定数(J K⁻¹ mol⁻¹)、その他の記号:材料定数 ((Sandstrom et al., 2008b)参照)である。

一方、リン脱酸銅の定常クリープ速度式としては、上記の無酸素銅のクリープ速度式に対して無酸素銅とリン脱酸銅のクリープ試験結果の比較により導出される温度毎の補正係数 fp により補正された (Sandstrom et al., 2008b)次式のクリープ速度を用いることとした。

$$\dot{\varepsilon}_{\text{OFP}} = \frac{2bc_L}{m} \frac{D_{\text{s0}}b\tau_L}{k_{\text{B}}T} \left(\frac{\sigma}{\alpha m G b}\right)^3 e^{\frac{\sigma b^3}{k_{\text{B}}T}} e^{-\frac{Q_{\text{eff}}}{RT} \left[1 - \left(\frac{\sigma}{\sigma_{\text{imax}}}\right)^2\right]} / f_{\text{P}} \qquad \dots \dots \exists 3. 2. 2-6$$

ここで、fp:無酸素銅との実験データの比較による補正係数(-)、その他の記号:無酸素銅のクリープ速度式に示したものと同じである。

補正係数 fp は Sandstrom et al. (2008b) によると、温度が低いほど大きくなり、75 ℃以下の温度範囲については、75 ℃のデータを基に fp = 3000 に設定されている。それゆえ、リン脱酸銅では、無酸素銅に比べ最大 3000 倍クリープ速度が小さい。

④評価基準

処分容器の内蓋および内層胴はここで設定した使用条件下ではすでに弾性範囲内に設計 されていることから、本解析においては、外蓋および外層胴に着目した強度評価を行った。

外蓋および外層胴の評価基準には、スウェーデンの SKB やフィンランドの Posiva の評価 例を参考として、相当クリープひずみおよび全ひずみ(保守側に、相当クリープひずみ+相当 塑性ひずみ)に対して許容値を仮定する。

上記に基づく評価基準を表 3.2.2-12 に示す。

外層材料	項目	評価基準(注1)	
無敵害領	全ひずみ	$< 10\%^{(\pm 2)}$	
邢阪希쾟	相当クリープひずみ	$< 1\%^{(\pm 3)}$	
山、山谷市谷田	全ひずみ	$< 40\%^{(\pm 4)}$	
ソン加密朝	相当クリープひずみ	$< 15\%^{(2 5)}$	

表 3.2.2-12 銅(外蓋および外層胴)の評価基準

- (注1)無酸素銅の溶接部を含む引張特性データがないため、無酸素銅については、評価の目 安値として設定した。
- (注 2)銅母材の破断伸びを JIS 規格ベースの 20%とし、リン脱酸銅のデータ(Andersson-Ostling et al., 2009)を基に溶接部の破断伸びを母材の 1/2 として設定した仮定 値。
- (注 3)溶接部を含む無酸素銅のクリープ試験結果(Andersson-Ostling et al., 2009)で得られた試験データの下限値は 2%であることから、この下限値に不確定性として 1/2(安全率:2)を考慮し、1%に設定した仮定値。
- (注 4)リン脱酸銅を採用している SKB および Posiva の評価基準(材料要求事項) (SKB, 2010; Raiko, 2013) と同じ基準に設定。
- (注 5)リン脱酸銅を採用している SKB および POSIVA の評価基準(材料要求事項) (SKB, 2010; Raiko, 2013) と同じ基準に設定。

2) 解析結果 (変形・ひずみ)

無酸素銅、平蓋構造、内外層ギャップ2mm、10.7 MPa 均一荷重の代表的な条件における内 外層ギャップの経時変化を図 3.2.2-11 に示す。また、相当塑性ひずみの経時変化(コンター 図)を図 3.2.2-12 に、相当クリープひずみの経時変化(コンター図)を図 3.2.2-13 に示す。

外層の変形は図 3.2.2-12 に示すとおり、外蓋と外層胴は共に、外荷重の作用により、瞬時 に中央領域(外蓋;蓋中心より半径 190 mm 範囲、外層胴;外層胴の長手方向中心より長手方 向(蓋側)2,100 mm 範囲)が内蓋または内層胴へ接触し、時間経過と共にクリープおよび腐食 減肉の影響により内層への密着範囲が増加した。なお、外蓋の径方向端部および外層胴の長 手方向端部は、10万年経過においても内層への完全密着には至らなかった。他の解析条件に おいては、瞬時に接触する範囲や密着の経時変化の速度が異なるものの上記の傾向は全解析 ケースで共通であった。

外層に発生するひずみについては、図 3.2.2-12 および図 3.2.2-13 のコンター図に示すと おり、10万年経過までの全期間において、外蓋と外層胴の接合位置近傍に大きいひずみが発 生している。但し、地層処分後~5万年経過時と10万年経過時では、大きいひずみが発生す る位置がわずかに異なる。それぞれの高ひずみが発生した位置を図 3.2.2-12に示すとともに これらの相当ひずみ時刻歴について図 3.2.2-14に示す。図 3.2.2-12に示すとともに これらの相当ひずみ時刻歴について図 3.2.2-14に示す。図 3.2.2-12に示す 5万年経過時の ノードAは、外蓋と外層胴の嵌め合い部であり、この位置には、外蓋と外層胴の支圧により 高ひずみが発生している。図 3.2.2-14に示すとおり、支圧の影響は腐食減肉の影響を受けな いため、ノードAのひずみは全経過期間においてほぼ一定である。一方、10万年経過時のノ ードBは、外層胴が内層胴に密着せず、また、外蓋とも接触していない位置であり、外層胴 の内層胴側への曲げ変形により高ひずみが発生している。ノードBのひずみは、外層胴の腐 食減肉により曲げ剛性が低下するため、時間の経過とともに増加する傾向となる。このため、 図 3.2.2-14 の相当ひずみの時刻歴から分かるように、相当塑性ひずみの最大値は、地層処分 後~6万年迄はノードAの位置に発生したが、6万年以降は、減肉による外層胴の剛性低下に よる影響が大きくなるため、ノードBの位置に発生したものと考えられる。



図 3.2.2-11 内外層ギャップの経時変化



図 3.2.2-12 相当塑性ひずみの経時変化



図 3.2.2-13 相当クリープひずみの経時変化



3)解析結果(感度評価)

①ギャップ

無酸素銅、平蓋構造、10.7 MPa 均一外荷重の共通条件において、内外層のギャップ幅(0 mm、2 mm、4 mm)を変化させた解析を行い、その影響を評価した。地層処分直後、5 万年後、10 万年後における相当塑性ひずみおよび相当クリープひずみを図 3.2.2.-15 に示す。



図 3.2.2-15 ひずみの内外層ギャップによる影響

ギャップが大きくなるほど曲げ変形の影響が大きくなり、相当塑性ひずみおよび相当クリ ープひずみが大きくなる傾向を示す。なお、設定したギャップ幅は処分容器の温度を 20 ℃ とした初期条件の値であり、地層処分後に使用済燃料の発熱などによる処分容器温度の上昇 に伴ってギャップ幅が大きくなるため、ギャップ幅を0mmに設定した場合においてもひずみ が発生している。処分容器製作時の内外層ギャップを小さくする方が望ましい。

②外荷重(均一圧の大きさ)

平蓋構造、内外層ギャップ2 mm、の共通条件において、無酸素銅とリン脱酸銅のそれぞれ について、均一外荷重(10.7 MPa、25 MPa)を変化させた解析を行い、荷重の大きさの影響 を評価した。無酸素銅についての地層処分直後、5 万年後、10 万年後における相当塑性ひず みおよび相当クリープひずみを図 3.2.2.-16 に示し、リン脱酸銅についても同じく図 3.2.2.-17 に示す。

荷重が大きくなると、曲げ変形の影響が大きくなり、相当塑性ひずみおよび相当クリープ ひずみが大きくなる傾向を示す。この傾向は、無酸素銅もリン脱酸銅も同様であった。







図 3.2.2-17 ひずみの外荷重(均一圧)による影響(リン脱酸銅)

③外荷重(偏圧の影響)

平蓋構造、内外層ギャップ2 mm、の共通条件において、無酸素銅とリン脱酸銅のそれぞれ について、偏圧荷重(胴 0~21.4 MPa 偏圧・平蓋 10.7 MPa 均圧)とした場合の解析を行い、 均一荷重の結果と比較することにより偏圧荷重作用の影響を評価した。無酸素銅についての 地層処分直後、5 万年後、10 万年後における相当塑性ひずみおよび相当クリープひずみを図 3.2.2-18 に示し、リン脱酸銅についても同じく図 3.2.2-19 に示す。

相当塑性ひずみは、地層処分直後と5万年において均一圧および偏圧において同等となった。これは図3.2.2-12に示すように5万年までは外蓋と外層胴の嵌め合い部に生じるひずみが卓越するためと考えられる。10万年後では、偏圧が均一圧条件の場合よりひずみが大きくなる傾向を示した。これは、図3.2.2-12に示すように、5万年を超えると、外層胴の腐食減肉により曲げ剛性が低下し、偏圧において21.4 MPaの最も大きな荷重を受ける部分のひずみ

が大きくなるためと考えられる。また、相当クリープひずみも、同様に偏圧条件のひずみが 大きく、この傾向は、無酸素銅・リン脱酸銅ともに同様であった。



図 3.2.2-18 ひずみの外荷重(均一圧-偏圧)による影響(無酸素銅)



④蓋構造

無酸素銅、内外層ギャップ2mm、MPa均一荷重10.7 MPaの共通条件において、蓋構造を平 蓋および落し蓋とした場合の解析を行い、蓋構造の影響を評価した。地層処分直後、5万年 後、10万年後における相当塑性ひずみおよび相当クリープひずみを図3.2.2-20に示す。図 3.2.2-9に示したように平蓋では胴部が蓋部よりも初期の板厚が薄く、落し蓋では蓋部が胴 部よりも初期の板厚が薄い。このため、10万年経過後は、平蓋は胴部、落とし蓋は蓋部の剛 性が小さくなる。このようなひずみが最大となる場所が異なることから、相当塑性ひずみは 落し蓋のほうが大きくなり、相当クリープひずみは平蓋のほうが大きくなった。





⑤銅材料(無酸素銅およびリン脱酸銅)

平蓋構造、内外層ギャップ2mm、均一荷重10.7 MPaの共通条件において、銅材料を無酸素 銅およびリン脱酸銅とした場合の解析を行い、銅材料の影響を評価した。地層処分直後、5万 年後、10万年後における相当塑性ひずみおよび相当クリープひずみを図3.2.2-21 および図 3.2.2-22 に示す。

相当クリープひずみは、リン脱酸銅のほうが無酸素銅に比べ小さい。これは、リン脱酸銅 のクリープひずみ速度が無酸素銅に比べ遅いことによる。一方、相当塑性ひずみは、地層処 分直後は同等であるが、時間経過と共に無酸素銅に比ベリン脱酸銅のほうが僅かに大きくな る傾向がある。これは、リン脱酸銅は無酸素銅に比してクリープ速度が遅くクリープ変形が 小さいために、リン脱酸銅の応力緩和の効果が小さいことが理由と考えられる。外荷重が25.0 MPaの均一圧の解析についても、上記の10.7 MPaのほぼ同じ傾向の結果が得られた。



3-83



図 3.2.2-22 ひずみの銅材料の違いによる影響(外荷重 25 MPa)

4) 外層のクリープ寿命評価

表 3.2.2-12 に示した外層の材料の評価基準(評価の目安値)を基に 5 万年および 10 万年の 2 つの期間に対して処分容器の寿命評価を行なった。無酸素銅の評価結果を図 3.2.2-23 およ び図 3.2.2-24 に、また、リン脱酸銅の評価結果を図 3.2.2-25 および図 3.2.2-26 に示す。

銅の材料を無酸素銅にした場合には、外荷重が 10.7 MPa、内外層ギャップが 2 mm 以下の 平蓋構造の処分容器であれば、5 万年経過後のひずみは評価基準を満足するが、同様の条件の 落し蓋構造、あるいは外荷重が大きい場合(25 MPa)や偏圧を考慮した場合には、5 万年経過 後のひずみは評価基準を超過した。一方、銅の材料をリン脱酸銅にした場合には、今回設定 したすべての条件の範囲においては、10 万年経過後のひずみは許容評価基準を満足した。

得られた結果を整理して、以下に示す。

- ・リン脱酸銅の方が無酸素銅よりも構造的に強く、若干のリン(海外で設定された仕様や リン脱酸銅の JIS 規格を参考にすればリンの含有は~150 ppm 程度)の含有に問題がな ければ、リン脱酸銅の使用が好ましい。
- ・無酸素銅を使用する場合には、処分容器の内外層のギャップを2mm以下で製作するとと もに設計に余裕をもたせるために銅外層の板厚をここで設定した40mmから増加させる ことが必要である。
- ・本解析の評価基準は暫定値であり(無酸素銅は材料試験データが不足、リン脱酸銅はSKB、 POSIVAの評価基準を使用)、今後これらの材料についての材料試験などを実施して試験 結果に基づく評価基準値を設定することが必要である。









図 3.2.2-25 リン脱酸銅のひずみ最大値のまとめ(相当クリープひずみ)





①解析の妥当性確認

構造解析の結果は構造評価式を用いた変形や発生応力と比較し、その妥当性を確認した。 以下にその概要を示す。なお、構造評価式は弾性体を前提条件としており、本解析で取扱う 大変形弾塑性解析とは体系が一致しないため、定性的な傾向が一致することの確認を目的と した。

a. 外層蓋の変形

蓋部の変形は外部からの等分布荷重を受ける両端固定の円板における弾性たわみω(変形) は、次式(日本機械学会, 1984)にて示される。

$$\omega = \frac{pa^4}{64D} \left(1 - \frac{r^2}{a^2} \right) \left(\frac{5 + v}{1 + v} - \frac{r^2}{a^2} \right) \qquad \dots \qquad \exists z : 2 - 7$$

ここで、a:外半径(mm)、r:評価半径(mm)、h:板厚(mm)、p:等分布荷重(N mm⁻²)、E:縦弾 性係数(N mm⁻²)、 ν :ポアソン比(-)、D:板の曲げ剛性(N mm)である。この式を用いて銅の外 層蓋の変形量を算出すると、たわみは塑性域に達する 4.5 mm となった。一方、前述のように 内外層のギャップを最も広い4 mm に設定した解析ケース(A-3)の構造解析結果において、外 荷重の作用により外層蓋の中央部が内層に密着する 4 mm 以上のたわみが発生しており、よっ て本解析は妥当な傾向が得られていると判断できる。

b. 外層胴部の変形

構造解析の基本ケースである A-2 の解析条件において、材料特性である応力-ひずみ特性を 弾性体とし、内層を除いた中空円筒構造の体系を設定した解析を実施し、発生応力について
次式(大橋義夫, 1989)に示す厚肉円筒の構造評価式による算出結果と比較を行った。なお、 発生応力の比較を行う場所は、外層胴の内側の長さ方向中央部とした。

$$\sigma_{r} = (\tilde{p}_{1}r_{1}^{2} - \tilde{p}_{2}r_{2}^{2}) - r_{1}^{2}r_{2}^{2}(\tilde{p}_{1} - \tilde{p}_{2})/r^{2},$$

$$\sigma_{\theta} = (\tilde{p}_{1}r_{1}^{2} - \tilde{p}_{2}r_{2}^{2}) + r_{1}^{2}r_{2}^{2}(\tilde{p}_{1} - \tilde{p}_{2})/r^{2},$$

$$\sigma_{z} = 2\nu (\tilde{p}_{1}r_{1}^{2} - \tilde{p}_{2}r_{2}^{2}) + E\varepsilon_{z}.$$

$$\tilde{p}_1 = p_1/(r_2^2 - r_1^2), \qquad \tilde{p}_2 = p_2/(r_2^2 - r_1^2).$$

ここで、E:ヤング率(MPa)、ν:ポアソン比(-)、P₁:内圧(MPa)、P₂:外圧(MPa)、r₁:外層 胴の内半径(mm)、r₂:外層胴の外半径(mm)、r:外層胴の計算位置の半径(mm)である。

比較結果は表 3.2.2-13 に示すとおりであり、解析結果は構造評価式の結果と整合している ことから、解析は妥当であると考えられる。

応力成分	構造評価式(MPa)	解析結果(MPa)
σr	0	-0.2
σθ	-124.9	-124.6
σΖ	-37.5	-36.4

表 3.2.2-13 構造評価式と解析結果の比較(外層胴)

②内外層ギャップの気体条件

本解析では表 3.2.2-9 の解析条件で示したように内外層間のギャップには気体が存在しな いものとし、このギャップの圧力は考慮していない。しかし、構造解析の結果、外層の変形 により内外層間のギャップの容積が5万年後に初期の容積の数%程度まで減少(ケース A-2 に おいて)していることから、初期条件としてこのギャップに空気などの気体が大気圧で存在 していた場合には、ギャップの圧力は大気圧から大きく上昇することが予想される。外層に 生じるひずみは外荷重による外圧とこのギャップの内圧の差圧に依存するため、ギャップの 内圧が上昇すれば、ひずみは今回の解析結果よりも小さくなり、外層の健全性を維持する方 向に作用すると考えられる。なお、このような内圧上昇は内層蓋を密閉構造とし、銅の外層 蓋部の溶接には摩擦攪拌接合法などの大気圧下で施工可能な方法を用いることが前提となる。 内層蓋が密閉構造ではない場合には、このギャップは密閉空間とはならず、内層の燃料集合 体収容スペースへギャップの気体が漏れ出る。また、銅の外層蓋部の溶接に電子ビーム溶接 を用いた場合には内外層間を初期に負圧状態とする必要がある。よって、これらの条件下で は、内外層間のギャップの圧力上昇が緩和されることとなる。現時点では複合容器の銅外層 の蓋構造や溶接方法が未定であることから、最も保守的となるギャップには気体が存在しな いものとした今回の条件設定は妥当であると考えられる。

③海外実施例との比較

外層に銅を用いた複合容器の外層の構造健全性の解析評価例としては、スウェーデンの SKB とフィンランドの Posiva の実施例がある。これらの実施例において外層の銅にリン脱酸銅を 選択しており、ここでは、本解析のリン脱酸銅を銅の材料とした基本的な条件と解析結果に ついて、比較を行い、表 3.2.2-14 に示す。

材料以外の条件が本解析とSKBおよびPosivaでは完全に一致しておらず、発生する最大ひずみの値にも差が生じている。この差の要因については不明であるが、例えば、本解析とSKBの解析においては用いた銅の応力--ひずみ特性などに違いがあることが考えられる。

なお、最大ひずみの発生箇所は、いずれもほぼ同じ外層銅の蓋と胴部の接合部近傍であり、 また、いずれにおいても今回設定した許容クリープひずみの15%は満足している。

項目		頁目	本解析 (ケース D-1)	スウェーデン (SKB)の処分容 器 ^(注 1)	フィンランド (Posiva)の処分 容器 ^(注 2)
	材料	外層胴・外蓋		リン脱酸銅	
		外層胴高さ	4802 mm	4835 mm	4752 mm
		外層胴外径	843 mm	105	0 mm
		外層胴厚さ	40 mm	49	mm
		外蓋厚さ	50 mm	50	mm
冬研	形状	初期ギャップ (内層胴-外層 胴)	2 mm	1.75mm	1 mm
未任		初期ギャップ (内蓋-外蓋)	2 mm	2.52 mm	3.1 mm
	温度	外層胴・外蓋	温度分布考慮	約 75 ℃ ^(注 3)	80 ℃一定
	応力-ひずみ特性		(Sandstrom, et al., 2009)	不明(注3)	本解析と同等
	外荷重		10.7 MPa(均圧)	15 MPa(均圧)	14 MPa(均圧)
	評価期間		10万年	<32 年	10万年
	外層胴・外蓋の減肉		考慮	未考慮	
結果	吉果 最大クリープひずみ		0.8 %	12 %	2.6 %

表 3.2.2-14 本解析と SKB および Posiva との構造解析条件・結果の比較

(注1)スウェーデンの容器仕様詳細およびクリープ評価概要は (Raiko et al., 2010)。

(注 2)フィンランドの容器仕様詳細およびクリープ評価概要は (Holmstrom et al., 2013)。

(注3)スウェーデンの解析条件の一部は明確にされていない(温度:一定か温度履歴考慮か不明、応力-ひ ずみ特性:記載なし)

(6) 人工バリアに対する熱的影響評価

廃棄体の定置方向を堅置きとした場合について、使用済燃料の発熱による人工バリアおよ び周辺岩盤の温度の時間的変化を解析し、緩衝材の許容最高温度を満足する使用済燃料集合 体の処分容器への収容体数や廃棄体の処分坑道への配置条件について求めた。ここで、評価 基準となる緩衝材の許容最高温度はベントナイトの熱的変質防止の観点から100 ℃に設定し た。また、廃棄体は直接処分第1取りまとめ(原子力機構, 2015b)と同様にPWR 燃料集合体 を対象とした。廃棄体の定置方式を横置きとした場合については、すでにこの直接処分第1 次取りまとめにおいて同様の熱物性条件、解析手法や評価基準を用いた解析評価を実施して いる。

解析の実施内容は次の3点とした。

①緩衝材最高温度の岩盤条件、燃料集合体収容体数、坑道離間距離への依存性

②緩衝材許容温度を満足する廃棄体の垂直方向の定置数の確認

③緩衝材最高温度へ緩衝材熱物性値が及ぼす影響の評価

なお、③の評価については、定置方式に着目した影響評価ではないことから、同じく代表 的な条件設定となる直接処分第1次取りまとめでレファレンスとした横置き定置を前提とし た。

1) 解析条件

人工バリアを堅置き定置とした場合の熱解析領域を図 3.2.2-27 に示す。対称性を考慮し て、廃棄体ピッチおよび処分坑道離間距離については 1/2 の体系とした。廃棄体を垂直方向 に複数体定置することを想定し、廃棄体を1体から最大 50 体の範囲に設定できるようにし た。また、人工バリアの上部には矩形形状の坑道エリアを設け、周囲の岩盤とは異なる埋め 戻し材の物性値を設定できるようにした。想定した処分坑道および処分孔のレイアウトと本 解析でパラメータとする条件を図 3.2.2-28 に示す。





図 3.2.2-28 堅置きのレイアウトと熱解析のパラメータ

解析条件について、表 3.2.2-15 に示す。本解析では H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999)と同様に、水理および応力との連成を考慮しない。本解析で用いる使用済燃料集合体を封入する廃棄体、緩衝材、支保工、岩盤などの物性について、表 3.2.2-16 に示す。これらは、すでに実施した横置きの定置方向とした場合の解析条件と同様に H12 レポートと同じ値に設定した。なお、緩衝材ブロックの含水比 25 %の時の物性は緩衝材最高温度へ緩衝材熱物性値が及ぼす影響の評価にて用いた値である。

項目	条件		
解析コード	汎用有限要素法解析コード		
	ABAQUS6.14 (米 Dassault Systems 社)		
廃棄体定置方向	竪置き(解析の①および②)		
	横置き(解析の③)		
廃棄体	・使用済燃料集合体:PWR 燃料(表 3.2.2-1 参照)		
	・処分容器への収容体数;4、2、1体(パラメータ)		
	・処分容器材質;炭素鋼		
	・廃棄体外径寸法		
	径: Φ 1,001 mm(4 体)、 Φ 839 mm(2 体)、 1 体; Φ 605 mm		
	長さ:4,780 mm(4 体、2 体、1 体共通)		
	・使用済燃料の発熱量変化:ORIGEN2.2 解析結果を基に設定		
	(原子力機構, 2015b)(燃料取出し後の地上冷却期間 50 年間)		
緩衝材	・厚さ 700 mm (外側 150 mm はすきま充填材)		
	・許容最高温度; 100℃(評価基準値)		
	・内側 550 mm の緩衝材物性は、保守的に人工バリア定置時の含水状態(含水比;		
	7%)の値に設定(緩衝材最高温度へ緩衝材熱物性値が及ぼす影響の評価		
	においては含水比 25 %の値を設定)		
隙間			
岩盤-緩衝材間	隙間は人上バリア定置後、地下水の浸潤により、短時間で閉塞されることを		
緩衝材-廃棄体間			
支保工	・厚さ100 mm (軟岩のみ考慮とし、硬岩は未考慮)		
岩種	・硬岩および軟岩		
	(解析の②および③は硬岩に限定)		
処分坑道	・幅 5 m ×高さ 10 m (矩形形状)		
	・坑道の埋め戻し材は保守的に緩衝材熱物性値に設定		
処分深度	・ 硬岩 1,000 m、 軟岩 500 m		
境界条件	・地表面温度 15 ℃		
	・深度方向の温度勾配 3 ℃/100 m		
温度観測点	・処分容器表面と緩衝材内面の境界部(処分容器長手方向の中央)		

表 3.2.2-15 熱解析条件

	熱伝導率 ₩ m ⁻¹ K ⁻¹	比熱 kJ kg ⁻¹ K ⁻¹	密度 kg m ⁻³	備考
使用済燃料集合体 処分容器	51.6	0.47	7860	炭素鋼 1)
緩衝材ブロック	0.78	0.59	1712	含水比:7 %、 乾燥密度:1.6 Mg m ⁻³
(ケイ砂 30%混合材) ¹⁾	1.99	1.11	2000	含水比:25 % 乾燥密度:1.6 Mg m ⁻³
すきま充填材 (ベントナイトペレット) ²⁾	0.317	0.15	1270	粒状ベントナイト (< φ 1.7 mm) 含水比: 8.41 %
支保工 3)	2.56	1.05	2350	吹付けコンクリート (無筋コンクリート)
岩盤(硬岩系) ¹⁾	2.8	1.0	2670	
岩盤(軟岩系) ¹⁾	2.2	1.4	2200	

表 3.2.2-16 熱解析で用いる物性値

1) 核燃料サイクル開発機構(1999)

2) 竹ヶ原ほか(2000)

3) 電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構(2005)

2) 解析結果

①緩衝材最高温度の岩盤条件、燃料集合体収容数、坑道離間距離依存

廃棄体ピッチを人工バリアの横置き定置のレファレンス仕様(原子力機構,2015b)である 6.18 mに固定し、岩盤条件、使用済燃料集合体収容体数および坑道離間距離を変化させた時 の緩衝材最高温度を求めた。具体的な条件としては、岩盤条件は硬岩および軟岩、PWR使用済 燃料集合体の収容体数は4体および2体とし、坑道離間距離は20 mから40 mの間を5 mピ ッチで変化させた。解析結果はすでに実施済の横置きの熱解析結果と比較して示した。

図 3.2.2-29 には、PWR 使用済燃料集合体 2 体収容、硬岩系岩盤、処分坑道離間距離 20 mの レファレンス仕様(原子力機構, 2015b)を代表例として緩衝材の最高温度の時間変化解析結 果を示した。緩衝材の温度が最も高くなる場所は、いずれの条件においても緩衝材と廃棄体 が接する部分であった。また、図中には使用済燃料 1 体あたりの発熱量の時間変化について も示してある。結果は 0.1~10 年の期間の温度が上昇する期間や、1000 年から 10 万年にお よぶ温度が低下する期間において、竪置きと横置きで温度に幾分差があるものの、緩衝材の 温度がピークとなる 10~100 年の期間においては、両者の差は小さく、若干横置きの最高温 度が高いもののほとんど同等の温度となった。

図 3.2.2-30 および図 3.2.2-31 に硬岩系岩盤および軟岩系岩盤において、坑道離間距離を 変化させた時の緩衝材温度の最高温度をそれぞれ示す。図中には竪置き定置において、上部 の処分坑道の埋め戻し材の物性を岩盤物性とした条件における結果を比較のために点線にて 示した。これらの結果から、竪置きと横置きで緩衝材の最高温度の差は小さく、緩衝材の最 高許容温度を満足する最大の収容可能体数は竪置きの場合も横置き定置の場合と同様に 2 体 となった。但し、これらの図に示す全条件において、竪置き定置の方が若干最高温度は低く、 また、その温度差は坑道離間距離が大きいほど大きくなる傾向を示している。この温度差が 生じる要因としては、竪置きの場合の人工バリア下部からの放熱分の差と推察できる。横置 き定置では人工バリアは廃棄体ピッチ方向に隙間を空けずに緩衝材同士が接触するように定 置させるため、この接触部分からの放熱が竪置きの場合よりも妨げられることとなる。この ことは、図で示したように竪置きの場合に人工バリア上部に位置する処分坑道の埋め戻し材 を熱伝導率の低い緩衝材物性から熱伝導率が大きな岩盤物性へ変えることにより、緩衝材の 最高温度が下がり、横置き定置の場合との温度差が更に大きくなっていることから裏付けら れる。



図 3.2.2-29 緩衝材温度(廃棄体と接する部分)の時間変化の解析結果 (横置き定置は原子力機構(2015a)の解析結果)



図 3.2.2-30 硬岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度 (横置き定置は原子力機構(2015a)の解析結果)



図 3.2.2-31 軟岩系岩盤における処分坑道離間距離と緩衝材の最高温度 (横置き定置は原子力機構(2015a)の解析結果)

②緩衝材許容温度を満足する廃棄体の垂直方向の定置数の確認

廃棄体ピッチおよび坑道離間距離をそれぞれ 20 mと 40 mに固定し、使用済燃料集合体の 収容体数を、4体、2体、1体のそれぞれについて、垂直方向の廃棄体の定置数を変化させた 時の緩衝材の最高温度を求め、図 3.2.2-32 にその結果を示す。収容体数 4 体の場合には垂直 方向の廃棄体の定置数を1体としても緩衝材の許容最高温度を満足することはできなかった。 一方、収容体数が2体の場合の垂直方向の廃棄体定置数は7体程度、収容体数が1体の場合 の垂直方向の廃棄体定置数は20体程度が可能となった。



図 3.2.2-32 廃棄体垂直方向の定置数と緩衝材最高温度の関係

この図 3.2.2-32 結果を基に、廃棄体ピッチと坑道離間距離の積として求まる面積と処分容 器への収容体数から使用済燃料集合体 1 体当たりの専有面積を算出し、専有面積と緩衝材の 最高温度の関係として整理した結果を図 3.2.2-33 に示す。図中には上記の①で実施した坑道 離間距離を変化させた時の結果、および横置き定置とした場合の結果についても併せて示す。 この図から緩衝材の 100 ℃の許容最高温度を満足するためには、収容体数 2 体では専有面積 が約 60 m²となるが、収容体数 1 体では約 40 m²となり、専有面積が約 30 %低減できること が示されている。なお、この図 3.2.2-33 の解析では、どの条件も坑道離間距離は主要坑道と 処分坑道交差部の空洞の力学的安定性確保のために必要とされる 20 m 以上(原子力機構, 2015b)に設定した。一方、横置き定置の場合も収容体数を 1 体とすれば、堅置きの場合とほ ぼ同じく専有面積は約 44 m²と試算(原子力機構, 2015b)されている。しかしながら、この 場合、廃棄体ピッチを最短の 6.18 m としても坑道離間距離は 7.1 m と短く、上記の 20 m 以 上の坑道離間距離を満足できず、実際には専有面積の低減が困難である。

このように、竪置きの場合には、横置きの場合には難しい深さ方向の空間を利用した垂直 方向への廃棄体定置を行うことで、上記の処分坑道の坑道離間距離の制限を満足して、専有 面積の低減を図ることが可能となる。



図 3.2.2-33 使用済燃料集合体専有面積と緩衝材最高温度の関係 (横置き定置は原子力機構(2015a)の解析結果)

③緩衝材最高温度へ緩衝材熱物性値が及ぼす影響の評価

緩衝材物性は表 3.2.2-16 に示したように緩衝材定置時の 7 %の含水比に固定して保守的な 条件にて熱解析を進めてきたが、緩衝材の処分場への定置後は地下水の浸潤により、時間の 経過とともに含水比率が増加し、それとともに物性値が変化することが予想される。よって、 ここでは緩衝材の物性を緩衝材が飽和した 25 %の含水比における値に設定して熱解析を行い、 得られた緩衝材最高温度を保守的条件の結果と比較することで、緩衝材の物性値が緩衝材の 最高温度へ及ぼす影響の評価を行った。用いた含水比 25 %の緩衝材物性については表 3.2.2-16 に示した。熱伝導率と比熱については、H12 レポートにおいて設定された近似式(核燃料 サイクル開発機構, 1999)を用いて算出した。

図 3.2.2-34 に PWR 燃料集合体を 4 体および 2 体収容した廃棄体を横置き定置した場合の緩 衝材最高温度の坑道離間距離依存性を示す。破線で示す曲線が含水比 25 %の緩衝材物性を用 いた解析結果である。図中には比較のため、含水比 7 %の保守的緩衝材物性値に設定した場合 の解析結果を実線で示す。飽和条件の緩衝材物性値を用いることで、4 体収容の場合に緩衝材 最高温度は約 20~30 ℃低下した。この結果が示すように、含水比に依存する緩衝材の熱物 性が緩衝材の最高温度に及ぼす影響は大きく、緩衝材の許容最高温度を満足して使用済燃料 集合体の処分容器への収容可能体数を増加させるためには、人工バリア定置後に緩衝材を短 時間で飽和状態にコントロールすることが重要であることが分かる。今回の解析結果からは、 使用済燃料集合体 4 体収容の場合においても坑道離間距離を 40 m 以上に設定すれば、緩衝材 の最高温度が 100 ℃を下回ることが予想される。また、この時使用済燃料集合体の専有面積 は約 60 m²となり、図 3.2.2-33 に示した 2 体収容の場合とほぼ同等であり、それゆえ使用済 燃料集合体 1 体当たりの専有面積を低減させる効果はないものの、廃棄体数を半分に減らす ことができるため、処分場の建設や操業に及ぼすメリットは大きいと考えられる。



図 3.2.2-34 飽和状態の緩衝材物性を用いた時の緩衝材最高温度 (含水比 7 %の緩衝材物性の実線は原子力機構(2015a)の解析結果)

(7) 使用済燃料の特性を考慮した処分容器の設計に関わる課題の抽出

ここでは、使用済燃料集合体を処分容器に収容後の廃棄体の健全性に着目して、処分容器 封入時の溶接や溶接後の熱処理が廃棄体に及ぼす熱的影響評価および使用済燃料集合体が処 分容器収容後に破損した場合を前提として、燃料破損が処分容器の健全性に及ぼす影響評価 を行った。

1) 廃棄体に対する熱的影響評価

平成 26 年度に操業時の廃棄体の安全性・健全性に関わる課題の抽出を行い(原子力機構, 2015a)、その結果、廃棄体回収を前提に燃料集合体の健全性維持の観点から、燃料集合体被 覆管のクリープ破損および機械的特性の低下を防止するためには燃料の温度を管理し、許容 温度以下の維持が必要であることを課題の一つとして抽出した。ここでは、この課題につい てさらに検討と調査を継続するものとし、以下を実施する。

①使用済燃料集合体の許容温度の設定についての調査

②溶接および溶接後の熱処理における伝熱解析評価の取組み調査

③熱処理過程における廃棄体への要求事項についての調査と検討

なお、これらの調査・検討結果を基に平成28年度以降において使用済燃料集合体を収容し た廃棄体の溶接および溶接後熱処理時の温度解析評価を計画する。

①使用済燃料集合体の許容温度の設定についての調査

平成 26 年度に燃料集合体の健全性維持の観点にて設定した使用済燃料の許容温度(原子力 機構, 2015a)を表 3.2.2-17 に示す。また、海外での中間貯蔵および地層処分において適用さ れている使用済燃料の制限温度の例について調査した結果を表 3.2.2-18 に示す。海外ではフ ィンランド(直接処分)、米国(中間貯蔵)やスイス(直接処分)で制限温度を設定している。

表 3.2.2-17 国内中間貯蔵における使用済燃料集合体の温度制限(原子力機構, 2015a)

種類	クリープ 制限温度 ^(注1)	水素化物再配向 制限温度 ^(注 2)
BWR(ライナ有)	400°C	300°C
BWR(ライナ無)	400 C	200°C
PWR	320°C	275°C

(注1)累積クリープ歪が1%以下となるための制限温度

(使用済燃料温度の経時変化を考慮して算出したものであり、この温度は地層処 分開始段階での温度制限となる)

(注2)水素化物の再配向による燃料被覆管の機械的特性が低下しない温度

表 3.2.2-18 海外における使用済燃料集合体の温度制限

王	制限温度	備考
米国[NRC] (中間貯蔵)	400°C	 ・全燃料に適用可能 ・クリープおよび水素化物再配向を考慮 ・中間貯蔵中の経年劣化により燃料被覆管が破断しないことや通常貯蔵時/異常時においても燃料を容易に回収できることとした法令要求有
スイス[NAGRA] (地層処分)	400°C	・クリープ破損しない温度
フィンランド [Posiva] (地層処分)	300°C	・燃料の設計温度である原子炉内冷却材温 度

(NRC, 2003) (Johnson et al., 2003) (Raiko, 2013)

②溶接および溶接後の熱処理における伝熱解析評価の取組み調査

操業時においては、処分容器に収容した使用済燃料自体の発熱に加え、外部から入熱が与 えられた際に使用済燃料集合体の温度が最も上昇する可能性がある。この外部入熱プロセス としては、廃棄体封入時の溶接および溶接後熱処理が考えられる。よって、廃棄体の発熱や 外部入熱が廃棄体の温度へ与える影響についての情報収集を目的とし、国内外の伝熱解析評 価の取組みについて調査を行った。

廃棄体封入時の溶接についての国内外の伝熱解析評価の調査結果を表 3.2.2-19 に示す。 これらの事例は炭素鋼処分容器の蓋溶接を対象としたものである。いずれの文献において も、ガラス固化体または使用済燃料の具体的な温度は示されておらず、最高温度は温度コン ター図からの推定値である。初層溶接時に最も高い温度となるが、いずれも表 3.2.2-17 お よび表 3.2.2-18 の許容温度を下回ることが示されている。ただし、TIG 溶接(Tungsten Inert Gas 溶接)を用いる場合には溶接部近傍への予熱(100~200℃)が必要となるため、予 熱分の温度が嵩上げされ、保守的には最高温度が許容温度近くの 250 ℃~400 ℃になる可 能性がある。炭素鋼処分容器の蓋溶接には、TIG 溶接以外に MAG 溶接(Metal Active Gas 溶 接)や電子ビーム溶接も候補として挙げられるが、MAG 溶接は TIG 溶接と同様に 300 ℃程度 の予熱が必要となる。電子ビーム溶接については、予熱が不要であり、他の溶接方法に比べ ると燃料集合体温度上昇の抑制に適した溶接方法と考えられる。

一方、銅の外層と炭素鋼の内層により構成される複合処分容器の外層銅の蓋溶接時の温度 評価例は見当たらない。銅材の溶接には電子ビーム溶接および摩擦攪拌溶接が候補となる が、いずれの方法も予熱が不要であり、溶接が容器内に収容した燃料集合体の温度上昇へ及 ぼす影響は小さいことが予想される。

容器種類	評価実施者	溶接方法	溶接深さ	廃棄物 最高温度	備考
ガラス固化体 オーバーパック (炭素鋼単層)	原環センター (国内)	TIG	190 mm	200 ℃以下 (予熱未考慮)	廃棄物からの
直接処分容器 (炭素鋼単層)	NAGRA (スイス)	TIG	140 mm	150 ℃以下 (予熱未考慮)	発熱を考慮
		電子ビーム		150 ℃以下	

表 3.2.2-19 伝熱評価に係る文献調査概要(蓋溶接時)

次に溶接後熱処理についての国内外の伝熱解析評価の調査結果を表 3.2.2-20 に示す。これ らの事例は炭素鋼のガラス固化体オーバーパックの蓋溶接後の熱処理を対象としたものであ り、使用済燃料を収容した廃棄体を対象とした事例は見つからなかった。複合処分容器につ いては、外層に使用する銅材はオーステナイトステンレス鋼と同じく、焼入れ性がなく、溶 接前後ともに脆性破壊の懸念がないため、一般的に溶接後の熱処理は不要である。また、地 層処分後のクリープ評価例(Holstrom et al., 2013; Purhonen, 2014)においても、電子 ビーム溶接または摩擦攪拌溶接の残留応力の処分容器の健全性維持への影響はないとされて いる。このような理由から複合処分容器を採用しているスウェーデンの SKB やフィンランド の Posiva では銅溶接部の溶接後熱処理は実施されていない。

国内の評価例(原環センター,2013)では、ガラス固化体の制限温度は500 ℃に設定さ れており、表3.2.2-20では収容物の温度はこの制限温度以下であることが示されている。 海外の評価例(Patel et al.,2012)では、ガラス固化体の制限温度は450 ℃に設定され ており、表3.2.2-20では収容物の温度がこの制限温度を超えることが示されている。ま た、これらの収容物の温度は表3.2.2-17および表3.2.2-18に示す国内外の使用済燃料集合 体の制限温度をいずれも超えており、このように溶接近傍を600 ℃程度に加熱・保持する 溶接後熱処理が処分容器に収容された使用済燃料集合体の温度上昇の観点からは最も厳しい プロセスになることが予想される。

容器種類	評価実施者	溶接部熱 処理温度	収容物 ^(注1) 温度	備考
ガラス固化体	原環センター (国内)	600 °C	約 480 ℃	 ・熱処理条件は、JIS Z 3700 「溶接後熱処理方法」(日本 規格協会,2009)を基に設定 ・ガラス固化体の発熱量考 慮
(灰糸鹀牛層)	NAGRA (スイス)	550∼ 600 ℃	473 °C	

表 3.2.2-20 伝熱評価に係る文献調査概要(蓋溶接部の PWHT 時)

(注1) 収容物とは、ガラス固化体または使用済燃料を示す。

③熱処理過程における廃棄体への要求事項についての調査と検討

炭素鋼は、溶接時の熱で硬化・脆化する。このため脆性破壊が課題となる厚板溶接部では 硬化した溶接部の延性・靱性を回復させるための溶接後熱処理の実施が要求されている。ま た、溶接後の熱処理は溶接部の残留応力除去の効果も期待できる。

発電用原子力設備規格 溶接規格(日本機械学会,2014)によると、炭素鋼(候補材であ る SFVC1 を含む P-1 材)においては、溶接部の厚さが 16~38 mm を超える場合、溶接後熱処 理の実施が必要とされている。また、この溶接規格において溶接後熱処理の最低保持温度は 595 ℃以上に規定されている。使用済燃料の中間貯蔵容器に関しても同規格が適用されてい ることから、中間貯蔵容器と共通点や類似性が多いと考えられる使用済燃料直接処分用の処 分容器についても同規格の適用が想定される。これまでに実施した処分容器の設計から、蓋 部の溶接部の厚さとしては、腐食代分の厚さである 40 mm 以上が必要としており、それゆえ 溶接後熱処理の実施が不可欠と考えられる。

2) 燃料破損時の影響評価

使用済燃料集合体が処分容器に収容された後に燃料が破損することを前提に、燃料の破損 が処分容器の健全性に及ぼす影響について検討を行った。処分容器に収容する燃料集合体と しては、健全な燃料に加えて、原子炉運転中に既に一部が破損した燃料(ここでは、リーク 燃料と呼ぶ)についても対象とした。リーク燃料については、原子炉内の水が破損孔から燃 料棒内に浸入し、燃料棒内の空隙部分(プレナム部やペレットと被覆管の隙間、ペレット内 のクラック部分など)に残留しているものとした。この水分が処分容器収容後に処分容器内 に放出されるものとして、その影響についても評価を行うものとした。

①燃料破損が処分容器へ及ぼす影響

燃料の破損が処分容器へ及ぼす影響としては、内圧上昇と内面腐食が考えられる。処分容 器の内圧上昇は、燃料棒内に閉じ込められていたガス状の核分裂生成物や封入ガス(He)が放 出されることで生じる。リーク燃料については、上記のとおり、原子炉内の水が破損孔から 燃料棒内に浸入し、燃料棒内に残留した水分が処分容器内に放出され内圧上昇に寄与するこ とが考えられる。このような残留水分は、燃料集合体を処分容器へ収容する前に真空乾燥な どを行ったとしても、完全に除去することは困難と予想される。

処分容器の内面腐食は、その発生要因として、燃料から処分容器内に放出されるハロゲン 元素やリーク燃料における残留水分が考えられる。また、処分容器内に残留した空気中の窒 素と空気中の水分およびリーク燃料から放出された水の放射線分解により生成した硝酸につ いても内部腐食の発生要因となることが考えられる。

②燃料破損が処分容器へ及ぼす影響の定量評価

処分容器の内圧上昇と内面腐食に着目し、それぞれ内圧上昇量と内面腐食量を試算し、その影響の大きさを定量的に評価した。対象は表 3.2.2-1 および表 3.2.2-2 に示す PWR 燃料集合体を 2 体収容した廃棄体とした。評価方法の概要と評価結果について、表 3.2.2-21 に示す。ここでは、影響の最大値を確認するものとし、処分容器に収容した使用済燃料集合体の全数が破損することを想定した。リーク燃料については燃料のリーク率を 1 %に設定(原子力安全基盤機構, 2005)し、リークした燃料棒内の空隙部分には水が満たされていることを仮定した。

(a)内圧上昇

内圧上昇については、核分裂生成ガス(主に Kr および Xe)と封入ガス(He)の放出と、ア クチニドのα崩壊で生成する He の全量放出、更にはリーク燃料内の残留水分の放出を考慮 しても、内圧上昇量は最大約 1.2 MPa であり、この内圧は地層処分後に静水圧として作用す る 10.7 MPa の外部荷重に比べて十分小さい。また、この内圧は外部荷重より小さいため、 外部荷重が処分容器の構造健全性に及ぼす影響を緩和する方向に作用する。このように、本 試算の結果、燃料破損により発生する処分容器の内圧上昇は、処分容器の構造健全性に影響 がないことを確認した。

(b)内面腐食

内面腐食の要因となるハロゲン元素としてはヨウ素を対象として、全面腐食と局所腐食の 影響を試算した。ヨウ素以外のハロゲン元素(Be、C1、F)の燃料中での生成量はヨウ素の 1/10以下と小さいため、ここでは対象外とした。ヨウ素は燃料と水が接してヨウ素が水に 溶解することで、処分容器内に放出される。よって、ヨウ素による腐食は燃料棒内に水分が 残留したリーク燃料にて発生するものとし、健全な燃料が処分容器に収容された後に破損し た場合のヨウ素の処分容器内への放出は無視した。

内面腐食の発生要因と考えられる放出されたハロゲン元素による腐食、空気として残留する窒素の放射線分解により生成した硝酸による腐食、処分容器やリーク燃料内の残留水による腐食量は、表 3.2.2-21 に示したようにこれらすべて合計しても 100 μ m 程度と小さい。 レファレンスとする処分容器は炭素鋼の構造材として、胴部や蓋部の板厚を 100 mm、燃料 集合体収容スペース間を 50 mm に設定しており、すでに実施した構造解析の結果からも、 100 μ m 程度のわずかな減肉は構造健全性には影響を及ぼさない。したがって、燃料破損に よる内面腐食についても、上記の内圧上昇と同様に、処分容器の構造健全性に影響がないこ とを確認した。

表 3.2.2-21 燃料	破損時の評価結果
---------------	----------

考)	考慮すべき事象 評価方法概要		試算結果
容器内内圧の上昇	 ・FP ガス(主 にKr、Xe)との 全(1)の 全(1)の ・アの (1)の ・アの (1)の<td>(1) 放出ガスによる圧力上昇 $\Delta Pg を次式で算出。$ $\Delta Pg = n \cdot \left(\frac{v \cdot P_{He}}{V} \frac{T}{T_{298}} + \frac{f \cdot N_G \cdot R \cdot T}{V}\right) \cdot 0.098$ ここで、Pg: 圧力(MPa)、n:破損燃料本数、v: プレナム部容積(cc) (約 10)、P_{He}:He 内圧(atm)(約 30)、f:希ガスの放出率(-)(1.0)、 N_G:燃料棒1本あたりの希ガスのモル数。 (2) FP ガスやアクチニドの α 崩壊で生成する He ガスは PWR の ORIGEN 計算結果を基に設定。 (3) 希ガス放出率を 100%とした最大値を算出。 (1) 残留水が全て分解(H₂0→H2+(1/2)0₂)したとして保守的に圧力 上昇 $\Delta Pr = \frac{3}{2} \cdot \frac{w \cdot R \cdot T}{M \cdot V} \cdot 0.098$</td><td>1.2 MPa 内訳は、 ①0.6MPa ②0.6MPa</td>	(1) 放出ガスによる圧力上昇 $\Delta Pg を次式で算出。$ $\Delta Pg = n \cdot \left(\frac{v \cdot P_{He}}{V} \frac{T}{T_{298}} + \frac{f \cdot N_G \cdot R \cdot T}{V}\right) \cdot 0.098$ ここで、Pg: 圧力(MPa)、n:破損燃料本数、v: プレナム部容積(cc) (約 10)、P _{He} :He 内圧(atm)(約 30)、f:希ガスの放出率(-)(1.0)、 N _G :燃料棒1本あたりの希ガスのモル数。 (2) FP ガスやアクチニドの α 崩壊で生成する He ガスは PWR の ORIGEN 計算結果を基に設定。 (3) 希ガス放出率を 100%とした最大値を算出。 (1) 残留水が全て分解(H ₂ 0→H2+(1/2)0 ₂)したとして保守的に圧力 上昇 $\Delta Pr = \frac{3}{2} \cdot \frac{w \cdot R \cdot T}{M \cdot V} \cdot 0.098$	1.2 MPa 内訳は、 ①0.6MPa ②0.6MPa
	より生じたガス	ここで、P: 圧力(MPa) 、V: 容器内容積(L)(集合体1体当たり156 L)、R: 気体定数(=0.082)、T: 温度(K)(423)、w: 水分量(g)、M: 水 の分子量(=18) (2)リーク燃料棒内のプレナム部などの空隙部分が水で満たされて いるとし、破損燃料1本当り、10gの水分の残留を仮定 (3)リークの発生率を1%(原子力安全基盤機構,2005)とし、廃棄 体1体あたり6本の燃料棒でリークが発生し、また、処分容器内の 残留水分を7gと仮定して、合計67gの水分量から内圧上昇量を試 算。	0.02 MPa
処分容器内面腐食	リーク合れていた。 リー場さがンでなった。 のたたに水のたたに水の なのたたに水い 全面腐 (ない)	(1)乾燥状態では、ガス状のヨウ素は鉄上に式1の様に吸着し、その 後、式2の反応によりよう化鉄を生成すると仮定。 $I_{2(g)} \rightarrow I_{2(ad)} \cdot \cdot \cdot \cdot \cdot \cdot (式 1)$ Fe+I ₂ →FeI ₂ · · · · · (式 2) (2)放出されたヨウ素が処分容器内に均一に付着した場合の腐食深 さを算出。放出されるヨウ素量は ORIGEN 計算結果を基に設定。 (3) リークの発生率を 1%、また、リーク燃料からのヨウ素の放出率を 2%と仮定。右記()は全燃料のヨウ素がすべて放出された最大値。	0.00017 μm (0.73 μm)
	リー場さび ク合れン で腐在な (水る 所腐食)	(1) 水分が存在する場合、ヨウ素は水に溶解し、鉄鋼材料で孔食が発 生。Fe とヨウ素との反応を以下に記す。 Fe _(s) →Fe ²⁺ (aq)+2e ⁻ ・・・・(式 3) $I_{2(g)}+2e^{-} \rightarrow 2I^{-} \cdot \cdot \cdot \cdot \cdot (\exists 4)$ $I_{2(g)}+I^{-} \rightarrow I_{3}^{-} \cdot \cdot \cdot \cdot \cdot (\exists 5)$ (2) (式 3) による Fe の溶解によって発生する電子により、(式 4) は、局部電池を構成して進行。 (3) I ⁻ は気中のヨウ素と反応し、I ₃ ⁻ を形成し、I ₃ ⁻ が腐食に寄与。 (4) 全面腐食に孔食係数約 3×10 ⁵ をかけて算出。孔食係数は Taniguchi et al. (2011) のデータを基に設定。 (5) リーク発生率、ヨウ素放出率の条件は全面腐食と同じ。右記() 全燃料のヨウ素がすべて放出された条件の孔食係数は約 800。	50 μm (5.8 μm)
	処残留や射よた腐なが解成に空が解成による腐食	 (1)処分容器内に残留した窒素が全て分解して、硝酸になったとした場合の処分容器の腐食への影響を評価。酸素源は残留酸素と残留水分。(硝酸生成にはリーク燃料の含有水も寄与することを仮定) (2)硝酸に含まれる酸素が全てFeの腐食に寄与し、Fe₃04を生成したと仮定。 (3)右記()は硝酸生成にリーク燃料からの含有水も寄与し、残留窒素がすべて硝酸となった場合を仮定した最大値。 	12 μm (41 μm)
	処分容器の 残留水およ び破損煮燃料 の含有水に よる腐食	(1)酸素源は空気中の残留水分とし、これらがすべて Fe の腐食に寄 与し、Fe ₃ 0 ₄ を生成したと仮定。 (2)右記結果の()はリーク発生率 1%を仮定し、リーク燃料棒内の残 留水分がすべて加わり Fe の腐食に寄与することを仮定した場合。	0.5 μm (4.1 μm)

(8)処分容器設計の総括

平成 25 年度から平成 27 年度までの設計成果と今後の計画について、本事業の成果(原子力機構, 2014:原子力機構, 2015a)に直接処分第1次取りまとめ(原子力機構, 2015b)の成果も加えて表 3.2.2-22 にその概要を整理して示し、以下に総括を記す。

- ・主要条件; PWR 燃料および BWR 燃料の代表的な濃縮度、燃焼度条件のレファレンス燃料を 設計対象燃料として、設計を行った。処分容器については炭素鋼処分容器と共に C-14の 閉じ込め性を考慮したより長寿命の銅と炭素鋼から成る複合処分容器を対象とした。定 置方式については横置きと竪置き定置を設計対象とした。岩盤条件は硬岩および軟岩を 対象とした。PWR 燃料(2体収容)、炭素鋼処分容器、横置き定置、硬岩岩盤の代表的な 条件下における処分容器の設計仕様をレファレンスケースに設定した。
- ・インベントリ;上記のレファレンス燃料について、ORIGEN 計算を実施して、設計用のイ ンベントリを設定した。
- ・臨界;人工バリア中に地下水が浸入して処分容器の腐食が進行し、燃料集合体および処 分容器が破損した保守的な解析体系を設定して臨界解析を行った。実効増倍率の値を用 いた臨界の判定基準を満足するのは、横置きでは PWR 燃料 4 体、BWR 燃料 12 体、竪置 きでは PWR 燃料 1 体、BWR 燃料 4 体であった。
- ・遮へい;最も吸収線量率が高くなる燃料集合体の収容体数および処分容器内配置条件において遮へい解析を実施し、求めた処分容器表面の吸収線量率を基に腐食防止の観点から遮へい容器の必要厚さを100 mmに設定した。また、処分容器内の放射線フラックスから算出した延性脆性遷移温度の上昇量は小さく、放射線脆化がほとんど問題にならないことを確認した。
- ・構造;処分容器の耐圧強度上必要となる板厚(腐食代を除く炭素鋼容器)について、構造 解析手法を用いて確認し、上記の100 mmの遮へい厚さを設定すれば、同時に構造健全性 も維持できることを確認した。また、複合処分容器の銅外層(腐食代)の耐圧性につい て処分容器の内外層の隙間や銅の材料が構造健全性に及ぼす影響を評価した(処分容器 外層以外はレファレンスケースの処分容器仕様を条件として考慮)。銅の材料としては、 無酸素銅よりも構造的に強いリン脱酸銅の使用が好ましく、無酸素銅を用いる場合は処 分容器内外層の隙間を2 mm以下とした製作が必要となることなどの知見を得た。
- ・伝熱;人工バリアおよび周辺岩盤の熱解析を実施し、緩衝材の許容最高温度100 ℃を満足する使用済燃料集合体の最大体数は、横置き定置ではPWR 燃料で2 体、BWR 燃料で6 ~7 体であることを確認した。また、竪置き定置においてもほぼ横置きと同じ温度挙動(PWR 燃料のみ対象として解析)を示したが、竪置きの場合には深さ方向に廃棄体を垂直に複数体定置することにより使用済燃料集合体1体当たりの専有面積を低減できる可能性があることを示した。また、本解析では緩衝材定置時の含水比を前提とした保守的な熱物性を用いているが、定置後に緩衝材を短時間で飽和状態にして、緩衝材の伝熱性を向上させることで収容可能体数を増加できる可能性があることを示した。
- ・製作性;レファレンスケースの処分容器仕様を対象として、処分容器の製作性を検討し、 炭素鋼処分容器は内側の構造や遮へい性を有する部分を鋳造で、外側の腐食代は鍛造と

しそれらを組合せた製作方法を例示した。また、複合処分容器についても炭素鋼と銅の 内外層間の隙間、および蓋の2重構造を着眼点として、容器の構造や製作性を検討し、 課題を抽出した。

- ・操業時の安全・健全性:中間貯蔵施設の規制基準を参考に操業の観点から処分容器に求められる設計要件を抽出した。また、廃棄体の落下解析結果および操業時の使用済燃料の健全性に及ぼす影響因子の検討結果などを基にして、操業面からの処分容器および施設設計の課題を検討した。溶接後の熱処理などの外部の入熱が処分容器や燃料集合体の温度に及ぼす影響は引き続き検討する。使用済燃料集合体が処分容器収容後に破損した場合の内圧上昇や内部腐食の影響は小さく問題にならないことを確認した。
- ・今後の計画:燃料多様性として、対象燃料、濃縮度や燃焼度条件などの範囲を広げた条件において、処分容器の設計仕様に及ぼす影響の評価を行う。また、上記の溶接や溶接後の熱処理の影響など、製作や操業に起因する不確かさや制約条件などが処分容器の仕様や健全性に及ぼす影響についての解析的な評価を行う。

