

JAERI-M

87-040

地層処分の総合安全性評価と確率論的  
評価手法の適用について

1987年3月

中村 治人・飯島 敏哲・村岡 進

日本原子力研究所  
Japan Atomic Energy Research Institute

JAERI-M レポートは、日本原子力研究所が不定期に公刊している研究報告書です。  
入手の問合せは、日本原子力研究所技術情報部情報資料課（〒319-11 茨城県那珂郡東海村）  
あて、お申しこしください。なお、このほかに財団法人原子力弘済会資料センター（〒319-11 茨城  
県那珂郡東海村日本原子力研究所内）で複写による実費頒布をおこなっております。

JAERI-M reports are issued irregularly.  
Inquiries about availability of the reports should be addressed to Information Division, Department  
of Technical Information, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Naka-gun,  
Ibaraki-ken 319-11, Japan.

© Japan Atomic Energy Research Institute, 1987

---

編集兼発行 日本原子力研究所  
印 刷 山田軽印刷所

地層処分の総合安全性評価と確率論的評価手法の適用について

日本原子力研究所東海研究所環境安全研究部

中村 治人・飯島 敏哲・村岡 進

(1987年2月12日受理)

高レベル廃棄物の地層処分の総合安全性評価の基本的な進め方について調査し考察した。さらに、確率論的評価手法の適用方法とその限界を克服する方法について、既に報告されている研究報告の具体的な入力データ及び手法の例をあげ、それらに基づいて考察した。

Overall Safety Assessment of Geological Disposal  
and Application of Probabilistic Assessment

Haruto NAKAMURA, Toshinori IIJIMA and Susumu MURAOKA

Department of Environmental Safety Research,

Tokai Research Establishment

Japan Atomic Energy Research Institute

Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

(Received February 12, 1987)

Principal approach for the overall assessment of geological disposal of high level waste was surveyed and discussed. The discussion includes application of the probabilistic safety assessment and methods to reduce the difficulties in the application were discussed based on the examples of input data and methods proposed in published papers.

Keywords: Geological Disposal, Overall Assessment, Probabilistic Assessment, Input Data, High Level Radioactive Waste

## 目 次

まえがき .....	1
1. 評価の目的 .....	1
2. 安全性評価の基本的考え方 .....	2
2.1 安全性判断の基準 .....	2
2.2 処分の概念 .....	2
2.3 安全性評価のためのシナリオ選定 .....	2
1) 評価期間 .....	3
2) 多重バリアの考え方 .....	4
3) 評価シナリオの抽出 .....	4
3. 評価モデル .....	5
3.1 詳細モデル .....	5
1) 容器の耐久性解析モデル .....	5
2) 浸出モデル .....	6
3) 地層中での核種移行評価モデル .....	6
4) 生物圏中の核種移行評価モデル .....	7
3.2 パラメータの不確定性 .....	7
1) 地層条件の不確定性 .....	7
2) 人工バリア .....	8
3) 生活環境 .....	8
4) 測定精度 .....	8
5) 長期の不確定性に対する保証 .....	8
3.3 総合評価モデルシステム .....	8
むすび .....	10
参考文献 .....	11
APPENDIX .....	21

**Contents**

Introduction .....	1
1. Objectives of the assessment .....	1
2. Principle of safety assessment .....	2
2.1 Safety criteria .....	2
2.2 Disposal concept .....	2
2.3 Selection of scenario for safety assessment .....	2
1) Term of assessment .....	3
2) Principle of multi-barrier .....	4
3) Selection of assessment scenario .....	4
3. Assessment model .....	5
3.1 Detail model .....	5
1) Evaluation model of vessel durability .....	5
2) Leaching model .....	6
3) Nuclide migration model in geosphere .....	6
4) Nuclide transfer model in biosphere .....	7
3.2 Uncertainty of parameter .....	7
1) Uncertainty of geological condition .....	7
2) Engineered barrier .....	8
3) Environment of human life .....	8
4) Accuracy of the measurement .....	8
5) Assurance against long term uncertainty .....	8
3.3 Overall assessment model system .....	8
Conclusion .....	10
References .....	11
Appendix .....	21

## まえがき

高レベル放射性廃棄物の処分については、安全性、経済性、社会性等の多角的な観点から評価を行い、合理的な処分システムを求めなければならない。OECD/NEAでは、1986年より性能評価諮問グループ（PAAG）を設け処分システムの評価の考え方及び方法について、国際的に検討<sup>10)</sup>を進めている。

廃棄物中に含まれる放射性核種は多量であり、かつ極めて長寿命である。従って、その安全性を確保するためには自然環境そのものの持つバリア性能に期待せざるを得ない。そして安全性を確認するためには、経験的に実証することが困難な程長い期間を対象に解析・評価を行うことが要求される。

安全性評価は、処分廃棄物から漏洩する放射性核種が生活環境に至り、人間に放射線影響をもたらすまでの過程を考慮して総合的に行わなければならない。そして評価に際しては、これら移行過程を支配する人工的及び自然的諸条件の長期にわたる変化を不当に仮定したり、評価に必要な諸パラメータに不適切な値を用いたりして非現実的な評価とならないようになることが重要である。この重要性を認識しつつ、妥当な安全性評価手法の一つとして、確率論的安全評価（PSA）手法が考えられ、OECD/NEA等の国際機関も注目し、幾つかの関連報告書をまとめている。またOECD/NEAでは、PSAコードシステムの開発に関する国際協力（PSAC計画）を1985年より推進しており、原研も本計画の有用性を考え1986年から参画している。

PSA手法は安全性評価のための優れた方法論と考えられるが、一方予想されるような多くの問題を含んでいる。著者らは高レベル廃棄物処分に係る安全性評価の目的、基本的考え方（評価の目標、評価用シナリオの選定方法、評価の方法等に関する）について議論するとともに、PSA手法の位置付け、現時点における問題点、今後の進め方等について考察した。本報告はこれらの考察の結果をまとめたものである。本分野の研究者諸氏の議論の一資料となれば幸いである。

### 1. 評価の目的

これまでの核燃料使用施設の安全性評価は既に操業中あるいは操業経験のある施設を対象にして実施し、その結果を安全対策に使うことを主な目的にしている。これに対し、高レベル廃棄物の処分の安全性評価は処分システムに関する研究開発の各段階に対して行われる。従って、その開発の段階に応じて、評価結果の使用目的が異なる。当面の安全性評価の実施目的は処分の開発第2段階で実施される処分サイトの選定及び処分システムの概念設計の妥当性を判断する資料を提供するにある。具体的には

- ①選定サイトでの処分の環境影響の概算
  - ②処分システムの各設計オプションの安全性面からの相互比較
- の2点にある。即ち、受け身の安全性評価ではなく、安全性が高く、不確定事象の影響の少ない地層処分の開発に寄与するための安全評価である。

## まえがき

高レベル放射性廃棄物の処分については、安全性、経済性、社会性等の多角的な観点から評価を行い、合理的な処分システムを求めなければならない。OECD/NEAでは、1986年より性能評価諮問グループ（PAAG）を設け処分システムの評価の考え方及び方法について、国際的に検討<sup>10)</sup>を進めている。

廃棄物中に含まれる放射性核種は多量であり、かつ極めて長寿命である。従って、その安全性を確保するためには自然環境そのものの持つバリア性能に期待せざるを得ない。そして安全性を確認するためには、経験的に実証することが困難な程長い期間を対象に解析・評価を行うことが要求される。

安全性評価は、処分廃棄物から漏洩する放射性核種が生活環境に至り、人間に放射線影響をもたらすまでの過程を考慮して総合的に行われなければならない。そして評価に際しては、これら移行過程を支配する人工的及び自然的諸条件の長期にわたる変化を不当に仮定したり、評価に必要な諸パラメータに不適切な値を用いたりして非現実的な評価とならないようになることが重要である。この重要性を認識しつつ、妥当な安全性評価手法の一つとして、確率論的安全評価（PSA）手法が考えられ、OECD/NEA等の国際機関も注目し、幾つかの関連報告書をまとめている。またOECD/NEAでは、PSAコードシステムの開発に関する国際協力（PSAC計画）を1985年より推進しており、原研も本計画の有用性を考え1986年から参画している。

PSA手法は安全性評価のための優れた方法論と考えられるが、一方予想されるような多くの問題を含んでいる。著者らは高レベル廃棄物処分に係る安全性評価の目的、基本的考え方（評価の目標、評価用シナリオの選定方法、評価の方法等に関する）について議論するとともに、PSA手法の位置付け、現時点における問題点、今後の進め方等について考察した。本報告はこれらの考察の結果をまとめたものである。本分野の研究者諸氏の議論の一資料となれば幸いである。

### 1. 評価の目的

これまでの核燃料使用施設の安全性評価は既に操業中あるいは操業経験のある施設を対象にして実施し、その結果を安全対策に使うことを主な目的にしている。これに対し、高レベル廃棄物の処分の安全性評価は処分システムに関する研究開発の各段階に対して行われる。従って、その開発の段階に応じて、評価結果の使用目的が異なる。当面の安全性評価の実施目的は処分の開発第2段階で実施される処分サイトの選定及び処分システムの概念設計の妥当性を判断する資料を提供するにある。具体的には

- ①選定サイトでの処分の環境影響の概算
  - ②処分システムの各設計オプションの安全性面からの相互比較
- の2点にある。即ち、受け身の安全性評価ではなく、安全性が高く、不確定事象の影響の少ない地層処分の開発に寄与するための安全評価である。

