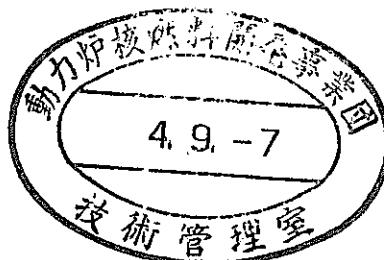


TRU廃棄物処分システムにおける 固有の現象の抽出および評価手法の検討

(動力炉・核燃料開発事業団 委託研究成果報告書)

概 要



1992年2月

東洋エンジニアリング株式会社

この資料は、動燃事業団の開発業務を進めるため、特に限られた関係者だけに開示するものです。については複製、転載、引用等を絶対に行わないよう、また第三者への開示又は内容漏洩がないよう管理して下さい。また今回の開示目的以外のことには使用しないよう特に注意して下さい。

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

限 定 資 料
PNC ZJ1277 92-002
1992年 2月

TRU廃棄物処分システムにおける固有の現象の抽出および評価手法の検討

藤田 義夫*
山本 幹彦*
村上 文啓*
寺村 政浩*

要 旨

今後の民間再処理施設等の運転に伴ない、長寿命 α 核種等を含むTRU廃棄物の発生量の増大が予測されており、原子力委員会の場においても処分方策の早急な確立を求める報告がなされている。

TRU廃棄物の処分方法を具体化する上では処分による長期安全性の評価が不可欠であり、そのためには放射性核種の移行に係わる種々の想定される事象を詳細に記述する性能評価モデルを作成し、そのモデルの妥当性を確認することが必要となる。

本研究では上記の考え方に基づき、TRU廃棄物の処分システムに対する全体性能評価手法の構築を目的として実施するものである。このうち平成3年度は以下の項目について調査検討を実施した。

- (1) TRU廃棄物処分システムにおける固有の現象の抽出
- (2) TRU廃棄物処分システムにおける固有の現象の評価手法の調査、検討
- (3) 研究計画に関する検討

本調査検討を通じ、TRU廃棄物の特性を考慮し、高レベル放射性廃棄物の地層処分研究開発の成果も取りつつ、TRU廃棄物の処分による公衆の被曝に影響する固有の現象を抽出すると共に、それらを記述する個別モデルの現状を明らかにした。また、全体性能評価手法構築のために実施すべき研究項目を明らかにした。

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：030D0244

事業団担当部課室および担当者：東海事業所 環境技術開発部 地層処分開発室
(佐々木 憲明)

* 原子力・電力事業本部 調査開発部

LIMITED DISTRIBUTION

PNC ZJ1277 92-002

February, 1992

Identification of Important Phenomena for Performance Assessment of
Transuranic Waste Isolation System and Investigation of Model Development

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

A b s t r a c t

With the progress of nuclear fuel cycle development, it is expected to accumulate large quantity of transuranic wastes (and long lived β/γ low-level radioactive wastes). In the circumstances, Atomic Energy Committee recommended that it is necessary to present applicable technology for isolating transuranic waste till 2000.

The long term safety of isolation technology must be convincingly assessed prior to its application. Therefore models which can predict release and migration of radionuclides with adequate accuracy need to be developed and validated. In this investigation, the purpose of which is to identify principal phenomena for performance assessment and to integrate simplified system models for overall safety assessment.

In 1992 three subjects listed below were investigated.

- (1) Identification of important phenomena for performance assessment of transuranic waste isolation.
- (2) Investigation of model development of principal phenomena.
- (3) R&D plan for transuranc waste isolation technology.

Based on these investigations, Principal phenomena which influence release and migration of radionuclides from transuranic waste to biosphere were identified and the state of the art on model development was defined. Also the important item that need to research and develop were selected and the framework of R&D plan was constructed.

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

PNC Liaison : Geological Isolation Technology Section (Noriaki Sasaki)

* Nuclear and Electric Power Div. Research and Development 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理に対しては法整備、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、T R U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”とされており、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T R U廃棄物分科会を設置して鋭意審議検討を実施し、平成3年7月に「T R U核種を含む放射性廃棄物の処理処分について」をとりまとめ、T R U廃棄物の区分目安値（全 α 核種：約1 G Bq/t）を示すと共に、処分方法の見通しを1990年代後半までに得ることを勧告している。さらに、所外における 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I L Wの処分を実施しているフランス、イス等の国も多く、我が国においても早急に区分に応じた適切な処分方法を確立する必要性が大きい。

本研究はこのような情況を踏まえ、処分方法を具体化する上で不可欠となる長期の安全評価手法の確立に資することを目的として、T R U廃棄物の処分に対する性能評価において評価対象とすべき固有、重要な現象の抽出とその評価手法について調査検討を行うと共に、必要となる研究課題を明らかにしようとするものである。

本年度は、処分対象廃棄物特性と処分概念を設定することにより、ニアフィールドにおける性能評価上重要な現象の抽出整理を行った。又、これらの現象に対する評価手法のうち、特に研究の進展している分野について調査、検討を行い、総合安全評価手法確立のための研究開発計画に反映した。

目 次

1. T R U 廃棄物処分システムにおける固有の現象の抽出	1
1.1 T R U 廃棄物の特性と処分概念の設定	1
1.1.1 T R U 廃棄物の特性	1
1.1.2 T R U 廃棄物の処分概念	4
1.2 核種移行に係わる現象の抽出	8
2. T R U 廃棄物処分システムにおける固有の現象の評価手法の調査、検討	10
2.1 評価すべき現象の抽出	10
2.1.1 性能評価試算	10
2.1.2 現象の抽出	18
2.2 諸現象のモデル化に関する調査、検討	22
2.2.1 ガスの発生及び蓄積・移行	22
2.2.2 廃棄体からの放射性核種の浸出	27
2.2.3 微生物活動による現象	29
2.2.4 有機物の影響	40
3. 研究計画に関する検討	43

1. T R U廃棄物処分システムにおける固有の現象の摘出

本章ではこれまでの研究例から廃棄物特性及びその特性に応じた処分概念を検討、設定し、内外の安全評価例等を参考にして、処分されたT R U廃棄物から放射性核種が生活圏に到達するまでの経路において生じ得る現象を摘出、整理した。

1.1 T R U廃棄物の特性と処分概念の設定

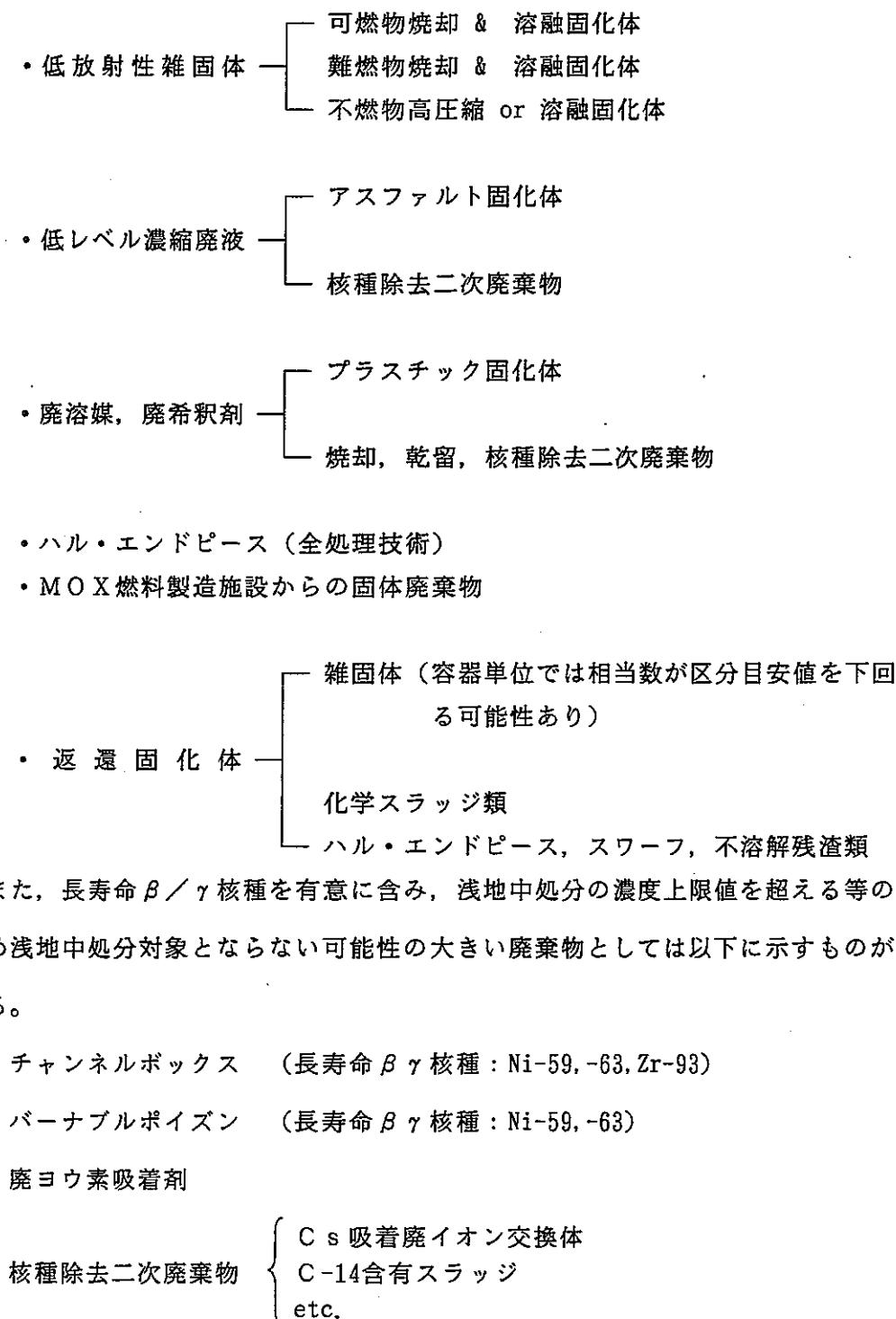
検討対象とする廃棄物としては、再処理施設、及びM O X燃料加工施設等から発生するT R U核種を含む放射性廃棄物のうち、T R U廃棄物の区分目安値として原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会が設定した全 α 核種濃度、約1 GBq/tを超えるものが主体となるが、これらの所謂T R U廃棄物の他、C-14、I-129等の長半減期 β/γ 核種を有意に含み、長期の隔離の必要があると考えられる再処理廃棄物についても検討対象に加えることとした。

1.1.1 T R U廃棄物の特性

ここでは再処理施設、M O X燃料加工施設から発生する放射性廃棄物について、その種類、処理方法、固化媒体材質、容器材質等に関して調査を行うことにより、処分場に定置され得る廃棄物の主要な構成物質を把握した。

(1) 処分対象廃棄物の種類

前述のように T R U 廃棄物として浅地中処分以外の地下埋設処分を実施すべき廃棄体の区分目安値は、全 α 核種として約 1 GBq / t とされている。これまでの測定実績より、この区分目安値を超える可能性の大きい廃棄物は以下に示す種類となる。



(2) 処分対象となる物質

処分場に定置、処分される廃棄体を構成する物質を把握することは、処分場のパリア機能に影響を及ぼす現象を摘出する上で不可欠である。

動燃事業団、海外再処理施設、民間再処理会社において採用あるいは研究開発中の処理技術より、処分対象となるTRU廃棄物あるいは長半減期 β/γ 核種を有意に含む低レベル放射性廃棄物の廃棄体形態、及びその主要構成物質として考慮しておくべきものは表1-1に整理された範囲になると考えられる。

今後はこれらの物質の含有量を明らかにする他、キレート剤等の微量影響物質についても含有量を明らかにして行く必要がある。

(3) 評価すべき現象摘出上の留意点

TRU廃棄物の処分の長期安全性を評価する上で留意すべき廃棄物特性は、上記の調査結果より以下のようにまとめられる。

① TRU廃棄物として区分される可能性の高い放射性廃棄物は、廃棄体を構成する物質が多種多様であることから、性能評価上考慮すべき影響因子も多岐にわたる。

- ・多種類の有機物を含むことから、微生物活動による分解生成物の影響、地球化学的条件の変化について考慮する必要がある。
- ・金属類を多種多量に含むことから、これらの腐食による腐食生成物の影響、地球化学的条件の変化について考慮する必要がある。
- ・化学的緩衝効果を有するセメント系材料が多用される可能性が高く、これによる処分場環境条件の影響を考慮する必要がある。
- ・プロセス内で使用される酸の中和生成物としてのNaNO₃、化学処理生成物等の化学物質が多量に含まれることから、これらによる核種の溶解、移行特性、あるいは微生物活動等に対する影響を考慮する必要がある。

②長寿命 β/γ 核種を有意に含む廃棄物も処分対象とする場合、I-129、C-14といった、高レベル放射性廃棄物に含有されない核種が評価上クリティカルとなることが予想され、これらの核種に対する評価を実施する必要がある。

1.1.2 TRU廃棄物の処分概念

(1) 処分施設概念

各国のTRU廃棄物の“処分施設形状”“定置方法”“処分施設深度”“人工バリア構成”を抽出したものを表1-2に示した。

(i) 処分施設形態

本来処分施設の形態は、地質環境条件を反映した空洞安定性、建設技術、作業性、経済性等より決定されるべきものである。しかしながら、ここでは性能評価影響因子の抽出のための前提条件を示すことが目的であることから、概略的に検討した。TRU廃棄物の多くが非発熱性であり、熱による処分密度上の制約がないことから処分空間の効率的利用がなされるものと考え、各国の例を参考に我が国においてもボルトタイプ、サイロタイプの2形態が適用される可能性が高いものとした。

(ii) 人工バリア構成

ここでは処分の安全評価上対象とすべき現象を抽出する前提として、現時点で考慮しておくべき人工バリアの種類を想定することが目的である。そこで生じ得る現象抽出の基礎とするためにも、現在考慮されている総べての人工バリアを抽出することとした。各人工バリア及びその構成物質を以下に示す。

- 廃棄体パッケージ；1.1.1において対象範囲を設定
- 廃棄体コンテナ；コンクリート、炭素鋼
- コンテナ充填材；コンクリート
- 空道内充填材；コンクリート、ベントナイト（その他粘土物質）、珪砂（構造物内外）
（埋戻し材）；破碎岩（サイト地層により各種）
- 構造物；コンクリート
(坑道ライニング)

