

第6章

処分場の設計，建設・操業・閉鎖技術

第6章 目次

第6章 処分場の設計, 建設・操業・閉鎖技術	6-1
6.1 地層処分事業における設計の基本方針	6-2
6.1.1 段階的な設計の進め方と技術・知識の進展と成果の反映	6-2
6.1.2 不確実性への対処	6-4
6.1.2.1 地質環境情報の不確実性への対処	6-4
6.1.2.2 建設・操業・閉鎖に係る不確実性への対処	6-5
6.1.2.3 ニアフィールドの長期の性能変化に係る不確実性への対処	6-5
6.1.3 品質保証の考え方	6-5
6.2 処分場の安全機能と技術要件	6-7
6.2.1 安全確保の対象と安全機能の設定の考え方	6-7
6.2.1.1 安全確保の対象	6-7
6.2.1.2 安全機能の設定の考え方	6-8
6.2.2 閉鎖後長期の安全確保の要件	6-9
6.2.2.1 高レベル放射性廃棄物の多重バリアシステムの安全機能	6-10
(1) 多重バリアシステムの安全機能と構成要素の関係	6-11
(2) 多重バリアシステムの構成要素の技術要件	6-13
6.2.2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の安全機能	6-20
(1) 地層処分低レベル放射性廃棄物のグループ	6-20
(2) 閉鎖後長期の安全性の要件と多重バリアシステムの構成要素の関係	6-20
6.2.2.3 併置処分の考え方	6-22
6.2.3 事業期間中の安全確保の要件	6-23
6.2.3.1 放射線安全の安全対策の考え方	6-23
(1) 操業期間中の放射線防護の基本的な考え方	6-23
(2) 操業期間中の放射線被ばく管理	6-23
(3) 操業期間中の放射線防護の安全対策の考え方	6-24
(4) 異常事象に対する安全対策の考え方	6-24
6.2.3.2 一般労働安全の安全対策の考え方	6-25
6.2.3.3 環境保全対策の考え方	6-26
6.2.3.4 事業期間中の安全確保の要件との処分施設の構成要素の関係	6-27
6.2.3.5 地上施設設計の技術要件	6-28
6.2.3.6 地下施設設計の技術要件	6-29
(1) 地下施設レイアウト設計の技術要件	6-29
(2) 坑道設計の技術要件	6-29
(3) 操業にかかわる技術要件	6-29
6.2.4 事業の進展に伴う安全機能と技術要件の管理	6-30
6.3 処分場の設計	6-31
6.3.1 基本的な設計の流れ	6-31
6.3.2 人工バリアの設計	6-34

6.3.2.1	オーバーパックスの設計	6-34
6.3.2.2	緩衝材の設計	6-36
6.3.2.3	充填材の設計	6-38
6.3.3	地下施設の設計	6-39
6.3.3.1	地下施設設置位置の設定	6-39
6.3.3.2	坑道仕様・廃棄体定置仕様の設定	6-42
	(1) 高レベル放射性廃棄物処分	6-42
	(2) 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設	6-46
6.3.3.3	地下施設レイアウトの設定	6-47
	(1) 高レベル放射性廃棄物処分施設	6-47
	(2) 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設	6-49
6.3.3.4	埋め戻し・プラグの設計	6-49
6.3.4	地上施設の設計	6-50
6.3.4.1	地上施設設置区域の選定	6-51
6.3.4.2	アクセス方法の検討	6-51
6.3.4.3	施設群ゾーニングの検討	6-51
6.3.4.4	造成計画・施設設計	6-52
6.3.5	高レベル放射性廃棄物処分施設と地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設を併置する場合の留意点	6-52
6.4	処分場の建設・操業・閉鎖	6-55
6.4.1	処分場の建設	6-55
6.4.1.1	地上施設の建設	6-55
6.4.1.2	地下施設の建設	6-55
	(1) 高レベル放射性廃棄物処分施設	6-55
	(2) 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設	6-58
6.4.2	処分場の操業	6-60
6.4.2.1	高レベル放射性廃棄物処分施設	6-60
	(1) 地上での作業	6-60
	(2) 地下での作業	6-62
6.4.2.2	地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設	6-66
	(1) 地上での作業	6-66
	(2) 地下での作業	6-66
6.4.3	処分場の閉鎖	6-67
6.4.3.1	地下施設の閉鎖	6-67
	(1) 閉鎖措置計画	6-67
	(2) 連絡坑道の閉鎖	6-68
	(3) アクセス坑道の閉鎖	6-68
	(4) プラグの設置	6-69
	(5) 坑口の処置	6-69
	(6) ボーリング孔などの埋め戻し	6-69

6.4.3.2	地上施設の解体・撤去	6-69
6.4.4	事業期間中の安全確保	6-69
6.4.4.1	放射線安全の確保	6-70
6.4.4.2	一般労働安全の確保	6-73
6.4.4.3	環境保全の確保	6-74
6.4.5	閉鎖後長期と事業期間中の安全性両立の観点からの分析	6-78
6.5	多様な地質環境への対応	6-81
6.5.1	沿岸域に処分場を設置するときの対応	6-81
6.5.1.1	沿岸域の地質環境を考慮した設計上の特徴・留意点	6-81
	(1) 地下施設設置位置の設定における地下水流動場と地下水化学環境	6-82
	(2) 地下水化学環境の変化に伴う人工バリアの設計	6-84
	(3) アクセス坑道の設計	6-86
6.5.1.2	「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」への配慮	6-87
6.5.2	想定される地質環境特性へ対応するための処分概念・技術オプション	6-88
6.5.2.1	想定される地質環境特性へ対応する処分概念・技術オプションの考え方	6-88
6.5.2.2	処分概念・技術オプションの基本形態の特徴	6-88
	(1) 廃棄体定置方式	6-88
	(2) 搬送・定置技術オプション	6-90
	(3) 現時点での有望な技術の組み合わせ	6-91
6.5.2.3	処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式の作業性	6-95
	(1) 処分孔縦置き定置方式	6-95
	(2) 処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）	6-96
	(3) 処分坑道横置き定置方式（PEM方式）	6-96
6.5.2.4	想定される地下環境の特徴と適応性	6-97
	(1) 想定される地下環境の特徴	6-97
	(2) 想定される地下環境への適応性	6-99
6.5.2.5	作業性と地下環境への適応性のまとめ	6-100
6.5.2.6	作業性および地下環境条件を考慮した技術オプション	6-102
	(1) 処分孔縦置き定置方式	6-102
	(2) 処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）	6-103
	(3) 処分坑道横置き定置方式（PEM方式）	6-106
6.5.2.7	処分概念・技術オプションの特徴のまとめ	6-108
6.6	工学的対策を支える技術の整備	6-112
6.6.1	工学的対策を支える技術の概要	6-112
6.6.2	人工バリア材料の基本特性と長期挙動に関する技術の整備状況	6-115
6.6.2.1	ガラス固化体の長期挙動	6-117
	(1) ガラスの溶解挙動	6-117
	(2) イエローフェーズを含むガラス固化体の影響評価	6-118
6.6.2.2	オーバーパックの長期挙動	6-119
	(1) 全面腐食挙動に関する理解の進展	6-122

(2) 局部腐食, 不動態化に関する理解の進展	6-122
(3) 放射線照射影響	6-123
(4) 腐食に対する微生物の影響	6-124
(5) 溶接部の腐食挙動に関する理解	6-125
6.6.2.3 緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用	6-127
(1) 緩衝材の膨潤性, 透水性に対する塩水の影響	6-130
(2) セメント-ベントナイト相互作用	6-131
(3) 炭素鋼腐食生成物とベントナイトの相互作用	6-134
(4) イライト化	6-136
(5) 緩衝材の流出現象	6-137
6.6.2.4 低アルカリ性セメントの開発	6-137
6.6.3 地層処分施設の耐震性評価	6-138
6.6.4 建設・操業・閉鎖技術	6-141
6.6.4.1 低アルカリ性セメントの実施工への適用性確認	6-141
(1) 吹付コンクリートの実施工への適用性確認	6-141
(2) 立坑覆工コンクリートの実施工への適用性検討	6-142
6.6.4.2 オーバーパックの遠隔溶接・検査技術	6-143
6.6.4.3 緩衝材の製作・搬送・定置技術	6-146
(1) 緩衝材の製作・搬送・定置に必要な技術の概要	6-146
(2) 緩衝材の製作に関する技術の開発状況	6-147
(3) 緩衝材の搬送・定置に関する技術の開発状況	6-148
(4) 緩衝材の製作・搬送・定置技術のオプションの開発状況	6-149
(5) 緩衝材の搬送・定置にかかわるそのほかの関係技術の開発状況	6-152
6.6.4.4 廃棄体回収技術	6-153
(1) 回収を考慮する時期	6-153
(2) 処分坑道埋め戻し前の回収作業	6-153
(3) 処分坑道埋め戻し後の回収作業	6-155
(4) 閉鎖後長期の安全性に与える影響	6-155
(5) 高レベル放射性廃棄物横置き定置方式の場合	6-156
(6) 地層処分低レベル放射性廃棄物の場合	6-157
6.6.5 工学的対策を支える技術に対する今後の課題	6-158
6.6.5.1 人工バリアの長期挙動・相互作用に関する知見の整備に関する技術開発	6-158
6.6.5.2 人工バリアの製法・搬送定置の工学的実現性の向上に関する技術開発課題	6-159
6.6.5.3 人工バリアの信頼性向上に関する技術開発課題	6-159
6.7 まとめ	6-160
(1) 地層処分の安全機能と技術要件の整備	6-160
(2) 処分場の設計	6-160
(3) 建設・操業・閉鎖の安全性と工程計画の実現性の向上の取り組み	6-160
(4) 多様な地質環境に対応した処分場の設計および操業技術	6-160
(5) 基盤研究開発による工学技術の整備	6-161

参考文献..... 6-162

第6章 処分場の設計、建設・操業・閉鎖技術

本章では、閉鎖後長期の安全確保を支える三つの安全確保策のうち、「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」を実施するために必要な技術とその技術が着実に整備されていることを示すとともに、「事業期間中の安全確保」の具体的な方法などを示す。

放射性廃棄物が長期にわたり人間とその生活環境に影響を及ぼさないようにするという地層処分事業の目標を達成するため、「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」を、「適切なサイト選定と確認」および「地層処分システムの長期安全性の評価」と連携して実施する。まず、第5章で示した「適切なサイト選定と確認」に係る技術により、応募区域およびその周辺において段階的に地質環境特性などの調査を行い、地層処分システムに与える影響が大きいと考えられる自然現象の著しい影響として火山・火成活動、地震・断層活動などを回避できるように適切なサイト選定を行う。選定したサイトにおいて調査により取得する地質環境の情報に基づき、地質環境に適合するように「適切な工学的対策」として処分場を設計する。処分場の設計では、地層処分の閉鎖後長期にわたる受動的安全性が確保できるようにするために、好ましい条件を有する地下施設設置位置を設定し、長期安全性評価とのやりとりを踏まえて安全で合理的な多重バリアシステムを設計するとともに、建設・操業・閉鎖の各作業が安全かつ効率的に実施できるようにする。このように設計された処分場に対して、第7章で示す「地層処分システムの長期安全性の評価」に係る技術により、放射性廃棄物が長期にわたり人間とその生活環境に影響を及ぼさないことを確認する。これら三つの安全確保策の連携のもと、NUMOは、地質環境の情報が段階的に詳細化される過程で、処分場の設計を繰り返し実施し、設計方針が今後整備される安全審査指針に適合していることを事業許可申請時に示す。国から「事業許可」および「設計および工事の方法の認可」を受けると、国の検査を受検しつつ、建設・操業を実施する。処分場の閉鎖は、閉鎖措置計画の認可申請により、処分場が閉鎖後長期の受動的安全性を確保できることを操業段階終了までに取得した情報に基づき示すとともに、適切な閉鎖措置の計画を示した上で実施する。

「閉鎖後長期の安全」と「事業期間中の安全」が確保できる処分場を設計するに当たり、6.1では処分場の設計に対するNUMOの基本方針を説明し、6.2では処分場を構成する各構成要素に求める安全機能とそれに対応した技術要件を体系的に整理して示す。6.3では技術要件を踏まえた処分場の設計の基本的な流れを説明し、6.4では建設・操業・閉鎖に適用する技術と、それらの安全性や効率性を向上させるためのNUMOの取り組みを示す。6.5では、多様な地質環境へ対応するため、処分場が沿岸域に設置される場合の設計上の特徴や留意点、坑道内への湧水や高湿度条件などの実際に想定される地下の環境条件や技術の進展を踏まえた現実的な人工バリアの搬送・定置方式を示すことで、事業者として多様な地質環境へ対応するための準備を着実にしていることを示す。そして6.6において、第2次取りまとめ以降、基盤研究開発機関と連携して、設計、建設・操業・閉鎖を支える個別の技術の整備が着実に進められ、それらが工学的対策の信頼性向上に寄与していることを示す。最後に6.7で本章のまとめを示す。

なお、「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」に係る技術については、第2次取りまとめ以前より国内外の地層処分の実施機関や研究機関などが検討を進めており、知見が蓄積されている。本章では、第2次取りまとめ以降に進展した技術や事業者として実用化に向けた取り組みを中心に説明する。

6.1 地層処分事業における設計の基本方針

本節では、処分場の設計に対する NUMO の基本方針として、地質環境情報の詳細化や技術・知識の進展に伴って段階的に設計をどのように進めるのか、地層処分事業固有の特徴である空間的・時間的スケールなどに起因する不確実性へどのように対処するのか、品質保証をどのような考え方で行うのかについて述べる。

6.1.1 段階的な設計の進め方と技術・知識の進展と成果の反映

地層処分事業では、三段階のサイト選定プロセスを経ながら、段階的にサイトの地質環境の情報、自然・社会環境に関する情報を蓄積していく。NUMO は、処分場を構成する地上・地下施設の設計を、各段階におけるサイトに係る情報や技術・知識の進展に応じて繰り返し実施し、その詳細度や信頼性を向上させていく。

処分場の設計では、基本的に各段階で同様の手順、方法を適用するが、その段階の情報の質・量に応じて合理的な範囲で処分施設を設計し、併せて事業工程や経済性を確認する。特に地質環境の情報は、段階的に詳細化される。例を挙げると、地下施設設計において坑道の仕様を設定する場合、概要調査地区選定段階（文献調査の段階）では、設計に必要な地下深部の情報は限定的であることから、岩盤種類に応じた簡易的な力学的安定性評価により、掘削可能な坑道径や深度を概略設定することになる。これに対して、精密調査地区選定段階（概要調査の段階）では、調査の進展に伴い岩盤の応力状態や力学特性などが明らかになると、合理的な掘削方法や手順を設定し、岩盤特性に応じたより詳細な解析を実施して坑道の仕様を決定していくことになる。

地層処分は、最終的には閉鎖後長期の安全性を確保することが目的であり、人工バリアを含む地下施設の設計では、長期という時間スケールに起因する性能の変化や不確実性の増大の要因を考慮する必要がある。これらの要因については、ベントナイト系材料、セメント系材料や金属系材料といった人工バリア材料の長期挙動に関する技術開発を基盤研究開発機関と協力しながら進め、国内外の情報も含めて最新の知見を集積して設定する。さらに、これまで進めてきた安全かつ効率的な操業システムに関する技術開発は今後も継続し、これらの工学技術の進展を、建設・操業・閉鎖技術の選定に反映する。そして信頼性の高い技術を絞り込んだ上で、効率的で安全性が高い技術へと開発を集約させていく。このことから、第4章の技術開発ロードマップに示しているように、精密調査地区選定段階（概要調査の段階）においても、精密調査の段階の後半での地下調査施設における実証試験に向けた建設・操業・閉鎖技術の選定の方向性を見極めることが重要である。

以上のような、地質環境情報の段階的な詳細化、技術・知識の進展に加え、地下施設の基本レイアウトに基づく地下調査施設の範囲設定、精密調査の段階での地下調査施設における技術の実証試験に向けたオプションの絞り込み、事業許可申請時期などを考慮した上で、サイトに適した設計仕様を決定しつつ、設計の信頼性や合理性を向上させていく（図 6.1.1-1）。処分場の設計においては、文献調査、概要調査の段階までは、処分深度やエリアの選定（6.3.3.1 参照）を先行して進め、精密調査の段階以降に候補母岩に適した施設の設計仕様の詳細化を図っていく。その具体的なイメージを図 6.1.1-2 に示す。例えば、地下施設のうち処分深度・エリアについては、文献調査、概要調査の結果を踏まえて、処分場の設置可能深度、放射性物質の移行抑制に有利な位置などを検討して、概要調査の段階が終了するまでに詳細化していくことを線の色が徐々に濃くなることで示している。なお、図中には、設計実施項目ごとに仕様を決める時期の目安を示すとともに、一旦仕様を決めた後も調査の進展を踏まえて最適化に向けた検討を継続することを、線を延長することで示している。

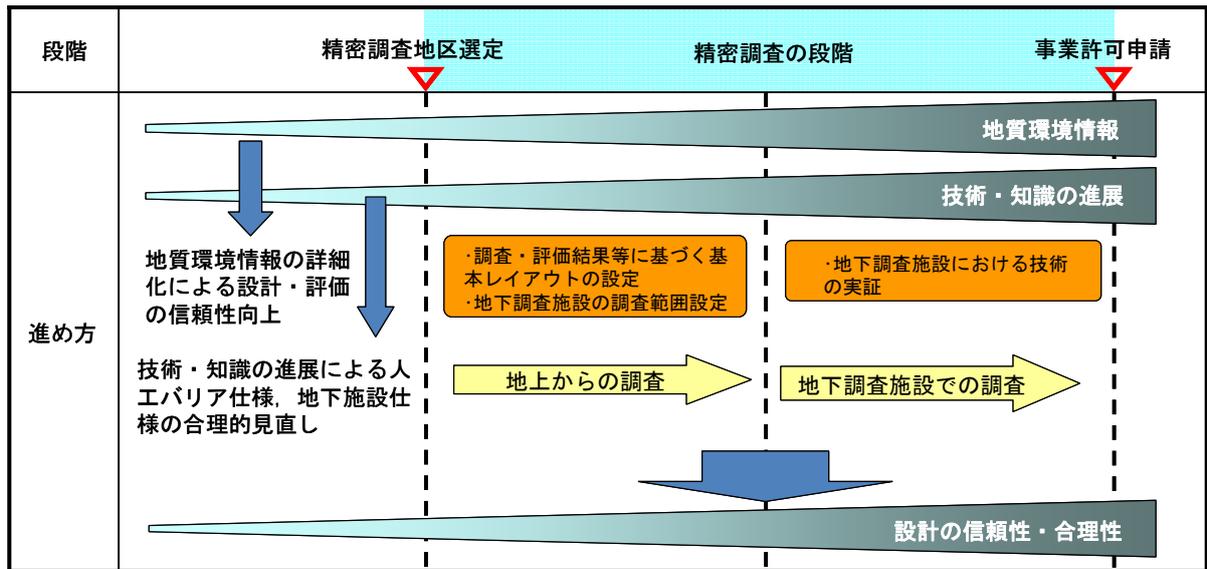


図 6.1.1-1 段階的な設計の進め方

実施項目	主要な検討項目	文献調査の段階	概要調査の段階	精密調査の段階		事業許可申請段階
				地上	地下	
人工バリア設計	廃棄体	オーバーバック材質、構造仕様など			▽	
	ベントナイト、セメント	緩衝材・充填材などの材料選定、構造仕様など			▽	
地下施設設計	処分深度、エリア	設置可能深度、核種移行抑制に有利な位置	▽			
	地下坑道	内空断面、支保仕様、離間距離			▽	
	レイアウト	処分パネルの数、配置、アクセス方式、物流などを考慮した連絡坑道配置、プラグ配置など				▽
地上施設設計	地上施設エリア	必要面積、位置、専用道路、ゾーニング、環境保全など	▽			
	廃棄体受入・検査・封入施設	施設の仕様（放射線安全、構造など）				▽
	その他の施設・設備	その他の施設・設備の仕様、配置、構造など				▽
建設方法、手順	坑道掘削方法（工法、対策工、工程など）					▽
操作方法、手順	廃棄体、人工バリアの搬送・設置方法、オーバーバックの遠隔溶接方法、工程など					▽
閉鎖方法、手順	閉鎖方法、プラグ施工方法など					▽

▽：仕様を決める時期の目安

▬：仕様設定に向けて検討が詳細化する状況を表示

■：仕様設定後も最適化に向けて検討を継続している状況を表示

図 6.1.1-2 段階的な処分施設設計の詳細化イメージ

6.1.2 不確実性への対処

処分場の設計における不確実性の要因として、次のことがある。

- ① 広大かつ不均質な地下空間を対象とすることに起因する空間的な地質環境情報の不確実性
- ② 建設・操業・閉鎖措置における施工誤差
- ③ 処分場に持ち込まれ残置される人工バリア以外の材料の処分環境への擾乱，長期間を対象としていることに起因する人工バリア周辺のニアフィールドの長期状態予測の不確実性（バリアシステムの長期の性能変化予測に係る不確実性）

ここでは、これらの不確実性の特徴，設計における低減策を含めた対処について述べる。

6.1.2.1 地質環境情報の不確実性への対処

地下施設が設置される地下空間は，広大かつ不均質であるために，地質調査で取得できる情報に不確実性が残ることは避けられない。例えば，地質環境情報の不確実性としては，場の不均質さとその解釈に起因する岩盤特性のばらつきや湧水亀裂の分布の不確かさなどが考えられる。

構造物の設計では，不確実な事項に対して設計に余裕を持たせることが一般的であり，処分場の設計においても同様な考え方が有効である。岩盤特性のばらつきに対しては，力学特性，熱特性などのばらつきによる地下施設の全体面積の変動を考慮して，特にサイト選定の初期の段階では地下施設を設置する候補母岩の選定領域に余裕を持たせることも有効な対応策である。地下施設の規模は岩盤特性に起因して変わり得るが，調査の進展に伴って岩盤特性に関する調査情報は充実するため，地下施設の必要規模に関する精度は高まっていく。

一方，湧水亀裂の分布の不確かさについては，調査の進展に伴って新たに見つかる湧水亀裂などが，廃棄体を定置するのに相対的に好ましくない場所（図 6.1.2-1）になり得ることを考慮し，岩盤特性のばらつきへの対応と同様に，特にサイト選定の初期の段階では地下施設を設置する候補母岩の選定領域に余裕を持たせる必要がある。調査の進展に伴って湧水亀裂などの分布についても不確実性は低減すると考えられるが，このことはサイト選定の初期の段階で余裕を見込んで設定した候補母岩の選定領域を必ずしも狭めるものではない。場合によっては，亀裂が多く見付き，廃棄体を定置するのが好ましくない場所が増えることもある。このような場合，当初設定した候補母岩の選定領域が面積的に不足することも考えられ，廃棄体定置位置の好ましさを評価するなどして合理的に地下施設設置エリアを決めていくことや，地下施設を多層に配置するなどにより対応していく。

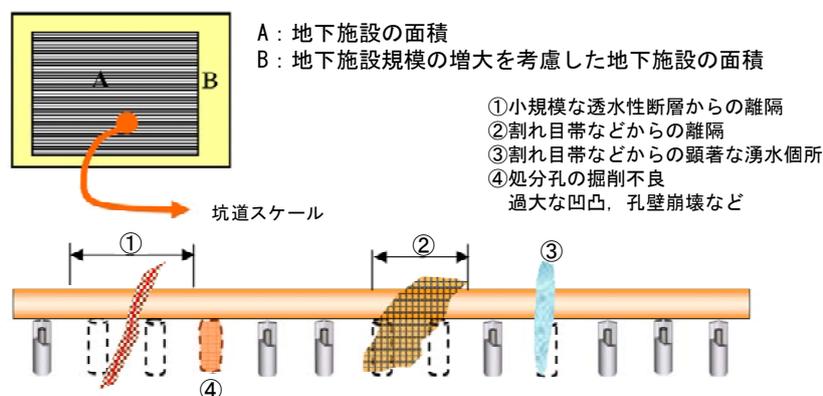


図 6.1.2-1 廃棄体を定置するのが相対的に好ましくない場所のイメージ

6.1.2.2 建設・操業・閉鎖に係る不確実性への対処

地層処分システムの閉鎖後長期の安全を確保するために工学的対策を施す過程において、坑道の掘削、人工バリア材料の製造や原位置での定置の過程で施工誤差や品質のばらつきなどが生じることが想定され、長期的な不確実性につながることも考えられる。これに対しては、例えば地下調査施設を活用した実証試験などにより、複数の施工方法による寸法誤差や品質のばらつきの範囲を比較・評価し、所要の性能を満足するような最適な施工方法と品質管理方法の組み合わせを選定するとともに、品質保証活動を徹底することで対応する。

また、事業期間中の安全確保の観点から処分場に持ち込まれる人工バリア以外の材料などについては、そのまま処分場に残留することによって場に与える長期的な擾乱も不確実性として考慮すべき事項である。この不確実性を低減させるためには、残置物が場に与える影響の大きさを定量的あるいは定性的に分析し、影響の大きいものについては処分場の閉鎖時に撤去するとか、影響の少ない材料に置き換えるなどの対処を施す（6.4.5 参照）。

6.1.2.3 ニアフィールドの長期の性能変化に係る不確実性への対処

地層処分においては、閉鎖後長期の安全性を確保するために、人工バリアを含む地下施設の設計を行う上で、長期的な観点から安全性に影響が及ぶおそれのある要因に配慮して設計を行うことが重要である。人工バリアの性能は、長期的に変化することが想定され、時間の経過とともにその不確実性が增大する。性能の低下の要因や不確実性の増大の要因については、安全評価結果や長期挙動予測評価結果などを分析・評価し、人工バリアが現状の技術で合理的に達成できる範囲において基本性能を確保するように設計上考慮することを基本としている。また、人工バリアの長期挙動に関する科学技術的知識の進展を踏まえ、逐次設計に反映することも重要である。

6.1.3 品質保証の考え方

処分場の設計を行う際は、まず、地層処分事業に適用される法令、規準類などの要求事項を踏まえ、設計対象に求められる安全機能や技術要件（6.2 参照）を明確にする。その際、国内外において蓄積されてきた地層処分に関する技術や知見などを適切に考慮し、サイト調査の進展に応じて、安全機能や技術要件をよりサイトの地質環境に適したものへと最適化を図っていく。NUMO は、長期間にわたる事業において、それらの修正や変遷を明確なトレーサビリティを持って関係者内で共有していくため、要件管理システムを構築している（3.2.2 参照）。設計のアウトプットには、設計図面、設計計算書、仕様書などがある。アウトプットの品質を保証するため、設計の適切な段階で、各種の計算や検討、解析に不備がないかどうかを検証するとともに、それらの手法が妥当であるかどうかを第三者によるレビューも含めて確認する。また、モデルあるいは解析コードについての妥当性を確認する。これらの妥当性は、国内外で実施されている、あるいはこれから実施していく実験や工学規模の実証試験成果を最大限に活用し実験や実証試験成果のみでその妥当性を判断することが困難である場合には、国内外の中立性のある専門家によるレビューなどを通じて確認していく。設計手法や解析手法については、必要に応じて複数の手法で解析などを行い、結果をクロスチェックすることにより妥当性を検証する。このようなクロスチェックは設計における不適合の発生を予防することにも効果がある。万一、不適合が発生した場合には、適切な是正対策をとる。

建設・操業・閉鎖では、使用前検査、施設確認における検査項目、頻度、規格値を明確にし、それらを満足していることを確認しつつ作業を進める。また、測定に多くの時間を要し高い頻度での

測定が困難な特性については、代替指標（例えば、緩衝材の透水係数を有効粘土密度などで代替）による管理を行う場合も考えられるが、この際は代替指標と保証したい品質の相関性に関する十分なデータをあらかじめ取得しておくことが必要である。さらに、人工バリアへの影響を極力低減するという観点からは、例えば人工バリアの品質管理に際しては有効な非破壊検査の採用なども考えていく。

さらに、処分場の設計、建設・操業・閉鎖に関する品質の記録は、適切に保存、管理する。記録は全事業段階を通じて行い、トレーサビリティを明確にする。万一、品質に不具合が確認された場合には、是正処置を施し、所定の品質を保証する。以上、NUMO は、処分場の設計、建設・操業・閉鎖に関して、ISO9001 の考え方にも準じて、客観的な測定結果に基づく作業の継続的改善を行っていくとともに、地層処分事業の段階的遂行にあわせて、品質マネジメントシステムの改善も図っていく。

6.2 処分場の安全機能と技術要件

本節では、事業期間中と閉鎖後の安全性を確保する上での安全機能について述べるとともに、安全機能を達成するために必要な技術要件を示す。

第2次取りまとめ以降、放射性廃棄物の処分に関する国際的な安全要件の考え方の整備や、わが国の原子炉等規正法の改正、第一種埋設規則の施行など、安全規制の考え方が整備されてきている。NUMOは、第2次取りまとめおよび第2次TRUレポートに記載された安全確保の考え方や技術要件を出発点としつつ、処分場の安全機能と技術要件について体系的な整備を進めている。

本節では、第3章の安全確保の目標で示した閉鎖後長期と事業期間中の安全確保の基本概念に基づいて、現時点における地層処分の要件について述べる。6.2.1では、サイト選定の進展に併せて段階的に地層処分の要件を詳細化するために、安全確保の対象と安全機能の設定の考え方について述べる。6.2.2では、閉鎖後長期の安全確保の要件として、高レベル放射性廃棄物および地層処分低レベル放射性廃棄物の処分場についてその安全機能を示し、多重バリアシステムの設計にどう反映されるのかを技術要件として記述する。6.2.3では、事業期間中の安全確保の要件について述べ、放射線安全、一般労働安全、環境保全に関する対策の考え方を示す。6.2.4では、段階的に安全機能と技術要件を更新するための考え方を示す。なお、文中や表で使用している「安全機能」は閉鎖後長期および事業期間中の安全確保のために処分場が有するべき役割または要件のことである。ただし、事業期間中の安全確保に対しては、閉鎖後長期の安全確保との区別を明確にするため、以後、「安全機能」という用語の代わりに「安全対策」という用語を使用する。

安全機能と技術要件の整備においては、国際的な地層処分の安全要件を示したIAEAの地層処分を含む放射性廃棄物管理の安全要件の基準（IAEA, 2006, 2011）や安全規制報告書（総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 2008）、「第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方」（原子力安全委員会, 2010）などを参考にした。また、技術要件の内容については、高レベル放射性廃棄物については第2次取りまとめを参考にした。このほかにも、余裕深度処分における地下施設の設計、品質管理および検査の考え方（土木学会, 2009a）を参考にした。

6.2.1 安全確保の対象と安全機能の設定の考え方

6.2.1.1 安全確保の対象

図 6.2.1-1 に放射線防護に関連する安全確保の基本概念と事業段階の関係を例示する。廃棄体受け入れから閉鎖までは、事業期間中の安全確保が対象であり、「作業時閉じ込め」、「放射線遮へい」とともに（総合資源エネルギー調査会, 2008）、「放射線被ばく管理」を基本的な安全対策の考え方とする。一方、閉鎖後については、「隔離」と「閉鎖後閉じ込め」をその基本概念とした。これらの概念は、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の両者で共通的に適用する。

		安全確保対策の対象期間	
		廃棄体受入～閉鎖まで	閉鎖後長期
安全確保の対象	事業期間中の安全確保 (放射線安全)	作業時閉じ込め (廃棄体密閉, 施設閉じ込め)	
		放射線遮へい (遮へい体の設置)	
		放射線被ばく管理 (管理区域設定, 被ばく管理, モニタリング)	
	閉鎖後長期の安全確保		隔離 (自然現象の回避, 人間接近抑制)
			閉鎖後閉じ込め (浸出抑制, 移行抑制, 移行経路形成抑制)

図 6.2.1-1 安全確保の基本概念と事業段階の関係

6.2.1.2 安全機能の設定の考え方

「安全機能」は、地層処分システムがどのようにして安全性を提供するかということ役割として表現したものであり、主に閉鎖後長期の安全評価においてシナリオを構築する際にシステムの安全性を概念的に説明するために利用されるとともに、設計や安全評価を進める上での共通的な考え方として利用されてきた (JNC, 1999a)。その考え方は、近年、セーフティケースを構築するための枠組みの中で、地層処分システムの概念的な説明と、処分場の設計や安全評価などの実際的な業務を直接対応させるための重要な要素として位置付けられている (OECD/NEA, 2009)。

わが国でも、安全機能に基づいた設計は、すでに第2次取りまとめや第2次 TRU レポートでも示されている。本節では、国際的な安全機能に関する議論の動向を踏まえ、第2次取りまとめ以降の技術開発の進展や科学的知見の拡充を踏まえて情報を集約し、安全機能を設定する。例えば、第2次取りまとめ以降の放射性廃棄物の処分に関する国際的な安全要件の考え方の整備 (IAEA, 2006, 2011)、わが国の原子炉等規正法の改正、第一種埋設規則の施行など、安全規制の考え方が整備されてきており、これらの考えも取り込んだ上で、安全機能の設定を実施する。

本書では、国際的な基準や規制機関の要件を事業に反映できるよう、以下のような考え方に基づいて安全機能を設定する。

- ・ 隔離や閉じ込めのような地層処分の安全原則に基づいて、多重バリアシステムを構成する各バリア (例えば、天然の岩盤、オーバーパック、緩衝材など) の安全確保上の役割を「安全機能」として記述する。
- ・ 設計では、「安全機能」を確保することを方針とし、設計上の要件と関連付け、さらにはその数値的な目標を設定することで、設計の基準とする。
- ・ 安全評価では、サイトの地質環境や処分場の設計に基づく多重バリアシステムが、長期的な変遷を考慮しても、技術的な要件を満足するだけの安全機能を発揮しうるか否かを分析する。

また、地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物は、廃棄体特性の違いや人工バリアの構成など概念的な違いはあるが、その基本となる地層処分の安全確保の考え方には共通する部分が多い。従って、安全機能の整備においても、基本的な設定の考え方や枠組みについては共通のものとして適用する。

6.2.2 閉鎖後長期の安全確保の要件

地層処分の目標は、放射性廃棄物が処分場閉鎖後の将来にわたって人間とその生活環境に影響を及ぼさないようにすることである。そのため、放射性廃棄物を安定な地下深部に埋設し、また、人工バリアと天然バリアから構成される多重バリアシステムによってその機能を担保する(3.1 参照)。これらの二つを地層処分の安全の基本概念と位置付け、そのイメージを図 6.2.2-1 に示す。図中、前者の生活環境と放射性廃棄物との距離を「隔離」として矢印で示し、後者の放射性物質を廃棄物の周辺に長期間閉じ込める「閉鎖後閉じ込め」を図中の波線の円で示した。

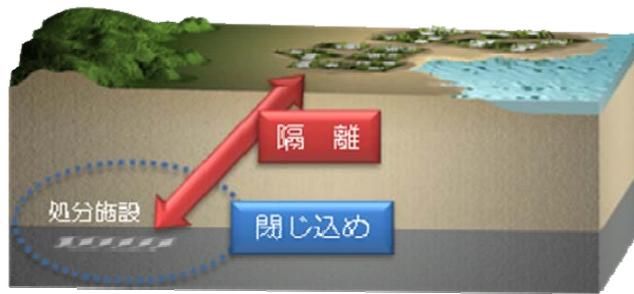


図 6.2.2-1 閉鎖後長期の安全確保のための「隔離」と「閉鎖後閉じ込め」の基本概念的イメージ

「隔離」とは、廃棄物および付随する危険性を人間社会から十分に遠ざけ、地下深部に保持することである (IAEA, 2006, 2011)。すなわち、生活環境から十分離れた安定な地下深部に廃棄物を埋設し、侵食のような地形変動から防護すること、および地層が障壁となって偶発的な人の接近の可能性を最小にし、人が特殊な技術を用いることなしには廃棄物に接近することを困難にすることである (総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会, 2008)。

「閉鎖後閉じ込め」とは、廃棄物からの放射性物質の放出および分散を防止あるいは抑制し、地下深部にとどめることである (IAEA, 2006, 2011)。また、放射能の大部分、特に短寿命核種の有する放射能の大部分が減衰するまで放射性物質を閉じ込めること、ほとんどの長寿命核種の生活環境までの移行に非常に時間がかかるようにすることで、その間に放射能の大部分が減衰することである (総合資源エネルギー調査会, 2008)。

以上の考え方は、対象とする廃棄物 (高レベル放射性廃棄物および地層処分低レベル放射性廃棄物) および地質環境特性によらず、地層処分に共通の安全確保の考え方である。

これらの「隔離」、「閉鎖後閉じ込め」に関する措置が相互補完的に働き、その将来における放射線学的な影響が低くなるように工学的な対策をとる。その具体的な手段として、多重バリアシステムを構築する。安全確保の基本概念を設計として具体化するために、多重バリアシステムの安全機能を設定し、その安全機能が確保されるよう技術要件を設定する (図 6.2.2-2)。

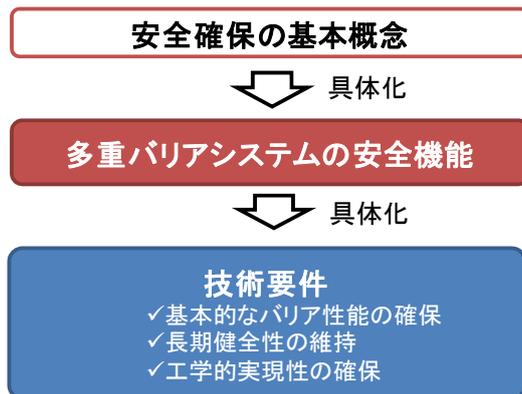


図 6.2.2-2 安全確保の基本概念，安全機能および技術要件の関係

6.2.2.1 高レベル放射性廃棄物の多重バリアシステムの安全機能

表 6.2.2-1 に閉鎖後長期の安全確保の基本概念とした「隔離」，「閉鎖後閉じ込め」と「安全機能」の関係を示す。

「隔離」に関する安全機能のうち、「地質の長期的な変動からの防護」については、第5章で述べた火山・火成活動，地震，断層活動，隆起・侵食などの自然現象による地層処分システムへの大きな影響を回避できるよう，地下深部に安定な地質環境を有する地域を選定することにより確保する。また、「人の接近の抑制」については，地下深部に廃棄物を埋設することで，人の接近の可能性を低くすることと，また，経済的に価値の高い鉱物資源が存在する地域を含めないようにすることにより確保する。これらの隔離に関する安全機能は，地質環境が有する特性を安全確保上の役割として期待するものであり，地質環境の調査・評価を通じて確認する。

一方で、「閉鎖後閉じ込め」に関しては，廃棄体からの放射性物質の浸出を抑制し，かつ，浸出した放射性物質の移行を抑制し，大部分の放射性物質を廃棄物とその周辺に閉じ込めるための対策を施す。このため廃棄体周辺の人工バリアの設置と埋め戻し材やプラグ設置などの閉鎖措置，および天然バリアが有する特性にも期待して閉鎖後閉じ込めの機能を確保する。

表 6.2.2-1 閉鎖後長期の安全確保の基本概念と安全機能

基本概念	安全機能	安全機能の説明
隔離	地質の長期的な変動からの防護	生活環境から十分離れた安定な地下深部に廃棄物を埋設し，侵食のような地形の変化から防護すること
	人の接近の抑制	偶発的な人の接近の可能性を低減するため，人が特殊な技術を用いることなしには廃棄物に接近することが困難であること
閉鎖後閉じ込め	放射性物質の浸出抑制	廃棄体からの放射性物質の浸出を抑制することで，地下水への放出率を低下させること
	放射性物質の移行抑制	浸出した放射性物質の移行を抑制することにより，放射性物質移行率を低下させること

(1) 多重バリアシステムの安全機能と構成要素の関係

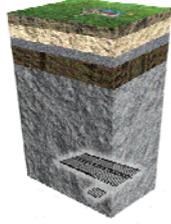
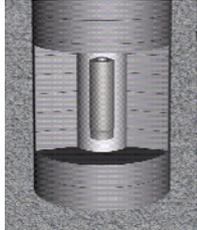
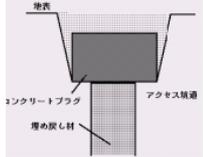
多重バリアシステムの安全機能は、まず、地下深部に埋設した放射性廃棄物から、放射性物質が地下水を介して移行し、最終的に人間の生活環境に影響を及ぼさないことを目標として、地下水を介した移行を低減する観点から設定した。

多重バリアシステムは、人工バリアと天然バリアにより構成され、閉鎖後長期の安全性を確保するための種々の安全機能を有する。高レベル放射性廃棄物地層処分の人工バリアは、ガラス固化体をオーバーパックに封入した後、地下深部の安定で好ましい条件を有する地質環境に設置し、その周囲に緩衝材を施工することによって形成する（NUMO, 2004a）。なお、「隔離」については、適切なサイト選定により自然現象の著しい影響を回避した上で、処分深度を確保することで対処する。このため、以下では多重バリアシステムによる「閉鎖後閉じ込め」について技術要件を示す。表 6.2.2-2 には、安全機能とバリア構成要素との関係を示す。

「放射性物質の浸出抑制」においては、地下水との接触により廃棄体から放射性物質が浸出することを抑制することを目的として、安全機能を設定した。廃棄体であるガラス固化体はガラスの性質により放射性物質を物理化学的に安定に閉じ込め、地下水に溶けにくい性質を有する。また、IAEA（2006）では、閉じ込めにかかる要件において、発熱と放射能の減衰が十分でない期間は、放射性物質を閉じ込めるように人工バリアを設計することを要求している。また、ガラス固化体の発熱が著しい期間は、地下水の熱対流や緩衝材中に不飽和部が発生する可能性が考えられ、その結果、この期間の安全評価が複雑になる。そのため、短半減期の放射性物質の壊変に伴う発熱が著しい期間は、廃棄体と地下水とが接触しないようにこの安全機能を設定し、その対策として金属製オーバーパックを設ける。

「放射性物質の移行抑制」においては、廃棄体近傍に溶存する放射性物質の移流による移行、コロイド化した放射性物質の地下水中の移行などを抑制することを目的として、緩衝材に安全機能を持たせる。また、天然バリアについては、収着により放射性物質の移行を遅延するとともに、分散による移行率の低減を安全機能としている。このほか、地下深部の還元環境では、Npなどの一部の放射性物質の溶解度が極めて低く制限されるため、これらも放射性物質の移行の抑制に寄与する。ただし、これらの機能は、設計で担保するものではなく、天然の岩盤が持つ特質として調査により確認し、適切なサイトを選定することにより確保した上で、安全評価に反映する。また、廃棄体の埋設のために建設した坑道類が放射性物質の卓越した移行経路とならないよう、閉鎖用のプラグや埋め戻し材を施工する。

表 6.2.2-2 高レベル放射性廃棄物の安全機能と構成要素の関係

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

(2) 多重バリアシステムの構成要素の技術要件

表 6.2.2-3 に技術要件の設定の考え方を示す。技術要件は、基本的なバリア性能の確保、バリアの長期健全性の維持および工学的実現性の確保の3種類に分類して設定する。

基本的なバリア性能とは、安全機能に直接的に関係するもので、安全確保の観点から必要な性能と定義し、その性能を確保するように技術要件を設定する。バリアの長期健全性とは、閉鎖後長期の間にバリア特性が変化しても、基本的なバリア性能が維持できる状態と定義する。地質環境特性や廃棄体からの発熱などに起因する人工バリア材料の変質など、長期的な材料特性の変化により、安全確保に必要なバリア性能が損なわれないように技術要件を設定する。工学的実現性の確保とは、上記の技術要件を満足する範囲において、バリアの製作性や施工性、品質管理、コストが過大とならないことと定義し、実際にバリアを合理的に施工できるようにする観点から、技術要件を設定する。なお、バリアの長期健全性の維持と工学的実現性の確保にかかわる技術要件は、基本的なバリア性能に対して従属的に設定する。

表 6.2.2-3 技術要件の設定の考え方

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

以下に示す技術要件は、第2次取りまとめの設計要件の記述に基づいて、多様な地質環境に対応できるように設定したものである。なお、技術要件の設定においては、第2次取りまとめ以降の人工バリア材料の特性や長期挙動の現象理解の進展（6.6.2 参照）を考慮した。

(i) 天然バリア

天然バリアに設定している安全機能（地質の長期的な変動、人の接近の抑制、収着による放射性物質移行の遅延、分散による移行率の低減）は、天然の岩盤が持つ特性である。そのため、後述の人工バリアのように技術要件は設定せず、今後、サイト調査においてこれらの安全機能に関連する特性を調査・評価し、安全機能として期待できることを示していく。

隔離に関連する地質の長期的な変動、人の接近の抑制については、サイト選定時に自然現象の著しい影響が明確な地域や、経済的に採掘が可能な鉱物資源の分布する地域を含めないように調査地区を選定することが基本方針である（NUMO, 2004b）。その上で、放射性廃棄物を安定して隔離し、

廃棄物に含まれる放射性物質を閉鎖後の長期間にわたり閉じ込めるのに有効な特性を有する岩盤（以下、母岩という）を選ぶ。そこで、母岩の好ましい特性を表 6.2.2-4 に示す。

表 6.2.2-4 母岩の好ましい特性

分類	好ましい特性
熱環境	閉鎖後の処分場の温度が低いこと
力学場	坑道の力学的安定性が確保できるとともに、閉鎖後の処分場とその周辺の力学場が人工バリアの安定性に適していること
水理場	閉鎖後の処分場とその周辺の地下水流束が小さく、緩慢であること
化学環境	閉鎖後の処分場とその周辺の化学的な環境が放射性物質の難溶解性と人工バリアの安定性に適していること

このほか事業工程や経済性の観点、所定の廃棄体数量を収容できる地層・岩体の分布状況などについて検討し、母岩を選定する。母岩の選定は調査、設計、安全評価の連携により行う（8.3.7 参照）。

(ii) ガラス固化体

ガラス固化体には、「ガラスマトリクスによる浸出抑制」の安全機能を期待している。ガラス固化体は、NUMO が実施する地層処分事業の設計項目には含まれないが、処分施設の設計および安全評価の入力情報となるので、ガラス固化体の基本特性や受入時の管理項目について述べる。

ガラス固化体は、使用済燃料の再処理の過程で発生する高レベル放射性廃液をステンレス製キャニスタ（円筒状の容器）内にガラス固化したものである。ガラス固化体の重量、寸法については図 2.1.2-2 に示したとおりである。炉取り出し後 4 年で再処理し、貯蔵期間 50 年の標準的なガラス固化体の発熱量と放射能の経時変化を図 6.2.2-3 に示す。

放射能の経時変化においては、処分後数百年までは、比較的半減期の短い核分裂生成物である Cs-137 (Ba-137m) や Sr-90 (Y-90) のような放射能が支配的であるが、数百年以降ではアクチノイド放射性物質である Am-241 が支配的となる。さらに数千年以降では、より半減期の長い核分裂生成物である Tc-99 や Zr-93 およびアクチノイド放射性物質の放射能が支配的となる。発熱量の経時変化においても処分後百年程度までは、Cs-137 (Ba-137m) や Sr-90 (Y-90) の寄与が支配的であるが、数百年から数千年までは Am-241 が支配的に寄与する。

処分場の設計および安全評価において必要なガラス固化体の特性については、処分場受け入れ時に想定される要件などの検討が進められており、表 6.2.2-5 に示すとおりである（日本原子力学会，2010）。ガラス固化体の仕様設定と製造は、発生者側（電力会社、原燃、JAEA）において実施されることから、NUMO がガラス固化体を受け入れる際には、表 6.2.2-5 に示した特性データが取得されていること、また、運転管理などの情報に基づき設定されたデータについては、その評価方法や設定方法の妥当性について確認を行う。

なお、日本原燃（株）六ヶ所再処理工場のガラス固化設備のアクティブ試験を実施した際に、キャニスタへのガラス充填の際に低粘性流体の流下が認められ、イエローフェーズ（モリブデン酸塩を主成分とする結晶相）が発生したと判断されている（日本原子力学会，2008）。これまでのところ、

仮にイエローフェーズを少量含むガラス固化体が地層処分されることを想定しても、多重バリアシステムの相互補完性により、システム性能全体に重大な影響を及ぼさないと判断されている（日本原子力学会，2008）（6.6.2.1（2）参照）。このような、ガラス固化体の製造プロセスにおける運転状態の逸脱（変動）により、当初目指していた品質と特性が一部異なるガラス固化体、あるいはガラス固化設備の熔融炉運転立ち上げ時や洗浄運転時に発生するガラス固化体（日本原子力学会，2010）については、その特性を十分把握した上で、今後、処分における対応を検討することとし、以下では、通常のプロセスを経て製造されたガラス固化体を前提として検討した結果を述べる。

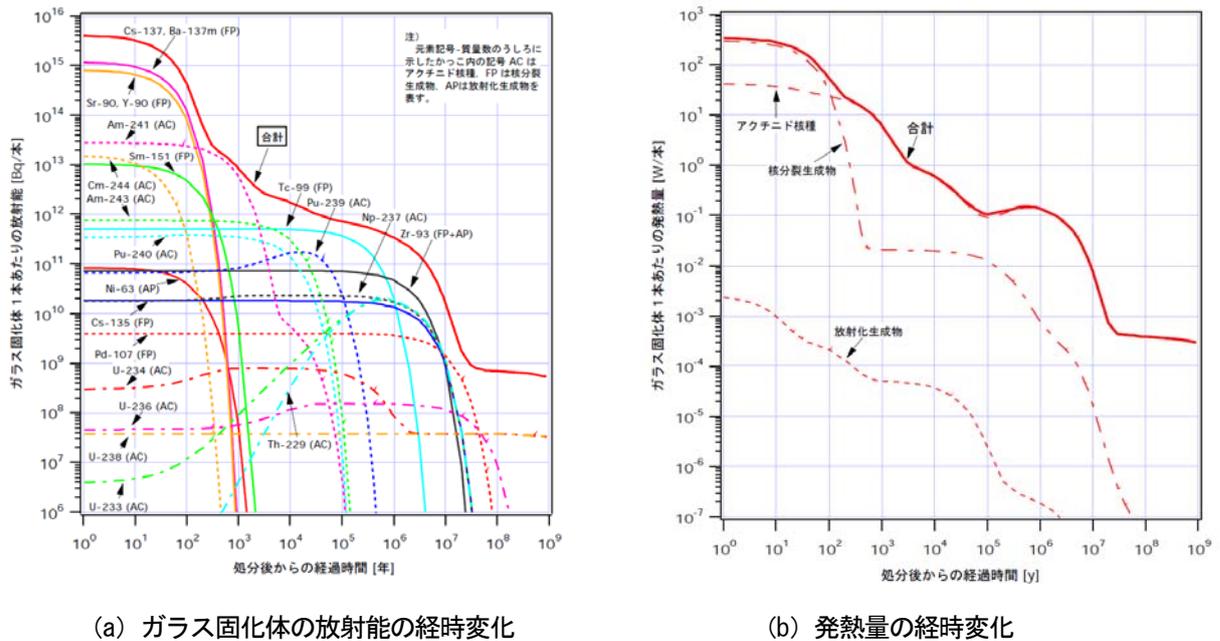


図 6.2.2-3 ガラス固化体廃棄体特性
（出典：JNC，1999b）

表 6.2.2-5 ガラス固化体の特性
（日本原子力学会，2010 を一部修正）

放射性物質濃度	固化ガラス熱特性（熱容量，熱伝導度）
高レベルガラス固化体表面線量率	固化ガラス密度
固化ガラス化学組成	キャニスタ材質
発熱量（発熱核種インベントリ）	キャニスタ寸法・形状
高レベルガラス固化体重量	キャニスタ溶接部の健全性（胴部）
プレナム部容積	キャニスタ母材の健全性
表面汚染密度	キャニスタ強度
固化ガラス重量	キャニスタ熱特性
固化ガラス寸法（外径・高さ）	キャニスタ溶接部の健全性（蓋部）
固型化の状態（均質性）	破損・欠陥がないこと（外観）
固化ガラス破碎係数	整理番号
固化ガラス浸出速度（溶解速度）	整理番号の表示方法・位置
最低結晶化温度	—

(iii) オーバーパック

オーバーパックには、「発熱が著しい期間の廃棄体と地下水の接触防止」の安全機能を設定している。表 6.2.2-6 には、オーバーパックの基本的なバリア性能の確保に関する技術要件を示す。安全機能に影響を与える事象としては、オーバーパックの貫通孔の発生や力学的な変形、破壊による機能の喪失がある。これらの懸念事象による影響を防止あるいは低減するような対策として、バリア性能の確保のための技術要件を設定する。なお、ここで示した技術要件は、第2次取りまとめ(JNC, 1999b)で示されたオーバーパックの設計上考慮すべき項目(設計要件)を基本とし、技術要件の考え方(表 6.2.2-3)に基づいて、設定したものである。

基本的なバリア性能の確保の技術要件としては、「耐食性」、「構造健全性」、「溶接部耐食性・構造健全性」を設定した。これらの要件に基づいて、オーバーパックの材質選定、構造、溶接方法の選定などの設計を実施する。

- 「耐食性」の技術要件については、オーバーパックの定置後の腐食により、安全機能が損なわれないように、適切な対策を設定する。例えば、建設、操業段階に地下に流入し、残存した酸素による腐食、酸素消費後の水による全面腐食などが腐食現象として考えられている(6.6.2.2 参照, JNC, 1999b)。また、ガラス固化体からの放射線により、地下水が放射線分解し発生した酸化性化学種の影響による不動態化の可能性(6.6.2.2 (3) 参照)などについても、設計上の対応を講じる(6.3 参照)。
- 「構造健全性」の技術要件については、地下環境において、埋設後に作用するさまざまな応力に対して、オーバーパックが機械的に破損しないように対策を講じる。オーバーパックに作用する応力の要因としては、水圧、地圧などの処分深度に依存する圧力や、岩盤のクリープ変形などに起因する応力、また腐食膨張に伴い緩衝材が圧密され、その反作用として現れる圧密反力、緩衝材の膨潤圧などが挙げられる。なお、緩衝材が変形することにより、これらの応力の要因を緩和できるため(JNC, 2005)、緩衝材の技術要件として、「オーバーパックの保護(物理的緩衝性)」を設定した。
- 「溶接部耐食性・構造健全性」の技術要件については、オーバーパックの溶接部が物理的にも化学的にも弱部となって、オーバーパックの放射性物質の溶出抑制の安全機能が損なわれないように溶接方法を選定する(6.6.4.2 参照)。

表 6.2.2-6 オーバーパックの技術要件(基本的なバリア性能の確保)

安全機能		技術要件	技術要件の説明	設計項目
放射性物質の浸出抑制	発熱が著しい期間の地下水接触の防止	耐食性	所定の期間、腐食により安全機能が損なわれないこと	オーバーパックの設計(材料設計、形状・厚さの設計)
		構造健全性	埋設後作用する機械的荷重に対して構造健全性を維持すること	オーバーパックの設計(材料設計、形状・厚さの設計)
		溶接部耐食性・構造健全性	溶接部の機械強度、耐食性が母材と比較して著しく劣らないこと	オーバーパックの溶接設計(材料設計、蓋構造設計、溶接法、溶接条件)

オーバーパックスの長期健全性の維持の技術要件を表 6.2.2-7 に示す。これらの要件は、基本的な要件として表 6.2.2-6 に示した技術要件に対して、長期にわたって影響を与える可能性がある要因に対する要件（耐熱性、耐放射線性、残置物の相互作用の影響低減、バリア材料間の相互作用の影響の低減）、およびほかのバリアの保護の要件（ガラス固化体の過熱防止）として設定した。また、工学的実現性の確保の技術要件を表 6.2.2-8 に示す。これらの各技術要件の設定の詳細については、NUMO（2011a）に記述した。

表 6.2.2-7 オーバーパックスの技術要件（長期健全性の維持）

技術要件	技術要件の説明	設計項目
耐熱性	廃棄体からの発熱により耐食性や強度が著しく低下しないこと	オーバーパックスの設計 (材料設計)
耐放射線性	放射線脆化が著しくないこと	オーバーパックスの設計 (材料設計)
残置物との相互作用の影響の低減	コンクリートなどの残置物との相互作用により安全機能が著しく低下しないこと	坑道の設計 (支保工の材料設計)
バリア材料間の相互作用の影響の低減	人工バリア材料間の相互作用により安全機能が著しく低下しないこと	オーバーパックスの設計 (材料設計)
ガラス固化体の過熱の防止	良好な熱伝導性を有すること	オーバーパックスの設計 (材料設計, 形状・厚さの設計)

表 6.2.2-8 オーバーパックスの技術要件（工学的実現性の確保）

技術要件	技術要件の説明	設計項目
製作性	既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術に基づいた構造であること	オーバーパックスの設計 (材料設計, 形状・厚さの設計)
遠隔封入性	ガラス固化体の遠隔操作による封入が、既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により、ガラス固化体の安定な形態を損なうことなく可能な構造であること	オーバーパックスの設計 (材料設計, 形状・厚さの設計) 溶接装置の設計
遠隔定置性	廃棄体の遠隔操作による定置が、既存の技術もしくは近い将来実現可能と考えられる技術により、ガラス固化体の安定な形態を損なうことなく可能な構造であること	オーバーパックスの設計 (形状・厚さ・把持部の設計) 搬送・定置装置の設計
品質確認性	遠隔封入時および遠隔定置時に、所定の品質の確認技術を有すること	溶接検査装置の設計 搬送・定置装置の設計

(iv) 緩衝材

緩衝材は過去の検討経緯を踏まえ、ベントナイトを主とする材料を圧縮成形したものを前提として技術要件を設定する。緩衝材の安全機能としては、「移流による移行抑制」、「コロイド移行の防止・抑制」、「収着による放射性物質の移行遅延」を設定している（表 6.2.2-2）。これらの安全機能が確保されるように、緩衝材の基本的なバリア性能として、表 6.2.2-9 に示すように低透水性、コロイドろ過能、収着性といった技術要件を設定する。

なお、ここで示した技術要件は、第2次取りまとめで示された緩衝材の設計上考慮すべき項目（設計要件）を基本としており、技術要件の考え方（表 6.2.2-3）に基づいて、その後の知見の進展なども考慮して設定したものである。これらの要件に基づいて、緩衝材の材料設計、形状、厚さの設計を行う。

表 6.2.2-9 緩衝材の技術要件（基本的なバリア性能の確保）

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

- ・ 「低透水性」の技術要件は、緩衝材が有する低透水性を活かし、周囲の動水勾配がある程度大きくなっても、緩衝材中の物質移行が拡散により支配され、移行が抑制されるように材料組成と緩衝材の乾燥密度を高く設定する。
- ・ 「コロイドろ過能」の技術要件は、廃棄体から浸出した放射性物質がコロイド化する場合に、コロイドの移行を物理的に防止または抑制するための対策である。このため、コロイドのろ過能が確保されるように、緩衝材中の空隙がコロイドをろ過できる大きさ以下となるように乾燥密度を高く設定する。
- ・ 「収着性」の技術要件については、緩衝材の有する収着能力を活かし、放射性物質の拡散による移行を遅延する。

緩衝材の長期健全性の維持の技術要件を表 6.2.2-10 に示す。これらの要件は、表 6.2.2-9 に示した基本的な技術要件に対して、長期にわたって影響を与える可能性がある要因に対する要件（自己修復性、耐熱性、耐放射線性、緩衝材流出の抑制、残置物との相互作用の影響の低減、バリア材料間の相互作用の影響の低減）、およびほかのバリアの保護（ガラス固化体の過熱防止、オーバーパックスの保護、オーバーパックスの沈下防止）を目的として設定した。なお、施工時の隙間の充填（自己シール性）の技術要件は、緩衝材の安全機能が実現するには、施工時の隙間が緩衝材により充填されることが前提となることから設定した。

工学的実現性の確保の技術要件を表 6.2.2-11 に示す。これらの長期健全性の維持および工学的実現性の技術要件は、表 6.2.2-10 に示した緩衝材の安全機能と技術要件のすべてに関連しているため、緩衝材の設計では、基本的なバリア性能が確保されるように設計した上で、長期健全性と工学的実現性の技術要件についてその影響などを評価して設計に反映する（6.3.2 参照）。各技術要件の設定の詳細については NUMO（2011a）に記述した。

表 6.2.2-10 緩衝材の技術要件（長期健全性の維持）

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

表 6.2.2-11 緩衝材の技術要件（工学的実現性の確保）

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

(v) 埋め戻し材・プラグ

処分場の閉鎖措置は、処分場の建設や操業に用いたアクセス坑道や、ボーリング孔を埋め戻すことにより完了する。埋め戻されたアクセス坑道が卓越した移行経路とならないよう、アクセス坑道には埋め戻し材と止水プラグ（低透水性を期待するプラグ）および必要により力学プラグ（止水プラグを力学的に支持するプラグ）を設置する。埋め戻し材とプラグの基本的な技術要件を表 6.2.2-12 に示す。

表 6.2.2-12 埋め戻し材・プラグの技術要件（基本的なバリア性能の確保）

安全機能		技術要件	技術要件の説明	設計項目
放射性物質の移行抑制	アクセス坑道およびその周辺が卓越した移行経路となることの抑制	坑道に沿った移行経路の形成抑制	坑道に沿った地下水の卓越した水みちの発生を抑制すること	埋め戻し材の設計 (材料設計) 止水プラグの設計 (材料設計, 配置設計) 力学プラグの設計 (材料設計, 配置設計)

埋め戻し材は、ベントナイトを主とする材料と現地で発生した掘削土を混合し締め固めたものを前提とした。ただし、掘削土が埋め戻し材として適さない場合には、別途、搬入する材料の特性を考慮して、埋め戻し材の仕様を設定する。アクセス坑道途中に放射性物質の移行経路となる亀裂が存在するといった場合では、坑道に沿った移行経路の形成抑制が必要になり、その亀裂と隔離するために止水プラグの設置などが考えられる。止水プラグの材料は粘土系材料を候補としている。

このほかにも閉鎖時に施工するプラグとしては、坑口プラグもある（NUMO, 2004a）。埋め戻し材とプラグの長期健全性の維持について、および工学的な実現性の確保に関する各技術要件についてはNUMO（2011a）にその詳細を示している。

6.2.2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の安全機能

(1) 地層処分低レベル放射性廃棄物のグループ

地層処分低レベル放射性廃棄物は、特性の異なるさまざまな廃棄物で構成され、高レベル放射性廃棄物に比べて放射能レベルや発熱量が低いといった特徴を有している。そのため、処分を合理的に行う観点から、地層処分低レベル放射性廃棄物は、その特性に応じて、廃銀吸着材を主要な廃棄物とするグループ1、ハル・エンドピースを主要な廃棄物とするグループ2、硝酸塩を含む廃棄物をまとめたグループ3、そのほかの廃棄物をまとめたグループ4の四つのグループに分類されている（図 2.2.3-2）。これら地層処分低レベル放射性廃棄物の廃棄体特性（内訳、物量、放射性物質ごとの放射線量、発熱量など）についてはNUMO（2011b, 2011c）に示している。

(2) 閉鎖後長期の安全性の要件と多重バリアシステムの構成要素の関係

地層処分の安全確保の考え方は、廃棄体特性や地質環境特性によらず地層処分低レベル放射性廃棄物においても共通である。ここでは、NUMO（2011b）で記述されている地層処分低レベル放射性廃棄物の地層処分の安全確保の考え方と幅広い地質環境に対応するための対策に基づいて、高レベル放射性廃棄物の表 6.2.2-2 と同じ構成で、安全機能と構成要素の関係を示す。

地層処分低レベル放射性廃棄物処分場は、高レベル放射性廃棄物処分場と比べ、以下のような特徴を有している（NUMO, 2011b）。

- ・ 地層処分低レベル放射性廃棄物は、高レベル放射性廃棄物に比べて発生量が多いものの、比較的発熱量が小さいことから、廃棄体を大断面坑道内に集積して処分することが可能である。
- ・ 廃棄物の特性（含まれる放射性物質のインベントリ、固化形態、発熱特性など）が多様であることから、その特性に応じたグルーピングを行い、各々に適した人工バリア構成とすることが合理的である。

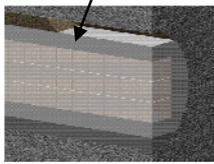
地層処分低レベル放射性廃棄物処分場は、廃棄体、充填材、構造躯体、緩衝材、埋め戻し材、支保工で構成されている。このうち、人工バリアとして、閉鎖後閉じ込めの機能を設定する構成要素は、充填材、緩衝材および埋め戻し材である（図 2.2.4-4）。ただし、廃棄体や構造躯体であっても、セメント系材料などを利用する場合には、収着などの機能を期待できる可能性があると考えている。表 6.2.2-13 には、グループごとの多重バリアシステムの安全機能とバリア構成要素の関係を示す。

現在基本としている地層処分低レベル放射性廃棄物の処分概念では、グループ 1 および 2 に対しては緩衝材を設置することで、「放射性物質の移行抑制」の安全機能のうち「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止・抑制」の機能を設定できるようにしている。これは、グループ 1 および 2 は、人工バリアや天然バリアへの収着性が低い放射性物質を多く含んでいるためである。また、セメント系材料中では、コロイドによる移行の可能性は低いと考えられているが、緩衝材の設置により、「コロイド移行の防止・抑制」の機能も期待している（NUMO, 2011b）。一方、天然バリアに対しては「収着による放射性物質移行の遅延」、「分散による移行率の低減」、「アクセス坑道に沿った移行経路の形成抑制」の安全機能を、すべてのグループに対して設定している。また、「卓越した移行経路の形成抑制」の安全機能についても、すべてのグループに対して設定している（6.2.2.2 参照）。

以上の処分概念に加え、NUMO（2011b）では、より幅広い地質環境に対応する代替的な処分概念について述べている。グループ 1 に対しては、現在のセメント固化体を、放射性物質の浸出率が低い代替的な廃棄体に変更することが検討されている。代替技術としては、現在、岩石固化技術、BPI ガラス固化技術、アルミナセメント固化技術の検討が進んでいる（NUMO, 2011b）。グループ 2 に対しては、閉じ込め機能を有する容器を利用することで、放射性物質の浸出抑制（閉じ込めによる放射性物質の減衰）の安全機能を設定する。容器としては高強度高緻密コンクリートまたはチタン合金を用いた容器が検討されている（NUMO, 2011b）。グループ 3, 4 については、充填材に加え、緩衝材を設置することによる放射性物質の移行抑制も技術的なオプションの例として挙げている（NUMO, 2011b）。