## 2. 安全性評価の基本的考え方

### 2.1 安全性判断の基準

廃棄物処分の安全性は、処分が公衆にもたらすリスクが社会的に十分許容されるレベルかどうかで判断することが基本であろう。ICRP<sup>1)</sup>や OECD/NEA<sup>2)</sup>の報告書に見られるように、この考え方は国際的に合意されているものと考えられる。OECD/NEA は、許容されるレベルとして具体的に Table 1 に示すような値を勧告している。本表に示すレベルは、総ての放射線源に起因する被曝の合計の結果であり、これを基に処分システムに許容されるリスクレベルは、各国の実情に応じて規制当局によって決められるものであり、当面 1 桁程度低いレベルにすることが妥当としている。著者らもこの考え方は現時点では妥当なものと考え、さらにこの考え方が現在の社会のみならず将来の人類に対しても適用されるべきであると考える。

### 2.2 処分概念

高レベル廃棄物の処分方法については、ほとんどの国が地層処分を基本的な処分概念としており、現有技術によっても上記判断基準を達成することは可能であり、かつ公衆の合意が得られるであろうと考えている。海洋底下処分、宇宙処分等も検討されているが、いずれも地層処分の代替案として位置付けられている。この考え方は現時点では妥当なものと考える。従って、以下の議論、考察では地層処分を対象とする。

### 2.3 安全性評価のためのシナリオの選定

安全性評価は、前述のように基本的には現在及び将来の人類が受けるリスクを評価することであるが、効率的な評価を行うためには、事象の発生確率と影響の程度に応じて評価の方法を合理的に選定する必要がある。1986年11月の PSAC 計画会議で提案された次ぎのような評価アプローチは参考になると考えられる。

Class 1 : 影響大、頻度大	設計で対応する
Class 2 : 影響大 頻度小	定性的な評価を行う
Class 3 : 影響小 頻度大	定量的な解析評価を行う
Class 4 : 影響小 頻度小	定性的な検討を行う

ここで大小の判断基準が問題になるが、このアプローチでは、①『影響大』、『頻度大』の場合には両者は比較的良好な精度で推定できること、②影響の大小より事象の発生確率の大小の推定の方が技術的に困難であるという考えがベースにあると解される。従って、Class 1 ではサイトや設計で対応することが容易であり、また効果的と言える。Class 2 では影響の程度はある程度定量的に評価が可能であるが、事象の発生確率の推定は定性的になる。しかし、影響と発生確率の積、即ちリスクが社会的に許容されるレベルより小さいことが示されれば Class 2 のケースを評価から除外できる。また、Class 4 についてはリスクが十分小さいことが予

想されるので簡単な検討でよい。従って、Class 3 のようなケースに対する安全性評価に努めることが有効であるということになる。

このような分類、アプローチは実際には簡単なものではないが、合理的な評価方法を選択する上で役立つものと考えられる。

上述のように高レベル廃棄物処分に係る安全性評価は長期間を対象に行われなければならないし、また、人工的、自然的バリアの能力も考えなければならない。これらの問題を効果的に解決するには次ぎのような考え方を基にすることが現時点では妥当ではなかろうかと考える。

### 1) 評価期間

いづれの評価を行う場合にも、評価期間により評価手法も評価に必要な精度も異なる。そこで、著者らは次の3期間に評価期間を分けるのが良いと考える。

#### (i) 短期（約 1000 年まで）

- ・廃棄物中の全放射能量を cancer dose で基準化して時間変化を見ると、初期の 1000 年で約 1/1000 になり（Fig. 1 参照）、それ以降は精練に使ったウラン鉱石全体中に存在する量と大差ない<sup>3)</sup>。放射能濃度でみるとウラン鉱石の 10倍程度になる。従って、前述の『影響大』のケース Class 1,2 が該当する事象が起きる可能性のあるのは 1000 年までであり、この期間は『影響大』の事象が発生しないように設計する。
- ・歴史的資料や建造物が示すように工学的手法により安定性を確保するよう設計できる。また、事象の発生確率の大小を科学的根拠をもって定性的に予測することが可能である。しかし、現代の経験で確かなことが言えるのは 100 年程度であり、科学的予測の精度を上げるために更に基礎研究が必要である。

#### (ii) 長期（約 1000～10,000 年）

- ・放射能濃度は 1 万年経過すれば cancer dose に換算してウラン鉱石と同じオーダーになる。しかし、人工バリアの信頼性を保証することはできない。影響は小であるが、発生確率は大である Class 3 に相当する核種移行事象を評価する必要がある。
- ・氷河期の周期は数万年オーダーであり、約 1 万年程度であれば自然条件、生物活動等が現在と同じと考えても不自然ではない。即ち、生物圏に漏出する放射能量による影響を現在の生活条件を根拠に定量的に被曝線量として算出しても不当ではないであろう。
- ・第四紀（約 200 万年）の地殻変動データを使うことにより、地圏中における約 1 万年以内の事象は比較的定量的に評価できる。

#### (iii) 超長期（1 万年以上）

- ・生物活動について、人類の存続の疑問も含めて、不確定要素が多くなり、被曝線量を評価する意義が疑わしくなる。
- ・ウラン鉱床中の放射能濃度と処分場中の平均放射能濃度は cancer dose で基準化すると大差なくなる。

このように長期の評価については、国際的にも意見の分かれているところである。当面は天然に存在する放射性鉱物の放射線影響との比較において、定性的な検討に留どめるのが適当と思われる。

## 2) 多重バリアの考え方

短期の評価においては non-stochastic effect の生じる事象も考慮する必要が有り、その発生確率が Table 1 に示すように極めて低いことを保証しなければならない。その場合単独バリアでそれを保証することは難しく、役割を分担するバリアの重ね合わせで保証する。例えば、二つのバリアの機能が失われる確率がそれぞれ  $10^{-9}$  とすると両バリアが同時に機能を失う確率は  $10^{-18}$  であると言える。多重バリアシステムをとった場合はどの部分を各バリアの境界と考えるかが重要となる。米国 NRC の基準では廃棄物パッケージと地層の 2 つのバリアに分けている。設計ベースで考えると容器と緩衝材を 2 つのバリアと考え、更に地層バリアが加わり 3 重のバリアシステムと考えることができる。この場合容器は密封機能、緩衝材は移行遅延機能、地層は隔離機能（接近できなく、移行距離が長い）とそれぞれ異なる機能で核種移行を阻止する働きをする。

長期の評価においては、高放射線被曝の事象の発生はほとんど考えられていないので、極めて低い発生確率であることを定量的に評価することは必ずしも要求されないので、単独で閉じ込め性の高いバリアを重ねる必要はない。しかし、我が国の地層は必ずしも安定ではないので、設計目標としては地層の不安定性に起因する不確定要素を排除するのに多重バリアを採用した方が評価が容易となると思われる。地層についても詳細な調査ができ、確実な性能評価が可能な処分場周辺の岩盤と距離による隔離機能を期待する広い範囲の地層の 2 重バリアを考えることができる。

## 3) 評価シナリオの摘出

処分システムの建設状態からの変化シナリオ及びそれが原因となった放射能の漏洩シナリオ<sup>4)</sup>を摘出する。IAEA では処分システムに及ぼす影響事象を Table 2 のように整理している。これらの影響要因はサイト選定及び設計により大部分を除くことができる。更に除くことのできない事象のうち、放射能の漏洩に結び付くシナリオを摘出する方法として、米国 Hanford サイトで R.L.Hunter<sup>5)</sup> が採用した方法はそれぞれの事象に Table 3 のような定性的発生確率を与えて event tree により相対的発生確率を求めている。その結果 Table 4 に示す事象を重要事象として摘出している。

Table 3 に示すような定性的な数値は科学的根拠に基づいて与えることができるとは限らない。それらの数値の見積もりに当たって、根拠となる科学的データが得られない場合は、まず専門家の見識に頼ることになる。また、同時に公衆の感覚的判断も大切になる。そこにいわゆる Public Criteria の必要性が生じる。合理的な Public Criteria を形成するためには、ま

ず、関連する科学的事実を公衆に伝達することが大切である。そして、長い時間をかけ多くの人が理解できるよう整理する必要がある。

### 3. 評価モデル

処分システムの安全性評価体系を Carlyle は Fig 2 のようにまとめている。<sup>10)</sup> 図に示されるように、安全性評価は "Model" を用いて行われる。モデルは、漏洩放射性物質の移行過程等を表現する複数のモデル（サブモデル）から構成されている（評価モデルシステム）。サブモデルは、基本的には放射性物質の移行過程をできる限り正確に表現するものであるべきであるが、一方評価モデルシステムは総合的な解析を行える機能が必要なため、サブモデルは簡単なもののが望ましい。図中、詳細モデル (detailed models) と簡単モデル (simplified models) とのリンクはこの問題を示している。

#### 3.1 詳細モデル

次ぎに、まず詳細モデル (detailed models) について考察する。

我が国では火山による飛散、地殻変動による露出等の直接被曝シナリオも他国より慎重に評価する必要はあるが、基本的にはサイト選定でそれらの要因を削除できると考えられる。地殻のゆっくりした上下動等必ず起きる地殻変動として評価しなければならない事象もあるが、その場合は境界条件の時間的変化による地下水の動きへの影響を考慮することになる。これらのことから、我が国においても、地下水による核種移行モデルが評価の基本となると考えられる。著者らはその全体像を Fig 3 のように考えている。

#### 1) 容器の耐久性解析モデル

人工バリアは固化体、容器、緩衝材からなる。容器の健全性は核種の移行の開始時期を決めることになる。容器は完全封入機能を持ち、破損による開口部が生じた時点でバリア機能を消失するとして評価する。小さな開口部であっても一旦開口部ができるとバリア機能が他のバリアの機能に比べて極度に低下するからである。