このように諸外国では人工バリア材料としてはコンクリート、ベントナイト等粘土物質が主要であり、ほぼこの2種類を考慮しておけばよいと考えられる。

(iii) 処分深度

TRU廃棄物は長半減期の α 核種を有意に含むことから、長期間人間の生活圏

から隔離する必要がある。このため原子力委員会放射性廃棄物対策専門部会においても、T R U 廃棄物は地層処分等浅地中以外の埋設処分を行うべきものとしている。ところが、各国の地層処分に関する規準には最低限必要な深度を規定している例はほとんどない。僅かにアメリカの10 C F R 60に好ましい条件としての最小深度を300 mとする記述がある他は、フランスの Goguel 報告において侵食、地震あるいは通常の開発行為による偶発的侵入を防止するための最小深度として、約 150～200m の値を考えているのみである。

したがって本研究では、これらの研究実績、勧告を参考として、少なくとも 100m 以深程度の深さに処分場が設けられるものとして以下の検討を行うものとした。

表 1-1 主要処分対象物質

分類	種類	物質／構造	発生源	特徴／備考
有機物	天然(類似)物質	セルロース, 弹性ゴム	返還雑固体	・微生物の活動源となり, ガス, 劣化生成物を生成する可能性がある
		活性炭	PNC 化学スラッジ	・同上
		アスファルト	アスファルト固化体	・同上 ・吸着特性への影響
	合成高分子化合物	塩化ビニル等ビニル類	返還雑固体	・微生物の活動源となり, ガス, 劣化生成物を生成する可能性がある
		ポリエチレン, エポキシ等 合成樹脂類	同上 PNC 廃溶媒固化体	・同上
	低分子化合物	TBP, ドデカン	PNC 廃溶媒固化体	・同上
無機物	ケイ酸塩	セメント	各種セメント固化体, 雑固体, 構造物, 充填材	・天然に広く多量に存在し, 造岩鉱物として地殻の主成分 ・一般にアルカリ塩以外は水に難溶
		(組成, 構造不明)	水熱固化体	
		(同上)	焼却灰溶融固化体	
		ホウケイ酸ガラス	雑固体, ガラス固化 体, バーナブルポイ ズン	
		ケイ酸カルシウム	雑固体(断熱材)	
		(銀交換) ゼオライト	廃ヨウ素吸着材	
	酸化物	Al ₂ O ₃ , SiO ₂ , Fe ₂ O ₃ 等金属酸化物 Mo, Ru, Zr, Co等FP, CP酸化 物	焼却灰 返還遠心分離ケーキ MEBクラッド	
		NaNO ₃ , NaNO ₂ , Na ₃ PO ₄ Na ₂ HPO ₄ 等中和塩類	返還化学処理スラッジ 濃縮廃液固化体 廃溶媒核種除去	・水に可溶性 ・微生物の活動源となり地球化学的 条件に影響を及ぼす可能性 ・核種の溶解度, 吸着特性に影響す る可能性
	プロセス添加剤 (及び中和塩)	CaCO ₃ , BaCO ₃ , BaSO ₄ , Fe(OH) ₃ La(NO ₃) ₃ 等 凝沈剤	返還化学処理スラッジ PNC 化学スラッジ 廃溶媒核種除去 濃縮廃液核種除去	・水に難溶性
		マグノックス, ジルカロイ, ステンレス鋼, インコネル等 規格合金	マグノックスワーフ ハル・エンドピース チャンネルボックス バーナブルポイズン	・各合金組成により腐食性が異なる ・異種合金の接触による腐食特性の 変化
		Fe, Cr, Ni, Cu, Zr, 等 合金	金属溶融固化体 雑固体 ハル・エンドピース チャンネルボックス バーナブルポイズン	・合金組成により腐食性が異なる

表 1-2 海外における T R U 廃棄物処分概念

国 名	処 分 施 設 形 状	定 置 方 法	処 分 施 設 深 度	人 工 バ リ ア 構 成
アメリカ合衆国	G T C C L L W 未定	未 定	300m	パッケージ、凝灰岩埋戻し材
	C H T R U 坑道タイプ (40m ³)	ドラム缶 3段縦積	660m	パッケージ
	R H T R U 水平処分孔	キャニスタ水平定置		岩塩／ベントナイト、岩塩埋戻し材
スイス	タイプB処分場 岩洞 (180 m ³)	コンテナ 5段積 ドラム缶10段縦積	400～1,200m	パッケージ、コンクリートコンテナ コンクリート充填材
	タイプC処分場 サイロタイプ (80m ³)	ドラム缶 ランダム	～1,200m	パッケージ、コンクリート構造物 コンクリート坑道ライナ
フランス	岩洞タイプ (200 m ³) サイロタイプ	ドラム缶 縦積 ドラム缶 縦積 ランダム	—	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充填材
ベルギー	坑道タイプ (10m ³)	ドラム缶 縦積	230m	パッケージ、粘土物質等充填材 (コンクリート坑道ライナ)
ドイツ	非発熱性廃棄物 坑道タイプ (40m ³)	円筒容器 縦積 コンテナ 縦積	1,200m	パッケージ、石灰岩埋戻し材
	発熱性廃棄物 岩洞タイプ	各種容器 縦積 ランダム	870m	パッケージ、岩塩埋戻し材
イギリス	岩洞タイプ (800 m ³)	コンテナ 縦積	700m	パッケージ、コンクリート充填材
スウェーデン	S F R - 1 岩洞タイプ (140～320 m ³) サイロタイプ (700 m ³)	コンテナ 縦積 ドラム缶 縦積 ドラム缶 縦積	60m (海底下)	パッケージ、コンクリート壁 充填コンクリート、ベントナイト層 (施設により異なる)
	S F L - 3 岩洞タイプ (380 m ³)	コンテナ 縦積	500m	グラウト、コンクリート壁、 ベントナイト（又は砂混合）充填材

注) 施設規模: () 内は空洞断面積を示す

- ・坑道タイプ: 断面積数十m³の比較的小断面の坑道に定置
- ・岩洞タイプ: 断面積150～400 m³以上の大断面坑道内の構造物中に定置
- ・サイロタイプ: 10～70m φ、50～70m H の円筒形構造物内に定置
- ・コンテナ: 廃棄体パッケージを数箇～数十箇収納し、定置する容器
- ・パッケージ: 廃棄物、固化媒体を収納、充填した容器（廃棄体パッケージ）

1.2 核種移行に係わる現象の摘出

前節で調査検討を行った廃棄体特性、及び処分場概念を前提にして、既往の安全評価研究例を参考にしながら、T R U廃棄物の処分に対する性能評価において評価対象とすべき現象を摘出、整理した。

なお基本的に高レベル放射性廃棄物の地層処分と共通であると考えられる外部因子による影響については摘出の対象外とし、主にニアフィールドにおける物理的・化学的現象に関係するシナリオを考慮の対象とした。

米国、スウェーデン等において各種放射性廃棄物に対して考慮されている核種移行・被曝シナリオ、及びシナリオ解析過程において摘出されているF E P⁺sを参考とし、さらに我が国において発生するT R U廃棄物等の諸特性、考慮すべき処分概念を基礎として、T R U廃棄物（及び長寿命 β/γ 廃棄物）の処分に対する安全評価上考慮する必要のある現象を摘出した。

これら現象を整理するに当っては、摘出されたF E P⁺sについて対応するバリアの種類ごとに分類すると共に、現象の生起の時系列に対する前後関係、相互の影響等について整理した。このようにまとめられた、T R U廃棄物（及び長寿命 β/γ 廃棄物）の処分において性能評価上考慮すべき現象を図式化したものが図1-1に示すインフルエンスダイアグラムである。

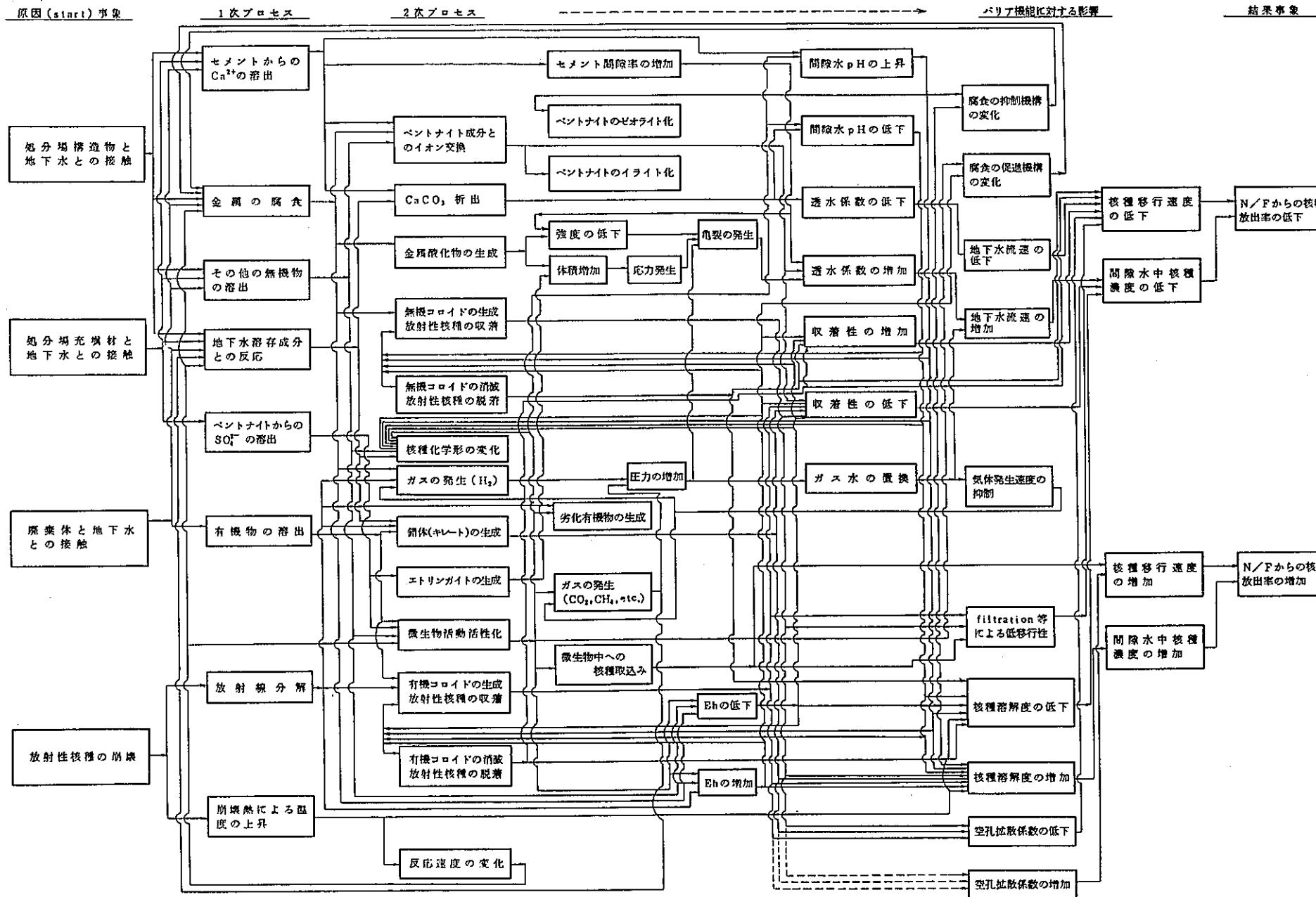


図 1-1 TRU 廃棄物処分に係るニアフィールド内現象の相互関係

2. T R U 廃棄物処分システムにおける固有の現象の評価手法の調査、検討

処分環境における各種現象を適切に再現するためのモデル開発を進めるために、1.2 の考慮すべき現象に対する検討結果を基に個々の現象を分類し、それぞれの現象の中から T R U 廃棄物に特有、顕著なものを抽出する。又、抽出されたこれら各事項のうち、研究開発が進展している諸現象についてその理解とモデル化の状況について調査、検討を行った。

2.1 評価すべき現象の抽出

2.1.1 性能評価試算

1.2において抽出された現象のうち影響が大きいと考えられるものについて、その影響を概略的に評価し、現象の重要度を把握することを目的として予備的な性能評価試算を行った。

(1) 試算で用いたパラメータ値

ガス発生、錯体形成、微生物の影響、セメントの使用による高 pH 等 T R U 廃棄物に特有な現象を考慮すると、性能評価試算で適用される核種移行モデルでは、その入力パラメータのうち主として人工バリアの K_d 、核種の溶解度、天然バリア中の地下水流速等の変化に結びつく可能性が高い。

本試算における検討対象核種は、過去の試算において被曝線量試算上決定核種と評価され、その中で特に重要である C - 14, I - 129, 4 N + 1 系列とした。

(i) 人工バリアの K_d

K_d は移行モデル上核種移行における遅延係数を支配する係数であるが、環境条件により大きく変化することが従来の研究で示されている。中でも地下水の pH、共存イオン、錯体の形成、コロイド、核種濃度により大きく影響を受けると考えられている。これらのうち、比較的入手可能な資料が多い pH、Eh が及ぼす影響及び有機物の存在による影響について考慮した。

なお、ヨウ素については吸着性に優れた充填材の開発に資するため、 K_d が改善（増加）した場合の効果を確認するものとした。

(ii) 溶解度

Harwell 研究所の Pourboix 線図を用いた溶解度算定、錯体の形成等有機物に

起因する溶解度増加を評価した試験結果に基づき、パラメータ変動巾を設定した。

(iii) 天然バリアの透水係数

錯体・コロイドの形成、発生するガスが天然バリア中の核種移行速度に及ぼす影響が考えられるが、これらに対する定量的影響評価は行われていないため、ここではガスによる移流速度の増加が起こるものとして、地下水水流速を基本ケースの値 1×10^{-10} m/sを10倍した値を採用するものとした。

なお、基本ケースとして設定された各種パラメータは表2-1に示す通りである。又、浸出モデルはハル・エンドピースの可溶性核種については瞬時放出を適用し、不溶性核種については両廃棄物について、溶解度限度モデルを適用した。

(2) 計算結果

基本ケース及びTRU廃棄物に特有な現象を考慮した場合のパラメータ、及びその影響評価結果を表2-2にまとめた。

また、ハル・エンドピースセメント充填固化体、及びMAアスファルト固化体について、充填材のKd値及び核種溶解度を変化させた場合の線量当量の経年変化評価例を図2-1～3に示す。

表 2-1 基本ケース主要パラメータ (1/3)

		ペレ・エンドビース 固化体	M A 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 ($\frac{kg}{m^3}$)	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 SFR 1 サイロ粘土バリア 1.3m
モノリス 中詰材	真密度 ($\frac{kg}{m^3}$)	—	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 ($\frac{kg}{m^3}$)	2.6×10^3			設定値
	間 隙 率 (-)	0.03			N B G 85-08泥灰岩「緩みゾーンの透水係数」
	透水係数 ($\frac{m}{s}$)	1×10^{-8}			(地下水流速 0.1m/yr)
	動水勾配 (-)	1×10^{-2}			設定値
生物圈	希釈水量 ($\frac{m}{yr}$)	3.01×10^8	同左	同左	IAEA TECDOC-401 (河川水飲用シナリオ、2級河川程度)
	水摂取量 ($\frac{m}{yr}$)	0.73			Reg. Guide 1.109

