

本資料は 年 月 日付で登録区分、
変更する。

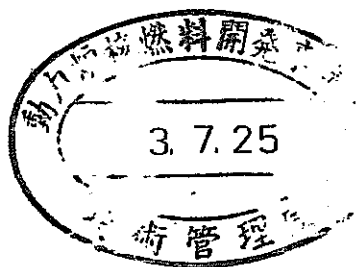
[技術情報室]

TRU廃棄物の処分に関する調査研究(II)

(動力炉・核燃料開発事業団 委託研究成果報告書)

概 要

1991年3月



東洋エンジニアリング株式会社

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

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

なお、開示制限が解除になった場合はその旨通知しますか、74以前に関連業務が終了した場合は、直ちに返却して下さい。

本資料についての問合せは下記に願います。

〒107 東京都港区赤坂1-9-13
動力炉・核燃料開発事業団
技術協力部 技術管理室



開 示 制 限
PNC 201277 91-002
1991年 3 月

TRU廃棄物の処分に関する調査研究（Ⅱ）

藤田 義夫*
山本 幹彦*
村上 文啓*
寺村 政浩*
茂木 美幸**

要 旨

TRU核種を含む放射性廃棄物は、現在動力炉・核燃料開発事業団の東海再処理工場、及びMOX燃料加工施設において発生しているものが大部分であるが、今後民間の核燃料サイクル施設の稼働に伴ってその発生量が増大することが予測され、処理処分に係る具体的な方策の検討が急務となってきた。

本研究ではこのような状況を踏まえて、TRU廃棄物の処分に関する安全確保理念の構築と、それに基づく包括的且つ合理的な研究開発の実施に資することを目的として、平成元年度より各種検討を実施してきた。平成2年度は元年度に引き続き、高レベル放射性廃棄物に対する研究開発状況等も考慮しつつ以下の項目について調査検討を実施した。

- (1) 諸外国の処分方策等の調査
- (2) 廃棄物特性の調査
- (3) 性能評価試算
- (4) 処分の安全確保に係る基本要件の検討
- (5) 今後の課題

以上の調査検討により主要各国における処分方法、安全性の評価手法を明らかにすると共に、主要なTRU廃棄物の処分に対する性能評価においてパラメータの感度解析を実施し、安全確保に対する各因子の寄与を明らかにした。又、長期安全確保の考え方について整理し、TRU廃棄物の特殊性を考慮して今後の課題を抽出した。

本報告書は、東洋エンジニアリング株式会社が動力炉・核燃料開発事業団の委託により実施した研究の成果である。

契約番号：020D0124

事業団担当部課室および担当者：環境技術開発推進本部 処分研究グループ

(増田 純男)

* 原子力・電力事業本部 調査開発部

**原子力・電力事業本部 原子力電力プロジェクト部



COMMERCIAL PROPRIETARY
PNC 特J1277 91-002
March, 1991

A Study on Geological Disposal of Transuranic Radioactive Waste (I)

Yoshio Fujita*
Mikihiko Yamamoto*
Tomohiro Murakami*
Masahiro Teramura*
Yoshiyuki Mogi **

A b s t r a c t

At the present time, almost all radioactive wastes contaminated by transuranic elements are generated at a reprocessing plant and a MOX fuel fabrication plant operated by PNC. But it is expected that generation of transuranic waste will increasingly accumulate in the near future, because of start to operation of commercial fuel cycle facilities. In the circumstances more comprehensive and reasonable programme for disposal of transuranic waste is required. So we started preliminary study for structuring a basic concept to ensure a safety geological disposal from 1990.

In 1991, four subjects were investigated in this report for those purposes.

- (1) Investigation of disposal policy in foreign countries
- (2) Investigation of waste characteristics
- (3) Parameter sensitivity study
- (4) Examination of basically required condition to ensure a safety disposal
- (5) Subjects for further studies

Based on these investigations, the subjects that have to be resolved were clarified with regard to the most effective waste characteristics and important phenomena to long term safety, contribution of barrier to individual dose and items of following studies to ensure a safety disposal of TRU wastes.

Work performed by Toyo Engineering Corporation under contract with Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation

PNC Liaison : Isolation System Research Program (Sumio Masuda)

* Nuclear and Electric Power Div. Research and Development Dept.

** Nuclear and Electric Power Div. Project Dept.

まえがき

現在我が国では核燃料サイクルの完結を目指し、フロント及びバックエンドの各ステップにおいて事業化を目的とした研究開発、法規・体制の整備が行われつつあるところである。

近年、低レベル放射性廃棄物の処分に対しては法整備、実施主体の設立が行われ、処分の実現に向けて大きな進展が見られた。また、高レベル放射性廃棄物に対しては昭和55年に原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会において基本的な考え方が示され、現在国において技術開発計画、法制、費用確保方策等について検討が行われており、このうち技術開発に関しては重点的な開発項目とその進め方が明らかにされている。

一方、TRU核種を含む放射性廃棄物に対しては、先の原子力開発利用長期計画において、“適切な区分とその区分に応じた合理的な処分方策を確立する”とされ、また、ウラン廃棄物については“処分技術の開発を進め共同処理を具体化するため、所要の措置を講ずる”とされており、いずれも今後、処理処分方策が策定される段階にある。

原子力委員会では上記方針に従い、昭和63年10月より放射性廃棄物対策専門部会の下にTRU廃棄物分科会を設置して鋭意審議検討を実施し、TRU廃棄物に対する処理処分の推進についてその取組み方を示そうとしている。さらに、諸外国における α 廃棄物の処分スケジュールを見た場合、高レベル放射性廃棄物の処分に先立って α 廃棄物またはILWの処分を実施するとしているフランス、スイス等の国も多く、我が国においても早急に適切な区分に応じた処分方法を確立する必要性が大きいと考えられる。

本研究はこのような状況を踏まえて、TRU廃棄物の処分に関する安全確保理念の構築とそれに基づく包括的且つ合理的な研究開発の実施に資することを目的として平成元年度より開始されたものである。平成元年度は諸外国におけるTRU廃棄物方策、我が国におけるTPU廃棄物の発生量及び廃棄物特性等について調査を行うと共に、主要な廃棄物について性能評価試算を実施した。

本年度は、昨年度に引き続き諸外国における処分方策について調査を行うと共に、代表的な廃棄物の処分に対して感度解析を行うことにより、TRU廃棄物処分の長期安全性の確保の考え方について整理し、今後の研究課題を抽出した。

目 次

1. 諸外国の処分方策等の調査	1
1.1 ドイツ	1
1.2 スウェーデン	7
1.3 イギリス	14
1.4 欧州共同体	18
1.5 ま と め	22
2. 廃棄物特性の調査	26
2.1 廃棄物特性の調査	26
2.2 安全性評価に必要な廃棄体データの取得方法	26
3. 性能評価試算	27
3.1 性能評価試算対象核種・パラメータの見直し等	32
3.2 パラメータサーベイ	34
3.3 その他の廃棄物に関する性能評価試算	36
3.4 パラメータサーベイ	39
4. 処分の安全確保に係る基本的要件の検討	49
4.1 長期的安全確保の考え方の整理	50
4.2 長期的安全性の確保に対する影響事象の研究	58
5. 今後の課題	62

1. 諸外国の処分方策等の調査

諸外国におけるTRU廃棄物、あるいはそれに相当する放射性廃棄物の処分方策については、平成元年度においてアメリカ合衆国、スイス、フランス、ベルギーの4箇国について調査を実施した。本年度はさらに引き続いてドイツ、スウェーデン、イギリス等に対して調査を行った。又、調査項目は昨年度と同じく、処分方策、放射性廃棄物の区分の考え方、処分対象廃棄物、安全評価例等とした。

1.1 ドイツ

1.1.1 放射性廃棄物の区分

ドイツでは、取扱い上の規制の目的でIAEAの採用している放射性廃棄物の定性的な分類(HAW,MAW,LAW)が用いられている。

一方、最終処分の観点からは発熱性により以下の2種類に区分されている。

表1-1 各区分毎の廃棄物の特徴

区分名称	定義, 特徴	発生源	備考
非発熱性廃棄物	周辺母岩の温度上昇が 3℃を下回る (コンラッド)	原子力発電所 その他燃料サイクル 施設 産業, 研究, 他	地層処分
発熱性廃棄物	上記以上の発熱性を有する	原子力発電所 使用済燃料再処理	地層処分

1.1.2 処分方策

放射性廃棄物処分の実施主体は、1988年3月の連邦政府の決定により1989年11月にPTB(連邦物理工学院)からBfS(連邦放射線防護局)に変更された。BfSは、1986年6月に設立されたBMU(連邦環境自然保護原子炉安全省)の管轄下であり、実際の研究開発はBGR(連邦地球科学天然資源研究所)及び各原子力研究所に依頼して進め、又、処分場の建設、操業については原子力法第10条第3項の規定を利用し、ドイツ廃棄物処分場建設操業会社(DBE)との契約によりこれを委託している。

なお、キリスト教民主党と自由党との連立政権は、1991年1月の協定で連邦法規の改正を伴う以下のバックエンド関連項目の見直しを公にした。

- ・最終処分プロジェクトの民営化
- ・再処理代替シナリオとして使用済燃料の直接処分に係る技術開発の促進
- ・保険及び費用負担に関する財政関連規則の改正

1.1.3 処分方法と処分対象廃棄物

(1) コンラッド

コンラッドは非発熱性の低中レベル放射性廃棄物を処分対象としている。

B f Sは1989年の廃棄物発生量に対する調査等に基づき、2000年迄の発生量予測を行っている。その結果、上限で175,000 m³ (内、非発熱性170,900 m³) 下限では133,000 m³ (内、非発熱性129,900 m³) なる値を得ている。

現在許認可申請中であるコンラッド処分場候補地に関して概要を表1-2に示す。

表1-2 コンラッド処分場候補地の概要

項目	内 容
処分場位置	ニーダザクセン州 ザルツギッター近郊
処分場立地、 処分深度・地層	処分地層は1976年迄掘削が行われた鉄鉱床、深度 800~1,300 m 約1億5千万年前の後期ジュラ紀に堆積した魚卵状石灰岩鉱床 処分空洞は採鉱が行われた分部以外に掘削される
処分概念 定置方法	6 mH × 7 mW × 数百mL の処分坑道に定置 solid stowing による埋戻し、破碎母岩
バリア構成	コンクリートコンテナ、充填材 (破碎母岩) 収着効果については、ゆるみゾーン、コンクリートからの腐食生成物を考慮
処分場規模	処分容量 650,000 m ³ (処分空洞容積1,000,000 m ³) 処分エリアは4層、9区に分けられている

(2) ゴアレーベン

ゴアレーベン処分場候補地では、発熱性廃棄物を含む総ての種類の放射性廃棄物を処分対象としている。高レベル放射性廃棄物は基本的にガラス固化体を150ℓ充填したステンレス製キャニスターを廃棄物形態として考えている。但し、国内再処理計画の放棄に伴って、連邦政府は1989年に、使用済燃料の直接処分を再処理高レベル放射性廃棄物処分のバックアップとして位置付ける決定を下している。ゴアレーベン処分場候補地の概要、検討されている処分技術について表1-3 に示す。

表1-3 ゴアレーベン処分場候補地の概要

項目	内容
処分場位置	ニーダザクセン州 ゴアレーベン ブラウンシュワイヒの北東約 150km, エルベ川左岸
処分立地 処分深度・地層	地表下約 300m以深に広がる岩塩ドーム 約2億4千年前に生成した岩塩層
処分概念 定置方法	発熱性廃棄物は約 300mの垂直処分孔に積重ねて定置する方法 水平坑道にキャスクに収納して水平定置する方法 非発熱性廃棄物は 空洞への転落定置 (V T) 空洞へのクレーン等による遠隔積上げ定置 (S T) 空洞へのクレーン等による吊込み定置 (A T)
バリア構成	H L Wの評価上以下のバリアを考慮 廃棄体 (固化媒体), キャニスタ, シール材, 埋戻し材 (処分坑道)
処分場規模	P A G I S では 50G W e × 50年で発生する H L Wを仮定 H L Wキャニスタ 60,000本 = 9,000 m ³ (70,000MTHM 再処理) H L W処分エリア; 2,000 m × 650m 最大処分容量; 発熱性廃棄物 83,000 m ³ (60 ~ 70年間の操業) 非発熱性廃棄物 4,000,000 m ³

1.1.4 安全性の評価

(1) コンラッド

R S Kの勧告した処分に関する安全規準において要求されている地下水移行経路に対してのみ実施されている。

核種移行モデル，及び使用された主要なパラメータの値を表1-4 に示す。

表1-4 コンラッド処分場の評価モデル，パラメータ

対象経路	評価モデル	パラメータ等
ニアフィールド	<ul style="list-style-type: none"> ・間隙水中への移行率に従って，時間とともに処分場内間隙水中へ移行（コンテナの閉込め機能は反映されない） ・溶解度限度を考慮（析出考慮） ・収着を考慮（埋戻し材，ゆるみ域，コンクリートの固体腐食生成物を対象） ・地下水流によりファーフィールドに移行 	<p>pH 8～10</p> <p>EDTA 10^{-3} mol/l</p> <p>透水係数</p> <p>10^{-10} m/s, 10^{-12} m/s</p>
ファーフィールド	<ul style="list-style-type: none"> ・二次元地下水流モデル，断層モデルによる予備解析 ・SWIFT：3次元有限差分法 ・FEM301：3次元有限要素法 短期間移行経路の把握（主要3経路） ・SWIFT：1次元有限差分法 ・1次元解析モデル 核種移行計算 	<p>流量計算値</p> <p>SWIFT；3,200, 1,620</p> <p>FEM301；2,840, 1,050</p> <p>断層モデル；630</p> <p>[m³/年]</p>

閉鎖後期間の安全評価結果を図1-1 に示す。

最も個人線量が高い経路の流出点は処分場予定値の南西約30kmの所にある。閉鎖後30～36万年後に、約 1×10^{-5} Sv/年のI-129によるピークが現われている。

I-129の初期インベントリは 7.0×10^{11} Bqであった。

又、 10^7 年以降に 10^{-5} Sv/年のオーダーでRa-226のピークが出現しており、同時期にアクチニド及びその娘核種によるピークが見られる。

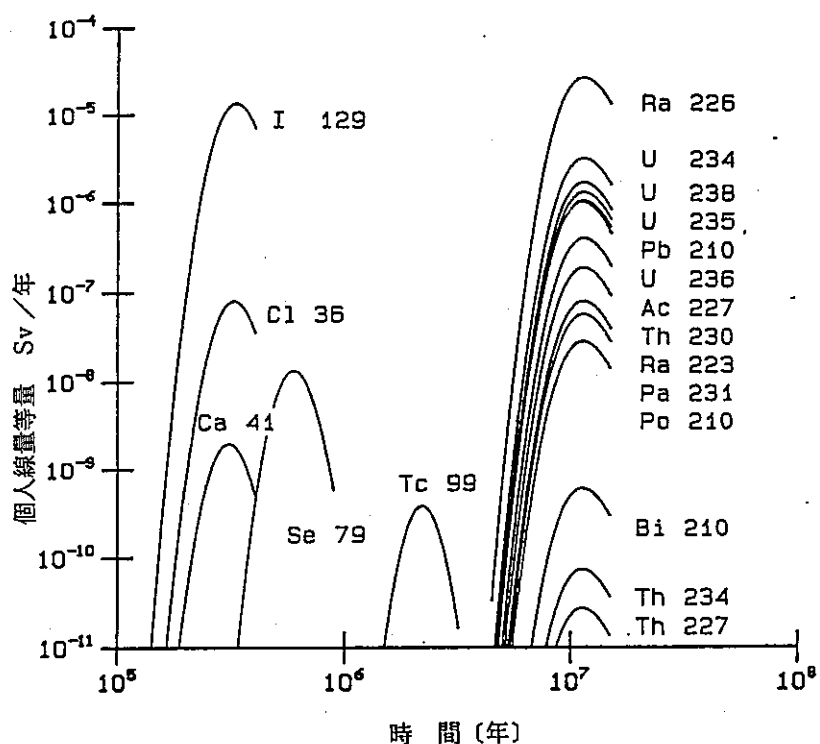


図1-1 コンラッドにおける安全評価結果

(2) ゴアレーベン

ここではより近年に実施されたPAGISから、その概要を報告する。

PAGISで評価対象としたシナリオ、及び用いた評価コードは以下の通りである。

- ① 通常放出シナリオ
- ② 無水石膏層からの水の浸入シナリオ
- ③ 無水石膏層及び塩水ポケットからの水の浸入シナリオ
- ④ 人間侵入シナリオ

表1-5 ゴアレーベン処分場での評価コード

対象経路	コード名称	概要
ニアフィールド 中間フィールド (処分場内)	REPOS	処分場内での移行式を計算するコード EMOS コードの1部
ファーフィールド	SWIFT METROPOL TROUGH	地下水流計算 1, 2, 3次元有限差分法 地下水流, 溶媒移行計算 3次元有限要素 放射性核種移行 1次元有限差分法 REPOS出力を直接入力
生物圏	ECOSYS	ダイナミックコンパートメントモデル

決定論的評価における各シナリオに対する結果は以下の通りである。

なお無水石膏層からの水の浸入シナリオでは、処分場閉鎖後 190年時点で塩水が浸入する場合、コンバージェンスの進行により水の流入がなく、塩水は廃棄物に接触しない。

表1-6 P A G I Sにおける評価結果

シナリオ	主要核種	最大線量年 [y]	最大個人線量 [Sv/y]
① 通常放出シナリオ	Np - 237	1.5×10^7	1×10^{-6}
③ 無水石膏層及び 塩水ポケット	Cs - 135	2×10^4	9×10^{-6}
④ 人間侵入シナリオ	Np - 237	7×10^5	3×10^{-5}

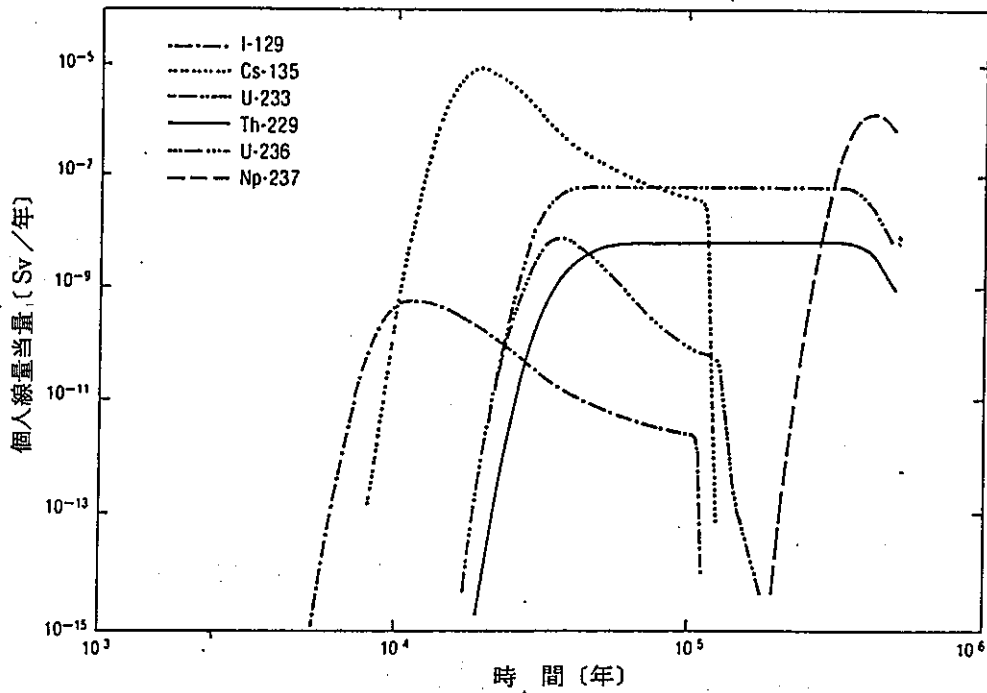


図1-2 ゴアレーベン 塩水浸入シナリオ③評価結果

1.2 スウェーデン

1.2.1 放射性廃棄物の区分

放射性廃棄物の一般的な分類はスウェーデンには存在しない。放射性廃棄物は発生源，含有する放射性核種の半減期，濃度により大きく以下の5種類に分けて発生量等の計算が行われている。