容器はキャニスターとオーバパックの組み合わせを考え、代表的材料として、キャニスターはステンレス鋼を考え、オーバパックは厚い鉄材を考える。容器の耐久性の評価は、腐食速度の評価と瞬間的な破壊につながる要因の有無の評価にわけて考えることができる。

全面腐食及び局部腐食の速度に影響する要因として、温度、酸性度、地下水の組成、放射線量率、酸化還元電位等について考える。これらの環境条件の時間変化を求め、その環境条件での腐食速度の積分値として腐食厚さを計算する。

瞬間的破壊としては応力腐食割れと機械的破壊が考えられる。これらの破壊についてはあらかじめ割れの生じる環境条件を実験的に明らかにし、その環境条件が処分環境にないことを確認する。機械的破壊については、破壊応力以上の外力が加わらないことを評価する。これらの

ず、関連する科学的事実を公衆に伝達することが大切である。そして、長い時間をかけ多くの人が理解できるよう整理する必要がある。

### 3. 評価モデル

処分システムの安全性評価体系を Carlyle は Fig 2 のようにまとめている。<sup>10)</sup> 図に示されるように、安全性評価は "Model" を用いて行われる。モデルは、漏洩放射性物質の移行過程等を表現する複数のモデル（サブモデル）から構成されている（評価モデルシステム）。サブモデルは、基本的には放射性物質の移行過程をできる限り正確に表現するものであるべきであるが、一方評価モデルシステムは総合的な解析を行える機能が必要なため、サブモデルは簡単なもののが望ましい。図中、詳細モデル (detailed models) と簡単モデル (simplified models) とのリンクはこの問題を示している。

#### 3.1 詳細モデル

次ぎに、まず詳細モデル (detailed models) について考察する。

我が国では火山による飛散、地殻変動による露出等の直接被曝シナリオも他国より慎重に評価する必要はあるが、基本的にはサイト選定でそれらの要因を削除できると考えられる。地殻のゆっくりした上下動等必ず起きる地殻変動として評価しなければならない事象もあるが、その場合は境界条件の時間的変化による地下水の動きへの影響を考慮することになる。これらのことから、我が国においても、地下水による核種移行モデルが評価の基本となると考えられる。著者らはその全体像を Fig 3 のように考えている。

##### 1) 容器の耐久性解析モデル

人工バリアは固化体、容器、緩衝材からなる。容器の健全性は核種の移行の開始時期を決めることがある。容器は完全封入機能を持ち、破損による開口部が生じた時点でバリア機能を消失するとして評価する。小さな開口部であっても一旦開口部ができるとバリア機能が他のバリアの機能に比べて極度に低下するからである。

容器はキャニスターとオーバパックの組み合わせを考え、代表的材料として、キャニスターはステンレス鋼を考え、オーバパックは厚い鉄材を考える。容器の耐久性の評価は、腐食速度の評価と瞬間的な破壊につながる要因の有無の評価にわけて考えることができる。

全面腐食及び局部腐食の速度に影響する要因として、温度、酸性度、地下水の組成、放射線量率、酸化還元電位等について考える。これらの環境条件の時間変化を求め、その環境条件での腐食速度の積分値として腐食厚さを計算する。

瞬間的破壊としては応力腐食割れと機械的破壊が考えられる。これらの破壊についてはあらかじめ割れの生じる環境条件を実験的に明らかにし、その環境条件が処分環境にないことを確認する。機械的破壊については、破壊応力以上の外力が加わらないことを評価する。これらの

要因が生じた時点で容器は破壊しバリアとしての能力はなくなるものとする。

## 2) 浸出モデル

貯蔵時、輸送時の評価においては時間に比例した浸出が生じるとして、浸出率により評価する。処分場閉鎖後のソースターム評価においては処分環境地下水中での平衡反応から決まる溶解度モデルと拡散及び地下水の動きに伴う物質移動により評価する。

溶解度モデルによる評価のパラメータとしては、処分環境の温度、地下水の組成・pH・Eh、共存固相（ガラス、容器、緩衝材等）の組成が挙げられる。放射線は水の放射線分解をもたらし、Eh, pH 等を決める2次要因として重要である。これらの平衡反応による評価要因に加えて、より溶解度の低い結晶性化合物にゆっくりと変換し、実質上核種移行評価系から除かれるいわゆる鉱物化も重要な評価シナリオである。

人工バリア内での地下水の動きは極めて遅いことから、主な物質移行機構は拡散になるので、ガラスの表面での核種の溶解度及び緩衝材中の分散係数が物質移行評価の重要な評価パラメータである。

原研環境安全研究部の木村らは詳細モデルとして熱力学データを使っての平衡濃度の計算、緩衝材への分散、ガラス溶解境界の移動を組み合わせたソースターム評価コードを開発中である。

固化体及び人工構造物の特性は人工的に決まるのでこの部分には不確定要素は少ない。浸出評価における不確定要素は主に自然環境の不確定性による。

## 3) 地層中の核種移行評価モデル

基本的には浸出モデルと同じ構成である。しかし、評価上最も重要な部分は地下水の動きである。

特に、破碎帶等の母岩に比べ極端に水が通りやすい、いわゆる水みちの分布である。また、母岩の間隙水は一種の貯留タンクであり、母岩の中への分散速度も重要な評価要因である。従って、地形、地層構造、母岩及び水みちの透水性、母岩中のイオンの分散係数が主なパラメータである。この部分の詳細モデルとして、木村らはこれらの要因を含む地下水評価コード 3DS EEP, 2DSEEP を開発しその性能を国際比較プロジェクト HYDRCOIN で検討し改良を行っている。

地層中の化学反応モデルでは、可逆反応モデルと鉱物中に取り込まれ実質上溶液系から不可逆的に取り除かれる鉱物化モデルの組み合せで考えることができる。原子価によって著しく溶解度の異なる Np, U, Te にとって還元性物質の存在は評価上重要である。即ち、溶解度、鉱物化の反応速度、還元物質の含有量とその還元特性が重要な評価要因である。

これらの要因にまで立ち入った情報を自然環境で得るには更に反応の種類、基礎データ（熱力学データ、反応速度等）に関する研究が必要であり、評価環境を想定して必要な吸着分配係数、溶解度を実測し、より汎用性のある基礎データとしてまとめていくことが肝要である。

ソフト面では PHREEQE 等で代表される多成分系での核種の安定な存在状態を求める計算コードの開発を進め、更に、反応速度、濃度依存性等を考慮した吸着移行評価コードを充実し、組み合わせていく必要がある。データベースについては、OECD/NEAにおいて、熱力学データ及び吸着係数の収集が進められている。

#### 4) 生態圈中の核種移行評価モデル

生態圈に到達した漏洩核種の人間に至るまでの過程は、原子炉、再処理施設等の地上施設から放出される核種の挙動と類似であり、そのモデル化及び関連パラメータについては多くの研究が行われている。そのほとんどが適用可能と考えられる。ただし、TRU 等の長半減期核種に関する情報、データはまだ十分ではないので、この分野に関する一層の研究が望まれる。

### 3.2 パラメータの不確定性

#### 1) 地層条件の不確定性

地殻変動、地震等の自然現象は確率的事象であり、いつどこで発生するかを決定論的に予想することはできない。しかし、過去の発生事象の統計とプレートテクトニックス仮説からある程度推定することができる。その手法として、第四紀における地殻変動の統計的データを使い、長期評価に適合するデータを得る。これらの現象による大きな影響はサイト選定で避けられるが、地震や継続的隆起沈降の影響は考慮しなければならない。

地層の透水性、地下水の組成、岩石の組成等地層の特性は原理的には処分場が決定されれば、測定によって求めることができるが、サイトを破損しないで行う測定精度には限界がある。そこで類似地層での観測結果の統計処理によりそれらの特性値を求めざるを得ない。具体的候補サイトが決まっていない現時点での評価では地層の大分類での特性の統計的扱いをすることになる。

例えば花こう岩地層での透水性の深さ依存性の測定結果の例を Fig.4 に示す。<sup>6)</sup> この図より、透水性は約300mまで岩圧で大幅に減少することが分かる。我が国の各地の花こう岩でも同じ傾向がある。分布関数は Fig.5 に示すように対数正規分布で近似できる。<sup>7)</sup> 各種の微粒子状の鉱物への<sup>89</sup>Sr、<sup>137</sup>Csの吸着係数を OECD/NEA の ISIRS データバンクから検索して、海水、高温(50°C以上)<sup>8)</sup>等特別な条件のデータを除いて整理すると Fig.6 のような分布を示す。B.J.Wood らは低温での中性に近い水への溶解実験、高温での相平衡実験から反応速度を求め Fig.7 にまとめている。<sup>9)</sup> 異なった反応の反応速度が一つの直線にのるのは、いずれも界面現象が反応を律速しているためと考えられている。

天然物質の特性データを取り扱う場合、それぞれの違いがあつて分からぬことのみが強調されることが多いように思われるが、大きなグループで考えるとある傾向あるいは範囲が求ま

る。K.B.Krauskopf は吸着データ及び溶解度を Table 5 のようにまとめている。花こう岩、玄武岩、凝灰岩の間で吸着係数にはほとんど差がない。著者は花こう岩について地球化学で元素の特性を示す図としてよく使われるイオン半径と原子価の図の上にこの数値を書き込んでみた。Fig. 8 に示すように地球化学的に分類した元素群毎に吸着係数を与えても不自然ではない。