なお、地層処分低レベル放射性廃棄物の構成要素に対する技術要件については、NUMO（2011b）の各構成要素の設計の項に示している。

表 6.2.2-13 地層処分低レベル放射性廃棄物の安全機能と構成要素の関係

基本概念	安全機能		廃棄体グループ				構成要素	
			1	2	3	4		
隔離	地質の長期的な変動からの防護		●	●	●	●	天然バリア	
	人の接近の抑制		●	●	●	●		
閉鎖後閉じ込め	放射性物質の浸出抑制	固化マトリクスによる浸出抑制	●*				廃棄体	
		閉じ込めによる放射性物質の減衰		●*			廃棄体パッケージ	
		放射性物質漏えい開始の遅延			●*	●*	廃棄体パッケージ	
	放射性物質の移行抑制	放射性物質の溶解度制限		●	●*	●*	還元環境を保つことなどにより機能として発現	
		移流による移行の抑制	●	●	●*	●*	緩衝材	
		コロイド移行の防止・抑制	●	●	●*	●*		
		収着による放射性物質移行の遅延	●	●	●	●	充填材	
		分散による移行率の低減	●	●	●	●	天然バリア	
		アクセス坑道に沿った移行経路の形成抑制	●	●	●	●		

● : 安全機能と廃棄体グループごとの構成要素の関係箇所
 * 代替概念を採用した場合に設定できる安全機能

6.2.2.3 併置処分の考え方

高レベル放射性廃棄物処分場と地層処分低レベル放射性廃棄物処分場を併置する場合には、併置によって双方の処分場の閉鎖後長期の安全性が損なわれないことが要件である。現状では、高レベル放射性廃棄物処分場と地層処分低レベル放射性廃棄物処分場の廃棄体と人工バリアの仕様および

地下施設形状の違いなどから建設・操業・閉鎖をそれぞれ独立したエリアで行うこととしている。このため、併置処分による閉鎖後長期の安全性が損なわれないという要件に対しては、両処分場が互いに影響を及ぼす可能性が小さいと考えられる十分な距離を確保することにより対応する。影響を及ぼす因子としては、熱、化学（有機物、硝酸塩、高アルカリ性地下水）などを考慮する（原子力委員会、2006）。

6.2.3 事業期間中の安全確保の要件

第3章に述べたように、閉鎖までの事業期間においては、処分施設の建設や操業などに従事する作業者はもとより、周辺地域の一般公衆の安全を確保する。この期間の安全確保の対象を「放射線安全」、「一般労働安全」、「環境保全」に分類し、その要件について述べる。なお、地層処分低レベル放射性廃棄物の事業期間中の安全確保に関する安全機能と処分場構成要素の関係は高レベル放射性廃棄物の処分場とその基本的な考え方は同じである。

6.2.3.1 放射線安全の安全対策の考え方

(1) 操業期間中の放射線防護の基本的な考え方

操業期間中は、輸送されてきた廃棄体の受け入れ・検査の工程、容器封入・検査の工程、廃棄体の搬送定置作業の工程などにおいて、放射線安全上の対策を講じる。潜在的な危険性としては、廃棄物からの外部放射線および廃棄物から漏えいした放射性物質の摂取による地域住民および作業従事者の被ばくであり、そのための安全対策を講じる。放射線防護の考え方は、「操業時閉じ込め」と「放射線遮へい」を基本的な考え方とする（表 6.2.3-1）。

「操業時閉じ込め」とは、閉鎖までの操業期間中において放射性物質を限定された区域に閉じ込め、施設外への放出を防止する。「放射線遮へい」とは、廃棄物からの放射線による地域住民および作業従事者の被ばくを合理的に十分低減する措置をいう。廃棄体からの放射能レベルに応じて適切な遮へい体を設置することで、空間線量率を低減する。これらの基本的な概念に基づいた安全対策が確実に機能することで、操業期間中に地域住民および作業従事者が受ける影響を合理的に達成可能な範囲で低くするよう遮へい設備、放射線管理設備の設置など必要な対策を実施する。また、これらの放射線安全の対策に加え、「放射線被ばく管理」を実施することにより、操業期間中の放射線安全を確保する。

(2) 操業期間中の放射線被ばく管理

「放射線被ばく管理」の目的は、操業時閉じ込めや放射線遮へいの安全対策に加え、運用面から放射線被ばくの可能性を低減することが目的である。「放射線被ばく管理」の考え方は、原子力施設と同様であり、管理区画設定、放射線モニタリング、人の出入り管理、物品の搬出入管理などを実施する。「実用発電用原子炉の設置、運転などに関する規則の規定に基づく線量限度などを定める告示」（経済産業省、2001）では、放射線管理区域（以下、管理区域という）を設定し、放射線業務従事者に対する適正な放射線防護を目的とした放射線被ばく管理の実施を定めている。

地層処分対象の廃棄物は、廃棄体受入時に表面汚染の有無などを確認し、廃棄体容器の密閉性（閉じ込め）が確認されたものだけを受け入れる。そのため、通常時には放射性物質の吸入・経口摂取のリスクを排除することができる。一方で、高い放射能を有していることから、確実な遮へい対策を施し、管理区域を設定し、遠隔操作などにより放射線取り扱い作業時間を短縮し、作業従事者の

被ばくリスクを低減する。また、作業期間中は、作業従事者の被ばく管理を実施し、施設内はもちろんのこと、敷地の境界などの野外においても放射線モニタリングを実施する（表 6.2.3-1）。

(3) 作業期間中の放射線防護の安全対策の考え方

放射線防護の概念に基づき、処分場が有すべき安全確保上の役割を「安全対策」として表 6.2.3-1 に示す。「廃棄体からの放射性物質の漏えいの防止」に関しては、廃棄体自身に放射性物質を閉じ込めることを期待するが、廃棄体を容器などに封入することによる漏えいの防止も考慮する。「施設外への放射性物質の過大な放出の防止」に関しては、先の廃棄体からの漏えいの防止の機能が失われた場合の機能であり、漏えいの可能性とその影響の程度を評価し、施設ごとに対策を講じる。「放射線の遮へい」については、廃棄体の外側に適切な遮へい体を設置することで安全を確保する。「放射線管理区域の設定」は、放射線管理を適切に実施するための措置として地上施設、地下施設、作業施設・設備の設計の段階から考慮する。

表 6.2.3-1 放射線防護に関する基本的な安全対策

基本概念	安全対策	説明
作業時 閉じ込め	廃棄体からの放射性物質の漏えいの防止	作業期間中において廃棄体からの放射性物質の漏えいを防止すること
	施設外への放射性物質の過大な放出の防止	作業期間中において放射性物質取り扱い施設からの放射性物質の過大な放出を防止すること（廃棄体受入時）
放射線 遮へい	放射線の遮へい	廃棄体からの外部放射線による空間線量率を遮へいにより低減すること
放射線 被ばく管理	放射線管理区域の設定	放射線管理区域を設定すること
	モニタリング・被ばく管理	作業従事者の被ばく管理、管理区域および敷地周辺において放射線モニタリングを実施すること

(4) 異常事象に対する安全対策の考え方

「異常事象」とは、通常の作業状態から逸脱させるような何らかの要因が施設もしくは廃棄体に加えられた事象と定義する。例えば、地上、地下施設では廃棄体の落下・転倒や衝突などが挙げられる。「事故」とは、異常が拡大して施設から外に放射性物質が放出される事象とする。図 6.2.3-1 には、異常事象の要因から事故に発展するまでの経過を模式的に示す。

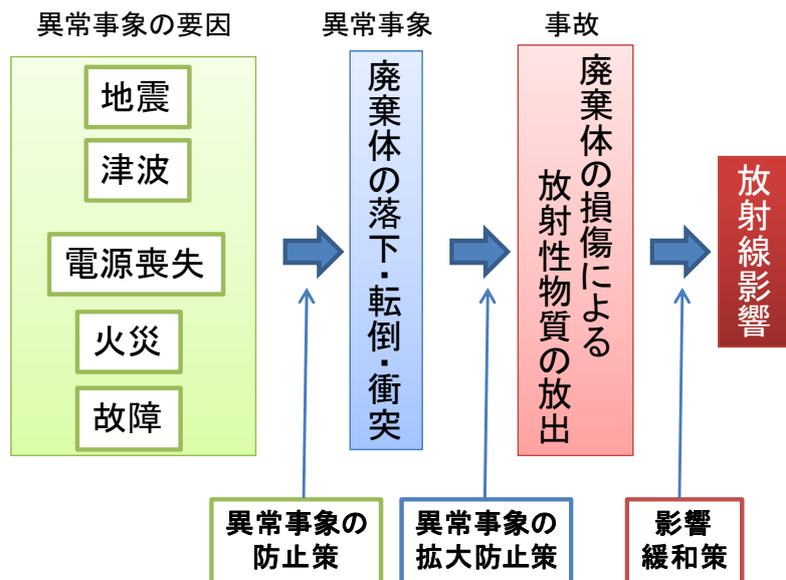


図 6.2.3-1 地層処分の放射線防護上の事故と異常事象の要因の関係

地震、火災、津波、電源喪失などの異常事象の要因を起点として、最終的に事故まで発展するには、操業中に廃棄体が装置から逸脱し落下、転倒、あるいは搬送装置の逸走などにより施設壁面に衝突するような異常事象が発生し、さらに廃棄体が損傷するなどして、漏えいした放射性物質が空气中に放出されるという過程を経る。従って、異常事象に対する安全対策の考え方は、廃棄体の落下・転倒・衝突などの異常事象の発生防止対策を要因ごとに検討する。さらに異常が発生した場合に備えて放射性物質の飛散などを防ぐためのフィルタなどの除染機能を有した機器を含む換気系設備などによる異常拡大防止対策を施した上で、万が一、事故にまで発展した場合は、除染などの事故の影響緩和策を実施することを基本とする。

6.2.3.2 一般労働安全の安全対策の考え方

一般労働安全とは、放射線影響以外の災害に関して安全を確保するものであり、一般労働安全を確保する期間は、現地で地質調査などを開始する概要調査の段階から事業の廃止に至る期間が対象である。一般労働安全では、労働災害対策と作業環境対策を安全対策とした。労働災害対策においては、自然災害（地震、津波、土砂崩れなどを要因とする労働災害）および人的災害（坑道内の落盤、水没、火災、爆発、酸素不足などを要因とする労働災害）に対する安全対策を講じる。施設の基本的な安全対策としては、災害の発生・拡大を防止する対策が要求されるとともに、災害時に労働者の人命が確保されるよう、避難経路の確保も要求される。作業環境とは、地下あるいは地上施設の環境（温度、湿度、酸素濃度、粉じん濃度、照度、騒音レベルなど）のことであり、安全対策はこれらの作業環境を労働に適するように改善または維持するために講じる。表 6.2.3-2 に安全対策の考え方を示す。

表 6.2.3-2 一般労働安全に対する安全対策の考え方

安全対策		説明
労働災害対策	災害の発生・拡大の防止	労働災害の要因となる事象の発生防止と拡大の対策を有すること
	災害時の避難経路確保	災害時の避難経路が確保されていること
作業環境対策	作業環境の維持	労働に適する環境を維持すること

6.2.3.3 環境保全対策の考え方

事業期間中の環境保全対策は、対策を施す環境要素を分類し、それぞれの環境要素に対して適切な対策を実施する（NUMO, 2004a）。基本的な考え方を以下に示す。

- ・ 事業の各段階を通じて処分場を建設する地域の環境に十分配慮する。
- ・ 事業の各段階で生じる環境への影響について、それぞれの段階の前段階で調査、予測および評価を行い、環境に与える影響をできる限り回避、低減するとともに、必要に応じて代償措置（復元、創出）をとることを含めた適切な保全措置を講ずることができるようあらかじめ準備を行う。
- ・ 当該段階においては実際にモニタリングなどを行ってその効果を確認し、必要があれば保全措置の改善もしくは追加の措置を講ずるといった計画的かつ柔軟に対応する。

対策を施す環境要素は、以下の環境要素を基本とし、表 6.2.3-3 に示す環境保全対策を行うことにより事業期間中の環境影響をできる限り回避、低減する。

- ・ 環境の自然的構成要素の良好な状態の保持；人の健康、生活環境および自然環境に影響を及ぼす環境要素
- ・ 生物の多様性の確保および自然環境の体系的保全；動物・植物・生態系を対象にした環境要素
- ・ 環境への負荷低減；事業実施により発生する環境への負荷を対象にした環境要素

表 6.2.3-3 環境保全対策の考え方

環境保全対策対象の環境要素		環境保全対策の説明	
環境の自然的構成要素の良好な状態の保持	大気環境	大気質	大気汚染物質の排出を低減する対策が施されていること
		騒音・振動	騒音・振動の対策が施されていること
		悪臭	悪臭物質の発生を低減する対策が施されていること
	水環境	水質	水質汚染物質の排出を低減する対策が施されていること
		地下水	周辺環境に著しい影響を与える地下水位低下や地下水水質変化を低減する対策が施されていること
	土壌環境・その他	地形・地質	保全対象の地形・地質に影響を与えない対策が施されていること 地盤沈下などの有意な発生を低減する対策が施されていること
土壌		土壌汚染の影響を低減する対策が施されていること	
生物の多様性の確保および自然環境の体系的保全	動物・植物・生態系	天然記念物や学術的価値の高い動物・植物への影響を低減する対策が施されていること 地域を特徴付ける生態系に対する影響を低減する対策が施されていること	
環境への負荷低減	廃棄物	事業に伴い発生する廃棄物量を低減する対策が施されていること	
	温室効果ガス	温室効果ガスの排出量を低減する対策が施されていること	

6.2.3.4 事業期間中の安全確保の要件との処分施設の構成要素の関係

処分施設は、地上施設、地下施設および操業システムから構成され、事業期間中の安全を確保するためのさまざまな安全対策を有する。地上施設は、廃棄体受入・封入・検査施設や人工バリアの製造施設などから構成され、地下施設は、アクセス坑道、主要坑道、処分坑道などの坑道群から構成される。一方、操業システムは、廃棄体の受け入れと人工バリアの施工にかかわる一連の作業、設備から構成される。操業システムを地上・地下施設の一部と捉え、施設ごとに技術要件を整理することもできるが、ここでは、操業にかかわる作業の相互の関係や、工程計画の連続性、および操業区画の設定などの観点から、廃棄体の取り扱いに関する作業を操業システムとして、総合的に安全対策を設定した。表 6.2.3-4 には、事業期間中の安全確保に関する基本的な安全対策と処分施設の構成要素ごとの安全対策との関係を示す。

「廃棄体からの放射性物質の漏えいの防止」に関しては、操業期間中の放射性物質の漏えいを防止するために、廃棄体自身に放射性物質を密封する機能を持たせる。また、搬送機器・設備には、地震、故障などの際に異常事象の発生防止の機能を持たせるとともに、異常の拡大防止対策として、廃棄体への衝撃を緩和する機能を搬送機器に持たせ、また、施設からの放射性物質の放出の防止の安全対策を、廃棄体受入施設に備える。

「放射線遮へい」については、遠隔操作による廃棄体の取り扱いを基本とし、遮へい壁を適切に

設けることとする。また、搬送時には、搬送容器に遮へい機能を持たせることで、合理的に廃棄体からの放射線を遮へいする。

一般労働安全のうち作業環境として、温度、湿度、酸素濃度、粉じん濃度などの管理の機能を、地上・地下施設に設ける。このほかにもサイトの環境に応じて、必要に応じて作業環境の維持のための機能を追加する。災害の発生・拡大防止，ならびに避難経路の確保についても地上・地下施設的设计時に考慮する。

表 6.2.3-4 事業期間中の安全確保の安全対策と構成要素の関係

基本的な安全対策		安全対策	構成要素
放射線安全	作業時 閉じ込め	廃棄体から放射性物質の漏えいの防止	廃棄体の密封性 搬送時の落下・転倒・衝突時の廃棄体への衝撃の緩和
		施設からの放射性物質の過大な放出の防止	負圧管理および遠隔操作
		放射線遮へい	遮へい壁による放射線の遮へい 搬送容器による放射線の遮へい
	放射線被ばく管理	管理区域の設定	放射線管理区域の設定
		被ばく管理・モニタリング	作業従事者の被ばく管理および放射線取り扱い作業従事時間の制限，放射線モニタリングの実施
			モニタリングポストの設置
	一般労働安全	作業環境の維持	空洞の力学的安定性の確保*
換気経路の確保			
排水対策			
災害の発生・拡大の防止		防火対策	
		そのほかの災害防止対策	
災害時の避難経路の確保	避難経路の確保		

(* 地下施設でのみ考慮する安全対策)

6.2.3.5 地上施設設計の技術要件

地上施設は、ガラス固化体を受け入れ、地下に搬送し、処分するための所要の準備と地下施設で行われる作業を支援する一群の施設である。廃棄体受入・封入・検査施設、緩衝材の成型、加工に必要な施設に加え、排気・排水処理施設、掘削土置き場など地下施設の建設、操業に必要な一連の施設で構成される。さらにサイトによってはガラス固化体を受け入れるための港湾施設や専用

道路も処分場の敷地内に設置する場合がある。これらの施設は、処分場の閉鎖に伴い最終的には撤去されるため、閉鎖後長期の安全確保にかかわる技術要件は特に考慮する必要はない。このため、事業期間中のみを対象とした安全確保にかかわる技術要件を考慮する。

地上施設を構成する各施設には、個々の施設の機能に対応して技術要件を考慮するが、ここでは例として廃棄体受入・封入・検査施設の安全にかかわる技術要件を示す。廃棄体は地上施設（廃棄体受入・検査施設）において表面汚染検査により汚染のないことを確認する。ただし、輸送中の廃棄体の振動などにより廃棄体の破損の可能性を考慮すると、廃棄体受入・封入・検査施設では、廃棄体などにより汚染する可能性があるエリアが存在する。従って、廃棄体受入・封入・検査施設に対しては、一般的な施設に対する技術要件に加えて、放射線防護対策と放射線被ばく管理を適切に行うことが技術要件となる。そのほかの地上施設については、放射性物質を取り扱わないことから基本的に管理区域を設定する必要はない。

6.2.3.6 地下施設設計の技術要件

地下施設は、地上施設から廃棄体や建設資材などを搬送するためのアクセス坑道（立坑、斜坑）や連絡坑道、廃棄体を定置するための処分坑道あるいは処分孔（廃棄体を竖置きに定置する場合）などから構成される。以下では、地下施設レイアウト、坑道および操業システムの技術要件を示す。

(1) 地下施設レイアウト設計の技術要件

候補母岩における地下施設建設可能領域内へ廃棄体を適切に配置できることが技術要件となる。このため、地下施設建設可能領域での処分パネルの規模や配置などを検討するために、対象とする岩盤の規模や空間的な広がり、割れ目の位置や長さ、幅、方向などの空間的な分布を考慮して地下施設レイアウトを設定する。

一般労働安全としては、施設内の作業従事者の安全を確保することを技術要件とし、空洞の力学的安定性確保の観点から、主たる地圧の方向（最大主応力の方向）と坑道の方向の関係を考慮する。また、酸素濃度、温度、湿度などの管理においては、平常時や何らかの異常時においても、換気経路を確保することとし、かつ、風速が過大とならないよう、経路を設計する。また、火災・事故防止対策と緊急時の避難経路の確保についても、地下施設レイアウトに関する技術要件とする。

また、施工実現性の観点から、工期内に建設、操業、閉鎖ができること、物流経路を確保すること、操業スケジュール変更に対応できることなどを考慮して坑道を適切に配置する。

(2) 坑道設計の技術要件

地下施設の坑道には、必要に応じて排水設備、換気設備などを設置するための空間が必要となる。各坑道の利用目的にあわせた役割により、各坑道が所要の内空断面（形状、寸法、断面積）を有していることと、建設・操業・閉鎖の各作業段階を通じて力学的安定性が確保されていることが技術要件となる。

(3) 操業にかかわる技術要件

操業は、廃棄体の受け入れと人工バリアの施工にかかわる一連の施設、設備、作業を指す。操業にかかわる作業の相互の関係や、工程計画の連続性および操業区画の設定などの観点から、廃棄体の取り扱いに関する技術要件を設定する。例えば操業期間中の放射線管理区域の設定や遠隔操作に

より廃棄体の定置や人工バリアの施工を実施することなどが技術要件となる。

6.2.4 事業の進展に伴う安全機能と技術要件の管理

本節で示した安全機能と技術要件は、現時点におけるわが国の多様な地質環境に対応することを目的として設定したものであり、既往の高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の基本構成の検討に基づいている。ここで示した安全機能は、今後、大きく変更することはないと考えている。ただし、事業の進展とともに前提条件がより明確となることや、技術の進展などを考慮すると、前提条件が変わった場合に安全機能や技術要件が十分であることをその都度確認する必要がある。前提条件が変化する要因を以下に例示する。

- ・ サイトの調査・評価の進展に伴い、地質環境モデルが更新された場合
- ・ 指針類の整備、民間規格の整備など、安全規制の枠組みが整備された場合
- ・ 技術開発などにより地層処分の技術や知見に進展があった場合

そのため、以上で示した要件を、要件管理システム（NUMO, 2011d）に登録し、変更の追跡性を確保する計画である。

6.3 処分場の設計

処分場の設計は、サイト調査・評価の進展に応じて明確となる地質環境の条件を前提とし、地層処分事業の各段階における安全性および閉鎖後長期の安全性を確保すべく地下施設と人工バリアの仕様、また、必要となる地上施設や操業システムを具体化するものである。

以下に処分場の設計の基本的な考え方を説明する。

6.3.1 基本的な設計の流れ

処分場の設計対象の主な部位を図 6.3.1-1 に示す。主な設計対象は、地上施設と地下施設、および地下施設に含まれる人工バリアである。主な人工バリアは、高レベル放射性廃棄物処分ではオーバーパックと緩衝材、地層処分低レベル放射性廃棄物処分では緩衝材、充填材である。地下施設のうち両者に共通するものとして、坑道の支保工、坑道の埋め戻し、およびプラグがあり、地層処分低レベル放射性廃棄物処分に固有のものとして、廃棄体パッケージや構造躯体がある。

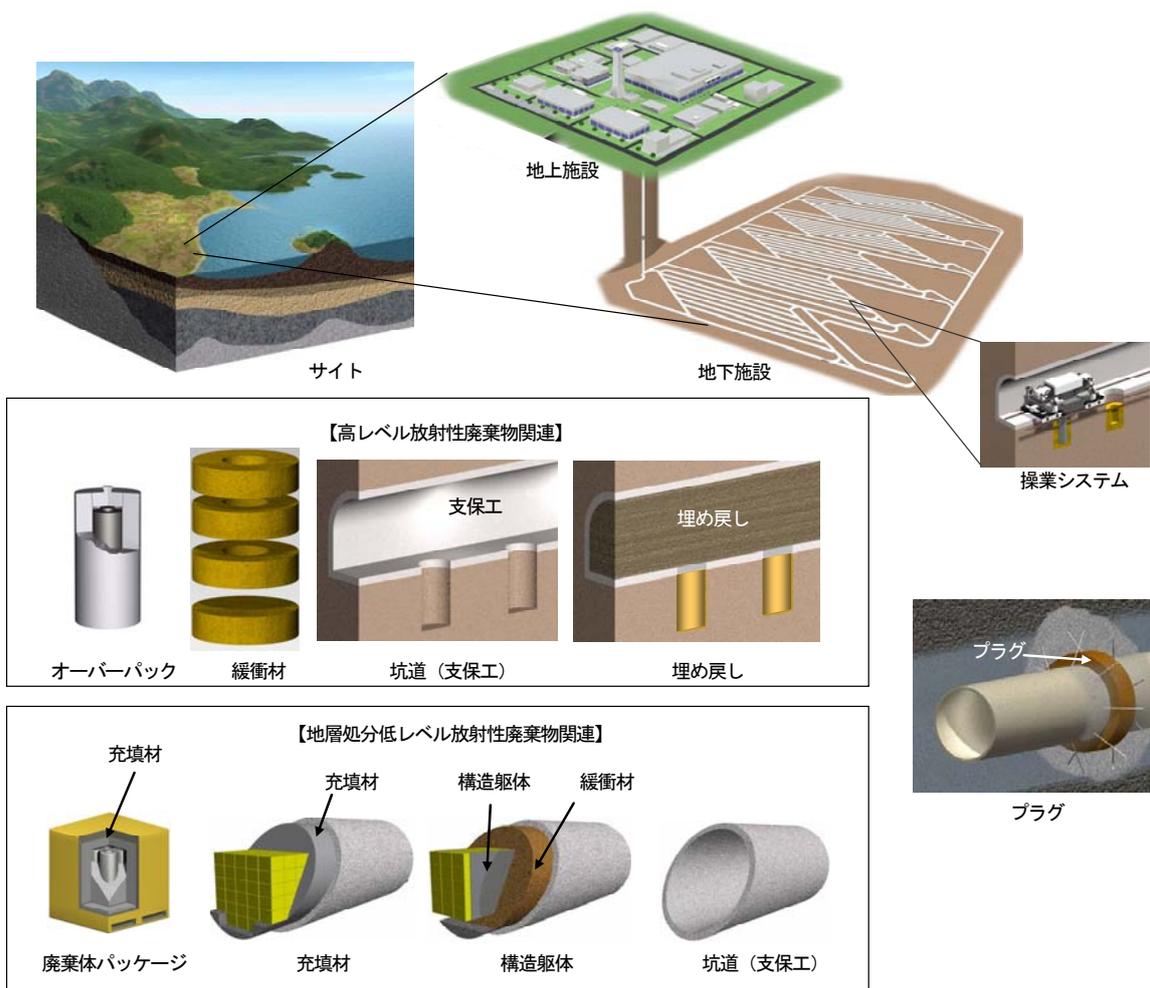


図 6.3.1-1 主な設計対象部位

処分場の設計の基本的な手順を図 6.3.1-2 に示す。処分場は、6.2 で示した処分場に求められる安全機能とそれに対応した技術要件を満たすように設計する。

まず、候補母岩の地質環境特性について熱環境、力学場、水理場、化学環境、母岩の広がりなどの特性を把握する。岩盤の力学特性と直接関連する坑道の力学安定性、地温分布、廃棄物発熱特性などから坑道径と坑道を設置することが可能な最大深度を評価する。また、候補母岩領域から放射性物質の移行時間と移行経路が相対的に有利となる（長くなる）領域を絞り込む。さらに、廃棄物量から決まる処分場の規模を踏まえ、地下施設設置位置（深度・エリア）を設定する。

設定した地下施設設置位置の母岩の特性を踏まえ、人工バリアを構成するオーバーパックと緩衝材を設計し、オーバーパックと緩衝材の材料・形状・厚さといった人工バリア仕様を設定する。

また、設定した地下施設設置位置へのアクセス方法を検討し、該当深度における各坑道の断面仕様や処分坑道内の廃棄体定置仕様を設定する。廃棄体と人工バリアを定置するために必要となる坑道断面寸法を算定した上で、その寸法を確保するため、坑道の力学安定性評価に基づく支保設計を実施する。また、廃棄体の発熱に関する熱的評価を行い、人工バリアに有意な温度上昇が生じないよう廃棄体の定置間隔などを設定する。

設定した坑道断面仕様・廃棄体定置間隔を踏まえ、処分パネルの規模や形状、およびその配置に加え、主要・連絡坑道の配置やアクセス坑道の数や配置などを検討し、地下施設全体のレイアウトを設定する。また、坑道の埋め戻しとプラグの仕様や配置などの設計を行う。

地上施設については、まず、自然・社会環境条件、輸送ルートなどを考慮して地上施設設置区域を選定し、地下施設との位置関係などから、坑口位置を設定する。その上で、放射性管理区域や、建設資機材などの物流動線に留意して必要な施設群の配置を検討する。そして、安全評価による地層処分システム全体の性能が十分であることを確認した上で、以上を処分場概念として取りまとめる。

NUMO は、これらの手順を、各段階におけるサイトに係る情報や技術・知識の進展に応じて繰り返し実施し、その詳細度や信頼性を向上させていく。例えば、概要調査地区選定段階では、坑道仕様を設定する場合、簡易な力学的安定性評価により坑道径や深度を概略設定するのに対して、精密調査地区選定段階では、調査で得られる岩盤の初期応力状態や力学特性を反映した合理的な掘削方法や手順を設定し、岩盤特性に応じた詳細な解析を実施して坑道の仕様を決定することになる。

なお、地層処分低レベル放射性廃棄物については、高レベル放射性廃棄物処分の人工バリア（オーバーパック、緩衝材）に相当する要素として、緩衝材、充填材が挙げられる。

上記の手順は、一方向的な流れを説明したものであるが、実際の設計では、人工バリア、地下施設、地上施設、それぞれの検討結果、あるいは調査情報や評価結果を総合的に判断しながら、設定値のやりとり、修正、再設計などを柔軟かつ適切に実施する。

6.3.2 以降に図 6.3.1-2 に示す各設計の内容を説明する。なお、項番号との対応は図 6.3.1-2 に示したとおりである。

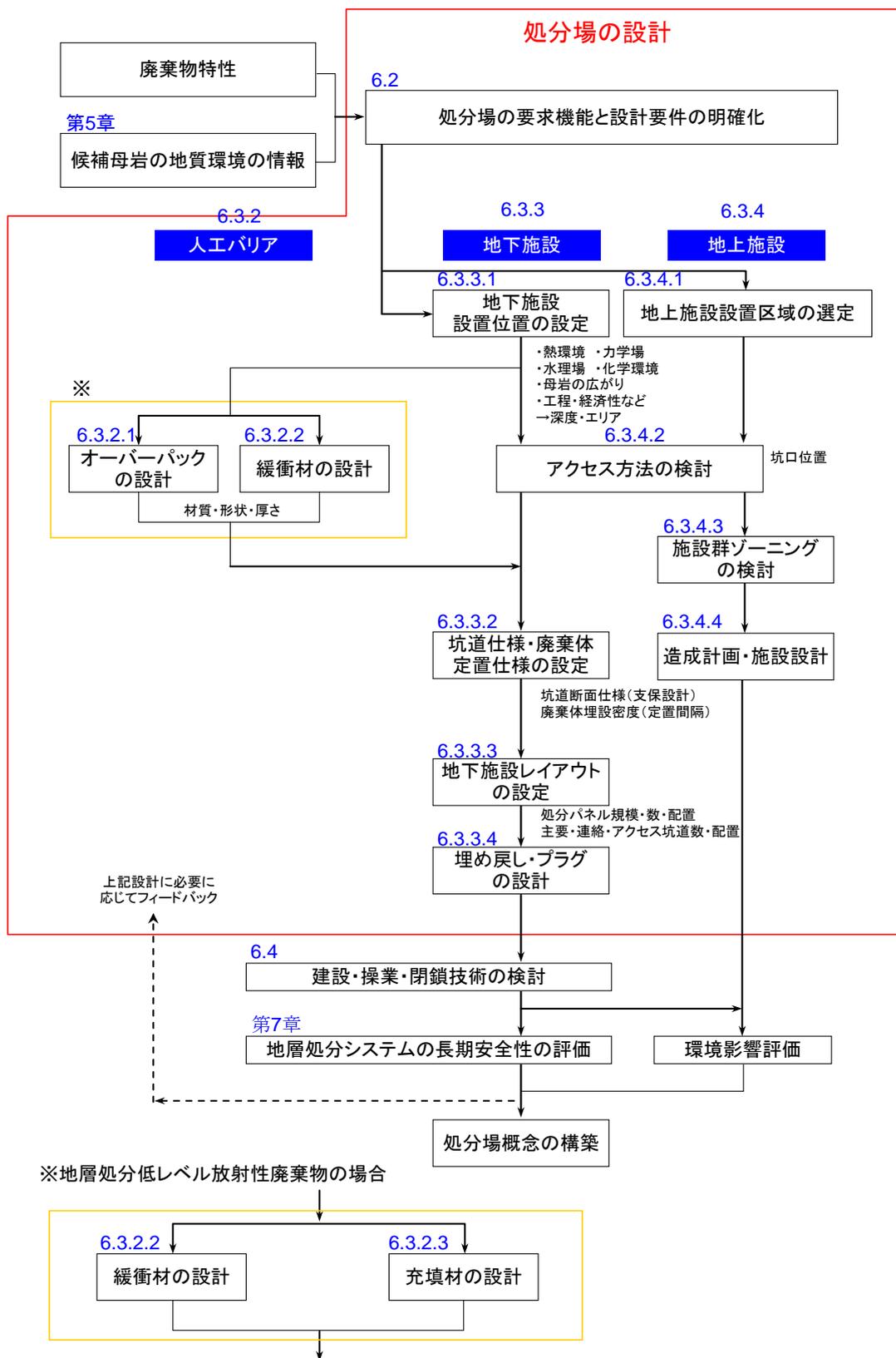


図 6.3.1-2 処分場の設計手順

6.3.2 人工バリアの設計

人工バリアには、放射性物質の浸出抑制や放射性物質の移行抑制などの安全機能を期待しており、それらの安全機能を確保するように技術要件を設定した（6.2 参照）。高レベル放射性廃棄物の人工バリアは、ガラス固化体、金属製オーバーパック、緩衝材を基本とし、一方、地層処分低レベル放射性廃棄物の人工バリアは、充填材と緩衝材を基本としている。本項では、技術要件に基づいた人工バリアの設計方法とその設計例を示す。また、人工バリアの設計においては、材料の基本特性や長期挙動などの材料特性の理解が重要である。本項では、材料の特性を設計にどのように反映するのかについて記述し、最近の技術開発成果については6.6.2 で詳述する。なお、人工バリアのうちガラス固化体については、地層処分事業としての設計対象に含まれないため、ここではその設計については記述していない。

6.3.2.1 オーバーパックの設計

6.2 で述べたように、オーバーパックは、廃棄体中の短寿命核種の放射能が減衰するまでの間、地下水がガラス固化体と接触し、放射性物質が溶出することを防止する機能を持つ。これにより発熱が著しい期間の放射性物質の移行を防ぎ、高温環境下における放射性物質の移行を想定するような複雑な安全評価シナリオを排除することができる。発熱の著しい期間は、ガラス固化体の放射能と発熱の特性を考慮すると初期の1,000年間程度であり、オーバーパックは少なくともこの期間、地下水とガラス固化体との接触を防止する。

表 6.2.2-6 に示したようにオーバーパックの技術要件としては、母材の腐食に対する耐食性、荷重に対する構造健全性を設定した。また、オーバーパックはガラス固化体を収納した後、溶接封入されるが、溶接部についても母材と比較して、閉鎖後長期にわたり耐食性や構造健全性が著しく劣らないことを要件として設定した。

オーバーパックの設計項目としては、材料設計、形状・厚さがある（表 6.2.2-6 参照）。オーバーパックの候補材料としては、炭素鋼、銅、チタンが考えられているが（JNC, 1999b, 2005 など）、材料の加工実績などから、これまでのところ炭素鋼が有力候補であると考えている。そこで、まず炭素鋼オーバーパックの設計について述べる。

オーバーパックの形状としては、収納するガラス固化体が円柱形であることから、円筒形が合理的であると判断している。オーバーパックの母材の厚さは、腐食挙動が全面腐食で、応力腐食割れが起こらない環境が選ばれることを前提として、図 6.3.2-1 に示す検討手順に沿って決定している（JNC, 1999b）。

例として設計耐用年数を1,000年間、材料を炭素鋼であるとしたときのオーバーパックの設計例を示す（JNC, 1999b）。図 6.3.2-1 には、オーバーパック厚さの検討の手順例を示す。

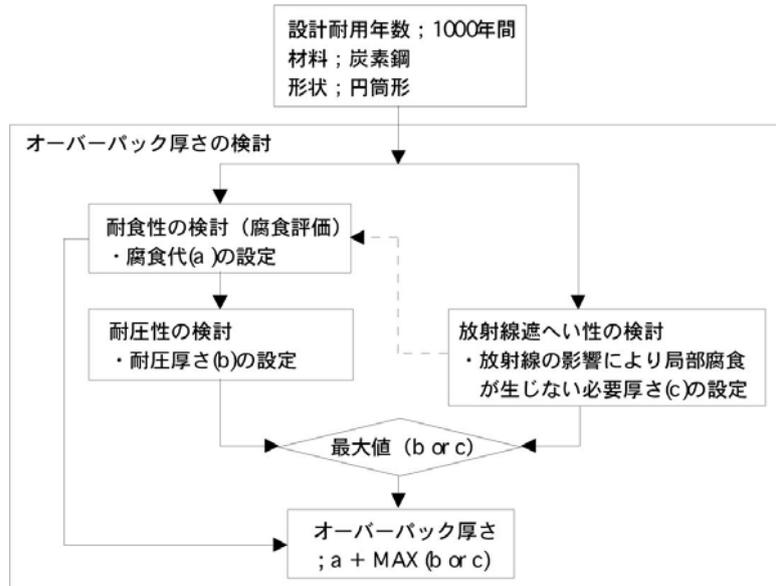


図 6.3.2-1 オーバーパック厚さ検討の手順例
(出典：JNC, 1999b)

耐食性については、炭素鋼の酸素による腐食深さ、還元環境下での水による腐食深さなどを合算し、32mm以上の腐食代を与えることで、1,000年以上の耐食性が確保できることを示している(JNC, 1999b)。最終的に腐食代としては、余裕を見込んで40mmと設定している。

また、局部腐食は炭素鋼の不動態化が要因の一つとして考えられるが、不動態化する可能性として、放射線分解により生成される酸化性化学種（過酸化水素など）の影響が懸念される。そのため、不動態化を防止するための放射線遮へい厚さが設定されており、保守的な評価に基づいて150mmの厚さを設定している(JNC, 1999b)。

一方、構造健全性の評価では、オーバーパックに作用する外荷重として、地下水静水圧、オーバーパックの腐食膨張により生じる緩衝材からの圧密反力、岩盤のクリープ変形により生じる緩衝材の圧密反力などを想定して、耐圧厚さの設計を実施している。耐圧上必要な厚さは、硬岩系岩盤で蓋部110mm、胴部(母材)50mm、軟岩系岩盤では蓋部80mm、胴部30mmである(JNC, 1999b)。図6.3.2-1に示した設計フローでは、放射線遮へい厚さと耐圧厚さを比較し、厚い方の値を採用することとしており、現在は放射線遮へい厚さと腐食代の和を炭素鋼オーバーパックの厚さとしている。以上に基づいて、炭素鋼オーバーパックの厚さは、岩盤の種類やオーバーパックの部位によらず、190mmを基本としている(図6.3.2-2)。

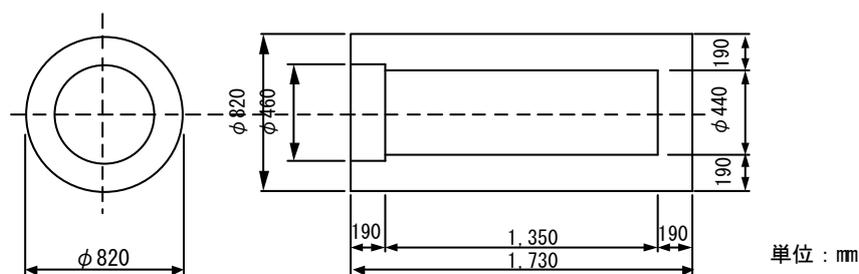


図 6.3.2-2 炭素鋼製オーバーパックの設計仕様例
(出典：JNC, 1999b)

第2次取りまとめ以降、炭素鋼オーバーパックスの腐食挙動評価に関する技術開発が進められ、上記の設計例の保守性や実現性が確認されている。耐食性については、10年間の腐食試験に基づいて、腐食速度が長期的には低下し、第2次取りまとめ時に評価した全面腐食速度に比べ、5分の1程度の腐食速度となることが示されている（谷口ほか、2009、6.6.2.2参照）。また、放射線分解生成物による不動態化の可能性については、放射線照射下での炭素鋼の腐食試験により、想定される放射線量程度ではその影響は観測されないことが示されている。そのため、放射線遮へい厚さについては、今後、影響の再評価により、減少させることができると考えている。このほか、放射線脆化の影響（耐放射線性）、コンクリートの劣化に伴う高pH水の影響（残置物との相互作用の影響）および微生物の影響などについて、現象の理解が進んでいる（詳細は6.6.2.2参照）。

また、図6.3.2-2に示したオーバーパックスの製作が現状技術で十分対応可能なことは、オーバーパックスの試作や溶接技術の開発を通じて確認されている（6.6.4.2参照）。試作したオーバーパックスの重量は約6tである（原環センター、2010a）。溶接技術については、板厚が190mmと厚い円筒部と蓋部の溶接に対して、TIG溶接、MAG溶接、電子ビーム溶接などの技術開発が進められている（6.6.4.2参照）。また、溶接部の耐食性や構造健全性についても検討が進められ、母材と同等か著しく低下することがないことが確認されている（6.6.2.2（5）参照）

炭素鋼以外にも還元性の環境で優れた耐食性を発揮し得る銅や、高耐食性金属であるチタン（低合金チタンを含む）もオーバーパックスの候補材料である。銅やチタンを使用する場合には、それぞれの内側に炭素鋼を強度部材として用いる複合オーバーパックスが合理的である。それぞれの候補材料の耐食性の評価では、チタンについては、人工バリアの環境条件に応じて適切な合金種を選択すれば、1,000年間程度では脆化しないという知見が得られている（JNC、1999b）。また銅については、40mm程度の腐食代で1,000年間の腐食寿命が期待できる（JNC、1999b）。

6.3.2.2 緩衝材の設計

緩衝材の設計フローを図6.3.2-3に示す。6.2で示したように、高レベル放射性廃棄物、地層処分低レベル放射性廃棄物ともに、緩衝材には「放射性物質の移行抑制」の安全機能を設定しており、その詳細な安全機能として、「移流による移行の抑制」、「コロイド移行の防止・抑制」、「収着による移行遅延」を設定した。また、これらの安全機能に対して、基本的なバリア性能を確保するための技術要件として、低透水性、コロイドろ過能、収着性を設定している。

設計では、まず、これらの技術要件と自己シール性、製作・施工性の技術要件が満たされるよう、緩衝材の仕様範囲を設定する。また、仕様範囲の設定では、長期健全性の維持に関する技術要件として、施工時の隙間を充填するための自己シール性についても検討する。なお、高レベル放射性廃棄物に関しては、オーバーパックスを変形から保護するために物理的緩衝性の技術要件についても、仕様範囲の設定で検討する。仕様範囲の中から、品質管理方法や経済性なども考慮して、材料設計および形状、厚さなどの仕様を決定する。

図6.3.2-4に、高レベル放射性廃棄物の緩衝材のブロック方式に対する緩衝材の仕様範囲の検討の例として、緩衝材の乾燥密度と緩衝材厚さの仕様範囲を示す。図中の曲線のうち、cは自己シール性、dはコロイドろ過能、eは物理的緩衝性のそれぞれ技術要件に対応している。緩衝材の乾燥密度と厚さの仕様範囲は、曲線で囲まれた範囲となる。なお、技術要件のうち、低透水性については、緩衝材の透水係数や周辺の母岩の動水勾配、透水係数などに基づいて別途評価するため、この図では示していない。また、収着性については、緩衝材の主要材料としてベントナイトを利用している

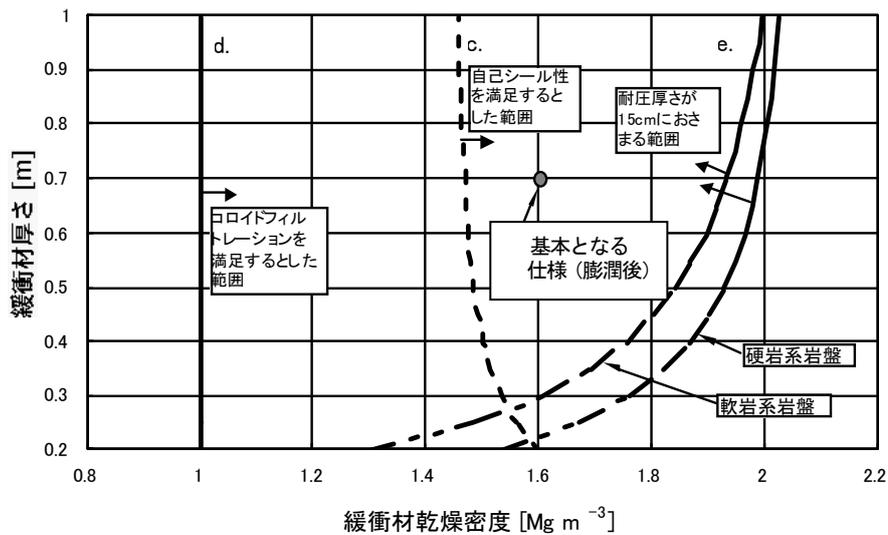


図 6.3.2-4 ブロック方式を一例とした緩衝材仮仕様の確認
(JNC, 1999b を編集, 一部加筆)

なお、地層処分低レベル放射性廃棄物の緩衝材については、安全機能は高レベル放射性廃棄物と同様である。ただし、安全確保上考慮すべき重要な放射性物質が I-129 や C-14 であること、発熱性が低く廃棄物を集中配置できることに起因して、人工バリアの構成や、形状、施工方法などが異なるため、仕様範囲の設定は地層処分低レベル放射性廃棄物の処分概念に適した方法に基づいている (NUMO, 2011b)。

第2次取りまとめ以降、緩衝材の基本特性データの整備と長期健全性に関する科学的な知見の整備が進んでいる (6.6.2.3 参照)。例えば、塩分濃度による膨潤性の低下については、多くの知見が得られており、(田中・中村, 2004, Komine and Ogata, 2004, 小峯ほか, 2009), これらの成果は自己シール性の評価に利用することができる (6.5.1.1 (2) 参照)。また、地下施設の建設においてはコンクリート支保やグラウトの利用が想定されるため、セメント系材料とベントナイトの相互作用に関する試験検討や予測解析手法の開発も進んでおり、これらの成果は、将来、長期健全性の評価に反映する (6.6.2.3 (2) 参照)。

6.3.2.3 充填材の設計

充填材は、地層処分低レベル放射性廃棄物に特有の人工バリアである。安全機能として「収着による移行遅延」を設定している (表 6.2.2-13)。充填材の候補材料としては、セメント系材料が検討されている。セメント系材料は放射性物質 (C-14, Se-79, I-129, Cs-137 など) に対する収着能を有する (NUMO, 2011b)。セメントの詳細な配合設計は今後実施するが、安全評価上のモデル物質としては、普通ポルトランドセメントの利用が想定されている。また、収着能以外にも、操業期間中に放射性物質が漏出しないことや、廃棄物を積み上げた際の機械的な強度、製作・施工性として打設時の流動性や充填性などの要件に基づいて適切な材料設計を実施する (NUMO, 2011b)。

6.3.3 地下施設の設計

地下施設は、①地下施設設置位置の設定、②坑道仕様・廃棄体定置仕様の設定、③地下施設レイアウトの設定、④埋め戻し・プラグの設計の手順で設計する。なお、①と②の間で、地上施設の設計と連携を図りながら「アクセス方法の検討」を行う（図 6.3.1-2）。

6.3.3.1 地下施設設置位置の設定

サイト選定の初期の段階では（特に精密調査地区選定まで）、応募区域の中から地下施設を設置するのに好ましい候補母岩を選定することが重要な設計対象事項となる。候補母岩は、最終処分法で定める深度 300m より深い地層を対象に、概要調査地区選定上の考慮事項（NUMO, 2004b）、NUMO が今後策定する精密調査地区選定上の考慮事項と、サイトの環境条件などを踏まえて選定する。地下施設の設計では、まず、候補母岩の中に地下施設設置位置を設定する。表 6.3.3-1 には、NUMO が考えている地下施設設置位置の設定の際の評価項目例を示す。6.2 で示した好ましい母岩の特性に加え、施工上に必要となる力学場の観点、地下施設全体を候補母岩中に配置するための岩体の広がりや、工程・経済性の観点からの項目を加えた。

表 6.3.3-1 地下施設設置位置の設定のための評価項目例

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

表 6.3.3-1 に示した評価項目のうち、熱環境、水理場、力学場の観点からの評価の具体的な考え方を以下に示す。

熱環境の観点では、深度が増すと地温が高くなるため、作業環境の維持や人工バリアの熱的溫度制限を考慮し設置位置の下方限界（最大深度）を把握する。

力学場の観点では、法定要件である地下 300m 以深に設置する坑道径は、岩盤の強度と坑道に作用する地圧の関係から決まる。一般に深度が増すと地圧が大きくなり、坑道の力学安定性が低下する傾向があるため、坑道の力学的な安定が確保できる最大深度を把握する。

図 6.3.3-1 には、熱環境と力学場の観点から設定される坑道径と深度の関係を示す。空洞安定性から制限される最大深度は、坑道径が大きくなると小さくなり、岩盤の力学強度が上がると大きくなる。岩盤中では坑道の鉛直方向と水平方向に作用する地圧が異なる場合がある。このような坑道断面方向の地圧の異方性が大きくなると同じ坑道径でも最大深度は小さくなる。また、図 6.3.3-1 には熱影響の観点について、高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物のうちの発熱性廃棄体を含むグループ 2 の処分坑道を例として熱的制限から決まる坑道径と深度の関係も示す。高レベル放射性廃棄物の熱影響については、深度が深くなるに従い地温が高くなるため、人工バリアの熱的制約から廃棄体間の離隔（専有面積）が大きくなる。また、第 2 次 TRU レポートによると地層処分低レベル放射性廃棄物では、熱影響の観点から深度 300m で外径 13m 程度の処分坑道になる。人工バリアの熱的制約から坑道断面あたりに収納できる廃棄体量は少なくなるため坑道径も小さくなる。これらの関係は、岩盤の熱特性、地温勾配、廃棄体の発熱特性によって変わる。

このように法定深度以深で、岩盤の力学条件および熱的制限により掘削可能な深度と坑道径の関係を把握し、操業上必要な坑道径を確保できる範囲を把握する。図 6.3.3-1 では黄色の部分である。

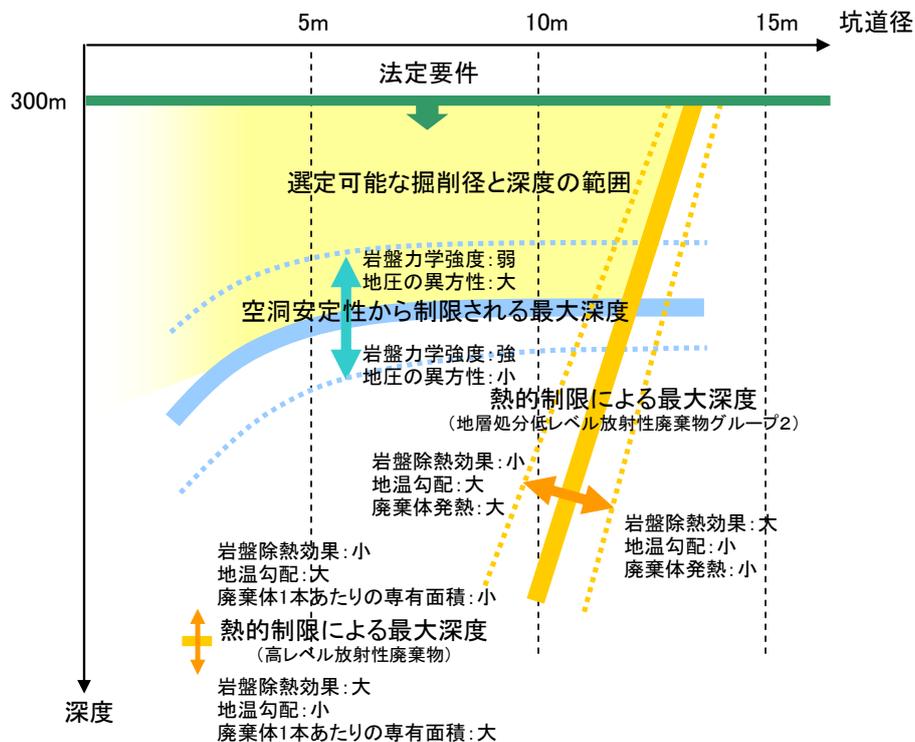


図 6.3.3-1 坑道径と深度の関係

水理場の観点では、候補母岩の地下水流動（下降流，上昇流，流出点など）や処分エリア・深度ごとの地下水移行経路と地下水移行時間を評価し，上記で説明した坑道の力学的観点および熱的観点での成立性が評価された領域から，相対的に放射性物質の移行評価の観点から有利な領域，例えば，地下水移行経路と地下水移行時間とが相対的に長くなる領域を地下施設の設置可能エリアとして抽出する。地下水の移行時間の算定手法としては，深度ごとに規則的に配置した点から出発する粒子の動きを算定する粒跡線解析（図 6.3.3-2）などがある。この際，沿岸域では長期的な気候変動などに起因して，海水準が変動することが想定される。その結果，塩淡水境界が移動し，地下水流動（流向・流速）に加えて，地下水化学条件も時間的に変遷する（6.5.1 参照）。さらに，放射性物質の移行先となる生物圏も時間的に変遷する。このため，沿岸域では，地下水流動の将来変遷も考慮し，総合的観点から地下施設の設置可能エリアと深度を設定する。

また，処分エリアの規模を設定する際には，母岩中に廃棄体を定置することが好ましくない局所的な個所があることに留意し，工学的判断によりある程度の余裕を持ったエリアを設定する（6.1.2 参照）。なお，廃棄体を定置することが好ましくない個所とは，破碎帯や坑道内への湧水が多い個所などのことである（図 6.1.2-1）。なお，地下施設の設置位置は複数種の岩盤にまたがる場合もある。

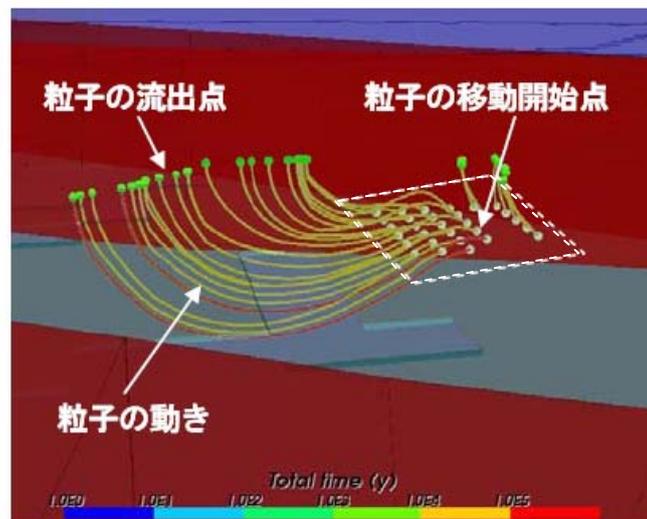


図 6.3.3-2 粒跡線解析のイメージ

6.3.3.2 坑道仕様・廃棄体定置仕様の設定

(1) 高レベル放射性廃棄物処分

坑道仕様の設定では，坑道の断面寸法と断面形状の設定および支保工の設計が主な実施項目であり，廃棄体定置仕様の設定では，主に熱的観点からの廃棄体設置間隔（廃棄体埋設密度）の設定が主な実施項目である。

(i) 坑道仕様の設定

まず，人工バリアの設計で設定した緩衝材の仕様を踏まえ，緩衝材と廃棄体を設置するために必要な坑道の大きさ，また，緩衝材やオーバパックを地下施設内に搬送し，定置する設備や機械を設定し，それらから決まる坑道の建築限界（設備などを設置するのに最低限必要となる坑道の大きさ）を設定する。坑道の断面形状は，力学的安定性（坑道が力学的に安定でその変形量が小さいこ

と)、作業性、経済性(必要断面積を確保しつつ極力小さな断面とすること)から設定する。

(a) アクセス坑道

アクセス坑道は地上施設と地下施設を結ぶ坑道で、両施設間の人員や物資の搬送および換気、給排水、給電などの経路となる坑道である。立坑と斜坑の2種類が考えられる。

① 立坑

立坑の断面形状には、円形、楕円形、四角形などが考えられる。処分場では、施工深度が大きく地圧が大きくなるため、地圧が等方均一に作用する場合には力学安定性の観点から、形状としては円形が有利である。地圧の異方性が大きいサイトにおいては、楕円形状の採用もありうる。立坑は、建設・操業・閉鎖の各作業や換気・排水などの用途に複数本構築する。立坑を廃棄体の搬送経路とする場合には、遮へい機能付き移動車両を搬送するための設備により立坑の径を設定する。また、建設用に用いる場合には、地下の水平坑道施工時の施工条件などを踏まえ立坑の径を設定する。第2次取りまとめにおける検討を参考にすると、内径 6.5m 程度が目安と考えている。

② 斜坑

斜坑の場合、その形状と寸法は次に示す連絡坑道と同じ考え方で設定でき、勾配や線形(直線、らせん、多角形)は、処分場のレイアウトと関連して設定する。勾配は、輸送手段をタイヤ方式の車両とすると12~14%程度以下、ベルトコンベヤで25%程度以下としている例が多い(土木学会, 2006)。また、線形は、敷地条件(位置、面積、形状など)、廃棄体の搬送装置の形状寸法や能力、走行安全性などを考慮して設定する。

なお、アクセス坑道の種類や配置は、大局的な地下水流動方向などを踏まえ、閉鎖後長期の安全性の観点や建設・操業・閉鎖の作業性などの観点から総合的に判断して決定する。

(b) 連絡坑道

連絡坑道は、アクセス坑道と処分坑道とを結ぶ坑道であり、物資の搬送経路や換気・排水経路となるものである。連絡坑道の形状や寸法は、坑道の力学的安定性ととも、施工性や操業時の作業性を考慮して決定する。勾配は、施工中の湧水を自然流下させるため、0.3~0.5%程度が目安となる(土木学会, 2006)。処分坑道との交差角度は、操業に要する装置や施工実績を考慮して設定する。交差部の力学安定性は、三次元的な形状を考慮した評価によって確認する。

(c) 処分坑道と処分孔

廃棄体の代表的な定置方法には処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式がある。

① 処分孔縦置き定置方式

処分孔縦置き定置方式は処分坑道の床面に処分孔を掘削し、その処分孔内に廃棄体を定置するものである。この場合の処分坑道の形状と寸法は、処分孔掘削機械、廃棄体、緩衝材定置装置の寸法と形状などを踏まえて決定する。第2次取りまとめでは、硬岩系岩盤においては幌型断面形状を、軟岩系岩盤においては、坑道の力学安定性をより重視し、三心円形状が示されている(図 6.3.3-3 (a))(JNC, 1999b)。

② 処分坑道横置き定置方式

処分坑道横置き方式は処分坑道に廃棄体を定置させる。その形状や寸法は、基本的には人工バリアの仕様と、その定置設備により決定する（図 6.3.3-3 (b)）（JNC, 1999b）。

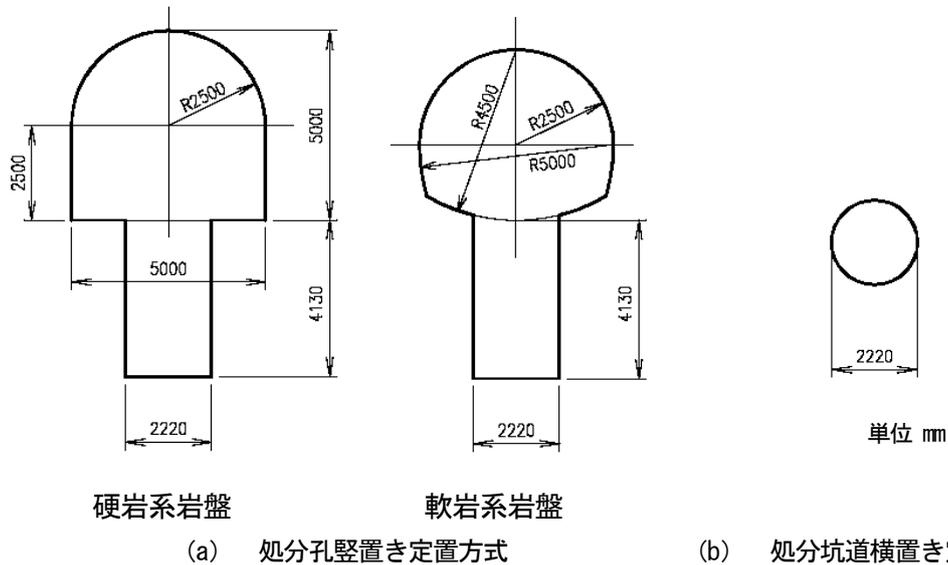


図 6.3.3-3 処分坑道断面の仕様例
(出典：JNC, 1999b)

(ii) 各坑道の力学的安定性の検討

各坑道の工学的実現性の観点について、まず、坑道の力学的安定性を確保するための支保工の必要性を検討する。支保工が必要となる場合には、支保工仕様（厚さ、強度など）を設定した上で、坑道の力学安定性評価を行う。

(a) 支保工の検討

支保工は坑道の掘削に伴って力学的に不安定となる坑道周辺の岩盤の安定を、施工中から操業期間にわたって保ち、掘削作業の安全と完成後の坑道の安全な供用を確保するために設置される。支保工には吹付コンクリート、覆工コンクリート、コンクリートセグメント、ロックボルト、鋼製支保工などがあり、それぞれを単独あるいは組み合わせて用いる。

(b) 坑道の力学的安定性

6.2 で述べたとおり、地下施設を構成する各坑道には、建設時から最終的に埋め戻しが行われるまで坑道の力学的安定性が確保されていることが安全対策として要求される。精密調査における調査坑道の掘削前は、地上からのボーリング調査などで得られた岩盤の力学特性データをもとに、主に数値解析的な手法などに基づき、空洞の力学的安定性を評価する。数値解析による検討では二次元あるいは三次元弾塑性解析などにより、岩盤の最大せん断ひずみ、局所安全係数、支保工応力度などを指標として坑道の力学安定性を評価し、必要となる坑道離間距離と廃棄体ピッチを算定する。図 6.3.3-4 は、局所安全係数が 1.2 以下になる領域が「NATM 設計施工指針」（日本鉄道建設公団、1996）に規定されている坑道掘削径の 20% 以下になるかどうかを算定した事例である。

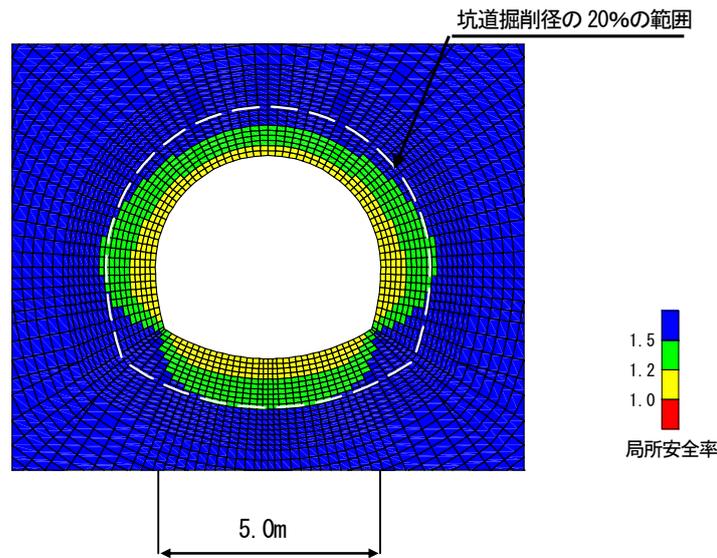


図 6.3.3-4 坑道の力学安定性評価（局所安全係数の分布）
（出典：NUMO，2011e）

なお、将来、サイトが特定された段階においては、その地質環境の条件に応じて割れ目による岩盤の不連続性や異方性、支保工の効果などにも留意してサイトに適した解析手法を選択する。また、サイト調査から得られる事前の情報だけでなく、建設時における調査や計測から得られる情報を適宜、支保工の仕様の設定などに反映する。

また、上記の掘削時の空洞の力学安定性評価に加え、2006年に改訂された「発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針」（原子力安全委員会，2006）を参照し、耐震重要度に応じた耐震設計を行う。NUMOが実施した耐震性評価の検討事例については、6.6.3で説明する。

（iii）廃棄体定置仕様の設定

廃棄体定置仕様に関して、処分坑道離間距離と廃棄体定置ピッチは、力学的安定性に加え、坑道埋め戻し後の人工バリアの温度制限の観点から、廃棄体発熱による熱的影響を考慮して設定する。

坑道の力学安定性が確認された処分坑道を処分パネルに配置するためには、廃棄体からの放熱に伴う緩衝材の温度上昇によって、緩衝材に安全機能を損なうような変質が生じないように適切な廃棄体ピッチを確保する。このため、廃棄体定置後のニアフィールドにおける温度の時間的変化を解析的に評価し、緩衝材の最高上昇温度が一定の制限温度を下回るように処分坑道離間距離と廃棄体ピッチを設定する。

第2次取りまとめでは、温度が100℃未満の場合には緩衝材性能を損なうような変質は生じにくいと考え、緩衝材の制限温度の目安を100℃と設定し、ニアフィールドの温度分布の解析が行われている。人工バリア各部位の温度は、廃棄体定置後10年から20年程度で最大となり、その後徐々に低下することが示されている（JNC，1999b）。

処分パネルの坑道配置を合理的に検討する上での基本的な設計パラメータとして、処分坑道離間距離 xD および廃棄体ピッチ y を用いる（図6.3.3-5）。これらは、地下施設の概略総面積（廃棄体1本あたりの専有面積 $xD \times y$ と廃棄体本数の積）、処分坑道の総延長（廃棄体ピッチ y と廃棄体本数の積）、総掘削量（処分坑道総延長 \times 坑道断面積）を支配する重要なパラメータでもある。経済性、サ

イト選定の柔軟性を高めるなどの観点から地下施設規模をできるだけ小さくするためには、地下施設の総面積を最小化（専有面積 $xD \times y$ を最小化）するとともに、処分坑道の総延長を最小化（廃棄体ピッチ y を最小化）することが望ましい（JNC, 1999b）。一方、概要調査地区選定段階の設計では、岩盤の熱特性を十分把握することが難しく、処分深度や地質環境に応じて設計結果が変わる可能性があることに留意する。例えば、NUMO が実施した岩盤熱特性が地下施設の占有面積に与える影響に関する検討によれば、熱特性の分布を考慮すると平均値で設計した場合に比して専有面積が数10%程度以上増加する可能性が5%の確率で生じるという結果が得られている（Umeki et al., 2004）。