表1-7 放射性廃棄物の分類

カテゴリー	発生源	形態	特性	発生量
使用済燃料	原子炉の運転	燃料棒をキャニスタに封入	初期の高い発熱量、放射能量	5,700 キャニスタ (7,840tU)
α 汚染廃棄物	スタズビク (Studsvik) 研究センター	コンクリート中に固化	低・中レベル、長半減期の核種を含む	1,500 m ³
炉内構造物	原子炉内金属	処理せずコンクリート中に固化	低・中レベル、長半減期核種をある程度含む	19,700 m ³
原子炉廃棄物	原子炉等の運転	コンクリートビチューメン中に固化、圧縮処理	低・中レベル、短半減期の核種	95,000 m ³
廃止措置廃棄物	原子力施設の解体	大部分は処理せず	低・中レベル、短半減期の核種	114,000 m ³

1.2.2 処分方策

前項に記したようにスウェーデンにおいては、1977年条件法及びその改正による1984年原子力活動法によって、原子炉の所有者が原子炉施設から発生する放射性廃棄物、使用済燃料の処分に至るまでの全工程の管理、及びそれに必要な研究開発を行うことを義務付けており、SKBが電力会社に代わってその責任を負っている。

1.2.3 処分方法と処分対象廃棄物

スウェーデンでは α 汚染廃棄物はSFL3へ処分される予定であるが、 α 汚染廃棄物の発生量は約1,500m³と少く、全体の0.62%に過ぎない。したがって処分施設も小規模であり、安全性の評価も α 汚染廃棄物独自に行われた例はない。そこで、既に操業中の岩盤内処分施設であり、詳細な評価が実施されているSFR-1についても併せて調査を行った。

表 1-8 S F L 3 の処分場候補地と処分概念

項目	内 容								
処分場候補地	1977 年に 14 箇所に絞り込まれて現地調査実施中 ・ダーヴィヌンネン ・ニーネフェール ・フェールペーテン ・ガレヤーレ ・カムルンゲ ・ラーケメーラ ・フォルシュマルク ・ギデオ ・リベレス ・ビヨルボ ・スヴァールドボベルヘット ・ステルネ ・エフレ ・フィスヨン								
処分場立地 処分深度、地層	先カンブリア紀の結晶質岩（花崗岩，片麻岩，斑レイ岩） 深度 約 500m，S F L 2 と同サイトで数km離れた地点								
処分概念 処置方法	・18mW × 21mH × 80mL の岩洞内にコンクリートピットを構築 ・コンクリートピットはベントナイト又はベントナイト/砂混合物を周囲に充填 ・廃棄体定置後，グラウト，コンクリート蓋，コンクリート，ベントナイト/砂による埋戻し								
バリア構成	廃棄体，コンクリート壁，ベントナイト or 砂/ベントナイト混合物層								
処分場規模	<table style="width: 100%; border: none;"> <tr> <td style="width: 33%;">CLAB 運転廃棄物</td> <td style="width: 33%;">: 4,100 m³</td> <td style="width: 33%;">使用済燃料処理施設運転廃棄物</td> <td style="width: 33%;">: 900 m³</td> </tr> <tr> <td>α 汚染廃棄物</td> <td>: 1,500 m³</td> <td>合 計</td> <td>: 6,500 m³</td> </tr> </table>	CLAB 運転廃棄物	: 4,100 m ³	使用済燃料処理施設運転廃棄物	: 900 m ³	α 汚染廃棄物	: 1,500 m ³	合 計	: 6,500 m ³
CLAB 運転廃棄物	: 4,100 m ³	使用済燃料処理施設運転廃棄物	: 900 m ³						
α 汚染廃棄物	: 1,500 m ³	合 計	: 6,500 m ³						

表 1-9 SFR1 処分場及び処分概念

項目	内 容
処分場位置	オスタマ市 フォルシュマルク フォルシュマルク原子力発電所北東, 約1km
処分場立地 処分場深度 地 層	海底下岩盤内処分 海面下5~6mのバルト海海洋底下約 60 mの花崗岩 地盤隆起速度; 約6mm/年
処分概念 処 置 方 法	<p>SFR1はサイロ1基と岩洞5基を定置施設として有する。</p> <p>第1期工事で, サイロ1基と岩洞4基を完成</p> <ul style="list-style-type: none"> ・サイロ ; 中レベル廃棄物 (廃イオン交換樹脂等) 30mφ×70mH の空洞内に25mφ×50mH, 壁厚約1mのコンクリート製サイロを構築し、 200 ℓ ドラム缶, コンクリートキュービクルからなる廃棄体定置後はポーラスコンクリートを充填 サイロ下は砂/ベントナイト= 9/1, 周囲はベントナイトを充填 ・BLA ; 低レベル廃物 (雑固体, 焼却灰) 14.7mW ×12.7mH ×160 mL の空洞内に輸送用標準コンテナを定置, 埋戻しは考慮しない ・BTF ; 低レベル廃棄物 (廃イオン交換樹脂), 2基設置 14.7mW ×9.5 mH ×160 mL の空洞内にコンクリートタンクを定置し, 破碎岩及びポーラスコンクリートによって埋戻す ・BMA ; 低、中レベル廃棄物 (廃イオン樹脂等) 19.6mW ×16.5mH ×160 mL の空洞内にコンクリートピットを構築し, 200 ℓ ドラム缶, コンクリートキュービクルからなる廃棄体定置後コンクリートを流し込む 破碎岩にて埋戻しを行う
バリア構成	<p>サイロ ; 廃棄物, コンクリート箱, 充填コンクリート, サイロ壁 (コンクリート)</p> <p>岩 洞 ; 廃棄物, コンクリート壁 (容器, ピット)</p> <p>BLAはバリア機能考慮せず</p>
処分場規模	<p>第一期工事分 ; 約 60,000 m³</p> <p>第二期工事分 ; 約 30,000 m³</p>

1.2.4 安全性の評価

α 汚染廃棄物が処分されるSFL3については、安全評価が行われた例がない。したがって、ここでは岩盤内処分場であるSFR1に対する安全評価例を示す。

SFRの評価ではその評価期間を処分場閉鎖後2,500年間の“塩水期”とその後の“内陸期”に2分して異なる移行経路、シナリオによって評価が行われている。塩水期については、処分施設から放出された放射性核種は上部岩盤を垂直上方に移行して湾内に流出した後、バルト海へと移行する経路を考えている。一方、内陸期について適用した核種移行経路は、処分施設上部岩盤を水平方向に約1km移行して小規模な湖に流出するものである。

全埋設放射能の90%以上が定置されるサイロに適用された評価モデルを表1-10に示す。

ニアフィールドの核種移行は有限差分法で解いたTRUMP/Edwardsコードを使用している。一方、ファーフィールドでの核種の移行は、塩水期では、地層中での収着効果は無視され、核種の遅延は考慮されていない。地下水流量は、フィールドデータに基づいた3次元の解析を行って、 $0.2 \sim 0.5 \text{ l/m}^2 \cdot \text{y}$ の値が用いられている。又、生物圏には、生物圏移行、被曝計算コードBIOPATHを用い評価を行っている。

各施設からの核種別放出フラックスの合計を求め、これをもとに地層移行中の収着、遅延等を考慮せずに、特定の被曝経路について簡易に被曝線量を計算したものが、図1-3, 4である。

サイロによる全核種の被曝線量は塩水期において 10^{-9} Sv/y を下回る。この場合の被曝に寄与する主要な核種は有機C-14である。内陸期の被曝線量は 10^{-5} Sv/y を超える。この時期の主要な核種は1,300年後までは有機C-14であり、その後I-129, Pu-239, Pu-240が支配的となる。

BMAからの放出核種による被曝線量は、塩水期において 10^{-7} Sv/y を超える。主に被曝に寄与する核種はCs-137である。一方、内陸期では $10^{-5} \sim 10^{-6} \text{ Sv/y}$ の間にあり、被曝線量を支配する核種は極初期にC-14, Ni-59である他はPu-239及びPu-240である。

BTFからの放出核種については、塩水期は 10^{-7}Sv/y 以下の被曝をCs-137によって生じるのみであるが、内陸期では、 $10^{-5}\sim 10^{-6}\text{Sv/y}$ の値となり、寄与する核種は初期に有機C-14，後にPu-239，Pu-240となる。

表1-10 SFR1のニアフィールド放出モデル

施設	評価期間	放出モデル
サイロ	塩水期 0 }	<ul style="list-style-type: none"> ・廃棄体，容器，充填コンクリートはミキシングセルとして考慮（分配平衡） ・サイロ蓋（ベント部を考慮），砂／ベントナイト層中の拡散
	2.500年	<ul style="list-style-type: none"> ・サイロ壁，ベントナイト層中の拡散 ・サイロ底部，砂／ベントナイト層中の拡散
	代替シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> ・上記モデルにおいてサイロ上部充填材の透水性が低いケース
	代替シナリオ 0 }	<ul style="list-style-type: none"> ・ガス発生による $1.5\text{m}^3/\text{y}$ の間隙水の放出 ・廃棄体，容器，（コンクリート）内の拡散
	100年	<ul style="list-style-type: none"> ・充填材（ポーラスコンクリート）中の移流，拡散 ・サイロ蓋（ベント部），砂／ベントナイト層中の移流，拡散
内陸期 2.500 }	<ul style="list-style-type: none"> ・ベントナイト，コンクリート層の透水性は劣化し，$7\text{m}^3/\text{y}$で地下水流入 ・充填材層（ポーラスコンクリート）中の移流，拡散 	
10.000年	<ul style="list-style-type: none"> ・サイロ内の分配平衡は維持 	
代替シナリオ	<ul style="list-style-type: none"> ・上記モデルにおいてサイロ内コンクリートの劣化を考慮，分配係数を低下 	

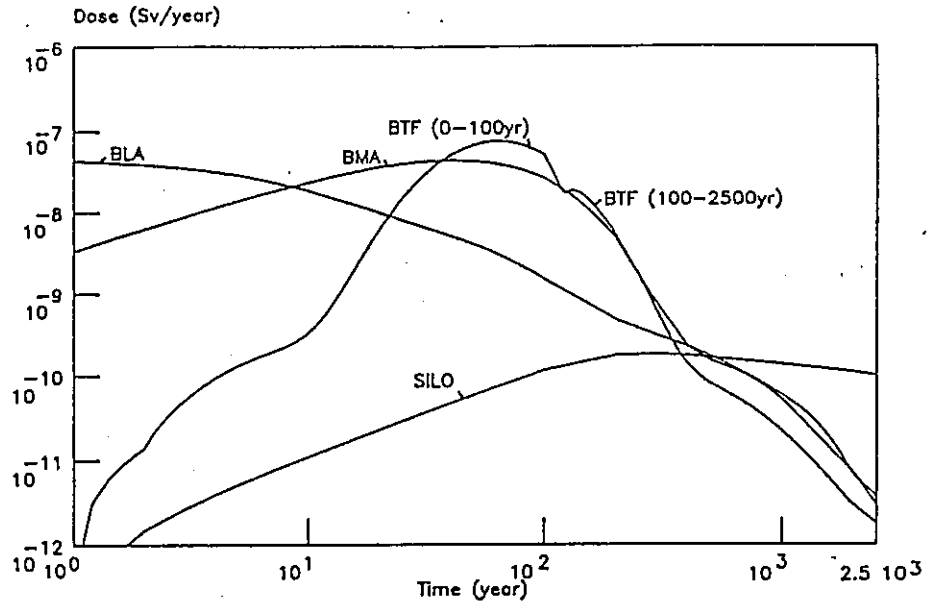


図 1-3 SFR 1 に関する簡易線量評価 (塩水期)

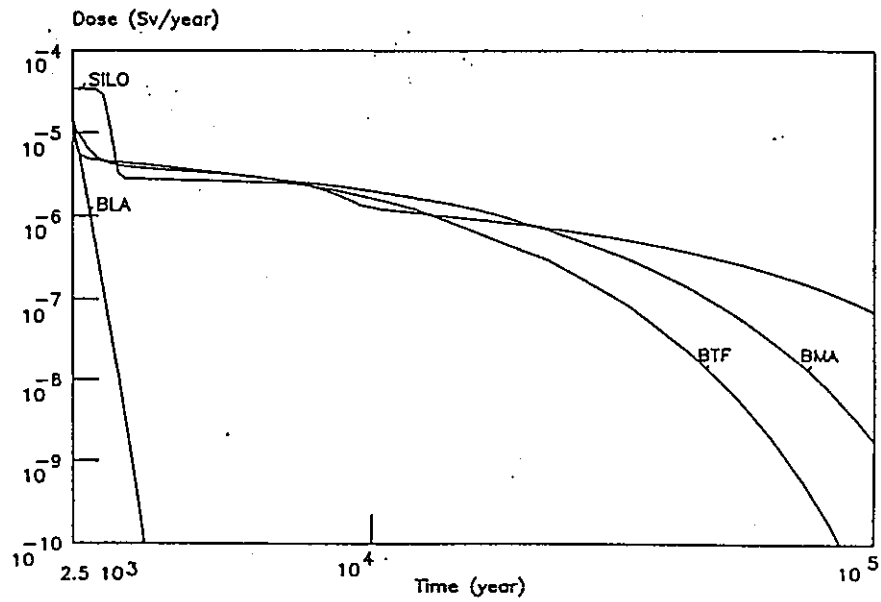


図 1-4 SFR 1 に関する簡易線量評価 (内陸期)

1.3 イギリス

1.3.1 放射性廃棄物の区分

イギリスでは放射性廃棄物の放射能レベルに対する相対的な指標を与えることを目的として、長年にわたる慣例から1985年に環境省(D o E)が設定し、放射性廃棄物管理諮問委員会(RWMA C)が承認した廃棄物区分が存在する。これを表1-11に示す。

表1-11 各区分毎の廃棄物の特徴

区分名称	定義 or 特徴	備考
極低レベル廃棄物(VLLW)	生活廃棄物と共に処分できる(dustbin disposal) $\beta/\gamma < 400$ kBq で体積が0.1 m ³ 未満, 又は1アイテム当りの β/γ が40kBq 未満	浅地中処分 他
低レベル廃棄物(LLW)	VLLWより高く, $\alpha < 4$ GBq /ton, $\beta/\gamma < 12$ GBq/ton	地層処分
中レベル廃棄物(ILW)	LLW より高く, HLW よりも低い	
高レベル廃棄物(HLW)	放射能に起因する温度上昇が著しい	

注：1986年6月12日の命令によって、下記の放射性廃棄物の処分に関しては、1960

年放射性物質法の規制要求は免除されることになった。(1986年7月発効)

イ. 0.4 Bq/g (10^{-5} μ Ci/g) を超えない固体廃棄物 (密封線源を除く)

ロ. C-14又はH-3, もしくはこの両方を含む有機廃液であって,

0.4 Bq/ml (10^{-5} μ Ci/ml) を超えないもの。

ハ. 半減期が100 秒を超えない気体

1.3.2 処分方策

現在イギリスでは低・中レベル廃棄物を一括して地層処分する方針である。

かつてイギリスにおける放射性廃棄物の処分はUKAEAが主体となって実施されて来たが、政府は1982年に白書“放射性廃棄物管理”(Command 8607)を議会に提出し、処分実施主体として1982年7月にNIREXがBNFL, 中央電力庁(CEGB), 南スコットランド電力庁(SSEB), UKAEAの参加によって任意団体として設立された。その後1985年11月にUnited Kingdom Nirex Ltd.として株式会社に改組されている。

1.3.3 処分方法と処分対象廃棄物

1989年3月にNirex は、低・中レベル廃棄物地層処分場候補地をドーンレイとセラフィールドの2箇所に絞り込んでいる。以下にこれら2候補地の概要を示す。

表1-12 ドーンレイ候補地概要

項目	内容
処分候補地	Dounreay ; スコットランドケースネス地区ハイランド地方, ドーンレイ原子力開発研究所に隣接するUKAEA候補地, 約450 ha
処分場立地	15mの岩壁上部の海に面する緩やかな傾斜地, サイト中心から2 km以内の移住者 : 40人 サイト中心から9 km以内の人口 : 700 人
処分場深度 地層	250 ~ 380 mの堆積岩層の下に閃緑岩の貫入岩体が存在すると予測されている。
処分概念 定置方法	基礎となる概念 岩洞 (25m W × 35m H × 250 m L) × 26ユニット $\left(\begin{array}{l} \text{運転中レベル廃棄物} \quad ; 8 \text{ ユニット} \\ \text{廃止措置中レベル廃棄物} ; 3 \text{ ユニット} \\ \text{低レベル廃棄物} ; \quad \quad : 15 \text{ ユニット} \end{array} \right)$ アクセス用立抗 2 × 6 m × 4 本 建設, 埋戻し立抗 2 × 8 m × 1 本 $\left(\begin{array}{l} \text{無水石膏層, 深度 1.300 m の場合} \\ \text{岩洞 (16m W × 20m H に断面が減少する)} \end{array} \right)$
バリア構成	約500 mの深さに処分施設の建設を考慮 セメントベースの埋戻し材, 固化媒体 (セメント), 容器
処分場規模	LLW ; 約1,400,000 m ³ ILW ; 約600,000 m ³

表1-13 セラフィールド候補地概要

項 目	内 容
処分場候補地	Sellafield; カンプリア州, コープランド地区 BNFLのセラフィールド事業所用地区, (面積は未定)
処分場立地	緩やかに傾斜した沿岸平野 サイト中心から2 km以内の居住者; 約 550 人 サイト中心から9 km以内の居住者; 約14,000人 東側数kmの地点に国立公園, 農業従事者割合11%
処分場深度 地層	数百mの厚さの砂岩, 泥岩, 角礫岩等の層の下に, 前期古生代の固結した溶岩層あるいはスレート層が存在すると予測されている。 火山岩層が550 m以深であるため, 処分場もこの深度を上回るものとなる。
処分概念 定置方法	基礎となる概念 ドーンレイに同じ 深さ, 岩体の特性によっては岩盤の支持, 補強が必要となる場合がある。
バリア構成 処分場規模	ドーンレイに同じ

1.3.4 安全性の評価

Nirex が実施した低・中レベル廃棄物の処分に対する予備的安全評価では, 以下の4種類のシナリオについて考慮されている。

- ① 地下水移行
- ② 人間侵入
- ③ 気体による移行
- ④ 自然崩壊事象

評価に用いられた評価コードを表1-14にまとめて示す。

表1-14 Nirex が予備的評価に用いた評価コード

項 目	内 容
ニアフィールド	STRAW ; 容器の物理的閉じ込め機能を反映 ・処分施設内を均質多孔体とし，間隙水中濃度を決定， (溶解度限度，収着考慮) ・ニアフィールド内地下水流速は，ファーフィールドでの 地下水流速により決定
ファーフィールド	NAMMU ; 1～3次元 移流拡散評価，有限要素法 ・地下水流路の決定に使用 ・収着を考慮することにより核種移行評価にも使用
	RAD1D ; 1次元 移流拡散評価 数値解 (収着考慮)
生物圏	BIOS ; コンパートメントモデル 摂取，吸入，外部被曝
総合的確率論的 評価	MASCOT ; 確率分布→サンプリング→線量期待値

予備的安全性評価結果として，地下水移行シナリオについては決定論的評価による評価結果のうち，best estimate 値による評価結果を図1-5 に示す。ニアフィールド及びファーフィールド出口側地下水を直接飲用する極端なケースを除き最大個人線量は $1 \times 10^{-5} \text{ Sv/年}$ を下回る。最も被曝線量が多い生物圏条件は北部地帯陸上生物圏であり，最も少いのは海洋生物圏条件であった。このとき被曝に寄与する主要核種は $10^5 \sim 10^6$ 年に出現するピークについてはC1-36，I-129 であり 10^7 年前後についてはRa-226 であった。

一方，MASCOTコードを用いた確率論的評価では，極地内陸生物圏条件で最も個人線量が高く， $1 \times 10^{-5} \text{ Sv/年}$ を超える値となっている。この場合被曝に寄与する核種はRa-226 及びPb-210 である。

さらに，人間侵入シナリオについてはボーリングコアを分析する地質技術者について個人リスクを算定している。リスクを決定する核種は 10^3 年以前についてはAm-241，