## 2) 人工バリア

材料及び施工等の品質管理上の不確定性がある。地層処分システムでは地層特性の不確定性がそれに比較して大きいのでその不確定性は無視できる。更に重要なことは、人工バリアの健全性の不確定性は環境条件の不確定性に起因すると言うことである。特に経時変化が重要である。例えその経時変化が予測できても、長い時間の経時変化であれば、その条件での実証試験ができなく、モデルを使った予測に頼らざるをえない。

## 3) 生活環境

将来の人類の居住状況を予測することは非常に困難である。そこで現在の社会が変わらないものと仮定する。従って、サイト固有のデータを使うことは無意味である。陸地か海洋か、砂漠か農耕地か、井戸の利用か川の利用かと言う程度の区分で被曝経路シナリオを作り評価する。

## 4) 測定精度

以上のようにパラメータそのものの特性として幅を持っている。また、測定技術が不充分である場合、技術はあってもサイトの損傷を避けるために使えない場合がある。後者の場合は類似サイトを詳細に調査することでその精度を高めることができる。

## 5) 長期の不確定性に対する保証

長期の事象を限られた期間で実証することはできない。それを補う一つの方法として、Natural Analogue 研究がある。評価事象の機構のモデルを作り、その事象の Natural Analogue を探し出し検討することにより、実証的データを得る。この方法の難しさは、それが置かれた環境条件の経時変化を把握することが困難である点である。

### 3.3 総合評価モデルシステム

はじめに述べたように、処分システムの安全性評価の判断基準は、処分に起因するリスクが社会的に許容されるリスクレベル以下であるかどうかにおかれるものと考える。そしてこの判断のために総合評価モデルシステムが使われる。

総合評価モデルシステムの利用には 2 種類ある。一つは、ある代表的な（適切な）処分シナリオについて、適切な移行シナリオを選定し、決定論的評価 (deterministic assessment) を行うものである。Fig 2 の "Models" と "Regulatory targets" とのリンクでは、多分決定論的評

価が望まれるであろう。しかし、シナリオが適切かどうか、評価結果の信頼性が十分かどうかについて大いに問題のあるところである。はじめに述べた通り、長期にわたる諸条件の変化やモデルパラメータの持つ不確かさ (uncertainty)を考えねばならないからである。これらの問題を解明するものとして、総合評価モデルのもう一つの利用法である確率論的評価 (probabilistic assessment : PSA)がある。即ち、処分システムの安全性の規制的観点からの評価は決定論的評価手法によって行われ、確率論的評価手法は決定論的評価を補完するものとして位置付けられると考える。

確率論的評価手法は、漏洩放射性物質の移行過程の変化確率及び移行過程を支配するパラメータの自然的、社会的条件の変化に伴う変動または情報の不十分さによる不確かさによる最終のリスク評価結果の不確実さを定量的に解析する (uncertainty analysis)ものである。更に、評価結果の不確実さに大きく寄与するパラメータを明確に示す機能、いわゆる sensitivity analysis も持つものである。確率論的評価手法の開発は、現在世界的に初期段階と言えよう。即ち、uncertainty analysis や sensitivity analysis の方法論が検討されている段階である。先に述べた OECD/NEA の PSAC 計画も、両方法論の開発を推進しており、標準問題の解答作業を通して方法論に関する議論を行っている。最近行われた標準問題 "Level 0" の概要を次に紹介する。

評価モデルとしては、廃棄物からの放射性物質の浸出は一定割合で一定期間続き、緩衝材中の移行は拡散のみに支配され、地層中は一次元吸着平衡を保ちながら移行し、岩盤中の間隙水へ拡散し、飲料水として人間に到達して放射線被曝をもたらすという簡単なモデルである。(Appendix 参照) 関連するパラメータの特性は Table 6 に示すように与えられている。同じモデルに対して各参加機関が所有コードで計算した結果の一部を Table 7 にまとめる。表中の  $\sigma$  は uncertainty 幅のインデックスとなるものである。環境安全研究部の本間は更に sensitivity analysis により、関連パラメータと被曝線量の相関を求めた (Table 8)。吸着係数の大きい核種に対しては吸着係数が、そうでない核種に対しては流速が主要なパラメータであることが示されている。PSAC 計画では今後標準問題を Level 1, Level 2, --- と複雑化して行き、uncertainty analysis, sensitivity analysis の妥当性をさらに検討して行く方向である。

確率論的評価手法の開発では、手法そのものの開発とともに、入力データベースの開発も重要な課題である。そして、入力データの確率分布ができるだけ正確に知ることが必要である。さらに、本節の冒頭に言及したように、詳細モデルをいかに有効に評価モデルシステムにサブモデル化するかということも大きな課題である。PSAC 計画でもこれは主要議題の一つとして討議されたが、まだ、一般的な優れた方法は無いと言う認識である。しかし、詳細モデルの持つ正確さはサブモデルの中で維持すべきであるという点は合意された。

## む　　す　　び

地層処分システムについては、これから研究開発を行うことによって決めることが多く、未確定部分が多い。また、自然環境にバリア性を期待している部分も大きい。自然現象は本来確率的事象によって支配されている。これらの理由から地層処分の安全評価には確率的評価が必要である。

しかし、パラメータの種類の数も値の幅も大きいことから、評価そのものの意義を失いやすい。そこで、時間と空間を区分し、評価対象を限定し、評価条件を絞ることが大切である。その区分に対し、感度解析の目的に応じ、関連詳細モデルについて必要な精度が得られるモデルを組み入れた総合評価コードを作る必要がある。

地層処分の安全評価に当たっては、科学的な事実関係のみで定量的な判断ができない部分があり、研究者の独自の判断で定量的な前提条件を置き研究を進めなければならない。もし、統一見解がまとめられれば、研究開発の目標が統一され、効率的な研究開発が推進できる。開発の各段階で常に関係者の間で統一した見解を持っている必要がある。

尚、本報作成に当たり資料と意見を戴いた環境安全研究部の妹尾宗明、本間俊充両氏に深く感謝する。

## 参考文献

- 1) ICRP Publication 46 ; "Radiation Protection Principles for the Disposal of Solid Radioactive Waste" (1986)
- 2) OECD/NEA ; "Long-term Radioactive Protection Objective for Radioactive Waste Disposal" (1984)
- 3) B.L.Cohen ; Health Phy. 42, (2) 133-143 (1982)
- 4) IAEA ; "Safety Assessment for the underground Disposal of Radioactive Waste" Safety Series No 56 (1981)
- 5) R.L.Hunter ; "Preliminary Scenarios of Radioactive Waste from a Hypothetical Repository in Basalt of the Columbia Plateau" NUREG/CR 3353 (1983)
- 6) L.O.Ericsson, et al., ; "Correlation between tectonic lineaments and permeability values of crystalline bedrock in the Gidea area" SKB Tech.Rep.86-19(1986)
- 7) H.Nakamura and S.Tashiro ; "Progress Report on Safety Research of High-Level Waste Management for Period April 1983 to March 1984" (1984)
- 8) 中村、村岡 ; "ISIRSデータの利用" 昭和60年原子力学会年会予稿集(1985)
- 9) B.J.Wood and J.V.Walther; "Rate of hydrothermal reaction" Science, 222, 413-415(1983)
- 10)OECD/NEA ; "System Performance Assessment for Radioactive Waste Disposal" (1986)

2)

Table 1 放射性廃棄物処分の長期放射線防護目標

Annual dose rate Sv.yr <sup>-1</sup>	Probability of a health effect from one year's exposure	Limiting probability of exposure consistent with a max. risk objec- tive of 10 <sup>-5</sup> /yr
10 <sup>-5</sup>	10 <sup>-5</sup>	1
10 <sup>-2</sup>	10 <sup>-4</sup>	10 <sup>-1</sup>
10 <sup>-1</sup>	10 <sup>-3</sup>	10 <sup>-2</sup>
1 or greater	1 (non-stochastic)	10 <sup>-5</sup>

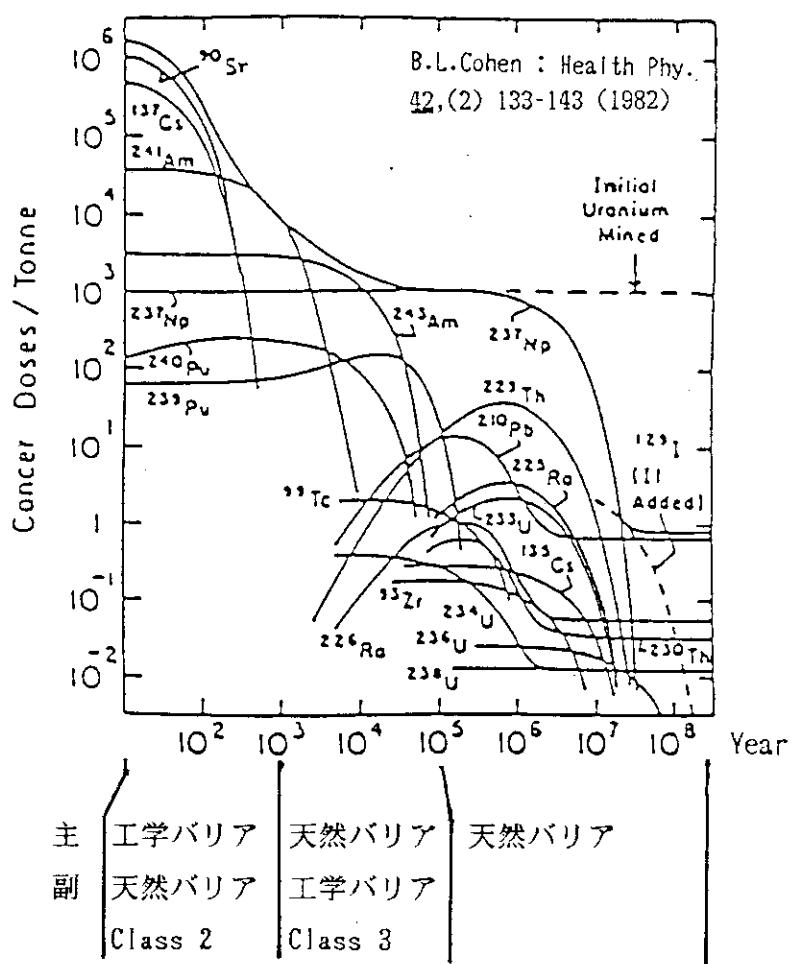


Fig.1 使用済燃料中の放射能量 (cancer dose 换算) の経時変化

Table 2 処分システムに影響を及ぼす事象

Natural Processes and Events

Climate change	Uplift/Subsidence
Hydrology change	Orogenic
Sea level change	Epeirogenic
Denudation	Isostatic
Stream erosion	Undetected features
Glacial erosion	Faults, shear zones
Flooding	Breccia pipes
Sedimentation	Lava tubes
Diagenesis	Intrusive dykes
Diapirism	Gas or brine pockets
Faulting/Seismicity	magmatic activity
Geochemical change	Intrusive
Fluid interactions	Extrusive
Groundwater flow	
Dissolution	Meteorite impact
Brine pockets	

