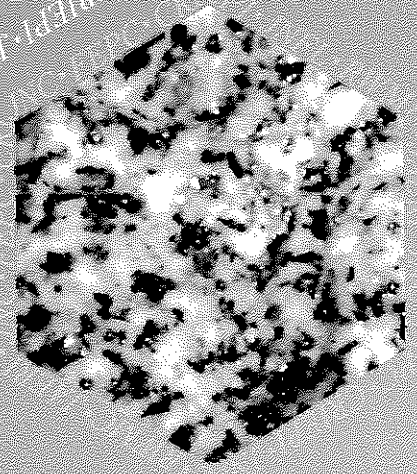
JNC TY1400 2000-001
TRU TR-2000-01

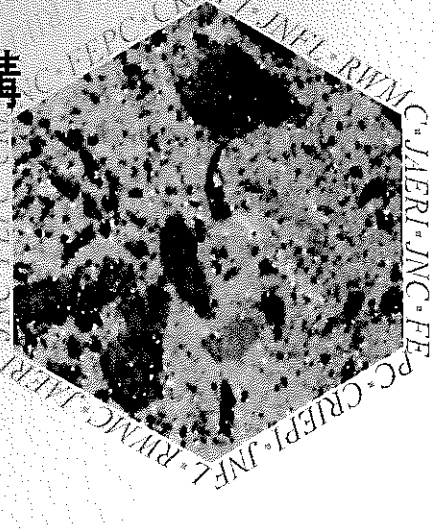
TRU廃棄物処分概念検討書



平成12年3月

共同作業チーム

核燃料サイクル開発機構
電気事業連合会



本資料についての問い合わせは下記にお願いします。

〒319-1194　茨城県那珂郡東海村村松 4-49

核燃料サイクル開発機構

技術展開部　技術協力課

〒100-8118　東京都千代田区大手町 1-9-4　経団連会館ビル

電気事業連合会

原子力部

まえがき

再処理施設や MOX 燃料加工施設から発生する超ウラン（TRU）核種を含む放射性廃棄物のうち、α核種の濃度が一応の区分目安値（約 1GBq/t）を超え、浅地中処分以外の地下埋設処分が適切と考えられる廃棄物（以下、本検討書では「TRU 廃棄物」という）については、「高レベル放射性廃棄物の処分方策との整合性を図りつつ、1990 年代末を目処に具体的な処分概念の見通しが得られるよう技術的検討を進める」という原子力委員会の方針に従い、これまで関係各機関において研究開発が進められてきた。

これらの研究開発成果を集約し、国の総合的な TRU 廃棄物の処分方策の策定及び核燃料サイクル事業の円滑な推進に資するため、核燃料サイクル開発機構及び電気事業者等は、「TRU 廃棄物処分概念の取りまとめに関する協力協定」を平成 9 年 6 月 24 日に締結し、「共同作業チーム」を編成して平成 11 年度末を目途に TRU 廃棄物処分の具体的方法とその安全性の見通しに関する技術的検討を進めてきた。本技術検討においては、研究開発情報交換会等を通じて外部の意見等を取り込むとともに、国内外の専門家によるレビュー等も受けてきた。本検討書は、これらの検討結果を総合的に取りまとめたものである。

本技術検討結果は、平成 10 年 12 月に原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会に設置された「超ウラン核種を含む放射性廃棄物分科会」における審議の参考として適宜提供してきた。

（目　次）

第１章　序論

1.1　本技術検討書の位置付け　1-1

1.1.1　研究開発の経緯　1-1

1.1.2　検討書の目的　1-1

1.1.3　検討書の構成　1-2

1.1.4　検討体制　1-2

1.2　背　景　1-4

1.2.1　我が国における放射性廃棄物の分類と処分方策　1-4

1.2.2　核燃料サイクル事業の現状と見通し　1-6

1.3　処分概念の検討の前提及び方針　1-7

1.3.1　検討の対象とする廃棄物　1-7

1.3.2　処分概念の検討方針　1-9

1.3.3　処分概念の検討手順　1-12

1.4　地質環境条件　1-16

1.4.1　地質環境条件の設定の考え方　1-16

1.4.2　レファレンスケースとパラメータ範囲　1-16

1.4.3　まとめ　1-26

第２章　TRU 廃棄物の発生と特性

2.1　TRU 核種を含む放射性廃棄物の種類と管理　2-1

2.1.1　廃棄物の発生施設　2-1

2.1.2　廃棄物の種類　2-1

2.1.3　JNC における TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生と管理の現状　2-9

2.2　廃棄体発生量の予測　2-11

2.2.1　廃棄物の処理及び廃棄体　2-11

2.2.2　廃棄体発生量　2-11

2.3　廃棄体の放射性物質濃度　2-13
2.4　処分概念の検討の対象としたTRU廃棄物　2-21
2.4.1　TRU廃棄物の種類と量　2-21
2.4.2　TRU廃棄物の特性　2-21

第3章　処分技術の検討
3.1　検討の前提　3-1
3.2　処分施設設計の基本的考え方　3-5
3.2.1　廃棄体のグルーピング　3-5
3.2.2　人工バリア及び付属構造物の基本要件　3-9
3.2.3　人工バリア及び付属構造物の基本構成及び求められる要件　3-12
3.2.4　人工バリアの候補材料　3-17
3.2.5　処分坑道の形状及び規模の検討　3-19
3.2.6　緩衝材の仕様の検討　3-34
3.2.7　人工バリア及び処分坑道の基本仕様　3-38
3.3 処分施設の基本設計　3-43
3.3.1　空洞安定解析　3-43
3.3.2　連接空洞安定解析　3-51
3.3.3　連接空洞熱伝導解析　3-58
3.3.4　地下施設のレイアウト　3-68
3.4 処分施設の建設、操業及び閉鎖の検討　3-76
3.4.1　処分施設の構成　3-76
3.4.2　建設　3-79
3.4.3　操業　3-90
3.4.4　閉鎖　3-111

第4章　安全性の検討
4.1　安全確保の考え方　4-1

4.2　性能評価の方法　4-5
4.3　シナリオの検討　4-8
4.3.1　シナリオの検討方法　4-9
4.3.2　検討対象領域の設定　4-12
4.3.3　シナリオの検討結果　4-13
4.3.4　シナリオの検討のまとめ　4-25
4.4 環境条件の設定　4-31
4.4.1　処分場温度条件　4-31
4.4.2　水理学的条件　4-32
4.4.3　放射線場　4-38
4.4.4　地下水の地球化学的条件　4-45
4.4.5　人工バリア材の変質　4-48
4.4.6　有機物の影響　4-83
4.4.7　コロイドの影響　4-87
4.4.8　微生物の影響　4-90
4.4.9　硝酸塩の影響　4-95
4.4.10 ガス影響　4-101
4.4.11 構造力学的条件　4-133
4.4.12 環境条件設定のまとめ　4-175
4.5　核種移行解析及び線量評価　4-179
4.5.1　解析の前提条件　4-179
4.5.2　核種移行解析ケースの設定　4-188
4.5.3　解析手法　4-190
4.5.4　核種移行データ　4-207
4.5.5　各ケースにおけるデータセット　4-233
4.5.6　線量評価結果　4-239
4.5.7　線量評価のまとめ　4-257
4.5.8　補足解析と考察　4-259

4.6　安全性の検討のまとめ　4-276

第5章　今後の技術課題

5.1　研究開発項目　5-1

5.2　研究開発の進め方　5-3

第6章　まとめ　6-1

付録1　「海外における超ウラン核種を含む放射性廃棄物の地層処分概念について」

第1章

第1章　序　論

1.1　本技術検討書の位置付け

1.1.1　研究開発の経緯

再処理施設及びMOX燃料加工施設の燃料サイクル施設から発生する超ウラン（TRU）核種を含む放射性廃棄物は、半減期の比較的長いTRU核種を含んでいること、放射性核種濃度が比較的高いものから低いものまで広範囲に分布していること、廃棄物の性状はセメント、有機物、金属等を含み多種多様であることなどの特徴を有しており、今後、再処理事業等の進展に伴い、その発生量の増加が見込まれる。

超ウラン核種を含む放射性廃棄物の処分に関しては、「原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画（平成6年6月原子力委員会）」[1]（以下、「原子力長計」という）において、全α核種の濃度が一応の区分目安値（約1 GBq/t）よりも高く、浅地中処分以外の地下埋設が適切と考えられるもの（TRU廃棄物）については、高レベル放射性廃棄物の処分方策との整合性を図りつつ、民間再処理事業等が本格化する時期を考慮し、1990年代末を目途に具体的な処分概念の見通しが得られるよう技術的検討を進めるという方針が示されている。

この原子力委員会の方針に従い、これまで核燃料サイクル開発機構（以下JNCという）は高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の成果を利用しつつ、TRU廃棄物処分に特有な課題について日本原子力研究所の協力を得て研究開発を進めてきた。

一方、電気事業者等（電気事業者9社、日本原電（株）及び日本原燃（株））においてもTRU核種を含む放射性廃棄物の発生に関する自らの責任を踏まえ、民間再処理施設の運転に伴い発生する放射性廃棄物及び海外再処理返還低レベル放射性廃棄物の処分方策に関する研究開発が進められてきた。

1.1.2　検討書の目的

本検討書は、核燃料サイクル開発機構及び電気事業者等がそれぞれの研究開発の成果を持ち寄り、TRU廃棄物処分概念の見通し、すなわち、処分の具体的な方法とその安全性の見通しに関する技術的知見を取りまとめることにより、国の総合的なTRU廃棄物処分方策の策定及び今後本格化する核燃料サイクル事業の円滑な推進に資することを目的としたも

のである。

なお、原子力長計に示された技術的検討以外の課題、すなわち、TRU 廃棄物の帰属や処分に関する責任の明確化、実施スケジュール、実施体制、資金の確保等についての検討、浅地中処分の具体化及びこれらを総合的に勘案した処分方策の具体化については別途検討されることになっているため、本検討書の範囲外とした。

1.1.3 検討書の構成

本検討書は 5 章で構成されており、第 1 章「序論」に TRU 廃棄物処分概念の検討の背景や前提（地質環境条件を含む）、第 2 章に「TRU 廃棄物の発生と特性」、第 3 章に「処分技術の検討」、第 4 章に「安全性の検討」の主要な結果について取りまとめた。さらに第 5 章に「今後の課題」、第 6 章に「まとめ」を示した。

1.1.4 検討体制

TRU 廃棄物処分概念の見通しは、今後の国の総合的な TRU 廃棄物処分方策の策定等の基礎となるものであることから、その取りまとめに当たっては、「わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性 －地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－」[2]（以下「地層処分研究開発第 2 次取りまとめ」という。）との整合を図りつつ、これまで核燃料サイクル開発機構及び電気事業者等がそれぞれ実施してきた研究開発成果を集約し、協力して取りまとめ作業を行うこととした。

この作業を進めるために、重要事項の協議を行う「TRU 廃棄物運営会議」、本検討書の取りまとめに関する技術的な検討・調整を行う「技術調整会議」及び本検討書の執筆を行う「共同作業チーム」（核燃料サイクル開発機構、電気事業者等、日本原子力研究所、電力中央研究所、原子力環境整備センターからなる）を平成 9 年 7 月に発足し、平成 11 年度末を目途に TRU 廃棄物処分の具体的方法とその安全性の見通しに関する技術検討書を取りまとめることとした。

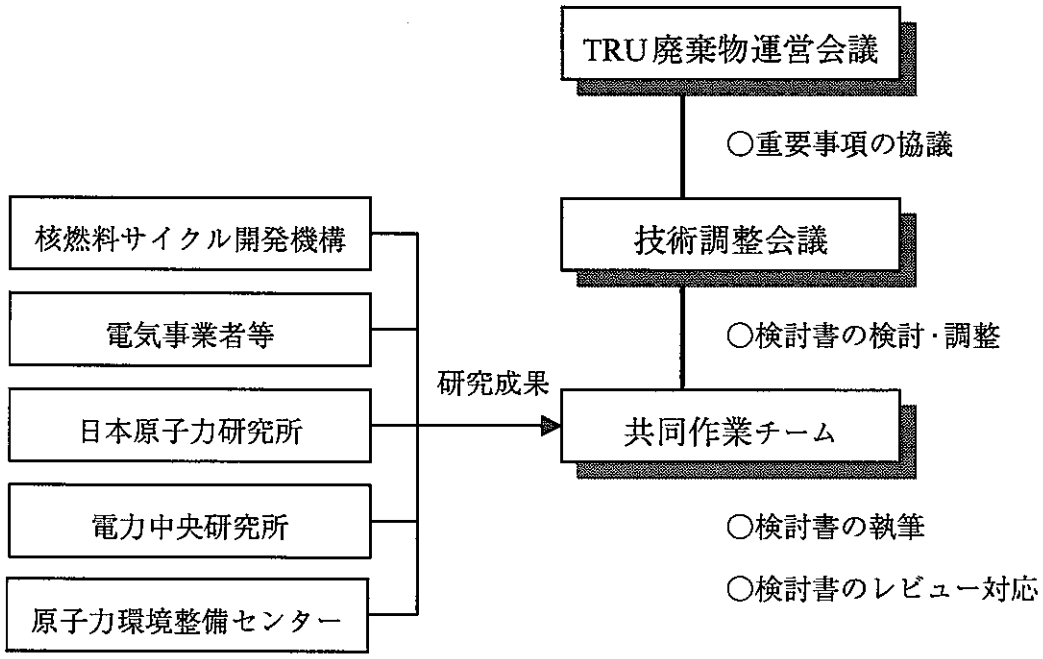

TRU廃棄物運営会議
○重要事項の協議
技術調整会議
○検討書の検討・調整
共同作業チーム
○検討書の執筆
○検討書のレビュー対応
研究成果
核燃料サイクル開発機構
電気事業者等
日本原子力研究所
電力中央研究所
原子力環境整備センター

図 1.1-1　検討体制図

1.2 背 景

1.2.1 我が国における放射性廃棄物の分類と処分方策

放射性廃棄物は、その発生場所や含まれる放射性核種の種類、濃度及び性状など多種多様であるが、国の原子力長計によればその発生場所により、発電所廃棄物、サイクル廃棄物、RI・研究所等廃棄物、及び返還廃棄物に大別されている。サイクル廃棄物は、更に高レベル放射性廃棄物、TRU 核種を含む放射性廃棄物及びウラン廃棄物に分類されており、それぞれの処分方策として次のような基本的考え方が示されている。

(1)発電所廃棄物

原子力発電所等において発生する低レベル放射性廃棄物（発電所廃棄物）のうち、現行の政令濃度上限値以下の低レベル放射性廃棄物[3][4]については、青森県六ヶ所村にある日本原燃（株）の低レベル放射性廃棄物埋設センターで浅地中処分が進められている。また、$\beta\gamma$ 核種の濃度が比較的高く、現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物については、平成 10 年 10 月に原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会において、一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度（例えば 50～100m）に処分するという基本的考え方が取りまとめられ[5]、現在、原子力安全委員会において、その濃度上限値等の検討が進められている。

(2)サイクル廃棄物

①高レベル放射性廃棄物

使用済燃料の再処理で分離される高レベル放射性廃液は安定な形態（ガラス固化体）に処理された後、30 年間から 50 年間程度冷却のため貯蔵され、その後、地下の深い地層に処分されること（以下、「地層処分」という）が基本的な方針とされている。

先般、高レベル放射性廃棄物の地層処分については、核燃料サイクル開発機構が地層処分研究開発第 2 次取りまとめを行い国に報告したところであり[2]、今後国はその技術的信頼性について評価することとなっている。

②TRU 核種を含む放射性廃棄物

使用済燃料の再処理、MOX 燃料加工施設で発生する TRU 核種を含む放射性廃棄物については、全 α 核種濃度が約 1GBq/t よりも低く、かつ $\beta\gamma$ 核種濃度も比較的低いものについては浅地中処分が可能と考えられるため、その具体化を図ることとされている。

また、全 α 核種濃度が約 1GBq/t よりも高く、浅地中処分以外の地下埋設処分が適切と考えられるもの（TRU 廃棄物）については、高レベル放射性廃棄物の処分方策との整合性を図りつつ、民間再処理事業が本格化する時期を考慮し、1990 年代末を目途に具体的な処分概念の見通しが得られるように技術的検討を進めることとされてきた。

この方針に従い、本技術検討を進めて来たところであるが、これらの結果などを参照して、先般、原子力バックエンド対策専門部会において、その基本的考え方が取りまとめられたところである[6]。

③ウラン廃棄物

ウランの転換・成型加工・濃縮等で発生するウラン廃棄物について、ウラン濃度が比較的低い大部分の廃棄物については、段階管理を伴わない簡易な方法による浅地中処分が可能と考えられている。また、ウラン濃度が比較的高いものについては、TRU 核種を含む放射性廃棄物のうち、α 核種濃度が比較的高いものに関する処分方法の検討を参考にしつつ、簡易な方法による浅地中処分以外の処分方法を検討することとしている。

(3) RI・研究所等廃棄物

試験研究炉の設置や核燃料物質等を使用している研究所等及び放射性同位元素等の使用施設等で発生する放射性廃棄物（RI・研究所等廃棄物）の処分については、可能な限り分別管理を実施し、各廃棄物の種類ごとに発電所廃棄物、TRU 核種を含む放射性廃棄物、ウラン廃棄物の処分方策に準じて処分を行うこととされ、平成 10 年 5 月には「RI・研究所等廃棄物の処理処分の基本的な考え方」（原子力バックエンド対策専門部会）が取りまとめられ[7]、処分の技術的事項・制度的事項についての基本的考え方が示されている。

(4)返還廃棄物

海外再処理に伴い返還される予定の高レベル放射性廃棄物や低レベル放射性廃棄物は、

貯蔵施設において適切な期間貯蔵した後、適切な場所に処分するが、いずれも国内において発生する同様な放射性廃棄物に対する処分方策との整合性を図りつつ、処分のための諸準備を進めていくこととされている。

1.2.2 核燃料サイクル事業の現状と見通し

(1)使用済燃料再処理

①核燃料サイクル開発機構

核燃料サイクル開発機構の東海再処理施設では、1977年に我が国において最初の使用済燃料再処理を開始し、1981年には本格操業に入った。その再処理方式はピューレックス法であり、再処理能力は1日当り0.7 tUで、近年は年間再処理量約90 tU/年ベース（最大で約100 tU/年）で安定に操業を行ってきた。1997年3月にアスファルト固化設備で火災爆発事故が発生し、現在、再処理施設の操業は停止されている。これまでに総合計で約940 tUの使用済燃料が再処理されている。

②民間

日本原燃（株）では、商業用再処理施設を青森県上北郡六ヶ所村に建設中である。同再処理施設でもピューレックス法を採用しており、年間最大再処理能力は800 tUである。同再処理施設は1993年4月に建設工事を開始し、操業開始は2005年の予定とされている。

第2再処理施設については、現行の原子力長期計画は現在建設が進められている六ヶ所再処理施設の運転経験、今後の国内における技術開発の成果、プルトニウムの需要動向等を総合的に考慮し、2010年頃に規模、利用技術等に関する方針を決定することとされている。

③返還廃棄物

わが国の電気事業者及び日本原電（株）は、個別契約でイギリス核燃料会社（BNFL）、フランス核燃料公社（COGEMA）との間で合計約5，610 tUの軽水炉使用済燃料の再処理委託契約を結んでいる。また、日本原電（株）はBNFLとの間で約1,510 tUのガス炉

使用済燃料の再処理委託契約を結んでいる。処理される軽水炉使用済燃料は、1998年度に両社に対して輸送を完了している。

再処理契約においては、再処理工程で分離される高レベル放射性廃液、燃料被覆管せん断片及び燃料集合体端末片（以下、「ハル・エンドピース」という）等、再処理工程で発生する放射性廃棄物が、輸送・貯蔵に適する形態で返還されることになっている。具体的な形態,数量については現在交渉中である。

(2)MOX燃料加工

核燃料サイクル開発機構の東海事業所では、プルトニウム燃料第一開発室は1965年に運転を開始し、同燃料第二開発室は1972年に運転を開始、また、同燃料第三開発室は1988年に運転を開始した。1997年度末までに約155tMOXの燃料加工を行っている。

また、民間のMOX燃料加工施設は軽水炉によるMOX燃料利用計画と六ヶ所再処理施設の操業計画を踏まえると、2000年過ぎには、年間100tMOX弱の国内MOX燃料加工の事業化を図ることが必要とされている。

(3)核燃料施設のデコミッショニング

大型の核燃料施設のデコミッショニングについては、現状では具体的な計画はないが、後述のように廃棄体の発生量を試算している2035年頃までを考慮すれば、核燃料サイクル開発機構の再処理施設及びMOX燃料加工施設については運転開始から50年あるいはそれ以上が経過することになるため、その時点までにこれらの施設は解体されていることが考えられる。

1.3 処分概念の検討の前提及び方針

1.3.1 検討の対象とする廃棄物

本検討書では、核燃料サイクル施設から発生するTRU核種を含む放射性廃棄物について、その発生量、含まれる放射性核種の種類、濃度及び廃棄物の性状等を調査検討した上で、そのうち、既存の低レベル放射性廃棄物の処分概念では処分できないと考えられる廃棄物に対して、処分概念を検討することとした。

(1)TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生量、放射性核種の種類・濃度、廃棄物の性状の検討においては、核燃料サイクル施設のうち、以下に示す再処理施設、MOX 燃料加工施設の操業、解体により発生する廃棄物を対象とした。

・核燃料サイクル開発機構の東海再処理施設の運転にともない発生する廃棄物（以下「JNC 再処理操業廃棄物」という）

・核燃料サイクル開発機構の MOX 燃料加工施設の運転にともない発生する廃棄（以下「JNCMOX 操業廃棄物」という）

・仏英への海外再処理委託にともなって我が国に返還されることになっている高レベル放射性廃棄物以外の廃棄物（以下「返還低レベル廃棄物」という）

・民間再処理施設の運転にともない発生する廃棄物（以下「民間再処理操業廃棄物」という）

・民間 MOX 燃料加工施設の運転にともない発生する廃棄物（以下「民間 MOX 操業廃棄物」という）

・核燃料サイクル開発機構の再処理施設の解体にともない発生する廃棄物（以下「JNC 再処理解体廃棄物」という）

・核燃料サイクル開発機構の MOX 燃料加工施設の解体にともない発生する廃棄物（以下「JNCMOX 解体廃棄物」という）

ただし、再処理施設で使用済燃料を分解して出てくるチャンネルボックスやバーナブルポイズンは、発電所でも発生しており、現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物として別途処分方策が検討されていることから、本検討の対象から除外することとした。

(2)TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生量の試算においては、地層処分研究開発第 2 次取りまとめにおいて用いられているガラス固化体 4 万本の規模を想定し、2035 年頃までの再処理施設の操業、MOX 燃料加工施設の操業を行った場合の発生量とした。

よって、民間再処理施設及び民間 MOX 燃料加工施設の解体に伴い発生する廃棄物については、本検討の対象から除外することとした。

(3)処分概念の検討の対象とする廃棄物の範囲は、上記の TRU 核種を含む放射性廃棄物のうち、全α核種濃度が区分目安値（約 1GBq/t）を超えると考えられる全ての廃棄物に加え、長半減期のβ核種である I-129 の濃度が高い廃銀吸着材も含めた（本検討書では、これらを総称して「TRU 廃棄物」と称することとした)。

なお、これらの廃棄物の一部については、一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度（例えば 50～100m）への処分の適用可能性があると考えられるが、現時点では、その濃度上限値が決まっていないことから、本処分概念検討の対象に含めることとした。

1.3.2 処分概念の検討方針

(1)放射性廃棄物処分の基本的考え方

放射性廃棄物の処分に当たっては、廃棄物に含まれる放射性核種が人間の生活環境に影響を及ぼすことを防止することが必要であり、このためには、処分方法に適した形態に処理した後、その放射性物質の影響が安全上支障のないレベルになるように処分することが基本となる。したがって、処分の方法は、廃棄物の性状、特にこれに含まれる放射性核種の種類及び濃度を考慮して設定する必要がある。

(2)既存の処分概念

低レベル放射性廃棄物のうち、発電所廃棄物のように含まれる放射性核種の半減期が短く、また、その濃度が現行の政令濃度上限値よりも低いものについては、例えば地下 3m 程度の浅地中のコンクリートピットに処分し、300～400 年の間、時間の経過に伴う放射性核種の減衰に応じた段階的管理を行うことにより安全を確保することとされている[4]。現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物については、一般的な地下利用に対して十分な余裕を持った深度（例えば、50～100m）へ処分することにより、数百年の管理後においても人間に影響を及ぼさないようにすることとされている[5]。

一方、含まれる放射性核種の濃度が極めて高く、その濃度が十分減衰するまでに長期間を要する高レベル放射性廃棄物については、人間活動や隆起／浸食等の地表における外乱の影響が及ばないような地下数百 m 以深の安定な地層中に処分（地層処分）することによ

り、長期にわたって人間の生活環境から隔離するという考え方であり、ガラス固化体、鋼鉄製オーバーパック、ベントナイト緩衝材からなる人工バリアと安定な地層という天然バリアを組み合わせた多重バリアシステムにより、長期的な安全性を確保するというものである[2]。

(3)TRU 廃棄物処分の基本的考え方

①TRU 廃棄物は、発電所から発生する低レベル廃棄物に比べて長半減期のα核種を比較的多く含んでおり、その濃度が一応の区分目安値（1GBq/t）を若干超えるものから、数千 GBq/t に及ぶものまで幅広い範囲に及んでいる（図 1.3-1）。これらの廃棄物のうち、全α核種の濃度が一応の区分目安値を大きく超えないものについては、一般的であると考えられる地下利用に対して十分余裕を持った深度（例えば 50～100m）への処分概念を適用することが可能と考えられるが、全α核種の濃度が数千 GBq/t であるハル・エンドピースのように、その放射性核種濃度が高く、かつ十分減衰するまでに長期間を要する廃棄物については、人間の生活環境から、長期間隔離しておくことが適当と考えられる。従って、人間の生活環境から十分離れた安定な地層中に、適切な人工バリアを構築することにより処分の長期的な安全性を確保する地層処分について検討を行うこととした。処分深度については、諸外国の例（200～1000m 程度）も参照しながら、パラメータとして空洞安定性等の評価を行った上で、500m 程度の深度を想定した施設概念の一例を示すこととした。

②TRU 廃棄物の地層処分における地下水対策としては、高レベル放射性廃棄物処分と同様に固化体自身の核種溶出抑制機能（一部の廃棄物）、人工バリアによる核種移行遅延機能及び天然バリアによる核種移行の遅延・希釈・分散効果を組み合わせた多重バリアシステムにより長期的な安全を確保することとした。

③TRU 廃棄物の処理については、国内外の固形化方法を参考に、現状の処理技術に基づくセメントやアスファルト固化体等を想定して処分概念の検討を行うこととし、検討の結果を見た上で、必要があるものについては処理技術へのフィードバックを検討す

ることとした。セメント系材料には、核種の吸着性能が期待され、また、核種が溶けにくいアルカリ環境を形成する等の核種の移行抑制性能が期待できる。従って、廃棄体間の隙間への充填材や構造躯体にもセメント系材料を積極的に活用し、その周囲に必要に応じてベントナイト緩衝材を配した処分概念を検討することとした。

④高レベル放射性廃棄物処分ではガラス固化体を対象としていることに対し、TRU 廃棄物には有機物や金属が含まれ、その性状が多様で、かつ放射性核種濃度に幅があることから、個別の廃棄物の特性を考慮して、いくつかのグループに分類し、各グループに適切な人工バリア構成（廃棄体、充填材、緩衝材等）を検討することとした。

⑤TRU 廃棄物は、高レベル放射性廃棄物と比べて廃棄体の発生量が多く、若干の発熱性を持つものもあるが大部分は非発熱性であることから、処分場の効率性、経済性を考慮して、比較的大きな地下空洞に廃棄体を集中して処分する方法を検討することとした。

(4)安全評価指標

安全性を評価する際の指標（以下「安全評価指標」いう）は、高レベル放射性廃棄物処分における安全評価指標と同様の考え方で設定されるものと考えられるが、原子力バックエンド対策専門部会の報告書[8]では、地層処分研究開発第 2 次取りまとめにおいては、安全指標として、まず放射線量を基本とする。それに対応する基準については、わが国では今後決められる予定になっており、諸外国の基準を参照して評価しておくことが適当である」としている。また、同報告書では諸外国の基準として、50μSv/y から 300μSv/y の例を挙げている。なお、安全評価指標としては、放射線量の他に、リスクやフラックスが採用されている国もある。

一方、発電所廃棄物を浅地中処分する場合の線量当量のめやすは、「放射性廃棄物埋設施設の安全審査の基本的考え方（昭和 63 年 3 月（平成 5 年 1 月一部改正）、原子力安全委員会）」において 10μSv/y（発生頻度が小さいと考えら得る事象については 10μSv/y を著しく超えない）が示されている。

本検討においては、これらの状況を念頭において処分概念の検討を行った。

1.3.3 処分概念の検討手順

TRU 廃棄物の地層処分の安全性は、基本的には高レベル放射性廃棄物の地層処分の安全性と同様に検討することができると考えられることから、地層処分研究開発第 2 次取りまとめを参照しつつ、TRU 廃棄物処分に特有と考えられる現象を考慮して、処分概念の検討を行うこととした。

(1)高レベル放射性廃棄物の地層処分に関する知見の活用

地層処分研究開発第 2 次取りまとめでは、我が国の地層の安定性や地質環境特性を把握するための「地質環境条件の調査研究」、人工バリア及び処分施設の具体的な工学対策を示すための「処分技術開発」及び地下水に対する多重バリアシステムの長期的性能を評価するための「性能評価研究」の 3 つの分野の研究開発成果が集約されている。この取りまとめにより、前述の安全確保の仕組みを評価するための体系的な解析手法が整備され、我が国の地質環境条件を考慮した解析により、人工バリアと周辺岩盤に大きな核種の閉じ込め性能が期待でき、長期的な安全性が確保できるという知見が示されている。

TRU 廃棄物の処分においても、その安全確保の考え方及び多重バリアシステムの長期的性能評価の枠組みは、基本的に同じであり、上記の地層処分研究開発成果が多分に活用できる。特に、地層の安定性や地質環境条件に関する調査研究の成果はそのまま利用することが出来る。また、多重バリアシステムの長期的性能の評価手法として構築された、シナリオ、モデル、データは、次項に述べる廃棄物の特性と人工バリア材料、処分施設の違いに起因する TRU 廃棄物処分に特有な現象を除いて、基本的に活用できるものであり、特に地下水流動、地下水化学、岩盤中核種移行等の天然バリアの性能評価手法は、基本的に適用できる。

(2)TRU 廃棄物処分に特有の現象の検討

セメント系材料を多用する TRU 廃棄物処分の性能評価においては、セメント系材料の長期的な溶解・変質とその影響を考慮する必要がある。

また、TRU 廃棄物には、高レベル放射性廃棄物ガラス固化体には含まれない I-129、C-14 等の人工バリアや天然バリアに吸着しにくい核種を含んでいるため、それらの核種移行に関するデータが新たに必要となる。さらに、TRU 廃棄物に含まれている金属の腐食や有機物の分解に伴うガスの発生・移行の影響、有機物の分解生成物や硝酸塩による核種の吸着性、溶解度等への影響等を考慮する必要がある。

(3)処分概念の構築の手順

処分サイトを特定しない現段階において、処分概念の検討の目標は、我が国において安全に処分できる概念を構築することである。そのためには、まず、TRU 廃棄物の特性を把握し、我が国の幅広い地質環境条件の下で、個々の廃棄体について人工バリア及び天然バリアの効果を予備的に評価し、廃棄体をいくつかのグループに分類して、各グループ毎に適切な人工バリアを設けた処分施設の基本概念を定める。その上でそれらが現状の工学技術で設計・建設できることを例示するとともに、その設計仕様例に対して、地下水シナリオに対する多重バリアシステムの性能評価を行い、環境安全を確認するというステップが必要である。本検討では、この一連の作業を繰り返すことにより、処分概念を構築していくこととした。(図 1.3-2)

なお、火成活動や断層運動等による接近シナリオに対しては、高レベル放射性廃棄物処分と同様にサイト選定により避けることを基本とし、ここでは検討しないこととした。

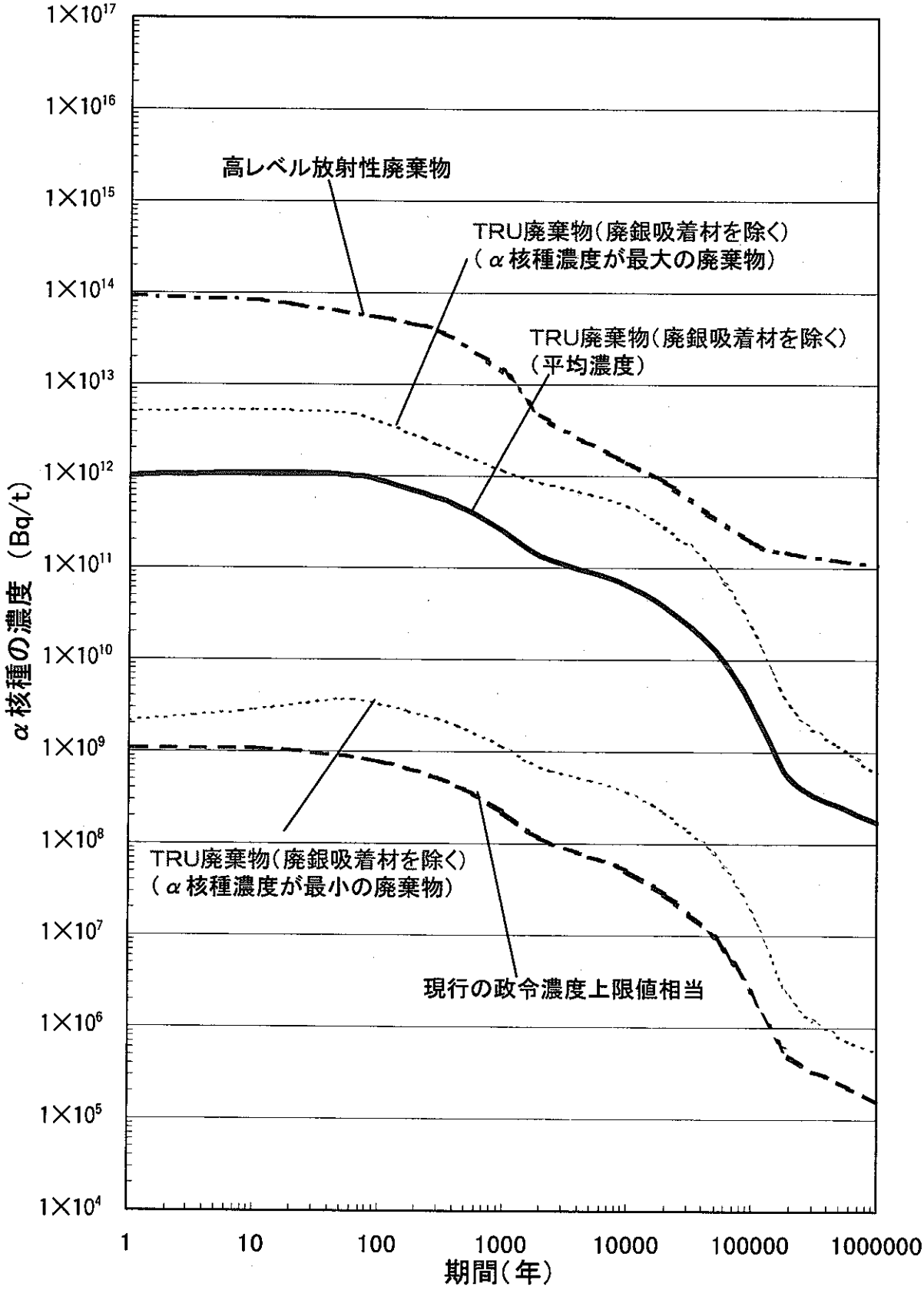


図 1.3-1　廃棄物の種類毎の全α核種平均濃度の経時変化

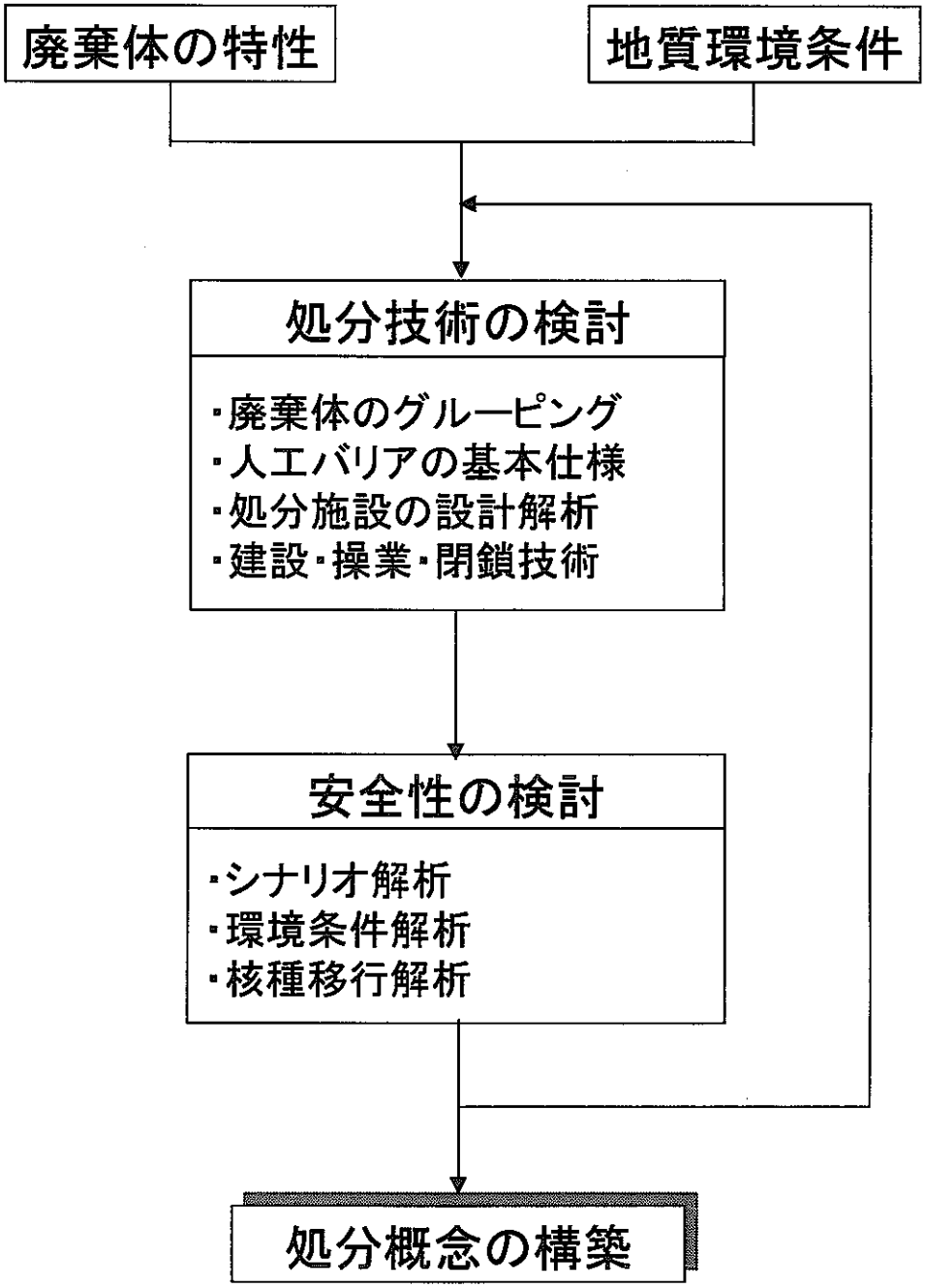


図 1.3-2　処分概念の構築フロー

1.4 地質環境条件

1.4.1 地質環境条件の設定の考え方

人工バリアと天然バリアを組み合わせた多重バリアシステムを基本とする処分概念は、多種多様な廃棄物と我が国の幅広い地質環境条件に対応して広く考え得ることが想定される。しかし、これらの条件の組み合わせ全てについて、同列に処分概念を検討評価することは効率的でないことから、本検討においては、まず、処分概念に大きな影響を及ぼす地下水流動や岩盤強度等の観点から、我が国の地質環境を大きく結晶質岩と堆積岩の２つに分類し、それぞれを代表する地質環境条件のデータセットを設定する。その上でそれらに対する処分概念として、一つの具体的な技術的方法と性能評価の参照となる例（レファレンスケース）を提示し、それが地質環境条件の幅の中で、どのように変わり得るかを考察することにより、処分概念の見通しを示すこととする。

1.4.2 レファレンスケースとパラメータ範囲

レファレンスケースの地質環境条件は、我が国の平均的な値、あるいは最も広く存在する地質の代表的な値とする方が分かり易い。しかしながら、合理的に考えられる工学的な対策や安全評価手法の適用範囲で、処分の安全性を示し得ないような地質環境条件は、レファレンスケースにはなり得ない。従って、本検討では、地層処分研究開発第２次取りまとめ[2]を参照しつつ、処分概念に影響を与え得る地形、岩種、地質構造、水理、地下水化学、岩盤力学、熱的条件について、合理的な処分概念の観点から、レファレンスケースの地質環境条件とそのパラメータ範囲を設定する。

(1)地形条件

日本列島の地形は、図 1.4-1 に示すように大局的には、南北に伸びる弧状の脊梁部分から海洋に向かって、山地－丘陵－平野（台地と低地）－海域に移行する。ただし、山地や丘陵が直接、海に面していることが多く、また、山地には盆地が、海域には島が存在する。地下水は、大局的には尾根部から谷部へ、さらには内陸部から沿岸部へと、動水勾配に沿って岩盤中の透水性の高い部分を移動する。また、沿岸部の地下では、内陸側からもたらされた淡水と海側の塩水とが複雑な形状で接していることが想定される。塩水域と淡水域

の分布や形状については不明なところが多いが、理論的には密度差によって海水が淡水の下にもぐり込んでいることが考えられる。一般的には、深度が大きくなるほど局所的な地形の影響が減少するため、動水勾配は緩やかになるものと考えられている。

従って、必ずしも低地が好ましいということではないが、本検討におけるレファレンスケースの地形条件としては、仮に“低地”とし、地形による地下水流動や水質への影響については、(4)項に示す岩盤の透水係数及び(5)項に示す地下水水質のパラメータ範囲の中で評価検討することとする。

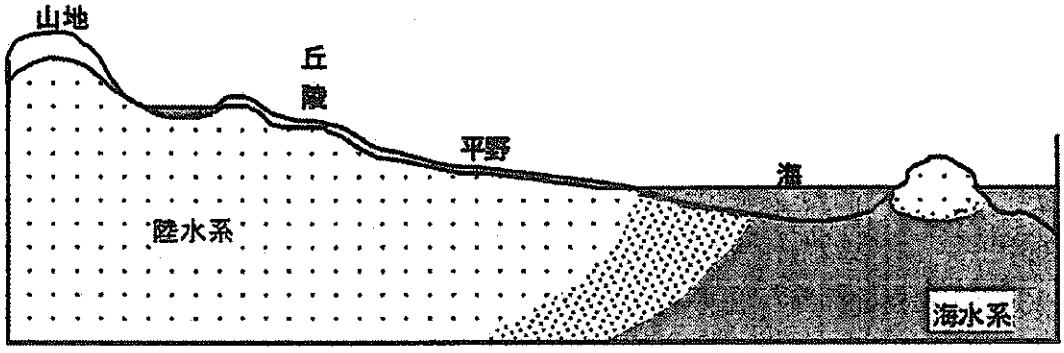


図 1.4-1　我が国の地形と地下水[2]

(2)岩種

岩種は水理・核種移行を支配する空隙率、透水性、亀裂特性、核種の吸着性、地下水水質等を左右する他、空洞安定性等に影響する岩盤強度等を規定することから重要な地質環境条件の一つである。このような地層処分の観点から、地層処分研究開発第2次取りまとめ[2]では、我が国の岩種を以下のように6種類に分類し各種データを整理している。

- 結晶質岩
  - 酸性岩（花崗岩類、流紋岩類、片岩）
  - 塩基性岩（斑レイ岩類、玄武岩類）
- 堆積岩
  - 新第三紀堆積岩（砂質岩）
  - 新第三紀堆積岩（泥質岩・凝灰質岩）
  - 先第三紀（古第三紀）堆積岩（砂質岩）
  - 先第三紀（古第三紀）堆積岩（泥質岩・凝灰質岩）

結晶質岩系岩盤は、力学的強度が高く、マトリックスの透水性は低いが、亀裂密度が比較的高いため、岩盤全体としての透水性は必ずしも低くなく、亀裂内の流れが支配的な最も典型的な亀裂性岩盤であると考えられている。中でも、花崗岩類のような酸性岩は塩基性岩に比べて核種の吸着性が低く、核種移行の観点からは核種が移行しやすい岩種であり、結晶質岩の代表岩種として比較的吸着データ等が充実している。

一方、堆積岩系岩盤は、非常に幅広い特性を有しており、一般的に先第三紀堆積岩は、新第三紀堆積岩に比べて圧密が進行しており、空洞安定性等の処分技術の観点からは、力学的に有利な結晶質岩系岩盤と同じ硬岩に属する。新第三紀堆積岩は、力学的強度が比較的低いため、空洞安定性等の面で制約を受け易い。

また、泥質岩は一般に砂質岩よりも空隙率、透水性が低く、典型的な多孔質性の岩盤であり、凝灰質岩と同様に塩基性岩ということで核種の吸着性は酸性岩の砂質岩に比べて高く、核種移行の観点からは核種が移行しにくい岩盤と考えられている。

本検討では、地層処分研究開発第2次取りまとめを参考に、結晶質岩では「酸性岩（花崗岩類）」、堆積岩では「新第三紀堆積岩（泥質岩／凝灰質岩）」をそれぞれレファレンスケースの岩種とすることを基本とし、各種の解析評価の特殊性に応じて、必要なデータセッ

トを設定することとする。

(3)地質構造条件

地層処分研究開発第2次取りまとめでは、処分場から生物圏に至るまでの天然バリア中の核種の移行経路は、一般に複数の地質構造や断層を経て非常に複雑で長い経路となると考えられるとしているが、特定のサイトを対象としていないことから、処分場は、処分場の安定性や性能に影響を及ぼす可能性のある活断層や透水性の高い大規模な破砕帯を伴う主要な断層から少なくとも 100m 以上離して配置されるものとして、安全評価解析を行っている。

従って、本検討においても、天然バリアの核種移行評価距離については、レファレンスケースを 100m とし、本検討で想定している処分深度相当の 500m 程度までをパラメータ範囲として、その領域を結晶質岩系岩盤の場合は亀裂性媒体、堆積岩系岩盤の場合は多孔質媒体で近似して天然バリア性能を評価することとする。

(4)水理条件

①動水勾配

深層ボーリングで地下深部の間隙水圧を地下水の流動方向に複数測定して動水勾配を求めている例は極めて稀である。これに対し、数多く収集されている地下水面の情報に基づいて、地下水面の動水勾配が下表 1.4-1 のように各地形要素毎にまとめられている。地下水面の動水勾配は必ずしも地下深部の動水勾配を現しているわけではないが、地層処分研究開発第2次取りまとめでは、地下深部の動水勾配は地下水面の動水勾配に比べて緩やかになると考えられており、これを用いることで保守的な評価が可能であるとしている。

表 1.4-1　地下水位データから求めた動水勾配[2]

地形要素	平均値	最大値	最小値
低地	0.008	0.067	0.000
台地	0.016	0.100	0.001
丘陵	0.035	0.138	0.003
山地	0.061	0.231	0.005

本検討では、地下水流動条件の一つの目安として、上表の各地形要素の平均的な動水勾配に着目して、レファレンスケースを(1)項の地形条件に対応させて低地の平均値相当の 0.01 とする。尚、動水勾配の地下水流速への影響については、次項の岩盤の透水係数をパラメータとした評価で包含することとする。

②透水係数

我が国の岩盤の透水係数は図 1.4-2 のような分布を示している。これらのデータのうち、文献データについては、80%以上がダムやトンネルの土木工事に関する調査データで、施工上の問題が指摘された現場についての報告が中心であるため、文献データには割れ目帯などの透水性の高い部分の測定値が含まれていると考えられている。

一方、東濃地域及び釜石鉱山における実測データによれば、ボーリング孔ごとの平均的な透水係数は、花崗岩では 10^{-8}m/s オーダーを中心に分布しており、また、新第三紀堆積岩については、砂岩、凝灰岩、泥岩の順に、最頻値が 10^{-8}m/s オーダーから 10^{-10}m/s オーダーに低下する傾向が認められるとしている。

従って、本検討においては、結晶質岩系、堆積岩系とも岩盤の透水係数のパラメータ範囲を 10^{-8}m/s から 10^{-10}m/s とし、この範囲の平均的な値として 10^{-9}m/s をレファレンスケースとして処分概念を検討する。

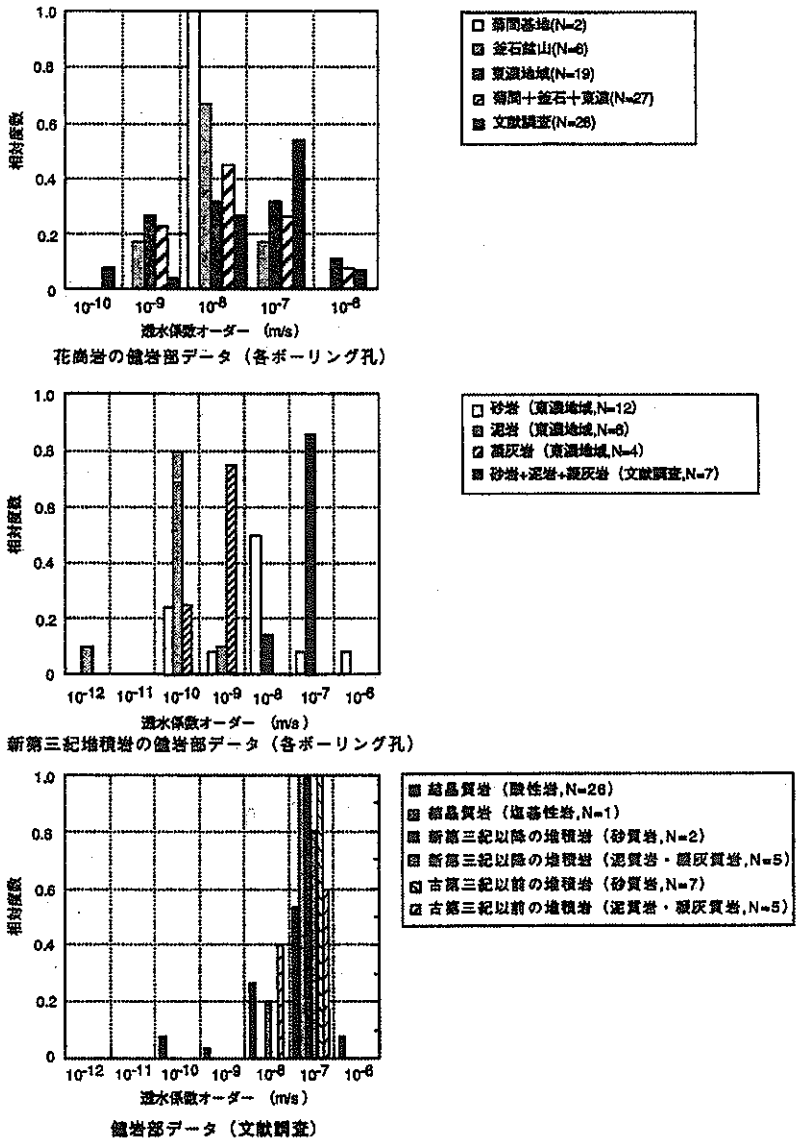


図 1.4-2　透水係数頻度分布[2]

③空隙率

岩盤の空隙率については、(6)項の岩盤物性データセットより、以下の値を用いることとする。

結晶質岩「酸性岩（花崗岩類）」　：2%

堆積岩「新第三紀堆積岩（泥質岩・凝灰質岩）」　：20%

(5)地下水化学条件

地層処分研究開発第2次取りまとめでは、我が国の地下水の水質について、既存の文献より得られる地下水データ及び東濃、釜石での深部地下水の実測データを用いた統計的解析により、表1.4-2に示す2種類の代表的な水質が示されている。

本検討では、この内の代表的な降水系高pHの水質条件をレファレンスケースに用いることとし、岩石への核種の吸着係数や溶解度等が比較的変化し得る海水起源の水質についてもパラメータ範囲として評価することとする。

表1.4-2　地下水組成パターン[2]

	降水系高pH型地下水 (レファレンスケース)	海水系高pH型地下水 (地質環境変更ケース)
pH	8.5	8.0
Eh[mV]	-281	-303
		単位：[mol l^{-1}]
Na (Total)	3.6×10^{-3}	6.2×10^{-1} 2)
Ca (Total)	1.1×10^{-4}	3.3×10^{-4}
K (Total)	6.2×10^{-5}	1.1×10^{-2}
Mg (Total)	5.0×10^{-5}	2.5×10^{-4}
Fe (Total)	9.7×10^{-10}	3.9×10^{-8}
Al (Total)	3.4×10^{-7}	3.2×10^{-9}
C (Total)	3.5×10^{-3}	3.5×10^{-2}
S (Total)	1.1×10^{-4}	3.0×10^{-2}
B (Total)	2.9×10^{-4} 1)	1.7×10^{-3} 1)
P (Total)	2.9×10^{-6} 1)	2.6×10^{-7} 1)
F (Total)	5.4×10^{-5} 1)	1.0×10^{-4} 1)
Br (Total)	—	5.3×10^{-4} 1)
I (Total)	—	2.0×10^{-4} 1)
N (Total)	2.3×10^{-5} 1)	5.2×10^{-3} 1)
Cl (Total)	1.5×10^{-5} 2)	5.9×10^{-1}
Si (Total)	3.4×10^{-4}	3.0×10^{-4}

1) 実測地下水の平均値より設定
2) 電荷バランスをとるために調整

(6)岩盤力学条件

①岩盤強度

岩盤強度は空洞安定性の確保の観点から処分施設の設計に大きな影響を与える重要な地質環境条件の一つである。地層処分研究開発第 2 次取りまとめでは、我が国の岩盤物性について、既存の文献データ及び東濃、釜石等での実測データが各岩種ごとにまとめられており、これらのデータに基づいて, 表 1.4-3 の岩盤の基本的な物性値のデータセットが示されている。

結晶質岩は強度が高く、その強度範囲では、空洞安定性の確保の面で特に制約がないことから、本検討においても、結晶質岩については、硬岩系岩盤（HR：結晶質岩酸性岩の平均値）のデータセットをレファレンスケースとする。

一方、堆積岩のうち、先第三紀堆積岩は結晶質岩と同程度に強度が高く、硬岩系岩盤に包含されるが、新第三紀堆積岩は幅広い強度分布を示すことから、処分深度に応じた空洞安定性を十分考慮した処分概念を検討する必要がある。

従って、堆積岩については、軟岩系岩盤データセット（SR-A～E）のうち、処分深度 500 m 程度を想定した場合の比較的硬めの岩盤 SR-B をレファレンスケースとし、処分深度 300 m 程度を想定した場合の比較的柔らかめの岩盤 SR-D についても検討を行うこととし、処分深度と軟岩系岩盤データセットの全領域をパラメータ範囲として広範な空洞安定性の評価を行っておくこととする。

表 1.4-3　岩盤の基本的な物性値[2]

対象岩盤	結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤				
物性区分	HR	SR-E	SR-D	SR-C	SR-B	SR-A
単位体積重量 γ_t(Mgm^{-3})	2.67	1.70	1.95	2.20	2.35	2.45
有効間隙率 n_e(%)	2	60	45	30	20	15
一軸圧縮強度 q_u (MPa)	115	5	10	15	20	25
弾性係数 E (MPa)	37,000	1,500	2,500	3,500	4,000	5,000
ポアソン比 υ	0.25	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
粘着力 c (MPa)	15	1.0	2.0	3.0	4.0	5.0
内部摩擦角 ϕ (deg)	45	25	27	28	29	30
引張強度 σ_t (MPa)	8	0.7	1.4	2.1	2.8	3.5
側圧係数 K_0	164/h+0.74　(h: 深度(m))					

②側圧係数

地下深部の側圧係数は、人工バリアへの力学的影響を評価する上で重要な地質環境条件の一つである。地層処分研究開発第 2 次取りまとめでは、我が国の側圧係数は、既存の文献データに東濃、釜石等の実測値を加え、図 1.4-3 に示すように、岩種によらず下式で表現されている。

側圧係数 K＝164/h+0.74

[h：深度 m]

本検討では、上式を用いて、地圧を設定することとする。

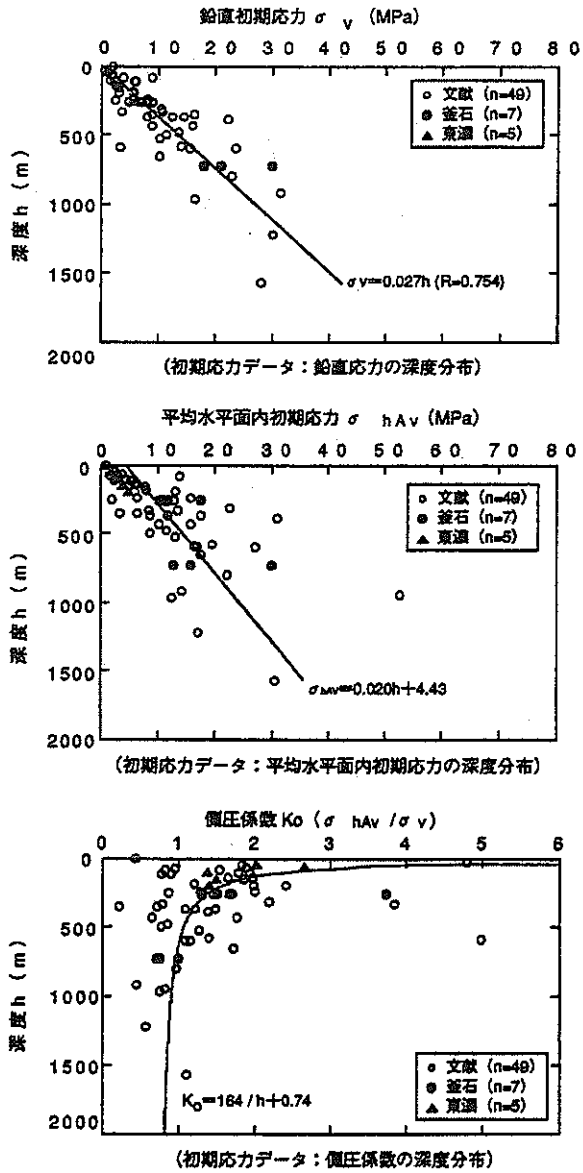


図 1.4-3　側圧係数と深度との関係[2]

(7)岩盤の熱的条件

①岩盤熱物性

岩盤の熱物性に関しては、表 1.4-4 に示すように、岩石の空隙率を基に力学物性と相関をとったデータセットが整理されている[9]。

従って、岩盤の熱物性については、表 1.4-4 に示される値をそれぞれ用いることとする。

表 1.4-4　岩盤の熱物性[9]

対象岩盤		結晶質岩	堆積岩				
物性区分		HR	SR-A	SR-B	SR-C	SR-D	SR-E
熱伝導率　λ	(W/m℃)	2.8	2.5	2.4	2.2	1.9	1.5
比熱　C	(J/kg℃)	1,000	1,200	1,300	1,400	1,700	2,100

②地温勾配

我が国の地温勾配については、火山地域を除く大部分の地域において、2～5℃/100m の範囲にあり、最頻値は 2～3℃/100m 程度とされている。

従って、本検討では 3℃/100m を用いる。

1.4.3　まとめ

以上、レファレンスケースの地質環境条件とそのパラメータ範囲をまとめて表 1.4-5 に示す。

なお、核種移行解析評価に必要な詳細な水理・核種移行データセット、生物圏データセット等については、4 章の性能評価において記述する。

表 1.4-5　TRU 処分概念取りまとめにおけるレファレンスケースの地質環境条件とパラメータ範囲

項目	レファレンスケース	パラメータ範囲	備考
地形条件	低地	水理、水質条件の巾で考慮	第 2 次取りまとめでは 4 つに分類 山地、丘陵、平野(台地、低地)
岩種	結晶質岩：酸性岩(花崗岩類) 堆積岩　：新第三紀堆積岩 (泥質岩・凝灰質岩)		第 2 次取りまとめでは 6 種類に分類 結晶質岩 ┌酸性岩　(花崗岩類、流紋岩類、片岩) └塩基性岩(斑レイ岩類、玄武岩類) 堆積岩 ┌新第三紀(砂質岩) 〃　(泥質岩・凝灰質岩) 先第三紀(砂質岩) └〃　(泥質岩・凝灰質岩)
地質構造条件	核種移行評価距離　100m (結晶質岩：亀裂性媒体として取扱う 堆積岩　：多孔質媒体として取扱う)	100m～500m	第 2 次取りまとめでは、処分場は処分場の安定性や性能に影響を及ぼす可能性のある大規模な断層から少なくとも 100m 以上離れて設置されるものとし、処分場レイアウトを考慮して、2886m までパラメータとして評価。
水理条件	透水係数 10^{-9}m/s	10^{-8}～10^{-10}m/s	第 2 次取りまとめでは、処分深度 1000m で期待し得る 1 オーダー程度低い透水量係数条件(10^{-10} m^2/s)をレファレンス。
	空隙率　結晶質岩　2% 堆積岩　20%		
	動水勾配　0.01(低地の平均)	透水係数の巾で考慮	
地下水化学条件	降水系―高 pH	海水系―高 pH	第 2 次取りまとめのデータセット
岩盤力学	硬岩(酸性岩；花崗岩類) (c / ϕ　15MPa/45° 弾性係数　37,000MPa 側圧係数　1.07 at 500m 地温勾配　3℃/100m)		第 2 次取りまとめのデータセット
	軟岩(新第三紀泥質岩・凝灰質岩) (深度　500m　300m c/ ϕ　4MPa27°　2MPa/29° 弾性係数　4,000MPa　2,500MPa 側圧係数　1.07　1.3 地温勾配　3℃/100m 3℃/100m)	c/ ϕ　5MPa/30°　～1MPa/25° 弾性係数　5,000～1,500MPa	第 2 次取りまとめのデータセット

参考文献

[1] 原子力委員会（1994）：原子力の研究、開発及び利用に関する長期計画（平成 6 年）

[2] 核燃料サイクル開発機構（1999）：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第 2 次取りまとめ、JNC TN1400 99-020, 021, 022, 023

[3] 核原料物質、核燃料物質及び原子炉の規制に関する法律施行令第 13 条の 9

[4] 原子力安全委員会安全基準専門部会 (1987)：低レベル放射性固体廃棄物の陸地処分の安全規制に関する基準値について（昭和 62 年 6 月）

[5] 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1998)：現行の政令濃度上限値を超える低レベル放射性廃棄物処分の基本的考え方について（平成 10 年 10 月 16 日）

[6] 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (2000)：超ウラン核種を含む放射性廃棄物処理処分の基本的考え方について（平成 12 年 3 月）

[7] 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1998)：RI・研究所等廃棄物処理処分の基本的考え方について（平成 10 年 5 月 28 日）

[8] 原子力委員会原子力バックエンド対策専門部会 (1997)：高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発等の今後の進め方について（平成 9 年 4 月 15 日）

[9] 谷口航他 (1999)：地層処分場設計のための地質環境基本特性、JNC TN8400 99-053.

第2章

第２章　TRU 廃棄物の発生と特性

本章では、TRU 核種を含む放射性廃棄物の全てについて、発生と特性を調査整理し、その上で、処分概念の検討の対象とした TRU 廃棄物（全 α 核種濃度が 1 GBq/t 以上及び廃銀吸着材）の発生と特性をまとめた。

2.1　TRU 核種を含む放射性廃棄物の種類と管理

2.1.1　廃棄物の発生施設

TRU 核種を含む放射性廃棄物の大部分は、再処理施設と MOX 燃料加工施設において発生する。我が国においては、現在、JNC の東海再処理工場と MOX 燃料加工施設において発生しており、今後は、海外再処理委託に伴う返還廃棄物や国内の民間再処理施設、民間 MOX 燃料加工施設さらに長期的には老朽化した再処理施設や MOX 燃料加工施設の解体による TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生量の増大が見込まれる。

2.1.2　廃棄物の種類

(1)再処理施設の操業に伴い発生する廃棄物

国内外の再処理施設の操業に伴い発生する放射性廃棄物は、その分類と名称がプラントの構成、放射性廃棄物の管理形態等により多少異なっているが、発生の仕方により次の２つに大別できる。

・操業に伴い発生するプロセス廃棄物

・運転、保守及び補修に伴い発生する種々雑多な雑廃棄物

プロセス廃棄物は、発生元および廃棄物の性状が比較的明確であり、通常のピューレックス法（JNC、民間、COGEMA、BNFL とも採用している湿式法）による軽水炉燃料再処理では次の廃棄物が発生する。(プラント構成の違いにより、発生しない廃棄物もある)

・低レベル濃縮廃液

・廃溶媒

・廃樹脂

・廃銀吸着材

・ハル・エンドピース

・廃活性炭

JNC 再処理施設の場合、操業初期の頃において、低レベル廃液の処理として行われた凝集沈殿処理に伴い発生した、

・スラッジ

がある。

雑廃棄物は、含まれる放射性物質の種類・濃度及び廃棄物の燃焼性の観点から以下の 6 種類に分類することができる。放射能濃度の観点からは放射能濃度の高いものをⅠ、低いものをⅡ（さらに低いものはⅢ）とし、燃焼性の観点からは可燃、難燃、不燃に分類した。

・可燃性廃棄物Ⅰ

・難燃性廃棄物Ⅰ

・不燃性廃棄物Ⅰ

・可燃性廃棄物Ⅱ

・難燃性廃棄物Ⅱ

・不燃性廃棄物Ⅱ

これらの廃棄物の概要を表 2-1 及び図 2-1 に示す。

なお、廃棄物の名称は、国内で発生する廃棄物については同様の廃棄物は出来るだけ同じ名称に統一したが、返還低レベル廃棄物については、COGEMA 社から提示されている名称をそのまま使用した。

(2)MOX 燃料加工施設の操業に伴い発生する廃棄物

MOX 燃料加工施設（民間、JNC）で発生する放射性廃棄物は、運転、保守及び補修に伴い発生する種々雑多な雑廃棄物のみであり、主としてグローブボックス内で発生する。

これらは、主として廃棄物の燃焼性の観点から以下のように分類される。

・可燃性廃棄物

・難燃性廃棄物

・不燃性廃棄物

これらの廃棄物の概要を表 2-2 に示す。

(3)施設の解体に伴い発生する廃棄物

再処理施設、MOX 燃料加工施設（JNC）の解体により、遮蔽セルやグローブボックス内の放射性物質で汚染した設備・機器や汚染した配管類等が金属廃棄物に、汚染した建物の一部がコンクリート廃棄物となる他、施設や設備の解体・除染作業に伴い放射性の廃液や、除染用の紙、布等の二次廃棄物が発生する。

これらの廃棄物の概要を表 2-3 に示す。

表 2-1　再処理施設で発生する放射性廃棄物(1)

	種　類	発　生	主な成分、物質等
プロセス廃棄物	低レベル濃縮廃液	再処理施設の各工程から発生する酸回収凝縮水、分析廃液、廃ガス洗浄液、各機器の除染廃液等の廃液をまとめて蒸発濃縮したもの。	$NaNO_3$、$NaNO_2$、Na_2CO_3、Na_2HPO_4
	廃溶媒	溶媒処理設備から発生する廃溶媒残渣及び定期的に更新する工程内の溶媒であり、リン酸トリブチル(TBP)と n-ドデカンの混合物。	TBP n-ドデカン
	廃樹脂	使用済燃料貯蔵プール水等の浄化に使用される有機イオン交換体。	粒状イオン交換樹脂（ビーズ樹脂） 粒径：約 1 mm
	廃活性炭	海洋放出する廃液中の TBP 除去に使用する吸着材。	粒径：約 1 ～ 2 mm
	ハル・エンドピース	燃料集合体をせん断・溶解した後の残渣であり、被覆管（ハル）とエンドピース等から構成される。ハルはジルカロイ、エンドピースはステンレス鋼製。	ジルカロイ、ＳＵＳ、インコネル
	廃銀吸着材	シリカゲルに硝酸銀を添着した固体状の粒子。(民間) ゼオライトにイオン交換で銀を担持させた固体状の粒子。(JNC)	銀含有率：約 12wt%（民間） 約 38.7wt%（JNC） 粒径：約 1～2mm（民間） 10～16MESH（JNC）
	スラッジ	再処理施設での洗濯排水などを凝集沈殿処理した時の沈殿物。	Fe_2O_3, $Fe(OH)_3$, $CaCo_3$, $NaNO_3$

表 2-1　再処理施設で発生する放射性廃棄物(2)

	種　類	発　生	主な成分、物質等
雑廃棄物	可燃性廃棄物Ⅰ	グローブボックス、セル内で発生する可燃性の廃棄物。	紙、布、木片、酢酸ビニル　等
	難燃性廃棄物Ⅰ	グローブボックス、セル内で発生する難燃性の廃棄物。	ポリエチレン、ゴム手袋　等
	不燃性廃棄物Ⅰ	グローブボックス、セル内で発生する不燃性の廃棄物及び再処理工場の操業に伴い定期的に発生する設備資材等。	配管、工具、針金、ﾎﾞﾙﾄ、ﾅｯﾄ、ﾎﾟﾝﾌﾟ、ﾓｰﾀ（金属） ｶﾞﾗｽ、ｱｸﾘﾙ、ｺﾝｸﾘｰﾄ、断熱材（その他）
	可燃性廃棄物Ⅱ	グローブボックス、セル外で発生する可燃性の廃棄物。	紙、布、木片、酢酸ビニル　等
	難燃性廃棄物Ⅱ	グローブボックス、セル外で発生する難燃性の廃棄物。	ポリエチレン、ゴム手袋　等
	不燃性廃棄物Ⅱ	グローブボックス、セル外で発生する不燃性の廃棄物。	配管、工具、針金、ﾎﾞﾙﾄ、ﾅｯﾄ、ﾎﾟﾝﾌﾟ、ﾓｰﾀ（金属） ｶﾞﾗｽ、ｱｸﾘﾙ、ｺﾝｸﾘｰﾄ、断熱材（その他）

表 2-2　MOX 燃料加工施設の操業により発生する放射性廃棄物

種　類	発　生	性　状
可燃性廃棄物	グローブボックス内で発生する廃棄物で容易に焼却できるもの。	紙、布、木片、ポリエチレン、プラスチック、酢酸ビニル
難燃性廃棄物	グローブボックス内で発生する廃棄物で完全燃焼が難しく、大量に焼却することが困難なもの、塩素含有量が高く、焼却炉付属機器に対して腐食を発生されるもの及びフッ素を含むもの。	RI ゴム手袋、グローブ、ネオプレーンゴム、塩化ビニル、RI シューズ、ガムテープ、テフロン
不燃性廃棄物	グローブボックス内で発生する廃棄物で焼却できないもの及びグローブボックス内空気の浄化に使用するフィルタ。	(金属) 配管、工具、針金、ボルト、ナット、ポンプ、モータ (フィルタ) HEPA フィルタ、プレフィルタ (その他) ガラス、アクリル、コンクリート、断熱材

表 2-3　施設の解体により発生する放射性廃棄物

	種　類	発　生		性　状
再処理施設	不燃性廃棄物Ⅰ（金属）	放射性物質で汚染したセル、グローブボックス内の内装設備・機器及び換気設備（金属製遮蔽体は除外）	せん断ｾﾙ、溶解ｾﾙ等	塔槽類 プロセスセル・ライニング 機械類 配管類、換気ダクト、ファン等
	不燃性廃棄物Ⅱ（金属）		U･Pu 精製セル等	
	不燃性廃棄物Ⅲ（金属）		油分除去施設等	
	不燃性廃棄物Ⅰ（ｺﾝｸﾘｰﾄ）	汚染しているセルの内表面をはつる(50mm)ことにより発生する汚染コンクリート片	全体の 10%	はつりコンクリート
	不燃性廃棄物Ⅱ（ｺﾝｸﾘｰﾄ）		発生廃棄物の大部分	
	二次廃棄物（固体）	セル内の解体・除染作業　（二次廃棄物）		紙、布、木片等
	二次廃棄物（液体）	機器配管内に付着している放射性物質の洗浄、セルの除染等（二次廃棄物）		硝酸
	二次廃棄物（フィルタ）	解体作業エリアの換排気　（二次廃棄物）		HEPA フィルタ プレフィルタ
MOX燃料加工施設	不燃性廃棄物（金属）Ⅰ	グローブボックス内の内装設備機器類及びグローブボックス及び解体作業に伴う二次廃棄物	全体の 60%	各種工程機器類 配管類、換気ダクト、ブロア作業台等
	不燃性廃棄物（金属）Ⅱ		全体の 40%	
	二次廃棄物Ⅰ（難燃）	グローブボックスの窓、グローブ、管理区域床のリノリウム、及びグリーンハウス用シート等二次廃棄物	全体の 60%	
	二次廃棄物Ⅱ（難燃）		全体の 40%	
	二次廃棄物Ⅰ（可燃）	換排気フィルター、ユーティリティの樹脂、木片等及び除染作業等に伴う二次廃棄物	全体の 60%	紙、布、木片等
	二次廃棄物Ⅱ（可燃）		全体の 40%	

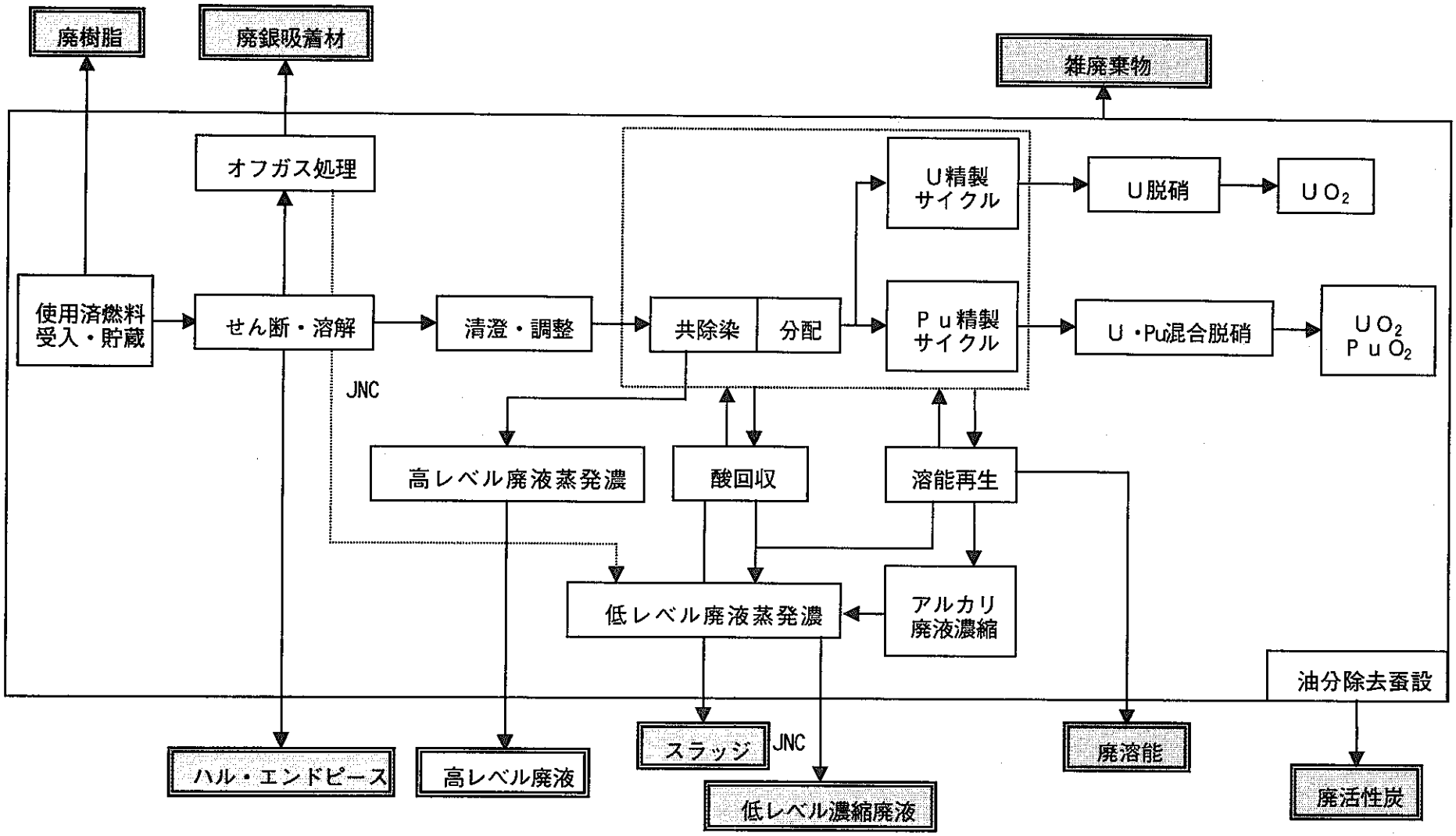


図 2-1　再処理の工程と放射性廃棄物の発生

2.1.3 JNC における TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生と管理の現状

JNC の東海再処理工場では、1981 年に本格操業を開始して以来これまでに（平成 10 年度末）約 940 tU の使用済燃料を処理し、それに伴って放射性廃棄物が処理済み、未処理を合わせて約 8 万本（200L ドラム缶換算）保管されている。また、MOX 燃料加工施設では、1968 年以来、常陽、ふげん、もんじゅ等の燃料を約 155tMOX 製造し、約 1.5 万本の放射性廃棄物が保管されている。

東海再処理工場では、雑廃棄物は発生場所により区分されており、分離されたプルトニウムを扱う工程から発生する放射性廃棄物を α 廃棄物（廃棄物Ⅰ）、それ以外の放射性廃棄物を $\beta\gamma$ 系廃棄物（廃棄物Ⅱ）として分けられている。MOX 燃料加工施設で発生する廃棄物は全て α 廃棄物となっている。

東海再処理工場で発生する廃棄物のうち、液体廃棄物である低レベル濃縮廃液Ⅰ、低レベル濃縮廃液Ⅱについてはアスファルト固化処理が行われていた。廃溶媒についてはプラスチック固化処理が行われている。また、固体廃棄物の内、可燃性廃棄物Ⅱについては焼却処理が行われている。MOX 燃料加工施設で発生する廃棄物については、プルトニウム廃棄物処理技術開発施設において、一部の廃棄物について可燃性廃棄物、難燃性廃棄物の焼却、焼却灰の溶融、不燃性廃棄物の溶融の各処理が行われているが、未処理のまま保管されているものが多い。

未処理及び処理済みの廃棄物は、基本的には 200L ドラム缶に収納されてそれぞれ貯蔵施設に保管されているが、一部、不定形或いは大型のものがコンテナあるいは専用の容器に収納されている。発熱性のハル等廃棄物は、専用の缶に収納し、水中に保管されている。

JNC における TRU 核種を含む放射性廃棄物の現在の発生量[3]と処理形態を表 2-4 に示す。

表 2-4　JNC の東海再処理工場と MOX 燃料加工施設における

放射性廃棄物の処理方法と累積発生量

施設＼項目	廃棄物の種類	現在の処理方法	平成 10 年 3 月末の保管量	
			固化体	未処理廃棄物
東海再処理工場	ハル等廃棄物	——	——	約 1,000m^3
	低レベル濃縮廃液	アスファルト固化	約 30,000 本	約 1,200m^3
	廃溶媒	プラスチック固化	約 1,600 本	約 60m^3
	スラッジ	——	——	約 1,100m^3
	再処理雑廃棄物（可燃性、難燃性、不燃性）	焼却	——	約 6,800m^3
MOX燃料加工施設	MOX 雑廃棄物（可燃性、難燃性、不燃性）	焼却あるいは溶融固化	約 100 本（注 1）	約 3,100m^3
総　計			約 31,700 本（約 6,400m^3）	約 13,300m^3

（注 1）現状は、焼却あるいは溶融固化のみを行っているが、将来的にはドラム缶に充填しセメント固化体とする予定。

2.2 廃棄体発生量の予測

2.2.1 廃棄物の処理及び廃棄体

返還低レベル廃棄物についてはアスファルト固化などの処理が行われているが、国内で発生した廃棄物は、現状では JNC の一部の廃棄物を除いて殆どが未処理であり、最終的に処分される廃棄体の形態は決まっていない。そのため、今後の処分の検討を進めるにあたり、国内で発生する廃棄物については各廃棄物について処分する形態（このような廃棄物を以後、「廃棄体」という）とそのための処理方式を設定する必要がある。

本検討では、発生した廃棄物は、既に固化処理されているもの以外は、合理的な範囲で減容、無機化処理した後、安定な固化体とすることとして、国内外の事例を参考に廃棄物の処理方式および廃棄体を想定した（表 2-5～7）。

なお、本検討で算出した発生量は、前提条件及び施設の操業状況等により、変動する可能性を有するものである。

2.2.2 廃棄体発生量

TRU 核種を含む放射性廃棄物の発生量として、これらの廃棄物と同じく使用済燃料の再処理から発生する高レベル廃棄物の発生量と対応させるため、地層処分研究開発第 2 次取りまとめ[1]において用いられている高レベル放射性廃棄物のガラス固化体 4 万本の規模を想定し、これが発生する再処理施設の操業、MOX 燃料加工施設の操業を行った場合の発生量を算出した。なお、その際、下記のサイクル事業計画を想定し、また、試算には海外からの返還廃棄物を含めるとともに、JNC の東海再処理工場及び MOX 燃料加工施設の主要な施設の解体を想定し、解体に伴い発生する放射性廃棄物も含めることとした。その結果、これらの廃棄物を減容・固形化した場合の累積発生量は表 2-8 に示すように総計で約 56,000m^3 となった。

(1)民間再処理操業廃棄物

・施設規模：800MTU/年

・2005 年に運転開始、2010 年に本格運転（800 tU/年）開始

・使用済燃料処理量（累計）：25,000 tU

(2)民間 MOX 操業廃棄物

・施設規模：100 tHM/年を想定

・民間再処理施設の操業に伴い、2035 年までに MOX 燃料を累計で約 3000tHM 製造すると想定。

(3)JNC 再処理操業廃棄物

・1997 年度までの累積処理量：936 tU

・1998 年度から 2004 年度まで操業計画に従って運転（373 tU）

・2005 年以降 40 tU/年で運転

・使用済燃料処理量（累計）：約 2,550 tU

(4)JNCMOX 操業廃棄物

・1997 年度までの累積製造量：約 155 tMOX

・これまでの実績では、廃棄物発生量は製造量に依存していないことから、毎年一定の量の廃棄物が発生するとする

(5)解体廃棄物

・JNC 東海再処理工場が 2035 年に解体されるとして、再処理主工場、廃棄物処理場、分析所を対象に、核物質及び FP 等で汚染した塔槽類、配管、機器などの金属廃棄物及び遮蔽セルなどの汚染コンクリートなどの他、解体作業に伴って発生する二次廃棄物の量を推計。建物本体は、転用利用。

・JNC のプルトニウム燃料第 1、第 2、第 3 開発室が 2035 年に解体されるとして換排気ダクト、グローブボックス、グローブボックス内のプロセス機器等の他、解体作業に伴って発生する二次廃棄物の量を推計。建物本体は、転用利用。

(6)返還低レベル廃棄物

・電気事業者と COGEMA との再処理役務契約に基づいて返還される予定の廃棄体数量。BNFL 分については試算を行っていない。

2.3 廃棄体の放射性物質濃度

各廃棄体について、以下の条件の下に廃棄体中の放射性物質濃度の推定を行った。各廃棄体の全α核種及び全$\beta\gamma$核種の放射性物質濃度を表 2-8 に、その分布を図 2-2 に示す。また、主要核種毎の放射性物質濃度を表 2-9 に示す。

(1)民間再処理操業廃棄物

ハル・エンドピースの放射性物質濃度は、表 2-10 の計算条件で ORIGEN2[2]による計算により求めた。低レベル濃縮廃液、廃溶媒、廃銀吸着材及び廃活性炭の放射性物質濃度は、再処理工場内の放射性物質量収支計算に基づき設定した。また、雑廃棄物は、全α及び全$\beta\gamma$放射性物質濃度を先行再処理工場の運転実績などに基づいて設定し、核種組成を PWR の使用済燃料組成と同一として求めた。

(2)民間 MOX 操業廃棄物

全α及び全$\beta\gamma$放射性物質濃度を先行 MOX 燃料加工施設の運転実績などに基づいて設定し、核種組成を MOX 燃料組成と同一として求めた。

(3)JNC 再処理操業廃棄物

ハル・エンドピースの放射性物質濃度は、表 2-10 の計算条件で ORIGEN2 による計算により求めた。他の廃棄物は、放射性物質濃度等の実測値や核種の移行率の実績値のあるものはこれらに基づいて設定し、ないものについては、設備の設計仕様に基づいて、ないしは推定により設定した。

(4)JNCMOX 操業廃棄物

実測値の平均値に基づいて設定した。

(5)JNC 再処理解体廃棄物

金属廃棄物については、放射性物質濃度をⅠ～Ⅲの 3 つのレベルに区分し、最も高いⅠは再処理操業廃棄物の雑固体廃棄物Ⅰと同等、Ⅱはその十分の一以下に、Ⅲは千分の一以

下に設定した。また、汚染コンクリートは、Ⅰ及びⅡの２つのレベルに区分し、各々金属廃棄物の百分の一に設定して求めた。

(6)JNCMOX 解体廃棄物

プルトニウム燃料開発施設の各グローブボックス内（工程）の汚染レベルを考慮し、汚染レベルの高い工程の内装機器、配管類は MOX 操業廃棄物の不燃性廃棄物と同等、それ以外のものはその十分の一以下に設定して求めた。

(7)返還低レベル廃棄物

放射性物質濃度は、COGEMA 社から提示されたものを使用した。

表 2-5　想定する廃棄物処理と廃棄体形状（再処理施設）

	種　類	処理方法	容　器	固化方法	備　考
プロセス廃棄物	ハル・エンドピース	圧縮	キャニスター	―	民間、JNC
	低レベル濃縮廃液	乾燥・造粒 蒸発濃縮	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 アスファルト固化	民間、JNC JNC
	廃溶媒	乾溜分解→水熱固化 TBP 分離	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 プラスチック固化	民間 JNC
	廃樹脂	脱水→焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	廃活性炭	脱水→焼却→水熱固化 脱水→焼却→溶融	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間 JNC
	廃銀吸着材	吸着メディア解体	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	スラッジ	脱水	200L ドラム	セメント固化	JNC
雑廃棄物	可燃性廃棄物 I	焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	難燃性廃棄物 I	焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
	不燃性廃棄物 I	溶融 切断	200L ドラム 角型容器	セメント固化 セメント固化	民間、JNC 民間
	可燃性廃棄物 II	焼却→水熱固化 焼却→溶融	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間 JNC
	難燃性廃棄物 II	焼却→水熱固化 焼却→溶融	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間 JNC
	不燃性廃棄物 II	圧縮 切断	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化	民間、JNC 民間

想定する廃棄物処理と廃棄体形状（返還低レベル廃棄物）

	種　類	処理方法	容　器	固化方法	備　考
	ハル・エンドピース等	圧縮	キャニスター	―	
	低レベル濃縮廃液	化学処理	200L ドラム	アスファルト固化	

表 2-6　想定する廃棄物処理と廃棄体形状（MOX 燃料加工施設）

種　類	処理方法	容　器	固化方法	備　考
可燃性廃棄物	焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
難燃性廃棄物	焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	民間、JNC
不燃性廃棄物	溶融	200L ドラム	セメント固化	民間

表 2-7　想定する廃棄物処理と廃棄体形状（施設解体）

	種　類	処理方法	容　器	固化方法	備　考
再処理施設	不燃性廃棄物(金属)	切断 切断	200L ドラム	セメント固化 －	
	不燃性廃棄物(ｺﾝｸﾘｰﾄ)	粉砕 粉砕	200L ドラム	セメント固化 －	
	二次廃棄物	乾燥・造粒 焼却→溶融	200L ドラム	セメント固化	液体廃棄物 可燃性廃棄物 フィルタ
MOX施設	不燃性廃棄物(金属)	切断 切断	200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 －	
	二次廃棄物	焼却→溶融 焼却→溶融 溶融	200L ドラム 200L ドラム 200L ドラム	セメント固化 セメント固化 セメント固化	可燃物 難燃物 不燃物

表2-8　廃棄体推定累積量

区分	廃棄物種類	廃棄体推定累積量 発生本数 本	廃棄体推定累積量 発生量 m³	放射能濃度 α核種 Bq/t	放射能濃度 βγ核種 Bq/t
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	4,844	969	2.1E+10	3.2E+07
	低レベル濃縮廃液Ⅱ　（運開後５年間）	2,288	458	2.2E+07	1.0E+10
	低レベル濃縮廃液Ⅱ　（運開後６年以降）	13,920	2,784	3.8E+07	1.7E+10
	廃溶媒	3,188	638	5.0E+07	1.6E+10
	焼却灰溶融体（可燃・難燃Ⅰ、廃樹脂）	156	31	1.7E+12	1.7E+14
	廃活性炭	1,063	213	7.2E+05	8.5E+05
	ハル・エンドピース	18,750	3,638	3.0E+12	1.6E+15
	廃銀吸着材	1,188	238	1.3E+07	1.2E+11
	不燃性廃棄物Ⅰ　（HEPA、小物金属）	3,438	688	1.8E+10	1.9E+12
	不燃性廃棄物Ⅰ　（機器廃品）	250	1,445	3.4E+10	3.6E+13
	不燃性廃棄物Ⅰ　（低汚染部位）	750	4,335	2.8E+06	3.0E+09
	不燃性廃棄物Ⅰ　（その他）	938	5,419	4.6E+07	6.2E+10
	可燃性廃棄物Ⅱ	3,156	631	4.4E+08	4.4E+10
	難燃性廃棄物Ⅱ	1,031	206	2.5E+08	2.5E+10
	不燃性廃棄物Ⅱ　（HEPA）	3,000	600	2.6E+07	2.6E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ　（圧縮体）	31,625	6,325	2.0E+07	2.0E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ　（非圧縮体）	656	131	1.7E+07	1.7E+09
	小　計	90,240	28,747		
ＪＮＣ再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ　（アスファルト固化）	16,638	3,328	3.9E+09	4.9E+11
	低レベル濃縮廃液Ⅰ　（１９９８年度以降）	11,819	2,364	9.9E+09	1.3E+12
	低レベル濃縮廃液Ⅱ　（アスファルト固化）	13,296	2,659	2.3E+08	3.5E+10
	低レベル濃縮廃液Ⅱ　（１９９８年度以降）	13,946	2,789	4.2E+08	6.3E+10
	廃溶媒	2,550	510	3.9E+06	1.2E+09
	焼却灰溶融体（可・難燃Ⅰ、廃樹脂、廃活性炭）	482	96	1.6E+10	2.7E+12
	ハル・エンドピース	1,918	372	3.9E+11	1.6E+15
	廃銀吸着材	153	31	0.0E+00	4.9E+08
	不燃性廃棄物Ⅰ　（金属）	2,315	463	7.6E+09	1.3E+12
	不燃性廃棄物Ⅰ　（その他）	2,315	463	6.5E+09	1.1E+12
	可燃性廃棄物Ⅱ	805	161	1.9E+07	3.2E+09
	難燃性廃棄物Ⅱ	210	42	1.9E+07	3.2E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ　（金属）	8,475	1,695	1.2E+07	2.1E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ　（その他）	8,475	1,695	1.0E+07	1.8E+09
	スラッジ	5,740	1,148	1.2E+07	3.2E+09
	小　計	89,137	17,816		
民間ＭＯＸ操業廃棄物	可燃性廃棄物	92	18	5.4E+11	8.1E+12
	難燃性廃棄物	61	12	5.2E+12	7.8E+13
	不燃性廃棄物	2,057	411	1.2E+11	1.8E+12
	小　計	2,210	442		
ＪＮＣＭＯＸ操業廃棄物	可燃性廃棄物	1,020	204	1.5E+12	5.5E+13
	難燃性廃棄物	680	136	4.0E+12	1.4E+14
	不燃性廃棄物	8,275	1,655	5.3E+11	1.9E+13
	小　計	9,975	1,995		
返還低レベル廃棄物	固形物収納体　（ハル等）	4,400	902	7.1E+11	4.3E+14
	ビチューメン固化体	1,200	270	4.3E+11	4.9E+13
	小　計	5,600	1,172		
ＪＮＣ再処理解体廃棄物	不燃性廃棄物Ⅰ　（金属）	3,334	667	5.6E+08	9.5E+10
	不燃性廃棄物Ⅱ　（金属）	2,500	500	5.6E+06	9.5E+08
	不燃性廃棄物Ⅲ　（金属）	4,167	833	1.3E+06	2.2E+08
	不燃性廃棄物Ⅰ　（コンクリート）	87	17	2.6E+07	4.4E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ　（コンクリート）	9,174	1,835	4.4E+06	7.5E+08
	二次廃棄物　（液体）	583	117	1.4E+10	2.4E+12
	二次廃棄物　（固体）	44	9	2.0E+08	3.4E+10
	二次廃棄物　（フィルタ）	78	16	2.0E+08	3.4E+10
	小　計	19,967	3,993		
ＪＮＣＭＯＸ解体廃棄物	不燃性廃棄物Ⅰ　（金属）	6,438	1,288	2.7E+08	9.8E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ　（金属）	1,729	346	6.2E+07	2.2E+09
	二次廃棄物Ⅰ　（可燃）	31	6	2.0E+10	7.3E+11
	二次廃棄物Ⅱ　（可燃）	47	9	2.0E+09	7.3E+10
	二次廃棄物Ⅰ　（難燃）	6	1	5.2E+10	1.9E+12
	二次廃棄物Ⅱ　（難燃）	10	2	5.2E+09	1.9E+11
	二次廃棄物Ⅰ　（不燃）	245	49	2.1E+09	7.4E+10
	二次廃棄物Ⅱ　（不燃）	368	74	2.1E+08	7.4E+09
	小　計	8,874	1,775	－	－
合　計		226,003	55,940	－	－

表2-9 評価上重要な核種について廃棄体毎の放射能濃度

区分	廃棄物種類	各廃棄体の放射能濃度(Bq/t)																												
		Cm-244	Pu-240	U-236	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	Pu-242	U-238	U-234	Am-243	Pu-239	U-235	C-14	Cl-36	Co-60	Ni-59	Ni-63	Se-79	Sr-90	Zr-93	Mo-93	Nb-94	Tc-99	Pd-107	Sn-126	I-129	Cs-135	Cs-137
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	7.0E+09	1.3E+09	8.5E+05	7.4E+05	5.3E+06	2.5E+09	1.1E+06	5.4E+06	7.1E+05	1.4E+05	5.9E+07	8.1E+08	4.9E+04	2.5E+01	4.9E-01	2.7E+03	4.5E-01	6.9E+01	2.2E+01	3.7E+06	9.9E+01	3.1E-02	7.1E-03	6.8E+02	5.7E+00	4.0E+01	1.7E+00	2.3E+01	5.1E+06
	低レベル濃縮廃液Ⅱ (運開後5年間)	3.9E+06	1.8E+06	6.3E+03	4.2E+02	3.2E+08	1.4E+06	3.3E+04	7.8E+03	5.4E+03	2.1E+04	3.3E+04	1.2E+06	3.6E+02	0.0E+00	0.0E+00	8.6E+08	1.5E+06	2.3E+08	5.1E+03	8.2E+08	2.3E+04	9.7E+03	4.1E+04	1.7E+05	1.3E+03	9.2E+03	6.0E+00	5.4E+03	1.2E+09
	低レベル濃縮廃液Ⅱ (運開後6年以降)	6.8E+06	3.2E+06	1.1E+04	7.3E+02	5.4E+08	2.4E+06	5.7E+04	1.4E+04	9.4E+03	3.7E+04	5.7E+04	2.0E+06	6.3E+02	0.0E+00	0.0E+00	1.5E+09	2.5E+06	3.9E+08	8.6E+03	1.4E+09	3.9E+04	1.7E+04	7.0E+04	3.0E+05	2.2E+03	1.6E+04	1.0E+01	9.2E+03	2.0E+09
	廃溶媒	1.5E+04	5.4E+06	1.7E+04	1.5E+00	2.1E+08	5.3E+03	2.6E+06	2.2E+04	1.5E+04	5.6E+04	1.2E+02	3.4E+06	1.0E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.4E+03	7.2E+08	2.0E+04	0.0E+00	3.6E+04	9.5E+05	1.2E+03	7.9E+03	5.2E+00	4.6E+03	9.8E+08
	焼却灰溶融体 廃樹脂 可燃性廃棄物Ⅰ 難燃性廃棄物Ⅰ	5.5E+11	1.0E+11	6.6E+07	5.8E+07	2.3E+13	2.0E+11	8.4E+07	4.3E+08	5.5E+07	2.2E+08	4.7E+09	6.5E+10	4.0E+06	1.9E+10	9.1E+07	1.5E+13	3.8E+10	6.0E+12	4.4E+09	1.6E+13	2.1E+10	1.7E+08	1.4E+10	3.0E+09	2.5E+07	1.8E+08	7.2E+06	1.0E+08	2.2E+13
	廃活性炭	3.8E+05	1.3E+04	1.3E+04	3.9E+01	4.6E+04	1.3E+05	2.7E+03	5.4E+01	1.1E+04	4.4E+04	3.2E+03	8.0E+03	7.9E+02	0.0E+00	0.0E+00	1.4E+05	2.5E+02	4.1E+04	2.4E-01	4.1E+04	1.1E+00	1.6E+00	2.0E+00	2.1E+02	6.2E-02	4.3E-01	3.0E-04	2.5E-01	5.4E+04
	ハル・エンドピース	9.7E+11	1.8E+11	1.2E+08	1.0E+08	4.2E+13	3.5E+11	1.5E+08	7.6E+08	9.9E+07	2.0E+07	8.3E+09	1.1E+11	6.8E+06	7.8E+10	1.5E+09	5.9E+14	4.8E+11	7.4E+13	2.0E+08	3.2E+13	1.4E+10	3.8E+09	1.4E+11	3.7E+10	5.1E+07	3.5E+08	1.5E+07	2.0E+08	4.5E+13
	廃銀吸着材	4.1E+06	7.2E+05	5.1E+02	4.3E+02	1.9E+08	1.5E+06	0.0E+00	3.2E+03	4.2E+02	1.7E+03	3.5E+04	4.8E+05	3.0E+01	0.0E+00	0.0E+00	6.6E+03	1.1E+01	1.7E+03	7.8E+02	1.3E+08	3.6E+03	7.5E-02	6.6E+03	0.0E+00	2.1E+02	1.5E+03	1.2E+11	8.6E+02	1.9E+08
	不燃性廃棄物Ⅰ (HEPA、小物金属)	5.9E+09	1.0E+09	7.1E+05	5.9E+05	3.1E+11	2.1E+09	8.8E+05	4.6E+06	5.9E+05	2.3E+06	5.0E+07	6.7E+08	4.1E+04	5.5E+06	2.7E+04	4.5E+09	1.1E+07	1.8E+09	1.3E+06	2.2E+11	6.4E+06	5.1E+04	4.3E+06	4.2E+07	3.4E+05	2.4E+06	1.0E+05	1.4E+06	3.0E+11
	不燃性廃棄物Ⅰ (機器廃品)	1.1E+10	2.0E+09	1.4E+06	1.1E+06	5.7E+12	3.9E+09	1.7E+06	8.8E+06	1.1E+06	4.4E+06	9.6E+07	1.3E+09	7.8E+04	1.0E+08	4.9E+05	8.2E+10	2.1E+08	3.3E+10	2.4E+07	4.1E+12	1.2E+08	9.3E+05	7.9E+07	7.6E+08	6.3E+06	4.4E+07	1.8E+06	2.5E+07	5.4E+12
	不燃性廃棄物Ⅰ (低汚染部位)	9.4E+05	1.7E+05	1.1E+02	9.4E+01	4.8E+08	3.3E+05	1.4E+02	7.4E+02	9.4E+01	3.7E+02	8.0E+03	1.1E+05	6.5E+00	8.4E+03	4.1E+01	6.8E+06	1.7E+04	2.7E+06	2.0E+03	3.4E+08	9.8E+03	7.7E+01	6.6E+03	6.4E+04	5.2E+02	3.6E+03	1.5E+02	2.1E+03	4.5E+08
	不燃性廃棄物Ⅰ (その他)	1.5E+07	2.8E+06	1.9E+03	1.5E+03	1.0E+10	5.4E+06	2.3E+03	1.2E+04	1.5E+03	6.1E+03	1.3E+05	1.8E+06	1.1E+02	1.8E+05	8.6E+02	1.4E+08	3.7E+05	5.7E+07	4.3E+04	7.2E+09	2.1E+05	1.6E+03	1.4E+05	1.3E+06	1.1E+04	7.7E+04	3.2E+03	4.5E+04	9.6E+09
	可燃性廃棄物Ⅱ	1.5E+08	2.6E+07	1.8E+04	1.6E+04	7.2E+09	5.2E+07	2.3E+04	1.1E+05	1.5E+04	5.9E+04	1.2E+06	1.7E+07	1.0E+03	1.3E+05	6.1E+02	1.0E+08	2.6E+05	4.2E+07	3.0E+04	4.9E+09	1.4E+05	1.1E+03	9.8E+04	9.3E+05	7.7E+03	5.4E+04	2.2E+03	3.0E+04	7.0E+09
	難燃性廃棄物Ⅱ	8.0E+07	1.5E+07	1.0E+04	8.8E+03	4.1E+09	3.0E+07	1.3E+04	6.5E+04	8.8E+03	3.4E+04	7.0E+05	9.6E+06	5.9E+02	7.1E+04	3.4E+02	5.7E+07	1.5E+05	2.3E+07	1.7E+04	2.8E+09	8.0E+04	6.5E+02	5.6E+04	5.3E+05	4.4E+03	3.1E+04	1.3E+03	1.8E+04	3.9E+09
	不燃性廃棄物Ⅱ (HEPA)	8.4E+06	1.6E+06	1.0E+03	8.9E+02	4.2E+08	3.1E+06	1.3E+03	6.6E+03	8.5E+02	3.4E+03	7.1E+04	9.8E+05	6.0E+01	7.2E+03	3.5E+01	5.8E+06	1.5E+04	2.4E+06	1.8E+03	2.9E+08	8.3E+03	6.5E+01	5.6E+03	5.3E+04	4.5E+02	3.0E+03	1.3E+02	1.8E+03	4.0E+08
	不燃性廃棄物Ⅱ (圧縮体)	6.6E+06	1.2E+06	8.1E+02	7.0E+02	3.3E+08	2.4E+06	1.0E+03	5.2E+03	6.7E+02	2.7E+03	5.6E+04	7.7E+05	4.7E+01	5.7E+03	2.8E+01	4.5E+06	1.2E+04	1.9E+06	1.4E+03	2.3E+08	6.6E+03	5.2E+01	4.4E+03	4.2E+04	3.5E+02	2.4E+03	1.0E+02	1.4E+03	3.2E+08
	不燃性廃棄物Ⅱ (非圧縮体)	5.4E+06	1.0E+06	6.6E+02	5.7E+02	2.7E+08	2.0E+06	8.4E+02	4.3E+03	5.5E+02	2.2E+03	4.6E+04	6.3E+05	3.8E+01	4.6E+03	2.3E+01	3.7E+06	9.7E+03	1.5E+06	1.1E+03	1.9E+08	5.4E+03	4.2E+01	3.6E+03	3.4E+04	2.9E+02	2.0E+03	8.4E+01	1.1E+03	2.6E+08
JNC再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ アスファルト固化	6.3E+08	5.2E+08	3.9E+05	4.3E+04	1.0E+11	2.4E+08	3.6E+05	1.2E+06	4.5E+05	3.6E+04	2.0E+06	4.3E+08	4.5E+04	8.0E+08	0.0E+00	2.7E+08	0.0E+00	0.0E+00	2.4E+05	1.2E+11	1.1E+06	6.1E+01	6.1E+01	4.2E+06	4.6E+04	3.8E+05	4.4E+07	2.4E+05	5.3E+10
	低レベル濃縮廃液Ⅰ (1998年度以降)	1.6E+09	1.3E+09	1.0E+06	1.1E+05	2.6E+11	6.2E+08	9.3E+05	3.0E+06	1.2E+06	9.3E+04	5.1E+06	1.1E+09	1.2E+05	2.1E+09	0.0E+00	7.0E+08	0.0E+00	0.0E+00	6.1E+05	3.2E+11	2.8E+06	1.6E+02	1.6E+02	1.1E+07	1.2E+05	9.8E+05	1.1E+08	6.3E+05	1.4E+11
	低レベル濃縮廃液Ⅱ アスファルト固化	8.9E+06	3.7E+07	2.8E+04	6.1E+02	7.1E+09	1.6E+07	2.6E+04	8.3E+04	3.2E+04	2.6E+03	1.3E+05	3.0E+07	3.2E+03	5.9E+07	0.0E+00	1.9E+06	0.0E+00	0.0E+00	3.3E+03	5.3E+09	1.5E+04	8.3E-01	8.3E-01	1.0E+05	6.3E+02	5.2E+03	1.8E+07	3.3E+03	7.3E+08
	低レベル濃縮廃液Ⅱ (1998年度以降)	1.6E+07	6.7E+07	5.0E+04	1.1E+03	1.3E+10	2.9E+07	4.6E+04	1.5E+05	5.7E+04	4.6E+03	2.4E+05	5.5E+07	5.8E+03	1.1E+08	0.0E+00	3.4E+06	0.0E+00	0.0E+00	5.9E+03	9.6E+09	2.7E+04	1.5E+00	1.5E+00	1.8E+05	1.1E+03	9.4E+03	3.2E+07	6.0E+03	1.3E+09
	廃溶媒	4.6E+05	4.7E+05	3.5E+02	3.2E+01	9.0E+07	9.1E+05	3.3E+02	1.0E+03	4.1E+02	3.3E+01	7.4E+03	3.9E+05	4.1E+01	0.0E+00	0.0E+00	2.3E+05	0.0E+00	0.0E+00	2.3E+00	4.0E+05	1.1E+01	5.8E-04	5.8E-04	5.0E+05	4.4E-01	3.6E+00	5.4E+06	2.3E+00	5.1E+05
	焼却灰溶融体 廃樹脂 可燃性廃棄物Ⅰ 難燃性廃棄物Ⅰ 廃活性炭	3.2E+09	1.6E+09	8.6E+05	2.6E+05	4.1E+11	2.5E+09	9.4E+05	4.7E+06	1.1E+06	8.0E+04	3.9E+07	1.2E+09	8.7E+04	1.3E+06	7.0E-01	1.1E+10	1.4E+07	2.1E+09	1.3E+06	2.1E+11	6.1E+06	3.9E+06	3.9E+06	4.1E+07	2.8E-08	2.4E+06	9.7E+04	1.2E+06	3.0E+11
	ハル・エンドピース	1.4E+10	1.4E+10	9.7E+06	8.2E+05	2.9E+12	4.8E+09	8.4E+06	2.8E+07	1.1E+07	3.4E+05	1.9E+08	1.0E+10	1.1E+06	5.3E+10	1.1E+09	6.6E+14	4.0E+11	5.3E+13	1.3E+07	2.4E+12	7.2E+09	8.1E+10	8.1E+10	5.0E+08	2.5E+06	2.1E+07	8.9E+05	1.2E+07	3.1E+12
	廃銀吸着材	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.9E+08	0.0E+00	0.0E+00
	不燃性廃棄物Ⅰ (金属)	1.5E+09	7.6E+08	4.2E+05	1.3E+05	2.0E+11	1.2E+09	4.5E+05	2.3E+06	5.5E+05	3.9E+04	1.9E+07	5.9E+08	4.2E+04	6.4E+05	3.4E-01	5.6E+09	6.8E+06	1.0E+09	6.1E+05	1.0E+11	3.0E+06	1.9E+06	1.9E+06	2.0E+07	1.4E-08	1.1E+06	4.7E+04	6.0E+05	1.4E+11
	不燃性廃棄物Ⅰ (その他)	1.3E+09	6.5E+08	3.6E+05	1.1E+05	1.7E+11	1.0E+09	3.9E+05	2.0E+06	4.7E+05	3.3E+04	1.6E+07	5.0E+08	3.6E+04	5.5E+05	2.9E-01	4.8E+09	5.8E+06	8.7E+08	5.3E+05	8.9E+10	2.5E+06	1.6E+06	1.6E+06	1.7E+07	1.2E-08	9.8E+05	4.1E+04	5.1E+05	1.2E+11
	可燃性廃棄物Ⅱ	3.8E+06	1.9E+06	1.0E+03	3.0E+02	4.8E+08	3.0E+06	1.1E+03	5.6E+03	1.3E+03	9.4E+01	4.6E+04	1.4E+06	1.0E+02	1.6E+03	8.2E-04	1.4E+07	1.7E+04	2.5E+06	1.5E+03	2.5E+08	7.2E+03	4.6E+03	4.6E+03	4.8E+04	3.4E-11	2.8E+03	1.2E+02	1.5E+03	3.5E+08
	難燃性廃棄物Ⅱ	3.8E+06	1.9E+06	1.0E+03	3.0E+02	4.8E+08	3.0E+06	1.1E+03	5.6E+03	1.3E+03	9.4E+01	4.6E+04	1.4E+06	1.0E+02	1.6E+03	8.2E-04	1.4E+07	1.7E+04	2.5E+06	1.5E+03	2.5E+08	7.2E+03	4.6E+03	4.6E+03	4.8E+04	3.4E-11	2.8E+03	1.2E+02	1.5E+03	3.5E+08
	不燃性廃棄物Ⅱ (金属)	2.5E+06	1.2E+06	6.8E+02	2.0E+02	3.2E+08	2.0E+06	7.4E+02	3.8E+03	9.0E+02	6.3E+01	3.1E+04	9.6E+05	6.9E+01	1.0E+03	5.5E-04	9.1E+06	1.1E+04	1.7E+06	1.0E+03	1.7E+08	4.8E+03	3.1E+03	3.1E+03	3.2E+04	2.3E-11	1.9E+03	7.7E+01	9.8E+02	2.4E+08
	不燃性廃棄物Ⅱ (その他)	2.2E+06	1.1E+06	5.9E+02	1.8E+02	2.8E+08	1.7E+06	6.4E+02	3.2E+03	7.7E+02	5.4E+01	2.7E+04	8.3E+05	5.9E+01	9.0E+02	4.7E-04	7.8E+06	9.5E+03	1.4E+06	8.6E+02	1.4E+08	4.1E+03	2.7E+03	2.7E+03	2.8E+04	1.9E-11	1.6E+03	6.6E+01	8.4E+02	2.0E+08
	スラッジ	5.3E+05	4.5E+05	3.4E+02	3.0E+01	1.1E+08	1.8E+05	3.1E+02	1.0E+03	3.9E+02	1.1E+01	7.1E+03	3.7E+05	3.9E+01	4.0E+02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.4E+02	8.5E+07	2.0E+03	1.1E-01	1.1E-01	1.4E+04	8.4E+01	7.0E+02	3.1E+01	4.5E+02	1.1E+08
民間MOX操業廃棄物	可燃性廃棄物	1.3E+10	5.9E+10	4.6E+05	1.4E+06	8.1E+12	4.8E+09	4.6E+03	2.5E+08	3.8E+05	1.5E+06	1.1E+08	3.8E+10	2.7E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.9E-01	9.7E+04	2.6E+00	0.0E+00	4.8E+00	2.7E+07	1.5E-01	1.1E+00	0.0E+00	6.1E-01	1.3E+05
	難燃性廃棄物	1.3E+11	5.7E+11	4.4E+06	1.3E+07	7.8E+13	4.6E+10	4.4E+04	2.4E+09	3.7E+06	1.5E+07	1.1E+09	3.6E+11	2.6E+05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.6E+00	9.3E+05	2.5E+01	0.0E+00	4.6E+01	2.6E+08	1.5E+00	1.0E+01	0.0E+00	5.9E+00	1.3E+06
	不燃性廃棄物	2.9E+09	1.3E+10	1.0E+05	3.1E+05	1.8E+12	1.1E+09	1.0E+03	5.6E+07	8.6E+04	3.4E+05	2.5E+07	8.4E+09	6.0E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-01	2.2E+04	5.9E-01	0.0E+00	1.1E+00	6.1E+06	3.4E-02	2.4E-01	0.0E+00	1.4E-01	3.0E+04
JNCMOX操業廃棄物	可燃性廃棄物	8.5E+08	2.9E+11	1.3E+04	5.8E+04	5.5E+13	1.7E+09	8.0E+07	6.4E+08	3.4E+06	1.2E+03	1.4E+07	2.4E+11	3.8E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.8E+00	4.8E+05	1.3E+04	0.0E+00	7.1E-01	9.1E+02	5.4E-01	4.4E+00	0.0E+00	2.9E+00	6.2E+05
	難燃性廃棄物	2.2E+09	7.5E+11	3.4E+04	1.5E+05	1.4E+14	4.3E+09	2.1E+08	1.7E+09	8.3E+06	3.1E+03	3.5E+07	6.1E+11	9.3E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.2E+00	1.2E+06	3.3E+04	0.0E+00	1.8E+00	2.3E+03	1.4E+00	1.1E+01	0.0E+00	7.4E+00	1.6E+06
	不燃性廃棄物	3.0E+08	1.0E+11	4.5E+03	2.0E+04	1.9E+13	5.8E+08	2.8E+07	2.2E+08	1.2E+06	4.2E+02	4.7E+06	8.2E+10	1.3E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.6E-01	1.7E+05	4.5E+03	0.0E+00	2.5E-01	3.2E+02	1.9E-01	1.5E+00	0.0E+00	9.9E-01	2.1E+05
返還低レベル廃棄物	固型物収納体(ハル等)	3.4E+11	3.0E+10	9.4E+05	4.6E+07	6.4E+12	3.2E+10	1.1E+07	8.9E+07	6.0E+06	3.2E+07	1.5E+09	1.8E+10	5.0E+05	7.0E+07	1.5E+05	1.1E+14	2.0E+10	2.7E+13	5.0E+07	1.0E+13	8.9E+09	4.0E+08	6.0E+10	2.3E+09	2.0E+07	1.0E+08	4.9E+06	2.5E+08	1.6E+13
	ビチューメン固化体	2.1E+10	3.5E+10			7.2E+12	1.6E+11			1.9E+11			2.3E+10	2.6E+06	4.0E+07	1.3E+05	4.0E+11				2.6E+12				2.1E+08			2.1E+08		2.7E+12
JNC再処理解体廃棄物	不燃性廃棄物Ⅰ (金属)	1.1E+08	5.6E+07	3.1E+04	9.1E+03	1.5E+10	9.0E+07	3.3E+04	1.7E+05	4.0E+04	2.8E+03	1.4E+06	4.3E+07	3.1E+03	4.7E+04	2.5E-02	4.1E+08	5.0E+05	7.5E+07	4.5E+04	7.6E+09	2.2E+05	3.0E+03	1.4E+05	1.4E+06	1.0E-09	8.4E+04	3.5E+03	4.4E+04	1.1E+10
	不燃性廃棄物Ⅱ (金属)	1.1E+06	5.6E+05	3.1E+02	9.1E+01	1.5E+08	9.0E+05	3.3E+02	1.7E+03	4.0E+02	2.8E+01	1.4E+04	4.3E+05	3.1E+01	4.7E+02	2.5E-04	4.1E+06	5.0E+03	7.5E+05	4.5E+02	7.6E+07	2.2E+03	3.0E+01	1.4E+03	1.4E+04	1.0E-11	8.4E+02	3.5E+01	4.4E+02	1.1E+08
	不燃性廃棄物Ⅲ (金属)	2.6E+05	1.3E+05	7.0E+01	2.1E+01	3.3E+07	2.0E+05	7.6E+01	3.8E+02	9.1E+01	6.4E+00	3.2E+03	9.8E+04	7.0E+00	1.1E+02	5.6E-05	9.3E+05	1.1E+03	1.7E+05	1.0E+02	1.7E+07	4.9E+02	6.8E+00	3.2E+02	3.3E+03	2.3E-12	1.9E+02	7.9E+00	1.0E+02	2.4E+07
	不燃性廃棄物Ⅰ (コンクリート)	5.3E+06	2.6E+06	1.4E+03	4.3E+02	6.8E+08	4.2E+06	1.5E+03	7.8E+03	1.9E+03	1.3E+02	6.5E+04	2.0E+06	1.4E+02	2.2E+03	1.2E-03	1.9E+07	2.3E+04	3.5E+06	2.1E+03	3.5E+08	1.0E+04	1.4E+02	6.5E+03	6.7E+04	4.7E-11	3.9E+03	1.6E+02	2.0E+03	4.9E+08
	不燃性廃棄物Ⅱ (コンクリート)	8.9E+05	4.4E+05	2.4E+02	7.2E+01	1.1E+08	7.1E+05	2.6E+02	1.3E+03	3.2E+02	2.2E+01	1.1E+04	3.4E+05	2.4E+01	3.7E+02	2.0E-04	3.2E+06	3.9E+03	5.9E+05	3.5E+02	6.0E+07	1.7E+03	2.4E+01	1.1E+03	1.1E+04	8.0E-12	6.6E+02	2.7E+01	3.4E+02	8.3E+07
	二次廃棄物 (液体)	2.9E+09	1.4E+09	7.8E+05	2.3E+05	3.7E+11	2.3E+09	8.5E+05	4.3E+06	1.0E+06	7.3E+04	3.6E+07	1.1E+09	7.9E+04	1.2E+06	6.3E-01	1.0E+10	1.3E+07	1.9E+09	1.2E+06	1.9E+11	5.5E+06	7.7E+04	3.6E+06	3.7E+07	2.6E-08	2.2E+06	8.9E+04	1.1E+06	2.7E+11
	二次廃棄物 (固体)	4.0E+07	2.0E+07	1.1E+04	3.3E+03	5.2E+09	3.2E+07	1.2E+04	6.0E+04	1.4E+04	1.0E+03	5.0E+05	1.5E+07	1.1E+03	1.7E+04	8.8E-03	1.5E+08	1.8E+05	2.7E+07	1.6E+04	2.7E+09	7.7E+04	1.1E+03	5.0E+04	5.1E+05	3.6E-10	3.0E+04	1.2E+03	1.6E+04	3.8E+09
	二次廃棄物 (フィルタ)	4.0E+07	2.0E+07	1.1E+04	3.3E+03	5.2E+09	3.2E+07	1.2E+04	6.0E+04	1.4E+04	1.0E+03	5.0E+05	1.5E+07	1.1E+03	1.7E+04	8.8E-03	1.5E+08	1.8E+05	2.7E+07	1.6E+04	2.7E+09	7.7E+04	1.1E+03	5.0E+04	5.1E+05	3.6E-10	3.0E+04	1.2E+03	1.6E+04	3.8E+09
JNCMOX解体廃棄物	不燃性廃棄物Ⅰ (金属)	1.5E+05	5.1E+07	2.3E+00	1.0E+01	9.8E+09	3.0E+05	1.4E+04	1.1E+05	6.0E+02	2.1E-01	2.4E+03	4.2E+07	6.8E+02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.9E-04	8.6E+01	2.3E+00	0.0E+00	1.3E-04	1.6E-01	9.5E-05	7.9E-04	0.0E+00	5.1E-04	1.1E+02
	不燃性廃棄物Ⅱ (金属)	3.5E+04	1.2E+07	5.3E-01	2.4E+00	2.2E+09	6.8E+04	3.2E+03	2.6E+04	1.4E+02	4.8E-02	5.5E+02	9.6E+06	1.5E+02	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-04	2.0E+01	5.2E-01	0.0E+00	2.9E-05	3.7E-02	2.2E-05	1.8E-04	0.0E+00	1.2E-04	2.5E+01
	二次廃棄物Ⅰ (可燃)	1.1E+07	3.8E+09	1.7E+02	7.7E+02	7.3E+11	2.2E+07	1.1E+06	8.5E+06	4.4E+04	1.6E+01	1.8E+05	3.1E+09	5.0E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.7E-02	6.4E+03	1.7E+02	0.0E+00	9.3E-03	1.2E+01	7.1E-03	5.9E-02	0.0E+00	3.8E-02	8.1E+03
	二次廃棄物Ⅱ (可燃)	1.1E+06	3.8E+08	1.7E+01	7.7E+01	7.3E+10	2.2E+06	1.1E+05	8.5E+05	4.4E+03	1.6E+00	1.8E+04	3.1E+08	5.0E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.7E-03	6.4E+02	1.7E+01	0.0E+00	9.3E-04	1.2E+00	7.1E-04	5.9E-03	0.0E+00	3.8E-03	8.1E+02
	二次廃棄物Ⅰ (難燃)	2.9E+07	9.8E+09	4.4E+02	2.0E+03	1.9E+12	5.7E+07	2.7E+06	2.2E+07	1.1E+05	4.1E+01	4.6E+05	8.1E+09	1.2E+05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.5E-02	1.6E+04	4.4E+02	0.0E+00	2.4E-02	3.1E+01	1.8E-02	1.5E-01	0.0E+00	9.7E-02	2.1E+04
	二次廃棄物Ⅱ (難燃)	2.9E+06	9.8E+08	4.4E+01	2.0E+02	1.9E+11	5.7E+06	2.7E+05	2.2E+06	1.1E+04	4.1E+00	4.6E+04	8.1E+08	1.2E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.5E-03	1.6E+03	4.4E+01	0.0E+00	2.4E-03	3.1E+00	1.8E-03	1.5E-02	0.0E+00	9.7E-03	2.1E+03
	二次廃棄物Ⅰ (不燃)	1.1E+06	3.9E+08	1.7E+01	7.8E+01	7.4E+10	2.2E+06	1.1E+05	8.6E+05	4.5E+03	1.6E+00	1.8E+04	3.2E+08	5.1E+03	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.7E-03	6.5E+02	1.7E+01	0.0E+00	9.5E-04	1.2E+00	7.2E-04	6.0E-03	0.0E+00	3.8E-03	8.3E+02
	二次廃棄物Ⅱ (不燃)	1.1E+05	3.9E+07	1.7E+00	7.8E+00	7

表 2-10　使用済燃料の燃焼条件

	民間再処理		JNC 再処理
原子炉型式	BWR	PWR	PWR
初期濃縮度（%）	4	4.5	4
燃焼度（MWD／MTU）	45,000		28,000
比出力（MW／MTU）	26	38	35
冷却期間	4 年		180 日
ハルへの燃料付着率（%）	Tc　3　Ru/Rh　5 その他の FP　0.5 アクチニド　0.45		0.05

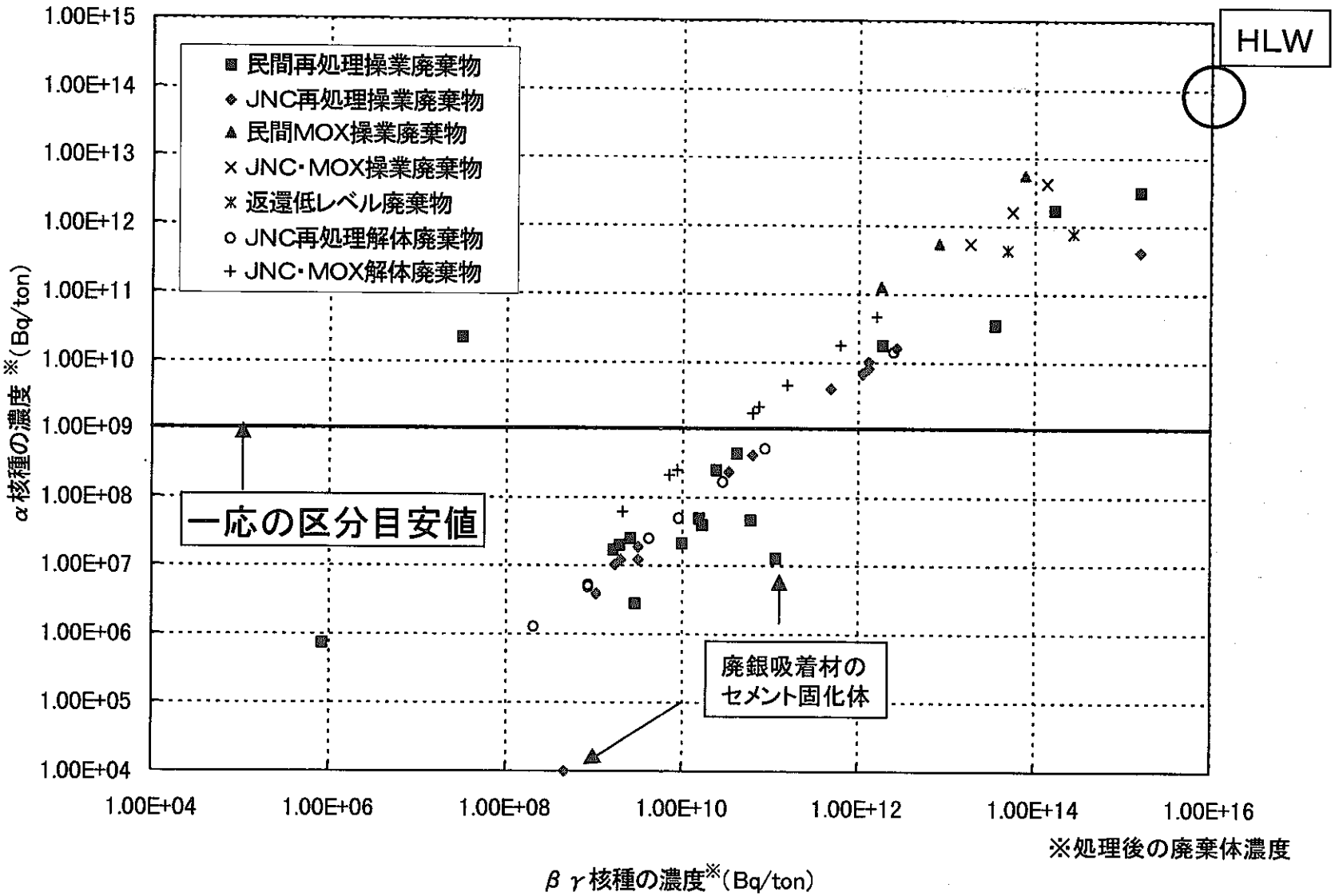


図 2-2　各放射性廃棄物の放射性物質の濃度

2.4 処分概念の検討の対象としたTRU廃棄物

2.4.1 TRU廃棄物の種類と量

処分概念の検討を行う廃棄物は、国内で発生するTRU核種を含む廃棄物及び返還低レベル廃棄物（表2-8）のうち、

1. 全α核種濃度が一応の区分目安値（約1 GBq/t）を超えると考えられる全ての廃棄物に加え、
2. βγ核種であるI-129の濃度が高い廃棄物（以下「廃銀吸着材」という）

の合計約1万8千m^3とした（表2-11）。

1.に相当するものとしては、再処理施設から発生する廃棄物のうち、ハル・エンドピース、放射性核種濃度が高い工程から発生するプロセス濃縮廃液、それらの工程部分を解体することにより発生する廃棄物など、また、MOX燃料加工施設から発生する廃棄物のうち、施設の運転に伴い発生する全てのものと解体に伴い発生するものの一部である。

2.の廃銀吸着材は、α核種はほとんど含まないが、半減期が長いβγ核種であるI-129の濃度が高い。I-129は、天然バリアへの吸着性が小さいため地中を移行しやすいと考えられることから、廃銀吸着材も地層処分の検討の対象とすることとした。

2.4.2 TRU廃棄物の特性

(1)放射性核種のインベントリ

処分概念の検討の対象としたTRU廃棄物の各廃棄体毎の核種インベントリを表2-12及び2-13に示す。I-129の総インベントリの約97%は、廃銀吸着材のもので、その他の核種の総インベントリの大半はハル・エンドピースのものとなっている。

(2)含有金属

廃棄体に含まれる金属には、容器に使われている金属と廃棄物としての金属がある。主な材料は、炭素鋼、ステンレス鋼、ジルカロイである。

ジルカロイは、ハル・エンドピース中のハルの材質である。炭素鋼、ステンレス鋼は、廃棄体容器及びハル・エンドピース中のエンドピース、各施設から発生する汚染機器等の

金属性の雑廃棄物である。表 2-14 に各廃棄体の含有金属量の推定値を示す。ここで、雑廃棄物に含まれる金属については、炭素鋼とステンレス鋼との割合を等量としている。これらの試算に基づけば、含有金属量は全体で以下の通りとなる。

炭素鋼　　：　約　3,700 t

ステンレス鋼：　約 14,000 t

ジルカロイ　：　約 11,000 t

(3)含有有機物

廃棄体に含まれうる有機物は、固化マトリクスとしてのアスファルトと廃棄物としての有機物（セルロース、ゴム等）とである。

固化マトリクスとしてのアスファルトは、JNC 再処理操業廃棄物のうち低レベル濃縮廃液のアスファルト固化体、及び返還低レベル廃棄物のビチューメン固化体に用いられているものであり、全体で約 2,600 t 含まれている（表 2-14)。

ゴム等にはフッ素ゴム、エピクロロヒドリンゴムがあり、これらは機器類のパッキングとして使用されているため不燃性廃棄物に含まれており、廃棄物中に 0.1wt%程度含まれているとすれば、全体で約 1 t となる。セルロースは廃棄物の焼却灰中に一部残存することが考えられるが、溶融処理の過程でほとんど無機化するものと考えられる。また、JNC 再処理操業廃棄物のハル・エンドピースに混入する可能性のあるウエス等の分解物が考えられるが、廃棄物処理の過程でほとんど除去されるものと考えられる。

表 2-11　処分概念の検討対象とする廃棄体

区分	廃　棄　物　種　類	廃棄体推定累積量		放射能濃度	
		発生本数 本	発生量 m^3	α核種 Bq/t	βγ核種 Bq/t
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	4,844	969	2.1×10^{10}	3.2×10^{7}
	焼却灰溶融体（可燃・難燃Ⅰ、廃樹脂）	156	31	1.7×10^{12}	1.7×10^{14}
	ハル・エンドピース	18,750	3,638	3.0×10^{12}	1.6×10^{15}
	廃銀吸着材	1,188	238	1.3×10^{7}	1.2×10^{11}
	不燃性廃棄物Ⅰ　（HEPA、小物金属）	3,438	688	1.8×10^{10}	1.9×10^{12}
	不燃性廃棄物Ⅰ　（機器廃品）	250	1,445	3.4×10^{10}	3.6×10^{13}
	小　計	28,625	7,008		
JNC再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ　（アスファルト固化）	16,638	3,328	3.9×10^{9}	4.9×10^{11}
	低レベル濃縮廃液Ⅰ　（1998年度以降）	11,819	2,364	9.9×10^{9}	1.3×10^{12}
	焼却灰溶融体 （可・難燃Ⅰ、廃樹脂、廃活性炭）	482	96	1.6×10^{10}	2.7×10^{12}
	ハル・エンドピース	1,918	372	3.9×10^{11}	1.6×10^{15}
	廃銀吸着材	153	31	0.0×10^{0}	4.9×10^{8}
	不燃性廃棄物Ⅰ　（金属）	2,315	463	7.6×10^{9}	1.3×10^{12}
	不燃性廃棄物Ⅰ　（その他）	2,315	463	6.5×10^{9}	1.1×10^{12}
	小　計	35,640	7,117		
民間MOX操業廃棄物	可燃性廃棄物	92	18	5.4×10^{11}	8.1×10^{12}
	難燃性廃棄物	61	12	5.2×10^{12}	7.8×10^{13}
	不燃性廃棄物	2,057	411	1.2×10^{11}	1.8×10^{12}
	小　計	2,210	442		
JNCMOX操業廃棄物	可燃性廃棄物	1,020	204	1.5×10^{12}	5.5×10^{13}
	難燃性廃棄物	680	136	4.0×10^{12}	1.4×10^{14}
	不燃性廃棄物	8,275	1,655	5.3×10^{11}	1.9×10^{13}
	小　計	9,975	1,995		
返還低レベル廃棄物	固型物収納体　（ハル等）	4,400	902	7.1×10^{11}	4.3×10^{14}
	ビチューメン固化体	1,200	270	4.3×10^{11}	4.9×10^{13}
	小　計	5,600	1,172		
JNC再処理解体廃棄物	二次廃棄物　（液体）	583	117	1.4×10^{10}	2.4×10^{12}
	小　計	583	117		
JNCMOX解体廃棄物	二次廃棄物Ⅰ　（可燃）	31	6	2.0×10^{10}	7.3×10^{11}
	二次廃棄物Ⅱ　（可燃）	47	9	2.0×10^{9}	7.3×10^{10}
	二次廃棄物Ⅰ　（難燃）	6	1	5.2×10^{10}	1.9×10^{12}
	二次廃棄物Ⅱ　（難燃）	10	2	5.2×10^{9}	1.9×10^{11}
	二次廃棄物Ⅰ　（不燃）	245	49	2.1×10^{9}	7.4×10^{10}
	小　計	339	68	—	—
合　計		82,973	17,918	—	—

表2-12 評価上重要な核種について廃棄体毎の総インベントリ

区分	廃棄物種類		各廃棄体の総インベントリ(Bq)																												
			Cm-244	Pu-240	U-236	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	Pu-242	U-238	U-234	Am-243	Pu-239	U-235	C-14	Cl-36	Co-60	Ni-59	Ni-63	Se-79	Sr-90	Zr-93	Mo-93	Nb-94	Tc-99	Pd-107	Sn-126	I-129	Cs-135	Cs-137
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ		1.1E+13	2.1E+12	1.4E+09	1.2E+09	8.7E+09	4.1E+12	1.8E+09	8.9E+09	1.2E+09	2.3E+08	9.8E+10	1.3E+12	8.1E+07	4.1E+04	8.1E+02	4.4E+06	7.4E+02	1.1E+05	3.7E+04	6.0E+09	1.6E+05	5.0E+01	1.2E+01	1.1E+06	9.4E+03	6.6E+04	2.7E+03	3.8E+04	8.4E+09
	焼却灰溶融体	廃樹脂 可燃性廃棄物Ⅰ 難燃性廃棄物Ⅰ	4.4E+13	8.3E+12	5.3E+09	4.7E+09	1.9E+15	1.6E+13	6.8E+09	3.5E+10	4.4E+09	1.8E+10	3.8E+11	5.3E+12	3.2E+08	1.5E+12	7.4E+09	1.2E+15	3.1E+12	4.8E+14	3.6E+11	1.3E+15	1.7E+12	1.4E+10	1.2E+12	2.4E+11	2.0E+09	1.4E+10	5.8E+08	8.2E+09	1.8E+15
	ハル・エンドピース		1.3E+16	2.4E+15	1.6E+12	1.4E+12	5.6E+17	4.6E+15	2.0E+12	1.0E+13	1.3E+12	2.6E+11	1.1E+14	1.5E+15	9.0E+10	1.0E+15	2.0E+13	7.8E+18	6.3E+15	9.7E+17	2.6E+12	4.3E+17	1.9E+14	5.0E+13	1.8E+15	4.8E+14	6.7E+11	4.7E+12	1.9E+11	2.7E+12	5.9E+17
	廃銀吸着材		1.2E+09	2.2E+08	1.5E+05	1.3E+05	5.8E+10	4.5E+08	0.0E+00	9.5E+05	1.2E+05	5.0E+05	1.0E+07	1.4E+08	8.8E+03	0.0E+00	0.0E+00	2.0E+06	3.2E+03	5.1E+05	2.3E+05	3.9E+10	1.1E+06	2.2E+01	2.0E+06	0.0E+00	6.2E+04	4.4E+05	3.5E+13	2.5E+05	5.5E+10
	不燃性廃棄物Ⅰ	(HEPA、小物金属)	1.8E+13	3.2E+12	2.2E+09	1.8E+09	9.7E+14	6.4E+12	2.7E+09	1.4E+10	1.8E+09	7.1E+09	1.6E+11	2.1E+12	1.3E+08	1.7E+10	8.3E+07	1.4E+13	3.5E+10	5.5E+12	4.1E+09	6.9E+14	2.0E+10	1.6E+08	1.3E+10	1.3E+11	1.1E+09	7.4E+09	3.1E+08	4.3E+09	9.2E+14
	不燃性廃棄物Ⅰ	(機器廃品)	3.3E+13	5.9E+12	4.0E+09	3.3E+09	1.7E+16	1.2E+13	5.0E+09	2.6E+10	3.3E+09	1.3E+10	2.8E+11	3.8E+12	2.3E+08	3.0E+11	1.4E+09	2.4E+14	6.2E+11	9.6E+13	7.1E+10	1.2E+16	3.5E+11	2.7E+09	2.3E+11	2.2E+12	1.8E+10	1.3E+11	5.4E+09	7.5E+10	1.6E+16
JNC再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	アスファルト固化	2.9E+12	2.4E+12	1.8E+09	2.0E+08	4.6E+14	1.1E+12	1.7E+09	5.4E+09	2.1E+09	1.7E+08	9.2E+09	2.0E+12	2.1E+08	3.7E+12	0.0E+00	1.3E+12	0.0E+00	0.0E+00	1.1E+09	5.8E+14	5.2E+09	0.0E+00	2.8E+05	2.0E+10	2.1E+08	1.8E+09	2.0E+11	1.1E+09	2.5E+14
	低レベル濃縮廃液Ⅰ	(1998年度以降)	6.5E+12	5.4E+12	4.1E+09	4.4E+08	1.0E+15	2.5E+12	3.7E+09	1.2E+10	4.7E+09	3.7E+08	2.0E+10	4.4E+12	4.7E+08	8.3E+12	0.0E+00	2.8E+12	0.0E+00	0.0E+00	2.5E+09	1.3E+15	1.1E+10	0.0E+00	6.3E+05	4.3E+10	4.8E+08	3.9E+09	4.5E+11	2.5E+09	5.5E+14
	焼却灰溶融体	廃樹脂 可燃性廃棄物Ⅰ 難燃性廃棄物Ⅰ 廃活性炭	8.0E+11	3.9E+11	2.2E+08	6.5E+07	1.0E+14	6.3E+11	2.3E+08	1.2E+09	2.8E+08	2.0E+07	9.8E+09	3.0E+11	2.2E+07	3.3E+08	1.7E+02	2.9E+12	3.5E+09	5.3E+11	3.2E+08	5.3E+13	1.5E+09	2.1E+07	9.8E+08	1.0E+10	7.1E-06	5.9E+08	2.4E+07	3.1E+08	7.5E+13
	ハル・エンドピース		1.9E+13	1.9E+13	1.3E+10	1.1E+09	4.0E+15	6.5E+12	1.1E+10	3.7E+10	1.5E+10	4.6E+08	2.5E+11	1.4E+13	1.5E+09	7.1E+13	1.4E+12	8.8E+17	5.4E+14	7.1E+16	1.7E+10	3.2E+15	9.7E+12	3.0E+12	1.1E+14	6.7E+11	3.3E+09	2.8E+10	1.2E+09	1.6E+10	4.1E+15
	廃銀吸着材		0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.9E+10	0.0E+00	0.0E+00
	不燃性廃棄物Ⅰ	(金属)	3.2E+12	1.6E+12	8.7E+08	2.6E+08	4.1E+14	2.6E+12	9.5E+08	4.8E+09	1.1E+09	8.1E+07	4.0E+10	1.2E+12	8.8E+07	1.3E+09	7.1E+02	1.2E+13	1.4E+10	2.1E+12	1.3E+09	2.2E+14	6.2E+09	8.5E+07	4.0E+09	4.1E+10	2.9E-05	2.4E+09	9.9E+07	1.2E+09	3.0E+14
	不燃性廃棄物Ⅰ	(その他)	2.8E+12	1.4E+12	7.5E+08	2.2E+08	3.5E+14	2.2E+12	8.1E+08	4.1E+09	9.8E+08	6.9E+07	3.4E+10	1.1E+12	7.6E+07	1.1E+09	6.0E+02	1.0E+13	1.2E+10	1.8E+12	1.1E+09	1.8E+14	5.3E+09	7.3E+07	3.4E+09	3.5E+10	2.5E-05	2.1E+09	8.4E+07	1.1E+09	2.6E+14
民間MOX操業廃棄物	可燃性廃棄物		6.2E+11	2.8E+12	2.2E+07	6.6E+07	3.9E+14	2.3E+11	2.2E+05	1.2E+10	1.8E+07	7.3E+07	5.3E+09	1.8E+12	1.3E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.8E+01	4.6E+06	1.3E+02	0.0E+00	2.3E+02	1.3E+09	7.2E+00	5.1E+01	0.0E+00	2.9E+01	6.4E+06
	難燃性廃棄物		4.0E+12	1.8E+13	1.4E+08	4.2E+08	2.5E+15	1.5E+12	1.4E+06	7.6E+10	1.2E+08	4.6E+08	3.4E+10	1.1E+13	8.2E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.8E+02	3.0E+07	8.0E+02	0.0E+00	1.5E+03	8.2E+09	4.6E+01	3.2E+02	0.0E+00	1.9E+02	4.1E+07
	不燃性廃棄物		5.4E+12	2.5E+13	1.9E+08	5.8E+08	3.4E+15	2.0E+12	1.9E+06	1.0E+11	1.6E+08	6.3E+08	4.6E+10	1.6E+13	1.1E+07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.4E+02	4.0E+07	1.1E+03	0.0E+00	2.0E+03	1.1E+10	6.3E+01	4.4E+02	0.0E+00	2.5E+02	5.6E+07
JNCMOX操業廃棄物	可燃性廃棄物		4.7E+11	1.6E+14	7.2E+06	3.2E+07	3.0E+16	9.2E+11	4.4E+10	3.5E+11	1.9E+09	6.6E+05	7.5E+09	1.3E+14	2.1E+09	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.5E+03	2.7E+08	7.1E+06	0.0E+00	3.9E+02	5.0E+05	3.0E+02	2.4E+03	0.0E+00	1.6E+03	3.4E+08
	難燃性廃棄物		8.1E+11	2.7E+14	1.2E+07	5.5E+07	5.2E+16	1.6E+12	7.6E+10	6.1E+11	3.0E+09	1.1E+06	1.3E+10	2.2E+14	3.4E+09	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.6E+03	4.6E+08	1.2E+07	0.0E+00	6.7E+02	8.6E+05	5.1E+02	4.2E+03	0.0E+00	2.7E+03	5.9E+08
	不燃性廃棄物		1.5E+12	5.2E+14	2.4E+07	1.1E+08	1.0E+17	3.0E+12	1.5E+11	1.2E+12	6.1E+09	2.2E+06	2.5E+10	4.3E+14	6.9E+09	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.0E+03	8.8E+08	2.3E+07	0.0E+00	1.3E+03	1.6E+06	9.7E+02	8.0E+03	0.0E+00	5.2E+03	1.1E+09
返還低レベル廃棄物	固型物収納体(ハル等)		1.1E+15	9.2E+13	2.9E+09	1.4E+11	2.0E+16	9.8E+13	3.5E+10	2.8E+11	1.8E+10	9.9E+10	4.7E+12	5.6E+13	1.5E+09	2.1E+11	4.5E+08	3.5E+17	6.1E+13	8.4E+16	1.5E+11	3.2E+16	2.8E+13	1.2E+12	1.8E+14	7.0E+12	7.0E+12	3.2E+11	1.5E+10	7.8E+11	4.9E+16
	ビチューメン固化体		6.2E+12	1.0E+13			2.2E+15	4.7E+13			7.8E+09				7.8E+08	1.2E+10	3.8E+07	1.2E+14				7.8E+14				6.2E+10			6.2E+10		8.2E+14
JNC再処理解体廃棄物	二次廃棄物	(液体)	8.1E+11	4.0E+11	2.2E+08	6.6E+07	1.0E+14	6.4E+11	2.4E+08	1.2E+09	2.9E+08	2.0E+07	1.0E+10	3.1E+11	2.2E+07	3.4E+08	1.8E+02	2.9E+12	3.6E+09	5.3E+11	3.2E+08	5.4E+13	1.5E+09	1.9E+04	1.0E+09	1.0E+10	7.3E-06	6.0E+08	2.5E+07	3.1E+08	7.6E+13
JNCMOX解体廃棄物	二次廃棄物Ⅰ	(可燃)	1.4E+08	4.8E+10	2.2E+03	9.7E+03	9.2E+12	2.8E+08	1.3E+07	1.1E+08	5.6E+05	2.0E+02	2.3E+06	4.0E+10	6.4E+05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.7E-01	8.1E+04	2.2E+03	0.0E+00	1.2E-01	1.5E+02	9.0E-02	7.4E-01	0.0E+00	4.8E-01	1.0E+05
	二次廃棄物Ⅱ	(可燃)	2.2E+07	7.3E+09	3.3E+02	1.5E+03	1.4E+12	4.2E+07	2.0E+06	1.6E+07	8.5E+04	3.0E+01	3.4E+05	6.0E+09	9.6E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.1E-02	1.2E+04	3.3E+02	0.0E+00	1.8E-02	2.3E+01	1.4E-02	1.1E-01	0.0E+00	7.2E-02	1.6E+04
	二次廃棄物Ⅰ	(難燃)	7.1E+07	2.4E+10	1.1E+03	4.9E+03	4.6E+12	1.4E+08	6.7E+06	5.4E+07	2.7E+05	1.0E+02	1.1E+06	2.0E+10	3.0E+05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.3E-01	4.0E+04	1.1E+03	0.0E+00	5.9E-02	7.6E+01	4.5E-02	3.7E-01	0.0E+00	2.4E-01	5.2E+04
	二次廃棄物Ⅱ	(難燃)	1.2E+07	4.0E+09	1.8E+02	8.1E+02	7.7E+11	2.3E+07	1.1E+06	9.0E+06	4.5E+04	1.7E+01	1.9E+05	3.3E+09	5.0E+04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.9E-02	6.7E+03	1.8E+02	0.0E+00	9.9E-03	1.3E+01	7.5E-03	6.2E-02	0.0E+00	4.0E-02	8.6E+03
	二次廃棄物Ⅰ	(不燃)	4.6E+08	1.5E+11	7.0E+03	3.1E+04	2.9E+13	8.9E+08	4.3E+07	3.4E+08	1.8E+06	6.4E+02	7.3E+06	1.3E+11	2.0E+06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.5E+00	2.6E+05	6.9E+03	0.0E+00	3.8E-01	4.9E+02	2.9E-01	2.4E+00	0.0E+00	1.5E+00	3.3E+05
総インベントリ(Bq)			1.4E+16	3.5E+15	1.6E+12	1.5E+12	7.9E+17	4.8E+15	2.3E+12	1.3E+13	1.4E+12	4.0E+11	1.2E+14	2.4E+15	1.1E+11	1.1E+15	2.2E+13	9.0E+18	6.9E+15	1.1E+18	3.2E+12	4.8E+17	2.3E+14	5.4E+13	2.1E+15	4.9E+14	7.7E+12	5.2E+12	3.6E+13	3.6E+12	6.7E+17

注記） 基準年におけるインベントリを示す。

表2-13 評価上重要な核種について総インベントリに対して各廃棄体のインベントリが占める割合

区分	廃棄物種類	総インベントリに対して各廃棄体のインベントリが占める割合(%)																												
		Cm-244	Pu-240	U-236	Cm-245	Pu-241	Am-241	Np-237	Pu-242	U-238	U-234	Am-243	Pu-239	U-235	C-14	Cl-36	Co-60	Ni-59	Ni-63	Se-79	Sr-90	Zr-93	Mo-93	Nb-94	Tc-99	Pd-107	Sn-126	I-129	Cs-135	Cs-137
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	0.08	0.06	0.09	0.08	0.00	0.09	0.08	0.07	0.09	0.06	0.08	0.06	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	焼却灰溶融体 廃樹脂																													
	焼却灰溶融体 可燃性廃棄物Ⅰ	0.31	0.23	0.33	0.31	0.24	0.33	0.29	0.28	0.32	4.48	0.33	0.22	0.30	0.13	0.03	0.01	0.04	0.04	11.19	0.27	0.77	0.03	0.06	0.05	0.03	0.28	0.00	0.23	0.27
	焼却灰溶融体 難燃性廃棄物Ⅰ																													
	ハル・エンドピース	91.02	67.17	97.68	89.80	70.12	95.69	85.56	78.34	94.72	65.09	94.68	62.16	83.40	92.37	93.31	86.35	91.36	86.21	81.00	89.03	82.32	92.13	86.13	97.85	8.62	90.14	0.54	75.13	88.87
	廃銀吸着材	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	97.33	0.00	0.00
	不燃性廃棄物Ⅰ (HEPA、小物金属)	0.13	0.09	0.14	0.12	0.12	0.13	0.12	0.11	0.13	1.78	0.14	0.09	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.13	0.14	0.01	0.00	0.00	0.03	0.01	0.14	0.00	0.12	0.14
	不燃性廃棄物Ⅰ (機器廃品)	0.24	0.17	0.25	0.22	2.13	0.24	0.21	0.21	0.24	3.25	0.25	0.16	0.21	0.03	0.01	0.00	0.01	0.01	2.24	2.52	0.15	0.01	0.01	0.46	0.24	2.49	0.02	2.09	2.41
JNC再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ アスファルト固化	0.02	0.07	0.11	0.01	0.06	0.02	0.07	0.04	0.15	0.04	0.01	0.08	0.20	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.57	0.03	0.04
	低レベル濃縮廃液Ⅰ (1998年度以降)	0.05	0.15	0.25	0.03	0.13	0.05	0.16	0.09	0.34	0.09	0.02	0.19	0.43	0.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.27	0.01	0.00	0.00	0.01	0.01	0.08	1.26	0.07	0.08
	焼却灰溶融体 廃樹脂																													
	焼却灰溶融体 可燃性廃棄物Ⅰ	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.00	0.01	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01
	焼却灰溶融体 難燃性廃棄物Ⅰ																													
	焼却灰溶融体 廃活性炭																													
	ハル・エンドピース	0.13	0.55	0.81	0.07	0.50	0.13	0.49	0.29	1.09	0.12	0.22	0.58	1.43	6.37	6.65	9.75	7.71	6.29	0.53	0.67	4.30	5.62	5.20	0.14	0.04	0.53	0.00	0.45	0.62
	廃銀吸着材	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00
	不燃性廃棄物Ⅰ (金属)	0.02	0.05	0.05	0.02	0.05	0.05	0.04	0.04	0.08	0.02	0.03	0.05	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.05	0.00	0.03	0.05
	不燃性廃棄物Ⅰ (その他)	0.02	0.04	0.05	0.01	0.04	0.05	0.03	0.03	0.07	0.02	0.03	0.04	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.04	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.04	0.00	0.03	0.04
民間MOX操業廃棄物	可燃性廃棄物	0.00	0.08	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.09	0.00	0.02	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	難燃性廃棄物	0.03	0.52	0.01	0.03	0.31	0.03	0.00	0.60	0.01	0.12	0.03	0.48	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	不燃性廃棄物	0.04	0.70	0.01	0.04	0.43	0.04	0.00	0.82	0.01	0.16	0.04	0.65	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
JNCMOX操業廃棄物	可燃性廃棄物	0.00	4.53	0.00	0.00	3.83	0.02	1.90	2.79	0.14	0.00	0.01	5.46	1.94	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	難燃性廃棄物	0.01	7.79	0.00	0.00	6.59	0.03	3.27	4.80	0.22	0.00	0.01	9.39	3.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	不燃性廃棄物	0.01	14.87	0.00	0.01	12.58	0.06	6.24	9.16	0.45	0.00	0.02	17.93	6.39	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
返還低レベル廃棄物	固型物収納体(ハル等)	7.83	2.62	0.18	9.24	2.52	2.03	1.51	2.20	1.31	24.74	4.08	2.34	1.39	0.02	0.00	3.88	0.88	7.45	4.71	6.70	12.43	2.22	8.60	1.43	91.04	6.20	0.04	21.80	7.34
	ビチューメン固化体	0.04	0.28	0.00	0.00	0.28	0.97	0.00	0.00	0.57	0.00	0.00	0.00	0.72	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.17	0.00	0.12
JNC再処理解体廃棄物	二次廃棄物 (液体)	0.01	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01
JNCMOX解体廃棄物	二次廃棄物Ⅰ (可燃)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	二次廃棄物Ⅱ (可燃)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	二次廃棄物Ⅰ (難燃)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	二次廃棄物Ⅱ (難燃)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	二次廃棄物Ⅰ (不燃)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
総インベントリ(Bq)		1.4E+16	3.5E+15	1.6E+12	1.5E+12	7.9E+17	4.8E+15	2.3E+12	1.3E+13	1.4E+12	4.0E+11	1.2E+14	2.4E+15	1.1E+11	1.1E+15	2.2E+13	9.0E+18	6.9E+15	1.1E+18	3.2E+12	4.8E+17	2.3E+14	5.4E+13	2.1E+15	4.9E+14	7.7E+12	5.2E+12	3.5E+13	3.6E+12	6.7E+17

注記） 基準年におけるインベントリを示す。

表2-14　処分概念の検討対象とする廃棄体の内容物量

区分	廃棄物種類	廃棄体推定累積量		廃棄体体積	空隙	廃棄体1体当たりの内容物量（kg/体）								内容物の総量（ton）							
		発生本数	発生量	m^3/体	m^3/体	容器		内容物				固型化材		容器		内容物				固型化材	
		本	m^3			炭素鋼	ｽﾃﾝﾚｽ鋼	炭素鋼	ｽﾃﾝﾚｽ鋼	ｼﾞﾙｶﾛｲ	ｾﾙﾛｰｽ*	ｾﾒﾝﾄ	ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ	炭素鋼	ｽﾃﾝﾚｽ鋼	炭素鋼	ｽﾃﾝﾚｽ鋼	ｼﾞﾙｶﾛｲ	ｾﾙﾛｰｽ*	ｾﾒﾝﾄ	ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	4,844	969	0.200	0.0707		30					123.07		0	145	0	0	0	0	596	0
	焼却灰溶融体（可燃・難燃Ⅰ、廃樹脂）	156	31	0.200	0.0259		30					8.33		0	5	0	0	0	0	1	0
	ハル・エンドピース	18,750	3,638	0.194	0.0729		110		140.00	450				0	2,063	0	2,625	8,438	0	0	0
	廃銀吸着材	1,188	238	0.200	0.1040		30					128.70		0	36	0	0	0	0	153	0
	不燃性廃棄物Ⅰ　（HEPA、小物金属）	3,438	688	0.200	0.0275		30	348.45	348.45			19.14		0	103	1,198	1,198	0	0	66	0
	不燃性廃棄物Ⅰ　（機器廃品）	250	1,445	5.780	2.2700		1400		2,288.73		3.78	6,222.32		0	350	0	572	0	1	1,556	0
	小　計	28,625	7,008											0	2,701	1,198	4,395	8,438	1	2,372	0
ＪＮＣ再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ　（アスファルト固化）	16,638	3,328	0.200	0.0100	30							147.00	499	0	0	0	0	0	0	2,446
	低レベル濃縮廃液Ⅰ　（１９９８年度以降）	11,819	2,364	0.200	0.0707		30					123.07		0	355	0	0	0	0	1,455	0
	焼却灰溶融体（可・難燃Ⅰ、廃樹脂、廃活性炭）	482	96	0.200	0.0259	30						8.33		14	0	0	0	0	0	4	0
	ハル・エンドピース	1,918	372	0.194	0.0729		110		140.00	450				0	211	0	269	863	0	0	0
	廃銀吸着材	153	31	0.200	0.1040	30						128.70		5	0	0	0	0	0	20	0
	不燃性廃棄物Ⅰ　（金属）	2,315	463	0.200	0.0365	30		348.5	348.50			19.14		69	0	807	807	0	0	44	0
	不燃性廃棄物Ⅰ　（その他）	2,315	463	0.200	0.0365	30						19.14		69	0	0	0	0	0	44	0
	小　計	35,640	7,117											657	566	807	1,075	863	0	1,567	2,446
民間ＭＯＸ操業廃棄物	可燃性廃棄物	92	18	0.200	0.0259		30					8.33		0	3	0	0	0	0	1	0
	難燃性廃棄物	61	12	0.200	0.0259		30					8.33		0	2	0	0	0	0	1	0
	不燃性廃棄物	2,057	411	0.200	0.0365		30	348.45	348.45			234.00		0	62	717	717	0	0	481	0
	小　計	2,210	442											0	66	717	717	0	0	483	0
ＪＮＣＭＯＸ操業廃棄物	可燃性廃棄物	1,020	204	0.200	0.0324	30			120.00			186.66		31	0	0	122	0	0	190	0
	難燃性廃棄物	680	136	0.200	0.0324	30			120.00			186.66		20	0	0	82	0	0	127	0
	不燃性廃棄物	8,275	1,655	0.200	0.0449	30			300.00			269.40		248	0	0	2,483	0	0	2,229	0
	小　計	9,975	1,995											299	0	0	2,687	0	0	2,547	0
返還低レベル廃棄物	固型物収納体　（ハル等）	4,400	902	0.205	0.1460		140		135.00	393				0	616	0	594	1,729	0	0	0
	ビチューメン固化体	1,200	270	0.225	0.0561		20						133.40	0	24	0	0	0	0	0	160
	小　計	5,600	1,172											0	640	0	594	1,729	0	0	160
ＪＮＣ再処理解体廃棄物	二次廃棄物　（液体）	583	117	0.200	0.0505	30						213.12		17	0	0	0	0	0	124	0
	小　計	583	117											17	0	0	0	0	0	124	0
ＪＮＣＭＯＸ解体廃棄物	二次廃棄物Ⅰ　（可燃）	31	6	0.200	0.0324	30			120.00			186.66		1	0	0	4	0	0	6	0
	二次廃棄物Ⅱ　（可燃）	47	9	0.200	0.0324	30			120.00			186.66		1	0	0	6	0	0	9	0
	二次廃棄物Ⅰ　（難燃）	6	1	0.200	0.0324	30			120.00			186.66		0	0	0	1	0	0	1	0
	二次廃棄物Ⅱ　（難燃）	10	2	0.200	0.0324	30			120.00			186.66		0	0	0	1	0	0	2	0
	二次廃棄物Ⅰ　（不燃）	245	49	0.200	0.0449	30			300.00			269.40		7	0	0	74	0	0	66	0
	小　計	339	68											10	0	0	85	0	0	84	0
合　計		82,973	17,918											984	3,973	2,721	9,552	11,030	1	7,176	2,606

＊：ゴムパッキンをセルロースとして評価

参考文献

[1] 核燃料サイクル開発機構(1999)：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ，JNC TN1400 99-020,021,022,023

[2] Coff,A.G.: A User's manual for the ORIGEN2 computer code, ORNL/7175, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, 1980

[3] 原子力安全委員会：原子力安全白書、平成 10 年度、1998.

