

地層処分システム性能評価手法の 高度化に関する研究

(動力炉・核燃料開発事業団 委託研究成果報告書)

1995年3月

株式会社 三菱総合研究所

この資料は、動燃事業団の開発業務を進めるため、限られた関係者だけに配布するものです。従って、その取扱には十分注意を払って下さい。なお、この資料の供覧、複製、転載、引用等には事業団の承認が必要です。また今回の配布目的以外のことには使用しないよう注意して下さい。

This document is not intended for publication. No public reference nor disclosure to the third party should be made without prior written consent of Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation.

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

技術管理部 技術情報室

地層処分システム性能評価手法の 高度化に関する研究

大久保博生*

要 旨

我が国の高レベル放射性廃棄物地層処分の性能評価体系における重要な研究課題を抽出・検討するため、以下4つのサブテーマを設定した。

- (1) スイスNagraのKristallin-Iの検討
- (2) ガス発生と移行
- (3) 地下水化学
- (4) 不確実性

次に、各テーマ毎に、エキスパート間の議論を通じ、今後の研究課題を抽出・検討した。特に、本年度は、より信頼性の高い溶解度算定のための簡単な解析作業を行った。

本報告書は、株式会社三菱総合研究所が動力炉・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：060D0273

事業団担当部課及び担当者：環境技術開発推進本部 処分研究グループ

梅木 博之 殿

* 地球環境研究センター エネルギー・資源研究部

This is a blank page.

Study on the Advanced Performance Assessment Methods
concerning Waste Disposal Isolation System

Hiroo Ohkubo*

Abstract

In order to list up and discuss on the important subjects in the framework of performance assessment of Japan's HLW disposal, four sub-themes such as

- (1) discussion on Kristallin-I (Nagra in Switzerland)
- (2) gas generation and transportation
- (3) groundwater chemistry
- (4) uncertainty

were set up. Then, each theme was discussed by experts to identify the future R & D subjects.

This year, a simplified analysis on the calculation of solubility was made to get more reliable result.

This report is the result of research conducted by Mitsubishi Research Institute, Inc. under contract with Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation.

Contract No.:060D0273

Department, section, and the name of staff in charge:

Hiroyuki Umeki, Isolation System Research Program, Radioactive Waste Management Project, Environmental Technology Department Division

* Energy and Natural Resources Dept., Research Center for Environment and Development.

This is a blank page.

目 次

	頁
はじめに	1
1. Nagra Kristallin-I :Safety Assessment Reportの調査・検討	3
2. ガス発生と移行に関する検討	9
3. 地球化学反応シミュレーション手法の適用性の検討	1 2
－溶解度の信頼性の向上－	
3.1 目的	1 2
3.2 背景	1 2
3.3 研究の概要	1 3
3.3.1 研究項目	1 3
3.3.2 内容	1 4
3.4 既存シミュレーションコードの適用性	1 9
3.4.1 適用限界	1 9
3.4.2 PHREEQEの改良	2 0
3.5 活量係数の概略	2 7
3.5.1 極限状態 1 (Strong exclusion)	2 7
3.5.2 極限状態 2 (Weak exclusion)	3 4
3.5.3 活量係数の試算	3 6
3.5.4 活量係数の相違による溶解度変化の事例	4 4
3.6 まとめ	5 7
4. 不確実性に関する検討	5 8
あとながき	6 1
参考文献	6 3
付録 A Nagra Kristallin-I :Safety Assessment Report	6 5
(Technical Report) 93-22E)の内容	
付録 B 第1回HLW研究会「ガス発生」関連資料	4 3 9

This is a blank page.

表 目 次

	頁
表3.4-1 イオン交換反応と表面錯体反応の比較	2 5
表3.5-1 極限状態 1 の活量係数算定式	3 6
表3.5-2 極限状態 2 の活量係数算定式	3 7
表3.5-3 無次元面間距離	3 9
表3.5-4 MINEQLの入力溶液データ	4 9
表3.5-5 MINEQLのウランデータベース (錯体)	5 0
表3.5-6 活量補正の比較	5 2
表4-1 不確実性の種類	5 8

This is a blank page.

目 次

	頁
図3.2-1 高いpH廃棄物の地層処分安全評価の感度解析結果の例	1 2
図3.3-1 静電モデルパラメータと標準生成自由エネルギーとの関係	1 4
1 配位-錯体硫酸の標準生成自由エネルギー	
図3.3-2 ネプツニル錯体の生成自由エネルギーと生成エンタルピー	1 5
との関係	
図3.3-3 ベントナイト溶出液中のイオン濃度	1 7
図3.3-4 粘土の間隙を2枚の平行平板で近似した時の対イオン	1 8
の活量係数	
図3.4-1 Poisson-Boltzmann方程式の簡略過程	2 1
図3.4-2 静電ポテンシャル分布の取り扱い	2 2
図3.4-3 イオン交換反応の取り扱い	2 4
図3.4-4 地下水流動の取り扱い	2 6
図3.5-1 固液界面でのイオンの分布	2 7
図3.5-2 固液界面での静電ポテンシャル分布	2 9
図3.5-3 活量係数の推算手順	3 8
図3.5-4(1) 対イオンの活量係数(推算値)	4 0
図3.5-4(2) 同符号イオンの活量係数(推算値)	4 1
図3.5-5 活量補正サブルーチンIONCOR2の処理流れ	4 8
図3.5-6 MINEQLの入力例とその説明	5 1
図3.5-7 活量補正によるウラン溶解度の変化	5 3
図3.5-8(1) ウランの水性錯体の分布(Davies式)	5 5
図3.5-8(2) ウランの水性錯体の分布(Dresner式)	5 6

はじめに

動燃事業団では、1992年度までに行われた高レベル放射性廃棄物地層処分に
関する研究開発の成果を原子力委員会の指針に従い、報告書（H3レポート）と
してとりまとめた。

この報告書は、同じく原子力委員会により評価が行われ、その内容が概ね妥当
なものであるとともに、次期のとりまとめに対する課題が示された。

このような背景の下に、動燃事業団では、次期とりまとめを2000年前頃と設
定し、包括的な研究計画に基づいて、現在研究開発を進めているところである。
次期とりまとめにおいても、H3レポートと同様、地層処分システムの長期的な
安全性を示すことに重点が置かれ、性能評価モデルの改良やデータの蓄積により、
より信頼性の高い性能評価体系を構築することが目指されている。

本研究では、次期とりまとめにおける性能評価体系の信頼性をより確かなもの
とするため、学問的な視点から性能評価体系に関する議論を行い、今後取り組む
べき課題を抽出するとともに、それらについて具体的に研究を行うことを目的と
して実施した。なお、本研究の実施に当たっては、下記の研究委員会の指導を受
けた。各委員に対し深く謝意を表する次第である。

平成7年3月

株式会社 三菱総合研究所
エネルギー・資源研究部

「地層処分システム性能評価手法の高度化に関する研究委員会」メンバー（敬称略）

主査：鈴木 篤 之	東京大学工学部	システム量子工学科	教授
委員（五十音順）			
出 光 一 哉	九州大学工学部	応用原子核工学科	助教授
大 江 俊 昭	財団法人 電力中央研究所	狛江研究所	
	物理化学部	放射化学グループリーダー	研究主幹
武 内 邦 文	株式会社 大林組	東京本社	
	UHS	プロジェクトチーム	課長代理
長 崎 晋 也	東京大学工学部	システム量子工学科	講師

This is a blank page.

1. Nagra Kristallin-I : Safety Assessment Reportの調査・検討

H L W地層処分の性能評価に関する海外の最新研究事例の一つとして、スイスNagraのKristallin-I（以下K-Iと略記）のドラフト版⁽²⁰⁾を以下の2点の目的に基づき調査・検討を行った。

- ① K-Iの内容を正確に伝えるための資料の作成
- ② K-Iで行っていることを我が国での研究に適用しようとしたときの問題点、課題等の抽出

まず、上記①の目的に対処するため、文献(1)の内容を付録Aに詳述した。次に、②の目的については、その文献内容に関して専門家グループを交えた検討を行った結果、今後、我が国でもH L W地層処分の性能評価研究を進めていくにあたり、次に示すような（章別の）課題・問題点等に対処していくべきことが明かとなった。

(1) 第1章、第2章（安全評価の目的とアプローチ法）

- ① Project Gewähr 1985（以下PG 85）で課題として残されていたものが、K-Iの中でどのように対応されているか、各課題毎に整理しておくことが重要である。
- ② 安全評価における生物圏の役割についてはその将来予測に伴う不確実性から、各国ともK-Iで述べられているような考え方で国際的なコンセンサスができつつあるようである（即ち、基本的に現在の生活習慣、居住形態を考えると、生物圏は核種の放出率を放射線の影響に換算するための尺度であるとみなすこと）。この点は我が国の安全評価においても是非踏襲し、強調しておくべきである。この考えが明記してある規制R-21（付録Aの2.3節参照）を調査しておくことが重要である。
- ③ リファレンスシナリオとロバストシナリオの構成の仕方に注意しておくことが重要である。特にロバスト性の概念について理解し我が国での適用性を議論することは有益である。
- ④ 堆積岩系の安全評価についても可能であれば調査しておくことが望ましい。

(2) 第3章（処分システム）

- ① システムの機能や挙動に関する理解、安全評価上重要な核種の選定、関連するデータの設定について次の2つの視点で整理しておくことが重要である。
 - ・ Project Gewähr 85,K-1,H3(2)での扱いに関する相違と今後（次の動燃殿報告書で）検討すべき課題を明らかにする。特にデータについては、シナリオとの関係で保守的な設定が考えられているもの、データ自体の不確定要因のためある判断に基づきレンジ（realistic-conservativeあるいはconservative）が設定されているもの等、由来と設定の根拠を明らかにしておく。
 - ・ スイス固有であるものと我が国についても汎用的に用いることができるものを区別し、スイス固有であるものについては、我が国での対応の仕方を検討しておく。

(3) 第4章（シナリオ開発と取り扱い）

- ① FEP、シナリオのスクリーニングに関する議論（Sumering & Grogan,1994）は詳細に調査しておくことが重要である。（特にuplift/erosionのような地質環境の定常過程がリファレンスシナリオに含まれない理由。）
- ② 我が国における性能評価シナリオを考える上で、FEPリスト、インフルエンスダイアグラムについて整理し十分な検討を行うことが重要である。特にFEPについては、それぞれの内容と関連文献、評価上の考え方等を情報としてまとめておくことは有益である。（現在、動燃事業団殿においてこのような作業が進められており、委員会において議論することが可能。）
- ③ リザーブFEPのような情報は、安全評価をよりディフェンシブなものとする上で重要である。

(4) 第5章（モデルとデータ）

- ① ガラス固化体の割れによる表面積の増加（ファクター12.5）の根拠を明らかにすべきである。
- ② ガラス固化体／ベントナイト境界にreservoirを設定することの妥当性とその大きさが計算結果に及ぼす影響について検討すること、さらに別のモデルに

についても検討することが重要である。

③ ベントナイト／母岩の境界条件であるミキシングタンクについて次の2点の検討が必要である。

- ・ 処分場全体で平均化された地下水流量 $3 \text{ m}^3/\text{年}$ の導出過程（特に処分場の断面積の考え方）
- ・ 掘削影響領域（EDZ）をより現実的に考慮した核種移行モデルの開発（EX. 亀裂＋多孔質媒体（EDZ））

④ 上記③を含め、核種移行に関するできるだけrealistic-conservativeな、処分場全体としてのモデル化の可能性の検討が考えられる（参考：六ヶ所村低レベル放射性廃棄物処分場の安全評価モデル）。

⑤ 溶解度はsafety caseの構築において重要であるが不確実性も大きいので、溶解度に依存しないsafety caseの構築可能性（例えばベントナイト内側境界にガラス溶解速度のみを与え溶解度制限をはずす代わりに外側境界の流速が極端に低いことを保証する）の検討は価値がある。

⑥ 生物圏モデルについては、米国のモデルが引用されるケースが多いため、Oak Ridge研究所の開発したモデル等を、併せて六ヶ所村低レベル放射性廃棄物処分場の安全評価に用いられたモデルについても調査しておくことが重要である。

(5) 第6章（結果と分析）

① 解析結果に影響の大きいCsのデータ（溶解挙動（固体内拡散モデルの再検討）、収着挙動）、マトリクス拡散の深さについては実験的アプローチによる補強（より現実的なデータの取得）を検討する価値がある。

② 同じく結果への影響の大きいベントナイト／母岩境界条件については上記(4)③項での対応が考えられる。

③ 解析の対象となっているシナリオがシナリオの不確実性をどこまで表現しているか明確に把握しておくべきである。特にロバストシナリオの設定可能性（どこまで保守的に設定するのが合理的に受け入れられるか）についての検討が必要である。

(6) 全体コメント

- ①地質環境調査で行われた7本の深層ボーリングにより得られた情報の中で、安全評価に対して本質的に必要不可欠であったものは何かを調査することは重要である。
- ②Grimsel Test Siteで行われた各種の原位置試験研究成果が安全評価へ具体的にどのように反映されているかを調査しておくことは重要である。
- ③ナチュラルアナログの安全評価への利用について検討することが重要である。特に次の2つの参考文献について勉強することは価値がある。
 - ・McKINLEY, I.G. 1989: Applying natural analogues in predictive performance assessment Part II: Examples and Discussion; in Risk Analysis in Nuclear Waste Management. Edited by A. Saltelli, D.A. Stanners and M.D'Allessandro. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.
 - ・MILLER, W.M., ALEXANDER, W.R., CHAPMAN, N.A., McKINLEY, I.G. and SMELLIE, J.A.T. 1944: Natural analogue studies on the geological disposal of radioactive waste. Nagra Techn. Report NTB.93-03. Nagra, Wettingen.
- ④今後、リスク制限等を含む規制の体系についても調査・検討することが必要である。この意味で例えば確率論的な評価を行っているカナダAECL, Environmental Impact Statement (EIS)について調査することは価値がある。

(7) その他

①3.5節関連

- 1) スイス北部では花崗岩が露頭していないため対象地域を限定してからも広域地質調査はかなり難航苦勞し長い年月を要した。ペルモカーボニフェス地溝の存在はNagraの調査で初めて明らかにされたものである。世界的にもトップレベルにあるスイスの構造地質学分野をもってしても地下の構造は不明点が多く、我が国の地質構造は一般的により複雑でかつ地表は堆積層で覆われている場合が多いため、地質構造の調査はより苦勞すると考えられる。(3.5.1節)
- 2) マイクロモデルはスイス北部の花崗岩を対象とした結果であり、同じ花崗

岩でも我が国のものに適用可能かどうかは不明である。また、結晶質岩でも岩種や地質形成過程が異なれば、さらに生成年代が異なる堆積岩においてはマイクロレベルでの地下水流動経路は全く異なる。(3.5.2節)

- 3) サイト地点を限定し詳細に調査しても岩盤中の地下水流動のような自然のシステムを完全に解明することは非常に困難である。従って、多かれ少なかれ、統計的な手法や両極端な仮説により解析結果をある範囲で定量的に評価する手法が現実的である。Nagraによる地下水評価の手法は、モデル的には現存する手法を適切に採用したものであり、決して新しく高度なモデルを開発する等の内容ではないが、不確実性を幅で捉えようとするノウハウは学ぶべき点が多い。特に、我が国の地質構造がより複雑であるならば、原位置試験による評価の充実とともに、多くのモデル解析によりその不確実性を可能な限り詳細に評価し、地下水の専門家が自信を持って安全評価サイドにデータを提供する必要がある。(3.5.3節)
- 4) 基盤岩中の地下水化学成分は同じ岩種でも大きく異なるのが普通であり、深部地下水の把握にはボーリング調査による化学的不攪乱サンプリング技術や化学組成分析技術が不可欠である。また、コロイドも含めてその組成がどの程度核種移行に影響するかの研究も非常に重要である。(3.5.4節)
- 5) 重要なパラメーターである吸着係数は岩種のみでなく同じ岩種でも地下水流動の特性、pHやEhも含めた化学組成、鉱物組成により大きく異なるため、現実的にはバッチ試験データを踏まえて多くの仮定により間接的に設定する必要がある。そのため、安全評価を決定論で実施するならばK-IでNagraが行った"Realistic-conservative"や"Conservative"な値を設定する方法論は有益であり、原位置での実証を目標とする核種移行試験結果を踏まえて、設定値の根拠や妥当性を明確にすることが重要である。ただ、値の設定については可能な限り定量的にシナリオを考慮すべきであり、これがNagraが目指すRobustな安全評価であろう。(3.5.5節)

②4.1節、4.2節関連

- 1) FEP(features, events, processes)の厳密な定義は具体的安全性計算等の段階でもその都度必要になると考えられる。
- 2) 動燃事業団殿選定の102のFEPsとK-Iのそれとの比較(国際的知見に照ら

し合わせたFEPリストの見直し)も必要と考えられる。

- 3)スクリーニング論拠によって逆に安全評価の範囲が明確化されるとも言え、スクリーニング・アウトされたFEPの中でもそれぞれの重要度に差があると考えられるので、全く無視するというよりも、可能な範囲で考慮するというスタンスの方がよいと考えられる。
- 4)インフルエンス・ダイヤグラムに沿ったシナリオ・ジェネレータの開発により、変動ケース等の評価を効率的にサポートすることが考えられる。

③5.4節関連

- 1)K-Iで実施されている生物圏モデルについて、日本に適用する場合には以下の項目について検討を加える必要があると考えられる。
- 2)K-Iでは、評価核種からヨウ素129が除かれている。評価対象としないと判断した根拠となる評価式とインベントリーやシナリオの妥当性を再チェックする必要があると考えられる。
- 3)現在の食生活、生活習慣ならびに気象条件などの自然環境条件が今後もほぼ一定に継続されるというシナリオを、いかに社会に受け入れられるシナリオとするか。
- 4)K-Iでは、Compartmentモデルを使用している。アメリカなどその他の国における生物圏モデルもレビューし、考え方、シナリオの構築手法などで参考になるものを取り入れる。
- 5)日本の国情に合わせるとき、Compartmentや被曝経路、標準人をどのように組み合わせるか、どのように設定するか。
- 6)移行係数などの具体的な値の設定手法の確認と日本への応用。

2. ガス発生と移行に関する検討

H L W処分システムの性能評価におけるオーバーパックの腐食に伴うガス発生・移行の問題については、すでにH 3レポート等でも検討されている。ここでは、第1回 H L W研究会「ガス発生」（主催：東京大学工学部システム量子工学科鈴木研究室）における主な質疑応答・コメント等の概要をリスト・アップしたものを当研究会での発表者毎にまとめて以下に示す。（なお、付録Bには各発表者の発表内容の主要部分をまとめた資料・論文等を添付している。）

(1)石川氏

- ・水素ガス発生条件領域はわかっているが、酸化性雰囲気での水素発生メカニズムに対する理解はまだ不完全である。腐食生成物の影響で時間とともに水素ガス発生量の低下が生じている。多分、X線回析でも補足し得ないようなかなりルーズな腐食生成物が水素ガスの発生を抑制していると考えられる。表面での詳細な分析が必要である。
- ・腐食速度は、スウェーデン、スイスともおよそ年間0.3～1あるいは数 μm である。試験片を変えた実験（特に初期に対する）が今後必要である。
- ・オーバーパック一体当たりとしての水素ガス発生量は求めているが、年間0.3～1 μm 程度の発生ではあまり蓄積しないのではないかと考えられるが、この点についてはデータがまだ不十分である。H 3レポートでは20 μm /年としているが、これだと蓄積し得る。
- ・水素ガス発生を停止のための圧力は、およそ100～400atmもの高圧が必要となるため、通常の圧力では止まらない。

(2)棚井氏

- ・Pusch氏の試験よりも膨張圧力が低いのは、MX-80とクニゲル-V1の違い（モンモリロナイト含有量の違い）が出ている。ピュアなベントナイトでの実験は難しい。20%含有ケースでも飽和するのに3カ月以上を要する。
- ・水素ガスの溶解についての文献はいくつかあって、ある程度の問題は解ける。ベントナイトと何らかの反応をしている可能性があり、例えば変色状態を見分ける方法があると確認できよう。

(3)山本氏

- ・ガス発生は、飽和度曲線を設定して計算しているが、毛管圧をかけるなどのケースでは、収束に時間がかかってしまう（ワークステーションでの計算の限界）。
- ・発生ガスが抜けるときには急激に抜けるといったブレイクスルー現象の解析においても、計算メッシュの刻み方と計算時間、計算精度との兼ね合いの問題が生ずる。
- ・毛管圧の影響は大きい。Nagraでは低・中レベル廃棄物においてモルタル部分の毛管圧が高く、この圧力を超えないとガスが抜けていかないといった問題が生じる。（砂混じりのベントナイト系になるとかなりporeな系になるのでその場合にはむしろよい。）
- ・計算上は、気泡が生成すると水が押し出され、その相互作用で圧力が決定されている。初期は水の押し出しで圧力が決まる。

(4)Gallé氏

- ・permeabilityに影響し得る要因として、今回はporosityのみ検討対象としているが、tortuosityについても重要であり、困難であるが今後の課題である。モデル解析上、なかなか破過しないときにこのパラメータが効く。

(5)入矢氏

- ・強度を確保しつつ透気係数の良い材料としては、発泡材や泡起こしのコンクリート材がよいだろう（porousにすると、リーチング速度が上がるというデメリットもあるが）。
- 他の分野では、下水の測候（排水ます）、トンネルの裏側などあまり強度のいらない部分に適用している事例がある。
- ・まだ実験していないが、炭酸ガスがあると透気係数が低下するだろう。
 - ・ガスで測った透気係数が大きくなるのは、測定誤差なのか、ミクロな説明が付くものなのか、わからない。

(6)穂刈氏

- ・透水試験の後に脱水して透気試験を行っているが、その時に前の影響が残っているために透水係数の低下に影響していることがあり得る。
- ・ペントナイト厚が大きくなれば抜ける時間がかかり、高圧で出てくるなど、透気係数への影響があり得る。
- ・ガスが抜けて水は通さないという条件を満たすものは難しい。
- ・配合率15~20%のとき透水係数は安定しているが、他の評価指標では40供試体でバラツキが生じている。一般に透気係数の方が透水係数よりもばらつきやすい。(砂の粒径は0.3~2mmにバラツいたものを使っている。)

(7)松田氏

- ・腐食抑制剤の使用はコスト高になる。但し、処分場の施設側では2~3倍が限界だが、発電所側で使うなら、セメント10円~20円/kgに対し、100円/kgになっても少量だから使えるだろう。
- ・腐食抑制剤をかける代わりに、セメント自身のpHを下げる方法もあるが、周辺から高pHのものが流れてくるとダメであろう。

(8)高瀬氏

- ・毛管束モデルやGarnetモデルに必要なデータとしては、空隙サイズ分布が必要である。
- ・毛管束モデル(1次元、2次元)を3次元に拡張するのは5×5サイズでも1時間ぐらいかかることから、計算時間的に難しい。
- ・間隙水圧(ex.ペントナイト層での間隙圧)の分布が生ずるところをガスが脱水するようなケースの解析は、1次元でも難しい。
- ・現実的にはタフモデルを行うべきものもあるが、実験結果の解析を2つのモデルで比較してみると面白い。
- ・パラメータ γ (probability of a cell to be open)は、ガス発生量(貯っている量)で変わっていくはずだろう。今のモデル設定では、一度openになるとずっとopenになり、もどることは考えていない。タフで非線型の問題を解くのは難しいが、本手法でこのような非線型効果を検討してみる価値がありそうだ。

3. 地球化学反応シミュレーション手法の適用性の検討

－溶解度の信頼性の向上－

3.1 目的

高レベル廃棄物地層処分の安全性を担う要因である核種の溶解度を推定する地球化学反応シミュレーション手法について、方法やデータの適用性を検討し、より信頼性の高い溶解度を算定する手法を検討することを目的とする。

3.2 背景

現在、高レベル廃棄物地層処分の高い安全性が期待される背景には、TRU核種等の溶解度が極めて低い事が要因の一つとなっている。図3.2-1は溶解度の変化が被曝線量に与える影響を検討した一例⁽¹⁾である。この図から、溶解度をどのように設定できるかによって、答えは数桁変わってしまうことが判る。

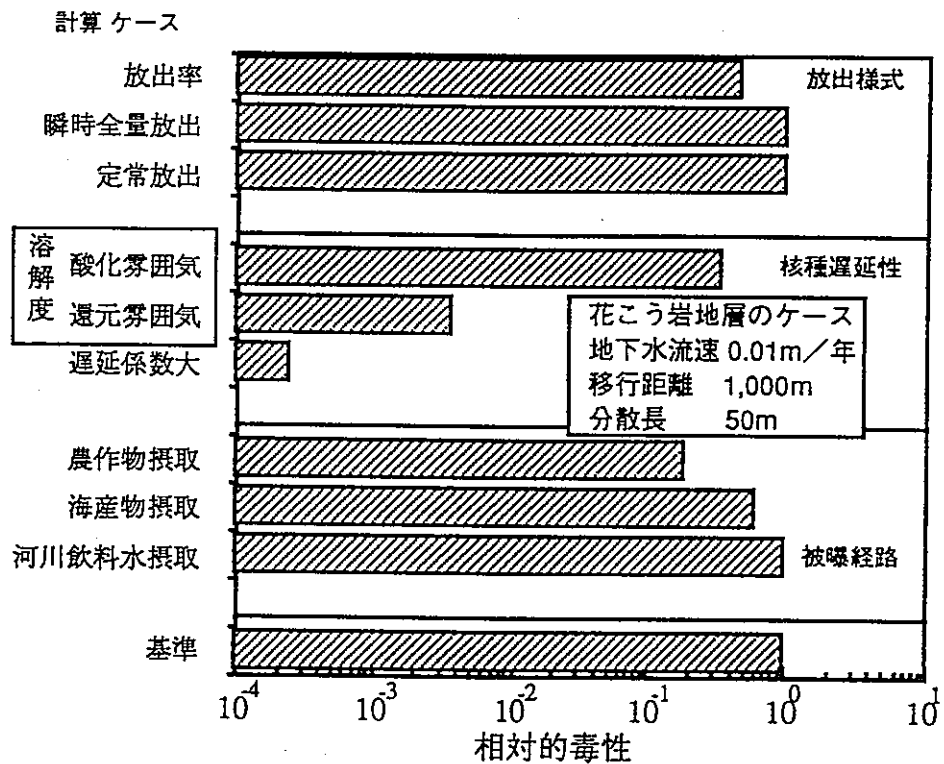


図3.2-1 高レベル廃棄物の地層処分安全評価の感度解析結果の例

この溶解度は、人工バリア内、すなわち主に緩衝材中での値であり、

- 1) 地下深部の還元性地下水と緩衝材の構成成分ベントナイトとの地球化学的相互作用によって決定される条件によって、溶解度は一義的に決る。この相互作用を解析する手法は、1960年代から開発が進み、シミュレーション手法として完成の域にある。

しかし、

- 2) 緩衝材は高圧縮されており、ベントナイトに比べて地下水量が極端に少ない条件にある。一方、元来、水量と固体量とが適度な比率をもっている系に対して開発された1)の方法をこの様な条件まで拡張して使用することの妥当性は明かでない。

従って、

- 3) これまで1)の手法により推定された溶解度は、妥当性が明かでない方法によるものであり、より信頼度の高い溶解度の値が必要である。

3.3 研究の概要

3.3.1 研究項目

1) 熱力学データセットの信頼性検討

溶解度の算定は、手法のみでなく、用いる熱力学データにも強く依存する。そのため、まず、以降の解析に使用する熱力学データセットを確定する。現在、各種のデータセットが存在するが、その中から異常なデータを排斥し、推奨されるデータを抽出する。また、欠損データの推測を行い、データセットの作成を行う。

2) 高圧縮緩衝材中での溶解度推定手法の向上

核となる基準のシミュレーションコードを設定する。そして、高圧縮状態でのシミュレーションに必要な検討項目を挙げ、それに合わせた手法の改良を行う。

3.3.2 内容

1) 熱力学データセットの信頼性検討

核種溶解度は熱力学データへの依存度が大きいため、既存の熱力学データセット（複数）内のデータに対して、経験則を用いて異常データの検出および修正、ならびに欠損データの推定を行う。

図3.3-1に示したものは、熱力学データに対する経験則の一例であり、静電モデルパラメータと自由エネルギーとの間に直線関係がある⁽²⁾ことを利用して、未知の元素に対する錯体生成自由エネルギーを推定する事に利用できる。

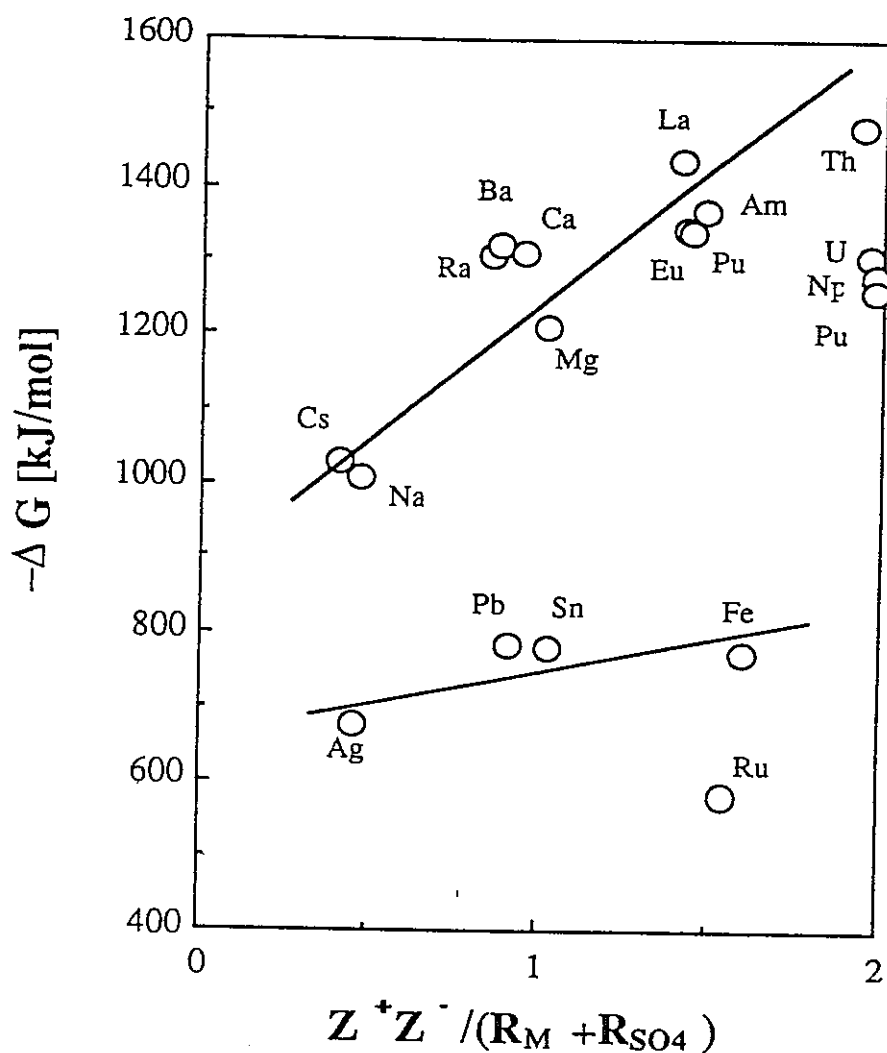


図3.3-1 静電モデルパラメータと標準生成自由エネルギーとの関係
1 配位-錯体硫酸の標準生成自由エネルギー

また、図3.3-2に示したものは、生成自由エネルギーと生成エンタルピーとの直線関係⁽³⁾であり、生成自由エネルギーは既知だがエンタルピーの不明な錯体（この図ではネプツニル炭酸錯体 NpO_2HCO_3 ）のエンタルピーが、この関係より推測できる。

このような経験則を明らかにするため、

- ・統計処理による、データ推定式の生成 を行い、最終的に
- ・複数データセットから1つの推奨セットへのまとめ を行う。

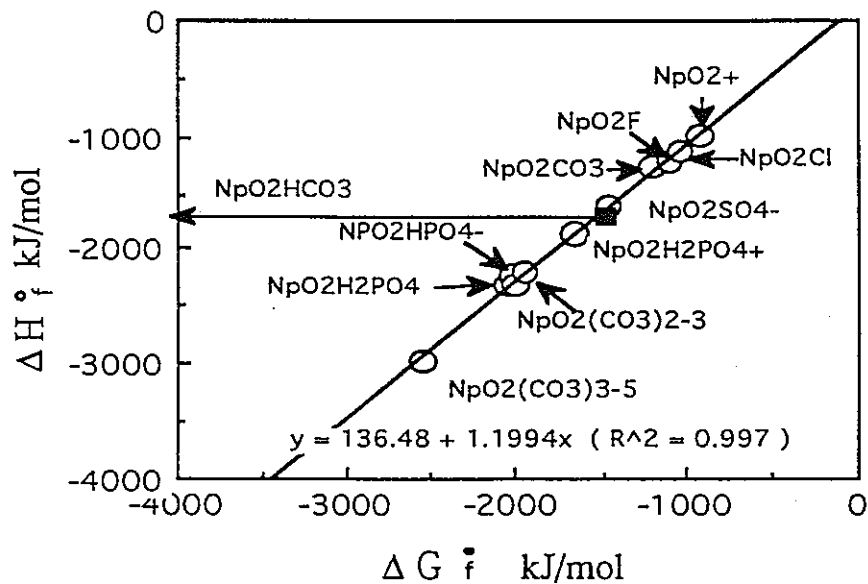


図3.3-2 ネプツニル錯体の生成自由エネルギーと生成エンタルピーとの関係

2) 高圧縮緩衝材中での溶解度推定手法の向上

高圧縮緩衝材は固液比の大きな系であり、この条件ではイオンと固体壁面との相互作用が非常に強くなる。しかし、現在の推定手法は、希薄溶液が基本となっているため、固体との相互作用が十分取り入れられていない。そのため、以下に示すような、処分に特異的な環境に対して、現状の計算手法は解析上十分な適用性を備えているとは言えない。

- (1) 緩衝材の構成鉱物であるスメクタイトからナトリウムイオンや硫酸イオンが溶出し、液相体積が小さいため、単位体積当たりの量、すなわち濃度は極めて高くなる。⁽⁴⁾⁽⁵⁾ (図3.3-3参照)
- (2) スメクタイトはイオン交換能が高く、種々のイオンを(イオン交換により)多量に吸着することができるので、この反応が溶液の性状を大きく左右する。
- (3) スメクタイトは水と接すると膨潤し、透水性が著しく低下するので、周囲の地下水の流速に比べれば、緩衝材中では水の移動はあまり起きないと言えるが、長い時間を想定すると、液相の流入・流出も無視できない。そのため、流入・流出に伴う物質移動も考えなければならない。

従って、ここでは電気二重層理論を取り入れて、固体表面との相互作用を考慮できるように、現行モデルを改良することを提案する。また、核種移行解析上、現行モデルの持つ限界に改良を加え、拡張する。(詳細については後述する。)

・ 電気二重層モデルを考慮したイオン活量補正モデルの改良

緩衝材のような粘土中の微小な間隙中でのイオンの活量は、通常の溶液中のそれとは大きく異なっている可能性があるため、それを補正する。

・ 吸着・イオン交換反応を考慮した既存モデルの改良

緩衝材のような粘土はイオン交換性が高く、種々のイオンを吸着する。そして、その反応が間隙水の化学的条件を左右するので、溶解度の推測もイオン交換反応を考慮して行わなければならない。

・ 物質の出入りがある開放系を取り扱えるよう既存モデルの改良

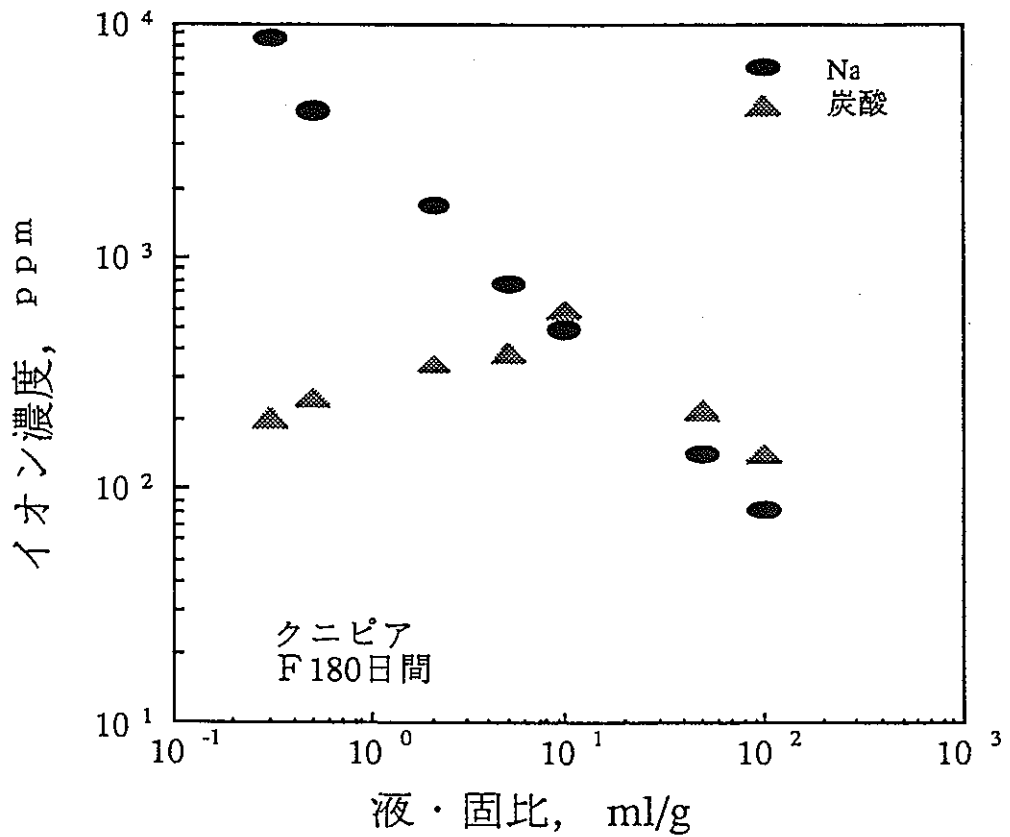


図3.3-3 ベントナイト溶出液中のイオン濃度

一例として、活量係数補正の検討例を示す。図3.3-4は、近似的な解析⁽⁶⁾により、平行平板（粘土の壁面を平板で近似する）中に存在するイオンの活量係数を2つの極端な条件を仮定して見積もった例である。この図から判るように、イオンの活量係数は理想的な1よりもずれ、活量係数の大きさによっては、これまでの溶解度の計算結果も大きく変わり得る。ただし、この解析は極めて概略的な値であり、実際の系では、恐らく2つの曲線の間どこかに活量係数が存在するはずである。そして、それを厳密に解くには電気2重層モデルを用いる必要がある。

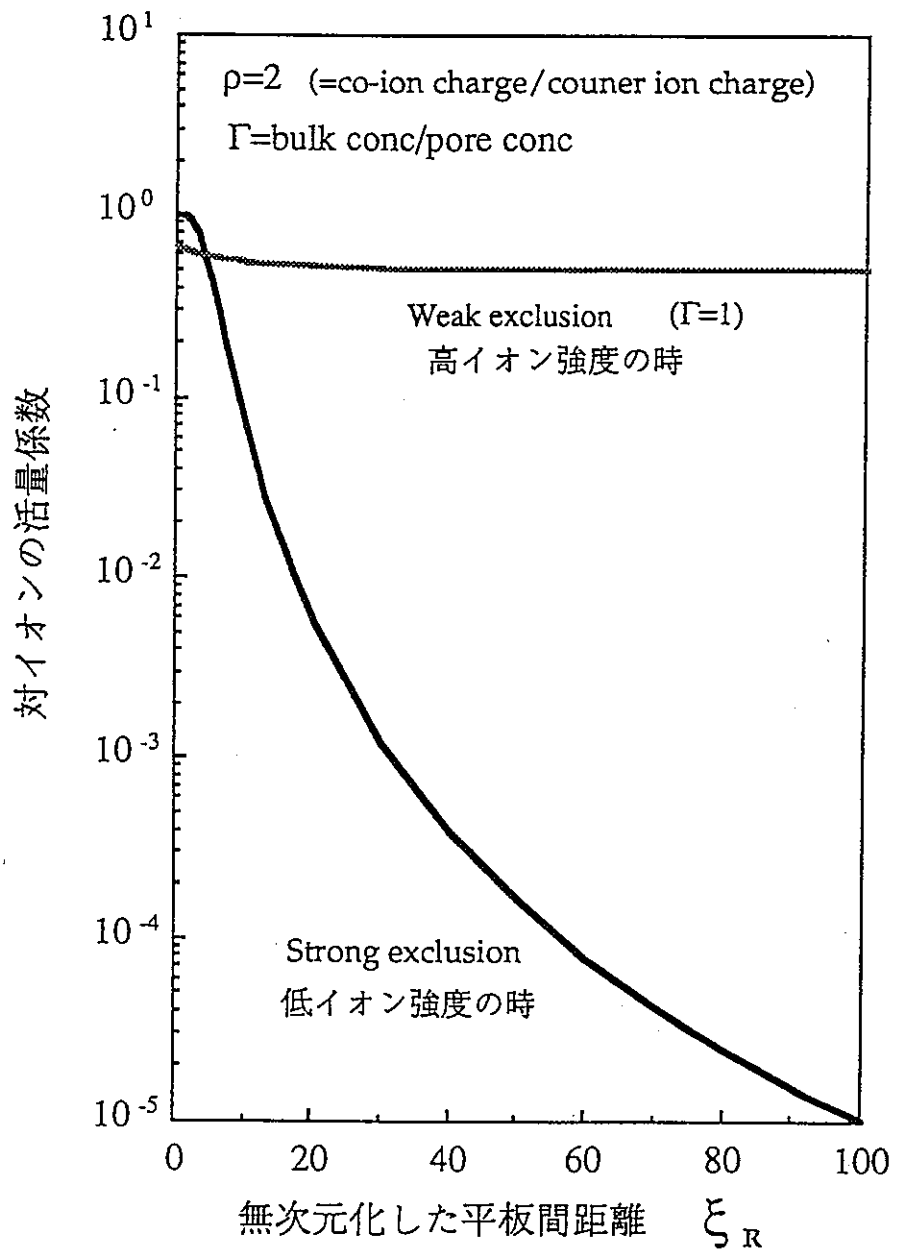


図3.3-4 粘土の間隙を2枚の平行平板で近似した時の対イオンの活量係数

3.4 既存シミュレーションコードの適用性

3.4.1 適用限界

現在、我が国で入手可能な地球化学計算コードのうち最も利用されているのは、恐らく米国地質調査所が開発したPHREEQE⁽⁷⁾であろう。そのため、以降ここではPHREEQEの利用を想定して説明を行う。ただし、基本的な問題点は、それ以外のコード、例えば、MINTEQ⁽⁸⁾、EQ3/6⁽⁹⁾等の様な平衡定数を用いるもの全てに関しても共通である。

1)シミュレーションコードの使用対象

高レベル廃棄物処分に関わる地球化学計算コードの使用は、TRU等の難溶性元素の溶解度の推測が主な目的となっている。この場合、計算対象となる場は、廃棄体から漏洩した放射性核種が沈殿を生成する場所、すなわちそこは高圧縮状態の緩衝材（固相）に地下水（液相）が浸入した環境であり、液相が固相の間隙に浸入する程度しか存在しない、いわば固相／液相の比率が非常に大きな場である。このことが、以下の特異的な特徴を作り出す要因となっている。

- (1)緩衝材の構成鉱物であるスメクタイトからナトリウムイオンや硫酸イオンが溶出し、液相体積が小さいため、単位体積当たりの量、すなわち濃度は極めて大きくなる。
- (2)スメクタイトはイオン交換能が高く、種々のイオンを（イオン交換により）多量に吸着することができるので、この反応が溶液の性状を大きく左右する。
- (3)スメクタイトは水と接すると膨潤し、透水性が著しく低下するので、周囲の地下水の流速に比べれば、緩衝材中では水の移動はあまり起きないと言えるが、長い時間を想定すると、液相の流入・流出も無視できない。そのため、流入・流出に伴う物質移動も考えなければならない。

2)PHREEQEの計算手法の限界

上記の計算対象の持つ特徴は、そのまま既存の計算手法の限界に抵触することになる。そして各々の特徴に対応させると、次のような欠点が明らかになる。液相のイオン強度が高い場合、活量の補正を行うが、現行の方法は、自由液相空間での活量補正に限定され、粘土のような個体壁面で囲まれた微小空隙内の活量補正ができない。

- ・イオン交換反応の取り扱いが厳密にできない。特に、多成分のイオン交換反応を同時に扱うことが不可能で、多種類のイオンが混在する現実の系には対処できない。
- ・基本的に閉じた系を対象としており、系外への物質の流出を取り扱うことができない。

3.4.2 PHREEQEの改良

1)イオンの活量補正

活量補正とは、理想溶液と同じ扱い（部分モル自由エネルギーが溶液のモル濃度 m のみで記述できる）を、実存溶液でも便宜的に行えるように導入した概念で、モル濃度 m に活量係数 g を乗じて活量とする。

部分モル自由エネルギー	$G = G^0 + RT \ln (a)$
理想溶液では	$G = G^0 + RT \ln (m)$
実存溶液では	$G = G^0 + RT \ln (\gamma m)$
	$= G^0 + RT \ln (m) + RT \ln (\gamma)$

従って、 $RT \ln (\gamma)$ の項は理想溶液からのズレによる寄与と考えることができ、溶液中のイオンの場合には、そのズレはクーロン力による周囲のイオンとの電気化学的相互作用によるエネルギーの増分に起因するものと考えられる。

既存の活量補正の方法は、基本的にはDebye-Hückelの電解質理論に立脚したものと考えることができる。この理論では、1個のイオンの周囲に配向する反対符号のイオンの分布をPoisson-Boltzman方程式で記述し、それを解くことによってイオンが持つ電気化学ポテンシャル $G^{\circ'}$ を求め、この電気化学ポテンシャル $G^{\circ'}$ が $RT \ln (\gamma)$ に相当するとして、活量係数 γ を求める。ただし、下記のようにPoisson-Boltzman方程式を解く段階で近似が導入されたため、適用できる条件が制限され、一般的な条件にまで拡張して利用することができない。

Poisson-Boltzman方程式 (厳密式)

$$\frac{d^2\phi}{dx^2} = -\frac{1000N_A e}{\epsilon} \sum_{i=1}^m C_i z_i \exp\left(-\frac{z_i e \phi}{kT}\right)$$

電解質を単純化したPoisson-Boltzman方程式 (z:z対称電解質に近似)

$$\frac{d^2\phi}{dx^2} = -\frac{1000N_A e}{\epsilon} C_z \left\{ -2 \sinh\left(\frac{ze\phi}{kT}\right) \right\}$$

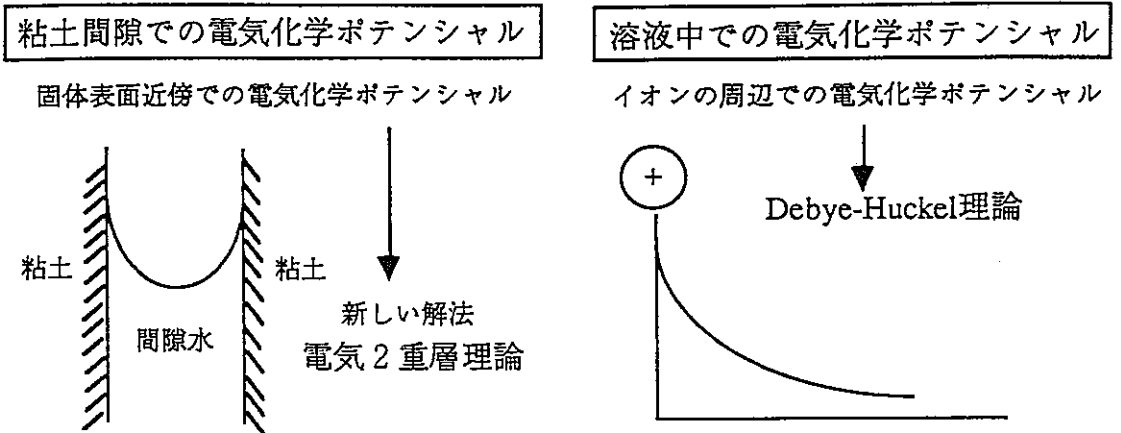
Debye-Hückel近似によるPoisson-Boltzman方程式の線形化近似

$$\frac{d^2\phi}{dx^2} = \frac{2000N_A e^2 z^2}{\epsilon kT} \phi$$

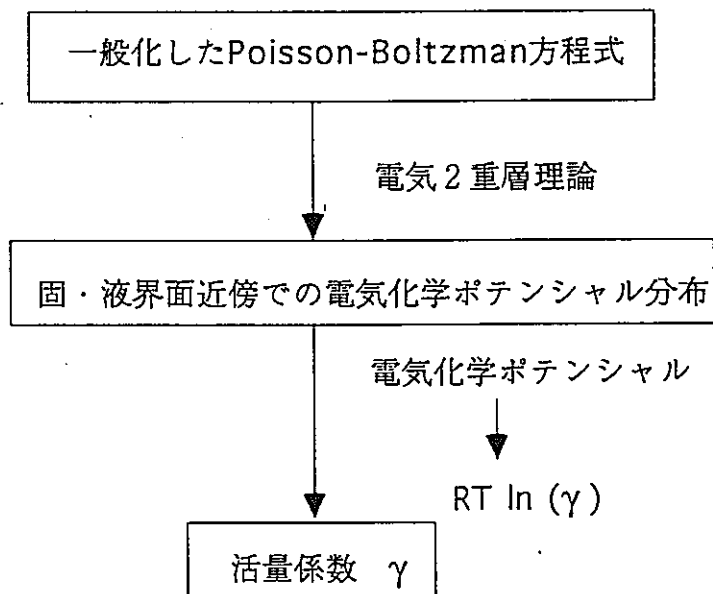
解析が容易であるが
一般性がなくなる

図3.4-1 Poisson-Boltzmann方程式の簡略過程

また、高圧縮状態の緩衝材中では、イオンの回りの電気化学ポテンシャルが電気化学的相互作用の主因ではなく、スメクタイトなどの粘土壁面近傍での電気化学ポテンシャルがエネルギーの主たるものとなる、そのために固・液界面近傍での電気化学ポテンシャルを評価する必要がある。これは、通常のDebye-Hückel理論では不可能であり、表面錯体モデル等で利用されている理論（電気2重層理論）を用いなければならない。



静電ポテンシャル分布の取り扱いの相違

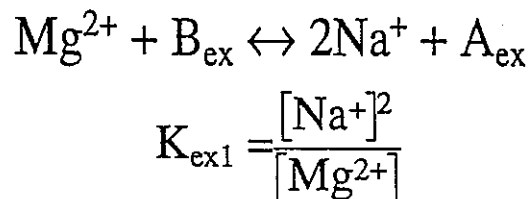


高イオン強度条件への適用

図3.4-2 静電ポテンシャル分布の取り扱い

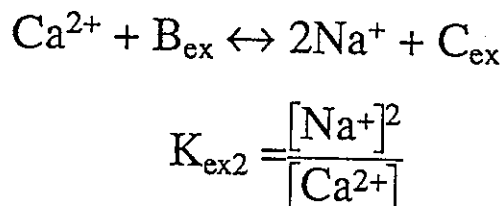
2) イオン交換反応

PHREEQEでは、イオン交換反応を次のように近似的に取り扱う。



ここで、固相（イオン交換体であるスメクタイト） A_{ex} あるいは B_{ex} の活量を1とすると、上記のイオン交換反応の取り扱いでは、交換するイオン Mg^{2+} と Na^+ の活量比が一定となる。

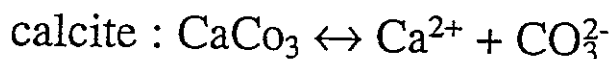
仮に、ここでもう一つのイオン Ca^{2+} がイオン交換反応に加わった場合を考えると、



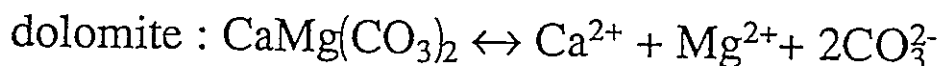
となって、次のように Mg^{2+} と Ca^{2+} の活量比も一義的に決まってしまう。

$$\frac{[\text{Mg}^{2+}]}{[\text{Ca}^{2+}]} = \frac{K_{\text{ex2}}}{K_{\text{ex1}}} = \text{これを定数1とする.}$$

さらに、calciteとDolomiteが固相として緩衝材中に共存していると、固相の溶解平衡から、



$$\text{Solubility Product} : K_1' = [\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$$



$$\text{Solubility Product} : K_2 = [\text{Ca}^{2+}][\text{Mg}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]^2$$

上記平衡定数から $[CO_3^{2-}] = K_1 / [Ca^{2+}]$ となり、これより、

$$K_2 = \frac{[Ca^{2+}][Mg^{2+}]}{[Ca^{2+}]} K_1^2 = K_1^2 \frac{[Mg^{2+}]}{[Ca^{2+}]}$$

となり、結局

$$\frac{[Mg^{2+}]}{[Ca^{2+}]} = \frac{K_2}{K_1} = \text{これを定数2とする.}$$

となって、イオンの活量の比が、イオン交換反応（定数1）と固相の溶解平衡（定数2）から2通りの異なった値として与えられてしまうことになる。そのため、PHREEQEは解析不能となる。そして、これを解くには、鉱物、イオン、錯体、に加えて新たにイオン交換種 $S-Na$ や S_2-Mg を考える必要がある。ただし、質量作用の法則から記述した平衡定数が、表面錯体の平衡定数とほぼ同じ形式を持っているため、既存の表面錯体モデルの考え方が殆どそのまま利用できる。表面錯体モデルの詳しい記述は省略するが、現在のPHREEQEは表面錯体モデルを取り入れていないので、その部分を改良しなければならないものの、表面錯体モデルを取り扱っている公開コードであるMINTEQA2等を参考にすればよい。

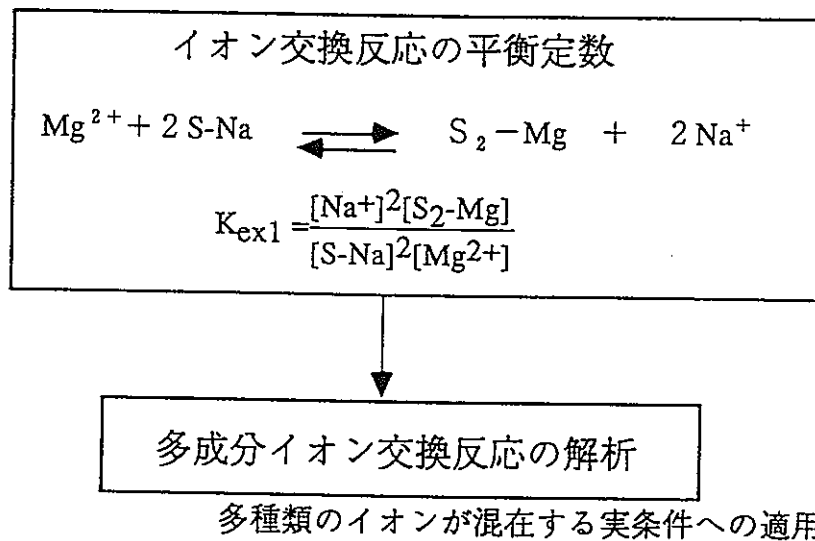


図3.4-3 イオン交換反応の取り扱い

表3.4-1 イオン交換反応と表面錯体反応の比較

	イオン交換反応	表面錯体反応
反応式	$2S-Na + Mg^{2+} \leftrightarrow S_2-Mg + 2Na^+$	$SOH + Pu^{4+} \leftrightarrow SO-Pu^{3+} + H^+$
平衡定数	$K_{ex} = \frac{[Na^+]^2[S_2-Mg]}{[S-Na]^2[Mg^{2+}]}$	$K_{sc} = \frac{[SO-Pu^{3+}][H^+] \exp(-F\phi/RT)}{[SOH][Pu^{4+}] \exp(-4F\phi/RT)}$
相違点	<p>質量作用の法則から導いた平衡定数を比べると、 表面錯体モデルでは、ボルツマン項$\exp(-F\phi/RT)$が存在するが、 イオン交換モデルでは考慮する必要がない。あるいはボルツマン 項が常に1とみなせる。</p>	

(注) イオン交換反応の定式化

通常質量作用の法則を適用すると、平衡定数は次のように表される。

$$K_{ex1} = \frac{[Na^+]^2[S_2-Mg]}{[S-Na]^2[Mg^{2+}]}$$

3) 地下水流動による物質の移動

現在のPHREEQEでは、系内への物質の流入および系外への物質の流出を解くことができない。ただし、元の溶液組成に別の組成の溶液がある比率で混合する場合を解くことができるので、これを擬似的な流動に置き換えて、見かけ上の流動現象に対応させることができる。

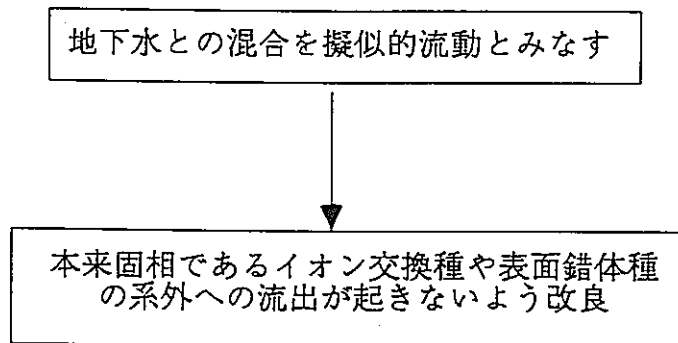
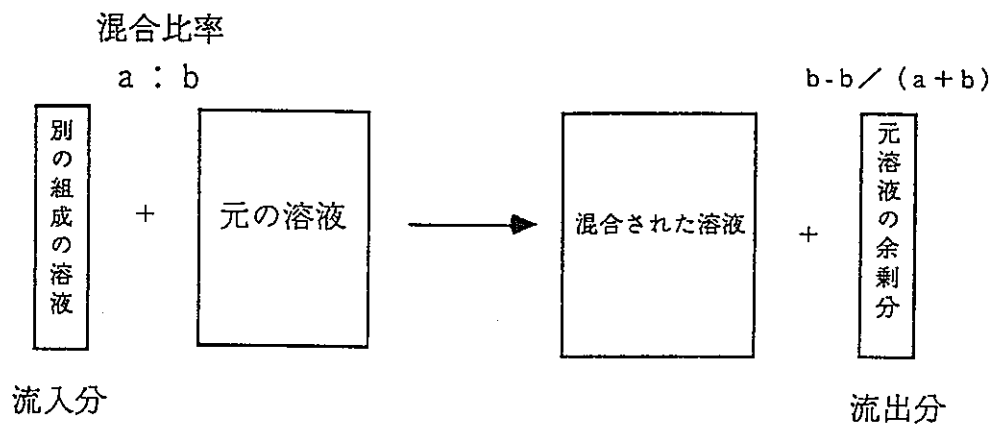


図3.4-4 地下水流動の取り扱い

ここでは、この方法を応用して、より適応性の高いシミュレーション手法に改良する。ただし、この方法では、イオン交換種や表面錯体種を溶存種とみなしているため、本来固相として系内にとどまるべきものが、流出分として系外に流れ去ってしまう。そのために修正を加える必要がある。その際、擬似的流動に置き換えた場合、本来固相であるイオン交換種や表面錯体種の流出を回避できるよう工夫が必要である。

3.5 活量係数の概略

緩衝材間隙水中のイオンの活量係数がどの程度になるかを、簡易解析手法によって概略検討した。検討の基礎となる原理はやはりPoisson-Boltzman方程式である。しかし、Poisson-Boltzman方程式は非線形方程式であるため、単純に解くことはできない。そこで、まず解析する間隙水を2つの極限状態に分け、各々の状態について適当な近似を導入することによってPoisson-Boltzman方程式を簡易に解く⁽⁶⁾。実際の状態はこの2つの極限状態の間にあるものと考えられる。

3.5.1 極限状態1 (Strong exclusion)

1) Poisson-Boltzman方程式

間隙水のイオン強度が低く、固液界面には厚い電気2重層が形成される^(注)場合を考える。これはまた、図3.5-1に示すように、電気2重層内には固体表面電荷と同じ電荷のイオン（同符号イオン）が殆ど存在しない状態でもある。これを極限状態の1とし、同符号イオンが間隙水中から完全に排除されていると見ることができるので、Strong exclusionと呼ぶことにする。

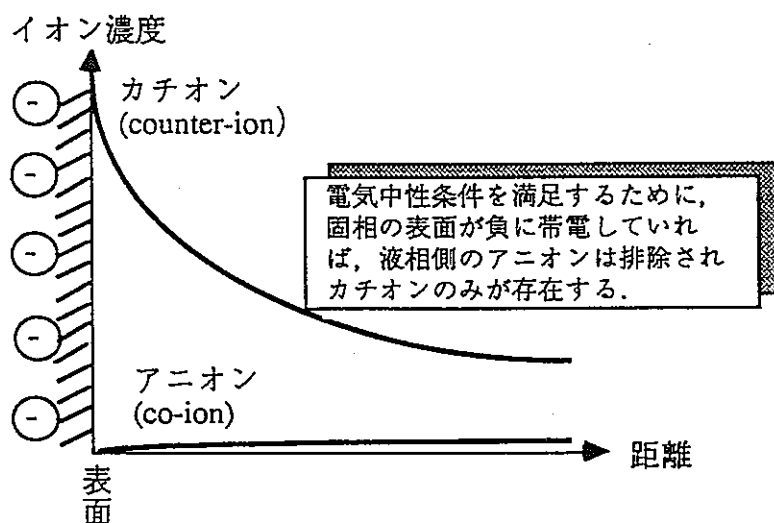


図3.5-1 固液界面でのイオンの分布

(注) Gouy-Chapman理論(拡散層理論)によれば、電気2重層内のイオンの分布は、静電力とブラウン運動が釣り合った状態で決まり、静電ポテンシャル分布はPoisson-Boltzman方程式で表せる。そして、式中のパラメータ、 κ 、はDebye長と呼び、その逆数は長さの次元を持ち、拡散層の厚みを示すパラメータとなる。 $1/\kappa$ と間隙水のイオン強度との間には、反比例関係があるので、イオン強度が高いほど電気2重層は圧縮され、厚さが薄くなる。

極限状態の1では、同符号イオンが全く存在しないものとして、Poisson-Boltzman方程式（以降P-B方程式と略記）を簡略化できる。さらに、間隙水中の対イオンを1種類に限定^(注1)すれば、P-B方程式は次式のようなになる。

$$\nabla^2\phi = \frac{ze}{\epsilon} \frac{c_0 \exp(-ze\phi/kT)}{\frac{1}{V} \int_V \exp(-ze\phi/kT) d^3r}$$

ここで、
 ϕ : 静電ポテンシャル
 z : 電解質イオンの電荷
 e : 電子の電荷素量
 c_0 : 電解質濃度
 k : ボルツマン定数
 T : 絶対温度
 ϵ : 溶媒誘電率
 V : 溶媒体積
 r : 半径

ここで、P-B方程式の境界条件を考える。極限状態の1では電気2重層が厚いので、図3.5-2に示すように、相對峙する固相壁面からの静電ポテンシャルの影響を受ける。これを2つの等しい平行平板と仮定^(注2)すれば、P-B方程式の境界条件は、対称境界条件、すなわち、2つの壁面間の midpoint でポテンシャル勾配が0、である。

(注1) 緩衝材の候補であるベントナイトにはスメクタイトを主成分とする粘土鉱物が含まれ、粘土鉱物の表面は通常負に帯電している⁽¹⁰⁾。従って、考慮すべき対イオンはカチオンである。さらに、ベントナイトの水浸積試験の結果⁽⁵⁾から、ベントナイト-水系では圧倒的にNaの濃度が他のカチオンよりも高いことが予想されるので、考慮すべきカチオンをNaに限定することは妥当である。

(注2) スメクタイトは層状構造を持つことが透過型電子顕微鏡による観察で確かめられており⁽¹¹⁾、約1000Å×1000Å×9.9Å(D)程度の大きさ⁽¹²⁾の薄い立方体（層状体と呼ぶ）が積み重なった構造（これを重層体と呼ぶ）を持っている。スメクタイトが水を含むと、層状体間に水分子が入り込み、重層体が別れて膨潤する。従って、固相壁面の配向状態を平行平板で近似することは妥当である。

静電ポテンシャル

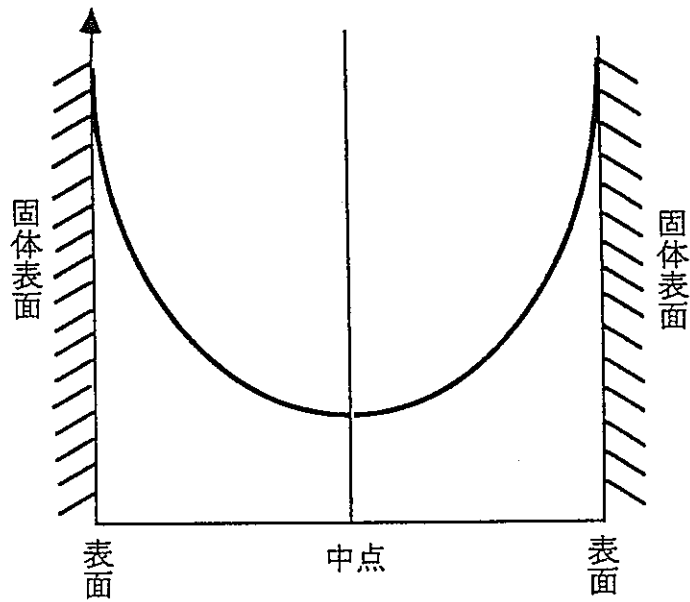


図3.5-2 固液界面での静電ポテンシャル分布

この式の解析解は、1次元の直交座標系あるいは円筒座標系に対して既に与えられ⁽⁶⁾ている。それらのうち直交座標系の解を示すと、次のようである。

まず、次の変数変換を施す、

$$\psi = \frac{ze\phi}{kT} - \ln \left[\frac{1}{V} \int_V \exp(-ze\psi/kT) d^3r \right] \quad (2a)$$

$$\xi = \sqrt{\frac{z^2 e^2 c_0}{kT\epsilon}} r \quad (2b)$$

ただし、 ϕ_0 : 中点での静電ポテンシャル

するとP-B方程式は簡略化され、次のようになる。

$$\nabla^2 \psi = \exp(\psi) \quad (3)$$

そして、得られた変換後のP-B方程式の両辺に $2d\psi/d\xi$ を乗じ、さらに境界条件として中点 ($\xi=0$) においてポテンシャル勾配0を与えれば、与式を1回積分して、

$$\frac{d\psi}{d\xi} = \sqrt{2(\exp(\psi) - \exp(\psi_0))} \quad (4)$$

さらに、上式を積分すると、

$$\begin{aligned} \xi &= \int_{\psi_0}^{\psi} \frac{d\psi}{\sqrt{2(\exp(\psi) - \exp(\psi_0))}} \\ &= \sqrt{2} \exp(-\psi_0/2) \cos^{-1}\{\exp(\psi_0 - \psi)/2\} \end{aligned} \quad (5)$$

これを整理すれば、

$$\exp(-\psi) = \exp(-\psi_0) \cos^2\left(\frac{\xi \exp(\psi_0/2)}{\sqrt{2}}\right) \quad (6 a)$$

または

$$\psi = \psi_0 - \ln\left[\cos^2\left(\frac{\xi \exp(\psi_0/2)}{\sqrt{2}}\right)\right] \quad (6 b)$$

ここで、平板壁面 ($\xi = \xi_R/2$) におけるポテンシャル勾配を考えて、(4)式から、

$$\left(\frac{d\psi}{d\xi}\right)_{\xi_R/2} = \sqrt{2(\exp(\psi_W) - \exp(\psi_0))} \quad (7)$$

となるから、(6 a) 式において $\xi = \xi_R/2$ として ψ_w を求め、それを (7) 式に代入して ψ_w を消去すれば、

$$\frac{\xi_R^2}{8} = \left(\frac{\xi_R \exp(\psi_0/2)}{2\sqrt{2}} \right) \tan\left(\frac{\xi_R \exp(\psi_0/2)}{2\sqrt{2}} \right) \quad (8)$$

これから、中点での静電ポテンシャル ψ_0 が求められる。一旦 ψ_0 が得られれば、後は (2 a)、(2 b)、(6 b) 式から直ちにポテンシャル分布が求められる。

2) 活量係数

P-B方程式の解から、粘土の固液界面での静電ポテンシャル ψ の分布が求められる。化学ポテンシャル μ_i はこの静電ポテンシャルを用いて次のように表すことができる⁽¹³⁾ (この式の算出は後述の補足説明参照)。

$$\mu_i = \mu_i^0 + kT \ln \frac{n_i}{\int \exp(-z e \phi / kT) dV} \quad (9)$$

ここで、 n_i : 体積 V 中の移動性イオン i の個数

μ_i^0 : イオン i の標準化学ポテンシャル

活量係数の定義から、

$$\mu_i = \mu_i^0 + RT \ln(c_i \gamma_i) = \mu_i^0 + RT/N_A \ln\left(\frac{n_i}{V} \gamma_i\right) \quad (10)$$

(9) 式と (10) 式を比較すれば、活量係数は

$$\frac{1}{\gamma_i} = \frac{1}{V} \int_V \exp\left(-\frac{z e \phi}{kT}\right) dV \quad (11)$$

従って、静電力による活量係数への寄与は、(11)式にポテンシャル分布を代入することによって、次式で算定できる。つまり、(6b)式から ψ を求め、それを(2a)式に代入し、正味のポテンシャル ψ に変換し、それをさらに(11)式に代入する、という手はずになる。ただし、ここでは多少の技巧を要する。すなわち、ポテンシャルの絶対値は不明であるから、変換したポテンシャル ψ の絶対値は重要ではないので、(2a)式の右辺第2項の定数項(後述の規格化条件から)は無視しても差し支えない。

(注) 化学ポテンシャルの定義に従えば、自由エネルギーに対する全ての寄与(化学的あるいは静電的を問わず)の総和をとり、それをイオン数で偏微分する事で化学ポテンシャルが得られる。ここで自由エネルギーに対する静電的な寄与は、静電エネルギー、 E_e 、と体積 V 中でのイオンの配列に起因する混合エントロピ、 S 、を用いて次のように表現できる。

$$G = E_e - TS + \sum_i n_i \mu_i^0$$

上記の手順で得られる活量係数を、まず、対イオンの場合に示すと、次のようになる。

$$\begin{aligned} \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} &= \frac{2}{\xi_R} \int_0^{\xi_R/2} \exp(-\rho \psi_0) \cos^2 \rho \left(\frac{\xi_R \exp(\psi_0/2)}{2\sqrt{2}} \right) d\xi \\ &= \left(\frac{\tan a}{a} \right) \rho \int_0^1 \cos^2 \rho(a\theta) d\theta \end{aligned} \quad (12)$$

$$\text{ただし, } a \equiv \left(\frac{\xi_R \exp(\psi_0/2)}{2\sqrt{2}} \right)$$

$$\rho = Z_{\text{co-ion}}/Z_{\text{counter-ion}}$$

次に、同符号イオンの活量係数についてであるが、これは次のように考える。
 静電ポテンシャル場にある対イオンのローカルな濃度 c_i は平板内の平均濃度 c_0 を用いて

$$c_i = c_0 V \frac{\exp(-ze\phi/kT)}{\int_V \exp(-ze\phi/kT) dV} \quad (13)$$

となる。上式中の指数関数の項 $\exp(-ze\phi/kT)$ はイオン濃度の位置による相対的關係を示し、それを積分して体積 V で割ればイオン濃度の平均値（相対的）にならなければならないので、当然

$$\frac{1}{V} \int_V \exp(-ze\phi/kT) dV = 1 \quad (14a)$$

つまり、

$$\frac{1}{V} \int_V \exp(\psi) dV = 1 \quad (14b)$$

が成り立つ。（これは Strong Exclusion 近似における静電ポテンシャルに対する規格化条件となる。）よって、活量係数は、

$$\frac{1}{\gamma_{\text{counter-ion}}} = \frac{1}{V} \int_V \exp(\psi) dV = 1 \quad (15)$$

となる。

3.5.2 極限状態 2 (Weak exclusion)

1) Poisson-Boltzman 方程式

間隙水中のイオン強度が高く、固液界面には非常に薄い電気 2 重層しか形成されない状態を考える。このような仮想的状態を極限状態 2 とし、同符号イオンが完全に排除されることを仮定しないので Weak exclusion と呼ぶ。

この状態では、電気 2 重層が薄いため相対峙する固相壁面からの静電ポテンシャルの影響を殆ど受けず、単一壁面のみの静電ポテンシャル分布を考慮すれば良い。また、図 3.5-1 に示したように、同符号イオンは対イオンに比べ濃度が極めて低いため、静電ポテンシャルに対する寄与が対イオンに比べてはるかに少ない。そのため、極限状態 2 では、同符号イオンと対イオンの電荷が異なる非対称電解質（例えば Na_2SO_4 、 CaCl_2 など）の場合でも対称電解質（例えば NaCl 、 CaSO_4 など）の理論をそのまま当てはめてもそれほど大きな相違を生じないので、P-B 方程式の解析はずっと簡略化される。

単一平板に対する対称電解質の P-B 方程式の解は次⁽¹⁴⁾のようになる。なお、極限状態 2 の境界条件は、単一平板を仮定しているのであるから、無限遠方でポテンシャル 0 である。

$$\nabla^2\phi = \frac{ze c}{\epsilon} \left[\exp\left(\frac{ze\phi}{kT}\right) - \exp\left(-\frac{ze\phi}{kT}\right) \right] \quad (16)$$

ここで、極限状態 1 の場合と同様に次の変数変換を考える。

$$\phi = \frac{ze\phi}{kT} \quad (17a)$$

$$\zeta = \sqrt{\frac{2ze^2c}{kT\epsilon}} x \quad (17b)$$

これによって、P-B 方程式は簡素化され、次のようになる。

$$\frac{d^2\phi}{d\zeta^2} = \sinh(\phi) \quad (18)$$

この場合の解は有名であり、

$$\phi = \frac{2kT}{ze} \ln \left(\frac{1 + \delta \exp(-\kappa x)}{1 - \delta \exp(-\kappa x)} \right) \quad (19)$$

ただし、

$$\delta \equiv \frac{\exp(ze\phi_0/2kT) - 1}{\exp(ze\phi_0/2kT) + 1}$$

$$\kappa \equiv \sqrt{\frac{2cz^2e^2}{kT}} \quad (\text{逆数:Debye長となる})$$

さらに、静電ポテンシャル ϕ から活量係数を得る方法は、前述の極限状態1の場合と全く同じである。ここでは結果⁽⁶⁾のみ示す。

$$\frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp((z_i/z)y) \frac{\sinh((z_i/z)y)}{\sinh y} dy \quad (20)$$

そして、1価の対イオンおよび同符号イオンに対する活量係数は、各々次のようになる。

$$\frac{1}{\gamma_-} = 1 - \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(y) dy \quad (21)$$

$$\frac{1}{\gamma_+} = 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(-y) dy \quad (22)$$

ただし、 $\Lambda = -\sinh\left(\frac{\phi_0}{2}\right) = \frac{\zeta_R}{8\Gamma} = \frac{\xi_R}{4\sqrt{2}\Gamma}$
 $\Gamma = \frac{c}{c_0}$ (c は外部バルク溶液中の対イオン濃度,
 c_0 は平板内の平均対イオン濃度)

3.5.3 活量係数の試算

活量係数の具体的計算式⁽⁶⁾を以下に示す。活量係数の表示は、何れも

$$\rho = z_{\text{co-ion}}/z_{\text{counter-ion}} \text{ をパラメータとして示している。}$$

1) 極限状態 1 (Strong Exclusion)

活量係数の表示は、何れも次のパラメータを用いて示す。

$$\rho = z_{\text{co-ion}}/z_{\text{counter-ion}} \quad a \equiv \left(\frac{\xi_R \exp(\phi_0/2)}{2\sqrt{2}} \right)$$

表3.5-1 極限状態 1 の活量係数算定式

イオン	活量係数算定式
同符号	$\rho=1; \quad \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} = \frac{\tan a}{a} \left[\frac{1}{2} + \frac{1}{2} \cos a \cdot \frac{\sin a}{a} \right]$
	$\rho=2; \quad \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} = \left(\frac{\tan a}{a} \right)^2 \left[\frac{3}{8} + \frac{\sin a}{a} \left(\frac{3}{8} \cos a + \frac{1}{4} \cos^3 a \right) \right]$
	$\rho=1/2; \quad \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} = \left(\frac{\tan a}{a} \right)^{1/2} \frac{\sin a}{a}$
対	$\frac{1}{\gamma_{\text{counter-ion}}} = 1$

2) 極限状態 2 (Weak Exclusion)

活量係数は、いずれも Λ 、 Γ と N をパラメータとして示す。

$$\Lambda = -\sinh\left(\frac{\phi_0}{2}\right) = \frac{\zeta_R}{8\Gamma} = \frac{\xi_R}{4\sqrt{2}\Gamma} \quad N = (\Lambda + \sqrt{\Lambda^2 + 1})^{-1}$$

表3.5-2 極限状態2の活量係数算定式

例	活量係数算定式
同符号	$\rho = 1; \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} = 1 - \frac{1 - N}{2\Gamma\Lambda}$ $\rho = 2; \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} = 1 - \frac{\frac{4}{3} - N - \frac{N^3}{3}}{2\Gamma\Lambda}$ $\rho = 1/2; \frac{1}{\gamma_{\text{co-ion}}} = 1 - \frac{\ln\left(\frac{2}{1+N}\right)}{2\Gamma\Lambda}$
対	$\frac{1}{\gamma_{\text{counter-ion}}} = 1 + \frac{1}{\Gamma} \frac{\Lambda - 1 + \sqrt{\Lambda^2 + 1}}{2\Lambda}$

3) 活量係数の事例

図3.5-3に、活量係数の推算手順を示す。また、この手順から得た事例を図3.5-4に示す。この図には活量係数を、無次元化した面距離 ξ_R をパラメータとして示した。なお、この図では、ベントナイト クニゲル V 1 中の間隙水組成から、表面と同じ電荷を有するイオンは主に硫酸イオン、表面と反対の電荷を有するのはナトリウムイオンと考えられる。すなわち、co-ionは SO_4^{2-} 、counter-ionは Na^+ である。従って、 $\rho = 2$ の式を参照すれば良い。

また、計算に必要な平行平板の面間距離等は、表3.5-3のように設定した。平板内の平均対イオン濃度は、PHREEQEによる推定値である。また、平行平板の面間距離は層状体の大きさをもとに決定⁽¹⁵⁾した。

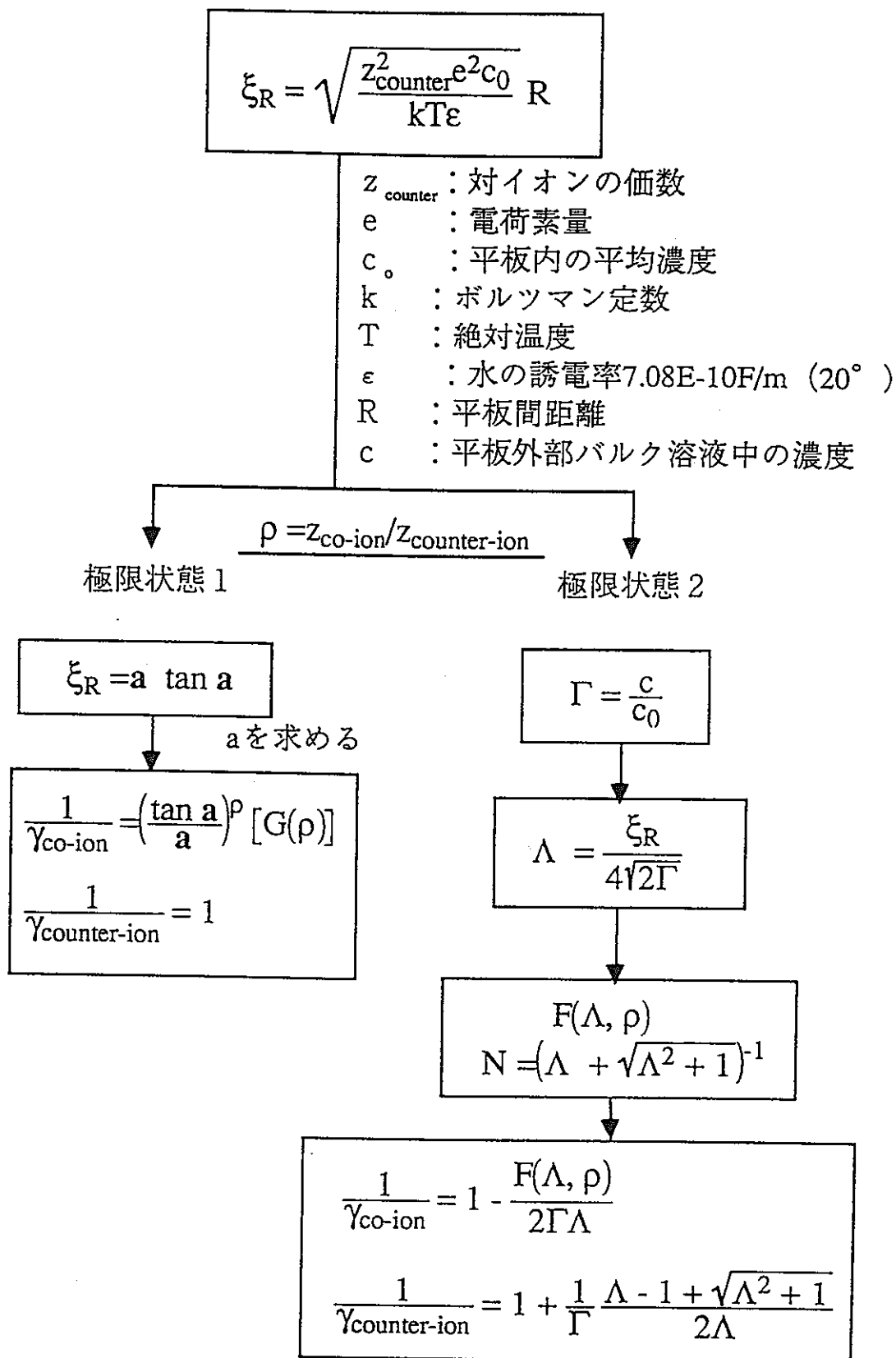


図3.5-3 活量係数の推算手順

表3.5-3 無次元面間距離

固液比 g/l	密度 g/cm ³	平板間距離 Å	平均濃度 mol/l	ξ_R
800	0.66	76.4	0.13	6.43
1000	0.78	61.2	0.16	5.69
2000	1.21	30.6	0.30	3.89
4000	1.69	15.3	0.35	2.09
6000	1.95	13.7	0.81	2.86
10000	2.11	7.64	1.05	1.82

平板間距離 : $2d = \frac{\epsilon_{sv}^}{100} t \frac{N}{N-1}$

ただし, 体積歪み $\epsilon_{sv}^* = \frac{G_s \frac{\rho_w}{\rho_{d0}} - 1}{\frac{C_m}{100}} \times 100$

- t : 層状体厚さ 9.88×10^{-8} cm
- N : 重層体中の層状体数 (=8)
- ρ_w : 水の密度
- ρ_{d0} : ベントナイト乾燥密度
- G_s : ベントナイト比重 (2.79 g/cm^3)
- C_m : モンモリロナイト含有率 (48wt%)

結果を見ると、乾燥密度換算で $1 \sim 2 \text{ g/cm}^3$ 程度までは、無次元面間隔は $1 \sim 6$ 程度の範囲であり、この時の活量係数は極限状態 1 では、同符号イオンおよび対イオンの活量係数は 1 に近い。一方、極限状態 2 では Γ の程度にもよるが、概して 1 からのズレは大きい。この Γ であるが、これはバルク濃度と平板内の濃度との比であるから、この数値が小さいほど平板内に（間隙中に）対イオンが濃縮していると見なせるので、モンモリロナイト表面電荷が大きく、それを補償するために対イオンがバルク側溶液より移動するケースに対応する。また、これは対イオンが表面近傍に強く束縛されるため自由イオンが減少し、活量係数が低下すると考えても良い。

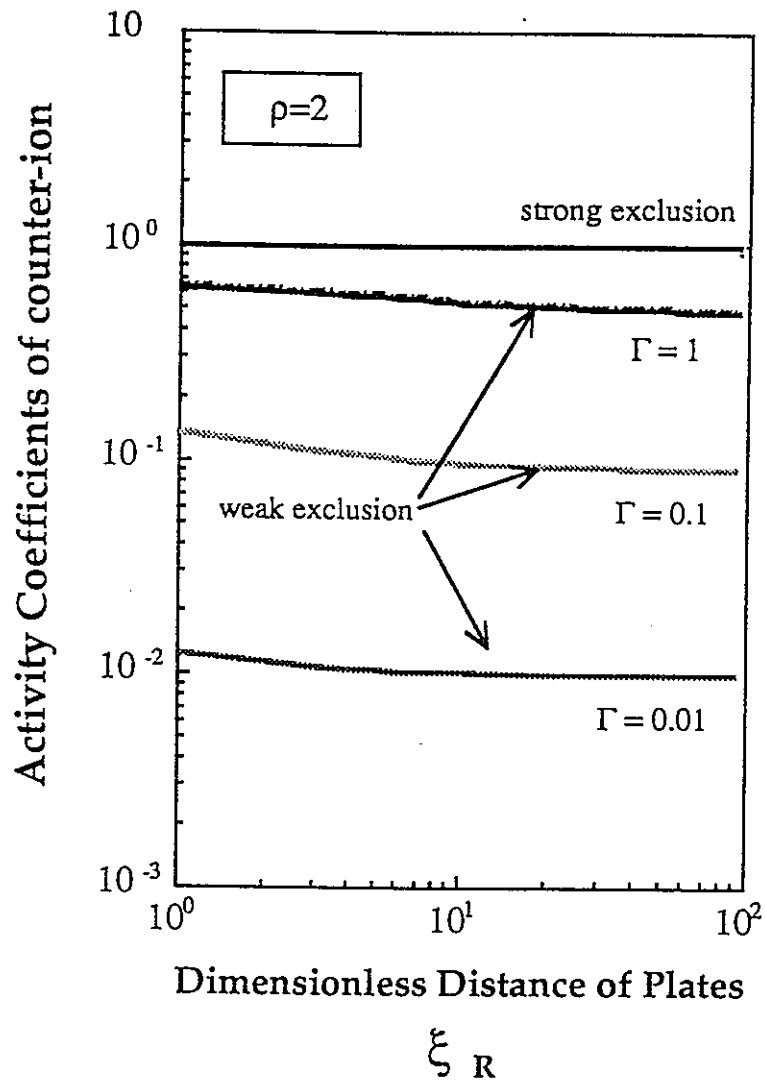


図3.5-4(1) 対イオンの活量係数（推算値）

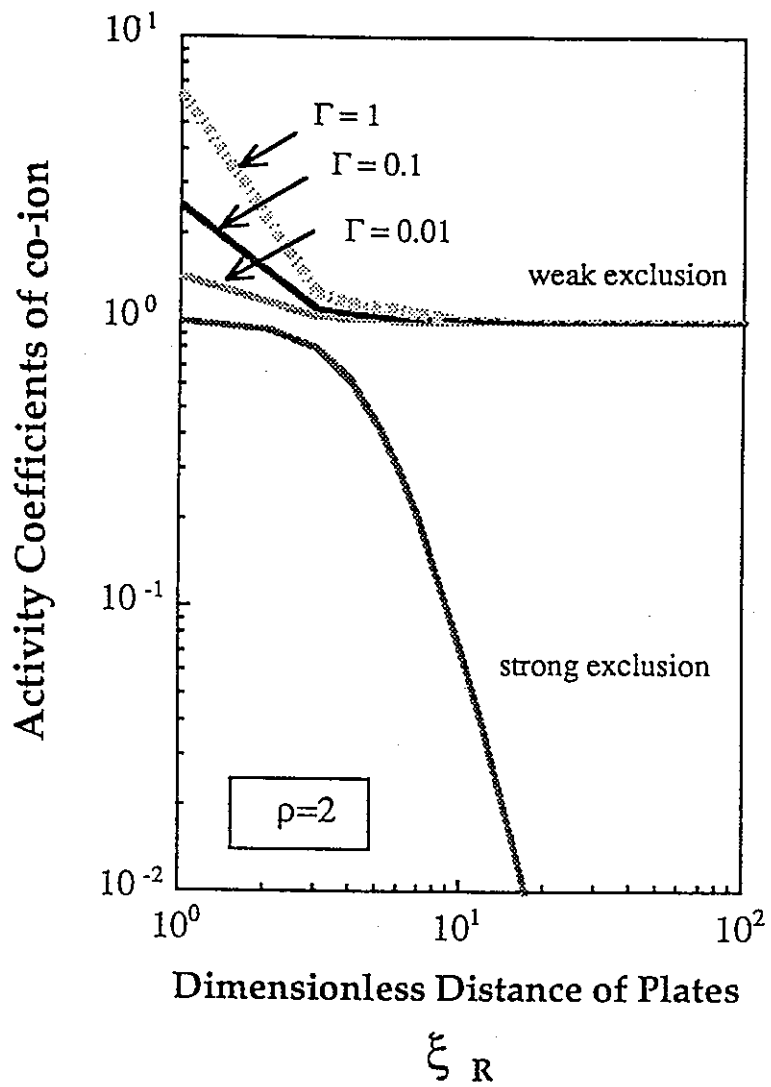


図3.5-4(2) 同符号イオンの活量係数 (推算値)

補足説明

静電ポテンシャル場での移動性イオンの化学ポテンシャル

化学ポテンシャルの定義に従えば、自由エネルギーに対する全ての寄与（化学的あるいは静電的を問わず）の総和をとり、それをイオン数で偏微分することで化学ポテンシャルが得られる。ここで自由エネルギーに対する静電的な寄与は、静電エネルギー、 E_e 、と体積 V 中でのイオンの配列に起因する混合エントロピー、 S 、を用いて次のように表現できる。

$$E_e = \frac{1}{2} \int_V \phi \sum_i (z_i c_i e) dV$$

$$S = -k \sum_i \int_V (c_i \ln c_i - c_i) dV$$

$$G = E_e - TS + \sum_i n_i \mu_i^0$$

これをもとに化学ポテンシャルを計算するには、まず、微少量のイオンを系に添加し、それ以外のどのような状態の変化も起きない場合を想定する。この時、静電ポテンシャル項の微小変化は

$$\begin{aligned} \delta E_e &= \int_V \sum_i (z_i c_i e) \delta \phi dV + \int_V \phi \delta \left[\sum_i (z_i c_i e) \right] dV \\ &= \int_V \phi \delta \left[\sum_i (z_i c_i e) \right] dV \end{aligned}$$

また、エントロピー項の微小変化は、イオンのローカル濃度を記述する次のボルツマン分布から、

$$c_i = \frac{n_i \exp(-ze\phi/kT)}{\int_V \exp(-ze\phi/kT) dV} \equiv \frac{n_i \exp(-ze\phi/kT)}{V_i}$$

$$\delta S = -k \sum_i \int_V \ln c_i \delta c_i dV = -k \sum_i \int_V \left(-\frac{z_i e \phi}{kT} + \ln \frac{n_i}{V_i} \right) \delta c_i dV$$

$$= \frac{1}{T} \int_V \phi \delta \left(\sum_i z_i e \delta c_i \right) dV - k \sum_i \left(\ln \frac{n_i}{V_i} \right) \int_V \delta c_i dV$$

体積 V を一定とすれば、 $\delta n_i = \int_V \delta c_i dV$ となり、以上から

$$\delta(E_e - TS) = kT \sum_i \left(\ln \frac{n_i}{V_i} \right) \delta n_i$$

よって、化学ポテンシャルは

$$\begin{aligned} \mu_i &= \frac{\partial}{\partial n_i} (E_e - TS + \sum_i n_i \mu_i^0) = \mu_i^0 + kT \ln \left(\frac{n_i}{V_i} \right) \\ &= \mu_i^0 + kT \ln \left(\frac{n_i}{\int_V \exp(-z_i e \phi / kT) dV} \right) \end{aligned}$$

3.5.4 活量係数の相違による溶解度変化の事例

ここでは、前節までに示した活量係数の推定方法を用いた場合、溶解度にどの程度の変化が現れるかを概略評価した。評価には地球化学計算コード M I N E Q L⁽¹⁶⁾を用いた。

(1) 地球化学計算コード M I N E Q L の概要

M I N E Q L は平衡定数法を用いた地球化学計算コードである。M I N E Q L の計算方法の骨格の大部分と、同様の計算コード W A T E Q⁽¹⁷⁾のデータベース部分との結合によって M I N T E Q⁽⁸⁾が作成されたことは有名である。

M I N E Q L の概要については文献⁽¹⁷⁾に譲るが、基本的な定式化の原理は、他のコードたとえば、P H R E E Q E⁽⁷⁾等とほぼ同じであり、質量作用の法則を多成分の非線形連立方程式に還元し、それを数学的に解く方法を採用している。ただし、解析方法に若干の相違があり、M I N E Q L は Newton-Raphson 法のみを用いているのに対し、P H R E E Q E では Continued-Fraction 法と Newton-Raphson 法の両者を併用しており、数学的にはより強力な手法を採用しているので、収束性に優れている。また、データベースは当然異なるし、また、データの入出力等のフォーマットにも相違がある。全体的には、M I N E Q L はコンパクトな分だけ、データの汎用性やフレキシビリティに欠ける面があることは否めない。

M I N E Q L の特徴は、コードが非常にコンパクトであり、また、活量係数の計算ルーチンが単純なため、改良が非常に簡単に出来ることにある。そのため、本検討では、M I N E Q L を用いることとした。今回、計算のために改良した部分は、活量係数の計算サブルーチン I O N C O R である。M I N E Q L では、Davies の式を用いて、活量係数を算定するが、P H R E E Q E の計算式とは若干定数の値が異なった式となっている。また、活量係数の計算ルーチンは、最初の一回しか実行されず、そのため、イオン強度を予め入力しておかなければならない。

Daviesの計算式：

$$\log \gamma = -A z^2 \left(\frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0.2 I \right) \quad (23)$$

ただし、 I はイオン強度、 z はイオンの価数、 A は定数で、温度が25度の時には0.5である。また、PHREEQEでは、右辺の第2項の定数は0.3を用いている。

(2) 活量係数計算ルーチンの改良

平行平板内での電気2重層内の静電ポテンシャルに基づいて活量補正をするため、まず、活量係数の一般形を導出しておく。イオン強度はかなり大きいと予想されるので、ここでは、Weak Exclusion近似（極限状態2）が成り立つものとする。イオンの活量係数はその価数で決まり、一般的に次のように書ける。

$$\frac{1}{\gamma_i} = 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\arcsin \Lambda} \exp((z_i/z)y) \frac{\sinh((z_i/z)y)}{\sinh y} dy \quad (24)$$

この式の展開については、既に1価イオンについては示したが、2価および3価のイオンについても示すと、次のようになる。

$$\begin{aligned} \frac{1}{\gamma_{+2}} &= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\arcsin \Lambda} \exp(2y) \frac{\sinh(2y)}{\sinh y} dy \\ &= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\arcsin \Lambda} \exp(2y) \frac{\exp(2y) - \exp(-2y)}{\exp(y) - \exp(-y)} dy \\ &= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\arcsin \Lambda} \exp(2y) \{ \exp(y) + \exp(-y) \} dy \\ &= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\arcsin \Lambda} \{ \exp(3y) + \exp(-3y) \} dy \quad (25) \end{aligned}$$

ここで補助関数として、次を導入すると、

$$\int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(y) dy = 1 + \exp(\text{arc sinh}(\Lambda)) \quad (26)$$

$$= 1 + (\Lambda + \sqrt{\Lambda^2 + 1}) \equiv 1 + M$$

$$\int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(3y) dy = \frac{1}{3} + \frac{1}{3} \exp(3 \text{arcsinh} \Lambda) = \frac{1}{3} + \frac{M^3}{3} \quad (27)$$

2 価のカチオンについて、次式が得られる。

$$\frac{1}{\gamma_{+2}} = 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \left\{ \frac{1}{3} + \frac{M^3}{3} + 1 + M \right\} = 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \left\{ \frac{4}{3} + M + \frac{M^3}{3} \right\} \quad (28)$$

全く同様に、3 価のカチオンについても、

$$\frac{1}{\gamma_{+3}} = 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(3y) \frac{\sinh(3y)}{\sinh y} dy =$$

$$1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(3y) \frac{[\exp(y) - \exp(-y)] \{ \exp(2y) + \exp(y) \exp(-y) + \exp(-2y) \}}{\exp(y) - \exp(-y)} dy$$

$$= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \int_0^{\text{arc sin } \Lambda} \exp(3y) \{ \exp(2y) + 1 + \exp(2y) \} dy \quad (29)$$

$$\begin{aligned} \frac{1}{\gamma_{+3}} &= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \left\{ \frac{1}{5} + \frac{M^5}{5} + \frac{1}{3} + \frac{M^3}{3} + 1 + M \right\} \\ &= 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \left\{ \frac{23}{15} + M + \frac{M^3}{3} + \frac{M^5}{5} \right\} \end{aligned} \quad (30)$$

ここで、カチオンに対する一般形を導出すると、

$$\boxed{\frac{1}{\gamma_{i+}} = 1 + \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \left\{ \sum_{j=1}^i \left(\frac{1}{2j-1} + \frac{M^{2j-1}}{2j-1} \right) \right\}} \quad (31)$$

ただし、

$$M = \Lambda + \sqrt{\Lambda^2 + 1}$$

$$\Lambda = \frac{\xi_R}{4\sqrt{2}\Gamma}$$

アニオンに対しても全く同じ手順で求められるのでここでは、最終的な一般形を示す。

$$\boxed{\frac{1}{\gamma_{i-}} = 1 - \frac{1}{2\Gamma\Lambda} \left\{ \sum_{j=1}^i \left(\frac{1}{2j-1} - \frac{N^{2j-1}}{2j-1} \right) \right\}} \quad (32)$$

ただし、

$$N = 1 / (\Lambda + \sqrt{\Lambda^2 + 1})$$

MINEQL内での活量係数の算定は、次のサブルーチンIONCOR2を組み込むことで行った。IONCOR2の処理の流れを、図3.5-5に示す。まず、主要対イオンであるNaイオン濃度をサーチし、これをC₀とする。C₀の値から、無次元平板間ξ_Rをもとめ、ついで、COMPONENTである各イオンの価数をサーチして、アニオンあるいはカチオンであるかどうかを判断し、各々に応じた活量係数算定式に従って、係数を算定する。次に、COMPONENTの結合体であるSPECIESの価数を算定し、これもCOMPONENTと同様に活量係数算定式を判断して、活量係数を求めておく。最後に、各々の活量係数から、見かけの錯体生成定数（濃度基準の値）をもとめて、以降の計算には見かけの生成定数K_{app}を利用する。

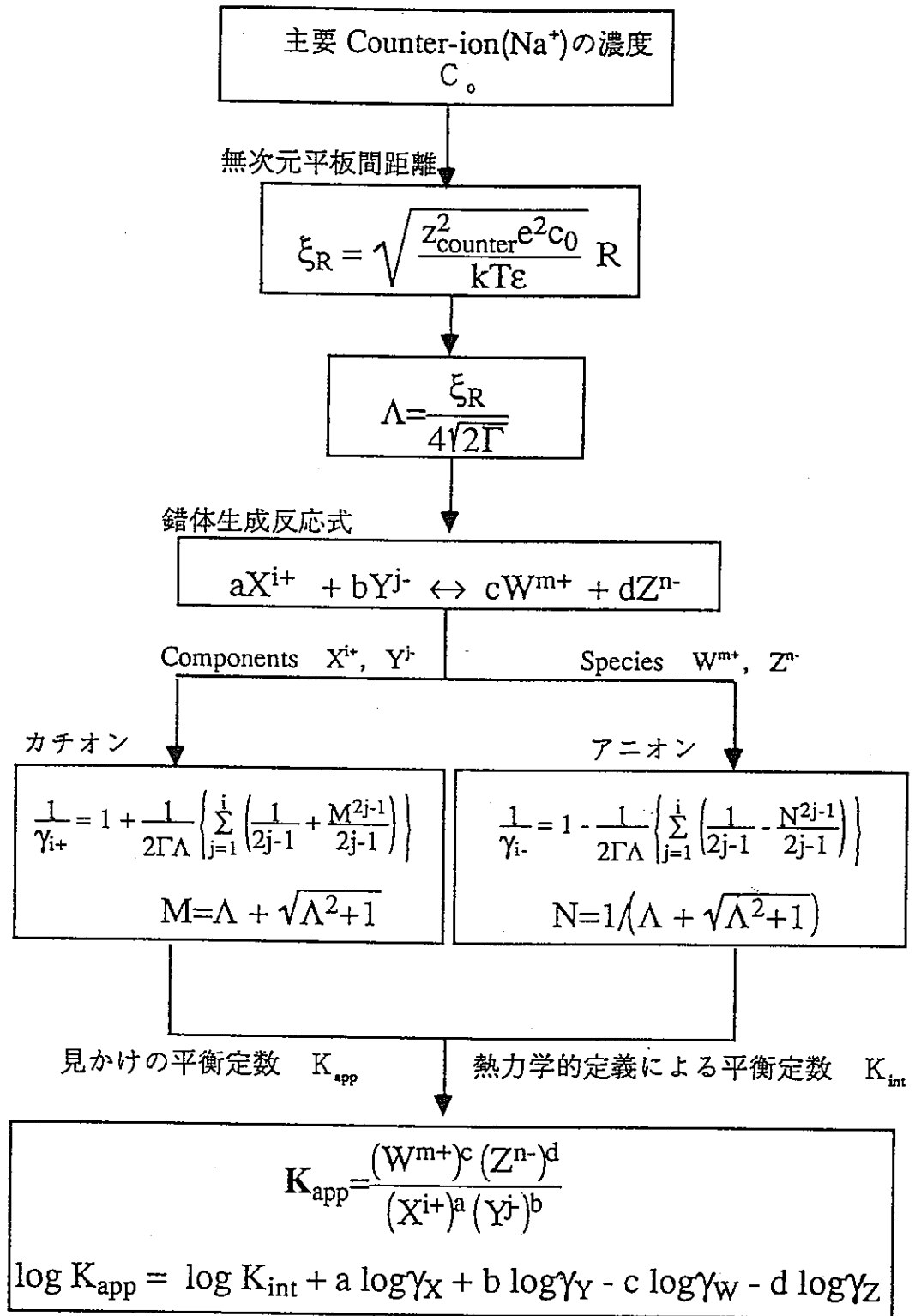


図3.5-5 活量補正サブルーチン IONCOR2 の処理流れ

(3) ウランの活量補正の事例

通常のDavies式のみを用いて活量補正を行った場合と、電気2重層の静電ポテンシャルに基づく活量補正を行った場合の比較を行った。対象とした元素はウランであり、MINEQLのデータベースを特に変更せず、そのまま使い、データそのものの吟味は特に行ってはいない。

表3.5-4に、入力した溶液データを示す。溶液組成は、PHREEQEを用いて推定した値⁽¹⁸⁾を用いた。PHREEQE自体が電気2重層の静電ポテンシャルに基づく活量補正を行っていないのであくまで概略的な値であるが、ここでは暫定的に用いることとする。

表3.5-4 MINEQLの入力溶液データ

固・液比「g/l」	pH	濃度「mol/l」			
		Na+	SO4-2	CO3-2	UO2+
8000	4~10	0.749	0.480	0.001	0.001

MINEQLの入力データの例を図3.5-6に示す。pHは表3.5-4に示す値となるように一定とし、簡単のため、モンモリロナイトなどの共存固相は考慮せず、水酸化ウランの固相のみが沈殿種として表3.5-4の溶液に共存する場合を計算対象とした。それ以外のウランの固相は想定していない。あくまで概略の評価として、簡易に計算するためである。

表3.5-5に、MINEQLのデータベースのうち、ウランに関連するものを示す。

表3.5-5 MINEQLのウランデータベース（錯体）

ID番号	平衡定数 K_{int}	番 個 号 数	番 個 号 数	番 個 号 数	番 個 号 数
12100	16.80	32 1	101 2		
12110	22.70	32 1	101 3		
12120	3.00	32 1	102 1		
12130	4.60	32 1	102 2		
12140	0.90	32 1	103 1		
12150	5.10	32 1	104 1		
12160	8.80	32 1	104 2		
12170	11.40	32 1	104 3		
12180	12.40	32 1	104 4		
12190	0.30	32 1	105 1		
12200	2.00	32 1	113 1		
12210	3.00	32 1	115 1		
12220	5.30	32 1	115 2		
12230	7.20	32 1	115 3		
12240	8.00	32 1	116 1		
12250	14.50	32 1	116 2		
12260	9.30	32 1	117 1		
12270	26.60	32 1	50 1	117 1	
12280	5.20	32 1	118 1		
12290	9.60	32 1	118 2		
12300	12.90	32 1	118 3		
12310	13.30	32 1	119 1		
12320	16.80	32 1	50 1	119 1	
12330	-0.50	32 1	50 -1	119 1	
12340	22.00	32 1	119 2		
12350	12.50	32 1	123 1		
12360	19.60	32 1	123 2		
12370	16.40	32 1	50 1	123 1	
12380	8.10	32 1	124 1		
12390	15.60	32 1	124 2		
12400	13.40	32 1	50 1	125 1	
12410	11.50	32 1	127 1		
12420	12.90	32 1	128 1		
12430	20.70	32 1	50 1	128 1	
12440	21.60	32 2	128 1		
12450	5.60	32 1	132 1		
12460	8.70	32 1	132 2		
12470	5.90	32 1	149 1		
12480	-5.30	32 1	50 -1		
12490	-5.30	32 1	50 -1		

つづき (固相)

21390	12.90	32	1	101	1
21400	3.40	32	1	113	1
21410	10.40	32	1	156	1
21420	-5.70	32	1	50	-2
21430	-5.70	32	1	50	-2

番号 32 : UO_2^{2+} 50 : H^+
 101 : CO_3^{2-} 102 : SO_4^{2-} 103 : Cl^- 104 : F^- 105 : Br^-
 114 以降は有機物のため省略

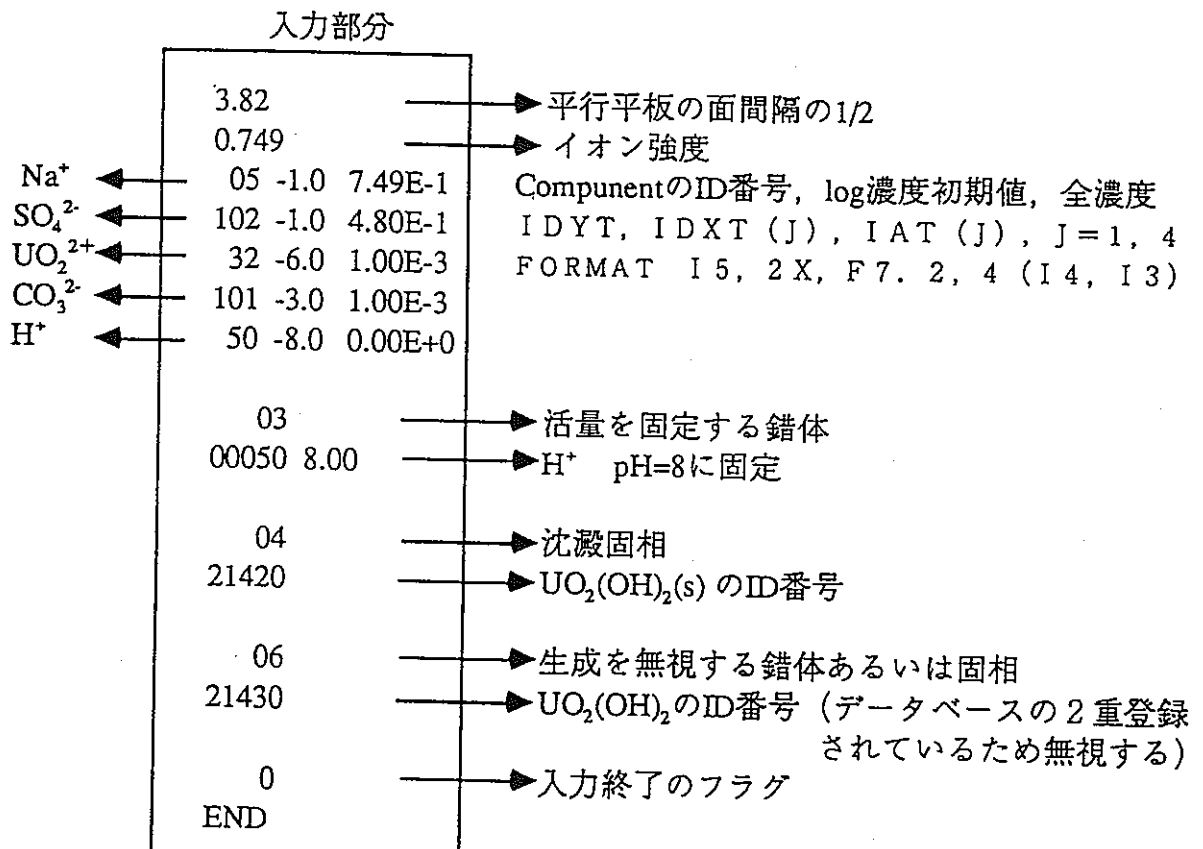


図3.5-6 MINEQLの入力例とその説明

活量補正による見かけの平衡定数の結果を3.5-6に示す。Davies式とあるものは、通常の活量補正式を用いた場合であり、Dresner式とあるものは、今回の補正式を用いた場合である。活量補正を行うことによって、見かけの平衡定数が熱力学的な（データベースにある）値とは異なり、しかも補正方法によっても数値が変化することが判る。

表3.5-6 活量補正の比較

	化学形	Davies式		Dresner式		熱力学的 平衡定数
		見かけの 平衡定数	活量 係数	見かけの 平衡定数	活量 係数	
Component	UO_2^{2+}		0.23		0.0099	
錯体	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$	15.54	0.23	14.80	0.0099	16.80
	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$	22.70	0.0028	20.70	1.0	22.70
	$\text{UO}_2(\text{SO}_4)$	1.74	1.0	1.00	1.0	3.00
	$\text{UO}_2(\text{SO}_4)_2^{2-}$	3.34	0.23	2.60	1.0	4.60
	$\text{UO}_2(\text{OH})^+$	-5.61	0.69	-3.56	0.0134	-5.30
固体	$\text{UO}_2(\text{OH})_2(\text{s})$	-6.01		-3.96		-5.70

* UO_2^{2+} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , OH^- による錯生成あるいは固相溶解反応の平衡定数として示す。

図3.5-7には、水酸化ウラニル固相としてのウランの溶解度の計算結果を示す。通常のDavies式による計算では、 $\text{pH}=5$ 以下において、固相の水酸化ウラニル $\text{UO}_2(\text{OH})_2$ は溶解してしまい、固相は形成されない。そのため、投入したウラン 0.001mol はすべて可溶性の状態にある。一方、Dresner式を用いた場合には、 $\text{pH}=5$ においても水酸化ウラニルは沈殿状態にあり、可溶性の水性種の濃度はそれほど上昇しない。また、 $\text{pH}=10$ においては、両者の補正方法により、ウラン濃度は約1桁異なる。これは、図3.5-8に示す、ウランの水性種の分布から、主要な溶存形態が炭酸ウラニル錯イオン $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ であることから、次のように定性的に説明できる。

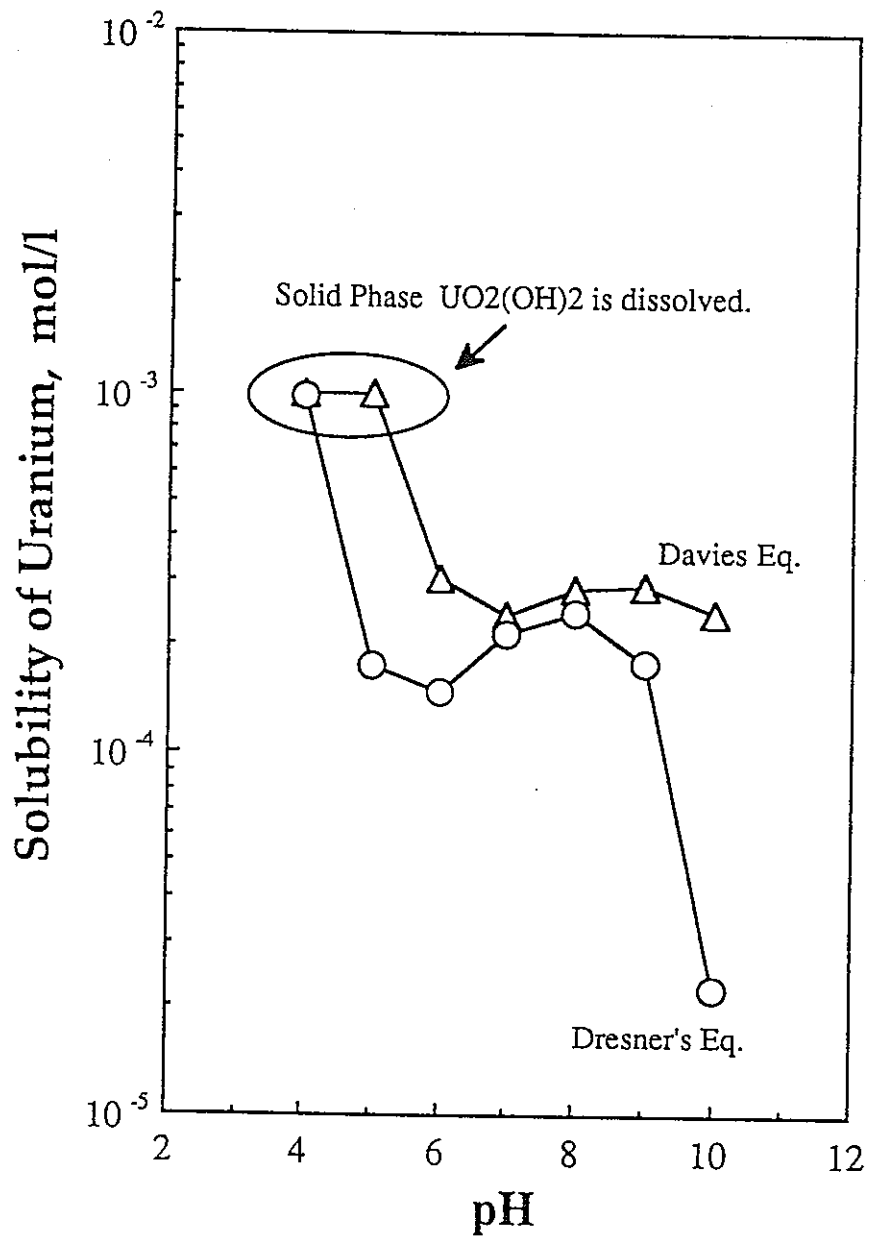
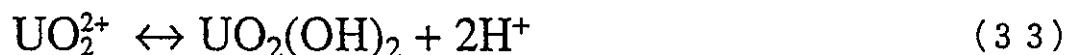


図3.5-7 活量補正によるウラン溶解度の変化

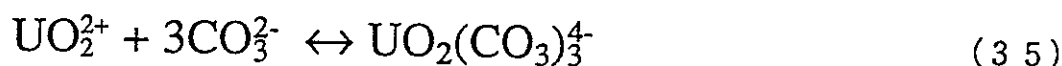
固相の生成反応は次のように表される。(関与する水は無視する。)



反応の平衡定数は

$$\log K_{\text{app}}^s = \log \left(\frac{\{\text{H}^+\}^2}{\{\text{UO}_2^{2+}\}} \right) = -2 \text{pH} - \log \{\text{UO}_2^{2+}\} \quad (3.4)$$

また、水性錯体の生成反応は次のようである。



同じく反応の平衡定数は

$$\begin{aligned} \log K_{\text{app}} &= \log \left(\frac{\{\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}\}}{\{\text{UO}_2^{2+}\} \{\text{CO}_3^{2-}\}^3} \right) \\ &= \log \{\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}\} - \log \{\text{UO}_2^{2+}\} - 3 \log \{\text{CO}_3^{2-}\} \end{aligned} \quad (3.6)$$

上記2式から $\log \{\text{UO}_2^{2+}\}$ を消去すると、次の関係が得られる。

$$\log \{\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}\} = \log K_{\text{app}} - \log K_{\text{app}}^s - 2\text{pH} + 3 \log \{\text{CO}_3^{2-}\} \quad (3.7)$$

つまり、固相の平衡定数と錯体の平衡定数の差が大きいほど、水性種 $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ の濃度が上昇する。ここで、Davies式を用いたときの $\log K_{\text{app}} - \log K_{\text{app}}^s$ は 28.71であり、Dresner式の場合のそれは24.66であるので、この差の分だけ、Davies式を用いた場合にはウランの水性種濃度は上昇する。これは、図3.5-7の結果と定性的に一致している。

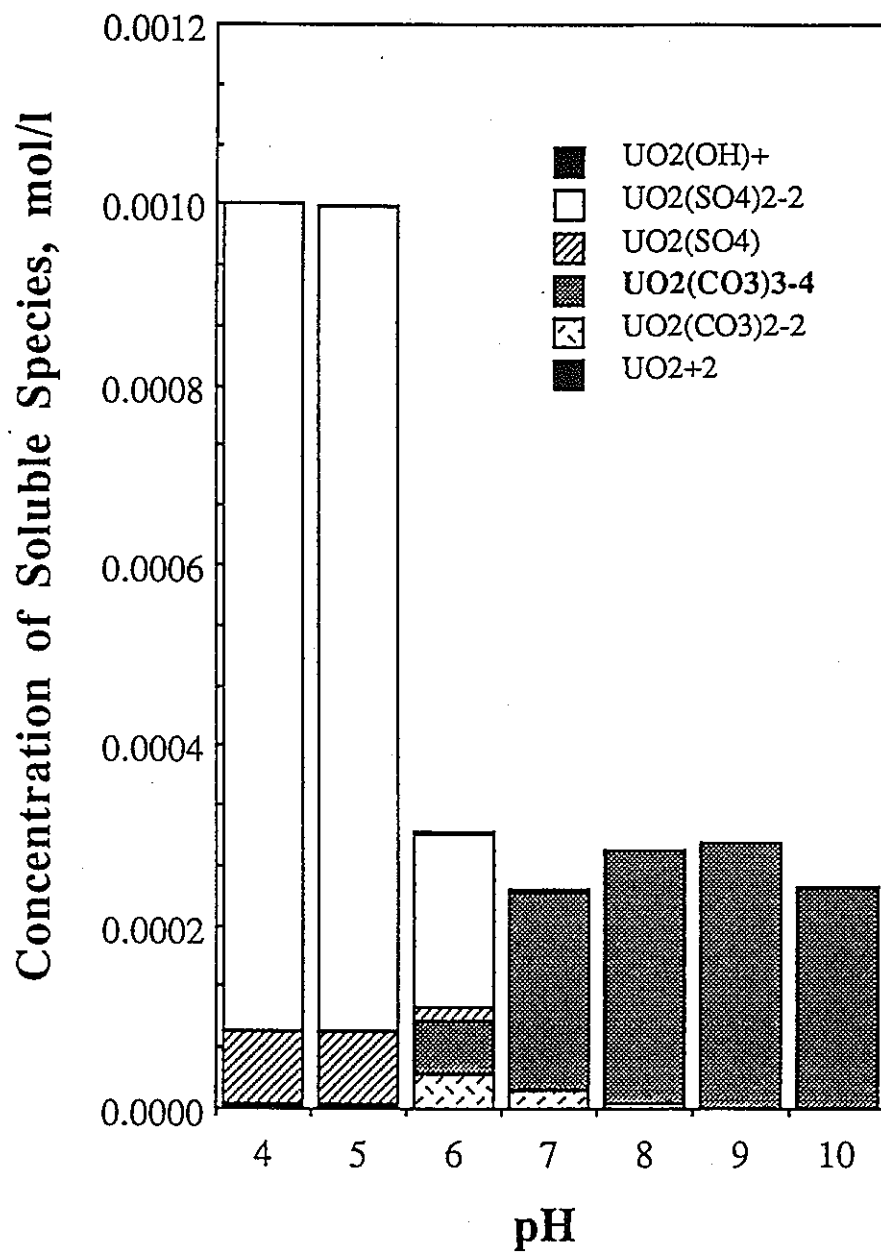


図3.5-8(1) ウランの水性錯体の分布 (Davies式)

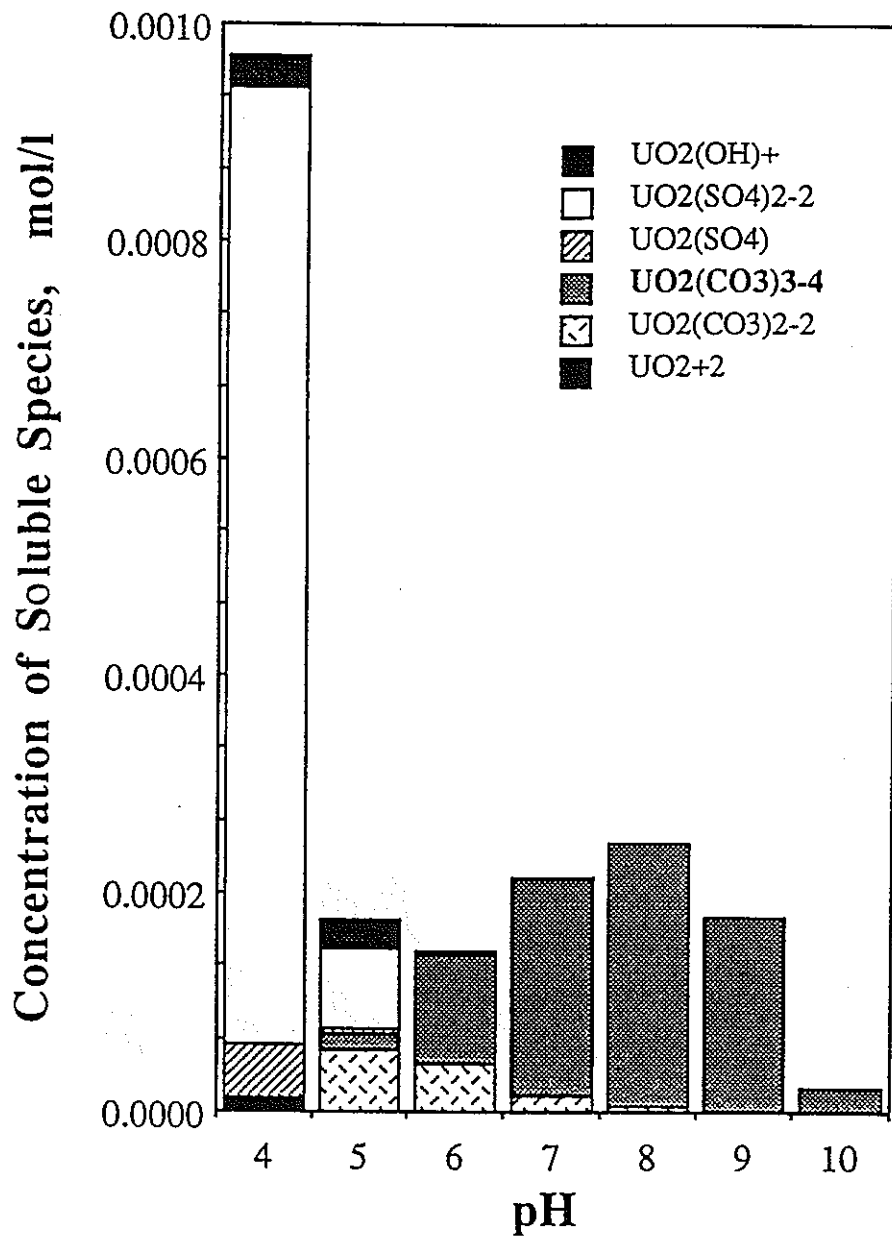


図3.5-8(2) ウランの水性錯体の分布 (Dresner式)

3.6 まとめ

現在、高レベル廃棄物地層処分の高い安全性が期待される背景には、TRU核種等の溶解度が非常に低いことが要因の一つに上げられる。この溶解度について、現在の評価方法の問題点を検討し、今後の検討課題を抽出した。主な結果は次の通りである。

- ・核種の溶解度を規定する緩衝材は高圧縮され、固体量に対して水量が非常に少ない。一方、従来推定の方法は水量と固体量とが適度な比率をもっている系に対して開発されたものであり、このような方法を上記の様な条件まで拡張して使用することの妥当性は、必ずしも明かでない。
- ・溶解度の算定は、手法のみでなく、用いる熱力学データにも強く依存する。そのため、まず、解析に使用する熱力学データセットを確定する必要がある。しかし、既存の熱力学データセット内のデータには、欠損するデータがあったり、入力ミスによる異常データが含まれている可能性があり、これらのチェックが必要である。異常データの検出および修正、ならびに欠損データの推定には、幾つかの経験則が知られており、これが推定のでががりを与える。
- ・高圧縮緩衝材は固液比の大きな系であり、緩衝材から溶出するナトリウムイオンや硫酸イオン濃度は極めて高くなる。このような高濃度下では、イオンは、粘土壁面からの電気化学ポテンシャルの影響を受け、通常の溶液中の活量とは大きく異なっている可能性がある。そのため、これらの影響がどの程度であるかを知る必要がある。
- ・電気2重層理論に立脚し、固体表面との相互作用を考慮した簡易法を用いて、粘土間隙水中のイオンの活量係数を見積った。その結果、イオンの活量係数は理想的な1よりも大きくずれ、条件によっては、これまでの溶解度の計算結果も大きく変わり得る可能性があることが判った。
- ・現在の地球化学反応解析コードには、処分に特有の条件である、(1)粘土の多成分イオン交換反応、(2)地下水流れ、等を十分考慮できないため、これらに関する改良が望まれる。

今後、上記の問題点の指摘を踏まえ、より信頼性の高い溶解度を得るための推定手法の改良ならびに熱力学データの収集・分析を行う必要がある。

4. 不確実性に関する検討

不確実性を扱うには、その目的が何かを明らかにしておく必要がある。ある数学モデルのパラメータ変動だけで十分とすることも考えられるからである。

H L W処分システムの性能評価の際に問題とされる不確実性は、付録Aの2章(2.4.1節)でも示されているように

タイプ① シナリオの不確実性

タイプ② モデルの不確実性

タイプ③ データの不確実性

の3つのカテゴリーに分類され、それらの内容はさらに表4-1のように分けられ、最も抽象的なものが①であり、タイプ①コタイプ②コタイプ③といった包含関係を呈するものと考えられる。

タイプ①の不確実性は、FEPの選定とFEPの組み合わせから構成されるシナリオの作り方に起因して生じ得るものである。従って、各専門分野のエキスパートの知見(国際的レビューも含め)をどれだけ有効に利用・反映することができるか、といった問題も含めて、スクリーニングプロセスを慎重に(反復的に)進めることで対処し得るものと考えられる。また、複数のFEPからシナリオを作成する自動作成システム(ツール)を開発しておくことも効率的アプローチの一つと考えられる。

表4-1 不確実性の種類

不 確 実 性 の 源	
不確実性のグループ	不 確 実 性 の 内 容
シナリオ	シナリオの将来の状態に関する不確実性
モデル 計算	概念的なモデル 数学モデル 数値的な近似 コーディング・エラー 精度 計算の限界
パラメータ データ	データの欠落もしくは不足 測定誤差 空間的並びに時間的な変動 エキスパートが与える想定

出典：(21)

次に、作成されたあるシナリオを可能な限り忠実に（数学的）表現し得る評価フレーム（モデル）を選ぶ必要があると考えられるが、核種移行モデル一つをとっても、媒体の取り扱い方によって多孔質媒体モデルと亀裂性媒体モデルのような移流拡散方程式のタイプのみならず、最近では、付録Bにも示されているように、岩石をフラクタル媒体と考えた新しいアプローチ方法も検討されている。このようなモデル化自体の多様なプロセスを経ること自体が様々な媒体への不確実性への対処の仕方の一つになっていると考えることも可能であろう。これがタイプ②の不確実性の数学モデルに関するものである。その他にも、タイプ②に属するものとして、数値的な近似の方法に起因するものやコーディングエラー、計算精度の問題などが指摘し得る。

評価フレーム（モデル）が決まっても、外生的な情報（パラメータ等）とこれをベースに算出される内生的な諸量との関係の不確実性（あるいは不安定性）を数学的に扱うアプローチが様々であり、パラメータにあるシナリオに沿って時間の関数型を直接付与する方法、客観的データを用いる確率論的アプローチでも、“エントロピー最大化”のようにパラメータの確率分布型を汎関数最適化問題の解として演繹的に導出するような体系の採用から、確率微分方程式のようにパラメータ分布に時間方向（あるいは空間方向）のランダム性を仮定する方法などがある。また、主観的確率評価手法としては、ベイズ統計学に基づいた確率分布変更の考え方や近代的な方法としては、ファジィ理論に基づくアプローチで、本質的に不確実なパラメータに対してメンバーシップ関数を与えて解析する方法（ファジィ微分方程式等もこのタイプに含め得る）や効用関数法、AHP法といった重要度解析手法の考え方の取り込みなどが考えられる。これらの不確実性は、タイプ③に属するものであり、その他にも、測定誤差の問題などが指摘し得る。

これらのアプローチ方法や概念を不確実性のタイプ・種類とシナリオ評価等の不確実性解析の目的に照らし合わせて適宜組み合わせ、採用するといったアプローチ方法が最も柔軟な不確実性への対処方法ではないかと考えられる。

This is a blank page.

あ と が き

高レベル放射性廃棄物地層処分システムの性能評価体系に関する4つのサブテーマ

- (1) スイスNagraのKristallin-Iの検討
- (2) ガス発生と移行
- (3) 地下水化学
- (4) 不確実性

を設定し、各専門分野のエキスパートによる議論を行い、今後の性能評価研究にとって重要と考えられるいくつかの課題を摘出・検討した。また、本年度は、特に(3)項に関し、より信頼性の高い溶解度算定のための簡単な解析作業を行った。

今後は、これらの研究課題に対し、具体的にアプローチ方法とその方法に必要なデータ・情報の収集・分析も含めたより詳細な検討を進め、その結果を性能評価体系に反映していくことが望まれる。

This is a blank page.

参 考 文 献

- (1) 大江他, 第7回放射性廃棄物セミナー資料集, 放射性廃棄物研究連絡会, 1991年.
- (2) Langmuir, D., in "Chemical Modelling in Aqueous Systems", Jenne ed., p353, 1979, American Chemical Society.
- (3) Ohe, T., et al., Proc. Int. Conf. Nucl. Waste Management & Environ. Remediation, ASEM/CSMES/CSNS, Prague, 1993.
- (4) Sasaki, Y., et al., Proc. Scientific Basis of Nucl. Waste Management, III/B29, Kyoto, 1994.
- (5) 佐々木, 他, 日本原子力学会, 「1992年春の年会」, C11, 1992年.
- (6) Dresner, L., J. Phys. Chem., 69, 2230 (1965).
Dresner, L. and Kraus, K., J. Phys. Chem., 67, 990 (1963).
- (7) Parkhurst, D. L., Thorstenson, D. C., and Plummer, L. N., PB-81-167801, Jan., (1985).
- (8) Felmy, A. R., Girvin, D. C., and Jenne, E. A., PB-84-157148, Feb., (1984).
- (9) Wolery, T. J., URCL-52658, Feb., (1979).
- (10) 日本粘土学会編, 「粘土ハンドブック第2版」, p108, 技法堂出版, (1987).
- (11) Push, R., Proc. Int. Workshop on Stress partitioning in engineered Caly Barriers, May, (1991).
- (12) 中野他, 農業土木論文集, 112, 55 (1984).
- (13) Marcus, R. A., J. Chem. Phys., 23, 1057 (1955).
- (14) 蓮精, 表面, 2, 21 (1964).
- (15) 小峯, 緒方, 電力中央研究所報告, U92045, 平成5年2月.
- (16) Westall, J. C., Zachary, J. L., and Morel, F. M., Rept 86-01, Oregon State Univ., (1986).
- (17) Bell, J. W., Jenne, E. A., and Cantrell M. W., US GS Open-File Report 81-1183, (1981).

(18)大江, 塚本, 藤田, 電力中央研究所報告, T92008, 平成4年10月.

(19)動力炉・核燃料開発事業団

「高レベル放射性廃棄物地層処分研究開発の技術報告書－平成3年度－」

PNC TN 1410 92-081 (1992).

(20)Nagra

「Kristallin-I : Safety Assessment Report」 Technical Report 93-22E

Feb.1994 (1994).

(21)NEA

「Uncertainty Analysis for Performance Assessments of Radioactive

Waste Disposal Systems」 Proc. NEA Workshop, OECE/NEA, Paris (1987).

付 録 A

Nagra Kristallin-I :Safety Assessment Report
(Technical Report 93-22E)⁽²⁰⁾の内容

This is a blank page.

K - I の目次

	ページ
1. 序論	7 5
1.1 スイスの廃棄物管理概念	7 5
1.2 高レベル/TRU廃棄物に関する計画	7 8
1.3 K - Iプロジェクトと安全評価の目的	8 1
1.4 報告書の構成	8 2
2. 安全評価 - 目的とアプローチ	8 3
2.1 序論	8 3
2.2 国際的な視点	8 3
2.3 法的基準と指針	8 4
2.4 不確実性と計算の階層構造	8 5
2.4.1 不確実性の取り扱い	8 5
2.4.2 計算の階層構造	8 6
2.5 評価に対する信頼性の確立	8 9
2.5.1 一般的なコメント	8 9
2.5.2 ロバスト性の概念	9 0
2.5.3 生物圏に関するモデリング - 特別なケースか?	9 1
2.6 スイスにおける性能評価の現状	9 2
2.6.1 新たな情報(第3章参照)	9 2
2.6.2 評価手法(第4章)とモデルの開発(第5章参照)	9 2
2.6.3 システムの理解に関する進展(第6章および第7章参照)	9 3
3. K - Iの処分システム	9 4
3.1 序論	9 4
3.2 安全性の概念	9 6
3.3 HLW発生とNagraモデル・インベントリ	1 0 0
3.3.1 HLW発生とガラス固化	1 0 0
3.3.2 Nagraモデル・放射性廃棄物インベントリ	1 0 0
3.3.3 安全評価におけるインベントリ	1 0 6
3.4 人工バリア	1 0 7
3.4.1 設計概要	1 0 7
3.4.1.1 仕様	1 0 7
3.4.1.2 熱的制約条件	1 0 8
3.4.2 廃棄物固化マトリクスと関連プロセス	1 0 9
3.4.2.1 仕様と機能	1 0 9
3.4.2.2 ガラスの腐食	1 0 9
3.4.3 鋳鋼製キャニスタと関連プロセス	1 1 0
3.4.3.1 設計と性能	1 1 0

3.4.3.2	スケールの腐食（一般）	1 1 1
3.4.3.3	スチールの局部腐食	1 1 2
3.4.3.4	腐食による水素発生	1 1 2
3.4.3.5	ガス発生のための機構	1 1 3
3.4.4	ベントナイト緩衝材と関連プロセス	1 1 3
3.4.4.1	設計と特性	1 1 3
3.4.4.2	飽和と膨潤	1 1 3
3.4.4.3	水理特性	1 1 4
3.4.4.4	ベントナイトの短期的な熱的安定性	1 1 4
3.4.4.5	ベントナイトの長期的安定性	1 1 5
3.4.4.6	キャニスタと廃棄物マトリクスとの相互作用	1 1 5
3.4.4.7	機械的相互作用とガス散逸	1 1 6
3.4.4.8	ベントナイト空隙水の化学	1 1 6
3.4.5	アクセストンネル、シャフトの埋戻し及び封鎖	1 1 7
3.4.6	人工バリアにおける放射性核種の吸着と輸送	1 1 8
3.4.6.1	キャニスタと廃棄物マトリクスの効果	1 1 8
3.4.6.2	ベントナイト空隙水における放射性核種の溶解限度	1 1 8
3.4.6.3	ベントナイト中の拡散と吸着	1 1 9
3.5	スイス北部の結晶質基盤岩の地質	1 2 0
3.5.1	広域地質構造とサイティング	1 2 0
3.5.2	結晶質基盤岩中の地下水流動経路	1 2 4
3.5.3	水理地質モデリング	1 2 8
3.5.4	地下水化学	1 3 2
3.5.5	核種吸着係数の設定	1 3 5
3.6	地表環境	1 3 7
3.6.1	広域地表条件	1 3 7
3.6.2	気候条件	1 3 7
3.6.3	土壌と自然環境	1 3 9
3.6.4	人間生活と経済	1 3 9
3.6.5	土地利用と農業	1 3 9
3.6.6	水資源とその利用	1 4 0
3.7	K-I安全評価計算のためのデータ	1 4 0
4.	シナリオ開発と取り扱い	1 4 7
4.1	アプローチ法	1 4 7
4.1.1	将来プロセス並びに事象の不確実性	1 4 7
4.1.2	スイスにおけるプロセス、事象の取り扱いのための 規制指針	1 4 8
4.1.3	シナリオ開発の手順	1 4 8
4.1.4	K-Iへの適用	1 5 2
4.2	K-IにおけるFEPカタログ	1 5 3

4.2.1	システムの理解（内容）の明確化	153
4.2.2	FEPカタログ案	153
4.2.3	スクリーニングの論拠	154
4.2.4	システム概念の開発	155
4.2.5	国際的知見に対する監査	157
4.2.6	K-I評価におけるFEP最終カタログ	157
4.3	K-Iのシナリオ同定	162
4.3.1	リファレンスシナリオ	162
4.3.2	変動シナリオの開発	164
4.3.3	人工バリアに関連したFEP	168
4.3.3.1	閉鎖もしくはキャニスタ密封の失敗	168
4.3.3.2	緩衝材定置のミスと不完全	168
4.3.3.3	キャニスタ破損時期の不確実性	169
4.3.3.4	破損キャニスタと放射線分解による 酸化還元フロント	169
4.3.3.5	鉄の腐食生成物への吸着と共沈	170
4.3.3.6	ガス発生と圧力発生	170
4.3.3.7	放射性ガスの放出	171
4.3.3.8	ベントナイトの変質	171
4.3.3.9	ベントナイトの流失	172
4.3.3.10	キャニスタの沈下	172
4.3.3.11	廃棄物からのコロイドの移行	173
4.3.3.12	坑道，たて坑及び閉鎖の失敗	173
4.3.4	長期にわたって起こりうる地質と気候の変化	174
4.3.5	アルプス造山運動の連続性を仮定した地質学的 FEPの効果	177
4.3.5.1	水平方向の動き	177
4.3.5.2	垂直方向の動き	177
4.3.5.3	主要な断層の動き	178
4.3.5.4	小規模の断層の動き	178
4.3.5.5	地震活動と応力場の変化	178
4.3.5.6	侵食／剥離作用	179
4.3.5.7	基盤岩の変質	179
4.3.5.8	火成活動	180
4.3.5.9	熱水の影響	180
4.3.5.10	地球外の現象	180
4.3.6	気候に関するFEPの影響	180
4.3.6.1	地下水の再供給	180
4.3.6.2	季節変動	181
4.3.6.3	侵食	181

4.3.6.4	未固結堆積岩と土壌	182
4.3.6.5	地下水化学	182
4.3.6.6	地下水の排水域	183
4.3.6.7	気候状態と農耕作業	184
4.3.7	人間活動とその影響	184
4.3.7.1	人間活動へのアプローチ	184
4.3.7.2	地下水と地表水及び土壌の汚染	185
4.3.7.3	地下深部の地下水の汲みだし	185
4.3.7.4	水管理の体系	186
4.3.7.5	採鉱と地下深部への掘削	186
4.3.7.6	地熱探査	187
4.3.7.7	人間活動の取扱いについてのまとめ	188
4.4	シナリオのまとめ	189
4.4.1	安全評価のためのシナリオ	189
4.4.2	ロバストな安全性の実証のためのシナリオ	192
4.4.3	保留したFEP	193
5.	モデルとデータベース	201
5.1	序論	201
5.1.1	モデル化のレベル	201
5.1.2	K-Iに含まれる安全評価モデルの範囲	202
5.1.3	K-Iの安全評価モデルチェーン	202
5.1.4	評価計算に用いるデータの選択	206
5.1.5	評価計算ケースの定義	207
5.2	ニアフィールドモデリング	211
5.2.1	モデル化のための仮定	211
5.2.1.1	特徴、事象、プロセス	211
5.2.1.2	簡略化とモデル構築のための付加的な仮定	213
5.2.2	数学的表現	217
5.2.2.1	廃棄物マトリックスからの核種の放出 (モデルの定式化)	217
5.2.2.2	ガラス/ ベントナイト境界でのマスバランス及び ベントナイト中の拡散の定式化	218
5.2.2.3	母岩への核種の放出	219
5.2.3	リファレンスケースの結果及びパラメータの変動 に対するモデルの感度	221
5.2.4.1	オーバーバックの寿命の増加	234
5.2.4.2	ガラスの溶解速度	234
5.2.4.3	元素の溶解度での制限	235
5.2.4.4	安定同位体を考慮した場合の溶解度分割の影響	236
5.2.4.5	ベントナイトの吸着係数	237

5.2.4.6	ベントナイトの厚さ	240
5.2.4.7	ベントナイト/母岩境界での地下水流速	240
5.2.4	ニアフィールドモデリング及びパラメータの要約	242
5.3	地質圏のモデル化	243
5.3.1	モデルの仮定	243
5.3.1.1	特徴、プロセス	243
5.3.1.2	簡易化とその他の仮定	244
5.3.2	数学的記述	245
5.3.2.1	支配方程式	247
5.3.2.2	初期条件と境界条件	248
5.3.2.2.1	初期条件	248
5.3.2.2.2	境界条件－モデル流路	248
5.3.2.3.3	境界条件－多孔質媒体	249
5.3.3	モデル方程式の解	250
5.3.3.1	線形吸着	250
5.3.3.2	非線形吸着	250
5.3.3.3	核種のコロイド移行	251
5.3.3.4	簡略解	253
5.3.3.4.1	定常解	253
5.3.3.4.2	放射平衡	254
5.3.4	入力パラメータ	256
5.3.4.1	移流	258
5.3.4.1.1	透水特性	259
5.3.4.1.2	透水特性の構造	261
5.3.4.1.3	流路長	264
5.3.4.2	分散	265
5.3.4.3	マトリクス拡散	265
5.3.4.3.1	拡散係数	265
5.3.4.3.2	拡散しうるマトリクスの幾何学的形状 並びに特性	265
5.3.4.4	マトリクス孔表面上での吸着	271
5.3.4.5	放射性核種のコロイド移行	273
5.3.5	パラメータの不確実性	273
5.3.5.1	ジオスフェアのリファレンスケース	273
5.3.5.2	パラメータ変動	276
5.3.6	地質圏のモデル化と性能に関する要約	286
5.4	生物圏モデル	288
5.4.1	序論	288
5.4.2	モデルの仮定	288
5.4.2.1	生物圏における特徴、事象、プロセスに関する仮定	289

5.4.2.2	簡略化とモデルの仮定の追加	291
5.4.3	数学的表記	292
5.4.3.1	Compartmentモデル	293
5.4.3.2	被曝経路	294
5.4.3.3	計算実行	296
5.4.4	生物圏リファレンスケースのパラメータ	296
5.4.5	生物圏における結果と感度解析	301
5.4.5.1	リファレンスケースの結果	301
5.4.5.2	灌漑用水源による感度	301
5.4.5.3	帯水層の厚さによる感度	301
5.4.5.4	浸食速度による感度	305
5.4.5.5	固液分配係数による感度	305
5.4.6	要約	305
6.	結果とその分析	307
6.1	序論	307
6.2	リファレンスシナリオ	309
6.2.1	モデルの想定	309
6.2.1.1	リファレンスケースの計算	309
6.2.1.1.1	リファレンスケースのパラメータ値	309
6.2.1.1.2	リファレンスケースの結果	311
6.2.1.1.3	ニアフィールドとジオスフェアにおける バリア性能の比較	311
6.2.1.2	パラメータ変動とリファレンスケース	316
6.2.1.3	処分場選定のための他のリファレンスエリア	325
6.2.2	変動モデルの想定	328
6.2.2.1	透水特性／マトリクス拡散の幾何学的表現	328
6.2.2.2	放射性核種の移行経路	334
6.2.2.3	地下水コロイドへの吸着	338
6.2.2.4	地下水流速の変動	342
6.3	変動シナリオ	345
6.3.1	序論	345
6.3.2	深井戸	346
6.3.3	縦坑のシールの欠落	348
6.3.4	シナリオに関連する気候の変動	351
6.3.4.1	気候変動シナリオ	357
6.3.4.2	気候変化による表面環境の変化	360
6.4	ロバストシナリオ	361
6.5	結果の要約	365
6.5.1	リファレンスシナリオ	365
6.5.1.1	リファレンスモデルの仮定	365

6.5.1.1.1	リファレンス ケースの結果	3 6 5
6.5.1.1.2	パラメータを変化させた結果	3 6 5
6.5.1.2	変動モデルの仮定	3 6 6
6.5.2	変動シナリオ	3 6 8
6.5.3	ロバストシナリオ	3 7 0
7.	まとめと結論	3 7 1
7.1	序 論	3 7 1
7.2	全体システム性能	3 7 2
7.3	人工バリアと天然バリアの性能	3 7 6
7.3.1	人工バリア, 天然バリア及び生物圏の相対的重要度	3 7 6
7.3.2	人工バリアの性能	3 7 7
7.3.3	天然バリアの性能	3 7 9
7.3.4	安全ケースにおいて保留した性能	3 8 1
7.4	潜在的なサイトにおける好ましい地質学的特性	3 8 2
7.5	安全評価ツールと評価結果の確信度	3 8 4
7.5.1	モデルとツールの開発	3 8 4
7.5.2	K-Iの評価計算における確信の構築	3 8 4
7.5.2.1	序 論	3 8 4
7.5.2.2	ベントナイト緩衝材の耐久性	3 8 7
7.5.2.3	溶解度の保守性	3 8 8
7.5.2.4	天然バリア中の核種移行モデル	3 8 9
7.6	北部スイスの結晶質岩の適性	3 9 2
7.6.1	評価結果	3 9 2
7.6.2	確信の度合い	3 9 3
Appendix 1	図表示結果に関して	3 9 4
Appendix 2	安全評価に関与する放射性核種の選択	3 9 7
Appendix 3	品質管理とトレーサビリティ	4 0 1
Appendix 4	データセット	4 0 3
Appendix 5	ニアフィールドと地質圏の性能の定量化	4 1 1
Appendix 6	ニアフィールド計算のための線量変換係数	4 1 3
Appendix 7	一般的な生物圏データ	4 1 5
参考文献		4 1 9

This is a blank page.

1. 序論

1.1 スイスの廃棄物管理概念

スイスにおいては、原子力発電所の運転、燃料サイクル、医療、産業および研究活動にともなって放射性廃棄物が発生する。廃棄物管理計画は、量の観点からは、現在運転されている原子力発電所（下表参照）寿命を40年と考え、それによって発生すると想定される量に基づいている（総発電量で約120GWe年）。

NPP	Reactor type	In operation since	Power capacity (MWe) (1992年現在)
Beznau I	PWR	1969	350
Beznau II	PWR	1971	350
Muehleberg	BWR	1972	320
Goesgen	PWR	1979	940
Leibstadt	BWR	1984	990

廃棄物の安全な管理は発生者の責任であり、最終処分によって永久に安全な管理を実現することが法律で求められている。このため、原子力発電所を運転している電力会社と、医療、産業および研究活動にともなって発生する放射性廃棄物に責任をもつ連邦政府とが、1972年にスイス放射性廃棄物管理組合（Nagra）を組織した。Nagraは最終処分に関連する研究開発に責任を持ち、例えば放射性廃棄物のコンディショニングや中間貯蔵は各発生者の責任となっている。

現在の管理概念では、使用済み燃料は海外に委託して再処理され、その結果発生する廃棄物がスイスに返還されることを前提としている。しかし使用済み燃料の直接処分も代替案として残されている。処分場として、低中レベル廃棄物処分場と高レベル/TRU廃棄物処分場の2つのタイプが考えられている。

低中レベル廃棄物処分場は、原子力発電所の運転や解体、医療、産業および研究活動から発生する低中レベル廃棄物と、再処理の結果生ずる低レベル廃棄物を対象としている。この処分場は、適切な母岩に水平に掘削されたアクセス坑道から展開されるタイプのもので、Wellenbergが候補サイトとしてノミネートされ、

許認可の手続きが開始されている。

高レベル／TRU廃棄物処分場は、再処理によって発生する高レベル廃棄物ガラス固化体（以下高レベル廃棄物という）と長寿命の中レベル廃棄物を対象としている。第一義的にはガラス固化体であるが使用済み燃料の直接処分についても視野に入れている。この処分場は、地下深部の地層中に建設され、たて坑によってアクセスされる処分坑道から構成される。このタイプの放射性廃棄物の処分については、海外の処分場や国際的なプロジェクトによる処分場への処分がオプションとして残されている。

高レベル廃棄物や使用済み燃料は、冷却のため、処分に先立って約40年間中間貯蔵される。原子力発電所を持つ電力会社にとっては、海外再処理によって発生した廃棄物の受け入れが至近の課題であり、それも含めて集中的な中間貯蔵施設を建設、操業するための組織、ZWILAGを設立した。中間貯蔵施設はWuerenlingenにあるPaul Scherrer Instituteのサイトに建設が計画されており、1993年夏に連邦政府の一般許認可が取得された。現在連邦議会で批准が進められている。1998年には操業が開始される見込みである。従って2020年以前に、高レベル廃棄物あるいは使用済み燃料の処分場が必要となることはない。

Fig. 1.1.1にスイスの放射性廃棄物の発生源と処分概念を示す。

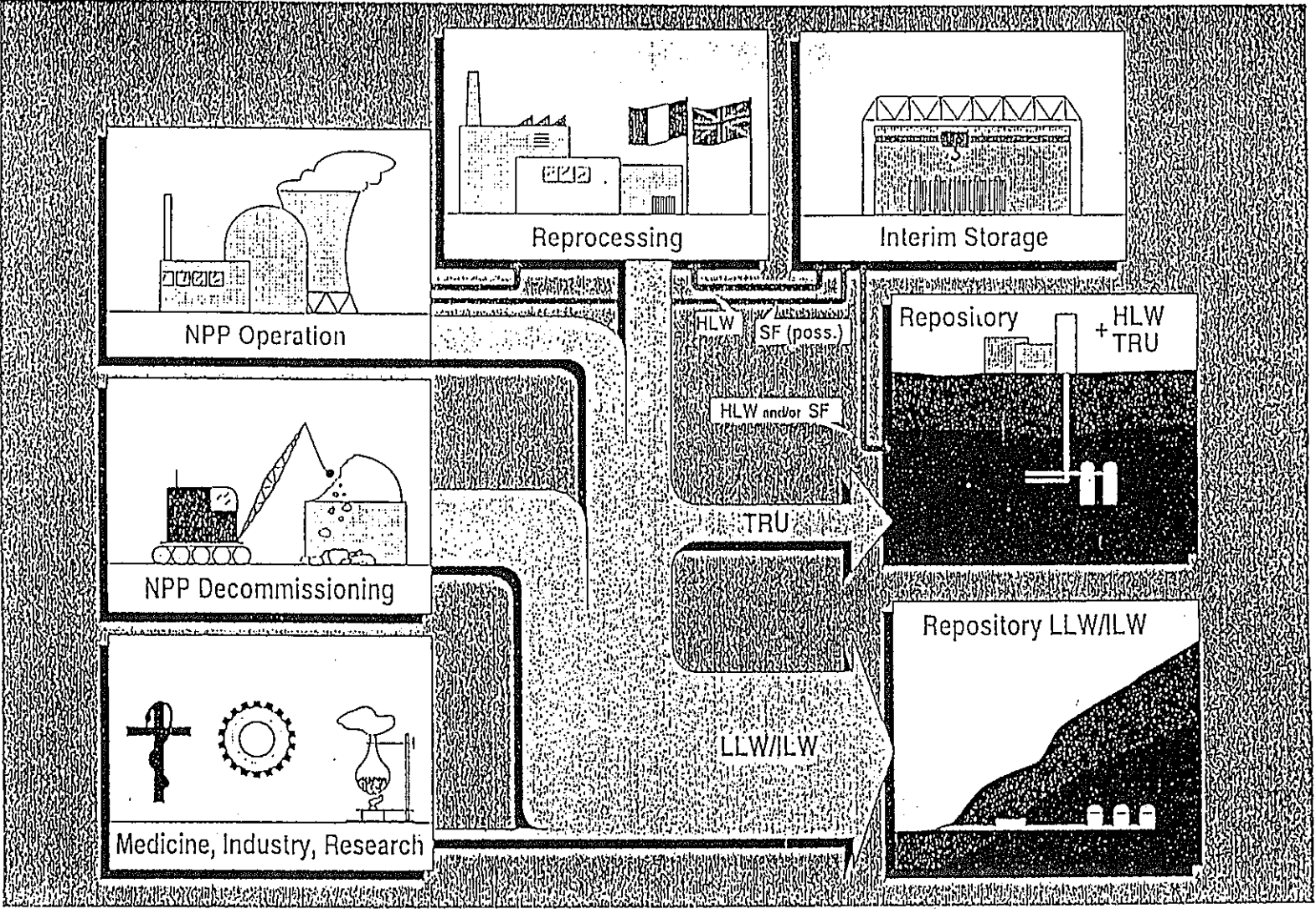


Figure 1.1.1: Overview of the sources of radioactive waste in Switzerland and the disposal concepts considered.