	年度展開	目的	平成 25 年度	平成 26 年度	平成 27 年度	平成 28~平成 29 年 度(計画中)
	燃料	燃料の多様性を考慮して炉 型、燃焼度、濃縮度などの条 件を設定	PWR (レファレンス)	BWR (レファレンス)	PWR/BWR (レファレンス)	 PWR/BWR(濃縮度・ 燃焼度多様性) MOX・研究炉
土要条件	処分容器	炭素鋼処分容器および C-14 の閉じ込めを考慮したより長 寿命の複合容器を対象	炭素鋼	炭素鋼/複合		
	定置方式	横置きおよび竪置きの代表的 方式を対象	横置	横置き		横置き/竪置き
	岩盤条件	硬岩および軟岩系岩盤を対象	硬岩		硬岩/軟岩	
	インベント リ	ORIGEN 計算による設計用イ ンベントリ設定	PWR	BWR	_	多様燃料
	臨界	臨界解析による未臨界維持可 能な収容上限体数の把握	PWR 横置き <u>4 体</u>	BWR 横置き <u>12 体</u>	PWR/BWR 竪置き <u>PWR;1 体</u> <u>BWR;~4 体</u>	多様燃料 横置き/竪置き
	遮へい	遮へい解析による腐食防止の 観点から遮へい容器の必要厚 さを確認	PWR <u>板厚 約60 mm以上</u> <u>(設定値100 mm)</u>	BWR(最大 12 体のみ) <u>板厚 約 70 mm 以上</u> <u>(設定値 100 mm)</u>	BWR(収容配置依存) <u>板厚約75mm以上(10体)</u> <u>(設定値100mm)</u>	多様燃料
設計	構造	構造解析による健全性維持可 能な板厚などの条件の確認	PWR 炭素鋼容器 <u>必要板厚 36 mm 以上</u> (設定值 100 mm)	BWR 炭素鋼容器 <u>必要板厚 24 mm 以上</u> _(設定值 100 mm)_	複合容器(PWR2体)銅外層 健全性維持可能条件把握 リン脱酸銅の使用 内外層ギャップ2mm以下 (無酸素銅)	PWR/BWR 外圧(せん断など) 依存、溶接欠陥影響 など
	伝熱	伝熱解析による緩衝材許容最 高温度を満足する収容体数や 定置レイアウト条件の確認	PWR 横置き <u>2 体</u>	BWR 横置き <u>6~7 体</u>	PWR 竪置き <u>2 体(横置き同等)</u> <u>垂直方向への複数体定置に</u> より専有面積低減可	多様燃料 横置き/竪置き
	製作性	対象とする処分容器の製作方 法の例示と課題抽出	炭素鋼容器 <u>内外層を2重構造化した</u> <u>容器の製作方法を例示</u>	複合容器 内外層間の隙間、蓋の2 重構造を着眼点に製作方 法を例示	_	_
	操 業 時の 安 全・ 健全性		_	容器落下影響 燃料集合体健全性	燃料破損影響検討など <u>燃料破損時の内圧上昇/内</u> <u>部腐食の影響小</u>	燃料温度評価 (溶接影響など)

表 3.2.2-22 処分容器設計の条件および成果の概要

・太字および下線部は成果の概要を示す。

・平成 25 年度の設計成果を基に PWR 燃料(2体収容)、炭素鋼処分容器、横置き定置、硬岩岩盤の代表的な条件下における処分容器の設計仕様をレファレンスケースとして設定する。

3.2.3 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

本項では、3.2.2(3)の処分容器の設計で示した、燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価の今後の重要な検討課題として、燃焼計算による核種組成予測の不確かさや燃焼履歴、燃焼度分布などのパラメータの影響評価および未臨界判定基準値の設定に関する検討を行った。 また、未臨界を担保する方策の一つとして中性子吸収材の必要量および臨界性の評価精度向上のための緩衝材や岩盤を構成する物質の核データについての検討も行った。

(1) 燃焼度クレジット適用時の種々のパラメータの影響評価

本検討では BWR 燃料を収容する BWR 処分容器の仕様(原子力機構, 2015a)を参考に 7 体収 容処分容器を対象とした臨界安全評価において燃焼度クレジットを適用する際に問題となる 燃焼計算による核種組成予測の不確かさや燃焼履歴、燃焼度分布などのパラメータの影響を 評価した。図 3.2.3-1 に対象とした BWR 燃料 7 体収容の処分容器設計を示す。

処分する使用済燃料は、BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の設計条件(原子力機構, 2015a)を考慮し、U-235 濃縮度 4.0 wt%の 9×9 B型 BWR 燃料集合体とし、燃焼度は 45,000 MWd t⁻¹、ボイド率を 70%に設定した。処分容器の条件は、処分容器および燃料集合体の幾何形状 が処分直後のまま維持された健全状態とし、処分容器内に地下水が流入し冠水した状態を想 定した。処分容器の材料は炭素鋼とし、その周りを覆う緩衝材はベントナイトとケイ砂の比 率を 7:3、乾燥密度を 1.6 Mg m⁻³と設定した。

臨界計算で考慮する核種について、既往の文献(日本原子力研究所, 2001;山本ほか, 2015) ではアクチノイドのみを考慮する場合や、アクチノイドおよび核分裂生成物(FP)を考慮す る場合など、複数の組み合わせについて検討を行っており、これらを参考に核種を設定した。 表 3.2.3-1 に燃焼度クレジットで考慮した核種を示す。臨界計算コードは MVP-2.0(Nagaya et al., 2005)を使用し、断面積ライブラリには JENDL-4.0 に基づく MVP 用のライブラリ(奥村 ほか, 2011)を使用した。なお、MVP-2.0 では総ヒストリー数 2000 万ヒストリーを設定した。

マカエッノド	U-234、U-235、U-238、Pu-238、Pu-239、Pu-240、Pu-241、
79974 P	Pu-242、Am-241、Np-237
林八刻牛卡师	Mo-95、Tc-99、Rh-103、Cs-133、Sm-147、Sm-149、Sm-150、
核分裂生成物	Sm-152、Nd-143、Nd-145、Eu-153、Gd-155

表 3.2.3-1 燃焼度クレジットで考慮した核種



図 3.2.3-1 BWR 燃料 7 体収容の処分容器設計

1) 核種組成計算値の不確かさによる実効増倍率への影響

燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価では、燃焼計算により得られた使用済燃料核種 組成を用いるが、この核種組成には数値計算手法やモデリング、核データなどによる不確か さが存在し、臨界計算へ影響を及ぼすことが考えられる。これらの影響を考慮した臨界安全 性の評価を行うため、燃焼計算による核種組成予測の不確かさ(精度)を評価した上で、そ の臨界計算への影響を評価した。

核種組成の予測精度評価は、既往の文献(山本ほか,2015)では、照射後試験(PIE)で測 定された核種の測定値および計算値の比(M/C)を評価することにより行われている。本検討 では、燃焼計算コード SWAT3.1(須山ほか,2009)を使用し、断面積および半減期などの核 データのライブラリに JENDL-4.0 (Shibata et al., 2011)を適用した。SWAT3.1は、連続エ ネルギー法に基づくモンテカルロコードと燃焼計算コード ORIGEN2.2 (Croff, 1983)を統合 したコードであり、モンテカルロ計算による詳細な中性子輸送計算により燃焼時の中性子ス ペクトル変化を正確に扱うことが可能である。SWAT3.1 による核種組成の予測精度評価は、 照射後試験データ(SFCOMPO, 2015)で得られた燃焼後の核種組成の測定値と計算値との比較 により評価した。SFCOMPO に内蔵されている BWR 燃料の照射後試験サンプルのうち、照射履 歴データが明らかになっている Gundremningen 炉および福島第二2号炉、Cooper 炉の3炉心、 32 サンプルを評価対象として精度評価を実施した。表 3.2.3-2 に SWAT3.1 による核種予測精 度を示す。臨界安全評価において重要となる核分裂性核種である U-235、Pu-239、および Pu-241 については、M/C 値の平均値は 1.00~1.03、標準偏差は約 4.1~4.7%であり、良く一 致していることがわかる。

次に、この核種組成の不確かさによる臨界計算への影響評価を、核種の実効増倍率に対す る感度を示す感度係数を使用した評価手法(Gauld, 2001;山本ほか, 2015)によって行った。 感度係数の評価は、SCALE コードの TSUNAMI モジュール(Bowman et al., 2011)を使用し、 処分直後(炉取出し後 50 年)の図 3.2.3-1に示した BWR 燃料処分容器体系における核種毎の 実効増倍率の感度係数を評価した。図 3.2.3-2 に得られた感度係数を示す。この核種毎の感 度係数と燃焼計算コードの精度評価によって得られた核種組成計算値の不確かさが、BWR 燃 料処分容器体系の実効増倍率に与える不確かさ%Δk/kを評価した。核種組成の不確かさによ る実効増倍率への影響を表 3.2.3-3 に示す。表 3.2.3-3 のバイアスによる影響とは、M/C 値 の平均値が 1.0 から外れていることによる影響であり、不確かさによる影響とは M/C 値の平 均値のばらつきによる影響を表している。PWR 燃料を対象とした検討(原子力機構, 2015a) と比較すると、不確かさによる影響は比較的大きい結果となった。ただし、PWR 燃料を対象 とした検討では、処分前の炉取出し直後で評価していることから、本検討より低い影響を示 しているものと考えられる。

1+15	- b /01 #/.	M/C 値*		
修種	試料数	平均值	標準偏差	
Actinide				
U-234	20	0.946	0.043	
U-235	32	1.005	0.048	
U-236	32	1.058	0.044	
U-238	32	1.001	0.004	
Np-237	20	1.079	0.100	
Pu-238	32	1.013	0.101	
Pu-239	32	1.022	0.041	
Pu-240	32	1.031	0.033	
Pu-241	32	1.032	0.047	
Pu-242	32	1.020	0.055	
Am-241	20	1.047	0.160	
Am-243	14	1.067	0.047	
Fission Product				
Tc-99	6	0.854	0.036	
Sm-147	11	1.027	0.044	
Sm-149	11	1.167	0.160	
Sm-150	11	1.055	0.037	
Sm-151	11	1.139	0.063	
Sm-152	11	1.042	0.042	
Nd-143	14	1.000	0.011	
Nd-145	14	0.988	0.005	

表 3.2.3-2 SWAT3.1 による核種組成予測精度

* M/C = 測定值 / 計算值



図 3.2.3-2 BWR 燃料処分容器体系の感度係数

項目実効増倍率への影響(%Δk/k)バイアスによる影響0.6 (0.3*)不確かさによる影響2.9 (1.6*)

表 3.2.3-3 核種組成の不確かさによる実効増倍率への影響

*: PWR 燃料を対象とした検討による影響(原子力機構, 2015a)

2) 燃焼履歴による実効増倍率への影響

減速材のボイド率などの燃焼パラメータの運転中の履歴によっては、中性子スペクトルの 硬化などによって燃料組成が変化し、標準的な燃焼履歴で計算した場合に比べて使用済燃料 の実効増倍率を高く評価する可能性がある。そのため、臨界安全評価においては起こりうる 照射履歴条件を包絡する保守的な値を設定する必要がある。BWR におけるこのような運転パ ラメータは、燃料温度および減速材温度、ボイド率、比出力などが考えられる。このうち、 減速材温度については既往の文献(林ほか, 2001)より、これらの影響を無視することがで きると示唆されていることから、本検討からは除外している。

BWR における運転パラメータは、既往の文献(原子力機構,2015a;奥村ほか,2012)を参 考に標準ケースを設定した上で保守的設定ケースについて設定を行い、その影響を評価した。 表 3. 2. 3-4 に燃焼計算時の運転パラメータの設定を示す。保守設定ケースについては、既往 の文献(U. S. NRC, 2014)を参考に現実的な範囲でパラメータを設定した。なお、ボイド率に ついては、履歴平均ボイド率が70%となるように、燃焼中に50%から90%まで変化をもたせた ボイド率履歴をパラメータとして設定した。

燃焼計算コードには SWAT3.1を使用し、単一燃料セル体系により標準ケースおよび保守設 定ケースの燃焼計算を行い、得られた燃料組成を使用して BWR 処分容器体系における臨界計 算を実施した。臨界計算コードには MVP-2.0を、断面積ライブラリには JENDL-4.0を使用し た。燃焼履歴による実効増倍率への影響については、PWR における燃焼度履歴の実効増倍率 への評価(原子力機構, 2015a) 同様、%Δk/k で評価している。

燃焼履歴による実効増倍率への影響を表 3.2.3-5 に示す。この結果より、ボイド率の保守 的な設定による影響が最大であることが確認できる。

履歴パラメータ	標準ケース	保守設定ケース
燃料温度 (K)	968	1100
比出力 (MW t ⁻¹)	26	45
ボイド率 (%)	70	50-70-90-70-50

表 3.2.3-4 燃焼計算時の運転パラメータの設定

運転パターンは冷却期間なし、一定出力連続運転

項目	実効増倍率への影響(% Δ k/k)
燃料温度 (968→1100 K)	0.3
比出力 (26→45 MW/MTU)	0.3
ボイド率 (70→50-70-90-70-50%)	1.2

表 3.2.3-5 燃焼履歴による実効増倍率への影響

3) 燃焼度分布の考慮による実効増倍率への影響

燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価において、管理指標として使用される燃焼度は、 燃料集合体で平均化された燃焼度を意味している。しかし、本来の燃料集合体は軸方向およ び水平方向に燃焼度分布を有しており、この影響を考慮する必要がある。PWR 燃料における 燃焼度分布による影響に関する既往の検討(原子力機構, 2015a)で示されているとおり、わ が国には燃焼度分布に関する使用可能なデータベースがなく、既往の文献で報告されている 燃焼度分布を参考にして影響を評価することとした。

BWR 燃料の軸方向における燃焼度分布の設定では、OCRWM (OCRWM, 2004) では Grand Gulf Unit 1 および Quad Cities Unit 2、LaSalle Unit1の商業炉における 621 のデータから BWR の保 守的な軸方向燃焼度分布を作成したことが報告されている。この軸方向燃焼度分布を用いて 本検討の設定を行った。図 3.2.3-3 に保守的な軸方向燃焼度分布を示す。

水平方向の燃焼度分布の設定は、PWR 燃料における検討(原子力機構, 2015a)を参考に、 燃料集合体の水平面を半分に分割し、一方を高燃焼度もう一方を低燃焼度として、DOE の技 術報告書(CRWM, 1998)での推奨値である平均燃焼度から±20%の燃焼勾配を設定した。図 3.2.3-4に水平方向燃焼度分布を設定した計算体系を示す。

以上の設定を元に、臨界計算コード MVP-2.0を用いて燃焼度分布を考慮したケースおよび 平均燃焼度一様分布ケースにおける臨界計算を行った。なお、燃焼度分布の考慮による実効 増倍率への影響については PWR 燃料における燃焼度分布の実効増倍率への評価(原子力機構, 2015a) 同様、%Δk/k で評価している。

軸方向および水平方向燃焼度分布の考慮による実効増倍率への影響を表 3.2.3-6 に示す。 この結果より、燃焼度分布は殆ど影響がないことがわかる。軸方向燃焼度分布による影響は、 本検討で用いた保守的な軸方向燃焼度分布が燃焼度 45,000 MWd t⁻¹より低い燃焼度を対象と した分布であったため、影響がなかったものと考えられる。ただし、既往の文献 (Agrenius, 2010)では U-235 濃縮度 4.0 wt%のとき、0.17 % Δ k/k と報告されていることから、概ね一致 しているものと考えられる。水平方向燃焼度分布による影響は、既往の文献 (Agrenius, 2010) によると U-235 濃縮度 4.0 wt%のとき、水平方向燃焼度分布による影響を 0.1 % Δ k/k と報告 されており、本検討においても同様に影響の低い結果となった。







図 3.2.3-4 水平方向燃焼度分布の影響評価モデル

項目	実効増倍率への影響(% Δ k/k)
軸方向燃焼度分布	0.00
水平方向燃焼度分布	0.03

表 3.2.3-6 燃焼度分布による実効増倍率への影響

4) 製造公差による実効増倍率への影響

直接処分の臨界安全評価における不確かさの評価では、処分容器や燃料集合体、緩衝材な ど施工を伴うものの誤差、すなわち製造公差による影響の有無についても検討する必要が考 えられる。既往の文献(Agrenius, 2010)では処分容器および燃料集合体について検討が行 われており、処分容器の製造公差における不確かさについては考慮する必要がないことが報 告されている。また燃料集合体の製造公差については、ペレット直径や UO₂ 密度などについ て評価が行われており、%Δk/k で約 0.2 %程度の不確かさであることが報告されている (Agrenius, 2010)。このことから、処分容器および燃料集合体については実効増倍率への影 響が無視できる範囲とし、本検討から除外した。以上より本検討では、緩衝材の初期設計に おける製造公差の影響について検討する。

直接処分第1次取りまとめ(原子力機構,2015b)によると、直接処分において施工が検討 されている緩衝材はH12レポート(核燃料サイクル開発機構,1999)と同じとし、ベントナ イトとケイ砂の混合率を7:3、乾燥密度は1.6 Mg m⁻³とされている。この緩衝材設計におけ る製造公差に係る使用できる文献がないことから、施工における現実的な範囲でパラメータ を変化させ、緩衝材の製造公差の影響を評価した。

標準ケースは上述の緩衝材の仕様を設定し、ベントナイトとケイ砂の混合率および乾燥密 度を変化させた。混合率については、わが国では高レベル放射性廃棄物に係るH12レポート (核燃料サイクル開発機構,1999)や第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)(以下、「第2次TRUレポート」という)、または原 子力発電環境整備機構(以下、「原環機構」という)のレポート(原環機構,2011)などでは 上述のとおり7:3の混合率を仕様とすることが報告されている。よってこれを基準とし、カ ナダの地層処分において検討されている緩衝材の混合比5:5(原環機構,2004)を変化の上 限として設定した。乾燥密度については、重力充填で乾燥密度1.6 Mg m⁻³以上の高密度で製 造できる可能性が示されており(電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構,2005)、また、 原環機構のレポート(原環機構,2011)では乾燥密度1.8 Mg m⁻³となるように圧縮成型した ものを仕様とすることが報告されていることから、1.8 Mg m⁻³を変化の上限として設定した。 緩衝材におけるパラメータの設定を表3.2.3-7に示す。

表 3.2.3-7 に示したパラメータを用いて緩衝材組成を算出し、臨界計算コード MVP-2.0 を 用いて標準ケースおよび許容誤差ケースにおける BWR 燃料処分容器体系の臨界計算を行った。 計算体系は図 3.2.3-1 と同様とした。なお臨界計算では、処分直後および処分後 11,000 年の 燃料組成を用いた。表 3.2.3-8 に緩衝材の製造公差による実効増倍率への影響を示す。表 3.2.3-8 のとおり、実効増倍率に与える緩衝材の製造公差による影響は殆どなく、無視でき る範囲であるということが示唆された。

パラメータ標準ケース変化上限ケースベントナイトーケイ砂混合比7:35:5乾燥密度 (Mg m⁻³)1.61.8

表 3.2.3-7 緩衝材におけるパラメータの設定

表 3.2.3-8 緩衝材の製造公差による実効増倍率への影響

百日	実効増倍率への影響(% Δk/k)		
	0 年	11,000 年	
ベントナイト−ケイ砂混合比(7:3→5:5)	0.00	0.00	
乾燥密度 (1.6 → 1.8Mg m ^{·3})	0.00	0.03	

緩衝材は湿潤条件

5) 種々のパラメータの影響評価のまとめ

上記の1)~3)をまとめたBWR燃料における種々のパラメータによる実効増倍率への影響を 表3.2.3-9に示す。なお、表3.2.3-9の不確かさの合計については、既往の文献(Agrenius, 2010)を参考に、それぞれ因子が独立であり、かつ最も保守的な条件となる可能性があるこ とを考慮し、単純総和によりそれぞれの実効増倍率への影響を積算した。燃焼履歴による影 響については、表3.2.3-9に示した項目による影響のほかに、運転パターンの不確かさとし て0.2%Δk/kを考慮した(Parks et al., 2000)。BWR燃料における同様の検討を行ったス ウェーデンにおける直接処分の臨界安全評価(Agrenius, 2010)では、燃焼度クレジットに アクチノイドおよび核分裂生成物を考慮した場合において、各影響の合計が7.2%Δk/kと報 告されている。燃料や収納容器などの設計条件や計算条件、影響項目の範囲などに相違はあ るが、概ね一致する結果が得られていることから、本検討における影響評価の結果は概ね妥 当であるものと考えられる。

燃焼度クレジットを適用した臨界安全評価では、多種多様な濃縮度および燃焼度の燃料に 対して未臨界であることを担保する必要がある。本検討では BWR 燃料についてレファレンス ケースを設定し影響評価を示したが、PWR 燃料の影響評価(原子力機構, 2015a) も含めて、 使用済燃料の多様性をどのように考慮するかについて、今後検討する必要があると考えられ る。

項目	実効増倍率への影響(%Δk/k)
核種組成不確かさ	3.5
燃焼履歴	2.0
燃焼度分布	0.0
製造公差	0.0
合計	5.5

表 3.2.3-9 BWR 燃料における種々のパラメータによる実効増倍率の影響

(2) 未臨界判定基準値の設定に関する検討

臨界安全評価において、計算により体系が未臨界であると判定される実効増倍率の基準値、 すなわち未臨界判定基準値は、臨界計算コードおよび断面積ライブラリの計算誤差や臨界計 算に係る不確かさを考慮したうえで設定する必要がある。使用済燃料の直接処分における臨 界安全評価では、通常の核燃料施設とは異なる条件で臨界安全評価を行うことから、新たに 未臨界判定基準値を設定する必要があると考えられる。

国内における核燃料取扱施設や輸送容器などの臨界安全設計においては、臨界安全ハンド ブック(科学技術庁,1988)や臨界安全ハンドブック第2版(日本原子力研究所,1999)を 参考にしている事例が多く、PWR 使用済燃料を対象とした直接処分における臨界安全の検討 (原子力機構,2015a)では臨界安全ハンドブックの安全確保の考え方を踏襲し、未臨界判定 基準値についての検討を実施している。

本検討では臨界安全ハンドブックの考え方および PWR 使用済燃料での検討に従って、BWR

使用済燃料の直接処分を目的とした未臨界判定基準値などに関する検討を実施した。

1)類似性評価による臨界実験データの抽出

実効増倍率がそれ以下であれば未臨界と判断される値である推定臨界下限増倍率の設定 (原子力機構, 2015a)における計算コードおよび断面積ライブラリの精度評価においては、 処分体系を対象とした臨界計算の誤差をできるだけ正確に反映させるため、処分体系と類似 性の高い臨界実験データを使用する必要がある。この様な臨界実験データを類似体系と呼び、 燃料の種類や減速条件、反射条件などが同等あるいは近いもので、結果として計算誤差が同 傾向として現れる体系を指す。使用済燃料を対象とした臨界安全評価においては、燃焼度ク レジットを適用する場合、使用済燃料と類似の体系を解析することで使用する計算システム の精度を評価、すなわち類似性評価をすることが必要となる。類似性評価は SCALE コード (ORNL, 2011)の TSUNAMI-IP モジュールにより評価される相関係数 *C*^k を用いた手法 (Broadhead et al., 2004)が提案されており、PWR 燃料直接処分体系による類似性評価(原 子力機構, 2015a)においても採用されている。

本検討では、上述の TSUNAMI-IP を使用することにより相関係数 C_kを計算し、直接処分時 の BWR 燃料処分容器体系と臨界実験データとの類似性を評価することで計算コードの精度検 証に適切であるかを評価した。米国では、PWR 使用済燃料プールや PWR 使用済燃料輸送容器 などを解析モデルとした類似性の評価が行われている (Scaglione et al., 2012)。この文献 を参考に、臨界安全ベンチマーク実験データベース ICSBEP(OECD/NEA, 2013)より、MOX 系 臨界実験のうち15シリーズ194ケースの臨界実験データを類似性評価の対象として選択した。 類似性評価の対象臨界実験シリーズの概要を表 3.2.3-10 に示す。図 3.2.3-1 に示した BWR 燃料処分容器を想定した処分容器健全および破損状態における相関係数の評価結果を図 3.2.3-5 に示す。なお、破損状態については BWR 燃料集合体を対象とした処分容器の設計(原 子力機構, 2015a)の破損状態における臨界解析モデルを参考に、図 3.2.3-1 で示した7体の 燃料集合体が、処分容器中央に集まって大きな燃料領域を形成する体系とした。ORNLのレポ ート (Scaglione et al., 2012) によれば、相関係数が 0.9 以上であれば精度検証に使用す ることは適切であり、0.8以上では相応に適切であるとみなすことができ、0.8未満の場合に は不適切であるとしている。この指針に基づき、健全状態における MOX 燃料棒体系の臨界実 験158 ケースの相関係数は0.8 以上であり、精度検証に使用する事は相応に適切であると判 断された。また、破損状態における相関係数は殆どが 0.3 を下回る結果となっており、本検 討で対象とした臨界実験ケースは不適切と判断される結果となった。この破損状態における 相関係数については、本検討において対象としていない ICSBEP の実験データなどで相関の高 いものを検討する必要があると考えられる。

臨界実験シリーズ	Pu 富化度 [wt%]	減速材	反射体	ケース数
MIX-COMP-THERM-001	22	Water	Water	4
MIX-COMP-THERM-002	2	Water	Water	6
MIX-COMP-THERM-003	7	Water	Water	6
MIX-COMP-THERM-004	3	Water	Water	11
MIX-COMP-THERM-005	4	Water	Water	7
MIX-COMP-THERM-006	2	Water	Water	50
MIX-COMP-THERM-007	2	Water	Water	5
MIX-COMP-THERM-008	2	Water	Water	28
MIX-COMP-THERM-009	1	Water	Water	6
MIX-COMP-THERM-0011	26	Water	Water	6
MIX-COMP-THERM-0012	8, 15, 30	Polystyrene	Lucite/Plexiglas, None	33
MIX-SOL-THERM-001	22, 23, 96, 97,	Water	Water	13
MIX-SOL-THERM-002	23, 52	Water	Water	3
MIX-SOL-THERM-004	40, 41	Water	Water, Concrete, None	9
MIX-SOL-THERM-005	39, 40, 41	Water	Water, None	7

表 3.2.3-10 類似性評価の臨界実験シリーズの概要



図 3.2.3-5 BWR 燃料処分体系における相関係数の評価結果

2) 推定臨界下限増倍率の設定

上述の類似性評価により、健全状態処分体系との類似性が高く、精度検証対象として適切 であると判断された臨界実験データのうち、60ケースを使用して推定臨界下限増倍率を求め た。臨界計算コード MVP-2.0 および核データライブラリ JENDL-4.0 による臨界実験の解析結 果を表 3.2.3-11 に示す。なお、この MVP-2.0 による計算結果については、JENDL-4.0 に基づ く MVP 用ライブラリの精度評価結果(奥村ほか,2011)より、臨界実験の実効増倍率測定値 については ICSBEP(0ECD/NEA,2013)より引用した。この解析結果をもとに、PWR 燃料にお ける推定臨界下限増倍率の評価(原子力機構,2015a)と同様に臨界安全ハンドブックの評価 手順に従い、統計的手法により推定臨界下限増倍率を設定した。BWR 燃料における推定臨界 下限増倍率の評価結果を図 3.2.3-6 に示す。精度評価によって得られた暫定の推定臨界下限 増倍率は 0.99348 であり 0.98 を上回ることから、BWR 燃料における推定臨界下限増倍率は 0.98 と評価した。

	Experiment (ICSBEP)		Calculation (MVP-2.0 +		
Case ID	Experiment (ICBDEI)		JENDL-4.0)		C/E
	Keff	Uncertainty	Keff	%error (1o)	
MIX-COMP-THERM-001-001	1.0000	0.0025	1.0007	0.0188	1.0007
MIX-COMP-THERM-001-002	1.0000	0.0026	1.0000	0.0198	1.0000
MIX-COMP-THERM-001-003	1.0000	0.0032	0.9989	0.0199	0.9989
MIX-COMP-THERM-001-004	1.0000	0.0039	1.0007	0.0196	1.0007
MIX-COMP-THERM-002-001	1.0010	0.0059	1.0018	0.0171	1.0008
MIX-COMP-THERM-002-002	1.0009	0.0045	1.0037	0.0165	1.0028
MIX-COMP-THERM-002-003	1.0024	0.0029	1.0035	0.0179	1.0011
MIX-COMP-THERM-002-004	1.0024	0.0021	1.0080	0.0148	1.0056
MIX-COMP-THERM-002-005	1.0038	0.0022	1.0057	0.0177	1.0019
MIX-COMP-THERM-002-006	1.0029	0.0024	1.0073	0.0144	1.0044
MIX-COMP-THERM-003-001	1.0000	0.0071	1.0019	0.0183	1.0019
MIX-COMP-THERM-003-002	1.0000	0.0057	1.0024	0.0188	1.0024
MIX-COMP-THERM-003-003	1.0000	0.0052	1.0026	0.0186	1.0026
MIX-COMP-THERM-003-004	1.0000	0.0028	1.0021	0.0190	1.0021
MIX-COMP-THERM-003-005	1.0000	0.0024	1.0025	0.0190	1.0025
MIX-COMP-THERM-003-006	1.0000	0.0020	1.0027	0.0191	1.0027
MIX-COMP-THERM-004-001	1.0000	0.0046	0.9976	0.0174	0.9976
MIX-COMP-THERM-004-002	1.0000	0.0046	0.9981	0.0169	0.9981
MIX-COMP-THERM-004-003	1.0000	0.0046	0.9984	0.0172	0.9984
MIX-COMP-THERM-004-004	1.0000	0.0039	0.9981	0.0177	0.9981
MIX-COMP-THERM-004-005	1.0000	0.0039	0.9990	0.0172	0.9990
MIX-COMP-THERM-004-006	1.0000	0.0039	0.9994	0.0172	0.9994
MIX-COMP-THERM-004-007	1.0000	0.0040	0.9992	0.0171	0.9992
MIX-COMP-THERM-004-008	1.0000	0.0040	0.9993	0.0164	0.9993
MIX-COMP-THERM-004-009	1.0000	0.0040	0.9998	0.0164	0.9998
MIX-COMP-THERM-004-010	1.0000	0.0051	0.9994	0.0157	0.9994
MIX-COMP-THERM-004-011	1.0000	0.0051	0.9993	0.0155	0.9993
MIX-COMP-THERM-005-001	1.0008	0.0022	1.0023	0.0175	1.0015
MIX-COMP-THERM-005-002	1.0011	0.0026	1.0001	0.0182	0.9990
MIX-COMP-THERM-005-003	1.0016	0.0029	1.0073	0.0174	1.0057
MIX-COMP-THERM-005-004	1.0021	0.0028	1.0035	0.0174	1.0014
MIX-COMP-THERM-005-005	1.0026	0.0036	1.0054	0.0169	1.0028
MIX-COMP-THERM-005-006	1.0033	0.0042	1.0036	0.0156	1.0003
MIX-COMP-THERM-005-007 MIX-COMP-THERM-006-001	1.0035	0.0042	1.0048	0.0155	1.0012
MIX-COMPTHERM-006-001	1.0010	0.0031	0.9966	0.0179	0.9970
MIX-COMP-THERM-006-002 MIX-COMP-THEPM-006-002	1.0017	0.0036	0.0086	0.0181	0.0060
MIX-COMP-THERM-006-004	1.0020	0.0030	1 0044	0.0170	0.3960
MIX COMP THERM 000 004	1.0051	0.0044	1.0044	0.0177	0.9993
MIX-COMP-THERM-006-006	1.0040	0.0054	1.0038	0.0163	0.9998
MIX-COMP-THERM-000-000	1.0033	0.0031	1.0015	0.0169	1.0094
MIX-COMP-THERM-007-002	1.0023	0.0030	0.0000	0.0165	0.0075
MIX-COMP-THERM-007-002	1.0024	0.0035	1 0018	0.0105	0.3373
MIX-COMP-THERM-007-004	1.0030	0.0040	1 0008	0.015/	0.9971
MIX-COMP-THERM-007-004	1 0044	0.0061	0.9989	0.0150	0.9946
MIX-COMP-THERM-008-001	0.9997	0.0032	0.9992	0.0165	0.9995
MIX-COMP-THERM-008-002	1.0008	0.0030	1.0005	0.0165	0.9997
MIX-COMP-THERM-008-003	1.0023	0.0038	0.9999	0.0161	0.9976
MIX-COMP-THERM-008-004	1.0015	0.0047	1.0024	0.0154	1.0009
MIX-COMP-THERM-008-005	1.0022	0.0056	1.0026	0.0149	1.0003
MIX-COMP-THERM-008-006	1.0028	0.0065	1.0015	0.0143	0.9987

表 3.2.3-11 MVP-2.0 および JENDL-4.0 による臨界実験の解析結果 (1/2)

Case ID	Experiment (ICSBEP)		Calculation (MVP-2.0 + JENDL-4.0)		C/E
	Keff	Uncertainty	Keff	%error (1o)	
MIX-COMP-THERM-009-001	1.0003	0.0054	1.0030	0.0155	1.0027
MIX-COMP-THERM-009-002	1.0020	0.0049	0.9994	0.0158	0.9974
MIX-COMP-THERM-009-003	1.0035	0.0050	0.9999	0.0163	0.9964
MIX-COMP-THERM-009-004	1.0046	0.0062	0.9992	0.0159	0.9946
MIX-COMP-THERM-009-005	1.0059	0.0074	1.0009	0.0149	0.9950
MIX-COMP-THERM-009-006	1.0067	0.0080	1.0025	0.0142	0.9958
MIX-SOL-THERM-002-001	1.0000	0.0024	1.0039	0.0117	1.0039
MIX-SOL-THERM-002-002	1.0000	0.0024	1.0040	0.0112	1.0040
MIX-SOL-THERM-002-003	1.0000	0.0024	1.0033	0.0116	1.0033

表 3.2.3-11 MVP-2.0 および JENDL-4.0 による臨界実験の解析結果 (2/2)



	値
標本数 n	60
平均 m	1.0000
標準偏差 s	0.0026
パラメータ μ*	2.475
m-µs	0.99348
推定臨界下限増倍率	0.98
* パラメータ µ:非心 t	分布のパラメー
タ。臨界超過確率 2.5%	、信頼度 97.5%
として標本数 n より設す	主。

図 3.2.3-6 BWR における推定臨界下限増倍率の評価結果

3)検討結果のまとめと今後の課題

直接処分時の BWR 使用済燃料における処分容器体系について、臨界実験データを用いて類 似性評価を行った。健全状態においては、対象とした臨界実験データの殆どのデータが精度 評価への使用が相応に適切であると判断された。しかし、破損状態においては、対象とした 全てのデータにおいて不適切と判断される結果となった。この長期変遷により処分容器の破 損を想定した状態については、3.2.2 項の処分容器の設計でも検討されており、臨界安全評 価での考慮については今後検討の余地があると考えられる。この類似性評価によって適切と 判断された臨界実験データを用い、MVP-2.0 および JENDL-4.0 の精度評価を行い、推定臨界 下限増倍率を 0.98 と評価した。

本検討では類似性評価で適切と判断されたデータのうち 60 ケースを対象に精度評価を実施したが、推定臨界下限増倍率の信頼性向上のため、対象データにおける精度評価の拡充を 行う必要があると考えられる。また、本検討で得られた推定臨界下限増倍率をもとに、海外 や国内文献における様々な検討結果を踏まえて、未臨界判定基準値(最大許容増倍率)について今後検討する必要があると考えられる。

(3) 中性子吸収材に関する検討

使用済燃料の直接処分における臨界安全評価の信頼性向上のためには、燃焼度クレジット 適用に伴う不確かさや未臨界判定基準値などを考慮する検討に加え、長期変遷などによる収 納容器破損などにより未臨界性が担保できない可能性も想定する必要がある。その方策の一 つとして、処分する燃料集合体の一部に中性子吸収材を使用することで未臨界性を担保する ことが検討されている。本検討では収納容器体系における中性子吸収材の必要量について検 討し、収納容器の破損状態においても未臨界を担保する最低必要量について評価を実施した。

本検討では、すでに実施した PWR 燃料集合体を対象とした処分容器設計(原子力機構, 2015a)と同様の手法を用いることとした。燃料は 17×17 型 PWR 燃料集合体とした U-235 濃 縮度 4.5 wt%、燃焼度 45,000 MWd t⁻¹、炉取出し後 15,000 年とし、PWR 燃料 4 体の収納容器 を想定した。また、燃焼度クレジットは表 3.2.3-1 に示した核種を考慮した。図 3.2.3-7 に 棒状の燃料と毒物を配列した六角格子セルの幾何形状モデルを示す。燃料棒および毒物棒は 半径 0.41 cm とし、図 3.2.3-7 のように PWR 燃料および毒物、水減速材が配列した領域は全 体が球形となる体系とした。この球形領域を覆う反射体は、3.2.2項で示した処分容器設計 検討で実施された4種類の反射体のうち、最も実効増倍率が高い値となった厚さ70 cmの鉄 反射体を設定した。中性子吸収材となる毒物棒の組成については、濃縮度 0.2 wt%の dep. U02 (劣化ウラン)に Gd₂O₃(ガドリニウム)を加えたものとし、図 3.2.3-7 に示した幾何形状モ デルに対して Gd₂0₃の混合率を変化させることにより中性子吸収材の必要量を検討した。本 検討では収納容器破損時に使用済 UO2燃料と水減速材が最も臨界になりえる割合の最適減速 条件に再配置する仮想的な状態を想定しているが、そのような再配置過程において使用済燃 |料と同様の物質移行挙動を示し再配置することを想定して、毒物棒の組成は希土類元素のガ ドリニウムを添加した劣化ウランを選定している。なお、毒物として考慮したガドリニウム はU02燃料への添加実績も豊富である。中性子吸収材の考慮については図 3.2.3-7のとおり、 六角格子セル内で毒物棒:燃料棒比率を変化させたケースを設定した。計算コードは SRAC2006 システム (Okumura et al., 2007) の衝突確率法モジュールと CITATION をセル計 算と球状計算にそれぞれ使用し、核データライブラリは JENDL-4.0 を用いて計算を実施した。

中性子吸収材を考慮した計算結果を表 3.2.3-12 に示す。毒物棒を考慮しない場合、燃料体 積比(燃料/(燃料+水))が 0.27 のとき最適減速条件となり、通常の核燃料施設などに用 いられている未臨界判定基準値を想定した 0.95 を上回る実効増倍率となった。一方、中性子 吸収材を考慮した場合は、毒物棒:燃料棒が 1:11 の場合では、0.11 wt%のガドリニウム入 り劣化ウラン毒物棒を使用することにより 0.95 を下回る結果となった。これは、ガドリニウ ム入り劣化ウランの毒物棒が使用済燃料の処分後における未臨界性を維持するための中性子 吸収材として有効となる可能性があることを示すものである。また、Gd₂O₃の割合がもっと高 い値であるものとして 1~10 wt%のガドリニウム入り劣化ウラン毒物棒を使用することによ り、より毒物棒の割合が少ない場合でも実効増倍率が 0.95 程度となる結果となった。17×17 型 PWR 燃料集合体における案内管:燃料棒が 25 本:264 本(1本:10.56 本)であることか ら、現実的な処分容器設計において、必要最低量として全案内管に毒物棒を装荷しない、毒 物棒:燃料棒が 1:11 以下の比率であっても中性子吸収材が直接処分における未臨界性を担 保する効果が期待できることが示唆された。今後は、収容本数や BWR 燃料など多様性を踏ま えた中性子吸収材の必要量について検討する必要があると考えられる。



燃料および毒物以外の領域は水で満たされていると想定

図 3.2.3-7 六角格子セルの幾何形状モデル

表 3.2.3-12 中性子吸収材を考慮した PWR 燃料 4 体および水減速材体系の実効増倍率

毒物:燃料棒比	Gd ₂ O ₃ 割合 [wt%]	燃料体積比*	実効増倍率
0	-	0.27	1.031
1:11	0.1	0.28	0.967
	0.11	0.28	0.949
1:23	1.0	0.27	0.951
	5.0	0.26	0.936
	10.0	0.26	0.930
1:29	10.0	0.25	0.951

*: (燃料+毒物) / (燃料+毒物+水)

(4) 岩盤や緩衝材を構成する物質の反射体効果に関する検討

直接処分時の臨界安全評価においては、長期変遷を伴う処分容器の腐食や破損などにより、 人工バリアとして処分容器を覆うことが検討されている緩衝材や、天然バリアとなる岩盤に よる中性子反射体効果が重要となる可能性が指摘されている。この場合、岩盤や緩衝材を構 成する核種の断面積データの精度が重要となるが、そのような物質の反射体効果が測定され た例は少ない。平成26年度は、反射体として岩盤や緩衝材の主成分である二酸化ケイ素(SiO₂) に着目し、水反射体との比較の結果、反射体厚さが十分に厚い場合では通常の臨界安全評価 で仮定される水反射体よりもSiO₂反射体が実効増倍率を大きく評価することを確認した(原 子力機構,2015a)。このことから、SiO₂反射体効果の妥当性を確認するために異なる計算コ ードおよび核データでの計算値を比較するベンチマーク問題を検討した(原子力機構, 2015a)。図 3.2.3-8 にベンチマーク問題におけるSiO₂反射体効果の計算体系を示す。

このベンチマーク問題は、国際ベンチマークとして 2014 年 9 月に OECD/NEA 原子力科学委 員会臨界安全性ワーキングパーティに提案し、了承を得て、2015 年 1 月よりベンチマーク計 算が開始された。そして、2015 年 5 月までに 8 か国 10 機関の参加による様々な計算コード および核データライブラリの計算結果が集められた。ベンチマーク計算に使用された計算コ ードは、MVP、SCALE、MCNP、MONK、MORET の 5 種類、核データライブラリは JENDL、ENDF、JEFF、 CENDL の 4 種類が使用された。このうち、核データライブラリは ENDF が大多数を占めており、 国際的には計算コード SCALE が幅広く使用されていることがわかる。

例として、水減速材および乾燥状態の Si0₂反射体におけるベンチマーク結果を図 3.2.3-9 に示す。各国の参加機関の計算結果について比較を行ったところ、実効増倍率については、 新燃料および使用済燃料のケースともに全参加機関でよく一致する結果となった。また、 Si-28 およびH-1、0-16の反応率においても全参加機関でよく一致する結果となったが、Si-28 については JENDL-3.2や JEF-2.2、ENDF/B-V などの古い核データライブラリを使用した場合、 散乱および捕獲反応率ともに他の結果に比べて若干過大評価する傾向となった。これは、古 い核データライブラリでは Si が天然 Si の扱いしか考慮できないことからこのような傾向が 出たものと考えられる。国際ベンチマーク問題における参加機関によるベンチマーク計算の 比較の結果、異なる計算コードおよび核データを用いた計算においてもよく一致する結果を 得ることができたことから、直接処分の臨界安全評価における Si0₂反射体効果を検討する上 での計算方法および計算システムの妥当性を確認することができた。

今後は、SiO₂反射体効果について、SiO₂または砂などを反射体として使用している臨界実 験を対象に解析することにより、計算コードおよび核データライブラリの精度評価を実施し、 計算結果の妥当性を確認する必要があると考えられる。



図 3.2.3-8 ベンチマーク問題における SiO2 反射体効果の計算体系



図 3.2.3-9 水減速材および乾燥状態の SiO2 反射体におけるベンチマーク結果

3.2.4 緩衝材の設計

(1)概要

使用済燃料を直接処分する場合、対象となる廃棄物は燃料集合体であり、ガラス固化体と 比較すると、放射線量、発熱量、構成物質のほか、廃棄体の仕様(形状、寸法、重量)など が相違する。このため、廃棄体の特徴を考慮して、緩衝材の設計要件を抽出し、これらの設 計要件を満足するように適切に設計を行い、緩衝材の仕様を決定する必要がある。

平成26年度では、軟岩系岩盤環境において人工バリアを横置き定置した場合を対象として 緩衝材の設計を行った。本検討では、硬岩系岩盤および軟岩系岩盤の環境において人工バリ アを竪置き定置した場合を対象として緩衝材の設計を行った。

また、人工バリアの定置方式を堅置き方式とする場合には、廃棄体下部の緩衝材に作用す る荷重が大きくなることから、廃棄体の沈下量がより大きくなる可能性がある。これに対し ては、緩衝材のケイ砂の混合率を増加させる、あるいは乾燥密度を増加させることが対策の 一つと考えられる。そのため、ケイ砂混合率を増加、および乾燥密度を増加させた緩衝材を 対象とした膨潤圧の測定、圧密試験、三軸圧縮試験を実施し、長期力学挙動評価に必要とな る力学特性を取得した。

さらには、処分容器の長寿命化のため、処分容器の腐食代に銅を用いた複合処分容器を使 用した場合の緩衝材の設計に必要となる腐食膨張に関わるパラメータを取得した。

(2) 竪置き方式で定置する場合の緩衝材の設計

1)緩衝材の設計要件

緩衝材の設計要件については、原子力機構(2015b)にまとめられている。基本的な要件、 機能・役割、設計要件を抜粋して表 3.2.4-1に示す。

ここでは、表 3.2.4-1 に示した要件のうち、所要の期間人工バリアの機能維持に対する影響を抑制するための、処分容器の変形の緩和の機能を果たす応力緩衝性の要件と、処分容器の力学的に安定な支持の機能を果たす強度特性の要件に着目して検討を行う。これら二つの設計要件の内容は以下のとおりである。

応力緩衝性:廃棄体埋設後、処分容器の閉じ込め機能が維持される期間、処分容器の腐 食膨張と岩盤のクリープ変形による力学的影響を緩和すること。また、処 分容器の腐食膨張による岩盤に対する力学的影響を緩和すること。

強度特性 : 処分容器および緩衝材の機能が要求される期間、人工バリアの寸法・形状 を維持し、その機能に有害な影響を与えないこと。

本検討では、力学的な数値解析手法を用いて、緩衝材が上記の二つの要件を満足するかどうかの確認を行った。

基本的な要件		機能・役割	設計要件
		地下水の移動の抑制	低透水性
		溶解した核種の収着	収着性
故射州技活	の我行遅延のた	「フロイドの移動の防止」	コロイドフィルトレーシ
成別性修理	の移打建進のた	コロイトの移動の防止	ョン機能
のの安住		地下水環境の変動の緩和	化学的緩衝性
		バリア姓能低下の防止	人工バリア材の性能発揮
			に対する悪影響の抑制
	制作・塩工が可	佐工その仲で生じた险問わじの	自己シール性
	衆行・旭上/ハ 可 能である > レ	施工ての他 (生した隙間などの 素情に上る経衛材機能の確保	締固め特性
人工バリ	肥くめること	几頃による 板倒 物 成 肥 ツ 催 床	強度特性
アが成立	所要の期間人	応力緩衝性による処分容器の変	六
するため	エバリアの機	形の緩和	心刀版裡注
の要件	能維持に対す	処分容器の力学的に安定な支持	強度特性
	る影響を抑制	擾乱に対する自己修復	自己修復性
	すること	緩衝材の変質の抑制	熱伝導性

表 3.2.4-1 緩衝材の設計要件((原子力機構, 2015b)より一部抜粋)

2) 緩衝材の設計にあたってのシナリオと検討ケース

本検討で対象とする人工バリアの仕様は、原子力機構(2015b)のレファレンス仕様を参考 として、PWR使用済燃料集合体2体を封入した炭素鋼処分容器(封入したものが廃棄体とな る)の周囲を厚さ0.7mの緩衝材(乾燥密度1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率30 wt%)が覆うもの とした。また、軟岩系岩盤を対象とした場合は、坑道の力学的安定性の確保のため吹付けコ ンクリートによる支保工を考慮することとした。

本検討では、原子力機構(2015b)の検討で考慮されているシナリオと同様に、岩盤のクリ ープ、廃棄体の沈下、処分容器の腐食膨張を考慮した。表 3.2.4-2 に各シナリオの特徴と、 それを表現するための力学的モデル・手法について示した。

岩盤のクリープに対しては、長期的な3次クリープを考慮するため、岩盤にコンプライア ンス可変型モデルを適用した。また、廃棄体の沈下に対しては、緩衝材に、塑性理論に基づ く粘性土の代表的な構成則である修正 Cam-Clay モデルを適用した。さらには、岩盤のクリー プや処分容器の腐食膨張に起因した緩衝材への荷重の増加による緩衝材の圧密変形について も修正 Cam-Clay モデルを適用した。また、処分容器の腐食膨張については、解析上のテクニ ックとして温度上昇と線膨張係数で表現することとし、処分容器は弾性体モデルとした。
シナリオ	シナリオの特	寺徴	力学的なモデル・手法
岩盤の クリープ	廃棄体 ₩ ₩ ★	坑道の掘削により岩 盤が弾性変形すると ともに、クリープ変 形が起こり、徐々に 緩み域が拡大する。	長期的な3次クリープ を考慮するため、岩盤に コンプライアンス可変 型モデルを適用する。
廃棄体 の沈下	廃棄体 緩衝材 支保工 岩盤	人工バリアを設置し た時点で、廃棄体の 自重により沈下し始 める。	緩衝材に、塑性理論に基 づく粘性土の代表的な 構成則である修正 Cam-Clay モデルを適用 する。
処分容器 の腐食 膨張	使 使 使 使 使 使 使 使 使 使 使 使 使 集体 使 使 集体 使 使 集体 使 使 集体 使 使 集体 使 使 变 使 变 使 变 了 。 在 了 。 在 了 。 。 之 了 。 之 了 。 之 了 。 之 了 。 之 了 。 之 了 。 之 兄 之 一 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之 之	処分容器が酸素や硫 化物などにより腐食 され、腐食膨張変形 を起こす。	処分容器は弾性体モデ ルとする。(腐食膨張は 解析上のテクニックと して温度上昇と線膨張 係数で表現する。)

表 3.2.4-2 考慮したシナリオの特徴と力学的なモデル・手法

3) 設計に用いる解析コードおよび力学モデル

①解析コード

解析には汎用有限要素法解析コード ABAQUS6.14(米 Dassault Systems 社)を用い、人工バリアおよび天然バリアを含めて浸透と応力を考慮した連成解析を行った。

ABAQUS は米国の Rhode Island の HSK 社により開発され、自動車、航空宇宙、工業製品な どの産業で広く用いられている。ABAQUS のプロダクトは、ABAQUS/Standard、ABAQUS/Explicit、 ABAQUS/CFDの3つからなり、本解析では陰解法を用いて有限要素解析を行う ABAQUS/Standard を用いている。

ABAQUS における有限要素法の定式化は仮想仕事の原理に基づく。仮想仕事の原理は、物体が平衡状態にあれば、そこに加えられる微小な仮想変位 *ou* または仮想速度 *ou* によって、物体並びに外力の各々がなす仕事、または一種の仕事率が等置されることを示しており、次式で表わすことができる。

ここで、 Π は公称応力テンソル (Pa)、 δu は仮想変位 (m)、 \tilde{t} は表面力 (Pa)および \tilde{b} は物体力 (N m⁻³)を示す。

ABAQUS は広範囲の応力解析の問題を解析することができるが、本検討では静的応答問題の うち、非線形静的解析を実施している。なお、非線形性は、大変形効果、材料非線形性、接 触や摩擦などの境界非線形性によって生じる可能性があるが、本解析では大変形効果は考慮 していない。非線形つり合い方程式の解法には Newton 法を用いており、各変数の増分に対し てつり合い状態を得るために繰り返し計算が行われる。

ABAQUS では、解析で対象とする事象に応じて構成則のオプションが選択できるようになっ ており、粘性土の塑性変形に対しては修正 Cam-Clay モデルが標準で利用可能である。また、 浸透流についても、ダルシー則に基づいたモデルが標準で利用可能である。一方、岩盤の非 線形な粘弾性挙動を表現するためのコンプライアンス可変型モデルは、ABAQUS の構成則のオ プションにはないことから、ユーザーが作成したサブルーチンとして ABAQUS 中に組み込んだ。 ABAQUS では、選択した構成則に応じて自動で強連成を行い、解析を行う。

②力学モデル

a. コンプライアンス可変型モデル(核燃料サイクル開発機構(1999)に一部加筆)

坑道の長期力学的安定性を検討するためには、岩盤の時間依存性挙動、粘弾性的挙動を考 慮した検討が必要である。岩石は非線形粘弾性挙動を示す材料であるが、岩盤クリープ挙動 に関して提案されている多くの構成方程式は線形粘弾性モデルであり、非線形粘弾性挙動を 解析的に扱うことができるものはほとんどないのが現状である。さらに、岩種によってはク リープ変形による坑道周辺岩盤のひずみは数 10%になり、ひずみ強度破壊点を超える状態と なることも予想されるが、強度破壊点以降の範囲まで適用できるモデルも少ない。ここでは、 大久保らが提案した、非線形粘弾性挙動および強度破壊点以降の挙動を数値解析的に表現可 能なモデルを用いて、岩盤クリープ挙動を検討する。本モデルは、非線形 Maxwell モデルに 相当し、応力を受ける岩盤の各要素のコンプライアンス(ひずみ/応力に相当)が、時間の 経過とともに次第に増加してゆくと仮定したモデルである。このモデルを用いた解析は、有 限要素法により、各要素のコンプライアンスを順次増加させた繰り返し計算を行うことによ って、比較的簡単に時間依存性挙動をシミュレートすることができる(大久保ほか, 1987; 大久保・金, 1993)。構成モデルの概略を以下に示す。

コンプライアンス ω (Pa⁻¹)の増加速度は、そのときの差応力 $\Delta \sigma$ (= $\sigma_{\Gamma} \sigma_{3}$) (Pa)のn乗に比例し、コンプライアンスの増加速度は ω のm乗に比例して加速度的に大きくなると考え、 基礎方程式を次のように仮定する。

$d\omega^*/dt = a \cdot (\Delta\sigma^*)^n \cdot (\omega^*)^m$ $\exists t$	3.2.	4-2
$a = (m/n_0 + 1)^{\{m/(n_0 - m + 1)\}}/t_0$	3.2.	4-3
$\Delta \varepsilon^* = \omega^* \cdot \Delta \sigma^* \cdots \exists \zeta$	3.2.	4-4

 $\omega^*(=\omega/\omega_0)$ 、 $\Delta\sigma^*(=\Delta\sigma/\Delta\sigma_0)$ 、 $\Delta\epsilon^*(=\Delta\epsilon/\Delta\epsilon_0)$ はそれぞれ規格化したコンプライアンス、差応力、差ひずみで、 ω_0 は初期コンプライアンス (Pa⁻¹)、 $\Delta\sigma_0$ は破壊差応力 (Pa)、また、 $\Delta\epsilon_0 = \omega_0 \cdot \Delta\sigma_0$ である。 t_0 (s)は、定ひずみ速度試験でひずみが $\Delta\epsilon_0$ となるまでの所要時間を表す。

破壊条件は、Janach(1977)の式を用い、 σ_c を一軸圧縮強さ(Pa)、 σ_t を一軸引張強さ(Pa)、 σ_3 を周圧(Pa)とすれば次のように書ける。

 $n = (\Delta \sigma_0 / \sigma_c) \cdot n_0$ …… 式3.2.4-6 n_0 は、一軸応力下での nの値である。

破壊の進行にともなうポアソン比νの増加を次式で仮定する。

 $\nu = 0.5 - (0.5 - \nu_0)/\omega^*$ ……式3.2.4-7 ν_0 は、弾性領域で求めたポアソン比である。

b. 修正 Cam-Clay モデル(核燃料サイクル開発機構(1999)に一部加筆)

緩衝材の構成モデルとして、塑性理論に基づいた粘性土の代表的な構成式である修正 Cam-Clay モデルを用いた (Schofield and Wroth, 1968; Roscoe and Burland, 1968)。以下 にモデルの概要を示す。ここで、以下の式では、 λ は圧縮指数、 κ は膨潤指数、 e_0 は初期間 隙比、Gはせん断弾性係数 (Pa)、 S_{ij} は偏差応力 (Pa)、Mは限界状態パラメータ、 η は応力 比、 η_0 は初期応力比である。

材料のひずみを、弾性成分 ϵ_{if} と塑性成分 ϵ_{if} とに分けられるものと仮定する。そのうち、 弾性成分(速度型)については、次式により有効応力 p (Pa)と関係づけている。

また、塑性ひずみ成分は、降伏曲面が滑らかな場合、関連流れ則を適用することにより、 有効応力との関係において、次のように表せる。

$$\dot{\varepsilon}_{ij}^{P} = \Lambda \frac{\partial f}{\partial \sigma_{ij}'} \qquad (\Lambda > 0) \quad \cdots \quad \exists \exists 3. \ 2. \ 4-9$$

ここで、*f*は降伏関数 (Pa)、*A*は正のパラメータで、応力速度(あるいはひずみ速度)に 依存するスカラー量である。塑性変形に対する構成式は、降伏関数 *f*を与えることにより求 められる。

修正 Cam-Clay モデルでは、外力による消散エネルギーと内部摩擦による内部消散エネルギーの関係から、体積ひずみの塑性成分 *ε* √ を硬化パラメータとすると、一般の降伏関数は次のようになる。

最終的に、全体のひずみ(速度型) $\dot{\epsilon}_{ij}$ は、上記の弾性成分 $\dot{\epsilon}_{ij}^{E}$ と粘塑性成分 $\dot{\epsilon}_{ij}^{P}$ の和として、

 $\dot{\epsilon}_{ij} = \dot{\epsilon}^E_{ij} + \dot{\epsilon}^P_{ij}$ ………式3.2.4-11 で与えられる。 以上の関係から、修正 Cam-Clay モデルにおける応力とひずみの関係が求まる。