第３章

第3章　処分技術の検討

3.1　検討の前提

(1)廃棄体の処分の手順

処分が開始されるまでの間、廃棄体は貯蔵施設において適切に貯蔵・管理されるが、この貯蔵の間に処分を行うサイトの選定、サイトの特性調査を行い、その後、処分施設の設計・建設が行われる。

さらに、処分施設の建設終了後、廃棄体は処分施設に輸送され受入検査を行った後、順次処分坑道に定置することとなる。

廃棄体の定置完了後は、坑道の埋め戻し、地上施設の解体を行うことにより処分場を閉鎖することとなる。

(2)処分技術の検討範囲

廃棄体は、(1)項で示したような手順で処分が行われるものであるが、今回の検討は、主に、廃棄体の貯蔵及び処分を行うサイトの選定以降、すなわち、処分施設の設計、建設、操業及び閉鎖に係る部分について行っている。

本来、処分施設の設計については、処分を行うサイトの特性調査等によって地質環境の力学的特性、水理的特性、及び地球化学的特性等を把握した上で、サイトに固有な特性に合わせて行われるべきものである。

しかしながら、今回の検討は、「我が国において広く安全な処分が可能であること」を示すために行うことを目的としている。このことから、我が国の地質環境を大きく「結晶質岩系岩盤」と「堆積岩系岩盤」に分類し、さらに、この各々を代表する地質環境条件を設定(「1.4　地質環境条件」参照)した上で、この条件下での処分施設の成立性について技術的検討を行ったものである。

(3)処分施設の設計検討の前提

(1)項で示したように、処分施設の設計検討は、我が国を代表する地質環境条件を前提としているが、処分そのものに適用する技術は、現状の技術あるいはこの延長上に位置し、

開発の可能性が高い技術を前提とする。

具体的には、以下に示す条件を前提としている。

・処分施設の設計、特に処分坑道の設計は、処分深度や岩盤力学条件に依存する部分が多い。そこで、諸外国の例（200～1,000m）も参照し、処分深度と岩盤力学特性を幅広くパラメータとして空洞安定性の評価を行った上で、500m 程度の深度を想定した施設設計の一例を示すこととする。

・対象とする廃棄体は、処分に適した形態に処理されたものとするが、処理についても、現状の技術あるいはこの延長上に位置する技術を前提とする。また、必要に応じ、定置に適するように数本（本検討では 4 本）の廃棄体をまとめてパッケージ化することを考慮する。廃棄体ハンドリング時のパッケージの形状を表 3-1 に示す。

表 3-1　廃棄体ハンドリング時の形状

	堆積岩系岩盤	結晶質岩系岩盤
廃銀吸着材	□1500×H1100 パッケージ	200L ドラム缶
ﾊﾙｴﾝﾄﾞﾋﾟｰｽ等	□1200×H1600 パッケージ	□1200×H1600 パッケージ
硝酸塩含有廃棄体	□1500×H1100 パッケージ	200L ドラム缶
その他廃棄体	□1500×H1100 パッケージ □1700×H2000 角型容器	200L ドラム缶 □1700×H2000 角型容器

・廃棄体の物量は比較的多いものの発熱が小さいものがその大部分を占め、集中的に処分することが可能であると考えられることから、一カ所の処分場に処分することとする。さらに、集中的に処分することにより地下施設の規模は高レベル放射性廃棄物に比べて小さくなると考えられることから、建設・操業・閉鎖を処分区画毎に実施することはないものとし、施設全体で順次、建設・操業・閉鎖を進めることとする。なお、操業期間は 25 年とし、閉鎖期間は 10 年を見込むこととする。

・処分坑道以外の操業に必要な地下施設、アクセス施設等についても検討を行い、地下施設のレイアウトの設計を行う。

(4)処分施設仕様の設定手順

処分技術の検討においては、初めに処分システム概念を作成し、次にその作成した概念について建設・操業・閉鎖技術に関する検討を行う。処分概念作成では、初めに廃棄体を収納する処分坑道の詳細検討を行い、次に、主要坑道、連絡坑道、アクセス施設などの地下施設の設計を行い、地下施設の仕様を提示することとする。最後に、提示された地下施設仕様について建設・操業・閉鎖の技術的可能性を、地上施設の概要とともに示すこととする。検討フローを図 3-1 に示す。

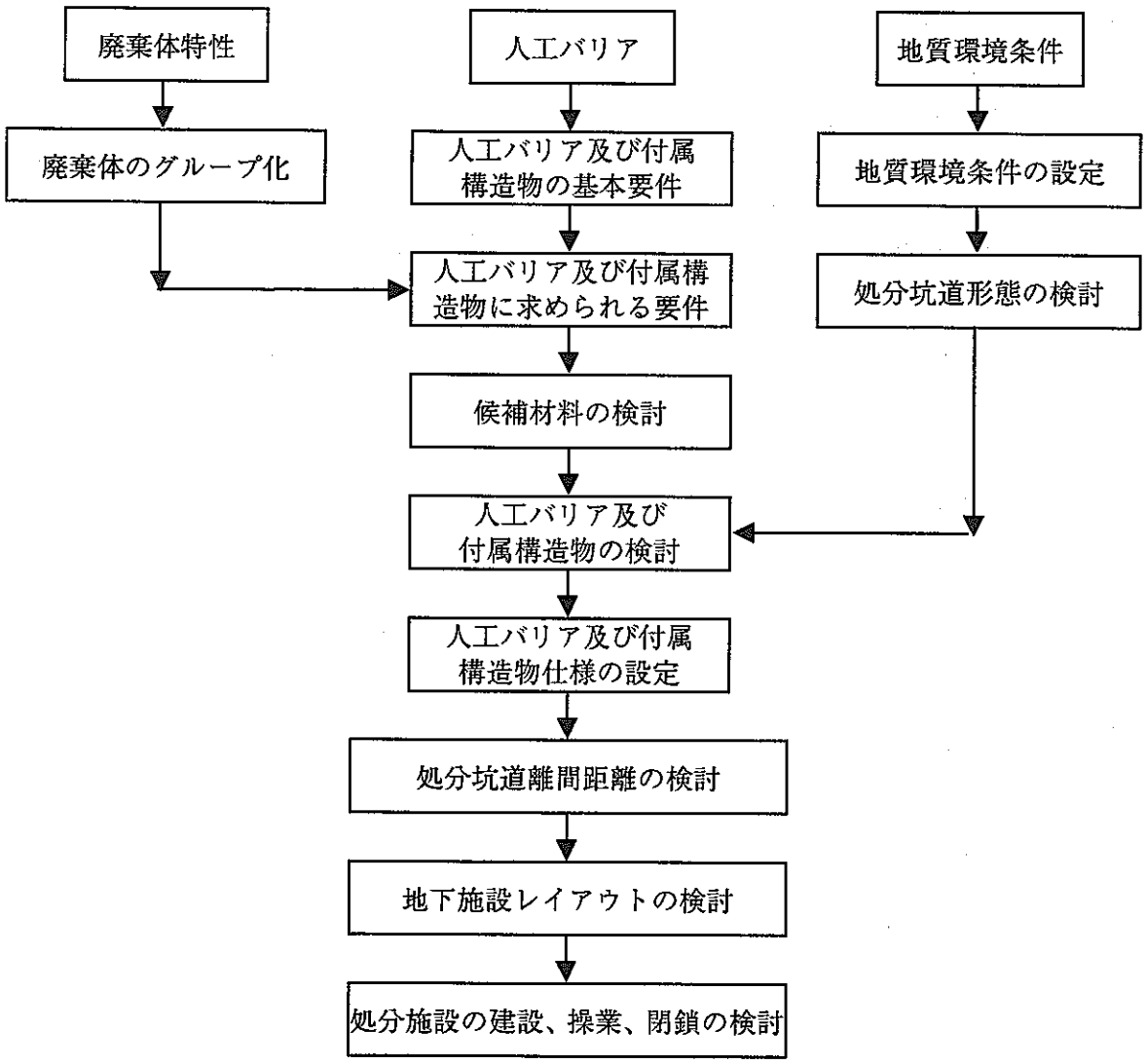


図 3-1　検討のフロー

(5)地質環境条件の設定

ここでは、「1.4　地質環境条件」に述べたように、表 3-2 に示す地質環境条件を想定して検討を行う。

表 3-2　岩盤の基本的な物性値

対象岩盤		結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤				
物性区分		HR	SR-E	SR-D	SR-C	SR-B	SR-A
物理的特性	飽和密度 ρ (Mgm^{-3})	2.67	1.70	1.95	2.20	2.35	2.45
	真密度 ρ_R (Mgm^{-3})	2.7					
	有効間隙率 n_e (%)	2	60	45	30	20	15
力学物性	一軸圧縮強度 q_u (MPa)	115	5	10	15	20	25
	弾性係数 E (MPa)	37,000	1,500	2,500	3,500	4,000	5,000
	ポアソン比 υ	0.25	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
	粘着力 c(MPa)	15	1.0	2.0	3.0	4.0	5.0
	内部摩擦角 ϕ (deg)	45	25	27	28	29	30
	引張強度 σ_t (MPa)	8	0.7	1.4	2.1	2.8	3.5
	側圧係数 K_0	164/h+0.74　(h: 深度(m))					
	初期鉛直応力 σ_v(MPa)	ρ h/100					
	初期水平応力 σ_h(MPa)	$K_0 \cdot \sigma v$					
熱物性	熱伝導率 λ ($Wm^{-1}K^{-1}$)	2.8	1.5	1.9	2.2	2.4	2.5
	比熱 c ($kJkg^{-1}K^{-1}$)	1.0	2.1	1.7	1.4	1.3	1.2
	地温勾配 (℃/100m)	3					
	地表面における地温(℃)	15					
水理物性	透水係数 k (ms^{-1})	10^{-9}					
	動水勾配 i (-)	0.01					

3.2 処分施設設計の基本的考え方

TRU 廃棄物は、その種類や形状が多種多様であり、かつ、含有される放射性核種の濃度の幅が比較的広範囲に及ぶことから、個々の廃棄体の特徴を考慮した処分施設設計を行う必要がある。ここでは、個々の廃棄体の放射性核種の種類と濃度、性状等を考慮した適切な廃棄体のグルーピングを行った上で、それぞれのグループに応じた人工バリア構成を検討し、この結果に応じた処分施設設計を行うこととする。

また、TRU 廃棄物は、発生量は多いものの発熱が小さいものがそのほとんどを占めることから、処分の効率等を考慮し、大断面空洞内に廃棄体を集中して処分することとなる。このため、長期にわたる建設・操業・閉鎖の期間を通じて比較的大きな地下空洞の安定性を確保する必要が生じる。

さらに、廃棄体定置完了後は処分施設を閉鎖することとなるが、閉鎖後の安全確保、特に処分施設から生物圏への放射性核種の移行に伴う線量当量を低減させることを考慮した人工バリア構成とする必要がある。

以上のような考え方を基に、処分施設設計の基本となる概念を検討した。

3.2.1 廃棄体のグルーピング

(1)グルーピングの考え方

地層処分の対象となる廃棄体の特徴(核種の種類・濃度、含有化学物質及び固化方法等)を考慮して廃棄体を定性的にグルーピングする。廃棄体をグルーピングする際の着目点は以下のとおりである。

①核種の種類・濃度

廃棄体中に含まれる核種の中で性能評価上特に重要と考えられるものは、半減期が長くかつ天然バリアでの吸着による遅延効果をあまり見込むことができない I-129 と C-14 の 2 核種である。よって、核種インベントリの観点からは、これらの核種を多量に含む廃棄体に関しては人工バリアなどによる特別な防護が必要になると考えられるため個別のグループとする。

②発熱の有無

発熱の比較的大きい廃棄体に関しては、人工バリア材料への熱影響などを考慮する必

要があるため、個別のグループとする。尚、発熱の大きい廃棄体は、含まれる核種のインベントリによって、運搬・定置などの作業において作業員への放射線被ばくを低減するために遮蔽材の付加や遠隔操作が必要とされる可能性がある。作業の効率を考えるとこれらの廃棄体は一括で取り扱われることが望ましい。

③含有化学物質

放射性核種の地下水に対する溶解度や人工バリア等に対する分配係数に影響を及ぼす可能性が考えられる硝酸塩等の化学物質を多く含むものについては、他の廃棄体に影響を及ぼさないように個別のグループとする。

(2)廃棄体のグルーピング結果

上記グルーピングの考え方を踏まえて、対象廃棄体を以下に示す特徴をもつ4つのグループに振り分けることとした。

グループ1: 評価上最重要なI-129を含む廃棄体で、人工バリアでの核種移行抑制措置を必要とするもの。

民間再処理施設の操業に伴い発生する「廃銀吸着材」はI-129の総インベントリの97%を含んでいる。また、JNC再処理施設からも類似の廃棄体が発生すると考えられる。したがって、これらの廃棄体を他の廃棄体と区分する。

グループ2: 評価上重要なC-14を多く含む廃棄体で、人工バリアでの核種移行抑制措置を必要とするもの。また、発熱の影響を考慮する必要があり、さらに廃棄体のハンドリングとして遮蔽材及び遠隔操作が必要と考えられるもの。

C-14は、民間及びサイクル機構再処理操業で発生する「ハル・エンドピース」及び返還廃棄物である「固型物収納体（ハル等)」に総インベントリーの99%が含まれる。これらには、付着燃料や放射化生成物が多く、発熱及び外部放射線被ばくへの影響が大きな廃棄体である。このため、これらの廃棄体を他の廃棄物と区分する。

グループ3: 硝酸塩等の影響が考えられるもの

硝酸塩を多く含む廃棄体としては、サイクル機構再処理施設の操業に伴い発生する「低レベル濃縮廃液」及び民間再処理操業からの「低レベル濃縮廃液」が挙げられる。これらの廃棄体は他の廃棄体から区分することとする。

グループ4: 放射能濃度が低いもの

残された廃棄体は、線量評価上の影響が小さく、かつ、硝酸塩等の影響を考慮する必要がないものであり、これらをまとめて一つのグループとする。グルーピングの結果を表3-3、表3-4にまとめる。

表3-3　廃棄体のグルーピング

グループ	主な廃棄体	廃棄体発生量	グルーピングの根拠
1	・廃銀吸着材のセメント固化体	約300m^3	・人工バリア、天然バリアへの吸着性が低いI-129を多く含む廃棄体
2	・ハル・エンドピースの圧縮収納体	約4,900m^3	・人工バリア、天然バリアへの吸着性が低いC-14を多く含む廃棄体 ・発熱量の比較的大きい廃棄体
3	・低レベル濃縮廃液のアスファルト固化体およびセメント固化体 ・ビチューメン固化体	約7,000m^3	・アスファルト、硝酸塩を多く含み核種の吸着性・溶解度への影響を及ぼす可能性のある廃棄体
4	・可・難・不燃性廃棄物のセメント固化体 ・解体廃棄物等	約5,800m^3	・その他の廃棄体

表 3-4　廃棄体のグルーピングの内訳

廃棄体	本数(本)	物量(m^3)
グループ 1:		
民間再処理-廃銀吸着材	1,188	238
JNC 再処理-廃銀吸着材	153	31
グループ 1 の和	1,341	269
グループ 2:		
民間再処理-ハル・エンドピース	18,750	3,638
JNC 再処理-ハル・エンドピース	1,918	372
返還-固型物収納体(ハル等)	4,400	902
グループ 2 の和	25,068	4,912
グループ 3:		
民間再処理-低レベル濃縮廃液 I	4,844	969
JNC 再処理-低レベル濃縮廃液 I（アスファルト固化）	16,638	3,328
JNC 再処理-低レベル濃縮廃液 I (1998 年度以降)	11,819	2,364
返還-ビチューメン固化体	1,200	270
グループ 3 の和	34,501	6,931
グループ 4:		
民間再処理-焼却灰溶融体	156	31
民間再処理-不燃性廃棄物 I (HEPA、小物金属)	3,438	688
民間再処理-不燃性廃棄物 I (機器廃品)	250	1,445
JNC 再処理-焼却灰溶融体	482	96
JNC 再処理-不燃性廃棄物 I (金属)	2,315	463
JNC 再処理-不燃性廃棄物 I (その他)	2,315	463
民間 MOX-可燃性廃棄物	92	18
民間 MOX-難燃性廃棄物	61	12
民間 MOX-不燃性廃棄物	2,057	411
JNCMOX-可燃性廃棄物	1,020	204
JNCMOX-難燃性廃棄物	680	136
JNCMOX-不燃性廃棄物	8,275	1,655
JNC 再処理解体-二次廃棄物(液体)	583	117
JNCMOX 解体-二次廃棄物 I (可燃)	31	6
JNCMOX 解体-二次廃棄物 II (可燃)	47	9
JNCMOX 解体-二次廃棄物 I (難燃)	6	1
JNCMOX 解体-二次廃棄物 II (難燃)	10	2
JNCMOX 解体-二次廃棄物 I (不燃)	245	49
グループ 4 の和	22,063	5,806

3.2.2 人工バリア及び付属構造物の基本要件

人工バリア及び付属構造物は、環境へ放出される放射性核種の量を許容できるレベルにまで低減するために設置されるものである。これは、廃棄体が所定の位置に定置され適切に埋め戻されることにより長期にわたり核種の放出を抑制することで達成されるが、同時に、定置や埋戻し作業自体も安全に実施されることが要求される。

(1)操業中の安全確保要件及び必要とされる機能

処分場操業の主たる目的は、廃棄体を地表から地下へと搬送し、所定の場所に安全かつ効率的に定置することである。この目的は処分施設構成要素の各々に適切に機能が割り当てられ処分場全体で達成されるものであるが、処分坑道については、以下の要件及び機能を挙げることができる。

・空洞安定性

・廃棄体の定置

・廃棄体の強度

・汚染拡大防止

(2)閉鎖後の安全確保要件及び必要とされる機能

処分場閉鎖後から長期にわたって核種放出を抑制するために、人工バリアに対しては以下の安全確保要件及び機能が求められる。

①核種の溶出、移動の抑制

・地下水移動の抑制

・放射性核種の溶出制限

・放射性核種の吸着

・自己シール性

②力学的安定性

・応力緩衝性

・力学的支持性

・坑道安定性

③その他

・熱伝導性

・通気性

・コロイド等の移動抑制

以上の基本要件をまとめて、表 3-5 に示す。

表3-5　人工バリアシステム及び付属構造物の基本要件及び機能

区　分	安全確保の要件	要件サブ項目	機　　能	機能の内容
操業期間	①操業中の安全確保	空洞安定性	坑道の形状維持及び壁面剥離防止	坑道の形状を維持するとともに、落盤等を防止すること
		廃棄体の定置	廃棄体定置及び充填材施工の効率化	廃棄体の定置及び充填材の施工が容易に実施できること
		廃棄体の強度	廃棄体の耐埋設荷重強度	廃棄体は定置された場合に受ける荷重に耐える強度を有すること
		汚染拡大防止	放射性核種の漏出防止	操業時における放射性物質の外部環境への漏出を防止すること
閉鎖後	②溶出・移動の抑制	地下水移動の抑制	地下水侵入量の抑制	処分坑道を通過する地下水流量を抑制すること
		放射性核種の溶出制限	放射性核種の物理的な閉じ込め	閉鎖後初期は、廃棄体中に放射性核種を物理的に閉じ込めること
			化学的緩衝性 (放射性核種の溶解度低減)	処分坑道内間隙水を、核種の溶解度を低減するような水質に維持すること
		放射性核種の吸着	放射性核種の人工バリア材への吸着	溶解性放射性核種を収着し、空隙水中濃度を低減すること
		自己シール性	発生空隙の充填	施設内に発生した空隙及び周辺岩盤の亀裂等が充填できること
	③力学的安定性	応力緩衝性	外力に対する緩衝性	岩盤変位により処分坑道内部に生じる応力を緩和できること
		力学的支持性	廃棄体／構造躯体の支持	廃棄体及び構造躯体を所定の位置に保持し、長期的に有意な沈下が発生しないこと
		坑道の安定性	処分坑道の力学的安定性	処分坑道は周辺岩盤に対して構造力学的に安定であること
	④その他	熱伝導性	廃棄体発熱の放散	発熱廃棄体の処分施設内温度が、許容温度を超えないこと
		透気性	ガス透過性／自己修復性	処分施設内の圧力が著しいバリアの劣化を生じないこと及びガス透過により地下水の卓越流路を形成しないこと
		コロイドの移動抑制	コロイドのろ過	放射性核種コロイドの移動及び天然コロイドの侵入を防止すること

3.2.3 人工バリア及び付属構造物の基本構成及び求められる要件

(1)人工バリア及び付属構造物の基本構成

TRU 廃棄物は高レベル放射性廃棄物と比べて廃棄体の発生量が多いものの、大部分は非発熱性であることから、比較的大きな空洞の中に現行の低レベル放射性廃棄物埋設施設と同様のセル構造（構造躯体）を建設し廃棄体を集中的に効率よく収納し埋戻す施設が考えられる。このような施設概念における人工バリア及び付属構造物としては、以下の構成要素が挙げられる。

（人工バリア）

・廃棄体

・充填材

・緩衝材

・埋戻し材

（付属構造物）

・支保工

・構造躯体

なお、操業中及び閉鎖後のモニタリング設備も処分坑道設計の対象に含まれるべきであるが、モニタリングの基礎となる管理の考え方が現時点では確定されていないことを考慮し、ここでの検討からは除外することとする。

先の廃棄体グループ化の結果に従い、各グループの人工バリアの基本構成を検討した。

グループ 1、2 は、半減期が長く、地下水とともに移行しやすい核種を含むため人工バリアを強化することによって核種の閉じこめ性を高める必要がある。そのため、海外の施設設計例を廃棄体定置後の空隙を充填材で充填するとともに、周囲に緩衝材を設けることとした。

一方、グループ 3、4 は、半減期が長く、地下水とともに移行しやすい核種を含まないため、充填材を充填するものの、周囲に緩衝材を設けない構成とした。

さらに岩盤物性に起因する坑道掘削可能径を考慮すれば、これらの人工バリア及び付属構造物の基本構成は次のようになると考えられる。

①比較的大きな坑道が掘削可能な場合

坑道内部に構造躯体を設置し、そのなかに廃棄体を定置し充填材を施工する。なお、定置時の安定確保のために一部廃棄体についてはパッケージ化も考慮する。坑道上部には廃棄体定置のためのクレーン走行エリアを設ける。グループ1及び2の処分坑道には構造躯体外側に緩衝材を設置する。クレーン走行エリアは廃棄体定置終了後、埋め戻される。各処分坑道の人工バリア及び付属構造物の構成は以下のようになる。

グループ1及び2：廃棄体（廃棄体パッケージ）＋充填材＋構造躯体＋緩衝材
＋埋戻し材＋支保工

グループ3及び4：廃棄体＋充填材＋構造躯体＋埋戻し材＋支保工

②坑道径に制約がある場合

径の小さな処分坑道においては、クレーン走行エリアを設けず、底面を走行する機器により廃棄体を定置するものとする。さらに、定置作業を効率化するために、数本の廃棄体をひとまとめにするパッケージ化を行う。パッケージ間の空隙は充填材により充填する。構造躯体については、充填材の施工並びに、緩衝材定置作業の効率化も目的として設置する。各処分坑道の人工バリア及び付属構造物の構成は以下のようになる。

グループ1及び2：廃棄体パッケージ＋充填材＋構造躯体＋緩衝材＋支保工

グループ3及び4：廃棄体パッケージ＋充填材＋支保工

(2)各人工バリア及び付属構造物に求められる要件

表3-6に各人工バリア及び付属構造物に期待される機能を示す。これらの機能は、最終的には性能評価と設計検討を繰り返しながら最適化されるべきものであるが、本検討においては、保守的に支保工には長期的性能を期待しないこととし、核種の移行遅延性能を期待する人工バリアの基本構成としては、諸外国の例（表3-7）[17] [18] [19] [20] [21] [22]も参照して、図3-2に示す構成とする。（詳細は付録を参照）

以下に、各人工バリア及び付属構造物毎に求められる要件を示す。

①廃棄体

廃棄体については、現時点で想定しうる仕様を設定し、ここでは処分側から廃棄体に対して要件を挙げることはしないこととする。

②充填材

操業中においては、万一の汚染拡大を防止し、廃棄体の耐埋設荷重を補完することが要件となる。処分場閉鎖後は、核種の吸着や化学緩衝性が期待できるが、ここでは要件とせず性能評価でその可能性及び効果について検討することとする。

③構造躯体

構造躯体は廃棄体の定置及び充填材・緩衝材の施行の効率化が要件となる。また、核種の溶出・移動の抑制の効果も期待できるものであるが、ここでは構造躯体に求められる要件とはしないこととした。処分坑道形状維持、熱の放散、ガスの透過性については、充填材と同様に対象除外ととした。

④緩衝材

緩衝材に求められる要件は、放射性核種の移動を抑制する機能、地下水浸入量の抑制、コロイドのろ過、発生空隙の充填及び廃棄体・構造躯体の支持とする。化学緩衝性、核種の吸着性、応力緩衝性等は材料への依存度が大きいため、ここでの検討対象とはせずにその他の要件に基づき設定された仕様で機能の確認を行うこととした。

⑤埋め戻し材

緩衝材を必要とする処分坑道では、埋め戻し材は緩衝材の自己シール性を補完するなどの要件が必要となる。坑道の安定性については、処分坑道の寸法・形状等が設定された後に検討を行うこととした。

⑥支保工

支保工は操業中の空洞安定性を確保することが要件となる。

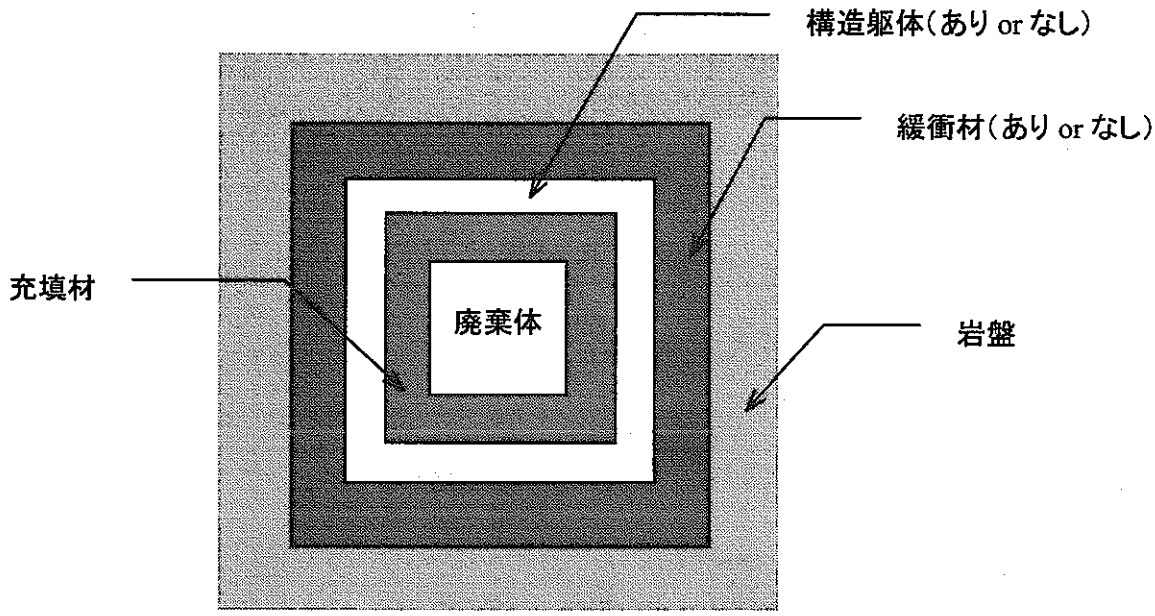


図 3-2　人工バリアの基本構成

表 3-6　各人工バリア及び付属構造物の基本要件の分類及び必要機能

区分	安全確保の要件	要件サブ項目	機　　能	廃棄体	充填材	構造躯体	緩衝材	埋戻し材	支保工
操業期間	①操業中の安全保護	空洞安定性	坑道の形状維持及び壁面剥離防止	—	—	—	—	—	●
		廃棄体の定置	廃棄体定置及び充填材施工の効率化	—	—	●	—	—	—
		廃棄体の強度	廃棄体の耐埋設荷重強度	○	◎	—	—	—	—
		汚染拡大防止	放射性核種の漏出防止	○	◎	—	—	—	—
閉鎖後	②溶出・移動の抑制	地下水移動の抑制	地下水浸入量の抑制	—	○	○	●	○	—
		放射性核種の溶出制限	放射性核種の物理的な閉じ込め	◎	○	○	○	—	—
			化学的緩衝性（放射性核種の溶解度低減）	◎	◎	○	◎	—	○
		放射性核種の吸着	放射性核種の人工バリア材への吸着	◎	◎	○	◎	—	○
		自己シール性	発生空隙の充填	—	—	—	●	●	—
	③力学的安定性	応力緩衝性	外力に対する緩衝性	—	—	—	◎	○	○
		力学的支持性	廃棄体／構造躯体の支持	—	—	—	●	—	—
		坑道の安定性	処分坑道の力学的安定性	—	◎	◎	◎	◎	○
	④その他	熱伝導性	廃棄体発熱の放散	◎	◎	◎	◎	—	◎
		透気性	ガス透過性／自己修復性	—	—	—	◎	○	—
		コロイドの移動抑制	コロイドのろ過	—	—	—	●	—	—

●：人工バリア及び付属構造物仕様の決定に関する要件（設計仕様）
◎：性能評価において考慮する事項
○：潜在的に期待できる機能

表 3-7　海外の処分施設設計例(人工バリア／付属構造物設計)

	主な廃棄物固化材	充填材	構造躯体	緩衝材	地質
アメリカ	—	—	—	MgO※1	岩塩
イギリス	ｾﾒﾝﾄ	ﾎﾟｰﾗｽｺﾝｸﾘｰﾄ	ｺﾝｸﾘｰﾄ	—	火山岩
フランス	ｾﾒﾝﾄ、ｱｽﾌｧﾙﾄ	ｾﾒﾝﾄ	ｺﾝｸﾘｰﾄ	—	粘土層、花崗岩
スイス	ｾﾒﾝﾄ、ｱｽﾌｧﾙﾄ	ｾﾒﾝﾄ	ｺﾝｸﾘｰﾄ	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ	結晶質岩
	ｾﾒﾝﾄ、ｱｽﾌｧﾙﾄ	ｾﾒﾝﾄ	ｺﾝｸﾘｰﾄ	—	堆積岩
ドイツ	ｾﾒﾝﾄ、ｱｽﾌｧﾙﾄ	破砕岩塩	—	—	岩塩
	ｾﾒﾝﾄ、ｱｽﾌｧﾙﾄ	ｾﾒﾝﾄ (破砕岩を含む)	—	—	泥岩
ベルギー	ｾﾒﾝﾄ、ｱｽﾌｧﾙﾄ	ｾﾒﾝﾄ	鋳鉄 or ｺﾝｸﾘｰﾄ	—	ブーム粘土
スウエーデン	ｾﾒﾝﾄ	ﾎﾟｰﾗｽｺﾝｸﾘｰﾄ	ｺﾝｸﾘｰﾄ	—	結晶岩
カナダ	ｾﾒﾝﾄ	ｾﾒﾝﾄ	ｺﾝｸﾘｰﾄ	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ/砂	結晶岩/堆積岩

1.万一、処分施設に地下水が浸入した場合には、MgO は地下水の pH を弱アルカリ側に保持し、アクチニドの溶解度を低く維持する。また、微生物による有機物の分解で発生する CO_2 を $MgCO_3$ として固定し、間隙圧力の上昇と間隙水の pH 変化を抑制する。

2.海外では廃棄体をパッケージ化する国はあるが、HLW のようなオーバーパックを使っている国はない。

3.2.4　人工バリアの候補材料

(1)充填材

現状で充填材の候補材料として考えられるものは、現地発生材を含む砕石類(ベントナイト・砂・粘土等の土質材料を含む)及びセメント系材料(モルタル・コンクリート)である。

砕石類およびセメント系材料を概略比較すると砕石類は長期安定性において優れておりセメント系材料は力学的・化学的な要件が求められる場合、優位である。今回の検討では、低レベル放射性廃棄物処分場で実績のあるセメント系材料(例:普通ポルトランドセメント、以下 OPC とする)を使用するものとする。

(2)構造躯体

構造躯体の候補材料としてコンクリート及び鋼材を対象とする。両候補材料を比較すると、安全確保の要件は両者とも満足する性能を有している。通常 OPC を基本としたコンク

リートは、建設材料として比較的安価で広く用いられているため経済性は優れている。鋼材は、大規模な構造物を構築する場合はコンクリートと比べてややコストは高いが、逆に断面部材が小さく小断面において廃棄体の定置効率を上げる必要がある場合はコンクリートより優位になることもある。これら機能面から、現状では大断面の処分坑道に対しては構造躯体の材料としてコンクリートを使用し、小断面の処分坑道に対しては鋼材を使用するものとする。

(3)緩衝材

緩衝材の候補材料として天然に産する粘土が着目されている。これは粘土が一般に低透水性であり、吸着性能を有すること、さらに、天然に産出するものであるため、処分で考えなければならない処分坑道閉鎖後の長期間の安定性が期待できることによる。なかでも、ベントナイト系材料（砂等を混合したものを含む）は、以下に記すことから総合的に見て最も有力であると考えられる。

本検討においては、ベントナイト 70wt%、砂 30wt%、乾燥密度 1.6g/cm^3 のベントナイト砂混合材料をベントナイト系緩衝材の候補として設定した。これは、要求機能のうち、最も重要と考えられる「地下水移動の抑制」の観点で、岩盤の透水係数（10^{-9}m/s）と比較して十分小さな値（10^{-12}m/s）が得られること、後述の拡散場を維持することが可能な透水係数（10^{-11}m/s）に対し 1 桁程度の裕度があることなどによるものである。

(4)埋戻し材

現状で埋戻し材の候補材料として考えられるものは、ベントナイト系材料（砂や礫等を混合したものを含む）、セメント系材料（コンクリート）及び現地発生材を含む砕石類である。

自己シール性が要求される場合の埋戻し材として、ベントナイト 50wt%、砂 20wt%、礫 30wt%、乾燥密度 1.6g/cm^3 のベントナイト砂礫混合材料を候補として設定した。また自己シール性などの機能は求めずに大空洞の充填性という観点からは、セメント系材料（コンクリート）を候補として設定した。

(5)支保工

支保工の候補材料としてコンクリート及び鋼材を対象とする。本検討においては、地山の被覆効果があることや周辺岩盤に対する損傷が無いことなどから吹付けコンクリートや覆工コンクリートといったコンクリートを支保工の候補材料として設定する。

3.2.5 処分空洞の形状及び規模の検討

3.2.1 項で示した廃棄体のグルーピングの結果に基づき、「結晶質岩系岩盤」「堆積岩系岩盤」のそれぞれにおける処分空洞の形状及び規模を検討した。

(1)処分空洞の形状

現在の地下土木構造物および諸外国の放射性廃棄物処分に関する検討例を参考にした場合、基本的な空洞の形状として、図 3-3 に示す 4 種類が考えられる。

・円型中～小断面坑道

・幌型小断面坑道

（一般のトンネルの施工法を応用することで、施工が可能な坑道）

・幌型大断面坑道

（地下式発電所の施工方法を適用あるいは応用することで、施工が可能な坑道）

・サイロ型

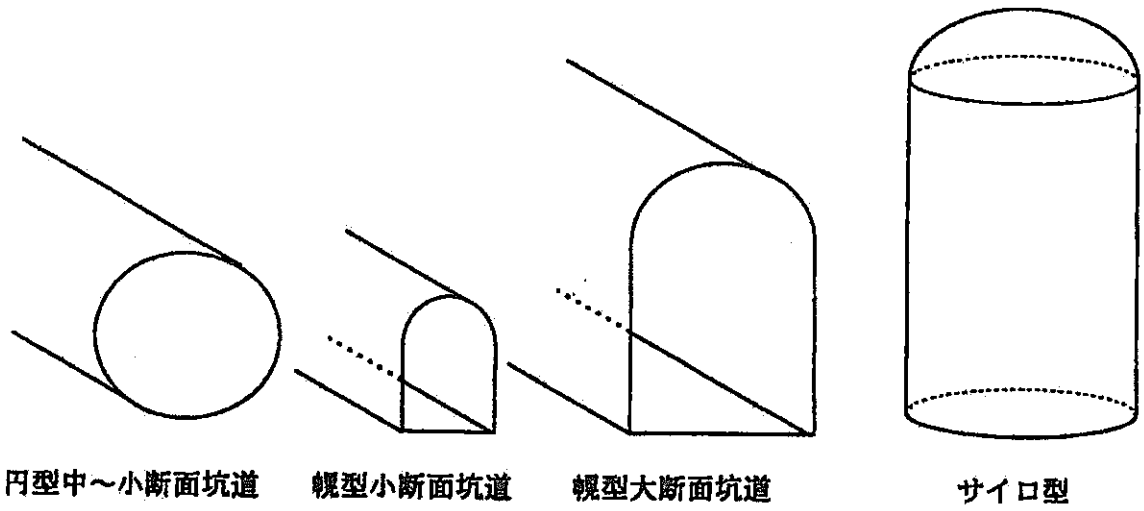


図 3-3　空洞基本形態

本検討では、処分施設の技術的成立性の一例を示すことを目的としているため、国内の地下発電所、石油地下備蓄など大規模地下空洞実績（表 3-20）を参考に、施工性に優れ、施工実績の多い坑道型を基本とした。

坑道の形状については、結晶質岩系岩盤の場合、空洞の力学的安定性が優れていると考えられるため、操業性、廃棄体の充填効率等を考慮して、幌型断面坑道とし、強度の小さい堆積岩系岩盤の場合には、空洞の力学安定性を考慮して、円形断面とした。

(2)処分坑道の規模の検討

ここでは、上記の処分坑道の形状を基本として、「3.1(5)地質環境条件」で述べた岩盤特性条件のもとで、概略の空洞安定解析及び熱解析を行い、坑道径の検討を行った。

①概略空洞安定解析

a. 解析の目的

ここでは、安全確保上必要な処分深度あるいは施設機能上必要な空洞寸法のどちらかの条件が設定された際に、もう一方の条件を建設可能性の観点から概略的に決定するために、設定された地質条件環境下での理論解による空洞安定解析を行い、建設可能な深度と施設空洞寸法のおおよその関係を求めることを目的とする。

b. 解析条件

(a)地質環境条件

対象とする岩盤として、結晶質岩系岩盤と堆積岩系岩盤を想定する。表 3-8 に岩盤物性値データセットを示す。

表 3-8　岩盤物性値データセット

	単位	結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤				
			A 岩盤	B 岩盤	C 岩盤	D 岩盤	E 岩盤
飽和密度	g/cm^3	2.67	2.45	2.35	2.20	1.95	1.70
弾性係数	MPa	37,000	5,000	4,000	3,500	2,500	1,500
ﾎﾟｱｿﾝ比		0.25	0.30	0.30	0.30	0.30	0.30
粘着力	MPa	15	5.0	4.0	3.0	2.0	1.0
内部摩擦角	Deg	45	30	29	28	27	25

地圧の側圧係数は 3.1 項表 3.2 に示した深度依存を考慮し、地山の初期地圧としては土被り分に側圧係数を乗じた値を垂直及び水平の地圧と仮定する。

(b)支保工条件

(i)結晶質岩系岩盤サイト

結晶質岩系岩盤サイトについては、補強無しでも建設可能な強度を有していると考えられることから、無支保条件で空洞安定解析を行う。

(ii)堆積岩系岩盤サイト

堆積岩系岩盤サイトについては、岩盤強度をこれまでの建設実績などと比較すると深度 500m 程度までの建設を考えた場合には支保工が必要となることが予想される。したがって、支保工ありの場合の理論解の計算を実施する。計算に用いる支保工厚は、空洞径と掘削深度を考慮して仮に 50cm とする。支保を考慮した地山応力と壁面変位の関係を図 3-4 に示す。

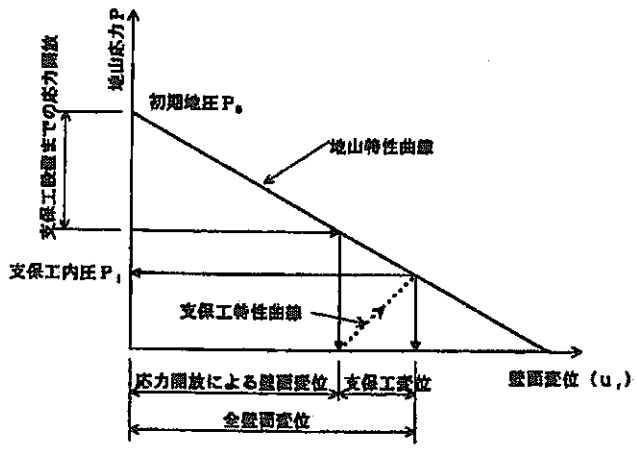


図 3-4　支保を考慮した地山応力と壁面変位の関係(概念)

c. 解析手法

ここでは、理論式として Egger の方法[1]を用いて計算を行う。この理論は次のような前提に基づいている。図 3-5 にモデル概念を示す。

・初期地圧は等方状態である。

・地山は完全弾塑性体で、モールクーロンの降伏条件に従う。

・空洞形状は円形である。

Egger はこのような前提のもとで、Kastner による地山応力を用いて地山の変位を算定している。この手法は、次式に示すような地山の半径方向及び円周方向の応力・ひずみ関係を基本にして定式化されている。

$\varepsilon_r = \delta Ur/\delta r$　　$\varepsilon_\theta = Ur/r$　　・・・・・・・・・(式 3.1)

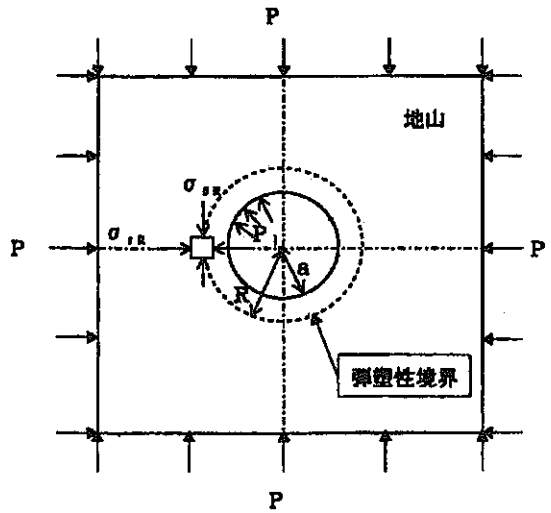
本解析ではこのひずみを限界ひずみ中央値に固定し、地山がその状態に達した場合の深さと掘削径の関係を求めている。支保工の効果は次式で算定される支保内圧として評価する。

$\sigma = KUr/r$　　・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・(式 3.2)

ここに、Ur: 半径方向の壁面変位

r : 掘削半径

K : リングとしての支保工の剛性



$\sigma_{\theta R}$:岩盤の円周方向応力、P1:支保圧力、a:空洞半径、P:初期地圧

σ_{rR}:岩盤の半径方向応力、R:塑性領域の半径

図 3-5　解析モデル概念

d. 解析結果

(a)結晶質岩系岩盤サイト

理論解計算の結果、結晶質岩系岩盤サイトにおいては岩盤は十分な強度を有しており、無支保で大断面の掘削が可能である。基本的には処分空洞の大きさに対する制約はない。

(b)堆積岩系岩盤サイト

理論解計算の結果、B 岩盤を対象とすると、無支保では深度約 450m での掘削が可能で、支保工 50cm の場合は、直径 10m で深度約 500m での建設が可能となっている。(図 3-6)。

この解析には、地質環境条件に設定されている側圧係数（＝1.07）の影響が考慮されていないため、それを考慮した場合、掘削径・掘削深度ともここで得られたものよりも小さくなることが予想される。この影響を考慮するためには、有限要素法等による等方圧以外の応力場が設定できる手法を採用しなければならない。

e. 空洞規模の設定

(a)結晶質岩系岩盤サイト

形状及び寸法については、廃棄体の数量、操業時における廃棄体ハンドリング装置を重視して設定することとする。

(b)堆積岩系岩盤サイト

概略空洞安定性解析の結果から堆積岩系岩盤における各深度に対する掘削可能径について、表 3-9 に示す。表中の幌型空洞の掘削可能深度は、円形空洞と同じ緩み幅を発生するような深度とした。表 3-9 より B、C、D 岩盤を対象とすると、処分深度は 500m 程度まで可能である。また、処分深度を 500m と規定すると、B 岩盤において、厚さ 50cm の支保工を設けることにより、内径 10mの円形坑道が掘削可能である。以降の検討に用いる岩盤と空洞規模を以下のように設定する。

・岩種: B 岩盤

・空洞規模: 円形断面換算で 10m 相当

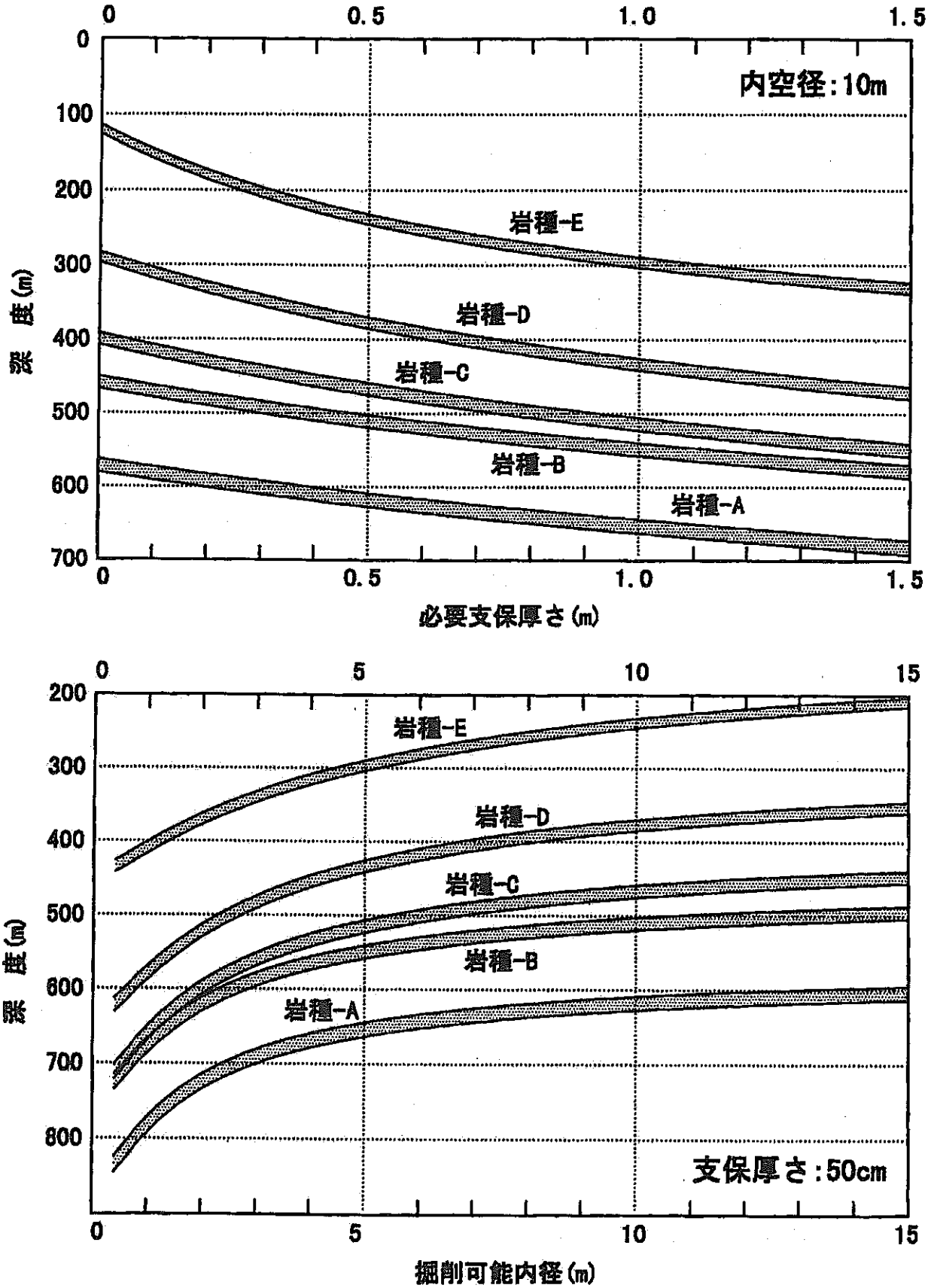
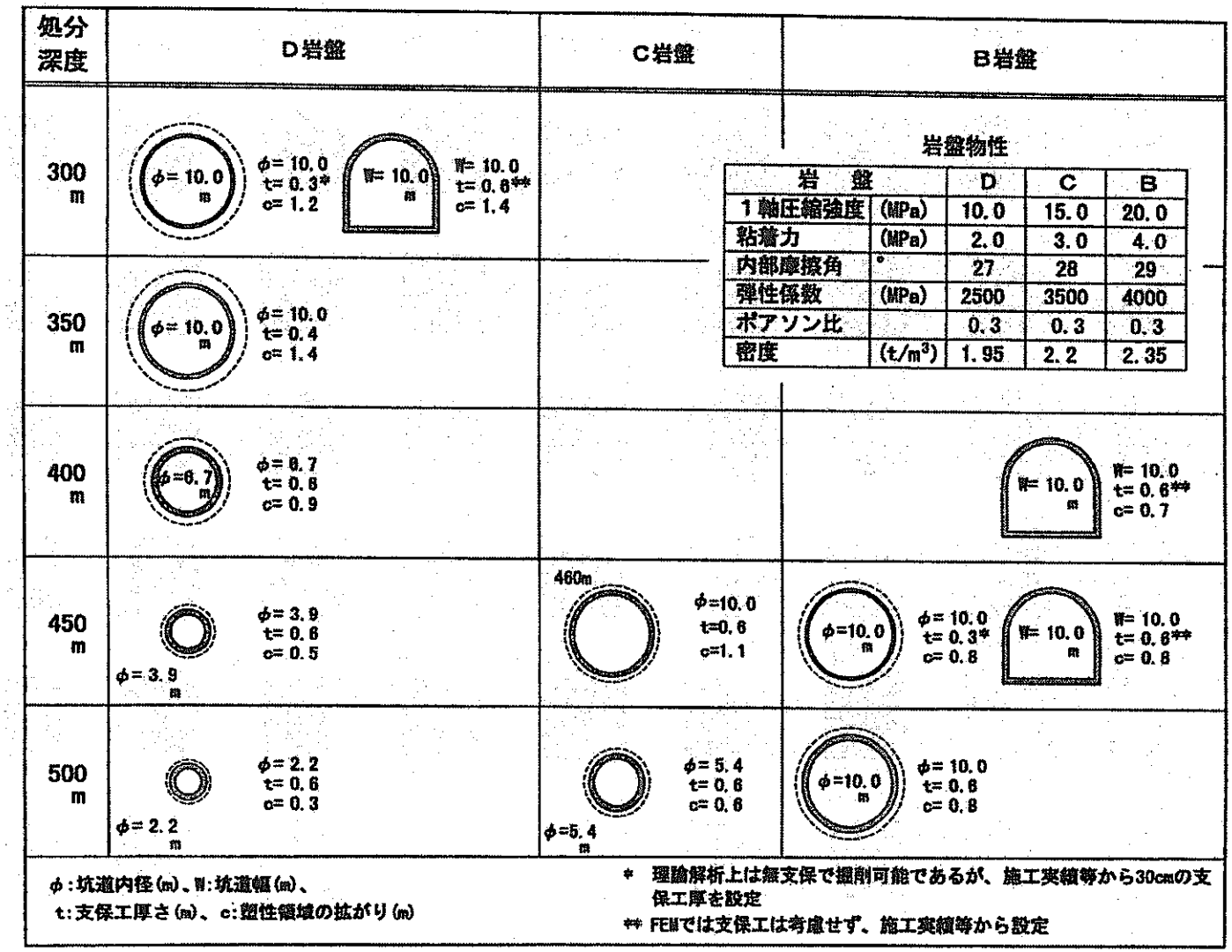


図 3-6　理論解による検討結果(堆積岩系岩盤サイト)

表 3-9　各深度における掘削可能な空洞径と必要な支保工厚さ



岩盤物性

岩　盤		D	C	B
1軸圧縮強度	(MPa)	10.0	15.0	20.0
粘着力	(MPa)	2.0	3.0	4.0
内部摩擦角	°	27	28	29
弾性係数	(MPa)	2500	3500	4000
ポアソン比		0.3	0.3	0.3
密度	(t/m^3)	1.95	2.2	2.35

②熱解析

a. 概要

廃棄体グループ2に分類される廃棄体は発熱性であるため、1カ所に大量の廃棄体を定置した場合、坑道内部およびその周囲の温度が上昇する恐れがある。ここでは、人工バリアの温度上限値を考慮して、概略熱解析モデルを用いたパラメータスタディを実施し、結晶質岩系岩盤サイトにおいて25個のパッケージで設計することが妥当である結果を得た。なお、堆積岩系サイトにおいては、内径10mの円形空洞に定置できるパッケージは空間的制限から25個以下となる。

b. 人工バリアの温度上限値

人工バリアであるベントナイト系材料とセメント系材料は、高温状態で維持されると特性が変化すると考えられる。

現状の知見では、ベントナイト系材料については、ベントナイト成分の熱的な変質、劣化の観点からの温度上限値は100℃とされており、また、セメント系材料については、セメントの耐熱温度は、セメントの収着係数が低下しない温度すなわちC-S-Hゲルが結晶化しない温度という観点から80℃と設定した[2]（図3-7参照）。また、SCK/CEN（ベルギー・モル王立原子力研究センター）における処分場（セメント）の許容温度の考え方については、セメントマトリックス（おそらく主要鉱物であるC-S-Hゲル）の再結晶化及び脱水を避けるために85～90℃としている。

以上より、セメント系人工バリアの化学的な安定性の観点から、人工バリア全体の温度上限値としては、安全側に80℃とし熱評価を行うこととした。

c. 概略熱解析モデル

解析は二次元鉛直断面FEMモデルによる非定常熱伝導解析コード（HEAT）を用いた。図3-8に概略熱影響評価に用いた解析モデルを、図3-9にモデル化の概念を示す。施設深度、廃棄体混合体寸法、緩衝材厚さおよび領域水平長さは、解析ケース毎に値が変動するパラメータである。

なお、解析領域は、無限に連接している坑道の一部分を抜き出した領域としており、

保守的なモデルとなっている。

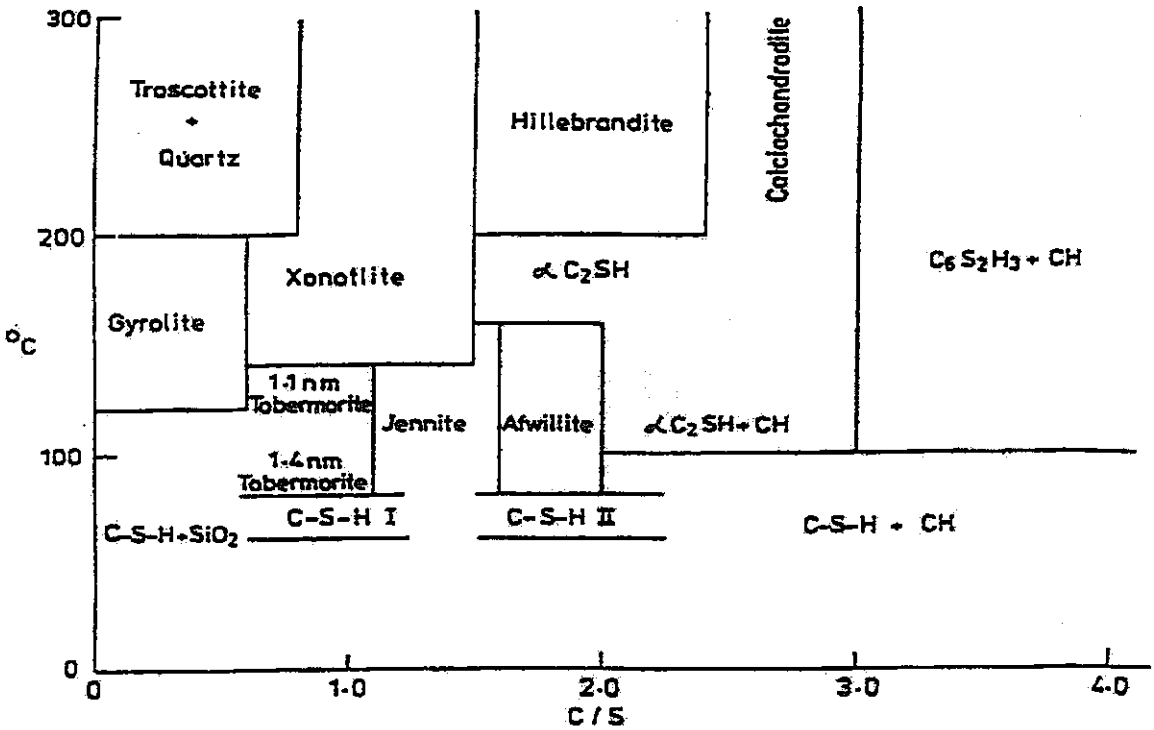


図 3-7　ＣＳＨゲルの熱変成

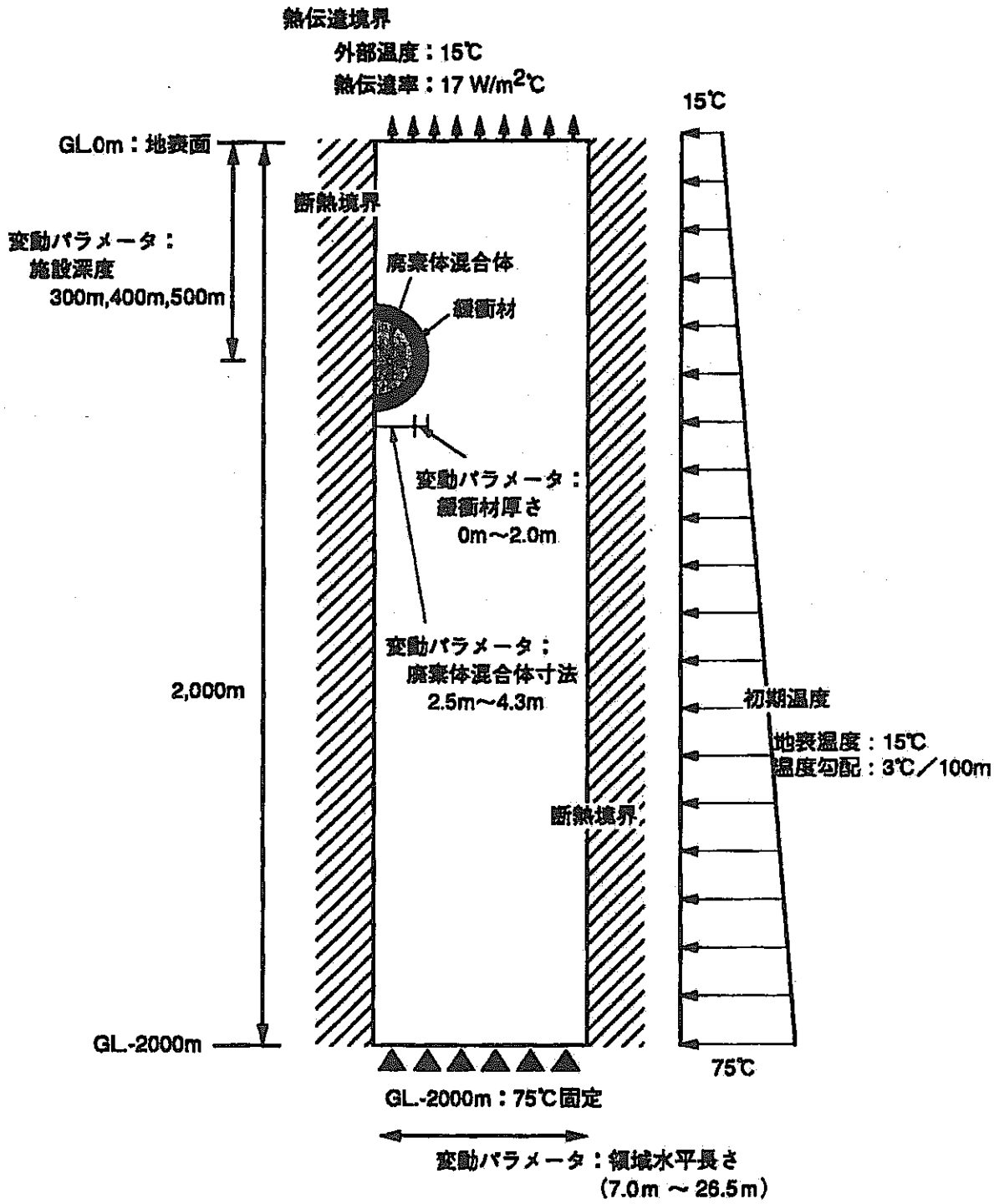

熱伝達境界
外部温度：15℃
熱伝達率：17 W/m2℃
15℃
GL0m：地表面
断熱境界
変動パラメータ：
施設深度
300m,400m,500m
廃棄体混合体
緩衝材
変動パラメータ：
緩衝材厚さ
0m～2.0m
変動パラメータ：
廃棄体混合体寸法
2.5m～4.3m
2,000m
初期温度
地表温度：15℃
温度勾配：3℃／100m
断熱境界
GL-2000m
75℃
GL-2000m：75℃固定
変動パラメータ：領域水平長さ
(7.0m ～ 26.5m)

図 3-8　解析モデル図

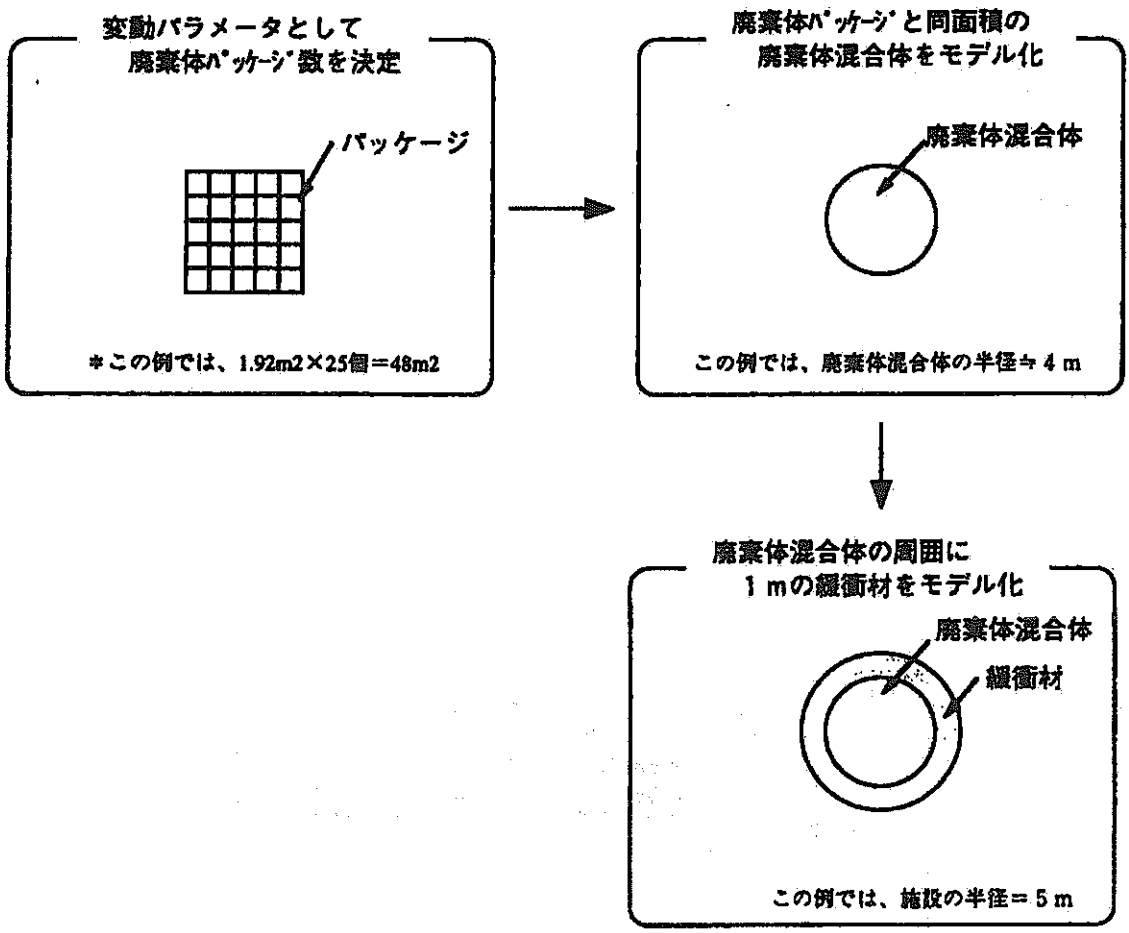


図 3-9　処分坑道のモデル化の概念

d. 廃棄体の発熱率

本検討の処分対象となっている廃棄物のうち、発熱性廃棄物は処分グループ2に分類される。これらの発熱性廃棄物は、以下の3種類である。

・民間再処理ハル・エンドピース

・JNC再処理ハル・エンドピース

・返還低レベル・固型物収納体（ハル等）

各廃棄体の発熱率の経時変化を、図3-10に示す。3種類の廃棄体の中で、民間再処理ハル・エンドピースの発熱率が最も高い。概略熱影響評価は、民間再処理ハル・エンドピースの発熱率を用いて行った。

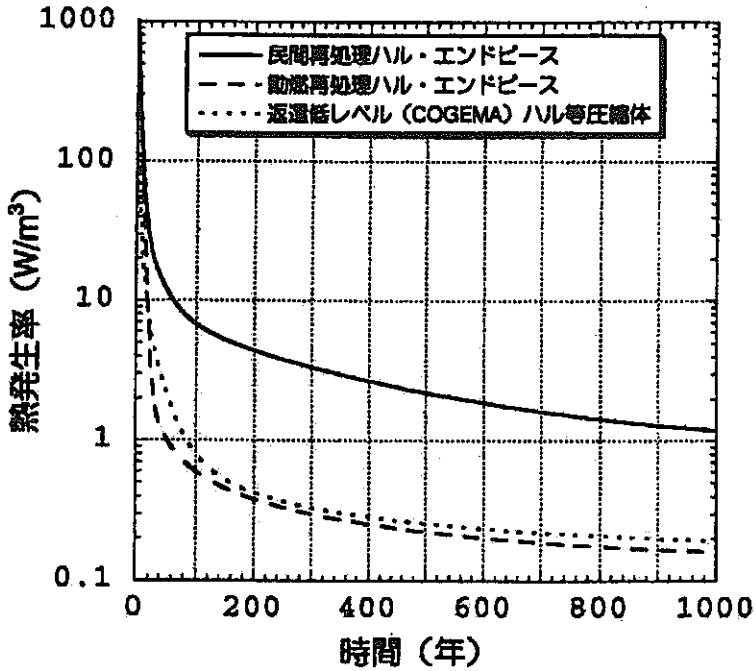


図3-10　グループ2廃棄体の発熱率の経時変化

e. 解析ケースの設定

廃棄体パッケージ数を変動パラメータとし、坑道径は前述の図 3-9 で述べた方法により廃棄体パッケージ数に連動させた。また、施設の温度上昇に影響を与えると考えられるその他のパラメータとして、冷却期間、坑道離間距離、岩種、埋設深度および緩衝材厚さを準変動パラメータとした。準変動パラメータには、リファレンス値を設定することにより、パラメータスタディのケース設定を行った。

表 3-10　概略熱影響評価の変動パラメーター覧

変動パラメータ	パラメータ値	リファレンス値
パッケージ数	10、20、25、30 パッケージ	—
冷却期間	15 年、25 年、30 年	25 年
離間距離	2D、3D、5D	3D
埋設深度	300、400、500m	500m
岩種	結晶質岩、堆積岩 B、堆積岩 D	結晶質岩
緩衝材厚さ	0m、1m、2m	1m

f. 構成要素の熱物性データ

表 3-11 に各構成要素の熱物性データを示す。なお、岩種(岩盤物性)については、準変動パラメータとして考えることから、解析ケースによって値が異なる。

表 3-11　概略熱解析の各構成要素の熱物性データ

構成要素	密度 (kg/m³)	熱伝導率 (W/m℃)	比熱 (J/kg℃)
岩盤　結晶質岩	2,670	2.8	1,000
堆積岩 B	2,350	2.4	1,300
堆積岩 D	1,950	1.9	1,700
緩衝材	1,600	1.04	730
廃棄体パッケージ	2,848	3.73	971

*廃棄体パッケージは、コンクリートと廃棄体キャニスターの体積割合から算定。

*緩衝材は、砂混合ベントナイト（ベントナイト 70%／砂 30%）の物性。

g. 解析結果

図 3-11 には、パッケージ数とピーク温度との関係をグラフ化した。解析に用いたその他のパラメータ値は、冷却期間: 25 年、離間距離: 3D、埋設深度: 500m、岩種: 結晶質岩、

緩衝材厚さ: 1m である。パッケージ数はピーク温度（廃棄体中心）に大きく影響する。パッケージ数が 20 個程度で、上限温度である 80℃を超えることがわかる。

図 3-12 は、すべてのパラメータにリファレンス値を設定した場合に得られた結果であるピーク温度 90℃の結果をベースとして、それぞれのパラメータ値のみを個々に変動させた場合にピーク温度がどの程度変化するかを示したものである。これからも、パッケージ数の影響が大きく、ついで坑道離間距離、冷却期間の影響が大きいことが読み取れる。

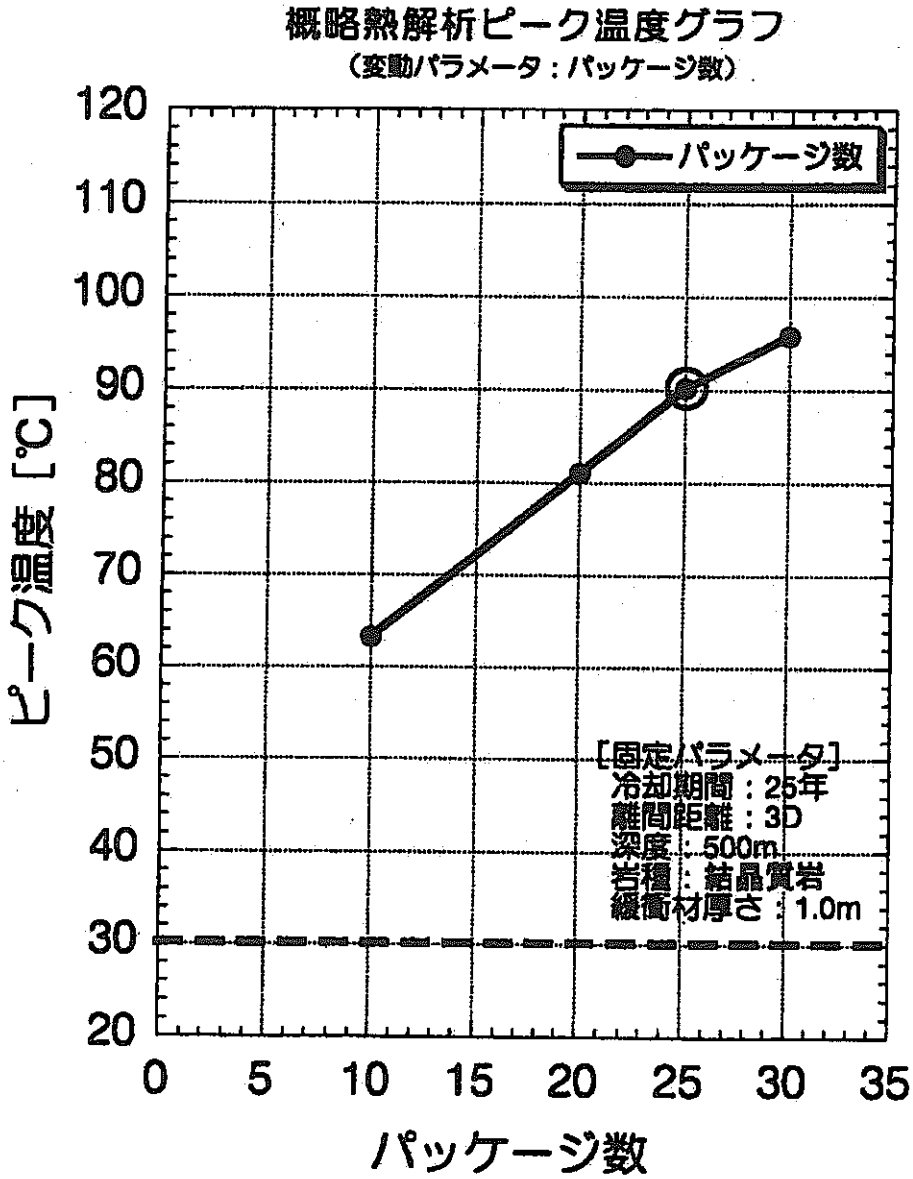


図 3-11　変動パラメータ（パッケージ数）とピーク温度（廃棄体中心）の関係

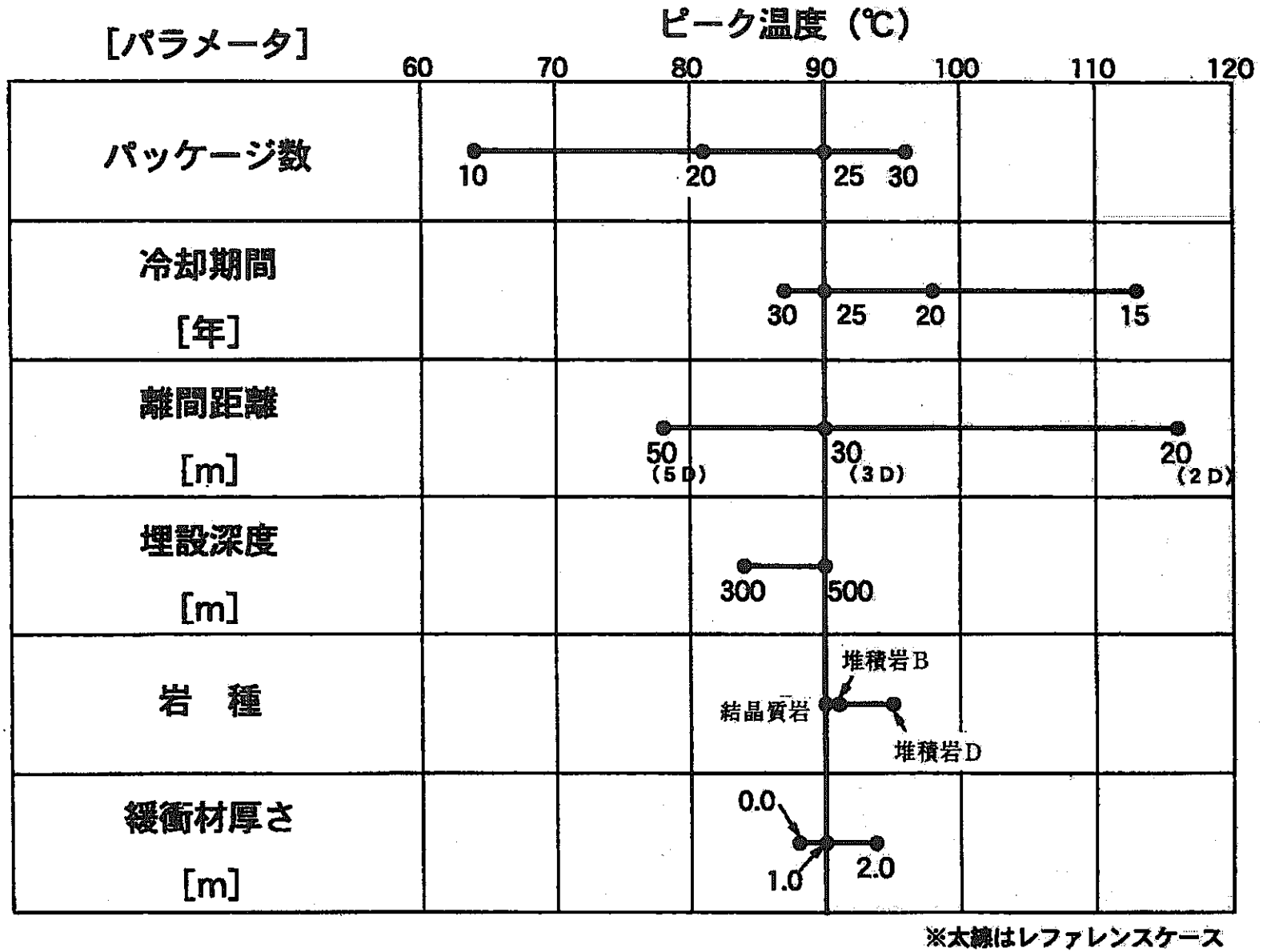


図 3-12 概略熱解析結果のまとめ

h. 結論

熱感度解析の結果から、結晶質岩系岩盤および堆積岩系岩盤の各サイトに対して、断面当りに定置できるパッケージ数を設定した。

(a)結晶質岩系岩盤

図 3-12 より、冷却期間: 25 年、坑道離間距離: 3D の場合では、20 個以上のパッケージ数で、温度上限値の 80℃を上回ることがわかる。一方、パッケージ数 25 個、冷却期間 25 年では、3D の坑道離間距離ではピーク温度が 80℃を上回るが、坑道離間距離を 5D とすると 80℃を下回る。

結晶質岩系岩盤は、力学的な安定性の観点からは大きさの制限がなく、断面当りパッケージ数で 70～80 個まで定置できる処分坑道が設計できることから、熱影響を考慮し小断面の処分坑道を設計する場合にも、パッケージ数はなるべく大きい方が望ましい。このことから、パッケージ数は 25 個で処分坑道を設計し、温度上限値を上回る場合は、坑道離間距離を 80℃以下になるように離すこととする。

(b)堆積岩系岩盤

堆積岩系岩盤は、力学的な安定性の観点から内径 10m 以上の空洞は設計できない。内径 10m の空洞では、最大限でも 20 個程度のパッケージしか定置できない。20 個以下であれば、ピーク温度が設計温度上限値の 80℃を上回らない。このため、温度によるパッケージ数の制限はないこととなる。

3.2.6 緩衝材の仕様の検討

ここでは緩衝材に求められる要件について検討を実施するとともに、建設・施工性という観点からも検討を加え、緩衝材の仕様を設定した。

(1)地下水移動の抑制の検討

緩衝材に求められる要件の中で最も重要なものは、処分坑道へ浸入する地下水流量の低減である。地下水浸入水量の低減の結果もたらされる拡散場に着目すると、移流と拡散それぞれによって移動する量の比（ペクレ数＝代表長さ×地下水ダルシー流速／実効拡散係数）が 1 よりも小さい拡散場となるためには、緩衝材厚さは 0.2m 以上、透水係

数は 10^{-11}m/s 以下であることが必要となる（図 3-13）。尚、水理解析の方法等については、4 章 4.4.2 項に詳述する。また、I-129 及び C-14 の被ばく線量低減効果の観点からは、透水係数 10^{-11}m/s では厚さを 1m 以上厚くする効果は小さいため、1m を緩衝材の必要厚さとする。

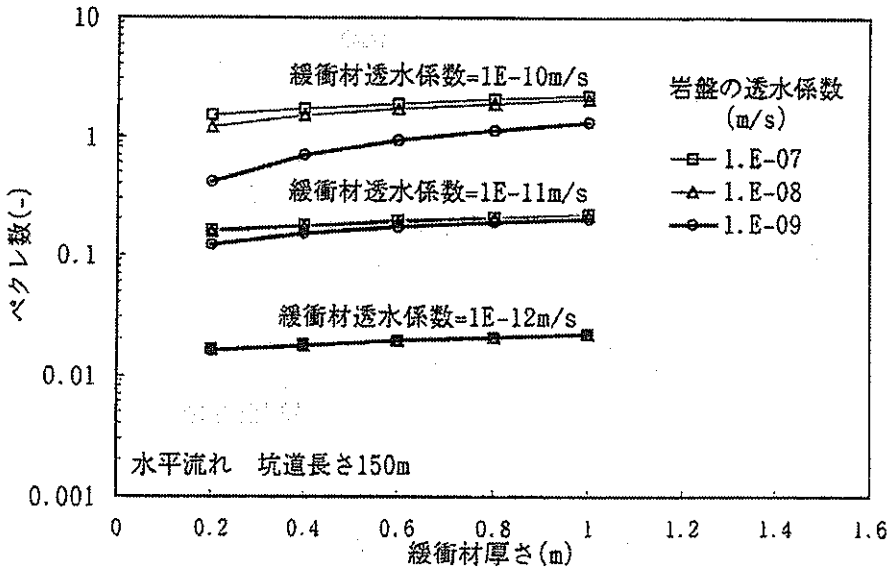


図 3-13　水平流れにおける緩衝材中でのペクレ数（坑道長さ 150m）

(2)コロイド移行抑制の検討

コロイドの移動抑制に関しては、過去に金コロイド及びラテックスコロイドを用いて、ベントナイトの混合率及び充填密度をパラメータとしたコロイドの移行評価が行われている（4 章 4.4.7 項参照）。その結果から、配合率 70%のベントナイトにおいては、乾燥密度が 1.0g/cm^3 以上であればコロイドの抑制効果があることが確認されている。

(3)力学的支持性の検討

緩衝材の乾燥密度及び厚さによる圧密沈下の影響を考慮すると、乾燥密度 1.6g/cm^3 よりも低い密度の場合には著しく沈下量が増加することとなる。図 3-14 に示すように、乾燥密度 1.6g/cm^3 の場合、圧密沈下量が 0.2m であるため、沈下後の厚さを 1m 担保するためには、初期の厚さを 1.2m とする必要がある。尚、圧密沈下解析の方法等については、

4 章 4.4.11 項に詳述する。

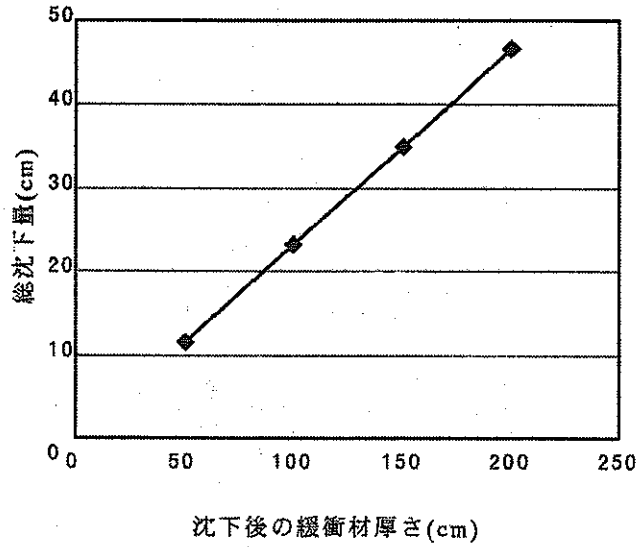


図 3-14　緩衝材厚さと圧密沈下量の関係（乾燥密度 1.6g/cm³）

(4)自己シール性の検討

充填材等の流出等により発生する空隙量と緩衝材の膨潤による体積膨張を考慮するとベントナイトに必要な厚さは 0.7m となる（図 3-15）。

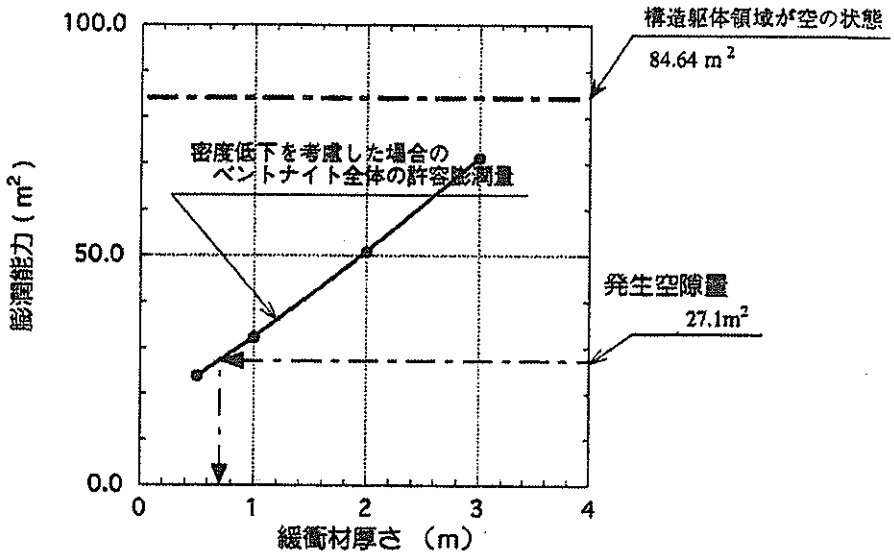


図 3-15　許容膨潤量と空隙発生量の比較

(5)建設・施工性の検討

構造躯体を設置するために必要な作業スペースとして、型枠設置スペースと枠組足場の幅を考慮すると、結晶質岩系岩盤の場合 1.4m、堆積岩系岩盤の場合 0.85m が必要となる。

以上の結果から、緩衝材の仕様として乾燥密度は 1.6g/cm³（この場合、透水係数 10^{-11}m/s 以下となる）、厚さは結晶質岩系岩盤で 1.4m、堆積岩系岩盤で 1.2m とした（図 3-16）。

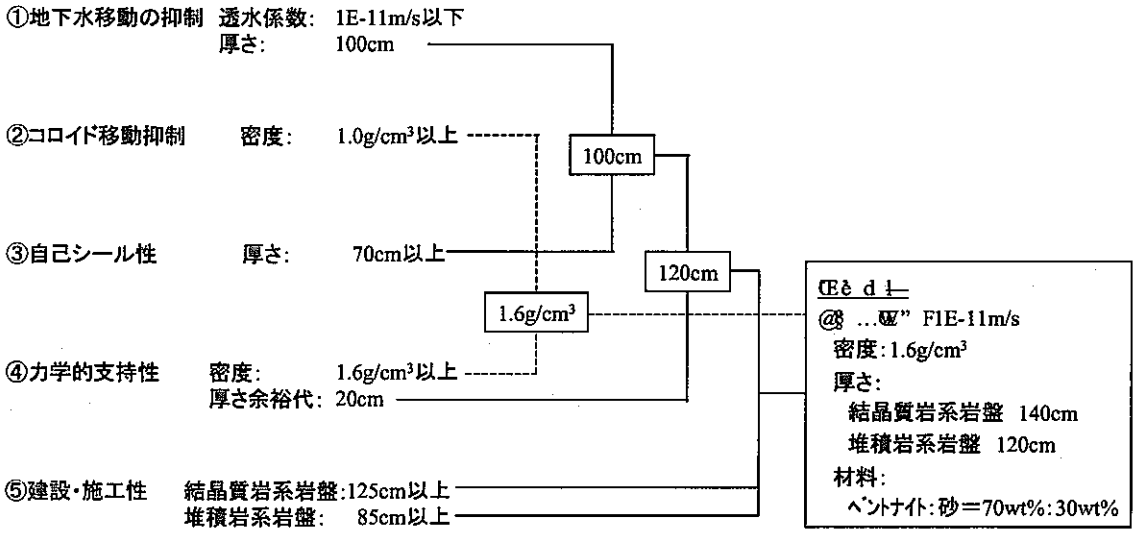


図 3-16　緩衝材仕様検討結果

3.2.7 人工バリア及び処分坑道の基本仕様

これまで示してきた人工バリア構成、あるいは、概略の空洞安定性解析、熱解析等から、処分施設の基本設計の前提となる処分空洞のサイズ等を設定した。

(1)結晶質岩系岩盤

①廃棄体グループ 1、2

廃棄体グループ 1 については、廃棄体の物量が少ないことから、方形部が 12m×12m、上部空間が半径 6m の半円形となる比較的小さい幌型断面坑道とした。また、廃棄体グループ 2 についても概略熱解析の結果を参考に、廃棄体グループ 1 と同サイズの幌型断面坑道とした。また、掘削面は 10cm の吹付けコンクリートで覆うこととするが、掘削面の凹凸が考えられるため、緩衝材の厚さについては 1m に対して余裕を持たせ 1.4m (1m＋性能評価上の裕度: 0.2m＋掘削面の凹凸の考慮: 0.2m)とした。その内側に側面 1m、底面 1.2m 厚さのコンクリート製の構造躯体を設ける。この結果、定置領域の断面積は 57.6m^2 (7.2m×8m)となる。なお、廃棄体グループ 2 の廃棄体のうち、キャニスターについては 4 体毎にパッケージ化するが、パッケージの大きさとしては 1.2m×1.2m×1.6mH となり、1 断面に 5 体×5 体のパッケージを定置することとなる。図 3-17、3-18 に廃棄体グループ 1、2 の処分坑道の断面図を示す。

②廃棄体グループ 3、4

廃棄体グループ 3、4 については、方形部が 15m×20m、上部空間が半径 7.5m の半円形となる幌型大断面坑道とした。また、廃棄体グループ 1、2 と同様に、掘削面は 10cm の吹付けコンクリートで覆い、その内側に側面 1m、底面 1.2m 厚さのコンクリート製の構造躯体を設ける。定置領域の断面積は、上部クレーンの走行部を考慮し、1.4m の鉛直部を確保することとしたため、226.2m^2（13m×17.4m）となる。図 3-19 に廃棄体グループ 3、4 の処分坑道の断面図を示す。

(2)堆積岩系岩盤

堆積岩系岩盤については、概略空洞安定解析の結果から、全ての廃棄体を、直径 11.2m

の空洞に 60cm のコンクリート製の支保工を設けた内径 10m の円形処分坑道に処分することを基本とした。また、廃棄体は全てパッケージ化するため、廃棄体の定置は、廃棄体のサイズに依存することとなる。

①廃棄体グループ 1、2

廃棄体グループ 1、2 については、支保工の内側に緩衝材を設けることとなるが、緩衝材の厚さについては 1m に対して余裕を持たせ、最低でも 1.2m（1m＋性能評価上の裕度: 0.2m）が確保できることを考慮した。また、構造躯体については、定置領域をできるだけ確保するために、厚さ 5cm の鋼材とした。図 3-20 に、廃棄体グループ 1 の例を、図 3-21 に廃棄体グループ 2 の例を示す。

②廃棄体グループ 3、4

廃棄体グループ 3、4 については、緩衝材が不要であるため、パッケージ化した廃棄体の収納効率をできるだけ高めることとしている。図 3-22 に坑道断面図を示す。

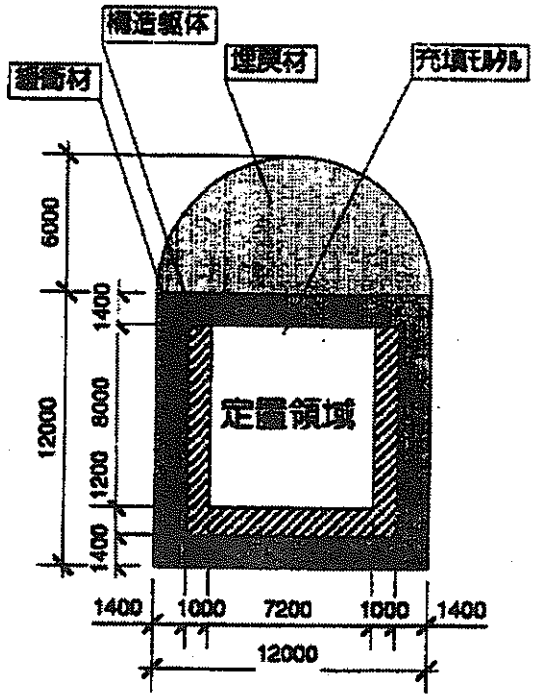


図 3-17　廃棄体グループ 1 の処分坑道断面(結晶質岩系岩盤)

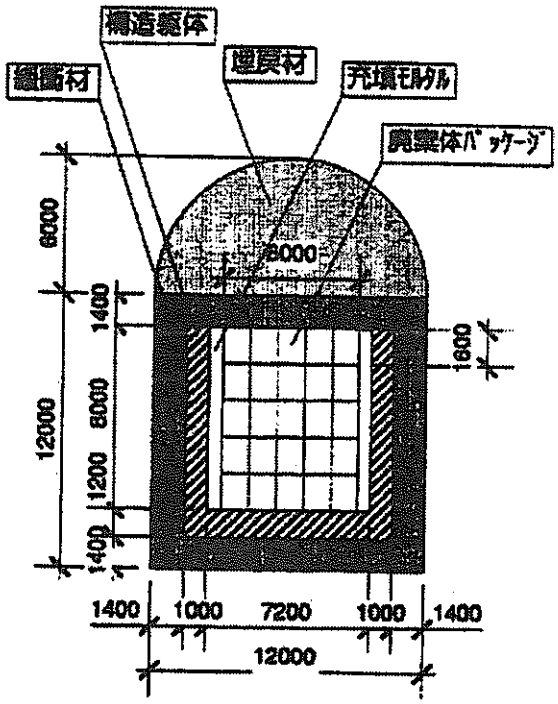


図 3-18　廃棄体グループ 2 の処分坑道断面(結晶質岩系岩盤)

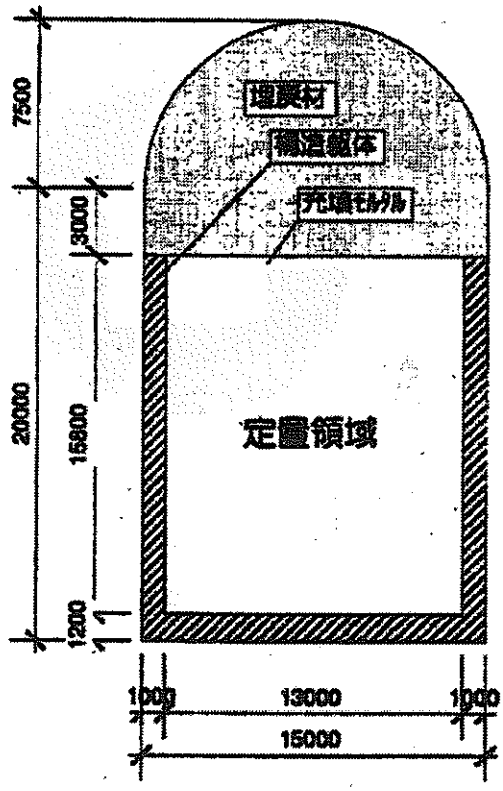


図 3-19　廃棄体グループ 3、4 の処分坑道断面(結晶質岩系岩盤)

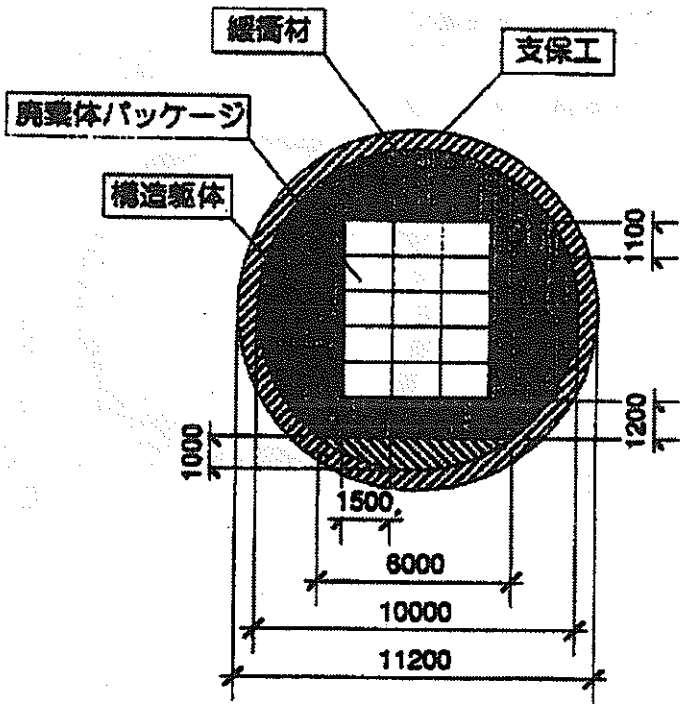


図 3-20　廃棄体グループ 1 の処分坑道断面(堆積岩系岩盤)

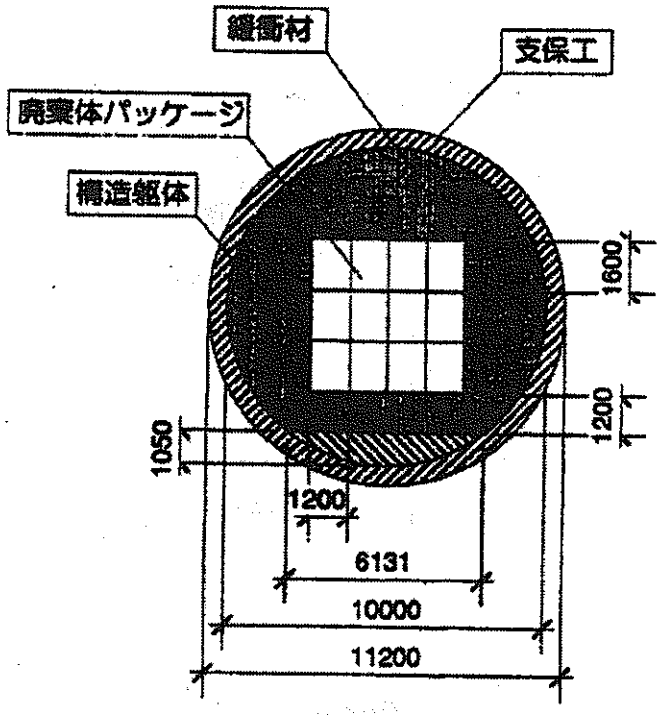


図 3-21　廃棄体グループ 2 の処分坑道断面(堆積岩系岩盤)

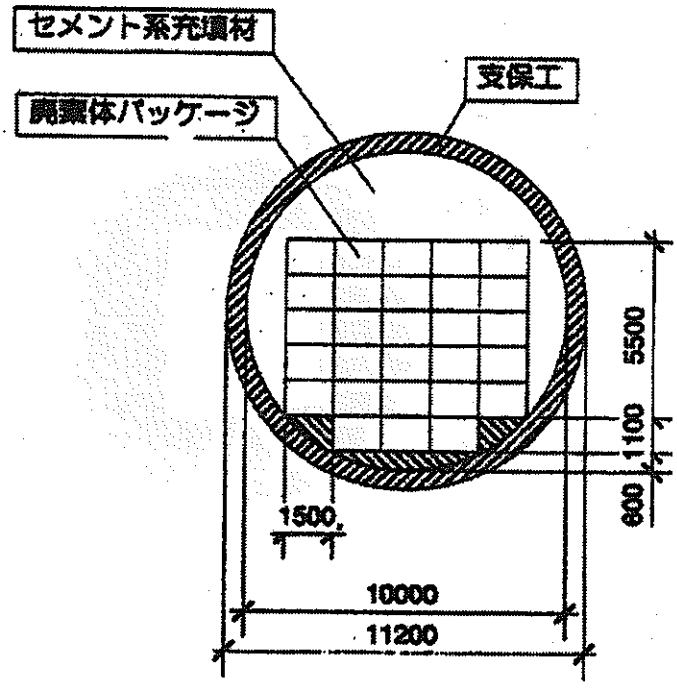


図 3-22　廃棄体グループ 3、4 の処分坑道断面(堆積岩系岩盤)

3.3 処分施設の基本設計

3.2 節で示した処分施設設計の基本となる概念を基に、対象廃棄物の処分に必要と考えられる種々の施設を考慮した処分施設全体の構成を検討した。

処分施設の構成を検討するに当たっては、処分坑道に対するより詳細な空洞安定解析、熱解析を行うことにより、処分坑道の健全性を確認した上で、基本的な処分施設のレイアウト等を策定する。なお、基本設計にあたっては、原則として各分野においてすでに確立していると認められた手法を用いる。

3.3.1 空洞安定解析

(1)解析の目的

ここでは、「3.2.5(2) 概略空洞安定解析」で実施した理論解による概略の空洞安定解析結果をもとに、空洞の形状・支保工などを有限要素法により、詳細にモデル化するとともに、理論解では考慮できない岩盤の側圧条件を取り込んだ解析を行い、空洞の安定性を確認する。さらに、連接空洞の離間距離、長期安定性を検討する基礎データとする。

(2)解析条件

①施設形状

解析の対象とした処分施設は、結晶質岩系岩盤のケースは大断面幌型坑道、堆積岩系岩盤のケースは理論解と同様の円形坑道とする。施設形状寸法を図 3-23 に示す。

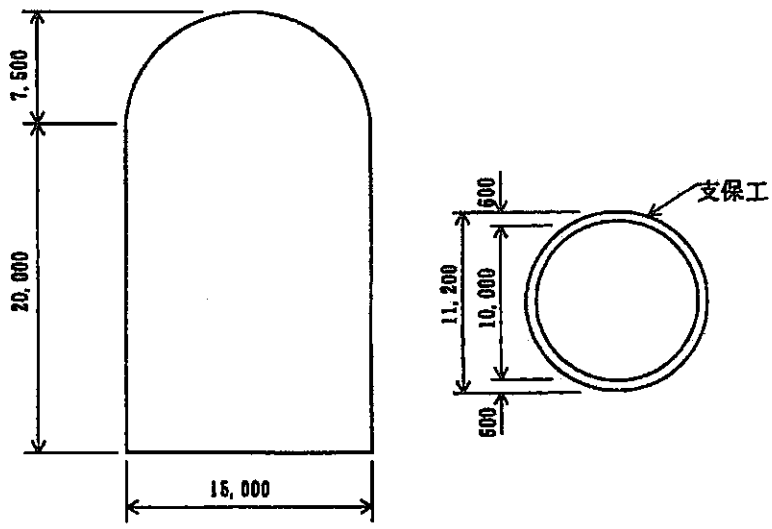


図 3-23 処分施設形状寸法（左:結晶質岩系岩盤、右:堆積岩系岩盤）

②入力用物性値

堆積岩系岩盤については「3.2.5(2) 概略空洞安定解析」で設定されたB岩盤を対象とする。表3-12に入力物性値を示す。側圧係数は以下の評価式で計算する。

側圧係数: 0.74＋163/処分深度（m） → 処分深度500mで1.066

表3-12　入力物性値

	単位	結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤（B岩盤）	支保工（ｺﾝｸﾘｰﾄ）
弾性係数	MPa	37,000	4,000	4,000
ポアソン比		0.25	0.30	0.20
密度	g/cm^3	2.67	2.35	2.5
粘着力	MPa	15	4.0	未使用
内部摩擦角	deg	45	29	未使用

③解析モデル

堆積岩系岩盤の解析モデルを図3-24に、結晶質岩系岩盤の解析モデルを図3-25に示す。

④境界条件

境界条件については、図3-26に示すように下部境界は固定、側部境界は上部に変位を許容するローラー支承とする。境界までの距離は掘削半径の9倍とし、境界の影響が小さくなる十分な距離を確保する。

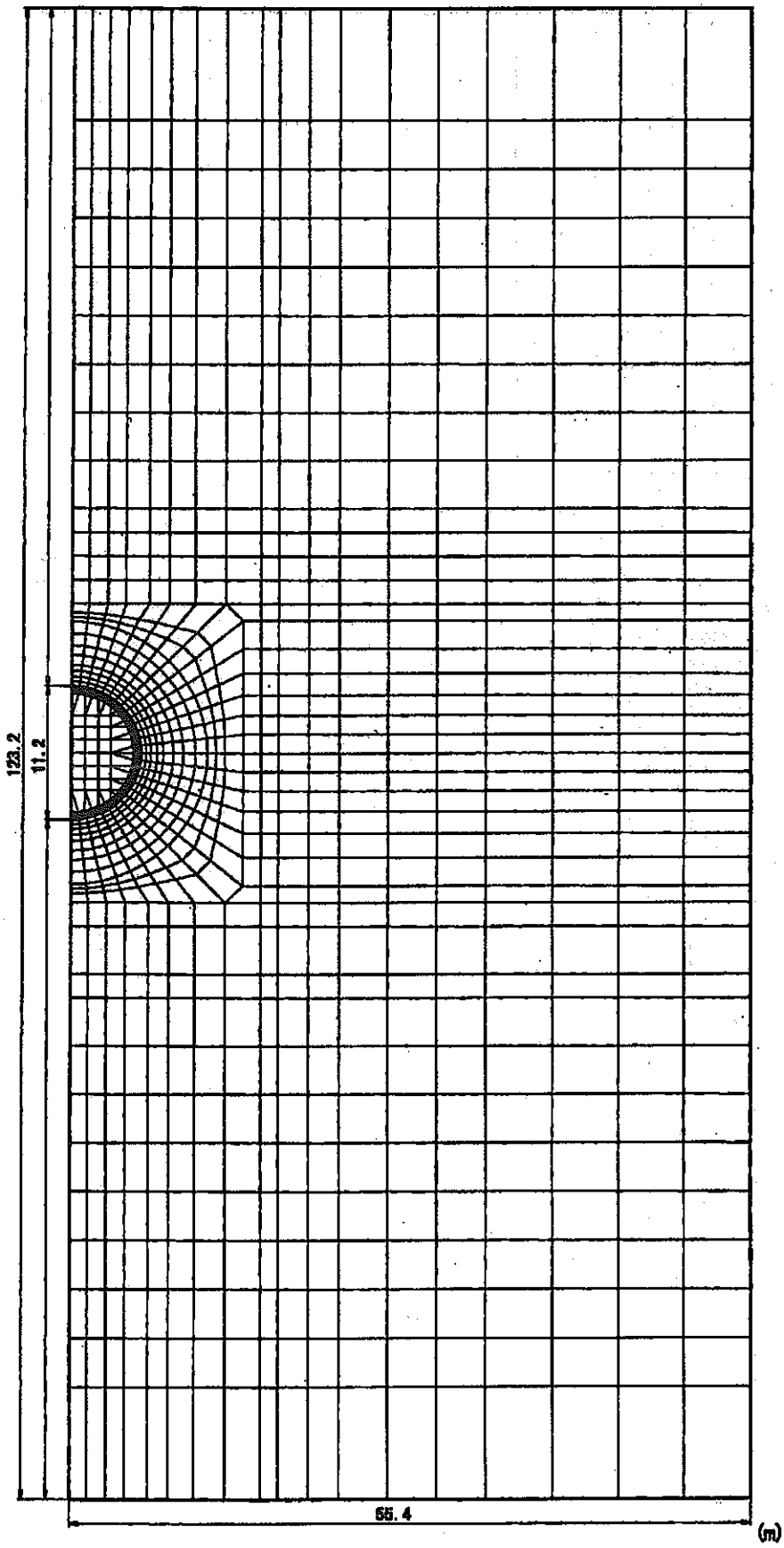


図 3-24　堆積岩系岩盤解析モデル

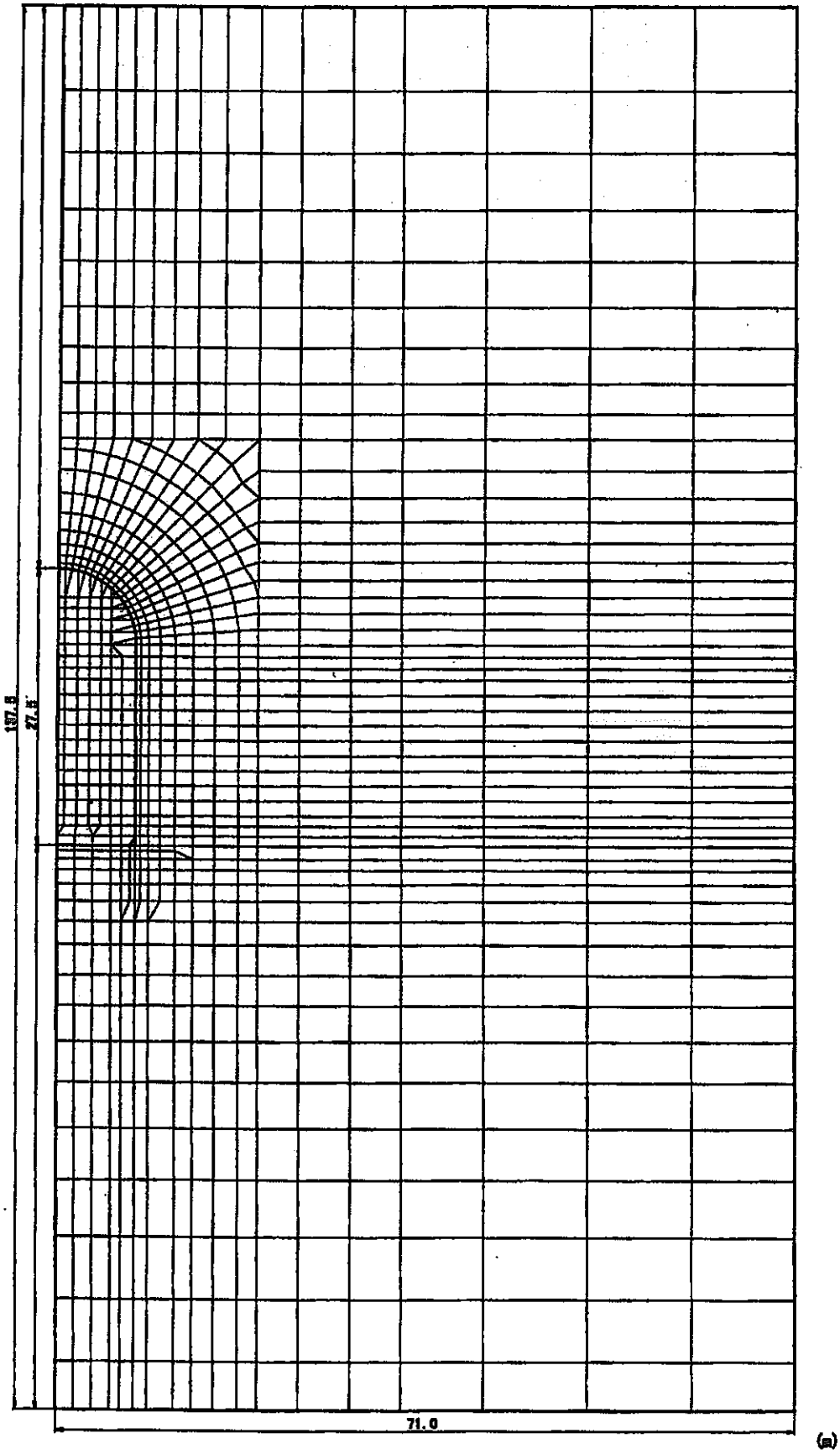


図 3-25　結晶質岩系岩盤解析モデル

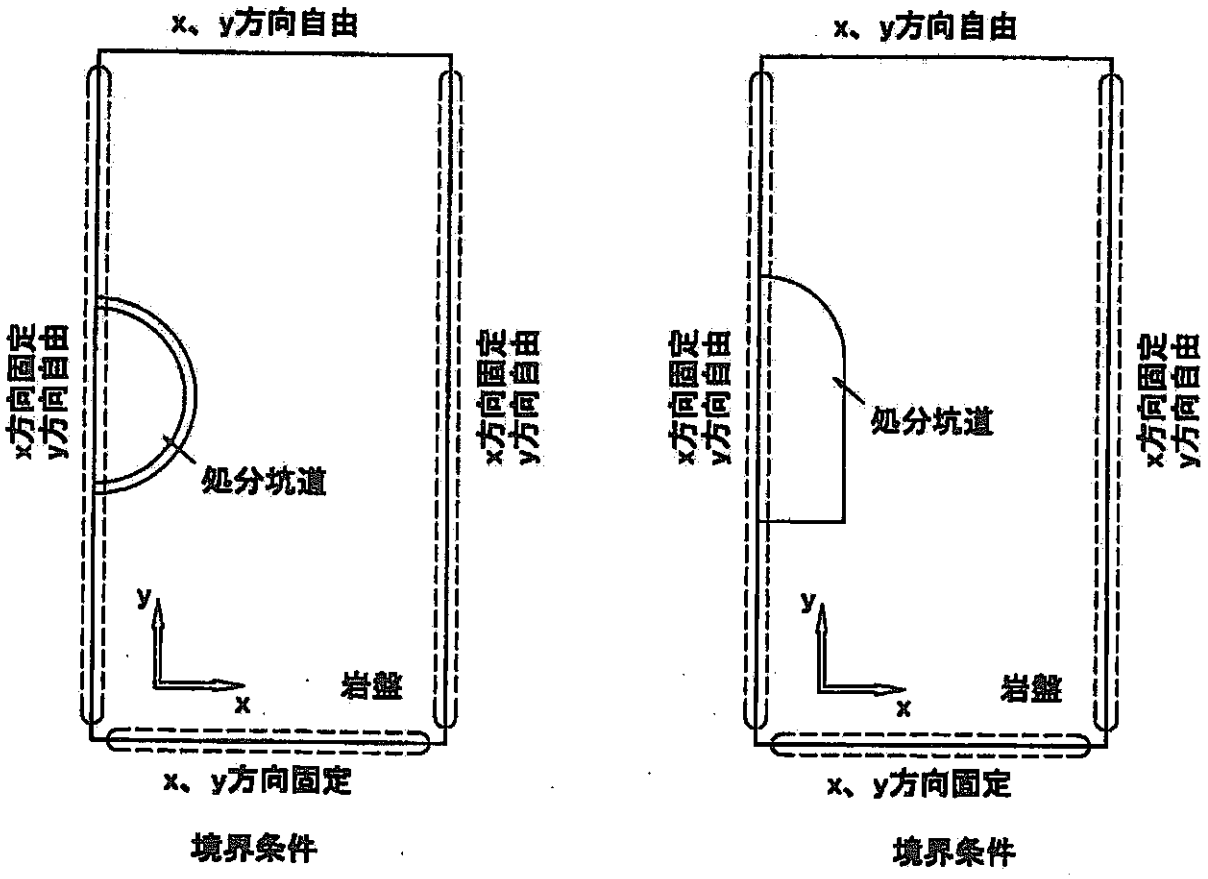


図 3-26　力学解析境界条件(左:堆積岩系岩盤、右: 結晶質岩系岩盤)

(3)解析手法

岩盤の強度特性モデルは、弾塑性モデルとする。解析には、弾塑性解析が取り扱い可能な有限要素解析コード「SIGNAS」を用いる。堆積岩系岩盤サイトにおいては、坑道の断面と岩盤強度を考慮した場合、全断面を一度に掘削することが困難と考えられる。短期的には、段階掘削の影響が若干発生することもあるが、長期安定性の観点から考えると大きな影響はないため、解析上は無視することとした。結晶質岩系岩盤サイトにおいては、理論解の結果から無支保での施工が可能と考えられるため、無支保のモデルで解析を行う。

(4)評価基準

岩盤の応力、局所安全率*、変形により安定性を評価する。局所安全率が 1.0 を下回る場合、発生せん断力がせん断強度を上回り、その岩盤要素は塑性化するため、1.0 を評価の基準としている（図 3-27 参照）。

＊局所安全率＝せん断強度/発生せん断力

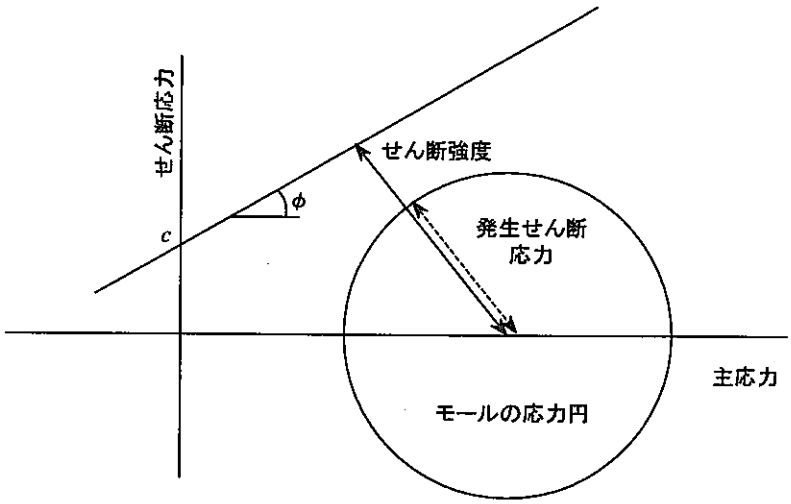


図 3-27　局所安全率の考え方

(5)解析結果

単独坑道モデルの解析結果を図 3-28 に示す。

①堆積岩系岩盤

掘削時の局所安全率については、1.0 を下回っている部分が、坑道周辺に最大 1.2m(上下部)広がっているが、これはトンネル工事などで使用されることのあるロックボルトなどの補強工法で十分に対応可能な範囲である。支保工については、応力計算の結果、応力度の最大が坑道下端で 7.6MPa であり、許容応力度以内である。

②結晶質岩系岩盤

掘削時の局所安全率がすべて 1.0 以上であり、さらに局所安全率 1.2 以下の部位も天井と下部隅角部に限定されており、結晶質岩系岩盤サイトにおいては空洞の安定が十分確保されていることがわかる。

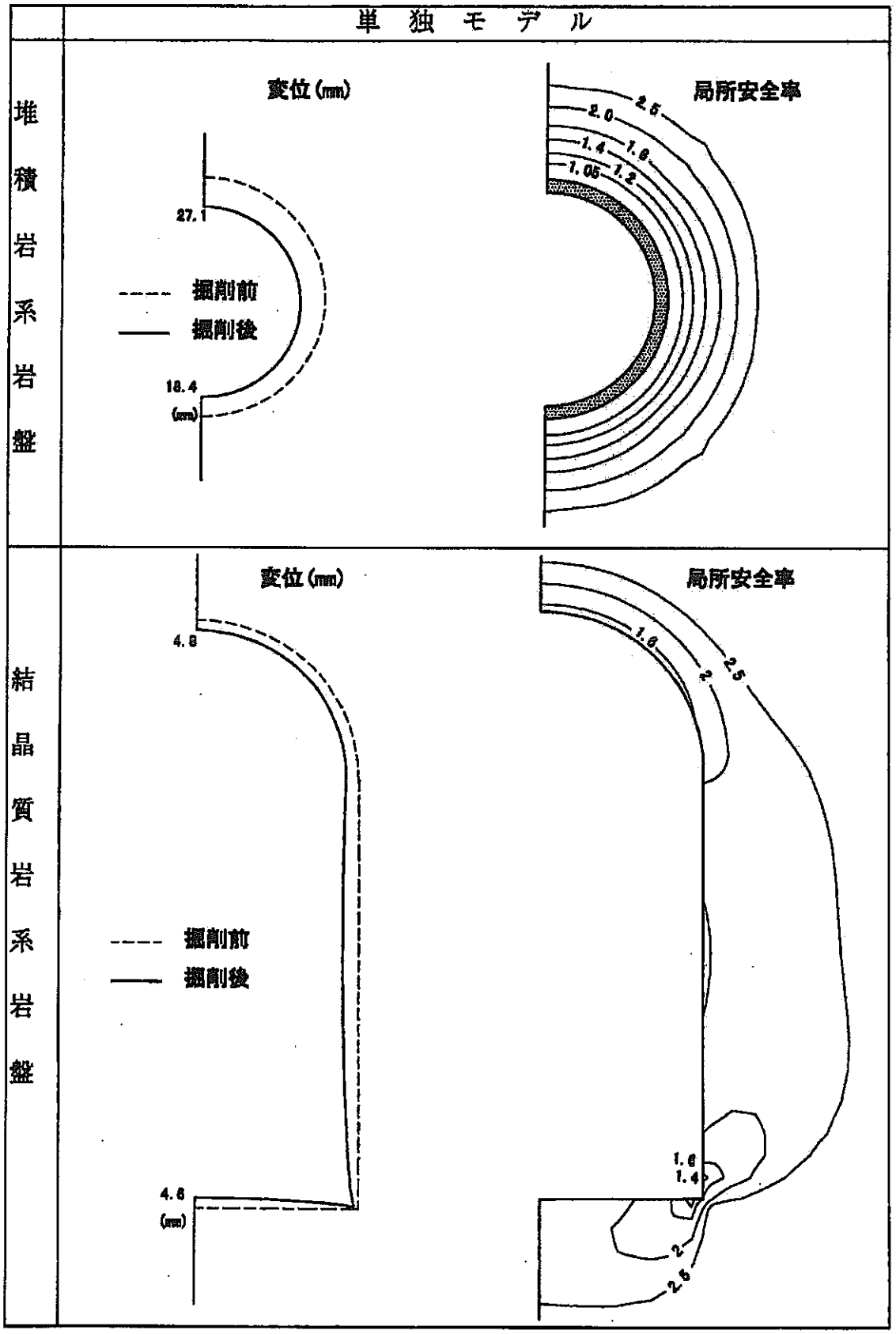


図 3-28　単独モデルによる解析結果　(注)▒▒の部分は局所安全率1.0を下回っている部分。

3.3.2 連接空洞安定解析

(1)解析の目的

処分施設レイアウトにおける坑道間隔を決定する要因のひとつとして、坑道掘削に伴う応力の相互干渉がある。ここでは、理論解による連接空洞の応力干渉関係及び本研究で設定する坑道間隔での連接空洞の影響を推定し、FEM による弾塑性解析を行い、設定した離間距離における空洞周辺岩盤の力学的な安定性を照査・確認することにより、本検討の対象となる結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤両ケースの空洞離間距離を設定した。

①現行基準・指針類の調査

既存の地下構造物を対象とした離間距離設定に係わる基準・指針類の記載を以下にまとめる。

a.トンネル標準示方書（山岳工法編）（土木学会）[3]

双接トンネル相互の掘削による影響は、地山条件や施工法により異なるが、一般に弾性挙動する地山では離間距離（坑道中心間の距離）を掘削径 D の 2 倍（純間隔で 1 倍）、軟弱地質の場合では 5 倍程度（純間隔で 4 倍）とすれば殆ど及ばないと言われている。

b.液化石油ガス地下岩盤貯槽保安技術基準（高圧ガス保安協会 1995）

隣接貯槽の純間隔は、空洞高さ（H）と空洞幅（W）の平均値を換算掘削径として、空洞周辺に分布する緩み領域(L)に換算掘削径を加えた程度とする。(次式参照)

(純間隔)＝(H＋W)/2＋2×L　≒1.5W＋2L　　(式 3.3)

②理論解による概略評価

理論解による連接空洞の応力相互影響を計算する代表的な方法として、ここでは Ling による方法[4]を採用する。掘削面における接線方向応力を双局座標系で表現すると次のようになる。

$$\frac{\sigma t}{p} = 2(\cosh\alpha - \cos\xi)\left\{K\sinh\alpha\left(1 + 4\sum_{n=1}^{\infty}\frac{\sinh n\alpha\cosh n\xi}{\sinh 2n\alpha + n\sinh 2\alpha}\right) \mp 2\sum_{n=1}^{\infty}\frac{n(\sinh n\alpha\sinh\alpha - \cosh n\alpha\cosh\alpha)\cos n\xi}{\sinh 2n\alpha + n\sinh 2\alpha}\right\}$$

ここで、K は、　　(式 3.4)

$$K = \left[\frac{1}{2} \pm \frac{1}{2} \mp \sinh^2\alpha\sum_{n=1}^{\infty}\frac{n}{\sinh 2n\alpha + n\sinh 2\alpha}\right] \Big/ \left[\frac{1}{2} + \tanh\alpha\sinh^2\alpha - 4\sum_{n=2}^{\infty}\frac{e^{-n\alpha}\sinh n\alpha + n\sinh\alpha(n\sinh\alpha + \cosh\alpha)}{n(n^2-1)(\sinh n\alpha + n\sinh 2\alpha)}\right]$$

である。これらの式中で±等の符号は、図 3-29 において X 方向のみに応力 P が作用している場合は上側を、y 方向のみに作用する場合には下向きをとる。また、α、及びξは次のように求める。

$$\cosh\alpha = \lambda$$

$$\cos\xi = \frac{1+\cos\theta}{\lambda+\cos\theta}$$

(式 3.5)

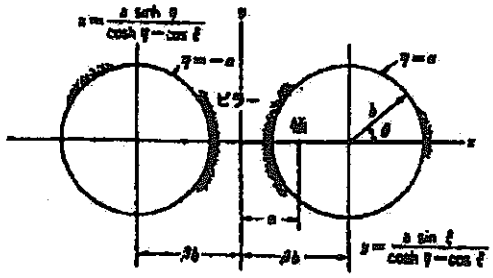


図 3-29　応力計算の座標

弾性地山内（側圧係数 K=1）に掘削された連接空洞の空洞周辺部の岩盤の応力状態は、図 3-30 に示すとおりである。空洞の離間距離とその応力状態の関係から、離間距離の設定について以下のことがわかる。

双接坑道において離間距離が 2D（純間隔 1D、図中 β =2）より小さな状態になるに従い、空洞周辺には大きな応力が発生する。一方、空洞離間距離が 3D（純間隔 2D、図中 β =3）では、空洞周辺部の応力は、ほぼ弾性地山内に単一空洞を掘削した状態（σ t=2P）となり、連接空洞の影響が生じない状態と言える。

以上より、岩盤強度を考慮して、結晶質岩系岩盤の場合は純間隔 1D、堆積岩系岩盤は純間隔で 2D と設定する。

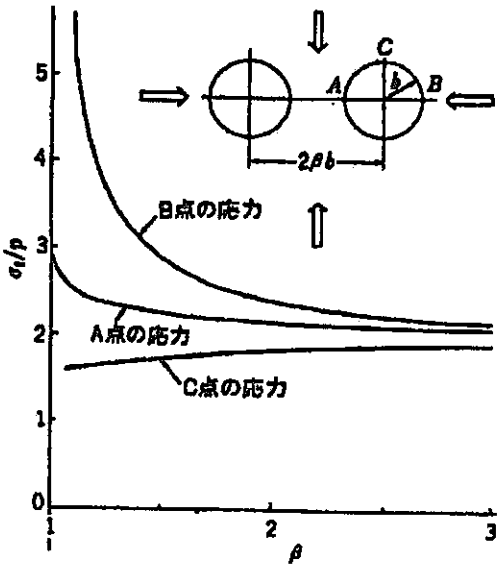


図 3-30　連接空洞の応力(側圧係数 1 の場合)

③離間距離の設定

既存の地下構造物を対象とした離間距離設定に係わる基準・指針類、および弾性理論解を利用した離間距離に関する評価結果から、本検討の対象となる処分空洞の離間距離を概略設定する。設定結果を表 3-13 に示す。

表 3-13　離間距離（空洞中心間距離）の設定（坑道幅 W、直径 D）

	ﾄﾝﾈﾙ標準示方書	液化石油ガス地下岩盤貯槽保安技術基準	弾性理論解を用いた評価	離間距離
結晶質岩系岩盤	1D+1W=2.5W	1.5W+2L+1W =2.5W+2L	1D+1W=2.5W	2.5W
堆積岩系岩盤	4D+1D(軟弱地山の設定値;保守側)	事例なし	2D+1D=3D	3D

④FEM 解析による離間距離の照査・確認

現行の基準・指針類等から設定した離間距離の照査・確認を目的として、連接する空洞掘削による岩盤の力学的評価を FEM 解析により実施した。表 3-14 に連接空洞検討諸元を示す。解析コードは汎用有限要素解析プログラム「SIGNAS」を用いる。

表 3-14　連接空洞の検討

解析ケース	堆積岩系岩盤	結晶質岩系岩盤
解析モデル	図 3-31	図 3-32
解析手法	弾塑性解析	弾塑性解析
解析ステップ	掘削 (65%解放)+支保建て込み	掘削解析(無支保)

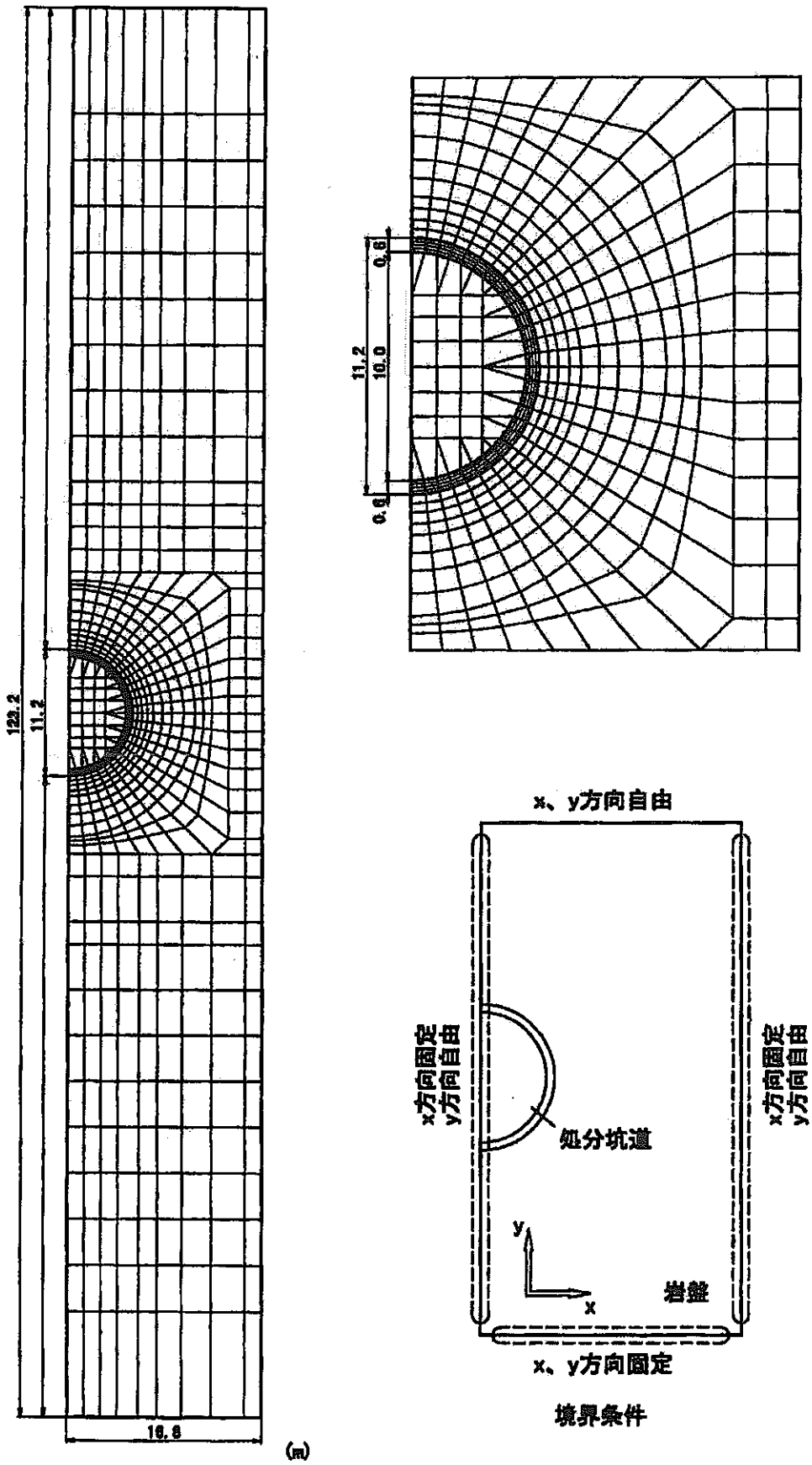


図 3-31　堆積岩系岩盤の連接解析モデル

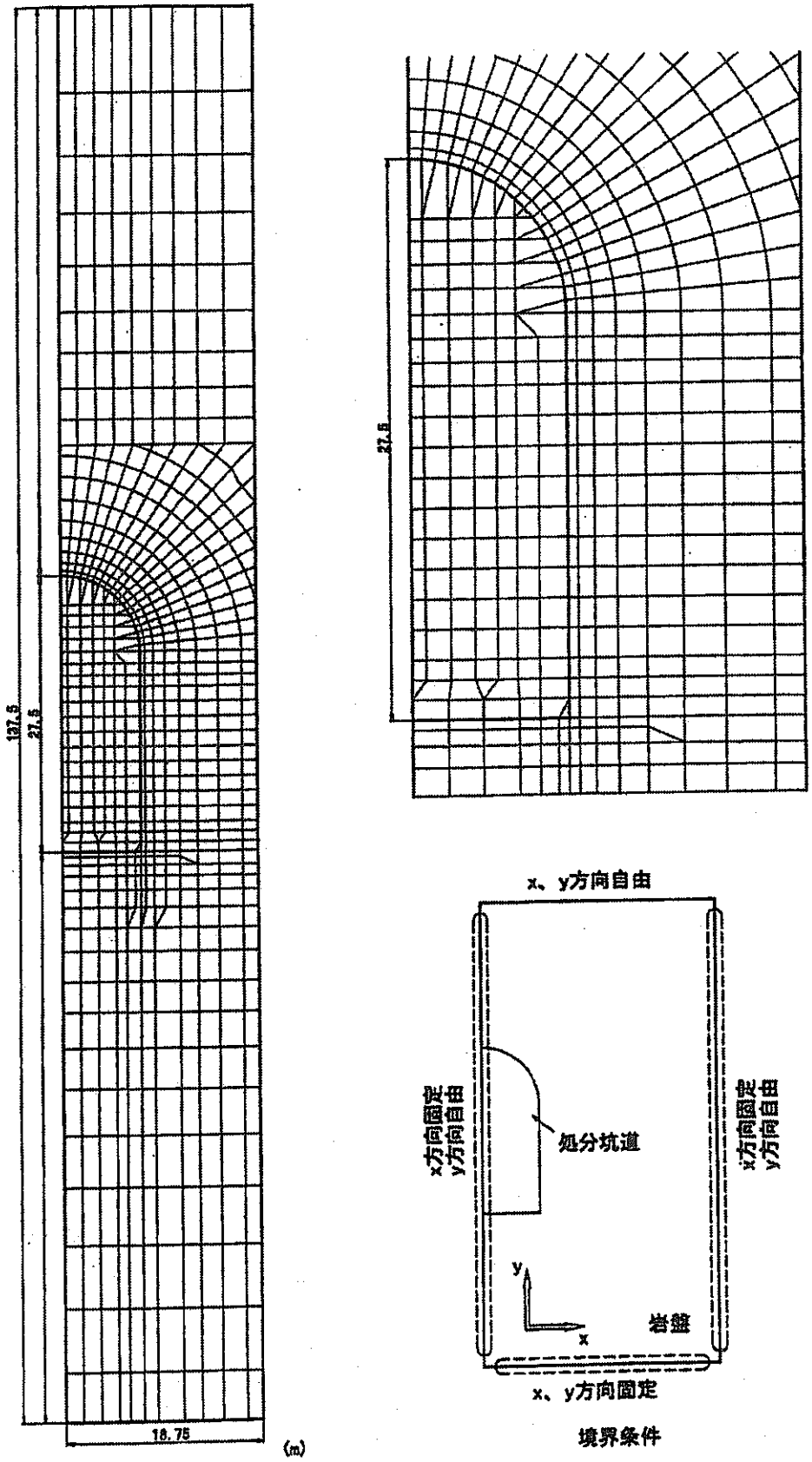


図 3-32　結晶質岩系岩盤の連接解析モデル

⑤解析結果

解析結果を図 3-33 に示す。

堆積岩系岩盤の場合、「3.3.1　空洞安定解析」による単独空洞の結果と比較すると、空洞が連接することによって、局所安全率の低い領域が側方に広がるような傾向が見られる。しかし、その変化は大きくなく、局所安全率 1.6 以上の領域が連接空洞間に存在することから、空洞の安定に大きく影響を与えないと考えられる。

結晶質岩系岩盤の場合、塑性領域は発生せず、局所安全率 1.5 以上の領域が連接空洞間に存在することから岩盤安定性に大きく影響を与えないと考えられる。ただし、単独坑道と同様にアーチ部や底盤隅角部に大きな荷重を受けている領域の拡がりを示している。また、連接の影響は比較的大きく、空洞側部の安全率 2 の部分が連接空洞でつながる結果となった。

⑥力学的検討より決まる離間距離の設定

上述の検討より、離間距離については応力面からは次のようなことが言える。

堆積岩系岩盤サイトにおいては、岩盤強度から許されるほぼ上限の坑道を掘削しているため、連接坑道の影響には十分に留意すべきであるが、堆積岩系岩盤サイトのケースで設定されている坑道間隔 3D の場合の応力場は、ほとんど単独坑道の場合と変化がない。したがって、堆積岩系岩盤サイトのケースでの離間距離 3D は妥当である。

一方、結晶質岩系岩盤サイトは岩盤の強度に十分な余裕がある。坑道中心間隔を 2.5W として堆積岩系岩盤ケースと比較して近接させているが、応力増分は岩盤強度の裕度で十分補うことができ、結晶質岩系岩盤サイトの 2.5W も空洞安定性の観点からは適切な間隔であると言える。

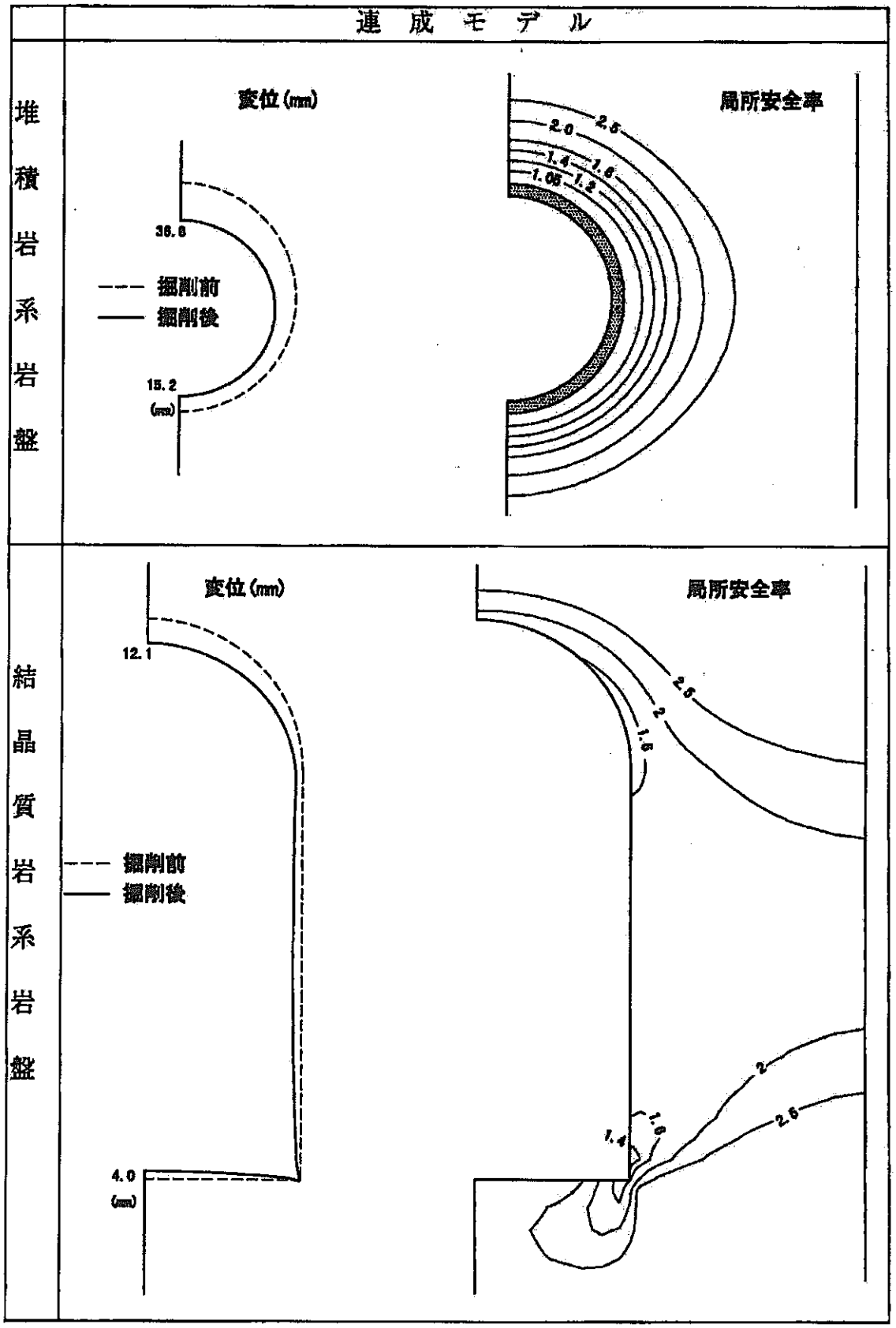


図 3-33　連接空洞の解析結果

3.3.3 連接空洞熱伝導解析

(1)概要

処分坑道の離間距離は力学安定性の観点から検討され、堆積岩系岩盤サイトで 3D、結晶質岩系岩盤サイトで 2.5W と設定されている。しかし、グループ 2 の処分坑道は発熱性の廃棄体を処分することを考えると、さらに熱解析の検討を行い、すでに決定されている離間距離を確認する、もしくは変更することが必要となる。ここでは、非定常熱伝導解析手法を用いた検討を行い、以下の結果を得た。

・堆積岩系岩盤サイトにおいては、離間距離 3D で処分坑道を配置することで、施設内のピーク温度が温度上限値である 80℃を下回ることを確認した。

・結晶質岩系岩盤サイトにおいては、離間距離が 2.5W で処分坑道を配置した場合には、施設内のピーク温度が温度上限値である 80℃を上回ることから、温度上限値以下のピーク温度となる坑道離間距離として 4W を設定した。