1.2 高レベル/TRU廃棄物に関する計画

Fig. 1.2.1に高レベル/TRU廃棄物処分に関する計画のスケジュールを示す。現在までの進展を以下にまとめる。

準備作業：1978年、電力会社とNagraはスイスにおける放射性廃棄物管理概念の主要な特徴をレポートにまとめた（VSE 1978）。堆積岩（Opalinus Clay、マール、岩塩、アンハイドライト等）、結晶質岩とも母岩として有効な候補とされた。

Project Gewähr 1985：1978年の連邦政府による原子力基本法見直しにより、1985年までに全タイプの放射性廃棄物について安全な処分の可能性が実証されることが、稼働中の原子力発電所の存続と新たな原子力発電所の許認可のための条件とされた。このためNagraはProject Gewähr 1985（NAGRA 1985；以下Gewähr'85と略記）を取りまとめた。Gewähr'85では高レベル廃棄物の処分地層として、北部スイスの結晶質基盤岩が想定されている。この地域に関する広域の地質環境調査は1980年代初頭から開始され、7本の深層ボーリングと総延長350kmの地震弾性波探査が計画されていた。Gewähr'85はこの調査計画が完了する以前に取りまとめる必要があったため、全ての地質データを用いることができなかった（最終的にSibilingenでの調査が終了したのは1989年）。

Kristallin-I（以下K-Iと略記）：このプロジェクトは上記地質環境調査から得られたデータ全てを統合的に使用し、新たな安全評価手法を用いて取りまとめられている。

堆積岩に関する研究：連邦政府は1987年、Gewähr'85の内容に対して堆積岩についても候補地層として調査することを勧告した。まず既存のデータに基づく可能性の検討が行われ、Opalinus Clayとモラッセ（Unter Sueswasser Molasse）が堆積岩の候補地層として選定された。これらの研究成果は1988年に中間報告書としてまとめられた（NAGRA 1988）。NagraはOpalinus Clayを優先して研究し、地震弾性波探査を含む地質調査が行われた（1991/1992年）。モラッセについては補足的な地質データも含め、主にデスクワークにより調査が継続されていた。1994年に行われた現状レビューで、モラッセをオプションとして残しながらもOpalinus Clayを最も優先順位の高い候補地層とすることがNagraおよび関係当局によって確認された。

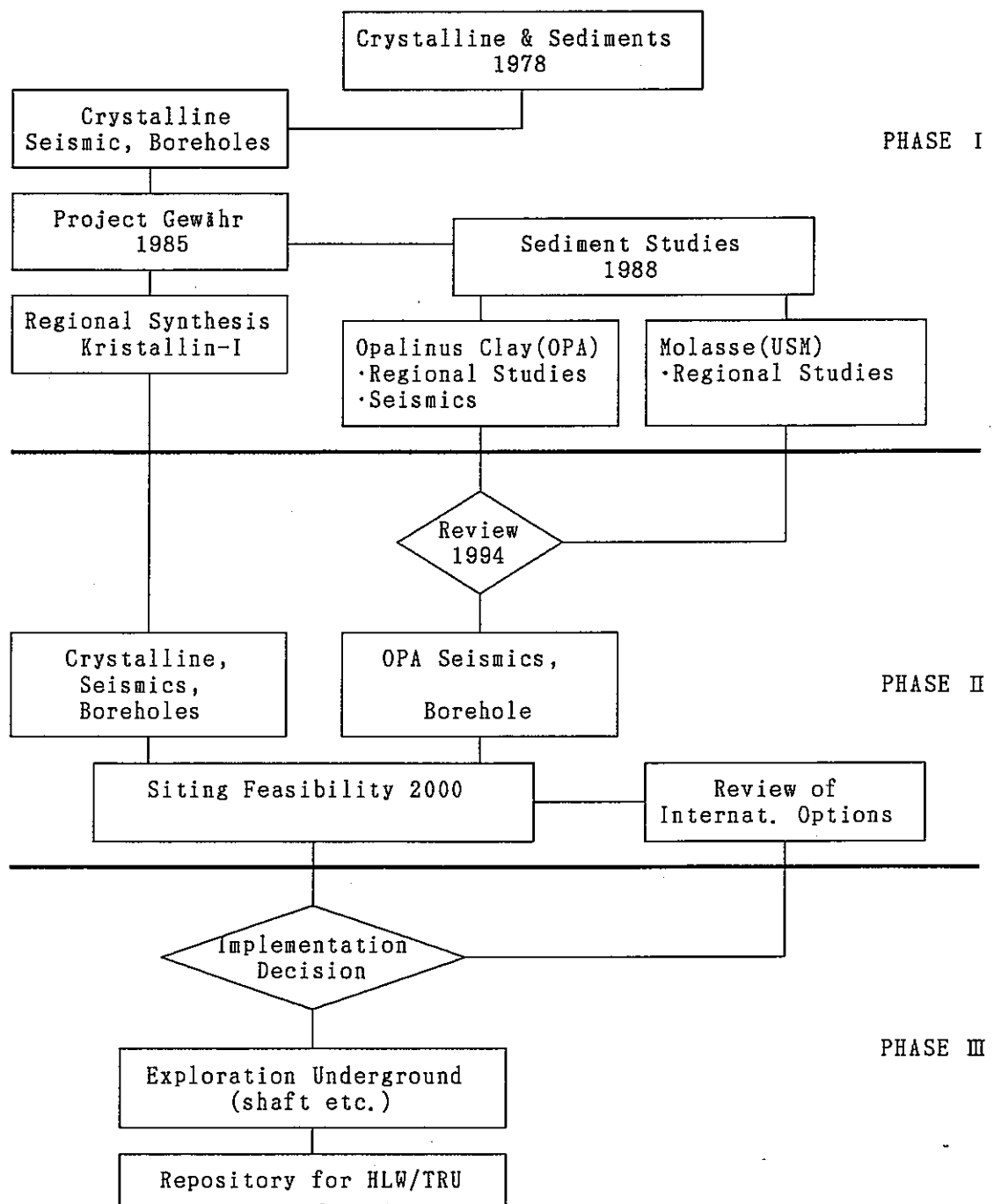


Figure 1.2.1: Programme for HLW/TRU: Milestones.

Standortnachweis（立地可能性の実証）：関係当局はGewähr'85によって工学的な実施可能性と処分の安全性については実証されたとしたが、十分な大きさをもった適切な岩体ブロックの存在を実証することを求めている。堆積岩については、適切なサイトの存在だけでなく工学的な実施可能性、処分の安全性についても完全には実証されていないが、Opalinus Clayは均質であるためデータの外挿性がよいと考えられ、限られた地質環境調査によっても立地の可能性を示すことが期待できる。Nagraは今後フィールド調査によって地質データを補足し、2000年までに総合的に処分の可能性を実証する計画である。

以上の計画に並行して、長寿命中レベル廃棄物とし使用済み燃料の処分に関連した研究が進められている。

1.3 K-Iプロジェクトと安全評価の目的

K-Iプロジェクトの主要な目的は、

- より充実したデータベース（特に地質環境に関するデータ）、改良された安全評価手法やモデルあるいはGewähr'85で残された課題に関する以後の研究に基づいてGewähr'85を補完、更新する、
- 高レベル廃棄物に関する処分計画のPhase Iとして、立地の可能性を示すための地域を選定してPhase IIのフィールド調査計画を準備するとともに、結晶質岩と堆積岩とを比較するための背景情報を整える、
- インベントリの変化（使用済み燃料、種々のタイプの長寿命中レベル廃棄物）や代替デザインを評価するためのベンチマークを作り、また統合的な性能評価を用いて研究の優先順位、将来の方向性を明らかにすることによって廃棄物管理計画に資する、

ことを目的としている。K-Iプロジェクトは、地質情報の合成（a geological synthesis）（THURY et al. 1994）、安全評価（本報告書）および調査研究（THURY et al. 1994, Chapter 11）という3つの要素からなる。

K-Iの安全評価の目的は、

- 適度に保守的な議論とロバスタな議論によって、北部スイスの結晶質基盤岩を再評価し、合理的に期待できる安全レベルと確信をもっていえる安全性のレベルを定量化する、
- 不確実性に対する性能の感度解析を含む定量的な性能解析により、人工バリアと天然バリア（geological barrier）の役割に関する理解を深める、
- 天然バリア性能の詳細な検討をおこなうこと、またこれによって鍵となる地質特性と関連するパラメータの望ましい範囲を明らかにすることによって、今後フィールド調査（Phase IIおよびIII）を行うべきサイトの特定に資する、
- より完成度の高い安全評価の方法論と手法のセット（シナリオ開発手法、Gewähr'85で重要とされたプロセス（コロイド、非線形収着等）に関する新しいモデル、新しい評価用計算機コードを含む）の開発とテストを行う、

ことである。

1.4 報告書の構成

この報告書は、K-Iの安全評価についてまとめたものであり、第2章では放射性廃棄物処分場の閉鎖後の安全評価における一般的な目的、最終処分場に対するスイスの放射線防護目標、安全評価に付随する不確実性に対するNagraの系統的なアプローチ、評価結果に十分なレベルの信頼性を得るための方法について述べられている。またGewähr'85以後の安全評価研究の進展についても触れられている。

第3章では安全評価に用いられたデータを含む情報ベースが示されている。まず人工バリアと天然バリアの役割や設計された性能とこれらの長期的な安全性への寄与（安全確保の概念）について述べられている。次いで廃棄物、人工バリア、地質と地表環境について、これらのシステム要素に特に放射性核種の放出と輸送の観点から影響を及ぼすと考えられるプロセスの詳細が併せて記述されている。またこれらの特質と関連するプロセスに付随する不確実性についても議論する。以上の情報に基づいて安全評価モデルに用いられる重要なデータが示されている。

第4章では第3章に示された情報を照合、選択し、不確実性を評価して安全性を実証するためのシナリオを明らかにするための手続きが述べられている。

第5章では長期的な性能を評価するためのモデルの開発について記述されている。モデルの詳細度に関する議論、安全評価のためのモデル体系、データの設定、評価ケースの定義がその内容である。評価モデルの主要なモデルであるニアフィールド、地質圏、生物圏モデルそれぞれの性能が、パラメータを変化させて調べられている。

第6章では全体システムの安全性に関連する主要な結果が示されている。リファレンスケースに対する被曝線量の計算が行われ、データやモデルに含まれる不確実性の影響が調べられている。また第4章で定義されている変動シナリオの評価が行われている。

第7章では主要な結果と結論が述べられている。

2. 安全評価 — 目的とアプローチ

2.1 序論

この章では安全評価の全体的な枠組みについて述べる。安全評価の枠組みは過去15年間以上にわたって形成されてきた国際的な合意に大きく依存している。このような国際的な合意についてはOECD/NEAの"Collective Opinion" (NEA 1991a) にまとめられている。安全評価の枠組みは、スイスの基準 (HSK, KSA 1993) や Nagraによって提唱された安全性の実証に関するアプローチ (例えばMcCOMBIE et al. 1991) を反映したものである。

2.2 国際的な視点

近年、多くの国で地層処分の長期的な安全評価が実施された (例えば、KBS 1983; NAGRA 1985; CEC 1988; SKI 1991; SKB 1992; VIENO et al. 1992; WIPP 1992; PNC 1992)。これらの評価は地層処分の長期的な安全性を定量化して説明するための方法を示しており、1) 処分システムとその環境の定義、2) 処分システムの性能を決定する可能性のあるプロセスと事象の特定、3) 予測モデルによる放射線の影響の定量化、4) 付随する不確実性の評価、が主要な要素となっている。安全評価は、単にシステム性能の推定を行う計算フレームを言っているのではなく、処分システムの物理的、化学的な挙動の十分な理解とその定量化、予測に伴う不確実性の評価、解析の適切さに対する確信をもたせることを目標とした広範な作業である (NEA 1991b)。

2.3 法的基準と指針

放射性廃棄物の最終処分場に関する法的な基準は、スイス連邦原子力安全規制局（HSK: the Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate）と連邦原子力安全委員会（KSA: the Federal Commission for the Safety of Nuclear Installations）とが共同で示したHSK指針R-21（HSK, KSA 1993）に定義されている。次の3つの防護目標が挙げられている。

- 発生しうると合理的に考えられるプロセスや事象によって、閉鎖された処分場から放射性核種の放出が生じた場合、いつの時点においてもこれによって個人の被曝線量が年間0.1mSvを超えてはならない。
- 防護目標1で考慮されなかった発生しそうなないプロセスや事象によって、閉鎖された処分場から個人が被ると考えられる重大な放射線リスクは、いつの時点においても年間 10^{-6} を超えてはならない。
- 処分場の閉鎖後は、安全性を保証するために付加的な施策を必要としてはならない。処分場は数年間で閉鎖できるように設計されていなければならない。スイスの基準では評価時間のカットオフは規定されていない。また被曝線量やリスクの計算は、少なくともそれが最大となる時点まで行うべきことが示唆されている。しかし将来にわたる長期の被曝線量計算は”指標”と考えられるべきであること、また現在の生活習慣が継続することを仮定した”参照（reference）”生物圏に基づくべきであることが陽に認識されている。

2.4 不確実性と計算の階層構造

2.4.1 不確実性の取り扱い

処分場の性能の推定に伴う不確実性は便宜上、次の3つに分類できる：

- －処分システムや考慮されている特質、事象およびプロセスの将来の変遷に関する不確実性（しばしばシナリオの不確実性と呼ばれる）；
- －関連する特質、事象およびプロセスのモデルを構成要素に含まれる不確実性（しばしば概念モデルの不確実性と呼ばれる）；
- －モデルに用いられるデータやパラメータの値に含まれる不確実性（しばしばデータの不確実性と呼ばれる）。

これらの不確実性について以下に説明し、K-Iでの扱いについて簡単に示す。

シナリオの不確実性（FEPの選定における不確実性）：

高レベル放射性廃棄物の安全評価では評価の対象となる期間が非常に長期にわたるため、天然の環境や工学的な特徴は、天然のプロセスや天然のプロセスと処分場との相互作用、あるいは処分と無関係の人間活動によって変化していく。このような処分システムの将来の変遷過程における不確実性は従来、安全性に関係すると考えられる特質、事象およびプロセス（総称してFEPという）を明らかにし、これらの相互関係に基づいて定量的評価のためのシナリオを作成する方法によって扱われてきた（NEA 1992）。最初のFEPリストの網羅性と安全性評価のためのシナリオへのFEP選定に不確実性が含まれる。K-Iにおけるシナリオ開発の手続きは第4章で議論される。

モデルの不確実性：

定量的な評価は、処分システムの構成要素の性能と考えられる将来挙動を記述するためのモデルによって行われる。ここで“モデル”というのは、概念モデル（仮定の集合）、概念モデルに対応した数学的な記述および数学モデルの数値解法を行うための計算コードを含む。同じサブシステムに対して、異なる詳細度の概念モデルが開発可能である。例えば、プロセスの“写実性”を目的とした詳細な現象論的モデルは、実験室やフィールドでの研究に裏うちされた理論に基づいて構築することができる。このような現象論的モデルと関連するデータベースは、評価モデルに簡略化される。サブシステムの評価モデルは、処分システム全体の

性能を記述するために連結される。さらに評価モデルを計算機コードとして作成するときにも、簡略化や仮定の付加が行われる。最も重要と考えられる不確実性は、代替概念モデルの存在に関係したものであろう。K-Iにおけるモデルと対応する計算機コードについては第5章で述べられる。

データの不確実性（モデルパラメータの値に含まれる不確実性）：

モデルに表現されたプロセスの速度や程度に関する不確実性は、天然や工学的な材料特性の時間的・空間的な変動、実験室やアナログ系でのデータを実際の処分条件や考えられている時間枠へ外挿する際の不確実性、安全評価で扱われている”丸められた”プロセスの本来の性質に由来する不確実性に起因している。K-Iの評価のため、評価に考慮される重要なシステム特性や領域についてのデータベースがこれまでに開発されてきた。人工バリアの特性は、デザインによって規定されるため基本的には明確に定義できる。しかし例えば処分条件における核種の収着や腐食の進展の程度、その影響の程度に関する不確実性は残されている。天然バリアに関しては現在のところより大きな不確実性が伴っている。情報は今後も蓄積されていくが、不確実性を完全に排除することは不可能である。例えば結晶質岩に対する収着データのようにフィールドでのデータが得られていないものについては、北部スイスの地下水化学的特性や鉱物学的特徴を勘案しながら文献データの評価が行われている。人工バリアに関しては、少なくとも計算された性能と同程度の性能をもってそれが構築可能であることを確信をもって主張できるよう、重要なデータは保守的に設定されている。例えば線量変換係数のような一般的なデータについては、これまでに認められ蓄積されているデータから選ばれている。K-Iの安全評価の背景となる情報、データについては第3章にまとめてある。

2.4.2 計算の階層構造

前節で述べた種々のタイプの不確実性を調べるため、Fig.2.4.1に示すような決定論的な計算の階層構造が、安全評価の方法論としてとられている。このような計算体系を用いることによって、処分概念とサイト調査計画の最適化にも資することができる。

Reference/Parameters.

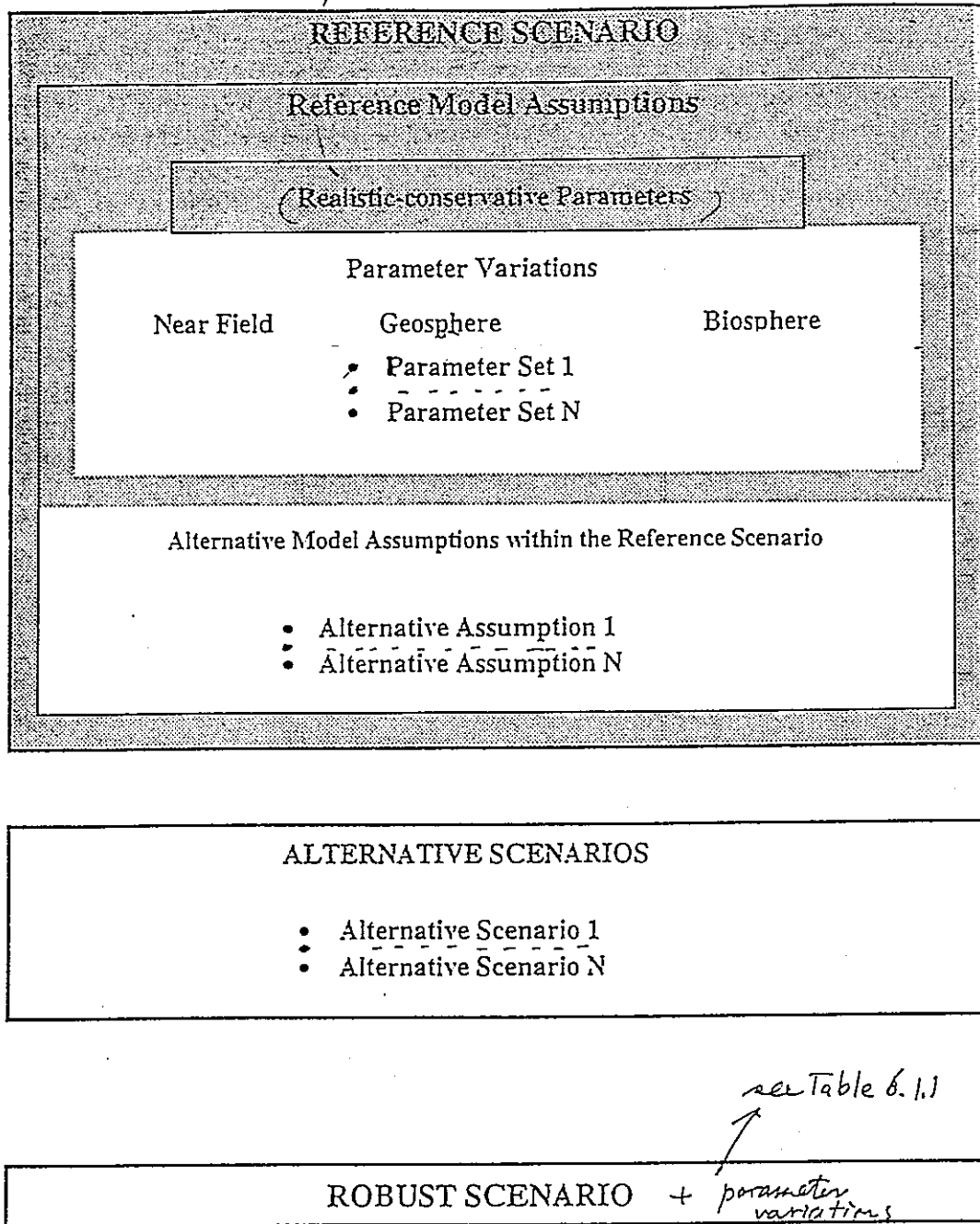


Figure 2.4.1: Structure of calculations performed in the Kristallin-I safety assessment, with the Reference Case indicated by shading.

~~Scenario~~ SET!

リファレンスシナリオは処分システムの性能を決定すると考えられる重要な現象、即ち、放射性核種の放出と輸送、被曝経路に関連するFEPを含むように定義される。リファレンスシナリオは人工バリアの将来挙動を保守的に考え、天然バリ

アは現在の状態に基づく一定の状態で変化しないと仮定して定義されている。後者の仮定は、人工バリアや天然バリアの安全性に関連する特性が長期的な環境の変化に大きくは影響を受けない（4.3.4節参照）と予想されることから妥当なものと考えられる。処分システムの性能に有利に働く現象については、それが重要な現象であっても関連するモデルやデータに不確実性があり信頼性が確かなものではない場合にはリファレンスシナリオから除いている。

リファレンスシナリオの範囲内で、重要な現象に関する代替概念モデルが明らかにされた。最もらしさが同等と考えられるいくつかの概念モデルが存在する場合には、影響が最も大きくなるモデルがリファレンスモデル概念（Reference Model Assumptions）として定義されている。またリファレンスシナリオに対応して、保守的なアプローチ（“現実的かつ保守的な（realistic-conservative）”と表現される；5.1.4節参照）によるリファレンスパラメータセット（Reference Parameters）が定義されている。リファレンスシナリオ、リファレンスモデル概念、リファレンスパラメータセットの組み合わせをリファレンスケースと呼ぶ。

パラメータの不確実性に対する感度については、リファレンスシナリオ、リファレンスモデル概念の範囲で、個々のパラメータを変化させることによって調べられた。この結果については第5章に示されている。

リファレンスシナリオの範囲で考えられる代替モデル概念の影響や、変動シナリオの影響については、パラメータの変更や別のモデルを用いて第6章で検討されている。

また、ロバストな評価モデル概念に基づくロバストシナリオについても解析が行われている。ロバストな評価については以下2.5節で議論する。

計算の結果は長期間にまたがるものであり、また計算された被曝線量は多くの場合非常に小さいものであるため、この報告書では計算結果を表示する統一的なスタイルを定めている（Appendix 1）。また安全評価上重要な核種の選定についてはAppendix 2に示す。モデルチェーンによる解析の品質保証と追跡性については、Appendix 3で議論されている。モデルチェーンに沿った各計算に対応するデータセットの名前と、データの流れに関する追跡性についてはAppendix 4に述べられている。例えばリファレンスケースの計算に用いられるデータセットの名前はSA_60ALAである。

2.5 評価に対する信頼性の確立

2.5.1 一般的なコメント

スイスの計画では、確証とは”安全評価に用いられる計算機コードが当該の処分システムに対して適用可能であるという確信をもたせる”ことと定義されている (HSK, KSA 1993)。この意味からいえば、確証によって、安全評価を支えているサイトおよび概念に固有の仮説の適切さに対して確信をもたせることが要求される。

正当性 (validity) の証明は厳密な意味では不可能であり、モデルについてはその誤りを立証できるに過ぎないというのは、科学哲学において広く認識されていることである (POPPER 1959)。しかしモデルが多くの観察事実 (実験室、フィールドあるいはナチュラルアナログ研究) を記述し、任意の要素をいくつか含んでいるのみであり、さらに将来の観察結果について確かな予測を行っている場合には、それをよいモデルと言うことはできる (HAWKING 1990)。したがって、モデルを特定の目的に適用するにあたってそれが適切であるか否か、換言すれば、当該の処分システムに対するモデルから導かれる結論は解析によって正しいものとして理由づけられるかということが問われるべきこととなる。この質問に対する答えは安全性確保のしくみを示す文脈 (safety case) に関する詳細な検討と議論に基づいて、ケースバイケースで準備するほかはない。

セイフティケースにおけるモデルの使用に関して信頼性を確立するための方法としては、

- 系統的かつ透明性のあるアプローチによるモデル開発と変動モデルの検討、
モデル開発やその適用に関して行われる判断や仮定の完全な記述を含む、
- 実験室やフィールドでの試験、ナチュラルアナログの利用によるモデルのテスト、
- モデル開発、安全評価およびサイト特性調査の繰り返し、
- ナチュラルアナログや古水理地質学的モデルの用いた、時間スケールに伴う不確実性の評価、
- 処分場の開発側と規制側との間での、専門家による厳密なレビューの繰り返し、
といったことが挙げられる。安全評価の観点からはモデルが誤差を含む場合には、答えが保守的な側に落ちることが実証される必要がある。

2.5.2 ロバスト性の概念

モデルに含まれる誤差や省略された部分が、性能に殆ど影響を与えないか、あるいは保守的サイドに答えを出すということが確信をもって言える場合には、そのモデルはロバストであると考えることができる。より一般的には、ロバストな安全評価は次のような特徴を有している (McCOMBIE et al. 1991) :

- 発生する全ての主要プロセスの記述 (概念モデル) ;
- 性能に不利益な影響を及ぼすと考えられる全てのプロセスに関する定性的検討 ;
- 性能に有利に働くと考えられるプロセスのうち信頼を置くことができるものに関する定量的評価 ;
- プロセスに関するサブモデルと全体システム評価モデルに対する実験的な研究による支援 ;
- 直接的な証拠あるいは保守的であることを示すことによって正当化されたパラメータ値 (あるいは範囲) 。

ロバストなモデルによって導かれた結論は概念化の方法やパラメータの変化に対して鈍感であり、またモデルの現実性を簡略化した性質は、適切なデータの設定や評価モデルの確証に関する難しさを減少することに有効である。

ロバストなセーフティケースは次の2つの側面から構成することができる :

- 処分システムのロバスト性 ; 例えばK-Iの処分システム概念では、廃棄物は厚いオーバーパックと緩衝材に包まれ、強力な人工バリアを構成している (第3章参照) 。
- 安全評価の論理構造のロバスト性 : 上述したような評価体系を用いる。

ロバストな安全概念では、性能に不利益な影響を及ぼす多くの現象は、処分場のデザインやサイティングによって除外されるか、非常に確率の低いものとみなすことができるようになる。例えば、処分場を安定な地下深部の岩盤に建設することにより、人工バリアを地表の現象から効果的に隔離することができる。またロバスト性の概念はサイト特性調査の目標の定義にも利用することができる。

2.5.3 生物圏に関するモデリング — 特別なケースか？

遠い将来の地表の状態、特に人間の生活形態は、予測することが非常に困難である。したがって生物圏のモデリングは、人工バリアと天然バリアを通過して放出される放射性核種量を、放射線の影響を表わすための一般的な尺度である線量に変換する手続きであるとみなすことができる。計算された値は実際に被曝した線量ではなく、処分システムの性能を示す指標であるということが、特に基準との比較においては強調されるべきである。

生物圏モデルの予測という観点からの限界や本質的な目的を考えれば、生物圏についてのFEPに伴う不確実性は、人工バリアや天然バリアと同じ方法で扱うことはできないし、その必要もない。ICRPの代謝モデルと皮膚への重み係数（ICRP 1979-82; 1991）にしても大きな不確実性を含むものの、放射線防護の観点からは線量の推定を行う適切な方法として受け入れられている。生物圏モデルにおいて考慮すべきFEPについてはBIOMOVSプロジェクト等を通じて国際的な合意が形成されつつある。

2.6 スイスにおける性能評価の現状

スイスの研究開発プログラムにおいては、処分場の性能に関する研究はすでに15年以上進められており、開発されたモデルは、INTRACOIN (SKI 1984; 1986)、HYDROCOIN (SKI 1992)、INTRAVAL (SKI 1993)、BIOMOV5 (SSI 1991)等の国際プロジェクトを通じてテストされている。北部スイスの結晶質岩に対する研究開発についてはGewähr'85以降、新たな情報が得られ、また評価手法の改良等、大きな進捗がみられる。以下にGewähr'85と比較した、K-Iの性能評価における改良点についてまとめる。

2.6.1 新たな情報 (第3章参照)

- 新たなデータによる地質学的、水理学的、地球化学的な統合的理解、
- COGEMAとBNFLによる高レベル固化体仕様 (インベントリ) についての新たな情報、
- 現在進行している人工バリアの特性に関する研究によるGewähr'85で用いられた仮定の妥当性の確認、
- 国際的な経験や利用可能な情報の蓄積、特に熱力学および収着データ。

2.6.2 評価手法 (第4章) とモデルの開発 (第5章参照)

- FEPの情報管理に関する系統的な方法の開発、
- ベントナイトによる核種遅延効果を陽に考慮した、新たなニアフィールドモデル、
- 非線形収着とコロイドによる核種移行を考慮できる地質媒体中の輸送モデル、
- フィールド情報とのより密接なリンク、特に地下水の水道に関する詳細な特性情報やモデルの入力データの供給、
- より詳細な生物圏モデル
- 深層ボーリング、グリムゼルサイトにおける原位置核種移行試験、室内実験あるいはINTRAVAL、Pocos de Caldosナチュラルアナログ研究といった国際プロジェクトへの参加による評価モデルの信頼性の向上。

2.6.3 システムの理解に関する進展（第6章および第7章参照）

- 安全性の実証における人工バリアと天然バリアの相対的な役割に関する理解が深まった、
- 安全性の実証における種々のプロセスの相対的な重要性がよりよく理解された、
- 各国の安全評価に関する経験が利用でき、一般的な結論はこの報告書の結論を支持するものであった（NEALL (ed.) 1994）、
- 他のNagraのプロジェクトに対して行われた評価結果が利用でき、K-Iの評価はこれらのプロジェクトで開発された方法論や理解にも依拠したものである。

3. K-I の処分システム

3.1 序論

* “処分システム”：放射性廃棄物処分の長期的安全性を確保するために設計された人工バリアと選定された天然バリアと組み合わせたシステム。

K-I で解析対象とした処分システムは、対象廃棄物の総量と地質環境評価の進展を除けばGewähr'85(NAGRA 1985a) で開発されたものと同じ。

* Geological Synthesis(THURY et al.1994)からの主要な知見：基盤岩の地質構造は、大規模の縦断層の密度が高く、当初想定したよりも複雑。処分場全体を包含するような十分な広がりを持つ結晶質岩ブロックを見つけることは困難。

そこで、Gewähr'85における処分場レイアウトを見直し、廃棄物の埋設エリアを主要な断層によっていくつかのパネルに分割するようなレイアウトを考案(例、Fig.3.1.1)。別のオプションでは、単一岩盤ブロック内に処分場を多層に配置。

* Gewähr'85ではシステムの操業の観点からも検討を行ったが、K-Iではシステムの長期性能に関わる特性、条件に焦点を当てて検討。

* 3.2節：人工バリア、天然バリアから成るシステムの定義とそれらの安全機能のまとめ。

3.3節-3.6節：主要なシステム要素(廃棄物、人工バリア、地質、表層環境)と安全に関わるプロセスの記述。

3.7節：導出されたK-I安全評価のための重要な入力データ

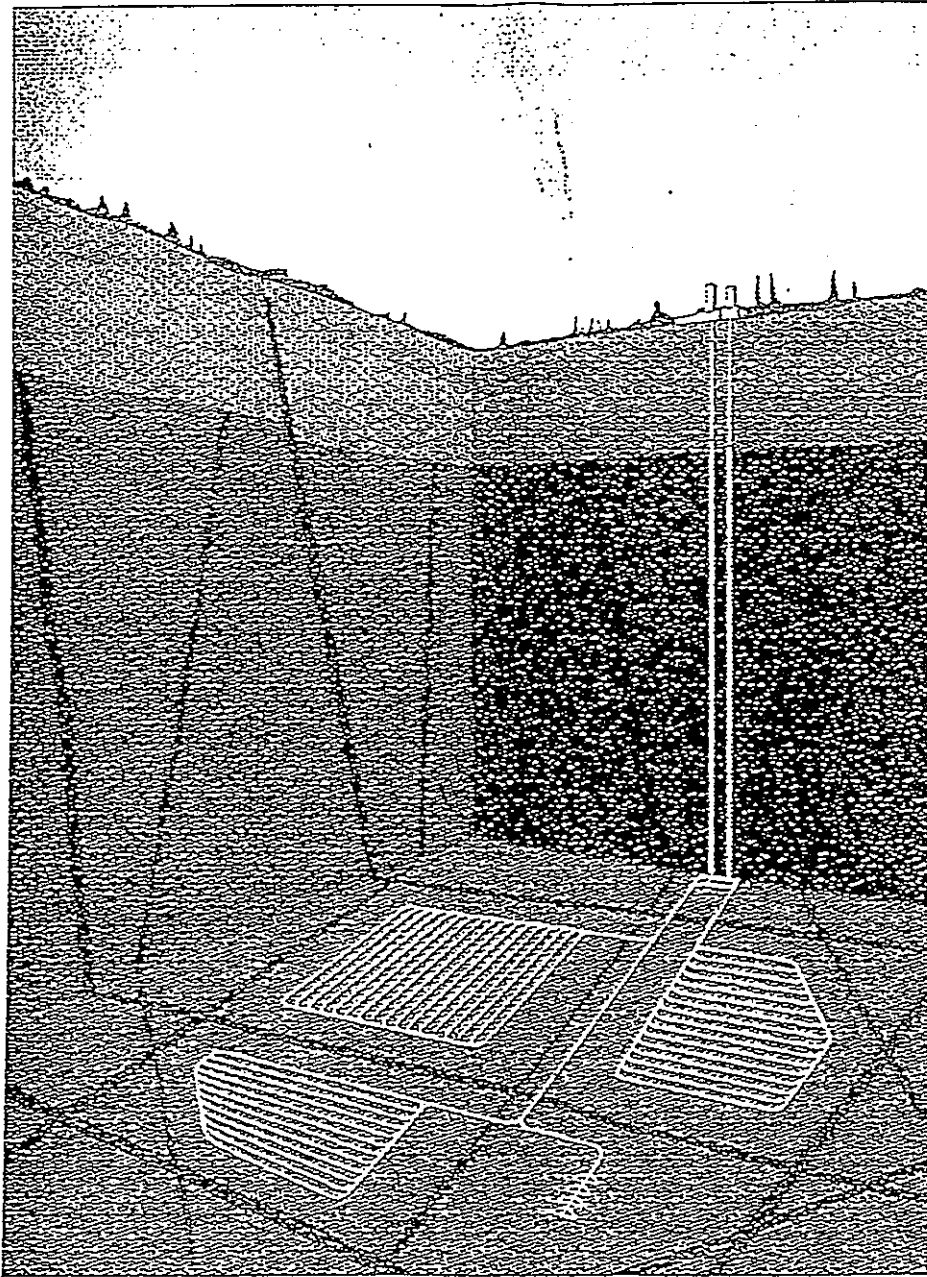


Figure 3.1.1: Possible layout for a deep high-level waste (HLW) repository in the crystalline basement of Northern Switzerland. Panels for emplacement of HLW and silos for intermediate-level waste are located in blocks of low-permeability rock avoiding major faults.

3.2 安全性の概念

* Nagra の安全コンセプトは人工バリアと天然地質バリアとの組み合わせに基づく。人工バリアは廃棄物の主要な閉じ込め要素であり、ほとんどの核種はこれらのバリア内で意味の無いレベルまで減衰する。特性がわかっているか予測が可能な物質がこれに用いられる。天然地質バリアは人工バリアに安定な保護環境を提供し、その長期寿命を確実なものとする。それはまた、人工バリアから移行してきた核種を保持し減衰させることも期待されている。このことは、好ましい地下水化学条件を有し、地殻が安定な低透水性母岩にサイトを選ぶことによって達成される。潜在的に資源が存在しない結晶質岩中の深部に立地することで将来の人間活動による処分場の攪乱の確率を最小にできる。

* Fig. 3.2.1 : 結晶質岩盤中へのHLW処分概念における人工バリア、天然バリアの概要

高レベル廃棄物を含むガラスマトリクス

厚肉鋼製キャニスタ

ベントナイト粘土の緩衝材

低透水性結晶質母岩

上部地質系

* フラスコは長期の安全性能を持っていないが、ガラスには物理的に安定な不活性マトリクスを提供することが期待されている。ガラスからの核種の溶解速度はガラスの溶解速度に支配されるが、ベントナイト緩衝材によって設定される安定な化学環境条件下でのその値は極めて小さく、ガラスが水との接触後完全に溶解するまでに10万年以上要すると予測される。

* ガラス固化された廃棄物を納めた各フラスコは、鋼製キャニスタの中に定置。処分場閉鎖後のキャニスタの主要な役割は、廃棄物からの熱発生が顕著な期間、水の廃棄物へのアクセスを妨げること。キャニスタがその健全性を損なうメカニズムは腐食による劣化のあとの機械的な破損。キャニスタの肉厚は緩衝材内の最大静水圧に耐えること、定置後少なくとも千年間は破損しないための腐食代を考慮して設定。この間に処分時の放射能を支配していた ^{90}Sr 、 ^{137}Cs などの短半減期核種は意味のないレベルまで減衰。キャニスタはこの期

間に遮へい材として働き、ベントナイト空隙水中での有意な放射線分解を防ぐ。

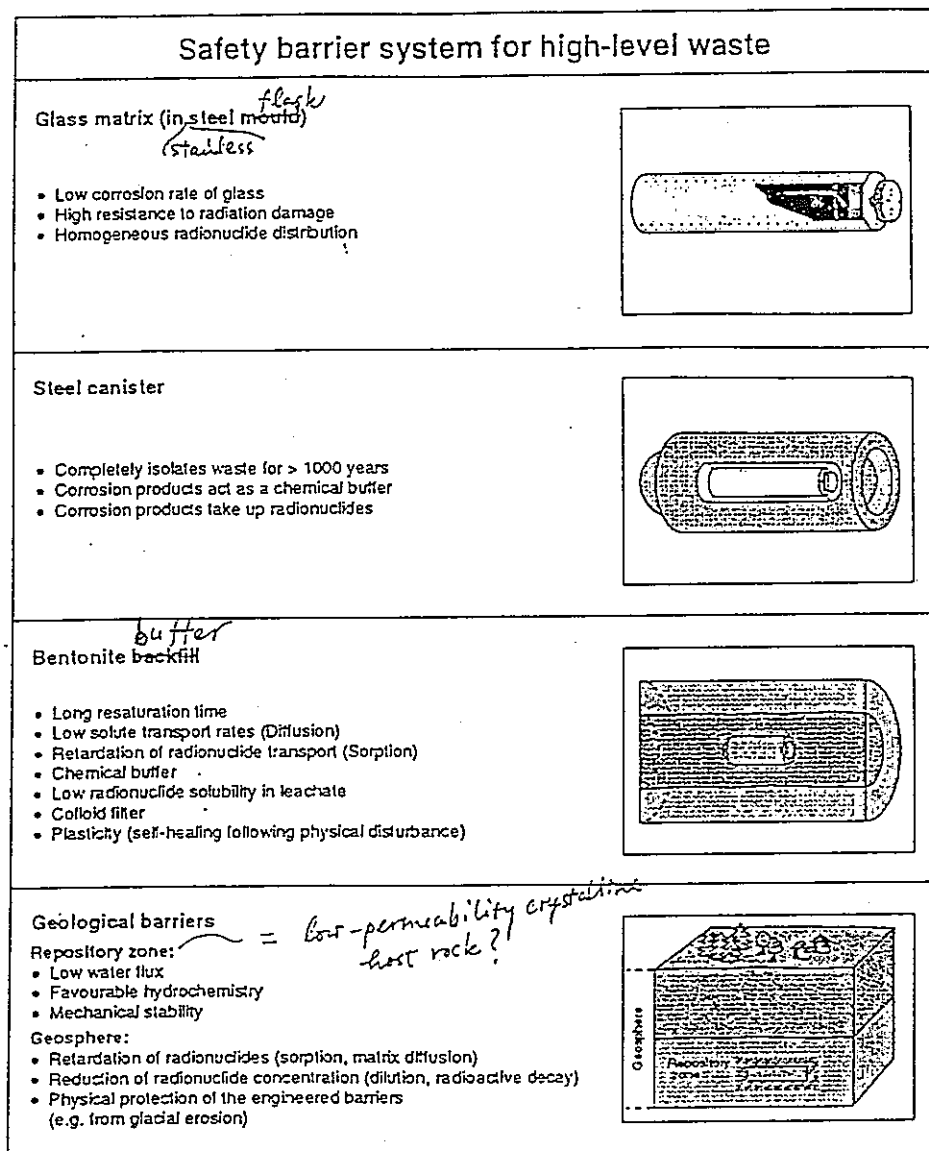


Figure 3.2.1: The system of safety barriers for the Nagra concept for disposal of HLW in the crystalline basement of Northern Switzerland.

- * キャニスタの破損は局所的に生ずるものと予想されるが、安全評価上は、破損後の地下水侵入や核種移行に対する物理抵抗はないものとしている。しかしながら、キャニスタはその破損後も化学的に重要な役割を果たす。腐食生成物や腐食していない部分の鉄が廃棄物の周りに還元環境を作りだし、多くの核種の溶解度を低く抑える。また、鉄の腐食生成物は、収着や共沈による核種の移行遅延物質として有効に働くことが期待されるが、今回の safety caseにおいてこの効果は考慮されていない。
- * 厚手のベントナイト緩衝材は、K-IのHLW安全コンセプトの中で重要な役割を持っている。緩衝材の可塑性は埋設トンネルを横切るような小規模の断層による変位からキャニスタを保護する。飽和ベントナイトの低透水性や均一な微細空隙構造により、水や溶解成分の移行が制限されるし、化学的な緩衝反応も相まって安定な化学的環境が保証される。拡散は核種が廃棄物から移行する唯一のメカニズムと考えられるが、多くの核種はベントナイト中を移行する間に粘土鉱物表面に収着されたりして移行が遅延され、更に減衰する。
- * 放射性のコロイドは主としてガラスの溶解や沈殿過程で廃棄物近傍に形成されるであろう。これらは核種に対してキャリアとして働き、比較的低い遅延効果のもとで地質バリア中を移行することが考えられる。ベントナイトの非常に重要な機能はコロイドの廃棄物からの移行を妨げることで、それはベントナイトの微細空隙構造によって達成できる。ベントナイトの可塑性と膨潤特性は、コロイドが移行できるような空隙や割れ目があるなか存在し得ないことを保証するものであることが期待されている。
- * 低透水性母岩の主要な機能は、処分場への低地下水流束を保証し、それによってベントナイトの物理的・化学的性質が超長期に渡って維持されることを保証することである（多分百万年以上）。母岩の空隙水は還元性でありほとんど自然の地下水であって、ベントナイトに打撃的な影響を与えるような成分を過剰に含んでいるようなことはない。
- * 処分坑道近傍の母岩領域、掘削影響ゾーン（EDZ）は、処分場建設時の応力解放によって生じた開口割れ目により、坑道の軸方向に高い透水性を有する。このゾーンが連続していると核種や他の溶存物質に対してトンネル方向

に沿った移流の水みちを与える。このため、埋設トンネルをより高透水性の岩盤領域に繋げているアクセストンネルに対しては、高性能のシールを施すことが重要。トンネルシールの方法は、低透水性母岩を通った経路が核種の処分場からの移行の唯一の主要経路であるように設計。

- * 低透水性母岩中の核種移行は開口割れ目、破碎帯、破碎ダイクのネットワーク内の遅い移流によることが予想されている。滞留した空隙水への拡散や空隙表面への取着は核種の移行をさらに遅延させるであろう。
- * スイス北部の結晶質岩盤は、縦断層によって寸断され、それらのいくつかは主要な水みちとなり、核種に対しても比較的速い移行経路を与えるであろう。そこで、廃棄物の埋設トンネルはそのような構造から少なくとも 100 m 離して設置することが重要な設計基準である。この断層は将来の地殻変動において、低透水性母岩を非常に不利に分断するような起点として働くことが予想される。また、もしこれらの断層が透水性であるならば“透水cage”として働き、処分場にかかる動水勾配を減少させるかもしれない。
- * スイス北部の上部結晶質岩盤は過去の風化によって、処分母岩よりも高い透水性を有するが、現在は有効な不透水層を含んだ堆積岩に覆われている。結晶質岩の高透水性領域やその上部の堆積岩部は、低透水性の結晶質母岩を人間活動、気候変動、氷河作用などの地表の環境変化から保護することが期待されている。高透水性領域は、流速が比較的大きく地下水化学もよくわかっていないため、核種移行のバリアとして多くを期待することはできない。
- * 生物圏は安全確保のためのバリアとは考えられていない。しかし、スイス北部の結晶質岩盤を流れる地下水は、Rhine valleyのあたりで排水され、ここで新しい天水によって希釈されて、融氷流水谷に達するものと推定される。さらに、ライン川に流入するいかなる汚染物質も実際には、河川系の下流での濃度や可能性ある放射線被曝が極めて低くなるように希釈されるであろう。それ故、個人被曝線量は、地下水が排水しうる領域の近くに住む仮想的な決定グループに対してのみ評価される。

3.3 H L W発生とNagraモデル・インベントリ

3.3.1 H L W発生とガラス固化

- * H L Wに対する Nagraの処分概念の現計画は、スイスの原子力エネルギー容量、3 G W電力量（40年間の継続を仮定して、総量で 120 G W）に基づく。これは、P W R燃料（燃焼度：33,000Mwd/tU、平均 3.5%の濃縮度）で約3600tUに相当する。ただし、返還ガラス固化体は混合燃料再処理からの廃棄物を含むので、固化体の量は放射能に対して等価となるように計算。K - Iでは、すべての燃料は再処理されると仮定。
- * 再処理からの高レベル廃棄物は液体であるが、蒸発、乾固され、高温でホウケイ酸ガラス形成添加剤と混合される。ガス状、揮発性の放射性物質、特にヨウ素の同位体のほとんどは再処理工程でH L Wから除かれ、他の廃棄物ストリームに移る。ガラス製造の品質管理により、均質ガラスマトリクスを保証し、特に、マクロ的な相分離や顕著な再結晶を避けている。溶融ガラスは、薄い肉厚のステンレス鋼製容器に注入され、封入される。偏差的な膨張や漏れを防ぐため、容器の口部には空間が残される。
- * 最初、ガラス固化体は中にある核種の放射性崩壊により熱を発生する。処分場の温度を十分に低く保つため（3.4.1節参照）、廃棄物は許容できる熱出力のレベルに下がるよう貯蔵される。現在、炉取り出し後処分までの期間として40年間で予定されている。

3.3.2 Nagraモデル・放射性廃棄物インベントリ

- * Nagra はモデル・インベントリを作成した（ALDER and McGINNES 1994）。K - Iのために設定された廃棄物のタイプはWA-COG-1。公称H L W容器のNagraによる独自の評価により導出されたもので、この評価はCOGEMAの参照P W R燃料（33,000Mwd/tU）再処理から発生するH L Wガラス固化体仕様（COGEMA 1986）に基づいているが、Gdとその放射化物質などの他の要素も含んでいる。NagraのモデルとCOGEMA仕様とでは、いくつかの異なる点があるが、閉鎖後の安全解析に関係するものでは差がない。燃料は、炉取り出し後3年後に再処理され、炉取り出し4年後にガラス固化される。Table 3.3.1 はタイプTW-COG-1廃棄物のH L Wガラス固化体あたり

の特性を示している。Table 3.2.2 に NagraのモデルとCOGEMA仕様におけるガラス組成の比較を示した。

Overall volume of flask*	0.18 m ³						
Glass volume*	0.15 m ³						
Weight of glass*	412 kg						
Initial heavy metal equivalent*	1.37 tU						
Radioactivity content:	beta / gamma			alpha			
4 years after fuel unloading	2.8 × 10 ¹⁶ Bq			1.1 × 10 ¹⁴ Bq			
40 years after fuel unloading	7.1 × 10 ¹⁵ Bq			5.2 × 10 ¹³ Bq			
Radiogenic heat output:							
Time after fuel unloading (years)	4	40	50	100	300	600	1000
Heat output (watts)	2810	589	469	161	21.6	12.9	7.3

* indicates data directly from COGEMA specification, other data are from the Nagra model inventory.

Table 3.3.1: Characteristics of a single flask of vitrified HLW - waste type WA-COG-1 (from ALDER and McGINNES 1994).

Component	Nagra model	COGEMA specification
SiO ₂	45.36	45.1
B ₂ O ₃	14.04	13.9
Al ₂ O ₃	4.50	4.9
Na ₂ O	9.19	9.8
CaO	4.01	4.0
Fe ₂ O ₃	2.75	2.9
NiO	0.39	0.4
Cr ₂ O ₃	0.49	0.5
P ₂ O ₅	0.29	0.3
Li ₂ O	2.01	2.0
ZnO	2.47	2.5
Fission product oxides	10.87	11.1
Zr oxides ¹	0.98	1.0
Metallic particles	0.67	0.7
Actinide oxides	0.86	0.9
Others ²	98.88	
	1.12	
	100.0	100.0

Notes: 1. Excluding Zr from fission. 2. Fuel activation products 0.12 %; Gd activation products 0.96 %; Inconel fines 0.04 %.

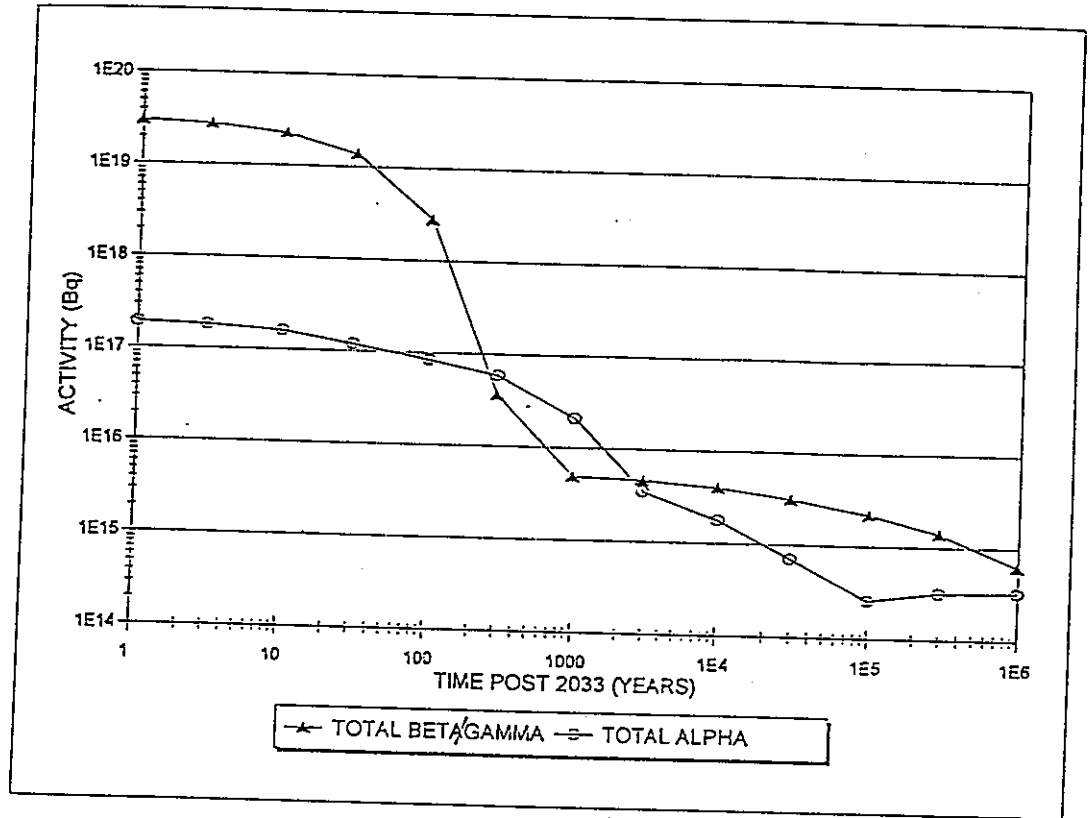
Table 3.3.2: Comparison of glass compositions of waste type WA-COG-1 and COGEMA specification (from ALDER and McGINNES 1994).

- * タイプWA-COG-1廃棄物とGewähr'85で用いたWA-1 (COGEMAの暫定仕様に基づく)との違いは極めて僅かである。COGEMAとBNFLのガラス固化体仕様は再処理された燃料のタイプに従って6つのケースを想定し、ガラス固化体に対する公称値を定めている。これらの異なる燃料の残差を含むガラス固化体の放射線特性は非常によく似ており、ステンレス鋼製容器も同一である。それ故、可能性あるガラス固化体タイプの代表として単一のタイプを用いても、安全評価に顕著な偏りをもたらすことにはならないだろう。
- * 120 GWシナリオで消費される3600tUの参照燃料を再処理すると、約 485m³のガラス固化体 (2700本) を生じる。K-Iの評価では、2693本の固化体 (各1.37tUの再処理残渣に相当) が考慮される。Table 3.3.3 固化体一本あたりの放射エネルギーを示した (炉取り出し後4年)。これらのデータは Nagraのモデル・インベントリによる (ORIGEN2により解析)。
- * Fig.3.3.1 は炉取り出し後 100万年までの処分場内の全放射エネルギー (2693本、WA-COG-1)。Fig.3.3.2 は固化体一本当たりの熱出力の計算値。

Radionuclide	Activity (Bq)	Radionuclide	Activity (Bq)	Radionuclide	Activity (Bq)
¹⁰ Be	2.2 x 10 ⁵	¹²⁹ I	1.6 x 10 ⁶	²²⁸ Th	2.8 x 10 ⁸
¹⁴ C	4.3 x 10 ⁷	¹³⁴ Cs	1.9 x 10 ¹⁵	²²⁹ Th	5.3 x 10 ³
⁴¹ Ca	9.4 x 10 ⁶	¹³⁵ Cs	1.9 x 10 ¹⁰	²³⁰ Th	3.1 x 10 ⁶
⁴⁵ Ca	4.8 x 10 ⁷	¹³⁷ Cs	4.8 x 10 ¹⁵	²³¹ Th	1.6 x 10 ⁶
⁵⁴ Mn	5.5 x 10 ⁹	^{137m} Ba	4.4 x 10 ¹⁵	²³² Th	3.2
⁵⁵ Fe	3.3 x 10 ¹¹	¹⁴⁴ Ce	1.6 x 10 ¹⁵	²³⁴ Th	2.5 x 10 ⁷
⁵⁹ Fe	1.1 x 10 ¹	¹⁴⁴ Pr	1.6 x 10 ¹⁵	²³¹ Pa	8.7 x 10 ⁵
⁵⁷ Co	3.7 x 10 ¹⁰	¹⁴⁷ Pm	2.5 x 10 ¹⁵	²³³ Pa	1.6 x 10 ¹⁰
⁵⁸ Co	1.6 x 10 ⁶	¹⁴⁷ Sm	1.9 x 10 ⁵	^{234m} Pa	2.5 x 10 ⁷
⁶⁰ Co	5.8 x 10 ¹²	¹⁵¹ Sm	1.8 x 10 ¹³	²³² U	1.6 x 10 ⁶
⁵⁹ Ni	1.9 x 10 ⁹	¹⁵² Eu	2.5 x 10 ¹¹	²³³ U	7.8 x 10 ⁴
⁶³ Ni	2.5 x 10 ¹¹	¹⁵⁴ Eu	3.8 x 10 ¹⁴	²³⁴ U	9.4 x 10 ⁷
⁶⁵ Zn	1.0 x 10 ¹¹	¹⁵⁵ Eu	1.8 x 10 ¹⁴	²³⁵ U	1.6 x 10 ⁶
⁷⁹ Se	2.1 x 10 ¹⁰	^{166m} Ho	2.0 x 10 ⁸	²³⁶ U	2.1 x 10 ⁷
⁹⁰ Sr	3.5 x 10 ¹⁵	¹⁸² Ta	1.5 x 10 ⁹	²³⁸ U	2.5 x 10 ⁷
⁹⁰ Y	3.5 x 10 ¹⁵	²⁰⁹ Pb	5.3 x 10 ³	²³⁷ Np	1.6 x 10 ¹⁰
⁹³ Zr	9.4 x 10 ¹⁰	²¹⁰ Pb	4.4 x 10 ²	²³⁹ Np	7.4 x 10 ¹¹
^{93m} Nb	2.2 x 10 ¹⁰	²¹⁴ Pb	5.4 x 10 ³	²³⁶ Pu	4.7 x 10 ⁷
⁹⁴ Nb	1.0 x 10 ⁸	²¹⁰ Bi	4.4 x 10 ²	²³⁸ Pu	9.4 x 10 ¹¹
⁹⁵ Nb	2.5 x 10 ¹⁰	²¹³ Bi	5.3 x 10 ³	²³⁹ Pu	1.1 x 10 ¹¹
⁹³ Mo	3.9 x 10 ⁷	²¹⁴ Bi	5.4 x 10 ³	²⁴⁰ Pu	2.0 x 10 ¹¹
⁹⁹ Tc	6.7 x 10 ¹¹	²¹⁰ Po	1.4 x 10 ⁶	²⁴¹ Pu	3.8 x 10 ¹³
¹⁰⁶ Ru	1.6 x 10 ¹⁵	²¹³ Po	5.2 x 10 ³	²⁴² Pu	5.9 x 10 ⁸
¹⁰⁶ Rh	1.6 x 10 ¹⁵	²¹⁴ Po	5.4 x 10 ³	²⁴⁴ Pu	1.2 x 10 ²
¹⁰⁷ Pd	5.3 x 10 ⁹	²¹⁸ Po	5.4 x 10 ³	²⁴¹ Am	3.3 x 10 ¹³
^{108m} Ag	6.2 x 10 ⁸	²¹⁷ At	5.3 x 10 ³	²⁴² Am	3.4 x 10 ¹¹
^{110m} Ag	3.3 x 10 ¹²	²²² Rn	5.4 x 10 ³	^{242m} Am	3.5 x 10 ¹¹
^{119m} Sn	2.1 x 10 ¹¹	²²¹ Fr	5.3 x 10 ³	²⁴³ Am	7.4 x 10 ¹¹
^{121m} Sn	9.4 x 10 ⁹	²²⁵ Ra	5.3 x 10 ³	²⁴² Cm	4.6 x 10 ¹²
¹²³ Sn	7.1 x 10 ¹⁰	²²⁶ Ra	5.4 x 10 ³	²⁴³ Cm	7.8 x 10 ¹¹
¹²⁶ Sn	3.9 x 10 ¹⁰	²²⁵ Ac	5.3 x 10 ³	²⁴⁴ Cm	6.8 x 10 ¹³
¹²⁵ Sb	2.5 x 10 ¹⁴	²²⁷ Ac	1.1 x 10 ⁵	²⁴⁵ Cm	5.8 x 10 ⁹
^{125m} Te	6.3 x 10 ¹³			²⁴⁶ Cm	1.1 x 10 ⁹
Total alpha			1.1 x 10 ¹⁴ Bq		
Total beta-gamma			2.8 x 10 ¹⁶ Bq		

Note: All radionuclides with activity greater than 1 Bq per flask included.

Table 3.3.3: Average radionuclide content of a single HLW flask of waste type WA-COG-1 at reference time of vitrification - 4 years after unloading of fuel (from ALDER and McGINNES 1994),



Notes: The repository contains 2693 flasks of waste type WA-COG-1. Activity is calculated from 2033, i.e. the assumed end of glass production.

Figure 3.3.1: Calculated total alpha and total beta-gamma activity content of the repository (data from ALDER and MCGINNES 1994).

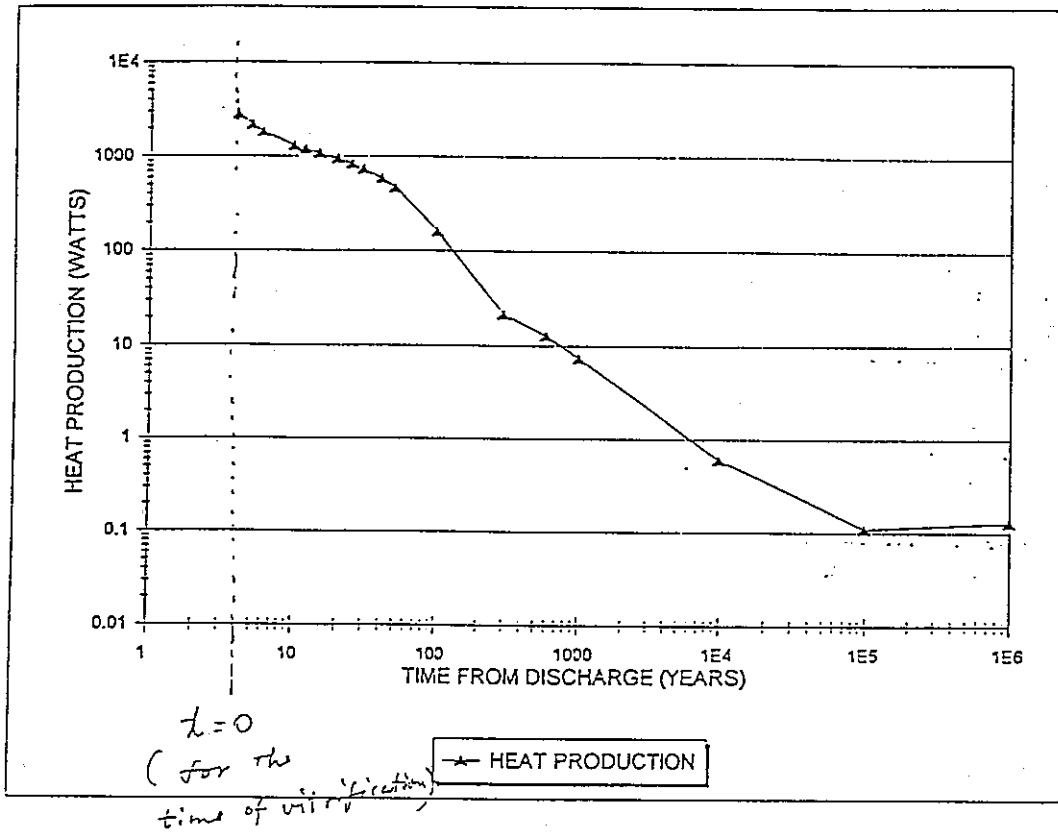


Figure 3.3.2: Calculated radiogenic heat output of a single flask of waste type WA-COG-1 as a function of time after unloading of fuel from the reactor (data from ALDER and MCGINNIS 1994).

3.3.3 安全評価におけるインベントリ

* 安全評価のためには、潜在的な影響が考えられる核種とその新核種、溶液中の最大濃度に影響する安定元素の考慮が必要。

* 以下の項目について簡便な解析を実施

キャニスタの設計寿命

ガラスの溶解速度

表層の帯水層における希釈

汚染した帯水層中の水の飲用

このとき、人工バリア、地質バリアにおける遅延、表層における希釈／濃縮プロセスやその他の被曝経路は無視した。用いたモデルはAppendix 2参照。

* 飲料水による被曝は、Table 3.3.3 の全核種に対して計算された。それによる被曝が 10^{-7} mSv/y（スイスの線量限度の百万分の一）を越える核種またはその長寿命新核種が長期的な安全性に寄与すると仮定して、7つのFPと4つのアクチニド連鎖がK-Iにおけるより詳細な安全評価に供する核種として選定された。（Table 3.7.1）。

3.4 人工バリア

* K-I の EBS は Gewähr'85 のものと基本的には同一。いくつかのプロセスに関する研究の進展により、安全解析に用いるパラメータの信頼性が向上。

3.4.1 設計概要

3.4.1.1 仕様

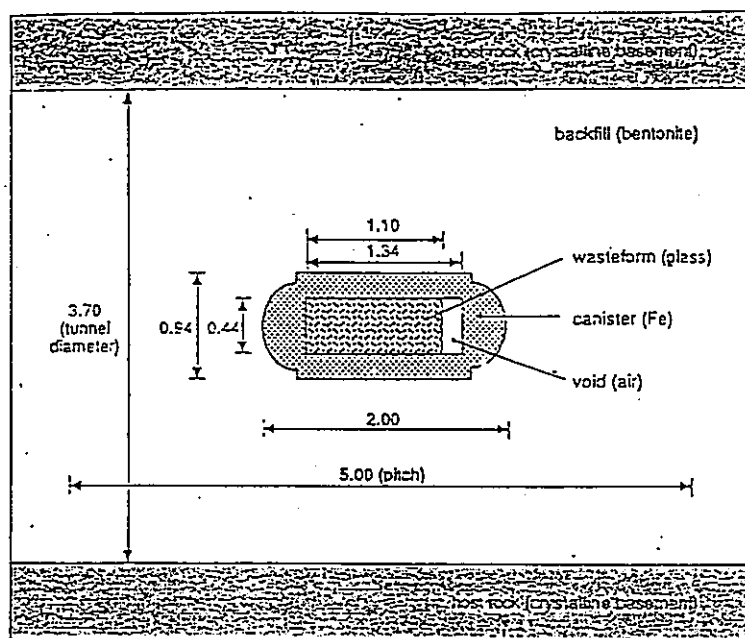
* Fig. 3.4.1 : 厚さ25cmの鑄鋼製キャニスタ

直径 3.7mの処分坑道

キャニスタの埋設間隔：5 m

深度約1200mにおける複数パネル (Fig. 3.1.1 参照)

一次、二次断層までの離間距離：少なくとも 100 m



Dimensions are in metres

of engineered barriers

Figure 3.4.1: The Nagra disposal concept for disposal of HLW. The vitrified HLW is contained in a thick cast steel canister surrounded by precompacted bentonite blocks in horizontal emplacement tunnels.

3.4.1.2 熱的制約条件

* ベントナイト緩衝材の特性を保証するためには、緩衝材の厚みの大部分が100℃を越えないことが望ましい。Gewähr'85の解析では55℃の地温、40mのトンネル間隔のとき、キャニスタ／ベントナイト界面で最高150℃。100℃を越えたのは、ベントナイトの厚みの半分以下の領域で期間は50年以内（Fig.3.4.2）。大林組と共同で行った最近の解析結果の結論：トンネル間隔20mの場合は40mの場合と同様の解析結果を示すが、5mや10mのトンネル間隔ではずっと高い温度上昇をもたらす（Fig.3.4.2）。

3.4.2 廃棄物固化マトリクスと関連プロセス

3.4.2.1 仕様と機能

* ガラス固化体組成：3.3.1節

* ガラスの役割は地下水への溶解に対して安定な固化マトリクスとして働くこと。ガラスの割れによる表面積の増加の効果は、モノリスブロックの幾何学的表面積の12.5倍が妥当(GRAUER 1983)。

3.4.2.2 ガラスの腐食

* ガラスの溶解速度は、ガラス組成、温度、pH、溶液組成に依存。

* アルカリ/アルカリ土類イオンの選択的溶解は短期的な過渡現象であるので安全評価上は重要でない。pHは溶解生成物によって決まり、珪酸塩/珪素酸、ほう酸塩/ほう酸によってpHは9.5に緩衝される。ガラスの多くの成分はこのpHでは低溶解度であるので、ガラス表面のゲル層内に保持される。それ故、ガラスの溶解は非選択的ではあるが、全ての元素が同一速度で溶液中に移行するのではない。

* ガラス組成、pH、温度を固定すればガラスの溶解速度は、ガラス表面での珪素酸濃度に関する一次反応により支配される(GRAUER 1985, VERNAZ and DUSSOSSOY 1992)。これは多くの実験で確認されており、短期の実験結果を説明できるものであるが(CURTI 1991, 1993)、長期的な外挿を行うには重要パラメータの信頼性が十分でない(CURTI 1991)。したがって、解析には長期の実験データが用いられた。これらの実験(548日)によれば、200日以降のCOGEMAガラスの溶解速度は $3 \times 10^{-4} \text{ gm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (90℃) (ZWICKY et al. 1992)。

* 天然玄武岩ガラスは廃棄物ガラスとよく似た SiO_2 組成(約50%)。天然ガラスの研究は廃棄物ガラスの長期溶解速度を確認した(EWING and JERCINOVIC 1987, JERCINOVIC and EWING 1987)。天然ガラスと廃棄物ガラスは同じメカニズムで溶解することも示された。

* K-Iの評価では、理論的に予測されたSiの腐食生成物やベントナイトへの吸着効果(CURTI 1991)を考慮するため、 $10^{-1} \text{ gm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ という非常に保守的な値がパラメータ変動の際、用いられた。

3.4.3 鋳鋼製キャニスタと関連プロセス

3.4.3.1 設計と性能

* ステンレス鋼製フラスコは溶融ガラスの鋳型であり、処分前の一次容器。処分時のバリアとしての役割は期待していない。

* 鋳鋼型キャニスタの設計基準

作業期間における表面での最大許容線量

処分場閉鎖後1000年間無破損でいること

特にベントナイト緩衝材の最大膨張圧に相当する30MPaの外圧に耐えること

(3.4.4.1節)

これらの条件はGewähr'85と同じであるので、キャニスタの設計はK-Iでも踏襲

* 鋳鋼GS40製厚肉シェルシリンダー型容器 (Fig.3.4.3)。

シリンダー部肉厚：250mm

半球型端部：150mm (付加的遮へいあり)

全重量 (固化体含む)：8.9t

品質は、砂型鋳造法、キャニスタ全体、蓋、溶接部の検査、ガスリークテストによって確認。

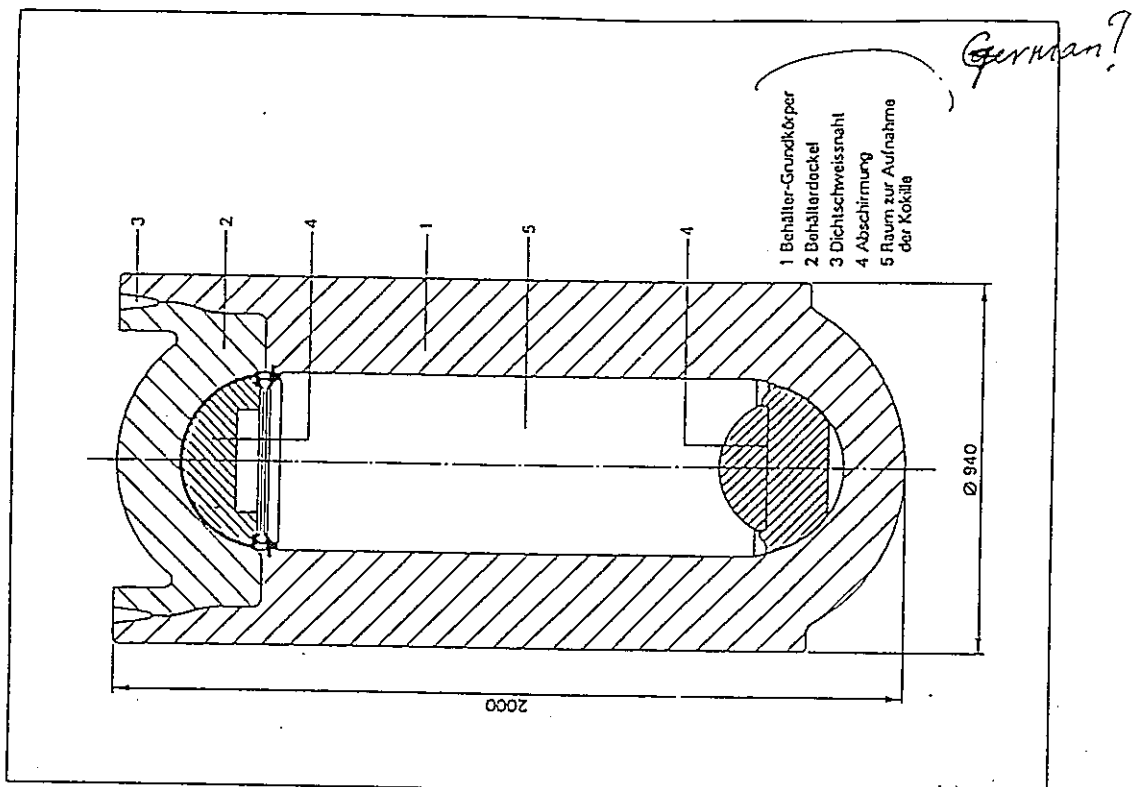


Figure 3.4.3: The Nagra reference cast steel canister for disposal of vitrified HLW.

- * キャニスタはASMEコードにしたがって設計、ADINA-Tによって評価。均一及び不均一腐食を想定した応力解析（肉厚 200mm）及び静的外圧 30MPaに対する安全裕度はASMEコードにより要求されるものより高い。解析手法は検証され、ある程度確証されている（ATTINGER and DUIJVEESTIJN 1994）。
- * 上記の解析において許容される腐食量は、1000年間の最大腐食量30mm以上（最大50mm）である（3.4.3.2節）。キャニスタ肉厚 250mmは、想定していない有意な不均一腐食を考慮しても十分な腐食代を与える（3.4.3.3節）。しかしながら、腐食速度とその分布、機械的負荷、破損モード等の評価上の不確実性がキャニスタ寿命のより信頼性ある評価を阻害。
- * K-1 に対してGewähr'85同様の1000年のキャニスタ寿命を保守的に設定。

3.4.3.2 スケールの腐食（一般）

- * Gewähr'85における腐食プロセス

定置時に導入された酸素との反応

硫酸塩の還元によって生成した硫化物との反応

還元条件下での水との反応

- * 評価された腐食量はそれぞれ1、9、20mmであった。腐食代50mmは、それらの腐食に十分であることがHSKの評価によって明らかになったが、HSKは他の局部腐食の影響についてもさらに研究するよう求めている。
- * 評価においては、定置時に取り込まれた全酸素が特定期間内に完全に消費されるとしている（NAGRA 1984 p23）。この仮定は、酸素の全体的影響が保守的であったときに正当化される。短期のうちに、酸素による腐食は水による腐食より効果が小さくなる。そのとき、内部の酸素は水との腐食によって生じたマグネタイトを酸化する効果を持つのみである。
- * 硫化物による腐食を考えると、キャニスタに達する硫酸塩全部が硫化物に還元されるという極度に保守的な仮定がなされている。この仮定は、硫酸還元細菌が存在するときのみ成立する（GRAUER 1991）。万一、硫酸還元細菌が存在し、地下深部で活動的であるならば、このことは一般には硫化物濃度の上昇からはっきりするが（SKI 1991）、この反応経路はあり

そうもない。

- * 水との反応による1000年で20mmという浸食量は $20 \mu\text{m}/\text{y}$ という実験データによる保守的な評価に基づいている。その評価速度がすでに不均一腐食の裕度も含んでいる (NAGRA 1984 p26) ということはGewähr'85の中で特に力説されていない。

3.4.3.3 スチールの局部腐食

- * カソード、アノード反応が空間的に分かれたとき強い局部腐食が起きる。通気差セルはpHに局所的な変化をもたらすが、その効果はペントナイト空隙で維持されるような緩衝液の形成やその安定性によって緩和される。
- * 含水率30%のペントナイトの比抵抗： 10^4 Ohm cm (GRAUER 1986)。この抵抗で通気差セルが形成されるリスクは小さい。
- * カソード/アノード表面積比が10:1の時、酸素との反応による1000年間の最大浸食量は1cm。しかし、酸素の供給は拡散によって支配されるので金属表面での酸素分布が不均一になることはなく、通気差セルが形成されることはない。
- * 同様の考察から、硫化物腐食は腐食の局在化を起こさないことが言える。

3.4.3.4 腐食による水素発生

- * 水素発生反応： $3 \text{ Fe} + 4 \text{ H}_2\text{O} = \text{Fe}_3\text{O}_4 + 4 \text{ H}_2$
鉄 μm の腐食量に相当する水素発生量： $0.188 \text{ mol H}_2 / \text{m}^2$
キャニスタ腐食評価で用いた $20 \mu\text{m}/\text{y}$ (NAGRA 1985b)に相当する。水素発生量： $3.8 \text{ mol} / \text{m}^2 \text{ y}$ ($22.6 \text{ mol} / \text{y canister}$)、かなり保守的。
- * 現実的なガス発生速度を求めるため、ガスクロ (SCHENK 1988, SIMPSON 1989)やマノメータ (KREIS 1991)を用いて直接測定。
- * Bottstein と Sackingen の地下水及び塩化物溶液中の非合金鋼の腐食試験 (25~80°C) : 水素発生速度 $0.18-0.47 \text{ mol} / \text{m}^2 \text{ y}$ (1-2.5 $\mu\text{m}/\text{y}$ 相当)、閉鎖系 $0.9 \text{ mol} / \text{m}^2 \text{ y}$ (SCHENK 1988)。
- * マノメータによる測定 (KREIS 1991)
初期発生速度： $0.1 \text{ mol} / \text{m}^2 \text{ y}$ (100 hrs後) $0.5 \mu\text{m}/\text{y}$

定常値：0.01～0.02 mol/m²y (400 hrs後) 0.05～0.1 μm / y

* キャニスタの処分場での腐食速度としては1 μm / yが現実的。

水素発生速度にして0.2mol / m² y、キャニスタ1本あたり1.2mol / yに相当。

3.4.3.5 ガス発生の他の機構

* ガラス近傍での水の放射線分解による水素発生：1000年で約 0.01mol / y can (McKINLEY 1985)。

有機物の分解によるガス発生、アルファ崩壊によるHeの発生の影響は無視し得る。

3.4.4 ベントナイト緩衝材と関連プロセス

3.4.4.1 設計と特性

* Gewähr'85同様にK-Iにおいても、Volclay MX-80をベントナイトの参照材として用いた。

MX-80 : Montmorillonite	75%	
Quartz	15%	
Feldspar	5 ~ 8 %	
Carbonates	1.4%	
Pyrite	0.3%	
Organic carbon	0.4%	(GRAUER 1986)

* 4-18MPaの膨張圧を得るため、乾燥密度1.65～1.75 t / m³の圧縮体の形で設置することが計画されている。

3.4.4.2 飽和と膨潤

* 緩衝材が飽和に要する時間は計算すると100年～1000年 (ANDREWS 1986)。

キャニスタの腐食評価においてはこの期間は無視。

* ベントナイトに進入した水のフロントは内部の温度分布影響で均一化される (CARNAHAN 1988)。

* ベントナイトがトンネルの割れ目を閉塞する効果は安全解析において考慮されていない。母岩の破碎を防ぐため、膨張圧が約30MPaを越えないよう乾燥密

度で調整される。

3.4.4.3 水理特性

- * スメクタイト系の粘土の透水係数は密度の関数として広く研究され、 10^{-13} - 10^{-14} m/s の透水係数が純粋ベントナイトに対して測定されている。これは、ひとたび飽和が達成されると、ベントナイト中の物質移行は拡散のみに支配されることを意味する。
- * 放射性核種を含むコロイドがガラスの劣化物として形成されるであろうが、ベントナイト緩衝材のミクロな多孔質構造 (PUSCK 1983) によりガラスからの移行は阻止される。

3.4.4.4 ベントナイトの短期的な熱的安定性

- * キャニスタ/ベントナイト界面の温度は最初150°Cで50年後に95°Cまで下がる。岩盤壁面での最高温度は76°C (NAGRA 1985b)。ベントナイトの1/3の厚みまでは20~30年間100°Cを越える温度にさらされるであろう (Fig. 3.4.2)。このゾーンで起こる脱水は可逆的である。
- * 乾燥ゾーンでは100°C程度の温度が20~30年間続いても顕著なイライト化は起こらない。このことは、より高温にさらされた天然スメクタイトの研究からも支持される。(MULLER-VONMOOS and KAHR 1985, PUSCH 1985, PUSCH and KARNLAND 1988)
- * 130°Cを越えるとSiがモンモリロナイトから溶脱しうる。これは結果的に膨張特性に影響を与える。このようなセメント化が起こってもその影響はキャニスタ直近のゾーンに限られ、ベントナイトのほとんどは不変である。
- * 150°Cを越える温度で水蒸気処理を施すと、Na型ベントナイトの膨張特性が著しく損なわれるという報告がある (COUTURE 1985)。しかし、完全に膨張能力がなくなる訳ではなく、現在想定している乾燥密度を用いれば十分な低透水性を担保できる。
- * 乾燥によりベントナイトに収縮クラックが入る可能性がある。割れのある試料を用いた実験で、水が存在すればクラックが閉塞することが示されている。(OSCARSON et al. 1990)

3.4.4.5 ベントナイトの長期的安定性

* 60℃までの処分場温度で最も可能性のあるベントナイトの変質過程はイライト化で、膨張能力、陽イオン交換容量に影響する。クロライト化は高マグネシウム濃度の水中で起こるが、そのような地下水は結晶質岩地層には存在しない (Table 3.5.2)。

* Kイオンの供給速度からのイライト化に要する時間の評価

Gewahr'85 : 7×10^7 y (NAGRA 1985b)、 4×10^7 y (McKINLEY 1985)

地下水流速 0.71/can. y、Kイオン濃度 1.15mM

K-I : 地下水流速 1.11/can. y、Kイオン濃度 0.22mM

変質時間 10^8 y 以上

* 水熱条件下での速度論の研究から処分場温度での挙動を外挿して評価しても、約100万年のモンモリロナイト寿命を示した。しかし、活性化エネルギーの不確実性に問題がなくはない。

* ナチュラルアナログの研究結果からの結論：処分場の温度を60℃とすれば、百万年を越える期間において膨張特性、透水係数、イオン交換容量に大きな変化はないと考えられる。イライト/モンモリロナイトの混合層の形成は否定できないが、完全なイライト化はケースから除外できる。

* イライトは緩衝材として好ましい特性をもっている。例えば、低透水性、ミクロ空隙構造などで、埋め戻しの候補材料でもある (BROOKINS 1984)。

3.4.4.6 キャニスタと廃棄物マトリクスとの相互作用

* 還元環境下での鋼製キャニスタの腐食ではマグネタイトができる。腐食生成物とベントナイトとの相互作用に関する情報はほとんどない。また、信頼性ある評価のための熱力学的データも欠除している。80℃で行ったFe/ベントナイト、マグネタイト/ベントナイトの混合実験では、ベントナイト特性の劣化は見られなかった (MULLER-VONMOOS et al. 1991)。

* マグネタイト/モンモリロナイトの可能性ある相互作用に関する詳細な議論 (GRAUER 1988)によれば、最大5~20%のモンモリロナイトが変質する可能性がある。膨張能力は減少するが収着特性は変わらないであろう。

* ガラスの腐食生成物のベントナイトへの影響は、相対的な量比を考えれば二

次的な重要度しかない。せいぜい、鉄シリカ層の形成がある程度である。

3.4.4.7 機械的相互作用とガス散逸

* キャニスタの沈下解析結果：1 - 5 mm / 10000 年 (WHITTLE and ARISTORENAS 1991)

この変位は安全評価上無視できるが、もし顕著な変位があったとしてもわずかな設計変更で対処できる。

* 鉄の腐食によるマグネタイトの形成はキャニスタ体積を2倍にし、緩衝材中の応力を増加させる。応力解析では、100 cmの厚みのベントナイトであれば応力はベントナイト内で緩衝され、岩盤には影響がないことが示されている (SAOTOME et al. 1991)。

* 発生した水素ガスは緩衝材中を拡散で散逸できるので、砂層などの施工は必要ない。(4.3.3.6節でも議論される)

3.4.4.8 ベントナイト空隙水の化学

* K - Iにおいて、ニアフィールドの溶解度はキャニスタによる酸化還元条件を考慮したベントナイト空隙水の化学的性質により評価した。

* 空隙水の範囲は地下水とベントナイトとの反応の経験的モデルにより設定した。Wannerによるイオン交換モデルと鉱物相との飽和平衡 (CURTI 1993) を仮定した。ベントナイトの空隙水の評価においては、参照結晶質岩系に対して設定された地下水組成よりもさらに広い組成域の2つの地下水組成を設定した。評価されたベントナイトの空隙水組成をTable 3.4.1に示した。

* ベントナイトの空隙水組成の計算に用いる地球化学コードの適用性に対しては議論があるので、簡便な方法 (GRAUER 1983)により独立した評価を行ったが、先の計算結果は妥当であった。

Parameters of reducing bentonite porewater formed by addition of		
	Low-salinity groundwater	High-salinity groundwater
T (°C)	50	50
pH	8.97	8.49
pe	-6.18	-5.72
Eh (mV)	-396	-367
Species concentrations (millimoles, mM)		
Na ⁺	78	240
K ⁺	0.17	0.57
Ca ²⁺	0.011	0.055
Mg ²⁺	0.067	0.48
HCO ₃ ⁻	52	18
Cl ⁻	3.0	187
F ⁻	0.70	0.19
SO ₄ ²⁻	4.5	0.16
Al ³⁺	0.10	0.036
SiO ₂ ⁻	0.26	0.19

Table 3.4.1: Bentonite porewater compositions calculated by modelling of interaction of two reference groundwaters, with bentonite and according for reducing conditions due to iron corrosion products (from CURTI 1993).

(see Table 3.5.2) ?

3.4.5 アクセストンネル、シャフトの埋戻し及び封鎖

* アクセストンネルの方向はトンネルに沿った大きな動水勾配ができることを最小限にするよう工夫される。トンネルやシャフトは埋め戻され、特別な部分には高性能のシールが施される。

それぞれのHLWパネル及びILWサイロを互いにまた、母岩の高透水性ゾーンから水理的に隔離するようシールの施工が設計される。

* セメント水はNa型ベントナイトの特性を大きく影響する可能性が知られている。しかし、Caのベントナイトへの拡散が制限されるので、影響を受けるのはコンクリートプラグの直近のベントナイトに限られるであろう。トンネル部のベントナイトが十分厚ければ、このような影響は無視できる。

3.4.6 人工バリアにおける放射性核種の吸着と輸送

3.4.6.1 キャニスタと廃棄物マトリクスの効果

- * キャニスタは腐食して物理的機能を損なってからも地下水や核種の移行を制限する。(NERETNIEKS 1993)。しかし、この効果はK-Iでは無視されている。最も重要なプロセスは酸化還元電位の緩衝であり、そのような効果は溶解度の評価の際にも想定されている(3.4.6.2節)。
- * 同様にガラスの割れ表面に達する水の量は制限されるので物質移行の抵抗となろう。しかし、この効果は安全評価上は考慮されていない。
- * ガラス近傍の溶液中の核種濃度はガラスとベントナイト空隙水との反応によって生じた固相によって決まる。核種はこのような二次的固相や腐食生成物に吸着したり、沈殿したりするであろう。K-Iの安全解析ではこれらの効果は保守的に無視されている。

3.4.6.2 ベントナイト空隙水における放射性核種の溶解限度

- * 溶解度は、十分に緩衝された系であり、信頼性高く評価しうるベントナイトの空隙水中の核種に対してのみ評価される。
- * 溶解度の計算は、溶解度制限固相が十分に評価されていれば単純な作業である。問題はそのような固相を、与えられた化学環境における特定元素に対して選定できるかということである。溶解度制限固相の選定に特定のルールはなく、選定そのものが課題的要素を持っている。
- * 熱力学的計算とは別に、最新の実験による溶解度のデータが用いられている。
- * いくつかの核種の廃棄物中のインベントリは小さい(Th、Pa、Cm、Ra)ので、それらの化学的挙動は化学的に類似したより多量に存在する元素によって決定される。溶解度や溶存化学形のデータがない場合でも、化学アナログが用いられる。
- * Table 3.4.2は特定の元素の溶解度を推定する一つの指標を与えている。安全評価のための溶解度はTable 3.7.3に示されている。

	Solubility based on limiting solid	Solubility based on recent experiments	Solubility based on chemical analogy/ dilution	Others
Ni				no solubility limit
Se	X		X	
Zr	X			
Tc	(X)	X		
Sn	X			
Pd	(X)			insoluble
Cs				no solubility limit
Ra			X	
Th	X	X	X	
Pa	(X)		X	
U	X	X		
Np	(X)	X		
Pu		X		
Am	X			
Cm			X	

Table 3.4.2: Methods of estimating solubility limits of key elements for Kristallin-I safety assessment (BERNER 1994).

3.4.6.3 ベントナイト中の拡散と吸着

* 圧縮ベントナイト中の見かけの拡散係数は主として空隙水組成とその酸化還元条件圧縮の程度に依存する。このような因子は、K-Iの安全解析における元素ごとの拡散係数を評価するときに考慮されている (STENHOUSE 1993)。見かけの拡散係数から吸着係数を評価し、バッチ試験のデータと比較している。安全解析においてはより保守的なデータを用いた。

* Table 3.7.3に示されている吸着係数は“Realistic-conservative value”、“Conservative value”の2つの値が各元素ごとに設定されている。

Realistic-conservative valueは best estimateに対するパラメータ選定を意味しており、キャニスタ破損後の参照条件下における吸着に対応する。Conservativeに相当する吸着係数の設定には、参照条件下での値のバラツキ、各元素の吸着挙動に大きく影響を与えそうな参照条件下の可能性あるいくつかの変動要因が考慮されている。

3.5 スイス北部の結晶質基盤岩の地質

3.5.1 広域地質構造とサイティング

スイスの山脈は約4,500-2,300万年前に始まったアルパイン期に形成された。モラッセ基盤に対して今も年間1-1.5mmの隆起が観測されているアルプス山脈の形成と同時期のこの期間は、Fig. 3.5.1に示すように以下の現象も伴っていた(THURY et al. 1994)。

- ・ライン基盤の形成
- ・モラッセ基盤の沈降
- ・ユラ山脈の断層形成

H L Wのサイト候補地は大きな隆起地帯やそれに連なる断層地帯から十分に離すべきであり、結果としてFig. 3.5.2が Nagraにより選定されたH L Wのサイト候補地域である(THURY 1980)。この地域は他より地震活動度が相対的に低いため選定された。Phase I の広域地質調査中にペルモカーボニフェス堆積層で埋められた大規模な地溝の存在が明らかにされ、これは地質構造をより複雑にするとともに、処分場サイティングの可能性を減少させた。過去15年にわたる地質調査の結果(THURY et al. 1994), "Area West" と "Area East" という処分場候補地に適した2ヶ所が明確にされた。これらの地域は南はペルモカーボニフェス地溝に北は国境によって境界が決められている。

対象としているスイス北部の主な構造地質学および水理地質学的特徴はTHURY (1994) らの報告書で議論されている。その要約として、Table 3.5.1はスイス北部の地質形成過程である。Fig. 3.5.3対象地域の結晶質岩盤の南北断面概略図である。ライン川とペルモカーボニフェス地溝間の基盤岩は広域透水層である中生代堆積層で覆われ、基盤岩層は上部高透水領域(350から650m厚さ)とその下の低透水領域に分けられる。この両領域とも高透水領域と同程度の透水性を有する大規模な断層破碎帯でブロック化されているため、高レベル地層処分に適した(低透水かつ亀裂が少ない)堅岩ブロックの大きさは限られている。

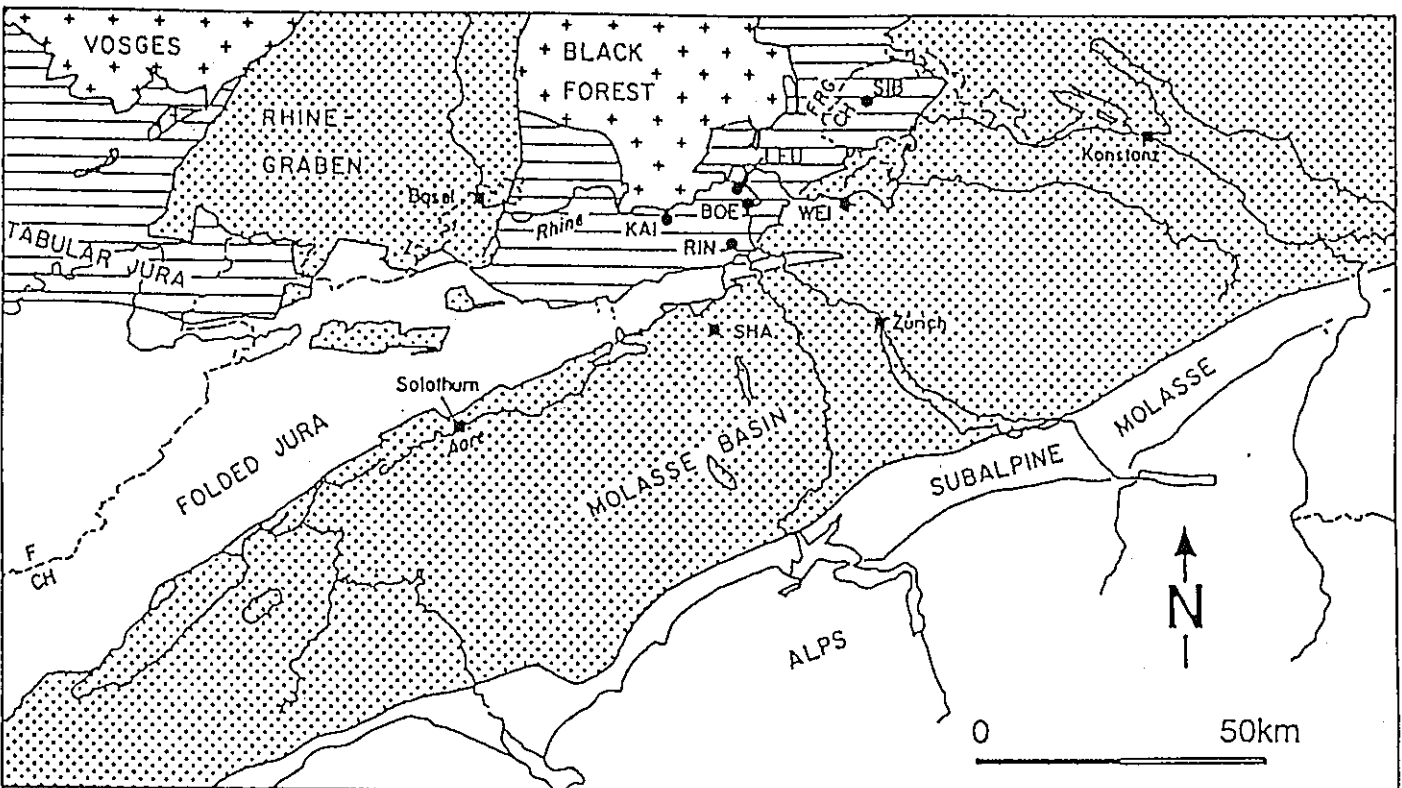


Figure 3.5.1: Principal structural geological features of Northern Switzerland and adjacent areas.

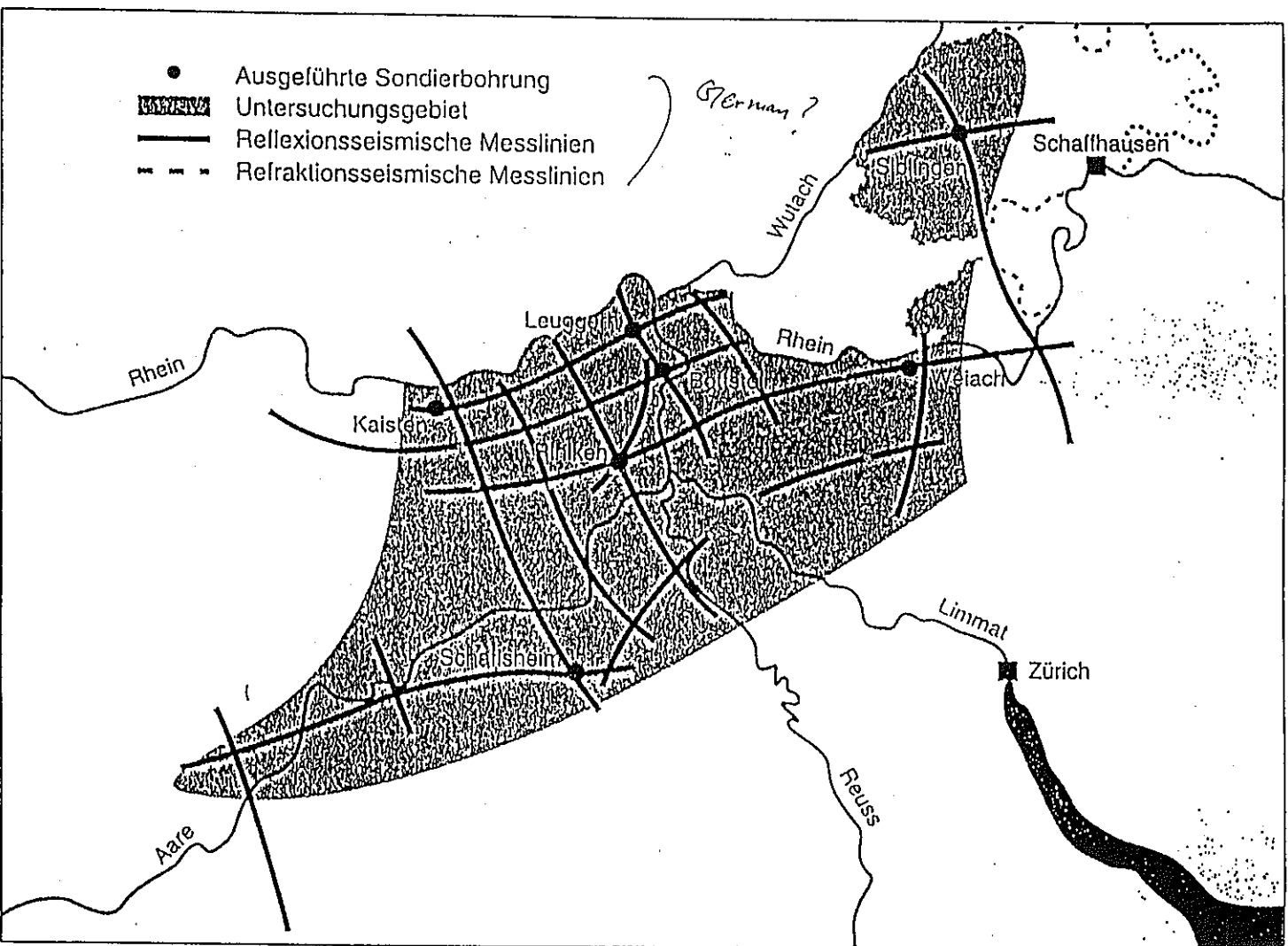


Figure 3.5.2: The region of Northern Switzerland investigated in the search for host rocks for siting of a HLW repository and location of Nagra boreholes. The locations of two potentially suitable areas of crystalline basement are identified.

Crystalline Basement	Gneisses with Variscan granitic intrusions; crops out in the Alps and Black Forest.
Permo-carboniferous	ENE-trending troughs up to several kilometres deep.
Mesozoic	Covers the Crystalline Basement and Permo-carboniferous trough from the Black Forest to the Alps; slightly faulted in the Tabular Jura, folded and thrust (mainly in the late Tertiary) in the Folded Jura.
Tertiary	Detrital sediments up to several kilometres thick in the Molasse Basin and Rhine Graben.
Quaternary	Tills covering large areas of the Molasse Basin; glacial, fluvio-glacial and lacustrine deposits filling deep valleys.

Table 3.5.1: Summary of occurrence of geological formations in Northern Switzerland.

Hydrogeological Characterisation of the Crystalline Basement

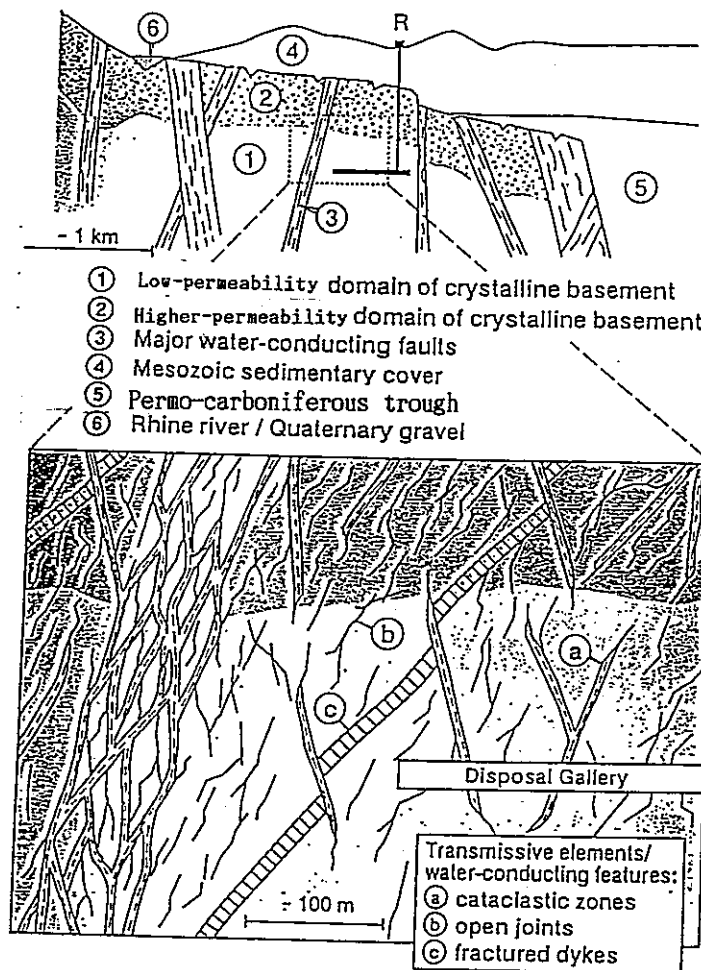


Figure 3.5.3: Schematic profile through the crystalline basement of Northern Switzerland showing the main features affecting repository siting and groundwater flow.

3.5.2 結晶質基盤岩中の地下水流動経路

Fig.3.5.3に示すように、結晶質基盤岩は多くの不連続面を有し、それが一様でない地下水流動経路(Water-conducting featuresと呼ぶ)を形成する。それは主に以下の分類に分けられ、地質圏における核種移行モデルのためには、このようなマイクロスケールでの地下水流動の特徴に関する記述が要求される。

- ・ Cataclastic zones : 地質構造の動きにより圧砕された不連続面を含むゾーン (Fig.3.5.4a 参照)
- ・ Open joints : 開口不連続面を有するゾーン (Fig.3.5.4b 参照)
- ・ Fractured dykes : 細粒化または薄板化された石英や雲母が主体となった不連続面を含むゾーン (Fig.3.5.4c 参照)

西および東エリアにおけるボーリングコアやドイツの黒い森南部における地表露頭サンプルを用いた、これら地下水流動経路の調査結果はMAZUREK(1994)の報告書に詳細に記されている。現在得られているデータに基づけば、これらのモデルが両エリアの花崗岩と異なる根拠は全くないため、このモデルを適用することとする。

Cataclastic zones

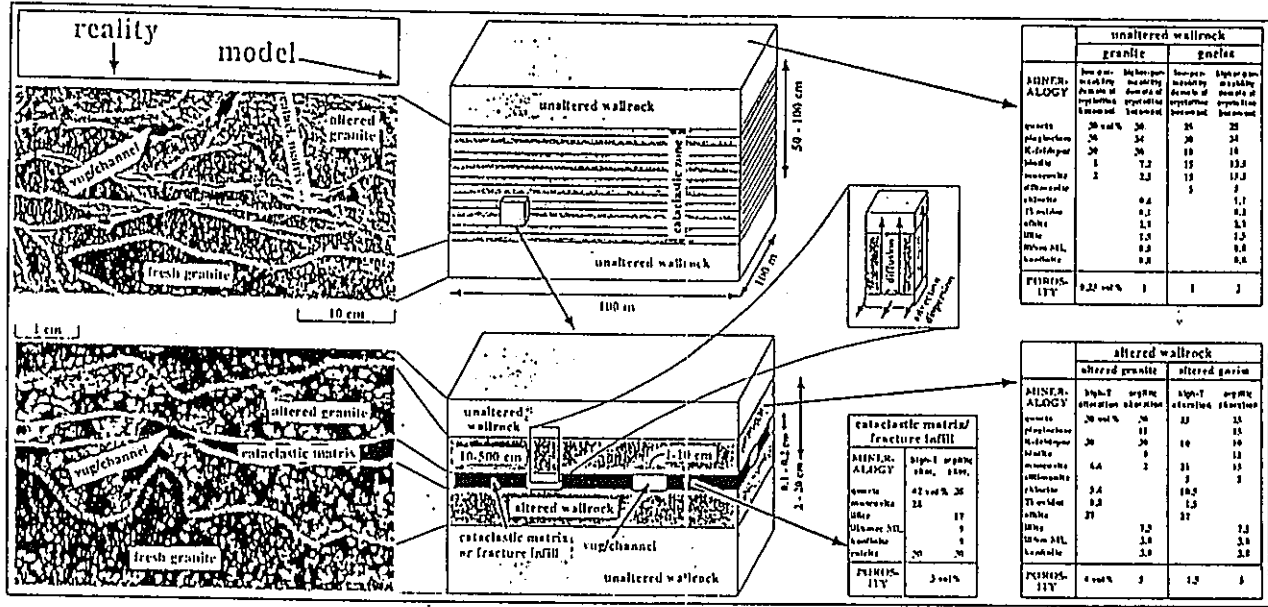


Figure 3.5.4a: Small-scale conceptual model of cataclastic zones in the crystalline basement including geometrical, mineralogical and porometric data.

Jointed zones

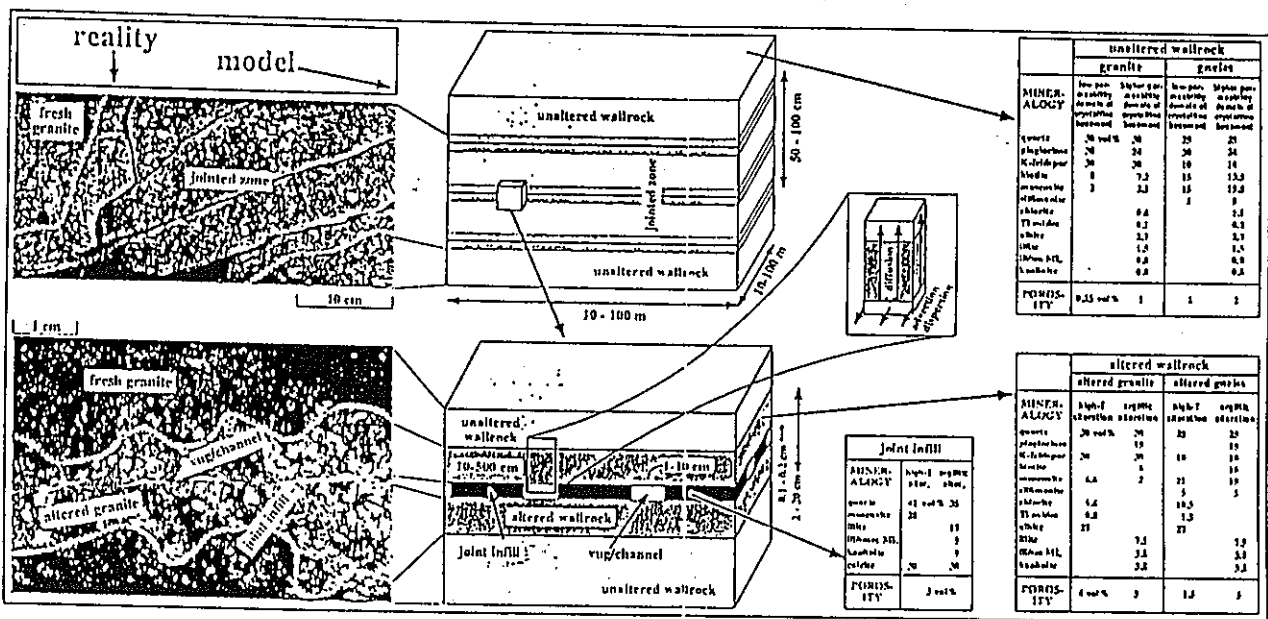


Figure 3.5.4b: Small-scale conceptual model of jointed zones in the crystalline basement including geometrical, mineralogical and porosimetric data.

Fractured aplitite/pegmatite dykes and aplitic gneisses

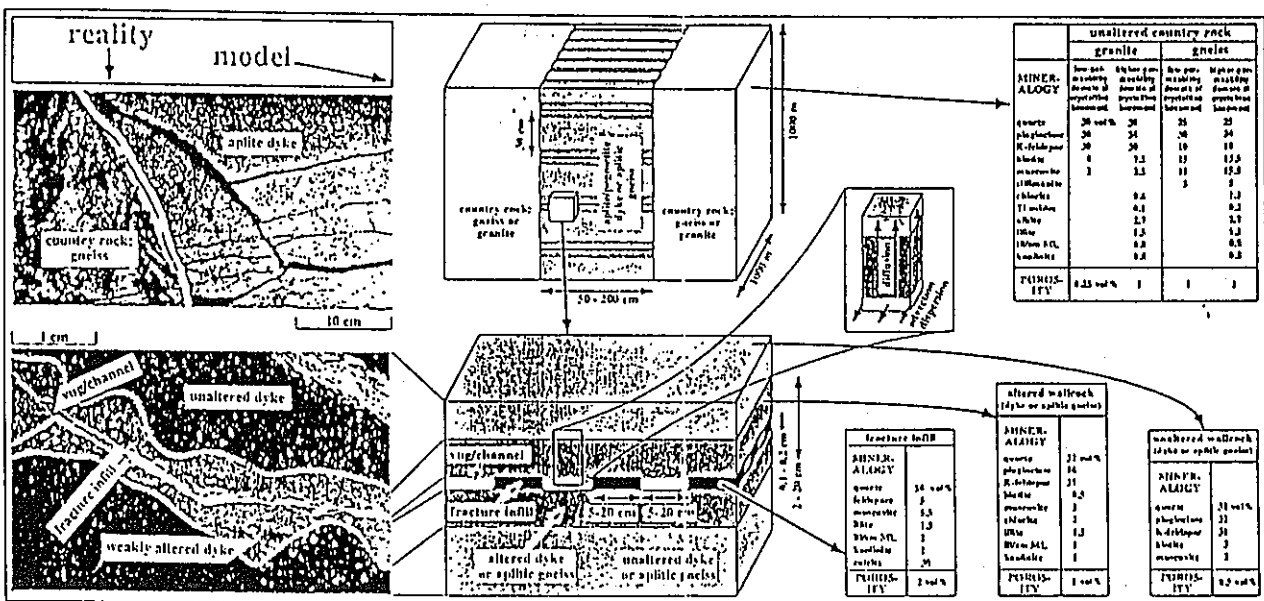


Figure 3.5.4c: Small-scale conceptual model of fractured aplitite/pegmatite dykes and aplitic gneisses in the crystalline basement including geometrical, mineralogical and porosimetric data.

3.5.3 水理地質モデリング

水理地質上の特徴を調べるため、広域、中域およびサイト周辺スケールの地下水流動モデリングを実施してきた。Fig. 3.5.5に示すように、広域モデルは中域モデルに、中域モデルはサイトモデルに適切な境界条件を提供することとなる。広域モデルは黒い森の南部から流入しアーレ川の西のライン谷へ流出する広域スケールでの地下水流動を解析できる。この地下水流動解析結果としては、西エリアでは南西方向から北西方向へ、東エリアでは東方向への地下水流動方向を示しており、これは広域の地下水化学解析結果とも良好に合致している。

西エリアを対象として、大規模な地質構造上の特徴が主に黒い森南部における露頭花崗岩の詳細なマッピングやボーリングおよび物理探査データにより調査された。これらの調査結果から、1次および2次オーダーの大規模な断層破碎帯についてはFig. 3.5.6に示すような理想化されたネットワークモデルが構築された。これらのメッシュは、ボーリング孔を利用したハイドロデータとともに、地下水流動中域ハイブリッドモデルの基礎となっている。このモデルでは、断層間のブロックは等価多孔質媒体として、断層は2次元として仮定した。未解決の問題はどの程度これらの断層が水理的にアクティブで主な地下水流動経路となっているかである。これを解決するため、Fig. 3.5.7に示すように、極端なフルシナリオ（1次および2次の断層は全てアクティブ）とスパーシブシナリオ（ほとんどの断層はインアクティブ）な場合のモデルを考慮することにより検討した。

詳細はTHURY(1994)らの報告書の8章に述べられているが、このような地下水流動モデルの解析に基づいて、低透水領域のブロックを通過する地下水流量の期待値が透水係数に応じて算定された。次に、低透水ブロック中のWater-conducting features が主な地下水移行経路となるサイトモデルについては、統計的ネットワークモデルにより、500m長さの30本のトンネルを含む理想化された処分場に流入する地下水流量が算定された。その結果がTable 3.7.4に示されている。これらの地下水流入量はニアフィールドモデルの境界条件となり、Water-conducting features の水理的特徴は地質圏における核種移行解析の入力データとなる。

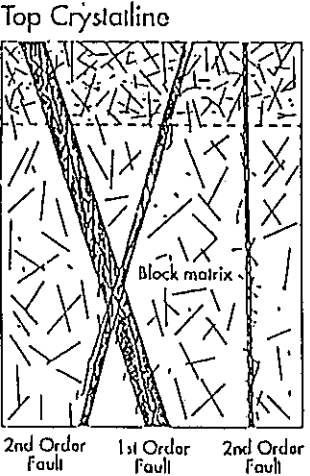
Conceptual Model	Numerical Models	Safety Analysis Relevant Output
	<p>Scale: Regional (> 500 km²)</p> <p>Representation: Equivalent porous medium (EPM)</p> <p>Scale: Subregional (~ 50 km²)</p> <p>Representation: Hybrid: Discrete elements (D1), EPM (D2), (block matrix)</p> <p>Scale: Site (generic) (~ 0.5 km²)</p> <p>Representation: Fracture network</p>	<ul style="list-style-type: none"> Regional Flow Patterns Boundary Conditions Regional Residence Times Exfiltration Areas Dilution Fluxes Effect of Structural Features Fluxes through Typical Rock Volumes Flow Distribution Flow Lengths Effective Hydraulic Parameters Flow Distribution at Site Scale

Figure 3.5.5: Sketch showing the relationship between the hydrogeological conceptual model and numerical models of groundwater flow at regional, subregional and site scales.

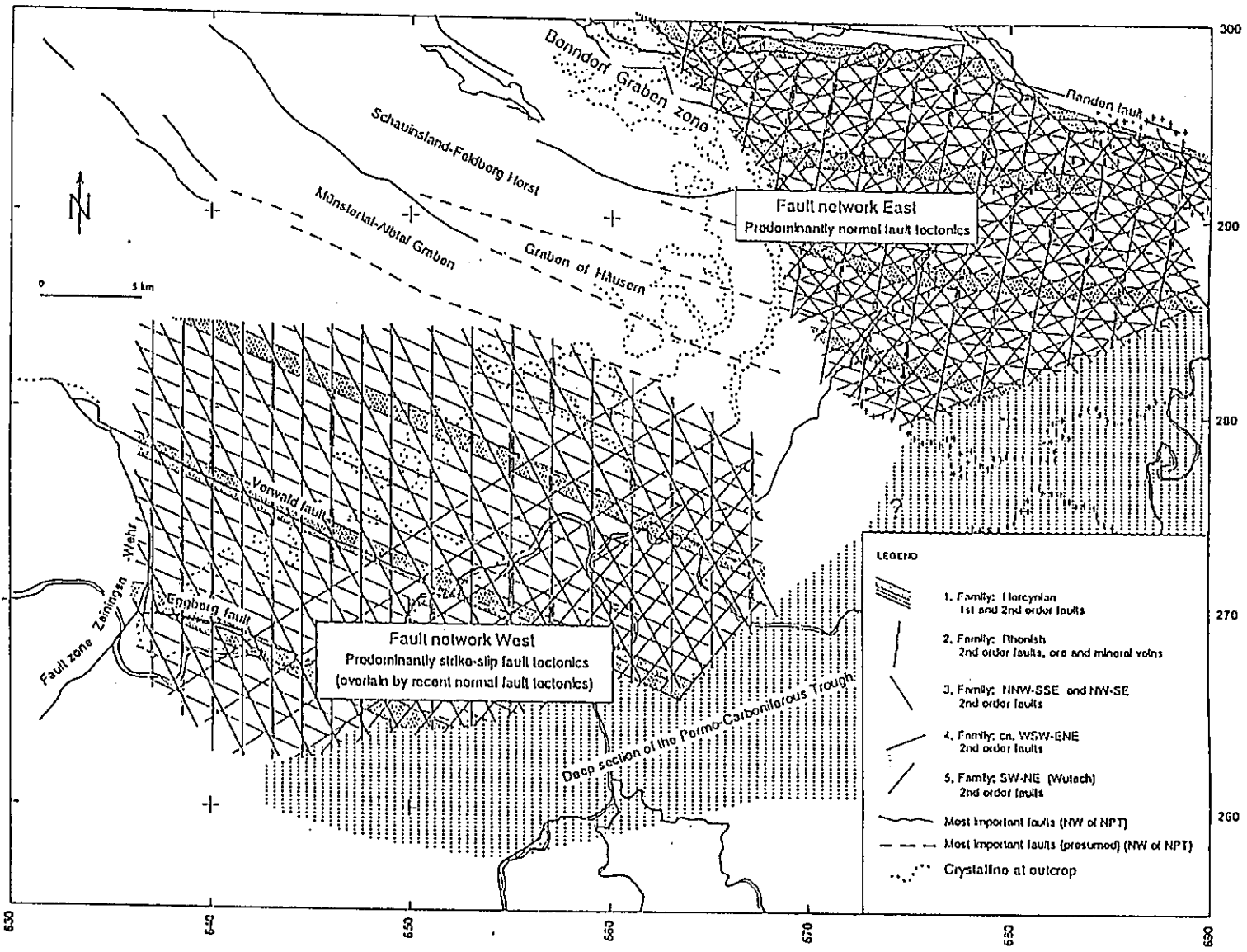
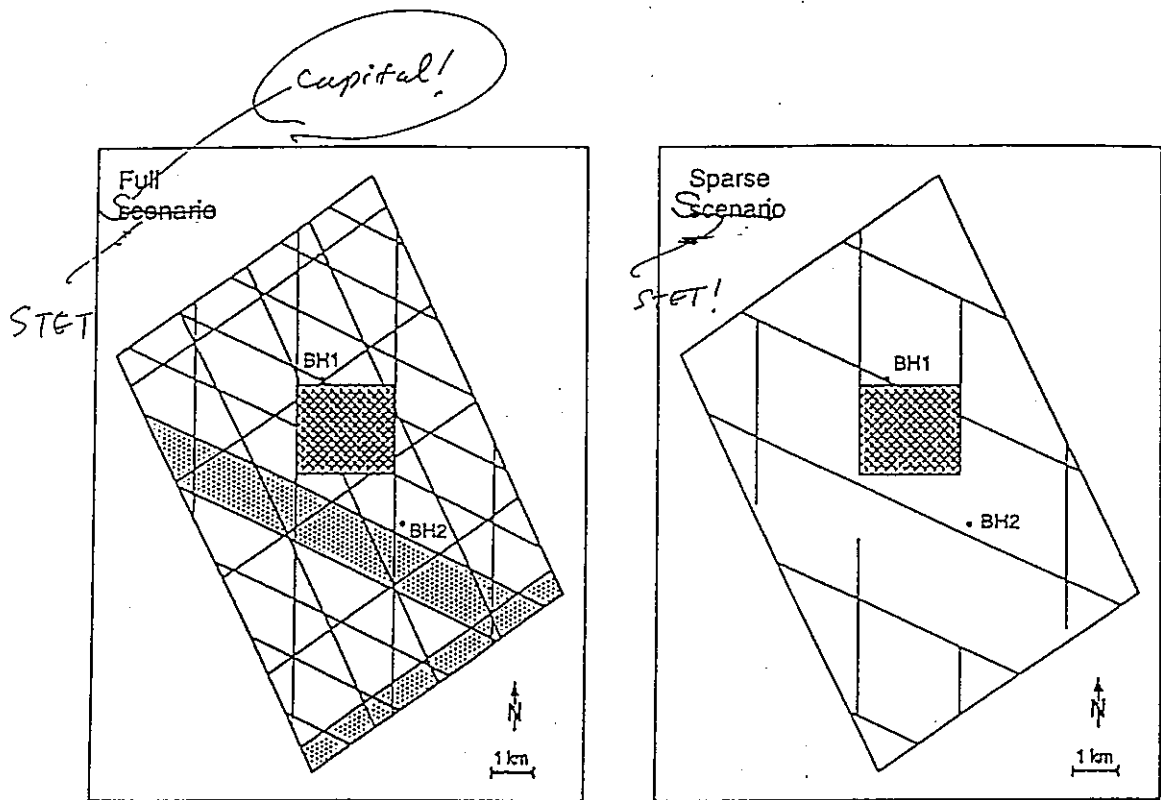


Figure 3.5.6: Idealised meshes of major faults for groundwater flow modelling of Areas West and East, based on a knowledge of the orientation of the main groups of first and second order faults.



EXPLANATION

- Second-order fault
- ▨ First-order fault
- ▩ Area of pathway-length analysis

Figure 3.5.7:

Two models for groundwater-flow of Area West: (i) the ~~full~~ ^{Full Scenario} model in which all first and second order faults are active and (ii) the ~~sparse~~ ^{Sparse Scenario} model in which very few faults are hydraulically active (from THURY et al. 1994).

データ不足により東エリアの特徴はあまりよく調査されていないが、主な地質構造的な特徴は概ね西エリアと同様と推定される。東エリアのハイドロデータの推定値は、この地域にシブリンゲンのボーリングしかないため西エリアより複雑である。そのボーリングデータによれば、シブリンゲン基盤岩の透水係数は西エリアでの計測値より高い。東エリアのため、以下の2種類の仮説を設定した。

(仮説1) シブリンゲンボーリングで得られたデータはこの地域の代表的なものであり、東エリアの透水係数は西より高い。

(仮説2) シブリンゲンのデータは地溝に近い場合特別なものであり、従って西エリアのデータが東に適用できるものとする。

上記2種類の仮説に基づく東エリアの低透水領域中の処分場安全解析用の地下水データをTable 3.7.5に要約した。

低透水ブロック中での核種移行を評価するため、地下水解析から得られた重要な入力データとしては、処分場を通過する平均地下水流量、トンネル壁面を通過するWater-conducting featuresの全トレース長とその分布である。ダルシー流速およびWater-conducting featuresの幾何学的条件が処分場から大規模な断層破砕帯までの核種移行のモデル化に必要である。

生物圏モデルのために重要な地質入力は、処分場を通過した地下水の放出エリアの定義と処分場から地表圏への地下水経路に沿いおこる希釈の程度である。これらの条件のため、地下水流動モデルは主に地下水の流出はライン谷の砕石透水層で起こり、その希釈率はTable 3.7.4に示すように 10^6 - 10^7 程度とかなり大きな値となっている。このライン谷の流出シナリオは両方のエリアに同じ希釈率を適用している。東エリアのみ変動シナリオとして、支流の谷により小さい希釈率を仮定した場合を考慮している。

3.5.4 地下水化学

対象地域の広域地下水化学に関する調査結果として、Table 3.5.2の参照地下水の組成に示す通り、西エリアの低透水岩盤領域の主な地下水は約 1g/l の溶質を含む $\text{Na-SO}_4\text{-(Cl-HCO}_3\text{)}$ 型の水と推定される。この地域での地下水組成のばらつきや極端な化学成分についてはPEARSONとSCHOLTIS(1993)の報告書で詳細に検討されている。

	Area West		Area East	
pH (units)	7.66		7.66	
pe (units)	-2.72		-0.52	
Eh (volts, from pe)	-0.18		-0.03	
Formation temperature (°C)	55		55	
Density (g ml ⁻¹)	0.999		1.0005	
	mg l ⁻¹	molality	mg l ⁻¹	molality
Lithium (Li ⁺)	1.1	1.59 x 10 ⁻⁴	0.64	9.22 x 10 ⁻⁵
Sodium (Na ⁺)	323.8	1.41 x 10 ⁻²	177	7.70 x 10 ⁻³
Potassium (K ⁺)	8.5	2.18 x 10 ⁻⁴	4.2	1.07 x 10 ⁻⁴
Rubidium (Rb ⁺)	0.055	6.45 x 10 ⁻⁷	<0.05	<5.85 x 10 ⁻⁷
Caesium (Cs ⁺)	0.043	3.24 x 10 ⁻⁷	0.05	3.76 x 10 ⁻⁷
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0.14	7.78 x 10 ⁻⁶	<0.005	2.77 x 10 ⁻⁶
Beryllium (Be ²⁺)	5 x 10 ⁻⁴	5.56 x 10 ⁻⁸	--	--
Magnesium (Mg ²⁺)	0.3	1.24 x 10 ⁻⁵	1.1	4.53 x 10 ⁻⁵
Calcium (Ca ²⁺)	14.0	3.50 x 10 ⁻⁴	11.5	2.87 x 10 ⁻⁴
Strontium (Sr ²⁺)	0.46	5.26 x 10 ⁻⁶	0.35	3.99 x 10 ⁻⁶
Barium (Ba ²⁺)	0.05	3.65 x 10 ⁻⁷	0.08	5.48 x 10 ⁻⁷
Radium (Ra ²⁺)	7 x 10 ⁻¹⁰	3.10 x 10 ⁻¹⁵	1.7 x 10 ⁻⁷	7.52 x 10 ⁻¹³
Chromium (Cr)	8.5 x 10 ⁻⁴	1.64 x 10 ⁻⁸	--	--
Manganese (Mn ²⁺)	0.037	6.75 x 10 ⁻⁷	<0.005	<9.10 x 10 ⁻⁸
Iron (Fe ²⁺)	0.007	1.26 x 10 ⁻⁷	<0.01	<1.79 x 10 ⁻⁷
Nickel (Ni ²⁺)	<5 x 10 ⁻⁴	<8.53 x 10 ⁻⁹	<0.01	<1.70 x 10 ⁻⁷
Cobalt (Co ²⁺)	1.5 x 10 ⁻⁴	2.55 x 10 ⁻⁹	--	--
Copper (Cu ²⁺)	<0.002	<3.15 x 10 ⁻⁸	0.01	1.57 x 10 ⁻⁷
Zinc (Zn ²⁺)	0.004	6.13 x 10 ⁻⁸	<0.03	<4.59 x 10 ⁻⁷
Zirconium (Zr)	1.5 x 10 ⁻⁴	1.65 x 10 ⁻⁹	--	--
Palladium (Pd)	<1 x 10 ⁻⁴	<9.42 x 10 ⁻¹⁰	--	--
Tin (Sn)	6 x 10 ⁻⁴	5.07 x 10 ⁻⁹	--	--
Lead (Pb)	2.5 x 10 ⁻⁴	1.21 x 10 ⁻⁹	<0.005	<2.41 x 10 ⁻⁸
Aluminium (Al)	0.012	4.46 x 10 ⁻⁷	0.012	4.35 x 10 ⁻⁷
Uranium (U)	1.3 x 10 ⁻⁴	5.47 x 10 ⁻¹⁰	3 x 10 ⁻⁴	1.26 x 10 ⁻⁹
Thorium (Th)	5 x 10 ⁻⁴	2.16 x 10 ⁻⁹	--	--
Fluoride (F ⁻)	12.2	6.43 x 10 ⁻⁴	11.8	6.21 x 10 ⁻⁴

Notes: Data from PEARSON and SCHOLTIS 1993.

Molality values given are calculated from measured concentrations in mg l⁻¹, precision of this data should therefore be judged from precision of the concentration data.

Table 3.5.2: Reference groundwater chemistries for crystalline basement of Northern Switzerland.

	Area West		Area East	
	mg l ⁻¹	molality	mg l ⁻¹	molality
Chloride (Cl ⁻)	128	3.62 x 10 ⁻³	26	7.33 x 10 ⁻⁴
Bromide (Br ⁻)	0.72	9.03 x 10 ⁻⁶	0.2	2.50 x 10 ⁻⁶
Iodide (I ⁻)	0.01	7.90 x 10 ⁻⁸	<0.01	<7.88 x 10 ⁻⁸
Sulphate (SO ₄ ²⁻)	296	3.09 x 10 ⁻³	135	1.41 x 10 ⁻³
Phosphate (as P)	0.04	1.29 x 10 ⁻⁶	<0.02	<6.46 x 10 ⁻⁷
Nitrate (NO ₃ ⁻)	<0.1	<2.00 x 10 ⁻⁶	<0.9	<1.45 x 10 ⁻⁵
Arsenite (As ³⁺)	0.12	1.60 x 10 ⁻⁶	--	--
Arsenate (As ⁵⁺)	0.035	4.68 x 10 ⁻⁷	--	--
Total Arsenic (As)	0.16	2.07 x 10 ⁻⁶	0.0065	8.68 x 10 ⁻⁸
Selenium (Se)	0.1	7.89 x 10 ⁻⁷	--	--
Molybdenum (Mo)	0.005	3.13 x 10 ⁻⁸	--	--
Tungsten (W)	0.7	2.83 x 10 ⁻⁶	--	--
Alkalinity as HCO ₃ ⁻	291	4.78 x 10 ⁻³	268	4.39 x 10 ⁻³
Bicarbonate (HCO ₃ ⁻)	285	4.67 x 10 ⁻³	262	4.29 x 10 ⁻³
Carbonate (CO ₃ ²⁻)	2.7	4.51 x 10 ⁻⁵	2.2	3.67 x 10 ⁻⁵
Total Sulphide (H ₂ S)	<0.005	<1.50 x 10 ⁻⁷	--	--
Silica (H ₂ SiO ₃)	46.1	5.91 x 10 ⁻⁴	46	5.93 x 10 ⁻⁴
Borate (B(OH) ₃)	3.4	5.51 x 10 ⁻⁵	0.9	1.46 x 10 ⁻⁵
Total Iron	0.026	4.66 x 10 ⁻⁷	--	--
Organic carbon	0.04	3.34 x 10 ⁻⁶	<6	<5.00 x 10 ⁻⁴
Oxygen (O ₂)	<5 x 10 ⁻⁴	<1.56 x 10 ⁻⁸	<0.008	<2.50 x 10 ⁻⁷
Nitrogen (N ₂)	33	1.18 x 10 ⁻³	31	1.11 x 10 ⁻³
Methane (CH ₄)	0.017	1.06 x 10 ⁻⁶	<0.01	<6.24 x 10 ⁻⁷
Hydrogen (H ₂)	<5 x 10 ⁻⁴	<2.43 x 10 ⁻⁷	<7 x 10 ⁻⁴	<3.40 x 10 ⁻⁷
Argon (Ar)	0.88	2.21 x 10 ⁻⁵	1.0	2.50 x 10 ⁻⁵
Carbon Dioxide (CO ₂)	7.7	1.75 x 10 ⁻⁴	7	1.59 x 10 ⁻⁴

Notes: Data from PEARSON and SCHOLTIS 1993.

Molality values given are calculated from measured concentrations in mg l⁻¹, precision of this data should therefore be judged from precision of the concentration data.

Table 3.5.2: Reference groundwater chemistries for crystalline basement of Northern Switzerland (continued).

データは限られているが、東エリアの基盤岩の地下水化学組成はミネラル分が少ないと推定され、これはシブリンゲンボーリングとも一致している。この地域の参照地下水は約0.5g/lの溶質を含むNa-HCO₃-SO₄-(Cl)型の水と推定される。

地下水中のコロイドは核種移行に影響する。西エリアの地下水中の自然コロイド分の最大値は、DEGUELDRE(1993)の報告書に記載された通り、0.1ppm(10⁻⁴kg/m³)である。コロイドが核種移行を遅延させる(例:水成物質の遅延やフィルター効果)か促進させる(例:亀裂面に沿いマトリクス拡散を少なくする)かや、コロイドが地下水流動経路の特質に影響されるかは未解明である。

3.5.5 核種吸着係数の設定

K-Iプロジェクトのための吸着係数設定の基本方針は、設定値が対象とするサイトの岩盤地下水システムを代表とする値とすることである。そのため、岩盤中の異質性はFig. 3.5.4に示すように亀裂中の挟在物や風化物質を含み、異なる地下水流動システム中の鉱物成分のばらつきとして考慮した。さらにTable 3.5.2に示すように、参照地下水の化学組成、pH、Ehを含む特性は原位置計測値に基づいて設定した。

地下水中の核種移行のモデル化では、全ての吸着は地下水流動に対する核種の遅延として表される。これにより、最も敏感な分配係数Kdを含む遅延係数が重要となり、これは固相と液相間の核種の平衡パーティショニングに等しい値である。遅延係数に関する実験で直接的に得られる値は一般に分配比Rdで、これは数学的にはKdに等しいが平衡状態を意味してはいない。ゆえに、実験の目的は実験で得られたRd値から対象地域とするサイトスペシフィックな状態を代表する経験的なKd値を設定することである。

吸着実験で得られた生データは詳細にレビューされ、参照ミネラルや地下水に関連するデータのみさらに検討された。サイトスペシフィックな材料の吸着実験結果はなく、結晶質岩については限られた数であるが別の場所の試験体データがあった。他方、参照鉱物であるテクトシリカやフィロシリカ等異なる鉱物組成の吸着係数は多くある。そのため、STENHOUSE(1994)の報告書にある通り、異なる核種の吸着係数は重みづけ平均法により算定した。

それぞれの核種の吸着係数は代表的な鉱物組成と地下水の重量パーセント対応して足し合わせて算定した。この手法は各鉱物表面がその割合に比例してそれぞれの核種を吸着すると考えたものである。

ほとんどの核種に対しては濃度レンジは吸着がKdのみで表せる範囲にある。しかし、セシウムについては自然地下水中の濃度が高いため吸着係数の濃度依存をモデル計算に考慮しなければならない。これは、Freundlich等温線により考慮する。

Table 3.7.6が吸着パラメーターの総括表であり、“Realistic-conservative”および“Conservative”なKd値としてまとめた。“Realistic”なKd値は対象とする状態の吸着係数を代表する最適推定値と考えられ、“Conservative”なKd値は吸着に影響する事象のうち起こりうる最大の効果を考慮した現実的なばらつき値と考えられる。例えば、Ehの変化はTc, NpやUのようなレドックスに敏感な核種に影響し、NpやU以外のアクチニド元素ではpHが最も敏感に吸着に影響する。同様に、イオン強度の増大か競合するイオン濃度のどちらかがイオン交換による吸着程度に大きく影響すると考えられる。

3.6 地表環境

3.6.1 広域地表条件

スイス北部の結晶質基盤岩中の処分場から地下水によって移行した核種が放出される可能性のある地域はライン谷である。この地域のライン川ではバーゼル市に向かって東から西へ流れており、海拔は300~500m、地形は新生代第四紀に堆積した礫上に形成された比較的ゆるやかな丘陵地の底である。支流谷の斜面はより急である。

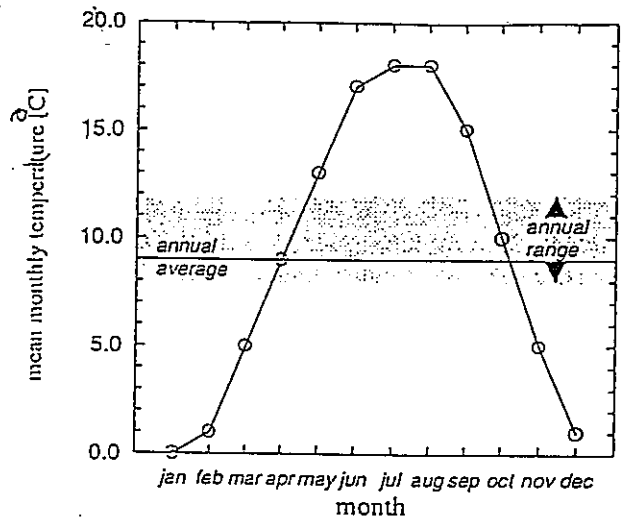
ライン川はこの地域で主な流出路であり、流出エリアから離れた地表環境での主な核種移行パスである。アーレ川のような他の主な川も同様の流量であり、ライン川と同様の注意が必要である。さらに、地質調査によれば、核種が高透水上部基盤岩層からライン川へ移行するルートの可能性が最も高く、小ライン支流谷からの流出の可能性は少ない。

スイス水文年鑑1979によれば、ライン川の体積流量は約 $3 \times 10^{10} \text{ m}^3/\text{y}$ であり、礫中の典型的な地下水流量は $5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ のオーダーである(STAUBLE, 1993の報告書参照)。支流谷では河川流量は雨水集水面積から推定され、礫中の流量はライン川底と同様である。

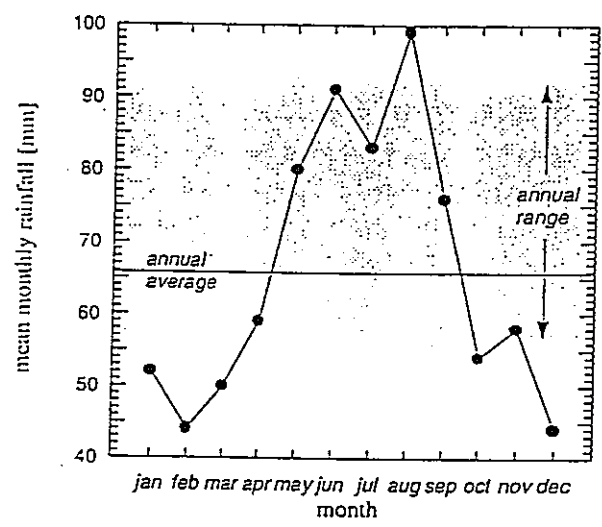
3.6.2 気候条件

安全評価で考慮される長期間中に気候は変化すると考えられる。これは4.3.4節で検討しているが、現在の気候や地表環境を参照生物圏を定義する第一段階として用いることは適切であると考えられる。

この地域の現在の気候は温暖であり、対象ライン谷沿いにほとんど空間的なばらつきはない。スイス気候年鑑によれば対象地域の西端であるバーゼルの気温と降水量をFig. 3.6.1に示した。このデータを使った理由はバーゼルは完全なデータが得られる最も近い気象観測所であるからである。Fig. 3.6.1(a)に示すように年平均気温のばらつきは8~12℃、図-3.6.1(b)に示すように降水量は季節により大きく異なる。年平均降水量は790mm/yである。蒸発量は降水量の約3分の1である。



(a) Mean monthly temperature



(b) Mean monthly precipitation

Notes: Data for Basel from *Klimaatlas der Schweiz*.

Range and annual average have been normalised to a monthly period.

Figure 3.6.1 Mean temperature and precipitation in the study region in Northern Switzerland.

3.6.3 土壌と自然環境

スイス年鑑(1968)によれば、この地域の谷底部の土壌は中性の"Parabraunerde"と谷の横側は弱酸性の"Braunerde"である。放出エリアはライン谷のため"Parabraunerde"が主対象となり、これは河川や氷河の堆積粗砂であるため高透水性を有するが、システム中への多量の地下水流入量のため疑似不透水性を示す。"Braunerde"もまた原位置では飽和中の低透水領域の存在のため不透水構造である。

天然植生は全く皆無であり、現在の自然植生は過去数百年の人間による耕作の結果である。土質や地形から判断して自然植生は落葉性の森林である(例えばブナや樺ノ木)。

3.6.4 人間生活と経済

明らかに人間は広域環境に大きな影響を与えてきた。モデル化した人間のライフスタイルは専業農家であり、これは比較的最近までの生物圏としては概ね適切である。スイス年鑑(1984)によれば、現在の人口は50~500人/km²であるが専業農家の場合にはこれは減少するであろう。従って、現在の人間の居住地の分布に関するデータは安全評価の生物圏モデルとは関連しない。放射線影響計算で採用した悲観的な仮定との比較のため次のデータを用いる。現時点では広域の非農業経済は主として小さな商売や軽工業からなる(スイス年鑑、1990)。

3.6.5 土地利用と農業

酪農、栽培、林業(主に針葉樹植林)を含む農業は広域経済にとって重要である(スイス年鑑、1977)。農地のうち15~35%が牧草や家畜の食料用栽培(主にトウモロコシ)を含む耕作やフルーツの栽培にあてられている。

3.6.6 水資源とその利用

地表付近の水文状態は気候と第四紀堆積層中の地下水流動状況で決まる。対象地域の谷底は局所的な帯水層をなす河川、氷河堆積礫層からなる。STAUBLE(1993)の報告書によれば、歴史的にこの水は頻繁に利用され、また、この安全評価の生物圏モデルで考慮した事項のように、この水は専業農家にとって重要である。

スイス年鑑(1967)によれば、この地域の帯水層から5,000l/minまでの取水をする地点がいくつかある。さらに、600l/minの取水をするZurzachのように、結晶質岩を水源とする多くの水資源や温泉がある。

3.7 K-I安全評価計算のためのデータ

本節では3.3節から3.6節で示した情報やデータに基づき、K-I安全評価計算用のデータを総括する。このデータの多くは5章の安全評価に直接用いられる。地質圏での核種移行モデル化には少しのデータ評価が必要であり、これは5.3節で述べる。生物圏でのモデル化には処分概念やサイトスペシフィックでないデータが必要であり、これらは5.4節およびAppendix 7で述べる。ここでまとめたデータは以下の通りである。

- ・安全性に関連深い核種のインベントリ (Table 3.7.1)
- ・核種の浸出と移行に関係する人工バリアの幾何学条件と特性 (Table 3.7.2)
- ・ニアフィールドでの核種放出と移行モデルのための要素依存パラメータ
(例：溶解限度や吸着定数、Table 3.7.3)
- ・西および東エリアの地下水流動解析結果 (Table 3.7.4およびTable 3.7.5)
- ・地質圏における核種移行モデルのための要素依存パラメータ (例：吸着定数や等温パラメーター、Table 3.7.6)
- ・地質圏での核種移行のための各種データ (Table 3.7.7)

これらのうちあるパラメーターは"Realistic-conservative"や"Conservative"な値が示され、その区別や設定方法は5.1.4節で議論する。

Nuclides	Inventory		
	Moles	Becquerels	Half-life (years)
Single radionuclides and stable isotopes			
stable Ni	2.32×10^1	-	-
⁵⁹ Ni	1.07×10^{-2}	1.88×10^9	7.50×10^4
stable Se	8.83×10^{-1}	-	-
⁷⁹ Se	1.07×10^{-1}	2.18×10^{10}	6.5×10^4
⁹³ Zr	1.06×10^1	9.20×10^{10}	1.53×10^6
⁹⁹ Tc	1.04×10^1	6.48×10^{11}	2.13×10^5
stable Pd	1.40×10^1	-	-
¹⁰⁷ Pd	2.56×10^0	5.20×10^9	6.50×10^6
stable Sn	9.52×10^{-1}	-	-
¹²⁶ Sn	2.78×10^{-1}	3.67×10^{10}	1.00×10^5
¹³⁵ Cs	3.30×10^0	1.90×10^{10}	2.30×10^6
4N + 1 chain (neptunium chain)			
²⁴⁵ Cm	3.43×10^{-3}	5.33×10^9	8.50×10^3
²⁴¹ Am	2.13×10^{-1}	6.51×10^{12}	4.32×10^2
²³⁷ Np	3.49×10^0	2.16×10^{10}	2.14×10^6
²³³ U	1.06×10^{-3}	8.84×10^7	1.59×10^5
²²⁹ Th	2.23×10^{-6}	4.01×10^6	7.34×10^3
4N + 2 chain (uranium chain)			
²⁴⁶ Cm	3.38×10^{-4}	9.45×10^8	4.73×10^3
²⁴² Pu	1.72×10^{-2}	6.04×10^8	3.76×10^5
²³⁸ U	8.11×10^0	2.40×10^7	4.47×10^9
²³⁴ U	1.11×10^{-2}	6.01×10^8	2.45×10^5
²³⁰ Th	4.58×10^{-5}	7.87×10^6	7.54×10^4
²²⁶ Ra	2.38×10^{-7}	1.97×10^6	1.60×10^3
4N + 3 chain (plutonium chain)			
²⁴³ Am	3.85×10^{-1}	6.90×10^{11}	7.38×10^3
²³⁹ Pu	2.52×10^{-1}	1.39×10^{11}	2.41×10^4
²³⁵ U	9.22×10^{-2}	1.73×10^6	7.04×10^8
²³¹ Pa	2.10×10^{-6}	8.48×10^5	3.28×10^4
4N chain (thorium chain)			
²⁴⁰ Pu	1.68×10^{-1}	3.40×10^{11}	6.54×10^3
²³⁶ U	5.82×10^{-2}	3.29×10^7	2.34×10^7
²³² Th	4.89×10^{-6}	4.60×10^0	1.41×10^{10}

- Notes:
1. Selection of the radionuclides is according to a simple conservative screening model described in Appendix 2.
 2. Activities are for one flask of vitrified HLW, waste type WA-COG-1, see section 3.3.
 3. In the biosphere calculations some short lived decay products (not shown here) are calculated explicitly. See Appendix 4.

Special notes on half life of ²³⁰Th :

For some radionuclides, there is some uncertainty or inconsistency between different experimental measurements of half life. In the Kristallin-1 assessment calculations for ²³⁰Th, slightly different half lives have been adopted for different model elements as a result of different base references being consulted.

A value of 7.54×10^4 years (ANTONY 1992; SCHÜTZIG and SCHRADER 1993) was adopted in MIRA (inventory) and STRENG (near field) calculations and dose conversion factors for STRENG results (Appendix 6).

A value of 7.7×10^4 years (ICRP 1983) was adopted in RANCHMD (geosphere) and TAME (biosphere) calculations.

The discrepancy of about 2%, though undesirable, is cannot have any significant effect on calculated releases and doses.

Table 3.7.1: (Previous page). Inventories of safety-relevant radionuclides and stable isotopes of the same elements per waste canister, calculated for the reference canister failure time of 1040 years after unloading of fuel from the reactor.

Parameter	Realistic-conservative value	Variations
Time of canister failure	1000 years after emplacement	
Glass corrosion rate, R	$1.2 \times 10^{-11} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	$1.2 \times 10^{-9} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$
Length of waste blocks, h	2693 blocks of length 1.03 m	-
Initial diameter of glass block, d_0	0.43 m	-
Factor for glass surface area increase	12.5	-
Volume for dissolution, V_R (1)	210 m^3	-
Inner bentonite radius, r_a	0.47 m	-
Outer bentonite radius, r_b	1.85 m	0.67 m (2)
Bentonite porosity, ϵ	0.38	-
Bentonite ^{solid} dry bulk density, $\rho_b \rightarrow \frac{\rho_{\text{solid}}}{\rho_{\text{table}}}$	2760 kg m^{-3}	-
Effective diffusivity in bentonite, D_e	$2.0 \times 10^{-10} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$	-
Groundwater flow rate through repository area, Q	Mixing tank boundary condition applied: $Q = 3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$	(i) Mixing tank boundary condition applied: $Q = 0.3, 30, 300 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ (ii) Zero-concentration boundary condition applied

Notes: (1) The volume for dissolution is a hypothetical water-filled annular region of 2 cm thickness surrounding the glass block.

(2) Representing alternative (smaller) emplacement tunnel diameter. \rightarrow It should be set $R_a = 1.65$??

Table 3.7.2: Data for modelling of radionuclide release and transport in the engineered barriers - glass corrosion, geometry, canister failure, bentonite properties and water flow through repository.

Element	Solubility limit, S_F (1,2) (M)		Sorption constant, K_d (3) ($m^3 kg^{-1}$)	
	Realistic- conservative value	Conservative value	Realistic- conservative value	Conservative value
Ni	high	high	1	0.1
Se	1×10^{-8}	6×10^{-7}	0.05	0.001
Zr	5×10^{-9}	5×10^{-7}	1	0.1
Tc	1×10^{-7}	high	0.1	0.05
Pd	1×10^{-11}	1×10^{-6}	1	0.1
Sn	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1	0.1
Cs	high	high	0.01	0.001
Ra	1×10^{-10}	1×10^{-10}	0.01	0.001
Th	5×10^{-9}	1×10^{-7}	5	0.5
Pa	1×10^{-10}	1×10^{-7}	1	0.1
U	1×10^{-7}	7×10^{-5}	5	0.5
Np	1×10^{-10}	1×10^{-8}	5	0.5
Pu	1×10^{-8}	1×10^{-6}	5	0.5
Am	1×10^{-5}	1×10^{-5}	5	0.5
Cm	6×10^{-8}	1×10^{-5}	5	0.5

Notes: (1) Solubility limits from BERNER 1994.

(2) "High" indicates a value greater than $10^{-3} M$ which is not reached in calculations.

(3) Sorption constants from STENHOUSE 1993. ^{6?} Check in page REF - 9

Table 3.7.3: Element-dependent parameter values for modelling of radionuclide release and transport in the engineered barriers - solubility limits and sorption coefficients.

constants
↑
(in Table)

Type of input/output	Value	Remarks	Value utilized in Performance Assessment Reference Case
10. Darcy flux = major water conducting levels (m/s)	Mean: 1.9E-9 - 6.7E-9 Range: 1.1E-9 - 1.4E-8	Table 8-5	7E-9
11. Darcy flux = ACRU strata (m/s)	Eastern part of ESE: ESE-3 E-3 Fric: Value: 1E-4	Section 10.2.2	-
12. Volumetric flux = ACRU strata (m ³ /a)	section in L&E: 0.05 section near SW: 0.15 section in Fric: value: 0.04	Section 10.2.2	6E-4 m ³ /a
13. Volum. flux = ACRU (m ³ /a)	1000, 1, 1E+10	Section 10.2.2	3E+10 m ³ /a
Results: Geometry			
1. Number of T&Es that intersect a 500 m tunnel segment	Range: 8 - 70 Mean: 15.7	See section 8.1.2 and Figure 8-24.	14
2. Trace lengths of single T&E that intersect a 500 m tunnel segment (m)	Range: 41 - 72 Average: 21.7 Most: 25 - 30	See section 8.1.2 and Figure 8-24.	25
3. Length of direct flowpath, L _{FD} to HPS or SVEF	Minimum: defined by SA Maximum: Value depends on position of emplacement caverns and local hydrogeologic conditions.	Flowpaths do, may be predominantly vertical or horizontal	100 m
4. Ratio, actual flowpath length to direct one	Range: 1.2 - approx. 3 Most: 1.4 - 2.0	For conservatism, assume ratio = 1	2
5. Number of T&Es in a flowpath	-	For conservatism, assume 1	1

Type of input/output	Value	Remarks	Value utilized in Performance Assessment Reference Case
Selected input parameters			
1. Transmissivity of T&Es in low permeability domain (m ² /s)	Arithmetic mean: 8.4E-10 Mean log: -9.24 Standard deviation log: 0.4	Table 8-2	1E-9
2. Effective hydraulic conductivity of low permeability domain (m/s)	4.2E-11	Figure 8-9; locally, over an interval of a few decimeters, the hydraulic conductivity value could be up to 5E-10 m/s (see Figure 8-9).	4E-11
3. Transmissivity of T&Es in higher permeability domain (m ² /s)	Arithmetic mean: 4.4E-8 Mean log: -7.35 Standard deviation log: 1.1	Table 8-2	-
4. Effective hydraulic conductivity of higher permeability domain (m/s)	2.2E-7	Figure 8-1; locally, over an interval of a few decimeters, the hydraulic conductivity could be up to 5E-6 m/s (see Figure 8-1).	-
5. Transmissivity of T&Es in major water conducting levels (m ² /s)	Arithmetic mean: 4.1E-4 Mean log: -3.21 Standard deviation log: 0.3	Table 8-2	5E-4
6. Effective hydraulic conductivity of major water conducting first order levels (m/s)	2.2E-7	Figure 8-9	3E-7
7. Effective transmissivity of major water conducting second order levels (m ² /s)	4.4E-4	Figure 8-9	6E-4
8. Average T&E length per unit cross-sectional area of major water conducting levels (m ⁻¹)	0.04 - 0.12	Section 10.2.2	0.1
9. Darcy flux = impermeability domain (m/s)	Mean: 1E-10 - 2.2E-10 Range: 6E-10 - 1E-11	Table 8-5	7E-10

Type of input/output	Value	Remarks	Value utilized in Performance Assessment Reference Case	
Results: Hydrological				
	Range	Geom. mean	Arith. mean	
1. Hydraulic gradient (m/m) - Horizontal component - Vertical component - Absolute	0.002 - .09 4E-3 - 0.07 0.035 - 0.12	N/A	0.006 - .03 .008 - .03 .05 - .05	See section 8.3 and Figure 8-17. 0.02
2. Normalized flux (m/a) in T&Es per unit length	6E-10 - 2E-10	3.2E-10 - 2E-11	1.4E-10 - 4E-11	Figure 10-2: The study by Larson and Nash (1992) indicates that values derived considering the flow dynamics can be up to 10 times lower than the ones derived based on the geometric approach - see also section 10.2.2.1
3. Conductance of T&Es (m/s)	2E-10 - 2.5E-8	8E-9	8E-9	see comment above
4. Flux through single T&Es that intersect a 500 m tunnel segment, Q _T (m ³ /a)	2E-12 - 2E-9	3.2E-11 - 2.6E-10	1.1E-10 - 4.4E-10	Figure 10-4; see comment in 2.
5. Total flux through a 500 m tunnel segment, Q _T (m ³ /a)	4E-11 - 3E-4	7E-10 - 2.4E-9	2.2E-9 - 6.6E-9	Figure 10-4; see comment in 2.
6. Total flux through repository, Q _T (m ³ /a) (Q _T = 20 Q _T)	8.04 - 21.4	0.28 - 2.3	1.4 - 0.2	Assumes 20 T&Es and vertical flow; see comment in 2, and section 10.2.2.1
7. Dispersion ratio, Q _{disp} /Q _T	1E-2 - 1E-3	-	-	Section 10.2.2.2
8. Dispersion ratio, Q _{disp} /Q _T	1E-2 - 1E-3	-	-	Section 10.2.2.2
9. Dispersion ratio, Q _{disp} /Q _T	7E-4 - 5E-8	1E-4 - 5E-7	2.2E-6 - 1.2E-7	Biophane & ACRU flow paths

¹ Range is from lower end of lognormal distribution to upper end of lognormal distribution
Arith. mean of lognormal distribution = mean of sparse normal distribution

Table 3.7.4: Geometric and hydrogeological modelling results for safety assessment of Area West (from THURY et al. 1994).