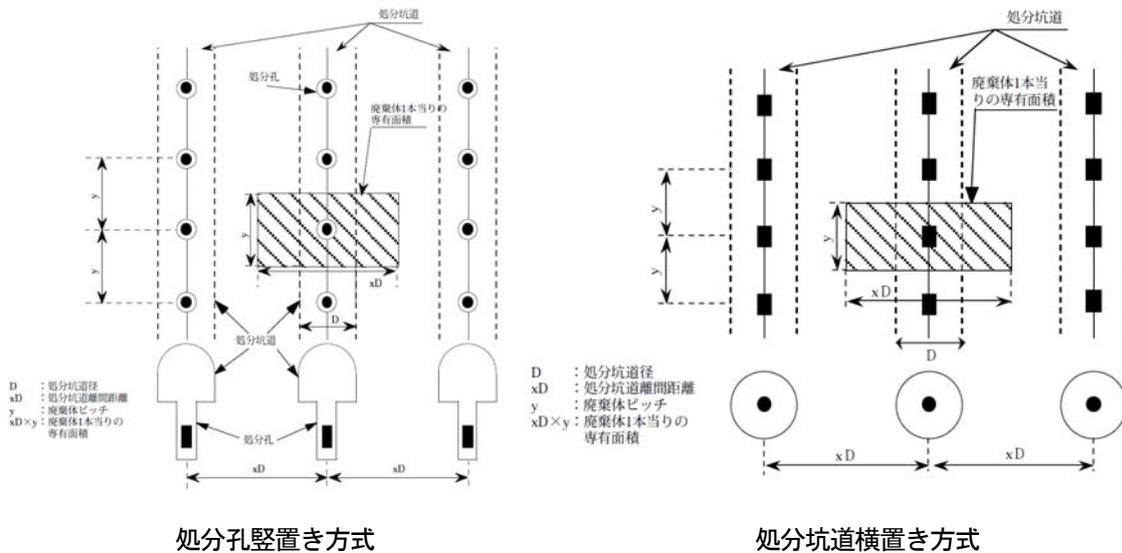


図 6.3.3-5 廃棄体 1 本あたりの専有面積
(出典：JNC, 1999b)

(2) 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設

地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設においても、アクセス立坑、斜坑、主要・連絡坑道などの仕様の設定は、高レベル放射性廃棄物処分施設のそれぞれの考え方と基本的には同じである。処分坑道は廃棄体の定置密度を高める方が経済的に有利となる。地層処分低レベル放射性廃棄物は高レベル放射性廃棄物と比較して発熱性の低いものが多いため、坑道は大断面とし多くの廃棄体を集約して定置することを指向している（NUMO, 2011b）。処分坑道の形状は、地質環境特性を踏まえて選定するが、円形坑道、幌型坑道などが考えられる。

坑道が大断面になると、実際の坑道掘削では力学安定性の確保や作業の安全性確保の観点から、坑道断面を複数に分割して掘削する。坑道の力学安定性は、そのような実際の施工手順を模擬した数値解析により評価する。なお、高レベル放射性廃棄物処分施設の坑道の力学的安定性で説明したとおり、将来、サイトが特定された段階においては、その地質環境特性に適した解析手法を選択すること、および建設時に得られる力学安定性にかかわる計測情報を適切に力学安定評価にフィードバックすることが重要である。

また、地層処分低レベル放射性廃棄物処分坑道には、必要に応じて構造躯体を構築する。構造躯体は廃棄体、緩衝材、充填材などの搬送・定置作業を効率化し、操業中の作業の安全性を確保するためのものである。構造躯体には期待する機能に応じて種々の形態が考えられる。第2次 TRU レポートにおいて、幌型坑道では、構造躯体を厚さ 1m 前後の鉄筋コンクリート製とし、側壁部上部に

廃棄体定置クレーンを走行させる形態、円形坑道では、構造躯体を厚さ 5cm の鋼製とし、廃棄体は処分坑道端部からフォークリフトなどの車両系定置装置で所定個所に定置する形態が示されている（電事連・JNC，2005）。構造躯体は、用途に応じて想定されるクレーン荷重、充填材施工時に作用する充填圧、埋め戻しにより作用する荷重などを考慮した構造解析により設計する。

6.3.3.3 地下施設レイアウトの設定

(1) 高レベル放射性廃棄物処分施設

高レベル放射性廃棄物処分地下施設は廃棄体を定置する処分坑道群、それらを取り囲む主要坑道からなる複数の区画（処分パネル）および主要坑道とアクセス坑道を結ぶ連絡坑道から構成される（図 6.3.3-6）。廃棄体を定置する領域を複数の処分パネルに独立させることで、地質環境の条件などに応じて柔軟な地下施設レイアウトが可能になるとともに、建設・操業・閉鎖という主要な作業を錯綜することなく並行して実施することが可能になる。

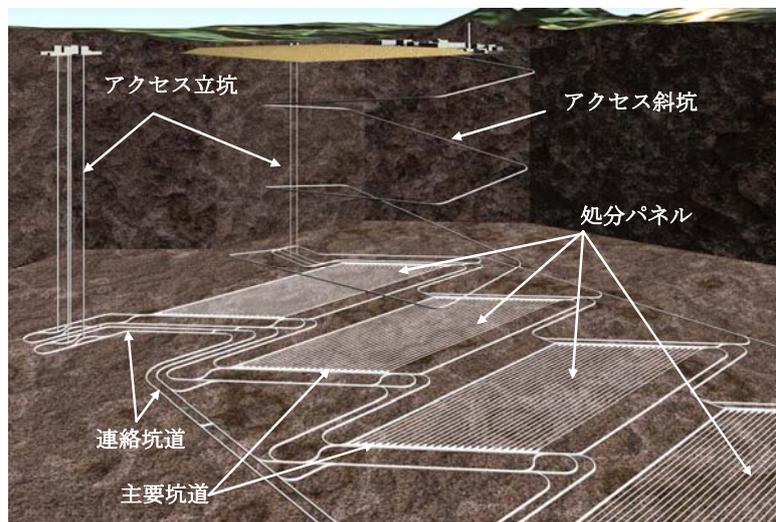


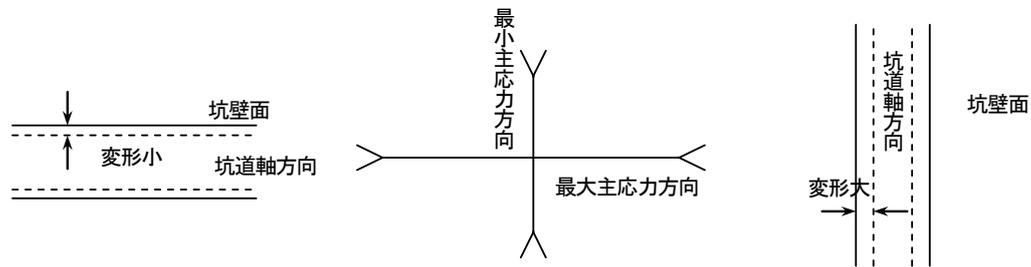
図 6.3.3-6 地下施設レイアウト例（高レベル放射性廃棄物処分場）

地下施設レイアウトの検討では、処分パネルの規模と数を設定し、処分パネルを構成する坑道群の方向を設定する。次に、それらを取り囲む主要坑道、および地上施設と接続するアクセス立坑や斜坑の配置を設定する。坑道群の方向や配置は、建設・操業・閉鎖作業の安全性や物流の確保のほか、岩盤の主応力方向、地下水流動方向などの地質環境特性も考慮する。

岩盤の主応力方向に関して、坑道軸方向を水平面内の最大主応力方向に一致させる方が坑道の変形は小さく空洞安定性の面で有利である（図 6.3.3-7）。地下施設は、処分坑道、主要坑道、連絡坑道など多くの坑道群から構成されており、すべての坑道の方向を一致させることはできないが、処分坑道がほかの坑道と比較して総延長が長いことから、処分坑道軸を水平面内の最大主応力方向に向けることが望ましい。

一方、岩盤中の割れ目と坑道の方向については、地下発電所の考え方（電力土木技術協会，1986）によると、坑道軸方向を割れ目に直交させるように配置することが空洞の安定上望ましいとの考え方が示されている。また、卓越した地圧の作用方向と割れ目の卓越方向が一致しない場合には、両者の空洞安定性への影響の度合いを考えた場合、後者の方が影響が大きくなることから、最大主応

力より割れ目などの地質的不連続面との関係を重視して決める方が望ましいとの考え方が示されている。



<坑道軸を最大主応力方向にした場合>

<坑道軸を最小主応力方向にした場合>

図 6.3.3-7 主応力方向と坑道軸方向の関係

地下水流動に対しては、地下施設の形状の短辺方向が主要地下水流動方向と直交する方が、地下施設を通過する地下水流量は少なくなり、放射性物質の移行の観点からは有利であると考えられる(図 6.3.3-8) (JNC, 1999b)。

総延長が最も長くなる処分坑道の坑道軸はこれらに加えて、力学場や水理場に影響を与える岩盤中の亀裂の状況なども踏まえて設定する。なお、上記の力学安定性および地下水流動方向の観点から有利と考えられる処分坑道の方法が違っても想定されるが、そのような場合にはそれぞれの得失を総合的に判断し、適切な地下施設レイアウトを見出すことになる。

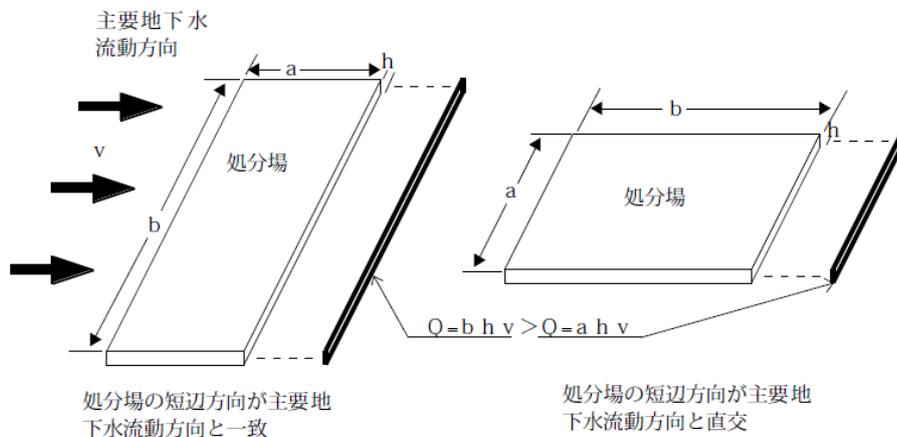


図 6.3.3-8 地下水流動方向と処分場の方向
(出典：JNC, 1999b)

また、主要・連絡坑道は、作業時の安全確保、管理区域の明確化の観点から、各処分パネルに対して独立した物流動線が確保できるように配置する。坑道の曲率や坑道同士の接続部の角度などは、操業機械の回転半径なども考慮して決定する。

アクセス立坑および斜坑の本数は、地下施設における建設・操業・閉鎖作業を円滑かつ安全に実施するために必要な本数とする。また、アクセス坑道は主要な地下水流動方向を踏まえ、天然バリア中の放射性物質の移行抑制の観点から、適切な位置に配置する。

(2) 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設

地層処分低レベル放射性廃棄物処分では、処分坑道の本数が高レベル放射性廃棄物処分のように多くはないため、処分パネルという概念ではなく、処分坑道を以下の観点で配置する（NUMO, 2011b）。

- ・ 重要核種を含むグループ1, 2の処分坑道を主要な地下水の流れに対して上流側に配置して、緩衝材がセメント系材料の溶出成分の影響を受けないようにするとともに、放射性物質の移行距離を長くする。
- ・ 硝酸塩を含むグループ3の処分坑道は、ほかのグループの人工バリアおよび天然バリア特性に及ぼす影響をできるだけ排除するように、ほかのグループから主要な地下水の流れの向きに対して水平方向に離して配置する。

硬岩系岩盤の深度 1,000m における地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設のレイアウト例を図 6.3.3-9 に示す。

高レベル放射性廃棄物処分は、処分パネル別に建設、操業、閉鎖作業を並行して進めるのに対し、地層処分低レベル放射性廃棄物処分場は地下施設全体として、建設・操業・閉鎖と順番に進める。操業とほかの作業とは錯綜しないので、アクセス坑道、主要坑道を放射線管理の観点から作業別には分けない。

アクセス立坑および斜坑の本数と配置は、高レベル放射性廃棄物処分と同様の考え方で設定する。

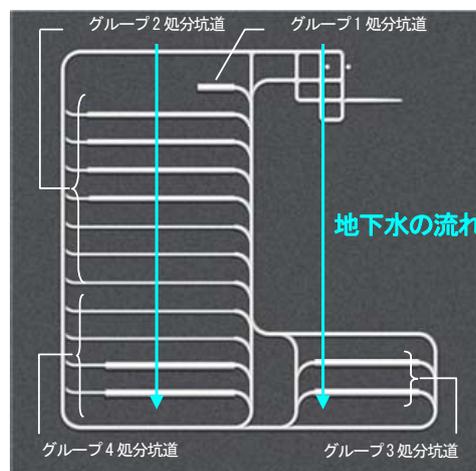


図 6.3.3-9 地下施設レイアウト例（地層処分低レベル放射性廃棄物処分場）
（NUMO, 2011b に基づき作成）

6.3.3.4 埋め戻し・プラグの設計

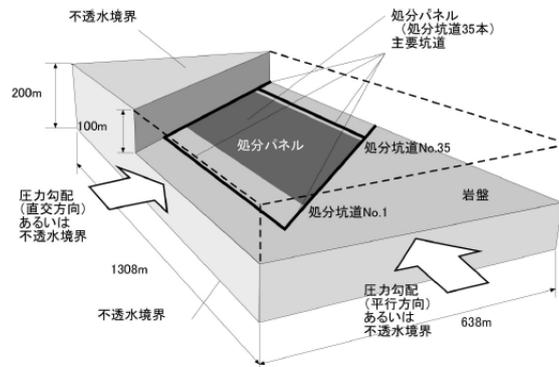
埋め戻し・プラグの設計では、埋め戻し材、プラグの仕様とそれらの設置位置を設定する。6.2 で述べたとおり、坑道の埋め戻し材と止水プラグには、閉鎖後の地下水の移流による放射性物質の移行の抑制など、力学プラグには緩衝材の密度低下につながる膨潤の低減などを期待する。

具体的には、坑道の残された空間を埋め戻し、必要に応じて掘削影響領域などを止水プラグで分

断することや、緩衝材の移動・流出を防止する力学プラグを処分坑道端部などに設置する。設計の妥当性については、埋め戻し材やプラグなどの単体評価ではなく、これらを組み合わせた閉鎖システム全体として評価する。NUMO は JAEA と共同で閉鎖システム性能に関する検討を進めている (NUMO, 2006) (図 6.3.3-10)。



(a) 坑道交差部



(b) 解析モデルの境界条件

図 6.3.3-10 閉鎖システムの評価で考慮したプラグ，埋め戻し材の配置関係，および処分パネル規模の解析で考慮した境界条件の設定 (出典：NUMO, 2006)

また、アクセス坑道の埋め戻し終了後、アクセス坑道の坑口にプラグが設置される。このようなプラグには、埋め戻し材の膨潤応力に抵抗でき、人間の不用意な侵入を防ぐという観点から、第2次取りまとめでは強度の高いコンクリートプラグが適するとされている (JNC, 1999b)。

6.3.4 地上施設の設計

地上施設は、廃棄体を受け入れ、地下に搬送して定置するための準備と事業管理に必要な施設、また、地下施設で行われる作業を支援するための一群の施設である。

また、地下施設の建設で発生した掘削土 (岩や土砂) を再び埋め戻し材として利用する場合には、再利用するまでの間保管しておくための場所が必要となる。サイト条件によっては廃棄物を受け入れるための港湾施設や専用道路も処分場の敷地内に設置する場合がある。

地上施設の全体配置として、高レベル放射性廃棄物処分場と地層処分低レベル放射性廃棄物処分場を併置する場合のイメージを図 6.3.4-1 に示す。

このように地上施設の役割は多様であるが、必ずしも集中して配置する必要はなく、地形などの条件の特徴を踏まえて配置することができる。また、地上施設は地下施設の建設に先立ってその多

くを建設する必要があるとともに、処分場の閉鎖に伴い最終的には撤去されることになる。なお、地上施設の建設や操業には、原子力施設や一般の産業施設に適用されている技術を基本的に適用することができる。

地上施設は、① 地上施設設置区域の選定、② アクセス方法の検討、③ 施設群ゾーニングの検討、④ 造成計画・施設設計の手順で設計する。



図 6.3.4-1 地上施設イメージ図

(出典：NUMO, 2011b)

(高レベル放射性廃棄物，地層処分低レベル放射性廃棄物処分場を併置する場合)

6.3.4.1 地上施設設置区域の選定

地上施設設計では、まず、地上施設の設置区域を選定する。設置区域の選定では、応募区域の地理・地形などの自然環境条件や、地すべり、津波などの自然災害の発生の可能性、また、周辺の土地利用状況などの社会環境条件を考慮する。さらに、廃棄体を輸送するための周辺のインフラ設備、例えば港湾、道路などの整備状況を確認し、それらが使用可能かどうかを検討するとともに、廃棄体の概略輸送経路を検討する。また、インフラ設備が未整備の場合、それらの拡充や補強、新設などにより廃棄体輸送経路が確保できるか否かを検討した上で設置区域を選定する。

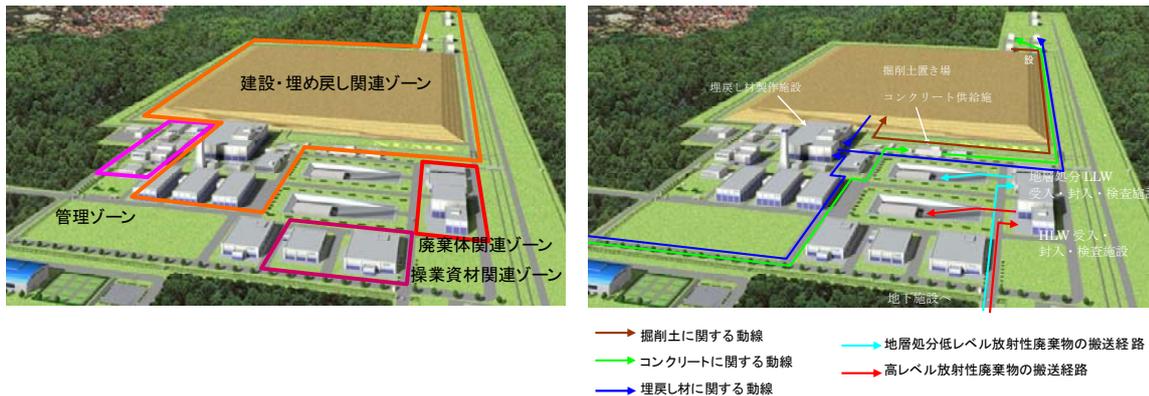
6.3.4.2 アクセス方法の検討

地下施設の深度・エリアの設定と並行して地上施設から地下施設へのアクセス方法、すなわち立坑、斜坑、それらの組み合わせなどと坑道の本数を検討する。この後、地下施設の設計は、坑道細部の設計と地下施設レイアウトの設定へと進むが、地下施設のレイアウトの検討が進んだ時点で、アクセス方法および坑口位置の詳細について再検討し最適化していく。

6.3.4.3 施設群ゾーニングの検討

廃棄体を取り扱う施設，操業関連資材を取り扱う施設，建設・閉鎖に関する施設および管理に関

する施設などについて、それぞれが担う作業が効率的に実施できるよう施設群を用途に応じてゾーニングする。図 6.3.4-2 には、廃棄物運搬と建設・閉鎖作業の動線を示す。その際、廃棄物の受け入れから地下施設への払い出しまでの作業動線、あるいは、建設・操業・閉鎖・管理などに必要な物資や作業動線が交わらないように配慮する。地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物を併置処分する場合には、共有できる施設を統合するなど合理化を図る。例えば、管理ゾーンおよび建設・埋め戻し関連ゾーンの施設は基本的には共有する。



(a) 地上施設のゾーニング

(b) 作業動線

図 6.3.4-2 地上施設のゾーニングと作業動線（併置処分）

6.3.4.4 造成計画・施設設計

地上施設の中で最も大きな面積を占めるのは掘削土置き場である。掘削土置き場に仮置する土量は、サイトによっては1,000万 m^3 オーダーになる（NUMO, 2011b）。地下施設の建設工事で発生する掘削土は、地下施設の埋め戻し材料として再利用することが考えられるため、掘削と同時に地上へ搬送し、再利用するまでの期間、地上施設の敷地内に仮置きする。地上施設の造成計画の際には、掘削土の風雨による飛散や流出などの防止対策を講じ、周囲の環境への影響を極力低減する対策を実施する。また、地上施設の各施設は、それぞれの施設の要件に応じた設計を行う。

6.3.5 高レベル放射性廃棄物処分施設と地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設を併置する場合の留意点

高レベル放射性廃棄物と地層処分低レベル放射性廃棄物の地下施設を併置する場合の地下施設レイアウト例を図 6.3.5-1 に示す（NUMO, 2011b）。この例では、両施設の処分坑道を地下水の流れの向きに対して直交するように配置し、アクセス坑道を上流側に配置している。

高レベル放射性廃棄物処分施設では、各処分パネルの作業を独立して行うこととし、地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設では、建設・操業（廃棄体搬送以外）・閉鎖作業を順に行うことを想定している。

なお、両施設へのアクセスを別系統にすることで、それぞれの施設における建設・操業・閉鎖などの作業が錯綜しないようにする。

地質環境の条件によっては、まとまった岩体の大きさを確保できない可能性もあり、その場合は望ましい岩体の分布に従って、両処分施設の位置関係、ならびに高レベル放射性廃棄物処分施設の場合の処分パネルや地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の各坑道の配置などを考えることとな

る。

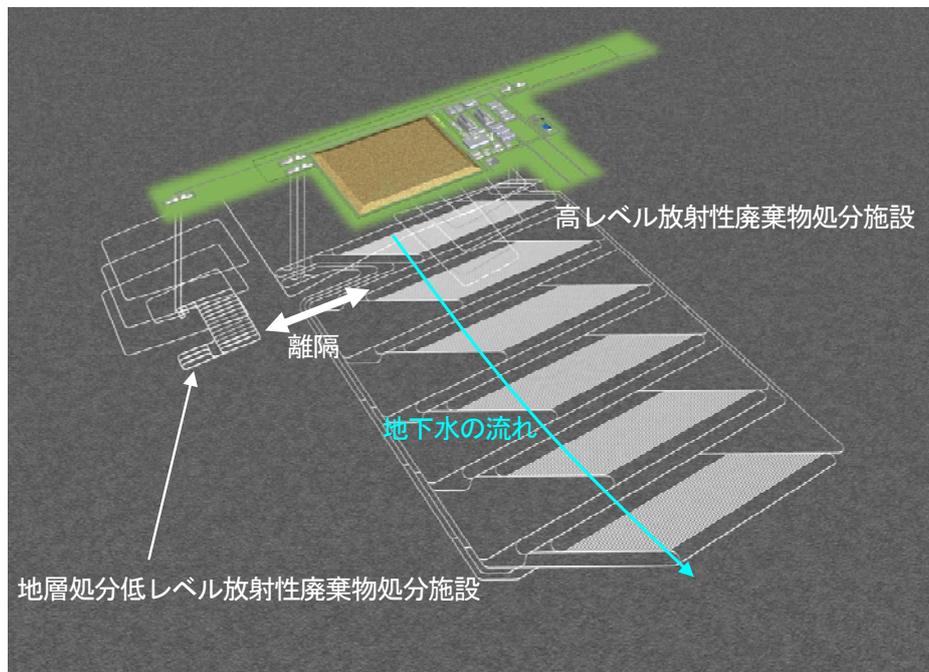


図 6.3.5-1 併置処分地下施設レイアウト例
(NUMO, 2011b を編集)

高レベル放射性廃棄物処分施設と地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設を併置する場合には、それぞれの廃棄物の特性などが違うことに起因する有意な相互影響を回避することが重要である (NUMO, 2011b)。地層処分低レベル放射性廃棄物と高レベル放射性廃棄物とを相互に近接して処分するとした場合の相互影響因子として、熱、水、応力、化学および放射線を考慮し、相互に影響を与えることのないように両施設を離して配置する。

原子力委員会 (2006) によると、熱に関しては、高レベル放射性廃棄物処分施設と地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の距離が近いときには相互に熱影響があるが、両施設を 50m 程度離すことによって他方の施設に起因する温度上昇はほとんどなくなることが示されている。これは、グループ 2 のハル・エンドピースを対象に検討されている。また、化学的影響については、地層処分低レベル放射性廃棄物に含まれる有機物、硝酸塩、あるいは充填材などに使用されるセメントによる高アルカリ性地下水が高レベル放射性廃棄物処分場へ与える影響を検討対象としている。これらの影響因子の経時影響を図 6.3.5-2 に示す。図 6.3.5-2 では、地下水流動方向に対して、低レベル放射性廃棄物処分施設の横方向と上流方向へのそれぞれの影響が及ぶ距離を時間的に示したものである。同図に示すように、影響範囲が最も遠方まで及ぶと評価された因子は硝酸塩である。硝酸塩は高レベル放射性廃棄物処分施設のオーバーパックの腐食への影響が懸念されるが、オーバーパックの健全性が期待される 1,000 年では、その影響範囲は 50m 程度である。実際のサイトでは、地質環境特性に応じて、適切な離隔距離を考慮してそれぞれの施設を配置することになる。

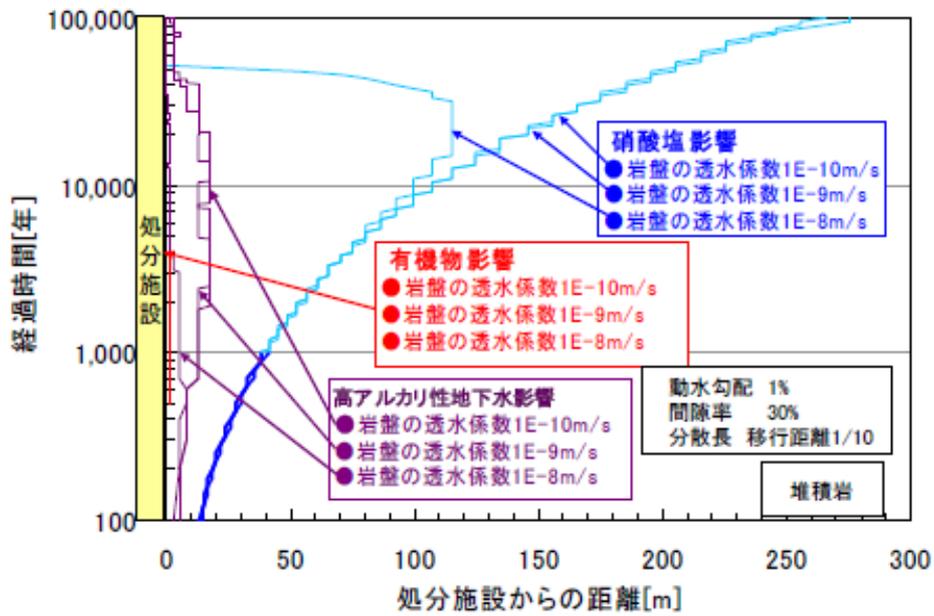


図 6.3.5-2 相互影響因子の影響範囲の時間的変化
 (出典：経済産業省・JAEA, 2007)

6.4 処分場の建設・操業・閉鎖

本節では、6.3 で述べた考え方に従い設計される処分場の建設・操業・閉鎖に適用する技術の概要を説明する。第2次取りまとめでは、処分場の建設・操業・閉鎖について概略の工程が示されている。NUMO は、それらを事業者の視点から分析し、課題を整理するとともに、効率性、品質向上、事業期間中の安全確保などに関する検討を進めており、それらの内容についても併せて説明する。

6.4.1 処分場の建設

6.4.1.1 地上施設の建設

地上では、まず敷地の造成や敷地内道路の整備を行い、事業期間を通じて所要の電力や水などを供給するためのユーティリティ施設や管理棟などの共用施設を建設する。次に、本格的な地下施設建設に必要な坑道内の換気施設や湧水の処理施設などの工事を進め、その後地下施設の建設を開始する。これらの地上施設の建設には、一般産業施設や原子力施設の建設に用いられている既存技術が適用できると考えており、その際は周辺環境保全に十分に努める。

6.4.1.2 地下施設の建設

(1) 高レベル放射性廃棄物処分施設

(i) 掘削技術

地下施設はアクセス坑道、連絡坑道および処分坑道から構成される坑道群であり、6.3.3 に述べた設計方法に基づき設定された仕様を満足するように建設される。地下施設の建設は、避難経路や坑道換気経路の確保など、作業安全と良好な作業環境を常に確保しながら、岩盤の状態や工事の進捗に応じた適切な方法を用いて進める。

坑道掘削については、地質環境条件、作業の安全性や効率性、坑道周辺岩盤の緩みを抑えることを考慮して、類似の土木工事などで実績のある掘削工法の中から、立坑、斜坑、水平坑道のそれぞれの特徴に適した施工方法を適用する。例えばトンネルボーリングマシン（Tunnel Boring Machine）工法（図 6.4.1-1）は、地質環境条件が良好で掘削延長距離が長い場合には、掘削効率が高く有望な掘削工法である（日本トンネル技術協会、2000）。また、基盤研究開発では、幌延、瑞浪の深地層の研究施設において、坑道掘削時の調査研究が進められており、ショートステップ工法により安全に立坑の建設が進められている（JAEA、2008a）（図 6.4.1-2）。

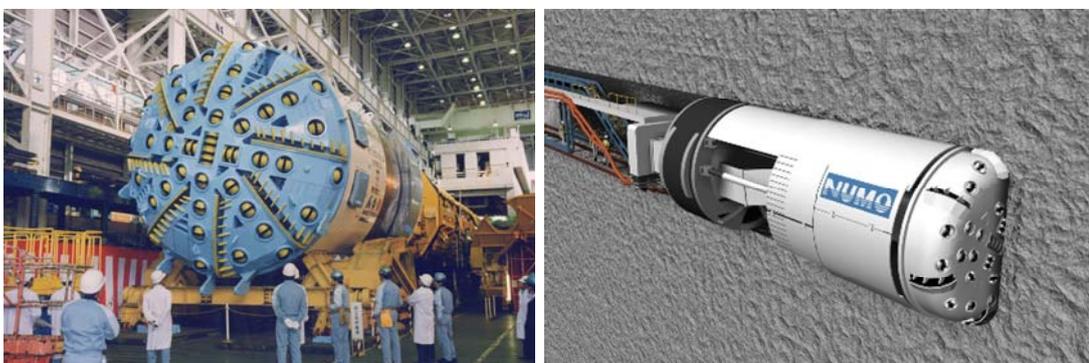


図 6.4.1-1 トンネルボーリングマシンの外観例（左）と掘削イメージ（右）

（左）写真提供：東京電力株式会社 （右）出典：NUMO、2002）

掘削工法

換気・西立坑：機械掘削工法

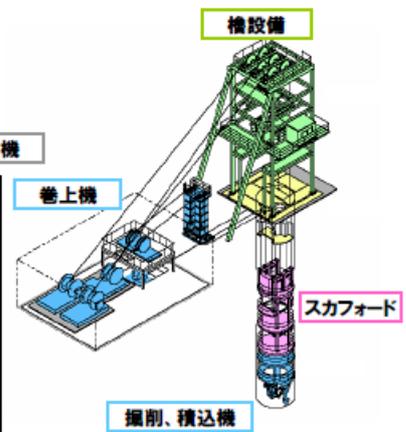
東立坑：発破工法

換気ダクト スカフォード 覆工コンクリート

換気立坑内部状況
(坑底を望む)**支保工法**

ショートステップ工法

積込機 小型電動バックホウ 掘削機

掘削、積込機
(換気立坑：140m水平坑道との接続部)

槽(やぐら)設備の概要図

図 6.4.1-2 ショートステップ工法による立坑の掘削

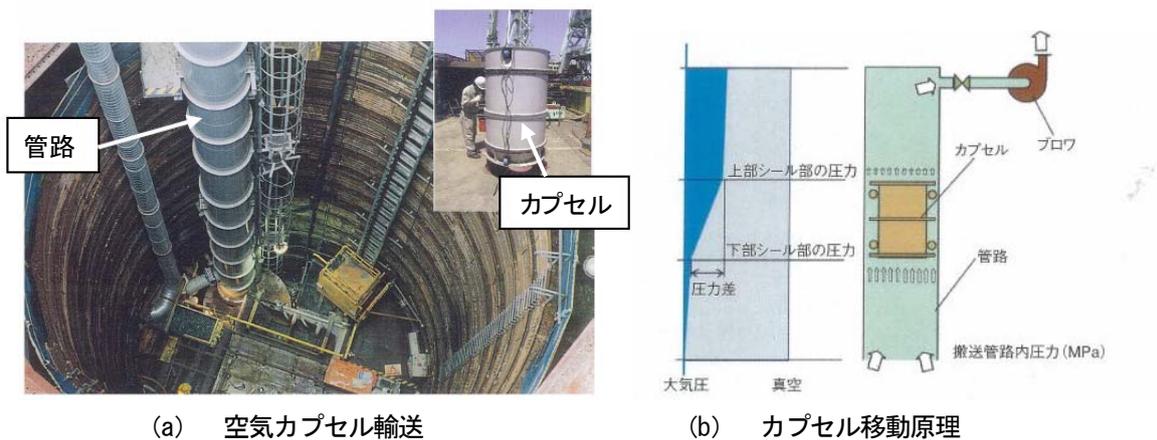
(出典：JAEA, 2008a)

(ii) 工程確保の観点からの取り組み

地下施設の建設工程について、第2次取りまとめでは、処分場全体を六つの処分パネルに分割し、一つの処分パネルを10年間で建設する工程が示されている。この工程は、1日24時間、連続的かつ円滑に建設されることを前提としており、想定ケースのうち最も工事数量の多い堆積岩における処分孔竖置き定置方式の場合には、13本の処分坑道を並進して掘削することとしている(JNC, 1999b)。

実際の地質環境では、地質の不良部などに遭遇し、その個所の施工に相当の時間を要することも想定される。NUMOは、一般労働安全への配慮や工程確保の観点からも、適切な作業動線の確保、良好な作業環境の維持、緊急時の避難経路の確保、工程計画に適切な裕度を持たせることが必要であると考えている。地下施設の建設では、立坑掘削と処分坑道掘削が工程上のクリティカルパスとなり、加えて処分孔竖置き定置方式の場合には処分孔の掘削も工程上のクリティカルパスとなる。このため、それぞれの施工効率を向上させることが必要となる。

掘削土(ずり)の搬出に関して、立坑掘削時にはワイヤロープとずりキブルを用いた仮設的な搬送方式が一般的であるが、ずり出し能力は高くはない。そこで、立坑の完成後、ずり出し設備をスキップ方式などずり出し能力の高い本設設備に変更し、地下施設の坑道群建設時における大量のずり出しに対応する。アクセス坑道の断面や本数が限られた中での大規模地下施設の建設では、立坑内のずり出し能力を従来技術に対して向上させることが有効であり、例えば空気カプセル輸送技術(図6.4.1-3)の立坑内ずり搬送への適用性検討などを行っている(原環センター, 2005)。空気カプセル輸送技術は、被輸送物を積載したカプセルを管路内に入れ、ブローで管路内の空気を吸引することにより発生するカプセル上下間の差圧を駆動力としてカプセルを移動させる技術である。本技術は、すでに資材輸送用のパイプラインシステムや、掘削土搬送に実用化されている技術である。



(a) 空気カプセル輸送

(b) カプセル移動原理

図 6.4.1-3 空気カプセルによる鉛直ずり出し技術

(出典：原環センター，2005)

処分坑道横置き定置方式の場合には関係しないが、処分孔縦置き定置方式の場合には、処分坑道の掘削に引き続き処分孔を掘削することになり、処分孔の掘削効率の向上が工程確保のために重要となる。処分孔の深さは一つの処分孔に廃棄体1体を定置する場合は4m程度になる。フィンランドのオルキオトやスウェーデンのエスポ地下研究所では、一軸圧縮強度が200MPa程度の硬岩を対象に直径1.75m、深さ8m程度の処分孔掘削の実証試験が行われている(図6.4.1-4; Christer and Åsa, 2002)。

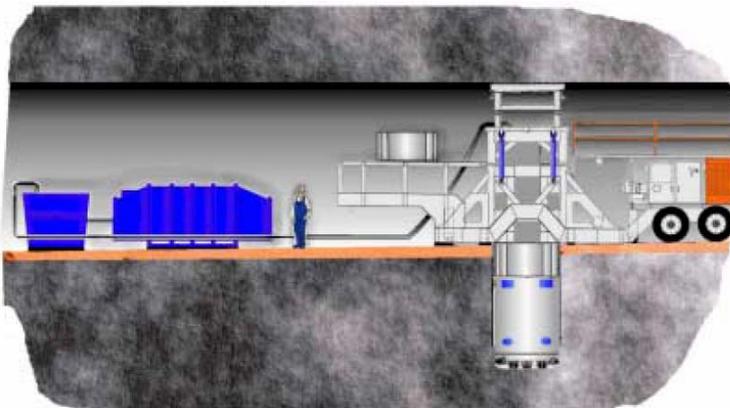


図 6.4.1-4 スウェーデン，エスポ地下研究所で実施された処分孔掘削

(出典：Christer and Åsa, 2002)

スウェーデンの実証試験では、処分孔切羽のずりを流体輸送により揚土する全断面掘削機が使われ、14孔での処分孔掘削の平均的な掘削速度は2.5時間/mであった。処分孔掘削では、掘削以外にも機械の移動やセット、掘削後の機械の整備や調整などの時間が必要であると報告されている(Christer and Åsa, 2002)。

一方、第2次取りまとめでは、1日あたり1本の処分孔を掘削するという設定で工程が検討されている(JNC, 1999b)。上記のスウェーデンにおける実績などを参考にすると、第2次取りまとめ

の工程を満足させるため、効率的に処分孔を掘削することができる技術を整備しておく必要があり、NUMOでは処分孔の高速掘削機械の概念設計などを行っている。

鉛直下向きの掘削は、水平掘進と異なり掘削進行方向にずりが溜まるため、カッターディスク面で切削されたずりをクラムシェルバケットにより適宜排土することが困難で、カッターがスタックし易く損耗が激しいという課題がある。このような課題を踏まえ、スウェーデンの事例では掘削ずりに水を混合してスラリー化し、切羽部から上方にスラリー輸送することによって排土するシステムが利用されている。しかしながら、この方法ではスラリーポンプの配管システムなどが必要であり、段取替えに要する時間などを考慮すると、短時間に処分孔を掘削して次の処分孔掘削を開始するのは難しいと考えられる。そこで、NUMOでは、カッターヘッドとカッターホイールが直交して回転する二軸回転機構を採用した掘削・ずり搬出機械の概念を検討している(図 6.4.1-5)。この場合、カッターホイールに排土機能を持たせることにより掘削ずりをスラリー化することなく、乾いた状態で排土口からカッターホイール内に収土し、バキュームポンプで上部へ排土することが可能となる。また、カッターホイールが掘削機能も担っており、掘削効率が向上する。乾式でずりの揚土が可能であることから、ずり出し設備がコンパクトになり、機械設備の構内移動や準備時間も短縮される。

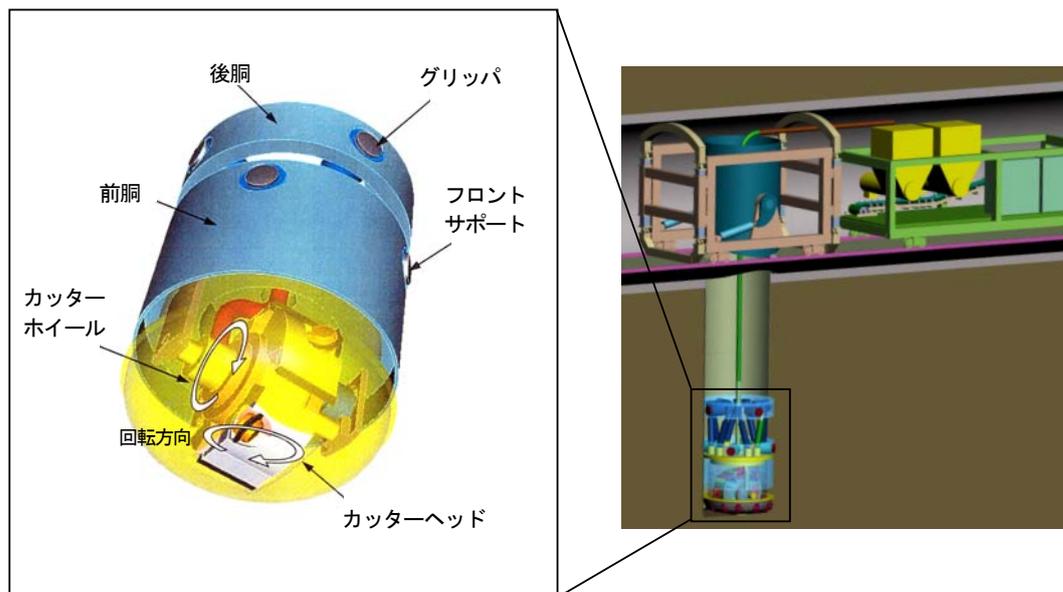


図 6.4.1-5 2 軸回転機構を有する処分孔掘削機

(2) 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設

アクセス坑道である立坑や斜坑、主要坑道や連絡坑道の掘削工法は、基本的に高レベル放射性廃棄物処分施設の坑道掘削方法と同様である。処分坑道の断面が、高レベル放射性廃棄物の処分坑道と比較して大きくなるため、一度に全断面を掘削するのではなく、断面を分割して掘削と支保工構築を進める方式が有効である。例えば、円形坑道では上半、下半に分割することが考えられる。図 6.4.1-6 は、下半の掘削状況のイメージを示したものである。実際は、上半の掘削を数十 m 程度先行して進め、坑道延長方向で作業が錯綜しないようにして、上半と下半の作業を並行して進める。比較的大きな断面の坑道建設に際しては、国内の地下発電所、石油地下備蓄基地など大規模地下空洞

の施工実績も参考にしつつ、適切な施工方法を採用していく（図 6.4.1-7）。

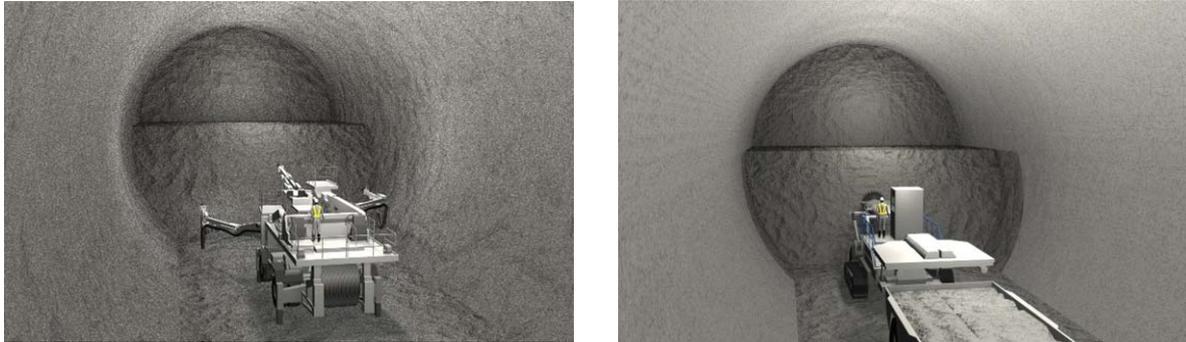


図 6.4.1-6 円形処分坑道の掘削イメージ（左；発破掘削，右；機械掘削）
（出典：NUMO，2011b）



図 6.4.1-7 大空洞の建設時の様子
（写真提供：東京電力株式会社）

グループ1と2に分類される廃棄体を処分する処分坑道には、人工バリアとして緩衝材を敷設することを基本に考えている。底部緩衝材については、廃棄体定置前に敷設を完了させる必要がある。緩衝材は、処分場の閉鎖後長期の安全性を確保するために施される重要な人工バリアである。緩衝材の施工方法については、国内外において鋭意技術開発が進められており、代表的な方式として原位置施工方式やブロック定置方式がある。基盤研究開発では、余裕深度処分を対象に実規模かつ実環境下において人工バリアの施工技術と品質管理方法の確立などを目的とした試験が実施されており、ここで培われた技術は地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の人工バリアの施工とその品質管理への適用が可能であると考えられる。図 6.4.1-8 は、試験の一項目として実施された底部緩衝材施工の状況であり、緩衝材を撒き出し、大型振動ローラで締固め施工した事例である。（原環センター，2008a）



図 6.4.1-8 底部緩衝材施工
(出典：原環センター，2008a)

このような工法により底部緩衝材の敷設が終了すると、構造躯体の構築へ移る。構造躯体は、鋼製あるいは鉄筋コンクリート製が考えられる。比較的大断面の空洞とはいえ、空洞内での建設作業には空間的な制約が多く、そのことを考慮した施工方法を採用する。鋼製の構造躯体に対しては、鋼材を処分坑道内に搬入し、それぞれの部材を現地で溶接あるいはボルト接合により組み立てる。また、鉄筋コンクリート製の構造躯体については、足場、鉄筋、型枠を現地で組み立て、コンクリートを打設するという一般の鉄筋コンクリート構造物の施工を基本としつつ、地上で鉄筋コンクリート部材を製作し地下で組み立てるプレキャスト施工の併用も考えられる。緩衝材を必要とするグループ 1, 2 の処分坑道では、底部緩衝材上に構造躯体を施工するため、作業従事者や施工機械などが底部緩衝材の上を移動することに対して、適切に緩衝材の養生を行う必要がある。NUMO では、これらの実績や要件を踏まえて建設方法の最適化を図っていく。

6.4.2 処分場の操業

6.4.2.1 高レベル放射性廃棄物処分施設

操業作業は、地上施設における廃棄体の受け入れ・封入・検査、地上から地下への搬送、処分坑道内への定置の順に作業が行われる。

(1) 地上での作業

ガラス固化体の受入開始により処分場の操業が開始される。地上施設での操業においては、ガラス固化体の受入検査やオーバーパックへの封入・検査などの技術、放射線管理の面などから、専用輸送容器に入れられたガラス固化体の受け入れから地下への廃棄体搬送装置への積み込みまでの工程が重要な作業となる。

(i) ガラス固化体の受け入れ

(a) ガラス固化体の処分場への輸送

ガラス固化体は、中間貯蔵施設において 30～50 年間ほど冷却貯蔵された後に、発熱量や放射能レベル、寸法など必要な検査が行われた上で、専用輸送容器に収納されて処分場へ向け搬出される。ガラス固化体の輸送には、海上輸送および陸上輸送の実績がすでにある。

放射性物質の輸送については、IAEA が「放射性物質安全輸送規則」(IAEA, 1996 ; 以下, IAEA

輸送規則という)を定めており、各国ともこれを国内法令に取り入れて安全規制を実施している。

わが国でも IAEA 輸送規則を取り入れて放射性物質の輸送に関する法令が定められており、ウランやプルトニウム、原子力発電に用いる原子燃料やその使用済燃料、原子力発電所や再処理施設から発生する放射性廃棄物などの輸送に関する法令体系(以下、輸送関係法令という)が整備されている。

輸送関係法令に基づく安全規制では、輸送容器の線量当量率については、輸送容器表面において 2mSv/h、表面から 1m の位置において 0.1mSv/h を超えないことが技術基準として定められている。ガラス固化体は人間が近づくことができないほど高い放射線を発するものであるため、ガラス固化体の専用輸送容器はこの基準を満足する遮へい能力を有するように設計・製作される。

(b) 地上施設での受入作業

処分場へ輸送されたガラス固化体(輸送容器)は、専用輸送車両に積載された状態のまま高レベル放射性廃棄物受入・封入・検査施設へ搬入される(図 6.4.2-1)。同施設内では、輸送途上における輸送容器やガラス固化体への損傷などの異常の有無について検査を行い、オーバーパックへの封入前にその健全性を確認する。



図 6.4.2-1 返還ガラス固化体の輸送に使用されている輸送車両
(写真提供：日本原燃株式会社)

(ii) 廃棄体の製作・検査

受入検査に合格したガラス固化体は、①オーバーパックへの収納、②オーバーパックの上蓋溶接、③オーバーパック溶接部の検査の工程を経て、廃棄体となり地下施設へ搬送される。これら一連の作業は遠隔操作で行う。オーバーパック溶接装置と、超音波探傷試験によるオーバーパック溶接部の検査装置の使用を想定した、廃棄体製作概念を図 6.4.2-2 に示す。オーバーパックの遠隔溶接・検査に関する技術の整備状況は 6.6.4.2 で説明する。

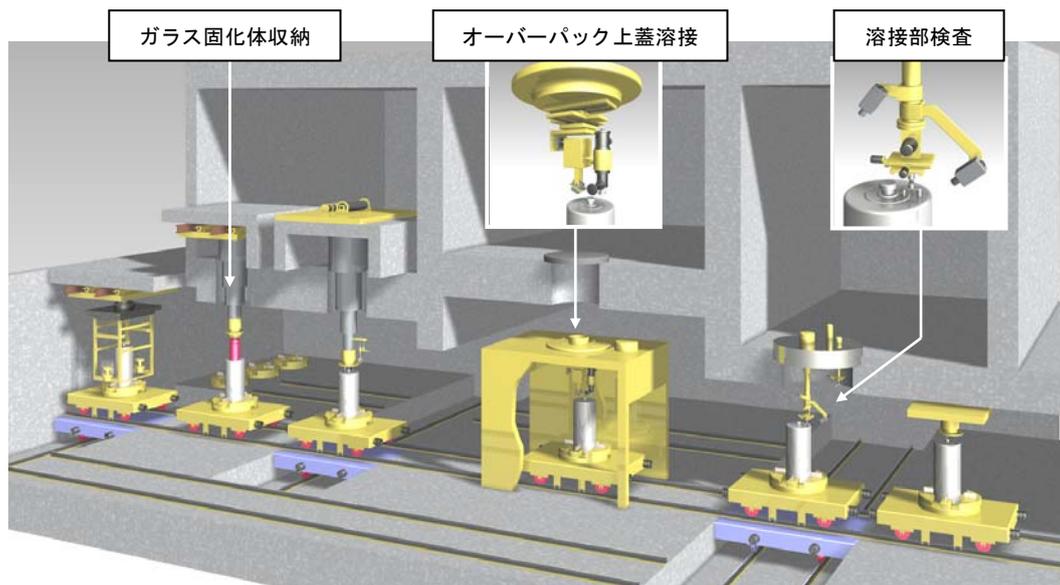


図 6.4.2-2 遠隔操作による廃棄体のオーバーパックへの封入工程の概念図
 (炭素鋼単体オーバーパックの場合)
 (出典：NUMO, 2002)

(iii) 緩衝材の製作

緩衝材は人工バリアの一つとして廃棄体とともに処分坑道へ定置する。両者を適切に地下へ搬送し定置作業が滞ることがないように、緩衝材の製作設備の設計、製作工程の調整・管理を行う。緩衝材の形態としては、6.6.4.3 で説明するように、ブロック方式、原位置施工方式（原位置締固め方式、ペレット充填方式、吹付方式）などの技術の整備が進んでいる（原環センター，2003b，2004b，2005，2009b など）。どのような施工方式とするかについては、地質環境特性，工学的実現性，長期安全性，経済性などを総合的に評価した上で決定する。

(iv) 埋め戻し材などの製作

廃棄体と緩衝材の定置が完了した処分坑道（処分坑の上）は、適切な時期に埋め戻される。また、閉鎖時には主要・連絡坑道など、すべての坑道を順次埋め戻していく。埋め戻しに用いる埋め戻し材は、採用する埋め戻し工法などによってさまざまな仕様のものが考えられるが、基本的には埋め戻し後長期にわたって地下水が流れにくいように設計し、埋め戻し材製作・検査施設において製作する。

(2) 地下での作業

(i) 廃棄体および緩衝材の地下への搬送，定置

地上施設内での検査終了後，廃棄体を地下に搬送し処分坑道内に定置する。図 6.4.2-3 に，地上施設から定置位置までの廃棄体搬送の流れを概略的に示す。廃棄体の搬送に使用するアクセス坑道の形態や定置方式の組み合わせに応じ，搬送途中に廃棄体を縦方向または横方向へ傾転する。廃棄体の搬送装置および定置装置は，採用する搬送方式や定置方式などに応じて遠隔制御による無人または有人での運転とすることが考えられ，いずれの場合においても廃棄体からの放射線を遮へいするための構造および設備を設ける。

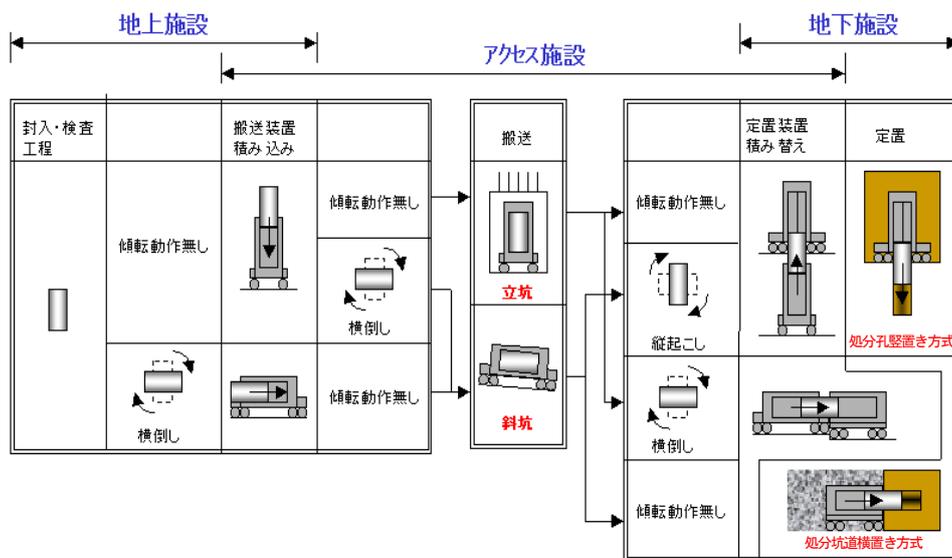


図 6.4.2-3 廃棄体の搬送と定置の流れ
(原環センター, 2001 を一部修正)

処分孔縦置き定置方式の場合について、緩衝材ブロック方式を例とした廃棄体および緩衝材定置作業の手順の概念を図 6.4.2-4 に示す。緩衝材定置装置を用いて、地上施設で製作した緩衝材ブロックを処分孔下部から順に所定の高さまで定置する。その後、廃棄体定置装置を用いて、廃棄体を緩衝材の内側に定置する。再び、緩衝材定置装置を用いて緩衝材を処分坑道底面の高さまで定置し、一つの処分孔の定置作業が完了する。廃棄体と緩衝材の搬送および定置をどのような方式で行うかについては、6.5.2 で説明するように地質環境の条件、安全性、作業性、経済性などを総合的に検討して決定することになる。

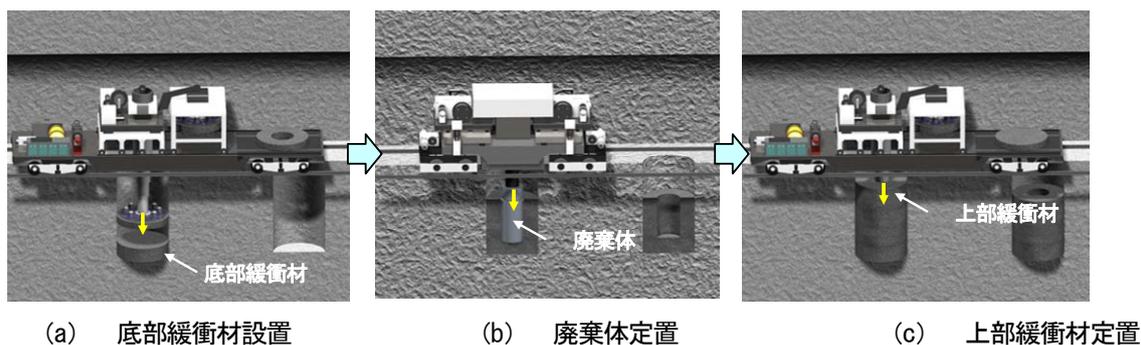


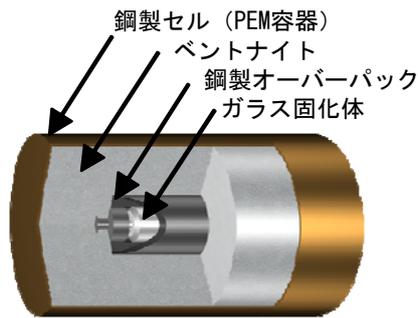
図 6.4.2-4 緩衝材および廃棄体定置手順（縦置き定置方式の場合）
(出典：NUMO, 2002)

(ii) 緩衝材の品質の信頼性向上と作業の効率性向上

処分坑道横置き定置方式の場合は、緩衝材外径とほぼ同程度の内径の処分坑道内で、緩衝材と廃棄体を数100m水平移動させ、所定の位置に定置する必要がある。この場合、処分坑道内の限定された作業空間で、緩衝材と廃棄体を交互に搬送後、確実に定置するための遠隔搬送・定置技術とともに、位置決めなどの定置精度の確保が考慮すべき点として認識されてきた。また、廃棄体底部の緩

衝材定置, 廃棄体定置, 上部緩衝材定置と複数の搬送装置が交互に処分坑道を往来するという搬送・定置作業には, 物流の観点からの改善検討を加えてきた。

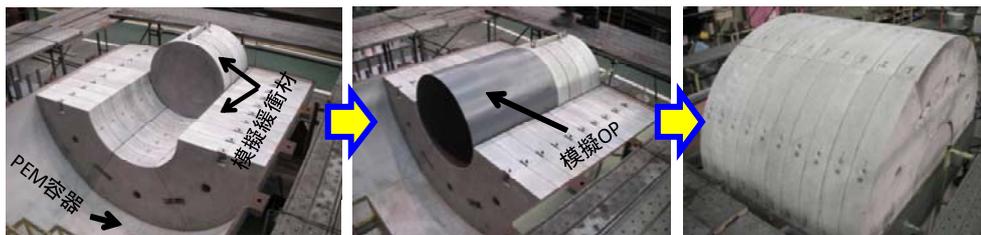
これらについて, NUMOは地上施設であらかじめ緩衝材と廃棄体を鋼製セル内に格納し, 地下施設へ鋼製セルを搬送・定置するPEM (Prefabricated Engineered Barrier System Module) 方式を, 従来から検討が進められてきたブロック定置方式, ペレット充填方式などと並び有力な定置方式であると位置付けて検討を進めている。図 6.4.2-5には, PEM容器の構造および基盤研究開発機関にて製作されたPEM容器と模擬緩衝材と模擬オーバーパックを用いたPEM容器内の組立確認試験状況を示す。PEMの利点は, 地上施設での組立てによる品質の信頼性向上と搬送作業の効率化が期待できる点である。一方, PEMは廃棄体, 緩衝材, 鋼製セルを含めて約35tと比較的重量が重いため, 空間的制約が大きい処分坑道内での水平方向への搬送・定置の機構, PEM容器と処分坑道との隙間の充填技術に着目し, 基盤研究開発機関において技術開発が着実に進められている (6.6.4.3参照)。



(a) PEMの構造



(b) PEM容器の製作例



下半模擬緩衝材ブロックを PEM容器に設置したところ。

模擬オーバーパック (OP) を設置したところ。

上半模擬緩衝材ブロックを組み上げたところ。

(c) PEM組立試験

図 6.4.2-5 PEM方式

(b) 出典：原環センター，2009c (c) 原環センター，2008b を編集，一部加筆)

(iii) 物流検討

建設・操業，および次項で説明する閉鎖では，地下施設内に多くの物流が発生する。各種の作業を円滑に実施するため，NUMOは，地下施設の建設・操業・閉鎖にかかわる物流を体系的に検討している。操業作業は，高レベル放射性廃棄物処分では，図 6.4.2-6 に示すタイムチャート例のように，1日あたり5体の廃棄体を定置する場合，次のような特徴を持つ。

- 一つの廃棄体について地上から処分坑道内定置まで作業が連続しており，並行して作業が進められない。
- 廃棄体の地下での搬送と定置装置が一体化しており，処分坑道入り口での積み替えがない。
- アクセス搬送装置から地下搬送定置装置へは坑底施設で積み替えるが，搬送定置装置への積み替えのため，非常に時間を要してアクセス搬送装置が拘束され地上に戻るまでに5時間以上必要である。
- 搬送定置装置の系列数は廃棄体数と同じである。
- 緩衝材を1日に5廃棄体分定置しなければならない。
- アクセス坑道の延長増加や定置方式を横置きに変更した場合にさらに時間がかかる。

このような操業を効率的に行うには，坑道内の物流を最適化することが重要であり，NUMOは，種々のバリア形態や定置方式についての物流を検討している。例えば，坑底に廃棄体の仮置きエリアを設けることは，アクセス坑道での搬送と坑道での搬送定置を独立して行うことを可能とし，物流の有効な改善策の一つである。

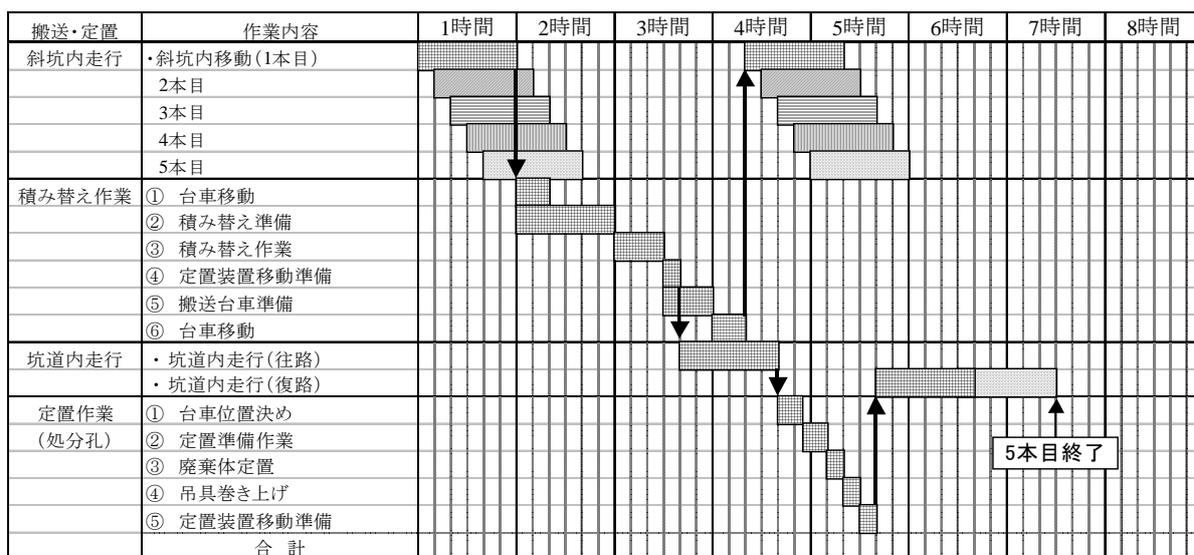


図 6.4.2-6 高レベル放射性廃棄物処分場における廃棄体の搬送・定置タイムチャートの例
(処分孔縦置き方式)
(原環センター, 2001 に一部加筆)

6.4.2.2 地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設

(1) 地上での作業

地層処分低レベル放射性廃棄物は、貯蔵施設において発熱量や放射能レベルおよび寸法など必要な検査が行われた上で、専用輸送容器に収納されて処分場へ向け搬出される。廃棄体の中には比較的高い放射線を発するハル・エンドピースなどが存在するため、輸送容器からの廃棄体取り出し以降の作業は、遮へい対策を講じた区域内で、遠隔操作により実施する。

受入検査に合格した廃棄体は、①廃棄体パッケージ容器への収納、②モルタル充填、③廃棄体パッケージの検査の工程を経て地下施設へ搬送される。これら一連の作業は遠隔操作で行う。

(2) 地下での作業

(i) 廃棄体の搬送

地上施設から地下施設まではアクセス立坑あるいは斜坑により廃棄体を搬送する。高レベル放射性廃棄物処分場と併置する場合でも、地層処分低レベル放射性廃棄物用の専用のアクセス立坑あるいは斜坑を利用し、搬送設備も専用のものとする。搬送作業に人が携わる場合には、廃棄体あるいは搬送設備に遮へい機能を持たせる。

アクセス立坑で廃棄体を搬送する場合には、重量物の搭載が可能な専用エレベータでの搬送になる。専用エレベータによる廃棄物の大深度への搬送は、米国の TRU 廃棄物の処分場である WIPP (Waste Isolate Pilot Plant) ですでに実施されている (U. S. DOE, 2004)。アクセス斜坑で搬送する場合には、トラックなどのタイヤ方式の搬送車両や軌道方式の搬送車両が考えられる。アクセス斜坑をほかの用途にも使用する場合や搬送の柔軟性の観点からは、タイヤ方式の搬送車両による搬送が有効であると考えている。

(ii) 廃棄体の定置

地下施設に搬送された廃棄体または廃棄体パッケージは、物流を円滑化する目的で必要に応じて坑底施設で一時保管する（NUMO, 2011b）。一時保管した廃棄体または廃棄体パッケージは、専用車両で処分坑道まで搬送する。処分坑道に到着した廃棄体または廃棄体パッケージをクレーンやフォークリフトにより所定の位置に定置する（図 6.4.2-7）。放射線量が高いため、これらの作業は遠隔操作で実施しなければならない。このため、位置検知や自立制御に関する技術が重要になる。近年、土木工事における建設技術の高度化により建設中のトンネル内を完全自動で自立走行できる搬送機械が実用に供されており、それらの先端技術を取り入れていく。