(2)解析モデル

解析モデルは、発熱性廃棄体を処分するグループ 2 の処分坑道のみを対象とした断面二次元 FEM モデルとした。なお、坑道は物量の関係から両サイトとも 3 本の配置となる可能性が高いため、対象本数を 3 本とした。結晶質岩系岩盤サイトの FEM モデルを図 3-34 に、堆積岩系岩盤サイトの FEM モデルを図 3-35 に示す。また、設定した坑道離間距離を表 3-15 に示す。

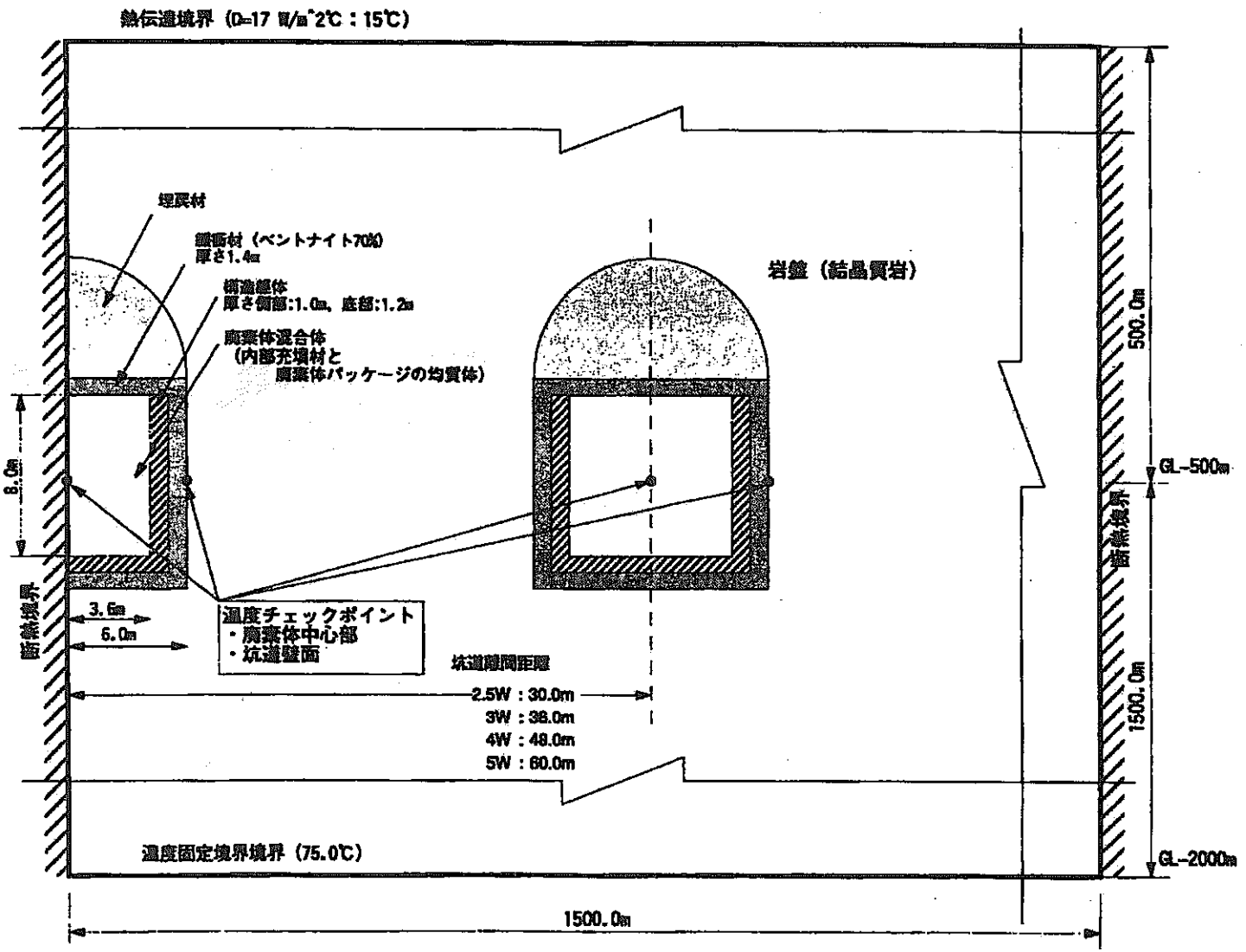


図 3-34　結晶質岩系岩盤サイトの FEM モデル

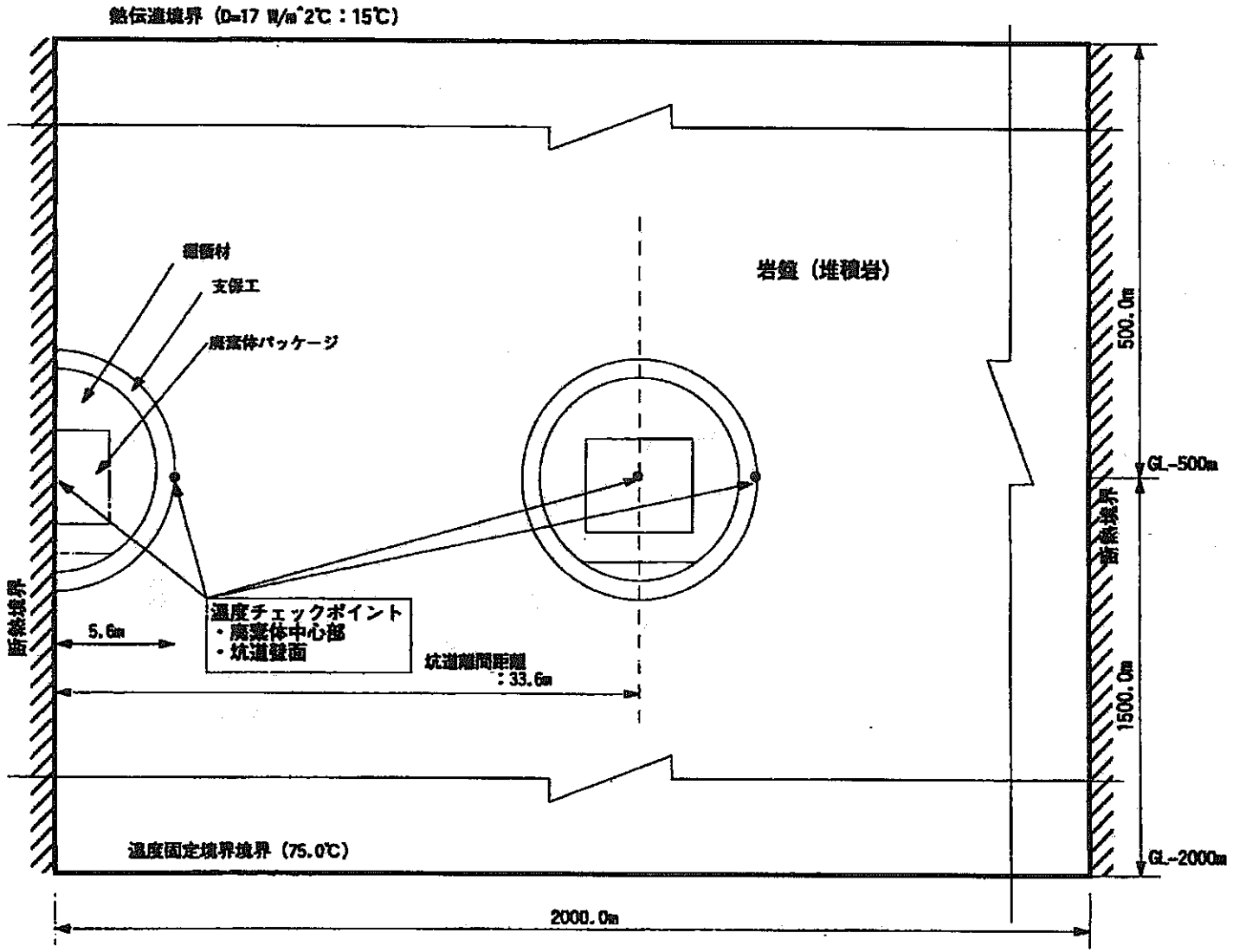


図 3-35　堆積岩系岩盤サイトの FEM モデル

表 3-15　解析モデルの坑道離間距離

結晶質岩系岩盤サイト	堆積岩系岩盤サイト
2.5W(30.0m)	3D(33.6m)
3W(36.0m)	
4W(48.0m)	
5W(60.0m)	

*坑道離間距離は、処分坑道の中心間距離を示す。

(3)境界条件

境界条件については、左右側面、地表面、底面をそれぞれ断熱境界、熱伝達境界、温度固定境界とした。

(4)初期条件

初期温度条件には、モデル内部すべての位置において、地表面温度と地温勾配から算出した値を設定した。すなわち、すべての要素に与える初期温度は下式[5]を用いて計算した。

$$T_0 = A + B \cdot z \qquad (式 3.6)$$

ここで、T_0 ：各節点の初期温度

A ：地表面温度（15℃）

B ：地温勾配（0.03℃/m）

z ：各節点の深度

(5)熱物性値

熱物性値は、結晶質岩系岩盤サイトおよび堆積岩系岩盤サイトに、それぞれ表 3-16、表 3-17 に示す値を用いた。

表 3-16　結晶質岩系岩盤サイトの各構成要素の熱物性データ

構成要素	密度 (kg/m³)	熱伝導率 (W/m℃)	比熱 (1/kg℃)
岩盤(結晶質岩系岩盤)	2,670	2.8	1,000
埋戻し材	1,600	1.69	770
緩衝材	1,600	1.04	730
構造躯体	2,500	2.56	1,050
廃棄体混合体	2,730	3.53	984

*廃棄体パッケージを、コンクリートと廃棄体キャニスターの体積割合から算定し、さらに廃棄体パッケージと充填材の断面割合から廃棄体混合体の熱物性値を算定した。

*埋戻し材は、ベントナイト 50%、砂 20%、礫 30%

*緩衝材は、ベントナイト 70%、砂 30%

*構造躯体は、鉄筋コンクリート構造

表 3-17　堆積岩系岩盤サイトの各構成要素の熱物性データ

構成要素	密度 (kg/m³)	熱伝導率 (W/m℃)	比熱 (1/kg℃)
岩盤(堆積岩系岩盤B)	2,350	2.4	1,300
支保工	2,500	2.56	1,050
インバート	2,350	2.56	1,050
緩衝材	1,600	1.04	730
廃棄体パッケージ	2,848	3.73	971

*廃棄体パッケージを、コンクリートと廃棄体キャニスターの体積割合から算定した。

*緩衝材は、ベントナイト 70%、砂 30%

*支保工は鉄筋コンクリート、インバートは無筋コンクリート

(6)発熱条件

解析には、使用済み燃料の付着率が異なる、設計値発熱データ、中間値発熱データ、実績値発熱データの 3 種類を、基準年から 25 年経過した時点を解析時間の 0 年として用いた。図 3-36 に解析に用いた発熱条件を示す。

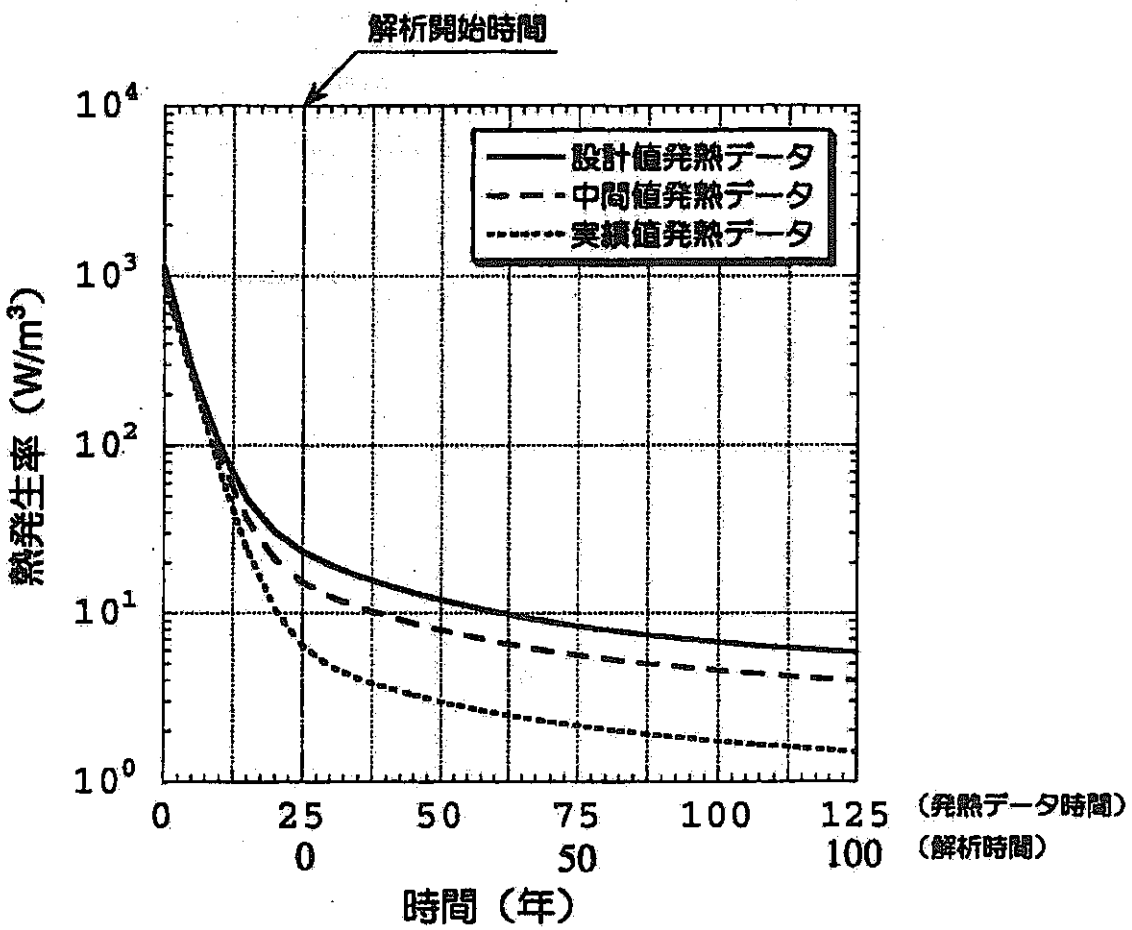


図 3-36　廃棄体(民間再処理操業ハル・エンドピース)の発熱率

(7)解析結果と考察

①堆積岩系岩盤サイト

堆積岩系岩盤サイトに設計値発熱データを用いた場合の解析結果を、図 3-37 に示す。坑道離間距離は 3D である。温度が最も高くなる部位は中央の坑道の中心であり、時間的には 10 年程度でピークを迎える。このときのピーク温度は約 62℃となっている。また、発熱データを設計値発熱データ、中間値発熱データ、実績値発熱データと変化させた場合の中央の坑道の中心温度を図 3-38 に示す。発熱データの違いにより、ピーク温度が 38～62℃と大きく変化することがわかる。

以上より、処分施設内のピーク温度は、設計値発熱データを用いた場合にも、設計に適用する温度上限値の 80℃を十分下回っていることが確認された。

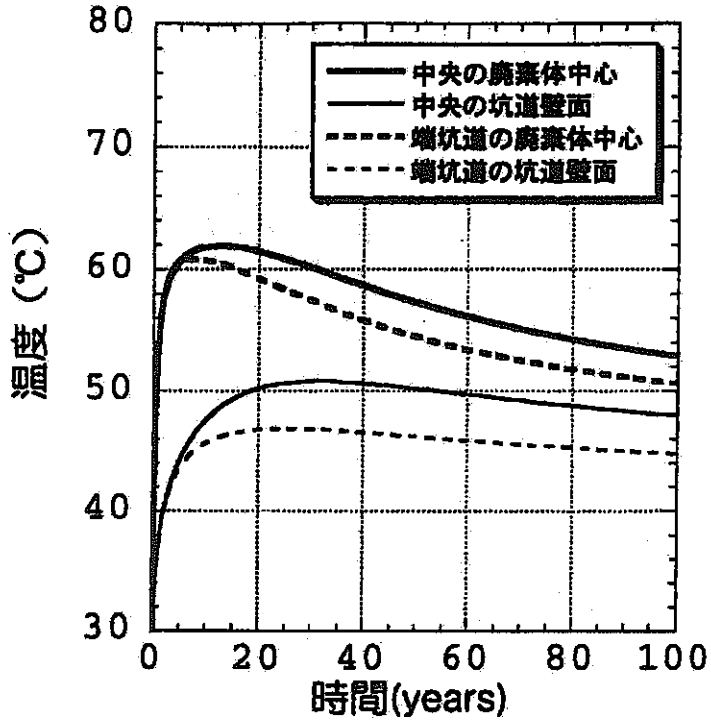


図 3-37　堆積岩系岩盤サイトに設計値発熱データを用いた場合の解析結果

（坑道離間距離 3D）

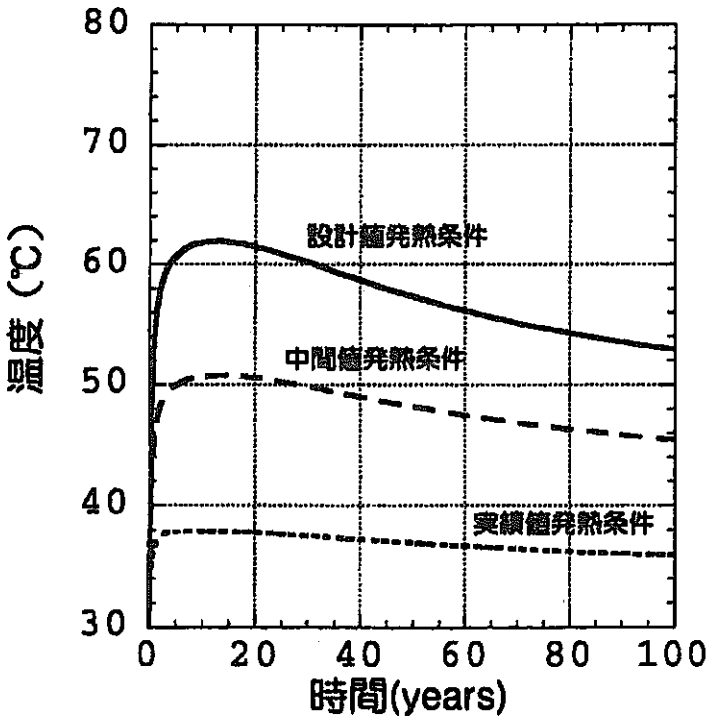


図 3-38　堆積岩系岩盤サイトの解析結果（発熱条件の違いによる比較、坑道離間距離: 3D）

②結晶質岩系岩盤サイト

結晶質岩系岩盤サイトに設計値発熱データを用いた場合の解析結果を、図 3-39～3-42 に示す。坑道離間距離は、それぞれ 2.5W (30.0m) 、3W (36.0m) 、4W (48.0m) 、5W (60.0m) であり、発熱条件は設計値発熱データである。力学的に設定された坑道離間距離 2.5W で処分坑道を配置した場合には、上限温度である 80℃を上回っているが、坑道離間距離を大きくすることにより、ピーク温度を迎える時間が短くなり、ピーク温度が低くなっていく。図 3-43 に離間距離とピーク温度の関係を示す。これより、ピーク温度で 80℃を下回る離間距離は、3W から 4W の間にあることがわかり、坑道離間距離として 4W が適当であることがわかる。

また、図 3-44 に、坑道離間距離が 4W の場合に、発熱条件として設計値発熱データ、中間値発熱データ、実績値発熱データを用いた場合の解析結果を示す。これより、発熱条件を設計値発熱データとした場合にはピーク温度は設計上限温度を若干下回っただけであるが、中間値発熱データや実績値発熱データとした場合には、設計上限温度まで十分余裕があることがわかる。

(8)まとめ

堆積岩系岩盤サイトにおいては、力学安定性の観点から設定された離間距離(3D)で処分坑道を配置すれば、処分施設は設計上限温度を超えることがないため、処分坑道の離間距離を力学的観点で設定した 3D とした。

結晶質岩系岩盤サイトにおいては、力学安定性の観点から設定された離間距離(2.5W)を 4W にすることで、処分施設が設計温度上限値を下回ることが確認されたため、熱発生があるグループ 2 の処分坑道は離間距離を 4W とし、その他は 2.5W とした。

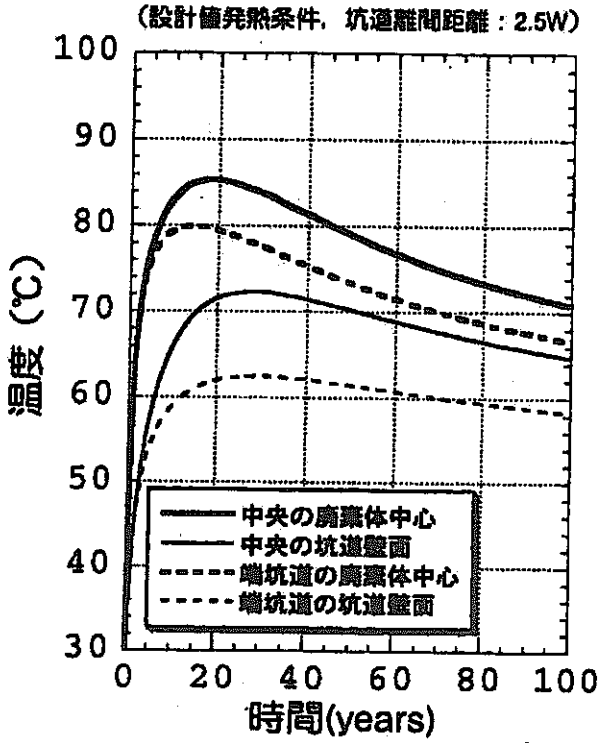


図 3-39　結晶質岩系岩盤の解析結果

(坑道離間距離 2.5W)

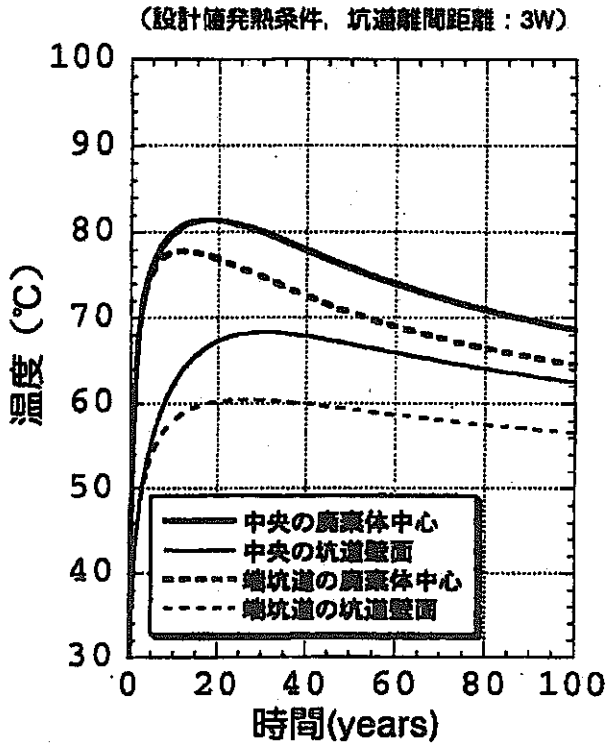


図 3-40　結晶質岩系岩盤の解析結果

(坑道離間距離 3W)

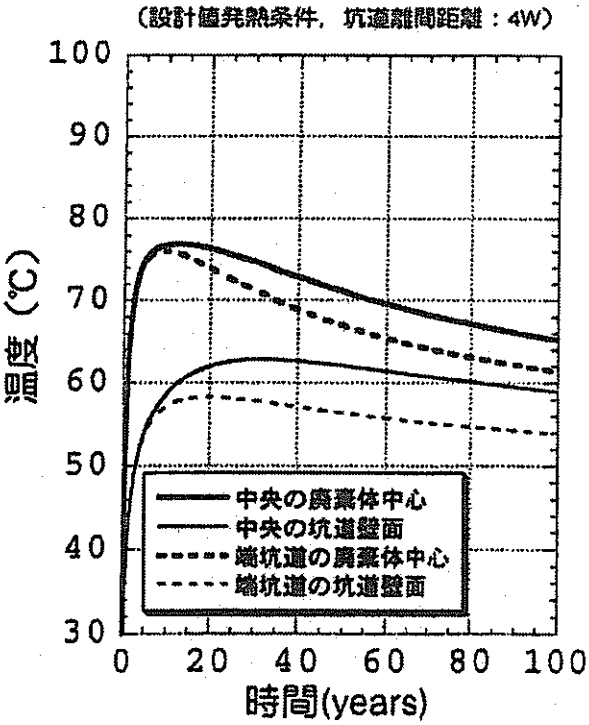


図 3-41　結晶質岩系岩盤の解析結果

(坑道離間距離 4W)

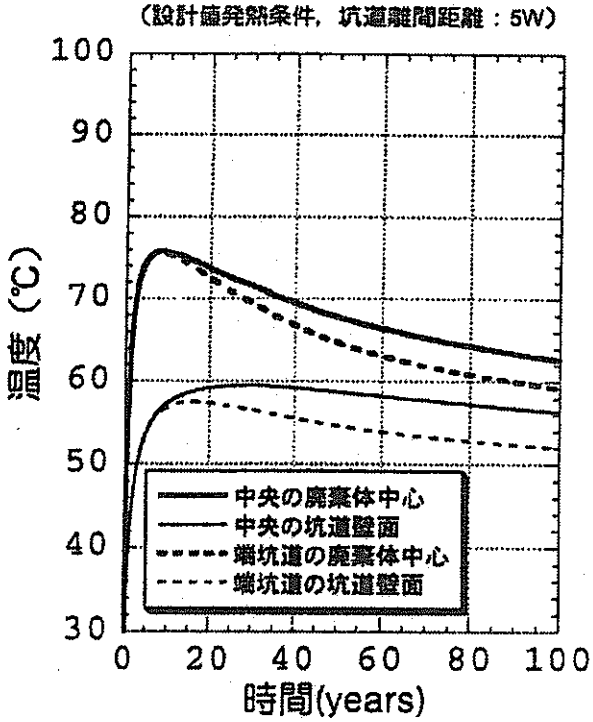


図 3-42　結晶質岩系岩盤の解析結果

(坑道離間距離 5W)

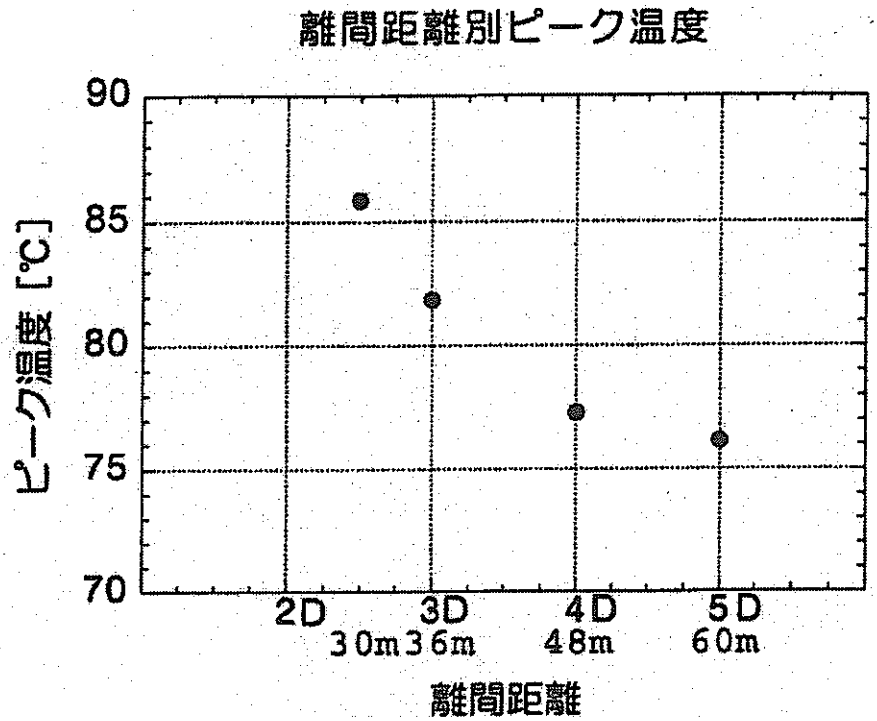


図 3-43 結晶質岩系岩盤サイトの坑道離間距離とピーク温度の関係(設計値発熱条件)

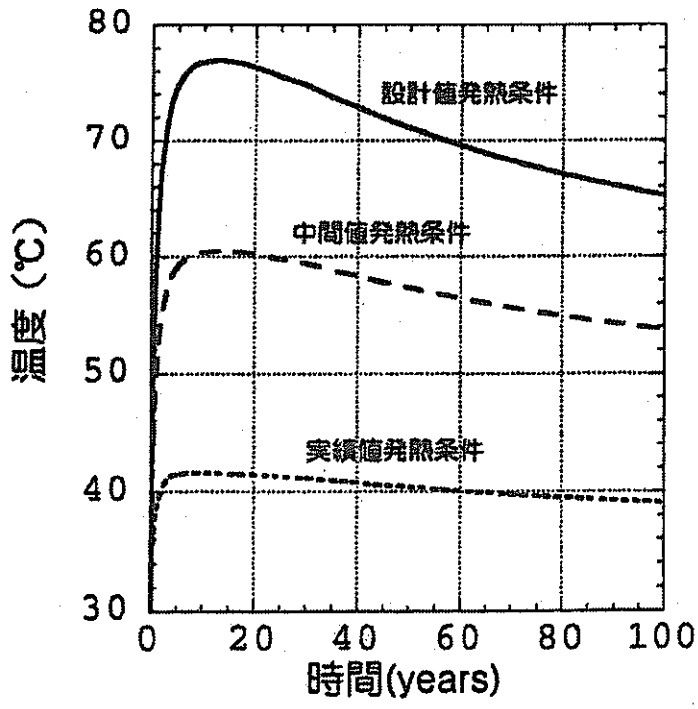


図 3-44　結晶質岩系岩盤サイトの解析結果

(発熱条件の違いによる比較、坑道離間距離：4W)

3.3.4 地下施設のレイアウト

(1)地下施設の構成

TRU 廃棄物処分場において想定される地下施設の構成を以下に示す。

- 地下施設
  - アクセス施設・・・斜坑、立坑、設備等
  - 主要坑道(処分坑道の周りの坑道及び坑底施設までの坑道)
  - 連絡坑道（処分坑道と主要坑道を結ぶ部分）
  - 処分坑道
    - 人工バリア・・廃棄体、充填材、緩衝材、埋戻し材
    - 付属構造物・・構造躯体、支保工、インバート
  - 坑底施設
  - （操業設備等）

(2)地下施設レイアウト

放射性廃棄物処分施設は、以下の 2 点の基本的要求事項を満足させるように設計しなければならない。

①施設閉鎖後に、一般公衆の放射線被ばくに対する安全が確保されること

②建設・操業時に作業従事者の安全が確保されること

基本的要求事項を満足させるために、レイアウト設計において考慮した項目は、以下のものである。

①施設閉鎖後に、一般公衆の放射線被ばくに対する安全が確保されること

・線量当量が大きい廃棄体グループを定置する処分坑道を地下水流動の上流側に配置し、移行距離が長くなるようにした。

・有機物及び硝酸塩を含む廃棄物を分類しているグループ 3 の処分坑道は、他の廃棄

体への影響を考慮し、他の処分坑道の最も下流側へ配置することにより、その影響が及ばないようにした。

・地下施設と地上を接続するアクセス施設が核種移行のクリティカルパスとならないように、施設内で上流側に配置した。

・各グループの処分坑道は独立させた。

②建設・操業時に作業従事者の安全が確保されること

・主要坑道を、処分坑道を囲むように配置することで、建設・操業時の車両が相互通行しなくてもよいレイアウトとした。(周回主要坑道)

さらに、操業の観点から以下の仕様を考慮した。

・結晶質岩系岩盤では、処分坑道が幌型坑道であり、片側からのクレーンによる操業となる。

・堆積岩系岩盤では、グループ4の1本の坑道は両側からのアクセスが可能とした。これは、1本の坑道内に大きさの異なる2種類の廃棄体を定置する必要があるためである。

図3-45～図3-47に、結晶質岩系岩盤サイトの地下施設平面レイアウトおよび断面図を示す。また、図3-48、3-49に堆積岩系岩盤サイトの地下施設平面レイアウトおよび断面図を示す。また、図3-50に高レベル放射性廃棄物処分場とTRU廃棄物処分場のサイズの比較を示す。

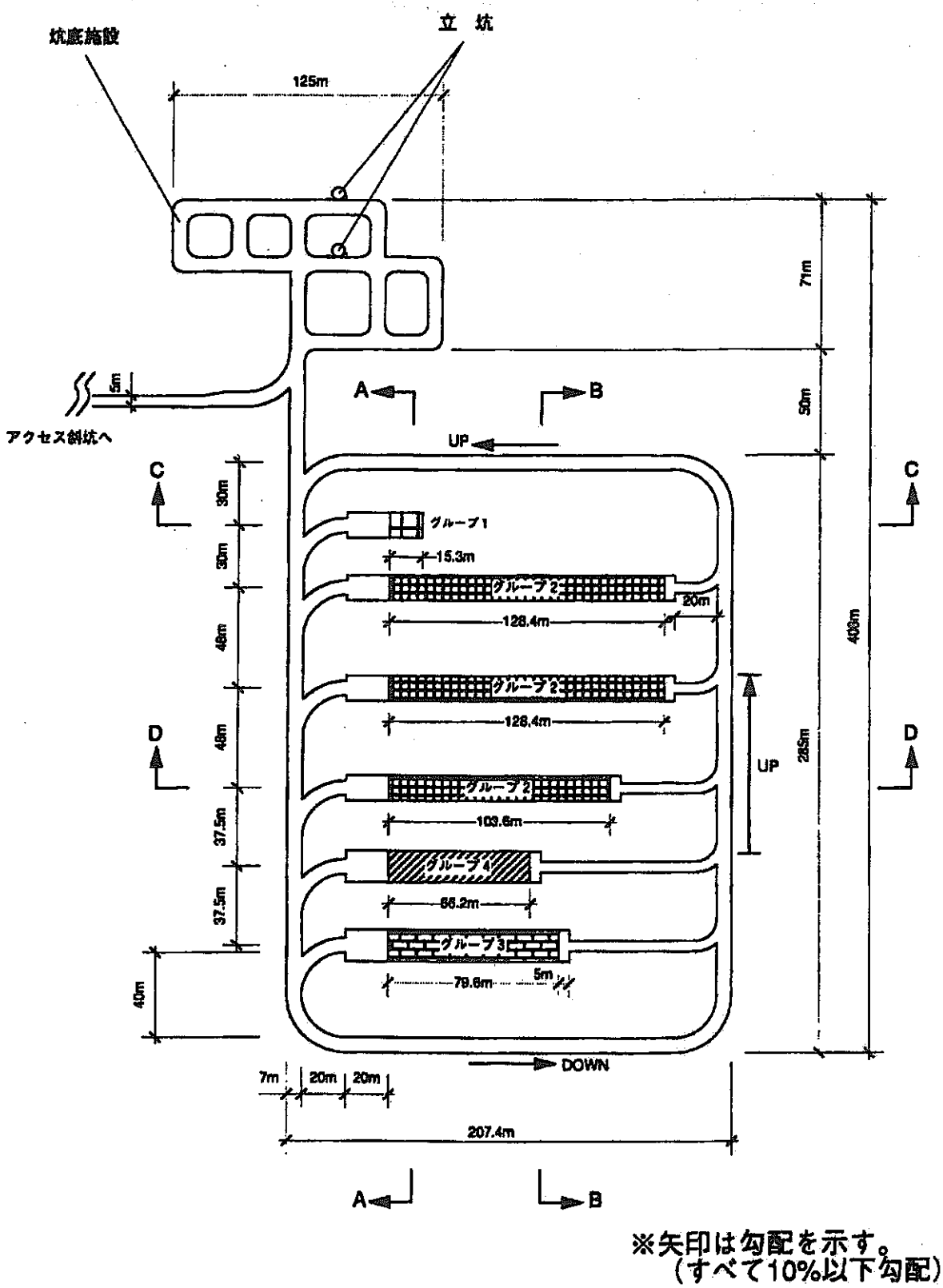


図 3-45　地下施設平面レイアウト(結晶質岩系岩盤サイト)

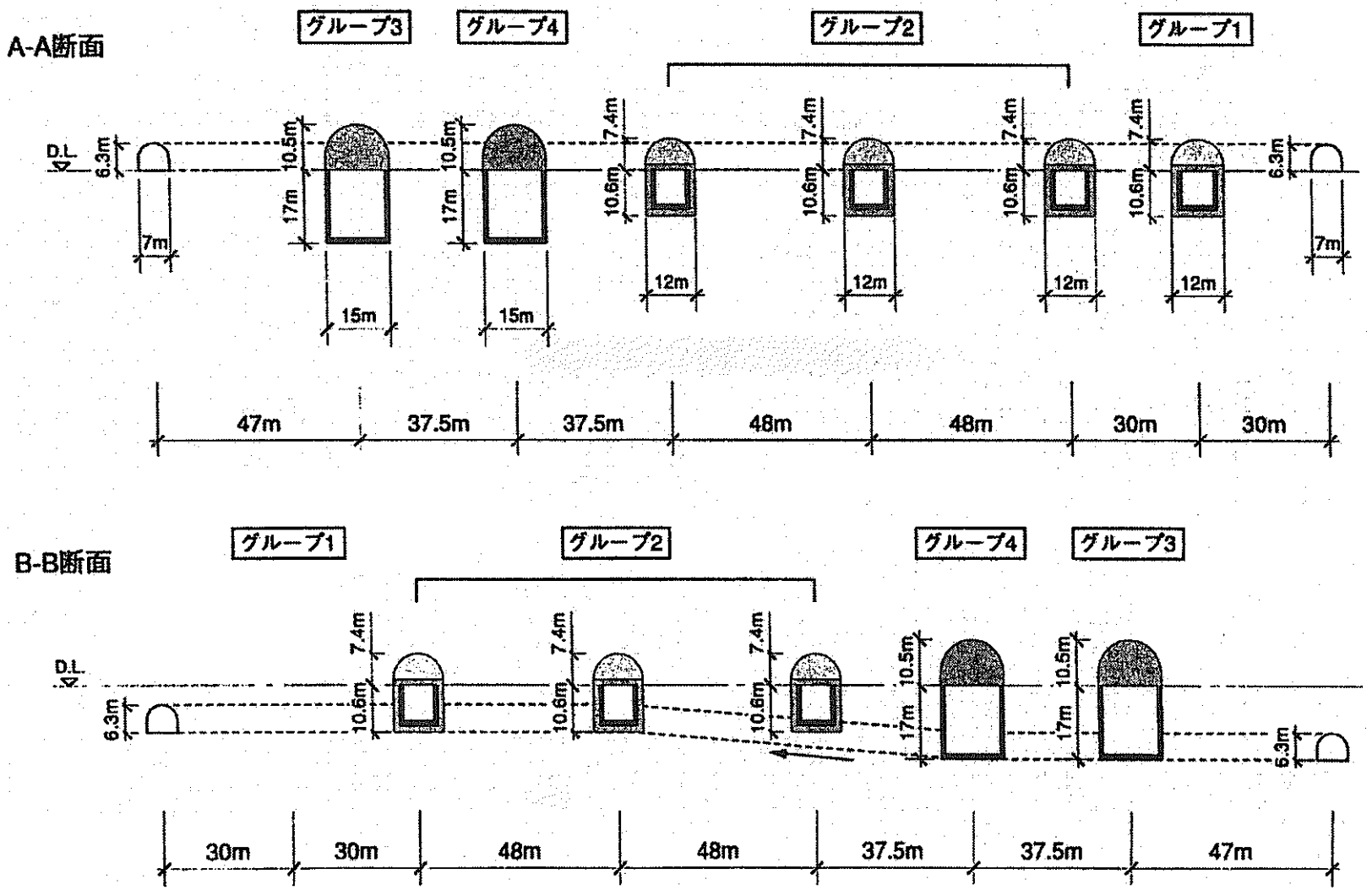
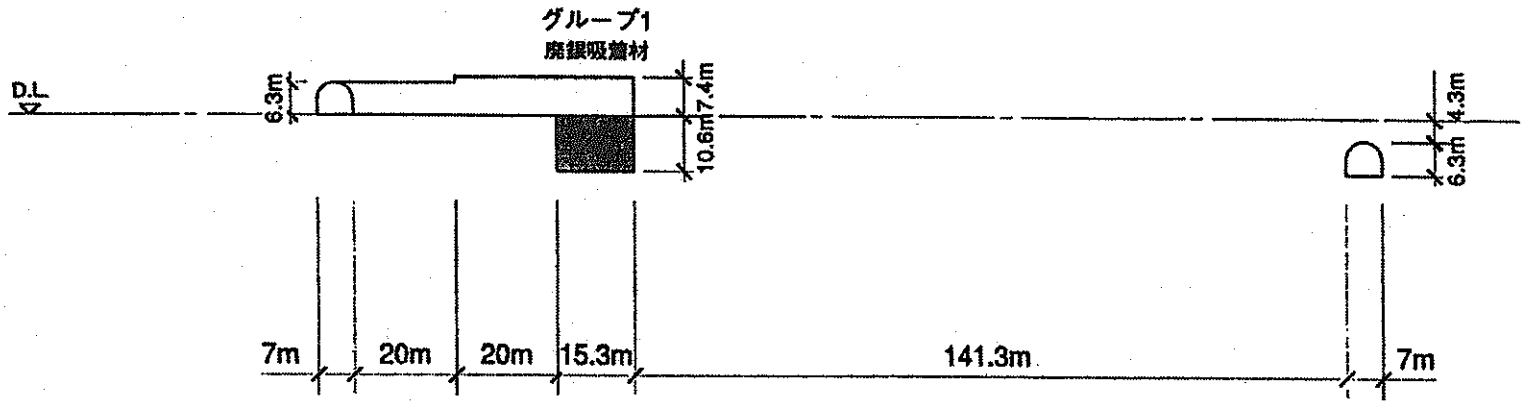


図 3-46　地下施設断面図（結晶質岩系岩盤サイト）、A-A 断面、B-B 断面

C-C断面



D-D断面

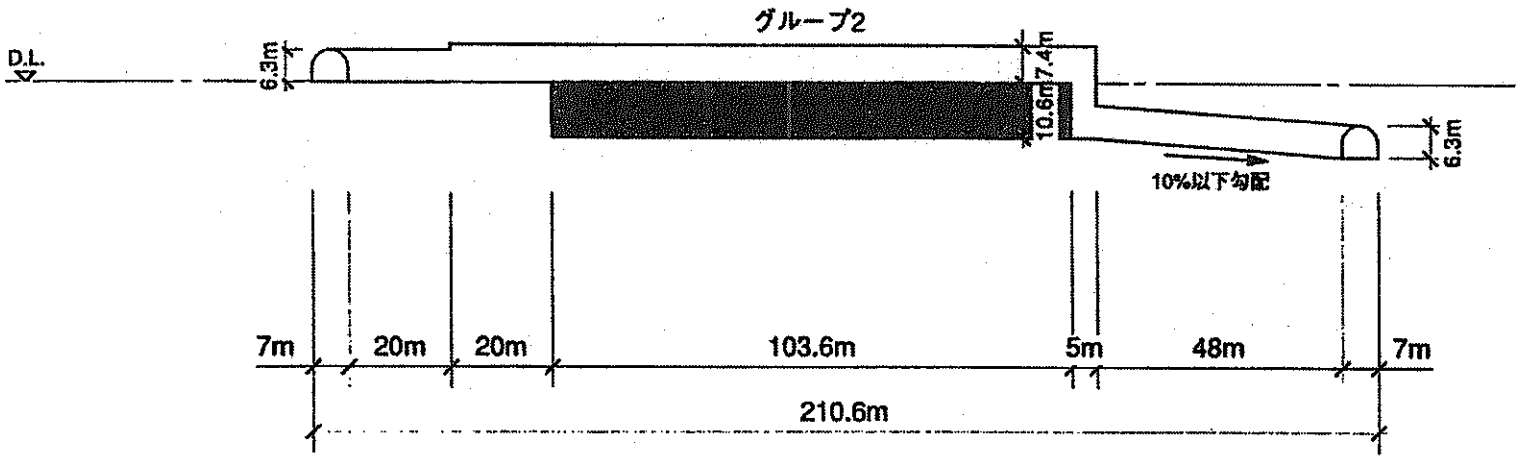


図 3-47　地下施設断面図（結晶質岩系岩盤サイト）、C-C 断面、D-D 断面

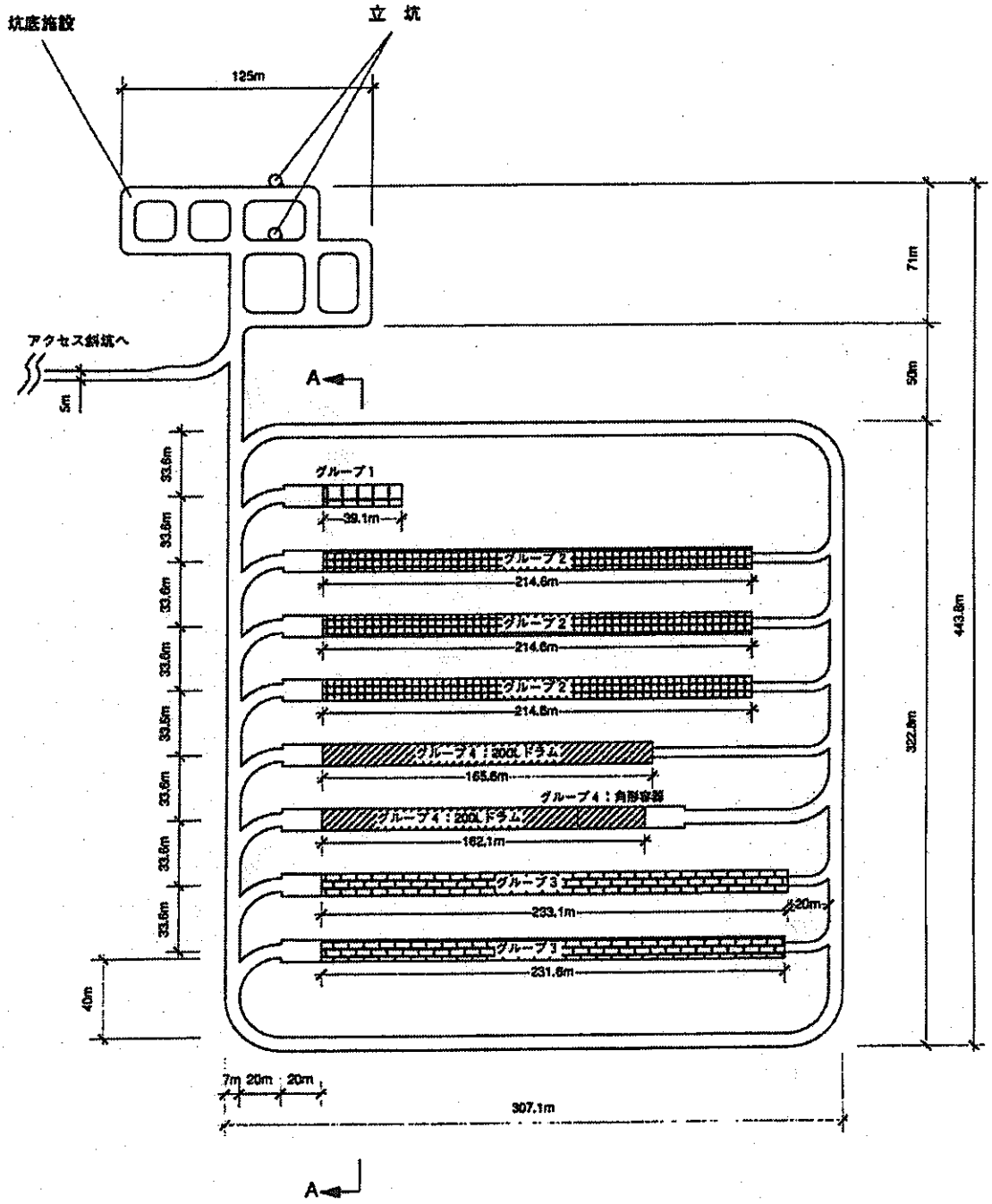


図 3-48　地下施設レイアウト(堆積岩系岩盤サイト)

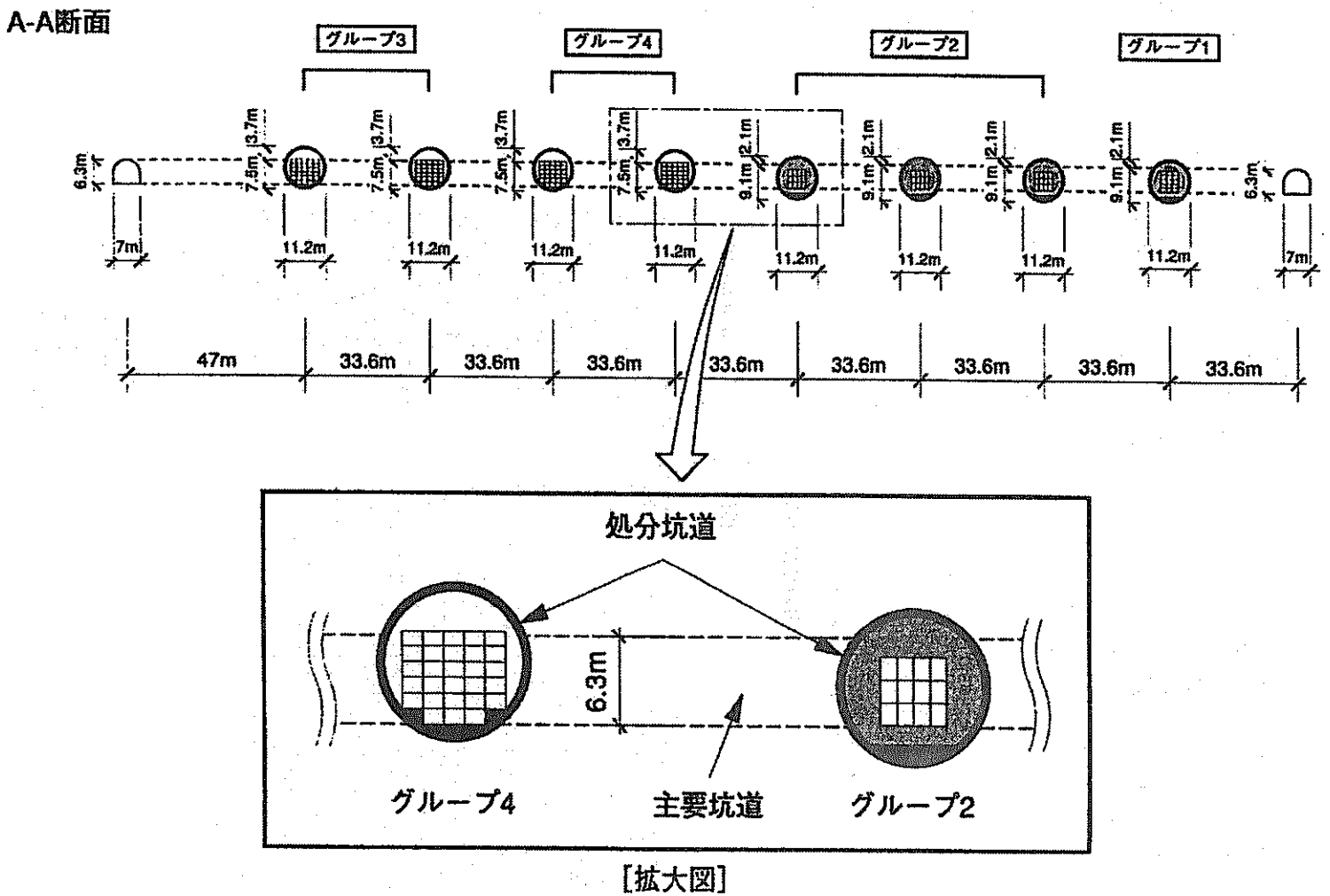
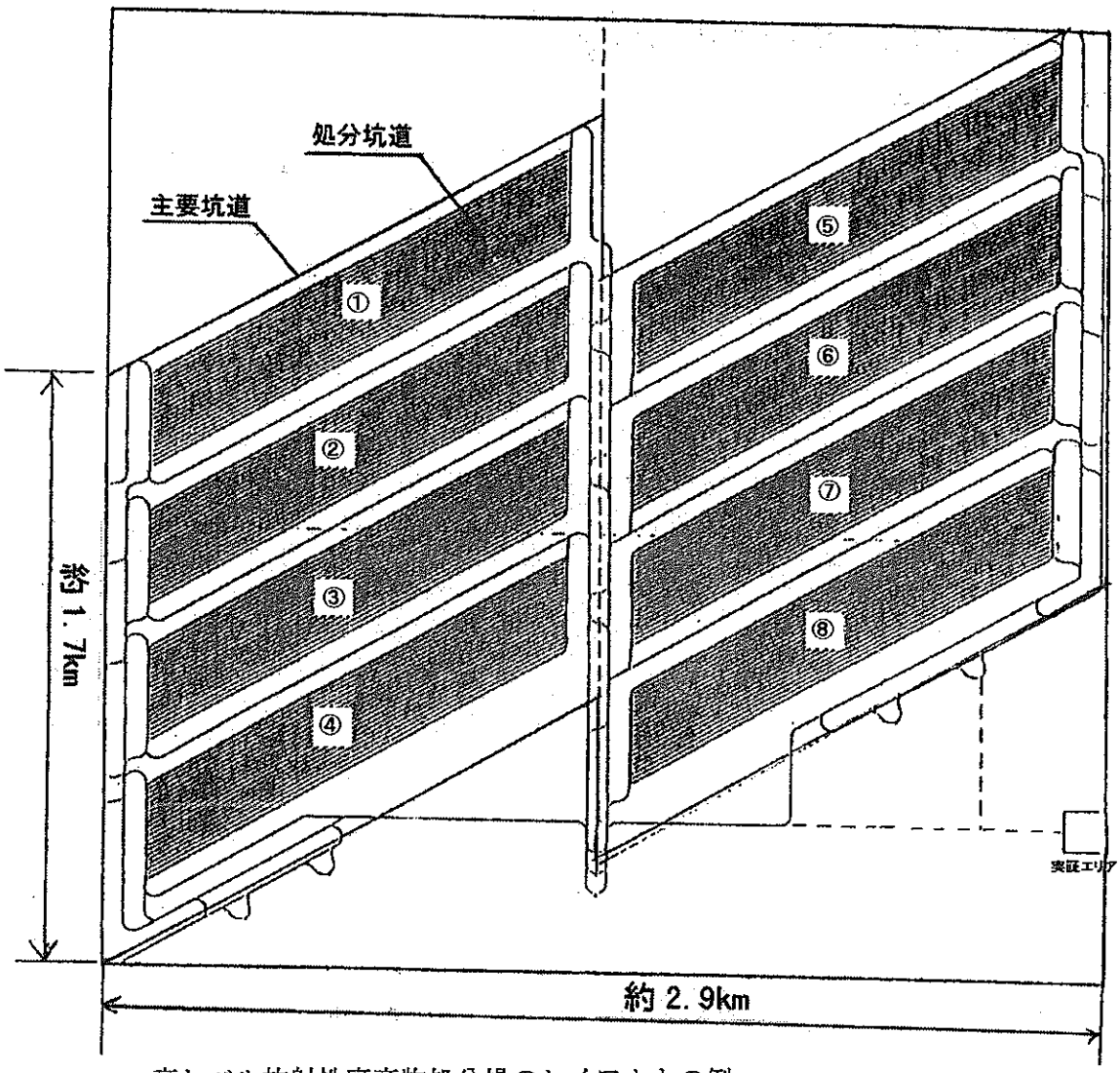
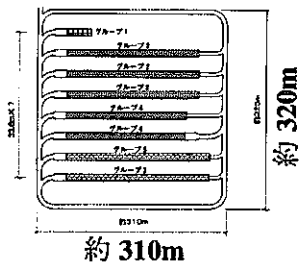


図 3-49　地下施設断面図（堆積岩系岩盤サイト）、A-A 断面



高レベル放射性廃棄物処分場のレイアウトの例
（堆積岩縦置き定置方式、高レベル放射性廃棄物のガラス固化体 4 万本）

社団法人地盤工学会「土と基礎(1998.10 Vol.46 No.10 Ser. No..489)」に基づき作成



対象廃棄物処分場のレイアウトの例
（堆積岩系岩盤、廃棄体　約 18,000m^3）

図 3-50　高レベル放射性廃棄物処分場と対象廃棄物処分場のサイズの比較

（同一スケールで図示）

3.4 処分施設の建設、操業及び閉鎖の検討

3.4.1 処分施設の構成

TRU 廃棄物処分施設構成は以下に示すとおりであり、地上施設と地下施設に大別される。

- TRU 廃棄物処分施設
  - 地上施設
  - 地下施設
    - アクセス施設
    - 主要坑道
    - 連絡坑道
    - 処分坑道
      - 人工バリア
      - 付属構造物
    - 坑底施設

(1)地上施設

地上施設の機能としては、廃棄体及び資材の受入・搬送、地下施設の建設・操業・閉鎖支援及び処分施設の全体管理機能が必要である。そのために、必要な施設としては、以下のものがあげられる。

○廃棄体受入・検査施設

○中央管理施設

○資材倉庫

○建設機器・搬送車両工場

○人工バリア製造施設

(緩衝材製造施設、埋戻し材製造施設及び充填材製造施設)

○アクセス坑口建屋

○換気施設

○排水処理施設

○受変電施設

(2)地下施設

地下施設は、アクセス施設、主要坑道、連絡坑道、処分坑道及び坑底施設から構成され

る。各施設の概要は、以下に示すとおりである。

①アクセス施設

アクセス施設は、位置的には地上施設と地下施設の間にあり、それら2施設を連絡する役割を担う。対象とするアクセス施設は、立坑方式と斜坑方式の2方式が挙げられる。立坑方式は地上と地下の施設をエレベータ等により、最短距離で連結する。斜坑方式は、螺旋状に任意の勾配を有したトンネル(一般には車両の通行が可能な勾配)を建設し、地上と地下施設を結ぶ方式であり、地上施設と地下施設が同一地点にあり、かつ、トンネルで両者を結ぶ場合に有利である。

なお、本レポートではアクセス施設としては斜坑をレファレンスとし、立坑をオプションとして検討することとする。

②主要坑道

処分区画の1辺あるいは周辺に設置し、連絡坑道と連絡坑道あるいは処分坑道相互を接続する経路として、廃棄体、各種資材の搬入及び掘削ズリ等を搬出する経路ならびに換気・給排水、緊急避難経路を提供する。

③連絡坑道

処分坑道と主要坑道を接続する経路として、廃棄体、各種資材の搬入及び掘削ズリ等を搬出する経路ならびに換気・給排水、緊急避難経路を提供する。

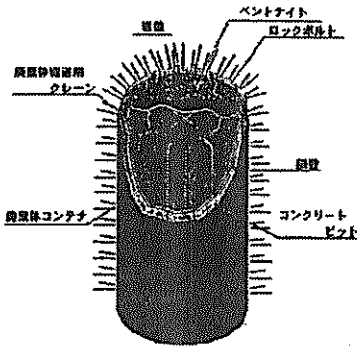
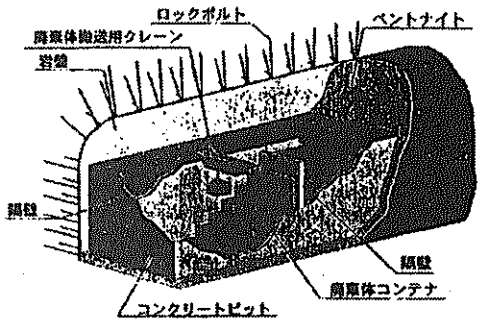
④処分坑道

廃棄体及び人工バリア(充填材、緩衝材及び埋戻し材)を定置するための坑道である。本レポートでは、処分空洞形状として坑道型をレファレンスとしているが、諸外国の設計例によると、サイロ型についての検討例があるため、坑道型とサイロ型との比較を表3-18に示す。

⑤坑底施設

資材の積み替え、ユーティリティー、主制御室、資材置き場及び地下研究施設等のスペースを提供する。

表 3-18　廃棄物処分空洞形状(サイロ型と坑道型)の比較

分　類		サ　イ　ロ　型	坑　道　型
概　念　図		 天然バリアとして期待する岩盤が拡がりを有せず局在する場合に対応しやすい。	 天然バリアとして期待する岩盤が平面的に広く分布する場合に適する。
設計	力学的安定性	岩盤の3次元のアーチ効果が期待できるため、高さ／サイロ径の比が極端に大きくなければ坑道型に比べ大きな経の空洞が建設できる。	実績は豊富であり、支保工を組み合わせれば岩盤強度に応じて処分断面の設計が可能である。
	性 能 評 価	坑道型と有意な差はない。	サイロ型と有意な差はない。
建　設		施工効率を向上させるため、サイロの上部と下部に施工用のトンネルが必要であり、坑道型に比べて建設しにくい。	実績が豊富であり、問題なく建設可能である。
操　業		SKBの検討によれば、坑道型に比べ廃棄体の積み上げ性に優れているとの報告がある。	坑道型ではないが、浅地中のコンクリートピットへの処分で類似の例がある。
埋戻し(閉鎖)		廃棄体周辺に緩衝材が必要な場合は、緩衝材の設置性が坑道型に比べて劣る。その他空間の埋戻しは坑道型と同等である。	実証試験が必要だが、実現性に大きな問題はないと考えられる。
廃棄体特性	物　量	一つのサイロに比較的大量に処分する場合、有利になる可能性がある。逆に、坑道型では、坑道延長が短くなる場合(例えば廃棄体Gr1)はサイロに近い形状になる可能性がある。	処分坑道の断面積と延長を可能な範囲で調整することにより、処分量が多い場合から少ない場合まで対応可能である。
	発　熱	サイロの断面積を調整(廃棄体量を減らす)すること、あるいはサイロの間隔を拡げることにより対応可能である。	処分坑道の断面積を調整(廃棄体量を減らす)することあるいは坑道間隔を拡げることにより対応可能である。
既往構造物の実績		日本ではほとんどない。	豊富である。

3.4.2 建設

ここでは、設定した処分概念における廃棄体定置までの地下施設の坑道の施工方法について既往の類似地下構造物の実績及び海外の処分施設設計例を参考に検討する。検討は、

○地下構造物に関するこれまでの施工実績

○地下施設の施工方法

○人工バリア及び付属構造物の施工方法

○海外の処分施設設計例

の観点から行う。

(1)既往の施工実績

地下施設は、土木や鉱山における地下構造物と類似している。したがって、空洞の掘削といった建設に係わる検討を行う際には、これらの類似地下構造物の施工実績を知ることが肝要と考えられる。ここでは、アクセス施設としての立坑、処分坑道ならびに主要・連絡坑道としてのトンネル及び大規模地下空洞の施工実績について整理する。なお、勾配が 1/8（12.5%）以下の斜坑は、横坑と呼ばれることが一般的[6]であり、その施工方法はトンネルと同様となる。

①立坑

立坑には、トンネルや鉱山等の作業・運搬立坑あるいは換気立坑などがある。発電所・道路・鉄道といった土木構造物では、恵那山トンネル・中津川換気立坑が最大深度で 620m である。鉱山・炭坑では、幌内炭鉱排気立坑の 1044m を筆頭に大深度立坑が数多く施工されている。内径は 3.5～10m 弱の範囲で存在するが、内径 6m の実績が最も多く、またそれより大きい内径の実績は少ない。

施工方法は、発破掘削とコンクリート覆工による全断面爆破堀下り工法に分類されるショートステップ工法による事例が多く、現状では標準的な施工方法[7]となっている。それに次いで、前者と同様に全断面爆破堀下り工法に分類されるロングステップ工法による事例が多い。

②トンネル

道路・鉄道トンネルに関して、国内の主なトンネルの施工実績例を表 3-19 に示す。延長は青函トンネルの約 54km、最深部の地表からの深さでは大清水トンネルの 1300m が最大である。海底あるいは河底トンネルを除くと、トンネルの最深部は一般に海水面以上である。最深付近の主な地質は、深さが 500m 程度のトンネルでは堆積岩系岩盤及び結晶質岩系岩盤いずれの例もあるが、深さが 1000m 程度のトンネルでは結晶質岩系岩盤の例が多い。

鉱山の場合は、多数の坑道で構成されているため延長は極めて長く、石炭鉱山では三池炭坑の約 400km をはじめ坑道長が 100km を超す例もある。また、金属鉱山の大部分は廃止されているため、正確な延長は不明である。最深部の深さは石炭鉱山では幌内炭坑で 1200m、金属鉱山では別子鉱山で 2150m あり、後者は国内の道路・鉄道トンネル、鉱山を含めて最深である。また、鉱山の最深部の多くは海水面以下である。主要な地質は石炭鉱山では砂岩・頁岩などの堆積岩系岩盤であるが、金属鉱山の鉱床付近では概ね結晶質岩系岩盤の場合が多い。

最近の我が国におけるトンネルの掘削は、結晶質岩系岩盤では発破掘削、堆積岩系岩盤では発破掘削あるいは機械掘削による場合が一般的である。また、支保工は、土木のトンネルではロックボルト及び吹付けコンクリートを併用する NATM（New Austrian Tunneling Method）工法が主流となっているが、鉱山の坑道では鋼製支保などが主体で NATM 工法への移行段階と言える。また、覆工コンクリートに力学的機能を付加する場合もある。

全断面掘削機による施工、すなわち TBM（Tunnel Boring Machine）工法の実績は、国内では掘削径 3m 未満が圧倒的に多く、全体の約 60%[8]を占めている。全断面方式の国内最大径としては、滝里発電所（北海道電力（株））の ϕ 8.3m（導水路トンネル）がある[9]。

表 3-19　国内の主なトンネルの施工実績例

名称	延長(m)	土被り(m)	断面積(m^2)	覆工厚(m)	主な地質
青函トンネル	53,850	480	82～93	0.7	安山岩
大清水トンネル	22,235	1,300	80	0.5、0.7	石英閃緑岩
中山トンネル	14,830	400	約 80	0.5、0.7、0.9	緑色凝灰岩
関越トンネル	10,885	1,100	85	0.45、0.55、0.7	ホルンフェルス
恵那山トンネル	8,625	1,000	92	0.45～0.7	花崗岩
肥後トンネル	6,340	400	約 60	0.3	砂岩
加久藤トンネル	6,213	370	74	0.3	凝灰角礫岩、安山岩
笹子トンネル	4,784	600	約 50	0.5	閃緑岩
安房トンネル	4,300	270	約 97	0.4	石英粗面岩

③大規模地下空洞

大規模地下空洞の施工例としては、地下発電所ならびに石油地下備蓄がある。国内の地下発電所／石油地下備蓄の施工実績例を表 3-20 に示す。地下空洞の規模では、今市発電所及び新高瀬川発電所における掘削量約 20 万 m^3、断面積約 1500m^2 が国内最大クラスである。土被りは、天山発電所の 500m が最大であるが、平均的には 250m 前後の実績が多い。地質としては花崗岩の例が多い。

大規模地下空洞の掘削は、比較的硬い岩盤中に施工されることや掘削量が多いことなどから発破掘削による場合が一般的である。また支保工は、トンネルと同様の NATM 工法が適用されるが、大断面や高地圧に対処するためにプレストレストロックアンカーやコンクリート覆工を併用する場合もある[10]。

表 3-20 国内の地下発電所／石油地下備蓄の施工実績例[11][12]

名称	空洞寸法(m) 高さ×幅×長さ	高さ/ 幅比	空洞形状	土被り (m)	掘削量 (千 m^3)	断面積 (m^2)	主な地質
高見	43.3×21.0×57.5	2.06	きのこ形	260	44	765	輝緑凝灰岩
第二沼沢	47.6×26.0×96.5	1.83	きのこ形	160	97	1,005	流紋岩
新高瀬川	54.5×27.0×163.0	2.02	きのこ形	250	212	1,301	花崗岩、花崗閃緑岩
玉原	49.5×26.6×116.3	1.86	きのこ形	240	132	1,135	礫岩、流紋質凝灰角礫岩
今市	51.0×33.5×160.0	1.52	卵形	400	200	1,250	珪質砂岩、角礫岩
塩原	51.0×29.0×165.0	1.76	きのこ形	200	190	1,152	流紋岩
奥矢作第二	47.8×22.4×103.3	2.13	きのこ形	340	101	978	花崗岩
奥美濃	44.1×20.5×129.0	2.15	きのこ形	360	102	791	流紋岩
黒部川第四	31.6×20.0×117.0	1.58	きのこ形	160	95	812	花崗岩
喜撰山	50.9×25.7×60.4	1.98	きのこ形	250	71	1,175	チャート、砂岩、粘板岩
奥多々良木	43.9×24.9×133.4	1.76	きのこ形	200	145	1,087	流紋岩、角礫凝灰岩
奥吉野	41.6×20.1×157.8	2.07	きのこ形	200	128	811	頁岩、砂岩
大河内	46.6×24.0×134.5	1.94	弾頭形	280	120	892	ひん岩
南原	47.7×25.0×85.6	1.91	きのこ形	180	83	970	花崗岩
俣野川	46.2×23.5×155.5	1.97	きのこ形	370	157	1,010	花崗岩
本川	47.4×26.3×98.0	1.80	きのこ形	270	86	878	黒色片岩
大平	48.0×22.8×94.4	2.14	きのこ形	280	80	847	砂岩、粘板岩
天山	48.2×24.0×89.0	2.01	きのこ形	500	100	1,124	花崗閃緑岩
奥只見	37.8×18.5×87.6	2.04	きのこ形	110	83	947	斑れい岩
沼原	45.5×22.0×131.0	2.07	きのこ形	250	98	748	花崗閃緑岩
新豊根	46.5×22.4×140.5	2.08	きのこ形	220	140	996	花崗岩
下郷	45.5x22.0x171.0	2.07	きのこ形	120	140	819	閃緑岩、砂岩
城山	38.0×19.6×133.0	1.94	きのこ形	220	85	639	千枚岩状粘板岩
蛇尾川	51.1×29.0×165.0	1.76	きのこ形	200	190	1,152	流紋岩
久慈*	22×18×540	1.22	卵形	10 0～190	1,800	333	花崗岩
菊間*	30×20.5×448	1.46	変形幌形	65～100	1,332	425	花崗岩
串木野*	22×18×555	1.22	卵形	100～260	1,800	324	安山岩
	高さ/幅比の平均	→1.86					

*国内の石油地下備蓄の施工実績例

図 3-51 は、処分坑道の大きさ（断面積）という観点で既存地下施設（大規模地下空洞）と比較するために、換算空洞径と深度（土被り）の関係を示したものである。また、図には、道路・鉄道トンネルの実績も併せて示した。ここで、換算空洞径とは、各地下施設の断面積を基に、それと同値になる円を考えた場合の直径である。図より、本検討において設定された処分坑道の大きさ（断面積）は、これまでの既存地下施設の実績を大きく外れるものではないことが分かる。このことから、処分坑道の施工方法として従来技術の適用

が可能と判断される。

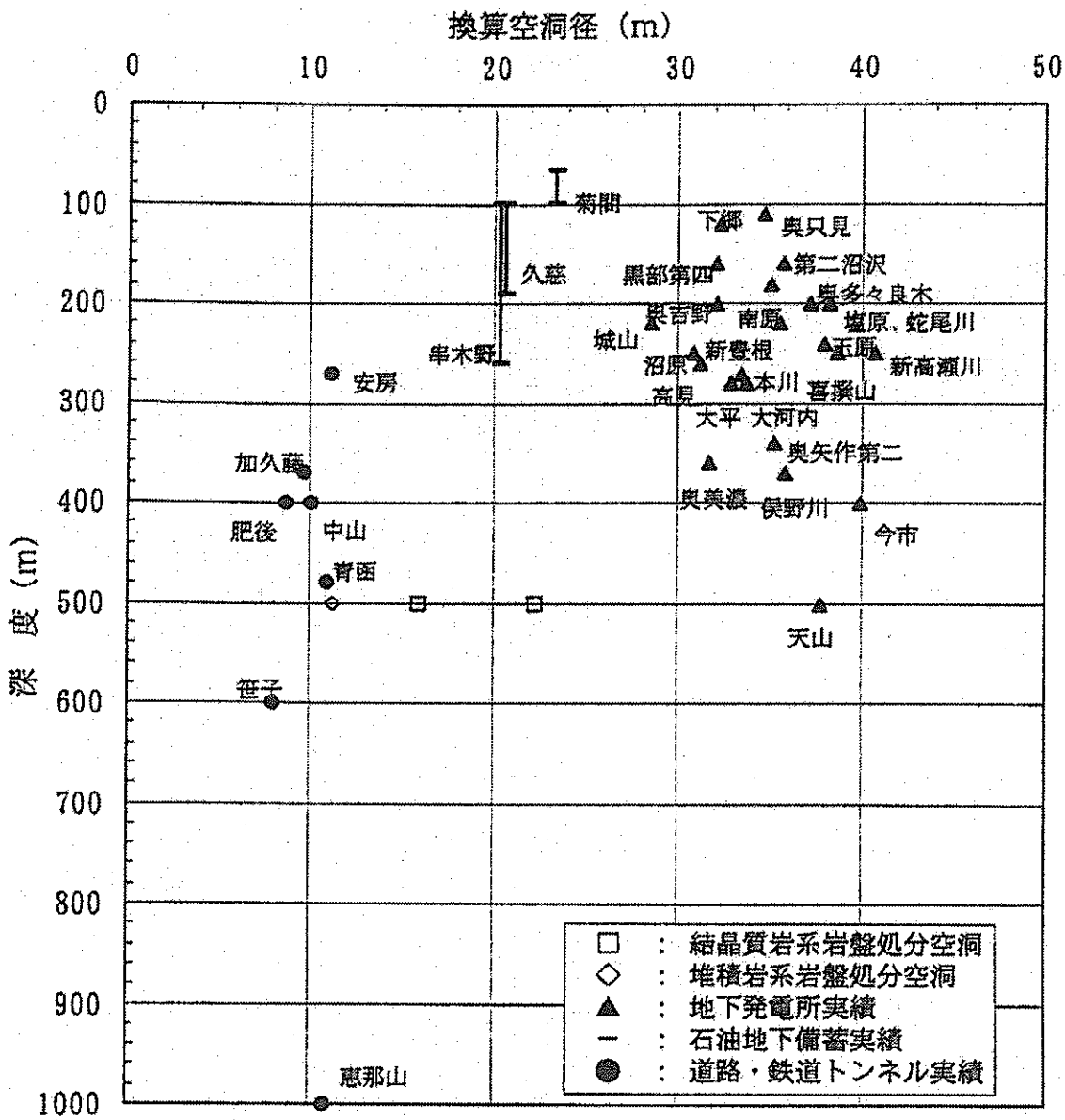


図 3-51　既存地下施設及び処分坑道の換算空洞径と深度の関係

(2)地下施設の施工方法

ここでは、地下施設の坑道の施工方法、すなわち掘削方法及び支保工・覆工についての検討を行う。

①基本的な考え方

坑道の施工方法については、坑道の種類に関係なく共通して次のことが求められる。

・周辺岩盤への影響が小さい工法

・坑道断面形状に適合した工法

・坑道施工延長に適合した工法

・地質の変化、湧水、断面変更等への対応が容易な工法

・工期を満足し、経済的にも妥当な工法

岩盤の掘削方式には、発破や機械による掘削がある。発破掘削は主に硬岩（岩石一軸圧縮強度 80MPa 以上）から中硬岩（岩石一軸圧縮強度 20～80MPa）の地山に適用され、機械掘削は主に中硬岩から軟岩(岩石一軸圧縮強度20MPa以下)の地山に適用される[13]。処分施設の建設では、周辺岩盤を極力緩めないことが重要事項の一つであることから、発破掘削の場合、制御発破を用いる必要がある。機械掘削は、このような問題は少ないが、施工延長や断面の大きさ、対象とする岩盤の強度などから、施工性、経済性において不利となる場合もある。

支保工・覆工には、掘削深度が大深度で高い地圧が想定されるため、急速施工の可能な工法が求められる。また、地質の変化や湧水および断面の変更等に容易に対応できる工法が望まれる。

なお、施工に使用するコンクリート等の材料は、地上施設で製作されたものを斜坑を通じトラックで搬入する一般的な方法を想定する。ただし、立坑については、立坑設備によるものとする。

以下に各坑道の施工方法について述べる。

②アクセス施設（立坑）

TRU 廃棄物処分施設の立坑は、大深度となるため掘削深度に制限が無い方式を採用する必要がある。また、2 本の立坑を早期に建設するには同時施工の必要がある。その場

合、立坑底に既設の空洞がない状態での掘削となり、施工は地表からの堀下がりに限定される。

掘削深度に制限が無く、地表からの堀下がりが可能な立坑の掘削方式として以下に示す工法がある[7]。

a. 全断面爆破堀下がり工法

・ショートステップ工法

・ロングステップ工法

・セミロングステップ工法

・ロックボルト・吹付け工法

b. 機械掘削工法

・全断面立坑掘削機工法

以上の工法のうち、前述したように現状の標準的な施工方法であること、最も施工実績が豊富なこと、掘削後早期の支保工・覆工の施工が可能なこと、地山の状況に大きく左右されないこと、ロングステップ工法に比べ安全なこと等から全断面爆破堀下がり工法のうちショートステップ工法が結晶質岩系岩盤及び堆積岩系岩盤両者に適していると考えられる。ただし、発破には周辺岩盤を極力緩めないことを目的にスムースブラスティング等の制御発破を用いる必要がある。

また、支保工・覆工には、ショートステップ工法において一般的な覆工コンクリートを考える。

③アクセス施設（斜坑）、主要坑道、連絡坑道

斜坑、主要坑道、連絡坑道といった幌型トンネルの掘削方式としては、発破掘削及び自由断面掘削機等による機械掘削がある。

一軸圧縮強度が 100MPa を超えるような結晶質岩系岩盤の掘削方式としては、前述したように岩盤を緩めないことを目的にスムースブラスティング等の制御発破が適していると考えられる。また、その時の支保工・覆工は、ロックボルト及び吹付けコンクリートを併用する NATM 工法が適していると考えられる。なお、岩盤が非常に良質である場合は、無支保とすることも考えられる。ただし、肌落ち等に対する施工時の安全確保

の観点から少なくとも吹付けコンクリートは必要と考えられる。

一軸圧縮強度が 20MPa 程度の堆積岩系岩盤の掘削方式としては、ロードヘッダー等の自由断面掘削機による機械掘削が適していると考えられる。また、その時の支保工・覆工には、覆工コンクリートを打設する従来工法や NATM 工法の適用が考えられる。

④処分坑道

処分坑道形状としては、結晶質岩系岩盤において幌型断面を有する水平坑道を念頭に置く。また、堆積岩系岩盤においては円形坑道の水平坑道を考える。

これらに対する掘削方式は、c.において前述した主要坑道等と同様の方法が適していると考えられる。すなわち、硬岩に分類されるような結晶質岩系岩盤の場合は制御発破、一方、中硬岩から軟岩に分類されるような堆積岩系岩盤の場合は自由断面掘削機による機械掘削である。また、その時の支保工・覆工は、空洞安定解析の結果から、結晶質岩系岩盤の場合は無支保、堆積岩系岩盤の場合はコンクリートによる覆工が考えられている。ただし、結晶質岩系岩盤の場合、肌落ち等に対する施工時の安全確保の観点から少なくとも吹付けコンクリートは必要と考えられる。

また、処分坑道（特に結晶質岩系岩盤）は、掘削断面が大きいため掘削ズリが大量に発生する。そのため、この掘削ズリの搬出が工程上の制約となることが考えられる。したがって、掘削ズリの搬出を考慮に入れた掘削手順の工夫が必要となる。掘削手順としては、処分坑道と同様に大断面を有する地下発電所や石油地下備蓄といった大規模地下空洞に適用されている方法が参考となる。以下では、幌型処分坑道を例として、掘削手順の概要について記述する。図 3-52 は、処分坑道の掘削手順の概念を示したものである。基本的には処分坑道の両端に上部及び下部連絡坑道を設け、上部よりアプローチし、下部へ掘削ズリを落とし込み搬出するものである。以下に具体的な手順を記述する。

1.処分坑道の両端に上部及び下部連絡坑道を施工する。

2.頂設部の掘削後、必要に応じて支保工・覆工を施工する。

3.頂設下面と下部連絡坑道間に掘削ズリ搬出用の立坑（グローリホール）を施工する。

4.頂設下部からベンチカットにより部分掘削する。

5.掘削ズリは、グローリホールから下部連絡坑道に落とし込み、ダンプトラックに積

載後、地上へ搬出する。

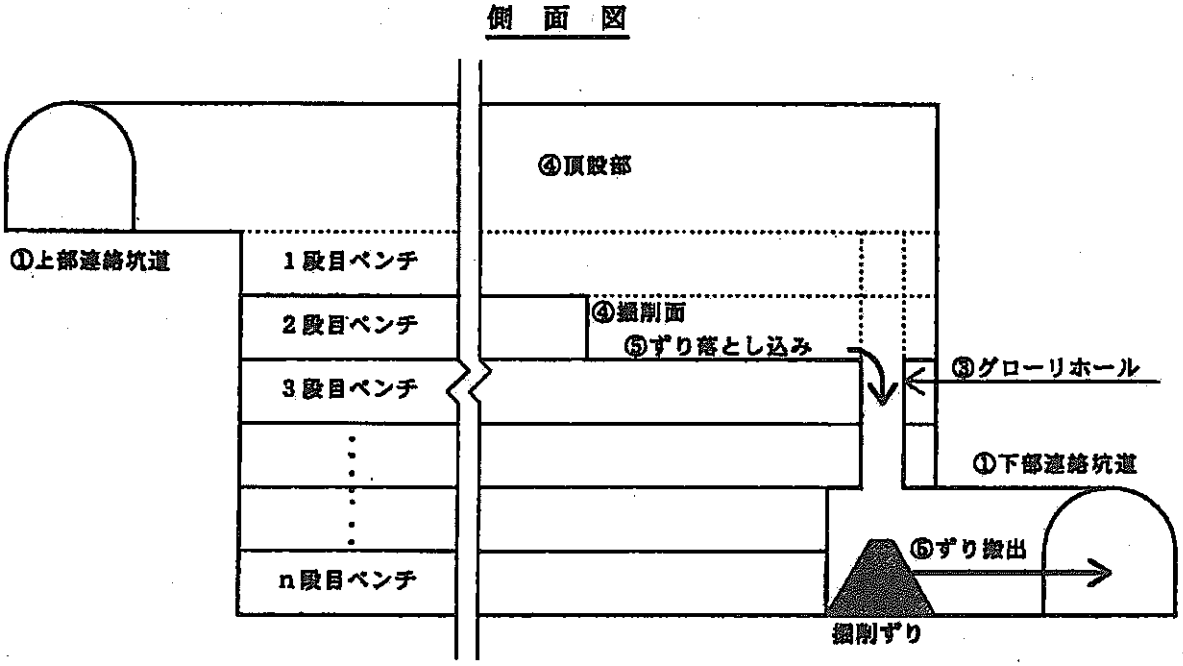


図 3-52　大断面処分坑道の掘削手順の概念図

(3)人工バリア及び付属構造物の施工方法

処分坑道の掘削完了後、処分坑道内には廃棄体を定置するための構造躯体が構築される。また、緩衝材が必要な処分坑道においては、構造躯体の構築に先立ち底部の緩衝材、また構造躯体の構築後には側部の緩衝材が設置されることになる。

緩衝材の施工方法としては、①圧縮固化ブロックを定置する方法、②現場において転圧締固めする方法が考えられる。緩衝材（乾燥密度 1.6g/cm^3、乾燥重量比でベントナイト: 砂＝7:3）に対する電動タンピングランマーによる締固めの可能性は確認されているが、大型機械による現場締固めの可能性に関する知見は無い。また、電動タンピングランマーによる現場締固めは、締固めエネルギーが小さいため入念な作業が要求され、施工範囲が広範な場合には作業効率の観点で課題があると考えられる。したがって、圧縮固化ブロックを定置する方法を基本に据え、狭隘部等の部分的な施工においては、電動タンピングランマーによる現場締固めとすることが現状適当であると考えられる。

鉄筋コンクリート製の構造躯体の施工方法としては、足場、型枠、鉄筋を現場で組み立て、コンクリートを打設する通常の施工方法が適当であると考えられる。また、鋼製の構

造躯体に関しては、鋼板を搬入し、溶接等により組み立てる方法が考えられる。構造躯体を施工する際には、既設の底部緩衝材の上を移動しなければならないが、その影響に関しては今後の課題である。

(4)海外の処分施設設計例

処分施設建設の技術的成立性を一例として示すことを目的として、諸外国の処分施設設計例を表 3-21 に、海外における超ウラン核種を含む廃棄物処分場例を図 3-53 に示す。(詳細は付録参照)

表 3-21　海外の処分施設設計例

	深度(m)	地質	空洞形状	空洞寸法
アメリカ	655	岩塩	坑道型	$10m^W$ x $4m^H$ x $91m^L$
イギリス	650	火山岩	坑道型	$16.5m^H \times 14.4m^W \times 600m^L$、$16m^H \times 16m^W \times 570m^L$　他
フランス	400～600	粘土層、花崗岩	坑道型	$4m\phi \times 100m^L$
スイス	800～1200	結晶質岩	サイロ型	
	600～800	堆積岩	坑道型	
ドイツ	830	岩塩	坑道型	
	800～1300	泥岩	坑道型	$7m^W \times 6m^H$
ベルギー	230	ブーム粘土	坑道型	$3.5m\phi$
スウエーデン	350～500	結晶岩	坑道型	$18m^H \times 15m^W$
カナダ	250	結晶岩	坑道型/サイロ型	
	750	堆積岩		

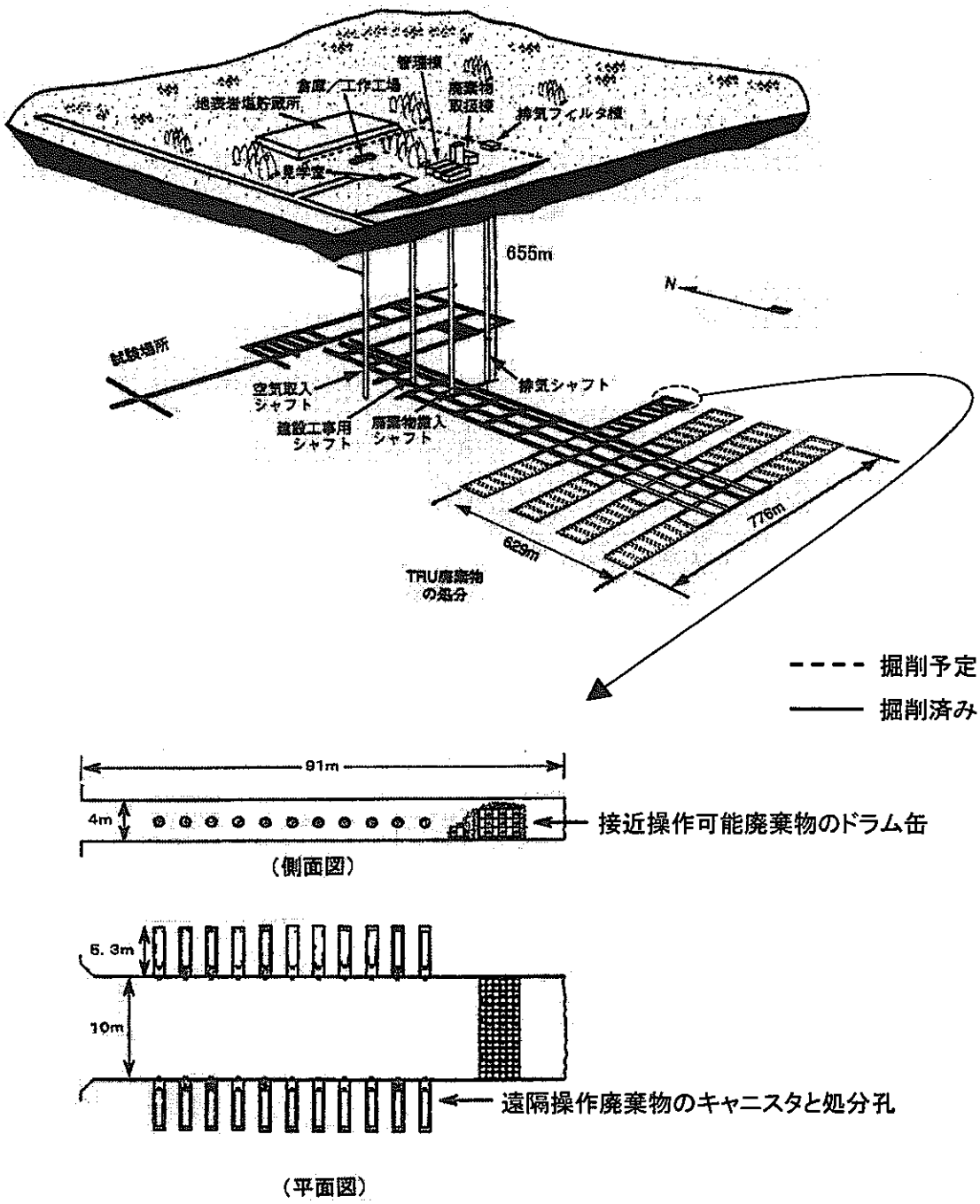


図 3-53　海外における超ウラン核種を含む廃棄物処分場の例

(WIPP、1999 年 3 月より運転開始)

(出典)：SAND87-2382, サンディア国立研究所

3.4.3 操業

本項においては、廃棄体の受入及び操業全体等の前提条件を整理し、地上施設を検討してレイアウトを作成するとともに、操業において使用するアクセス施設及び地下施設において検討し、操業全体の全体手順を策定した。

(1)前提条件の整理

①廃棄体の数量及び仕様

a. 操業条件

TRU 廃棄物処分施設の操業条件は、以下に示す通りである。

・操業期間: 25 年

・年間運転日数: 200 日/年

・運転時間: 7 時間/日（有効稼働時間）

b. 廃棄体数量、輸送容器形態およびグループ分類

地層処分対象廃棄体の数量、廃棄体形状及び輸送容器の形態は表 3-22 に示すとおりである。廃棄体形状は、下記の 3 形態である。

・200L ドラム缶: 600 ϕ ×900Hmm

・キャニスター: 430 ϕ ×1335Hmm

・角型容器: 1700×1700×2000Hmm

c. 基本ブロックフロー

操業における基本ブロックフローは図 3-54 に示すとおりである。操業の検討対象は、廃棄体を収納した輸送容器を輸送船から受け取り、廃棄体を地上施設に受け入れた後、地下施設に搬送して処分坑道に定置し、充填材及び緩衝材を施工するまでの工程である。

d. 廃棄体処分時の形状

廃棄体の処分施設への定置時の形状は、表 3-23 に示すとおりである。

廃棄体パッケージの形状は、図 3-55 に示すとおりである。結晶質岩系岩盤においては、廃棄体グループ 2 のキャニスターのみをパッケージ化（4 本/体）するものとする。堆積岩系岩盤においては、角型容器を除く全ての廃棄体についてパッケージ化（4 本/体）するものとする。

e. 管理区域の考え方

原子炉等規制法では、下記条件を超える恐れのある区域に対して管理区域とし、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管理を義務づけている。

・外部放射線の線量当量: 300μSv/週→6μSv/hr(週 50 時間)

・気中の放射性同位元素濃度: 1 週間の平均濃度が告示別表第 1 の 3/10

・表面汚染濃度: 表面汚染密度限度の 1/10

したがって、上記 3 条件を超える恐れのある区域は管理区域を設定するものとする。なお、管理区域の設定については HLW 処分施設との整合を図る。

f. その他

TRU 廃棄物処分において、建設と操業は輻輳しない。したがって、管理区域の設定、換気・排水および受変電設備の検討は操業段階を前提とする。

表 3-22　TRU 廃棄物地層処分対象廃棄体一覧表

区 分	廃棄物種類		容器	廃棄体重量 (ton)	年間受入本数 (本／年)	発生本数 (本)	輸送容器仕様 種類		廃棄体グループ
							基準年	25年	
民間再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ		200Lドラム	0.34	194	4,844	キャスクA	キャスクA	3
	廃樹脂		200Lドラム	0.52	7	156	キャスクA	キャスクA	4
	低レベル可燃性廃棄物								
	低レベル難燃性廃棄物								
	ハル・エンドピース		430φ×1335H	0.7	750	18,750	キャスクB	キャスクB	2
	廃銀吸着材		200Lドラム	0.258	48	1,188	コンテナ	コンテナ	1
	不燃性廃棄物Ⅰ	(HEPA、小物金属)	200Lドラム	0.9	138	3,438	キャスクA	キャスクA	4
	不燃性廃棄物Ⅰ	(機器廃品)	1700×1700×2000	11.8	10	250	キャスクC	キャスクC	4
民間MOX操業廃棄物	可燃性廃棄物		200Lドラム	0.52	4	92	キャスクA	キャスクA	4
	難燃性廃棄物		200Lドラム	0.52	3	61	キャスクA	キャスクA	4
	不燃性廃棄物		200Lドラム	0.9	82	2,057	キャスクA	キャスクA	4
JNC再処理操業廃棄物	低レベル濃縮廃液Ⅰ	(アスファルト固化)	200Lドラム	0.28	666	16,638	キャスクA	キャスクA	3
	低レベル濃縮廃液Ⅰ	(1998年以降)	200Lドラム	0.34	473	11,819	キャスクA	キャスクA	3
	焼却灰溶融体	廃樹脂	200Lドラム	0.52	20	482	キャスクA	キャスクA	4
		可燃性廃棄物Ⅰ							
		難燃性廃棄物Ⅰ							
		廃活性炭							
	ハル・エンドピース		430φ×1335H	0.7	77	1,918	キャスクB	キャスクB	2
	廃銀吸着材		200Lドラム	0.25	7	153	コンテナ	コンテナ	1
	不燃性廃棄物Ⅰ	(金属)	200Lドラム	0.9	93	2,315	キャスクA	キャスクA	4
	不燃性廃棄物Ⅰ	(その他)	200Lドラム	0.9	93	2,315	キャスクA	キャスクA	4
JNCMOX操業廃棄物	可燃性廃棄物		200Lドラム	0.54	41	1,020	キャスクA	キャスクA	4
	難燃性廃棄物		200Lドラム	0.54	28	680	キャスクA	キャスクA	4
	不燃性廃棄物		200Lドラム	0.63	331	8,275	キャスクA	キャスクA	4
返還低レベル廃棄物	COGEMA	固形物収納体(ハル等)	430φ×1335H	0.685	176	4,400	キャスクB	キャスクB	2
		ビチューメン固化体	586φ×883H	≦0.25	48	1,200	キャスクA	キャスクA	3
JNC再処理解体廃棄物	二次廃棄物	液体廃棄物	200Lドラム	0.48	24	583	キャスクA	キャスクA	4
JNCMOX解体廃棄物	二次廃棄物	可燃物Ⅱ	200Lドラム	0.48	2	31	キャスクA	キャスクA	4
	二次廃棄物	可燃物Ⅲ	200Lドラム	0.48	2	47	キャスクA	キャスクA	4
	二次廃棄物	難燃物Ⅱ	200Lドラム	0.48	1	6	キャスクA	キャスクA	4
	二次廃棄物	難燃物Ⅲ	200Lドラム	0.48	1	10	キャスクA	キャスクA	4
	二次廃棄物	不燃物Ⅱ	200Lドラム	1.6	10	245	キャスクA	キャスクA	4

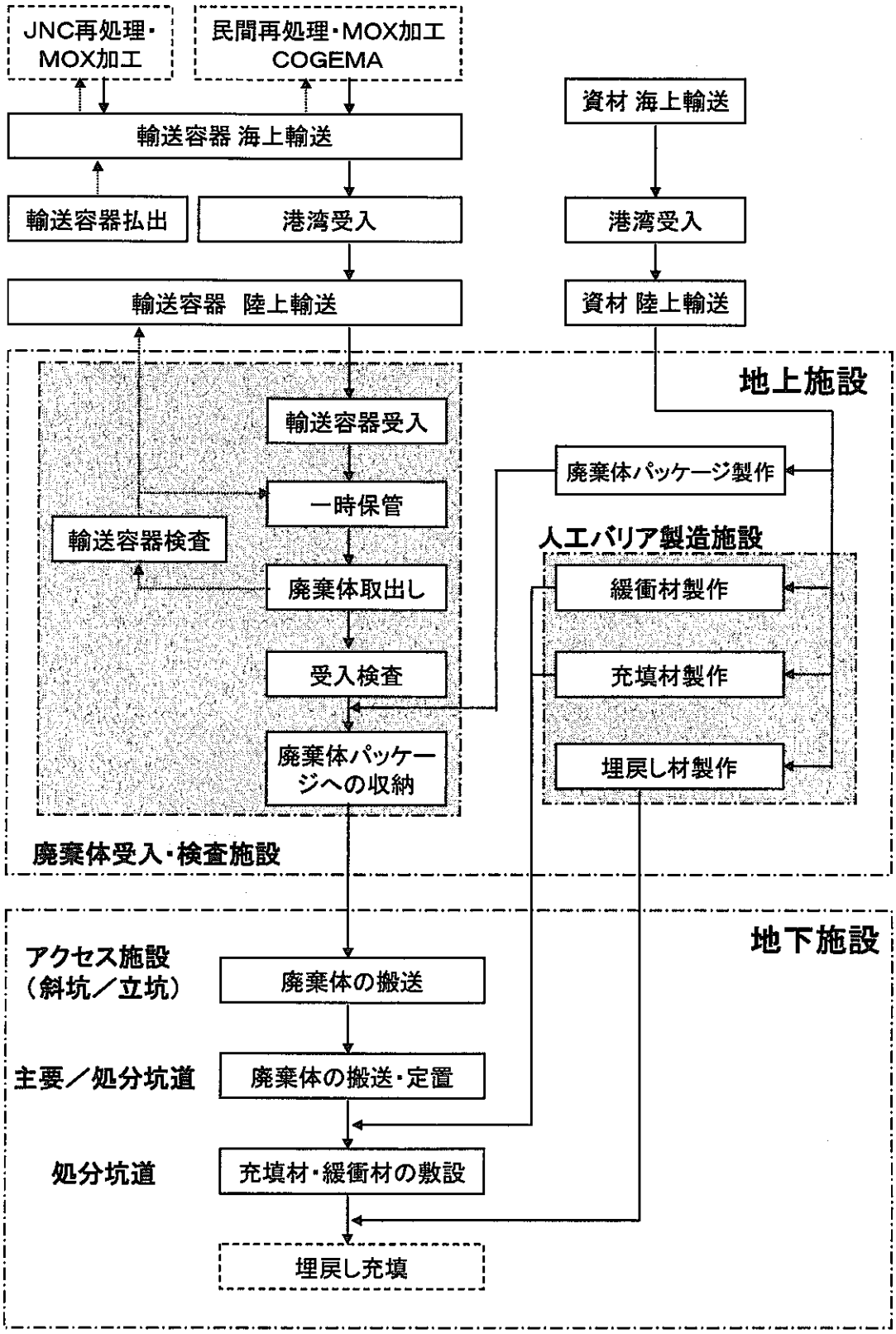


図 3-54　TRU 廃棄物処分の基本ブロックフロー

表 3-23　廃棄体処分時の形状

廃棄体種類		堆積岩系岩盤	結晶質岩系岩盤
グループ 1	200L ドラム缶	廃棄体パッケージ A	200L ドラム缶
グループ 2	キャニスター	廃棄体パッケージ B	廃棄体パッケージ B
グループ 3	200L ドラム缶	廃棄体パッケージ A	200L ドラム缶
グループ 4	200L ドラム缶	廃棄体パッケージ A	200L ドラム缶
	角型容器	角型容器	角型容器

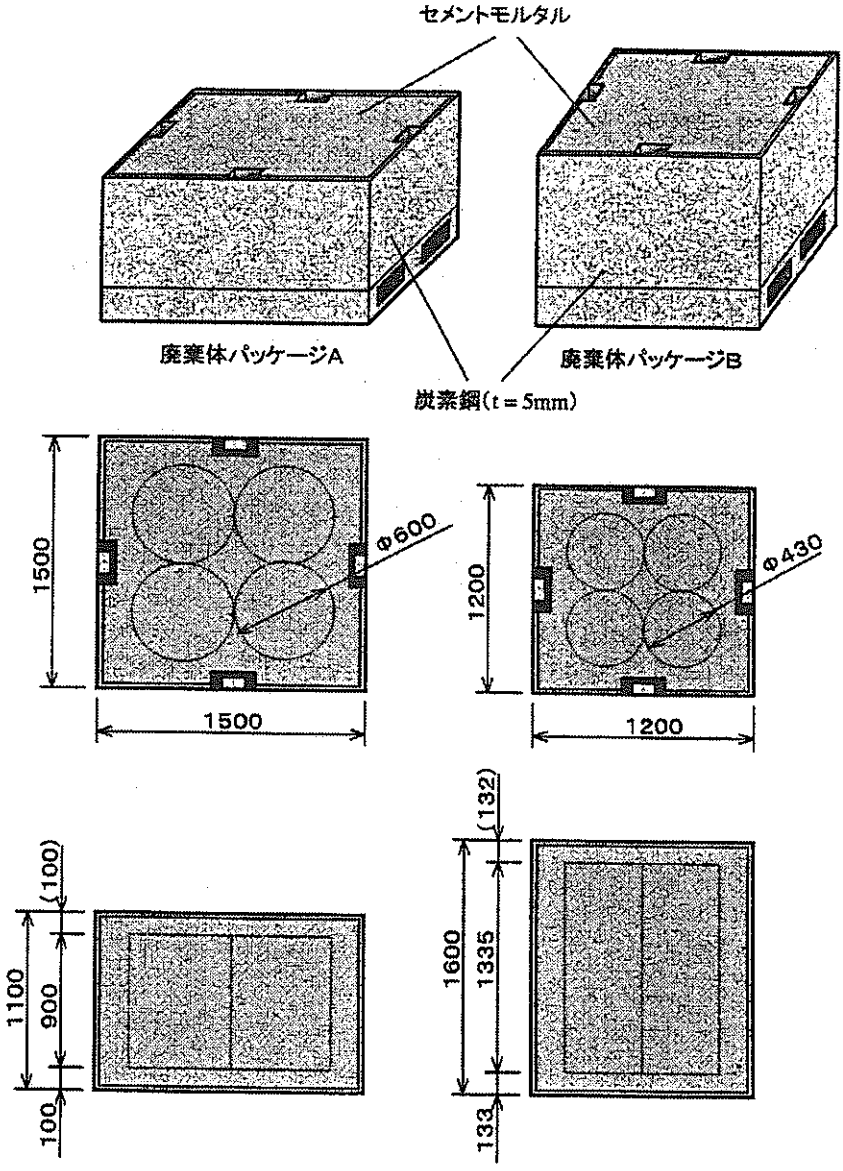


図 3-55　廃棄体パッケージの形状

②廃棄体等の物流

a. 結晶質岩系岩盤サイトの作業工程ブロックフロー

廃棄体の定置概念は、廃棄体グループ及び形状により以下に示すとおりとする。

・200L ドラム缶は、俵積みとする。

・キャニスターは、パッケージ化して定置する。

・ピット内の廃棄体積載高さは 4m 程度とし、これにモルタルを充填する。所定段数の廃棄体を積載するまでこの作業を繰り返す。なお、キャニスター収納パッケージは、強度が保証されているものとし、直接所定段数を積み上げるものとする。

・廃棄体グループ 1 及び 2 はモルタル充填後、緩衝材を所定の厚さまで施工する。

・廃棄体及び緩衝材の上部空間は、埋戻し材を充填する。

結晶質岩系岩盤サイトにおける廃棄体定置の作業工程ブロックフローは、図 3-56 に示す通りである。

b. 堆積岩系岩盤サイトの作業工程ブロックフロー

廃棄体の定置概念は、廃棄体グループ及び形状により以下に示すとおりとする。

・200L ドラム缶及びキャニスター共に、廃棄体パッケージ化して定置する。

・各廃棄体は、所定段数を直接積み上げるものとする。

・廃棄体グループ 1 及び 2 は廃棄体定置した後、緩衝材を所定の厚さまで施工する。

・廃棄体グループ 3 及び 4 は、ある程度の長さまで廃棄体を定置し、廃棄体の隙間及び上部空間にセメント系の充填材を充填する。この作業を繰り返し定置する。

堆積岩系岩盤サイトにおける廃棄体定置の作業工程ブロックフローは、図 3-57 に示す通りである。

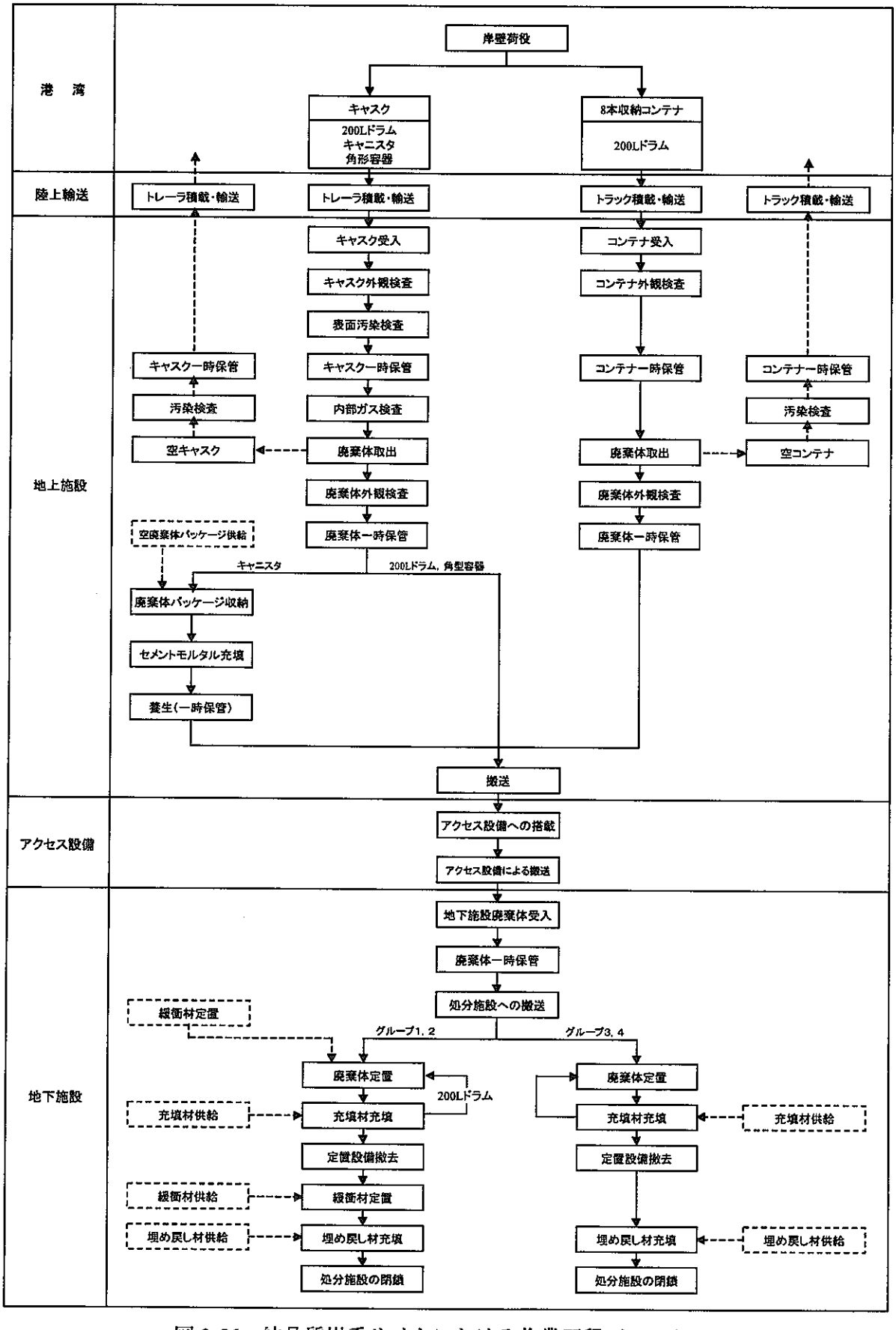


図 3-56　結晶質岩系サイトにおける作業工程ブロックフロー

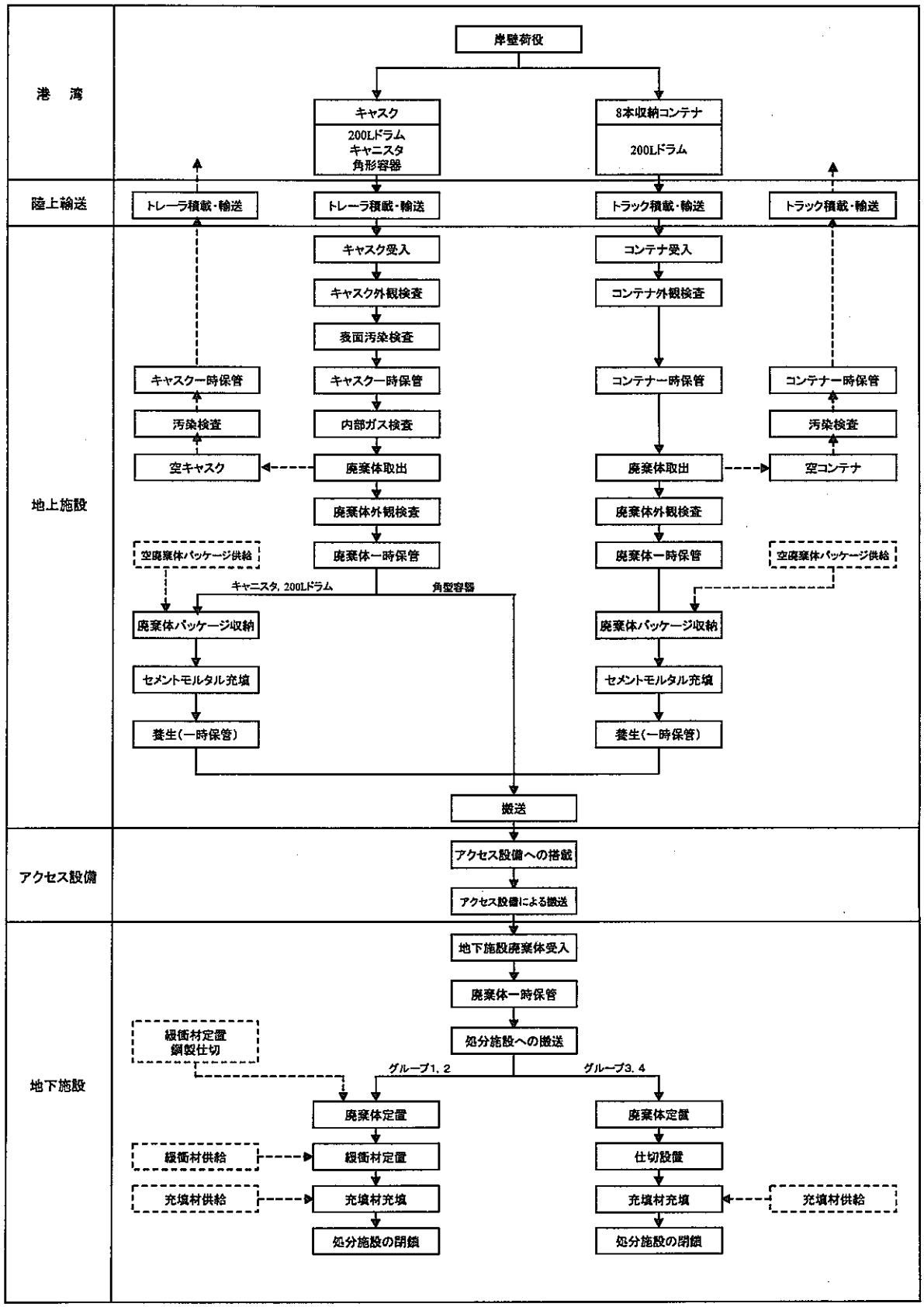


図 3-57　堆積岩系サイトにおける作業工程ブロックフロー

(2)地上施設

①主要施設

a. 廃棄体受入・検査施設

廃棄体受入・検査施設は、廃棄体が収納された輸送容器を受入れ、これから廃棄体を取り出し、これを受入検査するとともに一時貯蔵する施設である。また、廃棄体を定置用コンテナに収納し、セメントモルタルを充填する。本施設の基本ブロックフローは、図 3-58 に示す通りである。

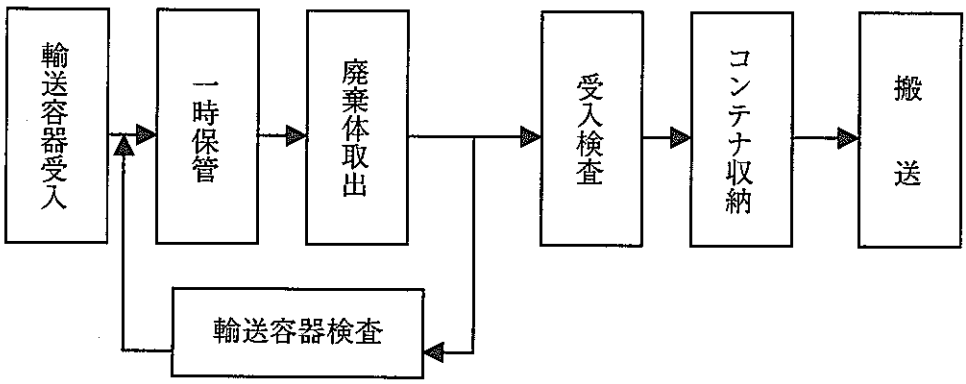


図 3-58　基本ブロックフロー

輸送容器受入設備は、コンテナとキャスクの形状および重量が著しく異なることから、搬送クレーンの吊上げ荷重および搬送速度等を考慮して別系列とする。コンテナの一時保管容量は約 1 船分とし、検査が終了した空コンテナは随時受入検査前の保管位置に戻すものとする。また、キャスク全体の一時保管容量は約 2 船分とする。上記検討結果に基づき、廃棄体受入・検査施設の全体配置（1 階平面図）を、図 3-59 に示す。

b. 中央管理施設

中央管理施設は、処分場内における操業状況全体の監視および廃棄体のデータ管理機能を有するとともに、一般事務室、放射線管理室および環境試料の放射化学分析室としての機能を有するものとする。

c. 資材倉庫

当該施設は、建設、操業及び閉鎖において使用する機械・設備の消耗品等の資材を保

管しておくための施設である。

d. 建設機器・搬送車両工場

当該施設は、建設、操業及び閉鎖において使用する搬送車両及び建設機械等を保守・点検するための施設である。

e. 充填材・緩衝材製作施設

建設、操業および閉鎖に使用する人工バリア材および埋戻し材は、セメント系材料およびベントナイト混合土を基本材料とする。これら材料の製造・調整は、原則として地上で実施することとする。本設備の主要設備としては、下記設備があげられる。

・掘削土仮置きヤード

・骨材製造設備

・セメントサイロ

・ベントナイトサイロ

・充填材製造施設

・埋戻し材製造施設

・緩衝材製造施設

f. 廃棄体パッケージ製作設備

当該設備は、廃棄体を収納する廃棄体パッケージ（200L ドラム缶用の廃棄体パッケージ A、キャニスター用の廃棄体パッケージ B）を製作するための設備である。

(3)アクセス施設

①廃棄体の搬送形態

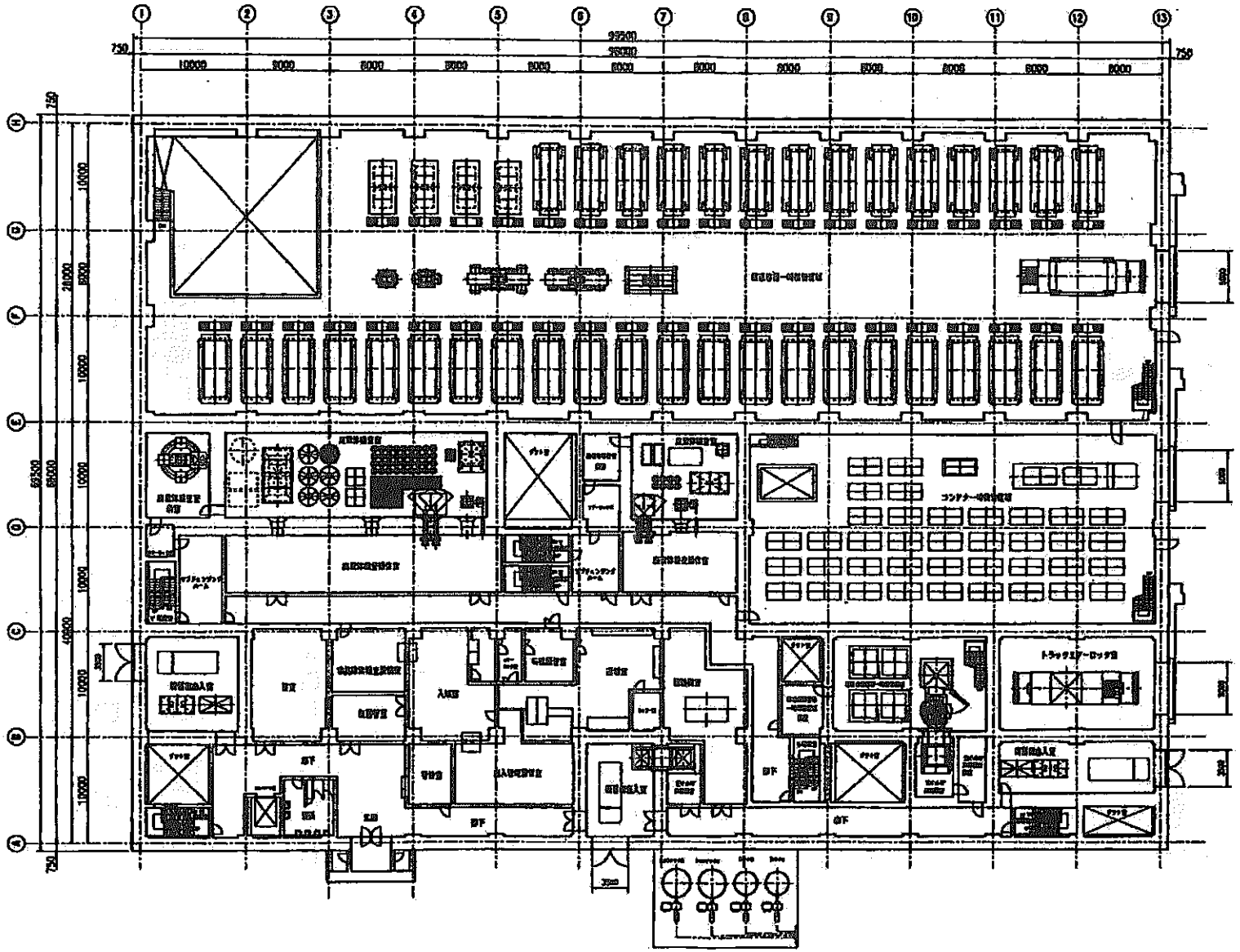
200L ドラム缶およびキャニスター等の廃棄体は、4 本単位でコンテナに収納することにした。これに対し、角型容器は個々にハンドリングすることとした。

②廃棄体搬送設備仕様

廃棄体受入検査施設から各処分坑道までの搬送設備は、斜坑の場合には搬送車両および立坑の場合には、エレベータを使用する。

アクセス施設が斜坑の場合には、廃棄体は遮蔽機能付き搬送車両により地上施設から地下施設に搬送することとした。廃棄体搬送車両は、特別仕様の大型トレーラである。ト

レーラの概念図を、図 3-60 に示す。



1 F L (EL+300)

図 3-59　廃棄体受入・検査施設の全体配置（1 階平面図）

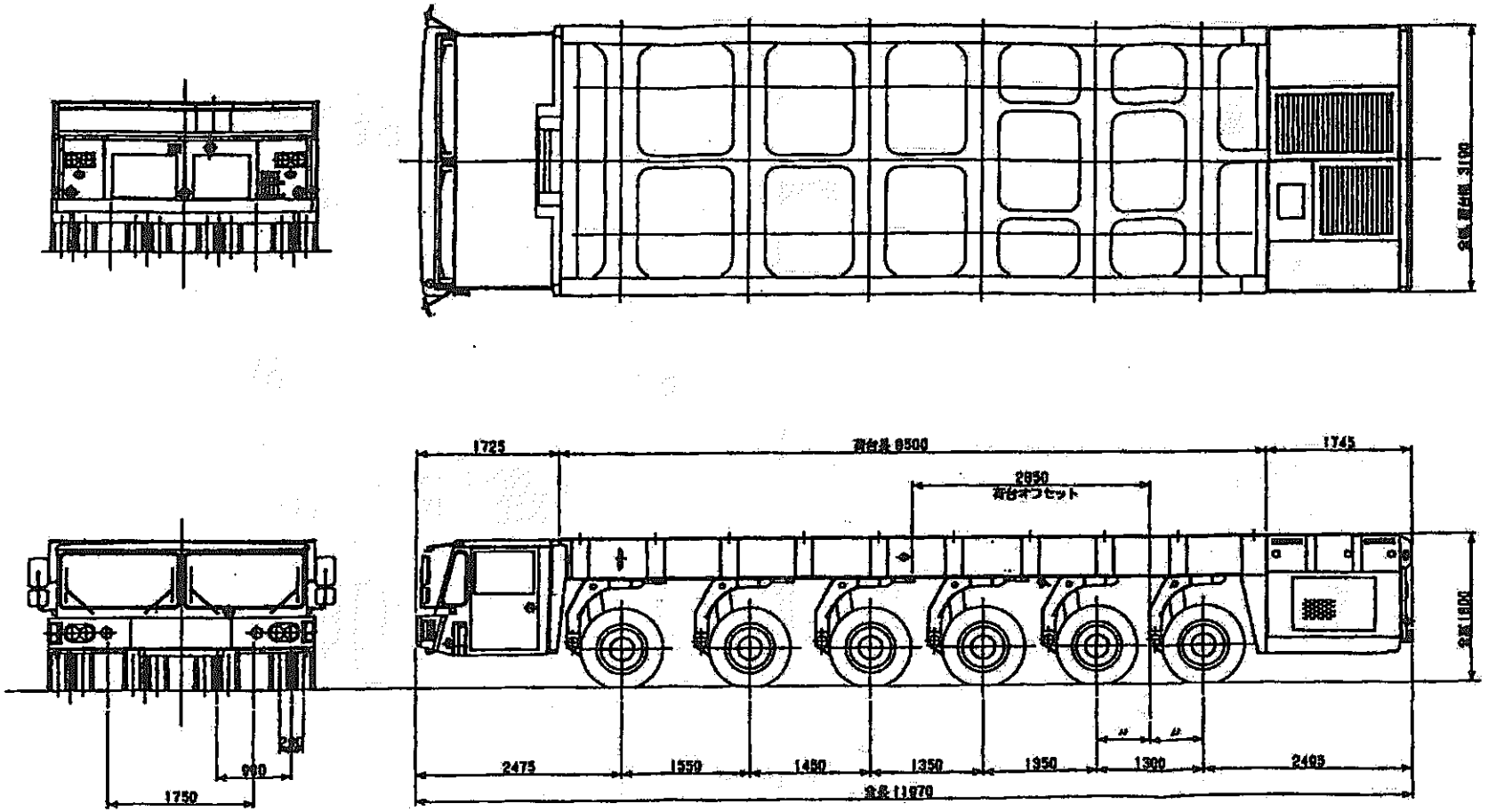


図 3-60　トレーラ概念図

(4)地下施設

①主要設備

a. 廃棄体定置設備

結晶質岩系岩盤の処分施設は幌型形状であり、鉄筋コンクリートの構造躯体が設置されることから、廃棄体定置設備としてはクレーンを使用することを基本とした。その概念図は、図 3-61 に示す通りである。

一方、堆積岩系岩盤の処分施設は円筒状であり、構造躯体がなく、かつ定置スペースが狭所であるため、廃棄体定置設備としてはフォークリフトを使用することを基本とした。その概念は図 3-62 に示すとおりである。

b. 充填材充填設備

TRU 廃棄物の処分施設では、充填材としてセメントモルタルを使用する概念を想定している。セメントモルタル充填については、六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センターにおいて、200L ドラム缶廃棄体の構造躯体の間隙に充填した施工実績がある。したがって、セメントモルタル充填施工に関する設備・機器の基本的な部分についてはすでに確立された技術である。設定した処分施設を充填施工するために必要な設備としては、以下のものがあげられる。

1.モルタル運搬車両　　2.ディストリビュータ

3.コンクリートポンプ　　4.バイブレータ

c. 換気設備

TRU 廃棄物処分施設においては、建設、操業および閉鎖期間が重複しないことから、換気設備は建設段階と操業・閉鎖期間に区分する。

建設期間のうち、アクセス坑道および主要坑道の建設時においては、送風機と風管を使用した送気方式により換気する。主要坑道と換気立坑が貫通した後は、換気立坑の地上部に設置した送風機による排気方式により、アクセス坑道→主要坑道→換気立坑の換気経路にて換気する。

操業および閉鎖期間における換気の基本機能は、施設内の従事者に新鮮な空気を供給するとともに、作業環境を維持することにある。そのため換気方式は、建設段階と同様にアクセス坑道および主要坑道を換気経路とし、換気立坑から排気する坑道換気方式が

経済的である。地上換気施設には、排風機、換気塔、放射性モニタリング装置、切り替えバルブおよびHEPAフィルタを設置する。

d. 排水設備

地下排水設備は操業段階から閉鎖終了までに地下坑道から発生する恒常湧水を地下で集水し、地上まで揚水する。また、廃棄体定置後には廃棄体近傍を通過した湧水も集水することから、放射性物質が混入する可能性があるため、系統中に排水ピットおよびモニタリング設備を設置し、汚染拡大を防止する。

処分坑道内で発生した湧水は、自然流下方式により処分坑道最下流出口付近に設置する排水ピットに集水する。集積した地下水は、主要坑道に設置した配水管によりアクセス坑道坑口の集合ピットに強制排水した後、地上に揚水する。

地上施設では、地下排水を原水槽に移送し、モニタリング後、管理基準以下であれば直接、管理基準以上であれば希釈後、濁水処理設備に移送する。

②付帯設備

地下施設の付帯設備としては、以下のものが必要であると考えられる。

・ワークショップ設備

・配電設備および照明設備

・モニタリング関連設備

・緊急時対応設備

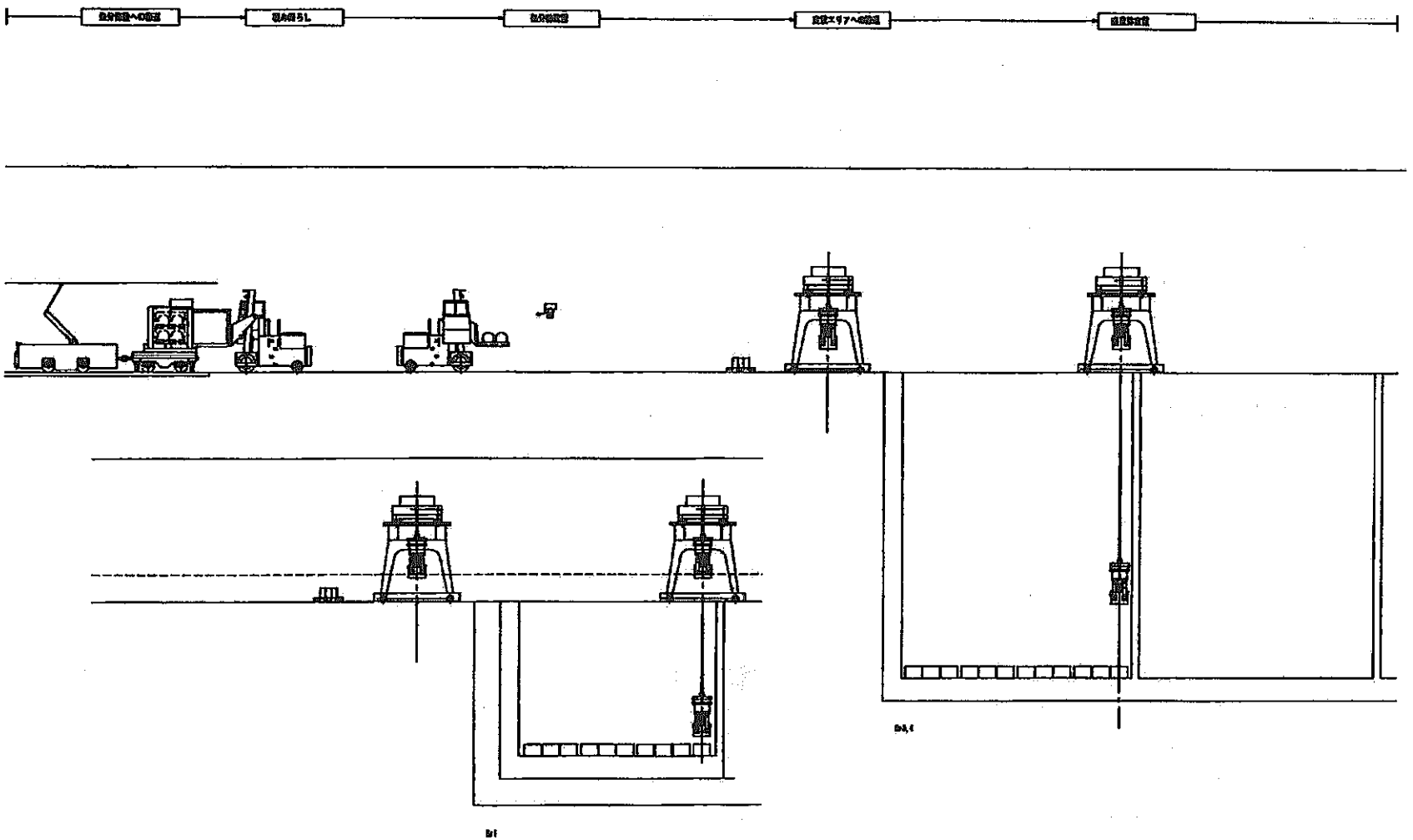


図 3-61　廃棄体定置設備（結晶質岩系岩盤）

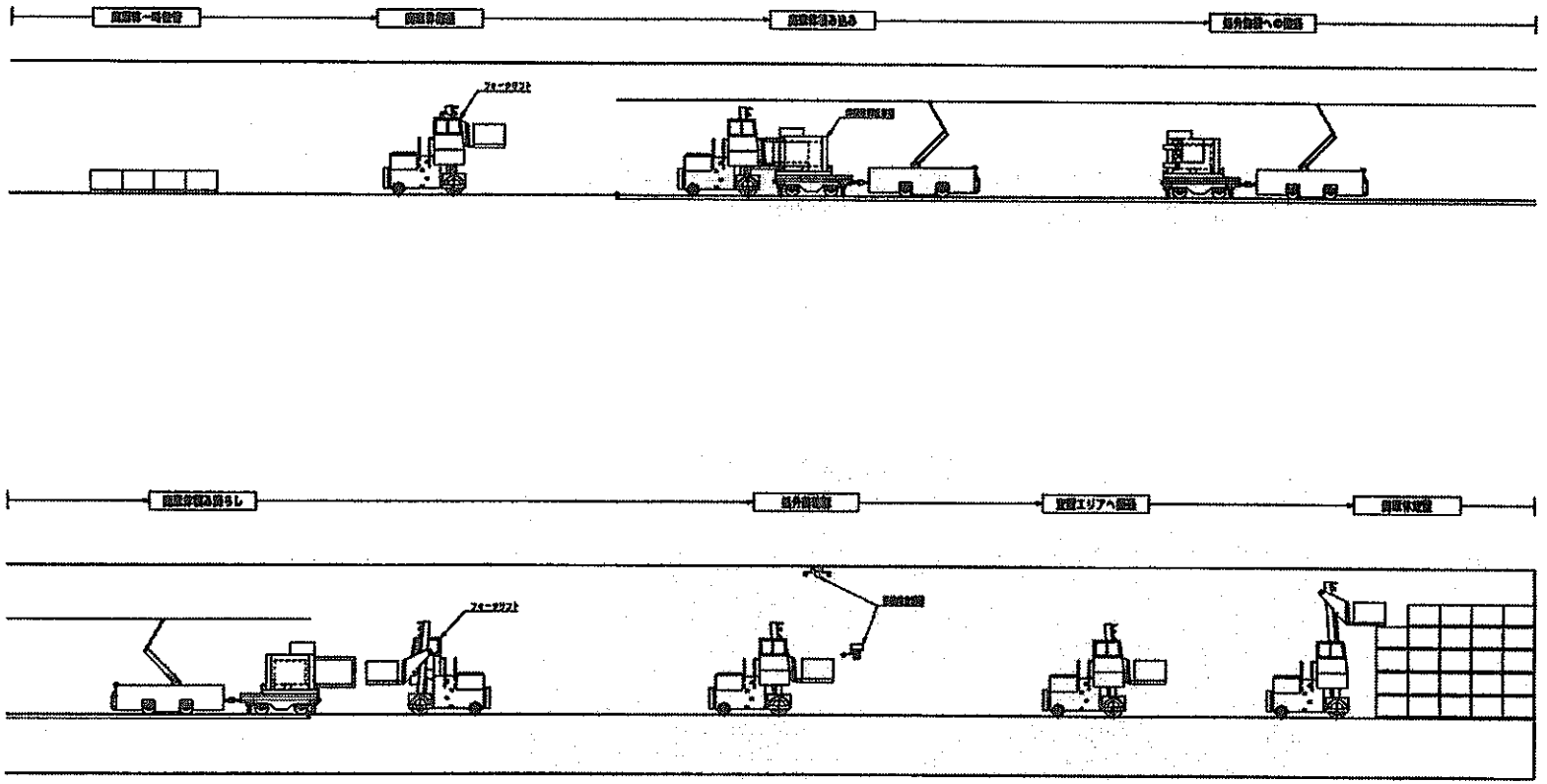


図 3-62　廃棄体定置設備（堆積岩系岩盤）

(5)操業の全体手順、全体図

結晶質岩系岩盤における操業手順は、以下に示すとおりである。

廃棄体搬送車により処分坑道まで搬送された廃棄体はクレーンを使用して所定の定置場所に定置する。充填材は、各処分ピットごとに所定の廃棄体数を定置した後に充填する。この手順を繰り返し、一つの処分坑道の全ての処分ピットにおける定置・充填が終了すると、天井クレーンを撤去した後、坑道内上部空隙に緩衝材を設置し、その上部をベントナイト混合土で埋め戻す。

以上の手順をまとめると以下のようになる。

結晶質岩系岩盤処分坑道における廃棄体定置および充填材・緩衝材施工手順

手順①: 廃棄体搬送車による廃棄体の搬入
手順②: クレーンによる廃棄体の定置
手順③: 処分ピットへの充填材の充填
手順④: クレーン撤去および処分坑道上部空間への緩衝材および埋戻し材の施工
{(①→②→③) → (①→②→③) →・・・→ (①→②→③) →④}

堆積岩系岩盤における操業手順は、以下に示す通りである。

廃棄体搬送車により処分坑道まで搬送された廃棄体はフォークリフトを使用して所定の定置場所に定置する。廃棄体1および2については、処分施設の底部および側部の緩衝材はすでに設置されているため、上部空間に緩衝材を設置する。廃棄体グループ3および4については、処分施設底部にコンクリートインバートが設置されているため、この上に廃棄体を定置し、ある一定区間ごとに廃棄体数を定置した後に充填材を充填する。この手順を繰り返し、各処分坑道を閉鎖する。

以上の手順をまとめると以下のようになる。

堆積岩系岩盤処分坑道における廃棄体定置および緩衝材施工手順

手順①: 処分施設底部と側部に緩衝材ブロック設置
手順②: 廃棄体搬送車による廃棄体の搬入
手順③: フォークリフトによる廃棄体の定置
手順④: 処分施設上部空間への緩衝材ブロック等の設置
①→ {(②→③→④) → (②→③→④) →・・・→ (②→③→④)}

また、結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤におけるそれぞれの設備全体図を図 3-63、図 3-64 に示す。

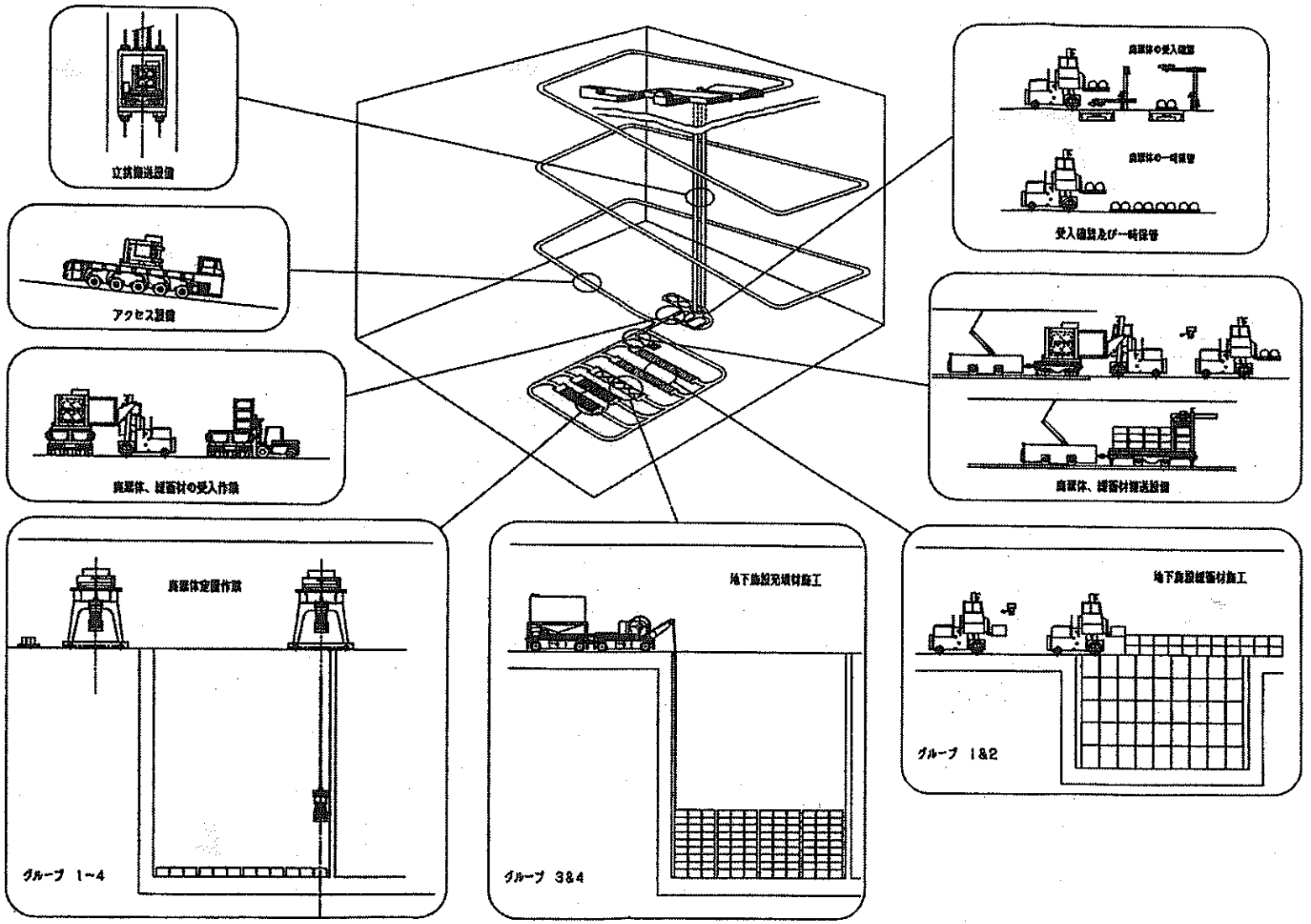


図 3-63　地下施設設備ハンドリング設備全体図

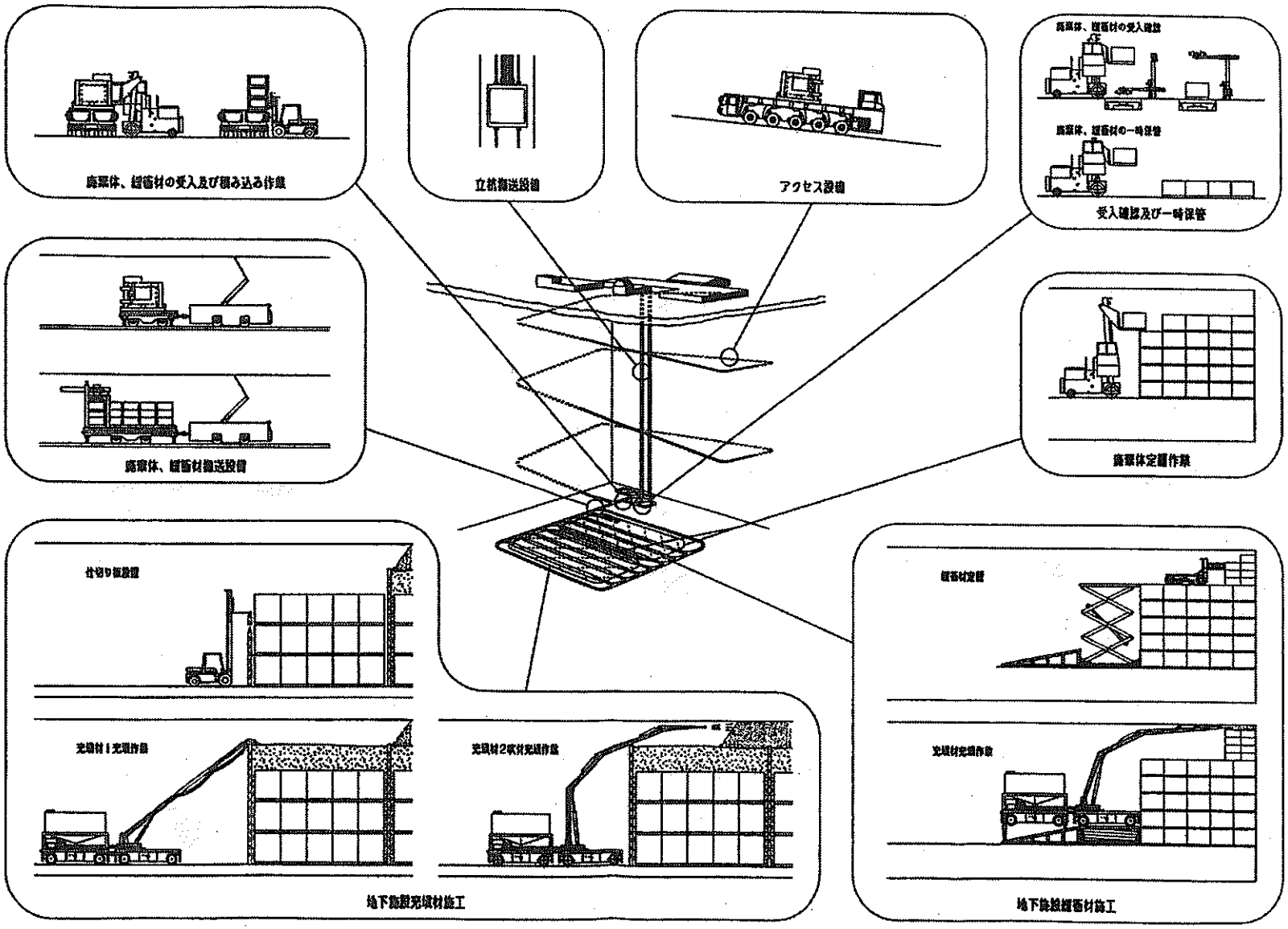


図 3-64　地下施設設備ハンドリング設備全体図（堆積岩系岩盤）

3.4.4 閉鎖

ここでは、操業終了後における地下施設の閉鎖に関する概念や施工方法について検討する。検討は、(1)閉鎖の要素技術、(2)閉鎖の候補材料、(3)閉鎖の施工方法の観点から行う。

(1)閉鎖の要素技術

TRU 廃棄物処分場の建設のために掘削された空洞や掘削により影響を受けた領域（掘削影響領域、EDZ（Excavation Damaged Zone））を放置しておくと、深部の地層が本来有している、「地下水の動きが極めて小さい」、「化学的な環境が還元性である」、「核種の吸着性を有している」といった特性による核種の移行を遅延する性能に影響を及ぼすことが考えられる[14]。また、地下水の卓越流路となるなど処分場全体の性能に有意な影響を及ぼすことが考えられる。さらに、地上と直結するような空洞が残置されていると、地下施設に人間が不用意に接近することも考えられる。このため、地下施設の閉鎖は、廃棄体の定置後、地質環境を極力元の状態に戻すことを目的として実施されるもので、その概念は役割上以下の 3 つの要素技術から構成される[15]。

①埋戻し

埋戻しは、幌型処分坑道の上部に残る空間やその他の主要坑道、連絡坑道、アクセス施設等の空洞部を充填することにより可能な限り元の状態に戻し、空洞部が地下の水理機構に与える影響を無くすことを目的とする[15]。したがって、埋戻し材料には、低透水性及び自己シール性(膨潤性)が求められる。また、前記のような機能は求められず、大空間の充填性といった観点が求められる場合もある。

②プラグ

プラグは、緩衝材や埋戻し材といった地下空間における充填物が周辺岩盤と十分適合するまで、充填物の移動・流出（膨潤によるはらみ出し）を防護する機能や、空洞周辺の掘削影響領域が地下水の卓越流路になることを防止するなどの積極的な役割を有する[15]。したがって、プラグ材料には強度が求められるものと、低透水性、自己シール性（膨潤性）が求められるものがある。また、低透水性や自己シール性は、長期にわたりその機能を維持することも要求される。

③グラウト

グラウトは、空洞周辺の亀裂や空洞建設時に発生した掘削影響領域の透水性を周辺岩盤と同程度に回復させることやプラグ設置地点周辺の岩盤補強等の目的を有する[13]。したがって、グラウト材料には、低透水性や強度が求められる。また、低透水性は、長期にわたりその機能を維持することも要求される。なお建設時には、湧水を抑制したり弱部等を補強する目的でグラウトが行われる。

(2)閉鎖の候補材料

①埋戻し

埋戻しに求められる低透水性及び自己シール性（膨潤性）を有する材料としては、ベントナイトを含有する材料が適すると考えられる。また、大空間の充填性という観点からは、セメント系材料の適用が考えられる。

②プラグ

プラグには、緩衝材のはらみ出しを抑制する程度の強度が求められる場合と、周辺岩盤と同程度の低透水性及び自己シール性（膨潤性）が求められる場合とがある。これらの機能を満たす材料としては、強度の観点でコンクリートが、自己シール性の観点でベントナイトを含有する材料が適すると考えられる。

③グラウト

グラウトは、亀裂や空隙等に入り込むことで低透水性や補強効果を実現するものであるから、グラウト材には粒径が小さいこと、分散性・流動性が良いことなどの特性が求められる。これらの機能を満たす材料としては、強度の観点でセメント系グラウトが、低透水性の観点で粘土（ベントナイト）系グラウトが適すると考えられる。

(3)閉鎖の施工方法

地下施設の埋戻しは、①処分坑道、②主要・連絡坑道、③アクセス施設の順に行われると考えられる。また、この時、必要部分にプラグ及びグラウトの施工が実施される。

プラグの設置位置としては、以下に示す部分が考えられる。また、その施工は、①拡幅部の掘削、②グラウト注入、③岩盤清掃、④プラグ材設置の順に行われると考えられる。坑道

壁面に支保工が施工されている場合には、坑道の安定性を確保するために、プラグ周辺岩盤をグラウト補強するなど適切な処置を施した後、プラグ設置部分の支保工を撤去する工程が必要となる。

・緩衝材を設置した処分坑道の端部（はらみ出しの抑制）

・アクセス施設の下端（水理バリア）

・坑道を横切る破砕帯部や地層の境界部（水理バリア）

グラウトは、周辺岩盤の弱部、掘削影響領域や破砕帯部等の水みちになると判断される領域やプラグ設置地点など必要に応じて施工される。

なお、施工に使用する埋戻し材等の材料は、地上施設で製作されたものを斜坑を通じトラックで搬入する一般的な方法を想定する。ただし、立坑については、立坑設備によるものとする。

①埋戻し

a. 処分坑道上部、主要・連絡坑道及び斜坑

ほぼ水平に展開される処分坑道、主要・連絡坑道及び勾配 10%程度以下の斜坑のベントナイト系材料による埋戻し方法としては、以下に記す方法及びそれらの組み合わせによる方法が考えられる。

・吹込みによる方法

・現場締固めによる方法

・圧縮固化ブロックによる方法

表 3-24 に現状想定される処分坑道上部、主要・連絡坑道及び斜坑の埋戻し方法を整理する。施工能率から考えて大型ローラーを用いた現場締固めによる方法が現状最も有力な方法と考えられる。また、坑道の上部空間においては機械を入れるスペースが無くなるため、吹込みによる方法が適すると考えられる。また、セメント系材料による埋戻し方法としては、坑道を適当な施工範囲で区切り、コンクリート等を打設する方法が考えられる。

b. 立坑

立坑の埋戻し方法としては、以下に記す方法が考えられる。

・現場締固めによる方法

・圧縮固化ブロックによる方法

表 3-25 に現状想定される立坑の埋戻し方法を整理する。施工能率から考えて大型ローラーを用いた現場締固めによる方法が現状最も有効な方法と考えられる。

表 3-24　処分坑道上部、主要・連絡坑道及び斜坑の埋戻し方法(1)

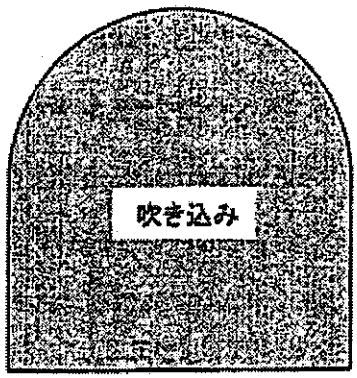
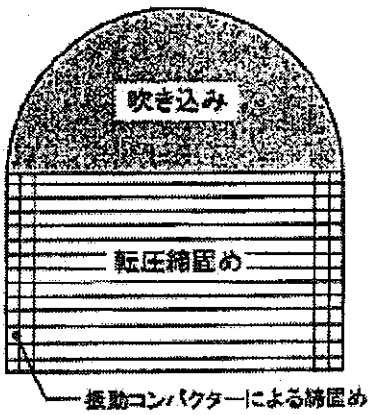
	全断面吹き込み	転圧＋吹き込み
概念図		
施工方法	・埋戻し域前面を吹き込みで施工する。	・大型締固め機械の入る埋戻し域下部は、埋戻し材を巻出し、転圧締固めする。 ・十分に締固めることが難しい岩盤近傍 50cm 程度の範囲は、振動コンパクター等の小型機械で入念に締固める。 ・大型締固め機械の入らない上部は、埋戻し材の吹き込みにより施工する。
特 徴	<u>長　所</u> ・埋戻しの工種が単一であり、段取り替えが少ない。 ・小さい断面にも対応できる。 <u>短　所</u> ・吹き込まれた埋戻し材の品質管理が難しい。 ・粉じんの発生により作業環境が悪い。	<u>長　所</u> ・下部は、大型機械を使用するため、施工効率が良い。 ・下部の作業環境は良い。 <u>短　所</u> ・大型締固め機械の入らない小さい断面には適用できない。 ・吹き込まれた埋戻し材の品質管理が難しい。 ・上部の吹き込み時は、粉じんの発生により作業環境が悪い。
課 題	・吹き込みの均質な施工（締固め、含水比、密度等） ・施工効率の向上（施工速度が遅い）	・岩盤近傍部の転圧締固めと品質管理方法 ・吹き込み部の均質な施工 ・吹き込み部の施工効率の向上

表 3-24　処分坑道上部、主要・連絡坑道及び斜坑の埋戻し方法(2)

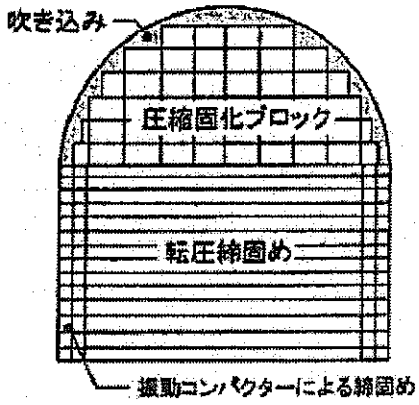
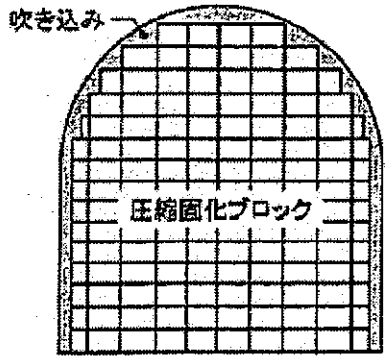
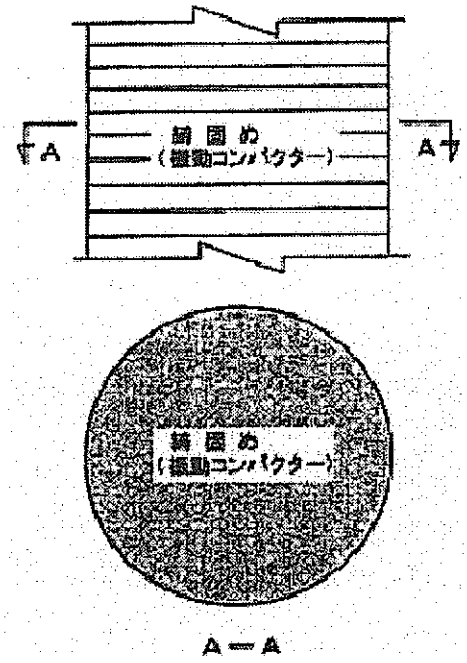
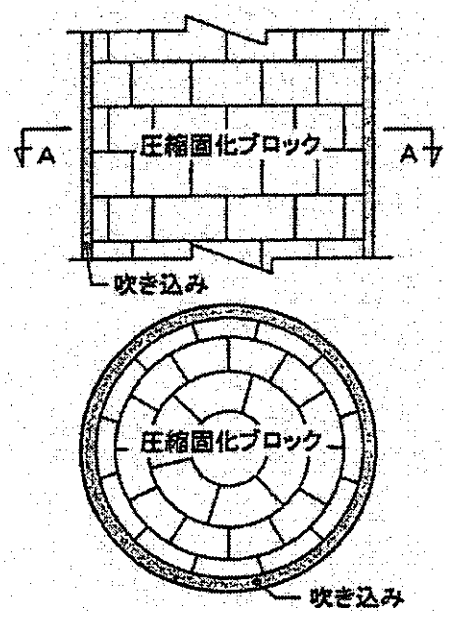
概念図	転圧＋圧縮固化ブロック  	全断面圧縮固化ブロック 
施工方法	・大型締固め機械の入る埋戻し下部は、埋戻し材を巻出し、転圧締固めする。 ・十分に締固めることが難しい岩盤近傍 50cm 程度の範囲は、振動コンパクター等の小型機械で入念に固める。 ・大型締固め機械の入らない上部は、ベントナイト圧縮固化ブロックを積み上げる。 ・圧縮固化ブロックと岩盤との間にできる隙間には、粉末ベントナイトを吹き込む。	・埋戻し域全域を、ベントナイト圧縮固化ブロックを積み上げて施工する。 ・圧縮固化ブロックと岩盤との間にできる隙間には、粉末ベントナイトを吹き込む。
特 徴	<u>長 所</u> ・品質管理が比較的容易である。 ・下部は、大型機械を使用するため、施工効率が良い。 ・作業環境が良い。 <u>短 所</u> ・大型締固め機械の入らない小さい断面には適用できない。 ・埋戻しの工種が多い。	<u>長 所</u> ・品質管理が容易である。 ・埋戻しの工種が少ない。 ・小さい断面にも対応できる。 ・作業環境が良い。 <u>短 所</u> ・前面を圧縮固化ブロックの積み上げで施工するため作業効率に問題がある。
課 題	・岩盤近傍部の転圧締固めと品質管理方法 ・圧縮固化ブロック間の隙間処理	・圧縮固化ブロック間の隙間処理 ・積み上げ作業の効率化

表 3-25　立坑の埋戻し方法

	全断面転圧	全断面圧縮固化ブロック
概念図		
施工方法	・立坑前断面を、振動コンパクター等の小型機械により締固める。	・立坑前断面を、ベントナイト圧縮固化ブロックを積み上げて施工する。 ・圧縮固化ブロックと岩盤との間にできる隙間には、粉末ベントナイトを吹き込む。
特徴	長 所 ・品質管理が比較的容易である。 ・埋戻しの工種が単一であり、段取り替えが少ない。 ・埋戻しの工種が少ない。 ・作業環境が良い。 短 所 ・作業エリアが円形で断面も比較的小さいため大型機の仕様ができず施工効率が低くなる。	長 所 ・品質管理が容易である。 ・埋戻しの工種が少ない。 ・小さい断面にも対応できる。 ・作業環境が良い。 短 所 ・前面を圧縮固化ブロックの積み上げで施工するため作業効率に問題がある。
課題	・施工効率の向上（施工速度が遅い）	・圧縮固化ブロック間の隙間処理 ・積み上げ作業の効率化

②プラグ

a. 主要・連絡坑道及び斜坑

主要・連絡坑道及び斜坑における粘土プラグの施工方法としては、以下に記す方法及びそれらの組み合わせによる方法が考えられる。また、コンクリートプラグの場合は、型枠を設置したのち、コンクリートを打設する方法となる。

・吹き込みによる方法

・現場締固めによる方法

・圧縮固化ブロックによる方法

表 3-26 に現状想定される主要・連絡坑道及び斜坑における粘土プラグの施工方法を整理する。また、表 3-27 にコンクリートプラグの施工方法を整理する。

b. 立坑

立坑におけるプラグは、上記の主要・連絡坑道及び斜坑とほぼ同様の方法で構築される。しかしながら、地表と地下を垂直に連絡する立坑に粘土プラグを施工した場合、プラグにはそれより上方に施工される埋戻し材の重量が上載荷重として作用することになる。その場合、粘土プラグの強度不足が懸念される。

立坑中間部における粘土プラグに関しては、今後、高レベル放射性廃棄物の処分研究と整合を図りながら取りまとめる必要がある。

③グラウト

グラウトの注入工法は、地山の状態やグラウト材の性質等を考慮して適切な方法を選ぶ必要がある。山岳トンネル等で一般的に用いられている注入工法は、使用注入管による分類から単管方式と二重管方式に大別され、それぞれ以下に示す工法に分けられる[16]。

1.単管注入工法: ロッド工法、シングルパッカー工法、シングルストレーナ工法

2.二重管注入工法: 二重管ダブルパッカー工法、二重管ロッド工法

表 3-26　主要・連絡坑道及び斜坑における粘土プラグの施工方法(1)

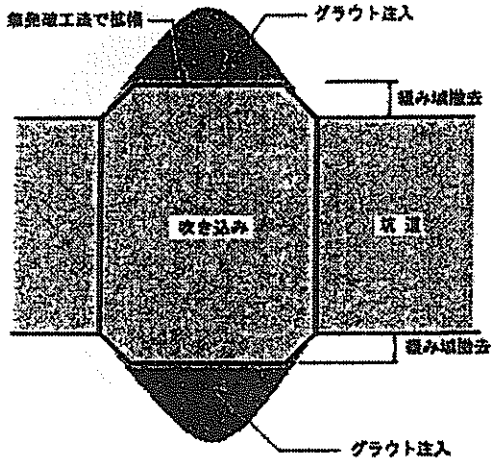
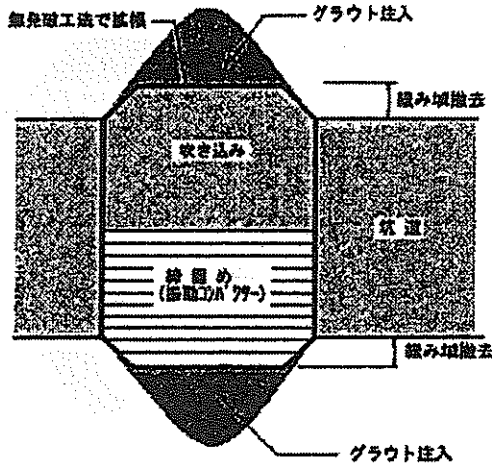
概念図	全断面吹き込み  	締固め＋吹き込み 
施工方法	・プラグ設置位置を無発破広報で拡幅し、周辺岩盤の緩み域を撤去する。 ・岩盤を清掃し、状況に応じ補強および止水のためのグラウト注入をする。 ・プラグ材料を吹き込み、プラグ本体を施工する。 ・プラグ施工後、プラグ本体の盛りこぼし部を掘削整形して坑道埋戻しを行う。	・プラグ設置位置を無発破広報で拡幅し、周辺岩盤の緩み域を撤去する。 ・岩盤を清掃し、状況に応じ補強および止水のためのグラウト注入をする。 ・振動コンパクター等の小型機械により、施工可能な高さまで締固める。 ・振動コンパクター等の小型機械による施工ができない上部を、プラグ材料吹き込みにより施工する。 ・プラグ施工後、プラグ本体の盛りこぼし部を掘削整形して坑道埋戻しを行う。
特 徴	長 所 ・施工の工種が少なく、段取り替えが少ない。 ・小さい断面にも対応できる。 ・断面形状の変化に対応しやすい。 短 所 ・吹き込まれた埋戻し材の品質管理が難しい。 ・粉じんの発生により作業環境が悪い。 ・盛りこぼしができる。	長 所 ・締固め時は粉じんの発生が無く、環境が良い。 ・断面形状の変化に対応しやすい。 短 所 ・吹き込まれた埋戻し材の品質管理が難しい。 ・粉じんの発生により作業環境が悪い。 ・盛りこぼしができる。
課 題	・吹き込みの均質な施工（締固め、含水比、密度等）	・吹き込み部の均質な施工

表 3-26　主要・連絡坑道及び斜坑における粘土プラグの施工方法(2)

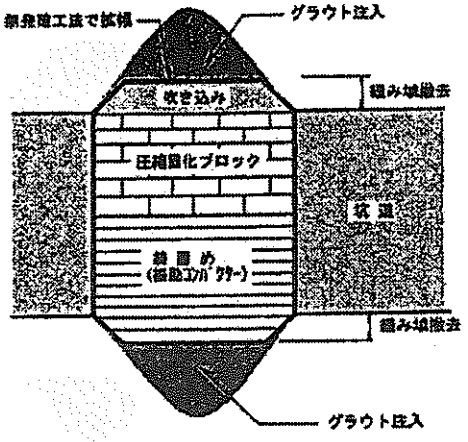
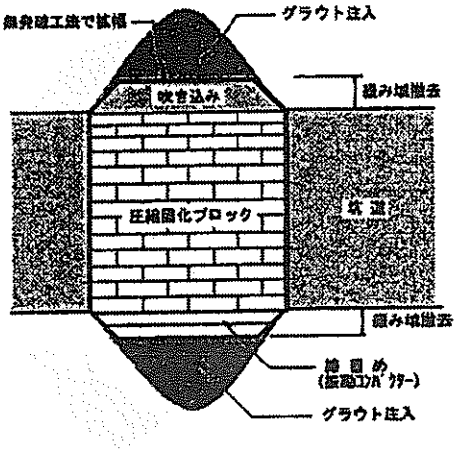
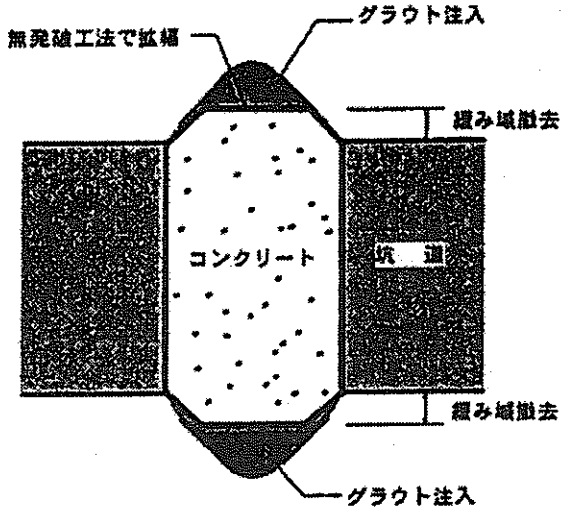
	締固め＋圧縮固化ブロック	全断面圧縮固化ブロック
概念図		
施工方法	・プラグ設置位置を無発破広報で拡幅し、周辺岩盤の緩み域を撤去する。 ・岩盤を清掃し、状況に応じ補強および止水のためのグラウトを注入する。 ・振動コンパクター等の小型機械により、施工可能な高さまで締固める。 ・振動コンパクター等の小型機械による施工ができない上部を、圧縮固化ブロックの積み上げにより施工する。 ・圧縮固化ブロックと岩盤間の隙間を、粉末ベントナイトの吹き込みにより充填する。 ・プラグ施工後、プラグ本体の締固め部の盛りこぼしを整形して坑道埋戻しを行う。	・プラグ設置位置を無発破広報で拡幅し、周辺岩盤の緩み域を撤去する。 ・岩盤を清掃し、状況に応じ補強および止水のためのグラウト注入する。 ・振動コンパクター等の小型機械により、拡幅下部を締固め、圧縮固化ブロック積み上げのベースを施工する。 ・圧縮固化ブロックを積み上げる。 ・圧縮固化ブロックと岩盤間の隙間を、粉末ベントナイトの吹き込みにより充填する。
特徴	長 所 ・品質管理が比較的容易である。 ・粉じんの発生が少なく、作業環境が良い。 短 所 ・断面形状の変化に多少対応しにくい。 ・施工の工種が多い。 ・盛りこぼしができる。	長 所 ・品質管理が容易である。 ・小さい断面にも対応できる。 ・作業環境が良い。 ・盛りこぼしができない。 短 所 ・他と比べ断面形状の変化に対応しにくい。 ・施工の工種が多く、施工効率が良くない。 ・全面を圧縮固化ブロックの積み上げで施工するため作業効率に問題がある。
課題	・圧縮固化ブロック間の隙間処理 ・施工効率の向上（工種が多い） ・積み上げ作業の効率化	・圧縮固化ブロック間の隙間処理 ・施工効率の向上（工種が多い） ・積み上げ作業の効率化

表 3-27　コンクリートプラグの施工方法

概念図	主要・連絡坑道及び斜坑 
施工方法	・プラグ設置位置を発破工法で拡幅し、周辺岩盤の緩み域を撤去する。 ・岩盤を清掃し、岩盤状況に応じて補強のためのグラウトを施工する。
特 徴	長 所 ・プラグ材料がコンクリートのため、全体として品質管理が容易である。 ・プラグの強度を任意に設定することが可能である。 短 所 ・施工時のマスコンクリートとしての温度ひび割れや乾燥収縮に対する管理が必要となる。 ・打設上面の処理が必要となる。
課 題	・硬化後のコンクリート上面の透水特性、強度特性（ブリージングの影響） ・施工後の収縮による隙間発生の可能性

参考文献

[1] 土木学会(1984)：ロックボルト・吹付けコンクリートトンネル工法の手引書

[2] A.Atkinson and J.A.Hearne(1984)："The hydrothermal Chemistry of Portland Cement and Its Relevance to Radioactive Waste Disposal" ,NSS/R 187,1989

[3] 土木学会(1996)：トンネル標準示方書[山岳工法編]・同解説

[4] 日本トンネル技術協会(1985)：トンネルと地下 vol.16,no.12

[5] 核燃料サイクル開発機構(1999)：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発第2次取りまとめ　分冊2、JNC TN1400 99-022

[6] 土木学会(1994): トンネルライブラリー第7号 山岳トンネルの立坑と斜坑、p1

[7] 土木学会(1996): トンネル標準示方書［山岳工法編］・同解説、p270

[8] 「トンネルボーリングマシン入門」連載講座小委員会(1995): 連載講座トンネルボーリングマシン入門(2)　TBMの用途と施工実績、トンネルと地下 Vol.26 No.11、p977～983

[9] 河合豊彦他(1998): 大断面 TBM による滝里発電所導水路トンネルの施工、電力土木 No.276、p9～13

[10]野崎隆司他(1987): 大規模地下空洞における各種安定化対策工とその考察、電力土木 No.209、p40～48

[11]土木学会(1996):大規模地下空洞の情報化施工

[12]蛇尾川発電所地下発電所空洞の設計と施工実績について、電力土木 No.276、p25～35、1991 他

[13]土木学会(1996): トンネル標準示方書［山岳工法編］・同解説、p136

[14]動力炉・核燃料開発事業団(1996): 地層処分研究開発の現状(平成8年度) PNC TN1410 96-071、p65

[15]核燃料サイクル開発機構(1999)：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性―地層処分研究開発第2次取りまとめ、　JNC TN1400 99-020.