Type of Input/result	Value						
	Hypothesis 1 (SIB data are representative)				Hypothesis 2 (SIB data are not representative)		
	Range	Mean		Value utilised in Performance Assessment Reference Case	Range ¹	Mean ²	
		Geom.	Arith.			Geom.	Arith.
Selected input parameters							
1. Transmissivity of TEs in low-permeability domain [m ² /s]	Mean of logT = -6.9 Std. deviation of logT = 0.5		1E-7	see Table 10-1			
2. Effective hydraulic conductivity of low-permeability domain [m/s]	1E-8		1E-8	see Table 10-1			
Geometry							
1. Number of TEs intersected in a 500 m tunnel segment	32 - 47	N.A.	40.8	40.8	6-20	N.A.	13.7
2. Trace lengths of single TEs in a 500 m tunnel segment [m]	0.2-135 Most values: 20-25	N.A.	22.8	22.8	0.5 - 72 Most values: 20-30	N.A.	21.7
3. Cumulative trace length of all TEs in a 500-m tunnel segment [m]	Not determined	N.A.	530	-	Not determined	N.A.	228
4. Length of direct flowpath within a block in the Lower Unit [m]	Not determined	-	-	200	Not determined	-	-
5. Ratio, actual flowpath length, to direct flowpath length	Not determined For conservatism, assume ratio = 1.0						
6. Number of TEs along a flowpath	Not determined For conservatism, assume number = 1						
Hydraulics							
1. Hydraulic gradient - Horizontal component - Vertical component - Absolute (Gradients in the Lower Unit from the regional EPM model)	< 0.0004 - .006 < .0001 - .006 < .0004 - .007	N.A. N.A. N.A.	0.0028 .0013 .0033	0.003	0.002 - 0.032 0 - .022 .003 - 0.033	N.A.	0.004 - .020 .001 - .007 .004 - .022

Type of Input/result	Value						
	Hypothesis 1 (SIB data are representative)				Hypothesis 2 (SIB data are not representative)		
	Range	Mean		Value utilised in Performance Assessment Reference Case	Range ¹	Mean ²	
		Geom.	Arith.			Geom.	Arith.
2. Normalized flux [m ³ /s] in TEs (per unit length)	2E-11 - 5E-9	2.4E-10	8.7E-10	3E-10	3E-13 - 7E-11	2E-12 - 1E-11	4E-12 - 2E-11
3. Conductance of TEs [m/s]	5E-8 - 2E-5	1.2E-6	2.7E-6	-	3E-10 - 4E-8	5E-9	5E-9
4. Flux through single TEs that intersect a 500 m tunnel segment, Q [m ³ /s]	1E-10 - 5E-8	3.3E-9	1.1E-8	-	1E-12 - 1E-9	2.1E-11 - 1.1E-10	4.2E-11 - 2.1E-10
5. Total flux through 500 m tunnel segment, Q _t [m ³ /s]	4E-9 - 2E-6	1.3E-7	4.2E-7	-	2E-11 - 1E-8	2.7E-10 - 1.4E-9	5.7E-10 - 2.9E-9
6. Total flux through repository, Q _r [m ³ /y] (Q _r = 30 Q)	3.2 - 1.5E-3	123	256	200	0.02-9.45	0.25-1.3	0.55 - 2.7
7. Diffusion ratio, D ₀ /D ₂ D ₀ = Rhine valley alluvium (for Watch valley alluvium values will be smaller)	1.1E-4-5.4E-6	1.7E-5	5.2E-4	-	2.2E-6-1E+9	1.6E-7-8.2E-7	7.6E-6 - 3.7E-7

¹ Range is from lower end of full-scenario distribution to upper end of sparse-scenario distribution.

² Mean is mean of full-scenario distribution to mean of sparse-scenario distribution.

Table 3.7.5: Geometric and hydrogeological modelling results for safety assessment of Area East (from THURY et al. 1994).

Element	Realistic-conservative value K_d ($m^3 kg^{-1}$)	Conservative value K_d ($m^3 kg^{-1}$)
Ni	0.5	0.05
Se	0.01	0.001
Zr	1	0.1
Tc (1)	0.5 Area West	0.05 Area West
	0.05 Area East	0.0 Area East
Pd	0.5	0.05
Sn	0.5	0.05 ?
Cs (2)	$K = 6.2 \times 10^{-4}$ [-]	$K = 1.2 \times 10^{-4}$ [-]
Freundlich parameters	$n = 0.70$ [-]	$n = 0.70$ [-]
Ra	$\sqrt{0.5}$	0.1
Th	1	0.1
Pa	1	0.1
U ^I		0.10 Area West
		0.05 Area East
Np	1	0.05
Pu	5	0.5
Am	5	1
Cm	5	0.5

Notes: (1) For redox sensitive nuclides (Tc and U) different K_d values are adopted taking into account of differing redox conditions in Area West and Area East.

(2) Non-linear sorption of Cs is modelled by Freundlich isotherm with the parameters shown. The stable elemental Cs concentration assumed is 3.25×10^{-7} M.

Table 3.7.6: Sorption constant and isotherm parameter values for modelling of radionuclide transport in the geosphere (from STENHOUSE 1992).

	Reference value	Conservative value
Concentration of colloids in groundwater χ	0 (1)	0.1 ppm $(\chi = 10^{-4} kg m^{-3})$ (2)

Notes: (1) Assumes net effect of colloid transport is not significant.

(2) Upper bound for Area West (DEGUELDRE 1993).

Table 3.7.7: Miscellaneous data for modelling of radionuclide transport in the geosphere.

4. シナリオ開発と取り扱い

4.1 アプローチ法

処分場閉鎖後の安全性評価で重要なことは、将来処分システムで何が起き得るかを同定し、解析すべきFEP(features, events, processes)を選定すること

— このような手続きをシナリオ開発と呼ぶが — である。

4.1.1 将来プロセス並びに事象の不確実性

放射性廃棄物処分の評価対象期間の中では、自然環境と人工バリアの両者において、自然の過程、(処分とは必ずしも関係のない)人間活動、及び自然環境と処分場並びに廃棄体との相互作用、に起因した変化が生じ得る。従って、処分システムの将来の状態あるいは変化に関しては、以下の要因による大きくて避け難い不確実性が潜在し得る、即ち、

- 処分システムに作用し得る様々なプロセス(例えば、河川の侵食による削平作用、地球化学及び生物学的プロセス)の重要性もしくは速度に関する不確実性
- ある自然現象(例えば、気候変化、テクトニクス)の発生時期あるいは発生頻度
- 超長期的将来での人間活動(例えば、地下水や鉱物資源の利用)に関する不確実性

である。

重要な不確実性は、将来の状態変化に関する複数のモデル表現や文章(シナリオ)表現に対して、性能評価計算を実行することによって取り扱う。SKI, HSK, SSIの規制指針に関するワーキング・グループの記述によれば、「シナリオとは、仮想的ではあるが、物理的に可能であり、放射性核種の処分場から生態圏への輸送・放出並びに人間の被曝に影響を与える一連のプロセス、事象である。ある処分場に対して定義され、性能評価上考慮されるシナリオのセットとしては、将来、処分場のシステムにおいて発生すると予想され得るものまで含めたものを考えるべきであろう。」

4.1.2 スイスにおけるプロセス、事象の取り扱いのための規制指針

スイスの処分場に対しては次のような指導が行われている。「申請者は、どのプロセス、事象が対象期間中の処分システムに影響を与え得るのかを示した上で、それらのプロセス、事象から主要な変動シナリオを構築しなければならない。但し、安全解析上考慮する必要のないものとしては、処分場への意図的人間侵入並びに、極端に発生確率の低いもしくは非放射線学的影響である。」さらに HSK/KSA 1993では、つぎのように述べられている。「Protection Objective 1 (2.3節参照) で規定されている年間被曝線量限度0.1mSvは、処分場の変化に対して想定・記述される変動シナリオの場合に適用される。また、あらかじめ想定されていないプロセス、事象についてもその値を上回らないことを示すこと、さらに、その値を上回るものについてはその総余剰リスクを決定しなければならない。この総余剰リスクは、いかなる時点においても、Protection Objective 2に設定の 10^{-6} /年の値を上回ってはならない。」

4.1.3 シナリオ開発の手順

シナリオ開発の目的は、Nagraの評価方法の枠組の中では、評価計算に含み得る FEPを同定し、そのFEP選定に関する不確実性を補い得るシナリオのセットを定義することにある(2.4.1節参照)。シナリオ開発の手順を踏むことによって、評価の初期フェーズでの安全性に関する計算が決定され、さらに、

- 安全性に悪影響を与えるかもしれないものでも現時点ではまだ適切な取り扱いのできないもの (open questions)
- 安全性に好都合な影響を与え得る現象でも現在のモデルでは考慮されないでいるもの (reserve FEPs)

が明確化される。

シナリオ開発では、安全評価上、このようなopen questionsのものをどう表現し、また、reserve FEPsをどう取り込んだらよいのかに関する指針を示すべきである。例えば、open questionsのものは、データを追加すれば解決されるのか、あるいは十分な知識から得られていないものについてはその影響可能性が低くなるような処分場設計ないしはサイト選定を行うべきものなのか？さらに、シナリオ開発の手順は、前フェーズの体験をベースに各評価のフェーズが構成できるよ

適切なプロセス、データ及び主要な前提条件の理解を助ける記録を提供できるものでなければならない。従って、シナリオ開発手順は、情報管理並びに安全性を確証し得るパスを特定するための現実的なツールと言えよう (Fig. 4.1.1参照)。

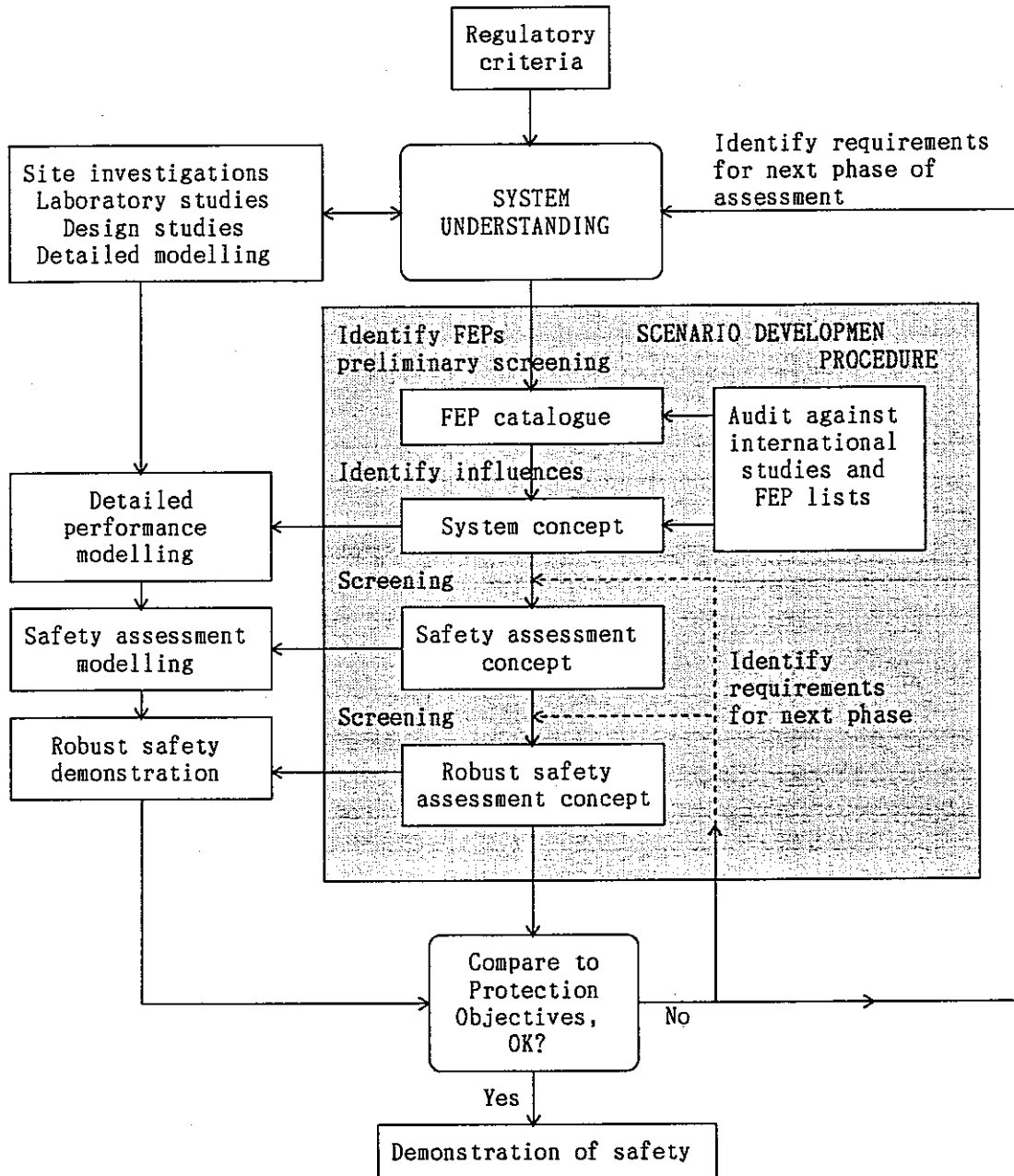


Figure 4.1.1 The central role of the scenario development procedure for a given repository design and a given database.

具体的な手順は以下に示す段階から構成される。(Sumerling et al, 1993)

1. 定義された処分システムに対し、その挙動に関するシステム並びにプロセス内容の文章化と、長期的安全性確保のために期待される基本的諸特性の同定
2. そのシステムの最善の理解(内容)を基盤とした全ての関連し得るFEPsのカタログの開発と国際的知見からの監査(見直し・調整等)
3. システム概念の開発—最善の科学的知見と全ての関連し得るFEPsの相互作用を反映した処分場並びに環境システムの挙動の記述
4. 安全性評価概念の開発—評価計算に考慮すべき全てのFEPsの概念モデル;これと、利用可能な評価モデル・計算コードとの比較及び考慮されない主要なFEPsの同定;安全評価計算のための基本シナリオと変動シナリオの定義
5. 厳密な安全評価概念の開発—安全性を損なわないFEPsのみから構成されたものの、かつ全ての有害なFEPsへの配慮;厳密な安全性論議に要求される計算の定義

Fig. 4.1.1に示すように、シナリオ開発の各段階では、詳細な性能計算並びに安全性評価計算の結果を用いるであろう。実際にはシナリオ開発は繰り返し行われる。最初に、予期されるFEPとシステムの変化を検討し、考慮対象の人工バリアと天然バリアに関して定義された変化を含む基本シナリオを構築する。次に、これらの事象、プロセスにおける不確実性の程度を検討し、必要ならば、変動シナリオが定義される。最後に、変動(ないしは極端な)シナリオにも反映し得る極端な、あるいは予期し得ない事象、プロセスを検討する。

基本シナリオは、評価モデルの連鎖として表現し得る。このシナリオの範囲内の主要な性質やプロセスに関し、他の概念モデルも開発し得るが、これらは、評価モデル連鎖の中で、パラメータ変動あるいはサブモデルの導入によって取り扱える。変動シナリオは、同じモデル連鎖の中でのパラメータ変動、代替サブモデルの導入や境界条件への反映として表現するか、あるいは全く異なるモデル群で取り扱うこととなろう。極端な事象も同様に扱えるか、あるいは定性的な議論にとどめる、さらには検討の対象から除外するといったことが考えられる。以上のアプローチをFig. 4.1.2に示す。

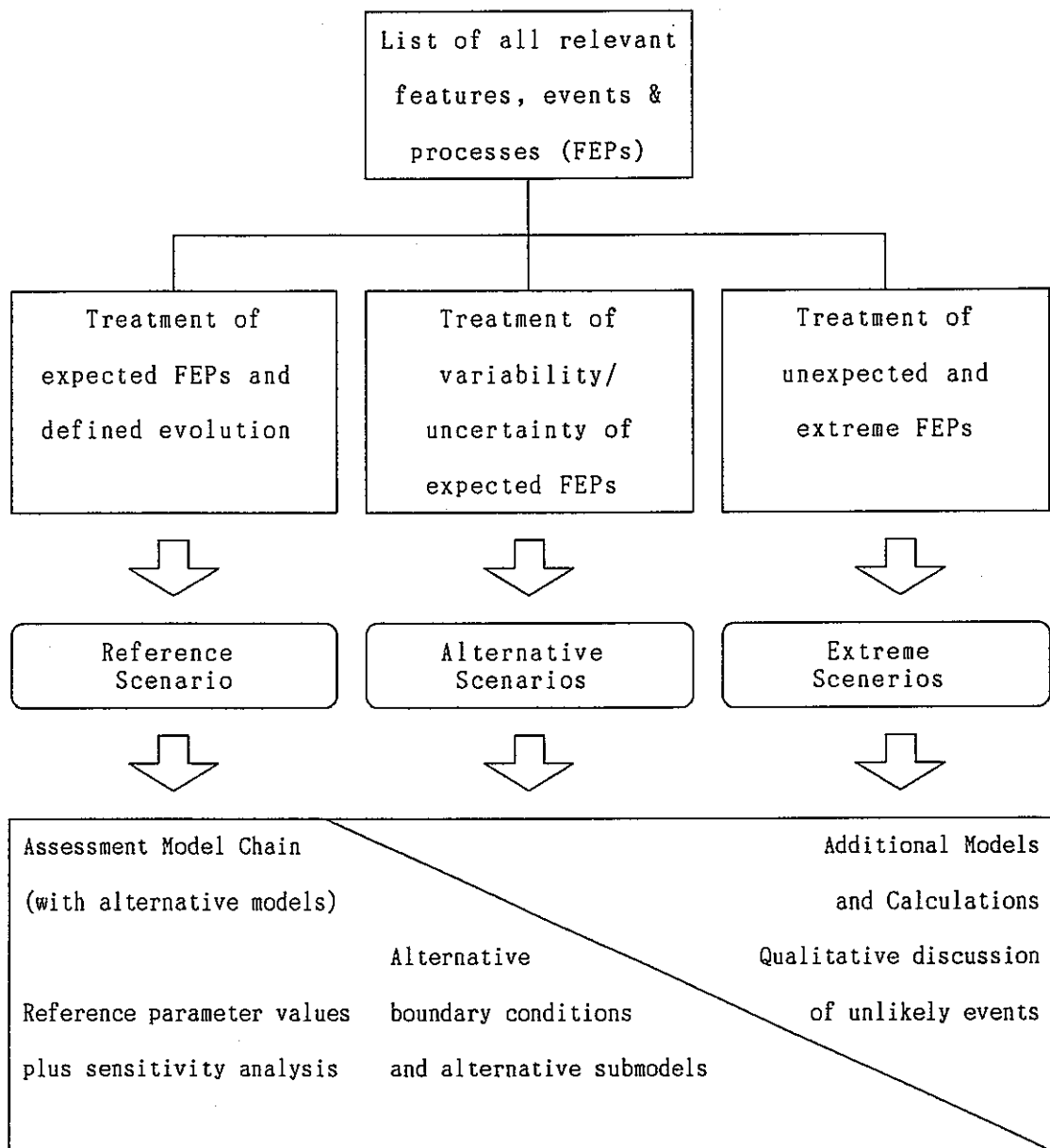


Figure 4.1.2 Treatment of features, events and processes in the scenario development and assessment procedure.

4.1.4 K-Iへの適用

K-Iの安全性評価の主な目的は、ジオスフェアの機能を特に強調しつつ、スイス北部の結晶質岩盤中のHLW処分システムでの性能を調べることである。これは、地域調査(Thury et al. 1994)から得られる情報を追加し、サイト特性の将来フェーズに対して必要な地質学的調査を明確にするのに役立たせることを目的としており、この段階では、処分システムの安全性の最終的な実証は要求されていない。

これは、K-I用のシナリオ開発として調整されたもので、特に、上述の目的に鑑み、地質学的性質や諸現象に対してのみ、厳密なシナリオ開発という最終段階を適用した。しかしながら、安全評価用のシナリオ、モデル、データの選定に際しては、強い保守性を与えており、厳密な安全評価に対するシナリオも定義されている。数々の可能性のある有害なFEPが同定されているが、それらは設計や厳密な品質管理によって回避可能との考えのもとに、この段階では定量評価されていない。

K-Iに対するシナリオ開発手順の応用は、Sumerling and Grogan 1994に完全に述べられている。以下の節は、その主要部分を要約したものである。

4.2 K-IにおけるFEPカタログ

4.2.1 システムの理解（内容）の明確化

シナリオ開発は、サイト、人工バリア及び関連プロセスに関する有用な知識を一つにまとめ上げたものとしての役割を有する。関連プロセスの最も詳細で精確な知識は、プロジェクト関係者が有しているものであり、その知識源を完全に出し合うことが重要である。K-Iのシナリオ開発では、プロジェクト・スタッフから関連FEPの割り当てを促し、また重要点の理解を深めるため、構造テーブルが用いられた。

最初に、長期間の安全性を確保し得る処分システムの基本的特性に焦点が絞られた。まず、必要な安全性を提供し得る性質、プロセスを理解することが重要であり、その結果を背景として、それらの性質、プロセスに悪影響を与え得る安全性との妥協を要するかもしれないプロセス、事象を考慮することができる。

4.2.2 FEPカタログ案

最初のFEPカタログ案は、Gewähr'85とその一連の作業で得られた経験を基に作成された。これは繰り返し開発され、K-Iのスタッフによる議論とレビューを通じて追加・修正が行われた。便宜上、FEPは、K-Iの処分概念の主要な安全性に関与する性質と主要な外的影響とを大項目として分類された。即ち、

主要な安全性に関与する性質

1. ガラス固化体
2. キャニスター
3. ベントナイト緩衝材
4. ベントナイト-母岩間境界
5. 結晶質母岩の低浸透性領域 (LPD)
6. (水みちとしての) 主要な断層 (MWCF)
7. 結晶質母岩の高浸透性領域 (HPD)
8. 生態圏

主要な外的影響

9. 地質学的プロセス、事象
10. 気候プロセス、事象
11. 人間活動

各FEPに対し、名称又は略したタイトル、FEPの短い文章、FEPに関する参考資料あるいは出典、その他追加的なコメント（例えば改訂された表現、あるいは参考資料の追加の必要性）が記録された。シナリオ開発が進行するにつれて、FEPの分類方法や評価での取り扱い方に関する情報もさらに追加された。

4.2.3 スクリーニングの論拠

広い意味での評価範囲を規定するため、スクリーニング論拠が用いられた。これは次の2つのグループに分類された。

- －サイト並びに処分概念－ある処分概念に対し、物理的に不可能もしくは不適切な（関係のない）現象の除外
- －評価基盤あるいは基本則－安全評価のスキープの定義に基づくスキープ外の現象の除外

Table 4.2.1は、K-Iシナリオで用いられたスクリーニング論拠をまとめたものであり、除外されたFEPの例が示されている。これらの論拠は、FEPがそのような論拠で除外されようとするときにそのスクリーニング論拠の表現自体が要求されている評価スキープを正しく反映したものとなっているかをチェックしつつ、不適切なFEPがK-Iの中で再び現れないようにするために用いられた。

Table 4.2.1 Screening arguments for the K-I scenario development and examples of FEPs that may be screened out by them.

Screening arguments		Examples of FEPs screened out
1.	Site and Disposal Concept:	
1.1	Waste form and packaging	FEPs relating to other waste forms etc.
1.2	Waste emplacement and repository	cementitious backfill FEPs
1.3	Host geology (crystalline basement)	salt diapirism
1.4	Local and regional surface environment	estuarine and marine FEPs
1.5	Geographical location	sea level rise/fall etc.
2.	Assessment Basis:	
2.1	Appropriate repository design & closure	repository left unsealed
2.2	No consideration of global and regional disasters	nuclear war
2.3	No consideration of malicious acts	terrorism
2.4	No consideration of deliberate intrusion	recovery of wastes
2.5	No consideration of future human society and technology	futuristic technologies, cure for cancer
2.6	Limitation to post-closure radiological assessment	non-radiological impacts
2.7	No consideration of future evolution of man and other species	changed radio-sensitivity of man; new crop/animal species

* The full texts of the screening arguments are given in Sumerling and Grogan 1994

4.2.4 システム概念の開発

各FEPを記録する他に、それらのFEP間の関連性を理解することが重要である。システム概念は、あらゆる関連し得るFEP並びにFEP間の相互作用を明らかにし、処分場とその周囲の状態を表す包括的な概念モデルである。

ある1つの主要な安全性に関与する性質が一度とりあげられると、その性質に関与する全てのFEPが検討された。FEP間の接続性（リンク）が検討され、そのようなリンクを記録するためインフルエンス・ダイアグラムが作成された。Fig. 4.2.1は、インフルエンス・ダイアグラムの一例を示したものである。これらは、個々のプロセス、サブシステムに関するプロジェクトのスタッフによる最善の知識（理解内容）をもって検討した結果を反映したものである。システム概念やインフルエンス・ダイアグラムの開発は、結果的にFEPの記述におけるいくつかの矛盾を見出すこと、また追加すべきFEPの同定にも通じることになった。こうしてFEPカタログは更新された。

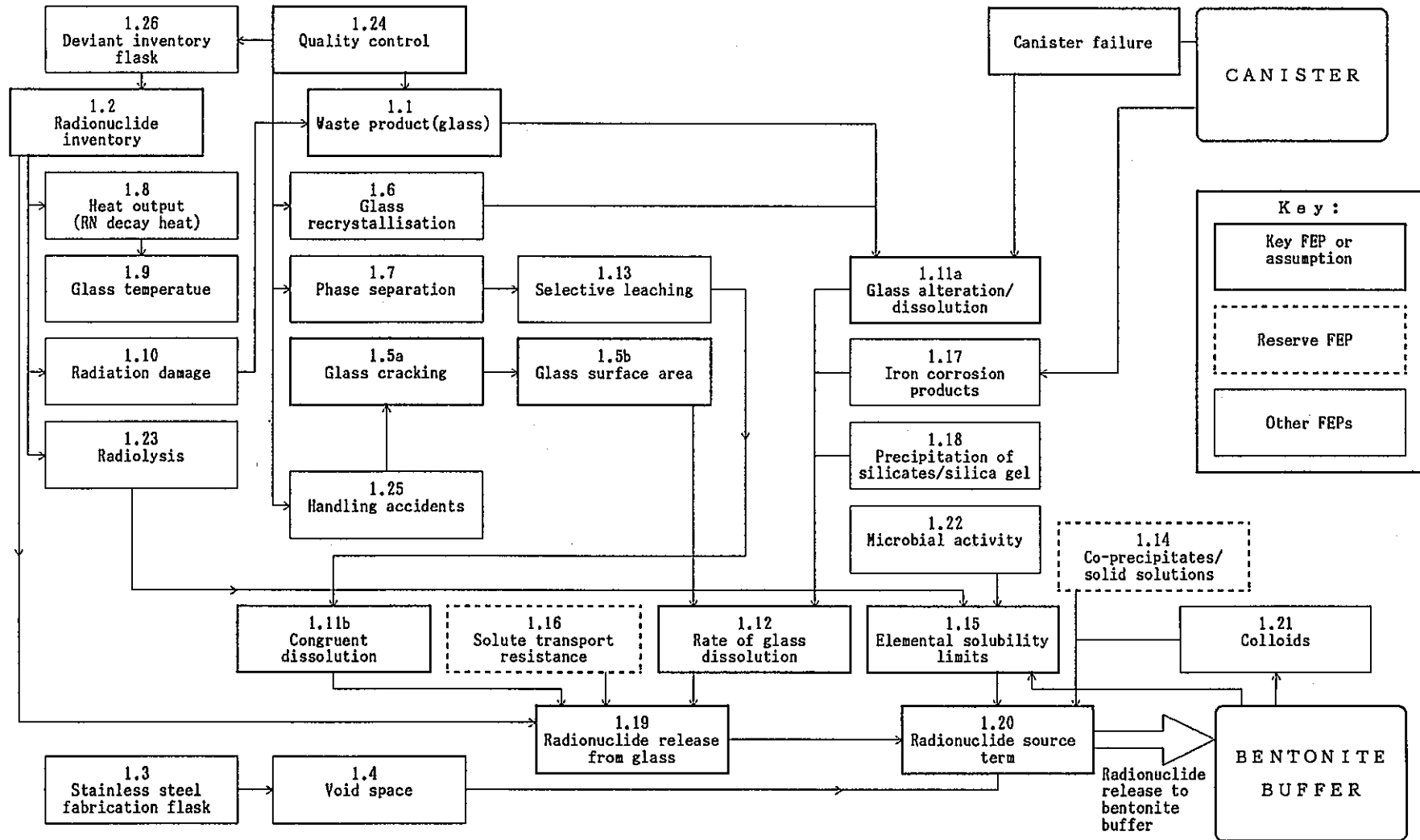


Figure 4.2.1 Example of an influence diagram for one safety relevant feature of the Kristallin-I disposal system - the vitrified waste form.

4.2.5 国際的知見に対する監査

プロジェクト関係者の知見・理解に基づくシナリオ開発が最初のベースとなるものの、一方で他の専門家等の知見をも検討・反映することも重要である。

K-IのFEPカタログについては、他の評価並びにシナリオ開発研究（例えば Cranwell et al. 1982, Andersson ed. 1989, NEA 1992, Thorne 1992）で同定された1000以上のFEPリストとの照合・検討も行われた。

監査のプロセスは、

- Table 4.2.1に示す論拠に従い、国際的FEPリストからK-Iの処分概念、サイトもしくは評価スコープに不適切なFEPの除外
- 残ったFEPのK-Iカタログへの取り入れ並びに含まれていない適切なFEPの同定

より構成された。

K-Iカタログに何らかの形でもまだ含まれていなかった適切な2～3プロセスだけが同定された。結果的に、そのカタログとコメント情報欄にいくつかの追加が行われた。重要な脱け落ちは見出されなかった。

4.2.6 K-I評価におけるFEP最終カタログ

Table 4.2.2にK-Iシナリオ開発で考慮されたFEPリスト最終版を示す。FEPに関する記載事項、参考文献情報、取り扱い方の詳細に関するカタログは、Sumerling and Grogan 1994に述べられている。ここで得られたリスト、カタログは、これで完結したものではなく、むしろ将来評価のフェーズでさらに開発・追補されるべきものと期待される。しかしながら、処分概念全体の安全性との妥協を強く要請されるかもしれない追加的FEPの同定は期待しない。それは、ここでの処分概念での安全性は、まず第一に人工バリアが良好に管理されるということが前提となっているからである。局所的な地質は、実際には安全上重要な追加すべき要素を提供し得るが、安全性のデモンストレーション上ではむしろ簡略化された役割を呈することが要求されている。

Table 4.2.2a: Features, events and processes (FEPs) considered in the Kristallin-I scenario development - Radionuclides, glass, canister and bentonite buffer.

0. RADIONUCLIDES (RN)			
0.1	Radioactive decay	0.2	Speciation(inc. gases/volatiles)
1. GLASS			
1.1	Waste product(glass)	1.13	Selective leaching
1.2	Radionuclide inventory	1.14	Co-precipitates/solid solutions
1.3	Stainless steel fabrication flask	1.15	Elemental solubility limits
1.4	Void space	1.16	Solute transport resistance
1.5a	Glass cracking	1.17	Iron corrosion product
1.5b	Glass surface area	1.18	Precipitation of silicates/silica gel
1.6	Glass recrystallisation	1.19	Radionuclide release from glass
1.7	Phase separation	1.20	Radionuclide source term
1.8	Heat output(RN decay heat)	1.21	Colloids
1.9	Glass temperatue	1.22	Microbial activity
1.10	Radiation damage	1.23	Radiolysis
1.11a	Glass alteration/dissolution	1.24	Quality control
1.11b	Congruent dissolution	1.25	Handling accidents
1.12	Rate of glass dissolution	1.26	Deviant inventory flask
2. CANISTER			
2.1	Cast steel canister	2.13	Residual canister
2.2	Canister thickness	2.14	Chemical buffering(canister corrosion products)
2.3	Corrosion on wetting	2.15	Radionuclide sorption and coprecipitation
2.4	Oxic corrosion	2.16	Hydrogen production
2.5	Microbially mediated	2.17	Effect of hydrogen on corrosion
2.6	Anoxic corrosion	2.18	Corrosion products(physical effects,including volume increase)
2.7	Localised corrosion	2.19	Canister temperature)
2.8	Total corrosion rate	2.20	Radionuclide transport
2.9	Stress corrosion cracking	2.21	Quality control
2.10	Canister integrity(other effects)	2.22	Mis-sealed canister
2.11	Radiation shield		
2.12a	Canister failure (alternative modes)		
2.12b	Canister failure(reference)		
3. BENTONITE BUFFER			
3.1	Buffer emplacement and composition	3.14	Canister/bentonite interaction
3.2	Bentonite thermal evolution	3.15	Gas permeability
3.3	Bentonite saturation	3.16	Radionuclide transport through buffer
3.4	Bentonite swelling pressure	3.17	Microbial activity
3.5	Bentonite plasticity	3.18	Elemental solubility/precipitation
3.6	Bentonite erosion/colloids	3.19	Radiolysis
3.7	Canister sinking	3.20	Interaction between canisters
3.8	Buffer impermeability	3.21	Quality Control
3.9	Bentonite porewater chemistry	3.22	Poor emplacement of buffer
3.10	Radionuclide retardation	3.23	Organics/contamination of bentonite
3.11	Colloid filtration	3.24	Interaction with cement components
3.12	Mineralogical alteration		
3.13	Bentonite cementation		

Table 4.2.2b: Features, events and processes (FEPs) considered in the Kristallin-I scenario development - Bentonite-host rock interface, low-permeability domain and major water-conducting faults.

4. BENTONITE-HOST ROCK INTERFACE AND REPOSITORY			
4.1	Excavation-disturbed zone(EDZ)	4.10	Elemental solubility
4.2	Natural radionuclides	4.11	Gas transport/dissolution
4.3	Desaturation/resaturation of EDZ	4.12	Colloid formation
4.4	Effect of bentonite swelling on EDZ	4.13	Radionuclide release from EDZ
4.5	Geochemical alteration	4.14	HLW panels (siting)
4.6	Groundwater chemistry	4.15	ILW silos (siting)
4.7	Water flow at the bentonite/host rock interface	4.16	Access tunnels and shafts
4.8	Radionuclide migration	4.17	Shaft and tunnel seals
4.9	Radionuclide retardation	4.18	Oil or organic fluid spill
		4.19	ILW silos high pH plume
5. LOW-PERMEABILITY DOMAIN OF THE CRYSTALLINE BASEMENT (LPD)			
5.1	LPD effective hydraulic properties	5.14	Regional stress regime
5.2	Water-conducting features (types)	5.15	Natural colloids
5.3	Groundwater flow in LPD	5.16	Solubility limits/colloid formation
5.4	Groundwater flow path	5.17	Gas pressure effects
5.5	Radionuclide transport through LPD	5.18	Hydraulic gradient changes (magnitude, direction)
5.6	Matrix diffusion	5.19	Influx of oxidising water
5.7	Mineralogy	5.20	ILW alkaline or organic plume
5.8	Groundwater chemistry	5.21	Organics
5.9	Sorption	5.22	Microbial activity
5.10	Non-linear sorption	5.23	Dilution of radionuclides in groundwater (LPD to HPD or MWCF)
5.11	Intrusion of saline groundwater	5.24	Geogas
5.12	Density-driven groundwater flow (thermal)		
5.13	Geothermal regime		
6. MAJOR WATER-CONDUCTING FAULTS (MWCF)			
6.1	MWCF effective hydraulic properties	6.14	Regional stress regime
6.2	Water-conducting features (types)	6.15	Natural colloids
6.3	Groundwater flow in MWCF	6.16	Solubility limits/colloid formation
6.4	Groundwater flow path	6.17	Gas pressure effects
6.5	Radionuclide transport through MWCF	6.18	Hydraulic gradient changes (magnitude, direction)
6.6	Matrix diffusion	6.19	Influx of oxidising water
6.7	Mineralogy	6.20	ILW alkaline or organics plume
6.8	Groundwater chemistry	6.21	Organics
6.9	Sorption	6.22	Microbial activity
6.10	Non-linear sorption	6.23	Dilution of radionuclides in groundwater (MWCF to HPD and Biosphere)
6.11	Intrusion of saline groundwater		
6.12	Density-driven groundwater flows (thermal)		
6.13	Geothermal regime	6.25	Geogas

Table 4.2.2c: Features, events and processes (FEPs) considered in the Kristallin-I scenario development - Higher-permeability domain biosphere and geological processes and events.

7. HIGHER-PERMEABILITY DOMAIN OF CRYSTALLINE BASEMENT (HPD)			
7.1	HPD effective hydraulic properties	7.8	Groundwater chemistry
7.2	Mesozoic sedimentary cover	7.9	Radionuclide sorption
7.3	Permo-Carboniferous trough	7.10	Horizontal stress regime
7.4	Groundwater flux	7.11	Erosion
7.5	Boundary conditions for flow	7.12	Hydraulic gradient (magn. Dirn.)
7.6	Groundwater flow path	7.13	Density-driven groundwater flows (thermal)
7.7	Dilution of radionuclides in HPD		
8. BIOSPHERE			
8.1	Present-day biosphere	8.23	Sedimentation
8.2	Future biosphere conditions	8.24	Soil formation
8.3	Exfiltration to local aquifer	8.25	Soil
8.4	Exfiltration to surface waters	8.26	Surface water body
8.5	RN accumulation in sediments	8.27	Atmosphere
8.6	Radionuclide accumulation in soils	8.28	Interface effects
8.7	Water resource exploitation	8.29	Precipitation
8.8	Filtration	8.30	Evapotranspiration
8.9	Uptake by crops	8.31	Capillary rise
8.10	Uptake by livestock	8.32	Percolation
8.11	Uptake in fish	8.33	Irrigation
8.12	Radionuclide volatilisation/ aerosol/dust production	8.34	Surface run-off
8.13	Exposure pathways	8.35	Bioturbation
8.14	Human lifestyle	8.36	Suspended sediment transport
8.15	Radiation doses	8.37	Earthworks (human actions, dredging, etc.)
8.16	Foodchain equilibrium	8.38	Ploughing
8.17	Radionuclide sorption	8.39	Agricultural processes
8.18	Secular equilibrium of RN chains	8.40	Natural and semi-natural environments
8.19	Surface water flow (R. Rhine)		
8.20	Groundwater flow (alluvium of Rhine valley)	8.41	Hunter/gathering lifestyle
8.21	Dilution of radionuclides (alluvium to stream)	8.42	Contaminated products (non-food)
8.22	Erosion/deposition (changes)	8.43	Removal mechanisms
		8.44	Consumption of uncontaminated products
9. GEOLOGICAL PROCESSES AND EVENTS			
9.1	Regional horizontal movements	9.7	Erosion/denudation
9.2	Regional vertical movements	9.8	Basement weathering
9.3	Movements along major faults	9.9	Igneous activity (volcanism/ plutonism)
9.4	Movements along small-scale faults		
9.5	Seismic activity	9.10	Hydrothermal activity
9.6	Stress changes-hydrogeological effects	9.11	Extraterrestrial events (meteorite)

Table 4.2.2d: Features, events and processes (FEPs) considered in the Kristallin-I scenario development - Climatic processes and events and human activities.

10. CLIMATIC PROCESSES AND EVENTS			
10.1	Present-day climatic conditions	10.10	Greenhouse effect
10.2	Effective moisture (amount)	10.11	Fluvial erosion/sedimentation
10.3	Seasonality of climate	10.12	Surface denudation
10.4	Future climatic conditions	10.13	Permafrost
10.5	Glacial climate	10.14	Glacial erosion/sedimentation
10.6	Tundra climate	10.15	Glacial-fluvial
10.7	Warmer climate-arid		erosion/sedimentation
10.8	Warmer climate-seasonal humid		
10.9	Warmer climate-equable humid		
11. HUMAN ACTIVITIES			
11.1	Exploratory drilling	11.6	Water management schemes
11.2	Mining activities	11.7	Groundwater pollution
11.3	Geothermal exploitation	11.8	Surface pollution (soils, rivers)
11.4	Liquid waste injection	11.9	Human-induced climate change
11.5	Deep groundwater abstraction		

4.3 K-Iのシナリオ同定

処分システムに影響を与えうるFEP同士の複雑な相互作用及びそれらに関する不確実性は、将来起こりうる処分システムの将来の進展や放射性核種の放出と移行の挙動について幅広い範囲を与えることにつながる。この不確実性のいくつかについては、処分システムを表すモデルにおけるパラメータを変化させることによって表現することが可能である。しかしながら、安全評価という目的に対して、仮想的に起こりうる代替的な進展及び関連する放射性核種の放出と移行の挙動に関する離散的な記述を定義することについては好都合なものとなっている。このような離散的な将来もしくはシナリオそれぞれを詳細に解析することは可能である。K-Iでのリファレンスシナリオは、リファレンス的な計算セットに対する基盤を与えるように定められており、また変動シナリオについては、リファレンスシナリオの範囲で捉えられなかった不確実性の範囲に及ぶように定められている。定性的な検討によるものを除き、K-Iでは極端なシナリオを考慮していない。

4.3.1 リファレンスシナリオ

K-Iのリファレンスシナリオでは以下のことを考慮している。

- ・低透水性を有する結晶質岩での処分場立地は、地表での自然環境プロセス、人間活動並びに地質学的現象やプロセスによる重要な変動から処分システムを効果的に隔離することになる。
- ・人工バリアは設計どおりに機能する。
- ・最終的に放射性核種が地表環境に放出されたとしても、その時点において放出される地域に人間は存在するものとする。

評価モデルの範囲の点で、このリファレンスシナリオについての主要な特徴は以下のとおりである。

- ・ニアフィールドについては、設計された人工バリアの機能を重視するが、保守的（悲観的）な変質や人工バリア性能を想定する。
- ・地層圏については、現時点における最良の理解に応じて一般的に保守的なパラメータを有する地質学的及び水理学的な系を想定する。
- ・生物圏については、地層圏からの排出地域に位置するところに生活する人間

社会が存在し、現時点における地形、水理及び気候を想定する。

Fig. 4.3.1ではリファレンスシナリオで考慮する主要なプロセスを示している。これは、3.2節で述べた安全概念で想定した進展に相当するものである。

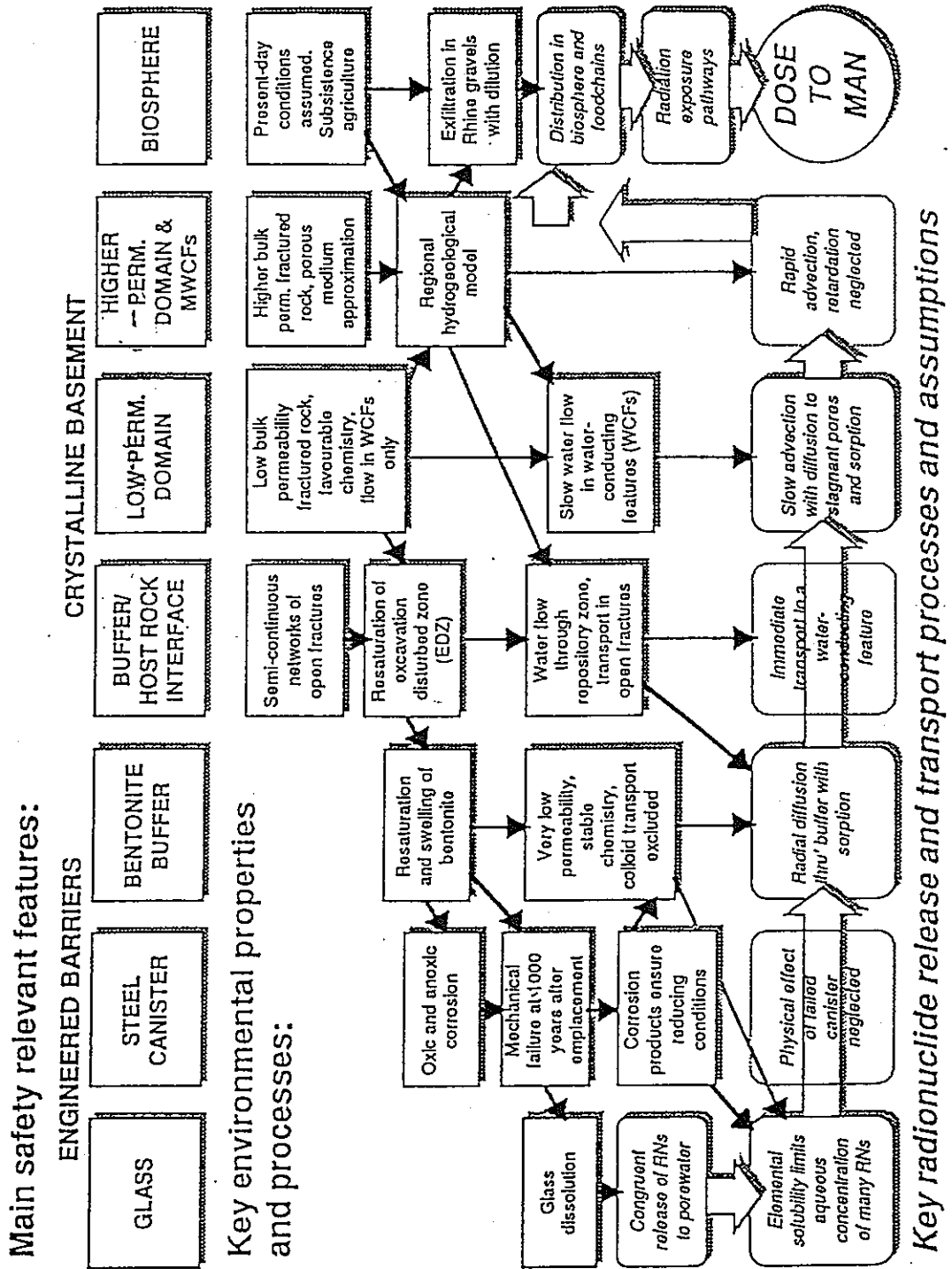


Figure 4.3.1: Main features and processes considered in the Reference Scenario for Kristallin-I (see also section 3.2).

4.3.2 変動シナリオの開発

人工バリアは強力でかつ比較的簡素化したものであり、このことは処分システムとリファレンスシナリオで述べた経路に沿って関連する放射性核種の放出と移行に関する進展を強める傾向にある。この場合、リファレンスシナリオの構築並びに信頼性ある代替的な仮定の確認においてなされたさまざまな仮定を順次に検討することによって、ニアフィールドプロセスにおける不確実性から発生する変動シナリオを特定することができる。

地質圏と生物圏については、地質学及び気候学のプロセスや現象によって影響を受けることになる。これらは単独のプロセスとして生じないが、相互作用を伴い関連した順序で生じるものである。この場合、地質学と気候学の現実的な進展を定義する必要がある、また起こりうるこれらの将来が、処分システムの特徴並びに放射性核種の放出と移行及び被曝を支配する仮定に対して与える影響を決定する必要がある。しかしながら放射線学的な評価に対しては、放射性核種の放出と移行及び被曝の経路に与えられるものと同じ程度でシナリオ解析を行うことのみが必要となる。いくつかの場合において、幅広く異なる地質学的及び気候学的な変遷は、評価モデルによって表されるこれらの経路に対して、むしろ同じか又は小さい影響を与えるか、もしくはむしろ単純なパラメータ変動によって表現することが可能である。

はるか将来における人間活動は気候変動といった他の因子に関連することになり、そして社会や技術の進展に依存したパターンにもつながることになる。しかしながら、将来の人間活動に関して非常に限られた知識しか存在しないため、単独のプロセスや現象として人間活動を取り扱うことが適切であるように思われる。人工バリア並びに天然バリアに直接影響を与えうるような人間活動のシナリオについては、Kristallin-I において定量的には評価していないが、定性的な検討は加えている。原則的に処分場に直接影響を与えるかもしれない人間活動を最小限とするような地質環境を選定すれば、現時点における影響に関する詳細な定量的解析により、いくらかこの進展を得ることが可能となる。

以下の手順については、変動シナリオを特定することにつながる検討を記録しその包括性をあげるうえで適用された。

- (1) リファレンスシナリオを構築するうえでなされた（明白にもしくは暗黙のうちに）あらゆる仮定を記録した。これは評価コード（STRENG, RAN CHMDとTAME, 第5章参照）及びこれらのコードによって表されるモデルでの境界条件及びキーとなるデータを決定するうえでなされた仮定を含めている。
- (2) それぞれの仮定に対して関連するF E Pが記述され、リファレンスシナリオで付与された範囲内にあること。すなわち、これらのF E Pが評価モデルにおいて重要で包含的であるかどうか、もしくは保留的なものかまたは重要ではなく起こりそうもないと判断されたかどうか。
- (3) それぞれの仮定について順次に考慮され、その仮定に対して確信あるものと判断がなされる（すなわち、確証あるものとしての確信）。
- (4) リファレンスシナリオでのそれぞれの仮定に対して、起こりうるか、代替的もしくは逆の仮定が想定されるもの。地質学的及び気候学的なシナリオの場合では、地質学や気候学の系において起こりうる可能性を考慮することにより代替的な仮定が与えられる。
- (5) 結果として、実質的に異なる放射線学的な影響につながるかもしれないような信頼性の高い代替的な仮定が存在するケースが特定される。
- (6) 今後の課題が特定される。

Table 4.3.1では、評価モデル体系での仮定、Table 4.2.2で示したF E P並びに代替的な仮定がなされるケースについての関連性を示す結果を示している。したがって潜在性を有する変動シナリオについては、すでにリファレンスシナリオに含まれているF E P又はリファレンスシナリオにおいて排除されたF E P（重要でないかもしくは起こりそうもないと思われるもの）に含まれたものの中に存在する不確実性から生じることになる。変動シナリオでは、両方の因子の組み合わせもしくはいくつかのF E Pを考慮することを伴うことになるだろう。

以下の項では、起こりうる代替的な仮定や変動シナリオを与えるような可能性をもつF E Pを論じ、K-Iでの定量的な取扱いを要するものを明らかにしている。これらについては以下の3つのグループで検討されている。

- ・人工バリアに関連するF E P（4.3.3節）
- ・地質と気候の長期的な変動（4.3.4節）並びにそれらの変動による影響

(4.3.5節及び4.3.6節)

・人間活動とそれらの影響 (4.3.7節)

上述したとおり、潜在的なシナリオを特定するプロセスは、保留FEPを明らかにすることにつながる。これらについては4.4.3節で論じている。

ASSUMPTIONS OF THE REFERENCE SCENARIO	FEATURES, EVENTS AND PROCESSES CONSIDERED AND STATUS WITHIN THE REFERENCE SCENARIO			ASSESSMENT OF REFERENCE ASSUMPTION, POSSIBLE ALTERNATIVE ASSUMPTIONS AND POTENTIAL FOR ALTERNATIVE SCENARIOS OR NEED FOR DISCUSSION (A-B)		
	Important/Included	Reserve	Unimportant or unlikely	Confidence (bias, if any)	Comment or alternative assumption	AS' or D
The waste radionuclides are mixed uniformly in a homogeneous borosilicate glass matrix.	1.1 Waste product (glass) 1.24 Quality control		1.7 Phase separation	High	None	No
The glass is solidified in thin steel fabrication flasks each containing 150 litres of glass	1.3 Stainless steel fabrication flask		1.4 Void space	High	None	No
The glass is amorphous but cracked so that the surface area is 12.5 times greater than that of 150 l block.	1.5a Glass cracking (thermal stresses) 1.5b Glass surface area		1.6 Glass recrystallization 1.25 Handling accidents <i>Spaciation</i>	Acceptable (conservative)	A value of 12.5 is conservative for long-term safety assessment. Some glass blocks may be less cracked. Handling accidents which might cause greater cracking are not expected.	No
The RN inventory of each flask is determined according to the COGEMA specification and assuming 40y cooling post reactor discharge.	0.1 Radioactive decay 1.1 Waste product (glass) 1.2 Radionuclide inventory 1.24 Quality control		0.2 Gasous/volatile 1.26 Deviating flask (inventory)	Acceptable	Actual inventories may differ slightly but are guaranteed be less than specification.	No
There are a total of 2693 flasks for disposal in the repository.	1.2 Radionuclide inventory			Acceptable (Assessment basis)	The actual number will depend on the Swiss power programme. This number based on 1200Weis adopted as basis for Kristallin-1	No

The heat output of the glass at disposal is about 500W per canister.	1.8 Heat output (KW) (see 1.9 Glass temperature 1.24 Quality control)	1.26 Deviantly flask (inventory)	Acceptable	Depends on specification and time of disposal relative to time of unloading of fuel. If different can be guaranteed be less.	No
The glass and fabrication flask are contained in a massive cast steel canister with 250mm thick walls.	2.1 Cast steel canister 2.21 Quality control	2.22 Mis-sealed canister	High	The case of an individual poorly sealed container should be discussed	Yes Dis- cuss
The canisters are emplaced co-axially in 3.7m diameter disposal tunnels surrounded by precompressed bentonite blocks.	3.1 Buffer emplacement and composition 3.20 Quality control 3.21		High (Assessment basis)	3.7m is the reference diameter for Kristallin-1 defined from thermal considerations. Smaller diameter tunnels could be assessed	No ?? ??
There will be an excavation disturbed zone of the host rock about the tunnels which will have become desaturated and oxidised to some degree.	4.1 Excavation disturbed zone (EPP)	4.2 Natural radionuclide leaching- 4.5 Geochemical alteration	Acceptable (conservative)	If the damaged zone is not significant then times to resaturate the bentonite, and hence canister failure, will be longer. Release of radionuclides may also be reduced.	Yes Dis- cuss No ?

Table 4.3.1: Example section of a table which provides a map between relevant FEPs and the assumptions of the Reference Scenario / assessment model chain, and identifies cases where alternative assumptions might be made.

4.3.3 人工バリアに関連したF E P

4.3.2節で記述されまたTable 4.3.1に示された手法によって、以下のF E Pもしくは代替的な仮定が明らかにされた。

4.3.3.1 閉鎖もしくはキャニスタ密封の失敗

キャニスタ単体がシールされないままの状態、もしくは定置後即座に破損することにつながる溶接または蓋の密封の失敗については起こりうるものである。その発生可能性については非常に低いものである。廃棄体の外筒についてはシーリングがチェックされ欠陥がある場合には表面の補修が行われてキャニスタに装荷されることになる。この現象が生じた場合には、地下水は廃棄体に対して比較的早期に侵入することになり、高温であるためガラスの溶出が通常よりもいくらか急速に開始することになるかもしれない。酸化状態においては、初期において「パルス」的に放射性核種が放出することになるかもしれない。このことは比較的少量の放出によって制限され、またキャニスタとベントナイトのインターフェイスでの還元状態が確立する以前の限られた時間にキャニスタの腐食が生じることである（4.3.3.4節も参照）。

4.3.3.2 緩衝材定置のミスと不完全

圧縮ベントナイトのブロックをキャニスタの周囲に定置する際に、定置ミスの可能性がいくらか生じることになる。たとえば、垂直の壁面との間でのギャップの発生や最後のブロックを定置する際に合わない可能性がある。重大となるような逸脱状態についてはオペレーターによって発見されそうだが、補修作業が採られないかもしれない。このギャップがあまりにも大きくてベントナイトの膨張によって十分にフィットしない場合には、ベントナイトを介した放射性核種の移行経路の透水性が大きくなる可能性が考えられる。

K-Iでは、この緩衝材の定置は意図したとおりになるものと仮定している。現時点での定置技術に問題があれば、緩衝材とキャニスタの定置に関する代替的な手法が考慮されることになる。

4.3.3.3 キャニスタ破損時期の不確実性

強力な鉄キャニスタの全てが約1000年で破損するというリファレンスシナリオでの基本的な仮定は非常に保守的なものである。というのは、非現実的に大きい腐食速度と最大応力を仮定しているからである（3.4.3.1節参照）。より現実的には、ほとんどのキャニスタはそれよりも長い健全性を維持するかもしれない。

キャニスタ寿命の不確実性は、評価モデル体系（5.2.4.1節参照）を用いたパラメータ変動によって検討することができる。代替的なキャニスタ材料の選定によってさらに長期の寿命を考慮しないかぎり、キャニスタ破損後に引き続いて発生するプロセスについては同じものとなり、このため新たなシナリオは生まれないことになる。

4.3.3.4 破損キャニスタと放射線分解による酸化還元フロント

実質的な腐食以外、たとえばクラックや密封の失敗（4.3.3.1節参照）によってキャニスタが局所的に破損し地下水がキャニスタに侵入すると、放射線分解によって発生する酸化種が割れたキャニスタを介してベントナイト中に拡散することになる。このことは重要である。というのは、リファレンスケースでの計算に用いている溶解度制限は、還元状態でのベントナイト空隙水での溶解度にもとづいているからである（3.4.6.2節参照）。

ベントナイト中への酸化フロントの進展は、以下の仮定を行った悲観的ケースにおいて計算された。放射線分解による酸化種の発生率の値を高くし時間とともに減衰しないことを仮定した。また α 線による放射線分解の生成物は水素であり、これは化学的に不活性でニアフィールドから散逸していき、そして酸素は反応性が高く、キャニスタの内側表面とクラック開口部がたとえば Fe_2O_3 といった非反応性の膜で覆われ、さらにこの酸化種はベントナイト空隙水中の鉄（II）の水溶種のみによって消費されることなどが仮定されている。予想される鉄（II）の濃度に対して、ベントナイト中での酸化還元フロントの進展は非常に限られたものと計算され、たとえ非常に悲観的な（低い）鉄（II）の濃度を仮定したとしても、酸化還元フロントはベントナイトの半分までの距離を超えていくことはない（McKinley et al., 1992b）。

現実的には、鉄キャニスタが有する強力な還元化能力と腐食生成物により還元

状態が確保されることになり、評価計算においてニアフィールドでの酸化状態のケースを考慮する必要性はなくなる。

4.3.3.5 鉄の腐食生成物への吸着と共沈

鉄の酸化物は多くの元素を多量に消費することで良く知られている (McKinley et al., 1992 参照)。また元素と FeOOH の膜との関係については十分に資料化されている。リファレンスシナリオにおいては、これらの影響について必要となるデータが欠如しているため無視している。

したがって、鉄の腐食生成物への放射性核種の吸着と共沈については重要な保留FEPとして特定されている。計算のスコープ化では、このような効果は無視することによって導入された保守性の度合いを定量化することが可能ではあるが、K-Iでの評価に含まれてはいない。

4.3.3.6 ガス発生と圧力発生

鉄製キャニスタの嫌気性腐食により発生する水素ガスの進展は、人工バリアでのガス発生に対して起こりうる重要なメカニズムである (3.4.3.4節参照)。Gewähr'85の時点では、非常に保守的な腐食速度である $20 \mu\text{m}/\text{y}$ をキャニスタの寿命計算に対して用いており、この場合には $3.8 \text{molm}^2/\text{y}$ の速度での水素ガス発生となる (Nagra, 1985b)。キャニスタ表面において空隙水中への拡散によるガスの損失については、約 $0.2 \text{molm}^{-2}/\text{y}$ であると推定され (Andrews, 1993)、また層順を破る砂の毛細管現象を伴うことを考慮している (Neretnieks, 1985)。最新の実験研究である $1 \mu\text{m}/\text{y}$ の長期腐食速度を採り入れると、この水素の進展が $0.2 \text{molm}^{-2}/\text{y}$ まで上昇することについては現実的であるように思われる (3.4.3.4節参照)。この場合において腐食によって発生する水素の進展のほとんどは、水の拡散による散逸であり、層順を破る砂の毛細管現象を必要とせず、そして気相が形成された場合、ベントナイト周囲の圧力を超えるような圧力にはならないであろう。

ガス発生速度が高く生じた場合、ベントナイト中のより純粋な空隙空間よりもむしろ鉄キャニスタと腐食生成物の周囲と内部において比較的大きな空間である自由なガス相が最初に形成される。このことは、さらなる水素発生を抑制する効果を有するものと想定される。これゆえ、ベントナイト緩衝材へのガス発生によ

る外乱についてはK-Iにおいて定量的には評価されていない。しかしながら、ガス散逸に関する進展と能力の推定については今後の課題として明らかにされており、このことについては、層順を破る砂の毛細管現象といったような特定の設計による特質を処分概念に組み入れるかどうかを決定するために現在レビューが続けられている。

4.3.3.7 放射性ガスの放出

放射性ガスの直接放出については対象としていない。というのは、たとえばクリプトン同位体といったようなガス状の核分裂物質並びに炭素やヨウ素といったようなガス形成の潜在性を有する核分裂物質については、再処理の期間中に高レベル放射性廃棄物から分離するため廃棄物中にはほんのわずかしかな存在しない。K-Iでのインベントリ中にこれらの元素が持ち込まれる割合は、それぞれ 1.5×10^{-3} 、 1.0×10^{-3} であると仮定している (Alder & McGinnes, 1994)。ラドンの同位体については、関連する親核種からの崩壊により蓄積していくが、別々に放出された場合には問題とはならず、このことは親核種の濃度によってサポートされるのではなく、それらが有するごく短い半減期によるからである。

4.3.3.8 ベントナイトの変質

約100℃を超える温度においてモンモリロナイト（ベントナイトの主要な要素）の変質につながるかもしれない多くプロセスが明らかにされた（3.4.4.4節参照）。しかしながら、この反応速度は緩慢であり、熱による影響を受ける相は変質が問題とはならないと予想されるほど短い。どんな場合でも、ベントナイトの厚さの半分以下は100℃を超える温度にさらされることはなく（3.4.2節参照）、影響を受けていない厚いベントナイトの円環を残したままとなる。

長期にわたってベントナイトの劣化が最も起こりやすいプロセスは、モンモリロナイトのイライト化への変質であり、これは地下水中のカリウムとの反応によって起こる（4面体の）層変化が大きくなることにより生じる（3.4.4.5節参照）。保守的な計算では、結晶質岩の地下水条件において本プロセスによる完全なイライト化には数千万年かかることを示している。またナチュラルアナログでは、処分場の温度が60℃以下である条件のもとで、百万年を超える期間にわたり、ベン

トナイトの膨潤能力，透水性もしくは陽イオン交換能力について何ら大きな変化が生じないことを示している。この過程の期間において，イライトとモンモリロナイトの混合形成を除外することはできないが，完全なイライト化については除外することができる。

4.3.3.9 ベントナイトの流失

ベントナイトの流失の割合が計算され，十分に定置されたベントナイトに対しては些細なものとなることが示され，そして地下水の流れについては小さくなることが予想された(Nagra, 1987; Brenner, 1988)。貧弱または不完全な緩衝材の定置もしくは高透水性の領域へのキャニスタ定置の結果として，ベントナイトの流失は重要なものとなりうる。これらの環境の起こりやすさは，品質管理並びに坑道掘削の期間中及び定置前の特性調査によって小さくすることができる。このため，このプロセスは今後の考慮から除外することができる。

4.3.3.10 キャニスタの沈下

定置された状態での鉄キャニスタの重力は，飽和した圧縮ベントナイトの密度よりも3倍から4倍の間の因子となっている。これゆえ，ベントナイトを介したキャニスタの沈下の可能性が存在することになる。ベントナイトが完全に飽和したと仮定し，粘土が通常の土壌力学のクリープ応力方程式と短期のベントナイト圧縮試験から得られるデータを用いてモデル化される計算では，時間とともに減少する沈下（滞留）率で1万年の期間にわたって最大でもほんの1～5mmの沈下しか示していない(Whittle & Aristorenas, 1991)。放射性核種移行の計算では，20%(20cm)の置き違えに対して緩衝材からの拡散の総フラックスの変化は無視できるものであり，また50%(すなわち70cmの沈下)の置き違えにおいては，総フラックスはほんの20%しか増加しない結果となっている(McKinley, 1991)。これゆえ，Whittle & Aristorenas によって行われた沈下の度合いについては無視することができる。しかしながら，非常に長期の時間スケールにわたって応力が強固となる性質の固体として圧縮ベントナイトをモデル化することが適切かどうかについては不確かなものとなっている。もし沈下の速度が小さいが一定の速度であったとしたら，やがてキャニスタはベントナイト中を沈下し処分坑道壁に接触

することになるだろう。

現時点での理解では、キャニスタの沈下は生じないかもしくは重要ではないほど緩慢であるということである。必要があれば、沈下の潜在性を妨げるかもしくは低減するために設計による改善を行うことが可能である。たとえば、豊富な砂によるサポート層や石によるサポートがあげられる。このため、K-IではこのFEPによる放射線学的な影響を評価していないが、このFEPについては今後考慮するに値する分野として特定された。

4.3.3.11 廃棄物からのコロイドの移行

放射性核種を内包したコロイドは、ガラスの劣化と溶解により、また廃棄物やキャニスタ周囲の地球化学的変遷における沈澱や共沈によっても発生する。発生したどんなコロイドでも純粋なベントナイト緩衝材の空隙構造によりキャニスタ近傍においてトラップされることが想定される（3.4.4.3節参照）。しかしながら、コロイドに対するこのベントナイト緩衝材のフィルター効果が、たとえば不完全な定置もしくはキャニスタの沈下によって失われた場合、コロイドはそれが安定な形態であれば、欠陥のある緩衝材及びその後の地層中での空隙水の移流と非吸着を考慮した放射性核種移行のメカニズムを与えることになるかもしれない。

現時点での理解としては、緩衝材が正しく定置されていれば、このような一連の現象は生じることはなく、K-Iでの定量的評価からこのシナリオを除外しているということである。

4.3.3.12 坑道、たて坑及び閉鎖の失敗

基盤岩中のアクセス坑道とたて坑は閉鎖時に埋め戻される。しかしながら、このアクセス坑道とたて坑については、それでも潜在的に高い透水性を有する地下水と放射性核種移行の経路となるかもしれない。加えて、坑道（処分坑道を含む）とたて坑の周囲近傍での母岩のゆるみ域（EDZ）において亀裂がいくらか拡大することが想定され、またこの領域における開口亀裂の連続的もしくは半連続的なネットワークによって核種移行経路となる可能性がある。

多量の圧縮ベントナイトによって坑道は、個々の高レベル放射性廃棄物の処分パネルと中レベル放射性廃棄物のサイロを、それぞれ相互にかつ母岩中の主要な

断層から隔離するためにシーリングが施される（3.4.5節参照）。同じようなシーリングがさまざまなたて坑や調査用ボアホールにも施される。しかしながら、主要な水みちとなる断層とつながった高レベル放射性廃棄物処分パネルのシーリングもしくは垂直たて坑のシーリングが失敗した場合には、外乱のない岩体をバイパスした移行経路が形成されることになるだろう。

この坑道とたて坑のシーリングについては、長期的な隔離ができるように設計される。しかしながら、この隔離の重要性を検討するために、K-Iの計算スコープにおいて、この坑道とたて坑のシーリングの失敗のケースとその結果生じるアクセス坑道とたて坑に沿った核種移行を考慮することとした。その結果、2つの境界となるケースに分けられ以下のとおりとなる。

- ・埋め戻しを行った坑道とたて坑に沿った核種移行
- ・連続体であると仮定したゆるみ域に沿った核種移行

4.3.4 長期にわたって起こりうる地質と気候の変化

スイス北部において起こりうる地質と気候の変化については、地球規模的な気候変遷と地域的な気候変遷(Naef, 1992)に加えて、その地域における地質とその過去の進展についての理解にもとづき明らかにされている(Thury et al., 1994)。これから百万年にわたりこの地域において起こりうる長期の地質学的変遷を境界づける2つの代替的なケースが提案された。

- ・アルプス造山運動が停止し、したがって地殻活動が衰えることが想定される。浸食によりライン川床の堆積物を取り除かれるとともに川の流れが若干南よりにシフトすることが想定される。
- ・この地域における若干の地殻活動を伴いアルプス造山運動が現在の速度で継続することになる。この地域における隆起については、ライン川が2 kmまで南よりにシフトすること及び川床の堆積物と基盤岩を深さ200 mまでの浸食することを伴って継続することになる。

後者のケースは、アルプス造山運動の原因となると地殻プロセスの長期的な性質を考慮すると最も起こりやすいものとなる(Thury et al., 1994)。前者のケースについては、隆起がいくらか継続することになるが、速度が衰えた極端なケースを表している。

加えて、以下の2つの代替的な気候変遷が想定される。

・氷期／間氷期のサイクル

第四紀の過去260万年にわたって起きた氷期／間氷期サイクルのパターンは、今も継続している。現在の温和な気候は間氷期を代表するものであり、今後の間氷期ではいくらか暖かくなるかもしくは涼しくなるだろう。氷期に近づくとも現在よりも寒冷な気候に移ることになる。

・温暖な気候の継続

現在よりも完全に温暖な状態となって氷期と間氷期のサイクルが停止する。このような状態は、たとえば温室効果といった人間活動の結果として短期間で起こるものか、もしくは氷期と間氷期のサイクルから気候を逸脱させるようないくつもの自然の変化または現象として長期間かかって起こるかもしれない。この場合において、変化のない湿潤、季節変動の湿潤及び乾燥という3つの代替的な気候が起こりうる。

百万年を超えると、起こりうる地質学的と気候学的な変遷は不確かなものとなる。たとえば、山脈の標高が変化することによって、気候を支配する地球規模の大気の循環パターンに予想もつかない変化が生じることになる。したがって、現在の蒸発量の傾向については他のプロセスによって覆され、百万年を超えた予想が信頼性のないものとなる。この地質と気候のF E Pについては、Table 4.2.2に示し、地質学的と気候学的な変遷の起こりうる組み合わせに対する検討を行い、この結果をTable 4.3.2に示す。

Table 4.3.2において最も大きな変動は、アルプス造山運動が連続的であると仮定して、氷期と間氷期（GL）及び湿潤（HU）の気候に関するものである。アルプス造山運動が停止した場合においては、全ての気候状態について変化を起こす潜在性は比較的少ないものとなる。

またアルプス造山運動が停止することに低い確率が与えられ、そしてアルプス造山運動連続性のケースがリファレンスシナリオに関連した変動に対して最も潜在性を有することが考えられるために、アルプス造山運動停止のケースをK-Iの評価ではさらに考慮していない。アルプス造山運動が継続することを仮定したさまざまな地質学的F E Pの効果については4.3.5節においてまとめている。また地質学的な境界条件とは独立した地球外の現象については、その節の終わりで論

FEP Category	FEP	Scenario						
		No Orogeny			Orogeny Continues			
		GL	HU	AR	GL	HU	AR	
Geological FEPs	9.1	Regional horizontal movements	o	o	o	+	+	+
	9.2	Regional vertical movements	o	o	o	+	+	+
	9.3	Movement along major faults	o	o	o	+	+	+
	9.4	Movement along small-scale faults	o	o	o	+	+	+
	9.5	Seismic activity	-	-	-	o	o	o
	9.6	Stress Changes-	-	-	-	o	o	o
		hydrological effects	o	o	o	+	+	+
	9.7	Erosion/denudation	+	+	o	++	++	+
	9.8	Basement alteration	o	o	o	+	+	+
	9.9	Igneous activity (volcanism / plutonism)	-	-	-	o	o	o
	9.10	Hydrothermal activity	-	-	-	o	o	o
9.11	Extraterrestrial events (meteoritic)	Effect independent of G & C scenario						
Climatic FEPs	10.2	Effective moisture (amount)	o	+	-	o	+	-
	10.3	Seasonality of climate (degree)						
		Seasonal climate	o	+	-	o	+	-
		Equable climate	o	-	-	o	-	-
	10.11	Fluvial erosion/sedimentation	+	+	o	++	++	+
	10.12	Surface denudation	+	+	o	+	+	o
	10.13	Permafrost (during glacial intervals)	+			+		
10.14	Glacial erosion/sedimentation (during glacial intervals)	+			+			
10.15	Glacial-fluvial erosion/sedimentation (early in interglacial intervals)	+			+			

Key: Geological Scenarios: No Orogeny Alpine orogeny has ceased
Orogeny Continues Alpine orogeny continues at present rate
Climatic Scenarios: GL Alternating glacial and interglacial climates
HU Humid (warm; seasonal or equable)
AR Arid
Blank FEP will not occur under the scenario.
o, +, - FEP occurs under the scenario; compared to present conditions, the rate, amount, or intensity of the FEP under the scenario has:
o No change, or minor change
+ Small increase
++ Large increase
- Small decrease

The remaining FEPs recorded in Table 4.2.2 are not listed here because they are either an explicit feature of the climate under consideration, e.g. 10.5 Glacial climate, or they are assessment model assumptions, e.g. 10.1 Present-day climate conditions.

Table 4.3.2: Estimation of degree of change of geological and climatic FEPs relative to present-day conditions for alternative geological and climatic scenarios.

じている。

気候に関する自然の影響を考慮すると、氷期と間氷期のサイクルが連続することの方が温暖な気候が継続することよりも起こりやすいものと考えられる。しかしながら、温暖な気候に向かうような地球規模での系を乱す傾向にある、たとえば温室効果といった人類学的な重要な影響については、現在科学的な論議を呼んでいる問題である。これゆえ、両ケースともさらに考慮することとする。温暖な気候が継続すれば、第四紀前半で起きた湿潤な状態の方が乾燥気候の状態よりも起こりやすいものと考えられる(Naef, 1992)。さまざまな気候学のF E Pによる影響については、両方の気候予測を考慮して4.3.6節にまとめている。

4.3.5 アルプス造山運動の連続性を仮定した地質学的F E Pの効果

4.3.5.1 水平方向の動き

ジュラ紀の進展による影響が及んだ領域内において、堆積岩は基盤岩に対して北よりの水平方向へ切れはじめていく(Thury et al., 1994)。この動きは今後百万年間に500m以上にはならず、この堆積岩の水平方向への動きは処分場の安全性によって重要なものとはならないだろう。他の地層と関連して局所的な基盤岩の水平方向への動きは、今後百万年間に於いて100m以下となり、既存の主要な断層の動きによって吸収されることが想定される。

4.3.5.2 垂直方向の動き

シュヴァルツヴァルトの南部地域における基盤岩のドーム形成(フェルトベルク地域での1000mまでの隆起を伴う)は、今後百万年の間にゼッキンゲンとコブレンツとの間のライン川流域において最大で200mの隆起につながるだろう。この相対的な動きは既存の主要な断層での動きによって吸収されることになる。ドーム形成の結果として、ライン川が南よりにシフトして基盤岩の高透水性領域への地下水移行経路を短絡することにつながるだろう。すなわち低透水性の領域での移行経路は直接影響を受けない。

4.3.5.3 主要な断層の動き

断層の動きは、シュヴァルツヴァルトの南部での隆起並びにアルプス造山運動による基盤岩中での既存の圧縮応力場によって生じることになる。どの断層でも相対的な動きは、百万年間に於いて0から100mの範囲にわたることになる。この断層は不均質性を有するものであり、その性質は過去の動きの結果となっている。このため、それまでの透水領域は透水性が悪くなり、そのまた逆も起こりうるが、連続的な動きでは平均的な範囲での性質を変えることはない。

処分場のパネル同士を結ぶ坑道もしくはたて坑を交差することになる主要な断層は、それが動くことによりその接続機能が失われるかもしれない。坑道のシーリングが健全であれば、このことは重要とはならないだろう。その動きによっては、このような断層近傍でのシール性に逆に影響を与えるかもしれないが、このことはシーリングの配置の選択への配慮によって避けうるものと想定される。

4.3.5.4 小規模の断層の動き

わずかな変形については、処分坑道を阻害するような主要な断層によって吸収される。この動きは数cmのオーダーとなりそうだが、百万年間に於いて1mを超えることはない。キャニスタはこのような断層（処分場掘削期間に於いて検知可能であるべき）から離して定置され、処分場の安全性の観点から実質的な影響を受けることはないだろう。

4.3.5.5 地震活動と応力場の変化

対象となる結晶質岩を基盤岩とした地域はスイスに於いて地震が最も活発でない地域の一つである。地震活動が比較的活発な地域での研究では、地震が生じている際に地盤の動きが与える地下活動への直接的なダメージは稀であり常に少数的なものとなっている。しかしながら、断層の動きによる応力場の変化は、水理地質学的な影響をあたえることになり、水の排出もしくは引き込みを生じさせる岩体中の亀裂開口幅を変えうるということが観測されている(Muir-Wood & Woo, 1992)。

シーリング及び埋め戻しが行われた処分場に対して、地震活動は地盤の動きを介した直接的な影響をあたえることはないだろう。どんな水理地質学的「パルス」の現象でも、長期にわたった地下水による核種移行に影響をあたえない過渡現象

となるだろう。亀裂開口幅における変化は、結晶質岩中において現時点における地下水の流れの特徴づける亀裂開口幅の範囲におさまリ、これゆえパラメータの感度解析によってすでにカバーされていることになる。

4.3.5.6 侵食／剥離作用

シュヴァルツヴァルトの南部地域におけるドーム形成は傾斜が大きくなることを意味し、このため平均的に侵食が大きくなる。ゼッキンゲンとコブレンツとの間のライン川流域南部までの結晶質岩を覆っている堆積岩については、現時点において侵食と剥離作用のプロセスの対象となっている。今後百万年の間までに100mから2kmにわたるライン川の南岸で基盤岩である結晶質岩が露出するかもしれない。またライン川は隆起する基盤岩で切断されるかもしれない。このため、ある断層領域では覆っている堆積岩を失い、基盤岩中での水理体系を変えることになるかもしれない。侵食の速度は隆起と気候の速度に依存しており、気候による影響については4.3.6節において論じている。

4.3.5.7 基盤岩の変質

堆積岩の局所的な剥離及びライン川の南よりへのシフトについては、基盤岩での水理地質学体系、特に高透水性の領域を変化させる結果となる。地表近くの結晶質岩の基盤岩については、応力解放と水理地質学的風化の結果として漸進的に変質することになる。したがって、深いところの基盤岩よりも高透水性が進むことになる。覆っている堆積岩もしくは基盤岩そのものが侵食されるため、高透水性から低透水性に変わる深さが下方へずれていくかもしれなく、その結果高透水性の領域の厚さが時間的にほぼに一定のままとなる。この効果については、基盤岩が直接地表に露出している地域のみで重要なものとなることが想定されている。たとえばライン川近傍など。潜在的な処分場の立地において、堆積岩や変質した基盤岩によって現在覆われている基盤岩に対しては無視できるものと想定している。

4.3.5.8 火成活動

処分場地域での火成活動は、処分システムに対して主要な影響を与えることになるだろう。たとえば、火成活動によるダイクが処分場を横切ることによって、処分坑道及び関連するゆるみ域によって生じた弱い箇所に沿って岩を強制的に溶かしてしまい、ベントナイト緩衝材はひどい変質や外乱を被ることになるだろう。しかしながら、今後百万年の間にスイス北部で起こりうる火成活動の確率は無視できるほどで、このためこの現象についてはさらに考慮していない。

4.3.5.9 熱水の影響

熱水の活動は火山活動や火成活動に関連する。このような活動は、結果として熱の移流を起こし、地下深部の地下水体系を発生させたり変更させる。温泉はスイス北部の地域において特徴的で良く知られたものである。しかしながら、今後百万年にわたってこの地域での熱水活動のパターンが実質的に変化する確率は低く、既存の熱水に関する変則性については処分場の立地によって回避できる。

4.3.5.10 地球外の現象

大規模な隕石の衝突といったような地球外の現象は、処分場地域における地層に多大な影響を与えることになるだろう。地下深部に対して実質的に影響を与えるのに十分な大きさを有する隕石が衝突する頻度は極めて小さく、年間あたり 10^{-9} から 10^{-12} の間であると個々に推定されている(Thorne, 1992)。人間への直接的な影響の方が非常に関心の高いものとなり、これゆえこの現象は規制対象から除外することができる(4.1.2節参照)。さらに、このような現象の影響を低減させるために合理的に採ることができる立地や工学的配慮は存在しない。このため、この現象についてはさらに考慮してはいない。

4.3.6 気候に関するF E Pの影響

4.3.6.1 地下水の再供給

地下水の再供給は、温度、湿度及び植生といった気候に依存した因子に依存することになる。氷期と間氷期のサイクルにおいて、蒸発と発散が衰える亜寒帯気候の期間では再供給に対する水の利用が増えるかもしれないが(現在と比較して)、

降雨が衰えた際のツンドラ気候では減衰することになる。凍土が進展していくと、地下水は再供給の状態から大いに隔離されるかもしれない。温和な状態が続く場合に、湿潤気候の状態では湿度が著しく増え、また乾燥気候の状態では非常に著しく減ることになる。

しかしながら、基盤岩となる結晶質岩への地下水の再供給は、比較的低い透水性により限られており、これは地下水の供給に至らず、このため結晶質岩における水理地質学的体系は実質的に影響を受けることはないだろう。

4.3.6.2 季節変動

スイス北部における現在の気候による温度の状態は適度に四季を伴ったものとして記述できる。氷期の前後のツンドラ気候及び湿潤気候の状態においては、季節性が大きかったことが得られている。特に水の動きの季節性は重要である。というのは、河川の浸食及び傾斜の侵食は洪水や暴風雨の条件のもとで生じる侵食量を伴った水の動きの関数として生じるからである。氷期が近づくと、季節性は雪や氷の融解で与えられ、また湿潤気候の場合には雨期に起きる多量の降水量によって与えられる。また季節による温度の変動が植生に影響を与えることになる。

4.3.6.3 侵食

2つのタイプの侵食が区別されている。一つは均一的な侵食もしくは剥離であり、これは地表全体の標高を下げる結果となり、地表水もしくは風化によるものである。もう一つは、線形的な侵食もしくは陥没であり、これは特定の方向に沿って発生し、たいてい河川活動による川の方向となるが、たとえば地下で生じる氷河の融水の流れによっても生じることになる。

湿潤気候と氷河気候において線形的な侵食が卓越する。アルプス造山運動の継続を仮定すると、百万年間に於いて最大の陥没は200mと推定される。またライン川が南よりシフトすることにより側方への侵食が重要となる。このライン川の側方への侵食については岩体層の存在に依存して局地的に変化することになる。いくつかの場所では、川床が南へ2kmまでシフトすることが想定されるかもしれない。地表での剥離については100mを超えることはない。したがって、シュヴァルツヴァルトの南部地域での河川が深くなることについては除外され、ジュラ

卓状地において注目すべき影響とはならない。

ライン川が南へシフトすることは結果として古いライン川床が生じ、これは氷期の砂利で満たされる。氷河期によって阻止されない温潤気候のケースにおいては、沖積層の形成は起きず、また侵食が堆積岩を十分に剥がした場合には、ライン川は基盤岩である結晶質岩の上を直接流れることになる。したがって、放射性核種が入った地下水は川に直接放出することになるだろう。

乾燥気候のケースでは侵食は比較的生じないことになる。地表の剥離については、百万年間で最大で約50mであると想定される。

4.3.6.4 未固結堆積岩と土壌

未固結堆積岩と土壌の変化は主に気候によって決定される。氷河期間にわたって河川における未固結の堆積物は何度も押し流されことになる。しかしながら氷河の後退は、氷河が運んだ砂利の堆積物も伴うことになる。水中にある砂利は凍土によって直ちに氷結もしくは地表から隔離されることになる。

温潤気候の場合、その条件は今日卓越しているものと同じとなり、線型的な侵食が支配的な要因となる。

降水量が非常に低い乾燥気候の場合、原位置での風化が支配的となる。激しい嵐がやってくるまで物質はその場にとどまることになる。その後表面の剥離が線型的な侵食よりも支配的となるが、百万年間に於いて50mを超えることはない。

4.3.6.5 地下水化学

放射性核種移行に対する地下水化学で最も重要なパラメータ（たとえば、吸着）は、酸化還元電位とpH及びイオン強度である。これらのパラメータは岩石の鉱物学によって大きな範囲まで規定（緩衝）されることになる。気候の影響については、主に核種移行には重要とはならない地下水中の安定な元素の濃度に影響をあたえるだろう。乾燥気候の条件のみがキーとなるパラメータにいくらか影響をあたえることになる。乾燥気候において、地表付近の水が蒸発し塩分の濃度が上昇することになる。処分場の位置において、地表付近の地下水条件が変わることによって起こる地下水組成の変化は少数的なもので、十万年間のオーダーで遅延して生じるだけである。これゆえ、たとえば氷河と間氷期のサイクルといったよ

うな個々の気候状態による変動は母岩に対して影響をあたえることはない。

例外的なものとしては、水理地質学的な系における変化によって Permo-carboniferous Trough から塩水が結晶質岩へ侵入することである。このことは、西部地域と東部地域の双方においては起こりにくいと想定される。K-Iでの評価においてこの現象を除外するために、処分場は Permo-carboniferous Trough から十分に離れた場所に位置することを仮定している。

4.3.6.6 地下水の排水域

リファレンスシナリオにおいて、核種で汚染された地下水は高透水領域からライン川における第四紀の砂利層に放出されるものと仮定している。これはスイス北部の現時点における条件にもとづいた排水域のことである。上述にもとづき2つの代替シナリオが特定された。

現在ライン川にある砂利層は消滅しうる。このことは、氷河サイクルの末期と湿潤気候が成立した場合に連続的な侵食により十万年後に最も起こりやすいものと考えられている。またこの条件は、氷河と氷河作用が砂利層を侵食した後と実質的な再堆積作用が生じる前における間氷期における初期の過渡期として生じる。後者の環境において、この条件は数千年まで続くだけである。ある範囲にわたってライン川は現在の基盤岩上を直接流れることになる。

この砂利層が消滅した場合、地下水は直接ライン川に排出されること（瞬時の希釈）になり、またおそらく基盤岩に隣接した場所にまで排出されるだろう。この領域に土壌が発達した場合、農業的な経路を介した被曝が生じるかもしれない。このシナリオについては、西地域と東地域の双方における処分場において起こりうるものである。

東地域の処分場のみに対して、ライン川の小さな支流への地下水の排出が起こりうるものとなる。このことは、覆っている堆積岩を介した支流を遮断することに続いて最も起こりやすいものとなり、その下部にある基盤岩からの地下水がライン川に連続的に注ぐよりもこの支流に流れ込むことになるかもしれない。また現時点での条件のままというのも起こりうる。

4.3.6.7 気候状態と農耕作業

スイス北部で生じるかもしれない代替的な気候状態は以下のように特定された。

- ・ 間氷期における現在の条件と似かよった温和な気候
- ・ 氷期に近づくかその後における実質的な寒冷（ツンドラ）気候
- ・ 現在よりも温暖な気候で、これは、年間を通じて一様な湿潤気候、季節性のある湿潤気候または乾燥気候となり、氷期と間氷期のサイクルが停止した場合もしくは将来の間氷期において生じるかもしれない。

リファレンスシナリオでは温和な気候を考慮している。このため、K-Iにおいて代替的な生物圏の取扱いとして3つの代替的な気候状態を選定した。

- ・ 氷期に近い気候（ツンドラ気候）

食物連鎖と被曝経路については現在の状況とは非常に異なることになるだろう。農業については、何ら作物の耕地に実質的な影響を与えず畜牛やトナカイの群れにもとづくものと仮定している。

- ・ 温暖な湿潤気候

食物連鎖と被曝経路については現在の状況と似たものになるが、ある範囲のプロセスについては異なるだろう。たとえば、植生によってもたらされるものが増えることになる。

- ・ 温暖な乾燥気候

食物連鎖と被曝経路については現在の状況と似たものになるが、同様にある範囲のプロセスについては異なるだろう。たとえば、灌漑が増えることになる。

4.3.7 人間活動とその影響

4.3.7.1 人間活動へのアプローチ

K-Iの評価において、考慮すべき人間活動の範囲を規定するために多くのスクリーニングに関する議論（Table 4.2.1参照）が行われた。人間活動と将来技術の変化についての仮定に関連する現象が除外された。というのはどんな弁護可能な方法をもってこれらの変化を予測することは不可能だからである。また将来における処分場への意図的な人間侵入に関する現象についても規制側からの勧告により除外している。

リファレンスシナリオにおいて、処分場の建設と操業に関するもの以外に処分システムに外乱を与える人間活動はないものと仮定している。代替的なシナリオを生み出す可能性のFEPについては、現時点での人間活動の特徴の範囲を仮定して明らかにされ、以下で論じることとする。

4.3.7.2 地下水と地表水及び土壌の汚染

処分場に関連しない人間活動は、結果として地下水、地表水、土壌及び堆積岩の汚染につながる。地下水が汚染される場合では、汚染物質は基盤岩の高透水性領域での地球化学を変化させ、これゆえ処分場から放出される放射性核種の形態、溶解度及び吸着に影響を与えることになる。リファレンスシナリオにおいて、放射性核種の溶解度制限と吸着プロセスではこれらに対して考慮しておらず、このためK-Iの評価で計算をさらに必要としていない。地表と地表近傍での汚染が生じるケースでは、放射性核種の形態、溶解度及び吸着が影響を受け、また農業もしくは漁業にも潜在的な汚染が生じる。重大な汚染による主要な影響は、局所的な農業の潜在性を少なくさせることにより、どんな放射線学的な影響でも減ることになるものと考えている。汚染による吸着の変化については、リファレンスシナリオの一部としてすでに考慮したパラメータ変動の範囲内にある。地表と地表近傍での地下水の汚染の影響は、より深部の地下水の汲み上げにつながるかもしれない、以下に示すこととする。

4.3.7.3 地下深部の地下水の汲みだし

基盤岩となる結晶質岩は地下水源として考えられ、特に将来において地下水を汲みだすための井戸が掘られることになり、たとえば地表付近の地下水と地表水が汚染することになる。このことは、結晶質岩から人間への地下水の直接的な経路となりうる。

汚染と水質が対象となる場合、地下水は使用される前に自然のものと人工的な汚染についての分析が行われるだろう。しかしながら、放射能についての分析が行われなかった場合には、化学的に微量に存在する放射性核種は検知されないことになる。飲料水は最も重要な放射線学的被曝モードとなりうる。というのは、結晶質岩までの井戸がもたらすものは一般にむしろ少なく、これゆえ地下水はた

たとえば灌漑の拡張に対して充分とはならないだろう。

4.3.7.4 水管理の体系

水は貴重な資源であり、苦心して作り上げられた水管理の体系では管理と防護の工夫がなされている。実質的な水管理については、すでにスイス北部におけるライン川に沿って水力発電用で経験がある。このような体系は、汚染された地下水の排出と希釈の点で影響を与えるかもしれないが、リファレンスシナリオと代替的な生物圏シナリオで考慮されていない結果となるようなプロセスは存在しないものと考えられている。

4.3.7.5 採鉱と地下深部への掘削

基盤岩である結晶質岩は採鉱に至るような既存の鉱物資源を有していない。同じように処分場開発に関連するもの以外に地下深部への掘削活動をひきつけるようなものはないと想定される。しかしながら、基盤岩である結晶質岩の近傍での地層は、その地域における掘削探査への関心を生じさせるかもしれない。現時点の技術にもとづき、以下の活動が不注意な形で処分場もしくは母岩の地層に対する外乱につながるだろう。

- ・ 鉱物探査、特にPermo-carboniferous Troughにおける石油やガス
- ・ 地熱エネルギー探査
- ・ 廃棄物注入のための掘削もしくは他の廃棄物処分のための調査

掘削探査については、明らかにされているどの資源開発よりも先立つものである。スイス北部の基盤岩である結晶質岩を鉱物資源として開発することは、おそらく生じないだろう。というのは、同じような結晶質岩に関する代替的な資源が、比較的接近可能な場所で見いだすことが可能だからである。たとえば、「シュヴァルツヴァルト」の地域における露頭があげられる。Permo-carboniferous Troughの近傍を認めると、石油やガスを求めた地下深部への掘削は起こりうるが、掘削は結晶質岩による遮断によって中止されるだろう。

地下深部への掘削については、たとえば科学的もしくは地質学的な調査のため、目標となる深さや掘削活動に依存して結晶質岩で慎重に行われるならば、処分場は検知されるかもしくはされないかもしれない。処分場が検知された場合には、

必要な補修活動がとられボアホールは密封されることが仮定される。処分坑道を不注意に貫通することは起きないだろう。といのうは限られた直径ではあるが、処分システムの区画と水理学的に接続したゆるみ域もしくは亀裂領域が生じやすいからである。

4.3.7.6 地熱探査

適度な地温勾配はスイス北部の結晶質岩において35から45℃/kmの範囲で観測されており、1200mの深さにおける周囲岩体温度は最大55℃であることが想定されている(Thuryet al., 1994)。既存の技術と現在の経済条件をもって地熱エネルギーの体系では、1200℃の温度差を必要としている。このことは約3kmの深さまで掘削することによって得られるものであり、すなわち処分場の深さより約2km下方までである。将来において地域的な低エネルギー暖房利用に対しては、これより低い温度差でも経済的に成立するかもしれない。

スイス北部の結晶質岩の水理学的な性質(低い透水性と空隙率)では、高温乾燥岩体技術(すなわち、地表から流体をポンプでボアホールを介して注入し岩体中の天然もしくは人工の亀裂を介して熱を取り出す循環系で、地表へは別のボアホールを介して行うものである。Rybach, 1992)によって熱を取り出すことが得られる。処分場パネルが設置された岩体に対してこのような手法が行われた場合、生物圏への直接的な経路に供することになる。長期においては、このプロジェクトが断念もしくは終了した後、外乱を受けた亀裂によって比較的透水性の高くなり、地下水の流れとその領域での核種移行を強めることにつながる。

この現象の特徴としては、地熱探査が試みられた場合、掘削が終了するまで処分場が検知されないこと、並びに検知したとしてもその後効果的な修復作業がとられないことである。しかしながら、これは処分場の存在に関する記録や知識が失われたという仮定で起こる現象であり、このことは、はるか将来の時点を除いて起こりそうもないことを意味する。この問題は、将来起こりうる地熱エネルギー源を求めた探査が、結晶質岩中への処分場立地に対する因子として考慮すべきかどうかである。すなわち天然資源の矛盾した利用である。

4.3.7.7 人間活動の取扱いについてのまとめ

4.3.2節で述べたように、人間活動についてはほんの限られたものしかK-Iでの評価に含まれていない。というのは、この評価というものが、侵入の確率が低くなるように地質環境を選定して、主に地質学的な特性調査と立地基準を支援するものであり、現段階での詳細な定量解析によってもさらに得ることができないためである。このため、たった一つの間活動シナリオだけを定量解析で選定した。これは飲料水を汲みだすための地下深部への井戸に関するケースである。

4.4 シナリオのまとめ

4.4.1 安全評価のためのシナリオ

慎重な配慮による工学的な設計とニアフィールドに十分に理解した物質を大量に用いることにより、人工バリアの変遷は、リファレンスシナリオで述べた要因に引き続く有害となるプロセスが起こりやすくなることを制限することになる。また低透水性を有しかつ安定な状態にある深部の母岩に処分場を立地することは、ニアフィールドにおける安定なバリア機能を防護し保証することにつながる。さらに高い透水性を有する基盤岩と堆積岩が上方に非常に厚く被さっていることは、気候に関連した地表環境の変化を効果的に緩衝することになる。リファレンスシナリオにおいて、ある特定のプロセスを保守的に取り扱うこと、とりわけ主要な水みちとなる断層や高い透水性を有する岩体を介した放射性核種の即時の移動を仮定することにより、環境変化に対する水理地質学的な系の時間的応答性について詳細に考慮する必要性を回避している。処分場への不注意な侵入については、鉱物資源のない岩体をサイトとすることにより起こりそうもないものとなる。

K-Iで定量的な考慮を保証するように、合理的にみて起こりやすく、また性能にあたる潜在的な影響を有することの双方を考慮すべき代替的なケースは、以下のとおり特定された。

- ・坑道と立坑のシーリングの失敗

坑道と立坑のシーリングの失敗や、結果として生じるアクセス坑道やたて坑に沿った放射性核種の移行については評価すべきである。すなわち代替的な地質圏モデルが必要となる。

- ・アルプス造山運動の連続性

これは予期される地質学的変遷であり、現時点のものと比較していくつかの環境変化につながる。しかしながら、パラメータ変化を伴うリファレンスシナリオとして、同じ評価モデルで評価することが可能である。

- ・氷河期の気候

これは生物圏での条件に影響を与え、とりわけ土壌での水収支や、食料、人間の生活習慣や食物に対してである。またこの生物圏では凍土の連続性により地下深部の地下水から隔離されることになるかもしれない。

- ・湿潤気候

これは生物圏のみに対して影響を与え、とりわけ土壌での水収支や野菜の収穫などである。

- ・乾燥気候

これもまた生物圏のみに対して影響を与え、とりわけ土壌での水収支や灌漑の割合などである。

- ・ライン川床の剥離

たとえば氷河の侵食により川床の砂利が取り除かれることによって起こりうるもので、また現在のライン川の広がりにもなる。このシナリオでは、ライン川もしくは基盤岩の直上にある土壌のどちらに排水が起こるかもしれない。

- ・小規模の支流への排出

これは現時点において、東部地域での処分場のみに対して起こりうるもので、また基盤岩を覆っている堆積岩の侵食にもよるものである。

- ・地下深部の地下水用の井戸

基盤岩である結晶質岩から飲料水を汲み上げる井戸については評価すべきであり、これは現時点において生じにくいものであるが、放射性核種の希釈を低減することにつながる。

これらリファレンスシナリオに関連するシナリオの特徴については、Table 4.4.1に示すとおりである。

主要なシナリオについては、STRENG-RANCHMD-TAME（第5章参照）による評価モデル体系の中でのパラメータ変動によって取り扱われる。いくつかの場合、このパラメータ変動は、リファレンスシナリオに対するパラメータの感度として考慮される範囲のものとなる。たとえば、放射線学的に潜在的な効果を有するアルプス造山運動の連続性による効果については、結晶質岩での高い透水性を有する領域を介した経路の長さや、処分場の深さでの起こりやすい高い地下水流動などがあげられる。前者については保守的に無視しており、後者についてはリファレンスシナリオのパラメータ変動によってカバーされている。

シナリオのいくつか（気候学シナリオと排出シナリオ）は、生物圏でのモデル化に影響を与えるのみであるが、これらの場合において、TAMEの入力データセットはかなり変更されることになる。凍土が連続して進展することになる氷河

Scenario	Main characteristics	Represented by
Reference Scenario	<ul style="list-style-type: none"> - Expected near-field evolution. - Release of groundwater. - Present-day hydrogeology and biosphere. - Agricultural subsistence group. (see Figure 4.3.1)	Reference assessment model chain: STRENG, RANCHMD & TAME. (See Chapter 5).
Tunnel/Shaft Seal Failure	<ul style="list-style-type: none"> - Hydraulic failure of tunnel/shaft seals at a selected time after repository closure. - Radionuclide movement along drifts/shaft or associated EDZ. 	Simple alternative geosphere model. (See 6.3.7.3 section)
Alpine Orogeny Continues <i>the river</i>	Erosion and southward movement of Rhine leads to shorter flow path in HPD and changed hydrogeological regime.	Parameter variations in STRENG and RANCHMD: Increased Darcy flow at repository depth. (Covered within variations for Reference Scenario)
Periglacial Climate State	Decreased ppt. and evap. Reduced flow in river/local aquifer. Subsistence group based on herding. Continuous permafrost developed.	Parameter changes in TAME. Isolation of biosphere from further contaminant input.
Wet Humid Climate State	Increased ppt. and evap. Agricultural subsistence group.	Parameter changes in TAME.
Warm Arid Climate State <i>Dry</i>	Increased ppt. and evap. Increased irrigation. Agricultural subsistence group.	Parameter changes in TAME.
Rhine Gravels Absent <i>Removal of Rhine Valley Terrace</i>	No local aquifer. Exfiltration directly to Rhine river or to adjacent soil directly overlying basement	Parameter changes in TAME.
Exfiltration to Small Valley <i>STET! (Area East only)</i>	No local aquifer. Exfiltration to valley subsoil with consequently less dilution.	Parameter changes in TAME.
Deep Groundwater Well	Well abstracting water directly from the crystalline basement. Exposure by drinking water only.	TAME biosphere model replaced by simple drinking water dose model.

Abbreviations:

ppt. = precipitation; evap. = evapotranspiration;

LPD = low-permeability domain of the crystalline basement;

HPD = higher-permeability domain of the crystalline basement;

EDZ = excavation disturbed zone.

Table 4.4.1: Summary of scenarios for quantitative treatment in Kristallin-I.

期へのシナリオにおいて、生物圏は地層圏から排出される放射性核種のさらなる移行から隔離されることになる。

たった2つのシナリオのみ、評価モデル体系に実質的な変化を伴うことになる。単純な代替的地層圏モデルについては、坑道／たて坑のシーリング失敗シナリオに用いられ、地下深部の地下水の井戸シナリオに対して、この生物圏は個人によって摂取される1日あたりの量とICRPによる線量因子に対する放射性核種の消化を勘案した単純な飲料水モデルによって置き換えられることになる（6.3.2節参照）。

4.4.2 ロバストな安全性の実証のためのシナリオ

4.3.3節では、人工バリアの変遷と性能に影響を与えるかもしれないプロセスに関して不確実性が存在することに反し、これらの影響が強力な人工バリアによって最小限となるかどうか、そして特定された有害な現象やプロセスが設計、立地及び品質管理によって回避されることを示している。現時点のサイト特性調査の段階において、天然バリアの特性化を行う上で付随する不確実性がかなり多く存在している。というのは結晶質岩についての一般的な特性と個々のポアホールで得られる性質しか分かっていないからである。地表での環境条件と将来における人間の環境利用についてもかなり不確実なものであり、後者に関する不確実性については本質的に単純化することはできない。しかしながら、これら不確実性については、安全評価における因子を決定もしくは処分システムの計画立案と開発に対する障壁として捉えるべきではない。これゆえ、人工バリアと天然バリアの性能に関する不確実性を安全評価において完全に探究すべきであるのに反して、地表環境と人間活動（生物圏）のモデル化では代表的なものとするべきである（2.5.3節も参照）。

このため以下のケースでは、現時点のレベルの不確実性が与えられたとしても、確信をもって予想できる安全性のレベルを描く上で適切なものとして選定されている。

- ・設計した機能に応じて人工バリアの変遷と性能（安全概念）を仮定すべきである（3.2節参照）。3.4節及び4.3.3節で述べたように、現実的には人工バリアはこれよりも有利な方に機能するかもしれなく、また現在のモデルでは、

放射性核種の放出をさらに低減するような多くのキーとなるプロセスを無視している（4.3.3節参照）。

- ・天然バリアについて起こりうる最も悲観的な表現を仮定すべきである。これは、ベントナイトと母岩とのインターフェイスに到達する放射性核種が、地層中でのバリア効果によっても何ら遅延することなく瞬時に生物圏に移行することを仮定することである。したがって、ニアフィールドモデルからの放射性核種の放出を生物圏モデルに直接入力することになる。この場合において、天然バリアから要求される唯一の便益は、ニアフィールドに対する重要な境界条件となる地下水のわずかな動きを確かなものとするを含めた人工バリアでの機械的かつ水理学的防護機能である。一つの変形として、ベントナイトと母岩とのインターフェイス境界でのゼロ濃度の場合を検討すべきである（このことは放射性核種が、たとえばコロイドへの吸着によりこのインターフェイス部において水溶物質から取り除かれるケースを意味している。）。
- ・現時点における地表環境や保守的な人間活動を仮定すべきである。したがって生物圏については、リファレンスシナリオ（5.4節参照）で定義したモデルによって表現すべきである。このモデルでは、人間の食物や行動に関連する保守的な仮定に加え、現実的な地表近傍での希釈や、潜在的な蓄積プロセスや被曝経路を含んでいる。

4.4.3 保留したFEP

この項では、K-Iでの安全評価に関し、いくつかの保留FEPを特定しコメントを与えるものである。

保留FEPとは、処分システムの安全性に有益となる効果を有するが、現時点の評価モデルには採り入れない特質、現象及びプロセスのことである。これは、データの欠如または時には数学的もしくはモデル化の確信性における理由によるものである。保留FEPをモデルから取り除くことは、保守性の度合いを介して結果的には評価するには困難となるかもしれないモデルの保守性につながる傾向となろう。またこのようなFEPは将来の研究とモデル開発の目標にもなるかもしれない。

ある重要な保留 F E P として定量化を行うために、2つの要求事項を満足しなければならない。

- ・まず、いくつかの方法によって、この F E P に依存または F E P を評価モデルに組み込むことができるような情報の取得もしくは処分場への適用が可能でなければならない。人間活動に関連した F E P については、たとえば、はるか将来の人間活動に関する仮定を置くことへの依存性を許容するような研究や測定が何らなされていないため定量化することはできない。
- ・第二に、評価モデル中に採り入れたなら、追加的ないくつかの安全性の度合いを示すべきである。この安全性に対して2つの視点が存在する。これは性能と、性能の確信である。たとえば、鉄のキャニスタはリファレンスケースにおいて仮定されている1000年をはるかに超えた期間にわたって破損することはないかもしれないとが想定される。このキャニスタが1万年間にわたって健全であることを確かなものとすることができた場合には、K-Iの処分概念において、緩衝材は放射性核種の移行に対して限られたバリアであることから、このことは多大な追加的性能に供することにはならないだろう。しかしながら、たとえ緩衝材の劣化に関して起こりそうもない現象のいくつかが生じたとしても、これは核種移行の初期の時点で生じることはないという確信に供することになるかもしれない。

ここで、性能の好転のいくつかに供するうえで信憑性がある F E P のみについて、すなわち低減につながる潜在性を有するものとして、生物圏へ移行する放射性核種の実質的な遅延もしくは希釈が登場することになる。以下に示すものは最も重要であると考えられている。

- ・ガラスの2次鉱物やキャニスタの腐食生成物による不動態化もしくは共沈廃棄物近傍での溶解度は純粋な相に対するものとして現在評価されている。他の固相もしくはゲルによる放射性核種の保持は、廃棄物近傍での水溶物質の濃度をかなり低減することになるだろう。
- ・地下水中での安全性に関する元素の自然濃集
ベントナイトと母岩とのインターフェイスでの元素の自然濃集については現在無視しているが、これを考慮すれば、とりわけウランの同位体についてベントナイト全体にわたって計算した濃度勾配は低減することになるだろう。

・ ゆるみ域の制限範囲

ゆるみ域（EDZ）については，現在連続的なものであると仮定され，ベントナイトを介した拡散に関して一様な境界条件と，地下水の透水性を有する母岩への核種移行についての水みちの双方として機能している。しかし，ゆるみ域は非連続性で変化を有する性質をもつものらしい。このことを勘案すれば，半径方向と同様に軸方向への拡散についても母岩中での水みちの特質として考慮することが必要となり，それぞれのキャニスタからの核種放出は隣接したキャニスタによって得られる濃度勾配についても低減することになるかもしれない。

・ 低透水性領域での水みちの特質を介した経路の連結性と変動性

現在，一定である保守的な特性としての単一の水みちの特質を考慮している。この経路に沿っての変動性を考慮すれば，地下水の流速は制限され，そして放射性核種の移行は低減されることになる。また経路の変動性をゆるみ域の制限範囲に応じて考慮すれば，水みちとしての特質についての特性の範囲を考慮することになるだろう。すなわちほんのわずかな割合のキャニスタのみが，より透水性のある特質の水みちにつながることになるだろう。

Reserve FEPs and evaluation ⁽¹⁾	Comments
Glass cracking and surface area (1.5a/b) Effect may be marginal but could be easily tested mathematically. <i>not?</i>	The glass is likely to crack into relatively few large fragments plus small shards, but is modelled as though is it cracked into a large number of equal volume (spherical) units with total surface area 12.5 that of the monolithic block. This may be over conservative at long times when only the large fragments are left to dissolve.
Glass solute transport resistance (1.16) No reliable data are currently available.	To dissolve the glass, water must penetrate into the cracks between fragments. As dissolution proceeds these will be filled with alteration products/silica gels. Similarly radionuclides must diffuse out along these constricted paths. This may retard the glass dissolution process and also nuclide release.
Co-precipitates/solid solutions (1.14) Potentially very important,	Radionuclides could be co-precipitated or immobilised in glass alteration layers with release to aqueous solution much delayed or prevented.
Total corrosion rate (2.8) This will not significantly affect releases from the engineered barriers which are limited by diffusion through the bentonite.	The reference case assumes canister failure at 1000 years which implies corrosion of at least 50mm in the same period. Even allowing maximum reactions with oxygen and sulphide to account for 10mm this implies a rate of 40µm y ⁻¹ for anaerobic corrosion compared to rates of 1 to 5µm y ⁻¹ that could probably be justified from experimental data. This indicates a canister lifetime of 8,000 to 40,000 years.
Canister failure (2.12a) Questions of uneven stresses, including those due to canister corrosion products may be difficult to resolve.	Calculations indicate the canister will easily withstand an external isostatic pressure of 30 MPa (i.e. the lithostatic pressure) even after significant corrosion (calculated stresses = a factor of 5 less than tensile strength). Hence provided corrosion is low (see 2.8 above) the canister may remain unbreached considerably longer.

- Notes:
1. Assessment of the likelihood of that the FEP could be proved or additional safety could result from incorporation.
 2. FEPs indicated in bold as potentially important are those called out in the text.
 3. K-I : Kristallin-I.

Table 4.4.2: Features, events and processes, not included in Kristallin-I assessment models, that might provide additional safety - reserve FEPs.

Reserve FEPs and evaluation (1)	Comments
<p>Residual canister (2.13)</p> <p>Calculations indicate diffusion from radially cracked canister is not markedly less than assuming no canister unless the crack is filled with bentonite or corrosion products. However, there is considerable uncertainty on how long such a crack will stay small.</p>	<p>The canister is expected to fail by cracking or local penetration by corrosion, hence, will pose a residual transport barrier to water ingress and radionuclide release.</p> <p>(Note: chemical buffering effect (2.14) is included in K-I assessment.)</p>
<p>Radionuclide sorption and co-precipitation (2.15)</p> <p>Potentially very important.</p>	<p>Radionuclides are likely to be sorbed and co-precipitated with canister corrosion products but this is neglected in the K-I assessment. The effect could reduce concentrations of radionuclides in solution reducing the source concentration for diffusion in the bentonite. The effect is only beneficial if it brings concentrations below the solubility limits already applied. However, the effect could be very important if taken in conjunction with 2.18 see below.</p>
<p>Effect of hydrogen production on corrosion (2.17)</p> <p>No reliable data are currently available to model this process.</p>	<p>In the K-I assessment it is considered that hydrogen produced from corrosion is dissipated in aqueous solution. If a gas phase forms then this may suppress further corrosion.</p>
<p>Corrosion products (physical effects) (2.18)</p> <p>(a) Potentially a very long canister lifetime would result but difficult argument to sustain.</p> <p>(b) Continuity of layer can be doubted following canister failure.</p>	<p>As corrosion proceeds a continuous layer of corrosion products (e.g. magnelite) is expected to develop.</p> <p>(a) For corrosion to be sustained, water must be able to diffuse through this layer. At repository pressures the amount of free water in the corrosion product layer may be limited, hence, the rate of corrosion will drop or even cease.</p> <p>(b) if a continuous corrosion product layer exists then outward radionuclide transport would also be retarded, especially if sorption is considered (see 2.15 above).</p>

Table 4.4.2: Features, events and processes, not included in Kristallin-I assessment models, that might provide additional safety - reserve FEPs (continued).

Reserve FEPs and evaluation (1)	Comments
Colloid filtration (3.11) No reliable data available and probably less effective than 1.14 and 2.15 above.	If stable colloids form close to the wastes and these are filtered/entrapped in the bentonite then a reduction in source term for aqueous diffusion is achieved.
Radionuclide transport through the buffer (3.16) - effect of bentonite between canisters. <i>excavation disturbed zone</i> This effect may be small (see 2.13 above) unless the (EDZ) is discontinuous (see 4.7 below).	Present calculations assume 1D diffusion with radial symmetry, i.e. neglecting diffusion into bentonite between canisters.
Interaction between canisters (3.20) Relies on proving low ground/water flows at the bentonite-host rock interface.	The 'plume' of radionuclides released from one canister may reduce the concentration gradient across the bentonite for neighbouring canisters. <i>decay series</i>
Natural radionuclides (4.2) <i>decay series</i> Potentially important for uranium.	The naturally occurring concentrations of radionuclides, notably uranium, in groundwater will reduce the concentration gradient across the bentonite.
Effect of (swelling bentonite) on EDZ (4.4) Potentially important (see also 4.7 and 4.8 below). <i>STET!</i>	The swelling pressure may be sufficient to close (restore dilation of) fractures that are expected to dilate due to stress changes during the excavation and open period. Hence the EDZ may not act as a conduit for groundwater flow and radionuclide transport as assumed in the K-I assessment.
Groundwater chemistry (4.6) Concentration of stable elements may be too low to have a significant effect (but see 4.2 above).	The naturally occurring concentrations of stable elements of safety relevant radionuclides, notably Cs, will reduce the concentration gradient across the bentonite.

- Notes:
1. Assessment of the likelihood of that the FEP could be proved or additional safety could result from incorporation.
 2. FEPs indicated in bold as potentially important are those called out in the text.
 3. K-I : Kristallin-I.

Table 4.4.2: Features, events and processes, not included in Kristallin-I assessment models, that might provide additional safety - reserve FEPs (continued).

Reserve FEPs and evaluation (1)	Comments
<p>Water flow at the bentonite/host rock interface (4.7)</p> <p>Radionuclide migration (4.8)</p> <p>(a) Potentially very important since the distance for diffusion is increased and gradient decreased.</p> <p>(b) Important since treatment of wcf needs no longer be so conservative (see 5.2&5.5 below)</p>	<p>The K-I assessment assumes that the radionuclide flux leaving the repository is the multiple of total groundwater flow across the repository area as defined in 5.2 and concentration at the outer bentonite surface, which, since flow in the host rock is concentrated in water-conducting features (wcf) typically 10 to 20 m apart, requires flow along the bentonite/host rock interface (EDZ). If axial flow at the interface was negligible or discontinuous then:</p> <p>(a) radionuclides would have to diffuse axially along the tunnels as well as radially and canister plumes would be more likely to interact;</p> <p>(b) the variation in characteristics of wcf could be taken into account. <i>above</i></p>
<p>Water-conducting features (types) (5.2) and Radionuclide transport through LPD (5.5)</p> <p>Potentially very important although requiring a relatively detailed site-specific investigation of wcf characteristics and host rock geometry to prove.</p>	<p>The K-I assessment assumes the most conservative treatment of water-conducting features ^{wcf} since the assumed continuity of the EDZ (see 4.7) allows releases from all canisters potential access to a path with best (least conservative) transport characteristics. If the repository is treated as a spatially extensive body with limited or no axial transport along the EDZ then the variation in characteristics of the wcf becomes significant with different sectors of repository accessing wcf of differing characteristics.</p> <p>In addition, at present a path of constant characteristics is assumed, whereas the actual path may consist of several wcf in series, each with variation along their course.</p>
<p>Radionuclide transport through the MWCF (6.5)</p> <p>Uncertainty in properties of MWCF leads to conservative approach chosen.</p>	<p>This is neglected at present since conservative calculations indicate that possible retardation in the MWCF is negligible compared to that in the ^(LPD) More realistic treatment might lead to some additional safety.</p>

- Notes:
1. Assessment of the likelihood of that the FEP could be proved or additional safety could result from incorporation.
 2. FEPs indicated in bold as potentially important are those called out in the text.
 3. K-I : Kristallin-I.

Table 4.4.2: Features, events and processes, not included in Kristallin-I assessment models, that might provide additional safety - reserve FEPs (continued).

Reserve FEPs and evaluation (1)	Comments
Filtration (8.8) Limited importance	Water for animal consumption is assumed not to be filtered, i.e. concentration includes suspended particulates.
Irrigation (8.33) Undoubtedly conservative but any alternative assumption might be criticised as arbitrary.	Irrigation is an important transfer path from the aquifer to soil in the K-I reference biosphere model. An area of agricultural soil is assumed to be continuously irrigated causing radionuclides to build up, for some radionuclides, over thousands of years. Such continuous irrigation and agricultural use seems unlikely.
Consumption of uncontaminated products (8.44) Essentially an assessment basis decision.	Dose is calculated for an individual obtaining their total dietary intake from a limited area of land and water, coinciding with the area assumed to be affected by any release from the repository. Such a situation is only observed today in primitive cultures.

- Notes:
1. Assessment of the likelihood of that the FEP could be proved or additional safety could result from incorporation.
 2. FEPs indicated in bold as potentially important are those called out in the text.
 3. K-I : Kristallin-I.

Table 4.4.2: Features, events and processes, not included in Kristallin-I assessment models, that might provide additional safety - reserve FEPs (continued).

5. モデルとデータベース

5.1 序論

- ・ 処分システムの性能の定量化にはモデル〔適切なデータを伴う〕が必要
- ・ これらのモデル〔やデータ〕は以下の状態を適切に表現しなければならない。
 - * 関連する環境特性
 - * それらに影響を及ぼす事象
 - * それらによって引き起こされる事象プロセス
- ・ また、以下のことに柔軟に対応できる境界条件を有する必要がある。
 - * 将来発生し得る環境特性の変化の不確実性
 - * そのことに関連する事象プロセスの特性

5.1.1 モデル化のレベル

- ・ 性能評価に用いられるモデルの用途（補完的な方法を含む）
 - (1) 個々のプロセスの理解の増進及びデモ〔根元的な研究（研究室や小スケールのフィールド試験の理解を助けるために開発または適用されるモデルを使用）〕
 - 例：地球化学環境化での鉄製オーバーパックの腐食
溶出した放射性核種と人工バリア構成物との反応など
 - (2) 安全評価モデルのサブシステムの境界条件の調査〔処分システムの構成要素を理解するための基本的な研究（K-Iの評価においては、4章で記述されるような安全評価シナリオの開発で取り入れられるモデルを使用）〕
 - 例：温度場モデル化のための境界条件の調査
(放射性物質の熱生成による影響)
地下水理モデル化のための境界条件の調査
(媒体特性や幾何形状など異なった設定による影響)
 - (3) 処分に関係するサブシステムの性能の記述、理解〔この章の記述内容（処分場からの核種放出や人間環境への核種移行に係わる個々のサブシステムの理解に関係するモデルを使用）〕
 - 例：ニアフィールド内の放射性核種の保持能力
経路特性や境界条件に対して異なった仮定を用いた場合の地層中の核種

の移行

- (4) 個々のサブシステムを表現するモデルの組合せによる地層処分システム全体の性能の評価〔6章の記述内容（この章で記述されたモデルを結合し、処分システム全体の性能を評価するモデルを使用）〕

5.1.2 K-Iに含まれる安全評価モデルの範囲

- ・安全評価計算を行うために必要なさまざまなシナリオが4章で同定され、Table 4.4.1に要約されている（地下水中の核種の放出や移行を全て記述）
- ・4章において同定、記述されているガス層中への核種の放出や処分場への人間侵入による固体物質の取り除きを考慮したシナリオについては、考慮しない。

↓なぜなら

- *前者は、処分場立地に関する問題であるが、K-Iの評価では定量的な取扱がなされているため直接関係しない。
- *後者は発生が稀である。
- ・Nagraは核種移行プロセス、地下水中の核種移行、人間の被ばくを表現する一連の安全評価モデルを開発した。これらにおいて考慮されるフィールド、領域はそれぞれ、ニアフィールド、地質圏、生物圏の3つである。これらの領域の定義を以下に記す。
 - *ニアフィールド → 廃棄物〔ガラス固化体〕、人工バリア、そして、人工バリアからの核種の放出に大きな影響を与える母岩領域
 - *地質圏 → 母岩、地表〔生物圏〕への核種の移行に対して潜在的な経路となる地層
 - *生物圏 → 地表面の環境（天然及び人間が構築した（農業的な）システムに関連するもので、地表付近の帯水層や、未固結の堆積物や土壌を含み、人間の居住や水や食料の供給領域となるもの）

5.1.3 K-Iの安全評価モデルチェーン

- ・北部スイスの結晶質岩層のHLWの処分場に対するNagraの評価においては、以下のコード・モデルが用いられる（主要な特性、プロセスがTable 5.1.1に要約されている）。

- * コアフィルター コード → STRENG (オーバーバックの破損に引き続くガラスマトリックスからの核種放出、緩衝材中の核種移行、処分体を設置したトンネルの回りに隣接する母岩への核種移行を表すコード)
 - * 地質圏コード → RANCHMD (結晶質岩体の水理特性に依存する核種移行を表すコード)
 - * 生物圏コード → TAME (地表付近の帯水層中の核種の希釈、土壌、堆積物、水中の核種分布、そして、放射線によって引き起こされる人間の被ばくの経路を表すコード)
 - * サポートモデル → 評価モデルのインプット、評価計算に用いられた根元的な仮定の妥当性や保守性を支持するモデル
- * Table 5.1.1 K-I 評価モデルチェーンによって表される特徴, 事象, プロセス
- * Fig. 5.1.1 Nagra の評価モデルチェーン (STRENG-RANCHMD-TAME) とサポートモデル

Near Field	Geosphere	Biosphere
STRENG	RANCHMD	TAME
<p>Radionuclide decay (single RNs and chains)</p> <p>Canister failure at specified time</p> <p>Dissolution of glass at a constant rate (per unit area of exposed surface) with congruent release of RNs</p> <p>RN concentration near to the glass limited by elemental solubility limits</p> <p>Diffusion through bentonite with instantaneous linear reversible sorption</p> <p>Alternative BCs at the bentonite/host rock interface</p> <p><i>Further details in section 5.2</i></p>	<p>Radionuclide decay (single RNs and chains)</p> <p>Water-conducting features of various geometries</p> <p>Solute advection and dispersion in water-conducting features</p> <p>Diffusion into stagnant pore water of the rock matrix</p> <p>Linear reversible sorption on pore surfaces*</p> <p><i>Further details in section 5.3</i></p>	<p>Radionuclide decay (single RNs and chains)</p> <p>Accumulation with sorption ^{on} soils and sediments</p> <p>Transport/distribution in solid and aqueous phases</p> <p>Dilution in a near-surface aquifer and/or river</p> <p>RN uptake in plants and animals ^{one}</p> <p>Doses to man from-</p> <ul style="list-style-type: none"> - ingestion (water and foods) - inhalation (dusts) - external exposure (soils and sediments) <p><i>Further details in section 5.4</i></p>

Notes:

RN = radionuclide; BC = boundary condition;

* a variant, RANCHMDNL, allows for non-linear (Freundlich) sorption

Table 5.1.1: Summary of features, events and processes represented by the Kristallin-I assessment model chain.

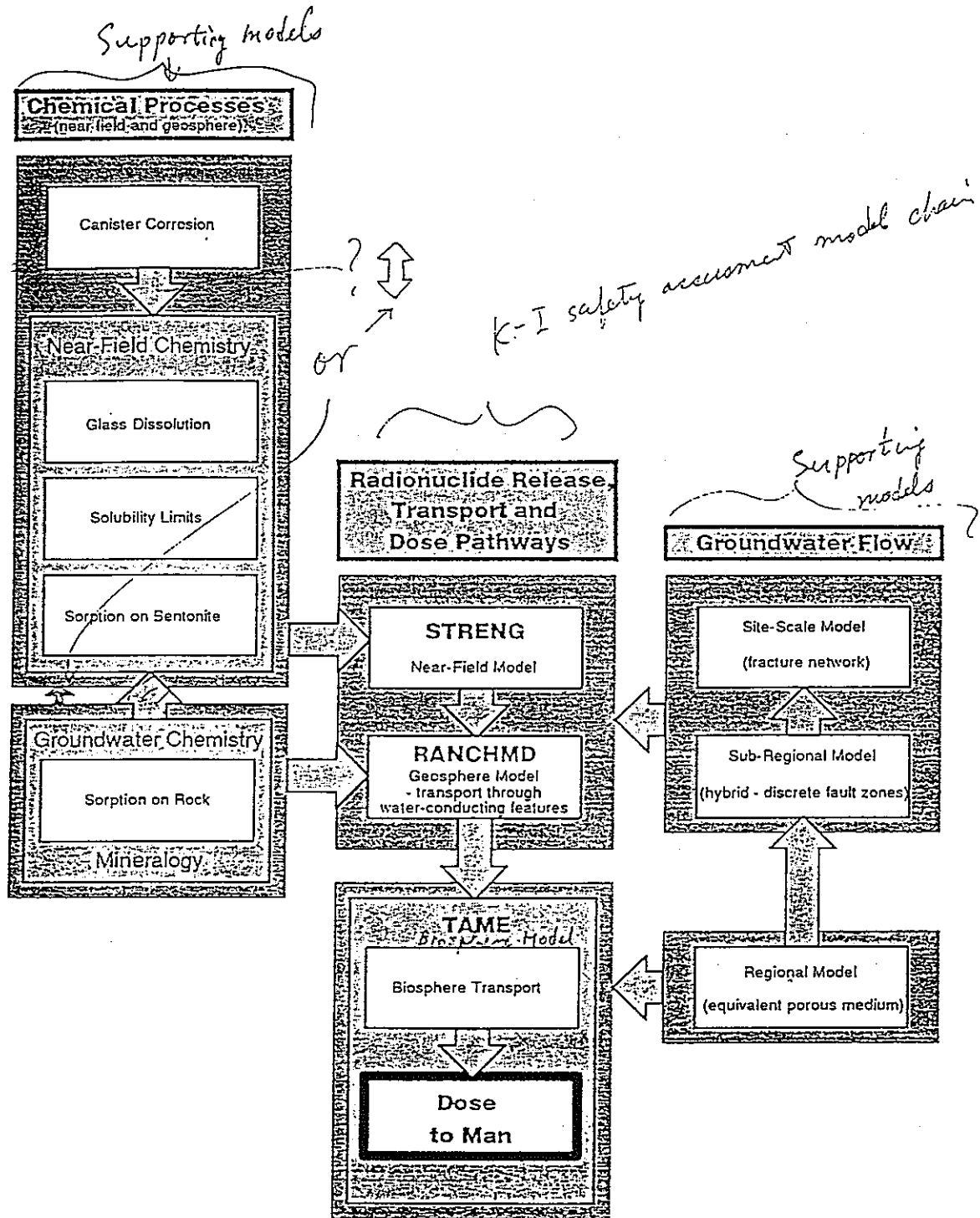


Figure 5.1.1: The Naagra assessment model chain (codes STRENG, RANCHMD and TAME) and supporting models.

5.1.4 評価計算に用いるデータの選択

・不確実性の扱い

* 評価モデルで表現されている特徴やプロセスやモデルパラメータには不確実性が存在する。しかし、Nagra の評価では、モデル定式化において極めて保守的な仮定が採用されているため、確率論的な評価となるランダム形式のパラメータサンプリングによる不確実性評価よりは、むしろ、データに基づいて、パラメータを選択した評価を行うべきであると考えられた。

↓

* このようにして得られる評価は、実際の放出や被ばく線量を予測するようなものではなく、同定されたプロセスや利用可能なデータの科学的な理解によって保証された保守的な評価となる。

・パラメータの扱い

* K-I の安全解析において一定に保たれるパラメータ

- (1) 確信度の高いものとして認識されているもの(核種の半減期等)
- (2) 処分場の設計に強く依存するもの(トンネルの半径等)
- (3) 国際的な同意が得られているもの(摂取、吸入が及ぼす被ばくへの影響)

* 確信度は低いけれども、核種の放出、輸送、被曝等に重要な影響を与えると考えられるパラメータは変数として扱う。これらのパラメータは、以下のよう
に2通りに定義される。

－現実的で保守的な値

他の評価においてBEST ESTIMATESなものとして参照されている、利用可能なデータの中で最も現実的なもの(K-I の評価においては、この定義は
適当ではない。なぜなら、不確実性が存在するような場合は、選択された
値が必ずしも保守的であるとは限らない。)

－保守的な値

特定のプロセスや特徴の最悪ケースとして考えられる決定論的なパラメータ。これらは、起こりうる状態を悲観的に表す傾向がある。この値は、安全性に関連するプロセスの効果を減少するような好ましくない状況を考慮するために選択される。

5.1.5 評価計算ケースの定義

- ・ K-I の評価リファレンスケースは、4章で定義されたリファレンスシナリオの記述に基づき、REFERENCE MODEL ASSUMPTIONと realistic-conservative'パラメータ値を用いたもので、ある程度保守的な結果を示すものである。
- ・ 感度解析はモデルの感度を理解するため、そしてキーとなるパラメータを同定するために行われる。

* Table 5.1.2 パラメータを変動させることによって、ニアフィールド及び地圏モデルの理解の促進させることを狙いとした計算の要約。

リファレンスケースの計算群は、変動を考慮し、3章で記述されたReference Model Assumptions と realistic-conservative'な物理化学データを用いて、4章で議論されたリファレンスシナリオに基づいて行われるものである。

* Table 5.1.3 パラメータを変動させることによって、生物圏モデルの理解の促進させることを狙いとした計算の要約。

リファレンスケースの計算群は、変動を考慮し、3章で記述されたReference Model Assumptions と realistic-conservative'な物理化学データを用いて、4章で議論されたリファレンスシナリオに基づいて行われるものである。

* Table 5.1.4 処分場の性能を評価することを狙いとして6章で示された計算の要約。

リファレンスケースの計算に加え、別のモデルの仮定やシナリオが評価される。

Scenario	Model Assumptions	Data
Reference Case Calculations (see sections 5.2, 5.3 and 5.4)		
Reference Scenario	Reference Model Assumptions for near field, geosphere and biosphere <i>(geometry 6 used)</i>	Reference Case (near-field) Parameters Reference Case (near-field and geosphere) Parameters Reference Case (near-field, geosphere and biosphere) Parameters

Near-Field Parameter Variations (see section 5.2)		
Reference Scenario	Reference near-field model assumptions	Increased canister lifetime Increased glass corrosion rate Conservative solubility limits Distribution of elemental solubility between isotopes NOT taken into account Conservative K _d values Reduced bentonite thickness 10 fold decrease in flowrate <i>LPD</i> 10 fold increase in flowrate <i>1</i> 100 fold increase in flowrate Zero-concentration boundary condition

Geosphere Parameter Variations (see section 5.3)			
for	Reference near-field model assumptions, calculations of 6 alternative descriptions of the internal geometry of water-conducting features	Modified advection velocity, conduit geometry, matrix porosity and extent.	
	for	Reference geosphere model assumptions (geometry 6 used)	Reduced low-permeability domain (LPD) path length Increased LPD path length Conservative K _d values Conservative diffusion coefficient Increased longitudinal dispersion (reduced Peclet number) Reduced dispersion Conservative matrix diffusion depth 10 fold decrease in LPD flowrate 10 fold increase in LPD flowrate 100 fold increase in LPD flowrate
		Non-linear sorption accounted for explicitly in the geosphere using code RANCHMDNL	Cs sorption described by modified Freundlich isotherm

Table 5.1.2: A summary of calculations aimed at developing an understanding of the near-field and geosphere models by means of parameter variations. The Reference Case sets of calculations, around which variations are made, are based on the Reference Scenario discussed in Chapter 4, together with Reference Model Assumptions and "realistic-conservative" physico/chemical data described in Chapter 3.

STG T!

Biosphere Parameter Variations (see section 5.4)		
Reference Scenario	Reference, nearfield, geosphere and biosphere assumptions <i>(geometry 6 used)</i>	Biosphere k_d values reduced by a factor of 10
		Biosphere k_d values increased by a factor of 10
		All irrigation water obtained from the Rhine River
		All irrigation water obtained from the aquifer in the Rhine gravel sediments
		Soil turnover reduced by a factor 10
		Soil turnover increased by a factor 100
		Gravel aquifer thickness decreased by a factor 10
		Gravel aquifer thickness increased by a factor 10

Model Assumptions for

Table 5.1.3: A summary of calculations aimed at developing an understanding of the biosphere model by means of parameter variations. The Reference Case sets of calculations, around which variations are made, are based on the Reference Scenario discussed in Chapter 4, together with Reference Model Assumptions and "realistic-conservative" physico/chemical data described in the Chapter 3.

Scenario	Model Assumptions	Data
Reference Case Calculations (see section 6.2.1)		
Reference Scenario	Reference near-field, geosphere and biosphere assumptions	Reference Case physico/chemical parameters
Alternative Model Assumptions (see section 6.2.2)		
Reference Scenario	Alternative water-conducting feature geometries: - Cataclastic/jointed zones with narrow, closely-spaced channels - Aplite/pegmatite dykes and aplite gneisses - calclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels	Modified model conduit aperture/radius, matrix extent and porosity
	Unlimited matrix diffusion - both altered and unaltered wallrock accessible to diffusion	Modified matrix extent and porosity
	Radionuclides transported through the low-permeability domain to major water-conducting faults. Transport through faults included in calculations.	Reference Case physico/chemical parameters for 2 - layer geosphere model
	Radionuclides sorb onto a constant background population of groundwater colloids. Calculations for 6 alternative descriptions of the internal geometry of water-conducting features.	Colloid concentration and sorption properties of radionuclides on colloids
	Groundwater flow is distributed between water-conducting features according to a probability distribution derived from groundwater flow modelling	Calculations performed with both reference and increased flow rates
Alternative Scenarios (see section 6.3)		
Deep groundwater well	Modified biosphere model	Modified biosphere data
Tunnel/shaft seal failure: - Radionuclides transported through shaft backfill - Radionuclides transported through shaft excavation damaged zone	Modified geosphere model <i>disturbed</i>	Modified near-field and geosphere data
Alternative climate related scenarios: - Dry climate state Warm arid climate - Humid climate state Warm Humid Climate - Periglacial Climate state	Modified biosphere model	Modified biosphere data
- Removal of Rhine valley terraces - release to the Rhine river - Removal of Rhine valley terraces - release to the deep soil	Model Assumptions for	
Alternative reference area for repository siting: - Repository sited in Reference Area East. Release to Rhine valley. - Repository sited in Reference Area East. Release to a tributary valley.	Reference near-field, geosphere and biosphere assumptions	Modified near-field, geosphere and biosphere data

Table 5.1.4: A summary of calculations presented in Chapter 6 aimed at assessing repository performance. In addition to Reference Case calculations, *alternative* alternative model assumptions and scenarios are examined.

5.2 ニアフィールドモデリング

5.2の内容

5.2.1 ニアフィールドのモデル構築に用いた仮定について

5.2.2 支配方程式について

5.2.3 パラメータの変動に対するニアフィールド性能の感度について。

* 以下の変動パラメータを使用

- ・ オーバーパックの寿命
- ・ ガラスの溶解速度
- ・ 溶解度限度
- ・ ベントナイト中の吸着
- ・ ベントナイトの厚さ
- ・ ベントナイト/ 岩体間の地下水流速

5.2.4 解析結果、要約された結果

5.2.1 モデル化のための仮定

- ・ ニアフィールドの安全評価モデルは、オーバーパックの破損に引き続いて起こるガラスマトリックスからの核種の放出、緩衝材中での移行、緩衝材から母岩への放出を扱う。

5.2.1.1 特徴、事象、プロセス

- ・ 物理的・化学的プロセスに関する仮定を以下に記述する（これらの仮定に関するバックグラウンド、正当性については3章と4章で記述されている）。
 - * 放射性核種は均質なホウ珪酸ガラス中に均一に混ぜられている。
 - * 冷却期間中にガラス中に割れ目が生成する。
 - * ガラスは薄い鉄性の型枠（キャニスター）の中で固化（150 ℓ）される。キャニスターは何の役割も担わない。
 - * キャニスター中の核種のインベントリはCOGEMA仕様に従って設定され、これらは炉取り出し後40年で処分される。
 - * 処分場には、全部で2693の処分体が処分される。
 - * キャニスターは、鑄造された鉄製のオーバーパックに入れられる。オーバー

- バックは設置後、少なくとも1000年間は健全性を維持するように設計される。
- * オーバーバックは腐食による脆化と力学的な荷重によって破損する。
 - * オーバーバックは圧縮ベントナイトで取り囲まれた直径3.7mのトンネル内に同軸状に設置される。
 - * オーバーバックは評価期間中、圧縮ベントナイトによって処分トンネルのほぼ中央に保持される。
 - * 設置トンネルには、母岩の掘削による生じた連続的な擾乱領域が存在する。
(この仮定は保守的なものである。実際は不連続またはそのようなものは存在しない。しかし、この仮定によって、ニアフィールドと地圏のモデルの分離が可能となり、また、ニアフィールドモデルの幾何形状が単純化される)。
 - * オーバーバックの破損時期には以下の事象が起こる。
 - ・ 廃棄物の発熱が無視できるようになり、ニアフィールドの温度は周囲の岩体の温度と等しくなる
 - ・ ベントナイトが完全に飽和し、均質な低透水性のバリアが形勢される
 - ・ 廃棄物マトリックス/ベントナイト境界のニアフィールド空隙水は、地下水、ベントナイト、鉄腐食生成物との反応によって決定される化学平衡に達する。
 - * オーバーバック破損後は、オーバーバックは水や溶液の移動に関して物理的な抵抗物とはならない。鉄製のオーバーバック材料と腐食生成物は還元効果を持つ。
 - * ベントナイトの安全性に係わる特性は、評価期間全体において不変である。
 - * 鉄製のオーバーバックの無酸素腐食によって水素が発生する。しかし、それは消散し、放射性核種の放出、移行に影響を及ぼさない。
 - * オーバーバック破損に続いてガラスマトリックスは水と接触し、一定の溶解速度で溶けはじめる。この溶解はガラスの表面積に比例して起こると仮定される。(ガラスの表面積は時間とともに減少する)
 - * ガラスの溶解に伴い、放射性核種は、瞬時に一致溶解によって、破損したオーバーバック内のガラスを取り巻く液相に放出される。
 - * 溶解したガラスによって、または地球化学的な(濃度)勾配によって、コロイドが生成するかもしれない。しかし、ベントナイトの微細な空隙構造によ

って、コロイドは液相中を移動することはできない。

- * ガラスと接する液相中の放射性核種の濃度は元素の溶解度限度値で制限され、同一の元素に含まれる安定及び放射性核種によって分割される。この場合、保守性を考慮するため、オーバーパックやベントナイト中に存在する安定核種は無視し、ガラス固化体から放出される安定核種のインベントリのみが考慮される。
- * 飽和により沈殿したsecondary phasesはガラスの溶解が減少したとき放射性核種の濃度を溶解度に保つために再溶解する。
- * 放射性核種はガラスの2次生成物やオーバーパックの腐食生成物に吸着、共沈する可能性がある。しかし、計算においては、このことは保守的に無視する。
- * 溶解度限度がガラスから浸出する核種に適用される。
- * ベントナイト中の核種の移行はもっぱら液相中の拡散によって起こり、移流は飽和ベントナイト中の透水性が極めて低いことから無視される。コロイドの輸送は上述したように起こらない。
- * ベントナイト中の核種の拡散は元素固有の吸着によって遅延される。この吸着は瞬時、濃度依存、可逆プロセスとして表現される。吸着定数は放射性核種の種分化の観点からベントナイトの有効空隙の独立性を考慮して選定される。
- * ベントナイト/母岩境界に到達した核種はトンネルを横切る結晶質岩体中の水路となる亀裂に移動（5.3節参照）する。

5.2.1.2 簡略化とモデル構築のための付加的な仮定

- ・ 数学的定式化を容易にするための付加的な仮定
 - * 全てのオーバーパックが処分場閉鎖後1000年で健全性を失う。
 - * 核種放出の計算はオーバーパック破損後に始める。この時間までの核種の崩壊生成は考慮する。
 - * 破損したオーバーパックは輸送の妨げとはならない。
 - * ガラス片は球形で表される。この全体積はガラスの全体積と等しい。初期の表面積には、亀裂の発生により増加する表面積を考慮した値を用いる。表面

積は、ガラスの溶解に伴い時間とともに減少する。

- * 溶解したガラスから放出される放射性核種は、ガラスの廻りを取り囲む空隙水で満たされた領域に入る。この領域は数学的な理由により設定する領域で、ベントナイトの内側境界で、体積一定のreservoirとして表現される。
- * この体積一定のreservoir中の核種濃度が核種をベントナイトに拡散させるための内側境界条件となる。
- * ベントナイト中の拡散は、軸対象を考慮して1次元でモデル化される。つまり、個々のオーバーバックを分離する位置にあるベントナイトへの拡散、即ち軸方向の拡散は 保守的に無視した。
- * 個々の廃棄物パッケージを、端と端が結合した一つの連続した円筒と見なし処分場全体からの核種の放出計算を行う。
- * 拡散に対しては2つの別の外側境界条件が考慮される。

(a) 外側境界から拡散によって放出される核種の放出率が地圏中の核種の移流と等しなるような濃度を外側境界条件とする(MIXING-TANK 境界条件)。

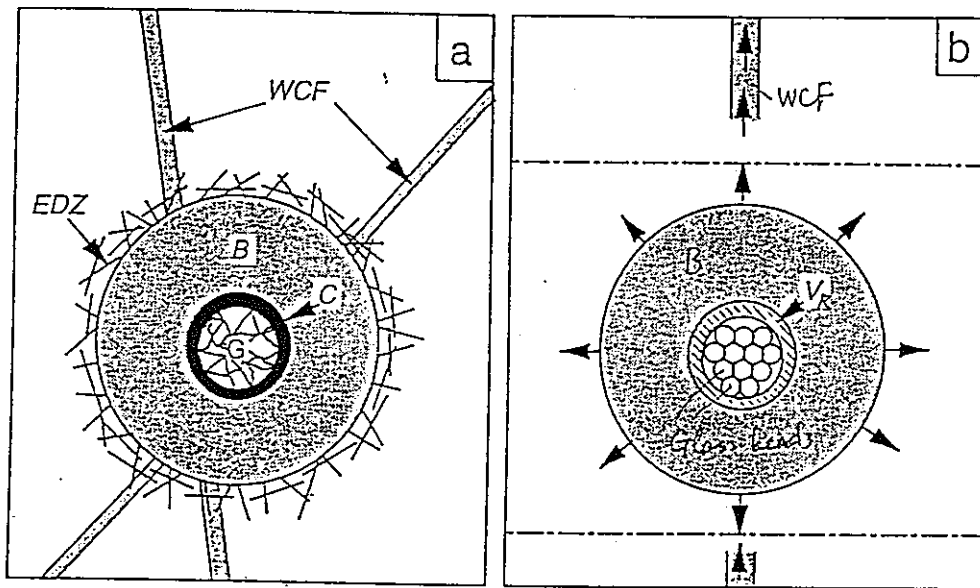
(b) ゼロ濃度境界

* Fig. 5.2.1 設置トンネルに垂直なニアフィールド内の断面

(a) ニアフィールドの重要な特徴

(b) ニアフィールドモデルのこれらの特徴の表現

* Table 5.2.1 ニアフィールドモデルで表現されている特性、事象、プロセス及びその主要なパラメータ



Key: WCF = water-conducting feature
 G = glass waste form
 EDZ = excavation-disturbed zone

B = bentonite
 C = canister
 V_R = volume for dissolution

(see Table 5.2.1)

better! →

or V ~~fixed volume reservoir~~ reservoir for radionuclide dissolution
 (!: this figure shows "features.")

Figure 5.2.1: Cross-sections through the near field normal to the emplacement tunnel.
 (a) the important features of the near field,
 (b) representation of these features in the near-field model.

Features	Model Parameters	Comments
Glass waste form	V_0 [m ³] : initial glass matrix volume d_0 [m] : initial diameter n_r [-] : number of equivalent spheres ρ_g [kg m ⁻³] : glass density $c^{(i)}$ [mol m ⁻³] : concentration of nuclide <i>i</i> h [m] : axial length of glass waste blocks	the volume V_0 and length h are summed over all waste blocks - radionuclide release is modelled as if all waste blocks were packed end-to-end, without intermediate spacing λ
Reservoir for radionuclide dissolution	V_R [m ³] : volume for dissolution $M^{(i)}$ [mol] : inventory of nuclide <i>i</i> $\theta_E^{(i)}$ [-] : the ratio of the inventory of nuclide <i>i</i> to the inventory summed over all isotopes (including stable isotopes) of the element <i>E</i> of which nuclide <i>i</i> is an isotope	
Bentonite	r_a [m] : inner radius r_b [m] : outer radius ρ_b [kg m ⁻³] : dry bulk density ϵ [-] : porosity A_{ben} : external surface area $C^{(i)}$ [mol m ⁻³] : concentration of nuclide <i>i</i> in pore water	1-D radial geometry Surface area through which nuclides diffuse out of the near-field (excluding intermediate spacing between waste packages) : $A_{ben} = 2\pi r_b^2 h$
Events	Model Parameters	Comments
Canister failure	T [s] : time of failure	Time at which release calculations begin; only radioactive decay and ingrowth are accounted for up to this time

Table 5.2.1: Features, events and processes represented in the near-field model and main parameters

Processes	Parameters	Comments
Radioactive decay	$\lambda^{(i)}$ [s ⁻¹] : decay constant for nuclide <i>i</i>	
Glass corrosion	R [kg m ⁻² s ⁻¹] : corrosion rate	
Radionuclide precipitation / dissolution	S_E [mol m ⁻³] : elemental solubility limit	Shared by all isotopes of the element <i>E</i>
Diffusion in bentonite	D_e [m ² s ⁻¹] : effective diffusion constant	
Radionuclide sorption in bentonite	$K_d^{(i)}$ [m ³ kg ⁻¹] : sorption constant for nuclide <i>i</i>	Rapid, linear and reversible
Groundwater flow in the host rock	Q [m ³ s ⁻¹] : groundwater flowrate through repository area <i>A</i>	
	A [m ²] : repository area	A repository area of 50 m ² is assigned to each of the 2693 waste packages: $A = 1.35 \times 10^5$ m ²
Radionuclide release to the geosphere	$F_{in}^{(i)}$ [mol m ⁻² s ⁻¹] : flux of nuclide <i>i</i> entering the geosphere	

Table 5.2.1: (Continued) Features, events and processes represented in the near-field model and main parameters

5.2.2 数学的表現

- ・ 上述のニアフィールドモデルはコンピュータコード STRENG(1990のGRINDROD e t. al) において定式化される。

・ STRENGの計算内容

- * 廃棄物マトリックスからの核種の放出
- * ガラス/ ペントナイト境界における放射性核種の質量保存
- * ペントナイト中の拡散による核種輸送
- * ペントナイト/ 母岩境界での地下水中への核種の放出

5.2.2.1 廃棄物マトリックスからの核種の放出 (モデルの定式化)

- ・ ガラス固化体中の放射性核種の濃度 $c^{(i)}$ の変化率

$$dc/dt = -\lambda^{(i)} c^{(i)} + \lambda^{(i-1)} c^{(i-1)} \quad (5.2.1)$$

- ・ 初期のガラスの体積 V_0

$$V_0 = \pi d_0 h / 4 \quad (5.2.2)$$

- ・ 2693個全ての廃棄物の初期の表面積 A_0

- * 溶解速度はガラスの表面積に比例する。
- * 亀裂の発生を考慮するためのファクターは12.5

$$A_0 = 12.5 \pi d_0 (h + 2693d_0/2) \quad (5.2.3)$$

- ・ 亀裂を含む廃棄物マトリックスと体積が等しい n_r 個の等価球形の半径 r_r

- * (Gewähr' 85(HARTLEY) において採用されたアプローチに準ずる。この球形の半径は表面積に対するガラスの体積の初期の比が維持されるような条件で調整される。)

$$r_r / 3 = V_0 / A_0 \quad (5.2.4)$$

- ・ 球形のガラスの数

$$n_r = 3 V_0 / 4 \pi r_r^3 \quad (5.2.5)$$

Table 5.2.3 のデータからガラスブロック当たりほぼ3700の球形(半径2.1cm)が存在する

$$r_r / 3 = V_0 / A_0 = 0.021344578 (d_0=0.43, h=2773.79)$$

$$n_r = 3 V_0 / 4 \pi r_r^3 = 9888924.081 (2693個分) 、 1 個当たりでは 3672.084694$$

- ・ガラスの寿命 τ (s)

$$\tau = (\rho_g/R) \cdot (3V_g/4\pi n_r)^{1/3} \quad (5.2.6)$$

* Table 5.2.3 に示されている 'realistic-conservative' なガラスの溶解速度を用いると ($R=1.2 \times 10^{-11} \text{kg/m}^2/\text{s}$)、 1.5×10^5 年となる。

- ・廃棄物全体のガラスの体積 $V(t)$ の時間依存性

$$V(t) = V_g (1 - t/\tau)^3 \quad ; 0 < t < \tau \quad (5.2.7)$$

$$V(t) = 0 \quad \tau < t \quad (5.2.8)$$

* t はオーバーパック破損後の時間である。

5.2.2.2 ガラス/ ベントナイト境界でのマスバランス及びベントナイト中の拡散の定式化

- ・体積一定の仮想的なreservoir 中のインベントリ $M^{(i)}$ の変化率

$$\frac{dM}{dt} = -\lambda^{(i)} M^{(i)} + \lambda^{(i-1)} M^{(i-1)} - c^{(i)} \frac{dV}{dt} + 2\pi r_g h D_g \left. \frac{\partial C^{(i)}}{\partial r} \right|_{r=r_g} \quad (5.2.9)$$

* r は半径方向、右辺の項は、それぞれ、放射性核種の崩壊、生成、溶解したガラスからの放出、ベントナイトへの拡散を表す。

- ・ベントナイト空隙水中の放射性核種の濃度の時間変化

$$\frac{\partial C^{(i)}}{\partial t} = \frac{D_g}{\varepsilon R_d^{(i)}} \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial C^{(i)}}{\partial r} \right) - \lambda^{(i)} C^{(i)} + \frac{R_d^{(i-1)}}{R_d^{(i)}} \lambda^{(i-1)} C^{(i-1)} \quad (5.2.10)$$

- ・遅延係数 $R_d^{(i)}$ (瞬時、可逆な線型吸着)

$$R_d^{(i)} = 1 + \rho_b K_d^{(i)} (1 - \varepsilon) / \varepsilon \quad (5.2.11)$$

- ・仮想的なreservoir 中の放射性核種の濃度によって固定されるベントナイトの内側境界条件 (濃度が溶解度を越えない場合)

$$C^{(i)} \Big|_{r=r_g} = \frac{M^{(i)}}{V_R} \quad (5.2.12)$$

- ・仮想的なreservoir 中の元素E の全濃度が溶解度を越える場合の条件

$$C^{(i)} \Big|_{r=r_g} = \theta^{(i)}_E S_E \quad (5.2.13)$$

5.2.2.3 母岩への核種の放出

・ベントナイトと母岩境界における2つの境界条件

a) MIXING-TANK 境界条件

$$Q C^{(1)} \Big|_{r=r_b} = -A_{ben} D \cdot \frac{\partial C^{(1)}}{\partial r} \Big|_{r=r_b} \quad (5.2.14)$$

(b) ゼロ濃度境界

$$C^{(1)} \Big|_{r=r_b} = 0 \quad (5.2.15)$$

・地質圏に放出される放射性核種のフラックス $F^{(1)}_{in}$ (処分場の面積 A (Table 5.2.1 参照)の寄与を仮定)

$$F^{(1)}_{in} = -D \cdot \frac{A_{ben}}{A} \frac{\partial \partial C^{(1)}}{\partial \partial r} \Big|_{r=r_b} \quad (5.2.16)$$

[式の導出]

* (5.2.3) 式

A_o = 固化体の側面積 + 2693個分の固化体の上下面の面積

$$\begin{aligned} \therefore A_o &= 12.5(2\pi(d_o/2)h + 2693 \cdot 2\pi(d_o/2)^2) \\ &= 12.5(\pi d_o h + 2693\pi d_o^2/2) \\ &= 12.5\pi d_o(h + 2693 d_o/2) \end{aligned} \quad (5.2.3)$$

* (5.2.4) 式

仮定により、初期の円筒形の体積と表面積の比が球形の体積と表面積の比に等しくなければならない。

$$\begin{aligned} V_o / A_o &= (4\pi r_r^3/3) / 4\pi r_r^2 \\ &= r_r / 3 \\ \therefore r_r / 3 &= V_o / A_o \end{aligned} \quad (5.2.4)$$

* (5.2.5) 式

体積等価であることから、球形の数は

$$\begin{aligned} &V_o / (4\pi r_r^3/3) \\ &= 3 V_o / 4\pi r_r^3 \end{aligned} \quad (5.2.5)$$

* (5.2.6) 式

初期半径が r 、溶解速度 R の球形ガラスを考える。微小時間 Δt 間に溶出するガラスの量は

$$4 \pi r^2 R \Delta t \quad (5.2.6.1)$$

この Δt 間のガラスの溶解によって、球形ガラスの体積が減少し、半径が $r - \Delta r$ になったとする。この場合、球形ガラスの体積の減少分は、

$$\begin{aligned} & -(4 \pi r^3/3 - (4 \pi (r - \Delta r)^3/3)) \\ & = -4 \pi /3 (r^3 - (r - \Delta r)^3) \end{aligned}$$

Δr の高次の項(2次以上)を無視すると、球形ガラスの体積の減少分は、

$$-4 \pi r^2 \Delta r$$

従って、球形ガラスの重量の減少分は、

$$-4 \pi r^2 \Delta r \rho_g \quad (5.2.6.2)$$

(5.2.6.1) と (5.2.6.2) より

$$dr/dt = -R/\rho_g \quad (5.2.6.3)$$

(5.2.6.3) 式を積分し、 $t=0 \rightarrow r=r_r$ 、 $t=\tau \rightarrow r=0$ から、

$$0 = r_r - R/\rho_g \tau \quad (5.2.6.4)$$

$$\tau = r_r \rho_g / R \quad (5.2.6.5)$$

(5.2.5) 式より、 $r_r = (3 V_g / 4 \pi n_r)^{1/3}$ 従って、

$$\tau = (3 V_g / 4 \pi n_r)^{1/3} \rho_g / R \quad (5.2.6)$$

* (5.2.6) 式

時間 t の時の廃棄物全体のガラスの体積 $V(t)$ は

$$V(t) = 2693 \cdot n_r \cdot 4/3 \cdot \pi r^3 \quad (5.2.7.1)$$

(5.2.6.4) を代入して

$$V(t) = 2693 \cdot n_r \cdot 4/3 \cdot \pi (r_r - R/\rho_g t)^3 \quad (5.2.7.2)$$

(5.2.6.5) より、 $R/\rho_g = r_r / \tau$ を代入して

$$\begin{aligned} V(t) &= 2693 \cdot n_r \cdot 4/3 \cdot \pi (r_r - r_r t/\tau)^3 \\ &= 2693 \cdot n_r \cdot 4/3 \cdot \pi r_r^3 (1 - t/\tau)^3 \end{aligned} \quad (5.2.7.3)$$

$2693 \cdot n_r \cdot 4/3 \cdot \pi r_r^3 = V_g$ とすると

$$V(t) = V_g (1 - t/\tau)^3 \quad (5.2.7)$$

5.2.3 リファレンスケースの結果及びパラメータの変動に対するモデルの感度

・リファレンスケースの提示及びパラメータの変動に対する放射性核種の放出の感度調査の要約

・安全評価の対象となる核種の選択(Appendix2)

* Table 5.2.2 リファレンスケースの計算のためのニアフィールドパラメータ

* Table 5.2.3 K-Iで計算された全てのニアフィールドパラメータの変動の要約。

個人の年間被曝線量として表されたニアフィールドの最大放出量がTable 5.2.4の各々の変動に対して示されている。

・ Fig.5.2.2 にリファレンスケースを用いた放出率の計算結果を示す。

・ 全ての同位体の最大放出率は0.1mol/y以下。最大の放出率は ^{135}Cs に対するもので、処分場全体からの放出率のピーク値は約0.05mol/yである。他の核種のピーク値は、 $10^{-8}\sim 10^{-3}$ mol/yの範囲にある(年当たりのg単位でいうと数 μg に相当)

* Fig.5.2.2(a) リファレンスケースの場合の時間の関数として表された放射化生成物/核分裂生成物のニアフィールドからの核種放出率

* Fig.5.2.2(b) リファレンスケースの場合の時間の関数として表された4N+1系列(上段)と4N+2系列(下段)のアクチナイド連鎖のニアフィールドからの核種放出率。半減期の短い親核種は崩壊が著しいため、この図には現れない。

* Fig.5.2.2(c) リファレンスケースの場合の時間の関数として表された4N+3系列(上段)と4N系列(下段)のアクチナイド連鎖のニアフィールドからの核種放出率。半減期の短い親核種は崩壊が著しいため、この図には現れない。

・個人の被曝線量に変換した結果 (Appendix6参照)

* Table 5.2.4(a) 放射化生成物/核分裂生成物の個人の年間被曝線量(mSv/y)で表された最大放出。リファレンスケースの計算結果よりも10倍もしくはそれ以上放出を増加させるパラメータの変動は網かけで示されている。10倍もしくはそれ以上放出を減少させるパラメータの変動は太線で示されている。

* Table 5.2.4(b) 4N系列と4N+3系列のアクチニドの個人の年間被曝線量(mSv/y)で表された最大放出。リファレンスケースの計算結果よりも10倍もしくはそれ以上放出を増加させるパラメータの変動は網かけで示されている。10倍もしくはそれ以上放出を減少させるパラメータの変動は太線で示されている。

* Table 5.2.4(c) 4N+1系列のアクチニド連鎖の個人の年間被曝線量(mSv/y)で表された最大放出。リファレンスケースの計算結果よりも10倍もしくはそれ以上放出を増加させるパラメータの変動は網かけで示されている。10倍もしくはそれ以上放出を減少させるパラメータの変動は太線で示されている。

* Table 5.2.4(d) 4N+2系列のアクチニド連鎖の個人の年間被曝線量(mSv/y)で表された最大放出。リファレンスケースの計算結果よりも10倍もしくはそれ以上放出を増加させるパラメータの変動は網かけで示されている。10倍もしくはそれ以上放出を減少させるパラメータの変動は太線で示されている。

- ・ Fig.5.2.3(a)とFig.5.2.3(b)は代表的な放射性核種の最大放出率に対する個々のパラメータの変動の影響を示したものの。dose indexはスイスのHSK/R-21の規制指針である0.1mSv/yに対する個人の年間被曝線量(Appendix6参照)の比として定義
- ・ dose indexが1を越えるケースはない。このことは地質圏における遅延や崩壊を考慮しない場合においてでさえも、その指針に合致しているということを示している。
- ・ 濃度0の外側境界条件を用いた場合は、全てのパラメータ値をconservativeな値とするような極端なケースにおいて指針を上回る(Table 5.2.4の ^{243}Am , ^{240}Pu ,

^{239}Pu 参照)。

* Fig.5.2.3(a) 選定した放射性核種のニアフィールドの最大放出率とリファレンスケースよりも放出率を増加させるパラメータに対する感度。放出率は、それぞれ、mol/y(a)とdose index(b)で示されている。

* Fig.5.2.3(b) 選定した放射性核種のニアフィールドの最大放出率とリファレンスケースよりも放出率を減少させるパラメータに対する感度。放出率は、それぞれ、mol/y(a)とdose index(b)で示されている。

Parameter	Reference Parameters	Variations
Canister lifetime	10^3y	10^5y
Glass corrosion rate R	$1.2 \times 10^{-11} \text{kgm}^{-2}\text{s}^{-1}$ (glass lifetime 150,000y)	$1.2 \times 10^{-9} \text{kgm}^{-2}\text{s}^{-1}$ (glass lifetime 1,500y)
Solubility limits S_e	Element-dependent "realistic-conservative" values (see Table 3.7.3)	Element-dependent "conservative" values (see Table 3.7.3)
Distribution of elemental solubility between isotopes (incl. stable isotopes) in glass	Taken into account	Not taken into account
Sorption constant in bentonite	Element-dependent "realistic-conservative" Values (see Table 3.7.3)	Element-dependent "conservative" values (see Table 3.7.3)
Thickness of bentonite r_b-r_s	1.38m	0.2m
Groundwater flowrate Q	$3\text{m}^3\text{y}^{-1}$	(i) mixing-tank boundary condition, $Q=0.3, 30, 300\text{m}^3\text{y}^{-1}$ (ii) Zero-concentration boundary condition

Table 5.2.2: Near-field parameters for Reference Case calculations.