4) 解析モデル

軟岩系岩盤を例として解析モデルを図 3.2.4-1 に示す。解析対象は、処分容器、緩衝材、 支保工(軟岩系岩盤のみ)、および岩盤とする。人工バリアを堅置き定置した場合は、処分容 器を中心として緩衝材、支保工(軟岩系岩盤のみ)、および岩盤が同心円状に位置することと なるため、軸対象問題として取り扱うことができる。人工バリアの仕様は、原子力機構(2015b) のレファレンス仕様を参考として、PWR使用済燃料集合体 2 体を封入した処分容器の周囲を 厚さ 0.7 mの緩衝材が覆い、堅置き方式で定置されるものとした。また、岩盤部分は、原子 力機構(2015b)の緩衝材の設計に関する解析モデルを参考として、外側境界に掘削などの影 響がおよばないように処分孔の直径の5倍程度までの範囲として、処分孔から約12mの範囲 までをモデル化した。また、深さ方向についても、緩衝材の下端から約12mの範囲までをモ デル化した。



図 3.2.4-1 解析モデル(単位:mm)(軟岩系岩盤)

5)物性値

解析に用いた各物性値を表 3.2.4-3~表 3.2.4-8 に示す。

項目		記号	単位	値	備考
	乾燥密度	ho d	${ m Mg}~{ m m}^{-3}$	1.600	
	間隙比	е	_	0. 676	高治・鈴木 (1999)より クニゲル V1のρ _s =2.7 Mg m ⁻³ 、 ケイ砂のρ _s =2.64 Mg m ⁻³ とし、 混合体のρ _s =2.68 Mg m ⁻³ から間
乾燥密度		λ		0.117	隙比を昇出 西村ほか(2006)より
1.6 Mg m ⁻³ (ケイ砂30%	膨潤指数	κ	_	0.069	西村ほか(2006)より 再載荷時の値
配合)	ポアソン比	ν	_	0.4	高治ほか(1999)より
	限界状態応力比	М		0.630	高治・鈴木(1999)より
	内部摩擦角	φ	deg	16.6	高治・鈴木(1999)より
	先行圧密降伏応力	P_0^*	MPa	0.800	H12レポート*より
	透水係数	K	${ m m~s}^{-1}$	4. 5×10^{-13}	松本ほか(1997)より
	膨潤圧 (初期応力)	$P_{\rm sw}$	MPa	0.5	鈴木・藤田(1999)より

表 3.2.4-3 緩衝材の物性値

※H12 レポートは核燃料サイクル開発機構(1999)

表 3.2.4-4 間隙流体の物性値

項目	記号	単位	値	備考
水の密度	ho w	${ m Mg}~{ m m}^{-3}$	1.0	高治ほか(1999)より

表 3.2.4-5 処分容器の物性値

	項目	記号	単位	値	備考
	密度	ρ	${\rm Mg}~{\rm m}^{-3}$	7.85	高治ほか(1999)より
	ヤング率	Е	GPa	210	高治ほか(1999)より
出主	ポアソン比	ν	—	0.30	高治ほか(1999)より
灰糸	腐食生成物	E -	CD-	105	本間ほか(2002)より
亚叫	ヤング率	EC	GPa	105	健全部に対して 50 %程度小さくなる
	腐食速度		$mm y^{-1}$	0.04	高治ほか(1999)より
	腐食膨張率		倍	3	高治ほか(1999)より須田ほか(1992)を参考

項目	記号	単位	値	備考
設計基準強度		MPa	36.0	支保工は弾性体と仮定するため解析では不使用
ヤング率	Е	MPa	6,000	
ポアソン比	ν	_	0.20	
				電気事業連合会・核燃料サイクル開発機構(2005)
密度	ρ	Mg m ⁻³	2.35	より
				インバート(無筋コンクリート)
天七位粉	V	. –1	1 00 × 10-10	入矢ほか(2004)より
透水馀剱	N	ms	1.80×10	HFSC424
			0.100	入矢ほか(2006)より
间限几	$\mathbb{R}^{ \mathcal{L} }$ e – 0.163	HFSC424の総細孔率(間隙率)14 %より算出		

表 3.2.4-6 支保工(高強度吹付けコンクリート)の物性値

表 3.2.4-7 硬岩系岩盤の物性値(処分深度 1,000m)

項目		記号	単位	値	備考
物理	飽和密度	ρ	${\rm Mg}~{\rm m}^{-3}$	2.67	H12 レポート* HR より
的特	真密度	ho R	${\rm Mg}~{\rm m}^{-3}$	2.7	H12 レポート* HR より
性	有効間隙率	n _e	%	2	H12 レポート* HR より
	一軸圧縮強さ	qu	MPa	115	H12 レポート* HR より
	ヤング率	Е	MPa	37,000	H12 レポート* HR より
	ポアソン比	ν	-	0.25	H12 レポート* HR より
	粘着力	с	MPa	15	H12 レポート* HR より
	内部摩擦角	φ	deg	45	H12 レポート* HR より
七学	引張強度	σ t	MPa	8	H12 レポート* HR より
力字 特性	側圧係数	Ko	-	1.00	H12 レポート* HR
					164/h+0.74 (h:深度[m])より
					ただし K ₀ <1.0 の場合は K ₀ =1.0
	初期公古内力	G	MPa	26.7	H12 レポート* HR
	初朔站直心力	υ _v	Mra	20.7	ρh/100 (≒ρgh/1000)より
	知期水亚内力	<i>a</i> .	MDo	26 7	H12 レポート* HR
	初朔水干心力	0 h	Mra	20.7	$K_0 \cdot \sigma_v \downarrow \vartheta$
水理	法 水	1-	m o ⁻¹	1×10^{-8}	H12 レポート*
特性	边小床数	K	m s †	1 ~ 10	健岩部:10 ⁻¹⁰ ~10 ⁻⁸ m s ⁻¹ より
クリ	大久保モデル	n ₀	_	30	高治ほか(1999)より
ープ	3次クリープ	m	_	20	高治ほか(1999)より
特性	パラメータ	t ₀	S	120	大久保ほか(1987)より

※H12 レポートは核燃料サイクル開発機構(1999)

項目		記号	単位	値	備考
物理	飽和密度	ρ	${ m Mg}~{ m m}^{-3}$	2.20	H12 レポート* SR-Cより
的特	真密度	$ ho_{ m R}$	${ m Mg}~{ m m}^{-3}$	2.7	H12 レポート* SR-Cより
性	有効間隙率	n _e	%	30	H12 レポート* SR-Cより
	一軸圧縮強さ	qu	MPa	15	H12 レポート* SR-C より
	ヤング率	Е	MPa	3, 500	H12 レポート* SR-Cより
	ポアソン比	ν	-	0.30	H12 レポート* SR-Cより
	粘着力	с	MPa	3.0	H12 レポート* SR-C より
	内部摩擦角	φ	deg	28	H12 レポート* SR-Cより
力学	引張強度	σ t	MPa	2.1	H12 レポート* SR-C より
特性	側圧係数	Ko	-	1.07	H12 レポート* SR-C
					164/h+0.74 (h:深度[m])より
	初期鉛直応力	σν	MPa	11	H12 レポート** SR-C
					ρh/100 (≒ρgh/1000)より
	知期水亚広力	G .	MPo	11 8	H12 レポート* SR-C
	初刻水干心刀	0 h	MI a	11.0	К ₀ • σ _v より
水理	透水 (数	k	m s ⁻¹	1×10^{-8}	H12 レポート**
特性		K	III S	1 ~ 10	健岩部:10 ⁻¹⁰ ~10 ⁻⁸ m s ⁻¹ より
クリ	大久保モデル	n_0	-	20	高治ほか(1999)より
ープ	3次クリープ	m	_	5	高治ほか(1999)より
特性	パラメータ	t ₀	S	120	大久保ほか(1987)より

表 3.2.4-8 軟岩系岩盤の物性値(処分深度 500m)

※H12 レポートは核燃料サイクル開発機構(1999)

6)解析条件

①初期条件

緩衝材には膨潤圧 0.5 MPa を初期応力として考慮した。岩盤は深度(硬岩系岩盤の場合は 処分深度 1000 m、軟岩系岩盤の場合は処分深度 500 m)に応じた初期地圧を解析モデルの要 素ごとに設定した。鉛直方向の初期地圧は ρ gh として算出した。なお、ここで用いる ρ は岩 盤の乾燥密度 (Mg mm⁻³)、g は重力加速度 (mm s⁻²)、h は深度 (mm)である。また、間隙水圧 も同様に ρ «gh として深度に応じた間隙水圧を解析モデルの要素ごとに設定した。硬岩系岩 盤におけるモデル上面の計算例を以下に示すとともに、同様に計算した硬岩系岩盤のモデル 下面、軟岩系岩盤のモデル上下面の初期地圧と間隙水圧を表 3.2.4-9 に示す。

・初期地圧(硬岩系岩盤、モデル上面)

 $\sigma_{v_{top}} = \rho gh = 2.6524 \times 10^{-9} \times 9806.65 \times 1000000 = 26.0107$ MPa ……式3.2.4-12 ・間隙水圧(硬岩系岩盤、モデル上面)

 $p_{top} = \rho_w gh = 1.0 \times 10^{-9} \times 9806.65 \times 1000000 = 9.8067 \text{ MPa} \cdots \vec{t} 3.2.4 - 13$

	モデル	深度(GL —m)	1000.00
		初期地圧(MPa)	26.0107
硬岩系		間隙水圧 (MPa)	9.8067
岩盤	エデル	深度(GL —m)	1018.18
	下面	初期地圧(MPa)	26.4836
		間隙水圧 (MPa)	9.9849
軟岩系 岩盤	モデル 上面 	深度(GL —m)	500.00
		初期地圧(MPa)	9.3452
		間隙水圧 (MPa)	4.9033
		深度(GL —m)	518.18
		初期地圧(MPa)	9.6850
	「田」	間隙水圧 (MPa)	5.0816

表 3.2.4-9 初期条件

2境界条件

図 3.2.4-2 に境界条件を示す。モデルの上下面および側面の節点には図中に示した変位固定の境界条件を設定した。また、間隙水圧については、モデル上面および下面に間隙水圧固定の境界条件を設定し、側面は処分孔が平行して掘削されている処分場の一部分を切り出してモデル化していることから、空間の対称性を考慮し非排水条件とした。なお、境界条件は初期条件が設定された後に有効となり、例えば、初期応力場が設定された後に変位固定条件が有効となる。



③外力条件

外力条件として、処分容器の腐食膨張による緩衝材への荷重を設定した。

解析モデル上では、炭素鋼部分と使用済燃料部分を合わせて処分容器としてモデル化して いるが、ここでは使用済燃料部分も含めて腐食膨張するものと仮定し、予め計算した膨張量 に応じた等価な体積ひずみおよび等価剛性を炭素鋼、使用済燃料の区別なく全断面に均一に 与えた。計算方法を図 3.2.4-3 に示し、計算式を以下に示す。なお、腐食膨張量は、解析上 の技法として線膨張係数と温度上昇量で表現した。

処分容器は、処分容器断面において腐食部の断面積が炭素鋼の腐食膨張倍率である3倍と なるように膨張すると仮定する。



腐食前

炭素鋼腐食途中



炭素鋼健全部半径 $R_s = R_0 - D$ 式3.2.4-1
健全部断面積 $A_s = \pi R_s^2$
腐食部断面積 $A_c = \pi \left(R^2 - R_s^2 \right)$ 式3. 2. 4-1
健全部減少分断面積 $A_1 = \pi \left(R_0^2 - R_s^2 \right)$
腐食膨張倍率3倍より、 $A_c = 3A_1$ 式3.2.4-1
従って、 $R^2 - R_s^2 = 3(R_0^2 - R_s^2)$ と表せることから、 式3.2.4-1
腐食膨張による容器半径 $R = \sqrt{3R_0^2 - 2R_s^2}$

ここで、*R_s*:炭素鋼健全部の半径(m)、*R_b*:初期の炭素鋼の半径(m) また、腐食膨張による処分容器の等価ヤング率は以下のように計算される。

腐食膨張による処分容器の等価ヤング率 $E_{eq} = \frac{A_c \cdot E_c + A_s \cdot E_s}{A_c + A_s}$ ……式3.2.4-21

ここで、*E_c*:腐食部ヤング率(GPa)、*E_s*:健全部ヤング率(GPa) 経過年数に対する処分容器半径の増加量(腐食膨張量)を図 3.2.4-4、処分容器の等価ヤ ング率を図 3.2.4-5 に示す。



図 3.2.4-4 経過年数に対する処分容器半径の増加量



図 3.2.4-5 経過年数に対する処分容器の等価ヤング率

7) 解析結果

①変形図

図 3.2.4-6 に、硬岩系岩盤環境における処分容器定置直後、腐食膨張による処分容器半径 の増加量が約 150 mm になる 3 千年経過時点および処分容器が全て腐食(処分容器半径の増加 量が約 300 mm)した 10 万年経過時点の変形図(変形量の表示倍率は 1 倍)を示す。同様に、図 3.2.4-7 に、軟岩系岩盤環境における変形図を示す。時間の経過とともに処分容器が腐食膨 張し、緩衝材が圧縮され変形している。



②緩衝材の最大主応カ分布

図 3.2.4-8 に、硬岩系岩盤環境における処分容器定置直後、3 千年経過時点および 10 万年 経過時点の緩衝材の最大主応力分布を示す。同様に、図 3.2.4-9 に、軟岩系岩盤環境におけ る緩衝材の最大主応力分布を示す。いずれの場合についても、処分容器と接する側の側面中 央部の緩衝材に高い応力が発生している。また、処分容器の下端隅角部に接する位置の緩衝 材に応力集中が発生している。硬岩系岩盤の方が軟岩系岩盤よりも最大主応力が大きい傾向 を示す。



③緩衝材の最小主応力分布

図 3.2.4-10 に、硬岩系岩盤環境における処分容器定置直後、3 千年経過時点および 10 万 年経過時点の緩衝材の最小主応力分布を示す。同様に、図 3.2.4-11 に、軟岩系岩盤環境にお ける緩衝材の最小主応力分布を示す。いずれの場合についても、側面中央部の緩衝材に高い 応力が発生している。また、処分容器の下端隅角部に接する位置の緩衝材に応力集中が発生 している。硬岩系岩盤の方が軟岩系岩盤よりも最小主応力が大きい傾向を示す。



④緩衝材の最大主塑性ひずみ分布

図 3.2.4-12 に、硬岩系岩盤環境における処分容器定置直後、3 千年経過時点および 10 万 年経過時点の緩衝材の最大主塑性ひずみ分布を示す。同様に、図 3.2.4-13 に、軟岩系岩盤環 境における緩衝材の最大主塑性ひずみ分布を示す。いずれの場合についても、処分容器に接 する側に塑性ひずみが発生し、処分容器の上端および下端隅角部に接する位置で大きな塑性 ひずみが発生している。緩衝材は腐食膨張などの荷重により圧密変形していると推定される。



⑤岩盤の合成変位

図 3.2.4-14 に、硬岩系岩盤環境における処分容器定置直後、3 千年経過時点および 10 万 年経過時点の岩盤変位量分布を示す。同様に、図 3.2.4-15 に、軟岩系岩盤環境における岩盤 変位量分布を示す。軟岩系岩盤の方が硬岩系岩盤よりも大きな変位量が発生している。側面 中央部付近で最大値を示し、側面下端部の隅角部で最小値を示す。軟岩系岩盤では、3 千年 経過時点で一度合成変位量が小さくなり、その後合成変位量が大きくなる傾向を示す。



3 - 137

⑥応力比

図 3.2.4-16 に応力比(偏差応力/平均有効応力)と岩盤変位の出力地点を示す。応力比は、 最大主応力が大きい緩衝材側面中央部(以下、「応力比 1」)と、応力集中が発生している処分 容器の下端隅角部に接する位置(以下、「応力比 2」)にて出力した。また、岩盤変位は側面上 端部(以下、「変位 1」)、側面中央部(以下、「変位 2」)、側面下端部(以下、「変位 3」)、底 面中央部(以下、「変位 4」)、底面中心部(以下、「変位 5」)にて出力した。なお、軟岩系岩盤 の変位 1、変位 2、変位 3 は岩盤と支保工の境界位置である。



図 3.2.4-17 に硬岩系岩盤環境における緩衝材の応力経路図を示す。同様に、図 3.2.4-18 に軟岩系岩盤環境における緩衝材の応力経路図を示す。いずれの場合についても、応力比 2 の方が応力比1よりも応力比が大きいことから、緩衝材の側面中央部よりも側面下端部の方が限界状態に近い傾向を示す。限界状態応力比0.63 に対して、最大応力比は硬岩系岩盤環境で0.62 を示しており、極めて限界状態に近い。



図 3.2.4-19 に硬岩系岩盤環境における緩衝材の応力比と処分容器半径の増加量を示す。同様に、図 3.2.4-20 に軟岩系岩盤環境における緩衝材の応力比と処分容器半径の増加量を示す。いずれの場合についても、処分容器定置後 10 年経過から 100 年経過頃にかけて応力比が 0.5 程度まで急上昇し、1,700 年経過頃に最大値 0.62 となり、その後緩やかに応力比は 0.61 程度に減少する。それに対して、処分容器半径の増加量は処分容器定置後 100 年経過時点では 8 mm、1,700 年経過時点では 110 mm、10,500 年経過時点で 307 mm となる。よって、応力比の増加は、処分容器半径の増加に対応しておらず、関連性は大きくないと考えられる。



図 3.2.4-19 緩衝材の応力比と処分容器半径の増加量(硬岩系岩盤)



図 3.2.4-20 緩衝材の応力比と処分容器半径の増加量(軟岩系岩盤)

図 3.2.4-21 に硬岩系岩盤環境における緩衝材の応力比と岩盤の水平変位量、図 3.2.4-22 に緩衝材の応力比と岩盤の鉛直変位量を示す。水平変位量の正値は岩盤側への変位、負値は 緩衝材側への変位を表す。また、鉛直変位量の正値は緩衝材側(上側)への変位、負値は岩盤 側(下側)への変位を表す。変位量1と変位量2の地点では、処分容器定置直後に岩盤側へ水 平変位し、1,000 年経過頃までは水平変位量が+0.4 mm 程度であるが、その後10,000 年経過 頃まで若干岩盤側へ水平変位する傾向を示す。また、変位量4と変位量5の地点では、処分 容器定置直後に岩盤側(下側)へ鉛直変位し、1,000 年経過頃までは鉛直変位量が-0.3 mm 程度 であるが、1,0000 年経過頃まで若干岩盤側(下側)へ鉛直変位する傾向を示す。これらの変位 は、腐食膨張による処分容器半径の増加と調和的であるが、応力比の増加との関連性は大き くないと考えられる。



図 3.2.4-21 緩衝材の応力比と岩盤の水平変位量(硬岩系岩盤)



図 3.2.4-22 緩衝材の応力比と岩盤の鉛直変位量(硬岩系岩盤)

図 3.2.4-23 に軟岩系岩盤環境における緩衝材の応力比と岩盤の水平変位量、図 3.2.4-24 に緩衝材の応力比と岩盤の鉛直変位量を示す。水平変位量の正値は岩盤側への変位、負値は岩盤 緩衝材側への変位を表す。また、鉛直変位量の正値は緩衝材側(上側)への変位、負値は岩盤 側(下側)への変位を表す。変位量1と変位量2と変位量3の地点では、処分容器定置直後に 岩盤側へ水平変位し、1,000 年経過頃までは岩盤クリープの影響により緩衝材側へ水平変位 をするが、その後10,000 年経過頃まで岩盤側へ水平変位する傾向を示す。また、変位量3 と変位量4と変位量5の地点で、処分容器定置直後に岩盤側(下側)へ鉛直変位し、1,000 年 経過頃までは岩盤クリープの影響により緩衝材側(上側)へ鉛直変位をするが、10,000 年 経過頃までは岩盤クリープの影響により緩衝材側(上側)へ鉛直変位をするが、10,000 年 援過頃までは岩盤クリープの影響により緩衝材側(上側)へ鉛直変位をするが、10,000 年 後 りープによって一時的に岩盤が緩衝材側へ変位するためである。また、これらの変位は、腐 食膨張による処分容器半径の増加と調和的であるが、応力比の増加との関連性は大きくない と考えられる。

これらのことから、応力比が増加する要因として、緩衝材からの排水の速さに関連した圧密による緩衝材の変形の時間的な遅れが関係している可能性が考えられる。



図 3.2.4-23 緩衝材の応力比と岩盤の水平変位量(軟岩系岩盤)



図 3.2.4-24 緩衝材の応力比と岩盤の鉛直変位量(軟岩系岩盤)

8)まとめ

硬岩系岩盤環境下ならびに軟岩系岩盤環境下に処分容器を堅置き定置する条件において、 乾燥密度 1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%、厚さ 70 cm の緩衝材は、応力緩衝性と強度特性 の要件を満足するものの、限界状態に極めて近い状態になることが確認された。また、緩衝 材の応力比のピークは、処分容器の腐食膨張量や岩盤クリープによる岩盤の変位量の経時的 な変化とは対応しないことから、緩衝材からの排水の速さに関連した圧密変形量などの要因 との関連性を検討することが課題であると考えられる。

(3) 使用済燃料直接処分における緩衝材の力学特性取得試験

1) 圧密試験

①取得物性値

E密試験における取得物性値を表 3.2.4-10 に示す。取得した物性値を解析パラメータ として、関ロー太田モデル(Sekiguchi and Ohta, 1977)や修正 Cam-Clay モデル(Schofield and Wroth, 1968)などの一般的な粘性土質材料の挙動評価に用いられる構成モデルによ り、処分容器の自重沈下や腐食膨張などの長期力学挙動評価を行う。

表 3.2.4-10 取得物性値(解析パラメータ)

弾塑性パラメータ	
圧縮指数	λ
膨潤指数	κ

②試験条件

a. 供試体の仕様

圧密試験における供試体の仕様を表 3.2.4-11 に示す。試験には Na 型ベントナイトの クニゲル V1[®]とケイ砂(3 号および5 号ケイ砂を乾燥重量で等量混合)を所定の割合で混 合し、静的加圧法を用いて所定の乾燥密度になるように圧縮成型した。圧縮成型後、体 積拘束条件で蒸留水を給水し飽和供試体を作成した。供試体の寸法は直径φ=60 mm、高 さ h=20 mm とし、同一条件で3 試料を同時に実施した。

ベントナイト系材料	Na 型クニゲル V1 [®]
混合材料	3 号ケイ砂,5 号ケイ砂(1:1 混合)
ケイ砂混合率(wt%)	30
乾燥密度(Mg m ⁻³)	1.8
含水比(%)	自然含水比(7~8 %)
供試体寸法 (mm)	直径 60 ×高さ 20
試験温度(℃)	室温 (22±1)
試験溶液	蒸留水

表 3.2.4-11 圧密試験に使用する供試体の仕様

b. 載荷条件

本試験における載荷条件の設定の考え方を表 3.2.4-12 に示す。試験過程は計 16 段階 とし、各段階の載荷応力は対数軸上で載荷応力の間隔が等しくなるように設定した。載 荷過程の初期値は、後述する膨潤圧の測定結果に応じて設定を行った。供試体 No.1 およ び供試体 No.3 における載荷条件を表 3.2.4-13、供試体 No.2 における載荷条件を表 3.2.4-14 に示す。なお、供試体 No.1 および供試体 No.3 の載荷条件は膨潤圧(供試体 No.1 で 1.56 MPa、供試体 No.3 で 1.59 MPa) がほぼ等しいため同一の載荷条件とした。

過程	備考
<u> </u>	膨潤応力が一定とみなせる状態になった時点を初期値として、荷重を上限
戦 们 迥 性	19.6 MPaまで8段階に分けて載荷する。
除荷過程	載荷過程終了後、初期値相当まで荷重を4段階に分けて除荷する。
再載荷過程	除荷過程終了後、再び荷重を上限 19.6 MPa まで4段階に分けて載荷する。

表 3.2.4-12 載荷条件の設定の考え方

表3.2.4-13 供試体No.1および供試体No.3における載荷条件

【載荷過程】											
載荷段階	初期	1段階	2段階	3段階	4段階	5 段階	6段階	7 段階	8段階		
載荷応力(MPa)	膨潤圧	2.1	2.9	3.9	5.4	7.5	10.1	14.2	19.6		
【除荷過程】											
載荷段階	—	1段階	2段階	3段階	4段階						
載荷応力(MPa)	—	10.1	5.4	2.9	1.6			-			
【再載荷過程】	【再載荷過程】										
載荷段階		1段階	2 段階	3段階	4 段階						
載荷応力(MPa)		2.9	5.4	10.1	19.6			-			

【載荷過程】									
載荷段階	初期	1段階	2段階	3段階	4段階	5 段階	6 段階	7 段階	8段階
載荷応力(MPa)	膨潤圧	2.5	3.4	4.6	6.1	8.1	10.9	14.6	19.6
【除荷過程】									
載荷段階		1段階	2段階	3段階	4段階				
載荷応力(MPa)		10.9	6.1	3.4	1.8				
【再載荷過程】									
載荷段階	_	1段階	2 段階	3段階	4段階				
載荷応力(MPa)		3.4	6.1	10.9	19.6			-	

表3.2.4-14 供試体No.2における載荷条件

③試験結果

a. 膨潤圧の測定結果

各供試体に発生した膨潤圧の経時変化を図 3.2.4-25 に示す。各供試体とも給水直後か ら膨潤圧は上昇していきピークに達した後、一旦低下し、再び上昇傾向にあった。No.2 供試体は他に比べてやや高めの膨潤圧で推移した。このような膨潤圧のばらつきは載荷 板と供試体の接触具合や容器側面に発生する摩擦などが原因として考えられるが、これ までの膨潤圧測定結果でもこの程度のばらつきは確認されている(高治・鈴木,1999)。 測定時間は 1500 時間まで設定していたが、1000 時間経過時において、膨潤圧は若干上 昇傾向であるものの一定値に収束したと判断した。これにより供試体はほぼ飽和したと 判断し、膨潤圧測定を終了した。

それぞれの供試体の圧密試験直前の膨潤圧(以後、膨潤圧とはこの値を指す)は、供 試体 No.1 で 1.56 MPa、供試体 No.2 で 1.83 MPa、供試体 No.3 で 1.59 MPa となった。



b. 圧密試験結果

圧密試験結果を表 3.2.4-15 に示す。表には載荷過程、除荷過程、再載荷過程の各段階 における試験時間および各段階試験終了時の供試体の高さを示している。更に、試験終 了後に炉乾燥質量を測定し、下式を用いて算出した各段階の間隙比を合わせて示す。載 荷時間は約5日~23日間であった。試験終了時(再載荷過程4段階終了時)の各供試体 の高さは、供試体 No.1で1.696 cm、供試体 No.2で1.712 cm、供試体 No.3で1.667 cm となった。

$$\mathbf{e} = \frac{H}{H_s} - 1 \qquad \qquad H_s = \frac{m_s}{\rho_s A} \quad \dots \quad \exists 3. 2. 4-22$$

ここに、

e :間隙比、H :各段階終了時の供試体の高さ(cm)

H_s:供試体の実質高さ(cm)、m_s:供試体の炉乾燥質量(g)

A :供試体の断面積 (cm²) (=28.27 (cm²))

ρ_s: 混合材料の密度 (g cm⁻³) (=2.6344 (g cm⁻³))

表3.2.4-15 圧密試験結果

				No. 1			No.2			No.3	
圧密過程	載荷段階	試験時間	供試体高さ	炉乾燥質量	間隙比	供試体高さ	炉乾燥質量	間隙比	供試体高さ	炉乾燥質量	間隙比
		t(h)	H(cm)	$m_{s}(g)$	e (-)	H(cm)	$m_{s}(g)$	e (-)	H(cm)	$m_{s}(g)$	e (-)
	1	336	1.995		0.47	1.995		0.47	1.995		0.47
	2	312	1.964		0.44	1.969		0.45	1.964	101.36	0.44
<u>+1</u>	3	336	1.935		0.42	1.941		0.43	1.929		0.42
載荷	4	312	1.892		0.39	1.906		0.4	1.887		0.39
過 程	5	384	1.844		0.36	1.866		0.37	1.844		0.35
1-1-	6	408	1.800		0.32	1.825		0.34	1.795		0.32
	7	360	1.754		0.29	1.788		0.32	1.749		0.29
	8	408	1.714	101 20	0.26	1.751	101 26	0.29	1.709		0.26
7人	1	264	1.729	101.29	0.27	1.767	101.20	0.3	1.727		0.27
际荷	2	384	1.763		0.3	1.794		0.32	1.758		0.29
過程	3	572	1.817		0.34	1.844		0.36	1.812		0.33
	4	504	1.880		0.38	1.911		0.41	1.875		0.38
再	1	288	1.858		0.37	1.884		0.39	1.853		0.36
載荷	2	336	1.811		0.33	1.818		0.34	1.797		0.32
過	4	312	1.754		0.29	1.763		0.3	1.725		0.27
桯	4	312	1.696		0.25	1.712		0.26	1.667		0.22

表 3.2.4-13、表 3.2.4-14 に示した各供試体の載荷応力と表 3.2.4-15 に示した各供試体の各載荷段階の間隙比を用いて、e-logP 関係(間隙比-載荷応力関係)の整理を行った。図 3.2.4-26 に e-logP 曲線図を示す。各供試体にばらつきがあり、特に供試体 No.2 は載荷初期から他の 2 つの供試体に比べて圧密沈下量が相対的に小さくなり、載荷、除荷、再載荷の全過程で上にシフトしたような挙動となった。また、供試体 No.2 と供試体 No.3 において、再載荷過程の3 段階目以降の圧密沈下量が大きく、載荷過程 8 段階終了時の間隙比と再載荷過程 4 段階終了時の間隙比にばらつきが生じる結果となった。以上のように供試体間の若干のばらつきはあるが、全体的には定量的に概ね同様の挙動であった。供試体間の挙動のばらつきの原因として、クリープや装置の特性、壁面摩擦などの要因が考えられるが、明確な原因を追求するにはより詳細な検討が必要である。

図 3.2.4-26 に示す e-logP 曲線図の載荷時および再載荷時の曲線部に平均的な傾きと なるよう直線を引き、下式を用いて圧縮指数λおよび膨潤指数κを算出した。その結果、 圧縮指数はλ=0.22、膨潤指数はκ=0.16 となった。本試験結果における e-logP 関係は 非線形性を示したため、曲線上のどこの傾きを取るかで、圧縮指数λ、膨潤指数κは大 きく異なることに留意する。圧縮指数λ、膨潤指数κについては非線形性などの問題を 踏まえて、さらに詳細に検討していく必要があると考えられる。

$$\lambda(\kappa) = \frac{e_a - e_b}{\log(\frac{P_b}{P_a})} \quad \dots \quad \exists 3. 2. 4-23$$

ここに、

 λ : E縮指数、 κ : 膨潤指数

ea: 直線部 a 点の間隙比、eb: 直線部 b 点の間隙比

Pa: 直線部 a 点の載荷応力 (MPa)、Pb: 直線部 b 点の載荷応力 (MPa)



2) 三軸圧縮試験

①取得物性値

緩衝材の設計における応力集中部の応力経路図からせん断破壊の有無を検討するため に、緩衝材の力学的な限界状態を表す「限界状態パラメータ M」、「内部摩擦角φ'」を 取得した。

2試験内容

a.供試体の仕様

三軸圧縮試験の供試体の仕様を表 3.2.4-16 に示す。試験には Na 型ベントナイトのク ニゲル V1[®]とケイ砂(3 号および5 号ケイ砂を乾燥重量で等量混合)を所定の割合で混合 し、静的加圧法を用いて所定の乾燥密度になるように圧縮成型した。圧縮成型後、体積 拘束条件で蒸留水を給水し飽和供試体を作成した。供試体の寸法は直径 φ =50 mm、高さ h=100 mm とした。

ベントナイト系材料	Na 型クニゲル V1 [®]
混合材料	3 号ケイ砂,5 号ケイ砂(1:1 混合)
乾燥密度 (Mg m ⁻³)	1.8
ケイ砂混合率(wt%)	30
含水状態	蒸留水を3ヶ月以上加圧給水したもの
寸法 (mm)	直径 50×高さ 100

表 3.2.4-16 三軸圧縮試験の供試体の仕様

b. 試験条件

地盤工学会基準 JGS 0523-2009 の試験手順に準拠して表 3.2.4-17、表 3.2.4-18 の条 件で圧密非排水三軸圧縮試験を行った。三軸圧縮試験時の背圧は、供試体の仕様に対す る膨潤圧相当の 1.3 MPa とした。また、圧密応力は 2.0 MPa から 0.5 MPa 毎に 4.5 MPa までの 6 条件とした。圧密の終了は 3t 法を用いて判断した。三軸圧縮試験の載荷速度は 0.01 mm min⁻¹ (ひずみ速度 $\varepsilon_a \Rightarrow 0.01$ % min⁻¹) で軸ひずみ $\varepsilon_a = 15$ %に達するまで載荷し た。

試験温度(℃)	20 ± 1
背圧(MPa)	1.3 (膨潤圧相当)
圧密条件	表 3.2.4-18 参照
· · · / 库· 十· · ·	軸変位速度制御(軸変位速度=0.01 mm min ⁻¹)
せん例万伝	軸ひずみεa=15 %に達するまで載荷

表 3.2.4-17 圧密非排水三軸圧縮試験の条件

表 3.2.4-18 圧密条件

試験番号	1	2	3	4	5	6
圧密応力(MPa)	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5

③試験結果

表 3.2.4-19 に三軸圧縮試験に用いた供試体の圧密前(初期状態)と圧密後の体積や乾燥密度などの状態を示す。また、図 3.2.4-27 に三軸圧縮試験時の軸ひずみに対する軸差応力と間隙水圧増分を示し、表 3.2.4-20 に三軸圧縮試験結果を示した。図より、軸差応力はいずれの場合も載荷に伴い増加し、破壊(図中〇)した後は徐々に減少した。一方、間隙水圧は増加傾向であり、軸差応力が減少に転じた後も増加傾向を維持した。

	試験番号	1	2	3	4	5	6
(初 _下	圧密応力 (MPa)	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5
	体積 (cm ³)	198.62	198.56	198.38	198.06	198.83	199.25
期 <u>一</u> 状密	乾燥密度 (g cm ⁻³)	1.776	1.770	1.774	1.774	1.772	1.767
態	含水比(%)	19.4	19.8	19.6	19.7	19.1	19.5
	間隙比	0.523	0.528	0.525	0.525	0.527	0.531
	体積変化 (cm ³)	2.94	2.79	3.51	4.11	8.71	9.94
厈	体積 (cm ³)	195.68	195.77	194.87	193.95	190.12	189.31
密	乾燥密度 (g cm ⁻³)	1.802	1.795	1.806	1.813	1.854	1.860
後	体積ひずみ(%)	1.48	1.41	1.77	2.08	4.38	4.99
	間隙比	0.501	0.507	0.498	0.492	0.459	0.454

表 3.2.4-19 圧密前後の供試体の状態



図 3.2.4-27 軸ひずみに対する軸差応力と間隙水圧増分

試験番号	1	2	3	4	5	6
圧密応力 (MPa)	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5
B 值	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
破壊時の軸差応力 (MPa)	0.77	0.78	0.85	0.89	1.00	1.20
破壊ひずみ (%)	6.28	6.78	6.63	7.04	5.95	5.61
破壊時の間隙水圧 (MPa)	0.82	0.95	1.11	1.39	1.45	1.56
せん断応力比	1.06	1.22	1.31	1.56	1.45	1.30
破壊時の平均有効応力 (MPa)	1.70	2.07	2.46	2.71	3.21	3.74

表 3.2.4-20 三軸圧縮試験結果

図 3.2.4-28 に有効応力経路図を示す。有効応力経路は図中右側に凸型を示し、一般的

には正規圧密時に見られる応力経路を示した。図中の○は、破壊時点の軸差応力を表す。 表 3.2.4-21 に破壊時の平均有効応力と破壊時の軸差応力から求めた限界状態パラメー タMと内部摩擦角 φ'を示す。



図 3.2.4-28 有効応力経路

表 3.2.4-21 限界状態パラメータ M と内部摩擦角 φ'

限界状態パラメータ M	0.34
内部摩擦角φ'(deg)	9.2

3)保水性試験

①取得物性值

緩衝材は、埋設後に周辺岩盤から地下水の供給を受け徐々に飽和する。それに伴い緩 衝材の膨潤圧力が発生するとともに、廃棄体から発せられる熱を周辺岩盤に伝える熱伝 導率などの物性が変化する。これらの再冠水時の人工バリア周辺の挙動は熱-水連成解析 などで評価される。本試験では、その際に用いられる緩衝材の水分ポテンシャルを測定 した。

②試験内容

a. 供試体の仕様

保水性試験の供試体の仕様を表 3.2.4-22 に示す。試験にはあらかじめ水分調整をした Na 型ベントナイトのクニゲル V1[®]とケイ砂(3 号および 5 号ケイ砂を乾燥重量で等量混 合)を所定の割合で混合し、静的加圧法を用いて所定の乾燥密度になるように圧縮成型 した。供試体の寸法は直径 ϕ =50 mm、高さ h=100 mm とした。

ベントナイト系材料	Na 型クニゲル V1 [®]
混合材料	3 号ケイ砂,5 号ケイ砂(1:1 混合)
乾燥密度 (Mg m ⁻³)	1.8
ケイ砂混合率 (wt%)	30
含水比	表 3.2.4-23 参照
寸法 (mm)	直径 50×高さ 100

表 3.2.4-22 保水性試験の供試体の仕様

表 3.2.4-23 含水比

試料番号	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4
クニゲル V1 [®] の初期含水比(%)	8.0	13.9	16.4	20.9
ケイ砂混合後の初期含水比(%)	5.7	9.8	11.6	14.7
試験後の含水比(%)	5.66	8.92	10.78	13.80

b. 試験条件

地盤工学会基準 JGS 0151-2009 の試験手順に準拠して、サイクロメーター法(露点法) を用いて表 3.2.4-24 の温度条件で水分ポテンシャルの測定を行った。

露点法とは、空気中で物体を冷却して表面に露ができ始めるときの温度(露点)から 湿度を求めるものである。露点となった物体に接している空気は飽和状態であり、その 水蒸気の分圧は露点の飽和水蒸気圧に等しい。純水の状態(固相、液相、気相)は温度 と圧力で定めることができ、蒸気圧曲線は温度と圧力の関数であることから、露点温度 に対する蒸気圧が一元的に決まる。周囲の温度における飽和蒸気圧との差から蒸気圧の 比が求まり、これが相対湿度となる。

試験番号	1	2	3	4	5	6	7	8
測定回数	1回目(温度上昇)				2回目(温度低下)			
温度(℃)	25	45	60	80	80	60	45	25

表 3.2.4-24 温度条件

③試験結果

表 3.2.4-25、図 3.2.4-29 に水分ポテンシャルの測定結果を示す。水分ポテンシャル は負の圧力で表される。含水比が低いと水分ポテンシャルは低い値を示し、含水比が高 いと水分ポテンシャルは高い値を示した。また、温度が高いと水分ポテンシャルは含水 比に応じて大きく変化し、温度が低いと含水比に応じた変化が小さくなる傾向を示した。

試料番号			No. 1	No. 2	No. 3	No. 4
試験後の含水比(%)			5.66	8.92	10.78	13.80
各温度における	1 回 目	25 °C	-8.40	-8.13	-8.00	-8.00
		45 °C	-10.13	-9.80	-9.47	-6.93
		60 °C	-11.8	-11.47	-11.13	-6.27
		80 °C	-13.47	-13.07	-	-2.47
(MD ₂)	2 回 目	80 °C	-13.47	-13.20	_	-5.60
(MI d)		60 °C	-11.76	-11.47	-	-6.80
		45 °C	-10.80	-	-9.73	-7.33
		25 °C	-8.80	-8.13	-7.93	-8.40

表 3.2.4-25 水分ポテンシャル測定結果



図 3.2.4-29 水分ポテンシャル測定結果

4) まとめ

使用済燃料直接処分における緩衝材の力学特性取得試験として、圧密試験、三軸圧縮 試験、保水性試験を実施した。得られた成果および課題を以下に示す。

圧密試験については、乾燥密度 1.8 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の供試体において、 緩衝材の物性値のうち弾性パラメータである圧縮指数 λ および膨潤指数 κ を e-logP 曲 線図から求めた。その結果、圧縮指数は $\lambda = 0.22$ 、膨潤指数は $\kappa = 0.16$ となった。本試 験では各供試体間の挙動のばらつきが生じたが全体的には定量的に概ね同様の挙動であ った。

挙動のばらつきの原因としてクリープの影響が考えられる。また、装置の特性、壁面

摩擦などの要因も考えられるが、明確な原因を追求するにはより詳細な検討が必要であ る。また、圧縮指数λ、膨潤指数κについては非線形性などの問題を踏まえて、さらに 詳細に検討していく必要があると考えられる。

三軸圧縮試験については、乾燥密度 1.8 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の供試体におい て、有効応力経路から限界状態パラメータ M と内部摩擦角 ¢ 'を求めた。試験結果として 限界状態パラメータ M=0.34 が得られたが、乾燥密度 1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt% の供試体で得られている M=0.63(高治・鈴木, 1999)の半分程度であり、せん断破壊しや すい傾向となった。また、その有効応力経路は、軸差応力が 0 MPa の状態からせん断を 開始するといずれの供試体においても平均有効応力が増加し、その後減少する傾向を示 す。一方、乾燥密度 1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の有効応力経路は、平均有効応力 が増加することなく直線的に減少する傾向を示している(高治・鈴木, 1999)。

このような結果が得られた要因として、「供試体が完全に飽和していない可能性」と「粒 子構造の配向度による影響の可能性」などが考えられる。

「供試体が完全に飽和していない可能性」については、図 3.2.4-28 の応力経路では、 せん断を開始するといずれの供試体においても平均有効応力が増加(図中右側へ膨らむ) しており、不飽和状態の供試体で見られる傾向を示している。仮に不飽和状態であった 場合には、せん断時の間隙水圧応答が緩慢になることにより間隙水圧が小さく評価され、 それにより平均有効応力が大きく評価されることから、結果として応力経路図上では限 界状態パラメータ Mが小さく評価されている可能性がある。また、飽和度の確認として、 せん断を行う前に B 値の測定を行っているが、いずれの供試体においても 1.00 を示して おり、ほぼ飽和した状態であると推定されている。しかし、供試体はベントナイト系材 料を締め固めて作成されており難透水性であることを考えると、供試体の中心部まで飽 和していなくても水の移動量が少ないため等方応力の増加に対して短時間で間隙水圧が 応答し B 値が高くなる可能性がある。

また、「粒子構造の配向度による影響の可能性」については、粘性土を大きな荷重で一次元的に圧縮すると粒子構造が一定方向に揃い配向度が高い状態となるが、乾燥密度 1.8 Mg m⁻³の供試体の作成にあたり乾燥密度 1.6 Mg m⁻³の供試体作成時よりも大きな荷重で 締め固めを行っているため、その荷重によりベントナイト粒子の構造が一定方向に揃い 配向度が高まっている可能性がある。一般に粘性土は配向度が高いと強度や変形特性に も異方性が現れることから、乾燥密度 1.6 Mg m⁻³と 1.8 Mg m⁻³の供試体では強度や変形 特性に違いが出る材料となっていた可能性がある。

今後、試験数量を増やし再現性を確認するとともに、供試体内部の水分状態や粒子構造の配向度などさらに詳細に検討していく必要があると考えられる。また、圧密応力を 増加させるなど条件を変えた試験についても実施する必要があると考えられる。

保水性試験については、乾燥密度 1.8 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の供試体において、 含水比に対する水分ポテンシャルを測定し、含水比が低いと水分ポテンシャルが低い値 を示し、含水比が高いと水分ポテンシャルが高い値を示す結果が得られた。今後は、水 分ポテンシャルの試験数量を増して再現性を確認するとともに、浸潤試験なども行い不 飽和状態における透水物性の取得を進めることが必要であると考えられる。

(4) 銅の腐食膨張に関するパラメータの取得

使用済燃料直接処分においては、C-14(半減期:5730年)の閉じ込めに対応するため、 処分容器の長寿命化を目的として腐食代に銅を用いた「複合処分容器」が検討されてい る。銅は、閉鎖後の地下環境において酸素による腐食および硫化物による腐食を受け、 それによる腐食生成物は、腐食前の状態と比較して体積が増加(腐食膨張)する可能性 が考えられ、処分容器を包んでいる緩衝材を破壊する可能性がある。

そこで、銅の腐食膨張の影響を考慮して緩衝材の設計を行うため、腐食膨張に関わる パラメータである「腐食膨張率」、「腐食生成物のヤング率」を取得した。

1) 腐食生成物試料

腐食生成物試料は、硫化ナトリウム(0.1 M)を含む NaCl 溶液(0.56 M)を含浸させた圧 縮ベントナイト中に、15×15×2 mmt の無酸素銅板を窒素充填雰囲気中で 80 ℃にて 90 日間浸漬することにより、表面に腐食生成物を形成させた。腐食生成物の試料は全部で 3 個作製した。浸漬後の試料ケースの解体状況と、試料ケースから取り出された銅板と 腐食生成物を図 3.2.4-30 に示す。灰色の腐食生成物がベントナイト部へ付着している。 また、腐食生成物が剥がれた銅板は赤・黄・灰色の変色部がある。



a) 試料ケース 解体後外観



c) 銅板と腐食生成物(試料 2)



b) 銅板と腐食生成物(試料1)



d) 銅板と腐食生成物(試料3)

図 3.2.4-30 腐食生成物試料

2) SEM 観察および EPMA 分析

①表面の観察

表面の観察として、ベントナイト部に付着した腐食生成物の SEM 観察を行った。図 3.2.4-31 に試料 1 の倍率 2000 倍の SEM 画像を示す。腐食生成物片上は結晶状の粒子で 覆われており、大きいものは直径 5 μm以上の粒子があった。



図 3.2.4-31 表面 SEM 画像(試料 1)(倍率:×2,000)

②断面の観察および EPMA 分析

試料1の断面を EPMA により分析し、構成元素と分布を調べた。

図 3.2.4-32 に試料 1 の反射電子像を示す。また、同図赤枠内の定性分析結果を図 3.2.4-33 に示す。定性分析により検出された元素について WDS マッピング結果を図 3.2.4-34 に示す。銅板と緩衝材界面に厚み 10 μm 程度の皮膜状の腐食生成物と考えら れるコントラストの層(白い部分)が観察され、また緩衝材と混合した形で粒状のもの が見られる。WDS マッピング結果より、白いコントラスト部の主成分は Cu と S であり、 WDS 定性分析結果から、腐食生成物は銅硫化物と推定され、浸漬された条件(低酸素濃 度雰囲気)から1価の銅腐食生成物である Cu₂S と考えられる。



図 3.2.4-32 断面 SEM 画像(試料 1)(倍率:×600)



図 3.2.4-33 WDS 定性分析結果(試料 1)



図 3.2.4-34 WDS マッピング結果(試料 1)

3) 腐食膨張率

腐食膨張率は、腐食生成物の厚さを腐食量で割ることにより求める。腐食生成物の厚 さは、断面 SEM 画像範囲の面積に対して腐食生成物が占める面積の割合から求めた。ま た、腐食量は重量測定法を用いて求めており、具体的には腐食前の銅板の重量と腐食後 の腐食生成物を取り除いた銅板の重量から腐食により減少した重量を求め、銅板の密度 と表面積から平均的な腐食量を算出した。

図 3.2.4-35 に試料 1 における腐食生成物の厚さを示し、同様に図 3.2.4-36 に試料 2 における腐食生成物の厚さ、図 3.2.4-37 に試料 3 における腐食生成物の厚さを示した。 また、表 3.2.4-26 に重量測定法で求めた腐食量と腐食膨張率を示した。腐食膨張率は、 平均で 620 %となった。


腐食生成物の占める割合 42.51 % 腐食生成物の平均厚さ 57.4 μm

図 3.2.4-35 腐食生成物厚さ(試料 1)(倍率:×200)



左端スケールより計算範囲 180 μm 腐食生成物の占める割合 38.82 % 腐食生成物の平均厚さ 69.9 μm





腐食生成物の平均厚さ 54.6 μm

図 3.2.4-37 腐食生成物厚さ(試料 3)(倍率:×200)

表 3.2.4-26 腐食膨張率

きやおしな		腐食生成物の	平均腐食量	腐食膨張率	腐食膨張率	
武个	平石	平均厚さ(μm)	(μm)	(%)	の平均(%)	
	1	57.4		590		
	2	69.9	9.8	720	620	
:	3	54.6		560		

4) ヤング率

ナノインデンテーション法を用いて腐食生成物のヤング率を測定した。

ナノインデンテーション法とは、mN オーダー以下の微小荷重で圧子を試料に押し込み、 除荷する際の微小変形を測定することによって、材料の微小領域の力学特性を評価する 測定法であり、一般に材料表面の局所的な力学特性や薄膜の力学特性の測定を対象とし た技術である。

緩衝材の設計を行う上では、腐食生成物のヤング率が大きいほうが緩衝材に大きな荷 重が作用することになるため保守的な設定となる。そこで、ヤング率の測定は、腐食生 成物試料 1、試料 2、試料 3 に加えて、Cu₂S の結晶鉱物である Chalcocite (U.S.A. 産出、 フィリピン産出)の 5 つの試料に対して実施した。腐食生成物試料に対しては、各試料に ついて腐食生成物端部の 10 μ m 程度の層内で 3 点と、粘土層内部の粒状部へ 2 点の合計 5 点ずつ測定を行った。また、Chalcocite に対しては、各試料へ 10 点ずつ測定を行った。 図 3.2.4-38 に試料 1 の測定結果例を示し、図 3.2.4-39 に Chalcocite の測定結果例を示 す。また、表 3.2.4-27 にヤング率の測定結果を示す。腐食生成物については、同一試料 内では腐食生成物端部の層 (1 回目~3 回目)と粘土層内部の粒状部(4 回目、5 回目)のヤ ング率に大きな差は見られず、試料内よりも試料間のヤング率のばらつきが大きかった。 また、腐食生成物のヤング率は、Chalcocite のヤング率よりも小さい傾向を示す。無酸 素銅のヤング率 117 GPa と比較すると、腐食生成物は 15~43 %程度のヤング率を示し、 Chalcocite は 45~61 %程度のヤング率を示す。





	腐食生成物		Chalc	ocite	
測定回数	試料1	試料 2	試料 3	U.S.A 産	フィリピン産
1回目	16.7	47.7	49.0	50.3	72.6
2回目	17.4	45.2	49.0	52.5	67.9
3回目	16.7	48.6	49.0	52.4	75.2
4回目	17.5	40.5	56.4	52.0	71.8
5 回目	17.9	34.1	50.2	51.9	75.5
6回目				53.0	76.4
7回目				53.9	78.4
8回目				53.9	64.0
9回目				53.6	65.2
10 回目				54.8	64.0
平均	17.2	43.2	50.7	52.9	71.1

表 3.2.4-27 ヤング率の測定結果(単位:GPa)

5)まとめ

銅板を硫化ナトリウムに浸漬することにより銅の腐食生成物を作成した。WDS 分析よ り腐食生成物は銅硫化物であると考えられ、断面 SEM 画像から求めた腐食膨張率は 620% であった。また、腐食生成物試料と Cu₂S の結晶鉱物である Chalcocite のヤング率をナ ノインデンテーション法で測定し、腐食生成物のヤング率は 17.2~50.7 GPa、Chalcocite のヤング率は 52.9~71.1 GPa が得られた。

本試験では、硫化ナトリウムに浸漬して腐食生成物を作成したが、硫化ナトリウムの 濃度を変えると腐食の加速の度合いが変わることとなる。今後、濃度に応じて腐食生成 物の腐食膨張率やヤング率といった物性値が変わるかどうかを確認し、本試験で取得し た物性値の位置づけや妥当性について検討を行う必要があると考えられる。

3.3 地下施設の概念設計

3.3.1 背景と目的

わが国の地質環境条件(岩盤の力学特性、初期地圧、水理・地質特性等)や使用済燃料の特性を踏まえ、考えられる処分施設の設計技術の開発を以下の目的にて実施する。

- ・人工バリアの定置方式、坑道の施工機械、人工バリアの搬送・定置設備等の形状を考慮した坑道の設計を行い、使用済燃料の直接処分に適用する坑道の仕様を提示する。
- ・低アルカリ性セメント HFSC を支保工材料として用いた場合に、岩盤条件等に応じて適切な配合選定を可能となるよう HFSC コンクリートの配合と物性に関する基本データ を拡充・整備する。

3.3.2 地下施設の設計

(1)概要

本技術開発項目では、廃棄体の定置方式を堅置き方式として、人工バリアの定置方式 として考えられているブロック方式および PEM (Prefabricated Engineered barrier system Module) 方式に対応する処分施設の概念設計を行った。処分坑道に至るまでの廃 棄体の搬送方法は横置き方式と同様とし、処分坑道にて廃棄体を直立させ門型クレーン で搬送・定置することを想定した。したがって、アクセス坑道および主要・連絡坑道(2 車線)は廃棄体の定置方式に関わらず、平成25年度に実施した坑道設計の成果(原子力 機構,2014)と同様の坑道断面となることから、本技術開発項目では、処分坑道、およ び処分孔についてのみ概念設計を行った。また、岩種(硬岩、軟岩)、廃棄体の定置方式 (堅置き方式、横置き方式)、坑道仕様(貫通仕様、袋小路仕様)の観点から、地下施設 の建設時において適用候補となる掘削方式を抽出・整理し、適用範囲について整理した。 さらに、適用候補となる掘削方式を採用する場合に必要となる処分坑道擦り付け部の仕 様(内空断面積、坑道延長)を設定し力学的安定性の評価を行った。

(2) 竪置き方式における処分坑道および処分孔の力学的安定性の評価

1) 廃棄体および施工機械の寸法

①廃棄体の寸法

本技術開発項目における廃棄体の寸法として、表 3.3.2-1 にブロック方式における処 分容器の外形寸法、表 3.3.2-2 に PEM 方式における PEM モジュールの外形寸法を示す。 なお、ブロック方式における処分容器の外形寸法は、直接処分第 1 次取りまとめのレフ ァレンスケースとして示された廃棄体仕様 (PWR 燃料集合体 2 体収容)に基づき設定し た (原子力機構, 2015b)。PEM モジュールの外形寸法は, この処分容器の周囲を厚さ 700 mm の緩衝材で覆い、最外縁を厚さ 28 mm の鋼殻 (鈴木ほか, 2013) で覆う寸法とした。

	寸法
処分容器の直径	839 mm
処分容器長さ	4780 mm

表 3.3.2-1 ブロック方式における処分容器の外形寸法

	寸法
PEM 容器の厚さ	28 mm
PEMモジュールの直径	2295 mm
PEM モジュールの長さ	6236 mm

表 3.3.2-2 PEM 方式における PEM モジュールの外形寸法

②搬送・定置装置の寸法

本技術開発項目における搬送・定置装置は門型クレーン方式を対象とする。ブロック 方式および PEM 方式における門型クレーンの外形寸法は、原環機構の技術開発報告書(原 環機構, 2013)、H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999)等を参考に表 3.3.2-3 のように設定した。

表 3.3.2-3 門型クレーンの外形寸法

搬送方式	人工バリアの定置方式	寸法
明刊ない、シンナギ	ブロック方式	幅 3.8 m、高さ 6.5 m
門型グレーン方式	PEM 方式	幅 5.2 m、高さ 8.0 m

③掘削機械(処分孔)の寸法

本技術開発項目では、処分孔の掘削方式として施工機械が最も大きなレイズボーラー 工法(岩盤掘削技術協会, 2015)を対象とすることとした。表 3.3.2-4 にレイズボーラ ー工法におけるドリルユニットの外形寸法を示す。

表 3.3.2-4 処分孔掘削機械の外形寸法

掘削方法	寸法
レイズボーラー工法	幅 3.7 m、高さ 6.9 m

2) 坑道断面の設定

①処分坑道

処分坑道の断面は、処分孔の掘削機、廃棄体の搬送・定置装置に必要となる建築限界 を包括するように設定した。処分坑道では、門型クレーンによる処分容器および PEM モ ジュールの搬送・定置操作や点検・補修を遠隔操作で行うことを想定しているが、建設・ 操業時の偶発的なトラブル対応を人力で行うことを想定して、坑道内の底盤部両端に安 全通路を 800 mm (労働調査会, 2015)設けた。なお、処分坑道の掘削機やずりの運搬搬 出などの建設機材および換気設備は、処分坑道の掘削断面に合わせて選定することから、 処分坑道断面の設定には影響を与えないものとした。

②処分孔

処分孔の掘削においては、処分孔掘削機械および定置装置の不確実性や処分孔の掘削 精度および廃棄体の定置精度等を考慮して、掘削半径に対して 100 mm の余堀り幅を設け た。よって、ブロック方式における処分孔の掘削径はφ2439 mm (=処分容器径φ839 mm +緩衝材厚さ t=1400 mm+余堀り幅 b=200 mm)、PEM 方式における処分孔の掘削径はφ2495 mm (=PEM モジュール径φ2295 mm+余堀り幅 b=200 mm) とした。

③設定結果

本技術開発項目で実施する力学的安定性の評価の対象となる処分坑道および処分孔の 断面形状を図 3.3.2-1 に示す。上述した設定結果より、処分坑道および処分孔の断面を 硬岩系岩盤および軟岩系岩盤それぞれに対し設定した。



図 3.3.2-1 処分坑道および処分孔の断面形状

3) 設計条件

①評価の概念

本技術開発項目では、有限要素法(解析コード:2D-σ(株式会社地層科学研究所, Ver4.0))を用いた数値解析による方法で、H12レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999) と同様に周辺岩盤を完全弾塑性体としてモデル化し、全応力解析にて処分坑道および処 分孔の力学的安定性を評価した。

②評価の指標と基準

本技術開発項目では、平成26年度に実施した坑道設計(原子力機構,2015b)の基本 方針と同様に「局所安全率」および「最大せん断ひずみ」を坑道の力学的安定性の評価 指標とした。支保工(吹付けコンクリート)(以下、「支保工」という)の照査は性能照 査型設計法で評価を行った。表 3.3.2-5 に評価の指標と基準を示す。