[16]天野礼二、長友成樹(1980): 新体系土木工学 70 トンネルⅠ、技報堂出版、p202～214

[17]Matalucci R. V., In situ testing at the Waste Isolation Pilot Plant , Sandia National Laboratory, SAND 87-2382 (1987)

[18]Nirex 97 - An assessment of the post-closure Performance of Deep Waste Repository at

Sellafield, S/97/012

[19] Hoorelbeke, J. M, Initial design options for disposal of HLW/TRU waste in France, International Conferece on High Level Radioactive Waste Management (8 th), Las Vegas, Nev.(1998)

[20] Nagara Bulletein, Number 2/92

[21] Final Waste Repository and Disposal Projects (Planning, Construction and Operation), Pamphlet DBE (1995)

[22] The belgian deep repository project, Pamphlet SCK/CEN, ONDRAF/NIRAS

第4章

第4章　安全性の検討

本章では、前章で取りまとめた処分施設の地下水シナリオに対する安全性の検討結果について述べる。本検討では、最初にTRU廃棄物処分で考慮すべき重要事象を抽出し、これらの事象が処分環境や核種の挙動に与える影響を解析や文献調査により把握した上で、それらの影響に起因する処分システム性能の不確実性を考慮して条件を設定し、廃棄体からの核種の溶出と人工バリア及び天然バリア中の核種移行解析を行った。生物圏モデルは河川水利用シナリオを想定し、処分システムの安全性を被ばく線量当量で示すこととした。

なお、本検討書では、人工バリアに内在する要因により人工バリア及び天然バリア領域で起こる可能性のある事象を考慮した地下水シナリオに対して、システム性能を評価検討することとした。それ以外の外的要因（気候変動、地殻変動など）に起因する変動シナリオについては、地層処分研究開発第2次取りまとめの評価結果を踏まえることとし、今後の課題のひとつと位置づけることとした。

本章では、まず、最初に安全確保の考え方ならびに性能評価の方法について述べる。

次に、性能評価におけるシナリオの検討及び核種移行解析の前提条件となる環境条件の検討結果を整理する。

整理されたシナリオ及び環境条件をもとに処分システムにおける核種移行解析を実施し、線量当量率を試算することによって、本検討書で設定した処分システムの性能を把握し、それらの結果をまとめる。

4.1　安全確保の考え方

(1)基本的考え方

TRU廃棄物は、高レベル放射性廃棄物や原子力発電所から発生する低レベル放射性廃棄物と比較して、廃棄体中の放射能濃度の幅が極めて広く、かつ、セメント固化体をはじめとする多種多様な廃棄体があるという特徴を有している（第2章参照）。また、廃棄物中には核種の移行挙動に影響を与える可能性のある有機物やガス発生の原因となる金属を含有

する廃棄物が存在することなども考慮しなければならない。しかし、高レベル放射性廃棄物とは異なり発熱の観点からは、発熱による処分場温度への影響を考慮すべき廃棄物はハル・エンドピースに限られるため、これらを除けば、大量の廃棄物を大空洞に処分しても、温度による処分システムの健全性と安全性への影響は考慮の対象とならない。

TRU 廃棄物の処分概念の検討にあたり、これら廃棄体の特性に応じてグループ化を図り、各廃棄体グループ毎に適切な人工バリアを施す合理的な概念を提案した（第 3 章参照）。

地層処分の安全確保の考え方は、深部地下への処分を想定する高レベル廃棄物と同様に、人工バリアと天然バリアによる多重バリアシステムの概念が適用される。

人工バリアシステムは、廃棄物をセメント、アスファルト、あるいはプラスチック等で固化した廃棄体に加えて、充填材、構造躯体、埋め戻し材から構成される。前述の通り、放射能濃度が高い廃棄体あるいは、地質媒体に対して吸着性の低いと考えられる I-129*などの核種を多量に含む廃棄体については、線量当量率への寄与が大きいことが想定される。したがって、これら廃棄体については、線量当量率を低減させるために構造材の外側にベントナイトを主体とした緩衝材を設置する。廃棄物特性に応じてその構成は異なるが、人工バリアシステムの概念はベントナイト系材料の緩衝材の設置、処分坑道の形状と大きさで分類できる。処分システムの概念を図 4.1-1 に示す。人工バリア材料への吸着などの核種閉じ込め効果により放射性核種を内部に保持し、地質媒体への移行を抑制するものである。

天然バリアに対しては、放射性廃棄物と人間環境から隔離し、人工バリアの核種保持環境を長期間維持する。さらに、岩盤中での放射性核種の移行の遅延により、移行中の核種の減衰、分散による希釈効果、固相への吸着による地下水中放射能濃度の低減効果が期待できる。

以上が、人工バリアと天然バリアによる多重バリアシステムの概念である。

---

* I-129 などの地下水環境で典型的に陰イオンとして存在する核種は、一般的に地質媒体に対する吸着性は低い。このような核種として他に C-14, Cl-36 がある。

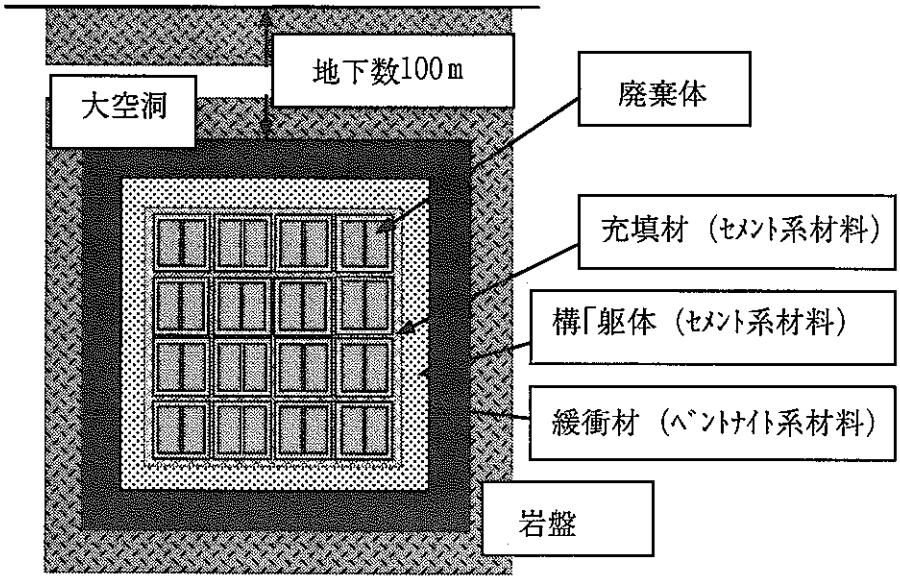


図 4.1-1　TRU 廃棄物処分システムにおける人工バリアと天然バリアによる多重バリアシステムの概念（緩衝材がある場合）

(2)地質環境条件の設定

本検討では、一般的な地質環境条件に対する TRU 廃棄物処分概念を構築することを目的としている。このため、地層処分研究開発第 2 次取りまとめ[1]を参考しつつ、我が国の特性を勘案して幅広く設定された地質環境条件を参照し、その中から処分場概念設計ならびに性能評価のための、レファレンスの条件及びパラメータ範囲を設定した（第 1 章参照）。

レファレンスとして設定した地質環境条件の中で、性能評価に関連する条件とパラメータは以下のとおりである。

・低地での地層処分を想定し、動水勾配を 0.01 とした。
・処分環境における地下水条件は、降水系のものとした。
・岩種として結晶質岩（硬岩として設定）及び堆積岩（軟岩として設定）の 2 種を設定し、間隙率をそれぞれ、2%、20%とした。
・透水係数として、わが国の岩体の透水係数の平均的な値である 10^{-9}m/s を設定した。
・処分施設と断層との離間距離は 100m とれるものとして、この値を地質媒体中の核

種移行評価距離として設定した。

以上に基づき処分システムの性能評価を行うこととした。

(3)TRU 廃棄物地層処分のシナリオの分類

TRU 廃棄物地層処分のシナリオの分類を図 4.1-2 に示す。

TRU 廃棄物の地層処分により人類に影響が及ぶ経路として、地下水により放射性核種が生物圏に運ばれる場合（地下水シナリオ）、並びに、天然事象による廃棄体の地表への露出、あるいは、人間の地下への侵入による廃棄体との接近（接近シナリオ）が考えられる[1)]。このうち接近シナリオについては、適切なサイトと処分深度を選ぶことにより、その発生可能性を低減させられることとし、本検討では、地下水シナリオを対象とする。接近シナリオは、高レベル廃棄物を対象とした地層処分研究開発第 2 次取りまとめの安全評価と同様の扱いとなるため、本検討の対象外とする。

地下水シナリオは、緩慢な天然事象による天然バリアの変化を考慮せず、人工バリアの自律的な変化による性能の変遷のみを考慮する基本ケースと、地質環境条件の変動や、隆起・沈降、気象変動などを考慮する変動ケースに大別できる。本検討では、処分概念の安全性の見通しを示すことが目的であることから、地下水シナリオのうち最も基本的な位置づけとなる、先の天然事象の変動がない基本ケース（地層処分開発研究第 2 次取りまとめの基本シナリオに相当）を検討の対象として、当該廃棄物の地層処分の安全性を評価する。

なお、変動ケースについては、地層処分研究開発第 2 次取りまとめの評価結果を参考に、今後検討することとした。

- 地下水シナリオ
  - 基本ケース
    - ①人工バリアが設計どおり機能
    - ②地質環境条件は定常状態
  - 変動ケース
    - ①地質環境条件の変遷を考慮（地層処分研究開発第2次取りまとめの評価結果を参照）
- 接近シナリオ
  （地層処分研究開発第2次取りまとめの評価結果を参照）

図 4.1-2　TRU 廃棄物地層処分のシナリオの分類
（本検討では地下水シナリオ基本ケースを対象とする）

4.2　性能評価の方法

放射性廃棄物の地層処分の安全性は、処分システムの性能評価により確認する。TRU 廃棄物処分場からの核種の移行挙動に影響する種々の事象を考慮しながら、確証された数学的モデルと科学的に信頼性の高いデータを用いることにより解析し、論証することにより、多重バリアシステムによる核種の隔離機能すなわち処分システムの長期的な性能を評価する。性能確認の指標は人類への放射線的影響に対する安全性の尺度である点から、被ばくによる線量当量とした。

性能評価の手順は、大きくは地層処分研究開発第2次取りまとめ[1]の例と同様に、

・シナリオの作成

・モデルの構築

・解析の実施

となる。

図 4.2-1 に本検討における地下水シナリオを対象とした性能評価のアプローチを示す。

地層処分システムの性能評価では、処分環境で起こりうる重要な事象をすべて考慮する必要がある。このため、深部地下環境で起こりうる自然現象、人為的行為等を洩れなく調査し、TRU 廃棄物処分との関連性の観点から、重要なものを抽出する必要がある。

そこで、性能評価で対象とすべき核種移行シナリオの作成段階では、スウェーデン SKI が高レベル廃棄物処分安全評価に適用したシナリオ開発手法[2]を参考とし、地層処分環境で考慮すべき種々の特性、事象、プロセス（Feature, Event, Process, 以下頭文字をとって「FEP」と言う。）の中から、適切な判断の基に網羅性を損なうことなく、関連する要因とそれらの組み合わせ（インフルエンス）の中で重要（インポータンスレベル）なものを抽出した。この作業により、シナリオの不確実性の問題を回避できるとした。

次に、性能評価のための簡便なモデルとコードによる核種移行解析に先立ち、処分場温度や地下水流動条件など、前提条件としての人工バリア近傍領域の処分環境条件の解析を行った。同時に、TRU 廃棄物処分に特有な諸問題のうち、現状の文献情報のみでは安全性への影響の程度を把握することが困難な場合には、これらの問題を性能評価で考慮する必要性を判断するため、別途現象論に基づく詳細な解析により影響の程度を定量的に把握した。これにより、システム全体の性能評価を目的としたより簡便な核種移行解析への入力情報を得ることとした。

なお、解析モデルは、対象とする事象の機構に関する情報量や数学的な取り扱い方の違いにより異なる複数のモデルが存在する場合があり、モデルの選択や簡略化が不確実性の原因となることがあり得る。そのため、一部の解析では、可能な限りモデル設定の不確実性の幅が評価できるように、モデルの設定やパラメータの感度解析を実施した。また、解析コードの作成時の不備等による、解析結果の不確実性を最小限にするために、複数の類似のコードによるベンチマーク計算を実施し、結果を比較する作業により、モデル設定と計算の妥当性を確認している。

最後に性能評価のための核種移行解析のケースと種々のパラメータを、地下水シナリオにおいて考慮すべき問題の影響の大きさの不確実性を考慮できるように設定し、核種移行挙動を解析した。

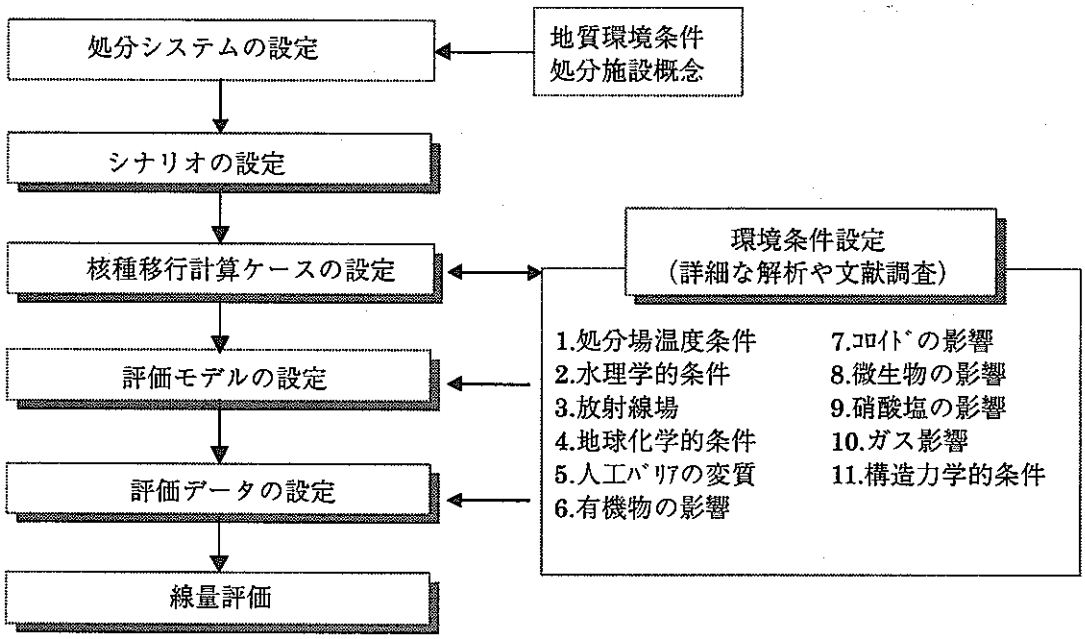


図 4.2-1　本検討における地下水シナリオを対象とした性能評価のアプローチ

(本検討では地下水シナリオ基本ケースを対象とする)

4.3 シナリオの検討

地下水シナリオは放射性核種の廃棄体からの漏洩から、地下水流による生物圏への到達までの過程を、核種の挙動や環境の変化とともに順序立てて記述するものである。処分システムの性能評価の対象となるシナリオを具体化する作業をシナリオ解析と称する。

シナリオ解析の目的は、処分環境で考えられる数多くの事象とそれらの相互関係の中から、性能評価の対象となるシナリオを網羅的に明らかにすることである。しかし、数多くの事象と相互関係について、すべての組み合わせを考慮した核種移行解析を行うことは実質的には不可能であり、核種移行に関わる諸条件と条件の幅を考慮し、核種移行挙動への影響が小さいと判断できる事象や相互関係を予め除くことにより、合理的な解析ケース数に絞り込むことが、シナリオ解析の要点となる。

1980 年代のスウェーデンの KBS-3[3]、スイスの Project Gewähl[4]での性能評価では、シナリオ評価チーム或いは専門家の判断に基づいてシナリオ選定が行われたが、地層処分の安全性に係わる重要な FEP の抽出の過程が系統的でなく、また選定の根拠や判断基準等の記録も十分ではなかった。

重要となる FEP の抽出や吟味を系統的に行う手法として、フォールトツリー解析と呼ばれるトップダウン法や、FEP の相互作用を調べることにより、システムのパターンを包括的に表現するボトムアップ的な方法の試行錯誤を踏まえ、これらの二方法の欠点を補うシステマティックアプローチ法がスウェーデンで開発された。さらに英国の Nirex[5]のプロジェクトの成果を合わせて、一貫したシステマティックアプローチをシナリオ解析に適用したのがスウェーデンのプロジェクト 90[6]であり、スイスの Kristallin I [15]でも類似の手法が採用された。現段階ではスウェーデンの SITE-94 プロジェクト[2]で、先のプロジェクト 90 で提言された問題点を改善し、実用的な手法として評価されるに至っている。この方法は種々の事象等の重要性を十分吟味し、それらの関連性や重要性の判断の根拠を記録した上で、評価すべき地下水シナリオを選定した上で、具体的な核種移行解析のケースを設定するための方法である。

4.3.1 シナリオの検討方法

本検討では、スウェーデン SKI の、SITE-94[2]で用いられた手法を、我が国の状況に併せて適用した。基本ケースの地下水シナリオ作成の作業の流れを図 4.3-1 に示す。また、シナリオ作成作業の各段階で得られる主要な要素の概要と役割を以下に記す。

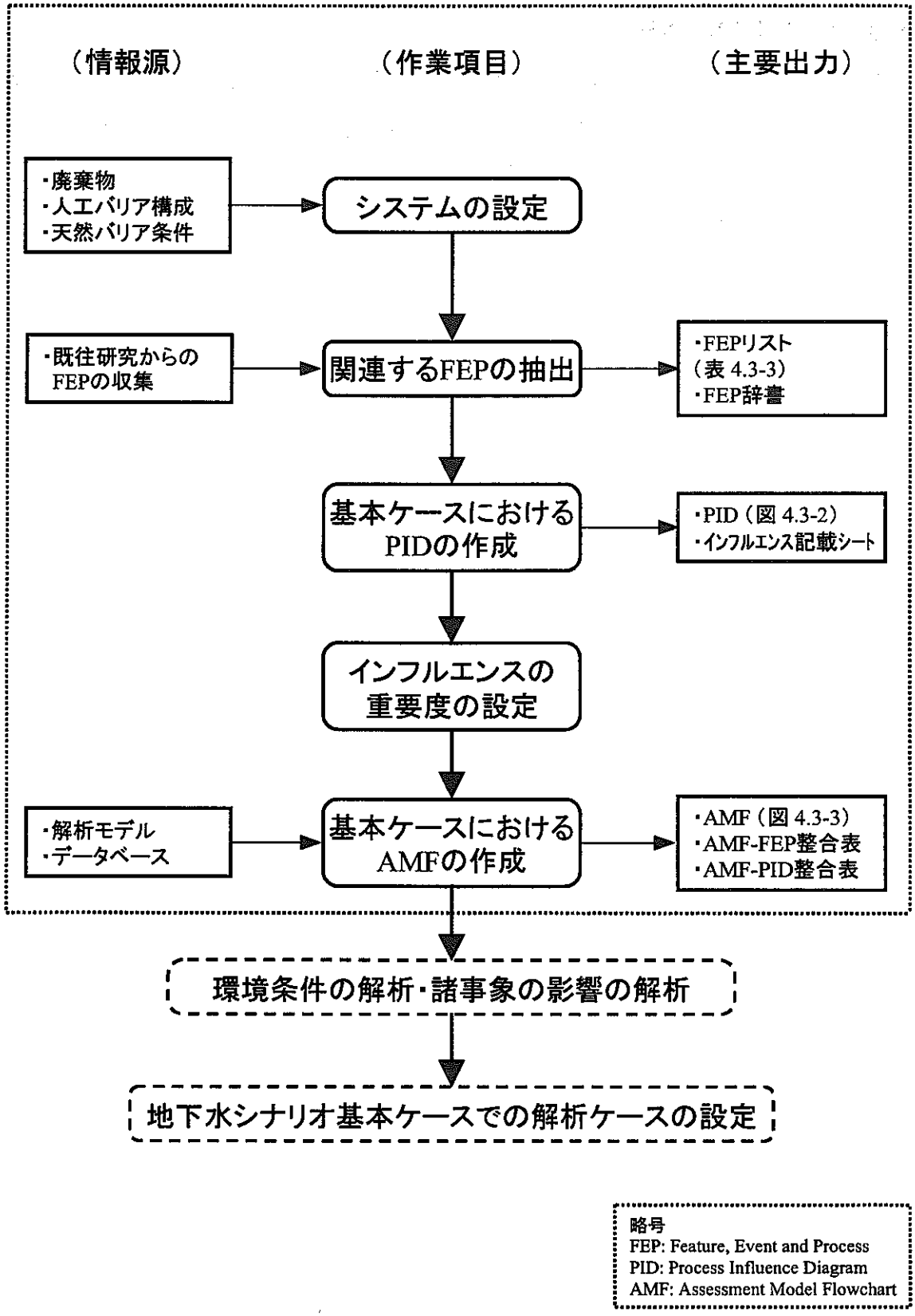


図 4.3-1　地下水シナリオ基本ケース作成の作業の流れ

(1) FEP

シナリオ作成の第一段階として、天然バリア並びに人工バリア要素からなる地層処分システムに対し、システムに影響を及ぼす可能性のある、特徴（Feature）、事象（Event）、事象等による特徴の変化の過程（Process）を的に抽出した。すべての FEP の集合から、処分システムに重要でないものを削除し、類似の FEP を整理・統合する。このようにしてえられた FEP リストは、以降のそれらの関連性や重要性の評価と評価モデル体系の構築の出発点となるものである。

(2)プロセスインフルエンスダイヤグラム（PID）

FEP が個々の特徴、事象、過程を表すものであるのに対し、それぞれ FEP 間の相互影響（インフルエンス）と重要性をネットワークで図示したものが PID（Process Influence Diagram）である。それぞれの FEP を関連づけ、線で結ぶことにより、処分システム内で起こる一連の事象とその影響を時系列的に追跡可能となる。従って、各 FEP とインフルエンスの中で処分システムの安全性への影響の度合いを専門的に判断することが可能となる。また、いくつかの発端事象に対して関連する重要な FEP とインフルエンスの組み合わせからなるシナリオを作成することができる。PID 中の FEP とそれらの相互作用に対し、インフルエンスを基準として重要な関連を抽出することにより、重要なシナリオを選択し、評価対象を絞ることで、評価作業の効率化に役立つ。

(3)評価モデルチャート（AMF）

PID は可能性のあるシナリオをひとつの図にまとめたものと言えるが、それを直接評価のための解析作業に利用するためのものではない。AMF（Assessment Model Flowchart）は実際の作業の側面から、各シナリオに含まれる多くの FEP とインフルエンスを区分し、解析に必要なモデルやデータとの照合を可能にするものである。このチャートの作成により、選定したシナリオに従って、諸条件と核種移行を解析するためのモデルやコード、データ等の整備状況確認と解析実施の体制作りが可能となり、一連の評価作業と情報が確かなものになる。

AMF は次の 4 つの要素からなる。

①情報源

既存の文献やデータベース、実験結果、人工バリア設計結果等の情報である。

②モデル・ツール：

定量的な入力情報に基づき、数学的に計算する手段（解析解、コンピュータコード等）の総称である。

③クリアリングハウス

情報を管理し、情報に過不足がある場合には、情報の加工や追加、解析結果の解釈等の一連の作業を行うグループを指す。

④リンク（矢印）

上記要素間の情報の流れを示し、漏れなく情報が扱われることを確認する。

4.3.2 検討対象領域の設定

処分場からの放射性核種の漏洩と移行に直接的、間接的に影響するFEPの相互作用の及ぶ領域（SITE-94でいうプロセスシステム）として、人工バリアシステムとその周辺岩盤（掘削影響領域）を検討の対象とする領域として設定した。核種移行解析では天然バリアからなる処分システム全体を解析の対象とするが、天然バリアについては、地層処分開発研究第2次取りまとめと類似の条件を設定することとしており、天然バリア中の核種移行評価距離が100mと短いことから、処分坑道近傍の岩盤を対象としてシナリオを検討することとした。また本検討では、生物圏はバリアとして見なさないこと、および、天然バリアからの核種漏洩量から、簡略なモデルにより被ばく線量当量を算出する手法を採用するため、検討対象外とした。なお、TRU廃棄物処分サイトのみを対象とし、他の放射性廃棄物処分場との相互作用は考慮しないこととした。

諸FEPが関係するシステムとして、天然バリア条件、及び人工バリア特性等を以下のように設定した。

(1)天然バリア

・結晶質岩系岩盤を想定する

・近傍に火成活動はない

・近傍に有用資源となる鉱床・岩床はない

・地下水位は処分深度より上にあり、処分施設近傍は地下水により飽和している

(2)人工バリア

・緩衝材材料は、ベントナイトまたはベントナイト／砂混合土とする。

4.3.3 シナリオの検討結果

(1)FEP

①FEP の抽出

諸外国における既往の安全性研究で作成されてきた FEP を調査した。表 4.3-1 に調査の対象としたシナリオ解析研究事例を示す。

表 4.3-1 FEP 収集のために調査した既往研究例

研究事例	年度	FEP 数	対象廃棄物	略称[文献]
Atomic Energy of Canada Ltd.	1991	275	SF*	AECL[7]
Department of the Energy.	1992	305	L/ILW	DOE[8]
Int. Atomic Energy Agency	1981	56	全般	IAEA[9]
Nagra, Project Gewaehr	1985	44	HLW ガラス	PGA[4]
SKI/SKB	1989	157	SF	SKI[10]
Sandia National Lab., US	1982	29	HLW	SNL[11]
UK Nirex Ltd.	1989	131	L/ILW	UKN[6]
UK Department of the Env.	1992	79	L/ILW	HMIP[12]
Nuclear Energy Agency	1992	122	全般	NEA[13]
SKB	1994	71	ILW	SFL[14]
Nagra, Kristallin-1	1994	241	HLW ガラス	NAGRA[15]
合計		1510		

* SF : Spent Fuel 使用済燃料

上記の研究例には、本検討と類似した放射性廃棄物処分システムや廃棄物特性を対象としたものが含まれており、FEP の網羅性が確保されていると判断した。

②FEP の整理とリストの作成

1,510 個の FEP の中から、表 4.3-2 に示した排除すべき FEP の判断基準に基づき、本検討の処分システムの対象とする FEP を抽出し、同類の FEP は整理・統合した。

表 4.3-2　排除する FEP の判断基準と排除の適用例

判断基準	排除した FEP の例
TRU 廃棄物処分概念から逸脱するもの	臨界、銅容器の腐食、高レベル廃棄物との相互作用
天然バリア条件で対象外とするもの	火山活動、岩塩環境、砂漠化
閉鎖以前の処分実施段階に関するもの	建設・操業時の安全性、再取り出し性、大きな設計変更
人為的事象	処分場の掘り返し、設計・施工の不具合
超長期にわたる予測が困難な生物圏事象	将来の技術革新、ライフスタイルの変化、生命の変化
非放射線学的影響	化学的毒性
破壊的な事象	隕石の衝突、核爆発
明らかに影響が小さいもの	地磁気の影響、等

次に FEP を多重バリアシステム内部に関するもの（内部 FEP）と地殻変動などのようにシステム外部の要因に関するもの（外部 FEP）に大別した。内部 FEP は、後述する PID の構成要素となるため、管理を容易にするために、人工バリア、天然バリア、生物圏に関するものに大別し、さらに人工バリアおよびその周辺岩盤についてはその構成要素毎に分類し、同時に吸着、拡散のような現象別に記号付けをした。なお、前述のように、本検討での天然バリア領域が狭いため（評価距離 100m）、天然バリアの FEP は人工バリア周辺岩盤に関する FEP に包含されるとした。

内部 FEP を表 4.3-3 にまとめて示す。表中の記号は、人工バリア構成に対応させて管理するために用いるものである。

なお、各々の FEP が示す事象等の意味が詳細になると、FEP の総数が膨大となり、後続の PID での取り扱いが困難となる。そこで、多くの FEP にある程度包合的な意味を持たせることにより、FEP の総数を絞ることとした。例えば、廃棄体の有機物の劣化の FEP(FW54)は、一部の廃棄物（低レベル濃縮廃液の蒸発残査、表 2-3 参照）に含まれる硝酸ナトリウム等のナトリウム塩を意味する。

FEP リスト中のそれぞれの FEP が示す内容を補足する目的で、個々の FEP に関する情報を別途、FEP 辞書としてまとめた。FEP 辞書には FEP の説明に加え、他の FEP との関連や可能性のある影響、参考文献、作成日を記載し、将来、新たな知見の入手により、内容の更新の必要性が生じた場合に対応できるものとした。

FEP リスト、ならびに FEP 辞書の作成には、シナリオ作成に関わるワーキンググループを設置し、記述内容と程度の妥当性を吟味しながらの内部レビューを繰り返す過程を経ることで、その品質の向上に努めた。

処理形態や処分システムの特徴を考慮した場合、TRU 廃棄物処分に特有ともいうべき FEP として、セメント固化を前提とするためのセメントマトリクスの特性の変化やセメント溶解に起因するベントナイト緩衝材の変質、セメントやベントナイトからのコロイドの発生、廃棄物中の有機物や硝酸塩の影響、有機物の存在時の微生物の活動、金属廃棄物の腐食によるガスの発生、コンクリート構造躯体の劣化、大空洞への処分概念の想定時の空洞の安定性、に関連するものが挙げられる。

また、外部 FEP は、その内容からさらに人為的影響に関する FEP、地質及び気候に関する FEP に分類した（表 4.3-4）。

なお、これらは基本ケースの PID では考慮しないが、それぞれ、天然バリア核種移行モデルの構築、生物圏での被ばくモデルの構築、将来の変動ケースの評価の際に考慮する。

分類の結果、内部 FEP は 128 個、外部 FEP は 37 個となった。

内部 FEP の中には、先の一部の廃棄体からの硝酸塩の溶解（FW55）や、ベントナイト中の粘土鉱物のアルカリ変質（FS52）などのように、システム性能への影響の可能性はあるものの、その定量化に十分な知見が得られていない現象も含まれている。本検討では、そのような FEP についても、それらの概略的な影響を把握する目的で、次章での詳細解析や文献調査の対象とし、現状の知見と仮定を組み合わせることにより、核種移行解析で考慮することを試みた。

表 4.3-3　抽出した内部ＦＥＰのリスト

廃棄体		充填材		構造躯体		緩衝材		人工バリア周辺岩盤	
FW0	ーからの核種の移行と放出	FM0	ーからの核種の移行と放出	FS01	ーからの核種の移行と放出	FB0	ーからの核種の移行と放出	FN0	ーからの核種の移行と放出
FW0	ーでの沈殿・溶解	FM0	ーでの沈殿・溶解	FS02	ーでの沈殿・溶解	FB0	ーでの沈殿・溶解	FN0	ーでの沈殿/溶解
FW0	ーでの吸着	FM0	ーでの吸着	FS03	ーでの吸着	FB0	ーでの吸着	FN0	ーでの吸着
FW0	ーでの拡散	FM0	ーでの拡散	FS04	ーでの拡散	FB0	ーでの拡散	FN0	ーでの拡散
FW0	ーでの核種の崩壊と蓄積	FM0	ーでの核種の崩壊と蓄積	FS05	ーでの核種の崩壊と蓄積	FB0	ーでの核種の崩壊と蓄積	FN0	ーでの核種の崩壊と蓄積
		FM0	ーでのマトリクス拡散	FS06	ーでのマトリクス拡散			FN0	ーでのマトリクス拡散
		FM0	ーでの陰イオン排除	FS07	ーでの陰イオン排除	FB0	ーでの陰イオン排除	FN0	ーでの陰イオン排除
						FB0	ーでの分散	FN0	ーでの分散
						FB0	ーでのふるい効果		
FW1	核種インベントリの変化								
FW1	ーでのガス発生	FM1	ーでのガス発生	FS11	ーでのガス発生	FB1	ーでのガス発生	FN1	ーでのガス発生
FW1	ーでのガス圧（バルク）	FM1	ーでのガス圧（バルク）	FS12	ーでのガス圧（バルク）	FB1	ーでのガス圧（バルク）	FN1	ーでのガス圧（バルク）
FW1	ーでのガスフローと移行	FM1	ーでのガスフローと移行	FS13	ーでのガスフローと移行	FB1	ーでのガスフローと移行	FN1	ーでのガスフローと移行
FW2	ーでの水の流れ	FM2	ーでの水の流れ	FS21	ーでの水の流れ	FB2	ーでの水の流れ	FN2	ーでの水の流れ
		FM2	ーの再冠水	FS22	ーの再冠水	FB2	ーの再冠水	FN2	ーの再冠水
								FN2	ーでの卓越流路
FW3	ーの応力	FM3	ーでの応力	FS31	ーでの応力	FB3	ーの応力	FN3	ーでの応力
				FS32	人工バリア材の熱による偏膨	FB3	ーの膨潤		
								FN3	ーでの掘削の影響
								FN3	ーのクリープ
								FN3	陥没
FW4	ーでの水化学	FM4	ーでの水化学	FS41	ーでの水化学	FB4	ーでの水化学	FN4	ーでの水化学
FW4	ーでの電気ﾎﾟﾃﾝｼｬﾙの勾配	FM4	ーでの電気ﾎﾟﾃﾝｼｬﾙの勾配	FS42	ーでの電気ﾎﾟﾃﾝｼｬﾙの勾配	FB4	ーでの電気ﾎﾟﾃﾝｼｬﾙの勾配	FN4	ーでの電気ﾎﾟﾃﾝｼｬﾙの勾配
		FM4	ーでのレドックスフロント	FS43	ーでのレドックスフロント	FB4	ーでのレドックスフロント	FN4	ーでのレドックスフロント
								FN4	ーでの核種の再濃縮
		FM5	ーの特性	FS51	ーの特性	FB5	ーの特性	FN5	ーの特性
FW5	容器の特性の変化	FM5	ーの劣化	FS52	ーの劣化	FB5	ーの劣化／変質	FN5	支保、グラウトの劣化
FW5	金属（廃棄物）の劣化	FM5	ーでの鉄筋の劣化	FS53	ーでの鉄筋の劣化			FN5	シャフト・坑道のシールの劣化
FW5	有機物（廃棄物）の劣化							FN5	ーでの移行経路の変質・風化
FW5	無機物（廃棄物）の劣化								
FW5	ｾﾒﾝﾄﾏﾄﾘｸｽの特性の変化								
FW5	ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝﾏﾄﾘｸｽの特性の変化								
FW6	ーの温度	FM6	ーでの温度	FS61	ーでの温度	FB6	ーでの温度	FN6	ーでの温度
FW6	ーでの放射線分解	FM6	ーでの放射線分解	FS62	ーでの放射線分解	FB6	ーでの放射線分解	FN6	ーでの放射線分解
FW6	ーでの微生物活動	FM6	ーでの微生物活動	FS63	ーでの微生物活動	FB6	ーの微生物活動	FN6	ーでの微生物活動
FW6	ーでのコロイドの発生と移行	FM6	ーでのコロイドの発生と移行	FS64	ーでのコロイドの発生と移行	FB6	ーでのコロイドの発生と移行	FN6	ーでのコロイドの発生と移行
FW6	ーへの放射線損傷	FM6	ーへの放射線損傷	FS65	ーへの放射線損傷	FB6	ーへの放射線損傷		

表 4.3-4　抽出した外部 FEP のリスト

天然バリア	人為的影響	生物圏	地質及び気候
岩の特性の影響	地表での活動	人間の営み	地震
水理地質学的影響	地下での活動	生態学的要因	地殻変動
物理的機械的影響	水の利用	土壌・堆積物の影響	岩の変形
熱的影響	農業、漁業	地表付近での水循環	岩の変性過程
ガスの発生・移動の影響	放射線学的要因	海岸部での水循環	隆起・浸食
微生物・生物の活動		ガスの影響	地表の風化
地球化学システム		微生物・生物の活動	深部地下水流の変動
放射性核種の化学		地球化学システム	地表水流の変動
放射性核種の移行		放射性核種の化学	海水準の変動
		放射性核種の移行	氷河の影響
		放射線学的要因	気候の影響
			温室効果

(2) PID

基本ケースの廃棄体部分の PID を図 4.3-2 に示す。

PID は、内部 FEP とインフルエンスの 2 種類の要素で構成した。ボックスで表した内部 FEP は FEP リストと 1 対 1 で対応させた。インフルエンスは、異なる FEP 間の相互作用を示し、矢印の方向は影響の方向を表し、相互に影響を及ぼし合う場合には、反対方向の 2 本のインフルエンスが存在する。但し、ある FEP から他の FEP への影響が、複数考えられる場合にはインフルエンスは 1 本の線のみで示すこととした。これらのインフルエンスについては、矢印の途中にボックスを配し ID 番号を付与した。

なお、PID の作成に際しては、システム内部の各領域ごとに含まれる FEP の相関表を作成した。表 4.3-5 に廃棄体についての相関表を例示する。関連づけられる FEP 間（表中の交点）にインフルエンスを想定し、各インフルエンスを同定するための認識記号を付与した。同時に同表により、FEP リスト中のすべての FEP がいずれかのインフルエンスと洩れなく関係づけられていることを確認した。

インフルエンスの数は 620 に及び、それらすべてを考慮した性能評価計算の実施は実用的ではない。そこで、性能評価の信頼性を損なうことなく、性能評価の核種移行解析に重要且つ実用的なインフルエンスの絞り込みを目的として、インフルエンスに重要度を設定し、PID を簡略化した。

本検討では重要度を、重要、中程度、軽微の 3 段階に分類した。重要度はインフルエンスに対してある優先順位を与えるものであり、3 段階の重要度の分類基準は処分システム

の安全性への影響の大きさを勘案し、以下のようにした。

・重　要　そのインフルエンスが含まれない場合、性能評価の信頼性が著しく損なわれる。

・中程度　そのインフルエンスが含まれることが望ましいが、含まれない場合でも性能評価の信頼性が大きく損なわれることはない。

・軽　微　そのインフルエンスを含めることは興味深いが、含まれない場合でも性能評価の信頼性が損なわれることはない。

本検討では、性能評価計算実施のための PID の簡略化の方法として、重要度が「重要」とランク付けしたインフルエンスを取り出すこととした。

図 4.3-2 の PID はそのようにして作成したものである。

重要度の設定は客観的または定量的判断に基づくべきものである。しかし、現段階での知見、情報の不足により、シナリオ作成ワーキンググループによる主観的あるいは定性的な判断が含まれる。重要度の客観的、定量的判断にさらなる研究開発や計算が必要となるインフルエンスが含まれるのに加え、現時点での重要度の判断が妥当でない可能性もあり、シナリオの不確実性の要因となる。但し、これらは解決に時間を要するものである。そこで、将来新たな知見や情報入手による判断の変更の可能性、および、第三者による客観的な妥当性の判断材料となることを勘案し、認識記号を付与した各インフルエンスの内容とともに、重要度の設定根拠、判断基準を「インフルエンス記載シート」として記録した。

表 4.3-5　FEP 間のインフルエンス相関表（廃棄体部分）

廃棄体			TO																							
			FW01	FW02	FW03	FW04	FW05	FW10	FW11	FW12	FW13	FW21	FW31	FW41	FW42	FW52	FW53	FW54	FW55	FW56	FW57	FW61	FW62	FW63	FW64	FW65
FROM	FW01	ーからの核種の移行と放出	—					WT04	W019					WT02												
	FW02	ーでの沈澱・溶解	CT03	—	W089									W091											CT08	
	FW03	ーでの吸着	CT04	W090	—																					
	FW04	ーでの拡散	CT05			—			C046					C015												
	FW05	ーでの核種の崩壊と蓄積	CT06				—	W014						C055								W004	C056	W024		
	FW10	核種インベントリの変化	WT03					—																		
	FW11	ーでのガス発生							—	C005				C032			W005	W042	W054							
	FW12	ーでのガス圧（バルク）								—	C013	C007	C008							W065	W078		C018			
	FW13	ーでのガスフローと移行	CT11							C057	—	C048														
	FW21	ーでの水の流れ	CT07							C047	W200	—		C003	C026								C001			
	FW31	ーの応力											—			C036				C039	C041					
	FW41	ーでの水化学		C027	C011	C049			C045					—	C033	C028	W035	W046	W058	W070	W082		C010	C019	C022	
	FW42	ーでの電気ポテンシャルの勾配	CT15											C024	—	C025										
	FW52	容器の特性の変化	CT10		C014	C017			C006	C012		C009	C037	C004		—								C035	CT12	
	FW53	金属（廃棄物）の劣化	WT05						W031					W036			—			W034	W029			W038	W201	
	FW54	有機物（廃棄物）の劣化	WT06						W041					W047				—		W045	W039			W048	W202	
	FW55	無機物（廃棄物）の劣化	WT07						W052					W059					—	W057	W050			W061		
	FW56	セメントマトリクスの特性の変化	CT01		W075						W073	W072	C040	W069			W033	W044	W056	—		W063	W071	W067	W074	
	FW57	ビチューメンマトリクスの特性の変化	CT02		W087				W077		W085	W084	C042	W081			W030	W040	W051		—		W083	W079	W086	
	FW61	ーの温度		C002	W020	C044				C043		W012	C038	W009		W013	W032	W043	W053	W062	W076	—		W023		
	FW62	ーでの放射線分解							W011					W008									—			
	FW63	ーでの微生物活動			C031				C054					W020		C034	W037	W049	W060	W068	W080			—	C021	
	FW64	ーでのコロイドの発生と移行	CT09																						—	
	FW65	ーへの放射線損傷							W003							W017	W022	W025	W026	W027	W028					—

*左部(FROM)の FEP から上部(TO)の FEP へのインフルエンスを考慮している場合は、そのマスに Influence ID を示している。空白の部分はそのインフルエンスを考慮していないことを示す。

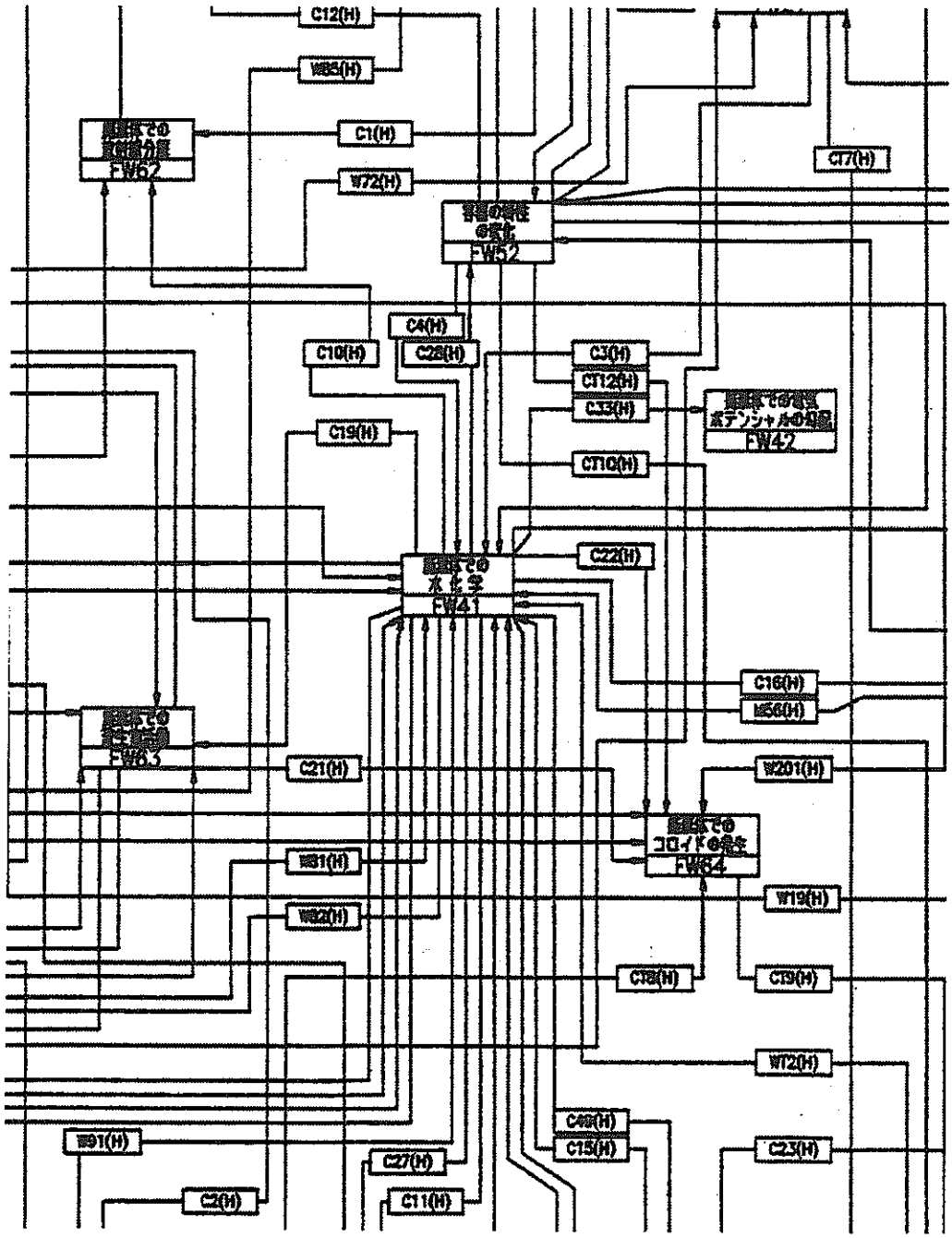


図 4.3-2　基本ケースの PID の例（廃棄体部分の抜粋）

(3)基本ケースのAMF

核種移行に係わる諸現象の繋がりを図示したPIDから、実際に核種移行計算を実施する際に必要となる調査、解析や判断といった具体的な作業、並びに作業に必要なデータ、モデルや計算コード、評価式の整備状況などの確認ための評価モデルフロー（AMF）図を作成した（図4.3-3）。

AMFの4つの要素については、以下の方法で整備した。

①情報源

評価のバックグランドデータとなるべき物性データや熱力学的データ、廃棄物特性データ、核種データに分類した。諸データのうち、天然バリアに関する水理、地質、地下水データは「地層処分研究開発第2次取りまとめ」で用いられるデータと共通とすることを基本とした。

また、地球化学計算で必要となる熱力学データも同作業で用いられるものを基本とした。

②モデル・ツール

後述のクリアリングハウスによる分類項目に対し、モデルや解析ツール(詳細な解析のための支援解析ツール)の観点から分類枠を設定した。解析ツールは世界的に用いられるもののほか、本検討に際し、解析を効率的に行えるものを対象とした（表4.3-8参照）。

③クリアリングハウス

クリアリングハウスについては、その役割が重要であるため、次項で詳述するが、大きくは廃棄体から生物圏までの放射性核種の移行解析を取り扱う部分と、この核種移行解析の前提条件となる処分環境の諸条件や、人工バリア材の変質など、予め詳細解析による情報収集が必要となるシステム内部で発生する諸現象を取り扱う部分に分けた。

なお、前者では、詳細解析は必要とせず、文献調査等による情報収集を行う一部の条件や現象も取り扱うこととした。また天然バリア、生物圏に関連する情報も取り扱った。

④リンク

①から③の要素間の情報の流れを確認し、性能評価作業の全体の流れを把握するために、必要な要素間を矢印で結合した。

このAMFを基に、性能評価に必要な諸作業を具体的に行った。

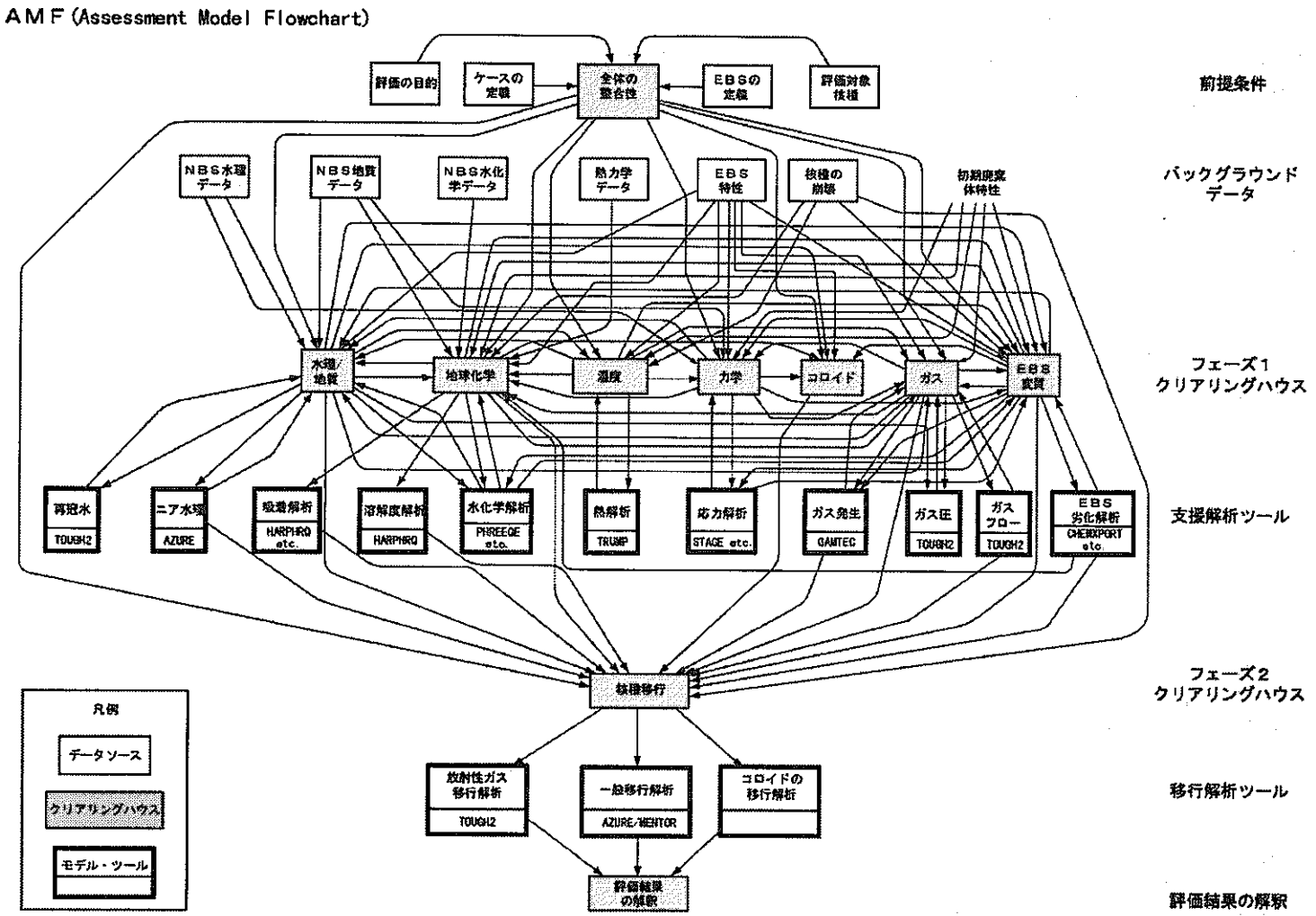


図 4.3-3　作成したＡＭＦ(Assessment Model Flowchart)

(4)クリアリングハウスの検討

クリアリングハウスは、本シナリオ作成方法に基づく性能評価実施の中核をなす最も重要な概念のひとつと位置づけられる。PID 上の FEP と「重要」と判断したインフルエンスを集約、整理することにより、核種移行解析の前提条件となる処分環境の設定、また、特に現状の情報のみでは、核種移行解析の際の入力条件が定まらないような事象に対しては、文献調査や詳細解析により条件設定を行うという役割を担う。

本検討では、PID 作成までの作業を基に、人工バリア要素と現象の観点から分類した内部 FEP（表 4.3-3 参照）と重要なインフルエンスを、解析の効率性や情報の関連性を考慮して取りまとめ、処分環境条件の設定に必要な解析や諸影響の調査に関するクリアリングハウスⅠ、核種移行解析の条件設定に関するクリアリングハウスⅡを設けた（表 4.3-6）。なお、検討の対象とした FEP とインフルエンスのすべてが、いずれかのクリアリングハウスで取り扱うことを、それぞれの対応表（「AMF-FEP 整合表」および「AMF-PID 整合表」）を別途作成することにより確認し、重要事項の検討の網羅性を確保した。

表 4.3-6　検討対象ごとに設置したクリアリングハウス

クリアリングハウスⅠ	クリアリングハウスⅡ
・温度 ・水理／地質 ・地球化学 ・放射線場 ・力学 ・人工バリアの変質 ・ガス影響 ・コロイド影響 ・微生物	・核種移行 （再冠水、有機物の影響、硝酸塩の影響も検討する）

上記のうち、核種移行に関するクリアリングハウスⅡは、クリアリングハウスⅠからの情報を受け、上記検討対象のうち、核種移行解析で考慮すべき重要事象の影響を明らかにするための、解析ケース設定やパラメータ範囲の設定を行う。なお、人工バリア内再冠水、有機物、硝酸塩等の影響については、クリアリングハウスⅡで扱うこととした。

クリアリングハウスの重要な役割は、性能評価の懸案事項となる重要な FEP とインフルエンスに対して、どのような方法で諸事象の問題を解決するかを示し、被ばく評価のため

の核種移行解析での解決策を提示することである。核種移行解析での諸事象の取り扱いの判断は、以下の3段階で行った。

定量的解析（解析や評価式等で定量的に取り扱う）

判断（工学的判断による）

半定量的（どちらとも判別できない、あるいは両方の側面を有する）

本検討では、別途「クリアリングハウス回答書」を作成し、各FEP、インフルエンスについての取り扱いの判断の結果と、具体策を記録することとした。これにより、将来新たな知見や情報がもたらされた際に、新たな判断を行い、具体策を講じることが可能となる。

4.3.4 シナリオの検討のまとめ

シナリオ解析作業により、被ばく評価のための核種移行解析に先立って実施すべき種々の重要事象の抽出・整理を行い、それらの評価方法を表 4.3-7 にまとめた。

同表中の評価方法の中で、評価コードの調査結果を、コードの解析目的、特徴の概要、開発機関等を簡単にまとめた（表 4.3-8）。

また、検討すべき条件と諸事象については、重要な FEP の詳細かつ具体的な内容に相当する。そこでこれらの重要な事象等を適切にまとめることにより、新たな「スーパーFEP」として定義し、相互の関連性、ならびに各バリア領域内の放射性核種の移行挙動との関連性を矢印で示すことにより、本検討で対象とする地下水シナリオを模式的に表した（図 4.3-4）。後述するように核種移行へのこれらの影響の程度を把握することを目的とした解析ケースの設定を行う。核種移行解析の際の情報として、これらの事象の影響は予め、調査や詳細解析により定量化することとした。この地下水シナリオの中には核種移行解析での取り扱いが現時点では困難なものも含まれている。それらも含めた処分環境条件に関わる検討項目の詳細な解析や調査については本章第 4 項にまとめ、それらの結果から処分システム性能評価への影響を考慮すべきと判断された検討項目について、現段階で可能な範囲での情報を基に実施した。核種移行解析については 4.5 項に記述した。

本検討で用いたシステマチックな手法により、現在入手可能な情報の範囲内でのシナリオの不確実性と概念モデルの不確実性に対して、複数の選択肢の中からの選択の過程と根拠を明確にした。また、将来のシナリオ改訂を想定し、FEP とそれらの相互関係については、内容や重要度等の情報をまとめ、また、クリアリングハウスの各 FEP とインフルエンスに対する判断をまとめ、シナリオ作成過程での諸判断の根拠を記録として残した。本手法は、FEP の関連性とその重要性の情報を図示した PID の可視化の複雑さの問題はあるが、当面、我が国の TRU 廃棄物処分のシナリオ解析へ適用する中で、方法論的な問題に対する対処の可能性を探る必要性がある。

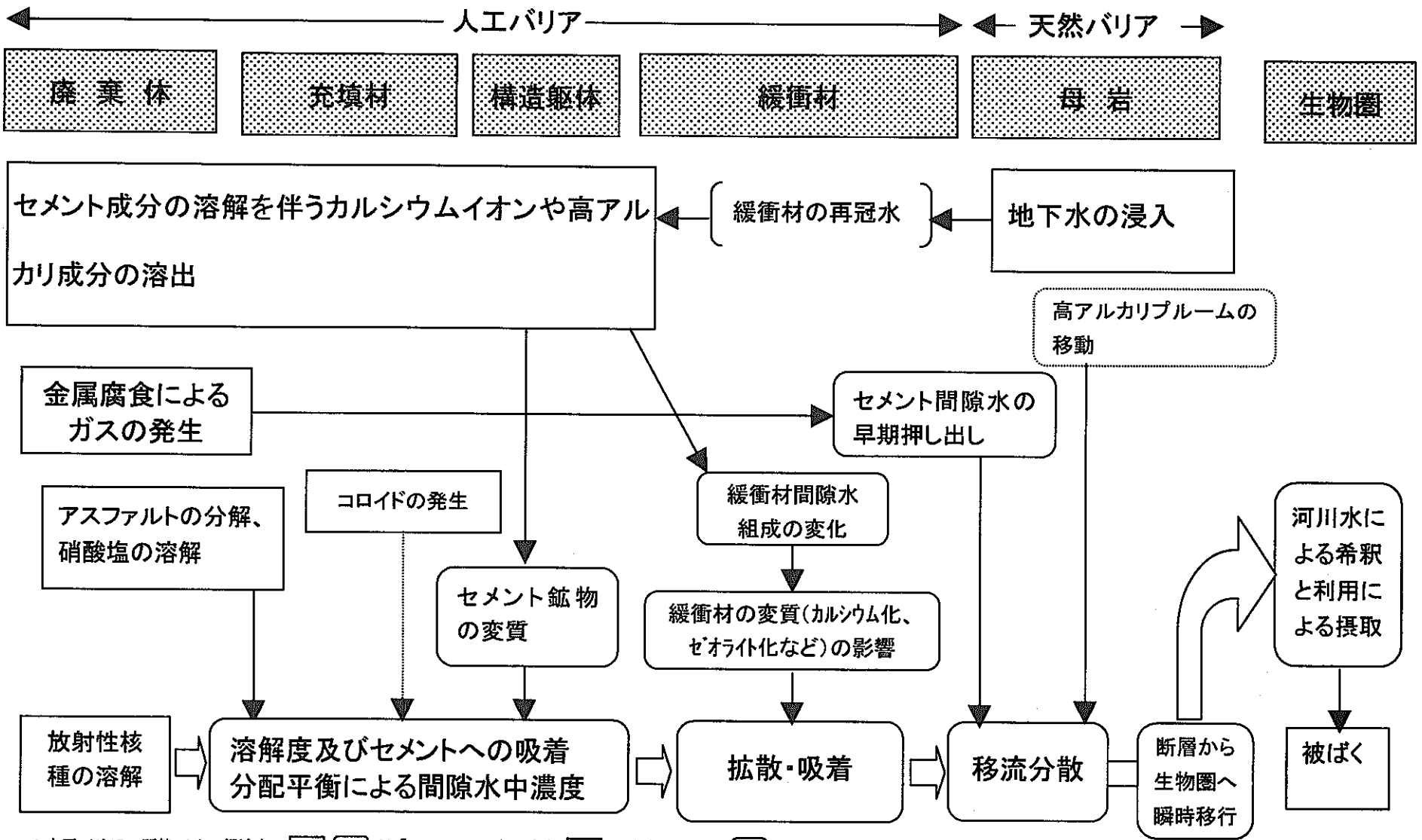
表 4.3-7　種々の環境条件や重要事象の内容と評価の方法

検討項目	検討すべき条件と諸事象の影響		評価方法	コード、モデル
処分場温度	・発熱性廃棄物による環境への熱影響と処分施設周辺温度の経時変化（第 3 章）		解析	ORIGEN2 HEAT
水理	・処分場周囲の地下水流動		解析	AZURE
放射線場	・処分施設周辺の放射線影響		解析	ANISN
人工バリア材の変質	廃棄体	・セメント鉱物の変化と付随する地下水組成変化（地球化学） ・廃棄体成分の溶出による力学的影響（力学的影響）	解析 解析	CHEMXPORT SIGNAS
	緩衝材	・カルシウム化（地球化学） ・イライト化 ・ゼオライト化 ・クロライト化 ・セメンテーション ・カルサイトの沈殿 ・地下水流による剥離流出	解析 解析 文献 文献 文献 評価式	CHEMXPORT
	構造躯体	・鉄筋の腐食によるひび割れ ・アルカリ骨材反応 ・中性化 ・硫酸塩によるｺﾝｸﾘｰﾄの浸食	文献 文献 解析 評価式	CHEMXPORT
地球化学	廃棄体間隙水、緩衝材間隙水の化学組成と材料の変質に伴う経時変化		解析	CHEMXPORT PHREEQE
有機物の影響	・ｾﾙﾛｰｽ、減水材、ゴム、ｱｽﾌｧﾙﾄ起源の有機物の核種溶解度、分配係数への影響 ・天然有機物の有機物の核種溶解度、分配係数への影響		文献 HLW の知見	
コロイドの影響	ｾﾒﾝﾄｺﾛｲﾄﾞ	・発生と安定性 ・ベントナイト緩衝材中の透過性	評価式 文献	
	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄｺﾛｲﾄﾞ	・発生と安定性 ・ベントナイト緩衝材中の透過性	評価式 文献	
	天然ｺﾛｲﾄﾞ	・天然バリア中での移行	HLW の知見	
微生物の影響	・硫酸塩還元菌、メタン生成菌、硫黄酸化菌等の安定性 ・緩衝材中の透過性		文献	
硝酸塩影響	・核種溶解度、分配係数への影響		文献	
ガスの影響	・金属の腐食、微生物活動、放射線分解による発生量、発生速度の把握 ・ガス移行、ガス圧力、セメント間隙水の排水量		解析	GAMTEC TOUGH2
力学的影響	・緩衝材の圧密・クリープ変形 ・岩盤のクリープ変形 ・熱応力、膨潤応力影響 ・ガス圧影響		解析	DACSAR GEOTECS DRAGON SIGNAS

（　）は、同時解析の都合上、実際に解析を実施する関連事象の検討項目を示す。

表 4.3-8　本検討の性能評価で用いた種々の計算コードの概要

用途		解法等の特徴	開発機関等
ORIGEN2/82	核種インベントリ・発熱解析	二次元有限要素法	ORNL[16]
HEAT	非定常熱伝導解析	二次元有限差分法	清水建設[17]
AZURE	定常水理解析	二次元有限差分法	日揮[18]
ANISN	放射線遮蔽解析	一次元	ORNL[19]
CHEMXPORT	化学反応物質移動連成解析	一次元	ﾊﾞﾃﾙ PNL／三菱ﾏﾃﾘｱﾙ[20]
SIGNAS	弾塑性解析	二次元有限要素法	東洋情報ｼｽﾃﾑ[21]
PHREEQE	化学平衡計算	一次連立方程式の近似解	米国地質調査所[22]
GAMTEC	ガス発生解析		東洋ｴﾝｼﾞﾆｱﾘﾝｸﾞ／AEA ﾃｸﾉﾛｼﾞｰ[23]
TOUGH2	気液二相流解析	二次元有限差分法	LBL[24]
DACSAR	弾塑性解析	二次元有限要素法	金沢大学[25]
DRAGON	熱応力解析	二次元有限要素法	日本電子計算[26]
GEOTECS 改	岩盤クリープ解析	二次元有限要素法	鹿島建設／大久保[27]



＊人工バリア・天然バリア領域内の□ □ が「スーパーFEP」であり、□ は発端的な現象、□ はある要因から派生する現象を表す。

＊本検討では構造躯体のバリア効果は考慮しない。

図 4.3-4　地下水シナリオにおける諸現象

参考文献

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

[2] Site-94 Systems Analysis, Scenario Construction and Consequence Analysis Definition for SITE-94, SKI Report 95:26, 1995

[3] KBS-3: Final strage of spent nuclear fuel –KBS-3, Swedish Nuclear Fuel Supply co/ Division KBS, Stockholm,1983.

[4] Project Gewaehr : Nuclear waste management in Switzerland : feasibility studies and safety analysis, Nagra Project NGB 85-09, 1985

[5] D.P.Hodgkinson and T.J.Sumerling : A review of approaches to scenario analysis for repository safety assessment, Proc. of NEA/IAEA/CEC Symposium Paris 1989.

[6] SKI Project-90, Swedish Nuclear Power Inspectorate Report No.TR-91:23, 1991

[7] B.W.Goodwin et al., Scenario analysis for the post-closure assessment of the Canadian concept for nuclear fuel waste disposal, AECL draft report 91/07/25 (AECL-10717, COG-93-7), 1991

[8] M.C.Thorne, Dry Ru 3: A trial assessment for underground disposal of radioactive wastes based on probabilistic risk analysis, vol.8 : Uncertainty and Bias Audit, UK DoE Report No. DoE/HMIP/RR/92.040,1992

[9] Safety Assessment for the Underground Disposal of Radioactive Wastes, IAEA Safety Series No.56, 1981

[10] J.Andersson, T.Carlsson et al., The joint SKI/SKB scenario development project, SKI Technical Report 89:14, 1989

[11] R.M.Cranwell et al., Risk methodology for geologic disposal of radioactive waste : scenario selection procedure, SNL Report SAND80-1429, NUREG/CR-1667, 1982

[12] W.M.Miller and N.A.Chapman : Identification of relevant processes. System Concept Group Report. UK DoE/HMIP Technical Report TR-ZI-11, 1992

[13] Systematic Approaches to Scenario Development : Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories. Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenario for the Safety Assessment of the Radioactive Waste Disposal, NEA/OECD, Paris,

1992

[14] T.Eng, J.Hudson et al., Scenario development methodologies. SKB Technical Report TR-94-28, 1994

[15] Kristallin-I : Safety Assessment Report. Nagra Tecnical Report NTB 93-22. Nagra, 1994

[16] Coff, A. G. : A user's manual for the ORIGEN2 computer code, ORNL/7175, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN, 1980.

[17] 櫨田　吉造, 宮永　誠, LNG 地下式貯槽設計のための潜熱を考慮した F.E.M. による熱伝導解析, 清水建設研究所報, 第 32 号(1980).

[18] 池田孝夫：Near Field 核種移行評価の現状－電力共通研究の事例－, 地層処分研究情報交換会（INTEGRATE'97)報告書, JNC TN1100 97-004, (1997)

[19] Engle, W. W. Jr. :"A User Manual For ANISN : A One-Dimensional Discrete Ordinate Transport Code with Anisotropic Scattering", K-1963(1967).

[20] 三菱マテリアル：地球化学反応を考慮した物質移行解析コード[ChemXport™]の開発, 日本原子力学会 1992 春の年会(1992)

[21] 株式会社東洋情報システム：有限要素法による総合地盤解析システム SIGNAS 機能説明書、ユーザーマニュアル(1991)

[22] Parkhurst, D.L., Thorstensen, D.C. and Plummer, L.N. : PHREEQE - A computer program for geochemical calculations, PB81-167801, U. S. Geological Survey, Richmond, VA, (1980).

[23] 山本（東洋エンジニアリング株式会社）：私信

[24] Pruess, K. : Tough2 – A General Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow, LBL-29400, 1991.

[25] Iizuka.A. and Ohta.H (1987): A determination procedure of input parameters in elasto-viscoplastic finite element analysis, Soils and Foundations, Vol.27,No.3,pp.71-87

[26] 安藤（株式会社大林組）：私信

[27] 大久保誠介: 岩石のクリープ、資源・素材学会誌 107 No.5、pp242-252、1991

4.4 環境条件の設定

性能評価のための最終作業である核種移行解析を行う際に、解析の前提条件として情報を得ておくべき種々の環境条件、あるいは既存研究からの知見やデータの不足により核種移行への影響を簡単に判断できない事象について、予め核種移行解析での取り扱い方法や入力条件として整える必要がある。本節では、4.3 節で述べたシナリオ解析手順におけるクリアリングハウスＩの作業、即ちシナリオ解析作業で評価対象として抽出した、種々の環境条件ならびに条件を変化させる要因となりうる諸事象の影響に対し、コンピュータコードによる解析、評価式を用いた計算、文献調査により実施した評価について述べる。

4.4.1 処分場温度条件

廃棄体グループ 2 に分類したハル・エンドピース廃棄物は、Co-60 などの短半減期の中性子放射化核種の崩壊熱のため、処分施設の温度が上昇し、人工バリア材料の健全性や核種の挙動に影響を与える可能性がある。

「3.3.3 連接空洞熱伝導解析」において廃棄体の設計値発熱条件を用いてセメント系材料への核種の移行特性が変化しない温度（ここでは 80℃を設定。3.2.6(2)参照。）となる処分坑道レイアウトを設定した。(図 3.37, 3.41 参照)。

解析によれば、処分施設の最高温度は、堆積岩、結晶質岩でそれぞれ、約 62℃、および 77℃であり、時期的には処分施設閉鎖後 10 年程度でそのピークを迎える。その後、徐々に温度が低下していく。

したがって、施設に熱的な問題は発生しないと判断するとともに、後述の諸解析におけるパラメータの温度設定の根拠とした。

4.4.2 水理学的条件

処分施設周辺の水理環境は、地下水を移行媒体とした核種移行はもとより、地下水化学環境、人工バリア変質等に対しても重要な意味を持つ環境条件のひとつである。処分施設の再冠水の挙動については、Miyoshi et al.は飽和-不飽和浸透流解析を実施し、処分施設の再冠水までの期間を算出し、処分施設は300年程度で再冠水することを示している[1]。

不飽和状態が継続することは、廃棄体中の放射性核種の移行媒体となる地下水が少ないため、放射性核種を処分施設に閉じ込める点において有利になる。そのため不飽和状態の期間の長さを確認することは重要になる。しかしながら、現状において不飽和状態における核種移行評価は困難であるので、保守的に処分施設閉鎖直後に完全に地下水に飽和されるものと仮定し評価を実施することとする。したがって本項では、処分施設飽和後における定常水理解析を実施し、処分施設内の地下水の流れについて把握するとともに、次節で述べる核種移行評価における地下水流量（とくに掘削影響領域における地下水流量）を与えることとする。

(1)解析モデル

ダルシーの法則及び質量保存の法則に基づく支配方程式を有限要素法による数値解析によって評価した。支配方程式は以下のとおりである。

①Darcyの法則

$$U = -\left(\frac{\rho_f \cdot g}{\mu_f}\right) \cdot K \cdot \nabla h \qquad \text{(式 4.4.2-1)}$$

U ：ダルシー流速 [m/y]

ρ_f ：流体の密度 [kg/m^3]

g ：重力加速度 [m/y^2]

μ_f ：動粘性係数 [kg/m/y]

K ：透水係数 [m^2]

h ：水頭圧 [m]

②質量保存の法則

$$\nabla U = 0 \qquad \text{(式 4.4.2-2)}$$

③解析対象形状

解析対象とした形状は、処分坑道断面で結晶質岩及び堆積岩各々に緩衝材があるものと無いものの計 4 つを考えた。処分坑道周囲に掘削影響領域を考慮することとし、3 章 3.1 項の空洞安定解析の結果から、結晶質岩では空洞周辺岩盤に塑性変形領域がほとんど生じないことから、地層処分研究開発第 2 次取りまとめと同様に掘削影響領域の幅は 0.5m [2]とし、堆積岩については空洞周辺岩盤に発生する塑性変形領域を考慮して 1.0m とした。

解析領域の大きさについては、解析結果に影響を及ぼさないように 200m×200m と設定し、その中心部に処分坑道を配置することとした。そして、処分坑道垂直方向に前提条件である動水勾配 0.01 を想定した。

これら断面に対して、解析のためのメッシュを設定した。解析の体系を図 4.4.2-1～-2 に示す。

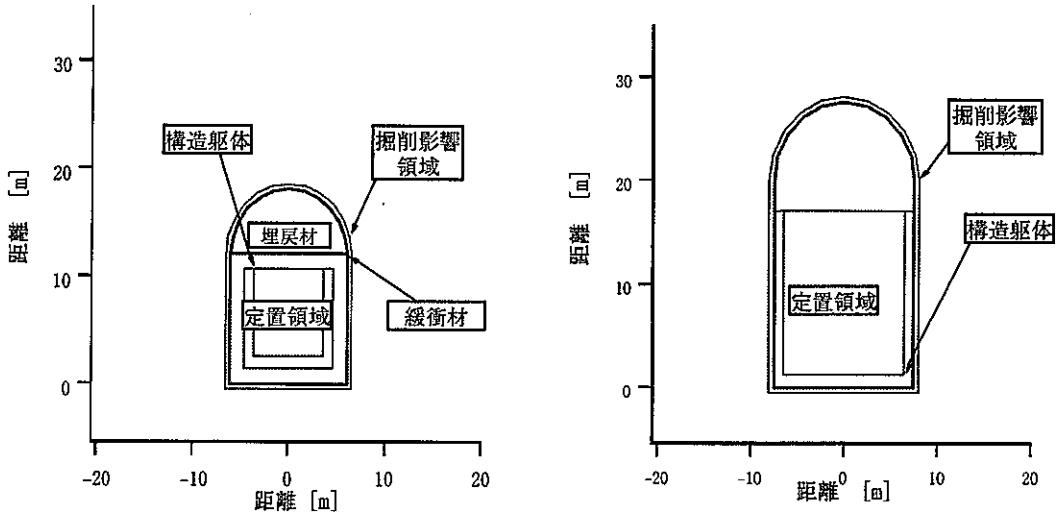


図 4.4.2-1　結晶質岩系岩盤における解析体系

(解析領域 200m×200m)

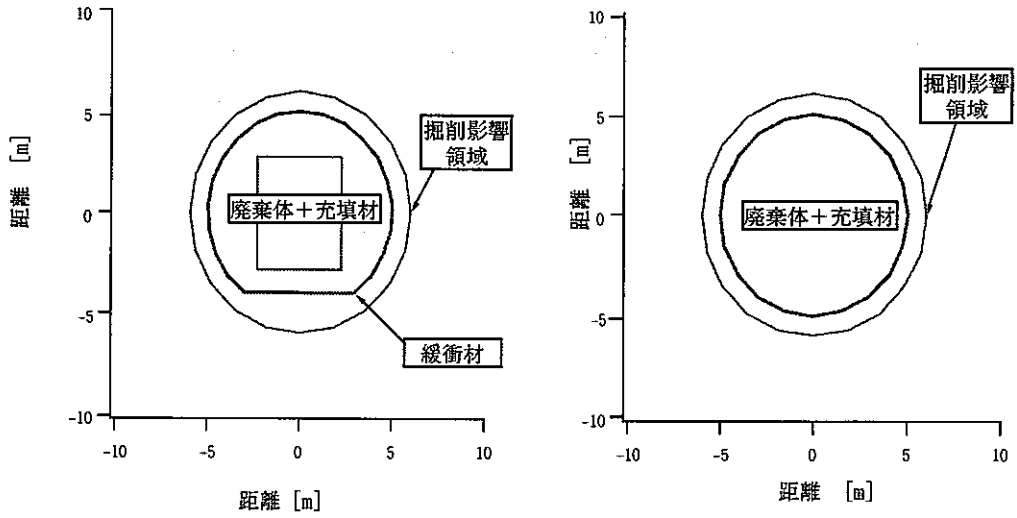


図 4.4.2-2　堆積岩系岩盤における解析体系

(解析領域 200m×200m)

④初期条件及び境界条件

本解析は、定常地下水流動解析であるので、初期条件の設定は不要である。境界条件については、側面については動水勾配が 0.01（1.4.2(4)節参照)となるように設定した。

⑤解析に用いたパラメータ

解析に用いた水理パラメータ等の物性値を表 4.4.2-1 に示す。セメント系材料については、長期的には変質することを想定し、細粒砂の透水係数を用いた[3]。ベントナイト系材料については、アルカリ環境を考慮した値を用いた（4.5.6(3)参照)。掘削影響領域については、岩盤より 1 桁高い値を用いた[2]。岩盤については、10^{-9}m/s の透水係数を結晶岩及び堆積岩について設定した（1.4.2(4)参照)。

⑥解析コード

解析コードには二次元 FEM による AZURE[4]を用いた。また、類似のコード[5,6]によるベンチマーク計算により、結果がよく一致することを確認済である。

表 4.4.2-1　解析に用いたパラメータ

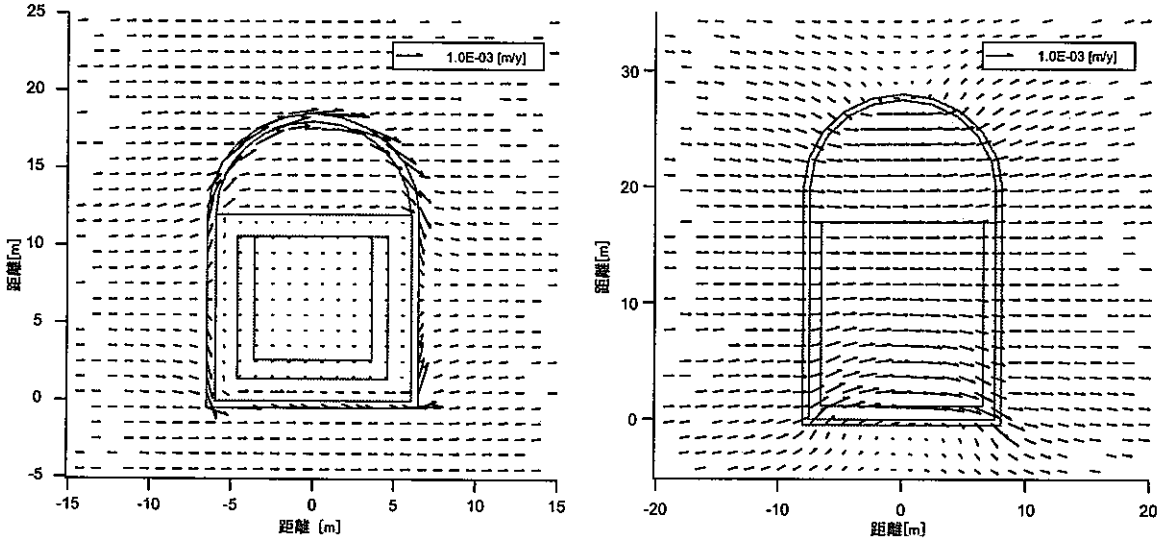
<table>
<tr><td colspan="3">パラメータ　　サイト条件</td><td>結晶質岩</td><td>堆積岩</td></tr>
<tr><td rowspan="2">人工バリア</td><td>セメント系材料
（廃棄体、充填材、
構造躯体、埋戻材）</td><td rowspan="3">透水係数
[m/s]</td><td colspan="2">10^{-5}</td></tr>
<tr><td>ベントナイト系材料
（緩衝材）</td><td colspan="2">3×10^{-11}</td></tr>
<tr><td colspan="2" rowspan="2">掘削影響領域</td><td colspan="2">10^{-8}</td></tr>
<tr><td>領域幅
[m]</td><td>1.0</td><td>0.5</td></tr>
<tr><td colspan="2" rowspan="2">岩　盤</td><td>透水係数
[m/s]</td><td colspan="2">10^{-9}</td></tr>
<tr><td>動水勾配
[-]</td><td colspan="2">0.01</td></tr>
</table>

(2)解析結果

ダルシー流速分布の解析結果を、図 4.4.2-3、図 4.4.2-4 に示す。緩衝材を設置するケースでは結晶質岩、堆積岩いずれの場合も、地下水流が処分施設を迂回しており、処分施設内は低いダルシー流速となっている。逆に、緩衝材を設置しないケースでは、透水性の高いセメント系材料に地下水が集中する。

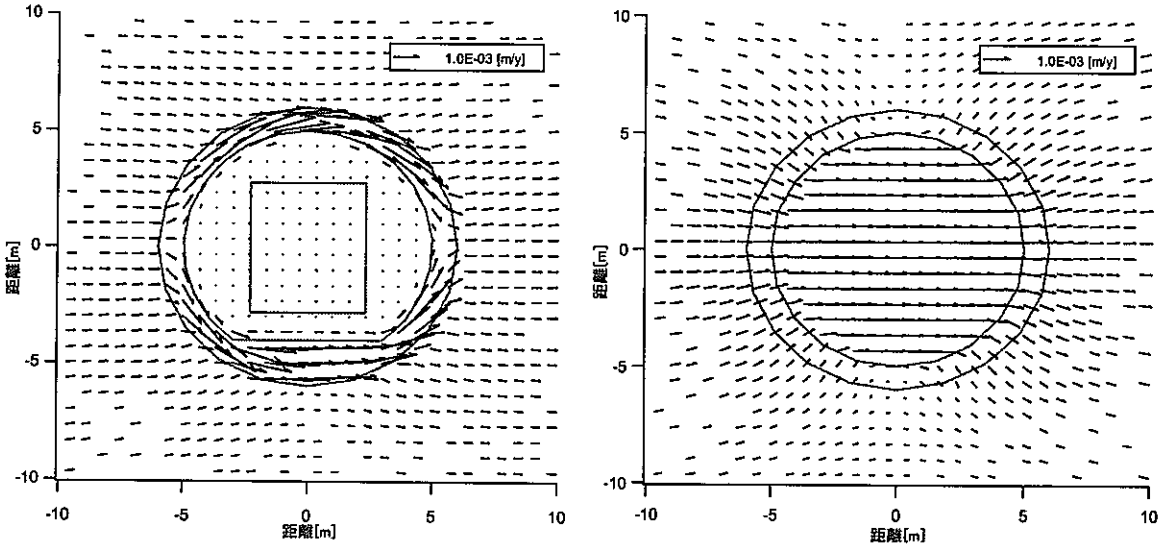
廃棄体層に流入した地下水の通過量から算出した平均ダルシー流速は、いずれの地質媒体であっても廃棄体グループ 1 と廃棄体グループ 3 で、平均ダルシー流速におよそ 2 桁の差が生じている。

移流と拡散の寄与の把握のため、平均ダルシー流速から局所的なペクレ数（=[平均ダルシー流速][代表長さ]／[代表分散係数]）を算出すると、緩衝材を設置する施設では、緩衝材の内側では拡散支配の水理場となることを確認した。また、廃棄体充填部の平均ダルシー流速及び処分坑道単位長さあたりの掘削影響領域における地下水流量を表.4.4.2-2 にまとめる。



(a)緩衝材を用いた処分概念　　(b)緩衝材を用いない処分概念

図 4.4.2-3　結晶質岩における定常地下水流動解析結果



(a)緩衝材を用いた処分概念　　(b) 緩衝材を用いない処分概念

図 4.4.2-4　堆積岩における定常地下水流動解析結果

表 4.4.2-2　掘削影響領域における地下水流量と平均ダルシー流速

サイト条件	緩衝材	廃棄体充填部の平均ダルシー流速（m/y）	処分坑道単位長さあたりの掘削影響領域における地下水流量（$m^3/y \cdot m$）
結晶質岩	有り	6.75E-5	5.7E-3
	無し	4.84E-4	1.40E-2
堆積岩	有り	1.67E-5	5.31E-3
	無し	7.30E-4	7.41E-3

*結晶質岩、堆積岩の空隙率をそれぞれ 0.02, 0.2 と仮定して算出

したがって、これら掘削影響領域の地下水流量を次節で述べる核種移行解析において人工バリア外側境界条件として与え解析を行うこととする。

参考文献

[1] Miyoshi, S., Nakayama, T. and Yamamoto, M.：The Hydrological Process Understanding of Post Closure Phenomena from Closure to the Re-saturation Phase, ICEM99, ASME1999 (1999), to be published

[2] 核燃料サイクル開発機構：我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性―地層処分研究開発第 2 次取りまとめ、 分冊 3 地層処分システムの安全評価、JNC TN1400 99-023 (1999)

[3] 鹿島建設　土木設計本部　編：土木設計の要点１　設計の知識，鹿島出版会（1995）

[4] 池田孝夫：Near Field 核種移行評価の現状－電力共通研究の事例－，地層処分研究情報交換会（INTEGRATE'97)報告書，JNC TN1100 97-004，(1997)

[5] KIMURA, H., The MIG2DF Computer Code User's Manual, JAERI-M 92-115(1992)

[6] 河西基、他、高レベル放射性廃棄物地層処分の天然バリア性能評価手法の開発（その１）－割れ目系岩盤中の地下水流動解析手法－、電力中央研究所研究報告 U93054、1994

4.4.3 放射線場

人工バリア周辺環境での放射線場の影響として、放射線による人工バリア材の損傷と、間隙水の放射線分解による酸化性雰囲気への変化の可能性について検討した。間隙水の pH については，本検討で考慮している処分概念は，セメント系材料を多量に使用しているため，高アルカリ性となる(4.4.5(1)参照)。なお、検討においては、放射能のレベルが α、β γ 共に高い民間再処理のハル・エンドピースを対象とした。

(1)照射線量

本廃棄体周辺のコンクリートが受ける集積線量を、一次元遮蔽計算コード ANISN [1]にて計算した。図 4.4.3-1 にモデルを、表 4.4.3-1 にコンクリートの組成と原子数密度を示す。なお、線量換算係数は ICRP Pub. 51 [2]に基づいている。図 4.4.3-2 に結果を示す。線量は廃棄体表面においても最大で 3×10^{6}Gy 程度であることが分かる。

(2)放射線損傷

セメント系材料の放射線損傷については、9～12MGy の γ 照射を受けたセメント固化マトリクスやセメントグラウト試料の大半は、顕著な変化を示さなかったこと、スラグセメントのグラウトでは削剥、亀裂、破壊が確認されたことが報告されている[3]。また、構造躯体コンクリートについては、最大 190MGy までの大線量の γ 照射を行っても、材料の重量、弾性係数、圧縮強度、細孔径分布に対して γ ヒートに伴う温度上昇による若干の付加的影響が確認されたのみである[4]。したがって、セメント系材料の放射線損傷は、有意な影響を持たないと判断できる。

また、ベントナイト系材料の放射線損傷については、高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書[5]で、構造変質[6]、止水性[7]、陽イオン交換容量[8]、吸着性能[9]、の観点から論じられており、放射線はベントナイトの特性に大きな影響を及ぼさないであろうと結論されている。1m 厚のコンクリート構造躯体の設置を想定する民間ハル・エンドピース廃棄体を含む廃棄体グループ 2 の処分概念では、ベントナイトが受ける集積線量は、4Gy 程度であり（図 4.4.3-2)、ベントナイト系材料に対しても、放射線損傷の有意な影響を持たないと考えることが妥当といえる。

(3)放射線分解

人工バリアシステム間隙水の放射線分解に係わる環境の評価では、保守的に還元剤となる鉄の使用量が少ない施設、即ち、廃棄体グループ2の結晶質岩の格納施設（第3章参照）を対象にした。

①解析手法

間隙水中の酸化還元電位（以下「Eh」と言う。）変化について、次の3つの要因を考慮した。

a. 間隙水の放射線分解による酸化種の生成

b. 鉄筋、キャニスター等の鉄による酸化種の還元

c. 人工バリアへの還元性地下水の流入

a.については、水の放射線分解酸化種を具体的に同定することは困難である。よって、保守的に還元種である水素は酸化種と再結合しないと仮定した。また、α線による純水の放射線分解のG値は1.0～1.7程度とされており[8,9]、ここでは保守的に1.7とした。また、α線の平均エネルギーは5MeV [10]とした。

b.については、結晶質岩のグループ2処分施設に1mあたり約9×10^3mol使用されている鉄が、最終的にⅢ価の鉄イオンまで酸化されることを想定した。鉄イオンによる還元速度は、酸化種の種類や濃度など、周囲の環境により異なるため、それによる影響の程度の正確な評価は困難である。そこで、処分場閉鎖後からの還元性の鉄イオンが完全に消費される時間を100年、1000年、10000年とパラメータとして、効果の影響を調べた。

c.については、還元性地下水が緩衝材中を拡散して処分施設に流入することにより、間隙水中の電子が供給されることを示す。

これらを考慮して、タイムステップ毎に間隙水中の電子の収支を計算し、Ehを求めた。

②解析結果

図4.4.3-3に処分後の経過年数とEh変化の関係を表す。処分場閉鎖直後は酸化性雰囲気であるが、鉄の消費を考慮しない場合でも数100年でEhは負の値となり、10^7年後に

は地下水と同程度の Eh にまで低下するという結果を得た。これは、還元性地下水の流入による還元種の供給量が、水の放射線分解による酸化種の生成量を上回るためである。

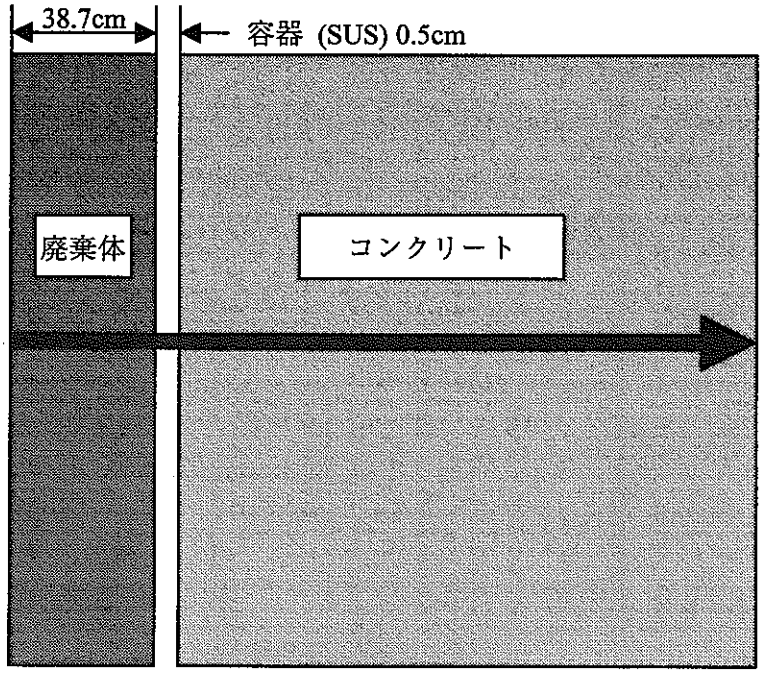


図 4.4.3-1　解析モデル

表 4.4.3-1　コンクリートの組成と原子数密度

	普通コンクリート密度:　2.3g/cm^3	
元素	重量比 (wt %)	原子数密度 (atoms/barn.cm)
H	0.42	5.717×10^{-3}
O	50.74	4.323×10^{-2}
Mg	0.12	6.554×10^{-4}
Al	0.45	2.288×10^{-3}
Si	38.61	1.904×10^{-2}
S	0.07	3.024×10^{-3}
Ca	6.87	2.374×10^{-3}
Fe	2.74	6.791×10^{-4}

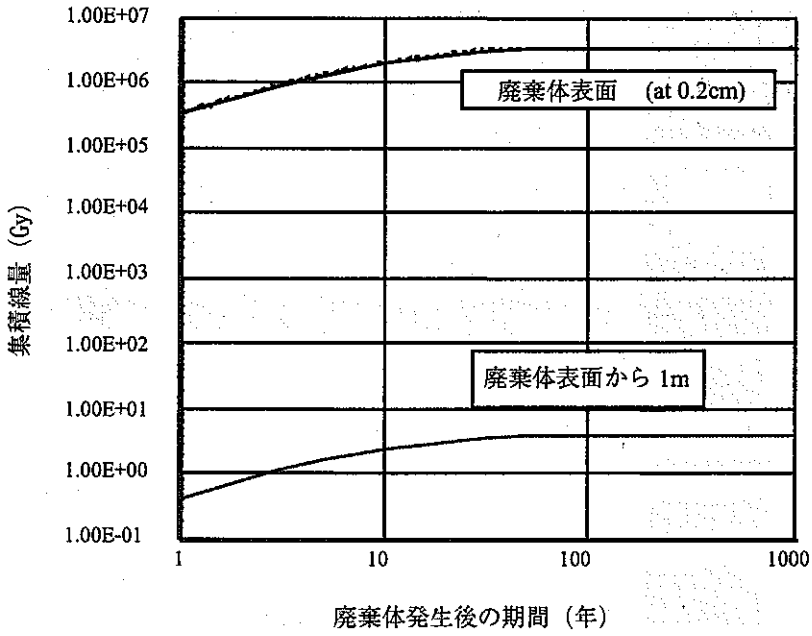


図 4.4.3-2　ハル・ハードウェア廃棄体周辺コンクリート部の集積線量評価

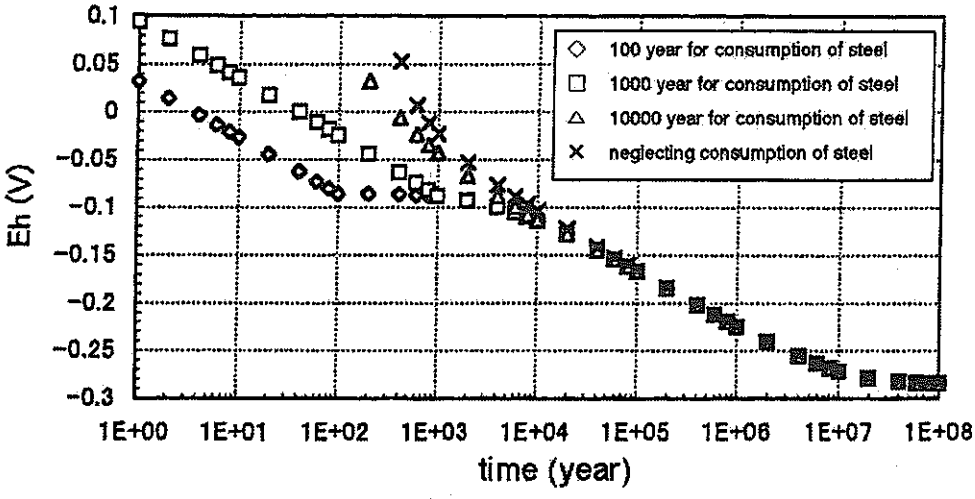


図 4.4.3-3　処分場における間隙水中の酸化還元電位の変化
（民間ハル・エンドピース、結晶質岩）

本節では、TRU 廃棄物の中で最も放射能レベルが高い廃棄物の民間再処理のハル・エンドピースに対して、照射線量を算出し、その影響による人工バリア材料への放射線損傷ならびに地下水の放射線分解による酸化生成雰囲気の形成について評価を実施した。今回想定した照射線量においては、既存の研究例より人工バリア材の性能への影響はほとんどないこと、及び処分施設は鉄の消費を考慮しなくても数百年で Eh は負の値となることを示した。

したがって、処分システムの性能評価においては放射線の影響を考慮しないこととする。

参考文献

[1] Engle, W. W. Jr. :A User Manual For ANISN : A One-Dimensional Discrete Ordinate Transport Code with Anisotropic Scattering,K-1963(1967).

[2] ICRP Publication 51, Data for Use in Protection Against External Radiation, 1987.

[3] Wilding, C. R. et al.: Effect of Radiolysis Radiation Damage and Waste/Matrix Interaction.

[4] 山田浩司　他：γ照射がコンクリートの諸物性に及ぼす影響に関する研究、セ技年報 38(1984)

[5] 動力炉・核燃料開発事業団：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－、PNC TN1440 92-081(1992)

[6] Ewing, R, C.: Summary, Smectite Alteration, Proc. Of Workshop Covened at the Shoreham Hotel, KBS TR84-41 (1984)

[7] Grauer, R.: Bentonite as a Backfill Material in the High Level Waste Repository, Nagra NTB86-12E (1986)

[8] Spitsyn, V. I., Balukova, B. D. and Savushkina: Influence of Irradiation with Gamma- Quanta and Beam of Accelerated Electrons on the Sorption Parameters of Clay Minerals the Montmorillonite Group, Scientific Basis for Nuclear Waste Management IV, Topp, S.V. (ed.), pp.703-708 (1982)

[9] Grauer,R. :Behätermaterialien für die Endlagerung Hochradiaktiver Abfälle Korrosionschemishe Aspekte, Nagra NTB 84-19 and EIR-Bericht No.523 (1984)

[10] Chiristensen, R. and Bjergbakke, E.: Radiolysis of Groundwater from spent fuel, SKB TR 82-18 (1982)

[11] Chiristensen, R. and Bjergbakke, E.: Radiolysis of Groundwater from HLW stored in Copper Canisters, SKB TR 82-02 (1982)

[12] Mckinley,I.G.: The Greochemistry of Near-field, Nagra NTB 84-48 (1985)

4.4.4 地下水の地球化学的条件

地下水の地球化学的条件は、放射性核種の化学形態に影響を及ぼすために、その条件を把握することは重要である。本節では、処分場における地下水の地球化学的条件について述べる。

TRU 廃棄物の処分施設において多量のセメント系材料（普通ポルトランドセメントをベースとしたセメント系材料）を使用することを前提としている。したがって処分施設の地球化学的条件は、セメント系材料の溶解によって支配されると考えられる。そこで、まずセメント系材料の溶解による地球化学的条件の変化を地下水の pH に着目して考えることとする。セメント系材料の浸出試験によると浸出液の pH の変化は、図 4.4.4-1 のように示される[1]。処分場においてもこのように pH が変化していくものと考えられる。

累積浸出液量が小さい時、すなわち処分施設閉鎖直後には pH は 13 程度であり、セメント中のナトリウムおよびカリウムによって pH は支配される。これらナトリウムおよびカリウムが浸出すると pH はセメント水和物の水酸化カルシウムによって支配され 12.5 程度となる。その後、水酸化カルシウムが消失すると、pH はセメント水和物のカルシウム珪酸塩水和物（以下、「C-S-H ゲル」と言う。）に支配され、その値は徐々に小さくなり周辺地下水の pH となる。ここで、Bradbury と Sarott の考え方[2]に基づきこれら pH の変化を以下のように分類する。

Region I	pH>12.5
Region II	pH≒12.5
Region III	pH<12.5

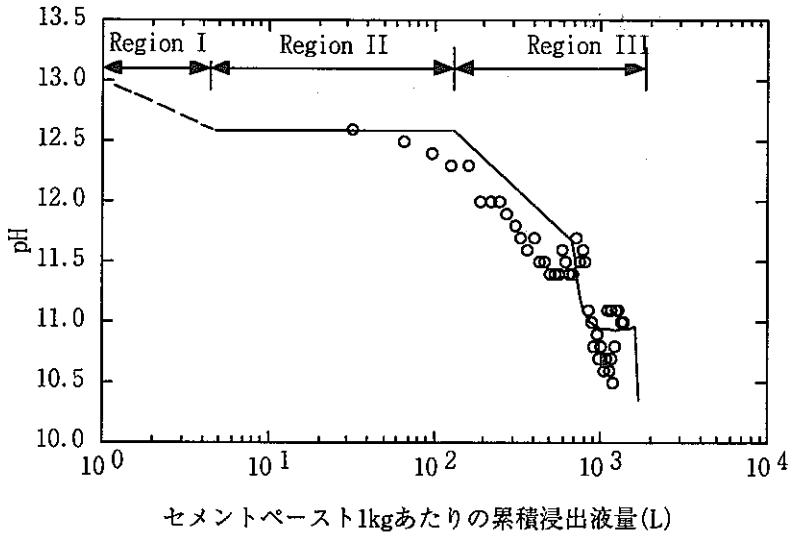


図 4.4.4-1　セメント系材料の浸出液の pH 変化

（文献[1]のデータをプロット）

Eh については、処分施設閉鎖後は、溶存酸素の存在によって Eh は正の値を示すと考られるが、溶存酸素は金属の腐食等によって消費され、比較的速やかに負の値になるとが想定される。したがって、処分場の地球化学条件として Eh が低い状態を考慮することとする。

セメント系材料の変質の経時変化については、次項 4.4.5 において各 Region が維持される期間等を地球化学平衡反応と物質移行とを連成させたコード(CHEMXPORT[3])によって評価することとするが、各 Region の代表的な鉱物組成条件における空隙水の pH 及び Eh を地球化学平衡反応計算コード（PHREEQE[4]）を用いて計算した結果を表 4.4.4-1 に示す。ここで、RegionIII におけるセメント鉱物としては、C-S-H(C/S=0.833)を仮定し、その期間は C-S-H が消失するまでの期間とした。

表 4.4.4-1　各 Region における空隙水の pH 及び Eh の一例

項	Region I	Region II	Region III
pH[-]	13.2	12.5	11.1
Eh [v]	-0.438	-0.426	-0.391

＊RegionⅢの固相条件は C-S-H ゲル(C/S=0.833)の場合

核種移行評価においては、上述したように処分施設の地球化学的条件が変遷していくことを想定し、各々のRegionにおいて核種移行パラメータを設定することとする。

参考文献

[1] 例えば、三原守弘, 入矢桂史郎, 根山敦史, 伊藤　勝：シリカフュームを混合したセメントペーストの浸出試験とモデル化, 放射性廃棄物研究, Vol.3, No.2, 71（1997）

[2] Bradbury, M.H. and Sarott, F.A.：Sorption Databases for the Cementitious Near-Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment, PSI Report, PSI Bericht Nr.95-06（1995）

[3] 三菱マテリアル：地球化学反応を考慮した物質移行解析コード[ChemXport™]の開発, 日本原子力学会1992春の年会(1992)

[4] Parkhurst, D.L., Thorstensen, D.C. and Plummer, L.N. : PHREEQE - A computer program for geochemical calculations, PB81-167801, U. S. Geological Survey, Richmond, VA, (1980).

4.4.5 人工バリア材の変質

セメント系材料やベントナイト系材料が長期の地下水との反応で変質することにより、処分施設内の間隙水組成が変化する可能性がある。それに伴って、人工バリア材に対する核種の吸着性や拡散係数、透水性に影響を及ぼす可能性がある。これらの影響を明らかにするには、処分環境における人工バリア材の長期的変遷と、それに起因する処分場内の化学環境の変化を評価する必要がある。

本検討では降水系高 pH 型地下水をレファレンスとして選択し、セメント鉱物の変質反応に伴う化学環境の維持期間の評価を行った。この際、緩衝材を設置する廃棄体グループ１および２の処分施設についてはベントナイト系材料の変質も考慮した。

さらに、「4.4.4 の地下水の地球化学的条件」で述べたように、セメント系材料の浸出に伴って処分環境における地下水はアルカリ性となる。このような条件においては、周辺岩盤の変質も考えられる[1]ため、本項では周辺岩盤の変質についても検討を加えることとする。

(1)セメント系材料の変質の影響

本検討におけるセメント系材料は、モルタル、コンクリート、セメントペースト等のセメントを硬化材料とした硬化体の総称である。

セメント系材料の変質の要因は、一般に、空気や地下水との反応、熱による変成、鉱物の安定化による構造変化等が挙げられる。TRU 廃棄物の処分環境条件を考慮すれば、深地層条件であるため、上記の要因のうち、空気との接触は検討する必要性は低いと考えられる。従ってここでは、処分環境においてセメント系材料の変質の原因となると考えられる、地下水との反応、廃棄体成分との反応ならびにセメント水和物の結晶化について述べる。

①地下水との反応

ここでは、セメント系材料と地下水との反応をセメント系材料の地下水への溶解と地下水成分との反応とに分けて述べる。

a. セメント系材料の地下水への溶解

地下水へのセメント系材料の溶解は、最も溶解しやすい水和物の溶解により支配され、

浸出液のpHもこれによって決まると考えられる[2]。

普通ポルトランドセメント（以下「OPC」という）を用いたセメント系材料の場合、主にポルトランダイトとC-S-H、また存在量は少ないがモノサルフェート(monosulphate)、エトリンガイト（ettringite)、ハイドロガーネットなどが溶解することによって地下水組成に影響を与える。C-S-Hの組成（Ca/Siモル比）は、そのセメント系材料の化学組成によって連続的に変化する上に、不調和に溶解するため、C-S-H中のCa/Siモル比は連続的に低下する。また、これに伴い、接触する溶液のpHも低下する。この考え方はGreenberg &Changにより実験的に確認されている[3]。

この項の冒頭で述べたように、セメント系材料の溶解過程を正確に予測することがTRU廃棄物処分の長期安定性を検討する上で必要不可欠であるため、セメント系材料の地下水による溶解過程のモデル化についてはc.項にて述べる。

b. セメント系材料と地下水成分との反応

セメント系材料と地下水成分との反応としては、以下に述べる炭酸イオンとの反応、硫酸イオンとの反応、塩化物イオンとの反応、マグネシウムイオンとの反応などが考えられる。既往のセメント系材料とこれら成分との反応に関する研究結果[4,5,6]などから、炭酸イオンとの反応については、ポルトランダイト等との反応におけるカルサイトの析出が考えられる。硫酸イオンとの反応については、通常モノサルフェート相がエトリンガイトに変化すると考えられる。これに対して塩化物イオン濃度が高い場合には、モノサルフェート相はフリーデル氏塩へと変化することが想定される。しかし、本検討における地下水は降水系地下水であり、塩化物イオン濃度が低いことから、フリーデル氏塩の生成は生じない。また、マグネシウムイオンが存在する場合には、$Mg(OH)_2$が析出することが考えられる。

c. 地下水との反応による長期変遷の解析

a.およびb.にて述べたセメント系材料の溶解および地下水とセメント系材料の反応に関する知見を基に、セメント系材料と地下水の反応による長期変遷の解析を地球化学平衡反応と物質の移行を連成させたモデルを用いて行う。本解析においては、緩衝材を使

用する処分概念も対象することとし、緩衝材の変遷についても評価することとした。この結果については、(2)で述べることとする。

(a)解析方法

(i) 評価体系

評価体系として緩衝材を用いない処分概念及び緩衝材を用いた処分概念についてそれぞれ以下に述べる。

○緩衝材を設置していない処分坑道（廃棄体グループ3，4）

評価体系として、処分坑道を内部がモルタル充填されたコンクリート構造物であるとし、各処分施設の寸法を以下の通り設定した。(3.2.6 項参照)

・結晶質岩系岩盤ケース　：W15.0m×H27.5m

・堆積岩系岩盤ケース　：ϕ 11.2m

コンクリート構造物への地下水の浸入に関しては、構造物が変質し透水係数が高くなった場合を考える。施設内における地下水流は、処分坑道に対して垂直に流れている場合を想定していること、及び施設内の透水係数が岩盤の透水係数に比べ非常に高いため、施設内の地下水流速は母岩中の 2 倍とした。物質移動は、移流・拡散モデルを用いた一次元解析を行うこととした。また、掘削影響領域をミキシングセルと仮定した。

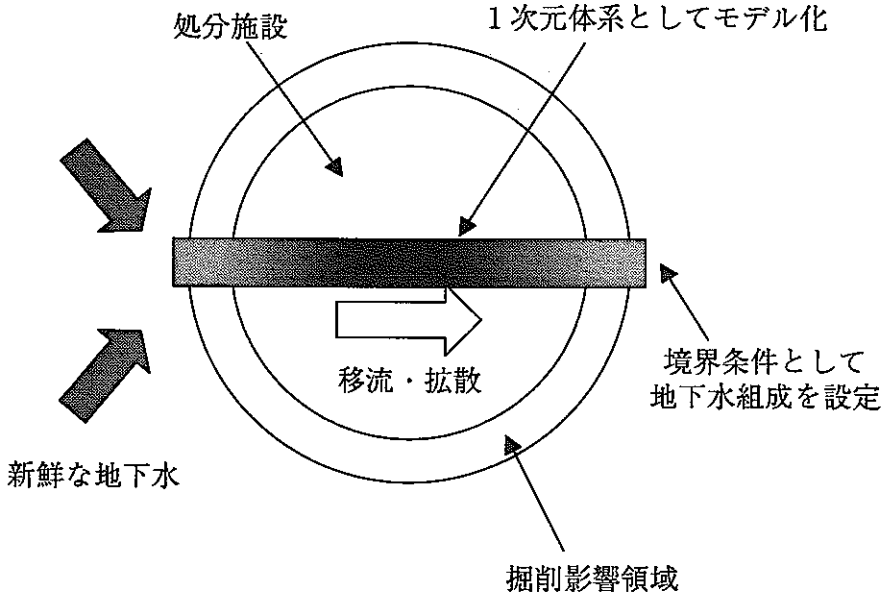
○緩衝材を設置した処分坑道（廃棄体グループ1，2）

モルタル充填された施設の外側にベントナイト系材料を巻いた坑道型処分施設を設定した。各施設は表面積が等価な円形断面を持つ坑道とし、ベントナイト系材料の厚みは１ｍとして、軸対称モデルにより解析を行った。物質移動解析には拡散移行モデルを適用し、緩衝材外側の掘削影響領域に溶出した成分は、掘削影響領域を通過する地下水により瞬時に希釈され、均一濃度となるミキシングセルを想定した。次項で述べる緩衝材の変質は透水係数の変化として解析に反映した。

上記のそれぞれの解析モデル概念を図 4.4.5-1 に示す。解析は、各領域の表面積

を考慮した疑似１次元モデルで行った。このとき、拡散は直径方向のみ起こる仮定した。

○緩衝材無しのケース



○緩衝材設置ケース

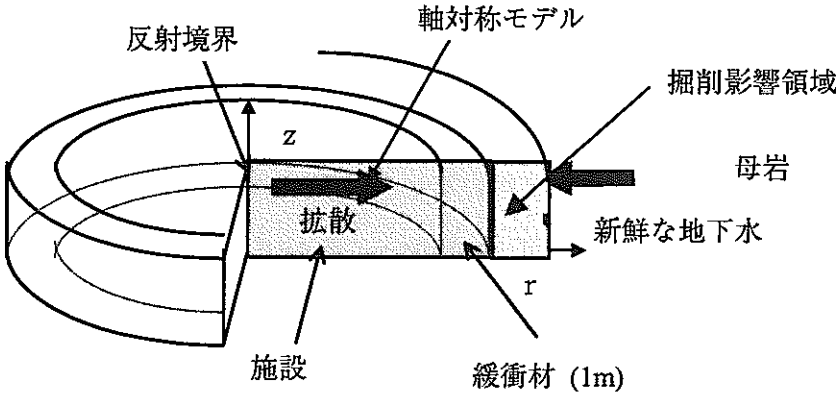


図 4.4.5-1　解析モデル概念図

(ii)セメント水和生成物の溶解モデル及び溶解度積の設定

本節における表中及び図中で用いた略号を表 4.4.5-1 に示す。

表 4.4.5-1　化学式の略号

鉱物	略号
CaO	C
SiO_2	S
Al_2O_3	A
Fe_2O_3	F
H_2O	H

セメント系材料中の水和物の熱力学的な取り扱いについては、Berner[7]、Glasser[8]、Atkinson[9]、Reardon[10]らにより、Greenberg＆Chang[3]や Fujii&Kondo[11]の試験結果等を用いてモデル化が試みられている。このことは、三原らの報告によってもまとめられている[12]。これらは、いずれも溶解の反応式を実験結果から導き出しており、仮想的な固相の溶解度積を既存の溶解データにあうようにフィッティングしたものであり、モデルにより結果が大きく異ならないと推定される。本項では Atkinson の提案するモデル[13][9]を採用することとし、他のセメント水和生成物については、カルシウムシリケート水和物のようなモデル化は検討されていないため、調和溶解として考えることとする。解析に用いるセメント水和物及び 2 次鉱物の解離反応の溶解度積（logK）は、既往の研究例[14-16]から、表 4.4.5-2 に示すように設定した。

二次鉱物としては、地下水との反応により、カルサイト（$CaCO_3$）および $Mg(OH)_2$ を考慮するとともに、今後実験的な確認が必要であるが Atkinson の研究[16]を参考にして C_2ASH_8、C_3AS_3、AS_2H_2 及び AS_4H も設定した。なお、硫化物イオンとの反応によるエトリンガイトについては、初期水和物として設定することとした。

表 4.4.5-2　セメント系材料及び 2 次鉱物の熱力学データ

鉱物	文献のΔGf から計算した logK	文献	鉱物	文献のΔGf から計算した logK	文献
$Ca(OH)_2$	22.72	[14]	C-S-H(1.6)	17.275	[14]
Ettringite	57.66	[15]	C-S-H(1.5)	16.928	[14]
C_3AH_6	77.979	[16]	C-S-H(1.4)	16.548	[14]
C_2ASH_8*	51.156	[16]	C-S-H(1.3)	16.133	[14]
C_3AS_3*	60.154	[16]	C-S-H(1.2)	15.681	[14]
AS_2H_2*	7.796	[16]	C-S-H(1.1)	15.191	[14]
AS_4H*	0.083	[16]	C-S-H(1.0)	14.67	[14]
CSH(1.8)**	17.887	[14]	C-S-H(0.9)	14.139	[14]
CSH(1.7)	17.594	[14]	C-S-H(0.83)	13.826	[14]

*: 二次鉱物として設定。

**: (　)内は、C-S-H ゲルの Ca/Si モル比を表わす。

(iii)物質移行パラメータ

ベントナイト系材料の拡散係数は、長期的にベントナイト系充填材が他の鉱物に変質する可能性を考慮し、保守的にベントナイトをゼオライト化させて測定した HTO の実効拡散係数の測定値から以下のように設定した。各媒体の物質移行パラメータを表 4.4.5-3　にまとめる。

表 4.4.5-3　各媒体の物質移行パラメータ

	コンクリート構造物	ベントナイト緩衝材	掘削影響領域	
			結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤
間隙率（-)	0.35	0.40	0.02	0.2
実効拡散係数（m^2/s)	1.40×10^{-9}*	5.00×10^{-10}	$1.\times10^{-12}$	8×10^{-10}
透水係数（m/s)	1.00×10^{-6}	3.00×10^{-11}	1.00×10^{-8}	1×10^{-8}

*:自由水中の拡散係数 4E-9m^2/s を間隙率補正して算出

(iv)地下水組成

本検討ではリファレンスとして降水系高 pH 型地下水[17](表 1.4.2-2 参照)を用いた。

(v)初期セメント水和物量の設定

セメントとしては処分場においてもっとも多量に使用されることが想定されるOPCを設定した。本検討で設定したセメント系材料の組成、コンクリートの示方配合、水/セメント重量比、セメントと骨材の配合割合を表4.4.5-4～表4.4.5-6に示す。

表4.4.5-4　セメント系材料の組成(wt%)

SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	SO_3	Na_2O	K_2O
21.5	5.20	2.9	64.0	1.5	2.0	0.30	0.47

表4.4.5-5　コンクリート $1m^3$ の示方配合　(kg)

水	セメント	骨材
2.23×10^2	3.70×10^2	1.28×10^3

表4.4.5-6　水／セメント比及び細骨材割合

水／セメント重量比	骨材の全容積に占める割合
60%	60%

表4.4.5-7　セメント系材料の組成　(mol/l-water)*

Ettringite	C_3FH_6	C_3AH_6	C-S-H**	$Ca(OH)_2$	Na_2O	K_2O
8.83E-02	1.92×10^{-1}	4.52×10^{-1}	3.79	2.81	5.13×10^{-2}	5.29×10^{-2}

*:間隙水1Lあたりの鉱物濃度

**:Siのモル数を基準に算出。Ca濃度はこの1.8倍となる

***:この表の値は(c)で述べるAtkinsonの仮定に基づいた計算値

解析開始時のセメント系材料の組成は表4.4.5-7の組成とし、各廃棄体施設中に含まれるOPC量を考慮して解析を実施した。表4.4.5-8に、表3.11～15より求めたそれぞれの廃棄体施設ごとの総OPC量、坑道1mあたりに含まれるOPC量及び充填材割合を示す。この結果

から施設内及び緩衝材間隙水中における各 Region（表 4.4.4-1）及び pH 維持期間を求めた。

表 4.4.5-8　各廃棄体グループの充填材体積割合

岩種	廃棄体グループ	総セメント量 (m^3)	坑道 1m あたりのセメント量 (m^3/m)	充填材体積割合*
結晶質岩系岩盤	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 1	7.9×10^2	63	75%
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 2	2.5×10^4	70	83%
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 3	1.3×10^4	168	66%
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 4	1.4×10^4	171	67%
堆積岩系岩盤	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 1	5.6×10^2	16	33%
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 2	9.4×10^3	15	30%
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 3	3.0×10^4	64	81%
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 4	2.4×10^4	61	78%

*: 充填材体積割合とは、坑道容積に対するセメント系材料の容積の割合を示す。また、堆積岩系岩盤における充填材体積割合が大きいのは、埋め戻し材としてセメント系材料の使用が考えられているためである。

(vi)ベントナイト系材料の組成

ベントナイト系材料中のモンモリロナイト含有率は50%とした（クニゲル V1 相当）。緩衝材は、ベントナイト 70%にケイ砂 30%を混合したベントナイト系材料とした。表 4.4.5-9 に示すベントナイト系材料の初期吸着量から換算した 70%ベントナイト系材料中の初期吸着量を表 4.4.5-10 に示す。

表 4.4.5-9　ベントナイト系材料の初期吸着量*(meq/g)

	NaX	KX	MgX_2	CaX_2
Meq/g	0.546	0.013	0.066	0.419

*クニゲル V1 の鉱物組成分析結果から設定

表 4.4.5-10　70%ベントナイト系材料の初期吸着量及びカルサイト量

(mol/l-water)

NaX	KX	MgX_2	CaX_2	$CaCO_3$
1.55	3.69×10^{-2}	9.36×10^{-2}	5.94×10^{-1}	7.37×10^{-1}

クニゲル V1（真密度 2700m³/kg、カルサイトを 2.6wt%含有）を 100%ベントナイト（間隙率 0.33）として、70%ベントナイト系材料（間隙率 0.40）を算出

なお、ベントナイト系材料の変質においてはイオン交換反応のみを考慮しており、粘土鉱物は評価期間中安定に存在するとした。混合土中のケイ砂も同様に安定として解析を行った。ベントナイトの変質の影響については次項で述べる。

また、イオン交換反応定数には、既存の検討例における値[18]を採用した。

表 4.4.5-11　本検討における緩衝材のイオン交換反応及びイオン交換反応定数

イオン交換反応	平衡定数（logK）
Z-+Na+=ZNa	20.0
Z-+K+=ZK	20.6
2Z-+Mg2+=Z2Mg	40.2
2Z-+Ca2+	41.8

(b)解析結果

上記の各パラメーターを基に、移流拡散方程式を用い、各鉱物の反応には平衡論を適用して解析を行った結果から、各処分坑道における施設内の化学環境の維持期間を求めた。解析によって求めたセメント系材料の間隙水の pH の経時変化の例を図 4.4.5-2 に、C-S-H の存在量の変化の例を図 4.4.5-3 にそれぞれ示す。解析結果は用いたパラメーターによって数倍の範囲で変動することから、各廃棄体グループ内の化学環境の維持期間を表 4.4.5-12 のように設定した。なお、図 4.4.5-2 及び図 4.4.5-3 においては、C-S-H には、Ca/Si 比の様々な C-S-H を含んでいる。表 4.4.5-12 において、堆積岩系岩盤での化学環境維持期間が、

結晶質岩系岩盤でのそれに対して短いのは、坑道の大きさが異なる（図 3.11～15 参照）ためである。また、堆積岩系岩盤におけるグループ 1 及び 2 での pH 維持期間が、セメント系材料の割合が小さいにもかかわらずグループ 3 及び 4 と同等であるのは、グループ 1 及び 2 では緩衝材を設け、グループ 3 及び 4 では緩衝材を設けないためである。

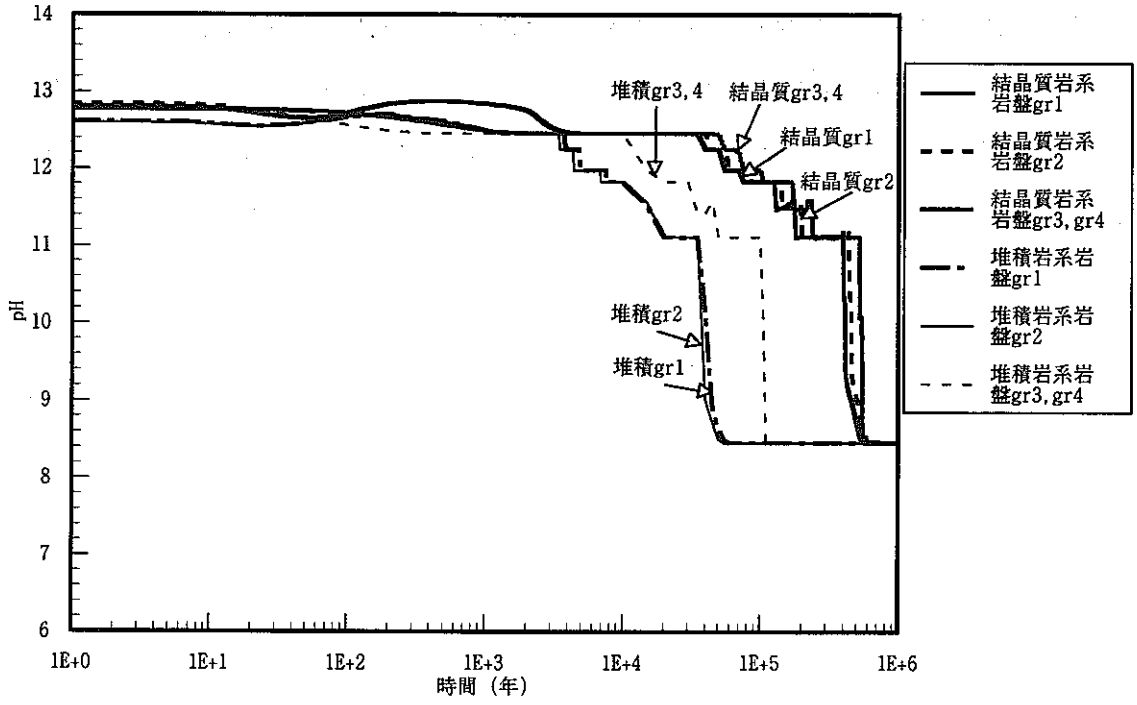


図 4.4.5-2　セメント系材料間隙水の pH 変化

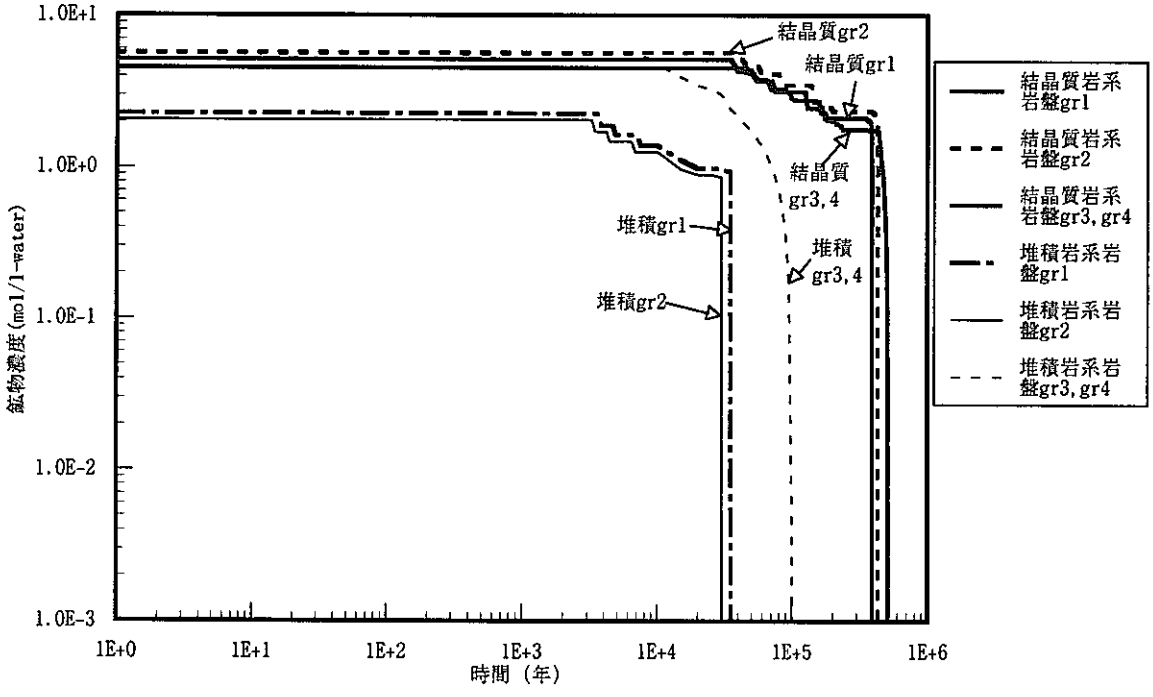


図 4.4.5-3　セメント系材料（C-S-H ゲル）存在量の変化

表 4.4.5-12　各廃棄体ｸﾞﾙｰﾌﾟの施設内における化学環境維持期間

岩	ｸﾞﾙｰﾌﾟ	充填材体積割合	RegionI*1 (pH>12.5)	RegionII*2 (pH=12.5)	RegionIII*3 (pH<12.5)
結晶質岩系岩盤	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 1	75%	6×10^3年	3×10^4年	4×10^5年
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 2	83%	6×10^3年	4×10^4年	4×10^5年
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 3	66%	3×10^3年	5×10^4年	5×10^5年
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 4	67%	3×10^3年	5×10^4年	5×10^5年
堆積岩系岩盤	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 1	33%	7×10^2年	3×10^3年	3×10^4年
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 2	30%	6×10^2年	3×10^3年	3×10^4年
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 3	81%	7×10^2年	7×10^3年	1×10^5年
	ｸﾞﾙｰﾌﾟ 4	78%	7×10^2年	7×10^3年	1×10^5年

*1:Na･K イオンにより pH>12.5 となっている期間

*2:ポルトランダイト($Ca(OH)_2$)が存在し pH=12.5 が継続する期間

*3: C-S-H ゲルが溶出し尽くし、pH が 11 から 8.5 まで急降下するまでの期間

②廃棄体成分との反応

TRU 廃棄物中には多種多様な廃棄体が存在し、それらは処理プロセスに従いさまざまな含有物質を含んでいる。これらの含有物質の影響により、セメント系材料の変質が地下水との反応以外にも生じる可能性が考えられる。そこで、ここでは、使用済み燃料の再処理プロセス廃液固化体中に多量に含まれる硝酸塩、及び廃棄体固化マトリックスとして使用されるビチューメンを対象としてセメント系材料の変質への影響を検討する。

a. 硝酸塩との反応

廃棄体中に含まれる硝酸塩($NaNO_3$)は地下水との接触により、容易にNa^+イオンとNO_3^-イオンに解離すると考えられる。廃棄体中に含まれる硝酸塩量が非常に多いため、全量が間隙水中に溶解したと考えた場合には、溶解度を上回る硝酸イオンの濃度となる。普通ポルトランドセメントを蒸留水および 10wt%(1.3mol/l)の硝酸ナトリウム溶液に 1～3 ヶ月間浸漬させた試験を行ったところ、硝酸塩液中ではモノサルフェート相（$3CaO\cdot Al_2O_3\cdot CaSO_4\cdot 12H_2O$ にて代表される固相）が消失し、同相中の SO_4^{2-}が NO_3^-と置換した

二次鉱物相（$3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot (NO_3)_2 \cdot 10H_2O$ にて代表される固相）に変化していることが、X 線回折および DSC 分析により確認された。一方、C-S-H の変質は見られなかった。

b. 有機物に由来する炭酸塩との反応

間隙率に影響を及ぼす可能性があるものとして、二酸化炭素による影響が考えられる。しかし、仮にビチューメン等の有機物から発生する二酸化炭素の全量がセメント中に含まれる CaO と反応するとしても、表 4.4.5-13 に示ように、坑道 1m 当たりに存在する CaO 量は、累積 CO_2 ガス発生量に比べて 3 桁以上大きく(ガス発生に関しては、4.4.10 項で述べる)、処分場内のセメント系材料の体積がカルシウムの溶脱によって減少することを考えると、廃棄体から発生する CO_2 量による影響は無視できるほど小さく、カルサイトによる間隙の閉塞は考えられない。また、水化学への影響としてカルサイトの沈殿により、高アルカリ環境がよりはやく中性化することも起こらないと予想される。従って、廃棄体に含まれる有機物に由来する炭酸塩との反応については考慮しないこととする。ただし、(1)a(b)で述べたように地下水に含まれる CO_2 とセメント系材料との反応によるカルサイトの沈殿は考慮している。

また、処分場閉鎖までの期間におけるセメント系材料の中性化に関しては、水／セメント比が 60%のモルタルにおける大気下での炭酸ガスによる中性化深さが 30 年間で約 3cm [19]であることから無視できるものとした。

③セメント系材料中の鉱物の結晶化

セメント系材料の鉱物の結晶化は、昇温による水熱変成及び長時間にわたる鉱物の変成によって起こるものと考える。C-S-H は高い核種の収着性を示すため、結晶化によって放射性核種の以降特性が変化する可能性がある。ここでは、この 2 つの変成プロセスについて既存の情報についてまとめる。

表 4.4.5-13 坑道 1m 当たりに含まれる CaO 量と最大累積 CO_2 ガス発生量との比較

岩種	廃棄体グループ	時間* (年)	累積最大CO_2ガス発生量 (mol/m)	CaO量 (mol/m)	CO_2/CaO 比**
結晶質岩系岩盤	Gr. 1廃銀吸着材	4.0×10^4	8.5×10^8	3.6×10^5	2.4×10^{-13}
	Gr.2キャニスター	3.2×10^5	8.5×10^8	3.6×10^5	2.4×10^{-13}
	Gr.3	1.0×10^5	8.6×10	1.1×10^6	8.0×10^5
	Gr. 4 (200lドラム)	5.0×10^6	2.6×10^7	1.1×10^6	2.4×10^{-13}
	Gr. 4 (角形容器)	4.0×10^3	3.0×10^2	1.1×10^6	2.8×10^4
堆積岩系岩盤	Gr. 1廃銀吸着材	4.0×10^4	4.9×10^8	1.1×10^5	4.7×10^{-13}
	Gr.2キャニスター	3.2×10^5	4.8×10^8	9.7×10^4	4.9×10^{-13}
	Gr.3	1.0×10^5	1.9×10	3.3×10^5	5.7×10^5
	Gr. 4 (200lドラム)	5.0×10^6	7.0×10^8	3.3×10^5	2.1×10^{-13}
	Gr. 4 (角形容器)	6.0×10^3	1.0×10^2	3.3×10^5	3.0×10^4

*:ガス発生が終息するまでの時間(4.4.10 章で求めた値を採用)

**:有機物に由来する CO_2 発生量／セメント系材料に含まれるカルシウム量

a. 昇温による水熱変成

TRU 廃棄物処分におけるセメント系材料の水熱変成は、様々な発熱要因による温度上昇が原因で起こると考えられる。温度上昇の原因となる現象としては、

・廃棄物中に含まれる放射性核種の放射壊変

・セメント系材料の水和

・金属の腐食

・微生物による有機物の分解等による発熱反応

等が考えられる。

これらの発熱は、処分の安全評価期間に比べると比較的短いと考えられる。正確な温度上昇期間は、処分場の熱伝導特性と周囲の地質によって変わるものであるが、C-S-H の Ca/Si 比と各温度での安定な鉱物相との関係[20]から、温度上昇による C-S-H の結晶化を避けるためには、初期の温度上昇を 80℃以下にするのが望ましいと考えられる。

3 章で示したように、処分場内の最高温度は 80℃程度であることから、おもに、C-S-H の結晶化、及びエトリンガイトのハイドロガーネット (Hydrogarnet) 化を考慮すればよ