表 2-1 基本ケース主要パラメータ (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	固 化 体、充 填 材 バ リ ア	備 考
	拡 散 移 行 モ ル	固 化 体、充 填 材 バ リ ア	移 流 移 行 モ ル	固 化 体、充 填 材 バ リ ア	
真 密 度 ($\frac{kg}{m^3}$)		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 ($\frac{m}{s}$)	—			1×10^{-8}	N B G 85-08 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 2-1 基本ケース主要パラメータ (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)	空孔隙散係数 (m / 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 ⁻⁹ 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 ⁻⁸
	Cs -135	2.1×10 ⁶	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 ⁻⁹ a)	1000 b)	1000 a)	6.0×10 ⁻¹¹ a)	500 a)	50.0	9.7×10 ⁻⁷
	U -236	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									
	Am -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 ⁶	1.0×10 ⁻⁹ 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 ⁴ b)	4.3×10 ⁻⁹ b)	1000 c)	93 b)	1.5×10 ⁻¹⁰ a)	5 b)	50.0	6.3×10 ⁻⁸
	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 ⁻⁸
	Th -230	8.0×10 ⁴	3.2×10 ⁻⁹ a)	1000 b)	100 a)	1.0×10 ⁻¹⁰ a)	10 a)	50.0	1.4×10 ⁻⁷
4n+3									
	Pu -239	2.44×10 ⁴	3.2×10 ⁻⁹ 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 ⁻⁹ 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) Pigford 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 IA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 c) KBS Report (83-34) 圧密ベンナイト d) U 値で代用	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 c) U 値で代用	a) NAGRA(85-09) 熱水変質花崗岩 b) PNC 「岩石と接 触の相互作用に 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 NCB85-09;50m PAGIS Granite;100m WIPP SEISMIC; 15.2m ; 100 m	TRUは JAERI-M90-022 その他は JAERI-M87-172	

ハル・エンドピース被曝線量経年変化（セメント分配ケース）

井戸水飲用シナリオの場合
線量当量 (LOG) (Sv/γ)

河川水飲用シナリオの場合
線量当量 (LOG) (Sv/γ)

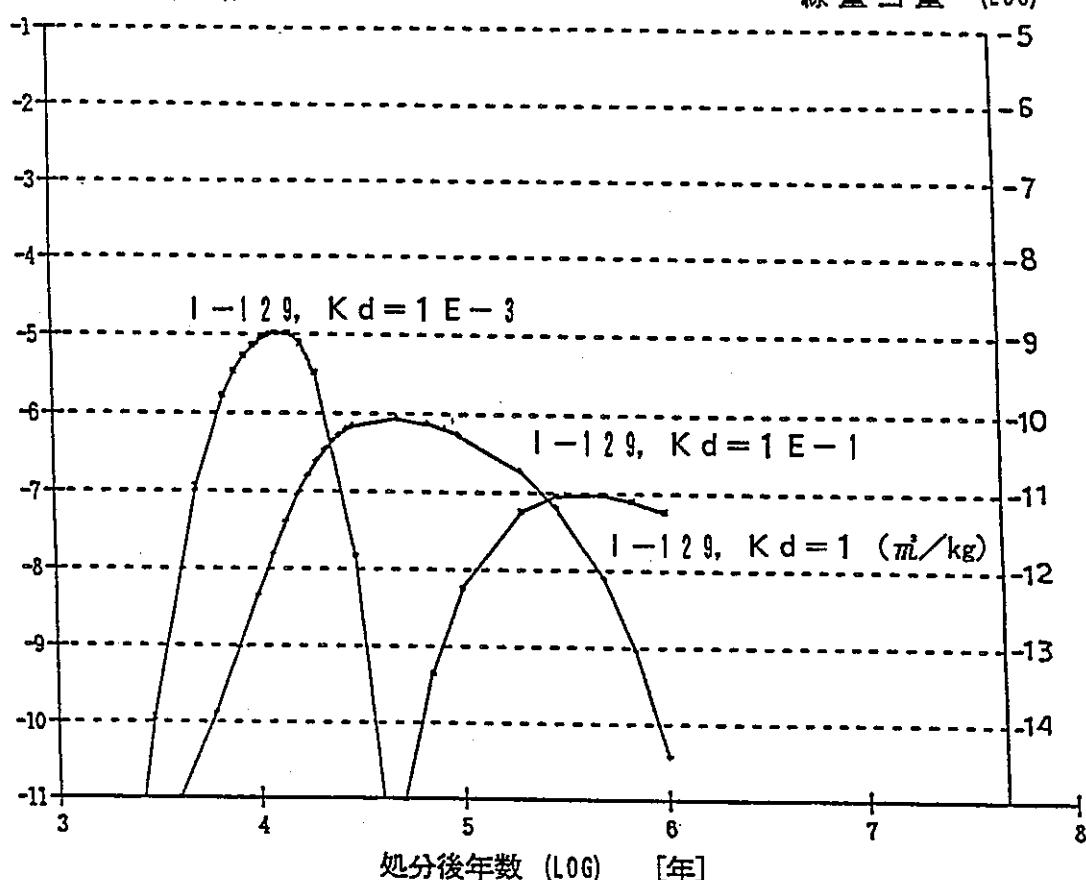
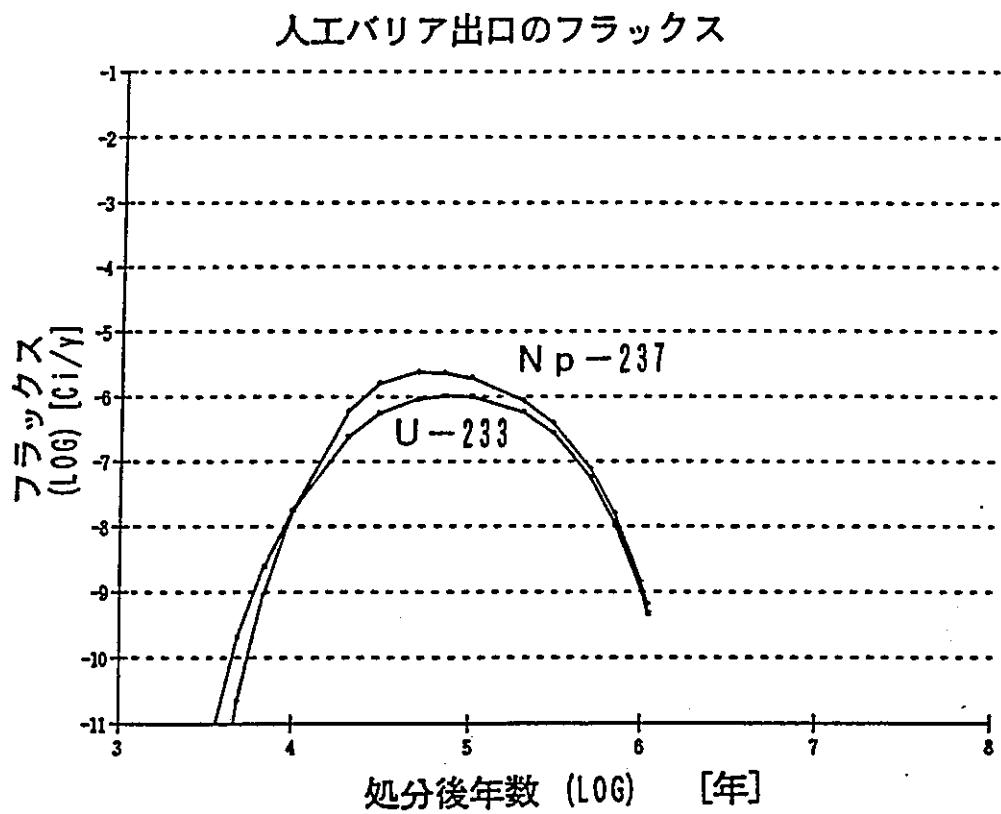
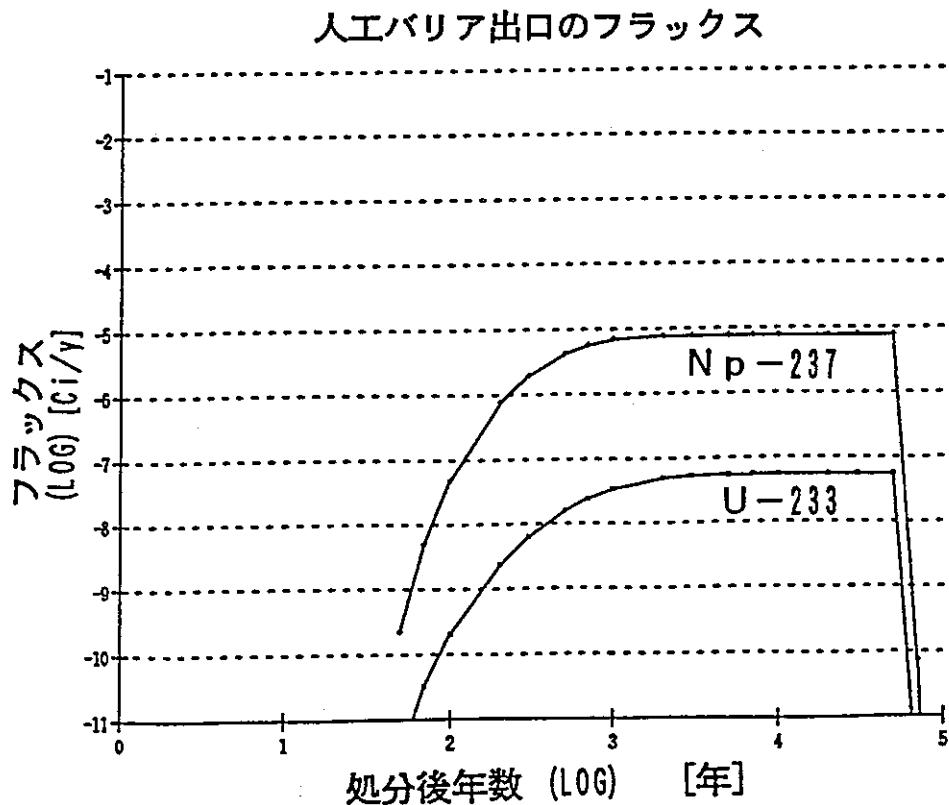


図 2-1 K_d を 100 倍, 1000 倍にした場合の線量当量経年変化 (ハル・エンドピース)



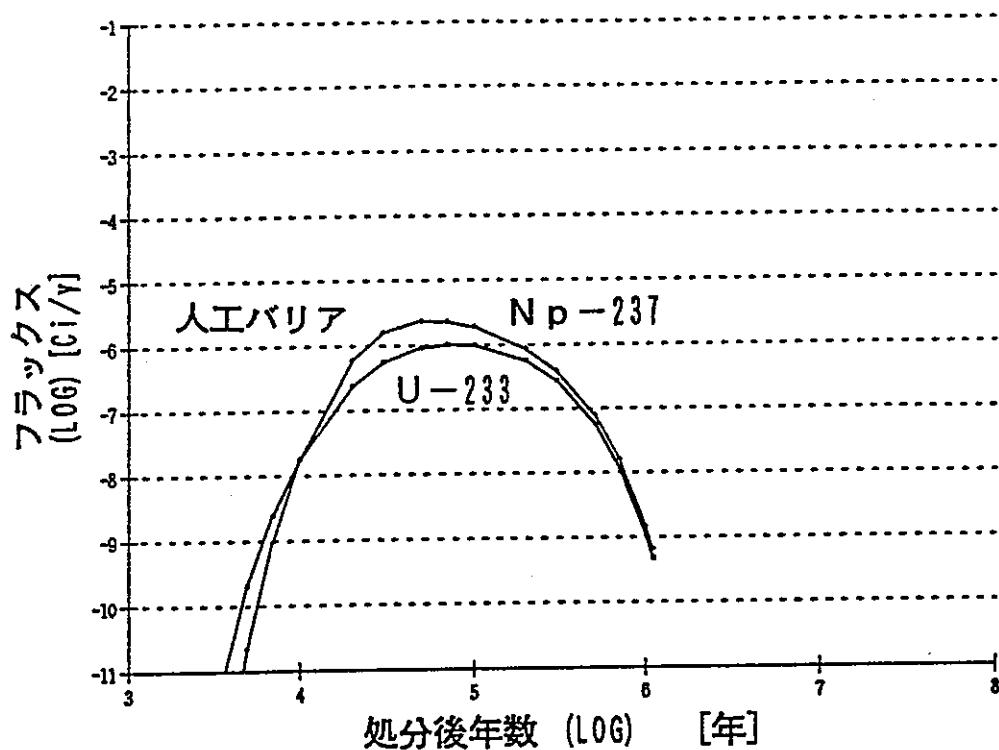
(a) 基本ケース



(b) 有機物を考慮した場合

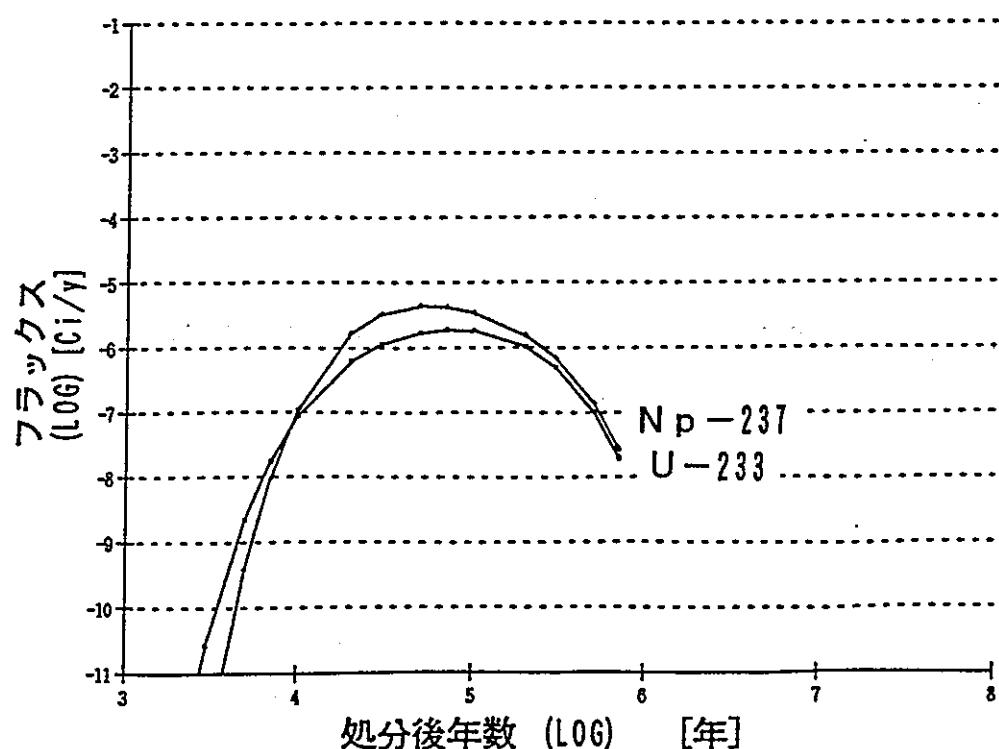
図 2-2 有機物を考慮した K_d 変化による人工バリア出口
フラックス経年変化 (MA 固化体)