Cs-135であり、それ以降はPu-239となるが、 10^4 年以降はリスクは 10^{-9} /年以下となる。

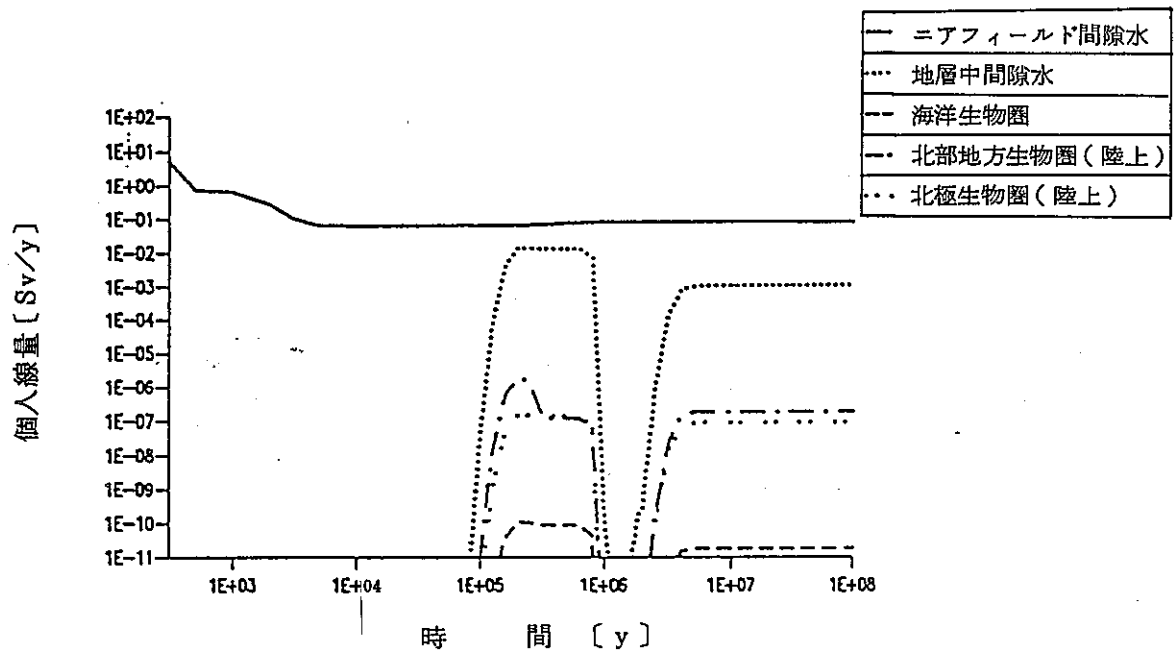


図1-5 地下水移行決定論的評価 (best estimate)

1.4 欧州共同体

以下ではPACOMAプロジェクトの内、花崗岩サイトにおける評価についてその概要を報告する。花崗岩サイトの評価はフランス原子力庁 (CEA) の安全防護研究所 (IPSN) が評価、とりまとめを担当しており、対象サイトはPAGISプロジェクトと同一のフランスのAuriat, Barfleur, 及び英国の仮想サイトである。

花崗岩サイトで処分対象としたカデリゴB廃棄物 (α 核種濃度 3.7GBq/ton) は、再処理廃棄物に限定している。

処分対象量は60GWeのPWRが30年間運転されることによって発生する、使用済燃料48,000MTUを再処理した場合に蓄積されるカテゴリB廃棄物としその体積は以下の通りである。

- ・ハル・エンドピース ; $12,600\text{m}^3$ (1,750 l 容器 18,500本)
- ・アスファルト固化体 ; $81,000\text{m}^3$ (1,750 l 容器 67,110本)

評価対象とした処分施設概念を表1-14に示す。

表1-14 PACOMA-granite でのサイト条件と処分概念

項 目	内 容
評価対象サイト	<ul style="list-style-type: none"> • Auriat ; フランス中央部, リモージュの東北東約30km 1,000m以上の厚さを有する花崗岩層 • Barfleur ; フランス北部, シェルプールの東約20km 約3億年前の花崗岩層
処 分 深 度	<ul style="list-style-type: none"> • Auriat ; 675m, • Barfleur ; 500m, • 英国仮想サイト ; 980m
処 分 概 念 定 置 方 法	<ul style="list-style-type: none"> • 処分概念は, 昨年度フランスの処分概念として報告した候補の内, 岩洞処分概念を適用している。 • 処分場の占有面積は900m×600mとなる。 • 定置方法としては以下の2種類を考慮 <ul style="list-style-type: none"> 概念A ; コンクリートピットと容器の間に11cm厚の圧密ベント ナイトを充填 概念B ; コンクリートピットと容器の間にコンクリートを充填 • 岩洞の離間距離は35m と設定 • 1,750 Q 容器4段積み • 1,856 本 / 200 m岩洞

PACOMA-graniteで用いられた評価モデルは, 基本的にPAGIS-granite で用いられたものと同一であり, これをカテゴリB廃棄物用に改良して用いている。表1-15に用いられた評価コードの概略を示す。又, 算定値の一例として, 参照サイトであるAuriatサイトにおける処分施設概念Aに対する評価結果を図1-6 に示す。

表1-15 PACOMA-graniteで用いられた評価コード

対象経路	サブシステム解析モデル	影響評価モデル
ニアフィールド	DELFINE ; 2次元有限要素, 熱移行解析 PLUTON ; 2次元有限要素, 温度評価 INCA ; 2次元有限要素, 熱応力解析 AQUASAT ; 1, 2次元解析解, 温度, 水圧, 再飽和期間の評価 AQUAMIGR ; 1, 2次元解析解, 浸出率, 溶解度限度による浸出, 収着, 拡散 による移行	CONDIMENT ; 2次元円柱座標, 有限差分, セメント劣化, 核種移行評価 (拡散, 溶解度, 浸出率, 収着を考慮) [PACIS-granite で用いられたコードを カテゴリBの廃棄物のマトリクスであ るセメントに適用可能なように改良
ファーフィールド	DIMITRIO ; 2, 3次元有限要素, 溶質移行評価 (移流, 収着を考慮)	METIS ; * 2次元有限要素, 地下水流・核種移行 (拡散, 分散, 移流, 収着を考慮)
生物圏	BIOS ; ダイナミックコンパートメントモデル 生物圏核種移行評価, 被曝評価 (地表水放出, 海洋放出)	ABRICOT ; ダイナミックコンパートメントモデル 生物圏核種移行, 被曝評価 ・飲料水, 灌漑用水への使用 ・魚, 野菜, 畜産物の摂取 ・汚染土壌の吸入 ・汚染土壌からの外部被曝
総 合 評 価		MELODIE ; 上記3コードを統合したコード

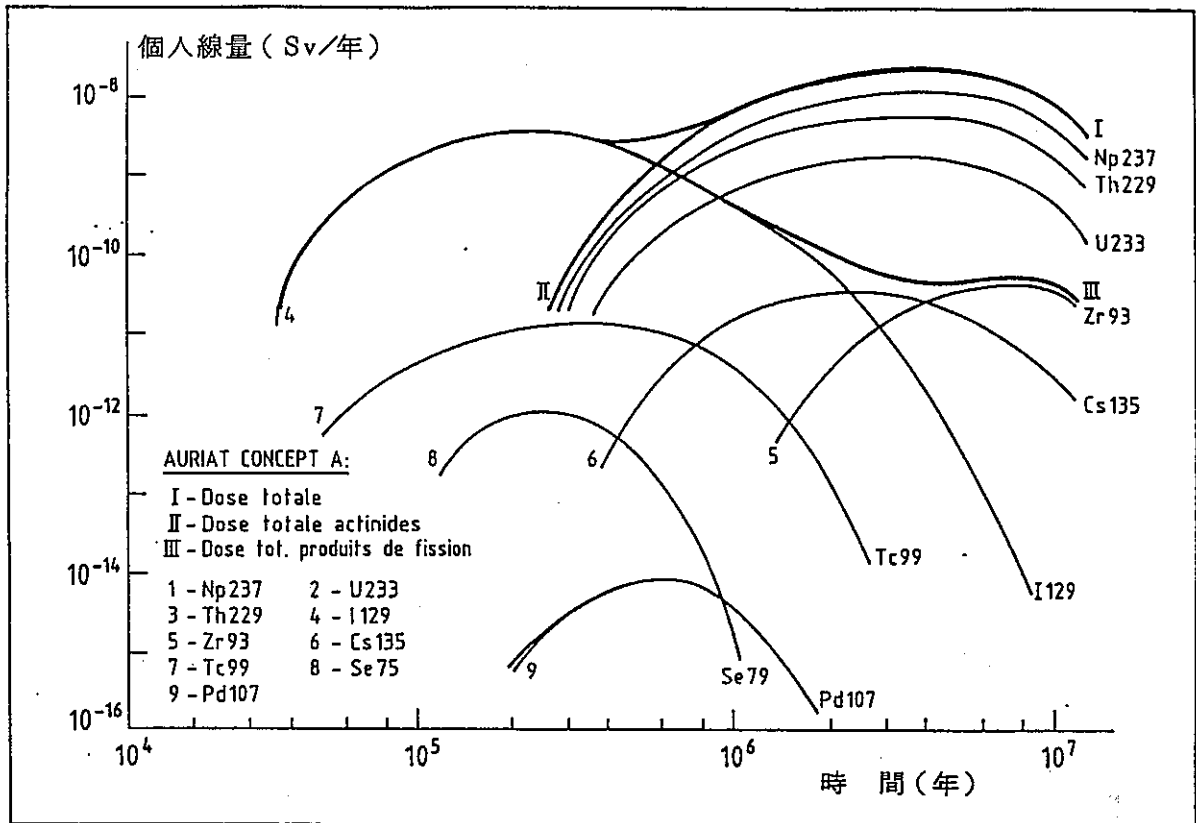


図1-6 Auriatサイト，施設概念Aによる評価結果

決定論的手法による評価結果から得られた結論は以下の通りである。

- ・総てのサイトと処分施設概念について個人線量は十分に小さく，ICRPの勧告による線量限度 (10^{-3} Sv/年) の1000分の1程度である。
- ・個人線量は主としてアクチニド，特にNp-237の系列による。いずれの場合にも核分裂生成物の寄与は極めて小さく，1%以下である。
- ・処分施設概念A，Bの相異は個人線量にあまり影響しない。
- ・3箇所のサイトでの結果を比較すると，英国の仮想サイトでは堆積物層が果す役割が大きく，海岸のBarfleurサイトでは希釈の役割が大きい。

又，感度解析 (local sensitivity analysis) の結果からは以下の結論を得ている。

- Cs-135 , Np-237 の2種類の放射性核種については、堆積物層の透水性が重要であり、花崗岩層全体の透水性がこれに次いで重要である。
- 地層における放射性核種の遅延の重要性が明らかとなった。
- Np-237 及びより不溶性の元素については溶解度が重要であること。
- 非常に溶解度の大きいCs-135 , 及びその他の核種については、ベントナイト中での遅延係数とベントナイトの厚さが重要となる。

1.5 まとめ

平成元年度に調査を行ったアメリカ合衆国、スイス等4ヶ国の他、本年度調査を行ったドイツ、イギリス等3ヶ国を加えた計7ヶ国に関するTRU廃棄物及びそれに相当する放射性廃棄物の処分に係る状況を、主要な項目について表1-16にまとめた。その結果、昨年度と同様以下に示す傾向が明らかである。

- 放射性廃棄物の区分方式は処分方策に対応して各国で相異があるものの、 α 核種では、ほぼ3.7kBq/gでLLWとの区分が行われている例が多い。
- α 核種を有意に含む廃棄物は各国とも地層処分を選択しており、候補地の岩種は様々であるがその深度はほぼ200 ~ 1,300 mの間にある。
- 設置を考慮する人工バリアは、パッケージ、充填材、構造物等である。材料としては金属、コンクリート、粘土物質、掘削ズリ等を検討している。
- 安全性の評価では各国とも通常シナリオの他、人間侵入シナリオ、自然現象によるバリア機能の低下を反映したシナリオを対象とし、確率論的評価も取入れられている場合が多い。
- 総合的な評価モデルとしては浸出過程では溶解度限度と浸出率、あるいは拡散を、地中移行では詳細な地下水流動解析を基に、1又は2次元の移流分散モデルを用いている場合が多い。
- 安全性を評価する上で重要となる核種は、核分裂生成物では、Tc - 99, I - 129 , Cs - 135 , アクチノイド及びその娘核種については、Ra - 226 , U - 233, - 234 , Np - 237 等である。
- TRUあるいは中レベル廃棄物処分場の運開時期は1990年代中盤以降から2030年頃の間が予定されているが、特にPA等の問題からスケジュールは遅延している国が多い。

表1-16 各国のTRU廃棄物処分に係る現状

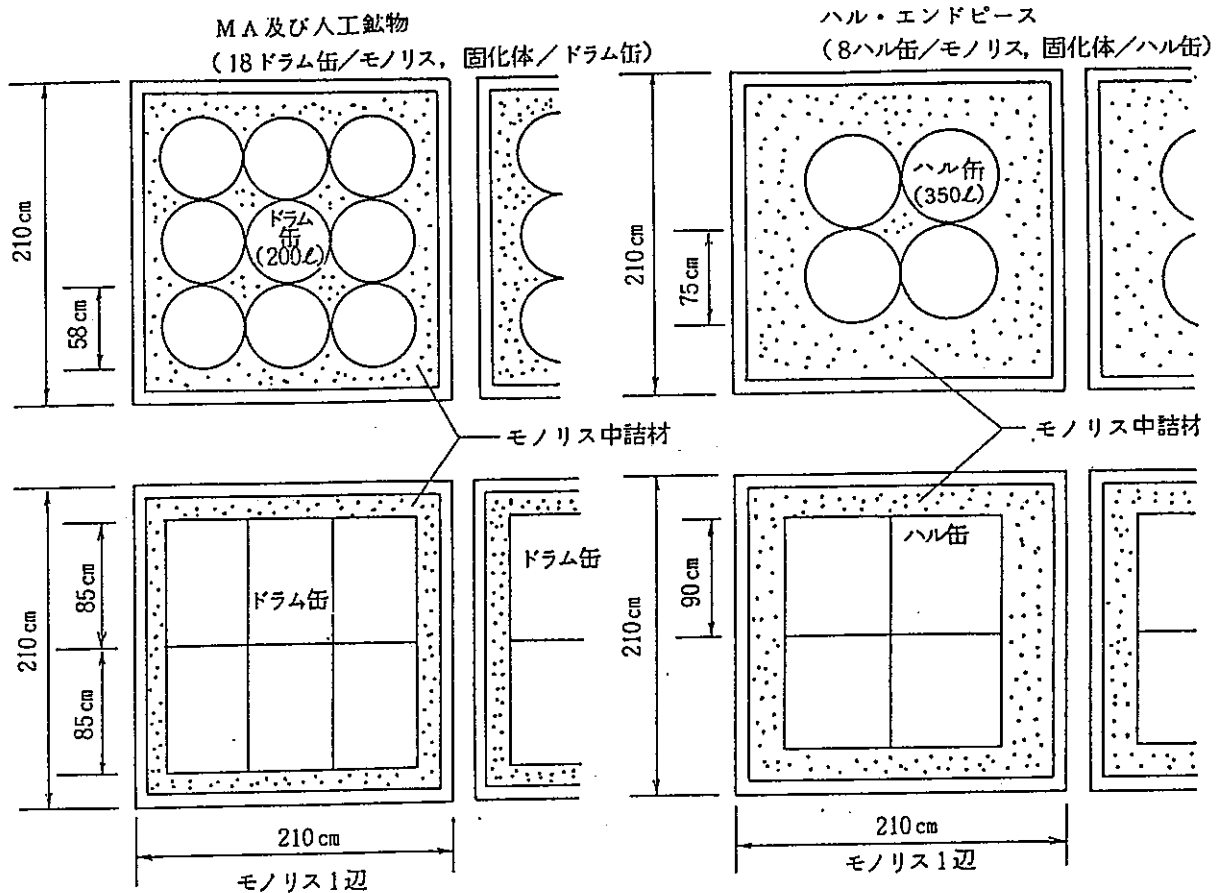
国名		アメリカ合衆国		スイス		フランス	ベルギー	ドイツ		英国
区分	名称 区分値	EPA, DOE ; TRU廃棄物 NRC ; GTCCLLW 100nCi/g (3.7kBq/g) 40CFR191, DOE Order 5820.2 10CFR61		TRU含有廃棄物 定量的区分値はない		カテゴリB (アルファ廃棄物) 3.7GBq/t RFS Na I-2	カテゴリB (アルファ廃棄物) (SAFIRではフランスの区分を使用) 定量的区分値はない	最終処分の観点から { 発熱性廃棄物 非発熱性廃棄物 処分場母岩の温度上昇限度 3℃		ILW (中レベル廃棄物) α放射能 ≥ 4 GBq/t 貯蔵又は処分施設に発熱の効果を 考慮する必要のないもの DOE設定
サイト 候補地	所在地 地質, 深度	GTCCLLW ネバダ州 ユッカマウンテン	DOE TRUW ニューメキシコ州 ロスメダノス地区 (WIPP) 岩塩層, 約660m	タイプB処分場 Bois de la Glaive 無水石膏 Piz Pian Grand 結晶質岩 Oberbauentstock 泥灰岩 Wellenberg 泥灰岩 深度400~1200m	タイプC処分場 結晶質岩 Böttstein Weiach Riniken Kaisten Schafisheim Leuggern Siblingen 堆積岩(粘土層) Zürich Weinland Lägeren 北方 Limmat 東方	Aisne ; 粘土層 Deux-Sèvres ; 花崗岩 Main-et-Loire ; 片岩 Ain ; 岩塩層	モル/デッセル地区 Boom粘土層, 約230m	非発熱性 ニーダーザクセン州 コンラッド 石灰岩, 1,100~1,300m	発熱性・非発熱性 ニーダーザクセン州 ゴアレーベン 岩塩, 約870m	カンブリア郡 セラフィールド 火山岩, 550m以深 ハイランド地域 ドーンレイ 閃緑岩, 約500m
処分概念	定置方法	GTCCLLWは 未定 '89~'92で設計	CHTRU 坑道内定置 200ℓドラム缶は 15列×3段積 RHTRU 水平処分孔内定置	坑道内定置 200ℓドラム缶収納の コンクリートコンテ ナ5段積 200ℓドラム缶10段 俵積	結晶質岩 サイロ内に積上 堆積岩 未定	岩洞処分概念 岩洞内コンクリートビット内に縦積 サイロ内処分概念 サイロ内に俵積, 又はサイロ内コ ンクリートビット内に縦積 坑道処分概念 垂直処分孔内に縦積	坑道内定置 (BELGIAN概念) 円形断面坑道下部にコンクリート固化 体を俵積みし, その上部にHLWを定 置 アスファルト固化体は別坑道に俵積み	坑道内定置 円筒形容器は俵積み 角形コンテナは3段 積み	岩洞内俵積み (埋立方式, 遠隔吊 下) 岩洞内縦積み 垂直処分孔定置 300mの垂直処分孔 内に縦積み (HLW)	岩洞型処分 200ℓ又は500ℓドラム缶, 3m又は12mコンクリートポ ックスを岩洞内に積上げる
	バリア構成	パッケージ 凝灰岩埋戻し材	パッケージ 岩塩/ベントナイト, 又は岩塩埋戻し材	パッケージ コンクリートコンテナ コンクリート充填材 コンクリート坑道ライ ナ	パッケージ コンクリート構造物 ベントナイト充填材	パッケージ コンクリート構造物 コンクリート又はベントナイト充填材	パッケージ 粘土物質等充填材 (コンクリート坑道ライナ)	パッケージ 石灰岩埋戻し材	パッケージ 岩塩埋戻し材	パッケージ コンクリート充填材
	規模	GTCCLLWは 未定	CHTRU; 176,000m ³ RHTRU; 7,100m ³	TRU含有廃棄物 20,000m ³ (ILW 60,000m ³)	350,000m ³	30,000m ³	約 650,000m ³ 最大1,000,000m ³	約4,100,000m ³	約1,400,000m ³ (LLW) 約600,000m ³ (ILW)	
安全性評価	シナリオ	1999年10月発表 予定のEISに向け R&D実施中	処分場健全ケース IA~IC ボアホール掘削ケ ース II A~II D (FSBIS)	タイプB処分場 ニアフィールド放出シナリオ×7 (ガス発生, バリア劣化含む) ファーフィールド移行シナリオ×10 (石灰岩, 泥灰岩, Kd, 流速変化等) 生物圏シナリオ×3 (気候, 土壌Kdの変化) その他・ボアホール掘削, 浸食シナリオ	PAGISでの評価 (HLW) 通常シナリオ 破砕による透水性増加シナリオ 坑道掘削シナリオ	PAGISでの評価 (HLW) 通常シナリオ 降水量減少シナリオ 断層発生シナリオ PAGISではHADES概念を評価対象	通常シナリオ	PSEでの評価 処分場閉鎖直後に塩水 浸入	予備的評価 ボアホール掘削, 跡地利用 地下水移行経路 気候の変化を考慮 (不確実性解析)	
	評価モデル	—	溶解度限度 1次元移流分散 2次元移流分散 (二重間隙モデル)	ニアフィールド内2次元拡散, 又は移流分散 ファーフィールド内1次元移流分散	ニアフィールド; 溶解度限度, 浸出率 2次元拡散 ファーフィールド; 2次元移流分散 確率論的評価 (PAGIS)	ニアフィールド; 溶解度限度 1次元拡散 ファーフィールド; 1次元分散, 移流分散 確率論的評価 (PAGIS)	ニアフィールド 浸出率 溶解度限度 ファーフィールド 1次元移流分散	ニアフィールド 浸出率 溶解度限度 コンバージョンスに よる汚染水の追出し ファーフィールド 3次元移流拡散	ニアフィールド 溶解度限度 容器閉込め ファーフィールド 1~3次元移流分散	
	重要核種	—	Pu-238, Ra- 226, Pb-210, U-234, Np- 237	I-129, Cs-135, Sn-126, Np-237	—	PACOMA Np-237, Th-229, U-233 I-129	PACOMA I-129, Tc-99, Np-237 U-238系列	I-129, Ra-226, U-234, U-238, Po-210	Tc-99, Cs-135, U-234, I-129	Ce-136, I-129, Cs-135 U-238系列
処分スケジュール	2001年: 建設申請 2004年: 着工 2010年: 運開	1983年: 着工 1991年: 実証試験 1995年以降 SEIS 運開	1990年: サイト選定 1995年: 着工 1998年: 運開	1993年: サイト選定 2010年: 着工 2020年: 運開	1991年: サイト選定 (政府方針決定) 1997年: 着工 2000年代早期: 運開	1995年: SAFIR II作成 2020年: 着工 2030~2035年: 運開	1982年: 許認可申請 1990年: 運開予定 1994年以降に遅延	2000年頃, 許認可申請 2003年: 着工 2008年以降運開	1992年: 許認可申請 1994年: 着工 2005年: 運開	