いものと考えられる。C-S-H は、その Ca/Si モル比によって、トバモライト、オウフィライト、ジェンナイトなどに変質することが考えられる。その際、セメント系材料の力学的強度は保たれるものと考えられる。一方、セメント系材料中の C-S-H が、これら C-S-H 系鉱物に変質した場合の放射性核種の移行挙動への影響については、Ewart らによって代表的な核種についてのトバモライトへの分配係数[21]が取得されており、C-S-H とほぼ同等であることが分かっている。セメント系材料中の C-S-H の組成から考えて、水熱変性による結晶化ではトバモライトが主に生成すると考えられること、および、熱処理したセメント系材料の浸出液の pH および溶解度はいずれも OPC と比較して低いことから、今後より一層の調査を必要とするが、ここでは水熱変性の影響は考慮しないものとする。

b. 長期的な結晶化による変質

前述のように、TRU 廃棄物の処分で考慮すべき期間は非常に長い。このため、処分の評価期間に匹敵する長時間の鉱物の変成を実験により確認することは不可能であるが、以下のような変成を受けるものと考えられる。

- より安定な低温鉱物への再結晶化
- 温度が高い場合には、低温で生成する鉱物への転換の後に高温で生成する鉱物への再結晶化
- 固相の表面積減少

Bradbury[22]らは、これらについて、古代セメントとセメント系材料のナチュラルアナログを参考に考え、核種の移行についての影響はほとんどないと結論付けている。また、処分場では温度が低くかつ安定していることから、本評価でも同様に、これらの変成については、核種の移行への影響はほとんど無いものと考え、考慮しないこととした。

(2)ベントナイト系材料の変質の影響

廃棄体グループ1及び2に対してベントナイト系材料を緩衝材として設置している。緩衝材材料であるベントナイトは、環境条件（温度、溶液組成など）によっては、主要鉱物であるスメクタイトの層間陽イオンの交換やスメクタイトの鉱物学的変化等が起こる。これらの変化により緩衝材の水理、力学等の諸特性、地下水との反応および物質移行特性に変化を及ぼす可能性がある。

Duerden は、セメント系材料とベントナイトとの相互作用についてレビューを行なっており、ベントナイトの変質として陽イオン交換、イライト化、ゼオライト化、バイデライト化／シリカセメンテーションを挙げている[23]。また、土木の分野にて粘土地盤を改良することを目的とした研究[24]でベントナイトの C-S-H 水和物系鉱物への変質も挙げられている。さらに地層処分研究開発第2次取りまとめにおいては、ベントナイトの鉄型化及びクロライト類似の鉱物の生成（以下、「擬クロライト化」と言う。）の可能性についても記載されている[17]。

以上を考慮して、陽イオン交換（カルシウム型化／鉄型化）、バイデライト化／シリカセメンテーション、イライト化、擬クロライト化、ゼオライト化及び C-S-H 化に関して検討を行なった。

①陽イオン交換（カルシウム型化／鉄型化）

ナトリウム型ベントナイトを Na 以外の 陽イオンが共存する溶液に浸漬させるとベントナイトに吸着されていた Na イオンとの交換が起こる。(1) で述べたように、セメントの溶解液成分は、初期において Na や K であるが、長期的には Ca が浸出液の化学組成を支配する。したがって、ナトリウム型ベントナイトのカルシウム型化が考えられる。さらに廃棄体容器のドラム缶及びセメント系材料に用いられている鉄筋等は炭素鋼あるいは、ステンレス鋼であるため鉄の溶出による鉄型化も考えられる。しかしながら、ベントナイトは直接セメント系材料に接触していることからカルシウム型化が支配的と考えられる。

ベントナイトのカルシウム型化については、Pusch が行った単純なモデルによる評価結果が報告されている。それによると 500 年経過後、ベントナイト間隙水の Ca 濃度がセメント系材料の間隙水濃度の 5%以上になるセメント系材料からの距離は、0.87m としており、その領域では Na とのイオン交換が生じるとしている[25]。

さらに、陽イオン交換によるベントナイトの変質はイオン交換反応と物質移行とを連成させたモデルによって定量評価することが可能である。「(1)セメント系材料の変質の影響」での評価において、ベントナイトのカルシウム型化も考慮されており、そこでの解析結果を以下にまとめる。

結晶質岩系岩盤及び堆積岩系岩盤の処分施設におけるベントナイト緩衝剤中央部のカルシウムに置換された吸着サイトの割合及び間隙水の pH の経時変化を図 4.4.5-4 及び図 4.4.5-5 に示す。堆積岩系岩盤ケースにおいては約 1000 年程度で、結晶質岩系岩盤ケースにおいては約 3000 年でほぼベントナイトはカルシウム型化している（図 4.4.5-4)。堆積岩系岩盤ケースにおいてカルシウム型化にいたる時間が短いのは、地質媒体の拡散係数が大きいために緩衝材と岩盤との境界に設けた完全混合領域からの拡散によるカルシウムイオンの散逸量が多いことならびに断面が小さいためにナトリウム及びカリウムの存在量が小さいことによる。また、緩衝材中央部の間隙水の pH の経時変化を図 4.4.5-5 に示すが、後述するベントナイトのゼオライト化や C-S-H 化が進む可能性がある高アルカリ環境(pH>11)の継続期間は、結晶質岩系では 1～2×10^5 年、堆積岩系では 10^4 年程度となる（表 4.4.5-14)。

表 4.4.5-14　緩衝材中央部の高アルカリ環境(pH＞11)継続期間

サイト条件	廃棄体ｸﾞﾙｰﾌﾟ	pH>11 の期間
結晶質岩系	1	1×10^5 年
	2	2×10^5 年
堆積岩系	1、2	1×10^4 年

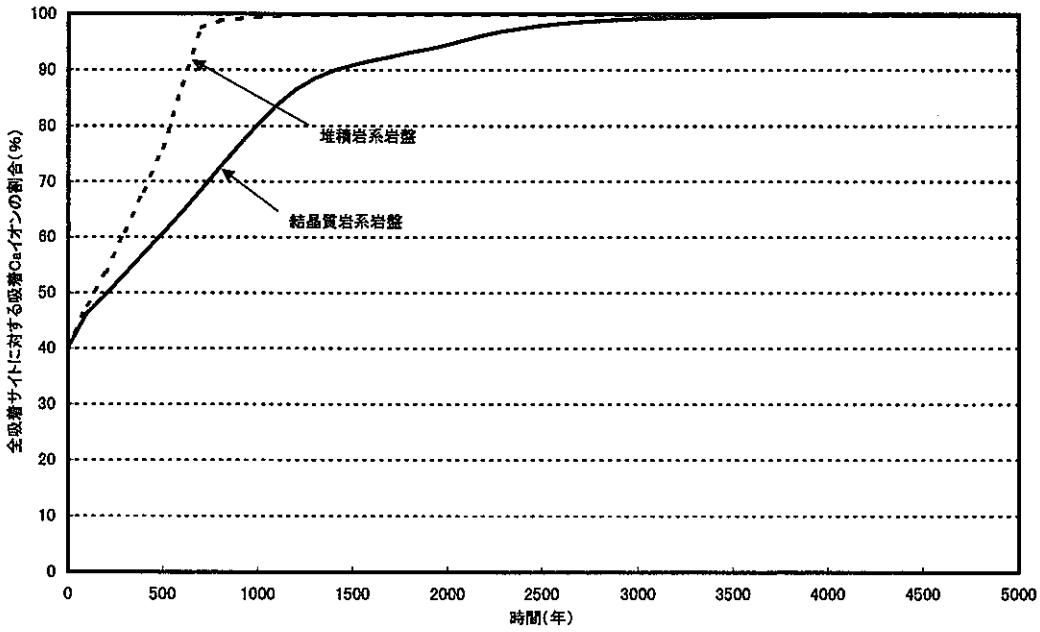


図 4.4.5-4　厚さ 1m の緩衝材中央部でのカルシウム化の程度の試算例

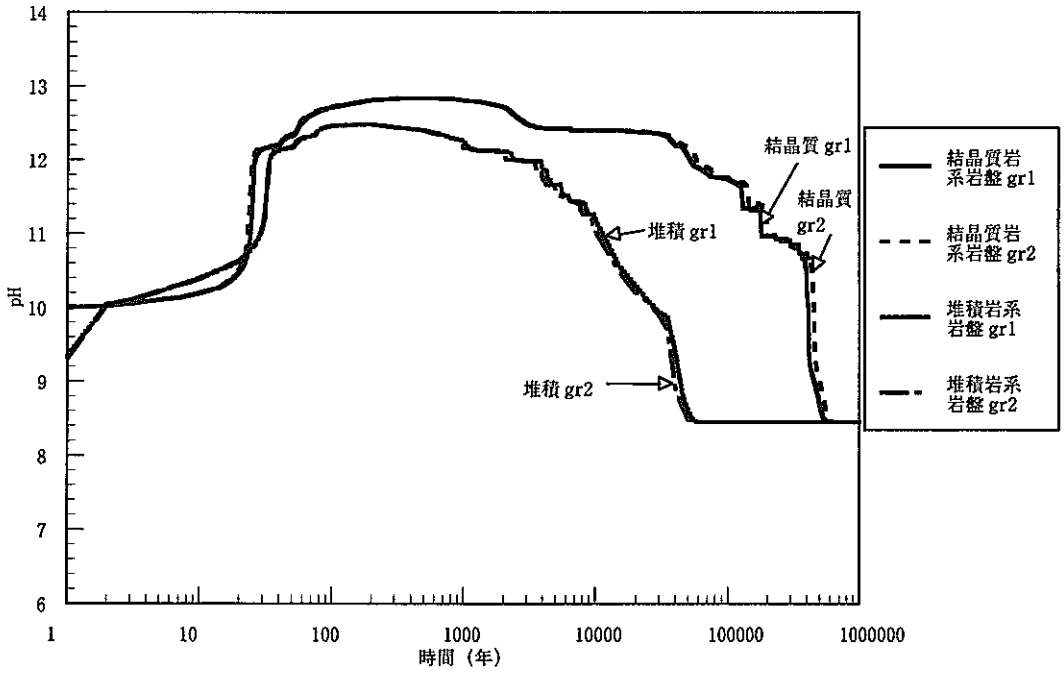


図 4.4.5-5 厚さ 1m の緩衝材中央部での間隙水中の pH の経時変化の試算例

②バイデライト化／シリカセメンテーション

バイデライトはスメクタイトと呼ばれるシート状ケイ酸塩鉱物の群に属する鉱物で、モンモリロナイトの層構造からシリカが除かれ、アルミニウムによって置換されることにより生じる。この時のバイデライト化により除かれたシリカのベントナイト粒子への沈着をシリカセメンテーションと呼ばれる。

Pusch は、スウェーデンの Kinnekulle ベントナイト鉱床のナチュラル・アナログ研究において 、ベントナイト粒子の周囲にバイデライト化によると考えられるシリカの沈着（シリカセメンテーション）が生じていることを見いだした。一方、バイデライト化には約 150℃以上の温度が必要であることも報告している[26]。低温度における 1 年間の NaOH 溶液への Na 型ベントナイトの浸漬試験では、ベントナイトの溶解が認められたが、シリカセメンテーションは認められなかった[27]。

以上の知見より TRU 廃棄物処分施設では、150℃を超えるような温度とならないので、バイデライト／シリカセメンテーションは生じにくいものと判断できる。

③イライト化

ベントナイトを構成するスメクタイトのイライト化は、天然の埋没続成作用や熱水作用の結果として広く認められる現象である。地層処分研究開発第 2 次取りまとめにおいてもイライト化の検討がなされており、温度が低い条件ではイライト化の速度は遅く、また、高温の条件では、その反応はカリウムの供給によって制限されることがわかっている[17]。そこでの検討結果を参考にするとナチュラルアナログ研究により Kinnekulle ベントナイト鉱床でベントナイトが 100～150℃で数百万年存在していること、海水類似環境で 160℃から 100℃まで 200 万年かかって冷却した条件においてイライト化は生じなかったこと、さらにはイライト化の反応速度式を用いて計算を実施した結果より、処分施設の温度が 100℃を超えるような高温でなければ、著しいイライト化は生じないとしている[17]。

本検討においても「(3)セメント系材料の変質」において計算された緩衝材中のナトリ

ウムおよびカリウム濃度の経時変化を用いて、緩衝材のイライト化の評価を次式にて実施した（以下、この評価式を「Pytte のモデル」と言う）[27]。

$$-\frac{dS}{dt}=S^2 A\exp\left(-\frac{E}{RT}\right)F\left(K^+,Na^+\right) \qquad \text{(式 4.4.5-1)}$$

S　：スメクタイトの残存割合(-)

t　：時間(s)

A　：頻度因子(/s)

E　：活性化エネルギー(J/mol)

R　：ガス定数(J/mol·K)

T　：絶対温度(K)

$F(K^+,Na^+)$：カリウムイオンと Na イオンの比の関数

(4.4.5-1 式)を初期条件 t =0 の時、S=1 として積分すると、

$$S=\frac{1}{kt+1} \qquad \text{(式 4.4.5-2)}$$

となる。ここで、反応速度定数 k は、以下のとおりである

$$k=AEXP\left(-\frac{E}{RT}\right)\bullet\left\{\left[K^+\right]-\left(\left(\frac{K^+}{2}\right)\bullet\left(\frac{\left[Na^+\right]}{2.3}\right)\right)\right\} \qquad \text{(式 4.4.5-3)}$$

この反応速度式の妥当性については、活性化エネルギーE を 1.09×10^5J/mol(原文では 27kcal/mol)とした計算結果と Whitney らの実験結果とほぼ一致している[28]。さらに、Gotland(Burgsvik),Kinnekulle 等のフィールドスタディにおけるイライト化の研究結果も、E=1.09×10^5～1.13×10^5J/mol(原文では 26～27kcal/mol)とした Pytte のモデルを支持している[29]。

解析に用いた処分施設におけるナトリウム、カリウム濃度の経時変化については、(1)セメント系材料の変質の影響で評価した体系を用い、保守的に処分施設内がすべてセメント系材料と仮定して拡散のみによるナトリウム、カリウムの移行計算を実施することにより設定した。ナトリウムおよびカリウムの拡散移行評価に必要なパラメータは、表4.4.5-2に示したとおりであり、初期条件及び境界条件として与えたナトリウムおよびカリウム濃度を表4.4.5-15に示す。

表4.4.5-15 ナトリウム及びカリウムの移行計算における初期条件および境界条件

(mol/l)

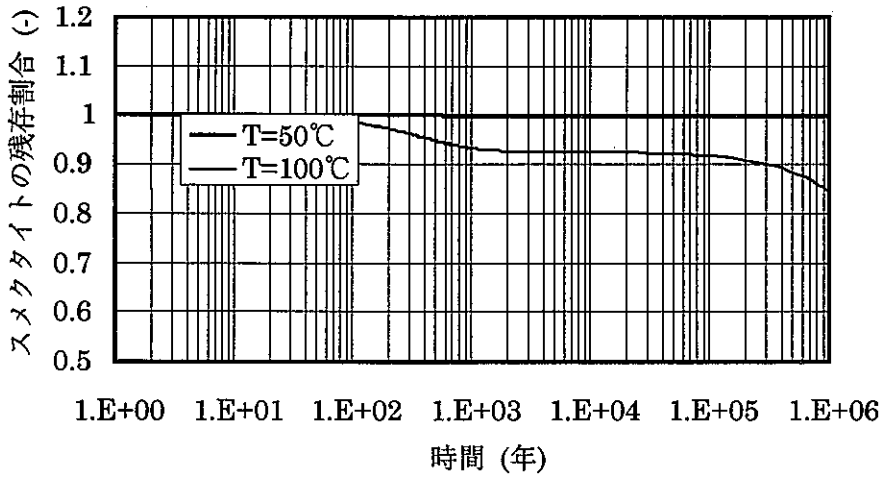
条件	領 域	ナトリウム	カリウム
初期条件	施設内	1.1×10^{-1}	1.1×10^{-1}
境界条件	地下水	3.6×10^{-3}	6.2×10^{-5}

移行計算の結果、処分施設中心におけるカリウム濃度が処分施設内で最も高いため、イライト化がより進行するとの観点から、その位置でのナトリウムおよびカリウム濃度の経時変化を用いた。その他解析に用いるパラメータとして頻度因子、活性化エネルギーについては、セメント系材料の影響を考慮してアルカリ性領域で取得したデータを用いることが好ましいが、現状ではこれらデータが不十分である。本検討では、Pusch が用いた 1.09×10^{5}～1.13×10^{5}J/mol(原文では 26～27kcal/mol) [27] を設定し、表4.4.5-16の値を用いることとした。温度については4.4.1で述べたように処分施設温度は、最高で77℃程度であるが、50℃および100℃として計算を実施した。

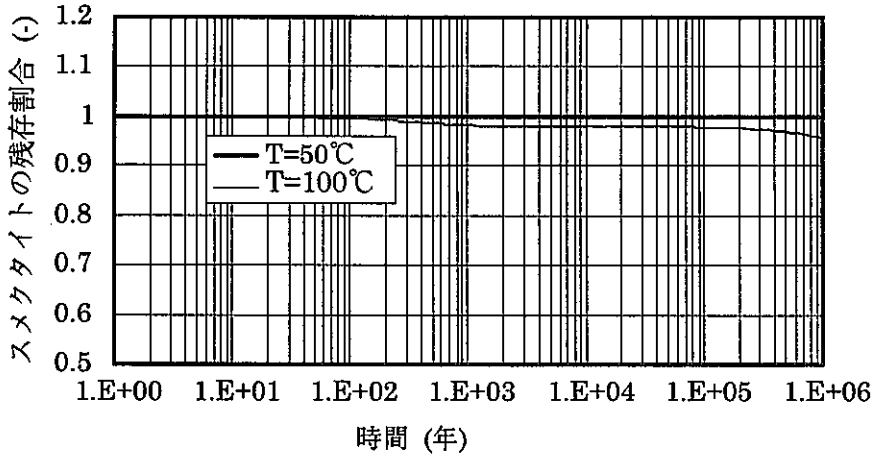
表4.4.5-16 解析に用いたデータ

	単位	入力値	参考文献
ガス定数 R	J/mol·K	8.31	
頻度因子 A	/s	8.08×10^{4}	[8]
活性化エネルギー E	J/mol	1.09×10^{5} 1.13×10^{5}	[6]

スメクタイトの残存割合の経時変化を図 4.4.5-6 に示す。これらの結果から、両活性化エネルギーにおいて、100℃では 100 年から徐々にスメクタイトが減少する結果となった。しかしながら、活性化エネルギーが小さい場合においても、10^6年において 8 割のスメクタイトが残存している。50℃においては、両活性化エネルギーにおいてスメクタイトの減少はほとんど見られず、処分環境の温度条件ではイライト化がほとんど進行しないものと考えられる。



(a)活性化エネルギー：1.09×10^{5}J/mol



(b)活性化エネルギー：1.13×10^{5}J/mol

図 4.4.5-6　スメクタイトの残存割合の経時変化

本検討では、イライト化は生じにくいことを示したが、今後は、セメント系材料の影響を考慮した条件でのデータを整備し、より信頼性の高い評価を実施していく必要がある。

④擬クロライト化

スメクタイト表面での鉄によるイオン交換やモンモリロナイトと鉄との相互作用は、緩衝材であるベントナイトの変質の要因となると考えられる。

ドラム缶の腐食によって生成する鉄水酸化物や、他の鉱物変質に伴って生じる Al 水酸化物等がスメクタイトの層間に入ることによって、スメクタイトの 2:1 層の骨格は変化しないものの、クロライト類似の鉱物（14Å非膨張層）が生成すると考えられる。これを擬クロライト化という[17]。

ベントナイト鉱山における鉄製支保と接触していたベントナイトの研究においては、この変質は認められていない[30,31]。また、天然の続成作用でのクロライトの生成量をイライトと比較すると、イライトへの変質が数十パーセントの割合で観察されるのに対して、クロライトの生成量は数パーセントから 15 パーセント以下となっている[32]。このことはクロライト化がイライト化よりも生じにくいことを意味している。したがって、イライト化が生じにくいような環境であれば、クロライト化も生じにくいものと考えられる。

⑤ゼオライト化

ゼオライトは、Na、Ca 等の含水アルミノケイ酸塩鉱物で、三次元に広がる中空構造を有し、火山岩の熱水反応等によって生じる。ゼオライトは、アルカリ性において安定な鉱物であり、pH9 以上のアルカリ領域での粘土の溶解によっても形成される。pH9 以上では、シリカとアルミナの溶解度は上昇し、ゼオライト化は促進される。スメクタイトからは 1.5～2.5 の Si/Al 比をもつアナルサイム、フィリップサイト及びナトロライト等の低シリカのゼオライトが形成される。

Johnston らは、温度が上昇するとベントナイトのゼオライト化は促進され、温度が100℃高くなると反応速度は1,000倍となると報告し、高温度かつ高pHでの実験の結果を基に、少なくとも1,000年でゼオライトが生じるであろうと推定している[33]。

Pusch は 70 年経過した運河のコンクリート基盤とそれに接する粘土をコア抜きして調査した事例や、実験室内でNaOH溶液を用いてNa型ベントナイトを反応させた結果からは、ゼオライトの生成が見られなかったことを報告している。また、保守的な仮定に基づいて10～20℃の条件にて厚さ1.5mのベントナイトがアナルサイムに変質するのに10^6年必要であることを述べ、500～1,000年において最大で1cmの厚さのベントナイトが変質すると結論づけている[24]。藤原らは、0.3mol/LのNaOH溶液にベントナイトを固液比1g/10mL及び1g/100mLに混合し、60～180℃で恒温槽で3日～6ヶ月静置した[34]。温度の上昇にともないモンモリロナイトのX線回折分析におけるピークが減少しアナルサイムの生成が確認されている。

市毛らは乾燥密度 1.8g/cm^3 に圧縮成型したベントナイトをアルカリ溶液に浸漬させ200℃の高温で6カ月間保持し、溶液接触面からベントナイトをスライスし、X線回折分析を実施した結果を報告している[35]。この報告によると水酸化カルシウム飽和溶液にNaOH及びKOHを等モル添加しpH14とした試験では、20日程度で2cmのサンプルの80vol%がアナルサイムに変質していることが確認されている。また、水酸化カルシウム飽和溶液では、6カ月後においてもそのほとんどがモンモリロナイトとして存在していることが確認されている。

処分施設の地球化学的環境は、アルカリ性となる。アルカリ環境が維持される期間の大部分は水酸化カルシウムの溶解によって支配されpH12.5程度となる。市毛らが実施した水酸化カルシウム飽和溶液での圧縮成型ベントナイトの変質試験では、200℃、6カ月後においてもそのほとんどがモンモリロナイトであった。また、評価手法が明確ではないといった問題点もあるが、Puschの評価においても1.5mのベントナイトの変質には、10^6年要する[25]との記述もあることから、ゼオライトへの変質には、長期間かかるものと考えられる。

ベントナイトのゼオライトへの変質については、アルカリ領域におけるスメクタイトの溶解を経てゼオライトへの変質が生じていることから、今後はアルカリ領域でのスメクタイトなどの溶解度速度データを整備することにより定量的評価が行えるものと考えられる。

⑥C-S-H 化

C-S-H はカルシウムとシリカよりなる水和物で、セメントの水和生成物の一つとしても存在する（セメント化学の分野では、CaO=C、SiO_2=S、H_2O=H と略す）。この水和物の組成と分類は、研究者により異なっており、100℃以下で生成するものは、不安定な低結晶相である[36]。処分施設における温度は、100℃以下であるので、この低結晶相の C-S-H がベントナイトの変質鉱物として生成するものと考えられる。この低結晶相の C-S-H として、C-S-H（I）及び C-S-H（II）が存在し、前者はその CaO/SiO_2 モル比が 0.8～1.5 であり、後者は 1.5 以上である。

川村らは、粘土地盤（ベントナイト等）の改良を目的とした基礎試験として、ベントナイトにセメントを混合し、その水和生成物を調査した。その結果、時間とともに水酸化カルシウム（セメントの水和物の一種）の X 線回折ピークがみられなくなり、C-S-H のピークが時間とともに大きくなっていくことを確認した[24]。このことは、ベントナイトが水酸化カルシウムと反応し、C-S-H へ変質することを示唆している。

また、久保らは、ナトリウム型ベントナイト（モンモリロナイト含有量 95wt.%以上）の反応を促進させるため、液固比を大きく 1,000/1 と設定し、$Ca(OH)_2$ 溶液を用いて pH（10.5～12.5）及び温度（50～100℃）をパラメータとして変質試験を実施した[37]。その結果、pH12.5 では C-S-H、カルシウムアルミネート水和物（以下、「C-A-H」と言う。）及びカルシウムアルミネートシリケート水和物（以下、「C-A-S-H」と言う。）の生成が認められた。pH11.5 においては、100℃において C-S-H の生成が確認されているが、それより低い温度、pH では 1 年間の試験において確認されなかった。さらに pH11～13 に調製した NaOH 溶液におけるナトリウム型ベントナイトの溶解速度を、温度 50～100℃の条件で取得しており、pH12～13 においてベントナイトの溶解が著しいことも示してい

る。以上のことから久保らは、ベントナイトの変質が高 pH による溶解と、溶解物の相互反応による鉱物の生成の 2 段階からなるという Savage の考え[38]を支持している。その後、黒木らはこの変質試験を 2 年継続している[39]。2 年の試験においては、pH11.5 の 80℃においてモンモリロナイトが消失し、C-S-H 及び C-A-S-H が生成していることが確認された。pH10.5 ではベントナイトの変質は確認されていない。これらの結果より黒木らは、ベントナイトが変質を受ける pH の境界は、10.5～11.5 と推定している。

このことは、粘土鉱物の安定限界の pH を 11 と判断し、アルカリ環境領域における Palfris Marl へ核種の分配係数の設定を行った Bradbury と Baeyens の見解［40］を支持するものである。

圧縮成型ベントナイトの変質試験で C-S-H が確認された例としては、Karnland の報告がある[41]。16 カ月間、圧縮成型ベントナイト（風乾密度 1.8g/cm^3）にコンクリートの模擬間隙水を通水、40℃に維持し、その後試料の分析を実施している。これによると X 線回折分析において C-S-H（I）の生成が確認されていることが報告されているが、モンモリロナイトの骨格の変質は認められていない。ベントナイトの随伴鉱物であるクリストバライトの減少が報告されていることから、明確にモンモリロナイトが C-S-H に変質したことが示されていない。

圧縮成型したベントナイトでは、その変質期間は長期となることが推定される。表 4.4.5-14 でまとめたように、緩衝剤中央部の pH が 11 を超える期間は 10^4 年と長期にわたるため、C-S-H 化は否定できない。また一方で浸出液の pH が最大で 11 程度となるセメント系材料の検討も進められている[42](このセメント系材料を低アルカリ性コンクリートという)。また、セメントの硬化時の水和熱を低くする目的で作製されたコンクリートにおいても浸出液の pH が 11 より小さくなることが報告されている[43]。

これら低アルカリ性コンクリートを使用することによって、ベントナイトの鉱物学的変質を抑制することができるものと考えられるため、その実用化に向けた研究開発が望まれる。

本検討で述べたベントナイトの変質について表 4.4.5-17 にまとめる。さらに、これら

変質が性能評価に与える影響についてもまとめた。表 4.4.5-17 で示したようにベントナイトのカルシウム型化については、カルシウム型化させたベントナイトの核種移行評価に必要となる透水係数、実効拡散係数および分配係数が整備されつつあり[44-46]、ベントナイトのカルシウム型化を考慮した核種移行解析が可能である。ナチュラルアナログや定量的な解析が不可能なため変質が否定できないゼオライト化や C-S-H 化についても核種移行解析を実施し、その影響を評価することが好ましいが、一部のデータ[45,47]が取得されているのみであり、現状では十分ではない。

さらに、ベントナイトの止水性能が低下し、核種の移行において地下水の移流が拡散よりも支配的になり、核種移行評価モデルが変化する可能性があることにも留意する必要がある。

これらの影響を評価するために評価モデルの整備を行うとともに今後もデータの取得整備を行う必要がある。

表 4.4.5-17　ベントナイト変質の性能評価におけるとり扱い

変質挙動	原因	変質の評価	性能評価での取り扱い	文献
陽イオン交換	Ca/Na とのイオン交換あるいは、Fe/Na とのイオン交換	イオン交換反応と物質移行とを連成させたモデルにて評価。 1,000～3,000 年でﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄが Ca 型化する。Fe イオンの濃度が Ca イオンより高くならないと想定されるため、Fe 型化は生じないと判断。	止水性低下、膨潤性能の低下、核種移行パラメータの変化	[21][24]
バイデライト化／シリカセメンテーション	モンモリロナイトの層構造の Si と Al の置換	ﾅﾁｭﾗﾙｱﾅﾛｸﾞ研究よりﾊﾞｲﾃﾞﾗｲﾄ化には約 150℃以上の温度が必要であるため生じにくいと判断。	現状では変質は生じにくいと判断	[21][25][26]
イライト化	K/Na との比及び温度	ﾅﾁｭﾗﾙｱﾅﾛｸﾞ研究よりｲﾗｲﾄ化に関する反応速度式にて評価。		[21][23]
擬クロライト化	Fe 水酸化物、Al 水酸化物などのスメクタイト層間への侵入	ﾅﾁｭﾗﾙｱﾅﾛｸﾞ研究より擬クロライトは容易かつ速やかに進む反応でないと判断。		[23][29][30][31]
ゼオライト化	高アルカリによる珪酸塩鉱物の溶解	1000 年以上の長期において生じると推定。Pusch によると 1.5m のﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄの変質には 10^6 年要する。	変質は否定できない。定量評価のためのデータが必要。	[21][24][32][33][34]
C-S-H 化	高アルカリによる珪酸塩鉱物の溶解	pH11 以上で C-S-H 化。		[22][36][38][40]

(3)周辺岩盤の変質の影響

(1)セメント系材料の変質で述べたように、初期のセメント系材料からの浸出液の pH は地下水によるセメント系材料の変質に伴って溶解平衡を支配する固相がアルカリ金属、ポルトランダイト、C-S-H と変化するに従って、浸出液の pH が変化することが確認されている[48,49]。浸出液にはセメント系材料から溶出したアルカリ金属やカルシウムが含まれており、高い pH を示すため、岩石に含まれるシリカ分の溶出などによって処分場周辺の岩盤の化学的特性に影響を及ぼすことが考えられる。この pH の高い浸出液の周辺岩盤への広がりを高 pH プルームと呼ぶ。

高 pH プルームが周辺岩盤に対して長期的に及ぼす影響については、正確に把握されてはいないが、既往の研究例から、以下に示す事象が明らかとなっている。

大和田らの花崗閃緑岩の浸漬試験の結果から、セメント系材料からの高 pH プルームによって、pH が 11.5 を超えると周辺岩盤表面が比較的短期間でも変質する可能性が示されている[50]。また、Savage らは、種々の鉱物について飽和水酸化カルシウム溶液、並びに水酸化ナトリウム、水酸化カリウム、水酸化カルシウムの混合溶液に対する浸漬試験を行い、シリカ分の溶出と C-S-H 系化合物の析出を確認している[51,52]。さらに、三原らの長さ 4m のカラムを用いた花崗閃緑岩の変質試験では、カラムの上流では大気中の炭酸ガスとの反応によって析出したと考えられる炭酸カルシウムの沈殿が、中・下流では C-S-H 系化合物の沈殿の生成がそれぞれ観察され、また、試験中のカラム出口での pH は入口と同じ 13.3 であることが示されており[53,54]、このことから高 pH プルームの影響が広範囲に及ぶ可能性が示されている。

これらの実験事実は、セメントからの浸出液によって、処分場周辺の岩盤が変質し、核種の移行挙動に影響を及ぼす可能性があることを示している。

処分環境においては、地下水は炭酸カルシウムに対して平衡になっていると考えられるので、カラム試験の結果[52,53]とあわせて考えれば、高 pH プルームに含まれるカルシウムとの反応によって、処分場近傍では炭酸カルシウムが沈殿することが予測される。また、Savage らによって、種々の鉱物において、C-S-H 系化合物の沈殿を確認している[51,52]こと、及び、カラム試験でも C-S-H 系化合物の沈殿、増加が観察されている[53,54]ことから、

長期的には処分場の周囲では、高 pH プルームとの反応によって岩盤表面に C-S-H 系化合物が沈殿するものと考えられる。

以上述べたように、高 pH プルームによって影響を受けた場合の周辺岩盤については、表面に C-S-H 系化合物が沈殿することが実験的に示されており、このことは、ナチュラルアナログ研究によっても示されている。

従って、高 pH プルームの影響を受けた周辺岩盤においては、C-S-H 系化合物が存在しているものとして評価するのが妥当である。

参考文献

[1] たとえば、Savage, D., Bateman, K., Hill, O., Hughes, C. Mildowski, A., Pearce, J., Rage, E. and Rochelle, C.: Rate and Mechanism of the Reaction of Silicates with Cement Pore Fluids, Appl, Clay Sci., 7, p.33-45（1992）

[2] Atkinson, A. ,AERE R 11777 (1985)

[3] Greenberg, S. A. et al., J. Phys. Chem. 69,182 (1965)

[4] Atkinson, A. and Hearne, J. A. :UKAEA Report AERE-R12049(1985)

[5] 荒井康夫,セメント材料の化学,大日本図書株式会社(1984)

[6] 小西ら，中性化コンクリートとアクチニドの相互作用について,昭和６３年年会講演予稿集,日本原子力学会,G34 (1988)

[7] Berner, U. R., "Modelling the Incongruent Dissolution of Hydrated Cement Minerals.", Radiochimica Acta, 44/45,387 (1988)

[8] Glasser, F. P. et al., "Solubility modelling of cements", Implications for radioactive immobilization, Mat. Res. Soc. Symp., 84,331(1988)

[9] Atkinson, A. et al., "Aqueous Chemistry and Thermodynamic Modelling of CaO-SiO2-H2O Gels.", AERE R 12548(1987)

[10] Readon, E. J., "Problems and Approaches to the Prediction of the Chemical Composition in Cement/Water Systems.", Waste Management, 12,221(1992)

[11] Fujii, K. et al., "Estimation of Thermochemical Data for Calcium Silicate Hydrate(C-S-H).", J. Am. Ceram. Soc., 66, c-220(1983)

[12] 三原守弘ら,"シリカフュームを混合したセメントペーストの浸出試験とモデル化"放射性廃棄物研究, 3,2,71 (1997)

[13] Atkinson, A., Hesarne, J. A. and Knights, C. F., J. Chem. Soc., Dalton Trans., 2371 (1989)

[14] Atkinson, A., Hesarne, J. A. and Knights, C. F., DoE/HMIP/RR/91/045 (1991)

[15] Atkins, M., Glasser, F. P. and Kindness, A., DoE/HMIP/92/005 (1992)

[16] Atkinson, A., Hesarne, J. A. and Knights, C. F., Mat. Res. Soc. Symp. Proc., 112,3 (1988)

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

[18]動力炉・核燃料開発事業団：高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－, (1992).

[19]岡田　清：コンクリートの耐久性, 朝倉書店, (1986).

[20]Atkinson, A. and Hearne, J. A., "The Hydorthermal Chemistry of Portland Cement and Its Relevance to Radioactive Waste Disposal",NSS/R187 (1989)

[21]Ewart, F. T. et al., "Mechanisms of sorption in the near field, Task3 Characterization of Radioactive Waste Forms, A series of final reports(1985-1989),No32C (1991)

[22]M.H.Bradbury et. al., Sorption Database for the Cementitious Near-Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment,PSI Bericht,Nr.95 (1995).

[23]Duerden , S. L.: Review of the Interactions between Bentonite and Cement, DOE Report No. DoE/HIMP/RR/92/031 (1992)

[24]川村満紀, 枷場重正, 杉浦精治: ソイルセメントにおける粘土鉱物とポルトランドセメントの相互作用, 土木学会論文報告集, No.169, pp.31-43 (1969)

[25]Pusch , R.: Chemical Interaction of Clay Buffer Materials and Concrete, SFR 82-01 (1982)

[26]Push, R. et al.:Rock Sealing – Interim Report on the Rock Sealing Project (Stage 1), STRIPA PROJECT 88-11 (1988)

[27]Pusch , R.:Evolution of Models for Conversion of Smectite to Non-expandable Minerals, SKB 93-33 (1993)

[28]Whitney, G.:Role of Water in the Smecite-to-illite Reaction, Clay and Clay Minerals, Vol.38, No.4 (1990)

[29]Huang,W., Longo, J, M. and Pever, D, R.:An Experimentally Derived Kinetic Model for Smectite-to-illite Conversion and its use as a Geothermometer., Clay and Clay Minerals, Vol.41, No.2 (1993)

[30]三ツ井誠一郎、柴田雅博、佐々木康夫、久保田満、伊藤雅和：鉄と長期間接触していたベントナイトの変質－山形県月布鉱山における事象－, 第40回粘土科学討論会講演要旨集, p.118-119 (1996)

[31]Kamei, G., Oda, C., Shinozaki, T., Mitsui, S. and Shibata, M.:Fe(II)-Na Ion Exchange at Interlayers of Smectite: Adsorption-Desorption Experiments and a Natural Analogue, Preprints

of contributions to the Workshop on Microstructural modelling of naturqal artificially prepared clay soils with special emphasis on the use of clays for waste isolation (1998)

[32] Awwiller,D,M.:Illite/Smectite Formation and Potassium Mass transport during Burial Diagenesis of Mudrocks: A Study from the Texas Gulf Coast Paleocene/Eocene, J. Sedimentary Petrology , 63,3, p.501-512 (1993)

[33] Johnston, R.M., Miller,H.G. :Hydrothermal Stability of Bentonite-Based Buffer Materials, AECL 8376 (1985)

[34] 藤原啓司, 横山勝彦, 下城美喜男, 雨夜隆之: セメント-ベントナイトの相互作用に関する研究, 1998 年春の年会予稿集, p612, 日本原子力学会（1998)

[35] 市毛悟, 三原守弘, 伊藤勝:圧縮成型したベントナイトのアルカリ溶液における変質試験, 1998 年春の年会予稿集, p611, 日本原子力学会（1998)

[36] 荒井康夫:改訂 2 版　セメントの材料化学, 大日本図書（1991)

[37] 久保博, 黒木泰貴, 三原守弘: ベントナイト系緩衝材のコンクリート間隙水による長期変質の基礎研究, 地盤工学会誌, 第 46 巻, 第 10 号（1998）

[38] Savage, D., Bateman, K., Hill, O., Hughes, C. Mildowski, A., Pearce, J., Rage, E. and Rochelle, C.: Rate and Mechanism of the Reaction of Silicates with Cement Pore Fluids, Appl, Clay Sci., 7, pp.33-45 (1992)

[39] 黒木泰貴, 久保博, 川地武: ベントナイト-消石灰反応の促進実験 (その 3) -$Ca(OH)_2$, $Ca(OH)_2$-NaOH-KOH 溶液の濃度と温度の影響について-, 第 42 回粘土科学討論会　講演要旨集,p184-185 (1998)

[40] Bradbury , M.H. and Baeyens,B: Far-Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of a L/ILW Repository in Disturbed/ Altered Palfris Marl Host Rock, Paul Scherrer Institute PSI Bercht Nr. 97-16 (1997)

[41] Karnland, O.: Cement/bentonite Interaction Results from 16 month laboratory tests, SKB Technical Report 97-32 (1997)

[42] 大和田　仁　ほか：放射性廃棄物地層処分システムにおけるセメント系材料の検討－浸出液の pH を低くしたセメント系材料の施工性と機械的特性－, サイクル機構公開技術資料, JNC TN8400 99-057(1999).

[43] Gray, M. N and Shenton, B. S.: For Better concrete, take out some of the cement , 6th ACI/CANMET

[44] 前田宗弘, 棚井憲治, 伊藤勝, 三原守弘, 田中益弘: カルシウム型化及びカルシウム型ベントナイトの基本特性-膨潤圧、透水係数、一軸圧縮強度及び弾性係数-,動燃事業団技術資料, PNC TN 8410 98-021 (1998)

[45] 三原守弘, 市毛悟, 加藤博康, 上田真三: セメント系材料の影響を考慮した条件における圧縮成型ベントナイトに対する核種に実効拡散係数, 1999 年春の年会予稿集, 日本原子力学会（1999)

[46] サイクル機構内部データ（公開資料準備予定）

[47] 藤原啓司, 横山勝彦, 加藤博康, 中澤俊之, 上田真三: TRU 廃棄物処分環境におけるベントナイトへの核種の収着, 1998 年秋の大会予稿集,p.836, 日本原子力学会（1998）

[48] 三原守弘, 入矢桂史郎, 根山敦, 伊藤勝:シリカフュームを混合したセメントペーストの浸出試験とモデル化, 放射性廃棄物研究, 3,2,71, (1997)

[49] Owada, H., Mihara, M., Mine, T., Neyama, A., Iriya, K. and Arimoto, T. :The geochemical modelling study on leaching behavior of HFSC for cementicious radioactive waste disposal, Proc., ICEM'99, in preparation.

[50] 大和田仁ら:核燃料サイクル開発機構技術資料,準備中

[51] Savage, D. et al., The Evaluation of chemical mass transfer in the disturbed zone of a deep geological disposal facility for radioactive wastes. I Reaction of Silicates with Calcium hydroxide fluids, Safety Studies Nirex Radioactive Waste Disposal, NSS/R244 (1998)

[52] Savage, D. et al., The Evaluation of chemical mass transfer in the disturbed zone of a deep geological disposal facility for radioactive wastes. II Reaction of Silicates with Na-K-Ca hydroxide fluids, Safety Studies Nirex Radioactive Waste Disposal, NSS/R283 (1998)

[53] 三原守弘ら:カラム法による高 pH 溶液の岩石に及ぼす影響試験, 1999 年春の年会予稿集,日本原子力学会(1999)

[54] 三原守弘ら:核燃料サイクル開発機構技術資料,準備中

4.4.6 有機物の影響

TRU 廃棄物処分システムに持ち込まれる有機物には、廃棄物に含まれている有機物、地下水に含まれる有機物および人工バリア材に含まれる有機物などが挙げられる。これらの有機物あるいはその分解生成物の中には、核種と有機錯体を形成することにより、その化学形態を変化させ、核種の移行挙動を評価するうえで重要なパラメータである核種の溶解度あるいは分配係数に影響を及ぼす有機物も含まれる可能性がある。したがって、このような有機物がこれらのパラメータに影響を与える場合、その影響を考慮した評価が必要となる。そこで、本セッションでは、その影響の有無と程度を評価することとした。

なお、有機物の影響は、核種の化学形態変化などの影響のほかに、有機物に起因するガス発生の影響とも関連する。その一例として、有機物に起因して二酸化炭素が発生した場合には、二酸化炭素とセメント系材料との相互作用を考慮しなければならないことが紹介されている（4.4.5(b)参照）。

グループ 1 およびグループ 2 に分類された廃棄物には有機物は含まれていないが、グループ 3 に分類された廃棄物には、サイクル機構の再処理工場から発生する低レベル濃縮廃液のアスファルト固化体及び COGEMA からの返還低レベル廃棄物固化体の固化材として用いられているアスファルトが含まれる。このような固化体中のアスファルトの量は、廃棄体重量の半分程度を占めている。グループ 4 に分類される不燃性廃棄物にはフッ素ゴム・エピクロロヒドリンゴムなどの有機物が含まれる可能性がある。なお、この廃棄物は民間再処理工場から発生すると想定されている。フッ素ゴム・エピクロロヒドリンゴムは、機器類のパッキンとして使用されており、廃棄物中に 0.1wt%含まれると仮定されている。

廃棄物中には存在しないが、セメント系充填材や構造躯体の施工時に施工性を高めるために有機物を含む高性能減水剤等が使用され、処分場に持ち込まれる可能性がある。これら有機物の量は、一般的にはセメント重量の 1～3%程度である[1]。

アスファルト自体は、核種の溶解度などに影響を及ぼさないが、アスファルトが処分環

境で劣化し、可溶性の有機成分となった場合に核種の移行に影響を及ぼす可能性がある。Greenfield et al.は、低酸素条件でセメント系材料を共存させた系において、溶液温度を 80℃として約 1 年間にわたり、アスファルトの浸出試験を実施している。さらに、その浸出液を用いて、Pu の溶解度試験を実施している。その結果、浸出液中の溶存有機炭素濃度が十数 ppm となるが、Pu の溶解度は浸出液の影響を受けないことを示している[2]。加川らは、還元及び大気条件でのアスファルトの浸出試験を実施し、還元条件では Greenfield et al.と同様な結果となることを示している。大気条件では溶存炭素濃度が時間とともに増加していることから、アスファルトの酸化分解が生じているものと考察している[3]。これらの結果から、低酸素条件で Eh が非常に低くなると想定される処分環境では、アスファルトの劣化は生じにくく、核種の溶解度に及ぼす影響はほとんどないと考えられる。Greenfield et al.はさらに α 線によるアスファルトの劣化試験を実施している[2]。低酸素条件でセメント系材料を共存させた系において、アスファルトを Pu-238 でコーティングしてアスファルトを劣化させたときの浸出液を使用して Pu の溶解度を測定したが、Pu の溶解度は 2×10^{-11} ～8×10^{-9}mol/l であり、浸出液の影響はほとんど無いとしている。また、Van Loon and Kopajtic は、γ 線によるアスファルト劣化試験を実施し、アルカリ領域において Cu^{2+}, Ni^{2+} 及び UO_2^{2+}と劣化生成物との錯形成は生じにくいことを示している[4]。

以上は限られた核種に対する研究成果であるが、これらを考慮すると処分環境においてアスファルトの劣化にともなう核種の溶解度に及ぼす影響は小さいと想定される。

フッ素ゴム・エピクロロヒドリンゴムなどは、それ自体は核種の溶解度などに影響を及ぼさないと考えられる。さらにアルカリ性での耐性が高いことからアスファルトと同様に劣化生成物は生じにくいと推定される。

Greenfield et al.は様々な有機物に対して、セメント系材料の共存条件における劣化試験を実施し、Pu の溶解度を測定している[5]。ナイロンやポリスチレンなど高分子の有機物の浸出液では、溶解度の上昇が見られないが、セルロースについては溶解度が 7 桁程度大きくなることが示されており、その分解生成物であるイソサッカリン酸（以下、「ISA」と言

う。）が核種移行評価上重要な有機物として考えられている。しかし、今回の検討対象廃棄物には核種移行パラメータに影響を及ぼすようなセルロースは含まれていないため、4.5節の核種移行評価においては有機物の影響を考慮しないこととした。

尚、セメント系材料に用いられる高性能減水剤は、界面活性剤としての機能を有するため、放射性核種と錯生成する傾向も強いと考えられる。Greenfield et al.は高性能減水剤を共存させたセメント浸出液において、Pu, U, Am 及び Tc の溶解度を取得しており、Tc の溶解度への影響は、他の核種に比較して小さいものの、高性能減水剤の濃度が高くなるにともない各核種の溶解度が上昇することを報告している[6]。現状では硬化したセメント系材料間隙水での高性能減水剤の濃度及び形態については、十分な知見は得られておらず、この影響を性能評価において考慮することは困難である。

しかしながら、高性能減水剤を用いたセメント系材料における核種の吸着試験において、高性能減水剤の影響は見られていない[7]ことから、硬化後における影響は小さいことが想定される。

一方、地下水に含まれる天然有機物の影響については、地層処分研究開発第２次取りまとめでは、処分環境での有機物の含有量およびその影響の包含化が困難であるなどの理由から、レファレンスケースでは考慮せず、データの不確実性ケースとして、有機物の分配係数に及ぼす影響が既に知られている元素については、実測値に基づいて地質媒体に対する核種の保守的な分配係数を設定し、核種移行解析を実施している[8]。

従って、本検討においても、天然有機物の影響については、線量を支配する I-129 および C-14 に対して、天然有機物の影響を包含できるように地質媒体に対する分配係数を変動させた核種移行解析を実施することで包含することとした（4.5.6(5)参照）。

今後は、セメント系材料の硬化後の間隙水の高性能減水剤の形態や濃度について調査を行い、吸着試験において影響が見られなかった原因について調査を行い、より信頼性の高い評価を実施する必要がある。

参考文献

[1] コンクリート工学ハンドブック等

[2] Greenfield,B, F.,Ito, M., Spindler, M, W., Williams, S, J. and Yui, M.:The Effects of The Chemical and Radiolytic Degradation of Asphalt on Plutonium Solubility, Mat. Res. Soc. Symp.Proc.,Vol.465(1997)

[3] 加川昭夫他:INFLUENCE OF CHEMICAL AND RADIOLYTIC DEGRADATION OF BITUMEN ON DISPOSAL, Radwaste Bituminization'99, Proceedings of the International Workshop on the Safety and Performance Evaluation of Bituminization Processes for Radioactive Waste, Nuclear Research Institute Rez plc, ISBN 80-238-4312-5, p153-156(1999)

[4] Loon, L, R, V. and Kopajtic, Z.: Complexation of Cu^{2+}, Ni^{2+}, and UO_2^{2+} by Radiolytic Degradation Products of Bitumen, PSI Bericht Nr.66 (1990)

[5] Greenfieled, B, F., Moreton, A, D., Spindler, M, W., Williams, S, J. and Woodwark, D, R.: The Effects of the Degradation of Organic Materials in the Near Field of a Radioactive Waste Repository, Mat. Res. Soc. Symp.Proc.,Vol.257 (1992)

[6] Greenfield,B, F. et al.: The Effct of Cement Additives on Radionuclides Solubilities, Migration'97, Sendai (1997)

[7] Cooper(ed.) :The Nirex Safty Assessment Resarch Programme: Annual Report for 1987/88 (1988)

[8] 核燃料サイクル開発機構:わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第２次取りまとめ－分冊３ 地層処分システムの安全評価,JNC TN1400 99-023(1999)

4.4.7 コロイドの影響

(1)セメント系材料のコロイド

安定なコロイドの存在は放射性核種の移行に大きな影響を及ぼす。処分環境ではコロイドは本質的には熱力学的に不安定であるが、準安定相として存在する可能性がある。このようなコロイドの安定性は、その発生と溶解や凝集などによる消失との兼ね合いに依存している。

一般に電解質濃度が高いと、表面電荷を調整するためにコロイドは不安定化し、塩析を起こす。セメント間隙水は、高アルカリ、高イオン強度であるため、コロイドが安定に存在することは困難であるとされてきた。この考えは、フミン酸コロイドがセメントと接した際に不安定化すること[1]や、鉄系材料やジルコニウムのコロイドがセメント系材料の間隙水中で不安定である[2,3]という事実と一致している。

しかし、その一方で、J.D.F.Ramsay[2]らの報告において、セメント系材料からの浸出液中にコロイドの生成が間接的に示されて以来、セメント間隙水中のコロイドの濃度について、10^9～10^{13}particles/L であると報告されている[2,3]。

岩井田らは、28 日間水和養生させたセメントペーストを、0.09mm 以下に粉砕後、液固比 2000g/g で 1 年間蒸留水に浸漬させた溶液を限外濾過し、セメント由来のシリカコロイドの生成は見られなかったことを報告している[4]。

また、長崎らは限外濾過フィルターを用いた同様に試験と、Laser Light Scattering 法による研究を行い、セメント系材料の間隙水中のコロイド濃度が低く、また、その殆どがカルサイトであることを報告した[5]。殆どの核種でカルサイトへの吸着性は低いため、この種のコロイドの核種の移行への影響はほとんど無いものと考えられる。

セメント系材料に由来するコロイドについては現状での知見が少なく今後の検討課題であるが、前述の研究例から、大きな影響を与えないものと考えられる。

(2)ベントナイト系人工バリア材からのコロイドの生成とその移行性

圧縮成型ベントナイトは、その内側の廃棄体やその他のバリア材料から発生するコロイドの移行を防止する効果的なフィルターの役割を果たすと考えられる[6]。しかし、高 pH 環境でのセメンテーションや亀裂の発生などの変質によるこの効果の低下については知見が無く、今後の課題となっている。

また、ベントナイトは、それ自身がコロイドの発生源となると考えられるが、BENTFLOW と呼ばれる装置を用いた試験によって、地下水流による浸食によるベントナイトからのコロイドの発生は限られた条件でのみ起こることが報告されている[6]。また、粘土鉱物コロイドに対する放射性核種の吸着性は高いものの、このようなコロイド自身の地質媒体への吸着性が高い[7]。そのため、ベントナイトからのコロイドの発生による影響は小さいと考えられるが、その影響を明らかにすることは今後の課題であると考えられる。

(3)コロイドによる影響のまとめ

これまで述べてきたように、コロイドの移行に関する知見は不足しており、その取得を今後の課題としている。しかし、保守的に周辺岩盤へのコロイドの収着やコロイド自身の凝集を考慮しない設定による評価で、コロイドの存在が線量へおよぼす影響は数倍にとどまっている[6]ことから、本評価での核種移行解析においてはコロイドの影響を考慮しないこととした。

参考文献

[1] Ramsay, J. D. F. et al., "Physical Characteristics and Sorption Behaviour of Colloids Generated from Cementiticous Systems", Radiochimica Acta, 44/45.119(1988)

[2] Gardiner, M.P. et al., "Influence of Colloids, Microbes and Other Perturbations on the Near Field Source Term", RSC/Nirex Loughborough Symposium(1997)

[3] Wieland, E., "Colloid Generation in Cementitious Backfil Material : Preliminary Investigations in the Systems Quartz/Cement Pore Water and "Monokorn" Mortar/Cement Pore Water", PSI Technical Report, to be published

[4] 岩井田武志　他,高 pH 溶液におけるシリカの挙動に関する研究,1998 年春の年会講演予稿集,日本原子力学会(1998)

[5] 長崎晋也　他,原子力バックエンド研究,準備中

[6] 核燃料サイクル開発機構、我が国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性－地層処分研究開発第2次取りまとめ－分冊3地層処分システムの安全評価, TN1400 99-023(1999)

[7] Dran, J.C., et al.:Interactionof psudocolloids with Mineral Surface: The Fate of Scavenged Cation, Radiochim. Acta, 66/67,pp.221-227

4.4.8 微生物の影響

これまで、地下深部環境は微生物にとって極限環境であり、生物学的に無菌状態であると考えられていた［1］。しかしながら、近年、地下深部での微生物の存在が確認され［2、3］、微生物の増殖が否定できなくなっている。そのため、微生物による放射性廃棄物地層処分システムへの影響に関する研究の必要性が指摘されている［4］。

現在、各国では微生物が処分場に及ぼす影響に関する調査あるいは研究が実施されており、これらの成果を参考に微生物活動により起こりうる影響［2、5～13］を分類すると、表 4.4.8-1 のようにまとめることができる。しかしながら、これら全ての影響は微生物が処分場内に存在するという前提に基づくものである。そのため、たとえ地下深部に微生物が存在したとしても微生物が処分場内で活動しえない、もしくは微生物量が極端に少ない場合は、微生物の活動が TRU 廃棄物処分システムに与える影響を無視できる可能性がある。

処分環境条件を考慮した場合に微生物が活性を持ち得るか否か、処分場閉鎖後に地質媒体中に存在する微生物が処分施設内に移行し得るか否かという観点に基づく実験的研究がいくつか報告されている。

地下水の酸化還元電位が Eh=-400～-200mV で pH が 12～13 となると想定される処分環境では、微生物の活性がほとんど無くなることが示されている［14、15］。

また、微生物の処分施設内への移行については、緩衝材としての使用が検討されているケイ砂混合ベントナイトに対する微生物の透過に関する研究から、乾燥密度が 1.2～1.8g/cm^3 でケイ砂の混合率が 50 wt%以下の条件であれば、微生物が移行しにくくなることが示唆されている［16］。

以上の成果に基づくと、初期に微生物が処分場に存在するとしても、処分場の地下水が長期にわたって高アルカリ（pH=12 程度）を維持すること、地下水の酸化還元電位がＥｈ=-400～-200mV となることを想定すれば、その活性は非常に限られたものであると推定できる。また、緩衝材であるベントナイト系材料のケイ砂混合比率が 30 wt%であることを考慮すると、ベントナイトのフィルトレーション効果により、微生物が処分場内に侵入しに

くくなると言える。

したがって、実質的には処分場における微生物の影響は非常に小さくなると考えられる。しかしながら、処分場の地下水の pH が低下するシナリオやベントナイトが変質し、ベントナイトのフィルトレーション効果が期待できなくなるなどのシナリオを考慮すると、微生物の影響を無視しえなくなる可能性がある。

現時点では地下深部環境での微生物の活動の程度を正確に把握することは困難であるが、仮に微生物活動の影響がある場合でも表 4.4.8-1 に示すように、その影響が処分システムの安全性に有意に働く場合と不利に働く場合との両方の可能性がある。

したがって、本検討では微生物の影響は考慮しないことを基本とし、ガスの発生への影響を予備解析する(4.4.10 項参照)程度にとどめる。今後は、地下深部に存在する微生物を対象として、これらのシナリオを考慮した試験研究を実施し、表 4.4.8-1 に示したような影響の程度を定量的に示していく必要がある。また、微生物活動を定量的に評価するモデルの開発も進められている［17、18］が、より現実的な評価を可能にするモデルの改良も課題の一つである。

表 4.4.8-1　微生物活動による影響

	プロセス	現象	影響度	文献
溶解度や吸着特性に与える影響	pHの変化	・ 酸生成 (有機系/無機系) ・ 錯化剤の生成	N, P	5,6
	キレート形成	・ キレート剤の生成	N	2,5
	コロイド形成	・ 微生物のコロイドとしての挙動 ・ コロイドの生成		6
	酸化還元反応	・ 酸素の消費 ・ 自然環境での酸化還元反応 ・ 核種の還元	N, P	2
	吸着／核種取り込み	・ 細胞外への核種吸着 ・ 細胞内部への核種取り込み		6,11
		・ 生物膜による鉱物表面被覆		5,10
人工バリアに与える影響（直接的影響）	コンクリート劣化	・ 生成した酸による劣化	N	6
	金属腐食	・ 直接的な金属腐食		
		・ 生成物による金属腐食		5
	アスファルト劣化	・ 生物的劣化		2,8,13
	ベントナイト変質	・ 生成物による変質		6
人工バリア／天然バリアに与える影響（間接的）	空隙閉塞	・ 生物膜による間隙閉塞	P	5,10
		・ 生成物による間隙閉塞		7,9
その他	ガス発生	・ 生物的ガス発生	N	2,5
		・ 生物的ガス消費	P	12

N：処分システムの安全性を損なわせる可能性がある

P：処分システムの安全性に対して優位に働く可能性がある

参考文献

[1] West,J.,McKinley,I.G.：The geochemistry of nuclear waste disposal, Mat. Res. Soc. Symp. Proc.,Vol.26, 487-494 (1984)

[2] K.Pedersen and F.Karlsson：Investigations of subterranean microorganisms:Their importance for performance assessment of radioactive waste disposal、SKB 95-10 (June 1995)

[3] 笹本広、瀬尾俊弘ら：釜石鉱山における地下水の地球化学的研究 (1)、PNC TN8410 96-203 (1996)

[4] 去来川汎人、伊藤勝ら：TRU 廃棄物処分に係る研究開発の現状調査 (1)、PNC TN1420 96-014 (1996)

[5] S.Stroes-Gascoyne：THE POTENTIAL FOR MICROBIAL LIFE IN A CANADIAN HIGH-LEVEL NUCLEAR FUEL WASTE DISPOSAL VAULT: A NUTRIENT AND ENERGY SOURCE ANALYSIS、AECL-9574 (December 1989)

[6] S.Stroes-Gascoyne and J.M.West：MICROBIAL ISSUES PERTAINING TO THE CANADIAN CONCEPT FOR THE DISPOSAL OF NUCLEAR FUEL WASTE、AECL-10808 (1994)

[7] P.lessart,M.F.Libert et al.：Effects of microbial activity on the nera and far fields of a deep repository、Nuclear science and technology、Final Report、EUR17110 (1996)

[8] F.Jacqut,m.libert et al.：IN VITRO EVALUATION OF MICROBIAL EFFECTS ON BITUMEN WASTE FORM、Department of Nuclear Waste Storage and Disposal、Microbial Degradation Processes in Radioactive Waste Repository and Nuclear Fuel Storage Areas、275-283 (1997)

[9] M.Wolf：Microbial degradation of bitumen、EXPERIMENTIA、Vol.47、No.6、542-548 (1991)

[10]J.M. Horn and A.Meike:Microbial activity at Yucca Mountain,UCRL-ID-122256,September 25 (1995)

[11]Kudo,A.et al.:Behavior of Plutonium interacting with bentonite and Sulfate-Reducing anaerobic Bacteria、Mat.Res.Soc.Symp.Proc.、Vol.465、879-884 (1997)

[12]山口辰良著：一般微生物学、技報堂出版、197-202 (1968)

[13]林孔華、川上泰：地層処分におけるアスファルト固化体の微生物分解,日本原子力学会1997年秋の大会要旨集 (1997)

[14]吉川英樹、福永栄他：地層処分システムにおける微生物の影響について(1)－還元環境に対する微生物の耐性に関する実験－、放射性廃棄物研究、1、199 (1995)

[15]嶺　達也, 三原　守弘, 脱窒最近のアルカリ性及び還元環境下での耐性に関する実験的研究,準備中

[16]福永栄、本谷益良ら：圧縮緩衝材中の微生物移行条件の検討、日本原子力学会1999年春の年会要旨集 (1999)

[17]McKinkley, I. G., et. al.,"Experimental investigation of activities and tolerance of denitifying bacteria under alkaline and reducing condition,Nagra TR85-43(1985).

[18]H.A.Grogan, I.G.McKinley : An approach to microbiological modelling : Application to the near field of a Swiss low/intermediate-level waste repository, Nagra TR89-06 (1989)

4.4.9 硝酸塩の影響

ここでは、使用済み燃料の再処理プロセスで発生するプロセス廃液を固化した廃棄体中に多量に含まれる硝酸塩について述べる。特に、硝酸イオンが水化学環境及び核種の移行に及ぼす影響をを対象として検討する。

(1)硝酸塩の含有量

硝酸塩を含む廃棄体の総量を表 4.4.9-1 に整理する。これら廃棄体はグループ化において、他の廃棄体グループへの影響を考慮し個別の廃棄体グループ（グループ 3）としてまとめられている。保守的に廃棄体充填率が高い結晶質岩系岩盤での処分施設概念、施設中の間隙率を 0.15 として、施設内の硝酸イオン濃度を求めると、50℃における硝酸ナトリウムの溶解度（13.4mol/l）を上回る約 1.87×10^4mol/m^3 となる[1]。

核種の溶解度への影響については、硝酸イオンとの錯形成と、硝酸イオンの化学形態の変化について考える必要がある。

表 4.4.9-1　硝酸塩を含む廃棄体の整理

区分	廃棄物種類	含有量 (kg/本)	廃棄体数 (本)	合計 (kg)	合計 (mol)
民間再処理	低レベル濃縮廃液 I	185	4,844	896,140	1.05×10^7
JNC 再処理	低レベル濃縮廃液 I（アスファルト固化）	103	16,638	1,713,714	2.02×10^7
	低レベル濃縮廃液 I（1998 年度以降）	185	11,819	2,186,515	2.57×10^7
返還	ビチューメン固化体	40	1,200	48,000	5.65×10^5
合計			34,501	4,844,369	5.70×10^7

(2)硝酸イオンの挙動

通常の環境中で窒素が主に取り得る化学形態及びそれぞれの形態間の変化[2]を図 4.4.9-1 に示す。窒素に関する Eh-pH ダイアグラム（図 4.4.9-2）に示すように、窒素は酸化還元電位によってその化学形態が変化する[3]。 pH=12.5（セメント水和鉱物中の $Ca(OH)_2$ により緩衝される pH）における酸化還元電位による水溶液中での窒素の支配化学種を図 4.4.9-3 に示す。しかし、多電子還元過程の反応速度は、低温で微生物の寄与がない場合には非常に遅い。

(3)処分環境での硝酸イオンの挙動

処分場の建設、操業の期間に処分場内に取り込まれた多量の酸素は、金属の腐食や有機物の参加に伴い、処分場閉鎖後速やかに消費され、処分場内は還元雰囲気となるものと考えられる。このとき初期のセメント平衡水中では図 4.4.9-2 中に○印で示す pH=13.2、Eh＝-0.6V 程度（Fe(II)/(III)の酸化還元反応により決まると仮定する。）となっていると考えられる。

硝酸イオンは還元雰囲気下では脱窒反応によって N_2 または低温での微生物活動や高温での Fe(II)及び有機物によって他の化学種へと還元されることが知られている［5,6,7,9］。そのため、処分環境では窒素分子(N_2)，アンモニウムイオン(NH_4^+),硝酸イオン(NO_3^-)の各化学形態となって存在することが考えられる。以下に、各化学形態の特徴について述べる。

a.窒素分子

窒素分子は科学的に安定なため、低温では窒素原子まで還元された場合には微生物活動によってのみ他の形態で固定される[3,6]。従って、窒素分子は地下水の科学的環境には影響を及ぼさないと考えられる。

しかし、脱窒反応は有機物の酸化反応（式 4.4.9-1 に一例を示す）や硫化物の酸化による硫酸イオンの生成などを伴うため、地下水の pH を低下させ、セメント系材料の変質やカルサイトなどの二次鉱物の析出を加速する可能性がある。

$$5CH_2O+4NO_3^-=2N_2+4HCO_3^-+CO_2+3H_2O \qquad \text{(式 4.4.9-1)}$$

b.アンモニウムイオン

硝酸イオンの還元によって生成するアンモニウムイオンは、式 4.4.9-2 の化学平衡に従って、そのほとんどがアンモニアとして液相に溶存する。

$NH_4^+ \rightarrow NH_3(aq)+H+$　　logK=-9.24　　(式 4.4.9-2)

多量のアンモニアが溶存した場合、一部の放射性核種と錯体を形成し、その結果、溶解度の上昇や岩盤等への分配係数が変化する可能性が考えられる。しかし、溶存アンモニアと核種との錯形成に関しての地検は十分ではないため、現状での定量的な評価は不可能である。

NaOH で pH を 7 から 12.5 に調整し、硝酸イオンの試験を行った結果では、鉄を還元剤に用いた場合にアンモニアの生成が確認された[4]。しかし、もしこのような反応が起こったとしても、1mol の硝酸塩をアンモニアに還元するためには 3 から 4mol の鉄が必要となる（表 4.4.9-2 参照）ため、この反応は鉄の容量によって制限されるものと考えられる。

表 4.4.9-2　処分場における鉄系剤量と硝酸イオンの存在量*の比較

岩盤種類	鉄 (mol)	硝酸イオン (mol)
結晶質岩系岩盤	3.3×10^5	1.6×10^5
堆積岩系岩盤	7.5×10^4	1.2×10^5

*:処分坑道 1m あたり

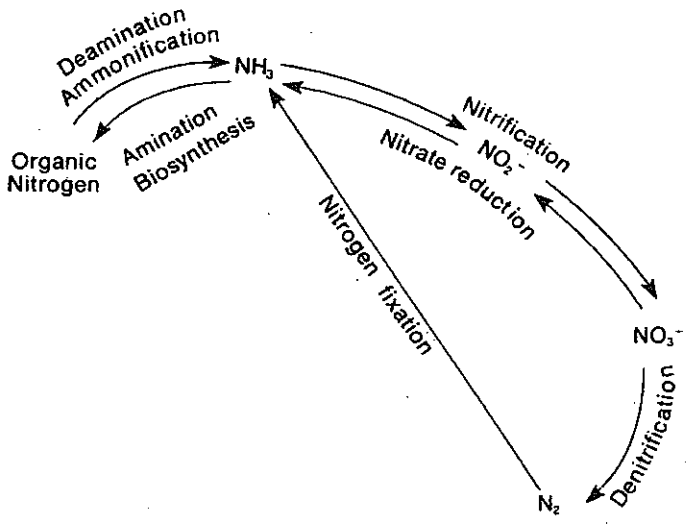


図 4.4.9-1　窒素サイクル [2]

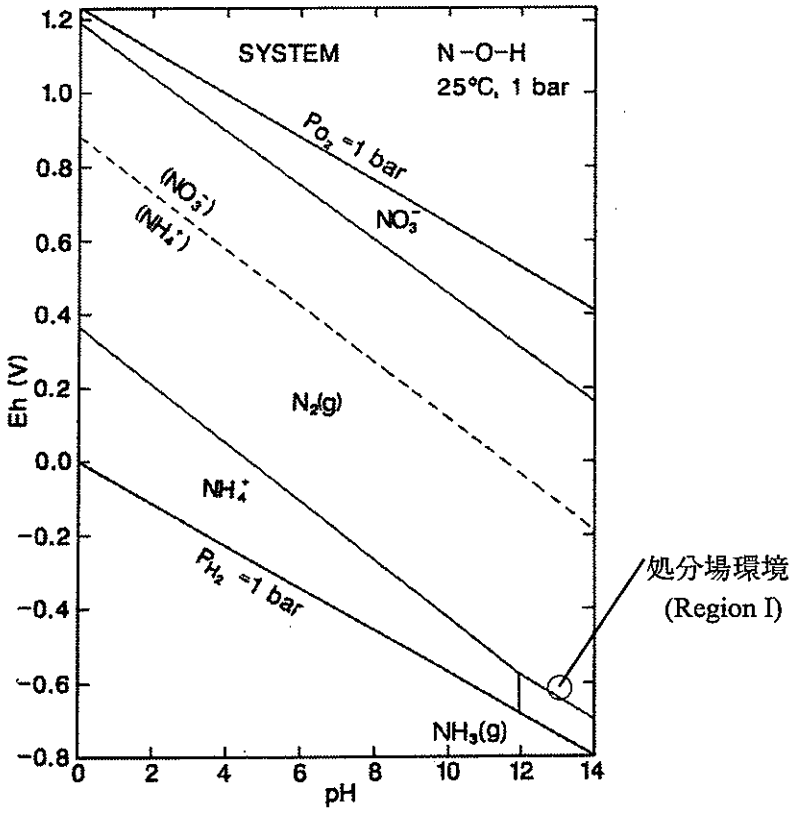


図 4.4.9-2　N-O-H 系における Eh-pH ダイアグラム[3]

溶存窒素= $10^{-3.3}$(P_{N_2}=0.8bar).

c.硝酸イオン

硝酸イオンは還元雰囲気では熱力学的に不安定である。しかし、想定される温度条件では、微生物活動がなければその還元速度は非常に低い。そこで、本評価では、硝酸イオンの還元の影響は考慮しないこととした。

また、高濃度の硝酸イオンによって、核種との錯形成が起こり、そのことによって核種の溶解度や吸着特性が変化することが考えられる。

OPC を蒸留水および 10wt% $NaNO_3$ 溶液に 1～3 ヶ月間浸漬下の地、X 線回折(XRD)および示差走査熱量計（DSC）によって分析した結果、モノサルフェート相($3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot CaSO4 \cdot 12H_2O$)が消失し、$SO_4^{2-}$が NO_3^-で置換された相が生成することが確認された。モノサルフェート相はアニオン核種の主な吸着サイトであると考えられている。このため、この試験結果は硝酸イオンによよって、重要核種であるアニオン核種の Kd が低くなることを示している。

これまで述べてきたように、硝酸イオンが処分場の環境に及ぼすいくつかの影響について指摘されている。しかし、現状の知見からはこれら影響を定量的に評価することは難しい。特に、活性の高い部生物が存在した場合には系が複雑となる。

硝酸塩は、核種のセメント系材料への分配係数の変化の原因となる。しかし、その知見は皆無であり、影響を見積もることが困難であり今後の課題となっている。

従って本検討では、硝酸塩の影響については、高濃度の硝酸イオンによる高イオン強度環境として評価することとする。

参考文献

[1] 日本化学会編　“改訂3版　化学便覧　基礎編Ⅱ”、丸善、1984

[2] Vernon L. Sneoeyink, David Jenkins, "WATER CHEMISTRY", John Wiley & Sons, Inc, 1980

[3] Douglas G. Brookins, "Eh-pH Diagrams for Geochemistry", Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1988

[4] 九石正美ほか　還元環境下における硝酸イオンの長期的変遷に関する研究、1999年秋の年会講演予稿集、日本原子力学会 (1999)

4.4.10 ガス影響

廃棄体に含まれる金属や有機物は、腐食及び微生物作用によってガスを発生する。処分施設内で発生したガスは、間隙圧力の上昇によるバリアへの力学的影響、放射性核種によって汚染された地下水の早期排出、気体状放射性物質及び可燃性ガスの放出、あるいは化学的雰囲気の変化等を生じ、処分の長期安全性に影響を及ぼす可能性がある。本項ではこれらの潜在的影響のうち、現在評価が可能であり比較的影響の大きいと考えられる、間隙圧力の上昇と処分場内間隙水の排出量について評価し、得られたデータは後段の核種移行解析、応力解析に適用した。

(1)ガス発生

①ガス発生現象

処分施設においては、廃棄体中の金属の腐食、有機物の微生物による分解、及び放射線分解によって様々な種類のガスが発生することが想定される。

a. 金属の腐食

廃棄体には廃棄物に含まれる金属、及び廃棄物を収納するドラム缶等の容器を構成する金属が含まれる。現在発生が予測される廃棄体に含まれる金属としては、ステンレス鋼、炭素鋼、ジルカロイがあり、これらの金属はそれぞれ酸化性雰囲気での好気性腐食、及び還元性雰囲気での嫌気性腐食において、表 4.4.10-1 に示す反応で腐食すると考えられている[1]。このように、金属は還元性雰囲気下での腐食により水を分解して水素ガスを発生する。

表 4.4.10-1　金属腐食の反応

金属	プロセス	反応式
鉄 (炭素鋼・ｽﾃﾝﾚｽ鋼)	好気性腐食	$4Fe + 3O_2 \rightarrow 2Fe_2O_3$
	嫌気性酸化膜還元	$4Fe_2O_3 + Fe \rightarrow 3Fe_3O_4$
	嫌気性腐食	$3Fe + 4H_2O \rightarrow Fe_3O_4 + 4H_2$
ジルコニウム	好気性腐食	$Zr + O_2 \rightarrow ZrO_2$
	嫌気性腐食	$Zr + 2H_2O \rightarrow ZrO_2 + 2H_2$

b. 微生物による有機物の分解

地層中で生息し得る種々の微生物のあるものはセルロース等の有機物を分解することが知られている[1]。処分対象となる廃棄体の一部にはビチューメンが固化材として使用されているほか、パッキン等のゴム、プラスチック類が含まれている。したがって、微生物によるこれら有機物の分解に伴い、二酸化炭素、メタン等のガスの発生が予測される。本研究において想定した代表的な微生物分解反応を表 4.4.10-2 に示す。

表 4.4.10-2　主な微生物作用による有機物等の分解反応式

No.	微生物名	分解反応式	条件
1	好気性分解菌	$C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$	好気
2	硝酸分解菌	$C_6H_{12}O_6 + 4.8\,NO_3^- + 4.8H^+ \rightarrow 6CO_2 + 2.4N_2 + 8.4H_2O$	嫌気
3	酸生成菌	$C_6H_{12}O_6 + H_2O \rightarrow 2CO_2 + 2H_2 + C_2H_5OH + CH_3COOH$	嫌気
4	酢酸生成菌	$C_2H_5OH + H_2O \rightarrow CH_3COOH + 2H_2$	嫌気
5	メタン生成菌 1	$CH_3COOH \rightarrow CO_2 + CH_4$	嫌気
6	メタン生成菌 2	$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O$	嫌気
7	硫酸塩還元菌 1	$CH_3COOH + 2H^+ + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2CO_2 + 2H_2O$	嫌気
8	硫酸塩還元菌 2	$4H_2 + 2H^+ + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 4H_2O$	嫌気
9	好気性ビチューメン分解菌（脂肪族）	$C_2H_4 + 3O_2 \rightarrow 2CO_2 + 2H_2O$	好気
10	好気性ビチューメン分解菌（芳香族）	$C_6H_4 + 7O_2 \rightarrow 6CO_2 + 2H_2O$	好気
11	嫌気性ビチューメン分解菌 1（芳香族）	$C_6H_4 + 6.8NO_3^- + 12.8H^+ \rightarrow 6CO_2 + 3.4N_2 + 8.4H_2O$	嫌気
12	嫌気性ビチューメン分解菌 2（芳香族）	$2C_6H_4 + 15H_2O \rightarrow 6CO_2 + 10H_2 + 3C_2H_5OH$	嫌気

c. 放射線分解

廃棄物中から発生する放射線の作用により、廃棄物に含有される水や有機物、あるいは地下水等が分解され、水素などのガスが発生する。

有機物(RH)に放射線を照射すると、C-H 結合が切断され、ラジカル(H·、R·)が生じ、水素ラジカル同士あるいは水素ラジカルと有機物が反応し水素ガスを発生する。

$$RH \rightarrow R\cdot + H\cdot$$

$$H\cdot + RH \rightarrow R\cdot + H_2$$

$$H\cdot + H\cdot \rightarrow H_2$$

水の放射線分解では、H·と OH·が生じる。また放射線のエネルギーが高い場合には、水分子が電子を放出する。この電子は水分子に双極子モーメントを生じさせ、双極子モーメントが配列した電磁場で電子は安定化され、水和電子(e_{aq})となる。水素の生成反応は、活性の高い H·、OH·、e_{aq} によって生じる。[2]

$$e_{aq} + e_{aq} \rightarrow H_2 + 2OH\cdot$$

$$e_{aq} + H\cdot \rightarrow H_2 + OH^-$$

$$H\cdot + H\cdot \rightarrow H_2$$

②ガス発生解析モデル

a. 金属の腐食

金属の腐食によるガスの発生量評価については、本来、各反応の平衡定数から速度論的に解析するべきであるが、対象となる系が複雑であるため現実的ではない。現実的な方法として、環境条件の変化による各種金属の腐食速度の変化を、従来、生物化学、微生物培養の分野で適用されていた、式-1 及び 2 に示す Monod（モノー）の飽和・抑制項を適用手法がある。[3]

以下に英国 Nirex、AEA Technology によって開発された GAMMON コード[5]に採用された数学モデルを基に、Monod の飽和·抑制項を考慮したときの例として、嫌気性条件下での腐食による鉄の厚さｈの変化を式 4.4.10-3 に、また好気性条件下での腐食による鉄の厚さｈの変化を式 4.4.10-4 に示す。嫌気性腐食の場合、処分直後は酸素が存在するため酸素濃度 M_o が大きく、酸素の抑制項は 0 に近い値であるため嫌気性腐食速度は極めて小さい。しかし、酸素が消費される（M_o が小さくなる）と、酸素の抑制項は 1 に近づくため反応は促進される。鉄の量については、初期では鉄濃度 M_m が大きく、鉄の飽和項が 1 に近いため腐食は促進される。しかし、鉄が消費される（M_m が小さくなる）と、鉄の飽和項は 0 に近づくため反応は抑制される。錆の量については、初期は錆

濃度 M_r が小さく抑制項が 1 に近いため腐食は促進され、M_r が大きくなると抑制項は 0 に近づき反応は抑制される。

・Monod（モノー）の飽和・抑制項；

$$\text{飽和項} = \frac{M_r}{K_{rs} + M_r} \qquad \text{(式 4.4.10-1)}$$

M_r　：化学反応物 R の濃度(kg/m^3)

K_{rs}　：飽和定数(kg/m^3)

$$\text{抑制項} = 1 - \frac{M_p}{K_{pi} + M_p} \qquad \text{(式 4.4.10-2)}$$

M_p　：生成物 P の濃度(kg/m^3)

K_{pi}　：抑制定数(kg/m^3)

・鉄の嫌気性腐食による厚さ変化

$$\frac{dh}{dt} = -\mu_3 \left(1 - \frac{M_o}{K_{oi} + M_o}\right)\left(\frac{M_m}{K_{ms} + M_m}\right)\left(1 - \frac{M_r^n}{K_{ri3}^n + M_r^n}\right)\left(\frac{M_w}{K_{ws} + M_w}\right)$$

(式 4.4.10-3)

μ_3	：嫌気性の最大腐食速度(m/y)	n	：錆抑制指数(-)
M_o	：酸素濃度(kg/m^3)	M_W	：水の濃度(kg/m^3)
K_{oi}	：酸素の抑制定数(kg/m^3)	K_{Ws}	：水の飽和定数(kg/m^3)
M_m	：鉄の濃度(kg/m^3)	K_{ms}	：鉄の飽和定数(kg/m^3)

M_r　：嫌気性腐食時の錆(Fe_2O_3)の濃度(kg/m^3)

K_{ri3}　：嫌気性腐食時の錆(Fe_2O_3)の抑制定数(kg/m^3)

第 1 及び 3 項は酸素及び錆の濃度による嫌気性腐食速度の抑制の程度を、第 2 及び 4 項は鉄及び水の濃度による飽和（促進）の程度を表す。

$$\frac{dh}{dt} = -\mu_1 \left(\frac{M_o}{K_{oi} + M_o} \right) \left(\frac{M_m}{K_{ms} + M_m} \right) \left(1 - \frac{M_r^n}{K_{ri1}^n + M_r^n} \right)$$

(式 4.4.10-4)

μ_1　：好気性の最大腐食速度(m/y)　　K_{os}　：酸素の飽和定数(kg/m^3)

K_{ri1}　：好気性腐食時の錆(Fe_2O_3)の抑制定数(kg/m^3)

第 1 及び 2 項は酸素及び鉄の濃度による好気性腐食速度の飽和（促進）の程度を、第 3 項は錆の濃度による抑制の程度を表す。なお、好気性腐食においてはカソード反応が溶存酸素の還元であるためガスの発生は考慮されない。

以上より、鉄の嫌気性腐食によるH_2ガスの発生速度は、表 4.4.10.1 に示す嫌気性腐食反応式におけるモル分率及び原子量の比より下式で表わされる。

$$\frac{dM_{H2}}{dt} = -0.048 \frac{dh}{dt} \frac{M_{mo}}{h_0}$$

(式 4.4.10-5)

M_{H2}　：水素の濃度(kg/m^3)

M_{mo}　：鉄の初期濃度(kg/m^3)

h_0　：鉄の初期厚(m)

b. 微生物による有機物の分解

有機物の分解に関与する微生物の数や活性の度合いは、微生物にとっての栄養源の量（例：グルコース等）、温度、pH 等の環境条件によって変わり、それに伴い、ガス発生量も変化する。

微生物による有機物の分解に伴うガス発生量の評価では、特定条件下において直接ガス発生量を測定し、その測定値により処分場の環境条件及びガス発生量は一定であるとして評価する場合と、特定の微生物または微生物群について異なる環境条件での微生物活動について試験し、処分場環境の変化によるガス発生量の変化を反映させて評価する方法がある。後者の場合、微生物の活性の変化を式 4.4.10-1 及び 4.4.10-2 に示す Monod

の飽和･抑制項を用いて表現するモデルが提案されている。[3]

以下に GAMMON コード[4]に採用された数学モデルを示す。微生物 i の数は式 4.4.10-6 で表され、また成長率は式 4.4.10-7 で表される。ここで Me_i は微生物 i の成長における Monod の飽和及び抑制項を用いた代謝関数で、微生物 i における成長を促進させるのに必要な栄養素等の物質量については飽和項､成長を阻害する要因となる物質量については抑制項が適用され、それぞれの物質量による各飽和・抑制項の積となる。例えば、酸素についての飽和・抑制項は、好気性菌の増殖の促進については式 4.4.10-8 で、嫌気性菌の増殖の抑制については式 4.4.10-9 で表される。

・微生物 i の数

$$m_i = \int (G_i m_i - D_i m_i) dt \qquad \text{(式 4.4.10-6)}$$

・微生物 i の成長率

$$G_i = \mu_i Me_i pHp_i \qquad \text{(式 4.4.10-7)}$$

μ_i ：最適条件下での微生物 i の最大成長速度(unit/h)

$pHpi$ ：微生物 i の pH 依存関数

・微生物 i の酸素による好気性環境における飽和項

$$Me_{i(O2)} = \frac{[O_2]}{[O_2]+[K_s]} \qquad \text{(式 4.4.10-8)}$$

$[O_2]$ ：酸素濃度

$[K_s]$ ：飽和定数

・微生物 i の酸素による嫌気性環境における抑制項

$$Me_{i(O2)} = 1 - \frac{[O_2]}{[O_2]+[K_i]} \qquad \text{(式 4.4.10-9)}$$

$[K_i]$ ：抑制定数

・微生物 i の死滅率

$$D_i = De_i(1 - Mr_i)\frac{m_i}{m_i + 10^{-7}} \qquad \text{(式 4.4.10-10)}$$

De_I　　：最大死滅速度(unit/h)

Mr_i　　：調整関数　$Mr_i = \dfrac{Me_i}{Me_i + 10^{-7}}$

微生物活動によるガスの発生速度は、ガスを生産・消費する微生物 i により生産される物質量と消費される物質量を表す ye_i、及び表 4.4.10-2 に示す各微生物 i の反応式に従って生成、消費されるガスのモル分率 C_i により表される。

$$ye_i = \frac{G_i m_i}{Eu_i} + Ma_i Mr_i m_i \qquad \text{(式 4.4.10-11)}$$

Ma_i　　：メンテナンスエネルギー（g(利用される基質)/g(基質).h）

$$Eu_i = \frac{y_i}{1 - y_i(1 - \phi_N)} \text{：成長に必要なエネルギー} \qquad \text{(式 4.4.10-12)}$$

y_i　　：成長産物係数（g(生産物)/g(基質).h）

ϕ_N　　：細胞内 窒素 分率

例えば、微生物活動による H_2 ガスの発生速度は、表 4.4.10-2 における No.3、4、12（生産）及び 6、8（消費）の微生物により

$$\frac{dM_{H_2}}{dt} = C_3 ye_3 + C_4 ye_4 + C_{12} ye_{12} - C_6 ye_6 - C_8 ye_8 \qquad \text{(式 4.4.10-13)}$$

となる。

c. 放射線分解

一般に、放射線分解によるガス発生量 VM(m^3)は以下のように求められる。

$$VM = G \times D \times M \times C \qquad \text{(式 4.4.10-14)}$$

G　　：G 値(mol/100eV)

D　　：吸収線量(Gy)

M　　：質量(kg)

C　　：定数(2.33×10^{-9}100eV・m^3/Gy・kg・mol)

放射線分解によるガス発生量の評価では、廃棄物や地下水の照射試験によって求められたG値と、廃棄物あるいは水の吸収線量とから上式を用いて評価している。吸収線量は時間に依存しており、廃棄物中に含有される核種から放出されるγ線、β線あるいはα線のエネルギー毎に下式により算定される。

$$Di^{\beta\gamma}(t)=\frac{ABi}{\lambda i}\left(Ei+Ei^{X}+Ei^{\gamma}\right)\times\left(1-e^{-\lambda it}\right) \qquad \text{(式 4.4.10-15)}$$

$$Di^{\alpha}(t)=\frac{ABi}{\lambda i}\left(Ei^{\alpha}\right)\times\left(1-e^{-\lambda it}\right) \qquad \text{(式 4.4.10-16)}$$

$Di(t)$　　：核種 i の放射線による時間 t までの吸収線量(Gy)

A　　：定数

Bi　　：廃棄物単位質量当たりの核種 i の放射能(Bq)

t　　：廃棄体の発生後の年数(y)

λi　　：核種 i の崩壊定数

Ei　　：核種 i のβ線の平均エネルギー(MeV)

Ei^{x}　　：吸収された核種 i の X 線の平均エネルギー(MeV)

Ei^{γ}　　：吸収された核種 i のγ線のエネルギー(MeV)

Ei^{α}　　：核種 i のα線のエネルギー(MeV)

これらの核種毎の吸収エネルギーを廃棄物中の全核種について積算することにより廃棄物の吸収線量が算定される。

以上 3 種のガス発生機構のうち、有機物の微生物分解によるガス発生量の評価については、初期酸素の消費による好気性から嫌気性環境への移行、微生物によるガスの消費、ガスによる微生物の活性抑制等の多岐多様にわたる諸現象の複雑な個別的、あるいは相

乗的な影響を評価する必要があるが容易なことではない。そこで、本解析においては、多岐にわたる発生要因の寄与を総合的にインテグレートして扱える前期の式 4.4.10-8、式 4.4.10-9 に示す Monod（モノー）の飽和・抑制項を考慮したモデルを解析に適用する。具体的には金属腐食及び微生物活動によるガス発生の双方を同時に評価できるガス発生量評価コードであり、NIREX97 における LLW/ILW 処分場の評価等で実績のある GAMMON[4]コードを、AEA Technology によってジルカロイ 、マグノックスの腐食、及びビチューメン分解によるガス発生モデルを追加して改良された、GAMTEC コードを用いて評価することとした。

③入力データ

処分場環境については、閉鎖後に再冠水によって間隙水が飽和して還元性雰囲気となり、長期（数万年以上）に渡って pH は 12 程度が保持されると予測さている。一方、温度については廃棄体グループ 2 のみ初期数十年間で 70℃程度に上昇するが、その他の坑道では 30℃程度であると評価されている。また、ガス発生量を評価する場合に O_2 の存在は重要であり、金属の腐食機構を決定する他、微生物分解に対しても微生物の活性に大きく影響し、酸素存在下ではセメント劣化の要因とされる好気性分解菌による CO_2 の発生量も大きくなる。

ここでは上記の条件を踏まえ、安全側の評価条件として、間隙水は閉鎖直後からガスの発生に好適な飽和状態にあり、地下水の流入・流出はないものとした。また、間隙水中には初期に間隙中に残存する空気に含まれる O_2 が溶存するものとし、金属の好気性腐食, 及び好気性微生物活動によって O_2 が消費される過程を現実的に考慮するものとした。

入力データとしてはこれらを考慮し、ガス発生量評価に必要な好気性及び嫌気性での金属腐食速度、金属腐食及び微生物分解に対する飽和・抑制定数等を設定した。

a. 処分場環境

主な処分場環境条件を表 4.4.10-3 に示す。

表 4.4.10-3　処分場環境条件

	条件	備考
深度・温度	500m・30℃	地表面 15℃、温度勾配 3℃/100m
地下水の流入・流出	なし	安全側にガスの持ち去り考慮せず
pH	12.0(一定)	*1
間隙水	初期に 100%飽和	
初期溶存ガス	O_2 及び CO_2 溶存	*2
OPC 間隙率	15%	

*1:セメント間隙水の化学環境解析の結果では堆積岩系岩盤廃棄体グループ 1 及び 2 で数万年間 pH 11 以上であり、それ以外の処分坑道においては数万年間 pH 12 以上であると予想されている為、pH 12.0 で変化しないものとして解析した。

*2:処分場閉鎖直後の間隙水中には溶存空気による O_2、CO_2 及び N_2 が含まれているとし、各初期濃度は（空気中の各ガス濃度×処分場温度における空気の水に対する溶解度×処分場内間隙水量）より計算した。

b. 金属腐食速度

処分場環境条件を考慮し、既往の腐食試験データに基づいて設定された各金属の最大腐食速度設定値(式 4.4.10-3 及び式 4.4.10-4 の μ_3、μ_1 にそれぞれ対応する)を表 4.4.10-4 に示す。

表 4.4.10-4　金属最大腐食速度設定値

金　属	腐食環境	腐食速度(m/y)
炭素鋼	酸化	2.8E-4
	還元	5.0E-7
ｽﾃﾝﾚｽ鋼	酸化	1.0E-7
	還元	3.0E-8
ジルカロイ	酸化	1.0E-7
	還元	3.0E-8

c. 微生物関連パラメータ

微生物の個体数の増減に関する各種パラメータを表 4.4.10-5 に、金属腐食と微生物分解における Monod の飽和・抑制項に適用する飽和・抑制定数を表 4.4.10-6 に示す。ここで、各微生物における最大成長速度、メンテナンスエネルギー、最大死滅速度、及び成長産物係数は、それぞれ、単位時間当たりの最大増殖率、微生物 1g の活動維持のため単位時間に消費される栄養素（グルコース等）の量、単位時間当たりの死滅率、及び栄養素 1g 当たり単位時間に生成する微生物生成の量を表す。

表 4.4.10-5　微生物パラメータ

微生物群	最大成長速度 (unit/h)	ﾒﾝﾃﾅﾝｽｴﾈﾙｷﾞｰ (g/g･h)	最大死滅速度 (unit/h)	成長産物係数 (g/g･h)
好気性分解菌 [5]	0.5	0.004	0.005	0.13
硝酸分解菌 [6]	0.4	0.01	0.005	0.025
酸生成菌 [7]	0.3	0.04	0.005	0.15
酢酸生成菌 [8]	0.036	0.4	0.005	0.05
メタン生成菌 1[9,10]	0.00833	0.4	0.005	0.04
メタン生成菌 2[11,12]	0.167	0.4	0.005	0.03
硫酸塩還元菌 1[9]	0.035	0.4	0.005	0.03
硫酸塩還元菌 2[11]	0.23	0.4	0.005	0.03
好期性ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ分解菌（脂肪族）[13,14]	0.03	0.004	0.005	0.13
好期性ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ分解菌（芳香族）[13,14]	0.008	0.004	0.005	0.13
嫌気性芳香族ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ分解菌 1[13,14]	0.005	0.01	0.005	0.025
嫌気性芳香族ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ分解菌 2[13,14]	0.0008	0.04	0.005	0.15

表 4.4.10-6　飽和・抑制定数

対象物	定数名	値	単位*
炭素鋼及びｽﾃﾝﾚｽ鋼 [15]	鉄飽和定数（好気・嫌気性）	1.0E-5	kg/m^3
	酸素飽和定数（好気）	3.0E-10	kg/m^3
	錆抑制定数（好気）	1.0	kg/m^3
	錆飽和定数（酸化膜還元）	2.0E-5	kg/m^3
	酸素抑制定数（嫌気）	3.0E-10	kg/m^3
	錆抑制定数（嫌気）	1.0E-4	kg/m^3
	水飽和定数（嫌気）	2.0E-4	kg/m^3
ジルカロイ [16～19]	ｼﾞﾙｶﾛｲ飽和定数（好気・嫌気）	1.0E-8	m
	酸素飽和定数（好気）	1.0E-5	kg/m^3
	錆抑制定数（好気）	1.0E+4	kg/m^3
	水飽和定数（嫌気）	1.0E-9	kg/m^3
微生物 [7]	溶解したセルロースの飽和定数	5.0E-5	kg/m^3
	水の飽和定数	4.0E-3	kg/m^3
	その他の基質の飽和定数	3.0E-4	kg/m^3
	微生物に係る全ての抑制定数	3.0E-4	kg/m^3

＊：ジルカロイの飽和定数はジオメトリー、それ以外は濃度で与えられる。

d. 金属及び有機物の含有量と形状

処分坑道内における金属及び有機物の含有量は、2.4 節の特性（表 2-13）を用いた。また、GAMTEC 中では、金属を板状と球状に分けてモデル化して解析するため、金属の形状については、溶融体は塊状（球体）として重量より半径を算出，その他は板状として、厚さが不明なものはドラム缶相当の板厚とした。エンドピースについては、外寸 213.5mm×213.5mm、肉圧 22.9mm（したがって内径 167.7mm×167.7mm）、高さ 93.4mm の枠状であると見なし、板状として取り扱う際の板厚は、安全側に透過表面積の平板の板厚を（体積／（表面積／2））より算出した。JNCMOX 加工施設操業・解体廃棄物中の ステンレス鋼製坩堝については、半球状の容器として重量及び容積より肉厚を設定した。また、ステンレス鋼と炭素鋼が同時に含有し、含有比率の不明な廃棄物については、耐腐食性の強いステンレス鋼の比率が高いことが予想されるが、腐食速度の大きい炭素鋼と同量と仮定し存在比を 1：1 とした。インコネルが含まれている廃棄体は、ステンレス鋼とインコネルの存在比が 3：1 であるため、インコネル ステンレス鋼で代表させた。ハルの肉厚は、安全側の条件として最も肉厚の小さい PWR 燃料被覆管の値を採用した。鉄筋材については板状と仮定し、JIS-G3112 の D38 における公差 0.18%のマイナス側の値である 37mm を板厚とした。パッキン等のセルロース及びビチューメン以外の有機物については全てセルロースとして評価した。

表 4.4.10-7 に各廃棄体グループの処分坑道（結晶質岩）について、間隙率、初期飽和度、及びガス発生原物質量、形状に関するデータを示す。

表 4.4.10-7　ガス発生量評価で用いた処分場・廃棄体条件

項目	数値及び仮定				
廃棄体ｸﾞﾙｰﾌﾟ	1:廃銀吸着材	2:ハル・エンドピース	3:濃縮廃液ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ固化体 濃縮廃棄ｾﾒﾝﾄ固化体	4-(1):その他廃棄物 （200L ドラム）	4-(2):その他廃棄物 （角型容器）
間隙率	廃棄体: / 充填材 : 0.31 構造躯体: 0.15	廃棄体: / 充填材 : 0.22 構造躯体: 0.15	廃棄体 / 充填材 : 0. 17 構造躯体: 0.15	廃棄体 / 充填材 : 0.17 構造躯体: 0.15	廃棄体 / 充填材 : 0.29 構造躯体: 0.15
間隙水飽和度	初期: 1.0	初期: 1.0	初期: 1.0	初期: 1.0	初期: 1.0
含有金属量（廃棄体定置ｴﾘｱ 1m³ 当り）、及び形状	炭素鋼 200L ドラム:板状 重量; 7.59E+0(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m) 鉄筋:板状 重量; 1.00E+2(kg/m³) 厚さ; 3.70E-2(m) ステンレス鋼 200L ドラム:板状 重量; 5.89E+1(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m)	炭素鋼 廃棄体ｺﾝﾃﾅ:板状 重量; 1.15E+2(kg/m³) 厚さ; 5.0E-3(m) 鉄筋:板状 重量; 1.00E+2(kg/m³) 厚さ; 3.70E-2(m) ステンレス鋼 キャニスタ:板状 重量; 1.49E+2(kg/m³) 厚さ; 5.0E-3(m) エンドピース:板状 重量; 1.80E+2(kg/m³) 厚さ; 1.84E-2(m) ジルカロイ ハル:板状 重量; 5.70E+2(kg/m³), 厚さ; 5.70E-4(m)	炭素鋼 200L ドラム:板状 重量; 3.21E+1(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m) 鉄筋:板状 重量; 1.00E+2(kg/m³) 厚さ; 3.70E-2(m) ステンレス鋼 200L ドラム:板状 重量; 3.37E+1(kg/m³) 厚さ; 1.00E-3(m)	炭素鋼 200L ドラム、他:板状 重量; 4.64E+1(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m) 鉄筋:板状 重量; 1.00E+2(kg/m³) 厚さ; 3.70E-2(m) 溶融体、他:球状 重量; 2.63E+2(kg/m³) 半径; 2.16E-1(m) ステンレス鋼 200L ドラム、他:板状 重量; 3.76E+1(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m) 溶融体、他:球状 重量; 5.10E+2(kg/m³) 厚さ; 1.45E-1(m)	炭素鋼 200L ドラム、他:板状 重量; 1.88E+2(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m) 鉄筋:板状 重量; 1.00E+2(kg/m³) 厚さ; 3.70E-2(m) ステンレス鋼 200L ドラム、他:板状 重量; 3.68E+2(kg/m³) 厚さ; 1.60E-3(m)
含有有機物量	ｾﾙﾛｰｽ　:含まない ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ:含まない	ｾﾙﾛｰｽ　:含まない ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ:含まない	ｾﾙﾛｰｽ　:含まない ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ: 9.09E+1(kg/m³) 硝酸塩 : 2.17E+2(kg/m³) 硫酸塩 : 1.60E+0(kg/m³)	ｾﾙﾛｰｽ　:含まない ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ:含まない	ｾﾙﾛｰｽ　: 3.77E-1(kg/m³) (ﾊﾟｯｷﾝ等のﾌﾟﾗｽﾁｯｸ、ｺﾞﾑ類を安全側にｾﾙﾛｰｽとした) ﾋﾞﾁｭｰﾒﾝ: 含まない

注）エンドピースの板厚については前述のように表面積が等価な平板の板厚として算出したため、核種移行解析で設定した厚さとは異なる。

e. 放射線分解によるガスの発生評価条件

放射線分解の影響評価は、廃棄体1体当たりの放射線量が最も大きい廃棄体グループ 2 について、坑道単位断面積当たりの廃棄体量が多い結晶質岩系岩盤坑道において、放射線分解によるガス発生速度及び発生量の概略評価を行った。

放射線分解を考慮するエリアについては、インベントリー中のγ・X線で最大のエネルギーである Rh-106 の 2.406MeV に対して、鉄及びコンクリートにおける減衰係数[20]を用いて、廃棄体容器厚 5mm 及び廃棄体表面からのコンクリート厚さによる減衰を考慮した。ガス発生源として評価するのは、廃棄体内に浸入した間隙水及び、廃棄体パッケージ及び充填部モルタル中の間隙水とした。G 値は セメントを用いて実測した G(α):0.022(mol/100eV)、及び G(β・γ)：0.05 (mol/100eV) [21]を用いた。各発生源の間隙水量及び廃棄体表面からの廃棄体パッケージ及び充填モルタルまでを代表する距離を表 4.4.10-8 に示す。

表 4.4.10-8　各発生源における間隙水量

発生源	間隙水量(kg/m)	代表距離(cm)
廃棄体内	6,400	0.0
廃棄体ﾊﾟｯｹｰｼﾞ	4,140	12.72
充填部充填ﾓﾙﾀﾙ	1,440	46.00

④ガス発生量解析結果

a. 金属腐食及び微生物分解によるガス発生

結晶質岩系岩盤を例として、各グループの処分坑道 1m 当たり及び 1m³ 当たりの最大累積ガス発生量、及び最大ガス発生速度を図 4.4.10-1 に示す。また、ガス発生速度及び累積ガス発生量の経時変化を、グループ2を例として図 4.4.10-2 に示す。

結晶質岩系岩盤の各坑道のうち、坑道 1m 当たりの累積ガス発生量が最大となる坑道は、金属量の最も多いグループ4--200L ドラム缶処分坑道の 4.31×10^{6} mol/m であり、単位体積当たりのガス発生量では坑道断面積の小さいグループ 2 処分坑道の 2.42×10^{4} mol/m³ であった。また、坑道 1m あたりのガス発生速度、及び単位体積当たりのガス発生速度では板状炭素鋼の最も多いグループ 4--角型容器処分坑道がそれ

ぞれ 6.30×10^2 mol/m/y 及び 3.07 mol/m^3/y と最大であった。

ビチューメンや硝酸塩・硫酸塩を含むグループ 3 の坑道では、ビチューメン分解菌や硫酸塩還元菌の活動により H_2、CO_2、H_2S、N_2 が生成・蓄積されるほか、ビチューメン分解菌 2 がエタノールを生成することにより、酢酸生成菌やメタン生成菌が活動し、CH_4 も生成・蓄積される。しかし、全体のガス発生量としては金属腐食による H_2 の発生が支配的であった。また、パッキン類を含むグループ 4--角形容器処分坑道においても、全体のガス発生量としては金属腐食による H_2 の発生が支配的であり、好気性分解菌・酸生成菌・酢酸生成菌、及びメタン生成菌の活動による H_2、CO_2、CH_4 の生成が認められるが、メタン生成菌 2 が CO_2 を消費するため、アセテートが枯渇する数千年後には CO_2 の蓄積は激減する。廃棄体中に基質となる有機物が無い坑道でも、処分初期には溶存 CO_2 を基質とするメタン生成菌 2 による H_2 の消費及び CH_4 の増加が認められた。また、間隙水中に溶存している酸素は極く短時間で消費されつくすと評価された。

放射線分解によるガス発生について、処分初期から 10 万年までの坑道 1m 当たりのガス発生速度、及び累積ガス発生量の算出結果を、前述の金属腐食及び微生物によるガス発生量の解析（GAMTEC コード使用）結果と比較して、それぞれ図 4.4.10-3 及び図 4.4.10-4 に示す。放射線分解によるガスの発生は金属腐食によるガスの発生に比較して非常に小さい値となっている。

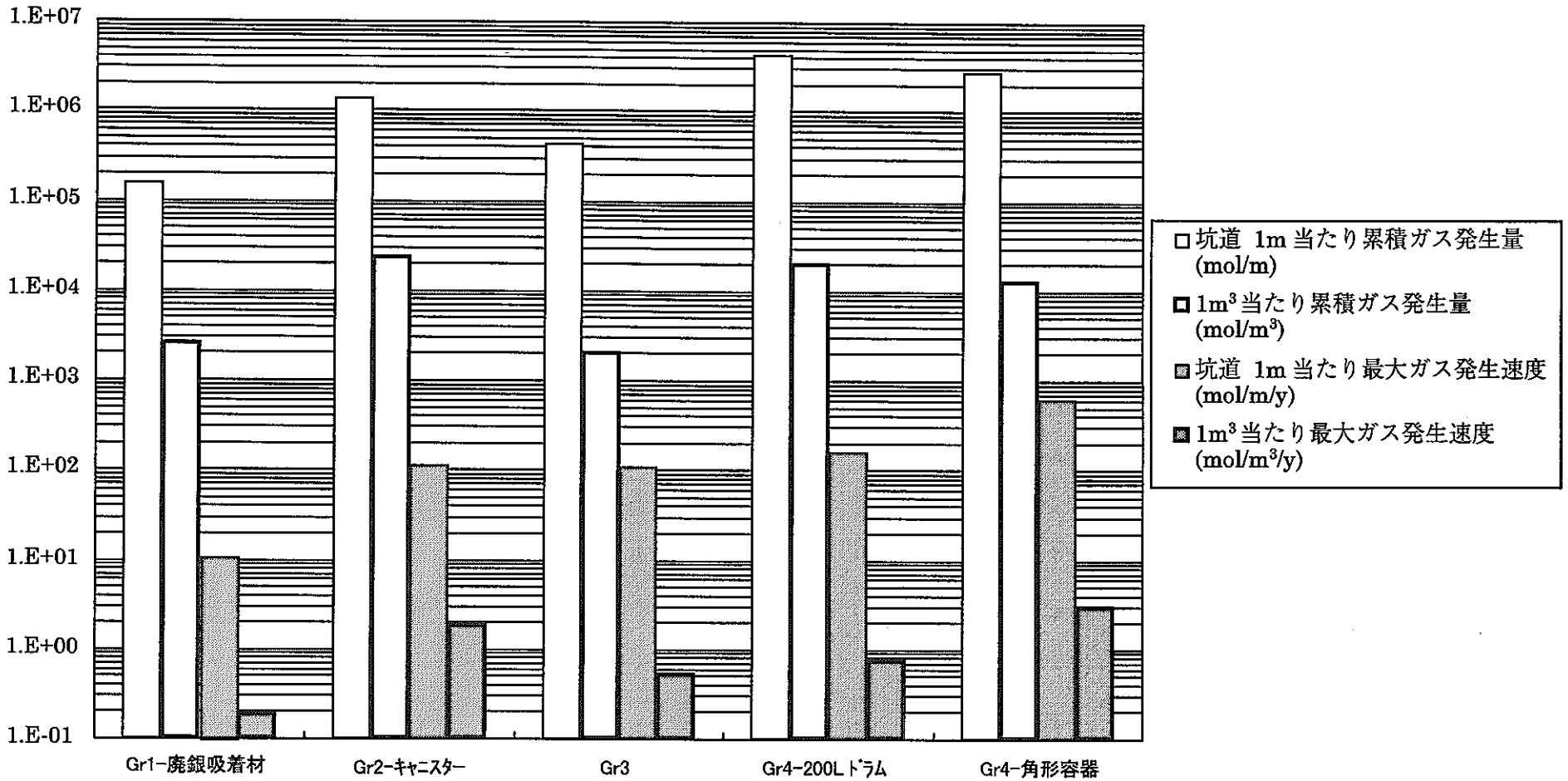
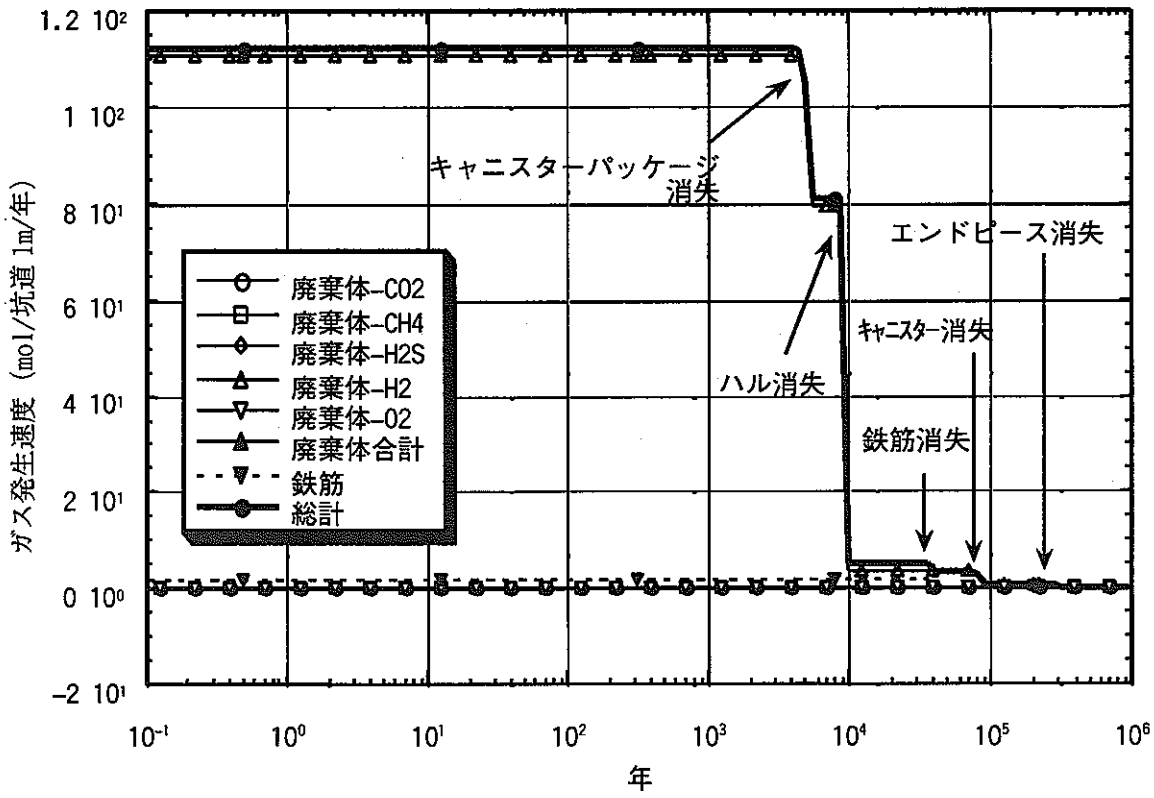


図 4.4.10-1 結晶質岩の処分坑道における累積ガス発生量及び最大ガス発生速度



廃棄体-O2 は、溶存酸素の消費を表す

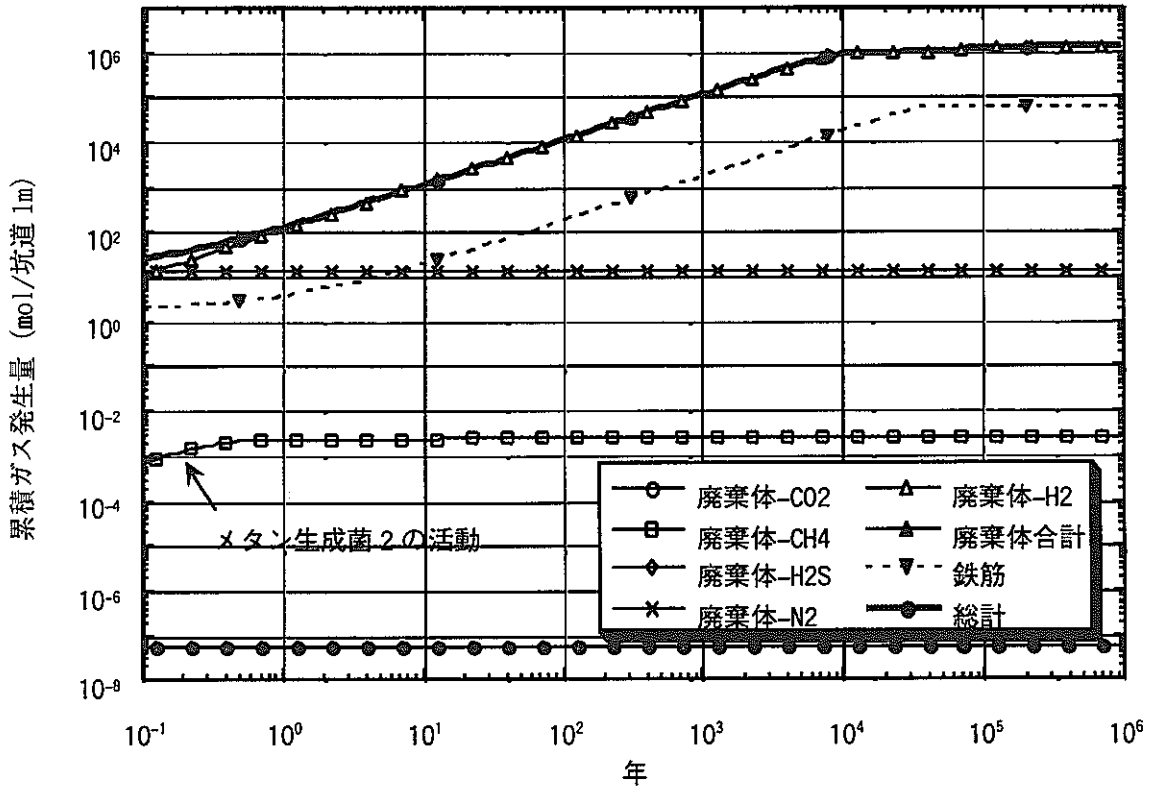


図 4.4.10-2 結晶質岩廃棄体グループ 2 のガス発生速度及び累積ガス発生量

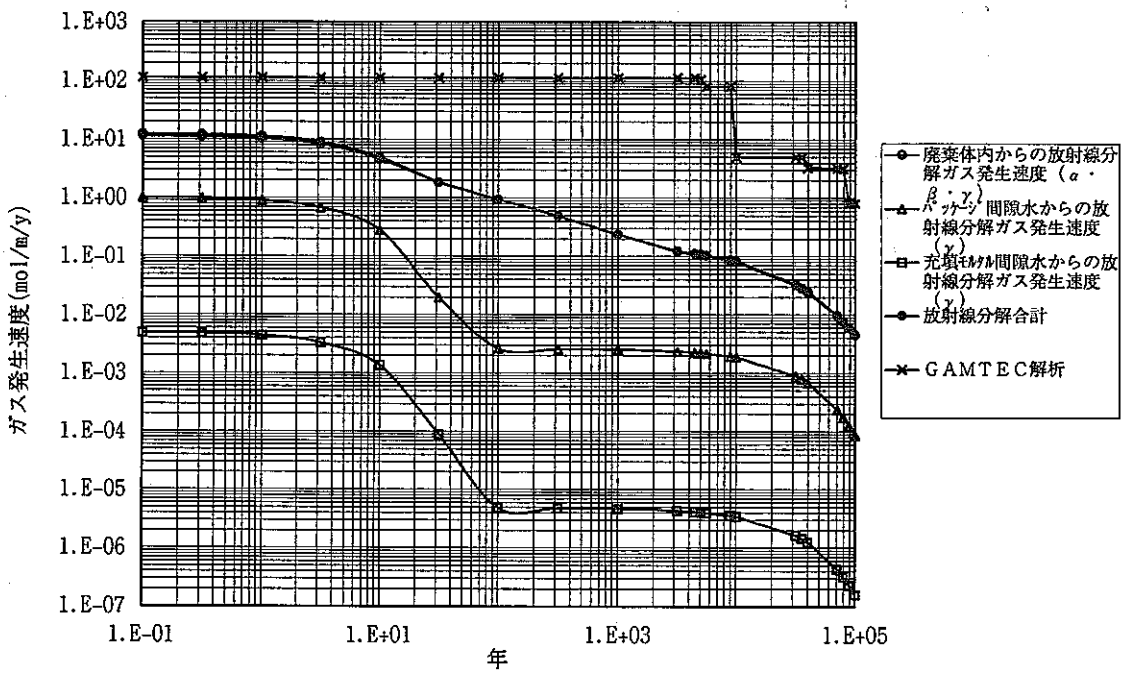


図 4.4.10-3 Gr.2 キャニスター坑道１ｍ当たりのH_2発生速度
（設計値インベントリー）

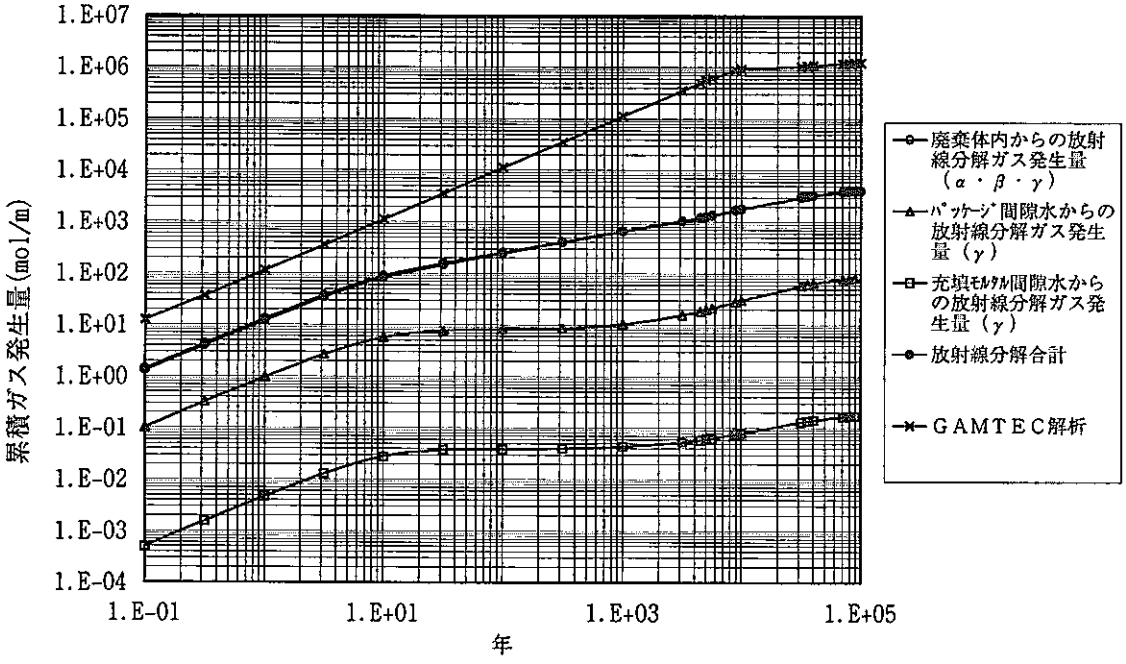


図 4.4.10-4　Gr.2 キャニスター坑道１ｍ当たりのH_2発生量
（設計値インベントリー）

(2)ガス移行

①解析モデルの選定

諸特性の異なるバリア層からなる処分システム全体に対するガス移行の解析ツールは少路らによって調査されている[21]。ここでは、現時点で唯一実用的なモデルであるDarcy 2 相流モデルを基礎としたコードの中から TOUGH2[22]を選択し適用した。

TOUGH2 コードで用いられている数学モデルは以下のように表される。

$$F_l^w = -k\frac{k_{rl}}{\mu_l}\rho_l X_l^w(\nabla P_l - \rho_l g)$$

$$F_g^w = -k\frac{k_{rg}}{\mu_g}\rho_g X_g^w(\nabla P_g - \rho_g g) - D_{va}\rho_g \nabla X_g^w$$

$$F_l^a = -k\frac{k_{rl}}{\mu_l}\rho_l X_l^a(\nabla P_l - \rho_l g)$$

$$F_g^a = -k\frac{k_{rg}}{\mu_g}\rho_g X_g^a(\nabla P_g - \rho_g g) - D_{va}\rho_g \nabla X_g^a$$

$$P_g = P_l + P_c$$

$$k_{rl} = F(S_l)$$
$$k_{rg} = G(S_l)$$
$$P_c = H(S_l)$$

（式 4.4.10-17）

ここで、

F_A^B ：A 相の流体 B のフラックス、A=l(液相),g(気相), B=w(水),a(ガス)[kg/m²・s]

k ：媒体の絶対透過係数 [m²]

k_{rA} ：A 相の相対透過係数 [-]

μ_A ：A 相の粘度 [Pa・s]

ρ_A ：A 相の密度 [kg/m³]

X_A^B ：A 相の流体 B の質量分率、A=l,g, B=w,a [-]

P_l, P_g, P_c ：間隙水圧、間隙ガス圧、毛管圧 [Pa]

g ：重力加速度 [m/s²]

D_{va} ：気相（2 成分：水蒸気と空気）の拡散係数 [m²/s]

S_l　　：間隙水飽和度 [-]

$F(S_l)$ ：S_l に対する水の相対透過係数 [-]

$G(S_l)$ ：S_l に対するガスの相対透過係数 [-]

$H(S_l)$ ：S_l に対する毛管圧 [Pa]

である。

$F(S_l)$、 $G(S_l)$の代表例として Corey 関数、Sandia 関数を示す。

Corey 関数

$$S^* \equiv \frac{S_l - S_{lr}}{1 - S_{lr} - S_{sr}}$$

$$k_{rl} = (S^*)^m$$

$$k_{rg} = (1 - S^*)^n \left\{ 1 - (S^*)^n \right\} \qquad \text{(m=4, n=2)}$$

（式 4.4.10-18）

ここで

S^*　　：水の有効飽和度 [-]

S_{lr}　　：水の残留飽和度 [-]

S_{sr}　　：ガスの残留飽和度 [-]

Sandia 関数

$$S^* \equiv \frac{S_l - S_{lr}}{S_{ls} - S_{lr}}$$

$$k_{rl} = \begin{cases} \sqrt{S^*}\left[1 - \left\{1 - (S^*)^{1/\lambda}\right\}^{\lambda}\right]^2 & \text{if } S_l < S_{ls} \\ 1 \quad \text{if } S_l \geq S_{ls} \end{cases}$$

$$k_{rg} = 1 - k_{rl}$$

（式 4.4.10-19）

ここで

S_{ls}　　：液相の完全飽和度 [-]

λ　　：間隙径分布パラメータ [-]

である。

$H(S_l)$の例としては Narasimhan 関数がある。

Narasimhan 関数は次式で表される。

$$P_{\mathrm{cap,l}} = \begin{cases} -P_e - P_0\left(\dfrac{1-S_l}{S_l - S_{lr}}\right)^{1/\eta} & \text{for } S_l < 1 \\ 0 \quad \text{for } S_l = 1 \end{cases} \qquad \text{（式 4.4.10-20）}$$

ここで

$P_{cap,l}$　：液相の気相に対する毛管圧 [Pa]

P_e　：毛管排除圧 [Pa]

P_0　：定数 [Pa]

η　：間隙径分布パラメータ [-]

である。

緩衝材を設置する処分施設の解析モデルを、結晶質岩、及び堆積岩系岩盤についてそれぞれ、図 4.4.10-5、図 4.4.10-6 に示す。

②解析条件の設定

解析は各廃棄体定置ユニットとしての坑道（第 2 章参照）1 本が単独で存在する状態について実施した。間隙水飽和度の初期条件は、安全側に解析対象が間隙水で飽和されているとした。また、ガス発生は処分場閉鎖直後より開始することとし、(1)のガス発生の解析結果で得られた全種類のガス発生量全量を、安全側に溶解量の小さい水素であると仮定し、発生量の経時変化を入力した。2 相流パラメータについては少路ら[23]によってまとめられており、これを参考にして設定した。各バリアに設定した 2 相流パラメータ及びその他の物性値を表 4.4.10-9、10 に示した。

③ガス移行解析結果

各廃棄体処分坑道に対する最大間隙圧力、及び間隙水の累積排出量の解析結果を表 4.4.10-11 に示す。また、その経時変化の 1 例として堆積岩系岩盤における廃棄体グループ 2（民間および JNC 再処理、ならびに返還廃棄物のハル・エンドピース）の定置坑道に対する解析結果を図 4.4.10-7(a), (b)と図 4.4.10-8 に示す。

処分場内の間隙圧力が最大に達するまでの期間は、金属量が少なくガス発生速度の小さい廃棄体グループ 1 が、堆積岩系岩盤坑道の 600 年から結晶質岩系岩盤坑道の 3,000 年であるのに対して、廃棄体グループ 2 では比表面積の大きい燃料被覆管（ハル）が主な構成物質でありガス発生速度が大きいため、間隙圧力の上昇、間隙水の排出速度とも廃棄体グループ 1 に比較して急速に進行し、到達する圧力も最も高い。最大間隙圧力は堆積岩系岩盤坑道で 11.9MPa、結晶質岩系岩盤坑道で 6.6MPa であり、ともに百数十年で到達すると評価された。なお、堆積岩系岩盤坑道の最大間隙圧力が結晶質岩系岩盤坑道を大きく上回る原因は、堆積岩系岩盤では坑道周囲の岩盤の変形による圧力の伝達を考慮し、より高い有効応力条件下で得られた特性を緩衝材に設定しているためである。低透過性の緩衝材を設置しない処分坑道の最大間隙圧力到達時期については、ガス発生速度により 30 年から 150 年程の間にある。また、結晶質岩系岩盤坑道にはコンクリート製の構造躯体が設置されるが、この構造躯体内外での最大差圧は、最もガス発生速度の大きい廃棄体グループ 4 --角型容器が最大で 0.8MPa に達するが、他の坑道では 0.6MPa 以下であり、その到達時期は 50 年（廃棄体グループ 4 --角型容器）から 900 年（廃棄体グループ 1）であった。

間隙水の排出は、各処分坑道とも廃棄体及び充填材エリアの間隙水が気泡と置換することによる寄与が大部分を占める。卓越流路の形成を考慮して透過特性を設定したベントナイト系緩衝材／埋め戻し材層では、ガス透過時の飽和度低下は 10%以下と小さく、間隙水の排出量は少ない。ガス発生速度の小さい廃棄体グループ 1 定置坑道では、間隙水排出が急速に排出される期間が数千年であるのに対し、ガス発生速度の大きい廃棄体グループ 2 定置坑道では 1,000 年以下であり、ベントナイト製緩衝材を設置していない

廃棄体グループ3、4ではそれぞれ 100年の桁及び 10年程度と短期間であり、最大間隙圧力もより小さい値に止まると評価された。この期間に排出される間隙水は、廃棄体/充填材エリアでは 50～60%以上に達する。

なお、間隙水の総排出量は坑道長の効果が大きく、廃棄体量の多い廃棄体グループ 2を定置する坑道が最も大きく、次いで廃棄体グループ3及び4、坑道長の短い廃棄体グループ1は最も小さい値となった。

間隙水の排出による核種移行への影響については、4.5 節において、上述の一定期間当たりの処分場外への累積間隙水排出量を入力データとした核種移行解析を実施し、その影響の検討を行うこととした。一方、ガスの蓄積による間隙圧力の上昇にに関しては、次項 4.4.11において人工バリア及び周辺岩盤への力学的影響について構造力学解析を行い、影響の有無を検討する。

(3)ガス影響のまとめ

ガス発生量解析及び移行解析を行い、核種移行に影響を及ぼす可能性のある間隙水の排水挙動及び間隙圧の上昇について評価した。発生するガスは金属の腐食に伴う水素ガスが支配的であり、その発生速度は、初期の間隙水排出速度に大きく影響する。また、ガス発生に伴う処分場内の間隙圧力は、堆積岩系岩盤の廃棄体グループ2定置坑道において最大約 11.9MPaまで上昇するとの結果が得られた。間隙圧力の上昇によるバリアへの力学的影響と間隙水排出による線量当量への影響については、次項以降で検討する。

尚、本解析によって得られた結果は、限られたデータの範囲内で特性値を設定して求められたものであり、今後さらにデータの蓄積が必要である。また、本評価においては、ベントナイト系材料に対するガスの移行モデルについて Darcy 2相流モデルを用いたが、今後卓越流路に対する適用性については、さらに試験結果に基づいて検討を行う必要がある。

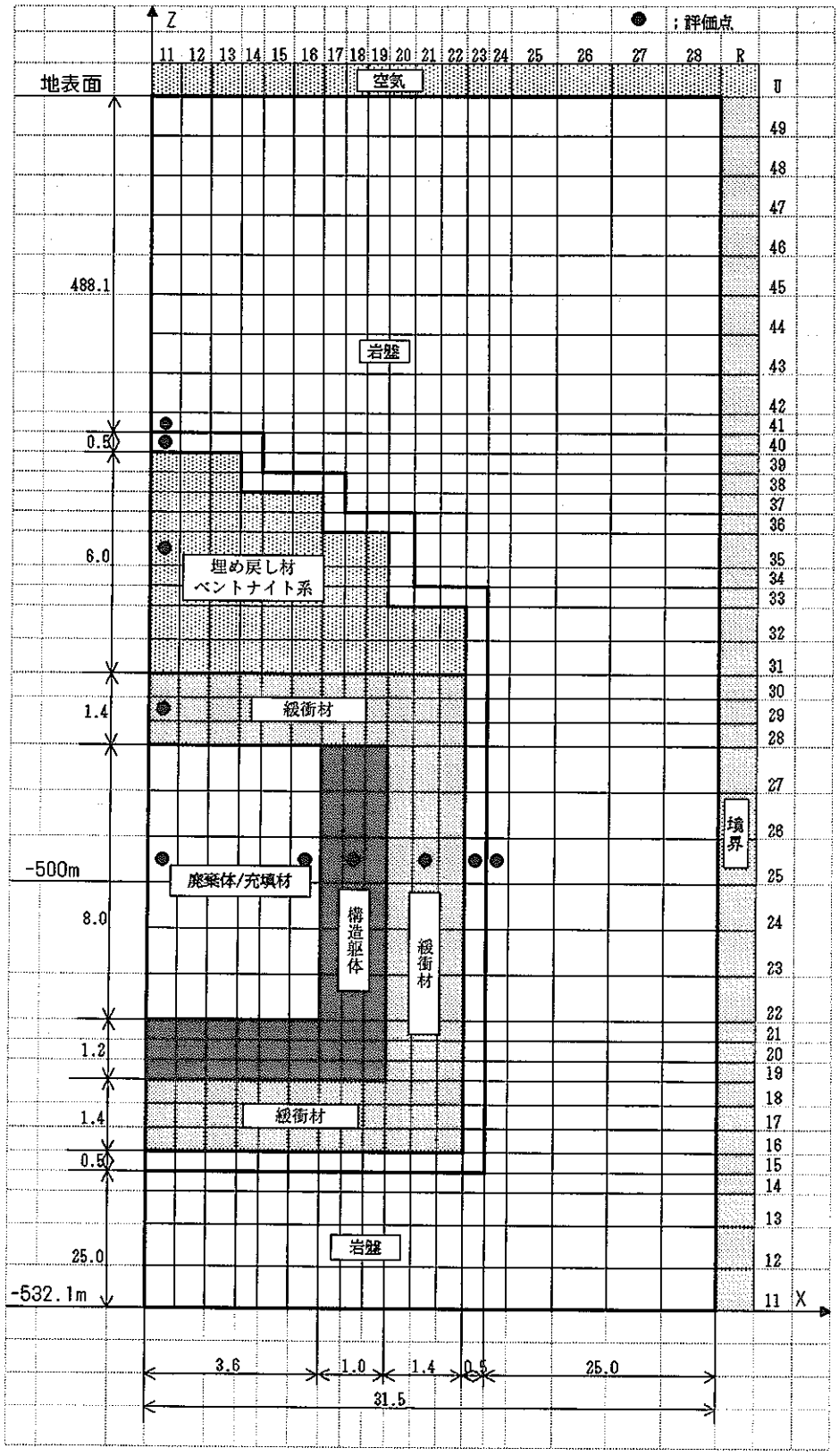


図 4.4.10-5　結晶質岩系岩盤の緩衝材を設置する施設の解析モデル図

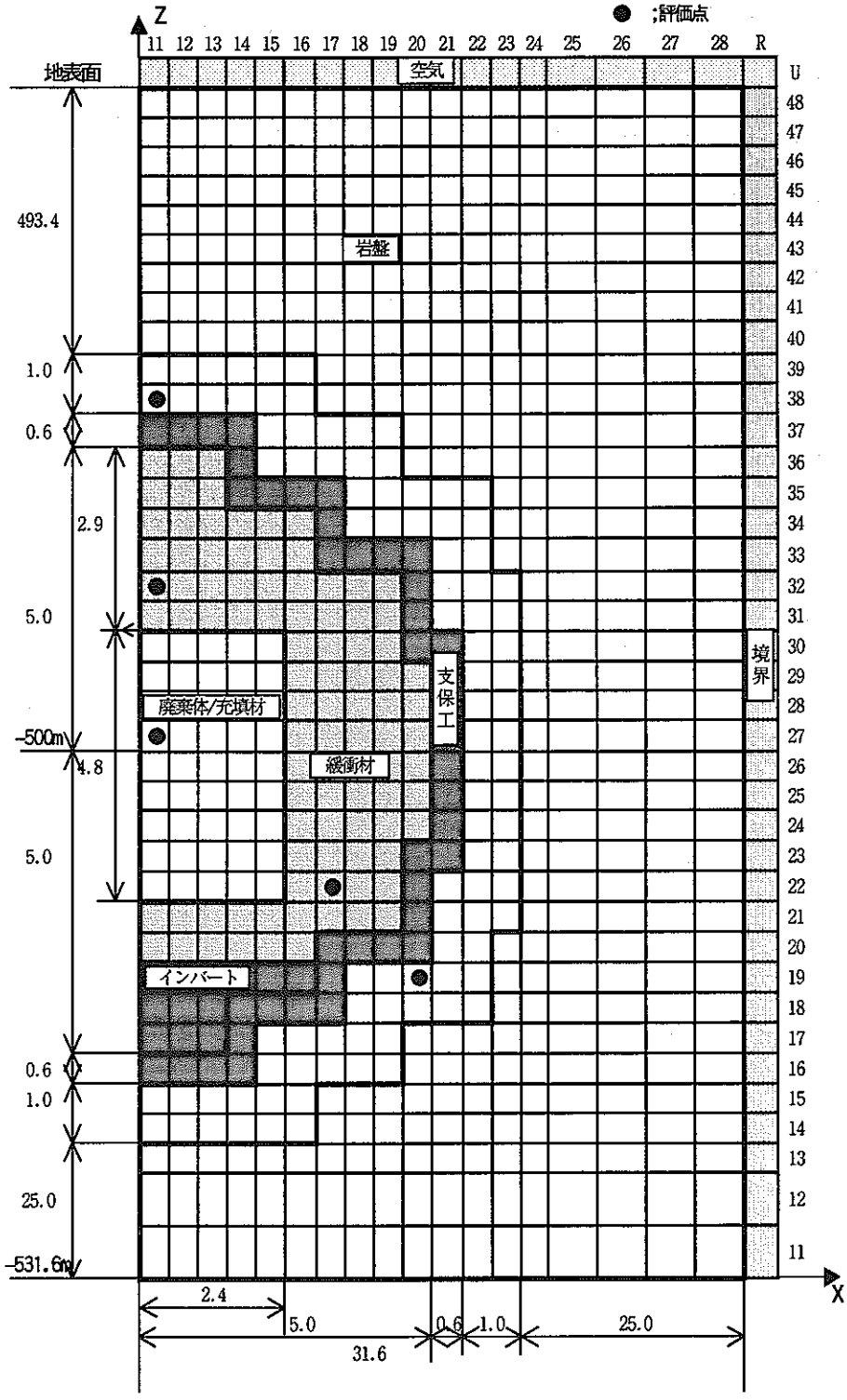


図 4.4.10-6　堆積岩系岩盤の緩衝材を設置する施設の解析モデル図

表 4.4.10-9　ガス移行解析データセット(結晶質岩系岩盤)

符号	名称	液体	絶対透過係数	相対透過係数(-)							毛管圧(Pa)							間隙率	真密度	適用
			(m^2)	計算式	Slr	Ssr	m	n	Sls	λ	計算式	PO	Slr	η	Pe	λ	Sls	(-)	(kg/m^3)	
1	廃棄体/充填材	水 ガス	1.00E-18 1.00E-16	Corey	0.30	0.18	4	2	-	-	Narasimhan	1.20E+06	0.00	1.30	1.00E+05	-	-	**	2.50E+03	**：間隙率は廃棄体中の間隙率を考慮し設定
2	構造躯体	水 ガス	1.00E-18 1.00E-16	Corey	0.30	0.18	4	2	-	-	Narasimhan	1.20E+06	0.00	1.30	1.00E+05	-	-	0.15	2.50E+03	OPC
3	緩衝材	水 ガス	7.86E-20 1.00E-19	Corey 変形	0.94	0.00	1.5	9.5	-	-	Narasimhan	2.50E+06	0.00	0.45	1.20E+06	-	-	0.426	2.70E+03	ｹｲ砂30% 有効応力0.43MPa
4	埋戻し材 (廃棄体Gr.1,2)	水 ガス	8.20E-17 1.30E-13	Sandia Corey	0.997	0.00	- 4	- 2	1.0 -	2.0 -	Narasimhan	4.00E+06	0.00	1.00	9.00E+05	-	-	0.40	2.70E+03	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ/砂礫50/50
5	母岩	水 ガス	8.20E-17 3.30E-15	Corey	0.70	0.02	4	2	-	-	Narasimhan	1.40E+06	0.00	0.45	1.60E+04	-	-	0.02	2.70E+03	結晶質岩

表 4.4.10-10　ガス移行解析データセット(堆積岩系岩盤)

符号	名称	液体	絶対透過係数	相対透過係数(-)							毛管圧(Pa)							間隙率	真密度	適用
			(m^2)	計算式	Slr	Ssr	m	n	Sls	λ	計算式	PO	Slr	η	Pe	λ	Sls	(-)	(kg/m^3)	
1	廃棄体/充填材	水 ガス	1.00E-18 1.00E-16	Corey	0.30	0.18	4	2	-	-	Narasimhan	1.20E+06	0.00	1.30	1.00E+05	-	-	**	2.50E+03	**：間隙率は廃棄体中の間隙率を考慮し設定
2	支保工/ｲﾝﾊﾞｰﾄ	水 ガス	1.00E-18 1.00E-16	Corey	0.30	0.18	4	2	-	-	Narasimhan	1.20E+06	0.00	1.30	1.00E+05	-	-	0.15	2.50E+03	OPC
3	緩衝材	水 ガス	4.60E-21 2.33E-15	Corey 変形	0.00	0.00	8	6.5	-	-	Narasimhan	5.70E+06	0.00	1.80	2.00E+06	-	-	0.265	2.70E+03	ｹｲ砂30% 有効応力5.9MPa
4	母岩	水 ガス	8.20E-17 7.80E-16	Corey 変形	0.60	0.00	3	4	-	-	Narasimhan	8.00E+05	0.00	0.40	3.40E+04	-	-	0.20	2.50E+03	堆積岩

表 4.4.11-110　Darcy 2 相流によるガス移行解析結果

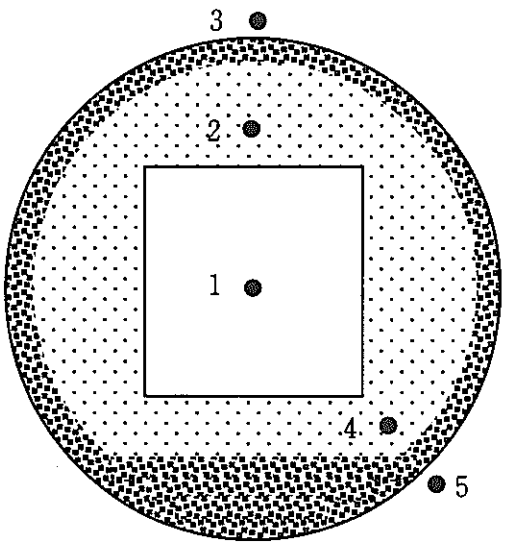
天然バリア (処分場深度[m]) (透水係数[m/s])	廃棄体 Gr.	定置廃棄体	施設形態	充填材	緩衝材 配合比、厚さ [m]	廃棄体定置ｴﾘｱ 間隙率 [-]	坑道長 [m]	最大ｶﾞｽ発生速度 [mol/m/y]	最大間隙圧力*2 ／出現時期 [MPa] at [年]	構造躯体差圧*3 ／出現時期 [MPa] at [年]	間隙水排水量*4 (坑道単位長さ) [m^3/坑道1m] at [年]	間隙水排出量 (坑道全長) [m^3]	備考
1 結晶質岩系岩盤 500[m] 1×10^{-9}[m/s]	1	廃銀吸着材	坑道幌型	OPC	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ/珪砂:70/30 1.4m	0.31	10.5	11.2	6.2 ／3,160年	0.5 ／900年	10.1 ／5,000年	106.1	空洞上部に埋戻し材としてﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ/砂/礫混合材を使用
	2	ﾊﾙ・ｴﾝﾄﾞﾋﾟｰｽ				0.22	336.0	112.4	6.6 ／148年	0.6 ／90年	8.2 ／2,000年	2,755.2	
	3	ｱｽﾌｧﾙﾄ固化体/ 低ﾚﾍﾞﾙ濃縮廃液			—	0.17	75.6	110.7	5.6 ／154年	0.6 ／80年	12.6 ／500年	953	空洞上部に埋戻し材としてOPCｺﾝｸﾘｰﾄを使用
	4	200Lﾄﾞﾗﾑ収納*1				0.17	50.4	161.1	5.6 ／104年	0.6 ／200年	12.8 ／450年	645	
		角型容器				0.29	12.2	629.7	6.1 ／46年	0.8 ／50年	19.2 ／220年	234	
2 堆積岩系岩盤 500[m] 1×10^{-9}[m/s]	1	廃銀吸着材	円形坑道	—	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ/珪砂：70/30 1.2～2.75m	0.27	34.5	21.4	9.5 ／630年	構造躯体は設置されない	5.6 ／37,000年	193	埋戻し材は使用しない
	2	ﾊﾙ・ｴﾝﾄﾞﾋﾟｰｽ			ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ/珪砂：70/30 1.2～2.75m	0.25	627.6	61.7	11.9 ／190年		5.4 ／9,500年	3,389	
	3	ｱｽﾌｧﾙﾄ固化体/ 低ﾚﾍﾞﾙ濃縮廃液		OPC	—	0.17	463.5	49.1	5.6 ／67年		3.1 ／500年	1,437	
	4	200Lﾄﾞﾗﾑ収納*1				0.16	292.5	45.8	5.6 ／71年		3.0 ／400年	878	
		角型容器				0.38	34.0	230.3	5.8 ／33年		5.2 ／100年	177	

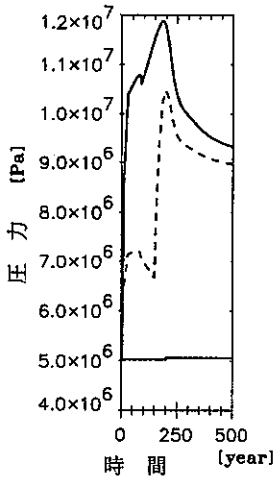
*1　民間再処理：低レベル不燃性廃棄物Ⅰ（機器廃品、その他）を除くグループ４の廃棄体。

*2　最大間隙圧力は、廃棄体／充填材ｴﾘｱの中央部エレメントの値とした。

*3　構造躯体差圧は、側面中央部の構造躯体に接する内外部のエレメントの差とした。

*4　間隙水排出量は処分施設外面を通過して岩盤に流入する水量の累積値がほぼ定常となった時点の値とした。





拡大図

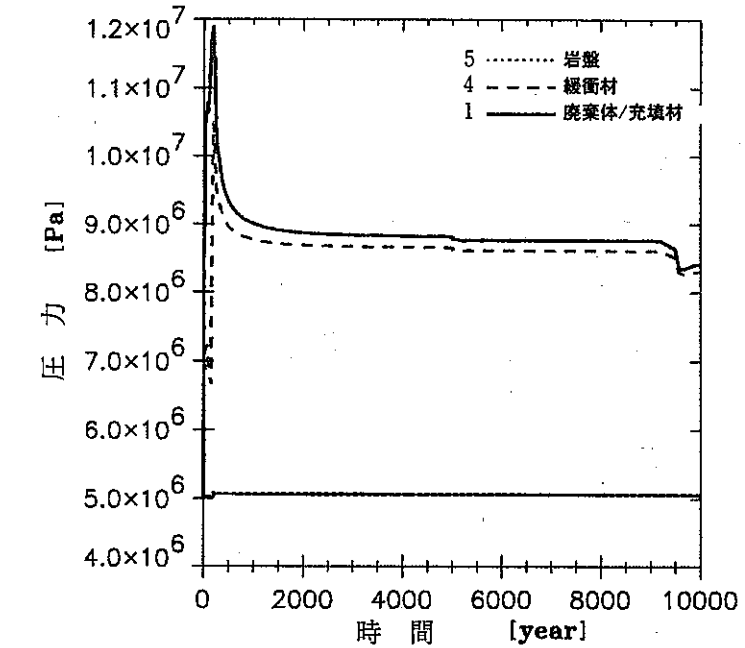
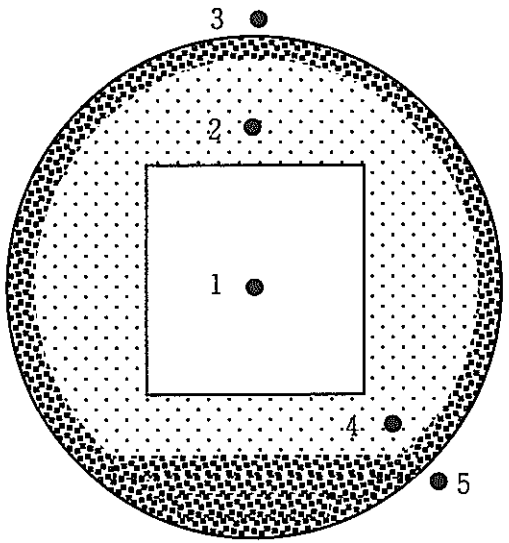
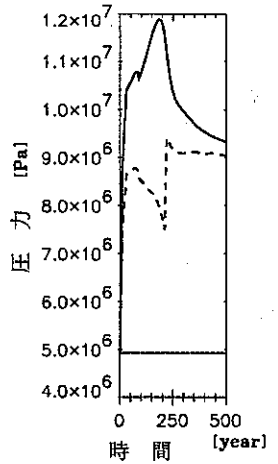


図 4.4.10-7(a) 間隙圧力の経時変化（斜め下方向分布）
堆積岩系岩盤 廃棄体グループ 2





拡大図

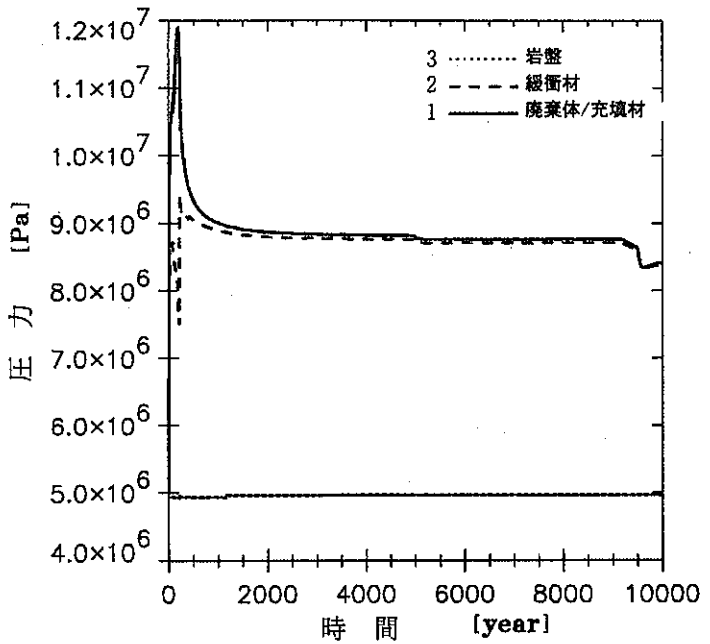


図 4.4.10-7(b) 間隙圧力の経時変化（垂直上方向分布）
堆積岩系岩盤 廃棄体グループ 2

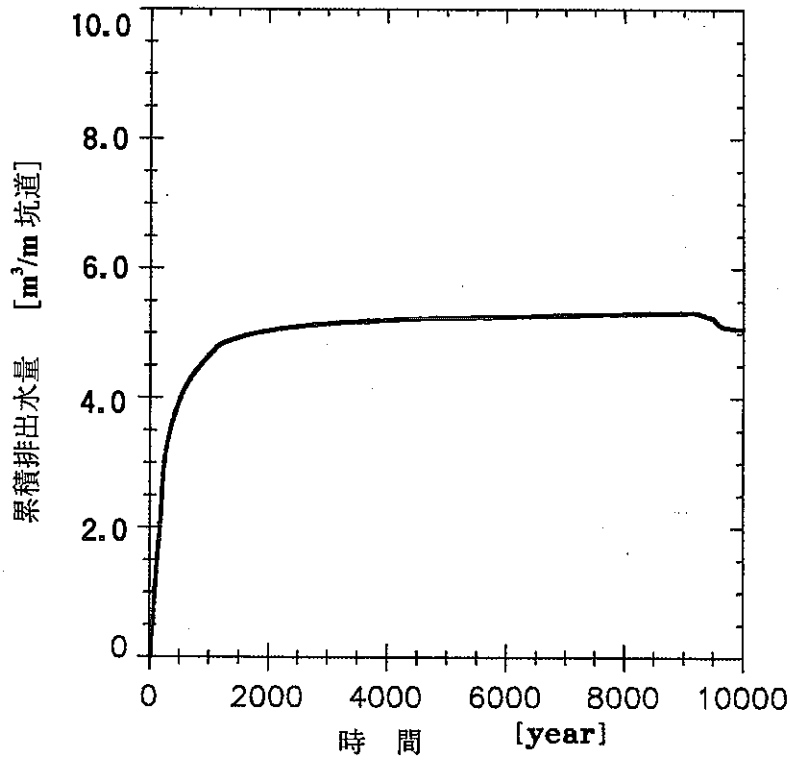


図 4.4.10-8 間隙水累積排出量 堆積岩系岩盤 廃棄体グループ2

参考文献

[1] Agg, P. J., A. D. Moreton, J. H. Rees, W. R. Rodwell and P. J. Sumner, "NSARP Reference Document: Gas Generation and Migration January 1992", Nirex Report NSS/G120 (1993)

[2] "Radwaste Radiolytic Gas Generation Literature Review", EPRI NP-5977,32p (1998)

[3] Purdom, G., and D. Wiblin; "GAMMON: A Computer Program Addressing Gas Generation in Radioactive Waste Repositories (Version 1A)", Nirex Report NSS/R338 (1997)