Reference Case
Parameters All parameters set to "realistic-conservative" values, mixing-tank boundary condition, elemental solubility shared between isotopes(incl. stable isotopes).
Variations of Single Parameters
Parameters Increased canister lifetime: 10^5 years Increased glass corrosion rate: $1.2 \times 10^{-9} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (glass lifetime 1,500 years) Conservative solubility limits: see Table 3.7.3 Sharing of elemental solubility with stable isotopes not taken into account Conservative sorption on bentonite: see Table 3.7.3 Reduced bentonite thickness: $r_b - r_s = 0.2 \text{ m}$ Reduced groundwater flowrate: $0.3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ Increased groundwater flowrate: $30 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ Increased groundwater flowrate: $300 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ Zero-concentration boundary condition
Variations of Multiple Parameters
Parameters Increased groundwater flowrate: $30 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ Conservative solubility limits: see Table 3.7.3 Increased groundwater flowrate: $30 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ Conservative sorption on bentonite: see Table 3.7.3 All parameters set to conservative values, zero-concentration boundary condition

Table 5.2.3: Summary of all near-field parameter variations calculated for Kristallin-I. The maximum near-field releases, expressed as annual individual doses, are presented for each variation in Table 5.2.4.

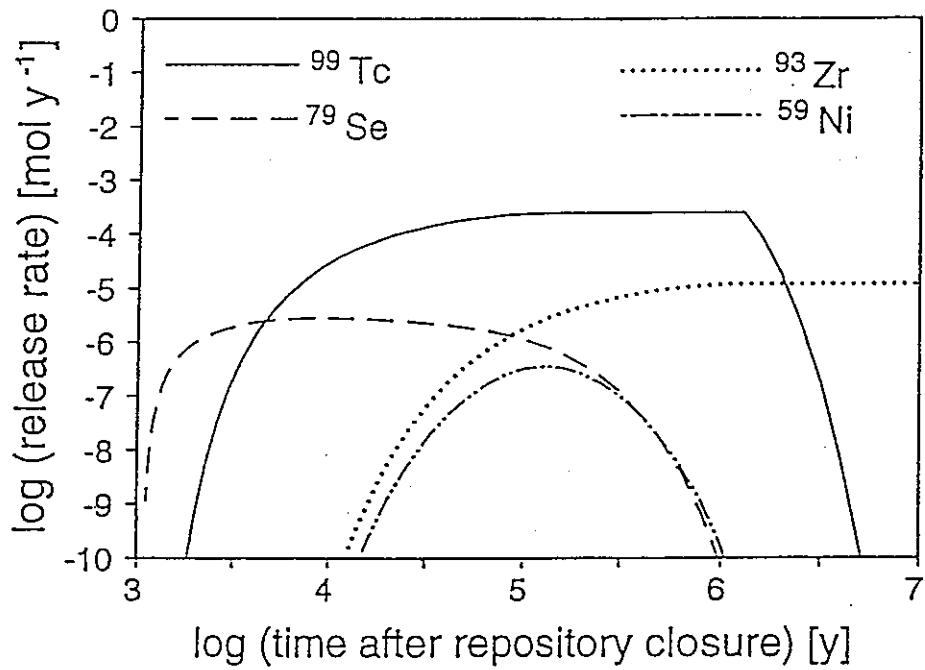
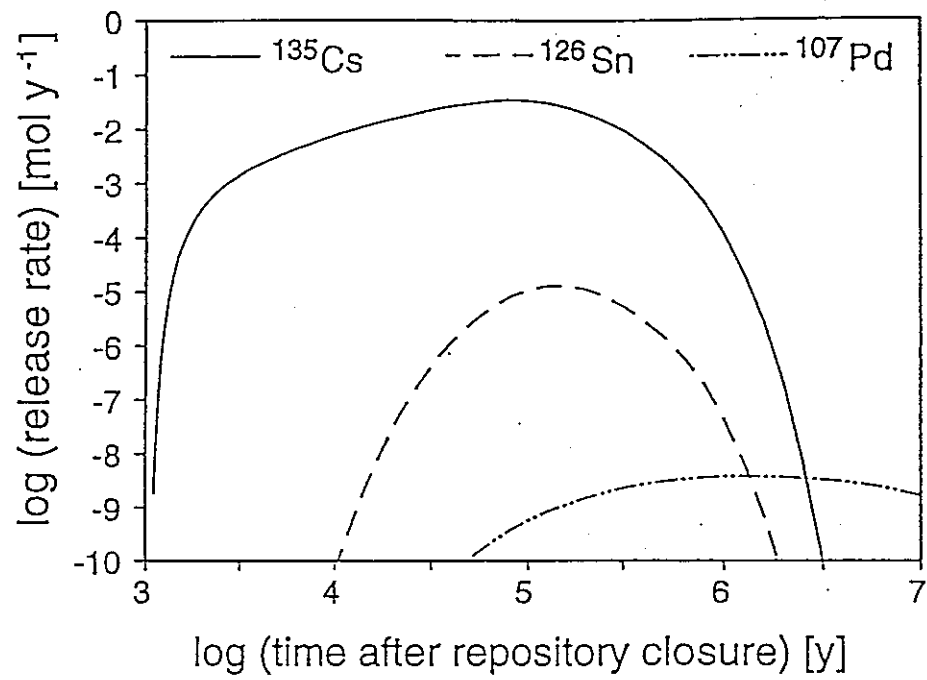


Figure 5.2.2(a): Reference Case radionuclide release rates from the near field for the activation and fission products as a function of time.

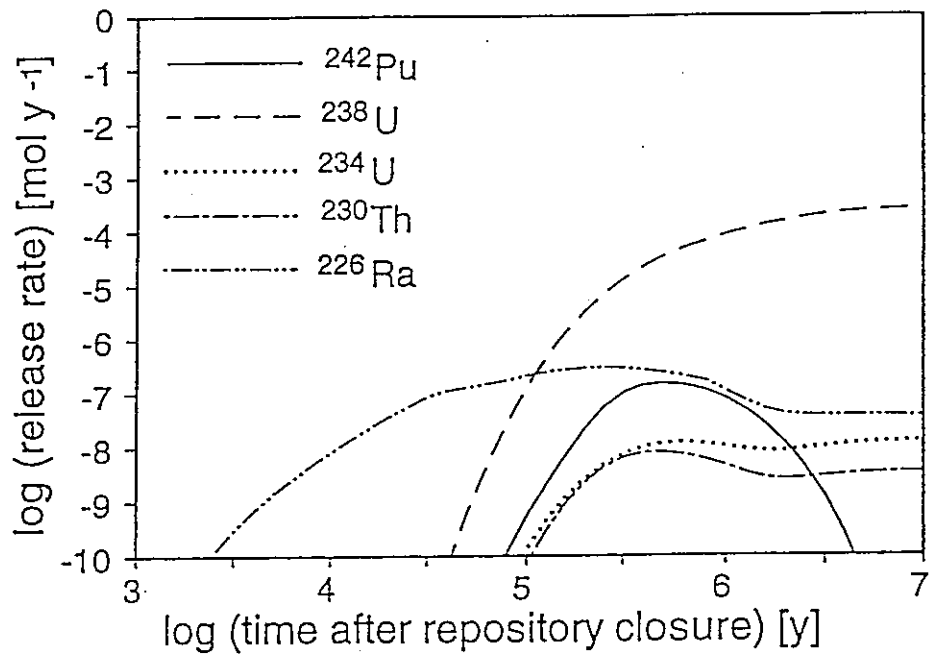
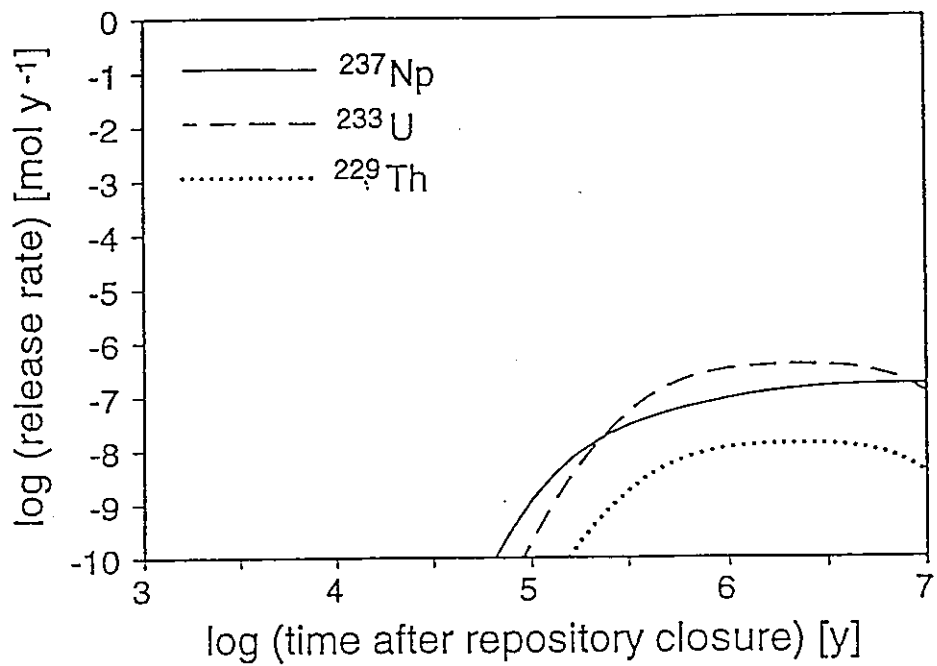


Figure 5.2.2(b): Reference Case radionuclide release rates from the near field for the $4N + 1$ (above) and $4N + 2$ (below) actinide chains as a function of time. Some of the shorter-lived actinide parents decay to insignificance and hence do not appear in this figure.

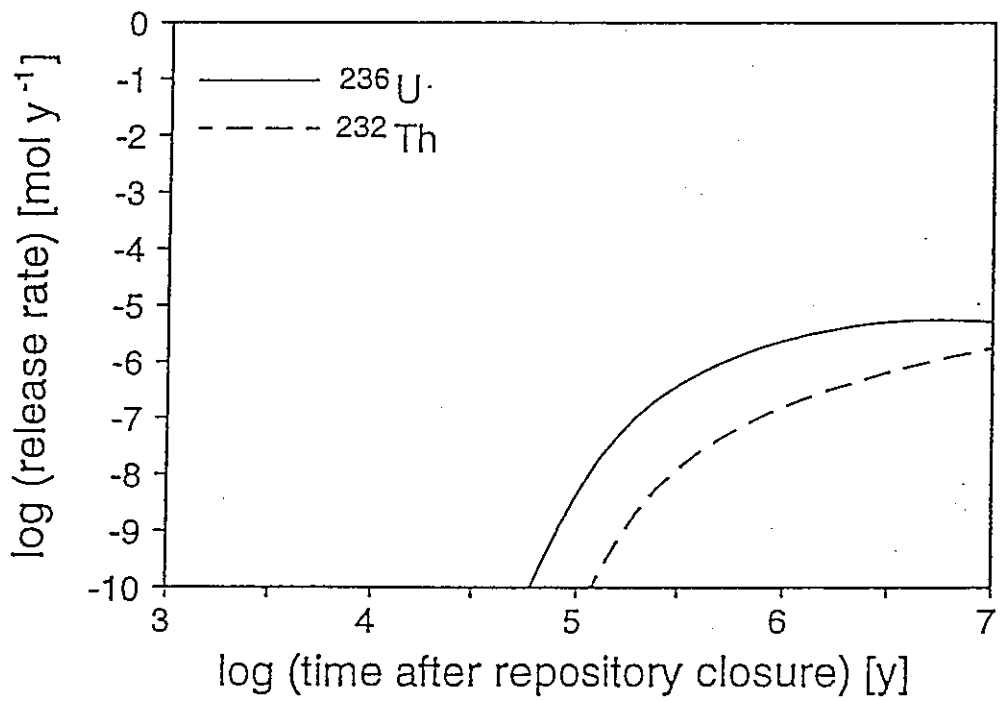
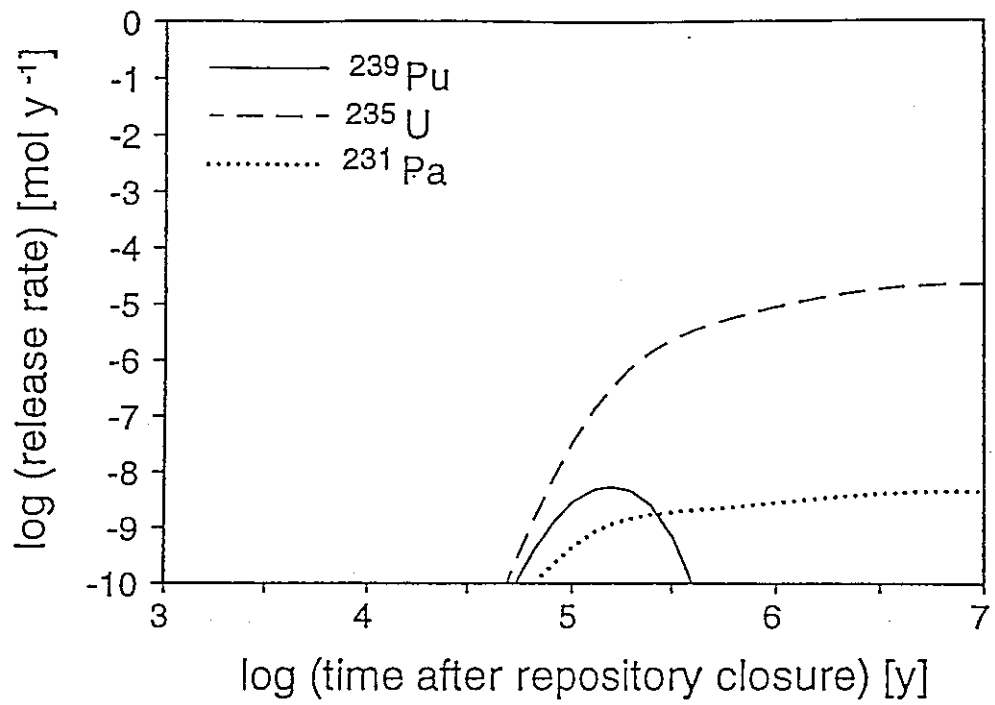


Figure 5.2.2(c): Reference Case radionuclide release rates from the near field for the 4N + 3 (above) and 4N (below) actinide chains as a function of time. Some of the shorter-lived actinide parents decay to insignificance and hence do not appear in this figure.

	Nuclides						
	¹³⁵ Cs	¹²⁶ Sn	⁵⁹ Ni	⁹⁹ Tc	¹⁰⁷ Pd	⁷⁹ Se	⁹³ Zr
Reference Case	4.5×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻⁶	4.8×10 ⁻¹⁰	7.3×10 ⁻⁷	3.9×10 ⁻¹⁴	1.7×10 ⁻⁷	1.9×10 ⁻⁸
Increased canister lifetime	4.3×10 ⁻⁵	5.9×10 ⁻⁷	1.8×10 ⁻¹⁰	7.3×10 ⁻⁷	3.9×10 ⁻¹⁴	5.2×10 ⁻⁸	1.9×10 ⁻⁸
Increased glass corrosion rate	7.1×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁶	7.3×10 ⁻¹⁰	7.3×10 ⁻⁷	3.9×10 ⁻¹⁴	1.7×10 ⁻⁷	1.9×10 ⁻⁸
Conservative solubility limits	-	-	-	3.3×10 ⁻⁵	3.9×10 ⁻⁹	1.0×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻⁶
Sharing of elemental solubility with stable isotopes not taken into account	-	-	-	-	2.2×10 ⁻¹²	1.7×10 ⁻⁶	-
Conservative sorption on bentonite	1.3×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻⁵	9.3×10 ⁻⁹	7.7×10 ⁻⁷	4.4×10 ⁻¹⁴	1.9×10 ⁻⁷	2.2×10 ⁻⁸
Reduced bentonite thickness	1.5×10 ⁻⁴	2.9×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁸	8.5×10 ⁻⁷	4.6×10 ⁻¹⁴	2.0×10 ⁻⁷	2.3×10 ⁻⁸
10 fold decrease in groundwater flowrate	6.4×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁷	4.8×10 ⁻¹¹	7.5×10 ⁻⁸	4.0×10 ⁻¹⁵	1.8×10 ⁻⁸	1.9×10 ⁻⁹
10 fold increase in groundwater flowrate	1.4×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻⁵	4.5×10 ⁻⁹	5.6×10 ⁻⁶	3.0×10 ⁻¹³	1.3×10 ⁻⁶	1.5×10 ⁻⁷
100 fold increase in groundwater flowrate	1.9×10 ⁻⁴	6.6×10 ⁻⁵	2.7×10 ⁻⁸	1.7×10 ⁻⁵	9.4×10 ⁻¹³	4.1×10 ⁻⁶	4.6×10 ⁻⁷
Zero-concentration boundary condition	2.1×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻⁴	6.6×10 ⁻⁸	2.3×10 ⁻⁵	1.3×10 ⁻¹²	5.4×10 ⁻⁶	6.2×10 ⁻⁷
10 fold increase in groundwater flowrate + conservative solubility limits	-	1.1×10 ⁻⁵	-	2.4×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁸	8.0×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁵
10 fold increase in groundwater flowrate + conservative sorption on bentonite	2.0×10 ⁻⁴	-	7.5×10 ⁻⁸	-	-	-	-
All parameters set to conservative values, zero-concentration boundary condition	1.5×10 ⁻²	4.1×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁶	9.1×10 ⁻³	1.3×10 ⁻⁷	3.3×10 ⁻⁴	6.4×10 ⁻⁵

Table 5.2.4a: Maximum releases, expressed as annual individual doses [mSv y⁻¹], for fission and activation products. Parameter variations which increase release with respect to the Reference Case by a factor of 10 or more are indicated by shading. Those which decrease dose by a factor of 10 or more are indicated in bold type.

	Nuclides						
	4N Chain			4N+3 Chain			
	²⁴⁰ Pu	²³⁶ U	²³² Th	²⁴³ Am	²³⁹ Pu	²³⁵ U	²³¹ Pa
Reference Case	7.2×10 ⁻¹¹	2.7×10 ⁻⁸	5.1×10 ⁻¹⁰	1.7×10 ⁻⁹	3.7×10 ⁻⁷	3.7×10 ⁻⁹	1.7×10 ⁻⁶
Increased canister lifetime	7.2×10 ⁻¹⁵	2.7×10 ⁻⁸	5.1×10 ⁻¹⁰	1.0×10 ⁻¹³	4.8×10 ⁻⁸	3.7×10 ⁻⁹	1.7×10 ⁻⁶
Increased glass corrosion rate	8.6×10 ⁻¹¹	2.7×10 ⁻⁸	5.2×10 ⁻¹⁰	9.6×10 ⁻⁹	1.2×10 ⁻⁶	3.7×10 ⁻⁹	1.7×10 ⁻⁶
Conservative solubility limits	3.0×10 ⁻¹⁰	3.6×10 ⁻⁸	5.0×10 ⁻¹⁰	1.7×10 ⁻⁹	8.2×10 ⁻⁷	4.0×10 ⁻⁹	1.9×10 ⁻⁶
Sharing of elemental solubility with stable isotopes not taken into account	-	-	-	-	-	-	-
Conservative sorption on bentonite	5.5×10 ⁻⁶	3.3×10 ⁻⁸	2.1×10 ⁻⁹	1.4×10 ⁻⁴	3.6×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁹	1.7×10 ⁻⁵
Reduced bentonite thickness	1.9×10 ⁻⁴	3.6×10 ⁻⁸	1.7×10 ⁻⁹	1.4×10 ⁻³	1.3×10 ⁻³	3.9×10 ⁻⁹	2.7×10 ⁻⁵
10 fold decrease in groundwater flowrate	7.2×10 ⁻¹²	2.8×10 ⁻⁹	9.8×10 ⁻¹¹	1.7×10 ⁻¹⁰	3.7×10 ⁻⁸	3.9×10 ⁻¹⁰	1.8×10 ⁻⁷
10 fold increase in groundwater flowrate	7.1×10 ⁻¹⁰	2.1×10 ⁻⁷	1.2×10 ⁻⁹	1.6×10 ⁻⁸	3.7×10 ⁻⁶	2.7×10 ⁻⁸	1.2×10 ⁻⁵
100 fold increase in groundwater flowrate	6.4×10 ⁻⁹	6.9×10 ⁻⁷	1.9×10 ⁻⁹	1.5×10 ⁻⁷	3.2×10 ⁻⁵	7.8×10 ⁻⁸	4.9×10 ⁻⁵
Zero-concentration boundary condition	7.2×10 ⁻⁸	9.3×10 ⁻⁷	2.2×10 ⁻⁹	1.4×10 ⁻⁶	2.1×10 ⁻⁴	1.0×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁴
10 fold increased in groundwater flowrate + conservative solubility limits	3.0×10 ⁻⁹	3.2×10 ⁻⁷	9.8×10 ⁻¹⁰	1.6×10 ⁻⁸	8.1×10 ⁻⁶	3.5×10 ⁻⁸	1.6×10 ⁻⁵
10 fold increased in groundwater flowrate + conservative sorption on bentonite	-	-	-	-	-	-	-
All parameters set to conservative values, zero-concentration boundary condition	1.0×10 ⁻¹	3.4×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁹	2.9×10 ⁻¹	6.2×10 ⁻¹	2.5×10 ⁻⁶	2.8×10 ⁻⁴

Table 5.2.4b: Maximum releases, expressed as annual individual doses [mSv y⁻¹], for the 4N and 4N+3 actinide chains. Parameter variations which increase release with respect to the Reference Case by a factor of 10 or more are indicated by shading. Those which decrease dose by a factor of 10 or more are indicated in bold type.

	Nuclides				
	²⁴⁵ Cm	²⁴¹ Am	²³⁷ Np	²³³ U	²²⁹ Th
Reference Case	3.6×10 ⁻¹¹	1.9×10 ⁻¹¹	1.5×10 ⁻⁷	3.0×10 ⁻⁷	3.3×10 ⁻⁶
Increased canister lifetime	9.7×10 ⁻¹⁵	5.2×10 ⁻¹⁵	1.5×10 ⁻⁷	2.9×10 ⁻⁷	3.2×10 ⁻⁶
Increased glass corrosion rate	1.9×10 ⁻¹⁰	1.0×10 ⁻¹⁰	5.9×10 ⁻⁷	3.1×10 ⁻⁷	3.4×10 ⁻⁶
Conservative solubility limits	3.6×10 ⁻¹¹	1.9×10 ⁻¹¹	1.4×10 ⁻⁵	1.7×10 ⁻⁶	1.9×10 ⁻⁵
Sharing of elemental solubility with stable isotopes not taken into account	-	-	-	-	-
Conservative sorption on bentonite	1.7×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻⁶	3.2×10 ⁻⁷	2.7×10 ⁻⁶	6.0×10 ⁻⁵
Reduced bentonite thickness	1.4×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁵	4.3×10 ⁻⁷	4.9×10 ⁻⁶	6.1×10 ⁻⁴
10 fold decrease in groundwater flowrate	3.6×10 ⁻¹²	1.9×10 ⁻¹²	1.5×10 ⁻⁸	3.0×10 ⁻⁸	3.3×10 ⁻⁷
10 fold increase in groundwater flowrate	3.5×10 ⁻¹⁰	1.9×10 ⁻¹⁰	1.2×10 ⁻⁶	3.8×10 ⁻⁶	4.3×10 ⁻⁵
100 fold increase in groundwater flowrate	3.2×10 ⁻⁹	1.7×10 ⁻⁹	4.4×10 ⁻⁶	3.5×10 ⁻⁵	4.0×10 ⁻⁴
Zero-concentration boundary condition	3.1×10 ⁻⁸	3.1×10 ⁻⁸	6.5×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁴	1.9×10 ⁻³
10 fold increased in groundwater flowrate + conservative solubility limits	3.5×10 ⁻¹⁰	1.9×10 ⁻¹⁰	1.2×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁴
10 fold increased in groundwater flowrate + conservative sorption on bentonite	-	-	-	-	-
All parameters set to conservative values, zero-concentration boundary condition	3.0×10 ⁻³	3.0×10 ⁻³	1.4×10 ⁻²	1.7×10 ⁻³	2.6×10 ⁻²

Table 5.2.4c: Maximum releases for the 4N+1 actinide chain, expressed as annual individual doses [mSv y⁻¹]. Parameter variations which increase release with respect to the Reference Case by a factor of 10 or more are indicated by shading. Those which decrease dose by a factor of 10 or more are indicated in bold type.

	Nuclides					
	²⁴⁶ Cm	²⁴² Pu	²³⁸ U	²³⁴ U	²³⁰ Th	²²⁶ Ra
Reference Case	6.3×10 ⁻¹⁴	6.6×10 ⁻⁷	6.5×10 ⁻⁹	6.3×10 ⁻⁹	1.1×10 ⁻⁸	7.2×10 ⁻⁴
Increased canister lifetime	3.2×10 ⁻²⁰	5.6×10 ⁻⁷	6.5×10 ⁻⁹	6.3×10 ⁻⁹	1.1×10 ⁻⁸	6.7×10 ⁻⁴
Increased glass corrosion rate	5.5×10 ⁻¹³	6.7×10 ⁻⁷	6.5×10 ⁻⁹	6.3×10 ⁻⁹	1.1×10 ⁻⁸	7.2×10 ⁻⁴
Conservative solubility limits	6.3×10 ⁻¹⁴	6.9×10 ⁻⁷	7.1×10 ⁻⁹	3.6×10 ⁻⁸	8.6×10 ⁻⁸	9.3×10 ⁻⁴
Sharing of elemental solubility with stable isotopes not taken into account	-	-	-	-	-	-
Conservative sorption on bentonite	4.7×10 ⁻⁸	1.6×10 ⁻⁵	6.8×10 ⁻⁹	7.0×10 ⁻⁹	9.4×10 ⁻⁸	6.7×10 ⁻⁴
Reduced bentonite thickness	8.6×10 ⁻⁷	2.7×10 ⁻⁵	6.9×10 ⁻⁹	7.2×10 ⁻⁹	2.9×10 ⁻⁶	1.3×10 ⁻³
10 fold decrease in groundwater flowrate	6.3×10 ⁻¹⁵	6.6×10 ⁻⁸	7.0×10 ⁻¹⁰	6.7×10 ⁻¹⁰	1.2×10 ⁻⁹	9.4×10 ⁻⁶
10 fold increase in groundwater flowrate	6.2×10 ⁻¹³	6.2×10 ⁻⁶	4.7×10 ⁻⁸	4.6×10 ⁻⁸	8.1×10 ⁻⁸	6.3×10 ⁻³
100 fold increase in groundwater flowrate	5.7×10 ⁻¹²	4.0×10 ⁻⁵	1.4×10 ⁻⁷	3.8×10 ⁻⁷	1.9×10 ⁻⁶	2.9×10 ⁻²
Zero-concentration boundary condition	7.3×10 ⁻¹¹	1.1×10 ⁻⁴	1.9×10 ⁻⁷	9.9×10 ⁻⁷	6.4×10 ⁻⁶	4.7×10 ⁻²
10 fold increased in groundwater flowrate + conservative solubility limits	6.2×10 ⁻¹³	6.5×10 ⁻⁶	6.2×10 ⁻⁸	3.5×10 ⁻⁷	8.2×10 ⁻⁷	8.2×10 ⁻³
10 fold increased in groundwater flowrate + conservative sorption on bentonite	-	-	-	-	-	-
All parameters set to conservative values, zero-concentration boundary condition	1.7×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻³	6.4×10 ⁻⁶	1.5×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻⁴	4.3×10 ⁻²

Table 5.2.4d: Maximum releases, expressed as annual individual doses [mSv y⁻¹], for the 4N+2 actinide chain. Parameter variations which increase release with respect to the Reference Case by a factor of 10 or more are indicated by shading. Those which decrease dose by a factor of 10 or more are indicated in bold type.

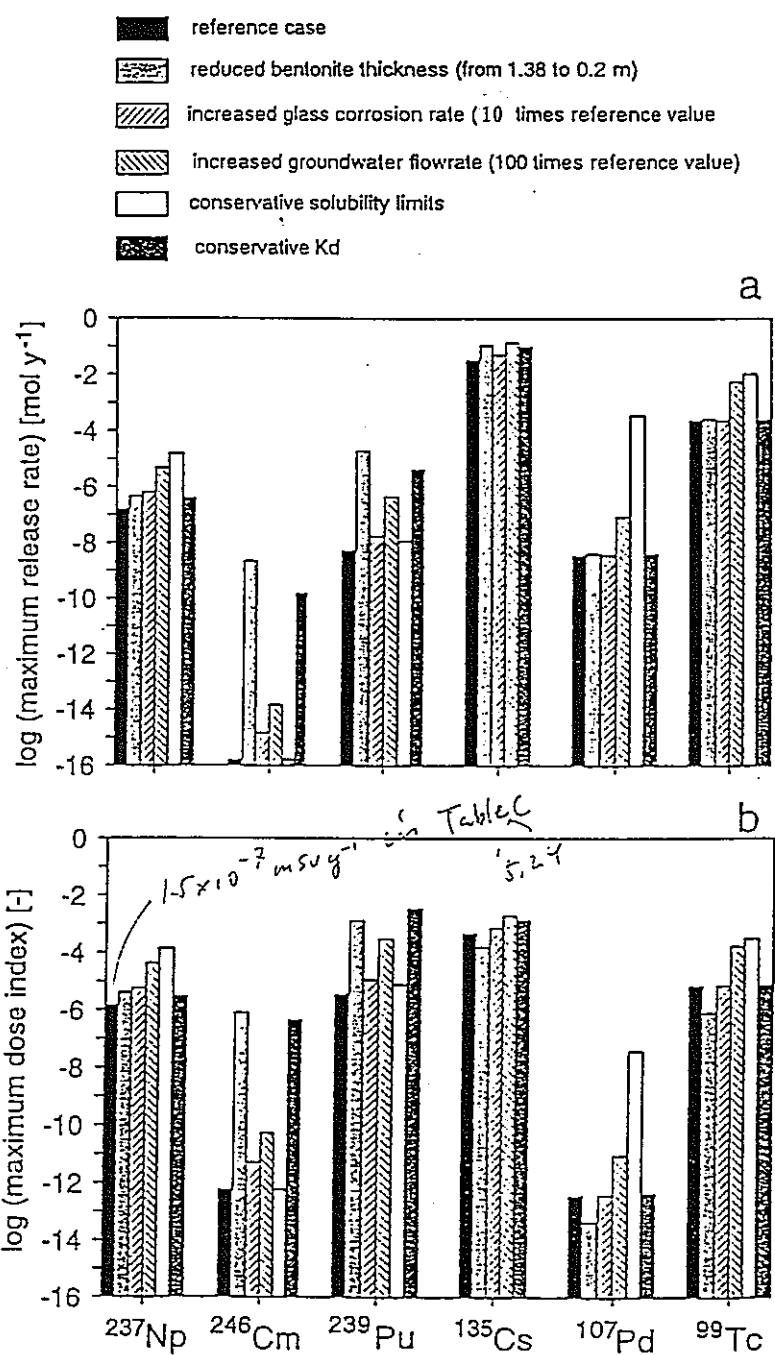


Figure 5.2.3(a): Maximum near-field release rates for selected radionuclides and their sensitivity to parameter variations which increase release rates with respect to the Reference Case. Release rates are expressed as (a) moles per year and (b) as a dose index (see text for definition).

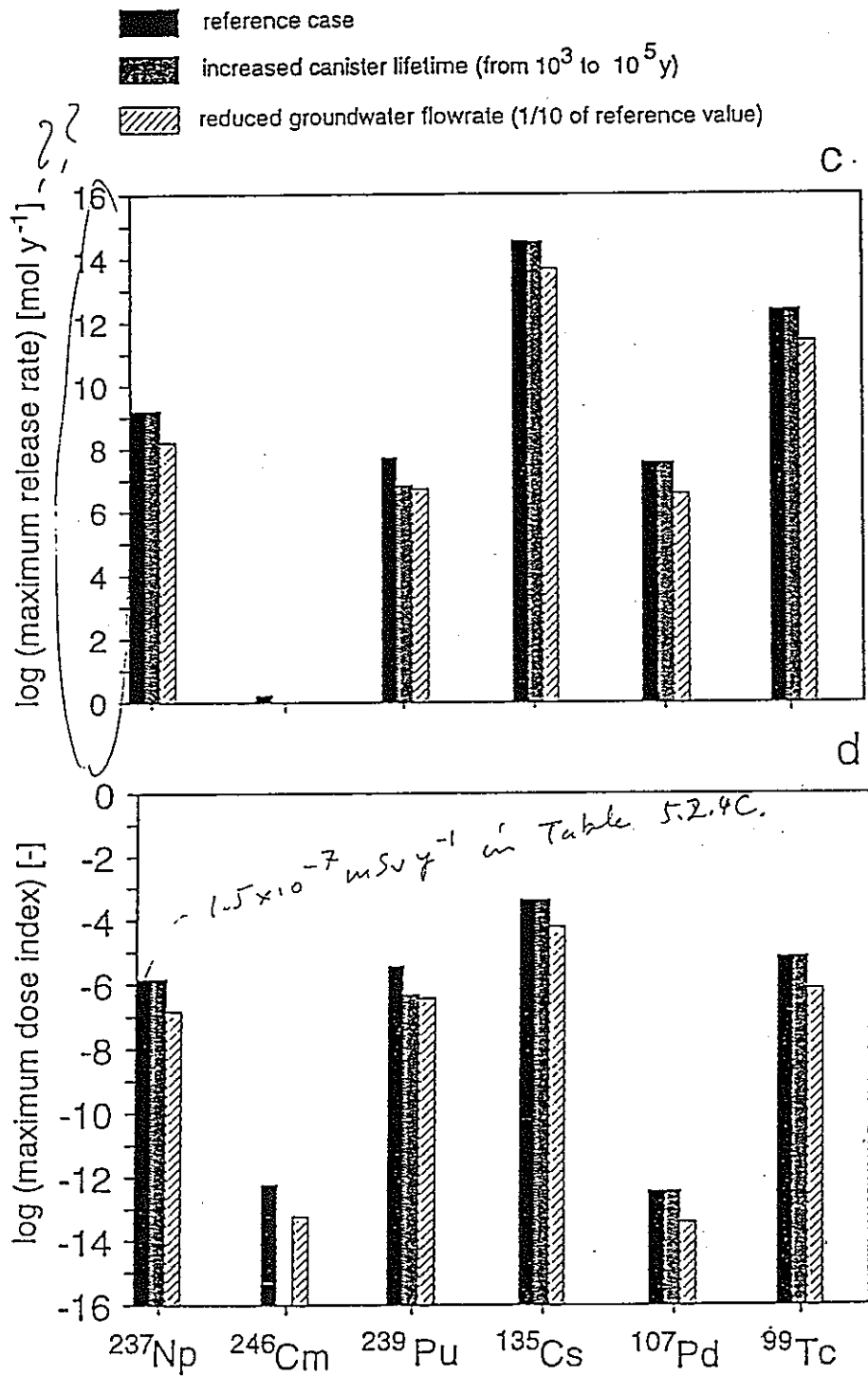


Figure 5.2.3(b): Maximum near-field release rates for selected radionuclides and their sensitivity to parameter variations which decrease release rates with respect to the Reference Case. Release rates are expressed as (a) moles per year and (b) as a dose index (see text for definition).

5.2.4.1 オーバーパックの寿命の増加

- ・ニアフィールドの核種放出に対するオーバーパックの寿命の影響についての考察
- ・寿命を 10^5 年とする極端な仮定を用いた計算とオーバーパックの寿命を1000年とした場合の結果 (Table 5.2.4 参照) との比較

↓

- * アクチニド核種のメンバーの中で半減期の短い僅かの核種 (^{245}Cm , ^{241}Am , ^{243}Cm , ^{243}Am , ^{240}Pu) のみの最大放出率が大きく減少する。
- * 他の全ての核種のフラックスの最大値はオーバーパックの寿命増加の影響がない。
- ・ オーバーパックの寿命を延ばすことによって最大放出率が減少する条件
 - * 放射性核種の半減期が仮定した寿命より短いか、それに相当する場合。
 - * 放射性核種が長半減期核種ではなく、また、インベントリが十分ある親核種を持たない。
 - * 計算期間中、溶解度限度に達しない。
- ・ 結論
 - * オーバーパックの寿命に対して極端な仮定を用いたとしても、安全性に係わる大部分の核種 (システム性能全体の観点から、被曝に大きく寄与する核種) に対しては影響はない。しかし、安全性に係わる核種ではないが、単半減期核種に対しては顕著な効果が得られる。

5.2.4.2 ガラスの溶解速度

- ・ ガラスの溶解速度を realistic-conservative' 値 (1.2×10^{-11} Kg/ m^2/s) から conservative' 値 (1.2×10^{-9} Kg/ m^2/s) に変化させた場合の影響の調査

↓

- * Table 5.2.4 に示されているように、その変動は、ニアフィールドの最大放出率に影響を与えない (ほとんどの核種が溶解度で制限される核種であるため)

↓

- * この濃度に達するために要する時間はガラスの溶解速度によって影響を受け

るが、核種が緩衝材中を拡散によって移行する時間によって、この廃棄物マトリクス近傍における影響は曖昧なものとなる。

・ 結論

* ガラスの溶解速度は、人工バリアに求められるニアフィールド性能に関してそれほど重要ではない。

5.2.4.3 元素の溶解度での制限

・ Table 5.2.4 は ^{237}Np , ^{99}Tc , ^{107}Pd , ^{79}Se , ^{93}Zr のニアフィールドからの最大放出が 'conservative' な溶解度限度を採用することによって大きな影響を受けることを示している。

・ Fig.5.2.4 は ^{99}Tc のニアフィールドからの放出率を示す。リファレンスケースの結果（破線）と計算上は溶解度に達しないような非常に高い溶解度を設定した場合の結果とが比較されている。リファレンスケースにおいては、オーバーパック破損後直ぐにreservoirの濃度は 10^{-7}mol/l （溶解度）に達し、その後、一定の濃度になっている。放出率が200万年まで一定であることを示しているFig.5.2.4bからわかるように、約10万年後、ベントナイト中では拡散による核種の移行が定常状態に達する。その後、崩壊や、reservoir中で生じるTcの2次生成固相が消失するに従い、濃度及び放出率は無視できる値まで減少する。もし、高い溶解度限度が設定されるならば、オーバーパックの破損後100万年まで極めて高い放出率が予想される。10万年での最大放出率は溶解度限度のケース（Table 5.2.4 参照）に比べてほぼ2桁高い値となる。

・ 結論

* 溶解度限度値の変動は全ての安全性に係わる溶解度限度核種に対して顕著な影響を与える。そのため、ニアフィールドの性能に関しては溶解度限度値はキーとなるパラメータである。

5.2.4.4 安定同位体を考慮した場合の溶解度分割の影響

- ・Gewähr'85の解析は溶解度限度値を同位体によって分割して与えた。この際、放射性同位体の存在のみを考慮し、安定同位体の存在は無視した。安定同位体の存在を無視することは全体として保守的な結果につながるものである。そこで、安定同位体の存在を考慮した場合どうなるかを調査する。

	安定同位体を含めた全元素の インベントリに対する放射性 核種のインベントリの比	安定同位体を含めた全元素の インベントリをreserver V_R に瞬時に全量溶解させた場合 に得られる仮想的な元素濃度 の realistic-conservative' な溶解度限度値に対する比
^{91}Ni	0.05%	1 以下
^{79}Se	11 %	1.3×10^6
^{107}Pd	15 %	2.2×10^{10}
^{126}Sn	0.3 %	1.3×10^5

- ・Ni に関しては、安定同位体が多量に存在するにもかかわらず、安定同位体を考慮して計算した仮想的な元素濃度は溶解度限度値よりも小さい。従って、放射性同位体である ^{59}Ni の放出に関しては、溶解度限度値の分割（安定同位体を考慮するしないに関する）の影響はない。（いかなる場合においても、Niの内側濃度は溶解度に達しないことから、溶解度の分割は考慮されず、溶解したガラスに含まれる量をreservoirの体積で割った値がそのまま内側境界濃度になる。従って、安定同位体を考慮するしないの影響はない）
- ・溶解度限度の分割→ ^{79}Se 、 ^{107}Pd 、 ^{126}Sn に影響を与える。
- ・ ^{79}Se 、 ^{107}Pd に対する安定同位体の考慮の有無の計算結果の比較（最大放出率はTable 5.2.4、放出率と時間の関係はFig.5.2.5）

↓

- * リファレンスケースの結果に比べて、 ^{107}Pd で2桁、 ^{79}Se で1桁大きい
- * 安定同位体を考慮するしないの結果の違いは、安定同位体のインベントリに対する放射性同位体のインベントリの比に関係するもので、放射性元素の崩壊に従い時間とともにこの違いは増加する。放出率の減少の割合は、上記の1000年時点での放射性核種のインベントリの比よりも大きい（ ^{107}Pd の1000時点での比が0.15であるのに対して、放出率の比は0.01である）。

5.2.4.5 ペントナイトの吸着係数

- ・ Gewihr'85 (Nagra 1985) の解析では、比較的半減期が短い核種 (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{245}Cm , ^{241}Am) の遅延は大きく、移動中にかなりの崩壊が起こるという限定された認識が得られたのみで、これ以上の考察はなされなかった。
- ・ K-I の結果
 - * ニアフィールドからの最大放出率が conservative' な吸着係数の適用により、かなり影響をうける (Table 5.2.4)。これは特に以下の核種で認められる。
 - 放射化生成物及び核分裂生成物である ^{59}Ni , ^{126}Sn
 - アクチニド連鎖のメンバーである ^{246}Cm , ^{245}Cm , ^{243}Am , ^{241}Am , ^{242}Pu , ^{240}Pu , ^{239}Pu , ^{231}Pa , ^{229}Th 。
- ・ ペントナイト中の吸着は、限られた数の安全性に係わる核種のニアフィールドからの放出率に影響を与える。
- ・ 長半減期の放射化生成物及び核分裂生成物及びアクチニド、例えば、 ^{99}Tc , ^{107}Pd , ^{79}Se , ^{135}Cs , ^{237}Np , ^{238}U , ^{235}U (これらは被曝線量を支配する核種である) 等の放出率の増加は1桁以下である。
 - * Fig. 5.2.4 reservoir 中の放射性核種の濃度(a) 及びニアフィールドからの核種放出率(b) に対する溶解度限度値 S_{∞} の影響 (^{99}Tc)
 - * Fig. 5.2.5 ニアフィールドからの放出率に関する放射性同位体と安定同位体間の溶解度限度値の分割の影響 (^{79}Se , ^{107}Pd)

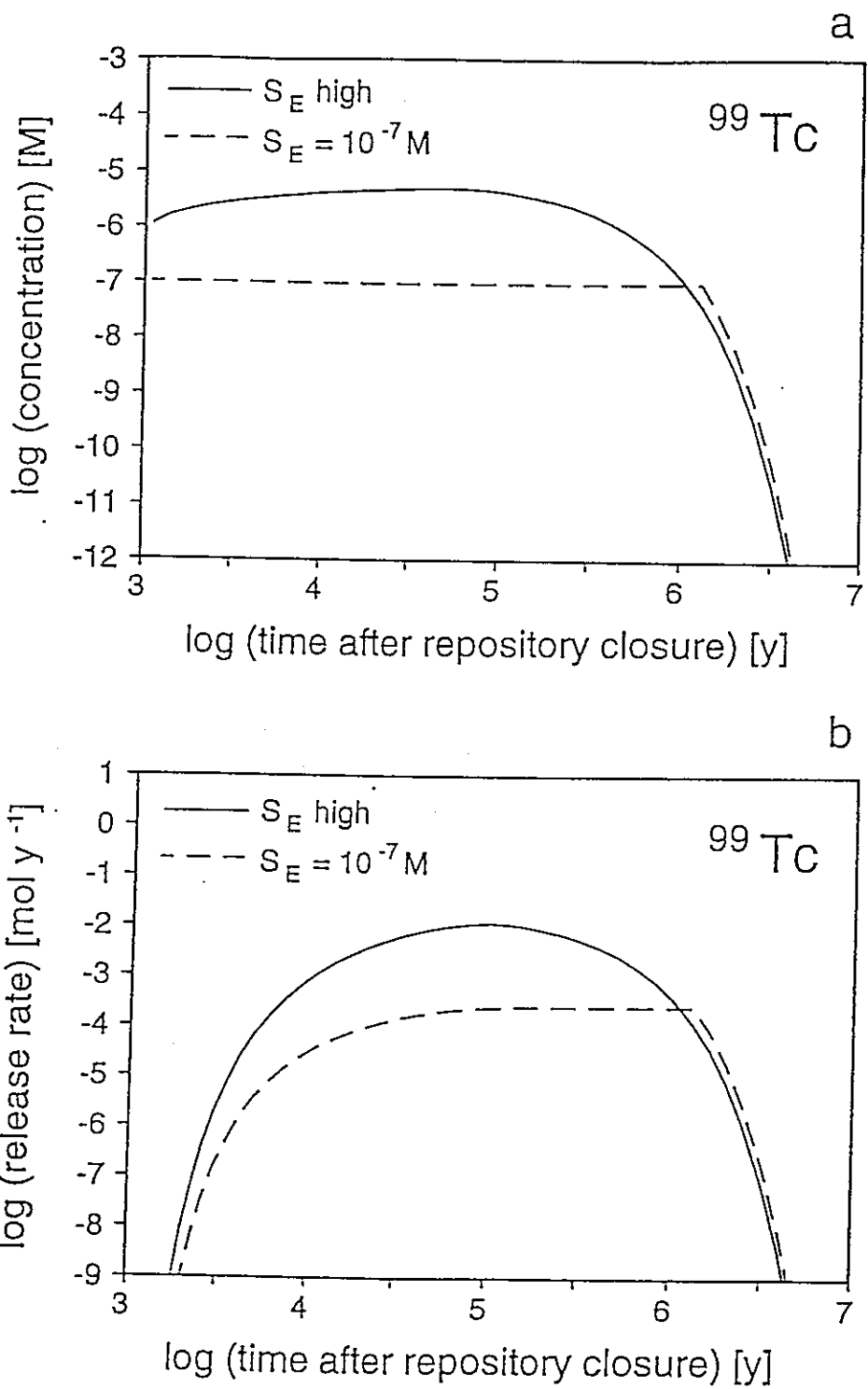


Figure 5.2.4: The effect of solubility limit, S_E , on (a) the radionuclide concentration in the volume for dissolution and (b) the release rate from the near field illustrated for the case of ^{99}Tc .

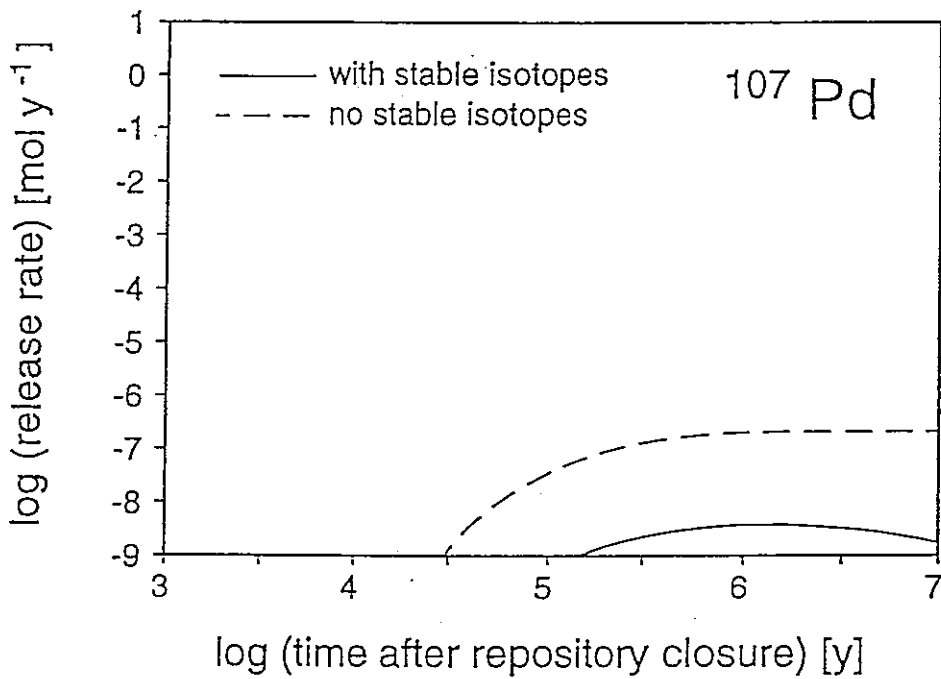
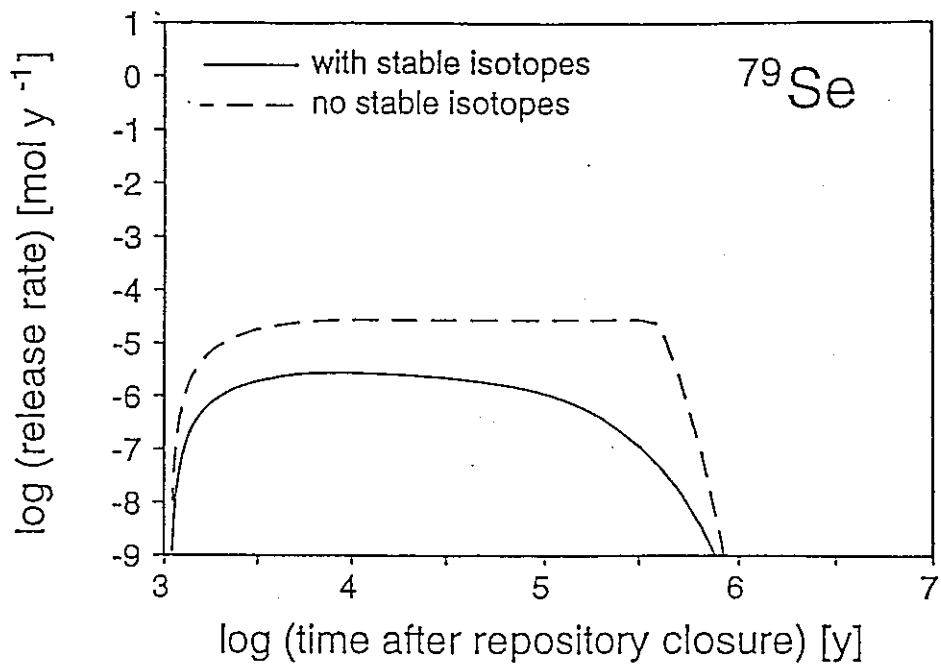


Figure 5.2.5: The effect on the release rate from the near field of sharing solubility limit between radio-isotopes and stable isotopes, illustrated for the cases of ^{79}Se and ^{107}Pd .

5.2.4.6 ベントナイトの厚さ

- ・厚さを1.38m から0.2mに薄くした場合の計算（オーバーバックの沈降または、廃棄物近傍のベントナイトの性能の欠落等を想定）
 - * この影響は CONSERVATIVE' な吸着係数を採用する場合の影響と同様
 - * アクチニドの親核種, ^{246}Cm , ^{239}Pu 等の短半減期核種ほど大きい (Table 5.2.4 参照)。
 - * ^{99}Tc , ^{107}Pd , ^{79}Se , ^{135}Cs , 等の長半減期の放射化生成物や核分裂生成物、アクチニドの放出率の増加は1桁以下である。このような長半減期核種は処分システム全体に対する被曝線量を支配する核種である。
- ・結論
 - * ベントナイトの厚さが減少しても、処分システム全体では十分な性能が確保される。

5.2.4.7 ベントナイト/母岩境界での地下水流速

- ・処分場の領域を流れる地下水流速をリファレンスケースの計算で用いた流速の0.1倍または10, 100倍にした解析（変動幅は、地下水理の計算 (THURY et al 1994 のFig.10-4及び5.3.4章の議論参照) における変動や不確実性の幅）及びベントナイト/母岩境界の濃度を0とした解析
↓
 - * 安全性に係わる全ての放射性核種の最大放出率はこのパラメータに対して適度な感度を有する。
 - * ^{135}Cs に関しては、放出率は地下水流速が10倍の場合までは、ほぼそれに比例して増加する。しかし、それ以上の倍率では感度は鈍くなる（流速が高い場合は、ベントナイト外側境界の濃度はほぼ0になる。それゆえ、このような場合は、地下水流速の変化はベントナイト中の核種の濃度勾配や、ベントナイト外側からの核種の放出率に影響をあたえなくなる。 ^{135}Cs の放出は、地下水流速を0.1倍にした場合に放出率は1/7になる。）。
 - * アクチニド (^{243}Am , ^{240}Pu) に関しては、地下水流速を100倍にした場合と0濃度境界を用いた場合では、結果が僅かに異なる。
- ・結論

* ベントナイト/母岩境界での地下水流速は、ニアフィールドの性能を決定する重要なパラメータである。

* Fig.5.2.6 ニアフィールドからの核種放出に関するベントナイト/母岩境界での地下水流速の影響

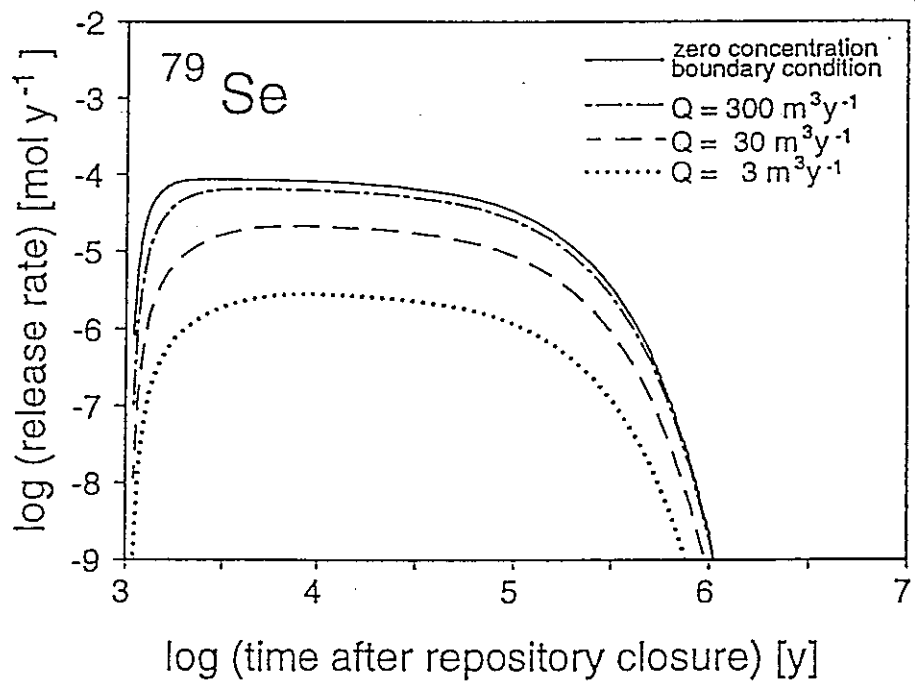
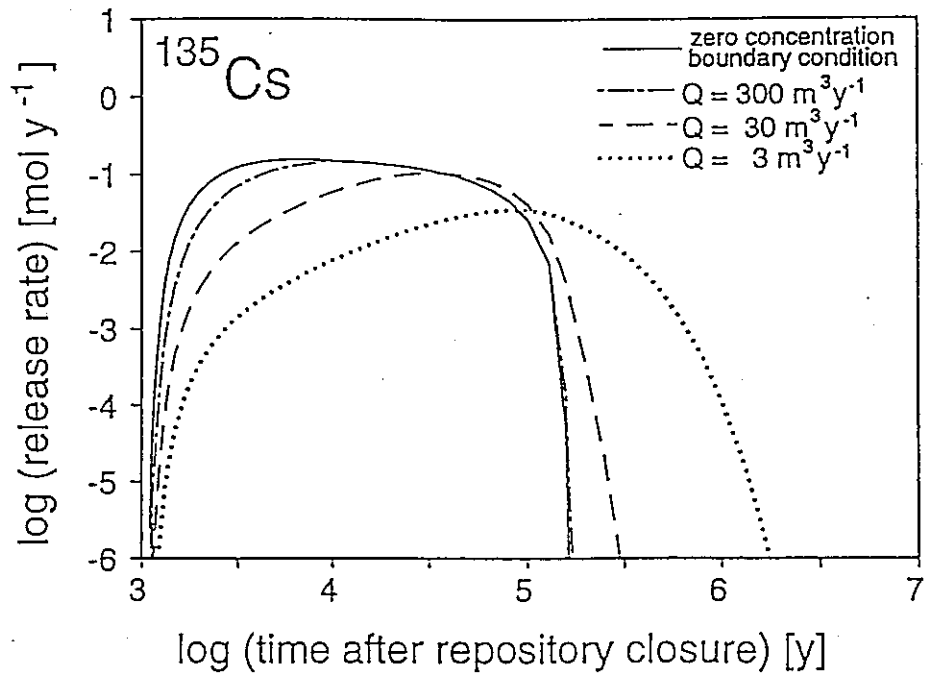


Figure 5.2.6: The effect of groundwater flowrate at the bentonite/host rock interface on radionuclide release from the near field.

5.2.4 ニアフィールドモデリング及びパラメータの要約

・ニアフィールドの人工バリアの主要な構成物は以下のとおりである。

* ガラス固化体

* オーバーバック

* 厚く、圧縮されたベントナイト粘土の充填材

・このシステムの概念モデルに用いられた保守的な仮定

↓

* ガラス固化体を含むオーバーバックは処分場閉鎖後1000年で破損し、その後の核種の移行に関する物理的な抵抗とはならない。

* 多くのキーとなる放射性核種を効果的に除去するもの(スカベンジャー)として知られるガラスの2次生成鉱物や腐食生成物との吸着や共沈は考慮しない。

・簡略化の観点からさらなる保守的な仮定がなされた。

・この簡略化は、リファレンスケースに与えるパラメータの選定や、数学的な取扱を容易にするためになされたものがある。にもかかわらず、リファレンスケースの計算は、人工バリアが高い性能を有することを示している。

・計算された年間の個人被曝線量の最大値は、以下のことを示すものである。

* 地圏における核種の遅延や崩壊を考慮しない人工バリア単独でのバリア性能が、0.1mSv/yのスイスの規制指針HSK/R-21に合致するように放射性核種の放出率を低減させる・感度解析の結果から、最も重要なパラメータは溶解度限度値であることがわかった。

5.3 地質圏のモデル化

5.3節の構成

- モデリング上の仮定
- 支配方程式
- 解法
- 入力パラメータ
- 感度解析
- 解析結果

5.3.1 モデルの仮定

リファレンスシナリオにおける地層中の安全評価モデルでは、ニアフィールドから生物圏に至るまでの岩盤中を放射性核種の輸送は地下水を媒介として生じるものと定義されている。変動シナリオについては6章で考えられている。

5.3.1.1 特徴、プロセス

物理的、化学的な特性およびプロセスに関してなされた仮定は以下の通りである。

- ・安全評価モデリングの観点から、岩盤はマクロスケールで3種類の要素から構成されると仮定されている。
 - 1:結晶質岩盤の上部表面下350~650m以深で大規模スケールの平均透水係数が 4×10^{-11} m/sの低透水性領域
 - 2:大規模スケールの平均透水係数が 3×10^{-7} m/sの低透水性領域の上部にある高透水性領域
 - 3:大規模透水性破碎帯 - ほぼ垂直で高及び低透水性領域と交差し、高透水性領域の透水係数と比較して1あるいは2オーダー大きい透水係数を有する。
- ・処分場パネルは低透水性領域の中に地表面からの深さ約1000mの位置に設置され、それは高透水性領域及び透水性破碎帯から少なくとも100m離れている。
- ・処分場から生物圏への移行経路
 - 低透水性領域 --> 透水性破碎帯 --> 高透水性領域 --> 生物圏

— 低透水性領域 --> 高透水性領域 --> 生物圏

- ・ 結晶質岩盤中の地下水流れ及び放射性核種の輸送は離散的な、透水性亀裂内で生じる。
- ・ 透水性亀裂は次の3つのタイプに分けられる。
 - cataclastic 領域
 - 節理性領域
 - 亀裂性 aplite/pegmatite 岩脈と aplitic gneisses
- ・ 放射性核種は透水性亀裂内のチャンネルに沿って溶液中を移流により移動し、周辺岩盤部のマトリクス中や亀裂内充填物質の空隙水中に拡散する。
- ・ 溶解度制限は地層中では生じない。
- ・ 放射性核種はチャンネル及びマトリクス空隙内の表面に吸着し、吸着の程度は鉱物組成及び地下水の化学組成に影響を受ける。
- ・ 高透水性領域に到達した放射性核種は急激に生物圏へ持ち運ばれる。

5.3.1.2 簡易化とその他の仮定

以下に示す単純化及び仮定が上記した特徴及びプロセスをモデル化するためになされた。

- ・ 低透水性領域において、微小スケールの透水性亀裂を有するチャンネルは単一の、移行距離 L [m]、開口幅 $2b$ [m]あるいは半径 r_0 [m]を持つ平行平板あるいは円管でモデル化できる。
- ・ 移流は低透水性領域及び透水性亀裂の空間密度と内部幾何形状を通過するバルクな地下水流速から得られる流速 u [ms^{-1}]で経路に沿って計算される。
- ・ 透水特性間の相互連結効果は機械的分散に現れる。水理学的分散は機械的分散と分子拡散の効果を組み合わせたものであり、縦方向分散長さ a_L [m]で定量化され、Fickの拡散プロセスとしてモデル化できる。
- ・ マトリクス拡散は空隙水中の拡散係数 D_p [m^2s^{-1}]で定量化され、流れの経路に隣接する制限されたマトリクス中の広がりの中の連結性亀裂を有する領域の中で流れと垂直方向に計算される。
- ・ 可逆性の平衡吸着がマトリクス中の空隙表面上に生じ、流れの経路表面上への吸着は保守的に無視できる。

- ・吸着は線形の吸着等温線モデル化できる。Csの場合は非線形Freundlich型吸着等温線モデル化できる。
- ・移流速度、分散率、拡散係数、吸着パラメータ及びマトリクス中の空隙率は全て低透水性領域内で時間空間に対して一定であると仮定される。
- ・2つの別の仮定が透水性亀裂中の放射性核種移行に対してなされている。
 - －破碎帯中の核種移行時間は無視できる。すなわち、放射性核種は高透水性領域内で瞬間的に輸送される。
 - －透水性破碎帯中の核種輸送が低透水性領域内と同様なプロセスを考慮してモデル化される。
- ・高透水性領域に到達した核種は保守的に瞬時に生物圏へ輸送されると仮定できる。
- ・コロイド輸送に関しては実験データが少ないために非常に簡略化したモデルしかなく、基本シナリオでは考慮されておらず、変動シナリオで取り扱われる。

5.3.2 数学的記述

Fig. 5.3.1に示されるように透水特性として以下に示す2つのタイプの2重空隙モデルが考えられている。

- ・平行平板亀裂
 - －直交座標系 (y, z)
 - － z 軸：亀裂平面上、地下水の流れ方向、亀裂開口幅内の中心軸
 - － y 軸：亀裂平面に垂直方向
- ・管状亀裂
 - －円筒座標系 (r, z)
 - － z 軸：管状亀裂の中心軸
 - － r 軸：管状亀裂周方向

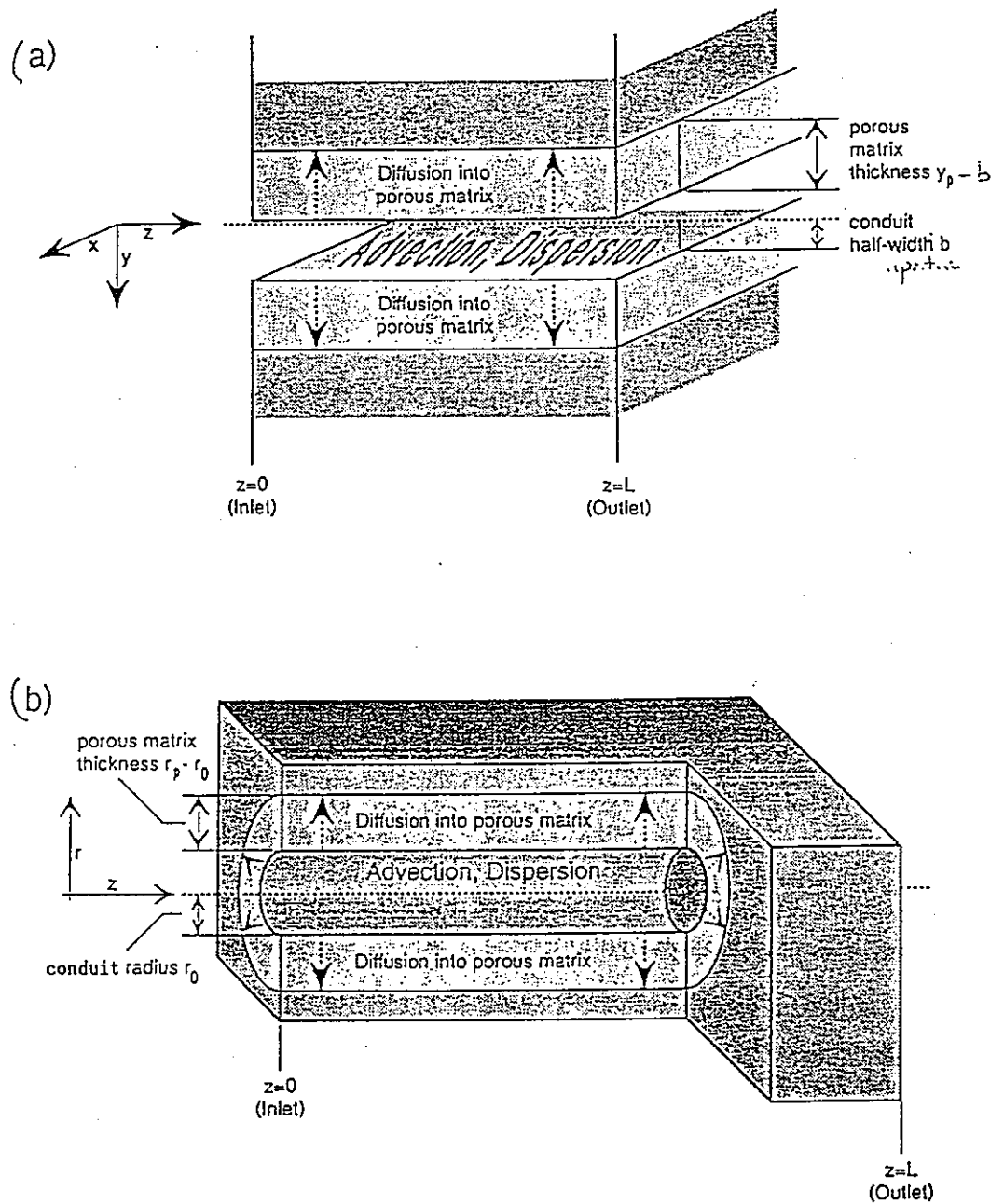


Figure 5.3.1: The dual-porosity transport model. Advection and longitudinal dispersion are modelled within either (a) a parallel-walled conduit (planar geometry) or (b) a tubular conduit (cylindrical geometry). One-dimensional, spatially-limited matrix diffusion normal to the advection-dispersion direction is also considered.

5.3.2.1 支配方程式

輸送モデルの数学的定式化はREV (Representative Elementary Volume) に対して、質量収支をとることにより求められる。コロイドの存在は無視する。

・亀裂経路内

－移流、水理学的分散、核種の崩壊／生成、マトリクス中への拡散を考慮

$$\frac{\partial C_f^{(i)}}{\partial t} = \frac{1}{R_f^{(i)}} \left[-u \frac{\partial C_f^{(i)}}{\partial z} + a_L u \frac{\partial^2 C_f^{(i)}}{\partial z^2} + \bar{R}_f^{(i-1)} \lambda^{(i-1)} C_f^{(i-1)} - \bar{R}_f^{(i)} \lambda^{(i)} C_f^{(i)} \right] + \frac{1}{R_f^{(i)}} \left\{ \begin{array}{l} \frac{1}{b} \varepsilon_p D_p \frac{\partial C_p^{(i)}}{\partial y} \Big|_{y=b} \quad \text{for planar geometry} \\ \frac{2}{r_0} \varepsilon_p D_p \frac{\partial C_p^{(i)}}{\partial r} \Big|_{r=r_0} \quad \text{for cylindrical geometry} \end{array} \right. \quad (5.3.1)$$

・多孔質マトリクス内

－核種の崩壊／生成、拡散を考慮

$$\frac{\partial C_p^{(i)}}{\partial t} = \frac{1}{R_p^{(i)}} \left[\bar{R}_p^{(i-1)} \lambda^{(i-1)} C_p^{(i-1)} - \bar{R}_p^{(i)} \lambda^{(i)} C_p^{(i)} + D_p \left\{ \begin{array}{l} \frac{\partial^2 C_p^{(i)}}{\partial y^2} \quad \text{for planar geometry} \\ \frac{\partial^2 C_p^{(i)}}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C_p^{(i)}}{\partial r} \quad \text{for cylindrical geometry} \end{array} \right. \right] \quad (5.3.2)$$

その他、亀裂経路内、多孔質マトリクス内の数学的定式化で共通するものは以下の通りである。

・崩壊連鎖 (1→2→... → i →... →...)

・吸着現象

－ $R_p^{(i)} [-]$ と $R_f^{(i)} [-]$ で線形吸着が表現されている。

－ $\tilde{R}_p^{(i)} [-]$ と $\tilde{R}_f^{(i)} [-]$ は非線形吸着を一般化するために導入されている。

－非線形の場合上記4つのパラメータは全て濃度の関数となる。

－線形の場合、 $\tilde{R}_p^{(i)} [-]$ と $\tilde{R}_f^{(i)} [-]$ はそれぞれ濃度に対して独立

となり、 $R_p^{(i)}$ と $R_f^{(i)}$ と等しくなる。

5.3.2.2 初期条件と境界条件

5.3.2.2.1 初期条件

初期条件の設定

- ・岩盤中の初期核種濃度は0
- ・キャニスタの破損時間 : $t=0$

$$C_f^{(i)}(z,t) = 0 \quad ; \forall z, t \leq 0 \quad (5.3.3)$$

$$C_p^{(i)}(y,z,t) = 0 \quad ; \forall z, |y| \geq b, t \leq 0 \quad \text{for planar geometry} \quad (5.3.4)$$

$$C_p^{(i)}(r,z,t) = 0 \quad ; \forall z, r \geq r_0, t \leq 0 \quad \text{for cylindrical geometry.} \quad (5.3.5)$$

5.3.2.2.2 境界条件－モデル流路

流れの経路に対する境界条件の設定

- ・5.3.2.1節の核種移行経路の2つの場合について双方とも低透水性領域中の核種移行のモデル化を行う。
- ・破碎帯中の移行計算は5.3.2.1節の核種移行経路に関する2番目の仮定に対してなされる。
- ・低透水性領域内のチャンネルにおけるモデルの境界条件
 - －上流側 : ニアフィールドからのフラックスを移流分散フラックスと等価に設定

$$F_{in}^{(i)}(t) = q \left[C_f^{(i)}(0,t) - a_L \frac{\partial C_f^{(i)}}{\partial z} \Big|_{z=0} \right] \quad ; t > 0, \quad (5.3.6)$$

－下流側 : 経路終点において濃度=0

$$C_f^{(i)}(L,t) = 0 \quad ; \forall t. \quad (5.3.7)$$

・ 破碎帯中のチャンネルにおけるモデルの境界条件

－ 上流側 : 低水性領域からのフラックスを移流分散フラックスと等価に設定

$$F_{in}^{(i)}(t) = q \left[C_f^{(i)}(0,t) - a_L \frac{\partial C_f^{(i)}}{\partial z} \Big|_{z=0} \right] \quad ; t > 0, \quad (5.3.6)$$

－ 下流側 : 経路終点において濃度=0

$$C_f^{(i)}(L,t) = 0 \quad ; \forall t. \quad (5.3.7)$$

・ 低透水性領域あるいは透水性破碎帯からの核種フラックス

$$F_{out}^{(i)} = -qa_L \frac{\partial C_f^{(i)}}{\partial z} \Big|_{z=L} \quad (5.3.8)$$

・ 透水性破碎帯がモデル化される場合、上流側境界条件 ($F_{in}^{(i)}(t)$) は低透水性領域での $F_{out}^{(i)}(t)$ の計算結果で与えられる。

5.3.2.3.3 境界条件－多孔質媒体

マトリクス内の境界条件

・ 移行経路とマトリクス間の境界条件

$$C_f^{(i)}(z,t) = \begin{cases} C_p^{(i)}(b,z,t) & \text{for planar geometry} \\ C_p^{(i)}(r_0,z,t) & \text{for cylindrical geometry} \end{cases} \quad ; \forall z, \forall t. \quad (5.3.9)$$

- ・マトリクス内外側境界条件（拡散フラックスの制限）

$$\left. \frac{\partial C_p^{(i)}}{\partial y} \right|_{y=y_p} = 0 \quad \text{for planar geometry} \quad ; \forall i. \quad (5.3.10)$$

$$\left. \frac{\partial C_p^{(i)}}{\partial r} \right|_{r=r_p} = 0 \quad \text{for cylindrical geometry}$$

5.3.3 モデル方程式の解

5.3.3.1 線形吸着

- ・チャンネル表面上への核種吸着は保守的に無視している。

$$R_f^{(i)} = \bar{R}_f^{(i)} = 1 \quad (5.3.11)$$

- ・マトリクス空隙表面に対しては瞬時線形吸着を仮定している。

$$R_p^{(i)} = \bar{R}_p^{(i)} = 1 + \frac{1 - \varepsilon_p}{\varepsilon_p} \rho K_d^{(i)}. \quad (5.3.12)$$

- ・線形の支配方程式はRANCHMDコードを用いて数值的に解法される。

－時間依存常微分連立方程式

－Lagrange 補間法

－Gear's stiff 法（積分法）

5.3.3.2 非線形吸着

- ・ ^{135}Cs を非線形吸着特性を有する核種として評価している。
- ・修正Freundlich型吸着等温線を用い、 C_{\min} [mol m^{-3}]で表される地下水中の安定元素濃度を考慮している。
- ・核種濃度が C_{\min} より小さい場合、核種と岩盤の反応は線形吸着により近似される同位体交換で定義される。

・遅延係数は次式で表される。

$$R_p^{(i)} = 1 + \frac{1 - \varepsilon_p}{\varepsilon_p} \rho N K (C_p^{(i)} + C_{\min})^{N-1} \quad (5.3.13)$$

$$\tilde{R}_p^{(i)} = 1 + \frac{1 - \varepsilon_p}{\varepsilon_p} \rho K (C_p^{(i)} + C_{\min})^{N-1} \quad (5.3.14)$$

・非線形の支配方程式はRANCHMDコードの拡張版であるRANCHMD-NLによって解法される。

5.3.3.3 核種のコロイド移行

コロイド移行の概念図をFig. 5.3.2に示す。コロイド移行を考える場合、5.3.1節で定義した仮定に加えて以下の仮定がなされる。

- ・コロイドは天然状態で地下水中に存在する。
- ・コロイドの濃度は時間空間的に一定である。
- ・コロイドの損失と生成が平衡状態にある。
- ・コロイドはモデルの移行経路内を移流によって移動する。
- ・コロイドはその大きさと電価の影響を受け、マトリクス中へは拡散しない。
- ・コロイドは移行経路の壁面と反応する。
- ・放射性核種はコロイド上に吸着し、輸送される。

コロイドの移行を既存モデルで評価するためには、ニアフィールドと岩盤中の移行モデルのパラメータを変化させる必要がある。また、コロイド上への非線形吸着に関しては、移流速度 u' 、ベントナイト外側流量 Q' 、ダルシー流速 q' 、線形遅延係数 $R_f^{(i)}$ 、非線形遅延係数 $\tilde{R}_f^{(i)}$ は全て濃度の関数となる。特別な場合にはこれらの5つのパラメータは濃度に独立になり、以下に示す式で与えられる。

$$R_f^{(i)} = \tilde{R}_f^{(i)} = 1 + \chi K_c \left(1 + \frac{K_o}{b} \right) \quad (5.3.15)$$

$$\frac{u'}{u} = 1 + \frac{u_c}{u} \chi K_c \quad (5.3.16)$$

$$\frac{Q'}{Q} = \frac{q'}{q} = \frac{u'}{u} \quad (5.3.17)$$

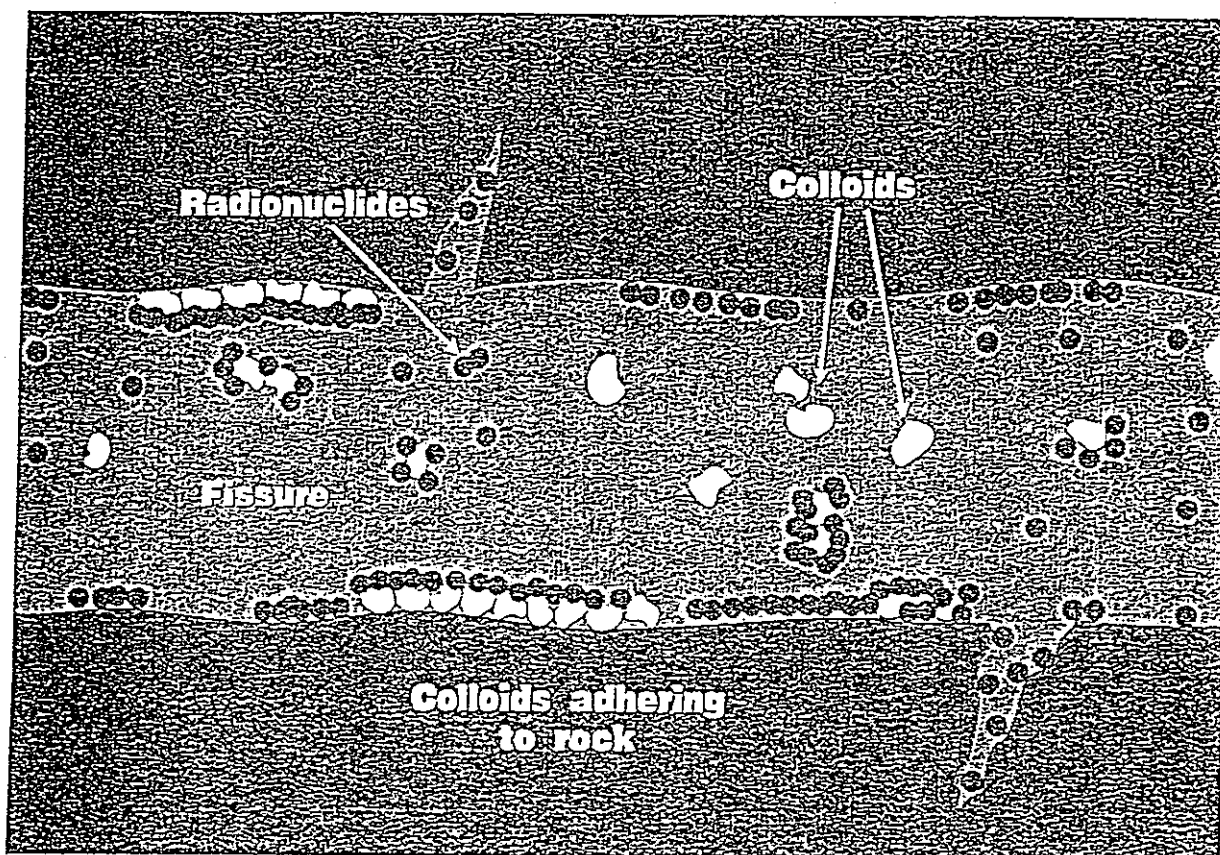


Figure 5.3.2: Schematic representation of colloid facilitated transport (size of radionuclides with respect to colloids exaggerated, pore structure simplified). An individual channel within a water-conducting feature conveys radionuclides both in solution and sorbed onto groundwater colloids. Radionuclides also diffuse into matrix pores and sorb onto pore surfaces. In modelling this system, it is conservatively assumed that colloids are excluded from all matrix pores. They may interact with the walls of the channel (sorption), although an equilibrium is assumed between colloid loss and generation.

K-Iでは、非線形吸着等温線に関するデータが不十分であるため、コロイド上への線形吸着のみが考慮されている。式の形態は同じであるので評価に際してはSTRENGとRANCHMDが使用された。

5.3.3.4 簡略解

支配方程式に対するの解析解はその単純さゆえに一般的な数値解の解釈及びパラメータ変化に対するシステムの感度の解析において有用であり、以下の2つの方法が使用された。

- ・ 定常解

ニアフィールドからの放出率が地層中の移行時間に比べて緩慢であり、放射性崩壊が無視できる。

- ・ 崩壊と生成の平衡状態

地層中の移行時間が半減期に比べて十分に大きく、平衡が達成される。

5.3.3.4.1 定常解

定常状態の解析解は、マトリクス空隙（あるいはコロイド）への線形吸着を考えた場合に誘導できる。

境界条件：

$$\lim_{z \rightarrow \infty} C_f^{(i)}(z, t) = 0 \quad ; \forall t \quad (5.3.18)$$

生成を考えない場合：

$$\frac{F_{out}^{(i)}}{F_{in}^{(i)}} = \exp \left\{ \frac{Pe}{2} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4}{Pe} \frac{LR_{eff}^{(i)}}{u'} \lambda^{(i)}} \right] \right\} \quad (5.3.19)$$

$Pe = L/a_L$ はペクレ数、 $R_{eff}^{(i)}[-]$ はマトリクス拡散の効果考慮に入れた有効遅延係数である。定常状態の解析解は次式で表される。

$$R_{eff}^{(i)} = R_f^{(i)} \left(1 + \varepsilon_p \frac{R_p^{(i)}}{R_f^{(i)}} \left\{ \begin{array}{l} \frac{1}{b\sqrt{\mu}} \tanh[\sqrt{\mu} y_p] \\ \frac{2}{r_0\sqrt{\mu}} \left[\frac{I_1(\sqrt{\mu} r_p) K_1(\sqrt{\mu} r_0) - I_1(\sqrt{\mu} r_0) K_1(\sqrt{\mu} r_p)}{I_0(\sqrt{\mu} r_0) K_1(\sqrt{\mu} r_p) + I_1(\sqrt{\mu} r_p) K_0(\sqrt{\mu} r_0)} \right] \end{array} \right. \right) \right. \begin{array}{l} \text{for planar} \\ \text{geometry} \\ \text{for cylindrical} \\ \text{geometry} \end{array} \quad (5.3.20)$$

ここで、

$$\mu = \frac{\lambda^{(i)} R_p^{(i)}}{D_p} \quad (5.3.21)$$

$I_n(\xi)$ 及び $K_n(\xi)$ はそれぞれ、1種及び2種のn次の修正ベッセル関数である。

地層中の核種の移行時間 $T^{(i)}$ は、定常解から次式のように定義される。

$$T^{(i)} = \frac{LR_{eff}^{(i)}}{u'} \quad (5.3.22)$$

定常解の検討から以下の結論が得られる。

- ・ $\lambda^{(i)} T^{(i)} \ll 1$ のとき、 $F_{out}^{(i)} \approx F_{in}^{(i)}$
- ・ このとき、地層内のフラックスは地層に侵入してくるフラックスと同じになる。
- ・ 定常状態の解析解はニアフィールドからの核種放出時間が半減期に比べて長い時に適切な評価ができる。
- ・ 地層のバリア性能に関して保守的な上限値を与える。

5.3.3.4.2 放射平衡

チャンネル内に蓄積されている核種量は周辺マトリクス中に蓄積されている核種量に比べて小さいと仮定すると、チャンネル内の濃度はマトリクス中の濃度との平衡によって決定される。マトリクス中では、放射平衡は次式に示す条件が満足される場合に定義できる。

$$\frac{\varepsilon_p C_p^{(i)} + \rho(1 - \varepsilon_p) S_p^{(i)}}{T_{1/2}^{(i)}} = \frac{\varepsilon_p C_p^{(i-1)} + \rho(1 - \varepsilon_p) S_p^{(i-1)}}{T_{1/2}^{(i-1)}} \quad (5.3.23)$$

両辺の分子はそれぞれ核種*i*及び*i-1*のマトリクス単位体積中の量を表している。
 $S_p^{(i)}$ [mol kg⁻¹]及び $S_p^{(i-1)}$ [mol kg⁻¹]は単位固相上に吸着した核種量であり、
 $T_{1/2}^{(i)}$ 及び $T_{1/2}^{(i-1)}$ はそれらの半減期である。

$$S_p^{(i)} = K_d^{(i)} C_p^{(i)} \quad (5.3.24)$$

核種とその親核種の地層からのフラックスは次式で関係づけられる。

$$Y F_{out}^{(i)} = F_{in}^{(i-1)} \quad (5.3.25)$$

ここで、

$$Y \equiv \frac{T_{1/2}^{(i-1)} \left[\varepsilon_p + \rho K_d^{(i)} (1 - \varepsilon_p) \right]}{T_{1/2}^{(i)} \left[\varepsilon_p + \rho K_d^{(i-1)} (1 - \varepsilon_p) \right]} \quad [-] \quad (5.3.26)$$

無次元量を定義すると次式のようになる。

$$\Psi = \frac{\left(Y F_{out}^{(i, \max)} / F_{out}^{(i-1, \max)} \right) - 1}{\left(Y F_{in}^{(i, \max)} / F_{out}^{(i-1, \max)} \right) - 1} \quad [-], \quad (5.3.27)$$

地層中の存在している核種が親核種と平衡状態にあるとき、 $\Psi = 0$ となる。これは、崩壊していく核種の初期インベントリが親核種からの生成に比べて、十分に長い場合に生じる。移行時間が短い場合、核種生成に寄与する十分な時間がなく、また、地層中では殆ど崩壊しない場合、 $\Psi = 1$ となる。

5.3.4 入力パラメータ

地層中の移行モデルのプロセスの定量化に必要な地質、化学、水理データの関係をFig.5.3.3に示す。

- ・ リファレンスケースでは物理化学パラメータは不確実性の範囲内で現実的／保守的である値が設定されている。
- ・ リファレンスケースでは特性が良好に把握されており、安全評価に対して好条件を与えるArea Westをベースにしている。
- ・ 移行経路モデルの幾何学特性に関しては、透水特性の内部構造の観測から変化に富んでいるので、単一の現実的／保守的な値で評価することは適切でない。
- ・ 幾何学的及び物理化学的パラメータの変化に対する地層中移行モデルの感度解析が実施された。

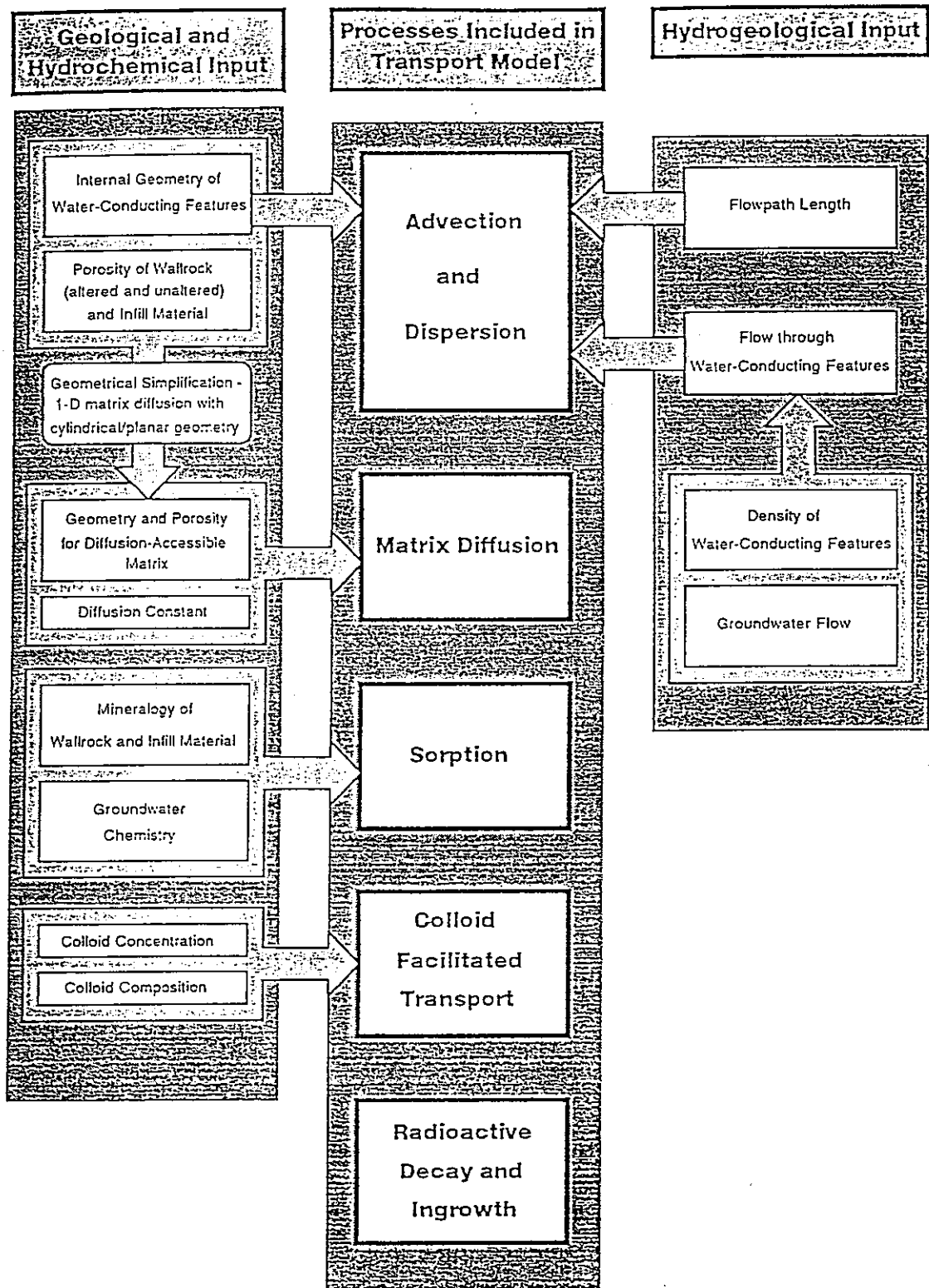


Figure 5.3.3: Geological, hydrogeological and hydrochemical input to geosphere transport modelling.

5.3.4.1 移流

- ・ 移流プロセスを定量化するためには、透水特性、透水特性の構造、移行経路長が必要である。
- ・ 移流速度は流れの空隙に対するダルシー流速の比に等しい。
- ・ 流れの空隙は岩盤単位体積当りのチャンネルの体積で表される。
- ・ チャンネルの開口幅が $2y_1$ [m]、全トレース長が H [m^{-1}] の時の移流速度 :

$$u = \frac{q}{2y_1 H} \quad (5.3.28)$$

- ・ H は次式で表される。

$$H = \gamma\varphi \quad (5.3.29)$$

ここで、 γ : 透水特性密度 (亀裂密度) [m^{-1}]

φ : 透水特性単位長さ当りのチャンネル全長 [m]

- ・ 処分場流量 Q に関して、移流速度は次式で表される。

$$u = \frac{Q}{2y_1 G} \quad (5.3.30)$$

ここで、 Q : $Q=qA$ (q :ダルシー流速 [ms^{-1}]、 A :処分場面積 1.35×10^5 [m^2])

G : 処分場面積に交差するチャンネルのトレース長の総長

$$G = \gamma\varphi A \quad (5.3.31)$$

5.3.4.1.1 透水特性

Area WestとArea Eastの地層中核種移行モデリングで使用する適切な流量は以下の仮定に基づき選択された。

Area Westに関して：

- ・2,3の1次及び2次の断層が水理学的にアクティブである。

Area Eastに関して：

- ・Siblingenの孔井で得られたデータが全領域を代表する。
 - －この仮定は結晶質岩盤はArea WestよりもArea Eastが透水性が大きく、流量も大きくなるということを意味している。
- ・Siblingenのデータは特別のケースであり、Area WestのデータはまたArea Westにも適用できる。

地下水流動解析結果から選定された代表値をTable 5.3.1に示す。透水性破碎帯に関するデータはArea Westに関してのみ利用できる。

a. Regional/Repository-Scale Data

Reference Area West; Sparse Scenario			
		LPD	MWCF
hydraulic conductivity (K) ²	[ms ⁻¹]	4x10 ⁻¹¹	3x10 ⁻⁷
hydraulic gradient (i)	[-]	0.02	0.02
Darcy velocity (q) ³	[ms ⁻¹]	7x10 ⁻¹³	7x10 ⁻⁹
water flow through the repository area (Q)	[m ³ y ⁻¹]	3	-
transmissivity of MWCF (T _w) ⁴	[m ² s ⁻¹]	← realistic-concretions	6x10 ⁻⁶
transport path length (L)	[m]	200 (100-500) ← variations	200

Reference Area East (LPD only); Hypothesis 1, SIB ⁵ representative ⁵ (see section 3.5.2)			
hydraulic conductivity (K)	[ms ⁻¹]		10 ⁻⁸ SIB
hydraulic gradient (i)	[-]		0.003
Darcy velocity (q)	[ms ⁻¹]		3x10 ⁻¹¹
water flow through the repository area (Q)	[m ³ y ⁻¹]		10 ²
transport path length (L)	[m]		200

b. Data for Water-Conducting Features

Reference Area West; Sparse Scenario			
		LPD	MWCF
density of water-conducting features within either LPD or MWCF (γ) ¹	[m.m ⁻²]	0.04	0.1
transmissivity of water-conducting features (T _w)	[m ² s ⁻¹]	10 ⁻⁹	3x10 ⁻⁶
water flow per unit length in water-conducting features (q _w)	[m ² s ⁻¹]	2x10 ⁻¹¹	7x10 ⁻¹⁰

Reference Area East (LPD only); Hypothesis 1, SIB ⁵ representative ⁵			
density of water-conducting features (γ) ¹	[m.m ⁻²]		0.1
transmissivity of water-conducting features (T _w)	[m ² s ⁻¹]		10 ⁻⁷
water flow per unit length in water-conducting features (q _w)	[m ² s ⁻¹]		3x10 ⁻¹⁰

Notes

1. The density γ of water-conducting features in the LPD is derived from the number (14 for Reference Area West and 40.8 for Reference Area East) and length (25 m for Reference Area West and 22.8 m for Reference Area East) of features intersecting a hypothetical plane of area 500 m × 10 m.

2. $K = T_w \gamma$

3. $q = Ki$

4. $T_M = K \times 20 \text{ m}$, for a MWCF of 20 m width.

5. SIB : Siblingen borehole

Table 5.3.1: Groundwater flow data for performance assessment (from Tables 3.7.4 and 3.5.2 - data presented to one significant figure). LPD: low-permeability domain, MWCF: major water-conducting fault.

5.3.4.1.2 透水特性の構造

- ・ 透水特性はArea WestとArea Eastのすべての結晶質岩盤領域で3つのタイプに分けられる。
 - － cataclastic領域
 - － 節理性領域
 - － 亀裂性 apatite/pegmatite 岩脈とaplitic gneisses
- ・ 核種移行モデリングにおいては、それぞれのタイプは幾何学的に単純化される。
- ・ 共通の特徴は以下の通りであり、亀裂特性の概念をFig.5.3.4に示す。
 - － 部分的に充填物質を有する亀裂群を有する。
 - － 地下水流速が生じている離散的なチャンネルを有する。
 - － 亀裂周辺近傍領域は変質が生じている。
- ・ cataclastic領域と節理性領域とは輸送のモデル化に際しては殆ど差異がなく、唯一の差異は平衡亀裂の数である（cataclastic領域：5、節理性領域：3）。
- ・ モデリングでは、cataclastic、節理性領域ともに平衡亀裂の数3を使用した。
- ・ チャンネル幅（ $2x_1$ ）と亀裂面間隔（ $2x_2$ ）の比 $x_1:x_2$ が輸送モデルでは重要であり、両者は相関性を有する。
- ・ 解析ケース（Table5.3.2参照）
 - － cataclastic領域と節理性領域
核種移行に関する $x_1:x_2$ の影響を検討するために2つの極端なケースが選択された。
 - 1) チャンネル幅：狭、チャンネル頻度：密
 - 2) チャンネル幅：広、チャンネル頻度：粗
 - － 亀裂性 apatite/pegmatite 岩脈とaplitic gneisses
 - 1) x_1 と x_2 の最大値を取ったときと x_1 と x_2 の最小値をとったときの $x_1:x_2$

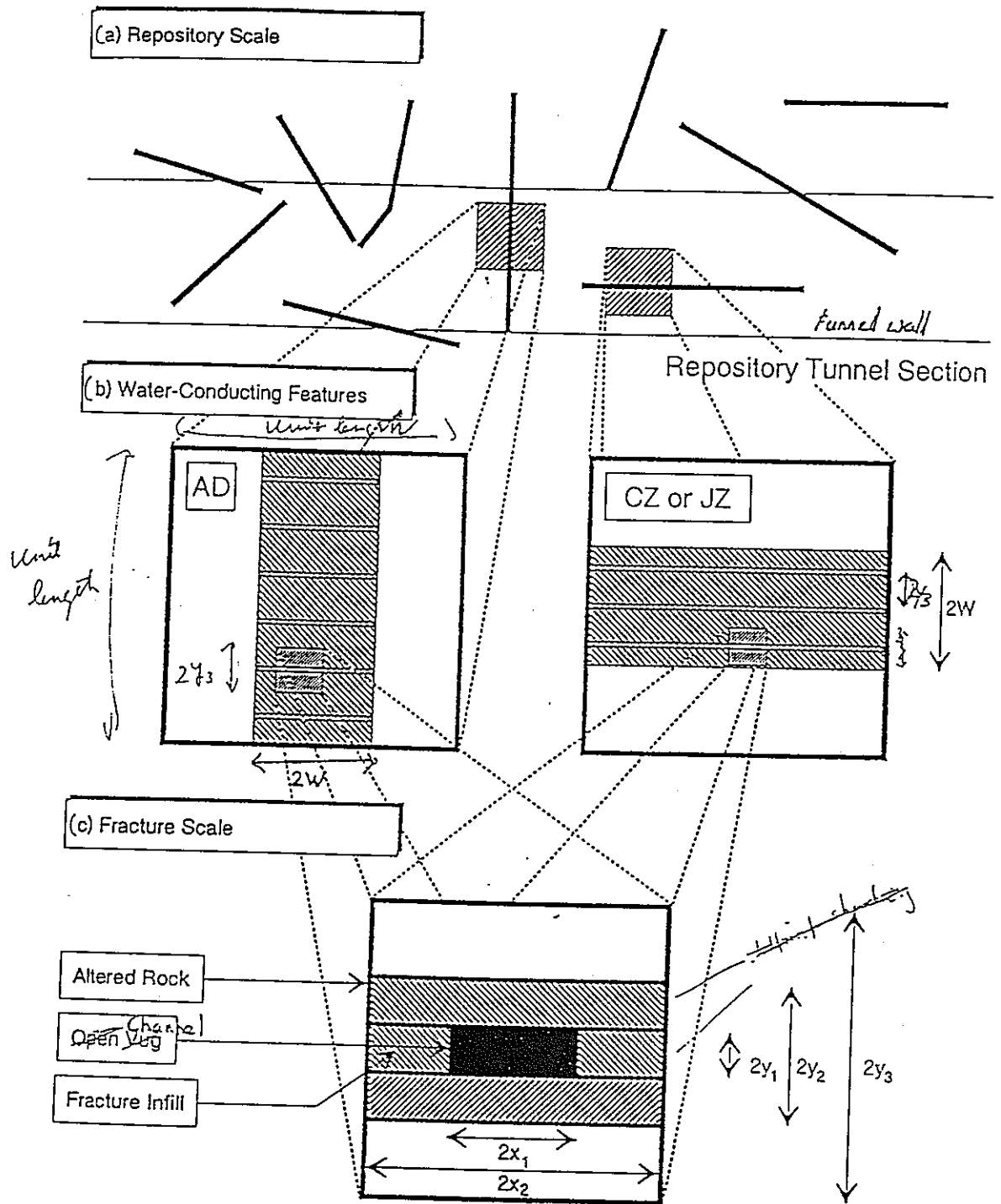


Figure 5.3.4: (Previous page). Internal geometry of the water-conducting features. (a) a repository tunnel intersects water-conducting features within the low-permeability domain. (b) the features, of width $2W$, are of three types (CZ - cataclastic zones, JZ - jointed zones and AD - fractured aplite / pegmatite dikes and aplitic gneisses). (c) a common system of notation may be adopted to describe the internal geometry of all three types. Channels within individual fractures have a width $2x_1$ and a separation $2x_2$ within the fracture plane. The channels (and also the fractures) have an aperture $2y_1$. Each fracture has an adjoining zone of altered rock (shaded) extending a distance $y_2 - y_1$ from both fracture walls on either side, beyond which the rock is unaltered (unshaded). The fracture separation within a water-conducting feature is $2y_3$.

	Cataclastic / Jointed Zones		Fractured Aplite/Pegmatite Dykes and Aplitic Gneisses
	(narrow, closely-spaced channels)	(broad, widely-spaced channels)	
$2x_1$ [mm]	10	10^2	-
$2x_2$ [mm]	10^2	5×10^3	-
x_1/x_2 [-]	9×10^{-2}	2×10^{-2}	5×10^{-1}
$2y_1$ [mm]	1	1	1
$2y_3$ [mm]	4×10^2	4×10^2	3×10^2
W/y_3 [-]	3	3	3

Table 5.3.2: Parameters describing three alternative representations of the internal geometry of water-conducting features, spanning the variability observed in cores and surface exposures. Parameters are defined in Figure 5.3.4.

- ・ ϕ は単位長さの透水特性内の総チャンネル長であり、次式により計算される。

$$\phi = \frac{x_1}{x_2} \cdot \frac{W}{y_3} \quad (5.3.32)$$

- ・ 各タイプの透水特性のG、H、移流速度をTable 5.3.3に示す。

Reference Area	Domain		Cataclastic / Jointed Zones		Fractured Aplite/Pegmatite Dykes and Aplitic Gneisses
			(narrow, closely-spaced channels)	(broad, widely-spaced channels)	
West	LPD	G [m]	10^3	2×10^2	8×10^3
		u [ms^{-1}]	7×10^{-8}	3×10^{-7}	10^{-8}
East		G [m]	3×10^3	8×10^2	2×10^4
		u [ms^{-1}]	10^{-6}	5×10^{-6}	2×10^{-7}
West	MWCF	H [m^{-1}]	3×10^{-2}	6×10^{-3}	2×10^{-1}
		u [m s^{-1}]	3×10^{-4}	10^{-3}	4×10^{-5}

Table 5.3.3: Reference Case advection velocities u in the water-conducting features of the low-permeability domain (LPD) and major water-conducting faults (MWCF) for each of the three alternative geometrical representations described in Table 5.3.2. The advection velocity is dependent on the groundwater flow rate (Table 5.3.1) and on either G , the total trace length of channels intersecting either the repository area (in the case of the LPD) or on H , the trace length of channels per unit area of a plane normal to the flow direction (in the case of MWCF).

5.3.4.1.3 流路長

解析に際しては以下に示す移行経路長が考慮された。

- ・ 移行経路長 $L=200$
 - － 基本ケース
 - － 低透水性領域
 - － 透水性破碎帯
- ・ 移行経路長 $L=100$
 - － 処分場トンネルから透水性破碎帯あるいは高透水性領域下部境界までの最小移行距離
 - － 低透水性領域内での保守的移行経路長
- ・ 移行経路長 $L=500$
 - － 感度解析のための変動ケース

5.3.4.2 分散

- ・ 縦方向分散長さは一定ではなく、移行距離に依存性を有する。
- ・ ペクレ数 $Pe = L / a_L$ が現実的 / 保守的な値として解析に使用された。
- ・ 解析では $Pe=2$ と $Pe=50$ の範囲に変化させることにより不確実性を考慮している。この範囲は Neretnieks (1985) が行った亀裂性の結晶質岩に関する実験で示されている。
- ・ Particle tracking法で行った結果から実効的な分散率は移行距離の約 $1/20$ であることが示された。

5.3.4.3 マトリクス拡散

5.3.4.3.1 拡散係数

- ・ 岩盤組成と空隙率を考慮に入れた全ての核種に関する拡散係数 D_p は以下の通りである。
 - － 現実的 / 保守的な値 : $3 \times 10^{-11} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
 - － 保守的な値 : $6 \times 10^{-12} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
- これらの値は実験により亀裂性岩盤に関して得られた拡散係数の調査に基づき選択された。

5.3.4.3.2 拡散しうるマトリクスの幾何学的形状並びに特性

- ・ 地層中の核種移行に関するマトリクス拡散の取り扱いは次のような特徴がある。
 - － マトリクス拡散は亀裂モデルの移行経路表面に対して垂直な一次元方向に生じる。
 - － マトリクス拡散は亀裂モデルの移行経路表面の近傍の連結した空隙内の制限された領域で生じる。
 - － 拡散しうるマトリクスの特性は均一である。
- ・ これらの移行モデル上の制限は概念モデルを単純化させる。
- ・ 3つのタイプの透水特性を考慮した場合の周辺マトリクスへの核種移行の概念モデルは Fig. 5.3.5 に示される。3つのタイプの移行特性の概念モデルに対応

するマトリクス中の移行概念モデルは以下の通りである。

1) 無制限のマトリクス拡散

－亀裂内充填物、変質帯及び未変質帯へのマトリクス拡散

－Geometries 1、2、3

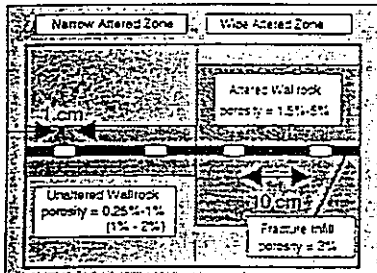
2) マトリクス拡散の制限考慮

－マトリクス拡散が亀裂充填物、変質帯のみに限定される。

－Geometries 4、5、6

6つのマトリクス拡散概念モデルのパラメータは移行経路の大きさ、マトリクスの空隙と共にTable 5.3.4に示されている。

**Conceptual Models
of Water-Conducting Features**

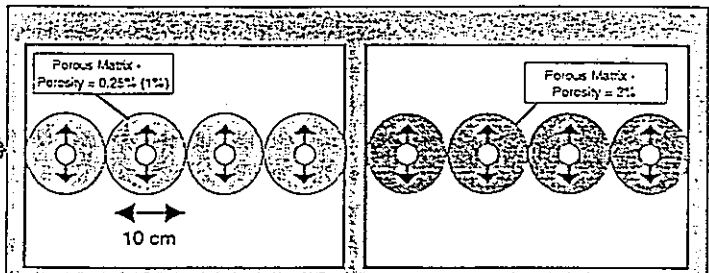


Cataclastic Zones or Jointed Zones -
Narrow, Closely-Spaced Channels

Further Geometrical Simplification for Transport Modelling
One-Dimensional Matrix Diffusion in Cylindrical or Planar Geometry

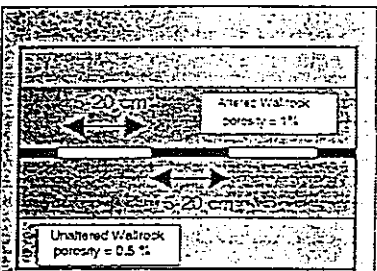
Unlimited Matrix Diffusion
(infill = altered and unaltered wallrock accessible)

Limited Matrix Diffusion
(fracture infill and altered wallrock accessible)

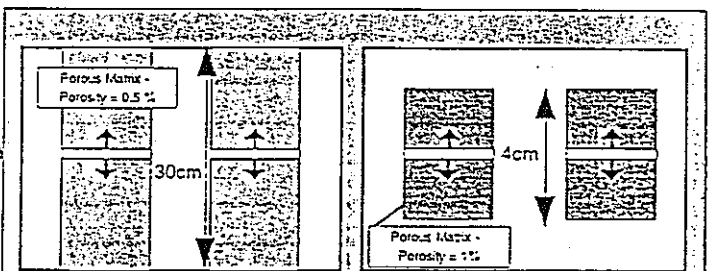


Geometry 1
(narrow zone of altered wallrock)

Geometry 4
(wide zone of altered wallrock)

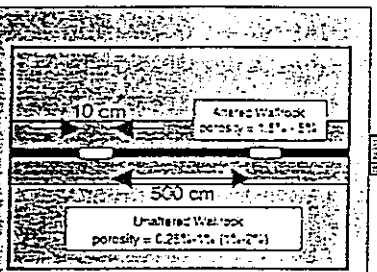


Fractured Aplite/Pegmatite Dykes
and Aplitic Gneisses

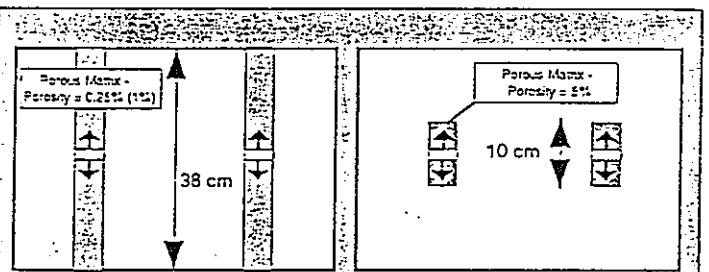


Geometry 2

Geometry 5



Cataclastic Zones or Jointed Zones -
Broad, Widely-Spaced Channels



Geometry 3

Geometry 6

Figure 5.3.5: (Previous page.) Alternative geometrical representations of the internal structure of water-conducting features. The representations are simplified to allow transport modelling with the codes RANCHMD and RANCHMDNL; the code imposes the limitation of one-dimensional matrix diffusion in cylindrical or planar geometry. Porosities in parentheses apply to features within major water-conducting faults. Geometries 1, 2 and 3 incorporate the assumption of unlimited matrix diffusion (i.e. diffusion into both altered and unaltered wallrock). Geometries 4, 5 and 6 incorporate the assumption of matrix diffusion limited to the altered wallrock only. Shading indicates regions accessible to matrix diffusion. In geometries 1 and 4, the extent of these regions is limited by the separation of the channels within each fracture. The difference in the two cases lies in the porosity assigned to the matrix: assumed equal to that of the unaltered wallrock for geometry 1 (appropriate if the region of alteration is narrow) and equal to that of the altered wallrock for geometry 4.

	1	2	3	4	5	6
geometry	cylindrical	planar	planar	cylindrical	planar	planar
b[mm]	-	0.5	0.5	-	0.5	0.5
y _p [mm]	-	150	188	-	20 (y ₂ =20)	50 (y ₂ =50)
r ₀ [mm]	1	-	-	1	-	-
r _p [mm]	50	-	-	50	-	-
ε _p [%]	0.25(1)	0.5	0.25(1)	3	1	5

Table 5.3.4: Transport model parameters relevant to matrix diffusion. Geometries 1 and 4 are cataclastic zones and altered zones with narrow, closely-spaced channels. 2 and 5 are fractured aplite/pegmatite dykes. 3 and 6 are cataclastic zones and jointed zones with broad, widely-spaced channels. Matrix diffusion is allowed throughout the wallrock in 1, 2, 3 (unlimited matrix diffusion) and in the altered wallrock only in 4, 5, 6 (limited matrix diffusion). Figures in brackets apply to major water-conducting faults.

Geometries 1 and 4 :

- ・狭い、密な間隔のチャンネルの cataclastic 領域や節理性領域に対しては、チャンネルの大きさがマトリクス拡散に寄与できる長さに比べて小さいことから、円筒形状が採用された。
- ・拡散しうるマトリクス内の管状領域の内半径は核種がマトリクス中で移行しうる面積に対するチャンネルの体積の比で与えられた。これは亀裂が狭い時 ($y_1 \ll x_1$) に、観測される亀裂幅 y_1 に等しい。

$$\frac{r_0}{2} = \frac{x_1 y_1}{x_1 + y_1} = y_1 \quad (5.3.33)$$

・マトリクス拡散が制限されない場合 (Geometry 1)

- 拡散に寄与できるマトリクスの外側半径は亀裂面 (x 方向) 内のチャンネルの頻度あるいは亀裂面自身 (y 方向) の頻度により制限される。

$$r_p = \begin{cases} x_2 \\ y_3 \end{cases} \text{ the smaller} \quad (5.3.34)$$

r_p はチャンネル間分割長 x_2 により制限をうける。

- 変質帯の範囲が狭い、即ち、 $y_2 < x_2$ のとき、マトリクス拡散に寄与する領域を以下に示す。

充填物質

変質帯

未変質帯

— マトリクス空隙率の保守的設定値

低透水性領域 : 0.25%

透水性破碎帯 : 1%

これらの値は未変質帯の空隙率の範囲内の小さい領域にあり、変質帯及び充填物質の空隙率よりも小さい。

- ・マトリクス拡散が制限を受ける場合 (Geometry 4)
 - －拡散に寄与できるマトリクスの外側半径が亀裂平面内のチャンネルの頻度あるいは変質帯の厚さにより制限される。

$$r_p = \begin{cases} x_2 \\ y_2 \end{cases} \text{ the smaller} \quad (5.3.35)$$

- －変質帯の範囲が広い、即ち、 $y_2 > x_2$ のとき、 r_p は x_2 により制限され、拡散に寄与できるマトリクスは充填物質と変質帯のみから構成される。
- －マトリクス空隙率の設定値：3% (Geometry 1との唯一の相異)
- －充填物質の空隙率も同様3%

Geometries 2, 3, 5 and 6 :

- ・xy平面内での拡散に利用できる距離に比べてチャンネルの大きさは小さいので、上記以外のケースに対しては平面形状が選択された。
- ・充填物質内での拡散は無視された。
- ・移行経路の幅は亀裂開口幅に等しい：

$$b = y_1 \quad (5.3.36)$$

- ・マトリクス拡散が制限されない場合 (Geometries 2, 3)
 - －拡散に寄与しうるマトリクスの範囲は亀裂面自身の頻度により制限される。

$$y_p = y_3 \quad (5.3.37)$$

- ・マトリクス拡散が制限される場合 (Geometries 5, 6)
 - －マトリクス拡散が変質帯に対して制限される。

$$y_p = y_2 \quad (5.3.38)$$

・空隙率の設定値

－Geometry 2

0.5%

マトリクス空隙率として未変質帯の空隙率を採用している。この値は岩脈の空隙率よりも小さく、未変質帯及び岩脈内の双方で拡散が生じうる。

－Geometry 3

低透水性領域：0.25%

透水性破碎帯：1%

これらの値は未変質帯の空隙率の範囲内の小さい領域にあり、変質帯の空隙率の範囲よりも小さい。

－Geometry 5

1%

マトリクス空隙率として変質帯の空隙率を採用している。マトリクス拡散が変質帯により制限される。

－Geometry 6

5%

マトリクス空隙率として変質帯の空隙率を採用している。マトリクス拡散が変質帯により制限される。

5.3.4.4 マトリクス孔表面上での吸着

- ・Csを除いて、全ての元素の吸着は線形な等温線で定義された。
- ・Csは修正Freundlich型吸着等温線で定義された。
- ・吸着に関しては完全な可逆性が仮定された。
- ・吸着データから等温線を誘導するに際して、充填物質、変質帯、未変質帯間の区別はなされていない。
- ・固相部分の密度は $\rho = 2.6 \times 10^3 \text{ kg m}^{-3}$ と仮定された。
- ・非線形吸着モデルに関しては濃度依存型の遅延係数が定義されており、その概念がFig. 5.3.6に示されている。

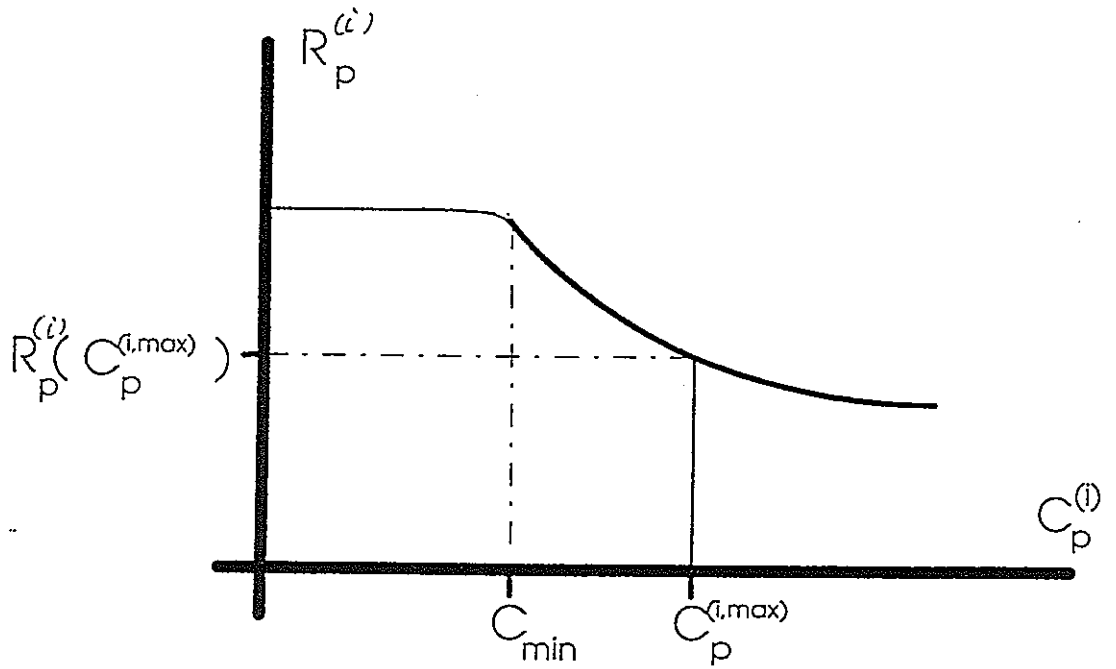


Figure 5.3.6: Retardation factor $R_p^{(i)}$ for matrix diffusion as a function of radio-Cs concentration $C_p^{(i)}$, with sorption modelled by a modified Freundlich isotherm. C_{min} is the natural, stable Cs concentration in the groundwater. $C_p^{(i,max)}$ is the maximum radio-Cs concentration at the point of release to the geosphere.

- ・線形吸着モデルの場合、次式に示されるように最大濃度に対応する $Kd^{(i)}$ が保守的に選ばれた。

$$R_p^{(i)} = R_p^{(i)}(C_p^{(i,max)}) \quad (5.3.39)$$

ここで、 $C_p^{(i,max)}$ は最大濃度である。

- ・ $C_p^{(i,max)}$ の値はニアフィールド計算結果から取られた。

- ・ Cs の評価

— Cs の $Kd^{(i)}$ 値はリファレンスケースの流量 ($3 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$, Area West) に基づき設定された。

— この $Kd^{(i)}$ 値を用いて、10~100倍の流量変化を考えた。

— 1/10の流量を与えた場合は非線形吸着モデルが使用された。

-Csの $Kd^{(i)}$ 値は現実的／保守的及び保守的な吸着等温線に基づき、以下の
ように設定された。

現実的／保守的値 : $0.042 \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$

保守的値 : $0.0084 \text{ m}^3\text{kg}^{-1}$

・Cs以外の元素の現実的／保守的及び保守的 $Kd^{(i)}$ 値はTable 3.7.6に示されて
いる。

5.3.4.5 放射性核種のコロイド移行

- ・地層中の輸送モデリングのリファレンスケースでは地下水コロイドの影響は
無視されている。
- ・実測データに基づき、変動ケースでは保守的値として $c=10^{-4} \text{ kg m}^{-3}$ が採用
された。
- ・コロイド上への吸着は線形吸着が仮定され、4価の Np 、 U 、 Th の吸着係数の上
限値 $Kc=104 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ が採用された。
- ・その他の仮定
 - －コロイドは壁面と反応しない。
 - －コロイドは移行経路中を平均流速で移行する。
 - －マトリクス中への移行はない。

5.3.5 パラメータの不確実性

地層中移行パラメータはかなりの程度の不確実性を有する。これらの不確実性
に対するモデルの感度を解析するために、リファレンスケースからの変動を考え
ている。

5.3.5.1 ジオスフェアのリファレンスケース

- ・リファレンスケースのパラメータセットがTable 5.3.5にまとめられている。
- ・リファレンスケースではマトリクス空隙表面への吸着の非線形性は考慮され
ていない。

Parameter	Reference Case Value
Number of geosphere model "layers"	1-layer model (low- permeability domain only)
Planar / cylindrical geometry	Planar
Groundwater flow - Area West	Flow rate of $3 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$ ($10^{-7} \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) carried by channels of trace length $2 \times 10^2 \text{ m}$ around the repository emplacement tunnel walls (advection velocity $3 \times 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$).
Migration path length	200 m
Peclet number	10
Aperture	10^{-3} m
Extent of altered wallrock (matrix accessible to diffusion) from centre of fracture plane	$5 \times 10^{-2} \text{ m}$
Matrix porosity (altered wallrock)	5 %
Pore diffusion constant	$3 \times 10^{-11} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$
Sorption on matrix pores	Element-dependent "realistic-conservative" values of K_d (see Table 3.7.6)
Colloid concentration	0

Table 5.3.5: Geosphere parameters for Reference Case calculations. The calculations are identified by the dataset name SA_60A (see Appendix 4 for a description of this nomenclature). Nuclide releases from the Reference Case near field are taken as input. As with the near field, "realistic-conservative" physico-chemical parameters are adopted (see section 5.3.4). Geometry 6 (cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels, limited matrix diffusion) is used to describe water-conducting features in the low-permeability domain. Transport through major water-conducting faults is not calculated.

- ・ リファレンスケースのモデル化
 - － Geometry 6がリファレンスケースのモデル化に使用された。
 - 理由： Geometry 6を用いたモデル計算が最も高い線量を与える
 - － 低透水性領域を考慮している。
 - 理由： 透水性破碎帯の特性の不確実性が大きい。
 - 処分場からの移行経路は必ずしも透水性破碎帯を含まない。
- ・ リファレンスケースではコロイド輸送は考慮されていない。
- ・ 半減期が親核種よりも大きい核種のフラックスの移行に地層が与える影響は以下の通りである (Fig. 5.3.7)。
 - － 核種の生成は一般的に地層中の放出量に対して無視できる。
 - － 一定常解は地層中へ入っていくフラックスと地層から出ていくフラックスの

比の最大値を与える。

—多くの核種のフラックスは定常状態にあるので、フラックス比は移行時間と半減期の比になる。

— ^{59}Ni 、 ^{126}Sn 、 ^{99}Tc は地層中の移行間に2~5オーダー減衰する。

—Am、Cm、Paの同位体のフラックスは5オーダー以上減衰する。

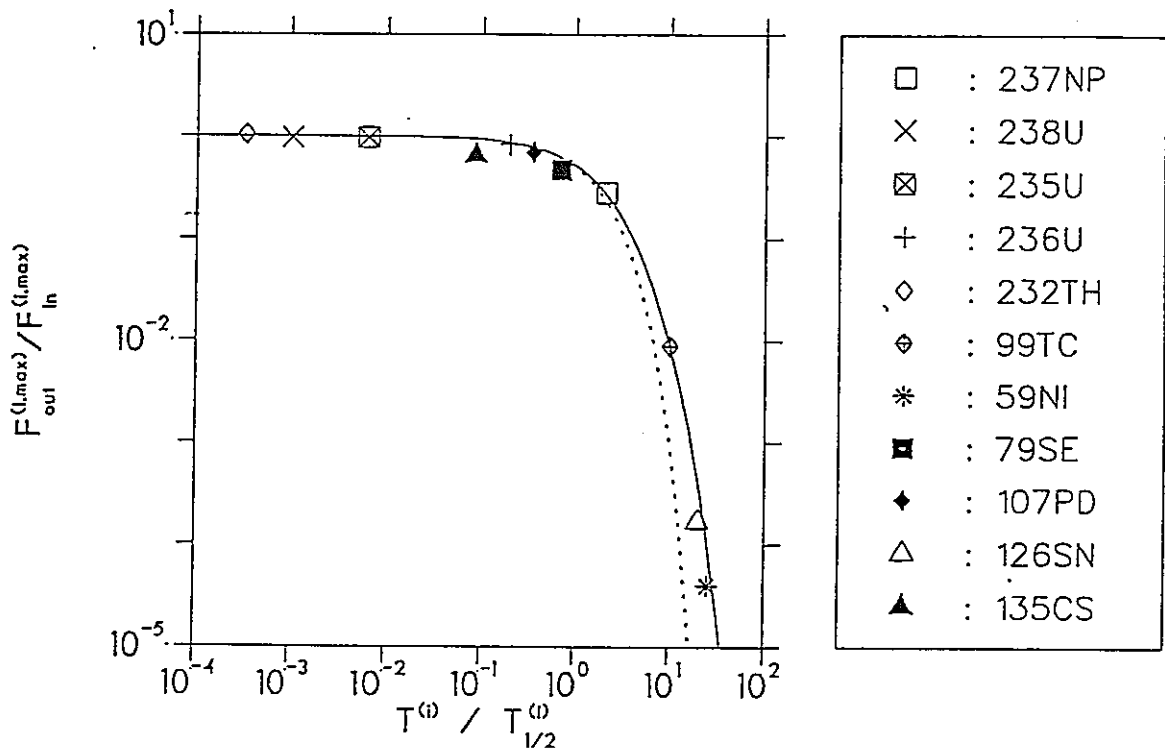


Figure 5.3.7: The ratio of nuclide flux maxima into and out of the geosphere in the Reference Case (dataset SA_60A) ($F_{in}^{i(max)} / F_{out}^{i(max)}$) as a function of transit time to half-life ratio ($T^{(i)} / T_{1/2}^{(i)}$). Comparison is made with a steady-state solution. The flux ratio is also a weak function of Peclet number : steady-state solutions for the Peclet number of the Reference Case ($Pe=10$, continuous line) and for the case of zero dispersion ($Pe=\infty$, broken line).

- ・アクチニドの系列で半減期の短い核種のフラックスの移行に地層が与える影響は以下の通りである (Fig.5.3.8) 。
 - －親核種と放射平衡に達している核種の移行時間は十分に長い。
 - － $\Psi = 0$ は地層中で親核種と平衡に達していることを示している。
 - －リファレンスケースにおける全ての核種の移行時間は親核種と平衡に達するに十分である。
 - －いくつかの核種に関しては、地層から生物圏への核種放出はニアフィールドの放出のみで決定されるのではなく、むしろ地層からの親核種の放出によって決定される。

5.3.5.2 パラメータ変動

- ・以下に示すパラメータの変化が考慮された。
 - －低透水性領域を通過する地下水流量 Q
 - －低透水性領域のフローパスの長さ L
 - －ペクレ数 Pe
 - －マトリクス空隙水中の拡散係数 Dp
 - －拡散に寄与するマトリクスの幾何学形状及び空隙率 (Geometries 1~6)
 - －マトリクス拡散が可能な亀裂周辺岩盤の深さ
 - －吸着定数 $Kd^{(1)}$
- ・変化を考慮したパラメータはTable 5.3.6に示される。
- ・核種に関しては、リファレンスケースで線量に最も高い影響を及ぼすものが単一核種として、 ^{79}Se 、 ^{135}Cs 、 ^{99}Tc が、長半減期アクチニドとして4N+1系列の ^{237}Np が選ばれた。
- ・線量はリファレンスケースの生物圏モデルを使用して計算された。

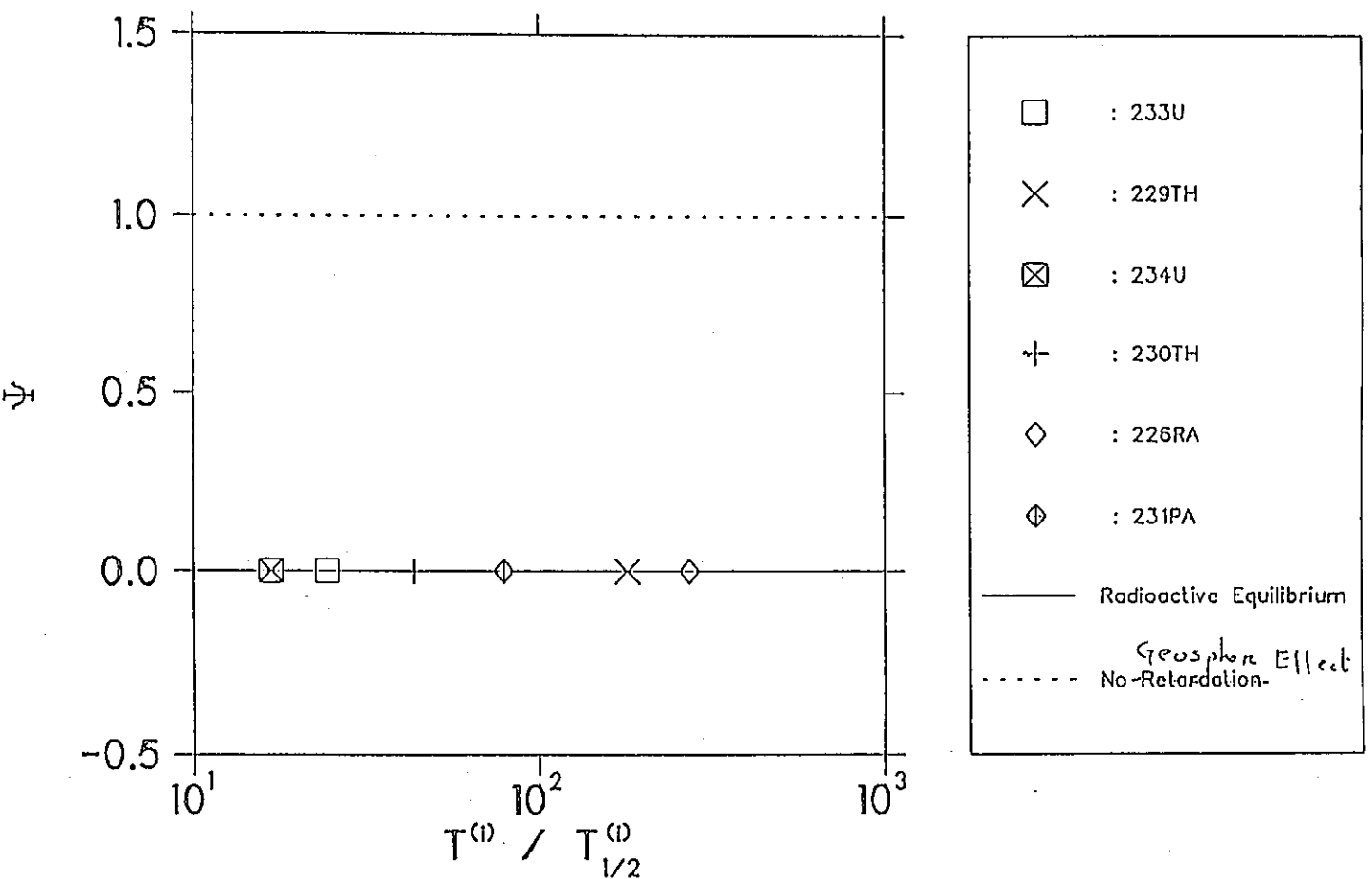


Figure 5.3.8: Daughters of long-lived parent nuclides emerge from the geosphere in radioactive equilibrium if the transit time ($T^{(0)}$) is sufficiently long with respect to their half-life ($T_{1/2}^{(0)}$). $\Psi = 0$ indicates radioactive equilibrium. $\Psi = 1$ indicates that the radionuclide flux from the near field is unchanged by passage through the geosphere. Ψ is defined in the text.

Parameter Variations	Dataset Names
ADVECTION (see section 5.3.4.1)	
<p style="text-align: center;">Groundwater Flow rate through Repository Area</p> <p>10 fold decrease in flow rate through low-permeability domain: $Q=0.3 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$</p> <p>10 fold increase in flow rate through low-permeability domain: $Q=30 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$</p> <p>100 fold increase in flow rate through low-permeability domain: $Q=300 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$</p> <p style="text-align: center;">Transport Path Length</p> <p>Reduced path length through the low-permeability domain: $L=100 \text{ m}$</p> <p>Increased path length through low-permeability domain: $L=500 \text{ m}$</p>	<p><i>EA_60L</i></p> <p><i>XA_60J</i></p> <p><i>XB_60K</i></p> <p><i>SA_60C</i></p> <p><i>SA_60D</i></p>
DISPERSION (see section 5.3.4.2)	
<p style="text-align: center;">Longitudinal Dispersion Length</p> <p>Increased dispersion (reduced Peclet number): $Pe=2$</p> <p>Reduced dispersion: $Pe=50$</p>	<p><i>SA_60G</i></p> <p><i>SA_60H</i></p>
MATRIX DIFFUSION (see section 5.3.4.3)	
<p style="text-align: center;">Diffusion Constant in the Matrix :</p> <p>Conservative diffusion constant: $D_p=6 \times 10^{-12} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$</p> <p style="text-align: center;">Geometry and Porosity of Diffusion Accessible Matrix</p> <p>Unlimited Matrix Diffusion : Fracture Infill + Altered and Unaltered Wallrock</p> <p>Cataclastic/jointed zones with narrow, closely-spaced channels</p> <p>Aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses</p> <p>Cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels</p> <p>Limited Matrix Diffusion : Fracture Infill + Altered Wallrock Only</p> <p>Cataclastic/jointed zones with narrow, closely-spaced channels</p> <p>Aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses</p> <p>Cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels</p> <p style="text-align: center;">Depth of Diffusion-Accessible Altered Wallrock</p> <p>Conservative matrix diffusion depth within altered wallrock: $y_p=10^{-2} \text{ m}$</p>	<p><i>SA_60F</i></p> <p>Geometry 1: <i>SA_10A</i></p> <p>Geometry 2: <i>SA_20A</i></p> <p>Geometry 3: <i>SA_30A</i></p> <p>Geometry 4: <i>SA_40A</i></p> <p>Geometry 5: <i>SA_50A</i></p> <p>Geometry 6: <i>SA_60A</i></p> <p><i>SA_60I</i></p>
SORPTION (see section 5.3.4.4)	
<p style="text-align: center;">Sorption Constant for the Matrix :</p> <p>"Conservative" values: see Table 3.7.6</p>	<p><i>SA_60E</i></p>

Table 5.3.6: Geosphere parameter variations, the geosphere transport processes which they affect and the associated dataset names. The nomenclature for datasets is discussed in Appendix 4.

- ・ 上記選定核種に関してパラメータ変化を考慮して計算された年間個人最大被曝線量がFig. 5.3.9～Fig. 5.3.12に示される。
 - － 上部6つのバーは透水性破砕帯の形状の定義による効果を示している。
 - － このうち最初の3つのバーは拡散が変質帯と未変質帯の双方でモデル化されている形状での最大線量である。
 - － 次の3つのバーは拡散が変質帯で制限される形状を用いた場合の最大線量である。
 - － 最大線量はGeometry 6での ^{135}Cs のケースである。
 - － 地層のみに影響を与えるパラメータ変化を次の7つのバーに示している。
 - － 垂直方向の実線は地層中の移行を考慮せずニアフィールドから直接生物圏へ核種が移行した仮想ケースである。
 - － 最後の3つのバーはニアフィールドに影響を及ぼす流量の変化である。
 - － 垂直方向の破線はリファレンスケースのモデル連鎖の計算から得られた最大線量を示している。
 - － 最大線量は透水性破砕帯の形状の選択に非常に鋭敏であり、各核種毎に9オーダーの違いがある。
 - － 特に、aplitic dykeに関しては、その結果はマトリクス拡散が変質帯のみか、あるいは未変質帯も考慮に入れているかに対して鋭敏になる。
- ・ Fig. 5.3.7から以下のようなことが言える。
 - － ^{79}Se 、 ^{135}Cs 、 ^{237}Np に関して、地層中の移行時間は半減期と比較して、その比は最大1オーダー異なっている。
 - － この指標は放射性崩壊が地層からの放出率を低減させることを示すものであるが、移行時間あるいはペクレ数に対して鋭敏ではない。
 - － この挙動はリファレンスケースで示されている透水性破砕帯の形状についての保守的仮定に起因する。
 - － ^{99}Tc は移行時間が半減期に対して最も長いので、他の核種に比べてより鋭敏である。
 - － 地層中のフラックスの低減は移行時間とペクレ数双方に対してより鋭敏である。

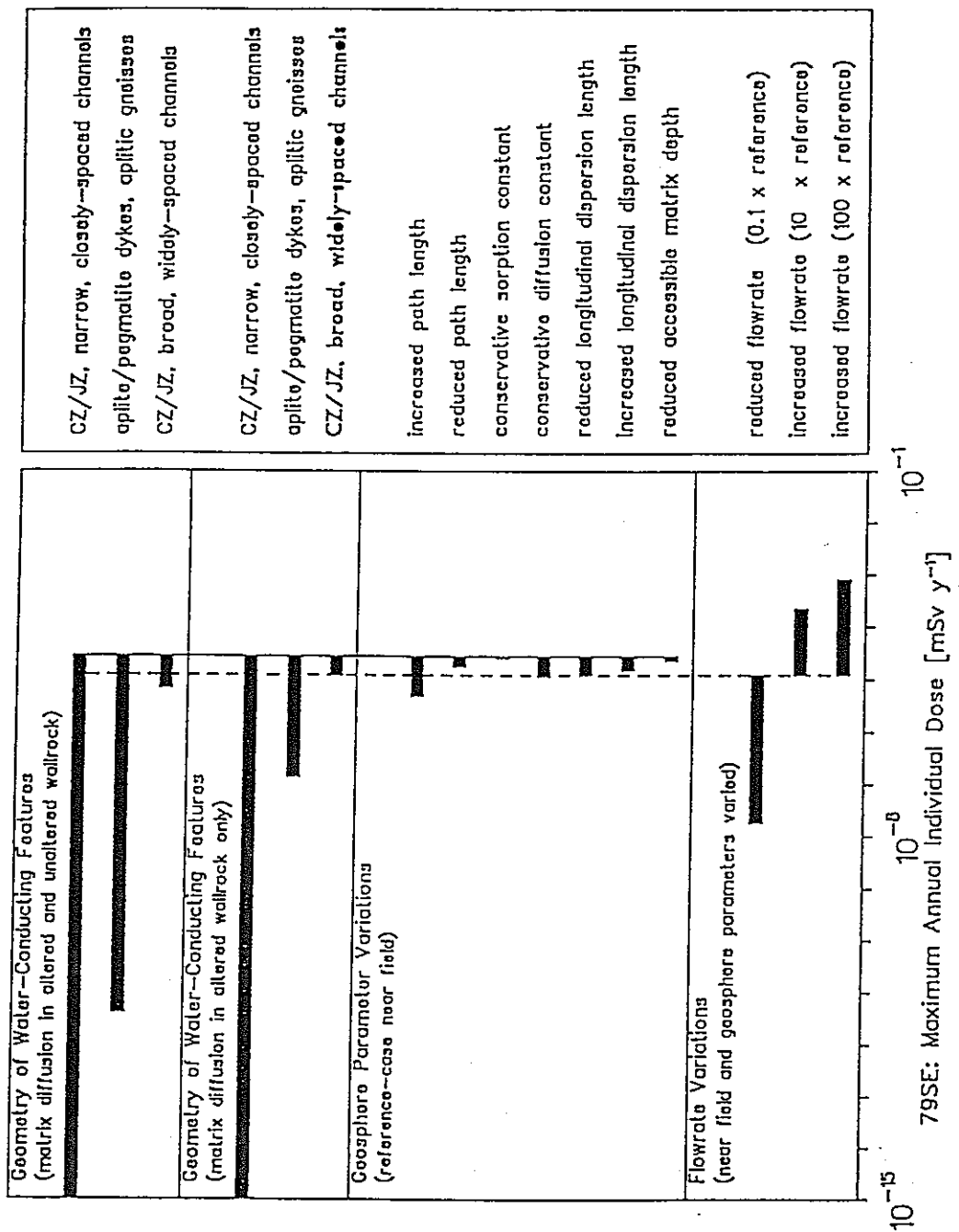


Figure 5.3.9: (Previous page). Maximum annual individual dose from ⁷⁹Se for each of the geosphere parameter variations. The effects of the geometrical description of the water-conducting features are shown by the uppermost six bars. The first three bars show maximum doses for geometries in which diffusion is modelled in both altered and unaltered wallrock. The second three bars give the corresponding results where diffusion is limited to altered wallrock only. The geometry corresponding to cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels and limited matrix diffusion is adopted in the Reference Case, around which parameter variations are made. Parameter variations affecting the geosphere only are shown by the next 7 bars. Comparison is made with a set of calculations of a hypothetical case in which the Reference Case near field is coupled directly to the biosphere (indicated by the full vertical line), with transport through the geosphere not calculated. The latter provides an indication of the "worst possible" geosphere performance, given Reference Case conditions in the near field and biosphere. The final three bars show the results of flowrate variations, which also affect the near field; in these cases, comparison is made with the maximum dose in the Reference Case model-chain calculations (indicated on the figures by the broken, vertical line).

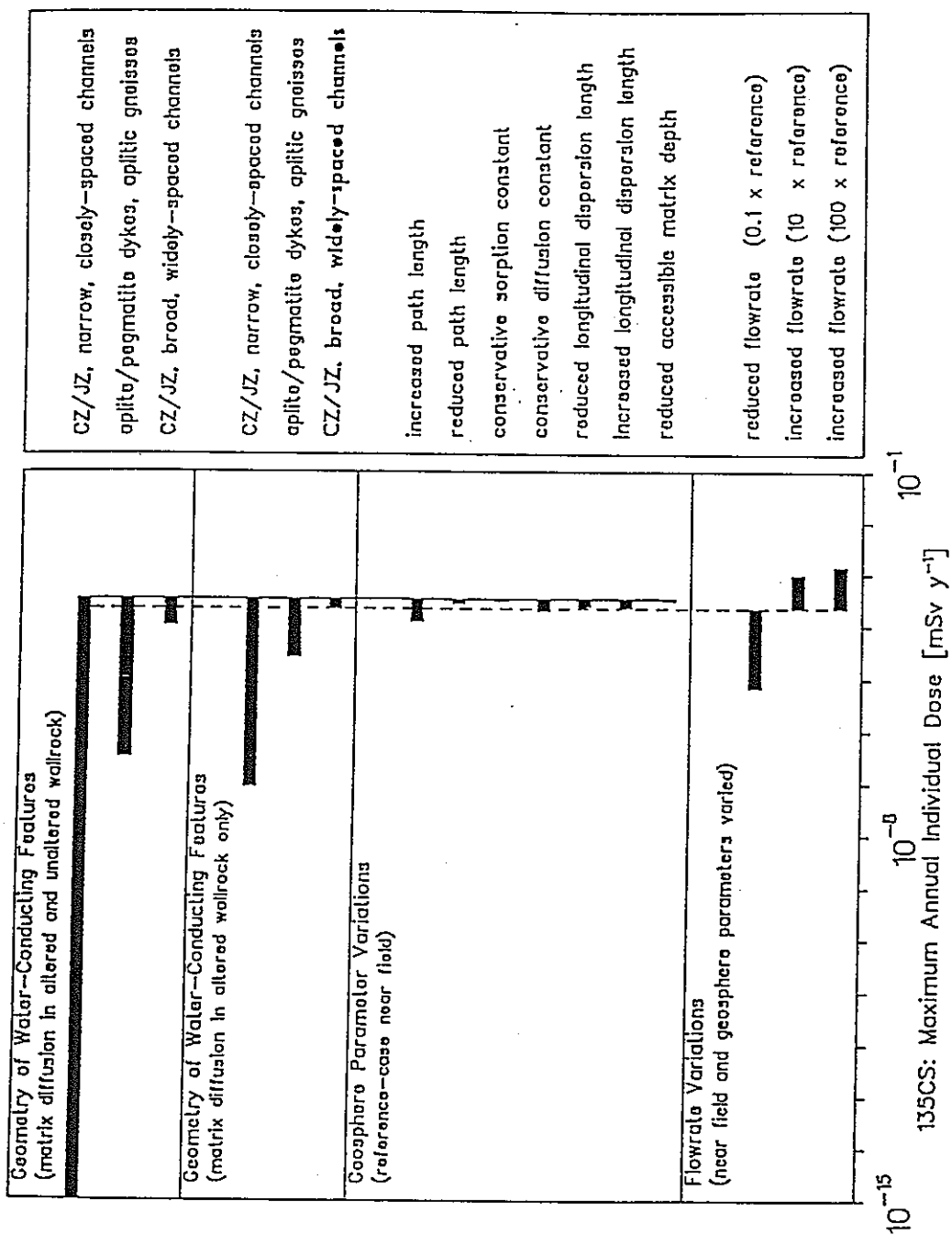


Figure 5.3.10: Maximum annual individual dose from ¹³⁵Cs for each of the geosphere parameter variations (see also caption to Figure 5.3.9).

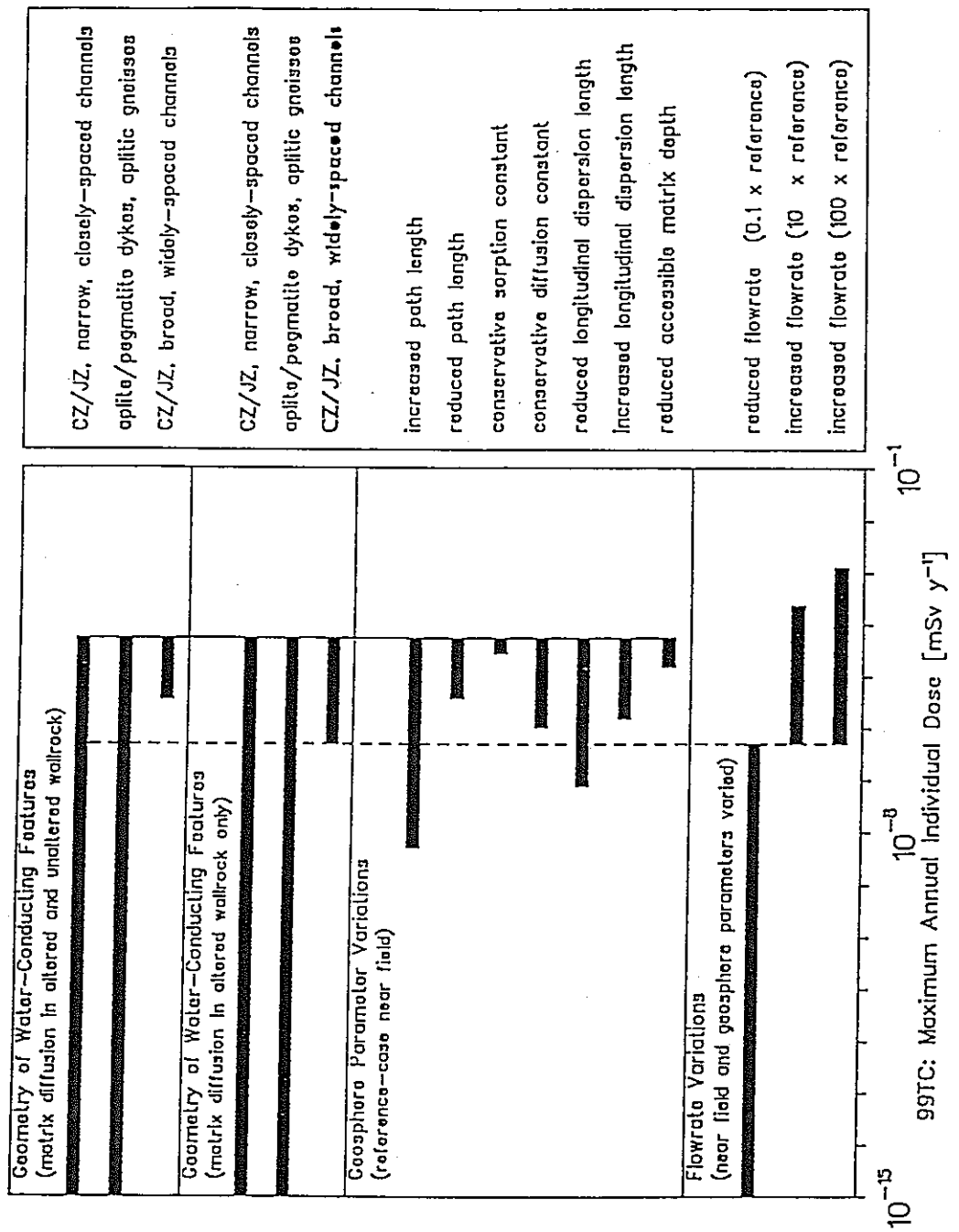


Figure 5.3.11: Maximum annual individual dose from ⁹⁹Tc for each of the geosphere parameter variations (see also caption to Figure 5.3.9).