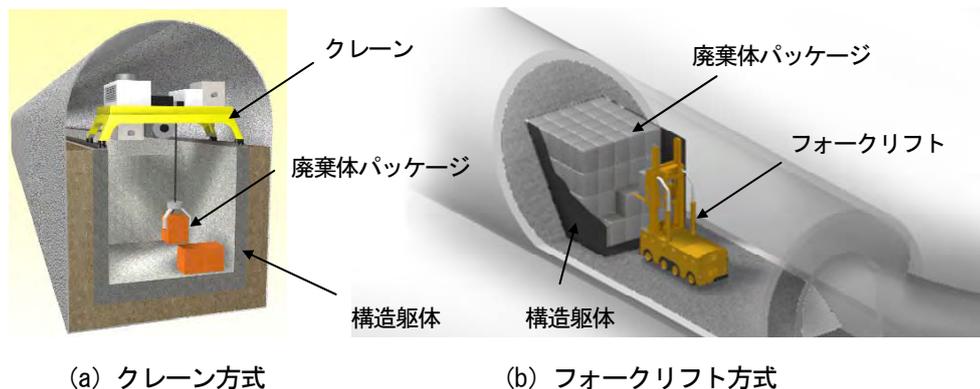


図 6.4.2-7 廃棄体の定置（地層処分低レベル放射性廃棄物）

(iii) 充填材の施工

廃棄体または廃棄体パッケージの定置が終了した構造躯体内の隙間への充填材の施工は遠隔操作で実施する。充填材は隙間に密実に充填させるため、流動性、材料不分離性に優れたものを用いる（電事連・JNC, 2005）。

6.4.3 処分場の閉鎖

閉鎖段階では、地下施設を地上から隔離することを目的として、連絡坑道、アクセス坑道およびボーリング孔の埋め戻しを行う。地上施設は、建設または操業が終了した段階で不要となった施設から順次解体・撤去作業を行う。

6.4.3.1 地下施設の閉鎖

(1) 閉鎖措置計画

坑道の埋め戻しおよび坑口の閉塞に関する計画を「閉鎖措置計画」として定め、経済産業大臣の認可を受けた上で閉鎖を開始する。図 6.4.3-1に閉鎖措置計画申請前の処分場のイメージを示す。図中の茶色の部分は操業段階で埋め戻しが完了している坑道で、図中の白色の部分が閉鎖の対象となる坑道である。

3.3.3で述べたように、閉鎖措置計画が認可されるまで、回収可能性を維持する。廃棄体の回収技術の検討状況については6.6.4.4で述べる。

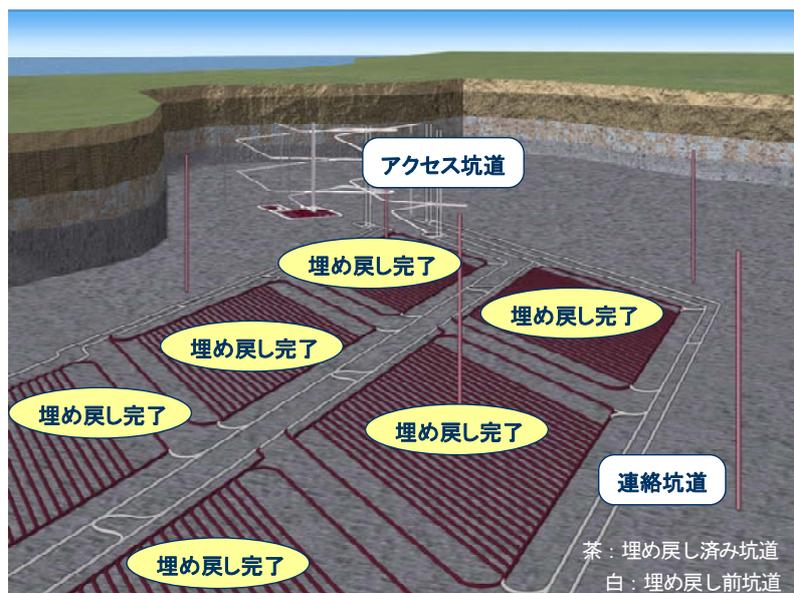


図 6.4.3-1 閉鎖措置計画申請時の処分場イメージ

(2) 連絡坑道の閉鎖

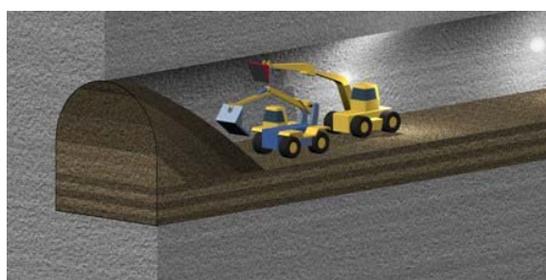
連絡坑道は処分パネル間あるいは処分パネルとアクセス坑道を結ぶ坑道であり，処分パネルの周囲にはほぼ同一平面内に建設されるものであるが，処分パネルが多層配置または傾斜配置される場合その一部は立坑または斜坑となる。水平坑道に対しては，ブロックの積み上げあるいは埋め戻し材の締固め，吹付などの原位置施工方式を適用する。

(3) アクセス坑道の閉鎖

立坑の閉鎖は，立坑下部より順次締固めながら埋め戻していく方法が効率的であり，原位置施工方式が有望である。また，斜坑についても，坑道の形状に合わせて柔軟な対応が可能な締固め工法を適用する（図 6.4.3-2）。



(a) 立坑の閉鎖



(b) 斜坑の閉鎖

図 6.4.3-2 アクセス坑道の閉鎖作業イメージ

(4) プラグの設置

岩盤の割れ目などからの湧水量が多い場合には、坑道建設時または操業時においてセメント系グラウトの注入などによる止水対策を適宜実施するが、長期的には止水機能が低下していずれは水みちとなりバリア機能に影響を与える可能性がある。このような割れ目に対しては粘土系グラウトの注入や、低透水性を有するベントナイト系材料からなる止水プラグの設置などの方法により閉鎖時に適切に処置する。止水プラグの施工や割れ目の充填方法に関しては、JAEAなどがその実現性に関する研究を実施し、止水の有効性や施工技術の確認が行われている。また、坑道内の湧水状況によっては、処分場の閉鎖までに地下水が緩衝材や埋め戻し材に浸潤し、閉鎖の完了していない空間側へ膨潤することが考えられる。この対策として、強度を持たせたコンクリート製などの力学プラグを処分坑道端部に設置することを考えている。

(5) 坑口の処置

閉鎖完了後は、坑道内の埋め戻し材の密閉および不用意な人間の侵入の防止を目的としたプラグをアクセス坑道の坑口に設置する。

(6) ボーリング孔などの埋め戻し

処分場には、サイト調査段階に地表から掘削されたボーリング孔や、湧水を緩和するための水抜き孔など、さまざまな方向や径、長さのボーリング孔などが残存することになる。特に地表からのボーリング孔は地下施設と地表を短絡する水みちに、坑道内からのボーリング孔などは岩盤内での新たな水みちとなる可能性があるため、これらは適切に止水処置をする。

6.4.3.2 地上施設の解体・撤去

地下施設の建設、地上施設と地下施設での操業、および地下施設の閉鎖の作業がそれぞれ終了していくのに伴い、地上施設は不要となるものから順次解体・撤去を行っていく。

受け入れ時のガラス固化体や地層処分低レベル放射性廃棄物の表面や輸送容器の内面は、放射性物質が付着している可能性が否定できないため、受け入れ時には表面汚染密度検査を行い、汚染がある場合は除染などを行って汚染拡大を防止する。このため、廃棄物の受入・封入・検査施設内の建物構造物や機器類が汚染される可能性は少ないと考えられるが、解体・撤去においては汚染の有無を確認しながら作業を進める。万が一汚染している場合には、現在開発されている原子力発電所などの解体技術を適用するなどして汚染レベルに応じた工法で解体するとともに、発生する廃棄物はその汚染レベルに応じ、法令などで定められている方法により、適切な施設において処理・処分する。

6.4.4 事業期間中の安全確保

NUMOは、サイト選定から事業廃止までの事業各段階において施設周辺の一般公衆や作業従事者の放射線安全および一般労働安全の確保の徹底に加えて、環境保全にも十分に配慮する。事業期間中の安全対策については、第2次取りまとめや、その事業化技術の取りまとめ（電中研・電事連、1999）での検討結果も踏まえ、NUMOとしての取り組みの基本的な方針をまとめている（NUMO、2004a）。その後、NUMOではこの方針を踏まえて、具体的な安全対策の検討を進めてきている。2008年には新たに地層処分低レベル放射性廃棄物が事業対象に加わり、これについても安全対策の検討

を開始している。また、2007年に原子炉等規制法が改正され、地層処分事業についてもこれまでの埋設事業や廃棄物管理事業と同様な枠組みが適用されることとなった。NUMOはこれを踏まえ、6.2で示したように、事業期間中の安全対策のうち放射線安全に関しては、安全対策を「操業時閉じ込め」、「放射線遮へい」、「放射線被ばく管理」に分類し、それぞれに対して安全確保に関する要件を設定して対策を検討している。また、一般労働安全に対する安全対策は「労働災害対策」および「作業環境対策」に分類して対策を検討している。さらに、環境保全対策の対象の環境要素については、「環境の自然的構成要素の良好な状態の保持」、「生物の多様性の確保および自然環境の体系的保全」、「環境の負荷低減」に分類して対策を検討している。これらは安全確保の方針1の方策3に掲げた事業期間中の安全対策と環境保全策に対応する検討内容である。

なお、事業期間中の安全確保のために実施する対策については、それらが閉鎖後長期の安全を低下させることがないように十分に検討した上で適用する（6.4.5参照）。

6.4.4.1 放射線安全の確保

放射性廃棄物が持ち込まれるため、操業期間中は放射線防護のために「操業時閉じ込め」、「放射線遮へい」、「放射線被ばく管理」を基本的な安全対策として実施する。この対策は、ほかの原子力施設の安全対策と基本的に同様であるが、これまでに例のない地下深部の環境下において放射性物質を取り扱う作業を伴うため、その特殊性を考慮して、操業段階から閉鎖段階に必要な信頼性の高い設備の設計、建設を行うとともに、必要な技術開発を進め、安全操業に万全を尽くす。一般公衆が受ける線量および作業従事者が受ける線量を合理的に達成可能な範囲で低くする。

例えば、「放射線被ばく管理」としては原子炉等規制法により処分場に放射線管理区域を設定する（NUMO, 2004a）。放射線管理区域外であるアクセス坑道や地下での搬送経路では、「操業時閉じ込め」と「放射線遮へい」の対策として高レベル放射性廃棄物を遮へい容器付きの搬送装置で搬送することを基本とする。また、ガラス固化体をオーバーパックに封入し遮へい容器に入れるまでの地上施設での作業や、廃棄体を遮へい容器から取り出す地下での積み替えや定置の作業は、放射線管理区域を設定して遠隔操作で実施する。特に、廃棄体をオーバーパックに封入する工程は高放射線場となり、地下施設内でオーバーパックを定置する工程は放射線遮へいが必要な環境となる。このため、1995年に操業を開始した高レベル放射性廃棄物貯蔵管理施設で蓄積された知見などを活用しつつ、地下深部での作業などの地層処分事業固有の課題を考慮して、基盤研究開発では遠隔操作による確実な封入技術や搬送・定置技術の開発が計画的に実施されている（6.6.4参照）。

NUMOは、さまざまな異常事象の抽出とその異常事象による影響、ならびにそれらに対する対策の検討を実施している。具体的には、6.2で示したように、「異常事象」（通常運転を逸脱させるような何らかの要因が施設もしくは廃棄体に加えられた事象と定義）に対する対策は、まず、“異常事象の防止”の対策を十分に施し、それでも異常事象が発生したときには“異常拡大の防止”の対策を施す。“異常事象の防止”の対策と、“異常拡大の防止”の対策に加えて、異常事象が万一事故にまで発展した場合も想定して、“影響の緩和”の対策を適切に実施する。

想定される異常事象と対策の例を表 6.4.4-1 に示す。

ただし、これらの異常事象に対する対策は、サイト条件や最新の技術の進展を踏まえて、適宜、安全性の向上に留意して見直す。

表 6.4.4-1 作業中に想定される異常事象と安全対策
(原環センター, 2001 を参考に作成)

要因		異常事象	安全対策の例
装置・設備に起因する異常事象	搬送・定置設備の故障, 損傷	・搬送・定置設備の機能停止による廃棄体の転倒, 落下	<ul style="list-style-type: none"> ・重要機能へのインターロックの設置 (過走行防止, 吊り上げ高さ制限) ・転倒防止機能, 脱輪防止機能の設置 ・多重化措置 (吊りワイヤの二重化など) ・吊り荷の確実な保持機構の採用 ・搬送・定置設備の定期点検の実施
	運転操作のミス	・建屋, 他設備との衝突による廃棄体の転倒, 落下	<ul style="list-style-type: none"> ・運転範囲の制限 ・運転要領書の整備 ・ヒューマンエラー防止機能の設置 (フルプルーフ機能設置)
	電源喪失	・搬送・定置設備の機能停止による廃棄体の転倒, 落下	・フェイルセーフ機能の設置 (安全側に保持)
自然現象などに起因する異常事象	地震	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の揺れによる廃棄体の転倒, 落下 ・建屋の倒壊 ・坑道, 処分孔の崩落 	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の耐震設計 ・建屋, 坑道, 処分孔の耐震設計
	落盤	<ul style="list-style-type: none"> ・落石による廃棄体の転倒, 落下 ・坑道, 処分孔の崩落 	・支保工の品質管理と施工管理
	火災・爆発	・搬送・定置設備の延焼	<ul style="list-style-type: none"> ・警報・消火設備の設置 ・不燃性・難燃性材料の使用 ・着火源の排除 ・必要に応じて可燃性ガス対策 ・異常な温度上昇の防止対策
	地震以外の自然現象 (津波, 台風, 浸水, 豪雪など)	<ul style="list-style-type: none"> ・搬送・定置設備の機能停止による廃棄体の転倒, 落下 ・建屋の倒壊 ・搬送・定置設備や坑道の浸水 	<ul style="list-style-type: none"> ・転倒防止機能, 脱輪防止機能の設置 ・風, 積雪荷重などを考慮した建屋の設計 ・施設設置高さの設計, 防潮堤, 排水設備の設置

また, NUMO で検討している安全対策検討のうち, 地上から地下への廃棄体搬送を対象とした検討例を以下に説明する。

検討の流れは, まず, (a) 異常事象を抽出し, (b) 異常事象を防止するための安全対策を施す (異常事象の防止策)。 (c) それでも発生するかもしれない異常事象を想定し, (d) 異常事象が発生したときの自動対応機構を準備する (異常拡大の防止策)。 (e) 次に, その対応機構が作動しない場合にはさらに次の機構が作動するという多重化を施す (異常拡大の防止策)。 (f) さらに重大な事象として, 敷地外に放出された放射性物質による影響を評価して適切な対策を施す (影響緩和策)。

この流れに従い「斜坑における廃棄体搬送車両の逸走」の検討例を以下に示す。

- a 異常事象として, 「斜坑における廃棄体搬送車両の逸走」を抽出する。
- b ガラス固化体はオーバーパックに封入され, さらに遮へい容器に入れられて搬送される。制限速度以上になった場合, 駆動力を車輪に伝達せず, 自動的に制動する車両設計とする。

- c 制御が効かず重力により加速する状態になった場合を想定する。
- d 曲線に入るまでに速度を減じて停止するように、水平区間を設ける。
- e それでも速度を減じない場合を想定して、衝突時衝撃緩和区間を設けておく。斜坑の安全設計例を図 6.4.4-1 に示す。
- f ガラス固化体が損傷して飛散した微粉などが外部へ出るかどうかについて衝突解析や試験による破壊の有無の評価を行う。万一破壊が想定される場合には、逸走の衝突速度から固化ガラス微粉発生率を導出し、この微粉のキャニスタ外への放出、空気中への移行、建物から大気中への移行に影響などについて評価する。大気中へ移行した放射性物質による敷地外一般公衆への影響が基準値以下であることを確認する。

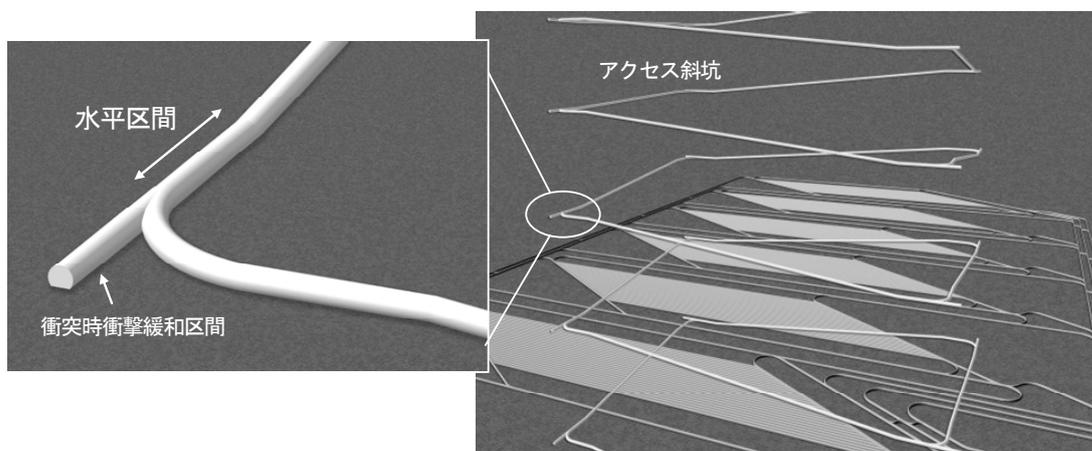


図 6.4.4-1 斜坑の安全設計例

高レベル放射性廃棄物処分施設では、地上施設の一部を除いて、廃棄体はオーバーパックに封入された形で扱われることから、事故時の評価のうち放射性物質の外部放出の評価においては、オーバーパックの衝突などに対する堅牢性の評価が重要である。地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設でも廃棄体を収納するパッケージの堅牢性の評価が重要になると考えられる。

このような背景から、NUMO ではオーバーパックの衝突解析を実施している (NUMO, 2011a)。衝突解析では、保守的にオーバーパックが格納容器に格納されていない状態で、アクセス斜坑搬送中に搬送車が逸走し、剛壁に衝突した場合を想定した。衝突時のオーバーパックの健全性を、オーバーパックに発生する相当塑性ひずみと材料の破断ひずみとの比較により評価した。図 6.4.4-2 はその例であり、上述した車両の逸走によってオーバーパックが底面より坑道壁面に衝突したと想定した場合の相当塑性ひずみ分布である。最大相当塑性ひずみは4.6%であり、材料の破断伸びを27%とすると、それ以下であることから、オーバーパックは破損しない可能性が高く内容物の外部放出の可能性は低いという結果となった。

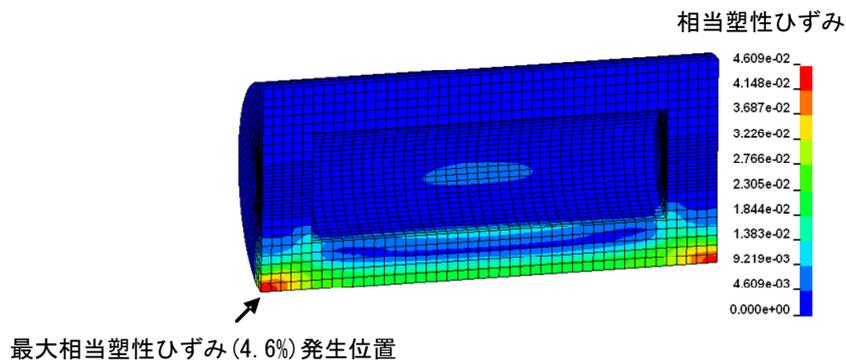


図 6.4.4-2 オーバーパックスの衝突解析例
(出典：NUMO, 2011a)

6.4.4.2 一般労働安全の確保

地下施設内では、第2次取りまとめで示されたように、建設・操業・埋め戻しをパネルごとに独立に並行して進めること、建設時に最大で13切羽を併進するものと仮定すると、各作業の最盛期には地下施設内で最大200人程度が作業をすることになり、その一般労働安全対策は非常に重要である。一般労働安全のための安全対策は、6.2の一般労働安全の確保で示したように、「労働災害対策」および「作業環境対策」に分類して検討している。

一般労働安全の対策例を以下に示す (NUMO, 2004a)。

- ・ 坑道掘削時の現象 (切羽の不安定、湧水および湧水に起因する地山の崩壊、ガスの発生、山はねなど) に対して事前調査や掘削中の施工安全管理を十分に行う。
- ・ 温度、湿度、ガス、粉塵に関して、換気設備による換気や必要な場合には冷房設備などにより適切な作業環境を維持する。
- ・ 緊急退避所を設置することや緊急避難経路を確実に確保する。
- ・ 地震、落盤、火災・爆発などの自然現象に起因する異常事象に対しては、耐震設計、不燃性・難燃性材料の使用と着火源の排除などの対策を確実に実施する。

これらの一般労働安全については、基本的に土木工事などにおける安全対策を適用できるが、事例の少ない地下深部での大規模な工事であることから、その時点での信頼性の高い技術を用いて、地下調査施設や処分場の建設を安全に進める。地下での坑道掘削時には、切羽の不安定現象や山はねに対する力学安定対策、湧水対策、ガス対策などの適切な安全対策を施しながら作業を進める。これらの事業期間中の安全対策 (岩盤中へのロックボルト挿入による力学安定対策、セメント系材料の注入による湧水対策など) に必要となる材料を閉鎖後も岩盤中などに残置する場合には、6.4.5で述べるように、閉鎖後長期の安全機能を有意に損なうことがないように十分配慮した上でそれらを採用する。ガス対策としては、岩盤中から発生するガスのほかに、内燃機関などを使用する場合に発生する有害ガス、発破を用いる場合に発生する後ガスなどが対象であり、適切に換気設備を設計し、除去または希釈により坑内の作業従事者に新鮮な空気を供給するように、温度、湿度、粉塵に対する対策と併せて実施する。

さらに、万一地下施設において緊急事態が発生した場合も想定して、坑内の作業従事者の安全を

確保するための緊急退避所や緊急避難経路を確保しておく。特に処分場の地下施設は多数の坑道群が建設され、場所を移動しながらの作業が長期間にわたって行われることから、常に避難経路が確保された状態のもとで作業を行うことができるよう、計画段階から十分な検討を行い地下施設全体の作業計画を立てておく。

NUMO は、一般労働安全についてもサイト特性を踏まえ、放射線安全で述べたような多重化した対策の検討を進めている。検討例として沿岸海底下に地下施設を建設する場合の坑道内湧水に対する排水対策を以下に示す。沿岸海底下では坑道内には海底と短絡する断層破碎帯が存在する可能性があり、湧水量が多くなる場合を想定したものである。

- a 基本的には、顕著な湧水が想定される岩体は候補母岩の選定により回避するか、グラウトなどで止水対策を講じる。
- b 次に、通常湧水量を想定し、自然流下によりアクセス坑底の排水槽に集水する。排水槽に集水した湧水は高揚程ポンプなどで地上に排水する。
- c 排水槽は避難に必要な時間を確保するのに十分な湧水量の貯水を可能なものとする。
- d ポンプは点検、修理ならびに異常湧水時を考えて、通常の 2 倍の予備台数を設置しておくとともに、万一の電源喪失に備えて非常用電源系統を確保する。

このような想定湧水量の排水設備とは別に、大規模な突発的な湧水が想定した対策も視野に入れて検討を行う。例えば、青函トンネルなどの事例を参考にすると、図 6.4.4-3 に示すように十分に余裕をもったポンプ設備でも対応できない場合、非常用水門を閉じて排水坑道全体を貯水槽として利用する方法も考えられる。この非常用貯水槽の容量は青函トンネルの例では通常排水量の約 3.5 日分である（竹内，1987）。

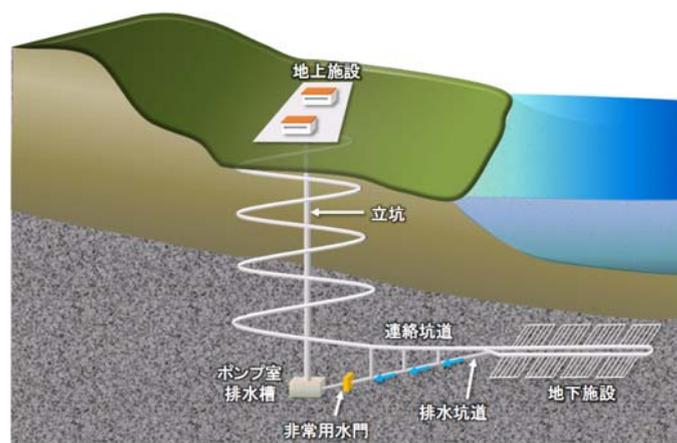


図 6.4.4-3 排水坑道，排水槽，ポンプ室の模式図

6.4.4.3 環境保全の確保

事業期間中の環境保全は、6.2.3.3 で示した環境要素である「環境の自然的構成要素の良好な状態の保持」、「生物の多様性の確保および自然環境の体系的保全」、「環境への負荷低減」に対し、適切な対策を実施することにより確保する。また、事業期間中は事前の環境影響評価結果を元に、必要な環境保全対策を実施し、環境保全対策の有効性を確認していくとともに、環境影響の程度が著し

い場合には、追加の環境保全措置などを実施する。環境保全は、調査の段階から実施するものであるが、ここでは、特に環境への影響が大きいと考えられる建設段階以降を対象として、環境保全の具体的方策などについて述べる。

「環境の良好な状態の保持」への影響が大きい要素として、坑道掘削によって発生する大量の地下水湧水と掘削土に起因する影響が考えられる。地下水湧水については、地下水位の低下、湧水の放流による周辺水環境への影響が考えられ、掘削土については、仮置きした掘削土の飛散による大気環境への影響、掘削土への雨水の浸入による地下水や周辺の河川や湖沼への浸出が考えられる。保全措置の検討は、事業段階ごとに次段階で生じる環境影響について、調査・予測および評価を実施し、必要に応じて適切な保全措置の準備と、保全措置を考慮した環境への影響を予測・評価し、次段階でのモニタリング結果と対比して予測精度を検証するとともに、必要があれば保全措置の改善、追加措置を講じていくことが基本的な手順となる。これらに対する基本的な取り組みは、表 6.4.4-2～表 6.4.4-4 に示す既往のトンネル工事や岩盤空洞掘削工事における環境への影響事例とその対策事例が参考になると考える。

表 6.4.4-2 地下水湧水による環境影響と保全措置の検討例

環境への影響	地下水湧水・湧水
類似施設・工事での事例	<ul style="list-style-type: none"> ・ 深度が300mを超えるトンネルでの湧水事例は極めて少ない ・ 断層破碎帯が極度に発達している場合では湧水範囲は2,000m程度にまで及んだ事例がある（日本トンネル技術協会, 1983） ・ 大深度トンネルでは、湧水対策としては排水工法（あるいは止水工法との併用）を採用している場合が多い
対策検討の基本的考え方	<ul style="list-style-type: none"> ・ 事前調査（坑道内からの物理探査、先進ボーリングなど）により断層破碎帯などが確認され大量に湧水の恐れがある場合は、処分坑道のレイアウトを変更する事により極力回避する ・ トンネル構造は基本的には排水型とするが、高透水部については部分的にグラウトなどにより湧水量の低減を図る
保全措置の例	<ul style="list-style-type: none"> ・ 湧水対策：高圧湧水に遭遇した場合は排水工法（あるいは止水工法との併用）により切羽の崩壊を防止 ・ 湧水対策（万一地表面に影響が及んだ場合）：代替水道、ビオトープなどによる代償

表 6.4.4-3 地下水放流による環境影響と保全措置の検討例

環境への影響	地下水放流（放流先への水質影響）
類似施設・工事での事例	<ul style="list-style-type: none"> 一般的なトンネル工事では、主に濁度と pH などを排水処理設備により適切な範囲に調整 湧水の有効利用として、豪雪地域における融雪システムへの利用、熱を回収し地域暖房に利用などが実施されている（安立ほか、1998）
対策検討の基本的考え方	<ul style="list-style-type: none"> 放流水及び放流先の水質をモニタリングし、必要に応じて排水処理方法を修正する 湧水の有効利用を図ることで、可能な限り放流量の低減を図る 可能な場合は、放流先を分散することで、放流先への影響低減を図る
保全措置の例	<ul style="list-style-type: none"> 放流水の調整：水質については排水処理設備により調整 放流水の有効利用：融雪システムに利用（降雪地帯）、熱を回収して地域暖房に利用、公共施設などでの雑用水に利用

表 6.4.4-4 掘削土による環境影響と保全措置の検討例

環境への影響	掘削土の仮置き（大気への飛散、周辺水系の水質汚染）
類似施設・工事での事例	<ul style="list-style-type: none"> 有害物質を含む掘削土については、重金属類の含有（熱水変質岩）と酸性水の発生（熱水変質岩、海成泥岩）事例があり、封じ込め措置、プラントでの処理などが行われている 一般の掘削土については、降雨時の表流水による濁水対策（沈砂池）が取られている
対策検討の基本的考え方	<ul style="list-style-type: none"> 概要調査段階におけるボーリング調査での地下水組成分析などにより、掘削土自体が有害かどうかを早期に把握する 可能な限り、仮置き土量を小さくする 掘削土置場において、裸地および重機の稼動範囲が大面積にならないように掘削土の仮置き手順を工夫する
保全措置の例	<ul style="list-style-type: none"> 有害物質を含む掘削土の場合：盛土措置（飛散防止）、封じ込め措置（遮水型・遮断型処分）、将来的には浄化技術の適用 一般の掘削土の場合：降雨時の表流水については沈砂池で対応、大気への飛散についてはモニタリングを実施しながら必要に応じて対策を実施、または改善（散水、覆土、植栽、掘削土置場形状の工夫、飛散防止シートなど）

1993年に発効された「生物の多様性に関する条約」によれば、生物の多様性とは「生態系」、「種間」、「種内」の三つの多様性と定義されている。「生物の多様性の確保および自然環境の体系的保全」に対しては、「生態系の多様性」として環境のタイプの多様性、「種間の多様性」として生息する生物種の多様性、「種内の多様性」として生物種内の遺伝的多様性を評価の視点として事業を進める。これら評価のイメージは、図 6.4.4.4 に示すとおりである。例えば、生態系レベルの多様性は、「アシの生える水辺、コナラの生育する斜面など、どれだけ多様な環境があるか」、種レベルの多様性は、「アシの生える水辺にどれくらいの鳥や昆虫が生息するか」、遺伝子レベルの多様性は、「アシ原に生息する希少なトンボが分布上固有な種かどうか」といったことになる。さらに、これら三つのレ

ベルの生物多様性を安定した状態で保つためには、例えばトンボが飛べる範囲でアシ原が連続して分布しているように、広域的に生物生息環境の機能が整っていることが必要条件となる。事業を進めるに当たっては、そのような「空間的配置」の視点を加えて、四つの視点から体系的に生物多様性の影響評価を実施していく。ここで、影響評価は、すべての生物種を対象とした「全種評価」と、生態系を代表する注目種を選定して行う「注目種による評価」とに分かれる。具体的な実施方法としては、例えば常時注目種モニタリングにより評価を行いながら、節目ごとを目安にすべての生息種を対象としたモニタリングを行い「全種評価」を行うことも考えられる。

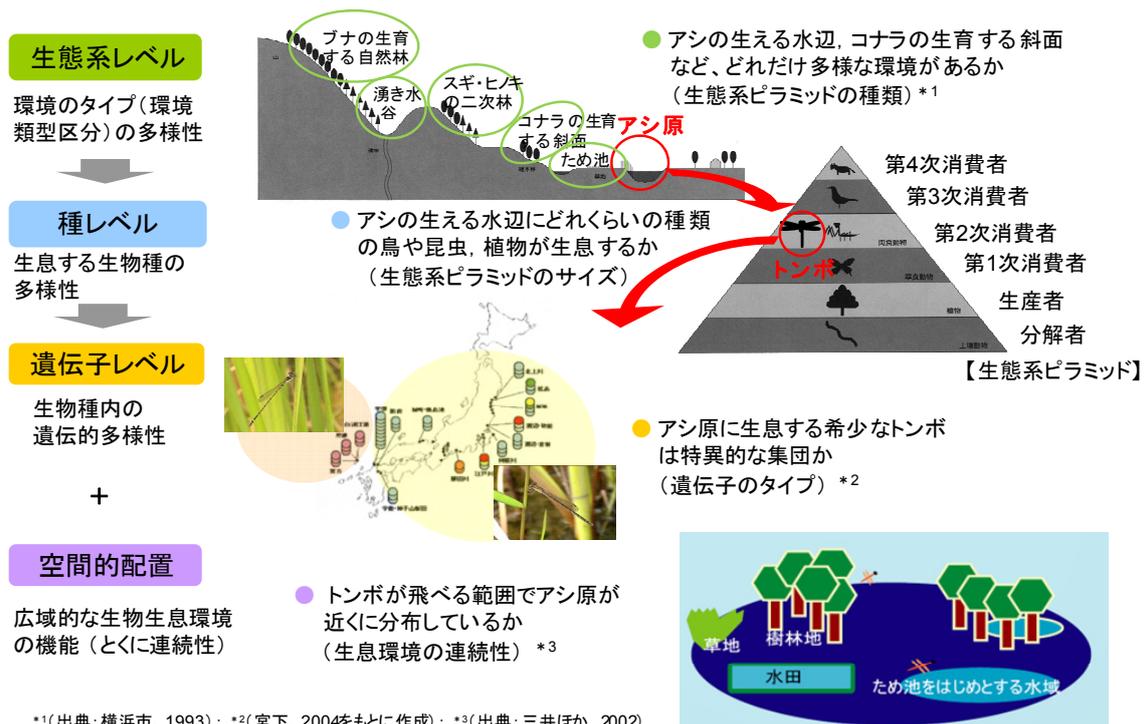


図 6.4.4-4 生物多様性の影響評価の視点 (NUMO, 2008 を編集)

「環境への負荷低減」については、廃棄物発生量の減容化、温室効果ガス排出量の低減などについて対策を実施する。

廃棄物の減容化としては、例えば、排水処理設備にて、排水中に含まれる汚泥分を除去した後にフィルタプレスに代表される脱水装置を用いて減容化する対策などがある。また、必要に応じて排水処理した水を工事用水として再利用したりするなど、廃棄物発生量の低減に努めていく。

また、「温室効果ガス排出量の低減」については、土木分野における CO₂ の排出量は全産業の 1 割程度であり、そのうちのおよそ 75%は材料の製造に伴うものといわれている (土木学会, 2010)。これについては、例えば、近年有効利用拡大が進んでいるフライアッシュは、ポルトランドセメントに比べて製造時における CO₂ 排出量が少ないことから (土木学会, 2009b)、混和材としての利用などが考えられる。

NUMO は、環境保全に関する法規制は勿論のこと、地方において制定された条例や指導要綱を遵守し、さらには地域の状況や要望も十分に考慮した、環境負荷の低減対策を実施していく。

6.4.5 閉鎖後長期と事業期間中の安全性両立の観点からの分析

建設・操業および閉鎖の各段階における作業は、程度の差はあるものの、深部地質環境の条件を変化させる可能性がある。さらに、各作業を安全に実施するためには、人工バリア以外のさまざまな材料（主として人工材料）を地下に持ち込む必要がある。事業期間中の坑道の力学安定性を確保するためには支保工（鋼製材料，セメント系材料）が必要となり，坑道掘削時の湧水を抑制するためには，主にセメント系材料によるグラウト注入などの対策工が必要となる。これらの多くは閉鎖後も地下施設内，あるいは近傍の岩盤内に残置されることになる。

このため，閉鎖後長期の安全性を確保するために天然バリアと人工バリアに期待しているバリア機能に対して，建設，操業および閉鎖作業は，深部地質環境への擾乱と人工バリア以外の残置物（主として人工材料）の存在，という二種類の影響を与えることになる。これら二種類の影響について，作業段階ごとに影響を受けるバリアを含めて図 6.4.5-1 にまとめて示す。深部地質環境への擾乱については，第7章で説明する閉鎖後長期の安全評価で考慮し，必要に応じて設計あるいは建設・操業・閉鎖で影響を低減する方策をとる。バリアの影響については6.6.2でも説明する。

閉鎖後長期の安全性に影響を与える因子	因子の分類		影響を受けるバリア	具体的な影響	記号*
	作業段階	作業段階における作業、事象			
深部地下環境の条件変化	建設・閉鎖	建設：坑道掘削 閉鎖：プラグ部拡幅掘削	天然バリア	(力学的影響) 掘削損傷領域（岩盤のゆるみ）の発生	A1 C1
			天然バリア	(水理学的影響) 掘削損傷領域の形成による処分坑道近傍の地下水流動経路の変化	A1 C1
			天然バリア	(水理学的影響) 破碎帯などの高透水性との交差による連続した水みちの形成	A1
	操業・閉鎖	坑道内への湧水・浸水の存在	人工バリア	(水理学的影響) 湧水・浸水による廃棄体や緩衝材品質への影響	A3
			天然バリア 人工バリア	(熱的影響) 定置された廃棄体の発する熱による緩衝材や周辺岩盤の温度上昇	B1, B2 C1, C2
	建設・操業・閉鎖	深部地下への空気導入	天然バリア 人工バリア	(化学的影響) 坑道開放中の酸素や二酸化炭素による影響	A1, A2 B1, B2 C1, C2
人工バリア以外の残置物（主として人工材料）の存在	建設・閉鎖	セメント系材料の使用	天然バリア	セメント系材料による地下水組成変化に起因する岩盤の劣化	A1 C1
			人工バリア	セメント系材料に起因するアルカリ環境下における緩衝材の変質	A2, A3 C2
		人工バリア	セメント系材料に起因するアルカリ環境下における炭素鋼オーバーパックの孔食	A2 C2	
		人工バリア	オーバーパック孔食による密閉性消失後のガラスの溶解	A2 C2	
		天然バリア	コンクリート支保の劣化による坑道に沿った卓越移行経路の形成	A1	
	天然バリア 人工バリア	鉄系材料（鋼製支保工、ロックボルトなど）の使用	鋼製支保工の腐食膨張による影響	A1 A2	
	建設・操業	有機物（セメント混和材、防水シート、裏面排水材など）の使用	天然バリア	有機物による放射性物質の移行特性への影響（放射性物質溶解度上昇、収着分配係数の変化）	A1 B1

*記号の意味

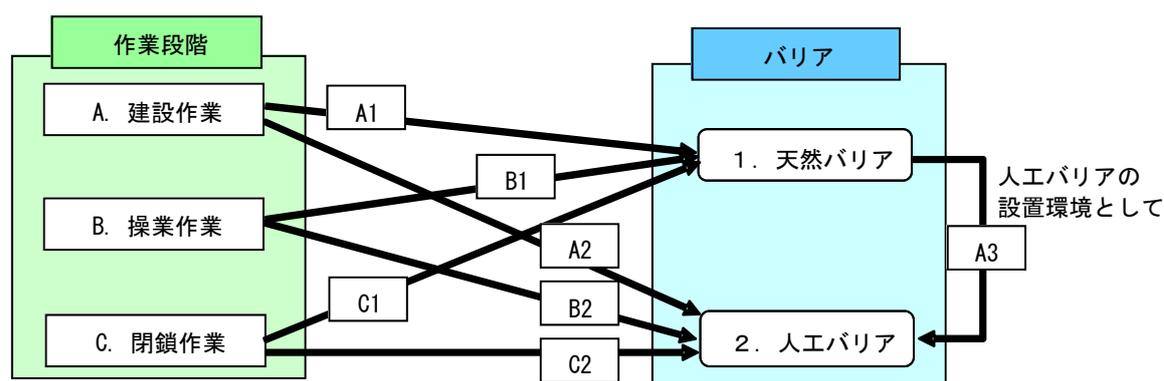


図 6.4.5-1 閉鎖後長期の安全性に影響を与える因子

JAEA は、フィンランドの地層処分事業者である POSIVA が地下調査施設 ONKALO に対して実施した検討 (POSIVA, 2003) を参考とし、幌延深地層研究所を対象として人工バリア以外の材料を使用する際の閉鎖後長期の安全性の観点からの留意点を整理している。これによると、地下施設で使用される人工バリア以外の材料が処分場の閉鎖後長期の安全性に与える影響などの観点から、以下の 5 種類 (一部言葉を修正) に分類されている (山田ほか, 2007)。

- a 閉鎖後長期の安全性に対して影響がない。残置してもよいもの。
- b 閉鎖後長期の安全性に対して影響がある。必要に応じて除去できるもの。
- c 閉鎖後長期の安全性に対して影響がある。必要に応じて代替材料に替えられるもの。
- d 閉鎖後長期の安全性に対して影響がある。除去、代替ができないもの。
- e 閉鎖後長期の安全性に対して影響が不明なもの。

閉鎖後長期の安全性への影響については、人工バリア以外の材料と、地下水、岩石および人工バリア材料との相互作用に関する基盤研究開発成果など (6.6.2 参照) に基づきにより判断していく。

処分場の閉鎖後長期の安全性への影響があり、その影響が有意であると判断された場合には、b については除去することになる。c に関して、例えば、残置物がバリア機能に顕著な影響を与えることはないものの、残置する量が大量であり、現時点での知見に不確実性があり影響が無視できないものとして、セメント系材料や有機材料が挙げられる。これらについては、代替材料として低アルカリ性セメントが開発され、処分施設への適応性確認が進められている (6.6.4.1 参照)。d, e については、残置することの影響について操業計画を立てるまでに十分な知見を整備し、閉鎖後長期の安全性を低下させない安全対策を構築していく。

6.5 多様な地質環境への対応

処分施設の設置可能性を調査する区域の応募を募っている現段階において、NUMOは、わが国の多様な地質環境に対応できる処分場の設計検討を行っている。具体的な応募をいただくと、まず応募区域およびその周辺地域の地形、地質、土地利用状況などに関する文献調査の結果に基づき、図6.3.1-2で示した設計手順に沿って処分場の概略の設計を行う。処分場の設計は、調査の進展に伴い拡充していく地質環境の情報に応じて、より地質環境に適したものと詳細化していくが、サイト選定の初期の段階における処分場の設計では、地質環境条件の特徴に応じた処分場の姿を検討の出発点とすることにより、その後の処分場の設計を効率的に実施することができると考えている。

NUMOでは、これまで基盤研究開発機関などで検討が進められてきた内陸部に加え、多様な地質環境への対応の一環として、沿岸域の地質環境条件を考慮した処分場の設計の特徴および留意点を整理している。また、想定される地下の環境条件やこれまでの技術開発の進展を踏まえ、人工バリアの搬送・定置に関する技術のオプションの整備を進めている。

6.5.1 沿岸域に処分場を設置するときの対応

処分場の設計の出発点として、第2次取りまとめで示されている結晶質岩と堆積岩といった地質環境特性に応じた処分場の姿を活用することができる。NUMOは、これに加えて周囲を海に囲まれたわが国の地理的条件を考慮し、特に、沿岸域の地質環境特性を地下水流動場や地下水化学環境などの観点から分析し、設計上の特徴や留意点を整理し、サイトの地質環境条件に適する処分場の設計を行う準備を整えている。

沿岸域に処分場を設置するときの対応としては、地下施設設置位置の選定における地下水移行時間、汀線から地下施設までの離岸距離、地下水化学環境に応じた緩衝材や埋め戻し材の材料設計への影響などの特徴と留意点を整理した。さらに、沿岸域では地上施設の設置高さや配置などの検討において、津波の影響を回避できるようにする必要がある。また、技術的視点以外にも「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」による制約などにも配慮する。

6.5.1.1 沿岸域の地質環境を考慮した設計上の特徴・留意点

沿岸域では、陸域と海底の地形条件や、それに伴う地下水流動場の違い、降水系地下水と海水系地下水といった地下水化学環境の違いが処分場の設計に影響を与える。また、図6.5.1-1に示すように、長期的には気候変動に伴う海水準変動が想定され、それに伴って塩淡境界が移動し地下水流動場（流向、流速）に加えて地下水化学環境も時間的に変遷する。地下施設を海底下に配置する場合には、地上施設を地下施設の真上に配置することができないという制約があり（6.5.1.2参照）、汀線から地下施設までの距離が施設の概念や設計に影響を及ぼす。

ここでは、このような沿岸域の地質環境の特性やその長期的な変動を考慮した地下施設設置位置の設定、地下水化学環境の変化に伴う人工バリアの材料設計、地下施設の設計における離岸距離の制約に関してそれらの特徴と留意点を取りまとめた。

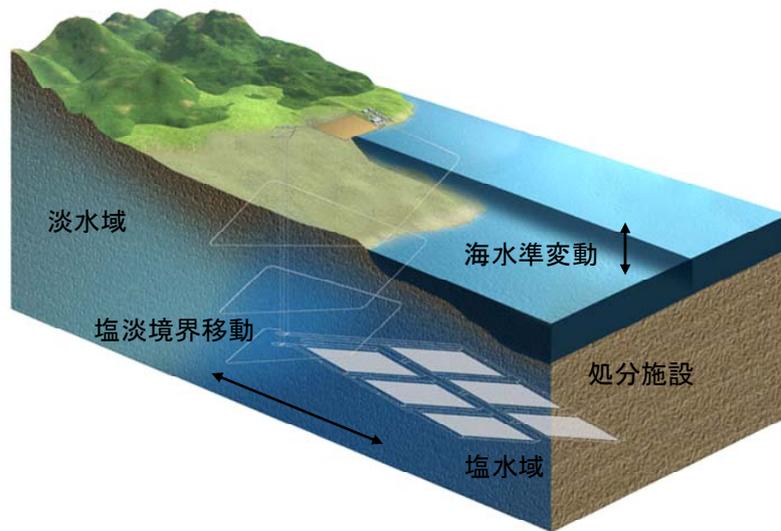


図 6.5.1-1 沿岸域における長期的な海水準変動と塩淡水境界の移動

(1) 地下施設設置位置の設定における地下水流動場と地下水化学環境

沿岸域の地質環境の特性，ならびに設計上の特徴と留意点を以下に説明する。図 6.5.1-2は，陸域と海域の地形が急峻な場合の沿岸域における地下水環境の特徴を示したものである。地下水流動は物質移行との関係が深く，地下水化学環境は緩衝材の膨潤性などと関係があるため，沿岸域は地下水流動や地下水化学環境の特徴により，図 6.5.1-2に示す①～③の領域に概略区分けすることができる。つまり，地下水の流向，流速の観点では，①の領域は内陸部の降水系地下水の動水勾配と塩淡水境界面付近の地下水流動特性の影響を受ける沿岸域であり，陸域地形が急峻であると動水勾配は大きくなる傾向がある。また，降水系地下水と海水系地下水の密度差に起因して塩淡水境界に沿って上向きに降水系地下水が流れる傾向がある。③の領域は，内陸部の降水系地下水の動水勾配の影響を受けない沖合域であり，地下水流動が緩慢な領域である。①と③の中間に位置する②の領域は，現在は沖合域ではあるものの，長期的には気候変動に伴い海水準が変動すると陸域になる可能性がある領域であり，降水系地下水と海水系地下水が周期的に変化し得る領域である。③の領域は，海底地形が急峻である場合，長期的に海水準が変動しても，海水準変動に敏感ではなく海域を維持する可能性が大きいと考えられる領域である。

一方，図 6.5.1-3に示すように，陸域と海底の地形が緩やかな場合には，①の領域における地下水の動水勾配は，地形が急峻な場合と比較して小さくなる傾向にある。また，長い将来にわたり海域を維持する③の領域は汀線からの距離が大きくなる傾向がある。降水系地下水と海水系地下水が周期的に代わり得る②の領域幅も広がる。

このように沿岸域では，地下水流動場や地下水化学環境に応じて，大きく①，②，③の領域で特徴が異なると考えられる。

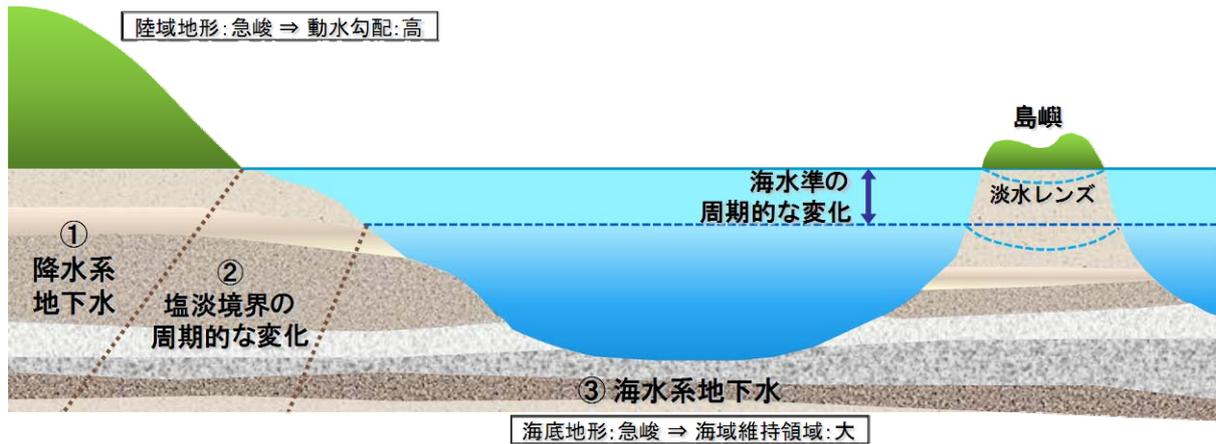


図 6.5.1-2 沿岸部におけるサイト環境の特徴（地形が急峻な場合）

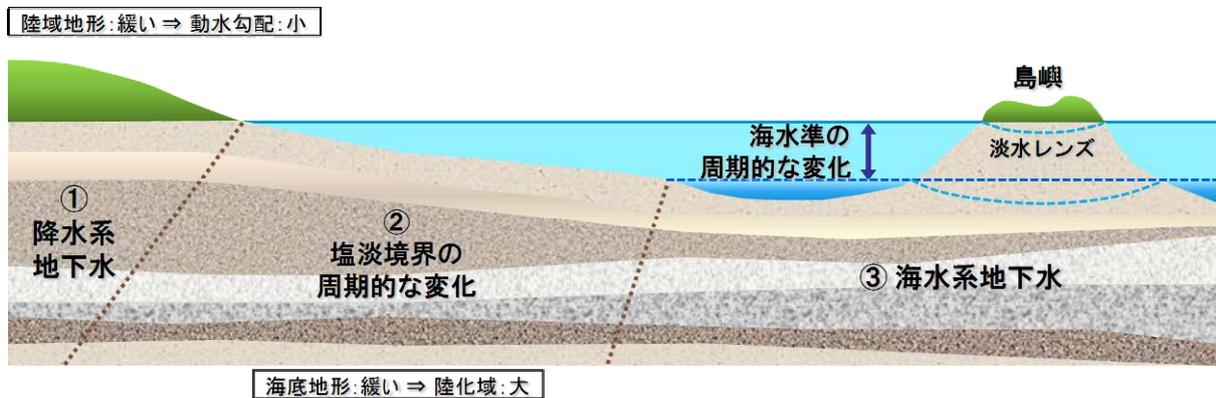


図 6.5.1-3 沿岸部におけるサイト環境の特徴（地形が緩やかな場合）

この沿岸域の特徴に応じた処分施設設計の留意点として、まず、サイト選定の初期の段階で重要な設計対象事項である候補母岩の選定が挙げられる。地下水の移行経路やその特性を踏まえ、複数の地下施設設置候補位置の処分環境条件を比較（表 6.3.3-1）することで、放射性物質の移行抑制の観点から相対的に好ましい位置を設定する。長期的な地質環境の変遷を踏まえて上記の評価を行う際には、陸域において考慮する隆起・侵食に加えて、海水準変動により放射性物質の地表あるいは海底における流出点が変わるなどの影響を考慮して地下水の移行時間などを評価する必要がある。

沿岸域の長期的な地質環境特性は、周期的な海水準変動による塩淡水境界の移動に依存する。従って、放射性物質の移行評価では、地下水の流速、流出点（移行時間に影響）や地下水中の塩分濃度（放射性物質の溶解度や分配係数に影響）などの周期的な変遷が、放射性物質の移行に及ぼす影響を考慮することが必要である。候補母岩の選定においては、粒跡線解析により、移行経路や移行時間などの評価を行うが、海水準変動に伴い移行経路と流出点に変化することに留意する必要がある。例えば、海退により汀線が海側に移動することにより、②の領域は動水勾配が小さい拡散場である海域から、地下水が塩淡水境界に沿って上昇する流動場となる沿岸域、陸域の動水勾配の影響を受ける領域へと移行していくことが考えられる。海水準変動に伴って移行経路と流出点に変化するイメージを図 6.5.1-4に示す。

候補母岩の評価では、天然バリアとして期待する岩体の領域をどの程度に設定するかに留意する必要がある。サイト調査の進展により得られる情報に基づいて、初期に実施した地下施設設置位置

の設定結果の妥当性を段階的に確認していくことが重要である。

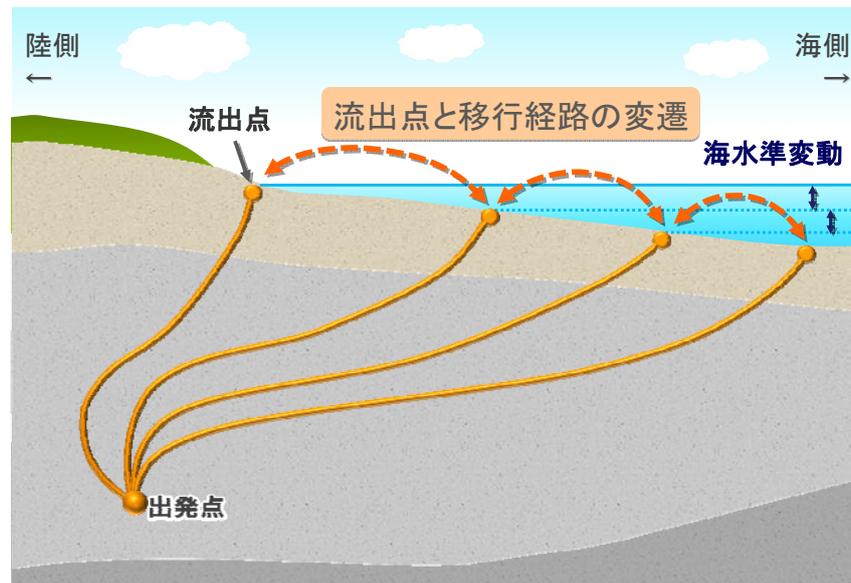


図 6.5.1-4 粒跡線解析による海水準変動による流出点移動のイメージ

(2) 地下水化学環境の変化に伴う人工バリアの設計

沿岸域の特徴に応じた処分施設設計の次の留意点として、人工バリアの材料設計が挙げられる。緩衝材、埋め戻し材に使用する主要な材料であるベントナイトは、塩分により膨潤特性が影響を受ける(6.6.2 参照)。海水準の変動に伴い、沿岸域では地下水の塩分濃度などの地下水化学環境が変化することとなり、緩衝材や埋め戻し材の仕様が図 6.5.1-2 に示した①、②、③の領域別に異なるものとなる可能性がある。①と③の領域は、将来にわたりそれぞれ降水系地下水と海水系地下水が卓越する領域である。①の領域については、図 6.3.2-4 などをもとに緩衝材の仕様を選定する。③の領域については、海水系地下水環境下におけるベントナイト材料の基本特性への影響を考慮した緩衝材、埋め戻し材の仕様(材料、配合など)を設定する必要がある。また、②に関しても、周期的な塩淡水境界の移動の影響を受け、将来的に塩水環境に変化する領域として人工バリアを設計することとなる。

第2次取りまとめ以降得られた塩水環境を対象とした人工バリア材料の基本特性に関する知見をもとに、海水系地下水環境下における緩衝材および埋め戻し材の設計の変更の必要性について検討した事例を示す。なお、塩水環境における材料の基本特性については、6.6.2 で概説している。

(i) 緩衝材

塩分濃度の高い地下水が予測される場合には、緩衝材の特性である透水係数や膨潤量の変化に留意して設計する必要がある。緩衝材の設計の技術要件としては、6.2 で示したように、「低透水性を有すること」、「自己シール性」、「緩衝材の流出抑制」などが挙げられる。以下ではこれらの技術要件に着目して、塩水環境下における緩衝材の設計の考え方とその例を示す。

「低透水性を有すること」については、その暫定的な指標としてペクレ数を用いる(JNC, 1999a)。ペクレ数が1より十分小さい場合、緩衝材中の放射性物質の移行は拡散によるものが支配的となり、移流による移行が抑制されていると判断できる。塩水環境下で取得した透水係数を用いて、ペクレ

数を見積もったところ、有効粘土密度 $1.0\sim 2.0\text{Mg/m}^3$ の領域で 0.003 未満の値であり、移流による移行が抑制されていると判断できる (NUMO, 2011d)。

「自己シール性」について、ブロック定置方式を例として施工時にできる緩衝材ブロック間やブロックと坑壁の間にできる隙間が閉塞できるように、緩衝材の膨潤変形による体積膨潤比が隙間の 2 倍となる条件を暫定的な指標として、緩衝材の厚さと有効粘土密度を求めた (図 6.5.1-5)。ここでは施工時の隙間として、岩盤と緩衝材ブロックの間の隙間を 4 cm 、緩衝材ブロックとオーバーパットの隙間を 2 cm と設定した (JNC, 1999a)。

自己シール性を確保するために必要な有効粘土密度の下限は、緩衝材が厚いほど低くなる。 70 cm の厚さで、有効粘土密度を見積もると、人工海水程度の塩分濃度の地下水では 1.26 Mg/m^3 以上となる。第2次取りまとめで示された緩衝材ブロックの仕様 (ケイ砂混合率 30 重量%で乾燥密度は 1.8Mg/m^3) では、有効粘土密度は 1.58Mg/m^3 であるため、人工海水中でも自己シール性を有すると判断できる。塩分濃度が海水の 10% 、 1% ではそれぞれ、自己シール性を有する有効粘土密度の範囲は、 0.83 Mg/m^3 以上、 0.40Mg/m^3 以上となる。このように、塩分濃度が低いほど自己シール性を確保するのに必要な密度は低くなる。施工時の隙間が上記の設定よりも大きい場合などは、施工時の隙間の割合を見積もり、必要な自己シール性を確保するために、有効粘土密度を高くするなどの対策を検討する。また、ここで暫定的に挙げた指標以外にも、膨潤後の発生圧力を指標とする自己シール性の評価方法もあるので (JNC, 2005, Komine et al., 2009)、今後、緩衝材の膨潤性に関する技術開発成果も踏まえ、設計手順や指標を設定する。

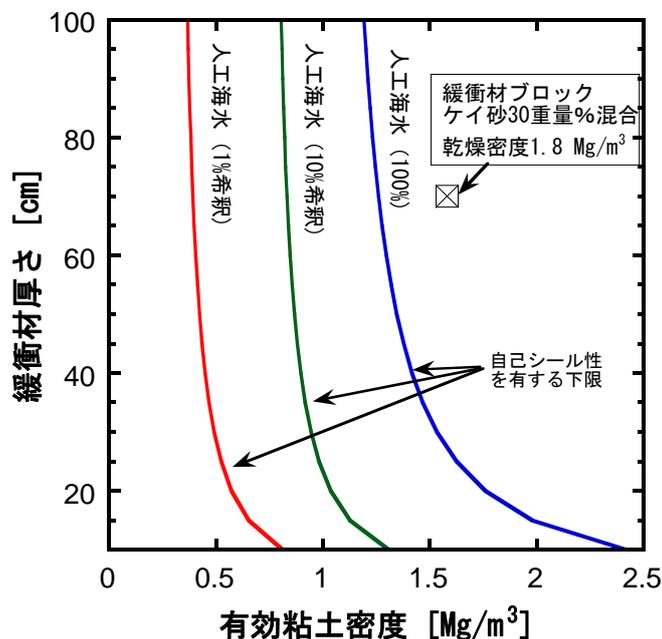


図 6.5.1-5 塩分濃度をパラメータとした自己シール性を確保するために必要な有効粘土密度と緩衝材厚さの関係

(出典 : NUMO, 2011d)

体積膨潤比は、田中・中村 (2004) のクニゲル V1 の体積膨潤比の実測値に基づく。人工海水 (100%) : 人工海水を試験溶液を用いて取得した体積膨潤比に基づいた評価結果、人工海水 (1%希釈または 10%希釈) : 人工海水を 1% または 10% に希釈した試験溶液を用いて取得した結果に基づいた評価結果

「緩衝材の流出抑制」とは、緩衝材と透水性の高い割れ目が接触している場合に、主要成分であるベントナイトが地下水の流れによって流出する現象を抑制するための要件である。6.6.2.3 (5) で示すように、ベントナイトの流出は、地下水の流速が一定以上の場合にのみ起こること、また、塩水環境では緩衝材の膨潤性が低下するため、起こりにくい現象であることが分かっている。

(ii) 埋め戻し材

埋め戻し材には、アクセス坑道に沿って卓越した移行経路が形成されることを抑制する安全機能を期待している。埋め戻し材は、緩衝材同様、ベントナイトを主成分としており、塩水環境ではその性能が低下する可能性がある。これまで、埋め戻し材は、周囲の岩盤と同程度かそれより低い透水性を目安として設計検討が進められている (JNC, 2005)。例えば、周囲の岩盤の透水係数が 1×10^{-10} m/s の場合、埋め戻し材の有効粘土密度は 1.2 Mg/m^3 よりも高い値が必要となる (JNC, 2005)。埋め戻し材は、掘削土とベントナイトを混合した材料を締め固めることを考えており、掘削土の混合率を 60 重量%未満とし、乾燥密度 1.8 Mg/m^3 以上とした場合には、有効粘土密度が 1.2 Mg/m^3 以上となる。

(3) アクセス坑道の設計

海底面下に地下施設を配置する場合、地上施設を地下施設の直上に配置できないことから (6.5.1.2 参照)、直上に地上施設を配置する場合と比較して必然的にアクセス坑道の延長が長くなる。処分場領域として、海底の地形、岩盤の透水性、必要な処分深度などを考慮して沖合部への配置を想定した地下施設レイアウトとアクセス坑道の検討例を図 6.5.1-6 に示す。

アクセス坑道が長くなると、アクセス坑道掘削に時間を要する、地下施設建設工期が長くなることに加え、地下施設の換気・排水設備の能力増強が必要になることなどが想定される。NUMO は、アクセス坑道の延長と建設工期、換気・排水設備能力などの関係を検討している。アクセス延長が 10km 程度を超えると建設工期に及ぼす影響を考慮し、第 2 次取りまとめで示されているアクセス坑道の本数を増やすか、坑道断面を大きくするなど設計上の対応が必要となる。

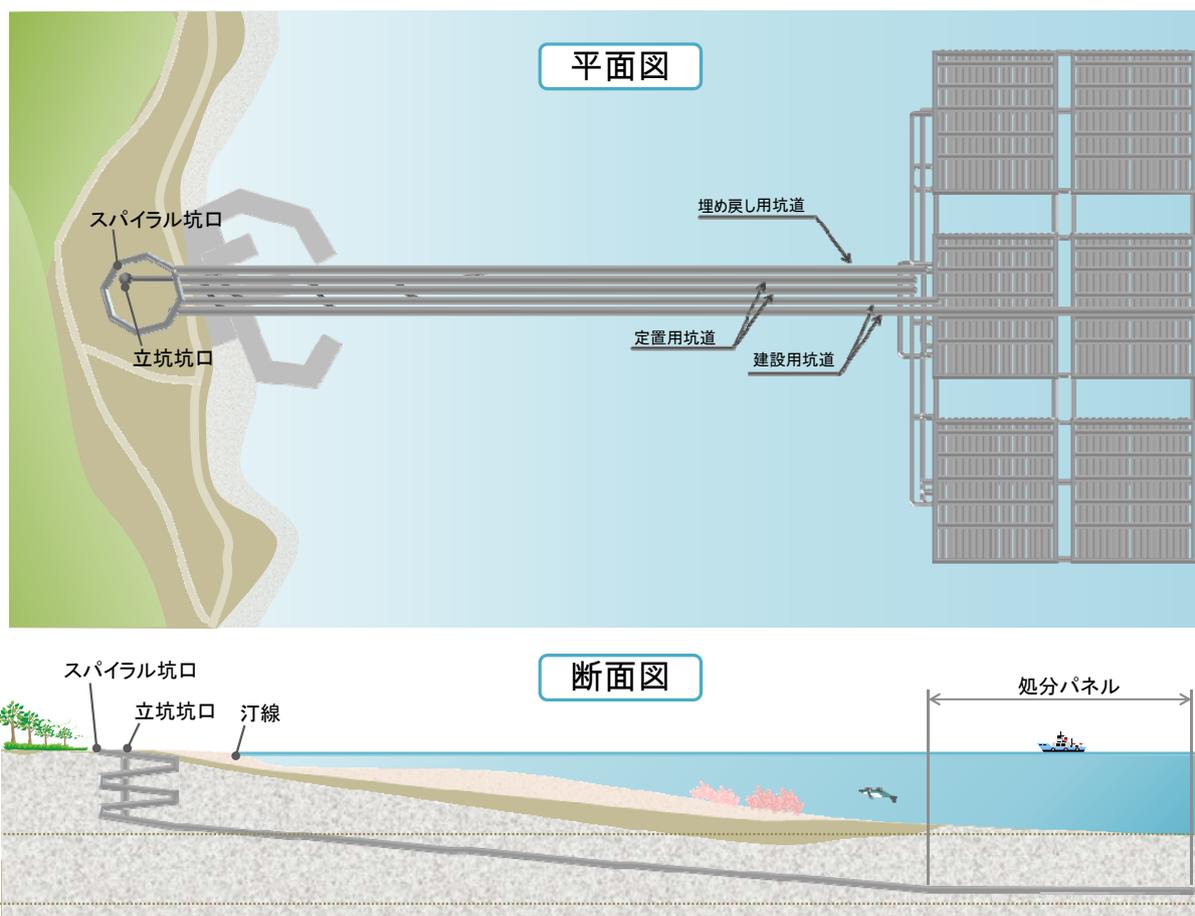


図 6.5.1-6 離岸距離が大きい場合のアクセス坑道を含む処分場レイアウト例

6.5.1.2 「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」への配慮

沿岸域における設計では、前述した技術的視点以外にも条約や法規制にも留意する必要がある。

海洋投棄による海洋の汚染を防止することを目的とした「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」（以下、ロンドン条約という）と呼ばれる国際条約があり、1996年の改正では従来よりも厳しい内容となり、廃棄物の海中への投棄と、海底下への廃棄も原則禁止とされている（環境省、2003a）。