[4] Baker, A. J., D. A. Lever, M. C. Thorne, C. J. Tweed and R. S. Wikramaratna, "Nirex97: An Assessment of the Post-Closure Performance of a Deep Waste Repository at Sellafield", Nirex Science Report S/97/012,Vol.4: The Gas Pathway, December (1997)

[5] Atkinson, B. and F. Marituna, "Biochemical Engineering and Biotechnology Handbook", The Nature Press, New York, (1983)

[6] Cole, J. A. and S. J. Ferguson, "The Nitrogen and Sulphur Cycles", Society for General Microbiology, Symposium Vol.42, p.164-165, Cambridge University Press (1988)

[7] Zoetemeyer, R. J., J. C. van der Heuvel and A. Colen, "pH Influence on Acidogenic Dissimilation of Glucose in an Anaerobic Digester", Water Res. 16, p303-311 (1982)

[8] Lin, C. Y., K. Sato, T. Noike and J. Matsumoto, "Methanogenic Digestion Using Mixed Substrate of Acetic, Propionic and Butyric acid", Water Res.20, p.385-394 (1986)

[9] Cappenburg, T. E., "A Study of Mixed Continuous Cultures of Sulphate Reducing and Methane Producing Bacteria", Microb. Ecol. 2, p.61-67 (1975)

[10] Zehnder, A. J. B., B. A. Huser, T. D. Brock and K. Wuhrmann, "Characterization of an Acetate Decarboxylating, Non-hydrogen Oxidizing Methane Bacterium", Arch. Microbiol. vol.124, p.1-11 (1980)

[11] Robinson, J. A. and J. M. Tiedje, "Competition between Sulphate Reducing and Methanogenic Bacteria for H_2 under Resting and Growing Conditions", Arch. Microbiol. vol.137, p.26-32 (1984)

[12] Pavlostathis, S. G., T. L. Miller and M. J. Wolin, "Cellulose Fermentation by Continuous Cultures of Rumminococus albus and Methanobrevi bactersmithii", Apll. Microbiol. Biotechnol. vol.33, p.109-116 (1990)

[13] Berry, D. F., A. J. Francis and J. M. Bollag, "Microbial metabolism of homocyclic and Heterocylic Aromatic Compounds under Anaerobic Conditions", Microbial Reviews, vol.51, p.43-59 (1987)

[14] Leahy, J. G. and R. R. Colwell, "Microbial Degradation of Hhydrocarbons in the Environment", Microbial Reviews, vol.54, p.305-315 (1990)

[15] Colisanti, R., R. G. Gregory, J. E. Pearson, S. Y. R. Pugh, A. van Stanson, M. C. Thorne, M. M. R. Williams and R. S. Billington, "Guide to the Use and Technical Basis of the Gas Evolution Program MICROX", Nirex Report NSS/R167, Draft (1993)

[16] Smart, N. R, Personal communication with AEA, May (1996)

[17] Masterson, H. G. and J. T. Harrison, "Fuel Element Storage at the Nuclear Power Stations of the Central Electricity Generating Board", p451 in proceedings of First International Congress on Metallic Corrosion, Butterworths, London (1961)

[18] Knittel, D. R. and R. T. Webster, "Corrosion Resistance of Zirconium Alloys in Inorganic Acids and Alkalis", Industrial Applications of Titanium and Zirconium, p.191, ASTM STP 728, E. W. Kleefisch(ed.) (1981)

[19] Gegner, P. J. and W. L. Wilson, "Corrosion Resistance of Titanium and Zirconium in Chemical Plant Exposures", Corrosion 15, p.341 (1959)

[20] アイソトープ手帳、改訂5版

[21] 少路他、地層処分におけるガス発生の影響評価(I) - 人工バリア及び天然バリアのガス移行モデルの現状、核燃料サイクル開発機構、公開資料作成中

[22] Pruess, K., "TOUGH2-A General Purpose Numerical Simulator for Multiphase Fluid and Heat Flow", LBL-29400, p.102 (1991)

[23] 少路他、地層処分におけるガス発生の影響評価(III) - 人工バリア及び天然バリアのガス移行試験、核燃料サイクル開発機構、公開資料作成中

4.4.11 構造力学的条件

廃棄体、充填材、緩衝材等から構成される人工バリアには、長期にわたる核種の閉じ込め性能が期待されており、特に緩衝材については、地下水に対する止水性やセメント系充填材料の溶出の抑制、核種移行の抑制等の機能が求められている。これらの諸性能についての信頼性は、人工バリアの構造が力学的に安定であることを前提としていることから、人工バリアの構造力学的安定性の検討を行う必要がある。また、人工バリア周辺岩盤の特性が、人工バリアの設置に伴い力学的影響を受けないことを確認する必要がある。

ここでは、人工バリア及び周辺岩盤の構造力学的安定性に影響を及ぼす可能性のある下記の現象について、概略的な評価検討を行った。

(1)廃棄体・構造躯体の載荷重による緩衝材の圧密・粘弾塑性変形

(2)緩衝材の流出による緩衝材の変形

(3)岩盤の長期クリープ変形に伴う人工バリアへの影響

(4)廃棄体成分の溶出による人工バリアの体積減少と周辺岩盤への影響

(5)廃棄体の発熱による熱応力の発生と周辺岩盤への影響

(6)緩衝材の膨潤応力の発生と周辺岩盤への影響

(7)ガス発生に伴う間隙圧上昇による周辺岩盤への影響

上記の各現象については、本来、相互影響や時系列的変遷を考慮した詳細な評価が必要であるが、現段階ではそのような詳細な複合解析に適し得る信頼性の高い長期力学モデルが整っていないため、ここでは、各現象毎に既存のモデル／コードを用いて、概略の評価検討を行うこととした。

(1)廃棄体・構造躯体の載荷重による緩衝材の圧密・粘弾塑性変形

緩衝材の候補材料であるベントナイト系材料は、他の土質材料と同様に長期的に荷重が載荷された場合に圧密・クリープ変形を引き起こす可能性がある。緩衝材に期待される性能を確保するために、緩衝材にはある程度の厚みが保持される必要がある。ここでは、廃棄体、充填材、構造躯体などの重量による処分施設底部の緩衝材の変形沈下量を解析し、

性能評価上必要な厚みが保持できるかどうか検討する。

①解析概要

ここでは、Biot の多次元圧密理論[1]にもとづき、土骨格と間隙水の連成挙動を表現し、また粘土の構成則に関口・太田の提案による弾塑性構成式、弾・粘塑性構成式[2]を用いて、粘土の強度・変形特性の異方性、時間依存性を考慮した解析を行った。解析対象となる処分坑道は緩衝材に作用する荷重の大きい廃棄体グループ 2（ハル・エンドピース廃棄体）とした。

②解析条件及び解析モデル

a. 解析コード

弾・粘塑性解析コード「DACSAR」[3]を使用する。

b. 解析条件

表 4.4.11-1 に示す特性値を解析に使用する。

c. 解析モデル

圧密による岩盤の変形は少ないと考えられるため、緩衝材と廃棄体のみモデル化し、岩盤と支保工はモデル化しない。境界条件として、緩衝材側面を鉛直方向ローラとし、岩盤との境界面にせん断応力が発生しないようにモデル化する。また、緩衝材外周は排水条件となるように間隙水圧を 0 とする。図 4.4.11-1 に堆積岩系岩盤ケースの解析モデル及び境界条件を、図 4.4.11-2 に結晶質岩系岩盤ケースの解析モデル及び境界条件を示す。

表 4.4.11-1　解析に使用する特性値

分　類		項目	値
廃棄体*		E: 弾性係数	32,000(MPa)
		ν: ポアソン比	0.18
		Γs: 単位体積重量	3.85(g/cm^3)
緩衝材	弾塑性定数	Cc: 圧縮係数	0.27[4]
		k: 膨潤係数	0.18[4]
		M: 限界状態応力比	0.58[5]
		e_0: 初期間隙比	0.676
		ν: ポアソン比	0.4[6]
		K_0: 先行の静止土圧係数	1.0
		Ki: 現在の静止土圧係数	1.0
		α: 2 次圧密係数	2.2×10^{-4}[7]
		V_0: 初期体積ひずみ速度	3.3×10^{-9}[7]
	初期条件	P_0: 初期有効応力	0.5(MPa) [8]
間隙水		k: 透水係数	1×10^{-13}(m/s) [6]
		γ: 水の密度	10(kN/m^3)
		H: 初期全水頭	0

*廃棄体の物性値については、以下の表 4.4.11-2 より設定した。

表 4.4.11-2　廃棄体の特性値

	弾性係数(MPa)	ポアソン比	単位体積重量(g/cm^3)
コンクリート	25,000	0.2	2.35
鉄(キャニスター)	210,000	0.3	7.86
廃棄物		0.2	6.80
水(キャニスター内)			1.00
水(間隙水)			0.25
鉄(パッケージ)	210,000	0.3	7.86
備品(鉄筋、取手)	21,000		7.86
入力値	32,000	0.18	3.85

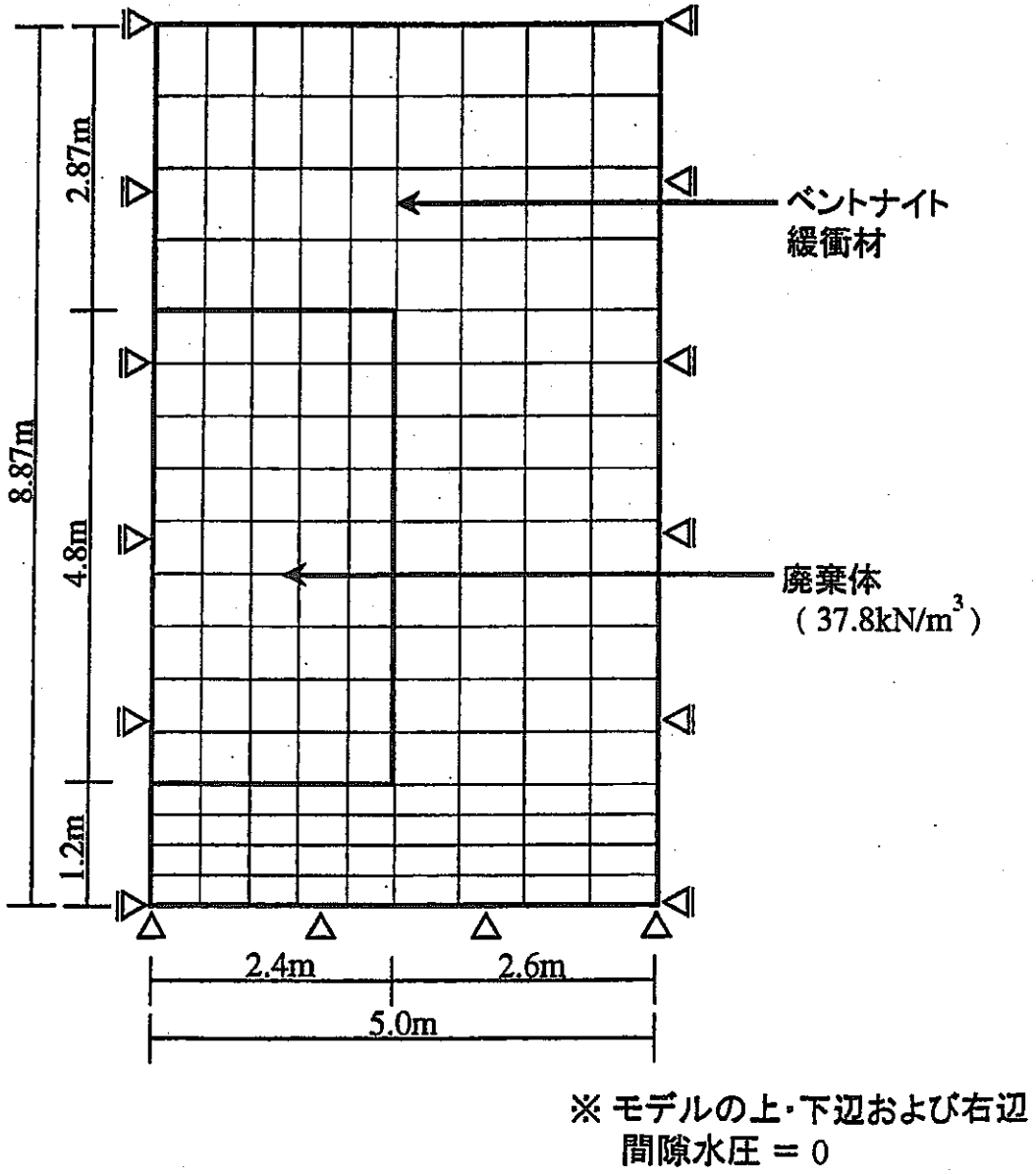


図 4.4.11-1　堆積岩系岩盤ケースの解析モデル及び境界条件

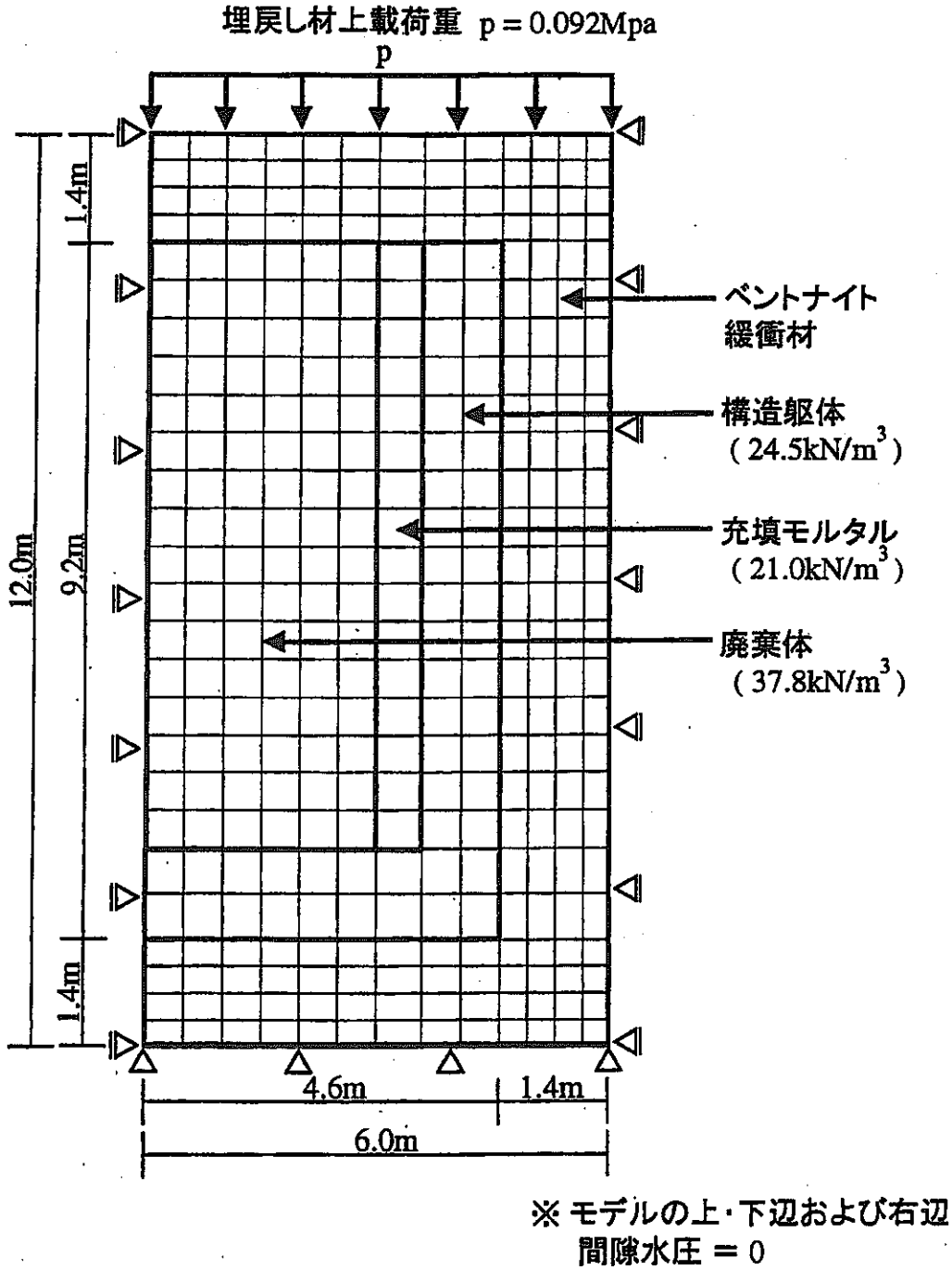


図 4.4.11-2　結晶質岩系岩盤ケースの解析モデル及び境界条件

③解析結果および考察

図 4.4.11-3 及び図 4.4.11-4 にそれぞれの解析結果を示す。堆積岩系岩盤のケースでは、圧密沈下は約 1,000 年で収束し、最終沈下量は 16mm 程度となった。一方、結晶質岩系岩盤のケースでは、圧密沈下は約 1,000 年で収束し、最終沈下量は 57mm 程度となった。最終沈下量が初期の緩衝材厚さに比べて小さいことから、緩衝材の圧密沈下が緩衝材の厚みを維持するという安全評価の前提を覆すことはないと判断できる。

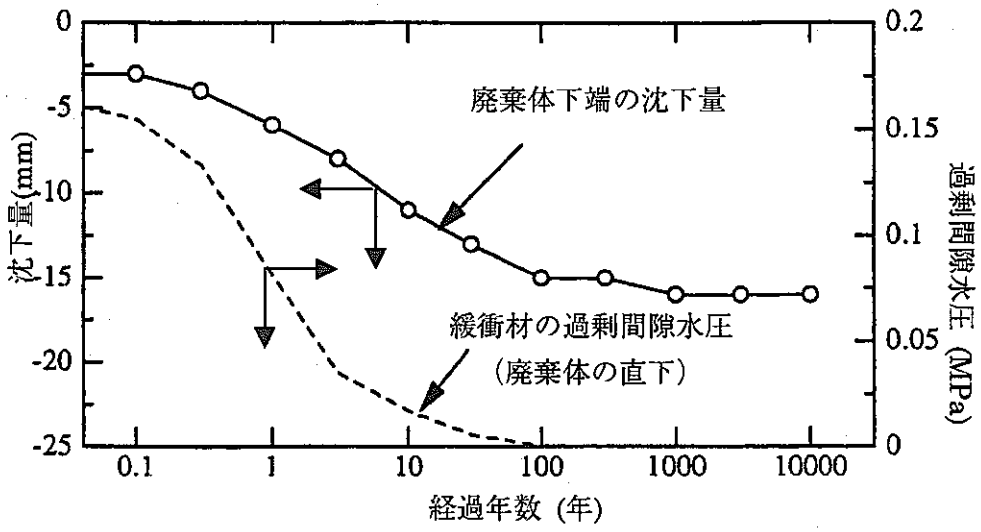


図 4.4.11-3　堆積岩系岩盤ケースにおける廃棄体の沈下量と時間の関係

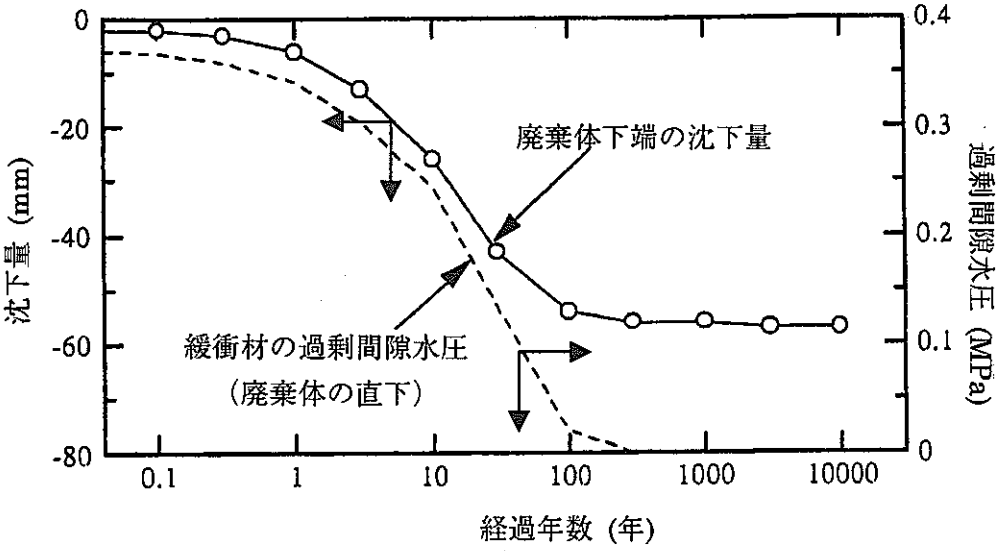


図 4.4.11-4　結晶質岩系岩盤ケースにおける廃棄体の沈下量と時間の関係

(2)緩衝材の亀裂への浸入及び流出による緩衝材の変形

緩衝材は、地下水で飽和するのにともない膨潤する性質がある。このため緩衝材が定置される処分坑道に開口した亀裂が存在すると、そこに緩衝材自ら発生する膨潤圧によって亀裂内に浸入し、浸入したベントナイト粒子が地下水の流れによって浸食されることにより、緩衝材の流出が生じるものと考えられる。

これらの現象について、地層処分研究開発第2次取りまとめにおいて以下のように記述されている。

ベントナイトの亀裂への浸入に関しては、浸食が起こらない静的条件での試験研究から、亀裂への浸入による流出距離（変位）が時間の平方根に比例し、流出速度が亀裂開口幅と含有ベントナイト量に依存すること、浸入するベントナイトの先端部は、硬い相と軟らかい相の2相に分離し、液相限界に近いゲル状となっていることがわかっている。

亀裂への浸入後の浸食に関しては、地下水流れによる流体抗力（掃流力）がベントナイト粒子間力を上回る場合には、浸食が起こると考えられている。

これらの現象に基づき、サイクル機構の地層処分基盤研究施設（ENTRY）の緩衝材流出挙動試験設備（BENTFLOW）での研究成果において、水の供給流量から算出された平均流速が $1.7\times10^{-5}m^2/s$ 以下の条件では、浸食が起こらないことが確認されていることを示している。さらに、実験データに基づき緩衝材の流出挙動が拡散によって経験的に模擬できるとし、汎用有限要素法解析コードによって評価を実施している。この結果、緩衝材の岩盤亀裂への緩衝材の密度低下は、100万年においても約80%までにとどまるとし、緩衝材の特性が著しく損なうことは無いと考えられている。

以上述べた研究成果はナトリウム型ベントナイトに対して実施された研究である。本検討におけるTRU廃棄物の処分概念では、セメント系材料を使用しているため、ベントナイトのカルシウム型化による影響を考慮する必要がある。

亀裂への浸入に関しては、カルシウム型化させたベントナイトの膨潤圧は、ナトリウムより小さめの値[9]であることから、ナトリウム型ベントナイトより亀裂への浸入は起こりにくくなる。

亀裂への浸入後の浸食に関しては、カルシウム型ベントナイトは、ナトリウム型ベントナイトに比べ、砂との粘結性に優れていること、カルシウム型化させたベントナイトの容積法で測定した膨潤力は、ナトリウム型ベントナイトの膨潤力の約3分の1程度と小さくなることが示されていること[10]などから、緩衝材は浸食されにくくなると考えられる。しかし、その一方で、カルシウム型ベントナイトはナトリウム型ベントナイトに比べ、その粒子がフロック状になり[11]浸食を受けやすくなる可能性も考えられるので、前述したBENTOFLOW 試験設備[9]による確認が必要である。

(3)岩盤の長期クリープ変形に伴う人工バリアへの影響

①はじめに

処分施設周辺の岩盤は、空洞の掘削により地山応力が開放されているため、支保工の変質や、処分施設の内圧の変化に応じて、長期的なクリープ変形が進行し、それに伴って処分施設の形状等が変化することが考えられる。ここでは、処分施設の構造力学的安定性の観点から、岩盤クリープ変形挙動を検討するとともに、この岩盤クリープ変形による処分坑道あるいは人工バリアへの影響検討を行った。

②構成方程式

岩盤の長期クリープ変形を表現する構成方程式は、いくつか提案されている[12][13]が、ここでは、以下に示す特徴を有し現状で最適と考えられる大久保が提案するモデル（以下、「大久保モデル」と言う。）を用いて解析を行った。大久保モデルの構成式[13]を以下に示す。

$d\lambda^*/dt = a \cdot (\Delta\sigma^*)^n \cdot (\lambda^*)^m$ ・・・コンプライアンス可変型構成方程式

$a = (m/(n_0+1))^{(m/(n0-m+1))}/t_0$

$\Delta\varepsilon^* = \lambda^* \cdot \Delta\sigma^*$

$\Delta\sigma^* = (\sigma_1 - \sigma_3)/\Delta\sigma_0$ ・・・破壊限接近度

$\Delta\sigma_0 = \sigma_c(1+\sigma_3/\sigma_t)^{0.5} - \sigma_3$ ・・・Janach の破壊条件式

$\nu = 0.5 - (0.5-\nu_0)/\lambda^*$ ・・・コンプライアンスの増大に伴うポアソン比の増大

$n = (\Delta\sigma_0/\sigma_c) \cdot n_0$ ・・・周圧による強度増加の効果

（式 4.4.11-1）

ここで、

λ ：コンプライアンス(弾性係数の逆数)

t_0 ：定歪速度試験で歪が$\Delta\varepsilon_0$になるまでの時間

σ_c：一軸圧縮強度

σ_t：一軸引張強度

m：延性の程度を決めるパラメータ

n：時間依存性の程度を決めるパラメータ

n_0：n の一軸応力下での値

大久保モデルの特徴を以下に示す。

・1 次クリープから 3 次クリープまで表現できる。

・短期から超長期まで解析が可能である。

・6 つのパラメータを用いるが、いずれも一般的な岩盤試験によって取得できる。

・m_0、n_0 の 2 つのパラメータの設定により脆性から延性までの、硬岩から軟岩までの広範囲に適用できる。

③検討方法

岩盤のクリープ変形を表現する構成方程式として前述の大久保モデルを適用し、二次元有限要素法（平面ひずみ）により解析を行う。対象岩盤は、結晶質岩系岩盤および堆積岩系岩盤の 2 種類とし、検討は以下に記す 2 ステップで実施する。

・STEP1（予備的解析）

内容物を単一の物性でモデル化し、中に物を詰めた場合の効果を感度解析的に確認する。

・STEP2

処分空洞内を処分概念に則して緩衝材、埋戻し材及び廃棄体部（緩衝材内部）等でモデル化し、岩盤クリープによる緩衝材厚さの変化に着目した解析を実施する。ここで、緩衝材は柔らかく、その内部の廃棄体部は硬いという構成を基本ケースとする。また、廃棄体部等の物性の影響を感度解析的に確認する。

④検討断面

a. STEP1

STEP1 における検討断面は、結晶質岩系岩盤及び堆積岩系岩盤に対して図 4.4.11-5 に

示すとおりとする。結晶質岩系岩盤では、緩衝材の設置が考えられている廃棄体グループ1及び2の断面を対象とする。

b. STEP2

STEP 2 における検討断面は、図 4.4.11-6 に示すとおりである。レイアウトを検討する際の処分空洞断面には緩衝材に施工余裕代が考慮されているが、本検討では緩衝材の厚さの変化に着目していることから、実質的な緩衝材厚さ 1m を考慮する。したがって、廃棄体部の断面積が、レイアウト検討用の処分坑道断面より若干大きくなる。

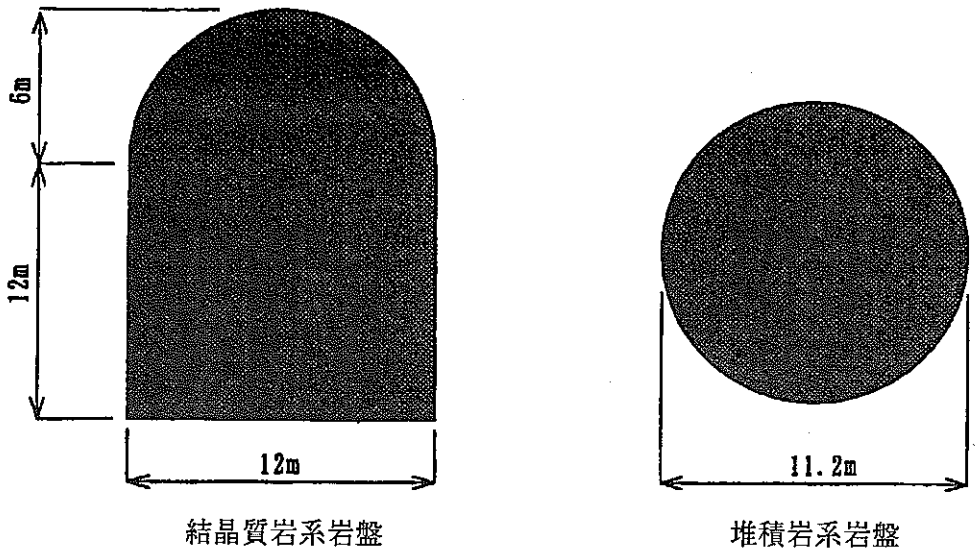


図 4.4.11-5　STEP1 の検討断面形状

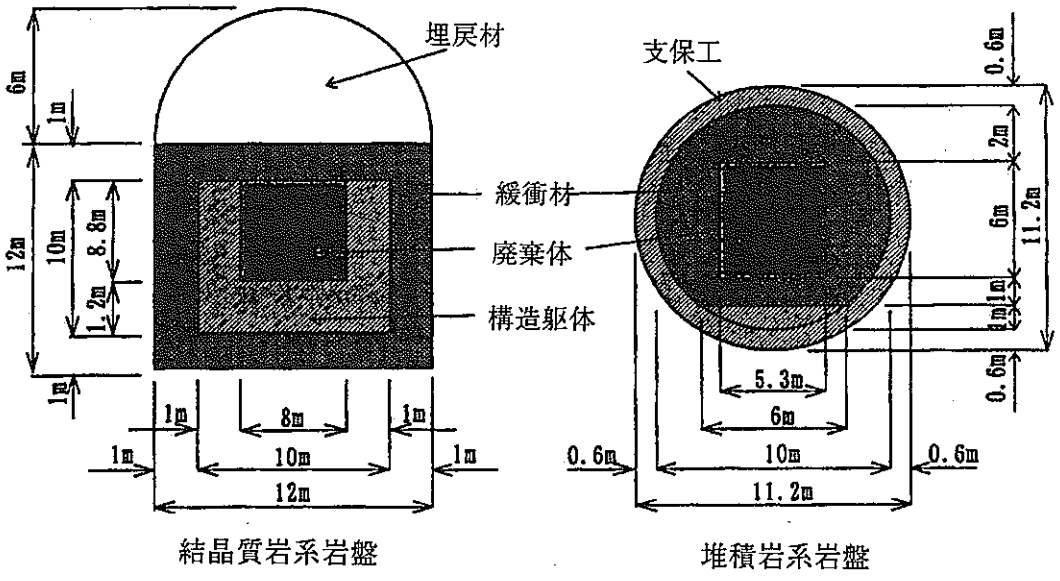


図 4.4.11-6　STEP2 の検討断面形状

⑤解析ケース

a. STEP1

STEP1 では内容物の弾性係数を 0～100MPa の間で各岩盤に対して 4 ケース、全 8 ケース設定する。

b. STEP2

STEP2 の解析ケースは、以下に記すように各岩盤に対して 2 ケース、全 4 ケースとする。

( )内は、ケース No.を示し、"A"は結晶質岩系岩盤、"B"は堆積岩系岩盤を示す。

(a)結晶質岩系岩盤

i) 基本ケース(A2-1)

ii). 廃棄体部の弾性係数を緩衝材と同じ値にした場合(A2-2)

(b)堆積岩系岩盤

i) 基本ケース(B2-1)

ii) 廃棄体部の弾性係数を緩衝材と同じ値にした場合(B2-2)

⑥解析条件

a. 処分深度

結晶質岩系岩盤、堆積岩系岩盤ともに 500m とする。

b. 側圧係数

側圧係数は、地層処分研究開発第 2 次取りまとめと同様に次式に従うものとして、深度 500m において 1.1 とする(1.4 節参照)。

$$K = 163/h + 0.74 \qquad \text{(式 4.4.11-2)}$$

ここに、K：側圧係数

h：処分深度(m)

c. 岩盤物性値

表 4.4.11-3 に解析に適用する岩盤物性値を整理する。大久保モデルのパラメータを除く岩盤物性値は、結晶質岩系岩盤については、地層処分研究開発第２次取りまとめ[8]における HR ケース、堆積岩系岩盤については SR-B ケースに対応する。

大久保モデルのパラメータ m 及び n_0 は、以下に記す岩盤の一般的な性質と大久保らによる研究成果[15]を総合的に判断して設定した。

表 4.4.11-3　岩盤物性値

		結晶質岩系岩盤	堆積岩系岩盤
密度（飽和）ρ（g/cm³）		2.67	2.35
一軸圧縮強度 q_u（Mpa）		115	20
一軸引張強度 σ_t（MPa）		8	2.8
弾性係数 E（MPa）		37,000	4,000
ポアソン比 ν		0.25	0.30
大久保モデル	M	20	5
パラメータ	N_0	30	20

d. 内容物（人工バリア）物性値

(a)STEP1

表 4.4.11-4 に STEP1 の各解析ケースにおいて適用する内容物の物性値を示す。

表 4.4.11-4　STEP1 における内容物の物性値

	ケース No.			
	A1-0,B1-0	A1-1,B1-1	A1-2,B1-2	A1-3,B1-3
弾性係数（MPa）	0	1	10	100
ポアソン比	-	0.4	0.4	0.4

(b)STEP2

表 4.4.11-5 に STEP2 の各解析ケースにおいて適用する人工バリアの物性値を示す。堆積岩系岩盤における支保工については、長期の支保効果を見込むことが困難なため、仮に緩衝材と同様の弾性係数を適用した。

また、廃棄体部及び構造躯体の物性として基本ケースの値を適用した場合に緩衝材厚さの減少量が最も大きくなると考えられるが、その影響を確認するために緩衝材と同じ

弾性係数とした場合でも解析を行うこととする。(A2-2、B2-2)

表 4.4.11-5　STEP2 における人工バリアの物性値

		ケース No.			
		A2-1	A2-2	B2-1	B2-2
緩衝材	弾性係数（MPa）	3	3	3	3
	ポアソン比	0.4	0.4	0.4	0.4
廃棄体部	弾性係数（MPa）	32,300	3	32,300	3
	ポアソン比	0.184	0.184	0.184	0.184
埋戻し材	弾性係数（MPa）	7.5	7.5	-	-
	ポアソン比	0.4	0.4	-	-
構造躯体	弾性係数（MPa）	31,000	3	-	-
	ポアソン比	0.2	0.2	-	-
支保工（ｲﾝﾊﾞｰﾄ含）	弾性係数（MPa）	-	-	3	3
	ポアソン比	-	-	0.2	0.2

⑦解析結果及び考察

a. STEP1

処分坑道の天端中央に着目し、0～100 万年に至る岩盤のクリープ変位量の経時変化を図 4.4.11-7（結晶質岩系岩盤）及び図 4.4.11-8（堆積岩系岩盤）に示す。

解析結果より、本検討において対象としている結晶質岩系岩盤では、岩盤のクリープ変形は生じないと判断される。一方、堆積岩系岩盤では、処分空洞内部の剛性(弾性係数)に応じたクリープ変形を生じ、内部の弾性係数が大きいほどクリープ変形を抑える効果があることが明らかとなった。

b. STEP2

(a)岩盤クリープ変位の経時変化

処分坑道の天端中央に着目し、0～100 万年に至る岩盤のクリープ変位量の経時変化を図 4.4.11-9（結晶質岩系岩盤）及び図 4.4.11-10（堆積岩系岩盤）に示す。

STEP1 の解析結果からも明らかなように、本検討において対象としている結晶質岩系岩盤では、岩盤のクリープ変形は生じないと判断される。

一方、堆積岩系岩盤では、岩盤のクリープ変形は、廃棄体部の弾性係数として初期剛

性を考慮した場合（B2-1 ケース）の方が、それを緩衝材と同等と見なした場合（B2-2 ケース）と比較して小さくなることが明らかとなった。ただし、その差はあまり大きなものではない。また、STEP1 における内部が空の状態の結果（B1-0 ケース）と比較しても、岩盤のクリープ変形量の低減効果は少ない。

(b)緩衝材厚さ減少量の経時変化

図 4.4.11-11～図 4.4.11-12 は、岩盤のクリープ変形が発生する堆積岩系岩盤に対し、岩盤のクリープ変形に伴い生ずる緩衝材厚さの減少量に着目して経時変化を示したものである。図中には、上部中央(①)、側部中央(②)及び下部中央(③)における緩衝材厚さの減少量を示した。

緩衝材厚さの減少量に着目して解析結果を整理したところ、B2-1 ケースにおける時間 100 万年で最大 5cm 弱の減少量が得られた。B2-1 ケースと B2-2 ケースの結果を比較すると、前者の方が緩衝材の変位量としては大きなものとなった。これは、岩盤のクリープ変形量は両者ともほぼ同等であるが、B2-1 ケースでは剛性の高い廃棄体部を除く周辺部で、また B2-2 ケースでは廃棄体部を含めた内部全体で岩盤のクリープ変形量を吸収しているためと考えられる。

⑧まとめ

本検討において対象とした結晶質岩系岩盤では、時間 100 万年においても岩盤のクリープ変形は発生しない。したがって、人工バリア、特に緩衝材に対する影響は無いと判断される。

堆積岩系岩盤では、STEP1 において処分坑道内部の剛性（弾性係数）に応じて岩盤のクリープ変形挙動に差異が生じることが明らかとなった。内部に 100MPa 程度の弾性係数が見込めれば、本検討において対象とした堆積岩系岩盤では、時間 100 万年で 10mm 強程度とかなり小さな岩盤クリープ変形に抑えられることが明らかとなった。

STEP2 の人工バリア構成を考慮した解析においては、80～90mm の岩盤クリープ変形が生じることが明らかとなった。また、その時の緩衝材に生じる厚さの減少量は最大でも 45mm 程度であった。この程度の岩盤クリープ変形や緩衝材厚さの減少量であれば、

緩衝材に考慮される余裕しろの範囲（20cm 程度）でカバーできるものと考えられ、緩衝材厚さとして 1m を確保できるものと判断される。

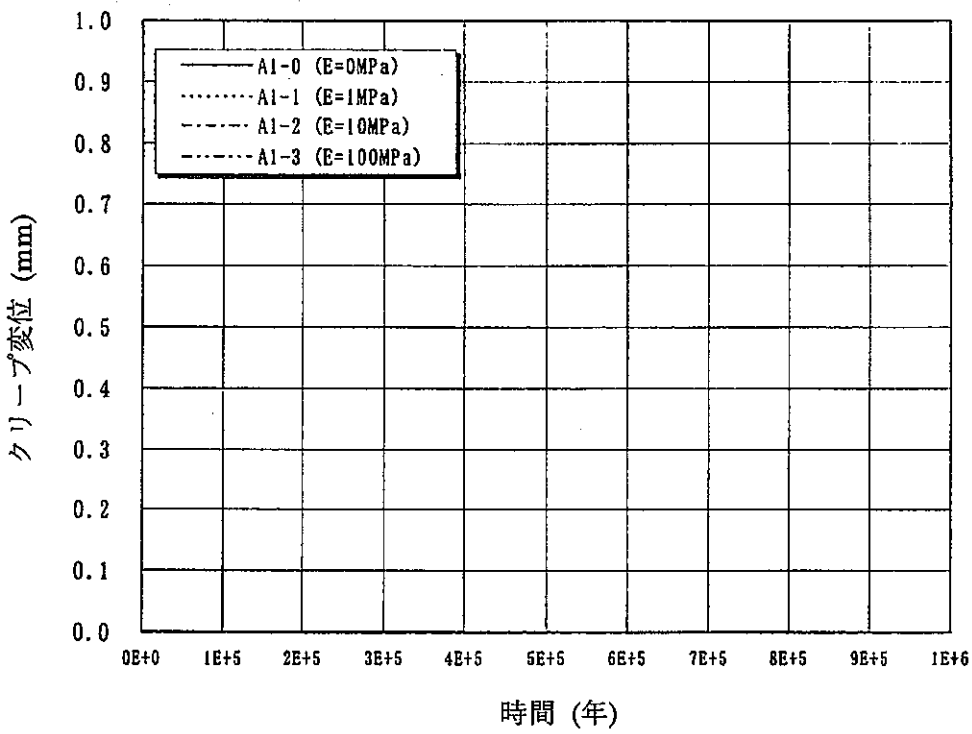


図 4.4.11-7　天端中央のクリープ変位量の経時変化図（結晶質岩系岩盤：STEP1）

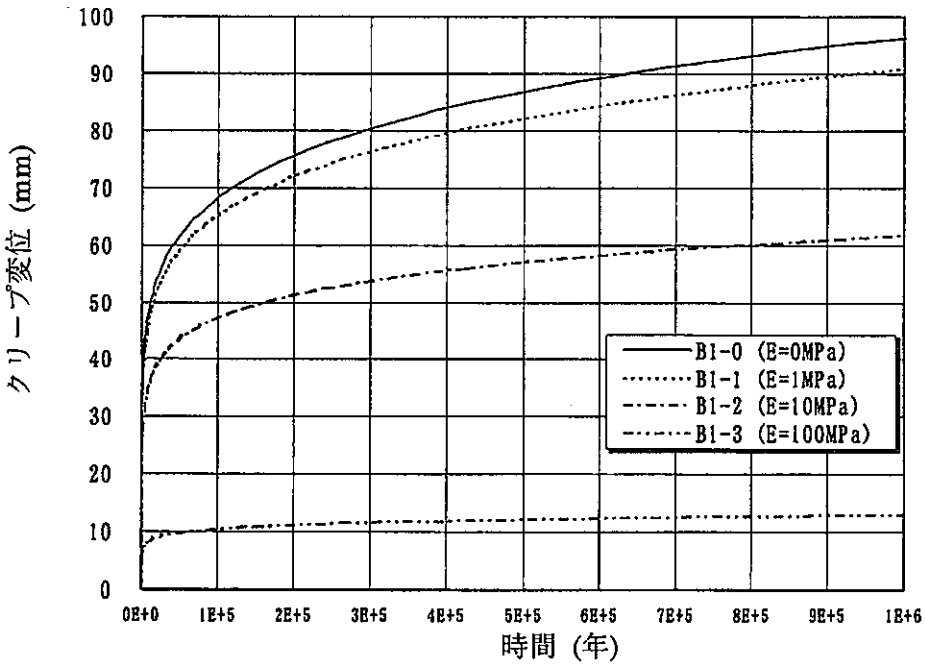


図 4.4.11-8　天端中央のクリープ変位量の経時変化図（堆積岩系岩盤：STEP1）

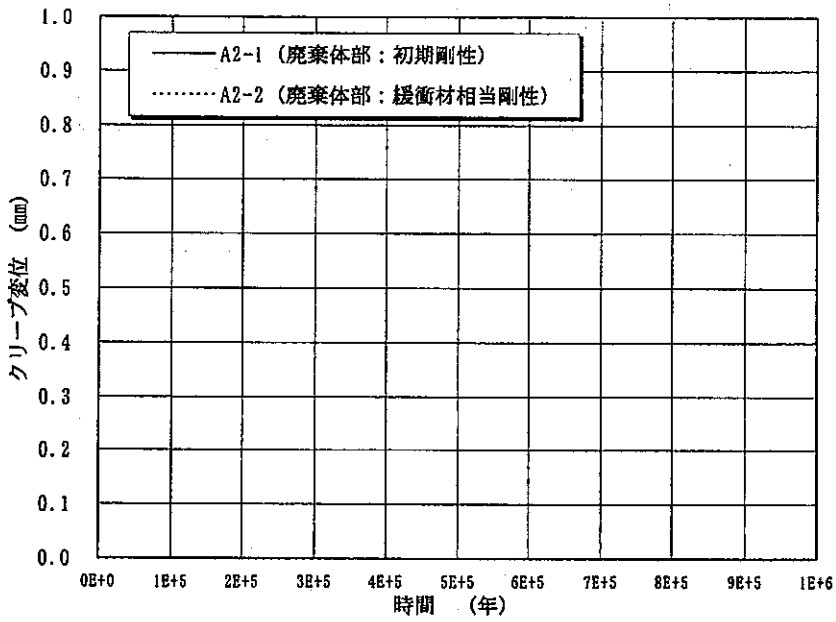


図 4.4.11-9　天端中央のクリープ変位量の経時変化図（結晶質岩系岩盤：STEP2）

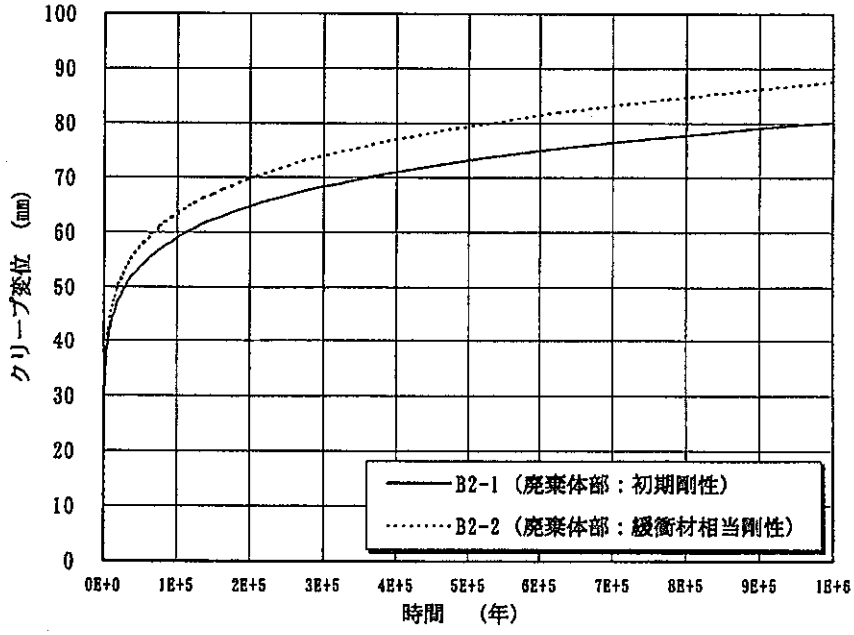


図 4.4.11-10　天端中央のクリープ変位量の経時変化図（堆積岩系岩盤：STEP2）

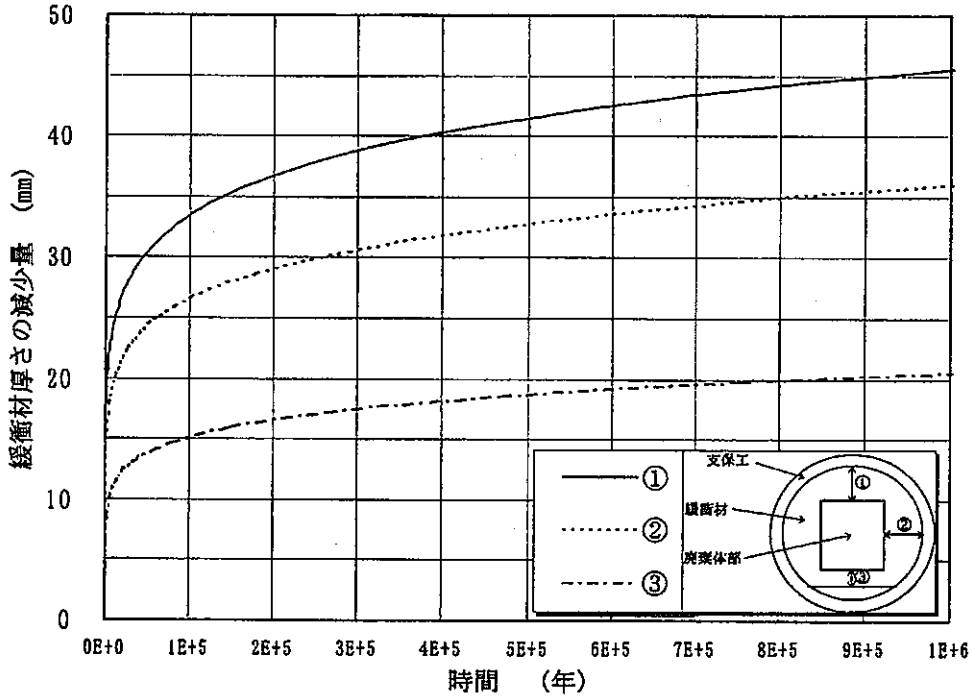


図 4.4.11-11　緩衝材厚さの減少量の経時変化図（堆積岩系岩盤：B2-1 ケース）

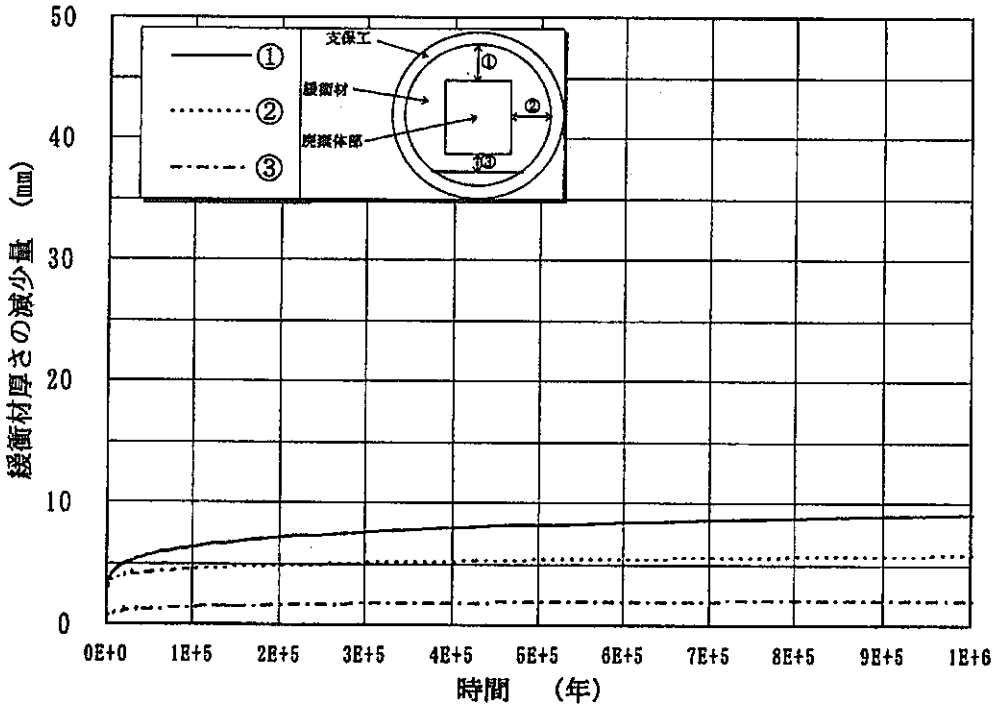


図 4.4.11-12　緩衝材厚さの減少量の経時変化図（堆積岩系岩盤：B2-2 ケース）

(4)廃棄体成分の溶出による人工バリアの体積減少と周辺岩盤への影響

①解析の考え方

処分対象廃棄体の中には、セメント系材料等の廃棄体成分が長期的に溶出する可能性があるものが存在する。廃棄体成分の溶出は緩慢に進行する事象であり、ここでは、これら廃棄体が溶出し、処分施設内部に空隙が発生した場合に、人工バリアの構造が変化し、結果として処分施設の崩落などの不連続的な事象が生ずるかどうかについて概略の評価解析を行った。この検討では、コンクリート成分のセメントと骨材が、成分溶出により 10%残存すると仮定し、初期状態の 1/10 の弾性係数と残存強度を有すると仮定する。

②解析コード及び解析モデル

解析コードとして「SIGNAS」[16]を使用する。

解析モデル及び境界条件は、二次元平面ひずみモデルによる弾塑性解析とする。セメント成分の溶出として支保工と廃棄体の弾性係数を 1/10 に低減する。各材料モデルは、岩盤、緩衝材は弾塑性材料（破壊基準：モール・クーロン、関連流れ則、塑性ひずみ硬化は考慮しない）とし、支保工、インバート、廃棄体は弾性材料とする。

③解析条件

閉鎖時の応力状態（自重のみ考慮）を初期値とする。セメント系材料（廃棄体、支保工）の剛性低下にともなって変形が進行し、応力が緩和されるような解析とする。その結果、ひずみを拘束した場合は応力が 1/10 に減少し、応力を一定にした場合はひずみは 10 倍になる。

④解析結果

a. 変形

図 4.4.11-13 に結晶質岩系岩盤ケースにおけるセメント系材料溶失時の変形を示す。廃棄体は剛性が低下し、重量によって高さが 0.35mm 小さくなった。変形量は最大でも 0.5mm 以下と小さいものとなった。また図 4.4.11-14 に堆積岩系岩盤ケースにおけるセ

メント系材料溶出時の変形を示す。支保工の剛性が低下することにより支保効果が低減し、岩盤が空洞側に変形した。岩盤の変形は最大で約 3mm となった。廃棄体は剛性が低下したにもかかわらず、ほとんど変形しなかった。

b. 応力および局所安全率

図 4.4.11-15 に結晶質岩系岩盤ケースにおけるセメント系材料溶出時の処分施設の主応力と緩衝材の局所安全率を示す。緩衝材、埋戻し材、廃棄体の応力は閉鎖時と比べてほとんど同じとなっている。図 4.4.11-16 に堆積岩系岩盤ケースにおけるセメント系材料溶出時の岩盤の主応力と緩衝材の局所安全率を示す。壁面における最小主応力は壁面に対して垂直方向の応力で支保工圧に対応しており、閉鎖時と比べて減少している。その結果、周辺岩盤の塑性領域は約 80cm から 95cm に広がったが、塑性化した幅は 1m 以下で空洞の安定上、問題はないと考えられる。また、図 4.4.11-17 に処分施設の主応力及び緩衝材の局所安全率を示す。特に、処分施設の安定性に対して影響を及ぼさない結果となった。

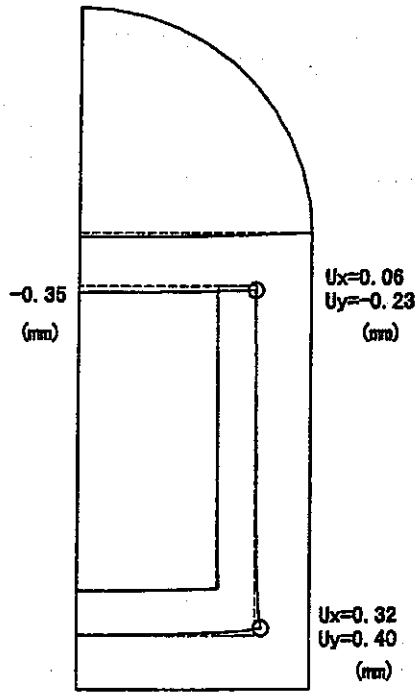


図 4.4.11-13　セメント系材料溶出時における変形（結晶質岩系岩盤）

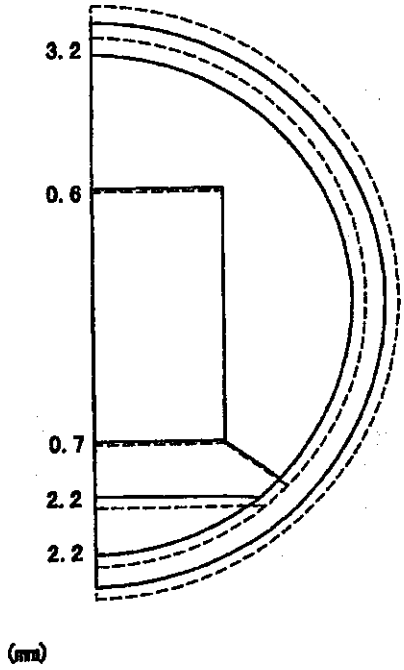


図 4.4.11-14　セメント系材料溶出時における変形（堆積岩系岩盤）

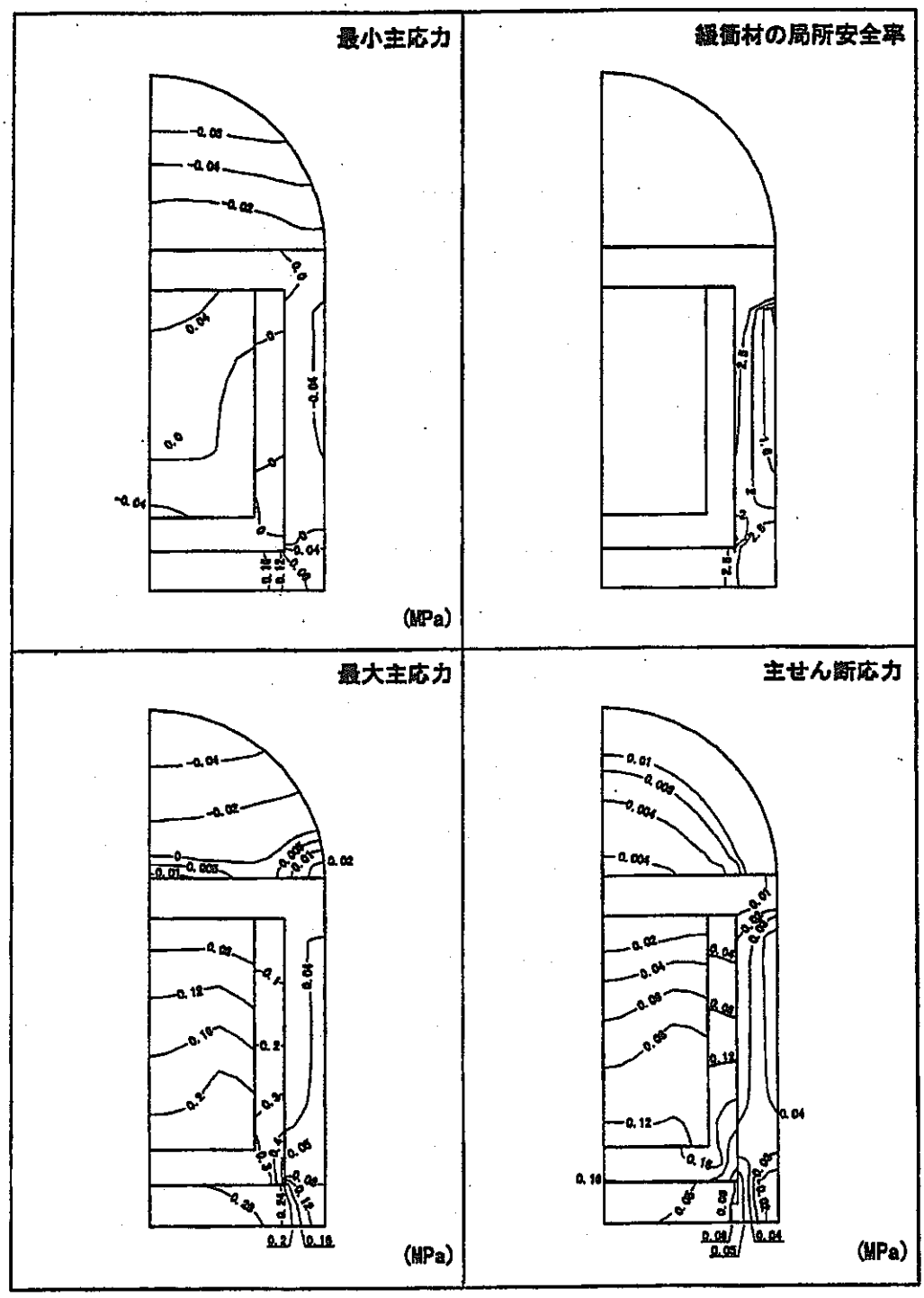


図 4.4.11-15　セメント系材料溶出時における処分施設の主応力及び局所安全率

（結晶質岩系岩盤）

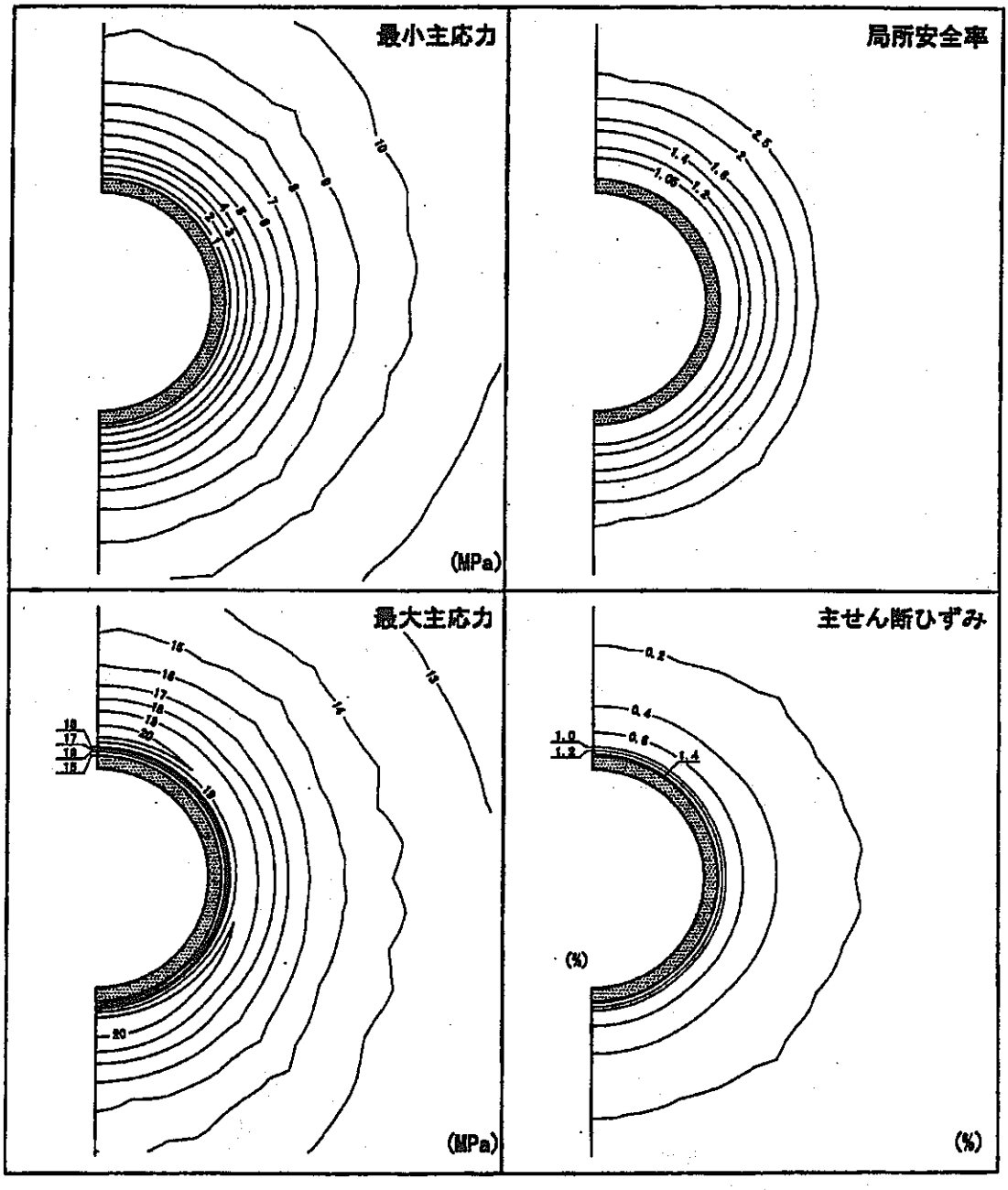


図 4.4.11-16　セメント系材料溶出時における岩盤の主応力及び局所安全率

（堆積岩系岩盤）

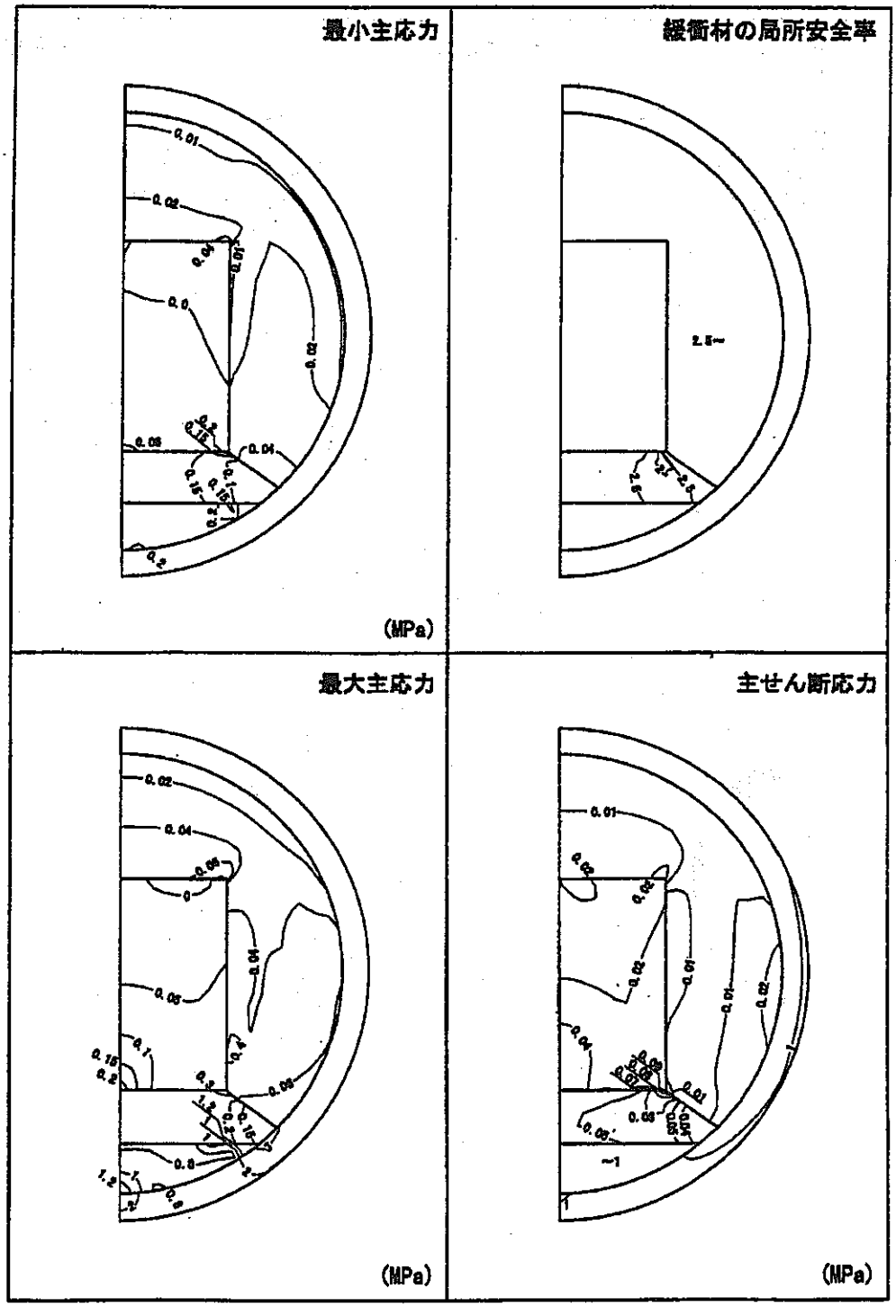


図 4.4.11-17　セメント系材料溶出時における処分施設の主応力及び局所安全率

（堆積岩系岩盤）

(5)廃棄体の発熱による熱応力の発生と周辺岩盤への影響

①解析の考え方

処分対象廃棄体の中には、ハル・エンドピースのように発熱するものが含まれ、これらの廃棄体を処分した場合、その発熱により処分施設内の温度が上昇する。力学的観点からは、この温度上昇に伴い発生する熱応力が、人工バリア及び周辺岩盤に影響を与える可能性が考えられる。ここではこの熱応力に関する解析を行いその処分施設に与える影響を評価する。

②解析コード及び解析条件

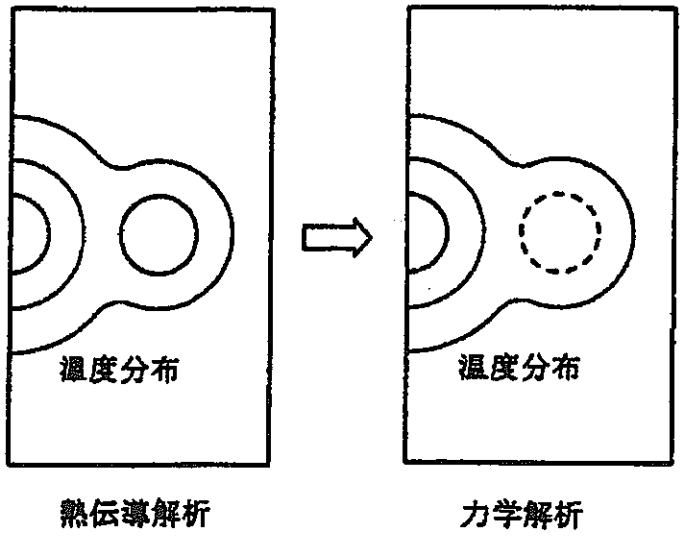
熱応力解析コード「DRAGON」[17]を使用する。

また、二次元平面ひずみモデルによる弾性解析とする。

③温度条件

温度条件として、「連接空洞熱伝導解析」の結果を用いる。この熱伝導解析は連接空洞を対象として行っている。そのため、この結果の温度条件を単独モデルである当検討モデルに適用するためには、温度分布を適切に処理する必要がある。本検討では下図に示すように、連接坑道内部の岩盤の温度を一定と仮定した。

熱伝導解析の結果では、結晶質岩系岩盤のケースにおいて、廃棄体中心の最高温度は15年後で78℃まで上昇する。空洞壁面の温度は15年後で62℃、最高温度は30年後で63℃となっている。検討する経過年数は、廃棄体の温度が最大で、空洞壁面の温度もほとんど最大となる15年後とする。また、堆積岩系岩盤のケースでは、廃棄体中心の最高温度は15年後で60℃まで上昇する。空洞壁面の温度は15年後で49℃、最高温度は30年後で51℃となっている。検討する経過年数は、廃棄体の温度が最大で、空洞壁面の温度もほとんど最大となる15年後とする。



④解析結果

図 4.4.11-18 に結晶質岩系岩盤ケースにおける廃棄体発熱時の変形を示す。廃棄体と躯体は温度上昇によって等方的に膨張し、縦方向、横方向とも約 5mm 伸びるように変形した。この変形は処分施設の安定性に対して影響を及ぼさない結果である。図 4.4.11-19 に廃棄体発熱時における処分施設の主応力および局所安全率を示す。緩衝材の局所安全率は全体的に 2 以上で、応力に対し十分強度を有している。

また、図 4.4.11-20 に堆積岩系岩盤における廃棄体発熱時の変形を示す。変形量は最大で 2mm 以下と、施設の安定性に対して問題とならない値となった。図 4.4.11-21 に廃棄体発熱時における処分施設の応力と緩衝材の局所安全率を示す。緩衝材は弾性係数が低いため、発生する応力は小さく、塑性領域は発生しなかった。

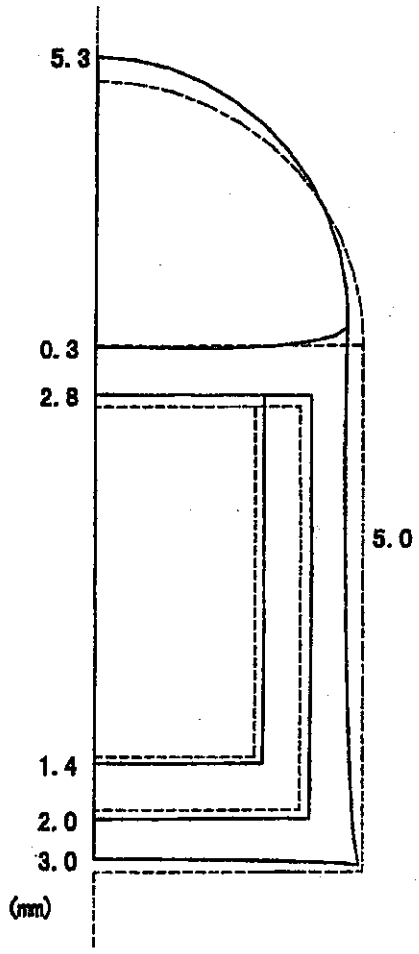


図 4.4.11-18　廃棄体発熱による変形（結晶質岩系岩盤）

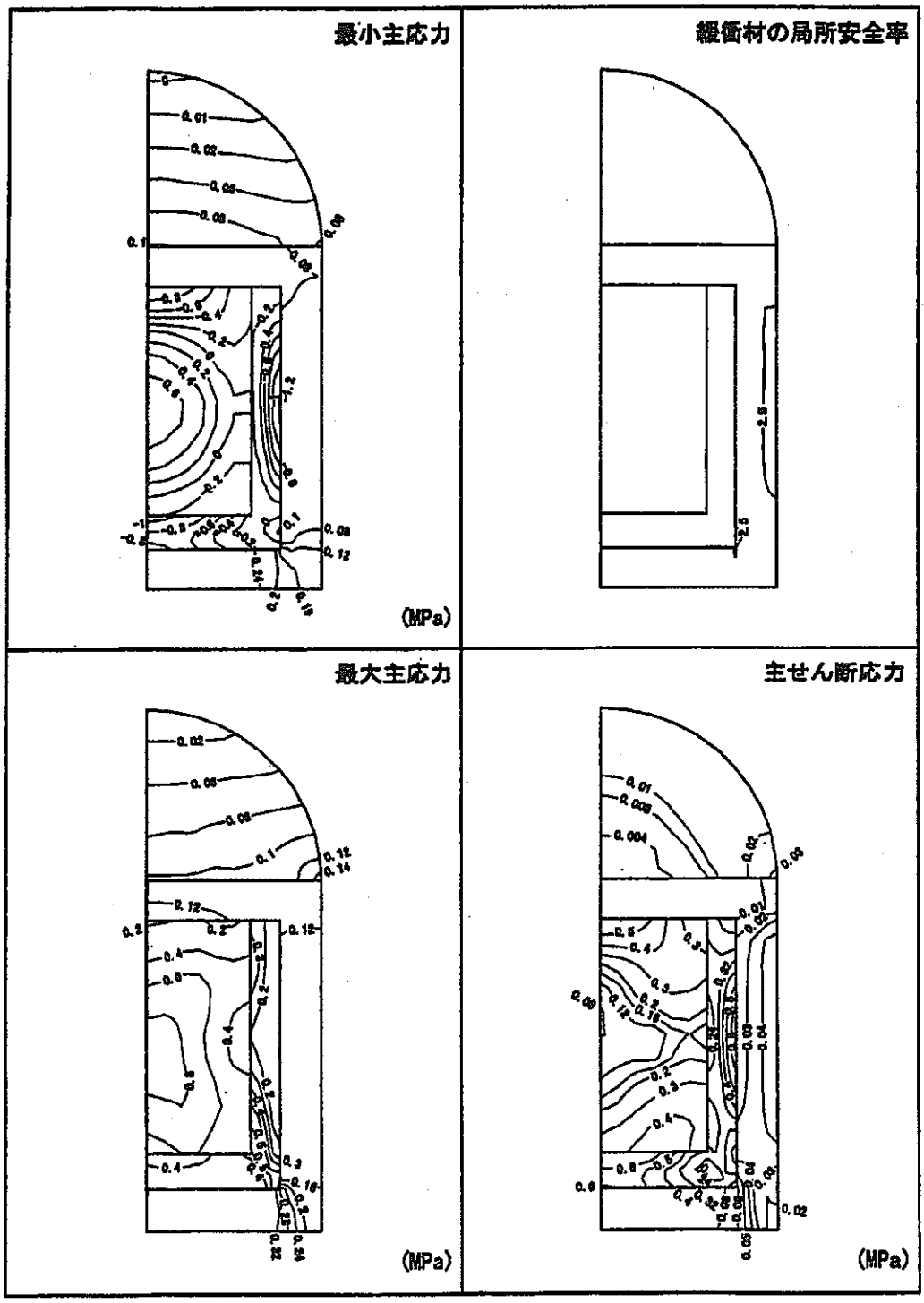


図 4.4.11-19　廃棄体発熱における処分施設の主応力および局所安全率

（結晶質岩系岩盤）

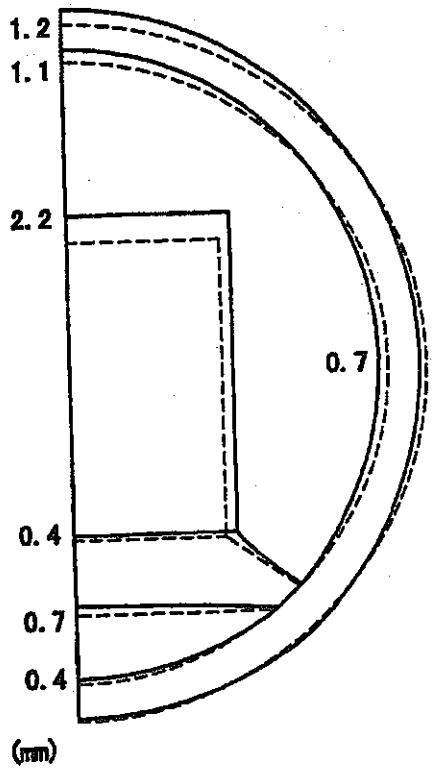


図 4.4.11-20　廃棄体発熱による変形（堆積岩系岩盤）

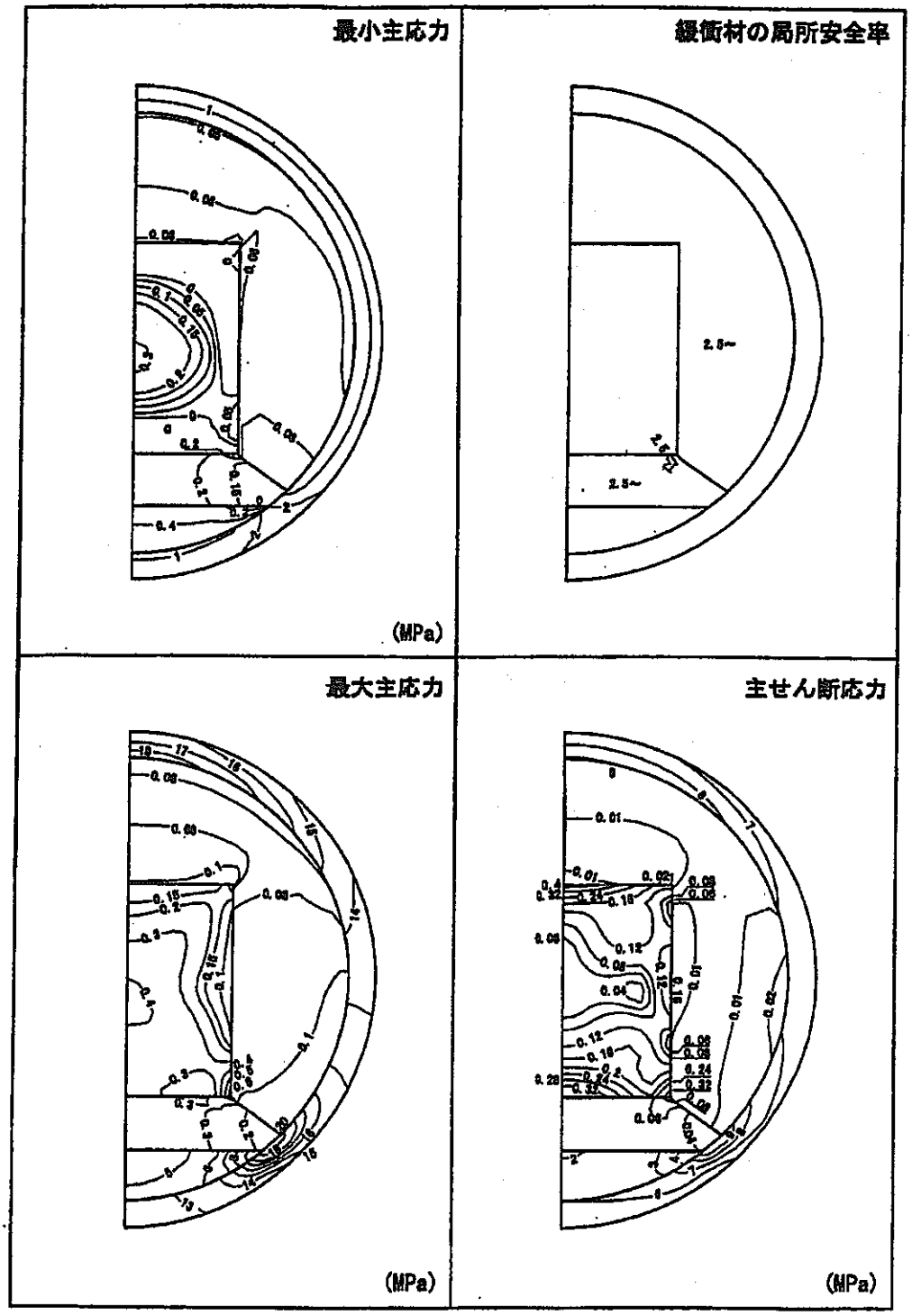


図 4.4.11-21　廃棄体発熱時における処分施設の主応力および局所安全率

（堆積岩系岩盤）

(6)緩衝材の膨潤応力の発生と周辺岩盤への影響

①解析の考え方

緩衝材の構成材料であるベントナイトは、吸水により膨潤し、拘束された状態では膨潤圧を発生する。この膨潤圧についても熱応力同様に処分施設及び周辺岩盤への影響が考えられる。ここではこの膨潤応力の影響に関する解析を行い、その影響の程度を評価した。

②解析コード及び解析条件

熱応力解析コード、「DRAGON」[17]を使用する。

解析モデルは二次元平面ひずみモデルとする。

緩衝材の膨潤圧力は 0.5(MPa) ［8］とし、この膨潤応力は緩衝材のひずみを拘束した状態で測定されたとする。

③解析方法

所定の膨潤応力を発生させるような温度を荷重として、熱応力解析を行う。膨潤応力は緩衝材のひずみを拘束した状態で発生すると仮定する。解析では緩衝材の変形は完全には拘束されていないため、緩衝材の応力増分は膨潤応力よりも少し小さくなる。膨潤応力に対応したひずみを発生させるような熱を、3 次元ひずみ・応力の関係から次式で計算する。

$$\delta_T = P(1-2\nu)/E\alpha \qquad \text{(式 4.4.11-3)}$$

ν ：ポアソン比(＝0.4)

P ：膨潤圧(＝0.5MPa)

E ：弾性係数(＝3MPa)

α ：線膨張係数(＝1.3×10^{-4}/℃)

よって、

δ_T＝238℃

④解析結果

図-4.4.11-22 に結晶質岩系岩盤ケースにおける緩衝材が膨潤した時の変形を示す。変形量は最大で 5cm 程度であり、特に問題にならないと考えられる。図-4.4.11-23 に結晶質岩系岩盤ケースにおける緩衝材膨潤時の処分施設の解析結果を示す。緩衝材の応力が膨潤前の状態よりも大きくなっているが、緩衝材の局所安全率は全体的に 2.5 以上となり、健全性に影響はないことがわかった。

また、図-4.4.11-24 に堆積岩系岩盤ケースにおける緩衝材が膨潤した時の変形を示す。変形量は 0.5mm 以下と、施設に対して問題とならない値となった。図-4.4.11-25 に堆積岩系岩盤ケースにおける緩衝材膨潤時の処分施設の解析結果を示す。緩衝材の応力が膨潤前の状態よりも大きくなっているが、緩衝材の局所安全率は全体的に 2.5 以上となり、健全性に影響はない。緩衝材外周の支保工や、内部の廃棄体の変形量が 0.5mm 以下と小さい値となった。そのため緩衝材に発生するひずみも小さく、ほとんど間隙比の変化はないと考えられ、緩衝材の透水性に対する影響が小さいと予想される。

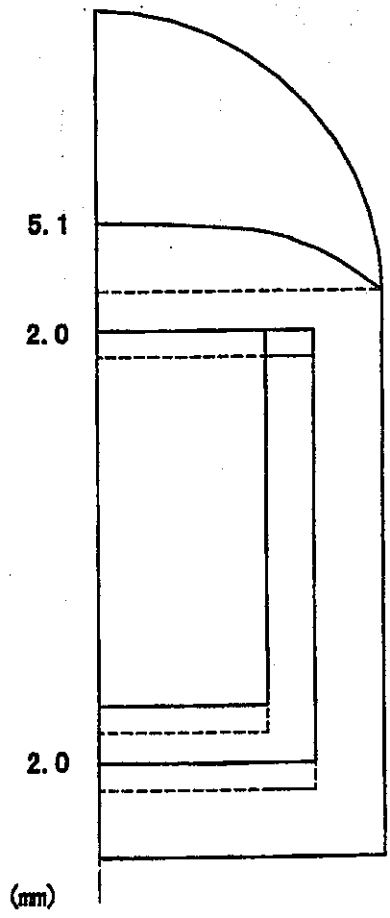


図 4.4.11-22　緩衝材膨潤時における変形（結晶質岩系岩盤）

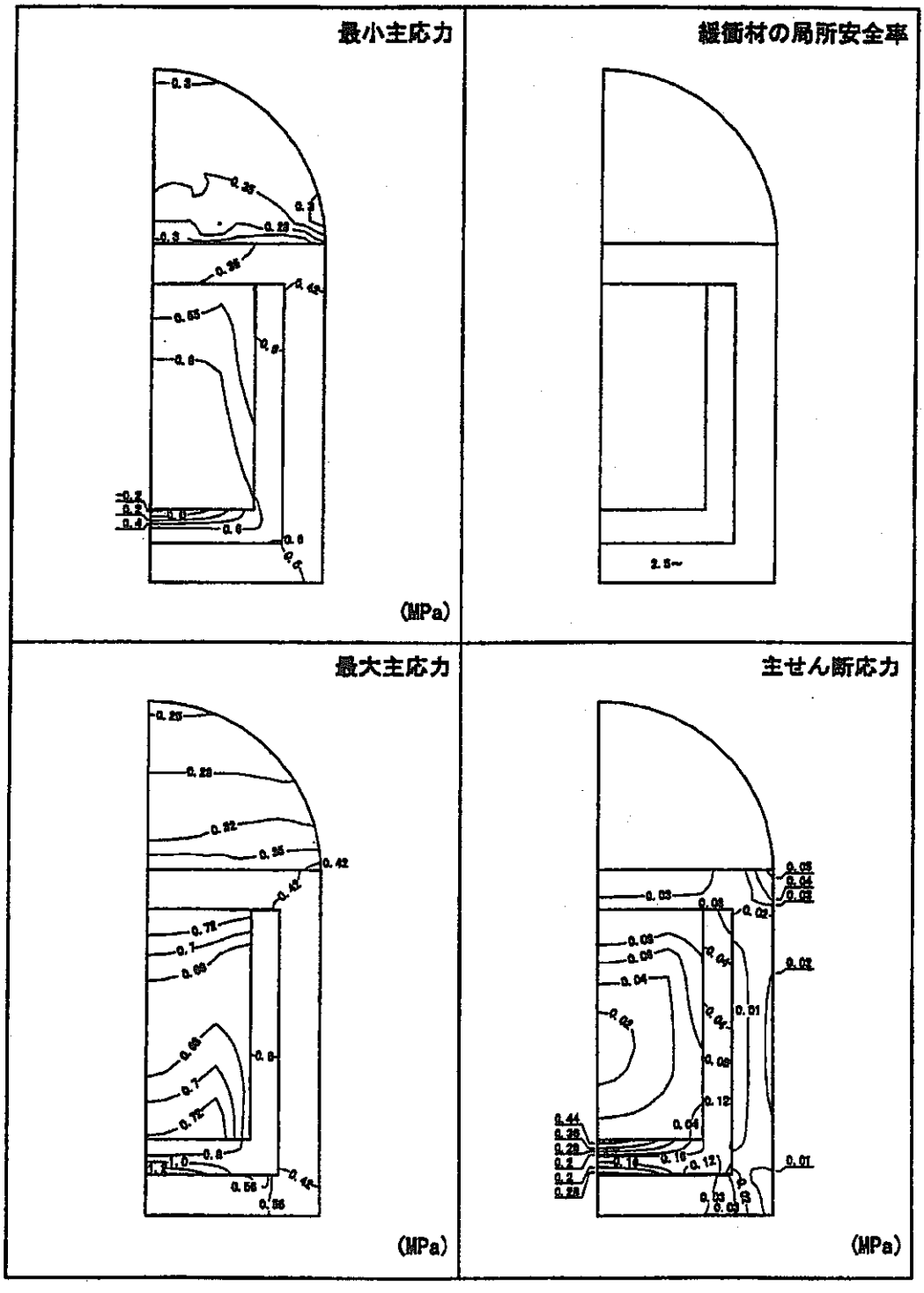


図 4.4.11-23　緩衝材膨潤時における処分施設の主応力および局所安全率

（結晶質岩系岩盤）

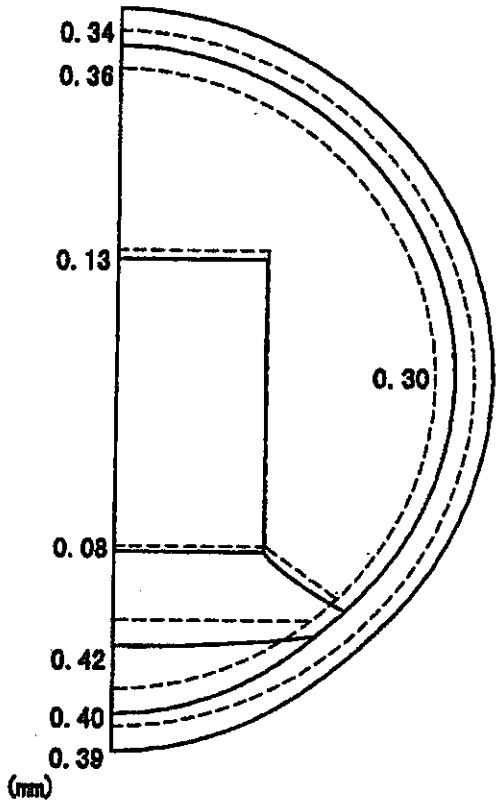


図 4.4.11-24　緩衝材膨潤時における変形（堆積岩系岩盤）

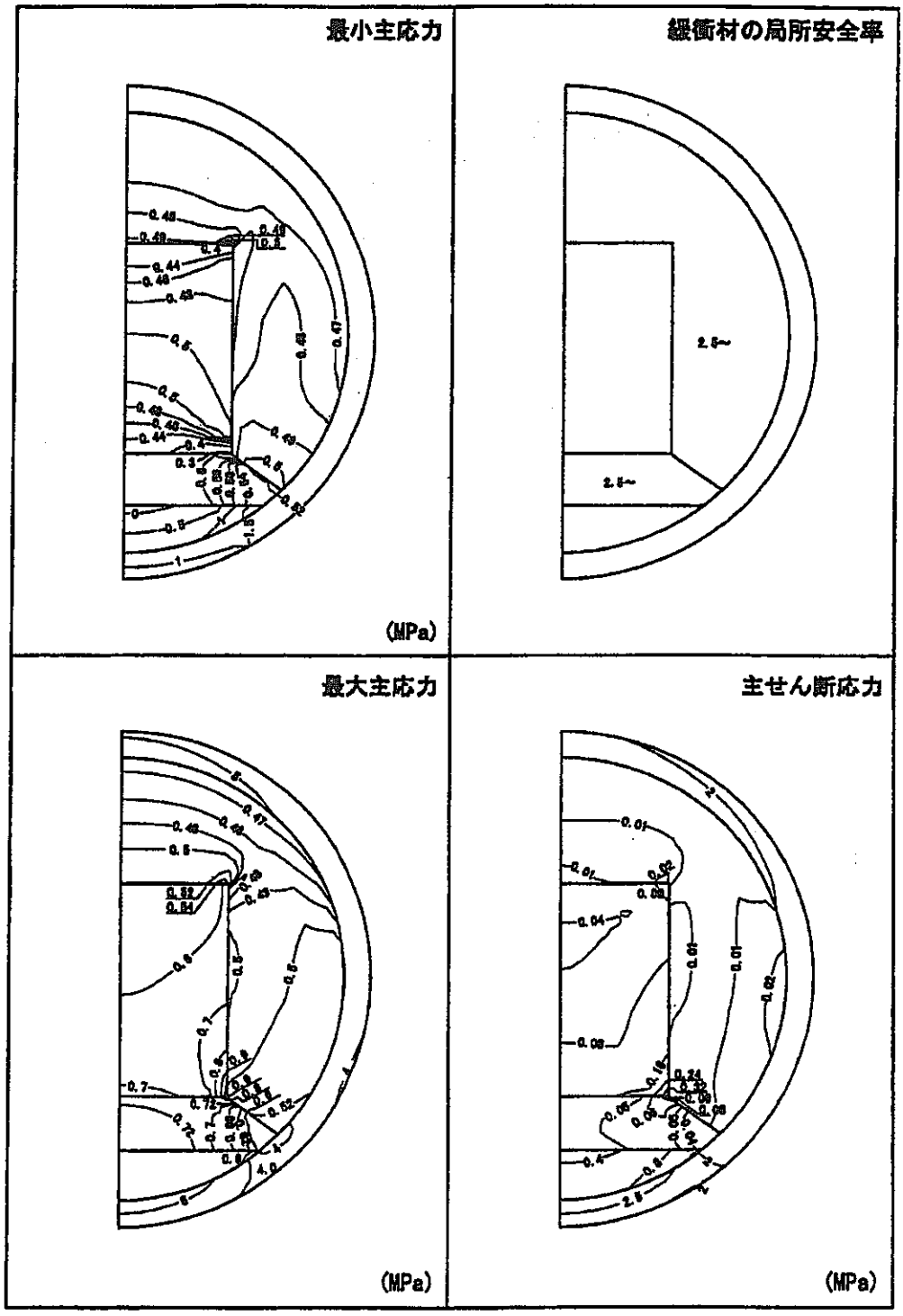


図 4.4.11-25　緩衝材膨潤時における処分施設の主応力および局所安全率

（堆積岩系岩盤）

(7)ガス発生に伴う間隙圧上昇による周辺岩盤への影響

①解析の考え方

ここでは、4.4.10 項で検討したガス発生に伴う間隙圧力上昇（廃棄体グループ 2 の場合で最大 11.9 MPa）に対する周辺岩盤への力学的影響について解析評価を行う。尚、人工バリア内部については、発生応力が等方等圧に近いことから発生する剪断応力は小さく、材料強度を超えることはないと考えられることから、坑道内に最大間隙圧相当の内圧をかけて、周辺岩盤の応力解析を行うこととした。

②解析コード及び解析条件

解析コードには、弾塑性解析コード「SIGNAS」[16]を用い、処分場内の最大間隙圧力が最も高くなる廃棄体グループ 2 の廃棄体を定置する処分坑道（堆積岩）について、掘削時の応力解放を解析した後に、最大間隙圧約 12MPa の内圧をかけて応力変形解析を行った。

③解析結果

図 4.4.11-26 に堆積岩サイトにおける廃棄体グループ 2 の定置坑道の周辺岩盤の局所安全率を示す。

掘削時の応力解放に対して、内圧が壁面近傍の岩盤の拘束力として作用するため、空洞近傍岩盤の局所安全率は増加し、より安定な状態となる。

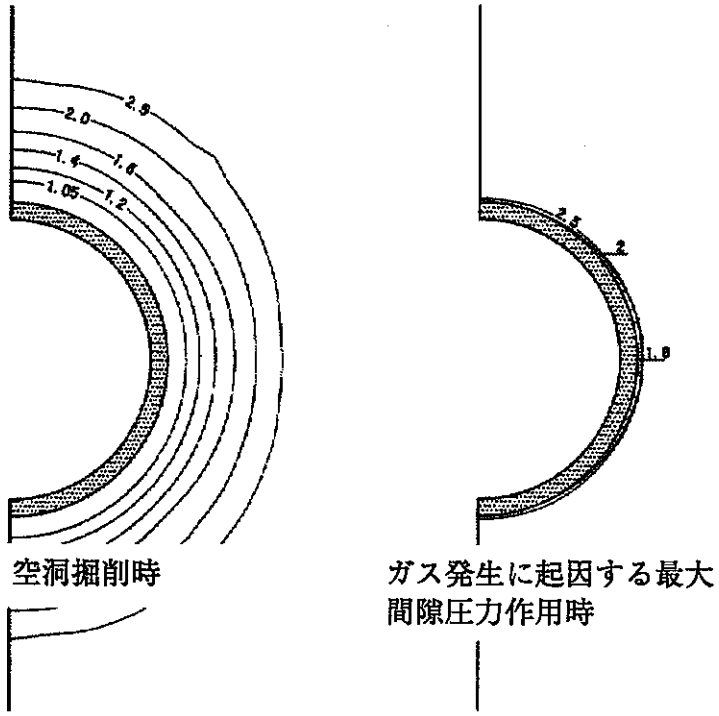


図 4.4.11-26　堆積岩サイト、廃棄体グループ 2 定置坑道についての
周辺岩盤の局所安全率

参考文献

[1] Biot.M.A. (1941): General theory of three-dimensional consolidation. J.Appl.Pys.,vol.12 p.155-164

[2] Sekiguchi.H. and Ohta.H. (1977): Induced anisotropy and time dependency in clays Proc. Specialty session9. 9th ICSMFE, p.229-239

[3] Iizuka.A. and Ohta.H (1987): A determination procedure of input parameters in elasto-viscoplastic finite element analysis, Soils and Foundations, Vol.27, No.3, p.71-87

[4] 並河努、菅野毅: 緩衝材の圧密特性、PNC TN8410 97-051、1997

[5] 並河努、菅野毅: 緩衝材のせん断特性 1、PNC TN8410 97-054、1997

[6] 動力炉・核燃料開発事業団: 高レベル放射性廃棄物 地層処分研究開発の技術報告書 -平成 3 年度-、PNC TN1410 92-081、平成 4 年 9 月

[7] PNC3 軸クリープ試験結果よりフィッティング算出

[8] 核燃料サイクル開発機構: 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 99-008、p.Ⅳ-373、1999

[9] 前田宗宏 他：カルシウム型化及びカルシウム型ベントナイトの基本特性 ー膨潤圧、透水係数、ー軸圧縮強度及び弾性係数ー、PNC TN8410 98-021、1998

[10] 三原守弘 他：カルシウム型ベントナイトのトリチウム、セシウム、ヨウ素および炭素の実効拡散係数の取得、JNCTN8430 99-011、1999

[11] Brenner, R. P. :"Bohrlochversiegelung: Materialeigenshaften von hochverdichtetem Bentonit mit Eignungsbeurteilung, NTB 88-04(1988)

[12] 土木学会: 大規模地下空洞の情報化施工、p21-24、1996

[13] 大久保誠介、西松裕一、緒方義弘: 非線形粘弾性モデルによる坑道変形のシミュレーション、日本鉱業会誌 103 1191、p293-296、1987

[14] 核燃料サイクル開発機構: 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 99-008、p.Ⅲ-16、1999

[15] 大久保誠介、福井勝則: コンプライアンス可変型構成方程式の定数について、資源・素材学会誌 113 No.7、p561-564、1997

[16]株式会社東洋情報システム：有限要素法による総合地盤解析システム　SIGNAS 機能説明書、ユーザーマニュアル(1991)

[17]安藤（株式会社大林組）：私信

4.4.12 環境条件設定のまとめ

シナリオ解析作業で評価対象として抽出した、種々の環境条件ならびに条件を変化させる要因となりうる諸事象の影響に対し、コンピュータコードによる解析、または評価式を用いて実施した評価した結果を表4.4.12-1にまとめた。評価の結果、次項で述べる核種移行解析で取り上げ、種々の条件を考慮したパラメータ設定により処分システム性能への影響を把握すべき事象や要因として、以下の5点を抽出した。これらはTRU廃棄物処分システムが長期的に変遷する際の個々の要因であり、次項で述べる核種移行解析ケース設定にあたっては、以下の事象の影響を個々に解析するケース、それぞれの事象を組み合わせるケースを考慮する。

・セメント系材料の変質の影響
・ベントナイト系材料の変質（高アルカリ化、カルシウム型化）の影響
・周辺岩盤の変質の影響
・廃棄体の硝酸塩の影響
・ガス発生の影響

また、解析の際のパラメータや条件設定により、保守的な結果となったケースとして以下の項目があり、これらは解析の不確実性をできる限り小さくし、より現実的なパラメータや条件を用いた解析の実施、あるいはパラメータの感度を把握するための解析を実施し、処分システムの性能評価結果への影響の程度をより明確にする必要がある。

表4.4.12-1　各評価項目に対する評価結果と核種移行解析への反映 (1/3)

評価項目	評価結果	結果の解釈と核種移行解析への反映
1.処分場温度条件	連接空洞熱伝導解析において廃棄体の設計値発熱条件を用いてセメント系材料への核種の移行特性が変化しない温度となる処分坑道レイアウトを設定した。処分施設の最高温度は、結晶質岩、堆積岩でそれぞれ、約77℃、および62℃であり、時期的には処分施設閉鎖後10年程度でそのピークを迎える。	処分環境の温度条件は、地下500mの地温（約30℃程度）と同程度と設定する。
2.水理学的条件	二次元の定常水理解析を実施し、緩衝材を設置する処分概念では、処分施設内部の物質の移行が拡散支配となることを確認した。掘削影響領域の地下水流量を算出した。	緩衝材を設置する処分概念では、処分施設内部でのダルシー流速は0m/yとする。掘削影響領域の地下水流量を人工バリア外側境界条件として、ミキシングセル流量として与える。
3.放射線場	放射線による人工バリア材料の有意な変化は生じない。地下水の放射線分解による影響については、水素と等量の酸化種が生成するとしても、鋼材のような酸化種を還元するが存在するため、有意な影響はない。	放射線による影響は小さく、核種移行上の影響は無いと仮定する。
4.地下水の地球化学的条件	地下水の地球化学的条件は、セメント系材料の影響によりアルカリ性になり、その構成成分の浸出の影響により、地下水のpHは低下する。処分施設閉鎖後、処分施設内の鋼材の腐食の影響により低Ehの条件となる。	セメント系材料の変質について、その過程をRegion I, II, IIIと設定し、それら領域で最も保守的と考えられる核種移行パラメータを設定する。地下水のEhは、低いものと仮定する。
5.人工バリアの変質の影響	セメント系材料, ベントナイト系材料,周辺岩盤それぞれの変質について検討	
5.1 セメント系材料の変質の影響	a.地下水との反応 地球化学-物質移行連成解析（AtkinsonのC-S-Hゲル溶解モデル使用）を行い、施設内及び緩衝材中の化学環境維持期間を算出した。	化学的環境の維持期間は、数倍程度の幅で変動するため、保守的に変質によってセメント系材料への核種の吸着特性が速く変化する場合の値を採用した。
	b.廃棄体成分との反応 (a)硝酸塩との反応 既往の研究例並びに浸漬試験の結果から、モノサルフェート型鉱物相の置換が確認された。また、高イオン強度の影響を考慮する必要がある。	高イオン強度及び変質の影響を考慮して核種のKdを設定した。また、地質媒体へのKdについても、高イオン強度の影響を考慮し、第２次取りまとめの海水系地下水と同様に設定した。
	(b)炭酸塩との反応 廃棄体に含まれる炭酸塩との反応について、すべてがセメント系材料中のCaOと反応すると仮定して評価したところ、CaO量が発生するCO_2量に対して圧倒的に大きいことから影響は小さいものと考えられた。	間隙の閉塞や中性化の影響は無視できるため、評価において反映しないこととした。
	c.セメント系材料中の鉱物の結晶化 (b)昇温による水熱変性 既存の研究例から、処分場温度を80℃未満とすることで、短期間の結晶化は抑制することができるが、長期間での水熱変成に関しての知見はほとんどない。Ewartらによれば、トバモライトへの核種の分配係数はC-S-Hとほぼ同等である。	結晶化した際にはトバモライトに変質するものと考えられ、トバモライトへの核種の分配係数はC-S-Hへのそれとほぼ同等である事から、水熱変性は考慮しないものとする。
	(c)長期的な結晶化 古代セメント等の研究例から、Bradburyらは核種の移行への影響は　ほとんどないと結論付けている。	影響はほとんどないと考えられるので考慮しないこととした。

表4.4.12-1　各評価項目に対する評価結果と核種移行解析への反映 (2/3)

評価項目	評価結果	結果の解釈と核種移行解析への反映
5.2ベントナイト系材料の変質の影響	a.陽イオン交換 地球化学-物質移行連成解析解析（イオン交換モデル使用)を行い、1,000～3,000年でベントナイトがCa型化することが示された。 Feイオンの濃度がCaイオンより高くならないと想定されるため、Fe型化は生じないと判断。	止水性低下、膨潤性能の低下、核種移行パラメータの変化を考慮した。
	b.バイデライト化／シリカセメンテーション ﾊﾞｲﾃﾞﾗｲﾄ化には約150℃以上の温度が必要であるため生じにくいと判断。	現状では変質は生じにくいと判断
	d.偽クロライト化 ﾅﾁｭﾗﾙｱﾅﾛｸﾞ研究より偽クロライトは容易かつ速やかに進む反応でないと判断。	
	e.ゼオライト化 1000年以上の長期において生じると推定された。Puschによると1.5mのﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄの変質には10^6年要する。	劣化を想定し、I-129を対象として透水係数の感度解析で影響の程度を把握することとした。
	f. C-S-H化 pH11以上でC-S-H化が生じると推定された。	変質の定量評価のためのデータが必要。
5.3周辺岩盤の変質の影響	既往の研究例から、セメント系材料からの高pHの浸出液（高pHプルーム）によって、岩石の溶出、施設近傍でのCalciteの析出、岩石表面でのC-S-Hの析出が起こることが確認されている。また、処分場周辺の広範囲にわたって、浸出液の影響を受けることも示唆されている。	高pHプルームの影響を受けた場合、岩石表面にはC-S-Hが析出することから、セメント系材料のRegionIIの分配係数を設定することとした。また、透水係数については、CalciteやC-S-Hの析出といった低下要因と岩盤の溶出とが同時に起こるため、その変化は考慮しないこととした。
6.有機物の影響	アスファルトは、低酸素条件では、劣化しにくいとの試験結果が存在する。フッ素ゴム・エピクロロヒドリンゴムなどの有機物についてもアスファルト同様と推定された。 高性能減水剤を用いたセメント系材料における核種の吸着試験において、高性能減水剤の影響は見られていないことから、その影響は小さいことが想定される。 しかしながら、セメント系材料の硬化後の間隙水の高性能減水剤の形態や濃度について調査を行い、吸着試験において影響が見られなかった原因について調査を行い、より信頼性の高い評価を実施する必要がある。	アスファルト、フッ素ゴム、エピクロロヒドリンゴムは劣化しにくいことから評価では考慮しないこととした。 核種の吸着試験において、高性能減水剤の影響は見られていないことから考慮しないこととした。 天然有機物の影響については、岩石への分配係数を変動させた解析で包含することとした。
7.コロイドの影響	(1)セメント系材料のコロイド 既往の研究例から、セメント系材料から発生するコロイド量は低く、またその主成分はカルシウム系のものであることが分かっている、	核種移行へ影響の大きいシリカ、アルミナ系のコロイドの発生量は少ないと推定されること、第２次取りまとめのコロイド移行解析結果では線量への影響は数倍程度と小さいことから、核種移行解析では考慮しないこととした。
	(2)ベントナイト系材料のコロイド ベントナイトからのコロイドの発生, ベントナイトコロイドの安定性およびベントナイトコロイドの岩盤への吸着性について検討した結果、処分環境における地下水流速ではベントナイトコロイドは発生しにくいこと、DLVO理論によればベントナイトコロイドが発生しても凝集しやすく岩盤に吸着されやすいことが示された。	ベントナイトコロイドも発生しにくくまた凝集しやすいことから、同様に考慮しないこととした。

表4.4.12-1　各評価項目に対する評価結果と核種移行解析への反映 (3/3)

評価項目	評価結果	結果の解釈と核種移行解析への反映
8.微生物の影響	アルカリ領域では微生物の活性は低下する。緩衝材において、微生物は移行しない。 緩衝材が長期変質した場合において、微生物の移行評価を行う必要がある。	微生物は移行しにくいと考えられること、微生物の影響がシステム性能に有利に働く可能性もあることから、解析では考慮しないこととした。
9.廃棄体中の硝酸塩の影響	硝酸塩による岩盤の変質等の影響は明らかとなっていない。 硝酸塩によるセメント系材料の変質については、5.1に記した。 硝酸イオンは処分環境ではNH_4に変化する可能性が示唆されている。	地質媒体へのKdについては、高イオン強度の影響を考慮し、第２次取りまとめ海水系地下水と同様に設定した。 セメント系材料へのKdについては、5.1に記した。 アンモニウム錯体の形成等の影響については、今後の課題としている。
10.ガス発生の影響	ガス圧上昇によるセメント間隙中の汚染地下水の早期排出が起こる。 ガス圧上昇に関しては、廃棄体グループ２の場合に間隙圧力の上昇値が構造駆対等の引っ張り強度を超える可能性がある。	汚染水の早期排水に付いては、以下の排水時間、排水量と等価となるように水理パラメータを設定する。 廃棄体グループ２は、ガス圧上昇により、コンクリート部にひび割れ発生の可能性はあるが、構造駆体の外周に緩衝材を設置することとしており、構造駆体のひび割れによる水理環境への影響はないと判断した。
11.構造力学条件	クリープ後の応力、ひずみ、局所安全率の解析結果では、変化は小さく岩盤、支保工、緩衝材、廃棄体ともにその健全性に有為な影響を及ぼすことはない。 緩衝材の亀裂への浸入及び浸食による変形、密度低下はほとんど無いと考えられる。 廃棄体の溶出による空隙発生を想定しても、応力分布、変位分布、最大せん断力ともに、処分システムの健全性に大きく影響を及ぼすとは考えられない。	クリープによる処分施設形状への影響は考慮しない。ただし、岩石に対するクリープ定数は今後十分なデータベース化が必要である。 緩衝材の変形、密度低下は考慮しないこととした。 溶出による構造力学的影響は小さく、核種移行上の影響はないものとした。

4.5 核種移行解析及び線量評価

4.5.1 解析の前提条件

(1)解析対象放射性核種の選定

①対象核種選定の基本的考え方

線量評価の対象核種選定は性能評価上重要なステップであり、対象核種の挙動を定量的に解析する核種であり、そのための分配係数あるいは溶解度等の測定対象核種となる。本検討では以下の観点から核種を選定した。

・現実の放射能インベントリを反映したものであること
・評価上有意な核種が除外されないこと
・選定にあたり客観性があること
・極度に選定核種が多くならないこと
・影響度は小さいが、崩壊連鎖中に介在し、核種移行評価上必要な核種を考慮すること
・上記の理由により、核分裂生成核種・中性子放射化生成核種とアクチニド核種は、異なる方法で選定すること
・放射平衡核種についても留意すること

上記に基づき、まず、全核種に対する絞り込みを行った後に、核分裂生成核種・中性子放射化生成核種と、アクチニド核種に分けて、対象核種を選定した。

②代表的核種組成の設定

現状、廃棄物毎の核種組成が設定されておらず、また廃棄物インベントリに差があることから、本検討では、民間再処理工場から発生予定のハル・エンドピース廃棄物の核種組成（2.4 節参照）に基づき、対象核種を選定した。

③核分裂生成核種（FP, Fission Products）・中性子放射化生成核種（AP, Activation Products））の選定

以下の手順で対象核種を選定した。

a. 処分後 1～10^8年後の、各々の時間での毒性度上位 50 核種の、和集合を求めた。

毒性度は以下の式で求めた。

$$H(t)=C(t)/MPC \qquad (式 4.5.1\text{-}1)$$

$H(t)$　：毒性度

$C(t)$　：時間 t における核種インベントリ

$MPC=MPCing$：経口摂取の最大許容濃度(Bq/m^3)

$MPCinh$：吸入摂取の最大許容濃度(Bq/m^3)

毒性度としては、ICRP Pub.48[1]の吸入摂取、経口摂取、および ICRP Pub・72[2]の吸入摂取の毒性度を使用した。

b. 上記核種について、天然バリア中の 1m、10m、100mにおける毒性度フラックスを計算し、それぞれの位置で、毒性度が上位 6 桁までの核種の和集合を求めた。

上記手順に従うと以下の核種が選定される。

C-14、Cl-36、Ni-59、Ni-63、Se-79、Mo-93、Zr-93、Nb-93m、Nb-94、Tc-99、Pd-107、Sn-126、I-129、Cs-135

このうち、半減期の短い Nb-93m については、生物圏での親核種の放射平衡からその影響を評価することとし、核種移行解析対象からは除外した。

c. 上記の核種に加え、低レベル放射性廃棄物の浅地中処分の安全評価 [3]で対象としている Sr-90、Cs-137、Co-60 についても、比較のために考慮することとした。

④アクチニド（AC）核種の選定

選定手順を以下に示す。

a.崩壊系列を設定する。分岐等がある場合は、卓越した分岐を選択する。省略した流れに含まれる核種については、原子数を考慮して卓越した流れに足し込む。

b.半減期が1年未満の核種は、核種移行評価上有意でないとして、除外する。ただし、Pa-223,Po-210については、生物圏での親核種との放射平衡からその影響を評価する。

c.崩壊系列の親核種を、処分直後の毒性度により設定する。

d.先行評価事例の注目核種と比較して、追加核種等を検討する。

4N、4 N+1、4N+2、4N+3の各崩壊系列における対象核種選定の留意点は次の通りである。

・4N系列　出発核種は毒性度が大きいCm-244とし、Cm-248の流れは省略する。

・4N+1系列 出発核種は毒性度の大きいCm-245とする。

・4N+2系列 親核種として、Cm-246あるいはAm-242mが考えられるが、本検討では、Pu-242を出発核種とする。

・4N+3系列 親核種は毒性度の大きいAm-243とする。

表4.5.1-1に選定された核種移行評価の対象核種を示す。

表 4.5.1-1　核種移行評価の対象核種及び半減期 (y)

FP+AP	
C-14	5.73×10^{3}
Cl-36	3.01×10^{5}
Co-60	5.27×10^{10}
Ni-59	7.51×10^{4}
Ni-63	1.00×10^{2}
Se-79	6.50×10^{4}
Sr-90	2.85×10^{1}
Mo-93	3.50×10^{3}
Zr-93	1.53×10^{6}
Nb-94	2.03×10^{4}
Tc-99	2.13×10^{5}
Pd-107	6.50×10^{6}
Sn-126	1.00×10^{5}
I-129	1.57×10^{7}
Cs-135	2.30×10^{6}
Cs-137	3.00×10^{1}

AC(4N)	
Cm-244	1.81×10^{1}
Pu-240	6.54×10^{3}
U-236	2.34×10^{7}
Th-232	1.41×10^{10}
Ra-228	5.75×10^{0}
Th-228	1.91×10^{0}

AC(4N+2)	
Pu-242	3.87×10^{5}
U-238	4.47×10^{9}
U-234	2.45×10^{5}
Th-230	7.70×10^{4}
Ra-226	1.60×10^{3}
Pb-210	2.23×10^{1}

AC(4N+1)	
Cm-245	8.50×10^{3}
Pu-241	1.44×10^{1}
Am-241	4.32×10^{2}
Np-237	2.14×10^{6}
U-233	1.59×10^{5}
Th-229	7.34×10^{3}

AC(4N+3)	
Am-243	7.38×10^{3}
Pu-239	2.41×10^{4}
U-235	7.04×10^{8}
Pa-231	3.28×10^{4}
Ac-227	2.18×10^{1}

注 9) Se-79 の半減期については、最近の研究から、より長い半減期であることが示唆されており（たとえば、Li et al.(1997)[4]では 1.13E+6 年）、今後留意する必要がある。

(2)検討の対象とするシナリオ

本検討の核種移行解析の対象は、地下水シナリオのうちの基本シナリオである。基本シナリオでは、地質環境条件及び地表条件の時間的変化はないものとしている。すなわち、岩石の力学的、熱的な特性、地下水の水理学的、化学的な特性及び地下水による物質移行に関する特性並びに生物圏に関する特性の時間的変化はない。

一方、人工バリアについては、時間的変遷を考慮することとし、前項までのシナリオ検討、並びに種々の環境条件解析の結果、以下の事象や影響を取り込むこととした。

・セメント系材料の変質

・ベントナイト系材料の変質（間隙水の高アルカリ化、カルシウム型化を考慮）

・高アルカリ水の周辺岩盤への影響

・ガス発生によるセメント間隙水の押し出し

・硝酸塩の影響

これらは TRU 廃棄物処分システムの核種移行評価に影響を及ぼし得ると前節で抽出された事象である。

以上を考慮すると、以下のような地下水シナリオとなる。

・処分施設に地下水が浸入する。
・廃棄体から放射性核種や廃棄体成分（セメント系材料及び硝酸塩など）そのものが地下水に溶解する。
・核種の一部は吸着平衡によりセメント系充填材に存在し、間隙水中に溶解した成分が、緩衝材を移行し（緩衝材の無い処分施設では、直接、地質媒体へ移行）、地質媒体へと漏洩する。
・放射性核種が地質媒体中を移行し、生物圏に達する。

上記の核種の移行挙動に対し、次に示す諸影響がバリア機能を変化させる。

・セメント系材料の変質により地下水組成が変化し、核種の溶解度及び吸着特性が変化する。
・セメント系材料の溶出によるベントナイト系材料の間隙水の高アルカリ化及びベントナイトのカルシウム型化が生じる。
・セメント系材料の溶出により周辺岩盤が変質する。
・金属の腐食などにより水素ガスが発生し、セメント間隙水を排出する。
・廃棄体中の硝酸塩が溶出し、核種の溶解度及び吸着特性が変化する。

ここで記述したシナリオを図 4.5.1-1 にまとめる。

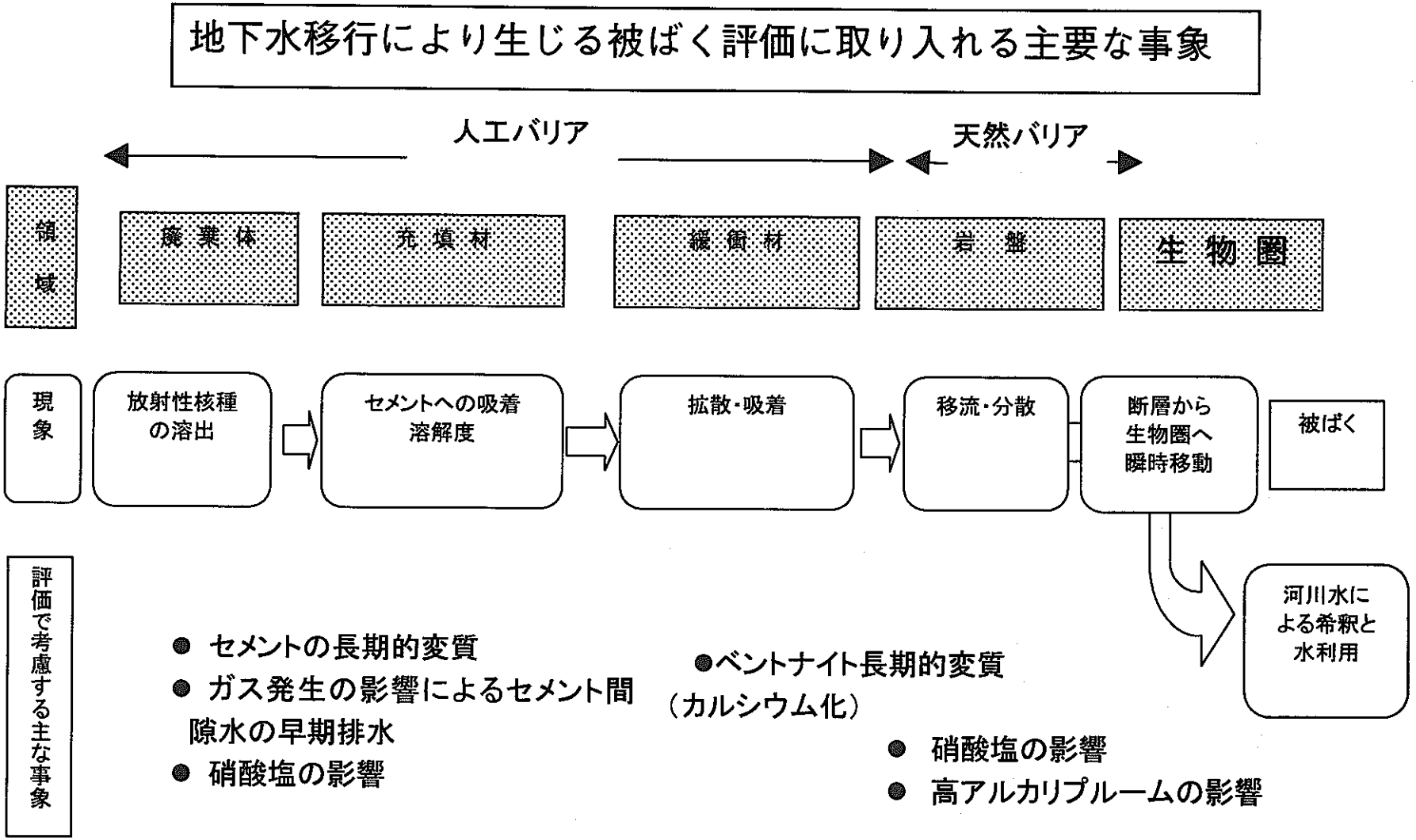


図 4.5.1-1 本評価において考慮する事象と核種移行の概念

したがって、これら諸影響を考慮した核種移行評価を実施し、線量を算出することによりこれら諸影響の線量への影響について評価を行う。

(3)対象とする処分システム

結晶質岩処分施設の緩衝材を設置する場合について、第3章で前提条件とした施設概念に基づき本章で扱う処分概念を図4.5.1-2に示す。

性能評価では廃棄体を定置するためのセメント系充填材については吸着による遅延を、緩衝材については吸着・拡散による遅延を期待することとした。

人工バリアの解析では処分施設の大きさ（第3章参照）を考慮して、一次元モデルに簡素化した。

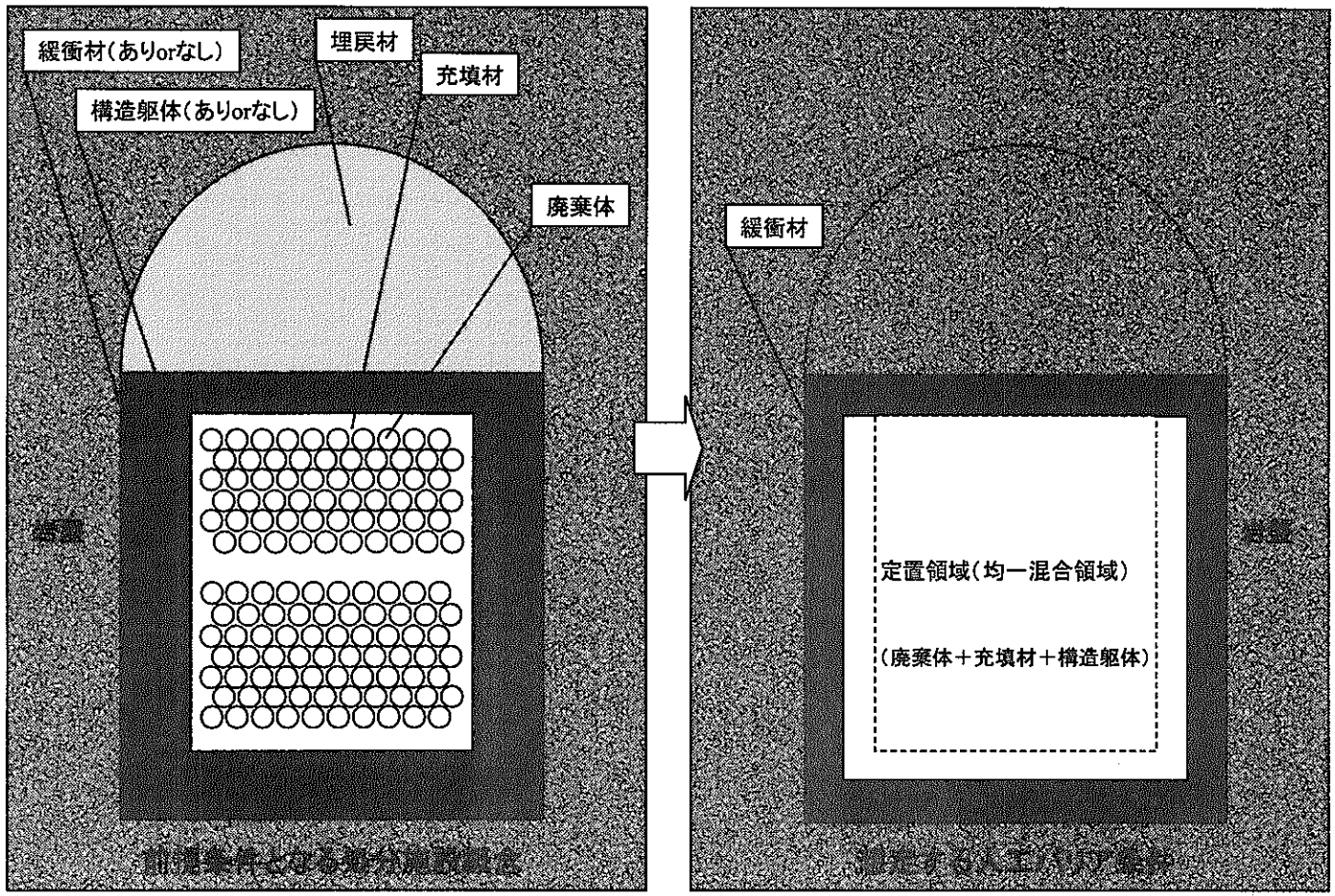


図 4.5.1-2　解析の対象とする処分施設概念モデル

参考文献

[1] ICRP:The Metabolism of Pultonium and Related Element, ICRP Publication 48, Annals of the ICRP Vol.16 No2/3, Pergamon Press(1986)

[2] ICRP:Age-Dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Complication of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients, ICRP Publication 72, Annals of the ICRP Vol.26 No.1,Pergamon Press(1996)

[3] 日本原燃　六ヶ所低レベル放射性廃棄物埋設センター　廃棄物埋設事業許可申請書

[4] Li,C., Guo,J.,Li,D.(1997): A Procedure for the Separation of Se-79 from Fission Products and Application to the Determination of the Se-79 Half-life, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol.220, No1, p.69-71.

4.5.2 核種移行解析ケースの設定

核種移行解析のケースと種々のパラメータは、前述の基本的な地下水シナリオにおいて各事象の影響の程度の不確実性を考慮できるように設定する必要がある。

まず、核種移行解析ケースの設定にあたっては、前述の5項目の事象の中で人工バリア内部で起こると考えられる①セメント系材料の変質、②ベントナイト系材料の変質及び③ガス発生によるセメント間隙水の押し出しの3つの事象の影響を考慮する計算を基本とした。さらに、これらの事象が起こらないとする仮想的な状況を想定したケースも設定し、それら個々の事象の影響を調べるケースを設定した。これらケースについては、線量を支配する廃棄体グループ1と2について設定することとした。

上記の基本ケースに対して地質環境の多様性を考慮して地下水が卓越して流れる流路までの移行距離を変化させた場合、地質媒体の透水係数を2桁の範囲で変化させた場合も試算した。また線量への寄与が大きくなると想定されるI-129及びC-14については、地質媒体への吸着性を変動させた計算も行いデータの不確実性の影響を調べた。

さらにこれら基本ケースに対して、周辺岩盤の変質（ここでは、セメント系材料の高いアルカリ性の浸出液による変質のこと、以下、「高アルカリプルーム」という）の影響や硝酸塩が周辺岩盤へ移行した場合を想定したケースも設定することとした。

これら解析ケースを表4.5.2-1にまとめる。

表 4.5.2-1　核種移行解析ケース一覧

ｹｰｽ	人工バリア領域の影響				天然バリア領域のパラメータの不確実性や影響				
	ガスの影響	ｾﾒﾝﾄ系材料の変質	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ系材料の変質	硝酸塩	移行距離	透水係数	主要核種の分配係数	硝酸塩	高ｱﾙｶﾘﾌﾟﾙｰﾑ
0	○	○	○						
0-0									
0-1	○								
0-2		○							
0-3			○						
0-4	○	○*1	○*1						
1	○	○	○		○				
2-1	○	○	○			○			
2-2	○	○	○			○			
3	○	○	○				○		
4-1	○	○	○	○				○	
4-2	○	○	○						○
5	○	○	○*2						

○：該当する影響を考慮するために、パラメータ値を適宜設定

*1：パラメータ値の時間変化を考慮

*2：緩衝材の性能維持期間、または緩衝材の透水係数をパラメトリックに変化

4.5.3 解析手法

地下水シナリオに基づく核種移行評価モデルの概要を示すとともに、その数学的な定式化について述べる。

(1)人工バリア

①廃棄体、充填材

廃棄体と廃棄体間のセメント系充填材の領域を、ひとつの領域として取り扱った（以下、この領域を「定置領域」と言う。）。固化マトリクスの溶解に伴う核種の漏洩（以下、「浸出率モデル」と言う。）、核種の濃度が溶解度に達した場合における沈殿生成における核種の漏洩の制限（以下、「溶解度モデル」と言う。）ならびに固化マトリックス及びセメント系充填材との吸着平衡を伴う核種の溶脱（以下、「吸着平衡モデル」と言う。）、の核種漏洩モデルを使用した。浸出率モデルについては、ハル・エンドピース廃棄体における放射化生成物について適用した。

浸出率モデルについては、廃棄体の閉じ込め部分から周囲への核種漏洩は、閉じ込め期間と浸出期間により、次式で記述できる。

$$W_i(t) = \begin{cases} 0 & (t < T) \\ I_i(t)/\tau & (T \le t \le T+\tau) \\ 0 & (t > T+\tau) \end{cases} \qquad \text{（式 4.5.3-1）}$$

W_i ：閉じ込め部分から廃棄体間隙水中への核種 i の漏洩率 [mol/y]

t ：定置後の経過時間 [y]

T ：閉じ込め期間 [y]

τ ：浸出期間 [y]（$\tau > 0$）

$I_i(t)$ ：崩壊連鎖から計算される核種 i の時間 t におけるｲﾝﾍﾞﾝﾄﾘ [mol]

ここで、浸出期間 τ は、ハル・エンドピース廃棄体についてのみ設定し、ハル・エン

ドピース以外の廃棄体については、瞬時溶解を仮定した（この場合は、$W_i(T)=I_i(T),\ \ W_i(t\neq T)=0$）

ここで、A_i^sを定置領域（廃棄体＋充填材）での核種 i の放射能濃度[mol/m³]とし、均一濃度分布を仮定すれば、この領域を通過する地下水による核種の移流及び緩衝材が有る場合には緩衝材からの核種の移流分散移行による漏洩を考慮して以下のマスバランスの式が成立する。

$$V^s\frac{\partial A_i^s}{\partial t}=-\lambda_i V^s A_i^s+\lambda_{i-1}V^s A_{i-1}^s-q^s\theta^s\chi^s C_i^s-q^b\theta^b\chi^b C_i^b\big|_{x=0}+\theta^b D^b\chi^b\frac{\partial C_i^b}{\partial x}\big|_{x=0}+W_i$$

（式 4.5.3-2）

V^s　：定置領域の体積 [m³]

λ_i　：核種 i の崩壊定数 [1/y]

λ_{i-1}　：親核種 i-1 の崩壊定数 [1/y]

q^s　：定置領域での地下水流速 [m/y]

χ^s　：定置領域の断面積 [m²]

θ^s　：定置領域の平均空隙率 [-]

$C_i^s(t)$　：定置領域の間隙水中の核種 i の濃度 [mol/m³]

q^b　：隣接する人工バリア（緩衝材）での地下水流速 [m/y]

χ^b　：隣接する人工バリア（緩衝材）の断面積 [m²]

θ^b　：隣接する人工バリア（緩衝材）の空隙率 [-]

D^b　：隣接する人工バリア（緩衝材）中の分散係数 [m²/y]

$C_i^b(x,t)$　：隣接する人工バリア（緩衝材）間隙水中での核種 i の濃度 [mol/m³]

x　：定置領域の外側境界からの距離 [m]

定置領域では、核種は上述したように間隙において沈殿あるは固化マトリクス及びセメント系充填材に吸着していることから、核種の存在形態は、液相、固相吸着及び固相沈殿成分の 3 形態となる。瞬時の沈殿溶解及び瞬時の線形吸着において同位体による分配を考慮すると、以下の式となる。尚、沈殿固相の容積は無視できるものとした。

$$A_{ij}^s = \theta^s C_{ij}^s + (1-\theta^s) S_{ij}^s + P_{ij}^s \qquad \text{(式4.5.3-3)}$$

A_{ij}^s ：定置領域での元素 j 同位体 i の放射能濃度[mol/m³]

C_{ij}^s ：定置領域間隙水中での元素 j 同位体 i の放射能濃度[mol/m³]

S_{ij}^s ：定置領域での元素 j 同位体 i の固相吸着成分の放射能濃度[mol/m³]

P_{ij}^s ：定置領域での元素 j 同位体 i の固相沈殿成分の放射能濃度[mol/m³]

瞬時の線形吸着を仮定すると次式が成り立つ。

$$S_j^s = \sum_i S_{ij}^s = \rho^s Kd_j^s \sum_i C_{ij}^s = \rho^s Kd_j^s C_j^s \qquad \text{(式 4.5.3-4)}$$

S_j^s ：定置領域での元素 j の固相吸着成分の放射能濃度[mol/m³]

ρ^s ：定置領域の真密度[kg/m³]

Kd_j^s ：定置領域での元素 j の分配係数[m³/kg]

C_j^s ：定置領域間隙水中での元素 j の放射能濃度[mol/m³]

また、瞬時の沈殿生成の判定は次式で表わされる。

$$\Gamma_j^s = \theta^s C_j^{*s} + (1-\theta^s)\rho^s Kd_j^s C_j^{*s}$$

$$\text{if} \quad A_j^s = \sum_i A_{ij}^s \geq \Gamma_j^s$$

$$C_{ij}^s = C_j^{*s} \frac{A_{ij}^s}{A_j^s}, \quad S_{ij}^s = \rho^s Kd_j^s C_j^{*s} \frac{A_{ij}^s}{A_j^s}, \quad P_{ij}^s = A_{ij}^s - \theta^s C_{ij}^s - (1-\theta^s) S_{ij}^s$$

$$\text{if} \quad A_j^s = \sum_i A_{ij}^s < \Gamma_j^s$$

$$P_{ij}^s = 0, \quad C_{ij}^s = \frac{A_{ij}^s}{\theta^s + (1-\theta^s)\rho^s Kd_j^s}, \quad S_{ij}^s = \rho^s Kd_j^s C_{ij}^s$$

(式 4.5.3-5)

ここで、

Γ_j^s ：定置領域での元素 j の溶解及び吸着容量[mol/m³]

C_j^{*s} ：定置領域間隙水中での元素 j の溶解度[mol/m³]

②緩衝材

緩衝材については、均質な多孔質媒体と見なして評価を行うこととする。核種移行を移流分散方程式で現わすこととする。

緩衝材中の放射能濃度に関する支配方程式は、一般的に次式のようになる。

$$\chi^b \frac{\partial A_i^b}{\partial t} = -\lambda_i \chi^b A_i^b + \lambda_{i-1} \chi^b A_{i-1}^b - \frac{\partial}{\partial x}\left(q^b \theta^b \chi^b C_i^b\right) + \frac{\partial}{\partial x}\left(\theta^b D^b \chi^b \frac{\partial C_i^b}{\partial x}\right)$$

（式 4.5.3-6）

A_i^b ：緩衝材中の核種 i の放射能濃度 [mol/m³]

C_i^b ：緩衝材の間隙水中の核種 i の 濃度 [mol/m³]

q^b ：緩衝材を通る地下水流速 [m/y]

χ^b ：緩衝材の断面積 [m²]

θ^b ：緩衝材の空隙率 [-]

D^b ：緩衝材の分散係数 [m²/y]

緩衝材においても定置領域で同様に核種の形態は、液相、固相吸着及び固相沈殿成分の 3 形態となる。これら形態は、定位置領域で示した式と同様である。

なお、廃棄体グループ 3 および 4 については緩衝材を設置していないため、この領域のモデルは考慮していない。

③掘削影響領域

処分施設の周辺地質媒体には、坑道掘削時の影響により、元の母岩とは異なる特性となっている掘削影響領域が形成されているとし、核種移行解析における対象領域のひとつとする。

掘削影響領域に流入した核種は、掘削影響領域を通過する地下水によって瞬時に希釈

され、均一の核種濃度となるミキシングセルを想定する。

$$V^c \frac{\partial A_i^c}{\partial t} = -\lambda_i V^c A_i^c + \lambda_{i-1} V^c A_{i-1}^c + q^b \theta^b \chi^b C_i^b \Big|_{x=L^b} - \theta^b \chi^b D^b \frac{\partial C_i^b}{\partial x}\Big|_{x=L^b} - Q^c C_i^c$$

（式 4.5.3-7）

$A_i^c(t)$ ：掘削影響領域での核種 i の濃度 [mol/m^3]

V^c ：掘削影響領域の体積 [v]

$C_i^c(t)$ ：掘削影響領域の間隙水中の核種 i の濃度 [mol//m^3]

L^b ：定置領域外側境界から緩衝材外側までの距離 [m]

Q^c ：掘削影響領域での地下水通過流量 [m^3/y]

ミキシングセル領域における核種は、地質媒体に吸着及び沈殿の生成はしないものとする。

(2)地質媒体（天然バリア）

本検討では結晶質岩については、核種の主要な移行経路は透水性亀裂として、亀裂媒体近似を行うこととした。亀裂性媒体の近似については、亀裂ネットワークモデルなど様々な取り扱いがあるが、本検討では、最も簡易な一次元の平行平板モデルによるモデル化を行った。

堆積岩については、核種の主要な移行経路は粒子間の間隙であるとして、一次元の均質多孔質媒体近似を行うこととする。

①一次元平行平板モデル

一次元平行平板モデルでは、核種の主要な移行経路は、透水性の亀裂中であり、そこでの、核種の移流、分散、放射性崩壊（蓄積）の各メカニズムを考慮する。また、亀裂表面から岩盤マトリクス内部に核種が拡散浸透するマトリクス拡散を考慮する。岩盤マトリクス部は多孔質媒体近似できるものとし、岩盤マトリクス間隙中を核種が吸着を伴いながら、拡散するものとする。

なお、亀裂中の核種移行において、亀裂表面への表面吸着あるいは、亀裂を充填する亀裂充填鉱物への吸着といった移行遅延メカニズムも想定しうるが、保守性の観点から、これら遅延を受けないとしてモデル化した。

亀裂中での核種移行の支配方程式を次式に示す。

$$R_i^f \theta^f \frac{\partial C_i^f}{\partial t} = -q^f \theta^f \frac{\partial C_i^f}{\partial \xi} + D_i^f \theta^f \frac{\partial^2 C_i^f}{\partial \xi^2} + \Omega^m \theta^m D_i^m \frac{\partial C_i^m}{\partial w}\Big|_{w=0} - R_i^f \lambda_i \theta^f C_i^f + R_{i-1}^f \lambda_{i-1} \theta^f C_{i-1}^f$$

（式4.5.3-8）

R_i^f ：核種 iの亀裂中での遅延係数 [-]（本評価では1）

θ^f ：亀裂の間隙率 [-]（本評価では1）

C_i^f ：亀裂中の核種 iの濃度 [mol/m^3]

q^f ：亀裂中の地下水流速 [m/y]

ξ ：坑道側亀裂開口部を始点とする亀裂に沿った距離 [m]

D_i^f ：亀裂中の核種 iの分散係数 [m^2/y]

λ_i ：崩壊定数 [1/y]

Ω^m ：亀裂の体積に対する岩盤マトリクス拡散寄与面積の比 [m^2/m^3]

θ^m ：岩盤マトリクスの間隙率 [-]

D_i^m ：岩盤マトリクス中の核種 iの間隙中拡散係数 [m^2/y]

C_i^m ：岩盤マトリクス間隙中の核種 iの濃度 [mol/m^3]

w ：亀裂表面を始点とする亀裂に垂直な距離（岩盤マトリクス内） [m]

亀裂入り口境界条件は、

$$\chi^f \theta^f \left(q^f C_i^f - D^f \frac{\partial C_i^f}{\partial \xi} \right) = Q^f C_i^c \qquad (at\ \xi = 0)$$

（式4.5.3-9）

χ^f ：亀裂の断面積[m^2]

亀裂下流側の境界条件は、

$$C_i^f = 0 \quad (at\xi = L^g)$$ (式4.5.3-10)

L^g ：天然バリア核種移行解析における評価上の核種移行距離［m］

また、岩盤マトリクスでの核種移行の支配方程式を次式のように表わす。

$$R_i^m \frac{\partial C_i^m}{\partial t} = D_i^m \frac{\partial^2 C_i^m}{\partial w^2} - R_i^m \lambda_i C_i^m + R_{i-1}^m \lambda_{i-1} C_{i-1}^m$$ (式4.5.3-11)

R_i^m ：核種 iの岩盤マトリクス中での遅延係数［-］

岩盤マトリクス中の境界条件は次式とする。

$$C_i^m(\xi,0,t) = C_i^f(\xi,t) \qquad (at\ w = 0)$$

$$\left.\frac{\partial C_i^m}{\partial w}\right|_{w=a^m} = 0 \qquad (at\ w = a^m)$$ (式4.5.3-12)

a^m ：マトリクス拡散深さ［m］

下流端での境界条件は、断層破砕帯での地下水流速が岩盤での流速よりもはるかに大きいと仮定している。断層破砕帯中あるいは帯水層中での核種移行は考慮せず、岩盤を通過した核種移行率は、そのまま生物圏評価に用いる核種移行率となる。

②多孔質媒体モデル

多孔質媒体モデルの支配方程式は、亀裂中の支配方程式からマトリクス拡散の項を除外することで得ることができる。多孔質媒体間隙での核種移行の支配方程式を次式に示す。

$$R_i^g \theta^g \frac{\partial C_i^g}{\partial t} = -q^g \theta^g \frac{\partial C_i^g}{\partial \xi} + D^g \theta^g \frac{\partial^2 C_i^g}{\partial \xi^2} - R_i^g \lambda_i \theta^g C_i^g + R_{i-1}^g \lambda_{i-1} \theta^g C_{i-1}^g$$

(式4.5.3-13)

R_i^g ：核種 iの岩盤での遅延係数［-］

θ^g ：岩盤の間隙率［-］

C_i^g ：岩盤間隙水中の核種 i の濃度 [mol/m^3]

q^g　：岩盤での地下水流速 [m/y]

D^g　：岩盤での分散係数 [m²/y]

λ_i　：崩壊定数 [1/y]

入口境界条件は、

$$\chi^g \theta^g \left(q^g C_i^g - D^g \frac{\partial C_i^g}{\partial \xi} \right) = Q^c C_i^c \ (at \xi = 0) \qquad \text{(式 4.5.3-14)}$$

χ^g　：岩盤の断面積 [m²]

下流端での境界条件は、

$$C_i^g = 0 \quad (at\ \xi = L^g) \qquad \text{(式 4.5.3-15)}$$

である。この境界条件は、下流端外側の生物圏での流速を無限大とする仮定に基づく。

以上述べた本評価における人工バリアシステムならびに天然バリアの核種移行モデルの概念をまとめて図 4.5.3-1，図 4.5.3-2 に示す。

なお、解析には一次元の有限差分解と半解析解とを組み合わせた MENTOR[1]を用いた。このコードについては類似のコードとの比較計算により、解析結果の一致が見られることを確認済である[2]。

(3)生物圏

生物圏評価シナリオについては、諸外国の評価で取り上げられている一般的代表的な生物圏評価シナリオとして、以下が考えられる。

・河川水利用シナリオ

・湖沼水利用シナリオ

・井戸水利用シナリオ

・海水利用シナリオ

本検討では、地層処分研究開発第2次取りまとめ[3]のレファレンスケースを踏襲し、代表的な生物圏シナリオを、河川水利用シナリオとした。

本検討では、これまで実績のある六ヶ所埋設センター事業許可申請書[4]で採用されたモデルを採用した。同モデルは基本的にはIAEA Safety Series No.57[5]のモデルと同様の考え方に基づいている。

生物圏における線量当量は、次式により算出する。

$$Dbio(t) = \sum_i \left\{ B_i \cdot F_i^b(t) \cdot DCF_i \right\} \qquad \text{(式 4.5.3-16)}$$

$F_i^b(t)$ ：生物圏に流入する核種iのフラックス [mol/y]

B_i ：核種iのmolからBqへの換算係数 [Bq/mol]

DCF_i ：生物圏における核種iの線量当量換算係数 [Sv/Bq]

$Dbio(t)$ ：生物圏における線量当量 [Sv/y]

上記の線量当量換算係数は、核種が河川に放出され、土壌、家畜等を経由して人間が被ばくするまでの経路を想定、モデル化し、必要なパラメータを設定することによって算出した。

河川水利用シナリオにおける核種の摂取経路を図4.5.3-3に示す。

①放射能濃度の計算モデル

種々の物質中の核種iの濃度の算出方法を述べる

a. 河川水中の放射性物質の濃度

$$C_m(t,i) = A_m(t,i) / Q_m \qquad \text{(式 4.5.3-17)}$$

$C_m(t,i)$ ：河川水中の核種iの濃度 [Bq/m^3]

$A_m(t,i)$ ：河川水に流入する核種iの放射能量 [Bq/y]

Q_m　　：河川水の希釈水量 [m³/y]

b. 潅漑土壌中の放射性物質の濃度

$$C_d(t,i)=\frac{d(i)\cdot\{1-\exp(-\lambda_e(i)\cdot t_b)\}}{P\cdot\lambda_e(i)}$$ (式 4.5.3-18)

$C_d(t,i)$　：土壌中の核種 i の濃度 [Bq/kg]

$d(i)$　：核種 i の沈着率 [Bq/m²/y] = $Cir(t,i)\cdot Qir$

$C_{ir}(t,i)$　：潅漑用水中の核種 i の濃度 [Bq/m³] = $f\cdot C(t,i)$

f　：農耕における放射性物質を含む河川水の利用率 [-]

Q_{ir}　：単位面積当たりの潅漑水量 [m³/(m²・y)]

P　：単位面積当たりの有効土壌見かけ密度 [kg/m²]

$= 10^3\cdot V\cdot\rho$

V_s　：単位面積当たりの有効土壌体積 [m³/m²]

ρ_{ms}　：土壌見かけ密度 [g/cm³]

ε_s　：土壌間隙率 [-]

$\lambda_e(i)$　：実効減衰係数 [1/y] = $\lambda s(i)+\lambda(i)$

$\lambda_s(i)$　：有効土壌からの核種 i の除去係数 [1/y]

$$\left(=\frac{Q_p}{V_s\cdot\{\varepsilon_s+\rho_{ms}\cdot k_{ds}(i)\}}\right)$$ (式 4.5.3-19)

Q_p　：単位面積当たりの農耕土壌浸透水量 [m³/(m²・y)]

$K_{ds}(i)$　：土壌の核種 i の分配係数 [ml/g]

$\lambda(i)$　：核種 i の崩壊定数 [1/y] = $\ln 2/T_{1/2}(i)$

$T_{1/2}(i)$　：核種 i の半減期 [y]

t_b　：潅漑期間 [y]

c. 農産物中の放射性物質の濃度

$C_v(t,i,k) = C_d(t,i)\cdot B_v(i,k)$

$C_v(t,i,k)$　：農産物 k 中の核種 i の濃度 [Bq/kg]

$B_v(i,k)$　：農産物 k への核種 i の移行係数 [Bq/kg - 農産物／Bq/kg - 土壌]

また、牧草及び葉菜等のように可食部に、潅漑用水からの核種の沈着を考慮する場合は、次式を用いる。

$$C_v(t,i,k) = \frac{d(i) \cdot R \cdot \{1 - \exp(-\lambda_v(i) \cdot t_e(k))\}}{Y(k) \cdot \lambda(i)} + C_d(t,i) \cdot B_v(i,k) \qquad \text{（式 4.5.3-20）}$$

R　：潅漑水のうち農作物への沈着割合 [-]

$Y(k)$　：農作物 k の密度 [kg/m^2]

$t_e(k)$　：農作物 k の栽培期間 [y]

$\lambda_v(i)$　：実効減衰係数 [1/y] = λ w＋ λ (i)

λ_w　：農作物からの核種の除去係数 [1/y]

d. 畜産物中の放射性物質の濃度

(a)飼料水

$$C_a(t,i,n) = C_{if}(t,i) \cdot Q_{aw}(n) \cdot F_a(i,n) / 10^3 \qquad \text{（式 4.5.3-21）}$$

$C_a(t,i,n)$：畜産物 n 中の核種 i の濃度 [Bq/kg]

$C_{if}(t,i)$　：家畜用水中の核種 i の濃度 [Bq/m^3] = $f \cdot C(t,i)$

f_{aw}　：畜産における放射性物質を含む河川水の利用率[-]

$Q_{aw}(n)$　：家畜 n の家畜用水摂取量 [l/day]

$F_a(i,n)$　：畜産物 n への核種 i の移行係数 [day/kg]

(b)飼料

$$C_a(t,i,n) = C_v(t,i) \cdot Q_{af}(n) \cdot F_a(i,n) \cdot f_{af} \qquad \text{（式 4.5.3-22）}$$

$C_v(t,i)$　：農産物中の核種 i の濃度 [Bq/kg]

f_{af}　：畜産における放射性物質に汚染された飼料の利用率 [-]

$Q_{af}(n)$　：家畜 n の家畜飼料摂取量 [kg/day]

e. 淡水産物中の放射性物質の濃度

$$C_f(t,i,m) = C_m(t,i) \cdot \frac{CF_m(i,m)}{10^3} \qquad \text{(式 4.5.3-23)}$$

$C(t,i,m)$ ：水産物 m 中の核種 i の濃度 [Bq/kg]

$CF_m(i,m)$ ：水産物 m における核種 i の濃縮係数 [l/kg]

②被ばく線量当量の計算モデル

種々摂取経路ごとの内部被ばく線量当量の計算方法を述べる。

a. 飲料水摂取による被ばく線量当量

$$D_{drn}(t) = \sum_i \left\{ C_m(t,i) \cdot M_{dr} \cdot DCF_{ing}(i) \right\} \qquad \text{(式 4.5.3-24)}$$

$D_{drn}(t)$ ：河川水の飲用摂取による実効線量当量 [Sv/y]

M_{dr} ：水の摂取量 [m^3/y]

$DCF_{ing}(i)$ ：核種 i の経口摂取による実効線量当量換算係数 [Sv/Bq]

b. 農作物摂取による被ばく線量当量

$$D_v(t) = \sum_i \left[\sum_k \left\{ C_v(t,i,k) \cdot M_v(k) \cdot f_v(k) \cdot DCF_{ing}(i) \right\} \right] \qquad \text{(式 4.5.3-25)}$$

$D_v(t)$ ：農産物の摂取による実効線量当量 [Sv/y]

$C_v(t,i,k)$ ：農産物 k の核種 i の濃度 [Bq/kg]

$M_v(k)$ ：農産物 k の摂取量 [kg/y]

$f_v(k)$ ：農産物 k の市場希釈係数 [-]

c. 畜産物摂取による被ばく線量当量

$$D_a(t) = \sum_i \left[\sum_n \left\{ C(t,i,n) \cdot M(n) \cdot f(n) \cdot DCF(i) \right\} \right] \qquad \text{(式 4.5.3-26)}$$

$D_a(t)$ ：畜産物の摂取による実効線量当量 [Sv/y]

$M_a(n)$ ：畜産物 n の摂取量 [kg/y]

$f_a(n)$　　：畜産物 n の市場希釈係数 [-]

d. 淡水産物摂取による被ばく線量当量

$$D_f(t) = \sum_i \left[\sum_m \{C(t,i,m) \cdot M(m) \cdot f(m) \cdot DCF(i)\} \right] \qquad \text{(式 4.5.3-27)}$$

$D_f(t)$　　：水産物の摂取による実効線量当量 [Sv/y]

$M_f(m)$　　：水産物 m の摂取量 [kg/y]

$f_f(m)$　　：水産物 m の市場希釈係数 [-]

e. 汚染土壌からの外部被ばく線量当量及び内部被ばく線量当量

汚染土壌での農作業などの人間活動による外部被ばく、及び浮遊土壌の吸入による内部被ばくの線量当量は次式を用いて計算する。

(a)外部被ばく

$$D_{ext}(t) = \sum_i \{C_d(t,i) \cdot S(i) \cdot T_m \cdot DCF_{ext}(i)\}/10^3 \qquad \text{(式 4.5.3-28)}$$

$D_{ext}(t)$　　：外部放射線に係る線量当量 [Sv/y]

$S(i)$　　：核種 i の遮蔽係数 [-]

T_m　　：被ばく時間 [h/y]

$DCF_{ext}(i)$　：核種 i の外部放射線に係る線量当量換算係数 [Sv/h / Bq/g]

(b)内部被ばく

$$D_{inh}(t) = \sum_i \{C_d(t,i) \cdot f_{dm} \cdot I_w \cdot T_m \cdot DCF_{inh}(i)\}/10^3 \qquad \text{(式 4.5.3-29)}$$

$D_d(t)$　　：吸入摂取による実効線量当量 [Sv/y]

f_{dm}　　：空気中ダスト濃度 [g/m^3]

I_w　　：呼吸率 [m^3/h]

$DCF_{inh}(i)$　：核種 i の吸入摂取による実効線量当量換算係数 [Sv/Bq]

参考資料

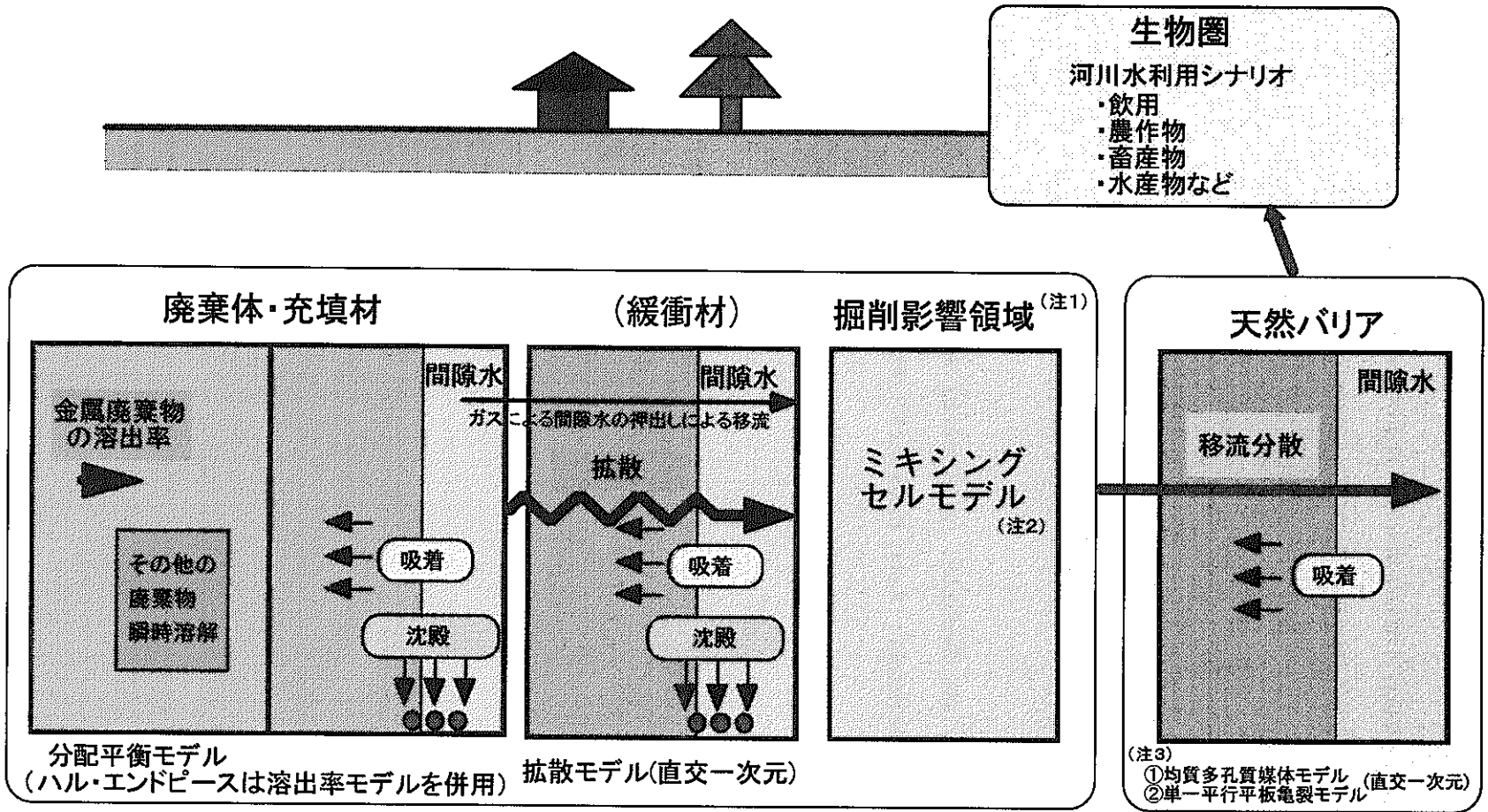
[1] 池田孝夫：Near Field 核種移行評価の現状－電力共通研究の事例－,地層処分研究情報交換会（INTEGRATE'97)報告書,JNC TN1100 97-004,(1997)

[2] 塚本政樹，藤田智成：セメント系材料との相互作用による岩石および緩衝材の変質反応シミュレーション，付録，電力中央研究所報告，(2000).