人工バリア出口のフラックス



(a) 基本ケース

人工バリア出口のフラックス



(b) 有機物存在下の溶解度考慮ケース

図 2-3 有機物存在下の溶解度を考慮した人工バリア出口
フラックス経年変化 (MA 固化体)

表2-2 環境条件によるフラックスピーク値の変化
(MA固化体, I-129はハル・エンドピース)

パラメータ ケース	対象核種	パラメータ変化率		ピーク値変化率	
		pH, Ehを考慮	有機物の影響	pH, Ehを考慮	有機物の影響
溶解度変化	Am-241		2.4×10^3		-
	Np-237		5.0×10^2		1.9**
	U-233		1.2×10^3		1.8**
人工バリアの Kd変化	I-129	100 1000	-	0.08* 0.009*	
	Am-241		3.0×10^{-4}	1.0×10^{-2}	-
	Np-237		4.2×10^{-1}	1.0×10^{-2}	2.4** 3.2**
	U-233		2.2×10^{-2}	1.0×10^{-2}	1.5** 5.2**
天然バリアの 地下水流速 変化 (ダルシーフlow速)	Am-241				-
	Np-237		10		2.9*
	U-233				2.9*

注) 表中斜線部は検討対象外とした。

* : 天然バリア出口
** : 人工バリア出口

TRU廃棄物の処分の安全性を評価する上で、クリティカルになる可能性が高いと考えられる、C-14, I-129, 4N+1系列核種を対象に溶解度、人工バリアのKd、天然バリアの地下水流速について、現在考えられるTRU廃棄物処分環境下でのパラメータのうち線量当量に大きな影響を与えると考えられるものを抽出し、それによる変動幅を想定して一次元核種移行計算を実施した。

試算結果より、溶解度についてはMA固化体の4N+1系列に対して、有機物の存在により $10^2 \sim 10^3$ 倍大きくなることを仮定した場合、人工バリア出口フラックスは2倍程度の増加となり、ピーク出現までの期間はほぼ同じであった。

一方、充填材のKdについて、ハル・エンドピースセメント固化体のI-129を対象に吸着剤等の添加を考慮して、仮に100倍、1000倍のKdが得られた場合を想定して試算した結果、100倍で1ケタ、1000倍で2ケタフラックスピーク値が減少し、ピークに達する時間も5~10倍と長くなることがわかった。

また、充填材の K_d について、MA 固化体の $4N+1$ 系列を対象に高 pH 、低 E_h の条件を想定した場合として、1～2桁程度 K_d 値が低下したケースの試算を行った。その結果、人工バリア出口フラックスのピーク値は2～3倍大きくなり、ピークに達する時間も2倍となった。また、有機物存在下を想定した場合には、 N_p-237 の K_d 値を $1/100$ とすることにより、充填材中の移行フラックスが早期に上昇し、1000年付近において基本ケースのピーク値の約3倍のフラックスで定常に達している。

ガス発生による移流速度増加等を考慮して、天然バリアの地下水水流速を10倍（ 1 mm/y ）と仮定した場合、地層中の平均核種移行速度が10倍となることから、天然バリアの出口フラックスは約3倍、ピーク出現までの期間も 6×10^5 年早くなった。

以上のように、本試算のパラメータ変動巾の範囲内においては、溶解度の増化による人工バリア出口フラックスの影響は相対的に小さいが、一方、充填材の K_d が増化する場合には、フラックスピーク値の変動巾が相対的に大きくなるばかりでなく、特にピーク出現時期に対する影響が大きく現れている。

このようにパラメータの変動により安全性に対する影響が顕著に現われる場合があることから、今後とも各パラメータに対する影響因子について、その寄与を確認、評価していく必要性の大きいことが明らかである。

2.1.2 現象の抽出

前章で性能評価対象とすべきとして抽出された現象より、特に TRU 廃棄物の処分において考慮すべき特有な現象、あるいは性能評価上顕著な影響を及ぼすと考えられる現象を抽出し、評価方法の調査検討対象とした。表2-3にはインフルエンスダイアグラム作成過程等で抽出された、性能評価に係る研究開発課題を示す。

以下に TRU 廃棄物地層処分の研究開発課題の構成を1.2の検討結果に基づき、高レベル放射性廃棄物との対応も考慮して整理した。

TRU 廃棄物独自にあるいは優先的に実施すべき研究開発項目は、ニアフィールドにおける地下水移行シナリオに対する課題を主体とし、処分技術開発等の分野を加え、以下の範囲より抽出されることとなる。

I. ソースターム研究

a) 廃棄体特性評価

- ①核種インベントリ
- ②物理的特性
- ③化学的特性（化学組成、分子構造、核種保持機能等）

b) 廃棄体技術開発

- ①廃棄体製造技術
- ②品質保証技術

II. 性能評価研究

a) シナリオ研究（人間侵入、浅地層シナリオ解析等）

b) ニアフィールド核種移行

i. 固化体からの核種放出

- ①廃棄体からの放射性核種の浸出（固化体の劣化、微生物の影響、不均一性、ナチュラルアナログ含む）
- ②ガス発生（微生物、腐食等）

ii. 人工バリア中の核種移行

- ①拡散移行（バリア材劣化の影響）
- ②溶解度（有機物、劣化生成物、バリア材の影響）
- ③吸着特性（有機物、劣化生成物の影響、バリア材の劣化影響、 I^{129} 、 C^{14} ）
- ④コロイド生成・移行（錯体）
- ⑤ガスの蓄積・移行
- ⑥バリア材の劣化（ベントナイトとコンクリートの両立性、有機物の微生物分解等）

c) ファーフィールド核種移行

- ①移流分散（浅地層処分の場合の不飽和水理・核種移行）
- ②吸着特性（有機物、劣化生成物の影響、 I^{129} 、 C^{14} ）
- ③コロイド生成・移行
- ④ガスの移行

d) 全体システム性能評価

(評価手法の開発、総合性能評価手法の整備、総合性能評価)

III. 処分技術開発

a) 処分システム設計

①人工バリアシステム（高度化含む）

②処分場（大空洞、個別・総合方式）

b) 技術開発

①人工バリア製作施工技術

②建設・操業・閉鎖技術（大空洞等）

③経済性評価

IV. 地質環境条件の研究（比較的浅い地層への処分の場合）

① 地下水化学（酸化－還元雰囲気変遷）

② 浅層水理（不飽和水理、還流）

③ 岩盤特性（浅地層）

表 2-3 主な性能評価関係研究開発課題

1) ソーススターク	
長半減期低吸着性 β γ 核種の存在	I-129, C-14 に対する各種現象に係わるデータの収集
2) 固化体からの核種放出	
多様な固化媒体の存在	アスファルト, セメント等固化媒体の長期浸出／核種保持／劣化特性
不均質固体廃棄物の存在	不均質固化体の浸出特性
有機物（水）の存在	微生物活動によるガス, 分解生成物発生の影響 放射線分解によるガス, 分解生成物発生の影響 地球化学的条件の変化
金属の存在	金属の腐食によるガス, 腐食生成物発生の影響 地球化学的条件の変化 栄養素としての微生物活動への影響
3) 人工バリア中の核種移行	
有機物の存在	錯体・コロイド形成による核種移行特性への影響 栄養素としての微生物活動への影響 ガス, 分解生成物による核種移行特性への影響 地球化学的条件の変化
金属の存在	栄養素としての微生物活動への影響 ガス, 腐食生成物による核種移行特性への影響 地球化学的条件の変化
セメントの存在	化学的緩衝作用による処分場環境の変化 地球化学的条件の変化 溶出イオンによる核種移行特性への影響 溶出イオンによるバリア間相互作用
ペントナイトの存在	溶出イオンによるバリア間相互作用
可溶性塩類の存在	核種移行特性への影響 栄養素としての微生物活動への影響
ガス発生による影響	ガスの移行による核種移行の影響 ガス圧の上昇によるバリアへの影響

2.2 諸現象のモデル化に関する調査、検討

本節では1.2において抽出したニアフィールドにおける核種移行に対する影響因子について、主な現象の機構、影響評価モデルの開発状況、評価例等を調査、検討し、今後の我が国における研究開発計画の検討に資するものである。

2.2.1 ガス場合及び蓄積移行

(1) ガス蓄積の予備評価

米国、英国、スウェーデン、スイス、フィンランドにおけるガス発生メカニズム、発生量について調査結果の概要を表2-4にまとめた。

上記発生量を基に、金属腐食及び微生物分解によるガス圧の経年変化を算定して、ガスが人工バリアにどのような圧力を及ぼすかを検討した。

ガスの人工バリア層の透過を考えた場合人工バリア内の圧力上昇は次のようになる。

$$dp = P_0 \cdot \left(\frac{a}{V_0} - \frac{K \cdot A}{V_0 \cdot \mu \cdot L} \cdot (P - P_0) \right) \cdot dt$$

ここで、

a : ガス発生速度 (cm^3/s)

Q : 人工バリアを通過するガス流速 (cm^3/s)

P₀ : 初期圧力 (dyn/cm^2)

A : 表面積 (cm^2) , μ : 粘性係数 ($\text{dyn} \cdot \text{s}/\text{cm}^2$)

K : 透過係数 (cm^2) , L : 人工バリア厚さ (cm)

V₀ : 処分空洞間隙容積 (cm^3)

V₀ = 5 × 10⁹ cm³

L = 500 cm

a = 3.00 × 10¹ cm³/処分空洞・秒 (金属腐食)

1.93 × 10² cm³/処分空洞・秒 (微生物分解)

A = 7.0 × 10⁷ cm² (処分空洞内表面積)

μ = 18.2 × 10⁻⁵ dyn · s/cm²

P₀ = 1.0 × 10⁶ dyn · s/cm²

以上から、透過係数及びガス発生速度を関数とした処分空洞内部ガス圧の経年変化がわかる。(表2-5)

表2-4 各国のガス発生メカニズム

発生ガス 国	金属腐食によるガス	微生物分解によるガス	放射線分解によるガス
アメリカ合衆国	<ul style="list-style-type: none"> WIPP (岩塩) 発生速度 1.7 mol/ドラム・y 発生量 896 mol H₂ / ドラム 	<ul style="list-style-type: none"> (同左) 発生速度 0.85 mol/ ドラム・y 発生量 589 mol/ ドラム 	—
イギリス	<ul style="list-style-type: none"> 無酸素条件下で 0.1 ~ 数 μm/y その他 ルカリ 0.03 μm/y 未満 マグネシウム 0.002 ~ 0.01% Al 10 μm ~ 1 mm/y 200 ~ 1000年で消耗 	<ul style="list-style-type: none"> 腐食によるガス発生量の およそ 1/100 約 400年間反応継続 pH 11 ~ 12でも微生物は 生存するとしている。 	—
スウェーデン	<ul style="list-style-type: none"> SFR pH 13.5 で 腐食速度： 1 ~ 10 μm/y (3.0 μm/y を採用) ↓ 1,200 Nm³ / サイロ・y 発生 	<ul style="list-style-type: none"> pHが高い環境では発生しないと考えられる。 	• 100 Nm ³ / サイロ・y
スイス	<ul style="list-style-type: none"> 50°C以下のコンクリート中の鉄： 0.1 ~ 1 μm/y 高 pH 条件 1 mm/y 	<ul style="list-style-type: none"> 発生速度： 0.2 mol/kg.y 	<ul style="list-style-type: none"> 生成化学種の単位質量： (100 eV 当り) コンクリート： H₂ = 0.03 mol / Mrad · t
フィンランド	<ul style="list-style-type: none"> 腐食速度 0.3 ~ 0.5 μm/y トータルガス発生量 1.5×10^5 m³(ILW) 	<ul style="list-style-type: none"> 0.4 ℥ / y · m² 20年間で分解終了 発生速度は 6000 m³/y トータルガス量 1.2×10^5 m³(LLW) 	—

表2-5 車体内部ガス圧経年変化に及ぼす透過係数(K)の影響(1)

(a) 金属腐食によるガス圧(ガス発生速度 = 3.00×10^1 cm³/処分空洞・秒とした場合)

K (cm ³)\時間(y)	1×10^{-10}	1×10^{-11}	1×10^{-12}	1×10^{-13}	1×10^{-14}	1×10^{-15}
0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
100	1.0	1.0	1.0	1.4	4.9	16.0
500	1.0	1.0	1.0	1.4	4.9	36.6
1,000	1.0	1.0	1.0	1.4	4.9	39.7
2,000	1.0	1.0	1.0	1.4	4.9	40.0

(単位 : atm)

表2-5 車体内部ガス圧経年変化に及ぼす透過係数(K)の影響(2)

(b) 微生物分解によるガス圧(ガス発生速度 = 1.93×10^2 cm³/処分空洞・秒とした場合)

K (cm ³)\時間(y)	1×10^{-10}	1×10^{-11}	1×10^{-12}	1×10^{-13}	1×10^{-14}	1×10^{-15}
0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0
10	1.0	1.0	1.3	3.5	10.6	12.9
50	1.0	1.0	1.3	3.5	23.9	55.1
100	1.0	1.0	1.3	3.5	25.9	97.4
200	1.0	1.0	1.3	3.5	26.1	156.8
500	1.0	1.0	1.3	3.5	26.1	229.7

(単位 : atm)

表2-5から、金属腐食ガスのようにガス発生速度が小さい場合、金属が消耗する2,000年を経過後も透過係数 10^{-11} cm^2 （通常のコンクリート、軟岩程度）では、ガス圧は1気圧からほとんど上昇しない。また、微生物分解ガスのように比較的発生速度が大きい場合でも金属腐食ガスと同様である。ところが透過係数が 10^{-15} cm^2 （気密性の高いコンクリート、岩盤程度）と仮定すると、100年経過後で97気圧とガス圧がかなり上昇することがわかる。