3. 性能評価試算

本性能評価試算で用いた処分概念、核種濃度パラメータの基準値を以下にまとめて示す。又、処分対象廃棄物量は昨年度設定した設備容量に対して2030年迄に発生する廃棄物量とする。即ち、MAアスファルト固化体30,920 m³、ハル・エンドピースセメント固化体45,530 m³、廃AgXセメント固化体364 m³である。

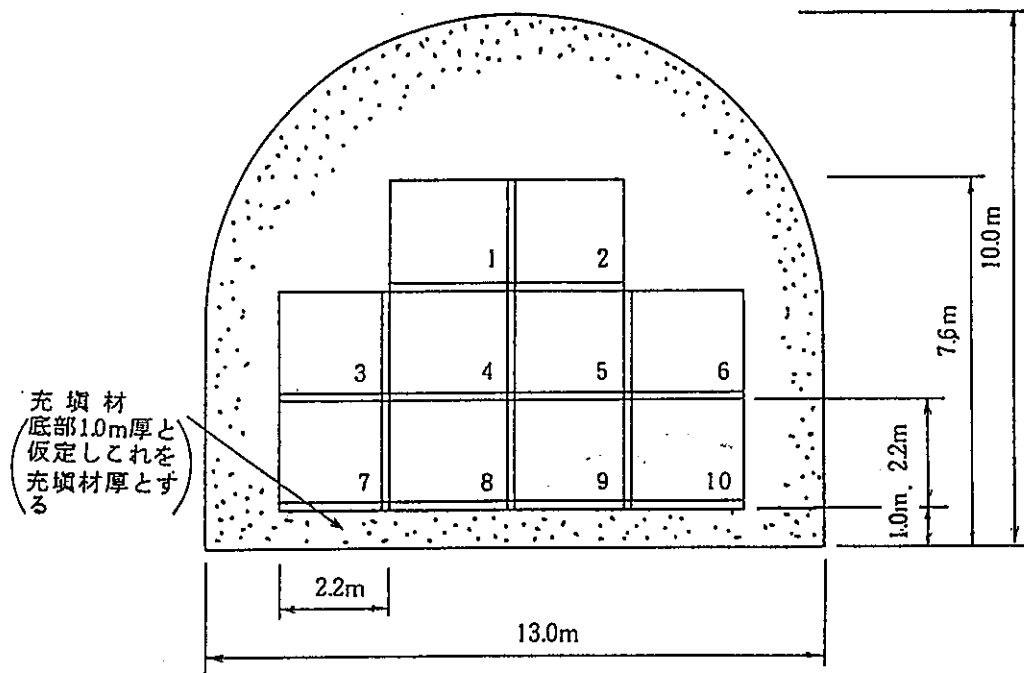
表3-1 評価対象

ア ク ニ チ ド 核 種		A P 及 び F P 核 種
4 n 系列	P u - 240 , U - 236	C - 14
4 n + 1 系列	A m - 241 , N p - 237 , U - 233	T c - 99
4 n + 2 系列	U - 238 , U - 234 , T h - 230	I - 129
4 n + 3 系列	P u - 239 , U - 235 , P a - 231	C s - 135



(a) ドラム缶とモノリス

図3-1 ドラム缶・モノリス・処分ユニット



(b) モノリスと処分ユニット (10モノリス/断面)

図3-1 ドラム缶・モノリス・処分ユニット

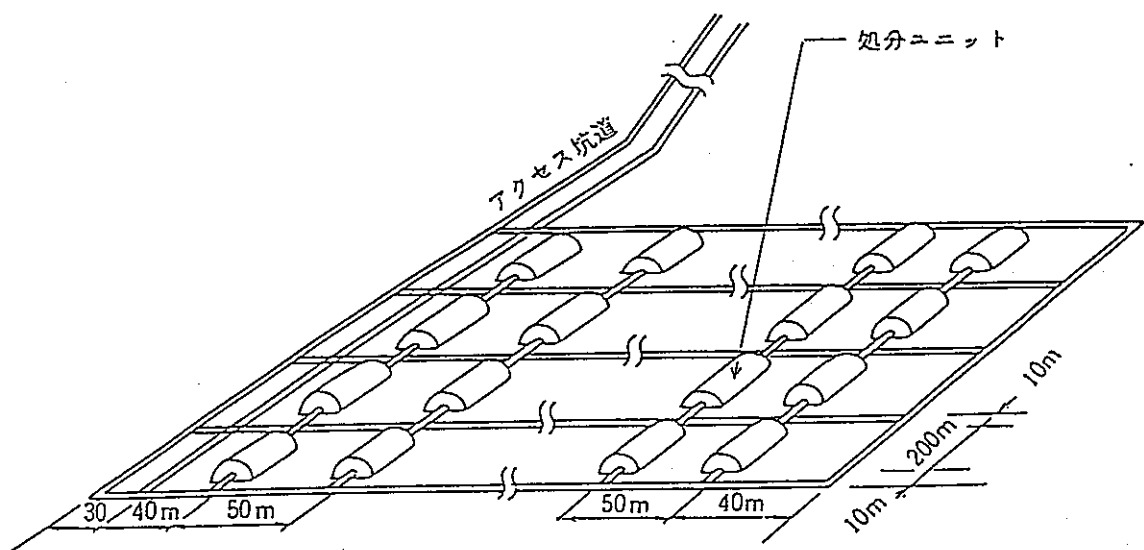


図3-2 処分場レイアウト

表 3-2 試算対象核種インベントリ
(ハル・エンドピース)

核	種	インベントリ (kg/MTU)	
FP + AP 核種	C-14	5.052E-4	
	Tc-99	2.044E-3	
	I-129	4.213E-4	
	Cs-135	9.160E-4	
アクチニド 核種	4n	Pu-240	5.295E-3
		U-236	1.288E-2
	4n+1	Am-241	9.548E-4 (+ Pu-241)
		Np-237	1.964E-3 (+ Pu-241) (+ Am-241)
	4n+2	U-233	4.351E-9
		U-238	2.825E+0
	4n+3	U-234	1.319E-4
		Pu-239	1.388E-2
		U-235	4.367E-2
		Pa-231	6.008E-10

表 3-3 試算対象核種インベントリ (MA固化体)

核		種	インベントリ (kg/MTU)
FP + AP 核種		C-14	2.426E-8
		Tc-99	1.786E-4
		I-129	2.021E-1
		Cs-135	7.980E-5
アクチニド 核種	4n	Pu-240	2.088E-3
		U-236	6.850E-3
	4n+1	Am-241	2.550E-7
		Np-237	9.077E-5 (+ Am-241)
	4n+2	U-238	1.544E+0
		U-234	4.845E-4
	4n+3	Pu-239	5.565E-6
		U-235	2.600E-2

表 3-4 試算対象核種 (人工鉱物)

核		種	インベントリ (kg/ton-MOX)
アクチニド 核種	4n	Pu-240	2.869E-2
	4n+1	Am-241	8.831E-3 (+ Pu-241)
		Np-237	8.685E-3 (+ Am-241) (+ Pu-241)
	4n+2	U-238	1.753E+0
		U-234	9.876E-4 (+ Pu-238)
	4n+3	Pu-239	9.331E-2
		U-235	1.225E-2

表 3-5 被曝評価試算主要パラメータ (1/3)

		ポリエチレン 固化体	MA 固化体	人工鉱物	備 考
廃棄物	体 積 (m ³)	0.026	0.2	0.084	実績値
	表面積 (m ²)	0.59	2.1	2.7	実績値
	密 度 (kg/m ³)	6550	1350(2400)	1000	実績値、()内は分配平衡浸出ケースでのセメント固化体想定 の真密度
充填材	厚 さ (m)	1.0	同左	同左	参考: スウェーデン SFR1 サイロ粘土バリア 1.3m
モノリス 中 詰 材	真密度 (kg/m ³)	—	2600	—	分配平衡浸出ケースではモノリス内の中詰コンクリートを考慮
天然バリア	移行距離 (m)	1000 (深度500 m)	同左	同左	設定値 結果として地下水流仰度30° (基準ケース)
	真密度 (kg/m ³)	2.6×10 ³			設定値
	間 隙 率 (-)	0.03			NBG85-08泥灰岩「緩みゾーンの透水係数」
	透水係数 (m/s)	1×10 ⁻⁸			(地下水流速 0.1m/yr)
	動水勾配 (-)	1×10 ⁻²			設定値
生物圏	希釈水量 (m ³ /yr)	3.01×10 ⁶	同左	同左	IAEA TECDOC-401 (河川水飲用シナリオ, 2 級河川程度) Reg. Guide 1.109
	水摂取量 (m ³ /yr)	0.73			

表 3-5 被曝評価試算主要パラメータ (2/3)

充填材パラメータ	基本 ケ ー ス	固化体浸出ケース	充填材バリア 機能無担保ケース	固化体、充填材バリア 機能無担保ケース	備 考
	拡散移行モデル		移流移行モデル		
真密度 (kg/m ³)		2.7×10 ³		2.6×10 ³	設定値
間 隙 率 (-)		0.26		0.03	設定値
透水係数 (m/s)		—		1×10 ⁻⁸	NBG85-08 泥灰岩「緩みゾーンの透水係数」を採用 (地下水流速 0.1m/yr) 設定値
動水勾配 (-)		—		1×10 ⁻²	

表 3.-5 被曝評価試算主要パラメータ (3/3)

核 種	半 減 期 (yr)	元素溶解度 (mol / l)	セメントの分配係数 (ml / g)	充 填 材		天 然 バ リ ア		経口摂取内部被曝 線量換算係数 (Sv / Bq)	
				分配係数 (ml / g)	空隙拡散係数 (m ² / s)	分 配 係 数 (ml / g)	分 散 長 (m)		
FP	C -14	5730	可溶 ^{b)}	4 ^{a)}	0 ^{a)}	1.0×10^{-12} b)	0 ^{c)}	50.0	5.6×10^{-10}
	Tc -99	2.12×10^5	3.2×10^{-12} a)	0.3 ^{a)}	10 ^{a)}	5.3×10^{-12} a)	1.2 ^{b)}	50.0	3.4×10^{-10}
	I -129	1.7×10^7	可溶 ^{c)}	3.0 ^{b)}	1 ^{b)}	1.0×10^{-10}	0 ^{a)}	50.0	7.4×10^{-9}
	Cs -135	2.1×10^5	可溶 ^{c)}	1.0 ^{b)}	1400 ^{b)}	5.7×10^{-9} a)	5 ^{b)}	50.0	1.9×10^{-9}
4n									
	Pu -240	6.6×10^3	3.2×10^{-12} a)	1000 ^{b)}	1000 ^{a)}	6.0×10^{-11} a)	500 ^{a)}	50.0	9.7×10^{-7}
	U -235	2.39×10^7	4.3×10^{-9} b)	1000 ^{c)}	93 ^{b)}	1.5×10^{-10} a)	5 ^{b)}	50.0	6.7×10^{-8}
4n+1									
	Aa -241	458	4.1×10^{-10} b)	1000 ^{b)}	6600 ^{b)}	9.6×10^{-11} a)	170 ^{b)}	50.0	1.0×10^{-6}
	Np -237	2.14×10^5	1.0×10^{-12} a)	1000 ^{c)}	120 ^{b)}	8.8×10^{-11} a)	0.76 ^{b)}	50.0	1.1×10^{-6}
	U -233	1.62×10^5	4.3×10^{-9} b)	1000 ^{c)}	93 ^{b)}	1.5×10^{-10} a)	5 ^{b)}	50.0	7.2×10^{-8}
4n+2									
	U -238	4.47×10^9 b)	4.3×10^{-9} b)	1000 ^{c)}	93 ^{b)}	1.5×10^{-10} a)	5 ^{b)}	50.0	6.3×10^{-9}
	U -234	2.45×10^5	4.3×10^{-9} b)	1000 ^{c)}	93 ^{b)}	1.5×10^{-10} a)	5 ^{b)}	50.0	7.1×10^{-9}
	Th -230	8.0×10^4	3.2×10^{-12} a)	1000 ^{b)}	100 ^{a)}	1.0×10^{-10} a)	10 ^{a)}	50.0	1.4×10^{-7}
	Ra -226	1.60×10^3	4.4×10^{-11} b)	1000 ^{c)}	20 ^{a)}	1.5×10^{-10} c)	100 ^{b)}	50.0	3.0×10^{-7}
4n+3									
	Pu -239	2.44×10^4	3.2×10^{-12} a)	1000 ^{b)}	1000 ^{a)}	6.0×10^{-11} a)	500 ^{a)}	50.0	9.7×10^{-7}
	U -235	7.1×10^5	4.3×10^{-9} b)	1000 ^{c)}	93 ^{b)}	1.5×10^{-10} a)	5 ^{b)}	50.0	6.7×10^{-8}
	Pa -231	3.25×10^4	3.2×10^{-12} a)	1000 ^{c)}	100 ^{a)}	6.0×10^{-9} a)	10 ^{a)}	50.0	2.9×10^{-6}
出 典	定数	a) NAGRA(85-09) b) Pligford 報告 c) b)を参考	a) 六ヶ所補正申請 b) SKB 87-10 c) b)のアクチニド値で代用 NA分配平衡浸出 ケース	a) NAGRA(85-09) ベンナイト b) KBS Report (83-34) 圧密ベンナイト	a) KBS Report (83-34) 圧密ベンナイト b) 天然バリアの 拡散係数と同値、 ベンナイト c) U値で代用	a) NAGRA(85-09) 熱水変質花崗岩 b) PNC「岩石と核 種の相互作用に 関する調査研究」 より、花崗岩 (MIXING CELL) c) 人工バリアの kdと同値	NAGRA NGB85-09;50m PAGIS Granite;100m WIPP SEISF071;15.2m ;100m	TRUは JAERI-M90-022 その他は JAERI-M87-172	

*) OECD/NEA. Review of the continued suitability of the dumping site for radioactive waste in the North-East Atlantic. Aug.,1985

3.1 性能評価試算対象核種の見直し

昨年度評価対象としなかったU-238 についてその影響の評価を行った。

評価対象とする廃棄物と各評価ケースに適用する浸出・移行モデルは以下の通りとした。

表3-6 U-238 の影響試算ケース

	浸 出	充填材移行	地層中移行	備 考
ハル・エンドピース 固体化	溶解度限度	拡散移行	移流分散移行	平成元年度 設定の基本 ケース
M A 固体化				
人 工 鉍 物				

試験結果を図3-3 ~5 に示す。インベントリにU-238 を考慮したことによる効果は、生物圏に流出するU-238 の放射能濃度が 5×10^6 年以降にU-234, Th-230 と放射平衡となり、 10^7 年以後一定値で流出することにより現われる。このときの被曝線量は、3核種ともほぼ同一となり、HIP固体化、MA固体化で 10^{-13} Sv/y, 人工鉍物で 10^{-14} Sv/yの桁となっている。これはU-238 を考慮しない場合のU-234 によるピーク値と同等あるいはそれ以下であり、したがってU-238 を考慮した場合にも4n+2系列の核種による被曝線量はほとんど増加しないことが明らかとなった。なお、本試算においてはU-238 とU-234 は各々独立して溶出するとして計算しているが、実際にはU-234 の存在比がU-238 に対して 10^{-3} ~ 10^{-4} であることから、U-234 による 2×10^6 年付近のピークは出現しないことになると思われる。

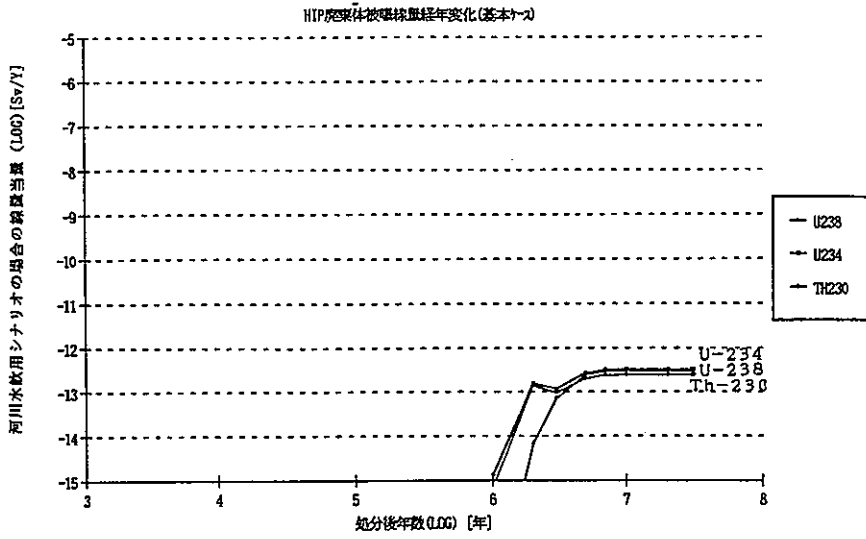


図 3 - 3 HIP 固化体被曝線量経年変化 (基本ケース)

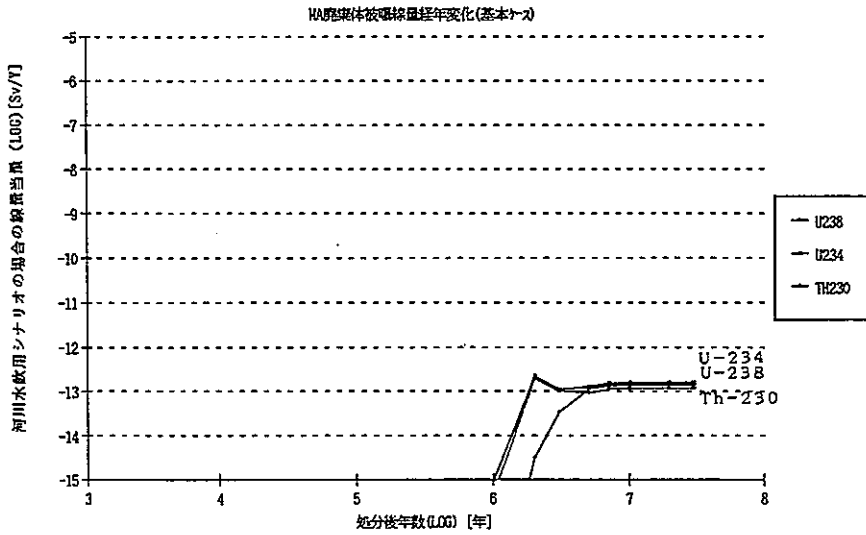


図 3 - 4 MA 固化体被曝線量経年変化 (基本ケース)