[3] 核燃料サイクル開発機構、“わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性　－地層処分研究開発第 2 次取りまとめ－”、JNC TN1400 99-020、1999.

[4] 日本原燃産業(株)，“六ヶ所低レベル放射性廃棄物貯蔵センター，廃棄物埋設事業許可申請書”(1989 年 10 月).

[5] IAEA，“Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release，”Safety Series No.57(1982).



(注１) 坑道の開削に伴い、坑道周辺岩盤の透水係数の特性が掘削前の状態から変化する領域
(注２) 人工バリアから放出された核種がこの領域で地下水と瞬時に混合するとしたモデル
(注３) ①は岩盤中の粒子間隙内の流れに沿って物質が移動するモデル
②は平滑な面をもつ亀裂内の流れに沿って物質が移動するモデル

図 4.5.3-1　本評価における人工バリアシステムならびに天然バリアの核種移行のモデル化の概念

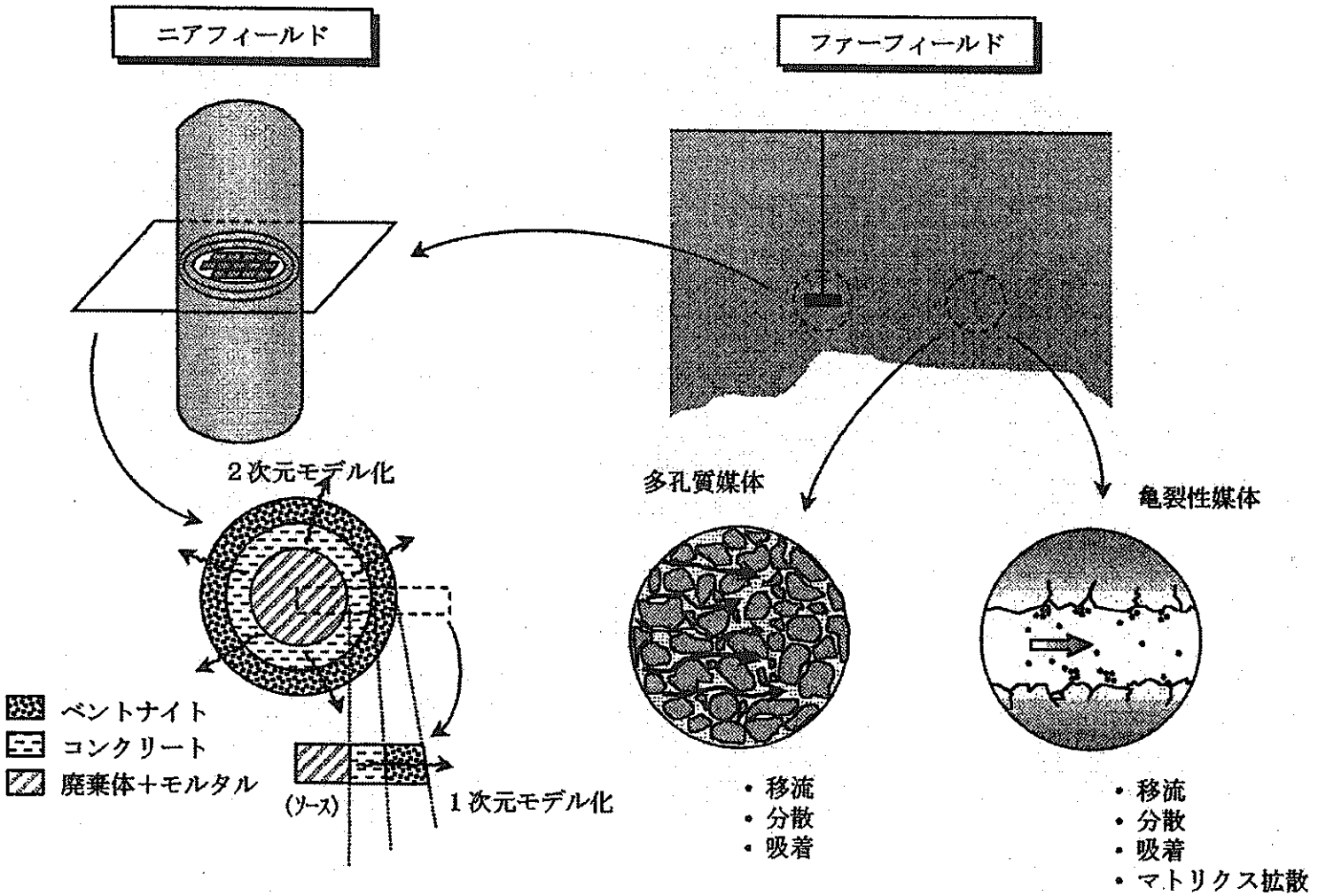


図 4.5.3-2　人工バリア、天然バリア中核種移行のモデル概念図

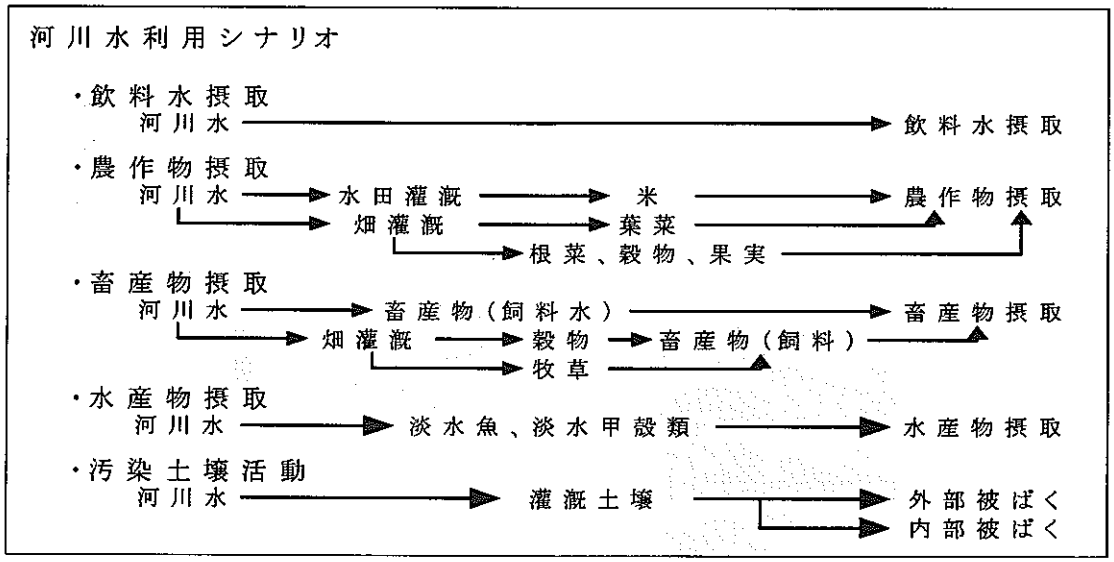


図 4.5.3-3　河川水利用シナリオにおける核種の摂取経路

4.5.4 核種移行データ

4.5.3 で述べた核種移行評価に必要となるデータについて以下に述べる。データの設定においては、4.5.2 で述べた解析ケースを考慮してデータ設定を行うこととする。

(1)インベントリ

各廃棄体グループのインベントリを表 4.5.4-1 に示す。これらは、第 2 章において示された廃棄体を第 3 章においてグループ分けされた廃棄体における核種の全インベントリである。

(2)廃棄体からの核種の浸出率

4.5.3 で述べたようにハルエンドピース廃棄体におけるジルカロイやステンレス鋼の放射化生成物について、浸出率モデルを適用した。しかしながら、ジルカロイの酸化膜（ジルカロイ厚さ全体の 20%と想定[1]）については、その閉じ込め性能が低いため、この領域の放射化生成物については、瞬時放出とした。

ジルカロイについては、腐食率を 3×10^{-8} m/y、ジルカロイ厚さを 0.57 mm（酸化膜を含む）として、浸出期間を 7,600 年と設定した。ステンレス鋼については、腐食率を 3×10^{-8} m/y、ステンレス鋼の厚さを 22.9 mm として、浸出期間を、380,000 年と設定する(腐食率の設定については，4.4.10 ガス影響参照)。

放射化生成物の各金属における存在割合については、民間再処理工場及びサイクル機構再処理工場のそれぞれから発生するハルエンドピース廃棄体における割合を比較し、核種移行評価上の保守的観点から瞬時放出の割合が大きくなるようにその割合を設定した。これ以外の廃棄体については、いずれも瞬時放出・吸着平衡モデルを適用し、核種を保持するマトリクスの溶解による時間遅れは考慮しないこととした。また、保守的にアスファルト固化体ならびにセメント固化体からの核種の流出は、瞬時に起こると仮定した。

表 4.5.4-1　各廃棄体グループにおける核種のインベントリ[Bq]

	グループ1	グループ2	グループ3	グループ4
C- 14	0.00×10^{0}	1.10×10^{15}	2.04×10^{13}	1.82×10^{12}
Cl- 36	0.00×10^{0}	2.17×10^{13}	3.84×10^{7}	8.92×10^{9}
Co- 60	1.96×10^{6}	9.03×10^{18}	1.24×10^{14}	1.51×10^{15}
Ni- 59	3.24×10^{3}	6.94×10^{15}	7.43×10^{2}	3.75×10^{12}
Ni- 63	5.08×10^{5}	1.13×10^{18}	1.14×10^{5}	5.92×10^{14}
Se- 79	2.31×10^{5}	2.75×10^{12}	3.63×10^{9}	4.36×10^{11}
Sr- 90	3.93×10^{10}	4.60×10^{17}	2.66×10^{15}	1.45×10^{16}
Zr- 93	1.06×10^{6}	2.23×10^{14}	1.68×10^{10}	2.11×10^{12}
Nb- 94	1.96×10^{6}	2.10×10^{15}	9.25×10^{5}	1.43×10^{12}
Mo- 93	2.23×10^{1}	5.40×10^{13}	5.03×10^{1}	1.70×10^{10}
Tc- 99	0.00×10^{0}	4.88×10^{14}	1.26×10^{11}	2.74×10^{12}
Pd- 107	6.24×10^{4}	7.32×10^{11}	7.00×10^{8}	2.16×10^{10}
Sn- 126	4.39×10^{5}	5.00×10^{12}	5.79×10^{9}	1.56×10^{11}
I- 129	3.47×10^{13}	2.09×10^{11}	7.23×10^{11}	6.50×10^{9}
Cs- 135	2.54×10^{5}	3.48×10^{12}	3.72×10^{9}	9.00×10^{10}
Cs- 137	5.55×10^{10}	6.46×10^{17}	1.62×10^{15}	1.95×10^{16}
U- 234	4.95×10^{5}	3.60×10^{11}	7.81×10^{8}	3.95×10^{10}
U- 235	8.82×10^{3}	9.30×10^{10}	1.55×10^{9}	1.33×10^{10}
U- 236	1.51×10^{5}	1.58×10^{12}	7.35×10^{9}	1.40×10^{10}
U- 238	1.25×10^{5}	1.33×10^{12}	1.58×10^{10}	2.35×10^{10}
Np- 237	0.00×10^{0}	2.04×10^{12}	7.28×10^{9}	2.82×10^{11}
Pu- 239	1.42×10^{8}	1.56×10^{15}	1.48×10^{13}	8.27×10^{14}
Pu- 240	2.15×10^{8}	2.47×10^{15}	2.05×10^{13}	1.02×10^{15}
Pu- 241	5.78×10^{10}	5.79×10^{17}	3.67×10^{15}	2.09×10^{17}
Pu- 242	9.47×10^{5}	1.03×10^{13}	2.66×10^{10}	2.41×10^{12}
Am- 241	4.52×10^{8}	4.73×10^{15}	5.46×10^{13}	4.92×10^{13}
Am- 243	1.03×10^{7}	1.14×10^{14}	1.28×10^{11}	1.05×10^{12}
Cm- 244	1.23×10^{9}	1.39×10^{16}	2.73×10^{13}	1.16×10^{14}
Cm- 245	1.29×10^{5}	1.50×10^{12}	1.87×10^{9}	1.17×10^{10}

*他の核種移行評価対象核種の Pb-210,Ra-226,Ra-228,Ac-227,Th-228, Th-229,Th-230,Th-232,Pa-231,U-233 については、親核種との放射平衡または初期インベントリーが小さいことなどを考慮して、本評価では初期インベントリーをゼロと設定した。

(3)移行距離及び水理パラメータ

緩衝材の厚さは１ｍとし、処分施設から断層までの距離は、地層処分研究開発第２次取りまとめのレファレンスケースと同様に 100m とし、これを移行距離とした。

水理パラメータについては、人工バリアのセメント系材料には、処分施設操業時には、低い透水係数が期待されるが、処分施設埋め戻し後は水圧によるひび割れや 4.4.5 で述べたように地下水との反応により変質が生じる。セメント系材料の変質については、4.4.5 で述べた変質領域の Region I～III 毎に、透水係数を設定することとする。Region III については、セメント水和物の C-S-H ゲルがほとんど存在していないものと仮定し細粒砂程度の値 10^{-5}m/s を設定する（4.4.2 水理学的条件参照）。この時の間隙率については 0.35 を設定する[2]。Region I 及び II についてはセメント水和物の顕著な溶脱は無いものとし、それら間隙率は等しいと仮定し、実測値（0.135）[3]よりやや大きめの値として 0.15 とする。透水係数については Region III の値より一桁小さいものとする。

緩衝材の透水係数は、セメント系材料により緩衝材が高アルカリ環境にさらされること及びカルシウム型化を考慮して、セメント系材料の各 Region の pH 区分に対応させて設定した。高アルカリ条件(pH>12.5)においては、その実測値が存在しないため、高イオン強度での実測値（強塩濃度の溶液による実測値[3]）より推定した値を設定した。pH12.5 以下の場合については，ベントナイトがカルシウム型ベントナイトになっていることを想定し，カルシウム型ベントナイトに対する実測値[5]より推定した値を用いた。なお，ナトリウム型ベントナイトの透水係数は 5×10^{-13} m/s[6]である。

これら設定結果を表 4.5.4-2 にまとめる。

表 4.5.4-2　人工バリア材の水理パラメータのまとめ

項目	セメント系材料			緩衝材*	
	Region I (pH>12.5)	Region II (pH=12.5)	Region III (pH<12.5)	pH>12.5	pH≦12.5
透水係数(m/s)	10^{-6}		10^{-5}	3×10^{-11}	1×10^{-11}
間隙率(-)	0.15		0.35	0.4	

＊ Na 型ベントナイト緩衝材の透水係数は 5×10^{-13} m/s[6]

地質媒体の透水係数は 1.4.2 で述べたようにその範囲が 10^{-10}～10^{-8}m/s であることからその中央値 10^{-9}m/s を設定した。動水勾配については、平野の平均値 0.01 を設定した。

結晶質岩における亀裂の頻度については、地層処分研究開発第 2 次取りまとめにおける報告値（0.1 本/m～7 本/m）及び亀裂ネットワークモデルを用いた水理解析による透水量係数と透水係数の相関（透水係数／透水量係数≒２）[7]から、2 本/m を設定した。この場合、透水量係数は、5×10^{-10} m²/s(=透水係数 1×10^{-9} m/s /亀裂頻度 2 本/m)、貯留則を適用し亀裂開口幅は 4.5×10^{-5} m（=2×√透水量係数）となる。これらの値より亀裂内の地下水流速を算出すると 3.53 m/y（=透水量係数×動水勾配／亀裂開口幅）となる。

堆積岩においては、均質多孔質媒体と近似しているため、地下水の実流速は 1.58×10^{-3} m/y（=透水係数×動水勾配／間隙率）となる。間隙率は 0.2 である(表 1.4-5 参照)。

これら設定値を表 4.5.4-3 にまとめる。

表 4.5.4-3　移行距離及び水理パラメータのまとめ

岩種	移行距離 [m]	透水係数 [m/s]	動水勾配 [-]	亀裂頻度 [本/m]	透水量係数 [m²/s]	亀裂開口幅 [m]	間隙率 [-]	実流速 [m/y]
結晶質岩	100	10^{-9}	0.01	2	5×10^{-10}	4.5×10^{-5}	1*	3.53*
堆積岩							0.2	1.58×10^{-3}

*：亀裂内を対象

(4)拡散・分散に係るパラメータ

緩衝材の拡散に関わるパラメータについては、セメント系材料により緩衝材が高アルカリ環境にさらされること及びカルシウム型化を想定して設定した。現状では、全ての核種について空隙水中の拡散係数（ここでは、実効拡散係数（＝間隙率×空隙水中の拡散係数）として示す。）は得られていない。そこで、代表的な核種について取得されている値[7]を核種の緩衝材間隙水中の化学形態を典型的な陽イオン、中性イオン及び典型陰イオンと分類し、設定した。

天然バリアについては、結晶質岩の亀裂内の実効拡散係数を$1.8\times10^{-10}m^2/s$（亀裂部の間隙率は１であるので、空隙水中の拡散係数と等しい。）とし、岩盤マトリックスの実効拡散係数を$3\times10^{-12}m^2/s$とした。なお、岩盤マトリックスの間隙率は0.02であり、拡散深さ0.1m、拡散寄与面積率は50％である。拡散寄与面積率より、亀裂の体積に対する岩盤マトリクス拡散寄与面積の比は、2.22×10^4 m^2/m^3となる。また、堆積岩については、評価対象とする元素で最も大きなセシウムの60℃における自己拡散係数$4\times10^{-9}m^2/s$［8］に間隙率をかけた値を実効拡散係数とした。

これら設定値を表4.5.4-4にまとめる。

表4.5.4-4　核種の実効拡散係数のまとめ（m^2/s）

	緩衝材		天然バリア	
	pH >12.5	pH≦12.5	結晶質岩	堆積岩
Cs	2×10^{-10}	3×10^{-10}	$1.8\times10^{-10*1}$ $3\times10^{-12*2}$	8×10^{-10}
C,I,Se,Mo	1×10^{-10}	6×10^{-11}		
その他元素	2×10^{-10}	2×10^{-10}		

*1：亀裂中の実効拡散係数

*2：岩盤マトリクス部の実効拡散係数

(5)溶解度

溶解度については、セメント系材料の変質領域における化学条件において、地球化学平衡計算を行い設定した。計算には地球化学平衡計算コード PHREEQE[9]を用い，放射元素の熱力学データには，JNC－TDB を用いた[6]。JNC-TDB に整備されていない放射性元素については，実測値や化学的類似性を考慮して設定した。

これら設定値を表 4.5.4-5 にまとめる

表 4.5.4-5　人工バリアの各 pH 領域における核種の溶解度［mol/l］

	セメント系材料／ベントナイト系材料			
	pH>12.5*1	pH=12.5*2	pH<12.5*3	pH=8.5*4
C	7×10^{-8}	7×10^{-5}	1×10^{-5}	易溶性
Cl	易溶性	易溶性	易溶性	易溶性
Co	2×10^{-4}	3×10^{-5}	2×10^{-6}	4×10^{-5}
Ni	2×10^{-4}	3×10^{-5}	2×10^{-6}	4×10^{-5}
Se	2×10^{-6}	2×10^{-6}	2×10^{-6}	7×10^{-7}
Sr	1×10^{-4}	1×10^{-4}	1×10^{-4}	易溶性
Zr	2×10^{-5}	4×10^{-6}	2×10^{-7}	1×10^{-6}
Nb	易溶性	易溶性	易溶性	1×10^{-4}
Mo	1×10^{-3}	1×10^{-3}	1×10^{-3}	1×10^{-4}
Tc	4×10^{-8}	4×10^{-8}	4×10^{-8}	4×10^{-8}
Pd	3×10^{-7}	3×10^{-8}	7×10^{-9}	7×10^{-9}
Sn	5×10^{-1}	4×10^{-1}	3×10^{-3}	5×10^{-6}
I	易溶性	易溶性	易溶性	易溶性
Cs	易溶性	易溶性	易溶性	易溶性
Sm	3×10^{-9}	4×10^{-9}	4×10^{-9}	2×10^{-8}
Pb	易溶性	易溶性	3×10^{-4}	2×10^{6}
Ra	1×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^{-12}
Ac	3×10^{-9}	4×10^{-9}	4×10^{-9}	2×10^{-8}
Th	6×10^{-10}	7×10^{-10}	8×10^{-10}	3×10^{-6}
Pa	2×10^{-8}	2×10^{-8}	2×10^{-8}	1×10^{-8}
U	1×10^{-8}	1×10^{-8}	1×10^{-8}	6×10^{-8}
Np	5×10^{-9}	5×10^{-9}	6×10^{-9}	9×10^{-8}
Pu	1×10^{-10}	1×10^{-10}	1×10^{-10}	5×10^{-8}
Am	2×10^{-9}	3×10^{-9}	9×10^{-9}	5×10^{-9}
Cm	2×10^{-9}	3×10^{-9}	9×10^{-9}	5×10^{-9}

＊1 Region Ⅰ に対応する領域（pH=13.2 の値で代表）

＊2 Region Ⅱ に対応する領域（pH=12.5 の値）

＊3 Region Ⅲ に対応する領域（pH=11.1 の値で代表）

＊4 降水系―高ｐＨ型地下水条件（[5]の値）

(6)分配係数

分配係数についてもセメント系材料の変質領域及び緩衝材が高アルカリ環境にさらされること及びカルシウム型化を考慮して設定した。

セメント系材料の分配係数の設定においては，その設定手法及び参照している文献が明確である Bradbury and Sarrot の設定を参考にして設定した[10,11]。しかしながら，Bradbury and Sarrot の設定において，参照されておらず，より詳細な検討が実施されている報告値が存在する場合には，それら報告値を参考にした。ヨウ素及びジルコニウムについては，それぞれ嶺ら[12]及び Kulumala and Hakanen[13]の報告値を参照した。

現状では、Region III での実測値はほとんど存在しないことから、セメント水和物の C-S-H ゲルを主な核種の吸着サイトとし、Region I 及び II の 1/10 の C-S-H ゲルが存在すると仮定し、その値の 1/10 あるいは、セメント系材料の骨材への吸着を考慮して pH～9 程度の石英に対する実測値を設定した。

緩衝材については、見かけの拡散係数より算出した分配係数を設定した。高アルカリ条件（pH>12.5）での見かけの拡散係数については，海水系地下水等の高イオン強度の溶液を用いて取得された値を用いた。アルカリ条件(pH=12.5)では，飽和水酸化カルシウム溶液を用いた溶液にて取得された値を用いた[14]。地下水条件(pH=8.5)では，地層処分研究開発第２次取りまとめで用いられた値を用いた。これらの値をもとにデータが存在しない核種については，核種の化学的類似性を考慮して各核種の分配係数を保守的に設定した。

天然バリアについては、地層処分研究開発第２次取りまとめにおける値[6]を用いるとともに、地層処分研究開発第２次取りまとめで対象外の核種については、化学的類似性及び実測値を参考に設定した。特に典型的な陰イオンについては、塩化物イオンで岩石に対して定常拡散試験法によって実測された値[15]を参考に設定した。

これら設定値にあわせて各々の媒体の真密度と間隙率を表 4.5.4-6 にまとめる。

表 4.5.4-6　各バリア材料に対する核種の分配係数*1 [m³/kg]

項目	セメント系材料			ベントナイト系材料			地質媒体	
	RegionI (pH>12.5)	RegionII (pH=12.5)	RegionIII (pH<12.5)	pH>12.5	pH=12.5	pH=8.5*2	結晶質岩	堆積岩
真密度	2,500 kg/m³			2,680kg/m³			2,700kg/m³	2,700 kg/m³
間隙率	0.15		0.35	0.4			0.02	0.2
C*3	0.005	1	5	0	0	0	0.0001	0.0001
Cl	0.001	0.001	0.0001	0	0	0	0.0001	0.0001
Co	0.1	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.1	0.5
Ni	0.1	0.1	0.01	0.01	0.01	0.01	0.1	0.5
Se	0.001	0.001	0.0001	0	0	0	0.01	0.01
Sr	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.5	0.5
Zr	1	1	0.1	1	1	10	0.1	1
Nb	1	1	0.1	0.1	0.1	1	0.1	1
Mo	0.001	0.001	0.0001	0	0	0	0.0001	0.0001
Tc	1	1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	1
Pd	0.1	0.1	0.01	1	1	1	0.1	1
Sn	1	1	0.1	0.1	0.1	1	1	5
I	0.001	0.001	0.0001	0	0	0	0.0001	0.0001
Cs	0.001	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.05	0.1
Sm	1	1	1	0.1	0.1	1	5	5
Pb	0.5	0.5	0.05	0.1	0.1	0.1	0.1	1
Ra	0.05	0.05	0.05	0.01	0.01	0.01	0.5	0.5
Ac	1	1	1	0.1	0.1	1	5	5
Th	5	5	1	0.1	1	1	1	1
Pa	5	5	1	0.1	0.1	1	1	1
U	5	5	1	0.01	0.1	1	1	1
Np	5	5	1	0.1	1	1	1	1
Pu	5	5	1	1	1	10	1	1
Am	1	1	1	1	1	10	5	5
Cm	1	1	1	1	1	10	5	5

＊1 この表の値は「地層処分研究開発第２次取りまとめ」の値[6]をもとに設定した

＊2 降水系―高ｐＨ型地下水条件

＊3Bradbury and Sarrot[11]は，安定炭素とのC-14の同位体交換を分配係数で表現しており，本設定においてもそれらの値を設定

(7)生物圏に係るパラメータ

生物圏での被ばく線量への換算係数は、河川水利用シナリオを想定し、地表へ到達した放射性核種が河川に流入・希釈されたのち、図 4.5.3-1 に示す IAEA Safety Series No.57 の考え方に基づいた評価モデルに従い、それぞれの経路への分岐割合と摂取量から線量換算係数を算出した。

①環境条件及び決定集団に係るパラメータ

主要なパラメータの設定の考え方及び設定値について下記に示す。

a. 河川水希釈水量

地層処分研究開発第 2 次取りまとめにおける設定[6]と同じく、小規模河川の流量である $1\times10^{8}m^{3}$/年とする。

b. 食物摂取量

(a)農産物

米、根菜、葉菜、穀物及び果実の人間の摂取率は、文献を参考に最も妥当と考えられる数値を設定した。米以外の農産物は畑で生産されるものとし、農産物中の核種濃度の算出では、葉菜についてのみ潅漑による核種の直接吸着を考慮した。また、穀物と米の換算係数は、各核種とも両者のうち大きい方の値を採用した。

(b)畜産物

乳牛、肉牛、豚及び鶏を対象とし、飼料水中の核種濃度と飼料中の核種濃度の合計を畜産物中の核種濃度とした。各核種の換算係数は牛肉、豚肉及び鶏肉のうち最も大きい値を採用した。牧草中の核種濃度は畑での生産と潅漑による直接吸着を考慮し、飼料の換算係数は穀物と牧草のうち大きい値を採用した。

(c)水産物

淡水魚の人間の摂取率は、文献を参考に最も妥当な数値を、設定した。その他淡水産物については、六ヶ所埋設センター事業許可申請書[16]記載の値とした。

環境条件及び決定集団に係るパラメータを表 4.5.4-7 にまとめる。

なお、市場の食物や、家畜の飲料水や飼料は安全側に必ず汚染したものと仮定した。

②核種ごとの生物移行パラメータ

a. 線量当量換算係数

経口摂取及び吸入摂取による実効線量当量換算係数は、科学技術庁告示第二十号別表第一[17]に記載されている経口摂取の場合及び吸入摂取の場合の実効線量当量に対する年摂取限度（ALI）の値から、次式により算出した。

$$DCF[Sv/Bq] = 0.05\ [Sv]/ALI[Bq] \qquad (式\ 4.4.4\text{-}1)$$

ただし、数種類の化学形の ALI の記載がある場合は、最小値を用いた。

外部放射線に係る線量当量換算係数は、NUREG/CR-4370[18]記載されている、核種が無限深まで均一に存在する半無限状の体積線源から 1m の点における γ 線に対する値とした。同文献に記載のない核種については、γ 線実効エネルギーが大きい Co-60 を基準とし、D.C.Kocher[19]による無限平板状の面積線源による外部被ばく線量換算係数と NUREG/CR-4370 の値が比例関係にあると仮定して、両者の Co-60 の値の比を用いて、その他の核種の値を求めた。

アクチニド核種は、半減期 1 ヶ月未満の娘核種の放射平衡を仮定し、娘核種の外部被ばく線量換算係数を全て加えた。なお、文献[5]の体積線源換算係数の単位［(mrem/y)/(pCi/m^3)］を次式により換算した。

$$[(mrem/y)\ /\ (pCi/m)]$$
$$= 1\times10^{-5}\ [Sv/mrem]\times1.6\times10^{6}\ [g/m^3]\div3.7\times10^{-2}\ [Bq/pCi] \qquad (式\ 4.4.4\text{-}2)$$

ここで、1.6×10^{6} [g/m^3]は文献[5]で用いられた土壌密度である。

b. 土壌への分配係数

加藤ら[20]は、対象土壌として砂を想定した場合の各核種の分配係数を下表 4.5.4-8 に示す 5 群に分けて設定している。

表 4.5.4-8 土壌への分配係数

群	分配係数 [ml/g]	対象元素
Ⅰ群	0	水として挙動するもの （例　H）
Ⅱ群	0～10	陰イオンとして挙動するもの （例　C，P，S，Cr，Tc，I）
Ⅲ群	5～50	アルカリ土壌、土壌鉱物組成元素 （例　Ca，Sr，Ba）
Ⅳ群	10～100	水酸化物、錯塩を形成する希土類元素、遷移元素 （例　Mn，Fe，Co，Zn，Zr，Ce，Pm，U，Np）
Ⅴ群	100～1000	安定陽イオンで反応性の高いもの （例　Cs） 多価イオンで水酸化物の重合体を形成し易いもの （例　Th，Pu，Am）

本検討の対象核種のうち、前表に記載のない元素を以下のように分類した。

Ⅱ群：Cl，Se

Ⅲ群：Ra

Ⅳ群：Ni，Nb，Mo, Pd，Sn，Pb，Nb, Ac，Pa

Ⅴ群：Cm

上記の分類に基づき、保守的な線量換算係数となるよう、帯水層土壌に対しては分配係数の下限値を、表面土壌に対しては分配係数上限値を設定した。分配係数は一般に砂＜シルト＜粘土の順にが報告されているが[6]、粒径の増大に伴う分配係数の減少は考慮しなかった。

c. 農産物への移行係数

農産物への移行係数は、Se 及び Cm 以外のアクチニドについては主に Smith et al.[21]の文献から、その他の核種は IAEA Safety Series No.57[22]に記載された値を引用した。また、文献により大きな差異がみられた核種については平均値をとった。

d. 産物への移行係数

畜産物への移行係数は、主に Ashton ら[23]の文献及び NUREG/CR-2976[24]の値を引

用した。また、Cl, Zr, Cm についてはデータが無いため、各々I, Nb, Am の値と同等であると仮定した。

・淡水産物への移行係数

淡水産物への移行係数は、主に IAEA Safety Series No.57[22]中の値を引用した。Cl についてはIの値と同等であると仮定した。また、その他淡水産物における濃縮係数は淡水甲殻類に対する濃縮係数を採用した。

核種ごとの生物移行パラメーター及び被ばくパラメーターを表4.5.4-9～4.5.4-12にまとめる。

e. 線量当量換算係数の設定

前節までに設定した評価モデル及び各パラメータを用いて、生物圏に核種が 1Bq/y 流入した場合の各核種の線量当量換算係数を計算した。線量換算係数の合計値を表4.5.4-13 に示す。

参考文献

[1] Yamaguchi, T. et. al.:"A Study on Chemical Form and Migration Behavior of Radionuclides in Hull Waste",Proc,ICEM'99(1999).

[2] 日本原燃産業株式会社：六ヶ所低レベル放射性廃棄物貯蔵センター廃棄物埋設事業許可申請書　一部補正　平成元年 10 月，p.6-73 (1988)

[3] 大和田仁，三原守弘，入矢桂史郎，松井淳：放射性廃棄物地層処分システムにおけるセメント系材料の検討－浸出液の pH を低くしたセメント系材料の施工性と機械的特性－，JNC TN8400 99-057 (1999)

[4] 鈴木英明，柴田雅博，山形順二，広瀬郁郎，寺門一馬：緩衝材の特性試験（Ⅰ），動燃事業団技術資料，PNC TN8419 92-057 (1982)

[5] 前田宗宏，棚井憲治，三原守弘，伊藤勝：カルシウム型化及びカルシウム型ベントナイ

トの基本特性 - 膨潤圧、透水係数、一軸圧縮強度及び弾性係数 -，動燃事業団技術資料, PNC TN 8410 98-021 (1998)

[6] 核燃料サイクル開発機構：わが国における高レベル放射性廃棄物地層処分の技術的信頼性—地層処分研究開発第２次とりまとめ— 分冊３ 地層処分システムの安全性評価，JNC TN1400 99-023 (1999)

[7] 三原守弘，伊藤勝，加藤博康，上田真三：カルシウム型ベントナイトのトリチウム，セシウム，ヨウ素及び炭素の実効拡散係数の取得，JNC TN8430 99-011 (1999)

[8] 佐藤治夫，芦田敬，小原幸利，油井三和，梅木博之，石黒勝彦：ベントナイト及び岩石中での核種の実効拡散係数，動燃事業団技術資料，PNC TN 8410 92-164 (1992)

[9] Parkhurst, D.L., Thorstensen, D.C. and Plummer, L.N. : PHREEQE - A computer program for geochemical calculations, PB81-167801, U. S. Geological Survey, Richmond, VA, (1980).

[10] Bradbury, M.H. and Sarott, F.A.:Sorption Databases for the Cementitious Near-Field of a L/ILW Repository for Performance Assessment, PSI Report, PSI Bericht Nr.95-06 (1995)

[11] Bradbury, M.H. and Sarott, F.A.:Cementitious Near-Field Sorption Data Bases for Performance Assessment of L/ILW Repository in a Palfris Marl Host Rock CEM-94:UPDATA I, June 1997, PSI Report, PSI Bericht Nr.98-01 (1998)

[12] 嶺 達也, 三原守弘, 伊藤 勝, 加藤大生:種々のセメント系材料に対するヨウ素、セシウムの吸着試験, 動燃事業団公開技術資料, PNC TN8410 97-258 (1997)

[13] Kulmala, S. and Hakanen, M : The Solubility of Zr, Nb and Ni in Groundwater and Concrete Water, and Sorption on Crushed Rock and Cement, Report YJT-93-21 (1993)

[14] 嶺達也，三原守弘，加藤大生：セメント系材料の影響を受けた環境条件での圧縮成型ベントナイトに対する核種の分配係数，JNC TN8430 99-012 (1999)

[15] Sato, H. Shibutani, T. Tachi, Y. Ota. K.Amano, K. and Yui, M.：Diffusion behaviour of nuclides considering pathways fractured crystalline rock, PNC Technical Report, PNC TN 84710 97-127 (1997)

[16] 日本原燃産業 (株), "六ヶ所低レベル放射性廃棄物貯蔵センター，廃棄物埋設事業許可申請書" (1989 年 10 月)

[17] 官報：「科学技術庁告示第 20 号」、科学技術庁 (1988).

[18] NUREG/CR-4370, "Update of Part 61 Impact Analysis Methodology," (1986).

[19] D.C.Kocher, "Dose-rate Conversion Factors for External Exposure to Photons and Electrons, " Health Phys. 45 (3), (1983).

[20] 加藤正平他, "放射性廃棄物浅地中処分の安全評価に用いる分配係数, " 日本原子力学会誌, 28 (4)、(1983).

[21] Smith G M et al. Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK (1988).

[22] IAEA, "Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Release, "Safety Series No.57 (1982).

[23] Ashton J and Sumerling T J. Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083 (1988).

[24] Ng et al, "Transfer Coefficients for Assessing the Dose from Radionuclides in Meat and Egg", NUREG/CR-2976.

表 4.5.4-7　環境条件及び決定集団に係るパラメータ

パラメータ		設定値	単位	Ref.	備考
河川水希釈水量		1.00×10^{8}	[m^3/y]	[1]	
灌漑水量	水田	2.4	[$m^3/(m^2\cdot y)$]	[2]	
	畑	1.2	[$m^3/(m^2\cdot y)$]	[2]	
	牧草	1.2	[$m^3/(m^2\cdot y)$]	[2]	
有効土壌体積	水田	0.3	[m^3/m^2]	[4][5][6]	
	畑	0.3	[m^3/m^2]	[4][5][6]	
土壌見かけ密度		1.6	[g/cm^3]	[5][6][7][8]	
有効土壌間隙率	水田	0.4	[-]	[5][6][7]	
	畑	0.4	[-]	[5][6][7]	
土壌浸透水量	水田	0.4	[$m^3/(m^2\cdot y)$]	[19]	
	畑	0.4	[$m^3/(m^2\cdot y)$]	[19]	
農作物への沈着割合	葉菜	0.30	[-]	[5]	
	牧草	0.25	[-]	[5]	
農作物からの核種除去係数	葉菜（Np,Pu,Am）	1.4×10^{-1}	[1/day]	[9][10]	
	葉菜（その他）	4.9×10^{-2}	[1/day]	[9][10]	
	牧草（全元素）	4.9×10^{-2}	[1/day]	[9][10]	
農作物の栽培密度	葉菜	3.1	[kg/m^2]	[3]	
	牧草	3.9	[kg/m^2]	[3]	
農作物の栽培期間	葉菜	6×10^{1}	[day]	[20]	
	牧草	6×10^{1}	[day]	[20]	
灌漑期間		1×10^{10}	[y]	-	保守的設定
畜産における汚染水利用率		1	[-]	-	保守的設定
家畜用水摂取量	肉牛	50	[l/day]	[11][12]	
	豚	10	[l/day]	[11]	
	鶏	0.3	[l/day]	[11]	
	乳牛	50	[l/day]	[11][12]	
畜産における汚染飼料の利用率		1	[-]	-	保守的設定
家畜飼料摂取量	肉牛	70	[kg/day]	[13][14]	
	豚	5	[kg/day]	[11]	
	鶏	0.5	[kg/day]	[11][14]	
	乳牛	70	[kg/day]	[13][14]	
人間の水摂取量		0.61	[m^3/y]	[15]	
農作物の摂取量	根菜	47.2	[kg/y]	[16]	
	葉菜	26.7	[kg/y]	[16]	
	穀物	28.5	[kg/y]	[16]	
	米	59.8	[kg/y]	[16]	
	果実	28.5	[kg/y]	[16]	
農作物の市場希釈係数		1	[-]	-	保守的設定
畜産物の摂取量	牛肉	8.8	[kg/y]	[16]	
	豚	9.5	[kg/y]	[16]	
	鶏	7.4	[kg/y]	[16]	
	ミルク	46	[l/y]	[16]	
	卵	15.4	[kg/y]	[16]	
畜産物の市場希釈係数		1	[-]	-	保守的設定
水産物の摂取量	淡水魚	0.4	[kg/y]	[16][17]	
	淡水甲殻類	0.2	[kg/y]	[16][17]	
水産物の市場希釈係数		1	[-]	-	保守的設定
核種Iの遮蔽係数		1	[-]	-	保守的設定
農耕作業被ばく時間		1300	[h/y]	[3]	
農耕作業時の空気中ダスト濃度		2.0×10^{-3}	[g/m^3]	[6][7][18]	
農耕作業時の呼吸率		1.8	[m^3/h]	[15]	

参考文献

[1] 国土開発調査会 (1996). 河川便覧、平成 8 年

[2] 農業水利用研究会, 日本の農業用水、地球社、1980 年

[3] 総務庁統計局. 日本の統計 1997

[4] Charles D and Smith G M (1991). Project-90 Conversion of Releases from the Geosphere to Estimates of Individual Doses to Man, SKI Technical Report 91:14

[5] Klos R A, Smith K R and Smith G M (1988). Calculations of the Radiological Impact of Unit Releases of Radionuclides to the Biosphere from Solid Waste Disposal Facilities. National Radiological Protection Broad, NRPB-M150, Chilton, UK.

[6] NEA/OECD (1993). PSACOIN Level 1B Intercomparison, NEA Probabilistic System Assessment Group, Nuclear Agency of Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.

[7] BIOMOVS (1990). Scenario B6, Transport of Radionuclides to Root-Zone Soil from Contaminated Groundwater, BIOMOVS Technical Report 9, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.

[8] Freeze R A and Cherry J A (1979). Groundwater, Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.

[9] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial food chain models. National Radiological Protection Board, NRPB-M63, Chilton, UK.

[10] Smith G M, Fearn H S,et al(1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

[11] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No.DoE/RW/88.083.

[12] Yu C, Loureiro C et al(1993).“Data Collection Handbook to Support Modeling the Impacts of Radioactive Material in Soil.”Argonne National Laboratory, Report ANL/EAIS-8.

[13] BIOMOVS Ⅱ (1996). Biosphere Modeling for Dose Assessment of Radioactive Waste Repositories. Final Report No.12 published on behalf of the BIOMOVES Ⅱ Steering Committee by Swedish Radiation Protection Institute, Sweden.

[14] Bergstrom U and Puigdomenech I (1987). Radiological Consequences to man due to Leakage

from a Final Repository for Reactor Waste (SFR). SKB Report SFR 87-12.

[15] ICRP, "Report of Task Group on Reference Man, " ICRP Publication No.23(1974)

[16] 厚生省、国民栄養の現状（平成 7 年国民栄養調査成績表）、平成 9 年

[17] 水産庁漁政部企画課、水産統計指標（平成 6 年）、1996 年 3 月

[18] BIOMOVS (1989). Scenario B3, Irrigation with Contaminated Groundwater, BIOMOVS Technical Report 6, Swedish Radiation Protection Institute, Stockholm.

[19] 地下水ハンドブック編集委員会, 地下水ハンドブック、建設産業調査会、1979 年

[20] 「発電用軽水型原子炉施設の安全審査における一般公衆の線量当量評価について」原子力安全委員会、平成元年 3 月 27 日

表 4.5.4-9　各核種の半減期・線量当量換算係数

核種	半減期 [1] [年]	線量当量換算係数		
		経口[2] [Sv/Bq]	吸入 [2] [Sv/Bq]	外部 [3] [Sv/h／Bq/m]
C-14	5.73×10^{3}	5.7×10^{-10}	5.7×10^{-10}	2.6×10^{-19}
Cl-36	3.01×10^{5}	8.2×10^{-10}	5.6×10^{-9}	4.6×10^{-17}
Co-60	5.27×10^{0}	7.0×10^{-9}	4.2×10^{-8}	3.1×10^{-13}
Ni-59	7.51×10^{4}	5.4×10^{-11}	3.8×10^{-10}	0.0×10^{0}
Ni-63	1.00×10^{2}	1.5×10^{-10}	8.5×10^{-10}	0.0×10^{0}
Se-79	6.50×10^{4}	2.4×10^{-9}	2.5×10^{-9}	3.6×10^{-19}
Sr-90	2.85×10^{1}	3.8×10^{-8}	3.6×10^{-7}	4.7×10^{-16}
Zr-93	1.53×10^{6}	4.5×10^{-10}	8.6×10^{-8}	0.0×10^{0}
Nb-93m	1.36×10^{1}	1.27×10^{-10}	7.84×10^{-9}	2.0×10^{-18}
Nb-94	2.03×10^{4}	1.4×10^{-9}	9.1×10^{-8}	1.9×10^{-13}
Mo-93	3.50×10^{3}	3.6×10^{-10}	7.7×10^{-9}	1.1×10^{-17}
Tc-99	2.14×10^{5}	3.6×10^{-10}	2.0×10^{-9}	2.4×10^{-18}
Pd-107	6.53×10^{6}	3.8×10^{-11}	3.6×10^{-9}	0.0×10^{0}
Sn-126*1	1.00×10^{5}	5.4×10^{-9}	2.4×10^{-8}	2.3×10^{-13}
I-129	1.57×10^{7}	7.5×10^{-8}	5.0×10^{-8}	2.5×10^{-16}
Cs-135	3.03×10^{6}	1.9×10^{-9}	1.3×10^{-9}	7.4×10^{-19}
Cs-137	3.00×10^{1}	1.4×10^{-8}	8.8×10^{-9}	6.6×10^{-14}
Cm-244	1.81×10^{1}	5.5×10^{-7}	6.7×10^{-5}	1.9×10^{-20}
Pu-240	6.56×10^{3}	9.8×10^{-7}	1.2×10^{-4}	2.8×10^{-18}
U-236	2.34×10^{7}	6.8×10^{-8}	3.6×10^{-5}	4.1×10^{-18}
Th-232	1.41×10^{10}	7.5×10^{-7}	4.5×10^{-4}	1.0×10^{-17}
Ra-228	5.75×10^{0}	3.3×10^{-7}	1.2×10^{-6}	1.2×10^{-13}
Th-228*2	1.91×10^{0}	2.0×10^{-7}	8.4×10^{-5}	2.0×10^{-13}
Cm-245	8.50×10^{3}	1.0×10^{-6}	1.3×10^{-4}	6.6×10^{-15}
Pu-241	1.44×10^{1}	1.9×10^{-8}	2.4×10^{-6}	3.6×10^{-19}
Am-241	4.33×10^{2}	1.0×10^{-6}	1.2×10^{-4}	8.4×10^{-16}
Np-237	2.14×10^{6}	1.1×10^{-6}	1.3×10^{-4}	1.5×10^{-15}
Pa-233	7.40×10^{-2}	9.1×10^{-10}	2.4×10^{-9}	2.0×10^{-14}
U-233	1.59×10^{5}	7.2×10^{-8}	3.8×10^{-5}	2.7×10^{-17}
Th-229*3	7.34×10^{3}	1.1×10^{-6}	5.8×10^{-4}	3.1×10^{-14}
Pu-242	3.76×10^{5}	9.3×10^{-7}	1.1×10^{-4}	2.5×10^{-18}
U-238*4	4.47×10^{9}	6.7×10^{-8}	3.3×10^{-5}	2.9×10^{-15}
U-234	2.45×10^{5}	7.1×10^{-8}	3.8×10^{-5}	7.7×10^{-18}
Th-230	7.54×10^{4}	1.5×10^{-7}	8.6×10^{-5}	2.3×10^{-17}
Ra-226*5	1.60×10^{3}	3.1×10^{-7}	2.2×10^{-6}	2.2×10^{-13}
Pb-210*6	2.23×10^{1}	1.4×10^{-6}	3.6×10^{-6}	1.2×10^{-16}
Po-210	3.79×10^{-1}	4.5×10^{-7}	2.3×10^{-6}	1.0×10^{-18}
Am-243*7	7.38×10^{3}	1.0×10^{-6}	1.2×10^{-4}	1.7×10^{-14}
Pu-239	2.41×10^{4}	9.8×10^{-7}	1.2×10^{-4}	5.7×10^{-18}
U-235*8	7.04×10^{8}	6.9×10^{-8}	3.3×10^{-5}	1.5×10^{-14}
Pa-231	3.28×10^{4}	2.9×10^{-6}	3.6×10^{-4}	3.7×10^{-15}
Ac-227*9	2.18×10^{1}	4.0×10^{-6}	1.9×10^{-3}	3.9×10^{-14}

*1 Sb-126 の放射平衡を仮定し、Sn-126 の線量当量換算係数に加算。
*2 Ra-224 の放射平衡を仮定し、Th-228 の線量当量換算係数に加算。
*3 Ra-225、Ac-225、Bi-213、Pb-209 の放射平衡を仮定し、Th-229 の線量当量換算係数に加算。
*4 Th-234 の放射平衡を仮定し、U-238 の線量当量換算係数に加算。
*5 Rn-222 の放射平衡を仮定し、Ra-226 線量当量換算係数に加算。
*6 Bi-210 の放射平衡を仮定し、Pb-210 の線量当量換算係数に加算。
*7 Np-239 の放射平衡を仮定し、Am-243 の線量当量換算係数に加算。
*8 Th-231 の放射平衡を仮定し、U-235 の線量当量換算係数に加算。
*9 Th-227、Ra-223 の放射平衡を仮定し、Ac-227 の線量当量換算係数に加算。

参考文献

[1] "Table of Radioactive Isotopes"7th Edition (1978)

[2] 科学技術庁告示第二十号別表第一

[3] Eckerman K F and Ryman J C (1993). External Exposure to Radionuclides in Air, Water and Soil. Exposure-to-Dose Coefficients for General Application, Based on the 1987 Federal Radiation Protection Guidance, Federal Guidance Report No.12. United States Environmental Protection Agency EP-A402-R-93-081.

表 4.5.4-10　各核種の各農産物への移行係数及び土壌への分配係数

核種	移行係数　[Bq/kg - 農作物／Bq/kg - 乾燥土壌]						土壌分配係数
	根菜	葉菜	穀物	米	果実	牧草	[m^3/kg]
C	1×10^{-1} [1,2]	1×10^{-1} [1,2]	1×-01 [1,2]	1×10^{-1} *1	1×10^{-1} [1,2]	1×10^{-1} [1,2]	1.0×10^{-1} [3,4]
Cl	5×10^{00} [5,6]	5×10^{0} [5,6]	5×10^{0} [5,6]	5×10^{0} *1	5×10^{0} *1	5×10^{0} [5,6]	1.0×10^{-3} [3]
Co	3×10^{-2} *2	3×10^{-2} *3	3×10^{-2} *2	3×10^{-2} *1	1×10^{-2} [3]	6×10^{-3} [1]	6.0×10^{-2} [7]
Ni	3×10^{-2}	3×10^{-2} *2	5×10^{-2} *2	5×10^{-2} *1	1×10^{-2} *3	2×10^{-2} *2	4.0×10^{-1} [7]
Se	1×10^{00} [5]	1×10^{0} [5]	1×10^{0} [5]	1×10^{0} *4	5×10^{-1} *5	1×10^{0} [5]	1.5×10^{-1} [7,8]
Sr	9×10^{-2} *2	3×10^{0} *2	8×10^{-2} *2	8×10^{-2} *4	5×10^{-1} *3	3×10^{0} *2	1.3×10^{-2} [7]
Zr	5×10^{-3} [5]	5×10^{-3} [5]	5×10^{-3} [5]	5×10^{-3} *4	5×10^{-3} *5	5×10^{-3} [5]	6.0×10^{-1} [7,8]
Nb	1×10^{-2} *3	1×10^{-2} *3	1×10^{-2} *3	1×10^{-2} *1	5×10^{-3} *1	1×10^{-2} *2	1.6×10^{-1} [7,8]
Mo	7×10^{-2} [1]	5×10^{-1} [1]	3×-01 [1]	3×10^{-1} *4	5×10^{-2} [1]	1×10^{-1} [1]	7.4×10^{-3} [7]
Tc	1×10^{1} *2	1×10^{1} *3	1×10^{1} *3	1×10^{1} *1	2×10^{1} [1]	1×10^{1} *2	1.4×10^{-4} [7]
Pd	6×10^{-2} [3]	2×10^{-1} [3]	2×10^{-1} [3]	2×10^{-1} *4	2×10^{-1} [3]	2×10^{-1} [3]	5.5×10^{-2} [7,8]
Sn	1×10^{-1} *2	1×10^{-1} *3	2×10^{-1} [5,6]	2×10^{-1} *1	1×10^{-1} *3	2×10^{-1} *3	1.3×10^{-1} [7,8]
I	1×10^{-1} *2	1×10^{-1} *2	1×10^{-1} *2	1×10^{-2} *1	5×10^{-2} [2]	1×10^{-1} *2	1.0×10^{-3} [7]
Cs	3×10^{-2} *2	3×10^{-2} *3	2×10^{-2} *2	2×10^{-2} [6]	3×10^{-2} [1]	5×10^{-2} *3	2.7×10^{-1} [7,8]
Pb	1×10^{-2} [5]	1×10^{-2} [5]	1×10^{-2} [5]	1×10^{-2} *4	1×10^{-2} *5	1×10^{-2} [5]	2.7×10^{-1} [7,8]
Po	2×10^{-4} [5]	2×10^{-4} [5]	2×10^{-4} [5]	2×10^{-4} *4	2×10^{-4} *1	2×10^{-4} [5]	1.5×10^{-1} [7,8]
Ra	4×10^{-2} [5]	4×10^{-2} [5]	4×10^{-2} [5]	4×10^{-2} *4	4×10^{-2} *5	4×10^{-2} [5]	4.9×10^{-1} [7,8]
Ac	1×10^{-3} [5]	1×10^{-3} [5]	1×10^{-3} [5]	1×10^{-3} *4	5×10^{-4} *5	1×10^{-3} [5]	4.5×10^{-1} [7,8]
Th	5×10^{-4} [5]	5×10^{-4} [5]	5×10^{-4} [5]	5×10^{-4} *4	5×10^{-4} *5	5×10^{-4} [5]	3.0×10^{0} [7,8]
Pa	4×10^{-2} [5]	4×10^{-2} [5]	4×10^{-2} [5]	4×10^{-2} *4	4×10^{-2} *5	4×10^{-2} [5]	5.4×10^{-1} [7,8]
U	1×10^{-3} *2	1×10^{-3} *2	1×10^{-4} *2	1×10^{-4} *4	1×10^{-4} [1]	1×10^{-3} *2	3.3×10^{-2} [7,8]
Np	1×10^{-3} *2	1×10^{-2} *2	3×10^{-4} [1]	3×10^{-4} *6	3×10^{-4} [1]	5×10^{-3} *2	4.1×10^{-3} [7]
Pu	1×10^{-3} *3	1×10^{-4} *3	3×-05 *2	1×10^{-3} [6]	1×10^{-4} [1]	1×10^{-3} *2	5.4×10^{-1} [7,8]
Am	1×10^{-3}	1×10^{-3} *2	1×-05 *2	1×10^{-3} [6]	1×10^{-3} [1]	5×10^{-3} *2	2.0×10^{0} [7,8]
Cm	1×10^{-3} *7	1×10^{-3} *7	1×-05 *7	1×-05 *4	1×10^{-3} *5	5×10^{-3} *7	4.0×10^{0} [7,8]

*1 他の穀物の値と同じと仮定
*2 多くの文献での平均値を採用
*3 多くの文献で一致している値を採用
*4 穀物の値と同じと仮定
*5 文献 1 及び 4 に準拠
*6 文献 3 では、茎及び葉部に対する値の範囲を 2E-2～1E-1 としている。ここでは文献 5 を根拠として、葉への値に比べて 1～2 桁低い値を設定
*7 文献 1, 3, 4 に準拠

参考文献

[1] Mitchell N G and Jones B (1987). A review of soil-plant concentration ratios for use in the biosphere models ECOS and SECOS. ANS Technical Note 595-26

[2] Jackson D (1984). Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for with the biosphere code ECOS. UKDoE Report No. DOE/RW/84.127..

[3] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessment of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.

[4] Kane P (1984). ECOS: Sorption Dose, Consumption and Miscellaneous Data, U.K. Department of Environment Report DoE/RW/84.124.

[5] Smith G M, Fearn H S,et al(1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

[6] Coughtrey P J, Jackson D,et al (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.

[7] Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments.Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna. (1994)

[8] Yu C, Loureiro C, Cheng J-J,et al(1993).Data Collection Handbook to Support Modeling the Impacts of Radioactive Material in Soil, Argonne National Laboratory, Report ANL/EA15-8.

表 4.5.4-11　畜産物への各核種の移行係数[day/kg]

核種	牛肉	豚肉	鶏肉	牛乳	卵
C	1.2×10^{-1} [1]	5.8×10^{-1} [1]	2.3×10^{1} [1]	1.0×10^{-2} [3]	2.3×10^{1} [1]
Cl	4.3×10^{-2} [1]	2.2×10^{-1} [1]	8.7×10^{0} [1]	1.7×10^{-2} [8,10]	8.7×10^{0} [1]
Co	2.9×10^{-2} [1]	6.7×10^{-2} [1]	6.8×10^{-1} [1]	1.3×10^{-3} [10]	6.8×10^{-1} [1]
Ni	3.0×10^{-2} [1]	4.1×10^{-2} [1]	1.7×10^{0} [1]	1.0×10^{-3} [3,10]	1.7×10^{0} [1]
Se	5.4×10^{-1} [1]	7.2×10^{-1} [1]	8.3×10^{0} [1]	4.0×10^{-3} [3]	8.3×10^{0} [1]
Sr	8.0×10^{-3} [2]	4.0×10^{-2} [2]	8.0×10^{-2} [2]	3.0×10^{-3} [2]	3.0×10^{-1} [1,4]
Zr	3.1×10^{-3} [1]	3.5×10^{-3} [1]	1.4×10^{-1} [1]	3.0×10^{-5} [3]	1.4×10^{-1} [1]
Nb	2.0×10^{-4} [2]	1.0×10^{-3} [2]	4.0×10^{-2} [2]	2.0×10^{-2} [3]	2.2×10^{-2} [1]
Mo	1.0×10^{-2} [9]	1.0×10^{-3} *1	4.0×10^{-2} *1	1.0×10^{-3} [8]	5.0×10^{-1} [4]
Tc	6.0×10^{-3} [1]	1.0×10^{-4} [6,7]	1.2×10^{0} [1]	7.5×10^{-3} [1]	1.2×10^{0} [1]
Pd	7.1×10^{-5} [1]	3.6×10^{-5} [1]	1.4×10^{-3} [1]	2.5×10^{-4} [1]	1.4×10^{-3} [1]
Sn	1.9×10^{-3} [1]	4.4×10^{-3} [1]	1.8×10^{-1} [1]	1.0×10^{-3} [1,3]	1.8×10^{-1} [1]
I	3.0×10^{-3} [2]	4.0×10^{-3} [2]	2.0×10^{-1} [2]	3.0×10^{-3} [1,10]	1.6×10^{0} [1]
Cs	5.0×10^{-2} [2]	2.4×10^{-1} [2]	1.2×10^{1} [2]	8.0×10^{-3} [2,7]	4.0×10^{-1} [7]
Pb	1.0×10^{-2} [1]	3.1×10^{-2} [1]	1.2×10^{0} [1]	3.0×10^{-4} [3]	1.2×10^{0} [1]
Po	4.0×10^{-3} [3]	3.1×10^{-2} *2	1.2×10^{0} *2	3.0×10^{-4} [3,7]	1.2×10^{0} *2
Ra	1.3×10^{-3} [4]	3.5×10^{-2} [1]	4.8×10^{-1} [1]	1.3×10^{-3} [5,7]	2.5×-10^{-1} [1]
Ac	1.6×10^{-4} [1]	1.7×10^{-4} [1]	6.6×10^{-3} [1]	4.0×10^{-7} [3]	1.6×10^{-2} [1]
Th	2.7×10^{-3} [1]	4.6×10^{-3} [1]	1.8×10^{-1} [1]	5.0×10^{-6} [3]	1.8×10^{-1} [1]
Pa	5.0×10^{-5} [5]	1.1×10^{-4} [1]	4.1×10^{-3} [1]	5.0×10^{-6} [1,3]	4.1×10^{-3} [1]
U	6.9×10^{-4} [1]	2.6×10^{-3} [1]	1.0×10^{-1} [1]	4.0×10^{-4} [3,7]	1.0×10^{-1} [1]
Np	1.2×10^{-4} [1]	4.5×10^{-5} [1]	1.7×10^{-3} [1]	5.0×10^{-6} [3,7,8]	1.7×10^{-2} [1]
Pu	2.0×10^{-4} [2]	8.3×10^{-5} [1,7]	1.0×10^{-1} [2]	5.0×10^{-6} [1]	8.0×10^{-3} [1]
Am	4.0×10^{-4} [2]	1.0×10^{-3} [2]	1.0×10^{-1} [2]	5.0×10^{-6} [1]	3.9×10^{-3} [1]
Cm	9.8×10^{-5} [1]	9.9×10^{-5} [1]	4.0×10^{-3} [1]	9.0×10^{-6} [1]	4.0×10^{-2} [1]

*1 Nb のアナログと仮定
*2 Pb のアナログと仮定

参考文献

[1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessments of radioactive waste disposals. UKDoE Report No. DoE/RW/88.083.

[2] Coughtrey P J (1990). Radioactivity transfer to animal products. Commission of the European Communities, EUR 12608, Luxembourg.

[3] Smith G M,Fearn H S,Smith K R,Davis J P and Klos R (1988). Assessment of the Protection Board,

NRPB-M148, Chilton, UK.

[4] Ng Y C, Colsher C S,et al(1982). Transfer coefficients for assessing the dose from radionuclides in meat and eggs. NUREG/CR-2976.

[5] Morgan J E and Beetham C J (1990). Review of literature for radium, protactinium, tin and carbon. Nirex Safety Studies Report NSS/R220.

[6] Bishop G P, Beetham C J,et al (1989). Review of literature for chlorine, technetium, iodine and neptunium. Nirex Safety Studies Report NSS/R193.

[7] IAEA (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of radionuclides Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.

[8] Ng Y C (1982). A Review of Transfer Factors for Assessing the Dose from Radionuclides in Agricultural Products, Nuclear Safety, Vol. 23, No.1, p57.

[9] Simmonds J R and Crick M J (1982). Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. National Radiological Protection Board,NRPB-M63,Chilton.

[10] Coughtrey P J, Jackson D,et al (1983-85). Radionuclides Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AA Balkema, Rotterdam.

表 4.5.4-12　淡水産物への各核種の濃縮係数[1/kg]

核種	淡水魚	甲殻類
C	9.0×10^{3} [1,2]	9.0×10^{3} *2
Cl	5.0×10^{1} *1	5.0×10^{1} *2
Co	3.0×10^{2} *1	1.0×10^{4} [3]
Ni	1.0×10^{2} *1	1.0×10^{2} *1
Se	2.0×10^{2} [4,5]	2.0×10^{3} [2]
Sr	6.0×10^{1} *1	1.0×10^{2} [6]
Zr	3.0×10^{2} [5]	1.0×10^{2} [3]
Nb	3.0×10^{2} *1	1.0×10^{2} *1
Mo	1.0×10^{1} [2]	1.0×10^{2} [2]
Tc	2.0×10^{2} *1	5.0×10^{0} *1
Pd	2.0×10^{2} *4	5.0×10^{2} *4
Sn	1.0×10^{3} [1,6]	1.0×10^{3} *3
I	3.0×10^{1}	2.0×10^{2} *1
Cs	2.0×10^{3} *1	1.0×10^{3} *1
Pb	3.0×10^{2} [4,5,7]	1.0×10^{2} [3]
Po	5.0×10^{1} [5,7]	2.0×10^{4} [3]
Ra	5.0×10^{1} [4,5,7]	3.0×10^{2} [3]
Ac	8.0×10^{2} *5	3.0×10^{3} *5
Th	3.0×10^{1} [5]	5.0×10^{2} [3]
Pa	1.0×10^{1} [4,5]	1.0×10^{2} [3]
U	1.0×10^{1} *1	1.0×10^{2} *1
Np	1.0×10^{1} *1	4.0×10^{2} [1,3]
Pu	4.0×10^{0} *1	1.0×10^{2} *1
Am	8.0×10^{2} [6]	3.0×10^{3} *1
Cm	3.0×10^{1} [8]	1.0×10^{3} [8]

*1 多くの文献で一致している値を採用
*2 淡水魚と同じ値と仮定
*3 Pm のアナログと仮定
*4 Ni 及び Ag のアナログと仮定
*5 Am のアナログと仮定

参考文献

[1] Ashton J and Sumerling T J (1988). Biosphere database for assessment of radioactive waste disposals. UKDoE Report DoE/RW/88.083.

[2] Jackson D.(1984). Derivation and ranges of aquatic organism and terrestrial plant data for use with the biosphere code ECOS. UKDoE Report DOE/RW/84.127.

[3] IAEA (1982). Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental

Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Safety Series No.57

[4] IAEA (1995). Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer of Radionuclides from Routine Releases, Safety Series No.57 (draft) IAEA, Vienna.

[5] Smith G M, Fearn H S, et al. (1988). Assessment of the radiological impact of disposal of solid radioactive waste at Drigg. National Radiological Protection Board, NRPB-M148, Chilton, UK.

[6] Coughtrey P J, Jackson D, Thorne M C (1983-85). Radionuclide Distribution and Transport in Terrestrial and Aquatic Ecosystems. Volumes 1-6. AABalkema, Rotterdalm.

[7] IAEA/IUR (1994). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series No 364. IAEA, Vienna.

[8] Wang Y-Y, Biwer B M and Yu C (1993): A Compilation of Radionuclide Transfer Factors for the Plant, Meat, Milk and Aquatic Food Pathways and the Suggested Default Values for the RESRAD Code, Argonne National Laboratory Report ANL/EAIS/TM-103.

表 4.5.4-13　算出された河川水シナリオの線量換算係数(Sv/Bq)

核種	飲料水	農産物	畜産物	水産物	農耕作業	合計
C-14	3.48×10^{-18}	4.33×10^{-17}	7.77×10^{-17}	3.08×10^{-17}	1.90×10^{-20}	1.55×10^{-16}
Cl-36	5.00×10^{-18}	3.99×10^{-17}	3.68×10^{-17}	2.46×10^{19}	9.10×10^{-21}	8.19×10^{-17}
Co-60	4.27×10^{-17}	1.97×10^{-17}	1.14×10^{-17}	1.48×10^{-16}	2.21×10^{-16}	4.43×10^{-16}
Ni-59	3.29×10^{19}	6.48×10^{-18}	1.41×10^{-18}	3.24×10^{-20}	4.25×10^{-20}	8.29×10^{-18}
Ni-63	9.15×10^{19}	4.37×10^{-18}	9.42×10^{-19}	9.00×10^{-20}	2.21×10^{-20}	6.34×10^{-18}
Se-79	1.46×10^{-17}	2.55×10^{-15}	5.18×10^{-15}	1.15×10^{-17}	1.12×10^{-19}	7.76×10^{-15}
Sr-90	2.32×10^{-16}	1.27×10^{-15}	6.59×10^{-16}	1.67×10^{-17}	1.52×10^{-18}	2.17×10^{-15}
Zr-93	2.75×10^{-18}	1.09×10^{-17}	2.34×10^{-19}	6.30×10^{-19}	1.45×10^{-17}	2.90×10^{-17}
Nb-93m	7.32×10^{19}	3.22×10^{19}	4.05×10^{-19}	1.68×10^{-19}	3.62×10^{-20}	1.66×10^{-18}
Nb-94	8.54×10^{-18}	1.81×10^{-17}	8.67×10^{-18}	1.96×10^{-18}	3.76×10^{-15}	3.79×10^{-15}
Mo-93	2.18×10^{-18}	5.70×10^{-18}	3.62×10^{-19}	8.57×10^{-20}	2.69×10^{-20}	8.35×10^{-18}
Tc-99	2.20×10^{-18}	1.23×10^{-17}	2.46×10^{-18}	2.92×10^{-19}	3.35×10^{-22}	1.73×10^{-17}
Pd-107	2.32×10^{19}	2.80×10^{-18}	1.25×10^{-20}	6.84×10^{-20}	5.59×20	3.17×10^{-18}
Sn-126	3.29×10^{-17}	8.49×10^{-16}	2.98×10^{-17}	3.24×10^{-17}	3.71×10^{-15}	4.66×10^{-15}
I-129	4.58×10^{-16}	1.59×10^{-16}	9.45×10^{-17}	3.90×10^{-17}	5.63×10^{-20}	7.50×10^{-16}
Cs-135	1.16×10^{-17}	9.60×10^{-17}	9.95×10^{-17}	1.90×10^{-17}	1.23×10^{-19}	2.26×10^{-16}
Cs-137	8.54×10^{-17}	1.04×10^{-16}	1.55×10^{-16}	1.40×10^{-16}	2.61×10^{-16}	7.45×10^{-16}
Cm-244	3.36×10^{-15}	9.34×10^{-16}	1.15×10^{-17}	1.17×10^{-15}	4.07×10^{-16}	5.87×10^{-15}
Pu-240	5.98×10^{-15}	3.17×10^{-15}	3.50×10^{-17}	2.12×10^{-16}	1.70×10^{-14}	2.64×10^{-14}
U-236	4.15×10^{-16}	1.17×10^{-16}	9.87×10^{-18}	1.63×10^{-17}	3.36×10^{-16}	8.94×10^{-16}
Th-232	4.58×10^{-15}	9.68×10^{-15}	2.75×10^{-16}	8.40×10^{-16}	3.79×10^{-13}	3.94×10^{-13}
Ra-228	2.01×10^{-15}	1.21×10^{-15}	1.96×10^{-16}	2.64×10^{-16}	1.04×10^{-16}	3.79×10^{-15}
Th-228	1.22×10^{-15}	3.23×10^{-16}	3.72×10^{-17}	2.24×10^{-16}	1.11×10^{-16}	1.92×10^{-15}
Cm-245	6.10×10^{-15}	1.06×10^{-14}	1.99×10^{-16}	2.12×10^{-15}	1.07×10^{-13}	1.26×10^{-13}
Pu-241	1.16×10^{-16}	1.32×10^{-17}	5.17×10^{-19}	4.10×10^{-18}	1.13×10^{-17}	1.45×10^{-16}
Am-241	6.10×10^{-15}	3.36×10^{-15}	7.80×10^{-17}	9.20×10^{-15}	1.40×10^{-14}	3.27×10^{-14}
Np-237	6.64×10^{-15}	7.13×10^{-16}	1.19×10^{-17}	9.14×10^{-16}	1.57×10^{-16}	8.43×10^{-15}
Pa-233	5.55×10^{-18}	1.04×10^{-18}	3.16×10^{-21}	2.18×10^{-19}	2.21×10^{-19}	7.03×10^{-18}
U-233	4.39×10^{-16}	1.24×10^{-16}	1.04×10^{-17}	1.73×10^{-17}	3.55×10^{-16}	9.46×10^{-16}
Th-229	6.42×10^{-15}	1.06×10^{-14}	3.38×10^{-16}	1.18×10^{-15}	3.73×10^{-13}	3.92×10^{-13}
Pu-242	5.67×10^{-15}	3.17×10^{-15}	3.37×10^{-17}	2.01×10^{-16}	1.67×10^{-14}	2.57×10^{-14}
U-238	4.09×10^{-16}	1.16×10^{-16}	9.72×10^{-18}	1.61×10^{-17}	3.20×10^{-16}	8.70×10^{-16}
U-234	4.33×10^{-16}	1.22×10^{-16}	1.03×10^{-17}	1.70×10^{-17}	3.55×10^{-16}	9.38×10^{-16}
Th-230	9.15×10^{-16}	1.88×10^{-15}	5.41×10^{-17}	1.68×10^{-16}	7.01×10^{-14}	7.32×10^{-14}
Ra-226	1.89×10^{-15}	3.69×10^{-14}	1.66×10^{-15}	2.48×10^{-16}	1.09×10^{-14}	5.16×10^{-14}
Pb-210	8.48×10^{-15}	4.82×10^{-15}	1.71×10^{-15}	1.95×10^{-15}	2.52×10^{-17}	1.70×10^{-14}
Po-210	2.77×10^{-15}	6.83×10^{-16}	3.76×10^{-16}	1.83×10^{-14}	2.90×10^{-19}	2.21×10^{-14}
Am-243	6.10×10^{-15}	1.25×10^{-14}	2.08×10^{-16}	9.20×10^{-15}	5.84×10^{-14}	8.65×10^{-14}
Pu-239	5.98×10^{-15}	3.30×10^{-15}	3.54×10^{-17}	2.12×10^{-16}	1.79×10^{-14}	2.74×10^{-14}
U-235	4.21×10^{-16}	1.19×10^{-16}	1.00×10^{-17}	1.66×10^{-17}	3.70×10^{-16}	9.36×10^{-16}
Pa-231	1.77×10^{-14}	4.69×10^{-13}	1.97×10^{-16}	6.96×10^{-16}	5.41×10^{-14}	5.42×10^{-13}
Ac-227	2.44×10^{-14}	7.22×10^{-15}	4.92×10^{-17}	3.68×10^{-14}	1.33×10^{-14}	8.18×10^{-14}

4.5.5 各ケースにおけるデータセット

4.5.4 で示した核種移行データを基に各ケースのデータセットについて述べる。

(1)基本ケース

本ケースでは、人工バリア内部で起こると考えられる①セメント系材料の変質、②ベントナイト系材料の変質及び③ガス発生によるセメント間隙水の押し出しの 3 つの事象を考慮している。セメント系材料の変質の影響については、変質期間を考慮してデータセットを作成することが現実であるが、モデルの簡便性および保守性を考慮して設定された核種移行データの中で最も保守的となる値、すなわち溶解度であれば最大値、分配係数であれば最小値を設定した。ベントナイト系材料についても同様である。4.4.11 においてガスの移行解析結果より得られた人工バリアからの押し出し水量を考慮して解析を実施した。ガスの押し出し水量の核種移行解析への反映方法として、人工バリア材の透水係数を変化させることとした。人工バリア間隙水が押し出されるには時間を要することから、核種の吸着や沈殿による平衡が成立すると仮定した。

ガスの影響を考慮した解析における人工バリア材料の透水係数の設定値と設定期間を表 4.5.5-1 に示す。

なお、セメント系材料の変質やベントナイト系材料の変質を考慮しないケースでは、セメント系材料については Region I の値を、ベントナイト系材料については pH＝8.5 の値を用いた。

(2)移行距離変動ケース

本ケースについては、1.セメント系材料の変質、2.ベントナイト系材料の変質及び 3.ガス発生によるセメント間隙水の押し出しを考慮したケース（0 ケース）に対して天然バリアの移行距離を変更させた解析を行った。移行距離については、処分深度相当並びに高レベル放射性廃棄物の処分におけるレイアウトとに比べて小さいことを考慮して、ここでは最長 500m として、300m も設定した。

(3)透水係数変動ケース

本ケースにおいても移行距離変動ケースと同様に(1)セメント系材料の変質、(2)ベントナイト系材料の変質及び(3)ガス発生によるセメント間隙水の押し出しを考慮したケース（0ケース）に透水係数を変更させた解析を行った。地下深部の透水係数は 10^{-10}～10^{-8}m/s であるので、10^{-10}m/s 及び 10^{-8}m/s について解析を実施した。この場合、掘削影響領域における地下水水量も変わるので、4.4.2 で示したように定常二次元水理解析を実施し、地下水量を求めた。掘削影響領域の透水係数については、母岩より 1 桁大きな値としている。得られた各透水

(4)分配係数変動ケース

本ケースについては、線量を支配すると考えられる I-129 及び C-14 について分配係数を変動させ解析を行った。変動範囲は、実測値で存在する大きな値を考慮して、0～10^{-3}m^3/kg とした。

(5)硝酸塩影響及び高アルカリプルーム影響ケース

硝酸塩影響ケースについては、現状では硝酸塩の共存条件における核種移行パラメータは、ほとんど存在しない。Pu, U, Am, Tc の溶解度及びヨウ素のセメント系材料に対するデータは一部報告されている。これによると溶解度については、硝酸塩の影響は、ほとんど無いことが報告されている。また、硝酸塩の濃度の影響によって、ヨウ素のセメント系材料に対する分配係数が小さくなっていることが報告されている。ここでは、硝酸塩の影響はイオン強度の影響として扱えるものと仮定し、ここで示した実験的な知見ならびにイオン強度の高い条件（すなわち、海水条件など）におけるデータを参考にしてデータの設定を行った。溶解度については、基本ケースと同じとし、セメント系材料の分配係数については、上述した報告や海水系におけるデータを参考にし、硝酸塩と競合する陽イオンや陰イオンの分配係数を小さく設定した。ベントナイト系材料についても同様であり、拡散係数については、イオン強度が高くなると陰イオンの排除機能が小さくなるとして大きめの値を設定し、陽イオンについては表面拡散の影響が小さくなるとして小さく設定した。天然バリアに対しては、海水系のデータを設定した。なお、硝酸塩の影響については、硝酸

塩を含有するグループ3の廃棄体を他の廃棄体グループに影響を及ぼさないように地下水の流れに対して下流に定置する処分レイアウトとしているが、本評価では保守的に全廃棄体グループに硝酸塩の影響が人工バリア内部まで生ずるものとした。

高アルカリプルーム影響ケースについては、高アルカリの影響によって、周辺岩盤にセメント系水和物のC-S-Hゲルと同様な鉱物が生成すると仮定し、これに対する分配係数を設定することとした。セメント系材料のRegionIIの値を用いた。

これらケースにおける設定値を表4.5.5-3、4にまとめる。

(6)緩衝材性能の変化の感度解析ケース

本ケースでは、緩衝材性能の変化として緩衝材の透水係数を5×10^{-13} m/sから1×10^{-5} m/sの範囲で変化させた場合及び緩衝材の透水係数が時間経過とともに増大し、透水係数が10^{-5} m/sとなるまでの時間をパラメータとした感度解析を行うこととした。

表 4.5.5-1　ガスの影響を考慮した解析における人工バリア材料の透水係数の設定値と設定期間

			ガス発生期間［年］	間隙水排水量［m^3/坑道 1m］	透水係数の設定値［m/s］
結晶質岩	グループ1	廃銀吸着材	15,000	8.2	2.3×10^{-10} ～ 3×10^{-11}
	グループ2	ハル・エンドピース	9,000	9.0	1.4×10^{-9}～ 3×10^{-11}
	グループ3	ｱｽﾌｧﾙﾄ固化体／低レベル濃縮廃液	500	12.6	1×10^{-5}
	グループ4	200Lﾄﾞﾗﾑ収納	450	12.8	
	グループ4	角型容器	220	19.2	
堆積岩	グループ1	廃銀吸着材	5,000	4.3	7.5×10^{-10} ～ 3×10^{-11}
	グループ2	ハル・エンドピース	8,500	4.1	8.2×10^{-10} ～ 3×10^{-11}
	グループ3	ｱｽﾌｧﾙﾄ固化体／低レベル濃縮廃液	500	3.1	1×10^{-5}
	グループ4	200Lﾄﾞﾗﾑ収納	400	3.0	
	グループ4	角型容器	100	5.2	

表 4.5.5-2 各透水係数における掘削影響領域の坑道単位長さあたりの地下水量

［m^3/y］

天然バリアの透水係数［m/s］	結晶質岩系岩盤		堆積岩系岩盤	
	廃棄体 Gr.1&2	廃棄体 Gr.3&4	廃棄体 Gr.1&2	廃棄体 Gr.3&4
10^{-8}	4.45×10^{-2}	1.39×10^{-1}	5.27×10^{-2}	7.40×10^{-2}
10^{-9}	5.70×10^{-3}	1.40×10^{-2}	5.31×10^{-3}	7.41×10^{-3}
10^{-10}	8.32×10^{-4}	1.40×10^{-3}	5.61×10^{-4}	7.41×10^{-4}

注：地下水通過流量は、処分坑道 1m 当たりの数値

表 4.5.5-3　硝酸塩の影響を考慮した場合の人工バリアに対する核種の分配係数［m^3/kg］

	セメント系材料	ベントナイト系材料
C	0.001	0
Cl	0または0.0001*	0
Co	0.01	0.01
Ni	0.01	0.01
Se	0または0.0001*	0
Sr	0.001	0.001
Zr	0.1	1
Nb	0.01	0.1
Mo	0または0.0001*	0
Tc	0.1	0.1
Pd	0.01	1
Sn	0.1	0.1
I	0または0.0001*	0
Cs	0.001	0.01
Sm	1	0.1
Pb	0.05	0.1
Ra	0.05	0.01
Ac	1	0.1
Th	1	0.1
Pa	1	0.1
U	1	0.01
Np	1	0.1
Pu	1	1
Am	1	1
Cm	1	1

*:核種の濃度に依存 廃棄体グループ 1 では 0、グループ 3 では 0.0001

表 4.5.5-4　硝酸塩及び高アルカリプルームの影響を考慮した場合の

天然バリアに対する核種の分配係数［m^3/kg］

	結晶質岩		堆積岩	
	硝酸塩	高ｱﾙｶﾘﾌﾟﾙｰﾑ	硝酸塩	高ｱﾙｶﾘﾌﾟﾙｰﾑ
C	0	1	0	1
Cl	0	0.001	0	0.001
Co	0.05	0.1	0.1	0.1
Ni	0.05	0.1	0.1	0.1
Se	0.01	0.001	0.01	0.001
Sr	0.05	0.001	0.05	0.001
Zr	0.1	1	1	1
Nb	0.1	1	1	1
Mo	0	0.001	0	0.001
Tc	1	1	1	1
Pd	0.1	0.1	1	0.1
Sn	1	1	5	1
I	0	0.001	0	0.001
Cs	0.005	0.01	0.01	0.01
Sm	5	1	5	1
Pb	0.1	0.5	1	0.5
Ra	0.05	0.05	0.05	0.05
Ac	5	1	5	1
Th	1	5	1	5
Pa	1	5	1	5
U	1	5	1	5
Np	1	5	1	5
Pu	1	5	1	5
Am	5	1	5	1
Cm	5	1	5	1

4.5.6 線量評価結果

廃棄体からの核種漏洩、人工バリア中、並びに天然バリア中の核種移行挙動を計算し、河川水利用シナリオの場合の線量を算出した結果を示す。

(1)基本ケース（ケース 0)

ケース 0 の解析結果を図 4.5.6-1、および図 4.5.6-2 に示す。線量の最大値は、ガスの影響、セメント系材料およびベントナイト系材料の長期変質による性能パラメータの変化を勘案し、線量が大きく算出されるような保守的な諸パラメータを設定した場合でも 1μSv/y 程度であった。核種毎の線量への影響としては（図 4.5.6-1）、廃棄体グループ 1 中の I-129 の寄与が大部分を占め、これに次ぐ廃棄体グループ 2 中の C-14 の寄与は 1/10 程度であった。このように、線量への寄与が大きいのは高レベル放射性廃棄物にほとんど含まれない対象廃棄物に特徴的な核種を含む廃棄物グループからのものであった。

廃棄体グループ毎の寄与を比較すると、本解析ケースの条件下での線量への寄与の大きさはいずれの岩種の場合でも以下のとおりであり、廃棄体グループ 3 及び廃棄体グループ 4 の線量への寄与はいずれも小さく、処分システム全体の性能には影響しない結果となった（図 4.5.6-2）。

廃棄体グループ 1＞廃棄体グループ 2＞廃棄体グループ 3＞廃棄体グループ 4

なお、エンドピースに含まれる C-14 は（全 C-14 量の 40%）は、約 40 万年にわたるエンドピースの溶解期間中に大部分が減衰すると考えられる。エンドピースの溶解を考慮した効果は、Cl-36 の線量の時間変化に顕著に現れ、ハル母材に含まれる同核種の成分がハルの溶解寿命（約 7,000 年）で比較的早期に放出された後に、エンドピース母材に含まれる成分の漏洩が同廃棄物の溶解速度に律速されるという評価結果となっている。一方、α核種及びそれらが壊変して生成する娘核種については、セメント系材料や岩盤への吸着効果が大きい、あるいは沈殿しやすいため、線量の支配核種とならないため、本解析ケースでは、それらの線量は 1×10^{-12}Sv/y 以下、あるいは線量が最大となる時期は処分後 1000 万年以降となる、と評価された。

また、いずれの廃棄体グループでも、堆積岩の方が結晶質岩よりも線量が小さくなる傾向にあった。これは、結晶質岩の亀裂内地下水の実流速が堆積岩における地下水の実流速より大きいことによる。

(2)人工バリア性能の長期的変遷の影響（ケース 0-1、0-2、0-3、0-4）

本検討で人工バリア内部で必ず生ずると想定した人工バリア性能の長期的な変遷（セメント系材料及びベントナイト系材料の変質、ガスの影響による人工バリア間隙水の押し出し）について、それぞれの事象の影響の大きさを評価するために、これらの事象が全く起こらないとした場合、ならびにこれらの事象のいずれか一つのみが起こるとした場合の仮想的な状況を想定し、それぞれの線量試算値と比較した（図 4.5.6-3）。その結果、人工バリアの変遷を考慮し、先述のように保守的なパラメータ設定をすることにより、変遷を考慮しない場合に比較して線量が 2 倍程度大きくなることが示された。さらに、ケース 0-1～0-3 の解析結果から、最も影響が大きい事象は、セメント系材料の変質の影響であり、この原因としてセメント系材料の変質により I-129 及び C-14 の分配係数が小さくなることによる影響が大きいものと推定される。一方、ベントナイト系材料の変質（カルシウム型化）の影響は小さく、ガス発生の有意な影響は見られなかった。これは、本検討で用いた地質環境条件では天然バリアの効果が大きく、ベントナイト系材料の拡散係数の変化やガスの発生に伴って生ずる移流が人工バリアの核種保持機能特性能に大きく影響を及ぼすものではないため、と考えられる。

なお、各事象の影響パラメータの時間依存性を入力したケース 0-4 はケース 0 とほぼ同様であった（図からは割愛）。

(3)移行距離変動ケース（ケース 1）

移行距離を変動させて線量を評価した結果を図 4.5.6-4 に示す。移行距離が長い場合には、地層中での移行時間が長くなることと、その間の分散効果により、線量の最大となる時期が遅れ、全体的に線量は低下する。しかし、線量に最も大きく寄与する I-129 の半減期がきわめて長いため（1,570 万年）、分散効果のみによる線量の低下の程度はさほど大きくはない。一方で、特に I-129 に次いで全体の線量を支配する核種の一つである C-14 は、

放射壊変（半減期 5730 年）による減衰効果が顕著となるため、移行距離が長くなることによる線量低減効果は大きいと考えられる。

(4)透水係数変動ケース（ケース 2-1、2-2）

地質媒体の透水係数を変動させて線量を評価した結果を図 4.5.6-5 に示す。線量は地質媒体の透水係数（地下水実流速）に依存し、透水係数が小さいほど線量は低下する。透水係数が 10^{-8} m/s の場合は、線量は 10 μ Sv/y 程度であった。

堆積岩系岩盤の場合は、透水係数が 10^{-9} m/s 以下で感度が小さい結果となった。これは、堆積岩系岩盤の間隙率を 20 %と設定したため有効拡散係数が大きくなり、透水係数の低下により地下水流速が小さくなった際に、拡散による物質移動が移流によるそれに勝るためである。結晶質岩岩盤系では、間隙率が堆積岩系岩盤の 10 分の 1 の 2 %と設定したことに加え、採用した亀裂媒体モデルでは亀裂中の吸着による遅延効果を見込まなかったため、透水係数が小さい場合でも移流による物質移動が支配的となっている。

(5)分配係数変動ケース（ケース 3）

地質媒体に対する I-129 及び C-14 の分配係数を変動させて線量を評価した結果を図 4.5.6-6 および図 4.5.6-7 に示す。線量への寄与が大きい I-129 及び C-14 については、基本ケースにおいて地質媒体への吸着は小さいと想定し、基本ケースでは小さい分配係数の値（10^{-4} m^3/kg）を設定しており、この値より小さい場合は天然バリアの吸着性への感度は小さく、線量への影響は僅かであった。この点から、本検討の基本ケースで設定した主要核種 I-129 ならびに C-14 の地質媒体に対する分配係数の設定の保守性が確かめられたと言える。一方、地質媒体への吸着性が増加した場合は、I-129 及び C-14 の線量が顕著に低下した。特に C-14 は天然バリアを移行中に減衰し、線量への影響が無視できる程度に低下する可能性がある。このことから、特に C-14 の地質媒体中での遅延の程度を精度良く見積もることが、同核種の被ばく影響評価の妥当性や人工バリアの設計の合理性に繋がると言える。

(6)硝酸塩および高アルカリプルーム影響ケース（ケース 4-1、4-2）

硝酸塩及び高アルカリプルームの影響解析の結果をそれぞれ図 4.5.6-8(a),(b)に示す。硝

酸塩が地下水に溶解することに伴うイオン強度の上昇の影響を想定して、主要核種に対するセメント系材料、ベントナイト系材料及び地質媒体に対する核種の分配係数を小さく見込んだ場合は、全体的に線量が増加するものの、透水係数が 10^{-9} m/s の場合には数μSv/y 程度となった。なお、I-129 及び C-14 に対しては、地質媒体への吸着を考慮しておらず、最も保守的な分配係数を設定した場合の結果となる。

一方で、高アルカリプルームによる地質媒体の C-S-H ゲル化を想定した場合、I-129 及び C-14 について地質媒体への分配係数が健全な岩に対して一桁大きいセメント系材料の値が設定されるため、天然バリアの遅延効果の増加により、線量が低減される。

高アルカリプルームによる岩のセメント鉱物化の現象は、長期的には天然類似物の観測例で示されているものの、このような変質反応が放射性核種の地質媒体中での移動に先立って確実に起こるかどうか、変質物生成による亀裂や間隙の閉塞に起因する母岩または亀裂中の地下水流速の低下やマトリクス拡散間隙率の減少による遅延効果への影響など、本ケースの性能評価の信頼性と精度の向上については今後の研究開発によるところが大きい。

(7)緩衝材性能の変化の感度解析ケース（ケース 5）

被ばくへの影響が最も大きい I-129 について、ベントナイトの変質を仮定することによる緩衝材の性能をパラメトリックに変化させた場合の人工バリアから天然バリアへの流入フラックスおよび線量への影響を解析した。

図 4.5.6-9(a)に結晶質系岩盤について、仮にベントナイトのカルシウム化以外の変質反応に起因して、緩衝材の透水係数を 5×10^{-13} m/s から 1×10^{-5} m/s の範囲で変化させた場合の結果を示す。もともと緩衝材には小さい透水係数による止水性を期待するが、本解析結果からは、10^{-9} m/s 程度以上の透水係数になった場合に、核種フラックスの上昇ならびに人工バリアからの漏洩期間の減少の可能性が窺がわれる。但し、最も透水係数が大きい場合でも、核種フラックスの最大値は、健全な緩衝材のそれの高々1 桁大きい程度となっている。

線量への影響については、透水係数が大きい場合でも 2 倍程度の上昇に止まるという結果となった。これは、人工バリアからの漏洩期間が線量の最大値が現れる時間とほぼ同程度であることから、天然バリア中での移行時間と比較して、人工バリアからの漏洩が近似的に瞬時放出となるためである。

また、図 4.5.6-9(b)には結晶質系岩盤について、基本ケースで設定した緩衝材の透水係数が時間経過とともに増大し、上記で評価した透水係数の最大値である 10^{-5} m/s となる時間をパラメータとした計算結果を示す。透水係数が 10^{-5} m/s となる時間が 1,000 年未満では、核種フラックスの増大が見られるが、フラックスの最大値の増加の程度は 1 桁以内である。100 年から 10,000 年の解析結果では、透水係数を大きくした時点で核種フラックスが増加するため、漏洩挙動が不連続的に増大する結果となっている。

線量への影響については、先の透水係数をパラメータとした場合の結果と同様な結論が導かれる。

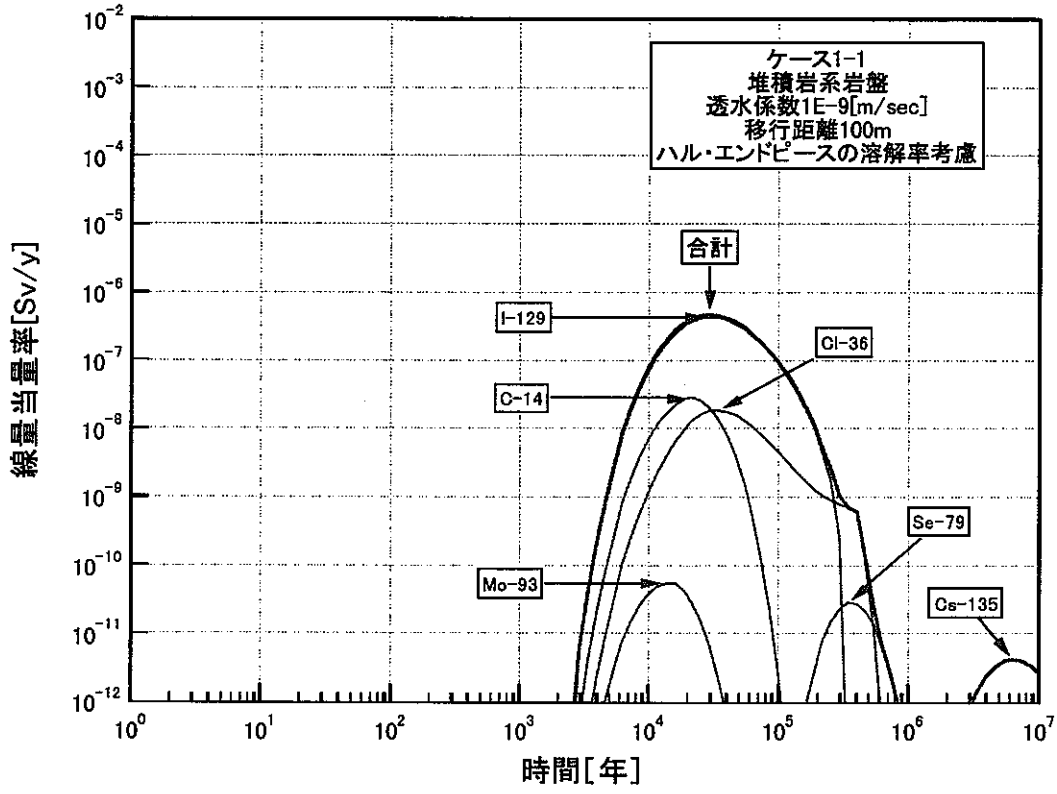
なお、堆積岩系岩盤についても、上記の結晶質岩系岩盤の結果と同様の結果が得られた。

本検討の条件やパラメータの範囲では、緩衝材の性能の変化による I-129 に起因する線量への影響は小さいと評価された。人工バリアからの核種漏洩挙動は、緩衝材の性能のみならず、セメント系材料の性能、すなわち吸着性能とも密接に関連するため、今後、セメント系材料についてより吸着性能が高いデータが精度良く取得された場合や、本検討で対象としたセメント材料に比較して吸着性能に優れた材料が選定・開発された際には、緩衝材の性能の感度を再評価する必要がある。

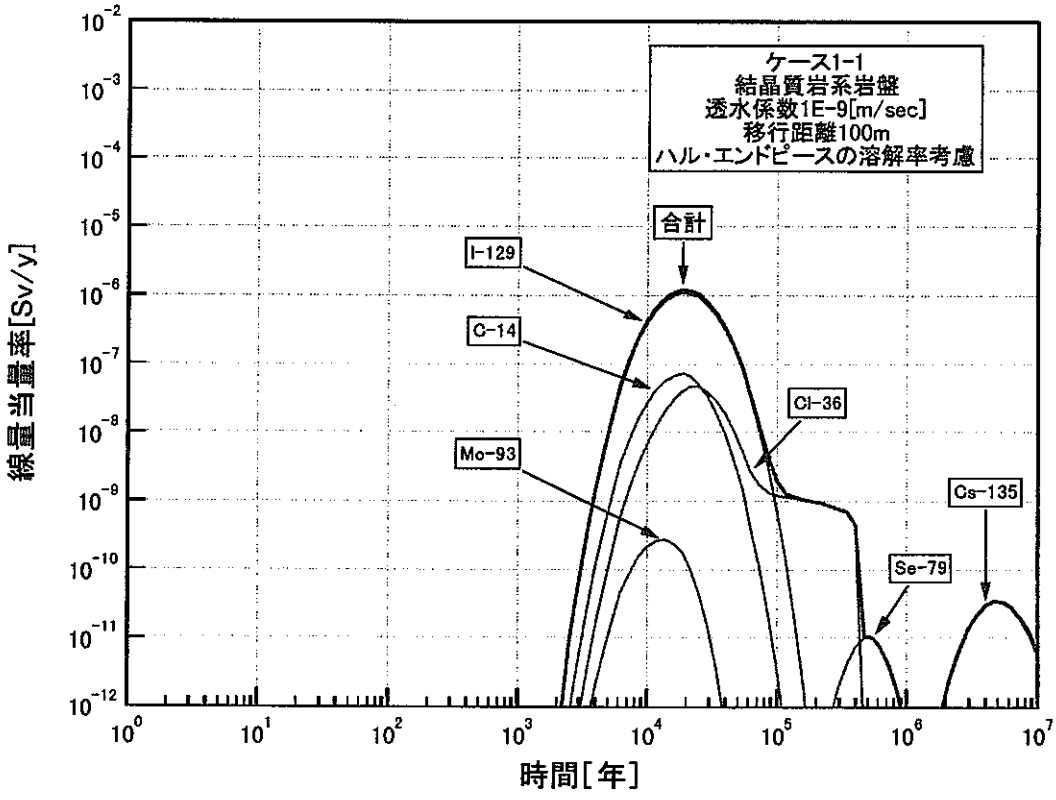
(8)まとめ

以上述べた解析結果より各ケースにおける各廃棄体グループ毎および処分場全体についての最大線量を図 4.5.6-10(a),(b)に示す。なお、ケース 0-4 はケース 0 とほぼ同様の結果となったこと、及びケース 5 の結果が I-129 に対する緩衝材の性能が線量に対して感度が低く、やはりケース 0 と同様の結果が得られていることから、同図からは除いてある。あわせて諸外国における地層処分に関する基準線量の範囲 (100μSv/y～300μSv/y)も示す。

本検討で設定した処分概念ならびに地質環境条件の範囲において、線量は最大でも結晶質岩の透水係数 10^{-8} m/s の場合で、10μSv/y 程度であり諸外国における基準線量を下回るものであった。

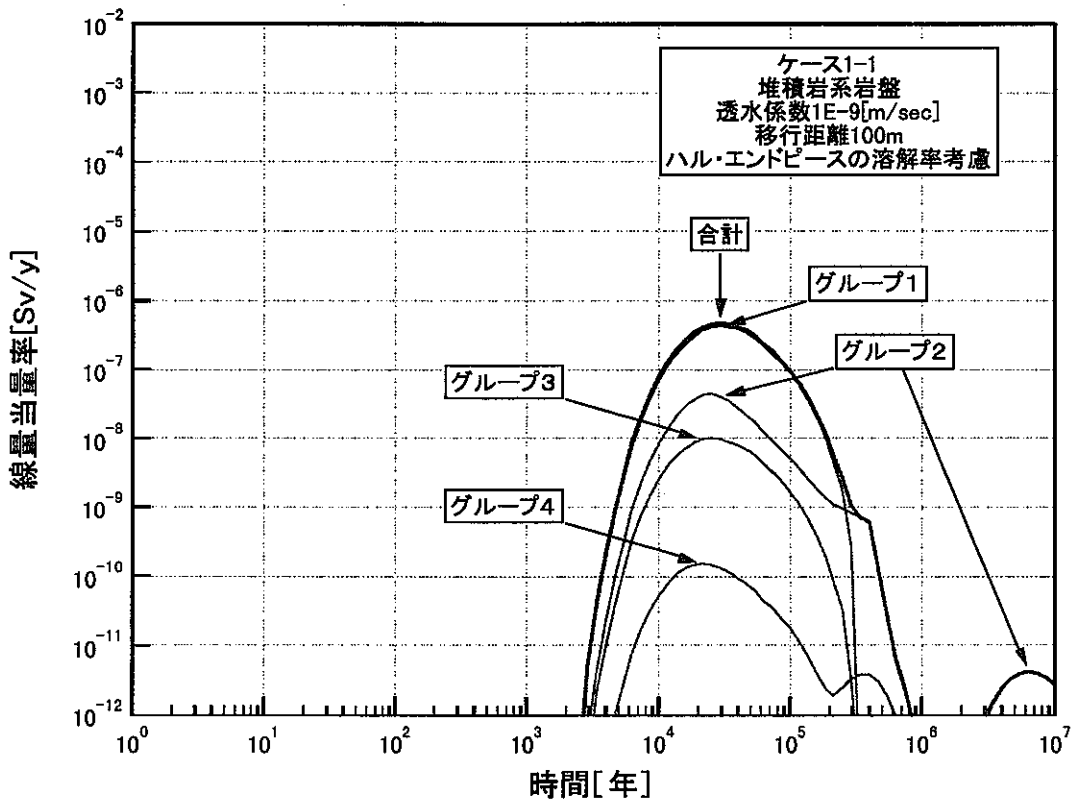


(a)堆積岩

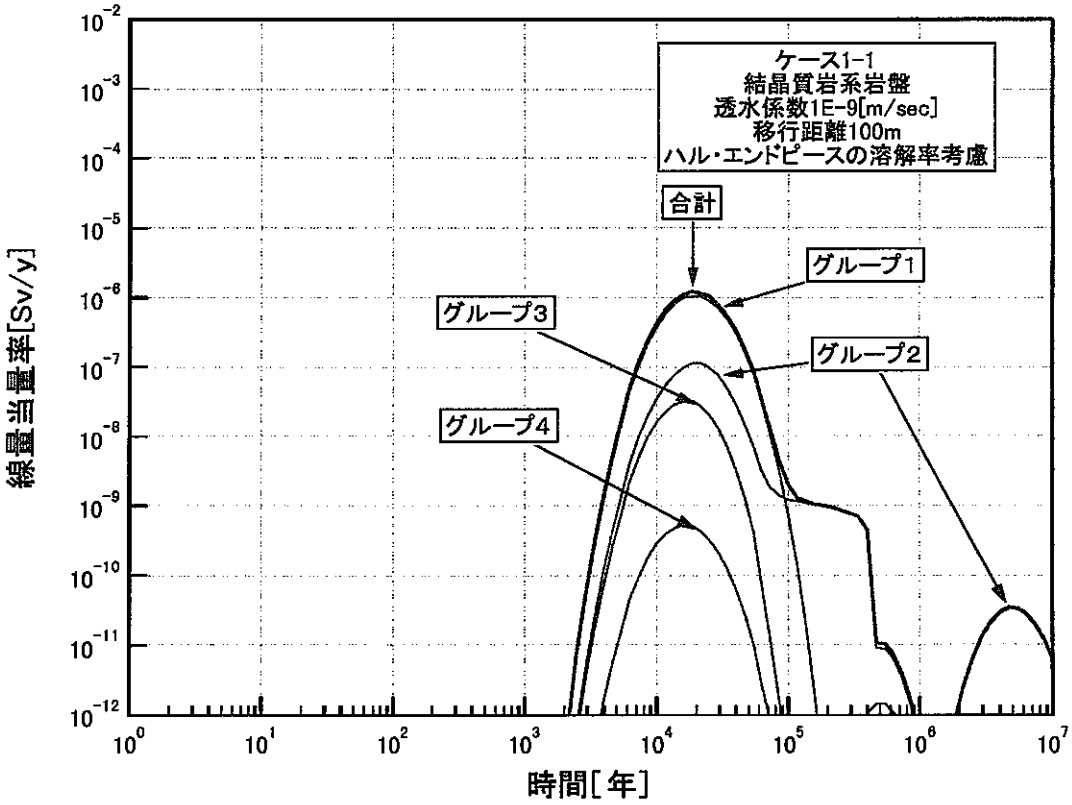


(b)結晶質岩

図 4.5.6-1　ケース 0 の解析結果（核種毎）

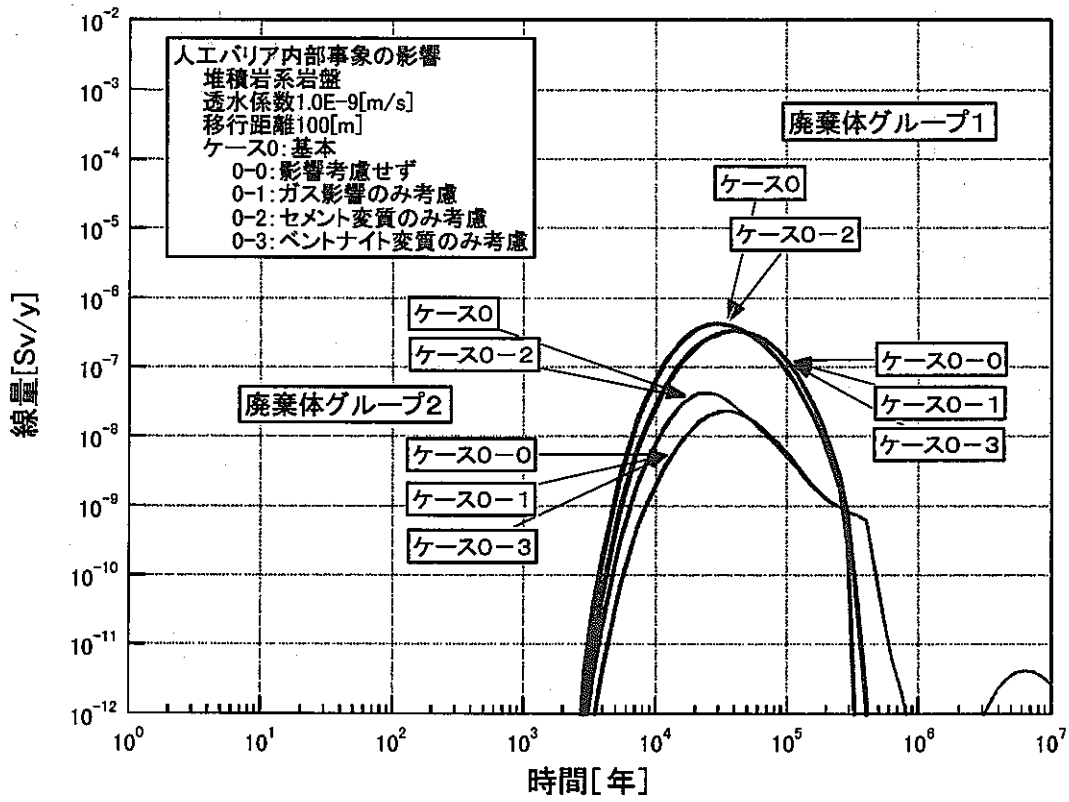


(a)堆積岩

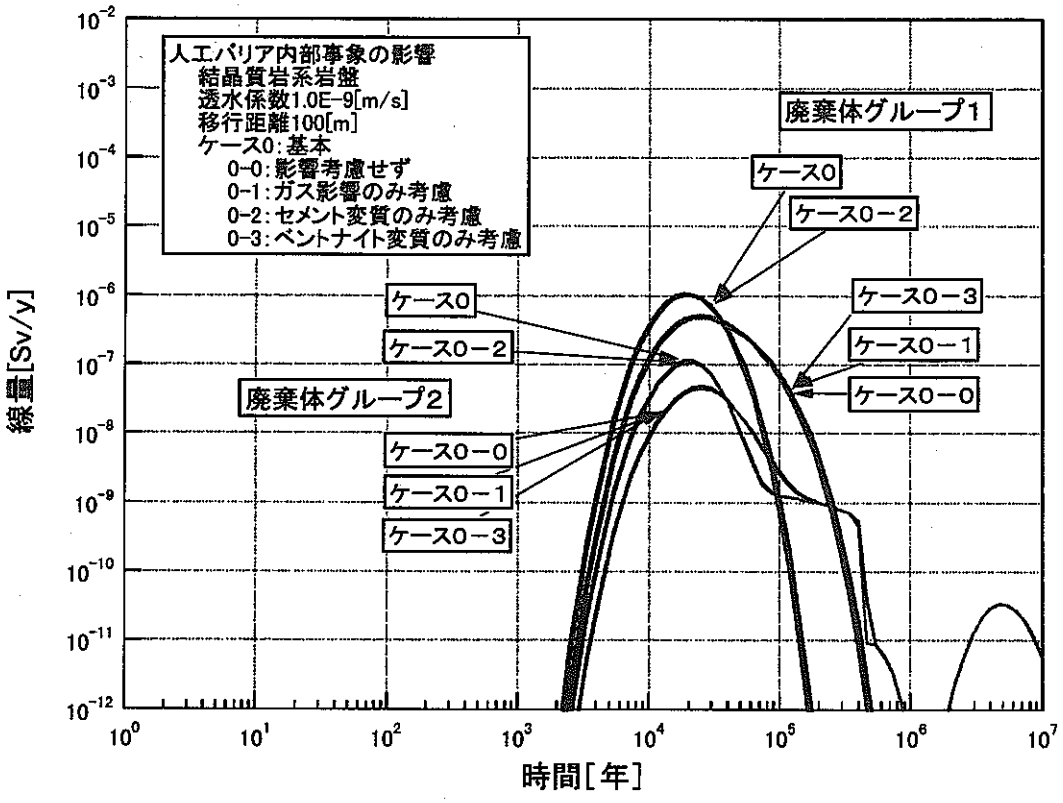


(b)結晶質岩

図 4.5.6-2　ケース 0 の解析結果（廃棄体グループ毎）

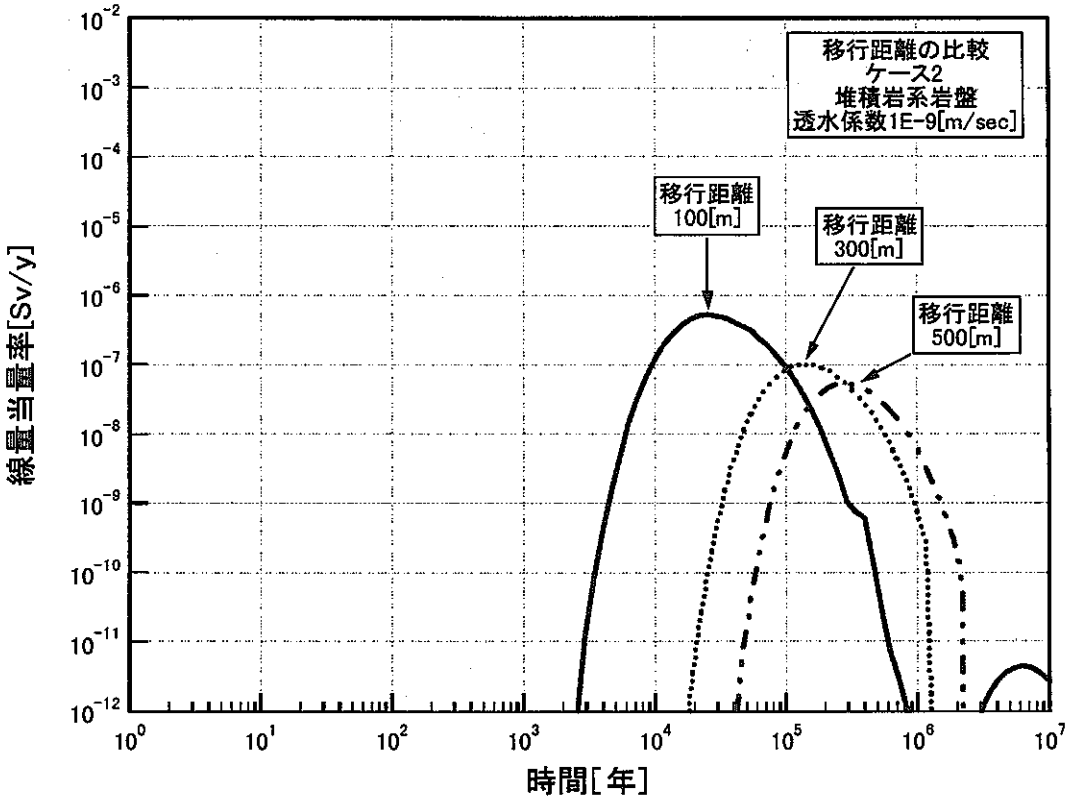


(a)堆積岩

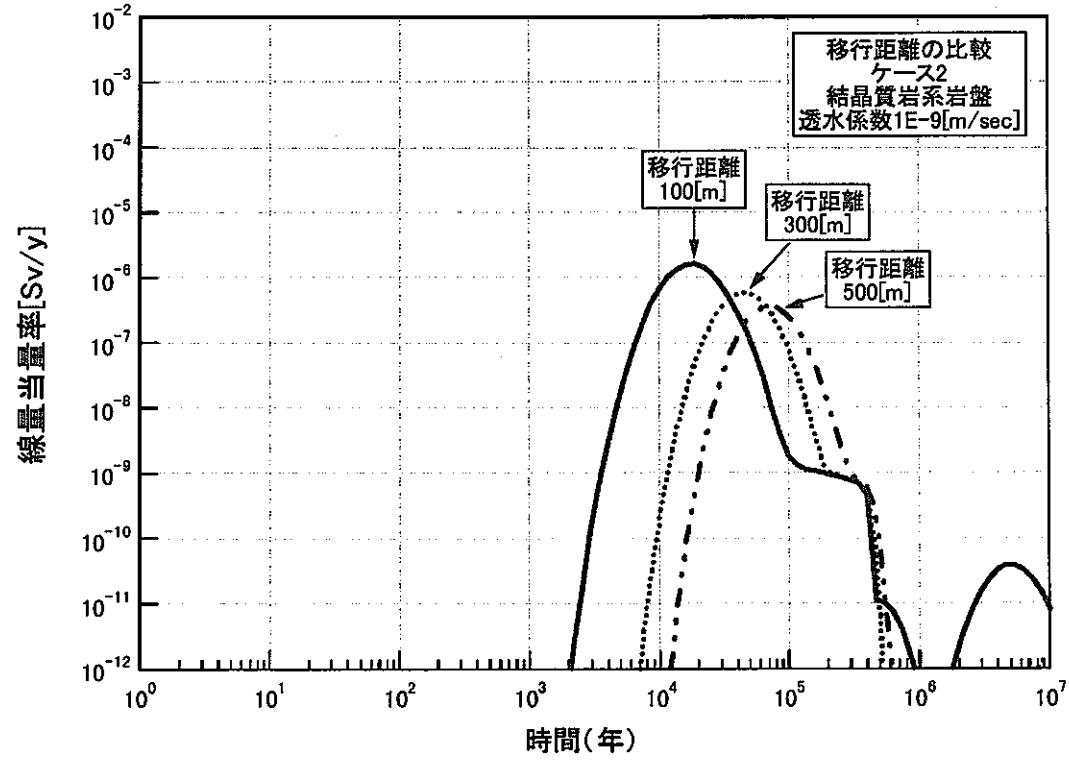


(b)結晶質岩

図 4.5.6-3　ケース 0 で考慮した 3 つの事象毎の線量への影響

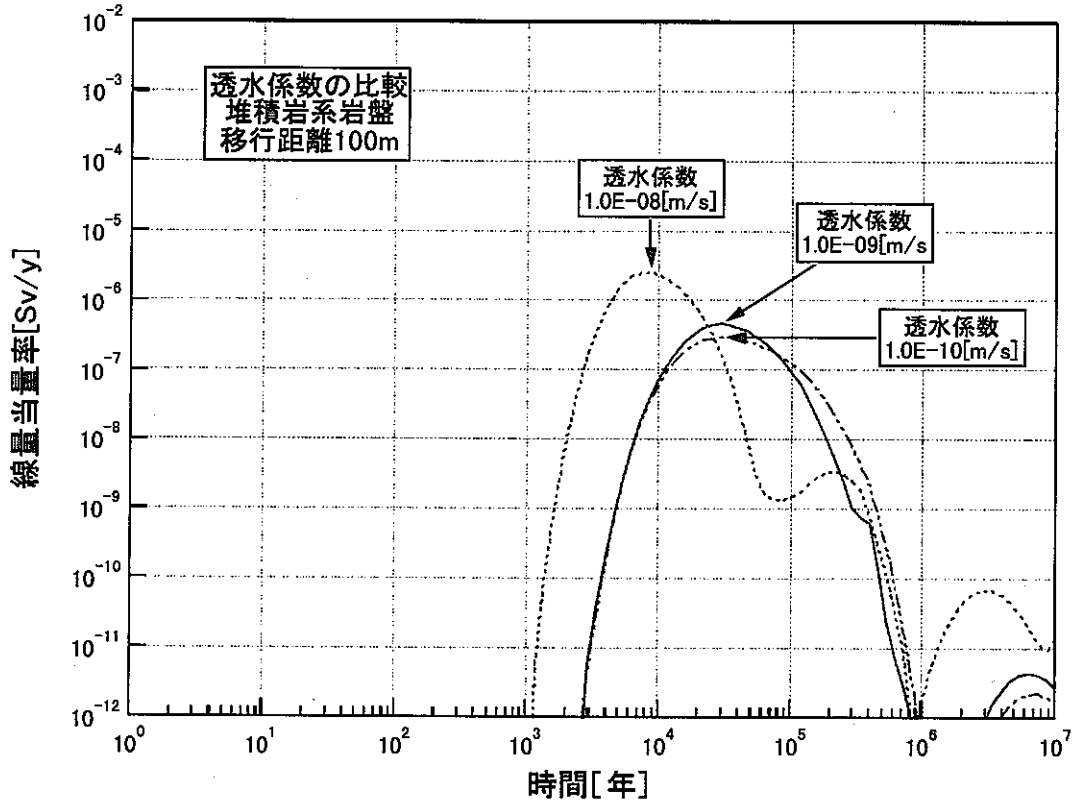


(a)堆積岩

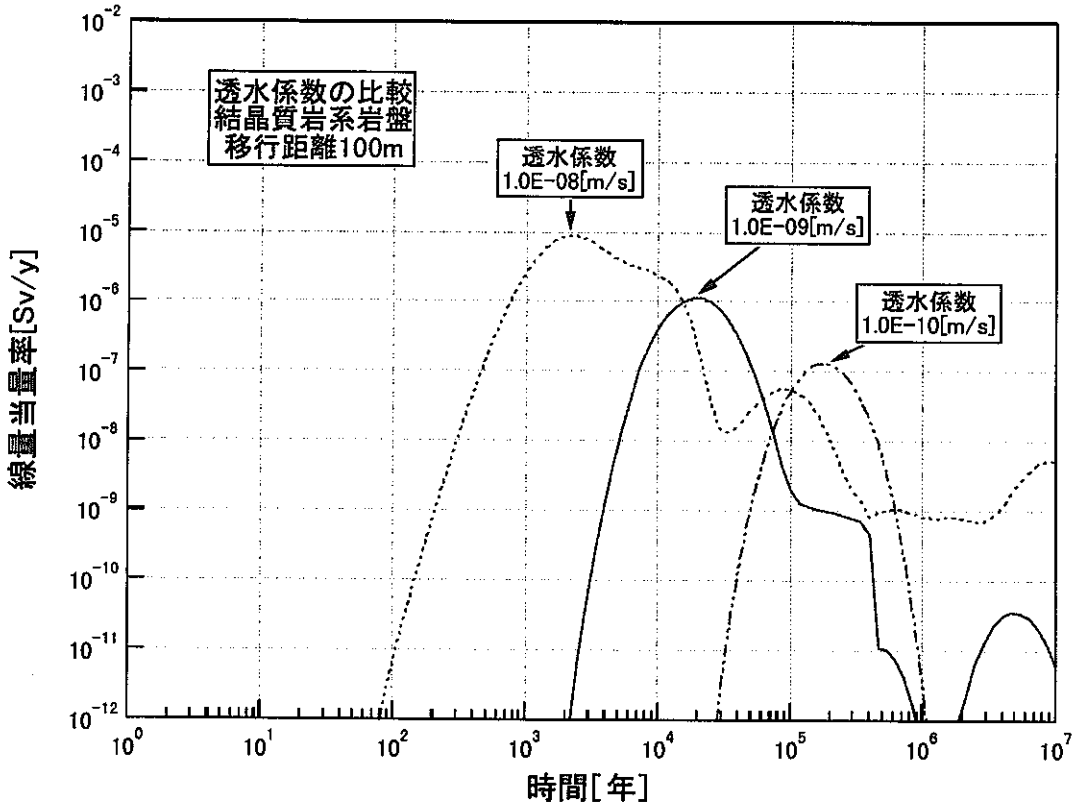


(b)結晶質岩

図 4.5.6-4　ケース 1 の解析結果（移行距離変動ケース）

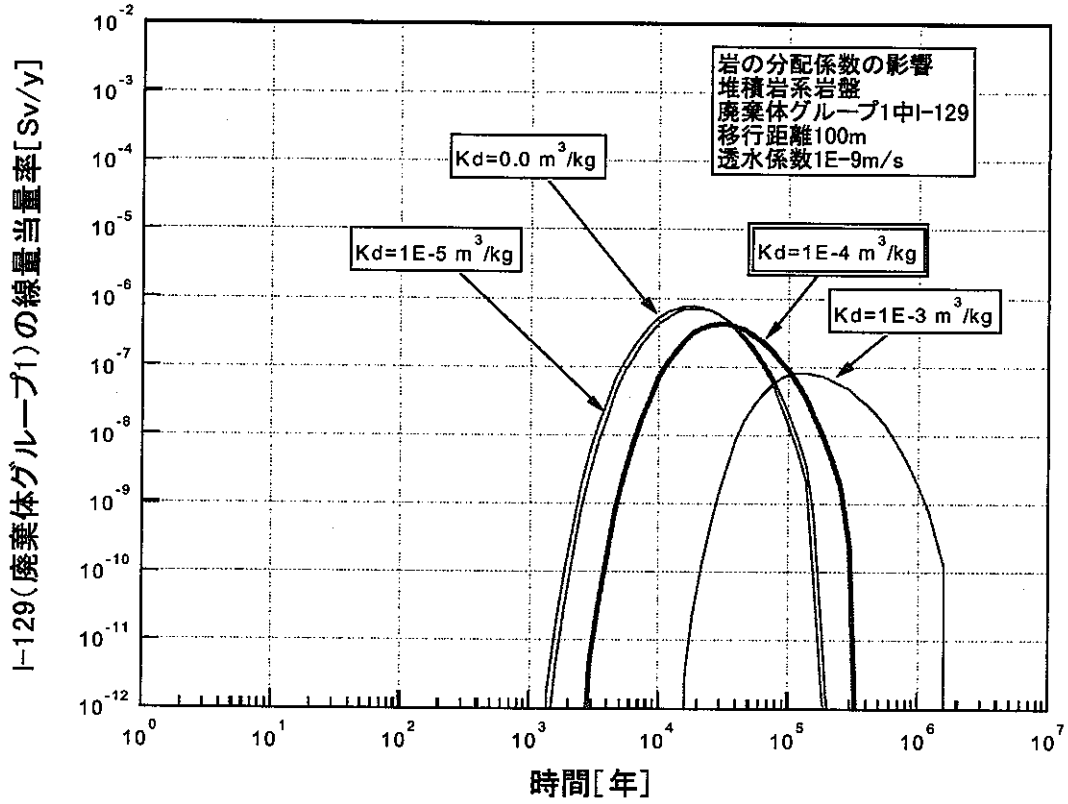


(a)堆積岩

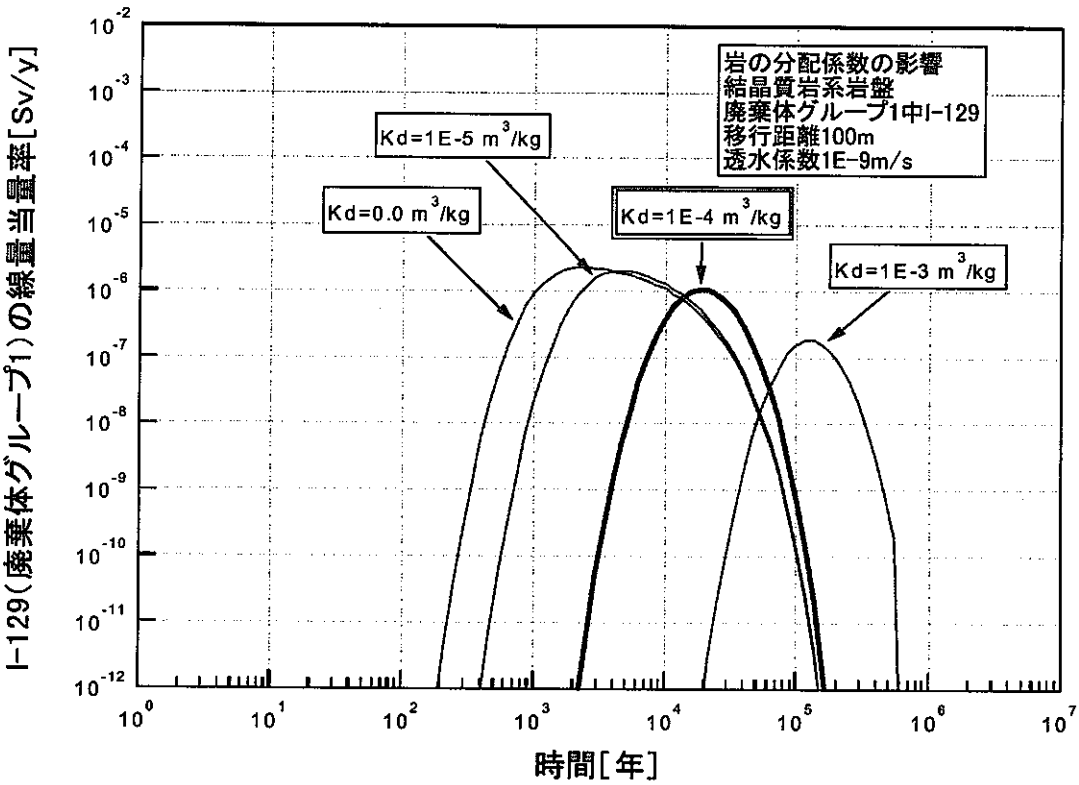


(b)結晶質岩

図 4.5.6-5　ケース２の解析結果（透水係数変動ケース）

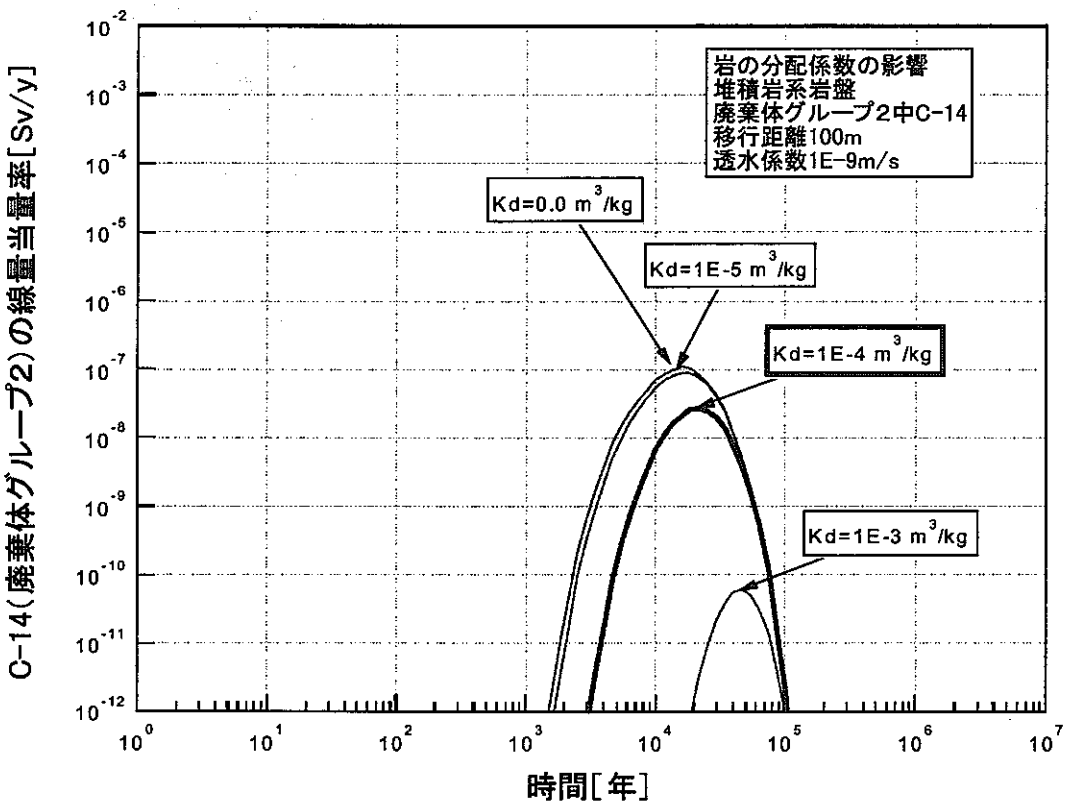


(a)堆積岩

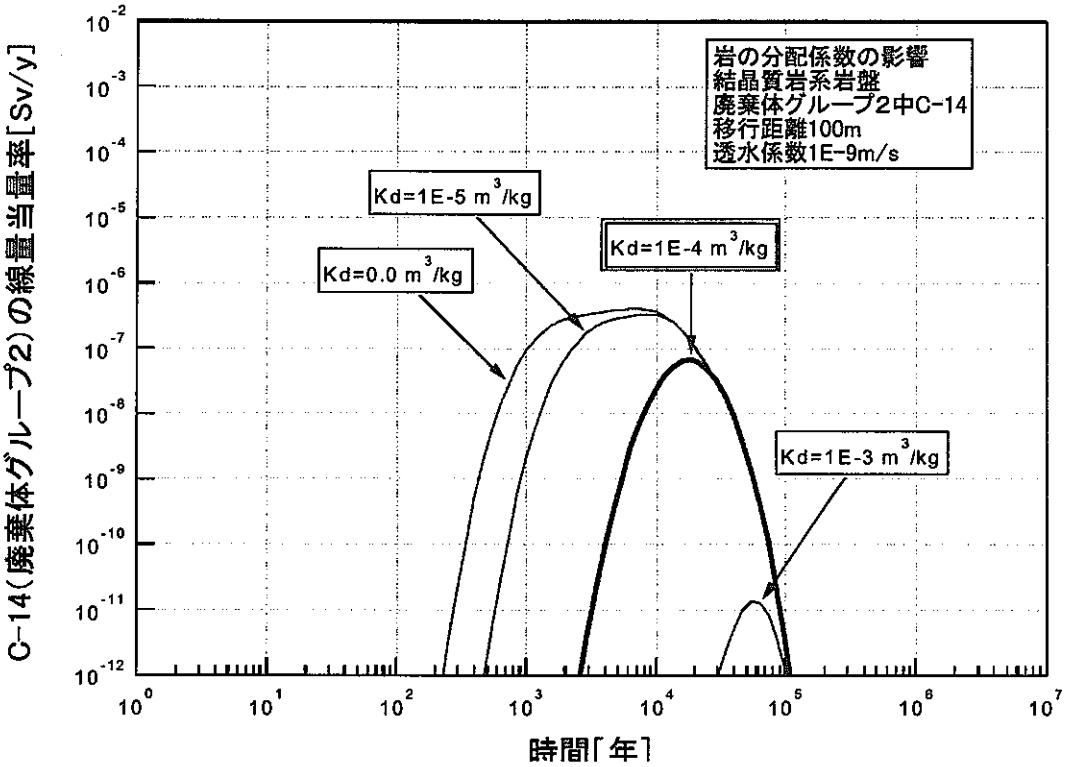


(b)結晶質岩

図 4.5.6-6　ケース 3 の解析結果（分配係数変動ケース I-129）

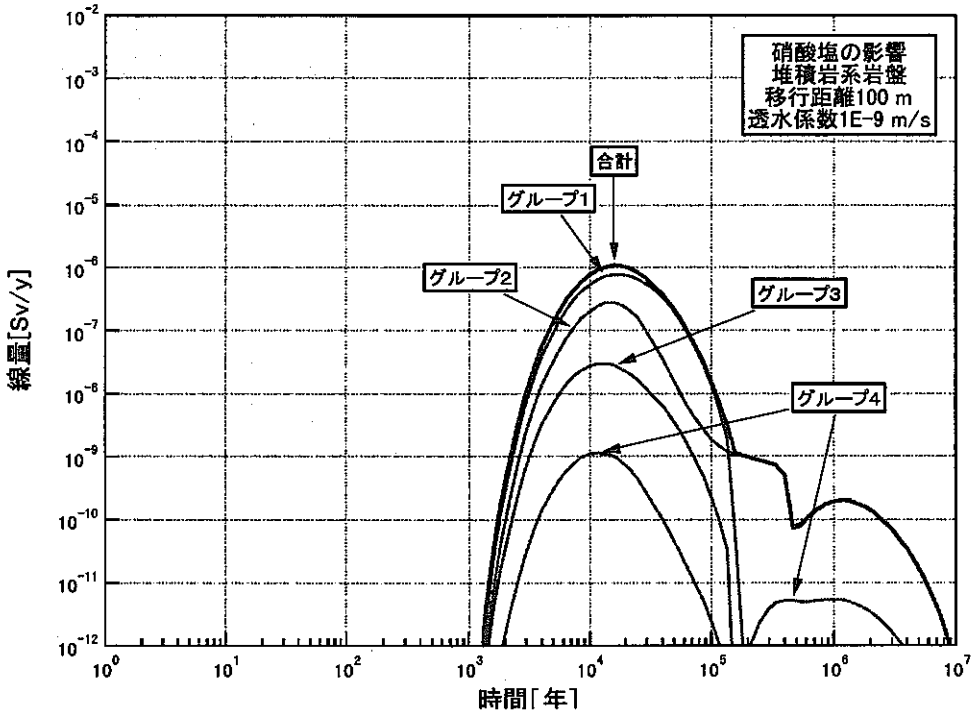


(a)堆積岩

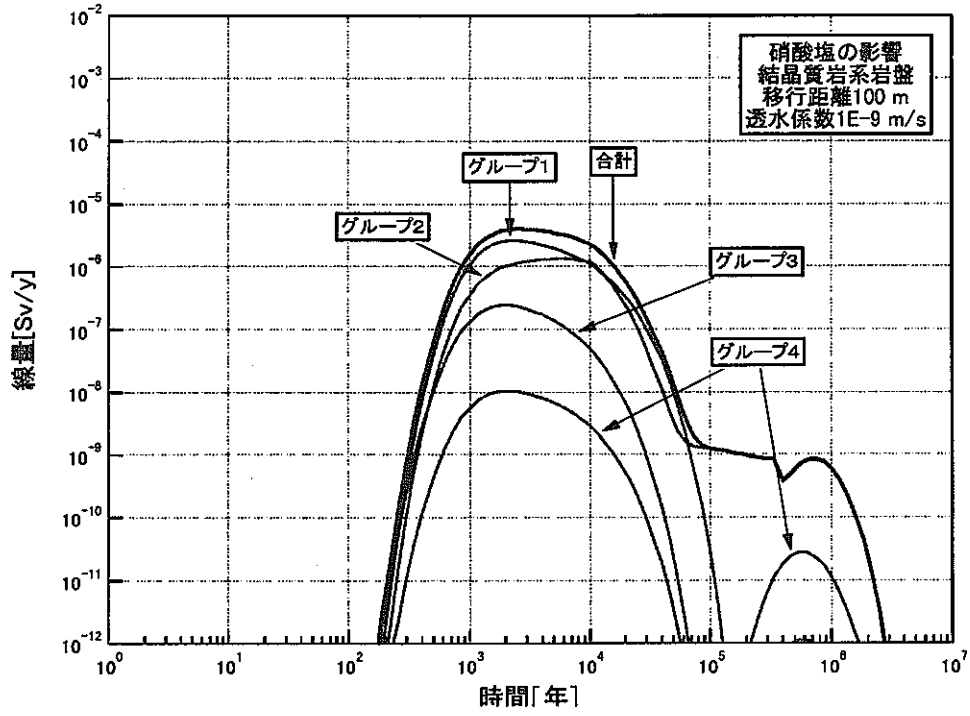


(b)結晶質岩

図 4.5.6-7　ケース 3 の解析結果（分配係数変動ケース C-14）

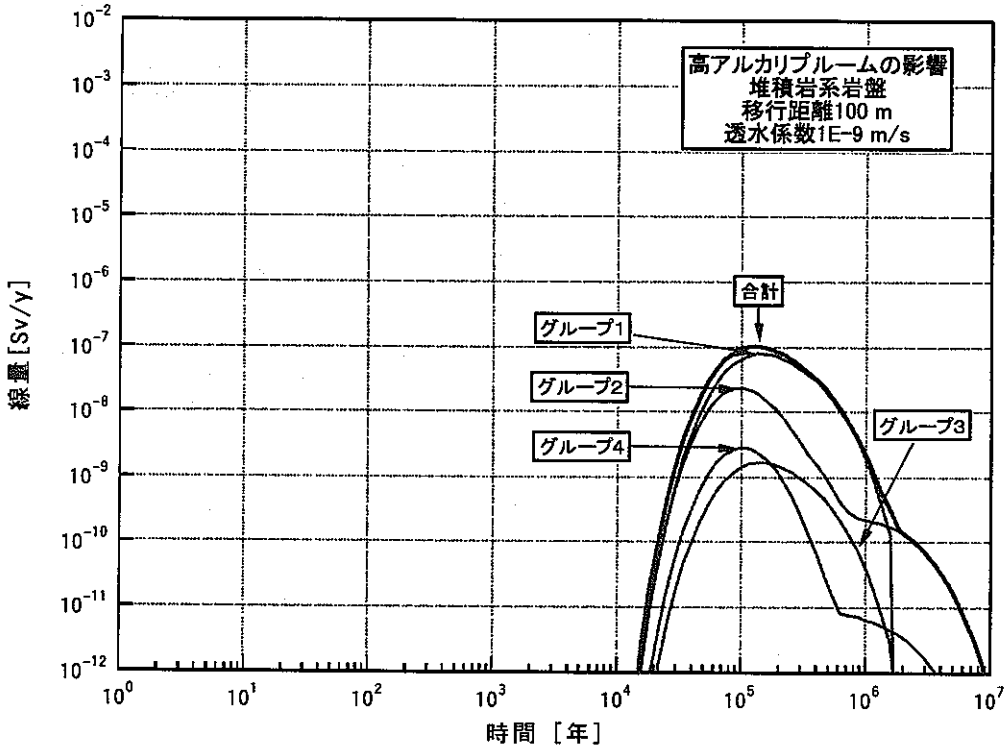


(a) 堆積岩

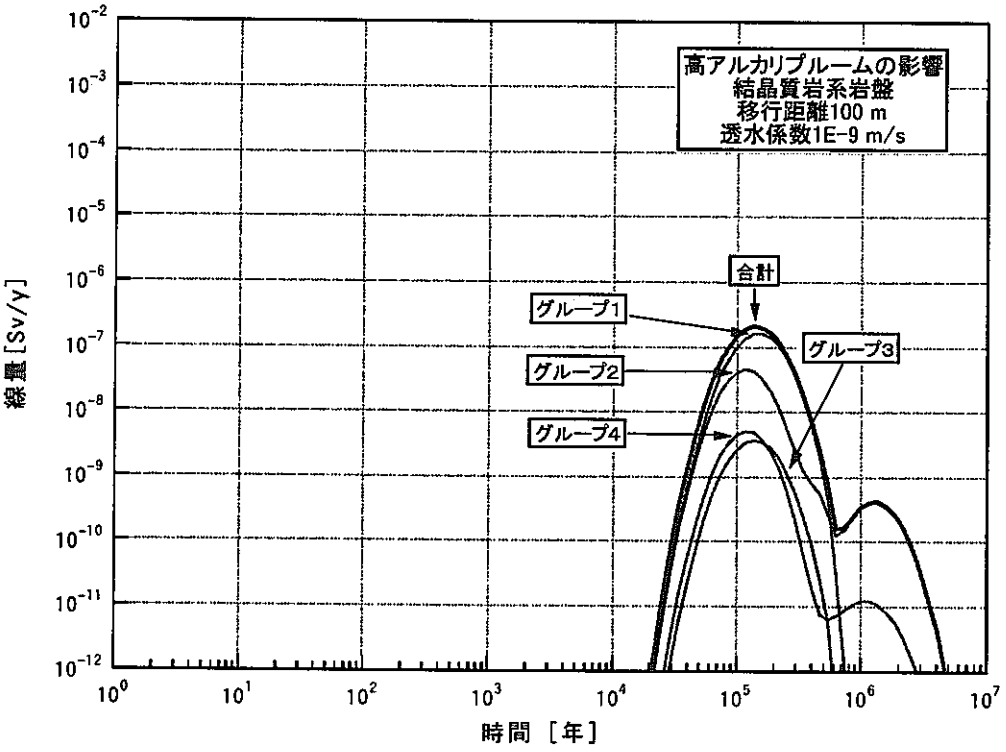


(b)結晶質岩

図 4.5.6-8(a)　硝酸塩の影響解析結果

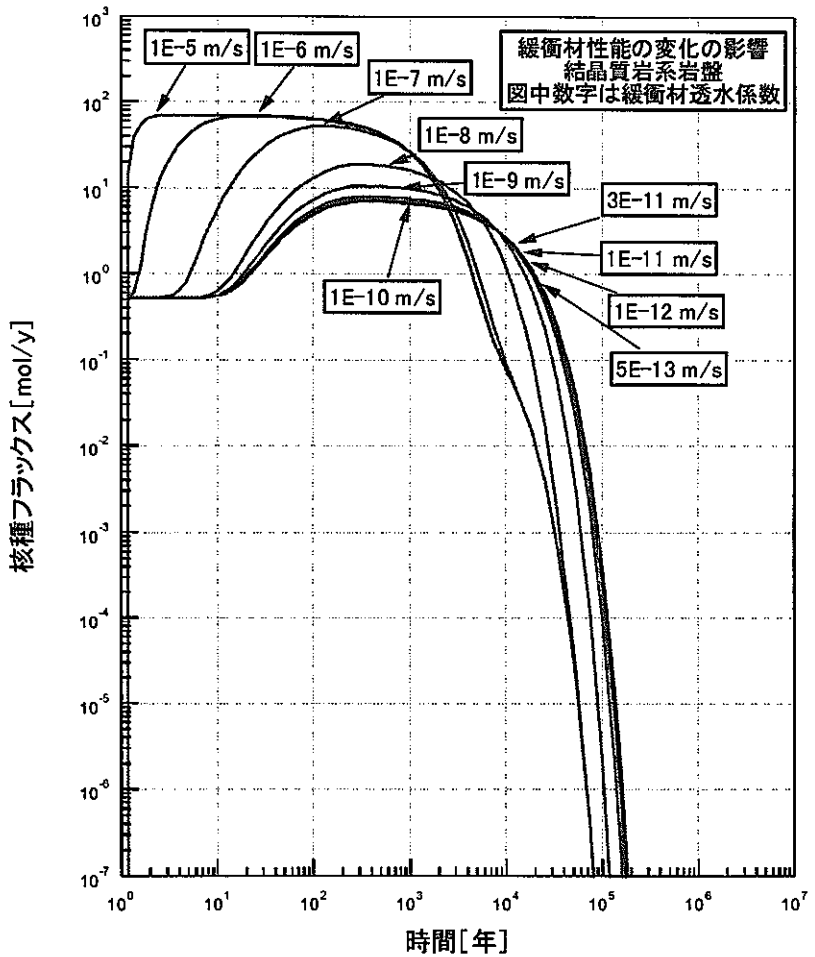


(a) 堆積岩

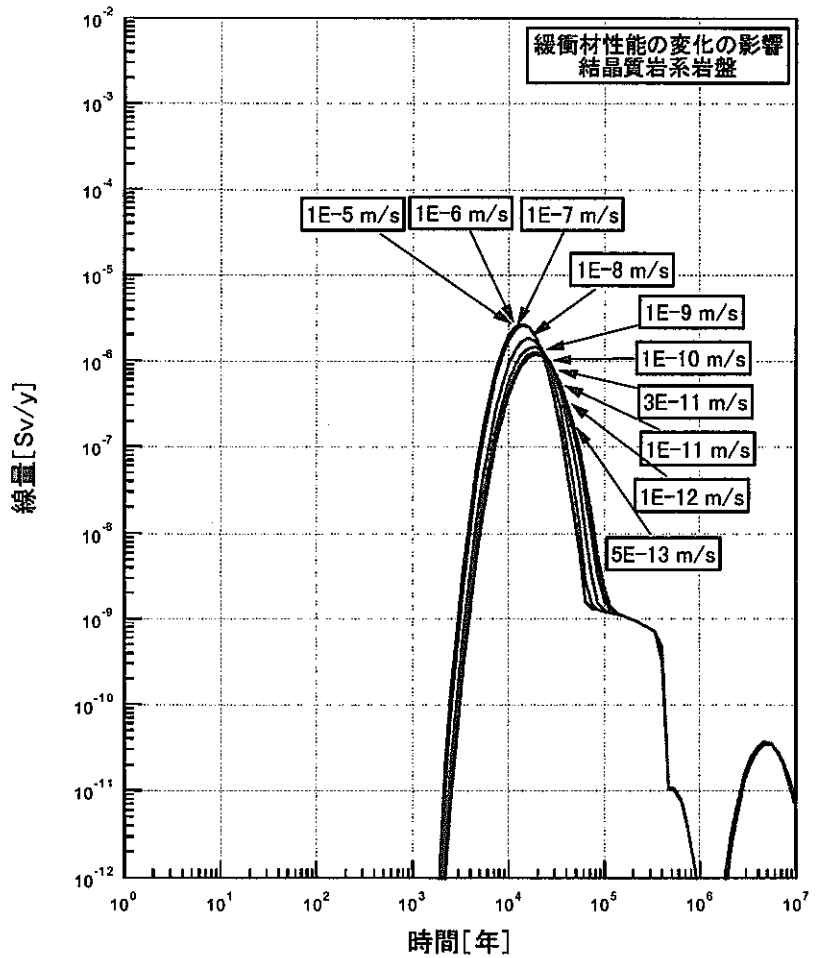


(b) 結晶質岩

図 4.5.6-8(b)　高アルカリプルームの影響解析結果

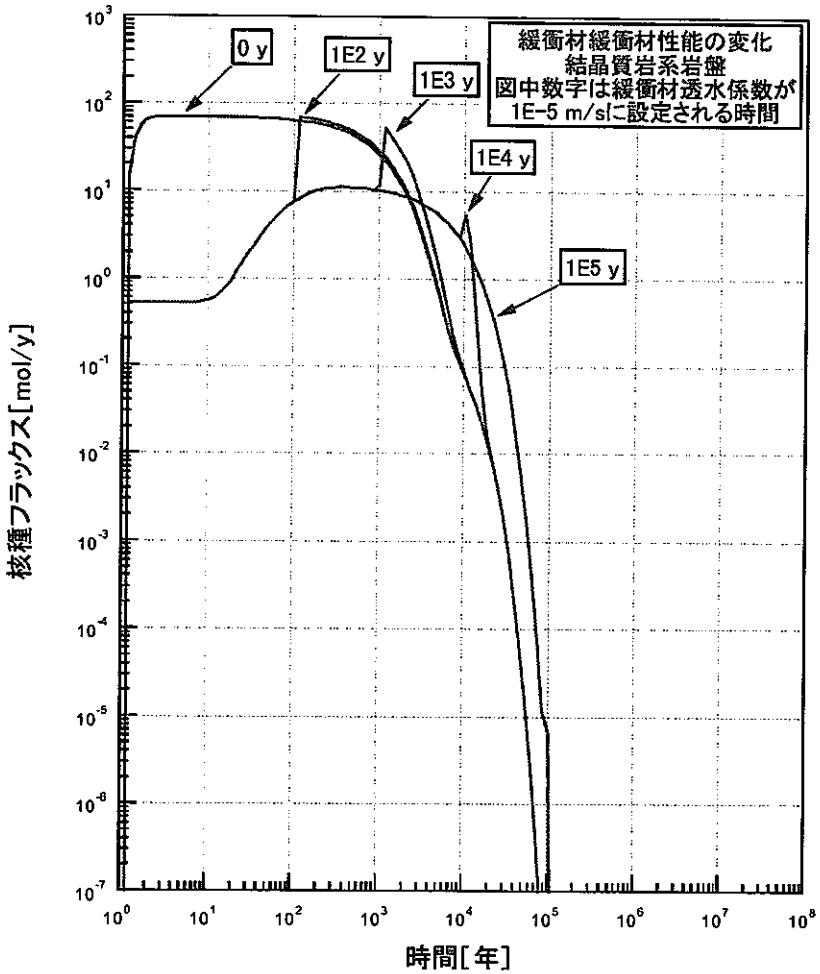


(a)人工バリアからの I-129 のフラックス

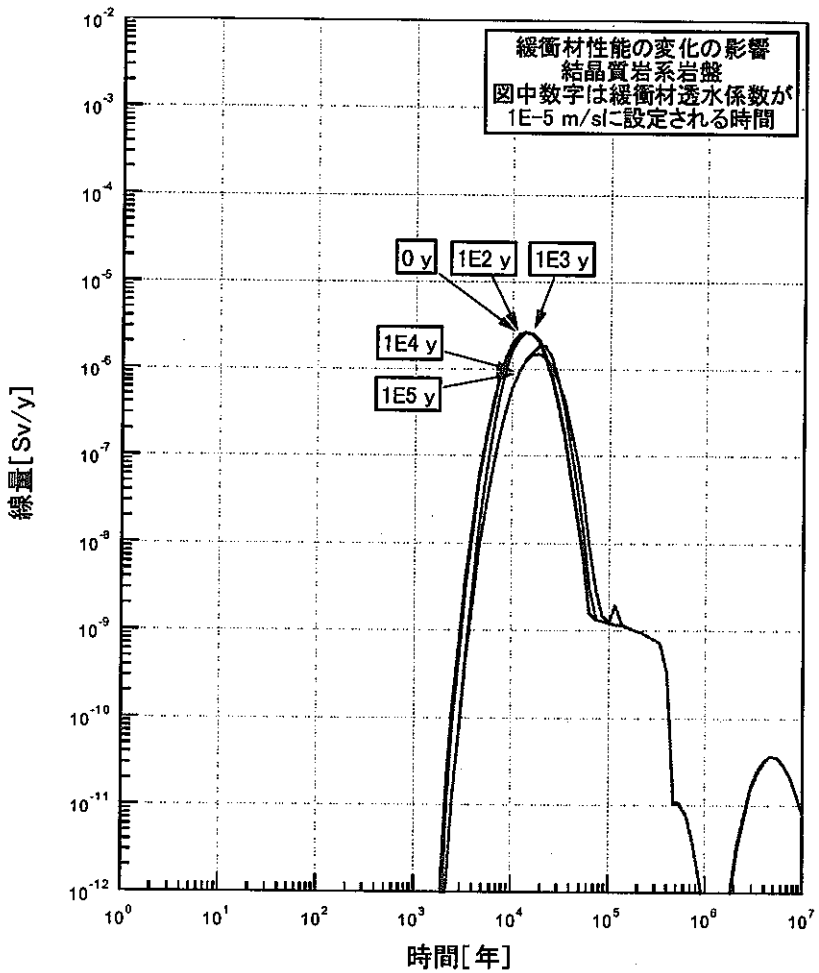


(b)全核種の線量

図 4.5.6-9(a)　緩衝材性能の変化の感度解析結果（透水係数の変化）



(a)人工バリアからの I-129 のフラックス



(b)全核種の線量

図 4.5.6-9(b)　緩衝材性能の変化の感度解析結果（不透水性継続期間の変化）

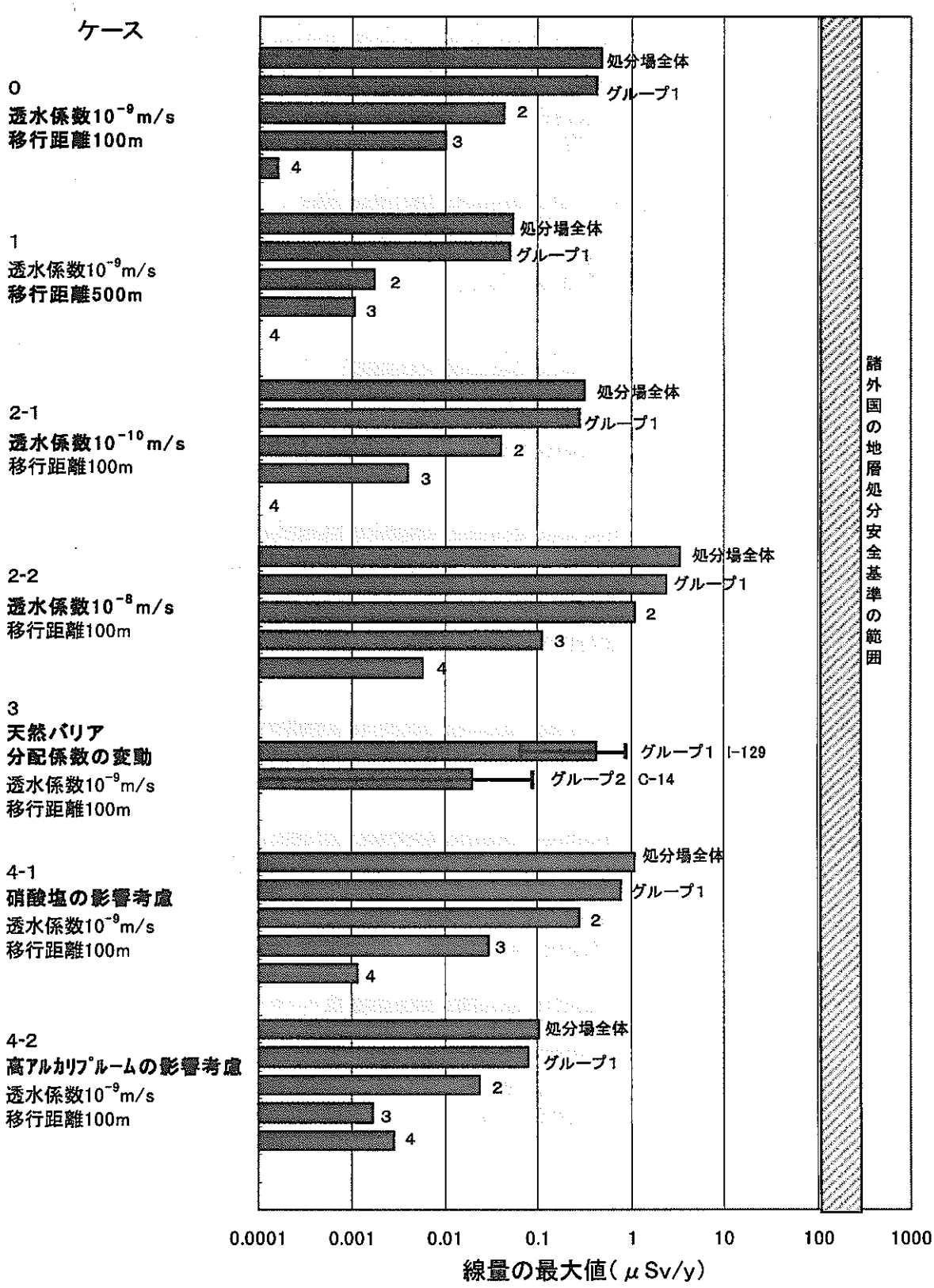


図 4.5.6-10(a)　各ケースにおける線量の最大値のまとめ（堆積岩）

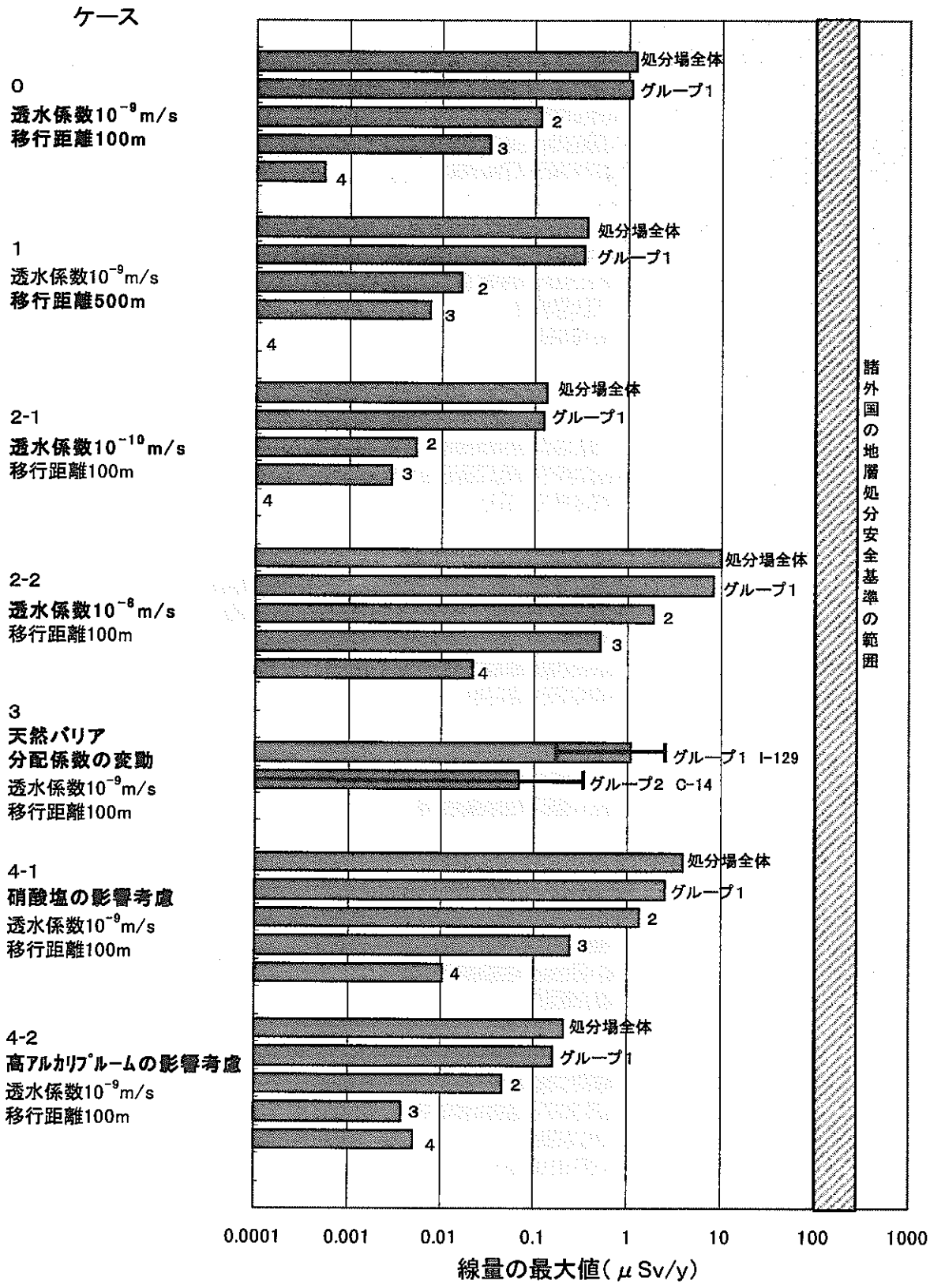


図 4.5.6-10(b)　各ケースにおける線量の最大値のまとめ（結晶質岩）

4.5.7 線量評価のまとめ

ＴＲＵ廃棄物に特有な現象の影響を考慮した地下水シナリオに対する核種移行解析から以下の結果が得られた。

(1)岩の透水係数が 10^{-9}m/s の平地であれば、人工バリア内部で生ずる 3 つの事象の影響を考慮した場合でも、最大線量は 1 μSv/y 程度であった。