(2) 地下水へのガス溶存の可能性

廃棄物からガスが発生した場合、地下水への溶存の可能性がある。Leverらは H_4 、 CO_2 、 H_2 について地下水への溶解量をガス発生期間と、処分場を通過する地下水量より算定しているが、累積発生ガス量に比べて1桁小さいため評価に際しては溶解を考えていない。しかし、上記ガスの地下水溶解量は例えばフィンランドの累積発生ガス量に匹敵する量であり、無視することはできないと考えられる。仮に地下水流速（線流速）を 0.1m/y とすると、1坑道の断面積を約 1500m^2 、岩盤の空隙率を0.03として、坑道を通過する地下水量は次のようになる。

$$0.03(-) \times 0.1\text{m/y} \times 1500\text{m}^2 = 4.5\text{m}^3/\text{y}$$

CH_4 の場合を例にとると 30°C 、1気圧で 0.029 cc/cc 水中に溶存することから、例えば地下 300m の場合温度を一定、水圧は地表からの水頭と仮定すれば30気圧となり、 CH_4 は水中に 0.87cc/cc 溶解し、したがって地下水量 $4.5 \text{ m}^3/\text{y}$ 中に $3.92\text{m}^3/\text{y}$ 溶解することになる。

ガス	20°C	40°C	60°C
H_2	0.018	0.016	0.016
CO_2	0.880	0.530	0.360
CH_4	0.033	0.024	0.020

ガス溶解度 [ccSTP/cc水]

この値はスウェーデンにおいて1サイロ当たり発生するガス量 $1200\text{m}^3/\text{y}$ に比較すれば0.3%と僅かであるが、さらに深度の増加による圧の上昇、地水流量の増加があれば、溶解する割合は増すことが考えられ、考慮に入れるべき因子となろう。

(3) 人工／天然バリアへのガス吸着の可能性

一般に L／ILW 処分場では、人工バリア材に主としてコンクリート、アスファルト、粘土、金属などを組合わせるバリアシステムが検討されているが、そのうちコンクリート、粘土が量的、性能的な面等から代表的充填材として考えられている。粘土は比表面積の大きい材料であり、ラングミュア式によればかなりのガスを吸着する潜在的可能性がある。

例えば、イライトについて CO_2 の吸着量は飽和圧力の $1/2$ の条件下で約 $30 \text{ cm}^3/\text{g}$ 、カオリナイトでも同様に $5 \text{ cm}^3/\text{g}$ であることが示されている。

また、コンクリートについても固結物ではあるものの、骨材、砂等の粒子はかなり大きな比表面積を有していること、及び長期的にみて亀裂が生じた場合新鮮な面が形成され吸着能がさらに大きくなることが考えられる。

ベントナイトの体積を $1.9 \times 10^4 \text{ m}^3$ /坑道の充填材に対してその 20% として内部表面積を求め、これにガスがラングミュア吸着式に従い単分子層吸着したと仮定した場合、吸着ガス量は CH_4 に対して、充填材 1 m^3 当り $2.8 \times 10 / 1.9 \times 10^4 = 1.5 \text{ m}^3$ の吸着量となる。

これはカオリナイト ($5 \text{ cm}^3/\text{g}$) とほぼオーダとなる。さらに天然バリアでも同様に吸着すると仮定すると、発生量とほぼ同量の吸着が可能であることが推測され、バリアによるガス吸着の影響が大きいことを示す。

したがって今後は人工バリア、天然バリアの構成材料について、処分場環境下を含めた各種条件において吸着試験を実施してデータを収集し、吸着による効果を評価していく必要があろう。

(4) 各国のガス対策と今後の課題

諸外国では近年の研究において、バリアの閉込め効果、ガス保持能力、ガス圧の発生速度への影響といった、従来の保守側の解析に対してより現実的な要素の検討の必要性が述べられている。また、ガス対策として空洞周辺の割れ目区域の役割、サイロ軸体上部へのガスロックの設置の必要性についても言及されている。一方、天然バリア中のガス移行試算では、二相流評価コードであるTOUGHコードによる解析結果がいくつか示され、ガスが地下水中の核種移行に大きく影響することを示している。

以上のように、いずれも従来の保守側すぎるガス量試算結果から、二相流解析に用いるパラメータ値の検討、あるいは想定される環境下を模擬した室内／サイト試験を経て、毛管圧力や相対透過係数といった値を求め、より現実的なパラメータを用いた場合のガス発生量の算定へ踏み出した段階にある。

したがって今後、人工バリア及び天然バリア材料について、含水率が及ぼす毛管圧力と相対透水係数の影響を室内実験あるいはサイト試験により把握していく必要がある。また、ガス発生量に対して負の作用をする各要素、ガス圧、ガスの地下水溶存、ガス吸着、表面積について、さらに文献調査を行うと共に室内実験等により確認していく必要があると考えられる。

2.2.2 廃棄体からの放射性核種の浸出

TRU廃棄物からの核種の浸出は、廃棄物自体種々の形状、汚染／放射化形態を有する雑固体廃棄物が多いため、HLWガラス固化体のような均質モデルでは正確な評価を行う上で限界がある。本節では、不均質固化体に対する浸出モデルの現状について調査、検討を行った。

(i) 不均質固化体に対する浸出モデル適用の現状

現時点において不均質固化体に対して不均質性を定量的に数値モデル化し、実用化されている浸出モデルはないものと考えられる。

(ii) モデル選定、開発の考え方

(a) 不均質性の分類

①放射能の分布に係わる不均質性（核種の移行距離に関係）

→放射能濃度の平均をとる等、均質に近似する。

→放射能分布のシミュレート、あるいは浸出特性の統計処理等によりモデル化する。

②物性の分布に係わる不均質性（核種の移行経路、速度に関係）

→物性の加重平均をとる等、均質に近似する。

→物性分布のシミュレート、あるいは浸出特性の統計処理等によりモデル化する。

③放射能の汚染形態が多様、不均質であるもの（核種の保持、溶出特性に関係）

→汚染形態を特定する、廃棄物からの瞬時溶離を仮定する等、簡略化を行う。

→汚染の状態によりモデルを変えて核種の溶離を評価し、さらに固化媒体中の移行を評価する。（付着性汚染：放出係数、放射化汚染：溶解律速）

不均質性（固形化）廃棄物の浸出特性をモデル化する場合には上記の手法の選択、組合せになる。

(b) 不均質性を浸出モデルに反映するまでの考え方

①比較的均質な放射能の分布を有する、類似形状の固形物が分散した状態で固形化された廃棄物； 上記②（濃縮廃液ペレット固化体等）

評価モデル例

- ・最小固化媒質厚さ、容器（または容器内張り）厚さを設定。
 - ・廃棄物の存在する領域は均質と見なして拡散による移行により評価を行う。
- 適用性；モデル化、検証等が比較的容易である。

②多様な汚染形態による類似形状の固形物が分散した状態で固形化された廃棄物； 上記②×③（ハル・エンドピースセメント注入固化体）

評価モデル例

- ・形状を特定し、付着性の核種層については放出係数等による核種の溶離と媒体中の拡散移行を組合せたモデルを、放射化核種層については金属の腐食溶解律速による核種の溶出と媒体中の拡散移行を組合せた個別要素モデル。

適用性；汚染の状態により検証が比較的困難な場合がある。

③多様な汚染形態で不均質に汚染された、形状の異なる固体物が分散した状態で固化された廃棄物； 上記①×②×③（雑固体セメント注入固化体）

評価モデル例

- ・汚染形態、放射能分布が極めて多様である場合、これらの特定ができるないと考
える。

- ・この場合には浸出試験結果の統計処理、次元解析等により、半実験的な浸出モ
デルを適用することが考えられる。

適用性；実廃棄体の特性把握、浸出性把握に多数の試験によるデータの取得が
必要。

(Ⅲ) 不均質性を浸出モデルに適用する上での困難さ

以上のように不均質な廃棄体の浸出特性をモデル化する上では、以下に示すよう
な問題点を考慮する必要がある。

①廃棄体中の放射能分布、物性の分布を解析的なモデルに反映させる場合、汚染の
形態、廃棄物の充填状況が特定できない場合にはモデル化は困難となり、実験的
なモデルの適用を考慮せねばならない。

②固化媒体の物理的バリア機能を拡散等によりモデルに反映する場合、固化媒体自
体の長期性能の評価が困難である場合が多い。

③汚染状況による核種溶離の程度を解析的に反映させる場合、汚染形態が様々であ
る廃棄物は定量化が困難であり、保守的なあるいは多数の試験結果に基づく実験
的なモデルの適用を考えざるを得ない場合がある。

2.2.3 微生物活動による現象

本項ではTRU廃棄物の処分において微生物活動によって生じ得る影響と、処分環
境における微生物活動に関する研究状況の概要を示すものとする。

(1) 処分場において検討対象となりうる微生物活動とその影響

微生物は以下の特徴を有することにより、生物圏のみでなく岩石圏においても
存在し、処分場環境に影響を与える恐れがあるものとされており、これらの特徴
はその活動をモデル化する上で注意しなければならず、その開発を困難にしてい
る原因ともなっている。

- ① 微小なサイズ故に、水・大気・生体中への分散が容易に行われる。
- ② 条件により短い世代時間で急速な増殖を起こす。
- ③ 代謝経路上において、代謝の調節、同調、酵素の誘導、抑制に大きな柔軟性を持ち、代謝の変化が著しい。
- ④ ③により、新しい生息地に急速にコロニーを形成する。
- ⑤ 極限環境においても耐性を示す。
- ⑥ 遺伝メカニズムの調節により、広範な表現型変異が見られる。
- ⑦ 他の生物と相助的共生を形成することがあり、その場合、代謝の変化を増加させる他、②～⑥に示す特性がさらに顕著となる。

これらの検討結果より、微生物活動による影響は微生物の代謝作用に基づくものと、微生物そのものの物理的・化学的特性に基づくものとに大きく分けることができる。各現象をこれらの分類に対応させて整理し、図2-4に示した。なお、微生物活動は上記のように多種類の非常に複雑な化学反応によって構成される物質代謝によるものであるため、各現象相互の関係も重要である。

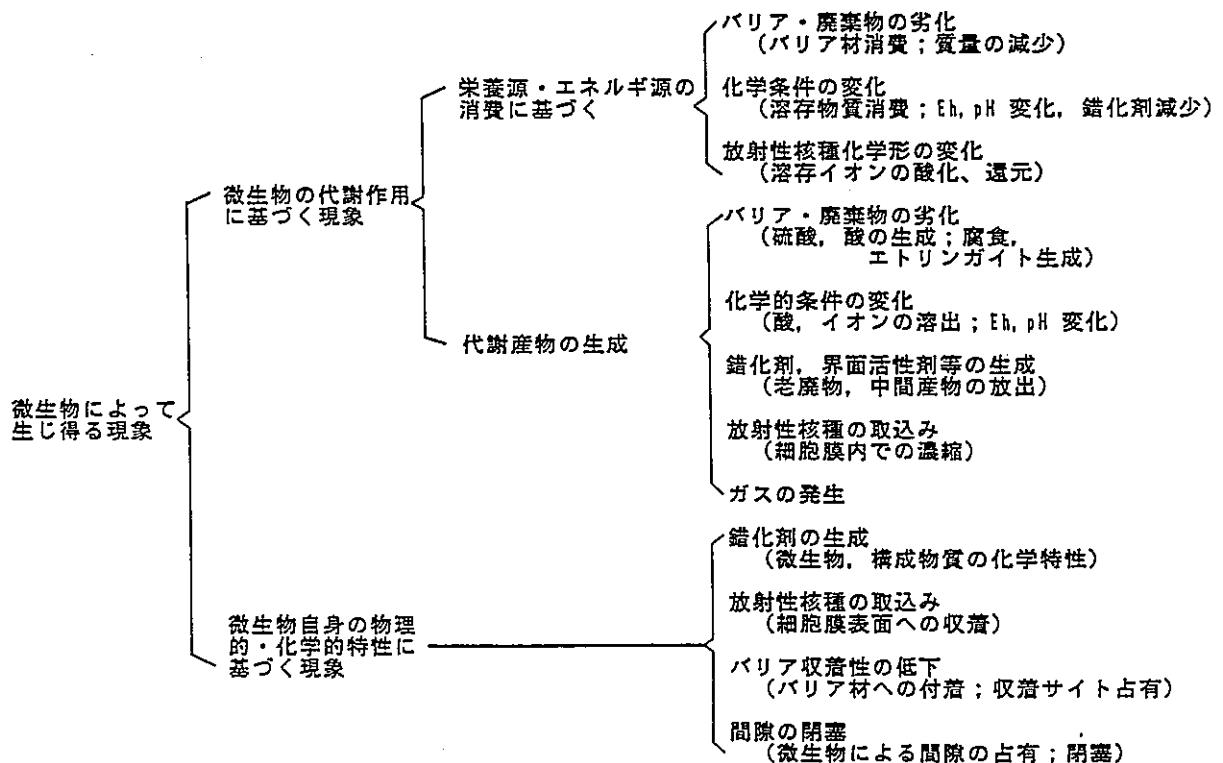


図2-4 微生物によって生じ得る現象と影響

(2) アスファルトの微生物分解

アスファルトの微生物分解については比較的早期から記述があり、1935年以降研究が実施されて来ているが、放射性廃棄物固化媒体としてのアスファルトに対する微生物の影響については、近年研究活動が活発化して来たところである。

(i) スイスにおける研究例

NAGRA はチューリッヒ大学に委託してアスファルトに対する微生物の影響について試験研究を行っている。

1989年に発表された同研究では、アスファルトに対する微生物分解速度の定量化と環境因子の影響把握を目的として、微生物活動に対して最適な条件下を主とした試験が行われている。

得られた主な結果は以下の通りである。

- ・微生物活動はアスファルトの表面積に比例する。
- ・繁殖した微生物には*Pseudomonas aeruginosa*, *Alkaligenes*, 及び *Streptomyces*. *P. Aeruginosa*が含まれる。
- ・微生物活動は温度が10°C上昇するごとに2倍の代謝の増加を示す。
- ・pHは7付近で最も活動が活発である。
- ・ 5×10^4 Rad の放射線照射では、活動の低下は見られない。
- ・好気性雰囲気下では最大25~50 g アスファルト / $m^2 \cdot y$ の速度で劣化し、 $15 \sim 40 l$ の CO₂ を発生する。
- ・嫌気性雰囲気下では 0.2~0.6 g アスファルト / $m^2 \cdot y$ の速度で劣化し、 $0.25 l$ の CO₂ 又は 0.005 l 程度のメタンを発生する。
- ・これはドラム缶廃棄体中のアスファルトが、1,000 年間で好気性条件下では 25~70%, 嫌気性雰囲気下では 0.3~0.8 % 劣化する速度に相当する。