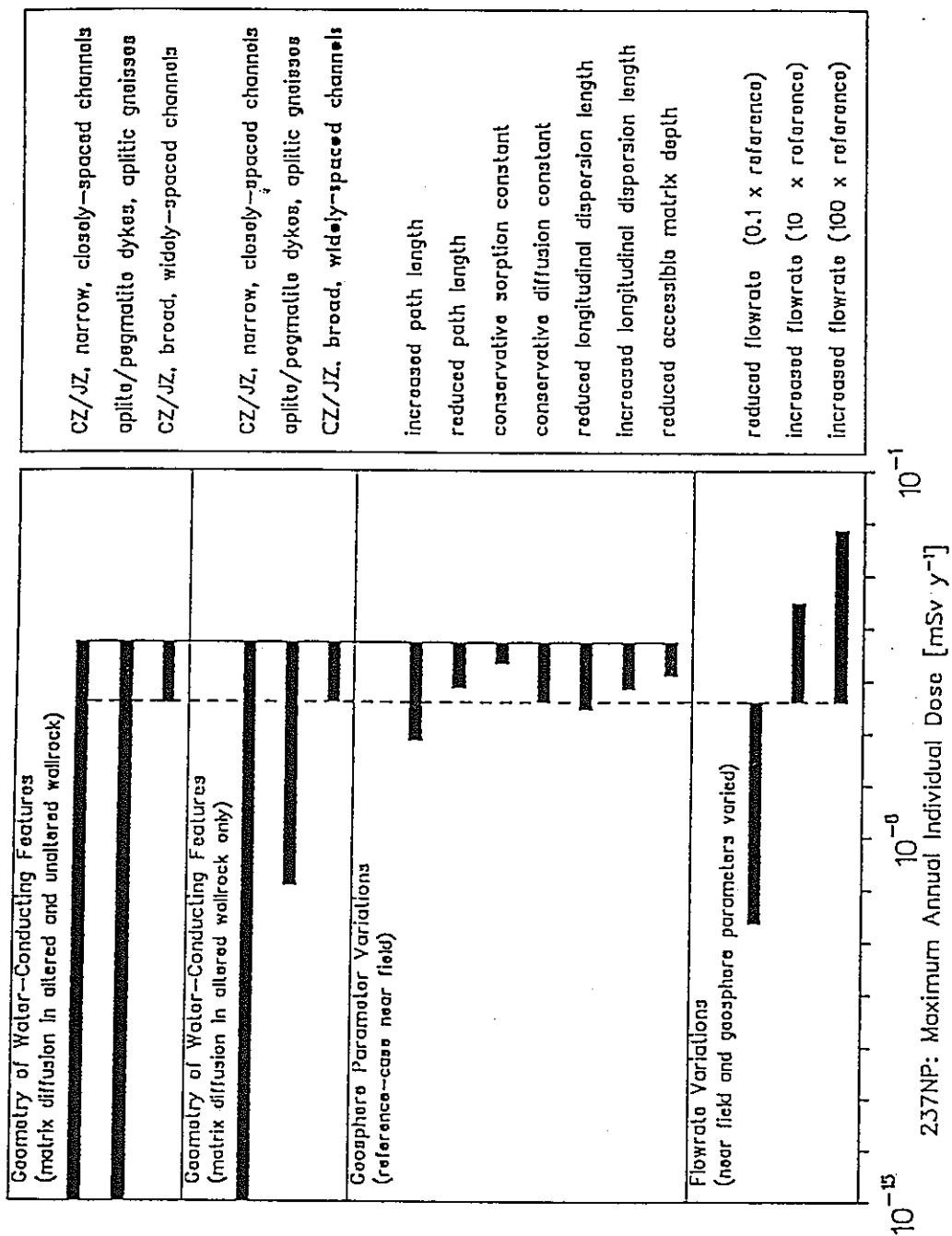


Figure 5.3.12: Maximum annual individual dose from ²³⁷Np for each of the geosphere parameter variations (see also caption to Figure 5.3.9).

- ・ニアフィールドと地層の性能に影響を及ぼすを最も鋭敏なパラメータは流量である。
- ・流量がリファレンスケースの100倍になった場合の線量は、地層中の移行が無視され、ニアフィールドの移行計算にリファレンスケースの流量が使用された仮想ケースの線量に対して1オーダー以上大きくなる。
- ・10倍流量を減少させた場合、顕著な影響がみられ、 ^{237}Np と ^{99}Tc は4オーダーと9オーダーそれぞれ線量が減少する。
- ・ ^{135}Cs については透水性破碎帯の6つの形状で2つの吸着モデル（線形、非線形 [Freundlich型]）を用いて計算を行いFig.5.3.13に示す結果が得られた。
 - －最も保守的な形状であるGeometry 3と6は同様な結果が得られた。これは ^{135}Cs の移行時間が半減期に比べて小さいため地層のバリア性能が小さくなるためである。
 - －線形吸着等温線は、核種濃度が最大になるときの非線形吸着等温線に相当するように与えられた。
 - －非線形吸着の影響は主にパルスの立ち上がりの部分とテールの部分に見られた。
 - －保守的でない形状に関しては、地層のフラックスに対するより大きい低減効果が得られた。
 - －非線形吸着を陽的にモデルに組み込んだ場合、濃度が小さくなるにつれて遅延効果及び移行時間が大きくなり、フラックスは崩壊と分散により低減される。

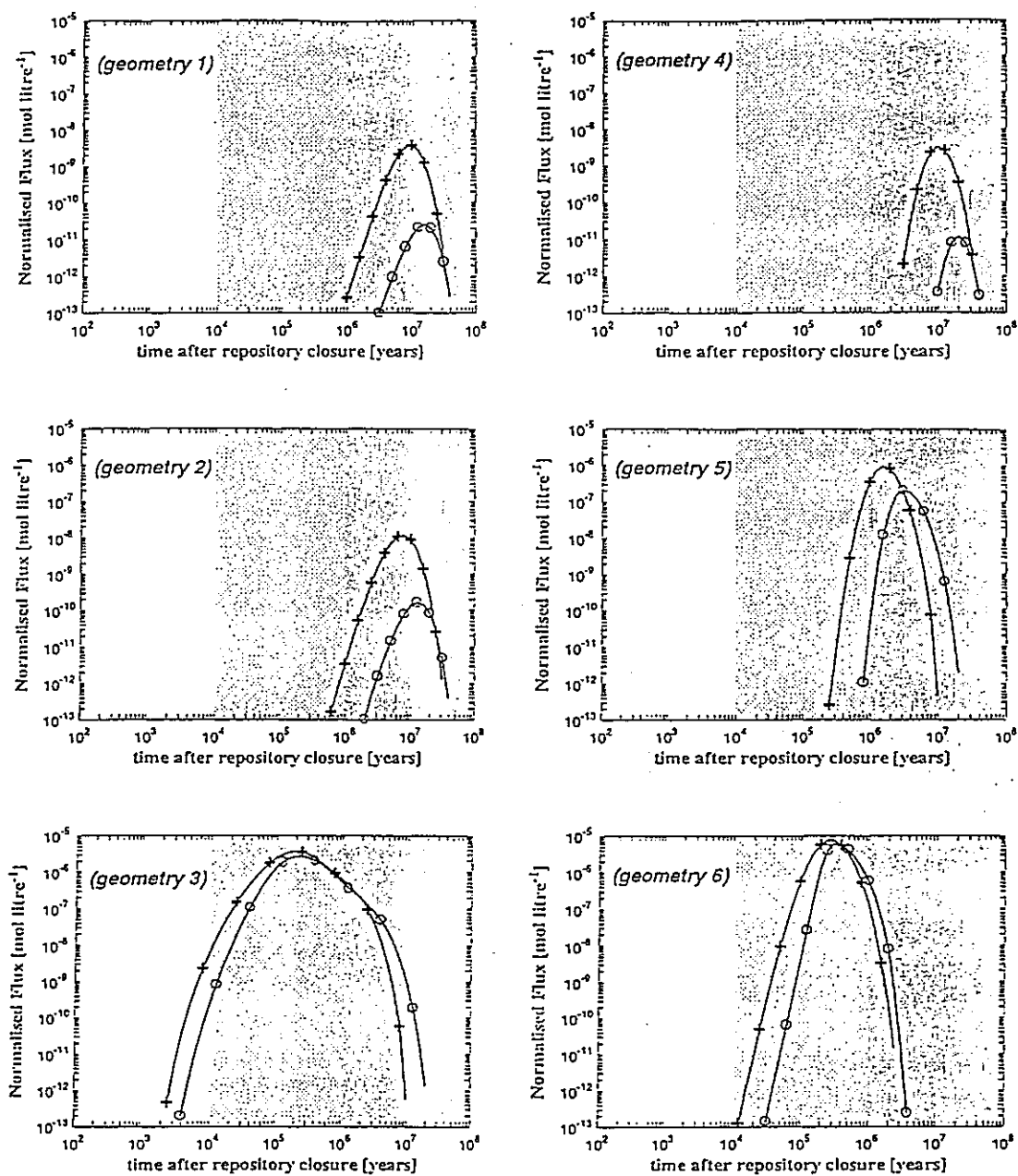


Figure 5.3.13: Time histories of the normalised ¹³⁵Cs flux from the geosphere low-permeability domain for each of the six geometric representations (1 - 6) of the water conducting features. The normalised flux is here defined as $F_{out}^{(i)} / q$ in equation 5.3.8. Results calculated with non-linear sorption incorporated explicitly (—○—) are compared with those calculated with a linear isotherm (—+—).

5.3.6 地質圏のモデル化と性能に関する要約

地層中の核種移行のモデル化及び性能は以下のようにまとめられる。

- ・地層中のモデルは次に示すプロセスを含む。
 - －チャンネルネットワーク及び透水性破砕帯中の移流
 - －水理学的分散
 - －チャンネルから周辺マトリクス中の空隙水中への拡散
 - －空隙表面への吸着
 - －地下水コロイド上への吸着
 - －放射性崩壊と生成
- ・数学的取り扱いを容易にするため、主に幾何学形状に関して多くの単純化がなされた。
 - －地下水流れが生じている透水特性のネットワークが単純な形状の代表的な単一経路として表現された。
 - －実際の流れの経路の複雑さは水理学的分散としてモデルに組み込まれた。
 - －地層中の物理化学的な特性の空間変化は無視された。
- ・移行に対する地層のバリアとしての有効性及び地層特性の不確実性に対する感度が一連の計算によって示された。
- ・地層環境に関する問題点は次の通りである。
 - －透水性特性の内部構造の幾何学特性
 - －変質帯及び未変質帯のマトリクス拡散に対する寄与部分
 - －透水性破砕帯に沿った移行経路の効果
 - －地下水コロイド上への核種吸着
 - －透水性亀裂中の地下水流量的変化
- ・地下水コロイド上への核種の吸着及び透水性破砕帯内の流量変化は非保守的となる。
- ・殆どの仮定が保守的に設定されているにも係わらず、次のような結果が得られた。
 - － ^{59}Ni 、 ^{126}Sn 、 ^{99}Tc のフラックスは2～5オーダー低減された。
 - －Am、Cm、Paの同位体のフラックスはそれ以上のファクターで低減された。
 - － ^{135}Cs と ^{79}Se を含むいくつかの他の核種については最大核種フラックスの低

減が十分であるとは言えなかった。

・いくつかの重要核種に関してリファレンスケースに対するパラメータ変化について検討された。

－ ^{79}Se 、 ^{135}Cs 、 ^{237}Np の場合、殆どのパラメータ変化に対して鋭敏性は見られなかった。

－ ^{99}Tc については多くの鋭敏性が見られた。

－パラメータ変化の中で流量が最も鋭敏性があった。

5.4 生物圏モデル

5.4.1 序論

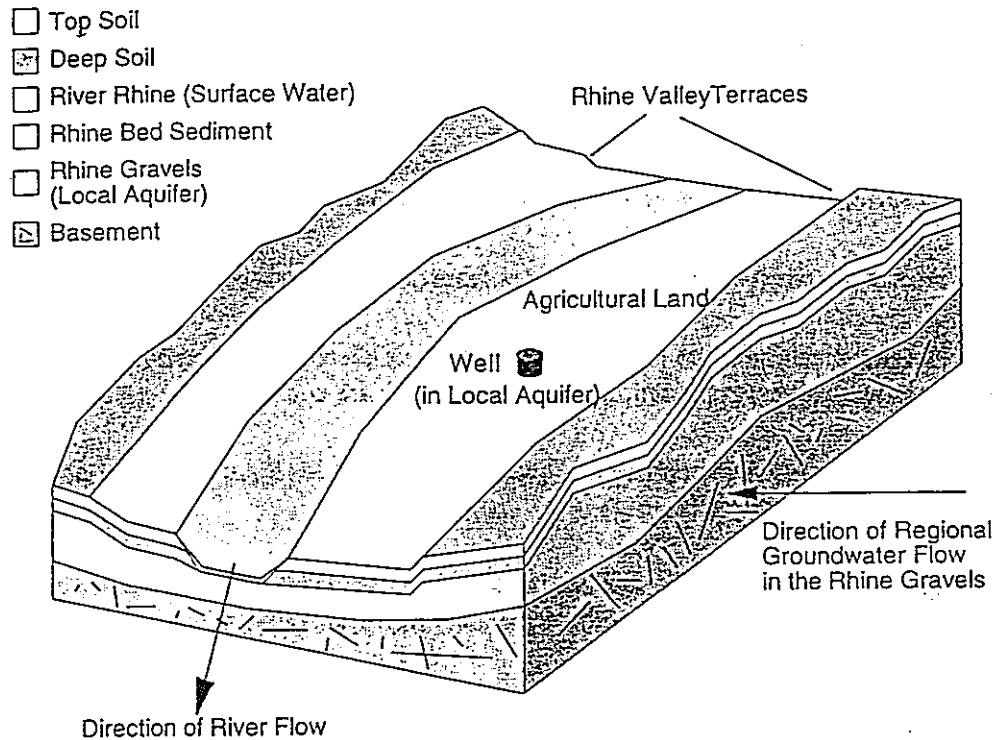
本レポートにおける生物圏モデルは、人口バリアならびに天然バリアにおいて評価された各バリアからの放射性核種の放出を、放射線の毒性を議論するのに適した線量に変換することを目的としている。本モデルで計算される線量は、将来の個々の人間が実際に受ける線量ではなく、Swiss Regulatory Guideline, Objective 1にある年限度の0.1 mSv/yと比較し得る量となっている。

本モデルの対象範囲は、スイス北部の結晶岩層中の処分場から放出された放射性核種が地下水によって移行すると考えられる地域であり、それは現在ライン川上流流域であると予測されている。そして、その正確な位置は時間とともに変化するため重要ではなく、リファレンスシナリオではライン川上流流域において放射性核種が放出される可能性のある領域を広くカバーするものとなっている。また、変動シナリオでは地下水の湧水場所と天候状態を変化させている。人間の活動に対する保守的なモデルでは、幅広い被曝経路から被曝するものと考えているが、結晶岩層からの水を利用する深い井戸からの被曝に対しては飲水のみを考慮したモデルとなっている。

本節では、5.4.2節においてリファレンスシナリオについて、5.4.3節において数学的取り扱いについて、5.4.4節においてパラメータについて、5.4.5節において結果について記述されており、5.4.6節において要約されている。

5.4.2 モデルの仮定

K-IにおけるReference Biosphere Modelの主要な物理的構成要素を示したライン川流域の断面がFig. 5.4.1に示されている。



Exposure Pathways			
Consumption Pathways			Other Pathways
well water river water fish	meat from cattle milk from cattle eggs from poultry	grain root vegetables green vegetables	external γ - irradiation dust inhalation

Figure 5.4.1: Schematic illustration of the reference biosphere model indicating the main physical features and listing the exposure pathways considered in the calculations of annual individual dose.

5.4.2.1 生物圏における特徴、事象、プロセスに関する仮定

- 結晶岩層からの汚染した地下水はライン川流域の礫帯水層中に放出される。
- 気候条件ならびに自然環境条件は計算対象期間内において概ね現在と同じであり変化しない。
- 生物圏での放射性核種の移行は、水の移行（液相中に溶存する放射性核種）と固相構成物質の移行（環境中の固相に吸着した放射性核種）の結果起こる。そのプロセスとしては以下の項目が挙げられる。
 - ・ 下部帯水層からの地下水の上向きの流れ

- ・ 帯水層と川との相互作用
 - ・ 川と川の堆積物層との相互作用
 - ・ 帯水層あるいは川からの水を利用した作物用の灌漑
 - ・ 降水の効果
 - ・ 土壌中の動物相の効果
 - ・ 治水における経年変化と修復（例：洪水と浚渫）
 - ・ 表面の流出、洪水、浸食
- － 土地は農業生産に使用されており、耕作物と牧草が成育している。
 - － 家畜は飼料だけではなくその地域の帯水層あるいは川からの土壌と水の直接的な消費によって放射性核種を摂取する。
 - － 川水や堆積物中の放射性核種の濃度は、汚染されていない水や堆積物との混合によって希釈される。
 - － 川の魚は水や堆積物からの放射性核種を蓄積する。
 - － 地域住民はその地域から全ての飲食物を入手する。野菜、穀物、動物性食品、魚を消費する。
 - － 飲み水は礫帯水層とライン川から等量ずつ摂取する。
 - － 地域住民は土壌中の放射性核種からの外部被曝と放射性核種を含む土壌成分粒子の吸入によっても被曝する。
 - － 摂取による線量は汚染地域に永久に居住する専業農家であって平均的な日常の食生活と習慣を持つ1人の成人に対して計算される。
 - － 計算される線量は年間の放射性核種の摂取による線量等量と、その同じ年に外部被曝によって受ける線量等量との積算で表される。

Scenario	Location of geosphere release	Climate state
Reference	Rhine valley gravel aquifer	Temperate - representative of present day and future interglacial periods. Subsistence arable and livestock farming .
•Periglacial Climate State	Environmental concentrations fixed after a period of release under the Reference conditions	Tundra climate - representative of future periglacial periods. Permafrost isolating biosphere from further releases. Local community based on herding and fishing .
•Humid Climate State	Rhine valley gravel aquifer	Warm ^{humid} wet conditions representative of possible conditions if glacial cycling ceases. Subsistence arable and livestock farming .
•Dry Climate State	Rhine valley gravel aquifer	Warm dry climate representative of possible (less likely) conditions if glacial cycling ceases. Subsistence arable and livestock farming .
•No Rhine Sediments	Directly to the Rhine	Temperate (as Reference Case) .
•Tributary Valley (Only possible for repository in Area East)	Gravel aquifer in a small valley - only considered for Area East	Temperate (as Reference Case) .
•Deep Well Ground water (e.g. mineral water source)	Abstraction of water directly from crystalline basement	Climate not relevant - drinking water is the only dose pathway considered .

Table 5.4.1: Summary of the biosphere scenarios considered. The basis for the alternatives is discussed in Chapter 4 and results are presented in Chapter 6

5.4.2.2 簡略化とモデルの仮定の追加

第1にモデルの数学的公式化を容易にするため、第2にモデルの役割を考慮した場合妥当であると判断されるため、以下の簡略化と仮定をおいている。

- Fig. 5.4.2に示すように、帯水層、土壌、川などそれぞれの環境媒体間の放射性核種の移行と分配を表すために機能的なCompartmentモデルを使用する。
- 各Compartment中の平均濃度は、全存在量を計算時間中一定としたCompartmentの体積あるいは質量で割ることで計算される。
- 各被曝経路からの線量は、Compartment中の濃度に直接比例する。
- 短寿命核種の濃度は、それぞれの長寿命の親核種と平衡であると仮定する。

(Appendix 2)

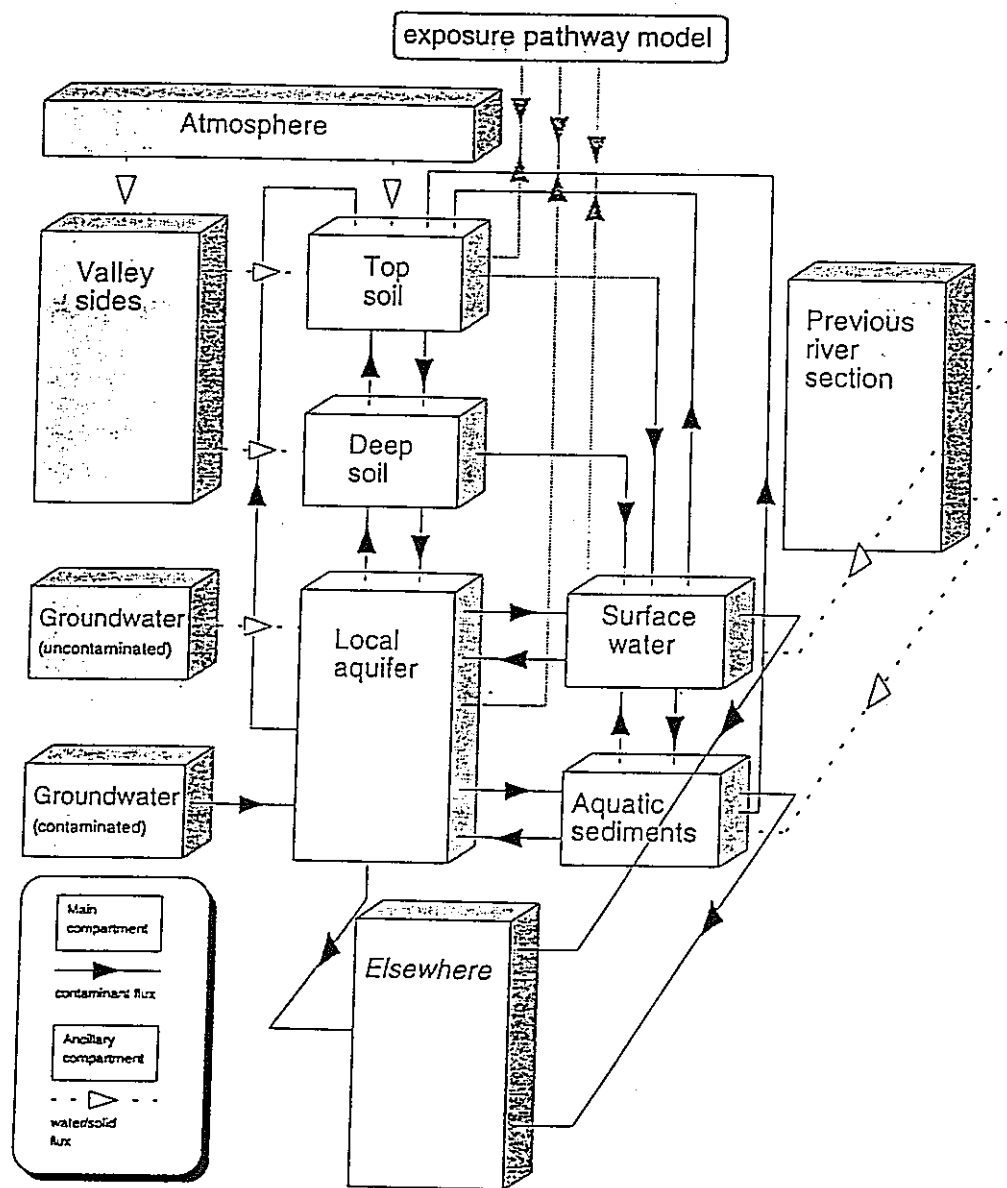


Figure 5.4.2: General arrangement of the compartments for a generic representation of the biosphere. The *Elsewhere* compartment acts as a sink for nuclides leaving the region that is of concern for calculation of individual dose.

5.4.3 数学的表記

スイスにおける放射性廃棄物地層処分に伴う様々な生物圏シナリオに対応するためにTerrestrial-Aquatic Model of the Environment (TAME)が開発されてきており、ここではそれが要約されている。詳細はKlos et al. (1994)を参照。

5.4.3.1 Compartmentモデル

Fig. 5.4.2に置き換えられたシステム中の移行現象は、式5.4.1の1次線形常微分方程式で表される。

$$\frac{dN_i}{dt} = \sum_{j=i} \lambda_{ji} N_j - \sum_{i \neq j} \lambda_{ij} N_i + \lambda_M M_i - \lambda_N N_i + S_i(t) \quad (5.4.1)$$

ここで、

N_i : Compartment i 中の放射性核種 N の量 [Bq]。

N_j : Compartment j 中の放射性核種 N の量 [Bq]。

M_i : Compartment i 中にある放射性核種 N の親核種の量 [Bq]。

$S_i(t)$: 地質圏から生物圏内のCompartment i へのインプット [Bq/y]。

λ_N : N の崩壊定数。

λ_M : M の崩壊定数。

λ_{ij} : Compartment i からCompartment j への移行係数。

λ_{ji} : Compartment j からCompartment i への移行係数。

式5.4.1を適用するためには各Compartment間の移行係数 λ_{ij} を定義する必要がある。プロセス p による λ_{ij} は式5.4.2で与えられる。

$$\lambda_{ij}^{(p)} = \frac{1}{N_i} \left(\frac{dN_i}{dt} \right)^{(p)} \quad (5.4.2)$$

最も重要なプロセスは、水の流束と固体物質の流束による核種の移行である。

各Compartment間の水の流束 F_{ij} と固体物質の流束 M_{ij} とを用いると λ_{ij} はそれぞれ式5.4.4、式5.4.5で示される。両者を一括した表記にすると式5.4.6になる。

$$\lambda_{ij}^{(water\ flux)} = \frac{F_{ij}}{V_i^{liquid} + k_i m_i^{solid}}, \quad [y^{-1}] \quad (5.4.4)$$

$$\lambda_{ij}^{(solid\ flux)} = \frac{k_i M_{ij}}{V_i^{liquid} + k_i m_i^{solid}}, \quad [y^{-1}] \quad (5.4.5)$$

$$\lambda_{ij}^{(water\ and\ solid\ fluxes)} = \frac{1}{l_i A_i} \frac{F_{ij} + k_i M_{ij}}{\theta_i + (1 - \varepsilon_i) \rho_i k_i}, \quad [y^{-1}] \quad (5.4.6)$$

TAMEの中では、最大線量への影響は小さいが完璧を期するために拡散による効果も含まれている。屈曲率 T_i を用いて、式5.4.7で示される。

$$\lambda_{ij}^{(diffusion)} = \frac{\theta_i}{\theta_i + (1 - \varepsilon_i) \rho_i k_i} \frac{D_0}{T_i \min(l_i, l_j)}, \quad [y^{-1}] \quad (5.4.7)$$

従って、 λ_{ij} の一般形は式5.4.8となる。

$$\lambda_{ij} = \frac{1}{\theta_i + (1 - \varepsilon_i) \rho_i k_i} \left(\frac{F_{ij} + k_i M_{ij}}{l_i A_i} + \frac{\theta_i D_0}{T_i \min(l_i, l_j)} \right), \quad [y^{-1}] \quad (5.4.8)$$

5.4.3.2 被曝経路

リファレンスケースの食物連鎖と放射線被曝経路がFig. 5.4.3に示されている。定常状態での年間個人線量 $D_w(N)(t)$ は式5.4.9によって表される。

$$D_w^{(N)}(t) = \sum_{i, exp} E_p H_{exp}^{(N)} P_{p,i} N_i(t), \quad [mSv y^{-1}] \quad (5.4.9)$$

ここで

N_i : 式5.4.1で計算されたCompartment i 中の放射性核種の量 [Bq]。

$P_{w,i}$: Compartment i 中の存在量[Bq/y]を経路 w 中の濃度[Bq/kg]に変換する係数。

E_w : 経路 w からの個人の年間被曝率。例えば、肉の年間消費量[kg/y]。

$H_{exp}(N)$: 被曝メカニズム exp を通しての放射性核種 N の単位摂取量あたりの線量。

[Bq]を[mSv/y]に変換する係数を与える。

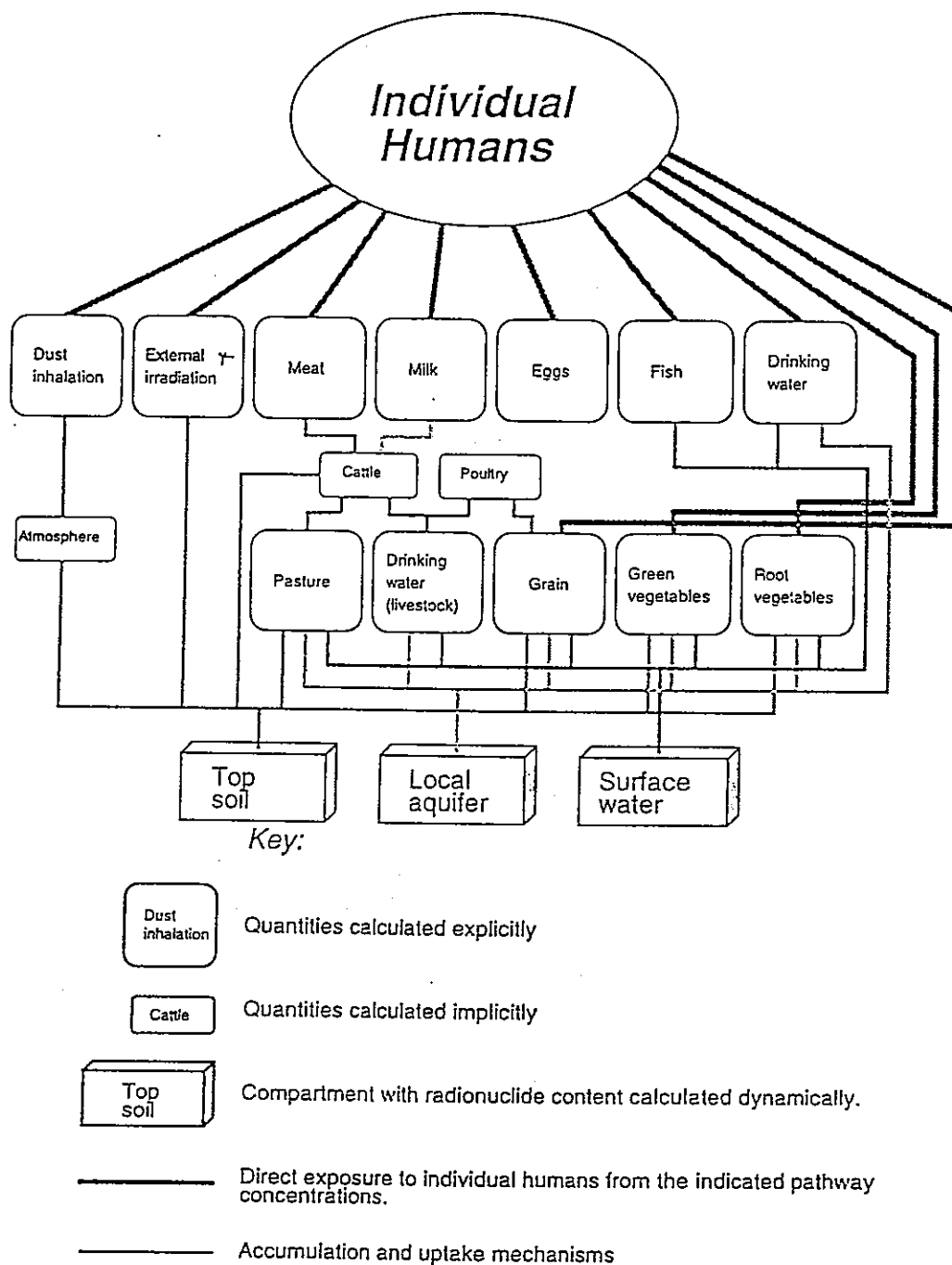


Figure 5.4.3: Schematic representation of the exposure pathways modelled indicating the relationship between the compartments in the dynamic part of the model (Figure 5.4.2) which act as sources for dose via ingestion or inhalation of contaminated material, or by direct γ -irradiation.

5.4.3.3 計算実行

K-I 評価では、TAMEコードバージョン1bが使用されている。これは、以下の3つのパーツから構成されている。

- 各Compartment間の移行係数の導出。
- ACTIVIコードによる生物圏中の移行（各Compartmentのインベントリーを時間関数として計算）。
- 年間個人線量の計算。

K-Iのjob-control aspectはAppendix 3に示されている。TAMEコードは以前のスイスにおける評価に使用されたBIOSPHコードによって妥当性が確認されている。

5.4.4 生物圏リファレンスケースのパラメータ

リファレンスケースに関するパラメータは以下の通り図表化されている。

- ・ 生物圏における移行システムを特徴付けるパラメータ：Table 5.4.2
- ・ 水の流束に関する物質収支：Fig. 5.4.4とTable 5.4.3
- ・ 固体物質の流束に関する物質収支：Fig. 5.4.5とTable 5.4.4
- ・ 放射性核種の固液間における平衡分配係数：Table 5.4.5

ここでは収着挙動を固相の粒径によって区別している。

被曝経路に関するデータはAppendix 7に記載されている。

Features	Parameter	Value	Units	Reference
Top Soil	solid material in suspension in water	1.0×10^{-3}	kg m^{-3}	(b)
	porosity	0.4	-	(c)
	thickness	0.25	m	(c)
	volumetric moisture content	0.3	-	(c)
	compartment tortuosity	3.9	-	(a)
Deep Soil	solid material in suspension in water	1.0×10^{-3}	kg m^{-3}	(b)
	porosity	0.4	-	(c)
	thickness	1.0	m	(c)
	biomass involved in bioturbation ¹	0.1	kg m^{-2}	(a)
	biomass activity ¹	20	y^{-1}	(a)
	volumetric moisture content	0.3	-	(c)
Local Aquifer	compartment tortuosity	3.9	-	(a)
	solid material in suspension in water	1.0×10^{-3}	kg m^{-3}	(b)
	porosity	0.2	-	(c)
	thickness	2.0	m	(c)
	volumetric moisture content	0.2	-	(c)
Surface Water (Rhine)	compartment tortuosity	8.6	-	(a)
	suspended sediment load in river ²	1.0×10^{-1}	kg m^{-3}	(a)
	depth of river	3.25	m	(b)
	width of river	20	m	(b)
River Bed Sediment	length of river section	2.0×10^3	m	(b)
	porosity	0.5	-	(b)
	annual exchange with water column	1	y^{-1}	(b)
	thickness of sediment	0.1	m	(b)
	transfer of sediment to river banks ³	0.1	$\text{kg m}^{-2}\text{y}^{-1}$	(a)
	volumetric moisture content	0.5	-	(b)
Miscellaneous	compartment tortuosity	2.9	-	(a)
	recipient compartment	Local aquifer	-	(a)
	area of agricultural land	3.4×10^6	m^2	(c)
	diffusion constant in pure water	3.8×10^{-2}	m^2y^{-1}	(a)
	regional evapotranspiration	0.5	my^{-1}	(c)
	regional rainfall	1.0	my^{-1}	(c)
	regional erosion	0.1	$\text{kg m}^{-2}\text{y}^{-1}$	(a)
<u>dry density</u> of solid material	2.65×10^3	kg m^{-3}	(a)	

Notes: Bold letter ?? 'solid density?'
represent each feature.

¹ Bioturbation is assumed to occur due to the biomass moving between the deep soil and the top soil at a rate given by the biomass activity.

² Calculated by mass balance.

³ This figure corresponds to the mass of sediment applied to the area of farm land and is chosen to be equal to the regional erosion rate (KLOS et al. 1994).

References:

- (a) KLOS et al. 1994
- (b) KLOS and VAN DORP 1994
- (c) BAEYENS et al. 1989

Table 5.4.2: Data for the Kristallin-I Reference Case biosphere.

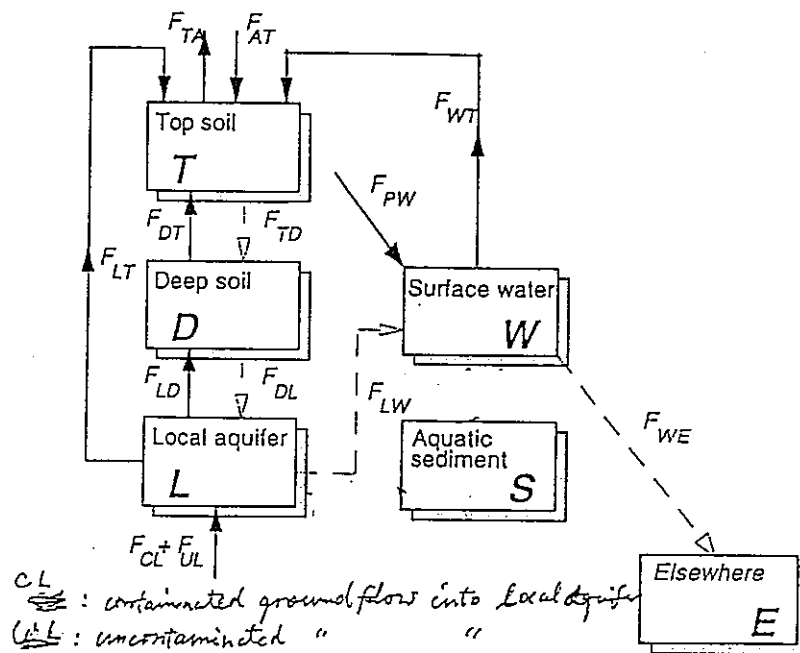


Figure 5.4.4: Water flux mass balance for the biosphere used as a Reference Case for the Kristallin-I calculations. The dashed lines indicate parameters determined by mass balance. Values for the defined water fluxes are given in the Table 5.4.3.

Water flux	Symbol	Value ¹	Units	Reference
Regional rainfall	d_{AT}	1.0	m y^{-1}	[BAEYENS et al. 1989]
Regional evapotranspiration	d_{TA}	0.5	m y^{-1}	[BAEYENS et al. 1989]
Deep soil → Top soil (capillary rise)	d_{DT}	0.025	m y^{-1}	[BAEYENS et al. 1989]
Local aquifer → Deep soil (capillary rise)	d_{LD}	0.025	m y^{-1}	[BAEYENS et al. 1989]
Irrigation from local aquifer	d_{LT}	0.25	m y^{-1}	[BAEYENS et al. 1989]
Irrigation from river water	d_{WT}	0.25	m y^{-1}	[BAEYENS et al. 1989]
Inflow to local aquifer ²	$F_{UL} + F_{CL}$	5.5×10^9	$\text{m}^3 \text{y}^{-1}$	section 3.6
Throughflow in the Rhine	F_{PW}	3.2×10^{10}	$\text{m}^3 \text{y}^{-1}$	section 3.6

Notes:

¹ The corresponding water flows are obtained by multiplying by the area of farmland $F_{ij} = d_{ij} A_f$

² Volumetric flow from geosphere to the biosphere is very small compared to the total flow in the aquifer and is therefore neglected.

Table 5.4.3: Water flux parameters for the definition of the mass balance scheme for the Reference Scenario.

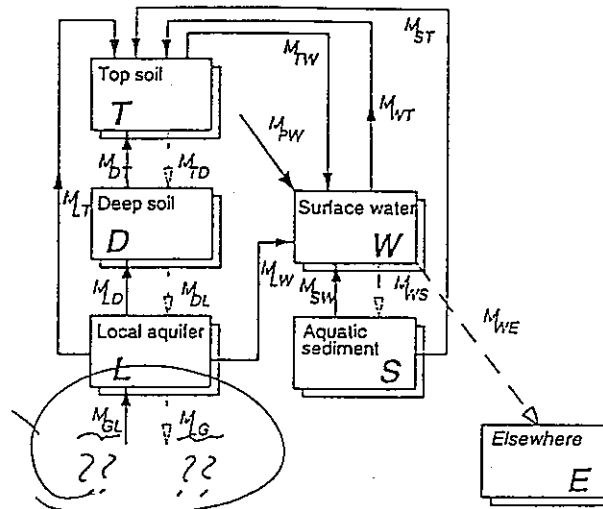


Figure 5.4.5: Solid material flux mass balance for the Reference Case biosphere. The dashed lines indicate parameters determined by mass balance. Values for the defined solid material fluxes in the biosphere are given in Table 5.4.4.

Solid material flux ¹	Symbol	Value	Units	Reference
Top soil → Surface water (erosion of surface material)	M_{TW}	3.4×10^5	kgy^{-1}	[KLOS et al. 1994]
Deep soil → Top soil ^{2, 3}	M_{DT}	7.1×10^6	kgy^{-1}	[KLOS et al. 1994]
Local aquifer → Deep soil ²	M_{LD}	3.4×10^5	kgy^{-1}	[KLOS et al. 1994]
Previous river compartment → River water	M_{PW}	3.2×10^9	kgy^{-1}	[KLOS and VAN DORP 1994]
Local aquifer → Top soil Irrigation containing suspended solids	M_{LT}	8.4×10^2	kgy^{-1}	[KLOS and VAN DORP 1994]
River water → Top soil Irrigation containing suspended solids	M_{WT}	8.4×10^4	kgy^{-1}	[KLOS and VAN DORP 1994]
Bed sediment → Top soil Dredging, flood deposition, etc.	M_{ST}	3.4×10^5	kgy^{-1}	[KLOS et al. 1994]
Bed sediment → River water Turnover of bed sediment	M_{SW}	5.3×10^7	kgy^{-1}	[KLOS and VAN DORP 1994]
Local aquifer → River water Infiltration containing suspended solids	M_{LW}	8.0×10^3	kgy^{-1}	[KLOS and VAN DORP 1994]

Notes:

¹ Fluxes of solid material transported in suspension between the compartments is given by the product of the water fluxes and the suspended sediment load: $M_{ij} = \alpha_i F_{ij}$. Transport via this mechanism occurs for all compartments linked by water fluxes.

² Erosion acts on the whole surface area of the compartment^{so that} so that solid material fluxes caused by erosion of the surface are given by $M_{ij} = m_i A_f$. The area is the same for the top soil, deep soil and local aquifer compartments. The deep soil and local aquifer are affected by erosion as a consequence of keeping the volumes of the compartments fixed.

³ Solid material fluxes also include the effect of bioturbation.

Table 5.4.4: Solid material flux parameters for the Reference Case biosphere.

		Solid - liquid equilibrium distribution coefficient [kg m ⁻³]	
Element	Symbol	Coarse	Fine
nickel	Ni	0.1	1
selenium	Se	0.01	0.1
zirconium	Zr	1	10
technetium	Tc	0.01	0.1
palladium	Pd	0.02	0.2
tin	Sn	0.1	1
caesium	Cs	0.1	1
lead	Pb	0.1	1
polonium	Po	0.1	1
radium	Ra	0.01	0.1
actinium	Ac	1	10
thorium	Th	1	10
protactinium	Pa	1	10
uranium	U	1	10
neptunium	Np	1	10
plutonium	Pu	1	10
americium	Am	1	10
curium	Cm	1	10

Note:

The soils in the region are of a fine texture, the parabraunerde classification. The suspended sediments in the Rhine water are of a similar fine composition. The regional aquifer and the bed sediments of the river are made up of coarser grained materials. Details of the derivation and compilation of the K_d database according to the particle size classification are given in TITS et al. 1994.

Table 5.4.5: Solid-liquid equilibrium distribution coefficients for Kristallin-I biosphere modelling.

5.4.5 生物圏における結果と感度解析

5.4.5.1 リファレンスケースの結果

リファレンスケースのモデルとニアフィールド、地質圏、生物圏のデータを用いて計算した結果がFig. 5.4.6(a)に示されている。

また、ここで寄与している各核種が、リファレンスケースの生物圏モデルの中において平衡に達するまでに要する時間がFig. 5.4.6(b)に示されている。10⁴年以内に平衡に達する核種は⁷⁹Seと⁹⁹Tcであるが、これらは20年以内に平衡値の90%に達する。一方、地質圏からの放出のピークは⁷⁹Se、¹³⁵Cs、⁹⁹Tcに関しては数万年、また4N+3メンバーは数百万年にわたって90%以上を維持する。このことは、リファレンスケースにおける年間個人線量の時間依存性は、地質圏からの時間依存性によって支配されることを示している。

主要5核種の、被曝経路がFig. 5.4.7に示されている。全ての場合について、最大の経路は動物からの生産物、つまり肉、ミルク、酪農生産物である。

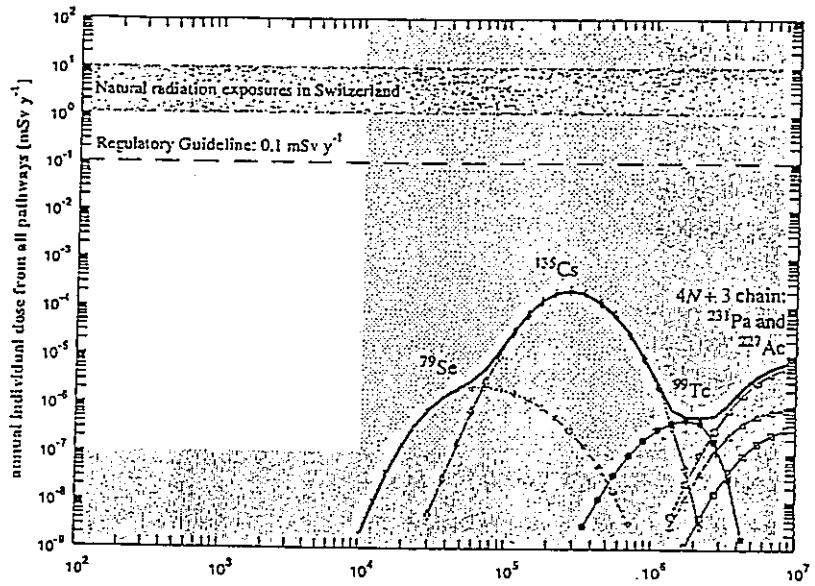
5.4.5.2 灌漑用水源による感度

リファレンスケースでは、常に牧草地は灌漑されているという保守的な仮定をおいている。そこでは、灌漑水を帯水層とライン川から50%ずつ採取するとしているが、この割合を変化させた結果がFig. 5.4.8に示されている。帯水層中の放射性核種濃度の方がライン川より高いため、全て帯水層から採取するとした場合が線量が最大となる。

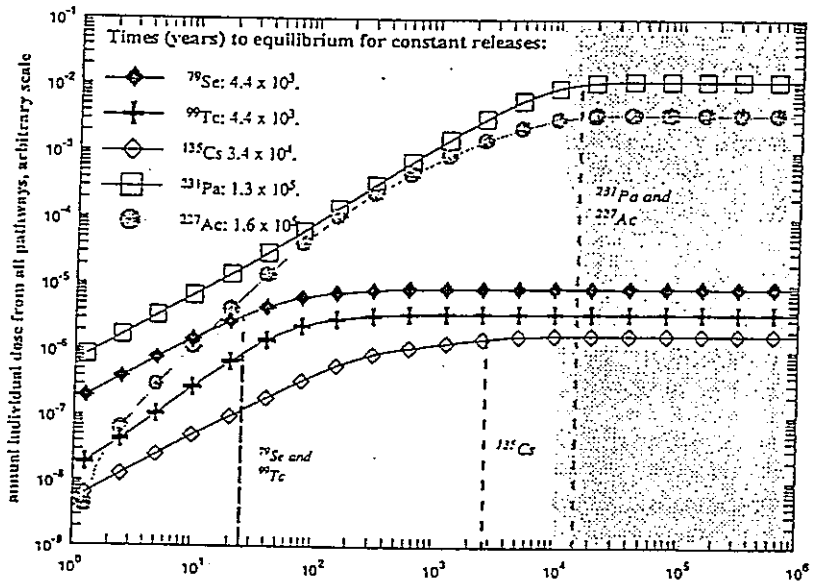
灌漑水源を変えた場合、¹³⁵Csの被曝経路がどのように変化するかがFig. 5.4.9に示されている。濃度の小さい川からの採取の場合、井戸からの飲み水経路の寄与が大きくなる。

5.4.5.3 帯水層の厚さによる感度

全線量に対する帯水層の厚さの影響はないが、帯水層中における保持容量と密接に関係するパラメータのためピークに達するまでの時間に影響を与える。



(a) Reference Case result: annual doses calculated with Reference Case near-field geosphere and biosphere models and datasets.



(b) Times to steady state in the biosphere for selected radionuclides. The results have been normalised to the maximum dose from each of the radionuclides. The dotted lines indicate 90 % of the maximum dose. The shaded area on the right of the plot indicates times beyond which significant evolution in the biosphere is likely to have taken place.

Figure 5.4.6: Kristallin-I Reference Case results: annual doses and time to biosphere model equilibrium.

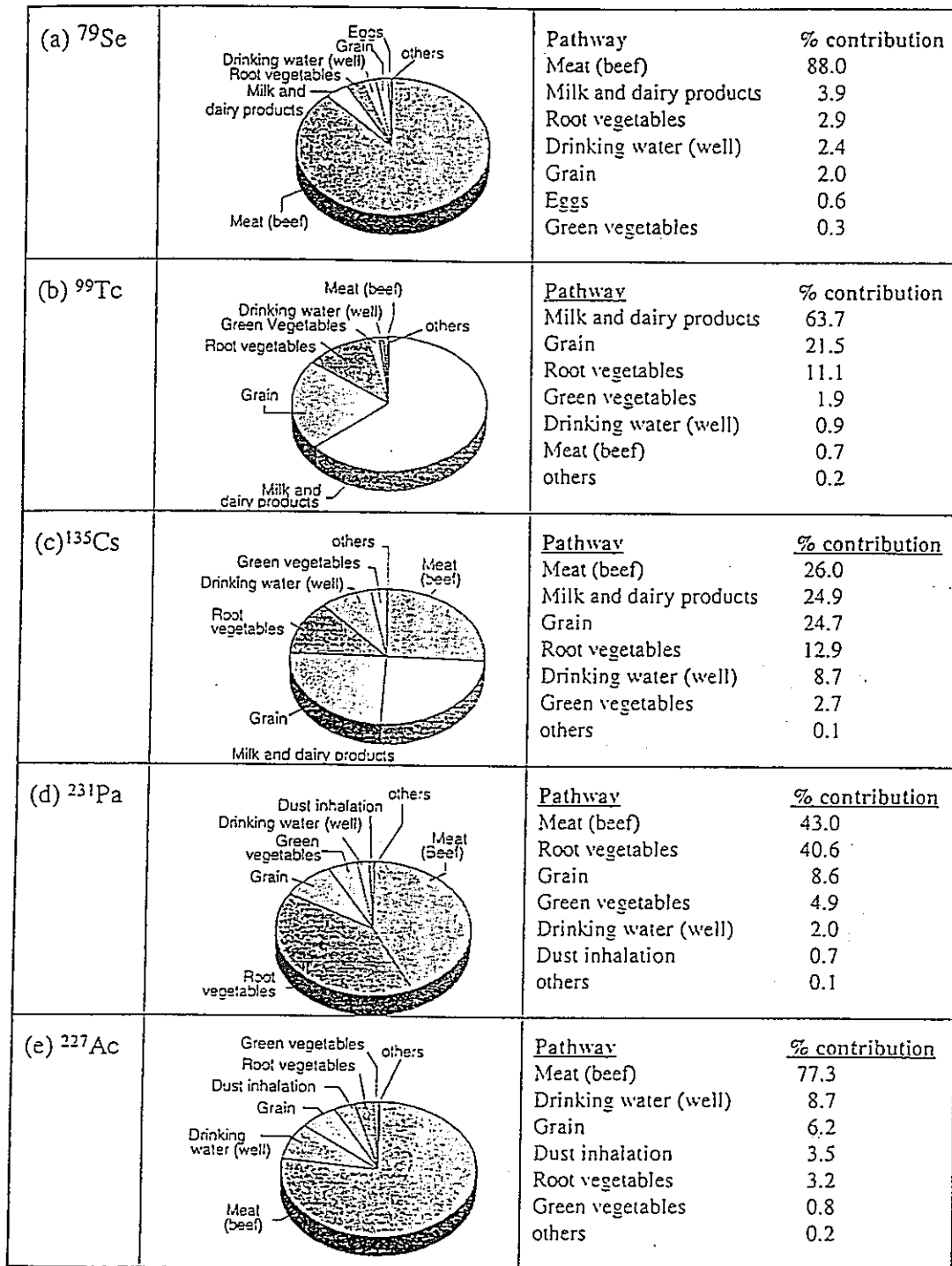


Figure 5.4.7: Annual dose by exposure pathway for the Kristallin-I Reference Case biosphere for selected radionuclides.

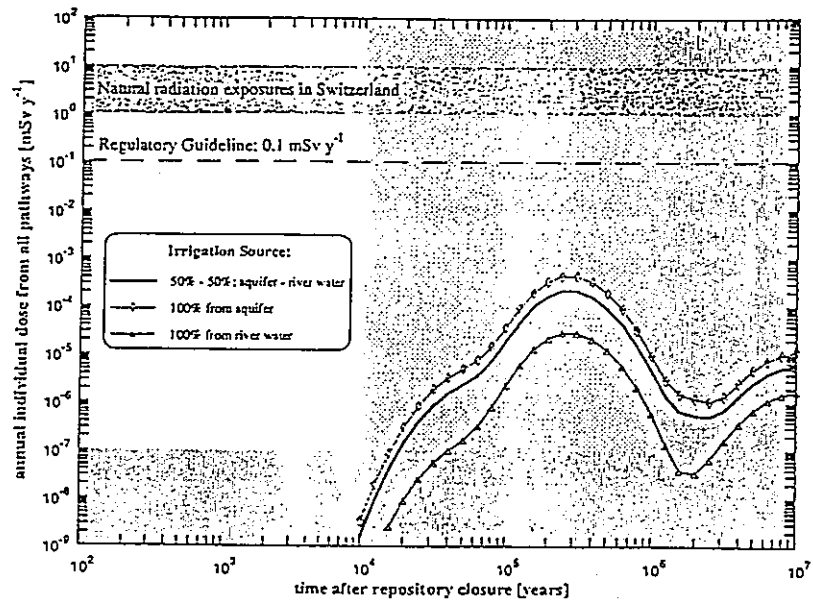


Figure 5.4.8: Sensitivity of calculated dose to source of irrigation water.

<p>(a) ^{135}Cs</p> <p>Irrigation from river</p>		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Pathway</th> <th>% contribution</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Drinking water (well)</td> <td>59.7</td> </tr> <tr> <td>Meat (beef)</td> <td>16.8</td> </tr> <tr> <td>Milk and dairy products</td> <td>16.1</td> </tr> <tr> <td>Grain</td> <td>3.1</td> </tr> <tr> <td>Root vegetables</td> <td>3.0</td> </tr> <tr> <td>Green vegetables</td> <td>1.3</td> </tr> <tr> <td>others</td> <td>0.1</td> </tr> </tbody> </table>	Pathway	% contribution	Drinking water (well)	59.7	Meat (beef)	16.8	Milk and dairy products	16.1	Grain	3.1	Root vegetables	3.0	Green vegetables	1.3	others	0.1
Pathway	% contribution																	
Drinking water (well)	59.7																	
Meat (beef)	16.8																	
Milk and dairy products	16.1																	
Grain	3.1																	
Root vegetables	3.0																	
Green vegetables	1.3																	
others	0.1																	
<p>(b) ^{135}Cs</p> <p>Irrigation from well</p>		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Pathway</th> <th>% contribution</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Meat (beef)</td> <td>26.8</td> </tr> <tr> <td>Grain</td> <td>26.2</td> </tr> <tr> <td>Milk and dairy products</td> <td>25.7</td> </tr> <tr> <td>Root vegetables</td> <td>13.7</td> </tr> <tr> <td>Drinking water (well)</td> <td>4.6</td> </tr> <tr> <td>Green vegetables</td> <td>2.9</td> </tr> <tr> <td>others</td> <td>0.1</td> </tr> </tbody> </table>	Pathway	% contribution	Meat (beef)	26.8	Grain	26.2	Milk and dairy products	25.7	Root vegetables	13.7	Drinking water (well)	4.6	Green vegetables	2.9	others	0.1
Pathway	% contribution																	
Meat (beef)	26.8																	
Grain	26.2																	
Milk and dairy products	25.7																	
Root vegetables	13.7																	
Drinking water (well)	4.6																	
Green vegetables	2.9																	
others	0.1																	

Figure 5.4.9: Variation of importance of exposure pathways for ^{135}Cs as a result of changing the source of irrigation water

5.4.5.4 浸食速度による感度

対象地域で観測される浸食速度の上限値と下限値との間で変化させた結果が、Fig. 5.4.10に示されている。浸食の影響は汚染した物質の除去という形で現われるため、浸食速度が大きいほど線量は小さくなり、強く収着する核種ほどその効果は大きい。もっとも、全体としての影響はほとんど無視できる。

5.4.5.5 固液分配係数による感度

リファレンスケースの k_d に対して、1桁の範囲で変化させた結果がFig. 5.4.11に示されている。 K_d が大きいほど、深い地層から表面への移行が遅延される効果に比べて生物圏に長く留まる効果が強くなり、線量が増加する。また、ある K_d 値より大きい場合には、実質的に核種は動かず K_d の変化による影響を受けないため、 K_d への感度は収着性の小さい ^{79}Se と ^{99}Tc に強く見られることとなる。

5.4.6 要約

TAMEモデルにおける主要な仮定は以下の2つである。

- 放出領域とその地域の環境は時間的に不変であると仮定する。
- 人間は当該領域において生活し、被曝経路を通して被曝するように行動すると仮定する。

生物圏における放射性核種の移行と分散は、動的なCompartmentモデルのよって取り扱われ、食物への吸収や人間の被曝は平衡モデルによって取り扱われている。ここでは、多重の移行経路と被曝経路をモデリングしているため、生物圏における単一のパラメータあるいはいくつかのパラメータ群によって計算結果の不確実性が支配されるものでもなく、強い影響が及ぼされるものでもないことが示されている。

ここでの解析では、灌漑プロセスにおける仮定が線量に大きな影響を与えることになる。

K-Iでは、生物圏での放射性核種の濃度が平衡に達するのに要する時間が短いため生物圏モデルの動的な解析は重要ではないと判断されている。

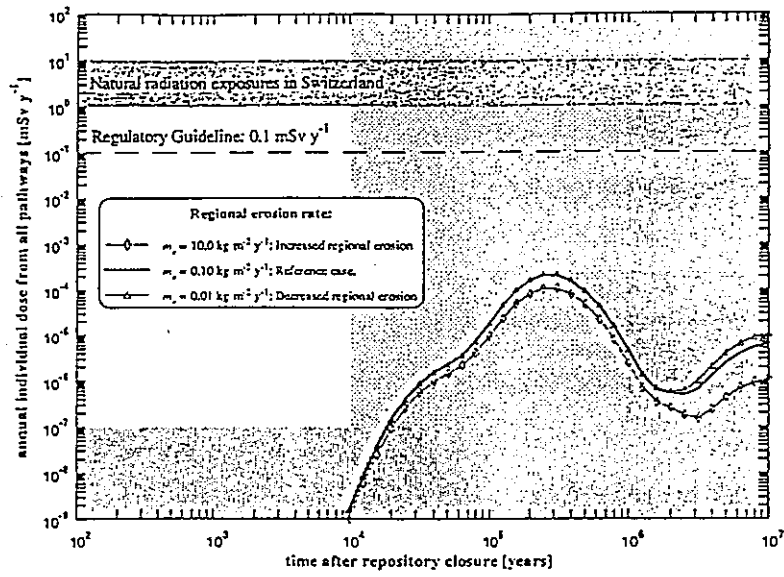


Figure 5.4.10: Sensitivity of calculated dose to regional erosion rate.

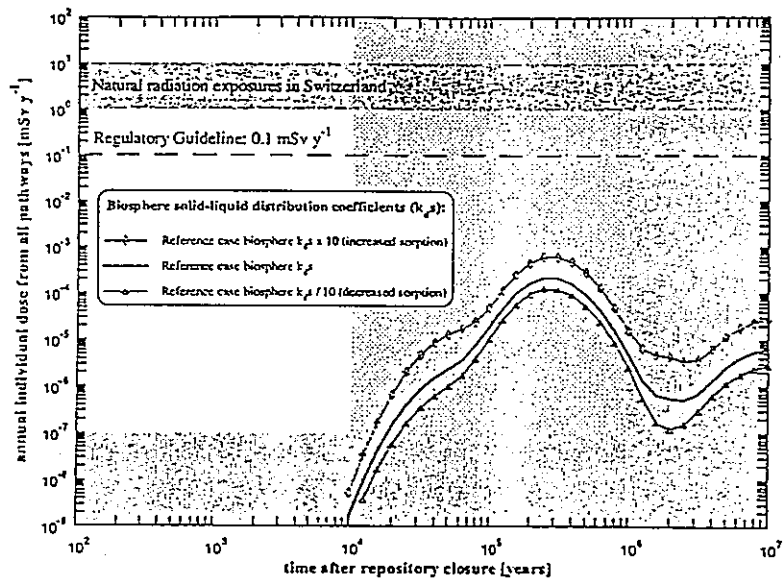


Figure 5.4.11: Sensitivity to the solid-liquid distribution coefficients.

6. 結果とその分析

6.1 序論

- ・本章の目的は処分場の放射線学的影響を評価することである。
- ・システムとそれに関連する放出、輸送、被曝のプロセスの将来的な進展に関する不確実性が考慮されている。
- ・シナリオの影響は保守的構造モデルを使って計算され、データもまた保守的方法で選択された。
- ・計算の構成をTable 6.1.1に示す。
- ・リファレンスシナリオはリファレンスケースとパラメータ変動の基本となる。
- ・リファレンスケースのパラメータはArea Westに処分場が設置されることを想定している。
- ・Area West はArea Westよりも好ましい条件を有するが計算に際してはArea Eastのデータが使用された。
- ・リファレンスシナリオの想定は以下の通りである。
 - －ニアフィールド ：工学バリアの設計性能に従って現象が進展
 - －地質圏 ：現在の地質環境の理解の範囲内
 - －生物圏 ：現在の水理地質条件及び気候条件
- ・多くの変動シナリオが定量的考察に基づき識別されており、計算された変動シナリオは以下の通りである。
 - －深部地下水井戸
 - －トンネル／立坑のシール機能損失
 - －気候変動
- ・ロバストシナリオに関しても計算が行われた。
 - －地質的不確実性と輸送プロセスに対して最も悲観的な解釈をした場合の信頼できる安全性のレベルを説明するため
 - －工学バリアが最小限の設計性能を有し、ニアフィールドから直接生物圏へ移行すると仮定

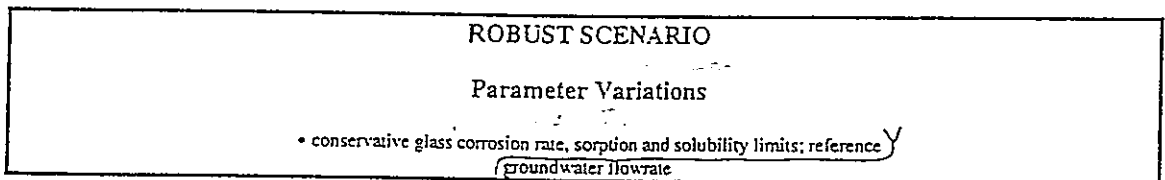
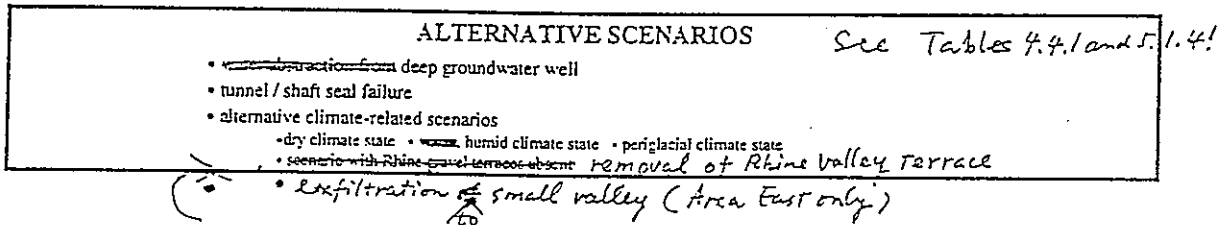
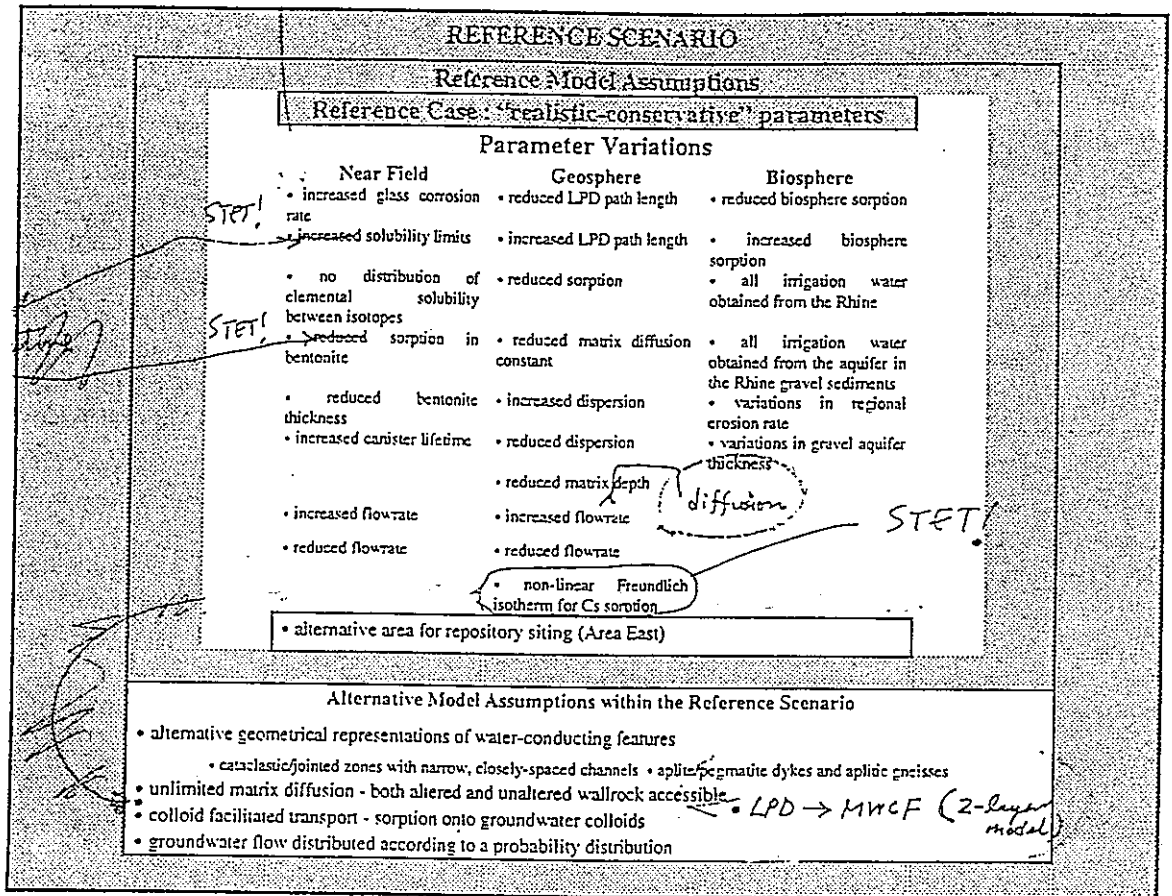


Table 6.1.1: Structure of calculations performed in the Kristallin-I performance assessment, with the Reference Case (Reference Scenario, reference model assumptions and "realistic-conservative" parameters) indicated by shading. LPD = low-permeability domain.

6.2 リファレンスシナリオ

6.2.1 モデルの想定

- ・リファレンスシナリオの想定は以下の通りである。
 - －ニアフィールド : 工学バリアの設計性能に従って現象が進展
 - －地質圏 : 現在の地質環境の理解の範囲
 - －生物圏 : 現在の水理地質条件及び気候条件
- ・地層モデルでは地質環境の不確実性と特性変化を考慮して多くの変動モデルが考慮に入れられた。
- ・リファレンスケースの地層モデルの主要な仮定は以下の通りである。
 - －透水特性の形状
 - 核種移行に影響を与える幾何学的ファクターとしての単一亀裂
 - 透水特性中で生じる移行経路に沿った輸送
 - －マトリクス拡散の制限
 - 亀裂周辺の変質帯部での制限
 - 保守的に拡散に寄与できない未変質帯部
 - －核種移行経路
 - 低透水性領域から高透水性領域を通り生物圏へ移行
 - 透水性破碎帯中での遅延と崩壊は無視
 - －コロイド移行
 - 地下水コロイド上への核種吸着と輸送は無視

6.2.1.1 リファレンスケースの計算

6.2.1.1.1 リファレンスケースのパラメータ値

- ・リファレンスケースの入力データセットはArea Westに処分場があることを想定している。
- ・ニアフィールドと地層にデータセットには現実的／保守的パラメータ値が含まれている。
- ・ニアフィールドと地層の主要データをTable 6.2.1 とTable 6.2.2 に示す。
- ・生物圏の入力データセットはライン川近傍の現在の生物圏のものである。

Parameter	Reference Case Value
Thickness of Bentonite $r_b - r_a$	1.38 m
Glass Corrosion Rate R	$1.2 \times 10^{-11} \text{ kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$
Groundwater Flowrate Q	$3.0 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$
K_d Values for Sorption on Bentonite	Element-dependent "realistic-conservative" values (see Table 3.7.3)
Solubility Limits S_E	Element-dependent "realistic-conservative" values (see Table 3.7.3)
Distribution of Elemental Solubility between Isotopes (incl. Stable Isotopes) in Glass	Taken into account

Table 6.2.1: Near-field parameters for Reference Case calculations.

Parameter	Reference Case Value
Number of Geosphere Model "Layers"	1 - layer model (low-permeability domain only)
Planar / Cylindrical Geometry	Planar
Flowrate through emplacement tunnel system E T $S^{\text{(capital)}}$	$3.0 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ through the emplacement tunnel system; a Darcy velocity of $7 \times 10^{-13} \text{ ms}^{-1}$ over a repository area of $1.4 \times 10^5 \text{ m}^2$ (advection velocity = $3.4 \times 10^{-7} \text{ ms}^{-1}$)
Length of open channels intersecting the system of emplacement tunnels, which carry water away from the repository R C W W S^{TFT}	$2.3 \times 10^2 \text{ m}$ ($1.7 \times 10^{-3} \text{ m m}^{-2}$ over a repository area of $1.4 \times 10^5 \text{ m}^2$)
Migration Path Length	200 m
Peclet Number	10
Fracture aperture ²⁾	10^{-3} m
Extent of Altered Wallrock (Matrix Accessible to Diffusion) from Centre of Fracture Plane	$5 \times 10^{-2} \text{ m}$
Matrix Porosity (Altered Wallrock)	5 %
Pore Diffusion Constant	$3 \times 10^{-11} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$
K_d Values for Sorption on Matrix Pores Surfaces	Element-specific "realistic-conservative" values (see Table 3.7.6)
Colloid Concentration	0

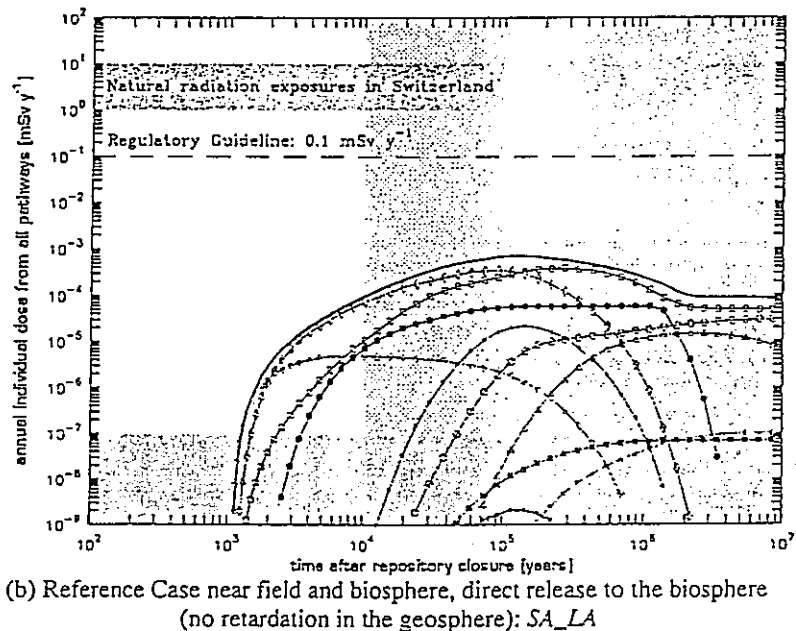
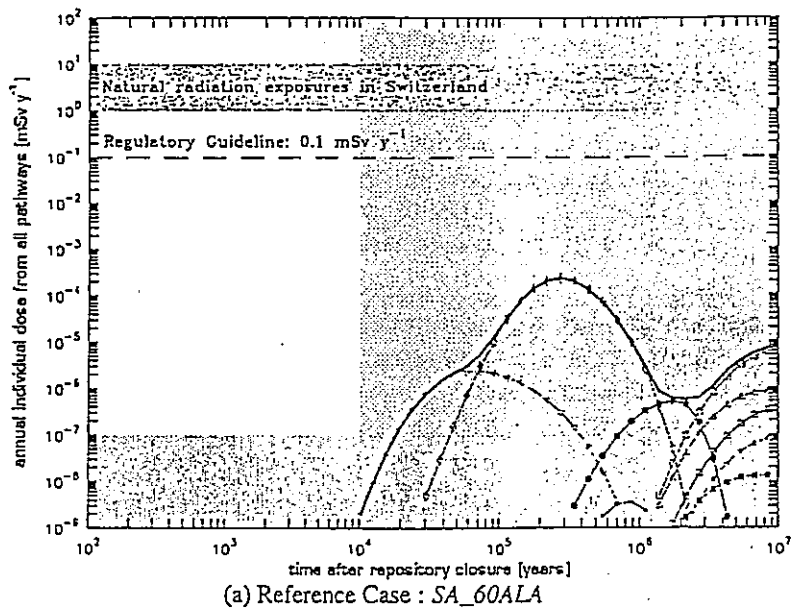
Table 6.2.2: Geosphere parameters for Reference Case calculations.

6.2.1.1.2 リファレンスケースの結果

- ・ Fig.6.2.1(a)はリファレンスケースの年間個人線量の時間変化であり、安全に関連のある核種が示されている。
 - －年間個人線量のピーク値はHSK/R-21のガイドラインである 0.1mSv y^{-1} よりも2オーダー下にある。
 - －ピーク値は処分場閉鎖後、 10^5 年以上経過して生じ、 ^{135}Cs が支配的である。
 - －線量履歴の各段階で、線量を支配する核種は次の通りである。(Table 6.2.3)
 - ^{79}Se : 処分場閉鎖後から約 3×10^4 年まで
 - ^{135}Cs : 3×10^5 年で最大線量
 - 4N+3系列 : ^{231}Pa 、 ^{227}Ac とその娘核種、約 10^7 年で支配核種
 - ^{99}Tc : 約 2×10^6 年で支配核種
 - － ^{237}Np を含む4N+1系列のピーク線量値は ^{99}Tc よりもわずかに大きい。
 - －4N+1系列のピーク線量値は1オーダー以上4N+3系列より小さい。

6.2.1.1.3 ニアフィールドとジオスフェアにおけるバリア性能の比較

- ・ Fig.6.2.1(b)はニアフィールドからの核種が直接生物圏に放出された場合の仮想的線量履歴を示している。
 - － Fig.6.2.1(a)と比較してみると合計線量の最大値の大きさと時間はほぼ同じであるが、個々の核種あるいは系列のいくつかは、地層を通過することにより非常に減衰している。
 - － ^{135}Cs は地層を考慮する場合 (Fig.6.2.1(a))、しない場合 (Fig.6.2.1(b))ともに支配的核種であるが、その最大値には影響がない。
 - －合計線量の最大値は地層を考えた場合と同様2オーダーガイドラインより低い。
 - －地層の存在は多くの核種にとって、破過曲線の立ち上がりを低減させる効果を有する。
 - －地層がない場合、いくつかの核種はキャニスタ破損後、数百年で立ち上がりを示す。



Key to radionuclides.

—	Sum over nuclides.	—△—	4N + 1 chain	—■—	⁵⁹ Ni	—*—	¹²⁶ Sn
—○—	4N + 3 chain	—★—	4N chain	—x—	¹⁰⁷ Pd	—⊖—	⁹⁹ Tc
—□—	4N + 2 chain	—∇—	¹³⁵ Cs	—⊕—	⁷⁹ Se	—⊗—	⁹³ Zr

Figure 6.2.1: (Previous page). Time history of the annual individual doses in the Reference Case (dataset SA_60ALA, above) and, as an illustration of the effect of the geosphere as a barrier, in the hypothetical case of direct release of radionuclides from the near field to the biosphere (dataset SA_LA, below). In the Reference Case calculations, "realistic-conservative" parameter values are used, but with a conservative model treatment of geosphere water-conducting features. The regulatory guideline of 0.1 mSv y⁻¹ is shown, together with the range of natural background radiation found in present-day Switzerland.

Nuclide	Peak Dose [mSv y ⁻¹]	Time of Peak [y]
⁷⁹ Se	2 × 10 ⁻⁶	7 × 10 ⁴
¹³⁵ Cs	2 × 10 ⁻⁴	3 × 10 ⁵
⁹⁹ Tc	5 × 10 ⁻⁷	2 × 10 ⁶
4N + 3 chain (²³¹ Pa & ²²⁷ Ac)	7 × 10 ⁻⁶	> 10 ⁷

Table 6.2.3: Summary of doses in the Reference Case (dataset SA_60ALA). Details are given for the nuclides which provide the maximum contribution to the dose at the time of their peaks.

- ・ リファレンスケースにおける半減期 3×10^6 年以下の核種のニアフィールドのみのインベントリ量 η_N 及びニアフィールドとファーフィールドを組み合わせたインベントリ量 η_F をTable 6.2.4に示す。
 - ¹³⁵Csを除いて全ての単核種の2%以下の核種がニアフィールドからファーフィールドへ移行する。
 - 系列の場合は、0.25%に減少している。
 - 地層中に崩壊を考慮にいと¹³⁵Csを除いて、0.07%以下の核種が生物圏へ移行する。
 - ¹³⁵Csはニアフィールドのみで5%、ニアフィールドとファーフィールドで12%崩壊する。
 - ⁹⁹Tcはニアフィールドでのみ98.6%、ニアフィールドとファーフィールドで99.9%崩壊する。
- ・ ニアフィールド特性の違いによる¹³⁵Csの放出率をFig.6.2.2に示す。
 - ¹³⁵Csは最初の 10^5 年で放出される。
 - ¹³⁵Csのガラスマトリクスからの放出率はFig.6.2.2(a)で実線で示され、ガラス中に含まれている曲線Gで示される。
 - ¹³⁵Csの半減期は 2.3×10^6 年であるために、崩壊の影響は殆どない。
 - ¹³⁵Csは溶解度が高いために、ガラスから直接ベントナイト中へ拡散する。
 - Fig.6.2.2(b)中の曲線Bはベントナイト中の空隙水中及び空隙表面に吸着している¹³⁵Csの量を示している。
 - Fig.6.2.2(a)中の破線はベントナイトから地層中への放出率を示している。

Nuclide	Decay within the Barrier System	
	η_N [%] (Near Field)	η_F [%] (Near Field and Geosphere)
⁵⁹ Ni	99.73	100.00
⁷⁹ Se	99.90	99.93
⁹³ Zr	99.60	100.00
⁹⁹ Tc	98.60	99.93
¹⁰⁷ Pd	100.00	100.00
¹²⁶ Sn	99.56	100.00
¹³⁵ Cs	5.48	12.33
²⁴⁵ Cm	100.00	100.00
²⁴¹ Am	100.00	100.00
²³⁷ Np	99.99	100.00
²³³ U	99.97	100.00
²²⁹ Th	100.00	100.00
²⁴⁶ Cm	100.00	100.00
²⁴² Pu	99.75	100.00
²⁴³ Am	100.00	100.00
²³⁹ Pu	100.00	100.00
²⁴⁰ Pu	100.00	100.00

Table 6.2.4: The percentage of the inventory of each nuclide decaying within the near field (η_N) and the near field and geosphere combined (η_F). In each case, the amount decaying is normalised to the sum of initial inventory of the nuclide and the amount produced by ingrowth. Nuclides with half-lives greater than a few million years and their daughters are not included.

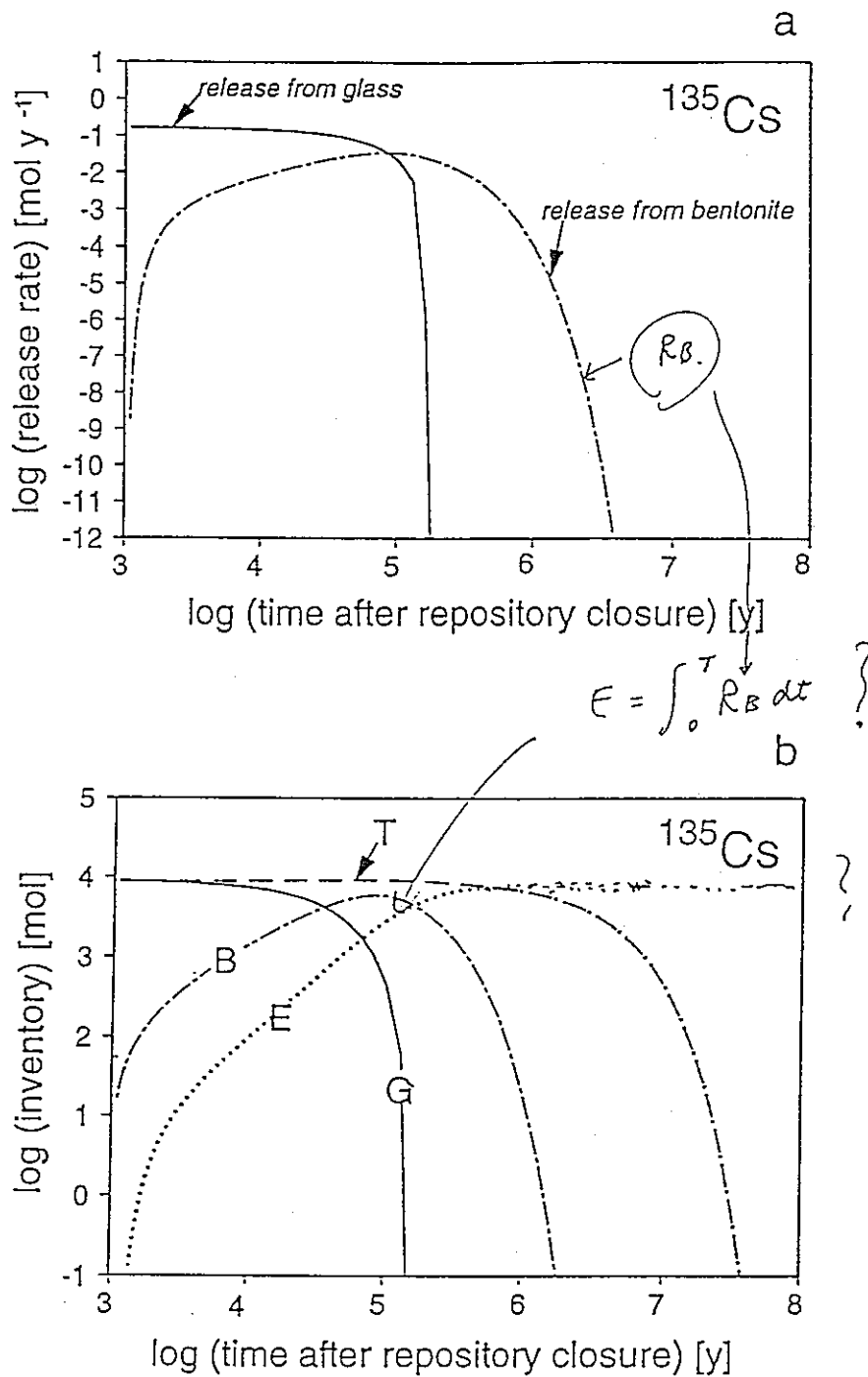


Figure 6.2.2: The release rates of ^{135}Cs from different features of the near field (a) and the distribution of inventory between these features (b) as a function of time: (G) glass matrix, (B) bentonite, both in solution and sorbed onto pore surfaces. (E) gives the amount of ^{135}Cs released from the near field into the geosphere and (T) gives the total inventory.

- 曲線Eは、ベントナイトを通り、地層中に侵入していく¹³⁵Csの量を示している。
- ¹³⁵Csの全インベントリはFig6.2.2(b)中の曲線Tで示される。
- ¹³⁵Csの殆どは10⁶年までに地層を通過する。
- ・ ニアフィールドバリア中の各場所での²³⁷Npのインベントリの分布をFig.6.2.3に示す。
 - ¹³⁵Csと²³⁷Npはほぼ同じ半減期 (²³⁷Npは2.14×10⁶年) であるが、²³⁷Npの放出形態は溶解度制限である。
 - 曲線Pは²³⁷Npの10⁷年までの沈殿固相を示しており、崩壊の影響も考慮されている。
 - ベントナイト内側境界で、溶解度制限が与えられているので、²³⁷Npの全インベントリの非常にわずかな部分がベントナイト中に拡散する。
 - ²³⁷Npはベントナイト空隙表面に強く吸着する。
 - 結果としてNpに関してベントナイトは大きなバリア性能を有し、地層への放出は少ない。

6.2.1.2 パラメータ変動とリファレンスケース

- ・ K-Iのリファレンスケースは現実的/保守的パラメータによって構成されている。
- ・ Table 6.2.5とTable 6.2.6はパラメータ変化に対するモデル連鎖の要素の感度解析の結果をまとめたものである。
 - 結果は年間個人線量で示されており、簡単な換算係数を使用して得られた飲料水の線量である。
 - ニアフィールドと地層中の計算では重要パラメータを特定するために保守的及び現実的/保守的値の組み合わせが用いられた。
 - 生物圏に関しては、全体性能に影響を及ぼすと考えられるパラメータのみがその変化を考慮された。
 - リファレンスケースでは、¹³⁵Csが年間個人線量のピーク値に最も大きな影響を与える。
 - ⁹⁹Tcはニアフィールドで溶解度制限に達する核種の一例である。

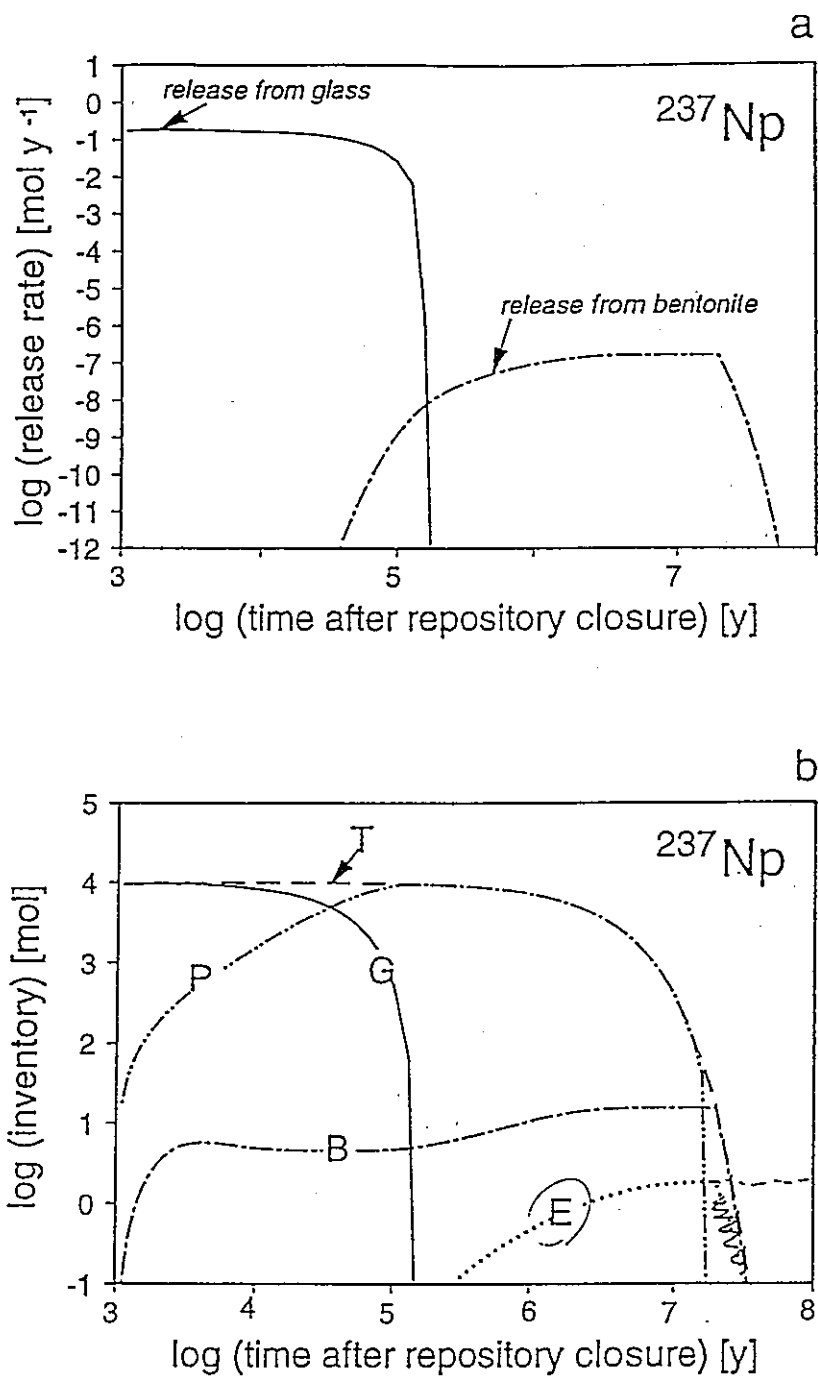


Figure 6.2.3: The release rates of ^{237}Np from different features of the near field (a) and the distribution of inventory between these features (b): (G) glass matrix, (P) precipitate at the glass/bentonite interface, (B) bentonite, both in solution and sorbed onto pore surfaces. (E) gives the amount of ^{237}Np released from the near field into the geosphere and (T) gives the total inventory.

Results of Near-Field Parameter Variations (from section 5.2)		
	Maximum Near-Field Release; expressed as drinking water dose [mSv y ⁻¹]	
	¹³⁵ Cs	⁹⁹ Tc
Reference Case near-field parameters	5 × 10 ⁻⁵	7 × 10 ⁻⁷
Increased glass corrosion rate R = 1.2 × 10 ⁻⁹ kg m ⁻² s ⁻¹	7 × 10 ⁻⁵	7 × 10 ⁻⁷
Conservative solubilities: See Table 3.7.3	Not solubility limited	3 × 10 ⁻⁵
"conservative" K _d values: See Table 3.7.3	1 × 10 ⁻⁴ (1.3)	8 × 10 ⁻⁷
Reduced bentonite thickness r _o - r _i = 0.2 m	2 × 10 ⁻⁴	9 × 10 ⁻⁷
10 fold decrease in flowrate Q = 0.3 m ³ y ⁻¹	6 × 10 ⁻⁶	8 × 10 ⁻⁸
10 fold increase in flowrate Q = 30 m ³ y ⁻¹	1 × 10 ⁻⁴	6 × 10 ⁻⁶
Results of Geosphere Parameter Variations (from section 5.3)		
	Maximum Geosphere Release; maximum annual individual dose (all pathways) [mSv y ⁻¹]	
Reference Case near-field and geosphere parameters	2 × 10 ⁻⁴	5 × 10 ⁻⁷
Reduced low-permeability domain (LPD) path length L = 100 m	3 × 10 ⁻⁴	4 × 10 ⁻⁶
Increased LPD path length L = 500 m	1 × 10 ⁻⁴	5 × 10 ⁻⁹
"conservative" K _d values: See Table 3.7.6	3 × 10 ⁻⁴	3 × 10 ⁻⁵
"conservative" diffusion constant D _e = 6 × 10 ⁻¹² m ² s ⁻¹	2 × 10 ⁻⁴	1 × 10 ⁻⁶
Reduced dispersion Pe = 50	3 × 10 ⁻⁴	8 × 10 ⁻⁸
"conservative" matrix diffusion depth v _m = 10 ⁻² m	3 × 10 ⁻⁴	2 × 10 ⁻⁵
10 fold decrease in flowrate through LPD Q = 0.3 m ³ y ⁻¹	7 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻¹⁰
10 fold increase in flowrate through LPD Q = 30 m ³ y ⁻¹	1 × 10 ⁻³	1 × 10 ⁻³
Cs sorption described by modified Freundlich isotherm. RANCHMDNL calculation. Reference Case geometry for water-conducting features.	2 × 10 ⁻⁴	Not Applicable

Table 6.2.5: (Previous page.) Selected results from calculations investigating sensitivity of near-field and geosphere releases to parameter variations. The Reference Case calculations, around which variations are made, are based on the Reference Scenario discussed in Chapter 4, together with model assumptions and "realistic-conservative" physico/chemical data described in Chapter 5. Releases have been calculated for a subset of safety-relevant radionuclides; ¹³⁵Cs and ⁹⁹Tc are shown here for illustration. ¹³⁵Cs is chosen since it gives the largest contribution to annual individual dose in the Reference Case calculations (see section 6.2.1.1). ⁹⁹Tc provides an example of a nuclide that is solubility-limited in the near field. Results are expressed in terms of annual individual dose; in the case of near-field parameter variations, this is a drinking-water dose obtained using a set of simple conversion factors (see Appendix 6). For geosphere parameter variations, the full biosphere model described in section 5.4 is used to obtain doses. Parameter variations which increase release with respect to the Reference Case by a factor of 10 or more are indicated by shading. Those which decrease dose by a factor of 10 or more are indicated in bold type.

Results of Biosphere Parameter Variations (from section 5.4)		
	Maximum Annual Individual Dose (all pathways) [mSv y ⁻¹]	
	¹³⁵ Cs	⁹⁹ Tc
Reference Case near-field, geosphere and biosphere parameters	2 × 10 ⁻⁴	5 × 10 ⁻⁷
Biosphere k _d values reduced by a factor 10	1 × 10 ⁻⁴	8 × 10 ⁻⁸
Biosphere k _d values increased by a factor 10	6 × 10 ⁻⁴	4 × 10 ⁻⁶
All irrigation water obtained from the Rhine	3 × 10 ⁻⁵	1 × 10 ⁻⁸
All irrigation water obtained from the aquifer in the Rhine gravel sediments	5 × 10 ⁻⁴	1 × 10 ⁻⁶
Regional erosion rate reduced by a factor of 10	2 × 10 ⁻⁴	5 × 10 ⁻⁷
Regional erosion rate increased by a factor 100	1 × 10 ⁻⁴	3 × 10 ⁻⁷
Gravel aquifer 20 m thick	2 × 10 ⁻⁴	5 × 10 ⁻⁷

Table 6.2.6: Selected results from calculations investigating sensitivity of results of biosphere calculations to parameter variations. The Reference Case sets of calculations, around which variations are made, are based on the Reference Scenario discussed in Chapter 4, together with model Assumptions and physico/chemical data described in Chapter 5. Parameter variations which decrease dose by a factor of 10 or more are indicated in bold type. None of the variations increase dose by more than a factor of 10.

リファレンスケースをベースにパラメータを変化させた感度解析から得られた重要な知見を各項目毎に以下に示す。

ニアフィールドバリアのロバストネス

- ・リファレンスケースのニアフィールドからの放出率は、地層中の遅延と崩壊を無視しても、スイスのガイドラインより十分（2オーダー以上）低くなる。
- ・この結果は、ニアフィールドモデルに保守的仮定がなされており、パラメータの変化に対しての感度が小さいため、ロバストであると考えられる。
- ・特にリファレンスケースの年間個人線量のピーク値を支配する核種である¹³⁵Csの放出率は保守的なニアフィールドのパラメータ変化に対してかなりロバストである。
- ・ガラスの溶解あるいは吸着に保守的値を設定すると、1オーダー以内で最大放

出率は増加する。

- ・地下水流量に関する感度が大きい。

溶解度制限の選択の感度

- ・保守的溶解度制限の適用は溶解度制限核種のニアフィールドバリアでの挙動に大きな影響を与える。
- ・ ^{99}Tc の場合、溶解度制限に達していない溶解度の増加はファクターで約50の最大放出率の増加を与える。
- ・溶解度制限核種は、非常に速い流量の場合を除いて、 ^{135}Cs よりも年間個人線量への寄与は小さい。

地質圏のバリア効果

- ・地層モデルの保守性により、地層からの ^{135}Cs の放出率が最大となる。
- ・この最大放出率はニアフィールドからの放出率に比べてファクター2小さくなるのみである。
- ・地層モデルの保守性の重要な効果は人間環境への核種放出を10000年以上遅らせることである。
- ・ ^{99}Tc に対して地層はより大きなバリア機能を与え、最大放出率を2オーダー低減させ、核種放出を約 10^6 年遅延させる。

ジオスフェアのパラメータ変動に対する（不）感度

- ・ ^{135}Cs の最大放出率は保守的地層パラメータの変化に対して感度は小さい。
- ・地下水流量はニアフィールドの放出率に影響を及ぼすので相対的に高い感度を有する。
- ・ ^{99}Tc は拡散係数以外の地層パラメータの変化に対して大きな感度を示す。
- ・地下水流速が最も速いとき、地層は ^{99}Tc と ^{135}Cs 双方に対して有効なバリア性能を持ちえない。

生物圏でのパラメータ変動に対する（不）感度

- ・生物圏の応答はパラメータ変化に対して相対的に小さい。

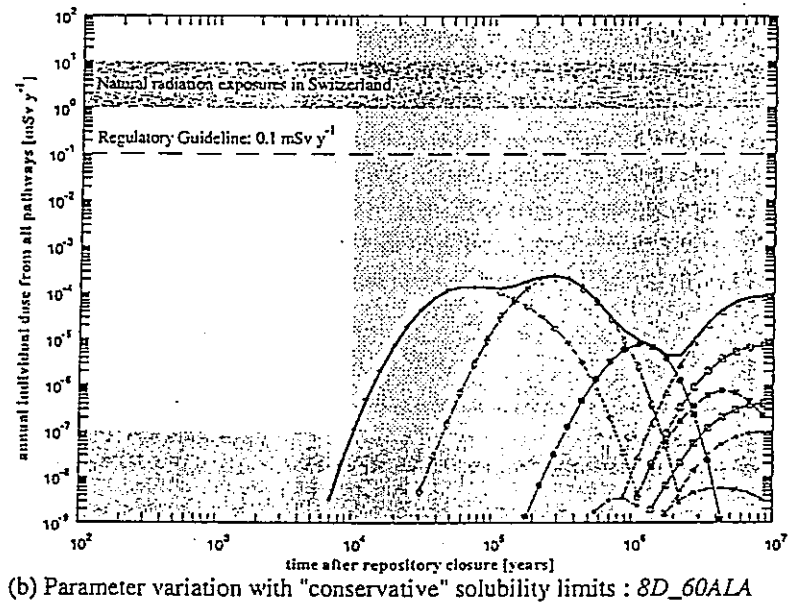
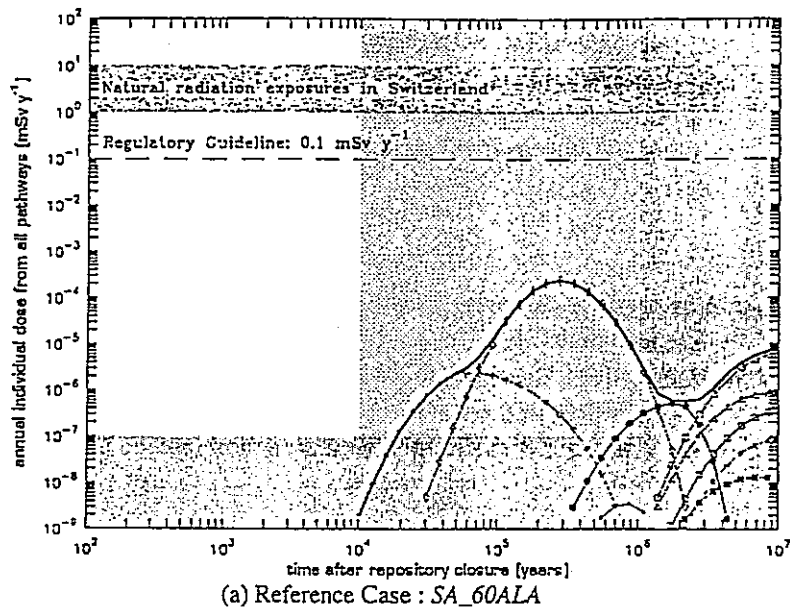
- ・一般的に数オーダーのパラメータ範囲は1オーダーの応答となって現れる。
- ・生活用ストックである灌漑及び飲料水のソースとしての局所的な帯水層は最も感度を有する生物圏のFEPである。

処分場システム全体の性能に対する溶解度の感度解析結果の重要性を評価するために、溶解度制限を保守的値に設置し、他のパラメータはリファレンスケースと同一にし、計算を行った。その結果とリファレンスケースとの比較をFig.6.2.4に示す。

- ・年間個人線量のピーク値はパラメータの変化に対して殆ど変化しない。
- ・溶解度制限でない ^{135}Cs によって支配される。
- ・時間スケールにおける初期及び後期において、 ^{135}Cs 以外の核種はリファレンスケースよりも大きな寄与がある。
- ・ ^{79}Se と4N+1系列のピーク値は大きく増加しており、 ^{135}Cs は同じオーダーである。

全てのパラメータが保守的である場合のパラメータ値をTable6.2.7に結果をFig.6.2.5に示す。

- ・年間個人線量の最大値はガイドラインよりも2オーダー以上小さい。
(Fig.6.2.5(a))
- ・天然バリア中で遅延と崩壊がない即ちニアフィールドと生物圏を直接連結させた仮想的ケースとリファレンスケースとを比較することにより、地層の役割が示された。(Fig.6.2.5(b))
- ・天然バリアを考慮すると仮想ケースに比べて最大線量が1オーダー以上低減され、多重バリアの概念の有効性が説明できる。



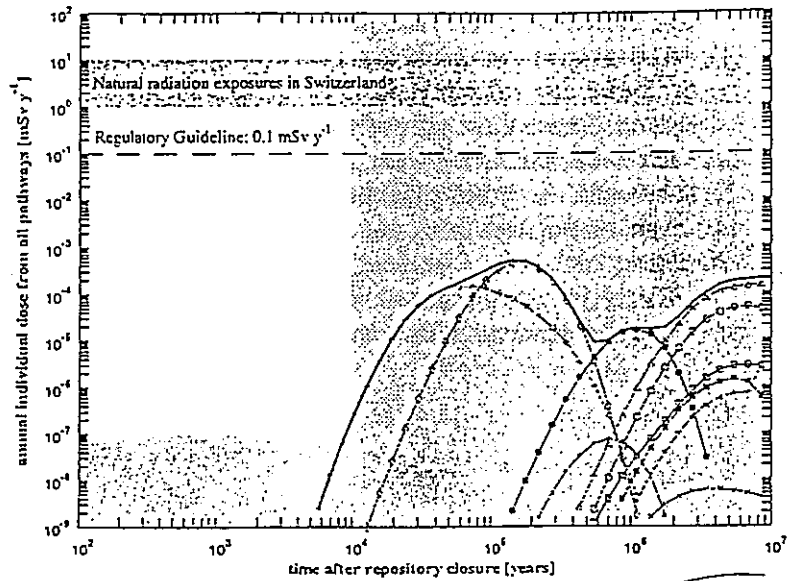
Key to radionuclides.

—	Sum over nuclides.	—△—	4N + 1 chain	—■—	⁵⁹ Ni	—●—	¹²⁶ Sn
—○—	4N + 3 chain	—◀—	4N chain	—x—	¹⁰⁷ Pd	—⊙—	⁹⁹ Tc
—□—	4N + 2 chain	—▽—	¹³⁵ Cs	—◇—	⁷⁹ Se	—■—	⁹³ Zr

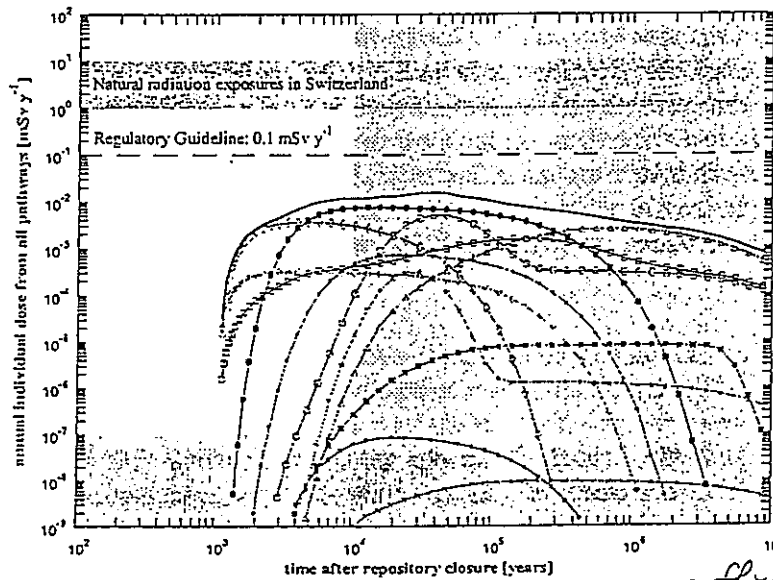
Figure 6.2.4: (Previous page). Time history of the annual individual doses in the Reference Case (dataset SA_60ALA, above) and in a parameter variation, based on the Reference Case, in which the solubility limits are changed from "realistic-conservative" to "conservative" values (dataset 8D_60ALA, below). The regulatory guideline of 0.1 mSv y⁻¹ is shown, together with the range of natural background radiation found in present-day Switzerland.

Parameter	"Conservative" Variation
Glass Corrosion Rate R	$1.2 \times 10^{-9} \text{ kg m}^{-2}\text{s}^{-1}$
K_d Values for Sorption on Bentonite	Element-dependent "conservative" values (see Table 3.7.3)
Solubility Limits S_E	Element-dependent "conservative" values (see Table 3.7.3)

Table 6.2.7: Combination of "conservative" near-field parameter values.



(a) Combination of "conservative" near-field parameters (glass corrosion rate, sorption constants and solubility limits). Limited, Reference Case water flux at the bentonite / host rock interface, Reference Case geosphere and biosphere: dataset EB_60ALA.



(b) Combination of "conservative" near-field parameters (glass corrosion rate, sorption constants and solubility limits). Limited, Reference Case water flux at the bentonite / host rock interface. Hypothetical case of direct release from near field to Reference Case biosphere: dataset EB_LA.

Key to radionuclides.

—	Sum over nuclides.	—△—	4N + 1 chain	—●—	³⁹ Ni	—○—	¹²⁶ Sn
—□—	4N + 3 chain	—■—	4N chain	—▽—	¹⁰⁷ Pd	—◇—	⁹⁹ Tc
—◇—	4N + 2 chain	—▽—	¹²⁵ Cs	—◇—	⁷⁹ Se	—■—	⁹² Zr

Figure 6.2.5: (Previous page.) Time history of the annual individual doses in the extreme case of a combination of conservative near-field parameters. In (a), "conservative" values of glass corrosion rate, sorption constants in the bentonite and solubility limits have been assumed, together with a limited, Reference Case groundwater flux at the bentonite / host rock interface and a Reference Case geosphere and biosphere. In (b), using the same near field, the hypothetical case of direct release from the near field to the biosphere has been modelled, neglecting geosphere retardation and decay (dataset EB_LA). The regulatory guideline of 0.1 mSv y⁻¹ is shown together with the upper and lower limits of the natural background radiation found in present-day Switzerland.

6.2.1.3 処分場選定のための他のリファレンスエリア

- ・ Area WestとArea Eastでの性能評価結果の相異が本節で示される。
- ・ Area Eastの特徴を以下に示す。
 - － 処分場領域を通過する地下水流量はArea Eastで約ファクター40大きく、処分場トンネルと交差する透水特性の間隔は約ファクター3小さい。
 - － 地下水流量はニアフィールドと地層のバリア性能に影響を及ぼし、透水特性間隔は地層のみに影響を及ぼす。
 - － 地層中移行経路内の移流速度はArea Eastではファクター14大きくなる。
 - － したがって、Area Eastでは核種移行に対するバリア機能は小さくなる。
 - － 最も可能性のある流出点はArea West同様ライン川である（リファレンスケース）。
 - － また、遠く離れたライン川の支流に流出点が生じる可能性がある（変動ケース）。
- ・ 地下水流量と地層中の吸着を除く全てのニアフィールド及び地層のパラメータはリファレンスケースの値が設定された。
 - － データセットSC_60ALA（生物圏リファレンスケース）
 - － データセットSC_60ATA（支流ケース）
 - － 移流速度（Area East） : 4.8×10^{-6} (ms⁻¹)
 - － 移流速度（Area West : リファレンスケース） : 3.4×10^{-7} (ms⁻¹)
- ・ 全ての核種について計算が行われ、その結果がFig. 6.2.6及びFig6.2.7である。
 - － Area Eastのライン川礫岩中へ放出された年間個人線量の時間履歴をFig. 6.2.6(a)に示す。
 - － 支流への放出の場合をFig. 6.2.7に示す。
 - － 全ての核種を合計した線量はArea WestよりもArea Eastの方が大きい、ガイドラインには到達していない。
 - － 年間個人線量のピーク値は0.1mSvy⁻¹よりも1オーダー以上小さい。
 - － 最大線量は生物圏の記述に関係なくArea EastとArea West双方とも¹³⁵Csにより支配されている。
 - － Area Westと比較して、Area Eastでは、最大線量はリファレンスケース生物圏の場合、約ファクター7大きく（Fig6.2.6）、支流を考えた場合はさら

にファクター2大きく (Fig.6.2.7) なる。

— Area Eastでは、線量履歴の各段階で、線量を支配する核種は次の通りである。

^{79}Se	: 処分場閉鎖後から約3000年まで
^{135}Cs	: 3×10^4 年まで
4N+2系列	: 3×10^4 年以降
^{99}Tc	: 約 2×10^6 年で支配核種

— ^{99}Tc は ^{135}Cs より少しあとに立ち上がり、かなりの時間まで広がっている。

・ Area Westと同様にArea Eastの地層バリアとしての役割が説明された。

— Area Westについては、地層が多くの核種の破過曲線の立ち上がり部分の低減を生じることが示された。

— この場合、地層が計算から除外される場合、合計線量の時間及び大きさは殆ど変わらない。

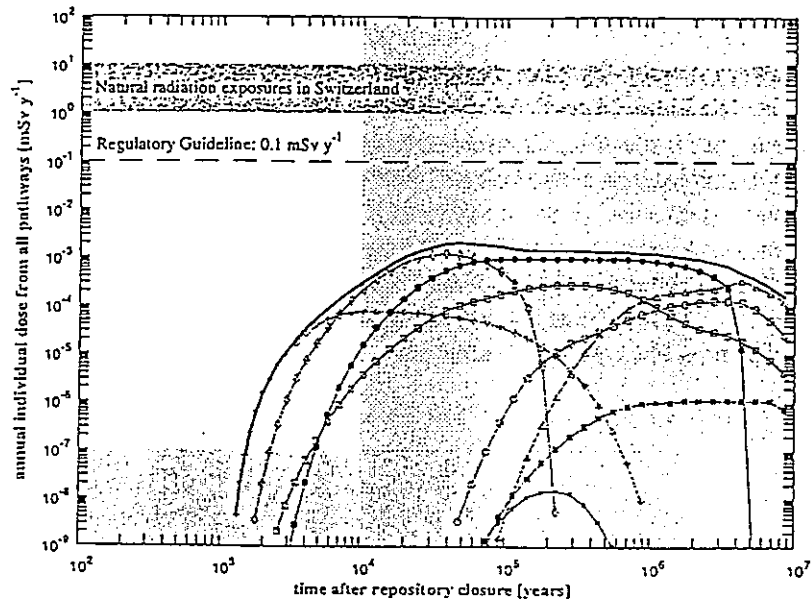
— Area Eastにおいては、破過曲線の立ち上がり部の減少は非常に小さい。

— Area East地層の明らかな効果は、地層がない場合の合計線量に最も寄与する4N+1系列の線量の減少である。

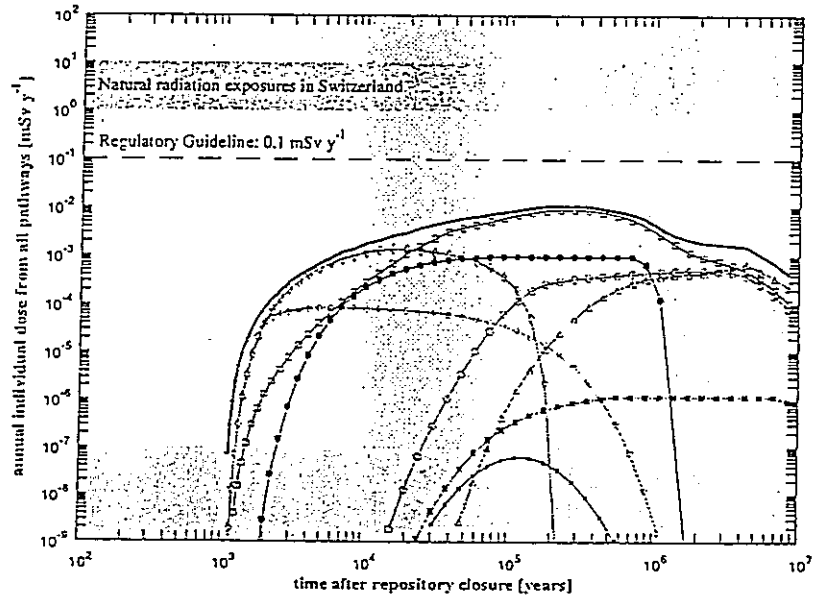
— 地層は4N+1系列の寄与を1オーダー以上減少させ、 ^{99}Tc よりも小さくなる。

— 一般的にArea Eastの地層は単一核種、アクチニド系列の長半減期核種のメンバーの移行に対するバリア機能としての有効性は実質的に小さい。

— 短半減期の娘核種や4N+2系列の ^{226}Ra から ^{210}Pb については、地層中の移行時間は親核種と放射平衡に到達するに十分な半減期を有しており、線量への寄与を大きく低減する。



(a) Area East : release to the Reference Case biosphere (Rhine gravel terraces, dataset SC_60ALA)



(b) Area East : hypothetical case of direct release from the near field to the Reference Case biosphere (dataset SC_LA)

Key to radionuclides.

—	Sum over nuclides.	—○—	4N + 1 chain	—●—	⁵⁹ Ni	—■—	¹²⁶ Sn
—□—	4N + 3 chain	—○—	4N chain	—x—	¹⁰⁷ Pd	—■—	⁹⁹ Tc
—○—	4N + 2 chain	—○—	¹³⁵ Cs	—x—	⁷⁹ Se	—■—	⁹¹ Zr

Figure 6.2.6: (Previous page.) Time history of the annual individual doses for a repository located in Area East, assuming the present-day biosphere in the vicinity of the Rhine river (dataset SC_60ALA, above) and, as an illustration of the effect of the geosphere as a barrier, in the hypothetical case of direct release of radionuclides from the near field to the biosphere (dataset SC_LA, below). The regulatory guideline is shown together with the upper and lower limits of the natural background radiation found in present-day Switzerland.

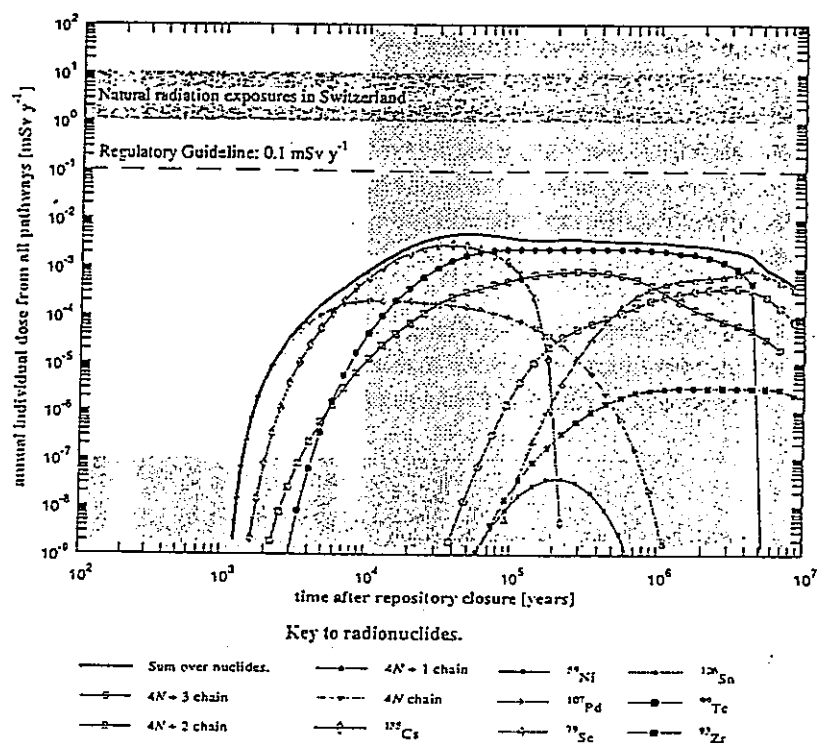


Figure 6.2.7: Time history of the annual individual doses for a repository located in Reference Area East with release to a tributary valley of the Rhine, present-day climate and subsistence agriculture (dataset SC_60ATA).

6.2.2 変動モデルの想定

変動モデルを仮定はTable 6.2.8に示され、それらの影響が以下で解析される。

6.2.2.1 透水特性／マトリクス拡散の幾何学的表現

- ・地層中の地下水流れは透水性特性のネットワーク内で生じる。
- ・スイス北部の結晶質岩盤は3つのタイプの特性に分類される。
 - －cataclastic 領域
 - －節理性領域
 - －亀裂性 aplite/pegmatite 岩脈及びaplitic gneisses
- ・3つのタイプに対して概念モデルが定義され、全てに対して透水性亀裂周辺の変質帯及び未変質帯がマトリクス拡散が生じ得る領域として考慮された。

Reference Model Assumptions (for dataset : SA_60ALA)	Dataset Names	Alternative Model Assumptions
Geometrical Representation of Water-Conducting Features : All transport takes place in cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels.	SA_50ALA	- Transport in aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses.
	SA_40ALA	- Transport in cataclastic/jointed zones with narrow, closely-spaced channels.
Matrix Diffusion : Matrix diffusion is limited to the altered wallrock adjacent to the fractures. Unaltered wallrock is inaccessible to diffusion.	SA_30ALA	- Unlimited matrix diffusion - both altered and unaltered wallrock is accessible to diffusion - transport in cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels.
	SA_20ALA	- Unlimited matrix diffusion - transport in aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses.
	SA_10ALA	- Unlimited matrix diffusion - transport in cataclastic / jointed zones with narrow, closely-spaced channels.
Radionuclide Migration Path : Radionuclides are transported through the low-permeability domain directly (upwards) to the higher-permeability domain and thence to the biosphere.	SA_64ALA	- Radionuclides are transported through the low-permeability domain to major water-conducting faults, upwards to the higher-permeability domain and thence to the biosphere.
Colloid Transport : Colloid facilitated radionuclide transport is neglected.	SD_60BLA SD_50BLA SD_40BLA SD_30BLA SD_20BLA SD_10BLA	- Radionuclides sorb onto a constant background population of groundwater colloids (all six representative geometries for water-conducting features calculated).
Distribution of Groundwater Flow : Water-conducting features are each assigned identical flowrates.	superposition of SA_60ALA, XA_60JLA and XB_60KLA.	- Groundwater flow is distributed between water-conducting features according to a probability distribution. Radionuclide flux to the biosphere is obtained from a weighted superposition of Reference Case results and results with increased flowrates: - 10 fold increase in flowrate. - 100 fold increase in flowrate.

Table 6.2.8: Model assumptions for the geological environment/geosphere transport in the Reference Case calculations and alternative assumptions for which further calculations have been made (note that the alternative assumptions regarding colloid transport and distribution of groundwater flow also affects the near-field calculations - see section 6.2.2.3). All calculations lie within the framework of the Reference Scenario. Input datasets for all calculations are identified by the dataset names given in the right-hand column (the dataset name for the Reference Case is SA_60ALA). The nomenclature for datasets is discussed in Appendix 4.

- ・ 6つの全ての概念モデル及び全ての安全性に関連する核種に対してモデル連鎖の計算が実施された。
 - －ニアフィールド及び生物圏のリファレンスケースが使用された。
 - －透水性破砕帯中の遅延と崩壊は考慮されなかった。
 - －6つのモデル定義に対する重要パラメータがデータセット名と一緒にTable 6.2.9にまとめられている。
 - －種々の形状間で異なる地層パラメータが別にTable 6.2.9に示されている。
 - －形状に関するパラメータ以外は全てリファレンスケースの値である。
- ・ Figure 6.2.8は各形状モデルに対して計算を行った時の全ての核種について線量を合計した場合の年間個人線量の時間依存性を示している。
 - －図中の左側の3つのグラフはマトリクス拡散を変質帯及び未変質帯双方についてモデル化を行ったケースである。
 - －これら3つのケースのなかで、水流が生じているチャンネルが広がっており、間隔も粗であるcataclastic領域と節理性領域が最も高い線量を与える。
 - －図中の右側の3つのグラフはマトリクス拡散が変質帯のみに制限されているケースである。
 - －一般的に、マトリクス拡散を変質帯にみに制限したケースでは、制限を設けないケースよりも線量が高くなっている。
 - －最も高い線量は、マトリクス拡散に制限を有するcataclastic領域及び節理性領域中の広く、間隔が粗なチャンネルで生じている。
 - －したがって、K-Iでのリファレンスケースとして選ばれた。
 - －変質帯と未変質帯を考慮した場合、モデリング上、保守性を考慮した小さめで同一の拡散空隙を双方の空隙に与えた。
 - －マトリクスの制限を考慮した場合、変質帯の空隙のみ考慮され、高めの値が設定された。
 - －実効拡散係数は、マトリクス拡散の制限を考えない場合、早めの破過曲線を与えるために、小さめに設定された。

	Unlimited matrix diffusion: altered and unaltered wallrock	Limited matrix diffusion: altered wallrock only
Cataclastic/Jointed zones with narrow, closely-spaced channels		
Planar/cylindrical geometry :	Cylindrical	
Length of open channels intersecting tunnels, carrying water away from the repository :	1.3 × 10 ³ m (9.3 × 10 ⁻³ m m ⁻² over a repository area of 1.4 × 10 ⁵ m ²)	
Extent of accessible matrix (from axis of cylindrical conduit/centre of fracture plane) :	5.0 × 10 ⁻² m	5.0 × 10 ⁻² m
Matrix porosity :	0.25 %	3 %
Dataset name :	SA_10ALA	SA_40ALA
Aplite/Pegmatite dykes and aplitic gneisses		
Planar/cylindrical geometry :	Planar	
Length of open channels intersecting tunnels, carrying water away from the repository :	7.8 × 10 ³ m (5.6 × 10 ⁻² m m ⁻² over a repository area of 1.4 × 10 ⁵ m ²)	
Extent of accessible matrix (from axis of cylindrical conduit/ centre of fracture plane) :	1.5 × 10 ⁻¹ m	2.0 × 10 ⁻² m
Matrix porosity :	0.5 %	1 %
Dataset name :	SA_20ALA	SA_50ALA
Cataclastic/Jointed zones with broad, widely-spaced channels	<i>see comment on page 6-6 !</i>	
Planar/cylindrical geometry :	Planar	
Length of open channels intersecting tunnels, carrying water away from the repository :	2.3 × 10 ² m (1.7 × 10 ⁻³ m m ⁻² over a repository area of 1.4 × 10 ⁵ m ²)	
Extent of accessible matrix (from axis of cylindrical conduit/ centre of fracture plane) :	1.88 × 10 ⁻¹ m 2.0 (better see Table 5.3.4)	5.0 × 10 ⁻² m
Matrix porosity :	0.25 %	5 %
Dataset name :	SA_30ALA	SA_60ALA

Table 6.2.9: Variable parameters and dataset names for model-chain calculations exploring the effects of different representations of the geometry of water-conducting features and of limited matrix diffusion. The nomenclature of datasets allows the parameter combinations used in each calculation to be traced (see Appendix 4). SA_60ALA, gives the highest maximum annual individual dose and is therefore adopted as the Reference Case.

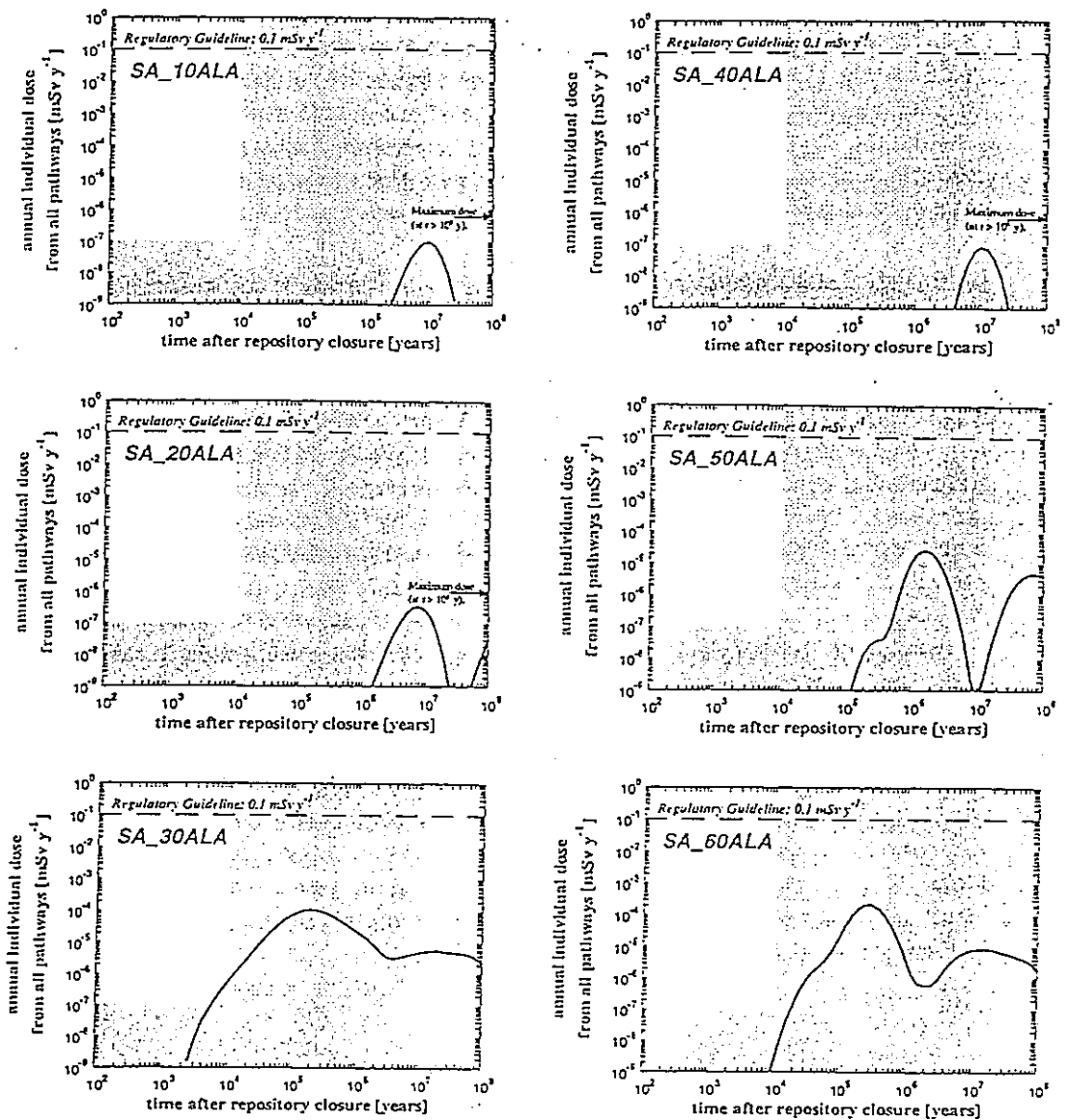


Figure 6.2.8: Time development of annual individual dose. Results for each of the six alternative representations of the geometry of water-conducting features are compared. In SA_10ALA, SA_20ALA and SA_30ALA, matrix diffusion is modelled in both altered and unaltered wallrock. In SA_40ALA, SA_50ALA and SA_60ALA, only altered wallrock is assumed to be available for matrix diffusion. Maximum doses are indicated by arrows in the cases where they arise at times after 10⁸ years. See Table 6.2.9 for key to nomenclature.

- ・ 個々の核種の線量の最大値はマトリクス拡散の制限を仮定した場合にいつも大きくなるとは限らない。
 - 例えば ^{99}Tc はマトリクス拡散を制限しない場合により大きな寄与を与える。
 - 地層からの放出量は遅延すなわち核種がマトリクス中に入り込む深さに大きく依存する。
 - これは、接近可能な周辺岩盤の全体深さあるいは核種が崩壊の影響を大きく受けるか反射境界に到達する場合の領域で制限される。
 - マトリクス拡散が制限されない場合、マトリクスの全体深さは大きくなるが、保守的に小さめの空隙率を仮定することにより、マトリクス拡散が制限を受ける場合よりもマトリクス拡散深さは小さくなる。
- ・ Fig. 6.2.9は変質帯と未変質帯双方においてマトリクス拡散の制限を考えない場合の個々の核種に関する異なる形状モデルによる影響を示している。
 - 各核種の年間最大個人線量が与えられている。
 - リファレンスケースの場合、地層バリアの役割はニアフィールドからの核種フラックスが直接生物圏に放出された場合に生じる仮想的な最大線量との比較で示されている。
 - 狭く、密な間隔のチャンネルを有するcataclastic領域あるいは節理性領域とaplitic gneissesを有するaplite/pegmatite岩脈の場合、地層は殆どの核種に対して十分に有効である。
 - 例外は特に4N、4N+2、4N+3系列の長半減期のアクチニドである。
 - 単核種の中では、 ^{135}Cs が地層に殆ど影響を受けないが、本ケースでは最大線量は2オーダー以上低減している。
- ・ 更なる地質調査を通して透水特性内部の幾何学形状の不確実性の減少及び保守性の低減化が可能であるかどうかの疑問が残る。
- ・ 核種が狭い、密な間隔のチャンネル内を移動する場合、地層中の核種の総移行時間を支配しうる。

* 処分場からの核種の移行経路は必ずしも、全ての主要な導水断層を含むものではなく、これらの断層の特性には高い不確実性が含まれる。

↓なぜなら

* 水理特性を確実に把握できるようなフィールドデータはほとんどない。

↓

* 5.3 節で行った移流に基づく核種の輸送計算はその意味で注意されなければならない。

- ・ 導水断層中の核種移行を考慮した計算は地質/水理学的な詳細な断層の特性が価値を有するものであるどうかを判断するために行うもので、低透水性領域を横切る層と高透水性の断層に沿った層の2つの層を持つ輸送経路を考える。
- ・ Table 6.2.10は計算に用いられる地質圏データ(dataset SA-64ALA)の要約を示す。
- ・ 断層に関連するもの以外のパラメータはリファレンスケースのものがそのまま用いられる。

・ 断層中の導水特性のモデル

* 狭く、密集したchannelを有するcataclastic zones/joinjointed zonesとして全体をモデル化(限定されたマトリクス拡散を考慮)

↓

* この表現(導水特性に関する表現)を低透水性領域に適用した場合、地質圏が高いバリア効果を有することが示された(Fig. 6.2.8)。この図からわかるようにこの表現は楽観的なものである。

* ここでは、断層がある場合、バリアの効果が最大どの程度のものかを比較評価するためにこの表現を用いる。

- ・ Fig. 6.2.10は断層中の導水特性を非保守的に扱っているにもかかわらず、この断層中の地下水のフラックスによって、核種の崩壊がおこらないような期間に急速な輸送が生じることを示している。(Fig. 6.2.11が示していることではないか?)

Parameter	Low-Permeability Domain	Major Water-Conducting Fault
Number of geosphere model "layers"	2-layer model	
Planar / cylindrical geometry	planar	cylindrical
Flowrate / Darcy velocity	Flowrate of $3.0 \text{ m}^3 \text{ year}^{-1}$ through the emplacement tunnel system	Darcy velocity of $6.8 \times 10^{-9} \text{ ms}^{-1}$ through the major water-conducting faults
Migration path length	200 m	200 m
Aperture / Radius	10^{-3} m	10^{-3} m
Extent of accessible matrix (from axis of cylindrical conduit/ centre of fracture plane) :	$5 \times 10^{-2} \text{ m}$	$5 \times 10^{-2} \text{ m}$
Matrix Porosity	5 %	3 %

Table 6.2.10: Selected geosphere parameters for calculations illustrating the effects of retardation and decay in major water-conducting faults (dataset SA_64ALA). The nomenclature of datasets allows the complete set of input parameters to be traced (see Appendix 4).

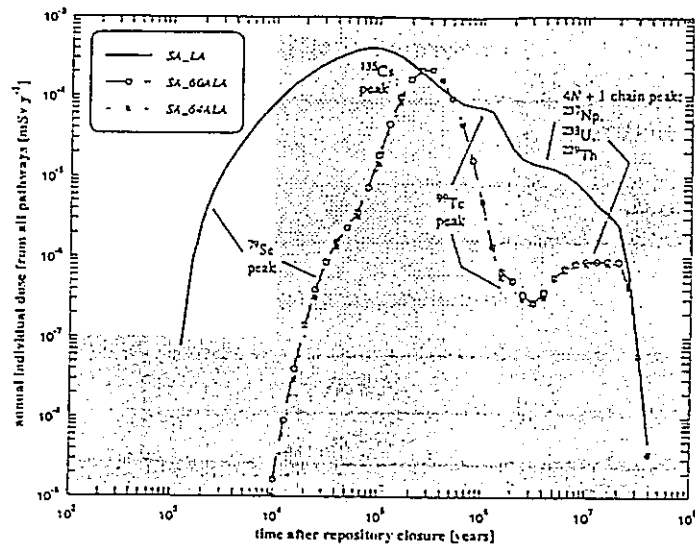


Figure 6.2.10: The effect of transport in major water-conducting faults. The time development of the annual individual dose is shown for the radionuclides, ^{79}Se , ^{99}Tc , ^{135}Cs and the $4N + 1$ chain ($^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}$). The Reference Case (dataset SA_60ALA) neglects transport through major water-conducting faults; only transport in the low-permeability domain is calculated. In the case where radionuclide fluxes from the low-permeability domain pass through major water-conducting faults (dataset SA_64ALA), the radiological impact of the release is only slightly affected, the plots being all but identical. A comparison is also made with the doses calculated for the hypothetical case of a direct release from the near field to the biosphere (dataset SA_LA). This shows that the low-permeability domain accounts predominantly for the barrier effect of the geosphere.

Transport through Major Water-Conducting Faults

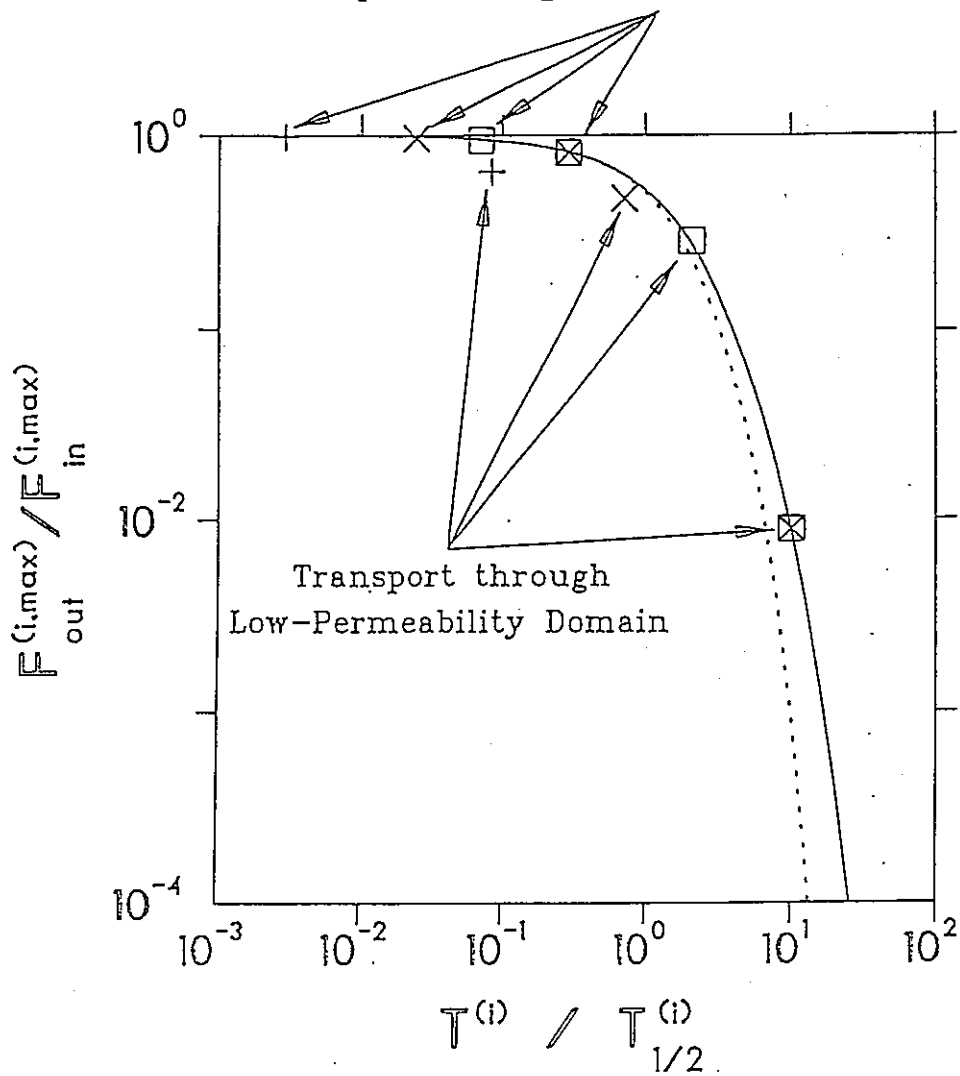


Figure 6.2.11: The ratios of nuclide flux maxima into and out of the low-permeability domain are compared with those calculated for a major water-conducting fault. The ratios are plotted as a function of transit time to nuclide half-life ratio (the transit time is based on the steady-state solutions discussed in section 5.3). The half-life of each nuclide is shown to exceed the transit time through the major water-conducting fault, so that little decay takes place during transport. \boxtimes : ^{99}Tc , \square : ^{237}Np , \times : ^{79}Se , $+$: ^{135}Cs .

・結論

* 断層は地層バリアに重要な寄与を与えない。

↓なぜなら

* リファレンスケースの計算において重大な寄与を与えた3つの放射化生成物／核種分裂生成物 (^{79}Se , ^{135}Cs , ^{99}Tc) とアクチニドチェーン ($^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}:4n+1$) の年間の被曝線量の和の時間変化がFig. 6.2.10に示されている。この図から、リファレンスケースの計算（低透水性領域のみの核種輸送を考慮）と断層中での崩壊・遅延を考慮した計算結果は区別できない（同じ）。

* ただし、ニアフィールドからの放出された核種が直接生物圏に放出される場合(SA-LA)の被曝線量とを比較すると、低透水性領域で遅延は断層中の遅延よりも大きいことがわかる

・別の観点からの比較

* Fig. 6.2.11は低透水性領域の入口と出口の核種のフラックスの最大値の比と導水断層に関するこれらの比の比較を示す。横軸は核種半減期に対する核種の移行時間の比（移行時間は定常状態での計算結果:5.3節）

↓

* 断層を通過する核種の移行時間は半減期よりも短いため、移行中の崩壊はほとんど起こらず、比はほぼ1である。それに対して、低透水性領域の入口と出口の核種のフラックスの最大値の比は2桁低くなる（ ^{99}Tc の場合）。

6.2.2.3 地下水コロイドへの吸着

- ・コロイドに関するデータや理解(5.3節で記述されたモデルで扱われている極めて簡略化されたコロイド移行に関する取扱を説明するための現象理解)は限られたものであるため、リファレンスケースにおいては核種の移行を増加させるコロイドを無視した。
- ・地下水コロイドへの吸着の結果に関する上限値を見つけるために、このモデルを使用する。

・地下水コロイドへの吸着に関する2つの計算方法

- (1) コロイドの存在を考えると、ペントナイト/岩体境界での液相中の濃度が低下し、濃度勾配が大きくなり、拡散による緩衝材からの放出率の増加につながる

↓そこで、

ニアフィールド計算における現実的な地下水流速の増加によって表現

- (2) コロイドに核種が吸着することによってマトリクス中の空隙から核種が移動する。

↓そこで、

地質圏計算における遅延係数や移流速度の修正によって表現

・一般的なコロイドの影響

コロイドの濃度と放射性核種が個々のコロイドに吸着する程度は放射性核種のコロイドへの全吸着量に影響を及ぼす。このため、コロイドが輸送に影響を及ぼすような環境にも影響を及ぼす。

・5.3.3 節で記述された単純な輸送モデルの考え

・モデル設定

- * ニアフィールド/地質圏境界での遅延係数、実効流速などに係わる地下水流速や地質圏モデル自体に対しては、コロイドは影響を及ぼさない。また、以下の場合、輸送に対するコロイドの影響はない。

$$\kappa K_c \ll 1 \quad (\text{SMITH 1993 参照})$$

κ : コロイドの濃度

K_c : 核種のコロイドに関する吸着係数

・パラメータの設定

- * 北部スイスの結晶質岩体にたいする地下水コロイドの吸着特性には、高い不確実性が含まれる。そこで、4 個の N_p, U, Th に関する極めて保守的な仮定として、 $K_c = 10^4 \text{ m}^2 / \text{Kg}$, $\kappa = 10^{-4} \text{ Kg} / \text{m}^2$ とする。

・核種の設定

- * コロイドへの吸着はこれらの化学種の輸送に影響を与えるかもしれない。しかし、他の核種の吸着は1桁もしくはもっと小さいため考えなくてもよい。

- ・コロイドとchannel wallとの相互作用
 - * データが限られている(フィルタレーション効果 GRAUER 1990参照)。そこで、保守的に、相互作用は $0(K_a=0)$ とする
- ・コロイドの移行速度
 - * 溶質の移流速度と等しいと仮定する。しかし、これは、非保守的な仮定である。なぜならば、コロイドは溶質よりも早く移動する(コロイドは流れの中心に存在する傾向がある)。しかし、この影響は小さい(移流速度に与える影響は30% 程度)
- ・上述のごとく、地下水コロイドの存在を考えた場合、ニアフィールド及び地質圏の移行バリアとしての効果は小さくなると考えられる。
- ・Fig.6.2.12は、コロイドを考慮することによって促進される移行の結果、コロイドを無視した結果(Fig.6.2.8 と同じ) 及びニアフィールドの外側境界でコロイドの影響を考慮し、ニアフィールドからの核種放出が直接生物圏にいたるような場合の結果とを比較(4N+1)したもの。
- ・コロイドの輸送は保守性が低い導水特性を用いた場合は、大きな影響を与える(SD-20BLA, SA-20ALA とSD-50BLA, SA-50ALAの結果参照)
- ・より保守性の高い特性を用いた場合の影響は小さい(SD-10BLA, SA-10ALA とSD-40BLA, SA-40ALAの結果参照)
- ・4N+1チェーンに対する地質圏のバリア効果はコロイドを考慮しなくても小さい(Fig.6.2.8参照)

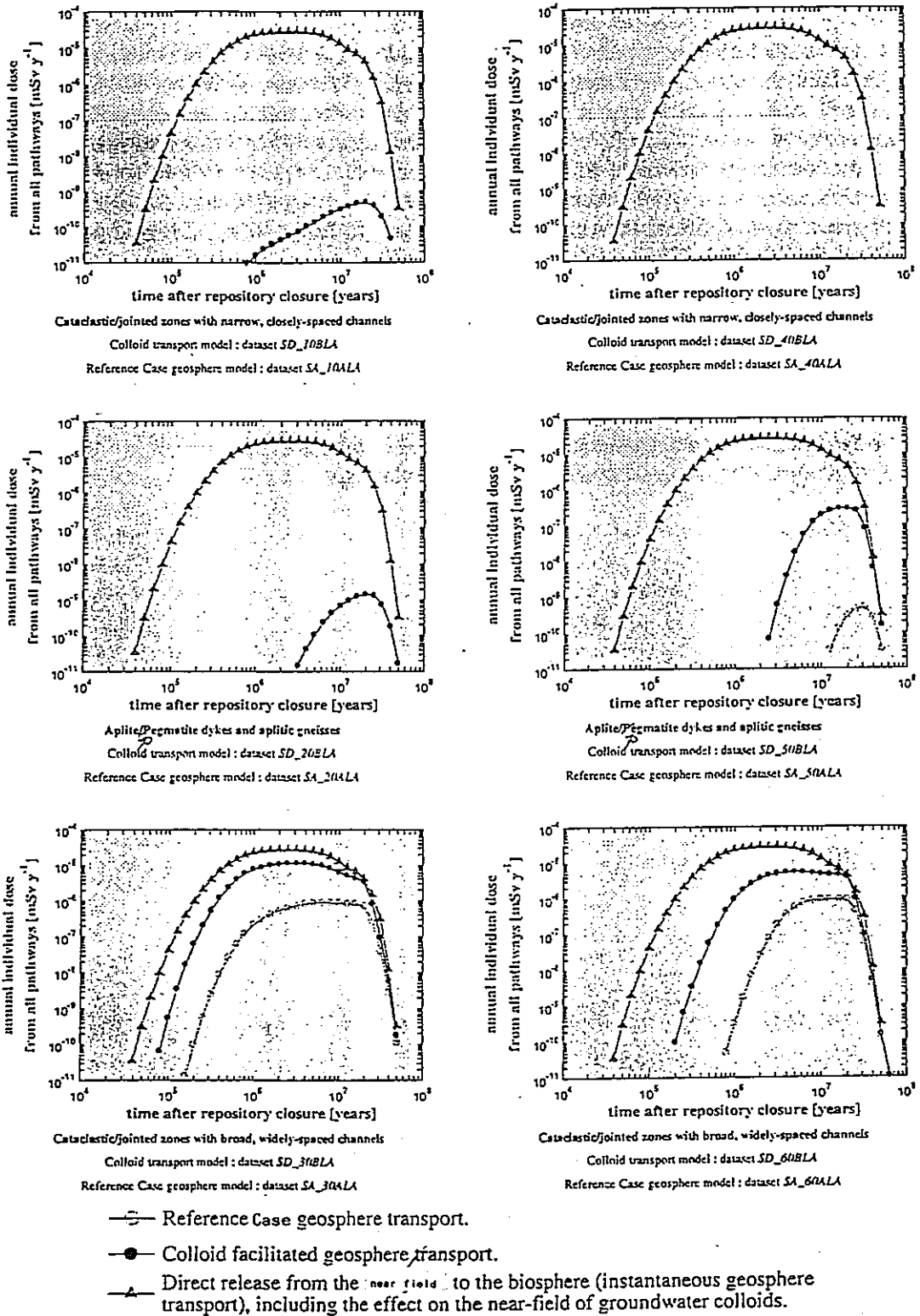


Figure 6.2.12: (Previous page). The effect of colloid facilitated transport, with each of the six representations of water-conducting feature geometry, for the $4N + 1$ chain ($^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}$). In each case the annual individual doses arising from colloid facilitated transport in the geosphere are compared with the corresponding results when colloid facilitated transport is neglected and when transport through the geosphere is considered instantaneous, but the effect of colloids on the near-field outer boundary condition is included (dataset SD_LA). The parameter combinations associated with each of the dataset names are given in Appendix 4.

6.2.2.4 地下水流速の変動

- ・ 導水特性の表示によって示される地下水流速には不確実性が存在し、また、その特性は変動するものである。以下の手法を用いて被曝線量を求め、その結果に対するこの不確実性及び変動の影響を調査する。(Fig.6.2.13参照)
- * 導水特性を流速に対応させて3つのグループに分ける。(Fig.6.2.13, Table 6.2.11参照)
 - ① 水理モデルの結果に基づく幾何学的な平均流速と等しい地下水流速を示す特性のグループ
 - ② その地下水流速の10倍の流速と等しい地下水流速を示す特性のグループ
 - ③ その地下水流速の100倍の流速と等しい地下水流速を示す特性のグループ
- * 地下水流速分布を用いて、各々のグループの特性に重みを与える。この重みを用いて、個々のグループ毎に計算される年間の被曝線量のトータル値を求める。(Fig.6.2.13, Fig.6.2.14参照)
 - 幾何学的な平均流速以下の流速を示す特性の割合50%が①に与えられる
 - 幾何学的な平均流速より大きく、その10倍までの流速を示す特性の割合47%が②に与えられる
 - 幾何学的な平均流速の10倍より大きく、100倍までの流速を示す特性の割合3%が③に与えられる
- ・ この重みを用いて計算した年間の被曝線量のトータル値とリファレンスケースの明らかな違いは4N+2チェーン(^{226}Ra)の寄与によるものである。 ^{135}Cs も同様である。
- ・ その最大被曝線量の違いは1桁以下である。しかし、地下水流速の変動が考慮される場合(流速を大きくすると)被曝線量は早い時期から上昇し、その影響は長く継続する。

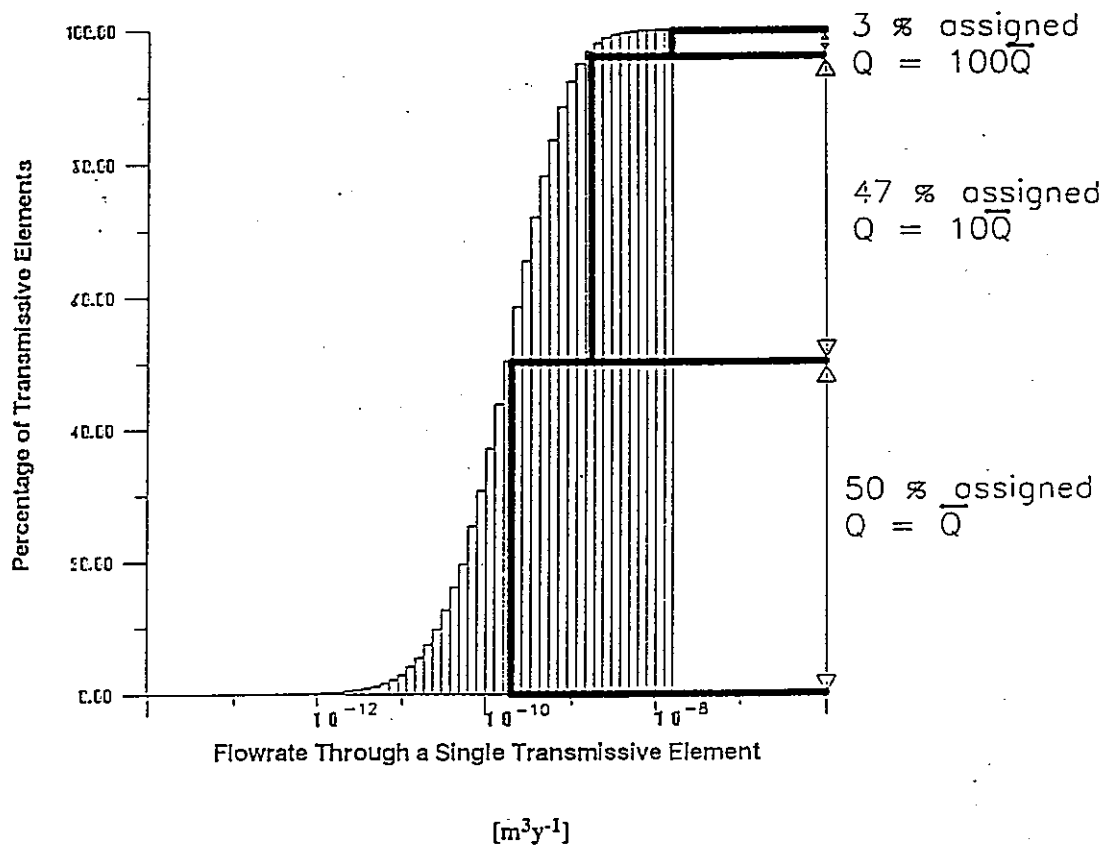
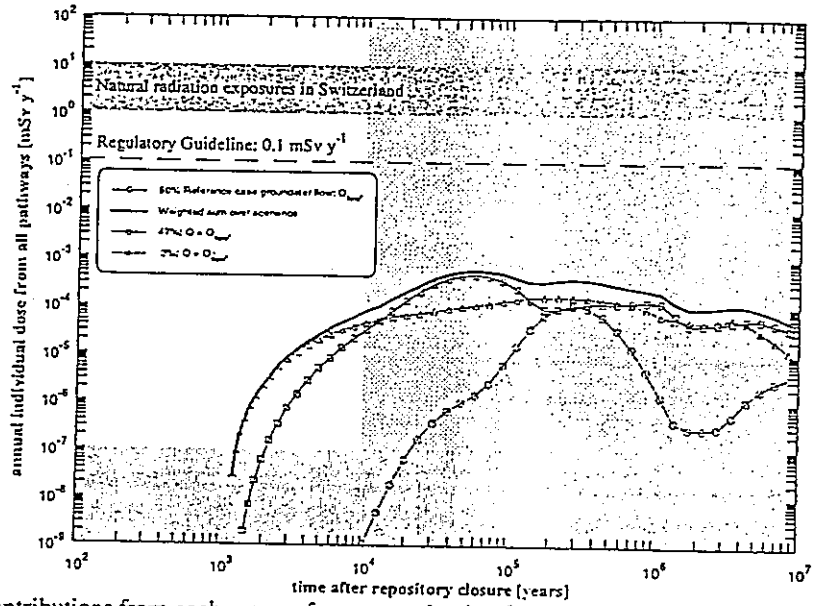


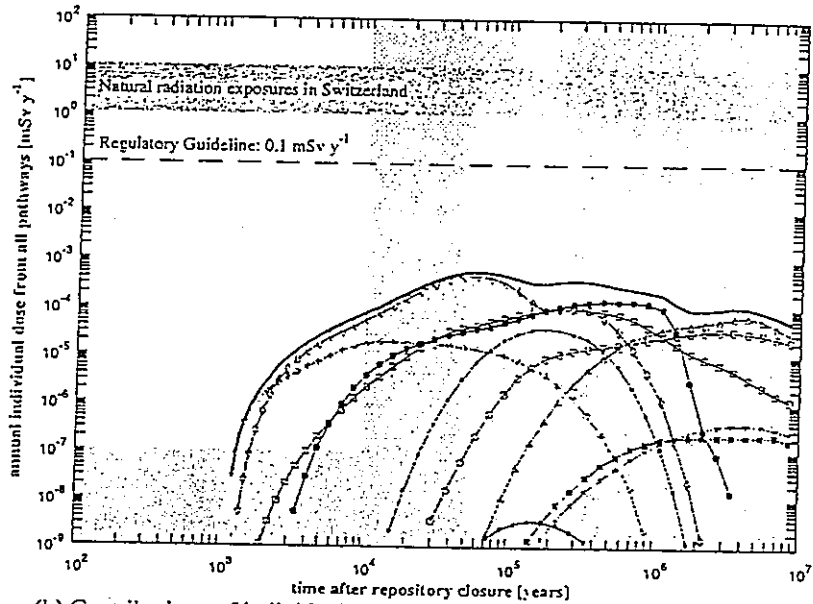
Figure 6.2.13: (adapted from Figure 10-4 in THURY et al. 1994) : Cumulative distribution of flowrate within transmissive elements in the *sparse* hydrogeological scenario (see section 3.5.2). The transmissive elements represent the water-conducting features of the geosphere model. In order to analyse the consequences of this flowrate variability, water-conducting features are divided into three groups. One group is assigned a flowrate equal to the geometric mean (the Reference Case), while the other two are assigned flowrates 10 and 100 times higher. The groups consist respectively of 50 %, 47 % and 3 % of features. Model-chain calculations are performed for each group separately. A weighted sum of the results gives the final dose history (Figure 6.2.14).