ただし、1996年の改正では、海底下について「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」と定めている（環境省、2003b）。そこで、廃棄体の地下施設への搬入口は、陸域に設置することを基本とする。

ロンドン条約に対応する国内法として、「海洋汚染等及び海上災害の防止に関する法律」（以下、海洋汚染防止法という）があるが、同法は制定当時から原子炉等規制法および放射線障害防止法などの関連法令による体系が十全であることから、「第52条；この法律の規定は、放射性物質による海洋の汚染及びその防止については、適用しない」とされている（海洋汚染・海上災害防止法研究会 編、1996）。

6.5.2 想定される地質環境特性へ対応するための処分概念・技術オプション

6.5.2.1 想定される地質環境特性へ対応する処分概念・技術オプションの考え方

多様な地質環境への対応の一環として、NUMOは、岩盤の力学強度が低く処分孔の自立性が悪い、あるいは、緩衝材を定置する個所への湧水があるなどの地下環境条件を想定し、それらの条件に対応できる処分概念・技術オプションを、現状の技術開発の到達レベルなどを勘案して検討している。なお、ここでいう処分概念・技術オプションとは、人工バリアの形態や組み合わせ、廃棄体の定置方式、処分坑道の断面などの処分概念と、操業技術の組み合わせのことで定義する。

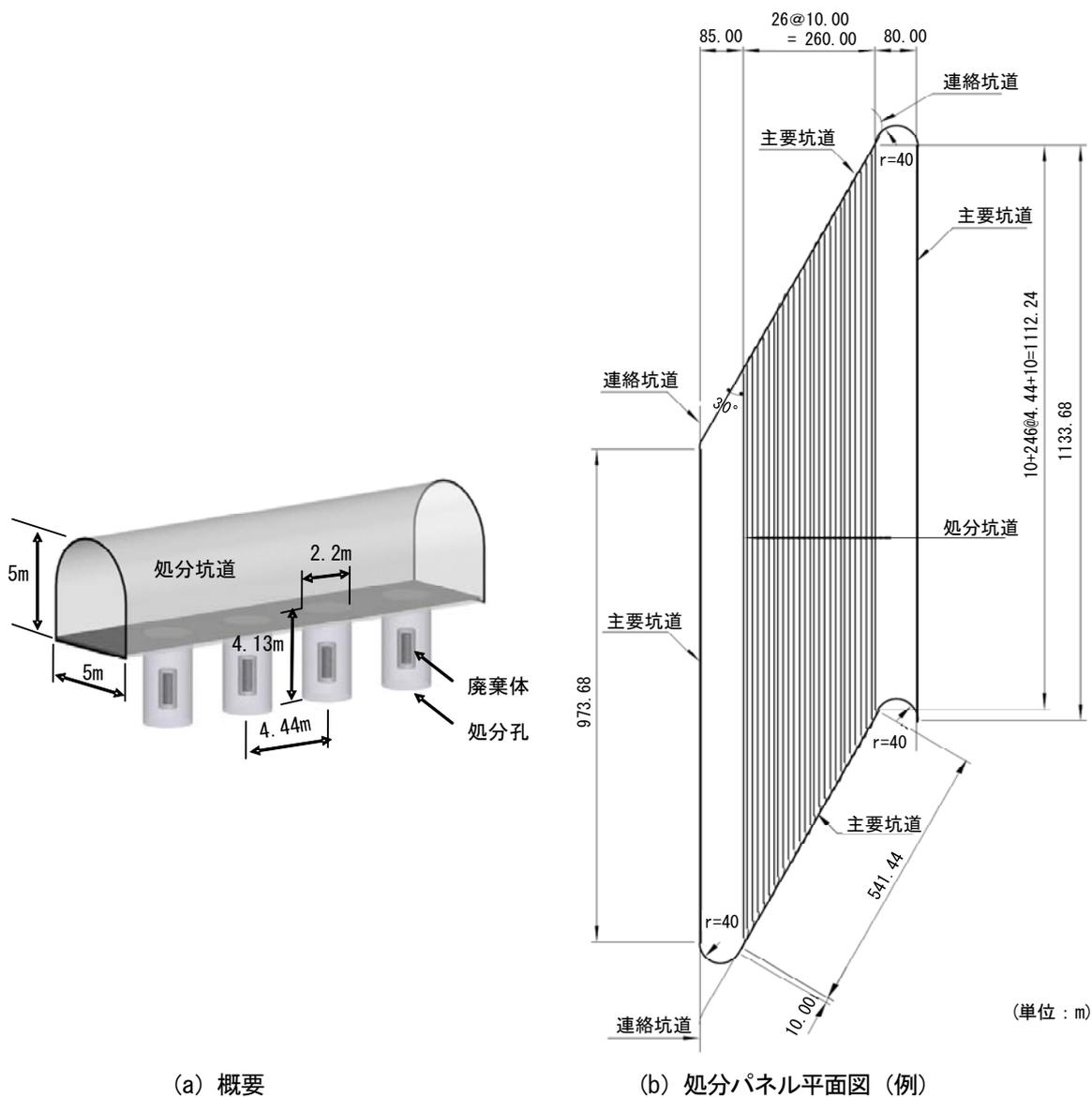
ここでは、第2次取りまとめで示されている代表的な処分概念である処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式を検討の出発点とし、まずそれらについて操業の作業性の観点から特徴や課題を整理する。そして、坑道内への湧水や高湿度環境といった地下環境において想定される条件のもとで、実際にこれらの処分概念に対して操業技術を適用する際の、処分概念への影響、適切な技術の組み合わせについて検討例を述べる。作業性については、工学的成立性に係る定置作業性、事業を進める上で重要な操業安全と効率性（物流性）に関する特徴を述べる。また、地下環境で想定される条件は、操業環境の維持の観点からその特徴を述べる。その上で、それらに対応する処分概念・技術オプションの検討例を説明する。

6.5.2.2 処分概念・技術オプションの基本形態の特徴

(1) 廃棄体定置方式

廃棄体の定置方式は処分概念を形作る上で重要な要素である。代表的な廃棄体定置方式として処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式がある（JNC, 1999b）。

処分孔縦置き定置方式は、処分坑道から掘削した処分孔の中に廃棄体と緩衝材を定置するものである。廃棄体は、坑道の力学的安定性の確保や、発熱による人工バリアへの閉鎖後長期の性能への影響などを回避するために必要な間隔を設けて定置される。処分孔の上部の処分坑道は、坑道を埋め戻すまでの間は物流経路として有効に利用できる。第2次取りまとめでは、硬岩において、1処分パネルに長さ1,100m程度の処分坑道27本を配置し、処分坑道に直径2.2m、深さ4.13mの処分孔を4.44mの間隔で配置する例が示されている（JNC, 1999b）（図 6.5.2-1）。



(a) 概要

(b) 処分パネル平面図 (例)

図 6.5.2-1 処分孔縦置き定置方式
(b) JNC, 1999b を一部加筆・修正)

処分坑道横置き定置方式は、処分坑道内に緩衝材と廃棄体がある間隔をおいて定置するもので、理想的には坑道の径を必要な人工バリアの径まで小さくできるため掘削量や埋め戻し量が少なくなるという特徴がある。第2次取りまとめでは、軟岩において、一つの処分パネルに長さ 600m 程度、直径 2.2m の処分坑道 35 本を配置し、処分坑道内に 3.13m の間隔で廃棄体を定置する例が示されている (JNC, 1999b) (図 6.5.2-2)。

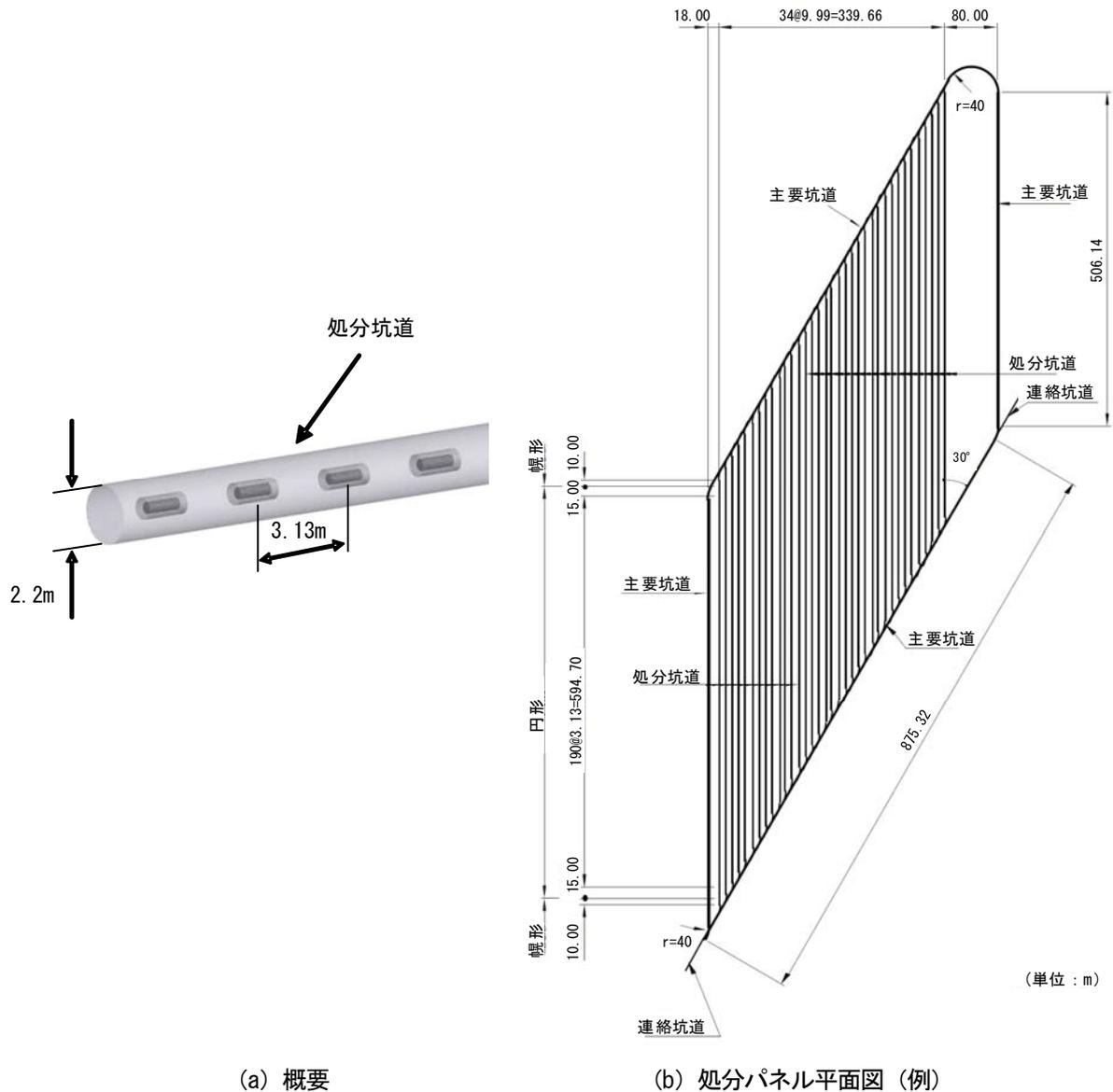


図 6.5.2-2 処分坑道横置き定置方式

((b) JNC, 1999a を一部加筆・修正)

(2) 搬送・定置技術オプション

処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式について、廃棄体と緩衝材を搬送・定置する作業技術のうち代表的なものを図 6.5.2-3 に示す (原環センター, 2006)。

ブロック方式は、複数に分割した緩衝材ブロックをあらかじめ地上施設で製作し、地下に搬送して組み立てるものである。底部および側部の緩衝材ブロックを設置後、廃棄体を定置し上部緩衝材ブロックを設置する。また、緩衝材の密度を確保するため、処分孔壁、あるいは処分坑道壁と緩衝材ブロックの間に生じる隙間を充填する必要がある場合には、緩衝材ペレットなどで隙間を充填する。

原位置締め固め方式は、緩衝材材料を地下に搬送し、原位置で所定の密度まで締め固め施工するものである。底部緩衝材を所定の密度・厚さに締め固め、廃棄体定置スペースを確保するためのリング

状内型枠を設置した後、側部緩衝材を撒き出し締固める。側部緩衝材締固め後に廃棄体を定置し、上部緩衝材を撒き出し締固める。

ペレット充填方式は、まず、廃棄体を定置するための底部緩衝材をブロック方式で施工し、その上に廃棄体を定置する。側部および上部緩衝材を地上で製作したペレット状の緩衝材を充填することにより構築する。

吹付方式は、まず、廃棄体を定置するための底部緩衝材をブロック方式で施工し、その上に廃棄体を定置する。側部および上部緩衝材を吹付により構築する。

PEM方式は、6.4.2.1で説明したとおり、廃棄体と緩衝材を地上施設において所定の形状に組み立てたものを、地下に搬送し処分孔内あるいは処分坑道内に定置するものである。

なお、それぞれの方式に関する技術の整備状況については、6.6.4.3で説明する。

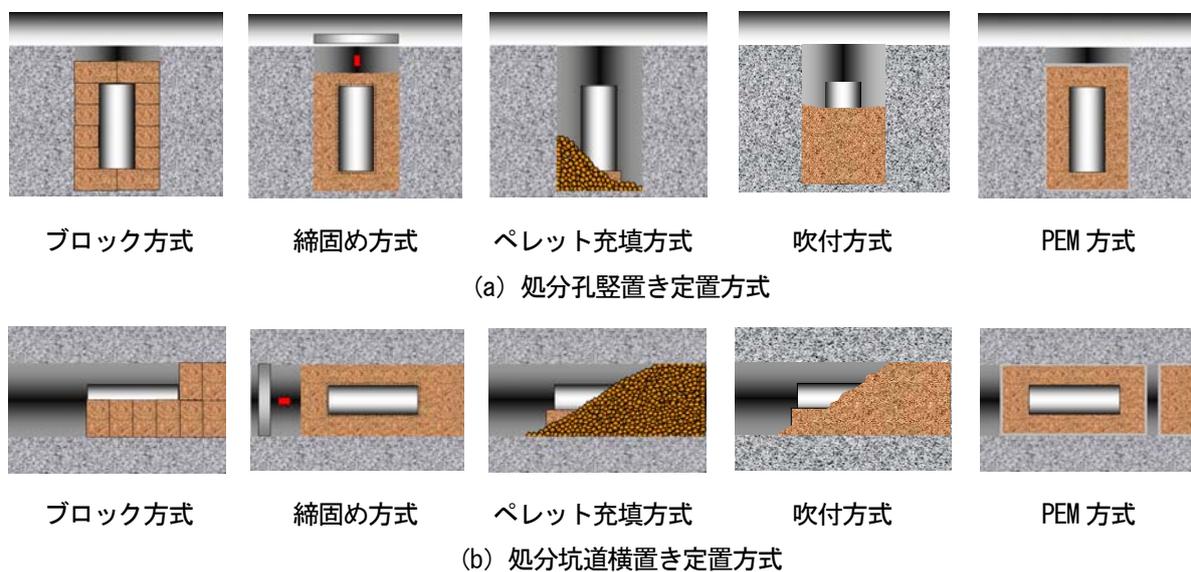


図 6.5.2-3 搬送・定置技術オプション
(原環センター，2006 に基づき作成)

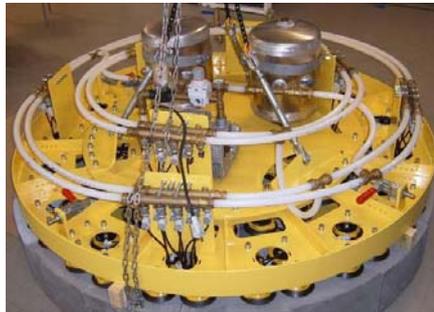
(3) 現時点での有望な技術の組み合わせ

処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式について、適用する技術の組み合わせは種々のものが考えられるが、基盤研究開発成果(6.6.4.3 参照)や海外機関による技術開発状況などを踏まえ、現時点で有望な技術の組み合わせとして、以下の3パターンを設定した。なお、この設定は、ほかの組み合わせを排除するものではなく、今後の技術開発の進展や地質環境に応じて適切に判断し設定していくものである。

(i) 処分孔縦置き定置方式

処分孔縦置き定置方式については、6.6.4.3に示すとおり、基盤研究開発機関において、ブロック方式や締固め方式について実規模レベルでの製作・実証試験が行われており、その実現性が示されている(原環センター，2010b)。特にブロック方式は、緩衝材ブロックの製作と真空把持装置を用いた定置技術が開発されている(原環センター，2004a)。フィンランドの地層処分事業者である

POSIVA も、真空把持装置を用いて実規模の緩衝材ブロックの定置実証試験（外径 1,700mm，高さ 7,600 mm）を行い（図 6.5.2-4），ブロックの定置誤差を±25mm 以下にできること，3 時間あまりですべてのブロックを定置できることを確認している（POSIVA，2010）。これらの技術開発状況を踏まえ，ブロック方式を処分孔竖置き定置方式に適用できる有望な技術であると考ええる。



(a) 真空把持装置



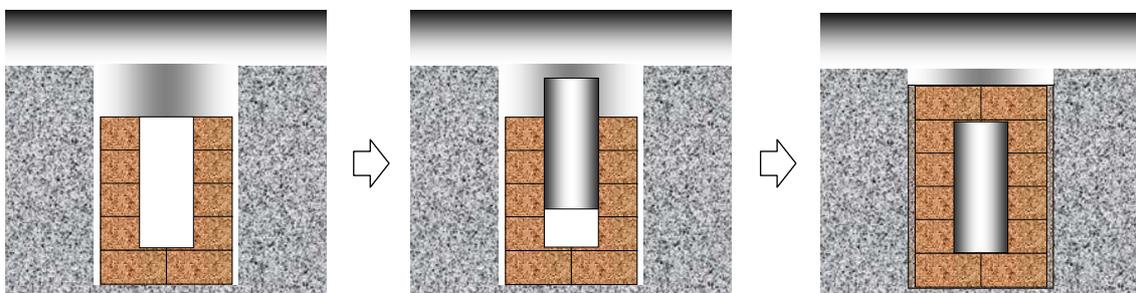
(b) 定置済みブロック



(c) 定置試験状況

図 6.5.2-4 フィンランドにおける緩衝材ブロック定置実証試験
（出典：POSIVA，2010）

処分孔竖置き定置方式の場合の基本的な作業手順を図 6.5.2-5 に示す。まず，(a) 底部および側部の緩衝材ブロックを定置し，次に，(b) 廃棄体を定置する。上部緩衝材定置後に，必要に応じて (c) 隙間を緩衝材ペレットなどで充填する。



(a) 底側部緩衝材ブロック定置

(b) 廃棄体定置

(c) 隙間充填

図 6.5.2-5 処分孔竖置き定置方式の基本的な作業手順

(ii) 処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）

処分坑道横置き定置方式は、狭隘空間での長距離かつ遠隔施工になること、廃棄体と緩衝材の定置方向も重力の作用する方向とは異なる水平方向であることなどから、搬送・定置作業の難易度は処分孔縦置き定置方式よりも高くなると考えられる。例えば、ブロック方式を適用する場合、ブロックの定置や廃棄体の定置作業には水平移動が伴うため、鉛直方向の定置と比べて荷重の支持方法など、定置装置の設計への要求事項が多くなる。また、処分坑道内を長距離移動し、定置済み緩衝材の位置を正確に認知した上で精度の高い緩衝材定置技術が必要になる。このような課題に対し、第2次取りまとめ以降、緩衝材の施工を簡便に行うための技術として、ペレット充填方式や吹付方式が基盤研究開発機関により開発されている（6.6.4.3 参照）。海外においても、スイスの地層処分事業者である Nagra は、粒状ベントナイトの模擬処分坑道内への充填試験を実施している（図 6.5.2-6）。ペレットあるいは粒状ベントナイトを充填する方式では坑道壁面の不陸に対して柔軟に対応できるというメリットがある。しかしながら、高密度の緩衝材を実現することは現状ではやや難しく、Nagra の事例における緩衝材の乾燥密度は 1.4 から 1.5Mg/m³ 程度と報告されている（ESDRED, 2009）。一方、吹付方式は 6.6.4.3 で示すように、高密度（乾燥密度 1.6Mg/m³）の緩衝材を狭隘空間においても施工できる実績があることから（原環センター, 2010b）、処分坑道横置き定置方式に適用できる有望な技術であると考えられる。

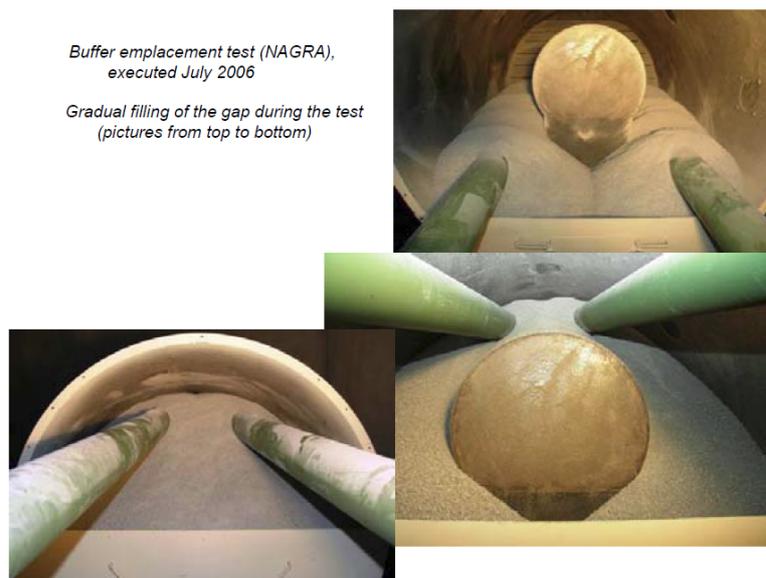
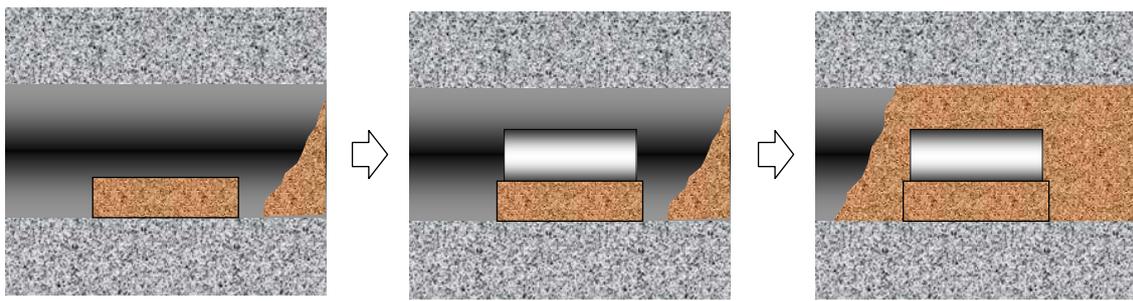


図 6.5.2-6 ESDRED における粒状ベントナイト充填試験状況
（出典：ESDRED, 2009）

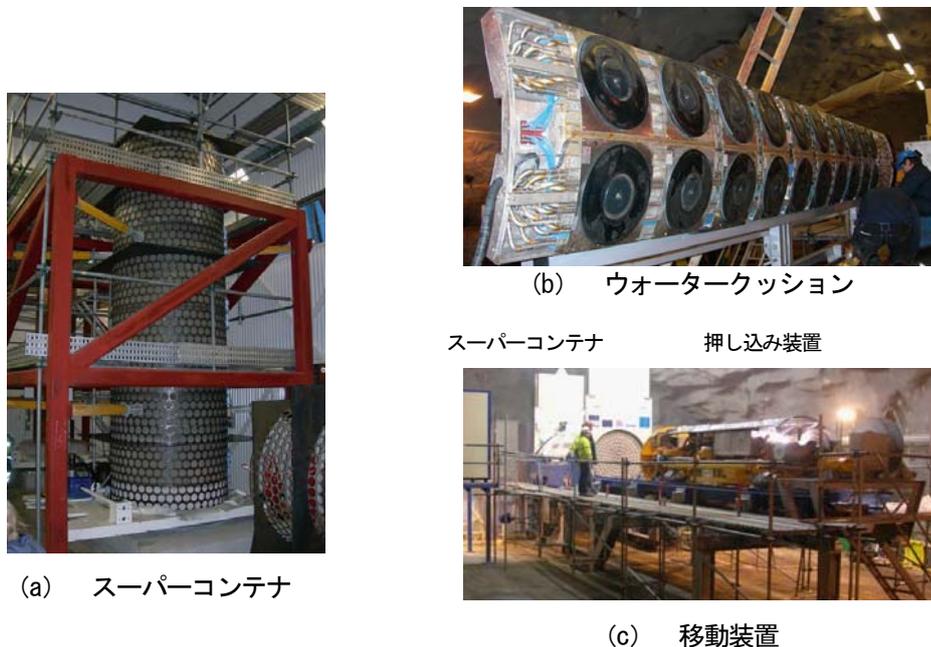
処分坑道横置き定置方式の場合の基本的な作業手順を図 6.5.2-7 に示す。まず、(a) 底部に廃棄体を定置するための緩衝材を遠隔施工が比較的容易と考えられるブロック方式にて定置する。次に、(b) 廃棄体を定置する。廃棄体周囲の残った空間に (c) 吹付工法により緩衝材を施工する。



(a) 底側部緩衝材ブロック定置 (b) 廃棄体定置 (c) 吹付施工
 図 6.5.2-7 処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）の基本的な作業手順

(iii) 処分坑道横置き定置方式（PEM方式）

処分坑道横置き定置方式は、上記のとおり処分孔縦置き定置方式に比べて搬送・定置作業の難易度が高いと考えられる。原位置での処分坑道横置き定置方式の作業性と緩衝材の施工品質を向上させるための方策として、6.4.2.1で説明したPEM方式について検討を進め、第2次取りまとめ以降、6.6.4.3で示すように基盤研究開発により技術が着実に整備されている（原環センター，2004a, 2009b）。スウェーデンの地層処分事業者であるSKBは、廃棄体と緩衝材を一体化したスーパーコンテナ（外径1,765mm，長さ5,525mm，重量46t）をほぼ水平に掘削した坑道（直径1,850mm，長さ95m）内を移動させる実証試験を実施している（SKB，2008）。ウォータークッション装置により水圧でコンテナを浮上させ、押し込み装置で少しずつ押し込んでいく方式を採用している（図6.5.2-8）。



(a) スーパーコンテナ (b) ウォータークッション (c) 移動装置
 図 6.5.2-8 スウェーデンによるスーパーコンテナ移動実証試験（SKB，2008を一部修正）

このような技術開発状況を踏まえ、処分坑道横置き定置方式については、PEM方式も適用できる有望な技術として考える。処分坑道横置き定置方式（PEM方式）の場合の基本的な作業手順を図

6.5.2-9 に示す。まず、PEM を地上施設で組み上げ、地下に搬送し、処分坑道内に定置する。PEM と処分坑道の坑壁には、PEM の搬送・定置の作業性の面から、ある程度の隙間（基盤研究開発では15cm 程度を想定（原環センター，2010b））を設ける必要がある。隙間の充填には狭隘部の施工に適した緩衝材ペレット充填工法を有望な技術として想定する。

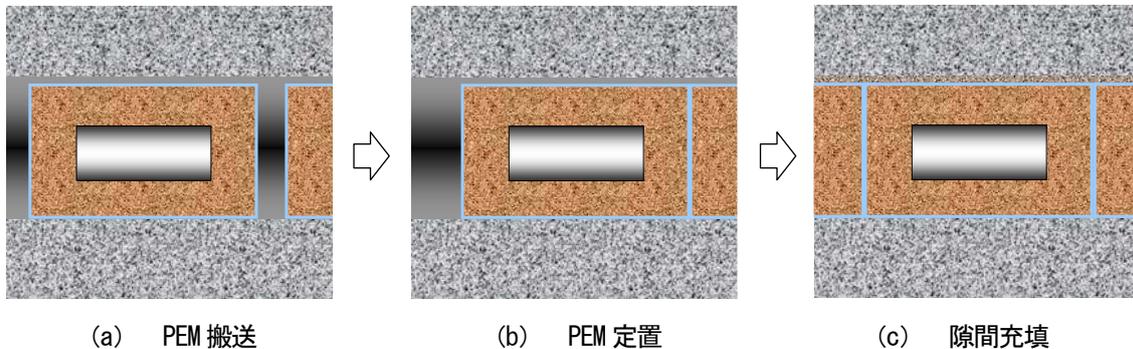


図 6.5.2-9 処分坑道横置き定置方式（PEM 方式）の基本的な作業手順

6.5.2.3 処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式の作業性

上記の設定は、現時点で有望な技術を組み合わせたと考えているが、実際に作業を行うためには改善すべき課題は残されている。作業の特徴と課題は、サイトの地質環境の条件が詳細に特定されなくても、現実的な作業環境を想定することで検討が可能な「定置作業性」、「操業安全性」、および「作業の効率性（物流性）」の観点から説明する。

(1) 処分孔縦置き定置方式

【定置作業性の特徴】

処分孔縦置き定置方式では、緩衝材と廃棄体を処分坑道から処分孔内に順次定置する。定置装置自体は比較的広い処分坑道内で稼働するため、動作スペースの広さの観点から、定置装置の設計の自由度は比較的高いと考える。また、定置作業の方向は重力が作用する方向と同じであることから、作業にとっては有利な方向である。

【操業安全性の特徴】

定置装置が稼働する処分坑道の空間に比較的余裕があるため、定置装置が坑壁と接触し稼働停止状態に陥る可能性は少ない。定置装置が仮に処分坑道内を移動中に停止したとしても、廃棄体が遮へいのための装置の中に格納されていれば、作業従事者が坑道内に入り修理作業を行うことも可能である。また、処分坑道を埋め戻すまでは、処分坑道内は二方向からアクセスすることが可能であり、換気も坑道の全断面を利用した効率的な換気が可能である。

【効率性（物流性）の特徴】

定置装置が処分坑道を一方向に通り抜けることが可能であり、複数の定置装置の動線が錯綜しない。1本の処分坑道内に1日に複数の廃棄体を定置する場合でも、定置装置をすれ違いや待ち合わせをさせることなく数珠つなぎで稼働させることができるため、作業効率を高く設定できる。

(2) 処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）

【定置作業性の特徴】

定置装置は、直径が 2m 強の狭隘空間内を最大 600m 程度移動し、緩衝材と廃棄体を定置するため、狭隘空間内での長距離の遠隔作業になる。定置手順としては、底部緩衝材ブロックを定置し、廃棄体定置後、側部および上部緩衝材を施工する。吹付方式は、材料の圧送距離の制約から処分坑道の長さをポンプ圧送が可能な 100m 程度にまで短くする必要がある。定置作業は、1 本の処分坑道内で、廃棄体単位で緩衝材定置と廃棄体定置とを、必要な設備機械を入れ替えながら繰り返し進めることになる。

【操業安全性の特徴】

処分坑道は一旦緩衝材と廃棄体を定置すると一方向からのアクセスしかできなくなる。また、処分坑道内で廃棄体は遮へいされていないため、遠隔での作業になる。定置装置が稼働する処分坑道の断面が小さいため、定置装置が坑壁と接触し稼働停止状態に陥る可能性は処分孔縦置き方式よりも高いと考えられる。アクセスが一方向になるため、坑道換気はできない。緩衝材の品質確保のため、高湿度環境対策として換気が必要であれば風管などを用いて換気を行うことになる。風管を用いる場合、その移動や撤去作業を遠隔で実施する必要がある。

【効率性（物流性）の特徴】

定置作業空間が狭隘で、長距離の一方向アクセスとなるため、定置作業効率 は処分孔縦置き定置方式と比べると低い。

(3) 処分坑道横置き定置方式（PEM 方式）

【定置作業性の特徴】

PEM 方式は、処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）に対して、地上で廃棄体と緩衝材の組み立てを実施することにより、緩衝材の品質向上と搬送・定置の作業性改善を目的とした方式である。基盤研究開発では、処分坑道の断面積をなるべく広げずに重量物（約 35t）である PEM を搬送する方法として、鋼製セルの組み立てと PEM の搬送・定置方法に関する実証試験などが進められている（原環センター，2004a，2009c）。基盤研究開発で実証試験が進められている方法は、エアベアリングにより PEM の重量を支えて水平移動させ、定置位置でエアジャッキにより一時的に PEM 重量を支え、その間にエアベアリングを退避させ、その後エアジャッキの操作により PEM を定置する方法である。これにより狭隘空間における重量物搬送の実現性の見通しが示されているとともに、PEM を搬送する床面の不陸を 10mm 程度に抑える必要があることなどが確認されている（6.6.4.3 参照）。今後、坑壁と PEM のクリアランスや坑道線形からの搬送の制約、閉鎖後長期の安全性について PEM を構成する鋼製セルの残置による閉鎖後長期の安全性への影響についての検討が必要である。

【操業安全性の特徴】

処分坑道は一旦 PEM を定置すると一方向からのアクセスしかできなくなるなど、操業安全上の特徴は、基本的には原位置施工による吹付方式とほぼ同程度であると考えられる。隙間の充填作業が必要ない場合には、作業工程が PEM の搬送と定置に限られるため、操業安全面は向上する。

【効率性（物流性）の特徴】

定置作業空間が狭隘で、長距離の一方アクセスとなるため、PEM方式の効率性は処分孔縦置き定置方式と比べると低いと考えられるが、原位置施工による吹付方式と比較すると、定置作業の種類と回数が少なくなるため効率性は高くなる。

6.5.2.4 想定される地下環境の特徴と適応性

(1) 想定される地下環境の特徴

大深度で大規模な坑道群を建設する際には、従来のトンネル建設工事でも経験があるように、地質不良部と遭遇したり、突発的な湧水に見舞われたりすることが想定される。しかしながら、これらの事象に対しては、類似の建設工事で実績のある対策工を施すことにより対応できるものと考えている。ここでは、操業環境を維持する観点から、対応が必要と考えられる地下環境の特徴を述べる。

岩盤の力学特性については、縦置き方式の処分孔上部の岩盤（処分坑道底部）に応力が集中する傾向があり、岩盤の強度が低い場合には処分孔が無支保で力学的安定性を確保できないことも想定される。この場合は、処分孔の力学的安定性を確保するための対策が必要になる。

また、緩衝材の施工とその品質確保に影響を及ぼすと考えられる地下環境条件として、坑道内の湿度と緩衝材施工箇所への湧水が挙げられる。国内の文献（酢谷ほか，1991）によると、坑道内の相対湿度は70%～90数%であり、換気を行わない場合はほぼ100%と想定される。また、坑道内への湧水については、国内の文献（日本鉄道建設公団，1987；大島ほか，1987；日本トンネル技術協会，1983）によると、堆積岩（泥質岩など）で0～0.3ℓ/分/m、結晶質岩（花崗岩など）で0～0.6ℓ/分/mが想定される。これらを踏まえ、湿度や湧水に関して以下のことを想定しておく必要があると考えられる。

- ・ 坑道内の湿度は換気による管理を基本とするが、高湿度環境であると考えられる。
- ・ 延長の長い坑道なので、岩盤の状態に不均質性があり、湧水量も場所によって大小がある。
- ・ 通常のトンネルに比べて深度が大きき、間隙水圧が高いことが予想される。

高湿度、湧水を想定した場合の緩衝材の状態について、基盤研究開発機関と国外関連機関により以下の知見が得られている。

基盤研究開発機関では、ブロック型緩衝材の搬送技術に関する研究の予備試験として、ブロックの含水比などの製作条件を変化させて高温・高湿環境に暴露させた試験を行い、ブロックの性状変化を把握するとともに、環境影響を受けにくいブロック仕様を把握している（図 6.5.2-10）。この実験結果では、周辺環境湿度を考慮して含水比を高めに調整したブロックでは48時間後でも表面に亀裂は発生しないが（図 6.5.2-10，上欄）、含水比を低めに設定した場合にはブロック内の飽和度と周辺環境の湿度の差異により、吸水によるブロック表面の割れが発生する（図 6.5.2-10，下欄）。このことより、高湿度環境下に緩衝材ブロックをある程度の時間放置する必要がある場合には、緩衝材ブロックの製作時初期含水比を定置環境の湿度を考慮して適切に設定することが必要となる。ただし、高湿度環境を想定して高めに初期含水比を調整したベントナイトブロックは、地上での保管時に乾燥によるひび割れが発生するため、保管時には外気に触れないような処理を施しておく必要がある。

坑道内への湧水が緩衝材定置に与える影響について、SKB では水滴が緩衝材に落下した場合の緩衝材の膨潤状況を評価している (Börgesson et al., 2005) (図 6.5.2-11)。水滴がベントナイトブロックに落下するとベントナイトは急速に膨潤するため定置作業に影響を及ぼすことが想定される。このため、定置作業時はトンネル壁面からの滴水がブロックに触れないよう、防滴対策を施す必要がある。

状態・条件		試験開始時	7 時間後	48 時間後
高温高湿環境下 <u>問題なし</u>	ベントナイト:50% ケイ砂:50% 含水比:7% 乾燥密度:1.9Mg/m ³ 温度:45°C 湿度:95%			
高温高湿環境下 <u>7 時間後より吸湿による剥離発生</u>	ベントナイト:70% ケイ砂:30% 含水比:4% 乾燥密度:1.9Mg/m ³ 温度:45°C 湿度:95%			

図 6.5.2-10 高温高湿環境下での緩衝材ブロックの挙動
(原環センター, 2005 を編集)

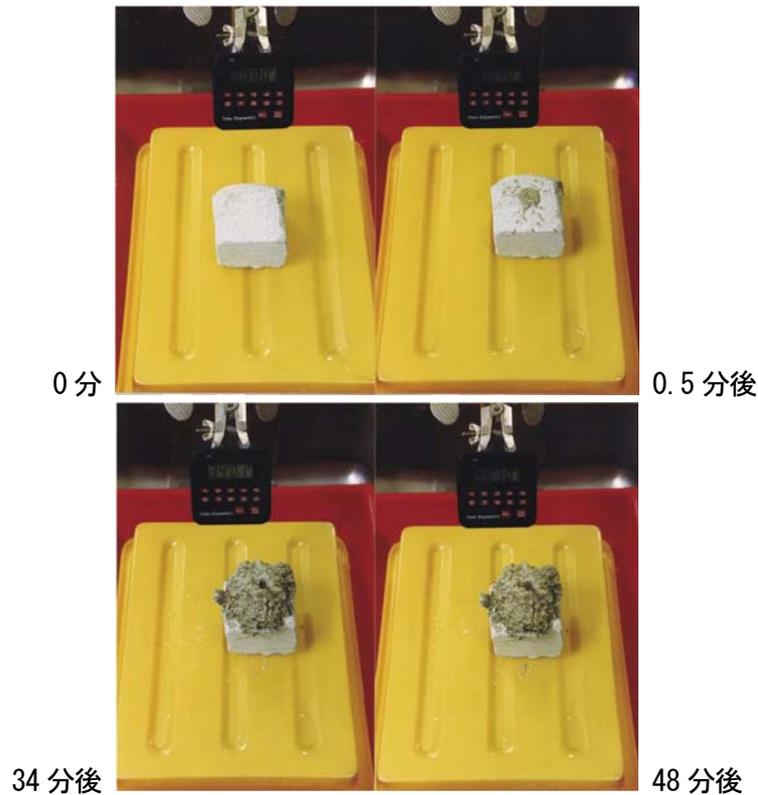


図 6.5.2-11 水滴落下試験
(出典 : Börgesson et al., 2005)

(2) 想定される地下環境への適応性

想定される地下環境に対して、処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式、PEM方式）の適応性を以下に説明する。

処分孔縦置き定置方式では、処分孔の自立性が良好でない場合に、支保工を施すことにより処分孔の力学安定性を確保する。坑道内の高湿度条件への対応は、換気が基本である。処分孔縦置き定置方式の場合、処分坑道を埋め戻すまでは坑道換気が可能であり、処分坑道内に外気を十分給気することにより坑道内の湿度を低下させることが期待できる。湧水がある場合は、処分孔内に地下水が溜まることになり対策が必要である。いずれの場合も、処分孔縦置き定置方式では対応すべき個所が「処分孔」として独立しているため、処分孔底部に溜まった湧水の汲み上げなど、必要な個所に必要な対策を施すという局所的な対応を施すことになる。なお、汲み上げた水は処分坑道内の排水設備を通して排水する。

処分坑道横置き定置方式では、原位置で緩衝材を施工する場合、処分坑道内の高湿度条件に関して、廃棄体定置後は換気が難しくなるので緩衝材の初期含水比の設定に留意する必要がある。また、坑道内への湧水が緩衝材定置に有意な影響を及ぼす場合は、処分孔縦置き定置方式の処分坑道内の排水設備のように坑道に沿った設備での対応になる。

PEM方式の場合は、PEM自体の搬送・定置には高湿度や湧水への対策は不要である。ただし、PEMと処分孔壁との隙間をベントナイト材料で充填する必要がある場合には、充填材の施工時に高湿度や湧水への対策を必要に応じて考慮する必要がある。

6.5.2.5 作業性と地下環境への適応性のまとめ

定置方式ごとの作業性と想定される地下環境条件への適応性を図 6.5.2-12 にまとめる。

処分孔豎置き定置方式は、作業性は良好であると考えられる。また、処分孔の力学安定性や湧水対策などの地下環境への適応性については必要に応じて処分孔ごとに局所的な対応を施すことになる。

処分坑道横置き定置方式のうち原位置で緩衝材を施工する吹付方式では、処分坑道長を短くして作業性を改善するとともに地下環境への適応性を向上させることが必要である。

PEM 方式は、品質確保の確実性と原位置施工の作業性改善を図る概念である。具体的に適用する技術は基盤研究開発が進められており、それらの成果を踏まえてさらに作業性の改善を図る処分概念・技術オプションを整備していく予定である。なお、PEM 容器には水密性を持たせる場合とそうでない場合が考えられる。水密性を持たせる場合は、PEM 本体の地下環境条件への適応性は高い。図 6.5.2-12 は PEM 容器に水密性を持たせた場合の説明を記載している。また、上記のとおり PEM と処分坑壁との隙間をベントナイト材料で充填する必要がある場合には、高湿度や湧水の影響を考慮した充填材の施工法を検討する必要がある。

図 6.5.2-12 では、作業性と地下環境への適応性の観点からそれぞれの方式を比較しているが、処分概念・技術オプションの特徴を総合的に比較する際には、6.5.2.7 で後述するように適切な因子などをもとに比較することも有効であると考えられる。

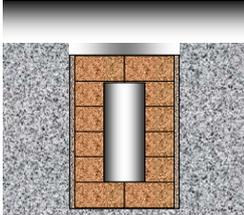
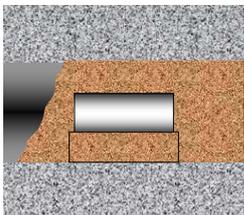
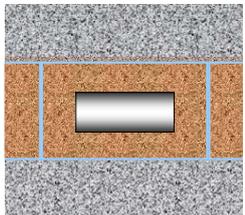
分類	処分孔縦置き 定置方式	処分坑道横置き定置方式		
		原位置施工方式	PEM方式	
作業性				
	【定置作業性】	<p>処分坑道に空間的余裕があり、定置装置の空間的制約は少ない。 緩衝材ブロック製作・定置に関する要素技術は実証試験が行われている。</p>	<p>底部緩衝材ブロック、側部・上部緩衝材吹付に関する要素技術は開発済みである。 吹付材料の圧送可能距離に応じて処分坑道長を設定する必要がある。</p>	<p>狭隘空間での重量物搬送・定置に関する要素技術は開発中である。</p>
	【操業安全性】	<p>処分坑道に空間的余裕があり定置装置の稼働は容易である。 坑道換気が可能である。 処分孔上部遮へい後、入坑が可能である。 2方向の入坑・避難経路が確保できる。</p>	<p>処分坑道内の換気は容易ではない。 廃棄体定置後は入坑することはできない。</p>	<p>処分坑道内の換気は容易ではない。 廃棄体定置後は入坑することはできない。</p>
【効率性（物流）】	<p>搬送性は良好と考えられる。往復作業がないため作業効率を上げることができる。</p>	<p>狭隘空間での往復作業になるため、搬送距離が長いと効率が低下する。</p>	<p>狭隘空間での重量物搬送を含む往復作業になるため、搬送距離が長いと効率が低下する。</p>	
地下環境への 適応性	【空洞安定性】	<p>処分孔別に必要に応じて補強が必要である。</p>	<p>坑道断面が小さいので縦置き方式に比べて有利である。</p>	<p>坑道断面が小さいので縦置き方式に比べて有利である。</p>
	【高湿度対策】	<p>ブロックの初期含水比調整、処分坑道内換気により対応可能である。</p>	<p>高湿度対策として十分な換気を行うのは難しい。</p>	<p>緩衝材がPEM容器内に収納されているので、換気は不要である。</p>
	【湧水対策】	<p>処分孔別に湧水低減策、排水策、地下水と緩衝材の接触防止策で対応する。</p>	<p>処分坑道全線で排水工を施す。</p>	<p>鋼製セルに水密性を持たせる場合、本体については、湧水対策は不要である。 隙間充填に関しては、湧水対策を施す必要がある。</p>

図 6.5.2-12 処分孔縦置き定置方式と処分坑道横置き定置方式の作業性と想定される地下環境条件への適応性

6.5.2.6 作業性および地下環境条件を考慮した技術オプション

(1) 処分孔竖置き定置方式

本方式では、廃棄体を定置する処分孔がそれぞれ独立しているため、対策が必要な個所について個々に対策を施すことが可能である。そこで、技術オプションは局所的な対応策を示す。

無支保で処分孔の安定が確保できないような場合には、図 6.5.2-13 に示すように吹付コンクリートを施したり、鋼製ライナーを建て込んだりするなどの対策が必要になる。また、処分孔壁は上部の肩部に応力が集中し力学安定性上の弱部になることが多いため、上部に補強リングを施し安定を図るという対策も考えられる。

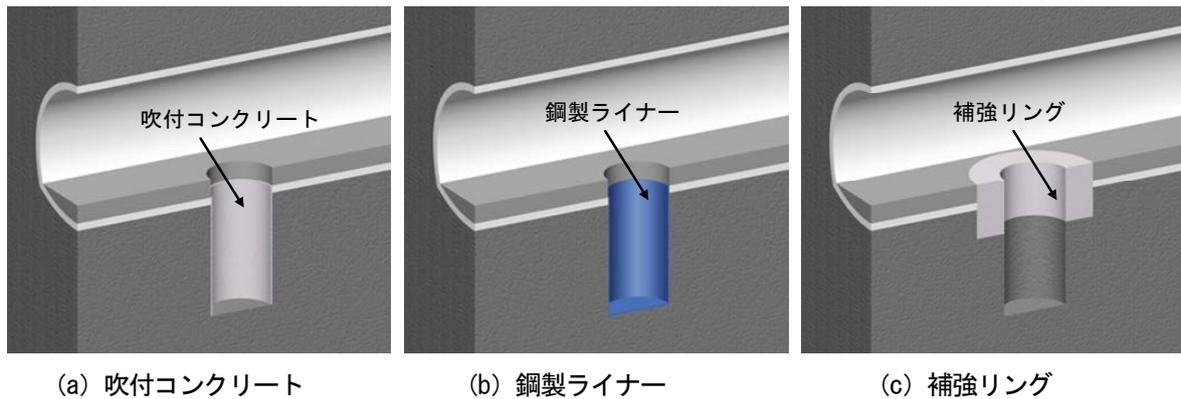


図 6.5.2-13 処分孔の力学安定性確保策

処分孔竖置き定置方式は、力学的な制約に加えて高湿度や湧水に対しては、個々の処分孔ごとに必要に応じて対策を施す。

図 6.5.2-14 には、想定される地下環境における処分孔竖置き定置方式の技術オプションの適用イメージを示す。湧水がない場合には通常の定置作業を行う。湧水がある場合で湧水量が非常に多いときは、その処分孔に廃棄体を定置することなく埋め戻し、放棄することもあり得る。湧水量が少ないときは、湧水対策を実施する。湧水対策としては、処分孔内への湧水を低減するため、処分孔周辺に水抜きボーリングを施し地下水を低下させる湧水低減策、処分孔内に浸入した地下水をポンプで排水する排水策、埋め戻し前の緩衝材と地下水との接触を鋼製ライナーなどを設置することで防止する接触防止策などがある。接触防止策は、鋼製ライナーの浮き上がりを防止するため鋼製ライナー背面の湧水をポンプで排水する必要がある。

湧水低減策は、処分孔内への湧水量は低減できるが、完全に止水することは困難であるため、緩衝材設置時から緩衝材の膨潤が始まることになる。

排水策は、緩衝材を定置する直前に処分孔内に溜まっている地下水を汲み上げる方法であり、この対応策も緩衝材定置時から地下水と緩衝材の接触が始まる。これらの二つの対策は処分孔内への湧水量が少ないときに有効であると考えられる。

湧水がある程度多くなると、接触防止策が有利になると考えられる。接触防止策で鋼製ライナーなどを使用するときは、処分孔の補強も兼ねることができると考えられる。また、湧水低減策と排水策は緩衝材定置時から緩衝材の膨潤が始まるため、処分坑道埋め戻しまでの間は緩衝材の処分坑道内への流出防止策を施す必要がある。

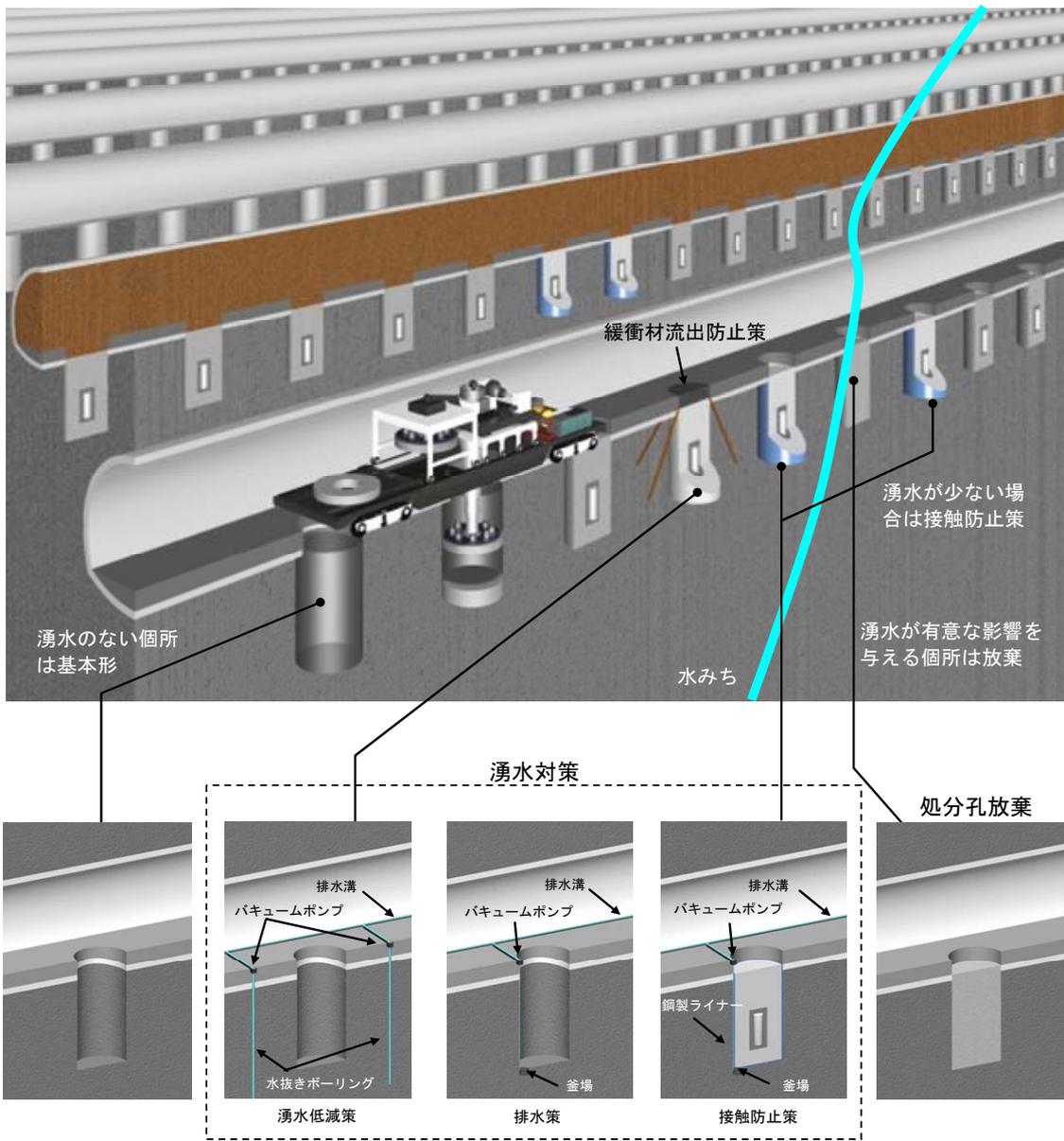


図 6.5.2-14 想定される地下環境条件を考慮した技術オプションの適用事例

(2) 処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）

処分坑道横置き定置方式では、まず、作業性を改善し操業環境維持の観点からの対策を加える。

作業性を考慮した処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）を図 6.5.2-15 に示す。処分坑道断面は第 2 次取りまとめで示されている坑道断面とほぼ同じ径とするものの、作業性や排水を考慮して坑道底部に定置装置走行用のインバートを設ける分だけ坑道断面を大きくする。底部緩衝材上には廃棄体の定置を安定させるための鋼製台座を設置する。廃棄体と廃棄体の間には、緩衝材の温度上昇を抑えるために必要な隔離を確保するために緩衝材ブロックからなるスペーサを設置する。廃棄体と緩衝材の設置手順を図 6.5.2-16 に示す。

坑道掘削後、坑道底部にインバートを施工し、底部緩衝材ブロックをインバート上に設置する。その上に廃棄体定置用台座を設置する。その後、廃棄体をインバート上を走行する専用定置装置により所定個所に定置する。インバートをガイドとして走行することにより、長距離遠隔移動の作業

性が改善される。廃棄体定置後、側部・上部緩衝材を吹付により施工する。吹付は、インバート上を走行する遠隔吹付装置により行う。

また、吹付では材料をポンプ圧送するが、圧送性を考慮して施工延長を最大 100m 程度に押さえる。処分坑道長は、坑道両側から 100m ずつ吹付施工することになるので、図 6.5.2-17 に示すように処分パネル内に作業坑道を 2 本追加し、処分坑道長が最大で 200m 程度になるようにする。なお、処分坑道端部には緩衝材の移動・流出を防止する力学プラグを設置する。

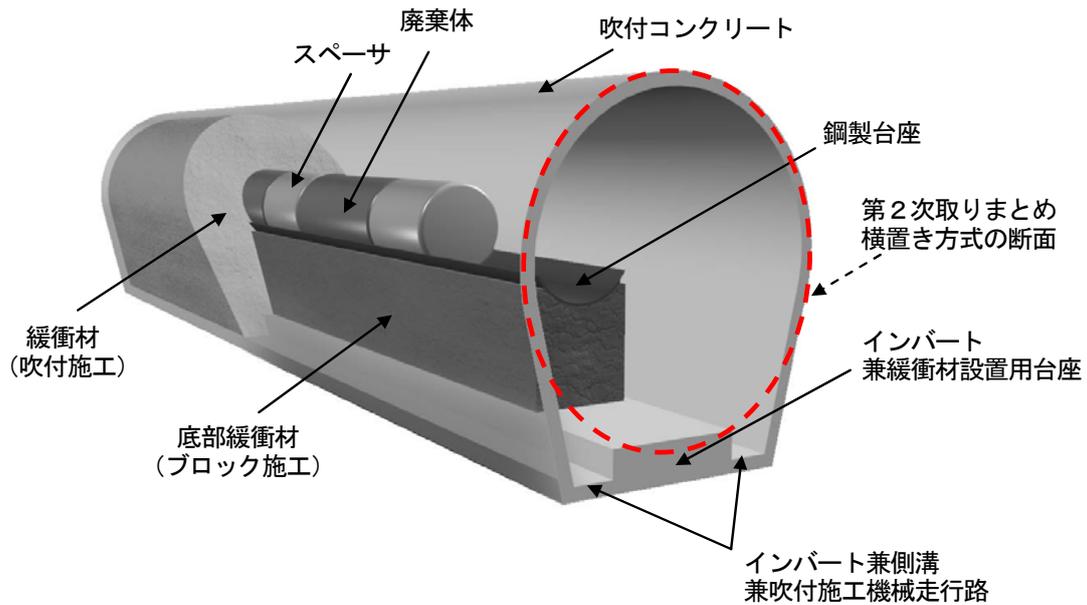


図 6.5.2-15 作業性を考慮した処分坑道横置き定置方式（原位置施工方式）

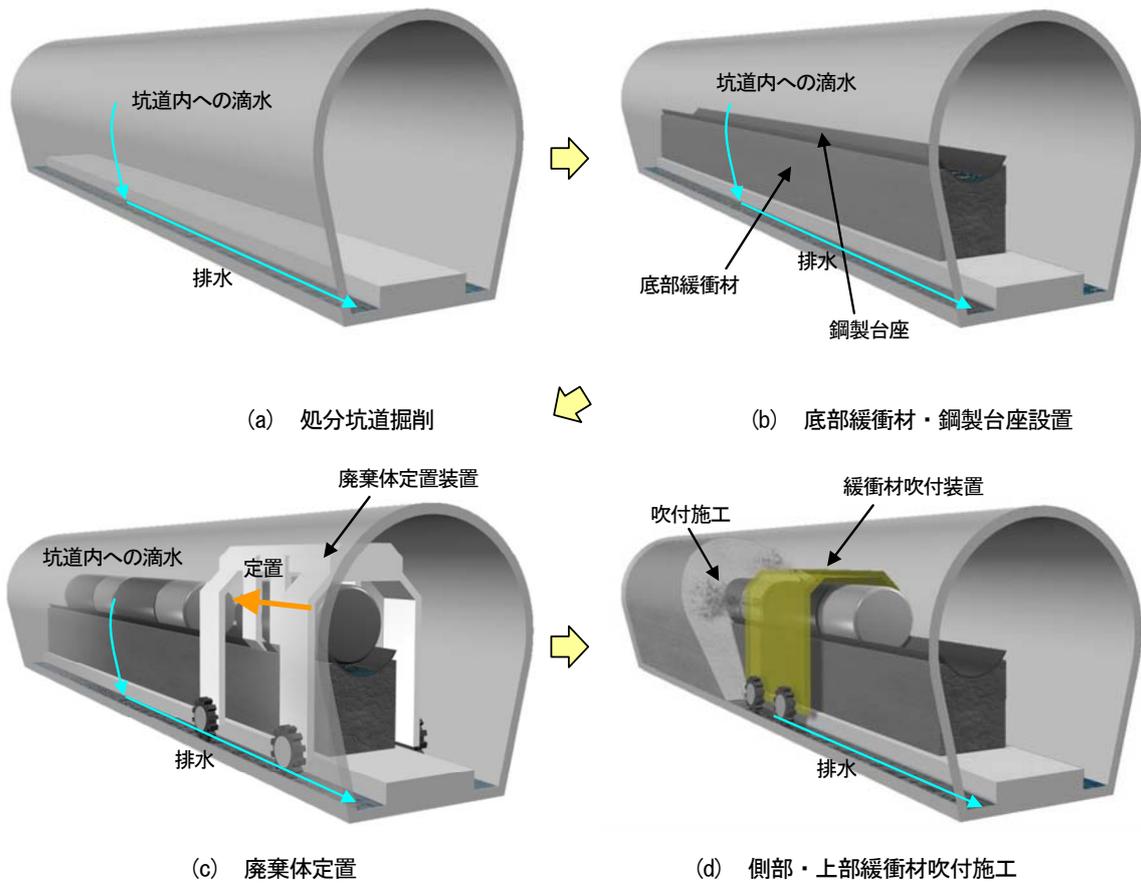


図 6.5.2-16 処分坑道横置き定置方式定置手順

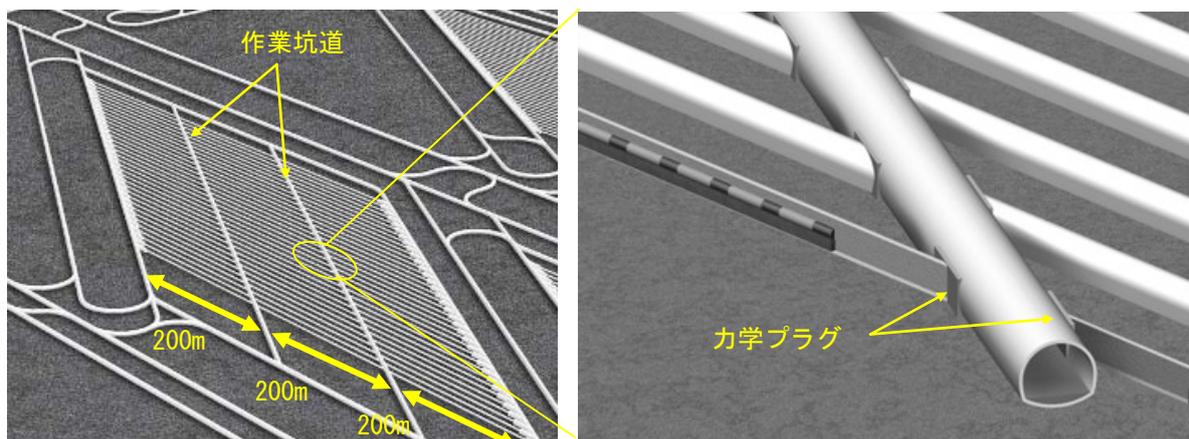


図 6.5.2-17 処分坑道横置き定置方式地下施設レイアウト

坑道内への湧水対策の方法としては、必要に応じて二次覆工背面に防水シートを敷設し、坑道内への浸入を遮断することで対応可能である。処分孔縦置き定置方式と異なり処分坑道単位で対策を施す。なお、図 6.5.2-15 で示した概念は、インバート部が側溝を兼ねており、湧水量が少ない場合には、防水シートを施さず坑道内に浸入する地下水、滴水などを直接側溝に流し排水することを念頭に置いたものである。

高湿度対策については、図 6.5.2-10 で示したとおり緩衝材の初期含水比を適切に調整することによる対応が考えられるが、底部緩衝材を放置する期間をなるべく短くするため、1 日あたりの廃棄体定置数を目安に処分坑道長を廃棄体 5 体分に相当する 25m 程度^{*}とした概念を図 6.5.2-18 に示す。

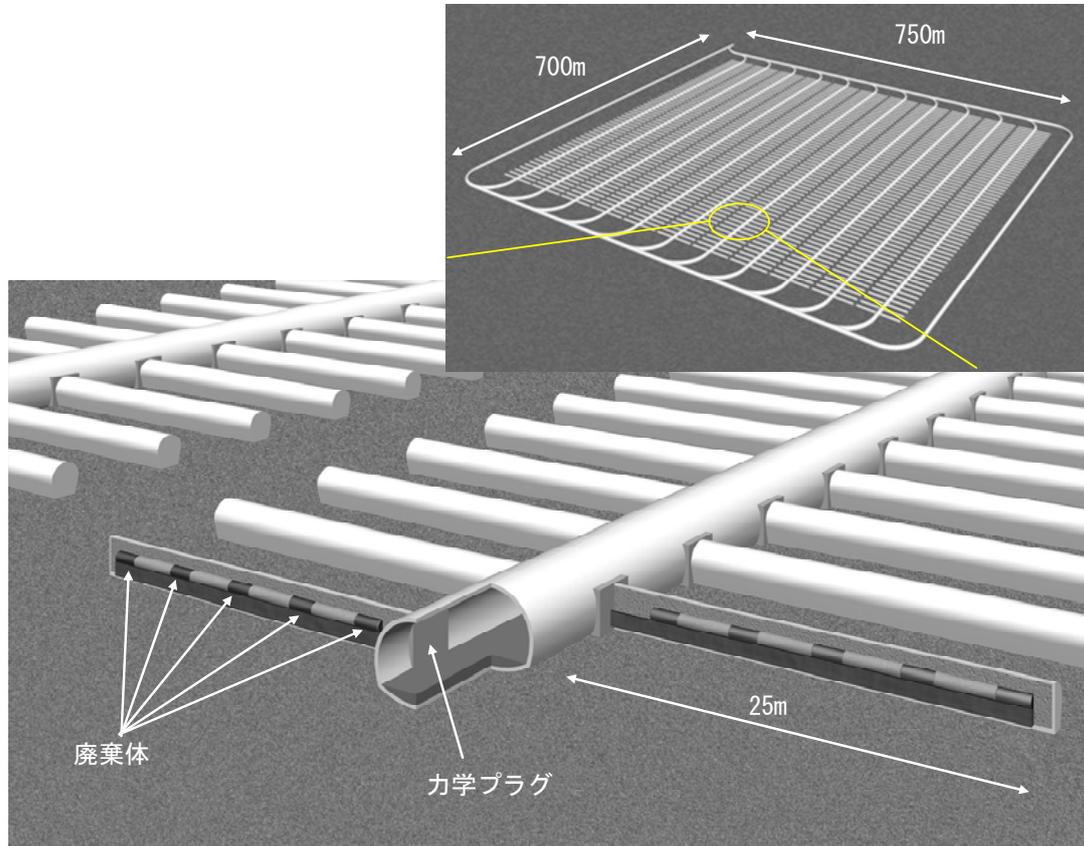


図 6.5.2-18 処分坑道レイアウト（短処分坑道版）

^{*} 第 2 次取りまとめで示されている横置き定置方式の廃棄体ピッチより 20m（≒3.13m×6（廃棄体両端部の緩衝材含む））と力学プラグ設置部などを考慮。さらに主要坑道とのすりつけ部の長さも必要。この場合、底部緩衝材定置と鋼製台座を設置後、早い時期に廃棄体 5 体を定置し、速やかに側部・上部緩衝材を施工することで、底部緩衝材が放置される時間を短くすることができる。