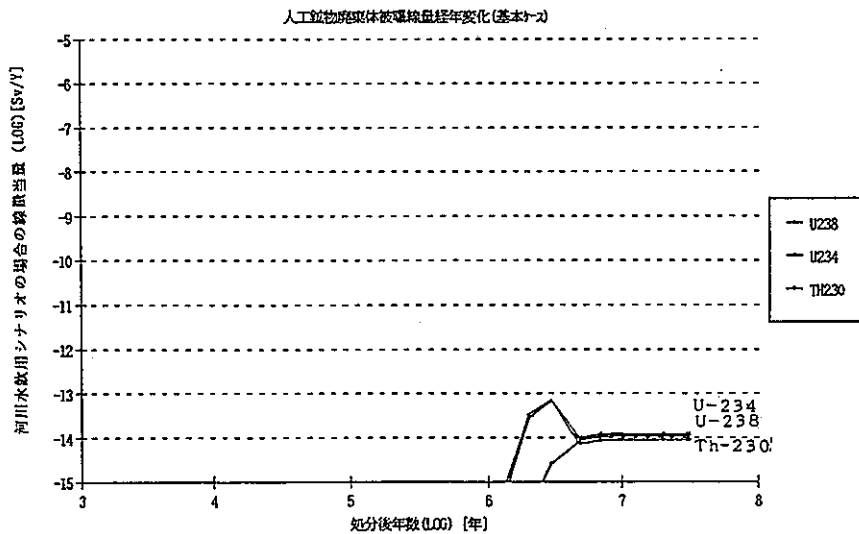


図 3 - 5 人工鋳物被曝線量経年変化 (基本ケース)

3.2 性能評価試算パラメータの見直し

ハル・エンドピースについてセメント固化体を仮定し、固化媒体、コンクリートコンテナ、コンテナ中詰めコンクリートとの分配平衡を考慮した簡易な分配平衡浸出モデルにより評価を行った。

又、MA固化体について、含有核種が処分後瞬時に廃棄体間隙水中に溶解する最も保守側のケースを仮定し試算を行った。

表3-7 ハル・エンドピース、MA固化体 試算ケース

廃棄体種類	ハル・エンドピース セメント固化体	MA固化体
評価ケース	分配平衡浸出ケース	瞬時放出ケース
評価対象核種	14核種	4n+1, I-129
浸出モデル	分配平衡モデル	分配平衡モデル
充填材移行モデル	拡散移行	拡散移行
地層移行モデル	移流分散移行	移流分散移行

(1) ハル・エンドピースセメント固化体

図3-6 に試算結果を示す。平成元年度の試算結果（平成元年度報告書HIP基本ケース）と比較するとC-14, I-129, Cs-135については、HIP固化体で非常に小さい浸出率（ $1 \times 10^{-12} \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ ）を設定しているが、これに比べてセメントとの分配平衡によって設定された間隙水中濃度での浸出速度が極めて大きいことにより、これら可溶性核種の線量当量もより大きい値となっている。

ハル・エンドピースの固化体に、物理的閉込め機能を考慮せず収着効果のみを考えた場合、可溶性のI-129, C-14の溶出量が大きくなることから、これらがハル・エンドピースについてクリティカルな核種となった。

(2) MA固化体瞬時放出ケース

試算結果を図3-7 に示す。河川水飲用シナリオにおける被曝線量はI-129の場合 $2.43 \times 10^{-6} \text{ Sv/y}$ で他のケースと比較しても最も高い値である。なお、I-129については空孔拡散係数を昨年度の約300倍の $1 \times 10^{-10} \text{ m}^2/\text{s}$ に設定している。

Np-237 による線量ピーク値は、平成元年度における基本ケース及びセメント分配ケースから、廃棄体間隙水中濃度の1～2桁の増加があるにもかかわらず、地層の希釈分散機能によりほぼ同じ被曝線量となっている。

今回、廃棄体からの溶出モデルに瞬時放出モデルを採用したが、今後安定化処理による溶出制限機能の強化が反映されることになれば、被曝線量が小さくなる効果が期待できる。

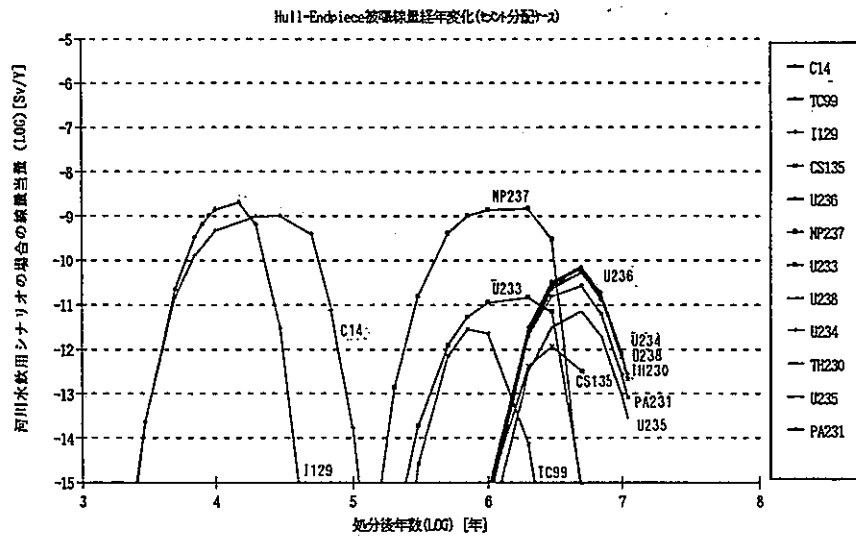


図 3-6 ハル・エンドピース被曝線量経年変化（分配平衡浸出ケース）

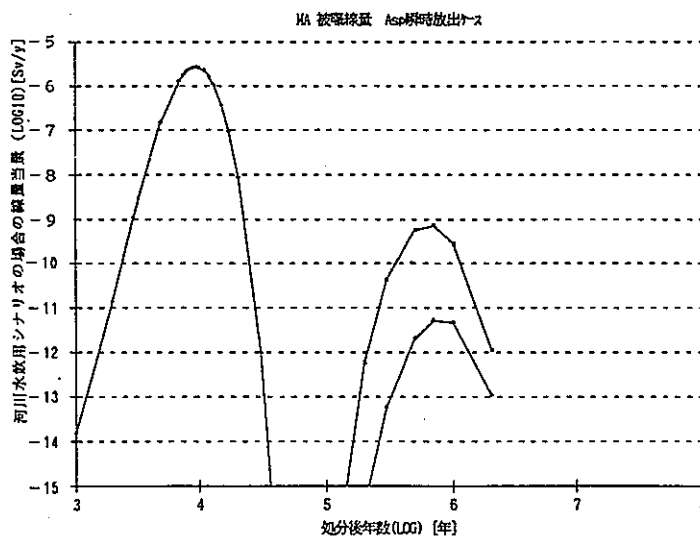


図 3-7 MA 固化体瞬時放出ケース

3.3 その他の廃棄物に関する性能評価試算

長半減期の I-129 を高い濃度で含んでいることから、廃ヨウ素吸着剤セメント固化体について試算を行った。

廃 A g X 固化体の試算ケースを表3-8 に示す。

表3-8 廃 A g X 固化体試算ケース

廃棄体種類	試算ケース	基本ケース	固 化 体 分配平衡浸出ケース	充 填 材 バリア機能無担保ケース
	項 目			
廃ヨウ素吸着剤 固 化 体	対 象 核 種	I-129	I-129	I-129
	廃棄体浸出モデル	溶解度限度	分配平衡浸出	溶解度限度
	充填材移行モデル	拡散移行	拡散移行	移流分散移行
備 考		充填材内流速=0 拡散移行のみを考慮	廃棄体からの浸出が分配平衡 に支配されるものと仮定	充填材内流速は母岩と同等 移流分散移行を考慮

基本ケース、充填材バリア機能無担保ケースでは保守側の仮定として、溶解度の大きい AgI O_3 として全ヨウ素が存在するものとした。

核種化学形態	溶解度 [mol / l]
AgI	$9.1 \times 10^{-9} (\text{I}^-)$
AgI O_3	$1.7 \times 10^{-4} (\text{I O}_3^-)$

分配平衡浸出ケースではセメント固化体、及びモノリス内の中詰めコンクリートについて、ヨウ素の分配平衡が生じると仮定した。 AgX あるいはゼオライトとヨウ素の分配については考慮しないものとした。

試算結果を図3.-8~10に示す。

充填材バリア機能無担保ケースは 3×10^4 年以後、基本ケースに比べて線量は約 0.8 倍と小さいが、これは浸出表面積が $1/5$ と小さい ($160 \text{ m}^2/\text{ユニット}$) ためであり、単位面積当りのフラックスでは 4 倍大きくなっている。

廃 AgX 固化体は多量の $\text{I}-129$ を少ない体積に高濃度で含むため、廃棄体表面積が小さく、間隙水中濃度を大きく採っても全体の浸出量が少なく、浸出が長期間となることが特徴である。又、総浸出量が小さく抑えられるため、河川水飲用シナリオでの希釈率が相対的に大きくなることから、最大個人線量はインベントリがほぼ同様であるにもかかわらず MA 固化体の $\text{I}-129$ による値と比較して 1~3 桁少なくなっている。

なお、安定化処理により溶解度を小さくする技術が採用されれば、その効果として被曝線量がさらに減少することが期待できる。

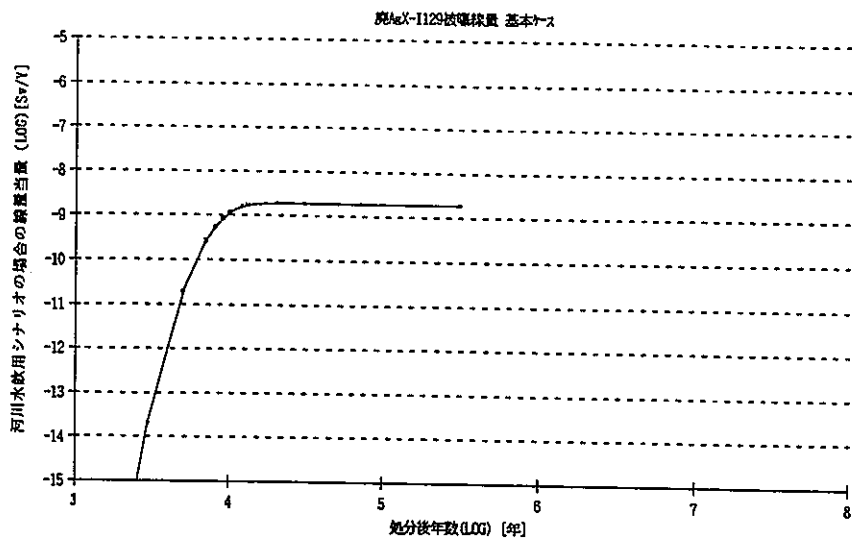


図 3-8 廃 Ag X-I-129 被曝線量 (基本ケース)

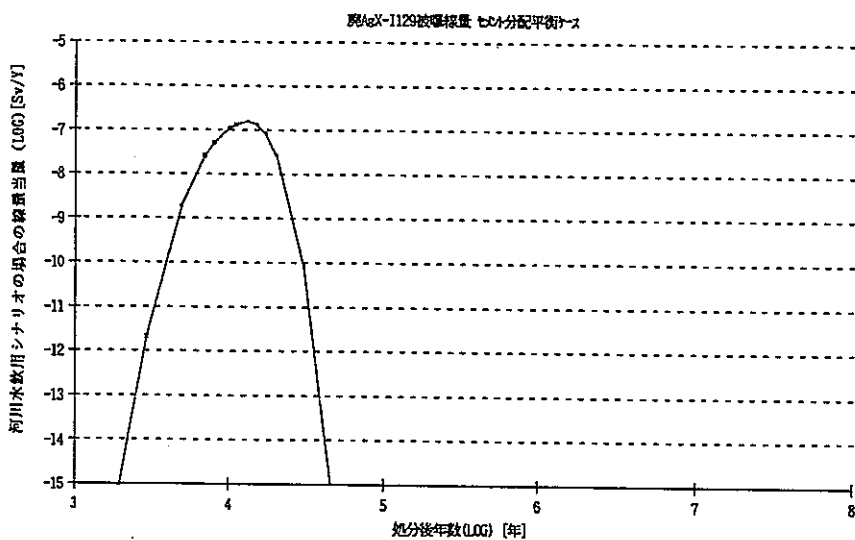


図 3-9 廃 Ag X-I-129 被曝線量 (分配平衡浸出ケース)

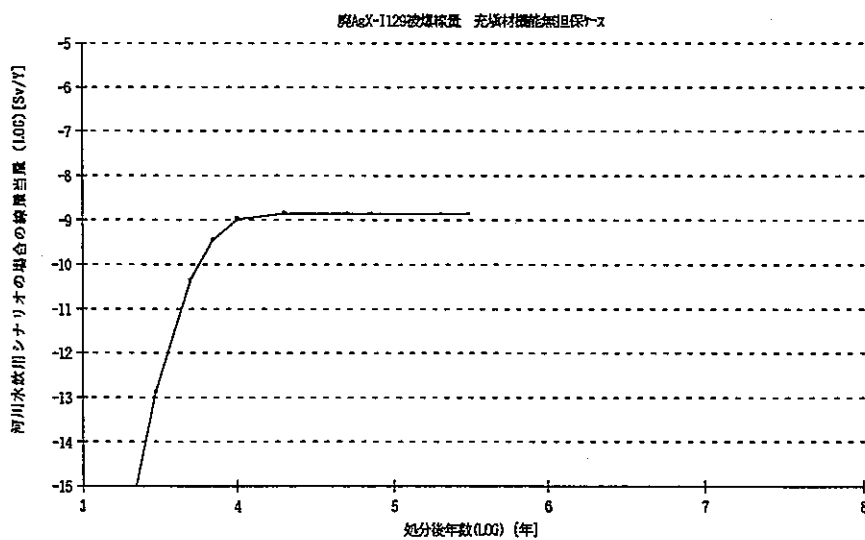


図 3-10 廃 Ag X-I-129 被曝線量 (充填材機能無担保ケース)

3.4. パラメータサーベイ

本節ではMAアスファルト固化体について、主に人工バリアの条件を変化させた場合を中心として感度解析を行い、当該廃棄物を処分する際において各人工バリアの性能を定める主要パラメータが、処分の長期安全性に及ぼす影響の程度を把握する。

3.4.1 パラメータ試算ケースの設定

過去の感度解析例を参考に、主要核種について感度の大きいと考えられるパラメータを抽出し、表3-9 に示す試算ケースを設定した。

表3-9 パラメータサーベイ試算ケース

対象経路 評価ケース	固化体 (浸出特性)	充填材 (拡散係数)	地層 (移流分散移行)	対象核種 (系列)
溶出制限機能 感度解析ケース	溶解度変化	基準条件	基準条件	4n+1
	間隙水中濃度変化	基準条件	基準条件	C-14, I-129, Cs -135
吸着保持機能 感度解析ケース	基準条件	拡散係数変化	基準条件	4n+1 I-129, Cs -135
		充填材層厚変化	基準条件	4n+1 C-14, I-129, Cs -135
溶出制限機能 感度解析ケース	溶解度変化	拡散係数変化	基準条件	4n+1
	間隙水中濃度変化			I-129
	溶解度変化 間隙水中濃度変化	充填材層厚変化	基準条件	4n+1 I-129
動遅延機能 感度解析ケース	基準条件	基準条件	移行距離変化 (Pe 数 ; 基準条件)	4n+1 C-14, I-129, Cs -135

注) 拡散係数(見掛け)の変化は分配係数の変化で対応する
同様に間隙水中濃度の変化は、溶解度限度モデルを用いて初期間隙水中濃度の
入力値を変化させる。

パラメータサーベイを行う上で基準とするケース及び各ケースに対するパラメータは以下の考え方に基づいて設定した。

- ・不溶性核種は溶解度限度による浸出とし、平成元年度に用いた溶解度の値を基準値とし、可溶性核種については瞬時放出ケースを基準とする。
- ・間隙水中濃度を基準ケースの1/5に設定して試算を行う。
- ・見かけの拡散係数を基準ケースの10倍とすることを基本とする。

- ファーフィールドでの移行距離を300mとし評価を行う。この場合 $Pe = 20$ とし、基準ケースと同一とする。

各ケースに対する試算結果を図3.11～16に示す。

3.4.2 感度解析

本検討では PAGIS-Clay で採用された感度解析評価指標（偏導関数法）を用いてパラメータの振れによる人工／天然バリア出口フラックスに対する感度を検討した。結果を表3-10にまとめて示す。なお、偏導関数法とは下式における S 値を求めることにより評価する方法である。

$$S = \frac{\frac{\delta Y}{Y}}{\frac{\delta X}{X}}$$

ここで δY : フラックス変化量
 Y : 基準ケースのフラックス
 δX : パラメータ変化量
 X : 基準ケースのパラメータ値

3.4.3 まとめ

本試算で実施したパラメータサーベイで得られた結果をまとめて以下に示す。

- 人工バリア出口フラックス
 - ・ 評価上クリティカルとなる I-129, 4N+1 系列 (Np-237) では基準ケースのフラックスが定常値に近く、パラメータの変化により定常状態に到達する場合が多く、定常値を増加させる充填材層厚の減少に対しては比較的感度が大きい。間隙水中濃度、充填材分配係数の変化に対しては感度が小さい。
 - ・ 本試算条件ではインベントリと拡散係数の関係から、出口フラックスのピーク値が定常値よりかなり小さい Cs-135 については、そのフラックスを増加させる方向でのパラメータ変化に対してニアフィールドパラメータの感度が大きい。
 - ・ 充填材層のバリア機能を低下させた場合、Cs-135 を除く核種の人工バリア出口フラックスは定常放出となるため、これらの定常時フラックスは間隙水中濃度に比例して変化するがその感度は比較的小さい。
- 天然バリア出口フラックス
 - ・ 評価上クリティカルとなる I-129, 4N+1 系列 (Np-237) では人工バリアからの放出期間が地層中移行期間に比較して短いため、地層中の濃度勾配が大きく、分散の影響が大きいことによると考えられるピーク値の減少効果により、ニアフィールドパラメータについて感度は非常に小さい。Cs-135 についても

同様の挙動が現われている。

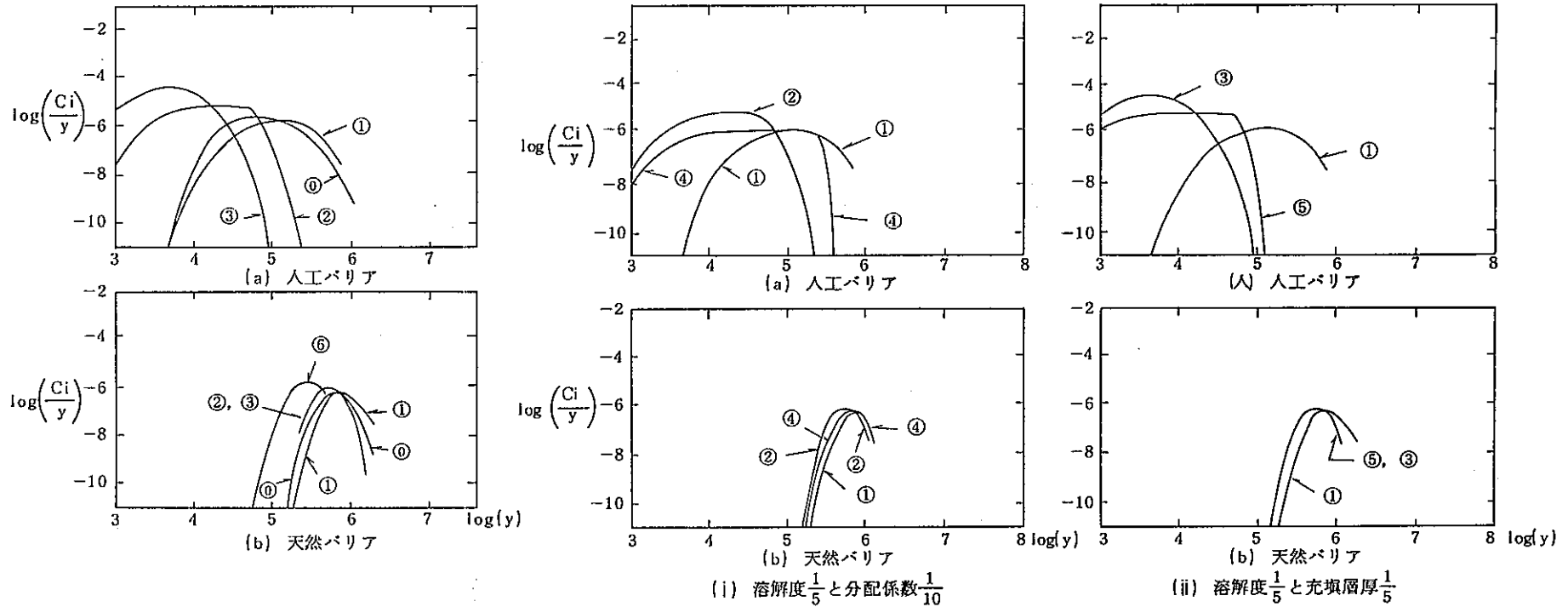
- 人工バリアからの放出期間が地層中移行期間と同等に継続する C-14, 及び Np-237 の分配平衡浸出ケースでは, 地層の濃度勾配が小さくなり, 分散による地層移行中のピーク値減少量が少なくなるため, 天然バリア出口フラックスの S 値は人工バリア出口フラックスとほぼ同じ S 値となる。
- 地層中移行距離を短縮した場合, 地層中移行期間が人工バリアからの核種放出期間に接近するため, 地層中の濃度勾配が小さくなり, 分散によるピーク値の変化が少なくなることから, 移行距離に関する S 値は大きくなる。