評価指標	評価基準と対策
岩盤の 局所安全率	fs < 1.5 を下回る範囲(緩み領域) < 0.5D(坑道径)の範囲 ここで、 fs:局所安全率
岩盤の 最大せん断 ひずみ	y max> γ c となる範囲が坑道周辺に広く分布しない ここで、 γ max:最大せん断ひずみ γ c:限界せん断ひずみ γ c=(1+ ν) ε c ν : 岩盤のポアソン比 ε c: 岩盤の限界ひずみ
支保工照查	M-N 耐力曲線による発生曲げモーメント(M)と軸力(N)の判定 ⇒耐力不足の場合は支保工のランクアップが必要

表 3.3.2-5 評価の指標と基準

③支保工断面力

本技術開発項目における坑道の支保工の安定性は、性能照査型設計法で評価を行った。 支保工の安全係数の一覧を表 3.3.2-6 に示す。支保工に作用する軸方向力および曲げモ ーメントが、表 3.3.2-6 に示す安全係数を考慮して算定した断面耐力を表す曲線内に位 置する場合、支保工は安定であると判定する。

安全係数	作用	構造解析	材料	音[3	材	構造物
	係数	係数	係数	係	数	係数
要求性	γ t	γa	γc	γ _{b1} (圧縮)	γ _{b2} (曲げ)	γi
安全性(破壊)	1.0	1.0	1.3	1.3	1.1	1.1

表 3.3.2-6 吹付けコンクリートの安全係数一覧(土木学会, 2012)

4)解析条件

①岩盤条件

本技術開発項目で用いる岩盤の力学特性は、表 3.3.2-7 に示すように H12 レポート(核 燃料サイクル開発機構, 1999) で用いられた岩盤データセット(硬岩系岩盤(HR)および軟 岩系岩盤(SR-C))の特性値を用いた。

項目	単位	硬岩系岩盤 HR	軟岩系岩盤 SR-C
一軸圧縮強度	MPa	115	15
引張強度	MPa	8	2.1
弹性係数	MPa	37,000	3, 500
粘着力	MPa	15	3.0
内部摩擦角	0	45	28
ポアソン比	-	0.25	0.3
限界ひずみの中央値 ε。	%	0.243	0.438
限界せん断ひずみγ。	%	0.304	0.570

表 3.3.2-7 岩盤の物性値(核燃料サイクル開発機構, 1999)

②支保工の物性値

本技術開発項目における数値解析では、吹付けコンクリートを坑道の支保工としてモ デル化し、表 3.3.2-8 に示す物性値を用いた。

項目	単位	力学特性ほか	備考
設計基準強度	MPa	36.0	高強度吹付けコンクリート(土木学会,2006)
弾性係数	MPa	6,000	(日本しンマル甘海协会 1006)
ポアソン比	-	0.20	(日本トンイル技術協会, 1990)
評価基準値	-	M-N 曲線による	限界状態設計法による評価

表 3.3.2-8 支保工(吹付けコンクリート)の物性値

③初期地圧

鉛直初期地圧(σ_v)および水平初期地圧(σ_h)は次式から算定した。側圧係数K₀は、 平成26年度の検討結果(原子力機構, 2015b)から、K₀=1.0とした。

σ_v=ρ×G×H
σ_h=K₀×σ_v
ここで、ρ:岩盤の飽和密度(Mgm⁻³)、G:重力加速度(ms⁻²)、
H:深度(m)、K₀:側圧係数

④設計ケース

表 3.3.2-9 に設計ケースの一覧を示す。内空断面が異なる硬岩系岩盤(処分深度: 1,000m)と軟岩系岩盤(処分深度:500m)について設計検討を行った。なお、処分深度 は地表面から処分坑道のスプリングラインまでの深度と定義した。

	24.0		- <u>)</u>		
設計ケース	搬送方式	定置方式	岩盤条件	坑道	支保工厚さ
					(mm)
1		ブロック方式 -	西巴 조巴船	処分坑道	100
2			恢石示石盈	処分孔	_
3			軟岩系岩盤	処分坑道	300
(4)				処分孔	—
5	国産クレーンガス	PEM 方式	硬岩系岩盤	処分坑道	100
6				処分孔	—
\bigcirc			却山之口即	処分坑道	500
8			秋 石 不石 盗	処分孔	_

表 3.3.2-9 設計ケース一覧

⑤解析モデルの設定と境界条件

軟岩系岩盤を例として解析モデルの全体像と境界条件を図 3.3.2-2 に示す。解析領域 は、境界が空洞周囲の挙動に影響を与えないとされる 5D 以上の範囲(D:坑道の内空距離) までとした(土木学会,2006)。境界条件として、処分坑道においては、側方境界は水平 方向固定、下方(底面)境界は鉛直方向固定とし、上面の解析領域には深度相当の荷重を 載荷することで所定の初期応力を与えた。処分孔の解析領域においては、全境界は水平 方向固定とし、処分孔定置位置の最下端部における深度相当の一様な初期応力与えた。



(a) 処分坑道(断面図)

(b)処分孔(平面図)



⑥解析ステップの設定

表 3.3.2-10 に解析手順を示す。解析ステップは、処分坑道においては、硬岩系岩盤お よび軟岩系岩盤ともに支保工を設置することを想定した全 3 ステップとした。掘削解放 率は、H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999)で設定したものと同じ値を用い た。処分孔においては、支保工は設置しない計画であるため、全 2 ステップとした。

表 3.3.2-10 解析手順

	処分坑道	処分孔
ステップ 1	自重による初期応力解析	自重による初期応力解析
フテップの	坑道掘削	坑道掘削
~/ " / 2	(応力解放率 65 %を作用させる)	(応力解放率 100 %を作用させる)
	支保工 (ビーム要素でモデル化)を	
ステップ 3	設置	_
	(応力解放率 35 %を作用させる)	

5)解析結果

①ブロック方式における解析結果

a. 設計ケース① (ブロック方式、硬岩系岩盤、処分坑道)

図 3.3.2-3 に設計ケース① (ブロック方式、硬岩系岩盤、処分坑道)の解析結果を示 す。局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 1.26 m 程度の範囲に 発生しているが坑壁から 0.5D(=0.5×6.0 m=3.0 m)の範囲以内に収まっている。変位は、 内空変位 3.2 mm、天端沈下 1.0 mm と小さいことからゆるみ域は小さいと考えられる。 最大せん断ひずみは、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.304 %を上回る領域が坑道下端付近 に坑壁から最大で 0.44 m 程度の領域で発生しているもものの、支保工 (t=100 mm) に発 生する断面力は、軸力で最大値 420.4 kN、曲げモーメントは 0.70 kN・m となり、断面 耐力(M-N 曲線)に対しても十分な余裕を持っている。

b. 設計ケース②(ブロック方式、硬岩系岩盤、処分孔)

図 3.3.2-4 に設計ケース② (ブロック方式、硬岩系岩盤、処分孔)の解析結果を示す。 局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 0.20 m 程度の範囲に発生 しているが坑壁から 0.5D(=0.5×2.439 m=1.2195 m)の範囲以内に収まっている。変位は、 内空変位 1.1 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみ は、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.304 %を上回る領域は発生していない。

c. 設計ケース③(ブロック方式、軟岩系岩盤、処分坑道)

図 3.3.2-5 に設計ケース③ (ブロック方式、軟岩系岩盤、処分坑道)の解析結果を示 す。局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 2.62 m 程度の範囲に 発生しているが坑壁から 0.5D(=0.5×7.0 m=3.5 m)の範囲以内に収まっている。変位は、 内空変位 17.8 mm、天端沈下 8.7 mm と小さいことからゆるみ域は小さいと考えられる。 最大せん断ひずみは、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.570 %を上回る領域が坑壁から最大 で 0.92 m 程度発生しているものの、支保工 (t=300 mm) に発生する断面力は、軸力で最 大値 4410.0 kN、曲げモーメントは 119.0 kN・m となり、断面耐力(M-N 曲線)に対しても 十分な余裕を持っている。

d. 設計ケース④(ブロック方式、軟岩系岩盤、処分孔)

図 3.3.2-6 に設計ケース④ (ブロック方式、軟岩系岩盤、処分孔)の解析結果を示す。 局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 0.70 m 程度の範囲に発生 しているが坑壁から 0.5D(=0.5×2.495 m=1.2475 m)の範囲以内に収まっている。変位は、 内空変位 7.7 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみ は、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.570 %を上回る領域が坑壁から 0.63 m 程度発生して いる。H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999)では、限界せん断ひずみ以上の ひずみが発生した場合、何らかの対策が必要としている。軟岩系岩盤における処分孔に おいては、建設時の孔壁の状態に応じて支保工の設置を検討する必要がある。



図 3.3.2-3 設計ケース①(ブロック方式、硬岩系岩盤、処分坑道)の解析結果



図 3.3.2-4 設計ケース②(ブロック方式、硬岩系岩盤、処分孔)の解析結果



図 3.3.2-5 設計ケース③(ブロック方式、軟岩系岩盤、処分坑道)の解析結果



図 3.3.2-6 設計ケース④(ブロック方式、軟岩系岩盤、処分孔)の解析結果

②PEM 方式における解析結果

a. 設計ケース⑤(PEM 方式、硬岩系岩盤、処分坑道)

図 3.3.2-7 に設計ケース⑤ (PEM 方式、硬岩系岩盤、処分坑道)の解析結果を示す。 局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 1.62 m 程度の範囲に発生 しているが坑壁から 0.5D (=0.5×7.0 m=3.5 m)の範囲以内に収まっている。変位は、内空 変位 3.76 mm、天端沈下 1.29 mm と小さいことからゆるみ域は小さいと考えられる。最 大せん断ひずみは、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.304 %を上回る領域が坑道下端付近に 0.73 m 程度発生しているものの、支保工(t=100 mm)に発生する断面力は、軸力で最大値 400.2 kN、曲げモーメントは 0.50 kN・m となり、断面耐力(M-N 曲線)に対しても十分な 余裕を持っている。

b.設計ケース⑥(PEM 方式、硬岩系岩盤、処分孔)

図 3.3.2-8 に設計ケース⑥(PEM 方式、硬岩系岩盤、処分孔)の解析結果を示す。局 所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 0.24 m 程度の範囲に発生し ているが、坑壁から 0.5D(=0.5×2.439 m=1.2195 m)の範囲以内に収まっている。変位は、 内空変位 1.1 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみ は、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.304 %を上回る領域は発生していない。

c.設計ケース⑦(PEM方式、軟岩系岩盤、処分坑道)

図 3.3.2-9 に設計ケース⑦ (PEM 方式、軟岩系岩盤、処分坑道)の解析結果を示す。 局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 3.54 m 程度の範囲に発生 しているが、坑壁から 0.5D(=0.5×8.0 m=4.0 m)の範囲以内に収まっている。変位は、内 空変位 20.0 mm、天端沈下 9.5 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。 最大せん断ひずみは、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.570 %を上回る領域が坑壁から最大 で 1.14 m 程度発生しているものの、支保工 (t=500 mm) に発生する断面力は、軸力で最 大値 6326.9 kN、曲げモーメントは 387.1 kN・m となり、断面耐力(M-N 曲線)に対しても 十分な余裕を持っている。

d.設計ケース⑧(PEM方式、軟岩系岩盤、処分孔)

図 3.3.2-10 に設計ケース④ (PEM 方式、軟岩系岩盤、処分孔)の解析結果を示す。局 所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 0.75 m 程度の範囲に発生し ているが、坑壁から 0.5D(=0.5×2.495 m=1.2475 m)の範囲以内に収まっている。変位は、 内空変位 7.9 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみ は、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.570 %を上回る領域が坑壁から 0.68 m 程度発生して いる。H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999)では、限界せん断ひずみ以上の ひずみが発生した場合、何らかの対策が必要としている。軟岩系岩盤における処分孔に おいては、建設時の孔壁の状態に応じて支保工の設置を検討する必要がある。



図 3.3.2-7 設計ケース⑤(PEM 方式、硬岩系岩盤、処分坑道)の解析結果



図 3.3.2-8 設計ケース⑥(PEM 方式、硬岩系岩盤、処分孔)の解析結果



図 3.3.2-9 設計ケース⑦(PEM 方式、軟岩系岩盤、処分坑道)の解析結果



図 3.3.2-10 設計ケース⑧(PEM 方式、軟岩系岩盤、処分孔)の解析結果

6) 力学的安定性解析まとめ

ブロック方式および PEM 方式における処分坑道ならびに処分孔の力学的安定性解析の 結果を表 3.3.2-11 に示す。局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る範囲が全設計ケース で発生しているがいずれも坑壁から 0.5D以内に収まる結果となった。変位は最大で 20 mm (設計ケース⑦の内空変位)と小さいことからゆるみ域は小さいと考えられる。最大せ ん断ひずみは、設計ケース②、⑥(ブロック方式および PEM 方式における硬岩系岩盤の 処分孔)以外の全設計ケースにおいて表 3.3.2-7 で示す目標値(硬岩系岩盤: γ。=0.304 %、 軟岩系岩盤: γ。=0.570 %)を上回る領域が発生する結果となった。しかしながら、支保 工に発生する断面力は、図 3.3.2-3、図 3.3.2-5、図 3.3.2-7、図 3.3.2-9 からもわかる ように設計断面力は M-N 曲線内に収まっていることから、設定支保工厚において坑道は 力学的に安定であると考えられる。軟岩系岩盤における処分孔においては、建設時の孔 壁の状態に応じて支保工の設置を検討する必要がある。

表 3.3.2-11 力学的安定性解析の結果一覧

	設計 ケース	1	2	3	4	5	6	7	8
百日	定置 方式	ブロック方式				PEM 方式			
次日	岩種	硬岩系	岩盤	軟岩系岩盤		硬岩系岩盤		軟岩系岩盤	
	坑道	処分 坑道	処分 孔	処分 坑道	処分 孔	処分 坑道	処分 孔	処分 坑道	処分 孔
局所安全 率が 1.5 端 以下の節	m	0.64	_	1.54	_	0.80	_	1.66	_
囲 (ゆる み領域) 壁	m	1.26	0.20	2.62	0.70	1.62	0.24	3.54	0.75
最大せん	m	0.0	_	0.27	_	0.0	_	0.31	_
み (γc) の中央値	m	0.44	0.0	0.92	0.63	0.73	0.0	1.14	0.68
天端沈下	mm	1.0	-	8.7	-	1.29	-	9.5	-
内空変位	mm	3.2	1.1	17.8	7.7	3.76	1.1	20.0	7.9
支保工厚さ	mm	100	_	300	_	100	_	500	_
支保工軸力 の最大値	kN	420.4	_	4410.0	-	400.2	_	6326.9	-
支 保 エ 曲 げ モ ー メ ン ト の 最 大値	kN•m	0.70	_	119.0	-	0.50	_	387.1	_
安定性の総合判定		OK	OK	ОК	OK	OK	OK	ОК	OK

(3) 地下施設の建設時に適用候補となる掘削方式とその適用範囲

1) 坑道仕様の組み合わせ条件

本技術開発項目では、岩盤条件(硬岩系岩盤、軟岩系岩盤)、廃棄体の定置方式(竪置 き方式、横置き方式)および坑道仕様(貫通仕様、袋小路仕様)を組み合わせた条件(計 8 ケース)において適用候補となる掘削方式を選定しその適用範囲について整理する。 表 3.3.2-12 に廃棄体の定置方式、岩盤条件および坑道仕様の組合せ条件、図 3.3.2-11 に坑道仕様の組合せ条件における坑道の配置・接続イメージ図を示す。なお、表 3.3.2-12 の坑道仕様は、H12 レポートの坑道仕様に倣い、横置き方式の場合は処分坑道の坑道仕様、竪置き方式の場合は処分孔の坑道仕様とする(核燃料サイクル開発機構, 1999)。

設計ケース	廃棄体の定置方式	岩盤条件	坑道仕様
1		西山玄山船	貫通仕様
2	雄聖を十十	恢 石 术 石 盈	袋小路仕様
3	傾直さ万式	毕 正《 上 砦	貫通仕様
4		叭 石术石盈	袋小路仕様
5		西山文山船	貫通仕様
6	取用を十十	恢 石 术 石 盈	袋小路仕様
(7)	玉垣さ万八	毕 王刘 上 碧	貫通仕様
8		 新石术石盤	袋小路仕様

表 3.3.2-12 坑道仕様の組合せ条件



図 3.3.2-11 坑道仕様の組合せ条件における坑道の配置・接続イメージ図

2) 処分坑道に対して適用候補となる掘削方式

①掘削方式の選定

山岳トンネルでは通常、ロックボルト、吹付けコンクリート、鋼製支保工を主たる支 保工とした NATM (New Austrian Tunneling Method) で施工されるが、施工条件によっ ては TBM (Tunnel Borling Machine) が用いられる (土木学会, 2006)。NATM の掘削方式 については、発破掘削方式と機械掘削方式があり、トンネルの延長、断面の大きさ、形 状、立地条件から施工性および経済性を考慮して選定される。以上より、本技術開発項 目では、地下施設の施工において適用候補となる処分坑道の掘削方式として、NATM(発 破掘削、機械掘削)とTBMを選定した。

②選定した掘削方式の安全性の評価

a. 地山の安全性

NATM(発破掘削、機械掘削)については、適切な補助工法を用いることによって、安 全な掘削作業を行う事が出来る。TBM で粘板岩、破砕帯等の脆弱な地盤を掘進する場合 に、グリッパによる反力がとれなくなり、掘進不能になる事や、周辺地山からのカッタ ヘッドへの締め付けが発生し、安全な掘進が出来なくなる可能性がある。

b. 湧水に対する安全性

NATM (発破掘削、機械掘削) については、適切な補助工法を用いることによって、安 全な掘削作業を行う事が出来る。TBM については東海北陸自動車道の飛騨トンネルの施 工事例によると、切羽湧水量 1.0 t min⁻¹以上になると、水抜きボーリングを追加する等 の対策工が必要となる(寺田ほか, 2004)。また、水殿川導水路の施工事例では、切羽湧 水量 3.0 t min⁻¹以上の場合に、崩落対策工や排水工の増設等の対策が必要となっている (江川ほか, 1996)。この事から、切羽湧水量が 1.0 t min⁻¹以上になると安全な掘進作業 が損なわれる可能性がある。

3) 処分孔に対して適用候補となる掘削方法

①掘削方式の選定および評価

本技術開発項目では、ブロック方式における処分孔断面の掘削径 2439 mm (3.3.2(2)2) ②参照)に対して適用可能な掘削方式を調査した(岩盤掘削技術協会, 2015)。表 3.3.2-13 に一般的な立坑掘削方式と基礎掘削方式を示す。

表 3.3.2-13 に示すように、標準的な立坑掘削方式では、立坑 TBM とレイズボーラーエ 法が処分孔断面の掘削径 2439 mm に対して適用可能である。しかし、立坑 TBM は実績が 極めて少なく下向き施工にはマシンの開発が必要になる。レイズボーラー工法は立坑下 部にリーミングビット組立ておよびずり搬出のための坑道が必要であるが、処分孔の坑 道仕様が貫通仕様であれば適用可能である。

主に場所打ち杭等で用いられている基礎の掘削方式では、ロータリ掘削工法とケーシング回転掘削工法が処分孔断面の掘削径 2439 mm に対して適用可能である。ロータリ掘削工法は実績が極めて少なく大規模な削孔設備が必要なことから、低空頭の削孔設備の開発が必要となる。ケーシング回転掘削工法は軟岩から硬岩までの施工が可能であり、 処分孔の坑道仕様が貫通仕様、袋小路仕様どちらにも適用可能である。

以上より、本技術開発項目では、地下施設の施工において適用候補となる処分孔の掘 削方式として、レイズボーラー工法とケーシング回転掘削工法を選定した。

	掘削方式	適用径	適用 深度 (m)	施工概要	評価	
	立坑 NATM	5 m ~ 20m 程度	制限 無し	山岳トンネルの標準工法となっ ているロックボルト・吹付け工法 の考え方を立坑掘削に取り入れ た方法。基本的にはシステムロッ クボルトと吹付けコンクリート を早期に施工し、立坑周辺の地山 の安定化を図りながら掘削する 方法。	 ・掘削径(φ2.44m)が小さいため、 壁面の崩落発生時や上部からの落 下物等に対して作業員の安全が確 保出来ない。 ・既存の掘削機では、構造が大きいた め坑内作業が不可能 ・スカフォード(移動可能吊り足場) の開発が必要となる。 	×
標準的な立坑掘削	ショート (ロング) ステップ 工法	5m ~ 20m 程度	制限	覆エコンクリートが主たる支保 部材であり、1ステップ長毎に(シ ョート1.0~2.0m,ロング20m~ 40m)に掘進し、削孔、発破、ず り出し、覆工を1サイクルごとに 行っていく方法。	 ・掘削径(φ2.44m)が小さいため、 壁面の崩落発生時や上部からの落 下物等に対して作業員の安全が確 保出来ない。 ・既存の掘削機では、構造が大きいた め坑内作業が不可能 ・スカフォード(移動可能吊り足場)の開発が必要となる。 	×
前方式	立坑 TBM	2.4m ∼ 4.8m	180	TBMの考えを立坑掘削に導入した 方法で、 ドリルマシン本体が立 坑底面に,その上に支保工作業用 プラットホームがあり、掘削と並 行して銅製セグメントなどの支 保工を追いかけていく方法。	 ・実績数が極めて少ない。 ・実績では TBM の最小径 2.4m(L=30m 上向き施工)があるが下向き試験施 工として、マシンの開発が必要とな る。 	×
	レイズ ボーラー工法	$\frac{1}{2}$ m $\frac{1}{6}$ m	~700	パイロット孔を下向きに穿孔し た後、坑底でリーミング工法用の ピットを取付け、それを回転させ ながら上向きに引き上げて立坑 を掘削する方法。	 ・立坑下部にリーミングビット組立及 びズリ搬出のための下部坑道が必 要。 	C
主に場所打ち椋	アースオーガ 掘削	~ 1.5 m	~40	強力な力を発生させるアースオ ーガー (電気モーター) でスクリ ューを回転させて掘削する方法。	 ・高さを必要とする大規模な削孔設備 が必要となる。 ・対象が小口径である。 ・岩盤層や圧密された砂礫層に遭遇す ると著しく能力が低下する。 	Х
杭等で用いられている基礎の	ロータリ掘削 (リバースサーキュレー ションドリル)	0.8m ~ 3.2m	~70	水を利用し、静水圧と自然泥水に より、孔壁面を安定させながらビ ットを回転させ地盤を切削する 方法。発生した土砂は孔内水とと もにポンプで地上に排出する。	 ・高さを必要とする大規模な削孔設備 が必要となる。 ・低空頭の削孔設備が開発出来れば適 用可能である。 ・近年における実績数が極めて少ない。 	7
	ハ゜ーカッション掘削 (タ゛ウンサ゛ホールハン マ)	0.6m ~ 1.0m	~ 30	ハンマ本体を孔底の掘削機先端の ビット直上に取り付け、圧縮空気 を利用して打撃を起こし、これを ビットに伝達し、掘削する方法。	・硬岩でも確実に掘削が可能 ・対象が小口径であるが、さらに拡径 掘削の技術が開発出来れば適用可 能である。	2
掘削方	ケーシング 回転掘削	1.5m ~ 5.0m	~ 40	鋼製ケーシングを回転圧入し ながら、掘削する方法。	・軟岩から硬岩までの施工が可能であ る。	C
【評価】 ○:適用可能である。 △:今後の技術向上により適用可能となる可能性があると考えられる。 ×:適用不可能である。						

表 3.3.2-13 一般的な立功畑則力式と基礎畑則力式(宕盛畑則技術協会, 2)

4) 処分坑道断面および処分坑道擦り付け部の断面形状の設定

①処分坑道の断面形状の設定

3.3.2(3)2)①および3.3.2(3)3)①で選定した適用候補となる処分坑道および処分孔の 掘削方式に対して建築限界を設定し、ブロック方式に対応する横置き方式および竪置き 方式の処分坑道の断面形状を設定し掘削断面積を算出した。図3.3.2-12に処分坑道の断 面形状と掘削断面積を示す。その結果、レイズボーラー工法とケーシング回転掘削工法 では必要内空寸法がほぼ同じため、竪置き方式における処分坑道断面は同一形状となっ た。横置き方式における処分坑道断面は、NATM(発破掘削、機械掘削)、TBMを対象とし て設定した。なお、NATM(発破掘削、機械掘削)、TBMを対象とした横置き方式における 処分坑道断面の設定は平成25年度に実施していることから、ここでは、平成25年度に 実施した坑道設計の成果(原子力機構,2014)と同様とした。



図 3.3.2-12 処分坑道断面と掘削断面積

②処分坑道擦り付け部の断面形状の設定

前述の「4)処分坑道断面および処分坑道擦り付け部の断面形状の設定」の①で設定した竪置き方式および横置き方式の処分坑道の断面形状を用いて、人工バリアの定置方式のブロック方式に対応する処分坑道擦り付け部の断面形状を設定し掘削断面積を算出し

た。図 3.3.2-13 に処分坑道擦り付け部の断面形状と掘削断面積を示す。図 3.3.2-12 に 示すようにレイズボーラー工法とケーシング回転掘削工法の竪置き方式における処分坑 道の断面は同一形状であるため、処分坑道擦り付け部の断面形状も同一形状となった。 横置き方式における処分坑道断面は、NATM(発破掘削、機械掘削)、TBMを対象として設 定した。なお、NATM(発破掘削、機械掘削)、TBMを対象とした横置き方式における処分 坑道断面の設定は平成 25 年度に実施していることから、ここでは、平成 25 年度に実施 した坑道設計の成果(原子力機構, 2014)と同様とした。



図 3.3.2-13 処分坑道擦り付け部断面と掘削断面積

③処分坑道擦り付け部の坑道延長の設定

NATM(発破掘削、機械掘削)、TBMの掘削作業に必要となる処分坑道擦り付け部の坑道 延長を設定した。表 3.3.2-14 に処分坑道擦り付け部の坑道延長を示す。処分坑道内に掘 削作業に必要なスペースを設置する場合、NATM(発破掘削、機械掘削)で 60 m、TBM で 100 m の処分坑道擦り付け部の延長が必要となる。処分坑道外(主要坑道や連絡坑道等) に掘削作業に必要なスペースを設置する場合、NATM(発破掘削、機械掘削)では 0 m(必 要無し)、TBM で 40 m の処分坑道擦り付け部の延長が必要となる。

ケース	掘削方法	擦り付け部必要延長		
佐送中に立まれ	NATM	60 m		
小担内に必要な スペースな執罪	(発破掘削・機械掘削)	(施工機械の待機スペース)		
	ТРМ	100 m		
	I DM	(組立マシンと全後続台車延長)		
た、ギタケシーの	NATM	0 m		
<u> 切迫外に必要な</u>	(発破掘削・機械掘削)	(必要無し)		
へハースを改直	ТРМ	40 m		
した場合	1 BM	(組立マシンと2台目後続台車までの延長)		

表 3.3.2-14 処分坑道擦り付け部の坑道延長

5) 各掘削方式の適用範囲の整理

表 3.3.2-12 に示す坑道仕様の組み合わせ条件(No.①~⑧)に対して、前述の「2)処 分坑道に対して適用候補となる掘削方式」で選定した地下施設の建設時において適用候 補となる掘削方式(処分坑道:NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM、処分孔:レイ ズボーラー工法およびケーシング回転掘削工法)の適用範囲について整理した。

①NATM(発破掘削、機械掘削)およびTBMの適用範囲

NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM の適用範囲は人工バリアのブロック方式における横置き方式に対応する処分坑道に対して評価を行った。図 3.3.2-14 に NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM の適用範囲を示す。図 3.3.2-14 の各図においては、横軸を 処分坑道の掘削距離、縦軸を処分坑道の断面積とした。なお、処分坑道の断面積は、「NATM (発破掘削、機械掘削)」の場合、硬岩系岩盤で 13 m²、軟岩系岩盤で 16 m²、「TBM」の場合は、硬岩系岩盤で 4 m²、軟岩系岩盤で 4 m²となる(図 3.3.2-12 参照)。

その結果、NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM は岩盤条件(硬岩系岩盤、軟岩系岩盤)および坑道仕様(貫通仕様、袋小路仕様)に関わらず適用可能である。図 3.3.2-14 の各図では、「NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM の掘削距離は 700 m までとしてい るが、実際は掘削距離に制限は無いため 700 m を超える距離も掘削可能である。また、 ここでは、人工バリアのブロック方式の横置き方式に対応する処分坑道を対象としてい るが、竪置き方式の場合も同様に適用可能である。



図 3.3.2-14 NATM(発破掘削、機械掘削)および TBM の適用範囲

②レイズボーラーエ法およびケーシング回転掘削エ法の適用範囲

レイズボーラー工法およびケーシング回転掘削工法の適用範囲は、人工バリアのブロ ック方式における竪置き方式に対応する処分孔に対して評価を行った。図 3.3.2-15 にレ イズボーラー工法およびケーシング回転掘削工法の適用範囲を示す。図 3.3.2-15 の各図 においては、横軸を処分孔の掘削深度、縦軸を処分坑道の断面積とした。なお、処分坑 道の断面積は、レイズボーラー工法とケーシング回転掘削工法は同様であり、硬岩系岩 盤で 46 m²、軟岩系岩盤で 58 m²となる (図 3.3.2-12 参照)。

その結果、レイズボーラー工法は、標準的な立坑掘削方式であるが、立坑の掘削に先 立ち立坑下部にリーミングビット組立およびズリ搬出のための下部坑道が必要なため、 処分孔の坑道仕様が貫通仕様の場合にのみ適用可能である。その際の掘削深度は標準適 用範囲として 500 m、施工可能範囲として 700 mとなる(岩盤掘削技術協会, 2015)。ケ ーシング回転掘削工法は、主に場所打ち杭等で用いられている基礎の掘削方式であり、 岩盤条件(硬岩系岩盤、軟岩系岩盤)および坑道仕様(貫通仕様、袋小路仕様)に関わ らず適用可能である。その際の掘削深度は標準適用範囲として 30 m、施工可能範囲とし て 40 mとなる(岩盤掘削技術協会, 2015)となる。



図3.3.2-15 レイズボーラー工法およびケーシング回転掘削工法の適用範囲

③掘削方式と適用範囲のまとめ

処分坑道に対する掘削方式として NATM (発破掘削、機械掘削)および TBM を選定した。 その結果、NATM (発破掘削、機械掘削)および TBM は、岩盤条件(硬岩系岩盤、軟岩系 岩盤)および坑道仕様(貫通仕様、袋小路仕様)に関わらず適用可能であり、掘削距離 に制限が無く施工可能である。

処分孔に対する掘削方式としてレイズボーラー工法およびケーシング回転掘削工法を 選定した、その結果、レイズボーラー工法は、処分孔の坑道仕様が貫通仕様の場合にの み適用可能であり、その際の掘削深度は標準適用範囲として 500 m、施工可能範囲とし て 700 m となる。ケーシング回転掘削工法は、岩盤条件(硬岩系岩盤、軟岩系岩盤) お よび坑道仕様(貫通仕様、袋小路仕様)に関わらず適用可能であり、その際の掘削深度 は標準適用範囲として 30 m、施工可能範囲として 40 m となる。

6) 処分坑道擦り付け部の力学的安定性の検討

①坑道断面の設定

表 3.3.2-12 に示す坑道仕様の組み合わせ条件の中から、ここでは、設計ケース⑤(堅置き方式、硬岩系岩盤、貫通仕様)と設計ケース⑦(堅置き方式、軟岩系岩盤、貫通仕様)における処分坑道擦り付け部の力学的安定性の評価を行う。よって、本検討では、図 3.3.2-13 に示す堅置き方式における処分坑道擦り付け部の断面(レイズボーラー工法とケーシング回転掘削工法は同一断面)を検討対象とした。

2設計条件

a. 設計手法

前述の「3)設計条件」の①と同様とする。

b. 評価の指標と基準

前述の「3)設計条件」の②と同様とする。

c. 支保工断面力

前述の「3)設計条件」の③と同様とする。

③解析条件

a. 岩盤条件

前述の「4)解析条件」の①と同様とする。

b. 支保工の物性値

前述の「4)解析条件」の②と同様とする。

c. 初期地圧

前述の「4)解析条件」の③と同様とする。

d. 設計ケース

表3.3.2-15に設計ケースの一覧を示す。設計対象は表3.3.2-12のうち設計ケース⑤、 設計ケース⑦とした。処分深度は地表面から坑道のスプリングラインまでの深度と定義 し、硬岩系岩盤の処分深度は1,000 m、軟岩系岩盤の処分深度は500 m とした。支保工 厚さは平成26 年度に実施した坑道の力学的安定性の検討結果(原子力機構,2015b)か ら設定した。

表 3.3.2-15 設計ケース一覧

設計ケース	岩盤条件	定置方式	処分孔の坑道仕様	支保工厚さ
5	硬岩系岩盤	取果を十十	世况什样	100 mm
7	軟岩系岩盤	笠岨さ刀八	貝迪江惊	300 mm

e. 解析モデルの設定および境界条件

前述の「4)解析条件」の⑤と同様とする。

f. 解析ステップの設定

前述の「4)解析条件」の⑥と同様とする。

④解析結果

a. 設計ケース⑤(硬岩系岩盤)の解析結果

図 3.3.2-16 に設計ケース⑤(硬岩系岩盤)の解析結果を示す。局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で 1.42 m 程度の範囲に発生しているが、坑壁から 0.5D(=0.5×7.0 m=3.5 m)の範囲以内に収まっている。変位は、内空変位 3.2 mm、天端沈 下 1.5 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみは、表 3.3.2-7 で示す目標値 γ。=0.304 %を上回る領域が坑道下端付近に 0.91 m 程度発生して いるものの、支保工(t=100 mm) に発生する断面力は、軸力で最大値 203.6 kN、曲げモ ーメントは 0.45 kN・m となり、断面耐力(M-N 曲線)に対しても十分な余裕を持っている。

b. 設計ケース⑦(軟岩系岩盤)の解析結果

図 3.3.2-17 に設計ケース⑦(軟岩系岩盤)の解析結果を示す。局所安全率は、目標値 Fs=1.5 を下回る領域が坑壁から最大で2.60 m 程度の範囲に発生しているが、坑壁から 0.5D(=0.5×7.0 m=3.5 m)の範囲以内に収まっている。変位は、内空変位19.3 mm、天端 沈下 10.0 mm と小さいことから、ゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみは、 表 3.3.2-7 で示す目標値 γ_{\circ} =0.570 %を上回る領域が坑壁から最大で1.23 m 程度発生し ているものの、支保工(t=300 mm)に発生する断面力は、軸力で最大値4463.4 kN、曲 げモーメントは135.5 kN・m となり、断面耐力(M-N 曲線)に対しても十分な余裕を持っ ている。



図 3.3.2-16 設計ケース⑤(硬岩系岩盤)の解析結果



図 3.3.2-17 設計ケース⑦(軟岩系岩盤)の解析結果

⑤力学的安定性解析のまとめ

処分坑道擦り付け部の力学的安定性解析の結果を表 3.3.2-16 に示す。局所安全率は、 目標値 Fs=1.5 を下回る範囲が両設計ケースともに発生しているが、いずれも坑壁から 0.5D 以内に収まる結果となった。変位は最大で 19.3 mm (設計ケース⑦の内空変位) と 小さいことからゆるみ域は小さいと考えられる。最大せん断ひずみは、両設計ケースと もに表 3.3.2-7 で示す目標値(硬岩系岩盤: γ。=0.304 %、軟岩系岩盤: γ。=0.570 %)を 上回る領域が発生する結果となった。しかしながら、支保工に発生する断面力は、図 3.3.2-16、図 3.3.2-17 からもわかるように設計断面力は M-N 曲線内に収まっていること から、設定支保工厚において坑道は力学的に安定であると考えられる。

		設計ケース	5	\overline{O}		
百日		定置方式	ブロック方式			
供日 	岩種	硬岩系岩盤	軟岩系岩盤			
		坑道	処分坑道擦り付け部			
局所安全率が 1.5 以下の範	天端	m	0.73	2.1		
囲(ゆるみ領域)	坑壁	m	1.42	2.6		
最大せん断ひずみ>限界せん	天端	m	0.0	0.38		
めの うみ (うで) の 中 天 値 以 上の範囲	坑壁	m	0.91	1.23		
天端沈下	mm	1.5	10.0			
内空変位	mm	3.2	19.3			
支保工厚さ	mm	100	300			
支保工軸力の最大値	kN	203.6	4343.7			
支保工曲げモーメントの最大・	値	kN • m	0.45	135.5		
安定性の総合	合判定		ОК	ОК		

表 3.3.2-16 力学的安定性解析の結果一覧

3.3.3支保工施工合理化のための基本特性の取得

(1)概要

低アルカリ性セメントの一種である HFSC を用いたコンクリート(以下、HFSC コンク リート)を使用することで、処分施設で使用されるセメントの使用量の低減化(低アル カリ化)が可能である。ここでは、HFSC コンクリートの配合(水結合材比や結合材料構 成比)のバリエーションを考慮して、それに対応した強度特性などの基礎データの整備 を行うことを目的として、場所打ちコンクリートとしての用途を想定した HFSC コンクリ ートに対する各種試験を実施し、基本特性を取得した。
(2) HFSC コンクリートの基本特性取得試験

1) 使用材料

供試体作製における使用材料の一覧を表 3.3.3-1 に示す。使用材料は同表の品名また は準拠基準に従うものとし、品名証明書類やカタログ等で品質の証明を行った。

材料名	品名または準拠基準等
普通ポルトランドセメント (OPC)	JIS R 5210
練り混ぜ水	JIS A 5308附属書3
骨材	JIS A 5308附属書A、ただしJIS A 1145またはJIS A 1146 で区分Aであること
フライアッシュ (FA)	JIS A 6201 Ⅱ種
シリカフューム (SF)	940-U(Elkem社製)(JIS A 6207相当)
高性能AE減水剤	レオビルド SP8SV(BASF 社製)(JIS A 6204)
その他混和剤*	2012制定コンクリート標準示方書[施工編](土木学 会,2012)

表 3.3.3-1 使用材料一覧表

*空気量調整剤、消泡剤など。使用する場合のみ

2) 供試験体の作製条件

本試験は、表 3.3.3-2 に示すように HFSC の結合材料である普通ポルトランドセメン ト:シリカフューム:フライアッシュの重量比を4:2:4(以下、HFSC424と称す)で一定 とし、結合材料の重量(kg)に対する水の重量(kg)割合(以下、水結合材比 W/B と称す)を 30、40 および 50 %とした 3 種類の HFSC コンクリート供試体を製造した。また、HFSC コンクリートの供試体作製に関するその他の条件を表 3.3.3-3 のように設定した。

配合要因	指定内容	水準数	
HFSC 結合材料構成比*	4:2:4	1水準	
水結合材比(W/B) **	30 %, 40 %, 50 %	3水準	
 * HFSC 結合材料構成比:ポルトランドセメント(OPC):シリカフューム(SF):フライ アッシュ(FA)の重量比を示す。 ** W/B:結合材である OPC、SF、FA の質量の合計(B)と水の質量(W)の比。 			

表 3.3.3-2 配合要因と水準の組合せ

項目	仕様書による規定	配合条件
粗骨材最大寸法	20 mm	20 mm
単位結合材量	最小 360 kg/m ³ 程度	$288\sim\!480~{ m kg/m^3}$
単位水量	上限 175 kg/m ³ 程度	144 kg/m^3
スランプ	18 ± 2.5 cm	18 ± 2.5 cm
空気量	4.0~7.0 %	4.0~7.0 %
細骨材率	_	44.0 %

表 3.3.3-3 配合設計に関するその他の条件(土木学会, 2005)

3) 供試体の作成

表 3.3.3-4 に示す規格および図 3.3.3-1 に示す練混ぜ手順に従い、配合設計を実施し た。本練りの後、後述するフレッシュコンクリートの性状を確認し、物性試験用供試体 を作製した。物性試験用供試体は直径 10 cm、高さ 20 cm の円柱とし、突き棒を用いて 作製した。成型の翌日に脱型し、試験の当日まで 20 ℃の水中で養生した。試験当日に 水槽から供試体を取り出して各種試験に供した。但し、圧縮強度試験用の供試体につい ては、成型時の上面(円形)を研磨することにより平滑にした後に、質量及び寸法を測 定して試験に供した。

項目	準拠規格	
練混ぜ	JIS A 1138「試験室におけるコンクリートの作り方」	
スランプ	JIS A 1101「コンクリートのスランプ試験方法」	
空気量	JISA1128「フレッシュコンクリートの空気量の圧力による試験方法」	
コンクリート温度	JIS A 1156「フレッシュコンクリートの温度測定」	
物性試験用供試体*	JIS A 1132「コンクリートの強度試験用供試体の作り方」	
*試し練りでは物性試験用供試体は作製しない		

表 3.3.3-4 物性試験用供試体作製に関する規格

粗骨材を全量投入
細骨材を半分投入
 細骨材の残り半量投入
ミキサ回転(空練り30秒)
回転を止めて掻き落とし
注水
ミキサ回転(60秒)
回転を止めて掻き落とし
ミキサ回転(120秒)
排出
1

スランプ・空気量等を測定 図 3.3.3-1 練混ぜ手順

4) 試験配合およびフレッシュコンクリートの性状

試験配合およびフレッシュコンクリートの性状を表 3.3.3-5 に示す。物性試験用供試体は単位水量を 144 kg/m³、細骨材率を 44.0 %として配合設計し、スランプおよび空気量は表 3.3.3-3 に示す所定の範囲を満足するように高性能 AE 減水剤の添加量により調整した。

配合						7	<i>レッシュ</i>					
				単位量	(kg/m	3)		化学混	和剤	コンクリートの性状		
W/B	s/a (%)	w	結	合材()	B)	- C	C	SP	AE 剤	SL	空気量	温度
(707	(70)	w	С	SF	FA	3	G	$B \times \%$	$B \times \%$	(cm)	(%)	(°C)
			192	96	192	5.0.4		1 0 0		10 5		
30	44	144		480		704	922	1.80	0.008	19.5	7.0	23.0
10			144	72	144					10.5		
40	44	144		360		756 9	994	1.70	0.008	19.5	5.4	23.0
			115	58	115	700	1000	1 00	0.000	10.0	- 0	
50	44	144		288		792	1036	1.80	0.008	18.9	5.8	23.0
W/B:7	W/B:水結合材比 s/a:細骨材率											
W:水 C:セメント SF:シリカフューム FA:フライアッシュ B:C+SF+FA												
S:細骨材(静岡県掛川市産山砂、絶乾密度 2.52(g/cm ³)、表乾密度 2.57(g/cm ³))												
G:粗骨材(茨城県桜川市産砕石、絶乾密度2.64(g/cm ³)、表乾密度2.65(g/cm ³))												
SP:高	SP:高性能 AE 減水剤 SL:スランプ											

表 3.3.3-5 試験配合およびフレッシュコンクリートの性状

5)物性試験項目および試験材齢

試験項目および試験材齢を表 3.3.3-6 に示す。圧縮強度、静弾性係数、割裂引張強度、 単位容積質量は全4材齢において測定し、ポアソン比は3材齢のみ測定した。

34 段 百 日	試験材齢※				346 Hin 11* 346 Art
武 缺 塤 日	3 日	7 日	28 日	91 日	" " " " " " " " " " " " " " "
圧縮強度試験	0	0	0	0	JIS A 1108「コンクリートの圧縮強度試験方法」に準ずる。
静弹性係数試験	0	0	0	0	JIS A 1149「コンクリートの静弾性係数試験 方法」に準ずる。
ポアソン比の測定	_	0	0	0	圧縮強度および静弾性係数の測定時に、供試 体に貼り付けたゲージよりポアソンひずみ (横ひずみ)を計測した。
割裂引張、強度試験	0	0	0	0	JIS A 1113「コンクリートの割裂引張強度試 験方法」に準ずる。
単位容積質量の測定	0	0	0	0	圧縮強度試験に用いる供試体の寸法(直径、 高さ)および質量を測定し、硬化後コンクリ ートの所定材齢における単位容積質量を算 出した。

表 3.3.3-6 試験項目および試験材齢

※ ○:測定あり、-:測定なし

6)物性試験結果

①圧縮強度試験結果

材齢と圧縮強度の関係を図 3.3.3-2 に示す。圧縮強度は、いずれの水結合材比においても、材齢の経過に伴い増大する傾向を示した。また、水結合材比が小さいほど圧縮強度は大きくなる結果となった。

上記の結果から、結合材水比に対する圧縮強度の関係を整理した結果を図 3.3.3-3 に 示す。結合材水比と圧縮強度は、一般的なコンクリートと同様に HFSC コンクリートにお いても正の相関を示した。



図 3.3.3-2 材齢と圧縮強度の関係



図 3.3.3-3 結合材水比と圧縮強度の関係

②割裂引張強度試験結果

材齢と引張強度の関係を図 3.3.3-4 に示す。引張強度は、材齢の経過に伴い増大する 傾向を示した。また、割裂引張強度試験は強度に及ぼす要因が多く、材齢 28 日の W/B=40 %および W/B=50 %において一時的に逆転する結果となったが、概ね水結合材比 が小さくなると引張強度も大きくなる傾向を示した。

圧縮強度と引張強度の関係を図 3.3.3-5 に示す。コンクリート標準示方書設計編(土木 学会,2012)に示されている圧縮強度(F_c)と引張強度(F_t)の関係式も図中に記載した。 圧縮強度と引張強度の関係は土木学会式に概ね近似し、試験結果を用いて算出した回帰 式も高い相関係数が得られた。したがって、HFSC コンクリートも土木学会式を用いて圧 縮強度から引張強度を推定できる可能性がある。また、圧縮強度に対する引張強度の比 を算出すると、水結合材比にかかわらず材齢 91 日で 0.06~0.07 程度となった。一般的 なコンクリートの引張強度は圧縮強度の 1/10~1/13 程度であり、圧縮強度が高強度にな ると 1/20 程度になる(日本コンクリート工学協会,1996)ことから、HFSC コンクリート においてもほぼ同様な傾向を有している。



図 3.3.3-4 材齢と引張強度の関係



図 3.3.3-5 圧縮強度と引張強度の関係

③静弹性係数試験結果

圧縮強度と静弾性係数との関係を図 3.3.3-6 に示す。コンクリート標準示方書設計編 (土木学会,2012)および建築工事標準仕様書・同解説(日本建築学会,2015)に示されて いる圧縮強度と静弾性係数の関係式も図中に記載した。圧縮強度と静弾性係数の試験結 果を用いて算出した回帰式は、高い相関係数を示した。これを土木学会式および建築学 会式と比較すると、前者に対しては、静弾性係数がより低い値を示す結果となり、後者 に対しては概ね整合的であるものの圧縮強度が 80 N/mm²程度の範囲ではより高い値を示 す結果となった。この要因として、圧縮強度の増進に対する静弾性係数の増進が小さい ことが挙げられ、結合材料中のフライアッシュやシリカフュームの混合量が影響してい る可能性が考えられる。したがって、現状では構造設計において静弾性係数を必要とす る場合、試験により測定した静弾性係数を用いることが望ましい。



図 3.3.3-6 圧縮強度と静弾性係数の関係

④ポアソン比試験結果

ポアソン比の測定結果を図 3.3.3-7 に示す。ポアソン比は、0.16~0.20 の範囲となり、 材齢の経過に伴い徐々に増加する傾向を示した。普通コンクリートのポアソン比は、一 般に 0.18~0.20(日本コンクリート工学協会, 1996)、もしくは、一律 0.20 と定義され ている(土木学会, 2012)。したがって、本試験における HFSC コンクリートのポアソン比 は、一般的なコンクリートと同程度であると考えられる。



図 3.3.3-7 ポアソン比の測定結果

⑤単位容積質量試験結果

単位容積質量の測定結果を図 3.3.3-8 に示す。単位容積質量は、2.21~2.28 kg/L の 範囲となった。一般的に普通骨材を用いたコンクリートの単位容積質量は 2.2~2.4 kg/L とされており(日本コンクリート工学協会, 1996)、HFSC コンクリートも上記の範囲内と なる結果であった。



図 3.3.3-8 単位体積重量の測定結果

7)まとめ

本試験では、水結合材比の異なる3種類のHFSC424 コンクリートを製造し、圧縮強度 などの基本特性の取得試験を行った。これにより、得られた知見を以下に示す。

- ・圧縮強度、引張強度および静弾性係数は、水結合材比(W/B)が小さいほど大きくなり、材齢の経過に伴い増進する。
- ・ 圧縮強度は結合材水比(B/W)と正の相関があり、材齢ごとに回帰式を算出すると高い相関係数が得られる。
- ・ 圧縮強度と引張強度の関係は、土木学会式に近似し、試験結果を用いて回帰式を 算出すると高い相関係数が得られる。

- ・静弾性係数は、土木学会および建築学会で示されている式から差が生じる結果と のなったものの、圧縮強度との相関は示したため回帰式からは推定できる。
- ・ポアソン比は、0.16~0.20の範囲であり、一般的なコンクリートと同程度である。
- ・単位容積質量は、2.22~2.28 kg/L の範囲であり、普通骨材を用いたコンクリート と同程度である。

3.4 搬送・定置設備の概念設計

3.4.1 背景と目的

使用済燃料の直接処分に関する処分施設の設計検討の一環として、人工バリアの搬送・定 置設備の概念設計を実施する。概念設計は処分容器および緩衝材から構成される人工バリア の横置きまたは竪置きの定置方式、また、人工バリア仕様を前提条件として、設備が保有す べき機能を実現させるための候補技術を抽出し、この技術を適用した装置の構造、寸法・重 量などの仕様を提示する。また、この設計成果を基にして設備の実現可能性を評価し、開発 課題を明確にする。

3.4.2 搬送·定置設備の概念検討

(1)概要

平成25年度および平成26年度の概念設計(原子力機構,2014;原子力機構,2015a)では、 廃棄体の横置き定置を条件として、廃棄体と緩衝材ブロックを各々原位置に定置して人工バ リアを組み立てる方式(以下、ブロック方式と言う)と予め廃棄体と緩衝材を一つのパッケ ージに組み込んで人工バリアのモジュールとした PEM (Prefabricated EBS (Engineered Barrier System) Module)を定置する方式(以下、PEM 方式と言う)を対象とした搬送・定 置設備の概念設計を行い、設備の実現可能性評価を行った。また、様々な条件下で合理的な 概念設計を遂行するための前段として、横置きや竪置きのブロック方式あるいは PEM 方式な どの人工バリアの定置方式を含む様々な処分場概念や人工バリア仕様へ適用が期待できる候 補技術全般について調査と整理を行い、技術オプションとして体系的に取りまとめた。

平成 27 年度は、上記の成果を踏まえ、廃棄体の堅置き定置を新たな条件として、ブロック 方式および PEM 方式の定置方式を対象に搬送・定置設備の概念設計を行い、設備の実現可能 性を評価した。また、処分坑道(処分孔)が袋小路あるいは貫通仕様となる坑道仕様のオプ ション(3.3 節参照)による設備仕様の相違点の検討、および定置方式のオプションの一つ として CARE(Cavern Retrievable)定置方式の調査についても実施した。さらに平成 25 年度 から平成 27 年度までの成果を総括し、使用済燃料の直接処分に適用する搬送・定置設備の実 現可能性についての総合的な評価を行った。

(2)前提条件

1) 人工バリア

搬送・定置設備の概念設計にて前提とする人工バリアについては、直接処分第1次取りま とめで設定したレファレンスケース(原子力機構,2015b)とした。図 3.4.2-1 にレファレ ンス仕様を示す。人工バリアは、PWR 使用済燃料集合体2 体を収容した処分容器とその周囲 を 0.7 m の厚さで覆った緩衝材から構成される。処分容器の材質は炭素鋼とし、それぞれの 重量は処分容器に使用済燃料集合体を収容した廃棄体が約 18 ton、緩衝材が約 35 ton であ り、人工バリアの総重量としては約 53 ton である。

また、人工バリアをモジュール化した PEM 容器は、平成 26 年度の本設備の概念設計(原子 力機構, 2015a) で提示した図 3.4.2-2 に示す仕様とした。PEM 容器は上記のレファレンスケ ースの人工バリアを 28 mm の厚さの炭素鋼で覆った円筒容器であり、上記の廃棄体および緩 衝材に PEM 容器の重量を加えた総重量は約 65 ton である。



図 3.4.2-1 人工バリアのレファレンス仕様



図 3.4.2-2 PEM 容器仕様

2) 定置方式

概念設計は表3.4.2-1に示す堅置きのブロック方式およびPEM方式を定置方式の対象とし、 PEM方式については処分孔へPEMを単数定置させた条件だけでなく、PEMを垂直方向に複数体 定置させた条件も加えることとした。人工バリアの垂直方向への複数体定置が実現すれば、 処分場の深さ方向の空間を効果的に利用することにより、処分場のフットプリント低減が期 待できる。PEM方式による定置は人工バリアのモジュール化によりブロック方式のような原 位置での人工バリアの組立ての必要がなく定置作業が単純化できること、また、外殻となる 炭素鋼製のPEM容器が定置のために積み重ねられた上部のPEMの荷重を保持し、定置後も人 工バリアの健全性を維持できることから、PEMの垂直方向への複数体定置は実現性が高いと 考えられる。このようにPEMを垂直方向へ積み重ねることを想定し、上部のPEMの荷重によ って最下部のPEM容器の胴部に発生する圧縮応力が許容圧縮応力度を下回ることを基準とし て、積み重ね可能な段数を簡易的に試算した結果、表3.4.2-2に示すように約49段までの定 置が可能との目安を得た。

人工バリア	定置数	定置イメージ
ブロック	単数	緩衝材 (ブロック)
PEM	単数 複数	

表 3.4.2-1 概念設計の対象とする定置方式

表 3.4.2-2 PEM の垂直方向の定置可能段数の簡易試算

項目	条件・仕様	備考
PEM 容器材(仮設定)	SM400(溶接構造用鋼板)	日本建築学会「鋼構造設計規
基準強度	$235~\mathrm{N}~\mathrm{mm}^{-2}$	進」
許容応力度(圧縮、長期)	156.7 N mm ⁻²	基準強度/1.5
圧縮応力(1段)	3.19 N mm ⁻²	図 3.4.2-2 を基に計算
PEM の定置可能数	49 段	許容応力度÷圧縮応力(1段)

3) 坑道概念および検討装置

竪置き定置の処分孔および処分坑道(立坑)は図 3.4.2-3 に示すレイアウトを前提とする。 このレイアウトや各坑道の名称については、H12 レポート(核燃料サイクル開発機構, 1999) に記載された定置レイアウトのバリエーションに準じて設定した。また、概念設計の対象は この図に示す単数定置の場合の処分坑道あるいは垂直方向への複数定置の場合の主要坑道に おいて人工バリアの定置を行う装置と機能に限定し、次のように設定した。

<概念設計で対象とする装置>

・ブロック方式; 処分坑道廃棄体搬送・定置装置

処分坑道緩衝材搬送・定置装置

- ・PEM 方式; 処分坑道 PEM 搬送・定置装置(単数定置)
 - 処分坑道 PEM 搬送・定置装置(複数定置)

<概念設計で対象とする機能>

・把持機能

・昇降・定置機能

・傾転機能(処分坑道廃棄体搬送・定置装置のみ)

ブロック方式では対象の廃棄体および緩衝材を個別に定置し、これらの仕様や定置手順も 異なることから、定置にはそれぞれ専用の装置を用いるものとし、各々概念設計を行った。 同様に PEM 方式の単数または複数の定置においては PEM の仕様は同一であるが、単数の場合 の処分孔と複数の場合の処分坑道(立坑)では深さが異なることから適用する技術や装置仕 様は同一とならないことが予想されるため、単数と複数のそれぞれを対象とした専用の装置 とを用いるものとして、各々概念設計を行った。

一方、処分坑道に至るアクセス坑道、坑底施設、および連絡・主要坑道の搬送装置、なら びに走行機能、遮へい機能、積替え機能などの定置を除く機能については、すでに昨年度ま での本事業において実施した定置方式を横置きとした設備と同様な仕様になると考えられる ことから、概念設計の対象からは外すこととした。



図 3.4.2-3 堅置き定置の処分坑道および処分孔のレイアウト

(3) 検討手順

竪置きのブロック方式および PEM 方式の定置において概念設計と対象とした4つの装置について、それぞれ次の手順で概念設計を行うものとした。

①先行開発事例の調査と分析

②候補技術の抽出

③装置の概念設計

④実現可能性の評価

上記の②は平成26年度に実施した技術オプションの体系的整理結果(原子力機構,2015a) を活用して候補技術の抽出を行った。本概念設計の対象とする3つの機能に対する技術オプ ションを表3.4.2-3に示す。

機能	技術オプション
	押込み、把持部吊り下ろし、片持ち吊り下ろし、真空吸引、電磁石、
把持機能	エアベアリング、ウォーターベアリング、フォーク、ベルトコンベ
	ア、機械式把持
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ、油圧シリンダ、エアベアリング、ウォーターベ
	アリング、テレスコピック
傾転機能	機械式傾転/油圧式傾転

表 3.4.2-3 概念設計対象機能に対する技術オプション

また、②の候補技術の抽出時における技術適用性の評価および④の装置の実現可能性の評価においては、処分事業の実施主体である原環機構が処分場概念・技術オプションの特徴を 比較するために設定した設計因子(原環機構, 2011)を評価項目のベースとして用いた。表 3.4.2-4 にこの設計因子をベースとした評価項目と②の候補技術の抽出および④の実現可能 性の評価における主な観点を整理して示す。