(3) 処分坑道横置き定置方式（PEM 方式）

PEM方式は処分坑道横置き定置方式を対象に、地上施設であらかじめ緩衝材と廃棄体を鋼製セル内に格納し、地下施設へ鋼製セルを搬送・定置する方式である。PEMは坑道内での作業工数を削減し、人工バリアの品質の信頼性向上と作業の効率化が期待できる。一方、約35tと比較的重いPEMを狭隘な処分坑道内で、前方状況を確認しにくい状態で遠隔操作により水平に数百メートル移動させるための技術が必要となる。必要となる技術のうち、基盤研究開発ではエアジャッキとエアパレットを用いた搬送・定置概念を対象に技術開発が進められている（原環センター，2004a，2009cなど）（6.6.4.3参照）。

NUMO では、PEM の利点を考慮するとともに現状の技術開発レベルを踏まえ、重量物の PEM の処分坑道内における信頼性の高い搬送・定置装置として、処分坑道断面を拡幅し、PEM を上部から機械的に把持する概念について検討を実施している（図 6.5.2-19）。同図に示す概念は、図 6.5.2-20 に示すように隙間充填装置を連結した搬送装置が処分坑道に敷設した軌道

上を走行するものである。

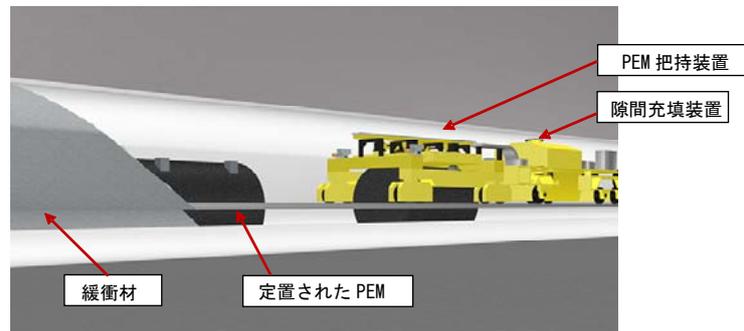


図 6.5.2-19 処分坑道断面の拡幅による作業性向上を指向した PEM の搬送概念

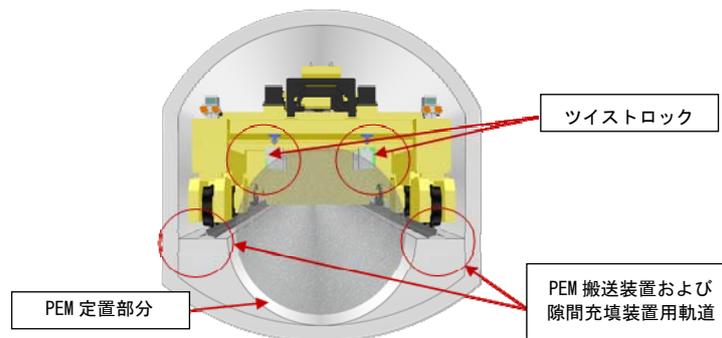
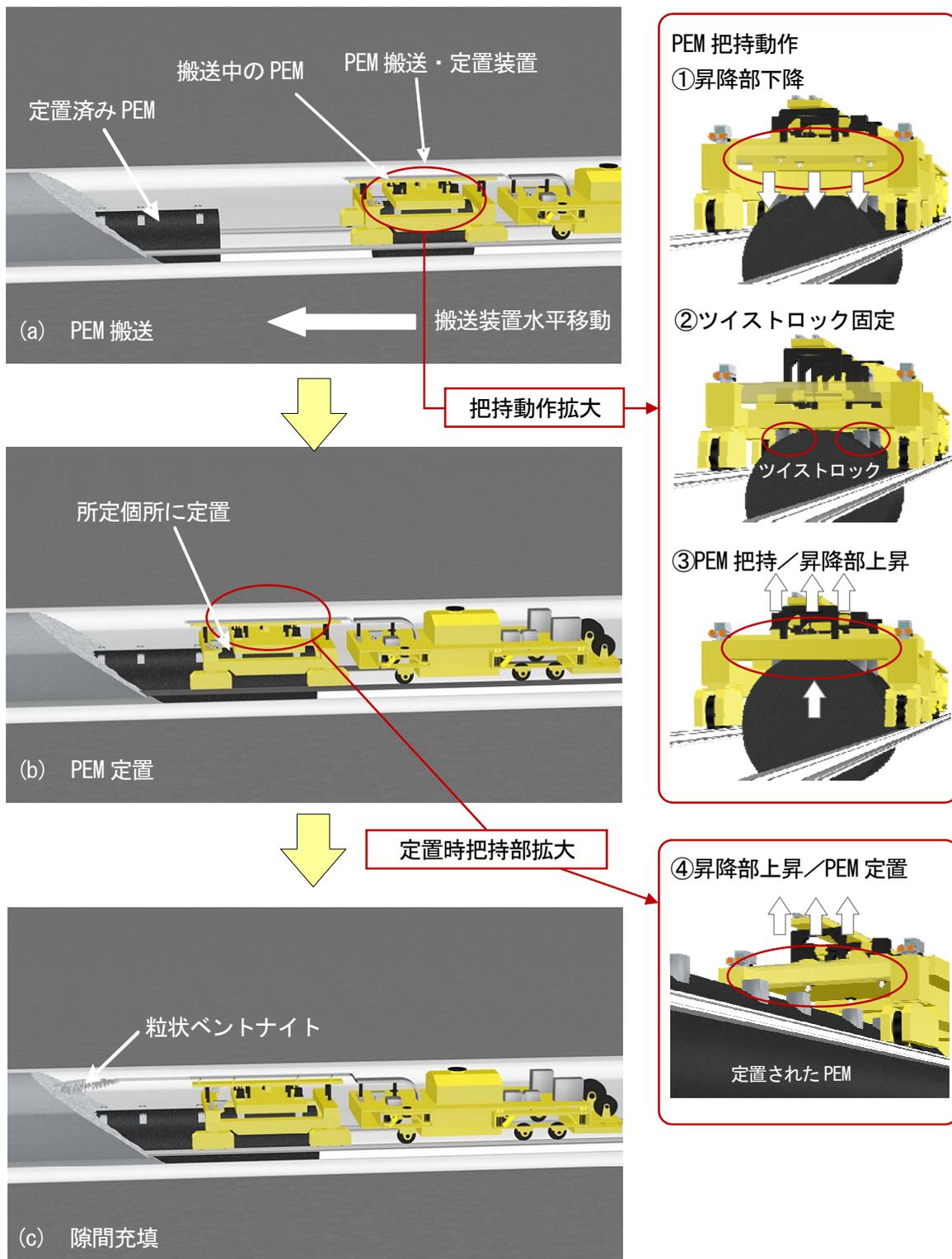


図 6.5.2-20 処分坑道断面を拡幅した PEM 概念（処分坑道断面形状例）

定置作業工程を図 6.5.2-21 の左側に示す。まず、(a) PEM を機械的に把持した搬送装置で処分坑道を所定位置まで水平移動する。(b) 所定位置において搬送車両を下降させて PEM を定置する。次に、一つ前に定置された PEM 周囲の空隙に、(c) ノズルにより粒状ベントナイトを充填する。粒状ベントナイトは PEM 定置装置に連結された充填材搬送装置のタンクに搭載し、PEM 搬送の作業工程の阻害にならないようにしている。また、PEM のツイストロックを用いた把持・搬送・定置時の動作概念を図 6.5.2-21 の右側に示す。

坑道を PEM の大きさよりも大きくすることにより、搬送装置の操舵性と PEM 前方の視認性が向上し、機械的な故障などのリスクへの対応性も向上すると考えられる。NUMO は、現状の技術開発状況を考慮し、基盤研究開発などにより処分坑道を拡幅する必要がない技術が確立されたと判断されれば、処分坑道断面の縮小などの合理化を積極的に図ることを考えている。



<定置作業工程>

図 6.5.2-21 処分坑道断面を拡幅した PEM 概念（把持・搬送・定置工程）

6.5.2.7 処分概念・技術オプションの特徴のまとめ

ここまで、操業技術の作業性、想定される地質環境への対応など工学的成立性の観点から処分概

念・技術オプションの検討例を説明した。それぞれの処分概念・技術オプションの特徴を以下に比較する。特徴比較には、処分場概念構築の際の評価基軸である設計因子（NUMO, 2004a）を参考に用いており、設計因子の中でも工学的成立性に着目した。表 6.5.2-1 には、設計因子による処分概念・技術オプションの特徴比較の視点をまとめる。

表 6.5.2-1 処分概念・技術オプションの特徴比較の視点

設計因子		特徴比較の視点
閉鎖後長期の安全性	放射性物質の移行	<ul style="list-style-type: none"> ・ 定置方式の形状に対する移行フラックスの大小 ・ 処分孔および処分坑道の掘削影響領域の連続性
	人工バリアの長期安定性	<ul style="list-style-type: none"> ・ ニアフィールドにおける残置物と人工バリアとの相互作用
操業安全性	放射線安全	<ul style="list-style-type: none"> ・ 遮へいの有無 ・ 事故時・復旧時の人のアクセスの可能性
	一般労働安全	<ul style="list-style-type: none"> ・ 避難経路の数・延長 ・ 換気・排水経路の数・延長 ・ 落盤の危険性
工学的成立性／品質保証	工程	<ul style="list-style-type: none"> ・ 処分坑道・処分孔の掘削速度
	定置作業性	<ul style="list-style-type: none"> ・ 定置装置稼働部の空間的制約 ・ 緩衝材搬送・定置、廃棄体搬送・定置技術レベル
	技術開発の進展	<ul style="list-style-type: none"> ・ 実証試験による技術の成立性の確認
	効率性（物流）	<ul style="list-style-type: none"> ・ 物流量 ・ 搬送・定置の作業量
	地下環境への適応性	<ul style="list-style-type: none"> ・ 想定される地下環境条件への適応性
工学的信頼性	<ul style="list-style-type: none"> ・ 建設・操業作業の地質環境条件の不確実性に対する柔軟性 ・ 操業条件（1日あたりの定置廃棄体数など）の変化に対する柔軟性 ・ 繰り返し動作の信頼性、メンテナンスの頻度、容易さ 	
サイト調査とモニタリング	<ul style="list-style-type: none"> ・ サイト調査のしやすさ ・ モニタリングのしやすさ 	
回収可能性	<ul style="list-style-type: none"> ・ 回収のしやすさ ・ 実証試験による回収技術の成立性の確認 	
環境影響	<ul style="list-style-type: none"> ・ 施工数量（掘削土、排水） 	
社会経済的側面	<ul style="list-style-type: none"> ・ ステークホルダーの受容性 ・ 施工数量 	

「閉鎖後長期の安全性」については、処分孔縦置き定置方式における処分坑道周りの掘削影響領域と処分孔周りの掘削影響領域の連続性、処分坑道のロックボルト、セメント系支保工などの残置物の種類と量などに留意し、対象とする処分概念・技術オプションについて処分場の閉鎖後長期の安全性を判断する。

「操業安全性」では、処分概念ごとの操業安全性に関して、避難経路の数や延長、遮へいの有無、復旧作業時の人のアクセスの可能性、換気・排水経路などを評価し、操業安全性が十分に確保されているかどうかを判断材料となる。

「工学的成立性／品質保証」では、処分場の建設・操業・閉鎖について、品質保証を含めて技術的な実現可能性を評価する。操業だけでなく、建設・閉鎖を含めた実現可能性を判断する必要がある。例えば、全体工程の制約がある場合、処分孔縦置き定置方式における処分孔の掘削速度が十分かなどについても評価する（6.4.1.2 参照）。緩衝材や廃棄体の定置技術の完成度や地下環境への適応性は設計因子の中でも重要な評価項目である。現時点においては、現在の技術レベルだけで判断するのではなく、開発中の技術の今後の見通しや、今後の技術開発への投資対効果も含めて判断することになるが、レファレンス処分場概念を絞り込んでいく精密調査地区選定段階では、その時点で最も信頼性の高い技術を優先的に選んでいく。

「工学的信頼性」については、換気・排水などの設備、あるいはエレベータやずり出し装置など、建設にかかわる設備や、緩衝材や廃棄体を搬送・定置する装置について、地質環境条件の不確実性に対する柔軟性を判断する。また、1日あたりの廃棄体定置数などの前提条件の変動に対する柔軟性を持つことが重要である。

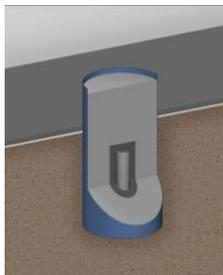
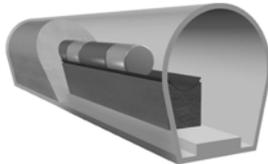
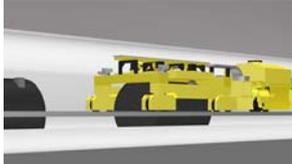
「サイト調査とモニタリング」については、サイト調査とモニタリングのしやすさが重要になる。

「回収可能性」については、定置後閉鎖前までの廃棄体の回収の容易さが判断材料となる。処分孔縦置き定置方式では、処分坑道を埋め戻す前までは、回収すべき廃棄体の直上までアプローチすることができ、個別に廃棄体を回収することができる。一方、処分坑道横置き定置方式では、定置済み廃棄体を端部から順番に回収していく必要がある。これらの違いをどう評価するかが処分概念と技術オプションを絞り込む際の判断指標となる。

「環境影響」については、地層処分事業に関するすべての環境影響を評価する。掘削量、埋め戻し量など、施工数量が増えると一般的には環境に与える影響も大きくなるため、極力施工数量が小さい処分概念が有利である。

「社会経済的側面」については、ステークホルダーの受容性や処分費用が評価指標となる。後者については、掘削量、埋め戻し量、換気・排水量などが施工数量に依存するため、施工数量の小さな概念と技術オプションが有利である。

サイト選定の進展とともにこれらの特徴を総合的に比較し、処分概念・技術オプションを絞り込んでいくことになるが、それぞれの因子や判断指標の重み付けは、地質環境の情報の充実度やその時点での技術到達レベルによって異なる。また、絞り込みが、その時点における最も信頼性の高い技術を選ぶものなのか、それとも、その時点では未完成ながら、完成するとより信頼性の高い技術が実現することを見越し、次段階の技術開発目標を明確にするためのものかなどによっても異なる。このように因子そのものの重み付けも変化させながら、段階に応じた絞り込みを行っていく。サイトが特定されていない現時点では、定量的な比較はできないが、6.5.2.6 で示した処分概念・技術オプションの特徴について、上記の視点に照らして整理した結果を図 6.5.2-22 に示す。

設計因子	処分孔縦置き定置方式	処分坑道横置き定置方式		
		原位置施工方式	PEM方式	
				
閉鎖後長期の安全性	処分孔と処分坑道の掘削影響領域の連続性	処分坑道インバート部のセメント系材料の影響	処分坑道インバート部のセメント系材料の影響	
操業安全性	処分孔上部遮へい後、入坑可能 避難経路として2方向確保	廃棄体定置後は入坑不可	廃棄体定置後は入坑不可	
工学的成立性 ／ 品質保証	工程	処分孔を掘削する必要がある	処分孔掘削の必要性がない	
	定置作業性	処分坑道に空間的余裕があり、定置装置の空間的制約は小さい 緩衝材ブロック製作・定置に関する要素技術は実証試験が実施されている	底部緩衝材ブロック、側部・上部緩衝材吹付施工に関する要素技術は開発済み	
	効率性（物流）	搬送性は良好と考えられる	搬送性は縦置き方式より難易度が高い	
	地下環境への適応性	空洞安定性	処分孔ごとに必要に応じて補強	坑道断面が小さいので安定性は確保しやすい
		高湿度対策	処分坑道内換気により対応	風管換気になるが難易度は高い
	湧水対策	処分孔別に湧水低減策、排水策、地下水と緩衝材の接触防止策で対応	水密なPEM容器に対する湧水対策は不要	
工学的信頼性	—	—	—	
サイト調査とモニタリング	—	—	—	
回収可能性	処分坑道の埋め戻しまでは回収すべき廃棄体の直上までアプローチすることが可能	処分坑道端部から順次回収する必要がある	処分坑道端部から順次回収する必要がある	
環境影響	掘削土量：大	掘削土量：小	掘削土量：中	
社会経済的側面	施工数量：大	施工数量：小、ただし作業坑道の追加や力学プラグの追加が必要	施工数量：中	

—：今後明確化していく事項

図 6.5.2-22 設計因子に基づく処分概念・技術オプションの特徴整理

6.6 工学的対策を支える技術の整備

6.6.1 工学的対策を支える技術の概要

前節までに、処分場に求められる技術要件、処分場の設計、建設・操業・閉鎖方法、ならびに適切な工学的対策に関する NUMO の技術的取り組みについて説明した。本節では、処分場の設計、建設・操業・閉鎖技術を支える技術として、人工バリア材料の長期挙動などの現象理解や建設・操業に係る技術開発に関する基盤研究開発成果を中心に、以下の項目について、技術が着実に整備されていることを説明する。

- ・ 人工バリア材料の基本特性と長期挙動に関する技術の整備状況 (6.6.2)
 - ・ ガラス固化体の長期挙動 (6.6.2.1)
 - ・ オーバーパックの長期挙動 (6.6.2.2)
 - ・ 緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用 (6.6.2.3)
 - ・ 低アルカリ性セメントの開発 (6.6.2.4)
- ・ 地層処分施設の耐震性評価 (6.6.3)
- ・ 建設・操業・閉鎖技術 (6.6.4)
 - ・ 低アルカリ性セメントの実施工への適用性確認 (6.6.4.1)
 - ・ オーバーパックの遠隔溶接・検査技術 (6.6.4.2)
 - ・ 緩衝材の製作・搬送・定置技術 (6.6.4.3)
 - ・ 廃棄体回収技術 (6.6.4.4)

NUMO は適切な役割分担のもと、技術開発を基盤研究開発機関と連携して進めている。表 6.6.1-1 に工学的対策に関する技術開発項目のうち、第2次取りまとめから現在まで開発を進めている項目と、本節での記載個所の関係を示す。なお、表 6.6.1-1 には、前節までの関連する個所も示した。

6.6.2 では、人工バリア材料の長期挙動に関する第2次取りまとめ以降の進展について概説する。閉鎖後長期の処分場の安全機能や技術要件を設定あるいは決定する上で、人工バリア材料の長期挙動を理解することが重要である。また、「オーバーパックの設計」や「緩衝材の設計」を行う際には、異種材料間の相互作用やオーバーパックの腐食挙動に関する知見が不可欠である。これらは、第2次取りまとめ以降に基盤研究開発などにおいてその理解が深まっている。NUMO では2002年より国内の大学や研究機関の専門家からなる委員会を組織し、人工バリア長期挙動に関する国内外の最新の研究動向を調査・分析するとともに、基盤研究開発機関をリードしながら、優先的に取り組んでいく課題を設定している。また、2004年にセメントーベントナイト相互作用に関する国際ワークショップ、2005年には、鉄ーベントナイト相互作用などの人工バリアの長期挙動に関する国際ワークショップを開催し、海外の専門家との間で知見を共有し、また、その解決策について情報交換を行った。

6.6.3では、地層処分施設の耐震性評価について説明する。地層処分施設の地震時の安全性については、第2次取りまとめ (JNC, 1999b) および第2次TRUレポート (電事連・JNC, 2005) において検討されているが、2006年9月の「発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針」(原子力安全委員会, 2006) の改定や「2007年新潟県中越沖地震」の発生を受け、近年では原子力施設に対し最新の知見を反映した耐震性評価が実施されている。第一種廃棄物埋設事業に関する耐震設計審査指針は未策定であるが、2010年8月に策定された「第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え

方」(原子力安全委員会, 2010)によれば, 地震に対する設計上の考慮について, 次のような記述がある。

「廃棄体の取り扱い中の落下事故あるいは一時貯蔵時の転倒事故などを想定しても, 放射性固体廃棄物が容器に固型化されており容易に飛散する恐れがない場合, 含有する放射性物質が飛散することがないように放射性固体廃棄物が封入されるよう廃棄体が設計されている場合, あるいは取り扱う放射性固体廃棄物の放射能濃度が一般公衆の被ばくの観点から十分に低い場合には, 耐震設計上の重要度分類のCクラスの施設に対応するものとして定め, これに適合しない場合には, 耐震設計上の重要度分類のBクラスの施設に対応するものとする。」

これより, 地層処分施設についても耐震重要度に応じた耐震設計は必須になると考えられる。ここでは, 施設への影響が大きいと考えられる地震動(水平動および鉛直動)を模擬的に設定し, 地層処分施設の耐震性について, 操業時の空間保持の観点から評価を行ったので, その内容を紹介する。

6.6.4では, 処分場の建設・操業・閉鎖技術に関する技術開発状況を説明する。2000年にNUMOが設立され, 2002年に公募方式による処分場の候補サイトの選定を開始したことを受け, 応募区域の地質環境に適合する処分場概念の構築を円滑に進めていくため, 建設・操業・閉鎖技術においても多様な地質環境への適応性を検討する必要性が生じた。そのため, 基盤研究開発では, 第2次取りまとめ以降, 操業技術に関する実規模あるいは工学規模の実証試験を含めた種々の要素試験が実施され, 廃棄体や人工バリアの製作・搬送・定置に関する技術が整備されている。また, JAEAによる瑞浪, 幌延での深地層の研究施設の建設が始まり, 地層処分施設の建設にかかわる有用な知見が培われている。処分場の建設については, 瑞浪, 幌延の深地層の研究施設などの建設を通じて, 低アルカリ性セメントの実施工への適用性確認試験も実施されている。操業技術については, 6.4あるいは6.5.2で説明したとおり, 基盤研究開発において, オーバーパックあるいは緩衝材の製作・搬送・定置技術の整備が着実に進められている。6.6.4.2と6.6.4.3では, オーバーパックの遠隔溶接・検査技術と緩衝材の製作・搬送・定置技術の技術開発状況を説明する。

6.6.4.4では, 廃棄体の回収技術について説明する。『高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について(第1次報告)』(原子力安全委員会, 2000)では, 「処分場の閉鎖に際しては, 建設段階および操業段階に得られたデータを追加し, 安全評価の結果が妥当であることの確認を行う。また, その妥当性を確認するまでの期間は, 高レベル放射性廃棄物の回収の可能性を維持することが重要である。」とされている。また, 『高レベル放射性廃棄物等の地層処分に係る安全規制について』(総合資源エネルギー調査会, 2008)では, 「埋設事業において, 閉鎖までの間は, 基本的に廃棄体を回収することは可能と考えられるが, これを安全かつ効率的に実施するために, 回収可能性に配慮した設計の採用や具体的な回収手段を検討しておくことが重要と考えられる。」とされている。このような背景を踏まえ, 閉鎖を開始するまでの期間の回収の具体的な方法や技術について, NUMOの検討状況や基盤研究開発機関における研究開発成果について説明する。

表 6.6.1-1 工学的対策における技術開発項目と本節での記載項目

主な実施項目		第2次取りまとめから現在までに開発を進めている項目	本節での記載箇所	備考：6.2から6.5での関連箇所
処分施設の仕様の設定(地下調査施設も含む)	長期状態設定技術	○	6.6.2 人工バリア材料の基本特性と長期挙動に関する技術の整備状況	6.2 処分場の安全機能と技術要件
	空洞安定性評価(操業中・長期)	○	6.6.3 地層処分施設の耐震性評価	6.3.3.2 坑道仕様・廃棄体定置仕様の設定
処分施設の建設工法の設定と施工	坑道・処分孔掘削技術	○		6.4.1 処分場の建設
	ずり出し技術	○		
	低アルカリ性セメントの施工技術	○	6.6.4.1 低アルカリ性セメントの実施工への適用性確認	
	グラウト・埋め戻し・閉鎖・シーリング技術	○		6.4.3 処分場の閉鎖
ニアフィールド長期挙動評価把握	ニアフィールド相互作用を考慮した長期挙動評価	○	6.6.2.1 ガラス固化体の長期挙動 6.6.2.2 オーバーパックスの長期挙動	
	緩衝材長期挙動評価(変質・流出・変形)	○	6.6.2.3 緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用	
人工バリア仕様設定	オーバーパックス代替材料開発	○	6.6.2.2 オーバーパックスの長期挙動	
	オーバーパックス長期腐食挙動評価	○		
	技術要件整理	○	6.6.2 人工バリア材料の基本特性と長期挙動に関する技術の整備状況	6.2 処分場の安全機能と技術要件
人工バリア施工方法と定置(その1)	オーバーパックス溶接・搬送・定置技術	○	6.6.4.2 オーバーパックスの遠隔溶接・検査技術	6.4.2 処分場の操業
	緩衝材製作・搬送・定置技術	○	6.6.4.3 緩衝材の製作・搬送・定置技術	
	(PEM 製作・搬送・定置技術)	○		
人工バリア施工方法と定置(その2:設計・施工管理、検査対応)	オーバーパックス検査技術	○	6.6.4.2 オーバーパックスの遠隔溶接・検査技術	
	緩衝材検査技術	○		
	品質確認	○		6.4.2 処分場の操業

6.6.2 人工バリア材料の基本特性と長期挙動に関する技術の整備状況

NUMO では、設計・安全評価に反映することを目的として、人工バリア材料の基本特性と長期挙動の理解について、国内外の研究成果を調査し、専門家の意見とともに取りまとめている。図 6.6.2-1 に、人工バリアとその周辺の支保工や岩盤を含む領域で生起する可能性のある物理的・化学的な現象を、高レベル放射性廃棄物の人工バリア構成を例として模式的に示した。ニアフィールド要素の複雑な相互作用のなかでも重要となる地下水の影響を考慮し、地下水の変遷と各人工バリア材料間の相互作用による影響を示している。ここで取り上げた現象は、FEP⁶¹リストなどに取り上げられている複数の現象から、個々の現象の物理的・化学的な相互関係を PID⁶²として整理し、特に重要なプロセスとして抽出した現象である。これらの現象の整理に基づいて、ニアフィールドの状態変化は次のようであると考えている。

人工バリアの定置後から、ニアフィールドへの地下水の流入と緩衝材の膨潤、放射性物質の放射壊変に伴う廃棄体（ガラス固化体）からの発熱により、ニアフィールドの物理的・化学的な状態が変化する。やがて、ガラス固化体の発熱量の低下、地下水による緩衝材の含水飽和の完了などに伴い、状態の変化は緩慢になると考えられる。

この間、コンクリート支保工を利用している場合には、地下水とコンクリートの反応により地下水の組成や pH が変化し、さらにその反応水が緩衝材の構成鉱物と反応する。そのため、緩衝材の鉱物組成や間隙率、Ca 型化などにより、緩衝材の性能が接触部から徐々に変化する（6.6.2.3 (2) および 6.6.2.3 (3) 参照）。これらの影響を低減するために、低アルカリ性セメントの開発が進められている（6.6.2.4 参照）。

オーバーパックとの境界部では、閉鎖後の初期にはガラス固化体の発熱により緩衝材の温度が上昇するが、時間が経過するとともに数 10 年程度で低下する。温度が 100°C よりも高い時期が長期間継続すると、イライト化による緩衝材の性能の変化の可能性が懸念されるが、これまでの知見から、その可能性は低いことが分かっている（6.6.2.3 (4) 参照）。また、オーバーパックの腐食に伴い Fe²⁺ イオンが緩衝材中に拡散するが、鉄水酸化物や鉄炭酸塩鉱物として沈殿する。また、一部は緩衝材と反応するが、その程度は Fe²⁺ イオンの供給量（腐食速度）と Eh, pH, 温度などのニアフィールドの物理・化学環境に依存する（6.6.2.3 (3) 参照）。

また、オーバーパックの腐食においては、初期には建設・操業に伴い地下に流入した酸素を酸化剤とした腐食反応が進行するが、酸素が消費された後は水を酸化剤として緩慢に腐食反応が進み、オーバーパックの厚さが徐々に減少する（6.6.2.2 (1) 参照）。腐食が進行して、機械強度を保持する厚さが保てなくなると、地下深部の高い圧力（水圧、地圧）や緩衝材からの圧密反力により、オーバーパックが機械的に破壊し、地下水がガラス固化体と接触する可能性が高くなる。また、地下水の化学組成によっては、不動態化する可能性もある（6.6.2.2 (2) 参照）。溶接部の金属組織は、急速な融解と凝固により母材と比べて構造が微細となり、また、化学組成も異なる。このため、溶接部と母材では腐食挙動が異なる可能性があるが、腐食挙動の研究から、溶接部の耐食性は母材と同等または著しく低くないことが示されている（6.6.2.2 (4) 参照）。

腐食や機械的な破壊によりオーバーパックの機能が失われると、ガラス固化体と地下水が接触す

⁶¹ FEP：地層処分システムの各要素の特性 (Feature)、特性に影響を与える事象 (Event)、地層処分システムの時間的変遷の過程 (Process) の略称。

⁶² PID：プロセス インフルエンス ダイアグラム (現象の影響相関図) の略称。

る⁶³。地下水と接触してからは、非常に緩慢ではあるがガラスマトリクスが地下水に溶解し、その結果、放射性物質も徐々に浸出する。この際、放射性物質の浸出率は、ガラスマトリクスの溶解速度や、ガラス表面変質層内の拡散などにより律速される(6.6.2.1参照)。ガラス固化体から浸出した放射性物質は、難溶性の放射性物質(例えば、U, Th, Amなどのアクチノイド元素)であれば、溶解度制限により、その大半はガラス固化体の周辺で沈殿する。溶存した放射性物質は濃度勾配に規制されて、オーバーパック腐食生成物の間隙水や、緩衝材の間隙水中を拡散し、途中、鉱物表面に収着されることにより遅延されて、最終的に緩衝材と岩盤(またはコンクリート支保工と岩盤)の境界にまで達する。この間、放射能は徐々に減少する。また、難溶性の放射性物質の一部は、ガラス固化体から浸出した後にコロイドを形成する可能性があるが、緩衝材の細孔により濾過され緩衝材から外側には浸出できない。岩盤に達した放射性物質は、地下水の流れとともに運ばれるとともに、地下水中を拡散することにより移行すると考えられる。

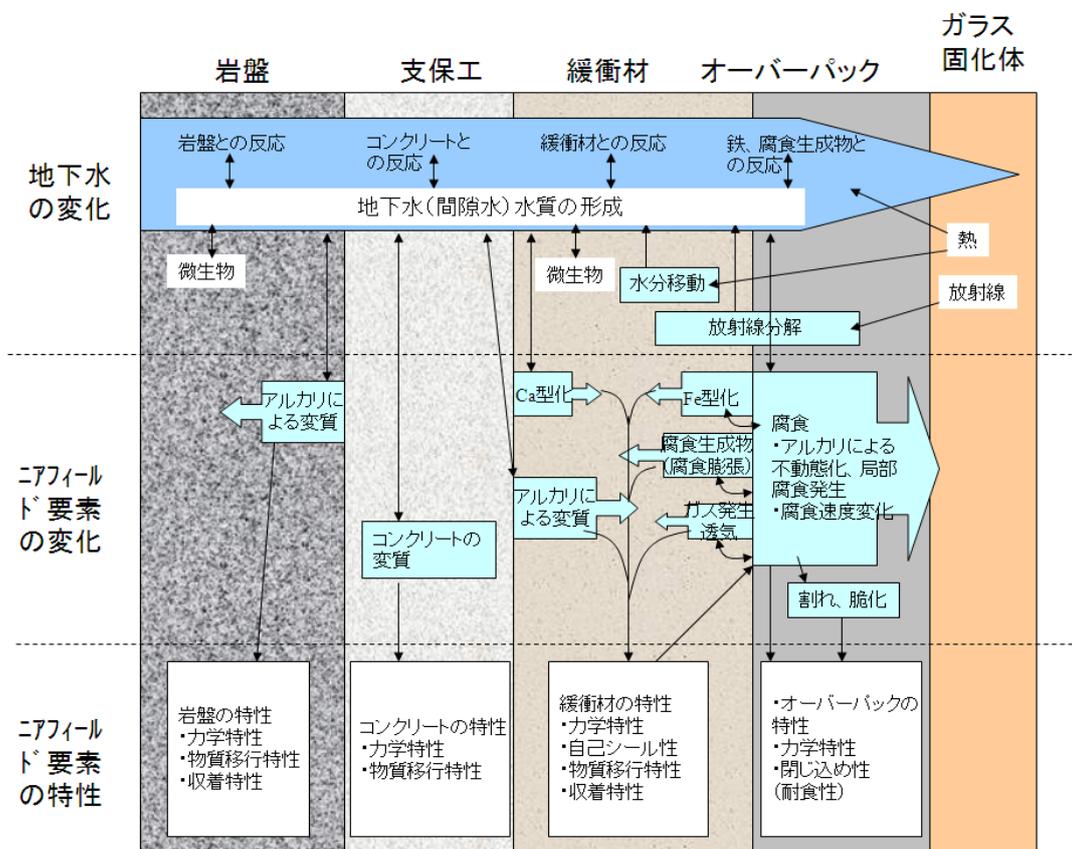


図 6.6.2-1 ニアフィールド要素の相互作用図

以上のプロセスを想定し、ニアフィールドの人工バリアや岩盤の長期的な状態の変遷についての知見の整備を進めた結果を以下に示す。

- ・ 個々の人工バリア材料の特性や長期挙動の理解だけでなく、構成要素間の物理的・化学的な相互作用の理解が重要である。

⁶³ ガラス固化体はステンレス製のキャニスタを容器として固化されているので、地下水が直ちにガラスマトリクスと接触することは考えにくい。ただし、キャニスタには長期のバリア機能を期待していないため、地下水とすぐに接触するものとして取り扱っている。

- ・ 保守性を取り入れたアプローチを基本とするが、それぞれの人工バリア要素で独立に保守的な指標を設定するのではなく、人工バリア材料の特性とバリア間の相互作用を考慮して、全体システムとして相互に矛盾しないように保守性の設定が必要である。例えば、オーバーパックの腐食や鉱物反応などの化学反応は、緩衝材中の遅い物質移行により律速されていることを考慮して、腐食速度の設定や鉄-ベントナイト相互作用反応を論じるべきである。

これらの現象理解に関する技術開発は、わが国では主として基盤研究開発機関により進められており、例えば、最近の進展はJAEA (2010a) にまとめられている。ここでは、これらの成果も踏まえ、人工バリアの設計や安全評価で重要となる、現象理解に関する知見の整備状況について概説する。

6.6.2.1 ガラス固化体の長期挙動

ガラス固化体に対しては6.2に示したように、「ガラスマトリクスによる浸出抑制」の安全機能を期待している。放射性物質は、ホウケイ酸ガラスに分子レベルで混合されており、地下水と接触したとしてもすぐに浸出することはない。ただし、非常に緩慢ではあるが、ガラスマトリクス自身が地下水中に溶けることに伴い放射性物質が溶解すると考えている。以下では、ガラスの溶解挙動に関する技術開発について述べる。また、日本原燃(株)再処理工場で実施されたアクティブ試験中に発生した低粘性流体(イエローフェーズ)に関する安全評価結果への影響について、日本原子力学会(2008)に基づいて記述する。

(1) ガラスの溶解挙動

ガラスの溶解挙動については、1980年代にガラス中の元素の溶解析出反応とガラスマトリクス溶解反応を加味した Grambow モデル (Grambow, 1985, 1987) が提唱され、現象理解に大きな貢献をなした。しかし、1990年代に入ると、同モデルだけではガラスの長期溶解・変質を説明できないことが示唆され、長期溶解反応やガラス表面変質層中における固相形成反応について、メカニズムや速度が十分理解されていないとの指摘がなされた (Lemmens et al., 1992)。

ガラス表面での物質移行が、ガラスの溶解・変質の律速過程であるとする速度論的溶解モデル(ガラスマトリクスの水和変質 (Lemmens et al., 1992; Inagaki et al., 1994; Grambow et al., 2001; Mitsui and Aoki, 2001), 保護的なゲル層による溶解反応の抑制 (Jégou et al., 2000; Gin. and Mestre., 2001, Vernaz. et al., 2001), 二次鉱物生成による溶存ケイ酸の消費 (Strachan and Croak., 2000; Strachan, 2001) が提唱され、ガラス固化体の現象理解とそのモデル化が進んだ。これらの知見は稲垣ほか(2004)にまとめられている(図 6.6.2-2)。

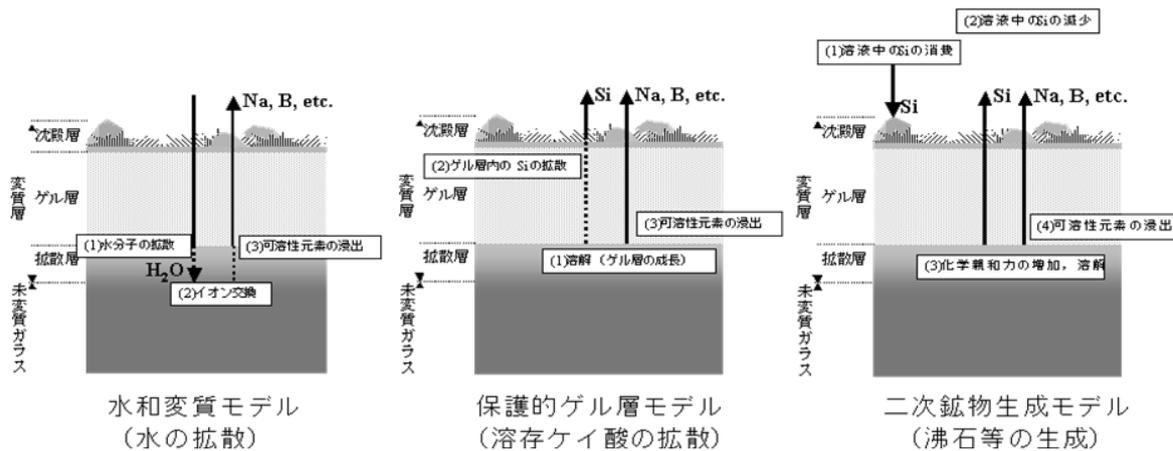


図 6.6.2-2 ガラス表面での物質移行過程を考慮した長期溶解モデル
(出典：稲垣ほか，2004)

第2次取りまとめにおいては、上記の現象により溶解速度が時間とともに低下する可能性については把握していたが、保守性の観点から、ガラス固化体からの放射性物質浸出挙動の評価は溶解速度が時間に依らず一定とするモデルが採用されていた。第2次取りまとめ以降は、上記のモデルを評価シナリオやモデルに採用することを視野に入れて、ガラスの溶解に関する現象理解の深化とモデルの高度化の試みとしてガラスの溶解の pH 依存性を確認する研究が行われている (Inagaki et al., 2009, 2010)。さらに、JAEA においては、ガラスの溶解・変質の現象理解などの研究を支援するためガラスの溶解に関するデータベースを開発しており、そのプロトタイプデータベースの改良が行われ (林ほか, 2008), JAEA のホームページに公開されている (<http://migrationdb.jaea.go.jp/GlassDB/>)。

以上のように、第2次取りまとめ以降もガラス固化体の溶解挙動に関する現象理解の研究が継続的に進められている。今後これらの成果を、蓋然性の高いシナリオの検討や、モデルとガラスの寿命などの検討に反映していく。

(2) イエローフェーズを含むガラス固化体の影響評価

2007年11月より、日本原燃(株)再処理工場においてガラス固化設備のアクティブ試験が行われたが、その際、少量の低粘性流体を含むガラスを固化したガラス固化体の発生が報告されている (日本原子力学会, 2008)。イエローフェーズは、再処理廃液に含まれるモリブデン酸とアルカリ金属、アルカリ金属土類の塩 (モリブデン酸塩) を主成分として、そのほか、硫酸塩やクロム酸塩との混合物とされる (IAEA, 1985)。通常、ガラス固化体の製造プロセスを最適条件に設定することで、イエローフェーズの発生を防止することが可能である。イエローフェーズは、Cs などの塩を作りやすい放射性物質を随伴する可能性が高く、ガラス相からは分離していると考えられている。

イエローフェーズを含んだガラス固化体を地層処分した場合の影響を、イエローフェーズを含まないガラス固化体の安全評価の結果と比較することで把握している。イエローフェーズは、ガラスに比べ、地下水に溶解しやすいという特徴がある。そこで、解析においては、1年間でイエローフェーズに含まれる放射性物質 (Cs-135, Zr-93, Pd-107, Tc-99 を設定) が溶解し、早期溶出すると仮定している (日本原子力学会, 2008)。解析の結果を以下に要約する。

- ・ Cs-135 は、緩衝材からの年間放出量（フラックス）が初期の数百年程度の間、100 倍程度増加する。ただし、1 年で全量が放出されるため、徐々に減少し、数百年以降の年間放出量はガラス固化体と同程度になる。
- ・ Zr-93 は、緩衝材が有する「収着による放射性物質の移行遅延」の安全機能により、早期溶出の影響が表れない。
- ・ Pd-107, Tc-99 は、地下水に溶解しても沈殿を生成し、「溶解度制限」の安全機能によりガラス固化体と同じ放出率となるので、早期溶出の影響が表れない。
- ・ また、天然バリア中の移行に関する解析結果は、天然バリアが有する「収着による放射性物質の移行遅延」や「分散による移行率の低減」などの安全機能により、年間放出量の差異は大きくない。

以上のことから、「国内の処分に関する影響評価事例である第2次取りまとめを参考に、文献情報をもとに過程や条件を設定することにより、ガラス固化体中に結晶相が生成した場合の、地層処分への影響を計算した。高レベルガラス固化体の処分時の評価核種として、Zr-193, Tc-99, Pd-107, Cs-135 に着目し、種々の条件で核種移行解析を行った結果、結晶相生成の影響はない、または、非常に小さいことが評価結果として得られた。」とされている（日本原子力学会、2008）。

この結果については、仮にこのようなガラス固化体が地層処分されることを想定しても、システム性能に重大な影響を及ぼさないように、多重バリアシステムの相互補完性により対応しているためであると考えられている（日本原子力学会、2008）。ただし、同時にガラス固化体を安定した品質で製造することの重要性も指摘されている。

その後、日本原子力学会は、「地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント」特別専門委員会を設置し、地層処分において必要なガラス固化体の特性とその把握のために適切に録取すべき製造時の記録、およびその記録の取得方法、地層処分への影響評価を踏まえた要件、要件に照合した場合の製造目標の十分性の確認、品質マネジメントの考え方の整理、少数の逸脱したガラス固化体あるいは非定常の高レベルガラス固化体に対する処分における対応の検討などを実施している（日本原子力学会、2010）。

以上のように、イエローフェーズを含むガラス固化体については、地層処分したとしても解析に基づいてその影響が小さいという結果を得ている。ただし、処分における対応については、その特性を十分把握した上で検討することとし、今後も関係機関と協力して、対応策を検討する。

6.6.2.2 オーバーパックの長期挙動

オーバーパックには、「閉鎖後閉じ込め」のうち「放射性物質の浸出抑制」の安全機能として、「発熱が著しい期間、地下水との接触を避けること」を設定している。この安全機能を確保するための技術要件として、

- ・ 所定の期間、腐食により安全機能が損なわれないこと
- ・ 埋設後に作用する機械的荷重に対して構造健全性を維持すること
- ・ 溶接部の耐食性、構造健全性が母材と比較して著しく劣らないこと

を挙げた。以下ではこれらの技術要件に関連し、母材の腐食挙動と溶接部の耐食性について、オー

オーバーパック材料の挙動に関する基盤研究開発成果を取りまとめて示す。

オーバーパックの腐食は、定置後初期は建設・操業により地下へ流入した酸素による腐食が発生するが、処分場が閉鎖されそれらの酸素が消費されてから後は、地下水が酸化剤として働いて腐食が進行する。オーバーパックの腐食挙動には、大きく分けると全面腐食と局部腐食という二つの腐食モードがある。全面腐食は不動態化せず、表面からほぼ均一に腐食が進行する形態である。一方、局部腐食は、金属表面を不動態皮膜が覆うため腐食速度は極端に遅くなるが、何らかの原因で不動態皮膜の一部が破壊され、その部分が局部的に腐食する形態である。不動態化は応力腐食割れとも密接に関連することから、オーバーパックの設計時に避けられるよう対策を検討する。一方、局部腐食には孔食、隙間腐食といった腐食形態がある。

上述以外の腐食形態として水素脆化があり、これは周辺に存在する酸素が消費された後に、水の還元によるカソード反応から生じた水素が炭素鋼に吸蔵されることによって生じる可能性がある。

オーバーパックの溶接部に対しては、第2次取りまとめ以降、遠隔溶接技術の開発(6.6.4.2参照)とともに溶接部の耐食性の評価が実施されている(原環センター, 2009c)。溶接部は、溶接方法に依存して母材には含まれない不純物が含まれることや、金属結晶の微細構造が異なることなどから、母材と異なる腐食挙動を示す可能性がある。そのため、溶接部の腐食挙動を試験的に調べ、母材のそれと比較する研究が進められている。溶接部の腐食挙動に関する評価は、母材と同様に実施されており、評価項目としては、全面腐食、局部腐食・孔食、応力腐食割れ感受性、水素脆化がある。

オーバーパックの設計では、これらの腐食挙動を考慮してオーバーパックの厚さを決定している(JNC, 1999b)。また、今後、遠隔溶接技術の選定において、作業効率性、経済性の観点に加えて、溶接部の腐食挙動評価の観点からも比較検討を実施する。表 6.6.2-1 に、母材および溶接部の腐食挙動理解に関する科学的な知見の整備状況の要約を示す。

表 6.6.2-1 母材と溶接部の腐食挙動理解に関する科学的な知見の整備状況

項目と内容		概要	文献
母材	全面腐食挙動	腐食速度データが拡充され、試験により腐食速度が長期的には鈍化することが示された。	JNC (2005) 谷口ほか (2008)
	局部腐食, 不動態化	緩衝材による pH 緩衝効果や低アルカリ性セメントの利用により、不動態化を回避できる見通しが示された。また、局部腐食の試験データが拡充され、局部腐食が起こったとしても腐食寿命に影響を及ぼすような顕著な影響はないという見通しが示された。	JNC (1999b, 2005) 谷口ほか (2002)
	放射線分解生成物による耐食性への影響	ガラス固化体の γ 線に起因する地下水の放射線分解生成物（過酸化水素など）による腐食速度に対する影響は顕著ではないことを試験的に確認し、従来の設計で考慮していた局部腐食を防止するための放射線遮へい代（150mm）が保守的な設定であることが示された。	JAEA (2008b, 2010b) 産業創造研究所 (2005, 2006, 2007)
	腐食に対する微生物の影響	室内実験により、ベントナイト/水比が大きくなるほど硫酸還元菌の活性が低下することが報告されている。また、硫酸還元菌などの微生物の影響は、圧縮ベントナイトのろ過効果などによって微生物の移行が阻害され、生息や活動が制限されるため、地層処分システムへの影響は無視できるほど小さいと判断されている。	JNC (1999b) Little et al. (1991) King et al. (2003) Pedersen (2000) Stroes-Gascoyne and King (2002, 2003) 谷口ほか (2001)
溶接部	全面腐食挙動	酸化性環境では選択的な腐食が確認されたが、溶接材料組成の改良で改善できる目処が立っている。また、還元性環境では、耐食性は母材と同等以上であることが示された。	原環センター (2009c, 2010c)
	応力腐食割れ, 水素脆化など	炭酸塩溶液中で応力腐食割れ感受性、人工海水中での水素脆化感受性について評価し、感受性は母材よりも低いことが示された。	原環センター (2009c, 2010c)

(1) 全面腐食挙動に関する理解の進展

第2次取りまとめ以降は、処分環境を模擬した長期間にわたる腐食試験などが実施され、緩衝材中の腐食メカニズムの理解が進展したほか、腐食速度のデータが拡充されており、従来の設定の保守性が確認されている。

例えば、沿岸域を想定した塩水環境を模擬して人工海水などを用いた低酸素雰囲気下、緩衝材中の10年間にわたる長期浸漬試験が実施され、腐食速度が試験期間が長くなるほど低下することが示されている（例えば、谷口ほか，2008）。この試験では実際の腐食環境に近付けるために、緩衝材（圧縮ベントナイトにより模擬）中に金属試験片を埋め込み、その腐食量を測定した。炭素鋼の表面に炭酸鉄の被膜が生成するため、腐食速度は時間とともに減少することなどが示された。また、1～10年の腐食変化の傾きより推定される腐食速度は $2\mu\text{m}/\text{y}$ （1,000年あたり2mm）未満であり（図6.6.2-3）、第2次取りまとめの耐食代設定の設定値 $10\mu\text{m}/\text{y}$ よりも十分低いことから、1,000年以上の寿命が期待できる。そのほか、銅、チタンなどの代替材料の腐食挙動データの拡充や、ナチュラルアナログ試料の分析結果に基づく腐食速度の評価なども実施されている（JNC, 2005）。このように、オーバーパックの寿命が設計上想定されている1,000年よりも長いことを示すデータが蓄積されている。

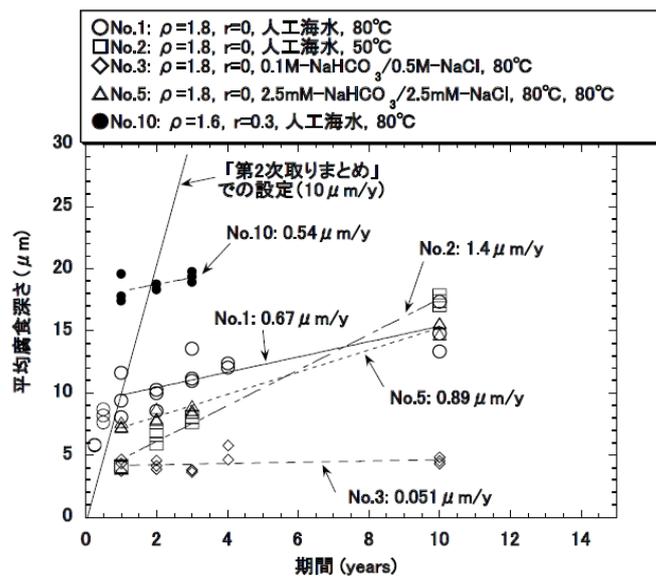


図 6.6.2-3 緩衝材中、低酸素濃度雰囲気における炭素鋼の平均腐食深さの経時変化
(出典：谷口ほか，2008)

(2) 局部腐食、不動態化に関する理解の進展

炭素鋼が不動態化する条件は、炭酸塩濃度が高い高 pH の環境である。緩衝材中の炭素鋼は不動態化しにくいことから、全面腐食を主要な腐食形態として評価が実施されてきた（JNC, 1999b）。第2次取りまとめ以降は、コンクリート支保工の利用も想定して、炭素鋼の局部腐食に対するセメント系材料の影響に関する現象理解も進められている。

炭素鋼は緩衝材間隙水の pH が 10.5 以上になると不動態化する可能性が示されている（谷口ほか，2002）。緩衝材の pH 緩衝作用により、緩衝材に接触する溶液の pH が 13 以下であれば、湿潤後の pH が 10.5 以下となるため炭素鋼が不動態化しない可能性が示された（図 6.6.2-4）（JNC, 2005）。今後、緩衝材の pH 緩衝作用の長期的な変化などについても継続的に検討を進める必要がある。

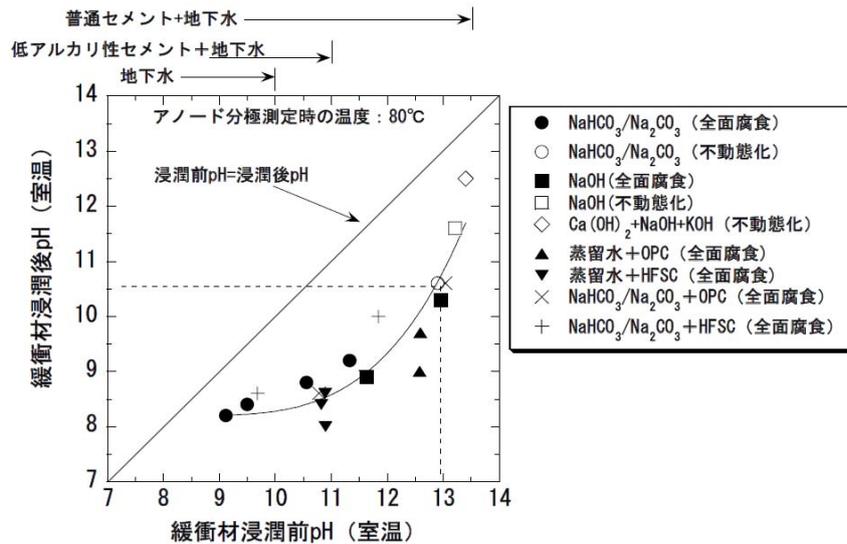


図 6.6.2-4 緩衝材中における炭素鋼の不動態化条件
(出典：JNC, 2005)

また、局部腐食が生じた場合の炭素鋼の腐食寿命に対する評価も進められている。図 6.6.2-5 に示すように、酸化性環境での孔食係数（最大腐食深さを平均腐食深さで除した値であり、値が大きいほどより不均一な腐食が生じていることを示している）は、平均腐食深さが大きくなるに従って小さくなる傾向にあり、緩衝材中での平均腐食深さ 0.1mm 以上の腐食量に対する孔食係数は、土壤中に長期埋設されていた鋼構造物で観察される値とほぼ同程度になることが明らかになっている（図 6.6.2-5）。従って、セメント系材料に起因する高 pH 環境によって炭素鋼が不動態化し孔食が発生しても、腐食寿命に影響を及ぼすような顕著な腐食の局在化は生じにくいとしている（JNC, 2005）。

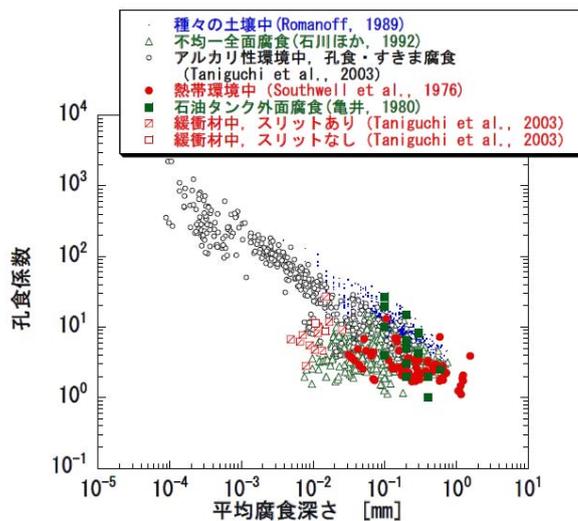


図 6.6.2-5 種々の環境における鉄鋼材料（非合金）の平均腐食深さと孔食係数の関係
(出典：JNC, 2005)

(3) 放射線照射影響

第2次取りまとめでは、ガラス固化体からの放射線による放射線分解生成物により炭素鋼材料の

局部腐食の可能性を懸念し、机上検討により炭素鋼が不動態化を起こさないように、また放射線分解生成物の生成量（濃度）を抑制するために、放射線遮へい代として 150mm を設定していたが、試験検討の必要性が指摘されていた（JNC, 1999b）。第2次取りまとめ以降、放射線照射下における炭素鋼挙動に関する研究が進展し、放射線影響の定量的な評価が進んでいる。

ガラス固化体からは中性子線と γ 線が放射されているが、オーバーパックスの遮へい効果により γ 線の方が影響は大きい。オーバーパック表面における γ 線の線量は、オーバーパックスの厚さに依存するが数 10mGy/y 程度と見積もられている。

放射線分解生成物によるオーバーパックスの腐食に対して緩衝材が有する緩衝能力について明らかにするため、 γ 線 (30~50Gy/h) を照射して炭素鋼の腐食速度を測定したところ、水溶液中では従来の知見のとおり腐食速度がわずかに増加する傾向が認められたが、圧縮ベントナイト中に埋め込まれた炭素鋼については γ 線の照射による腐食量の増加は観測されなかった(表 6.6.2-2) (JAEA, 2008b)。また、放射線照射下において腐食電位を測定したところ、照射の有無にかかわらず自然電位の変化はないことが確認された（産業創造研究所, 2005, 2006, 2007 ; JAEA, 2008b)。その原因としては、鉄腐食生成物、緩衝材中の黄鉄鉱や有機物による酸化性化学種の消費などが理由として考えられている (JAEA, 2010b)。

以上のように、緩衝材中では放射線照射による局部腐食の促進の可能性が低いと考えられる。この現象については今後も知見を拡充し、オーバーパックスの設計に反映させる予定である。

表 6.6.2-2 放射線照射が炭素鋼の腐食に及ぼす影響
(JAEA, 2008b を編集)

試験条件	腐食速度 (mm/y) (緩衝材中)	腐食速度 (mm/y) (水溶液中)
照射あり	0.032—0.039	0.021—0.024
照射なし	0.038—0.043	0.014—0.017

(4) 腐食に対する微生物の影響

微生物には、活動に必要なエネルギーを鉄や硫黄の酸化還元反応により得る種類がある。そのため、金属材料が自然環境に晒される場合、微生物による腐食の促進の可能性があると示されており (Little et al., 1991)、オーバーパックスの腐食に対する微生物の影響について検討が進められた。

炭素鋼の腐食に対する微生物の影響としては、硫酸還元菌と硫酸の生成が関係していることが多い (Little et al., 1991)。微生物の腐食に対する影響の予測は容易ではないため、国際的には、人工バリア領域で微生物活動が生じないことを実証し、腐食挙動に対する影響の可能性を排除するアプローチが採用されている。このような研究は、スウェーデン (Pedersen, 2000) とカナダ (Stroes-Gascoyne and King, 2002) で実施されており、そのメカニズムの解釈は異なるものの乾燥密度が高い緩衝材を使用することで微生物の活動が阻害されることが示されている。また、微生物およびその代謝副産物による金属容器の腐食に対する影響は、僅かであることが示されている (King and Stroes-Gascoyne., 2002, 2003 ; King et al, 2003)。

一方、わが国では、第2次取りまとめ (JNC, 1999b) において圧縮ベントナイトのろ過効果などにより人工バリア中での微生物の移行が阻害され生息や活動が制限されることにより、微生物による地層処分システムへの影響は無視できるほど小さいと判断されている。室内実験による研究では、栄養剤を投入した人工海水 (30℃) においてベントナイト中に生息する硫酸還元菌の増殖試験を実

施したところ、ベントナイト／水比が大きくなるほど硫酸還元菌の活性が低下し、約1,000g/lではほとんど増殖ができなくなったことが報告されている（谷口ほか，2001）。

(5) 溶接部の腐食挙動に関する理解

(i) 溶接部の全面腐食挙動の影響評価

炭素鋼の溶接部は、溶接方法に依存して母材には含まれない不純物が存在することや、金属組織が急速な融解と凝固により、母材と比べて構造が微細となり化学組成が異なる。このため溶接部と母材の耐食性が異なる可能性がある。そこで母材と溶接部の耐食性を比較するために、実規模で実施されたオーバーパック溶接試験体を用いた耐食性試験が実施されている。この際、炭素鋼母材の腐食シナリオで想定されている腐食速度である 10 $\mu\text{m}/\text{y}$ に対して、溶接部の耐食性が母材と同等または著しく低下しないことを評価している（原環センター，2010c）。

酸化性環境における溶接部の腐食挙動は、全面腐食型になることが確認されている（原環センター，2009c）。溶接金属部には溶接材料に起因すると考えられる選択的な腐食が確認されたが、平均腐食深さに対する最大腐食深さは母材で想定した値を下回る結果となっている（図 6.6.2-6）。また、この選択的な腐食は溶接材料組成の改良で改善できる目処が立っている。還元性環境における溶接部の腐食速度は、母材の腐食シナリオで想定されている値を下回っており、溶接部の耐食性は母材と同等以上であると評価されている（図 6.6.2-7）（原環センター，2010c）。

(ii) 溶接部の応力腐食割れ、水素脆化などの影響評価

溶接時の熱影響による応力腐食割れ感受性について、炭酸塩溶液中で調べたところ、溶接部の応力腐食割れ感受性は母材よりも低くなることが確認されている。これは、溶接部の結晶粒が母材と比較して小さくその組織構造が複雑であるため、粒界割れが進展し難くなることが感受性低下の要因であると考えられている。また、溶接部の応力腐食割れ発生の臨界炭酸塩濃度は母材と同じでおよそ 0.5mol/l であり、溶接によって高 pH 環境での炭素鋼の応力腐食割れ感受性が高くなる傾向は認められていない（原環センター，2009c）。

水素脆化に関しては、還元性雰囲気での腐食に伴い炭素鋼中に侵入する水素量の調査と、溶接部の各部位（母材、熱影響部、溶接金属）の水素脆化感受性が評価されている。溶接部は母材に比べ水素濃度が高い傾向があるが、実測された溶接部の拡散性の水素濃度は溶接部の強度から求めた水素脆化に寄与する拡散性の水素濃度よりも一桁小さい 0.05ppm にとどまるため、水素脆化による割れの発生の可能性は低いと評価されている（原環センター，2009c）。

このように、第2次取りまとめ以降に母材について長期的な試験検討やナチュラルアナログとの比較が行われ、従来よりも長い寿命が期待できる見通しが示されている。また、溶接部の腐食挙動に関するデータの大幅な蓄積がなされ、その現象理解が進展し、評価モデルも高度化されている。溶接部については、熱処理による残留応力の低減技術の開発なども進められている（原環センター，2010c）。今後、これらの知見をオーバーパックの設計に反映し、処分場の閉鎖後の安全性に対する信頼性を向上させる。

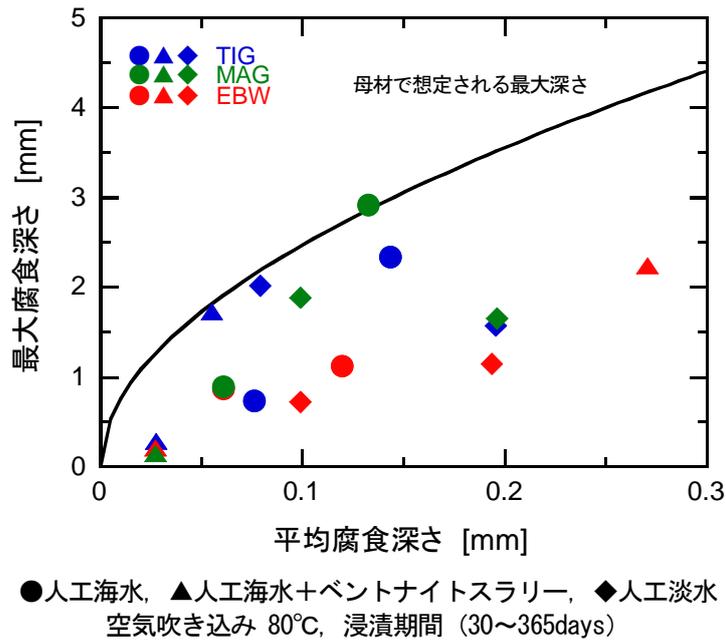
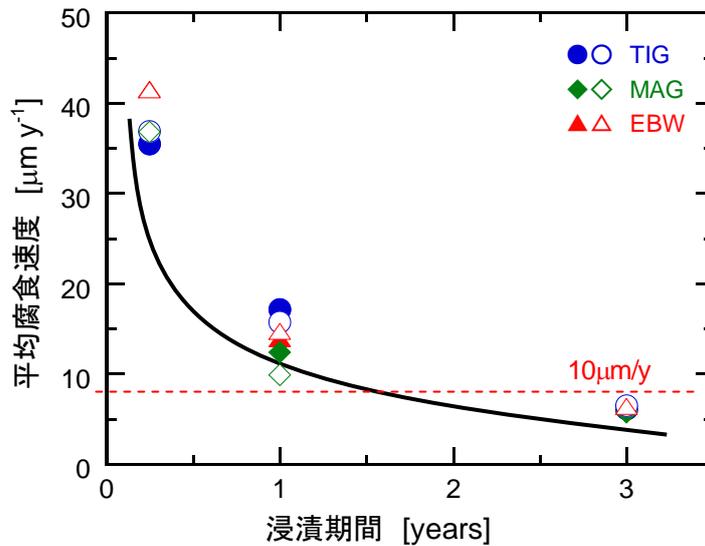


図 6. 6. 2-6 酸化性雰囲気における炭素鋼溶接部の平均腐食深さに対する最大腐食深さ (原環センター, 2009c を和訳)



圧縮ベントナイト (1.6g/cm²) + 人工海水, N₂ガス雰囲気, 80°C,
浸漬期間 (90days~3years), ●▲◆溶接部つき, ○△◇母材
TIG: タングステン不活性ガス溶接, MAG: 金属活性ガス溶接, EBW: 電子ビーム溶接の略

図 6. 6. 2-7 還元性雰囲気における炭素鋼母材, 溶接部の平均腐食速度の経時変化 (原環センター, 2009c を和訳)

なお, 6.6.2.2 で示したほかのオーバーパック (炭素鋼, 銅, チタンを含む) の腐食挙動に関する研究開発成果は, JAEA (2010a, カーネル工学技術 2.1.1 オーバーパックの基本特性) に報告されている。

6.6.2.3 緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用

緩衝材の安全機能として「放射性物質の移行の抑制」を求めており、移流による移行の抑制、コロイド移行の抑制・防止、収着による放射性物質の移行の遅延を期待していることを述べた。これらの安全機能に関連する緩衝材の特性としては、膨潤性や透水性や収着性が挙げられる。また緩衝材の長期健全性の観点からは、セメントや鉄との相互作用が緩衝材の安全機能に与える影響を確認し、必要に応じて対策を検討する必要がある。これらの要件に関連した現象の理解として、緩衝材の特性に対する塩水の影響、長期的な挙動やほかのバリア材料との相互作用として、セメント系材料とベントナイトの相互作用、炭素鋼腐食生成物とベントナイトの相互作用などについて述べる。表 6.6.2-3 および表 6.6.2-4 に緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用に関する科学的な知見の整備状況を示す。

なお、ここで示していない緩衝材の長期挙動に関する技術開発成果のうち、長期力学的挙動については、JAEA（2010a, カーネル工学技術 2.2.1 緩衝材の長期力学挙動評価技術）、ガス透気回復挙動については JAEA（2010a, カーネル工学技術 2.2.5 ガス透気回復挙動）で報告されている。

表 6.6.2-3 緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用に関する科学的な知見の整備状況 (1/2)