Human Activities

Undetected past intrusion	Climate control
Undiscovered boreholes	Large scale alterations of hydrology
Mine shafts	
Improper design	Intentional intrusion
Shaft seal failure	War
Exploration borehole seal failure	sabotage
Improper operation	Waste recovery
Improper waste emplacement	Inadvertent future intrusion
Transport agent introduction	Exploratory drilling
Irrigation	Archeological exhumation
Reservoirs	Resource mining(mineral, water, hydrocarbon, geo-thermal, salt, etc.)
Intentional artificial groundwater recharge or withdrawal	
Chemical liquid waste disposal	

Waste and Repository Effects

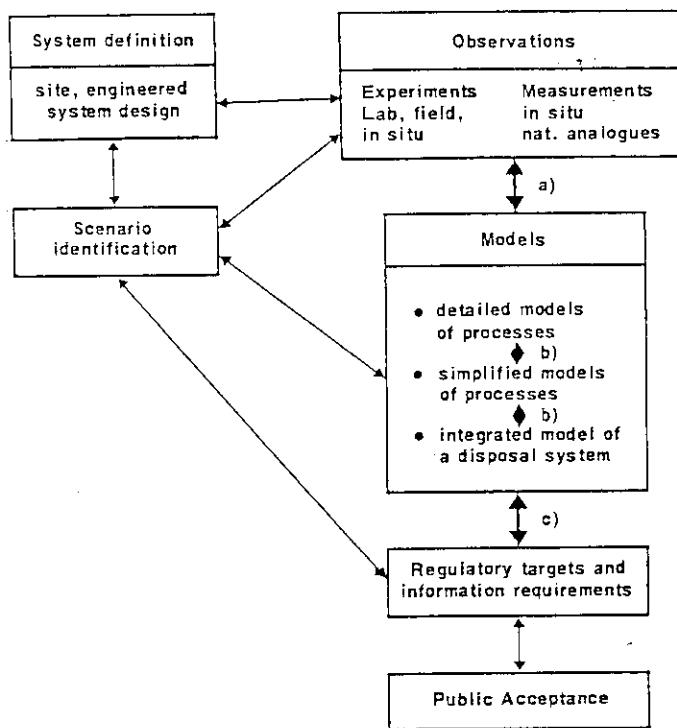
Thermal effects	Mechanical effects
Differential elastic response	Canister movement
Non-elastic response	Local fracturing
Fluid pressure, density, viscosity changes	Radiological effects
Fluid migration	Material property change
Chemical effects	Radiolysis
corrosion	Decay product gas generation
Waste package-rock interactions	Nuclear critically
Gas generation	
Geochemical alterations	

Table 3 The meaning of the arbitrarily assigned probabilities

- |           |   |
|-----------|---|
| 1         | Very likely or certain, or unknown (for conservatism)   |
| .1        | Less than certain, but reasonably likely  |
| .01       | Not likely, but can not be ruled out  |
| .001      | Probably will not occur (frequently used to indicate that the available data show that the event or process will not occur, but that the available data are questionable) |
| $10^{-4}$ | Very unlikely, based on reliable data   |
| $10^{-5}$ | Extremely unlikely  |
| $10^{-6}$ | Physically possible, but almost certain not occur   |
| 0         | Assumed to be physically impossible, based on the currently available data  |

Table 4 Scenarios for Demonstration of Performance Assessment Methodology for a High-Level Waste Repository in Basalt Formation

1. Normal Ground-Water Flow
2. Change of River Location
3. Change of Recharge to Aquifers
4. Pumpage of Groundwater
5. Coupled Thermohydrological Effects
6. Mechanohydrological Effects Due to Approaching Glacier
7. Shaft Seal Failure
8. Drilling Through Repository
9. Fault Through Repository



- a) Link between the development of models and observations (validation)
- b) Link between detailed models and simple models and Link between separate models and an integrated system model
- c) Link between the output of performance assessments and regulatory requirements.