	Reference Case (dataset SA_60ALA)	10 fold flowrate increase (dataset XA_60JLA)	100 fold flowrate increase (dataset XB_60KLA)
Flowrate	3.0 m ³ y ⁻¹ through the emplacement tunnel system	30 m ³ y ⁻¹ through the emplacement tunnel system	300 m ³ y ⁻¹ through the emplacement tunnel system

Table 6.2.11: Groundwater flowrates for calculations illustrating the effects of flowrate variability. The nomenclature of datasets allows the complete set of input parameters to be traced. The complete parameter combinations associated with these dataset names are given in Appendix 4.



(a) Contributions from each group of water-conducting features to the summed dose-history



(b) Contributions of individual radionuclides to the summed dose-history

Key to radionuclides.

- | | | | |
|----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| — Sum over nuclides. | —○— 4N + 1 chain | —□— ²⁸ Ni | —○— ¹²⁶ Sn |
| —□— 4N + 3 chain | —△— 4N chain | —△— ¹⁰⁷ Pd | —□— ⁹⁹ Tc |
| —△— 4N + 2 chain | —◇— ¹³⁵ Cs | —◇— ⁷⁶ Se | —△— ⁹¹ Zr |

Figure 6.2.14: (Previous page.) In order to analyse the consequences of flowrate variability, water-conducting features are divided into three groups, as shown in Figure 6.2. One group, consisting of 50 % of features, is assigned a flowrate equal to the geometric mean flowrate (the Reference Case), while the other two, consisting respectively of 47 % and 3 % of features, are assigned flowrates 10 and 100 times higher. Model-chain calculations are performed for each group separately and the weighted sum is calculated. The time-development of dose, summed over all nuclides, both for the individual groups and the weighted sum are shown in (a) above. Dose-histories for each of the nuclides in the case of the weighted sum are shown below in (b).

6.3 変動シナリオ

6.3.1 序論

- ・変動シナリオは4章で定性的に議論され、定量的な考察により同定されている。
ここでは、ここでは計算された変動シナリオについて記述する (Table 6.3.1 参照)

(i) Deep Groundwater Well	
All radionuclides are captured by a deep well, used for mineral-water abstraction.	SA_60AMB
(ii) Tunnel/Shaft Seal Failure	
Following tunnel/shaft seal failure, radionuclides are transported through the shaft backfill.	XB_00TLA
Following tunnel/shaft seal failure, radionuclides are transported through the shaft excavation-damaged zone. <i>disturbed</i>	XB_00VLA
(iii) Alternative Climate-Related Scenarios	
Dry climate state with reduced precipitation and increased evapotranspiration; increased irrigation from aquifer, present-day subsistence agriculture.	SA_60ALD
Warm , humid climate state with increased precipitation and evapotranspiration; no irrigation, present-day subsistence agriculture.	SA_60ALH
Periglacial climate state, in which permafrost prevents interaction between deep groundwater and local aquifer (assumed frozen); all water obtained from the river, modified river with reduced flow because of reduced precipitation, reduced evapotranspiration.	SA_60ALC
Scenario with Rhine gravel terraces absent, no local aquifer, present-day subsistence agriculture: - release to the Rhine water; - release to deep soil.	SA_60ARA SA_60ARS

Table 6.3.1: Alternative scenarios considered quantitatively (other scenarios are discussed qualitatively in section 4.3). Input datasets for all calculations are identified by the dataset names given in the right-hand column. The nomenclature for datasets is discussed in Appendix 4.

6.3.2 深井戸

- ・ ミネラルウォーターとして使用される深井戸への核種の放出を考える。この場合、放出された核種が全て井戸に集中するとの保守的な仮定を用いる。また、井戸水の濾過は行わないとする。
- ・ このシナリオにおける被曝線量の算出式

$$D_{\text{mineral water}} = D_{\text{ing}} I_{\text{wat}} \frac{j}{Q_{\text{abs}}} \quad (6.3.1)$$

$D_{\text{mineral water}}$: 飲料水摂取による被曝線量 (Sv/y)

D_{ing} : 変換係数 (実効線量等量 / 摂取放射能量) (Sv/Bq)

I_{wat} : 年間の水の摂取量 (m^3/y)

j : 放射性核種の井戸への放出率 (Bq/y) (リファレンスケースの計算結果)

Q_{abs} : 井戸水の揚水率 (m^3/y)

- ・ 結果 (Table 6.3.2 参照: 希釈水量はこの場合に比べて2.1倍多いリファレンスケースの結果 (4N+2) と比較)

* 計算された全ての核種の被曝線量は規制指針以下である。

* 最大の被曝線量を示す核種はリファレンスケースと同様に ^{135}Cs である。

* 4N+2チェーンのこのシナリオに基づく結果とリファレンスケースの結果の比は22.1であり、リファレンスケースに比べて21倍希釈量が少ない影響を如実に反映している。これは、4N+2チェーンの被曝への寄与の中で最大の寄与を示す

^{210}Pb の被曝経路が飲料水摂取によるものであるためである。

* ^{135}Cs の倍率は小さい(2.7)。

* ^{79}Se , ^{99}Tc は、逆に、リファレンスケースの計算結果の方が高い。

↓

リファレンスケースで設定された計算は、個人の被曝が年間の摂取水量0.73 m^3 よりも多い水を摂取した場合に相当するような経路の計算を行っているためである。

例: 全被曝経路からの結果には、飲料水の摂取だけでなく、肉摂取による被曝の影響も含まれる。

* 処分場から放出された核種が全て、そのような深井戸に集中することを考えた場合、井戸に影響を与える領域（その井戸に入る地下水の経路が存在する領域）は処分場から放出される核種の移行経路全部を横切る必要がある。

↓

このことは考えにくい。また、このようなシナリオに基づいた計算結果が規制指針よりも小さいため、このようなシナリオが発生する確率を評価する必要はない。

Nuclide	Deep Groundwater Well (dataset SA_60AMB)		Reference Case (dataset SA_60ALA)			Ratio of Doses SA_60AMB/ SA_60ALA
	Maximum Dose [mSv y ⁻¹]	Time of Maximum [y]	Maximum Dose [mSv y ⁻¹]	Time of Maximum [y]	Maximum Pathway	
¹³⁵ Cs	6.1 × 10 ⁻⁴	2.8 × 10 ⁵	2.3 × 10 ⁻⁴	2.8 × 10 ⁵	Meat	2.7
4N + 2	9.0 × 10 ⁻⁶	> 10 ⁷	4.1 × 10 ⁻⁷	> 10 ⁷	Well water	22.1
4N + 3	7.7 × 10 ⁻⁶	> 10 ⁷	7.1 × 10 ⁻⁶	> 10 ⁷	Meat	1.1
4N + 1	1.8 × 10 ⁻⁶	> 10 ⁷	8.9 × 10 ⁻⁷	> 10 ⁷	Root veg.	2.1
⁷⁹ Se	1.7 × 10 ⁻⁶	6.5 × 10 ⁴	2.3 × 10 ⁻⁶	7.2 × 10 ⁴	Meat	0.7
4N	4.8 × 10 ⁻⁷	> 10 ⁷	8.8 × 10 ⁻⁸	> 1 × 10 ⁷	Dust inhal.	5.5
⁹⁹ Tc	1.4 × 10 ⁻⁷	1.8 × 10 ⁶	5.1 × 10 ⁻⁷	1.8 × 10 ⁶	Milk	0.3
⁹³ Zr	2.2 × 10 ⁻⁸	1.0 × 10 ⁷	1.3 × 10 ⁻⁸	> 10 ⁷	Meat	1.7
¹²⁶ Sn	4.0 × 10 ⁻⁹	8.3 × 10 ⁵	3.6 × 10 ⁻⁹	8.8 × 10 ⁵	Grain	1.1
¹⁰⁷ Pd	5.6 × 10 ⁻¹³	4.3 × 10 ⁶	5.9 × 10 ⁻¹⁴	4.3 × 10 ⁶	Grain	9.6
⁵⁹ Ni	3.9 × 10 ⁻¹³	6.9 × 10 ⁵	8.6 × 10 ⁻¹⁴	7.0 × 10 ⁵	Grain	4.6

Table 6.3.2: Summary of the results of the evaluation of the potential radiological impact of the abstraction of mineral water from a source capturing all radionuclides released from the repository (dataset SA_60AMB). For comparison the results from the Reference Case (dataset SA_60ALA) are also given. The radionuclides are ordered from maximum dose to minimum dose for this alternative scenario. Note that the order is not the same as for the Reference Case, that the times of maximum differ in some cases and that the ratio of doses in the two scenarios varies from case to case. The shaded region indicates cases where the dose maxima fall below 10⁻⁷ mSv y⁻¹.

6.3.3 縦坑のシールの欠落

・変動シナリオにおいては、縦坑は主要な移行経路になると考える（リファレンスケースでは、シールが完全であるとして縦坑からの核種の放出は無視した）。

・変動シナリオの保守的な仮定

* シールが完全でないトンネル及び縦坑が処分場内に存在し、それが水路となる。

* 核種の遅延は考慮する。

* 処分場のトンネルに入る全ての水が縦坑を通過して、高透水性の上部岩体に分流し、生物圏に至る。

・計算のためのパラメータ及びモデルの設定

* 処分場に流入する水の量

—半径Rの円盤状の処分場を仮定すると処分場への流入フラックスは近似的に、 $8 K \Delta h R$ で表される。[K (m/s: 透水係数)、 Δh (m: 水頭)]

: 電磁気学から導出: 導電物質の円盤の電気容量

$$R=250$$

$$K=4.2 \times 10^{-11}$$

$$\Delta h=100$$

$$\left. \begin{array}{l} R=250 \\ K=4.2 \times 10^{-11} \\ \Delta h=100 \end{array} \right\} 265 \text{ m}^3/\text{y} (\text{XB-60KLA の評価とほぼ等しい6.2.2.4節参照})$$

* 移行経路→1 縦坑の充填材中を移行する場合

2 縦坑の半径分の厚さを持つEDZを経路とする場合

* ダルシー流速 (v) → 18.7 (m/y)

22.9 (m/y)

* (5.3.1)式を若干修正して使用→(6.3.2) 式参照

—移流速度 (μ) → (v / ϵ)

—マトリクス拡散無視

・縦坑のシールの欠落が処分場閉鎖直後に起こると仮定

・Table 6.3.3 は用いたデータセットの要約を示す。

・Fig. 6.3.1 はこれらのシナリオに基づいた計算結果を示す。

(a): 縦坑の充填材中を移行する場合

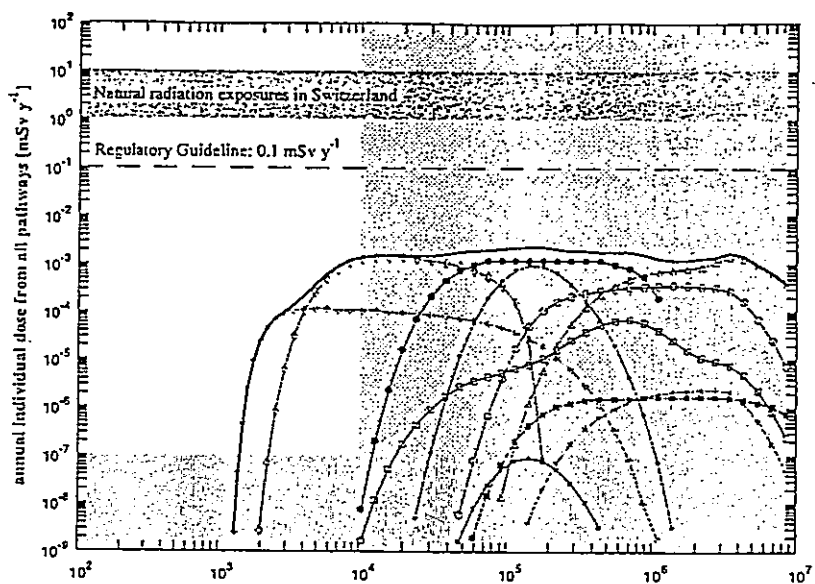
(b): 縦坑の半径分の厚さを持つEDZを経路とする場合

・ Fig. 6.3.2 はリファレンスケースと(a), (b) の結果の比較したもの

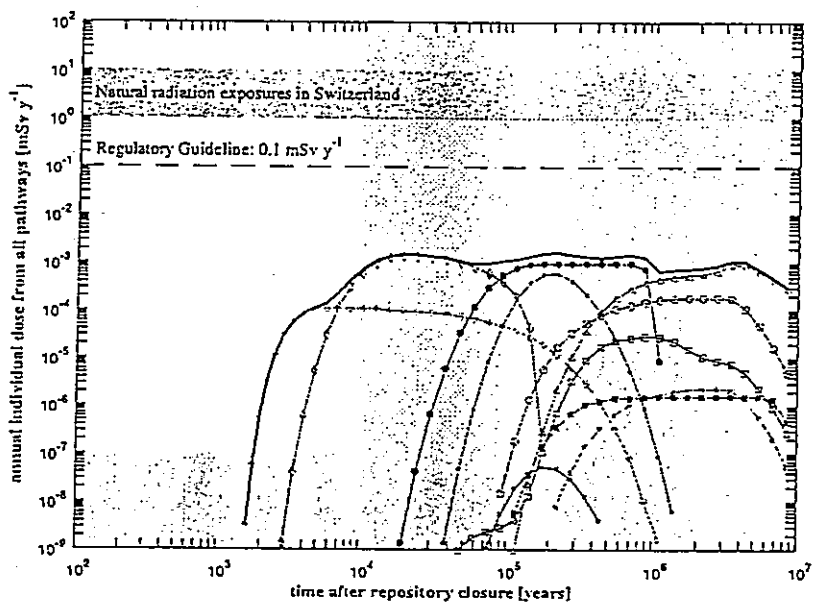
* (a), (b)の結果はほぼ等しく、その最大被曝線量はリファレンスケースより1桁ほど大きい。

Parameter	Transport through Shaft Backfill	Transport through Shaft Excavation-Disturbed Zone
Flowrate through Repository Area	300 m ³ y ⁻¹	
Darcy Velocity	8.7 m y ⁻¹	2.9 m y ⁻¹
Migration Path Length	200 m	
K_d Values	Nuclide-dependent "realistic-conservative" values (see Table 3.7.6)	

Table 6.3.3: Parameters for transport along the shaft for a scenario in which the shaft seals fail. The cases of transport through the shaft backfill (dataset *XB_00TLA*) and transport through the shaft excavation-disturbed zone (dataset *XB_00VLA*) are considered separately.



(a) Failure of shaft seals; transport through backfill (dataset *XB_00TLA*)



(b) Failure of shaft seals; transport through excavation-disturbed zone (dataset *XB_00VLA*)

Key to radionuclides..

—	Sum over nuclides.	—△—	4N + 1 chain	—■—	⁵⁹ Ni	—●—	¹²⁶ Sn
—○—	4N + 3 chain	—▲—	4N chain	—x—	¹⁰⁷ Pd	—◻—	⁹⁹ Tc
—□—	4N + 2 chain	—◇—	¹³⁵ Cs	—○—	⁷⁹ Se	—■—	⁹³ Zr

Figure 6.3.1: Time development of annual individual dose for a scenario in which the seals of a repository shaft fail and radionuclides migrate along the shaft backfill (above), and through the excavation-disturbed zone surrounding a shaft (below).

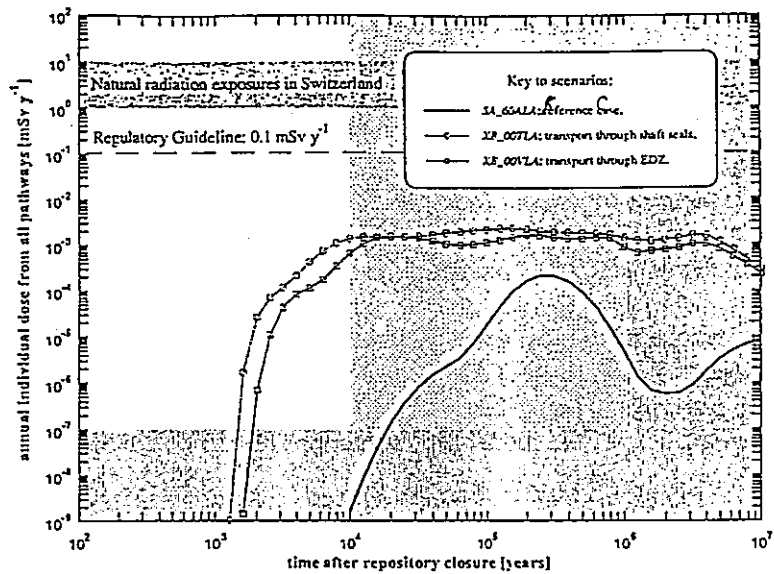


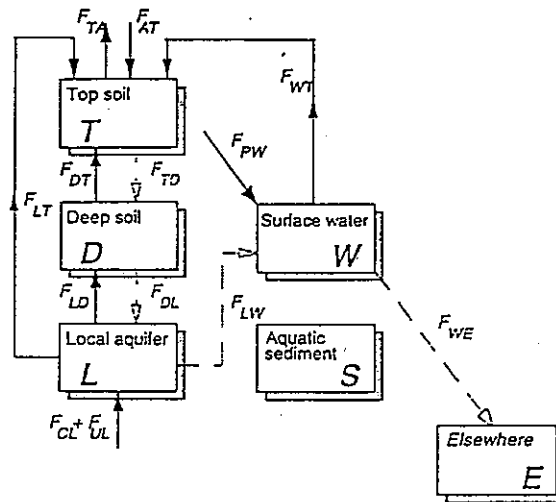
Figure 6.3.2: Comparison of the result for the Reference Case (*SA_60ALA*), the case of transport through the shaft backfill (*XB_007LA*) and transport through the excavation-disturbed zone (EDZ) (*XB_00VLA*).

6.3.4 シナリオに関連する気候の変動

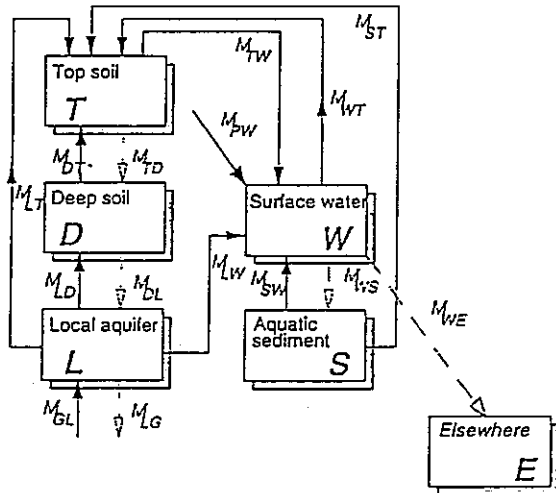
- ・ Table 6.3.4 は気候変動の要約したもの
- ・ Fig. 6.3.3 は湿潤及び乾燥気候における水及び固体のフラックスのmass balanceを示した図
- ・ Table 6.3.5 はFig. 6.3.3 で用いられるパラメータ値を示したもの
- ・ Fig. 6.3.4 は氷河周辺の気候状態での水及び固体のフラックスのmass balanceを示した図

Dataset Name	Description	Modified
SA_60ALD	Dry climate state, reduced precipitation. Increased irrigation from aquifer, increased evapotranspiration. Present-day subsistence agriculture.	data
SA_60ALH	Humid climate state, increased precipitation, no irrigation, increased evapotranspiration. Present-day subsistence agriculture.	data
SA_60ALC	Periglacial climate state. Permafrost prevents interaction between aquifer (assumed frozen). All water obtained from the river - modified river with reduced flow because of reduced precipitation. Reduced evapotranspiration. Modified exposure pathway sub-model: Exposure pathways are: dust inhalation, external γ -irradiation, drinking water (river), freshwater fish, reindeer meat and reindeer milk.	model and data
SA_60ARA	Scenario with Rhine gravel terraces absent. Release to the Rhine water. No local aquifer. Present-day subsistence agriculture.	data
SA_60ARS	Scenario with Rhine gravel terraces absent. Release to deep soil - very pessimistic with extremely small likelihood. No local aquifer. Present-day subsistence agriculture.	data

Table 6.3.4: (Previous page.) Alternative climate-related scenarios. Further descriptions and data values are given by KLOS et al. 1994 and KLOS and VAN DORP 1994. The scenarios have been designed to investigate the effect of changes to a limited set of important parameters affecting biosphere transport and accumulation.



(a) Mass balance scheme for water fluxes

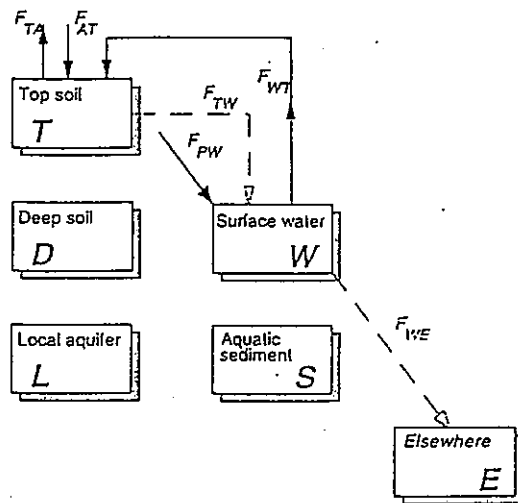


(b) Mass balance scheme for solid material fluxes

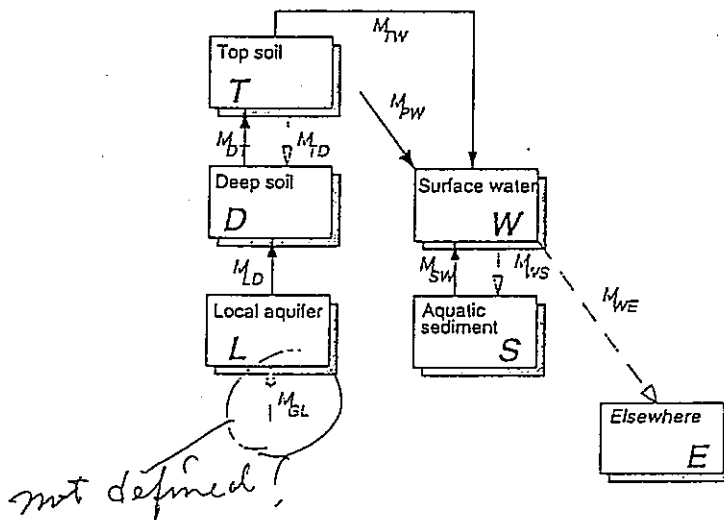
Figure 6.3.3: Schematic representation of the water and solid material mass balance schemes used in the dry climate and ~~warm~~ humid climate representations (and the Reference Case). Definitions of the symbols used and data for the dry and ~~warm~~ humid biospheres are given in Table 6.3.5. Fluxes indicated by dashed lines are derived from consideration of mass balance. Those indicated by solid lines are model input.

Water flux	Symbol	Units	Humid	Dry
Regional rainfall	d_{AT}	my^{-1}	2.0	0.5
Regional evapotranspiration	d_{TA}	my^{-1}	1.5	1.5
Deep soil → Top soil (capillary rise)	d_{DT}	my^{-1}	0.05	0.5
Local aquifer → Deep soil (capillary rise)	d_{LD}	my^{-1}	0.05	0.5
Irrigation from local aquifer	d_{LT}	my^{-1}	0.0	0.6
Irrigation from river water	d_{WT}	my^{-1}	0.0	0.6
Inflow to local aquifer	$F_{UL} + F_{CL}$	m^3y^{-1}	5.5×10^6	2.8×10^6
Throughflow in the Rhine	F_{PW}	m^3y^{-1}	3.2×10^{10}	1.6×10^{10}
Solid material flux	Symbol	Units	Humid	Dry
Top soil → Surface water (erosion of surface material)	M_{TW}	$kg y^{-1}$	3.4×10^5	3.4×10^5
Deep soil → Top soil	M_{DT}	$kg y^{-1}$	7.1×10^6	7.1×10^6
Local aquifer → Deep soil	M_{LD}	$kg y^{-1}$	3.4×10^5	3.4×10^5
Previous river compartment → River water	M_{PW}	$kg y^{-1}$	3.2×10^9	1.6×10^9
Local aquifer → Top soil Irrigation containing suspended solids	M_{LT}	$kg y^{-1}$	0.0	2.0×10^3
River water → Top soil Irrigation containing suspended solids	M_{WT}	$kg y^{-1}$	0.0	2.0×10^5
Bed sediment → Top soil Dredging, flood deposition, etc.	M_{ST}	$kg y^{-1}$	3.4×10^5	3.4×10^5
Bed sediment → River water Turnover of bed sediment	M_{SW}	$kg y^{-1}$	5.3×10^7	5.3×10^7
Local aquifer → River water Infiltration containing suspended solids	M_{LW}	$kg y^{-1}$	1.4×10^3	7.2×10^3

Table 6.3.5: Parameters used in the mass balance schemes for the dry and humid climates. See KLOS and VAN DORP, 1994, for a discussion of the parameter selections. This table can also be compared with Tables 5.4.3 and 5.4.4 which describe the Reference Case. The shaded values indicate no change with respect to the Reference Case.



(a) Mass balance scheme for water fluxes



(b) Mass balance scheme for solid material fluxes

Figure 6.3.4

Schematic representation of the water and solid material mass balance schemes used in the representation of the periglacial climate. Fluxes indicated by dashed lines are derived from consideration of mass balance. Those indicated by solid lines are model input. In this biosphere, the presence of the permafrost layer substantially inhibits the transport of radionuclides present in the compartments after a period of free transport (i.e. the Reference Case biosphere representation). This can be seen by comparing this figure with the mass balance scheme for the inter-glacial climate (Figures 5.4.4 and 5.4.5) or for the dry and warm, humid biospheres (Figure 6.3.3). The numerical values used in this biosphere are given in Table 6.3.6.

Water flux	Symbol	Units	Value
Regional rainfall	d_{AT}	my^{-1}	0.4
Regional evapotranspiration	d_{TA}	my^{-1}	0.3
Deep soil → Top soil (capillary rise)	d_{DT}	my^{-1}	0
Local aquifer → Deep soil (capillary rise)	d_{LD}	my^{-1}	0
Irrigation from local aquifer	d_{LT}	my^{-1}	0
Irrigation from river water	d_{WT}	my^{-1}	0
Inflow to local aquifer	$F_{UL} + F_{CL}$	m^3y^{-1}	0
Throughflow in the Rhine.	F_{PW}	m^3y^{-1}	1.0×10^{10}
Solid material flux	Symbol	Units	Value
Top soil → Surface water (erosion of surface material)	M_{TW}	$kg y^{-1}$	1.3×10^5
Deep soil → Top soil	M_{DT}	$kg y^{-1}$	6.9×10^8
Local aquifer → Deep soil	M_{LD}	$kg y^{-1}$	1.3×10^5
Previous river compartment → River water	M_{PW}	$kg y^{-1}$	1.0×10^9
Local aquifer → Top soil Irrigation containing suspended solids	M_{LT}	$kg y^{-1}$	0
River water → Top soil Irrigation containing suspended solids	M_{WT}	$kg y^{-1}$	0
Bed sediment → Top soil Dredging, flood deposition, etc.	M_{ST}	$kg y^{-1}$	0
Bed sediment → River water Turnover of bed sediment	M_{SW}	$kg y^{-1}$	5.9×10^7
Local aquifer → River water Infiltration containing suspended solids	M_{LW}	$kg y^{-1}$	0

Table 6.3.6: Parameters used in the mass balance schemes for the periglacial climate. See KLOS and VAN DORP 1994 for a discussion of the parameter selections. This table can also be compared with Tables 5.4.3 and 5.4.4 which describe the Reference Case. The shaded values indicate no change with respect to the Reference Case.

6.3.4.1 気候変動シナリオ

・ Fig.6.3.5 は湿潤及び乾燥気候を考えた場合の被曝線量の比較したもの。(今日行われている農業活動を水源に関する修正を施してそのまま採用した。)

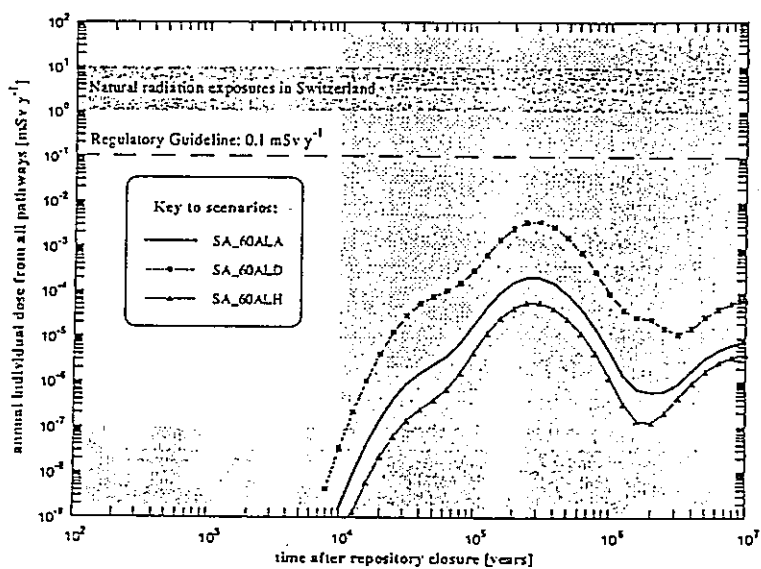


Figure 6.3.5: Comparison of the results for the temperate, dry and ~~warm~~, humid climate representations (datasets SA_60ALA, SA_60ALD and SA_60ALH, respectively).

- ・乾燥気候はリファレンスケースよりも1桁高い（灌漑用水の積極的な利用によるもの）が、規制指針よりは1桁以上下。
- ・湿潤はリファレンスケースよりも小さい（灌漑用水の積極的な利用が必要ないため）
- ・氷河周辺の気候の計算では被曝経路の変更した。興味ある経路は、（ダスト→地衣類→トナカイ）である。
- ・永久凍土層は地下水中の核種の放出を大幅に制限する（好ましい状況）
- ・ある任意の放出に関してはこのような状況にならない(ELSON and WEBBER 1991, McEWEN and DEMARSILY 1991)

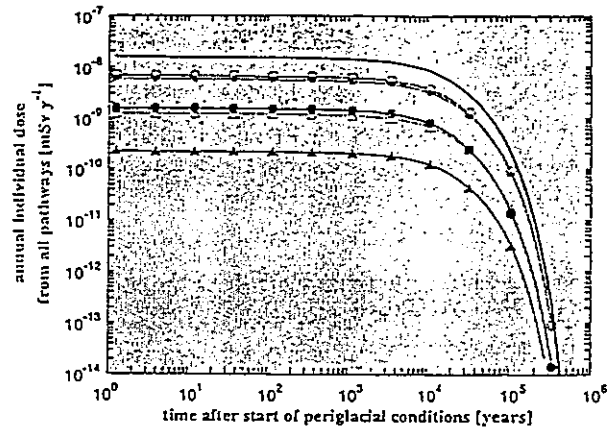
↓

* 永久凍土によって、局地水は生物圏から隔離される。そのため、この局地水から生物圏への放射性核種の放出は起こらない。しかし、土壌や体積物に含まれる核種は生物圏に移行する可能性を秘めている。

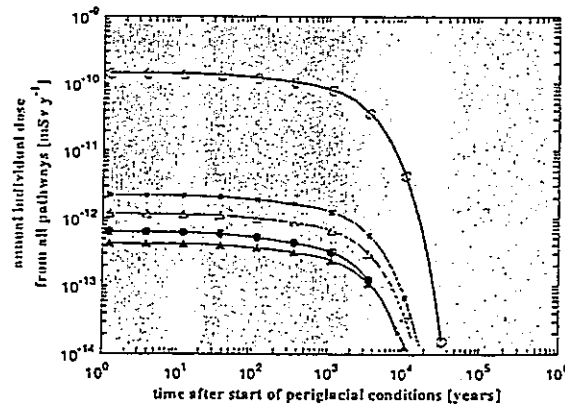
↓モデル化

リファレンスケースの計算において、被曝線量への寄与が高い2つの核種 (^{79}Se , ^{135}Cs) を選択する。それらのピーク出現時間をリファレンスケースの計算から求め、この時間に生物圏中で考えているコンパートメント中に存在するインベントリを初期インベントリとして生物圏の被曝計算を行う。

Fig. 6.3.6 は計算される被曝線量がリファレンスケースの結果を下回ることを示している。



(a) ^{135}Cs



(b) ^{79}Se

Key to exposure pathways:

- | | | | | | |
|-----|-------------------|-----|---------------|-----|-------------------------------|
| — | sum over pathways | —△— | reindeer milk | —■— | dust inhalation |
| —▲— | drinking water | —○— | reindeer meat | —∩— | external γ irradiation |
| —●— | freshwater fish | | | | |

Figure 6.3.6: Results from the periglacial climate scenario (dataset SA_60ALC). (a) dose due to ^{135}Cs , with onset of periglacial conditions at 2×10^5 years after repository closure (the time of the maximum ^{135}Cs contribution to dose in the Reference Case). (b) dose due to ^{79}Se , calculated onset at 2×10^4 years after repository closure.

6.3.4.2 気候変化による表面環境の変化

・気候変化による表面環境の変化例

* ライン側の河岸段丘の浸食(氷河、河川の影響)

↓

生物圏中の帯水層の消滅を仮定

↓

1 ライン川への直接放出

2 汚染地下水の深部土壌への直接の放出

- ・ 1 希釈水量が多いため被曝線量は低くなる。
- ・ 2 上部土壌への経路がより短いため(生物圏の帯水層を経由しない)被曝線量は高くなるが規制指針よりは低い。

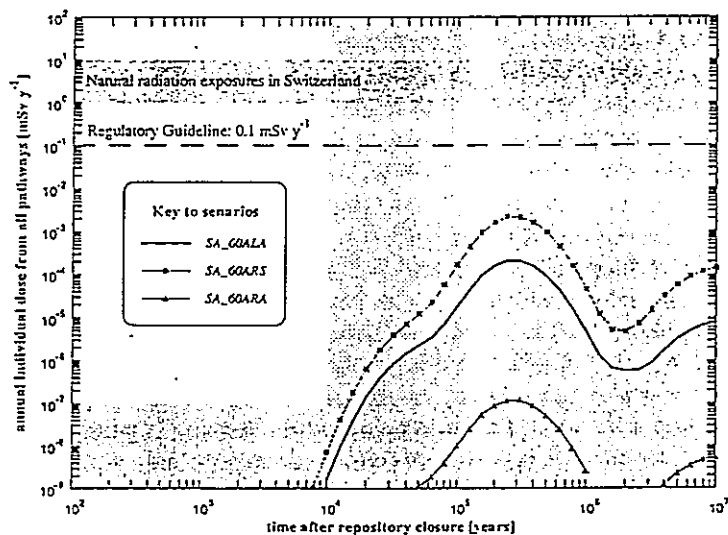


Figure 6.3.7: Comparison of the results for Reference Case (dataset SA_60ALA), with those for scenarios in which the gravel terraces, forming the bed of the Rhine, are removed due to erosion. The cases of release to the river (dataset SA_60ARA) and release to deep soil (SA_60ARS) are considered.

6.4 ロバストシナリオ

「ロバストシナリオ」とは、バリアシステムの性能に影響を及ぼすと考えられるプロセス中の不確実性の影響を考慮に入れることによって、確実に期待できる安全性のレベルがどの程度のものかを明示するためのシナリオである。

不確実性の影響という観点から各バリアを検討した場合、人工バリアに関しては、バリアの特性から不確実性が少ないと考えられ、また悪影響を及ぼす事象やプロセスが設計やサイト位置の選定、品質管理を通して最小にすることができると考えられている。しかし一方天然バリアに関しては、局所的な水の流れ特性の他、収着の程度やコロイドの影響などにおいて大きな不確実性を有する。

このため、ロバストシナリオでは放射性核種がニアフィールドから生物圏へ直接放出されるという、不確実性に対して最も悲観的なケースを想定してのモデリングが行われている。従って、ロバストシナリオでは濃度ゼロ境界条件という極端なケースが想定されるとともに、ガラスの腐食速度やベントナイト中での収着係数、溶解度に対しても「保守的」な値が採用されている。これらの値がTable 6.4.1に示されている。

ベントナイト外側での地下水流速が遅いと仮定したロバストシナリオの計算結果が、Fig. 6.4.1(a)に示されている。最大線量は ^{135}Cs によって支配され、その後4N+2系列によって支配されている。リファレンス ケース同様に、最大値は規制値より約2桁小さい。

濃度ゼロ境界条件の場合がFig. 6.4.1(b)に示されている。この場合、最大値は規制値の約3分の1である。 ^{135}Cs による最大線量はほとんど影響を受けないが、 ^{99}Tc 、 ^{126}Sn 、4N+1系列ならびに4N+3系列の最大値が ^{135}Cs と同程度にまで増加している。

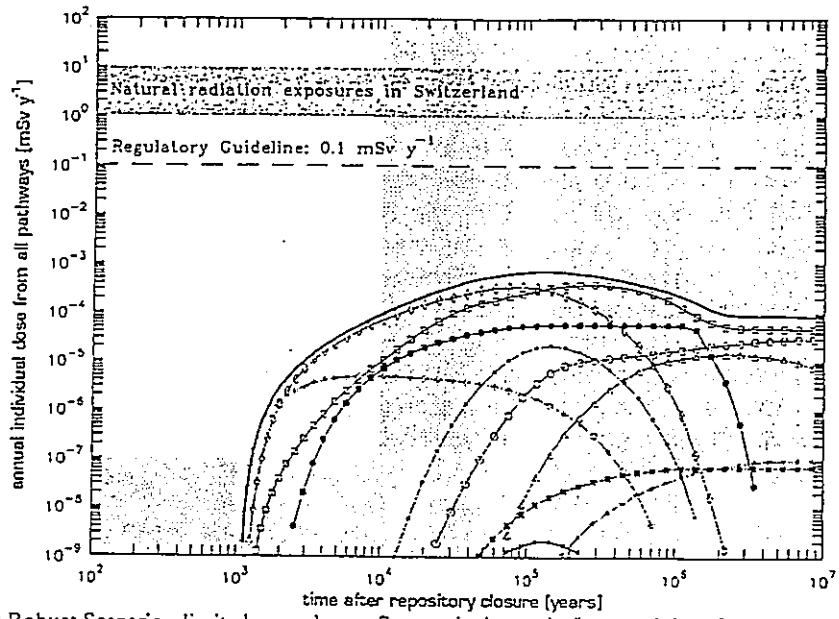
ニアフィールドで保守的なパラメータ値を用いた結果がFig. 6.4.1(c)に示されている。最大線量は規制値の約5分の1である。線量は、初期には ^{135}Cs によって支配され、その後 ^{99}Tc 、最終的には4N+1系列によって支配される。

結論として、天然バリアにおける不確実性と移行プロセスにおいて最も悲観的なケースを想定しても規制値を越えることはないことが述べられている。

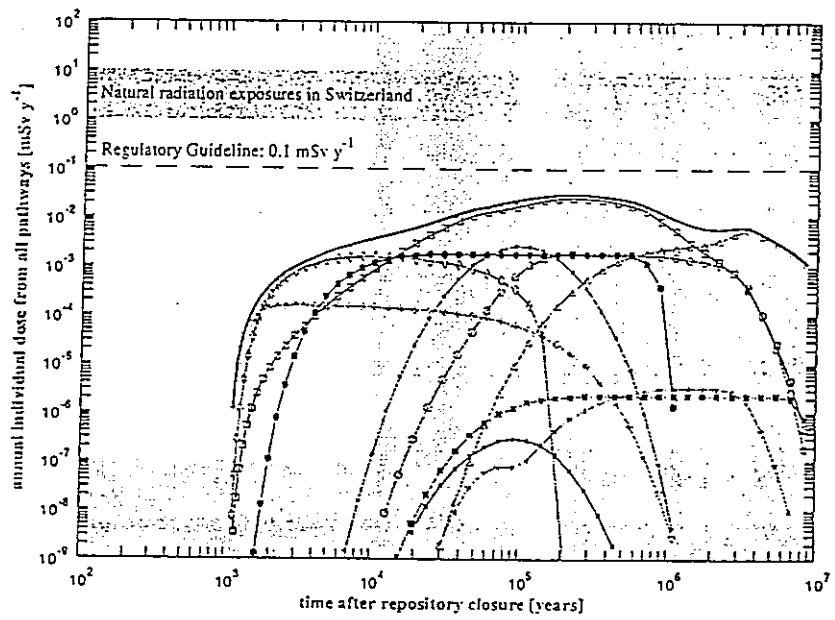
Near-Field Parameters	Reference Values	Parameter Variations	
Thickness of Bentonite r_b-r_a	1.38 m	1.38 m	1.38 m
Glass Corrosion Rate R	1.2×10^{-11} kg m ⁻² s ⁻¹	1.2×10^{-11} kg m ⁻² s ⁻¹	1.2×10^{-9} kg m ⁻² s ⁻¹
Groundwater Flowrate Q	3.0 m ³ y ⁻¹	unlimited	3.0 m ³ y ⁻¹
K_d Values for Sorption on Bentonite	Element-dependent "realistic- conservative" values	Element-dependent "realistic- conservative" values	Element-dependent "conservative" values
Solubility Limits S_E	Element-dependent "realistic- conservative" values	Element-dependent "realistic- conservative" values	Element-dependent "conservative" values
Distribution of Elemental Solubility between Isotopes (incl. Stable Isotopes) in Glass	Taken into account	Taken into account	Taken into account

Geosphere Parameters			
Immediate transport to the biosphere assumed	—	—	—

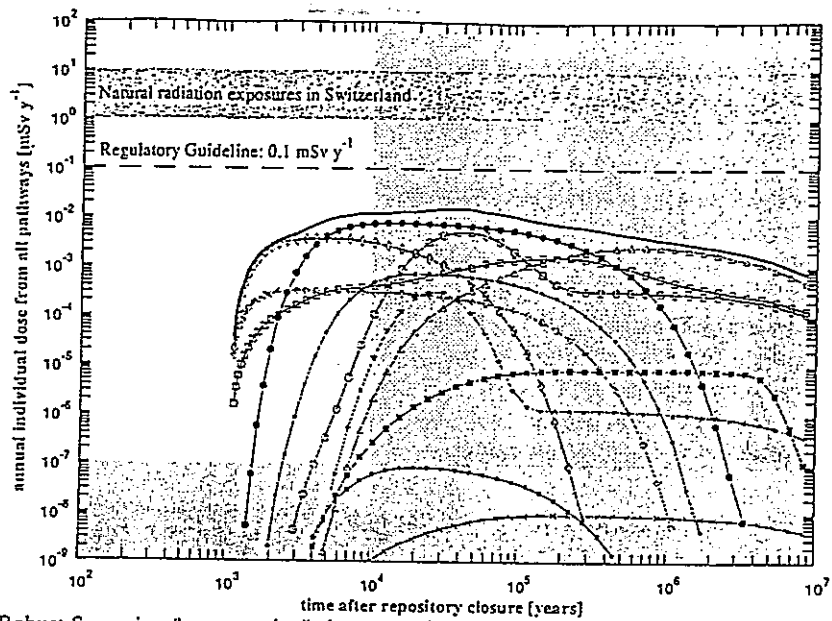
Table 6.4.1: Near-field and geosphere parameters for calculations within the Robust Scenario.



(a) Robust Scenario - limited groundwater flow at the bentonite/host rock interface : SA_LA



(b) Robust Scenario - zero-concentration boundary condition at the bentonite/host rock interface : BA_LA



(c) Robust Scenario - "conservative" glass corrosion rate, sorption constants in the bentonite and solubility limits: *EB_LA*

Key to radionuclides

—	Sum over nuclides.	—△—	4N+1 chain	—■—	⁵⁹ Ni	—◆—	¹²⁶ Sn
—○—	4N+3 chain	—*—	4N chain	—×—	¹⁰⁷ Pd	—⊖—	⁹⁹ Tc
—□—	4N+2 chain	—◇—	¹³⁵ Cs	—⊕—	⁷⁹ Se	—⊗—	⁹³ Zr

Figure 6.4.1: (see also Previous page). Time history of the annual individual doses in calculations modelling the Robust Scenario. (a): limited groundwater flow is assumed at the bentonite/host rock interface (dataset *SA_LA*), with the parameter variations of (b) a zero-concentration boundary condition at the interface (dataset *8A_LA*) and (c) "conservative" values for glass corrosion rate, sorption constants in the bentonite and solubility limits (dataset *EB_LA*). Also shown in the figure are the regulatory guideline of 0.1 mSv y⁻¹ and the range of natural background radiation found in present-day Switzerland.

6.5 結果の要約

6.5.1 リファレンス シナリオ

記述なし

6.5.1.1 リファレンスモデルの仮定

記述なし

6.5.1.1.1 リファレンスケースの結果

リファレンスケースの計算の結果、年間個人線量のピークはHSK/R-21の規制値である0.1 mSv/yより2桁以上小さいことが示されている。このピークは、 ^{135}Cs によって処分場閉鎖後10万年以降に現われる。

ニアフィールドは、 ^{135}Cs を除いて大部分の核種について非常に有効なバリアとして機能する。放射化生成物と核分裂生成物でニアフィールドから地質圏に放出される割合は2%以下であり、アクチニド系列では0.25%以下にもなる。ニアフィールドから生物圏へ直接放出されるケースと比較すると、 ^{135}Cs による線量のピークはあまり変化しないが、地質圏の存在によって放出されるまでの時間が遅延される。いくつかの核種については、地質圏によって放出までの時間の遅延と線量の低減が期待できる。

6.5.1.1.2 パラメータを変化させた結果

物理/化学的パラメータの値の変化による計算結果への影響はほとんど見られていない。但し以下の例外が示されている。(i)溶解度の値は、いくつかの核種についてニアフィールドバリア内での挙動に有意な影響を与える。(ii)地下水流速は、ニアフィールド、地層バリア両方における挙動に影響を与える。(iii)灌漑用水量と水源、ならびに程度は小さいが生物圏中での分配比も影響を与える。リファレンスケースの流速より100倍大きい保守的な値を採用しても、 ^{135}Cs のために線量の増加は比較的小さいが、 ^{99}Tc への影響は大きく、最大の線量は同程度になる。一方、流速を10分の1にした場合影響は大きく、最大線量は ^{135}Cs によるが、それが現われるまでに 10^6 年以上を要し最大値も1桁以上小さくなる。地下水流速

による影響の様子はFig. 6.5.1に示されている。

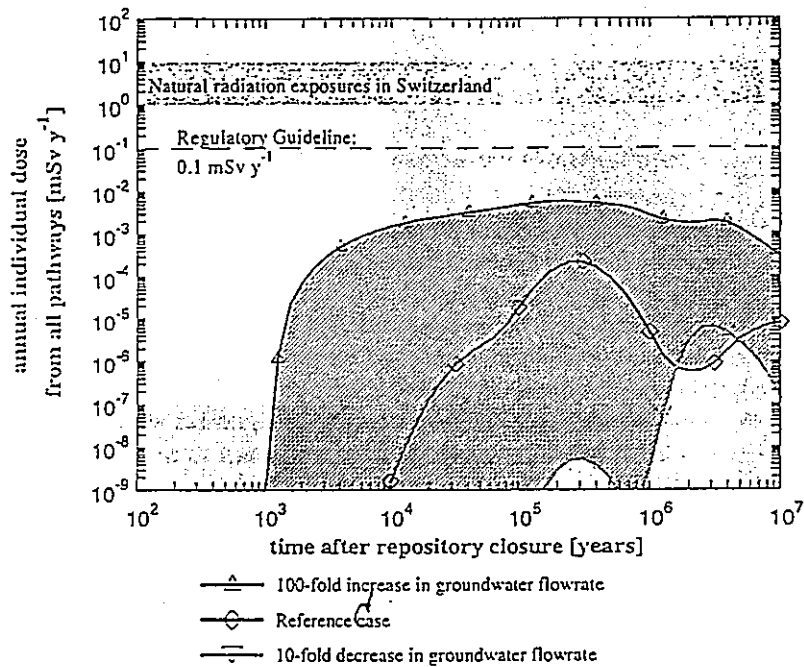


Figure 6.5.1: The effect on radiological impact of varying groundwater flowrate between the Reference Case value (the geometric mean from hydrogeological modelling), 0.1 times this value and 100 times this value. The groundwater flowrate affects both the near-field and geosphere models.

6.5.1.2 変動モデルの仮定。

地質圏において変動モデルの仮定により計算した結果がTable 6.5.1に示されている。ニアフィールドモデルの仮定は変えていない。

結果は以下の通りである。

—水の流れ方をどのように設定するかが最も大きな影響を与える。広く開いたチャンネルによるジオメトリーを想定した（リファレンスケースと同じ）場合、最も高い線量を与える。一方、狭く閉じたチャンネルでは2桁以上線量の最大値は減少する。この様子は、Fig. 6.5.2に示されている。

—放射性核種の移行経路はモデル結果にほとんど影響を与えない。

—水の流れ方がリファレンスケースと同じ場合、コロイドへの収着は全体的な線量にはほとんど影響を与えない。保守的でないジオメトリーの場合には、コロイドへの収着はより大きな影響を与える。

—流速の影響は大きい。その様子はFig. 6.5.1に示されている。

- 流速の影響は大きい。その様子はFig. 6.5.1に示されている。

Reference Model Assumptions (for dataset : SA_60ALA)	Alternative Model Assumptions	Maximum Annual Individual Dose [mSv y ⁻¹] (Dataset names in Parentheses)
<p>Geometry of Water-Conducting Features: All transport takes place in cataclastic/ jointed zones with broad, widely-spaced channels</p> <p>Matrix Diffusion: Matrix diffusion is limited to the altered wallrock adjacent to the fractures. Unaltered wallrock is inaccessible to diffusion</p> <p>Radionuclide Migration Path: Radionuclides are transported through the low-permeability domain directly (upwards) to the higher-permeability domain and thence to the biosphere</p> <p>Colloid Transport: Radionuclide sorption on groundwater colloids is neglected. Maximum dose for the 4N + 1 chain = 9×10^{-7} mSv y⁻¹</p> <p>Distribution of Groundwater Flow: Water-conducting features are each assigned identical flowrate</p>		2×10^{-4} (SA_60ALA)
	Transport in aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses	3×10^{-5} (SA_50ALA)
	Transport in cataclastic/jointed zones with narrow, closely-spaced channels	7×10^{-7} (SA_40ALA)
	Unlimited matrix diffusion - both altered and unaltered wallrock is accessible to diffusion - transport in cataclastic/jointed zones with broad, widely-spaced channels	1×10^{-4} (SA_30ALA)
	Unlimited matrix diffusion - transport in aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses	1×10^{-6} (SA_20ALA)
	Unlimited matrix diffusion - transport in cataclastic/jointed zones with narrow, closely-spaced channels	7×10^{-7} (SA_10ALA)
	Radionuclides are transported through the low-permeability domain to major water-conducting faults, upwards to the higher-permeability domain and thence to the biosphere	2×10^{-4} (SA_64ALA)
	Radionuclides sorb onto a constant background population of groundwater colloids	4N + 1 chain : 5×10^{-6} (SD_60BLA)
	Groundwater flow is distributed between water-conducting features according to a probability distribution. Radionuclide flux to the biosphere is obtained from a weighted superposition of Reference Case results and results with increased flowrates : - 10 fold increase in flowrate - 100 fold increase in flowrate	6×10^{-4} (weighted superposition of SA_60ALA, SA_60BLA and SB_60BLA)

Table 6.5.1: Alternative model assumptions for the geosphere transport path and processes and calculated maximum annual individual doses. Alternative assumptions regarding colloid transport and distribution of groundwater flow also affect the near-field calculations (see section 6.2.2). All calculations lie within the framework of the Reference Scenario. The Reference Case model assumptions and results are indicated by the shaded region.

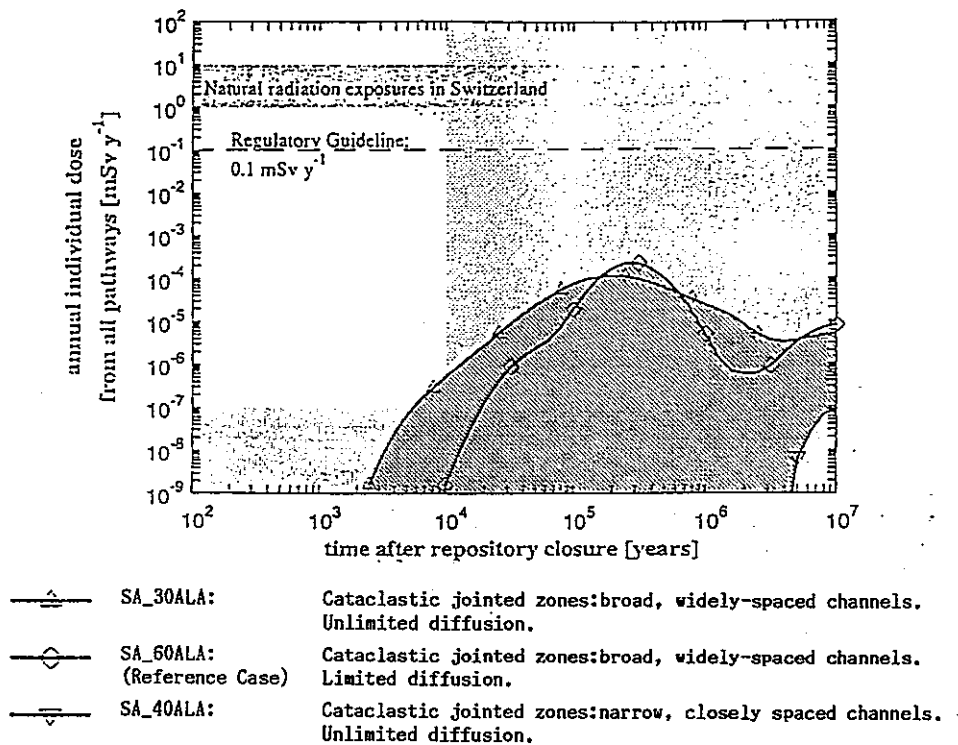


Figure 6.5.2: The effect on radiological impact of alternative assumptions regarding the geometrical representation of water-conducting features. As noted in section 6.2.2.1, the earlier breakthrough that occurs in the case of unlimited matrix diffusion is a modelling artefact.

6.5.2 変動シナリオ

変動モデルは、(i)深い地下水採取用の井戸を使用するシナリオ、(ii)トンネル／シャフトの閉鎖の失敗、(iii)気象条件に関連するシナリオから構成されており、その結果はTable 6.5.2に示されている。

深い井戸シナリオでは、最大線量は ^{135}Cs によって支配されることは同じであるがその値は3倍増加する。閉鎖失敗シナリオでは、最大線量は10倍増加し、 ^{135}Cs 、 ^{99}Tc ならびに4N+1系列によって支配される。気象条件に関するシナリオでは、結果は様々に変化する。その1例がFig. 6.5.3に示されている。

	Maximum Annual Individual Dose [mSv y ⁻¹] (Dataset Names in Parentheses)
REFERENCE SCENARIO	2 × 10 ⁻⁴ (SA_60ALA)
Alternative Scenarios	
(i) Deep Groundwater Well	
All radionuclides are captured by a deep well, used for mineral-water abstraction.	6 × 10 ⁻⁴ (SA_60AAB)
(ii) Tunnel/Shaft Seal Failure	
Following tunnel/shaft failure, radionuclides are transported through the shaft backfill.	2 × 10 ⁻³ (SB_MTLA)
Following tunnel/shaft failure, radionuclides are transported through the shaft excavation-damaged zone.	2 × 10 ⁻³ (SB_MVLA)
(iii) Alternative Climate-Related Scenarios	
Dry climate state with reduced precipitation and increased evapotranspiration; increased irrigation from aquifer, present-day subsistence agriculture.	4 × 10 ⁻³ (SA_60ALD)
Wet humid climate state with increased precipitation and evapotranspiration; no irrigation, present-day subsistence agriculture.	6 × 10 ⁻⁵ (SA_60ALH)
Periglacial climate state, in which permafrost prevents interaction between aquifer (assumed frozen); all water obtained from the river, modified Rhine with reduced flow because of reduced precipitation, reduced evapotranspiration.	1 × 10 ⁻¹⁰ (SA_60ALC - periglacial conditions at either 2 × 10 ⁴ or 2 × 10 ⁵ years after repository closure)
Scenario with Rhine gravel terraces absent, no local aquifer, present-day subsistence agriculture: - release to the Rhine water; - release to deep soil.	(C _{sc}) 1 × 10 ⁻⁷ (SA_60ARA) 2 × 10 ⁻³ (SA_60ARS)

Table 6.5.2: Calculated maximum annual individual doses for the Reference Scenario (shaded) and alternative scenarios.

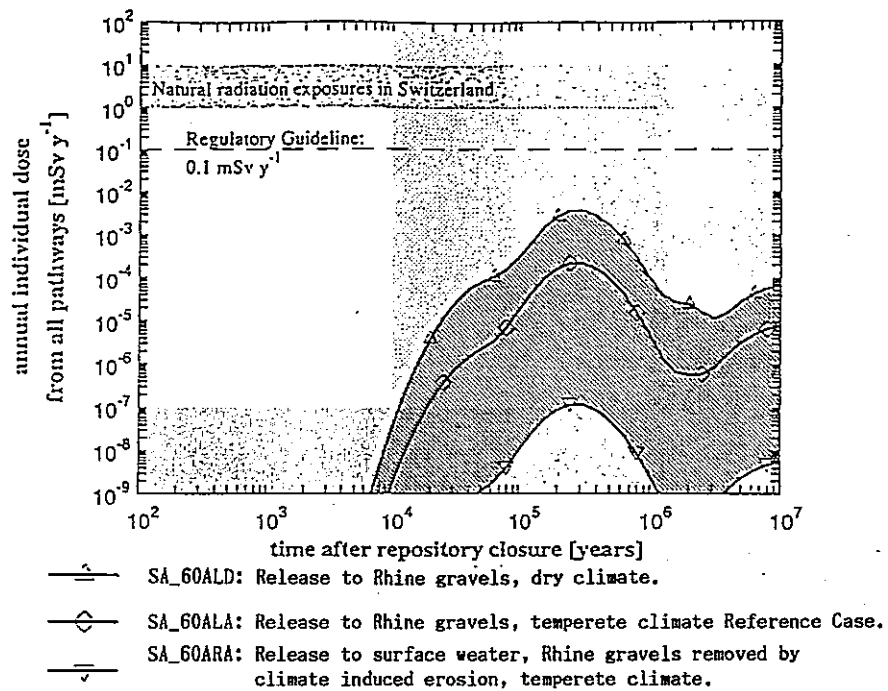


Figure 6.5.3: The effect on radiological impact of alternative climate-related scenarios.

6.5.3 ロバストシナリオ

ロバストシナリオは、ニアフィールドから直接生物圏に放射性核種が放出されるシナリオである。この場合でも、線量のピーク値はリファレンスケースとあまり変化せず、規制値よりも小さい。線量は¹³⁵Csによって支配され、その後4N+2系列によって支配される。

ロバストシナリオにおいても、人工バリア周辺の地下水流速を増加させたケースや、ガラスの腐食速度、ベントナイトへの収着比、溶解度を保守的な値に組み合わせたケースを評価した結果、いずれのケースも規制値を越えることはない。

7. まとめと結論

7.1 序 論

本章では、K-Iの安全評価からの結果と結論のまとめを示すこととする。本章は、第1章で述べた評価の目的に応じた構造となっており、これらは以下のとおりである。

- ・適度な保守性とロバスト性の双方についての検討を加え、高レベル放射性廃棄物の処分場としてスイス北部の結晶質岩について再評価した。これゆえ、合理的に予測し確信をもって依存することができる安全性のレベルを定量化した。システム全体性能の概要については7.2節に示すとおりである。

- ・性能評価の不確実性に対する感度についての検討を含め、人工バリアと天然バリアの役割に関する理解を改善した。

現時点でのモデルには取り入れていない性能を保留することを含めて、人工バリアと天然バリアの性能及びキーとなる不確実性を決定する因子の概要を7.3節に示した。

- ・天然バリアの潜在的な性能を詳細に検討すること。すなわちキーとなる地質学的な特性を明らかにし、追加的な野外研究に向けたサイト特定への入力として好ましい範囲のパラメータを設定することである。

安全性を確かなものとするための結晶質岩についての好ましい性質に関する記述を7.4節で述べることとする。

- ・シナリオ開発手法、Gewähr'85で重要であると明らかにされた特定のプロセス（たとえば、コロイドや非線形吸着）についての新しいモデル並びに新しい評価用の計算機コードを含め、より完全な安全評価手法やツールキットを開発し試験すること。

Gewähr'85と比較した評価手法及びモデル化ツールの主要な開発についてのまとめと、評価結果により多大な確信につながる証拠についてのまとめを7.5節に示すこととする。

最後に、高レベル放射性廃棄物処分場の母岩としてスイス北部の結晶質岩の適性に関する記述を7.6節に示すこととする。

7.2 全体システム性能

スイス北部における地質学的な状態について現時点での理解は、結晶質岩における条件がガラス固化体である高レベル放射性廃棄物を対象とした処分場の安全性に対して適切な環境を与えうることである。リファレンスケースについて計算された年間の個人被曝ピーク線量はスイスの規制ガイドラインであるH S KのR-21で設定されている 0.1 mSv/y の制限値を2桁以上も下回っており、また処分場閉鎖後の20万年間以上後に生じることになる (Fig.7.2.1)。Fig.7.2.1ではバランスを与えるために、計算した被曝線量をスイスにおける自然放射線からの被曝線量と比較している。

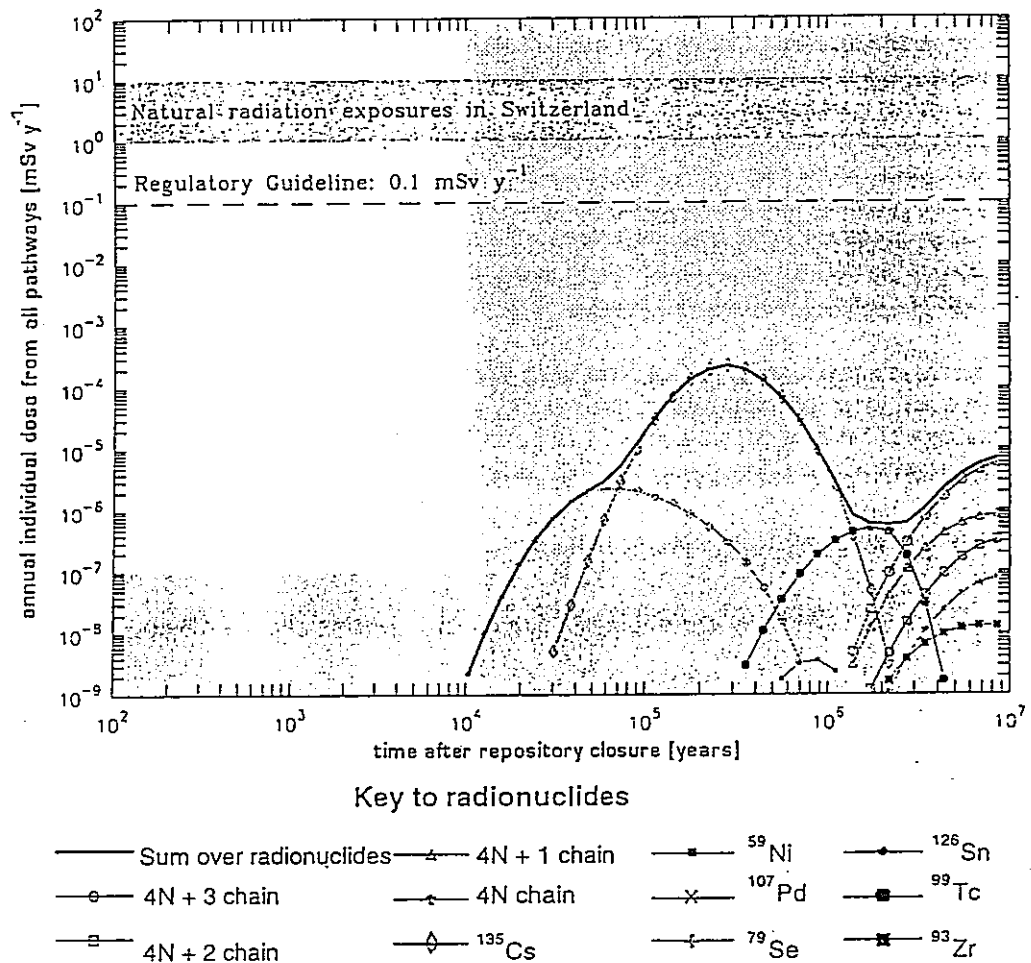


Figure 7.2.1: Results of the Kristallin-I Reference Case calculations - annual individual dose as a function of time after repository closure. The regulatory guideline of 0.1 mSv y^{-1} is shown, together with the range of natural background radiation in Switzerland (including radon). An explanation of the use of shading is given in Appendix 1.

年間のピーク線量は ^{135}Cs によって支配される。 ^{79}Se については閉鎖後の約1万年から6万年間の間にかけての初期において最も重要な核種となるが、この核種によるピーク線量は ^{135}Cs によるものより2桁以上低くなっている。このアクチニドの連鎖、とりわけ4N+3系列($^{243}\text{Am} \rightarrow ^{239}\text{Pu} \rightarrow ^{235}\text{U} \rightarrow ^{231}\text{Pa}$)は、閉鎖後の2百万年以上もの長期にわたって線量計算値を支配することになる。 ^{99}Tc については百万年から3百万年もの間にわたって総線量に多大に寄与することになる。

この計算値は保守的な推定であるものと考えられる。これは部分的にデータ設定がいくらか保守的に設定していることによるが、主に、

- ①安全性について追加的な因子を与えるものと期待される多くの主要なプロセスをリファレンスケースで除き(保留FEP, 7.3.4節参照), また,
- ②このリファレンスケースでは主要なプロセスについてモデルを保守的に設定していることによっている。

このモデル化のアプローチについては、地質圏のケースで特に悲観的に用いている。そこでは、水みちでの内部的な構造に関して幾何学的な表現を保守的に採択している。このことは、人間環境への放出においてかなりの遅延が生じ、初期の破過曲線が非常に減衰することにつながるが、結果的には地層圏モデルでの線量ピークがわずかに減少するだけである。このような表現から、人工バリアは安全性に関して天然バリアよりもはるかに重要であるように思われる。しかしながら、地層圏モデルにおいて適度に便益となる変化のみをもつ地層によってもたらされる防護の度合いはみかけのなものとなり、計算したピーク線量は数桁減少することにつながる。

個人被曝線量の計算値に関してパラメータ変動と代替モデルでの仮定に対する感度については、支配的な核種である ^{135}Cs の挙動がこの変動に対して相対的に感度がなくなっていくため、むしろ限られたものとなる。たとえば、この核種はニアフィールドにおいて溶解度制限をもたず、ピーク線量が移行遅延機能による影響をほとんど受けないような長半減期のものである。他の核種についてはより感度があるが、これはピークに対してほんのわずかな影響しか与えない。変動する物理化学的なパラメータのうち、地下水の流速については全体システム性能に対して最も大きな影響を有している。というのは、これは人工バリアと天然バリアの双方に対する性能に影響を与えるからである。しかしながら、パラメータ変動

の研究（リファレンスケースのものより100倍）において考慮される最も大きな流速であっても、計算された線量は0.1 mSv/yを未だ下回ることになる。

K-Iでのリファレンスケースの結果については、現在カナダ(Goodwin, 公表予定), フィンランド(Vieno et al., 1992), 日本(PNC, 1992) 及びスウェーデン(SKB, 1992) で実施されている高レベル放射性廃棄物と使用済燃料の処分に関する評価のものとの比較を行った。この比較についてはFig. 7.2.2に示している(Neall編, 1994)。

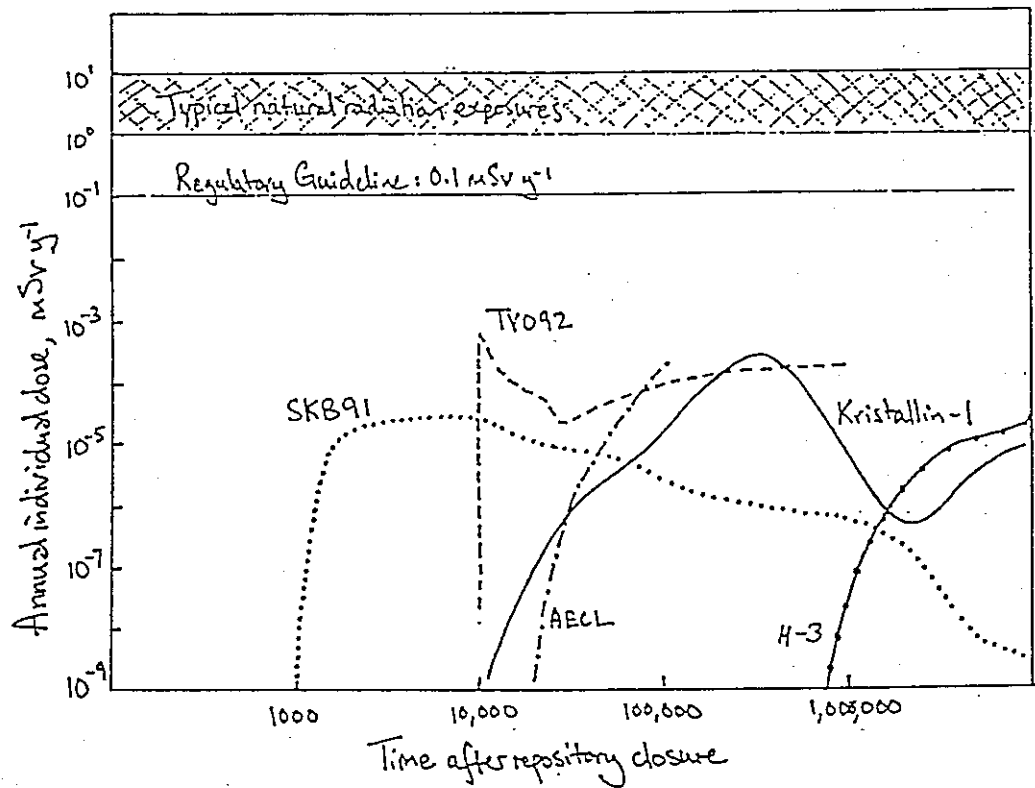


Figure 7.2.2: Results of Kristallin-I compared to results of other performance assessments - annual individual dose as a function of time for the Kristallin-I Reference Case and for selected calculations from the AECL (Canada), PNC (Japan), SKB (Sweden) and TVO (Finland) performance assessments (from NEALL (ed.) 1994).

これらを直接比較することについては慎重に行わなければならない。というのは、この結果はその意味においていくらか異なっているからである。たとえば、A E C Lの結果では、すべての入力パラメータについてその中間値に設定して計算を行った線量を示している。またS K Bの結果については、地層中での核種移行経路における不確実性を考慮したモンテカルロシミュレーション結果での50%のところのものである。さらに結果の基礎となるモデルやデータに関しては非常に異なるものであり、保守性の程度も異なるものとなっている。一致することの重要な点は、これらすべての国々において、高レベル放射性廃棄物または使用済燃料の処分場が適切な地層に対して十分に設計され立地され、結果として現時点における規制ガイドラインや制限値のレベルを十分に下回るような線量もしくは放射線学的リスクであるという結論に達することである。

K - Iでは多くの変動シナリオを考慮してきた。すなわちこのことは、今後百万年にわたる人工バリアの品質と性能や地質と気候の進展、並びに起こりうる人間活動に関する不確実性により必要となっている。定量的な進展を判断するうえで実際に重要と考えられるものは以下のことを含んでいる。

- ・ 処分場の坑道とたて坑のシーリングの失敗
- ・ 結晶質岩から直接飲料水を汲み上げる深部への井戸
- ・ 地下水の代替的な排水域
- ・ はるか将来における気候条件の不確実性による生物圏の代替的な特性

全ての場合において、計算されたピーク線量は規制ガイドラインを下回り、リファレンスケースによるものよりも1桁を上回ることはない。

加えて、たとえ地質学的な不確実性と地層中の核種移行プロセスについて最も悲観的な解釈を行ったとしても、確信をもって予想することができる安全性のレベルを示すように設定したロバストシナリオを評価することになる。このシナリオでは人工バリアが最低限の設計機能どおりに働くが、ニアフィールドから生物圏に放射性核種を即時に放出することによって天然バリアにおいて何ら核種の移行遅延や放射能崩壊を無視することを想定している。このケースにおいてさえも、計算されたピーク線量はリファレンスケースによるものよりも非常に大きなものとはならず、規制ガイドラインを十分に下回っている。これは ^{135}Cs によって支配され、また後半においては4 N + 2 系列 ($^{246}\text{Cm} \rightarrow ^{242}\text{Pu} \rightarrow ^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra}$) によって支配されることになる。

7.3 人工バリアと天然バリアの性能

7.3.1 人工バリア，天然バリア及び生物圏の相対的重要度

人工バリアと天然バリアの役割に関する理解を改善し，モデルの仮定とデータの不確実性に対するバリア性能の感度を評価した。

K-Iのリファレンスケース（7.2節参照）において，水理地質体系と水みちの特性に関する現時点での不確実性のレベルを勘案し地層中での核種移行について保守的な概念モデルを採択した。これは放射性核種の移行経路を与えるものである。これらの環境のもとに，人工バリアは放射性核種の放出と移行に対して基本的な制限を与え，天然バリアの主要な役割は人工バリアの耐久性と性能に対して適切な環境を供することになる。すなわち，機械的防護，十分な地球化学的条件及び十分に低い地下水流速である。これら3つの地質環境条件の要求事項は現在最も重要であると考えられている。

しかしながら，サイトが与えられた段階での今後の研究については，これら3つの性質についての調査だけに限られるものではない。母岩の特性及び水みちの性質に関してより詳細化を行うことは，地層中での核種移行のモデル化のアプローチをさほど保守的なものにはしないかもしれない。この場合，地層圏は非常に効果的であり，部分的に冗長性を有した付加的な安全障壁を形成するものと結論される。加えて，母岩中の主要な断層領域の空間的かつ幾何学的な特性に関する情報については，母岩によって与えられる自然の安全障壁という最良の有利性をもたらすように処分場のレイアウトが最適化されることにつながる。

地表環境もしくは生物圏については，たいていバリアシステムの一部としては考えられてはいない。しかしK-Iのリファレンスケースにおいて，地表近傍での水の流れは放出核種を実質的に希釈し，これにより線量計算に影響を与えることになる。はるか将来における地表での実際の環境条件を予測することは非常に困難なものであり，特に個人もしくは集団が受ける被曝線量を決定する将来の人間活動や局地的な物質活用のパターンを予測することは可能ではない。さらに処分システムの設計もしくは性能の解析を行う際に，処分場の設計や立地によって影響を受けることになる因子のみが処分システムに直接関係することになる。生物圏のモデル化については，人工バリアと天然バリアから放出される核種を共通

のスケールである線量に変換する手続きとして眺めることができる。この量は放射線学的な毒性を考慮するうえで論じる適切な量として受け入れられるものである。したがって、計算された量は処分場性能の測度であり、特に規制ガイドラインとの比較で計算される量となっている。すなわち、この目的に対して適切となる生物圏モデルを採択する必要がある。

7.3.2 人工バリアの性能

人工バリアの性質は、現在の安全概念の中でキーとなる要素である。ニアフィールドモデルは地層中での人工バリア性能に最も関連した特質とプロセスを示すことになる。しかしながら、このモデルは保守的に簡素化したケースを示しており、性能の予測を実質的に改善できるかもしれないいくつかの追加的なプロセスを現在無視している。

ニアフィールドモデルの挙動に関しては、決定論的なパラメータの感度解析によって検討が行われている。リファレンスケースでのニアフィールドについては、専門家の判断による選定並びにスイスや他の国の計画で得られた利用可能な（実験）データのレビューにもとづいたデータセットを根拠としている。選定されたパラメータ値は現実的もしくは適度に保守的なものと考えられている。実質的に不確実性を有するデータが存在するところでは、より悲観的な条件を示すようにパラメータを変化させている。人工バリアについて十分な耐久性が与えられれば、ニアフィールドでの十分な性能が主に以下に示すものに依存していることが見いだされる。

(a) ベントナイトの内側で適用される低い値の溶解度

また、この性能が依存する範囲がいくらか限られるが、

(b) ベントナイトの吸着性質

(c) ベントナイトに適用される外側境界条件（地下水の流速）

この性能はキャニスタの寿命とガラスマトリクス溶解速度の変動に対して比較的鋭敏ではない。

現在利用できるモデルとデータによれば、人工バリアの性能は主に以下のものに現象的に依存しているものと結論する。

(a) ベントナイト中と廃棄物周辺における化学条件。これはベントナイトが有す

る天然の化学的特性及び鉄製キャニスタの腐食生成物による還元効果によって支配されることになる。

(b) 純粋なベントナイトの空隙構造。これは人工バリア内で潜在的に生じるコロイドのフィルター効果を確認可能なものとする。

また、性能が依存する範囲がいくらか限られるが、

(c) 廃棄物から出る核種の緩慢な（拡散による）移行を確認可能なものとするベントナイトの吸着性能。

(d) 母岩の低透水性で、これはベントナイトの外側境界から移流による核種の移行を制限することになる。

人工バリア性能に対して起こりうる有害な効果（第4章参照）を有するものとして非常に多くの現象が考慮されてきたが、これらのほとんどについては長期的な性能に実質的な影響を与えることはないものと結論する。すべての変動パラメータが最も悲観的な値に設定されたニアフィールドモデルの計算では、たとえこのケースにおいても、ニアフィールド性能は十分なものであることを示している。これゆえ、現在のニアフィールドモデルにおいて人工バリアを不適切に表現することになる現象のみが、今後さらに考慮する必要がある。人工バリアについて異なる概念モデルを必要とすることになる3つの現象が特定された。

・キャニスタの沈下

ベントナイト中におけるキャニスタの沈下が重要でないという現在の推定は、短期の実験測定によってサポートされた引張り強固の性質を有する圧縮ベントナイトのモデルにもとづくものである。これには変動モデルも考慮できるが、代替モデルに対する本質的な理解とデータは現在欠如している。この課題についてはさらに検討が続くことになるだろう。しかしながら、定置と設計に関してはいくつかの代替法がすでに特定され（第4章参照）、これらは実施することが可能であり、沈下についての潜在性を妨げるかもしくは低減することになるだろう。新たな研究によってキャニスタの沈下が問題であると指摘されれば、今後さらにこれらを考慮に入れていくことができるだろう。

・コロイドの移行

飽和したベントナイトは廃棄物からのコロイド移行を妨げることになると想定される。処分場の条件のもとでベントナイトの性質に影響を与えるかもしれな

い既知のプロセスの全てが評価された（第3章参照）。これらの推定とナチュラルアナログからの証拠では、コロイドのフィルター効果を含めたベントナイトの本質的な性質が数百万年間にわたって維持されることについての確信を与えている。この課題に関しては、人工バリア性能が果たす中心的な重要性であるためレビューが続けられている。

・人間侵入

人間による処分場への直接的な侵入（たとえば、処分坑道や廃棄物キャニスタを遮る探査ボアホールなど）は、リファレンス的なニアフィールドモデルではカバーされていない条件を明白に生み出すことになるだろう。また処分場への意図的な侵入については、スイス当局の規制（HSK KSA, 1993）に応じて考慮から除外している。さらに、地下深部への井戸の掘削は例外として、処分場に直接影響を与えることになる不注意な人間活動についてもK-Iの評価から除外している。結晶質岩の低透水性領域への処分場立地については鉱物やその他の資源が欠如しているため(Thury, 1994)，このようなリスクを最小限にすることが想定されている。

7.3.3 天然バリアの性能

放射性核種の移行に対する潜在的な天然バリア効果がおよぶ全体範囲は、処分場が設置される低透水性を有する結晶質岩の岩体ブロック、このようなブロックを境界とする主要な断層並びにそれを覆っている高透水性を有する結晶質岩と堆積岩から構成されている。しかしながら、現在の評価モデルでは、高透水性の領域と堆積岩において起こりうる遅延効果を無視しており、主要な水みちとなる断層での核種移行のモデル化では、低透水性を有する領域におけるものに比べて、これらが全体システム性能に影響を与えないことを示している。

低透水性の領域は、人工バリアからの核種移行を実質的に低減させる能力を潜在的に有している。しかしながら、地質圏モデルにおいて水みちの内部構造の幾何形状（原則的には開口チャンネルの幅や離隔距離）を選択することは、性能の計算結果において非常に重要なものとなる。現在利用可能なデータに含まれる不確実性については、リファレンスケースでの地質圏において最も重要な核種によるピーク線量をほとんど低減させないように保守性の高い表現を採択してきた。

検討を行った異なるタイプの水みちのうち、幅広く、広い空間のチャンネルをもった Cataclastic 領域や節理領域 (Jointed Zone) では最も貧弱な性能を与え、他のタイプに対しては実質的によりよい性能が計算されることになる。

またリファレンスケースでは、水みちを介する地下水流速に採択した値に対して保守性を導入している。地下水流れのモデルにおいて、水みちの透水性と動水勾配との相関性については無視している。この効果を採り入れた最初の研究では、これが地下水流速を10倍まで過大評価することにつながることを示している。加えて、リファレンスケースで用いる地下水流速は、水理学的に活性となるクラス1とクラス2の断層のいくつかだけを考慮したモデルにもとづいている。このことは、このような断層すべてが水理学的に活性である変動ケースよりも大きな動水勾配（すなわち大きい流速）を与えるケースを仮定することにつながる。核種移行モデルでは、仮定した流速における10組が多くの核種放出を低減する効果を有していることを示している。

地質圏の評価モデルについての結論は以下のとおりである。

- ・低透水領域における水みちの幾何学的表現の選択は、計算する性能に対してクリティカルなものとなる。潜在的な放射性核種の経路としてどの特質を決定するかということは最も重要であり、このため複雑な構造を考慮に入れることは今後の研究に向けての主要な分野と考えられる重要な課題となる。
- ・特質同士の間での地下水流動の多様性は重要である。地下水の速い流れを伴う水みちのいくつかは、現時点で計算されているように低透水領域での全体性能に影響を与えることになる。このような特質の発生頻度を決定すること、並びに処分坑道との相互作用を明確にモデル化することは有益なものとなるだろう。
- ・主要な水みちとなる断層帯を介した地下水の高いフラックスについては、たとえ断層帯内における小規模の水みちの幾何形状を最適に表現したとしても、低透水領域によって与えられるものに比べて実際には放射性核種移行に対して障壁とはならないことを意味する。
- ・セシウムの非線形吸着を明確にモデル化することについては、リファレンスケースでの低透水領域における性能を多大に強めることにはならない。しかしながら、幾何形状についていくらか保守的とはならないような表現を仮定した場合には、 ^{135}Cs のフラックスが減衰することが予想される。

・地下水中に自然に存在するコロイドに吸着した放射性核種の移行を許容したとしても、リファレンスケースでの結果に何ら影響を与えることはない。このモデルの取扱いは比較的単純なものであるが、コロイドへの吸着と地下水中でのコロイドの濃集に関して保守的なパラメータ値を採択しており、このため計算結果は保守側の方へ逸れることになる。しかしながら、コロイドの不可逆な吸着の可能性（安全裕度を低減することになる）については未だ考慮しておらず、また地質圏がコロイドに対してフィルターとして振る舞う可能性（安全裕度を高めることになる）についても然りである。これらは今後注目するに値する重要な分野となっている。

まとめとして現時点の見解では、ニアフィールドから生物圏へ直接放射性核種を放出する仮想的なケースについての計算で示したように母岩を表現するうえで高い保守性をたとえ考慮したとしても、人工バリアは十分な安全性を供することになる。しかしながら、今後情報が得られれば、地質圏についていくらか保守的ではない表現を行うことが可能となるかもしれない、これによって安全裕度が増すことになり処分概念の最適化を与えることにつながる。

7.3.4 安全ケースにおいて保留した性能

処分場性能に対して正側に寄与する特定の保留FEPを明確に無視することにより、安全ケースにおける性能の保留が強調されることになる。これらについては第4章で論じている。最も重要なものは以下のものと考えている。

- ・ガラスの二次鉱物とキャニスタ腐食生成物への放射性核種の不動態化と共沈。
- ・安全に関係した元素の自然濃集で、これはたとえば、ウランの同位体の放出を低減し効果的に妨げることになる。
- ・水みちの特質を介した経路の連結性と多様性（現時点での仮定では連結性を無視し、移行経路全体に沿って水みちの特質の幾何形状を最も悲観的なものと仮定している）。

7.4 潜在的なサイトにおける好ましい地質学的特性

処分場の性能に対してキーとなる重要な母岩の特性を明らかにすることは可能となっており、これらは7.3節で論じられている。人工バリア性能に影響を与えるキーとなる地質学的特性は以下のとおりである。

- ・人工バリア周辺での地下水の流れ（ダルシー流速）

- ・地下水化学

及び、人工バリアの耐久性を確かなものとするために、

- ・荷重がかかる岩体の厚さ（結晶質岩とそれを覆う堆積岩）及び近くの安定性（主要な岩体の動きを介して機械的健全性が失われないことを確かなものとするため）

天然バリアそれ自体の性能に影響を与えるキーとなる特性は以下のとおりである。

- ・母岩を介した地下水の流れ

- ・母岩中のチャンネルの密度と幾何形状

- ・地下水化学

- ・核種の移行経路の長さ

K-Iでの安全評価の目的によれば、一つの目的は、今後の研究に向けた潜在的なサイトを特定するうえでの入力を提供しながら、これらの特性の輪郭を描く好ましいパラメータの範囲を確立することである。まず最初に困難さが生じることになる。というのは、このパラメータは処分場の性能に影響を与えるような方法と相互に依存するからである。次にこれらはサイト特性調査や人工バリア設計の技術開発に応じて現時点の処分概念に強く依存するからである。これらの困難さにもかかわらず、処分場性能の異なる視点に関連するパラメータを以下に示すこととする。これらは好ましい条件についての指針を与えるものである。しかしながら、上述の理由により、掲げたものは慎重に眺めるべきである。

処分場の近傍（数メートルもしくは数十メートルの規模）において、以下のものが将来に拡張した期間にわたって人工バリアの性能に好ましいものとなる。

- ・地下水の流速が高いものについては処分場の安全性を必ずしも除外することはないけれども、十分に小さい地下水流速の平均値は、 10^{-11} から 10^{-13} m/s のオーダーとなるだろう（たとえば、動水勾配の1%である 10^{-9} から 10^{-11} m/s の範囲にある透水係数に相当する）。

・適度に低い塩分をもつ中性に近いpHの還元性の地下水（十分な寿命のキャニスタで、ベントナイトは最小限の変質、3.4.4.5節の低い溶解度と樹分な吸着を参照）

加えて、400mのオーダーもの荷重がかかる深さでは、地表近傍での地質と気候の変動から人工バリアを防護することになる（Thury et al., 1994）。

保守的なパラメータの組み合わせによって記述されるニアフィールドでの極端に悲観的なケースにおいて、以下に示す処分場近傍約100mの規模での特性が天然バリアへの核種放出をかなり低減させることを確かなものとしている。

- ・ 10^{-11} m/s のオーダーの地下水の平均流速（リファレンスケースより10倍大きく、たとえば動水勾配の1%に対する 10^{-9} m/sの透水係数に相当する）と、リファレンスケースのものと同じ開口チャンネルの密度 $\approx 10^{-3}$ m/m²（G/A: 第5章の注記参照）か、
- ・もしくは、 10^{-12} m/s のオーダーの地下水の平均流速（リファレンスケースの値）と、開口チャンネルの密度 $\approx 10^{-2}$ m/m²のどちらか。
- ・十分な吸着に対する適切な地下水化学（コロイド濃集と塩分）
- ・100mオーダーでの母岩の低透水性をもつ核種移行経路

期待どおりの人工バリア性能を有する比較的悲観的ではないケースにおいて、多くの放射性核種は地質圏に達するまでに重要とはならないレベルまで崩壊し、また少なくとも人工バリアによって影響を受けるもの（特に¹³⁵Cs）に関しては、結果的に線量の最大値が問題となるような速度で放出することはない。上記で概論した性質をもつ地層圏では、このような核種放出をさらに低減することにはならないだろう。これら線量の最大値をさらに低減するためには、特定の地下水流速をリファレンスケースのものより10倍小さいか、もしくは開口チャンネルの密度をリファレンスケースのものよりも10倍大きいかのどちらかとならねばならないだろう。たとえば、リファレンスケースで開口チャンネルの密度が 10^{-3} m/m²、地下水流速が 10^{-13} m/s 以下のオーダー（たとえば、動水勾配の1%に対する 10^{-11} m/s の透水係数に相当する）であることが必要となる。しかしながら、今後の特性調査によりさらに情報が得られれば、潜在的なサイトの地質学的特性に関する保守的な仮定を低減することにつながり、このような一連の性質を排除することができる。

7.5 安全評価ツールと評価結果の確信度

7.5.1 モデルとツールの開発

K-Iの評価で用いた手法、コード及びデータは、12年間以上もの研究開発とサイト特性調査の結果であり、Gewähr'85をまとめてからもいくつかの研究開発を行ってきた。この強調すべき手法、ツール及びモデルをK-Iの評価で適用している。以下にキーとなる新たな特徴をまとめる。

- ・安全性を決定する特質、現象及びプロセスに関する情報を管理する体系的な手法が試みられた。この手法については、性能についての十分な検討と安全性の提示に供すべきシナリオの開発、キーとなる保留FEPの特定並びに一連の評価計算の設定に関して、情報と仮定を追跡するうえで用いた。
- ・現在のニアフィールドからの核種放出モデルでは、人工バリアでの影響をさらに理解しながらベントナイト緩衝材中での放射性核種の保持を明確に取り入れている。Gewähr'85においてこれは保留プロセスとして取り扱われており、リファレンスケースでは、この効果に対して何ら担保をとってはいなかった。
- ・地質圏での核種移行モデルでは現在非線形吸着を含めており、コロイドの移動を促進する核種移行についても取り扱うことができる。現在フィールドでの情報とモデル入力パラメータとの間をより透明性をもって結ぶことが可能である。
- ・より詳細な一般生物圏モデルが現在利用可能であり、これはサイト特有の状況に合わせて適用することができる。

7.5.2 K-Iの評価計算における確信の構築

7.5.2.1 序論

処分場の安全性を評価するための手法、ツール及びデータの充分性についての確信を得るために採られる対策は第2章で概論している。これらの対策については、「安全評価で用いられる計算機コードは特定の処分場システムに対して適切なものであることについて確信を与えること」(HSK KSA, 1993)の定義によれば、確証とみなされており、以下から構成される。

- ・モデルの開発と適用においてなされた判断と仮定を完全に記述することを含め

て、モデル開発に向けた体系的で透明性のあるアプローチ及び代替的な概念モデルを考慮すること。

- ・モデルを検討するために、ナチュラルアナログとともに室内試験やフィールド試験を使用すること。
- ・モデル開発，安全評価及びサイト特性調査の間での繰り返し。
- ・対象となる時間的スケールから発生する不確実性を評価するためのナチュラルアナログや古水理学モデルの使用。
- ・関係機関によるレビューや，申請者と規制当局との間での規制の繰り返し。

本節では，特に室内試験やフィールド試験のデータ及びナチュラルアナログを用いたモデル開発とモデル試験に関するアプローチに焦点をあてている。

K-I以前からあるNagraの研究計画では，地下水流動，地球化学及び核種移行モデルを試験するために，室内データやフィールドデータを採用している。これらについてはMcCombie et al(1987)でまとめられている。

- ・地下水流動モデルについては，モデルとは無関係に取得したデータ（たとえば，水頭圧や排水率）を用いた計算結果と比較すること，並びに広域の水理地下水化学や地温のデータを用いた結果を得ることによって検討を行った。
- ・熱力学的平衡論を用いた化学種の算出については，室内実験と天然の地下水の分析に対して検討を行った。
- ・核種移行モデルに対しては，その計算結果を，ある範囲の空間的かつ時間的スケールにわたり様々な吸着性及び非吸着性のトレーサーを用いて行った試験で得られた破過曲線と比較することによって検討を行った。

さらにNagraでは，ボソス・デ・カルダスにおける国際プロジェクト(Chapman et al. 編,1991)といったようないくつかのナチュラルアナログ研究のプロジェクトを取り込んでいる。これらの研究から得られる知見は，多くの場合その情報は定性的な手法で用いられるだけだが，多くのキーとなるプロセスを理解するうえでのサポートとなる。ナチュラルアナログ研究の利用については，最近ではMiller et al.(1994)によってまとめられている。そこでは，以下の分野が触れられている。

- ・処分場に使用する材料やそれらの挙動についてのナチュラルアナログ（たとえば，廃棄体の劣化，緩衝材の熱的及び化学的安定性）

- ・人工バリアと天然バリアにおけるプロセス（たとえば、放射性核種の移行）
- ・性能評価に対してナチュラルアナログから得られたデータの適用
- ・一般公衆の信頼の獲得

K-Iにおいて、これらの分野においてキーとなる仮定の信頼性を構築する研究に関しては下記にまとめるとおりである。7.3.2節で述べたように、人工バリアの十分な性能は主に以下に関するものである。

- ・人工バリアの耐久性（特に緩衝材に関するもの）
- ・ベントナイト内側において適用される低い溶解度

これら2つの分野については7.5.2.2節及び7.5.2.3節で詳細に述べている。天然バリアに関して7.3.3節で述べたように、現在利用可能なデータに含まれる不確実性に対しては、核種移行に対して人工バリアが基本的なバリアとなるような保守性の高い形態で取扱うことにつながってきた。しかしながら、今後データがさらに取得されるため、天然バリア性能を増しながら天然バリアでの物質移動についてより現実的な仮定が判断されるかもしれない。Nagraでは、天然バリア中の物質移動モデル化能力の信頼性を上げるための多くの研究を行ってきた。これらの研究については7.5.2.4節で論じることとする。

処分場性能に対してさほど影響を与えない他のモデル及びその底辺にある仮定を検討することを目的とした研究については、たとえば以下に示すとおりである。

- ・キャニスタ寿命の保守的な評価

K-Iで仮定したキャニスタ寿命1000年の保守性についての信頼性を構築するために2つの要素がある。

(1)キャニスタの機械的強度。これにはADINAというモデルで、ベントナイト中の最大荷重に耐えられるキャニスタ肉厚の充分性を評価している。このモデルについては、CECのCOMPAS(3.4.3.1節参照)における実寸モデルでの室内実験結果で検討を行っている。

(2)キャニスタの長期腐食速度。実験（たとえば、Nagra(1984), Simpson & Vallotton(1986)参照）では、平均腐食速度が、外挿した場合に1000年間で数ミリメートルしか腐食が進まないことを示している。ここでは、実質的な不均質腐食を除外(3.4.3.3節参照)し、さらに考古学のアナログ研究（酸化性の海洋環境でのデータを除外している。McKinley(1989)参照）から得ら

れた長期腐食速度を保守的に仮定してサポートしている。

・ガラスの腐食速度の保守的な評価

K-Iで仮定したガラスの腐食速度は、長期（548日）にわたる腐食実験での結果(Zwicky, et al., 1992)によってサポートされている。ここでは、キャニスタの腐食生成物とベントナイトへのSiの吸着の影響を勘案してはいない。自然環境下でのガラスの浸出試験の適用性については、玄武岩ガラスに関するアナログ研究によってサポートされている。ただし、このような結果についてはホウケイ酸ガラスと天然のガラスとの組成の違いにより解釈するべきではないが。

・地下水流動モデルの試験

モデルとは独立に測定した水理地下水化学と地下水組成から得られた知見は、シュヴァルツヴァルトの南部と南東部の地下水供給域からライン川に沿ってコブレンツの西部の地下水排水域までの北部スイス結晶質岩中の地下水流動に関する概念モデルをサポートすることになる。

7.5.2.2 ベントナイト緩衝材の耐久性

処分場条件下におけるベントナイト耐久性を評価するために文献によるレビューを行った。その結果モンモリロナイトのイライト変質が重要なプロセスであることが明らかとなり、またクロライトへの変質については高い濃度のマグネシウムを含んだ水の中でのみ生じることから今後の検討を必要とはしない。モンモリロナイトのイライト変質にはカリウムイオンの供給が必要で、地下水からのカリウムの供給速度によって支配されることになり、そして速度論が役割を果たさない場合、変質のプロセスが完了するのに少なくとも1億年かかることになるだろう(3.4.4.5節参照)。代わりに、カリウムが制限なく供給され変質の速度論を考慮する場合には、室内実験の外挿から変質には非常に長期間(百万年程度)を要することを示している。

またナチュラルアナログを拡張した研究では、処分場条件のもとで百万年を超える期間にわたり、膨潤能力、透水性及び陽イオン交換能力において抜本的な変化が生じないことを示している。

まとめとして、ベントナイト緩衝材の耐久性がかなりの長期にわたって確認さ

れることをサポートする十分な証拠が存在している。

7.5.2.3 溶解度の保守性

考慮すべき多くの元素の溶解度が低いにもかかわらず、現時点において処分場の条件のもとでの溶解度制限値を正確に求めることはできない。しかしながら、多くの主要な元素の濃度が非常に低いと観測されるメカニズムの理解については、処分場のニアフィールド条件のもとでの最大の濃度境界をあたえるうえで十分なものとなっている。

このためK-Iの評価では、取り込まれる不確実性を客観的に評価することによって制限された最先端の地球化学モデル(Berner,1994)を用いて最大の濃度境界をあたえる溶解度データベースが構築された。使用した手順では以下のことを伴っている。

- ・リファレンス空隙地下水の定義
- ・潜在性を有する制限固相の全範囲にわたった溶解度の計算
- ・保守的に選定した溶解度制限からデータベースを編集するうえで専門家の意見の採用

選定された溶解度制限に関する保守性の担保は、リファレンス空隙地下水と実験からの知見に関する主要な特徴について保守的な仮定を用いることによって得られる。

ベントナイト空隙地下水の主要な特徴は、酸化還元条件、pH及び錯体配位子（特に炭酸塩）の濃度である。その複雑さにもかかわらず、キャニスタ周囲での空隙地下水化学については長期間にわたって一定のままであると予想される。このことは、ベントナイトの耐久性（上述したとおり）によるもので、また水理地質学的に安定な環境でベントナイトと鉄を大量に有したシステムによって緩衝されるからである。モデル化の目的として、酸化還元電位とpHの範囲はこれらパラメータの不確実性をカバーするように選定され、また炭酸塩の濃度については炭酸カルシウムが飽和することを仮定して最大値となるように設定している。

この空隙地下水中の元素の溶解度については、慎重に選定したデータベース(Pearson & Berner, 1991a, 1991b)とともに標準的な熱力学計算コード(MINEQL/PSI; Berner, 1994)を用いて純粋な固相の範囲にわたって計算された。このコー

ドについては検証が行われており（たとえば, Nordstrom et al., 1979), またコードとデータベースとの組み合わせに関しては, C E C の CHEMVAL プロジェクトでの比較研究によって検討が行われている。

純粋な固相に対する溶解度の計算結果については専門家の意見によって評価されなければならない。

- ・熱力学データベースの完全性と品質
- ・このような固相が処分場条件のもとに形成される起こりやすさ（たとえば, 熱力学的に安定な鉱物の多くは高温条件のもとでのみ形成され, いくらか安定ではない, したがって溶解しやすい相は地質学的な期間で存続するかもしれない)
- ・非平衡条件の持続性に関するその他可能性ある理由（たとえば, 非常に緩慢な酸化還元速度論）。
- ・共沈を含め純粋ではない相の形成について起こりうる影響。共沈は非常に似かよった元素（たとえば, Cm や Am）のみに対して直接みなされ, さもなければ共沈した相を無視することになり, 一般に溶解度制限の過大評価につながるため保守的なものとなる（これは K-I でのニアフィールドに対するケースであり, ここでガラスと鉄キャニスタの双方からの腐食の結果として生じる二次鉱物は, 廃棄体から放出される放射性核種を伴うことになるさまざまな固溶体を形成することになる）。

経験に基づいた判断に加え, 専門家はこの評価を行うために関連する室内実験やフィールドからの測定に関する文献を用いることになる。

最後のステップは, 用いた溶解度データベースと他の性能評価で用いられたものとを比較することである (McKinley & Savage, 1994)。このような比較は慎重に解釈する必要があるが, 等価的なリファレンス水に対しての合理的で一貫性あるデータベースは確信に寄与することになる。

7.5.2.4 天然バリア中の核種移行モデル

天然バリア中の物質移動モデルの検討については, スイスにおける地層処分研究開発において長い歴史を有している。INTRACOIN (SKI, 1986), や HYDROCOIN (OE CD/NEA & SKI, 1992), INTRAVAL (SKI, 1993) といったような国際間の研究に参加し, また国内における研究やボーリングコアの実験 (Bischoff et al., 1987; Smith,

1992), 並びにグリムゼル試験場での核種移行試験 (たとえば, Bradbury編, 1989; Frick et al., 1992) はスイスにおいて重要な計画の一部となっている。これらの研究での最も重要な知見を以下にまとめる。

スイスのポール・シェラー国立研究所で行われたボーリングコア実験は, K-I に直接関与している。これはスイス北部の深部ボアホールから採取した岩体サンプルを用いた実験である。またこの実験は, INTRAVALのフェーズIのテストケースとして選ばれた。ここではK-Iで用いた二重空隙の概念を統合したマトリクス拡散に関して, 2つの重要な結論が得られた(Jakob & Hardermann, 1991)。

- ・「サンプルのスケールにかかわらず, テストケースの解析ではマトリクス拡散の概念をかなりサポートし, このプロセスのスケールを性能評価の空間的・時間的スケールまでどのように拡大するかを決定することが必要である。」
- ・「処分場のスケールから眺めた時, 岩体サンプルはマトリクスとして考えられ, この実験では, センチメートルのオーダーにわたるこのような岩体マトリクスの連結空隙中を核種が移行することが可能であり, またバッチ吸着試験からの一つの予測としてマトリクス表面に核種が吸着することを示している。」

メートルのオーダーでのスケールに関する天然バリア中の物質移動プロセスを検討するために, 吸着及び非吸着のトレーサーの双方を用いた幅広い核種移行試験がグリムゼル試験場で行われた。この結果では, 亀裂性媒体における物質移動モデルに対する適切な基盤として二重空隙構造の概念について確信をさらにあたえている。すなわち, このモデルでは測定データについて満足な理解をあたえ, 性能評価に関連するようなプロセスやモデルで考慮していないものが作用していることを示すような結果は得られていない。

この結論は以下に示すモデル能力につながる。

- ・実験による不確実性によって定まる限界の範囲内で測定データを再現できること。
- ・物理的に合理的なパラメータ (一般的な科学的理解に一致した) を用いたデータを再現できること, 並びに
 - ①この系について観測される特徴 (たとえば, 亀裂開口幅)
 - ②独立した実験 (たとえば, バッチによる吸着試験や拡散試験)
 - ③同じ系においてのさらなる実験 (下記参照)

について一貫性を有すること。

- ・この実験を行う前に新たな実験成果を予測すること。

グリムゼルでの核種移行試験において、試験条件を変化させ、条件の差異に関連するパラメータのみが異なったパラメータセットを用いて測定された核種移行は十分に再現性があった。たとえば、亀裂部を流れる地下水流速を変化させたパラメータセットにおいて、破過曲線は、亀裂開口幅、拡散係数、空隙率などに同一の値を用いて再現できた。また移行距離を低減させた新たな実験に対する破過曲線の予測については、Heer & Hardermann(1994)で報告されている。新たな実験成果を予測することは、このモデルに関する最も厳密な試験につながる。

したがって、K-Iの評価で採用した地層中での核種移行モデルについてキーとなる知見は、以下のようにまとめることができる。

- ・過去数年の間、モデルについてかなりの進捗がみられた。特に実験の計画とそこでの結果の評価の分野においてである。
- ・実験データの量と質は非常に向上しているが、新たな移行プロセスは特定されてはいない。すでに数年間モデルを含め主要なプロセスについては測定結果を説明するうえで充分である。
- ・多くの実験においてマトリクス拡散の主要なメカニズムは重要であると明らかにされ、その存在は10年以上も前に非常に見いだされた。
- ・室内での吸着バッチ試験とフィールドでの移行試験との間で得られた吸着に関する測定値についての一貫性は、安全性を低減するどんな因子も必要とすることなく室内で得られた値を性能評価に適用することができる。

フィールドでの観測結果を核種移行コードの入力パラメータに変換する手法について、かなりの進捗がみられたが、処分場の性能評価に必要な空間的かつ時間的スケールでのモデル化に対する適切なデータは未だに得ることが困難である。このため地層の性質の多様性をより現実的に取り扱うことが必要とされている。すなわち、地下水が比較的長期にわたる滞在時間を示した地下水化学や同位体化学に関する測定結果では、地層中の核種移行モデルでの結果（マトリクス拡散を考慮した滞在時間）と一致していないようであり、このことは現時点での天然バリア中核種移行モデルのデータセットが保守的すぎるかもしれないことを意味している。

7.6 北部スイスの結晶質岩の適性

K-Iでの性能評価研究についての全体の結論は、高レベル放射性廃棄物処分場用の母岩としてのスイス北部の結晶質岩の適性に関するものであり、以下にまとめることとする。

7.6.1 評価結果

- ・ 現在特性調査を行っている結晶質岩の低透水領域に対して、設計どおりの人工バリアを定置することにより、十分なレベルの安全性に供することが可能である。たとえ現在利用可能なデータから判断される高い保守性のモデルを用いたとしても、計算した線量は規制ガイドラインである0.1mSv/yを十分に下回っている。
- ・ 安全性を示す上で人工バリアと天然バリアの役割は比較的十分に理解されている。現在地質学に関して限られた情報では、ロバストな安全性を示すには主に人工バリア性能に依存することを要求している。地質圏の主な役割は、ニアフィールドに対して適切な環境を供することである。すなわち、機械的防護、十分な地球化学的条件及び十分に低い地下水流速である。
- ・ 人工バリアと天然バリアの特性及び関連するプロセスにおける不確実性の効果を示した一組の計算が行われた。全体システムに対してパラメータを変動させ、ある特定のシステム要素に対して変動モデルによる影響の検討を行った。また変動シナリオについても考慮に入れた。考えられるすべての変動において、計算した線量は規制ガイドラインを十分に下回ることとなった。
- ・ 当然のことながら、起こりそうもない現象やプロセスの組み合わせを考慮することによって規制ガイドラインを超えるようなシナリオを構築することは常に可能である。たとえばベントナイトがコロイドのフィルターとして機能しなくなり（結果として、言わば母岩に直接接触するような極端なキャニスタの沈下のように）、さらに人工バリアから放出するどのコロイドも天然バリアによるフィルターが働かない場合においては、計算した線量はガイドラインを超えることになるかもしれない。しかしながら、計算のスコープ化では、このような「最悪ケース」のシナリオによって生じる線量でも依然としてバックグラウンドの放射線レベルのオーダーであることを示している。

7.6.2 確信の度合い

- ・ 計算ツールについては、依然として強化がなされているけれども十分なものとなっている。またコードに関しては、国際的な比較作業における比較を含め試験を行い、そして検証が行われてきた。
- ・ 多種多様な方法、特にフィールドや室内での実験とナチュラルアナログ研究からのデータを用いたモデル試験を介する方法によって、基盤となる概念モデルについての確信が得られた。
- ・ モデルの入力パラメータについては、追跡可能となるように取り出し、そして基盤となる科学的データを参照することにより弁証可能なものとしている。

Appendix 1 図表示結果に関して

本論の結果は、

- ①規制を念頭においた処分システムの性能評価
 - ②個々のモデルの挙動を見る
- といった2つのカテゴリーに分類できる。

(i) 処分システムの放射線学的影響

①のカテゴリーの例として、Fig. A1.1にリファレンスケースの計算結果（6.2節参照）を示す。

- スイスでの自然放射能 ($1 \sim 150 \text{ mSv y}^{-1}$)
- 規制指針 HSK/R-21 (個人被曝線量 $\leq 0.1 \text{ mSv y}^{-1}$)
- 無視できる線量レベル ($10^{-7} \text{ mSv y}^{-1}$ (がん死リスクに対応))
- 処分場閉鎖後時間 (キャニスタ損壊は 10^3 年後、図示は 10^2 年後から)
- 気候変化のタイムスケール

(間氷期 ($\leq \sim 10^4$ 年) 間は K-I のリファレンスケースで使用の生物圏モデルの適用が適当。しかし、それ以降の期間では不確実性が大きい)

- 地質学的変化のタイムスケール

(地下深部への地表の影響はあまりないと考えられるものの、徐々に進行する地質学的変化に起因する不確実性のため本モデルの適用対象期間は $\sim 10^6$ 年までであり、それ以降は、トレンドとしてとらえるべき)

- 他の人間活動に起因する線量との比較 (Fig. A1.2)

(ii) モデル挙動の結果

線量のピーク値が、気候的、地質学的変化のタイムスケール (10^7 年) 以降にあらわれるモデルもあり、純粹にモデルの挙動を見るのであれば図示のタイムスパンは 10^8 年まで延長し得る。

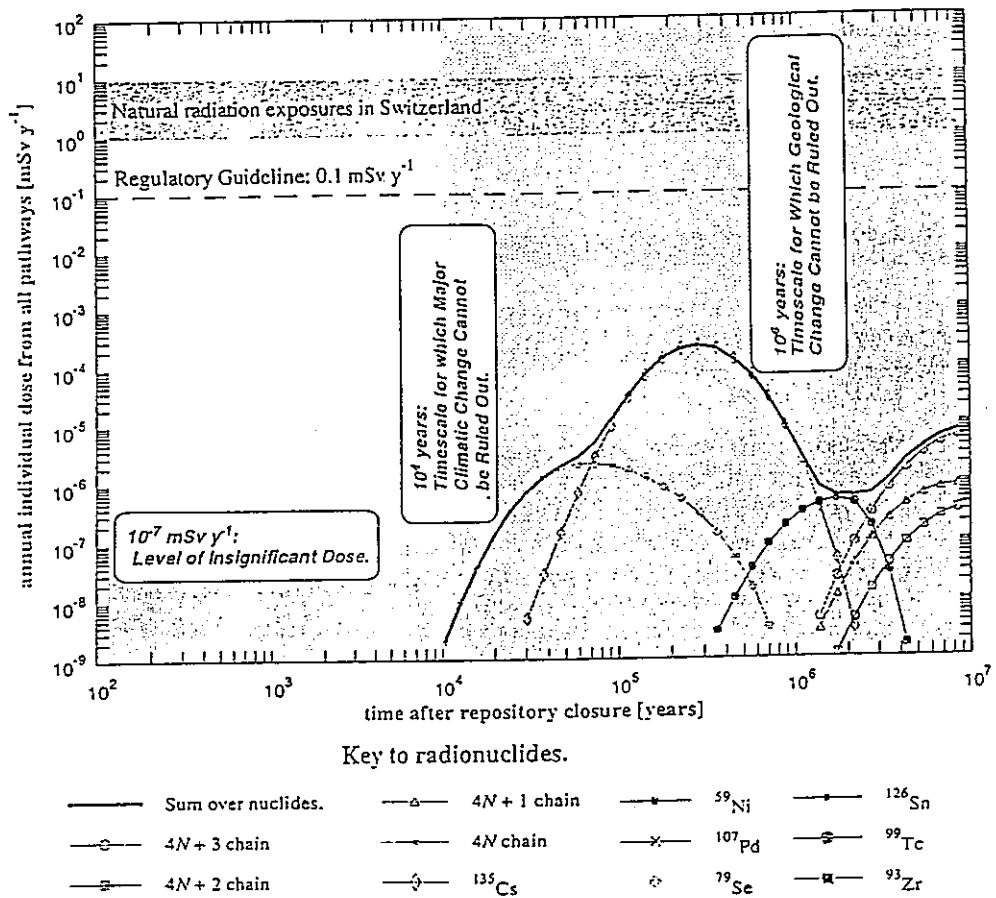


Figure A1.1: *Regions of Significance* for graphical results in the Kristallin-I assessment. Reference Case results, showing the contributions of the radionuclide decay chains and activation/fission products to the overall radiological impact of the disposal.

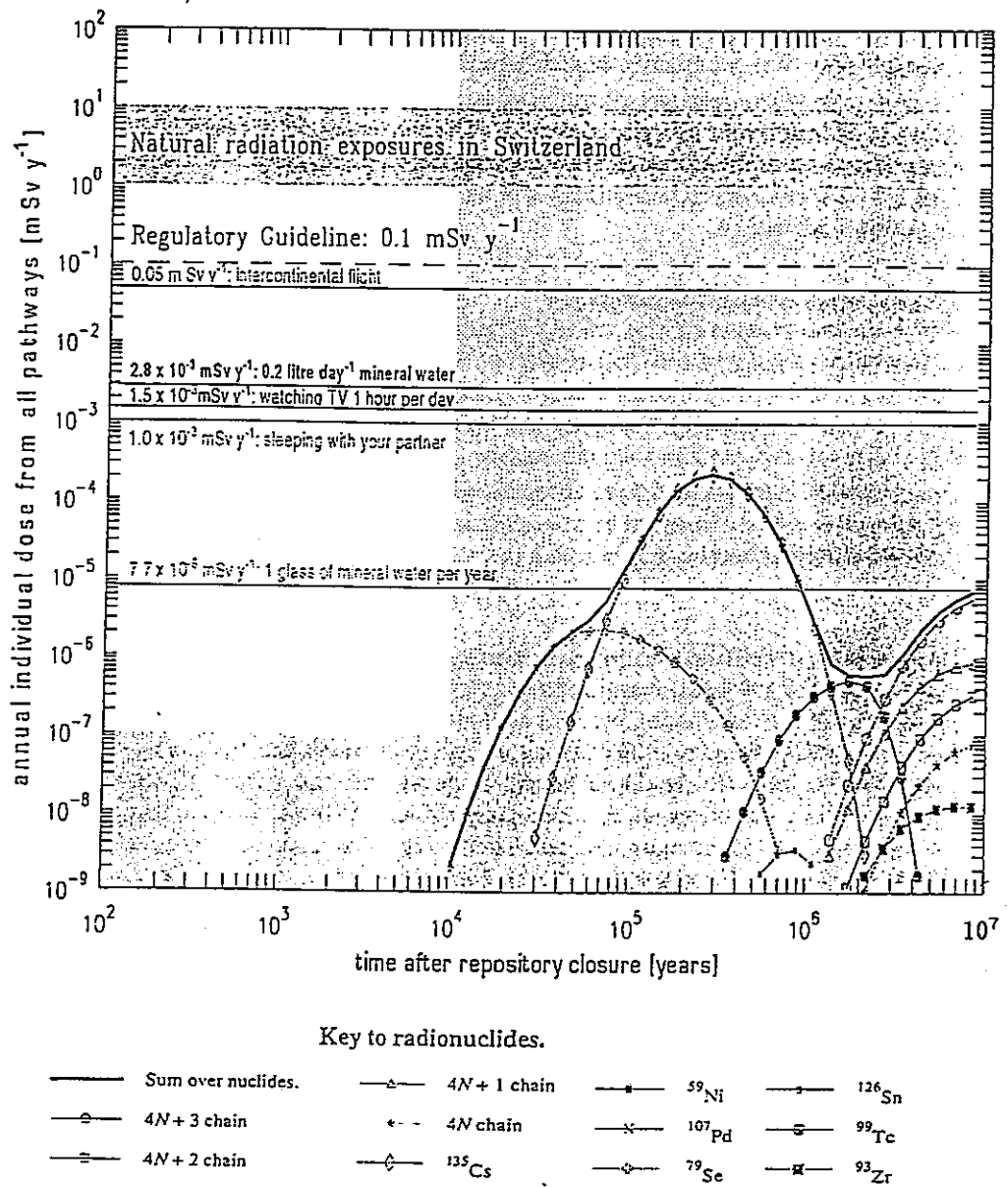


Figure A1.2: Results of the Kristallin-I Reference-Case calculations; annual individual dose as a function of time after repository closure. The regulatory guideline of 0.1 mSv y^{-1} is shown, together with the range of natural background radiation in Switzerland and the radiation exposure from drinking one glass of mineral water per day.

Appendix 2 安全評価に關与する放射性核種の選択

安全評価を行うためには、全ての放射性核種を考慮しなければならないが、核種の数や崩壊連鎖を考えた場合不可能である。このため線量に寄与する主要な核種を選択する必要がある。K-I評価では、以下の4点に考慮した解析から核種の選択を行っている。

- 廃棄物キャニスターの設計寿命
- ガラスの溶解速度
- 表面近傍の帯水層での希釈
- 汚染した帯水層水の飲水

時間 t における放射性核種 i による飲み水からの線量 $D(i,T)$ [mSv y⁻¹]

$$D(i,T) = A(i,T) \cdot RF \cdot N \cdot (W/QN) \cdot Ding(i)$$

によって評価している。ここで

T : 1040年。これは炉心からの取り出し後40年後に埋設し、1000年というキャニスターの設計寿命から得られる。

$A(i,T)$ [Bq]: $T=1040$ 年におけるキャニスターあたりの放射性核種 i の平均activity。

$T=4$ 年におけるインベントリはMIRAデータベースから得られるため、 $T=1040$ 年におけるインベントリはRAPIDEコードによって計算される。

RF : ガラスの溶解に關連する速度。ガラスは 1.55×10^5 年で全量溶解し、初期速度は平均速度より3倍大きいため、ここでは $3/1.55 \times 10^5 \text{ y}^{-1}$ を与える。

N : 2693。キャニスターの全数。

QN : 表面近傍の帯水層中における流速 = $5.5 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{y}$ 。

W : 個人によって年間に摂取される飲み水の全量 = $0.73 \text{ m}^3/\text{y}$ 。

$Ding(i)$: NRPBによる放射性核種 i 摂取による実効線量等量。

これによって評価された飲み水からの線量とスイスの規制値 0.1 mSv/y との比で線量指標が定義される。放射化生成物と核分裂生成物に対して計算した結果が

Table A2.1に示されている。指標が 10^{-3} より大きい核種が斜線で示されているが、これらが選択された核種となる。

さらに、これらにGewih'r 85で計算された全ての核種をカバーするために ^{59}Ni と ^{107}Pd を加えるとともに、アクチニド4系列が選択されている。それがTable A2.2に示されている。

Nuclide	Half life [y]	$D_{ing(i)}$ [Sv/Bq]	Inventory per Canister [Bq]	Dose Index [-]
^{10}Be	1.60×10^6	1.10×10^{-0}	2.20×10^5	1.67×10^{-8}
^{14}C	5.73×10^3	5.60×10^{-10}	3.97×10^7	1.54×10^{-6}
^{41}Ca	1.40×10^5	3.80×10^{-10}	9.15×10^6	2.41×10^{-7}
^{59}Ni	7.50×10^4	5.60×10^{-11}	1.88×10^9	7.29×10^{-6}
^{63}Ni	9.60×10^1	1.50×10^{-10}	1.41×10^8	1.46×10^{-6}
^{79}Se	6.50×10^4	2.30×10^{-9}	2.18×10^{10}	3.46×10^{-3}
^{90}Sr	2.91×10^1	3.30×10^{-8}	6.63×10^4	1.51×10^{-7}
^{90}Y	7.30×10^{-3}	2.70×10^{-9}	6.64×10^4	1.24×10^{-8}
^{93}Zr	1.53×10^6	4.20×10^{-10}	9.20×10^{10}	2.67×10^{-3}
^{93m}Nb	1.36×10^1	1.00×10^{-9}	9.20×10^{10}	6.36×10^{-3}
^{94}Nb	2.03×10^4	1.80×10^{-8}	9.65×10^7	1.20×10^{-4}
^{93}Mo	3.50×10^3	3.00×10^{-10}	3.01×10^7	6.25×10^{-7}
^{99}Tc	2.13×10^5	3.50×10^{-10}	6.48×10^{11}	1.57×10^{-3}
^{107}Pd	6.50×10^6	3.80×10^{-11}	5.20×10^9	1.37×10^{-5}
^{108}Ag	4.51×10^{-6}	2.40×10^{-12}	1.93×10^5	3.21×10^{-11}
^{108m}Ag	1.27×10^2	2.00×10^{-9}	2.17×10^6	3.00×10^{-7}
^{121m}Sn	5.50×10^1	3.70×10^{-10}	1.97×10^4	5.03×10^{-10}
^{121}Sn	3.09×10^{-3}	2.40×10^{-10}	1.53×10^4	2.53×10^{-10}
^{126}Sn	1.00×10^5	4.70×10^{-9}	3.67×10^{10}	1.19×10^{-2}
^{126m}Sb	3.61×10^{-5}	2.50×10^{-11}	3.67×10^{10}	6.35×10^{-5}
^{126}Sb	3.39×10^{-2}	2.90×10^{-9}	5.14×10^9	1.03×10^{-3}
^{129}I	1.57×10^7	6.60×10^{-8}	1.60×10^6	7.31×10^{-6}
^{135}Cs	2.30×10^6	1.70×10^{-9}	1.90×10^{10}	2.23×10^{-3}
^{137}Cs	3.00×10^1	1.20×10^{-8}	1.93×10^5	1.60×10^{-7}
^{137m}Ba	4.85×10^{-6}	6.90×10^{-13}	1.83×10^5	8.72×10^{-12}
^{147}Sm	1.06×10^{11}	4.80×10^{-8}	2.49×10^5	8.28×10^{-7}
^{151}Sm	9.00×10^1	9.20×10^{-11}	6.17×10^9	3.93×10^{-5}
^{152}Eu	1.33×10^1	1.60×10^{-9}	1.04×10^{-12}	1.16×10^{-25}
^{152}Gd	1.08×10^{14}	4.30×10^{-8}	8.96×10^{-3}	2.67×10^{-14}
^{154}Eu	8.80	2.50×10^{-9}	1.35×10^{-21}	2.33×10^{-24}
^{166m}Ho	1.20×10^3	2.20×10^{-9}	1.04×10^8	1.59×10^{-5}

Table A2.1: (Previous page). Dose index, defined as the ratio of drinking water dose to the regulatory guideline of 0.1 mSv y^{-1} , calculated for the activation/fission products. Those nuclides which, when short-lived daughters are included, give a dose index exceeding 10^{-3} , are indicated by shading. The inventory per canister is calculated at 1000 years after emplacement (1040 years after unloading of spent fuel from the reactors). The reference inventory per canister at 4 years after unloading is provided by the MIRA database (ALDER and MCGINNES 1994). The inventory at 1000 years after emplacement is calculated from this reference inventory, accounting for decay and ingrowth, using the code RAPIDE (GRINDROD et al. 1990). Parents and daughters in secular equilibrium are grouped together in the table and shown without separating lines.

Naming Convention	Members Decay Relationship
4N + 3 chain	$^{243}\text{Am} \rightarrow ^{239}\text{Pu} \rightarrow ^{235}\text{U} \rightarrow ^{231}\text{Pa} \rightarrow (^{227}\text{Ac})$
4N + 2 chain	$^{246}\text{Cm} \rightarrow ^{242}\text{Pu} \rightarrow ^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra} \rightarrow (^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po})$
4N + 1 chain	$^{245}\text{Cm} \rightarrow (^{241}\text{Pu}) \rightarrow ^{241}\text{Am} \rightarrow ^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}$
4N chain	$^{240}\text{Pu} \rightarrow ^{236}\text{U} \rightarrow ^{232}\text{Th} \rightarrow (^{228}\text{Ra} \rightarrow ^{228}\text{Th})$
activation/fission products	$^{135}\text{Cs}, ^{126}\text{Sn}, ^{107}\text{Pd}, ^{99}\text{Tc}, ^{93}\text{Zr}, ^{79}\text{Se}, ^{59}\text{Ni}$

Table A2.2: The nuclides selected for consideration in the Kristallin-I assessment. Naming conventions for the actinide chains is also shown. Radionuclides given in brackets are assumed to be in equilibrium in the near-field and geosphere models, but are modelled explicitly in the biosphere.

Note: In the case of the 4N + 2 decay chain, an important decay product is ^{222}Rn . The transport behaviour of this radionuclide is not modelled explicitly since it is an unreactive gas with a half-life of 3.8 days. This presents few problems in the near-field and geosphere parts of the model system, but in the biosphere it is a significant contributor to the doses received from this decay chain. Indeed, radon concentrations in houses are the major source of natural radiation exposures in Switzerland with a significant number of cases where the doses are much higher than the average $1 - 10 \text{ mSv y}^{-1}$ used in this report for illustration. In the biosphere, attention is paid to the dust inhalation pathway, since this is one way in which ^{222}Rn can enter the atmosphere. As a consequence, the dose per unit intake on inhalation for the immediate pre-cursor radionuclide (^{226}Ra) is comparatively high to account for the presence of the ^{222}Rn . The immediate decay products in the chain (^{210}Pb and ^{210}Po) are also explicitly modelled in the biosphere because they have significant half-lives compared with respect to their biosphere residence times.

Appendix 3 品質管理とトレーサビリティ

K-Iにおける性能評価での品質管理は以下の項目から成る。

- コードの検証。
- コードの保守。
- ファイルのハンドリング。(Fig.A3.1, Fig.A3.2参照)
- 計算に使用したパラメータ値の出典をおおもとのデータにまで遡って検証。
- ソースデータとインプットパラメータとの一貫性の確認。
- 国内外の専門家による正式なレビュー。

Directory Structure	Kristallin-I Command	Summary
<pre> graph TD kristall[kristall] --> streng[streng] kristall --> ranch_md[ranch_md] kristall --> lame[lame] streng --> data1[data] streng --> results1[results] data1 --> sec_a1[sec_a] data1 --> sec_b1[sec_b] results1 --> sec_a1 results1 --> sec_b1 ranch_md --> data2[data] ranch_md --> results2[results] data2 --> sa_10a[sa_10a] data2 --> sa_60a[sa_60a] results2 --> sa_10a results2 --> sa_60a lame --> data3[data] lame --> results3[results] data3 --> sa_10ala[sa_10ala] data3 --> sa_60ala[sa_60ala] data3 --> sa_60ars[sa_60ars] results3 --> sa_10ala results3 --> sa_60ala results3 --> sa_60ars </pre>	<p>S_NEAR sec_a chains</p> <p>FAR sec_a sa_60a chains cm246</p> <p>REL sa_60ala cm246 g_1 sa_60a</p> <p>TAME_1B sa_60ala cm246 BIO_sa_60ala cm246 DOSE_1B sa_60ala cm246</p>	<p>Performs <i>STRENG</i> runs for all radionuclide chains for near-field calculations using the SEC_A dataset.</p> <p>Performs the <i>RANCHMD</i> runs for the far-field dataset SA_60A extracting the data for ²⁴⁶Cm from the <i>STRENG</i> output files.</p> <p>Releases the geosphere fluxes from SA_60A to the biosphere representation SA_60ALA.</p> <p>Sets up run details: Transport in the biosphere: Calculates doses arising from radionuclide distribution in the biosphere.</p>

Figure A3.1: Kristallin-I directory structure and commands. The case illustrated shows the sequence of commands and flow of data in a calculation of the transport of ²⁴⁶Cm and its daughters (the 4N+2 chain) from the repository to the biosphere and subsequent doses. Nuclide independent data for the total system is encoded in the dataset name SA_60ALA.


```

-----
The Paul Scherrer Institut: Full Assessment
Model Executive: Version 1b Stardent: March 92
-----
STRENG 1.2: Aug 1992
-----
parent radionuclide: chains
scenario name: sec_a
run at: 17:04:25
on: Sep 2 1992
-----
The Paul Scherrer Institut: Full Assessment
Model Executive: Version 1b Stardent March 92
-----
RANCB MD vsn 2C **** STARDENT
-----
parent radionuclide: CM246
scenario name: SA_60A
run at: 10:13:48
on: Jan 26 1993
-----
The Paul Scherrer Institut: Full Assessment
Model Executive: Version 1a: January 1992
-----
TAME 1b Biosphere Release: March 1992
-----
parent radionuclide: CM246
scenario name: SA_60ALA
run at: 16:51:21
on: 4-FEB-93
-----
The Paul Scherrer Institut: Full Assessment
Model Executive: Version 1a: January 1992
-----
TAME 1b transfer coefficients: October 1992
-----
parent radionuclide: CM246
scenario name: SA_60ALA
run at: 17:05:51
on: 15-MAR-93
-----
The Paul Scherrer Institut: Full Assessment
Model Executive: Version 1a: January 1992
-----
TAME 1b doses calculations: October 1992
-----
parent radionuclide: CM246
scenario name: SA_60ALA
run at: 17:06:37
on: 15-MAR-93

```

Figure A3.2: The Kristallin-I log-file. A record of the sequence of model calculations performed corresponding to the sequence of commands shown in Figure A3.1. Near-field, geosphere and biosphere calculations are performed for ^{246}Cm and its daughters (the $4N+2$ chain). The dataset names *SEC_A*, *SA_60A* and *SA_60ALA* enable the location of data used at each stage of the model chain to be located in the Kristallin-I directory structure.

Appendix 4 データセット

Appendix 3ではモデル連鎖計算用入出力データ格納の構造が記述されているが、データはサブディレクトリの階層上の最下位ファイル内に格納されている。ニアフィールド、地質圏、生物圏の各データセットに対する計算用核種グループは、Table A4.1に示す形で同定されている。

Table A4.2にはニアフィールド用データセット（ジオスフェア、生物圏で計算されなかったニアフィールド中のパラメータを除いて）示されている。

Table A4.3のJob matrixに示す内容を用いて具体的に解釈・表現される。

同様に、ファーフィールド用のデータセットをTable A4.4に、Job matrixをTable A4.5にそれぞれ示す。

また、生物圏の気候状態の影響については、Table A4.6に要約されるように個々のパラメータ変化として考慮されている。

nuclide group	purpose	decay chain members	
①	full assessment runs	$4N + 3$ chain: $^{243}\text{Am} \rightarrow ^{239}\text{Pu} \rightarrow ^{235}\text{U} \rightarrow ^{231}\text{Pa} \rightarrow (^{227}\text{Ac})$ $4N + 2$ chain: $^{246}\text{Cm} \rightarrow ^{242}\text{Pu} \rightarrow ^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra} \rightarrow (^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po})$ $4N + 1$ chain: $^{245}\text{Cm} \rightarrow (^{241}\text{Pu}) \rightarrow ^{241}\text{Am} \rightarrow ^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}$ $4N$ chain: $^{240}\text{Pu} \rightarrow ^{236}\text{U} \rightarrow ^{232}\text{Th} \rightarrow (^{228}\text{Ra} \rightarrow ^{228}\text{Th})$ activation/fission products: $^{135}\text{Cs}, ^{126}\text{Sn}, ^{107}\text{Pd}, ^{99}\text{Tc}, ^{93}\text{Zr}, ^{79}\text{Se}, ^{59}\text{Ni}$	
②	geosphere sensitivity analysis	$4N + 1$ chain: $^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}$ activation/fission products: $^{135}\text{Cs}, ^{99}\text{Tc}, ^{79}\text{Se}$	
③	biosphere sensitivity analysis	$4N + 3$ chain: $^{243}\text{Am} \rightarrow ^{239}\text{Pu} \rightarrow ^{235}\text{U} \rightarrow ^{231}\text{Pa} \rightarrow (^{227}\text{Ac})$ activation/fission products: $^{135}\text{Cs}, ^{99}\text{Tc}, ^{79}\text{Se}$	
④	colloid facilitated transport	$4N + 1$ chain: $^{237}\text{Np} \rightarrow ^{233}\text{U} \rightarrow ^{229}\text{Th}$	

Table A4.1: Summary of the radionuclides considered in the Kristallin-I assessment runs. The radiological impact of the intermediate nuclides in these chains was taken into account by adding the dose per unit intakes of the short-lived daughters to the immediate precursor nuclide (see Appendix 2). All radionuclides with half lives of the order of one year or more were explicitly calculated in the biosphere (chain members in brackets) although these were not included in the near-field and geosphere calculations. Release fluxes of these radionuclides to the biosphere were assumed to be in equilibrium with the immediate precursors.

Parameter Combination					Dataset Name (with abbreviated form)		Nuclide Group	Comments
1	2	3	4	5				
C	C	C	F	C	SEC_A	(SA_)	①	Combination of "realistic-conservative" physico-chemical parameters for Area West. The Reference Case near field.
C	A	C	F	C	EIGHTH_A	(8A_)	①	Combination of "realistic-conservative" parameter values; zero-concentration boundary condition.
B	A	B	C	C	SEC_B	(SB_)	①	Combination of "conservative" parameter values; zero-concentration boundary condition.
B	C	B	C	C	ELEVEN_B	(EB_)	①	Combination of "conservative" parameter values; mixing-tank boundary condition with reference-case flowrate.
C	C	C	F	C	SEC_C	(SC_)	①	Groundwater flowrate for Area East.
C	E	C	F	C	SEC_D	(SD_)	④	Sorption of nuclides on groundwater colloids reduces the near-field outer-boundary concentration - equivalent to an increased flowrate.
C	C	C	C	C	EIGHTH_D	(8D_)	①	"Conservative" solubility limits applied.
C	F	C	F	C	ELEVEN_A	(EA_)	①	Groundwater flowrate reduced by a factor 10 with respect to Reference Case.
C	B	C	F	C	SIXTH_A	(XA_)	①	Groundwater flowrate increased by a factor 10 with respect to Reference Case.
C	D	C	F	C	SIXTH_B	(XB_)	①	Groundwater flowrate increased by a factor 100 with respect to Reference Case.

Table A4.2: Dataset names for near-field calculations. The Reference Case near field is indicated by shading. The nuclide groups are explained in Table A4.1. Each parameter is assigned a number (1-6). The value that a parameter takes is assigned a letter (A-F). The parameter combinations are interpreted using the job matrix in Table A4.3. Only near-field datasets which provide input data for geosphere and/or biosphere calculations (i.e. not near-field parameter variation) are shown.

Parameter	Units	A	B	C	D	E	F
1: Glass Corrosion Rate	kg m ⁻² s ⁻¹		1.2×10 ⁻⁹	1.2×10 ⁻¹¹			
2: Flowrate through Repository Area	m ³ y ⁻¹	unlimited	30	3.0 (111 for Area East)	300	6.0	0.3
3: K _d Values	-		conservative	realistic-conservative			
4: Solubility limits	-			conservative			realistic-conservative
5: Stable Isotopes	-		ignored	considered			

Table A4.3: Job matrix for the Kristallin-I near-field calculations. Each parameter is assigned a number (1-5). The letter (A-F) assigned to a particular parameter value corresponds to that in the parameter combinations of Table A4.2.

Parameter Combination								Dataset Name	Nuclide Group	Comments
1	2	3	4	5	6	7	8			
A	C	C	C	C	C	C	C	SA_10A	①	Cataclastic zones or jointed zones with narrow, closely-spaced channels, unlimited matrix diffusion.
B	C	C	C	C	C	C	C	SA_20A	①	Fractured aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses, unlimited matrix diffusion.
C	C	C	C	C	C	C	C	SA_30A	①	Cataclastic zones or jointed zones with broad, widely-spaced channels, unlimited matrix diffusion.
D	C	C	C	C	C	C	C	SA_40A	①	Cataclastic zones or jointed zones with narrow, closely-spaced channels, limited matrix diffusion.
E	C	C	C	C	C	C	C	SA_50A	①	Fractured aplite/pegmatite dykes and aplitic gneisses, limited matrix diffusion.
F	C	C	C	C	C	C	C	SA_60A	①	Cataclastic zones or jointed zones with broad, widely-spaced channels, limited matrix diffusion.
F	C	C	C	C	C	C	C	8D_60A	①	Reference-case geosphere; conservative solubility limits in near field.
F	C	C	C	C	C	C	C	SC_60A	①	Groundwater flowrate for Area East.
A	B	C	C	C	C	C	C	SD_10B	④	Colloid Transport, geometry 1.
B	B	C	C	C	C	C	C	SD_20B	④	Colloid Transport, geometry 2.
C	B	C	C	C	C	C	C	SD_30B	④	Colloid Transport, geometry 3.
D	B	C	C	C	C	C	C	SD_40B	④	Colloid Transport, geometry 4.
E	B	C	C	C	C	C	C	SD_50B	④	Colloid Transport, geometry 5.
F	B	C	C	C	C	C	C	SD_60B	④	Colloid Transport, geometry 6.
F	C	C	C	C	C	C	C	SA_64A	②	Transport path divided between (i) low-permeability domain and (ii) major water-conducting faults.
D	C	C	C	C	C	C	C			
F	C	B	C	C	C	C	C	SA_60C	②	Reduced migration path length.
F	C	D	C	C	C	C	C	SA_60D	②	Increased migration path length.
F	C	C	B	C	C	C	C	SA_60E	②	Conservative (low) sorption on matrix pores.
F	C	C	C	B	C	C	C	SA_60F	②	Conservative (low) diffusion coefficient.
F	C	C	C	C	D	C	C	SA_60G	②	Reduced Peclet number - high longitudinal dispersion.
F	C	C	C	C	B	C	C	SA_60H	②	Increased Peclet Number - reduced longitudinal dispersion.
F	C	C	C	C	C	B	C	SA_60I	②	Conservative (1 cm) matrix depth accessible to diffusion.
F	C	C	C	C	C	C	D	EA_60L	①	Decreased flowrate - 10 times less than that of Reference Case.
F	C	C	C	C	C	C	B	XA_60J	①	Increased flowrate - 10 times that of Reference Case.
F	C	C	C	C	C	C	A	XB_60K	①	Increased flowrate - 100 times that of Reference Case.

Table A4.4: (Previous page). Datasets for geosphere calculations. The Reference Case geosphere is indicated by shading. The nuclide groups are given in Table A4.1. Each parameter is assigned a number (1-8). The value that a parameter takes is assigned a letter (A-F). The parameter combinations are interpreted using the job matrix in Table A4.5.

Parameter	Units	A	B	C	D	E	F
1: Geometry of water-conducting features		1	2	3	4	5	6
2: Colloid concentration	kg m ⁻³		10 ⁻⁴	0			
3: Path length	m		100	200	500		
4: K _d values	-		conservative	realistic-conservative			
5: Diffusion coeff.	m ² s ⁻¹		6x10 ⁻¹²	3x10 ⁻¹¹			
6: Peclet number	-		50	10	2		
7: Accessible matrix depth	-		conservative	realistic-conservative			
8: Flowrate	m ³ y ⁻¹	300	30	3 (111 for Area East)	0.3		

Table A4.5: Job Matrix for the Kristallin-I geosphere calculations. Each parameter is assigned a number (1-8). The letter (A-F) assigned to a particular parameter value corresponds to that in the parameter combinations of Table A4.4. The K_d values are dependent on groundwater chemistry and are, for some nuclides, different in the two areas West and East. A conservative depth of matrix accessible to diffusion is taken to be 1 cm. In the "realistic-conservative" case, the only constraint on the extent of accessible matrix is that imposed by the geometrical representation of the transmissive elements.

The Reference Scenario		
Reference Model Assumptions		
Reference-Case Parameters		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_60ALA SA_LA	① ①	Reference Case Hypothetical case of direct release from NF to BIOS; used to illustrate the role of GS
Near-Field Parameter Variations (see section 5.2 for a description of near-field parameter variations for which no model-chain calculations were performed)		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SD_60ALA EB_60ALA EB_LA	① ① ①	Conservative solubility limits Combination of "conservative" parameters (glass corrosion rate, sorption constants, solubility limits) Hypothetical case of direct release from NF to BIOS; used to illustrate the role of GS
Geosphere Parameter Variations		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_60CLA SA_60DLA SA_60ELA SA_60FLA SA_60GLA SA_60HLA SA_60ILA	② ② ② ② ② ② ②	Reduced migration path length Increased migration path length "Conservative" GS sorption constants Reduced diffusion coefficient for matrix diffusion Reduced Peclet number; increased longitudinal dispersion Increased Peclet number; reduced longitudinal dispersion Reduced depth of diffusion-accessible matrix
Parameter Variations affecting Near Field and Geosphere		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
EA_60LLA XA_60ILA XB_60KLA	① ① ①	10-fold decrease in groundwater flowrate 10-fold increase in groundwater flowrate 100-fold increase in groundwater flowrate

Key to abbreviations:

<i>CZ</i>	<i>Cataclastic zones</i>	<i>JZ</i>	<i>Jointed zones</i>	<i>MD</i>	<i>Matrix diffusion</i>
<i>NF</i>	<i>Near Field</i>	<i>GS</i>	<i>Geosphere</i>	<i>BIOS</i>	<i>Biosphere</i>
<i>GW</i>	<i>groundwater</i>	<i>EDZ</i>	<i>Excavation-disturbed zone</i>		
<i>MWCF</i>	<i>Major water-conducting fault</i>				

Table A4.6: Summary of the model-chain calculations (i.e. excluding near-field parameter variations for which no geosphere and/or biosphere calculations have been carried out) performed in the Kristallin-I assessment. The nuclide groups are given in Table A4.1.

The Reference Scenario		
Reference Model Assumptions		
Biosphere Parameter Variations		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_60ALI	⊕	Increased sorption
SA_60ALR	⊕	Decreased sorption
SA_60ALW	⊕	All irrigation from Rhine
SA_60ALQ	⊕	All irrigation from local aquifer
SA_60ALL	⊕	Decreased regional erosion
SA_60ALG	⊕	Increased regional erosion
SA_60ALT	⊕	Thicker local aquifer
SA_60ALN	⊕	Thinner local aquifer
Alternative Reference Area for Repository Siting		
<i>This is defined as an alternative site</i>		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SC_60ALA	⊕	Area East - release to Reference-Case BIOS
SC_60ATA	⊕	Area-East - release to a tributary valley
SC_LA	⊕	Hypothetical case of direct release from NF to BIOS; used to illustrate the role of GS
Alternative Model Assumptions		
Geometrical Representation of Water-Conducting Features		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_10ALA	⊕	CZ/JZ with narrow, closely-spaced channels, MD in altered and unaltered rock
SA_20ALA	⊕	Fractures aplite / pegmatite dykes and aplitic gneisses, MD in altered and unaltered rock
SA_30ALA	⊕	CZ/JZ with broad, widely-spaced channels, MD in altered and unaltered rock
SA_40ALA	⊕	CZ/JZ with narrow, closely-spaced channels, MD limited to altered rock
SA_50ALA	⊕	Fractures aplite / pegmatite dykes and aplitic gneisses, MD limited to altered rock
SA_60ALA	⊕	CZ/JZ with broad, widely-spaced channels, MD limited to altered rock
Radionuclide Transport Path		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_64ALA	⊕	Radionuclide transport in GS through both the low-permeability domain and MWCF
Colloid Transport		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SD_10ALA	⊕	CZ/JZ with narrow, closely-spaced channels, MD in altered and unaltered rock
SD_20ALA	⊕	Fractures aplite / pegmatite dykes and aplitic gneisses, MD in altered and unaltered rock
SD_30ALA	⊕	CZ/JZ with broad, widely-spaced channels, MD in altered and unaltered rock
SD_40ALA	⊕	CZ/JZ with narrow, closely-spaced channels, MD limited to altered rock
SD_50ALA	⊕	Fractures aplite / pegmatite dykes and aplitic gneisses, MD limited to altered rock
SD_60ALA	⊕	CZ/JZ with broad, widely-spaced channels, MD limited to altered rock
SD_LA	⊕	Hypothetical case of direct release from NF to BIOS; used to illustrate the role of GS

Table A4.6: (Continued). Summary of the calculations performed in the Kristallin-I assessment. The nuclide groups are given in Table A4.1.

Alternative Scenarios		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_60AMB	①	Deep groundwater well
XB_00TLA	①	Tunnel / shaft seal failure - radionuclide transport along shaft backfill
XB_00VLA	①	Tunnel / shaft seal failure - radionuclide transport along shaft EDZ
SA_60ALD	①	Dry climate state
SA_60ALH	①	Warm, humid climate state
SA_60ALC	①	Periglacial climate state
SA_60ARA	①	Rhine gravel terraces absent - release to Rhine water
SA_60ARS	①	Rhine gravel terraces absent - release to deep soil

Robust Scenario		
Dataset Names	Nuclides	Purpose and/or Distinguishing Features
SA_LA	①	Reference-Case NF and BIOS, no account taken for retardation and decay in GS
SA_LA	①	Unlimited flowrate around NF, no account taken for retardation and decay in GS
EB_LA	①	Combination of "conservative" NF parameters (glass corrosion rate, sorption constants, solubility limits). no account taken for retardation and decay in GS

Table A4.6: (Continued). Summary of the calculations performed in the Kristallin-I assessment. The nuclide groups are given in Table A4.1.

Appendix 5 ニアフィールドと地質圏の性能の定量化

半減期が 3×10^6 年以下の核種のみが対象。崩壊連鎖系列 $1 \rightarrow 2 \rightarrow \dots (i-1) \rightarrow i \rightarrow \dots$ において、核種 1 の量は、 $t = 0$ でのインベントリを I_1 [mol]、ニアフィールドでの放出率を $\Lambda^{(1)}$ [mol y⁻¹] とすれば、

$$I_1 - \int_0^{10^7} \Lambda^{(1)} dt, \quad (\text{A5.1})$$

また、核種 2 の量は、

$$I_2 + I_1 - \int_0^{10^7} \Lambda^{(1)} dt - \int_0^{10^7} \Lambda^{(2)} dt = \sum_{j=1}^2 \left(I_j - \int_0^{10^7} \Lambda^{(j)} dt \right). \quad (\text{A5.2})$$

同様に、核種 i の生成量は、

$$\sum_{j=1}^{i-1} \left(I_j - \int_0^{10^7} \Lambda^{(j)} dt \right) \quad (\text{A5.3})$$

従って、核種 i の崩壊も考慮すると、核種 i の量は、

$$\sum_{j=1}^i \left(I_j - \int_0^{10^7} \Lambda^{(j)} dt \right). \quad (\text{A5.4})$$

と表現される。そこで、ニアフィールド並びにファーフールド内で崩壊する核種の量を核種 i のインベントリと生成量の和で規格化したもの η_N 、 η_F は、

$$\eta_N^{(i)} = \frac{\sum_{j=1}^i \left(I_j - \int_0^{10^7} \Lambda^{(j)} dt \right)}{I_i + \sum_{j=1}^{i-1} \left(I_j - \int_0^{10^7} \Lambda^{(j)} dt \right)}. \quad (\text{A5.5})$$

$$\eta_F^{(i)} = \frac{\sum_{j=1}^i \left(I_j - \int_0^{10^7} \Theta^{(j)} dt \right)}{I_i + \sum_{j=1}^{i-1} \left(I_j - \int_0^{10^7} \Theta^{(j)} dt \right)}. \quad (\text{A5.6})$$

ここで、 $\Theta^{(j)}$ [moly^{-1}] は、核種 j の地質圏からの放出率で表される。

Appendix 6 ニアフィールド計算のための線量変換係数

- ・ 1 mol/y の放出率に相当する変換係数

$$A = B \cdot N_{av} \cdot \lambda \cdot (W/Q) \cdot D_{ing}$$

A : 年間の被曝線量 (Sv/y)

B : 放出率 (mol/y)

N_{av} : アボガドロ数 ($6.02 \times 10^{23} \text{ atoms mol}^{-1}$)

λ : 崩壊定数

W : 個人年摂取水量 ($0.73 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$)

Q : 砂礫滞水層中の流量 ($5.5 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$, Table 3.7.4 参照)

D_{ing} : NRPB 1987 [mSv Bq^{-1}] に相当する食物摂取当りの実効線量当量

- ・ Table A6.1 に線量換算係数を示す。

nuclide	half-life(y)	D_{ing} [Sv Bq ⁻¹]	dose conversion factor [mSv mol ⁻¹]
²⁴⁵ Cm	8.50×10^3	1.02×10^{-6}	2.11×10^2
²⁴¹ Am	4.32×10^2	9.80×10^{-7}	3.99×10^3
²³⁷ Np	2.14×10^6	1.10×10^{-6}	9.04×10^{-1}
²³³ U	1.59×10^5	7.10×10^{-8}	7.88×10^{-1}
²²⁹ Th	7.34×10^3	1.07×10^{-6}	2.56×10^2
²⁴³ Am	7.38×10^3	9.81×10^{-7}	2.34×10^2
²³⁹ Pu	2.41×10^4	9.50×10^{-7}	6.94×10^1
²³⁵ U	7.04×10^8	6.64×10^{-8}	1.66×10^{-4}
²³¹ Pa	3.28×10^4	6.87×10^{-6}	3.69×10^2
²⁴⁶ Cm	4.73×10^3	1.00×10^{-6}	3.72×10^2
²⁴² Pu	3.76×10^5	9.00×10^{-7}	4.21
²³⁸ U	4.47×10^9	6.65×10^{-8}	2.62×10^{-5}
²³⁴ U	2.45×10^5	7.00×10^{-8}	5.03×10^{-1}
²³⁰ Th	7.54×10^4	1.40×10^{-7}	3.26
²²⁶ Ra	1.60×10^3	2.13×10^{-6}	2.34×10^3
²⁴⁰ Pu	6.54×10^3	9.50×10^{-7}	2.56×10^2
²³⁶ U	2.34×10^7	6.60×10^{-8}	4.96×10^{-3}
²³² Th	1.41×10^{10}	1.27×10^{-6}	1.59×10^{-4}
⁵⁹ Ni	7.50×10^4	5.60×10^{-11}	1.31×10^{-3}
⁷⁹ Se	6.50×10^4	2.30×10^{-9}	6.22×10^{-2}
⁹³ Zr	1.53×10^6	1.37×10^{-9}	1.57×10^{-3}
⁹⁹ Tc	2.13×10^5	3.50×10^{-10}	2.89×10^{-3}
¹⁰⁷ Pd	6.50×10^6	3.80×10^{-11}	1.03×10^{-5}
¹²⁶ Sn	1.00×10^5	5.13×10^{-9}	9.02×10^{-2}
¹³⁵ Cs	2.30×10^6	1.70×10^{-9}	1.30×10^{-3}

Table A6.1: Conversion factors based on the drinking-water dose per unit activity released directly to a gravel aquifer in the Rhine River valley. D_F is the committed effective dose equivalent per unit ingestion and includes the short-lived daughter nuclides omitted from the chains.

Appendix 7 一般的な生物圏データ

生物圏のモデリングに使用される数多くのデータは、幅広い範囲でのサイトと環境条件に適用できるという意味で一般的である。これらのデータは全ての条件に対して適切である必要はなく、特別なケースに適用される前にレビューされればよい。K-Iで使用されるデータは以下の通りである。

- 人間の日常的な食事と習慣 (Table A7.1)
- 農業生産活動 (Table A7.1)
- 食物連鎖による移行係数と分配係数 (Table A7.2)
- 半減期と線量係数 (Table A7.3)

	Parameter	Value	Units	Reference
Basic human requirements and behaviour	food energy intake	4.6×10 ⁶	kJ y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	annual breathing rate	8.4×10 ³	m ³ y ⁻¹	[ICRP 1974]
	fluid intake	1.0	m ³ y ⁻¹	[NAGRA 1985]
	fraction of drinking water from well ¹	1.0	-	pessimistic assumption
	occupancy at high airborne dust level ²	0.034	yy ⁻¹	assumed value
	occupancy at normal airborne dust level ²	0.96	yy ⁻¹	assumed value
Annual consumption and exposure rates	eggs	200	y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	milk	0.3	m ³ y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	water	0.7	m ³ y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	fish	2.0	kg y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	root vegetables	235	kg y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	grain	148	kg y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	green vegetables	62	kg y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	meat	95	kg y ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	normal airborne dust loading ²	5.0×10 ⁻⁸	kg m ⁻³	[LINSLEY 1978]
high airborne dust loading ²	1.0×10 ⁻⁵	kg m ⁻³	[LINSLEY 1978]	
Cattle	cattle stocking density	200	km ⁻²	(KLOS et al. 1994)
	daily water consumption	30	litre day ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	daily pasture consumption (dry weight)	20	kg day ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	fraction of drinking water obtained from well	1.0	-	pessimistic assumption
Poultry	daily water consumption	0.2	litre day ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	daily grain consumption	0.07	kg day ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	fraction of drinking water obtained from well	1.0	-	pessimistic assumption
Crop yields ³	grain	0.4	kg m ⁻²	(KLOS et al. 1994)
	green vegetables	3.0	kg m ⁻²	(KLOS et al. 1994)
	root vegetables	3.5	kg m ⁻²	(KLOS et al. 1994)
	pasture (dry weight)	1.55	kg m ⁻²	(KLOS et al. 1994)
Crop spray-irrigation interception factors	grain	1.0	m ² kg ⁻²	[BÖHRINGER et al. 1986]
	green vegetables	0.13	m ² kg ⁻²	[BÖHRINGER et al. 1986]
	root vegetables	0.11	m ² kg ⁻²	[BÖHRINGER et al. 1986]
	pasture	0.24	m ² kg ⁻²	[BÖHRINGER et al. 1986]
Fractional weight of soil consumed with crop	grain (human)	9.0×10 ⁻⁵	kg kg ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	green vegetables (human)	2.0×10 ⁻⁴	kg kg ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	root vegetables (human)	0.0	kg kg ⁻¹	(KLOS et al. 1994)
	pasture (wet soil/dry pasture - cattle)	1.0×10 ⁻²	kg kg ⁻¹	(KLOS et al. 1994)

Notes:

¹ Water could also be taken from the Rhine but the concentrations would be higher in the aquifer. The water is not assumed to be filtered to remove suspended particles.