評価項目	(設計因子)	技術や装直の評価における主な観点
閉鎖後長期	人工バリアの長期	残置物の発生有無、残置物の種類、量
の安定性	安定性	
操業安全性	放射線安全	放射線遮へいの必要性、作業領域の放射線管理区域設定
		の必要性、放射線が装置へ及ぼす影響
	一般労働安全	事故や災害の発生可能性と発生時の影響の大きさ・対策
工学的成立	工程	操業時の搬送・定置の作業速度・作業時間
性/品質保	定置作業性	技術や装置の適応性(横置き/竪置きの定置方式、人工
証		バリアの寸法・形状・重量、遠隔操作・自動化、要求定
		置精度、振動・衝撃などの発生、など)
	技術開発の進展	技術・装置の実用化レベルに対する達成度
	効率性(物流)	操業上の制約
	地下環境への適応	想定される地下環境条件への技術適用性/装置成立性
	性	(湧水の発生、高湿・高湿度、閉鎖空間、路盤の段差や
		起伏)
工学的信頼性		地質環境や坑道条件(坑内路盤の地耐力など)に対する
		適応性や柔軟性、装置の耐久性、故障・事故・災害時の
		対応力
回収可能性		定置後の廃棄体回収の技術的成立性
社会経済的側	面	ステークホルダーの受容性

表 3.4.2-4 技術の適用性および装置の実現可能性の評価における評価項目と主な観点

(4) 竪置き・ブロック方式の搬送・定置設備の概念設計

1) 処分坑道廃棄体搬送・定置装置の概念設計

①先行開発事例の調査と分析

使用済燃料集合体を収容した廃棄体の竪置き定置に関る技術や装置の開発は、海外で進め られており、例えばスウェーデンの SKB において KBS-3V 処分概念の下、開発と実証が行われ ている。一方、国内ではガラス固化体を収容した廃棄体を対象に人工バリアの定置技術や装 置の開発が進められているものの、主に緩衝材の定置を目的としたものであり、廃棄体の竪 置き定置に関る技術や装置に関しては、H12 レポートなどの机上の概念検討に留まっている。 よって、ここでは、主に SKB の開発事例について調査と分析を行うものとした。

SKB の廃棄体搬送・定置装置は MAGNE と呼ばれる試作機が製作されている (SKB, 2015)。 この装置では廃棄体は横向きで処分孔の直上へ搬送され、定置のために 90° 傾転させて縦向 きに方向を変え、処分孔へは廃棄体を吊り下げて定置させている。定置を行う円筒形状の廃 棄体の概略寸法は直径約1m、長さ約5mであり、概略重量は約25~27 ton である。この装 置が保有する技術的な特徴としては、次の2点が挙げられる。

- ・処分坑道の高さ方向の寸法を小さく抑えるために、廃棄体を搬送時の横向きから定置
 時には縦向きに傾転させる機構を具備し、廃棄体の傾転、スライド、吊り下げなどの
 動作を組合せた作業手順による定置が行われている。
- ・廃棄体が搬送、定置、定置後の操業期間において常時遮へいされた状態を維持するために、遮へいチューブに廃棄体を収容しての搬送、遮へいチューブを処分孔上部に差し込んだ状態での廃棄体の吊り下ろし定置、定置後には処分孔上部に設けたハッチの閉止など、種々の方法や手順を組合せて廃棄体が露出することを抑止している。

この SKB の技術的な特徴を参考とし、傾転機能および遮へい機能を有する処分坑道廃棄体 搬送・定置装置の概念設計を行った。

2候補技術の抽出

技術オプションの体系的整理(原子力機構,2015a)を活用して、対象とした把持、昇降・ 定置、傾転の3つの機能に対して、候補技術を抽出し、その結果を表 3.4.2-5 に示す。

昇降・定置機能については、2 つの候補技術が抽出されたが、SKB の搬送・定置装置試作 機で実績があるワイヤ+ウィンチを基に次項で概念設計を行うこととした。

機能	抽出した候補技術
把持機能	把持部吊り下し
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ、油圧シリンダ
傾転機能	機械式傾転/油圧式傾転

表 3.4.2-5 処分坑道廃棄体搬送・定置装置を構成する候補技術の抽出結果

③装置の概念設計

前項で抽出した技術を基にした概念設計を行い、設定した装置の概略仕様を表 3.4.2-6 に 示す。概略仕様は以下の根拠や考え方に基づき設定した。

- ・搬送・定置を行う廃棄体の寸法や重量は、ここで設定した条件とSKBの条件の差が小 さいこと、類似する候補技術で構成される装置であることから、搬送・定置装置の幅、 長さや重量については先行事例で示すSKBの装置の仕様とほぼ同等とした。装置の外 観もSKBの装置(SKB, 2015)に類似すると想定した。
- ・昇降・定置用のホイストは国内で市販されている最大規模のホイストの仕様(日立産 機製;ダブルレール式 30 t ホイスト 型式 30HD-T55)を基にして、寸法などの仕様 を設定した。

- ・装置の建築限界については、天井クレーンの日本工業規格(JIS B8801: 2003)を参考 に装置上方は装置の大きさ+0.4 m とし、普通鉄道構造規則(昭和六十二年三月二日 運輸省令第十四号 最終改正年月日:平成一二年一一月二九日運輸省令第三九号)を参 考に装置側方は装置の大きさ+0.2 mに設定した。
- ・遮へい容器の仕様は H25 年度に実施した廃棄体の遮へい計算とその計算結果を基にしたレジンと鉄板からなる構造の遮へい材仕様(原子力機構, 2014)を基に設定した。

項目		概略仕様
装置	寸法	幅;約3 m×長さ;約14 m×高さ;約5.2 m
	建築限界	幅;約3.4 m×高さ;約5.6 m
	重量	約100 ton (廃棄体および遮へい容器重量含む)
遮へい	構造	レジン(100 mm 厚)を鉄板(20 mm 厚)でレジンの両側から挟
容器		んだ構造
	寸法	外径;約1.2 m×長さ;約5 m、容器厚さ;約0.14 m
	重量	約 6.7 ton
昇降装	構造 (例)	30 ton クラス ダブルレール式ホイスト
置	寸法	幅;約2.8 m×長さ;約1.8 m×高さ;約0.9 m
把持	—	自動着脱式

表 3.4.2-6 処分坑道廃棄体搬送・定置装置の概略仕様

④実現可能性の評価

先行開発事例の調査や分析および概念設計の成果を基に、表 3.4.2-4 に示した項目と観点 によって処分坑道廃棄体搬送・定置装置の実現可能性について評価を行った。その結果を表 3.4.2-7 に示す。この表は構成技術や装置の実現性に影響を及ぼす課題や問題がある項目を 抽出して示している。本評価結果を総括して以下に示す。

- ・先行する SKB の装置試作や実証試験に関る情報および本概念設計の結果からは、装置の実現性を阻害する重大な課題や問題点が少なく、装置の実現性は十分高い。
- ・把持や昇降・定置機能に加えて、操業時の廃棄体の遮へい機能や定置時の廃棄体の傾転などの機能も満足させた装置を構成することが必要であり、装置の構成・構造や定置時の作業手順が複雑となる。それゆえ、個々の技術や装置全体として十分な信頼性を保有する装置を開発・実証することが重要な技術課題と考えられる。
- ・また、定置時の傾転、処分孔への吊り下げ定置時または処分孔からの取出し回収時に 事故あるいは装置の故障による廃棄体の落下・転倒・衝突の発生やそれらの発生時の 影響を無視することができない。廃棄体の落下・衝突を仮定した解析や試験により、 廃棄体の健全性評価を行うとともに廃棄体、搬送・定置設備、地下施設のそれぞれに おいても落下・衝突防止や発生時の衝撃の緩衝などを目的とした対策を具体化する必 要がある。

評価項目(設計因子)		技術・装置の実現に影響する課題・問題点
操業安	放射線安全	・搬送・定置・定置後の操業時に廃棄体が露出しない放射線遮へ
全性		い容器、処分孔ゲートの設計、搬送・定置手順構築、装置の試作
		と実証
工学的	定置作業性	・遠隔操作による自動着脱可能な把持方法や把持部の開発
成立性		・要求定置精度を満足する位置決め機構およびモニタリング技術
/品質		を組合せたシステム開発
保証	地下環境への	・処分孔の湧水排水(地下施設側への要求)
	適応性	
工学的信頼性		・処分孔口の地盤の地耐力の確保(地下施設と連携した設計)
		・定置作業時の廃棄体の落下、転倒、衝突などの事故発生の影響
		評価(廃棄体落下試験評価など)と搬送・定置設備や坑道設備へ
		の落下抑止・緩和対策
回収可能性		・回収時の操業安全性確保を観点に適用可能な方法や技術の検討

表 3.4.2-7 処分坑道廃棄体搬送・定置装置の実現可能性の評価結果

2) 処分坑道緩衝材搬送・定置装置の概念設計

① 先行開発事例の調査と分析

緩衝材ブロックの竪置き定置に関る技術や装置の開発事例としては、海外では使用済燃料 集合体の直接処分を対象として、フィンランドの Posiva において定置実証試験が行われてい る。また、国内ではガラス固化体を対象として、原環センターにて定置装置を用いた実証試 験(たとえば原環センター, 2012b; 2013)が行われている。使用済燃料の直接処分の廃棄体 とガラス固化体処分の廃棄体の径がほぼ等しいことから、緩衝材ブロックは形状および寸法 がほぼ同等の仕様となると考えられる。よって、ここでは、国内で開発が進められているガ ラス固化体を対象とした緩衝材ブロックの定置装置について、調査と分析を行った。

原環センターの開発事例(たとえば原環センター, 2012b)では、図 3.4.2-4 に示す緩衝材 定置試験設備が試作されている。人工バリアは図 3.4.2-5 のカットモデルに示す構成で、ガ ラス固化体のオーバーパック側面部の緩衝材ブロックは外径 2.26 m、内径 0.86 m、厚さ 0.35 mのドーナッツ形状を8分割した扇の形状であり、緩衝材ブロック1つ当りの重量は約300kg である。また、竪置きされたオーバーパックの上下の緩衝材はこの8分割したドーナッツ形 状の中央部に外径 0.86 m、厚さ 0.35 m、重量約 400 kg の円筒形状の緩衝材ブロックが用い られている。定置手順としては、底部および側面の緩衝材ブロックを定置して組立てた後に 中央部に廃棄体を定置し、最後に廃棄体上部の緩衝材ブロックを定置する。使用済燃料集合 体の直接処分用の廃棄体は径が 0.839 m であり、径が 0.84 m のガラス固化体のオーバーパッ クとほぼ等しいので、上記の緩衝材ブロックはほぼ同じ形状と寸法になると考えられる。但 し、廃棄体の長さが直接処分においては、4.78m、ガラス固化体は1.73mであり、直接処分 の廃棄体の方が長尺である。このため、緩衝材の厚さを 0.7 m、人工バリア上部の処分孔の 埋め戻し部分の長さを1.0m設けると処分孔の深さはガラス固化体では4.13m、直接処分で は7.18mとなる。よって、直接処分用の緩衝材ブロックの定置においてはガラス固化体より 3.05m長くなった分昇降・定置機構のストロークを伸ばすとともに、緩衝材ブロックの厚さ や定置時の緩衝材ブロックの段数を増やす必要がある。原環センターの試作装置の技術的な 特徴としては、次のような点が挙げられる。

- ・緩衝材ブロックの把持には真空把持を採用している。真空把持では緩衝材ブロック上面のみで把持することが可能であり、機械的把持において側面を把持することにより緩衝材ブロックを組立てた際に生じる隙間を小さくできる。
- ・昇降・定置にはテレスコピックを採用している。テレスコピックは剛体であり、ワイ ヤ+ウィンチに比べて緩衝材降下時にも揺れや回転の発生が抑えられ、定置精度が確 保しやすい。



図 3.4.2-4 緩衝材定置試験設備概念図(原環センター, 2012b に加筆)



図 3.4.2-5 人工バリアカットモデル(原環センター, 2009b)

②候補技術の抽出

技術オプションの体系的整理(原子力機構,2015a)を活用して、対象とした把持、昇降・ 定置、傾転の3つの機能に対して、候補技術を抽出した結果を表 3.4.2-8 に示す。

把持機能および昇降定置機能ともに、2 つの候補技術が抽出されたが、上記のガラス固化 体の定置装置試作機で実績がある真空把持とテレスコピックを基に次項で概念設計を行うこ ととした。前述のようにテレスコピックは剛体であるので、ワイヤ+ウィンチに比べて定置 精度の確保が容易になると考えられる。

表 3.4.2-8 処分坑道緩衝材搬送・定置装置を構成する候補技術の抽出結果

機能	抽出した候補技術
把持機能	真空吸引、機械的把持
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ、テレスコピック

③装置の概念設計

前項で抽出した技術を基に概念設計を行ない、設定した装置の概略仕様を表 3.4.2-9 に示 す。概略仕様は以下の根拠や考え方に基づき設定した。

- ・搬送・定置を行う緩衝材ブロックの寸法や重量は使用済燃料集合体直接処分において 設定した条件と国内ガラス固化体の条件の差が小さいこと、また、類似の候補技術で 構成された装置であることから、搬送・定置装置の幅や長さについては先行事例で示 す原環センターの試作装置の仕様とほぼ同等とした。装置の外観も原環センターの試 作装置に類似すると想定した。
- ・装置の建築限界は、処分坑道廃棄体搬送・定置装置と同じ基準を参考として、装置上 方は、装置の大きさ+0.4 m、側方は装置の大きさ+0.2 mに設定した。

項目		概略仕様	
装置	寸法	幅;約3.8 m×長さ;約9.5 m×高さ;約4 m	
	建築限界	幅;約4.2 m×高さ;約4.4 m	
昇降装	構造	テレスコピック	
置	ストローク	約7m(処分孔の深さ程度)	
	重量	約 14 ton (テレスコピックおよびその架台部分)	
		約5 ton (緩衝材を積載する台車部)	
把持	—	真空把持	

表 3.4.2-9 処分坑道緩衝材搬送・定置装置の概略仕様

④実現可能性の評価

先行開発事例の調査や分析および概念設計の成果を基に、表 3.4.2-4 に示した項目と観点 によって処分坑道廃棄体搬送・定置装置の実現可能性について評価を行った。その結果を表 3.4.2-10 に示す。この表は構成技術や装置の実現に影響度の大きい課題や問題がある項目を 抽出して示している。本評価結果を総括して以下に示す。

- ・先行するガラス固化体の緩衝材ブロックの定置装置の試作や実証試験に関る情報および本概念設計の結果からは、装置の実現性を阻害する重大な課題や問題点が少なく、装置の実現性は十分高い。
- ・一方、緩衝材ブロック定置時の要求定置精度を満足する緩衝材定置機構の開発・実証
 や緩衝材の落下抑止対策などが技術課題と考えられる。テレスコピックを用いた緩衝
 材定置機構については、直接処分では廃棄体の長さがガラス固化体に比べて約3m長

くなることから緩衝材定置時に必要なテレスコピックのストロークもこの分長くなり、 技術的な難易度が上がると予想される。また、緩衝材の落下に対しては停電などによ る電力供給停止が長時間に及ぶことも想定して、真空把持を維持可能な時間を延ばす とともに、真空把持が機能しないことも想定した真空把持とは別機構となる落下抑止 対策が必要である。

表 3.4.2-10 処分坑道緩衝材搬送・定置装置の実現可能性の評価結果

評価項目(設計因子)		技術・装置の実現に影響する課題・問題点
工学的	定置作業性	・遠隔操作により、繰り返しの動作においても要求定置精度
成立性		を満足する定置機構の開発と実証
/品質	地下環境への適	・処分孔の湧水排水(地下施設側への要求)
保証	応性	
工学的信頼性		・処分孔口の地盤の地耐力の確保(地下施設と連携した設計)
		・搬送・定置設備への緩衝材ブロックの落下抑止対策

(5) 竪置き・PEM 方式の搬送・定置設備の概念設計

1) 処分坑道 PEM 搬送・定置装置(単数定置)の概念設計

①先行開発事例の調査と分析

海外においての使用済燃料集合体の直接処分を対象とした PEM 方式の竪置き定置に関る技 術や装置の開発事例は、今回の調査では確認されなかった。一方、国内においても、ガラス 固化体を対象とした開発事例はなく、原環機構においての概念検討に留まっている(北川ほ か,2013;鈴木ほか,2013)。PEM 方式の竪置き定置の開発例が存在しない理由としては、原 位置の人工バリアの組立てが不要である PEM 方式は、ブロック方式に代わる実現性が高い横 置きの定置方式として考案された背景があること、また、竪置き定置の場合には、前述のと おりブロック方式の定置装置の実現性が十分高いことなどが考えられる。

原環機構のガラス固化体の定置を対象とした処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概念(北川ほか,2013)においては、装置の把持機能に把持部吊り下しが利用され、昇降・定置機能にクレーン方式(ウィヤ+ウィンチ)が利用されている。この装置の搬送・定置手順としては、 PEM を縦向きに吊り下げた状態で処分坑道内を搬送し、装置の櫓の上部に設けた昇降機構を 用いて PEM を処分孔へ吊り下ろして定置させている。

②候補技術の抽出

技術オプションの体系的整理(原子力機構, 2015a)を活用して、対象とした把持および昇降・定置の機能に対して、候補技術を抽出し、その結果を表 3.4.2-11 に示す。

昇降定置機能では、ワイヤ+ウィンチと油圧シリンダの2つの候補技術が抽出されたが、 ここでは前述の処分坑道廃棄体搬送・定置装置や後述の複数定置を条件とした処分坑道 PEM 搬送・定置装置の仕様と整合させて、ワイヤ+ウィンチを対象として概念設計を行った。

表 3.4.2-11 処分坑道 PEM 搬送・定置装置を構成する候補技術の抽出結果(単数定置)

機能	概念設計の対象とした技術
把持機能	把持部吊り下し
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ、油圧シリンダ

③装置の概念設計

前項で抽出した技術を基にした概念設計により、装置の概略仕様の設定を行った結果を表 3.4.2-12に示す。概略仕様は以下の根拠や考え方に基づき設定した。

- ・65 ton の重量物である PEM の昇降・定置にはクラブトロリ式のクレーンを用いることとした。クラブトロリ式クレーンは、クラブフレームに巻上装置及び横行装置を備え、 クレーンガーダの2本のレールの上をクラブトロリが横行するもので、400 ton クラスの重量物まで対応できる。
- ・装置の構成は、原環機構の概念と同様に、櫓上にクラブトロリを取り付けた構成とし、 装置イメージを図 3.4.2-6 に示す
- ・表 3.4.2-12に示す装置の高さは、PEMの長さ6.5mにクラブトロリおよび吊り具を含む上部構造の高さ2.0mを加えて設定した。上部構造の高さは、汎用のクラブトロリの寸法等を参考とした。また、装置の幅や重量については平成26年度に概念設計を行った横置きの処分坑道PEM搬送・定置装置(原子力機構,2015a)と同じ寸法に設定した。
- ・平成26年度に実施したPEM周囲の線量当量率の計算(原子力機構,2015a)において、 遮へい体の設置要否判断の目標とした値を下回る結果が得られていることから、本装 置への遮へい体の設置は不要とした。
- ・装置の建築限界は、処分坑道廃棄体搬送・定置装置と同じ基準を参考として、装置上 方は、装置の大きさ+0.4 m、側方は装置の大きさ+0.2 mに設定した。
- ・本装置は PEM を立てた状態で搬送し、また、装置の上部に吊り下げ用の構造部材を配置した構造としたことにより、装置の重心が高くなる。このため、装置の転倒防止対策が必要である。

項目		概略仕様
装置	寸法	幅;約3.5 m×長さ;約12 m×高さ;約8.5 m
	建築限界	幅;約3.9 m×高さ;約8.9 m
	重量	約 160~210 ton (PEM 重量含む)
昇降装	構造(例)	クラブトロリ式のクレーン
置	ストローク	約7 m (処分孔の深さ程度)
把持	—	ツイストロック等(自動着脱可能)

表 3.4.2-12 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様(単数定置)



④実現可能性の評価

概念設計の成果を基に、表 3.4.2-4 に示した項目と観点によって処分坑道廃棄体搬送・定 置装置の実現可能性について評価を行った。その結果を表 3.4.2-13 に示す。この表は構成技 術や装置の実現に影響度の大きい課題や問題がある項目を抽出して示している。本評価結果 を総括して以下に示す。

- ・重量物の PEM の吊り下ろしには、既存のクレーン技術が活用可能であり、装置の実現 性は高いと考えられる。また、PEM 方式においては、緩衝材や PEM 容器が遮へい機能 を有するため、ブロック方式にて必要となる廃棄体の遮へいを不要とできることも実 現性に対しては大きなメリットとなる。
- ・一方、PEM を立てた状態での搬送や処分孔への吊り下げ定置の手順から、搬送時、処分孔への吊り下げ時、または回収時の処分孔からの取出し時に事故や装置の故障による PEM の落下・転倒・衝突の発生やそれによる影響を無視できない。PEM の落下・衝突を仮定した解析や試験による健全性評価を行うとともに PEM、搬送・定置設備、地下施設側のそれぞれにおいて、落下・衝突防止や発生時の衝撃の緩衝などを目的とした対策を具体化する必要がある。
- ・また、前述のブロック方式のような試験機の試作や実証例がないため、現状では設計や開発に関わる知見が乏しい。装置開発を行い、装置の試作や実証の手順を踏んだう えで、改めて実現可能性の評価が必要である。

|--|

評価項目(設計因子)		技術・装置の実現に影響する課題・問題点
工学的	定置作業性	・遠隔操作による自動着脱可能な把持方法や把持部の開発
成立性		・要求定置精度を満足する位置決め機構およびモニタリング技術
/品質		を組合せたシステム開発
保証	地下環境への	・処分孔の湧水排水(地下施設側への要求)
	適応性	
工学的信頼性		・処分孔口の地盤の地耐力の確保(地下施設と連携した設計)
		・定置作業時の PEM の落下、転倒、衝突などの事故発生の影響評
		価(PEM 落下試験評価など)と搬送・定置設備や坑道設備への落
		下抑止・緩和対策
回収可能性		・回収時の操業安全性確保を観点に適用可能な方法や技術の検討

2) 処分坑道 PEM 搬送・定置装置(複数定置)の概念設計

先行開発事例の調査と分析

前述の PEM 方式の竪置き単数定置と同様に複数体の定置についても、国内外ともに開発事 例は確認されなかった。類似の概念による装置の開発事例としては、ドイツの DBE が使用済 燃料を収容したキャニスタの竪置き定置装置を開発している(たとえば Biurrun, et al., 2009)。この開発事例は定置深度 300 m の処分孔へのキャニスタの複数体定置を対象としたも のであり、概念自体は本設定と同様であるが、定置対象となるキャニスタは直径 0.44 m 以下 ×長さ 4.98 m で重さ 5.2 ton であり、図 3.4.2-2 に示した PEM に比べると小型で軽量である 点は一致しない。試験装置は長さ 12.2 m、幅 4.7 m、高さ 6.5 m の門型構造物であり、吊り 下しの昇降・定置にはワイヤ+ウィンチを用いている。この装置の特徴としては、定置深度 が 300 m と深く、使用するワイヤロープが長くなるため、装置の昇降機構に直径 3 m のドラ ムを有している。竪置きの複数体定置では、定置数が増えて処分坑道(立孔)の深度が大き くなるほど、ワイヤロープが太くかつ長くなり、巻揚げ装置が大型化することが考えられる。

2候補技術の抽出

技術オプションの体系的整理(原子力機構,2015a)を活用して、対象とした把持および昇降・定置の機能に対して、候補技術を抽出し、その結果を表3.4.2-14に示す。PEM方式の単体定置では候補技術となる油圧シリンダは、処分坑道(立坑)の深度が大きくなり、昇降距離が伸びると適用が難しくなるため、この複数体定置においては候補技術から除外した。

表 3.4.2-14	処分坑道 PEM 搬送	・定置装置を構成す	る候補技術の抽出結果	(複数定置)

機能	概念設計の対象とした技術
把持機能	把持部吊り下し
昇降・定置機能	ワイヤ+ウィンチ

③装置の概念設計

前項で抽出した技術を基にした概念設計により、装置の概略仕様の設定を行った結果を表 3.4.2-15に示す。概略仕様は以下の根拠や考え方に基づき設定した。

- ・前述の PEM 方式の単数定置の搬送・定置装置では櫓の上部にクラブトロリを設けたが、 PEM 方式の複数定置の搬送・定置装置では、より長い昇降距離へ対応可能な装置とし て、図 3.4.2-7 にイメージを示す巻揚げ機を櫓外に設ける方式を用いるものとした。
- ・PEM を吊り下げるフックの巻上用のワイヤロープの掛け本数を12本として荷重を分散 させ、使用するワイヤロープの公称径を30 mmに設定した。この設定において、吊り 下げ可能深度は約1,200 mである。この深度はPEM と吊り具を含めた重量約70 ton(686 kN)にワイヤロープの単位長さあたりの重量を3.96 kg/m (0.039 kN/m) として12本 掛けのワイヤロープの自重を加え、許容荷重(1,280 kN)を超えない範囲のワイヤロ ープの長さを算出したものである。許容荷重はワイヤロープの破断荷重(640 kN/本) と労働安全衛生規則(昭和四十七年九月三十日労働省令第三十二号 最終改正:平成 二八年二月二四日厚生労働省令第二四号)に定められた巻上げ装置に用いるワイヤロ ープの安全率6を前提として算出した。この深度よりもさらに定置深度を増加させる 場合には公称径の太いワイヤロープの使用が必要となる。
- ・ワイヤロープの巻き上げ用のドラムやシーブなどの大きさについては、クレーン構造 規格で定められており、最大でワイヤロープ直径の45倍以上のドラム径とすることが 規定されている。この規定を基にワイヤロープの公称径が30mmの場合には1.35m 以上の径のドラムを用いることとした。
- ・装置の高さは、PEMの長さ6.5mに12本掛けの吊り具を含む上部構造の高さ約2m(既存の類似装置を参考に設定)を加えて設定した。また、装置の幅や重量については平成26年度に検討した横置きの処分坑道PEM搬送・定置装置を参考とし、幅は本装置と同じ寸法を、重量はこの装置の重量に約10ton程度の巻き上げ機重量を加えて設定した。
- ・前述の PEM 方式の単数定置の装置と同様に本装置への遮へい体の設置は不要とした。
- ・装置の建築限界は、前述の装置と同じ基準を参考として、装置上方は装置の大きさ+ 0.4 m、装置側方の建築限界を装置の大きさ+0.2 mに設定した。

項目		概略仕様
装置	寸法	幅;約3.5 m×長さ;約16 m×高さ;約8.5 m
	建築限界	幅;約3.9 m×高さ;約8.9 m
	重量	約 170~220 ton
昇降装	構造(例)	巻揚げ機の櫓外配置方式
置	巻揚げ機	直径1.35 m以上のドラム
	ストローク	数 10m~数 100 m(公称径 30 mm のロープで約 1,200 m の深度
		まで対応可能)
把持	—	ツイストロック等(自動着脱可能)

表 3.4.2-15 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の概略仕様(複数定置)



図 3.4.2-7 竪置き PEM 方式(複数定置)の装置イメージ

④実現可能性の評価

概念設計の成果を基に、表 3.4.2-4 に示した項目と観点によって処分坑道 PEM 搬送・定置 装置の実現可能性について評価を行った。その結果を表 3.4.2-16 に示す。この表は構成技術 や装置の実現に影響度の大きい課題や問題がある項目を抽出して示している。本評価結果を 総括し、以下に示す。

- ・抽出された課題は基本的に前述の PEM 方式の単体定置の装置と同様であるが、複数体 定置では、処分坑道(立坑)が長く深くなり、定置深度も大きくなることから、いず れの課題についても対策に関る技術的難易度は高くなる。
- ・特に複数定置においては、操業時の事故や装置の故障による PEM の落下・転倒・衝突 の発生や発生時に施設の安全性に及ぼす影響が単体定置の場合に比べて大きい。
- ・また、処分坑道(立坑)内に人や装置が入って作業を行うことが困難であり、定置時や回収時のPEMへのアクセスは上部の主要坑道に設置した装置からワイヤロープなどを介して遠隔操作を行うことが必要である。そのため、定置位置においての遠隔操作がワイヤロープを介した把持の自動着脱などの操作に限定されるため、操業に関る技術的難易度は高い。
- ・さらに処分坑道(立坑)が深くなることにより、坑道の仕様や条件が装置の実現性へ 大きく影響する。例えば、掘削した坑道に曲がりが生じた場合には、吊り下ろし時に 壁面への PEMの接触や衝突が考えられ、これらの回避や保護するための治具も新たに 必要となる。
- ・以上のように技術的難易度の高い種々の課題があり、また、それらの課題が操業時の 安全性の確保に重大な影響を及ぼすことが考えられ、現時点ではこの定置方式に対応 した搬送・定置設備の実現性は低いと考えられる。

表 3.4.2-16 処分坑道 PEM 搬送・定置装置の実現可能性の評価結果(複数定置)

評価項目	1(設計因子)	技術・装置の実現に影響する課題・問題点
工学的	定置作業性	・遠隔操作による自動着脱可能な把持方法や把持部の開発
成立性		・要求定置精度を満足する位置決め機構およびモニタリング技術
/品質		を組合せたシステム開発
保証		・処分坑道(立坑)の曲がり等がある場合の壁面への PEM の接触
		や衝突の回避や保護対策
	地下環境への	・処分坑道(立坑)の湧水排水(地下施設側への要求)
	適応性	
工学的信	頼性	・処分孔口の地盤の地耐力の確保(地下施設と連携した設計)
		・定置作業時の PEM の落下、転倒、衝突などの事故発生の影響評
		価(PEM 落下試験評価など)と搬送・定置設備や坑道設備への落
		下抑止・緩和対策
回収可能	性	・回収時の操業安全性確保を観点に適用可能な方法や技術の検討

(6) 坑道仕様と搬送・定置設備の相違

堅置きおよび横置き定置方式のそれぞれの処分坑道が袋小路仕様と貫通仕様となる組合せ を設定し、これらのオプションに対する搬送・定置設備仕様の相違点について検討した。な お、袋小路仕様については、長さが 6~10 数mの短い処分孔へ廃棄体を単体あるいは数体程 度定置する場合と長さが数 10~数 100 mに及ぶ長い処分坑道へ廃棄体を複数体定置する場合 について、仕様を分けて検討を行った。

表 3.4.2-17 に横置き定置方式について、また表 3.4.2-18 に堅置き定置方式について、そ れぞれの処分坑道仕様の操業におけるメリット・デメリットを比較し、その比較を基に搬送・ 定置設備の相違について評価を行った結果を示す。本評価結果を総括し、以下に示す。

- ・横置き定置については、袋小路の単体あるいは少数定置の場合、処分孔が短いこと、 処分孔と近接する坑道断面の大きな処分坑道から定置や回収のためのアクセスが可能 であることから操業におけるすべての着目点においてメリットが大きい。この坑道仕 様の場合、坑道断面が小さい処分孔へ搬送機能を保有する定置装置を入れることなく、 坑道断面が大きい処分坑道から押込みなど方法で人工バリアの定置を行うことが可能 である。押込み方式を用いた装置例としては、ドイツ DBE の輸送・貯蔵キャスクの横 置きの定置装置概念(Filbert, 2011)が参考となる。定置対象は径φ2.4m、長さ5.9 m、重量 160 ton の複数の使用済燃料を収容したキャスクである。押込み装置は処分孔 の手前で装置の向きを処分孔の方向へ 90°回転させ、処分孔とキャスクの定置の方向 を一致させてキャスクを処分孔へ押込んで定置させる概念である。既存の技術を活用 して装置の製作が可能と考えられ、設備の実現性は十分高い。
- ・一方、横置き定置の袋小路の複数体定置と貫通の坑道仕様の違いについては、貫通仕様の方が坑道の両側からのアクセス可能がであることや換気・排水が容易であることなど操業時のメリットが大きいが、搬送・定置設備としては相違がないと考えられる。この理由は処分坑道が長いので両仕様とも坑道内に搬送機能を保有する定置装置を入れて定置作業を行う必要があること、貫通仕様の場合も一つ目の人工バリアを定置後は処分坑道が塞がれてしまうため、袋小路と同等となってしまうことによる。なお、

処分坑道を一方通行とし、人工バリアの定置後に搬送・定置装置が、人工バリアの上 部を越えて通り抜けを行うことができれば、操業効率を高めることができる。しかし ながら、人工バリア上を装置が通過するためには人工バリア上部に通り抜けのための 空間を要し、そのために処分坑道断面を大きくすることは掘削土量が増加するなどデ メリットも大きく許容できないと判断した。

・竪置き定置については、定置の方向と重力方向が平行であるため、人工バリアの定置 を行う処分孔あるいは処分坑道(立坑)内に定置装置を入れた直接搬送が難しく、す でに(4)項および(5)項の概念設計で検討してきたように、上部の処分坑道、あるい は主要坑道からの吊り下げによるアクセスが必要となる。このため、処分孔あるいは 処分坑道(立坑)の長さや袋小路あるいは貫通の仕様の違いがあっても、搬送・定置 設備には大きな相違がなく、いずれも(4)項および(5)項にて概念設計を行った装置が 適用できる。また、貫通仕様の坑道については、人工バリア定置前には坑道の最下部 にはプラグを設けて閉じる必要があり、操業時においては袋小路と同等となる。

|--|

		操業								搬送・定置設		
	坑道仕様	環境 (排水、換気他)		定置効率		安全性/事故・災 害対応		回収		備の相違評価	装置例	
	袋小路 :単体あるいは少数体定置 : 処分孔長 6~数 10 m 処分坑道 0, 0, 処分孔	 ・処分孔が短いので、排水 や換気が比較 的容易。 	0	・広い処分坑 がらいのアク がった にい 定 で き る。	0	・いスり事応い。個へが知ってたとう。 のが、なる。個へがれたなを、 のででをした。 のでででは、 のででは、 のででは、 のででは、 のででは、 のででは、 のででででは、 のでででは、 のででででででいた。 のでででででいた。 のでででででいた。 のでででででいた。 のででででででででいた。 のででででででででででいた。 のでででででででででででででででででででででででででででででででででででで	0	・い道セあ容・体で 処のかスり易任をあ が分アらが、で意回る をあるの収 る廃可	0	・広 いの分 た し の 分 れ て て 定 安 た で 、 の 分 て て で の 分 て て で の 分 て て の の ろ れ ス の の ろ て て の の て て の の て て の の て の の て の の て て の の て て の の て て の の て て の の て て の の て こ て の の て こ て の の く て の の よ て の の こ と う て で の の こ ろ て ろ て て で の の こ ろ て ろ て こ の の の こ ろ ろ て こ ろ て ろ て こ ろ て ろ て こ ろ て こ ろ ろ て こ ろ ろ て こ ろ ろ て ろ ろ て の ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ ろ	・押込み方式	
横置き	袋小路 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m 主要坑道 	・めな気(気送ける)。	\triangleleft	・中をが・めア定戻道要処に入あ袋、を置りかが道装必のバ後をてす。 の置要たり、逆気ならあ	0	 ・事故・災害 発生時に片側 からてできず、 自由 い。 		・定置時にア クセスした方 向からのみ回 収 可 能 で あ る。		 ・ ・ ・ ・	・エアクッショ ン方式 ・吊り下げ方式	
	貫通 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m 主要坑道 	 ・排水や換気 が容易(人工 バリア定置に て坑道が封鎖 されるまで は) 	0	・坑る同・アク距離る。のよ動で	0	 ・ 発生両と で が が 増 え る。 	0	 ・回あ若けが回なる ・回あ若けが ・回あ若けが ・ ・ ・ ・ ・ ・ 回 ・ ・<!--</td--><td>0~ <</td><td> 備 自 体 い で 向 て ク セ ス 可)</td><td></td>	0~ <	備 自 体 い で 向 て ク セ ス 可)		

坑道仕様					搬送・定置設	壮栗周					
		環境 (排水、換気他)		定置効率		安全性/事故・災 害対応		回収		備の相違評価	表直例
	袋小路 :単体あるいは少数体定置 :処分孔長 6~数 10 m 処分坑道 の分れ	 ・処分孔が短 いので、排水 や換気が比較 的容易。 	0	 ・広い処分坑 道からした対対 道利の した定こと ができる。 	$\bigcirc \sim \triangleleft$	 ・ 落 示 ・ 落 か ・ 転 の ・ 転 が ・ 転 が ・ 転 か ・ 転 か ・ 処 の で 容 ・ の の ア ク セ ス る ・ 個 へ ア ク セ ス の ・ 体 へ ア ク モ ス 可 能。 	0	・いのからのです。 ・いのからのでして、 が分回ののののののです。 やである のののののででで、 のののののででで、 のののののででで、 のののでののでで、 のののののでで、 ののののののでで、 ののののののでで、 ののののののでののです。 ののののののでののです。 ののののののでののです。 のののののののののでののです。 ののののののののでののです。 ののののののののでののです。 のののののののでのののです。 のののののののののです。 のののののののののののののののです。 のののののののののののののののののです。 ののののののののののののののののののののののののののののののです。 のののののののののののののののののののののののののののののののののののの	0		・吊り下げ方式
堅置き	袋小路 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m 主要坑道 (立坑)	 ・排水や換気 が難しい。 	$\stackrel{\bigtriangleup}{\sim}_{\times}$	 ・ 単体 定ある 定 る が に 立 る に の 近 と 置 る が、 な 支 括 、 な る 術 、 な 支 街 術 、 な る 術 、 な る 術 の 、 な る が の に の の に の の の の の の の の の の の の の の		 ・なる体倒重、対応 ・なる体倒重、対応 ・下対 がのへ要対 ・ ・ ・ ・ ・ (第) ・ (第) (第) (第) (第) (11) (11)	\bigtriangleup ×	 ・深部からの 回収は技の面か 安全も難 あい。 	\triangleleft \sim \times	・分坑置(へに(用・び違備はい坑道か処のよ重)袋貫い自れて、上処坑クる力 小通に体したの分子る力 防住よにない方を お様る相処要装孔)ス置利 よの設違	
	貫通 : 複数体定置 : 処分坑道長 数 10~数 100 m 主要坑道 公分坑道 (立坑)	・部るがけ設よ易性定に必、るけりとが間蓋が部水こ水るるがあるがいです。	0	・分設あ上クさ袋は 定坑けり、かスる路い 前へ必定らにたとの したとの した の限め、 たい たい たい たい たい たい たい たい たい たい たい たい たい		・分蓋部かったので、 ・分類をかって、 ・分析でで、 がたい ででで、 の で、 たい の で たい の で たい の で の で の で の で の で の の で の の の の の の	$\triangleleft \sim \times$	 かっていたので、 かっていたのでいたので、 かって	\triangleleft \sim \times	1772 ()	

表 3.4.2-18 堅置き定置坑道仕様の操業におけるメリット・デメリット比較と搬送・定置設備の相違評価

(7) CARE 定置方式の検討

定置方式のオプションの一つとして提案されている CARE (CAvern REtrievable)方式を対象 として搬送・定置設備の実現可能性について予備的な検討を実施した。本検討においては、 使用済燃料のキャスクによる輸送や中間貯蔵の技術を調査し、これらの技術が活用可能であ ることと、実現可能性の評価において重大な技術課題が存在しないことを確認する。

1) CARE 方式の概念

CARE 方式の概念(河村ほか,2014)は、地下の大規模空洞に長期間貯蔵し、埋め戻しや処 分場の閉鎖前において、廃棄体の容易な回収を可能とするものである。これにより地層処分 を行うか廃棄体の回収を行うかの将来的な意志決定や変更に柔軟な対応を可能とすることを 主たる特徴としている。廃棄体としては、輸送・貯蔵・閉鎖後の処分容器を兼用可能なキャ スクを用い、処分に至るまでの数100年に及ぶ監視付きの貯蔵の期間を地下で確保する。廃 棄体となるキャスクとしては径2.5m、長さ5mの円筒容器であり、ガラス固化体あるいは 使用済燃料を複数体収容し、総重量は120 ton 程度が想定されている。

3)調査・検討結果

使用済燃料のキャスクによる輸送や中間貯蔵の既存技術について調査を行い、その結果を 表 3.4.2-19 に示す。本表に示すとおり既存技術としては、天井クレーン(ワイヤ+ウィンチ) およびエア搬送台車(エアベアリング)が一般に用いられている。CARE 方式における大規模 空洞においても、回収を前提とした埋め戻しまでの貯蔵の期間は、空洞内の温度、湿度や湧 水の排水などが管理され、地上の貯蔵施設とほとんど変わらない環境が維持されることが予 想されるため、これらの既存技術が十分適用可能と考えられる。また、地下の大規模空洞は、 すでに水力発電における地下発電所などに利用されており、空洞の掘削についても既存の技 術が十分適用可能と考えられる。例えば、東京電力神流川発電所(群馬)(たとえば鹿島建設) 株式会社ウェブサイト:http://www.kajima.co.jp/news/digest/aug_2000/tokushu/toku03. htm (参照: 2016 年 2 月 24 日)) においては、地下約 500 mの深度に高さ 52 m、幅 33 m、長 さ 216 mの大規模空洞に地下発電所を設けており、発電所の建設や維持のために空洞内には 天井クレーン設備が設置されている。一方、CARE 方式の実現性に影響を及ぼす課題としては、 埋め戻しまでの数100年におよぶ超長期間の貯蔵期間における設備の補修・管理と考えられ る。なお、この超長期の補修・管理による維持は、搬送・定置設備のみならず、大規模空洞 や坑道、排水や換気などの付帯設備も含めて必要となる。このような超長期の補修・管理や 最終的な設備の撤去の必要性を考慮すると、大規模空洞内に固定した搬送・定置設備を設け ず、地上にて補修・管理が可能な設備の使用が好ましく、エア搬送台車の適用性が高いと評 価できる。

今回の調査検討結果を基にした処分施設の実現可能性の予備的な検討と評価を表 3.4.2-20に示す。表中には搬送・定置設備だけに限らず、廃棄体や地下大空洞の建設などの 視点における特徴と課題についても示した。CARE 方式の特徴の一つとしては、埋め戻しまで の長期の貯蔵期間における使用済燃料の発熱量低下を考慮し、緩衝材の許容最高温度で制限 される使用済燃料集合体1体当たりの専有面積を小さくすることができる可能性を保有する ことである。大規模空洞においては、広い空間を利用することで廃棄体の搬送・定置や回収 が容易になる反面、使用済燃料集合体1体当たりの専有面積が大きいと、大規模空洞の数が 増え、掘削土量も大きくなるため経済的な負担が増加する。使用済燃料集合体1体当たりの 専有面積を55 m²とし、合計7万体の使用済燃料集合体を仮定すると、上記に示した神流川 発電所の幅33 m、長さ216 mの大規模空洞の場合には面積の単純計算において、500本以上 の空洞(空洞の総延長は100 km以上に及ぶ)が必要となる。

• •	2		
搬送・定置方式	貯蔵方式	サイト	状態
天井クレーン	金属キャスク竪置き	東海第二発電所	運用中
搬送台車(エア台車)	金属キャスク竪置き	リサイクル燃料備蓄センター	建設中
		(むつ市)	

表 3.4.2-19 使用済燃料貯蔵方式と搬送・定置方式

表 3.4.2-20 処分施設の実現可能性の予備的な検討と評価

要素	本概念の特徴	課題
廃棄体	・埋め戻しまでの燃料発熱量低	・中性子吸収材による未臨界維持対策
	下により、処分谷畚(キャベク)	・ 大朔灯風を削従に収谷仲剱を設たしに場
		合、短期间での理め戻しは綾餌材計谷上限温
	(50年から300年へ貯蔵期間を	度の制約から不可
	延ばすことで発熱量は 1/4 に低	・回収を前提とした廃棄体腐食防止対策
	下)	
地下坑道	・大空洞の掘削には地下発電所	・空洞の排水・換気設備の超長期の補修・管
建設	等の既存の技術を適用	理による維持
		・空洞・坑道の超長期の補修・管理による安
		定維持
搬送・定	・天井クレーンやエア搬送台車	・搬送・定置設備の超長期の補修・管理によ
置	など既存の中間貯蔵施設の搬	る維持
	送・定置技術を適用	(空洞内に設備を設けないエア搬送台車は
		長期間に亘る設備の補修・管理が容易)
回収	・上記定置技術を用い回収	・上記の超長期の施設管理

3.4.3 搬送・定置設備の実現可能性についての総合評価

搬送定置設備の概念設計はH25年度およびH26年度の本事業(原子力機構,2014;原子力 機構,2015a)においては、人工バリアの横置きを対象として、平成27年度は竪置きを対象 として概念設計を進めて来た。ここでは、これらの成果を総括して搬送・定置設備の実現可 能性についての総合的な評価を行った結果を表3.4.3-1に示す。表の横方向は評価対象とす る人工バリアの定置方式および使用する定置技術を分類して示し、表の縦方向は評価指標を 示す。評価対象には横置きと竪置き定置とともに上記にて予備的な検討を行った定置方式の オプションの一つである CARE 方式も含めた。評価指標としては、搬送・定置設備に関る範囲 だけに限定せず、人工バリアの設計や地下施設の概念設計の結果を基に設定した主要な仕様 や条件についても評価対象の特徴を示す指標として表に加えた。搬送・定置設備の評価指標 には表 3.4.2-4 に示す評価項目を用い、それぞれの評価指標に対して、実現可能性に影響を 及ぼす技術課題が存在する欄に印を付け、課題の存在箇所が一目で分かるようにした。なお、 本表は処分施設の工学的な観点に基づく評価に範囲を限定しており、処分場の安全性に対す る評価は含まれておらず、今後の実施が必要である。本評価結果を総括すると以下のとおり。

- ・専有面積や掘削土量比など経済面が優れた定置方式や定置技術については、搬送・定 置設備の実現性に影響する重要な課題が多く存在する傾向がある。
- ・現時点では、経済面と技術面において、バランスが良いのは、エアクッション等の押 込み方式の技術を用いた横置きの PEM 方式の搬送・定置設備と考えられる。
- この横置きの PEM 方式に適応した押込み式の搬送・定置装置は、国内のガラス固化体 や海外のスウェーデンやフィンランドなどの直接処分において開発が進められており、 すでに装置の試作や定置の実証試験も行われている。このように複数の国や機関で搬 送・定置装置の候補として開発が進められていることも本方式の実現性の評価が高い 理由となっている。

表 3.4.3-1 処分坑道搬送・定置装置の実現可能性の総合評価

分類					横置き				CARE 方式		
沢	彭	*計因子	ブロック			PI	EM	ブロック (単体)	PEM (単体)	PEM (複数体)	キャスク
1.			片持ち吊り下げ方式		押し込み方式		吊り下げ方式	吊り下げ方式	吊り下げ方式	吊り下げ方式	エア台車
処分	臨界	未臨界維持収容体 数(保守的条件)	PWR;4体、BWR;12体					中性子吸収体使用が前提			
容器	遮へい・構造	必要肉厚 (炭素鋼)						100 mm 以上の板厚			
	伝熱	収容可能体数		PWR;2体、BWR;6~7	体		PWR;2体、((BWR は未評価)	 ①PWR; 2体(垂直方向定置可能体数約7体) ②PWR; 1体(垂直方向定置可能体数約20体) 	①PWR;2体(炉取出し後50年 貯蔵) ②PWR;~8体(炉取出し後50 年に250年間貯蔵期間を加え て合計300年貯蔵の場合に使 用済燃料の発熱が1/4に低下 するとしての推定)	
		燃料集台体 1 体当 たりの専有面積 (PWR)			\sim 55 m²			~	55 m ²	\sim 40 m²	①~55 m² ②~13.8 m²(推定)
建設	処分坑道/処 分孔	形状/寸法	円形;φ2.24 m		円形; ф 2.5 m		馬蹄;幅 5.4 m×高さ 5.2 m	処分坑道 馬蹄; 処分孔 円形;谷	幅 5.4 m×高 9.2 m § 2.5 m×深さ 7.5 m	主要坑道 馬蹄;幅5.4m×高 さ9.2m 処分坑道(立坑) 円形;径 2.5m×深さ①47m、②131m	大空洞 幅~25 m×高さ~10 m×長さ数 100 m~1 km
		断面積	3.9 m^2		4.9 m^2		25 m^2	処分坑: 処分孔	道 47 m ² , 4.9 m ²	主要坑道 47 m ² 処分坑道 ①4.9 m ² 、②4.2 m ²	大規模空洞(矩形)~250 m²
	坑道の力学的安	定性	内面断面積が	大き	くなれば、力学的安定性が低	氐下し	、補助工法が必要	横置き定置に比べて処	同左 ロ分坑道の断面積が大きくなるため	、堅固な支保工が必要	同左 より空洞断面積が大きくなる ために、堅固な支保工が必要
	掘削技術 (横 置き;処分孔)	置き;処分坑道、竪	NATM	(発破	、機械)工法の向かい掘り͵	∕TBM	工法の適用	ケーシング回転掘削工法		ケーシング掘削工法(40 m ま で)レイズボーラー工法(700m まで)処分孔が深いほど、孔 曲がりが懸念	NATM(発破、機械)工法
	掘削土量比		1		1		1.9	3	3	1.6	<u>()</u> 8.0 (2)2.0
搬送定置設	閉鎖後の安定性(残置物)		残置物はほとんどないと 考えられる		定置時の台座が残置物と なる可能性がある		残置物はほとんどないと 考えられる	残置物はほとんどないと 考えられる	残置物はほとんどないと 考えられる	坑道補強、定置補助、落 下防止や緩和のための機 材等が残置物となる可能 性あり。	搬送・定置設備設置用機 材や坑道補強のための機 材等が残置く物となる可 能性がある。
備		放射線安全	遮へいあるいは完全無人 化による遠隔操作が必要	~	緩衝材と PEM 容器が遮へ い機能を有する		緩衝材と PEM 容器が遮へ い機能を有する	遮へいあるいは完全無人 化による遠隔操作が必要	緩衝材と PEM 容器が遮へ い機能を有する	緩衝材と PEM 容器が遮へ い機能を有する	キャスクが遮へい機能を 有するキャスクを定置す る。
	操業安全性	一般労働安全	火災/落下/衝突などへ の対策要		火災/落下/衝突などへ の対策要		火災/落下/衝突などへ の対策要	火災/落下/転倒/衝突 などへの対策要	火災/落下/転倒/衝突 などへの対策要	火災/落下/転倒/衝突 などへの対策要 特に深い処分孔に対する 落下対策の難易度が高い	火災/落下/転倒/衝突 などへの対策要
		工程・効率	原位置での人工バリア組 立ては、施工工程が複雑。	~	工程は単純であるが、速 度等が遅い	~	工程が単純で効率は高い	原位置施工となるが、処 分坑道と処分孔が分離 し、近接していることか ら効率は高い	原位置施工となるが、処 分坑道と処分孔が分離 し、近接していることか ら効率は高い	処分孔が深くなるほど、 効率の低下が予想され る。	大規模な空間においての クレーンや搬送台車によ る定置となるので、効率 が良い。
	工学的成立性 /品質保証	定置作業性	人工バリアの組立に高い 定置精度が必要で、技術 的難易度が高い。	~	PEM 容器として人工バリ アを一括定置できる。		PEM 容器として人工バリ アを一括定置できる。	人工バリアの組立て時に 高い定置精度が必要であ るが上記から定置作業性 は良い	上記から定置作業性は良 い	処分孔が深くなるほど定 置作業性は難易度が高い ✔	上記から定置作業性は良 い。
		技術開発の進展	実証例がない	~	国内外で実証されている が、課題が残る		実証はされていないが、 既存の技術で対応可能	国内外の実証例がある。	国内外実証例がない 🖌	国内外実証例がない 🖌	国内外の実証例はない が、既存技術で対応可
		地下環境適応性	緩衝材搬送時に湧水等の 影響を受けやすい	~	PEM 容器搬送のため湧水 には強いが、段差等に弱 い	~	PEM 容器搬送のため湧水 には強い。	処分孔の湧水対策が必要 🗸	処分孔の湧水対策が必要 🗸	処分孔の湧水対策が必 要。特に処分孔が深くな るほど湧水等の対策が難 しい	排水や換気の設備を設け れば環境適応性は良い (但し、超長期の環境維 持が必要)
	工学的信頼性		坑道径が小さく(かつ、 遮へい要)、装置故障や搬 送物落下時など事故発生 への対応が難しい	~	坑道径が小さいため、機 器故障等への対応が難し い	~	坑道が広く、人も近づけ るため、故障時などの作 業性は良い	処分坑道と処分孔が隣接 しているので、機器故障 等への対応が比較的容易	処分坑道と処分孔が隣接 しているので、機器故障 等への対応が比較的容易	処分孔が深くなるほど定 置作業中の装置の故障や 搬送物落下時などへの対 応が難しい	超長期に亘る設備の信頼 性維持が必要。落下・転 倒・衝突への対策が必要。
	回収可能性		緩衝材の除去など回収工 程が複雑。(遠隔作業が必 要)	~	PEMの回収により、人工バリアの一括回収可		PEMの回収により、人工バリアの一括回収可	緩衝材の除去など回収工 程が複雑。(遠隔作業が必 要)	PEMの回収により、人工バ リアの一括回収可	処分孔が深い場合には回 収時の安全性担保が難し い	回収を前提としたキャス クや大規模空洞を設計 し、操業管理
	評価		処分坑道径を小さくできる 原位置の人工バリア組立 技術的に難しく、実現性に がある	が、 てが 課題	処分坑道径を小さくできる 操業時の効率や工学的信頼 などの点で実現性に課題 る	うが、 頼性 があ	処分施設の建設および操業の 実現性は高いが、処分場の掘 削土量は多くなる	処分施設の建設および操業の 実現性は高いが、処分場の掘削 土量が多い	処分施設の建設および操業の 実現性は高いが、処分場の掘削 土量が多い	処分場のフットプリント低減 が期待できる。操業時の安全 確保や回収などの技術的難易 度が高く、実現性に課題あり	現有技術で処分施設の建設・ 操業が可能であるが、超長期 の施設の維持・管理の点で実 現性に課題あり

3.5 まとめ

(1) 直接処分方策に関する調査検討

1) 海外情報の調査

・ 使用済燃料などの地層処分に係る保障措置適用を技術的に支援する IAEA の専門家会合 (ASTOR)に参加し、各国の地層処分の状況および保障措置に関する技術的トピックについ て情報収集を行った。

2)保障措置技術開発

超音波計測を用いた廃棄体の同定・識別および未開封確認技術の適用性を確認するため、
 既存超音波探傷データおよび超音波探傷シミュレーションを用いた解析、画像処理など
 を用いた同定・識別技術の調査などを実施した。溶接内部に特徴を付与し、得られた探
 傷データを用いて廃棄体の同定・識別が原理的に可能であることが示された。

3)核セキュリティ対策に係る検討

INFCIRC/225/rev.5の要求事項を踏まえた核セキュリティシステムの概念を検討し、システム構築上の課題を検討した。特に地下施設における防護区域の設定方法や掘削による侵入検知技術など地下区域における課題を摘出したほか、保障措置、核セキュリティ、施設操業で共通に用いられる可能性のある技術について検討を行った。

(2) 人工バリアの設計

1) 処分容器の設計

- ・PWR および BWR 燃料集合体を収容した処分容器の竪置き定置を条件として、保守的な球 形体系において臨界解析を行った結果、実効増倍率が臨界判定基準を満足する収容体数 が PWR 燃料では1体、BWR 燃料では4体であった。
- ・BWR 燃料集合体を対象に処分容器表面の吸収線量率と燃料集合体の収容体数および容器 内配置条件の関係を求め、最も吸収線量率が大きくなる 10 体収容の条件において遮へい 解析を行った結果、レファレンスケースで設定した 100 mm の板厚で腐食進展防止の観点 から必要となる遮へい厚さを確保できることを確認した。
- ・銅と炭素鋼からなる複合処分容器について、銅の外層について外圧が印加された条件下で、内外層の隙間幅、外圧荷重の大きさ、銅の材料などをパラメータとして構造健全性を評価した。銅の材料は無酸素銅よりも構造的に強いリン脱酸銅の使用が好ましいとの知見を得た。
- ・竪置き定置を条件として、人工バリアおよび周辺岩盤の熱解析を行い、緩衝材の許容最 高温度を100℃として、燃料集合体の収容体数、廃棄体ピッチ、処分坑道離間距離、垂 直方向への廃棄体定置数などの関係を把握した。
- ・処分容器封入時の入熱が使用済燃料集合体へ及ぼす熱的影響を調査した結果、溶接後の 熱処理の影響が懸念され、解析的な評価を行う必要が明らかとなった。また、使用済燃 料集合体が処分容器収容後に破損した場合を前提に、燃料からの放出物による容器内圧

の上昇と容器内部の腐食量を試算した結果、これらの効果は小さく容器の構造健全性には影響を及ぼさないことを確認した。

2) 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

- ・ICSBEPの臨界実験データを対象として BWR 燃料処分容器体系に対する類似性評価を実施 し、使用済燃料と容器の処分後の破損を考慮しない場合に対して、類似性を示すデータ を抽出した。これらのうち 60 ケースを用いて臨界計算コードの精度評価を実施し、推定 臨界下限増倍率を 0.98 と評価した。
- ・BWR 燃料を対象とした臨界安全評価において,燃焼計算における核種組成の計算誤差や 燃焼履歴、燃焼度分布などのパラメータによる影響を評価した結果、実効増倍率への影 響を保守的に合計した結果は 5.5% Δ k/k となった。
- ・劣化ウランに Gd₂O₃ を添加した中性子吸収材を対象として、処分後の容器の破損状態を想 定して、処分後において未臨界が維持されるための最小必要量を評価した。
- ・Si02の反射体効果に関する国際ベンチマーク問題において、異なる計算コードおよび核 データを用いた計算結果が概ね一致した。これにより、直接処分の臨界安全評価におけ るSi02反射体効果の計算方法等の妥当性を確認できた。

3)緩衝材の設計

- ・硬岩系岩盤および軟岩系岩盤環境において人工バリアを堅置き定置した場合を対象として緩衝材の設計を行い、乾燥密度1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率30 wt%、厚さ70 cm の緩衝材は、応力緩衝性と強度特性の要件を満足するものの、限界状態に極めて近い状態になることが確認された。また、緩衝材の応力比のピークは、処分容器の腐食膨張量や岩盤クリープによる岩盤の変位量の経時的な変化とは対応しないことから、緩衝材からの排水の速さに関連した圧密変形量などの要因との関連性を検討することが課題であると考えられた。
- ・乾燥密度 1.8Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の供試体を用いて圧密試験を実施し、緩衝材 の物性値のうち弾性パラメータである圧縮指数 λ および膨潤指数 κ を e-logP 曲線図か ら求めた。その結果、圧縮指数は $\lambda = 0.22$ 、膨潤指数は $\kappa = 0.16$ となった。圧縮指数 λ 、 膨潤指数 κ については、非線形性等の問題を踏まえてさらに詳細に検討していく必要が あると考えられた。
- ・乾燥密度 1.8 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の供試体を用いて三軸圧縮試験を実施し、有効応力経路から限界状態パラメータ M と内部摩擦角 φ'を求めた。試験結果として限界状態パラメータ M=0.34 が得られたが、乾燥密度 1.6 Mg m⁻³、ケイ砂混合率 30 wt%の供試体で得られている M=0.63 の半分程度であり、せん断破壊しやすい傾向となった。今後、試験数量を増やし再現性を確認するとともに、さらに詳細に検討していく必要があると考えられた。また、圧密応力を増加させるなど条件を変えた試験についても実施する必要があると考えられた。
- ・緩衝材の不飽和状態における浸透にかかわる物性値の取得として、乾燥密度 1.8 Mg m⁻³、

ケイ砂混合率 30 wt%の供試体を用いて保水性試験を実施し、含水比に対する水分ポテン シャルを測定した。含水比が低いと水分ポテンシャルは低い場合は値を示し、含水比が 高い場合は水分ポテンシャルは高い値を示すという、一般的な含水比と水分ポテンシャ ルの関係と整合的な結果が得られた。

 ・銅の腐食膨張を考慮した緩衝材の設計を実施するために銅の腐食膨張率と腐食生成物の ヤング率の測定を行い、腐食膨張率として 620 %、腐食生成物のヤング率として 17.2~
 50.7 GPa、Cu₂Sの結晶鉱物である Chalcocite のヤング率として 52.9~71.1 GPa が得ら れた。

(3) 地下施設の概念設計

1) 地下施設の設計

- ・廃棄体の定置方式を堅置き方式として、人工バリアの定置方式として考えられているブロック方式および PEM 方式における処分坑道ならびに処分孔の力学的安定性評価を行った。その結果、局所安全率、最大せん断ひずみおよび支保工健全度の全ての評価項目において目標値を満足する結果を得たことから、設計断面形状および設計支保工厚さに対して処分坑道および処分孔は力学的に安定であることを確認した。
- ・地下施設の建設時に適用候補となる掘削方式を選定しその適用範囲について整理した。
 その結果、横置き方式の場合は、岩種、坑道仕様に関わらず NATM 工法ならびに TBM 工法が適用可能である。また、竪置き方式の場合は、坑道が貫通仕様の場合はレイズボーラー工法ならびにケーシング回転掘工法が適用可能であるが、坑道が袋小路仕様の場合はケーシング回転掘工法のみが適用可能であるという知見を得た。
- ・処分孔掘削機の建築限界を考慮し、竪置き方式における処分坑道擦り付け部の力学的安定性評価を行った。その結果、局所安全率、最大せん断ひずみおよび支保工健全度の全ての評価項目において目標値を満足する結果を得たことから、設計断面形状および設計支保工厚さに対して処分坑道擦り付け部は力学的に安定であることを確認した。

2) HFSC コンクリートの基本特性の取得

・HFSC 結合材料構成比 424(普通ポルトランドセメント:シリカフューム:フライアッシュの重量比を 4:2:4)に対し、水結合材比 30%、40%、50%の供試体を作製し、場所打ちコンクリートとしての用途を想定した HFSC コンクリートの基本特性を取得した。その結果、圧縮強度は結合材水比(B/W)と正の相関があり、材齢ごとに回帰式を算出すると高い相関係数が得られた。また、圧縮強度と引張強度の関係は、土木学会式に近似し、試験結果を用いて回帰式を算出すると高い相関係数が得られた。

(4) 搬送·定置設備の概念設計

1) 搬送·定置設備の概念検討

- ・竪置き定置を条件としてブロック方式および PEM 方式を対象にいずれも吊り下ろし方式の定置技術を用いた搬送・定置設備の概念設計を行い、設備の実現可能性を評価した。ブロック方式や PEM 方式の処分孔への単数定置については、既存の技術を活用した装置化が可能と考えられ、装置の実現性が高い。一方、PEM の処分坑道(立坑)への複数定置は定置数が増加するほど遠隔操作による定置性の技術的難易度が高くなり、落下や衝突などが発生した場合には操業時の安全性に大きな影響を及ぼすことが想定されることから、設備の実現性が低いと結論付けた。
- ・処分坑道(処分孔)が袋小路あるいは貫通仕様となる場合について搬送・定置設備仕様 に相違点がないことを確認した。
- ・定置方法のオプションの一つとして CARE (Cavern Retrievable) 定置方式の搬送・定置設備について調査した。クレーンやエア搬送台車など使用済燃料の中間貯蔵に用いられている既存技術が活用できるが、埋め戻しまでの長期に亘る設備の補修・管理が課題として抽出された。

2) 搬送・定置設備の実現可能性についての総合評価

・平成25年度から平成27年度までの成果を総括し、使用済燃料の直接処分に適用する搬送・定置設備の実現可能性についての総合的な評価を行った。横置きのPEM方式の定置において、エアークッションなどの押込み方式の技術を用いた搬送・定置設備が技術と経済面の両立の観点から有望であるとの評価結果となったことが示された。
【参考文献】

- Agrenius, L. (2010) : Criticality safety calculations of disposal canisters, SKB Public Report 1193244.
- Andersson-Ostling, H. C. M. and Sandstrom, R. (2009) : Survey of creep properties of copper intended for nuclear waste disposal, SKB TR-09-32.
- Biurrun, E., Haverkamp, B., Filbert, W. and Bollingerfehr, W. (2009) : Status of Equipment Development for a High-Level Waste Repository in Germany - 9552, WM2009 Conference, March 1-5, 2009.
- Bowman, S.M. (2011) : Scale: A Comprehensive Modeling and Simulation Suite for Nuclear Safety Analysis and Design, ORNL/TM-2005/39, Version 6.1.
- Broadhead, B.L., Rearden, B.T., Hopper, C.M., Wagschal, J.J., Parks, C.V. (2004): Sensitivity- and Uncertainty-Based Criticality Safety Validation Techniques, Nucl. Sci. Eng. 146, 340-366.
- Croff, A.G. (1983) : ORIGEN2: A Versatile Computer Code for Calculating the Nuclide Compositions and Characteristics of Nuclear Materials, Nucl. Technol. 62, p.335.
- 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.
- 電子情報通信学会「知識ベース 知識の森」: http://www.ieice-hbkb.org/portal/(2015 年 12 月閲覧).
- 土木学会(2005):トンネルライブラリー121 吹付けコンクリート指針(案)トンネル編, 2005年7月.
- 土木学会(2006):2006年制定 トンネル標準示方書 山岳工法・同解説,2006年7月.
- 土木学会(2012):2012年制定コンクリート標準示方書設計編,2012年2月.
- 江川顕一郎,谷中保男,志村厚(1991):多量湧水を伴う軟弱層を TBM で突破,トンネルと地下, vol.22, No.11.
- Filbert, W., Tholen, M., Engelhardt, H., Graf, R. and Brammer, K. (2011) : Disposal of Spent Fuel from German Nuclear Power Plants: The Third Option - Disposal of Transport and Storage Casks (Status) - 11517, WM2011 Conference, February 27-March 3, 2011.
- 古川、古村(2011):有限要素法(FEM)による超音波探傷シミュレーションの展開、非破壊検査 60(4)、pp. 192-197.
- 岩盤削孔技術協会(2015):大口径岩盤削孔工法・施工機械技術資料(第7版),平成27 年3月.
- Gauld, I.C. (2001) : Strategies for Application of Isotopic Uncertainties in Burnup Credit, NUREG/CR-6811 and ORNL/TM-2001/257.
- 原環機構(原子力発電環境整備機構)(2004):高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全 性一「処分場の概要」の説明資料一,NUMO-TR-04-01.
- 原環機構(原子力発電環境整備機構)(2011):地層処分事業の安全確保(2010 年度版) 確かな技術による安全な地層処分の実現のために-, NUMO-TR-11-01, 2011 年9月.