Fig 2 LINKAGES IN SYSTEM PERFORMANCE ASSESSMENTS<sup>10)</sup>

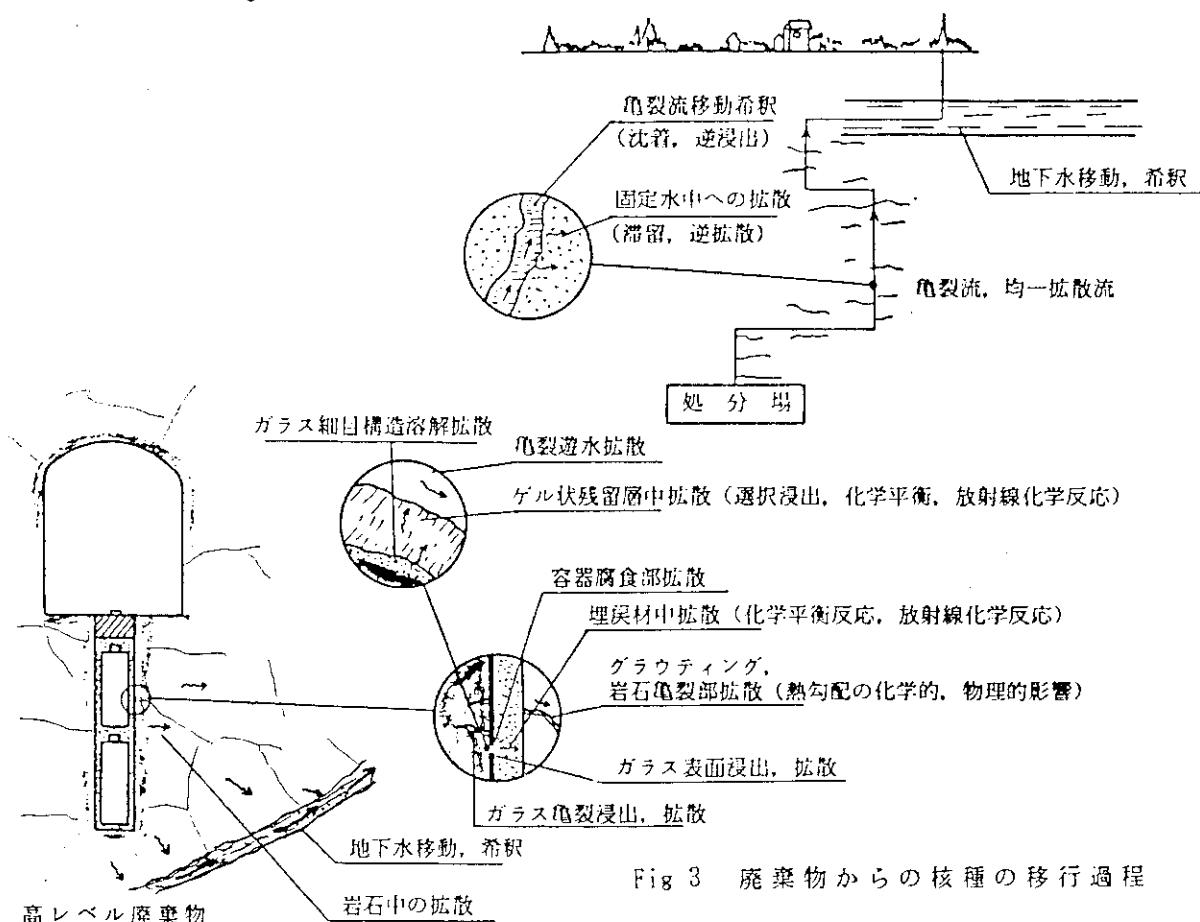


Fig 3 廃棄物からの核種の移行過程

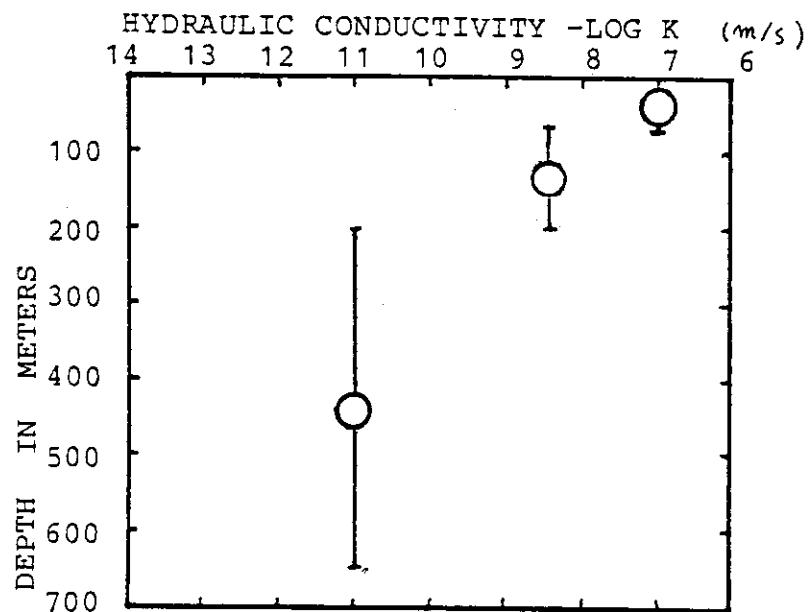


Fig. 4 花こう岩地層における透水係数の深さ依存性

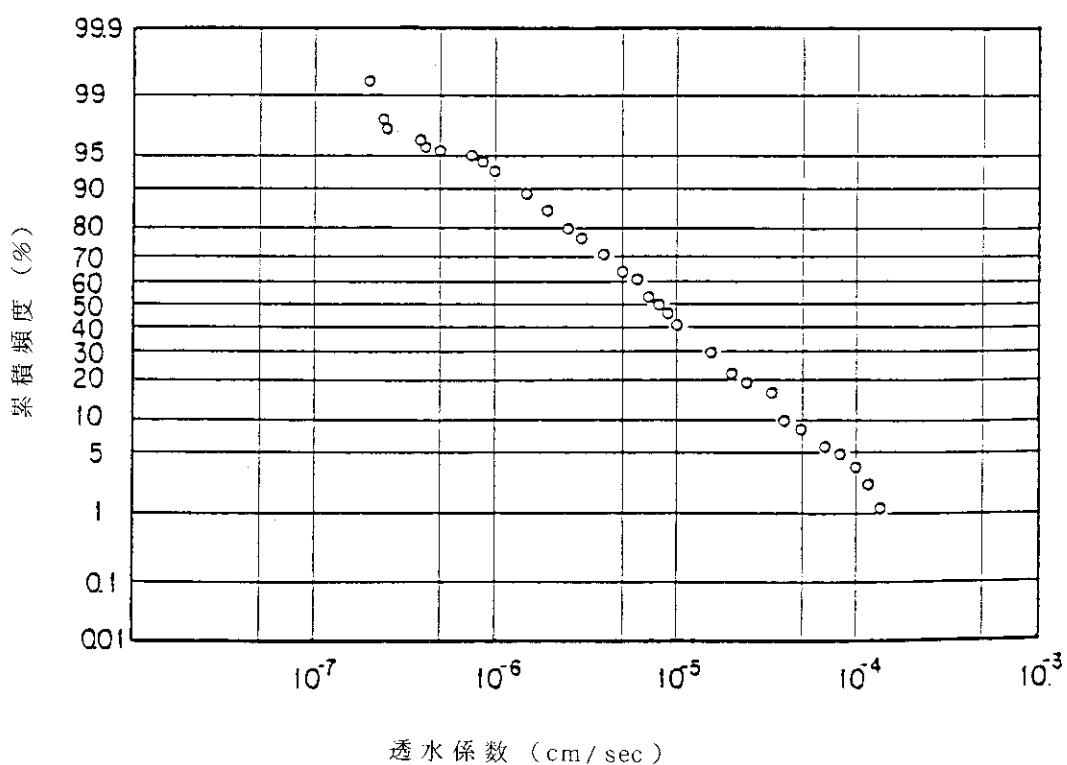


Fig. 5 透水係数の類積頻度

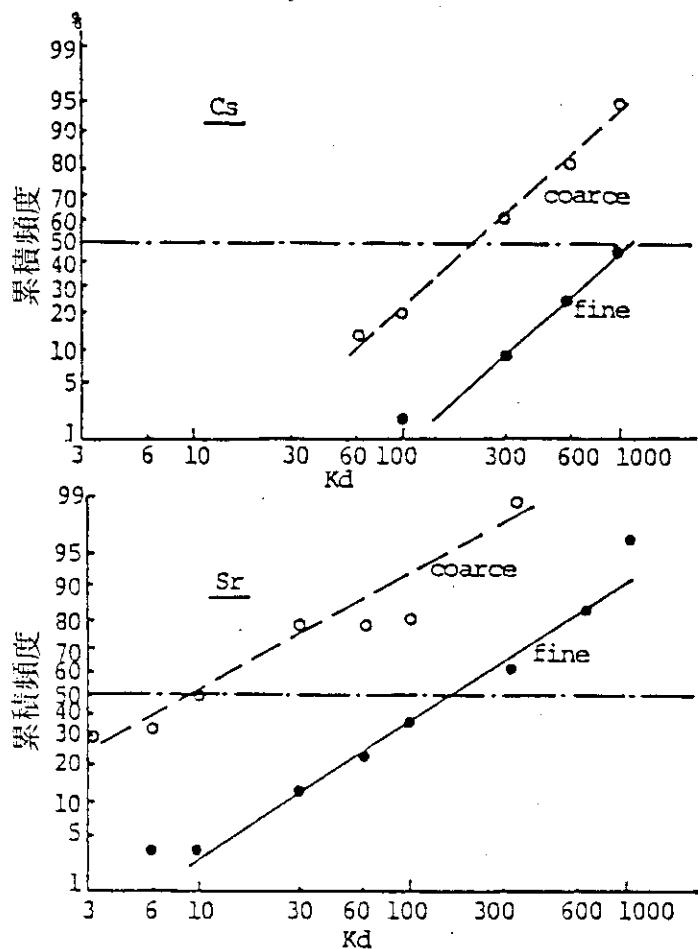


Fig. 6 Cs, Sr の Kd の対数正規分布×

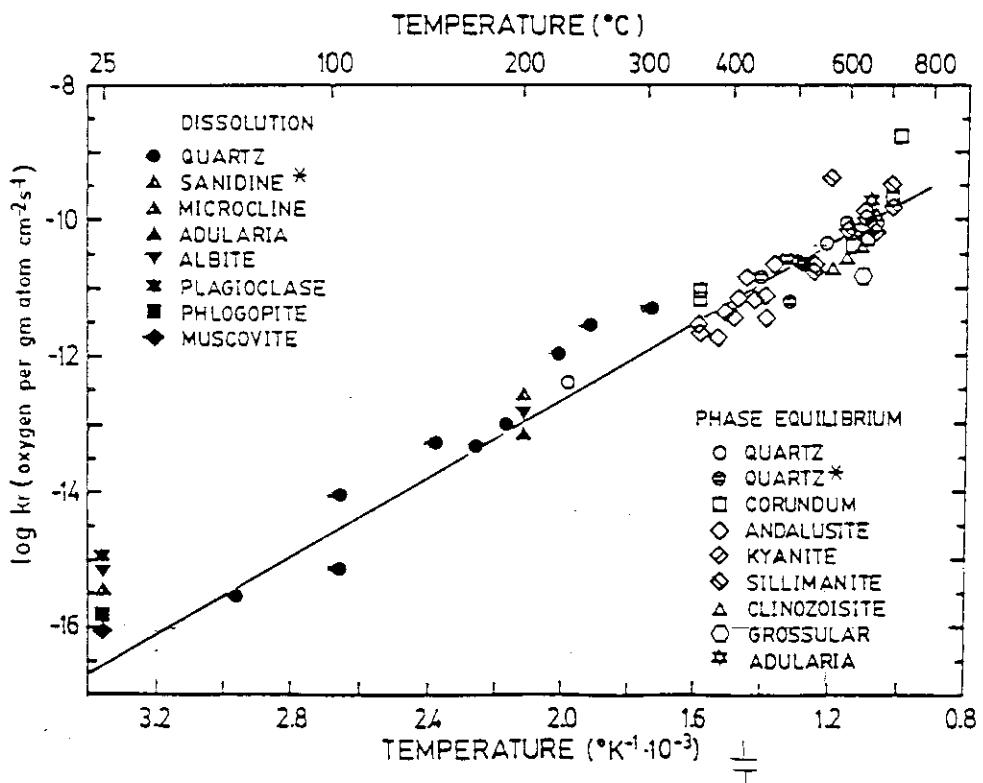


Fig. 7 天然鉱物の溶解及び相平衡の反応速度

Table 5 溶解度及び遅延係数の概数

## Solubilities and Retardation Factors of Some Hazardous Radioactive Elements

Element	Solubility (log ppm)						Retardation Factor ( $1 + 10K_d$ )				
	Most Probable	Reducing: Eh = -0.2		Oxidizing: Eh = +0.2		Granite	Basalt	Tuff	Clay, Soil, Shale		Salt
		pH = 9	pH = 6	pH = 9	pH = 6				5	50	
Se	-3 (?)	-	-	-	-	5	50	500	50	200	20
						50	500	5000	500	2000	1,000
						200	200	200	200	200	100
Sr	high	-0.2	high	-0.2	high	10	50	20	50	1	
						200	200	200	200	200	10
						2,000	2,000	10,000	5,000	5,000	100
Zr	-4	-4	-6	-4	-6	500	500	500	500	300	
						5,000	5,000	5,000	5,000	5,000	1,000
						30,000	10,000	10,000	50,000	50,000	5,000
Tc	-3	-10	high	high	high	1	1	1	1	1	
						5	5	5	5	5	5
						40	100	100	20	20	20
Sn	-3 (?)	-4	-4	-4	-4	100	100	200	200	10	
						1,000	1,000	1,000	1,000	100	
						5,000	5,000	5,000	5,000	5,000	1,000
Sb	-3 (?)	-	-	-	-	10	10	10	10	5	
						100	100	100	100	50	
						1,000	1,000	1,000	1,000	500	
I	high	high	high	high	high	1	1	1	1	1	
						1	1	1	1	1	1
						50	1	1	1	1	1
Cs	high	high	high	high	high	100	100	60	200	1	
						1,000	1,000	500	1,000	10	
						10,000	10,000	10,000	20,000	2,000	
Pb	-1	-1	0	-1	0	10	20	20	20	5	
						50	50	50	50	20	
						200	500	500	500	100	
Ra	-2	-3	-1	3	-1	50	50	50	50	50	
						5,000	5,000	5,000	5,000	500	
						500	500	500	500	300	
Th	-3	-4	-4	-4	-4	5,000	5,000	5,000	5,000	1,000	
						10,000	10,000	10,000	50,000	5,000	
U	-3	-3	-5	high	high	10	20	5	50	10	
						50	50	40	200	20	
						500	1,000	200	5,000	50	
Np	-3	-4	-4	-2	-1	10	10	10	10	10	
						100	100	100	100	50	
						500	500	500	400	300	
Pu	-3	-5	-4	-5	-3	10	100	50	500	10	
						200	500	200	1,000	200	
						5,000	5,000	5,000	20,000	10,000	
Am	-4 (?)	-8	-5	-8	-5	500	60	300	200	300	
						3,000	500	1,000	800	1,000	
						50,000	50,000	50,000	50,000	5,000	
Cm	-3 (?)	-	-	-	-	200	100	100	200	200	
						2,000	500	500	2,000	1,000	
						10,000	10,000	10,000	20,000	3,000	

NOTE: See Section 7.10 for comments, explanation, and bibliographic references. Boldfaced values of retardation factors are those that K. B. Krauskopf considers to be suitably conservative for predicting the performance of conceptual repositories (Chapter 9).

SOURCE: Compiled by K. B. Krauskopf, Stanford University.

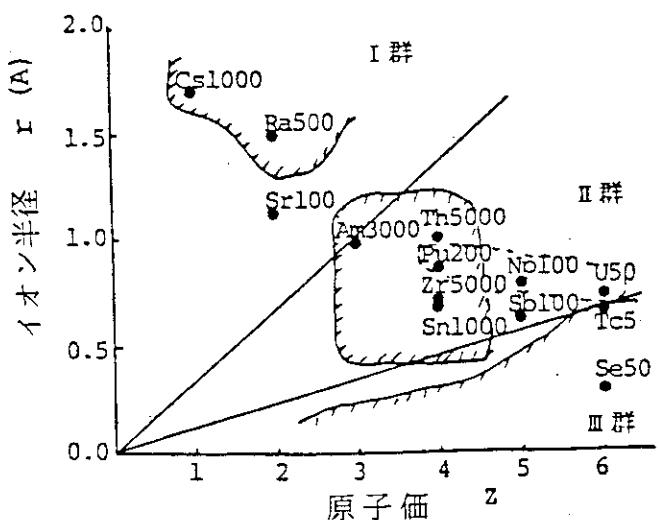


Fig.8 地球化学的性質と遅延係数の関係

Table 6 PSAC Level-0 のパラメター

固化体	緩衝材	地層	生物圏
物質量 $Q$	厚さ $X_B$	× 移行距離 $X_A$	× 希釈水 $W$
比放射能 $A_i$	密度 $\rho_B$	× 密度 $\rho_A$	× 飲料水量 $W_m$
元素含有率 $I_e$	間隙水率 $\varepsilon_B$	間隙水率 $\varepsilon_A$	線量換算係数 $D_i$
表面積 $S$	△ 吸着係数 $K_B^A$	△ 吸着係数 $K_A^B$	計算限界線量 $H_{min}$
□ 浸出率 $R$	拡散係数 $D_B$	○ 拡散係数 $D_A$	自然被曝線量 $H_b$
崩壊係数 $\lambda$		□ 分散係数 $\alpha_A$	