(ii) フランスにおける研究例

以下に微生物劣化速度、微生物劣化による化学組成の変化、微生物による代謝特性の比較、アスファルトの化学組成による微生物活動への影響の把握的目的として Ait-Langomazinos が実施した試験の結果を示す。

同試験は、嫌気性雰囲気下での劣化速度が小さいとされているところから、

好気性雰囲気下のみについて CO_2 発生量の測定等により微生物の活動を評価している。

得られた主な結論を以下に示す。

- ・微生物の種類による劣化速度に大きな差はない。

- ・ガス発生量を $Q = Q_m - A e^{-kt}$

$$\left. \begin{array}{l} Q : \text{ガス発生量 (時間 } t) \\ Q_m : \text{最大ガス発生量} \\ A : \text{補正係数} \\ k : \text{一次反応速度定数} \end{array} \right)$$

とすると、ブローンアスファルト R90/40について *S. lipolytica*による劣化量は最大 9 %となる。

- ・ブローンアスファルト R90/40の微生物劣化により飽和炭化水素と芳香族炭化水素が減少し、アスファルテン、レジン類の酸素含有率が増加しているところから、分解の機構は炭化水素の酸化によるものであることが判明。
- ・レジン及びアスファルテンは、*S. lipolytica*の作用に耐性を有し、直鎖飽和炭化水素の分解も妨害する。
- ・アスファルトの化学組成は微生物による劣化に大きく影響し、飽和炭化水素の少ないストレートアスファルト 80/100 は *S. lipolytica*に対する耐性がより大きい。（図2-5）

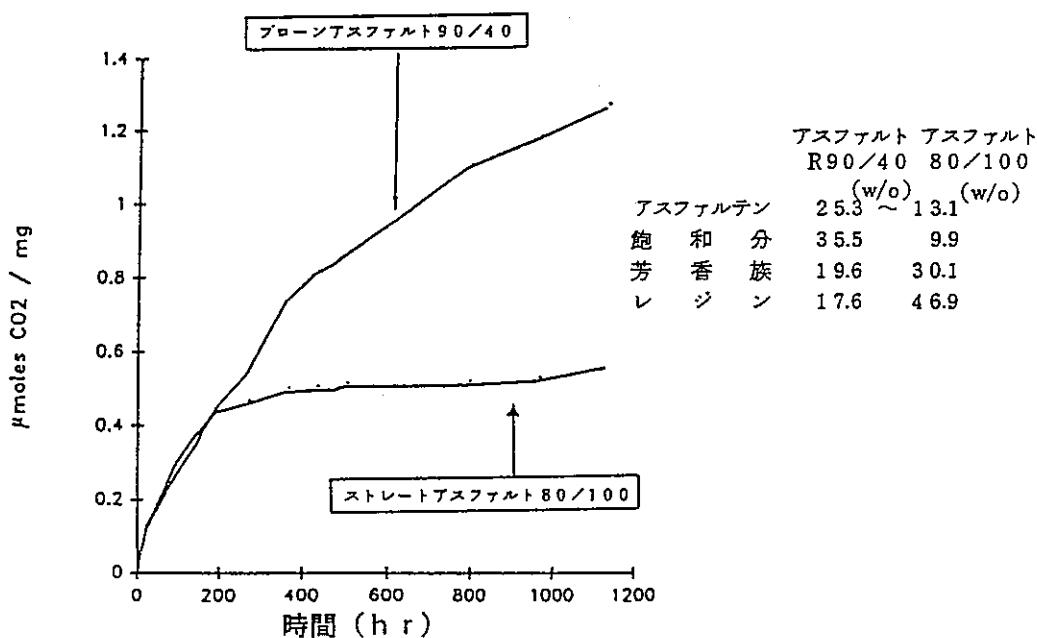


図2-5 アスファルトの種類による劣化特性

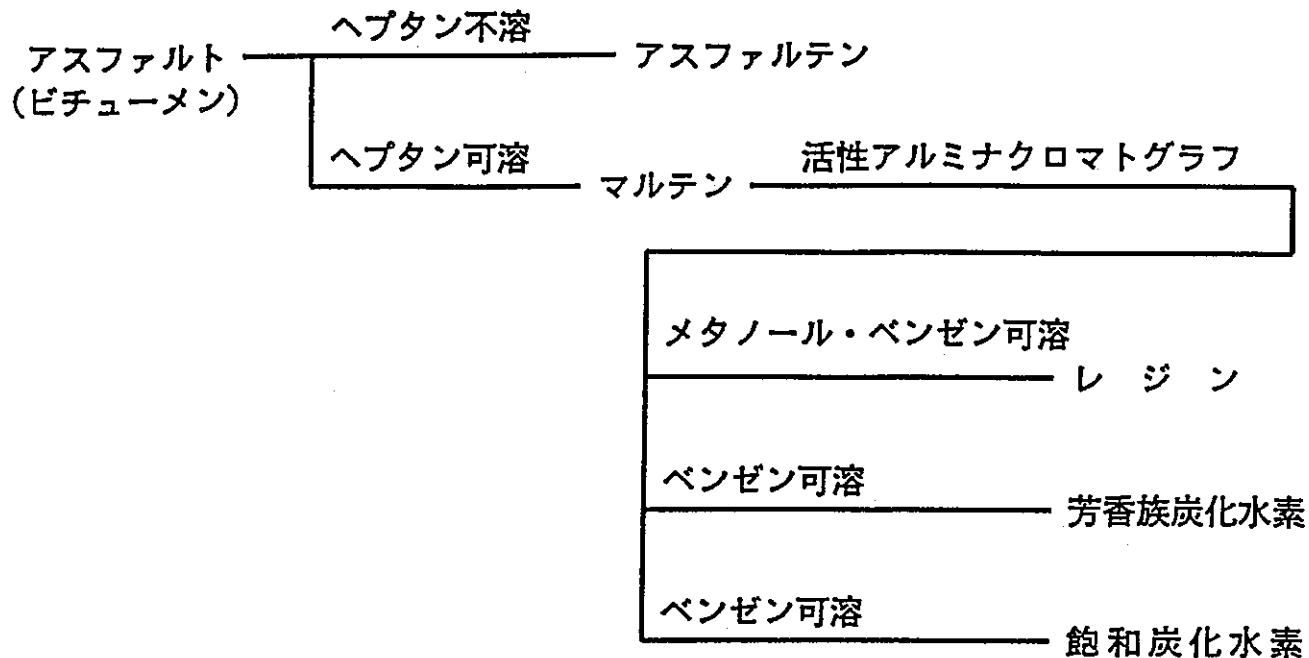


図2-6 アスファルト成分の分類

(Ⅲ) まとめと今後の課題

図2-6に示すようにアスファルトは多種類の、非常に複雑な構造を有する炭化水素化学物の混合体であり、しかもその組成は生産地、精製条件、加工技術により変動する。したがって、上記のように同様の構造を有する成分群をグループ化し、処分場内に存在、増殖可能な微生物群の内、特にこれら成分の分解に寄与する微生物群との対応を明らかにすることにより、劣化速度及びその環境因子による影響を定量化することが必要となろう。

また、ガスを除く分解生成物も多種多様であることが予測され、それらの成分を総べて同定することはさらに困難であろう。分解生成物についても、分子量、官能基の種類、芳香族性の大小等により分類し、核種の溶解度等に対する影響の大小を把握すると共に、アスファルト成分、微生物種類、生成量との関係を明らかにする必要があろう。

これらの因子を明らかとするためには処分場雰囲気下における、微生物培養、アスファルト分解試験の実施が不可欠となる。

(3) 微生物活動のモデル化

微生物活動は本項の冒頭に記入されているように、非常に複雑な化学反応を多段で含むため、放射性廃棄物の処分場環境における微生物活動モデルの開発は限定された範囲に止まっている。

以下に代表的なモデル開発例をスイス、及びイギリスについて示す。

(i) スイスにおける開発例

a. Groganらのモデル

ここではGroganらが1990年に報告している、スイスの低／中レベル廃棄物処分場条件下における、微生物の有機錯化剤生成とその影響の評価を目的として作成されたモデルの概要を示す。

栄養素の供給と消費については簡潔なボックスモデルを用いており、重要栄養素としてC, N, P, Sを選定し、処分場エリア内のインベントリを求めている。

なお、固相からの栄養素の供給は放出係数、あるいは指数関数的減衰放出モデルが適用されている。

得られたインベントリは100%の効率で微生物によって消費されるものとし、典型的な微生物の化学組成を $C_{160} (H_{280} O_{80}) N_{30} P_2 S$ と仮定して、これと比較することによって、制限因子となる元素と最大存在可能微生物量を算定する手法を探っている。

また、微生物の繁殖に必要なエネルギーは処分場内の物質、及び地下水中に溶存する物質が微生物の触媒作用による酸化還元反応を起こすことによって生じる自由エネルギー変化から得られるものとし、これらに含まれる物質の組合せから微生物が利用可能な最大の自由エネルギーを求めて、これを微生物の維持と合成に必要な最低エネルギーとの比較し、生息可能な微生物量を評価している。この際必要な最低エネルギーとして64MJ/kg微生物、また利用可能な最小反応エネルギーを15MJ/kmol電子とし、これを下まわる自由エネルギー変化の反応はエネルギー源とならないものとしている。モデル概念を図2-7に示す。

Groganらはこのモデルをイオン交換樹脂のセメント固化体の処分に対して適用して微生物活動の評価を行っており、その結果は以下の通りである。

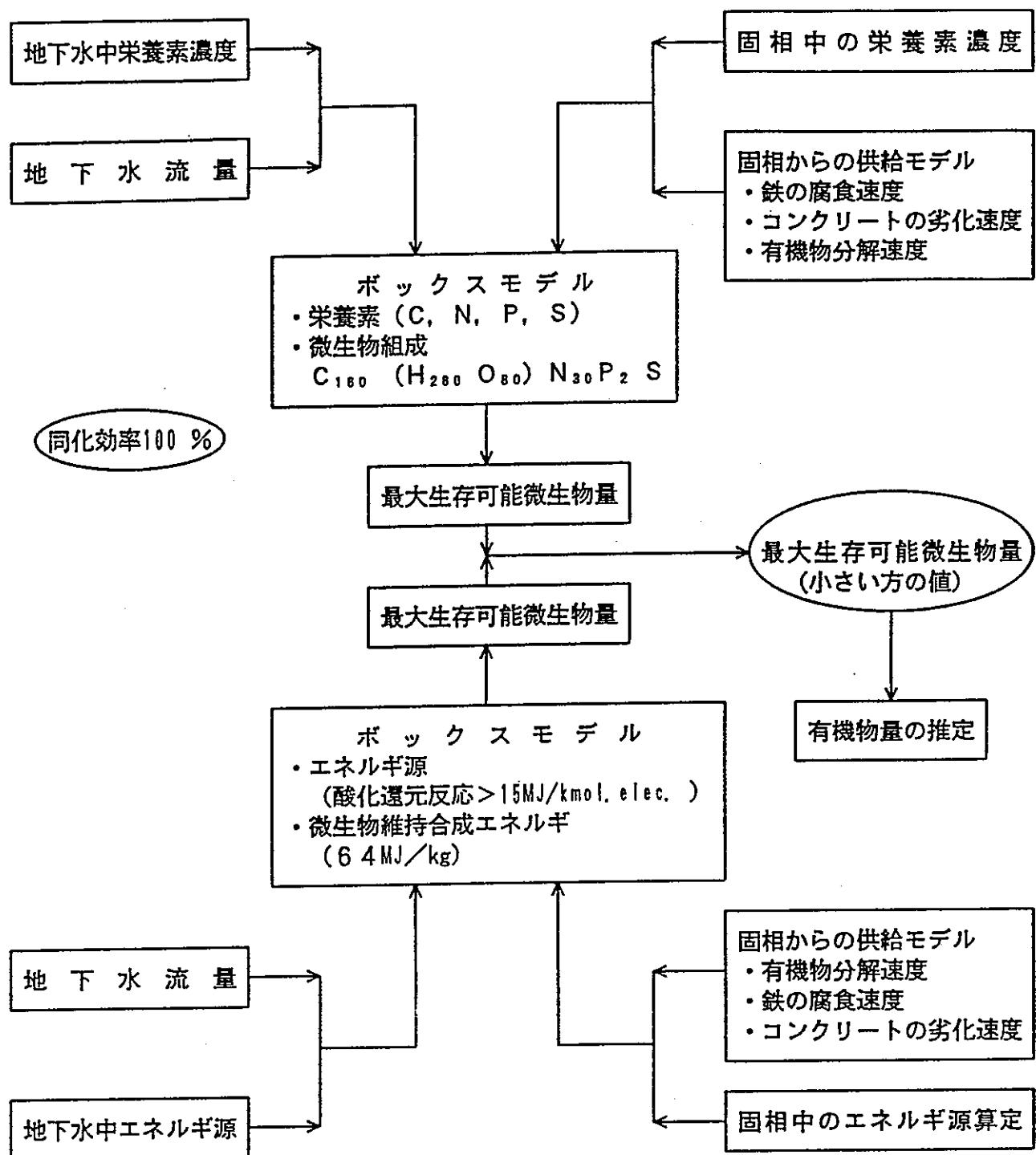


図 2-7 Grogan らによる微生物活動モデル

○栄養素の供給

微生物活動の制限因子はPの供給量であり、Pの全量が生物組織に同化されたとしても、最初の 10^4 年間の微生物の生成量は $0.7\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{y}$ と評価できる。その後Pは地下水のみからの供給となり、微生物の生成量は $0.009\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{y}$ となる。

○エネルギーの供給

微生物のエネルギー源としては鉄（固相）が還元剤として作用する反応を利用する微生物は最もエネルギーの供給が豊富であり、その活動による影響が大きくなる可能性が示されている。また、代謝の維持が可能な微生物量は $0.01 \sim 2.3\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{y}$ の範囲にあり、前述の栄養素及びエネルギー源の供給の双方が、微生物活動の制限因子となり得ることが示されている。

b. Arterらのモデル

N A G R AではGroganらのモデルを基礎として、チューリッヒ大学植物生物学研究所に委託することによりさらにモデルの改良を行っている。

以下に改良されたモデルの概要を示す。

モデルはGroganらと同様に、有機物は微生物によって総べて分解されるものとして、そのプロセスの速度については考慮しないものである。また、空間的な均一性を前提とし、有機物の劣化機構は電子受容体の種類により決定される。モデルの機能は廃棄物の組成(元素)、電子受容体含有量(O_2 , SO_4^{2-} , NO_3^- , CO_2)より、被分解有機物量、分解生成物としての CO_2 , CH_4 , H^+ の量、微生物量の変化を算定するものである。微生物の増殖率の評価はこれまで広く用いられているモノーのモデルを採用している。これは幾つかの基質が微生物の生長速度を制限する場合、増殖速度を以下の式で表わすものである。

$$R_x = \frac{k \cdot X_n \prod_{n=1}^x S_n}{\prod_{n=1}^x (K_n + S_n)}$$

R_x ; 生長速度 (g/t)

x ; 微生物数 (g)

k ; 最大比生長率 (1/t)