原環機構(原子力発電環境整備機構)(2013):技術年報 2012 年度, NUMO-TR-13-01.

- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2006):平成 18 年度 地層処分技術 調査等遠隔操作技術高度化調査報告書(1/2).
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2009a): 平成 21 年度 地層処分技術 調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム工学要素技術高度化開発 報告書(第1分冊)(1/2)-遠隔操作技術高度化開発-.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2009b):平成20年度核燃料サイク ル関係推進調整等委託費(地層処分実規模設備整備事業)報告書、平成21年3月.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2010):平成21年度 地層処分技術 調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開 発報告書(第1分冊)遠隔操作技術高度化開発(1/2).
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2011):平成23年度 地層処分技術 調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム工学要素技術高度化開発 報告書(第1分冊)-遠隔操作技術高度化開発-.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2012a): 平成 24 年度 地層処分技術 調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム工学要素技術高度化開発 報告書(第1分冊)-遠隔操作技術高度化開発-.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2012b): 平成 23 年度原子力施設 立地推進調整事業(地層処分実規模設備整備事業)報告書、平成 24 年 3 月.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2013):平成24年度原子力発電施 設広聴・広報等事業(地層処分実規模設備整備事業)報告書、平成25年3月.
- 原環センター(原子力環境整備促進・資金管理センター)(2015):平成 26 年度 地層処分技術 調査等事業(地層処分回収技術高度化開発)報告書.
- 原子力安全基盤機構(2005):原子炉施設保安規定に係る技術資料に関する報告書(その2)、 平成17年4月.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2014):平成25年度地層処分技術調査等事業使用 済燃料直接処分技術開発報告書,平成26年3月.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2015a):平成26年度地層処分技術調査等事業使用済燃料直接処分技術開発報告書,平成27年3月.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2015b):わが国における使用済燃料の地層処分シ ステムに関する概括的評価-直接処分第1次取りまとめ-, JAEA-Research 2015-016.
- 林高志,須山賢也,望月弘樹,野村靖(2001):燃焼履歴が使用済燃料の反応度に及ぼす影響, JAERI-Tech 2001-041.
- Holmstrom, S., Laukkanen, A. and Andersson, T. (2013) : Creep life simulations of EB welded copper overpack, POSIVA Working Report2012-96.
- 本間信之,谷口直樹,川崎学,川上進(2002):オーバーパック腐食生成物の弾性係数の測定, JNC TN8400 2002-010.
- Hubbell, J. H. and Seltzer, S. M. (2011): Tables of X-Ray Mass Attenuation Coefficients and Mass Energy-Absorption Coefficients from 1 keV to 20 MeV for Elements Z =

1 to 92 and 48 Additional Substances of Dosimetric Interest, NISTIR 5632 (Data last updated 2011).

- 入矢桂史郎,栗原雄二,藤島敦(2004):ポゾランを高含有した低アルカリ性吹付けコンク リートの性状,土木学会第59回年次学術講演会(平成16年9月),CS1-029,pp.57-58.
- 入矢桂史郎,中山雅,小西一寛,三原守弘(2006):ポゾラン高含有低アルカリ性吹付けコ ンクリートの施工性,コンクリート工学年次論文集, Vol. 28, No. 1, pp. 173-178.
- 伊藤(2005):紙ドキュメントのセキュリティ、富士ゼロックス テクニカルレポート No.15 2005.
- Janach, W. (1977): Int. J. Rock Mech. Min. Sci. & Geomech. Abstr., 104. p.209-215. Johnson, L.H. and King, F. (2003): Canister options for the disposal of spent fuel,

Nagra Technical report 02-11.

- 科学技術庁原子力安全局核燃料規制課(1988):臨界安全ハンドブック,にっかん書房.
- 核燃料サイクル開発機構(1999):わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信 頼性, 地層処分研究開発第二次取りまとめ―総論レポート, JNC TN1400 99-020.
- 河村秀紀、Ian. G. McKinley (2014):多機能容器を用いた使用済燃料等の大規模空洞貯蔵処 分(CARE)概念、第 30 回原子力学会バックエンド夏季セミナー.
- 北川義人,鈴木覚,窪田茂,多田浩幸,中島均,戸栗智仁,玉井宗孝,中原康典,川上進, 岩田裕美子,栃木善克,矢萩良二,朝野英一(2013): PEM システムの基本形の検討 (その3操業システムの検討),土木学会第68回年次学術講演会(平成25年9月), CS11-057.
- Malmer, C. J. (2001): ICRU Report 63. Nuclear Data for Neutron and Proton Radiotherapy and for Radiation Protection, Medical Physics, Volume 28, Issue 5, p. 861.
- 松本一浩, 菅野毅, 藤田朝雄, 鈴木英明(1997): 緩衝材の飽和透水係数, PNC TN8410 97-296.
- 溝 豊(2011):溶接欠陥付与試験体の作製について、IIC REVIEW 2011/04 No.45
- Nagaya, Y., Okumura, K., Mori, T., Nakagawa, M. (2005) : MVP/GMVP II : General Purpose Monte Carlo Codes for Neutron and Photon Transport Calculations based on Continuous Energy and Multigroup Methods, JAERI 1348.
- 日本原子力研究所(1999):臨界安全ハンドブック第2版, JAERI 1340.
- 日本原子力研究所(2001):燃焼度クレジット導入ガイド原案, JAERI-Tech 2001-055.
- 日本建築学会(2015):建築工事標準仕様書・同解説,2015年7月.
- 日本規格協会(2009):溶接後熱処理方法、JIS Z 3700.
- 日本機械学会(1984):新版機械工学便覧
- 日本機械学会(2003):「使用済燃料貯蔵施設規格 コンクリートキャスク、キャニスタ詰替装 置およびキャニスタ輸送キャスク構造規格」、JSME S FB1-2003.
- 日本機械学会(2014):発電用原子力設備規格溶接規格(2011年追補版)、JSME S NB1-2011. 日本コンクリート工学協会(1996):コンクリート便覧(第二版),1996年7月.
- 日本トンネル技術協会(1996):第二東名・名神トンネルの合理的支保構造に関する検討報告 書(日本道路公団委託),平成8年2月.

西村繭果,棚井憲治,高治一彦,平井卓,白武寿和(2006):緩衝材長期力学挙動評価モデ

ルのパラメータ設定に関する検討, JAEA Research 2006-036.

- NRC (2003) : Cladding considerations for the transportation and storage of spent fuel, Interim staff guidance(ISG) -11 Revision 3.
- Oak Ridge National Laboratory (2011) : Scale: A Comprehensive Modeling and Simulation Suite for Nuclear Safety Analysis and Design, ORNL/TM-2005/39, Version 6.1.
- OCRWM (Office of Civilian Radioactive Waste Management) (2004): BWR Axial Profile, CAL-DSU-NU-000005, REV. 00A.
- OECD/NEA/NSC/WPNCS: https://www.oecd-nea.org/sfcompo/(2015年10月13日閲覧).
- OECD/NEA Nuclear Science Committee (2013) : International Handbook of Evaluated Criticality Safety Benchmark Experiments, NEA-1486/12.
- Office of Civilian Radioactive Waste Management, U. S. Department of Energy (1998) : Topical Report on Actinide-Only Burnup Credit for PWR Spent Nuclear Fuel Packages, DOE/RW-0472.
- Okumura, K., Kugo, T., Kaneko, K., Tsuchihashi, K. (2007) : SRAC2006:A Comprehensive Neutronics Calculation Code System, JAEA-Data/Code 2007-004, Japan Atomic Energy Agency.
- 奥村啓介,長家康展 (2011): JENDL-4.0 に基づく連続エネルギーモンテカルロコード MVP 用 の中性子断面積ライブラリーの作成と ICSBEP ハンドブックの臨界性ベンチマーク解析 への適用, JAEA-Data/Code 2011-010.
- 奥村啓介, 杉野和輝, 小嶋健介, 神智之, 岡本力, 片倉純一 (2012): JENDL-4.0 に基づく ORIGEN2 用断面積ライブラリセット: ORLIBJ40, JAEA-Data/Code 2012-032.
- 大橋義夫(1989):材料力学、培風館
- 大久保誠介,金豊年(1993):非線形粘弾性モデルによる円形坑道周辺岩盤の挙動のシミュレー ション,資源と素材, Vol. 109, p. 209-214.
- 大久保誠介, 西松裕一, 緒方義弘(1987): 非線形粘弾性モデルによる坑道変形のシミュレ ーション, 日本鉱業会, Vol. 103, p. 293-296.
- Parks, C. V., DeHart, M.D., Wagner, J.C. (2000) : Review and Prioritization of Technical Issues Related to Burnup Credit for LWR Fuel, NUREG/CR-6665 and ORNL/TM-1999/303.
- Patel, R., Punshon, C., Nicholas, J., Bastid, P., Zhou, R., Schneider, C., Bagshaw, N., House, D., Hutchinson, E., Asano, R. and King, F. (2012) : Canister design concepts for disposal of spent fuel and high level waste, Nagra Technical report 12-06.
- Purhonen, T. (2014) : State of art of the welding method for sealing spent nuclear fuel canister made of copper Part1 -FSW, POSIVA Working Report2014-22.
- Raiko, H., Sandstrom, R., Ryden, H. and Johansson, M. (2010): Design analysis report for the canister, SKB TR-10-28.
- Raiko, H. (2013) : Canister design 2012, POSIVA 2012-13.
- Roscoe, K. H. and Burland, J. B. (1968): On the Generalized Stress-Strain behavior of 'Wet' clay, Engineering Plasticity, Cambridge University Press, p. 535-609.

労働調査会(2015):労働安全衛生規則実務便覧,平成27年1月.

- Sandstrom, R. and Andersson, H. C. M. (2008a): The effect of phosphorus on creep in copper, Journal of Nuclear Materials, 372, 66-75.
- Sandstrom, R. and Andersson, H. C. M. (2008b): Creep in phosphorus alloyed copper during power-law breakdown, Journal of Nuclear Materials, 372, 76-88.

Sandstrom, R. and Hallgren, J. (2009): Stress strain flow curves for Cu-OFP, SKB R-09-14.

Scaglione J. M., Mueller, D. E., Wagner, J. C., Marshall, W. J. (2012) : An Approach for Validating Actinide and Fission Product Burnup Credit Criticality Safety Analyses

- Criticality (k_{eff}) Predictions, NUREG/CR-7109 and ORNL/TM-2011/514.

- Schofield, A. N. and Wroth, C. P. (1968): Critical state soilmechanics, McGraw-Hill, London.
- Sekiguchi, H. and Ohta, H. (1977): Induced anisotropy and time dependency in cray, Proc. 9^t ICSMFE, special.
- Shibata K, Iwamoto O, Nakagawa T, Iwamoto N, Ichihara A, Kunieda S, Chiba S, Furutaka K, Otuka N, Ohsawa T, Murata T, Matsunobu H, Zukeran A, Kameda S, Katakura J (2011) : JENDL-4. 0: A New Library for Nuclear Science and Engineering, J. Nucl. Sci. Technol. Vol. 48, No. 1, pp. 1-30.
- SKB (2010) : Design, production and initial state of the canister, SKB TR-10-14.
- SKB (2015) : Deponeringsmaskinen Magne KBS-3V, SKB JANUARI 2015.
- 須田久美子, Sudhir, M., 本橋賢一(1992):腐食ひびわれ発生限界腐食量に関する解析的
 検討, コンクリート工学年次論文報告集, Vol.14, No.1, pp. 751-756.
- 須山賢也,望月弘樹,高田友幸,龍福進,奥野浩,村崎穣,大久保清志(2009):連続エネル ギーモンテカルロコード MVP 及び MCNP を使用する統合化燃焼計算コードシステム

-SWAT3.1, JAEA-Data/Code 2009-002.

- 鈴木英明,藤田朝雄(1999):緩衝材の膨潤特性, JNC TN8400-99-038.
- 鈴木覚,北川義人,窪田茂,加来謙一,藤山哲雄,藤崎淳,多田浩幸,戸栗智仁,岩田裕美 子,川上進,川崎大介,高瀬博康,矢萩良二,朝野英一(2013): PEM システムの基本 形の検討(その5基本形の比較検討と今後の技術開発の方向性),土木学会第68回年 次学術講演会(平成25年9月),CS11-059.
- 高治一彦,杉野弘幸,奥津一夫,三浦一彦,田部井和人,納多勝,高橋真一,杉江茂彦(1999): ニアフィールドの長期構造安定性評価, JNC TN8400 99-043.
- 高治一彦,鈴木英明(1999):緩衝材の静的力学特性, JNC TN8400 99-041.
- 竹ヶ原竜大,高尾肇,佐藤由子,和田英孝,荒岡邦明,中嶋幸房,幾世橋広,植田浩義,木 元崇宏(2000): すきま充填材としてのベントナイト特性に関する研究(その2),土木 学会第55回年次学術講演会,CS-190.
- Taniguchi, N., Suzuki, H., Kawasaki, M., Naito, M., Kobayashi, M., Takahashi, R. and Asano, H. (2011) : Propagation behaviour of general and localised corrosion of carbon steel in simulated groundwater under aerobic conditions, Corrosion Engineering, Science and Technology VOL 46 NO 2.

- 寺田光太郎,川北眞嗣,小林伸次,築地功(2004):不良地山・高圧大量湧水との闘い(大量 湧水編) 飛騨トンネル,トンネルと地下,vol.35,No.9.
- U. S. Nuclear Regulatory Commission (2014) : Technical Basis for Peak Reactivity Burnup Credit for BWR Spent Nuclear Fuel in Storage and Transportation Systems, NUREG/CR-7194 ORNL/TM-2014/240.
- 山本健土,秋江拓志,須山賢也,細山田龍二(2015):使用済燃料直接処分の臨界安全評価-燃焼度クレジット評価のためのデータの整備-(受託研究), JAEA-Technology 2015-019.

4. 処分施設の設計支援システムの構築

4.1 背景と目的

使用済燃料の地層処分の工学技術に関する知識化ツールの整備を目的として、百年程度の 長期にわたる処分事業の情報を管理・継承するとともに、蓄積・統合された情報を用いて合 理的な設計・施工管理を可能とする「地層処分エンジニアリング総合支援システム (<u>integrated System for Repository Engineering、以下「iSRE」という</u>)」の構築を行う。 iSRE は以下の項目を実施できるシステムとして構築する。

- ・処分場の工学技術に関する知識化ツールとして、知識情報の管理・継承を行う。
- ・調査・建設・操業・閉鎖の各プロセスでの設計・施工・維持管理に関わる情報の管理を 支援する。
- ・設計に用いるデータを共有し、一元的に管理することで、処分容器、緩衝材、搬送・定置設備、地下施設および地上施設の整合的な設計を支援する。
- 事業期間における情報の増大、技術の進歩に応じて繰り返し行われる設計を支援する。
- ・建設時・操業時・閉鎖時における建設機械や搬送・定置設備などの動作をシミュレーションし、安全な現場作業計画の立案を支援する。
- ・ステークホルダの地層処分の理解促進を支援する。

iSREの概念図を図 4.1-1 に示す。iSRE は、ビューワ機能とデータベース機能を有し、イン ターフェースにより外部のシステムやデータベース(以下、「DB」という)と接続される。



図 4.1-1 地層処分エンジニアリング統合支援システム(iSRE)の概念図

iSRE は、国土交通省で推進されている CIM(Construction Information Modeling)を参考と して開発を行う。iSRE に保存される設計データは、CAD などで作成した 3 次元モデルに材料 や管理情報などの属性データを関連付けた「データモデル」と、地下施設や地層などの各デ ータモデルを一つの空間に統合した「統合モデル」である。設計作業は外部システムで行い、 データモデルや統合モデルの互換性の確保のため国際標準フォーマットである IFC フォーマ ット(経済調査会, 2013)にて iSRE 内のデータベースに設計データを蓄積することを目指す。 平成 27 年度は、以下の項目の検討を実施した。

- ・iSRE 全体の全体構成の検討
- ・iSRE 全体の基本設計
- ・インターフェースの設計および試作
- ・データベースの設計および試作
- ・iSRE の動作の検証および評価
- ・開発課題の抽出

4.2iSREの開発環境

開発環境の構築イメージを図 4.2-1 に示す。iSRE の開発にあたり表 4.2-1 に示すユーザ PC 内にヴイエムウェア社製「VMware Player」を用いて仮想環境を準備し、仮想環境内のデータ サーバに iSRE、「次世代型サイト特性調査情報統合システム(以下、ISIS)」(原子力機構, 2013a)、「電子性能評価レポート(以下、e-PAR)」(原子力機構, 2013b)を構築した。また、 データモデルおよび統合モデルを作成するために必要な CIM ツール(表 4.2-2)および関連ソ フトウェアをユーザ PC にインストールした。なお、本報告書中では以降はこれらのソフトウ ェアを表中に示した略称で呼称する。

ユーザ PC 内の仮想環境中に iSRE、ISIS、e-PAR は構築されているが、システムとしてそれ ぞれ独立しており、仮想環境中のネットワークを経由してデータのやり取りを行い 4.4 で後 述する iSRE の動作の検証を行う。



図 4.2-1 開発環境の構築イメージ

PC 構成内容	製品
PC 本体	VAIO 社製 VAIO Pro13 (SVP132A16N) ・CPU:Core i7 ・メモリー:8GB
OS	Microsoft 社製 Windiws7 Professional (64bit)
仮想環境	ヴイエムウェア社製 VMware Player

表 4.2-1 ユーザ PC(iSRE 開発用 PC)環境

表 4.2-2 CIM ツールおよび関連ソフトウェア

ソフトウェア	目的・概要	報告書中 の略称
Autodesk 社製 AutoCAD Civil3D 2014	地形・地質作成、坑道線形作成、 データモデル作成	Civi13D
Autodesk 社製 Revit Structure 2014	構造物作成、データモデル作成	Revit
Autodesk 社製 Navisworks 2014	統合モデル作成	Navis
Autodesk 社製 Infraworks 2014	地形作成、統合モデル作成	Infra
Autodesk 社製 3ds Max Design 2014	データ変換	3ds Max

4.3 i SRE の設計および試作

4.3.1iSRE の全体構成の検討

平成 26 年度までの iSRE の検討成果を踏まえ、iSRE の機能の全体構成を整理し図 4.3.1-1 に示すとおり各機能の項目とデータベース、インターフェース(図中、「IF」で示す)との対応 付けを行った。



図 4.3.1-1 iSRE の機能の全体構成

また、表 4.3.1-1 に iSRE の機能の概要を示す。データベースについては、平成 26 年度ま での検討では、データの種類に基づいたデータベースごとの縦割り的なデータ管理機能とし て開発を進めていたが、平成 27 年度の検討にてデータベースを横断して時系列的に事業の各 段階でのイベントに対応するデータを抽出する「イベント」機能を追加し、データの種類と 用途に対応付けた 2 次元的な管理を可能とすることとした。

表 4.3.1-1 iSRE の機能の概要

機能		概要
文書管理		各種のドキュメントを管理する機能群。
		事業申請などの正式な申請書類、各種調査や研究開発の取
	レポート	りまとめレポート類、ならびにその他の種別を指定しない
		文書を管理する機能。
	設計の	処分場の設計条件を導くための、人工バリアや処分場の長
	ストーリボード	期的な状態の変化をベースとして、設計にて考慮すべき状
		態を整理した設計のストーリボードを管理する機能。
	設計条件	設計作業を行うにあたっての、前提となる条件を管理する
		機能。
	設計根拠	設計成果の根拠資料を管理する機能。
		核種移行解析の解析・評価ケースと統合モデルを関連付け
	性能評価	て管理する機能。解析・評価ケースは電子性能評価レホー
	关市句	ト(e-PAR)の情報を変照する機能。
アニックの田	藏 爭妳	合理会議体の議争域を官理りる機能。 構造物 調供 廃棄体の訊礼たとび決乱た執索的に行るこ
モアル管理		博垣物、設備、廃栗体の設計わよの建設を効率的に11 りこ した支援する機能群
		こを又仮りつ傚肥矸。 構造版 乳借 トエバリア 成華休の乳社/建乳図五ビー
	図面管理	悟垣初、砹慵、八上ハリノ、焼果伴の畝司/建蔵凶面/ 々た答理オス機能
		クセ目生り 31% 能。 空洞安定解析 浸透流解析などの解析ソフトウェアで行っ
	解析データ	上個女に肝が、役近に肝がなこの肝がシシーシェン くりシー
		積算単価および積算結果を管理する機能。
		緩衝材 DB、グラウト DB などの外部システムの情報へのア
	外部 DB	クセス窓口を提供する機能。
地形・地質		地形・地質に関する各種情報を管理する機能群。
	山府西陸テブン	次世代型サイト特性調査情報統合システム(ISIS)のドキ
	地質現現モアル	ュメント管理情報の参照および取得をする機能。
		処分場建設地の地形・地質・岩盤の調査結果を管理する機
	地形・地員	能。
モニタリング	エータリングデ	「建設・操業時の作業安全性の確認」および、「処分場の
		閉鎖時の安全評価」を行うために、各種のモニタリングデ
	/	ータを管理する機能。
維持管理		建設後の施設維持管理に関する情報を管理する機能群。
	点検	地上施設、地下施設、坑道などの、定期、緊急の点検記録
		を管理する機能。
	メンテナンス	日常的な施設のメンテナンスに関する記録を管理する機
∋л. /→		E。
	ューザ答理	ISKEンヘノムを利用する院の基礎となる谷種マスタアー タの設定や ユーザは起の設定(ユーザのロガノンは知
	ユーリ官理	ク い 政 た て 、 ユ 一 リ 目 報 い 政 た (ユ ー リ の ロ ク イ ン
イベント		1世120日+1%なこ/で日生りつ1次化。 車業の久吸��のイベント(家本・確認たど)に明声ナスエ
	イベント検索	Ŧ木ツロ秋旧ツイ、シー(番旦・唯吣なこ)に因思りるて デルやドキュメントを決定情報として管理する機能 iSPF
	「「、」「限ポ	/ / · · · · · · · / · · · このに同報こして自生りる城肥。ISNE 全機能を構断した情報をイベント毎に管理する
	1	

4.3.2iSRE 全体の基本設計

iSRE の全体構成をもとに、図 4.3.1-1 に示す iSRE の各機能について、システムの基本と なる画面設計を行った。画面設計リストを表 4.3.2-1 に示す。画面設計では、iSRE の機能を 満足するとともに、分かりやすく使いやすいボタン配置となるように留意した。画面設計例 としてホーム画面(表 4.3.2-1 の No.2)を図 4.3.2-1 に示し、ログイン画面から各文書管理 画面(表 4.3.2-1 の No.1~No.8) までの画面設計結果の遷移を図 4.3.2-2 に示す。

No.	画 面 名
1	ログイン
2	ホーム
3	レポート
4	設計のストーリボード
5	設計条件
6	設計根拠
7	性能評価
8	議事録
9	図面管理
10	解析データ
11	積算
12	外部DB
13	地質環境モデル
14	地形・地質データ
15	モニタリングデータ
16	点検
17	メンテナンス
18	ユーザ
19	イベント

表 4.3.2-1 画面設計リスト



図 4.3.2-1 画面設計例(ホーム画面)



図 4.3.2-2 画面遷移例(文書管理)

4.3.3インターフェースの設計および試作

平成27年度のインターフェースの設計および開発の項目について表4.3.3-1に示す。 ここで開発を行うインターフェースは、システム間でデータを自動的にやり取りするため の仕組みであるため、通常はユーザがその働きを意識することは無いが、画面上での表示に よりその動作の確認を行うため、ユーザインターフェースの画面設計も合わせて行った。

インターフェース	基本設計	詳細設計	試作
設計および施工時のデータの作成・更新や参昭			
ISIS や e-PAR たど旺左のデータベースにアクセス			
キーターングーク 再劣			
离 ホ ー ケ う 氷 弱			

表 4.3.3-1 インターフェースの設計および試作項目

---: 平成 26 年度までに検討、---: 平成 27 年度検討、---: 平成 28 年度以降に検討

(1)「設計および施工時のデータの作成・更新や参照」のインターフェース

データの更新や参照を行う際には、「モデル管理」の中の「図面管理」画面から図面管理デ ータベース中のデータモデルあるいは統合モデルを呼び出す。この時に、図面のファイル名 や属性で検索を行うか、統合モデルの中から該当部分を探し出しデータモデルのファイル名 を確認することとなるが、図面を一度ユーザ PC にダウンロードしてからファイルを開いて内 容を確認する必要があるなど該当するデータを探し出すまでに手間がかかる。そこで、これ を解消するために、リスト表示と簡易な 3D モデル表示を組み合わせて、リストからでも 3D モデルからでもデータを呼び出せる仕組みのインターフェースについて詳細設計および試作 を行った。具体的には、図 4.3.3-1 に示すとおり、図面管理画面に 3D モデルビューを設け、 「図面一覧→3D モデルビュー」と「3D モデルビュー→図面一覧」の双方向リンクを行った。 これにより、検索結果のリスト中の図面データのファイル名を選択すると、3D モデルビュー 中の該当部分の表示色が変更される。また、その逆に 3D モデルビュー中のモデルを選択する と、リスト中の該当ファイル名がハイライト表示される。



図 4.3.3-1 インターフェース試作結果(図面管理データベースとの連携)

(2)「ISIS や e-PAR など既存のデータベースにアクセス」のインターフェース

既存データベースとしてISISと e-PAR ヘアクセスするためのインターフェースについて詳 細設計、試作を行った。

ISIS との連携は、「地形・地質」の中の「地質環境モデル」画面からを行う。設計に用いる地質環境モデルは、ISIS からダウンロードし、iSRE の地形・地質データベースに保存する。 システム間のインターフェースとして、ISIS 内のデータを監視し、ISIS データの更新状況を トピックスとして一覧表示をする機能と、クリックすることにより ISIS 内のデータを取得し 地形・地質データベースに保存する機能について詳細設計および試作を行った。図 4.3.3-2 に ISIS との連携を行う「地質環境モデル」画面を示す。

e-PAR との連携は、「文書管理」の中の「性能評価」画面から行う。e-PAR の評価ケースの データは iSRE 内に保存せず、e-PAR の評価ケース名に対して iSRE のデータモデル、統合モ デル、各種解析結果などを紐付け(リンク)する。システム間のインターフェースとして、 e-PAR 内のデータベースに登録されている評価ケースを検索して一覧を表示するとともに、 その評価ケースに対応する統合モデルやデータモデルなどを紐付けて管理し、クリックする ことにより統合モデルやデータモデルをユーザ PC にダウンロードできる機能について詳細 設計および試作を行った。図 4.3.3-3 に e-PAR との連携を行う「性能評価」画面を示す。

Topic	コ ・ ^{地質}	文書管理 モデル管理 地形・地質	ISIS のト ログイン	ップ画面にリ: はしない)	ンク(自動	イペ → 1515
B+ 地質データ by the state of the	買環境モデル	Торіс				
● ○ ● ● ● ● ● ● ○ ● ○ ● ○ ● ○ ● ○ ● ○ ●	形・地質データ	topic	パージョン	更新日時	ドキュメント種別	データ取得
 (○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○○		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	1	2013/5/20 00:00:00	通常ドキュメント	データ取得
 (●●●●●●●●●●●●) が副加まれました 2) 155/20 00000 (部構理編年交響) 2) 155/20 00000 (部構 マール) (●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●		「●○●○●○●○●○●○」が追加されました	1	2013/5/20 00:00:00	通常ドキュメント	データ取得
 (●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	2	2013/5/20 00:00:00	地質環境電子文書	データ取得
 ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ● ●		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	3	2013/5/20 00:00:00	GEM ビューワ用データ	データ取得
 Geole → ● ● ● ● ● ● ● ● ○ (#) Allas # 14 L fc Geole → ● ● ● ● ● ○ (#) Allas # 14 L fc 1 2013520 000000 Bit 27 fL 1 2013520 000000 Bit 27 fL 2 2013520 00000 Bit 27 fL 2 2 2 2 2 00000 FL 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	1	2013/5/20 00:00:00	画像ファイル	データ取得
●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	5	2013/5/20 00:00:00	画像ファイル	データ取得
(■●●●●●●●●) が温脂されました 1 20135/20 000000 GML (2 7 / 1 - 7 - 7 / 1 - 7 / 1 - 7 - 7 / 1 - 7 /		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	1	2013/5/20 00:00:00	画像ファイル	データ取得
●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●●		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	1	2013/5/20 00:00:00	GEM ビューワ用データ	データ取得
17 2013/520 000000 MIRTURE 17 2013/520 000000 MIRTURE 77 2017 17 2013/520 00000 17 2013/520 00000 MIRTURE 77 2017 17 2013/520 00000 17 2013/520 17 2013/520 00000 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017 17 2013/520 17 2017		「●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	2	2013/5/20 00:00:00	通常ドキュメント	データ取得
ISIS の最新のデータ更新状況 をトビックスとして一覧表示 対象データは、ISIS の「ドキュメ ント管理」とする。 クリックによって、ISIS の該当デ ータを取得し、地形・地質機能 に格納する。		「●○●○●○●○●○●○●○●○」が追加されました	17	2013/5/20 00:00:00	地質環境電子文書用テン	データ取得
		ISIS の取新のテータ更新状況 をトピックスとして一覧表示 対象データは、ISIS の「ドキュメ ント管理」とする。		クリックに 一タを取 に格納す	-ょって、ISIS 0 得し、地形・地 る。	の該当テ

図 4.3.3-2 インターフェース試作結果(ISIS との連携:「地形・地質データ」画面)

SR	文書管理 モデル管理	地形・地質 モニタリング	維持管理 設定	機構太郎の事業管
書管理	题名/谢题	▼ 1000 T	題名、状態による検索	
レポート	開名	2129	更新日時	状態 モデル
段計のストーリポード	核種移行解析と現象理解解析の連携の変化	グラウト影響による母岩分配術数の変化	2013/5/20 00:00:00	1112 A. 411
	筆 2 次 TRU レポートレファレンスケース	レファレンスケース Gr1 (一体型)	2013/5/20 00:00:00	11923A 0531
设計条件	第 2 次 TRU レポートレファレンスケース	レファレンスケース Gr2(一体型)	2013/5/20 00:00:00	1103 AC 011
0.04 #8.980	第 2 次 TRU レポートレファレンスケース	レファレンスケース Gr3 (一体型)	2013/5/20 00:00:00	itinia <u>en</u>
A.01 104 (M2				
生能評価	●-PAPI-登録され			
N 181 97				-
1. 4. M		1.22条书版		
	の一覧表示	Protection and the second		
		77410734109		1994
		11111111 ver19-201511004 dwg		×
		101811 ver19-20151004.dwg		8
		評価ケースに対	対して統合モ	
		デル、データモ	デルを紐付	
		けて管理		
		ファイル名をク	リックして該	
		当ファイルをダ	['] ウ`νロード	
		3771727	//- /	
				(101:2)
				(inco)
				110
				(Q)

図 4.3.3-3 インターフェース試作結果(e-PAR との連携:「性能評価」 画面)

(3)「モニタリングデータ更新」のインターフェース

モニタリングデータの更新のためのインターフェースについて詳細設計を行った。

モニタリングシステムとの連携は、「モニタリング」の中の「モニタリングデータ」画面か ら行う。地層処分事業の進捗に伴いモニタリングデータは増加することから、モニタリング システムにより収集されたデータを iSRE 内の維持管理補修履歴データベースに登録するに あたり、計測項目、計測期間、計測位置および対象施設の情報と関連付けて、データを格納 する階層を任意に設定できる機能について詳細設計を行った。なお、モニタリングデータに ついては、種類、計測日時、計測位置、計測値からなる CSV 形式のファイルを想定した。また、iSRE においてモニタリングデータのグラフ表示は行わず、データをユーザ PC にダウン ロードし Excel などでグラフ化することとした。図 4.3.3-4 にモニタリングシステムとの連携を行う「モニタリングデータ」画面を示す。

	##31150	第四 -361 第四 681	面新白脑	78 42 gr	NURP	
バデータた故純 ロ	成約項目	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	IDTE BR	(S)	
アノ アと1日410 図	内容変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原題 一郎	S 77	イルの追加・タ
	内空変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	。 ウン	ロード、フォルダ
	内空変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	1912 - 85	の追	追加。
	内空麦位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	×	
l iii	内空変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	(x)	
	内空麦位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	(X)	
	内空変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	x	
	内空麦位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00.00	原環 一部	(X)	
	内空蚕位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原理 一郎	×	
	内空変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	×	
	内空変位	2030/1/1 12:00:00 - 2013/4/30 00:00:00	2015/4/22 00:00	原環 一郎	×	
	検索結界	その一覧。				

図 4.3.3-4 インターフェース設計結果

(モニタリングシステムとの連携:「モニタリングデータ」画面)

(4)「解析データの参照」のインターフェース

解析データを参照するためのインターフェースについて詳細設計を行った。

外部解析システムの入力データや出力データを iSRE 内の設計データベースに格納するに あたり、外部解析システムではユーザが任意に設定したフォルダ構成環境下で解析実行が出 来るものと想定した。また、この解析の入力データと出力データは、解析内容が複数ケース で構成される場合があること、入力データや出力データが複数のファイルから構成される場 合があることを想定した。これに対応したデータ管理が行えるように、入力データと出力デ ータをまとめて保存できる zip 形式を採用し、そのデータを解析ケースの位置付けに応じて 階層構造で管理を行う機能について詳細設計を行った。図4.3.3-5 に外部解析システムとの 連携を行う「解析データ」画面を示す。

:	直近に登録した内	内容がtopicとして表:	示される。		模模	太郎@事業管理者
ISF				維持管理	設定	イベント
モデル管理	Topic					-
	Area1-COOOO	○●_Case1-●○.zip を追加しまし;	t:	201	3/5/20 00:00:00	ň.
図面管理	Area1-COOO	○●_Case2-●○.zip を削除しまし;	r:	201	3/5/20 00:00:00	
解析データ	Area2-OCCO	○●_Case1-●○.pdf を追加しまし	te	201	3/5/20 00:00:00	
積算	Areaz-O@O@O@	○●_Case2-●○.zip を編集しまし:	te	20	13/5/20 00:00:00	
外部DB	解析種別 浸透流解析データ	▼ <i>キ</i> −ワ−	ド 🔍 検索キーワード	を入力してください		_
		模	索			
¥析種別及びキーワードによる検索。				C	ダウンロード)(新規登録
	名称	更新日時	解析データ (zip)		解析データの概要	ŧ
	Area1-OOOOOOO	2015/2/3 14:23	(編集)(削除) Area1の●○でま	iU. ××…	
	Case1-	2015/2/3 14:23	(編集)(削除) Area1 の●○であ	iy, xx	(添付有
	Case2.	2015/2/3 14:23	(編集)(別除) Areal Ø Ca	10. ××	(添付有
	□ □ Case3-●○	2015/2/3 14:23	(編集)(前床) Areal OOCa	9, xx	
	Area2-OOOOOO	2015/2/3 14:23	(編集)(削除) Areal Ø€⊖でæ	ij, ××…	
	Case1-	2015/2/3 14:23	(編集)(削除	Area1 Ø€⊖でæ	U. ××…	〔添付有
	□ — Case2-●○	2015/2/3 14:23	(編集)(別除	Areal の●○でま	り、××…	
	Case3-	2015/2/3 14:23	(編集)(削除	Areal の●○であ	ы, ××…	(添付有
			角	析データの一	·覧。	
			計	・算ケースを1 できる。	階層の階層	臂構造で管
						(DAE

図 4.3.3-5 インターフェース設計結果(外部解析システムとの連携:「解析データ」画面)

4.3.4 データベースの設計および試作

平成 27 年度のデータベースの設計および開発の項目について表 4.3.4-1 に示す。なお、開 発計画に則り、平成 27 年度は統合 DB、積算 DB、維持管理補修履歴 DB の開発を行わない。

データベース	基本設計	詳細設計	試作
ユーザ管理情報や設計根拠のレポートなどを格納する『統合 DB』			
地形データおよび地質環境モデルを格納する『地形・地質 DB』			
ーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーー			
ーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーー			
ーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーーー			
 維持管理段階における情報を格納する『維持管理補修履歴 DB』			
 : 平成 26 年度までに検討、— : 平成 27		 - : 平成 28 年度	度以降に検討

表 4.3.4-1 データベースの設計および試作項目

(1) 地形・地質データベース

1) 地形・地質データベースの仕様

地形・地質データベースについて利活用方法を以下のとおり想定した。

- ・処分場建設地の地形・地質・岩盤の調査結果を管理する。
- ・調査段階、設計段階、建設段階をとおして調査結果の追加・更新が行なわれる。
- ・ISIS で管理している地質環境モデル(3次元データ)を取得して格納・管理する。

この利活用方法に基づき検討した地形・地質データベースの仕様を表 4.3.4-2 に示した。

表 4.3.4-2 地形・地質データベース仕様

- ▶ 地形・地質データを任意形式のファイルとして管理する。
- ▶ 地形・地質データには「データ種別」、「調査日」、「調査場所」の属性を持たせる。
- ▶ 地形・地質データの属性値を指定する検索が行える。
- ▶ 地形・地質データをダウンロード、追加、削除する。

2) 地形・地質データベースの設計および試作

地形・地質データベースの設計にあたり ISIS、外部解析システムとの連携を想定して、デ ータベースに登録するデータ種別を表 4.3.4-3 に示す区分とした。なお、これらのデータ種 別は、データベースの改修により後から追加が可能である。

地形・地質データベースに保存される地質環境モデルのデータモデルは、「図面管理」画面の 3D モデルビュー中で表示、検索が可能である。また、ボーリング柱状図やパネルダイアグ ラムの地質断面図もデータモデルとすることで、同じように 3D モデルビュー中で取扱うこと が可能である。

図4.3.4-1に「地形・地質」メニューの中の「地形・地質データ」画面の試作結果を示す。

No	データ種別
1	地形データ
2	地質データ
3	岩盤
4	断層
5	割れ目
6	地下水

表 4.3.4-3 地形・地質データベースに設定したデータ種別



図 4.3.4-1 地形・地質データ画面

(2)設計データベース

1)設計データベースの仕様

設計データベースは、「解析データ」を管理する機能と「外部データベース」の更新情報を 提供する機能から構成される。利活用方法を以下のとおり想定した。

「解析データ」

・空洞安定解析、浸透流解析などの解析ソフトウェアで行ったシミュレーションの入出 カデータを管理する。

- 「外部データベース」
 - ・緩衝材基本特性データベース、グラウトデータベースなどの外部システムの更新情報 を表示し、各システムのデータへのアクセス窓口を提供する。

この利活用方法に基づき検討した設計データベースの「解析データ」機能の仕様を表 4.3.4-4に、「外部データベース」機能の仕様を表 4.3.4-5 にそれぞれ示した。

表 4.3.4-4 設計データベース「解析データ」仕様

- ▶ 解析データは任意形式のファイルとして管理する。
- ▶ 解析データには、解析の概要を示す自由記入の文章を属性値として持たせる。
- ▶ 解析データは解析ケースに関連付けて管理する。
- ▶ 解析ケースは階層構造を設けることができユーザが任意に設定する。
- 解析ケース名、解析の概要文章を対象としたキーワード検索によって、解析データにア クセスする。
- ▶ 解析データの更新情報を画面に表示する。
- ▶ 解析データをダウンロード、追加、削除する。

表 4.3.4-5 設計データベース「外部データベース」仕様

۶	外部データベースの情報が更新された際に、	更新情報を自動取得して画面に表示する。
\triangleright	外部データベースのトップ画面に遷移するリ	ンクを設ける(自動ログインはしない)。

2) 設計データベースの基本設計

①「解析データ」の管理機能

外部解析システムとして浸透流解析プログラムである Dtransu3D・EL (岡山大学・三菱マ テリアル(株)・(株)ダイヤコンサルタント共同開発) (菱谷ほか, 1999) を事例として検討 を行った。

Dtransu3D・EL では、入力データとして解析メッシュ、物性値、初期条件、境界条件、外 力条件、タイムステップ設定などが一つのファイルに入った ascii 形式のファイルを用いる。 また、出力データとして解析メッシュと解析結果(節点における水頭値・飽和度・濃度、要 素における流速ベクトル)について binary 形式のファイルがそれぞれ出力される。解析を実 施するにあたり、フォルダ構成は任意に設定することができる。Dtransu3D・EL は無償で解 析プログラムを利用できるが、プリ・ポストプロセッサは付属しないため、別途プリ・ポスト プロセッサを準備する必要がある。

Dtransu3D・ELの事例より、外部解析システムの入力データや出力データを iSRE 内の設計 データベースに格納するにあたり、外部解析システムではユーザが任意に設定したフォルダ 構成環境下で解析実行が出来るものと想定した。また、この解析の入力データと出力データ は、解析内容が複数ケースで構成される場合があること、入力データや出力データが複数の ファイルから構成される場合があることを想定した。これに対応したデータ管理が行えるよ うに、解析データを参照するためのインターフェースの詳細設計でも示したとおり、入力デ ータと出力データをまとめて保存できる zip 形式を採用し、そのデータを解析ケースの位置 付けに応じて階層構造で管理を行う機能について詳細設計を行った。図 4.3.4-2 に「モデル 管理」の中の「解析データ」画面を示す(図 4.3.3-5 の再掲)。



図 4.3.4-2 解析データ画面

②「外部データベース」の更新情報提供機能

外部データベースとして、緩衝材基本特性データベースを事例として検討を行った。緩衝 材基本特性データベースは、地層処分研究開発の一環として緩衝材や処分場の設計、人工バ リアの長期挙動評価ならびに地層処分システムの安全評価のため原子力機構が整備を進めて いる緩衝材の基本特性に関するデータベースである。

外部データベース内のデータを監視し、データが追加された場合は、更新日付や更新内容 といった更新情報を設計データベース内に保存し、ユーザインターフェース上でそれらの更 新情報一覧を提供する。ただし、更新された試験結果などのデータを自動でダウンロードし て iSRE 内に保存することはせず、ユーザの判断でダウンロードを行いデータモデルの属性情 報としてデータを格納する。データを格納する方法は、例えば RUTS といった CIM 用のツール を活用するなど運用にて対応を行う。図 4.3.4-3 に「モデル管理」の中の「外部 DB」画面を 示す。

isre	文書管理 モデル管理 地形・地質	モニタリング 維持管理	機構太郎@事業管理者▼ 設定 イベント
対象 DB の選択	D B 種別: [緩衝材基本特性データベース ▼	→ 選択しているDBシステムへ	 選択しているDBシステムのト・ プ画面にリンク
回面管理 解析データ 積算 外部D B	Inter 解認め特性の静妙時間め起動の結果が追加されました 解認め特性の静妙時間め起動の結果が更加されました 解認の特性の動物時間の起動の編集が更加されました 熱特性の熱物性強症類の結果が起加されました 熱特性の熱物性強症類の結果が加速されました 熱特性の熱物性強症類の結果が加速されました 熱特性の熱物性強症類の結果が加速されました 熱特性の熱物性強症類の結果が研防されました 熱特性の熱物性強症類の結果が更が加速されました 熱特性の熱物性強症類の結果が更新されました 熱特性の熱物性強症類の結果が更新されました	2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00 2013/5/20 00:00:00	

図 4.3.4-3 外部 DB 画面

(3)図面管理データベース

1) 図面管理データベースの仕様

図面管理データベースについて利活用方法を以下のとおり想定した。

- ・設計および建設に関する構造物、設備、人工バリア、廃棄体などの統合モデル、デー タモデル、2次元図面データ(これらを以下「図面データ」という)を地層処分事業 期間で継続的に利用できるように管理する。
- ・調査段階、設計段階、建設段階をとおして設計変更による図面データの追加・更新が 行なわれる。
- ・維持管理段階において、メンテナンスによる図面データの追加・更新が行われる。
- ・閉鎖段階において、閉鎖作業による図面データの追加・更新が行われる。

この利活用方法に基づき検討した図面管理データベースの仕様を表 4.3.4-6 に示した。

表 4.3.4-6 図面管理データベース仕様

- ▶ 図面データを IFC フォーマットで管理する。
- 図面データには「モデル種別」、「施設区分(大分類、中分類、小分類、細分類)」、「更新日時」の属性を持たせる。
- ▶ 構造物、設備、人工バリア、廃棄体などの属性値を指定して図面データを検索できる。
- ▶ 図面データをアップロード、ダウンロード、追加、削除できる。

2) 図面管理データベースの詳細設計、試作

図面管理データベースの仕様に示したとおり、図面データの管理には、将来的には国際標準のファイル形式として開発が進められている IFC フォーマット(経済調査会, 2013)を利用する方針であるが、現段階(平成 28 年 3 月)では未整備であるため、表 4.2-3 に示した CIM ツールおよび関連ソフトウェアのファイル形式を用いて詳細設計および試作を行った。

また、前出の設計および施工時のデータの作成・更新や参照のインターフェースの詳細設 計および試作を考慮して、図面管理データベースを詳細設計、試作した。図4.3.4-4に「モ デル管理」の中の「図面管理」画面を示す(図4.3.3-1の再掲)。



図 4.3.4-4 図面管理画面

4.4iSREの動作の検証および評価

4.4.1 試作結果を検証するためのシナリオ作成

試作した iSRE が動作することを検証するためのシナリオ(表 4.4.1-1)を作成した。

①ISIS からの地質環境モデルの取込み
②地形・地質データベースへの地質環境モデルの保存
③地質環境モデルを岩盤条件とした坑道のデータモデルの作成
④図面管理データベースへの坑道のデータモデルの保存
⑤地質環境モデルと坑道のデータモデルからなる統合モデルの作成
⑥図面管理データベースへの統合モデルの保存
⑦統合モデルのデータ参照
⑧坑道のデータモデルあるいは統合モデルを用いた設計変更

表 4.4.1-1 動作検証シナリオ一覧

4.4.2 試作結果の検証

4.4.1 で設定したシナリオに沿って、検証項目を設定した。評価した結果を表 4.4.2-1~表 4.4.2-4 に示す。

シナリオ	検証フロー	検証項目	評価
①ISIS からの		①地質環境モデルファイルを ISIS に登録	・仕様、シナリオどおりの動作を確
地質環境モ		②iSRE の地質環境モデル画面から地質環境モデルをダウンロード	認し、問題は無い。
デルの取込	ISIS 地質環境モデル		・平成 26 年度からの課題として
み			ISIS へのアクセス許可が必要で
			ある。
	Download		・地質環境モデルのファイルが多く
			なることによりユーザビリティ
	iSRE MISIS		が悪くなることが懸念される。
②地形 · 地質		①iSRE の地形・地質データベースに地質環境モデルを保存	・仕様、シナリオどおりの動作を確
データベー			認し、問題は無い。
スへの地質	iSRE 地質環境モデル		
環境モデル			
の保存			

表 4.4.2-1 iSRE の検証項目・評価一覧 (1/4)

シナリオ	検証フロー	検証項目	評価
③地質環境モ		①地形・地質データ画面から地質環境モデル(OBJ ファイル)を	・仕様、シナリオどおりの動作を確
デルを岩盤	Download	PC のローカル環境へダウンロード	認したが、OBJ ファイルを CIM ツ
条件とした		②3ds Max を起動し OBJ ファイルを取込み、地質環境モデルを再現	ールへ取込んだ後、縦断線形に地
坑道のデー		③地質環境モデルを FBX 形式で出力	表面、地層区分が表示されない不
タモデルの		④Civil3Dを起動し、地質環境モデルを取込み	具合が発生した。
作成		⑤Civil3Dで平面線形、縦断線形を作成	・地質環境モデルは OBJ ファイルで
		⑥Civi13D で縦断線形を表示	あるため、OBJ ファイル→CIM ツ
	坑道データモデル 地質環境モデル	⑦縦断線形の情報を PDF 出力	ールへのデータ連携のために、
		⑧外部解析ソフトにて坑道の断面計算、断面決定	3ds Max を使用する運用となっ
		⑨坑道断面計算結果を iSRE の解析データ画面から登録	た。
		⑩Civi13Dから線形情報を出力	・シナリオ、検証内容の大半は、
		⑪Revitを起動し、線形情報を取込み(坑道データモデル)	Autodesk 社製品の操作であるた
		②覆工、支保、路盤などを部品(ファミリー)として作成	め、CIM ツールの操作に精通して
		③線形情報へ、部品を配置	いる必要性を示す結果となった。
		⑭坑道データモデルから Ruts で属性情報を Excel ファイルで出力	・ローカル環境ヘデータモデルを保
		⑮Ruts で Excel ファイルの属性情報を坑道データモデルへ取込み	存することによる、バージョン管
		⑯PC のローカル環境へ坑道データモデルを保存	理に懸念がある。
④図面管理デ		①坑道のデータモデルを 3ds Max で開く	・仕様、シナリオどおりの動作を確
ータベース	RF RF	②3ds Max から坑道データモデルの OBJ ファイルを書き出し	認し、問題は無い。
への坑道の	iSRE 坑道データモデル	③iSRE の図面管理画面から坑道データモデルおよび OBJ ファイル	・Autodesk 社製品に限定しない 3D
データモデ	図面管理DB	を登録	モデルビューは、データ容量、操
ルの保存			作性などの課題を有している。

表 4.4.2-2 iSRE の検証項目・評価一覧 (2/4)

シナリオ	検証フロー	検証項目	評価
⑤地質環境モ デルと坑道 のデータモ デルからな る統合モデ ルの作成	坑道データモデル 地質環境モデル ・地質環境モデル ・ <	①Navisを起動し、地質環境モデルと坑道データモデルを取込み ②PC のローカル環境へ NWD 形式で統合モデルを保存	 ・仕様、シナリオどおりの動作を確認し、問題は無い。 ・ローカル環境へデータモデルを保存することによる、バージョン管理に懸念がある。
 ⑥図面管理デ ータベース への統合モ デルの保存 	(SRE 図面管理(SPE) (RA)	①iSREの図面画面から統合モデルを登録	 ・仕様、シナリオどおりの動作を確認し、問題は無い。 ・統合モデルのベースとなる地質環境モデルとデータモデルとの関連が不明である。
⑦統合モデル のデータ参 照	Download PC C C C C C C C C C C C C C C C C C C	①統合モデルのデータ参照	・仕様、シナリオどおりの動作を確 認し、問題は無い。

表 4.4.2-3 iSRE の検証項目・評価一覧 (3/4)

シナリオ	検証フロー	検証内容	評価
⑧坑道のデー	Download	① iSRE の図面画面から坑道データモデル(rvt 形式、dwg 形式)を	・仕様、シナリオどおりの動作
タモデルあ		ダウンロード	を確認したが、OBJファイルを
るいは統合	PC iSRE	②Civil3D で線形情報を変更	CIM ツールへ取込んだ後、縦断
モデルを用	坑道デ 統合モ ータモ デル	③Civil3D で縦断線形を表示	線形に地表面、地層区分が表
いた設計変	デル	④縦断線形の情報を紙出力	示されない不具合が発生し
更		⑤外部解析システムにて坑道の断面計算、断面決定	た。
		⑥坑道断面計算結果を iSRE の解析データ画面から登録	・シナリオ、検証内容の大半は、
		⑦Civi13Dから線形情報を出力	Autodesk 社製品の操作である
	「坑道テータモテル 統合モデル	⑧Revit を起動し、線形情報を取込み(変更後坑道データモデル)	ため、CIMツールの操作に精通
	Ţ	⑨覆工、支保、路盤などを部品(ファミリー)として作成(先に	している必要性を示す結果と
		準備)	なった。
	細付け	⑩線形情報へ、部品を配置	・ローカル環境ヘデータモデル
		⑪変更後坑道データモデルから Ruts で属性情報を Excel ファイル	を保存することによる、バー
		で出力	ジョン管理に懸念がある
		⑫Excel で属性情報を入力	・設計変更の情報と e-PAR との
	J ~ M	⑬Ruts で Excel ファイルの属性情報を変更後坑道データモデルへ	関連付けも必要である。
	isre	取込み	
		⑭PC のローカル環境へ変更後坑道データモデルを保存	
		⑮ストーリボード画面にて、設計に考慮する事象を検討、登録	
		⑯iSRE の変更を踏まえ、性能評価の項目を作成	
		⑪性能評価画面にて、統合モデルを紐付け	

衣 4.4.2~4 1316 の (快祉) 4日 • 評価	一覧	(4/4)
-------------------------------	----	-------

4.5 今後の開発課題の抽出

試作した iSRE を用いた動作の検証と評価から抽出された課題と解決策案を表 4.5-1 に示す。

課題名	課題の内容	解決策案
地質環境モデ	ISIS と連携する地質環境モデルの	地表面、地質区分を Civil3D、CTC
ルと CIM ツー	OBJファイルの場合、Civil3Dに取込	社製 Georama などのツールで作成
ルとの連携	んでも地表面、地質境界が表現でき	し、OBJファイルを置き換える。
	ない (図 4.5-1)。このため、坑道設	
	計に際し、土被り厚、土質条件など	
	の設定に使用できない。	
3D モデルビ	図面管理機能で試作した 3D モデルビ	3D モデルビューを実現するライブ
ューの仕様	ューは、大容量データを表示できな	ラリなどの追加調査を行い、実現性
	<i>۷</i> ۰.	を検討する。
3D モデルビ	3D モデルビューは、図面以外の情報	今後の機能構築において、3D モデル
ユーの活用	とのリンクを構築することができな	ビューと図面以外の情報とのリン
	<i>۷</i> ۰.	クが構築できるようにする。
ISIS 、 e-PAR	ISIS、e-PAR の情報を iSRE が取得す	ISIS、e-PAR へのアクセス方法など
への iSRE か	るために、ISIS、e-PAR のデータベー	についての検討を行う。
らのアクセス	スおよびデータ格納フォルダへのア	
	クセス許可が必要となる。	
IFC フォーマ	現時点で市販され、CIM ツールとして	buildingSMART で進められている
ット (ascii	実績のある Autodesk 社製品を使用し	IFC-Tunnel などの策定状況を継続
形式の国際規	ており、IFC フォーマット(経済調査	的に調査する。IFC-Tunnel などが策
格)への対応	会, 2013)を利用できるツールを用い	定され、CIM ツールに IFC-Tunnel
	た iSRE の機能の検証ができていな	が実装される時点でiSREの見直し、
	<i>k</i> ۱ ₀	IFC-Tunnel などの導入検討を行い、
		iSRE の機能の検証を行う。
統合モデルと	図面管理データベースへ統合モデル	統合モデルとデータモデルの紐付
データモデル	を登録した際に、統合モデルを構成	けを設定する指標を図面管理デー
の従属関係の	する坑道や地質環境モデルなどのデ	タベースに追加するとともに、ユー
設定および表	ータモデルとの紐付けの設定ならび	ザインターフェースを改良する。
示	にユーザインターフェース上での表	
	示がなされていない。	

表 4.5-1 iSRE 開発の課題と解決策案



図 4.5-1 地形・地質の欠損

4.6まとめ

使用済燃料の地層処分の工学技術に関する知識化ツールの整備を目的として、百年程度の 長期にわたる処分事業の情報を管理・継承するとともに、蓄積・統合された情報を用いて合 理的な設計・施工管理を可能とする iSRE の開発を進めた。

インターフェースについては、「設計および施工時のデータの作成・更新や参照」、「ISIS や e-PAR など既存のデータベースにアクセス」、「モニタリングデータ更新」、「解析データの 参照」の全部で4種類のインターフェースについて開発を進めている。このうち、「設計およ び施工時のデータの作成・更新や参照」のインターフェース、「ISIS や e-PAR など既存のデ ータベースにアクセス」のインターフェースについて試作を行い、「モニタリングデータ更新」 のインターフェース、「解析データの参照」のインターフェースについて詳細設計を行った。

また、データベースについては、「統合データベース」、「地形・地質データベース」、「設計 データベース」、「図面管理データベース」、「積算データベース」、「維持管理補修履歴データ ベース」の全部で6種類のデータベースについて開発を進めている。このうち、「地形・地質 データベース」と「図面管理データベース」について試作を行い、「設計データベース」につ いて基本設計を行った。なお、「統合データベース」、「積算データベース」、「維持管理補修履 歴データベース」については、平成28年度以降に開発を進める計画である。

また、ISIS から取り込んだ地質環境モデルを用いた設計を想定して iSRE の利活用のシナ リオを設定し、試作したインターフェース、データベースを利用して動作の検証および評価 を行った。これをとおして抽出された課題を整理し、解決策について案を提示した。今後、 これらの解決策案を踏まえて、iSRE の開発・改良を行う。 【参考文献】

経済調査会(2013): CIM 技術検討会 平成 24 年度報告.

- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2013a):平成24年度地層処分技術調査等事業 地 層処分共通技術調査 地質環境総合評価技術高度化開発 6 カ年とりまとめ報告書, 平成25年3月.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2013b):平成24 年度地層処分技術調査等事業 高 レベル放射性廃棄物処分関連 先進的地層処分概念・性能評価技術高度化開発 6カ 年とりまとめ報告書,平成25年3月.
- 菱谷智幸,西垣誠,橋本学(1999):物質移動を伴う密度依存地下水流の3次元数値解析手法 に関する研究,土木学会論文集,No.638,Ⅲ-49, pp.59-69.

5. その他の代替処分オプションについての調査・検討

5.1 背景と目的

放射性廃棄物の最終処分方式としては、国際的共通認識として地層処分が最も有望な 方法とされており、わが国においても、最新の科学的知見を踏まえて地層処分に関する 研究開発が進められてきている。一方、総合資源エネルギー調査会電力・ガス事業分科 会原子力小委員会放射性廃棄物 WG(以下、「放射性廃棄物 WG」という)による「放射性 廃棄物 WG 中間とりまとめ(平成 26 年 5 月)」(放射性廃棄物 WG, 2014)(以下、「WG 中間 とりまとめ」という)では、放射性廃棄物の最終処分方式として、現在各国が取り組ん でいる地層処分のほかに、代替処分概念として海洋投棄、海洋底下処分、沈み込み帯へ の処分(以上はロンドン条約により禁止)、氷床処分(南極条約により禁止)や、超深孔 処分、岩石溶融処分、井戸注入処分、宇宙処分などについての国際的な評価が示されて いる。また、地層処分の安全性の不確実性を今後の研究開発などにより低減することと 並行して、今後の技術の進捗により潜在的課題が克服され、検討の対象となりえる代替 処分概念については、その可能性を模索する、という国際的な考え方が示されている。

このような背景を踏まえ、平成27年度よりわが国の高レベル放射性廃棄物の処分方法 について、将来世代の幅広い選択肢を確保するために、代替処分概念などに関する調査 研究を行うこととした。本調査研究では、WG中間とりまとめに示されている代替処分概 念、および最終処分以外の方式(たとえば、使用済燃料の中長期的な貯蔵、暫定保管、 核種分離・変換)を検討対象とする。超深孔処分など、現在検討段階にある代替処分概 念については、諸外国の事例調査を行うことにより、それらの考え方、特徴、検討の背 景、技術的課題などを明らかにし、わが国の諸条件を考慮した場合の有効な代替処分概 念について検討する。

平成27年度は、研究の初年度にあたることから3年間を対象とした調査研究計画の立 案を行った。また、研究の初年度として代替処分概念などの調査、わが国に対する超深 孔処分の適用可能性の検討のための情報整理を行った。

5.2 調査研究計画の作成

平成27年度からの3年間の調査研究計画を作成した。計画の作成に当たっては、以下の①~③に示す対象を考慮し、④および⑤に示す実施内容や期待される成果が得られる 計画とした。

- ①WG 中間とりまとめで取り上げられている代替処分概念、および最終処分以外の方 式を調査研究の対象とする。
- ②廃棄物の形態は、各代替処分概念および最終処分以外の方式のそれぞれで考えう るもの全て(ガラス固化体、使用済燃料など)とする。ただし、処分の対象とし ている廃棄物が液体であるものは、わが国での処分の検討では不要と判断される ことから、検討の対象外とする。
- ③代替処分概念を現在の取り扱いとするに至った経緯を、代替処分概念ごとに取り まとめる。同じ代替処分概念の枠組みではあるものの、代替処分概念の検討を行

った国ごとで、その内容が異なる場合には、その特徴を国ごとに取りまとめる。 最終処分以外の方式についても、その方式ごとの特徴を取りまとめる。取りまと めには、背景情報の分析として、社会的、経済的および技術的な側面、処分場の 設計と安全評価、ならびに地質環境条件など、多角的な観点の評価結果を含める こととする。

- ④代替処分概念および最終処分以外の方式を対象として、潜在的な課題を取りまと める。
- ⑤今後の技術の進捗により潜在的な課題が克服されることにより検討の対象となり える代替処分概念および最終処分以外の方式を対象として、わが国への適用可能 性について、社会的側面(国際条約などの取り決め、IAEA などの国際機関の規制、 およびわが国の法令など)、経済的および技術的側面、処分場の設計および安全評 価、ならびに地質環境条件など、多角的な観点から分析・評価を行い、その結果 を取りまとめる。

5.2.1 研究計画の全体目標

研究計画の全体目標は以下のように設定した。

- わが国の高レベル放射性廃棄物の処分方法についての幅広い選択肢を確保するために、代替処分概念などに関する調査研究を行う。
- これまでに検討された最終処分方式の取り扱いに関する情報を取りまとめる。また、最終処分以外の方式として使用済燃料の中長期的な貯蔵、暫定保管や核種分離・変換も調査対象とする。
- ・超深孔処分など、現在検討段階にあるその他の代替処分概念について、諸外国の 事例調査を行うことにより、それらの考え方、特徴、検討の背景、技術的課題な どを明らかにし、わが国の諸条件を考慮した場合の有効な代替処分オプションに ついて検討する。

5.2.2 研究計画の内容

上記の全体目標に対して、

①各オプションについての調査・整理

②検討の対象となりうるオプションの抽出

③わが国への適用に関する検討

という、3 つの段階的な実施項目を経て研究を遂行する平成 27 年度から平成 29 年度に わたる3年間の計画を立案した。

表 5.2.2-1 および表 5.2.2-2 にそれぞれ示す WG 中間取りまとめで示された代替処分概 念および最終処分以外の方式についての調査を行い、各オプションを現在のように位置 づけるに至った経緯をそれぞれ取りまとめる。なお、代替処分概念や最終処分以外の方 式として同様の分類とされるものについて、国により位置付けや内容が異なる場合(た とえば、米国などにおける超深孔処分やフランスなどにおける核種分離・変換)には、 その理由を国ごとに取りまとめる。また、WG 中間とりまとめにおいて、今後の技術の進 捗などの状況変化の場合には今後の検討の対象となりえるとされている代替処分概念や 最終処分以外の方式に対しては、克服すべき潜在的な課題を抽出し分析・評価を行う。 特に、米国などにおいて代替的処分概念として検討が進められている超深孔処分につい ては、背景情報の分析として、社会的、経済的、および技術的側面、処分場の設計およ び安全評価、ならびに地質環境条件など、多角的な観点の評価結果を含めることとする。

平成 27 年度は、上記した段階的な実施項目のうち、「①各オプションについての調査・ 整理」を行う。表 5.2.2-1 および表 5.2.2-2 に示したような各代替処分概念オプション について調査し、国内外での取り扱いや技術的、社会的、経済的側面からの評価を整理 する。

最終処分概念	国際的な評価
	 ・放射性核種のより低い移動性、人間環境からの更なる離隔
	・処分孔が備えるべき様々な特性について、現在、実用水準の知
超深孔処分	識はない
(数キロ程度のボーリング孔	・人工バリアによる防護は想定されていない
に廃棄体を直接埋設)	・定置プロセスがコントロールできない、定置後のキャニスタな
	どの健全性を確認できない
	・故障是正措置が容易ではない、閉鎖後の回収は困難
岩石溶融処分(廃液を処分	・概念の立証が不十分
孔に処分、崩壊熱により岩石	・故障是正措置が容易ではない
と溶融、一体化)	 ・液体廃棄物の大規模輸送に問題が伴う可能性
井戸注入処分	・環境、健康、セキュリティ上のリスク
(廃液を深地層に圧入、閉じ	
込め)	
海洋也奉	・深海では擾乱が少なく、水の密度が高いため、廃棄物が海水に
(海上から姫蚕) 海底西に	溶出しにくい
(毎上から仅来し、 (毎回に	・将来的な溶出を考えれば、短寿命核種に適する
	・ロンドン条約により禁止(1972年に禁止(LLW は 1996年))
	・深海洋底の堆積層は隔離と無限の希釈で長所
	・技術的・経済的に実現可能
	・深海床は広い範囲にわたって好ましい特性
海洋底下処分	・陸地処分に比べ潜在的利点があると考える専門家もいるが、環
(海上から海洋底下に処分)	境団体にきわめて不人気
	・海洋底下堆積物の隔離能力の解明が必要、処分場閉鎖のための
	実証済みの技術がない
	・ロンドン条約により禁止(1996年改定)
沈み込み帯への処分	・概念の立証が不十分(不安定なエリアで沈降しつつあるプレー
(海洋プレートに如分 沈込	ト上の堆積物は引き込まれる前に大陸傾斜に盛り上る、マント
みによりマントルに移動)	ル内の状況などの知識が不足)
	 ・ロンドン条約により禁止(1996年改定)
氷床処分	・概念の立証が不十分
(南極大陸などの氷床に処	 ・氷床は静止状態になく、温暖化リスクもあり、永久隔離できな
	い可能性
	・南極への処分は南極条約により禁止
宇宙机分	・選択した放射性核種に対し有望
(ロケットで宇宙空間へ処	・高コストであり、ロケット故障のリスク、発射に伴う安全性を
分)	明示できない
///	・故障是正措置が容易ではない

表 5.2.2-1 代替的最終処分方式についての国際的評価

最終処分以外の方式	国際的な評価
長期貯蔵 (永久貯蔵)	 ・貯蔵技術に関しては、比較的成熟(但し、廃棄物パッケージに関する 研究開発が必須) ・回収可能であるため、将来世代が廃棄物に関して独自の選択を行うこ とも可能 ・産業、規制、セキュリティのためのインフラの恒久的保守が必要とな り、将来世代には積極的管理が求められる、施設の保全を長期間にわ たっては維持できない ・100年よりも長い期間については不確実性が大きくなる ・戦争などの社会的混乱により、経済的・科学的な可能性に悪影響が生 じた場合、将来世代は廃棄物に対する配慮が困難になり、安全性が損 なわれる ・数百年にも及ぶ監視を保証できない
	・制度的管理に依らない方法を追求すべき
核種分離・変換	 ・廃棄物中の長寿命核種の量の低減、潜在的危険性の期間短縮 ・原子力産業が維持されている場合、経済的に成立 ・長寿命の核分裂生成物の変換は近い将来の技術の範囲内では実現性があるとは考えられないが、アクチニドについては多少の見込みがある ・技術的な実現可能性が立証されておらず、実現しても長寿命核種を完全に除去できない ・高レベル放射性廃棄物の減容化のためだけに利用することはコスト面でも資源面でも効果的ではない

表 5.2.2-2 最終処分以外の方式についての国際的評価

①の調査・整理の結果を受けて、特に地層処分概念と比較した場合の優位性などの観点から「②検討の対象となりうるオプションの抽出」を行い、抽出したオプションについての「③わが国への適用に関する検討」のための平成28年度以降の計画立案を行う。 5.3節で詳述するが、初年度の調査結果から、わが国への適用に関して調査・検討の対象となりえるオプションとして、超深孔処分が抽出された。このため、超深孔処分の研究開発を行うことの適否を判断するための情報を整備する研究計画を作成した。

まず、「わが国において超深孔処分の研究開発を行うことの適否を判断する」際の論点 および対応する調査・研究課題を体系的に検討する。その観点は、

- わが国の自然/社会条件において成立しうる
- ・ 地層処分よりも優れた/好ましい特徴がある
- ・地層処分よりも劣った/好ましくない点を克服できる(たとえば、回収可能性の 維持)
- ・現状の知見で研究開発を進めることが出来る

とした。これらの観点を示すことが出来れば、それはわが国においても超深孔処分の検 討を進める意味があるということになる。そして、これらの観点に対する課題は、

- ・ 社会・経済を含む全般的な課題
- ・地質環境に関する課題
- ・処分技術および他の工学技術に関する課題
- ・安全評価に関する課題

に分類出来る。上記の各課題に対する調査・研究課題の項目の体系的検討の結果例を表 5.2.2-3 に示す。

表 5.2.2-3 わが国において超深孔処分の研究開発を行うことの適否を判断する際の

課題の分類	調査・研究課題項目	
	•回収可能性を前提としない段階的事業推進に関する制度設計	
社会・経済を含む	• 電気使用量などに応じた廃棄物分配などの地域間公平性を向上させる処分場	
全般的な課題 分配配置の検討		
	•諸外国の動向調査および可能性のある国際協力関係の抽出	
	• わが国の地下深部における応力場に関する情報整理と力学的安定性評価	
地産費倍に関す	 ・超深孔の力学的安定性に対する地震影響評価 	
地員埰児に用り ス細顕	• わが国の地下深部岩盤の透水係数の情報整理および深部地下水流動解析	
つ味趣	•科学的有望地(HLWと同様と仮定)との対応を考慮した処分場分散配置の見	
	通し	
	• 使用済燃料、事故廃棄物、医療・研究廃棄物を含む超深孔処分対象廃棄物の	
	情報整理	
	 ・超深孔からの廃棄体回収技術のフィージビリティスタディ 	
	 回収可能性を前提としない段階的事業推進のための操業計画立案 	
処分技術および	• 全国の原子力発電所などの位置と処分場分散配置のマッピングを考慮した延	
他の工学技術に	べ輸送距離の試算およびこれに基づく概略的輸送コストとリスクの評価	
関する課題	 人工バリアを省略することによるコスト低減効果の試算 	
	• 小口径の廃棄体パッケージおよび人工バリアシステムのフィージビリティス	
	タディ	
	• 大口径の超深孔掘削技術のフィージビリティスタディ	
	 他の関連する分野での技術や実績の調査および適用性評価 	
中人荻年に明子	 高透水性構造などを回避することによる長期安全性向上効果の試算 	
女生評価に関う	• 超深孔に対する人間侵入シナリオの影響評価	
る味趣	 ・超深孔に対する隆起・侵食シナリオの影響評価 	

論点に対応する調査・研究課題の体系的検討の結果例

5.3代替処分概念などの調査

5.2節の調査研究計画に基づき、調査研究の初年度として、WG 中間とりまとめ(放射 性廃棄物 WG, 2014)で取り上げられている最終処分方式としての代替処分概念および最 終処分以外の方式について、現在の取り扱いに至った経緯を概念ごとに調査し、その結 果を取りまとめた。ロンドン条約および南極条約により禁止されている代替処分概念に ついては、それらが禁止に至った背景情報をそのエビデンスとともに整理した。それら 以外の代替処分概念については、WG 中間とりまとめにおいて今後の技術の進捗により概 念が抱える潜在的な課題が克服されることにより検討の対象となりえる、とされている 代替処分概念に対しては、その潜在的な課題を代替処分概念ごとに取りまとめた。最終 処分以外の方式については、考えうる課題を抽出した。それぞれの課題を分析・評価し た結果を取りまとめた。

表 5.2.2-1 および表 5.2.2-2 に示した通り、WG 取りまとめでは表 5.3-1 に示す最終処 分方式としての代替処分概念および最終処分以外の方式が挙げられている。

これらの方式のうち、超深孔処分については、海外で詳細な検討がなされている例が あり、わが国での技術的実現性について検討する意義はあると考えられることから、詳 細な調査と検討を行う。

岩石溶融処分および井戸注入処分については、処分の対象としている廃棄体が液体で あり、また 5.2 節で述べたようにわが国の処分での検討では不要と判断されることから、 検討対象外とする。

海洋投棄、海洋底下処分および沈み込み帯への処分については、ロンドン条約で禁止 されている処分方式のため、詳細な検討を行わないが、禁止に至った背景などについて まとめる。

氷床処分については南極条約で禁止されているが、南極以外のサイトの候補地として グリーンランドも考えられており、当該国(デンマーク)に受け入れられる場合には、 その処分方式も考えられることから、詳細な調査と検討を実施する。

宇宙処分については、今後の技術の進捗で概念が抱える潜在的な課題が克服されるこ とにより検討の対象となりえることから、調査および検討を行う。

長期貯蔵および核種分離・変換については、最終処分以外の方式であるが、これまで の国際的な取り組みや、今後の位置づけといった観点から、調査および検討を行う。

最終処分方式としての代替処分概念	最終処分以外の方式
・超深孔処分	・長期貯蔵
 ·岩石溶融処分 	・核種分離・変換
・井戸注入処分	
・海洋投棄	
・海洋底下処分	
・沈み込み帯への処分	
・氷床処分	
・宇宙処分	

表 5.3-1 最終処分方式としての代替処分概念および最終処分以外の方式

5.3.1 最終処分方式としての代替処分概念

(1) ロンドン条約により禁止されている代替処分概念

上述したように、海洋投棄、海洋底下処分、沈み込み帯への処分は、ロンドン条約に より禁止されている。このため、ロンドン条約および 1996 年議定書の関連箇所について 確認し、各処分概念の禁止に至った背景などについて整理した。

1) ロンドン条約(1972年)およびロンドン条約1996年議定書

ロンドン条約(正式名称:1972年の廃棄物その他の物の投棄による海洋汚染の防止に 関する条約)とは、海洋の汚染を防止することを目的として、陸上発生廃棄物の海洋投 棄や、洋上での焼却処分などを規制するための国際条約である。わが国は1973年に署名 し、1980年10月に批准した。

さらに、ロンドン条約による海洋汚染の防止措置を強化し、海洋投棄を原則として禁止するものとして、1996年11月、ロンドンにおいて「1972年の廃棄物その他の物の投 棄による海洋汚染の防止に関する条約の1996年の議定書」(略称:ロンドン条約1996年 議定書)が採択されている。ロンドン条約1996年議定書のポイントは以下の2点である。

(外務省 http://www.mofa.go.jp/mofaj/gaiko/treaty/treaty166_5_gai.html, 2016 年3月29日閲覧)

・1972年のロンドン条約では、水銀、カドミウム、放射性廃棄物などの有害な廃棄
物を限定的に列挙し、これらの海洋投棄のみを禁止していた。この議定書では、 海洋投棄を原則として禁止した上で、例外的にしゅんせつ物、下水汚泥など、海 洋投棄を検討できる品目を限定的に列挙するとともに、これらの品目を海洋投棄 できる場合であっても厳格な条件の下でのみ許可することとした。

1972年のロンドン条約では、一部の廃棄物などの海洋における焼却を禁止していたが、この議定書では、すべての廃棄物などの海洋における焼却を禁止することとした。

海洋投棄、海洋底下処分および沈み込み帯への処分に関連すると考えられる、ロンド ン条約 1996 年議定書の和文訳の抜粋を表 5.3.1-1 に示す。海洋投棄とは、固体廃棄物や 固化した廃棄物を海洋に投棄して処分する方法である。海洋底下処分とは、深海の海洋 底下に堆積する層の中に廃棄体を埋設処分する方法である。堆積物は 100 万年以上前か ら堆積したものであり、核種の高収着性が期待されている。

本文
第1条 定義
この議定書の適用上、
1 「条約」とは、1972年の廃棄物その他の物の投棄による海洋汚染の防止に関する条約(その改正を含
む。)をいう。7「海洋」とは、国の内水を除くすべての海域ならびにその海底およびその下をいい、
陸上からのみ利用することのできる海底の下の貯蔵所を含まない。
・・・・(省略)・・・・
4
4.1 「投棄」とは、次のことをいう。
4.1.1 廃棄物その他の物を船舶、航空機又はプラットフォームその他の人工海洋構築物から海洋へ故
意に処分すること。
4.1.2 船舶、航空機又はプラットフォームその他の人工海洋構築物を海洋へ故意に処分すること。
4.1.3 廃棄物その他の物を船舶、航空機又はプラットフォームその他の人工海洋構築物から海底およ
びその下に貯蔵すること。
4.1.4 故意に処分することのみを目的としてプラットフォームその他の人工海洋構築物を遺棄し、又
はその場で倒壊させること。
 ・・・・(省略)・・・・
7 「海洋」とは、国の内水を除くすべての海域ならびにその海底およびその下をいい、陸上からのみ利
用することのできる海底の下の貯蔵所を含まない。
附属書一 投棄を検討することができる廃棄物その他の物
1 次の廃棄物その他の物については、この議定書の第二条および第三条に規定する目的および一般的義
務に留意し、投棄を検討することができる。
1.1 しゅんせつ物
1.2 下水汚泥
1.3 魚類残さ又は魚類の工業的加工作業から生ずる物質
1.4 船舶およびプラットフォームその他の人工海洋構築物
1.5 不活性な地質学的無機物質
1.6 天然起源の有機物質
1.7 主として鉄、鋼およびコンクリートならびにこれらと同様に無害な物質であって物理的な影響
が懸念されるものから構成される巨大な物(ただし、投棄以外に実行可能な処分の方法がない
孤立した共同体を構成する島嶼などの場所においてそのような廃棄物が発生する場合に限
る。)
1.8 二酸化炭素を隔離するための二酸化炭素の回収工程から生ずる二酸化炭素を含んだガス
2 ・・・・(省略)・・・・
3 1および2の規定にかかわらず、国際原子力機関によって定義され、かつ、締約国によって採択され
る僅少レベル(すなわち、免除されるレベル)の濃度以上の放射能を有する 1.1 から 1.8 までに掲げる
物質については、投棄の対象として検討してはならない。ただし、締約国が、千九百九十四年二月二十
日から二十五年以内に、また、その後は二十五年ごとに、適当と認める他の要因を考慮した上で、すべ
ての放射性廃棄物その他の放射性物質(高レベルの放射性廃棄物その他の高レベルの放射性物質を除
く。)に関する科学的な研究を完了させ、およびこの議定書の第二十二条に規定する手続に従って当該
物質の投棄の禁止について再検討することを条件とする。

2) 各処分概念が禁止に至った背景など

①海洋投棄

放射性廃棄物に関しては、ロンドン条約(1996年)議定書の附属書1の3(表 5.3.1-1 参照)に関連する内容が記載されており、高レベル放射性廃棄物は投棄の対象として検 討してはならないことが示されている。また、低レベル放射性廃棄物については、25年 毎に投棄の禁止について再検討することが条件であるとされている。

わが国に関しては、過去に、海洋処分を計画した経緯があるが、関係国の懸念を無視 した強行実施や地球環境の問題に鑑み、1993 年 11 月 2 日、原子力委員会で、わが国で は今後、海洋投棄は選択肢としないとの決定がなされた。このような内外の情勢の中、 第 16 回ロンドン条約締約国協議会議において、放射性廃棄物の海洋投棄の禁止などが 1993 年 11 月 12 日に正式に採択された。

2海洋底下処分

この処分概念については、DOEのEIS報告書(DOE, 1980)では、船から針の形状の廃棄 体を自由落下させることで、廃棄体が堆積物の深度 50~100 mのところに至り、処分す ることができると示されており、また、技術的には実現可能と述べられている。

ただし、前述のとおり、海洋における廃棄物の船からの投棄はロンドン条約 1996 年議 定書で禁止された。

一方で、議定書本文の第1条の7(表 5.3.1-1参照)では、陸上から繋がった海底は 規制対象とならない旨の定めがある。つまり、ロンドン条約では、プラットフォームや 船舶などからの海洋への投棄を禁止しているが、陸からのアクセスであれば海底下にも 処分可能である。これについては、原環機構の2010年レポート(原環機構,2011)など でも、沿岸域での放射性廃棄物の処分が既に検討されている。

③沈み込み帯への処分

沈み込み帯への処分も船舶から廃棄体を投棄することになるため、上記と同様にロン ドン条約により禁止されている。

また、沈み込み帯へ処分する場合、地殻変動の不確実性(不安定なエリアで沈降しつ つあるプレート上の堆積物は引き込まれる前に大陸傾斜に盛り上がる)や、マントル内 の状況の知見が不足しているなど、概念の立証そのものが不十分な状態である。

また、正確に沈み込み帯へ投棄することが技術的に可能かという点も課題であると思われ、概念的および技術的な立証性が非常に不確実な処分概念であると考えられる。

(2)氷床処分

1) 概要

氷床処分は、高レベル放射性廃棄物を人間の生活圏から隔離することを主眼として提 案されてきた処分概念オプションであり、関連する過去の研究では、廃棄体を南極また はグリーンランドのどちらかに定置することが示されている(DOE, 1980)。氷床処分の 主な利点としては、遠隔地であること、人間から数千年間廃棄体を隔離すると考えられ る媒体に処分することなどが挙げられる(DOE, 1980)。

ただし、氷床処分については課題が多く、EIS(DOE, 1980)では、「現在(1980年)の 知識に基づくと、処分概念を技術的に立証することはできない」と述べられており、ま た、2011年の DOE のレポート(DOE, 2011)においても大幅な変更はなされていない。

氷床処分の概念としては、Melt down、Anchored emplacement、Surface storage の 3 種類が示されている (DOE, 2011) (表 5.3.1-2 参照)。

表 5.3.1-2 氷床処分の 3 種類の概念

手 法	内容
Melt down	• 50~100 m のボーリング孔に各キャニスタが定置され、キャニスタは氷床
	の底まで自由に氷床を融解して移動する。
	• 熱制限のため、ボーリング孔の距離は1 km間隔と考えられている。
	• キャニスタは1日あたり1.5 m下に移動し、母岩には5~10年後に到達す
	ると考えられている。
	 ・発熱性廃棄体を扱うことから、母岩に沿ってスリップする割合が高くなり、
	また、その後の海洋への氷の堆積(ice deposition)が予想よりも速くな
	ることが指摘されている。
Anchored	• Meltdown に似た方法だが、キャニスタが地表のプレートとアンカーケーブ
emplacement	ルによりつながっている。
	• キャニスタの取り出しが可能。
	・ ケーブルがあるため、移動速度は遅く、母岩には 2~3 万年後に到達すると
	推測されている。したがって、より冷却されたキャニスタが母岩に到達し、
	スリップのような熱影響は低減される。
Surface storage	 表面に氷床に支持された貯蔵施設があり、最終的には施設全体がゆっくり
	と氷床中に融解していく。
	• Anchored emplacement と同様に回収可能と考えられている (400 年程度)。

2) 現在の取り扱いに至った経緯と国際的な評価

1980年のEIS (DOE, 1980) において処分概念の立証が不十分であることが指摘されて いるが、この時点から技術的に大幅な進展があったという報告は見られない。また、氷 床での処分を検討する以前に、氷床の変遷プロセスや、気候変動の影響について研究す る必要があるとされている。また、氷床での長期的な閉じ込め性についても不確実性が あることが懸念されている (DOE, 1980)。さらに、候補地である南極およびグリーンラ ンドのうち、南極への処分は南極条約により禁止されており、また、グリーンランドで 実施するとなった場合でも、デンマークとの条約の取り決めをどのようにするかなど、 法的・社会的な課題も残される (DOE, 1980)。

現在の本処分概念に対する国際的な評価の一例として、WG 中間とりまとめに示されて いる本概念に対する国際的な評価を、関連する文献の記述とともに表 5.3.1-3 にとりま とめた。

また、上記のような国際的な評価に加え、氷床処分の問題点として以下のような点が 指摘されている(DOE, 1980)。

- ・地層処分よりも研究開発に長期間を要することから、ガラス固化体や使用済燃料の大規模な中間貯蔵が必要となること
- ・極性環境下での作業時の事故からの回復が困難なこと
- 廃棄体が母岩に到達する際、母岩との相互作用によって廃棄体コンテナが破損する可能性があること
- ・平衡状態にある氷床に、熱を発する廃棄体を処分することで、水の体積を増加させることから、その平衡状態を乱す可能性があること

これらの点については、大きな氷床の地球物理学的特性などに関する情報が限られていることもあり、明確な解答は得られていない。

表 5.3.1-3 WG 中間とりまとめに示されている氷床処分に関する国際的な評価と

それに対応する文献の記述

国際的な評価*	文献調査結果
処分概念の立証が不十分	氷床処分の利点として、寒冷なサイトで処分すること、遠隔地であること、人間から数千年間廃棄体を隔離すると考えられる媒体に処分することが主張されているが、現在の知識に基づいて技術的に立証することはできない(DOE, 1980)
氷床は静止状態になく、温 暖化リスクもあり、永久隔 離できない可能性	氷床の長期の閉じ込め性については不確実性がある。不確実性については地質 学者ら(Philberth, 1958: Zeller et al., 1973: Philberth, 1975)によりレ ビューされてきている。彼らは氷床処分の利点を挙げているものの、氷床処分 を廃棄物処分オプションとして考慮する前に、氷床での変遷プロセス、将来の 気候変動が氷床の安定性や大きさにもたらす変化の影響についての更なる研究 が必要と結論づけている(DOE, 1980)。
南極への処分は南極条約 により禁止	グリーンランドまたは南極での氷床処分を進める場合には、法的および制度的 な考慮事項が多数出てくると考えられ、グリーンランドの場合はデンマークと の条約の取決めが必要となる(南極は南極条約で禁止されている)(DOE, 1980)

* WG 中間とりまとめにおける氷床処分に対する「国際的な評価」の記載(放射性廃棄物 WG, 2014)

3) 潜在的な課題の抽出

氷床処分については、上記のように多くの課題が抽出された。氷床処分の研究は、EIS (DOE, 1980)以降、特に進展していないと考えられるが、今後、氷床自体の研究が進め られるにつれて、処分概念が発展していく可能性も残されている。

課題のより詳細な検討においては、その可能性を議論できるよう、現在の氷床に関す る研究について、その地球物理学的特性に起因する不確実性(氷床と大陸との相互作用 による廃棄体コンテナ破損の可能性、平衡状態にある氷床に廃棄体を処分することによ る融解水の増大の可能性、気候変動により氷床が融解し廃棄体が露出する可能性など) を把握し、また現状での法的な課題(実質的な候補地はグリーンランドのみであるが、 デンマークとの条約の取り決めという課題が残されている点)について整理が必要であ る。

特に、氷床の地球物理学的特性の把握については、現在、様々な研究が進められてい る。たとえば、氷床の変動や熱力学に関する研究としては、過去の変動の再現と将来予 測が行われており、変動をコントロールする氷の流動、氷河水分、質量収支などを理解 するため、野外観測によるデータ収集や解析が実施されている(北海道大学低温科学研 究所)。

また、グリーンランド最大の氷流における深層氷床コア掘削プロジェクトである東グ リーンランド氷床コアプロジェクト EGRIP (East Greenland Ice Core Project) にはわ が国も参加しており、得られた氷床コアデータによる過去 60,000 年にわたるグリーンラ ンドにおける気候・氷床変動における研究が行われている(北極域研究推進プロジェク ト)。

さらに、気候変動に関連した最近の研究成果としては、グリーンランド氷床表面にお ける全面融解の観測(宇宙航空研究開発機構,2012年7月)や、過去20年にわたりグリ ーンランドおよび南極における氷床の質量が減少しつづけているとの報告(IPCC第5次 報告書)が挙げられる(環境省,2014)。 これらの研究成果により、氷床に関する過去の変動や将来予測に関する情報が把握さ れれば、前述の地球物理学的特性に起因する不確実性の低減につながり、氷床処分の概 念が技術的観点では前進する可能性(または、氷床処分自体が否定される可能性)があ る。

一方で、グリーンランドで処分するということになった場合には、法的制度、社会的 課題および国際的な議論などに関して考慮が必要になると考えられる。

(3) 宇宙処分

1) 概要

宇宙処分は、高レベル放射性廃棄物を地球環境から永久的に除去するためのオプショ ンとして提案されてきており、1970年代初頭から NASA などにより研究されてきている。 EIS (DOE, 1980)の記述によると、レファレンス概念では、高レベル放射性廃棄物はセ ラミックと金属のマトリクス (サーメット)で形成され、特殊なフライトコンテナでパ ッケージされる。地球と金星の間の軌道 (太陽-地球間距離の 0.85 倍)に投入されて、 少なくとも 100 万年はそこにとどまると考えられている。処分容器は特別なスペースシ ャトルによって低地球軌道に運ばれる。低地球軌道ではシャトルから搬送機が分離し、 処分容器を定置して、地球脱出軌道 (earth-escape trajectory)へ向かう。搬送機は残り のロケットステージが廃棄体を太陽軌道に投入している間にシャトルに戻ってくる。

前述の通り、宇宙処分により地球環境から永久的に廃棄体が除去されることから、地 球では環境影響や、人への健康被害がなく、他の処分概念に比べて長期的な影響が非常 に小さいことが特徴として挙げられる。ただし、以下でも述べるように、宇宙処分につ いては、打ち上げから軌道に載せるまでの短期的な影響が特に懸念される。また、今回 の調査では、1980年以降、宇宙処分に関する目立った研究を見出すことが出来なかった (表 5.3.1-4 参照)。

なお、宇宙処分については、一回当たりの打ち上げコストが高いことも課題であり、 その意味でも、分離や再処理をともなう地上の処分を利用して長寿命の放射性廃棄物の みを宇宙に廃棄するという、補完的な代替処分としての考え方が示されている (DOE, 1980; 2011)。

一方、NAS は、科学的、技術的および経済的課題があり、現在のところ現実的な処分 オプションではなく、「宇宙処分はこれまで実用的で安全な技術であるとは期待されてい ない(NAS, 2001)」と述べている。

上記のような国際的な評価に加え、宇宙処分に対する考え方としては以下が示されて いる。

スペースシャトルの過去の事故として、チャレンジャー号爆発事故(1986年)、コロンビア号空中分解事故(2003年)の事故の知名度が高く、その即時または短期的なリスクが強調される傾向にあるものの、軌道が正しく選択され、維持されれば、長期的なリスクは地上の処分オプションよりも著しく低くなる(DOE, 2011)。

- ・分離や再処理をともなう地上の処分を利用し、長寿命の放射性廃棄物のみを宇宙 に廃棄する補完的な代替処分と考えられる(DOE, 2011)。
- その他の特徴としては、地球への再侵入に対する長期的リスク、コスト、(適切に 展開された廃棄体の)取戻し、受動的モニタリングなどの影響が挙げられる (DOE, 2011)。

表 5.3.1-4 WG 中間とりまとめに示されている宇宙処分に関する国際的な評価と それに対応する文献の記述

国際的な評価*	文献調査結果
選択した放射性核種に	• DOE は、宇宙処分は長寿命の放射性核種の一部や、再処理された高レベル放射性
対し有効	廃棄物について、実現可能と考えている (DOE, 1980)。
高コストであり、ロケ ット故障のリスク、発 射に伴う安全性を明示 できない	 ・発射台上での事故の影響:個人の最大被ばく線量は 0.8 Sv event⁻¹、また、サイトの 100 km 圏内の人口に対する集団線量は 40 man-Sv event⁻¹と推定されている(DOE, 1980) ・大気圏への再突入時および燃焼事故:推定される平均的な個人線量は「非常に小さい」としているが、集団線量は非常に大きくなる可能性がある(たとえば世界の人口に対して 10⁵ man-Sv accident⁻¹)(DOE, 1980) NAS (2001)は、宇宙処分は科学的、技術的および経済的な課題があり、現在のところ現実的なオプションではないとしている。さらに「宇宙処分は、これまで実用的で安全な技術とは期待されはいない」としている。
故障に対する是正措置 が容易ではない	 ・展開故障(deployment malfunctions)のための救済オプションの必要性が示されている(DOE, 2011)。 ・廃棄体が目的地に到達する前に致命的な故障があった場合でも、サーメットのような廃棄体を使用すると、放射性核種の分散を防止することができる(DOE, 2011)。

* WG 中間とりまとめにおける宇宙処分に対する「国際的な評価」の記載(放射性廃棄物 WG, 2014)

2) 宇宙処分の潜在的な課題の抽出

宇宙処分については、前述のように短期的なリスクやコストが主な課題として抽出さ れている。より詳細な課題の整理に当たっては、発射や再突入の事故を起こす確率(こ れまでのスペースシャトルの経験では成功率は 98.2 %とされている)や、今後の宇宙 開発の技術的進展により、宇宙船の安全性の向上やコスト面などについて、どの程度の 改善が見込まれるかを整理しておく必要がある。

また、前述のように、人々にとってスペースシャトルの過去の事故の印象が強く残っ ていることから、社会的な受容性という方向からの検討も必要と考えられる。また、国 際的にみると、宇宙処分は宇宙技術を有する比較的少数の国しか実施できない(総合エ ネルギー調査会,1999)とされているが、その一方で、表 5.3.1-4 に示すように事故時 の集団線量が非常に大きくなることを考えると、実施にあたっては国際的な同意が必要 になることが考えられる。

(4) 超深孔処分

1) 概要

超深孔処分は、深さ数 km の掘削孔に廃棄体を定置するという処分概念である。超深孔

処分の利点としては、大深度を利用することで、地下水の動きが無い環境で廃棄物を処 分することができ、また、気候変動や地表のプロセスの影響を受けにくいことが挙げら れる(たとえば、Freeze et al., 2015)。また、基本的にキャニスタの周辺には緩衝材 は使用せず、その安全機能は天然バリアに大きく委ねられている。

ただし、操業時に起こりえる事故、回収可能性がほぼ不可能であること、また、研究 開発が未成熟な段階であり大きな不確実性をともなうことなどが懸念され、米国以外の 諸外国では、積極的に検討はされていない。

一方、現在米国でフィールド試験が計画されていたこと(この試験計画については、 試験予定地の地元自治体委員会において試験への反対が決議された)、平成27年度に米 国が主催した国際テクニカルワークショップ(U.S. Nuclear Waste Technical Review Board, 2016)が開催されたこと、また、平成28年度には英国で関連するワークショッ プが開催される予定であることなど、前述の氷床処分や宇宙処分などと比較すると、最 も実現可能性の高い代替処分であると言える。

2) 現在の取り扱いに至った経緯と国際的な評価

超深孔処分は、1957年に全米科学アカデミー(Hess et al., 1957)で評価が行われ、 それ以降数十年にわたって検討されてきている。1980年の DOE の報告書(DOE, 1980) でもとり挙げられており、当時は、「どれほどの深度が十分であるか」という疑問につい て、絶対的な値はまだ決定できないとし、そのうえで、数 km~10 km 程度とされている。 また、定置技術についても十分に確立されていないとしている。

一方、当時よりも地質環境の情報や掘削技術の不確実性が低減された現在においては、 たとえば、米国では深度が 5,000 m と具体的な深度が示されており (Freeze et al., 2015)、 また、近年の Sandia National Laboratories (SNL)のレポート (Arnold et al., 2011) などでも、定置方法について具体的に示されている。また、米国で計画されていたフィ ールド試験では、対象廃棄体は使用済燃料などよりも体積の小さい Cs/Sr カプセルとさ れていることから、今後もそのような小さな廃棄体が対象になると考えられる。

このように、本処分概念については、過去から概念の進展があったといえる。

上記の評価に加え、超深孔処分の問題点を挙げると以下のようである(表 5.3.1-5 参照)。

 ・回収可能性を要件としているスウェーデンなどの諸外国では、超深孔処分で回収 可能性がほぼ不可能であることから、検討が進められていない。米国についても、 現行の規制では廃棄体の回収可能性が要求されているが、超深孔処分を実施する 場合はその要件を除外する(Brady et al., 2009)ことが考えられている。

表 5.3.1-5 WG 中間とりまとめに示されている超深孔処分に関する国際的な評価と

それに対応する) 文献の	記述
---------	-------	----

国際的な評価*	文献調査結果
放射性核種のより低い移	• 廃棄体は生活圏から距離がとられ、また、循環している地下水よりも下に位置す
動性、人間環境からの更	ることで、効果的に閉じ込められており、無害なレベルまで減衰する(DOE, 1980)。
なる離隔	
机分孔が備えるべき様々	• どのようにして、これはど深いホーリンク北内の止しい位置にキャニスタおよび
な特性について、現在、	
実用水準の知識はない	9000000000000000000000000000000000000
	2011)。
	• キャニスタの技術的要件として、操業時の構造的完全性を維持すること(Arnold
	et al., 2011)が挙げられている。
人工バリアによろ防護は	 キャニスタはできる限り実用的にその完全性を維持すべきである。ただし、超深
想定されていない	孔処分概念では、キャニスタについて、操業期間以降の核種放出に関する有意な
	バリア機能を期待してはいない (Arnold et al., 2011)。
	・超深れ処分の場合には、緩衝材にもキャニスタにもバリアとしての機能を期待で
	きない。岩盤が、長期的に依存することが可能な唯一のパリアである(SKB, 2011)。
	 ・超保礼処分で土に懸念されるのは廃業体の正直であり、保美中の廃業体の回収の 立一般は回聴されたけにならない。 字異佐業中に廃棄住が江東でます ます ま こここと
定置プロセスがコントロ	必要性は凹壁されなりれはならない。正直作乗中に廃栗仲が九内で詰まること
ールできない、定置後の	は、死任の投催に力にかなりの重何を味りことになる。故前をシンプルにし、この懸今重百を考慮してなくことに上り、また、対色したる地層が適切であれば
キャニスタなどの健全性	の恋心事項をう思しておくことにより、よた、内家となる地層が過めての 40 な、
を確認できない	● 定置作業中にキャニスタけ大きか広力を受け また 定置後に緩衝材やキャニス
	タの健全性を確認することはできない(SKB, 2011)。
	 ・操業中は回収可能性が維持されるが、ボーリング孔がシールされた後は、廃棄体
	は完全には回収できない可能性があり、もし、永久的および不可逆的な処分が意
	図されていないのであれば、超深孔システムは最善の策ではない可能性がある
	(Brady et al., 2009)
	• 掘削孔内で廃棄体が詰まった場合について、以下の記述がある (Arnold et al.,
	2011)。
故障是正措置が容易では	▶もし廃棄体が詰まった場合には、キャニスタや接続部の強度に基づき、掘削リ
ない、閉鎖後の回収は困	グから相当な力で引き上げる。
難	▶ 詰りが解消されなかった場合には、キャニスタの列の上にブリッジプラグとセ
	メントプラグを設置する。
	▶詰まったキャニスタが処分領域に位置する場合には、廃棄体の定置を継続す
	▶ 詰まつにキャニスタか処分領域に至らす、回収されなかった場合には、ホーリ
	ンクれはクフワトや埋め戻しを行い、放乗する。また、非常に深度の浅いとこ
	ろで詰まった場合には、他の回収万法で対処する。

* WG 中間とりまとめにおける超深孔処分に対する「国際的な評価」の記載(放射性廃棄物 WG, 2014)

- ・超深孔処分に関する性能評価が実施されている(Brady et al., 2009)ものの、 そこには操業安全性の側面は含まれていない。
- ・ 掘削孔の埋め戻しは非常に長距離となる。近年、掘削孔の埋め戻しについて多く の研究が行われているものの、実規模では実証されていない。
- 一部の廃棄物について超深孔処分が採用されたとしても、従来の坑道掘削型処分場が依然として必要である(SNL, 2014)。また、全ての廃棄物処分を1つのサイトに集中させる場合は、そのサイトが超深孔処分と従来型の処分場建設に適している必要がある。

3) 超深孔処分の潜在的な課題の抽出

超深孔処分については、上記の通り、主に操業安全性や回収可能性に関する課題が多 く抽出されている。定置後の回収可能性については規制要件から除外することが考えら れるが、操業安全性については、特に廃棄体が掘削孔で詰まってしまう可能性を否定で きない。米国では、その可能性はほとんどないとしている反面、詰りが解消されない場 合は放棄するという方法も示されているが、わが国でそれが受け入れられるとは考え難 い。

このような課題については、今後予定されている米国のフィールド試験により、何ら かの重要な情報がもたらされる可能性があり、今後もその動向が注目される。

一方、超深孔処分を実施する場合でも、処分できる廃棄体のインベントリは限られて おり、従来の地層処分も並行して進められる必要があることから、それらの研究開発を 同時並行して実施していかなくてはならないことも課題である。

また、わが国の場合、米国のように地下水の動きが無い地層を見いだし得るかという 点が課題として挙げられるほか、地震が多いことを考慮すると、掘削孔の安定性に対す る影響も課題であると考えられる。

5.3.2 最終処分以外の方式

(1)長期貯蔵

1) 概要

放射性廃棄物の貯蔵は、広範には放射性廃棄物を人類の管理下の施設に保管すること 全般を指す。したがって、廃棄物は回収可能な状態となっている。なお、OECD/NEAによ ると、「処分」とは、回収の意図がないことを意味し、回収する意図が少しでもあれば、 その状況は中間貯蔵と呼び、最終処分とは呼ばないとしている(OECD/NEA, 2012)。国内 外の事例を参照すると、地層処分を前提として、その前の数十年から数百年程度の期間 にわたって使用済核燃料やガラス固化体を保管することを想定しているケースが多く、 必要に応じてその期間を延長することが示されている。なお、使用済燃料とガラス固化 体の数十年にわたる貯蔵・保管は国内外で既に多数行われており、主な貯蔵技術として、 使用済燃料の場合は湿式のプール貯蔵、乾式のキャスク貯蔵およびボールト貯蔵が、ガ ラス固化体の場合は乾式の金属キャスクとピット貯蔵が実用化しており、比較的成熟し た技術である。

米国においては、高レベル放射性廃棄物などの管理政策を定めた 1982 年放射性廃棄物 政策法(1987 年修正)で、ユッカマウンテンでの地層処分場開発とともに、エネルギー 省長官に対して、モニタリング付き回収可能貯蔵(MRS: Monitored Retrievable Storage) 施設と呼ばれる中間貯蔵施設の立地・建設・操業を行う権限を認めている。MRS はモニ タリング付きの回収可能性を有する高レベル放射性廃棄物および使用済燃料の中間貯蔵 施設である(GA0, 1986)。

米国中間貯蔵施設の現状としては、独立使用済燃料貯蔵施設(ISFSI)については、米国の商用発電炉の使用済燃料の貯蔵量が2010年1月時点で約63,000 MTUであり、毎年

約2,000 MTU ずつ増えていくと見込まれている。また、認可された ISFSI は55 施設、このうち54 施設で使用済燃料が貯蔵されている。ISFSI には乾式貯蔵容器(金属キャスク、 コンクリートキャスク、横型サイロなど)が装荷されている(原子力安全基盤機構,2011)。

国内では、ガラス固化体は、六ヶ所再処理施設内において、冷却のために 30~50 年間、 貯蔵・管理することとされている(資源エネルギー庁, 2013)。国内では、これまで、冷 却を目的として放射性廃棄物を貯蔵し、一定の冷却期間が終了すれば、それらを地層処 分する方針としてきた(原環機構, 2011)。

一方、日本学術会議の「高レベル放射性廃棄物の処分について」(回答)」(2012年9 月)(日本学術会議,2012)では、社会的な側面からの貯蔵に対する意見が示され、高レ ベル放射性廃棄物の「暫定保管」が提案されている。暫定保管は、各国で検討されてい る長期貯蔵と同様、主に放射性廃棄物の回収可能性を考慮したものである(保管期間は 必ずしも冷却期間によらず、さらに長期的な保管も考えている)。

暫定保管については、それ以降、日本学術会議の高レベル放射性廃棄物の処分に関す るフォローアップ検討委員会で、「暫定保管に関する技術的検討分科会」および「暫定保 管と社会的合意形成に関する分科会」が設置され、検討が進められている(日本学術会 議, 2014)。

長期貯蔵は、放射性廃棄物の回収が可能で、その柔軟性が確保されており、将来世代 が廃棄物に関して独自の選択を行うこと(現在の科学技術のみに依らない処分方式への 対応が可能であること)が可能という点が最大の目的であり、長所でもある。

反面、将来世代への負担を負わせるものであること、また、戦争やテロ、自然現象な どに対して、脆弱な状態となるといった点が問題点として指摘されている。また、施設 の耐久性や100年以上の管理についても大きな不確実性がある。

2) 現在の取扱に至った経緯と国際的な評価

前述のように、貯蔵については各国で実施されている比較的成熟した技術である。そ のような技術の多くのものは、高レベル放射性廃棄物の冷却を目的としたものであるが、 一方で、社会的な側面を考慮し、回収可能性を確保し、次世代に廃棄物処分に対して選 択肢を残すという観点から、冷却を目的とする期間(~50年)以上の長期的な保管(数 百年)についても検討されるようになっている。ただし、そこには最終処分場が決定し ないという事情も含まれており、現世代で実施すべきことを先送りしているように捉え られる部分もある。

現在の長期貯蔵に対する国際的な評価の一例として、WG中間とりまとめで示されている国際的な評価を、関連する文献の記述と対応付けると、表 5.3.2-1のようになる。

表 5.3.2-1 WG 中間とりまとめに示されている長期貯蔵に関する国際的な評価と

それに対応する文献の記述

国際的な評価*	文献調査結果
貯蔵技術に関しては、比較 的成熟(但し、処分容器** に関する研究開発などが必 須)	 ・ 六ヶ所での貯蔵など、既に実施されている。
回収可能であるため、将来 世代が廃棄物に関して独自 の選択を行うことも可能	 フランスでは、中間貯蔵は、地層処分を段階的に実現し、柔軟性 を確保するために利用。
産業、規制、セキュリティ のためのインフラの恒久的 保守が必要となり、将来世 代には積極的管理が求めら れる施設の保全を長期間に わたっては維持できない	 ・長期間(たとえば 300 年)にわたる中間貯蔵:施設の耐久性の問題を考慮する必要があるが、これについては現在まだ納得のいく回答を受けていない。長期中間貯蔵は、将来世代に対して、放射性廃棄物という重い負担を負わせるものである。(CNE, 2006) ・廃棄物マネジメント戦略に将来世代の選択の柔軟性をビルトインすることで、なしうる限りの対策を実施するという現世代の責任がないがしろにされるべきではない(OECD/NEA, 2006)。
 ・100年よりも長い期間については不確実性が大きくなる ・数百年にも及ぶモニタリングを保証できない ・制度的管理に依らない方法を追求すべき 	 ・ 貯蔵するオプション(サイト内貯蔵/集中貯蔵)は、短期的(少なくとも今後175年以内)には良く機能すると期待できる。(中略)期待する性能が発揮されるかどうかを決める主要な因子は、貯蔵アプローチにおける管理システムの安全性と有効性を確保するために依拠することになる制度と能動的管理への依存度である。そうした制度と能動的管理を行う能力は、予見できる将来に対しては強固であるが、非常に長い期間に対しては不確実であると予想している(NWMO, 2005)。 ・ 少なくとも100年間にわたって調査を継続することができる。しかし、これよりも長い期間については不確実性が大きくなる。(SKB, 2011) ・ 長期管理の計画には、現世代が影響力をほとんど及ぼせない重大な不確実性が伴う(OECD/NEA, 2006)
戦争などの社会的混乱によ り、経済的・科学的な可能 性に悪影響が生じた場合、 将来世代は廃棄物に対する 配慮が困難になり、安全性 が損なわれる	 ・長期的に見た場合、地表または地表近くに貯蔵された廃棄物は、 地下深部に処分された廃棄物よりも、極端な自然事象やテロ行為 に対して脆弱な状態となる(OECD/NEA, 2008) ・オンサイト貯蔵は長期的には万全の戦略ではない。これには、再 処理、社会不安、放射能漏出や事故、廃棄物貯蔵容器の自然災害 やテロによる破壊など、多数の問題によるリスクが伴う。経済 的に困難な時期に怠慢が起こる潜在的可能性も高い。怠慢の問題 は、ある原子炉がもはや利潤を生み出さないことを理由に電力会 社がそのプラントを閉鎖する場合、一層深刻なものとなろう(ア ージャン・マキージャーニ, 1999)。

* WG 中間とりまとめにおける長期貯蔵に対する「国際的な評価」の記載(放射性廃棄物 WG, 2014) ** WG 中間とりまとめでは、「廃棄物パッケージ」と記載(放射性廃棄物 WG, 2014)