3.4.4 バリア機能の有効性に係る一般的傾向と今後の課題

- 人工バリア出口フラックスの変化は, 立上りの部分は見かけの拡散係数と間隙水中濃度に, 定常値は実効拡散係数, 間隙水中濃度, 充填材層厚に, 又, 定常に達する否かはこれらと半減期および廃棄体中のインベントリにより決定される。
- TRU核種は高レベル廃棄物に比較して核種インベントリが少なく, 早期に浸出が終了し, 人工バリア出口フラックスは非定常に終始する機会が多いことから, 本試算条件では主要パラメータによる感度は一概に予測し難い。
- 人工バリアからの核種放出期間が地層中の核種移行期間より 1 桁程度以上短い場合, 地層中の分散効果により天然バリア出口フラックスのピーク値が低下し, ニアフィールドパラメータの被曝線量に対する感度が低下する。
- 核種溶出制限機能, 充填材の核種吸着保持機能の向上による核種放出期間の長期化, 地層の核種移動遅延, 希釈分散機能の低下による地層中移行期間の短期化等により, ニアフィールドパラメータの被曝線量に対する感度が高まる。
- したがって保守側の条件と実際の条件との間でニアフィールドパラメータの感度が異なることから, 実処分条件での評価が望ましいが, 現時点ではより実際の範囲も含め広い値の条件で解析を行う必要がある。
- S 値はパラメータとフラックスの変化率についてその比を示したものであり, 同じ比例関係であってもフラックスの変化が増加側となるように変化させた場合, 感度は大きく示される。このため, 同一方向への変化に対して比較することが望ましい。又, 本試算ではフラックスの変動を検討可能な程度に大きくするため, 比較的大きいパラメータの変化幅を用いたが, フラックスの定常/非定常により

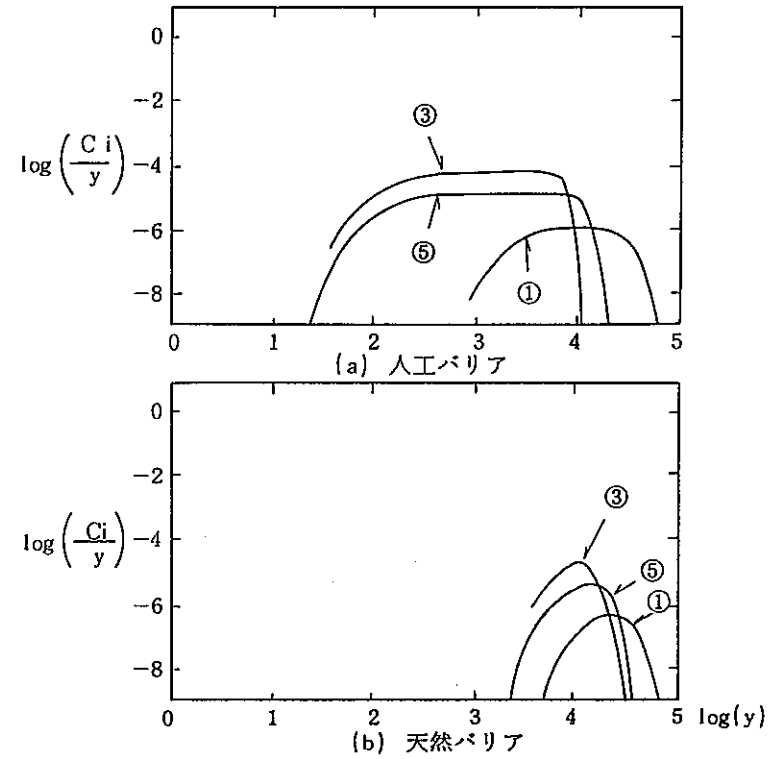
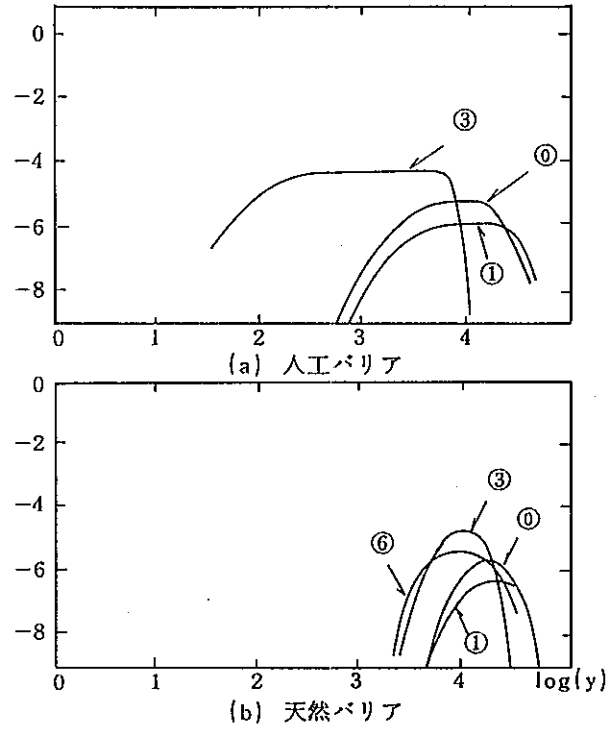
感度が異なるため、定常／非定常の変化があった場合は当該変化幅での平均的感度であることに注意する必要がある。

- 地層移行中のピーク値の減少効果が、パラメータの感度に重要な影響を及ぼすことから、今後移流が卓越する場合の試算に際しては、フロント含有メッシュの再配分計算又は移動メッシュ法等の手法を参考として、数値解による誤差の程度について確認しておく必要がある。



- ①：基準ケース
- ②：吸着保持機能感度解析ケース(1) (充填材の分配係数 $1/10$)
- ③：吸着保持機能感度解析ケース(2) (充填材層厚 $1/5$)
- ④：溶出制限機能感度解析ケース(3) (①×②)
- ⑤：溶出制限機能感度解析ケース(4) (①×③)
- ⑥：移動遅延機能感度解析ケース (地層移行距離 $3/10$)

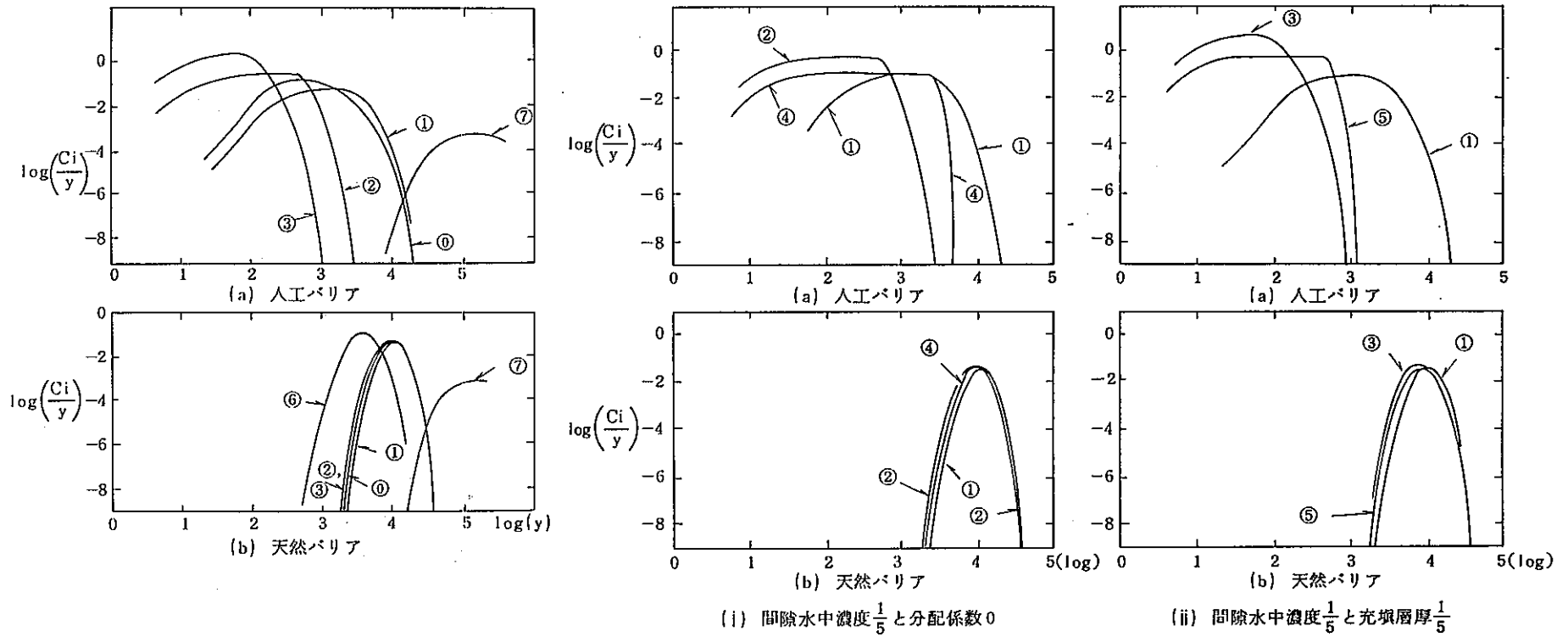
図 3-11 Np-237 感度解析試算結果



間隙水中濃度 $\frac{1}{5}$ と充填層厚 $\frac{1}{5}$

- ①：基準ケース
- ②：吸着保持機能感度解析ケース(1) (充填材の分配係数 $1/10$)
- ③：吸着保持機能感度解析ケース(2) (充填材層厚 $1/5$)
- ④：溶出制限機能感度解析ケース(3) (①×②)
- ⑤：溶出制限機能感度解析ケース(4) (①×③)
- ⑥：移動遅延機能感度解析ケース (地層移行距離 $3/10$)

図 3-12 C-14 感度解析試算結果



⑦：基準ケース

①：溶出制限機能感度解析ケース(1) (間隙水中濃度 1/5)

②：吸着保持機能感度解析ケース(1) (充填材の分配係数 0)

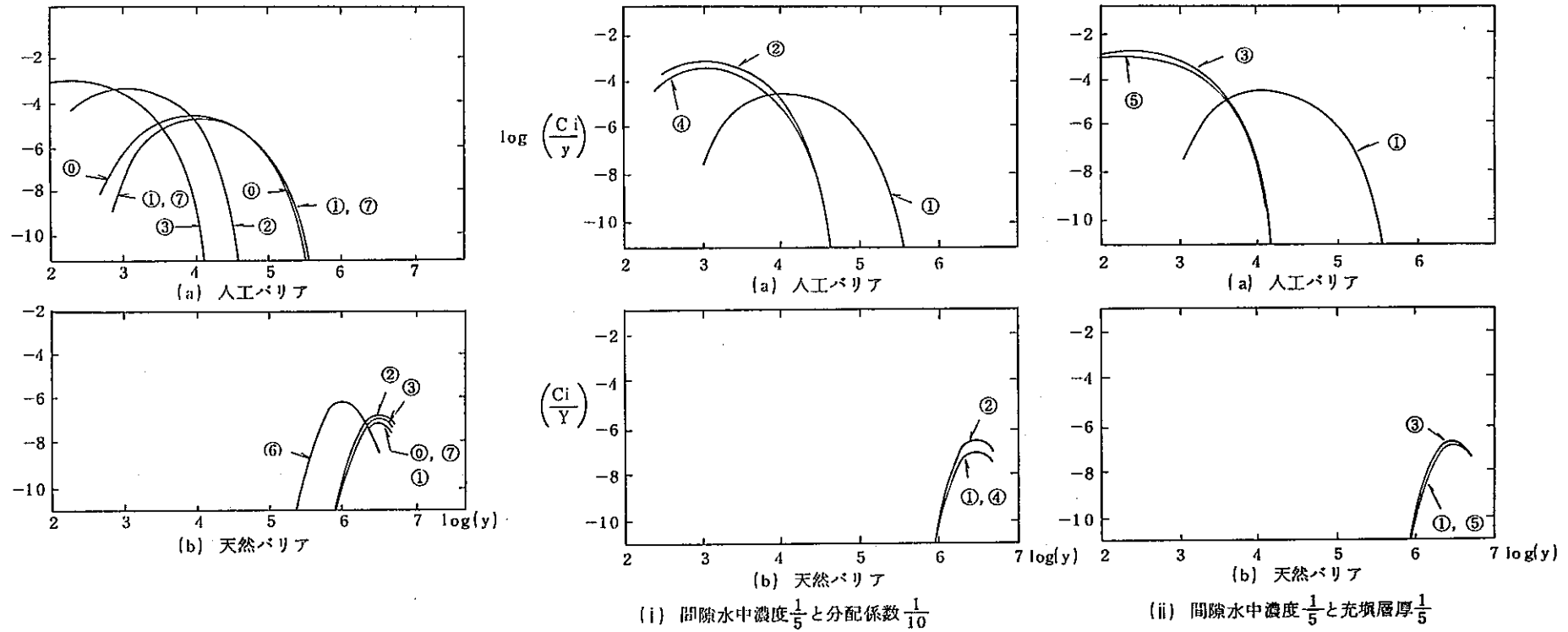
③：吸着保持機能感度解析ケース(2) (充填材層厚 1/5)

④：溶出制限機能感度解析ケース(3) (①×②)

⑤：溶出制限機能感度解析ケース(4) (①×③)

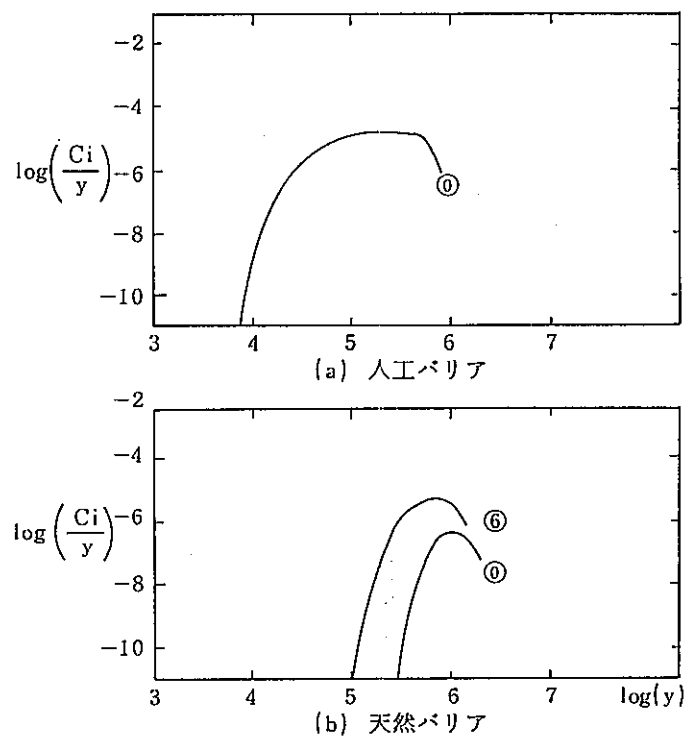
⑥：移動遅延機能感度解析ケース (地層移行距離 3/10)

図 3 - 1 3 I - 1 2 9 感度解析試算結果



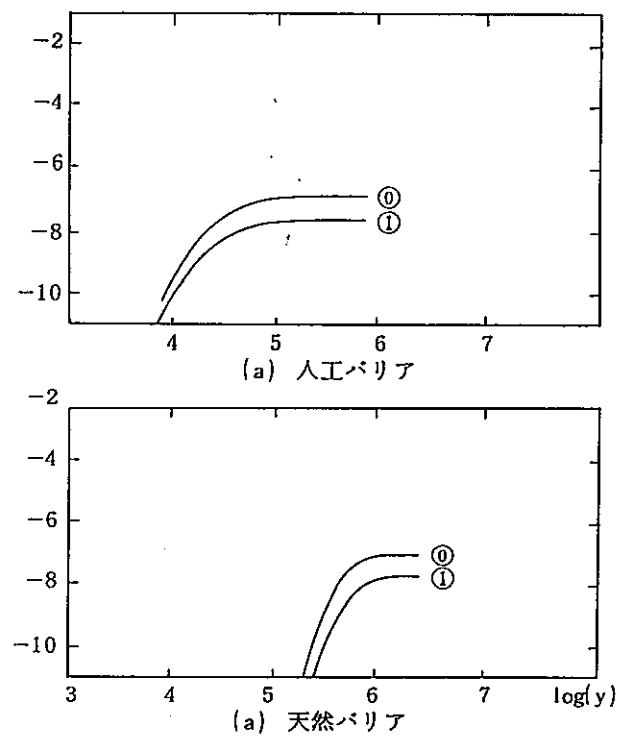
- ①：基準ケース
- ②：吸着保持機能感度解析ケース(1) (充填材の分配係数 1/10)
- ③：吸着保持機能感度解析ケース(2) (充填材層厚 1/5)
- ④：溶出制限機能感度解析ケース(3) (①×②)
- ⑤：溶出制限機能感度解析ケース(4) (①×③)
- ⑥：移動遅延機能感度解析ケース (地層移行距離 3/10)

図 3 - 1 4 Cs - 1 3 5 感度解析試算結果



- ①：基準ケース
- ①：溶出制限機能感度解析ケース(1) (間隙水中濃度 1/5)
- ②：吸着保持機能感度解析ケース(1) (充填材の分配係数 1/10)
- ③：吸着保持機能感度解析ケース(2) (充填材層厚 1/5)

図 3-15 Tc-99 感度解析試算結果



- ④：溶出制限機能感度解析ケース(3) (①×②)
- ⑤：溶出制限機能感度解析ケース(4) (①×③)
- ⑥：移動遅延機能感度解析ケース (地層移行距離 3/10)

図 3-16 Np-237 分配平衡浸出ケース感度解析試算結果

表3-10 評価指標S値による感度解析結果

	定常 / 非定常	パラメータ変更比	効果	S 値	核 種
人 工 バ リ ア	定常 → 定常	溶解度又は 1/5 間隙水中濃度	△	0.9 ~ 1.0	C-14 Np-237 (分配平衡浸出)
		充填層厚 1/5	○	-9.8	C-14
	非定常から定常 への移行	溶解度又は 1/5 間隙水中濃度	×	0.4 ~ 0.6	Np-237 I-129
		分配係数1/10 (又は0)	△	-1.2 ~ -2.4	
		充填層厚 1/5	○	-12.6 ~ -18.5	
	非定常 → 非定常	間隙水中濃度 1/5	×	0.1	Cs-135
		分配係数 1/10	○	-23.8	
		充填層厚	○	-56.8	
	天 然 バ リ ア	定常 → 定常	間隙水中濃度 1/5	△	0.9
非定常から定常 への移行		間隙水中濃度 1/5	△	0.9	C-14
非定常 → 非定常		溶解度又は 1/5 間隙水中濃度	×	0.0 ~ 0.7	Np-237 Np-237 (分配平衡浸出) I-129 Cs-135 Tc-99 C-14
		分配係数 1/10	×	-1.4 ~ 0.0	
		充填層厚 1/5	×	-8.2 ~ 0.0	
			△ (C-14)	(C-14)	
	地層中移行距離3/10	△	-10.4 ~ -1.2		

4. 処分の安全確保に係る基本的要件の検討

本章では、TRU廃棄物の処分に係る安全確保の基本的考え方を、諸外国の例等を参考として整理検討を行った。図4-1に安全確保の考えに関する検討から研究開発課題の抽出に至る検討フローを示す。