最大計算時間 $t_{max}$		□ 流速 $V_A$	

○ normal △ lognormal □ loguniform × uniform

Table 7 各研究機関の計算コードによる PSAC Level-0 の計算結果

Institute	year	$10^5$		$3.2 \times 10^5$		$10^6$		$3.2 \times 10^6$		$10^7$	
		S.N.	mean	$\sigma$	mean	$\sigma$	mean	$\sigma$	mean	$\sigma$	mean
			$10^{-6}$	$10^{-5}$	$10^{-6}$	$10^{-5}$	$10^{-7}$	$10^{-6}$	$10^{-7}$	$10^{-8}$	$10^{-8}$
Belgium											
SCK/CEN*	1000	3.7	2.0	1.8	9.1	5.2	2.4	1.5	6.4	7.6	8.8
CEC											
JRC*	500	8	-	-	-	4	-	-	-	10	-
Finland											
VTT**	500	5.6	2.8	1.8	8.6	8.3	3.8	1.8	8.3	5.4	4.8
Canada											
NUTP*	2000	5.4	3.1	1.5	8.0	5.4	2.4	1.4	7.2	9.8	7.9
U.K.											
NRPB**	1000	18.	14.	.84	3.9	9.8	4.4	1.4	6.1	3.3	3.0
U.K.											
AERE*	10 <sup>6</sup>	5.2	2.9	1.9	9.9	6.1	3.0	1.5	7.4	8.8	9.3
Canada											
AECL*	7865	5.6	2.9	2.0	11.	6.0	2.7	1.5	7.9	8.3	8.4
Japan											
JAERI**	1000	4.9	2.5	2.2	13.	5.7	2.5	1.6	6.6	7.0	6.8
U.S.											
BWIP	3000	4.7	2.4	1.8	9.9	5.8	3.1	1.4	6.4	9.4	10.

unit: Sv/y Sampling: \* Monte-Carlo, \*\* Latin Hypercube

Table 8 各核種の主要パラメータと被曝線量との相関係数

Nuclide	Time	$10^5$	$10^{5.5}$	$10^6$	$10^{6.5}$	$10^7$
		$K_D^G$	$K_D^G$	$K_D^G$	$K_D^G$	$K_D^G$
Cs-135		-0.09	-0.12	-0.14	-0.16	-0.14
I-129		$v_G$	$\alpha_G$	$v_G$	$v_G$	$v_G$
		0.28	0.13	-0.14	-0.30	-0.13
Pd-107		$K_D^G$	$K_D^G$	$K_D^G$	$x_G$	$v_G$
		-0.16	-0.17	-0.16	-0.10	-0.08
Se-79		$v_G$	$v_G$	$\alpha_G$	$v_G$	$v_G$
		0.22	0.22	0.17	-0.19	-0.33
Sn-126		$K_D^G$	$K_D^G$	$K_D^G$	$\alpha_G$	$v_G$
		-0.15	-0.21	-0.15	0.12	-0.08
Zr-93		$x_G$	$K_D^G$	$K_D^G$	$K_D^G$	$\alpha_G$
		-0.06	-0.11	-0.16	-0.16	0.18

Partial rank correlation coefficients between the most significant parameter and the dose rate for each nuclide at the specified times

## Appendix PSAC Level-0 のモデル及び入力データ

WASTE FORM MODEL

Dissolution of the waste form is assumed to occur at a time-invariant leach rate for a finite length of time. Radionuclides are released congruently as the waste form dissolves.

The waste form leach rate,  $R_{wf}(t)$ , is given by

$$R_{wf}(t) = R^o [1-h(t-\tau^o)] \quad [\text{kg/m}^2\text{a}]$$

where  $h$  is the Heaviside step function:

$$\begin{aligned} h(y) &= 0 \text{ if } y < 0 \\ &= 1 \text{ if } y \geq 0. \end{aligned} \quad [--]$$

The time-invariant leach rate is  $R^o$  and the length of time,  $\tau^o$ , required for the dissolution of the waste form is given by:

$$\tau^o = \frac{Q}{R^o S} \quad [a]$$

where  $Q$  is the total mass of the waste form and  $S$  is the total surface area (also assumed to be time-invariant) of the waste form.

The release of radionuclide  $i$  is given by the rate of dissolution of the waste form and the inventory of the radionuclide. The flow of radionuclide,  $F_i^w(t)$ , from the waste form is:

$$F_i^w(t) = R_{wf}(t) I_i(t) S \quad [\text{mol/a}]$$

where  $I_i(t)$  is the inventory of radionuclide  $i$  at time  $t$ , given by

$$I_i(t) = I_i^o \exp(-\lambda_i t) \quad [\text{mol/kg(waste)}]$$

where  $I_i^o$  is the initial inventory of radionuclide  $i$  and  $\lambda_i$  is its decay constant.