² High airborne dust levels are associated with occupational activities such as ploughing. In deriving this value, 12 days per year is assumed for occupancy at the increased dust levels, the remainder of the time is assumed to be at lower dust levels found under normal conditions.

³ Yields here refer to the annual weight of produce of each crop type. Harvesting rates are once per year for all crops for human consumption. The cropping rate of pasture is determined by the cattle stocking density and the consumption rate, as well as the pasture growth rate.

Table A7.1: (Previous page). Parameter values characterising the human behaviour and practices in the reference case biosphere.

Parameter	Units	Ni	Se	Zr	Tc	Pd	Sn
distribution factor for fish	(Bq kg ⁻¹) (Bq m ⁻³) ⁻¹	0.1	0.2	0.2	1.5×10 ⁻²	0.1	3.0
distribution factor for meat	(Bq kg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	2.0×10 ⁻³	0.32	2.0×10 ⁻²	10 ⁻³	2.0×10 ⁻³	4.0×10 ⁻⁴
distribution factor for milk	(Bq kg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	1.0×10 ⁻³	4.0×10 ⁻³	3.0×10 ⁻⁵	2.5×10 ⁻²	1.0×10 ⁻³	1.2×10 ⁻³
distribution factor for eggs	(Bq egg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	5.2×10 ⁻²	0.48	1.0×10 ⁻⁴	9.8×10 ⁻²	5.2×10 ⁻²	4.6×10 ⁻²
transfer factor for pasture	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	5.0×10 ⁻²	0.25	2.0×10 ⁻²	2.5	5.0×10 ⁻²	0.1
transfer factor for grain	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	4.2×10 ⁻²	3.6×10 ⁻²	2.7×10 ⁻²	4.5	5.0×10 ⁻² †	0.36
transfer factor for green veg.	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	1.7×10 ⁻²	3.5×10 ⁻²	3.4×10 ⁻³	1.0	1.7×10 ⁻²	4.6×10 ⁻²
transfer factor for root veg.	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	1.6×10 ⁻²	3.8×10 ⁻²	2.1×10 ⁻³	1.5	1.6×10 ⁻²	6.0×10 ⁻²
Parameter	Units	Cs	Pb	Po	Ra	Ac	Th
distribution factor for fish	(Bq kg ⁻¹) (Bq m ⁻³) ⁻¹	1.0	0.1	0.5††	2.5×10 ⁻²	1.0×10 ⁻¹	3.0×10 ⁻²
distribution factor for meat	(Bq kg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	2.6×10 ⁻²	4.0×10 ⁻⁴	4.0×10 ^{-3*}	9.0×10 ⁻⁴	6.0×10 ⁻²	2.0×10 ⁻⁴
distribution factor for milk	(Bq kg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	7.1×10 ⁻³	2.6×10 ⁻⁴	3.0×10 ^{-4**}	4.0×10 ⁻⁴	5.0×10 ⁻⁶	5.0×10 ⁻⁶
distribution factor for eggs	(Bq egg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	2.5×10 ⁻²	4.6×10 ⁻²	5.0×10 ^{-5**}	4.6×10 ⁻²	5.0×10 ⁻²	5.0×10 ⁻²
transfer factor for pasture	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	2.0×10 ⁻²	4.5×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁴ ‡	4.0×10 ⁻³	5.0×10 ⁻⁴	9.5×10 ⁻⁴
transfer factor for grain	(Bq kg ⁻¹ crop weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	1.3×10 ⁻²	1.7×10 ⁻²	2.0×10 ⁻⁴ ‡	1.4×10 ⁻²	1.8×10 ⁻⁴	7.1×10 ⁻⁴
transfer factor for green veg.	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	1.3×10 ⁻²	1.8×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁴ ‡	1.6×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁴
transfer factor for root veg.	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	8.0×10 ⁻³	2.7×10 ⁻³	2.0×10 ⁻⁴ ‡	3.0×10 ⁻³	3.0×10 ⁻⁴	5.7×10 ⁻⁴
Parameter	Units	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm
distribution factor for fish	(Bq kg ⁻¹) (Bq m ⁻³) ⁻¹	1.0×10 ⁻²	2.0×10 ⁻³	1.0×10 ⁻²	5.0×10 ⁻³	2.5×10 ⁻²	2.5×10 ⁻²
distribution factor for meat	(Bq kg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	8.0×10 ⁻²	3.4×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻⁶	2.0×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻⁴
distribution factor for milk	(Bq kg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	5.0×10 ⁻⁶	3.7×10 ⁻⁴	5.0×10 ⁻⁶	1.0×10 ⁻⁷	4.1×10 ⁻⁷	5.0×10 ⁻⁶
distribution factor for eggs	(Bq egg ⁻¹) (Bq day ⁻¹) ⁻¹	5.0×10 ⁻²	5.1×10 ⁻²	4.4×10 ⁻⁴	3.9×10 ⁻⁴	4.4×10 ⁻⁴	4.4×10 ⁻⁴
transfer factor for pasture	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	9.4×10 ⁻³	9.5×10 ⁻⁴	2.4×10 ⁻³ †	9.5×10 ⁻⁵ †	5.0×10 ⁻⁴	5.0×10 ⁻⁴
transfer factor for grain	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	1.7×10 ⁻²	1.3×10 ⁻³	1.5×10 ⁻² †	1.8×10 ⁻³	2.2×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻³
transfer factor for green veg.	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	2.7×10 ⁻²	3.8×10 ⁻⁴	2.7×10 ⁻³ †	1.4×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻⁴
transfer factor for root veg.	(Bq kg ⁻¹ fresh weight) (Bq kg ⁻¹ dry soil) ⁻¹	6.0×10 ⁻²	5.7×10 ⁻⁴	6.0×10 ⁻² †	3.0×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁴

Notes:

All data values taken from Project Gewähr. 1985 except:

† From GROGAN 1985;

‡ From IAEA. 1982;

* From NG 1982;

** From BAKER et al. 1976;

†† From NUREG. 1977.

Table A7.2: (Previous page). Uptake and accumulation factors in the TAME exposure pathway model.

Nuclide	Half-life [years]*	Dose per unit intake on ingestion [Sv Bq ⁻¹] [†]	Dose per unit intake on inhalation [Sv Bq ⁻¹] [†]	γ-ray exposure factor [Sv (Bq m ⁻³) ⁻¹ year ⁻¹] [‡]
⁵⁹ Ni	7.50×10 ⁴	5.6×10 ⁻¹¹	3.4×10 ⁻⁹	-
⁷⁹ Se	6.50×10 ⁴	2.3×10 ⁻⁹	2.4×10 ⁻⁹	-
⁹³ Zr	1.53×10 ⁶	4.2×10 ⁻¹⁰	2.2×10 ⁻⁸	-
⁹⁹ Tc	2.13×10 ⁵	3.5×10 ⁻¹⁰	2.0×10 ⁻⁹	-
¹⁰⁷ Pd	6.50×10 ⁶	3.8×10 ⁻¹¹	3.4×10 ⁻⁹	-
¹²⁶ Sn	1.00×10 ⁵	5.1×10 ⁻⁹	2.4×10 ⁻⁸	2.7×10 ⁻¹¹
¹³⁵ Cs	2.30×10 ⁶	1.7×10 ⁻⁹	1.1×10 ⁻⁹	-
²⁴⁰ Pu	6.54×10 ³	9.5×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁴	-
²³⁶ U	2.34×10 ⁷	6.6×10 ⁻⁸	3.3×10 ⁻⁵	-
²³² Th	1.40×10 ¹⁰	7.4×10 ⁻⁷	3.1×10 ⁻⁴	1.3×10 ⁻¹³
²²⁸ Ra	5.75	3.3×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁶	-
²²⁸ Th	1.91	1.9×10 ⁻⁷	8.2×10 ⁻⁵	1.8 10 ⁻¹²
²⁴³ Am	7.38×10 ³	9.8×10 ⁻⁷	1.2×10 ⁻⁴	2.6×10 ⁻¹¹
²³⁹ Pu	2.41×10 ⁴	9.5×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁴	5.8×10 ⁻¹⁴
²³⁵ U	7.04×10 ⁸	6.6×10 ⁻⁸	3.3×10 ⁻⁵	9.5×10 ⁻¹¹
²³¹ Pa	3.28×10 ⁴	2.9×10 ⁻⁶	2.3×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻¹¹
²²⁷ Ac	2.18×10 ¹	4.0×10 ⁻⁶	3.5×10 ⁻⁴	-
²⁴⁵ Cm	8.50×10 ³	1.0×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻¹¹
²⁴¹ Pu	1.44×10 ¹	1.9×10 ⁻⁸	2.2×10 ⁻⁶	-
²⁴¹ Am	4.32×10 ²	9.8 10 ⁻⁷	1.2×10 ⁻⁴	9.5×10 ⁻¹²
²³⁷ Np	2.14×10 ⁶	1.1×10 ⁻⁶	1.3×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻¹¹
²³³ U	1.59×10 ⁵	7.1×10 ⁻⁸	3.6×10 ⁻⁵	5.3×10 ⁻¹³
²²⁹ Th	7.34×10 ³	1.1×10 ⁻⁶	4.7×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻¹¹
²⁴⁶ Cm	4.73×10 ³	1.0×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁴	-
²⁴² Pu	3.76×10 ⁵	9.0×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁴	-
²³⁸ U	4.47×10 ⁹	6.7×10 ⁻⁸	3.1×10 ⁻⁵	-
²³⁴ U	2.45×10 ⁵	7.0×10 ⁻⁸	3.5×10 ⁻⁵	2.7×10 ⁻¹³
²³⁰ Th	7.70×10 ⁴	1.4×10 ⁻⁷	7.0×10 ⁻⁵	3.0×10 ⁻¹³
²²⁶ Ra	1.60×10 ³	3.0×10 ⁻⁷	2.1×10 ⁻⁶	5.5×10 ⁻¹²
²¹⁰ Pb	2.23×10 ¹	1.4×10 ⁻⁶	3.5×10 ⁻⁶	6.2×10 ⁻¹³
²¹⁰ Po	3.79×10 ⁻¹	4.3×10 ⁻⁷	2.2×10 ⁻⁶	5.5×10 ⁻¹⁴

Notes:

* Data taken from ALDER and MCGINESS 1994, except ²³⁰Th, value taken from NAGRA, 1985 (See Chapter 3).

[†] Data taken from NRPB 1987.

[‡] Data taken from SVENSSON 1979.

N.B. The decay product of ⁹³Zr has not been included in these calculations.

Table A7.3: Radionuclide half-life and dosimetric data.

付録 A の参考文献

第 1 章

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary), Nagra Gewähr Report Series. NGB 85-01/09. Nagra, Wetztingen.

NAGRA 1988: Sedimentstudie - Zwischenbericht 1988: Möglichkeiten zur Endlagerung langlebiger radioaktiver Abfälle in den Sedimenten der Schweiz. Nagra Techn. Report NTB 88-25. Nagra, Wetztingen.

NAGRA 1992: Nukleare Entsorgung Schweiz - Konzept und Realisierungsplan. Nagra Techn. Report NTB 92-02. Nagra, Wetztingen.

THURY, M., GAUTSCHI, A., MÜLLER, W.H., NAEF, H., PEARSON, F.J., VOBORNY, O., VOMVORIS, S. and WILSON, W. 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz; Nagra Technical Report NTB 93-01. Nagra, Wetztingen, Switzerland.

VSE 1978: Die Nukleare Entsorgung in der Schweiz; Verband Schweizerische Elektrizitätswerke - VSE, Gruppe der Kernkraftwerksbetreiber und Projektanten - GKBP, Konferenz der Überlandwerke UeW, Nagra; 9th February 1978.

第 2 章

CEC 1988: PAGIS: Performance Assessment of Geological Isolation Systems for Radioactive Waste. CEC Nuclear Science and Technology Series. CEC EUR 11775 EN.

HAWKING, S. 1990: A Brief History of Time. Bantam, Toronto.

HSK, KSA 1993: Guideline for Swiss Nuclear Installations R-21: Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Wastes. Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (HSK) and Federal Commission for the Safety of Nuclear Installations (KSA). HSK, Villigen.

ICRP 1979-1982: Limits for intakes of radionuclides by workers, ICRP publication 30, parts 1, 2 and 3. Pergamon Press, Oxford.

ICRP 1991:1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP publication 60, Annals of the ICRP Vol 21 No.1-3. Pergamon Press, Oxford.

KBS 1983: Final Storage of Spent Fuel - KBS-3. SKBF/KBS Report (ISSN 0349-6015), Stockholm.

McCOMBIE, C., McKINLEY, I.G. and ZUIDEMA P. 1991: Sufficient Validation: The Value of Robustness in Performance Assessment and System Design. In GEOVAL-1990, Symposium on Validation of Geosphere Flow and Transport Models, pp598-610. OECD/NEA, Paris.

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary), Nagra Gewähr Report Series. NGB 85-01/09. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1988a: Untersuchungen zur Standorteignung im Hinblick auf die Endlagerung schwach- und mittelaktiver Abfälle: Berichterstattung über die Untersuchungen der Phase I am potentiellen Standort Oberbauenstock (Gemeinde Bauen, UR). Nagra Techn. Report NTB 88-18. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1988b: Untersuchungen zur Standorteignung im Hinblick auf die Endlagerung schwach- und mittelaktiver Abfälle: Berichterstattung über die Untersuchungen der Phase I am potentiellen Standort Piz Pian Grand (Gemeinde Mesocco und Rossa, GR). Nagra Techn. Report NTB 88-19. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1988c: Sedimentstudie - Zwischenbericht 1988: Möglichkeiten zur Endlagerung langlebiger radioaktiver Abfälle in den Sedimenten der Schweiz. Nagra Techn. Report NTB 88-25. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1993: Beurteilung der Langzeitsicherheit des Endlagers SMA am Standort Wellenberg (Gemeinde Wolfenschiessen, NW). Nagra Techn. Report NTB 93-26. Nagra, Wettingen.

NEA 1991a: Disposal of Radioactive Waste: Can Long-Term Safety be Evaluated? A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee, OECD Nuclear Energy Agency, and the International Radioactive Waste Management Advisory Committee, International Atomic Energy Agency, endorsed by the Experts for the Community Plan of Action in the Field of Radioactive Waste Management, Commission of the European Communities. OECD/NEA, Paris.

NEA 1991b: Disposal of Radioactive Waste: Review of Safety Assessment Methods. Report of the Performance Assessment Advisory Group of the Radioactive Waste Management Committee: OECD Nuclear Energy Agency. OECD/NEA, Paris.

NEA 1992: Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories: Systematic Approaches to Scenario Development. Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal. OECD/NEA, Paris.

NEALL, F. (ed.) 1994: Kristallin-I Results in Perspective. Nagra Techn. Report NTB 93-23. Nagra, Wettingen.

PNC1992: H-3 - First Progress Report of Research and Development on Geological Disposal for High Level Radioactive Waste; PNC TN1410 93-059, PNC, Tokyo, Japan.

POPPER, K.R. 1959: The Logic of Scientific Discovery. Hutchinson, London.

SKB 1992: SKB 91: Final Disposal of Spent Nuclear Fuel: Importance of the Bedrock for Safety. SKB Technical Report 92-20. SKB, Stockholm.

SKI 1984: INTRACOIN, Final Report Level 1: Code Verification. SKI 84:3, Stockholm.

SKI 1986: INTRACOIN, Final Report Levels 2 and 3: Model Validation and Uncertainty Analysis. SKI 86:2, Stockholm.

SKI 1991: SKI Project-90. SKI 91:23, Stockholm.

SKI 1992: The International HYDROCOIN Project, Summary Report. OECD/NEA and SKI, Paris.

SKI 1993: The International INTRAVAL Project, Phase 1, Summary Report. OECD/NEA and SKI, Paris.

SSI 1991: Proceedings of the BIOMOVs symposium on the validity of environmental transfer models, October 8-10 1990, Stockholm.

VIENO, T., HAUTOJÄRVI, A., KOSKINEN, L. and NORDMAN, H. 1992: TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal. TVO Report YJT-92-33E. TVO, Helsinki.

WIPP Performance Assessment Department 1992: Preliminary Comparison with 40 CFR Part 191, Subpart B, for the Waste Isolation Pilot Plant. SAND-92/0700 Vols. 1-5. Sandia National Laboratories, Albuquerque, NM.

第 3 章

ALDER, J.C. and MCGINNES, D. 1994: Model radioactive waste inventory for Swiss waste disposal projects, NTB 93-21, Nagra.

ANANTUMULA, R.P., DELEGARD, C.H. and FISH, R.L. 1984: Corrosion behaviour of low carbon steel in Grande Ronde basalt groundwater in presence of a basalt-bentonite packing. Scientific Basis for Nuclear Management VII, S. 113.

ANDREWS, R.W., LaFLEUR, D.W. and PAHAWA, S.B. 1986: Resaturation of backfilled tunnels in granite. Nagra Technical Report, NTB 86-27.

ANTONY, M.S. 1992: Chart of the Nuclides. Strasbourg. Centre de Recherches Nucléaire et Université Louis Pasteur.

ATTINGER, R. and DUIJVESTIJN, G. 1994: Mechanical behaviour of high level nuclear waste overpacks under repository loading and during welding. Nagra Technical Report, NTB 92-14.

BÄCKMANN, von W. and SCHWENK, W. 1980: Handbuch des Kathodischen Korrosionsschutzes, 2 Auflage. Verlag Chemie.

BERNER, U. 1994: Kristallin-I; estimates of solubility limits for safety relevant radionuclides, NTB in prep.; Nagra.

BROOKINS, D.G. 1984: Geochemical aspects of radioactive waste disposal. Springer-Verlag, Berlin.

CARNAHAN, C.C. 1988: Theory and calculation of water distribution in bentonite in a thermal field. Sci. Basis Nucl. Waste Manag., XII, pp729-739.

COGEMA 1986: Specifications of vitrified residues produced from reprocessing at UP2 or UP3-A la Hague plants, second series.

COUTURE, R.A. 1985: Steam rapidly reduces the swelling pressure of bentonite. Nature, 318, pp50-52.

CURTI, E. 1991: Modelling the dissolution of borosilicate glasses for radioactive waste disposal with PHREEQE/GLASSOL Code: Theory and practice. Nagra Technical Report, NTB 91-08.

CURTI, E. 1993: Modelling bentonite porewaters for the Swiss high-level radioactive waste repository, NTB 93-45, Nagra.

CURTI, E., GODON, N. and VERNAZ, E.Y. 1993: Enhancement of the glass corrosion in the presence of clay materials: Testing experimental results with an integrated glass dissolution model. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 294, 163-170.

- DEGUELDRE, C. 1993: Colloid Properties in Granite Groundwater Systems, Nagra Technical Report NTB 92-05, Wettingen.
- EWING, R.C. and JERCINOVIC, M.J. 1987: Natural analogues: their application to the prediction of long term behaviour of nuclear waste forms. Mat. Res. Soc. Symp. Proc. 84, 67-86.
- FREED, R.L. and PEACOR, D.R. 1989: Variability in temperature of the smectite/illite reaction in Gulf sediments. Clay Minerals 24(1989) 171.
- GRÄFEN, H. and HEITZ, E. 1984: Korrosion und Korrosionsschutz von Endlagerbehältern aus Eisenwerkstoffen unter besonderer Berücksichtigung des schweizerischen Endlagerkonzepts; Nagra Technical Report NTB 84-04, Nagra, Wettingen, Switzerland.
- GRAUER, R. 1983: Glasses used in the solidification of high-level radioactive waste: Their behaviour in aqueous solutions. Nagra Technical Report, NTB 83-01E.
- GRAUER, R. 1985: Synthesis of recent investigations on corrosion behaviour of radioactive waste glasses. Nagra Technical Report, NTB 85-27.
- GRAUER, R. 1986: Bentonit als Verfüllmaterial im Endlager für hochaktive Abfälle: Chemische Aspekte, NTB 86-12, Nagra.
- GRAUER, R. 1990: The chemical behaviour of montmorillonite in a repository backfill- Selected aspects. Nagra Technical Report, NTB 88-24E.
- GRAUER, R. 1991: The reducibility of sulphuric acid and sulphate in aqueous solution. PSI-Bericht No.109. ref2.
- HOPKIRK, R.J. and WAGNER, W.H. 1986: Thermal loading in the near field of repositories for high-and intermediate-level nuclear waste. NTB 85-54, Nagra.
- HSK 1987: Technischer Bericht zum Gutachten über das Project Gewähr.
- ICRP 1983: Radionuclide Transformations Energy and Intensity of Emissions. ICRP Publication 38. Pergamon Press, Oxford.
- JERCINOVIC, M.J. and EWING, R.C. 1987: Basaltic glasses from Iceland and the deep sea: natural analogues to borosilicate nuclear waste forms. JSS Project, Technical Report 88-01.
- KRIES, P., 1991: Hydrogen evolution from corrosion of iron and steel in low/intermediate-level waste repositories. Nagra Technical Report, NTB 91-21.
- McKINLEY, I. 1985: The geochemistry of the near-field. Nagra Technical Report, NTB 84-48.

- MEIKE, A. 1989: Transmission electron microscope study of illite/smectite mixed layers. Nagra Technical Report, NTB 89-03.
- MÜLLER-VONMOOS, M. and KAHR, G. 1985: Langzeitstabilität von Benonit unter Endlagerbedingungen. Nagra Technischer Bericht, NTB 85-25.
- MÜLLER-VONMOOS, M., BUCHER, F., KAHR, G., MADSON, F. and MAYOR, P.A. 1991a: Wechsellagerungen und Quellverhalten von Kalium-Bentoniten. Nagra Technischer Bericht, NTB 91-13.
- MÜLLER-VONMOOS, M., BUCHER, F., KAHR, G., MADSON, F. and MAYOR, P.A. 1991b: Untersuchungen zum Verhalten von Bentonit in Kontakt mit Magnetit und Eisen unter Endlagerbedingungen. Nagra Technischer Bericht, NTB 91-14.
- NAGRA 1984: An assessment of the corrosion resistance of the high-level waste containers proposed by Nagra, Nagra Technical Report, NTB 84-32.
- NAGRA 1985a: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols. 1-8, Vol. 9 (English Summary), Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/09, Nagra.
- NAGRA 1985b: Project Gewähr. Endlager für hochaktive Abfälle: Das System der Sicherheitsbarrieren. NGB 85-04.
- NERETNIEKS, I. 1985: Some aspects of the use of iron canisters in deep lying repositories for nuclear waste, NTB 85-35, Nagra.
- NERETNIEKS, I. 1993: Some important mechanisms and processes in the near field of the Swedish repository for spent nuclear fuel, Proc. MRS Symp. Scientific Basis for Nuclear Waste Management XVI, pp675-688.
- OSCARSON, D.W., DIXON, D.A. and GRAY, M.N. 1990: Swelling capacity and permeability of an unprocessed and a processed bentonitic clay. Eng. Geol. 28, 281.
- Jr. PEARSON, F.J. and SCHOLTIS A. 1993: Chemistry of reference waters of the crystalline basement of Northern Switzerland for safety assessment studies, NTB 93-07, Nagra.
- PUSCH, R. 1980: Swelling pressure of highly compacted bentonite. KBS TR 80-13, Stockholm.
- PUSCH, R. 1983: Use of clays as buffers in radioactive repositories. KBS TR, 83-46, Stockholm.
- PUSCH, R. 1985: Final report of the buffer mass test: Volume III: Chemical and physical stability of the buffer materials. Nagra Technical Report, NTB 85-60.

- PUSCH, R., BÖRGESSON, L. and RAMQUIST, G. 1987: Final report of the borehole, shaft and tunnel sealing test: Volume I: Borehole plugging. Nagra Technical Report, NTB 87-25.
- PUSCH, R. and KARNLAND, O. 1988: Geologic evidence of smectite longevity. The Sardinian and Gotland cases. SKB TR 88-26.
- PUSCH, R. and KARNLAND, O. 1988b: Preliminary report on longevity of montmorillonite clay under repository-related conditions SKB TR 90-44.
- POSSELET, A. 1984: Kriechverhalten unlegierter Stahlwerkstoff für Endlager-Behälter: Auswertung der Literaturangaben, NTB 84-35, Nagra.
- SAOTOME, E., HARA, K., FUJITA, T. and SASAKI, N. 1991: Study of mechanical stability of engineered barrier system for deep geological isolation of high-level radioactive waste. In Proc. 11th Int. Conf. on Structural Mechanics in Reactor Technology, Japan.
- SCHENK, R. 1988: Untersuchungen über die Wasserstoffbildung durch Eisenkorrosion unter Endlagerbedingungen, Nagra Technischer Bericht, NTB 86-24.
- SCHMIDT, W., P. SITZ and KESSLER, J. 1994: Physikalische und Chemische Eigenschaften von Bentonit als Verfall- und Versiegelungsmaterial bei der Endlagerung Radioaktiver Abfälle-Literaturstudie, NTB 92-37, Nagra.
- SCHÜTZIG, U. and SCHRADER, H. 1993: Halbwertszeiten und Photonen-Emissionswahrscheinlichkeiten von häufig verwendeten Radionukliden. 4, erweiterte Auflage. PTB-Ra-16/4.
- SIMPSON, J. P. 1989: Experiments on container material for Swiss high-level waste disposal projects-Part IV, Nagra Technical Report, NTB 89-19.
- SIMPSON, J.P. and VALLOTTON, P.H. 1986: Experiments on container material for Swiss high-level waste disposal projects-Part III, Nagra Technical Report, NTB 86-25.
- SKI 1991: SKI Project-90, SKI 91:23, Stockholm.
- STÄUBLE, J., 1993: Hydrogeologische Charakterisierung der Schottergrundwässer im unteren Aaretal und Rheintal, unpublished report, Nagra.
- STEAG and MOTOR-COLUMBUS 1985: Behälter aus Stahlguss für die Endlagerung verglasteter hoch-radioaktiver Abfälle, NTB 84-31, Nagra.
- STENHOUSE, M.J. 1994: Sorption databases for crystalline, marl and bentonite for performance assessment, NTB 93-06, Nagra.
- THURY, M. 1980: Erläuterungen zum Nagra-tiefbohrprogramm als vorbereitende Handlung im Hinblick auf das Projekt Gewähr, NTB 80-07, Nagra.

THURY, M., GAUTSCHI, A., MÜLLER, W.H., NAEF, H., PEARSON, F.J., VOBORNY, O., VOMVORIS, S. and WILSON, W. 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz; Nagra Technical Report NTB 93-01. Nagra, Wettingen, Switzerland.

VERNAZ, E.Y. and DUSSOSSOY, L.L. 1992: Current state of the knowledge of nuclear waste glass corrosion mechanisms: the case of R7T7 glass. Appl. Geochem. Suppl. Issue No.1, 13-22.

WANNER, H. 1986: Modelling interaction of deep groundwaters in bentonite and radionuclide speciation, NTB 86-21, Nagra.

WHITTLE, A.J. and ARISTORENAS, G. 1991: Settlement of canisters in compacted bentonite, unpublished report, Nagra.

ZWICKY, H.U., GRABER, T. and KEIL, R. 1992: Versuche zur Bestimmung der Langzeitkorrosionsrate von Alkaliborosilicatglas: Zwischenbericht. Interner PSI-Bericht, TM-43-92-26.

第 4 章

ALDER, J.C. and MCGINNES, D. 1994: Model radioactive waste inventory for Swiss waste disposal projects, NTB 93-21, Nagra.

ANDERSSON, J. (ed.) 1989: The Joint SKI/SKB Scenario Development Project. SKI Technical Report 89:14.

ANDREWS, R.W. 1993: Review and evaluation of the potential effects of gas generation on the performance of a high-level waste repository in the crystalline, Unpublished Report, Nagra.

BRENNER, R.P. 1988: Bohrlochversiegelung: Materialeigenschaften von hochverdichtetem Bentonit mit Eignungsbeurteilung, NTB 88 04, Nagra.

CRANWELL, R.M., GUZOWSKI, R.W., CAMPBELL, J.E. and ORTIZ, N.R. 1982: Risk Methodology for Geologic Disposal of Radioactive Waste: Scenario Selection Procedure; NUREG/CR-1667, SAND80-1429.

HSK 1993: Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle. Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Eidg. Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA).

McKINLEY, I.G., ALEXANDER, W.R., McCOMBIE, C. and ZUIDEMA, P. 1992a: Application of results from the Poços de Caldas Project in the Kristallin-I HLW performance assessment. In High Level Radioactive Waste Management, Proc. 3rd Int. Conf., Las Vegas, pp357-361.

McKINLEY, I.G., SMITH, P.A. and CURTI, E. 1992b: Can the Kristallin-I near field model be considered robust? In High Level Radioactive Waste Management, Proc. 3rd Int. Conf., Las Vegas, pp1770-1776.

MUIR-WOOD, R. and WOO, G. 1992: Technic Hazards for Nuclear Waste Repositories in the UK. UK Department of the Environment Report HMIP/RR/92. 070.

NAGRA 1985a: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analysis. Nagra Project Report NGB 85-09 (English Summary).

NAGRA 1985b: Project Gewähr 1985: Endlager für hochaktive Abfälle: Das System der Sicherheitsbarrieren. Nagra Project Report NGB 85-04.

NAGRA 1987: State of the Art Report on Potentially Useful Materials for Sealing Nuclear Waste Repositories, Nagra Technical Report NTB 87-33.

NEA 1992: Safety Assessment of Radioactive Waste Repositories: Systematic Approaches to Scenario Development. Report of the NEA Working Group on the Identification and Selection of Scenarios for Performance Assessment of Radioactive Waste Disposal, OECD/NEA Paris.

NAEF, H. 1992: Geologische Langzeitszenarien Kristallin Nordschweiz unpublished report, Nagra.

NERETNIEKS, I. 1985: Some aspects of the use of iron canisters in deep lying repositories for nuclear waste, NTB 85-35, Nagra.

SKI, HSK, SSI 1990: Regulatory Guidance for Radioactive Waste Disposal-an Advisory Document. SKI Technical Report 90:15.

SUMERLING, T.J., ZUIDEMA, P., GROGAN, H.A. and VAN DORP, F. 1993: Scenario Development for Safety Demonstration for Deep Geological Disposal in Switzerland. In Proc. 4th Int. Conf. on High-Level Radioactive Waste Management, Las Vegas.

SUMERLING, T.J. and GROGAN, H.A. 1994: Scenario Development for Kristallin-I. NTB 93-13, Nagra.

RYBACH, L. 1992: Die Bedeutung des Hot Dry Rock Verfahrens für die Schweiz. Schweizer Ingenieur und Architekt, Sonderdruck aus Heft 6, 1992.

THORNE, M.C. 1992: Dry Run 3: Volume 8 Uncertainty and Bias Audit. UK DoE Report DoE/HMIP/RR/92. 040.

THURY, M., GAUTSCHI, A., MÜLLER, W.H., NAEF, H., PEARSON, F.J., VOBORNY, O., VOMVORIS, S. and WILSON, W. 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz; Nagra Technical Report NTB 93-01. Nagra, Wettingen, Switzerland.

WHITTLE, A.J. and ARISTORENAS, G. 1991: Settlement of canisters in compacted bentonite, unpublished report, Nagra.

第 5 章

ALEXANDER, W.R., MacKENZIE, A.B., SCOTT, R.D. and McKINLEY, I.G. 1990: Natural Analogue Studies in Crystalline Rock: The Influence of Water-Bearing Fractures on Radionuclide Immobilisation in a Granitic Rock Repository. Nagra Techn. Report NTB 87-08. Nagra, Wettingen.

AVOGADRO, A. and DE MARSILY, G. 1984: The Role of Colloids in Nuclear Waste Disposal, Scientific Basis for Nuclear Waste Management VII. North-Holland, New York. 26, 495-505.

BAEYENS, B., GROGAN, H.A., and VAN DORP, F. 1989: Transport of contaminated groundwater to soil from a radioactive waste repository. Nagra Techn. Report NTB 89-20. Nagra, Wettingen.

BERGSTRÖM, U., EDLUND, O., EVANS S. and RÖJDER, B. 1982: BIOPATH-A Computer Code for Calculation of the Turnover of Nuclides in the Biosphere. Studsvik/NW-82/261. Studsvik, Nyköping:

BÖHRINGER, J., FRITSCHI, M., SCHWANNER, I. and RESELE, G. 1986: Radioökologische Modellierung der Biosphäre am Beispiel des Modellgebietes Oberbauenstock. Nagra Techn. Report NTB 85-92. Nagra, Wettingen:

COMANS, R.N.J. and HOCKLEY, D.E. 1992: Kinetics of Cesium Sorption on Illite, Geochim. Cosmochim. Acta, Vol.53, no.3, 157-1164.

DEGUELDRE, C. 1993: Colloid Properties in Granite Groundwater Systems. Nagra Techn. Report NTB 92-05. Nagra, Wettingen.

DODDS, J. 1982: La Chromatographie Hydrodynamique, Analisis, Vol.10, 109-119.

FRICK, U. 1993: Beurteilung der Diffusion im Grundwasser von Kristallingesteinen, Unpublished Report. Nagra, Wettingen.

GELHAR, L.W., WELTY, C. and REHFELDT, K.R. 1992: A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers. Water Resources Research, Vol.28, no.7., 1995-1974.

GRINDROD, P., WILLIAMS, M., GROGAN, H. and IMPEY, M. 1990: "STRENG": a Source Term Model for Vitrified High Level Waste. Nagra Techn. Report NTB 90-48. Nagra, Wettingen.

HADERMANN, J. and RÖSEL, F. 1985: Radionuclide Chain Transport in Inhomogeneous Crystalline Rocks: Limited Matrix Diffusion and Effective Surface Sorption, EIR Bericht Nr. 551, Würenlingen, February 1985 and Nagra Techn. Report NTB 85-40. Nagra, Wettingen.

HARTLEY, R.W. 1985: Release of Radionuclides to the Geosphere from a Repository for High-Level Waste-Mathematical Model and Results. Nagra Techn. Report NTB 85-41. Nagra, Wettingen.

HSK 1993: Schutzziele für die Endlagerung radioaktiver Abfälle. Hauptabteilung für die Sicherheit der Kernanlagen (HSK), Eidg. Kommission für die Sicherheit von Kernanlagen (KSA).

ICRP 1979-1982: Limits for Intakes of Radionuclides by Workers., ICRP Publ. No.30, Parts 1,2 and 3 and Supplements to Parts 1,2 and 3. Pergamon Press, Oxford.

JAKOB, A., HADERMANN, J. and RÖSEL, F. 1990: Radionuclide Chain Transport with Matrix Diffusion and Non-Linear Sorption, PSI Bericht Nr.54, Würenlingen and Villigen, November 1989 and Nagra Techn. Report NTB 90-13, Wettingen.

JAKOB, A. 1992: RANCHMD - Radionuclide Chain Transport with Matrix Diffusion, Unpublished Report, Nagra, Wettingen.

KLOS, R.A., SINCLAIR, J.S., TORRES, C., BERGSTRÖM, U., and GALSON, D.A. 1993: The PSACOIN Level 1b Intercomparison. NEA PSAG, Paris: NEA/OECD.

KLOS, R.A., MÜLLER-LEMANS, VAN DORP, F. and GRIBI, P., 1994: The Terrestrial-Aquatic Model of the Environment: Model Definition. Nagra Techn. Report NTB 93-04. Nagra, Wettingen.

KLOS, R.A. and VAN DORP, F. 1994: Biosphere Datasets for the Kristallin I Assessment. Nagra Techn. Report NTB 93-11. Nagra, Wettingen.

MILLER, W., ALEXANDER, W. R., CHAPMAN, N.A., MCKINLEY, I.G. and SMELLIE, J.A.T. 1993: Natural Analogue Studies in the Geological Disposal of Radioactive Waste. Nagra Techn. Report NTB 93-03. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/09. Nagra, Wettingen.

NERETNIEKS, I. 1985: Transport in Fractured Rocks, Proc. IAH Int. Cong. Hydrology of Rocks of Low Permeability. Tucson, AZ, USA.

SKI 1986: INTRACOIN, Final Report Levels 2 and 3: Model Validation and Uncertainty Analysis. SKI 86:2, Stockholm.

SMITH, P. A. 1993a: A Model for Colloid Facilitated Transport through Fractured Media. PSI Bericht Nr.93-04, Würenlingen and Villigen, July 1993 and Nagra Techn. Report NTB 93-32. Nagra, Wettingen.

SMITH, P. A. 1993b: Quantifying the Performance of the Geosphere as a Barrier to the Migration of Radionuclides, Unpublished Report. Nagra, Wettingen.

THURY, M., GAUTSCHI, A., MÜLLER, W.H., NAEF, H., PEARSON, F.J., VOBORNY, O., VOMVORIS, S. & WILSON, W. 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz; Nagra Technical Report NTB 93-01. Nagra, Wettingen, Switzerland.

TITS, J., KLOS, R.A. and VAN DORP, F. 1994: The Swiss Biosphere K_d Database. Nagra Techn. Report NTB 94-05. Nagra, Wettingen (in preparation).

TRAVIS, C.C. and ETNIER, E.L. 1981: A Survey of Sorption Relationships for Reactive Solutes in Soil. J. Environ. Qual., Vol.10, 8.

VOMVORIS, S., VOBORNY, O., WILSON, W., ANDREWS, R and HUERLIMAN, W. 1992: Hydrogeology of Crystalline Rocks of Northern Switzerland: Synthesis of Results Relevant to Safety Analysis, Reference Area West, Unpublished Report. Nagra, Wettingen.

ZACH, R. and SHEPPARD, R.C. 1992: The Food chain and Dose Submodel, CALDOS, for the Assessment of Canada's Nuclear Fuel Waste Management Concept. AECL-10165, COG-91-195.

第 6 章

- AARKROG, A. 1979: Environmental Studies on Radioecological Sensitivity and Variability with Emphasis on the Fallout Nuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs . Risø Report R-191. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark.
- DODDS, J. 1982: La Chromatographie Hydrodynamique, Analisis, Vol.10, 109-119.
- ELSON, J.A. and WEBBER, G.R. 1991: Data to Model the Migration of Radionuclides through the Biosphere during a Glacial Cycle. AECL Technical Report TR/527.
- GRAUER, R. 1990: Zur Chemie von Kolloiden: Verfügbare Sorptionsmodelle und zur Frage der Kolloidhaftung. Nagra Techn. Report NTB 90-37. Nagra, Wettingen.
- KLOS, R.A., MUELLER-LEMANS, VAN DORP, F. and GRIBI, P. 1994: The Terrestrial-Aquatic Model of the Environment. Nagra Techn. Report NTB 93-04. Nagra, Wettingen.
- KLOS, R.A. and VAN DORP, F. 1994: Biosphere Datasets for the Kristallin I Assessment. Nagra Techn. Report NTB 93-11. Nagra, Wettingen.
- LÖW, S., JOHNS, R. and KLEMENZ, W. 1993: Zur Hydrogeologie der Thermalquellen von Zurzach, Unpublished Repor., Nagra, Wettingen.
- McEWEN, T. and DE MARSILY, G. 1991: The Potential Significance of Permafrost to the Behaviour of a Deep Radioactive Waste Repository. SKI Technical Report TR 91:08. SKI, Stockholm.
- NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/09. Nagra, Wettingen.
- SMITH, P.A. 1993: A Model for Colloid Facilitated Transport through Fractured Media. Nagra Techn. Report NTB 93-32. Nagra, Wettingen.
- SMYTHE, W.R. 1968: "Static and Dynamic Electricity", Third ed. McGraw-Hill, New York.
- THURY, M., GAUTSCHI, A., MÜLLER, W.H., NAEF, H., PEARSON, F.J., VOBORNY, O., VOMVORIS, S. and WILSON, W. 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz; Nagra Technical Report NTB 93-01. Nagra, Wettingen, Switzerland.

第 7 章

BERNER, U. 1994: Kristallin-I; estimates of solubility limits for safety relevant radionuclides. Nagra Techn. Report NTB in prep. Nagra, Wettingen.

BISCHOFF, K., WOLF, K. and HEIMGARTNER, B. 1987: Hydraulische Leitfähigkeit, Porosität und Uranrückhaltung von Kristallin und Mergel: Bohrkern-Infiltrationsversuche. Nagra Techn. Report NTB 87-07. Nagra, Wettingen.

BRADBURY, M. (ed.) 1989: Laboratory Investigations in Support of the Migration Experiments at the Grimsel Test Site. Nagra Techn. Report NTB 88-23. Nagra, Wettingen.

CHAPMAN, N.A., MCKINLEY, I.G., SHEA, M.E. and SMELLIE, J.A.T. 1991: Poços de Caldas Report No.15-Summary and implications for radioactive waste management, (SKB TR 90-24/UK DOE WR 90-055). Nagra Techn. Report NTB 90-33. Nagra, Wettingen.

FRICK, U., ALEXANDER, W.R., BAEYENS B., BOSSART, P., BRADBURY, M.H., BÜHLER, C., EIKENBERG, J., FIERZ T., HOEHN, E., MCKINLEY, I.G. and SMITH, P.A. 1992: Grimsel Test Site: The Radionuclide Migration Experiment - Overview of Investigations 1985-1990. Nagra Techn. Report NTB 91-04. Nagra, Wettingen.

GOODWIN, B.W. to be published: Postclosure Assessment of a Reference System for Disposal of Canada's Nuclear Fuel Waste. AECL Report. AECL, Pinawa.

GRAUER, R. 1986: Bentonit als Verfüllmaterial im Endlager für hochaktive Abfälle: Chemische Aspekte. Nagra Techn. Report NTB 86-12. Nagra, Wettingen.

GRAUER, R. 1988: Zum chemischen Verhalten von Montmorillonit in einer Endlagerverfüllung. Nagra Techn. Report NTB 88-24. Nagra, Wettingen.

HEER, W. and HADERMANN, J. 1994: Modelling radionuclide migration field experiments at the Grimsel Test Site. Nagra Techn. Report NTB in prep. Nagra, Wettingen.

HSK, KSA 1993: Guideline for Swiss Nuclear Installations R-21: Protection Objectives for the Disposal of Radioactive Wastes. Swiss Federal Nuclear Safety Inspectorate (HSK) and Federal Commission for the Safety of Nuclear Installations (KSA). HSK, Villigen.

JAKOB, A. and HADERMANN, J. 1991: INTRAVAL test case 1b - modelling results. Nagra Techn. Report NTB 91-27. Nagra, Wettingen.

MCCOMBIE, C., GAUTSCHI, A., THURY, M., HUFSCHMIED, P. and HADERMANN, J. 1987: Swiss Programmes for Validation of Performance Assessment Models by Comparison with Experimental Data. Proceedings of GEOVAL 1987, Stockholm, Sweden, April 7-9 1987, pp357-399.

McKINLEY, I.G. 1989: Applying natural analogues in predictive performance assessment. Part II: Examples and Discussion; in Risk Analysis in Nuclear Waste Management. Edited by A. Saltelli, D.A. Stanners and M. D'Allessandro. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/ Boston/ London.

McKINLEY, I.G. and SAVAGE, D. 1994: Comparison of solubility databases used for HLW performance assessment, J. Contam. Hydrol., submitted for publication.

MILLER, W.M., ALEXANDER, W.R., CHAPMAN, N.A., McKINLEY, I.G. and SMELLIE, J.A.T. 1994: Natural analogue studies on the geological disposal of radioactive waste. Nagra Techn. Report NTB 93-03. Nagra, Wettingen.

MÜLLER-VON MOOS, M. and KAHR, G. 1985: Langzeitstabilität von Bentonit unter Endlagerbedingungen. Nagra Techn. Report NTB 85-25. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1984: An assessment of the corrosion resistance of high-level waste containers proposed by Nagra. Nagra Techn. Report NTB 84-32. Nagra, wettingen.

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/09. Nagra, Wettingen.

NEALL, F. (ed.) 1994: Kristallin-I Results in Perspective. Nagra Techn. Report NTB 93-23. Nagra, Wettingen.

NORDSTROM, D.K., PLUMMER, L.N., WIGLEY, T.M.L., WOLERY, T.J., BALL, J.W., JENNE, E.A., BASSETT, R.L., CRERAR, D.A., FLORENCE, T.M., FRITZ, B., HOFFMAN, M., HOLDREN, G.R.Jr., LAFON, G.M., MATTIGOD, S.V., McDUFF, R.E., MOREL, F., REDDY, M.M., SPOSITO, G. and THRAILKILL, J. 1979: A comparison of computerized chemical models for equilibrium calculations in aqueous systems. In Chemical modelling in aqueous systems, JENNE, E.A. (ed.), pp857-892. American Chemical Society (Symposium Series 93).

Jr., PEARSON, F.J. and BERNER, U. 1991a: Nagra thermochemical database - I. Core Data. Nagra Techn. Report NTB 91-17. Nagra, Wettingen.

Jr., PEARSON, F.J. and BERNER, U. 1991b: Nagra thermochemical database - II. Supplemental Data 05/92. Nagra Techn. Report NTB 91-18. Nagra, Wettingen.

PNC 1992:H-3 - First Progress Report of Research and Development on Geological Disposal for High Level Radioactive Waste; PNC TN 1410 93-059, PNC, Tokyo, Japan.

READ, D. and BROYD, T.W. 1991: The CHEMVAL international exercise: a geochemical benchmark within the MIRAGE project - second phase, pp574-584 in Radioactive Waste Management and Disposal, CECILLE, L. (ed.). EUR 13389, Elsevier Applied Science.

SIMPSON, J. P. and VALLOTTON, P.-H. 1986: Experiments on container materials for Swiss high-level waste disposal projects, Part III. Nagra Techn. Report NTB 86-25. Nagra, Wettingen.

SKB 1992: SKB 91: Final Disposal of Spent Nuclear Fuel: Importance of the Bedrock for Safety. SKB Technical Report 92-20. SKB, Stockholm.

SKI 1986: INTRACOIN, Final Report Levels 2 and 3: Model Validation and Uncertainty Analysis. SKI 86:2. SKI, Stockholm.

SKI 1992: The International HYDROCOIN Project, Summary Report. OECD/NEA and SKI, Paris.

SKI 1993: The International INTRAVAL Project, Phase 1, Summary Report. OECD/NEA and SKI, Paris.

SMITH, P.A. 1992: Modelling of Laboratory High-Pressure Infiltration Experiments. Nagra Techn. Report NTB 91-33. Nagra, Wettingen.

THURY, M., GAUTSCHI, A., MÜLLER, W.H., NAEF, H., PEARSON, F.J., VOBORNY, O., VOMVORIS, S. and WILSON, W. 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz; Nagra Technical Report NTB 93-01. Nagra, Wettingen, Switzerland.

VIENO, T., HAUTOJÄRVI, A., KOSKINEN, L. and NORDMAN, H. 1992: TVO-92 Safety Analysis of Spent Fuel Disposal. TVO Report YJT-92-33E. TVO, Helsinki.

ZWICKY, H.U., GRABER, Th. and KEIL, R. 1992: Versuche zur Bestimmung der Langzeitkorrosionsrate von Alkaliborosilicatglas: Zwischenbericht. TM-43-92-26, PES-92-593, Paul Scherrer Institute.

Appendix 1

BAG 1992: Radioaktivität der Umwelt in der Schweiz, Bericht für das Jahr 1991. Bundesamt für Gesundheit, Abteilung Strahlenschutz, Bern.

ICRP 1979-1982: Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP publication 30, Parts 1,2 and 3 and Supplements to Parts 1,2 and 3. Pergamon Press, Oxford.

ICRP 1991: International Commission on Radiological Protection. 1990 Recommendation of the ICRP. ICRP Publication 60. Annals of ICRP 21, Nos.1-3. Pergamon Press, Oxford.

NEALL, F. (ed.) 1994: Kristallin-I Results in Perspective. Nagra Techn. Report NTB 93-23. Nagra, Wettingen.

NRPB 1992: Board Statement on Radiological Protection Objectives for the Land-Based Disposal of Solid Radioactive Wastes. Documents of the NRPB Vol.3, No.3 NRPB Chilton.

Appendix 2

ALDER, J.C. and MCGINNES, D. 1994: Model radioactive waste inventory for Swiss waste disposal projects. Nagra Techn. Report NTB 93-21. Nagra, Wettingen.

GRINDROD, P., WILLIAMS, M., GROGAN, H. and IMPEY, M. 1990: "STRENG": a Source Term Model for Vitrified High Level Waste. Nagra Techn. Report NTB 90-48. Nagra, Wettingen.

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/09. Nagra, Wwttingen.

NRPB 1987: Committed doses to selected organs and committed effective doses from intakes of radionuclides. NRPB-GS7, NRPB. HMSO, London.

Appendix 3

GRINDROD, P., WILLIAMS, M., GROGAN, H. and IMPEY, M. 1990: "STRENG": a Source Term Model for Vitrified High Level Waste. Nagra Techn. Report NTB 90-48. Nagra, Wettingen.

JAKOB, A., HADERMANN, J. AND RÖSEL, F. 1990: Radionuclide Chain transport with matrix diffusion and non-linear sorption, Nagra Techn. Report NTB 90-13, Nagra, Wettingen.

KLOS, R.A., SINCLAIR, J.S., TORRES, C., BERGSTRÖM, U., and GALSON, D.A. 1993: The PSACOIN Level 1b Intercomparison. NEA/OECD Paris.

KLOS, R. A., MUELLER-LEMANS, VAN DORP, F. and GRIBI, P., 1994, The Terrestrial-Aquatic Model of the Environment: Nagra Techn. Report NTB 93-04. Nagra, Wettingen.

SKI 1986: INTRACOIN, Final Report Levels 2 and 3: Model Validation and Uncertainty Analysis. SKI 86:2, Stockholm.

THURY et al., 1994: Geologie und Hydrogeologie des Kristallins der Nordschweiz. Nagra Techn. Report NTB 93-01. Nagra, Wettingen.

Appendix 6

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols. 1-8, Vol. 9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/06. Nagra, Wettingen.

NRPB 1987: Committed doses to selected organs and committed effective doses from intakes of radionuclides. NRPB-GS7, NRPB. HMSO, London.

Appendix 7

ALDER, J.C. and McGINNIS, D. 1994: Model radioactive waste inventory for Swiss waste disposal projects. Nagra Techn. Report NTB 93-21. Nagra, Wettingen.

BAKER, D.A., HOENTZ, G.R. and SOLDAT, J.K. 1976: FOOD - An Interactive Code to Calculate Internal Radiation Doses from Contaminated Food Products. BNWL-SA-5523, Batelle Pacific Northwest Laboratory.

BÖHRINGER, J., FRITSCHI, M., SCHWANNER, I. and RESELE, G. 1986: Radioökologische Modellierung der Biosphäre am Beispiel des Modellgebietes Oberbauenstock. Nagra Techn. Report NTB 85-92. Nagra, Wettingen.

GROGAN, H.A. 1985: Biosphere Modelling for a HLW Repository Scenario and Parameter Variations. Nagra Techn. Report NTB 85-48. Nagra, Wettingen.

IAEA 1982: Safety Series No. 57, Generic Models and Parameters for Assessing the Environmental Transfer from Routine Releases - Exposures of Critical Groups. IAEA, Vienna.

ICRP 1974: Report of the Task Group on Reference Man, ICRP Publication 23. Pergamon Press, Oxford.

ICRP 1979-1982: Limits for intakes of radionuclides by workers, ICRP publication 30, parts 1, 2 and 3. Pergamon Press, Oxford.

KLOS, R. A., MÜLLER-LEMANS, VAN DORP, F. and GRIBI, P., 1994, The Terrestrial-Aquatic Model of the Environment: Model Definition. Nagra Techn. Report NTB 93-04. Nagra, Wettingen.

LINSLEY, G. 1978: Resuspension of the transuranium elements - a review of existing data. NRPB. Chilton, United Kingdom.

NAGRA 1985: Project Gewähr 1985: Nuclear Waste Management in Switzerland: Feasibility Studies and Safety Analyses. Vols.1-8, Vol.9 (English Summary). Nagra Gewähr Report Series, NGB 85-01/09. Nagra, Wettingen.

NG, Y.C. 1982: A Review of Transfer Factors for Assessing the Dose from Radionuclides in Agricultural Products, Nuclear Safety, 23(1), p57.

NRPB 1987: Committed doses to selected organs and committed effective doses from intakes of radionuclides. NRPB-GS7, NRPB. HMSO, London.

SVENNSON, L. 1979: Dose Conversion Factors for External Photon Radiation. FOA Rapport C40060-A3, Försvarets Forskningsanstalt, Huvudavdelning 4. Sunbyberg, Sweden.

US Nuclear Regulatory Commission Regulatory Guide 1.109 1977: Calculation of Annual Doses to Man from Routine Releases of Reactor Effluents for the Purpose of Evaluating Compliance with 10 CFR Part 50, Appendix I. NUREG. Washington, USA.

付 録 B

第1回HLW研究会「ガス発生」関連資料

This is a blank page.

- ①炭素鋼オーバーバックからの水素ガス発生に関する研究（石川氏）
- ②圧縮ベントナイト中の水素ガス移行挙動に関する実験的研究（棚井氏）
- ③TRU廃棄物処分のガス輸送に関する二相流モデルを用いた感度解析（山本氏）
- ④セメント系材料中のガス移行に関する研究の現状（Gallé氏）
- ⑤Gas Transportation in Saturated Cementitious Materials^{*1}（入矢氏）
- ⑥Preliminary Test on Gas Migration through Bentonite-Sand Mixture^{*1}
（穂刈氏）
- ⑦放射線照射下におけるセメント固化体からの水素発生量の低減^{*2}
不燃性雑固体安定固化技術の開発(1)-Alのアルカリ腐食抑制剤の検討^{*3}
同上 (2)-Alのアルカリ腐食抑制剤の作用機構の検討^{*3}
（松田氏、野下氏）
- ⑧A Dynamical Network Model for Percolation Problems in Performance
Assessment of Radioactive Waste Management^{*1}（高瀬氏）

*1 M R S '94 原稿

*2 日本原子力学会「1993秋の大会」

*3 同上 「1994春の年会」

第1回 HLW研究会「ガス発生」

(主催：東京大学工学部システム量子工学科鈴木研究室)

日時：平成7年3月3日(金) 午前10時～午後17時

場所：東京大学工学部システム量子工学科 2階 会議室

プログラム

- | | | |
|---------------|---|--------------------------------------|
| 10:00 ~ 10:10 | 開会の挨拶 | 鈴木篤之 (東大) |
| 10:10 ~ 10:50 | 炭素鋼オーバーパックからの水素
ガス発生に関する研究 (仮題) | 石川博久 (動燃) |
| 10:50 ~ 11:30 | 圧縮ベントナイト中の水素ガス移
行挙動に関する実験的研究 (仮題) | 棚井憲治 (動燃) |
| 11:30 ~ 12:10 | TRU廃棄物処分のガス輸送に関する
二相流モデルを用いた感度解析 (仮題) | 山本幹彦
(東洋エンジニアリング) |
| 12:10 ~ 13:00 | 昼食 | |
| 13:00 ~ 13:40 | Current CEA Studies on Gas Migration in
Cement Based Materials | Dr. Christophe Galle
(CEA-Saclay) |
| 13:40 ~ 14:20 | 低レベル処分場におけるセメント中の
ガス輸送 (仮題) | 入矢達史郎 (大林組) |
| 14:20 ~ 15:00 | ベントナイト/砂混合系でのガス移行
に関する予備試験 (仮題) | 穂刈利之 (清水建設) |
| 15:00 ~ 15:30 | Break | |
| 15:30 ~ 16:10 | セメント硬化体からの水素発生抑制
ーセメント改良によるアプローチ | 松田将省 (日立エネ研) |
| 16:10 ~ 16:50 | ガス輸送に関するモデリングについて
(仮題) | 高瀬淳康 (日揮) |
| 16:50 ~ 17:00 | 閉会の挨拶 | 鈴木篤之 (東大) |

なお、各ご講演時間の中には10～15分の質疑討論の時間をおとり下さい。

以上

1. はじめに

高レベル廃棄物の地層処分における人工バリアの一つであるオーバーパックには炭素鋼が有力な候補材料となっているが、処分環境として考えられる還元性の環境においては一般に炭素鋼は水素発生型の腐食を生じると言われている。オーバーパックの周囲に設置される緩衝材は低透水性および低透気性のため、発生した水素ガスの蓄積等により核種移行経路等が変化する可能性がある。したがって、水素ガス影響評価の前提となる処分環境での炭素鋼からの水素ガス発生量を定量的に評価する必要がある。

ここでは、動燃事業団で実施した溶存酸素濃度をパラメータとした炭素鋼からの水素ガス発生量評価試験の結果を述べるとともに、海外における処分環境（高および低中レベル廃棄物処分）での炭素鋼からの水素ガス発生量の評価について紹介する。

2. 溶存酸素濃度をパラメータとした炭素鋼からの水素ガス発生量評価⁽¹⁾⁽²⁾⁽³⁾

2-1 試験条件

試験片を図1に示す容器に入れ、試験溶液に浸漬し、酸素濃度の異なるキャリアーガスを流して腐食試験を行い、その間に発生する水素量を測定した。水素ガス発生率（単位時間あたりの水素ガス発生量）は試験容器を定期的に密封し、1時間放置後、容器内のガスをガスクロマトグラフィーにより定量分析し求めた。試験前後の重量変化を測定し、平均腐食速度を算出した。試験条件は次の通りである。

①試験片：平板試験片（SM41B）

②試験液：人工海水（ASTM規格）

③試験温度：80℃

④浸漬期間：14日、30日

⑤キャリアーガス（吹き込みガス）：5条件

・高純度窒素ガス99.9999%以上（<0.01ppm）

・0.7%酸素ガス+99.3%窒素ガス（<0.1ppm）

・7%酸素ガス+93%窒素ガス（1ppm）

・大気（3ppm）

・純酸素ガス（15ppm）

（ ）内はヘンリーの法則に基づいて算定した溶液中の溶存酸素濃度

2-2 試験結果

(1) 水素発生量に及ぼす溶存酸素濃度の影響

5種類の酸素濃度の異なるキャリアーガスを吹き込んで行った腐食試験における水素ガス発生量の経時変化を図2に示す。キャリアーガス中の酸素濃度は低い場合には浸漬当初は比較的多量の水素ガスが発生するが、その後経時的に減少し浸漬後数日で低い値で安定する。一方、キャリアーガス中の酸素濃度が高い場合には、浸漬試験当初より比較的多量の水素ガスが発生し、経時的に大きな変化はなく水素ガスの発生が見られる。

腐食試験期間中に発生した水素ガス量の積分値を算出し、溶存酸素濃度との関係でまとめた図を図3に示す。溶存酸素濃度の増加とともに水素ガスの発生量が増大する傾向が認められる。

(2) 平均腐食量に及ぼす溶存酸素濃度の影響

重量減少量から算出した平均腐食速度と溶存酸素濃度の関係を図4に示す。平均腐食速度は、溶存酸素の増加とともに顕著に増加した。溶存酸素濃度の低い場合には、腐食速度は経時的に減少したが、溶存酸素濃度の高い場合には、腐食速度はほぼ一定であった。水素発生型の腐食のみが起きていると考えられる純窒素吹き込み系での平均腐食速度は、14日試験で0.008mm/y、30日試験では0.005mm/yであった。

2-3 考察

(1) 水素発生反応の寄与率について

上記実験結果に基づいて各腐食試験条件下における水素発生反応の寄与率を算出し溶存酸素濃度に対してプロットした結果を図5に示す。

水素発生反応の寄与率は水素発生反応に対応する腐食量を重量変化から求めた腐食量で除し、百分率で示した値である。水素発生量に対応する腐食量は、鉄の腐食反応を① $\text{Fe} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_2 + \text{H}_2$ および② $3\text{Fe} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}_3\text{O}_4 + 4\text{H}_2$ と仮定して算出したものである。図中の左たて軸は①の反応を右のたて軸は②の反応を仮定したときの各水素発生反応の寄与率を示す。

溶存酸素の増加とともに水素発生反応の寄与率は低減した。

(2) 水素発生量に及ぼす溶存酸素の影響について

本試験結果では、吹き込みガス中の酸素濃度の増加とともに水素発生量の増加する傾向が明らかに認められた。一般に腐食電位の低い方(溶存酸素濃度の低い方)が水素発生量が多いと考えられるので、本試験の傾向は逆であるが、溶存酸素の高い場合には局部腐食を生じやすいので、局部腐食の先端部付近に部分的にpHの低い領域が存在し、水素発生量が増加したことが考えられる。

3. 海外における炭素鋼の腐食に伴う水素ガスの発生量評価の概要

3-1 スイスにおける評価

(1) 模擬地下水および塩化物溶液中の炭素鋼の水素発生型腐食評価⁽⁴⁾

①試験条件

試験片は脱気溶液のはいたたフラスコにセットされ恒温水槽に浸漬し、窒素ガスをフラスコ内の溶液上部に通気し発生したガスをガスクロマトグラフで分析。(図6参照)

・試験片:低炭素鋼(DIN 1.0333)の平板試験片

・キャリアガス:純窒素(99.999%窒素)

・試験溶液

シリーズ1:Boettstein地下水およびSaekingen地下水(Table1参照)

シリーズ2:NaCl溶液(Cl濃度0、80、800、8000mg/l)

pH(7、8.5、10)

温度(50℃、80℃)

シリーズ3:Boettstein地下水とNaCl溶液

リン酸塩(1000mg/l NaHPO₄)、ベントナイト添加

②試験結果

シリーズ1および2の結果をTable2にシリーズ3の結果をTable3に示す。

地下水の違いによる水素発生量の差異は認められなかった。

水素発生量はpHに依存し、Cl濃度には依存しない。(図7および図8)

リン酸塩は還元条件の腐食に影響なし。

ベントナイトを添加した溶液での水素発生量は3~20倍になった。原因は不明。

(圧縮ベントナイト中では腐食速度の増加はなかった。)

(2) 低中レベル処分場における鉄からの水素発生量評価⁽⁵⁾

①試験条件

図9に示す試験容器1の部分で鉄ワイヤー(試験片)を試験溶液に浸漬し、3の部分に水銀を封入し、左右の容器上部を脱気し真空にしてシールする。腐食で発生した水素ガスは2の部分に蓄積し体積を水銀の目盛りの変化により測定する。

・試験片:純鉄(99%Fe、0.91%C)の直径0.57mmのワイヤー

・試験温度:21℃

・試験溶液:Boettstein地下水、セメントポア水等(Table4~6参照)

②試験結果

図10~図13に示すように、水素の発生量はBoettstein地下水の条件が最大で、NaOH溶液およびKOH溶液が次に発生量が多く、セメントポア水およびCa(OH)₂溶液は水素発生量は少なかった。この値は、上記高レベル廃棄物オーバーパックにおける水素発生量の評価結果と比較しても小さい値である。

3-2 スウェーデン(英国AEA)における炭素鋼からの水素発生量評価⁽⁶⁾

スウェーデンのオーバーパックの概念としては、外側が銅、内側が鉄の二重容器が考えられている。したがって、外容器貫通後の内側の鉄の腐食に伴う水素ガスの発生を評価している。

①試験条件

図14に示すような試験容器に炭素鋼ワイヤー(試験片)を入れ、脱気試験液を入れ、もう一つの容器にはdi-n-butyl phthalateを入れ密封する。水素発生量は、上部チューブのdi-n-butyl phthalateの液高変化で測定する。

・試験片:炭素鋼ワイヤー(表面積0.1m²)

・試験溶液:人工地下水(組成をTable7に示す)

・試験温度50℃

・浸漬条件

標準ケース:炭素鋼ワイヤーを試験溶液に完全に浸漬

Task1:炭素鋼ワイヤーを試験溶液の上部に吊るす(浸漬せず)または、試験溶液へ

半分浸漬する。

Task2:炭素鋼ワイヤーの表面にあらかじめ酸化物(Magnetite)または炭酸化合物(Carbonate)の腐食生成物を形成し試験溶液へ浸漬する。

Task3:炭素鋼ワイヤーを人工地下水に鉄イオン等を添加した試験溶液に浸漬する。

TASK4:炭素鋼ワイヤーを人工地下水にアンモニアイオンまたは硝酸イオン(放射線分解生成物)を添加した試験溶液に浸漬する。

また、イオン強度が10倍のケースも試験。

②試験結果

試験結果をTable8~9 および図15~図21に示す。

- ・水素発生速度は概ね経時的に低下しており、長期間では $0.5\text{dm}^3\text{m}^{-2}\text{y}^{-1}$ 以下となっている。
- ・長期試験では、完全に浸漬した場合と試験液の上部に吊るした場合では水素発生量はほぼ同等である。
- ・腐食生成物の影響はMagnetiteのほうが顕著に水素発生量を低下させる。
- ・鉄イオン等が多い系では水素発生量が増加傾向にある。
- ・放射線分解生成物(アンモニア、硝酸)は水素発生量にほとんど影響しない。
- ・イオン強度が10倍のケースでは、長期(5000時間)の水素発生速度が他のケースの長期間の場合に比べて一桁高い。

4. 参考文献

- (1)石川博久他 オーバーパックの候補材料選定と炭素鋼オーバーパックの寿命評価
PNC TN8410 92-139
- (2)本田 明他 腐食防食'91 予稿集 A-307
- (3)K. Hara et al, Proc. of Gas Generation and Release, OECD NEA 1992
- (4)NAGRA Technical Report 89-19
- (5)NAGRA Technical Report 91-21
- (6)SKB Technical Report 94-12

Table 1. Chemical Composition of Böttstein and Säckingen waters

	Säckingen µg/g	Böttstein µg/g
Na ⁺	900 - 1070	4800
K ⁺	75 - 86	54
Mg ⁺⁺	12 - 15	3
Ca ⁺⁺	124 - 158	1100
Cl ⁻	1480 - 1820	8100
F ⁻	2.3 - 2.8	3.8
SO ₄ ⁼	112 - 115	1820

Table 2. Results of hydrogen evolution measurements in reference groundwaters and carbonate buffered chloride solutions. Hydrogen evolution rates at steady state (i.e. hydrogen evolution rate virtually unchanged over last 40 hours of observation). Corrosion rates are calculated from the hydrogen evolution rate assuming oxidation of Fe to Fe(II). Long incubation times are possible, measurable corrosion may occur at pH 10 at longer exposure times.

Medium	Temp. °C	Hydrogen evolution rate ml.m ⁻² .h ⁻¹	Corr. rate µm.a ⁻¹
Säckingen	25	0.65	1.8
Säckingen	50	1.3	3.6
Säckingen	80	0.6	1.7
Böttstein	25	0.45	1.3
Böttstein	50	2.5	7.0
Böttstein	80	0.95	2.7
pH 7 ; 0 ppm Cl ⁻	50	1.0	2.8
pH 7; 80 ppm Cl ⁻	50	1.1	3.0
pH 7 ; 800 ppm Cl ⁻	50	0.5	1.4
pH 7 ; 8000 ppm Cl ⁻	50	1.3	3.5
pH 7; 0 ppm Cl ⁻	80	0.35	1.0
pH 7; 80 ppm Cl ⁻	80	1.4	3.9
pH 7; 800 ppm Cl ⁻	80	2.1	5.9
pH 7; 8000 ppm Cl ⁻	80	0.3	0.8
pH 8.5; 0 ppm Cl ⁻	50	0.3	0.8
pH 8.5; 80 ppm Cl ⁻	50	0.3	0.8
pH 8.5; 800 ppm Cl ⁻	50	0.5	1.4
pH 8.5; 8000 ppm Cl ⁻	50	0.5	1.4
pH 8.5 0 ppm Cl ⁻	80	0.2	0.6
pH 8.5; 80 ppm Cl ⁻	80	0.6	1.7
pH 8.5; 800 ppm Cl ⁻	80	0.2	0.6
pH 8.5; 8000 ppm Cl ⁻	80	1.0	2.8
pH 10; 0 ppm Cl ⁻	50	<0.02	<0.04
pH 10; 80 ppm Cl ⁻	50	<0.02	<0.04
pH 10; 800 ppm Cl ⁻	50	<0.02	<0.04
pH 10; 8000 ppm Cl ⁻	50	<0.02	<0.04
pH 10; 0 ppm Cl ⁻	80	0.2	0.6
pH 10 ; 80 ppm Cl ⁻	80	1.0	2.8
pH 10 ; 800 ppm Cl ⁻	80	0.3	0.8
pH 10; 8000 ppm Cl ⁻	80	0.2	0.6

Table 3 Results of Series 3 hydrogen evolution experiments. Measured hydrogen evolution rates at steady state (i.e. virtually constant value over last 40 hours of observation). Long incubation times are possible, measurable corrosion may occur in bi-distilled water at longer observation times.
 (B = Böttstein water, Cl⁻ and PO₄³⁻ in mg/l, Bentonite 5% by weight dry sodium bentonite)

Medium mg/l	Temp °C	H ₂ steady state ml(H ₂)/m ² .h	Time h
Böttstein water (B)	50	3.0-3.5	156
Böttstein water (B)	80	0.5-1.0	162

B + 1000 PO ₄ ³⁻	50	0.5	156
B + 1000 PO ₄ ³⁻	80	0.5-1.0	162

8000 Cl ⁻ + 1000 PO ₄ ³⁻ pH=7	50	1.0-2.0	134
8000 Cl ⁻ + 1000 PO ₄ ³⁻ pH=7	80	0.5	164

8000 Cl ⁻ + 1000 PO ₄ ³⁻ pH=8.5	50	1.5-2.5	134
8000 Cl ⁻ + 1000 PO ₄ ³⁻ pH=8.5	80	1.5-2.0	164

8000 Cl ⁻ + 1000 PO ₄ ³⁻ pH=10	50	0.8-1.3	195
8000 Cl ⁻ + 1000 PO ₄ ³⁻ pH=10	80	2.0-2.5	160

B + 5% Bentonite pH=8.2	50	1.8-2.3	195
B + 5% Bentonite pH=8.2	80	10.0-13.5	195

8000 Cl ⁻ + 5% Bentonite *	50	1.3-1.8	163
8000 Cl ⁻ + 5% Bentonite *	80	5.5-8.5	182

Bi-distilled water	50	<0.02	163

* pH ca. 8.2

Table 4: Test media

	Series 1	Series 2
A) Boettstein water (Table 2)	X	X*
B) 8000 ppm Cl pH 8.5 (Table 2)	X	X*
C) Bidistilled water	X	
D) 0.1 N NaOH pH 13	X	
E) Ca(OH) ₂ saturated pH 12.8		X
F) NaOH pH 12.8		X
G) KOH pH 12.8		X
H) Cement pore water Ia pH 13.2		X
I) Cement pore water Ib pH 12.9	X	X
J) Cement pore water II pH 12.5	X	X

* with these media, two different types of iron were tested (cf. 4.2.2)

Table 5: Chemical composition of Boettstein water (a) and 8000 ppm chloride solution, pH 8.5 (b) (in µg/g).

	Na	K	Mg	Ca	Cl	F	SO ₄
(a) Boett.	4800	54	3	1100	8100	3.8	1820
(b) Chloride	5188	--	--	--	8000	--	--

The pH of this solution was adjusted to 8.5 by a buffer system in contact with air (log pCO₂ = - 3.5)
 0.1% Na₂CO₃ : 0.1% NaHCO₃ 1 : 100

Table 6: Chemical composition of the synthetic cement pore waters.

mmol/l	KOH	NaOH	Na ₂ SO ₄	CaSO ₄	Ca(OH) ₂	CaCO ₃	Mg(OH) ₂
Pore water Ia	180	114	3	-	sat.	sat.	sat.
Pore water Ib	60	34	3	-	sat.	sat.	sat.
Pore water II	3	-	-	3	sat.	sat.	sat.

TABLE 7

STANDARD ARTIFICIAL GROUNDWATER FOR ALL EXPERIMENTS: -
STANDARD WATER FOR SORPTION MEASUREMENTS ACCORDING TO
KBS TR 36

	Concentration Mol dm ⁻³	Concentration ppm
MgSO ₄	10 ⁻⁴	12.6
MgCl ₂	8 x 10 ⁻⁵	8.6
KCl	10 ⁻⁴	7.46
Na ₄ SiO ₄	2 x 10 ⁻⁵	37.84
HCl	8 x 10 ⁻⁴	29.9
CaCl ₂	4.5 x 10 ⁻⁴	50.6
NaHCO ₃	2 x 10 ⁻³	169.2
pH*	8.1	8.1

*Adjusted where necessary with HCl or NaOH.

TABLE 8

APPROXIMATE HYDROGEN EVOLUTION RATE IN dm^3 (STP) m^{-2} year^{-1}

	Time (Hours)							
	100	500	1000	1500	2000	3000	4000	5000
Cell Type								
Standard Groundwater ^[8]	51.0	16.5	4.15	1.5	1.25	1.0	<0.5	<0.5
Task 1								
*Saturated Vapour No.1	70.0	4.15	3.8	1.5	1.0	0.75	0.5	<0.5
*Saturated Vapour No.2	19.5	16.5	15.2	6.7	5.4	1.6	1.0	0.75
Task 2								
Thin Magnetite	7.0	3.5	1.5	1.0	0.75	0.5	0.5	<0.5
Thick Magnetite	<0.5	0.75	1.0	0.75	0.5	<0.5	0.5	<0.5
Thin Carbonate	7.0	3.25	2.5	2.0	1.75	1.5	0.75	-
Thick Carbonate	8.0	3.0	1.5	0.75	0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Powder	110.0	13.0	4.0	1.0	-	-	-	-
Powder (Control)	84.0	157.0	4.75	0.75	-	-	-	-
Task 3								
0.1 M FeSO_4	32.0	22.5	12.75	13.5	16.5	19.0	-	-
0.1 M K_2SO_4	16.0	5.0	1.75	3.75	2.5	3.25	4.0	-
Saturated FeCO_3	32.0	16.0	4.75	1.5	0.75	1.0	0.5	<0.5
Task 4								
9 mM NH_3	32.0	6.25	5.5	2.5	1.0	0.75	0.5	<0.5
3 mM HNO_3	32.0	16.0	4.0	1.0	0.75	0.5	<0.5	<0.5
10x strength**	16.0	3.25	4.0	4.0	3.25	3.25	2.5	2.0

*In the Saturated vapour cell number 1 the carbon steel was completely clear of the groundwater. Cell number 2 contains the partially-submerged carbon steel.

**After 7000 hours the 10x strength cell was still producing hydrogen at a rate of approximately 3 dm^3 (STP) m^{-2} year^{-1} .

TABLE 9

APPROXIMATE CORROSION RATE IN MICRONS PER YEAR

	Time (Hours)							
	100	500	1000	1500	2000	3000	4000	5000
Cell Type								
Standard Groundwater ^[8]	16.0	5.2	1.3	0.4	0.3	0.3	<0.1	<0.1
Task 1								
*Saturated Vapour No.1	22.0	1.3	1.2	0.4	0.3	0.2	0.1	<0.1
*Saturated Vapour No.2	6.1	5.2	4.8	2.1	1.7	0.5	0.3	0.2
Task 2								
Thin Magnetite	1.9	1.0	0.4	0.3	0.2	0.2	0.1	<0.1
Thick Magnetite	<0.1	0.2	0.4	0.2	0.1	<0.1	0.1	<0.1
Thin Carbonate	1.7	1.0	0.8	0.5	0.6	0.5	0.2	-
Thick Carbonate	2.5	0.9	0.4	0.2	0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Powder	27	5.0	1.3	0.3	-	-	-	-
Powder (control)	50	3.5	1.0	0.3	-	-	-	-
Task 3								
0.1 M FeSO ₄	10.0	7.0	4.0	4.1	5.2	5.0	-	-
0.1 M K ₂ SO ₄	5.0	1.6	0.6	1.2	0.8	1.0	1.3	-
Saturated FeCO ₃	10.0	5.0	1.5	0.5	0.2	0.4	0.2	0.1
Task 4								
9 mM NH ₃	10.0	1.9	1.7	0.8	0.3	0.2	0.1	0.1
3 mM HNO ₃	10.0	5.0	1.3	0.3	0.2	0.1	<0.1	<0.1
10x strength	5.0	1.0	1.3	1.3	1.0	1.0	0.8	0.7

*In the Saturated vapour cell number 1 the carbon steel was completely clear of the groundwater. Cell number 2 contains the partially-submerged carbon steel.

To convert from microns per year of carbon steel to dm³ (STP) m⁻² year⁻¹ of hydrogen gas multiply by 3.175.

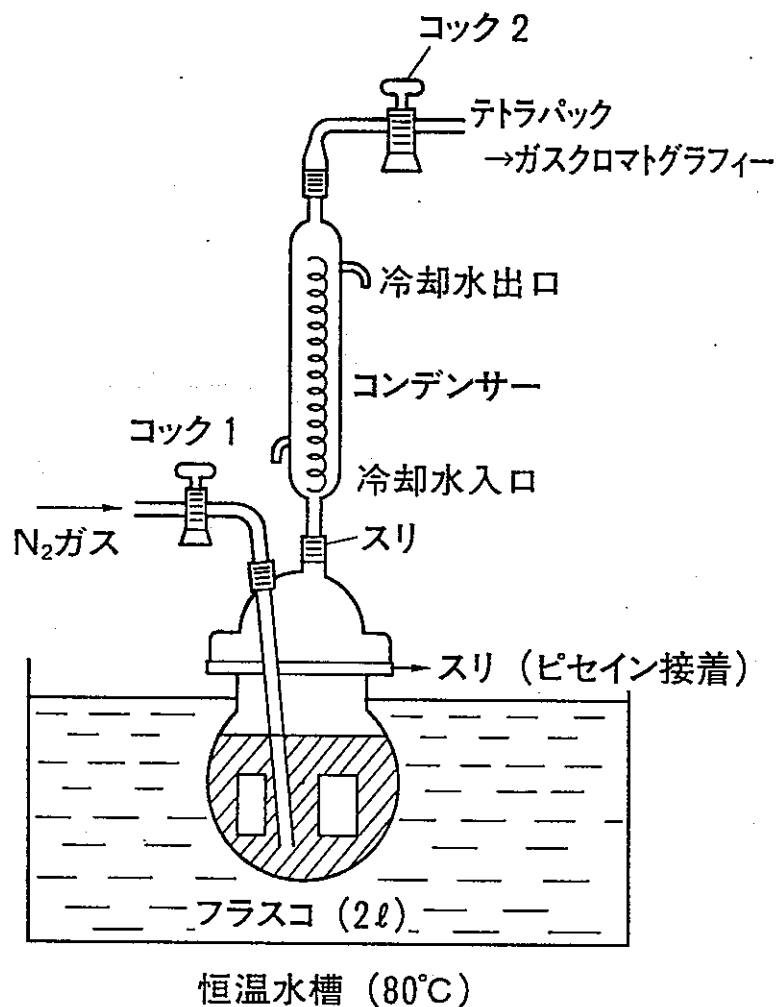


図 1. 腐食試験状況の模式図

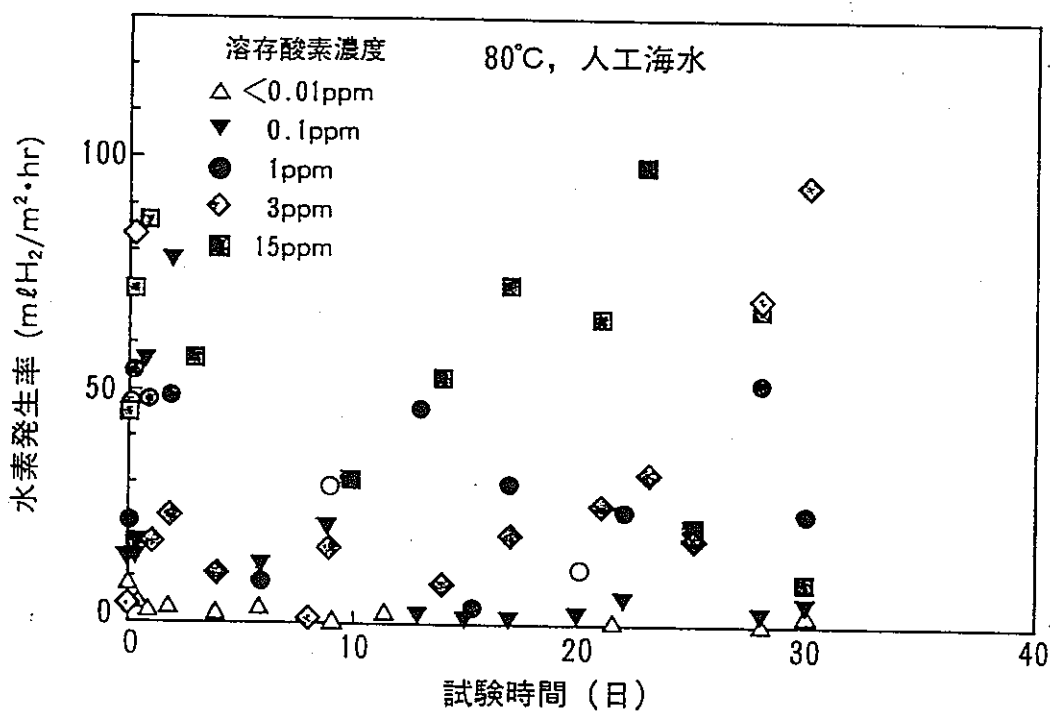


図 2. 水素発生量の経時変化

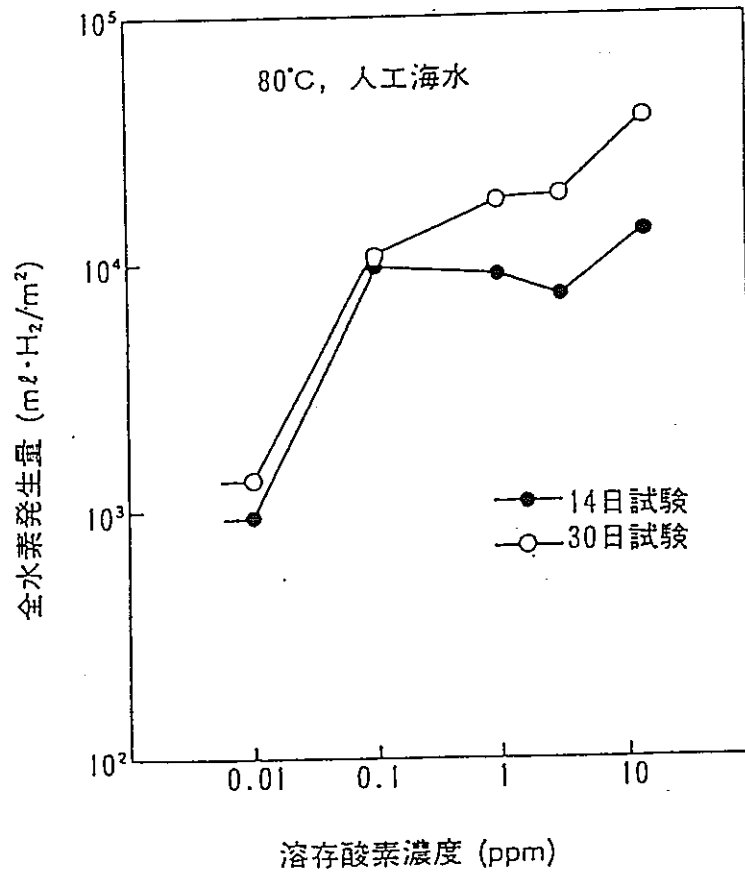


図3 炭素鋼の腐食における全水素発生量に及ぼす溶存酸素濃度の影響

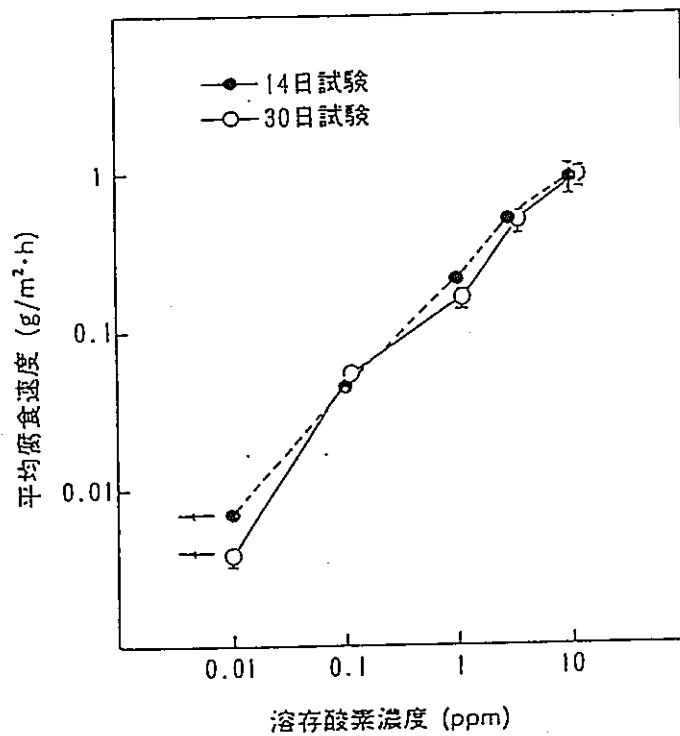


図4 平均腐食速度に及ぼす溶存酸素濃度の影響

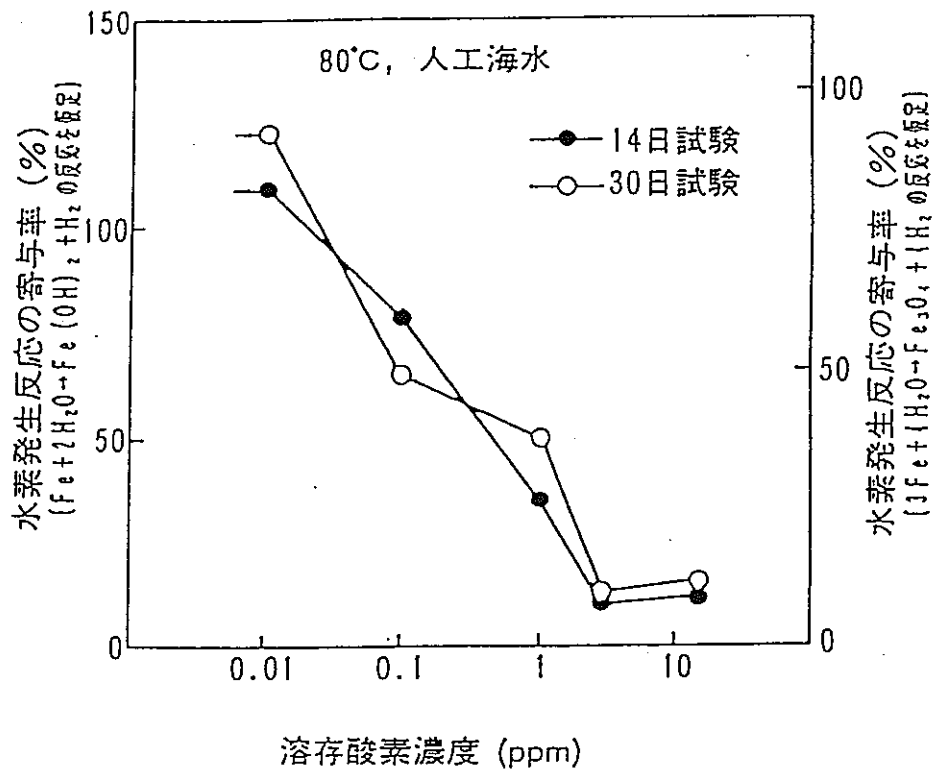


図5 炭素鋼の腐食における水素発生反応の寄与率に及ぼす溶存酸素濃度の影響

- [1] Nitrogen gas supply
- [2] Water bottle
- [3] Specimen flasks (3)
- [4] Water bath
- [5] Cold trap
- [6] Gas chromatograph
- [7] Gas flow rate meter
- [8] Output
- [TI] Thermostat
- [PI] Pressure reduction
- [WLD] Detector
- [INT] Integrator
- [REC] Recorder

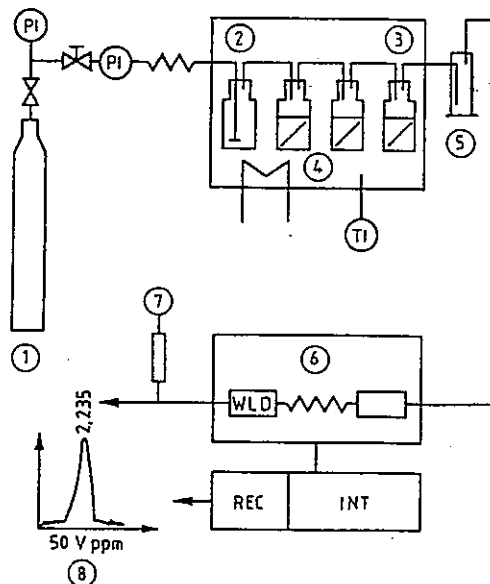


Fig 6 Experimental apparatus (schematic)

Fig 7.

Average and standard deviation of hydrogen evolution rate as a function of pH (excluding transients) for all media and temperatures.

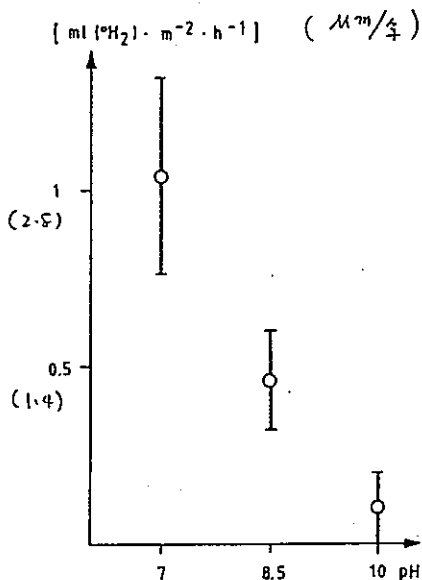
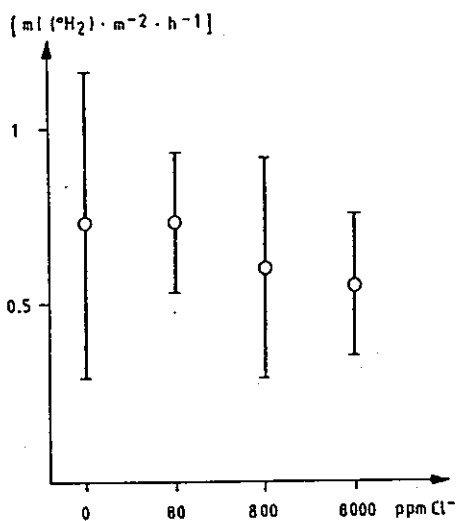


Fig 8

Average and standard deviation of hydrogen evolution rate as a function of Cl⁻ concentration for all media and temperatures.



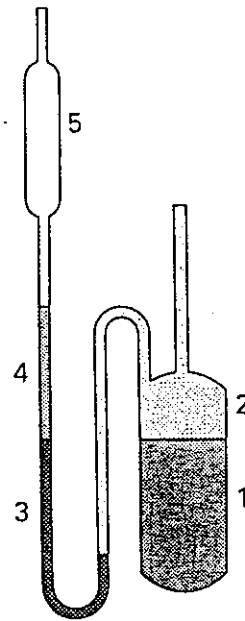
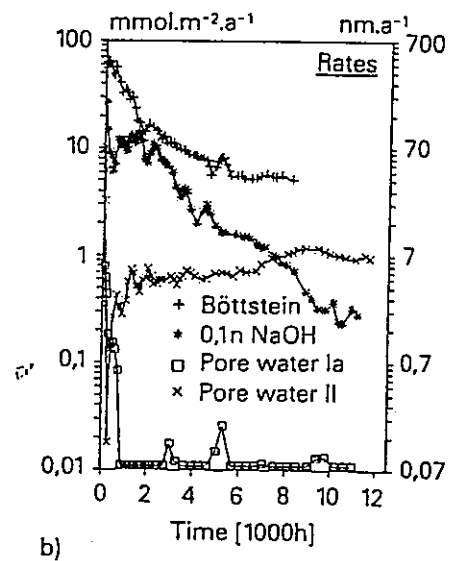
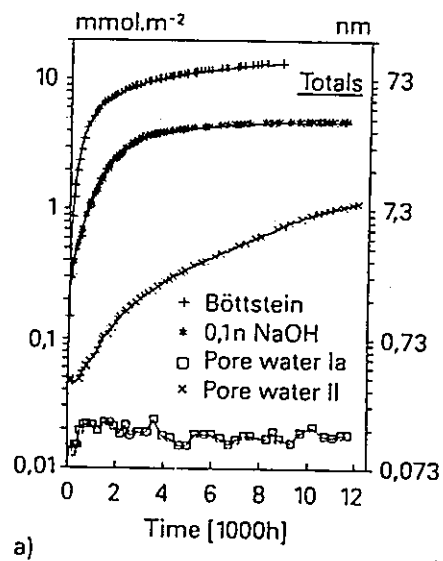
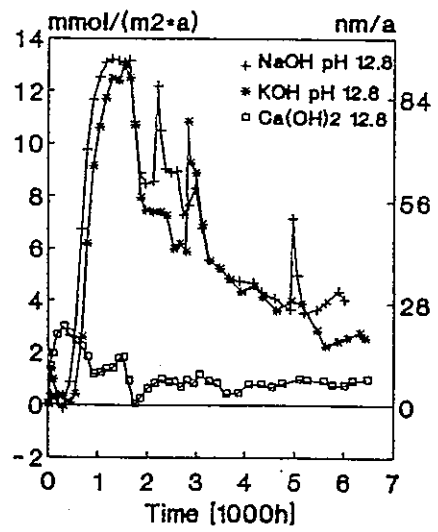
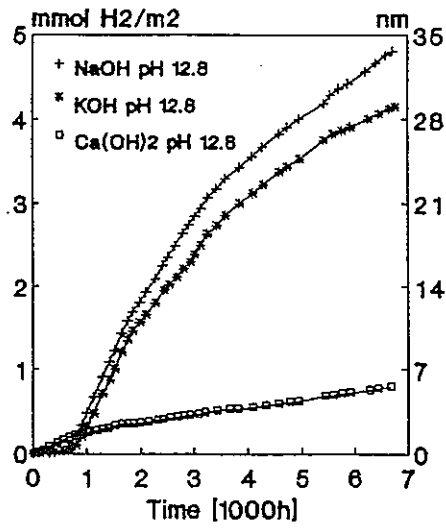


Fig. 9. Glass corrosion cell

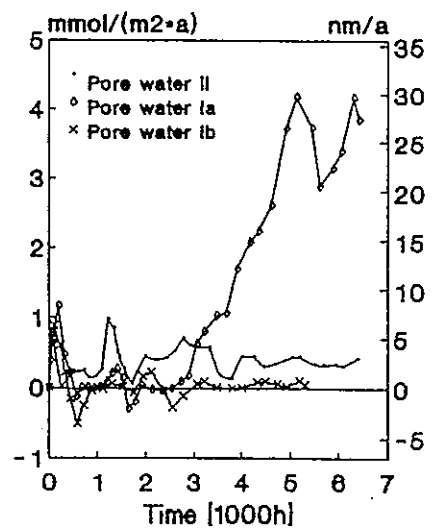
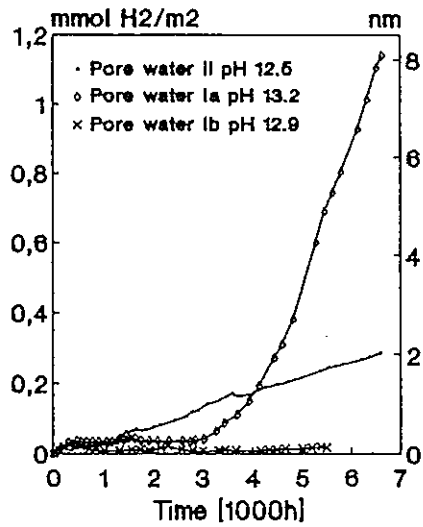
- 1 Test solution, iron wire
- 2 Evacuated gas room accumulates hydrogen
- 3 Mercury column
- 4 Water
- 5 Evacuated space



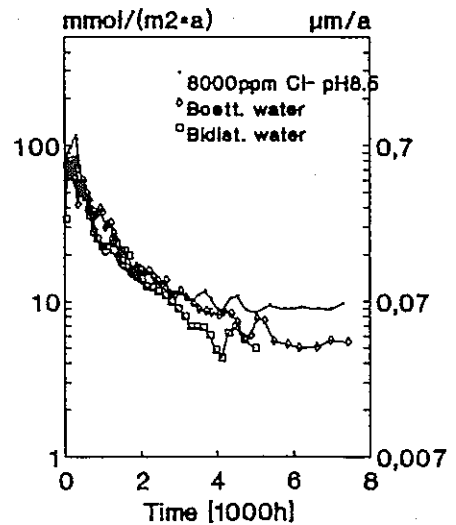
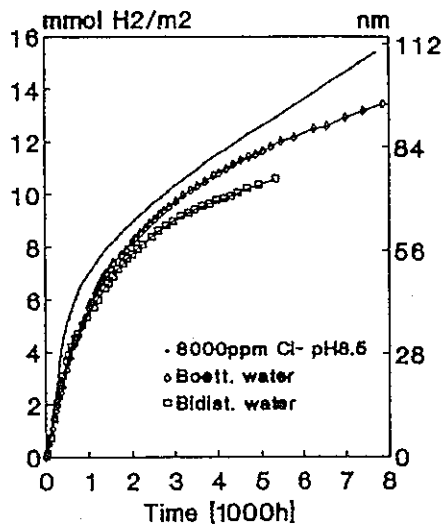
- Fig. 10 a) Total hydrogen evolved and equivalent corrosion loss
 b) Hydrogen evolution rates and corrosion rates derived from a)



1 | Comparison of the three main components of cement pore water: NaOH, KOH, $\text{Ca}(\text{OH})_2$.



2 | Comparison of different types of cement pore water.



3 | Comparison of corrosion rates in three neutral media.

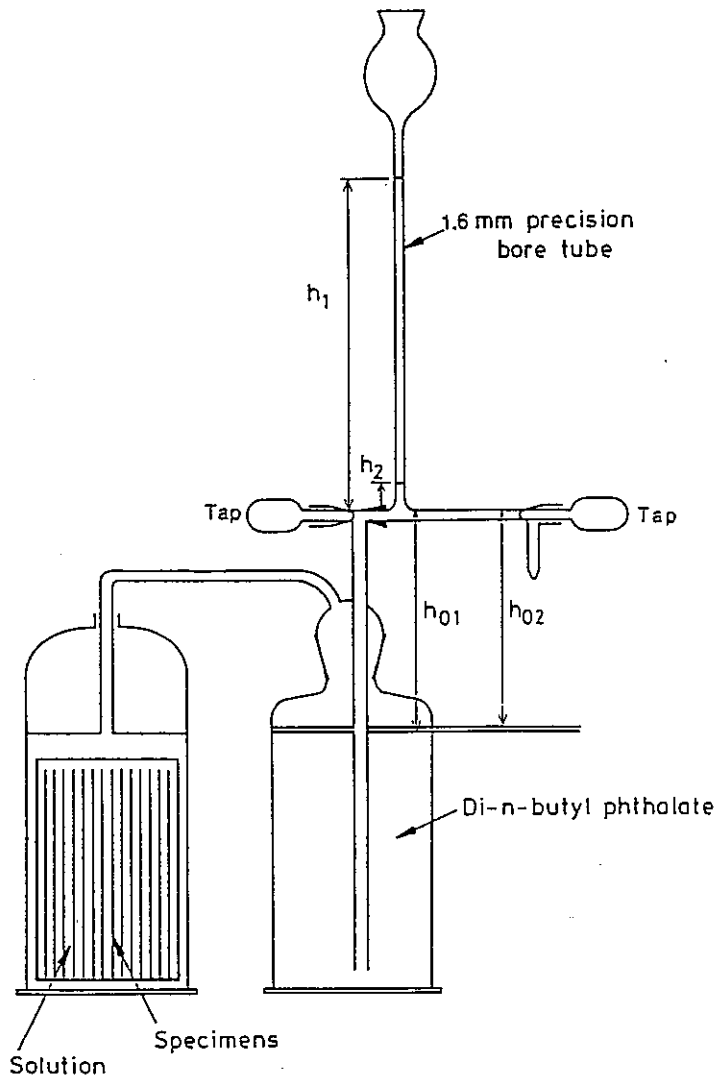


Fig 14 . Schematic of the barometric cell design used to measure hydrogen production rates via a liquid displacement technique

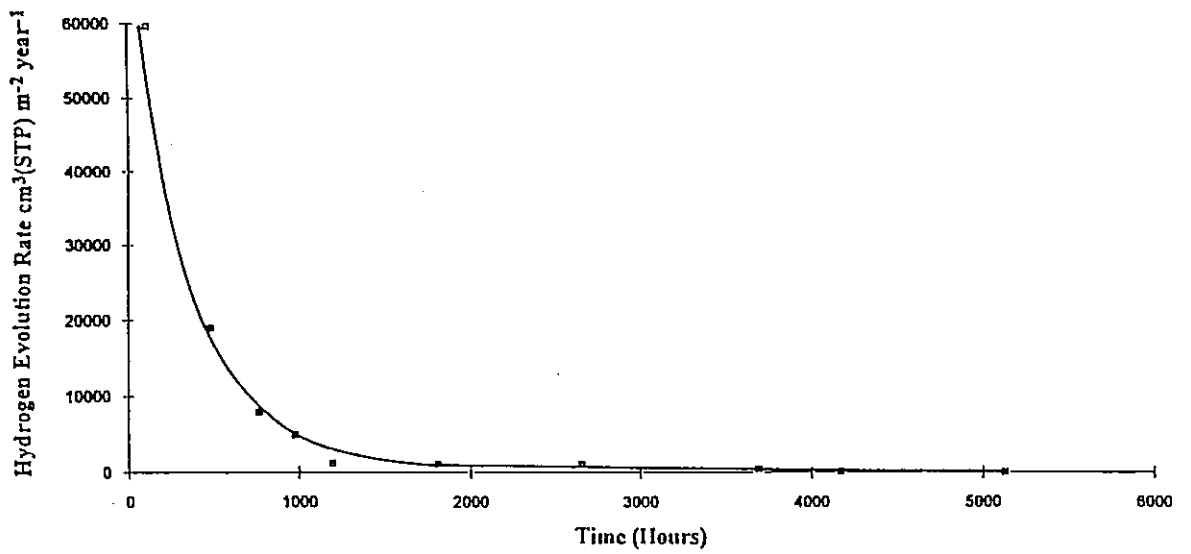
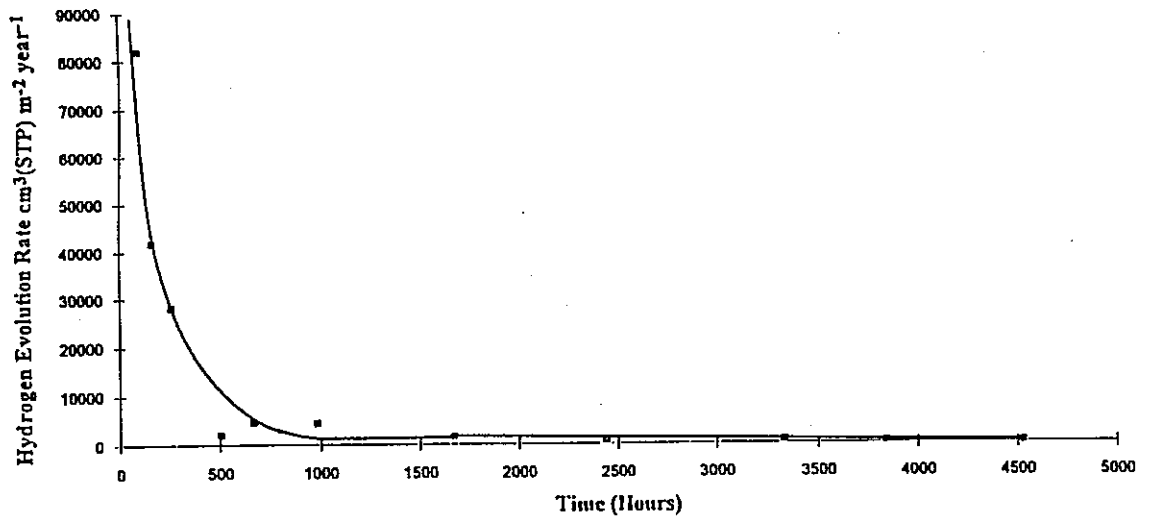
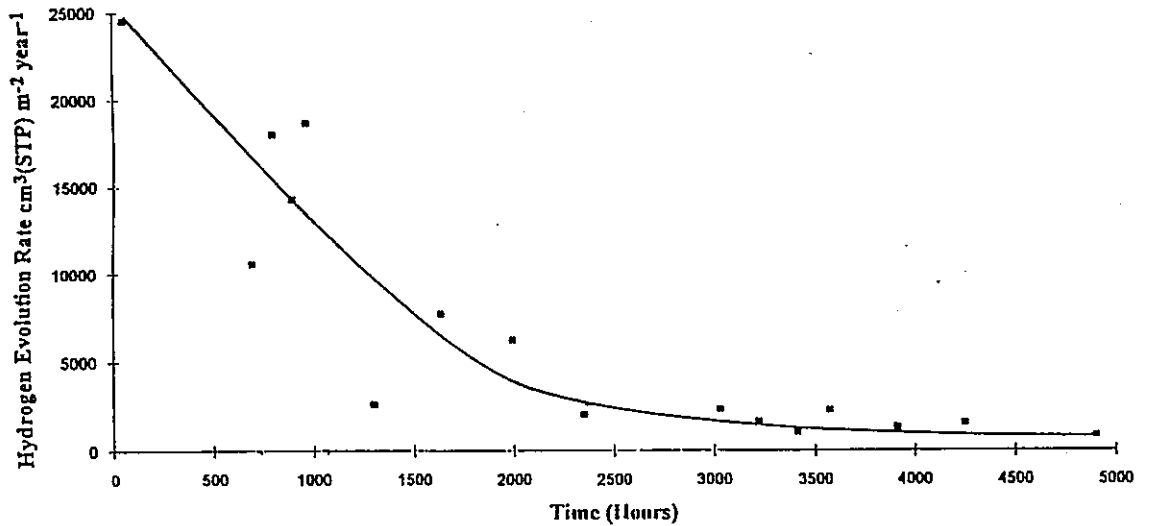


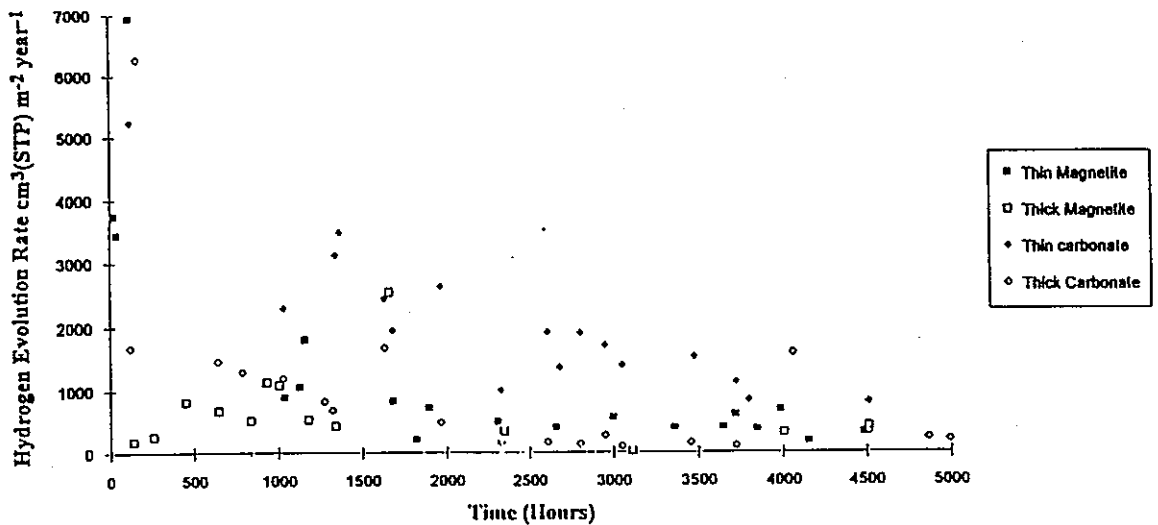
Fig 15 Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel in standard artificial SKB groundwater⁽⁸⁾



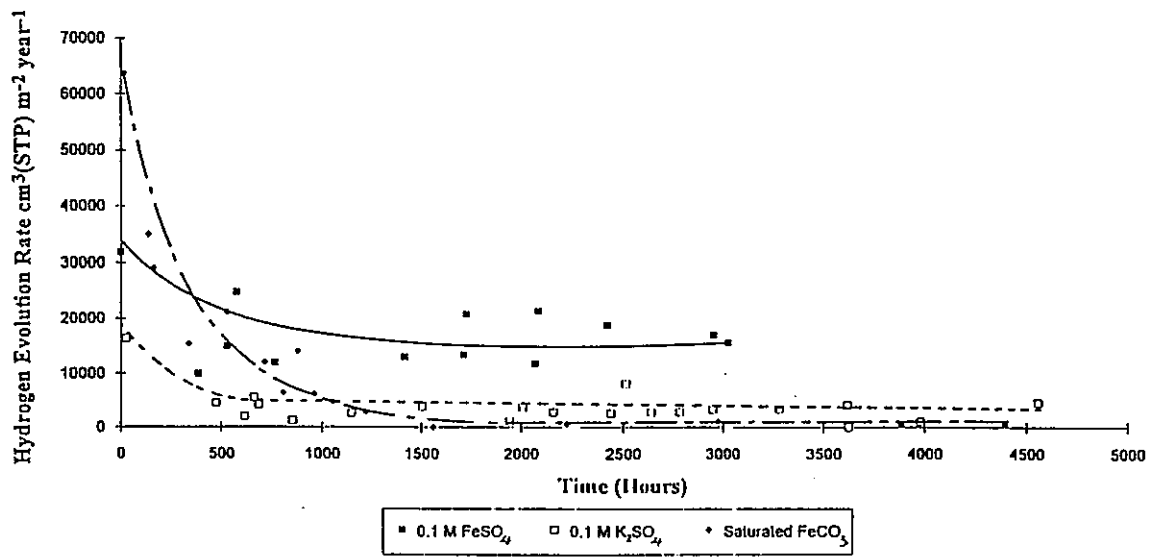
16 Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel suspended in a humid atmosphere above a solution of artificial SKB groundwater



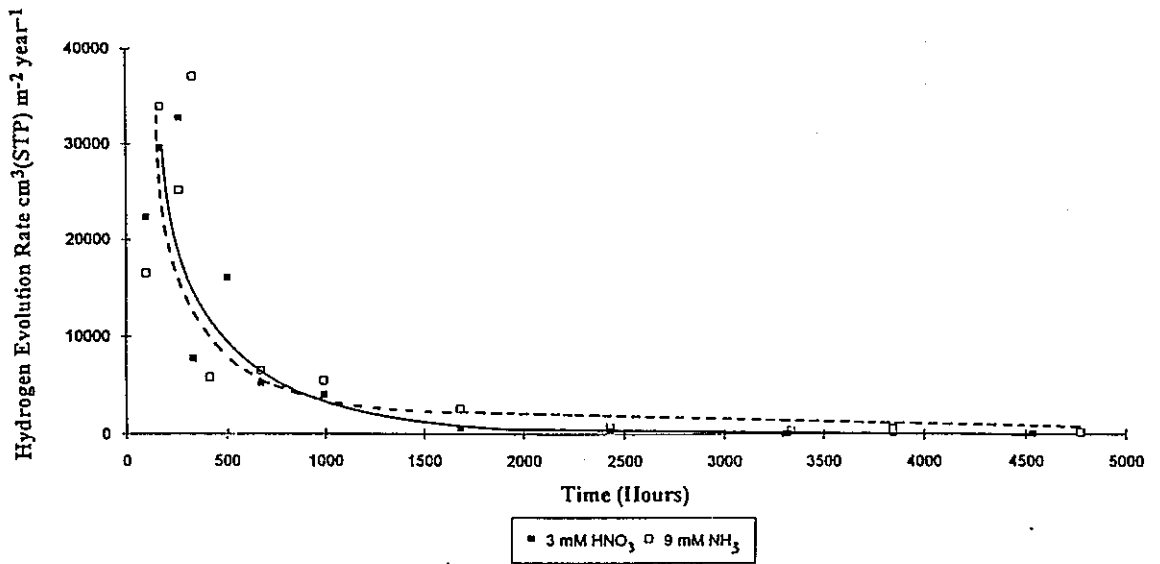
17 Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel partially-submerged in artificial SKB groundwater. Approximately 20% of the carbon steel was below the surface of the solution



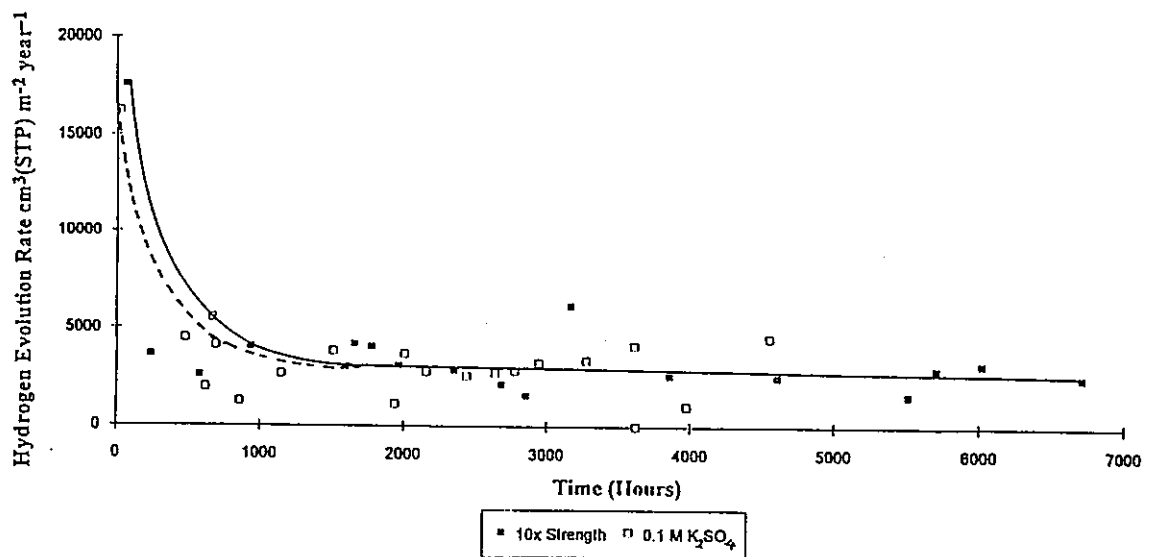
18 Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel in standard artificial SKB groundwater. The carbon steel was pre-coated with either a magnetite or Iron(II) carbonate layer. Approximate thicknesses 50 nm or 500 nm



19. Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel in artificial SKB groundwater with either an additional 0.1M FeSO₄ or 0.1M K₂SO₄ or saturated with FeCO₃



20. Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel in artificial SKB groundwater with either an additional 9 mM NH₃ or 3 mM HNO₃ to simulate the products of radiolysis reactions involving nitrogen and water



21. Rate of hydrogen evolution versus time for carbon steel in artificial SKB groundwater which is either 10x the strength of the standard composition (Table 1) or contains an additional 0.1M K₂SO₄

1.はじめに

高レベル放射性廃棄物の地層処分における人工バリアの一つであるオーバーパックは、還元環境下における腐食により水素ガスを発生する。

この水素ガスは、緩衝材の透気係数が低い場合にはオーバーパックと緩衝材間に蓄積され、人工バリアの構造力学的安定性に影響を及ぼす可能性がある。

したがって、水素ガス発生による影響を評価するために緩衝材中の水素ガスの透気特性を把握することが、核種移行シナリオや人工バリアの構造力学的安定性を評価する上でも重要な課題となる。

ここでは、クニゲルV1を用いた以下の二つの実験について述べるものである。

(1)乾燥試料を用いた固有透過係数 (Intrinsic permeability) の測定

(2)飽和状態における臨界圧力の測定

なお、これらの実験は、現在事業団が保有している装置のうち小型試験装置を用いて実施した。

2.実験装置

ベントナイトの透気特性を把握するための実験装置として、現在、事業団においては大型及び小型試験装置の2基を有している。

本装置は、ガス供給系、試験容器、ガス捕集・測定系及び制御ユニットより構成されており、円柱状ベントナイト試料中を一次元的にガスを透過させ、ガスの透気流量、ガス圧力、膨潤応力、温度及び間隙水排水量を測定できるシステムとなっている。

実験に必要なガス圧力については、クニゲルV1の膨潤試験データとR.Puschらの実験結果を基に設定した。すなわち、使用するベントナイトをクニゲルV1相当とし、乾燥密度 1.8 g/cm^3 での膨潤応力を約 5 MPa 程度と考えると、R.Puschらの実験結果〔1〕から予想されるガスの臨界圧力は高い場合でも、その90%の 4.5 MPa 程度となることから、その2倍程度の余裕をとって最大常用圧力を 9.3 MPa として設定した。

それぞれの装置の仕様は、以下のとおりである。また、装置の概略フローを図-1に示す。

[大型試験装置]

容器寸法； $\phi 430\text{ mm}\times\text{H}1240\text{ mm}$

試料寸法； $\phi 300\text{ mm}\times\text{H}300\text{ mm}$ 、 $\phi 300\text{ mm}\times\text{H}1000\text{ mm}$

ガス圧力；Max. 9.3 MPa

膨潤応力計；Max. 9.8 MPa

水供給ポンプ；Max. 9.8 MPa

[小型試験装置]

容器寸法； $\phi 125\text{mm} \times H267\text{mm}$

試料寸法； $\phi 50\text{mm} \times H40 \sim 50\text{mm}$

ガス圧力；Max. 9.3MPa

膨潤応力計；Max. 25MPa

水供給ポンプ；Max. 9.8MPa

間隙水排水量測定用ビュレット；0.01cc（最小目盛り）

装置の運転フローは、次のようなものである。

- (1) ベントナイト試料の膨潤応力を圧力変換器（大型容器）、ロードセル（小型容器）にて測定し、飽和膨潤後、ガスの注入を開始する。
- (2) ガスの注入に際しては、レギュレータによってガス圧力を調整するとともに、ガス圧力計及びガス流量計にてそれぞれのデータをデータロガーに出力する。
- (3) 圧力調整されたガスは、大型あるいは小型容器に注入され、透過後のガスは大型容器使用時にはチェンバーを、小型容器使用時には間隙水排水量測定用ビュレット及び気泡流量計をそれぞれ通して建屋外に放出する。

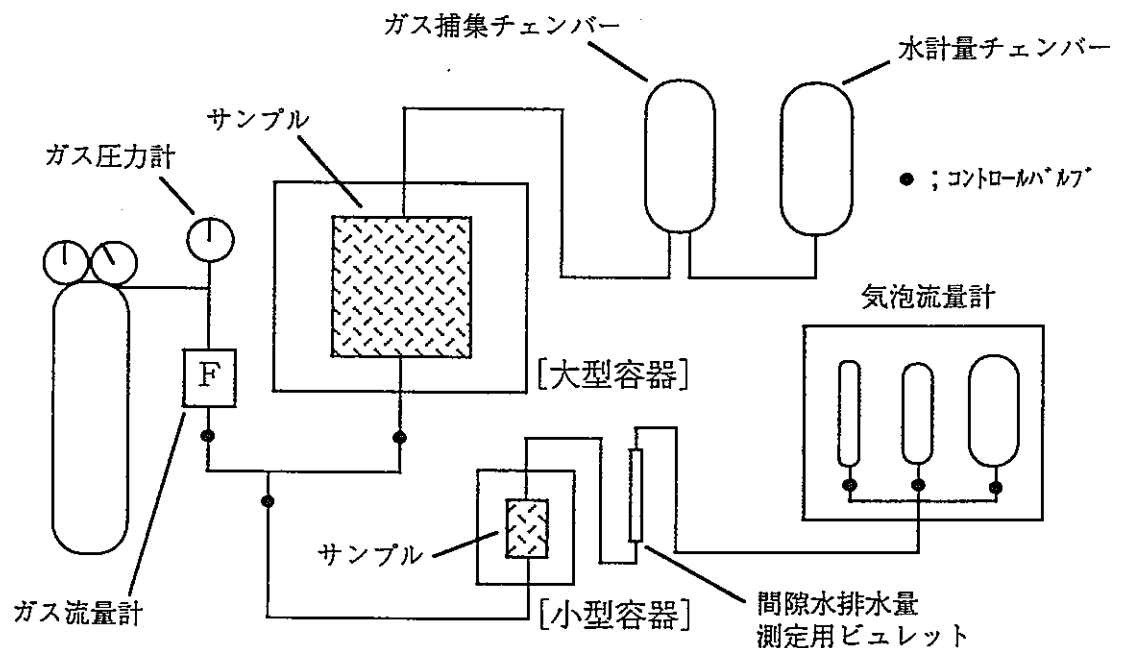


図-1 システムフロー概略図

3.実験方法及び結果

3.1 固有透過係数の測定

本実験は、二相流解析コードTOUGH2 [2] のひとつのパラメータである固有透過係数を求めること及び透水試験から得られた値との比較検討を目的として実施した。

(1)実験方法

実験手順は次のようである。まず、ベントナイト試料を乾燥状態とするため110℃の炉内で数日間乾燥放置した後、小型容器に充填し所定の密度(1.5,1.6,1.7,1.8g/cm³の4種類を選定)になるよう圧縮成型(φ50mm×H50mm)した。

次に、試料下面に0.025~0.4MPaのガス圧力を与え、ガス捕集チェンバーにより透気流量を測定し固有透過係数を算出した。

試験には、流体の違いによる影響も確認するためアルゴンガス(ベルギー・モル研究所における試験で使用)、水素ガス及び窒素ガスを使用した。

固有透過係数は、ダルシー則より

$$K_g = (\eta_g \cdot L / A) \cdot (Q_g / P_g)$$

となる。

ここで、

K_g ; 固有透過係数 [m²]

η_g ; 気体の粘性係数 [Pa·s]

L ; 試料高さ [m]

A ; 試料断面積 [m²]

Q_g ; 透過気体流量 [m³/s]

P_g ; ガス圧力 [Pa]

また、アルゴンガス、水素ガス、窒素ガスの粘性係数は、それぞれ 2.21×10^{-5} 、 8.7×10^{-6} 、 1.75×10^{-5} Pa·s (20℃) である。

(2)実験結果

各種ガスの固有透過係数の密度依存性を図-2に示す。

各流体における固有透過係数については、おおむね一致しており $1 \times 10^{-14} \sim 1 \times 10^{-15}$ m²の範囲にある。また、乾燥密度が大きいほど固有透過係数は小さくなり、透過抵抗が大きくなることが分かる。

一方、ベントナイトの固有透過係数については、透水試験[3]からもデータが得られていることから、その結果との比較検討も実施した。透水試験により得られた固有透過係数を図-3に示す。透水試験の結果は、 $1 \times 10^{-20} \sim 1 \times 10^{-21}$ m²の範囲にあり、透気試験の結果とでは大きく異なる(透気試験結果の方が6桁大きい)ものとなった。

このような双方の結果の相違は、ベントナイト成型体の骨格構造の変化、すなわち透気試験の乾燥試料とは異なり、透水試験のそれは水の浸潤によるクラスターの拡張により、マクロポアが縮小されることに起因するものと考えられる[4]。

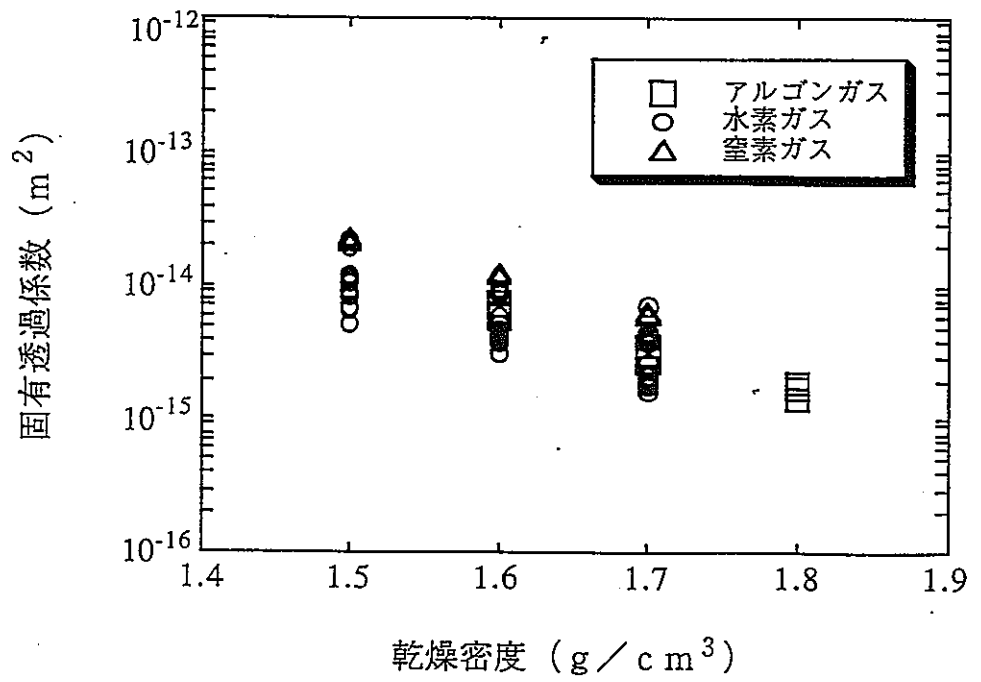


図-2 乾燥試料における乾燥密度と固有透過係数の関係

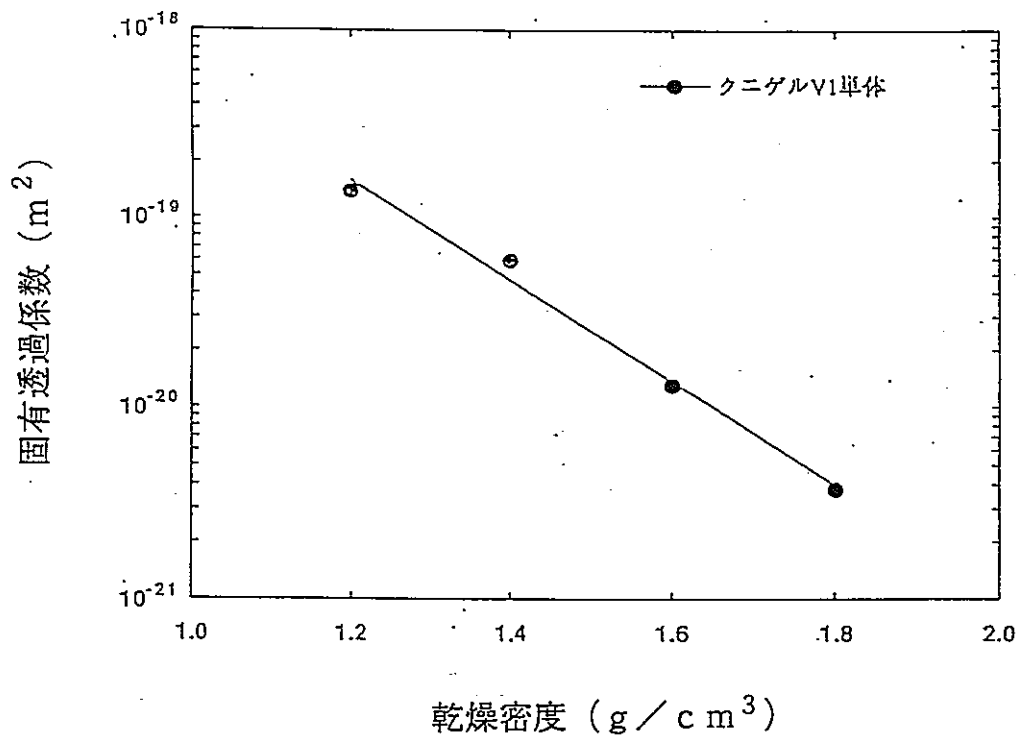


図-3 透水試験から得られた固有透過係数の値

3.2 飽和膨潤試料の臨界圧力の測定

本実験は、飽和条件下でブレイクスルーが生じるガス圧力及びその時点での透気係数を取得するとともに、飽和試料を対象に透気試験より再度固有透過係数を求め、その結果が透水試験の結果と一致するか否かを再検討することを目的として実施した。間隙水排水量の測定については、今回の実験を実施した段階で微量な間隙水排水量を測定できるビュレットが設置されていなかったことから測定項目には含めないこととした。

(1)実験方法

実験に際しては、まず、初期含水比9.7%のベントナイト粉末を小型容器に充填、圧縮成型し、 $\phi 50\text{ mm} \times H 40\text{ mm}$ 、乾燥密度 1.8 g/cm^3 、初期飽和度52.5%の試験体を作成した。

次いで本実験の目的から、本試験体を飽和膨潤させるために小型容器給水口より水を浸潤させるとともに、容器上部に取付けられたロードセルにて膨潤応力の計測を行った。

なお、試験体飽和の判断は、今までに実施されてきたベントナイトに係る諸試験からの経験及び膨潤応力の経過から実施した。

水素ガスの注入に際しては、試験体の膨潤圧力が 5.2 MPa 程度発生していたことから、R.Puschらの実験結果 [1] から最大ガス負荷圧力を 5.2 MPa として想定し、 $0 \sim 3\text{ MPa}$ までを 0.3 MPa/日 づつ上昇させ、 $3.0 \sim 5.2\text{ MPa}$ までを 0.2 MPa/日 づつ圧力を上昇させる計画とした。

なお、上記のガス圧力上昇幅は、以下の理由により設定した。

- ・R.Puschらの実験結果より膨潤圧力近傍でブレイクスルーが生じると予想されたことから、低圧側での圧力上昇幅を大きくとり、高圧側では小さくすることとした。

(2)実験結果

先に述べた圧力上昇計画に基づき、平成7年1月10日から2月3日まで圧力の上昇を行った。

しかしながら、ガス圧力 5.2 MPa で24時間保持してもブレイクスルーが起きなかったことから、同圧力のまま再度36時間保持することとした。

このような保持期間の延長にもかかわらずブレイクスルーは認められず、一方で実験終了時期が迫っていたことから、2月5日にシステムとしての限界圧力近傍 (9.2 MPa) まで徐々にガス圧力を上昇させ、限界圧力で約17時間保持したが、結果的に透気には至らなかった。

実験開始から終了まで (浸潤～ガス供給終了) のガス圧力、膨潤圧力及びガス流量の各データの経過を図-4に示す。

また、ガス注入期間のみを抜粋したものを図-5に示す。

なお、透気試験終了後に試験体を 1 cm の厚さごとに切断し、それぞれの含水比を測定した結果、試料の飽和度分布は図-6のようなものである。

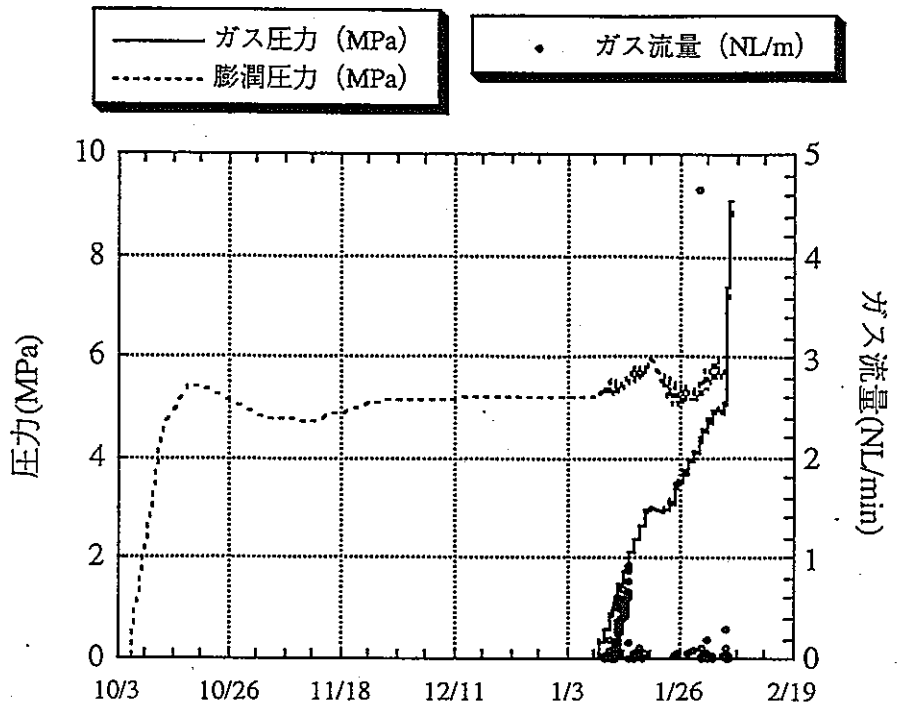


図-4 ガス圧力、膨潤圧力及びガス流量の経過(1)

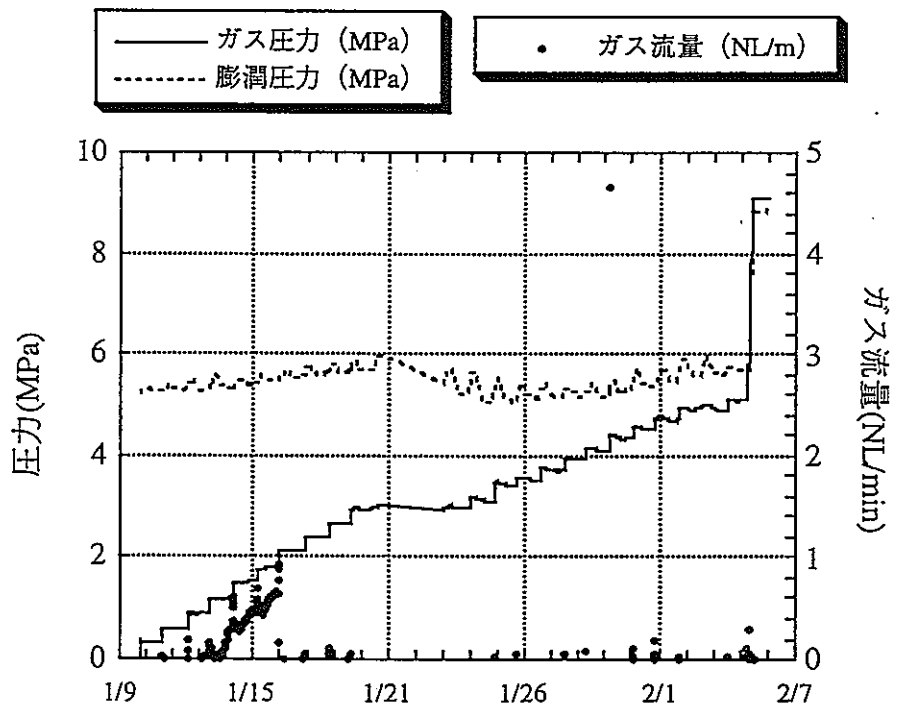


図-5 ガス圧力、膨潤圧力及びガス流量の経過(2)

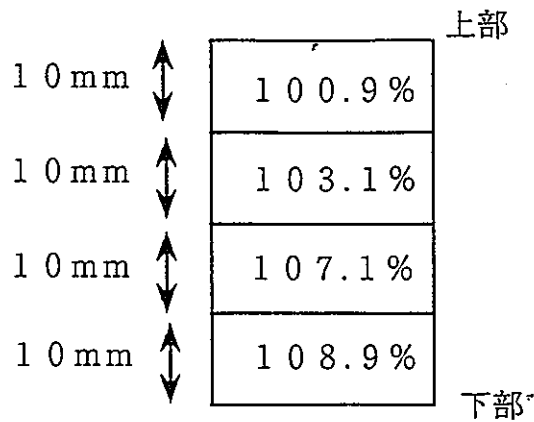


図-6 試験終了後における試料の飽和度分布

4.まとめ

ベントナイトの固有透過係数については、膨潤応力によって間隙構造が変化すること起因し、飽和試料と乾燥試料とは異なった値をとることが分かった。本データは、今後進められるTOUGH2を用いたガス移行解析上必要なパラメータであることから、飽和条件下において固有透過係数の測定を行い、透水試験により得られたデータの検証を行う必要がある。

臨界圧力に係る実験については、当初予定していたデータの取得には至らなかった。この原因のひとつとして保持期間とガス移行長さである試験体の厚さが考えられることから、次回の実験においては高圧側で保持期間を長くするとともに、試験体厚さを薄くしかつ密度1.6g/cm³で実施し、ブレイクスルーの傾向を把握する。

5.参考文献

- [1] ; R.Pusch,L.Ranhagen,K.Nilsson (1985) : Gas migration through MX-80 bentonite Final Report,Nagra TR85-36
- [2] ; K.Pruess (1987) : TOUGH User's Guide , LBL-20700
- [3] ; 鈴木英明、竹内真司、菅野毅 (1994) : 圧縮ベントナイト透水係数の温度依存性、日本原子力学会「1994春の年会」 B-28
- [4] ; 中野政詩、雨宮悠、藤井克巳、石田朋靖、石井明俊 (1984) : 拘束された不飽和粘土の浸潤と膨潤圧、農土論集 p112

1. はじめに

TRU廃棄物の処分では多種多様な廃棄物が処分対象となることから、廃棄体に含まれる各種金属の腐食の他、有機物の微生物分解作用等によるガス発生の可能性が指摘されている。処分施設内でのガス発生は処分の安全性に影響を及ぼす恐れのある、施設内の圧力上昇によるバリアの破損、処分場内の汚染された間隙水の排出、処分場周辺の地下水流変化等の諸現象の発端となることが懸念されている。ここでは処分場で発生したガスの影響を二相流解析コードを用いて評価し、主要なパラメータについて感度解析を行うことにより、ガス発生によって生じる処分場内外の気/液相の移行と状態量の変化を明かにすると共に、性能評価上重要なパラメータと今後取得、整備すべきデータ項目の抽出を行った。

2. 感度解析パラメータの選定

(1) 感度解析パラメータの設定

感度解析対象とするパラメータは、予備解析により影響が大きいとされた以下の項目に基づいて選定した。

- ・ガスの透過を支配する層に対する絶対透過係数
- ・ガスの透過を支配する層に対する相対透過係数評価モデル
- ・毛管圧評価モデル
- ・ガス発生速度、及び発生期間

なお、毛管圧評価モデルについては複数のモデルに対して必要となるパラメータ値を設定するための特性データが現時点では不足することから、本評価では毛管圧を考慮しない条件を基本とし、代表的な1種類の毛管圧モデルを適用した場合についてケースを設定し感度の評価を行うこととした。

(2) 感度解析ケース

本感度解析では解析対象とする処分施設形態として比較的バリア構成の単純なボルトタイプを選定し、以下に示す各種バリアに対するパラメータ値を変化させることにより、ガスの蓄積/移行に対する影響度を評価した。

- ①緩衝材層の絶対透過係数の変化
- ②地層の絶対透過係数の変化
- ③各バリア層に適用する相対透過係数評価モデルの相違
- ④各バリア層の毛管圧の考慮
- ⑤ガス発生速度、及び発生期間の変化

なお、ガス発生の影響度を評価するための評価指標は、バリア性能への物理的影響の面から、「処分施設内の間隙圧力」、ガスの移行範囲、及び処分場外への間隙水の排出量について目処を得る観点から「ガス/間隙水の飽和度」、さらに処分場内での間隙水の流動と処分場周辺での水理条件への影響を考慮する観点から「地下水流速」を選定した。

3. パラメータ値の設定

パラメータ値の設定は、移行媒体に対する二相流特性試験結果、及び既往の評価例における設定値を調査し、これらを参考としてパラメータ間の相関について考慮することにより、各特性値相互に矛盾のない値を設定することとした。

各ケースで設定したパラメータ値をまとめて表1に示す。

表1 感度解析条件

(1/2)

パラメータ	ケース1 (基本ケース)	ケース2 (緩衝材)	ケース3 (母岩)	ケース4 (透過性)	ケース5 (毛管圧)	ケース6 (ガス量)
バリア形状・寸法 [解析対象モデル；直方体近似 (2次元)，単位長さ当たりのフラックスを算定]						
処分施設外形 廃棄体 充填材 緩衝材厚さ 躯体厚さ ゆるみ域厚さ	11mH×13mW 7mH× 7mW 1m T 1&2m T — 5m T	同左	同左	同左	同左	同左
バリア物性						
密度 [kg/m ³] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 ゆるみ域 母岩	 2.4×10 ³ 2.6×10 ³ 2.7×10 ³ — 2.7×10 ³ 2.7×10 ³	同左	同左	同左	同左	同左
間隙率 [-] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 ゆるみ域 母岩	 0.30 0.28 0.33 — 0.05 0.01	同左	同左	同左	同左	同左
絶対透過係数 [m ²] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 ゆるみ域 母岩	 1.0×10 ⁻¹⁶ 1.0×10 ⁻¹⁷ 2.5×10 ⁻²¹ — 1.0×10 ⁻¹⁴ 1.0×10 ⁻¹⁶	緩衝材； 2-a; 2.5×10 ⁻¹⁹ 2-b; 2.5×10 ⁻²³	ゆるみ域； 3-a; 1.0×10 ⁻¹² 3-b; 1.0×10 ⁻¹⁶ 母岩； 3-a; 1.0×10 ⁻¹⁴ 3-b; 1.0×10 ⁻¹⁸	ケース1に同じ	ケース1に同じ	ケース1に同じ
熱伝導度 [W/m °C] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 ゆるみ域 母岩	 2.30 2.30 1.70 — 2.90 2.90	同左	同左	同左	同左	同左
比熱 [J/kg °C] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 ゆるみ域 母岩	 840. 840. 1,000. — 840. 840.	同左	同左	同左	同左	同左

表1 感度解析条件

(2/2)

パラメータ	ケース1 (基本ケース)	ケース2 (緩衝材)	ケース3 (母岩)	ケース4 (透過性)	ケース5 (毛管圧)	ケース6 (ガス量)
2相流パラメータ						
相対透過係数 τ' λ 廃棄体, 充填材 緩衝材 躯体 母岩, ゆるみ域	Corey τ' λ $S_r=0.30,$ $S_x=0.18$ Corey τ' λ $S_r=0.10,$ $S_x=0.10$ — Corey τ' λ $S_r=0.25, S_x=0$	同左	同左	Corey τ' λ $S_r=0.30,$ $S_x=0.18$ Sandia τ' λ $S_r=0.09, S_x=0$ $\lambda=0.52$ — Corey τ' λ $S_r=0.25, S_x=0$	ケース1に同じ	ケース1に同じ
毛管圧評価 τ' λ 廃棄体, 充填材 緩衝材 躯体 母岩, ゆるみ域	無視	同左	同左	同左	Narasimhan τ' λ $P_s=1.0 \times 10^5 [\text{Pa}],$ $P_o=1.2 \times 10^6 [\text{Pa}]$ $\eta=1.3$ Sandia τ' λ $P_{max}=3 \times 10^8 [\text{Pa}]$ $P_o=2.4 \times 10^7 [\text{Pa}]$ $\lambda=0.52$ — Narasimhan τ' λ $P_s=1.0 \times 10^5 [\text{Pa}],$ $P_o=1.2 \times 10^6 [\text{Pa}]$ $\eta=1.3$	ケース1に同じ
重力の効果	考慮する	同左	同左	同左	同左	同左
その他の初期条件						
間隙水飽和度 [-] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 母岩, ゆるみ域	1.0 1.0 1.0 — 1.0	同左	同左	同左	同左	同左
温度	30 [°C]	同左	同左	同左	同左	同左
間隙圧力 [Pa] 廃棄体 充填材 緩衝材 躯体 母岩, ゆるみ域	静水圧 静水圧 静水圧 — 静水圧	同左	同左	同左	同左	同左

パラメータ	ケース1 (基本ケース)	ケース2 (緩衝材)	ケース3 (母岩)	ケース4 (透過性)	ケース5 (毛管圧)	ケース6 (ガス量)
ガス発生速度 [m ³ (STP)/m ³ y] (発生ガスは全て airとして解析する)	鉄の腐食 $H_2: 0.022 [\text{m}^3/\text{m}^3 \text{ y}]$ (1,700年間)	同左	同左	同左	同左	鉄の腐食; 5-a; 0.22 [m ³ /m ³ y] (170年間) 5-b; 0.002 [m ³ /m ³ y] (17,000年間)

4. 解析

(1) 解析条件

TRU廃棄物処分場におけるガス発生の影響評価において、本解析で適用された二相流解析の基本条件を以下に示す。

(a) 解析コード

本解析には Lawrence Berkeley Laboratory において開発された、二相流/熱移行解析コードである TOUGH コードを使用した。同コードは有限差分法を用いて物質収支/エネルギー収支式の数値解を得ることにより物質移行を評価するものである。

同コードの基本モデルを以下に示す。

質量/エネルギー 収支

$$\frac{d}{dt} \int_{V_n} M^{(k)} dv = \int_{\Gamma_n} F^{(k)} \cdot n d\Gamma + \int_{V_n} q^{(k)} dv \quad - (1)$$

(k ; 1 = 水, 2 = 空気, 3 = 熱)

ここで

$$M^{(k)} = \phi \sum_{\beta=1, g} S_{\beta} \rho_{\beta} X_{\beta}^{(k)} \quad (k=1, 2) \quad - (2)$$

ϕ ; 間隙率 S_{β} ; 飽和度

$X_{\beta}^{(k)}$; 質量分率 ρ_{β} ; 密度

(β ; 1 = 液相, g = 気相)

$$M^{(3)} = (1 - \phi) \rho_R C_R T + \phi \sum_{\beta=1, g} S_{\beta} \rho_{\beta} u_{\beta} \quad - (3)$$

ρ_R ; 岩石粒子の密度 T ; 温度

C_R ; 岩石粒子の比熱 u_{β} ; 比内部エネルギー

$$F^{(k)} = \sum_{\beta=1, g} F_{\beta}^{(k)} \quad - (4)$$

$$F_{\beta}^{(k)} = -k \frac{k_{r,\beta}}{\mu_{\beta}} \rho_{\beta} X_{\beta}^{(k)} (\nabla P_{\beta} - \rho_{\beta} g) - \delta_{\beta,2} D_{v,2} \rho_{\beta} \nabla X_{\beta}^{(k)} \quad - (5)$$

$$P_{\beta} = P + P_{c,a,p,\beta} \quad - (6)$$

k ; 絶対透過係数

$k_{r,\beta}$; 相対透過係数

P_{β} ; 圧力

μ_{β} ; 粘性係数

P ; 参照圧力

$P_{c,a,p,\beta}$; 毛管圧力

g ; 重力加速度

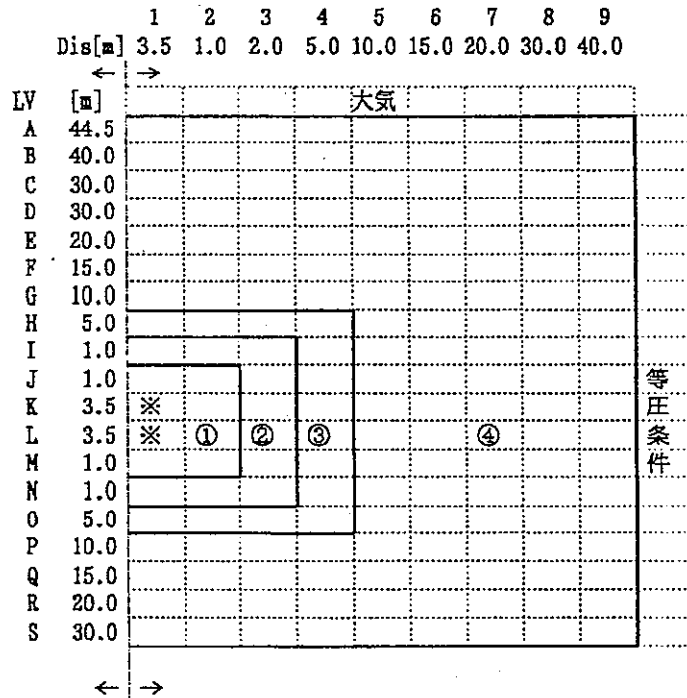
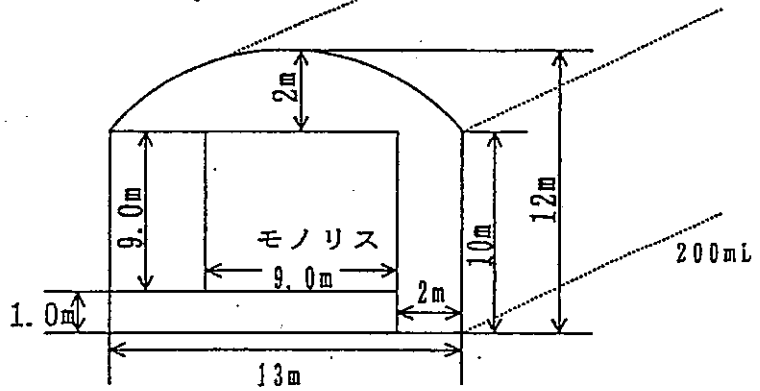
$D_{v,2}$; 拡散係数 (水蒸気/空気 2 成分)

(b)解析モデル

ポルトタイプによる施設概念と主要部分の寸法、及び解析上の空間メッシュを図1に示す。

解析は2次元直交座標系により、ポルト垂直断面の中心垂線を軸対象とした1/2断面を解析範囲とした。また、処分場内は処分場閉鎖後瞬時に水によって飽和するものとし、系内の初期間隙圧力は深度に応じた静水圧に等しい圧力勾配を設定した。

ポルトタイプ解析モデル



- モデルを1/2対称とし
2次元直交座標系で設定した。
- 断面の奥行きは1mとした。
- LV Aの上側に大気を設定した。
- 一定深度以下では不透水層を
仮定し、LV Sの下側では
流れが生じないようにした。
- 岩盤(領域④)外側境界は
等圧条件とした。
- ① 廃棄体及び充填材
- ② 緩衝材
- ③ ゆるみ域
- ④ 母岩
- ※ ガス発生要素

図1 ポルトタイプ解析モデル

(2)解析結果

感度解析結果を以下に示す。

(a) 基本ケース（ケース1）

図2に間隙圧力の経時変化を、図3に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。処分場閉鎖後6年で廃棄体中に気泡が生成し、気泡の成長に伴い処分施設内の間隙圧力が増加し始める。閉鎖後260年で廃棄体上方の充填材から、緩衝材に気泡が移行し始め、このとき廃棄体及び充填材の間隙圧力が最大となる。この時点では緩衝材中のガス飽和度が小さいため、地層へは地下水のみが移行している。その後、緩衝材中に急速にガスが流入するため、緩衝材中の間隙圧力の増加も急速になる。閉鎖後330年で地層中に気泡が移行し始め、380年後に緩衝材の間隙圧力が最大となるが、その後緩衝材中では気相の移行が支配的となるため、緩衝材中の間隙圧力は減少する。閉鎖後1,700年でガスの発生が停止し、処分施設内の間隙圧力の減少速度が大きくなるが、ガス発生停止後も処分場内では気泡が鉛直上方へ移行するため、処分施設上部のガス飽和度は低下しない。一方、ガスの放出に従って処分場内の間隙圧力は減少を続け、4,800年後に処分施設内の間隙圧力がガス発生開始時の圧力まで低下する。

図4～9に気泡発生時、処分施設内の間隙圧力最大時、ガス発生停止後長期経過後について、処分場内及び処分場周辺の間隙圧力分布とガス飽和度分布を示す。処分場閉鎖後260年に処分場内間隙圧力が最大に達する時点では、廃棄体から上方の充填材、緩衝材に気泡が移動し始め、施設の上部に“ガスクッション”が形成される傾向がみられる。ガス発生が停止する閉鎖後1,700年以降も鉛直情報へのガスの移行は継続するため間隙圧力は低下するが、5,000年時点においても処分場上部のガス飽和度は低下していない。

また、図10、11に処分場内及び周辺の間隙水、ガス、それぞれについて最大流速時のベクトル分布を示す。間隙水の移行方向は間隙圧力の勾配に従って、ガス発生エリアを中心として放射状になるが、ガスの移行方向はガス/水の密度差により鉛直上方に卓越する。

図12、13にはそれぞれ緩衝材内の間隙水及びガス流速の経時変化を示す。緩衝材中の間隙水流速は間隙圧力の上昇に従って増加し、地層中にガスが移行し始める時点で最大値となる。その後、ガスの飽和度が増加してガスの相対透過係数が増加すると共に、間隙圧力が低下することによってガスの移行が支配的となり、間隙水の流速は急速に低下する。