又、長期安全性に対する影響事象として、廃棄物からの気体の発生、地球化学的パラメータの変化及び、影響の評価手法について調査を行った。

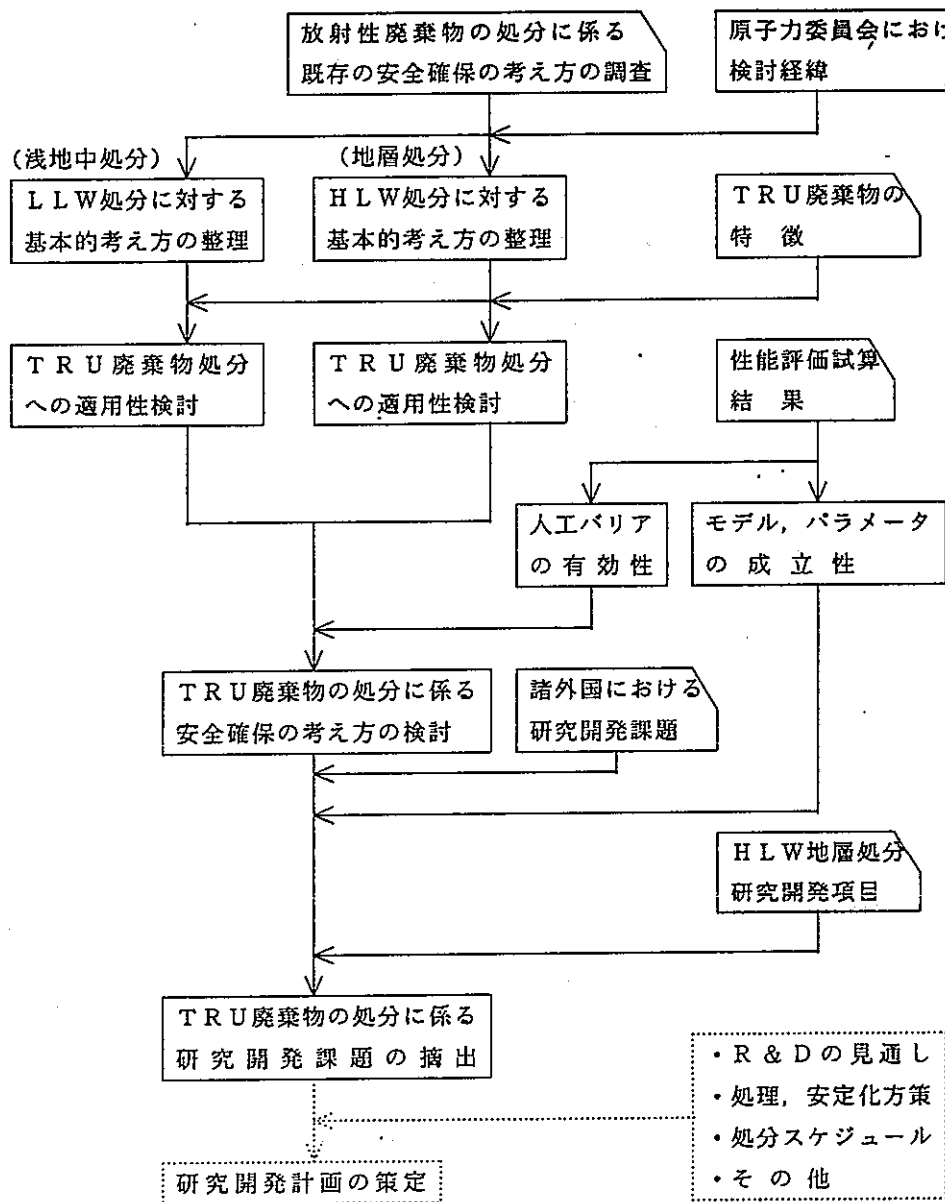


図4-1 安全確保の基本的考え方と研究開発課題の抽出

4.1 長期的安全確保の考え方の整理

4.1.1 諸外国における安全確保上の基本的考え方

調査結果を昨年度の調査結果と併せて表4-1 に示す。

平成元年度に調査を行った I C R P, I A E A, アメリカ合衆国, スイス, フランス等 2 国際機関 4 ヶ国に加え, 本年度はドイツ, スウェーデン等に対する処分の長期安全性確保の考え方を調査した。その結果, これら 2 機関 7 ヶ国に対する調査より, 以下のような状況が明らかになった。

- 各国とも T R U 廃棄物あるいは α 汚染廃棄物に限定して安全確保の基本的考え方を示している例はなく, 処分方法と処分対象廃棄物との対応で考え方を示している。
- 閉鎖後管理は必要としないことが原則であるが, 社会的政策的理由によりモニタリングを実施するとしているアメリカ等の国もある。
- 再取出し性の維持期間についても多くの国は規定していない。
- 処分による線量上限値は他の放射性廃棄物と同一の考え方により規制され, 処分場当たりほぼ 0.1 ~ 0.3 mSv/年の範囲にある。
- 放射性核種の生活圏からの隔離, 移行の抑制は, 各国とも多重バリアの概念により達成せねばならないとしている。
- 最小深度については, H L W 又は H L W と同一施設に処分する場合について, 250 m ~ 300 m を勧告した例がある。
- サイト選定についてはアメリカを除いて定量的基準はなく, 資源の存在しない地点で, 水理条件, 地球化学的条件等を総合的に評価して決定すべきとしている国が多い。

表 4-1 諸外国における処分安全性確保上の基本的考え方

国, 機関名		I C P R (Pub. 46)	I A E A (SS No 99)	アメリカ合衆国 EPA 40CFR191
安全確保上の原則	閉鎖後管理	<ul style="list-style-type: none"> 長期安全性が閉鎖後長期間の制度的管理に依存しないよう設計, 建設されるべき 社会的・政策的要件のため, モニタリング等の積極的管理は実際上維持され, その後消極的管理のみに移行する 	<ul style="list-style-type: none"> 制度上の管理, 修復活動に依存しない 	<ul style="list-style-type: none"> 積極的管理は可能な限り継続すべきだが, 性能評価上は100年間以上考慮しない モニタリングは継続の必要がなくなるまで実施 永続的なマーカー等消極的管理を実施
	再取出し性の維持	—	—	<ul style="list-style-type: none"> 処分後の合理的な期間廃棄物を取り出し可能なシステムであるべき
	線量上限値, リスク上限値	<ul style="list-style-type: none"> 各々の被曝の源に対する線量上限値を国の当局が線量限度内のある割合を割当てる(リスク上限値も同様) 	<ul style="list-style-type: none"> 地下水移行経路に対して1mSv/年, 10^{-6}/年以内から当局が割当てる 	<ul style="list-style-type: none"> 処分後の1,000年間について2L/dayの飲用により, 全身25mrem, 各臓器75mrem
	ALARA	<ul style="list-style-type: none"> 防護の最適化は放射性廃棄物管理体系, 手順を開発する際の総てのレベルで適用されるべき 	<ul style="list-style-type: none"> 可能性のある全ての放射線被曝は合理的に可能な限り低くなければならない 	—
技術的要素	多重バリア	—	<ul style="list-style-type: none"> 多重バリアの概念に基づいてシステム全体の性能により評価する 	<ul style="list-style-type: none"> 生活圏から隔離するため, 人工バリア, 天然バリアの異なるタイプのバリアを用いる。
	受入れ基準閉込め機能	<ul style="list-style-type: none"> トレンチ処分では廃棄物の放射能は厳重に制限する必要がある 浅地中工学施設への処分では, ある種の長寿命の放射性廃棄物は量を制限する 深地層処分施設の隔離能力はバリアの総合的機能に依存する 	<ul style="list-style-type: none"> 放射性核種含有量に基準を定める 核種の保持に対して望ましい処分システムに適した特性に固化する 初期隔離期間が存在すること 	<ul style="list-style-type: none"> 処分後1,000年間の水源での平均核種濃度 α核種 < 15 pCi/L Ra-226, 228 < 5 pCi/L 2L/dayの飲用により各臓器 < 4mrem/年 処分後10,000年間の生活圏への放出量を確率的に規制
	最小深度	—	<ul style="list-style-type: none"> 外的事象・プロセスから廃棄体を防護するための十分な深度の母岩内に処分場を設ける。 	—
	サイト選定要件	—	<ul style="list-style-type: none"> 価値ある天然資源, 稀少物質に近い場所を避ける 物理的バリア機能の低下を防止し, 環境への放射性核種の移行を適切に制限する特性の母岩内に処分場を設ける 	<ul style="list-style-type: none"> 資源探掘のための掘削が行われると予測される場所は避けねばならない 鉱物, 石油, 天然ガス, 貴重な地質構造, 飲用となる地下水等
備考	対象廃棄物: 全放射性固体廃棄物	対象廃棄物: HLW	対象廃棄物: HLW, TRUW サブパートB改正作業中	

アメリカ合衆国 NRC 10CFR60	スイス ガイドライン R-21	フランス 一般計画 Goguel 報告	ドイツ 連邦内務省 坑道内処分の安全要件	イギリス 環境省他 人間環境防護の原則	スウェーデン SFR-1 安全審査	ベルギー SAFIR
<ul style="list-style-type: none"> 可能な限り永続的標識の設置、記録の保存 	<ul style="list-style-type: none"> 処分場密閉後は監視措置、安全対策が不要にならねばならない。 	<ul style="list-style-type: none"> 制度上の管理を継続する第1段階は閉鎖後少なくとも300年間が合理的 第2段階は可能な限り長期間、記録文書の保存、標識の設置を実施 	<ul style="list-style-type: none"> 閉鎖後特別な管理、モニタリングが必要でないようにする 記録は適切に別々の場所に保管する、標識は必要なし 	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄体のタイプ、処分位置等の記録を含む制度上の管理を実施する 制度上の管理期間は長くとも数百年と予測される 	<ul style="list-style-type: none"> SSIは放射線防護上、閉鎖後のモニタリングが必要であってはならないとしているが、他の理由で正当化される可能性も残っている 	<ul style="list-style-type: none"> 確立された規準は存在しない 1995年頃にSAFIR IIの中で提案する予定
<ul style="list-style-type: none"> 定置期間及びその後の審査の完了までの期間を通じて、回収可能なオプションを用意する 	<ul style="list-style-type: none"> 求められていないが技術の進歩による安全性の改善には有効であるため、個別のプロジェクトで検討するという考え方 	<ul style="list-style-type: none"> ANDRAの設計では考慮されていない 	<ul style="list-style-type: none"> 回収可能性を必要としない処分方法とする 	<ul style="list-style-type: none"> NIREXは再取出しの効果については疑問としながらも、回収可能性の維持による設計への影響を検討 	<ul style="list-style-type: none"> 運転中についてはコンクリート充填後でも可能としており、特に規定はない 	同上
<ul style="list-style-type: none"> EPAの一般環境基準に従う 	<ul style="list-style-type: none"> 生物圏に入る放射性核種による個人線量は10mrem/年以下 	<ul style="list-style-type: none"> 国際的な基準に基づいて当局が設定するレベルを超えない 	<ul style="list-style-type: none"> 生物圏への移行による個人線量は0.3mSv/年以下 	<ul style="list-style-type: none"> 1箇所の処分場に対して、個人線量0.1mSv/年、10^{-6}/年 	<ul style="list-style-type: none"> 個人線量は核燃料サイクルの他のステージで認められている限度より低くなければならない 個人線量0.1mSv/y 集団線量は10,000年間の線量預託とし、核燃料サイクル全体からの寄与を大きく変えるものでないこと 	同上
—	—	<ul style="list-style-type: none"> 処分場が人間に及ぼす影響は、ALARAの原則に従わねばならない 	—	<ul style="list-style-type: none"> 処分場の閉鎖後は処分場からの被曝はALAPの原則に従うよう要求される 	—	同上
<ul style="list-style-type: none"> 性能確認プログラムは、人工バリア、天然バリアが予測どおりに機能しているか確認するものであること 	<ul style="list-style-type: none"> 明示されていない。現時点では検討範囲を広く捕えるべきとしている 	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物の封入は多重バリアの考え方によらねばならない 	<ul style="list-style-type: none"> 多重バリアによる安全確保を図る 	<ul style="list-style-type: none"> 自然母岩又は工学的な防護措置のいずれか、あるいは両者の組合せにより適切な封じ込めを実現 	<ul style="list-style-type: none"> 安全評価では施設毎に多重バリアの効果を評価 	<ul style="list-style-type: none"> SAFIR, PAGISにおいては多重バリアを適用した概念で評価を重施
<ul style="list-style-type: none"> 遊離流動体等を含まないこと 処分場閉鎖後300年以上1,000年以下の期間はパッケージの閉込めが完全であるように設計 処分場閉鎖後1,000年以降の年間核種放出率は1,000年時点でのインベントリの10^{-5}以下 生活圏への地下水移行時間は少なくとも1,000年以上 	<ul style="list-style-type: none"> KSAは人工バリアと天然バリアの組合せにより防護の目標が達成されるようとしている 	<ul style="list-style-type: none"> CSM(ラマンシュ貯蔵センター)では主要核種濃度上限値、固体又は固化体であること、自由水を含まないこと等が定められている(LLW) 	<ul style="list-style-type: none"> コンラッド処分場での予備的受入れ基準 廃棄物形態×6種 廃棄物パッケージ×11タイプ について含有核種上限値を設定 線量率、表面汚染密度、重量、内容物について制限設定 	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物に対する取扱い、パッケージング、特定施設への廃棄物の割当ては、環境省が作成した国の方針に一致すること 	<ul style="list-style-type: none"> 核種インベントリ、線量率、化学組成、均一性、気体の発生、強度等に関して定性的受入れ規準が存在する SKBは各廃棄物について廃棄物特性を評価しドキュメント(WTD)化して、SKI, SSIがこれを審査する 	<ul style="list-style-type: none"> 確立された規準は存在しない 1995年頃にSAFIR IIの中で提案する予定
<ul style="list-style-type: none"> 最小深度 300 m 	—	<ul style="list-style-type: none"> 地震あるいは偶発的な侵入による重大な影響を避けるため、最小深度として150~200 m 	—	—	—	<ul style="list-style-type: none"> 確立された規準は存在しない(サイト候補地はMol.に決定されている)
<ul style="list-style-type: none"> 現在及び将来的に価値を生じる物質が存在しない地層であること 核種の析出、吸着性、微粒子、コロイド、錯体の形成、移行に対して有利な地球化学的特性であること 熱負荷により移行抑制機能の劣化が生じない地層であること 水理条件を変える隆起、沈下、褶曲、断層等構造上の変化が無いこと 第4紀以降の構造変化、著しい浸食、火山活動のないこと、他 	—	<ul style="list-style-type: none"> 処分方法、サイトの選択は廃棄物の特性に応じて実施する 	<ul style="list-style-type: none"> 地下水を含めて経済的に有用な鉱物資源の保護を考慮する 熱的影響等を考慮しても生物圏への地下水水路が生じない地層であること 廃棄体の定置による鉱物への物理的・化学的影響を考慮して選定する 	<ul style="list-style-type: none"> 将来の天然資源の開発が生じにくい地点を選定せねばならない サイト選定時には以下の因子を正当化の上で充分考慮すること 核種の移行、遅延に関する地形、地質、水文、母岩の長期安定性 人口、人口分布に関する統計 発生地、貯蔵地からの廃棄物の輸送との関連 	<ul style="list-style-type: none"> 既存の原子力サイトより、地質学的データ等を基に選定されている 	同上
対象廃棄物: HLW, GTCCLLW	対象廃棄物: 全放射性廃棄物	対象廃棄物: 一般計画: 全カテゴリ Goguel 報告: カテゴリB, C	対象廃棄物: 全放射性廃棄物	対象廃棄物: LLW, ILW	対象廃棄物: LLW, ILW	対象廃棄物: HLW, ILW

4.1.2 TRU廃棄物に対する安全確保の考え方

原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会TRU廃棄物分科会の検討の中では、人間の侵入に対する管理を前提とした浅地中処分以外の地下埋設処分がTRU廃棄物に適切であるとし、浅地中処分以外の処分方法として以下の2種類を挙げている。

- ① 人工バリア等が高度化された処分
- ② 地層処分

ここで①の人工バリア等が高度化された処分とは、基本的に地層処分に対してニアフィールドの機能を向上させたものと見なせるところから、以下では地層処分を含めて検討する。地層処分については各国において高レベル放射性廃棄物等を対象とした研究により技術的可能性の見通しが得られつつあり、安全確保の基本的考え方も明らかにされている。

高レベル放射性廃棄物とTRU廃棄物とでは処分の安全確保上の特徴が一致することから、TRU廃棄物の地層処分の基本概念は基本的に高レベル放射性廃棄物のそれと同一であり、したがって、安全確保に係る基本的な考え方もほぼ踏襲することができる。しかしながら高レベル放射性廃棄物とTRU廃棄物との放射エネルギー、発熱性の差が大きいことから、初期の閉込め機能の必要性については再検討すべきである。又、バリア機能が期待できない廃棄体を処分する場合、より外側に設置する充填材による良好な処分環境の長期的維持と核種放出量の低減効果によってニアフィールドの性能が決定されるため、充填材の機能が重要となることが考えられる。

一方、昨年度より代表的な T R U 廃棄物、長寿命核種を高濃度で含む廃 A g X を対象として性能評価試算を実施して来ている。この性能評価試算において、T R U 廃棄物の処分
の安全確保に係る基本的考え方を検討する上で参考とすべき評価結果を以下に示す。

表4-2 性能評価試算結果から反映すべき事項

試算 項目	参 考 と す べ き 結 果	備 考
重要核種	<ul style="list-style-type: none"> 最大個人線量に寄与する主要な核種は I - 129 及び N p - 237 であり、ケースにより C - 14, P a - 231 がこれに次ぐ寄与を示す。 	<ul style="list-style-type: none"> H L W と異なりヨウ素（炭素）が重要となる。
核種閉込め機能	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄物パッケージに1000年間程度の初期閉込め期間を担保したとしても、個人線量が有意に低下するほど短半減期で移行速度の速い放射性核種は多量に存在しない。 充填材層、地層中の移行期間は 10^4 年以上の桁を設定している。 	<ul style="list-style-type: none"> 初期閉込め期間の必要はない。
溶出制限機能	<ul style="list-style-type: none"> 固化体の核種溶出制限機能の個人線量に対する感度は低いが、I - 129 のような可溶性核種については、低溶出性の達成により被曝線量の低減が可能である。 ハル・エンドピース H I P 固化体に 10^{-12} g / cm² ・ day の浸出率を設定することにより、個人線量は放出係数を適用した場合より6桁以上小さい。 	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄体の耐溶出性の効果も大きい。
吸着保持機能 溶出制限機能	<ul style="list-style-type: none"> 地層中の移行速度が速い I - 129 , C - 14 については拡散バリアによる移行の遅延と放出フラックスの低減の効果が大きい。廃 A g X に見られるように、充填材のみかけの拡散係数が大きい場合には廃棄体の溶出制限機能が重要となる。 拡散バリアの効果は、拡散係数、吸着性、拡散層厚、廃棄体中間隙水中濃度によって決定される。 	<ul style="list-style-type: none"> 充填材のフラックス低減、移行遅延、廃棄体の耐溶出性の双方に期待すべきである。
ニアフィールド全体	<ul style="list-style-type: none"> 今回の感度解析条件の範囲内では、安全評価上クリティカルとなる核種については、ニアフィールドパラメータの個人線量に対する感度は小さいが、人工バリアからの核種放出期間の長期化、地層中移行期間の短縮により感度が上昇することが考えられる。したがって、より理想的なニアフィールド条件下、又はより厳しいファーフールド条件下ではニアフィールドのバリア機能は重要度を増す。 	<ul style="list-style-type: none"> 地層パラメータの不確実性。 ニアフィールドに安全性確保の重点。