S_n ; 制限基質濃度 (M)

K_n ; モノー係数 (最大生長速度の1/2 に対応する基質濃度, M)

ただし、微生物の最大比増殖率については充分なデータが存在しないため、現状では相対時間軸での評価に止まっている。Arterのモデル概念を図2-8に示す

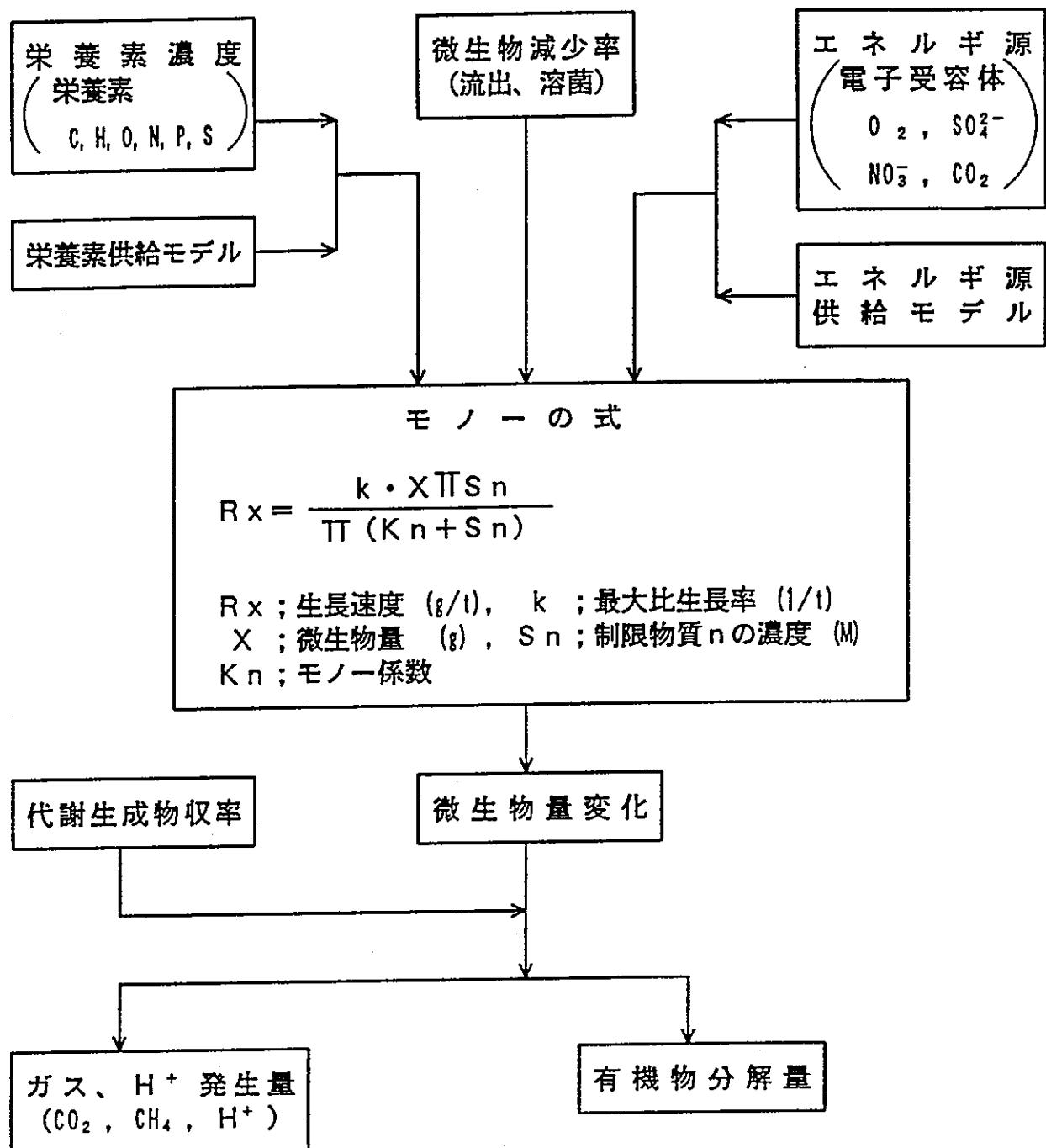


図2-8 Arterらによる微生物活動モデル

(ii) イギリスにおける開発例

低中レベル廃棄物の処分実施主体であるNIREXでは、同国における処分対象廃棄体特性、及び処分概念を考慮した処分場環境条件下での微生物活動のモデル化が行われている。

ここで目標としているモデルは、微生物活動による生成物の発生速度・量を測定可能なパラメータを用いて予測することにより、ニアフィールド条件の評価を行うものである。

現在開発されているモデルは、セルロースを主要な炭素源と仮定したものであり、そのモデル概念を図2-9に示す。

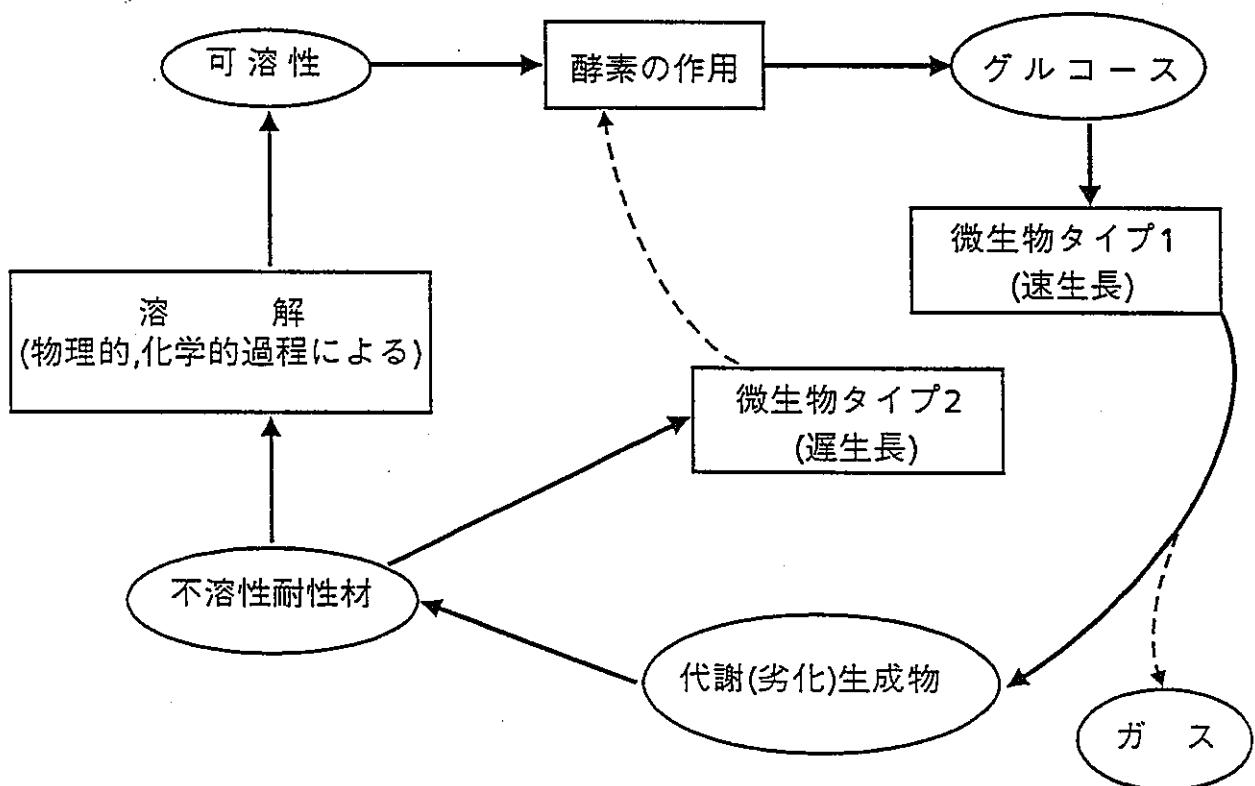


図2.9 NIREXの微生物活動モデル概念

微生物活動はArterらと同じくモノーの式を用いて評価しており、セルロースの可溶化による半減期を8年とした場合の評価結果を図2-10に示す。モデル及び算定条件の詳細は明らかでないが、図は嫌気性雰囲気下において、嫌気性セルロース劣化型、エタノール利用型、の2種類のタイプの細菌の活動をシミュレート

したものである。1990年時点でのこれらのモデルはBacillus subtilis を用いた検証が行われている。

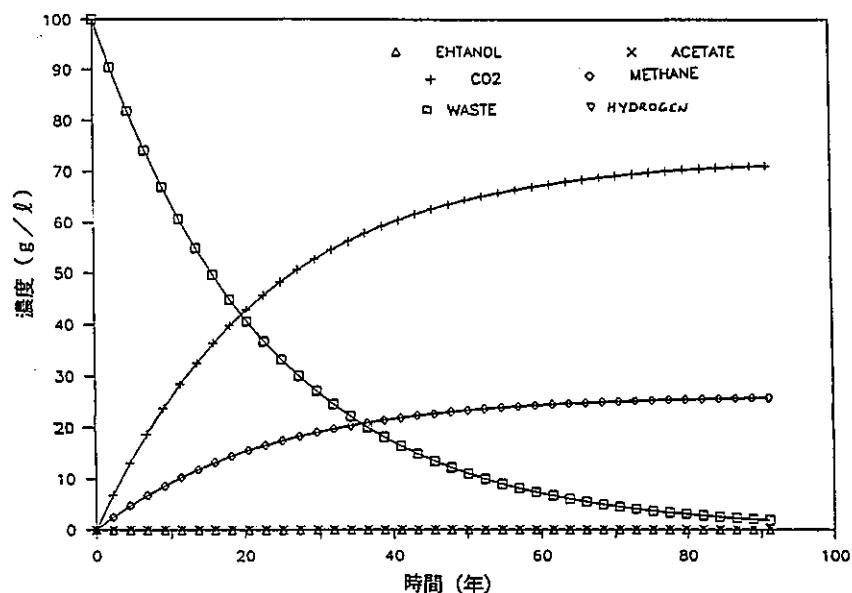


図2-10 NIREXによる微生物活動予測例

(iii) まとめと今後の課題

微生物活動をモデル化するまでの問題点は、特に環境の不均質性及び長期的な微生物の代謝機構の変化を、どの様に反映、評価するかという点にある。また、異種微生物間の相互作用による効果も重要であるとされている。

さらに、長期的な処分環境条件の変化による微生物活動への影響や長期的な代謝機構の変化については、モデル化を行う上で不明な部分が多く生長速度に係るデータ、微生物による基質との新和性、エネルギー収支に係るデータが不足している。

微生物活動による基質の消費と代謝産物の生成、及びそれによる環境条件の変化については、各種条件下における、最終あるいは主要代謝産物とその特性について把握する必要がある。したがって今後、処分場環境下における微生物培養試験、分解生成物の分析、特性調査に係る試験とモデルの検証が必要である。

2.2.4 有機物の影響

処分場環境中には廃棄物に含有される有機物の他に、これらの化学分解生成物、及び前述の微生物活動による分解生成物、代謝産物として生成する有機物、さらには天然の有機物が存在し得ると考えられている。

これらの有機物はニアフィールドにおいて以下の影響を生じる可能性がある。

- ・有機物の酸化によるpHの低下と核種溶解度の増加、吸着性の変化、腐食の促進
- ・有機物との錯体形成による核種溶解度の増加、吸着性の変化
- ・代謝産物等による表面被覆、間隙閉塞から生じる物質移行の変化

以上の知見からこれまで試験が行われている有機物による溶解度及び吸着性への影響について以下に代表的な研究例を示す。

(1) 廃棄体劣化生成有機物による影響

(i) 核種の溶解度に対する影響

NIREXではセメントによるバリアを想定して、高pH、還元性雰囲気下の処分場環境に、廃棄物に含まれる有機物の劣化生成物が混入した場合の主要核種の溶解度に対する影響について試験を行っている。化学的分解生成物による影響試験の結果を表2-6に示す。

表2-6 化学的劣化生成物による溶解度への影響

放射性核種	溶 解 度 (mol/m ³)		
	セルロース	塩化ビニール	無 添加
Pu (IV)	10 ⁻²	10 ⁻⁴	5 × 10 ⁻⁷
Am (III)	10 ⁻³	5 × 10 ⁻⁷	5 × 10 ⁻⁸
Th (IV)	10 ⁻²	10 ⁻⁶	< 8 × 10 ⁻⁷
Np (IV)	2 × 10 ⁻³	10 ⁻⁴	8 × 10 ⁻⁶
Tc (IV)	10 ⁻³	2 × 10 ⁻³	2 × 10 ⁻⁵ – 5 × 10 ⁻⁴

普通ポルトランドセメント／フライアッシュ浸出液

これによればセルロースの分解生成物を加えた場合には、Am, Pu, Thの溶解度は5桁近く増加し、その他の核種についても同様の傾向が見られる。この原因物質は特定されていないが、セルロースはアルカリ・嫌気性雰囲気下で、特にカルシウムイオンが豊富に存在する場合には、加水分解によりアルダリン酸、グルコニックアシド等の糖酸を生成することが知られており、これらが総体的に作用しているものと考えられている。

(ii) 核種の収着性に対する影響

収着性に対する有機物の影響についても測定例は少ないが、NIREXにおいて研究が実施されており、高pH(8~11), セメント平衡浸出液、嫌気性雰囲気下において、U, アクチニド, FP元素について分配係数の変化を測定している例がある。劣化生成物としては模擬劣化生成物としてグルコネートを、また実劣化生成物としては、木片をセメント水熱条件下で処理した浸出液を用いている。収着材としては、ロンドンクレイ(ブラッドウェル産), ケイスネスフラッグストーン(ドーンレイ産)を用いている。試験結果の例を表2-7に示す。

PuはU(4価)とほぼ同様の挙動を示しているが、粘土について木片劣化生成物による分配係数の変化はほとんどない。またフラッグストーンの場合、木片劣化生成物の添加により分配係数が1/10近くに減少するのに対し、グルコネートではその変化が $1/10^3$ 近くになる。