項目と内容		概要	文献
塩水の影響		塩分濃度が高いほど、膨潤圧は小さくなるが、有効粘土密度が 1.5Mg/m ³ 以上では、純水による膨潤圧との差は顕著ではない。また、体積膨潤比は有効粘土密度が高いほど増加するが、塩分濃度が高いほど小さいことが分かった。	JAEA (2010a) JNC (2005) Komine and Ogata (2004) 小峯ほか (2009) Komine et al. (2009) 棚井ほか (2010) 田中・中村 (2004)
セメントとベントナイトの相互作用	緩衝材中粘土鉱物のカルシウム型化	コンクリート支保、プラグなどを通過して緩衝材に接する地下水は Ca イオンの多い組成となるため、イオン交換により緩衝材中の Na 型スメクタイト ⁶⁻⁴ が Ca 型スメクタイトに変化し、透水性の上昇と膨潤性の低下が起こる可能性について、検討が進められている。	電事連・JNC (2005)
	緩衝材中粘土鉱物の溶解	緩衝材の主要構成鉱物であるスメクタイトが地下水に溶解する現象であり、高 pH 条件で促進されることが報告されている。pH、温度をパラメータとして定式化が進められている。	Gama et al. (2000) 亀井ほか (2007) Köhler et al. (2003) Kuwahara (2006) Nakayama et al. (2004) Sato et al. (2004)
	二次鉱物の沈殿	緩衝材の主要構成鉱物であるスメクタイトが、二次鉱物を生成して置換される現象で、スメクタイトが鉱物学的に不安定化する物理化学条件の時に顕著となる。その結果、膨潤特性や透水特性が変化する可能性がある。	Gaucher and Blanc (2006) 原環センター (2003b, 2010d) 金 (2001) Oda (2004)
	セメンテーション	セメント-ベントナイトの境界領域近傍で、双方の間隙中に二次鉱物が沈殿し、間隙を閉塞する現象。その結果、膨潤特性や透水特性が変化する可能性がある。	Pusch (1982)

6-128

⁶⁻⁴ スメクタイト：ベントナイトを構成する膨潤性を有する粘土鉱物の名称。スメクタイトには、化学組成比により、モンモリロナイト、バイデライト、ノントロロナイト、サポナイト、鉄サポナイトなどの名称の鉱物があるが、天然に産するスメクタイトとしては、モンモリロナイトとバイデライトの中間的な組成を有する鉱物が多いとされている（日本粘土学会編，2009）。

表 6.6.2-4 緩衝材の基本特性と長期挙動・相互作用に関する科学的な知見の整備状況 (2/2)

項目と内容		概要	文献
炭素鋼腐食生成物とベントナイトの相互作用	粘土鉱物の層間の交換性陽イオンのFe型化	ベントナイトの主成分で膨潤性粘土鉱物であるスメクタイトの層間の交換性陽イオン (Na ⁺ イオン) が, Fe ²⁺ イオンと置換することにより, ベントナイトの膨潤性や透水性, 収着性などの特性が変化する可能性について検討が進められている。	Carlson et al. (2007) Ishidera et al. (2007) Kozai et al. (2001) 笹本ほか (2010) 柴田ほか (2004) 陶山ほか (2008)
	鉱物化学変質	Fe ²⁺ イオンの割合が増加すると, 擬クロライト化/鉄クロライト化, バーチェリン化, ノントロナイト化, 鉄サポナイト化など鉱物が生成する可能性がある。このうち, 膨潤性を示さない擬クロライト化, 鉄クロライト化, バーチェリン化が起こるとベントナイトの膨潤性や透水性, 収着性などの特性が変化する可能性について検討が進められている。	Fukushi et al. (2010) JAEA (2008b, 2010b) Lantenois et al. (2005) Marty et al. (2010) 笹本ほか (2009) 陶山ほか (2008) Wersin et al. (2006)
	腐食生成物によるセメンテーション	鉄腐食生成物の沈殿や, 鉱物化学反応の結果, 別の鉱物が副次的に沈殿し, 空隙を閉塞する可能性がある。その結果, 膨潤性や透水性, 収着性などの特性が変化する可能性について検討が進められている。	Bildstein et al. (2006) Marty et al. (2010) Savage et al. (2010) 上野ほか (2008)
イライト化		イライト化は, 130°C以下でほとんど生じることがなく, 緩衝材の安全機能に対する顕著な影響がないことが分かった。	Huang et al. (1993) 石川ほか (1994) JNC (1999b)
緩衝材の流出		侵食現象は降水系地下水条件において留意すべき事象であるが, 海水系条件ではその影響が小さいことが分かった。サイトの地下水が降水系地下水である場合には, 緩衝材と接する亀裂の流出挙動に対する影響を評価した上で, 適切な対策を講じる必要がある。	JNC (2005) 松本・棚井 (2003, 2004, 2008, 2010) 松本ほか (2005)

(1) 緩衝材の膨潤性、透水性に対する塩水の影響

緩衝材の特性のうち、透水性、膨潤性は、接触する水の塩分濃度の影響を受けることが知られている。わが国は周囲を海で囲まれており、特に沿岸域に処分場を建設する場合には、周囲の地下水が海水を起源とする塩分濃度の高い地下水（塩水）である可能性がある。そのため、沿岸域に処分場を建設する場合には、6.5.1 で述べたように緩衝材に求められる安全機能が確保されるように緩衝材を設計する必要がある。

緩衝材の膨潤性を定量的に表す膨潤量や膨潤応力は、6.2 の技術要件で述べた自己シール性を評価する指標となる。図 6.6.2-8 に示すように、膨潤応力は塩分濃度が高いほど小さくなるが、有効粘土密度が 1.5Mg/m^3 以上ではその差は顕著ではない。一方、体積膨潤比は有効粘土密度が高いほど増加するが、塩分濃度が高いほど小さいことが知られている（JNC, 2005 ; 田中・中村, 2004）。膨潤性の低下と塩分濃度の関係を定式化する試みも実施されており、さまざまなベントナイトに対して、適用可能な関係式が提唱されている（Komine and Ogata, 2004）。

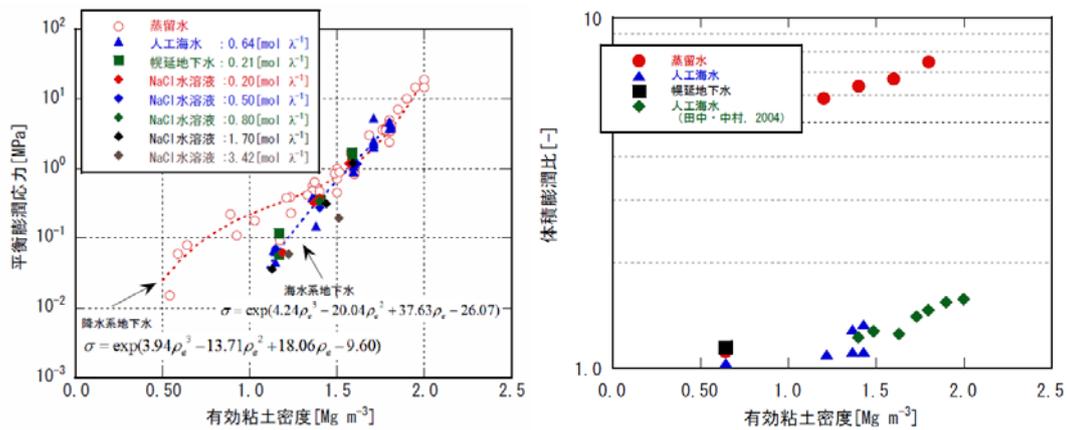


図 6.6.2-8 体積膨潤比と膨潤応力の有効粘土密度に対する依存性
(出典：JNC, 2005)

上記のような膨潤性の低下が緩衝材の自己シール性に及ぼす影響を評価する研究も実施されており、人工海水を利用した場合、隙間の割合が大きいほど隙間充填後の発生圧力が低下するが、乾燥密度を高くすることにより、海水程度の塩分濃度を持つ塩水条件でも淡水条件と同程度の自己シール性が確保できることが報告されている（小峯ほか, 2009 ; Komine et al., 2009）。

また、低透水性の指標となる緩衝材の透水係数は海水系地下水条件下の方が降水系地下水条件下に比べて 10~50 倍程度高いことが報告されている（図 6.6.2-9）。従って、これらの海水条件下における緩衝材特性の変化を考慮して設計を実施する必要がある。

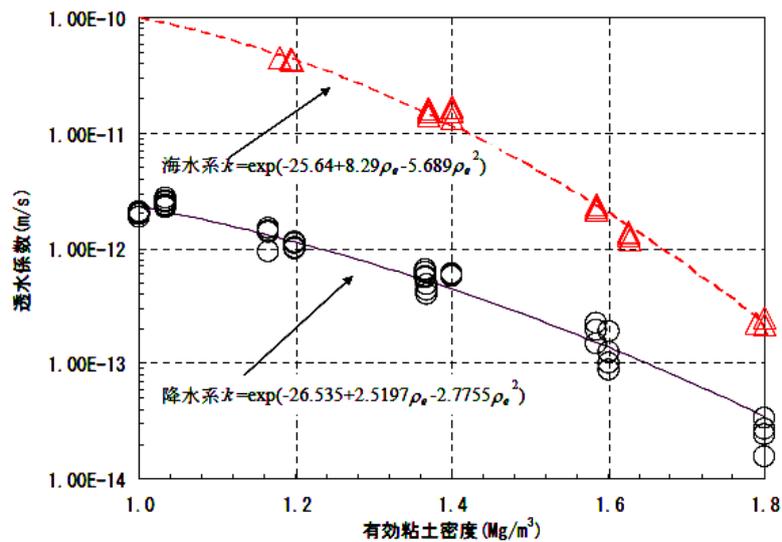


図 6.6.2-9 有効粘土密度と透水係数の関係
(出典：電事連・JNC, 2005)

なお、このほかの緩衝材の特性に関する研究開発成果は、JAEA（2010a：カーネル工学技術 2.1.2 緩衝材の基本特性）に報告されている。

今後も体積膨潤比や膨潤応力のデータの拡充と取得方法の標準化（棚井ほか，2010）などを実施し，データベースを拡充（<http://bufferdb.jaea.go.jp/bmdb/>）することで，緩衝材の設計に対する信頼性が向上する。

(2) セメントーベントナイト相互作用

処分場の建設では，湧水を止水するためのグラウトや地下の坑道を力学的に支持するコンクリート支保，止水プラグ（ベントナイト）を力学的に支持する力学プラグとしてセメント系材料を利用する可能性がある。これらのセメント系材料は，長期間にわたって，地下水中にカルシウム（Ca）を溶出する可能性や，地下水との反応により高い pH の反応水を生成する可能性がある（図 6.6.2-10）。セメントと地下水の反応に伴い，緩衝材の性能に影響を与える可能性のある現象をセメントーベントナイト相互作用と呼び，表 6.6.2-3 に示す現象を検討してきた。

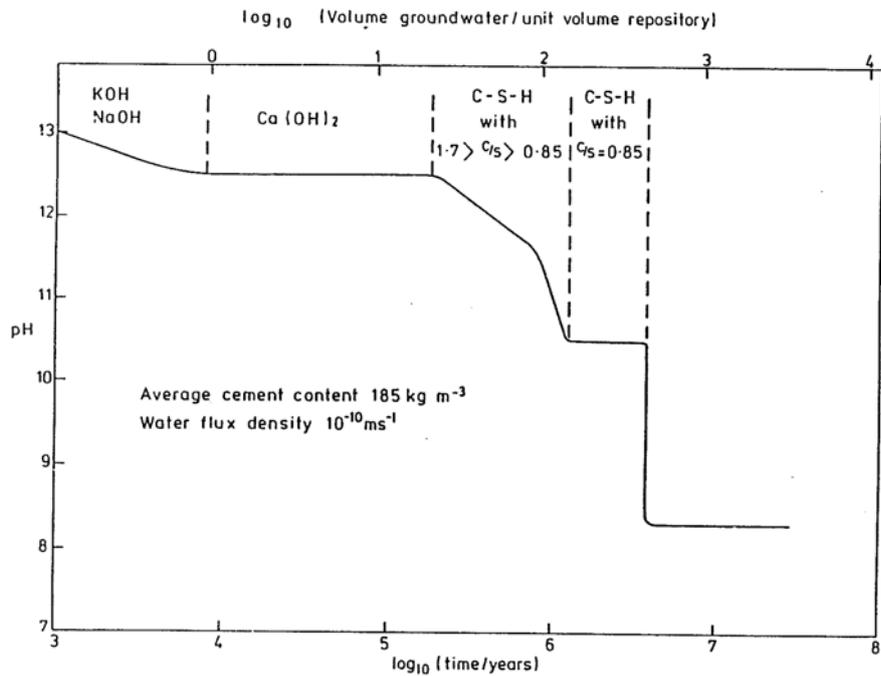


図 6.6.2-10 セメントからの浸出液の pH の経時変化
(出典：Atkinson, 1985)

緩衝材中の粘土鉱物の Ca 型化については、コンクリート支保，プラグなどを通過して緩衝材に接する地下水は Ca イオンの多い組成となるため，イオン交換により緩衝材中の Na 型スメクタイトが Ca 型スメクタイトに変化し，透水性の上昇と膨潤性の低下が起こる可能性が指摘されている。ただし，乾燥密度が高くなると，Na 型および Ca 型ベントナイトの間での膨潤性や透水係数の差が小さくなることが報告されている（図 6.6.2-11）。

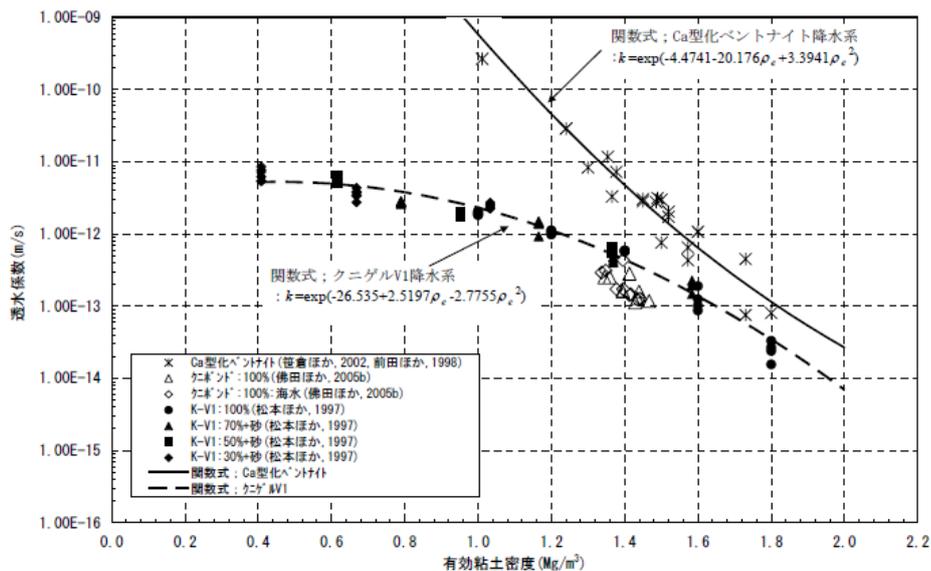


図 6.6.2-11 Ca 型ベントナイトと Na 型ベントナイトの透水係数の有効粘土密度依存性
(出典：電事連・JNC, 2005)

緩衝材中の粘土鉱物の溶解については、スメクタイトの溶解試験を実施し、溶解速度を反応温度と pH などをパラメータとして定式化する試みがなされている (Cama et al., 2000, Köhler et al., 2003, Sato et al., 2004, Kuwahara, 2006, 亀井ほか, 2007)。また、高 pH (13-14) と高温環境 (90-170°C) では、スメクタイトが溶解しやすいといった結果も報告されている (Nakayama et al., 2004)。ただし、実際の緩衝材中ではスメクタイトの溶解と二次鉱物の生成が連続的に起こるため、スメクタイトの溶解については後述の二次鉱物の生成と合わせて評価するのが適切と考えられる。

二次鉱物の生成については、反応試験により生成する二次鉱物の同定と、主として熱力学的平衡反応を仮定した緩衝材の長期変遷の予測が実施されている。ベントナイトを高アルカリ溶液 (水酸化ナトリウム溶液, 水酸化カルシウム溶液, セメント平衡水など) に少量添加し、生成する鉱物を観測する試験では、ベントナイトの主成分であるスメクタイトがアナルサイムやローモンタイトなどの非膨潤性のゼオライト系鉱物に変化することが報告された (金, 2001)。

一方でコンクリートは緻密な材料であり、アルカリ金属や高 pH 成分の浸出がコンクリート中の物質移行により抑制されることや、緩衝材中の物質移行も拡散過程により抑制されるため、全体の反応が前述した試験のように進まない可能性がある。そのため最近では、低温でセメント硬化体と圧縮ベントナイトを 5 年程度接触させて、二次鉱物の沈殿反応を観測するといった試験が行われている。例えば、原環センター (2010d) では、セメント硬化体の種類によって、緩衝材へのカルシウムの浸入量が異なるといった結果が得られている (図 6.6.2-12)。これはフライアッシュセメントを利用したセメント硬化体の方が緻密であるため、普通ポルトランドセメント (OPC) に比べカルシウムやアルカリ成分 (NaOH や KOH) の浸出率が小さいため、反応が進みにくいことなどが原因であると考えられている。また二次鉱物としては C-S-H が同定されているが、アナルサイムなどのゼオライト系鉱物は生じていない。なお、二次鉱物の生成に関する知見については、Oda (2004) や Gaucher and Blanc (2006) にまとめられている。

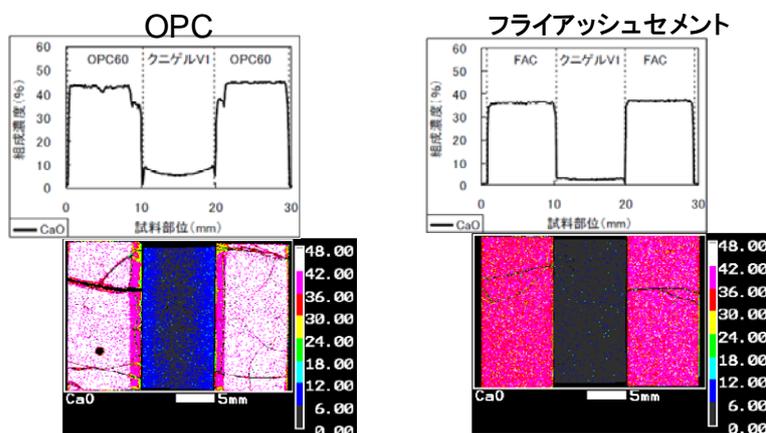


図 6.6.2-12 セメント硬化体と圧縮ベントナイトの接触試験 (原環センター, 2010d を編集)

以上の知見は、二次鉱物の沈殿の予測解析にも反映されている。予測解析手法の例としては、セメント硬化体中と緩衝材中の Na, K, Ca, シリカ, 水酸化物イオンなどの成分の物質移行現象を解析し、また、逐次、それらの元素の反応により二次鉱物の生成を化学平衡論に基づいて解析する方法がある。図 6.6.2-13 に示すように地球化学解析によれば、セメントと緩衝材の境界部では、二次鉱物の生成や鉱物の溶解により空隙が閉塞され、物質移行が制限される様子が再現されている (原

環センター, 2003b)。

セメンテーションについては、その影響を積極的に示唆するような結果は得られていない (Pusch, 1982)。これまでのところ、セメンテーションはここまで述べてきたような二次鉱物の沈殿現象とも関連があると考えられるので、その影響は二次鉱物の沈殿現象の理解に含めて考えていく必要がある。

このように、実際のコンクリートや緩衝材中では浸出率、拡散係数、透水係数などが小さいため、粘土鉱物の溶解とそれに伴う二次鉱物の沈殿の反応全体が抑制されることが分かってきた。二次鉱物としては、C-S-H が同定されているのみでそのほかの鉱物の生成は確認されていない。ただし、低温で二次鉱物が結晶として観測できるようになるには、長期間かかる可能性もある。そのため、二次鉱物の生成の確認は、5～10 年の長期的な試験に基づいて計画的に実施している (原環センター, 2010d)。

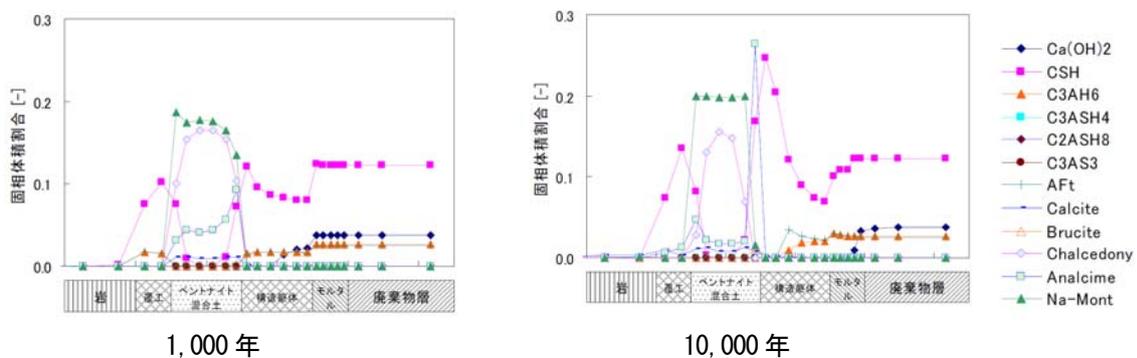


図 6.6.2-13 地球化学解析による人工バリアの鉱物相空間分布の変化 (原環センター, 2003b を編集)

以上のように、ベントナイト特性への影響の少ないセメント材料の開発およびそれらの材料の実施工への適用性を確認するための検討が進められている (6.6.4.1 参照)。セメント-ベントナイト相互作用は、人工バリア性能に影響を与える可能性のある現象で長期間にわたり緩慢に進行する。また、コンクリートからのアルカリ成分の浸出率が全体の反応の進行に大きく関与するので、コンクリートの長期的な材料変遷についても技術開発を進める必要がある。このことを解析評価において考慮し、信頼性を向上させることが重要である。

なお、セメント-ベントナイト相互作用に関連して、アルカリ成分の浸出率の低減対策として、低アルカリ性セメントの材料開発も進展している。この成果については、6.6.2.4 に示す。

(3) 炭素鋼腐食生成物とベントナイトの相互作用

炭素鋼製オーバーパックの腐食に伴う腐食生成物により、緩衝材中のスメクタイトが変質し、期待される低透水性などに影響を及ぼす可能性がある。第2次取りまとめや柴田ほか (2004) によれば、緩衝材の長期的な健全性評価として鉄-ベントナイト相互作用に伴い、緩衝材における鉱物化学的変遷に関して調査・研究・実験を通して、緩衝材の基本性能に重大な影響が生じないと評価した。鉄-ベントナイトの相互作用に関する現象は表 6.6.2-4 をまとめて示している。

鉄-ベントナイト相互作用のキープロセスとしては、①層間陽イオン交換反応によるイオン型の変化 (Fe 型化)、②鉱物化学的変質 (擬クロライト化、鉄クロライト化、バーチェリン化、ノント

ロナイト化, 鉄サポナイト化), ③腐食生成物によるセメンテーションが挙げられる。それぞれの鉱物の結晶構造については, 図 6.6.2-14 に示す。

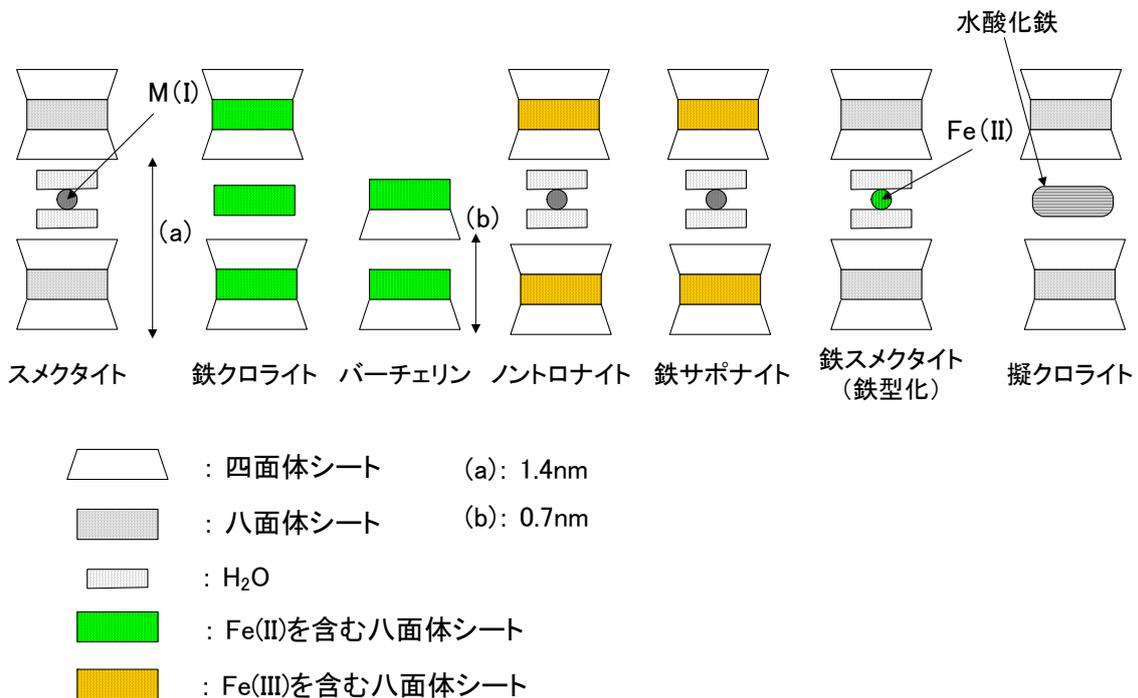


図 6.6.2-14 鉄を含む粘土鉱物の結晶構造の概念図

層間陽イオン交換反応による Fe 型化については, 試験材料として鉄粉を利用するとベントナイトの一部が Fe 型化することが分かっている (Kozai et al., 2001, 笹本ほか, 2010)。しかし, 炭素鋼片と圧縮ベントナイトを接触させた試験では Fe 型化は確認されていない (Ishidera et al.; 2007, Carlson et al., 2007, 陶山ほか, 2008)。これは, 鉄粉を用いた試験では炭素鋼試験片に比べてその比表面積が極めて大きく, 鉄の浸出率が高いことが要因と考えられる。

鉱物化学変質については鉄粉を利用した試験により, パーチェリン様の鉱物を形成する可能性が指摘されている (Lantenois et al., 2005)。これに対し JAEA (2008b) では, ベントナイトの変質が発生する条件を明らかにするため, 温度および鉄/ベントナイト重量比をパラメータとした調査を実施した (表 6.6.2-5)。X 線回折測定結果から温度が 150°C, 鉄/ベントナイト重量比が 1:1 の条件以外では, ベントナイトの変質は起こらなかった。約 10 年間にわたり室温で鉄粉とベントナイトを接触させた試験でも, 同様にベントナイトの変質は確認されなかった (笹本ほか, 2009)。また, 圧縮ベントナイトを用いた試験期間 10 年で実施された試験では, 鉄片試料は腐食しているが, スメクタイトの鉱物化学的変質は確認できなかったと報告されている (陶山ほか, 2008)。

腐食生成物のセメンテーションについては, 鉄共存系での圧縮ベントナイトによる最長 10 年程度の試験の結果, セメンテーションは確認されていない (上野ほか, 2008)。

以上のように, 鉄粉などの比表面積の大きな試料を用いて腐食速度などを加速した条件では, ベントナイトの変質の可能性が指摘されているが, 実際の環境では, 腐食速度が遅いことと圧縮ベントナイトを利用していることから, 鉄-ベントナイト相互作用の反応は進みにくいと考えられる。

表 6.6.2-5 ベントナイトの変質と試験条件
(JAEA, 2008b を編集)

試験期間	試験温度 (°C)	鉄粉/ベントナイト重量比			
		0.1	0.2	0.5	1.0
45 日 程度	80				○
	100				○
	120		○	○	○
	150	○	○	○	×
90 日 程度	80				○
	100				○
	120		○	○	○
	150	○	○	○	×

○ : 変化が認められない条件 × : 変化が認められた条件

鉄-ベントナイト相互作用に関する予測解析やナチュラルアナログ研究も実施されている。解析によると鉄材（例えば、鋼製支保など）とベントナイト界面において、マグネタイトなどの二次鉱物の生成による空隙の閉塞が生じ、物質移行が抑制されることや (Bildstein et al., 2006; Savage et al., 2010; Marty et al., 2010), 鉱物化学変質の影響を受ける領域は界面近傍に限られていることなどが報告されている (JAEA, 2010b; Marty et al., 2010; Wersin et al., 2006)。このほか、ナチュラルアナログ事例の検討も進められており、ベントナイト鉱床の鉄に富む緑色脈の周辺のベントナイトの分析などの事例が報告されている (Fukushi et al., 2010)。

以上のように、鉄-ベントナイトの相互作用については変質を示唆するデータが一部で得られているが、実際の処分環境では、緩衝材中の物質移行が制限されていることや炭素鋼の腐食速度が遅く、鉄の供給量が少ないことから、鉄-ベントナイトの反応は顕著には進まない可能性が示唆されている。この現象の理解については今後も継続的に技術開発を進め、上記の考えを支える論拠を充実させていく。

このほかの鉄-ベントナイト相互作用に関する研究開発成果は、JAEA (2010a, カーネル工学技術 2.2.3 緩衝材の変質・劣化挙動) に報告されている。

(4) イライト化

イライト化については、第2次取りまとめにおいて影響が顕著でないことが示されているため、ここでは簡単にその論拠を述べる。

ガラス固化体からの発熱により、緩衝材周辺は周囲の地温に比べ高温状態におかれる。この高温状態により緩衝材は物理的・化学的な特性に対して影響を受け、バリア性能を低下させる可能性があるため、これまで処分場の温度が 100 °C を超えないことを目標として、坑道離間距離や廃棄体間隔が設定されている (JNC, 1999b)。緩衝材の温度制限を 100 °C とする理由としては、高温条件におけるスメクタイトのイライト化による膨潤特性、透水特性の変化が懸念事象として挙げられる。スメクタイトは 100 °C を超えるような環境に長期間さらされると、非膨潤性のイライトという粘土鉱物に変化することが知られている。イライト化の反応が進むためには、緩衝材が高温状態に長期間さらされると同時に K⁺イオンが外部から供給されることが条件となる。

イライト化の発生条件には、高温環境と K⁺イオンの供給が不可欠であるが (Huang et al., 1993),

このような物理化学的環境は、現実的な処分環境においてはまれである。また、既往の研究成果から、130℃以下ではイライト化はほとんど生じることがなく、緩衝材の安全機能に対する顕著な影響はないことが示唆されている（石川ほか，1994）。しかし、さまざまな化学反応が高温で促進されることを考慮して、安全評価の不確実性を増大させないために、処分場の温度が100℃を超えないことを設計上の要件としている。

(5) 緩衝材の流出現象

緩衝材には自己シール性により周辺岩盤の亀裂に侵入、充填し、地下水流動を抑制する機能が求められる。しかし人工バリア周辺の岩盤の開口幅が大きい場合、また高い割れ目頻度を有する場合には、膨潤によるベントナイトの割れ目への侵入が止まらず、緩衝材密度の低下により緩衝材の諸機能ならびに構造力学安定性に影響を与えることが懸念される（JNC，2005）。

緩衝材の岩盤亀裂内への侵入現象については、初動の侵入速度に関するデータの整備（松本・棚井，2003）と、降水系地下水と海水系地下水に大別した水質の違いによる挙動の把握（松本・棚井，2004）が行われている。その結果、海水系地下水においては試験条件の範囲（最大平均流速 $8 \times 10^{-6} \text{m/s}$ ）では、侵入現象は起こらないことが確認されている。一方、降水系地下水では平均流速 $2 \times 10^{-6} \text{m/s}$ において侵入現象が確認されている。侵入現象は降水系地下水条件において留意すべき事象であるが、海水系条件ではその影響が小さいことが示唆されている（JNC，2005；松本ほか，2005）。

また、ベントナイト密度分布の X 線 CT スキャナを用いた非破壊検査による取得（松本・棚井，2008）ならびに、侵入現象モデルの入力データの整備を進め、評価手法の妥当性・適用性について検討を行った。その結果、実際の侵入現象では、既存のモデル化で用いられている粘度といった物性パラメータ以外に評価上影響する要因が含まれていることが推測され、現状の物性パラメータによる侵入現象のモデル化には限界があることが示された（松本・棚井，2010）。このほかの緩衝材の流出現象に関する研究開発成果は、JAEA（2010a，カーネル工学技術 2.2.2 緩衝材の流出／浸出挙動）に報告されている。

6.6.2.4 低アルカリ性セメントの開発

6.6.2.2および6.6.2.3に述べたように、オーバーパックの不動態化の抑制、セメント系材料とベントナイトとの相互作用の影響を低減するための対策の一つとして、低アルカリ性セメントの開発が進められてきた（例えば，小林ほか，2009a，2009b）。

処分施設の緩衝材や施設周辺の岩盤に対する影響を軽減することを目的に開発された低アルカリ性セメントは、①LAC（クリンカー設計型），②HFSC（ポゾラン質混和材添加型），③SAC（アルミノシリケート系混和材添加型）に大別される。植田ほか（2008）は、上記の三種類の低アルカリ性セメントと一般に普及している普通ポルトランドセメント（OPC）の硬化体について、力学特性、化学特性などを室内試験により比較している。力学特性については、低アルカリ性セメントは OPC とほぼ同等の特性を有していた。一方、化学特性については、蒸留水を利用した試験ではいずれのセメント系材料においても OPC に比較して水和した硬化体の Ca の溶出溶解度が低く低アルカリ性であり、海水系地下水に接しても HFSC と SAC は OPC に比較して Ca の溶脱量が小さかった。セメント水和鉱物の溶解現象は共存イオンの影響を受けるため、長期評価においては地下水成分の影響を評価することが重要であることを示唆している。なお、低アルカリ性セメントの研究開発成

果は、JAEA（2010a, カーネル工学技術 2.3.3 支保工材料（低アルカリ性セメント））に報告されている。以上のように、低アルカリ性セメントの材料開発が着実に進展しており、OPC と同程度の材料特性を有しながらも、アルカリ成分の浸出量や浸出液の pH を低下できることが示されている。低アルカリ性セメントの施工適用性に関する技術開発成果については 6.6.4.1 に示す。

6.6.3 地層処分施設の耐震性評価

2006 年の「発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針」（原子力安全委員会, 2006）の改定や、2010 年の「第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方」（原子力安全委員会, 2010）の策定を踏まえ、地層処分施設についても耐震重要度分類に応じた耐震設計が必要になると考えられる。地層処分のための地下施設は、耐震設計の観点からこれまでの原子力発電関連施設に比べて、地下深部に建設する構造物であること、大規模な接続坑道を有する広い面積の構造物であること、閉鎖後も安全性を確保する必要があることなどの特殊性を有している。地震が多く発生するわが国では、地震時における施設の安全検討は極めて重要であり、段階的かつ戦略的に検討を進めていく必要がある。

発電用原子炉施設を対象にした基準地震動策定においては、距離減衰式、波動伝播特性など国内外の研究・適用事例は膨大であるが、地層処分場の平面的拡がりに対応した地下深部の地震動伝播特性についての研究事例は多くはない。

放射性廃棄物処分における地震動にかかわる技術開発は、原子力発電所の基準地震動策定などを参考にしながら、安全規制、候補サイトの調査、処分場の設計などとの関係を考慮しつつ進めていく。NUMO は、地下深部における地震動評価に資するため、地下深部地震動評価手法、国の委員会などで実施されている審査における活断層評価および強震動評価、地質・地盤に関する安全審査の手引き検討委員会における活断層評価、震源断層の設定、最近発生した地震などに関する最新知見を常に収集・整理している。地下深部地震動評価手法について、近年、国内で発生した大規模な内陸地殻内地震の調査研究によって、新たな知見が増えてきている。これらの地震では大きな震源近傍の地震動が観測され、地震被害も大きかった。地震動や地震被害を大きくした要因として、地震動の周期の長短やアスペリティ（大きなゆれを起こす地震波が発生すると考えられる部分）の位置といった震源特性による影響に加え、深部地盤構造に起因する地震動増幅などが指摘されている。例えば、2007 年新潟県中越沖地震における柏崎刈羽原子力発電所サイトでの強震動の要因として、深部地盤における不整形性の影響、古い褶曲構造での増幅などが明らかとなってきている（東京電力, 2008）（図 6.6.3-1）。

NUMO は、これらの知見を踏まえ、図 6.6.3-2 のように褶曲構造モデル、段差構造モデル、半地溝構造モデルなどの地下構造モデルを設定し、工学的基盤より下部の深部地盤の不整形性がサイトの地震動特性に及ぼす影響を解析的に検討している（NUMO, 2011e）。検討により、深部地盤の不整形性により地震動の伝播特性が異なること、不整形構造境界の近傍において地震動振幅の大きな領域が局在化することなどを明らかにした。

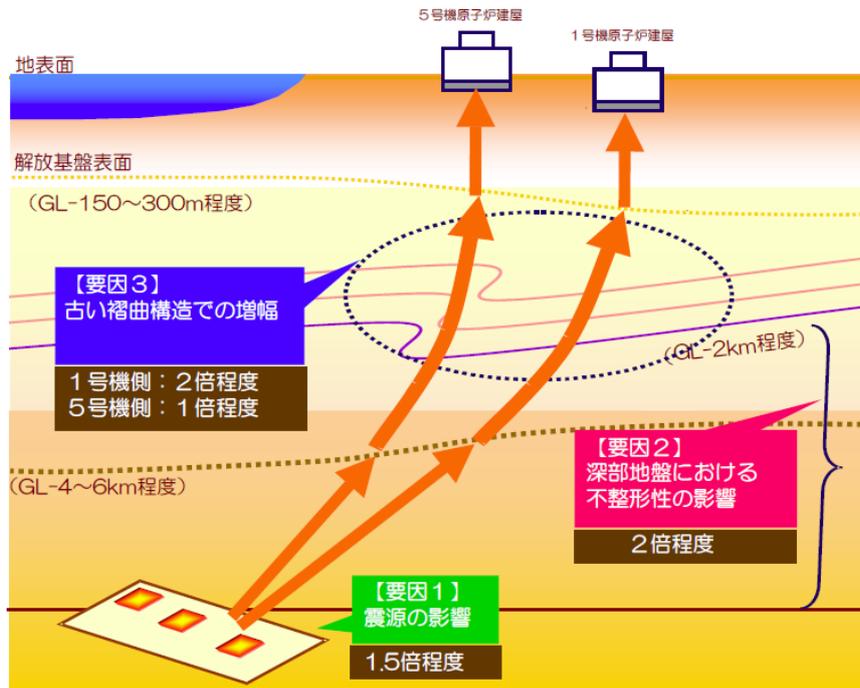


図 6.6.3-1 中越沖地震の地震動が大きかった要因分析
(出典：東京電力株式会社, 2008)

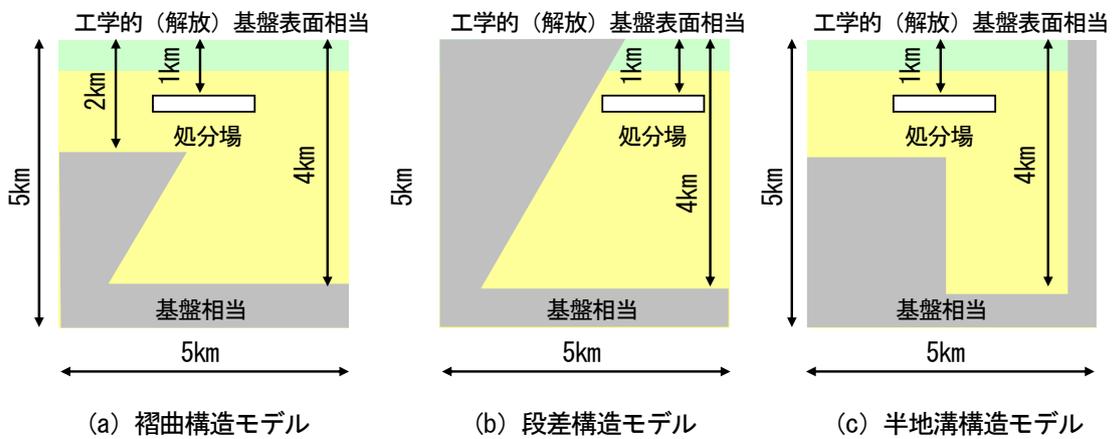


図 6.6.3-2 深部地下構造モデル
(出典：NUMO, 2011e)

NUMO は、このような深部地震動に関する検討を踏まえて、地下施設に与える影響が大きいと考えられる地震動を模擬的に設定し、操業期間中の空間保持の観点から処分坑道の耐震性を次のように評価している (NUMO, 2011e)。

岩盤条件は、現時点でサイトが特定されていないため、第2次取りまとめと同様の岩盤モデルを用いた。対象施設は、高レベル放射性廃棄物処分施設と地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の処分坑道とし、操業中に坑道の空間を安定に保持するという観点から耐震安全性評価を行った。

検討用地震動は、「発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針」に示される「距離減衰式に基づく経験的な方法」による標準応答スペクトルを用いて作成した (図 6.6.3-3 (a))。「距離減衰

式に基づく経験的な方法」による標準応答スペクトルは、せん断弾性波速度 V_s が 2,200m/s 以上の地震基盤相当における応答スペクトルである。検討対象とした地盤条件は第2次取りまとめと同様であり、解析モデル下端においてせん断弾性波速度 V_s が 2,200m/s 以上であることから、地震動の設定位置は解析モデルの地盤最下端レベルである GL.-1,200m とした (図 6.6.3-3 (b))。

処分坑道の耐震性評価においては、坑道掘削時の応力状態を二次元静的 FEM 解析で求め、これを常時応力とし、地震時増分応力を二次元動的 FEM 解析 (水平動・鉛直動同時入力) によって算出した。さらに、これらを重ね合わせた応力状態にて地震時安全性を評価した。高レベル放射性廃棄物処分坑道の解析結果の一例を図 6.6.3-4 に示す。常時と地震時の岩盤の最大せん断ひずみ (γ_{max}) は同程度であり、処分坑道に対する地震の影響は小さい。地層処分低レベル放射性廃棄物処分坑道についても同様であり、掘削時の各坑道の力学的安定性が確保されていれば、地震時にも安定性は確保される見通しが得られた。処分場は、大規模な連接坑道群を有する地下構造物であり、坑道群には多くの交差部がある。今後は、これらの構造的特徴を踏まえた地層処分施設全体の地震時挙動特性を把握していくとともに、閉鎖後長期の地震影響評価の基本的な考え方を整理していく。

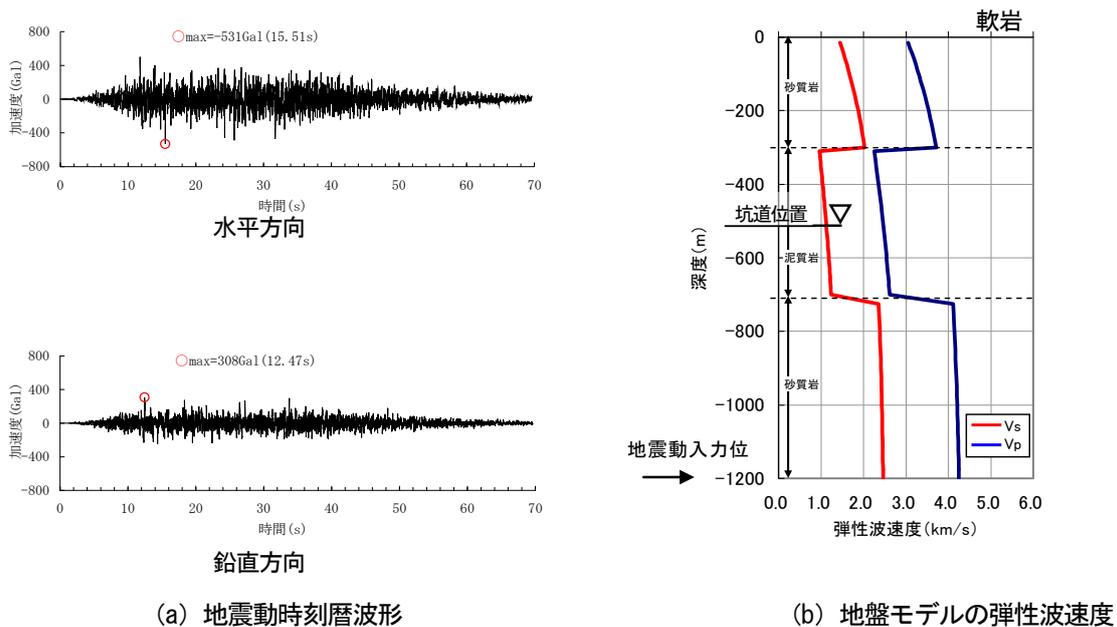


図 6.6.3-3 検討用地震動の時刻歴波形と地盤モデルの弾性波速度の深度分布
(出典：NUMO, 2011e)

リ性セメントを用いた吹付コンクリートの実施工への適用性検討が実施された（図 6.6.4-1）。



(a) 地下での HFSC 吹付施工の様子

(b) HFSC 吹付施工後の坑内状況

図 6.6.4-1 HFSC 吹付コンクリートの模擬施工状況

(出典：JAEA, 2009)

これまでに、シリカフューム、フライアッシュなどを種々に混合したセメントペーストに対する材料特性試験を行い、その結果をもとに地下施設の支保工としての吹付コンクリートに適した HFSC を検討してきた。HFSC の強度特性に関しては、HFSC のベースコンクリートで 25N/mm^2 以上、吹付コアで 35N/mm^2 以上の材齢 28 日圧縮強度が確認されている。地下施設への適用例として、幌延深地層研究所では設計基準強度 36N/mm^2 に対して高強度用の配合を選定し、さらに現地骨材を使用した配合や現地プラントを用いた配合により地上での吹付施工試験を実施し、その適用性が確認されている（入矢ほか, 2006）。

原位置での実証試験としては、幌延深地層研究所の調査坑道において、普通ポルトランドセメント、シリカフュームおよびフライアッシュの混合比を 4:2:4 とする低アルカリ性セメント（以下、HFSC424 という）を選定し、吹付コンクリートの原位置試験により HFSC コンクリートは、原位置においても、普通ポルトランドセメントと同等の施工性と強度発現性が確保されることが確認されている。リバウンド率（壁面に付着せず跳ね返ってくるコンクリート量の割合）に関しても、13.3% という結果が得られており、同施設において普通ポルトランドセメントを用いた吹付コンクリートのリバウンド率（23.9%）よりも小さいことから、坑内における吹付施工時においても坑内粉塵濃度の低減が期待される（中山ほか, 2010）。

以上より、坑道の支保工の吹付コンクリートへの適用を目的とした HFSC の配合選定試験ならびに地上・地下における吹付施工試験を行い、原位置への適用性を確認した。

(2) 立坑覆工コンクリートの実施工への適用性検討

JAEA は、HFSC424 について、場所打ちコンクリートとして立坑の覆工に使用することを想定して、強度発現性、施工性、寸法安定性などの基礎特性について検討している。

立坑の覆工の仕様を満足する HFSC424 を用いた場所打ちコンクリートの配合においては、施工性を示す各種試験においてその性能を確認しており、掘削や脱枠のために早期強度が要求される立坑建設においては、脱枠などの施工上のサイクルタイムに問題がないことが確認されている。また、低アルカリ性セメントにシリカフュームの混入により自己収縮が生じるため、乾燥収縮と合わせて

寸法安定性を確認しておく必要がある。HFSC424では超微粒子であるシリカフェームを含んでいるため普通ポルトランドセメントの自己収縮量より大きい傾向を示しているが、単位結合材量を多くした配合においては普通ポルトランドセメントとほぼ同等となっている。乾燥収縮量は、普通ポルトランドセメントより小さくなっており、シリカフェームやフライアッシュのポズラン反応による水和組織の緻密化が影響している。両者を合わせた全収縮量は普通ポルトランドセメントとほぼ同等であり、寸法安定性の観点からは実用上、大きな問題はないことを把握している(中山ほか, 2009)。

このように、HFSC424 を用いた低アルカリ性コンクリートは、適切な配合を選定することで、強度、施工性および、ひび割れなどの初期欠陥の発生要因に対して大きな問題はなく、実用が可能との見通しを得ている。

6.6.4.2 オーバーパックの遠隔溶接・検査技術

オーバーパックの封入について第2次取りまとめでは、溶接影響を考慮した材料の品質、溶接法の作業効率や遠隔自動化、また検査については超音波探傷法での欠陥の検出性、およびオーバーパックの健全性確保の目安となる欠陥の大きさの定量化などを留意点として挙げている(JNC, 1999b)。

基盤研究開発では、第2次取りまとめに示されたオーバーパックの基本構造を基に、溶接・検査を前提にした平蓋と落とし蓋の二つの蓋構造を提示している(原環センター, 2001)。これを図 6.6.4-2 に示す。深さ 190mm という厚板の溶接になること、また、平蓋の場合には内周と外周の比が約 2 倍になるというオーバーパック特有の構造を有していることが分かる。またオーバーパックに要求される機能や溶接性の観点から、その材質を調査、検討して炭素鋼鍛鋼品(SF340A)を試験対象材料としている。

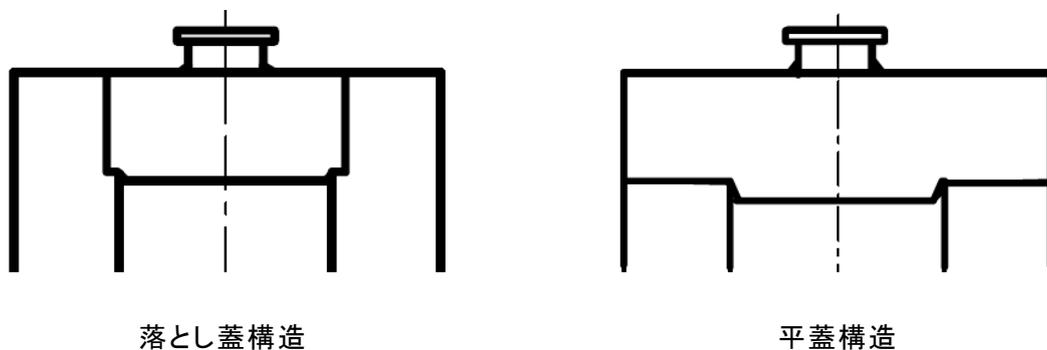
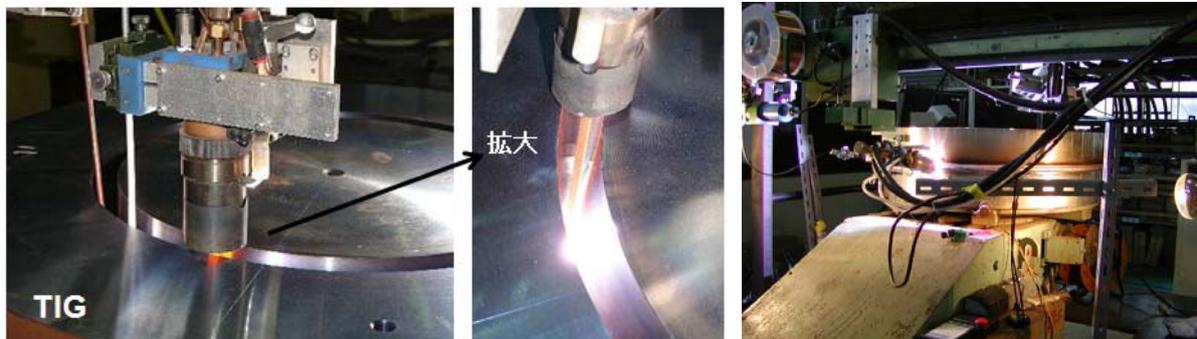


図 6.6.4-2 オーバーパック蓋構造の概念図
(原環センター, 2001 を編集)

溶接技術については、第2次取りまとめでの評価が高い代表的な高エネルギービーム溶接法である電子ビーム溶接、および代表的なアーク溶接法である TIG 溶接(図 6.6.4-3)、MAG 溶接(図 6.6.4-4)などを対象に、基盤研究開発において実規模の蓋構造試験体を用いた溶接試験が実施されている。その結果、電子ビーム溶接はその溶接原理からオーバーパック 1 本当たり 30 分程度での封入が可能であるが、封入溶接において必須となる電子ビームの終端処理工程において微小な傷が発生しやすいこと、また特に平蓋では大きな内外周差に起因する入熱量の差により溶融金属が外側に膨出する現象が見られることが確認されている(原環センター, 2002)。一方、アーク溶接法は多層盛であることから、オーバーパック 1 本当りに要する溶接時間が、TIG 溶接で 24~30 時間、MAG 溶接はその 1/10 程度となる。しかし、TIG 溶接はその原理、使用実績、および一般的な評価からも

明らかとおり、現時点では最も高品質の溶接が可能であることが確かめられている。このように溶接技術については、蓋構造との関係を含めてオーバーパックへの適用性、適用条件といった技術的特徴が網羅的に把握されている（原環センター，2002，2004b，2008b，2009b）。



(a) 落とし蓋構造へのTIG溶接適用例

(b) 平蓋構造へのTIG溶接適用例

図 6.6.4-3 落とし蓋構造，平蓋構造でのTIG溶接試験状況

((a) 出典：原環センター，2009b

(b) 出典：原環センター，2003c)



(a) 落とし蓋構造へのMAG溶接適用例

(b) 平蓋構造へのMAG溶接適用例

図 6.6.4-4 落とし蓋構造へのMAG溶接適用例

((a) 出典：原環センター，2008b

(b) 出典：原環センター，2004b)

検査技術については、溶接により発生する可能性のある傷の検出と定量を行って、溶接部の構造健全性を評価するという視点から、超音波探傷法の適用性を把握することが重要である。超音波探傷には各種の方法があるが、その原理などから表面、表層、内部、深部というように探傷深さに応じた使い分けが求められる。基盤研究開発では、こうした特徴に着目して、人工欠陥、および自然欠陥を付与した実規模大の試験体に対して超音波探傷試験を実施し、表面と表層にはクリーピングウェーブ法、内部と深部には飛行時間回折法（TOFD法）、あるいは、フェイズドアレイ法、およびフェイズドアレイ-TOFD法の組み合わせが適することを提示している（図 6.6.4-5）。また、自然欠陥付与試験体の破壊試験を行って超音波探傷試験の結果と比較することで、欠陥寸法に対する検出確率を算定し、探傷深さ 190mm に対して高さ 2mm 以上の欠陥を 100%の確率で検出可能であることが確認されている（原環センター，2008b）。

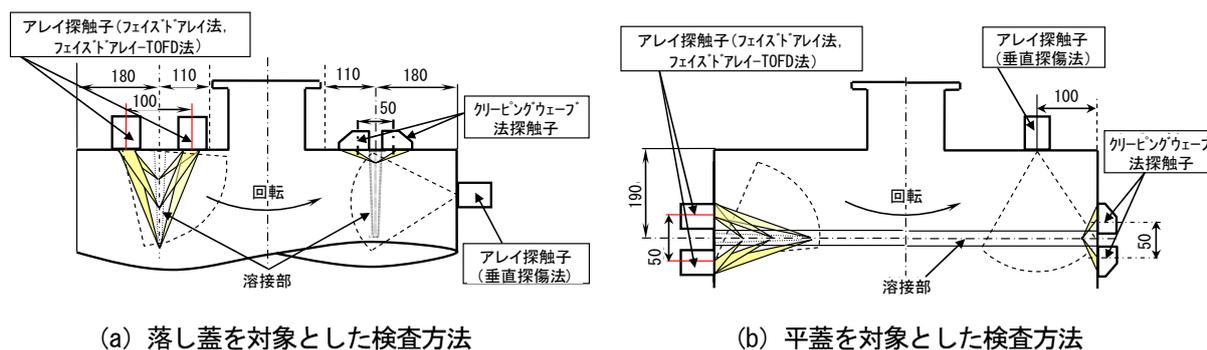


図 6.6.4-5 超音波探傷法を用いた溶接部の検査方法の概念
(原環センター, 2008b に一部加筆)

オーバーパックの耐用期間を 1,000 年とする場合 (6.3.2.1 参照) には、溶接部には母材と同様、1,000 年間の健全性が求められる。金属が短時間の内に加熱、熔融、凝固のプロセスをたどる溶接部では、金属組織、化学組成、応力状態の変化や傷の発生などが想定される。従って、こうした溶接影響を前提にした健全性評価が求められる。基盤研究開発では、溶接傷の存在を前提にして、破壊力学に基づくオーバーパック溶接部の構造健全性評価手法が提示され、亀裂進展と各種の腐食、放射線照射脆化など、懸念される材料の劣化による溶接部の破壊が寿命期間中には生じないことを、溶接・検査終了時点で評価するための検討が進んでいる (Asano et al, 2006 ; Asano and Aritomi, 2010 ; 原環センター, 2007, 2008b, 2009b)。

こうした溶接・検査技術の開発成果の一部は地層処分実規模設備整備事業 (図 6.6.4-6, 図 6.6.4-7) における炭素鋼製オーバーパックの製作に利用され、その技術の適用性が確認されて一般に紹介されている。

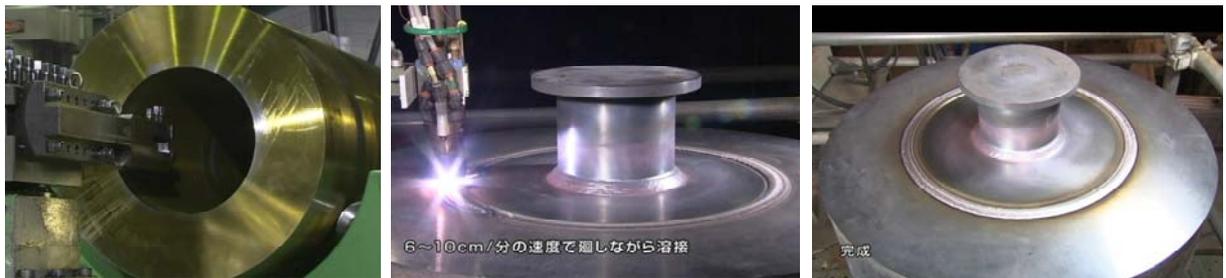
NUMO は今後、これらの知見を反映し、また、基盤研究開発機関と相互に補完し合ってデータの収集と技術の信頼性の向上を図りつつ設計手法の検討を進めることで、閉鎖後長期の安全性と工学的成立性に対する信頼性を向上させる。



(a) 1,000°C程度に加熱後切り出し

(b) 鍛造（高さ調整）

(c) 鍛造（厚さ調整）



(d) 自然冷却後の加工

(e) 溶接

(f) 製作後の外観

図 6.6.4-6 炭素鋼オーバーパックの製作状況
（原環センターホームページを編集）



図 6.6.4-7 製作された炭素鋼オーバーパック
（出典：原環センター，2010e）

6.6.4.3 緩衝材の製作・搬送・定置技術

(1) 緩衝材の製作・搬送・定置に必要な技術の概要

緩衝材はオーバーパックの閉じ込め機能が失われた後の長期に対しては、閉鎖後閉じ込めのための安全機能として放射性物質の移行の抑制が期待されている。この長期に対する放射性物質の移行の抑制は、緩衝材内部の物質移行を拡散支配にすることにより担保する。このため緩衝材は、放射性物質の移行抑制が期待できる密度以上に圧縮成型する必要がある。また、圧縮成型して密度を上げることによりコロイドによる放射性物質の移行を抑制し、放射性物質の収着現象による放射性物質の移行の遅延効果が期待できる。上記の機能に加え、長期変質による特性の変化やほかのバリアとの関係なども考慮した設計により緩衝材の材質（材料組成、密度）と形状、厚さを設定する。

緩衝材の製作・搬送・定置技術は、設計で設定されるこれらの材質と形状、厚さを的確に実現させる製作方法や地上施設から地下施設へ効率的に搬送する方法および処分孔または処分坑道への的確な定置施工方法の選定と技術の確立が必要である。その際、製作・搬送・定置技術に加えて品質確認技術を含めた品質保証方法を確立することが重要である。これに対して第2次取りまとめまでは、ベントナイトを主体とした緩衝材の基本物性や基本特性を室内での試験を中心に把握し、設計に必要なデータの整備に力点が置かれていたため実規模での検討事例が乏しかった。また、一般産業においても同様の使用目的と狭隘な地下施設内での施工などの条件下でベントナイトを用いた実績は示されていない。このため第2次取りまとめ以降では、基盤研究開発を中心に緩衝材の製作・搬送・定置に対する工学的信頼性を向上させることを目的に、各種の要素試験と実規模レベルでの試験が行われている。

(2) 緩衝材の製作に関する技術の開発状況

図 6.6.4-8 に、2,000t プレス機による高さ 35cm の緩衝材ブロック圧縮成型時の状況を示す。圧縮成型時には材料条件を考慮した圧縮時間や速度、圧縮力の保持時間などを考慮することにより、型枠から取り出した後の緩衝材ブロックの寸法変化（圧縮により締め固められているため、圧縮力を除荷後、徐々に緩衝材寸法が変化しはじめる現象）の影響をある程度制御可能であることを確認している。また、型枠の脱型時には、緩衝材ブロックに亀裂が発生することがあるため、この亀裂発生を制御するような脱型方法について知見が蓄積されている。実規模の一軸プレス機により製作したブロックの密度分布状況を図 6.6.4-9 に示す。ブロック内の密度分布は目標乾燥密度 1.6Mg/m^3 以上を達成している（原環センター，2004a）。こうした緩衝材の製作・搬送・定置技術の開発成果の一部は、地層処分実規模設備整備事業（図 6.6.4-9）における緩衝材ブロックの製作に利用され、その技術の適用性が確認されて一般に紹介されている。

また、ブロックの製作方法については、一軸プレス機による実績以外に CIP（冷間等方圧プレス）による製作性の確認なども行われている（原環センター，2004a；Awano et al., 2001）。

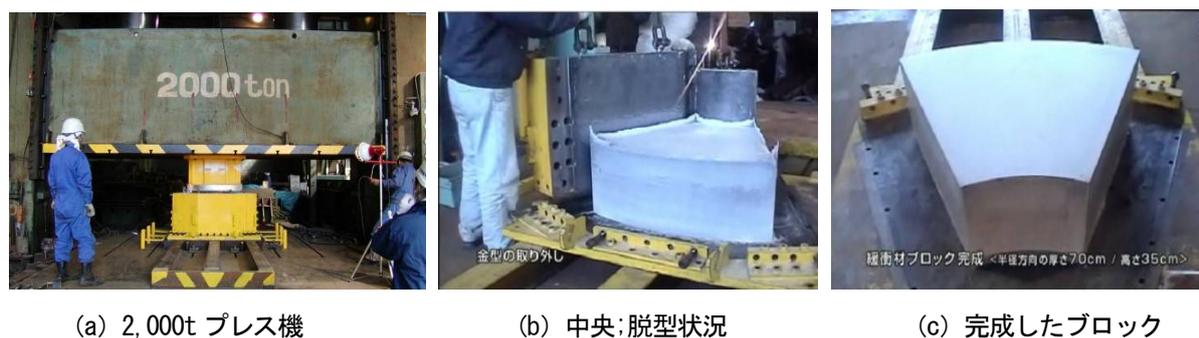
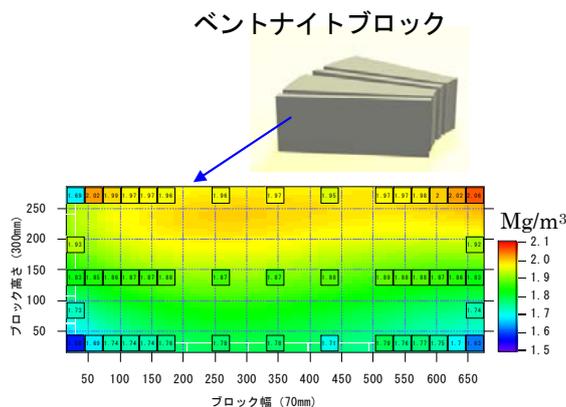


図 6.6.4-8 プレス機による緩衝材ブロック製作状況
((a) 出典：原環センター，2004a (b) (c) 原環センターホームページを編集)



(a) 実規模緩衝材外観



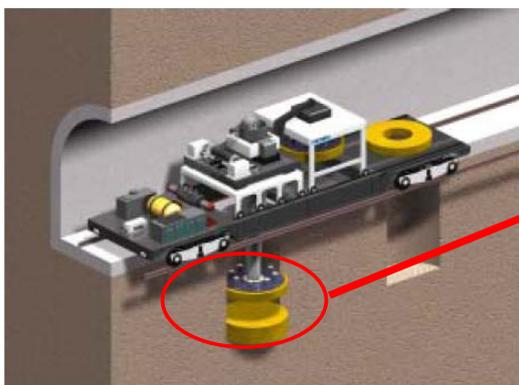
(b) 緩衝材ブロック密度分布測定例

図 6.6.4-9 実規模緩衝材展示状況と緩衝材ブロックの密度分布
 ((a) 原環センター, 2010a を編集 (b) 原環センター, 2004a を編集)

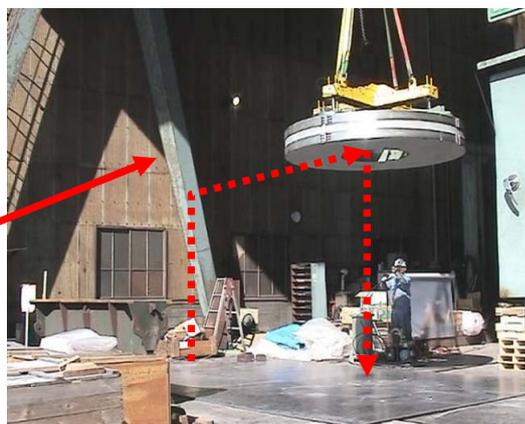
(3) 緩衝材の搬送・定置に関する技術の開発状況

地上・地下施設での積み卸し、積み替え、処分孔への定置作業時には緩衝材ブロックに損傷を与えず、かつ、狭隘な空間で把持が行える真空吸引技術の利用を想定している。特に処分孔への緩衝材定置時には狭隘な空間内で精度良くブロックを定置するために、位置決めには有利なテレスコピック（重なり合った筒が伸び縮みする構造）の先端に真空吸引装置を取り付けて用いる。緩衝材ブロックを確実に把持し、かつ、損傷を与えないか、真空吸引ポンプ停止時の把持性能への影響がないかなどについて実規模の緩衝材ブロックを用いた試験が実施されている（原環センター，2004a）。