上記のような国際的な評価に加え、長期貯蔵に対するその他の考え方として、以下が 示されている。

- ・地上での貯蔵・管理を最終処分方策としている国はない(内閣府, 2012)。
- ・各国とも地層処分を最終処分の基本方策としており、その上で、地上での貯蔵・
 管理の主たる目的は、最終処分場が決定するまでの段階的な措置、柔軟性を確保 するためとしている(内閣府, 2012)
- ・モニタリング付き貯蔵は、最終処分に関して設定される要件を満たすものではな く、単に最終的な解決策の延期を実現するだけである。(SKB, 2011)

3) 各国における概念の位置づけ

各国における地上での貯蔵・管理の主たる目的は、最終処分場が決定するまでの段階 的な措置、あるいは他の処分概念(地層処分も含む)を適用するような場合の柔軟性の 確保という点が重視されており、貯蔵・管理(永久貯蔵)を最終処分方策としている国 はないようである。この点に関して、各国の考え方をまとめると、以下のようになる。

- カナダ:貯蔵オプションは、短期的(少なくとも 175 年以内)には良く機能する と期待できるが、その性能が発揮されるかどうかを決める主要な因子は、制度と 能動的管理への依存度である。制度と能動的管理を行う能力は、予見できる将来 に対しては強固であるが、非常に長い期間に対しては不確実である。NWMOでは、 国民が必要としている責任ある慎重なアプローチは、数千年、数万年にわたり制 度および能動的な管理能力には依存しないタイプのものと考えていることから、 いずれの貯蔵の選択肢も、長期アプローチとして好ましいとは提案しない(NWMO, 2005)。
- フランス:処分オプションとして、地層処分、長期貯蔵、核種分離・変換を検討しているが、長期貯蔵は、施設の耐久性の問題が懸念され、また、将来世代に対して、放射性廃棄物という重い負担を負わせるものである(CNE, 1991)。
- ・スウェーデン:人間による監督および規制管理が維持される限り、環境、安全性および放射線防護面での要件を順守することができ、また、安全性を損なうことなく少なくとも 100 年間にわたって調査を継続することができると考えられる。しかしこれよりも長い期間については不確実性が大きくなる。したがってモニタリング付き貯蔵は、最終処分に関して設定される要件を満たすものではなく、単に最終的な解決策の延期を実現するだけである (SKB, 2011)。
- アメリカ:処分施設の操業よりもかなり早い時期に集中中間貯蔵施設を建設する ことを妨げている法的制限を排除すべきである。また、集中中間貯蔵施設のため に処分施設の建設が妨げられてはならない。廃棄物管理プログラムを成功に導く ための重要な原則として、将来世代が最大利益とみなす可能性のあるオプション を奪わないように留意することが、我々世代の倫理的責任であるとし、十分に練 られた柔軟性のある廃棄物管理プログラムこそが、解決策と将来の選択肢を同時 にもたらすものである (BRC, 2012)。

一方、国内では、前述のとおり、高レベル放射性廃棄物の暫定保管について検討が進められている。この中では、社会的な側面から、「処分場立地選定は、いかにして国民の 合意を得るか、という段階には未だいたっておらず、処分場の長期安定性を確保出来る 地域を、社会的合意を持って探せる科学・技術的信頼性が高まるまで待つべきであり、 それまでは処分を急ぐことなく、暫定保管および総量管理を行うべき」という見解が示 されている(日本学術会議, 2012)。

4) 考えうる課題の抽出

前述のように、長期貯蔵は最終処分場が決定するまでの段階的な措置、あるいは他の 処分概念を適用するような場合の柔軟性を確保するためであり、長期貯蔵を最終処分方 策にするという考え方はされていない。また、貯蔵に関する課題をまとめると以下のよ うになる。

- ・ 将来世代への負担を負わせる
- ・戦争やテロ、自然現象などに対して脆弱
- 施設の耐久性への懸念
- ・100年以上の管理についての不確実性
- ・制度および能動的な管理能力に依存し、長期的アプローチには適さない

また、長期貯蔵をすることで、最終的な解決策に対する現世代の取り組みが、さらに 遅れる可能性が考えられる。

わが国の場合、長期貯蔵の期間が長くなるほど、地震や火山噴火といった天然事象の 発生確率が高くなり、リスクが大きくなることについて考慮すべきと考えられる。また、 暫定保管について、当初想定していた貯蔵期間よりも期間を長期化することは、適切な 監視と設備維持活動によって技術的には可能だが、それを実現可能とするためには、延 長の是非の判断、制度としてそれを受け入れるための技術基準や、規制制度のタイムリ ーな準備、また、それに応じた研究開発が必要となる可能性があり、それについても考 慮すべきとされている(日本学術会議, 2014)。

(2)核種分離・変換

1) 概要

核種分離・変換技術は、高レベル放射性廃棄物に含まれる放射性核種(核分裂生成物 やマイナーアクチノイド)を、その半減期や利用目的に応じて分離する(分離技術)と ともに、長寿命核種を短寿命核種あるいは非放射性核種に変換する(変換技術)ための 技術である。

主な核変換システムとして、わが国では、発電用高速炉利用型と階層型が研究されている。発電用高速炉利用型については、発電用高速炉(FBR・FR)における均質または非均質燃料によるリサイクルを目的として、発電用高速炉と一体的に研究開発が実施されている。また、階層型については、発電用サイクルから独立した、加速器駆動システム (Accelerator Driven Systems、以下 ADS という)を中心とした核変換専用サイクルを

構成する階層型概念に基づく研究開発が実施されている(原子力機構, 2013)。

この技術を利用することによる利点として、主に廃棄物の潜在的な有害度(長期リスク)の低減、発熱の大きい核種を除去することによる廃棄物の体積の低減、あるいは分離・変換技術で得られた希少元素の資源としての利用といった点が挙げられる(原子力機構,2013)。また、各国の評価事例においては、いずれも地層処分と組み合わせて導入することを想定している。

核種分離・変換技術は、わが国をはじめ各国で研究が続けられており、基礎的な研究

成果は得られているものの、産業的に利用できる段階には至っていない。下記のフラン スの評価事例(CNE, 2006)において示しているように、わが国やフランスでは、高速炉 を利用した核変換技術の今世紀前半中の産業的利用を1つの目標として技術開発を行っ ている段階である。しかし困難な課題に遭遇することが予想されており、評価事例中の 提言においても技術的課題の明確化や要求性能の達成見通しを要求されているケースが 見受けられる。他方で本技術の開発従事者のリスク管理についての批判や、本技術によ って生じる廃棄物についての批判も存在する(Pigford, 1990)。

以上のような状況であるにもかかわらず分離・変換技術の産業的実現を目指して研究 が進められている背景には、今世紀後半の電力需要が増加する場合に備え、今後原子力 発電を継続し、「持続可能な原子力」(現在市場で使用されている発電用原子炉の改良を 含んだ、原子力システムの包括的枠組み)の構築を重視していることが見て取れる。

2) 現在の取扱に至った経緯

放射性廃棄物の核変換処理は、1964 年に BNL (Brookhaven National Laboratory)の Steinberg らにより、中性子源として原子炉を利用する形で提案されたのが最初である (道家,1974)。この方法では、熱中性子の捕獲反応((n、γ)反応)による核変換を想 定しているが、通常核分裂生成物に対する熱中性子の捕獲断面積は小さい。そのため核 変換を効率的に行うためには対象とする核種を限定することが望ましく、その経緯で核 種分離(化学的な分離のみならず、同位体濃縮まで含む)の技術も研究されてきた。

わが国では日本原子力産業会議(現日本原子力産業協会)が「放射能クローズドシス テムの構想」という報告書(日本原子力産業会議,1973)を1973年に提出し、長寿命核 種の分離と核変換処理の研究開発の重要性を指摘した。この提言を受けて、わが国の原 子力研究開発機関において、基礎研究として分離・核変換処理の研究が進められてきた。 日本原子力研究所(現日本原子力研究開発機構)では、1979年頃から高エネルギー陽子 による核破砕反応を利用した加速器核変換処理システム概念の検討を行い、1987年に、 「原子力開発利用長期計画」に沿ってとりまとめられた「群分離・消滅処理研究開発長 期計画」(原子力委員会,1987)が原子力委員会で了承され、新たにオメガ(OMEGA)計 画(Options Making Extra Gains from Actinides and Fission Products)として分離・ 核変換処理の研究が推進されることとなった。この計画では、分離・核変換処理技術は 高レベル放射性廃棄物の最終処分の負担の低減化、資源の有効利用のみならず、現在の 再処理プロセスや高レベル廃棄物の処理・貯蔵・処分システムを高度化し、積極的な安 全性の向上に資するものと位置付けられている。

オメガ計画は、2000年に原子力委員会より提出された報告書「長寿命核種の分離変換 技術に関する研究開発の現状と今後の進め方」(原子力委員会,2000)により1つの区切 りを迎えた。この中では、分離変換技術を前述したような発電用高速炉利用型と階層型 の二つに類型化した上で、それぞれの研究開発の成果を分析し、分離変換技術は長期放 射能インベントリを低減するなど有用な技術となる可能性があり、今後も着実に進める ことが適当であるとして、技術的課題および研究開発の進め方などが示されている。

5 - 21

現在の核種分離・変換に対する国際的な評価の一例として、WG 中間とりまとめで示されている国際的な評価を、関連する文献の記述とともに表 5.3.2-2 にとりまとめた。

表 5.3.2-2 WG 中間とりまとめに示されている核種分離・変換に対する国際的な評価と それに対応する文献の記述

国際的な評価*	文献調査結果
廃棄物中の長寿命核種の 量の低減、潜在的危険性の 期間短縮	 分離変換技術の研究開発を進めることによってこの技術を導入 することができれば、地層処分する高レベル放射性廃棄物の長期 的な潜在的有害度を小さくできる可能性がある(大井川, 2012)。
原子力産業が維持されて いる場合、経済的に成立	 経済性については、未だ精度を持って議論できる段階ではないが、分離変換技術の導入によって発電単価が約0.13円/kWh上昇するとの結果を得た。これには地層処分事業費が1/3程度に低減できる効果および加速器駆動システム(ADS)による売電の効果を含んでいる(大井川ほか,2005)。
長寿命の核分裂生成物の 変換は近い将来の技術の 範囲内では実現性がある とは考えられないが、アク チニドについては多少の 見込みがある	 マイナーアクチノイド(MA)の分離変換を開発課題の一つとした「高速増殖炉サイクル実用化研究開発(FaCT)」が2006年度より実施されている(原子力委員会,2009)。
技術的な実現可能性が立 証されておらず、実現して も長寿命核種を完全に除 去できない	 ・ 群分離・消滅処理の対象はアクチニドであるが、地層処分に起因 する被ばく線量を支配するのは Se-79 や Cs-135 などの長寿命の 核分裂生成物であり、アクチニドではないため効用は小さい (Pigford, 1990)。 ・ アクチニドについても、地下深部では溶解度限界が働くため、総 量を小さくしても被ばく線量が低減される訳ではない(影響の継 続期間が短くなるだけ)(Pigford, 1990)。
高レベル放射性廃棄物の 減容化のためだけに利用 することはコスト面でも 資源面でも効果的ではな い	 ・

*WG 中間とりまとめにおける核種分離・変換に対する「国際的な評価」の記載(放射性廃棄物 WG, 2014)

その他、核種分離・変換に関する評価として、以下のような記述も見られる。

- ・地層処分で予想される公衆の被ばくは問題とならない程度の小さいものであり、 たとえば第2次とりまとめにおいては<10 µSv y⁻¹と評価されている(核燃料サ イクル開発機構,1999)。また、この被ばくは数万年後以降の遠い将来に生ずる「潜 在的な被ばく」である。これに対し、群分離・消滅処理を行う場合には、従事者 などの被ばくは現在での被ばくが生ずることとなる。前者を後者に対して重視す ることは適切ではない(Pigford, 1990)。
- ・ 群分離・消滅処理に伴い発生する二次廃棄物は、安定なガラス固化体である HLW よりも安全確保の難しい種々の TRU 廃棄物の量を増すことになる(Pigford, 1990)。
 このような批判に対する回答として、たとえば前者に対しては、前述の報告書「長寿

命核種の分離変換技術に関する研究開発の現状と今後の進め方」(原子力委員会,2000) において、短期的な被ばく線量が増加する可能性はあるものの、遮へいを増強するなど の必要な措置を講じることによって、既存の原子力施設と同様に従事者や公衆の被ばく 線量を法令で定められた基準以下で、合理的に達成可能な限り低い値に抑制することが 可能であるとしている。

また、後者のような二次廃棄物に関する指摘についても同報告書内において触れられ てはいるものの、引き続き検討が必要である、とされている。

3) 各国における概念の位置づけ

①フランス

- フランス CNE の評価事例 (CNE, 2006) においては、以下のような評価がなされている。
 - MA 分離技術は、現在検討されている全てのプロセスについて実験室レベルで実証 済であり、これらのプロセスを産業規模まで外挿することに対し理論的な障害は ない。
 - ・ 高速炉を用いる核変換技術について
 - ナトリウム冷却高速炉は、今世紀前半に配備する場合に対する最良の解決策である。2040年までにアクチニドを核変換することのできる高速中性子炉(臨界または未臨界)の産業的実現を目標とする。
 - Amの核変換は、高速炉の炉心部均質モードでの数個のペレット規模で実証。 非均質オプションについては、照射試験分析を現在実施中。
 - ▶ 高速炉の発電コストへの核変換の影響は、5%から10%程度。産業化には、特にMA含有燃料の製造および取扱いに関して持続的な研究開発が必要。
 - ADS については、産業用に成熟させるために必要な研究開発努力が臨界システムに 比べ遙かに大きなものになり、ADS による核変換は、臨界炉を用いる場合と比べ kWh あたりのコストが 20%増加すると試算している。

②日本

わが国では、HLW の資源化とその処分の効率化の観点から重要とされ、前述のように 1988 年に「群分離・消滅処理技術研究開発長期計画(オメガ計画)」が開始され、2000 年には、オメガ計画のチェック&レビューが実施された。

さらに、2005年度には「高速増殖炉サイクルの実用化戦略調査研究」が終了し、マイ ナーアクチノイド(MA)の分離変換を開発課題の一つとした「高速増殖炉サイクル実用 化研究開発(FaCT)」が2006年度より実施されている。2009年には、原子力委員会「分 離変換技術検討会」報告書が出され、「この技術を含む将来の原子力発電技術体系に要求 される性能目標を満たして実用化できれば、原子力発電に伴って発生する放射性廃棄物 の処分体系を一層合理的に設計できる自由度の増大が期待される」としている。

わが国の原子力委員会「分離変換技術検討会」(平成21年)(原子力委員会,2009)に おいても、核分離・変換技術開発については、高速増殖炉サイクルを中核とする将来の 原子力発電システム体系の一部として研究開発を進めるべきである、とされている。た だし、「分離変換技術を含む原子力発電システムに対して要求されている性能目標の達成 度合いを評価するための情報が不足して」おり、「高速増殖炉サイクル技術の研究開発の 一部として、与えられた性能目標に対する貢献度を定期的に評価し、その結果を取組に 反映しながら進めるべき」である、としている。さらに、提言の中では、要求性能の達 成可能性についての評価、および各開発課題に対する取組についての研究開発方針の一 層の具体化(継続、中止の判断を含む)を図ることが要求されている。

わが国の核燃料サイクル計画において重要な役割を果たす高速増殖炉「もんじゅ」に ついては、エネルギー環境・会議「革新的エネルギー・環境戦略」(平成24年)(エネル ギー・環境会議,2012)の中で、「国際的な協力の下で、高速増殖炉開発の成果の取りま とめ、廃棄物の減容および有害度の低減などを目指した研究を行うこととし、このため 年限を区切った研究計画を策定、実行し、成果を確認の上、研究を終了」し、廃棄物の 減容・有害度低減などを目的とした処理技術や専焼炉などの研究開発の継続、使用済核 燃料の直接処分のあり方や中間貯蔵の体制・手段の問題や最終処分場の確保に向けた取 組などの結論を見出す作業に直ちに着手する、という方針が示されている。

国内における近年の ADS 研究例としては、長寿命核分裂生成物の核反応データの取得 や、生成物に含まれる白金族やレアメタルなどの資源利用を目指した研究が進められて いる(革新的研究開発推進プログラム(ImPACT)の「核変換による高レベル放射性廃棄 物の大幅な低減・資源化」(総合科学技術・イノベーション会議,2015))。この研究では、 近年の加速器科学の研究により、RI ビームファクトリー(理化学研究所)や J-PARC(原 子力研究開発機構)において、これまで手つかずであった核反応データの取得が可能と なり、これにより高レベル放射性廃棄物に含まれる長寿命核分裂生成物についての核反 応断面積などの情報を得ることにより合理的な核変換パスの提案を目指す、としている。

4)考えうる課題の抽出

上述したように核種分離・変換については、特に核変換技術について、産業的実現に 向けての技術的・経済的課題(および課題自身の明確化)はもとより、ADS を用いた方 式の場合は継続的な基礎研究が必要な段階であるものの、わが国やフランスなどの事例 にみられるように、将来的な原子力システムの枠組みを強化することを重視して研究が 進められている。

抽出された主な課題は以下のようにまとめられる。

- ・核種分離・変換は地層処分と組み合わせて用いられることが前提とされているが、 メリットとされている廃棄物中の長寿命核種の低減(減容化)や潜在的危険性の 期間短縮についての詳細な安全評価や経済的評価を行うこと。
 - ▶ 高速炉の評価においては、利点としてウラン資源の効率的な利用が可能という 観点も考慮する必要があると思われる。
 - 上記評価の際には、今世紀後半にかけての電力需要の見積もりが重要な要素になると考えられる。

- ・ナトリウム冷却高速炉をはじめとした、第4世代原子炉を用いた核変換技術や加速器を用いた変換技術についての開発課題の明確化および実現可能性の評価を行うこと。
- ・本技術の開発従事者の被ばくについてのリスク管理およびその評価(本技術を適用しない場合の将来の被ばくとの比較)。
- ・本技術によって生み出される廃棄物の評価(安全確保の難しい TRU 廃棄物の量が 増えるなど)。

5.3.3 課題の分析および評価

ロンドン条約で禁止されている処分概念(海洋投棄,海洋底下処分,沈み込み帯への 処分)のうち、海洋底下処分については安全に長期的隔離が可能という意見もあるが、 現時点では条約による制限のため実施は不可能である。なお、陸域からの斜坑などによ るアクセスであれば、既に国内でも検討が実施されているため、それを地層処分と分け て議論する必要はないものと考えられる。

氷床処分については、1980年時点で概念の立証が不十分であることが指摘されているが、この時点から技術的に大幅な進展があったという報告は見られなかった。また、氷床での処分を検討する以前に、氷床の変遷プロセスや、気候変動の影響について研究する必要があるとされている。また、氷床での長期的な閉じ込め性についても不確実性があることが懸念されている。さらに、候補地である南極およびグリーンランドのうち、南極への処分は南極条約により禁止されており、また、グリーンランドで実施するとなった場合でも、デンマークとの条約の取り決めをどのようにするかなど、法的・社会的な課題も残される。氷床処分概念は、概念が対象とする場となる氷床自体の研究に大きく依存することから、現段階においてすぐに取り組むべき課題はない。

宇宙処分については、選択した放射性核種に対して有効と考えられるものの、短期的 なリスクやコストが主な課題として抽出された。上記の氷床処分と同様、宇宙処分概念 は、概念が対象とする場となる宇宙技術の発展(宇宙船の安全性の向上やコスト面など の改善)が課題であり、概念自体について現時点で取り組むべき課題はない。

超深孔処分については、1957年以降、数十年に渡って検討されており、上記の氷床処 分や宇宙処分と比較しても、検討の進展が見られる処分概念となっている。また、米国 では計画反対が地元委員会において決議されたものの実規模のフィールド試験が計画さ れ、また、平成28年度には英国で関連するワークショップが開催される予定であること など、実現可能性の高い代替処分概念であると言える。一方で、回収可能性や操業安全 性といった課題が多い。わが国においては、米国のように地下水の動きのないサイトを 見いだせるかどうか、地震が掘削孔の安定性に与える影響はどの程度かといった具体的 な検討も必要と考えられる。

長期貯蔵については、各国における地上での貯蔵・管理の主たる目的は、最終処分場 が決定するまでの段階的な措置、あるいは他の処分概念(地層処分も含む)を適用する ような場合の柔軟性の確保という点が重視されており、貯蔵・管理(永久貯蔵)を最終 処分方策としている国はなかった。貯蔵に関する課題としては、将来世代への負担、戦 争やテロ、自然現象などに対する脆弱性、施設の耐久性、長期的な管理に対する不確実 性などが抽出された。わが国では、近年暫定保管が提案されたが、その期間が長くなる ほど、地震や火山噴火といった天然事象の発生確率が高くなり、リスクが大きくなるこ とについて考慮すべきと考えられる。

核種分離・変換については、特に核変換技術について、産業的実現に向けての技術的・ 経済的課題(および課題自身の明確化)はもとより、ADS を用いた方式の場合は継続的 な基礎研究が必要な段階であるものの、わが国やフランスなどの事例にみられるように、 将来的な原子力システムの枠組みを強化することを重視して研究が進められている。し たがって、既存の廃棄体に対しての代替案となるものではない。

5.4 超深孔処分の調査結果

5.3 節の調査結果から、わが国への適用性に関する検討の対象として、超深孔処分を 選定した。各国の超深孔処分に対する取り組みは、表 5.4-1~表 5.4-7 に示したとおり である。また、表中に示すように、米国ではノースダコタ州のラグビーにおいてフィー ルド試験を行う計画であったが、地元自治体委員会においてはフィールド試験への反対 が決議されている。実規模のフィールド試験を計画する段階にあったことから、表 5.4-8 および表 5.4-9 に示すように、超深孔処分の基本的要件およびサイト選定基準が示され ている。米国の基本要件およびサイト選定条件は、わが国における超深孔処分の適用性 検討における基本的考え方の参考になるものと考えられる。

表 5.4-1 超深孔処分に関する各国の状況(米国)

	・超深孔処分は、技術的に実現可能な地層処分タイプであり、地層処分の別バージ
	ョンと見なされている (Murphy and Diodato, 2010)。
	• 超深孔処分は、一部の核種分離・変換シナリオの下で、残存する廃棄物の処分経
超深孔処分	路の1つになる可能性がある(NRC, 2010)。
への取組み	・ブルーリボン委員会の BRC 処分小委員会 (BRC, 2012) は、EPA および NRC は、超
の方針	深孔処分概念の実現につながる研究開発・実証の取組みを支援するための坑道掘
	削型地層処分場に関する安全基準(サイトとは無関係のもの)の作成と並行して、
	超深孔処分の規制枠組みに関する研究を開始することで、研究開発・実証の取組
	みを支援すべきである、としている。
	・ DOE は Cs/Sr カプセルを対象とした超深孔処分について、フィールド試験を進め
	ている。2016 年 1 月にはフィールド試験のためのサイトがノースダコタ州のラグ
検討状況	ビーに決定した。しかしながら、2016年3月にラグビーが含まれるピアス郡政委
	員会 (Pierce County Commission) において郡政委員の全会一致で、試験への反
	対が決議された。
	 ・使用済燃料を対象とした性能評価(Brady et al., 2009)やコスト試算(SNL, 2012)
	が実施されている。
	 ・コッカマウンテンプロジェクトの中止とともに、米国の地層処分プログラム全体
その他	に動きがなくなっており、超深孔処分プログラムの推進には、社会政治的な要素
	が含まれている。

表 5.4-2 超深孔処分に関する各国の状況(英国)

超深孔処分への取組みの方針	超深孔処分は、将来的な回収可能性を要件としない状況下では有効なオプションで ある。ただし、この概念を技術的に受入れられる解決策とするには、膨大かつ複雑 な作業が必要になるだろう(Beswick 2008)
	2008 年に、NDA が掘削孔の孔径と深度との関係について、実現可能性の観点から検 討を行っている (Beswick, 2008)。
その他	シェフィールド大学が、DOE や Sandia の研究プロジェクトの一員となっており、特 に Gibb 教授が超深孔処分に長年携わっている。 (https://www.sheffield.ac.uk/materials/staff/fggibb02,2015年3月29日閲覧)

表 5.4-3 超深孔処分に関する各国の状況 (スウェーデン/フィンランド)

超 深 孔 処 分 へ の 取 組 み の方針	 ・従来の地層処分と比較すると、超深孔処分は重要な利点をもたらす可能性があり、その点でより堅牢なものになる可能性もある(Åhäll, 2010)。 ・将来の氷河作用や地震による影響には、多大な不確実性が存在する(SKB, 2011)。 ・定置方法や定置後の特性について、現在のところ実用的な知識がない(SKB, 2011)。 ・岩盤が長期的に依存することが可能な唯一のバリアである(SKB, 2011)。
検討状況	スウェーデンでは、超深孔処分は長年にわたり比較的低レベルの放射能について、 従来の使用済燃料処分場の代案候補として評価されてきた(たとえば Birgersson et al., 1992)。
その他	SKBは、処分の許可申請を行うときに、代案について検討(および報告)すること を義務付けている。

表 5.4-4 超深孔処分に関する各国の状況 (スイス)

	・ 掘削技術に進歩が見られるものの、サイト特性調査の不確実性によって、処分領
	域から上部地圏への選択的経路を排除できない。
	• 超深孔処分は、多重バリアシステムの概念に従っておらず、最終的には廃棄物の
超深孔処分	回収を不可能にすると考えられる。
への 取 組 み の 方針	・ ENSI (スイスの規制機関) と BfE は、スイスにとって超深孔処分は選択肢になら
	ないと結論づけている。
	以上、ENSI ウェブページより:
	(http://www.ensi.ch/de/technisches-forum/entsorgung-radioaktiver-abfaelle
	-in-bohrungen/,2015 年 3 月 29 日閲覧)
	• Nagra は、超深孔処分の動向を大まかに観察しているほかは、超深孔処分概念に
	注意を向けてはいない。
	・2014年に ENSI の「技術フォーラム」で議論された。
検討状況	ENSI ウェブページより :
	(http://www.ensi.ch/de/technisches-forum/entsorgung-radioaktiver-abfaell
	e-in-bohrungen/,2015 年 3 月 29 日閲覧)。
その他	特になし

表 5.4-5 超深 3	L処分に関する各国の状況	(ドイツ)
--------------	--------------	-------

超 深 孔 処 分 へ の 取 組 み の方針	 ・超深孔処分概念の現状に基づいて考えると、坑道掘削型処分場概念を上回るほどの利点は存在しない(DAEF, 2015)。 ・超深孔処分は、処分場概念を評価するための主要基準である処分場の安全性を高めることはない(DAEF, 2015)。
検討状況	・2015 年 6 月に超深孔処分について上記のように結論づけられている。
その他	MBM 概念(地下深部の坑道などの空間から比較的深度の深い処分孔を掘削する概念)について研究が行われており、実証試験がすでに行われている。

表 5.4-6 超深孔処分に関する各国の状況(カナダ)

超深孔処分	・これまでの超深孔処分概念の評価では、焦点が掘削の実現可能性に置かれてお
	り、操業時の取り扱い、操業安全性などの他の側面についてそれほど注目されて
	いない。回収可能性、処分コンテナ寸法の制限、または定置作業のモニタリング
への取組み	の可能性が限られているなどの問題もある(Villagran et al., 2011)。
の方針	・超深孔概念の実際的な実証は行われておらず、これを現在の深地層処分場概念と
	同程度まで理解するためには、さらに膨大な研究開発が必要になる (Villagran
	et al., 2011) $_{\circ}$
検討状況	 NWMO が 1 つの代替廃棄物管理戦略として超深孔処分を扱っている(Villagran et
	al., 2011) _o
	 ・代替廃棄物管理技術の動向を常に把握し、モニタリングすることが提案されてい
	る(Villagran et al., 2011)。
その他	既存技術の利用を実現可能にすると思われる別バージョンの超深孔処分概念を示
	している(Villagran et al., 2011)。

表 5.4-7 超深孔処分に関する各国の状況(韓国)

超 深 孔 処 分 へ の 取 組 み の方針	 ノーティラス研究所は、東アジアでの使用済燃料管理の考え得る解決策としてこの概念を提案し、超深孔処分概念は、短長期的には社会的・政治的にさらに容認され、より経済的になり、大量の放射性物質の処分によって生じる技術的・環境的リスクの点で、さらに危険性が低くなることを証明する可能性があるとしている(von Hippel and Hayes, 2010)。
検討状況	 東アジアでの超深孔処分の制度的構造として、各国が単独で、少数の役務供給国 と処分契約を結ぶ数カ国で、またはこの地域の(現在および将来の)重要な全て の原子力利用国が利用し、統治する 1 つまたは複数の超深孔施設の協調的な開 発・操業によって、この技術を利用することを含めるよう提案されている (von Hippel and Hayes, 2010)。 Kang(2010)は、韓国で発生した使用済燃料の処分を目的とした超深孔処分オプシ ョンに注目している。
その他	KAERI は、超深孔処分に関心を寄せている(たとえば、Gunter, 2015)。

表 5.4-8 超深孔処分の基本的要件(米国)

- ・結晶質基盤岩までの深度:たとえば、深度が2,000 mより浅い場合は、2,000 mの処分領域を 確保しつつ、最低でも1,000 mの(結晶質基盤岩の)シール領域を確保できる。
- ・結晶質母岩の地質:大規模な断層、せん断帯、またはリフト盆地など、構造複雑性を伴う区域 は回避すべきである。また、珪長質貫入岩の大きな深成岩体は、変成岩と比較した場合、葉状 構造を持っていたり不均質であることが少ないため、望ましいと考えられる。
- ・深部での水平応力の大きな相違:鉛直孔の掘削で想定される困難さと掘削孔の不安定性の1つの指標となりえる(たとえば、広範囲に及ぶ掘削孔のブレイクアウトおよび/または掘削孔周囲の高度擾乱岩帯)。
- ・地震活動度:地震ハザードは、掘削および定置のときにリスクを高めるおそれがある。地震ハ ザードは、また、地殻変動活動、断層運動の可能性、および構造複雑性の1つの一般的指標である。
- ・火山活動:第四紀の断層運動と火山活動は、将来の地殻変動活動または火山活動の1つの指標である。
- ・地形の起伏と動水勾配:地表下深部における動水勾配は、一般に地形の地域的変動に関係し、 地域の流水域内で上向きの流れを生じさせる可能性がある。ただし、地形的な影響にも拘らず、 水文地質学的環境によっては、深部地下水は隔離され、停滞する場合がある。
- ・地質化学環境:高い塩分濃度と地質化学的に還元性の条件が、放射性核種の移動性を低下させる傾向がある。
- ・地熱勾配:高い地熱熱流束は、上方の動水勾配の可能性に関連付けることができ、さらに、地 熱掘削の可能性とも関連付けられる。
- ・ 天然資源が存在する可能性:石油資源と鉱物資源の探査および/または生産は、超深孔への人間の侵入を招き、および/または、被覆堆積層への放射性核種の放出に影響を及ぼすおそれがある。

表 5.4-9 超深孔処分のサイト選定基準(米国)

・地表から結晶質岩盤までの深さが2km未満であること
・結晶質岩盤に大きなせん断域や、大きな地殻構造上の特徴がないこと
・地震現象によって50年間の地動加速度の最大値が0.16gを超える確率が2%未満であること (一般に地殻構造上の安定性の領域を示す)
・第四紀の火山活動から10km以上離れていること
・第四紀の断層活動から10km以上離れていること
・深地下水循環を避けるため、地形の傾斜が1度以上の地点まで、約100km以上離れていること
・地熱の熱流速が75 mW m⁻²未満であること
・石油穿孔の密度が低いこと
・戦略的石油備蓄サイトが付近にないこと
・サイト声音が1-1/2 km たちいこと

・サイト面積が1 km²より大きいこと(掘削作業を行うのに十分な面積のために必要)

5.5まとめ

平成27年度よりわが国の高レベル放射性廃棄物の処分方法について、将来世代の幅広 い選択肢を確保するために、代替処分概念などに関する調査研究を行うこととなり、本 調査研究では、WG中間とりまとめに示されている代替処分概念、および最終処分以外の 方式を検討対象とした。

平成27年度は、研究の初年度にあたることから3年間を対象とした調査研究計画の立 案を行った。また、研究の初年度として代替処分概念などの調査、わが国に対する超深 孔処分の適用可能性の検討のための情報整理を行った。

平成 27 年度の成果として、WG 中間とりまとめ(放射性廃棄物 WG, 2014) に示された 放射性廃棄物の最終処分方式としての代替処分概念およびそれ以外の方式(長期貯蔵、 核種分離・変換)を対象とした、代替処分概念などの調査結果から、超深孔処分をわが 国への適用性を検討する調査対象として選定し、「わが国において超深孔処分の研究開発 を行うことの適否を判断する」際の論点および対応する調査・研究課題を体系的にとり まとめた。

また、超深孔処分の概念および特徴に関する情報整理として、超深孔処分の概念に関 する各国の動向を調査した。米国の主催する国際テクニカルワークショップ(U.S. Nuclear Waste Technical Review Board, 2016)の情報など、最新の動向などについて も情報を収集し、分析した。米国では、超深孔処分の実現性を確認するためのフィール ド試験がノースダコタ州のラグビーにおいて計画されたが、地元自治体委員会において フィールド試験への反対が決議(2016年3月)されており、試験の実施は不透明な状況 にある。しかしながら、実規模のフィールド試験を実施する段階にあったことから、超 深孔処分の基本的要件、サイト選定基準が示されており、これらの情報は、わが国への 超深孔処分の適用性を検討する上で参考になるものと考えられる。 【参考文献】

- アージャン・マキージャーニ(1999):米国における高レベル放射性廃棄物 WG の短中期的管理, エネルギーと安全保証, No.9.
- Arnold, B.W., Brady, P.V., Bauer, S.J., Herrick, C., Pye, S., and Finger, J., (2011): Reference Design and Operations for Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste, SANDIA ReportSAND2011-6749. October 2011.
- Åhäll, K-I. (2010): Final Deposition of High-level Nuclear Waste in Very Deep Boreholes: an evaluation based on recent research of bedrock conditions at great depths. MKG Report No 2. Miljöorganisationernas kärnavfallsgranskning, Stockholm, Sweden. Available at: http://www.neimagazine.com/storyprint.asp?sc=2055856.
- Beswick, J. (2008): Status of technology for deep borehole disposal. Contractor report to UK Nuclear Decommissioning Authority. 91 pps.
- Birgersson, L., Skagius, K., Wiborgh, M. and Widén Kemakta, H. (1992): Project Alternative Systems Study - PASS. Analysis of performance and long-term safety of repository concepts. SKB TR 92-43, September 1992.
- Brady, P. V., Arnold, B. W. Freeze, G. A., Swift, P. N., Bauer, S. J. Kanney, J. L., Rechard, R. P. and Stein, J.S., (2009): Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste. Sandia National Laboratory, Albuquerque, USA. Report No: SAND2009-4401. 75 pps.
- BRC (Blue Ribbon Commision on Americas Nuclear Future) (2012): Disposal Subcommittee Report to the Full Commission Updated Report Blue Ribbon Commission on America's Nuclear Future, Washington, January 2012.
- CNE (Commission nationale d'évaluation) (2006): Rapport global de la Commission nationale d'evaluation des recherches conduites dans le cadre de la loi du 30 decembre 1991.
- DAEF (2015): Kurzstellungnahme zur Idee der Endlagerung wärmeentwicklender Abfälle aund ausgedienter Brennelemente in bis zu 5000 m tiefen vertikalren Bohrlöchern von über Tage. Deutsche Arbeitsgemeinschaft Endlagerforschung, Juni 2015.
- DOE (1980): Final Environmental Impact Statement, Management of Commercially Generated Radioactive Waste, Management of Commercially Generated Radioactive Waste, DOE/EIS-0046, Volume 1.
- DOE (2011): Basis for Identification of Disposal Options for Research and Development.
- 道家忠義(1974): 放射性廃棄物の消滅処理,日本原子力学会誌, Vol. 16, No. 11.
- エネルギー・環境会議(2012): 革新的エネルギー・環境戦略, 2012年9月14日.
- Freeze, G.A., Arnold B.W., Brady P.V., Sassani, D.C. and Kuhlman, K.L., (2015): Siting guidelines for a deep borehole disposal facility IHLRWM 2015, Charleston, SC, April 12-16.
- GAO(U.S. Government Accountability Office) (1986):NUCIIEAR WASTE Cost of DOE's Proposed Monitored Retrievable Storage Facility.

- 原子力安全基盤機構(2011):平成22年度 中間貯蔵施設に係る最新動向調査に関する報告 書.
- 原子力委員会(1987):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(2000):長寿命核種の分離変換技術に関する研究開発の現状と今後の進め方, 原子力委員会バックエンド対策専門部会,平成12年3月31日.
- 原子力委員会(2009):分離変換技術に関する研究開発の現状と今後の進め方,2009 年 4 月 28 日.
- 原環機構(原子力発電環境整備機構)(2011):地層処分事業の安全確保(2010年度版), NUMO-TR-11-01.
- Gunter, T.C. (2015): Deep Borehole Disposal Research and Development Program, International Technical Workshop on Deep Borehole Disposal of Radioactive Waste Washington, D.C. October 20-21, 2015.
- Hess, H. H., Adkins, J. N., Heroy, W. B., Benson, W. E., Hubbert, M. K., Frye, J. C., Russell, R. J. and Theis, C. V., (1957): The Disposal of Radioactive Waste on Land, Report of the Committee on Waste Disposal of the Division of Earth Sciences. Pub. 519, National Academy of Sciences - National Research Council, Washington, D.C.

北海道大学低温科学研究所 氷河・氷床グループ

http://wwwice.lowtem.hokudai.ac.jp/index.html,2015年3月29日閲覧.

北極域研究推進プロジェクト

http://www.arcs-pro.jp/index.html,2015 年 3 月 29 日閲覧.

- 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 3 地層処分システムの安全評価, JNC TN1400 99-023.
- Kang, J. (2010): An Initial Exploration of the Potential for Deep Borehole Disposal of Nuclear Wastes in South Korea, Nautilus Institute Report, December 13, 2010.

環境省(2014): IPCC 第5次評価報告書の概要 - 第1作業部会(自然科学的根拠) -.

- Murphy, W. M. and Diodato, D. M., (2010): Some observations on deep borehole disposal of spent nuclear fuel and high level nuclear waste. Workshop on research needs for borehole disposal, 2010.
- 内閣府原子力政策担当室(2012):高レベル放射性廃棄物に対する取組と各国の動向について, 新大綱策定会議(第12回)資料第1-2号.
- NAS (National Academy of Sciences-National Research Council) (2001): Disposition of High-Level Waste and Spent Nuclear Fuel: The Continuing Societal and Technical Challenges. Washington, DC: National Academy Press.
- 日本学術会議(2012):高レベル放射性廃棄物の処分について(回答).
- 日本学術会議(2014):高レベル放射性廃棄物の暫定保管に関する技術的検討.
- 原子力機構(日本原子力研究開発機構)(2013):群分離・核変換技術に関する国内外の状況, 科学技術・学術審議会研究計画・評価分科会,原子力科学技術委員会群分離・核変換技 術評価作業部会(第1回 資料2-2).

日本原子力産業会議(1973):核分裂生成物等総合対策懇談会報告書 - 放射能クローズド・シ ステムの構想 -.

NRC (2010): Final Update of the Commission's Waste Confidence Decision, Sept. 2010. NWMO (Nuclear Waste Management Organization) (2005): Choosing a Way Forward -The Future

Management of Canada's Used Nuclear Fuel- Final Study.

OECD/NEA (2006): The Roles of Storage in the Management of Long-lived Radioactive Waste OECD/NEA (2008): Moving Forward with Geological Disposal of Radioactive Waste.

- OECD/NEA (2012): Reversibility of Decisions and Retrievability of Radioactive Waste, NEA No. 7085.
- 大井川宏之,西原健司,湊和生,木村貴海,荒井康夫,森田泰治,中山真一,片倉純一他(2005): 原研における長寿命核種の分離変換技術に関する研究開発の現状と今後の進め方, JAERI-Review 2005-043.
- 大井川宏之(2012):分離変換技術の現状と展望,平成24年12月20日 エネルギー問題に 発言する会 資料.
- Philberth, B. (1958): Disposal of Atomic Fission Products in Polar Ice Caps. IAHS Symposium.
- Philberth, K. (1975) : On the Temperature Response in Ice Sheets to Radioactive Waste Deposits, Presented at International Symposium on the Thermal Regime of Glaciers and Ice Sheets. Simon Fraser University., Burnaby, British Columbia.
- Pigford, T.H. (1990): "Actinide Burning and Waste Disposal", AnInvited Review for the MIT International Conference on the Next Generation of Nuclear Power Technology, UCB-NE-4176, October 5.

資源エネルギー庁:高レベル放射性廃棄物について,平成25年5月.

- SKB(2011): Environmental Impact Statement / Interim Storage, encapsulation and final disposal of spent nuclear fuel.
- SNL(Sandia National Laboratories) (2012): Deep Borehole Disposal of Nuclear Waste: Final Report, Sandia National Laboratory.
- SNL (Sandia National Laboratories) (2014): Evaluation of Options for Permanent Geologic Disposal of Spent Nuclear Fuel and High- Level Radioactive Waste in Support of a Comprehensive National Nuclear Fuel Cycle Strategy Volume I April 15, 2014 SAND2014-0187P (Vol.1).
- 総合エネルギー調査会(1999):高レベル放射性廃棄物処分の制度化のあり方,原子力部会中 間報告.
- 総合科学技術・イノベーション会議(2015):核変換による高レベル放射性廃棄物の大幅な低 減・資源化.
- 総合資源エネルギー調査会 電力・ガス事業分科会 原子力小委員会 放射性廃棄物 WG(放射 性廃棄物 WG)(2014):放射性廃棄物 WG 中間とりまとめ, 平成 26 年 5 月.
- 宇宙航空研究開発機構(2012):

http://www.eorc.jaxa.jp/earthview/2012/tp120725.html,2015年3月29日閲覧.

- U.S. Nuclear Waste Technical Review Board (2016): Technical Evaluation of the U.S. Department of Energy Deep Borehole Dispopsal Research and Development Program, A Report to the U.S. Congress and the Secretary of Energy.
- Villagran, J., Belfadhel B., Birch, K., Freire-Canosa, J., Garamszeghy, M., Garisto, F., Giersewski, P., Gobien, M., Hirschorn, S., Hunt, N., Khan, A., Kremer, E., Kwong, G., Lam, T., Maak, P., McKelvie, J., Medri, C., Murchison, A., Russell, S., Sanchez-Rico Castejon, M., Stahmer, U., Sykes, E., Urrutia-Bustos, A., Vorauer, A., Wanne, T., and Yang T. (2011): RD&D Program 2011, NWMO TR-2011-01 Nuclear Waste Management Organization, April 2011.
- von Hippel, D. and Hayes, P. (2010): Borehole disposal of nuclear spent fuel and high level waste as a focus of regional East Asia nuclear fuel cycle cooperation. Nautilus Institute Report, 2010.
- Zeller, E. J. et al. (1973): A Suggestion for a Permanent Polar High-Level Radioactive Waste Repository, Bull At. Scientists. pp. 4-9, 50-52.

6. おわりに

6.1 成果の総括

本事業は、わが国における地層処分の代替処分オプションの技術的基盤を提供するととも に処分方法についての幅広い選択肢を確保することを目標として、平成25年度~平成29年 度にかけての5ヶ年の計画で実施されている。平成25年度~平成26年度の2ヵ年において は、使用済燃料の直接処分に関する技術開発を先行して実施したが、平成27年度からはこれ に加えて、その他の代替処分オプションに関する調査と有効性の検討も視野に入れた技術開 発となっている。

本事業では以下の事業項目を設定し、使用済燃料の直接処分に関する技術開発およびその 他の代替処分オプションについての調査と有効性の検討をわが国の諸条件を踏まえて実施し た。

- ・直接処分システムの閉じ込め性能を向上させる先進的な材料の開発および閉じ込め性 能評価手法の高度化
- 直接処分施設の設計検討
- 直接処分施設の設計支援システムの構築
- ・その他の代替処分オプションについての調査・検討
- 情報収集および評価委員会の設置と運営

以下に平成27年度に実施した上記事業項目の成果を総括する。

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

1) 先進的な材料の開発

処分容器材料への適用を考慮して平成 25 年度に提示された金属ガラスの候補材料を中心 に、物理化学的な基本特性や耐食性などの知見の整備を進めるとともに、容器材料としての 適用性、容器材料としての適用に必要な技術開発課題を検討した。緩衝材、埋め戻し材など の他のバリア材料については、機能や性能向上に関し、熱伝導性に着目して既往の研究開発 事例や国内外における検討状況と適用にあたっての課題を整理して取りまとめた。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

人工バリアの閉じ込め性能評価手法については、処分容器などの人工バリアを構成する金 属材料を対象に、使用済燃料の直接処分を想定した深部地下環境における腐食現象の理解や メカニズム解明および耐食性向上のための試験、文献調査などを実施した。人工バリアの閉 じ込め性能におよぼす環境因子については、微生物の影響について、直接処分を想定した条 件での閉じ込め機能への影響評価、および影響緩和のための工学的対策などの観点からの知 見を整備した。使用済燃料集合体からの瞬時放出および長期溶解については、先進諸外国に おける評価モデルおよびパラメータを不確実性を含めて調査し、それらの結果をデータベー ス化するとともに、燃料特性や処分環境の代表的な条件に対する暫定パラメータを設定した。 多重バリアの閉じ込め性能の定量的な比較・評価を行うための方法論については、地質環境 条件や廃棄物の特徴の多様性とそれらに対応した設計オプションの選択や核種移行の解析条 件の様々なパターンに対応することを念頭に、使用済燃料からの核種溶出に係るパラメータ を変化させた核種移行解析、複数の空間スケールにまたがる地下水流動解析および核種移行 解析の連携手法の整備、定置方式の違いによる人工バリア近傍での移行挙動の違いを考慮し た核種移行解析手法の整備を実施した。

(2) 直接処分施設の設計検討

1) 直接処分方策に関する調査・検討

保障措置については、処分施設への適用候補として抽出した保障措置技術のうち、廃棄体 の固有性確認技術について適用性検討を実施した。核セキュリティ対策については、IAEAの 核セキュリティ勧告文書および関連国内法規の要求事項を処分施設に適用する際の考え方、 課題などを整理した。国際会議などを通じて、IAEAおよび諸外国の関係者から使用済燃料の 直接処分に適用する保障措置および核セキュリティシステムの概念検討の現状についてヒア リングを行った。これにより、操業までの保障措置と核セキュリティ上の要件が明らかにな るとともに、処分場閉鎖後における超長期の保障措置と核セキュリティ対策は、今後処分場 閉鎖までに検討を進めていくことが国際的なコンセンサスであることが明らかになった。

2) 人工バリアの設計

①処分容器の設計

炭素鋼処分容器およびそのオプションとなる銅と炭素鋼からなる複合容器を設計対象とし、 また、PWR および BWR のレファレンスとする代表的な使用済燃料集合体を処分対象として、 堅置き定置方式に対応する処分容器の設計を実施した。具体的な設計の実施内容としては、 臨界安全解析、放射線遮へい解析および構造解析を実施し、解析結果を基に処分容器の基本 構造、使用済燃料集合体の収容体数や処分容器内での配置、処分容器の肉厚などの基本仕様 を示した。その基本仕様の処分容器を前提に、さらに製作性や操業時の閉じ込め性などの観 点から検討と評価を行い、適用する封入・検査技術に関する基盤情報の整備、封入後の使用 済燃料集合体や処分容器の構造健全性に関る評価などを実施し、処分容器仕様の成立性を確 認した。また、これら設計を通じて処分容器の開発課題を抽出し、その課題解決策について もあわせて提示した。

②処分容器の設計における臨界安全に関する検討

臨界安全ベンチマーク実験データ ICSBEP に内蔵される実験データを対象として BWR 燃料に おける代表性評価を実施し、臨界計算コードの精度確認に使用する事が適切な実験データの 抽出が可能であることを確認した。また、燃焼度クレジット導入時に必要なパラメータの調 査・検討として、BWR 燃料を中心に、燃焼計算の誤差、燃焼計算時のパラメータの設定値、 燃焼度分布の考慮の有無による臨界安全評価への影響を検討した。また、中性子増倍率を低 減することが期待されている中性子吸収材について、核的な観点から未臨界担保のための最 小必要量等の検討を行った。さらに、緩衝材や岩盤を構成する物質の中性子反射体効果に関 して、国際ベンチマーク問題を実施し、各国の計算コード・核データによる解析結果の比較・ 検討を実施した。

③緩衝材の設計

硬岩系岩盤および軟岩系岩盤を対象として、炭素鋼処分容器の竪置き定置方式に対応する 緩衝材の設計を行った。緩衝材の設計に必要となる緩衝材の力学的および水理学的な物性値 を取得するために、緩衝材の乾燥密度およびケイ砂混合率を変えた条件下での圧密試験、三 軸圧縮試験、および透水試験を開始した。銅と炭素鋼からなる複合容器を想定した場合の緩 衝材の設計に必要となる銅の腐食生成物の力学特性などを取得した。

3) 地下施設の概念設計

廃棄体の定置方式を堅置き方式として、人工バリアの定置方式として考えられているブロ ック方式および PEM 方式に対応する処分施設の概念設計を行った。また、岩盤(硬岩、軟岩)、 処分パネルの形状(堅置き方式および横置き方式それぞれに対して、貫通仕様および袋小路 仕様を考慮)の組み合わせに対して、廃棄体、緩衝材、搬送・定置設備などから決まる各坑 道の内空断面寸法と坑道延長の関係と、適用できる掘削工法を合わせて検討した。この際、 選定した掘削工法を適用するために必要となる坑道擦り付け部の情報(内空断面寸法、力学的 安定性、坑道延長など)を合わせて示した。また、場所打ちコンクリートを対象として配合選 定のための基礎物性を取得した。

4) 搬送・定置設備の概念設計

廃棄体の竪置き定置を新たな条件として、ブロック方式および PEM 方式の定置方式を対象 に搬送・定置設備の概念設計を行い、設備の実現可能性を評価した。また、処分坑道(処分 孔)が袋小路あるいは貫通仕様となる坑道仕様のオプションによる設備仕様の相違点の検討、 および定置方式のオプションの一つとして CARE 定置方式の調査についても実施した。さらに 平成 25 年度から平成 27 年度までの成果を総括し、使用済燃料の直接処分に適用する搬送・ 定置設備の実現可能性についての総合的な評価を行った。

(3) 直接処分施設の設計支援システムの構築

設計支援システムの概念設計で設定した、中核となるデータベースとインターフェースの 機能に基づきデータベースとインターフェースの基本設計、詳細設計を行い、一部の機能に ついて試作を進めた。具体的には、統合データベースと設計データベースについて基本設計 に基づき、地形・地質データベースと図面管理データベースの試作を行った。また、本シス テムとモニタリングシステムとのインターフェースおよび外部解析システムとのインターフ ェースについて詳細設計を行うとともに、データ作成・更新のためのインターフェースと既 存のデータベースにアクセスするためのインターフェースの試作を行った。試作したインタ ーフェース、データベースを利用して動作の検証および評価を行い、これにより抽出された 課題を整理し、解決策を提示した。

(4) その他の代替処分オプションについての調査・検討

全体の調査研究計画を策定した。その他の代替処分オプション(長期貯蔵などを含む)に ついて調査を開始し、それぞれの処分概念オプションが現在の取り扱いに至った経緯などの 技術情報を取りまとめた。超深孔処分に関しては、検討が進んでいる米国の検討内容に関す る情報を中心に、国際ワークショップへの参加を通じて入手、分析した。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

専門家・有識者などで構成される評価委員会を設置し、3回の評価委員会を開催・運営す ることで、年度計画、進捗状況、成果についてコメント・意見を聴取した。また、これらの コメント・意見に基づき平成27年度実施した各事業項目における技術開発、成果報告書の作 成、平成28年度の実施計画に反映した。

6.2課題と今後の計画

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

1) 先進的な材料の開発

金属ガラスについて、平成27年度までの成果に基づき、引き続き耐食性を含む基本特性に 関するデータ取得等の知見の整備を行うとともに、従来の処分容器候補材料との耐食性の比 較検討に着手する。また、溶射によるコーティング等施工技術に関する適用性を引き続き検 討し、適用にあたっての課題を抽出する。

2) 閉じ込め性能評価手法の高度化

平成27年度に引き続き、金属材料の腐食現象の理解、メカニズムの解明、腐食による緩衝 材特性への影響評価のための試験及び文献調査を行うことにより腐食モデルの高度化を行う。 また、微生物の活動に着目し、直接処分システムにおける多様な影響を考慮した評価に必要 なデータの拡充を行うとともに、人工バリアの閉じ込め性能に及ぼす影響を評価する。さら に、緩衝材による C-14 等の移行遅延機能に着目し、拡散係数等の核種移行パラメータの整備 を行う。使用済燃料のソースターム評価では、関連する最新知見の調査を継続し、暫定パラ メータについて、これをより現実的なものとするための精査を行うとともに、整備した瞬時 放出及び長期溶解のデータベースを活用して、直接処分の基本条件以外に、高燃焼度化燃料 や MOX 燃料を処分対象とする変動条件についてもパラメータ設定が行えるように、不確実性 の評価を行う。多重バリアによる閉じ込め性能を比較・評価するための方法論については、 より広範囲な環境条件や設計に適用できるように高度化するとともに、使用済燃料固有の現 象に起因するニアフィールド環境変遷や代替設計オプション等を対象として、多重バリアの 閉じ込め性能の違いや変化を具体的に把握するための試解析を行い、多重バリアの閉じ込め 性能を向上させるための性能評価上あるいは設計上の対策に関する知見を拡充する。

(2) 直接処分施設の設計検討

1) 直接処分方策に関する調査・検討

保障措置技術については、平成27年度に実施した廃棄体の固有性確認技術の適用性検討に 基づき、超音波探傷技術を用いた手法に関する技術的な適用性確認をシミュレーション解析 の活用により実施する他、その他の手法(電子タグ等)の開発状況についてのさらなる調査 及び適用性検討を行う。核セキュリティ対策については、平成27年度に整理した処分施設に 適用する核セキュリティ対策の考え方等に基づき、IAEAガイドライン等を参考に仮想施設の 脅威を考察し、核セキュリティシステム検討を行い、施設設計に資する。また、国際会議等 を通じて IAEA 及び諸外国の使用済燃料の直接処分に適用する保障措置及び核セキュリティ の検討状況について、情報を継続して入手する。

2) 人工バリアの設計

① 処分容器の設計

平成 27 年度までの成果を基に、燃料の多様性に着目し、臨界安全解析、放射線遮へい解析 を実施し、使用済燃料集合体の収容体数、肉厚等の基本仕様への影響を評価する。また、製 作や操業に起因する不確かさや制約条件等が処分容器の仕様や健全性に及ぼす影響について の解析的な評価を行う。

② 処分容器の設計における臨界安全に関する検討

未臨界を判断するための中性子増倍率の基準値の設定に必要となるデータ等の拡充を行い、 臨界安全評価モデルの構築を進める。また、処分場閉鎖後における設計を超える事態による 臨界発生時の影響評価の必要性について調査・検討を行う。中性子吸収材については、種々 の燃料等によって収容する装荷本数が異なることを想定した処分容器の装荷状態についての 検討を行う。緩衝材や岩盤を構成する物質の反射体効果については、計算コード・核データ の妥当性の確認を行う。

3 緩衝材の設計

堅置き定置方式の人工バリアを対象として乾燥密度、ケイ砂混合率を変化させた緩衝材の 設計を行うとともに、横置き定置方式の人工バリアを対象とした複合容器における設計を行 う。また、人工バリアを PEM とした場合について、処分容器に加えて PEM 容器の腐食膨張を 考慮した緩衝材の設計を行う。さらに、設計に必要となる緩衝材の物性値の取得を継続し、 データの拡充を図る。

3) 地下施設の概念設計

人工バリア、搬送・定置設備とのインターフェースを考慮した地下施設の設計フローについて検討する。また、操業を考慮した坑道の底盤コンクリートの設計を行う。さらに、平成 27年度に引き続き、場所打ちコンクリートを対象として配合選定のための基礎物性を取得す

4) 搬送・定置設備の概念設計

平成27年度までの成果および上記の「1)直接処分方策に関する調査・検討」から「3)地下施設の概念設計」の関連技術や他施設の設計検討の成果を基に、人工バリアや地下坑道等他の処分施設設計、また、核セキュリティ・保障措置を考慮した技術やシステムとのインターフェースとなる設計項目及び設計フローを明確にし、これら他施設の設計と整合する仕様の搬送・定置設備及び地上施設の概念を例示する。

(3)直接処分施設の設計支援システムの構築

維持管理補修履歴データベースと積算データベースの基本設計、統合データベースと設計 データベースの試作、外部解析システムとのインターフェースの試作を行う。なお、本シス テムの開発にあたっては、本システムの機能や役割が利用者のニーズに合うように、常に関 係者で情報共有を行いながら進めるとともに、開発を通じて抽出された課題を整理し、後年 度の開発計画に反映させる。

(4) その他の代替処分オプションについての調査・検討

社会・経済を含む全般的な課題、地質環境に関する課題、処分技術及び他の工学技術に関 する課題、安全評価に関する課題の観点等から、わが国への超深孔処分の概念の適用に関す る検討を進める。

(5) 情報収集および評価委員会の設置と運営

本事業の実施に当たり、国内外の関係機関や大学等との間で必要に応じて情報交換等を実施し、関連技術等についての最新情報を入手するとともに、成果の普及等を積極的に行う。 また、本事業に係る専門家・有識者等で構成される委員会を設置し、研究計画、実施方法、 結果の評価等に関する審議・検討を行い、事業報告書を取りまとめる。

る。