BUFFER MODEL

A buffer of thickness  $X_B$  acts to delay the flow of radionuclides from the waste form to the geosphere. The flow of radionuclides from the buffer is given by

$$F_i^B(t) = \begin{cases} 0 & \text{if } t < \tau_i^B \\ F_i^w(t - \tau_i^B) \exp(-\lambda_i \tau_i^B) & \text{if } t \geq \tau_i^B \end{cases} \quad [\text{mol/a}]$$

where  $\tau_i^B$  is given by the following approximate relationship for a purely diffusive barrier:

$$\tau_i^B = \frac{X_B^2 R_i^B}{4 D_B} \quad [a]$$

$$\text{where } R_i^B = \frac{1 + \rho_B K_{Di}^B (1 - \varepsilon_B)}{\varepsilon_B} \quad [--]$$

$\rho_B$  = buffer density  $[\text{kg}/\text{m}^3]$

$\varepsilon_B$  = buffer porosity  $[--]$

$K_{Di}^B$  = buffer sorption constant for radionuclide i  $[\text{m}^3/\text{kg}]$

and  $D_B$  = diffusion coefficient of the buffer, assumed to be identical for all radionuclides.  $[\text{m}^2/\text{a}]$

### GEOSPHERE MODEL

A geosphere path of length  $X_G$  acts to delay and spread the flow of radionuclides from the buffer to the biosphere. The flow of radionuclides from the geosphere is given by:

$$F_i^G(t) = \begin{cases} 0 & \text{if } t < \tau_i^L + \tau_i^H \text{ or } t > \tau_i^L + \tau_i^H + \tau^D \\ \frac{\tau^D}{\tau_i^H + \tau^D - \tau_i^L} F_i^B(t') \exp[-\lambda_i(t-t')] & \text{otherwise} \end{cases} \quad [\text{mol}/\text{a}]$$

where

$$t' = \left( \frac{t - \tau_i^L - \tau_i^H}{\tau_i^H + \tau^D - \tau_i^L} \right) \tau^D + \tau_i^H \quad [a]$$

and where  $\tau_i^L$  and  $\tau_i^H$  are the low and high roots, respectively, for  $\tau_i^G$  in the following quadratic equation:

$$X_G = 2 \left( \frac{D_G \tau_i^G}{R_i^G} \right)^k + \frac{V_G \tau_i^G}{R_i^G} \quad [m]$$

where

$$R_i^G = 1 + \frac{\rho_G}{\varepsilon_G} (1 - \varepsilon_G) K_{Di}^G \quad [--]$$

$\rho_G$  = geosphere density  $[\text{kg}/\text{m}^3]$

$\varepsilon_G$  = geosphere porosity  $[--]$

$K_{Di}^G$  = geosphere sorption constant for radionuclide i  $[\text{m}^3/\text{kg}]$

and  $D_G = D_G^0 + \alpha_G V_G$   $[\text{m}^2/\text{a}]$

where  $D_G^0$  = diffusion coefficient of radionuclides in the geosphere  $[\text{m}^2/\text{a}]$

$\alpha_G$  = dispersivity in the geosphere  $[m]$

$V_G$  = groundwater velocity in the geosphere  $[\text{m}/\text{a}]$

Figure 1 illustrates the relationships between the various delay times and spreading of the flows for the waste form, the buffer and the geosphere.

BIOSPHERE MODEL

The flow  $F_i^G$  is assumed to enter a water extraction point, such as a well. The water is used as drinking water. The concentration of the nuclide  $i$  in the water,  $C_i$ , is given by

$$C_i = \frac{F_i^G A_i}{W} \quad [\text{Bq}/\text{m}^3]$$

where  $A_i$  is the molar specific activity of radionuclide  $i$  and  $W$  is the water extraction rate.

Only the water ingestion pathway is considered. Doses to man are computed using

$$H_i(t) = C_i \cdot W_m \cdot D_i \quad [\text{Sv}/\text{a}]$$

where

$H_i(t)$  = annual effective dose equivalent to the maximum exposed individual of the critical group due to radionuclide  $i$

$W_m$  = consumption rate of water by man

$D_i$  = dose concentration factor for radionuclide  $i$ , by the ingestion pathway

The total annual effective dose equivalent,  $H(t)$ , is given by the sum of  $H_i(t)$  over all radionuclides under consideration:

$$H(t) = \sum_i H_i(t) \quad [\text{Sv}/\text{a}]$$

The total annual effective dose equivalent is also referred to simply as dose and/or as dose rate.

APPENDIX B: GLOSSARY OF TERMS AND PARAMETER VALUES

Variable Name	Description	Probability Distribution	Units	Value
$A_i$	molar specific activity of radionuclide i	constant	Bq/mol	see Table 1
$C_i$	concentration of radionuclide i in drinking water	---	Bq/m <sup>3</sup>	calculated
$D_b$	buffer diffusion coefficient (for all radionuclides)	constant	m <sup>2</sup> /a	0.03
$D_i$	dose concentration factor for radionuclide i, by the ingestion pathway	constant	Sv/Bq	see Table 1
$D_g^o$	geosphere diffusion coefficient (for all radionuclides)	normal	m <sup>2</sup> /a	$\mu=0.04$ $\sigma=0.001$
$D_g$	hydrodynamic dispersion coefficient	---	m <sup>2</sup> /a	calculated
$F_i^w(t)$	flow of radionuclide i from waste form	---	mol/a	calculated
$F_i^b(t)$	flow of radionuclide i from buffer	---	mol/a	calculated
$F_i^g(t)$	flow of radionuclide i from geosphere	---	mol/a	calculated
$H_i(t)$	annual effective dose equivalent from radionuclide i	---	Sv/a	calculated
$H(t)$	total annual effective dose equivalent	---	Sv/a	calculated
$H_{min}$	cut off dose rate	constant	Sv/a	$1.0 \times 10^{-15}$
$H_b$	background dose	constant	Sv/a	$1.8 \times 10^{-3}$
$I_i(t)$	inventory of nuclide i at time t	---	mol/kg (waste)	calculated

Variable Name	Description	Probability Distribution	Units	Value
$I_i^o$	initial inventory of radionuclide i	constant	mol/kg (waste)	see Table 1
$K_{D,i}^B$	sorption constant in the buffer for radionuclide i	lognormal	$m^3/kg$	see Table 2
$K_{D,i}^G$	sorption constant in the geosphere for radionuclide i	lognormal	$m^3/kg$	see Table 2
Q	total amount of waste form	constant	kg	$2.0 \times 10^8$
$R_{wf}(t)$	waste form leach rate at time t	---	$kg/(m^2.a)$	calculated
$R^o$	time-invariant waste form leach rate	log-uniform	$kg/(m^2.a)$	-2.57 to 1.11 (i.e. range is $10^{-2.57}$ to $10^{1.11}$ )
$R_i^B$	retention factor in the buffer of radionuclide i	---	---	calculated
$R_i^G$	retention factor in geosphere of radionuclide i	---	---	calculated
S	total surface area of the waste form	constant	$m^2$	$1.2 \times 10^6$
t	time (independent variable)	a	[0, $t_{max}$ ]	
$t_{max}$	simulation cut-off time	constant	a	$1.0 \times 10^7$
$V_g$	groundwater velocity in the geosphere	log-uniform	$m/a$	-3 to -1 (i.e. range is $10^{-3}$ to $10^{-1}$ )
W	water extraction rate	uniform	$m^3/a$	$5 \times 10^5$ to $5 \times 10^6$
$W_m$	water ingestion rate (man)	uniform	$m^3/a$	0.7-0.9

Variable Name	Description	Probability Distribution	Units	Value
$X_B$	buffer thickness	uniform	m	0.5 to 5.0
$X_G$	geosphere pathlength	uniform	m	$10^3$ to $10^4$
$\alpha_G$	dispersivity in the geosphere	log-uniform	m	0.3 to 2.3 (i.e. range is $10^{0.3}$ to $10^{2.3}$ )
$\epsilon_B$	buffer porosity	constant	---	0.099
$\epsilon_G$	geosphere porosity	constant	---	0.3
$\lambda_i$	decay constant nuclide i	constant	$a^{-1}$	see Table i
$\rho_B$	buffer density	constant	$kg/m^3$	$1.85 \times 10^3$
$\rho_G$	geosphere density	constant	$kg/m^3$	$2.0 \times 10^3$
$\tau_i^s$	transit time in the buffer of radio-nuclide i.	---	a	calculated
$\tau^d$	time for the dissolution of the waste form	---	a	calculated
$\tau_i^l, \tau_i^h,$ $\tau_i^t$	transit times in the geosphere of radio-nuclide i. $\tau_i^l$ and $\tau_i^h$ are the low and high roots of $\tau_i^s$ in the geosphere model.	---	a	calculated

TABLE 1
DECAY CONSTANTS WASTE INVENTORIES, SPECIFIC MOLAR ACTIVITIES,  
AND DOSE-CONCENTRATION FACTORS

Radionuclide	Decay Constant a-1	Initial Inventory mol/kg (waste)	Specific Molar Activity Bq/mol	Ingestion Dose Factors Sv/Bq
Cs-135	3.01E-07	3.465E-4	5.75E+9	1.9E-9
I-129	4.36E-08	5.6E-4	8.32E+08	7.8E-8
Pd-107	1.07E-07	6.75E-4	2.04E+9	4.1E-11
Se-79	1.07E-05	2.035E-5	2.04E+11	2.3E-9
Sm-151	7.45E-03	2.13E-5	1.42E+14	1.1E-10
Sn-126	6.93E-06	4.95E-5	1.32E+11	9.1E-10
Zr-93	4.62E-07	2.34E-3	8.82E+9	4.5E-10

TABLE 2
MEAN  $\mu$  AND STANDARD DEVIATION  $\sigma$   
FOR THE LOGNORMAL DISTRIBUTIONS OF SORPTION CONSTANTS

Element	Buffer Sorption Constant		Geosphere Sorption Constant	
	$K_{D_i}^B$	$\mu$	$K_{D_i}^G$	$\mu$
Cs	0.86	-0.46	1.6	-1.46
I	1.34	-5.07	2.6	-6.07
Pd	0.669	-1.91	1.4	-2.91
Se	0.143	-2.38	0.3	-3.38
Sm	0.605	-2.13	1.2	-3.13
Sn	0.729	-1.77	1.4	-2.77
Zr	0.5	-0.71	1.0	-1.71