図 6.6.4-10 に搬送定置装置のうち真空吸引把持部を示し、図 6.6.4-11 に真空吸引性能確認状況を示す。これらの試験により搬送・定置時の真空吸引技術の有効性の確認と吸引ポンプ停止時などの不具合発生時にも直ちにブロックが落下することはないことが確認されている。



(a) 縦置き緩衝材定置装置の概念図



(b) 真空吸引把持

図 6.6.4-10 ブロック真空把持装置のうち真空把持部
 ((a) 出典：NUMO, 2004a (b) 原環センター, 2004a を編集, 一部加筆)

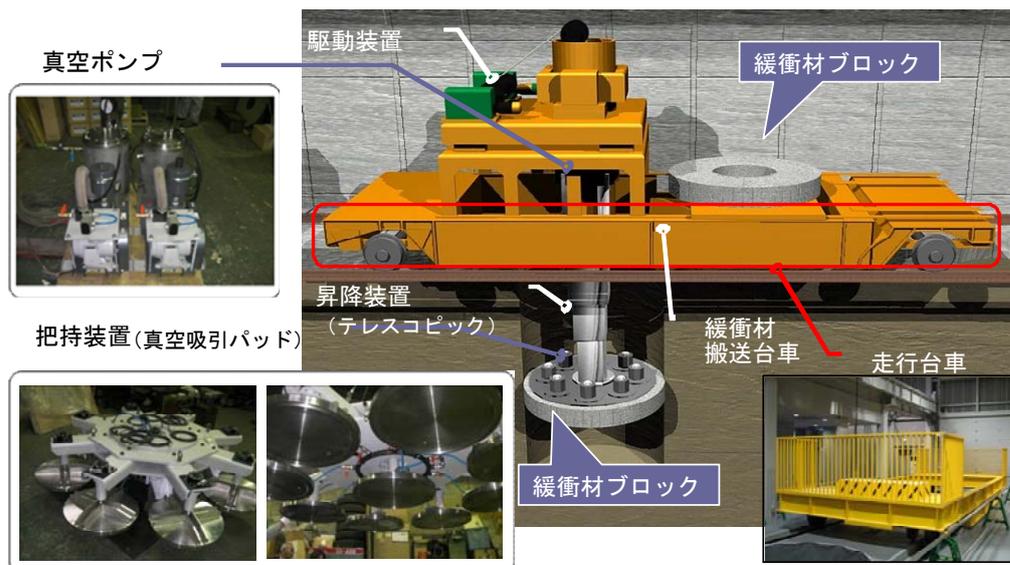


図 6.6.4-11 実規模ブロック真空把持実証状況
(原環センター, 2010a を編集)

(4) 緩衝材の製作・搬送・定置技術のオプションの開発状況

図 6.6.4-12 に実規模での原位置締固め方式の試験状況を示す。試験はハンマーを用いた締固めに より目標乾燥密度 1.6Mg/m^3 以上の緩衝材製作が可能なること、廃棄体部分の空間を維持するために設 置された内型枠が、締固め作業後の取り外しに際して問題なく作動することを確認している。また、 ハンマーの打撃による衝撃力が周辺の岩盤に悪影響を与えないことを試験値と解析により確認して いる (原環センター, 2003a)。



(a) 締固めハンマーと内型枠

(b) 内型枠の脱型状況

(c) 製作された緩衝材

図 6.6.4-12 原位置締固め緩衝材の施工試験
(出典：原環センター, 2003a)

上記までの処分孔縦置き定置方式に対して、処分坑道横置き定置方式は発生する掘削土量の低減、 施工費用の低減、掘削時の周辺地山へ与える影響の低減などの利点がある一方、狭隘な処分坑道内 での人工バリア搬送・定置作業は技術的に難易度が高く、現状でも処分坑道横置き定置方式の概念 構築を含めて、要素試験、実規模試験などによる工学的信頼性を上げるための技術開発が進められ ている。

主に検討されている横置き定置方式の概要を以下に示す。

図 6.6.4-13 に PEM 方式の定置工程概念を示す。PEM の定置工程は、図中 (2) に示すように水平移動時にはエアベアリングにより PEM の重量を支持し、搬送装置により所定の位置まで移動する。その後、PEM の重量をエアジャッキ (図中 (4)) で把持して、その間に底部のエアベアリングを退避させる (図中 (6))。最後に水平度を保ちつつ静かに PEM を下降させて定置後 (図中 (7))、エアベアリングを始動させて定置装置を退避させる (図中 (8)) (原環センター, 2009c)。

実規模の PEM 容器の製作とエアベアリングでの水平移動試験により乗り越えられる処分坑道底部の段差の高さの確認、およびエアジャッキでの PEM の昇降定置試験などが実施されている (図 6.6.4-14)。

また、基盤研究開発では緩衝材ペレットを用いた「隙間充填技術」について、横置き定置方式を前提にした実規模の模擬処分坑道を用いた隙間充填試験が実施されている。使用する緩衝材ペレットの形状や寸法、異なるサイズの混合ペレットの効果、隙間充填の程度、緩衝材ペレット供給条件などについて定量的な評価を行い、緩衝材ペレットの圧空を利用した隙間充填技術の成立性と適用条件を把握している (原環センター, 2008c)。

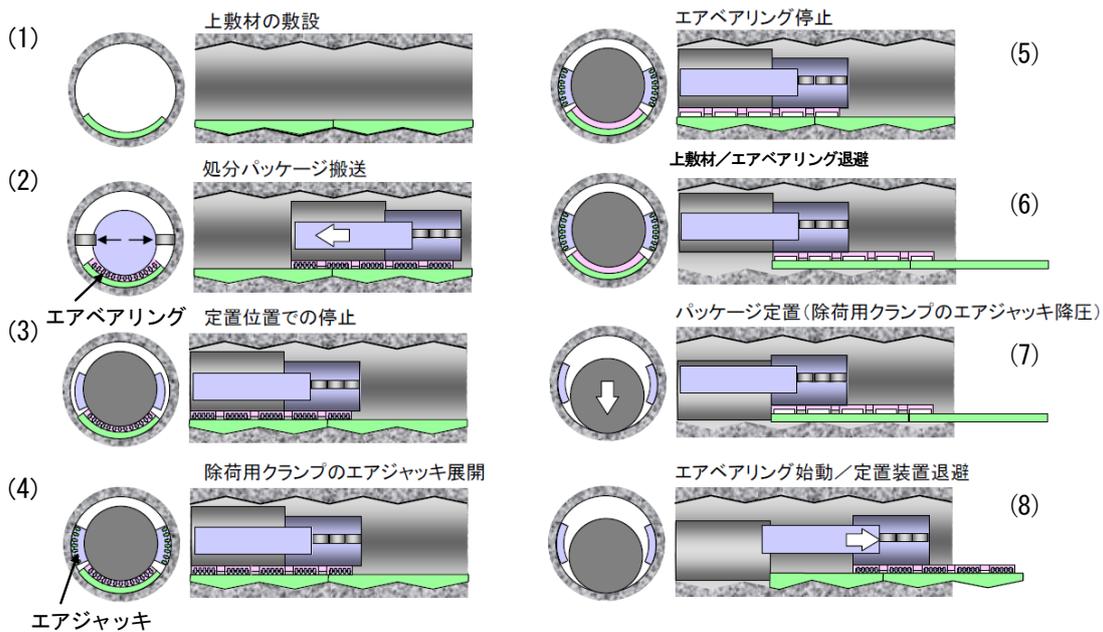


図 6.6.4-13 PEM 方式工程概念
(出典：原環センター, 2009c)



(a) 実規模 PEM 容器製作例

(b) エアベアリング牽引試験例

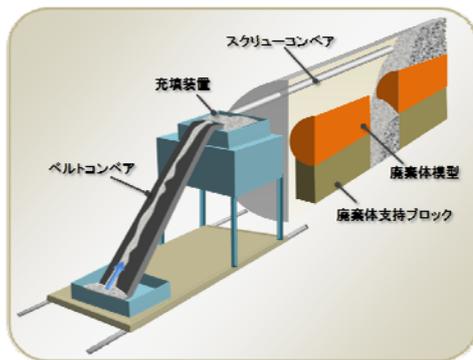
(c) エアジャッキによる PEM の昇降

図 6.6.4-14 PEM 方式試験例

((a) (c) 出典：原環センター，2009c (b) 出典：原環センター，2004a)

図 6.6.4-15 にペレット充填方式の施工試験状況を示す。廃棄体はブロック状の緩衝材の上に定置され、残された空間にペレット状の緩衝材を移送して充填する。実規模の半断面を模擬した実証試験により、充填前のペレットの特性把握、ペレット充填後の密度分布（平均 1.3Mg/m^3 ）の把握、ペレット充填時の安息角の把握と達成可能な密度、残存する空隙の位置などを確認している（原環センター，2005）。

図 6.6.4-16 (a) に、吹付方式による緩衝材の施工試験状況を示す。超音速ノズル（図 6.6.4-16 (b)）を用いて高速でベントナイト材料を吹き付けることにより、ベントナイト単体でも高い乾燥密度 1.6Mg/m^3 の緩衝材の施工が可能であることが実証されている（原環センター，2010b）。吹付方式により施工した緩衝材は密度の均一性が高く、ブロック方式や締固め方式で施工した場合の乾燥密度の標準偏差が 0.09, 0.12 であるのに対し、吹付による場合は 0.02 という値が得られている（原環センター，2009a）。



(a) 施工試験装置（横置き）イメージ図



(b) ペレット充填状況

図 6.6.4-15 ペレット充填方式の施工試験

((a) 原環センター，2005 を参考に作成 (b) 原環センター，2005 を一部修正)



(a) 吹付施工法の機械構成



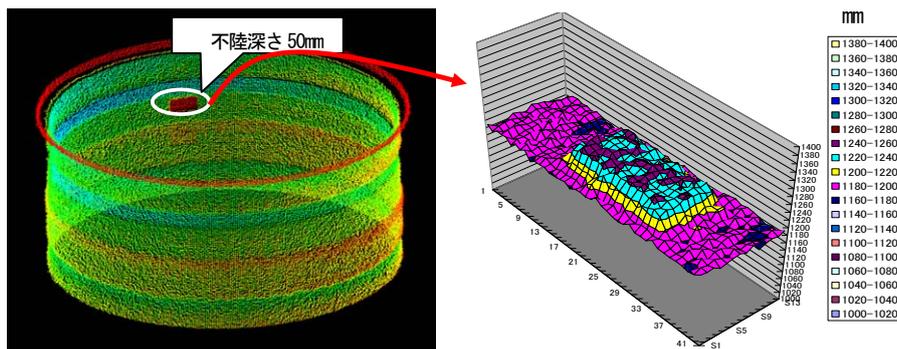
(b) 実規模縦型処分施設吹付試験状況

図 6.6.4-16 吹付施工試験
(出典：原環センター，2010b)

(5) 緩衝材の搬送・定置にかかわるそのほかの関係技術の開発状況

処分孔竖置き定置方式における最終的な人工バリアの品質は、処分孔の形状と人工バリア定置時の施工精度の影響を受ける。このため、人工バリア定置直前の処分孔の仕上がり状態を把握し、定置後の人工バリアの状態を精度良く計測する必要がある。さらにこの計測作業は搬送・定置作業の障害とならないように短時間で行う必要がある。

このため処分孔の形状を計測するためにレーザー計測器とデジタル画像データを用いた計測方法の検討が実験的に行われている。実験は実規模の模擬処分孔を製作し、処分孔の壁面の状態（色、不陸、キズ）に対応した計測時間と計測精度に関するデータを取得し、デジタル画像データとレーザー計測装置を組み合わせた計測装置の概念構造が提示されている（原環センター，2004a）。図 6.6.4-17 にレーザー計測による模擬処分孔の形状の計測例と壁面に設けられた不陸部の分析結果の例を示す。



(a) 計測された模擬処分孔の形状

(b) 不陸部分の分析表示例

図 6.6.4-17 レーザー計測による処分孔形状と壁面状態の把握状況
(原環センター，2004a に一部加筆)

地下施設は作業空間が狭いため地下施設内に計測用や機械の制御用のケーブルを設置することは好ましくない。また、これらのケーブルは地下施設を埋め戻すときに撤去する必要があるが、埋め戻し作業と撤去作業を同時に行うことは作業性が悪いと想定される。このため、地下施設の中で遠

隔定置装置の制御や計測データの無線により制御するシステム検討が行われている(原環センター, 2009c)。図 6.6.4-18 にメッシュ型無線 LAN により制御するシステムの概念を示す。

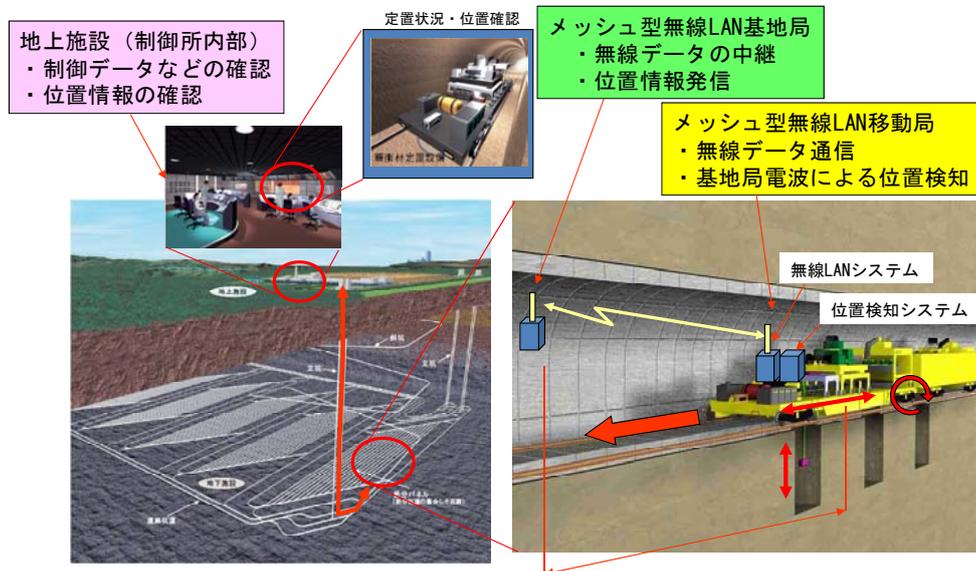


図 6.6.4-18 メッシュ型無線 LAN システムによる遠隔定置装置制御概念 (原環センター, 2009c に一部加筆)

6.6.4.4 廃棄体回収技術

ここでは、閉鎖措置計画認可時までの期間の回収の具体的方法や技術について、NUMOの検討状況や基盤研究開発機関における開発成果について説明する。閉鎖措置計画の認可時は処分坑道が埋め戻され、地上施設と地下施設をつなぐアクセス坑道や主要坑道、連絡坑道などは埋め戻されていない状態である。回収が必要になる原因については、安全確保のための工学的な問題だけではなく、現状ではその原因を技術面からは同定できないような問題も想定される。ここでは、特定の廃棄体について品質管理上の問題が判明したために回収することになったと想定し、必要な技術の検討状況を説明する。また、必要な回収手段や技術の特徴を示すことを主眼に、高レベル放射性廃棄物の縦置き定置方式を中心に説明し、横置きなどのほかの定置方式については技術的に異なる点について補足する。

(1) 回収を考慮する時期

回収可能性を考慮する時期は、処分場に廃棄体が持ち込まれる操業段階から、処分場が受動的な安全性を担保できると判断できる閉鎖措置開始までを考える。ここでは、操業段階において回収に用いられる技術の検討が有意義だと考えられる処分孔の埋め戻し後、処分坑道を埋め戻す前の段階の前後の具体的な回収方法を示す。

(2) 処分坑道埋め戻し前の回収作業

廃棄体周囲に緩衝材ブロックが定置され、処分孔上部はさらに十分な遮へい機能を持つように埋め戻し材で埋め戻されている。このため処分坑道内は放射線の影響のない非管理区域である。この時点からの回収作業では、まず、処分孔上部の埋め戻し材除去により放射線の影響を考慮する必要

があるため、①遮へい扉の設置、管理区域の設定を行い、②処分孔上部埋め戻し材などを除去する。次に、③廃棄体周囲の緩衝材の拘束を除去し、④廃棄体を取り出す。そして、⑤廃棄体を遮へい容器に収納し、⑥地上施設へ搬送する。⑦地上施設では廃棄体の洗浄、検査などを実施する。

地下での②～⑤の作業は、管理区域での遠隔作業が想定され、地上での⑦の作業も管理区域内での作業となる。①、④～⑥の回収作業は、定置技術や搬送技術の流用により対応が可能と考えられるが、②、③については、現状の操業システムに例がないため、一般の建設技術などを参考にして、以下のように新たな概念の検討を実施している。

②の処分孔上部埋め戻し材および上部緩衝材を除去するための専用装置の概念検討例を図 6.6.4-19 に示す。回収作業は掘削前の放射線の影響のない段階で、処分孔上部の正確な位置に装置を据え付ける。装置の据え付け後は放射線の影響を考慮して遠隔操作により掘削作業を行い、上部埋め戻し材と上部緩衝材を除去して廃棄体把持部を露出させる。

③の廃棄体周囲の緩衝材の拘束除去の技術は、緩衝材膨潤圧による廃棄体の拘束が小さい場合には、廃棄体をそのまま引き抜くことが可能であるが、拘束が大きい場合には石材やコンクリートの切り出しなどに用いられるオーバーコアリング技術の適用を有望な方法として想定している。これは図 6.6.4-20 に示すような円筒形の筒の先端にカッターを装着し、円筒の回転により緩衝材を切削して廃棄体と緩衝材の間の拘束を除去するものである。切削時の発熱除去や切削屑の除去のために水または圧縮空気を用いることになり、高放射線場における水または圧縮空気および切削屑の回収に工夫が必要である。この際、廃棄体の品質管理上の問題が発生した場合を想定していることから、放射線場からの排水が処分孔や処分坑道に浸水することを抑えるために、極力、水の使用量を低減することに留意する必要がある。今後は実際に掘削や排土が可能な機構、設備や除去した緩衝材や緩衝材を除去するために用いた掘削水または循環空気の回収機構や処理方法を検討した上で、これらの遠隔操作性の確認、必要な機構の検討を行っていく。

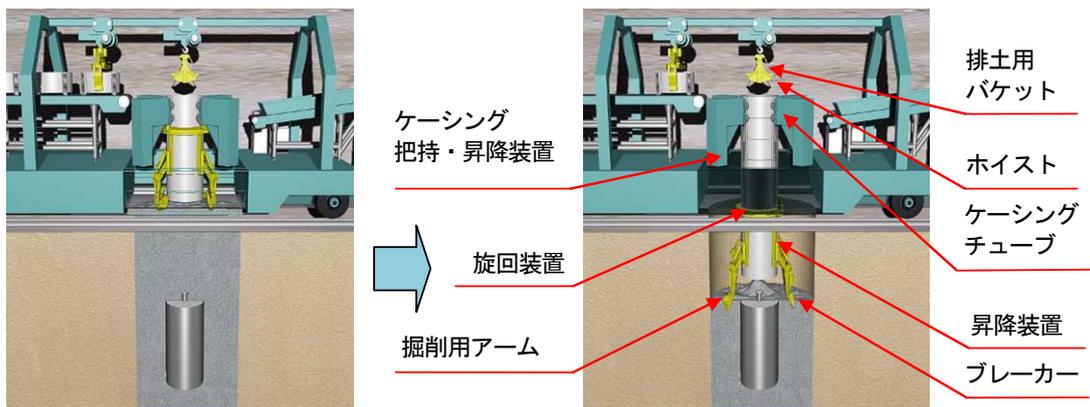


図 6.6.4-19 ②処分孔上部埋め戻し材など除去装置の例

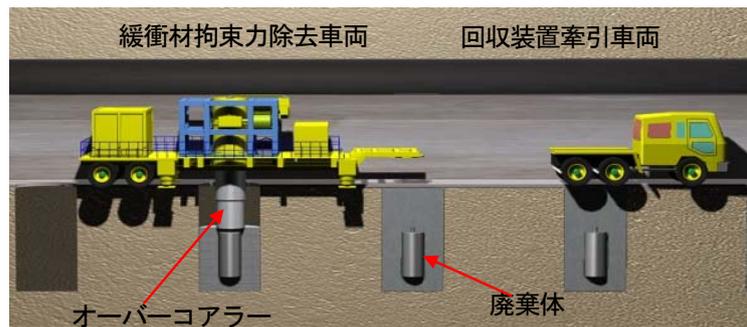


図 6.6.4-20 ③廃棄体周囲の緩衝材の拘束除去装置の例

次の④廃棄体を引き抜き、⑤廃棄体の遮へい容器への収納については、その概念検討例を図 6.6.4-21 に示す。このように廃棄体の搬送や取り扱い時に用いられる技術は廃棄体定置時の技術が活用できると考えられる。

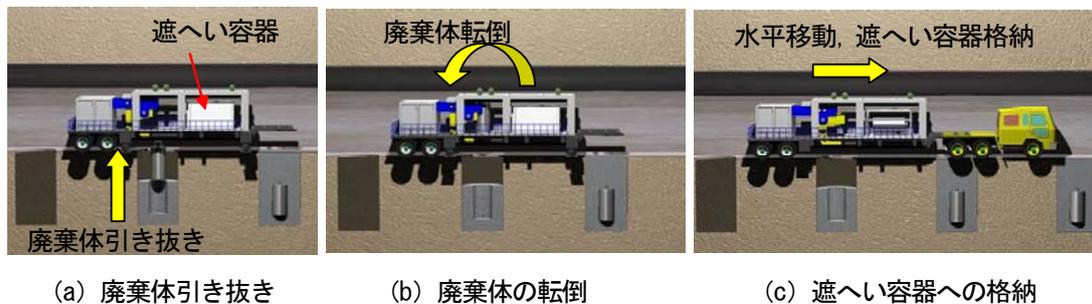


図 6.6.4-21 ④廃棄体の回収、⑤遮へい容器への収納例

②および③の工程で必要となる緩衝材などを除去する技術には、オーバーコアリングに代表される機械的に掘削する方法のほかにもいくつかの方法が考えられる。その中の一つに液体を用いて緩衝材などをスラリー化させて除去する方法がある。この方法は、基盤研究開発機関で実験的な検討が行われている。具体的には、緩衝材などの表面に比較的低い圧力で塩水を噴射し、緩衝材などをスラリー化して除去する方法の適用性検討が進められている。

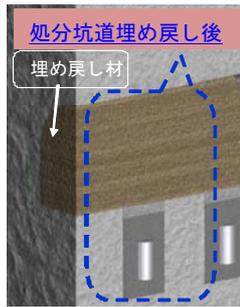
(3) 処分坑道埋め戻し後の回収作業

処分坑道埋め戻し後の状況を図 6.6.4-22 に示す。処分坑道埋め戻し後は処分坑道端部にプラグが設置されており、この時点で回収を行うためには、端部のプラグの除去、処分坑道内部の埋め戻し材の除去、必要により処分坑道の補修などを実施する。これらの作業は放射線の影響を考慮する必要がないため、処分場建設時に用いられた掘削技術などが適用できる。

処分坑道埋め戻し材除去後は前記の処分坑道埋め戻し材の回収作業と同様の作業が実施される。

(4) 閉鎖後長期の安全性に与える影響

回収作業が閉鎖後長期の安全性に与える影響については、回収のために掘削された部分は、もともと緩衝材や埋め戻し材で埋め戻されていた場所であり、回収作業後には当初と同様に埋め戻せば、地下水流動に与える影響は少ないと考えられる。



(a) 処分坑道埋め戻し後の状況



(b) 力学プラグ除去状況の例

図 6.6.4-22 処分坑道埋め戻し後の状況および力学プラグ除去状況の例

(5) 高レベル放射性廃棄物横置き定置方式の場合

横置き定置方式では、廃棄物が定置された処分坑道の緩衝材を除去しつつ、縦置きと同様にオーバーコアリングによる緩衝材除去を想定している（図 6.6.4-23）。廃棄物の抜き出し、遮へい容器への収納はほぼ定置作業の逆の手順であり、定置装置の機構、技術が活用できる。また、緩衝材除去技術に関しては、基盤研究開発で検討されている塩水を用いた緩衝材除去技術（図 6.6.4-24）を用いることも考えられる（原環センター，2010b）。

縦置き定置方式と横置き定置方式を比較した場合、縦置き定置方式は処分坑道からの回収作業により比較的容易に回収が可能であるが、横置き定置方式では処分坑道に連続して廃棄物が定置されているため、個別の廃棄物の回収作業は困難である。このため、横置き定置方式を対象にして、新たに回収用の坑道を設置し、その坑道から回収を実施するなどの概念についても検討を行っている。

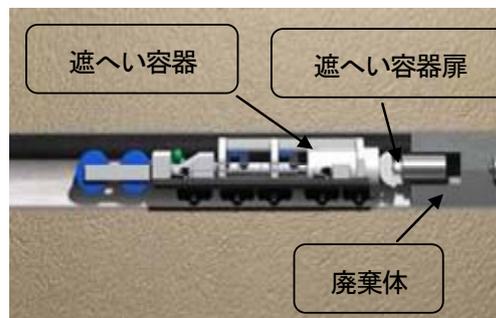
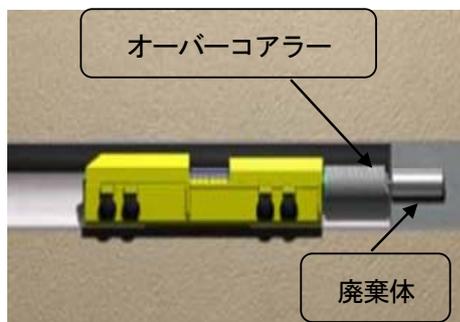


図 6.6.4-23 廃棄物周囲のオーバーコアリングおよび廃棄物の抜き出しと遮へい容器への収納例



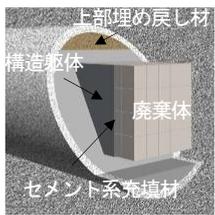
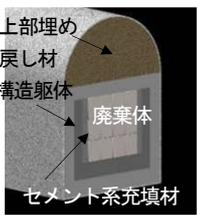
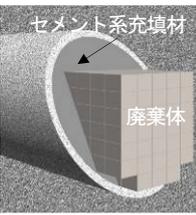
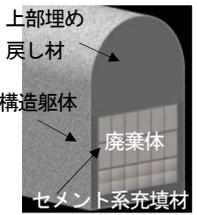
図 6.6.4-24 横置き定置方式を模擬した緩衝材除去実験の状況
(原環センター, 2010b を編集)

(6) 地層処分低レベル放射性廃棄物の場合

地層処分低レベル放射性廃棄物の定置概念と回収維持期間の工程を表 6.6.4-1 に示す。地層処分低レベル放射性廃棄物の場合には、廃棄体をパッケージに収納してセメント系材料で固定したものを集積して定置すること、および緩衝材を設置する廃棄体と設置しない廃棄体があることが高レベル放射性廃棄物とは異なる。

地層処分低レベル放射性廃棄物処分施設の標準である円形処分坑道では、廃棄体には処分坑道端部からアクセスすることとなる。これに対して、幌型処分坑道の場合には天井クレーンを使用して、上方からのアクセスも可能である。いずれの処分坑道においても、地層処分低レベル放射性廃棄物は集積して定置されているため、高レベル放射性廃棄物とは異なり、個々の廃棄体にアクセスすることは困難である。また、廃棄体あるいは廃棄体パッケージを回収するためには、その周囲の拘束を除去する必要がある。地層処分低レベル放射性廃棄物の場合には、除去対象が緩衝材（土質系材料）ではなくセメント系材料である。セメント系材料の場合、土質系材料に比して拘束の除去は難しくなるが、原子力発電所における解体技術や一般的な建設技術を応用することで可能である。

表 6.6.4-1 地層処分低レベル放射性廃棄物処分概念の回収維持期間の作業工程

		グループ1,2 円形	グループ1,2 幌型	グループ3,4 円形	グループ3,4 幌型
処分概念					
必要となる作業工程	坑道上部埋め戻し後に	上部埋め戻し材（土質系）の掘削	同左	坑道内セメント系充填材の掘削と廃棄体パッケージの回収 （横からの作業）	上部埋め戻し材（セメント系）の掘削
		坑道上部埋め戻し前に必要となる作業工程	構造躯体内セメント系充填材の除去と廃棄体パッケージの回収 （横からの作業）		構造躯体内セメント系充填材の掘削 （上からの作業）
	廃棄体の輸送				
	地上施設での作業				

6.6.5 工学的対策を支える技術に対する今後の課題

第2次取りまとめ以降から現在までの工学的対策を支える技術について、前節までに NUMO と基盤研究開発機関などでの検討状況を概説した。

今後はこれらの技術の検討状況と、「地層処分技術開発ニーズの整理～精密調査地区選定に向けて～」(NUMO, 2010) で技術課題を抽出し、課題解決の優先度を設定して、各課題を着実に解決していく。

特に工学的対策に係る課題の技術開発の優先度は、例えば地下水条件や岩盤力学条件などによりサイトごとに異なる事が想定される。このため、NUMO としては技術課題の開発状況などを踏まえ、技術開発課題の優先順位も必要により適宜見直し、効率的な技術開発を実施していく。

表 6.6.5-1 に開発の優先度が高い工学的対策を支える技術の課題の例を示す。課題は以下の三項目に分類して示した。

6.6.5.1 人工バリアの長期挙動・相互作用に関する知見の整備に関する技術開発

長期的な安全性の提示において、長期挙動理解だけでなく、定置後から所期の性能が発現するまでの過渡期の人工バリア、ニアフィールド環境の理解が重要となる。そこで、従来の材料挙動に関する理解をより深めるとともに、すでに検討が開始されているベントナイトの再冠水挙動などの基盤研究などの進展状況も踏まえつつ、検討が不足している項目については、引き続き技術開発を進めていく。

6.6.5.2 人工バリアの製法・搬送定置の工学的実現性の向上に関する技術開発課題

実際の処分環境において所定の安全機能を有するように人工バリアを施工する必要がある。これまでは概念的な検討が主であった。今後は、事業者として、工学的実現性をさらに高めるための技術開発とその実証が重要であると考えている。

6.6.5.3 人工バリアの信頼性向上に関する技術開発課題

第2次取りまとめにおいて、技術的開発課題として示されているテーマのうち、人工バリアの信頼性向上に資する課題については、引き続き知見の拡充を行い、より一層の信頼性向上に努める。

表 6.6.5-1 工学的対策を支える技術に対する今後の課題

工学技術の開発分野	技術課題	技術課題の概要
人工バリアの長期挙動・相互作用に関する知見の整備に関する技術開発 (O/P;オーバーパック)	ガラスマトリクスからの浸出挙動の評価手法の高度化	浸出挙動に関する現象理解の高度化, データ拡充
	O/P 腐食挙動現象理解の高度化およびデータ拡充	現実的な腐食速度の再設定, 腐食生成物の現象理解の高度化およびデータ拡充と設計への反映
	過渡期のニアフィールド現象の理解, コードの高度化およびデータ拡充	過渡期のニアフィールド現象である再冠水挙動や塩濃縮現象などの連成現象に関する現象理解, コード高度化およびデータ拡充と設計への反映
	O/P-緩衝材界面の相互作用影響の評価手法の高度化	O/P-緩衝材界面の温度・化学環境の相互作用影響の評価手法の高度化と設計への反映
	セメント-ベントナイト相互作用影響の評価手法の高度化	セメント系材料とベントナイト系材料の長期変質挙動から人工バリアとニアフィールドの長期特性の把握と設計への反映
人工バリアの製法・搬送定置の工学的実現性の向上に関する技術開発課題 (O/P;オーバーパック)	O/P 遠隔溶接・検査技術開発	O/P 遠隔溶接・検査技術開発, 実証試験の実施
	縦置き人工バリア搬送・定置(ブロックなど)に関する要素技術の開発と実証	人工バリア製作・搬送・定置工程を含めた縦置き定置方式の必要要素技術の開発と地上での実証試験および地下調査施設での実証試験準備
	横置き定置方式の概念選定とそれに係る要素技術の開発と実証	横置き定置方式概念選定(原位置施工, PEM方式など)。製作・搬送・定置の必要要素技術開発と地上での実証試験および地下調査施設での実証試験準備
	回収技術概念選定と要素技術の開発および実証	定置概念, 廃棄体特性に応じた必要な回収要素技術の開発と地上施設での実証試験および地下調査施設での準備
人工バリアの信頼性向上に関する技術開発課題 (O/P;オーバーパック)	O/P 腐食挙動に対する放射線影響の評価手法の高度化	O/P 厚さ設定に関する放射線分解によって生じる酸化性化学種供給速度などデータ拡充と設計への反映
	O/P 溶接部の耐食性評価技術の高度化	地質環境を考慮した条件での O/P 溶接部の耐食性評価技術の高度化と設計への反映
	O/P 溶接部の腐食速度低減対策の技術の高度化	地質環境を考慮した条件での O/P 溶接部の腐食速度低減対策の高度化と設計への反映

6.7 まとめ

本章では、冒頭に述べたように三つの安全確保策のうち、「処分場の設計・施工などの適切な工学的対策」を実施するために必要な技術が着実に整備されていることを示すとともに、「事業期間中の安全確保」の具体的な考え方や方法などについて事例を交えて説明した。

第2次取りまとめや第2次 TRU レポートなどでは、わが国における幅広い地質環境における高レベル放射性廃棄物処分と地層処分低レベル放射性廃棄物処分について、処分施設や人工バリアに求められる要求機能や設計要件、設計や建設・操業・閉鎖の基本的な考え方や手順が示された。NUMO は、設立以降、それらを踏まえ事業者の立場で、事業を進めるために必要となる工学的対策の検討を深めている。以下に、これらの主要な技術の進展をまとめる。

(1) 地層処分の安全機能と技術要件の整備

第2次取りまとめ以降の国際基準の整備や技術の進展に基づいて、閉鎖後長期の安全確保に向けた工学的対策の要件を更新した。閉鎖後長期の安全確保のために必要な技術要件については、「閉鎖後閉じ込め」、「隔離」といった安全確保の基本概念に基づいて、基本的な安全機能と処分場構成要素との関連付けを行った上で、構成要素ごとに安全機能を満足するように技術要件を体系的に整備した。これにより地質環境の調査・評価の進展に応じて、個々の地点に対する技術要件を明確化して設計に反映していく準備を整えている。

(2) 処分場の設計

処分場の設計について、地質環境の調査・評価からの情報を受けて、まず取り組むのが、地下施設設置位置の設定である。これは、サイト選定の初期の段階における事業者としての重要な設計対象事項であるとの認識に立ち、NUMO は、熱環境、力学場、水理場、化学環境、母岩の広がり、工程・経済性などを踏まえ、空洞の力学的安定性や廃棄体発熱特性などを考慮した地下施設設置位置の設定の考え方を示し、その基本的な評価技術を整理した。

(3) 建設・操業・閉鎖の安全性と工程計画の実現性の向上の取り組み

処分場の建設・操業・閉鎖に適用する基本的な技術や手順は、第2次取りまとめなどで示されている。これに対して、NUMO は、ガラス固化体4万本の処分場規模に対し、建設工程（建設開始から操業開始まで10年）や操業工程（年間1,000体のガラス固化体を処分）を実現するための課題の分析を行い、クリティカルな工程に対応するための手順や方法の検討を行ってきた。処分孔掘削やずり出しといった建設技術の効率化に関する検討、あるいは品質向上と地下での操業作業を軽減するための検討を実施した。それらの検討の中で、廃棄体と人工バリアをあらかじめ地上施設で一体型のモジュールに組み上げた上で搬送・定置する PEM (Prefabricated Engineered barrier system Module) 方式を従来の原位置での施工・定置方式に加え、有力な工学的対策として位置付け、その実現性に関する検討などを進めている。また、事業期間中の安全確保のうち、操業安全については、安全の多重化を基本とした安全対策を検討するとともに、事業期間中の安全確保のために施す対策工が閉鎖後長期の安全性に影響を及ぼさないよう対策工の材料などに関する検討を行っている。

(4) 多様な地質環境に対応した処分場の設計および操業技術

NUMO は、サイトの地質環境を特定せず多様な地質環境を想定し、処分場の設計、建設・操業・

閉鎖に関する技術の整備を進めてきた。また、サイト選定の初期の段階における設計を効率的に実施することを目的として、わが国の多様な地質環境への対応した設計手法の確立を目指した検討を行ってきた。特に、周囲を海に囲まれたわが国の地理的条件も踏まえ、沿岸域における地下水流動場や地下水化学環境などの観点から設計上の特徴や留意点を整理し、サイトに適した処分場の設計を行う準備を整えている。

また、多様な地質環境に対応できるよう、処分概念や適用する操業技術のオプションの整備を進めている。例えば、処分孔縦置き定置方式、処分坑道横置き定置方式について、作業性、現状技術の到達レベルなどの観点から、その特徴や課題を整理するとともに、地下環境において想定される条件（湧水、高湿度環境、岩盤強度の局所的な脆弱性など）を考慮し、特に操業環境の維持の観点から、これまでに検討の主体であった処分概念をより現実的に検討し、処分概念・技術オプションの高度化を図っている。

(5) 基盤研究開発による工学技術の整備

工学技術については、第2次取りまとめ以降、基盤研究開発機関と連携して研究開発を進めてきており、技術の信頼性や安全性に関する知見が着実に向上している。人工バリアの仕様を設定する上では、選定されたサイトの地球化学特性や人工バリア間の相互作用を考慮することが重要であり、オーバーパックの腐食形態や放射線影響、塩水環境における緩衝材の特性、緩衝材とセメントや鉄との相互作用などについての理解が進展している。建設・操業・閉鎖に係る技術開発としては、オーバーパックの遠隔溶接や検査技術、人工バリアの製作・搬送・定置技術の実証に向けた要素試験が着実に進められている。

以上のように、技術要件を整備して設計体系を構築したこと、有望な操業技術オプションの整備や技術開発の進展により、建設や操業の効率化やその実現の見通しを示すとともに、人工バリアの長期挙動や相互作用に関する理解が進展し、人工バリアの設計技術の信頼性が向上していることなどを示した。今後も、NUMOは、基盤研究開発機関における研究開発と連携し、工学的対策と事業期間中の安全確保対策の確実な実施とさらなる信頼性の向上に取り組んでいく。

参考文献

- 安立憲康, 杉原伸一, 高橋伸司, 千葉隆, 望月正孝, 齊藤政義, 井上隆文 (1998) : トンネル湧水を利用したヒートパイプ式融雪システム, 第14回寒地技術シンポジウム, pp.707-713.
- Asano, H., Kataoka, S., Maeda, K. and Aritomi, M. (2006) : Long-term integrity of waste package final closure for HLW geological disposal, (IV)Influence of Welding and Prediction of Long-Term Integrity of Weld Joint -, J. Nucl. Sci. Technol., Vol.43, No.8, pp. 924-936.
- Asano, H. and Aritomi, M. (2010) : Long-Term Integrity of Waste Package Final Closure for HLW Geological Disposal, (VI)Consistency of the Structural Integrity Evaluation Model for the Weld Joint, J. Nucl. Sci. Technol. Vol.47, No.1, pp. 70-83.
- Atkinson, A. (1985) : The Time Dependence of pH within a Repository for Radioactive Waste Disposal, AERE11777.
- Awano, T., Kanno, T., Kawakami, S., Ueda, H. and Kimoto, T. (2001) : Manufacturing and Handling Techniques of the Monolithic Buffer Material for HLW Disposal, ICEM'01, International Conference on Radioactive Waste Management and Environmental Remediation, Bruges, Belgium..
- Bildstein, O., Trotignon, L., Perronnet, M. and Jullien, M. (2006) : Modelling iron-clay interactions in deep geological disposal conditions. Phys. Chem. Earth, 31, pp.618-625.
- Börgesson, L., Sandén, T., Fälth, B., Åkesson, M. and Lindgren, E. (2005) : Studies of buffers behavior in KBS-3H concept Working during 2002-2004, SKB R-05-50.
- Carlson, L., Karland, O., Oversby, V. M., Rance, A. P., Smart, N. R., Snellman, M., Vähänen, M. and Werme, L. O. (2007) : Experimental Studies of the Interactions between Anaerobically Corroding Iron and Bentonite, Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 32, 1-7, pp.334-345.
- Cama, J., Ganor, J., Aroya, C. and Lasaga, C. A. (2000) : Smectite dissolution kinetics at 80°C and pH8.8, Geochimica et Cosmochimica Acta, 64, 15, 2701-2717.
- Christer Andersson and Åsa Johansson (2002) : Boring of full scale deposition holes at the Äspö Hard Rock Laboratory Operational experiences including boring performance and a work time analysis, TR-02-26, SKB.
- 電中研 (電力中央研究所)・電事連 (電気事業連合会) (1999) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の事業化技術.
- 電事連 (電気事業連合会)・JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005) : TRU 廃棄物処分技術検討書一第2次 TRU 廃棄物処分研究開発取りまとめ一, JNC TY1400 2005-013.
- 電力土木技術協会 (1986) : 電力施設地下構造物の設計と施工.
- 土木学会 (2006) : トンネル標準示方書「山岳工法編」・同解説.
- 土木学会 (2009a) : 余裕深度処分における地下施設の設計, 品質管理および検査の考え方.
- 土木学会 (2009b) : コンクリートライブラリー132号 循環型社会に適合したフライアッシュコンクリートの最新利用技術ー利用拡大に向けた設計施工指針試案ー.
- 土木学会 (2010) : コンクリート委員会示方書改訂小委員会報告書.
- ESDRED (2009) : Module 1 Final Report, Work Package 6, FI6W-CT-204-508851, European Commission.
- Fukushi, K., Sugiura, T., Morishita, T., Takahashi, Y., Hasebe, N. and Ito, H. (2010) : Iron-Bentonite Interactions

in the Kawasaki bentonite deposit, Zao area, Japan, Applied Geochemistry, 25, pp.1120-1132.

Gaucher, E. C. and Blanc, P. (2006) : Cement/clay interactions -A review: Experiments, natural analogues, and modeling, Waste Management, 26, pp.776-788.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2001) : 平成 12 年度高レベル放射性廃棄物処分事業推進調査報告書 (第 2 分冊)―遠隔操作技術高度化調査―, 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2002) : 平成 13 年度高レベル放射性廃棄物処分事業推進調査報告書―遠隔操作技術高度化調査― (1/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2003a) : 平成 14 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―遠隔操作技術高度化調査― (1/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2003b) : 平成 14 年度 TRU 廃棄物関連処分技術調査報告書―人工バリア長期性能確認試験―, 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2003c) : 平成 14 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―遠隔操作技術高度化調査― (1/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2004a) : 平成 15 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 (2/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2004b) : 平成 15 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), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2005) : 平成 16 年度地層処分技術調査等遠隔操作技術高度化調査 報告書 (2/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

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 17 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), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2007) : 平成 18 年度地層処分技術調査等遠隔操作技術高度化調査報告書― (1/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告..

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2008a) : 平成 19 年度管理型処分技術等委託費地下空洞型処分施設性能確認試験報告書, 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2008b) : 平成 19 年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム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), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2008c) : 平成 19 年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書―遠隔操作技術高度化開発 (2/2)―, 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

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 20 年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書―人工バリア品質評価技術の開発―, 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

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), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.

- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2009c) : 平成 20 年度地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書 (第 1 分冊)―遠隔操作技術高度化開発― (2/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2010a) : 平成 21 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, 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2010b) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 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― (2/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2010c) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連 処分システム工学要素技術高度化開発報告書 (第 2 分冊)―人工バリア品質評価技術の開発― (1/2), 経済産業省資源エネルギー庁委託事業報告..
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2010d) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費 TRU 廃棄物処分技術 人工バリア長期性能評価技術開発報告書 (第 1 分冊)―人工バリアの長期挙動の評価-.
- 原環センター (原子力環境整備促進・資金管理センター) (2010e) : 原環センター HP, <http://www.rwmc.or.jp/>. (参照 2010 年 4 月 19 日).
- 原燃 (日本原燃株式会社) (2000) : 会社案内, パンフレット, 2000 年 08 月.
- 原子力安全委員会 (2000) : 高レベル放射性廃棄物の処分に係る安全規制の基本的考え方について (第 1 次報告).
- 原子力安全委員会 (2006) : 発電用原子炉施設に関する耐震設計審査指針.
- 原子力安全委員会 (2010) : 第二種廃棄物埋設の事業に関する安全審査の基本的考え方.
- 原子力委員会 (2006) : 長半減期低発熱放射性廃棄物の地層処分の基本的考え方―高レベル放射性廃棄物との併置処分等の技術的成立性-.
- Gin, S. and Mestre, J. P. (2001) : SON 68 nuclear glass alteration kinetics between pH 7 and pH 11.5, J. Nucl. Mater., 295, pp.83-96.
- Grambow, B. (1985) : A general rate equation for nuclear waste glass corrosion, Mater. Res. Soc. Symp. Proc., 44, pp.15-27.
- Grambow, B. (1987) : Nuclear Waste Glass Dissolution: Mechanism, Model and Application. Technical Report-JSS Project Phase IV 87-02.
- Grambow, B. and Müller, R. (2001) : First-order dissolution rate law and the role of surface layers in glass performance assessment. J. Nucl. Mater. 298, pp.112-124.
- 林真紀, 笹本広, 吉川英樹 (2008) : ガラスの溶解に関するデータベースの改良 JAEA-DATA/Code 2008-008.
- Huang, W., Longo, J. M. and Pevear, D. R. (1993) : An Experimentally Derived Kinetic Model for Smectite-to-Illite Conversion and Its Use as a Geothermometer, Clays and Clay Minerals, Vol.41, No. 2, pp.162-177.
- IAEA (1985) : Chemical durability and related properties of solidified high-level waste forms, IAEA Technical Report Series, No. 257, International Atomic Energy Agency.
- IAEA (1996) : Regulations for Safe Transport of Radioactive Material, No. TS-R-1, International Atomic

Energy Agency.

IAEA (2006) : Geological Disposal of Radioactive Waste, Safety Requirements, IAEA Safety Standard Series No. WS-R-4, International Atomic Energy Agency.

IAEA (2011) : Disposal of Radioactive Waste, SSR-5, International Atomic Energy Agency.

Inagaki, Y., Furuya, H., Idemitsu, K. and Yonezawa, S. (1994) : Corrosion behavior of a powdered simulated nuclear waste glass: A corrosion model including diffusion process, J. Nucl. Mater., 208, pp.27.

Inagaki, Y., Makigaki, H., Mitsui, S., Idemitsu, K., Arima, T. and Noshita, K. (2010) : Initial dissolution rate of P0798 simulated HLW glass as a function of pH and temperature measured by using micro-reactor flow-through test, American Ceramic Society, Glass and Optical Material Division.

稲垣八穂広, 三ツ井誠一郎, 牧野仁史, 石黒勝彦, 亀井玄人, 河村和廣, 前田敏克, 上野健一, 馬場恒孝, 油井三和 (2004) : 高レベルガラス固化体の性能評価に関する研究—現状と信頼性の向上にむけて—, 原子力バックエンド研究, Vol.10, No.1-2, pp.69-83.

Inagaki, Y., Mitsui, S., Makigaki, H., Idemitsu, K., Arima, T., Banba, T. and Noshita, K. (2009) : Measurement of HLW glass dissolution/alteration kinetics by using micro-reactor flow-through test method, Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXXIII, MRS.

Ishidera T., Ueno K., Kurosawa S. and Suyama T. (2007) : Investigation of Montmorillonite Alteration and Form of Iron Corrosion Products in Compacted Bentonite Being in Contact with Carbon Steel for Ten Years, Clays in Natural & Engineered Barriers for Radioactive Waste Confinement, ANDRA, Lille, pp.269-270.

石川博久, 柴田雅博, 藤田朝雄 (1994) : 放射性廃棄物地層処分における緩衝材のイライト化変質シミュレーション, 粘土科学, vol.34, pp.149-156.

入矢桂史郎, 三原守弘 (2003) : ポゾランを高含有した低アルカリ性コンクリートの開発, コンクリート工学年次論文集, Vol.25, No.1, pp.185-190.

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.

JAEA (日本原子力研究開発機構) (2008a) : 幌延深地層研究計画 平成 20 年度調査研究計画.

JAEA (日本原子力研究開発機構) (2008b) : 平成 19 年度地層処分技術調査等委託費 高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム化学影響評価高度化開発.

JAEA (日本原子力研究開発機構) (2009) : プレス発表「低アルカリ性セメントを用いた地下施設の本格的な施工に成功」, 2009年10月15日.

JAEA (日本原子力研究開発機構) (2010a) : COOL REP, <http://kms1.jaea.go.jp/CoolRep/>.

JAEA (日本原子力研究開発機構) (2010b) : 平成 21 年度地層処分技術調査等委託費高レベル放射性廃棄物処分関連処分システム化学影響評価高度化開発報告書.

Jégou, C., Gin, S. and Larche, F. (2000) : Alteration kinetics of a simplified nuclear glass in an aqueous medium: Effects of solution chemistry and of protective gel properties on diminishing the alteration rate, J. Nucl. Mater., 280, pp.216-229.

JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999a) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 —地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 総論レポート, JNC TN1400 99-020.

JNC (核燃料サイクル開発機構) (1999b) : わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第2次取りまとめ—, 分冊 2 地層処分の工学技術, JNC TN1400

99-022.

- JNC (核燃料サイクル開発機構) (2005) : 高レベル放射性廃棄物の地層処分技術に関する知識基盤の構築—平成17年取りまとめ—, 分冊2 工学技術の開発—, JNC TN1400 2005-015.
- 海洋汚染・海上災害防止法研究会 (1996) : 海洋汚染及び海上災害の防止に関する法律の解説.
- 亀井玄人, 本田明, 三原守弘, 小田治恵, 村上裕, 増田賢太, 山口耕平, 中西博, 佐々木良一, 市毛悟, 高橋邦明, 目黒義弘, 山口大美, 青山佳男, 小華和治 (2007) : TRU 廃棄物の処理・処分技術に関する研究開発 平成18年度報告, JAEA-Research 2007-067.
- 環境省 (2003a) : ロンドン条約及びロンドン条約96年議定書の概要—中央環境審議会地球環境部会第1回海洋環境専門委員会 配付資料—.
- 環境省 (2003b) : 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—中央環境審議会地球環境部会 第1回海洋環境専門委員会 配付資料—.
- 経済産業省 (2001) : 実用発電用原子炉の設置, 運転等に関する規則の規定に基づく線量限度等を定める告示, 経済産業省告示第187号.
- 金善永 (2001) : ベントナイト構成鉱物のアルカリ溶液に対する影響—モンモリロナイト, 長石, 石英混合実験—, JNC TN8400 2001-008.
- King, F., Kolar, M. and Stroes-Gascoyne, S. (2002) : Theory manual for the microbiological copper corrosion model CCM-MIC.0. Ontario Power Generation Nuclear Waste Management Division Report No: 06819-REP-01200-10091.
- King, F., Kolar, M. and Stroes-Gascoyne, S. (2003) : Preliminary simulations of the long-term activity of microbes in a deep geologic repository using CCM-MIC.0 and the implications for corrosion of copper containers. Ontario Power Generation Nuclear Waste Management Division Report No: 06819-REP-01200-10116.
- King, F., Kolar, M., Stroes-Gascoyne, S. and Maak, P. (2003) : Model for the microbiological corrosion of copper containers in a deep geologic repository. In Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXVII, V.M. Oversby and L.O. Werme (eds.), Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 807 (Materials Research Society, Warrendale, PA), pp. 811-816.
- 小林保之, 山田勉, 内藤守正, 油井三和, 中山雅, 佐藤治夫, 西田孝弘, 廣永道彦, 山本武志, 杉山大輔, 西内達雄 (2009a) : 高レベル放射性廃棄物処分施設への低アルカリ性セメントの適用性に関する研究, その1—セメント系材料の適用部位と要求機能— (共同研究), JAEA Research 2008-112.
- 小林保之, 山田勉, 内藤守正, 油井三和, 中山雅, 佐藤治夫, 西田孝弘, 廣永道彦, 山本武志, 杉山大輔, 西内達雄 (2009b) : 高レベル放射性廃棄物処分施設への低アルカリ性セメントの適用性に関する研究 (その2), JAEA Research 2009-013.
- Köhler, S. J., Dufaud, F. and Oelkers, E. H. (2003) : An experimental study of illite dissolution kinetics as a function of pH from 1.4 to 12.4 and temperature from 5 to 50°C, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 67, pp.3583-3594.
- Komine, H. and Ogata, N. (2004) : New equations for swelling characteristics of bentonite-based buffer materials, *Canadian Geotechnical Journal*, 40, pp. 460-475.
- 小峯秀雄, 安原一哉, 村上哲 (2009) : 人工海水環境下におけるベントナイトの一次元自己シール性, *土木学会論文集 C*, 65, pp.389-400.
- Komine, H., Yasuhara, K. and Murakami, S. (2009) : Swelling characteristics of bentonites in artificial seawater, *Canadian Geotechnical Journal*, 46, 2, pp. 177-189.

- Kozai, N., Adachi, Y., Kawamura, S., Inada, K., Kozaki, T., Sato, S., Ohashi, H., Ohnuki, T. and Banba, T. (2001) : Characterization of Fe-Montmorillonite: A Stimulant of Buffer Materials Accommodating Overpack Corrosion Product, Nuclear Science and Technology, 38, 12, pp.1141-1143.
- Kuwahara, Y. (2006) : In-situ AFM study of smectite dissolution under alkaline conditions at room temperature, Am.Miner., 91, pp.1142-1149.
- Lantenois, S., Lanson, B., Muller, F., Bauer A., Jullien, M. and Plançon, A. (2005) : Experimental Study of Smectite Interaction with Metal Fe at Low Temperature: 1. Smectite Destabilization, Clays and Clay Minerals, 53, 6, pp.597-612.
- Lemmens, K., Iseghem, P. V. (1992) : The Long-term Dissolution Behaviour of the Pamela Borosilicate Glass SM527 -Application of SA/V Accelerating Parameter, Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 257, pp.49-56.
- Little, B., Wagner P. and Mansfeld, F. (1991) : Microbiologically influenced corrosion of metals and alloys. Int. Mater. Rev. 36, pp.253-272.
- Marty, C.M.N., Fritz, B., Clément, A. and Michau, N. (2010) : Modelling the long term alteration of the engineered bentonite barrier in an underground radioactive waste repository, Appl. Clay Sci., 47, pp.82-90.
- 松本一浩, 棚井憲治 (2003) : ベントナイト緩衝材の流出特性の評価 (II), JNC TN8400 2003-006.
- 松本一浩, 棚井憲治 (2004) : 緩衝材の流出/侵入特性, JNC TN8400 2003-035.
- 松本一浩, 棚井憲治, 菅野毅, 岩田裕美子 (2005) : 拡散モデルを用いた侵入現象による緩衝材密度変化の事例解析, JNC TN8400 2005-009.
- 松本一浩, 棚井憲治 (2008) : X線 CT スキャナによる亀裂内侵入ベントナイトの密度測定に関する適用性, 原子力バックエンド研究, Vol.15 No.1, pp.27-35.
- 松本一浩, 棚井憲治 (2010) : 緩衝材の侵入現象モデルに関する適用性の確認, JAEA Research 2009-070.
- Mitsui, S. and Aoki, R. (2001) : Effect of a siliceous additive on aqueous alteration of waste glass with engineered barrier materials, Journal of Nuclear Materials, 298, pp.184-191.
- 三井雄一郎, 伊藤休一, 一ノ瀬友博, 美濃伸之, 斎藤庸平 (2002) : 農村地域における土地利用分布に着目した生物生息環境の評価手法. 農村計画学会春季大会ポスターセッション.
- 宮下衛 (2004) : ヒスマイトトンボおよびベッコウトンボの遺伝的多様性保全のためのモニタリング. 土木学会第59回年次学術講演会, 229-230.
- 中山雅, 小林保之, 野口聡, 三浦律彦, 納多勝, 入矢桂史郎, 人見尚 (2009) : 幌延深地層研究計画における低アルカリ性セメントの適用性に関する研究 3, JAEA-Research 2009-036.
- Nakayama, M., Sato, H., Sugita, Y., Ito, S., Minamide, M., and Kitagawa, Y.(2010) : Low alkaline cement used in the construction of a gallery in the Horonobe underground research laboratory, Proceedings of the 13th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, ICEM 10, October 3-7, 2010, Tsukuba, Japan., ICEM2010-40038.
- Nakayama, S., Sakamoto, Y., Yamaguchi, T., Akai, M., Tanaka, T., Sato, T. and Iida, Y. (2004) : Dissolution of montmorillonite in compacted bentonite by highly alkaline aqueous solutions and diffusivity of hydroxide ions, Appl. Clay Sci., 27, pp.53-65.
- 日本原子力学会 (2008) : イエローフェーズを含むガラス固化体の処分時影響評価試算結果の妥当性について, 「イエローフェーズ含有ガラス固化体評価」 特別専門委員会.

- 日本原子力学会 (2010) : 地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント～地層処分において必要と考えられる高レベル放射性廃棄物 (ガラス固化体) の特性～報告書, 「地層処分対象放射性廃棄物の品質マネジメント」 特別専門委員会.
- 日本粘土学会編 (2009) : 粘土ハンドブック (第三版), 技法堂出版.
- 日本鉄道建設公団 (1987) : 湧水の調査及び対策に関する研究報告書.
- 日本鉄道建設公団 (1996) : NATM 設計施工指針.
- 日本トンネル技術協会 (1983) : トンネル施工に伴う湧水, 湧水に関する調査研究 (その 2).
- 日本トンネル技術協会 (2000) : TBM ハンドブック.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2002) : 処分場の概要, 高レベル放射性廃棄物の最終処分施設の設置可能性を調査する区域の公募関係資料-2.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004a) : 高レベル放射性廃棄物地層処分の技術と安全性-「処分場の概要」の説明資料-, NUMO-TR-04-01.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2004b) : 概要調査地区選定上の考慮事項の背景と技術的根拠, -「概要調査地区選定上の考慮事項」の説明資料-, NUMO-TR-04-02.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2006) : 処分システムに求められる閉鎖性能の考え方-処分場パネル規模の水理に関する試解析-, NUMO-TR-06-01.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2008) : NUMO 技術開発成果報告会 2008 年 1 月 17 日, p73.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2010) : 地層処分技術開発ニーズの整理, ~精密調査地区選定に向けて~, NUMO-TR-10-02.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011a) : 処分場の安全機能と技術要件, NUMO-TR-10-11.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011b) : 地層処分低レベル放射性廃棄物に関わる処分の技術と安全性, 「処分場の概要」の説明資料, NUMO-TR-10-03.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011c) : 地層処分低レベル放射性廃棄物に関わる処分の技術と安全性, 一付録資料-, 「処分場の概要」の説明資料, NUMO-TR-10-04.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011d) : 地層処分の要件管理技術, NUMO-TR-10-12.
- NUMO (原子力発電環境整備機構) (2011e) : 地層処分施設の耐震性評価, NUMO-TR-10-13.
- Oda, C. (2004) : An Analysis of Cement-Bentonite Interaction and Evolution of Pore Water Chemistry, Proceedings of the International Workshop on Bentonite-Cement Interaction in Repository Environments, NUMO-TR-04-05, A3-74-79.
- OECD/NEA (2009) : International experiences in safety cases for geological repositories (INTESC), Outcomes of INTESC Project, Radioactive Waste Management, OECD Nuclear Energy Agency
- 大島洋志, 高木盛男, 榎本秀明, 辻徹 (1987) : 鉄道トンネルの湧水量実態調査, トンネルと地下, Vol. 18, No. 1, pp.43-49.
- Pedersen, K. (2000) : Microbial processes in radioactive waste disposal, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company Technical Report, SKB TR 00-04.
- POSIVA (2003) : Assessment of Disturbances Caused by Construction and Operation of ONKALO, POSIVA 2003-06.
- POSIVA (2010) : Emplacement of Small and Large Buffer Blocks, Working Report 2010-29.

- Pusch, R. (1982) : Chemical interaction of clay buffer materials and concrete, SFR 82-01.
- 産業創造研究所 (2005) : バリア機能総合調査 (バリアシステム放射線影響評価), 経済産業省資源エネルギー庁地層処分技術調査等委託費 平成 16 年度成果報告書.
- 産業創造研究所 (2006) : バリア機能総合調査 (バリアシステム放射線影響評価), 経済産業省資源エネルギー庁地層処分技術調査等委託費 平成 17 年度成果報告書.
- 産業創造研究所 (2007) : バリア機能総合調査 (バリアシステム放射線影響評価), 経済産業省資源エネルギー庁地層処分技術調査等委託費 平成 18 年度成果報告書.
- 笹本広, 陶山忠広 (2009) : 鉄-ベントナイト反応に関わる実験的検討 一室温における10年程度の試験後試料の分析結果一, JAEA-Research 2009-039.
- 笹本広, 石井智子, 佐藤久夫, 九石正美 (2010) : 鉄共存下でのベントナイトの変質に関する実験的研究 JAEA-Research 2010-030.
- Sato, T., Kuroda, M., Yokoyama, S., Tsutsui, M., Fukushi, K., Tanaka, T. and Nakayama, S.(2004) : Dissolution mechanism and kinetics of smectite under alkaline conditions, Proceedings of the International Workshop on Bentonite-Cement Interaction in Repository Environments, NUMO-TR-04-05, A3-38-41.
- Savage, D., Watson, C., Benbow, S. and Wilson, J. (2010) : Modelling iron-bentonite interactions, Applied Clay Science, 47, pp.91-98.
- 柴田雅博, 笹本広, 神徳敬, 油井三和 (2004) : 緩衝材の長期安定性評価技術の現状, 核燃料サイクル開発機構 技術資料, JNC TN8400 2004-010.
- 資源エネルギー庁・JAEA(日本原子力研究開発機構) (2007) : 地層処分計画を支える技術基盤の継続的な強化一国の地層処分基盤研究開発の成果と今後の展開一.
- SKB (2008) : Horizontal deposition of canisters for spent nuclear fuel Summary of the KBS-3H Project 2004-2007, Technical Report TR-08-03, SKB.
- 総合資源エネルギー調査会 (2008) : 高レベル放射性廃棄物等の地層処分に係る安全規制について, 総合資源エネルギー調査会原子力安全・保安部会廃棄物安全小委員会.
- Strachan, D. M. and Croak, T. L. (2000) : Compositional effects on long-term dissolution of borosilicate Glass, Journal of Non-Crystalline Solids, 272, pp.22-33.
- Strachan, D. M. (2001) : Glass dissolution : testing and modeling for long-term behavior, Journal of Nuclear Materials, 298, pp.69-77.
- Stroes-Gascoyne, S. and King, F. (2002) : Microbially influenced corrosion issues in high-level nuclear waste repositories, In Proc. CORROSION/02 Research Topical Symposia, (NACE International, Houston, TX)pp.97-111.
- 酢谷佳尚, 渡辺邦夫, 佐久間秀樹, 野口義文 (1991) : 釜石鉱山におけるベンチレーションテストを用いた湧水量の測定, 第 23 回岩盤力学に関するシンポジウム講演論文集, pp.182-186.
- 陶山忠宏, 上野健一, 笹本広 (2008) : 炭素鋼と10年間接していた圧縮ベントナイトの変質挙動調査, JAEA-Data/Code 2008-007.
- 竹内忠之 (1987) : 青函トンネルの排水計画と設備概要, 鉄道と電気, Vol.4, No.10, pp.51-61.
- 棚井憲治, 菊池広人, 中村邦彦, 田中幸久, 廣永道彦 (2010) : ベントナイト系材料の標準的室内試験法構築に向けての試験法の現状調査と試験による検討一日本原子力研究開発機構/電力中央研究所共同研究成果報告一, JAEA-Research 2010-025.
- 田中幸久, 中村邦彦 (2004) : 海水の濃度と高温履歴がベントナイトの膨潤特性に及ぼす影響, 電力

中央研究所報告, 研究報告, N04007.

谷口直樹, 川崎学, 藤原和雄 (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, JNC TN8400 2001-011.

谷口直樹, 川上進, 森田光男 (2002) : ベントナイト/ケイ砂混合体における炭素鋼の不動態化条件, 核燃料サイクル開発機構, JNC TN8400 2001-025.

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

谷口直樹, 川崎学, 内藤守正 (2009) : 緩衝材中における炭素鋼の腐食挙動の実験的検討-II, -10年間浸漬試料の腐食生成物分析結果-I, JAEA-Research 2008-108.

東京電力株式会社 (2008) : 平成 19 年新潟県中越沖地震を踏まえた柏崎刈羽原子力発電所の基準地震動の策定について, 原子力安全委員会, 耐震安全評価特別委員会, 第 7 回会合, 耐特委第 7-2-2 号.

植田浩義, 兵藤英明, 鈴木覚, 廣永道彦, 山本武志, 西田孝弘, 西内達郎, 杉山大輔 (2008) : 低アルカリ性セメントの処分場における長期適用性に関する検討, NUMO-TR-08-02.

上野健一, 笹本広, 陶山忠宏 (2008) : 緩衝材長期安定性に関する概略的評価, -鉄-ベントナイトの相互作用に関わる影響評価-, JAEA-Research 2008-073.

Umeki, H., Sakabe, Y., Ueda, H., Takahashi, Y., McKinley, I. G., Takase, H., Shimbo, H., and Ijiri, Y. (2004) : Managing uncertainty on site characteristics for the design of a high-level radioactive waste repository, 3rd Asian Rock Mechanics Symposium "Contribution of Rock Mechanics to the New Century", November 30 - December 2, 2004, Kyoto, Japan.

U.S.DOE (2004) : Compliance Recertification Application, Rapport DOE/WIPP 04-3231.

Vernaz, E., Gin, S., Jegou, C., Ribet, I. (2001) : Present understanding of R7T7 glass alteration kinetics and their impact on long-term behavior modeling, J. Nucl. Mater., 298, pp.27-36.

Wersin, P., Johnson, L. H. and Snellman, M. (2006) : Impact of iron released from steel components on the performance of the bentonite buffer: a preliminary assessment within the framework of the KBS-3H disposal concept, In Scientific Basis for Nuclear Waste Management XXIX, (eds.), Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 932, pp.95-102.

山田勉, 平本正行, 小林保之, 油井三和, 佐藤治夫, 松井裕哉 (2007) : 処分場建設の際に持ち込まれる材料の長期性能評価の観点からの留意点, 日本原子力研究開発機構, JAEA-Review 2007-008.

横浜市 (1993) : ヨコハマエコアップマニュアル.