(2)線量の支配核種は、廃銀吸着材（廃棄体グループ 1）に含まれる I-129 であり、ついでハル・エンドピース廃棄体（廃棄体グループ 2）に含まれる C-14 であった。これらの核種は、人工バリア材料や地質媒体への吸着性が小さい。

(3)堆積岩の方が結晶質岩よりも線量が小さくなる傾向にあった。これは、結晶質岩の亀裂内地下水の実流速が堆積岩における地下水の実流速より大きいことによる。

(4)人工バリア内部で生ずる 3 つの事象の内、線量への影響が最も影響が大きい事象は、セメント系材料の変質の影響である。この原因としてはセメント系材料の変質により I-129 及び C-14 の分配係数が小さくなることが挙げられる。他の 2 つの事象は線量への有意な影響は見られない。

(5)核種の移行距離が長くなると線量の最大となる時期が遅れ、全体的に線量は低下する。特に全体の線量を支配する核種の一つである C-14 への線量低減効果は大きい。

(6)線量は地質媒体の透水係数（地下水実流速）に依存し、透水係数が小さいほど線量は低下する。

(7)地質媒体への吸着性が増加した場合は、I-129 及び C-14 の線量が顕著に低下した。特に C-14 は天然バリアを移行中に減衰し、線量への影響が無視できる程度に低下する可能性がある。

(8)硝酸塩の影響を地質媒体領域まで考慮した場合、線量は基本ケースに比べ大きくなり、最大で数 μSv/y 程度となった。なお、I-129 及び C-14 に対しては、地質媒体への吸着を考慮していないことによる。

(9)高アルカリプルームによる地質媒体の C-S-H ゲル化を想定した場合 I-129 及び C-14 地質媒体への分配係数が一桁大きくなるため、天然バリアの遅延効果の増加により、線量が低減される。

以上、人工バリア内部で生ずる3つの事象の影響を考慮した場合でも、最大線量は1μSv/y程度であり、天然バリアの透水性の変動や硝酸塩の影響を考慮しても10μSv/y程度である。これらの結果は、諸外国の地層処分に関する基準線量(100μSv/y～300μSv/y)と比較すると1桁以上低くなっていることから、本検討における処分概念でTRU廃棄物の処分の安全を確保することは可能であると考えられる。

尚、硝酸塩の影響については、硝酸塩を含有する廃棄体グループ3以外にもその影響が及ぶものとして解析を行っているが、影響低減のためには処分施設のレイアウトを考慮することにより、その影響が他の廃棄体グループに影響及ぼさないような対策が考えられる。さらに、硝酸塩の影響を考慮した条件での核種移行データは乏しく今後データの取得が望まれる。また、高アルカリプルームの影響についても地質媒体においてセメント系材料のデータを使用ているので、本検討の仮定の確認を行っていく必要がある。

4.5.8 補足解析と考察

(1)多重バリアシステムの効果について

レファレンスの地質環境条件における性能評価基本ケースの結果、廃銀吸着材中のI-129とハル・エンドピースに含まれるC-14が被ばくに支配的となった。また、大部分がハル・エンドピース廃棄体に含まれる超ウラン核種の被ばくへの影響は無視できる結果となった。そこで、これらの放射性核種および代表的なTRU核種の特徴からセメント系材料の固化体・充填材とベントナイト系材料の緩衝材の組み合わせによる現行の人工バリア及び天然バリアの役割を考察した。

①放射性核種の特徴

被ばく線量の支配核種であるI-129やC-14は、人工バリア中でも天然バリア中でも遅延されにくい。一方、TRU核種は人工バリア、天然バリア中での遅延効果が極めて大きい。以下に各バリアの核種保持機能の観点からの機能をまとめた。

表4.5.8-1　各バリアの核種保持機能

放射性核種	人工バリア材の保持機能	天然バリアの保持機能
I-129、C-14等	・セメント、ベントナイトへの吸着の程度が小さい。 ・沈殿しない。 ・ベントナイト緩衝材中は拡散により移動速度が遅い。	・岩への吸着の程度が小さい。 ・結晶質岩（亀裂性）ではマトリクス拡散により遅延される。 ・移行中の分散効果により希釈される。
TRU核種およびそれらの娘核種	・セメント、ベントナイトへの吸着の程度が大きい。 ・一部の核種は沈殿により、濃度が低下する。 ・ベントナイト緩衝材中は拡散により移動速度が遅い。	・岩への吸着の程度が大きい。 ・結晶質岩（亀裂性）ではマトリクス拡散により遅延される。 ・移行中の分散効果により希釈される

②各バリアからの漏洩挙動

廃棄体グループ1、廃棄体グループ2の処分施設を対象とした性能評価の試算結果について、それぞれの放射性核種が人工バリアおよび天然バリアから漏洩する様子の特徴からケース0について各バリアの効果を比較した。

なお、4.5.6(1)ケース0の計算ではガス発生によるセメント間隙水の押出しが必ず起こ

り、その期間中は人工バリア内の地下水流速が大きくなると仮定して評価したが、間隙水押し出し期間が数百年（緩衝材を設置しない施設）～数万年（緩衝材を設置する施設）に渡るため、ここでの検討では先のケース0の条件下で人工バリアへの核種吸着と沈殿生成を考慮した。

図4.5.8-1(a), (b)に本ケースの条件での廃棄体グループ1のI-129, 廃棄体グループ2のNp-237とU-238について人工バリアからの漏洩挙動と天然バリアからのそれを比較した。いずれの岩種の場合でもI-129の被ばくの影響が最大となる処分後（2～3万年程度）経過後には、人工バリアからの放出がほぼ終了するという結果となった。一方、吸着性が大きく、且つ沈殿生成の可能性があるNp-237とU-238は大部分が人工バリア内に残り、天然バリアからの核種漏洩は極めて長時間経過後に起こるという結果となった。

なお、緩衝材を設置しない廃棄体グループ3、廃棄体グループ4の処分施設についても、人工バリアからの漏洩がより速くなるものの、人工バリアからの核種の漏洩挙動は、廃棄体グループ1、廃棄体グループ2の処分施設と同様となると考えられる。

図4.5.8-2(a), (b)はそれぞれの核種が人工バリア内部に残存する量と天然バリア中に移行した量の時間変化を比較したものである。これらの図から、ガス発生によるセメント間隙水の押出しが必ず起こるとした場合、I-129が人工バリア内に存在する期間は数千年程度、沈殿性で且つセメントに対する分配係数の大きいNp-237、U-238の一部は長期に渡り人工バリア内に保持されると結果となった。

③各バリア要素の核種フラックス低減効果について

廃棄体から天然バリアまでのバリア要素を通過する間にどの程度核種漏洩量が低減するかを人工バリアを中心に各バリアからの漏洩フラックスに換算し、その最大値を比較することで、それぞれのバリアの効果を検討した。

性能評価の試算結果並びに被ばく評価上重要である半減期と分配係数の観点から、人工バリアの核種フラックス低減効果を評価する際の核種及び廃棄体グループを次の3通りとした。

・比較的短半減期で、分配係数が小さい核種：C-14（廃棄体グループ2）

・長半減期で、分配係数が小さい核種：I-129（廃棄体グループ1）

・長半減期で、分配係数が大きい核種（TRU核種）：Pu-239（廃棄体グループ2）

また、漏洩量の評価地点は、以下の4箇所とした。（図4.5.8-3）

・バリア効果なし（廃棄体中のインベントリが1年間で放出された場合）、

・充填材外側、

・人工バリア外側（緩衝材の外側）、

・天然バリア外側

なお計算は、天然バリアの透水係数10^{-9} m/sと10^{-8} m/s、また移行距離は100mの条件で行った。また、各評価地点の外側には濃度ゼロの保守的な境界条件を設定した（当該バリアの外側のバリアを考慮しないモデル）。

評価の結果を図4.5.8-4に示す。C-14（廃棄体グループ2）およびI-129（廃棄体グループ1）の最大フラックスは、多重バリアがない場合に比べて、廃棄体及び充填材により1桁程度低減され、緩衝材により更に1桁程度、天然バリアにより更に1～2桁低減された。また、透水係数が大きくなると人工バリアのフラックス低減効果はほとんど変わらないが、天然バリアによる低減効果は小さくなるため、全体としての核種フラックスの低減効果は小さくなることが分かった。

なお、透水係数が大きい場合のI-129に対する人工バリアによる核種フラックス低減効果は、C-14と比較して相対的に大きくなった。

一方で、Pu-239（廃棄体グループ2）の最大フラックスは、多重バリアがない場合に比べて、廃棄体及び充填材により4桁程度低減され、緩衝材により更に2桁程度、天然バリアにより更に10桁以上低減された。（図4.5.8-4）

上記のように、人工バリア及び天然バリアのバリア性能により核種フラックスの低減効果は十分に期待できるものと考えられる。

人工バリアによる核種フラックスの低減効果は分配係数に依存し、天然バリアのそれ

は透水係数に依存するが、天然バリアの透水係数が大きくなると、天然バリアによる核種フラックスの低減効果は低下するが、人工バリアによるそれはほとんど変わらないことが分かった。

④まとめ

吸着性が小さい I-129 や C-14 も廃棄体、充填材、緩衝材からなる人工バリアシステム要素により、1 桁程度の核種漏洩フラックス低減の可能性が示された。この効果は人工バリアへの吸着の大きい TRU 核種ではより顕著と考えられる。I-129 については天然バリアの効果が優勢となる条件もありうるが（本検討では例えば透水係数 10^{-9}m/s、移行距離 100m の場合）TRU 核種等吸着性の高い放射性核種については、人工バリアと天然バリアの両者の効果が有効といえる。

表 4.5.8-2 代表的な放射性核種の各バリアからの漏洩挙動

放射性核種	人工バリアからの漏洩	天然バリアからの漏洩
I-129、C-14 等	・人工バリア材への吸着の程度が小さく、溶解度が大きいため、緩衝材の拡散バリア効果のみが保持機能となり、1 万年程度で大部分の放射性核種が人工バリアから漏洩する。 ・ハル・エンドピースの金属中の核種は母材の溶解寿命に従い、ゆっくり漏洩する。	・岩への吸着の程度が小さいが、マトリクス拡散や分散効果により、被ばくの影響が最大となるのには 2 万年～数万年かかる（移行距離 100m、透水係数 10^{-9}m/s の場合）。 ・C-14 のような半減期の比較的短い核種は、天然バリア中での減衰効果が大きい。
TRU 核種とその娘核種	・人工バリア材への吸着の程度が大きく、核種の溶解度が低いことから、より長期間にわたってゆっくり漏洩する。	・岩への吸着の程度が大きいため、核種の移行遅延効果が大きく、線量影響が最大となるのにも相当の時間を要する。

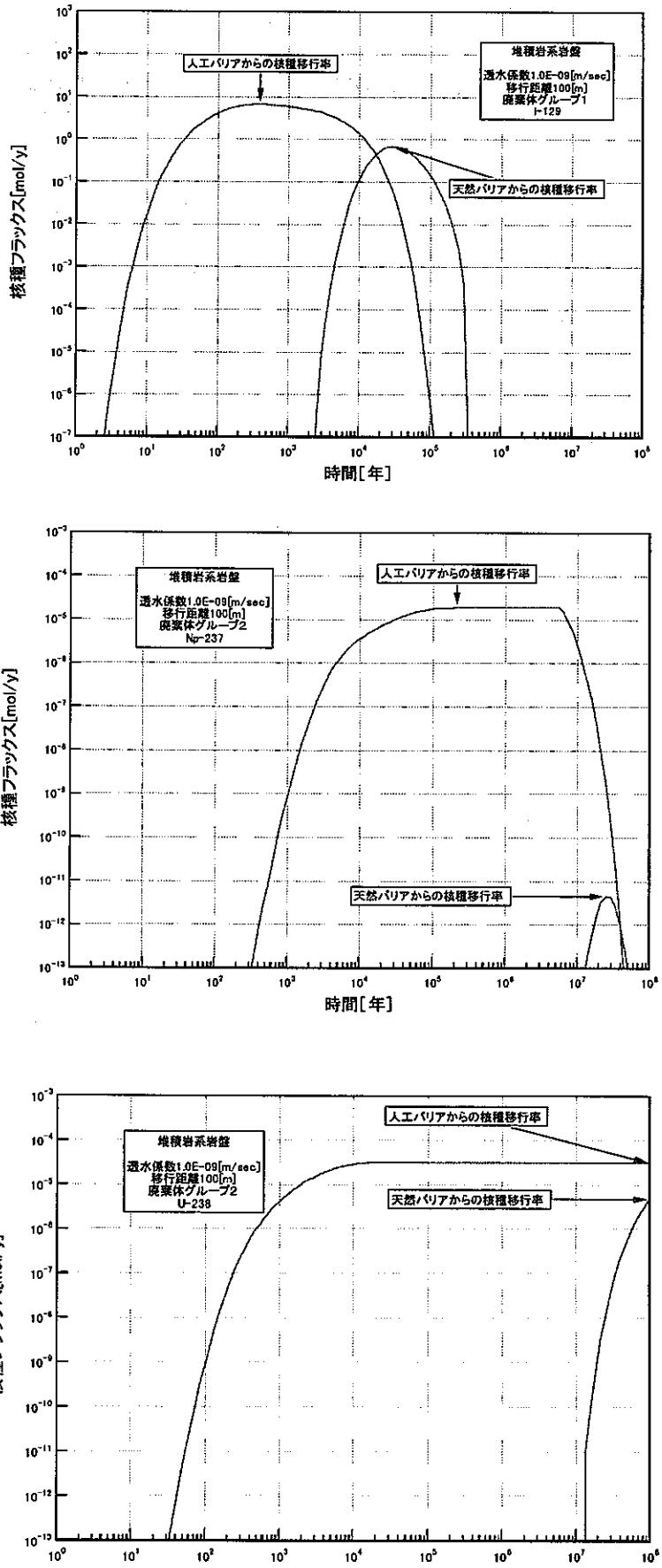
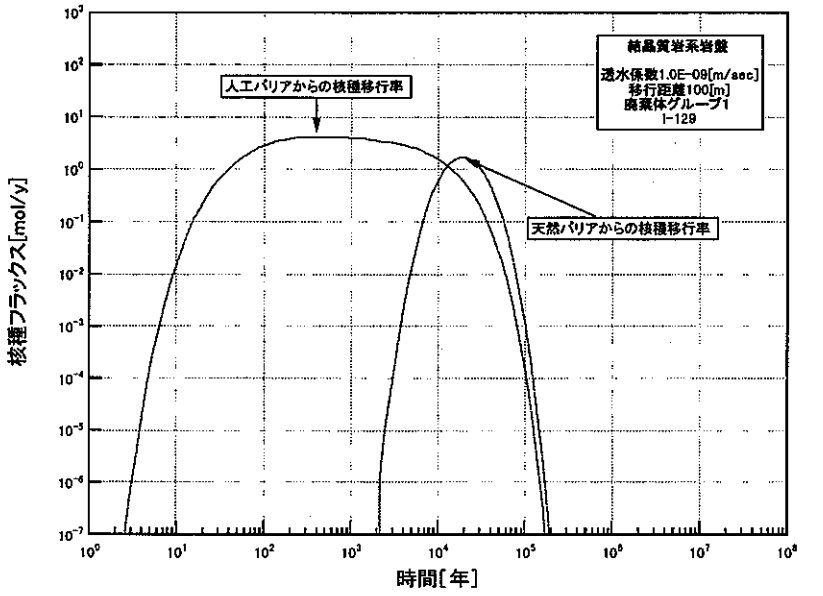
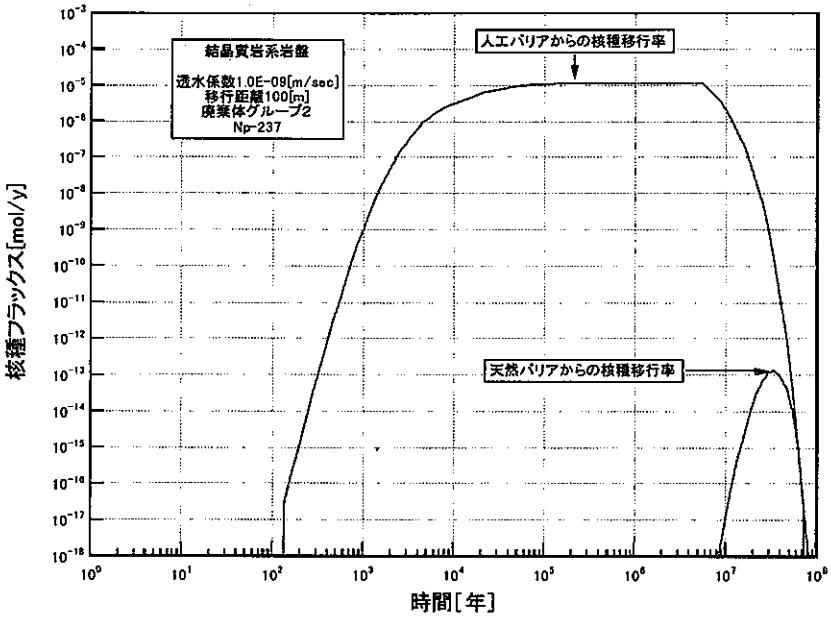


図 4.5.8-1(a)　堆積岩における人工バリアおよび天然バリアからの核種移行挙動の比較





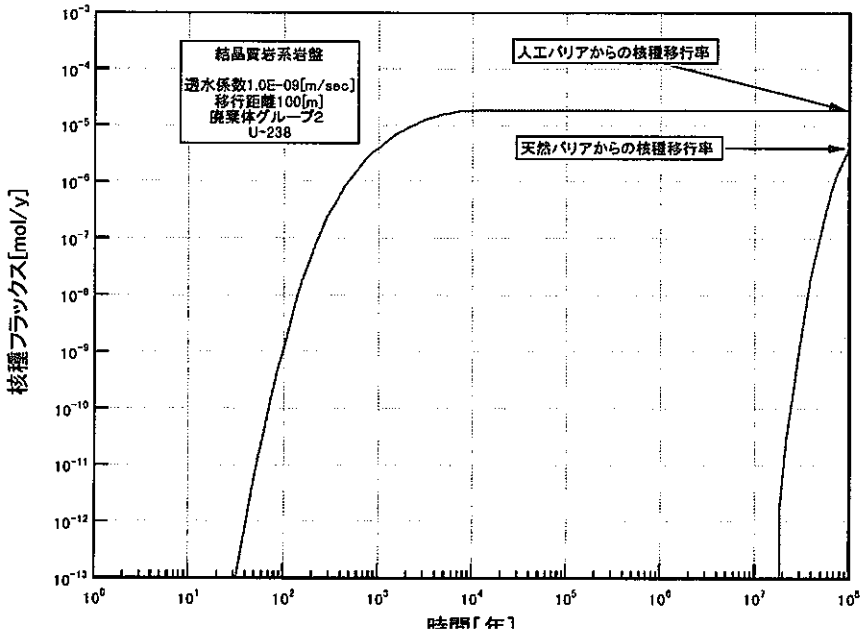


図 4.5.8-1(b)　結晶質岩における人工バリアおよび天然バリアからの核種移行挙動の比較

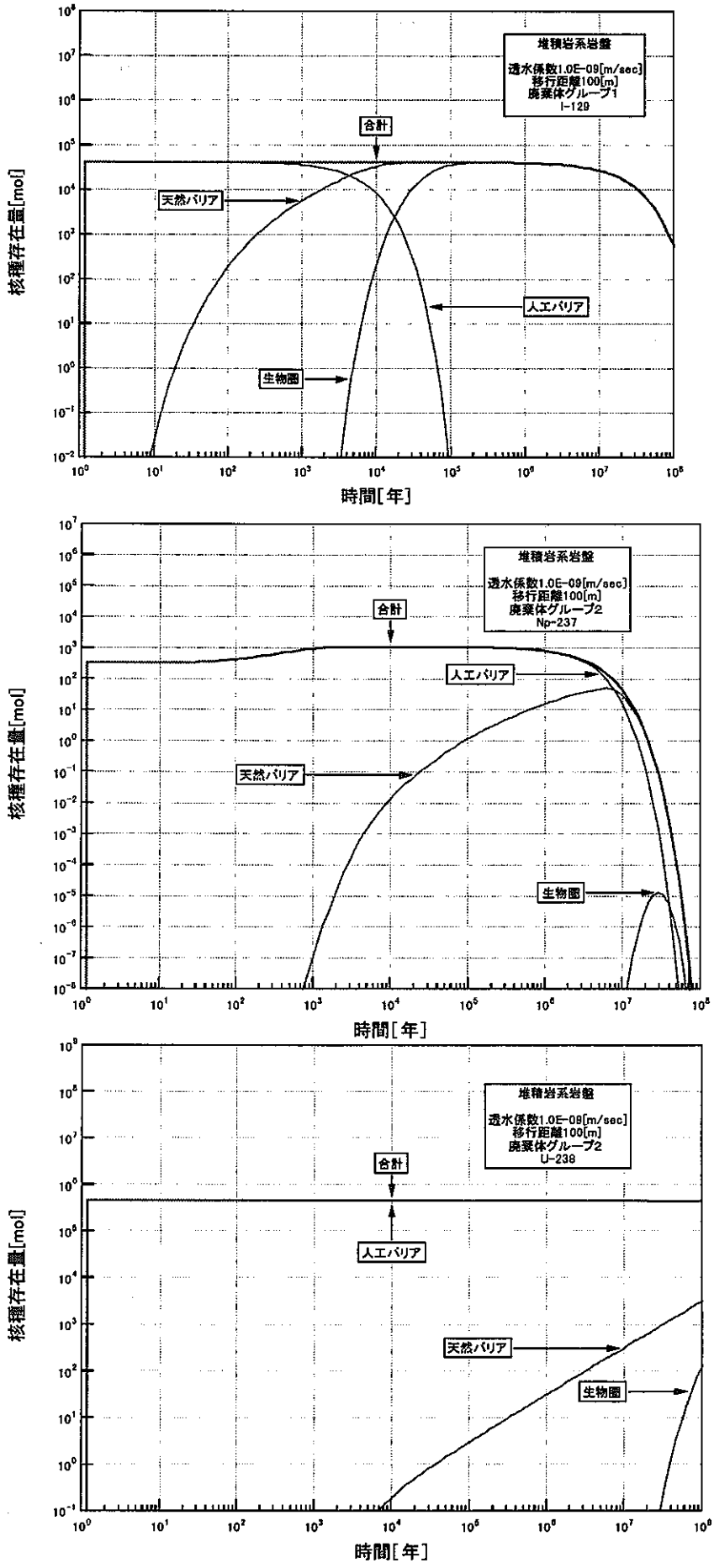


図 4.5.8-2(a)　堆積岩における各バリア内での核種の存在量の時間変化

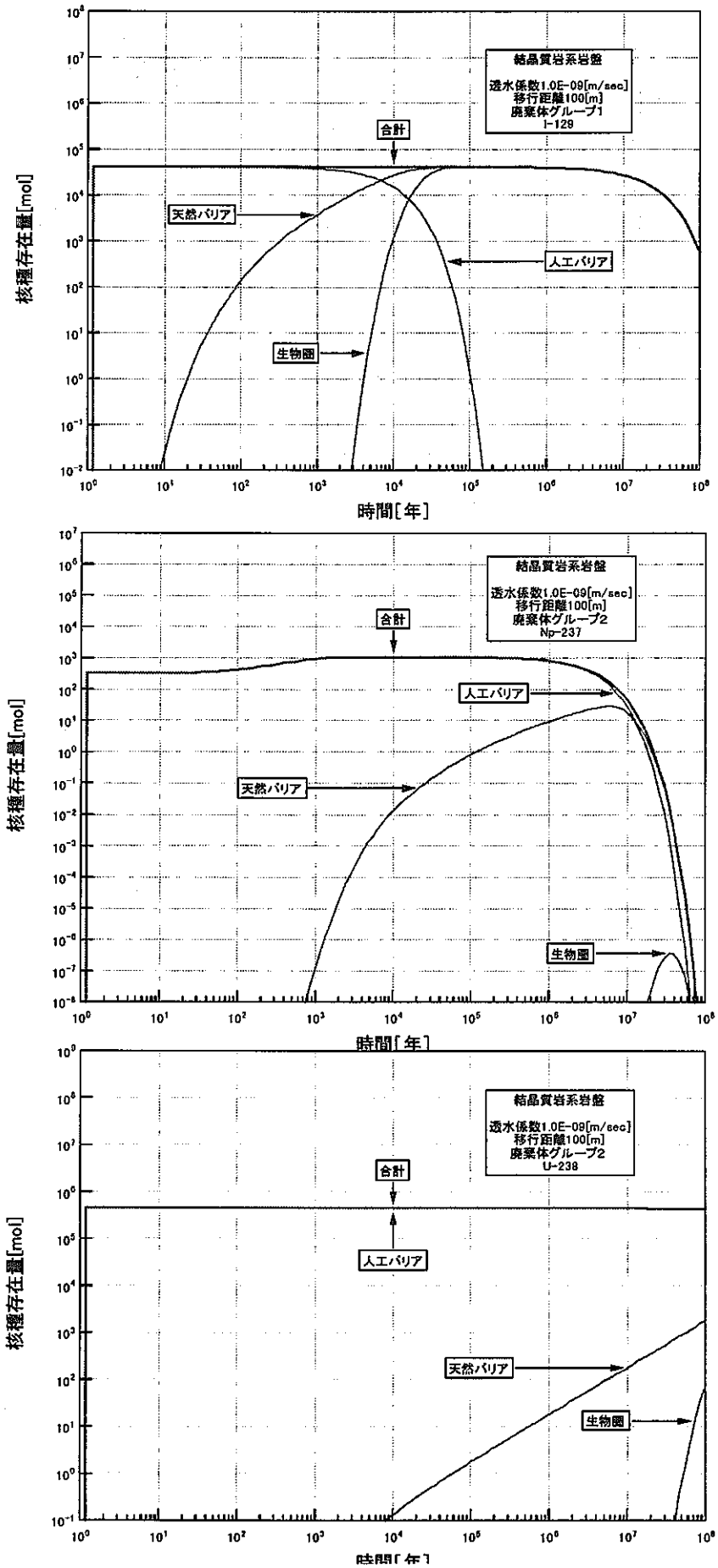
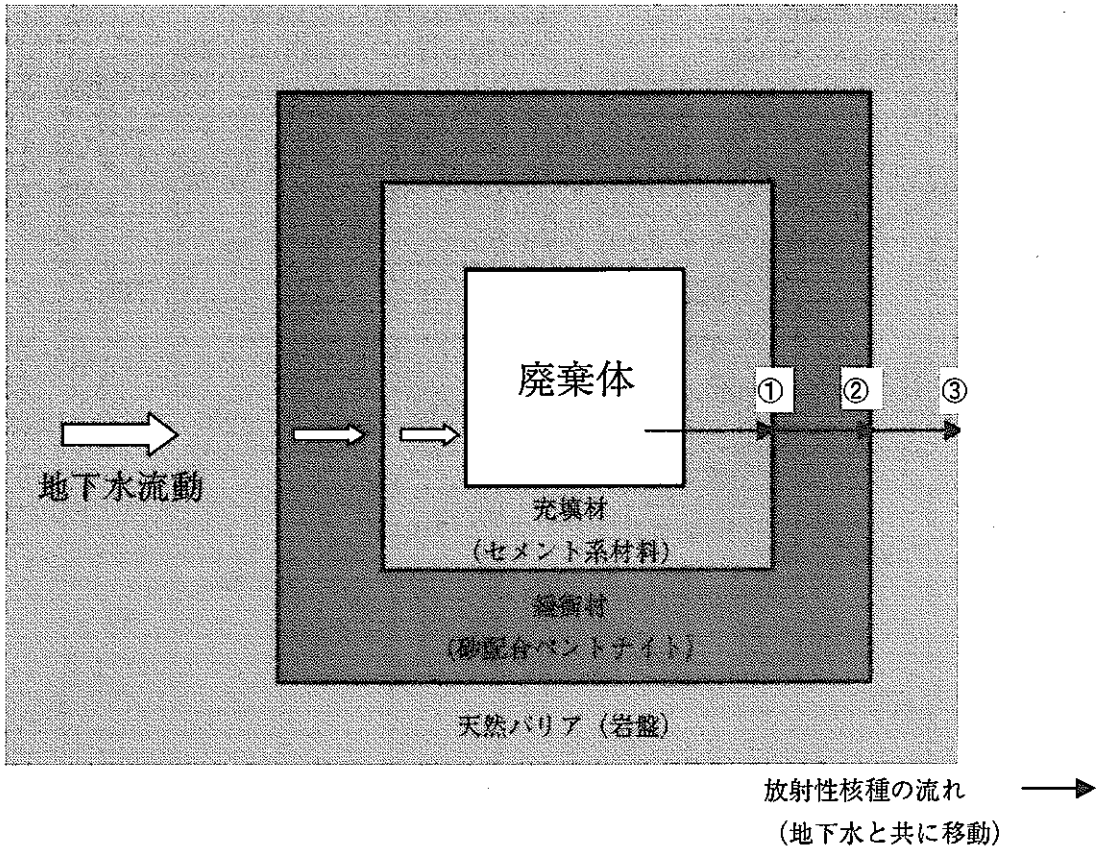


図 4.5.8-2(b)　結晶質岩における各バリア内での核種の存在量の時間変化



[各バリアに期待されるバリア機能]

（1）廃棄体：収着、沈澱、腐食率（ハル・エンドピース）による核種の放出率低減

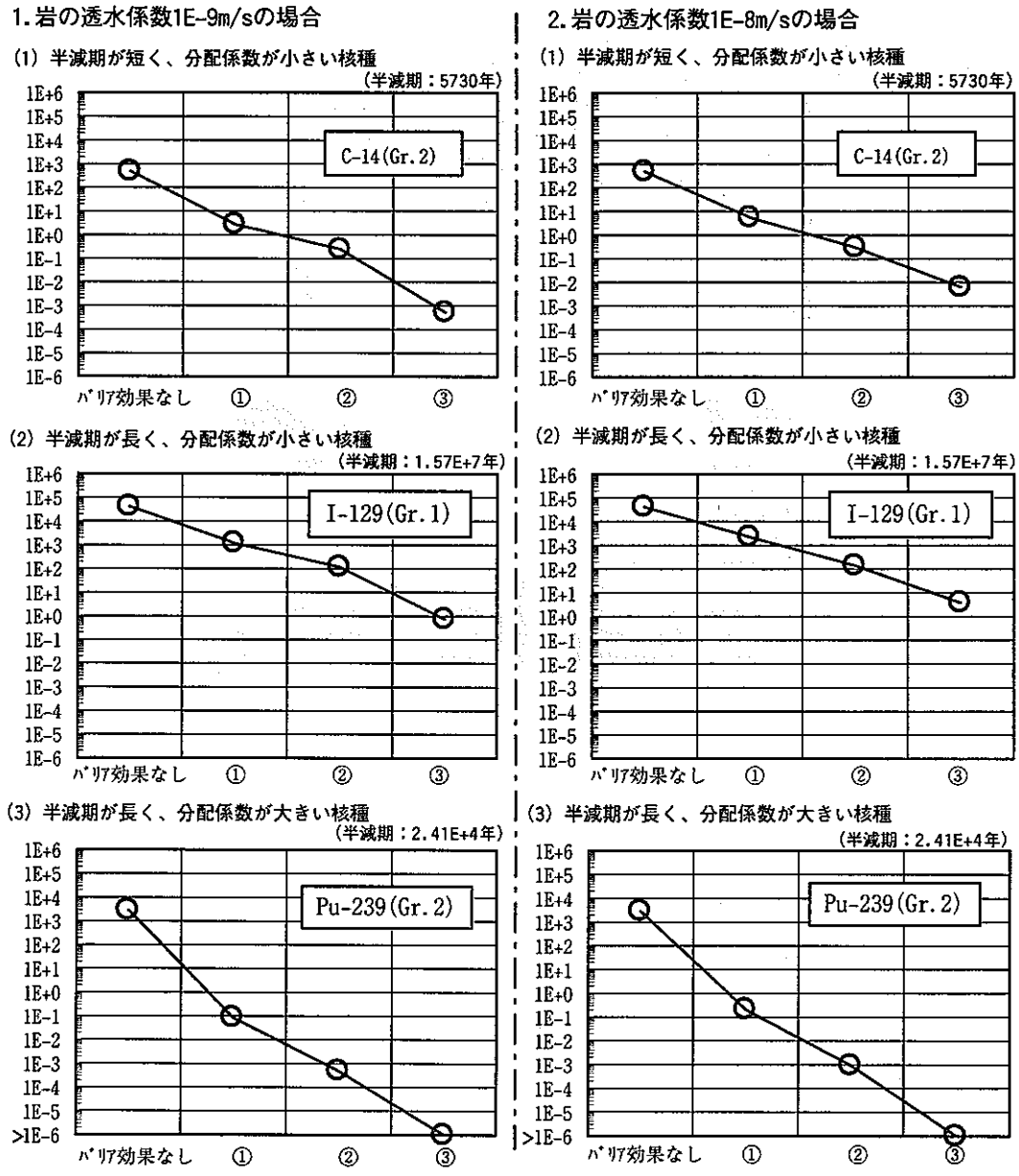
（2）充填材：収着、沈澱による核種の放出率低減

（3）緩衝材：拡散、収着、沈澱による核種の放出率低減、コロイドの移動抑制、外部荷重に対する応力緩衝性

（4）天然バリア：移流、分散、収着による核種の放出率低減

注）廃棄体に含まれる放射性核種が、廃棄体自身,および各バリア要素の境界①～③の各評価地点から外側に移行するフラックスを評価した。人工バリア内部についての計算では、当該評価地点の外側のバリア要素を設置しない境界条件とした。

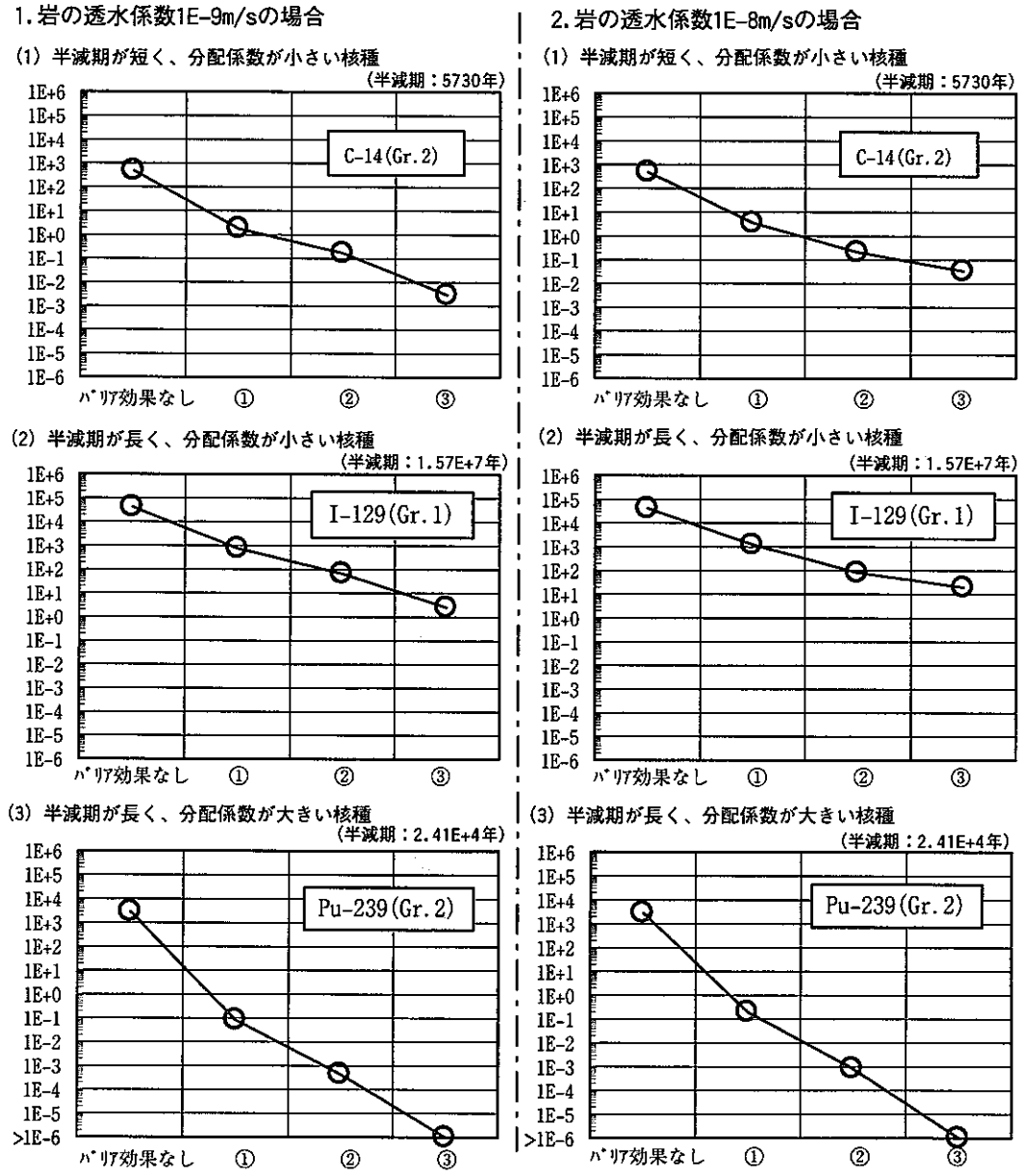
図 4.5.8-3　放射性核種に対する各バリアのバリア機能の概念図



注）①：充填材の出口からの核種フラックス
②：緩衝材の出口からの核種フラックス
③：天然ﾊﾞﾘｱの外側から生物圏に入る核種フラックス
バリア効果なし：現実的にはないが、廃棄体に含まれるインベントリが1年間で生物圏に放出される場合の核種フラックス

※グラフの縦軸は核種フラックス(mol/y)を表わす。

図 4.5.8-4(a)　各バリアによる線量低下効果（堆積岩）



注) ①：充填材の出口からの核種フラックス
②：緩衝材の出口からの核種フラックス
③：天然ﾊﾞﾘｱの外側から生物圏に入る核種フラックス
バリア効果なし：現実的にはないが、廃棄体に含まれるインベントリが
1年間で生物圏に放出される場合の核種フラックス

※グラフの縦軸は核種フラックス
(mol/y)を表わす。

図 4.5.8-4(b)　各バリアによる線量低下効果（結晶質岩）

(2)地層処分研究開発第2次取りまとめ一次元平行平板モデルの重ね合わせによる評価方法との比較

地層処分研究開発第2次取りまとめの評価では、亀裂性岩盤の3次元の亀裂ネットワークモデルの評価結果を一次元平行平板モデルの重ね合わせ（以下、「重ね合わせモデル」と言う。）によって近似できることが確認されていること等の理由から、この重ね合わせモデルによる評価方法を適用している。この評価の概念を図4.6.8-5に示す。

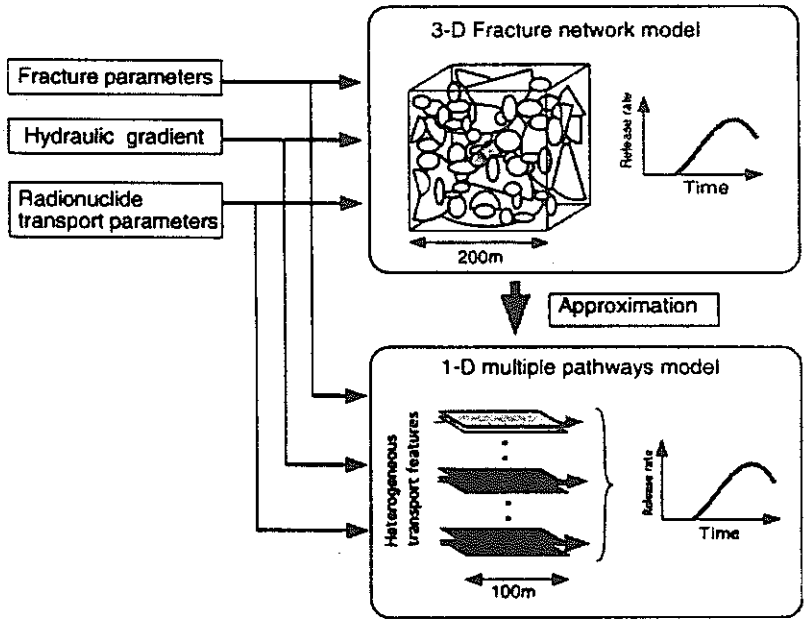


図4.5.8-5　一次元平行平板モデルの重ね合わせの概念

4.4.6で実施した一次元平行平板モデルによる評価結果の妥当性を検討するために、本項において重ね合わせモデルを用いて評価を行った。重ね合わせモデルで使用した透水量係数分布は、地層処分研究開発第2次取りまとめの評価で採用されているものと同じである。その他、評価に必要なデータについては、ケース0と同じである。核種の入力ソースについてはケース0の人工バリア材中の核種移行解析において得られる、掘削影響領域での核種のフラックスを用いた。

図4.6.8-6に一次元平行平板モデル（ケース0）の解析結果（4.6.6参照：透水量係数5×$10^{-10}m^2/s$）を図4.6.8-7に重ねあわせモデルによる解析結果を示す。重ねあわせモデルでは、

透水量係数の大きな核種の移行経路を考慮しているために一次元平行平板モデルと比較して、早期に線量の立ち上がりがみられ、両評価での線量の経時変化は異なっている。両モデルともに線量を支配する核種は、I-129, C-14 及び C-36 である。最大線量の比較において、一次元平行平板モデルでは約 0.5μSv/y であり、重ねあわせモデルでは、その値の約 1/2 である。

これらの結果より最大線量で比較すると一次元平行平板モデルの解析結果が重ねあわせモデルの評価よりより保守的な結果を与えていることが分かる。

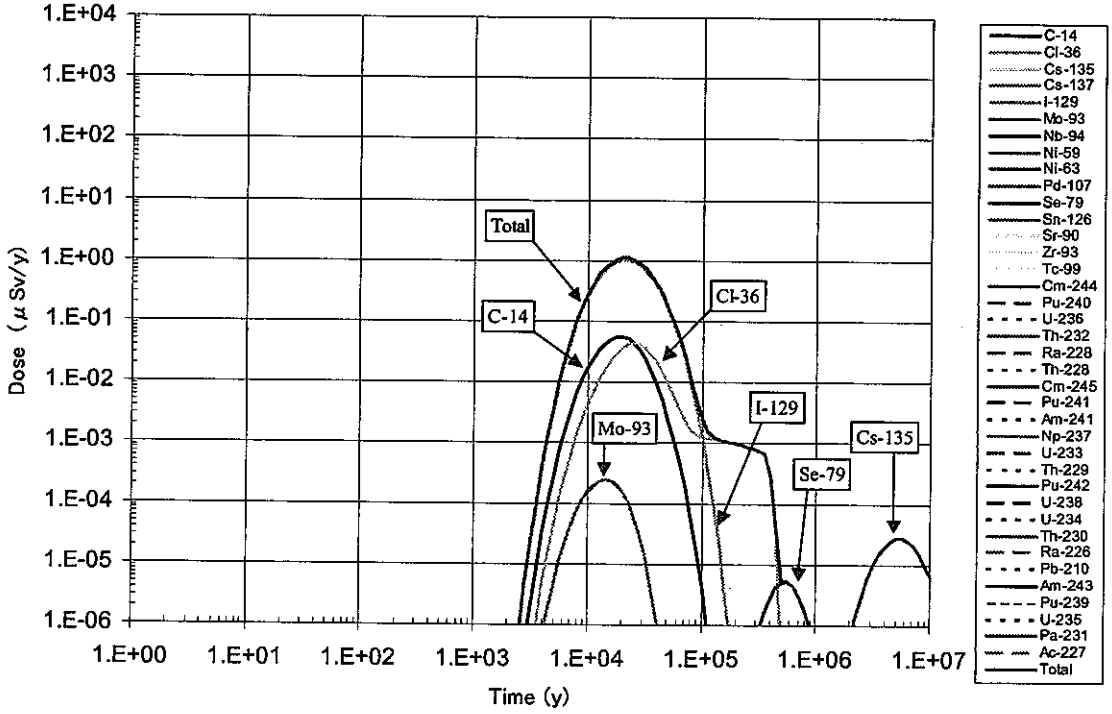


図 4.5.8-6　一次元平行平板モデルによる解析結果（ケース 0　4.4.6 参照）

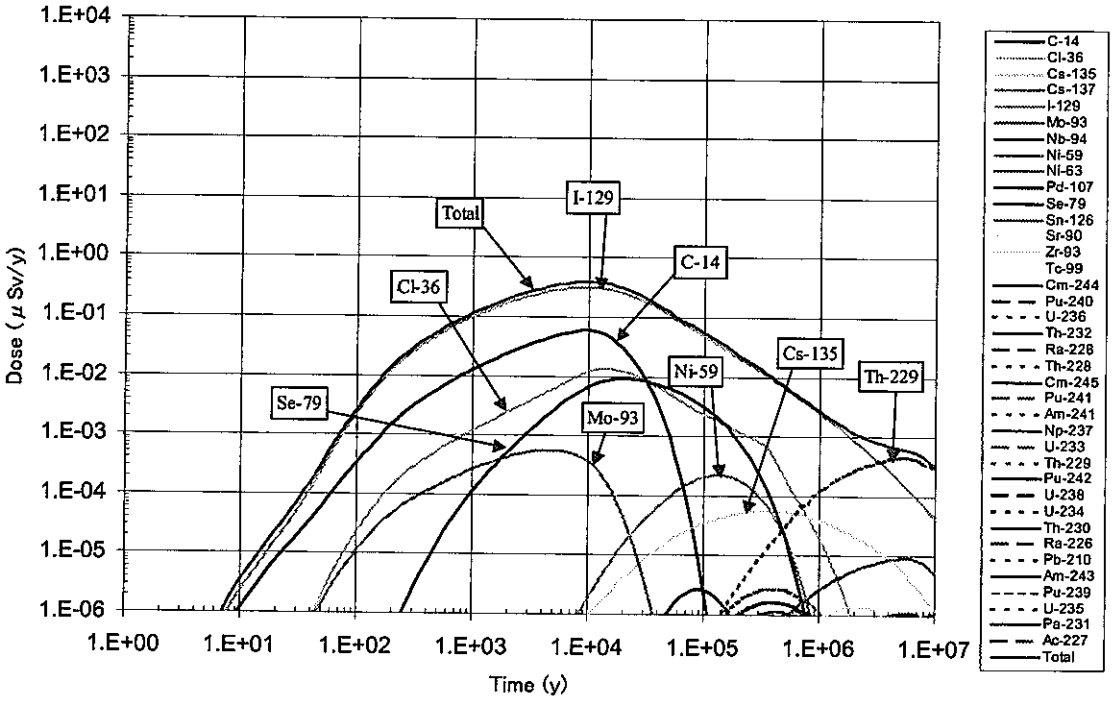


図 4.5.8-7　重ね合わせモデルによる解析結果

(3)不確実性

①シナリオの不確実性

本検討の性能評価における不確実性について、シナリオの考え方、用いたモデルやデータの選択の幅から、以下のようにまとめることができる。

シナリオ選定における不確実性については、本検討では地下水移行シナリオの基本ケースに限定しており、隆起や気候変動等の環境条件や生物圏の変化を考慮していない。また人間侵入については、地層処分研究開発第2次取りまとめと同様の考え方による評価が可能であるが、本検討では実施していない。

上記の変動および人間侵入のシナリオの評価方法が定まった後に、これらを当該廃棄物処分に適用した場合には評価結果の幅がある程度変わり得ることも想定される。

地下水移行シナリオ基本ケースについては、FEP，PID を利用することにより評価の対象とすべきシナリオを注意深く系統的に抽出してある。生物圏での核種を人間が取り込むシナリオは、本検討では河川水利用シナリオのみを対象としており、河川による希釈水量は保守的に小さな値を設定しているものの、シナリオの幅としては狭い。

生物圏シナリオの選択による被ばく線量の不確実性については、地層処分研究開発第2次取りまとめ[1]で詳細に検討されており、我が国における代表的な生物圏パラメータを用いて各生物圏シナリオでの放射性核種フラックスから線量へ換算する係数の変動幅を求めている。保守的シナリオとして井戸水利用シナリオがあげられ、我が国の井戸の汲み上げ水量からの推定により、先の河川水利用シナリオに対して2桁小さい希釈水量が設定されている。

このことにより、線量換算係数が2桁大きくなる可能性が示唆されている。一方で、海水を経由するシナリオでは沿岸域の海水による希釈水量が大きいことにより、同係数が2～3桁小さい。このように希釈水量は線量の評価結果に大きく関与し、適切な値の設定が重要である。

当該廃棄物処分時の主要核種であるI-129とC-14については、地層処分研究開発第2次取りまとめでは、上記の生物圏シナリオの不確実性が議論されていない。しかしながら最も被ばくに寄与するI-129については安定同位体を多量に含む海草による生物的希釈も期待できる可能性がある。

②モデルの不確実性

モデルの不確実性については、まず第一に本検討ではセメント領域、すなわちセメント固化体とセメント充填材の領域を混合相として扱い、セメント間隙水との吸着分配平衡を仮定した点があげられる。このモデルはセメント構造物の物理的バリア効果を考慮しない点で保守的であるが、今後セメント領域に亀裂が発生した際の人工バリアからの核種漏洩や被ばく線量への影響に対して同モデルの保守性を調べる必要がある。

ベントナイトの変質については研究はなされているものの、知見が十分でない反応も多く、本検討ではカルシウム化反応のみを取りあげた。種々の変質反応を経た材料の諸パラメータの取得はその反応の可能性も含めて今後の課題として位置づけ、本検討ではベントナイト緩衝材が所定の性能を発揮できる期間や性能パラメータの一つである透水係数の影響を感度解析的に調べた。

掘削影響領域（EDZ）の幅を 1mに設定したが、幅をより大きく設定することによりEDZ 領域の間隙水体積が大きくなり、緩衝材から漏洩した核種濃度がより低く算出されるため、人工バリアからの核種漏洩フラックスが大きくなる。

従って、人工バリアからの核種漏洩量の議論では 1m幅の設定の妥当性の確認が必要となる。一方、被ばくへの影響については、本検討で設定した 10^{-9}m/s 程度の岩盤の透水係数では、支配核種である I-129 の人工バリアからの漏洩期間が天然バリア中の移行時間と同程度であるため、被ばく線量への影響が小さいという結果となっている。（例えば図 4.5.8-1，図 4.5.8-2 参照）

堆積岩系岩盤は本検討では亀裂のない均質多孔質媒体として扱っている。不均質性については知見不足のため検討を行っていない。結晶質岩系岩盤については一次元平行平板亀裂モデルを採用したが、地層処分研究開発第 2 次取りまとめで採用された亀裂ネットワークモデルに基づく一次元平行平板亀裂の重ね合わせモデルとの比較評価を行い、モデルの違いの影響が小さいことを確認した。

なお、本検討の核種移行計算で用いたコードは、Nagra のコード、電中研のコード[2]とのベンチマーク試験（I-129 の移行挙動試算）により、ほぼ同程度の計算結果が得られるモデル体系、コーディングであることを確認済みである。

また、本検討で用いた生物圏モデルは移行係数を用いた単純なモデルであるが、我が国の低レベル放射性廃棄物の安全評価やクリアランスレベルの評価で用いられた実績があり、さらには、地層処分研究開発第2次取りまとめで用いられたコンパートメントモデルによる主要核種についての線量換算係数との比較では、双方のモデルで類似した値が得られた。

③パラメータの不確実性

最後に線量計算に用いた諸パラメータ値の不確実性については、調査したデータの変動の中から基本的に保守的な数値を設定することで安全側の評価結果となるようにした。

例えば、基本となるケース0では、セメントに対する各核種の分配係数をセメントの長期劣化を考慮した場合の値の幅の中で小さい値を設定している。

各パラメータのデータの幅については直接その影響を評価していないが、重要な事象として想定したものについては、データの幅の影響を評価している。特にI-129とC-14の岩に対する分配係数の被ばく線量への影響は、核種の移行距離と岩の透水係数とともにパラメータの感度を知る上でも重要であり、本検討でも感度解析のケースとして取りあげた。生物圏パラメータは決定論的に設定したが、特に希釈水量は保守的に小さな値を設定した。

参考文献

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

[2] 塚本政樹，藤田智成：セメント系材料との相互作用による岩石および緩衝材の変質反応シミュレーション，付録，電力中央研究所報告，(2000).

4.6 安全性の検討のまとめ

ＴＲＵ廃棄物処分の安全性は、基本的に高レベル放射性廃棄物の安全性の検討と同様に検討できると考えられることから、本検討では、地層処分研究開発第２次取りまとめを参照しつつ、ＴＲＵ廃棄物の特徴を考慮した地下水シナリオに対して多重バリアシステムの性能評価を実施した。

検討の前提条件として、我が国の地質環境条件を大きく結晶質岩（花崗岩）と堆積岩（凝灰岩・泥岩）の２つに分類し、地下深部で期待される岩盤の透水係数ならびに平地の動水勾配の範囲から、それぞれの平均的な透水係数（10^{-9}m/s）及び動水勾配（0.01）をレファレンスの地質環境条件とした。さらに、地下水化学組成は、代表的な降水系高 pH 地下水組成とした。なお、生物圏では河川水利用シナリオを想定し、多重バリアシステムの性能を線量で評価した。

シナリオ解析では、TRU 廃棄物処分で想定される環境条件及び種々の事象、ならびにそれらの相互の関連について、諸外国の研究事例等も参考にして網羅的な情報収集と、重要項目の抽出を図り、性能評価のシナリオを設定した。さらに、考慮すべき重要な事象とその関連性を、性能評価で具体的に扱うためのモデルやコード、パラメータを調査整理した。

環境条件解析では、核種移行解析で必要となる種々の環境条件の設定と、考慮すべき現象の抽出を目的として、シナリオ解析で抽出した諸現象を明らかにするための詳細な解析、文献調査を行った。

諸現象の解析評価では、現実的な範囲で保守的なパラメータ設定を行い、解析での境界条件も含め保守性を確保することを基本とした。セメント系材料の長期安定性については、地下水との反応による変化を考慮した。緩衝材についてはセメント系材料から溶出するカルシウムの影響によってカルシウム化が生ずることを考慮した。ゼオライト化については、それへの変質には長期間要すると判断したものの、今後、定量的評価に向けた研究の実施が望まれる。C-S-H への変質についても同様である。高ア

ルカリプルームの影響については、岩盤の分配係数にセメント系材料の分配係数のデータを用いたが、その取り扱いの妥当性ならびに分配係数以外のパラメータについても検討を進める必要がある。硝酸塩の影響については、その長期挙動に関わる実験的データは乏しい。本検討では、地下水のイオン強度が高くなることを想定し、海水系の地下水などで取得されたデータを核種移行解析に用いたが、今後、実験的にデータを取得し、この設定の考え方の妥当性を検討する必要がある。

核種移行解析では、環境条件解析の結果を基に、解析ケースとパラメータを設定し、一次元多孔質媒体モデルならびに一次元平行平板亀裂モデルによる解析を行った。その結果、人工バリアの変質やガス発生等のＴＲＵ廃棄物処分に特有の現象が処分システムの性能に与える影響は小さく、いずれの解析ケースも、諸外国の地層処分に係わる基準線量の範囲を下回り、TRU 廃棄物処分の安全性が確保される見通しが得られた。

線量への寄与が最も大きい廃棄物は廃棄体グループ 1 の廃銀吸着材であり、同廃棄物に含有される I-129 が支配核種となる。次いで廃棄体グループ 2 のハル・エンドピース廃棄体に含有される C-14 である。従って、今後、これらの支配核種の挙動に関する信頼性の高い実測データの充実整備が重要な課題の一つといえる。

一方、アクチニド核種の線量当量への寄与は相対的に小さく、人工バリア及び天然バリアの双方においてほとんど溶解度には達せず、良好な吸着能により保持されていることが確認できた。今回の核種移行解析では、有機物やコロイドの影響等は小さいものとして考慮していないが、今後、詳細な解析評価を行い影響が小さいことを確認していくことが必要である。

また、以上の結果は、地下水シナリオの基本ケースに対するものであり、今後、天然事象の長期変動の影響を考慮した変動ケースに対する検討を実施し、性能評価の信頼性の一層の向上を図っていく必要がある。

第５章

第5章　今後の技術課題

以上の検討により、TRU廃棄物の具体的な処分施設概念とその安全性の見通しが得られた。本検討においては、現状の技術に基づく処分施設概念を例示的に示したが、TRU廃棄物処分に特有な現象の評価においては、現状の知見の範囲内で保守的と考えられるモデル／データを用いた。これらを用いた検討の結果、処分の安全を確保することは可能であると考えられるが、今後は処分技術の合理化、詳細化並びに安全評価の信頼性の向上を目指し、データの取得整備、特有な現象のより正確な把握とモデルの構築などを行うことが重要である。

また、今回の検討では、バリア材への吸着性が小さい長半減期のI-129の濃度が高い廃銀吸着材も地層処分の対象として検討したが、廃銀吸着剤については、現在、高性能固定化技術に関する基礎的研究が進められており、これらの研究開発を通じて処分の合理化や安全性の一層の向上を目指すことが重要である。さらに、廃棄体の放射性核種濃度、閉じ込め性能、健全性に関するデータは、安全かつ合理的な処分を行う上で不可欠であることから、これらのデータベースの充実整備を図るとともに、廃棄体の品質管理、検認手法の整備を図っていく必要がある。

5.1　研究開発項目

具体的には、以下の研究開発項目が上げられる（表5.1-1）。

(1)安全評価の信頼性の向上

今回の解析評価の結果、I-129，C-14等のような易溶性核種が処分システム性能の支配核種になることが明らかになったが、これらの核種による処分システム性能への影響は、バリア材への吸着係数等に大きく依存することから、今後処分環境条件下での信頼性の高い実測データ等の充実整備を図ることが必要である。

また、今回は、廃棄体の性状に起因して生じ得る特有な現象であるセメントの長期的な溶解変質と高pHプルームの影響、高pH環境下でのベントナイトの変質、ガスの発生移行の影響、硝酸塩等の影響などについて、現状の知見の範囲内で保守的と考えられるモデル、データを用いて評価を行った。今後は、安全評価の信頼性の一層の向上を図るため、それ

らの現象について、室内試験等を通じ、モデル／データの妥当性、裕度の確認、データの充実を図る必要がある。

(2)処分技術の合理化、詳細化

TRU 廃棄物は発熱が少ないため、大空洞への集中埋設処分が可能であり、廃棄体の性状に応じて複数のグループに分類し、それぞれの性状に応じた適切な人工バリアを構築することにより、合理的な処分施設の設計施工が可能であることを例示したが、今後、廃棄体の区分と安全規制の考え方などの整備の進捗を踏まえつつ、一層の合理化、詳細化を図り、処分費用等の検討に必要な詳細な処分施設仕様等を取りまとめる必要がある。

この際に、廃棄物の固化材や充填材に多用されるセメント系材料やベントナイト緩衝材の仕様、性能及びその変質などについては、さらに精緻な評価検討が必要であり、特にベントナイトのアルカリ変質の詳細評価によっては、低 pH コンクリートの開発適用なども必要となる。従って、今後とも性能評価研究の成果をフィードバックしつつ処分技術の適正化等を図っていくことが肝要である。

(3)処理技術の高度化

I-129 を多く含む廃銀吸着材については、基本的には現在のセメント固化体でも安全な処分が可能であるとの見通しが得られたが、地質環境条件の影響を受けやすいことから、処分の安全性を向上し我が国の幅広い地質環境条件に柔軟に対応していく上で有効となり得る固化体性能の向上を目指した処理技術の高度化が望まれる。

現在、表 5.1-2 に示すようなヨウ素の固定化技術について基礎的研究が進められている。図 5.1-2 及び図 5.1-2 に固化体の耐浸出性及び固化材の吸着性をパラメータとした線量影響に関する感度解析結果を示す。将来、固化体の耐浸出性が向上し、固化体の溶解期間が 10 万年程度に改善されれば、また固化材の吸着性能が現状より 2 桁程向上すれば、線量影響は 1 桁程度低減することから、それらの研究成果が待たれる。

(4)廃棄物データベース等の整備

廃棄物中の核種のインベントリー等は処分の安全評価の重要な前提条件になることか

ら、各種廃棄物について、品質管理、データベースの充実整備を図るとともに、引き続き非破壊計測技術を含めて、信頼性の高い検認手法の整備を図って行く必要がある。

5.2 研究開発の進め方

以上の研究開発を進めるに当たっては、引き続き関係各機関は密接に協力し、それぞれの人材、施設等を有効に活用しつつ、適切な役割分担の下で効率的に実施していくことが肝要である。また、放射性廃棄物全体の処分事業計画及び民間再処理工場の操業開始スケジュール等を踏まえながら、これらの研究成果を適宜取りまとめ、TRU 廃棄物処分の実施体制の確立及び安全規制の整備に反映していくことが重要である。

表 5.1.-1(1)　今後の研究開発項目

項目	現状の評価	今後の研究開発項目
1. 安全評価の信頼性の向上	安全性の包括的評価	より信頼性の高い評価
1. 1個別現象モデル／データ整備	現状の知見の範囲内で保守的と考えられるモデル／データの設定	モデル／データの妥当性、裕度の確認、実測データの充実
・^{129}I, ^{14}C等の核種移行データ	・システム性能を支配する ^{129}I、^{14}C の天然バリアの分配係数は、文献データ(0～1. 0ml／g)の範囲内で、類似元素(Cl)の実測データ等を参照して設定(0. 1ml／g) ・^{14}C の化学形態は現状知見が不十分のため、無機系、有機系の両ケースを検討(例えばセメント系材料の分配係数;無機系:5ml／g、有機系:0. 1ml／gなど)。 ・アクチニド核種等の高pH環境下の溶解度は既存の熱力学モデル／データを用いて計算設定、分配係数等は文献値、類似元素のデータ等を参照して設定。	○^{129}I、^{14}C 等の分配係数、拡散係数等の実測データの充実 ○^{14}C の化学形態の同定 ・セメント環境下の溶解度データの取得、熱力学データベースの整備
・セメントの溶解変質、高pHプルームの影響	・セメントをOPCで代表、主要鉱物反応を考慮(アトキンソンモデル)して、セメント／地下水反応を計算し、間隙水のpH変化を3領域に分け、各領域における溶解度、分配係数等を設定。核種移行解析では、3領域の中で最も保守的な値を使用。 ・変質セメント(領域Ⅲ)の分配係数等はC－S－Hが 1/10 程度に減少することを仮定して変質前の 1/10 に設定。透水係数は砂程度の値(10E－5m／s)を設定。 ・高pHプルームの岩への影響は現状知見不十分のため、分配係数を幅広く設定	・モデルの妥当性の確認、硝酸塩の影響確認、熱力学データベースの充実 △変質セメントの分配係数、透水係数等のデータ取得 △高pHプルーム／岩の反応とその影響の評価
・高pH環境下でのベントナイトの長期的変質とその影響	・Na/Ca イオン置換モデルによるCa型化を計算(1～3千年で全てCa化)。 ・緩衝材に対する核種の分配係数等は、文献値、類似元素のデータ等を参照し、高pH環境及びCa型化を考慮して保守的に設定(^{129}I、^{14}C 等はゼロ設定)。 ・アルカリ変質(ゼオライト化、C－S－H化)は、現状知見が不十分のため考慮せず。	△変質ベントナイトの分配係数、拡散係数等のデータ取得 ○アルカリ変質とその影響の評価及び低pHセメントによる反応抑制効果の確認
・固化体腐食浸出特性	・瞬時放出、分配平衡モデルの適用 ・ハル・エンドピース圧縮体は腐食速度律速モデル、既存の短期試験の腐食データを使用(ジルカロイ、SUSの腐食速度;3E－8 m／y)	・腐食速度律速モデルの妥当性確認、長期腐食データの取得
・ガスの発生移行とその影響	・金属の腐食速度を既存データの範囲内で保守的に設定して水素ガス発生量を計算 ・既存の有機物の微生物分解モデル／データ(GAMMON)を適用して、CH_4、CO_2 ガス等の発生量を計算 ・均質多孔媒体を仮定した二相流モデルによるガス移行を計算、押出し水量を評価	△長期腐食データの取得、反応抑制項を考慮したモデル改良(過度な保守性を排除) ・微生物分解モデル／データの妥当性確認(単純系での試験等) ・不連続体モデルの開発、適用(ガスの蓄積量低減)。
・有機物、硝酸塩等の影響	・セルロースはほとんど含まれない(ISA≦10^{-6}M では影響ない) ・アスファルトは高pH下では耐性が高く、また、核種との錯体形成能は小さい。 ・硝酸塩の影響は現状知見が不十分のため、分配係数を幅広く設定。 ・微生物は高pH下では活性化せず、緩衝材中は移行しにくいことを代表的な微生物で確認。	・アスファルト劣化生成物の同定 ○硝酸塩の核種移行パラメータへの影響に関するデータ取得 ・地下深部の微生物による確認、データの充実
1. 2システム性能評価	基本シナリオに対するシステム性能評価	その他のシナリオに対するシステム性能評価
・シナリオ解析	・TRU廃棄物処分に特有な現象を考慮した基本シナリオを設定	・シナリオの詳細化、変動シナリオ(HLW第2次取りまとめの反映)
・環境条件解析	・現状の知見の範囲内で保守的と考えられるモデル／データを用いて解析	・個別事象の詳細解析の実施
・人工バリア核種移行評価	・均質多孔媒体の移流・拡散モデル	・コンクリートのクラック等による卓越経路の影響確認(亀裂ネットワークモデル等)
・天然バリア核種移行評価	・堆積岩は均質多孔媒体の移流・分散モデルを適用 ・結晶質岩は単一平行平板亀裂モデルを適用(亀裂ネットワークモデルの近似)	・不均質多孔媒体モデルの適用 △亀裂ネットワークモデルの適用(HLW第2次取りまとめの反映)
・生物圏評価	・現行政令河川水利用シナリオ	○井戸水利用シナリオ等(HLW第2次取りまとめの反映) (コンパートメントモデル)

○印；安全評価の信頼性を向上する上で重要であり、合理化設計までに望まれるもの。
△印；安全評価の信頼性を向上する上で重要なもの。

表 5.1-1(2)　今後の研究開発項目

項目	現状の評価	今後の研究開発項目
2. 処分技術の合理化、詳細化	施設概念の検討	施設仕様の詳細検討
2. 1人工バリア技術	既存技術の適用性評価	人工バリア材の適正化
・人工バリア材料物性	・現状の知見の範囲内で変質セメントの物性を保守的に設定 ・Ca型化ベントナイトの物性は、Na型ベントナイトと同程度と判断	△変質セメント、変質ベントナイトの物性データの取得 ○低アルカリ性コンクリートの開発、物性データの取得
・人工バリア構造解析評価	・大空洞長期クリープ変形解析（大久保モデル） ・既存のモデル／コードを用いて、人工バリア構造力学安定性解析（緩衝材の圧密、クリープ変形等）を実施	・モデル／データの妥当性確認、岩盤の長期クリープデータの取得 ・変質材料の長期力学挙動データの取得 ・セメント、硝酸塩の溶出に伴う人工バリア構造力学安定性の詳細評価
・大型緩衝材施工技術等	・ケイ砂30%混合ベントナイト、乾燥密度1．6g／cm3，厚さ1mの仕様例を例示	△緩衝材仕様の詳細検討（高圧密化等による I、Cの閉じ込め性能の向上を含む） ・緩衝材施工技術等の確認
2. 2処分施設の設計施工技術	概念設計検討	詳細設計検討
・前提条件の見直し整理	・α核種濃度1GBq/t 以上の廃棄体量 18,000m³を対象	○廃棄体の区分、物量等の見直し整理
・処分施設の設計解析	・保守的な発熱量を設定して熱解析を実施 ・岩盤物性、処分深度等をパラメータとした空洞安定解析を実施	・詳細解析検討（人工バリア、岩盤の不均質性等考慮）
・処分場の建設技術	・調査検討	・詳細検討（坑道形状・支保工、ユーティリティ等の詳細、坑道／サイロ型の比較等）
・処分場の操業システム	・調査検討	・詳細検討（搬送定置方式、自動化システム、工程等） △廃棄体パッケージ開発
・処分場の閉鎖技術	・調査検討	・詳細検討（閉鎖材料特性、施工方法等）
3. 処理技術の高度化	現状処理技術の適用性評価	処理技術の高度化
・固化処理技術 ・減容処理技術等	・セメント固化体、アスファルト固化体、圧縮体（ハル・エンドピース）を想定 ・除洗、焼却、溶融、圧縮を想定	○ヨウ素の固定化技術開発（ガラス、銅マトリックス、特殊セメント固化等） ・溶融技術等
4. 廃棄体データベースの整備等	現状データの整理	データベース化、管理手法の整備
・廃棄体データベース整備	・Asp 固化体、プラスチック固化体に関しては、核種濃度の実測値等に基づきインベントリを設定。実測値の存在しない核種についてはスケーリングファクタ法を適用し、ORIGEN計算値に類似実測核種の移行率を掛けて算出。 ・その他の再処理廃棄体については、各種の間接的手法によりインベントリを評価。（ハル・エンドピース：ORIGEN計算値＋設計燃料付着率による理論計算法、雑廃棄物：原廃棄物の表面線量当量率＋ORIGEN計算値＋ANISN遮蔽計算法など） ・MOX廃棄体については、原廃棄物のPu，U実測量の統計処理値から廃棄体の代表的インベントリを設定。	・廃棄体、原廃棄物に対する核種濃度実測データの取得・拡充 ・再処理工程における核種の移行率、燃料付着率等のデータ取得・拡充
・廃棄体検認手法開発	・Asp固化体、プラスチック固化体に対して、廃棄体破壊分析法および原廃棄物分析法による核種分析法による核種分析が実施されている。 ・MOX原廃棄物に対して、中性子同時計数法によるPu量の計測が実施されている。（ドラム缶廃棄物非破壊測定装置WDAS）	・非破壊外部測定法の高感度化開発 ・測定容易な核種を利用したスケーリングファクタ法等による、直接測定不能核種のインベントリ評価手法開発

○印；処分施設の合理化設計までに望まれるもの
△印；処分施設の詳細仕様等に影響があるもの

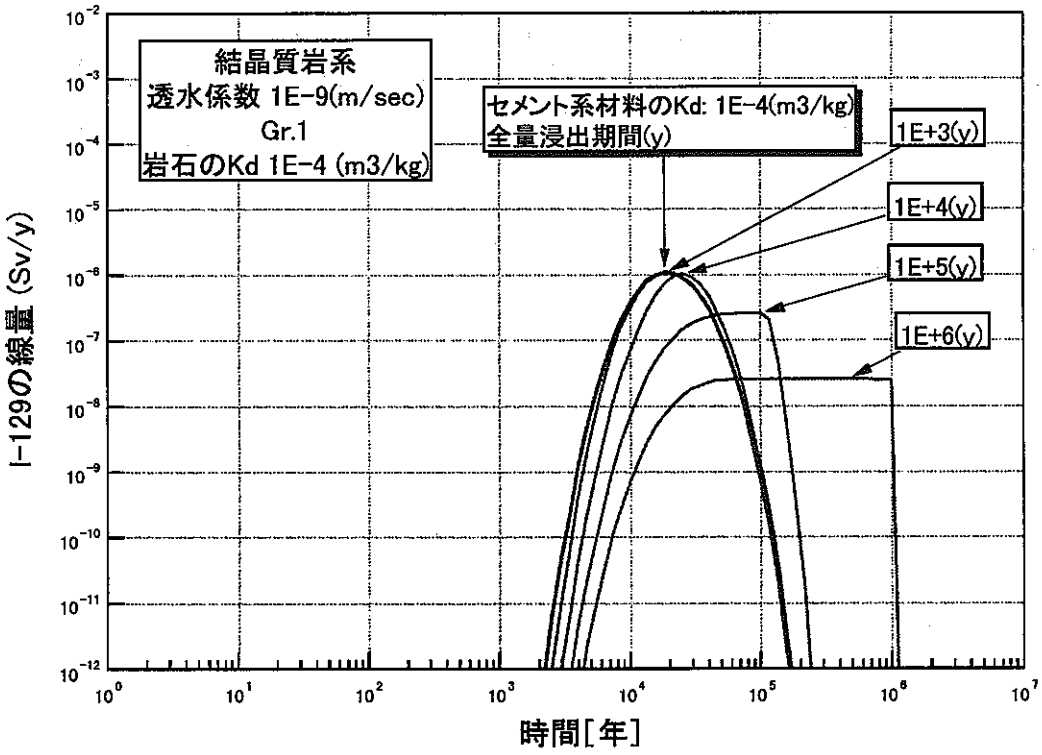


図 5.1-1　ヨウ素の線量に与える固化体の耐浸出性能の効果

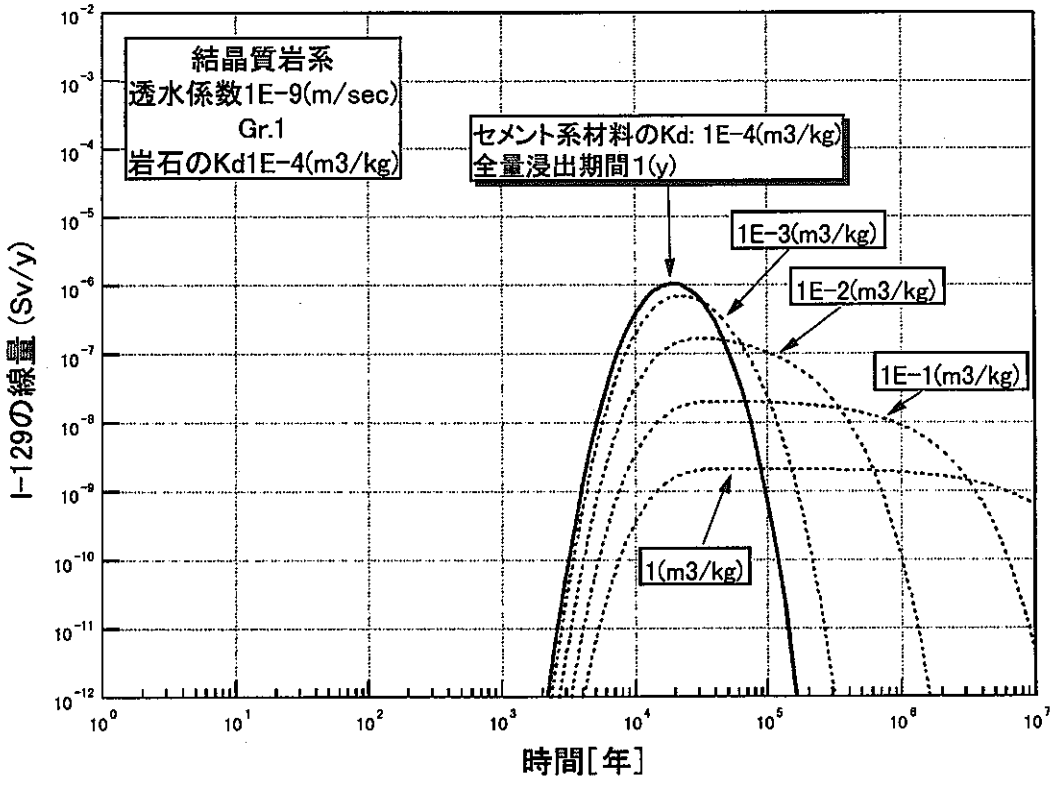


図 5.1-2　ヨウ素の線量に与える固化材の吸着性能の効果

表 5.1-2　ヨウ素の固定化技術に関する基礎的研究例

固定化方法	原理	現状の知見
ガラス固化	AgI 形態のヨウ素にガラス化材としてピロリン酸銀($Ag_4P_2O_7$)を添加し 400℃程度で溶融し、得られる AgI ガラスのマトリックスの構成元素としてヨウ素を固定化する。	これまでの研究で、試験点数は少ないものの以下のような良好な浸出率が得られている[1]。 ・初期浸出率：7×10^{-4}g/m^2/d、　・長期浸出率：5×10^{-5}g/m^2/d 第 2 次取りまとめにおけるホウケイ酸ガラスの溶解速度及びガラス固化体全量(0.15m^3)の溶解期間は、以下のように評価されている(クラック表面積考慮：固化体表面積の 30 倍) ・レファレンスケースの溶解速度：1×10^{-3}g/m^2/d(全量溶解期間約 7 万年) ・不確実性ケースの〃：1×10^{-2}～10^{-4}g/m^2/d(全量溶解期間約 7 千～70 万年) 従って、ヨウ化銀ガラスの全量溶解期間は、仮に HLW 第 2 次取りまとめと同条件で換算すると 140 万年程度、不確実性を考慮して 1 ケタ大きい浸出率としても 14 万年程度ということになる。ただし、データ数が少ないため、今後処分環境条件下での信頼性の高いデータの蓄積が必要である。
銅マトリックス固化	廃銀吸着材を銅粉末と混合し、HIP(高温等方加圧)処理又はホットプレス(高温一軸加圧)処理して、銅マトリックス中にヨウ素を物理的に閉じ込めることにより、銅マトリックスの還元環境下での優れた耐食性によりヨウ素の溶出を抑制する。	これまでの研究により、銅マトリックス固化体の腐食速度は純銅と同等であることが確認されている[2][3]。銅の還元環境下の腐食速度は、例えば SKB の評価で $5\times10^{-2}\mu$/y 程度とされているが、仮にこの腐食速度で閉じ込め期間を推算すると、100 万年程度となる。ただし、銅は硫黄成分が存在する場合、腐食の進行が加速される等、今後処分環境下の腐食研究が必要である。
ソーダライト化	ヨウ素をハロゲン元素(Cl)を構成物として含み得る天然鉱物の一種であるソーダライトの形態に変換し、安定なヨウ化ソーダライトとして固定化する。ソーダライト型化合物は低溶解性であるため、母材の低溶解性によるヨウ素の溶出を抑制する。	これまでの研究により、ヨウ化ソーダライト結晶の溶解と調和的にヨウ素が放出する事が確認されているが[4]、現在合成されている結晶は小粒径で表面積が大きいため、浸出率律速よりもむしろ溶解度律速の効果が期待される。ソーダライトの溶解度は 1.7×10^{-4}mol/l 程度と計算されるため、ヨウ化ソーダライトもこれと同等程度の溶解度として、一定の条件で閉じ込め期間を推定すると 100 万年以上となる。ただし、今後ヨウ化ソーダライトの熱力学データの取得等が課題である。
セメント固化（オゾン酸化＋セメント混練処理）	ヨウ素をヨウ素酸イオンの形態に変換するとともに、セメント水和鉱物のモノサルフェート型化合物を増量したセメントを作成し、モノサルフェート型化合物あるいは作成過程で発生するエトリンガイト型化合物中にヨウ素を化学吸着させる。セメント水和鉱物のモノサルフェート型化合物あるいはエトリンガイト型化合物がヨウ素酸イオンに対して高い吸着性を示すので、分配係数が向上する。	これまでの研究により、例えばモノサルフェート型セメントでは以下のような高い分配係数が得られている[5]。 Kd≒1000ml/g(1m^3/Kg) この程度の吸着が長期にわたって期待できれば、閉じ込め期間は 10～100 万年程度となるが、モノサルフェートは、セメント水和鉱物の中でもあまり安定な鉱物ではなく、溶解し消失することが考えられるため、今後長期安定性の評価検討が必要である。
HIP 固化	廃銀吸着材（シリカゲルが主成分）からヨウ素を分離することなく、熱間等方圧加圧（750℃、1000atm）下で岩石固化し、シリカゲルを高強度で低溶解性の結晶質（石英）に変化させる。ヨウ素は AgI の形態で石英化した難溶性、不透水性の母材中に閉じ込められ浸出を抑制される。	これまでの研究により、良好な浸出率を有する固化体が確認されている[6][7]。ヨウ素及び母材（石英中のケイ素）の規格化浸出率はともに 10^{-8}g/cm^2/day のオーダーであり、ほぼ調和的に浸出することが確認されている。この浸出率はヨウ素の全量放出期間に換算すると 100 万年オーダーに相当する。今後は処分場の地下水条件変動によるヨウ素及び母材の浸出挙動に関する長期的なデータの蓄積が必要である。

参考文献

[1] 村瀬拓也、藤原啓司他、放射性よう素固定化技術の開発－(2)よう化銀ガラスによる放射性よう素の固定化―、日本原子力学会「1997 年秋の大会」予稿集、1997

[2] 神崎学、福本雅弘、ヨウ素吸着材の銅マトリックス固化技術の開発、動燃技報、No.106, 1998.

[3] 福本雅弘、廃ヨウ素吸着剤の銅マトリックス固化体に関する研究、原子力バックエンド研究、Vol. 6, No.1,1999.

[4] 上田真三、加藤博康他、ソーダライト廃棄体によるヨウ素の固定化（1）、日本原子力学会「1998 年秋の大会」予稿集、1998

[5] 村瀬拓也、藤原啓司他、セメントによる放射性よう素の固定化（Ⅱ）、日本原子力学会「1997 年春の大会」予稿集、1997

[6] 村瀬拓也、藤原啓司他、放射性よう素固定化技術の開発－(4)HIP 法による放射性よう素の固定化―、日本原子力学会「1997 年秋の大会」予稿集、1997

[7] 放射性よう素固定化技術開発の総説、原子力バックエンド研究、6(1),p51-78 (1999)

第6章

第6章　まとめ

我が国における TRU 廃棄物の処分概念を構築するため、高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発第2次取りまとめを参照しつつ、TRU 廃棄物の特徴を考慮して、現状の技術に基づく具体的な処分施設概念と地下水シナリオに対する多重バリアシステムの性能に関する包括的な評価検討を行った。

その結果、適切な地質環境条件を有する地下深部の安定な地層中に、廃棄物の特性に応じた適切な人工バリアを設計施工することにより処分の長期的な安全性を確保し得る見通しが得られた。

今後は、処分技術の合理化、詳細化並びに安全評価の信頼性の一層の向上を目指した処理処分技術開発を進める一方、処分の実施体制、費用確保等の検討や安全規制の整備等を着実に進め、将来的には高レベル放射性廃棄物の地層処分を考慮して、合理的な対応を図って行くことが肝要である。

おわりに

本検討書の取りまとめにあたっては、多方面にわたる関係機関の関係者、研究者の方々に多大な協力とご指導を賜りました。ここに心より深く感謝いたします。

付　録

海外における超ウラン核種を含む放射性廃棄物の地層処分概念について

1. はじめに

再処理施設及びMOX燃料加工施設の運転・解体に伴い発生する「超ウラン核種を含む放射性廃棄物」の処分方策については、国際的に共通な考え方とも合致していることがその処分概念の技術的な成立性の裏付けの一つとなることはもとより、国民の理解を得る上でも重要な要件の一つと考えられる。

このため、海外において我が国より先行して検討がなされている超ウラン核種を含む放射性廃棄物処分の基本的考え方（処分方法の選択）、処分概念について調査を行い、その結果を同処分概念検討の一助としてきた。そこで、海外における超ウラン核種を含む放射性廃棄物のうち、「地層処分」が考えられているものについての処分概念の概要を以下に述べる。

2. 処分の基本的考え方（処分方法の選択）

海外における超ウラン核種を含む放射性廃棄物処分の基本的考え方（処分方法の選択）についてのまとめを表1 (p.11)に示す。なお、ここではIAEAの安全指針における定義に従い、地層処分とは「人工バリア及び地下数百m程度の安定な地層の天然バリアにより、廃棄物を隔離すること」とし、また浅地中処分とは「人工バリアが有り、または無しで地表の上または地下において数m程度の最終的な覆いをかけて処分すること。又は、地下数十m程度の空洞に処分すること」とした。

米国（軍事施設から発生する廃棄物のみ）、英国、フランスにおいては、超ウラン核種を含む放射性廃棄物を浅地中処分した場合の公衆に対する被ばく評価の結果から、廃棄物に含まれる被ばく評価上重要な放射性核種の濃度が設定され、これらの濃度以下のものについては地表近傍おける浅地中処分が行われており、またこれらの濃度を超えるため浅地中処分ができないものについては地層処分が考えられている。

一方、スイスにおいては放射性核種濃度によらず全ての放射性廃棄物について地層処分が考えられており、全ての放射性廃棄物処分の長期的安全性は、多重のパッシブなバリアにより確保されなければならないとされている。

また、ドイツにおいても全ての放射性廃棄物について地層処分が考えられているが、この背景は、人口密度が高いこと、種々の気候条件を考慮したこと及び適切な地層が存在していることであるとされている。

なお、ベルギーにおいては短寿命の低レベル廃棄物は浅地中処分または地層処分が考えられ、長寿命の低・中レベル廃棄物は地層処分が考えられている。

3. 地層処分施設概念の概要

以下では、海外における同処分施設概念について、a.処分の対象とされる廃棄物、b.処分場（候補地）、地層、地形、c.処分深度、d.処分空洞の形態、e.人工バリア及び付属構造物の各項目について述べる（表2 (p.12)、添付 (p.13～19)参照）。

(1)米国（p.13 参照）

米国においては、商業用発電所から発生する使用済燃料については、再処理は行わず直接処分を行うこととされているが、軍事施設からは超ウラン核種を含む放射性廃棄物が発生している。

この軍事施設から発生する同廃棄物のうち、それに含まれる放射性核種濃度が比較的高いため、浅地中処分できないもの（TRU 廃棄物）については、ニューメキシコ州南東部のカールスバッド近郊にある廃棄物隔離パイロットプラント（WIPP）にて地層処分することとしており、1999 年 3 月に廃棄物の搬入が開始された。

a.対象廃棄物：軍事施設から発生する TRU 廃棄物。

b.処分場、地層及び地形

・処分場： WIPP（ニューメキシコ州南東部のカールスバッド近郊）。

・地層： 岩塩

・地形： 低地

c.処分深度：地下約 650m（岩塩層のほぼ中間点に位置する）

d.処分空洞の形態：CH-TRU 廃棄物（Contact-Handled TRU Waste.、≦2mSv/h）の処分は坑道型（10mW×4mH）、RH-TRU 廃棄物（Remote.-Handled. TRU Waste.、≧2mSv/h）の処分は処分孔型（0.8m ϕ）である。

e.人工バリア／付属構造物：CH-TRU 廃棄物には緩衝材として、酸化マグネシウム（MgO）が使用されている。なお、岩塩はじわじわと処分空洞を埋める性質（クリープ）があるので、充填材は用いられない。

（参考）緩衝材に MgO が用いられている理由

微生物による有機物の分解で発生する炭酸ガスを炭酸マグネシウムとして固定し、間隙圧力の上昇を抑制する。また、WIPP の処分坑道は岩塩層中に設置されており、地下水が侵入する可能性は極めて低いが、万一処分坑道に地下水が浸入した場合には、MgO は地下水の pH を弱アルカリ側に保持し、TRU 核種の溶解度を低く維持する。

(2)英国（p.14 参照）

英国においては、浅地中処分場に処分できない超ウラン核種を含む放射性廃棄物（長寿命の低・中レベル廃棄物）の処分場としては地層処分場が考えられている。

この地層処分場候補地の調査の一環として、セラフィールドに岩石特性調査施設（RCF）建設の計画があったが、地元自治体から拒否され、更に環境庁がこれに対する異議申し立てを却下したため、この地における RCF 建設計画は撤回されている。

英国では、1999 年 3 月に上院科学技術特別委員会から放射性廃棄物処分の政策全体をみる新しい政府組織「核廃棄物委員会（NWMC）」と新たな放射性廃棄物処分会社を設立すべきとの勧告が出された。

a.対象廃棄物：再処理施設から発生する長寿命の低・中レベル廃棄物

b.候補地、地層及び地形

・候補地： セラフィールドの RCF 計画が無くなったため、現状では無い。

（以下では、セラフィールドが処分場として想定された処分施設概念について述べる）

・地層：火山岩

・地形：低地

c.処分深度：平均海面下 650m（処分空洞の寸法、安定性と廃棄体温度から最大深度が設定される）。

d.処分空洞の形態：坑道型（14.4mW×16.5mH, 16.0mW×16.0mH 他）。

e.人工バリア／付属構造物：廃棄物固化材はセメント系材料、またドラム缶等の廃棄体

を収納したコンテナ内にもセメント系材料を注入することが考えられている。充填材としては、ポーラスコンクリート（透過性の高いコンクリート）が考えられている。また、構造躯体には、コンクリートが考えられている。

(3)フランス（p.15 参照）

フランスでは、浅地中処分できない超ウラン核種を含む放射性廃棄物（長寿命の低レベル廃棄物と中レベル廃棄物（カテゴリ B））については、地層処分が考えられている。

地層処分のための地下研究所建設地としては、1998 年 12 月にムーズ県とオートマルヌ県の県境（東部地域）の粘土層が決定された。また、花崗岩層における地下研究施設建設候補地も調査中である。

a.対象廃棄物：再処理施設、MOX 燃料加工施設から発生する長寿命の低・中レベル廃棄物。

b.候補地、地層及び地形：

・処分場の候補地は現状では無いが、粘土層と花崗岩層が考えられている。（以下では、東部地域の粘土層が処分場として想定された処分施設概念について述べる）

c.処分深度：地下 400～600m（処分場は、地層による隔離機能が侵食、地震、通常の人間侵入により著しく影響を受けない場所を選択しなければならないこととされており、このために必要な最低深度は 150～200mのオーダと推定されている）。

d.処分空洞の形態：坑道型（4mϕ）

e.人工バリア／付属構造物：廃棄物固化材としてはセメント系材料、又はアスファルトがある。また、充填材としてはセメント系材料が、構造躯体にはコンクリートが考えられている。

(4)スイス（p.16,17 参照）

スイスにおいては、全ての放射性廃棄物について地層処分が考えられているが、短寿命の低・中レベル廃棄物用と TRU 廃棄物用として 3 ヶ所の処分場が考えられている。

《短寿命の低・中レベル処分場》

スイスにおいては、短寿命の低・中レベル廃棄物（国外からの再処理返還廃棄物も含む）用の地層処分場としては、ベーレンベルグ処分場が計画されているが、調査用立坑の建設は、連邦議会の承認を得たものの、州政府が拒否しているため中断されている。しかしながら、同建設計画は継続検討されている。

a.対象廃棄物：機器廃品　他（再処理返還廃棄物）

b.候補地、地層及び地形

・候補地：ベーレンベルグ。

・地層：泥灰岩。

・地形：山岳地。

c.処分深度：山岳地表下 600～1000m。

d.処分空洞の形態：坑道型（11mW×16mH）。

e.人工バリア／付属構造物：廃棄物固化材及び充填材にはセメント系材料が考えられている。廃棄体を収納したコンテナ内にもセメント系材料を注入することが考えられている。

《TRU 廃棄物処分場》

スイスにおいては、国外からの再処理返還廃棄物のうち、長寿命の中レベル廃棄物である TRU 廃棄物の処分についても地層処分が考えられている。処分場の候補地としては、アールガオ州北部の結晶質岩層とスイス高原北部チュルヒャー・ワインラントの堆積岩（オパリナス・クレイ）層が考えられている。

a.対象廃棄物：TRU 廃棄物（再処理返還廃棄物）。

b.候補地、地層及び地形

・アールガオ州北部の結晶質岩層、地形は低地。

・スイス高原北部チュルヒャー・ワインラントの堆積岩（オパリナス・クレイ）層、地形は低地。

c.処分深度：結晶質岩層では 800～1200m、堆積岩層では 600～800m が考えられている。

d.処分空洞の形態：結晶質岩層ではサイロ型、堆積岩層では坑道型が考えられている（寸法については検討中）。

e.人工バリア／付属構造物：廃棄物固化材はセメント系材料又はアスファルトが用いられる。充填材はセメント系材料が考えられている。構造躯体にはコンクリートが考えられている。また、緩衝材には、結晶質岩層の場合にはベントナイトが考えられている。

(5)ドイツ（p.18 参照）

ドイツにおいては、全ての放射性廃棄物について地層処分が考えられているが、発熱性廃棄物用と非発熱性廃棄物用として 2 カ所の処分場が考えられている。

《発熱性廃棄物用の処分場》

ドイツにおいては、国外からの再処理返還廃棄物のうち発熱を伴うもの（ハル等圧縮体）については、ゴアレーベンにおける地層処分が考えられている。ゴアレーベンでは、地下 840～1200m までのサイト特定調査が行われ、更に詳細な調査が 2003 年まで進められる予定であるが、現状では原子力に反対する政党が政権を担っているため、難航している。

a.対象廃棄物：発熱を伴うもの（再処理返還廃棄物：ハル等圧縮体）

b.候補地、地層及び地形

候補地：ゴアレーベン、地層：岩塩、地形：低地。

c.処分深度：約 830m。

d.処分空洞の形態：坑道型（8mW×6mH）。

e.人工バリア／付属構造物：フランスからの返還廃棄物のうち、ハル・エンドピース等は圧縮処理のみとされている。充填材にはゴアレーベンの破砕岩塩が考えられている。

《非発熱性廃棄物用の処分場》

ドイツにおいては、無視できる程度の発熱を伴うものについては、ドイツのほぼ中央に位置するザルツギター近郊の旧鉄鉱山であるコンラッド鉱山における地層処分が考えられている。コンラッド処分場については、1982 年には建設の許認可申請が行われており、許認可手続きがうまく進めば、2001 年にも操業が開始される予定とされているが、許認可手続きは難航している。

a.対象廃棄物：無視できる程度の発熱を伴うもの（再処理返還廃棄物：ビチューメン固化体等）

b.候補地、地層及び地形

候補地：コンラッド（旧鉄鉱山）、地層：泥岩、地形：低地。

c.処分深度：800～1300m。

d.処分空洞の形態：坑道型（7mW×6mH）。

e.人工バリア／付属構造物：廃棄物固化材としてはセメント系材料又はアスファルトが用いられ、また充填材としてはセメント系材料（コンラッドの破砕岩を混合）が考えられている。

(6)ベルギー（p.19 参照）

ベルギーにおいては、国外からの再処理返還廃棄物のうち長寿命の低・中レベル廃棄物（カテゴリ B）については、地層処分が考えられている。地層処分の候補地は現在までのところ決定されていないが、モル／デッセル地区のブーム粘土層が調査されている。

a.対象廃棄物：再処理返還廃棄物及び MOX 加工施設から発生する放射性廃棄物のうち長寿命の低・中レベル廃棄物（カテゴリ B）

b.候補地、地層及び地形

候補地：現状ではなし、地層：ブーム粘土、地形：低地。

c.処分深度：230m。

d.処分空洞の形態：坑道型（3.5m ϕ）（処分に適切な地層の厚みが 80m しかないためサイロ型は適さない）。

e.人工バリア／付属構造物：廃棄物固化材には、セメント系材料又はアスファルトが用いられている。充填材にはセメントが考えられている。また構造躯体には、コンクリート又は鋳鉄が考えられている。

4. 地層処分の安全指標

海外においては、地層処分の安全評価を行うにあたっては、線量やリスクが安全指標と

されている（表2(p.12)参照）。

なお、ここでリスクとは被ばくに伴って発生するかもしれない有害な影響の発生する確率のことをいい、被ばく線量の評価結果に ICRP（国際際放射線防護委員会）の 1Sv 当たりの致死がんの発生確率（名目発生確率係数）を乗じて算出されるものである。

(1)線量を安全指標とする国

米国、フランス及びドイツでは線量のみが安全指標とされている。これらの国々では、主に ICRP の勧告に基づく公衆の線量限度（1mSv/y）の一部を放射性廃棄物の処分に割当てて、その線量上限値が設定されている。

例えば、フランスが設定している線量上限値の 0.25mSv/y は、再処理施設や原子力発電所等の 4 つの施設から同時に被ばくするとして、ICRP 勧告に基づく公衆の線量限度の 1/4 ずつを配分し、0.25mSv/y を割当てたものとして設定されている。

線量限度から放射性廃棄物処分の線量上限値の割当てを考える上では、線源の数、放射性物質の量等の想定に依存することとなるが、この線量上限値は 0.1mSv/y（スイス）～0.3mSv/y（ドイツ）の範囲とされている。

なお、スイスでは一般的事象については線量が安全指標とされ、発生頻度が希な事象についてはリスクが安全指標とされている。

（参考）ICRP の公衆の線量限度

・ICRP の公衆の線量限度は被ばくによる影響の程度（デトリメント）の容認の程度及び自然放射線源からの線量レベルの地域的・時期的な変動の範囲をもとに判断されたものである。

(2)リスクを安全指標とする国

英国においては、リスクのみが安全指標とされており、スイスでは発生頻度の希な事象に対してリスクが指標とされている。これらの国々では、ICRP pub.l.46 において全ての放射性廃棄物を対象として示されている個人が自分の行動を決定する際に考慮にいれないリスクレベル（10^{-6}／y のオーダ）より、10^{-6}／y のリスクが安全指標として設定されている。

なお、ベルギーにおいては安全指標についての規定はまだ定められていない。

（参考）リスクと線量の換算

・10^{-6}／y のリスクは、ICRP pub.l.26 にある致死がんの発生確率（リスク係数）を用いると、約 0.1mSv/y に換算される。

（参考）評価の時間枠

・米国においては、1 万年以降では公衆の健康を守る必要はない政策を設定すること、評価における不確実性を考慮外とすること、またこの期間以降では健康への有意な影響が生じることが想定されていないことより、評価の実施期間として 1 万年が設定されている。

・フランスにおいては、処分後 1 万年では廃棄物に含まれる放射性廃棄物の放射能量が大幅に減少すること（約 1 万分の 1）、氷河の影響に関連して、サイトの地質学的安定性が少なくとも 1 万年間維持されなければならないとされることから、評価期間は処分後 1 万年とされている。

・スイスにおいては、いずれの時期においても、線量評価値またはリスク評価値が基準値を超えないことを示すことが求められており、実質的には評価時間枠が設定されていないものとされている。

・ドイツにおいては、1 万年という期間では、氷期、地殻変動、火山等の大規模な地質環境の変動がおそらくないものと考えられており、1 万年が評価期間とされている。

以　上

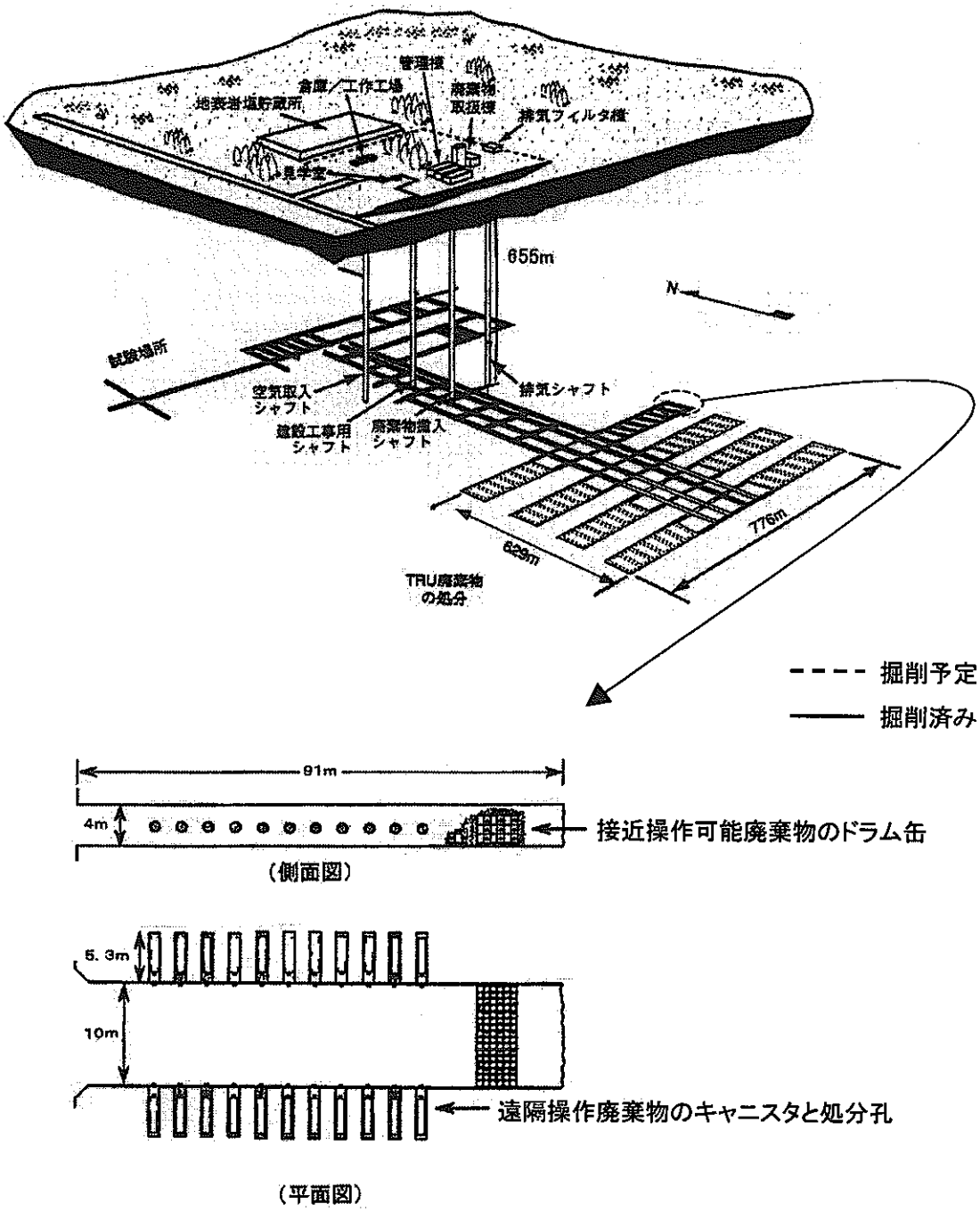
表.1　海外における超ウラン核種を含む放射性廃棄物の処分方法の選択

	浅地中処分	地層処分
米国 （軍事施設から発生する廃棄物）	● （オークリッジ国立研究所内処分場、アイダホ国立環境研究所内処分場他）	● （WIPP）
英国	● （ドリッグ処分場）	○
フランス	● （ローブ処分場、ラ・マンシュ処分場（閉鎖中））	○ （ムーズ県とオートマルヌ県の県境）
スイス	——	○ （短寿命の低・中レベル（LILW）はベーレンベルグ、TRU 廃棄物の処分場は未
ドイツ	——	○ （非発熱性廃棄物はコンラッド、発熱性廃棄物はゴアレーベン）
ベルギー	○	○

（備考）●は操業中、○は検討中または計画中を表す。

表２．海外における超ウラン核種を含む放射性廃棄物の処分概念[地層処分対象分]

		米 国	英 国	フランス	スイス			ドイツ		ベルギー
対象廃棄物 （αの基準）		軍事施設のTRU廃棄物 (>3.7GBq/t)	再処理廃棄物 （長寿命 ILW,LLW） （＞4GBq/t）	再処理廃棄物 等 （長寿命 ILW,LLW(ｶﾃｺﾞﾘB)） （＞3.7GBq/t）	再処理返還廃棄物 （処分施設の受入れ基準に基づくであろう） TRU廃棄物		短寿命の低・中レベル廃棄物	再処理返還廃棄物 （発熱性廃棄物、非発熱性廃棄物）		再処理廃棄物（返還）等 （長寿命 ILW,LLW(ｶﾃｺﾞﾘｰ B)）（＞0.37GBq/t（廃棄体平均））
候補地		WIPP (ﾆｭｰﾒｷｼｺ州ｶｰﾙｽﾊﾞｯﾄﾞ近郊)	現状では無し。	・現状では無し。 （地下研究所建設地はムーズ県とオートマルヌ県の県境の粘土層が決定、花崗岩層についても調査中）。	立地の可能性のある地域は特定されている。	立地の可能性のある地域は特定されている。	ﾍﾞｰﾚﾝﾍﾞﾙｸﾞ	ｺﾞｱﾚｰﾍﾞﾝ （発熱性廃棄物を処分）	ｺﾝﾗｯﾄﾞ （非発熱性廃棄物を処分）	現状では無し。 （地下実験所:MOL）
地 層		岩塩	火山岩	粘土層、花崗岩	結晶質岩	堆積岩(ｵﾊﾟﾘﾅｽ・ｸﾚｲ)	泥灰岩	岩塩	泥岩	ﾌﾞｰﾑ粘土
地 形		低地	低地	低地	低地	低地	山岳	低地	低地	低地
処分深度(m)		約 650	650（平均海面下）	400～600	800～1200	600～800	山岳地表から 600～1000	約 830	800～1300	230
アクセス方式		立坑	斜坑	立坑	立坑	斜坑	水平坑道	立坑	立坑	立坑
空洞の形態		坑道型 （CH-TRU：10mW×4mH） 処分孔型 （RH-TRU：0.8mφ）	坑道型 （14.4mW×16.5mH, 16mW×16mH, 他）	ﾑｰｽﾞ県とｵｰﾄﾏﾙﾇ県の県境の粘土層; 坑道型(4mφ)	サイロ型 （寸法は検討中）	坑道型 （寸法は検討中）	坑道型 （11mW×16mH）	坑道型 （8mW×6mH）	坑道型 （7mW×6mH） （鉄鉱山の廃坑）	坑道型 （3.5mφ）
廃棄体容器形状，発生量		・CH-TRU:175,600m³ （約200ﾘｯﾄﾙﾄﾞﾗﾑ缶） ・RH-TRU：7000m³ （1ｷｬﾆｽﾀ(0.89m³)にﾄﾞﾗﾑ缶（約200ﾘｯﾄﾙ）3本を収納） （CH-TRU:≦2mSv/h, RH-TRU:≧2mSv/h）	・ILW：252,000 m³ ・LLW： 15,000 m³ （処分場設計容量: 275,000m³） 500 ﾘｯﾄﾙﾄﾞﾗﾑ缶、ﾎﾞｯｸｽ等(ｺﾝｸﾘｰﾄ及び鋼鉄製ｺﾝﾃﾅｰに収納）	ｶﾃｺﾞﾘ B:135,000 m³ （HLW:9,000 m³） 200 ﾘｯﾄﾙﾄﾞﾗﾑ缶他 （ﾄﾞﾗﾑ缶等はｺﾝﾃﾅに収納）	6500 m³（現在ﾚﾋﾞｭｰ中） 200～1500 ﾘｯﾄﾙﾄﾞﾗﾑ缶 500～1200 ﾘｯﾄﾙｺﾝｸﾘｰﾄ製容器		25,000m³ （全ての使用済み燃料を再処理した場合） ﾄﾞﾗﾑ缶（ﾄﾞﾗﾑ缶はｺﾝﾃﾅに収納）	51,300m³ （2080 年までの累積） ｷｬﾆｽﾀ(0.44mφ×1.3mH、0.8mφ×1.2mH)	412,400 m³ （2080 年までの累積） 200 ,400 ﾘｯﾄﾙﾄﾞﾗﾑ缶 （円筒型ｺﾝﾃﾅ、角型ｺﾝﾃﾅに収納）	10,000-12,000 m³ 400 ﾘｯﾄﾙﾄﾞﾗﾑ缶
人工バリア／付属構造物	廃棄物固化材	――	セメント系材料 （廃棄体はｺﾝﾃﾅに収納、ｺﾝﾃﾅ内はｾﾒﾝﾄ系材料を注入）	セメント系材料 ｱｽﾌｧﾙﾄ	セメント系材料 ｱｽﾌｧﾙﾄ	セメント系材料 ｱｽﾌｧﾙﾄ	セメント系材料	――	セメント系材料 ｱｽﾌｧﾙﾄ	セメント系材料 ｱｽﾌｧﾙﾄ
	充填材	――	ﾎﾟｰﾗｽｺﾝｸﾘｰﾄ	セメント系材料	セメント系材料	セメント系材料	セメント系材料	破砕岩塩	セメント系材料 （ｺﾝﾗｯﾄﾞの破砕岩も混合）	セメント系材料
	構造躯体	――	コンクリート	コンクリート	コンクリート	コンクリート	コンクリート	――	――	ｺﾝｸﾘｰﾄ or 鋳鉄
	緩衝材	MgO	――	――	ベントナイト	――	――	――	――	――
同一サイト処分		HLWとの同一サイト処分は考えられていない。	未 定	HLWとの同一サイト処分が考えられている。	HLWとの同一サイト処分が考えられている。	HLWとの同一サイト処分が考えられている。	HLWとの同一サイト処分は考えられていない。	HLWとの同一サイト処分が考えられている。	HLWはｺﾞｱﾚｰﾍﾞﾝへの処分が考えられている。	HLWとの同一サイト処分が考えられている。
安全指標	線量	≦0.15 mSv/年 （評価期間は処分後1万年）	――	≦0.25 mSv/年 （評価期間は処分後1万年）	≦0.1mSv/年 （処分場閉鎖後、合理的に生ずると考えられる過程及び事象に適用）			放射線防護法令第 45 項(1989 年改訂) ≦0.3 mSv/年(実効線量), [地下水シナリオ、評価期間は処分場閉鎖後1万年]		――
	リスク	――	リスク目標値 ≦10^{-6}／年	――	≦10^{-6}／年 （処分場閉鎖後、発生頻度が希な過程及び事象に適用）			――		――



図．米国 WIPP における TRU 廃棄物処分場の概要

(出典)：SAND 87-2382, サンディア国立研究所

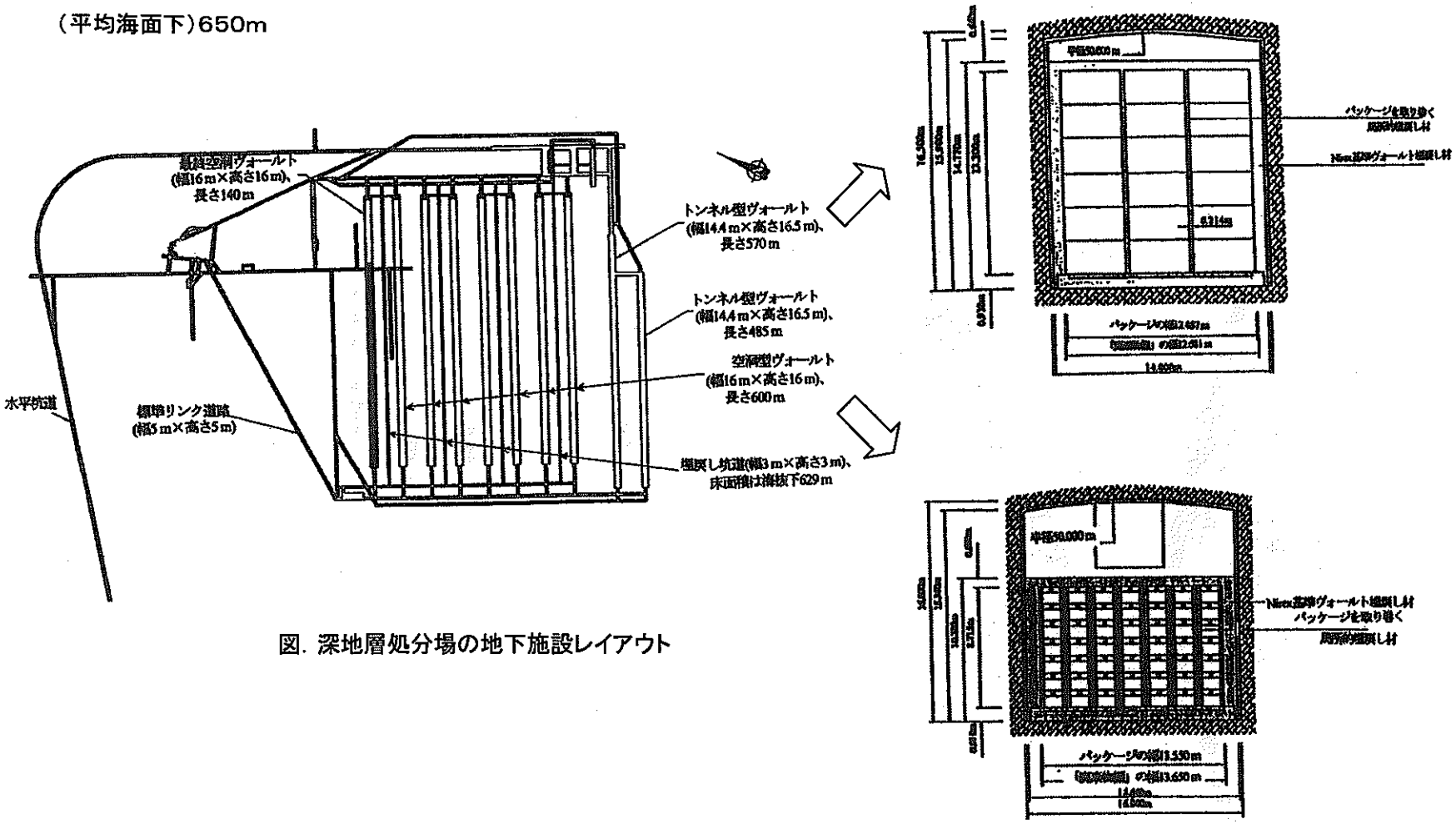
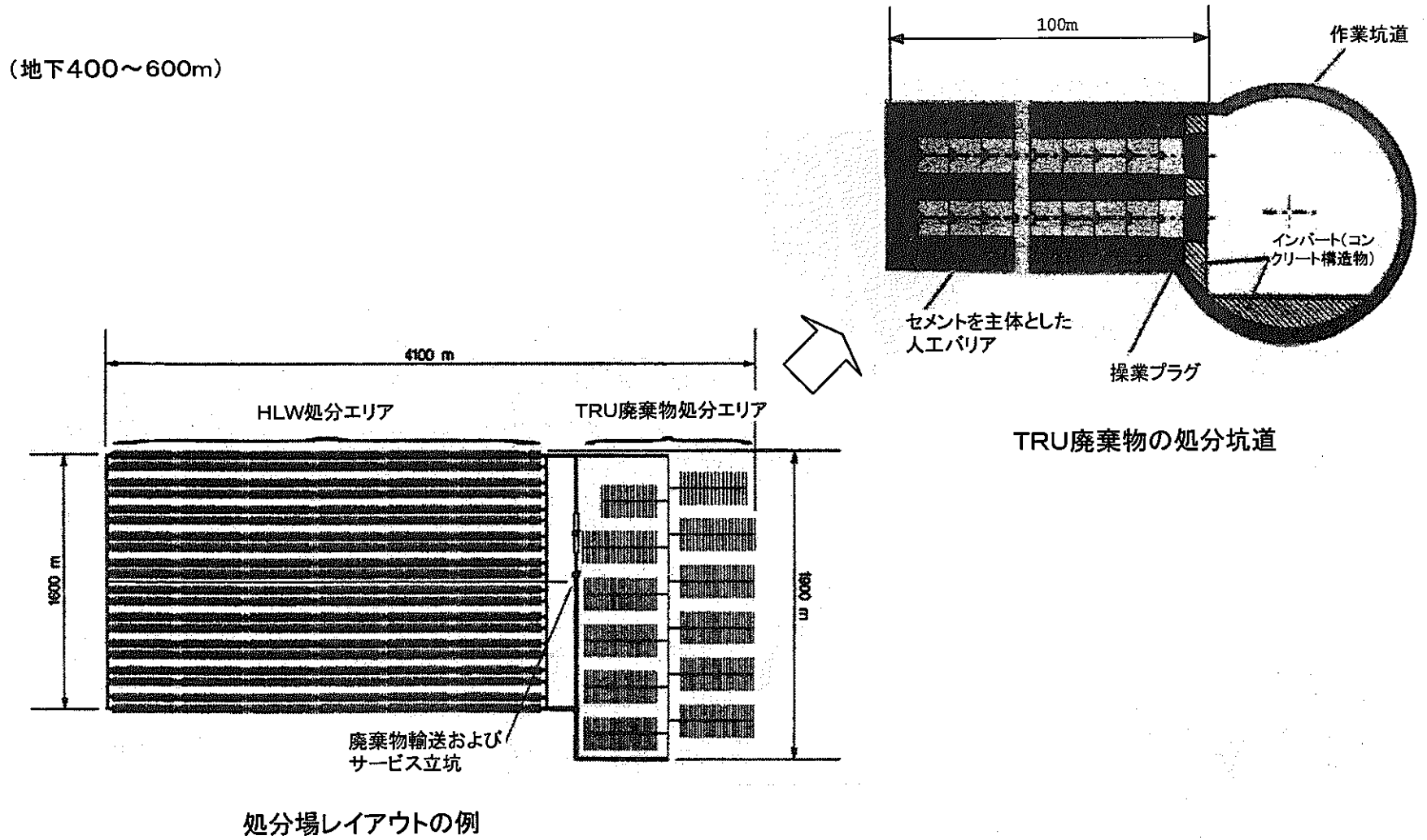


図. 深地層処分場の地下施設レイアウト

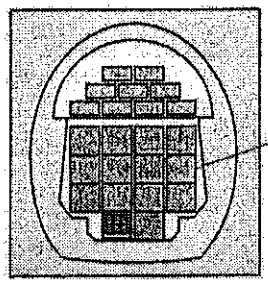
図. 英国における再処理廃棄物(ILW, LLW)の処分概念

(出典) NIREX SCIENCE REPORT S/97/012
(Figure 2.4, 2.5, 2.6)

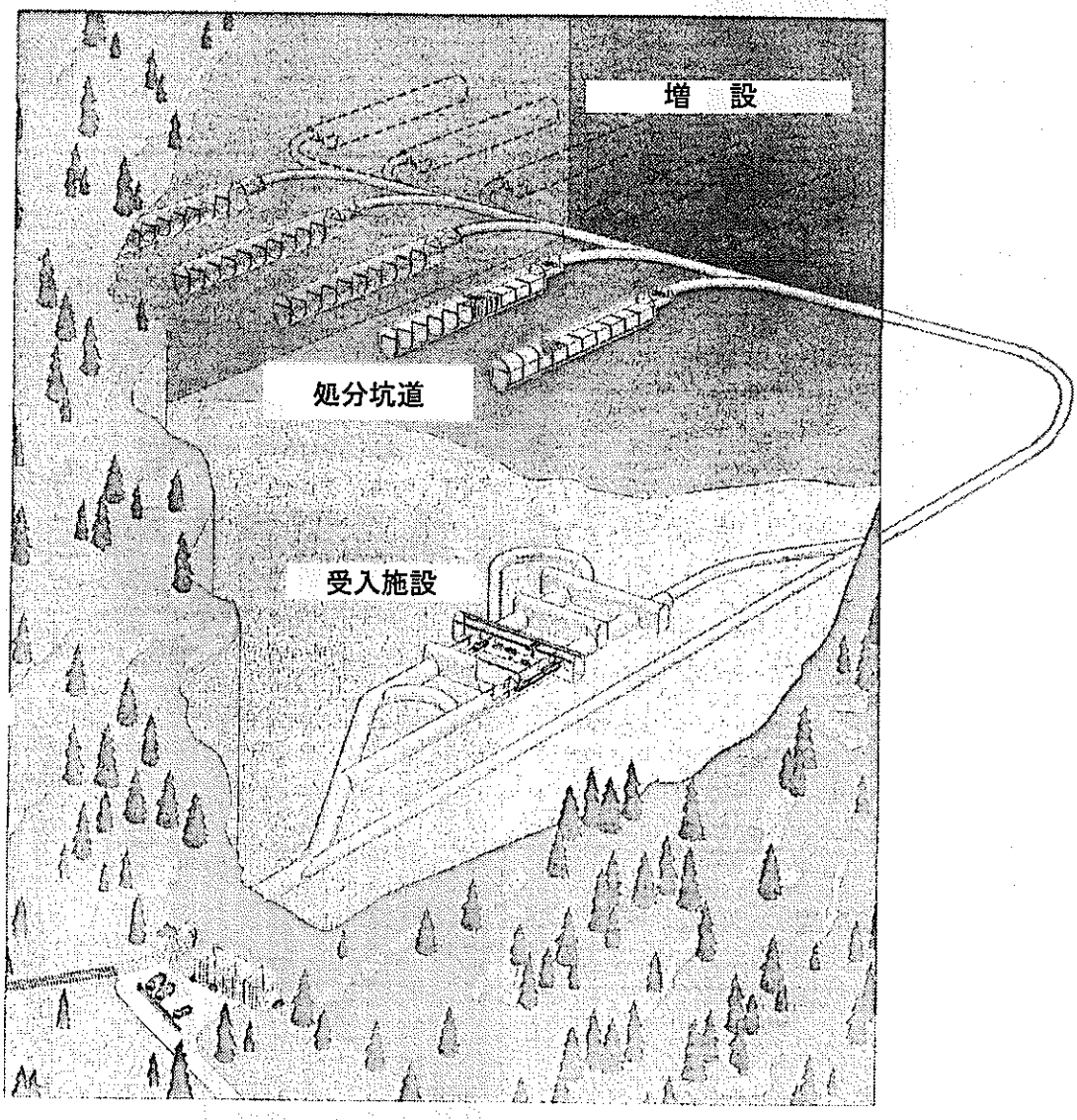


図．フランスにおける HLW/ TRU 廃棄物処分場の処分概念の例（粘土層（東部地域））

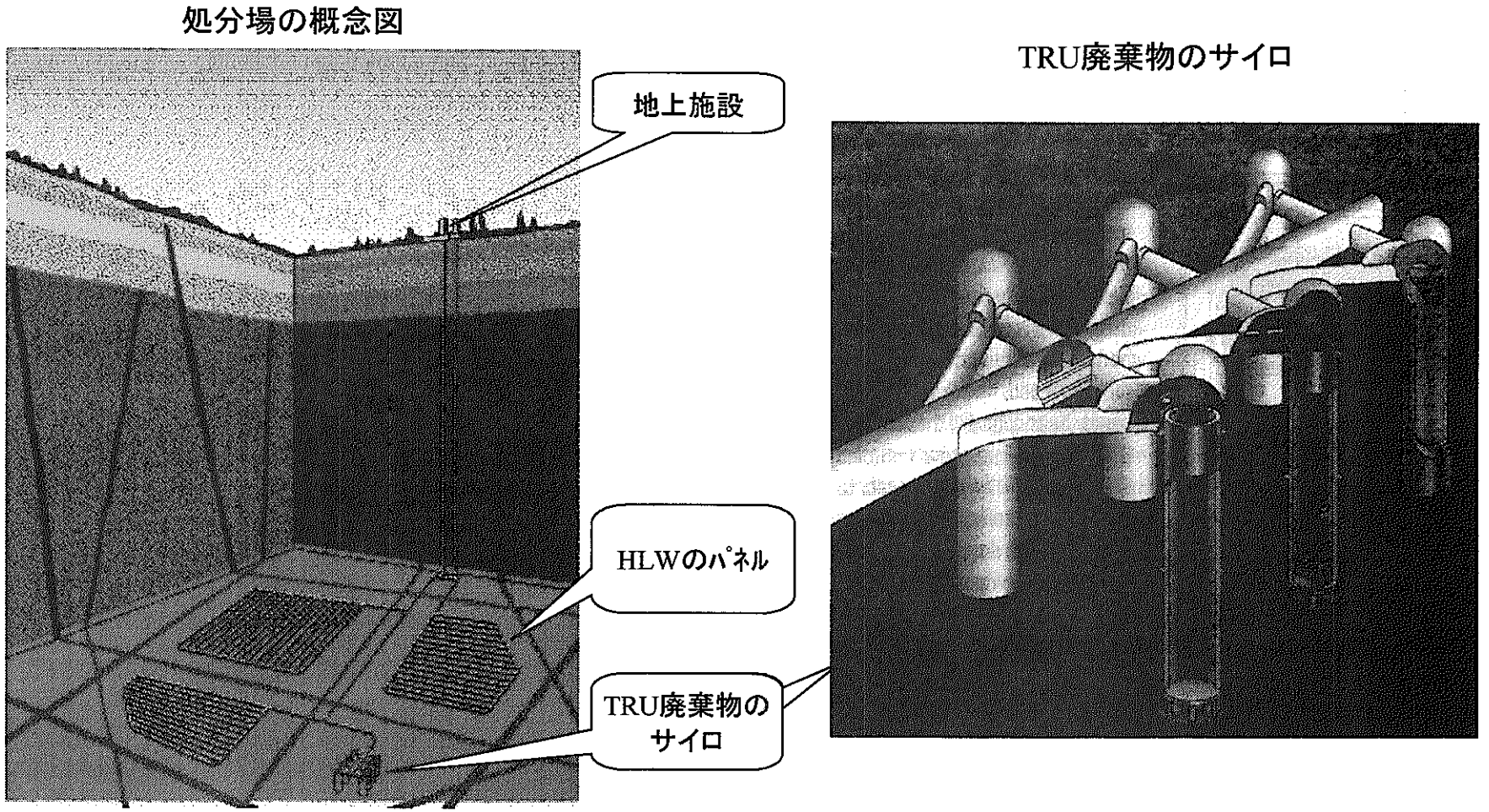
（出典）ANDRA, J.M. Hoorelbeke
8th IHLRWMC, Las Vegas 1998



坑道断面図



図．スイスにおける短寿命の低・中レベル廃棄物処分場の概念図
（ベーレンベルグ処分場）



図．スイスにおける TRU 廃棄物処分概念

（出典）NAGRA bulletin
Number 2/92 P.40, 41

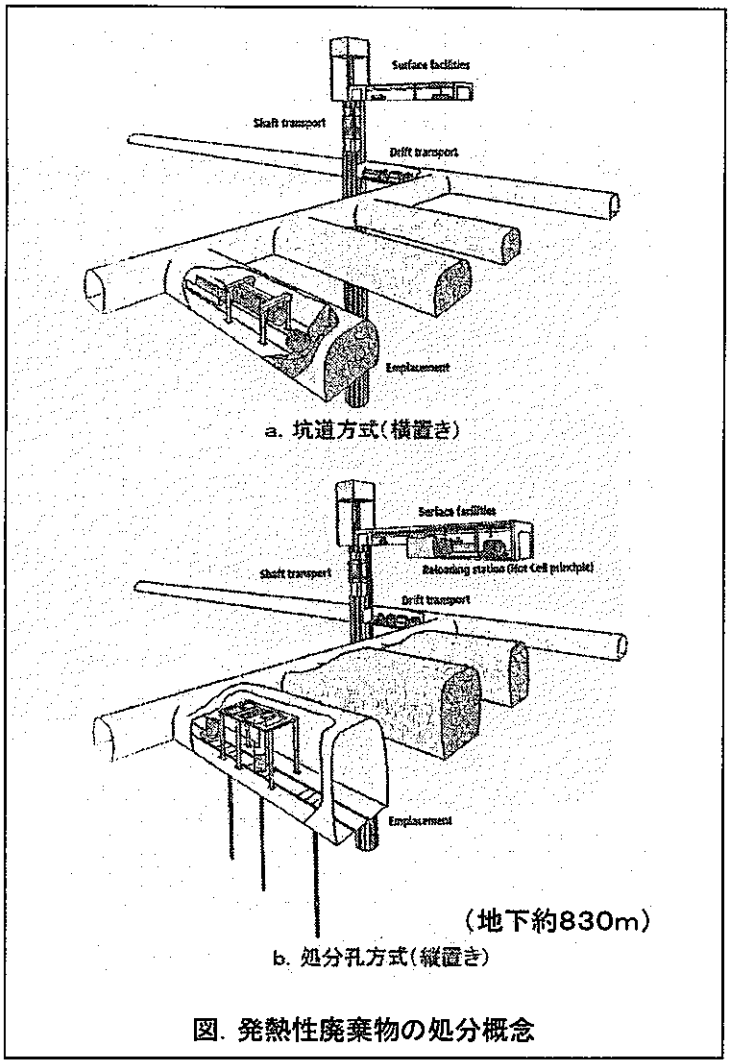


図. 発熱性廃棄物の処分概念

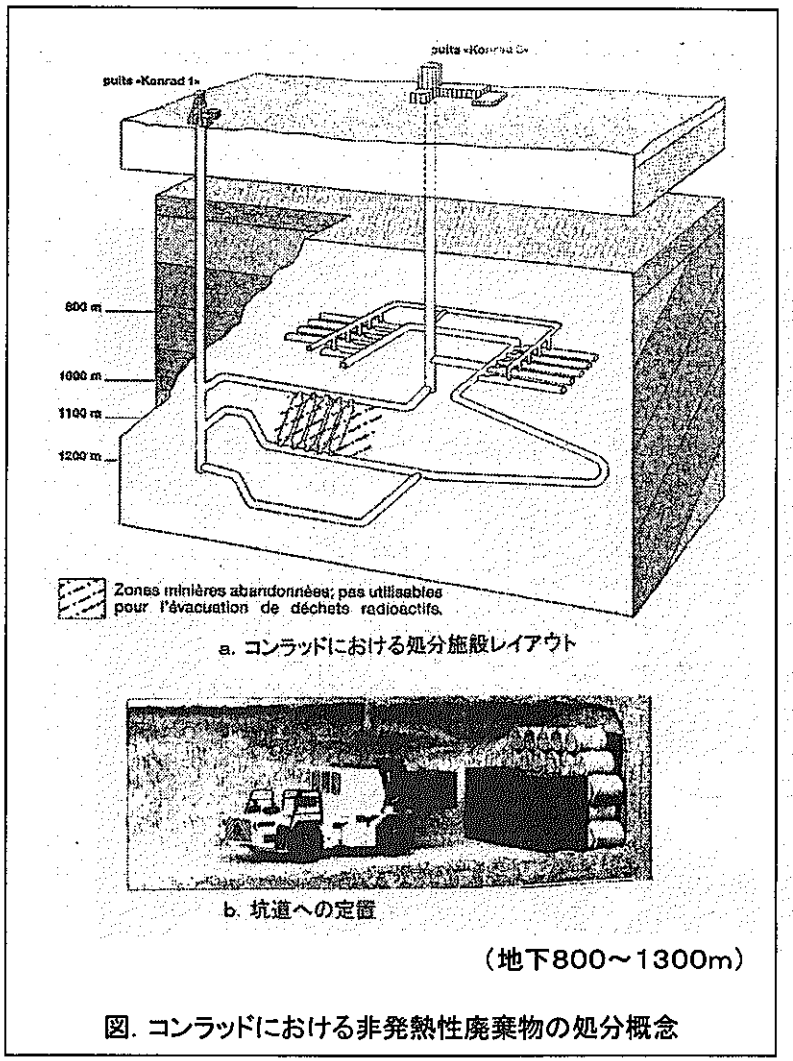
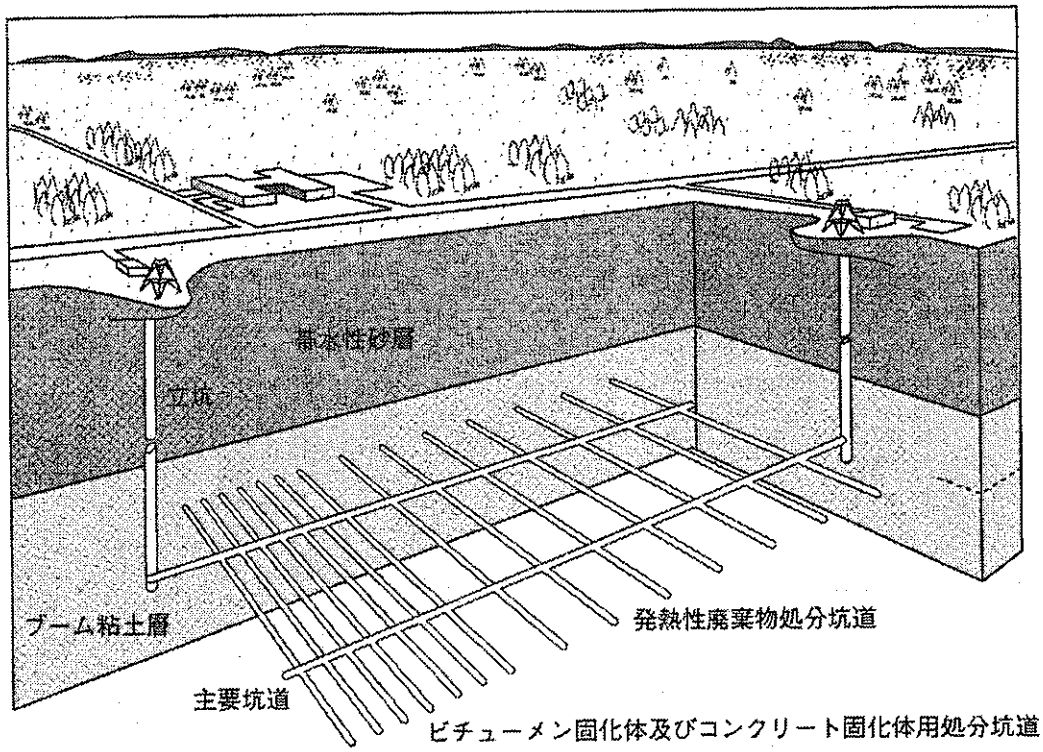


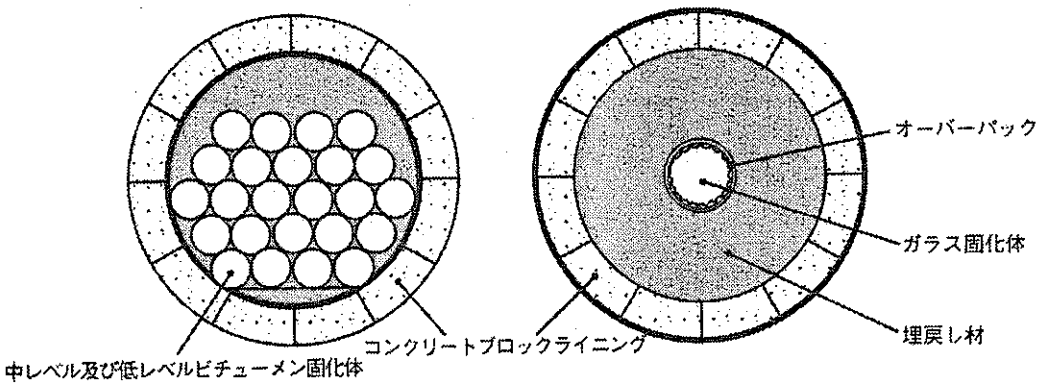
図. コンラッドにおける非発熱性廃棄物の処分概念

図. ドイツにおける再処理施設等から発生する廃棄物の処分概念

(出典)：Final Waste Repository and Disposal Projects (Planning, Conatruotion and Operation), DBE のパンフレット(1995.8.1 出版)



（地下230m）



廃棄体配置形状：中レベル及び低レベルビチューメン固化体

高レベルガラス固化体用処分坑道の最終配置（断面図）

図．ベルギーにおける HLW 及び α 廃棄物の処分概念

（出典）：The belgian deep repository profect, SCK・CEN, ONDRAF/ NIRAS のパンフレット