(3) 有機キレート剤による影響

処分場環境条件下におけるキレート剤の影響についての試験は、最近ではCECの研究計画として岩塩層中への中／低レベル廃棄物処分を対象として実施されている例がある。

キレート剤としては蔥酸、クエン酸、DBP、PTB、EDTAを用いており、溶解度及び収着特性を測定する元素としてI, Cs, U, Np, Pu, Am, Euを選択している。その結果ヨウ素(AgI), セシウム(CsNO₃)の溶解度はキレート剤に強い影響を受けないが、アクチニドに対しては、EDTA, DBP, クエン酸、蔥酸が強い影響を及ぼすことが明らかにされている。

U, Puの試験結果を代表として図2-11に示す。

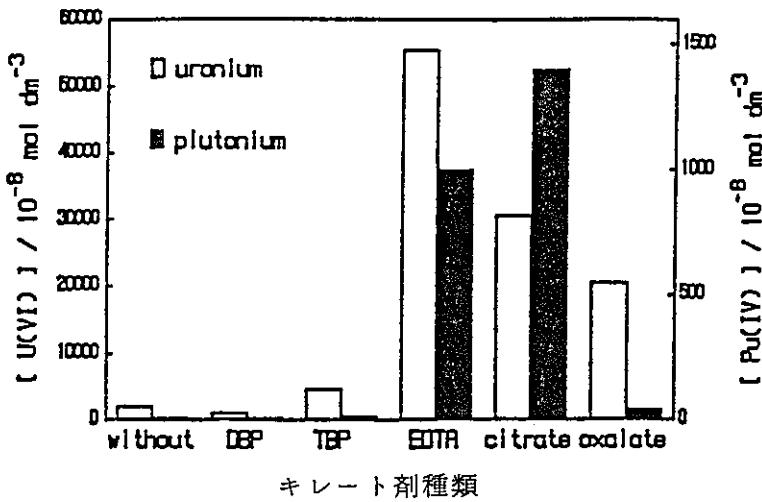


図2-11 NaCl飽和セメント浸出液中の溶解度

なお、本試験では各有機キレート剤を飽和させた条件での影響であり、キレート剤濃度は $5 \times 10^{-2} \sim 1 \times 10^{-1}$ M と比較的大きい。また、NIREXではPuに対して、同様に高濃度における溶解度への影響は著しいものの、痕跡程度では全く影響を及ぼさないとしている。

(4) まとめと今後の課題

深地層中の有機物としては放射性核種と錯体を形成する可能性が高いフミン物質の存在が知られているが、その構造、組成、特性、地下水濃度については不明な点が多い。したがって地下水中天然有機物の種類、化学組成、濃度、核種の溶解度・収着性等移行特性に対する影響を把握する必要がある。

また、廃棄体中に含有する有機物については、錯化（キレート）剤の存在における影響が大きいと考えられているが、含有し得る錯化剤の種類、含有量及び処分場環境下における核種移行特性に対する影響についてデータが不足するため、今後これらについて確認する必要があるものと考えられる。

廃棄物に含有する有機物の劣化生成物についてはセルロースについてその影響が確認されつつある段階であり、分解生成物の同定、生成物質ごとの移行特性に対する影響度の把握はなされていない。特に処分場環境下においては、pH、Eh、Ca²⁺、Mg²⁺、CO₃²⁻等の共存イオンによる相互の影響、効果の重畠が考えられ今後、試験、モデル化の必要性が大きい。

3. 研究計画に関する検討

廃棄体特性及び処分環境に特有な条件等を反映し得る、長期の性能評価手法を確立するため、実施すべき各種研究開発内容について検討を行う必要がある。そこで、ここでは前章で検討した各種の現象やその影響評価の考え方等を整理し、長期研究計画策定の基礎とすべく、TRU廃棄物の処分研究で開発すべき内容や、得るべきデータについて検討、抽出を行った。

3.1 研究開発内容の検討

各研究開発課題に対し、実施内容、研究成果・目標を定性的に検討、設定し、表3-1に整理した。

今後は高レベル放射性廃棄物の研究開発体系との対応をより明確にすると共に、総合的安全評価手法の開発計画に従って、研究開発項目の区分、成果の相互利用について検討し、個別現象に対する研究開発状況の進展も踏まえ、より詳細、具体的、実際的な研究開発計画を検討、作成する必要がある。

表 3.2-2 T R U 廃棄物処分研究開発課題

1. ソースターム研究	廃棄体特性調査	核種インベントリ	<ul style="list-style-type: none"> 測定対象核種の抽出 分析・測定方法の検討 非破壊測定システムの開発 核種濃度確認手法の検討 分析・測定、データ解析 	<ul style="list-style-type: none"> 核種組成の設定、長期毒性算定、潜在影響度評価 サンプリング方法、試料調整方法、測定技術・装置選定 パッシブX線法、パッシブ中性子法、アクティブ中性子法、ラジオグラフィー、トモグラフィー スケーリングファクタ法等によるインベントリ決定システム 測定、データベース化
		物理的特性	<ul style="list-style-type: none"> 評価項目、基準・規格の整備 特性評価手法の検討 測定、データ解析 	<ul style="list-style-type: none"> 貯蔵・輸送・処分各段階での安全確保要件、安全評価、特性試験対象選定 形状、寸法、重量、密度、間隙率、機械的強度、熱的特性、線量率等、サンプリング方法、測定技術 測定、データベース化
		化学的特性	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄体構成物質の検査検討 長期性能影響物質の抽出 分析・測定方法の検討 分析・測定、データ解析 化学形分析対象核種選定 分析測定方法の検討 分析・測定、データ解析 	<ul style="list-style-type: none"> 溶解度／吸着性への影響物質の選定 金属、セルロース、プラスチック類、錯化剤、NO_3^-、NO_2^-、CO_3^{2-}、SO_4^{2-}、他、霧囲気制御G/B利用 測定、データベース化 溶解度調査、化学形による溶解度変化 化合物形態、固相中化学形分析技術、霧囲気制御G/Bの利用 測定、データベース化 廃棄体要求性能の設定、減容固化技術選定、実証試験 品質管理因子の選定、測定・評価方法の標準化、検査確認体制
	廃棄体技術開発	廃棄体製造技術	廃棄体製造技術の開発	
		品質保証技術	品質保証体系の検討整備	
2. 性能評価研究	シナリオ研究		<ul style="list-style-type: none"> 人間侵入シナリオの影響 浅地層処分に対するシナリオ データ収集 	<ul style="list-style-type: none"> FEP'sの抽出・選定・組合せ、評価モデル、条件の設定 FEP'sの抽出・選定・組合せ、評価モデル、条件の設定、深度の変化による影響 生起確率、モデルパラメータ、データベース化
	ニアフィールド移種移行	i) 固化体からの核種放出	<ul style="list-style-type: none"> 廃棄体からの放射性核種の浸出 各種廃棄体に期待すべき機能の検討 処分環境下長期浸出試験 長期浸出制限機能影響因子の確認 長期浸出挙動のモデル化 不均質廃棄物の浸出挙動 固化媒体のナチュラルアナログ 	<ul style="list-style-type: none"> 均質／不均質固化体、化学バリア、物理的閉込め、拡散バリア、他 対象元素選定、対象化学物質選定、霧囲気制御G/Bの利用、浸出率、拡散係数、分配係数、表面錯体モデルパラメータ セメント／ベントナイト成分、有機物、有機塩類、pH/Eh変化 浸出率、拡散、腐食溶解、溶解度限度、他 長期浸出試験、浸出挙動のモデル化（浸出率、拡散、腐食溶解、個別要素モデル、次元解析、確率論） 天然類似現象の抽出、データ収集、モデル検証 金属腐食反応、微生物活動機構、放射線分解 金属腐食モデル（腐食速度、熱力学データ、Eh・H₂分圧等の影響）、微生物活動モデル（速度論データ、代謝反応、pH・O₂濃度等の影響）、放射線分解（吸収線量、G値） 腐食試験、微生物培養試験等、霧囲気制御G/Bの利用、モデル検証 反応の抑制、ガスの消費／吸着等
		ii) 人工バリア中の核種移行に関する研究	<ul style="list-style-type: none"> 拡散移行 充填材材料の選定 透水試験 処分環境下拡散特性試験 低拡散材料の開発 溶解度 処分環境下溶解度試験 溶解度影響物質の抽出 地球化学モデルの開発、検証 コンクリートの化学的緩衝作用 化学的緩衝作用の機構の検討 化学的緩衝性評価モデルの開発 	<ul style="list-style-type: none"> セメント／コンクリート、ベントナイト／粘土等 拡散バリア機能の確認、透水係数 対象元素選定、霧囲気制御G/Bの利用、見かけの拡散定数、pH、Eh等影響因子の確認 主にI等陰イオンの移行を抑制する材料 測定対象元素・化学形の選定、霧囲気制御G/Bの利用、熱力学データの収集 Eh、pH、Ca²⁺、Mg²⁺等共存イオン、錯化剤、他 溶解モデルの設定、収集データを用いたモデルの検証 高pH維持機構の検討、Ca(OH)₂溶解、セメント水和物溶解 溶解反応の設定、平衡定数、その他熱力学データの収集、pH_{vs}時間の評価

		化学的緩衝作用確認試験	セメント組成／地下水組成の影響確認, 霧囲気制御G／Bの利用, 評価モデルの検証
		コンクリートのナチュラルアナログ	コンクリート等の長期組成変化把握, 評価モデルの検証
金属腐食の影響評価		金属腐食による地球化学的条件への影響評価	Eh, pH変化, 評価モデル検討, 評価モデルの検証
		微生物活動による地球化学的条件への影響評価	[Eh, pH変化, SO_4^{2-} 生成等, 微生物活動モデルの検討／検証]
吸着特性		吸着性を期待すべき人工バリア材料の選定	[セメント／コンクリート, ベントナイト／粘土等]
		吸着性影響物質の抽出	[Eh, pH, 有機物及びその劣化生成物, 錯化剤, その他共存イオン]
		処分環境下吸着特性試験	[測定対象元素の選定 (I, Cを含む), パッチ法, カラム法, 拡散法, 分配係数, イオン交換容量, 表面錯体モデルパラメータ]
		吸着モデルの開発／適用	[データの収集, モデルの検証, 影響物質の評価]
		高吸着性材料の開発	[主に I 等陰イオンに対する吸着特性の改善]
コロイド生成・移行		処分環境下コロイド・錯体の生成, 特性把握試験	[コロイド・錯体形成物質の抽出, 霧囲気制御G／Bの利用, コロイド粒径／安定性, 錯体安定度定数等熱力学データ, 地球化学モデルの検証]
		コロイド・錯体生成への地球化学モデルの適用, 検証	[反応機構の設定, 热力学データの適用, 影響パラメータの評価]
		処分場環境下コロイド錯体移行試験	[溶解度, 吸着特性への影響, フィルトレーション効果の評価, 霧囲気制御G／Bの利用]
		コロイド・錯体移行モデルの開発, 検証	[移行機構の検討, データの収集, 影響パラメータの評価]
		コロイド・錯体生成／移行モデルの連成, 検証	[連成手法の検討 (物質収支式への組込み, ステップバイステップ)]
ガスの蓄積移行		人工バリアの透気試験	[試験対象人工バリア材の選定, H_2 , CO_2 , CH_4 , 移行モデルの検証, 母岩ゆるみ域での透気性試験, 毛管圧力, 透過係数]
		ガス蓄積影響因子の確認	[バリア材によるガス吸着, 水への溶解等]
		ガス (水) 移行評価モデルの開発	[二相流評価モデル, 龟裂媒体中の移行]
		内圧上昇によるバリアへの力学的影響評価	[ガス蓄積量の評価, 破壊圧力, 破壊の影響]
		ガスの移行による核種移行への影響評価	[気体放射性核種, 水中放射性核種, 収着特性との連成]
バリア材の劣化		性能劣化機構と影響因子の調査	[セメント／コンクリートの化学的緩衝作用・吸着特性, ベントナイト／粘土の吸着特性・拡散バリア特性, その他材料, pH, 共存イオン等による影響の調査検討]
		セメント／コンクリートの性能劣化試験	[劣化加速試験, CO_3^{2-} , SO_4^{2-} 等共存イオン, Eh, 微生物, 廃棄物・充填材との相互作用, 吸着特性変化]
		ベントナイト／粘土鉱物の性能劣化試験	[劣化加速試験, Ca^{2+} , Mg^{2+} 等共存イオン, pH, Eh, 廃棄物・充填材との相互作用, 吸着／拡散バリア特性変化]
		ナチュラルアナログ	[天然類似現象に対する調査, 劣化機構の検討, 劣化モデルの検証]
		劣化生成物の生成機構に関する調査	[微生物活動, 有機物の化学分解, 金属の腐食, 劣化機構, 劣化生成物の抽出, 拡散／吸着性変化]
		微生物活動モデルの調査, 開発	[代謝特性, エネルギー収支, エネルギー源, 栄養源, 生長率等のデータ収集, 物質の消費と代謝産物の生成を評価]
		腐食生成物評価モデルの調査開発	[地球化学モデルによる腐食生成物評価手法の整備, 热力学データの収集]
		性能劣化モデルの整備	[劣化機構の定量化, モデルの開発, データ収集, データベース化, 性能劣化, 劣化生成物]
ファーフィールド核種移行	移流分散	不飽和帯における核種移行評価	[移行モデルの調査／開発, 確証試験, データ収集, データベース化, モデルの検証]
	吸着特性	吸着特性影響物質の抽出	[フミン物質等天然有機物, 廃棄物・人工バリア起因の物質, CO_3^{2-} 等錯体形成物質, pH, Eh 等影響調査]
		ニアフィールド物質による影響評価	[セメント／コンクリートによる化学的緩衝作用, その他影響物質の移行試験]
		影響物質存在下吸着特性試験	[測定対象元素の選定 (I, Cを含む), パッチ法, カラム法, 拡散法, 分配係数, イオン交換容量, 表面錯体モデルパラメータ, pH, 有機物等錯化剤, その他共存イオン]
		影響物質の移行に関する試験, 評価	[pH, 有機物等錯化剤, その他共存イオン, 吸着特性試験, 拡散／移流移行試験]
		地球化学解析コードの適用	[データ収集, モデル検証, 影響物質の評価]
	コロイド生成・移行	地層環境下におけるコロイド・錯体の生成, 特性把握試験	[地下水中コロイドの調査, 霧囲気調整G／Bの利用, コロイド粒径, 安定性, 錯体安定度定数等熱力学データ, 廃棄体含有物質による相互作用]
		地層環境下におけるコロイド・錯体移行試験	[溶解度, 吸着特性への影響, フィルトレーション効果の評価, 霧囲気制御G／Bの利用]
		地層環境下におけるコロイド・錯体生成, 移行のモデル化	[移行機構の検討, データの収集, 影響パラメータの評価, モデルの検証, 連成手法の検討]