以上よりTRU廃棄物の地層処分における安全確保の基本的考え方は以下に示すものとなる。

<p>◦ 人間の生活環境からの長期的隔離</p>
<ul style="list-style-type: none">・ 自然の事象，プロセスによる廃棄物の生活圏への接近，露出が生じない長期間安全な場所に埋設する。・ 人間の侵入等が起こりにくいよう，天然資源等有価値な地点を避け，通常の開発行為により影響を受ける可能性の少ない適切な深度に埋設する。
<p>◦ 地下水による人間の生活環境への移行の防止</p>
<p>以下に示す多重バリアシステムの考え方により安全性の確保を図る。</p> <ul style="list-style-type: none">・ 充填材の地下水透水抑制機能，化学的緩衝作用により良好な処分場環境を維持し，放射性核種の溶解度，浸出特性を低く保つ。・ 充填材の放射性核種吸着保持機能により，放射性核種の移行を抑制し，ニアフィールドから放出されるフラックスの低減と遅延を図る。・ 廃棄物の放射性核種溶出制限機能により，放射性核種の溶出を抑制し，地下水中に放出された核種の濃度を低く保つ。・ 地層の放射性核種移動遅延機能による放射性核種の崩壊，及び放射性核種希積分散機能により最終的に人間の生活環境に放出される放射性核種濃度を低減し，地層処分の安全確保をより確かなものにする。

TRU廃棄物と高レベル廃棄物との基本的特性の相異，及び性能評価試算によるバリア機能の効果を反映することにより，TRU廃棄物の処分において各バリアに期待する機能は図4-2のように示すことができる。

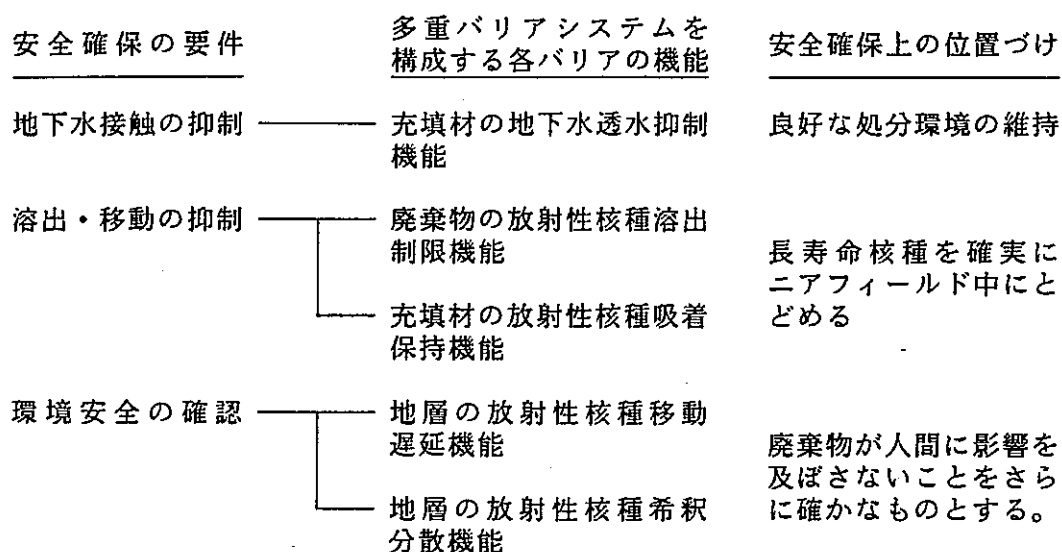


図4-2 多重バリアシステムとその機能

4.2 長期的安全性確保に対する影響事象の研究課題

4.2.1 諸外国における影響事象の研究

昨年度は長寿命核種を有意に含む放射性廃棄物の長期安全性に影響を及ぼす事象について，アメリカ合衆国，イギリス，スイスの各国において研究例の調査を行い，考慮すべき事象とその対策の整理を行った。本年度は昨年度に引続いて，スウェーデン及びイギリスにおける低・中レベル廃棄物の処分に係る研究項目，あるいは安全審査上問題となった事項を調査摘出し，評価しておくべき長期安全性に対する影響因子の整理を実施した。

昨年度の調査結果と併せて、TRU廃棄物の処分において長期の安全確保上明らかにしておくべき事象の抽出の観点から、ニアフィールドにおける影響因子を整理し、表4-3にまとめて示した。

各国の性能評価に係る研究開発課題より、TRU廃棄物の地層処分の安全性評価研究上特徴的と考えられる点は以下に示すものである。

- 長寿命の核種を有意に含むことから、HLWの処分と同様にバリアに長期の性能評価が要求される。
- 一定の地球化学的条件の下では安全評価上問題となる多くの長半減期アクチニドの溶解度を低く保つことができることなどから、HLWの処分と同様にニアフィールドでの地球化学的条件の評価と、それに従った核種の存在形態及びバリア機能の予測が重要である。
- HLWと異なり廃棄物を構成する物質及び組成が種々雑多であることから、各廃棄物についてその構成物質と放射能濃度を把握せねばならない。
- 廃棄物に含まれる物質が多様であることから、核種の存在形態、バリア機能に影響を与え得る物質がHLWに比較し多様多量に存在するため、共存物質による悪影響の有無としての機構を把握せねばならない。
- 比較的短期間に放射能が安全なレベルまで減衰する短半減期のFP、CP核種が主要であるLLWと異なり、長寿命のFP、TRU核種がクリティカルとなるため、長期にわたる廃棄物及び他の人工バリアとの相互作用による影響を広範囲に評価する必要がある。

表4-3 長期安全確保上考慮すべき事象

(1/2)

原因事象、物質	影響を受ける過程	課題、研究開発項目		
		アメリカ合衆国 (WIPP)	イギリス	スイス
廃棄体含有物質 廃棄体化学特性 人工バリア 含有物質 化学特性	ニアフィールドの地球化学的特性変化 ・核種収着特性 ・核種溶解度	・炭酸塩, Mg^{2+} , Ca^{2+} , キレート剤, 錯化剤による収着機能の低下 ・粘土成分の溶解によるpH上昇	・コンクリート環境下 (高pH, 還元性, 共存イオン存在下) での溶解度特性 ・コンクリート環境下での収着特性 ・ニアフィールド～母岩中へのアルカリ浸透評価 ・PIREEQEコードへのイオン交換モデルの組み込み ・有機物存在下の溶解度, 収着性 (EDTA, シュウ酸, シトレート他) ・海水の浸入による影響	・セメントの水和反応によるニアフィールド化学特性への影響 ・セメント環境下での収着・溶解度モデル ・酸化還元環境とその時間的变化 ・錯化剤, コロイド等による浸出特性への影響 ・セメント/ベントナイト相互作用
	ニアフィールドの水文学的特性変化 ・透水性, 間隙率	—————	・アルカリ浸透による間隙中でのカルサイト折出, 透水性の低下	—————
	浸出核種の化学形態 ・核種収着特性	—————	・LIPAS分析技術によるUの化学形態の把握 ・海水の浸入による影響	・放出核種の化学形態の予測評価
廃棄体の劣化 劣化生成物 人工バリアの劣化	ニアフィールドの地球化学的特性変化 ・核種収着特性 ・核種溶解度	・鉄の腐食生成物による核種収着 ・粒子上への収着と粒子の移行評価 ・気体の発生による化学的環境の変化	・有機物分解生成物存在下での熱力学データ (グリコラート, グルコネート, アジパート, サッカレート, 有機酸, アルコール) ・化学バリア機能 (高pH環境) 維持期間の評価 ・金属容器の腐食による物理的閉込め機能維持期間の評価	・微生物活動, 酸素存在下腐食での O_2^- , SO_4^{2-} , NO_3^- 等の消費による還元性雰囲気 ・微生物活動により発生した CO_2 によるセメントの中性化促進 ・化学バリア機能 (高pH環境) 維持期間の評価
	ニアフィールドの水文学的特性変化 ・透水性, 間隙率	・気体の発生機構・速度・量 (金属の腐食 (無酸素条件下) (有機物の微生物分解)) ・空洞の再拡張, ゆるみ領域の閉塞の遅延, 既存の亀裂等による気体の保持能力 ・気体除去材の添加による埋戻し ・有機物の焼却による除去の効果 ・圧縮処理による透水性低下の効果 ・気体を施設外に放出するベントの設置 ・ベントの長期性能評価	・気体の発生機構・速度・量 (金属の腐食 (無酸素条件下) (有機物の微生物分解)) ・地下水浸入速度, 気体の発生と気泡の形成による核種移行への影響 (間隙の水による飽和度の核種移行への影響) ・鉄筋の腐食によるコンクリートの物理的閉込め機能維持期間の評価	・気体の発生機構・速度・量 (金属の腐食 (O_2 存在下無 O_2 下) (有機物の微生物分解)) ・気体の発生による人工バリアの破損 ・気体の発生による汚染水の排除と近傍の水文条件への影響 ・低透水性充填モルタルの開発 ・気体を施設外に放出するベントの開発 ・充填材, ベントの長期性能評価
評価モデル・コードの開発・改良 (例)	・廃棄物タイプ毎の塩水/バリア構成材料間の相互作用を考慮した気体発生・消費モデル	・ニアフィールド内気体透過モデルに水の飽和度の影響を反映 ・処分環境下での溶解度モデル ・PIREEQEコードへのモデルの組み込み 錯化平衡定数に対するイオン強度効果 ・イオン交換モデル ・CHEQMATEコードへの移流分散モデルの組み込み, 3次元化 ・微生物活動モデル ・セメント水和化合物溶解モデル	・不飽和岩体中 (2相流) 移行評価モデル ・酸化還元条件の経時変化モデル ・MINEQL/EIR, PHREEQE による溶解モデル ・微生物による有機物劣化モデル ・セメント水和化合物溶解モデル ・微生物活動モデル	

表4-3 長期安全確保上考慮すべき事象

(2/2)

原因事象、物質	影響を受ける過程	課題、研究開発項目
		スウェーデン (SFR)
廃棄体含有物質 廃棄体化学特性 人工バリア 含有物質 化学特性	ニアフィールドの 地球化学的特性変化 ・核種吸着特性 ・核種溶解度	・廃棄物中の錯化剤による吸着機能への影響 ・NaOH, KOH, Ca(OH) ₂ の溶出, CO ₃ ²⁻ の没入によるコンクリートの中酸化 ・コンクリート/ベントナイト相互作用
	ニアフィールドの 水文学的特性変化 ・透水性, 間隙率	—————
	没出核種の化学形態 ・核種吸着特性	—————
廃棄体の劣化, 劣化生成物 人工バリアの 劣化	ニアフィールドの 地球化学的特性変化 ・核種吸着特性 ・核種溶解度	・有機物の分解生成物による吸着特性への影響
	ニアフィールドの 水文学的特性変化 ・透水性, 間隙率	・気体の発生機構・速度・量 (金属の腐食(無酸素条件下) (有機物の微生物分解) ・気体発生による人工バリアの破損 ・気体発生による汚染水の排除, 地層中移行 ・廃棄物, ベントナイトに含まれるSO ₄ ²⁻ , 及び陽イオン交換樹脂から遊離するSO ₄ ²⁻ によるコンクリートの劣化 ・充填材, ベントの長期性能評価 ・廃イオン交換樹脂アスファルト固化体の膨潤による人工バリアの破損
評価モデル・コードの開発・改良(例)		・岩体中の気体移行評価コードの開発

5. 今後の課題

本章では4章で検討を行った，TRU廃棄物を埋設処分する上での長期安全確保の基本的考え方に基づき，これと共通部分の多い高レベル放射性廃棄物の性能評価研究項目を参考とし，TRU廃棄物の特殊性と今年度までに実施した性能評価試算結果，及び諸外国における研究項目を考慮することにより，性能評価研究の分野に絞って今後の研究課題を抽出，整理する。

TRU廃棄物として特に研究課題とすべき項目は，表5-1に示すように主に高レベル廃棄物との廃棄体特性の相異と，それに起因するニアフィールドの化学的，地球化学的環境に関する研究が主体になると考えられる。又，TRU廃棄物を地層処分する場合には，高レベル廃棄物と同一サイトに統合して処分されるケースも考えておく必要があることから，ここではこの点から生じる研究開発課題も含め，以下にTRU廃棄物の地層処分に係る性能評価研究開発課題を抽出した。

抽出された課題を着手の程度，及び緊急性重要性の検討結果を含め表5-2に示す。

高レベル放射性廃棄物処分研究項目との対応を図5-1に示す。

表 5-1 H L Wとの比較の上でのTRU廃棄物の特殊性

項目	内 容
放射能濃度 含有核種	<ul style="list-style-type: none"> ・廃棄物種類により放射能濃度は幅広く分布 ・放射能濃度，含有核種について詳細なデータが採取されていないものも多い
安全評価上 の重要核種	<ul style="list-style-type: none"> ・I-129，場合によりC-14等の低収着性核種が被曝に大きく寄与する。
廃棄体性能 (パラメータの成立性)	<ul style="list-style-type: none"> ・廃棄体の処理方法が未定，核種溶出制限機能をあまり期待できないものもある。 ・長期性能が未評価
共存物質に よる影響 (パラメータの成立性) (モデルの成立性)	<ul style="list-style-type: none"> ・廃棄体により多種多様 ・核種の溶解度，収着特性に影響する物質を含む ・H L Wとはバリアの構成材料が異なるものもある ・気体の発生等によるバリアの長期性能評価手法が未確立

表5-2 TRU廃棄物の地層処分に関する研究開発課題 (1/2)

(1) 地層処分に関する課題		着手度	緊急・重要性
(a) ソースタームの明確化 (パラメータの成立性； 放射能濃度，核種組成不明確)	①廃棄体特性の把握 <ul style="list-style-type: none"> ◦ 廃棄体の核種インベントリの調査 ◦ 廃棄物構成物質の調査 ◦ 廃棄体の物理的特性の調査 ◦ 核種化学形態の把握 (核種安定化技術の開発) 	×	○
	②廃棄物データベースの整備	△	○
(b) 廃棄体からの溶解， 浸出特性の把握 (パラメータの成立性；溶解制限)	◦ 廃棄体からの放射性核種の浸出特性の把握 (浸出特性の優れた処理技術の開発)	×	△
	◦ 溶解度の把握 ◦ 廃棄体含有物質及び劣化生成物による溶解度への影響	△ ○	○ △
(c) 充填材中の核種移行挙動の把握 (パラメータの成立性； 透水抑制，吸着保持)	◦ 充填材中の拡散，収着特性の把握	×	○
	◦ 充填材中の核種移行挙動に対する廃棄体，及びその劣化生成物の影響	○	△
(d) 人工バリア性能劣化要因の把握 (パラメータの成立性； 透水抑制，吸着保持，他)	◦ 廃棄体劣化要因の把握	△	○
	◦ 充填材，構造物劣化要因の把握	△	○
(e) 地層中の核種移行 (パラメータの成立性；移動遅延)	◦ 地層中の核種移行に対する廃棄体，及びその劣化生成物の影響	△	×
(f) 気体発生の影響 (モデルの成立性； 透水抑制，移動遅延)	①気体発生機構の調査研究	△	○
	②気体の発生による核種移行に対する影響評価		
	◦ 気体の発生による人工バリア機能への影響 ◦ 気体の移行による核種移行への影響	△ ○	△ ○
(g) 劣化生成物発生量の評価 (パラメータの成立性，他)	◦ 微生物活動による影響の評価	△	△
(h) 総合的性能評価手法の確立 (パラメータ，モデルの成立性)	◦ TRU廃棄物の特性，処分環境条件を反映可能な評価方法の確立	△	○

着手度；○：未着手

△：HLW等について異なる条件にて研究例あり

×：一部着手

緊急・重要性；○：緊急・重要性大

△：緊急・重要性中

×：緊急・重要性小

表5-2 TRU廃棄物の地層処分に関する研究開発課題 (2/2)

(2) 処分方式の統合に係る研究		着手度	緊急・重要度
(a) TRU廃棄物相互の影響 (パラメータの成立性； 溶出制限, 吸着保持)	<ul style="list-style-type: none"> ◦ 物理的特性による相互の影響 ◦ 化学的特性による相互の影響 	<p>△</p> <p>○</p>	<p>△</p> <p>○</p>
(b) HLWの存在による影響 (パラメータの成立性； 溶出制限, 吸着保持)	<ul style="list-style-type: none"> ◦ HLWの発熱によるTRU廃棄物の浸出, 移行特性に対する影響の評価 ◦ HLWの放射線分解生成物によるTRU廃棄物の浸出, 移行特性に対する影響 	<p>○</p> <p>○</p>	<p>○</p> <p>×</p>
(c) TRU廃棄物のHLWに対する影響 (パラメータの成立性； 溶出制限, 吸着保持)	<ul style="list-style-type: none"> ◦ TRU廃棄物処分バリアからのHLW処分安全性に対する影響評価 ◦ TRU廃棄物含有物質によるHLW処分安全性に対する影響の評価 	<p>○</p> <p>○</p>	<p>○</p> <p>○</p>

着手度；○：未着手

△：HLW等について異なる条件にて研究例あり

×：一部着手

緊急・重要性；○：緊急・重要性大

△：緊急・重要性中

×：緊急・重要性小



図5-1 我が国におけるHLW処分研究項目との対応(1/2)

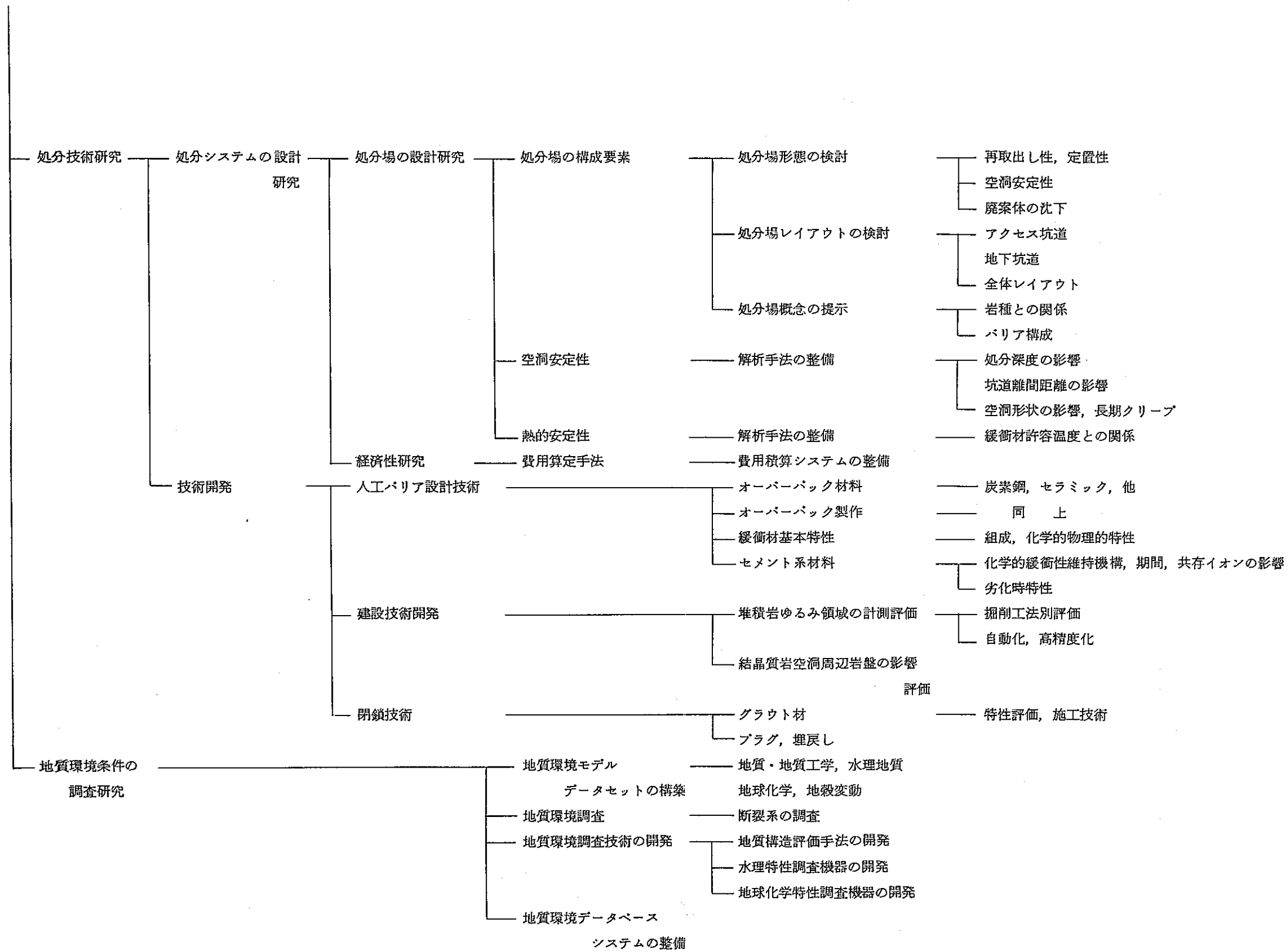


図 5-1 我が国におけるHLW処分研究項目との対応(2/2)