(b) 緩衝材の絶対透過係数の影響

1) ケース2-a（緩衝材の絶対透過係数を100倍とした場合）

図14に間隙圧力の経時変化を、図15に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。基本ケースと比較して緩衝材の絶対透過係数が増加することにより、間隙圧力の上昇が小さく圧力勾配の小さい条件においても、気泡の移行が急速に起こることが明かである。図16、17に処分場内及び周辺の間隙水、ガスそれぞれについて最大流速時のベクトル分布を示す。ガス流速に比較して圧力上昇時に飽和条件下で移行する間隙水の流速の方が増加の程度が大きいことがわかる。

2) ケース2-b（緩衝材の絶対透過係数を1/100とした場合）

図18に間隙圧力の経時変化を、図19に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。基本ケースと比較して緩衝材の絶対透過係数が低下することにより、間隙圧力の上昇が大きく圧力勾配の大きい条件においても、気泡の移行が緩慢となることが明かである。

(c) 母岩及びゆるみ域の絶対透過係数の影響

1) ケース3-b（母岩及びゆるみ域の絶対透過係数を1/100とした場合）

図20に間隙圧力の経時変化を、図21に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。基本ケースと比較して母岩及びゆるみ域の絶対透過係数が低下することにより、地層中の移行がより強く抑制されることから、間隙圧力とガス飽和度の上昇が見られる。図22、23に最大間隙圧力到達時の間隙圧力分布、及びガス発生停止時点でのガス飽和度分布を示す。基本ケースと比較して地層中のガス飽和度が増加し、気泡の移行範囲も広範囲となることがわかる。

(d) 緩衝材の相対透過係数モデルの影響

1) ケース4（緩衝材の相対透過係数モデルをSandiaモデルとした場合）

図26に間隙圧力の経時変化を、図27に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。図24に示すように、ガス飽和度が小さい領域においても気相の相対透過係数が高く気泡の移行が容易なため、充填材から緩衝材へ気泡が移行を開始した後、処分施設内の間隙圧力の減少はケース1に比べて大きくなっている。

(e) 毛管圧の影響

1) ケース5 (毛管圧を設定した場合)

図28に間隙圧力の経時変化を、図29に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。緩衝材に気泡が移行した後は、図25に示すように緩衝材で発生する毛管圧が非常に大きいため、緩衝材から地層中へ気泡が移行せず、したがって処分施設の間隙圧力が大きく増加している。

(f) ガス発生速度の影響

1) ケース6-a (ガス発生速度を10倍とした場合)

図30に間隙圧力の経時変化を、図31に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。基本ケースと比較して間隙圧力の急速な上昇により、地層中の気泡、間隙水の移行が急速になる現象が見られる。

2) ケース6-b (ガス発生速度を1/10とした場合)

図32に間隙圧力の経時変化を、図33に間隙中のガス飽和度の経時変化を示す。基本ケースと比較して間隙圧力とガス飽和度が低下することにより、地層中の気泡、間隙水の移行がより緩慢になる現象が見られる。

(3) 感度解析

(a) 基本ケース (ケース1)

感度解析は2.(2)に記述した観点より、変動対象としたパラメータの変化に対する緩衝材及び母岩中の最大間隙圧力、廃棄体中のガス飽和度、緩衝材中の間隙水/ガス流速等の変化変化率を比較することにより行った。

図34～38で緩衝材の絶対透過係数、地層の絶対透過係数、及びガス発生速度による間隙圧力、ガス飽和度、間隙水/ガス流速への影響を比較した。また、図39では緩衝材の相対透過係数の変化を決定するモデル、毛管圧を決定するモデルを変更した場合の影響について、同様のパラメータの変化を比較した。

(4) 結論

以上の感度解析結果より以下の結論が得られた。

- ・ガスの発生により処分施設内の圧力上昇、間隙水の排出による緩衝材層での間隙水流の発生、及びガスの地層への放出等、処分の安全性に影響する現象が生じ得る。
- ・低透過性物質を緩衝材として用いた処分概念では、緩衝材の特性が処分場内の圧力上昇、地下水流速等への影響を決定する。
- ・粘土系緩衝材の二相流特性については現在データの取得が不十分であり、特性試験によりデータを取得する必要がある。
- ・地層の透過性は地層中のガス移行挙動に対する影響が大きいが、現在データの取得が不十分であり、特性試験によるデータの取得が必要である。
- ・毛管圧については処分場からのガス放出挙動の評価に重要であるが、現在データの取得が不十分であり、特性試験によりデータを取得する必要がある。
- ・ガス発生速度、及び発生期間も処分場環境の変化に影響が大きいことから、処分場環境条件下でのガス発生速度のデータ取得と実際的な発生量の評価が重要である。

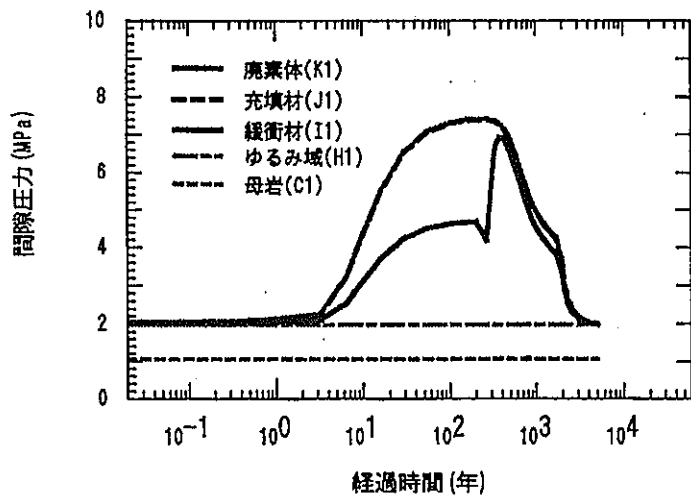


図-2 間隙圧力の経時変化
(ポールトcase1)

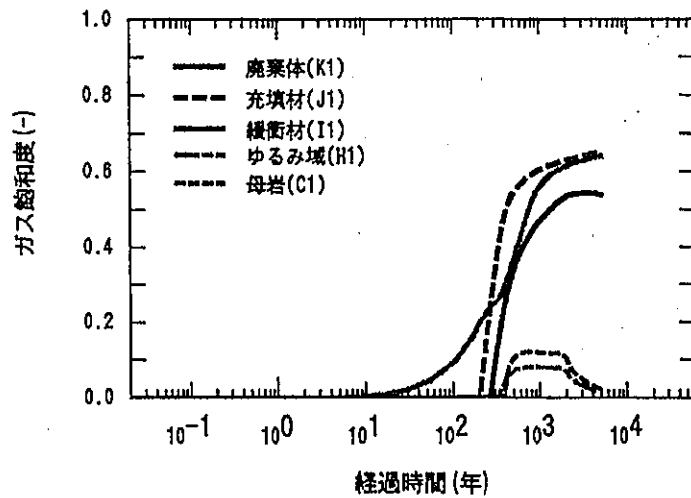


図-3 ガス飽和度の経時変化
(ポールトcase1)

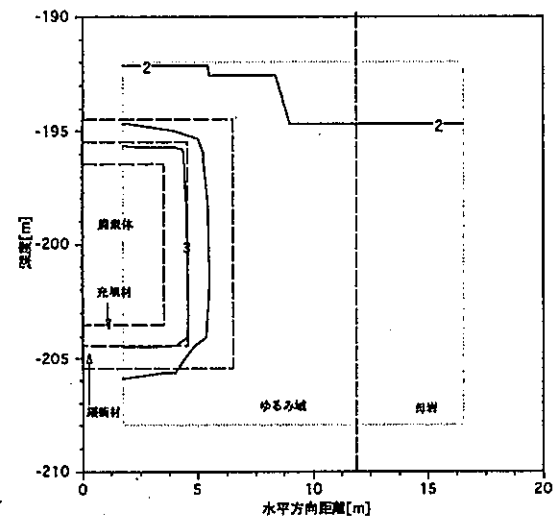


図-4 間隙圧力分布
(ポールトcase1: 7年)

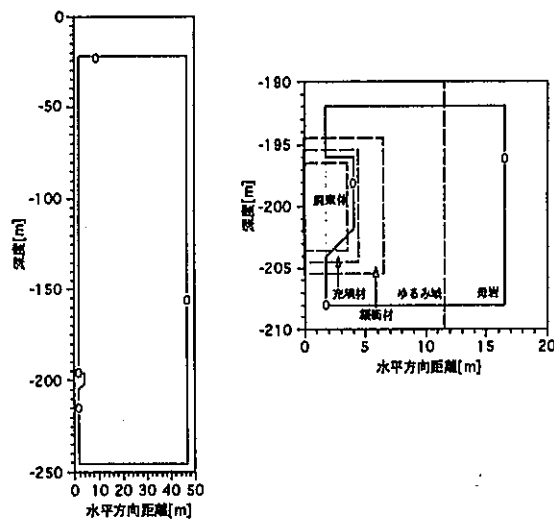


図-5 ガス飽和度分布
(ポールトcase1: 7年)

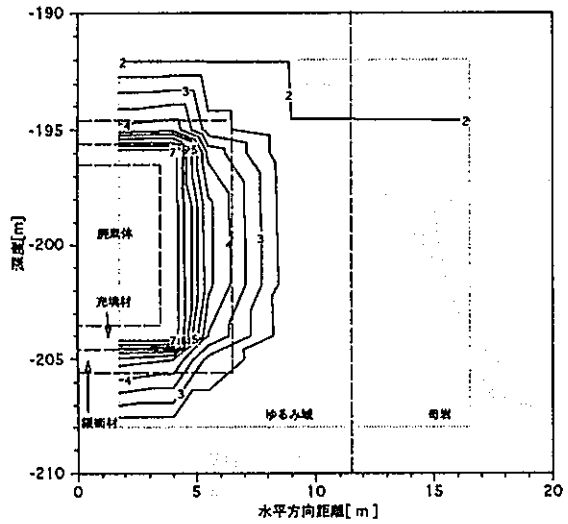


図-6 間隙圧力分布
(ポールトcase1 : 260年)

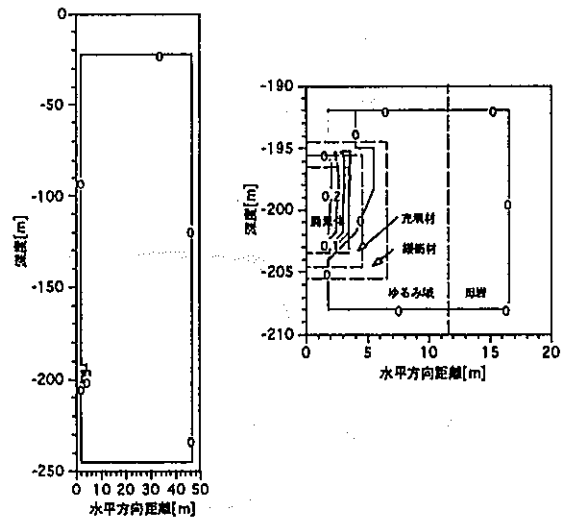


図-7 ガス飽和度分布
(ポールトcase1 : 260年)

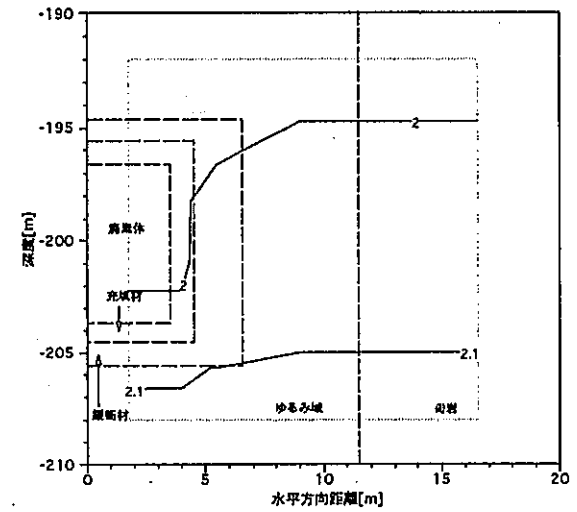


図-8 間隙圧力分布
(ポールトcase1 : 5,000年)

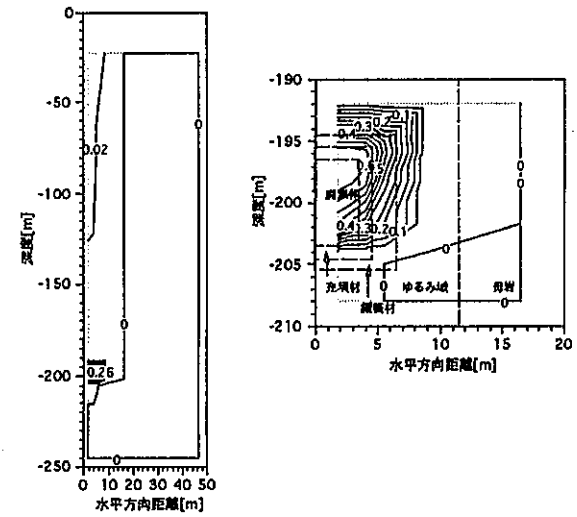


図-9 ガス飽和度分布
(ポールトcase1 : 5,000年)

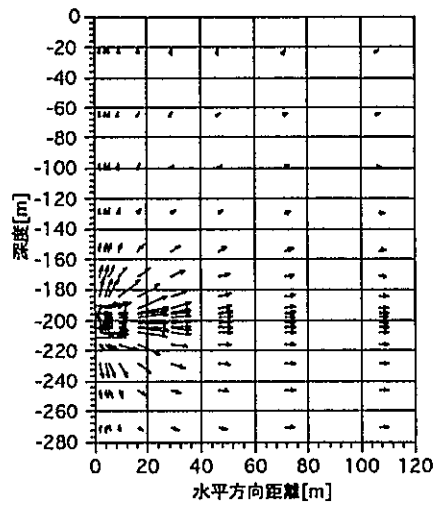


図-10 地下水流ベクトル
(ポールトcase1: 330年)

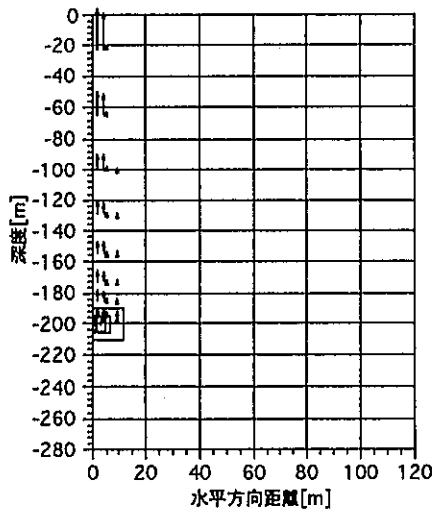


図-11 ガス流ベクトル
(ポールトcase1: 800年)

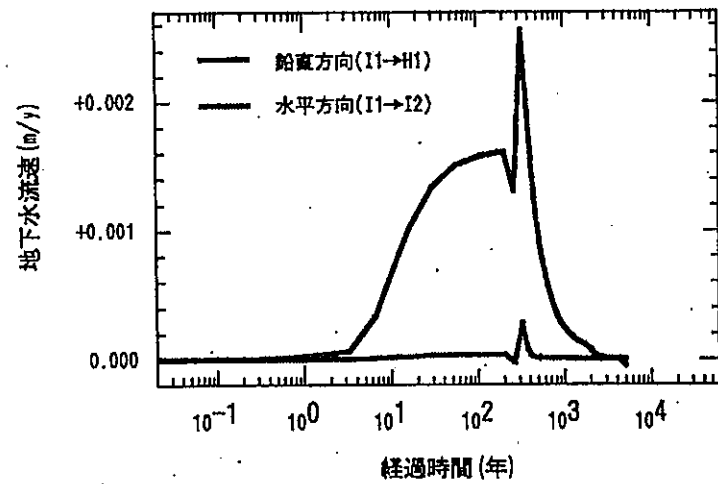


図-12 緩衝材内地下水流速の経時変化
(ポールトcase1)

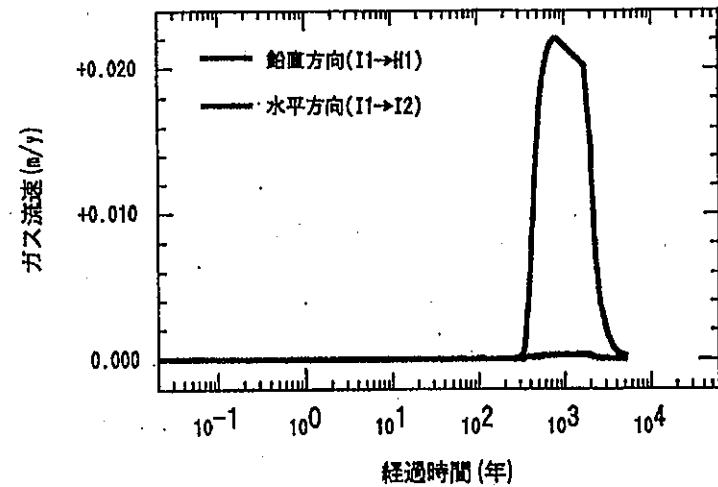


図-13 緩衝材内ガス流速の経時変化
(ポールトcase1)

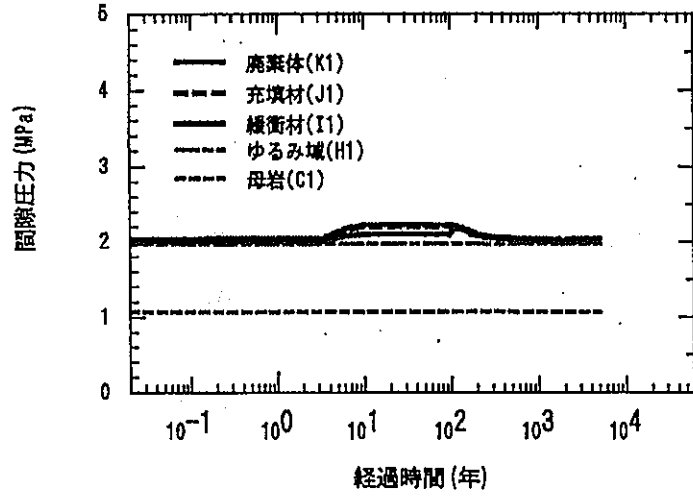


図-14 間隙圧力の経時変化
(ポールトcase2-a)

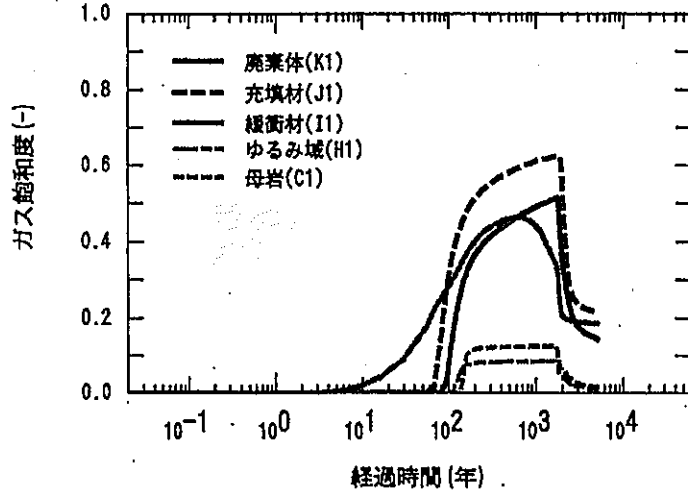


図-15 ガス飽和度の経時変化
(ポールトcase2-a)

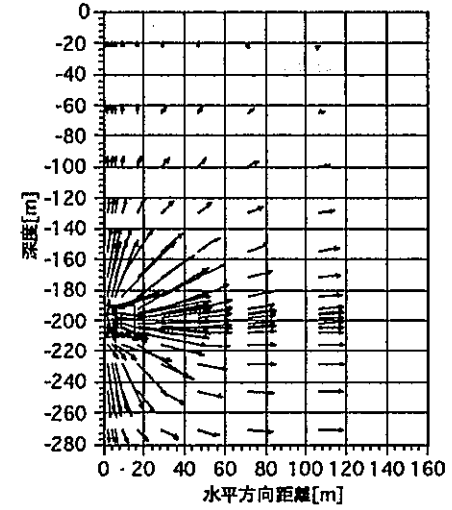


図-16 地下水流ベクトル
(ポールトcase2-a : 110年)

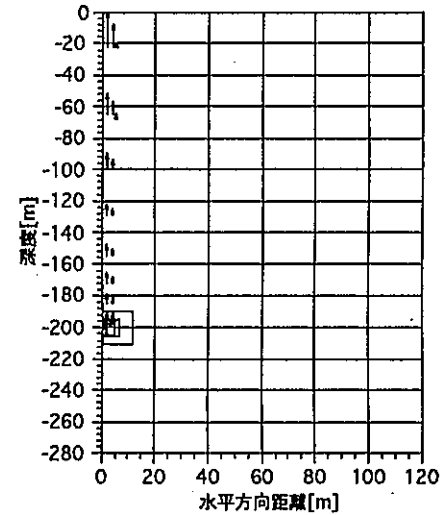


図-17 ガス流ベクトル
(ポールトcase2-a : 190年)

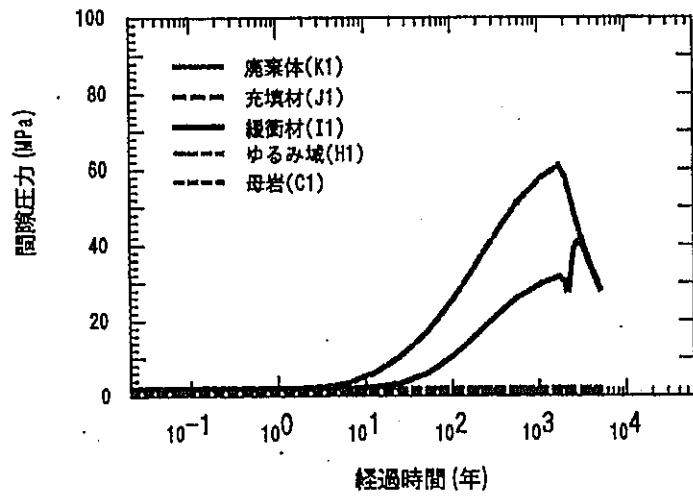


図-18 間隙圧力の経時変化
(ボールドcase2-b)

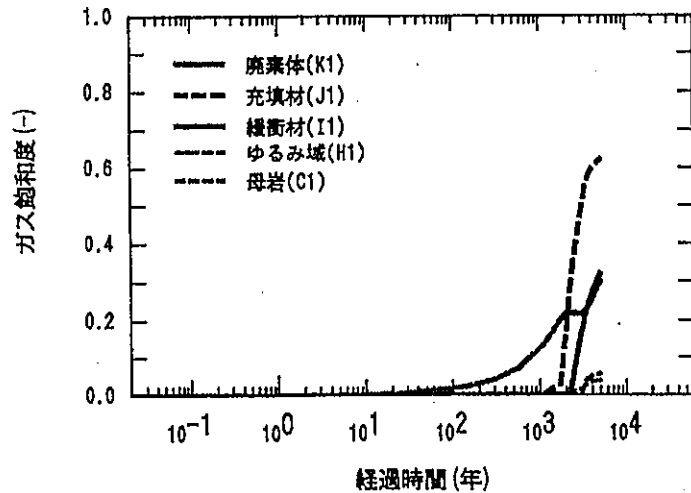


図-19 ガス飽和度の経時変化
(ボールドcase2-b)

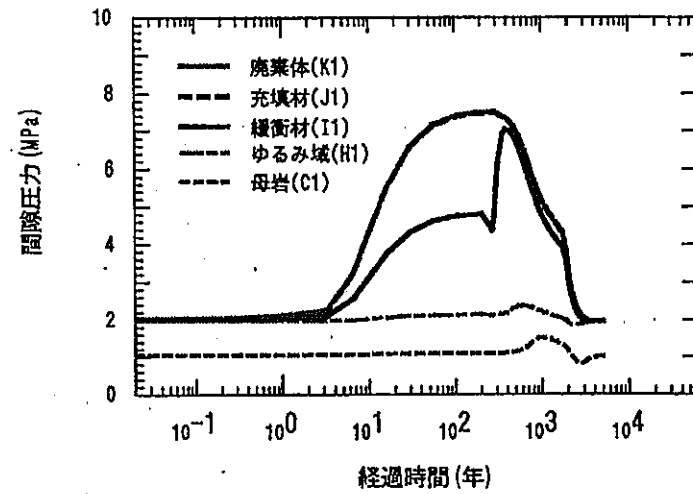


図-20 間隙圧力の経時変化
(ボールドcase3-b)

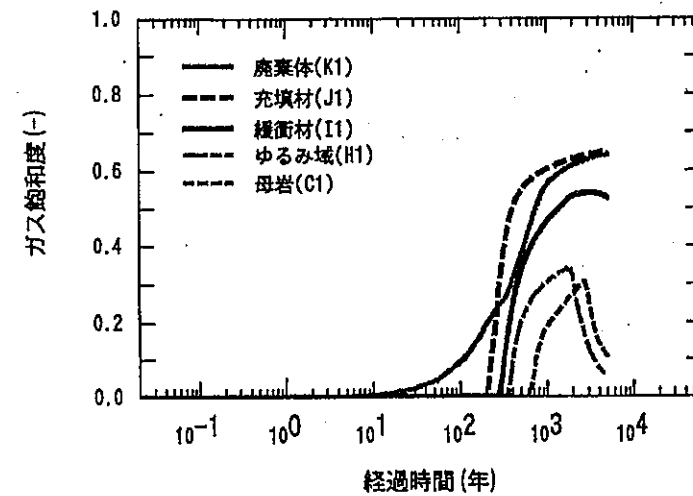


図-21 ガス飽和度の経時変化
(ボールドcase3-b)

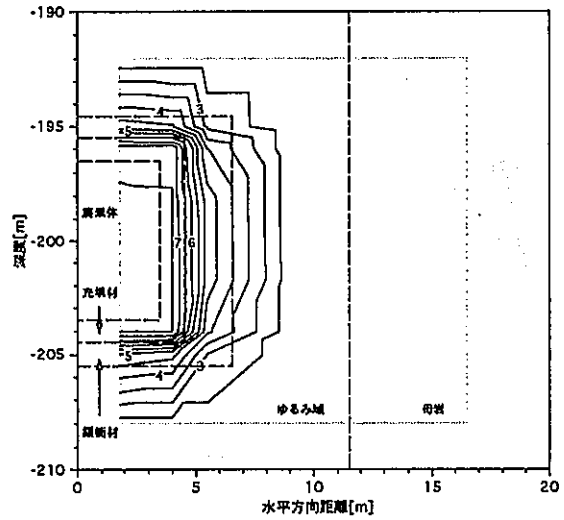


図-22 間隙圧力分布
(ポールトcase3-b: 280年)

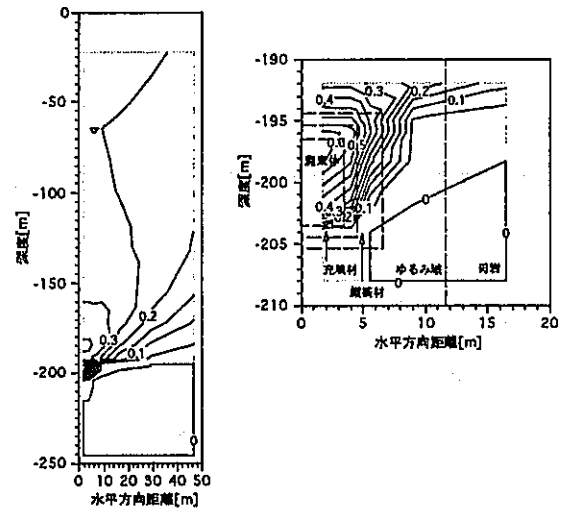


図-23 ガス飽和度分布
(ポールトcase3-b: 1,700年)

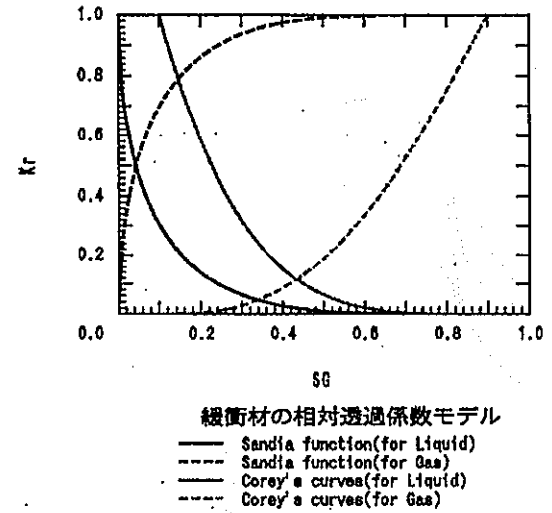


図-24 相対透過係数モデルによる
相対透過係数の変化

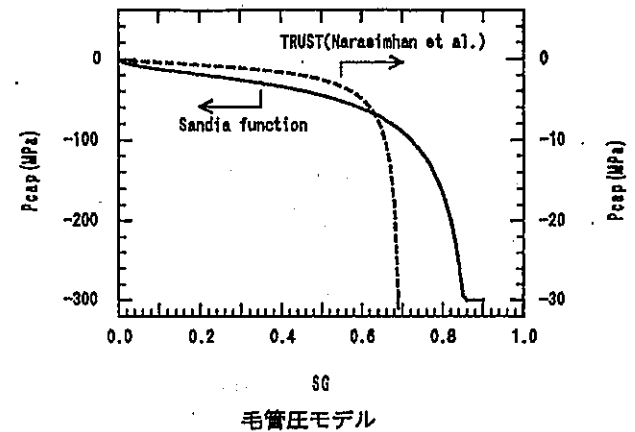


図-25 毛管圧評価モデルによる毛管圧の変化

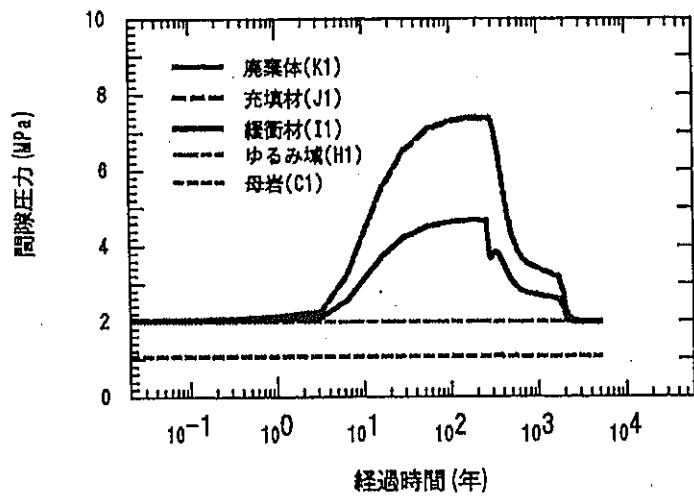


図-26 間隙圧力の経時変化
(ポールトcase4)

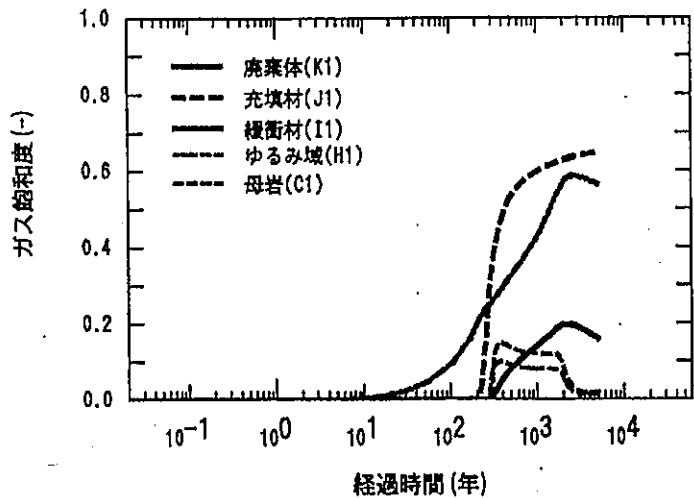


図-27 ガス飽和度の経時変化
(ポールトcase4)

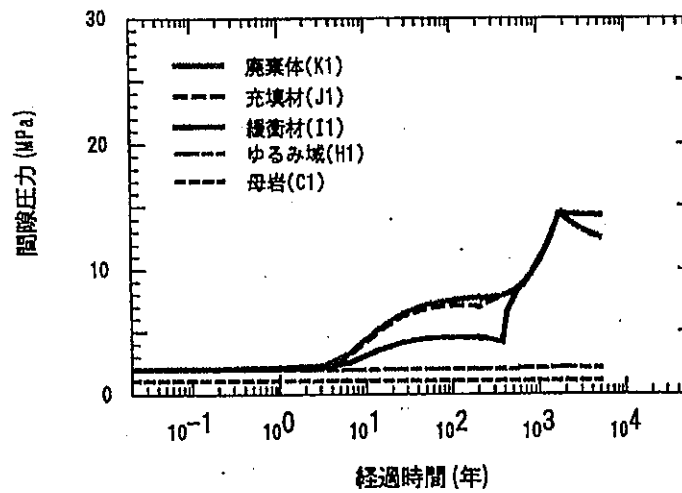


図-28 間隙圧力の経時変化
(ポールトcase5)

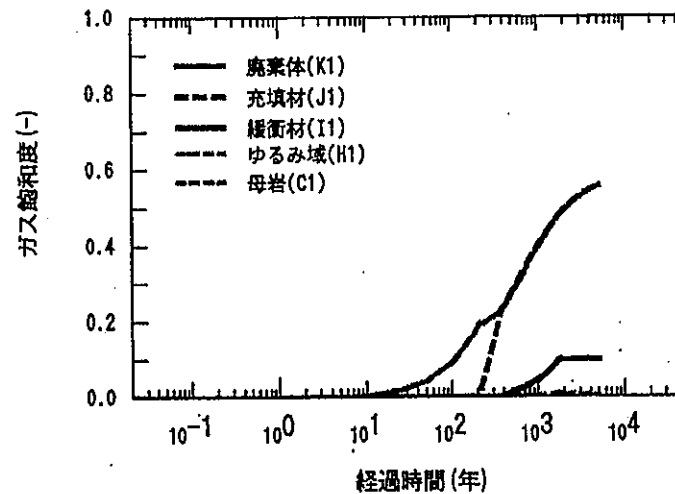


図-29 ガス飽和度の経時変化
(ポールトcase5)

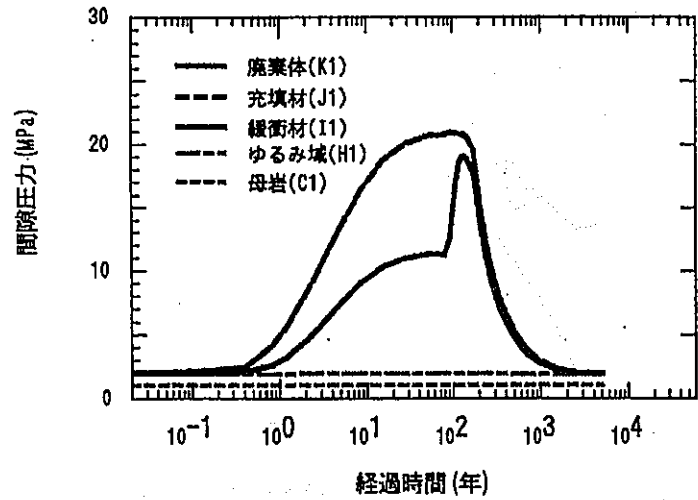


図-30 間隙圧力の経時変化
(ボールドcase6-a)

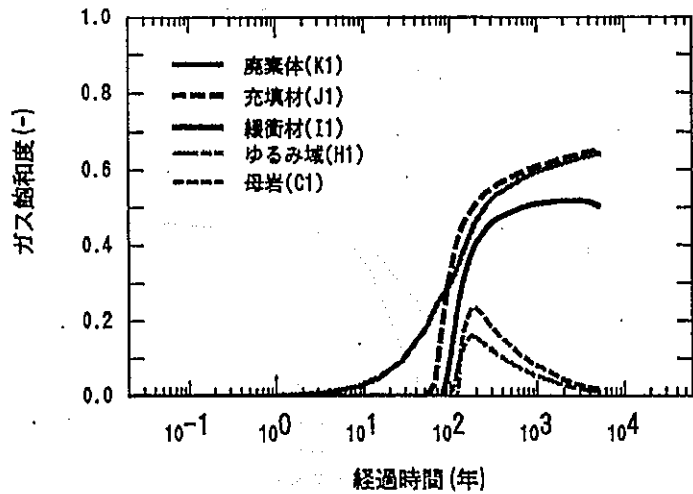


図-31 ガス飽和度の経時変化
(ボールドcase6-a)

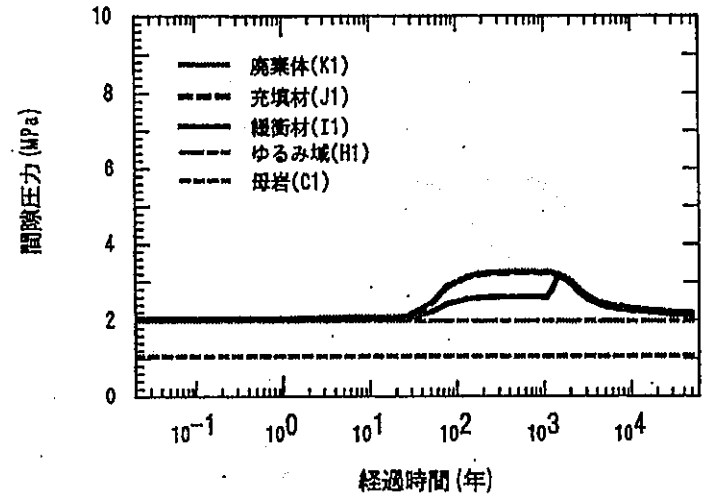


図-32 間隙圧力の経時変化
(ボールドcase6-b)

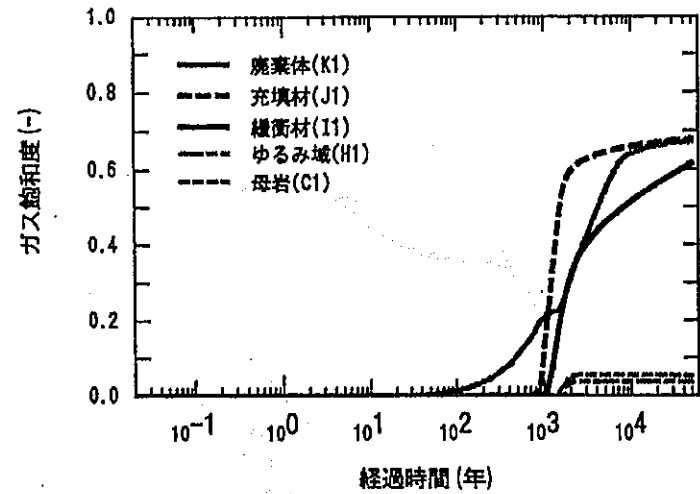


図-33 ガス飽和度の経時変化
(ボールドcase6-b)

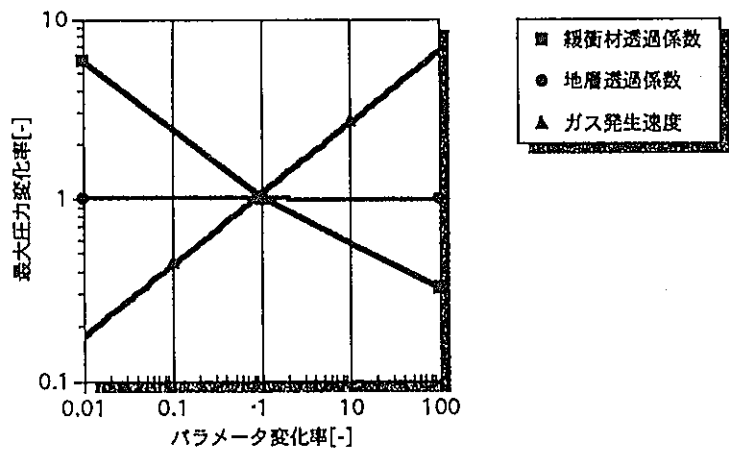


図-34 緩衝材間隙圧力に対する感度
(ボールド：バリア物性, ガス発生速度)

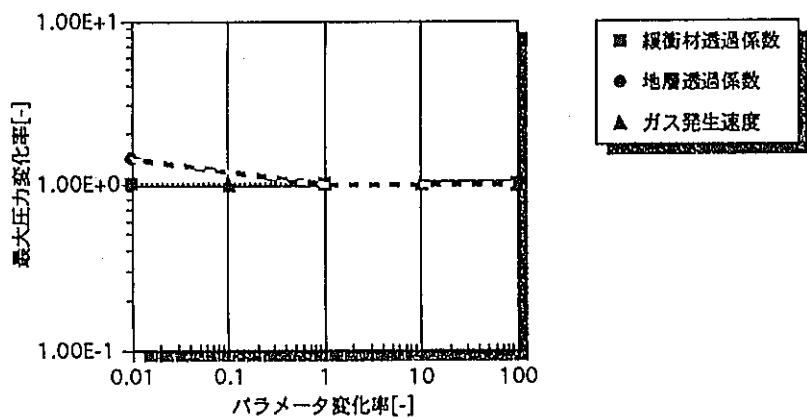


図-35 母岩間隙圧力に対する感度
(ボールド：バリア物性, ガス発生速度)

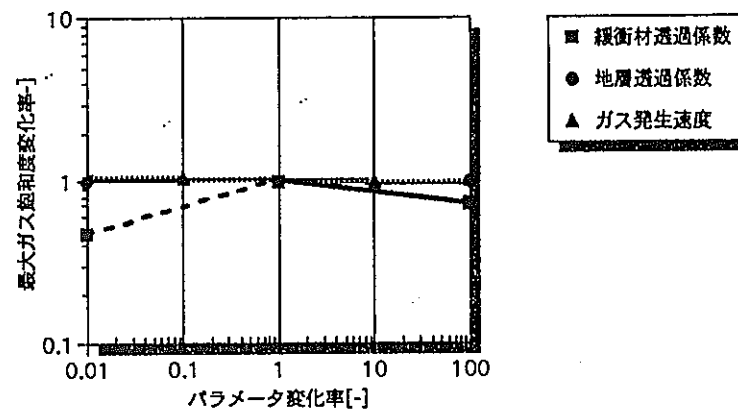


図-36 廃棄体ガス飽和度に対する感度
(ボールド：バリア物性, ガス発生速度)

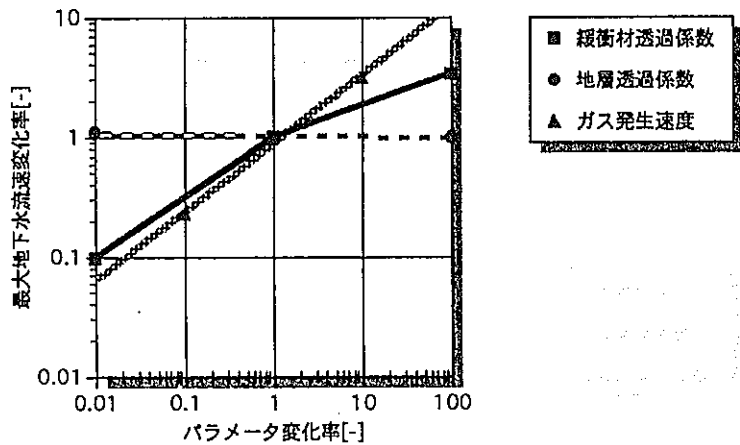


図-37 緩衝材間隙水流速に対する感度
(ボールド：バリア物性，ガス発生速度)

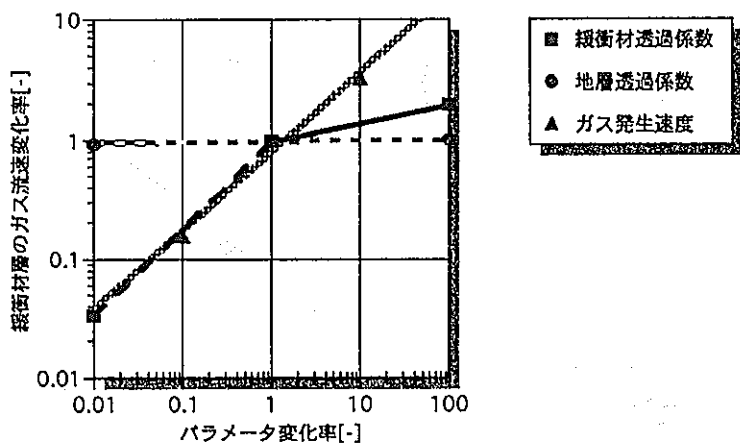


図-38 緩衝材ガス流速に対する感度
(ボールド：バリア物性，ガス発生速度)

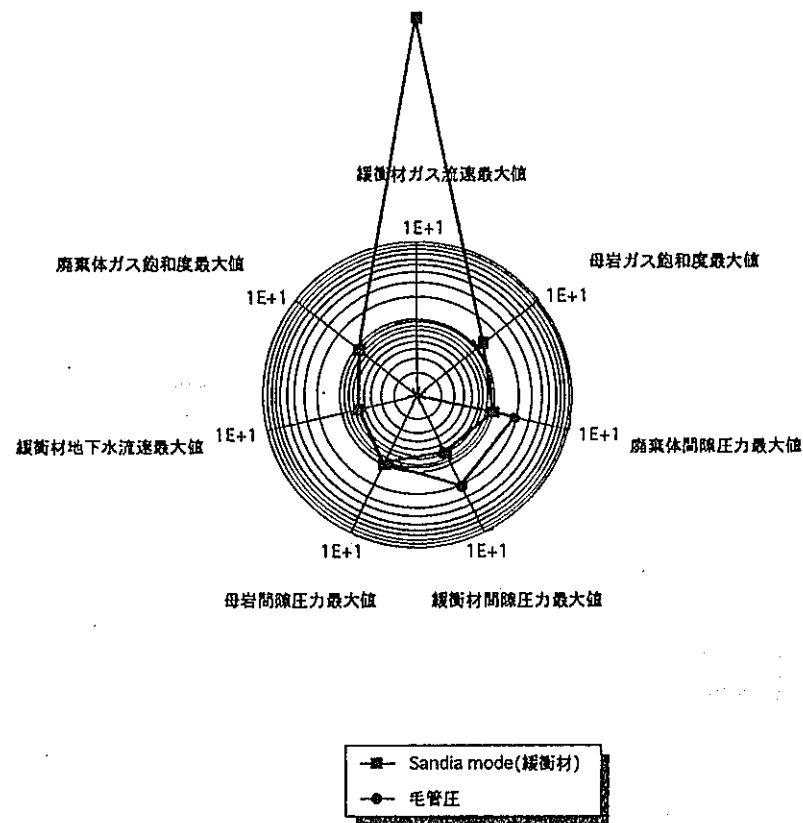


図-39 相対透過係数モデル，毛管圧の感度
(ボールド：核種状態量)

CURRENT CEA STUDIES ON GAS MIGRATION IN CEMENT BASED MATERIALS

C. GALLÉ

Commissariat à l'Energie Atomique (CEA)
Department of Waste Storage and Disposal
CENTRE D'ETUDES DE SACLAY
91191 GIF-SUR-YVETTE CEDEX FRANCE

Abstract

In the case of underground disposal, France will probably use the multibarrier system for Transuranic and High Level waste. Considering that, after disposal closure, the stability of the engineered barrier system (EBS) could be affected by gas pressurisation, the behavior of the materials which could be used for this structure have to be analysed from the point of view of gas migration. As a potential material for EBS, cement based materials have to be studied. The Department of Waste Storage and Disposal of CEA and in particular the Materials Studies Section (SEM) is carrying out a research programme on gas transport in cement based materials.

A significant aspect of this experimental project consists in studying gas transport by performing coupling studies taking into account the microstructure and the degree of water saturation of the material. Mercury, water and helium porosity measurements have been carried out and gas permeability tests will be performed using nitrogen or helium and using two French standard cements (CPA, CLC). Several key parameters like specific surface of cements, curing conditions of specimens and drying methods will be taken into consideration. A large range of water saturation degree will be obtained through well controlled relative humidity atmospheres generated by aqueous solution. Gas permeability tests will be carried out with new permeameter (constant flow) acquired by the CEA and allowing gas pressure inlet up to 5 MPa. Furthermore, previous studies have clearly shown the importance of the drying method used before porosity and permeability measurements and put in evidence that such methods have to be selected carefully considering the damage of specimens (cracks generation) that could be induced.

Introduction

In France, the reference nuclear waste policy, in the case of deep underground disposal for Transuranic and High Level waste, is based on the multibarrier concept. This system should be normally constituted by the waste package (vitrified waste or steel container with embedding waste in a cement matrix), then by the engineered barrier and finally by the host rock (geological barrier). The role of this multibarrier will be to ensure the containment of radioactivity by limiting radionuclides release in the biosphere.

As already mentioned, in the French concept, some parts of the engineered barrier system (EBS) could be made of cement based materials (concrete, mortar). The performance of the EBS would be maintained as long as the physical, mechanical and chemical integrity of such materials would be guaranteed.

One of the mechanisms which can potentially jeopardize the behaviour of the repository is the physical damage to the barrier caused by the pressure build-up of gas which can be generated mainly by metals corrosion, microbial degradation and radiolysis of water, after the final closure of the disposal. This gas pressurisation may induced some additional cracks which could constitute new pathways for water migration to waste package. Consequently, gas migration studies are essential for the design of the repository and for the provision of safety case of the disposal (HARRIS A. W. and al., 1992). Thus, understanding of gas transport in porous media like cement based materials by data acquisition and modelling studies is necessary.

Objectives

In the framework of gas migration studies for nuclear waste, the Department of Waste Storage and Disposal of CEA has started a research programme on cement based materials (GALLE C., 1994). In a first stage, basic data will be collected concerning the correlation between the microstructure, water saturation degree and gas transport. This is needed to understand transport mechanism, to develop a data base for further modelling studies. In cement based materials, gas transport is mainly controlled by pore structure (porosity, tortuosity, connectivity) and pore water content. It is thus essential to analyse gas transfer by taking into account such parameters that will influence greatly the global behaviour of EBS.

Physical concepts and issues

Cement based materials, like concrete or mortar, are very complex porous media sensitive to water. Their porosity is first controlled by the nature and type of cement, cement grains size and water/cement ratio and secondly by curing conditions.

On the other hand, the capillary porosity -which represents the most significant porosity within such material- available for gas migration after complete hydration of the cement paste, will control the capillary pressure and consequently water content. It is also well known that gas permeability is strongly affected by the degree of water saturation of the material.

Programme

Current gas migration studies will be carried out with two French cements : one OPC cement (CPA) and one blended cement (CLC). Those two cements are currently used at present time for waste embedding in France. The research programme will involve microstructural studies and permeability tests and is mainly constituted of 3 parts :

- a) intercomparative studies of mercury, water and helium cement paste porosities
- b) water saturation degree effect on cement paste gas permeability
- c) water saturation degree effect on concrete gas permeability

Different kinds of water/cement ratio have been used for samples confection (from 0.20 to 0.60), as well as different curing times (from 1 to 18 months). All samples are cured in water at 20°C. In order to generate different kinds of pore structure, the specific areas of the cements are ranged from 3000 to 5000 cm²/g. Moreover, to perform permeability tests on samples with different kinds of water content, more than ten aqueous solutions have been selected to provide a large range of relative humidities (from 20 to 100 %).

Equipment

The apparatus which will be employed for permeability measurements are schematically illustrated by Fig. 1 A and B. Maximum sizes of cylindrical specimens are respectively 80 mm height and 40 mm in diameter for cement paste and 220 mm height and 110 mm in diameter for concrete. Those new apparatus are working with constant gas flow pressure up to 5 MPa. Tightness of the system is provided by the application of a lateral pressure (up to 6 MPa) on a membrane located in the body of the cell.

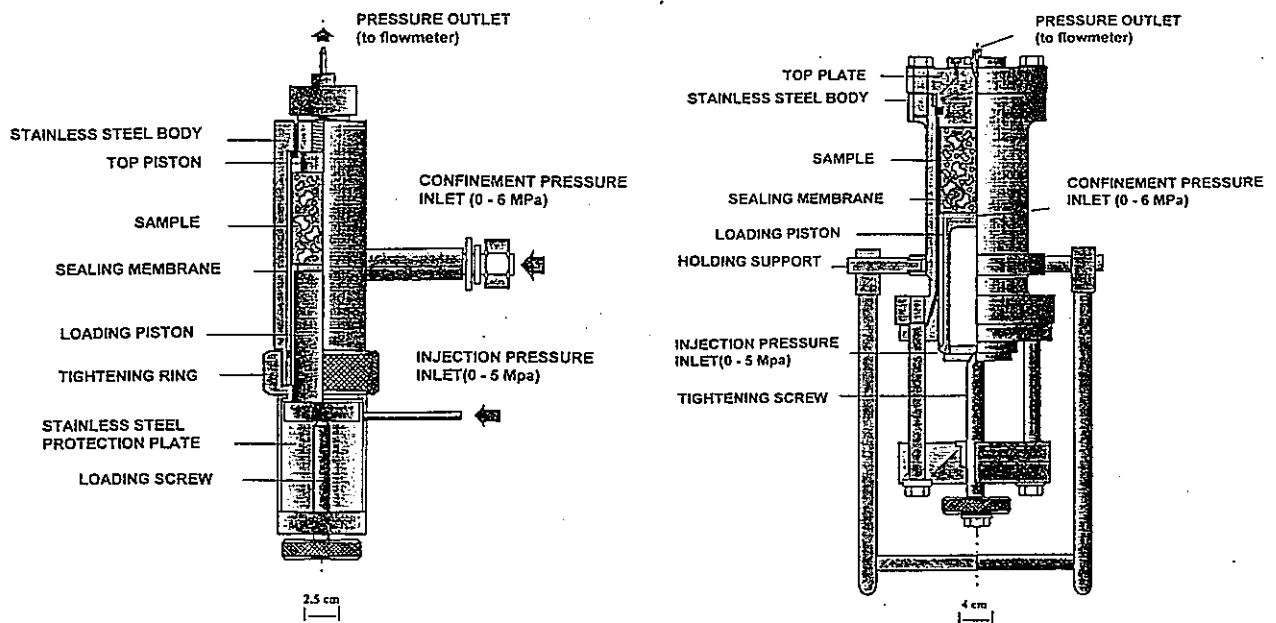


Fig. 1 Schematic view of the small apparatus for cement paste specimens(A) and big apparatus for concrete specimens (B) for gas migration tests (CEA document).

Results of previous studies

Previous studies have focussed on the effect of the drying method on the microstructure of cement paste specimens. Several technics have been used: drying in a stove at 105°C, 60°C and 30°C, dessication under vacuum and lyophilisation (water sublimation of frozen samples).

As shown on Fig. 2 and Fig. 3, the drying method is of major importance for cement materials because of its control of the kinetic (initial slope of the curve and total time to reach the steady state) of water release and of the total porosity (Fig. 4). The technics used to dry the sample can strongly modify the porosity as shown by the results after a drying at 30°C and a drying 105°C

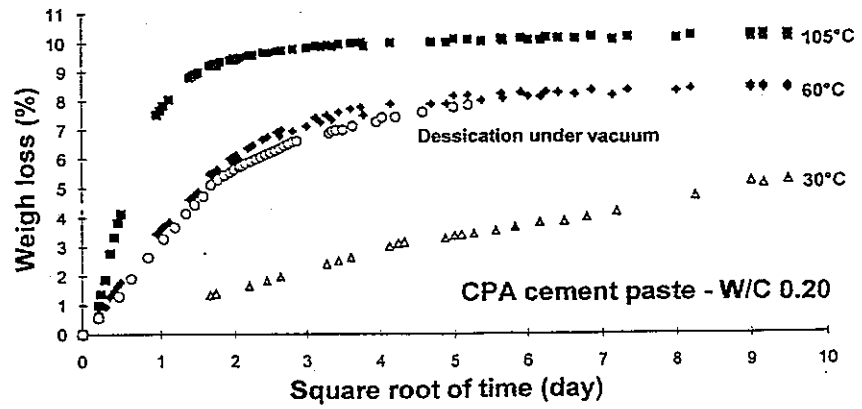


Fig. 2 Comparison of water release kinetic using different kinds of drying methods for a 0.20 water/cement ratio OPC cement (CPA), (CEA document).

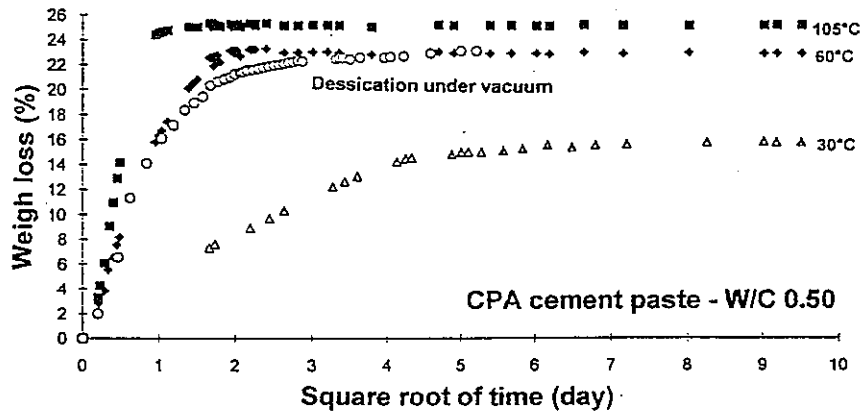


Fig. 3 Comparison of water release kinetic using different kinds of drying methods for a 0.50 water/cement ratio OPC cement (CPA), (CEA document).

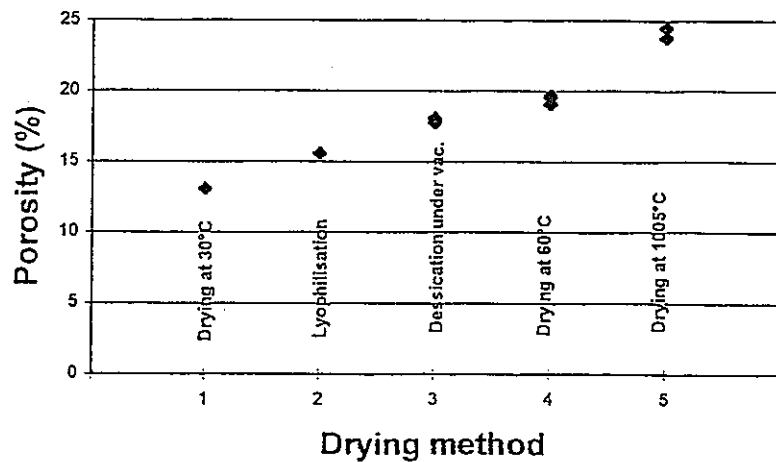


Fig. 4 Effect of the drying technics on the total porosity of OPC (CPA) cement pastes (CEA document).

The drying phase is also affecting the pore and size distributions has shown in Fig. 5 and Fig. 6. This phenomenon can be directly related with cracks generation in the cement paste and can be regarded as a good indicator of the damage of the pore microstructure. In such a case, gas transfer properties of the material would be strongly affected.

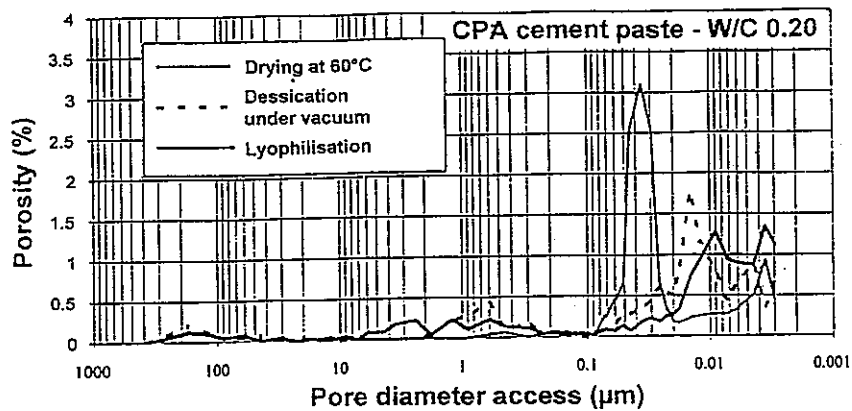


Fig. 5 Access pore size distribution of a 0.20 water/cement ratio OPC cement (CPA) for different kinds of drying methods (CEA document).

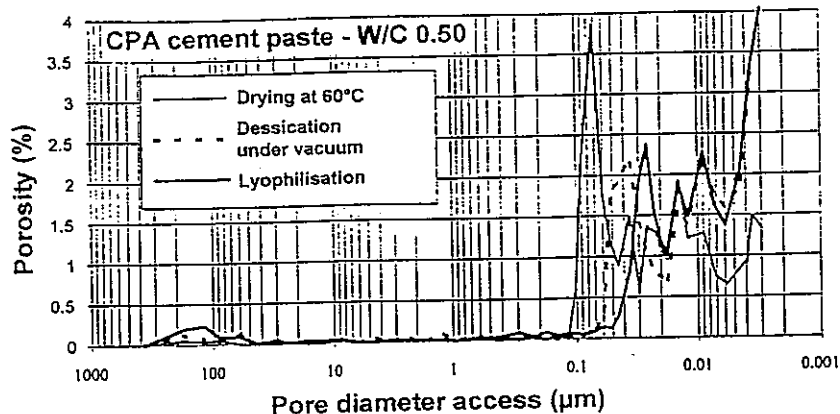


Fig. 6 Access pore size distribution of a 0.50 water/cement ratio OPC cement (CPA) for different kinds of drying methods (CEA document).

On the other hand, good agreements were obtained from the view point of comparative porosity measurements. We observed a bigger dispersion considering water and mercury porosity data (Fig. 7). This result can be mainly explained by the fact that samples used for mercury intrusion porosity (MIP) measurements are quite small (between 1 and 2 cm³) in comparison with the size of the sample used for water porosity determination (12 cm³).

An excellent agreement was found between water and helium porosity data (Fig. 8) though the complete degassing of pore space for helium porosity measurement is difficult to reach because of the constant instable equilibrium of cement hydrates (CSH) with the surrounding atmosphere.

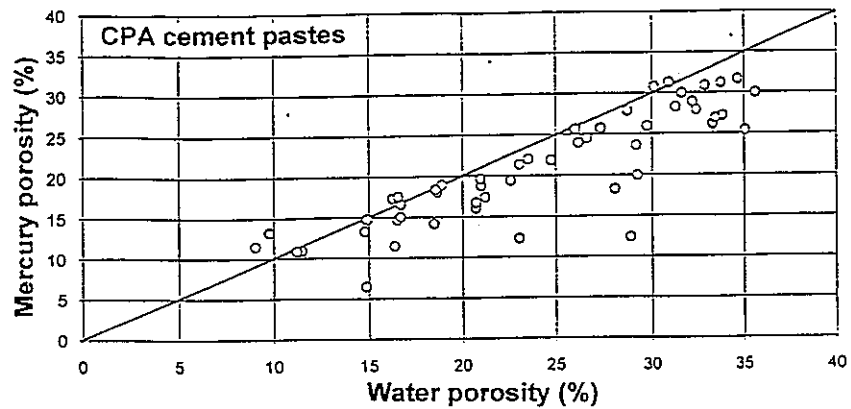


Fig. 7 Relationship between water porosity and mercury porosity obtained with OPC cement (CPA) pastes (CEA document).

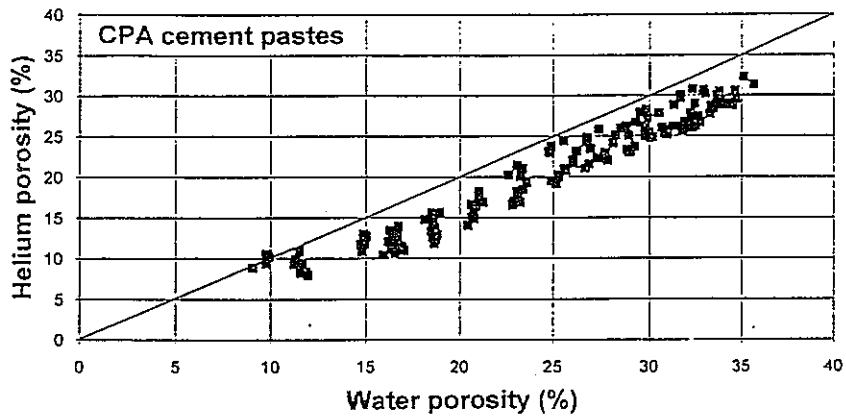


Fig. 8 Relationship between water porosity and helium porosity obtained with OPC cement (CPA) pastes (CEA document).

Conclusion and outlook

Attention has to be focussed on the drying method used for cement based materials above all in the framework of microstructure and gas transport evaluation studies. This will drastically influence the validity of results for long term properties and integrity of cement based materials which could be used in the engineered barrier system for waste disposal. Further gas migration studies on such materials will take into account those important parameters.

References

GALLE C., Relation entre la microstructure et l'aptitude au transfert dynamique des pâtes de ciment. Technique de dessiccation - Permeamètres a cellule Hassler. Note technique CEA, SESD/94.12, 51 p., 1994.

HARRIS A. W., ATKINSON A., CLAISSE P. A., Transport of Gases in Concrete Barriers. Waste Management, Vol. 12, pp. 155-178, 1992.

GAS TRANSPORTATION IN SATURATED CEMENTITIOUS MATERIALS

K. IRIYA

Civil Engineering Department, Obayashi Corp., Century Tower, 2-2-9 Hongo,
Bunkyo-Ku, Tokyo-113, Japan.

M. HIRONAGA, M. KAWANISHI

Nuclear Fuel Cycle Dept., Central Research Institute of Electric Power Industry, Abiko
Research Laboratory, Abiko-1646, Chiba Pref. 270-11, Japan.

ABSTRACT: Radioactive waste repositories are constructed underground below ground water level. Main engineered barrier of the repository consists of structural walls, backfill mortar, and consolidated wastes. Cementitious materials are mainly adopted for the engineered barrier. Gas (hydrogen or methane) generation due to corrosion and microbial degradation is predicted, since the waste consists of metals like steel and organic material. It is important issue to define gas transport mechanism in cementitious materials in order to assess the gas release influence on the engineered barrier and pressure rise in the repository. Although cementitious materials have enough permeability to transport gas in dry condition, it is expected to be impermeable or so in saturated condition, in which repository is placed. In this paper, water and gas permeability both in dry and saturated conditions are investigated. The pressure in the vault, and gas transport mechanism is predicted. Certain threshold pressure exists, and it can be recognized that gas permeability is dependent on water saturation degree at a pressure greater than the threshold pressure. Loading pressure of 0.7 MN/m^2 is needed for the flow of gas in saturated concrete. Intrinsic gas permeability of $6.5 \times 10^{-19} \text{ m}^2$ is obtained, which is very small value to keep the low pressure inside the vault. Consequently, it is predicted that gas cannot be transported through the intact concrete, however, it can be transported through defective zone which is developed during construction, and so on.

1. INTRODUCTION

Radioactive waste is disposed off in the vault constructed in deep or shallow formation. The vault is constructed below the ground water level, and it should be assumed in water saturated condition immediately after closure in safety analysis.

Many steel drums, in which waste including metals is consolidated, are disposed off in the vault. The pH value of about 13 is found in the vault, and oxygen is consumed due to aerobic corrosion. Anaerobic corrosion begins after consuming oxygen, and hydrogen gas is generated if no oxygen is supplied. Gas has to be transported through water saturated structural walls made of concrete. The pressure rises in the vault and causes certain damage to the walls if the gas is not passed through the concrete.

In this paper, gas transport mechanism through water saturated concrete is investigated, and water transport path and pressure in the vault are predicted. After keeping all of the consolidated waste in stationary form in the vault, it is closed by cementitious backfill materials to be monolithic.

2. GAS PERMEABILITY TEST

2.1 Test Apparatus

Gas permeability of concrete is generally assessed by one-dimensional flow through the specimens. Concrete discs 7.5 cm in radius and 5 cm in height are used for

the test. Newly developed gas permeability test apparatus, which can measure both gas and water permeability, is adopted for this study. The water permeability test is carried out before the gas permeability test in order to saturate the specimen with water. Maximum loading pressure is $0.7 \text{ MN} / \text{m}^2$. The pressure and flow rates are registered in data logger. The helium gas is used to keep safety during the experiment, though the gas which is generated in the repository is hydrogen. The apparatus is shown in Fig. 1.

2.2 Test Procedure

Concrete was placed in the mold 7.5 cm in radius and 30 cm in height, demolded after 24 hours, and stored in water at $20 \text{ }^\circ\text{C}$ until testing. The specimen was set in the apparatus after cutting to 5 cm in height immediately after taking out from the water. In this study, saturation condition is defined as the output flow through the specimen which is observed in the water permeability test at $0.7 \text{ MN} / \text{m}^2$; the maximum pressure of this apparatus. The test procedure is described in the following:

2.2.1 Water permeability test

- The specimen was set in the apparatus.
- The vessel of inlet pressure side was filled with water which was pressurized by the He-gas.
- Gas pressure was maintained at $0.7 \text{ MN} / \text{m}^2$ during the test.
- Gas could be observed in the beginning. This test was continued until water was observed in the outlet pressure side and its flow was stable.

2.2.2 Gas permeability test

- Gas permeability test was carried out after the water permeability test with the same specimen.
- Inlet pressures increased step by step. The increment of pressure at each step depended on the specimen. Accuracy of the inlet pressure could be $0.01 \text{ MN} / \text{m}^2$.

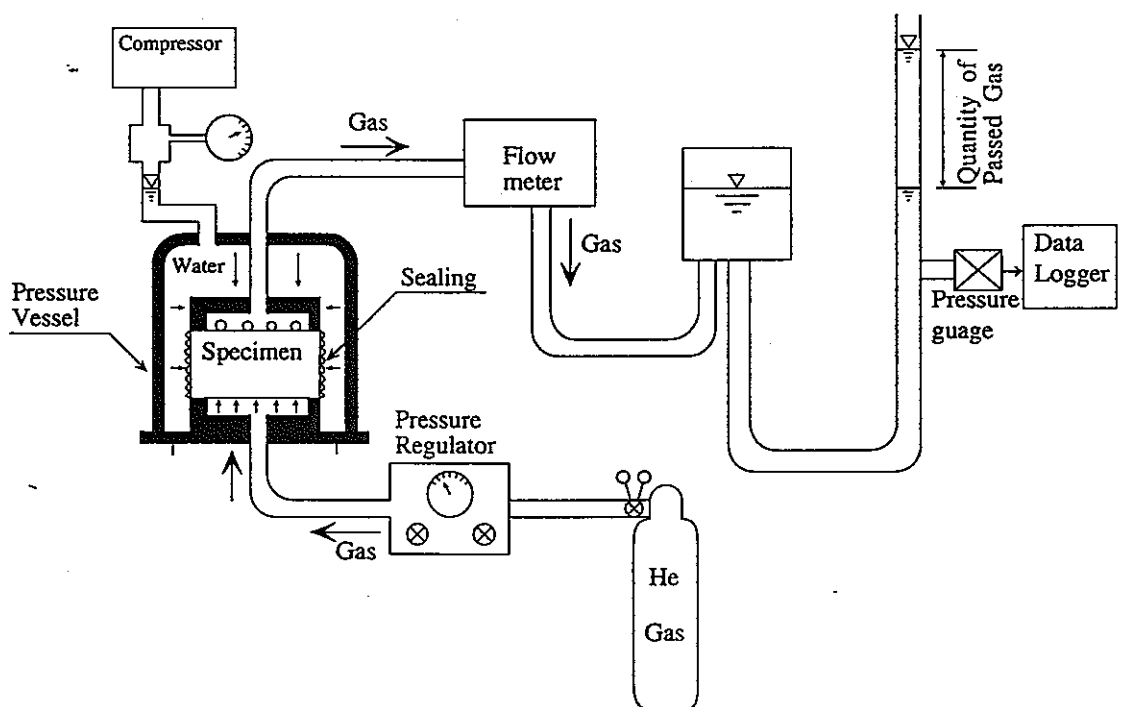


Fig. 1 Test apparatus

- (c) Gas flow rate was measured by flow meter and increment of water head.
- (d) The weight of expelled water from the specimen was directly measured at each pressure step dropping the pressure to 0.0 MN / m^2 .
- (e) Although gas flow increased gradually as the gas started to flow, the test was continued until gas flow reached to a stable value.
- (f) It was defined that gas could not flow through the specimen with the condition that gas could not be observed in 72 hours (three days) at each pressure step.
- (g) The specimen was dried in an oven at $110 \text{ }^\circ\text{C}$ for 24 hours, and gas permeability was measured in dry condition.

2.3 Saturation degree

The saturation degree is calculated as follows:

$$S = \frac{W_o - W_e}{W_o} \quad (1a)$$

$$\text{and, } W_o = W_{cs} - W_{cp} \quad (1b)$$

where,

- S = saturation degree
- W_o = weight of water filled in pores
- W_e = weight of water expelled by pressure
- W_{cs} = weight of concrete specimen at saturation (before gas permeability test)
- W_{cp} = weight of concrete specimen after drying at $110 \text{ }^\circ\text{C}$.

The measured value of W_o is a little less than the value obtained from porosity measured by M.I.P. (Mercury Intrusion Porosimetry). Since the difference is quite small, it is practically negligible in the test.

3. RESULTS OF EXPERIMENT

3.1 Gas Flow through Saturated Concrete

Gas flow mechanism in dry condition is based on Darcy's law. The relationship between pressure and flow rate with gas permeability [1] can be expressed as follows:

$$K = \eta \frac{QL}{A (p_i - p_o) (p_i + p_o)} \quad (2)$$

where,

- K = gas permeability (m^2)
- η = dynamic viscosity of gas (Helium: $1.94 \times 10^{-5} \text{ Ns / m}^2$ at $20 \text{ }^\circ\text{C}$)
- \bar{Q} = volume flow rate of gas (m^3 / s) at pressure p
- L = thickness of the specimen in the direction of flow (m)
- A = cross-sectional area of the specimen (m^2)
- p = pressure at which gas volume is measured (N / m^2)
- p_i = inlet pressure, absolute (N / m^2)
- p_o = outlet pressure, absolute (N / m^2)

It was investigated that the threshold pressure at which the gas starts to flow existed, and it was affected by both porosity of mortar matrix and aggregate [2]. The relationships between inlet pressure, gas flow rate, saturation degree, porosity, and so on, were not well defined. Flow rate and expelled water were measured at each pressure step in order to investigate this relationship. Mortar specimens with high porosity, made by the use of aluminum powder, were used to observe gas flow at low pressure, since structural concrete was considered to be impermeable for gas at low pressure such as 0.7 MN/m^2 . Mix proportion of the mortar is shown in Table I. The relationship between flow rate and inlet pressure is shown in Fig. 2. Gas flow increases gradually with time and reaches to stable flow rate. It is well defined that the gas has to expel pore water in order to flow. It is predicted by these results that gas expels additional pore water, and flow rate increases by additional pressure, and that the certain saturation degree exists at each inlet pressure. It is assumed that gas flows with steady state at each inlet pressure with certain saturation degree.

Expelled water, gas permeability, and saturation degree at steady state are calculated by Eqs. (1) and (2) at each pressure step as shown in Fig. 3. Saturation degree decreases corresponding to increase in pressure. Gas permeability increases corresponding to decrease in saturation degree. Threshold pressure was observed at 0.1 MN/m^2 . Gas flow in saturated condition can be simulated by gas and water flow analysis with permeability which depends on saturation and pressure.

Mortar specimens with different porosities were used in order to investigate the relationship between gas permeability and porosity. The results are shown in Fig. 4. It is predicted that gas permeability is affected by porosity and is strongly affected at highly porous area.

Table I Mix proportion

W/C	S/C	Unit Weight (kg/m^3)		
		C	W	S
0.6	2.7	498	299	1,345

W : Weight of Water

S : Weight of Sand

C : Weight of Cement

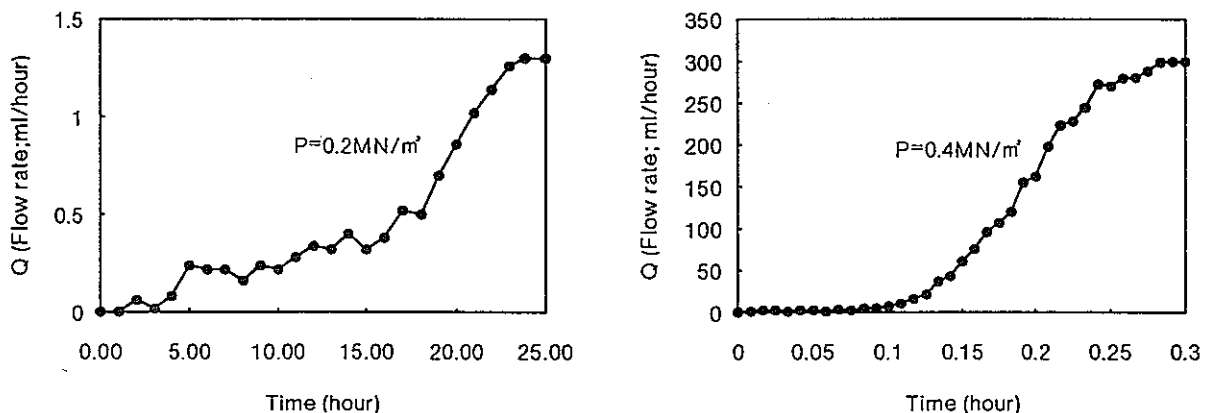


Fig. 2 Relationship between flow rate and time

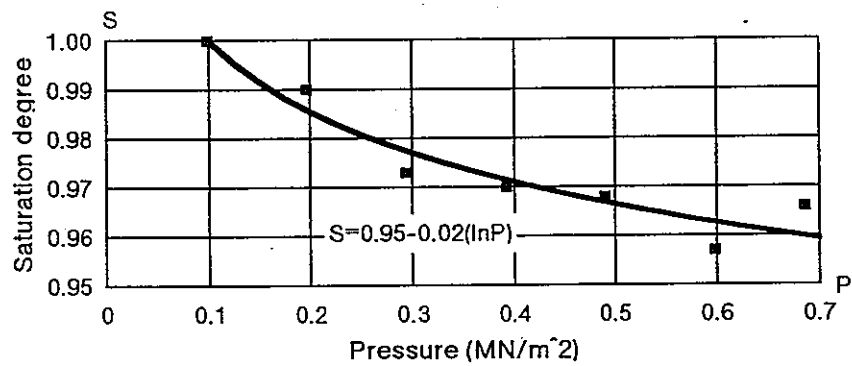
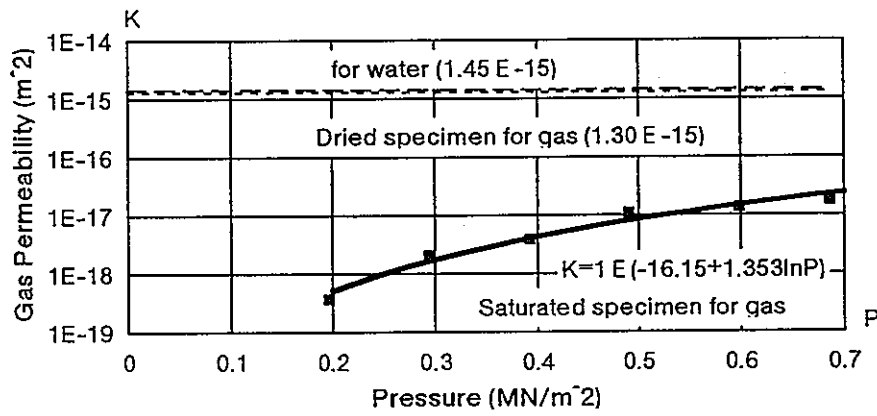
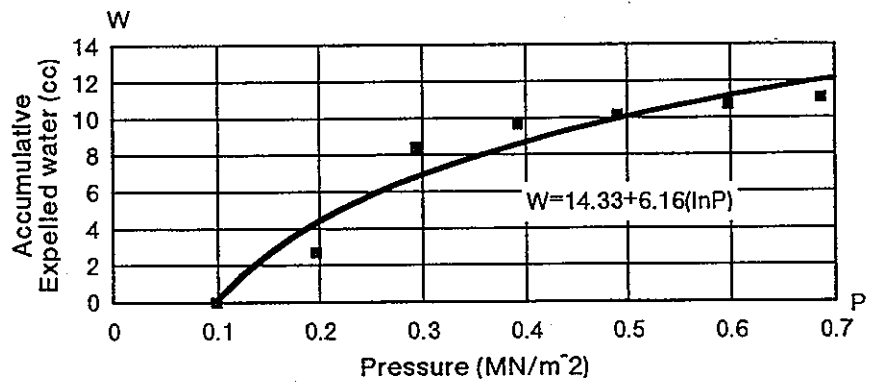


Fig. 3 Test results in saturated condition

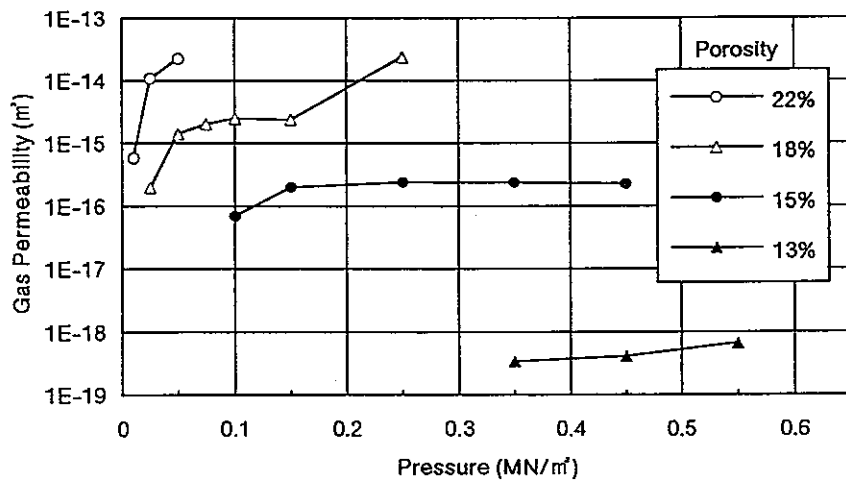


Fig. 4 Relationship between permeability and porosity

3.2 Gas Permeability of the Walls

Concrete of the walls (or liner) in the repository is designed as structural member. In this study, water cement ratio of 0.55 is used. Expanding agent is mixed in the concrete which generates chemical prestress in the structural walls to prevent cracking. The mix proportion of the concrete used in the walls is shown in Table II. Test results in saturated condition are depicted in Table III. The mechanical behavior is shown in Table IV. The test is carried out according to Japanese Civil Engineering Society (JSCE) test standards. The results of porosity measurement are shown in Fig. 5. This test was carried out by M.I.P. The threshold pressure is 0.7 MN/m^2 , which is a very big load, and the gas permeability is very small as the gas begins to flow.

Table II Mix proportion

W/C (%)	s / a (%)	Unit Weight (kg/m ³)						
		Water	Cement	Blast Furnace Slag	Expanding Agent	Fine Agg	Coarse Agg	Admixture
55.0	47.0	15.3	126	153	30	891	1023	0.66

Table III Mechanical behavior

Properties	Value
Water Permeability	$4.15 \times 10^{-19} \text{ m}^2$
Gas Permeability in Dry Condition	$6.80 \times 10^{-17} \text{ m}^2$
Gas Permeability in Saturated Condition	$6.50 \times 10^{-19} \text{ m}^2$ (0.7 MN/m^2)
Saturation Degree	0.98
Expelled Water	0.9 cc
Threshold Pressure	0.7 MN/m^2

Table IV Permeability

Properties	Value (N/mm ²)
Compressive Strength	51.5
Tensile Strength	4.2
Elastic Modulus	4.2×10^4

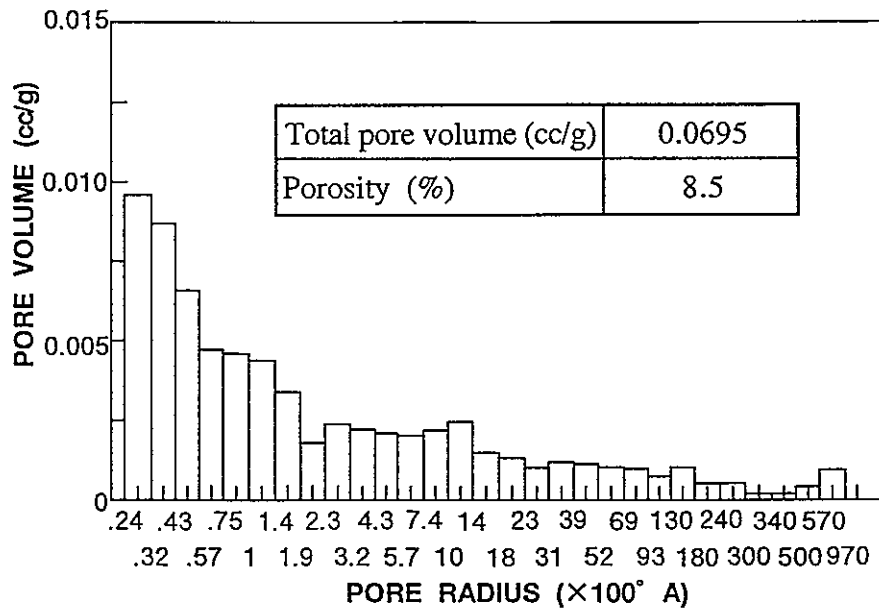


Fig. 5 Pore size distribution

4. PRESSURE AND GAS FLOW IN THE VAULT

4.1 Threshold Pressure

The threshold pressure of structural walls concrete is $0.7 \text{ MN} / \text{m}^2$ in saturated condition. Concrete walls are impermeable for gas until this pressure. Consequently, it is predicted that pressure in the vault rises up to $0.7 \text{ MN} / \text{m}^2$.

4.2 Gas Flow from Intact Concrete

It is predicted that gas flows with permeability which depends on saturation degree and porosity under a pressure equal or greater to $0.7 \text{ MN} / \text{m}^2$ in intact structural walls with $6.5 \times 10^{-19} \text{ m}^2$ gas permeability. However, pressure can be conservatively predicted with the permeability at which gas starts to flow, since permeability increases with increase in pressure. Maximum pressure of $1.2 \text{ MN} / \text{m}^2$ in the vault is predicted here. Darcy's law is based on Eq. (2). Calculations are based on the following conditions:

Gas generation rate,	$Q = 1000 \text{ m}^3 / \text{a} / \text{vault}$ (corrosion rate of the steel is estimated as $10^{-6} \text{ m} / \text{a}$)
Area of gas through concrete,	$A = 5.5 \text{ m} \times 5.5 \text{ m} = 30.25 \text{ m}^2$
Gas permeability,	$K = 6.50 \times 10^{-19} \text{ m}^2$
Atmospheric pressure,	$P_o = 0.1022 \text{ N} / \text{mm}^2$
Path length for gas,	$L = 0.5 \text{ m}$

4.3 Gas Flow Path

Gas permeability of structural walls in dry condition is $6.8 \times 10^{-17} \text{ m}^2$, and is sufficient to cause the gas to flow which is generated in the vault without rise in pressure. However, gas permeability in saturated condition is $6.5 \times 10^{-19} \text{ m}^2$, and threshold pressure is 0.7 MN / m^2 . This implies that the generated gas raises pressure which opens the small gap in the defective zone through which gas may be transported.

5. CONCLUSIONS AND OUTLOOK

The major results obtained in this study are as follows:

- (1) Gas permeability in saturated concrete depends on porosity, saturation degree, and pressure.
- (2) Gas flow through saturated concrete can be analyzed with threshold pressure and gas permeability which depends on porosity and saturation degree.
- (3) The threshold pressure is very high and gas permeability in saturated condition is very small to cause the flow of gas with high pressure in normal concrete for general reinforced concrete members.

The relationship between gap opening and gas flow mechanism is a subject of further study.

6. REFERENCES

- [1] Zagar, L. (1955). "Die Grundlagen zur Ermittlung der Gasdurchlässigkeit von feuerfesten." Baustoffen, Archiv für das Eisenhüttenwesen Heft 12, 777-782.
- [2] Iriya, K, Jacobs, F., Knecht, B., Wittmann, F. H. (1991). "Cementitious backfill materials for a L/ILW repository: investigation of gas transport properties." Nuclear Engineering and Design 129, 49-55.

PRELIMINARY TEST ON GAS MIGRATION THROUGH BENTONITE-SAND MIXTURE

T.HOKARI*, T.ISHII*, T.NAGASAWA*
R. TOMITA** AND M. NAKAJIMA**

*Shimizu CORPORATION, Shibaura 1-2-3, Minato-ku, Tokyo Met., 105-07 JAPAN

**KOA Development Co., Miyakocho 970-9, Chuo-ku, Chiba city, 260 JAPAN

ABSTRACT

The Low-Level Radioactive Disposal facility[1] is planned to cover the vaults with impermeable bentonite-sand mixture in order to minimize groundwater flux through the facility. In case that metal wastes are to be disposed of in the burial facility in the future, it is essential to confirm that bentonite mixture should have gas permeability enough for the gas volume which would be expected to be generated due to anaerobic corrosion of metals[2].

This report performed a preliminary test with a bentonite-sand mixture whose aggregate was Japanese Standard sand. Results are the followings;(1)Gas breakthrough pressure of the mixture was less than the overburden pressure. The gas permeability was estimated to be of order of 10^{-2} md. (2)The mixture did not deteriorate in hydraulic conductivity after gas breakthrough.

INTRODUCTION

The disposal facility of the first stage is under construction, and in order to prevent groundwater from invading wastes, the concrete vaults are designed to be covered with bentonite-sand mixture of a few meters thickness.

In the event that the facility receives metal wastes, they would be expected to lead to generation of hydrogen gas owing to corrosion by groundwater[2]. More gases would be formed due to chemical processes of microbial decomposition of organic materials and radiolytic decomposition of water and organic materials[2].

Bentonite-sand mixture is expected to be a natural barrier excellent in self-healing and impermeability. Impermeability of the mixture would result in pressure buildup inside the burial facility due to entrapped gas. As a result, it would possibly bring about damage or leak-paths for the radioactive nuclides in the mixture and cover soils.

It is desirable that the bentonite-sand mixture would have gas permeability enough for the gas generated, that it would never deteriorate in impermeability after gas breakthrough and that mechanical failure would never occur by gas pressure.

Thus, this report conducted a preliminary test on gas permeability and on the effect of gas generated on mechanical and sealing properties of the bentonite-sand mixture.

EXPERIMENTS

Testing materials

Kunigel V1 made by Kunimine Industry Co., Inc. was used as the bentonite material. This bentonite is Sodium-Bentonite with high swelling characteristics. Toyoura sand, which is Japanese standard sand, was used as the aggregate of the mixture.

This preliminary test adopted the same bentonite content of 15% as that of the first stage facility[3].

The bentonite-sand mixture was charged in a mold and compacted to be of the optimum water content 15% and of the maximum dry density 1.683 g/cm^3 which had been determined in the Japanese standard compaction test[4].

Test conditions

The supposed layout was that the cover soil was 4m thick, the bentonite-sand mixture 2m thick and the groundwater level 1m below the ground surface. Material properties were determined from experimental data; the density of the cover soil and the bentonite-sand mixture were 1.8 and 2.0 g/cm^3 respectively.

Gas generated was expected to migrate in the upper direction of the vaults due to buoyancy. Values of confining pressure were set to be those of the lowest part in the upper mixture. Thus, axial pressure was corresponding to the overburden pressure 1.14 kgf/cm^2 and back pressure was to the pore pressure 0.5 kgf/cm^2 . The stress field is assumed to be homogeneous for simplicity.

Testing procedure

This report includes those experiments which measured gas permeability, hydraulic conductivity pre- and post- gas breakthrough. The preliminary test consisted of one experiment modelling the top layer of the bentonite-sand mixture and another experiment extracting an element from the lowest part in the top layer on which gas pressure was supposed to be applied at the early stage.

In the paper, we call the former as "model experiment", the latter as "element experiment".

The procedure of the model experiment was the followings;

- (1)The test pieces of the bentonite and the sand were directly charged in a mold and compacted.
- (2)The test pieces were saturated by injecting water into the bottom under low constant pressure. During the water injection, water flow rate at the outlet was monitored. The saturation was judged to be completed when the flow rate was steady.
- (3)The hydraulic conductivity test was performed by the constant head method. For accuracy, the constant water pressure was applied step-wise and effective water pressure was $0.1, 0.2, 0.3 \text{ kgf/cm}^2$. The effective pressure was defined as a difference between applied pressure and pore pressure in the test piece.
- (4)The gas permeability test was conducted in order to measure both gas pressure and gas permeability at the breakthrough of the water-saturated mixture. The constant gas pressure was applied on the test piece step-wise till the breakthrough observed. At the breakthrough, gas flow rate was measured with a mass flow meter. Concretely, the effective gas pressure was $0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5 \text{ kgf/cm}^2$, and the duration of the each step was held more than 8 hours.
- (5)After measurement of the gas flow rate, the test pieces were re-saturated with water.
- (6)The hydraulic conductivity test was performed after gas permeation through the test pieces.
- (7)The three pieces of the bentonite-sand mixture were tested with the above process.
- (8)In addition, the gas pressure more than the overburden was applied on the last piece of the specimens for the purpose of estimating gas pressure at the mechanical failure of the bentonite-sand mixture, and changes in the conductivity. An excess of the applied gas pressure over the overburden was $0.06, 0.36, 0.86, 1.36 \text{ kgf/cm}^2$. Deformation volume of the test piece was measured as water volume driven out of the mold to estimate mechanical effect of high gas pressure on the bentonite-sand mixture.

The element experiment was conducted in the same way as the model experiment. The differences were the followings;

- (1) The gas permeability test and the hydraulic conductivity test were repeated after measurement of the breakthrough pressure in order to estimate an effect of a repeated gas release on the bentonite-sand mixture.
- (2) The high gas pressure was applied in the gas permeability test in order to estimate an effect of a sudden gas release of high pressure from the concrete vaults. The applied gas pressure was 1.5, 2.0, 3.0, 5.0 kgf/cm².

Fig.1 represents a schematic procedure of the test.

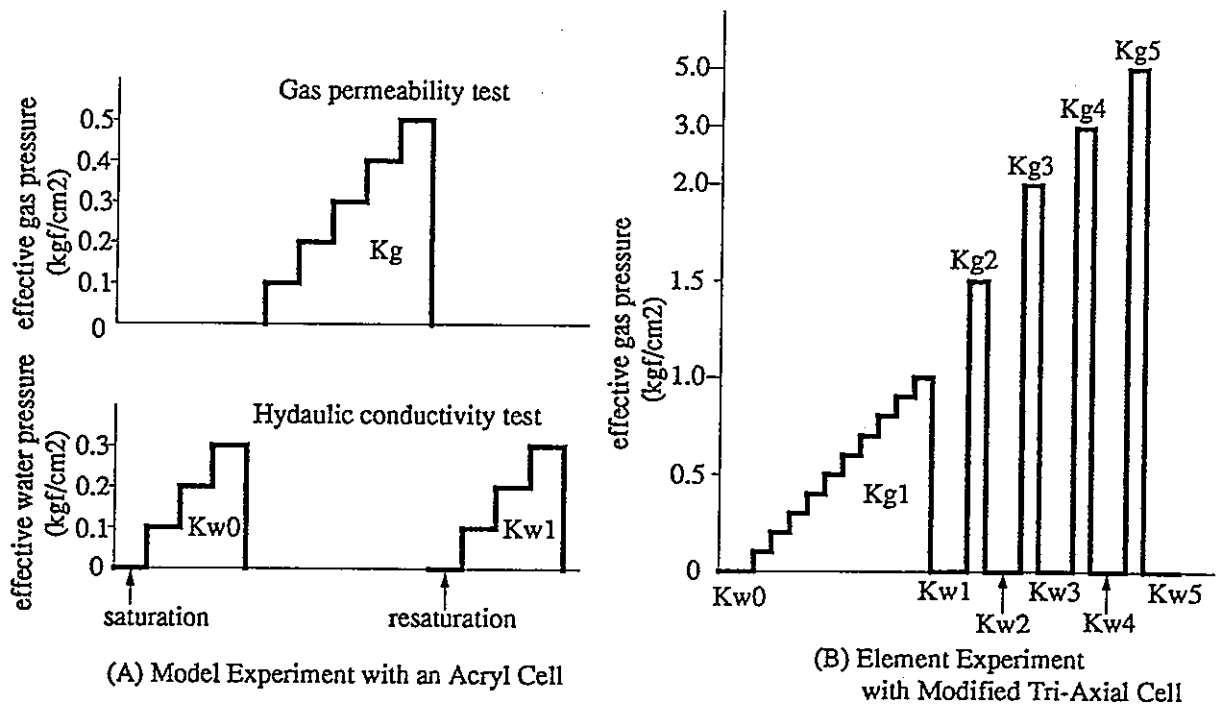


Fig.1 Testing Procedure

Kw:Hydraulic conductivity test
Kg :Gas permeability test

Test apparatus

Two types of apparatus were used in the preliminary test.

An acryl cell were made to allow the test piece of the bentonite-sand mixture to deform upward when the gas pressure was applied on the bottom of the specimens. The cell can model the more actual behaviors of the top layer ,as a whole, in the bentonite-sand mixture under gas pressure.

A tri-axial apparatus was modified to apply gas pressure on the test piece and measure gas flow rate. A feature of the apparatus was that it can make the same stress field as in the supposed facility.

The acryl-made cell was used in the model experiment and the modified tri-axial apparatus in the element experiment. Fig.2 illustrates the acryl cell for the model experiment.

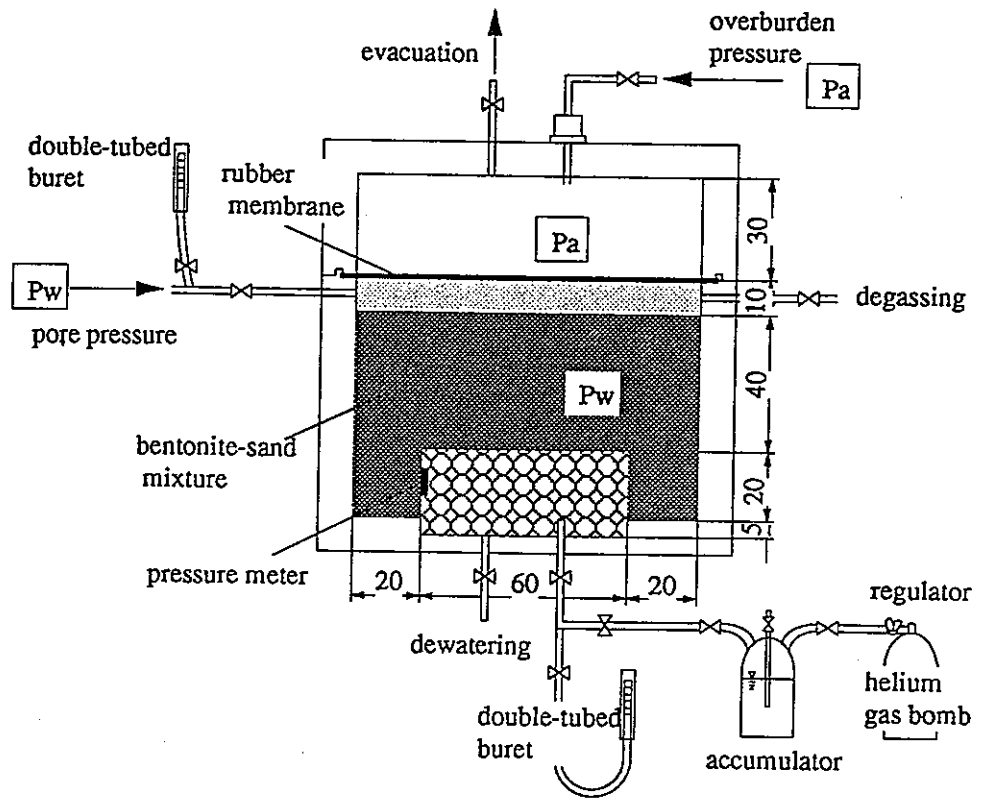


Fig.2 A Schematic Drawing of Model Experiment Apparatus

RESULTS AND DISCUSSION

Results of the model experiment are shown in Table I, Table II and in Fig. 3.

Table I Results of the Model Experiment with the Acryl Cell

case	conductivity (md,cm/sec)		critical gas pressure (kgf/cm ²)	gas permeability (md)
	pre gas breakthrough	post gas breakthrough		
1	0.014md (1.4e-8cm/s)	0.012md (1.2e-8cm/s)	0.4	0.012~ 0.020
2	0.062md (6.2e-8cm/s)	0.014md (1.4e-8cm/s)	0.4	0.092
3	0.030md (3.0e-8cm/s)	0.010md (1.0e-8cm/s)	0.5	0.054

Table II Results of High Gas Pressure with the Acryl Cell

effective gas pressure (kgf/cm ²)	mixture displacement (mm)	mixture strain (%)
0.7	0.015	0.038
1.0	0.045	0.11
1.5	0.57	1.4
2.0	0.51	1.3
hydraulic conductivity (cm/sec)		
pre gas pressure	1.0 e-8	
post gas pressure	5.7 e-9	

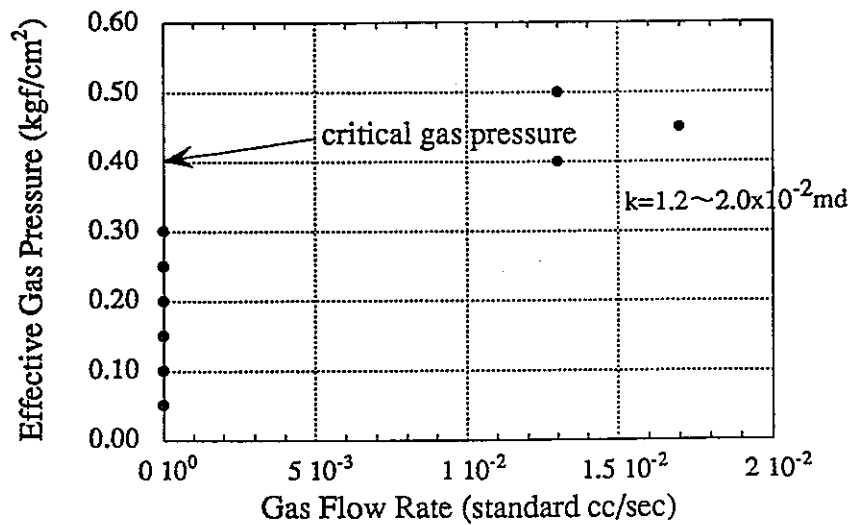


Fig.3 An Example of Gas Permeability Test with the Acryl Cell

Results of gas permeability test in the element experiment are shown in Table III and Fig.4 and those of hydraulic conductivity test in Table IV.

Table III Results of Gas Permeability Test with the Tri-Axial Cell

effective gas pressure (kgf/cm ²)	gas permeability (md)
0.3	2.7 e -4 (*)
0.4	2.6 e -4
0.5	1.7 e -4
0.6	2.1 e -4
0.7	-
0.8	1.8 e -2
0.9	4.5 e -2 (#)
1.0	0.56
1.5	0.20
2.0	0.23
3.0	0.71
5.0	0.78

(*) start of water driven by gas
 (#) breakthrough of gas through the mixture

Table VI Results of Hydraulic conductivity Test with the Tri-Axial Cell

conductivity test case	hydraulic conductivity (cm/sec)
pre breakthrough	6.0e-8
post ΔPg=1.0	2.1e-8
post ΔPg=1.5	1.4e-8
post ΔPg=2.0	1.9e-8
post ΔPg=3.0	1.5e-8
post ΔPg=5.0	2.2e-8

(ΔPg=effective gas pressure)
 =an excess of gas pressure applied over the pore pressure

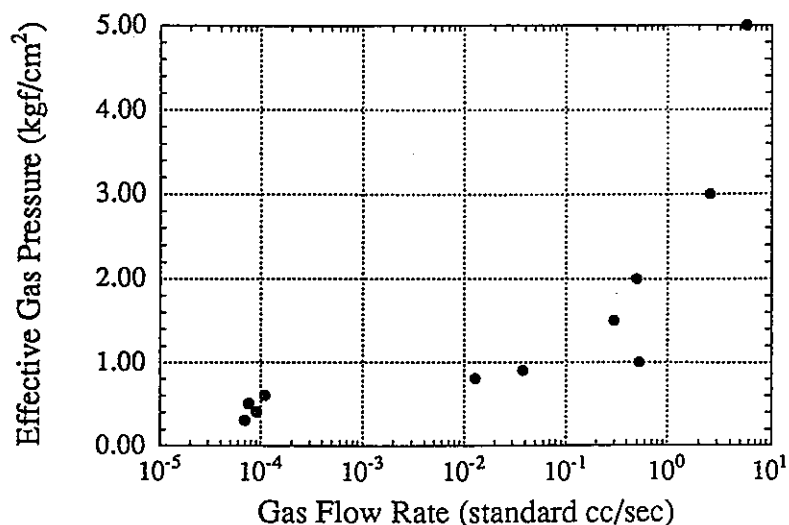


Fig.4 A Result of Gas Permeability Test with the Tri-Axial Cell

Assuming that Darcy's law could govern fluid flows in the test pieces, values of hydraulic conductivity were calculated by use of the formula of linear flow in the steady state. Although an actual flow in the acryl cell is supposed to be cone-typed, it was approximated to a linear flow for simplicity. The Darcy's 2 phase flow could generally be applied to a gas flow in the test pieces saturated with water. As the dependence on water saturation of relative permeabilities and capillary pressure is unknown in the bentonite-sand mixture, gas permeability was calculated as an absolute permeability by use of the formula[5] of single phase flow for compressible fluids. It is shown in the formula (1) below.

$$K_g = 2 \mu L Q_N P_N / A (P_1^2 - P_2^2) \quad (1)$$

where K_g : gas permeability (md)
 μ : gas viscosity (cP)
 L : test piece length (cm)
 Q_N : gas flow rate under the standard condition (cc/sec)
 P_N : barometric pressure (atm)
 A : test piece area (cm²)
 P_1 : gas pressure at the inlet (atm)
 P_2 : gas pressure at the outlet (atm)

Gas permeability

Measures of effective pressure at gas breakthrough were 0.4~0.5 kgf/cm² in the model experiment and 0.8 kgf/cm² in the element experiment. In the latter, water started to be driven by gas at effective pressure of 0.3 kgf/cm². If the duration at each step of applied pressure had been prolonged, it would have been expected that the measured breakthrough pressure would decrease to be the same value as that of the model experiment. Thus, the results represented that gas could break through the bentonite-sand mixture at less than the gas pressure corresponding to the overburden pressure.

Fig.4 shows that gas permeability of the mixture was dependent upon pressure. The gas permeability showed the minimum measure of order of 10⁻² md at breakthrough. It tended to increase with gas pressure.

Effect on hydraulic conductivity

Measures of hydraulic conductivity were of order of 10^{-8} cm/sec in both experiments. The results showed that the bentonite-sand mixture became more impermeable to water after gas breakthrough rather than increase in conductivity. It is important for bearing capacity of the mixture against gas pressure that measures of conductivity did not increase after breakthrough even at applied gas pressure higher than over burden pressure.

CONCLUSIONS

Although hydraulic impermeability is a main requirement for the bentonite-sand mixture, gas permeability is important for the disposal facility for the metal waste. This preliminary test was performed with the mixture whose aggregate was Toyoura sand. The results are the followings;

- ① Gas broke through the mixture at less than overburden pressure. Measures of gas permeability were of order of 10^{-2} md.
- ② It was shown that the mixture maintained hydraulic impermeability after gas breakthrough.

It is essential that effect on the bentonite-sand mixture of gas pressure should be estimated on the basis of data which are to be obtained later on the actual specification of the mixture, on scale effect and on variances with workability.

ACKNOWLEDGEMENT

This preliminary test was conducted under the guidance of Japan Nuclear Fuel Limited and Central Research Institute of Electric Power Industry.

REFERENCES

1. Z. Nakanishi et al., Environmental Remediation and Environmental Management Issues vol.3, edited by R. Baschwitz et al., pp. 37-42.
2. S. Voinis et al., GAS GENERATION AND RELEASE FROM RADIOACTIVE WASTE REPOSITORY(OECD PUBLICATIONS, PARIS, 1992), pp. 111-119.
3. H. Shimoda, H. Iimura and T. Kuroda, J. Atomic Energy Soc. Jpn., Vol.33, No.11(1991), (in Japanese)
4. Board of Inquiry of Japan Industrial Standard, JIS A 1210(Society of Japan Standard, 1980, in Japanese)
5. Handbook of Petroleum Industry(Society of Japan Petroleum Engineers, 1983, in Japanese)

セメント硬化体からの水素発生抑制 - セメント改良によるアプローチ -

(株)日立製作所 電力・電機開発本部
松田 将省、野下 健司

1. はじめに

放射性廃棄物管理の高度化を目的に、当社では、セメント改良の試みをいくつか進めている。ここでは、セメント硬化体からのガス発生抑制の関する2つの研究例を紹介する。具体的な内容は、(1)硬化体中に含まれる水の放射線分解に伴う水素ガス発生抑制、(2)セメント固化したアルミニウム廃棄物のアルカリ腐食に伴う水素ガス発生抑制、に関するものである。

2. 水の放射線分解に伴う水素ガス発生抑制

2.1 背景および目的

放射性廃棄物をセメント(モルタル)により固化処理した場合、固化体中の水が放射線分解を起こし水素を発生することが知られている。水素発生量の測定については多くの研究例があるが、水素発生抑制の観点での報告は知見しない。そこで、放射線分解に伴う水素発生への影響因子を調べると共に、その結果に基づき水素発生量の低減方法を検討した。

2.2 実験方法

粉碎したセメント硬化体を石英アンプルに真空封入し、 ^{60}Co 線源を用いて γ 線を最大 $2 \times 10^5 \text{Gy}$ 照射した(図1)。照射終了後、アンプル内の水素量をガスクロにより定量した。

2.3 実験結果および検討

実験結果を図2に示すが、水素発生量はセメント固化時に添加した水の量はもちろん、セメントの養生温度や養生期間などの固化条件にも依存した。しかし、セメント硬化体中の自由水を熱重量分析により求めて図2の結果を整理し直すと、固化条件に関係なく水素発生量は硬化体中の自由水量に比例して増加することがわかった(図3)。

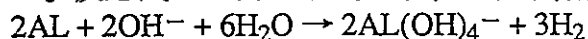
ここで、図3の結果は放射線化学から予想される水素発生量とは大きく異なることがわかった。すなわち、放射線分解により水から発生する水素の最大値はG値($g(\text{H}_2)=0.45$)から計算できるが(図3破線)、セメント硬化体から発生する量はこの値より約5倍も多い。これはセメント硬化体には水素発生を加速する因子が存在することを示唆する。最終的に明らかになった2つの加速因子を表1に示す。第1の因子はセメント中に100ppm程度含まれる有機物(ジエチレングリコール)による水素引き抜き反応であり、第2は放射線によりセメント固相部で発生した2次電子による水の間接分解である。

表1より、放射線分解に伴う水素発生を抑制するには、有機物を含まないセメントを使用して水素引き抜き反応を防止すること、およびセメント中に電子捕捉剤を添加して水の間接分解を防止することが有効と予想された。これらの効果を図4、5に示す。水素発生量は、有機物除去したセメントの使用により約1/2に、電子捕捉剤添加によりさらに1/5となり、トータルでは1/10に低減できることを確認した。

3. アルミニウム廃棄物固化時の水素ガス発生抑制

3.1 背景および目的

原子力発電所では金属配管、塩ビパイプなどのいわゆる雑固体廃棄物が発生するが、の中には足場材等に使用したアルミニウム(AL)廃棄物も含まれる。AL廃棄物をセメント固化する場合、セメントペーストは高pHであるためALがアルカリ腐食を起こし水素を発生する。反応式の一例を下式に示すが、水素発生量が多い場合には固化体にクラックや



ポイドを生じ、固化体強度等の物性が低下する。そこで、水素発生低減を目的に腐食抑制剤(インヒビター)を選定すると共に、その作用機構を検討した。

3.2 腐食抑制剤の選定

AL用の腐食抑制剤としては従来から数種類のもものが知られている(表2)。しかし、セメントに添加して使用するためには、高pH(最大13)でも機能を維持し、しかもセメントの硬化反応を阻害しないものでなければならず、これらの条件を満たす腐食抑制剤は知見がない。そこで10数種類の候補をあげて腐食抑制効果を実験により調べ、最終的にLiNO₃を選定した。なお、LiNO₃選定の根拠については省略するが、現在原子力学会欧文誌に投稿中である。

3.3 実験および結果の検討

基礎実験により確認したLiNO₃の腐食抑制効果を、実験方法と共に図6に示す。セメントにLiNO₃を1-3wt%添加することにより水素発生量は1桁以上低下し、固化体のクラック発生も防止できることがわかった。図6は20mL規模の小規模実験であるが、20L規模にスケールアップしても同様の効果があることも確認した(図7)。次に、腐食抑制機構について検討した。

図8にセメント固化体から取り出したAL試験片断面のSEM写真を示すが、AL母材の表面に厚さ5ミクロン程度の皮膜が形成されていることがわかる。また、この皮膜はLi-AL複塩であることをX線回折により確認した。このことから、腐食抑制剤中のLiはALと反応してAL表面にLi-AL複塩の皮膜を生成し、これが防食皮膜として機能するものと推定できる。これを電気化学的に確認するため、ガルバニック電流の測定を実施した。実験方法と結果を図9に示すが、LiNO₃を添加した系では腐食電流が急激に減少しており、Li-AL複塩が防食皮膜として作用するとの考えは妥当なものであることが確認できた。

3. おわりに

セメント硬化体からの水素発生抑制について紹介したが、このほかにもセメント組成を調整したり添加剤を加えることでセメント硬化体の物性は向上でき、これが放射性廃棄物管理の高度化につながるものと考えられる。他の具体例としては、セメント中のCa/Si比最適化によるC-14に対する分配係数向上、炭素繊維添加による硬化体の耐久性向上などの試みを進めている。個々の課題については一定の成果が出始めているが、実用化につなげるためにはこれらの改良が副作用を伴わないものであることを実証する必要がある、これが今後の課題であると考えている。

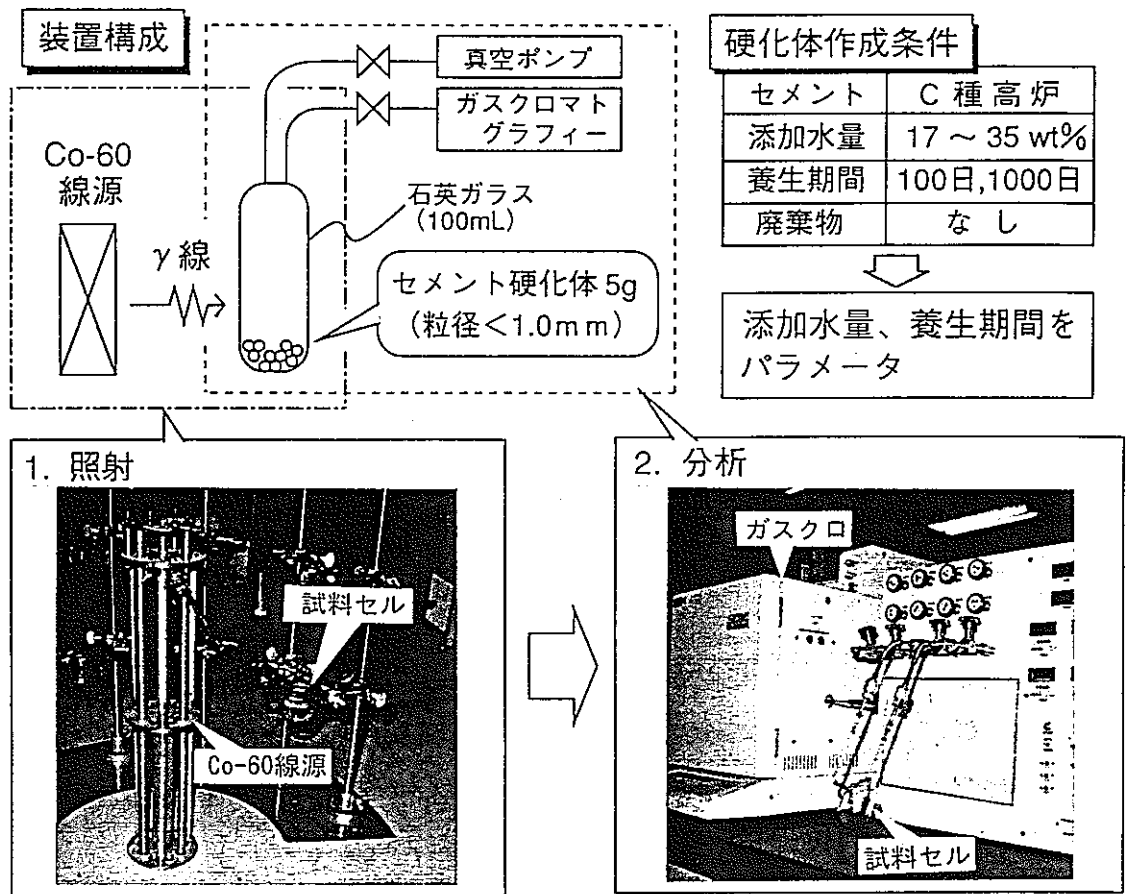


図1 実験方法

セメント硬化体からの水素発生量は、硬化体作成時の添加水量のほか、養生期間や養生温度にも依存

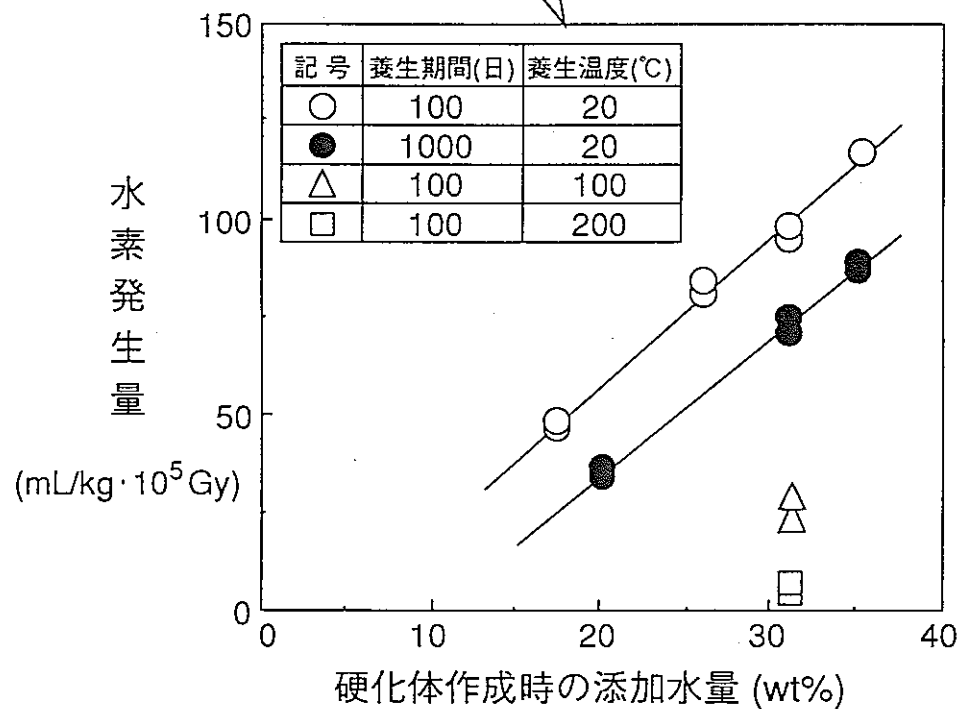


図2 セメント硬化体からの水素発生量

- ・ 水素発生量 \propto 硬化体中の自由水量
- ・ 水素発生量 $>$ 理論最大値

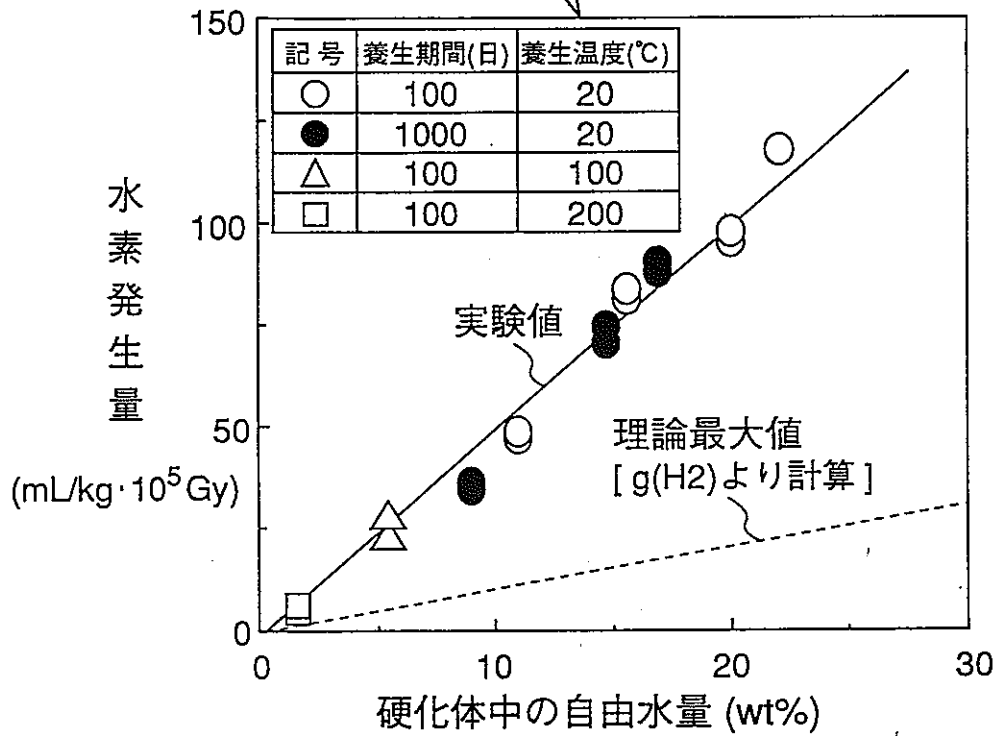


図3 セメント硬化体中の自由水量と水素発生量の関係

表1 水素発生量の増加因子

増加因子	セメント中の有機物 (ジエチレングリコール※)	固相部での二次電子生成
増加機構	<div style="border: 1px solid black; border-radius: 10px; padding: 5px; display: inline-block;">水素引き抜き反応</div> $R-H + H\cdot \rightarrow R\cdot + H_2 \uparrow$ <p>(R-H, 有機物)</p>	<div style="border: 1px solid black; border-radius: 10px; padding: 5px; display: inline-block;">二次電子による 水の間接分解</div> $M \xrightarrow{-W} M + e^-$ $e^- + H_2O \rightarrow H\cdot + OH^-$ $H\cdot + H\cdot \rightarrow H_2 \uparrow$ <p>(M, セメント固相)</p>
水素発生 低減策	セメント製造段階での ジエチレングリコール 非添加	電子捕捉剤添加 (Fe(NO ₃) ₃ , 3 wt%)

※ジエチレングリコール：セメントの製造時(クリンカー粉砕工程)に粉砕効率向上のため100ppm程度添加

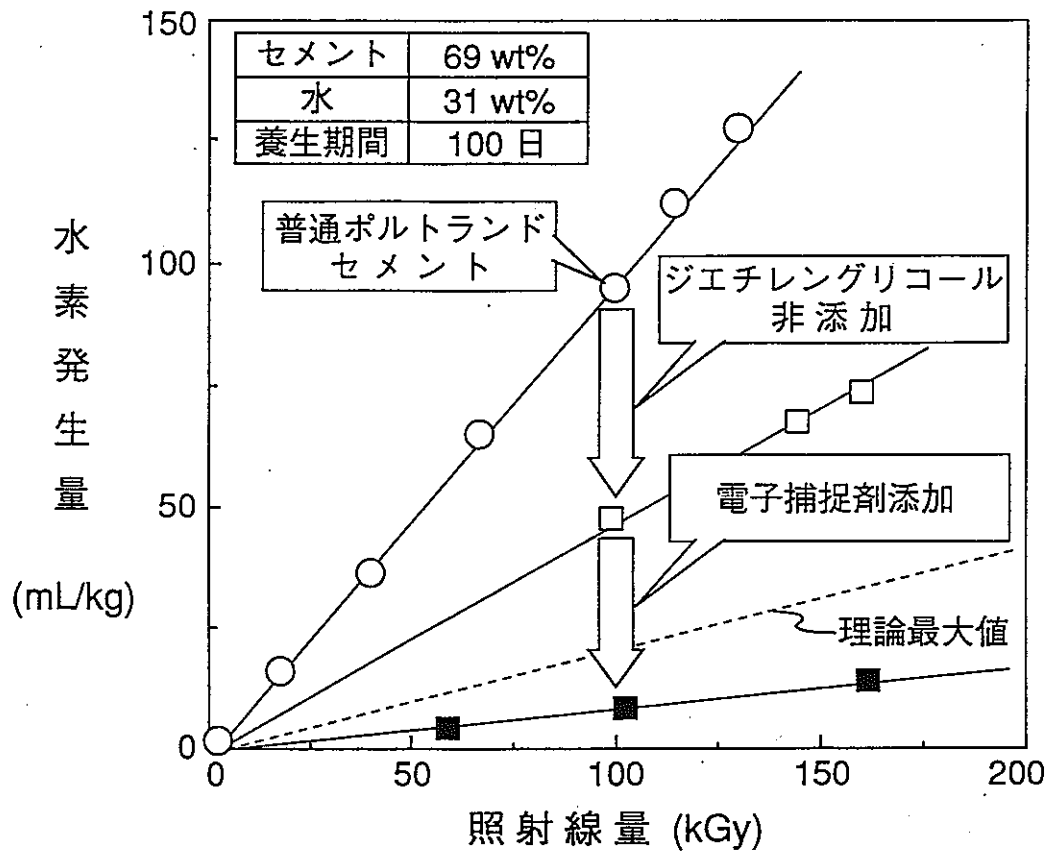


図4 電子捕捉剤による水素発生量の低減効果

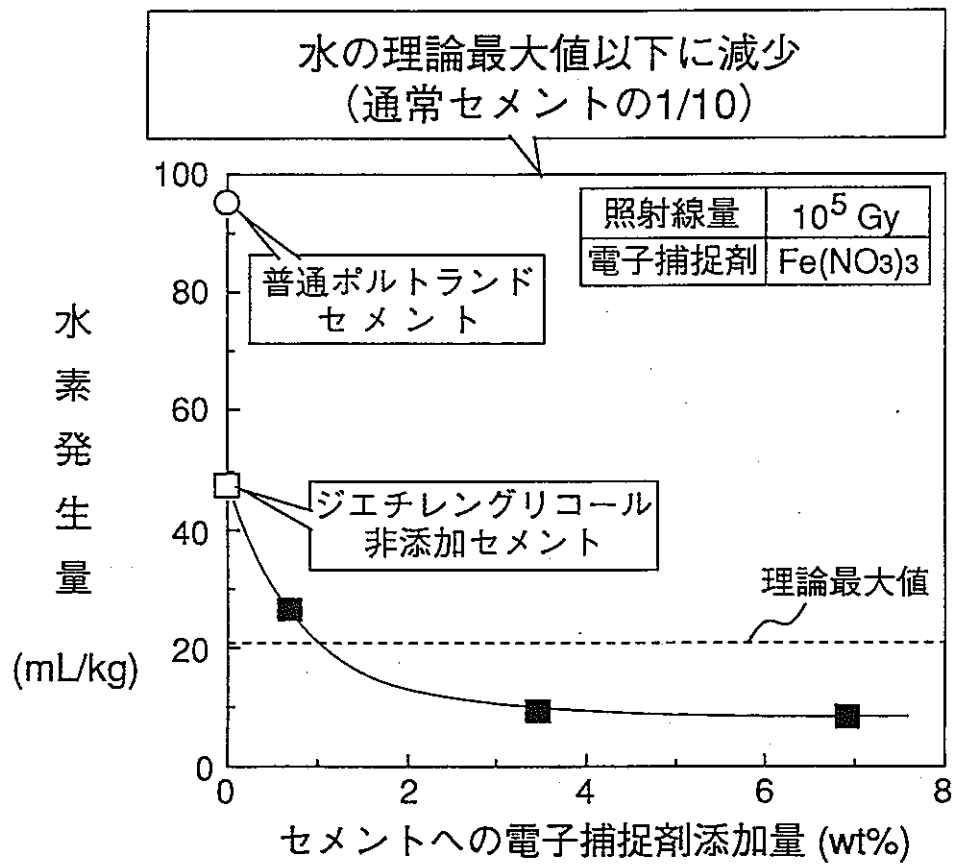
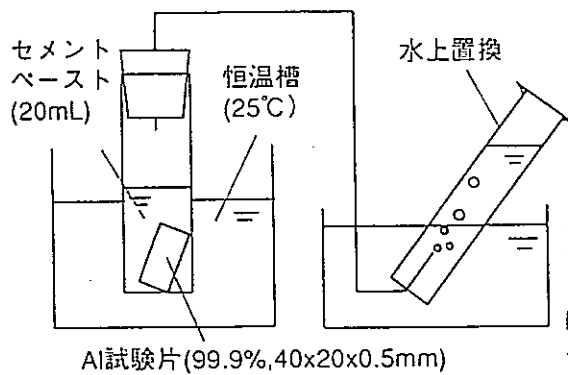


図5 放射線分解による水素発生量の低減策

表2 アルミニウム用腐食抑制剤の検討

腐食抑制剤	用途	性能指標	
		有効pH (目標：最大13)	セメントとの反応 (目標：反応なし)
重クロム酸塩	アルマイト処理	2~10	——
重合リン酸塩	ボイラー中 防食剤	2~9	——
ケイ酸ソーダ	表面洗浄	7~14	あり (セメントとの 硬化反応妨害)
硝酸リチウム	本研究	7~14	なし

《実験方法》



《24h後の固化体外観》

無添加 LiNO₃ 1wt%添加



《実験結果の一例》

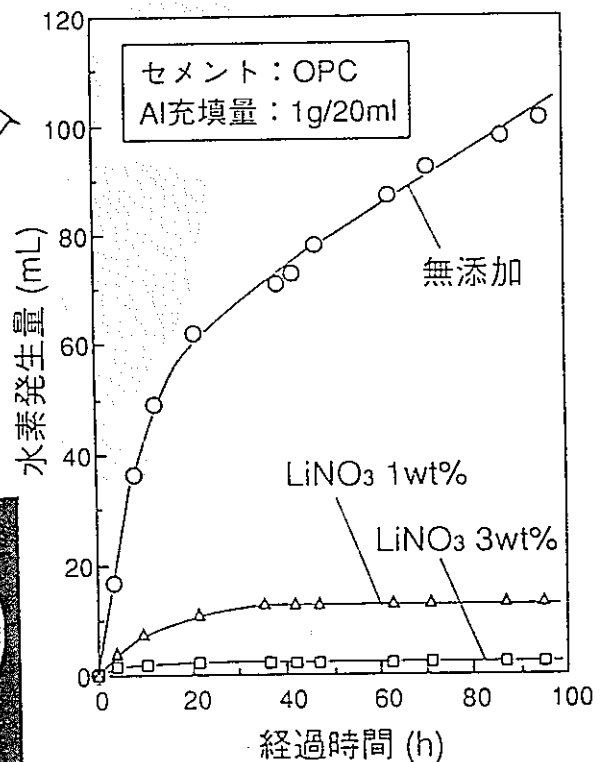
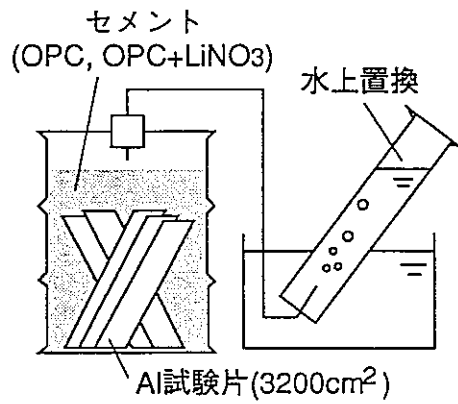
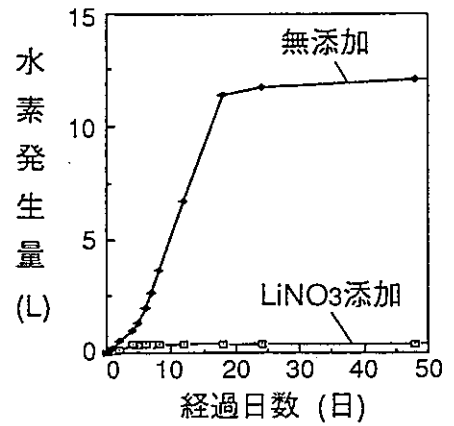


図6 セメント固化体での確認実験結果

《実験方法》



《実験結果》



《固化体外観の比較》

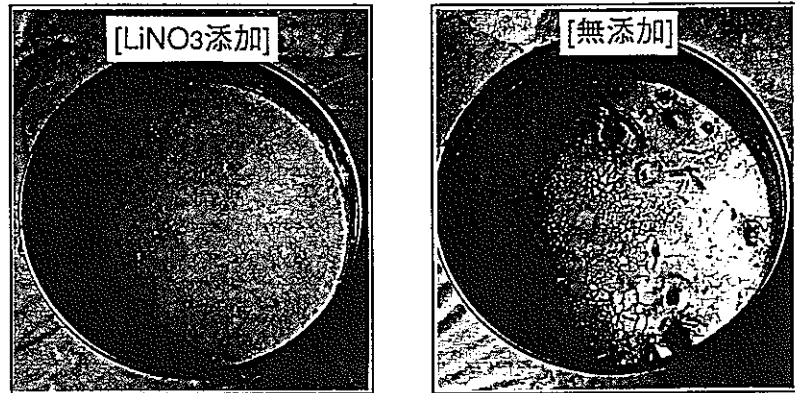
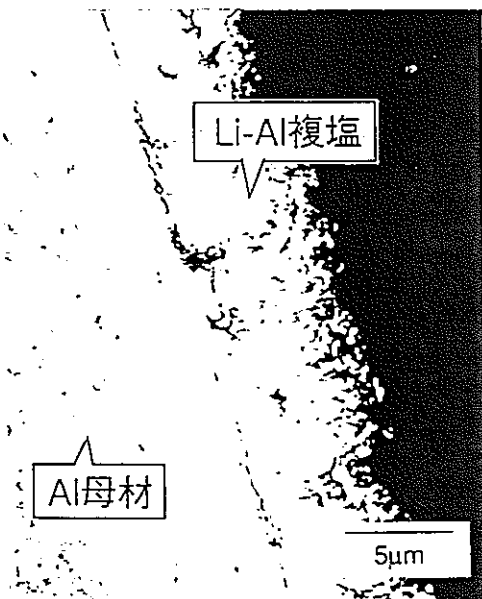
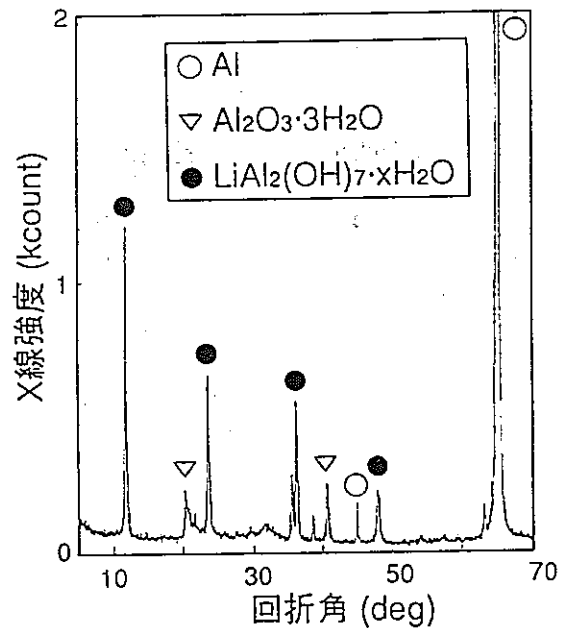


図7 スケールアップ実験(20L規模)による
固化時の水素発生量測定

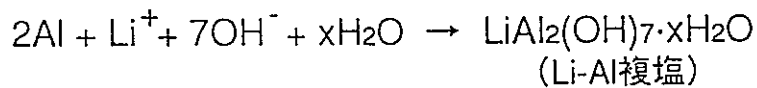
《試験片断面のSEM像》



《試験片のX線回折結果》



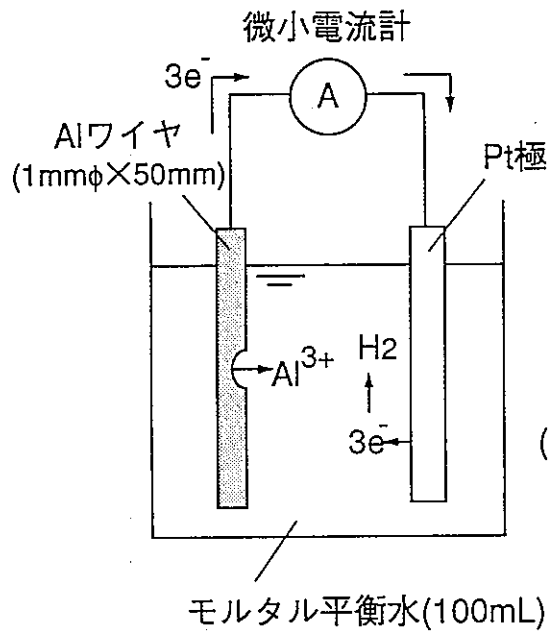
被膜生成反応の推定式



防食被膜

図8 Al試験片の表面分析結果と被膜生成反応の推定

《実験方法》



《実験結果》

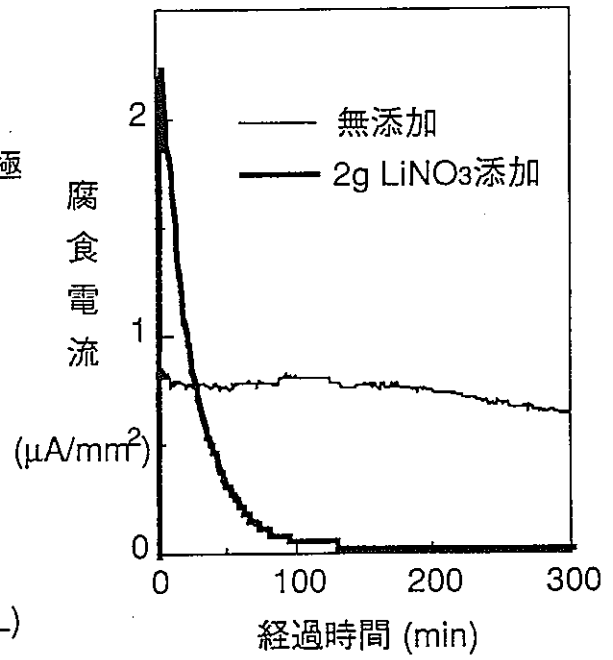


図9 $LiNO_3$ 腐食抑制効果の電気化学的確認
(ガルバニック電流)

ガス輸送に関するモデリングについて

日揮株式会社

高瀬 博康

1. はじめに

多孔質媒体中のガス輸送問題は、不飽和な土壌等においてはこれまで様々な分野で検討・開発そして適用が進められてきた。しかしながら、高レベル放射性廃棄物ガラス固化体等のいわゆる廃棄物処分分野においては、主としてガスの発生源になると考えられる廃棄体の周囲が、地下水を介した放射性物質の漏洩・移行を避けるためにベントナイトあるいはコンクリートといった難透水性の人工バリアによって包まれており、これらがガスに対しても難透過性である場合が多いために、従来とは異なった要請が輸送モデルにも課せられる結果となっている。

ここでは、以上の様な経緯を踏まえつつ、廃棄物処分分野への応用に的を絞って近年のガス輸送モデルの開発状況をまとめることとする。なお、筆者が直接開発そして適用に係わってきたという経緯から、以下の議論では主として毛管束モデル (Capillary Bundle Model) と、そこから派生したいくつかのモデル開発に焦点をあてさせて戴くこととする。

2. 微視的現象理解から巨視的な描写への道筋

ガス輸送のモデリングに関してこれまでいくつかのモデル化構想が提出されてきており、これらのうちのいずれが最も現実に即したものとなっているかは未だ確たる結論が出されてはいない状況である。しかしながら、これらのモデルの分岐はいずれも現象を巨視的なスケールで扱う場合の”括り方”に関するものであり、多孔質媒体の個々の空隙が explicit に現れる様な微視的スケールでの現象理解についてはほぼ共通認識が得られている。巨視的な現象を取り扱う各種のモデルにおいては、いずれも独特な”便宜的措置”が採られており、これらが現象そのものの本質と混同されることを避けるためにもここでは微視的なスケールから説明を始めることとする。

(1) 微視的スケールでの現象理解

水とガスの様に wet な流体と dry な流体とが混在する多孔質媒体（例えば冠水あるいは脱水途上の砂あるいは粘土）の不飽和領域に位置する個々の空隙では、二つの流体間に明確な界面（前出の例では気液界面）が存在する。そして、この界面は二つの流体の圧力と毛管圧という三種類の力の間のバランスに従って移動する。

(2) 巨視的なスケールでのモデルの分岐

上述した微視的スケールでの極めて簡潔な表現がいずれの場合も現象理解の出発点であることには間違いないが、ほとんど全ての場合に於いて個々の空隙を考慮したモデルを実用的なサイズの媒体にまで拡張することは非常に困難である。そこで、既に述べた様に、何らかの形で”便宜的に”現象を”括った”巨視的なモデルを考えることが必要となる。

これまでに開発されてきた種々の数学的な（巨視的）モデルは、以下の3種類に大別することが可能である。

(i) Interface Model

このモデルは、無数に存在する個々の空隙内の気液界面を、用途に合わせて平均化するかあるいは極値を採る等の仮定を置くことにより単一の大きな界面によって代表するという着想に基づくものである。このモデルは数学的な取扱が簡単である反面、空隙間の差異が全く考慮されないために、脱水時の押し出し水量や過渡時の飽和度といった輸送現象の重要な側面が十分に表現され得ないという欠点を有している。

(ii) Two-phase Darcy Model

このモデルの着想は、各位置（より正確にはその近傍）にある多くの微小空隙での水の有無を平均化することにより便宜的に連続量としての飽和度を定義するというものである。このモデルでは、それぞれ異なる速度で移動し得る個々の気液界面位置のばらつきを飽和度を尺度として表現し得るが、その代償として明確な界面という概念は消失し、2相流と呼ばれる流れのモードを考えることとなる。そして、飽和媒体におけるダルシー則のアナロジーから、各位置での正味の圧力勾配に比例して流体移動が生じることを仮定す

る。

(iii) Capillary Bundle Model

明確な気液界面の存在を残しつつ、その位置のばらつきを表現しようという試みが Capillary Bundle Model である。ここでは、媒体はそれぞれ異なる平均口径を有する毛管の束としてイメージされる。各毛管では、主として毛管圧が異なることによって気液界面に作用する力のバランスが個々に異なり、従って様々な速度での界面移動が生じることとなる。このモデルでは、個々の毛管内での界面位置は全て顕に取り扱われるが、必要に応じて Two-phase Darcy Model と同様に毛管の平均をとることにより飽和度を算出することも可能である。

(3) モデルの特性

現在のガス輸送解析では、Two-phase Darcy モデルあるいは Capillary Bundle モデルが用いられることが多い。これら二つのモデルはそれぞれ以下の様な特性を有している。

Two-phase Darcy モデルは、連続体モデルであることから有限要素法等を用いて複雑な形状・境界条件についての解析が比較的容易に行える反面、ガス破過の瞬間といった本来 discrete である現象の本質が強調される局面を正確に表現しようとする解の数値的な不安定性が顕在化する等の問題がある。

Capillary Bundle モデルは、既存の数値的な手法をそのまま用いて多次元の複雑な問題を取り扱うことは難しい（何らかの工夫を要する）が、微視的な現象理解をほぼそのまま残していることから輸送現象自体の重要な側面を適切に表現することが可能である。具体的な例としては以下が挙げられる。

- ・ ガス破過の瞬間は、このモデルではある毛管内の界面が端点に達する瞬間であり、この時に生じる非透過性から透過性への媒体の急激な変化を自然に正確に表現することができる。
- ・ 同じ飽和度であっても脱水時と冠水時とでは一般にガスの透過性が異なること（ヒステリシス）が知られている。これは、最も口径の大きい空隙が境界条件の変化に最も速く

応答するため脱水時には同じ飽和度であっても大口径の空隙がガス輸送に寄与し、逆に冠水過程では小口径のものが寄与するためであり、Capillary Bundle モデルではこの二つの状態が自然に区別される。

3. Capillary Bundle モデル及び関連するモデル群の開発状況

廃棄物処分分野では、一旦透気が開始されてからの透気フラックスが十分であるか否かよりも（多くの場合、透気開始後のフラックスは発生量に比して十分に大きい）、施設内に過度の蓄圧が生じる以前に透気が開始されるか否かを知ることが重要な場合が多い（但し、この点は施設の仕様や期待されるバリア機能従ってこれらに対応する評価シナリオに強く依存する。この点については、4.で触れる。）。そこで、Capillary Bundle モデルが用いられる機会は増える傾向にあるが、この際、Capillary Bundle モデルにおける輸送現象の忠実な理解を残しつつ、如何に多次元の複雑な体系への適用性を確保するかが開発の一つの焦点となる。この観点から、以下に最近の開発状況をまとめる。

(1) 1D Capillary Bundle モデル (添付文献1)

一次元のCapillary Bundle モデルは、媒体を分岐・合流しない毛管の束と考え、個々の界面に働く正味の圧力勾配に比例して界面移動が生じると仮定して方程式系を立式するものである。さらに、毛管半径についての分布関数を考えることによって、毛管の束としての媒体全体の脱水・透気挙動が記述される。

1D Capillary Bundle モデルを用いて、緩衝材中の水飽和・脱水（透気）過程とオーバーパック表面での腐食によるガス発生との連成問題を計算した例を添付に示す。

(2) 2D Capillary Network Model "GARNET" (添付文献2)

処分場あるいはその周辺の地層におけるガス輸送を考える場合、主たる移動方向に対して垂直な方向へのガスブルームの拡がりを考える必要が生じる。このような問題に対しては、(1)の1次元モデルは直接的には適用可能ではない。そこで考案されたものが、毛管の合流・分岐を考慮した2次元のCapillary Bundle モデルである。添付OHPに2次元Capillary Bundle モデルの例であるGARNETを示す。

GARNET は、2次元正方格子として毛管のネットワークを表現し、各legの毛管半径を所定の確率分布に従って付与するものであり、この様な統計的に不均質な毛管ネットワーク上での気液界面の移動と、脱水されたpathを通じての透気問題を取り扱う。GARNET は、1次元Capillary Bundle モデルの最も直接的な発展形であり、個々の界面移動を詳細に追跡できるという利点を有するものの、計算時間の点から取り扱い可能な格子数には限界がある（通常、数10 X 数10）。つまり、毛管ネットワークの各legが個々の空隙に対応するとすると、現状のGARNETが表現可能な領域は極めて小さいものであるといえることができる。これについての対策としては、小さいスケールでのネットワーク全体での結果をより大きいネットワークの1格子としてみなすことによって段階的にスケールアップをはかる繰り込み群を用いた手法が最も有望と考えられている。

(3) 3D Percolation Model (添付文献3)

上述した現状でのGARNETの限界を超えて実用的なスケールでの解析を行うために、三次元正方格子でのガス破過過程をある種のPercolation問題として捉えたモデルの開発が行われている。このモデルは、空隙サイズ、従って隣接した空隙に所定のガス圧が働いた場合の脱水の可否、が空間的にランダムに分布していることを仮定し（これは媒体の混合・製造が均質に行われていることを意味する）、ガスが供給される1表面からn段目の位置にある任意の空隙が脱水されガス輸送に寄与するpathとして働く確率を5次の漸化式として表現して各段での透気性を算出するものである。

添付文献3には、このモデルの数学的定式化及びこのモデルを用いてベントナイト砂混合土のガス破過特性についてのREV(Representative Elementary Volume)を求めた例が記述されている。

(4) 2D Self-Affine Fractal Model "RAPPORT"

(3)のモデルにおける重要な仮定の一つは、媒体特性が空間的にランダム（混合・製造が統計的に定常）なことである。しかしながら、例えばベントナイトと砂のような二種類の材質間での混合は完全ではあり得ず、何らかの相関構造を有する場合が多い。このような混合の不完全性に起因する相関構造を、セミバリオグラムにフラクタルスケール則と呼ばれるべき乗型のモデルを適用して表現したものが2D Self-Affine Fractal Model のRAPPORTである。

異種材料の混合は、数学的には相関長を徐々に減じていく過程として理解される。従って、混合の程度は相関長を尺度として測ることが適当である。添付OHPには、RAPPORTを用いて作成した3つの空隙径分布が示されている。これら三つの場合はいずれも同一の平均値と標準偏差を有するが、相関長はそれぞれ異なっている。上図では相関長は場の大きさに比して十分に小さく、(3)のモデルが良い近似となることが確かめられている。しかし、一番下の図では場を横断する微小空隙領域の存在が顕著であり、例えば下から上へとガス圧を付与した場合の透気に対してこの領域が大きな障壁として働き得る。

RAPPORTの実用的な用途としては、これを地質統計的なツールとして用い施工後の媒体における各点での実測値から相関長を推定し品質管理に役立てることが考えられる。また、セミバリオグラムについてカイ二乗検定を行う等により一定の測定点数で推定の信頼性を最大とする様な測定点配置を指定することも可能である。この様なモデルの用途は、本来不均質でありしかもなにがしかの相関構造を有する天然物質（地層、等）においては将来より重要なものになり得ると考えられる。

4. 今後の研究開発の方向性

(1) シナリオ解析によるクリティカルモードの同定

本稿では、主としてガス輸送モデルそのものについての開発状況に焦点を置き、この開発の背景となった各モデルに固有の事情と経緯には触れなかった。しかし2.にも述べた様に、複数存在するモデル化オプションのうちいずれを選択すべきかは解析の目的に強く依存するものである。従って、将来のプロジェクトにとって適切なモデル開発計画をたてるためには、当該処分場の仕様やバリア構成を考慮したシナリオ解析によってガス問題に関するクリティカルモード（安全性を脅かし得る様なガス挙動）を明らかにすることが不可欠である。

(2) 地下水移行シナリオとのカップリング

廃棄物処分の安全評価においては、放射性物質の主たる移行媒体と考えられている地下水についてのシナリオが先行して考えられてきたという経緯がある。このため、ガスの問題は、ある意味では完成された地下水についてのsafety caseを固定してこれに対する付加

物として取り扱われることが多かった。筆者は、ガス問題についての近年のある意味での危機感はこの様な検討の枠組みに起因する部分が多いと考える。地下水移行シナリオとガス問題の両者を当初から念頭において適切な対応策を考えることが、今後の研究開発に於いては重要性を増すこととなるだろう。この様な検討においては、以下の2点に特に留意することが必要と考えられる。

(i) 媒体の透過性についての仮定の保守性が地下水問題とガス問題とで逆転する可能性

(ii) ガス発生に必要なファクターの一つとして地下水を見た場合ガス発生の結果である脱水（ガス輸送）は遡って発生の抑制機構となり得るという意味でのガス発生と輸送のカップリング

(3) 多次元・不均質媒体への対応を考慮したさらなるモデル開発

特に本稿で述べたモデル群については以下の点が技術的な課題となる。

- ・ 繰り込み群の利用によるGARNETの大きなスケールの現象への適用性の向上
- ・ 不均質性の相関構造を考慮したPercolation Modelの作成
- ・ RAPPORTの三次元化、path legs 追跡機能の改良

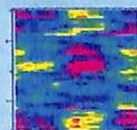
ガス輸送に関するモデリングについて

平成7年3月3日
第一回 HLW 研究会

日揮株式会社
高瀬 博康

JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences

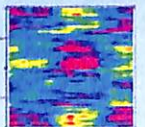


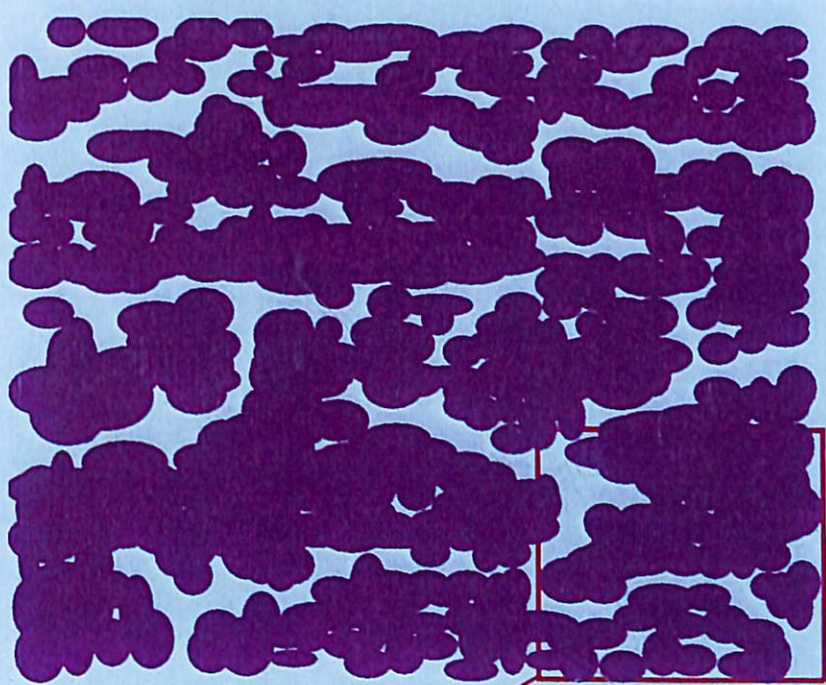
概 要

- (1) 多孔質媒体中のガス輸送に関する
微視的現象理解
- (2) 巨視的現象についての
モデリングオプション
- (3) Capillary Bundle Model の開発状況
- (4) 今後の研究開発の方向性

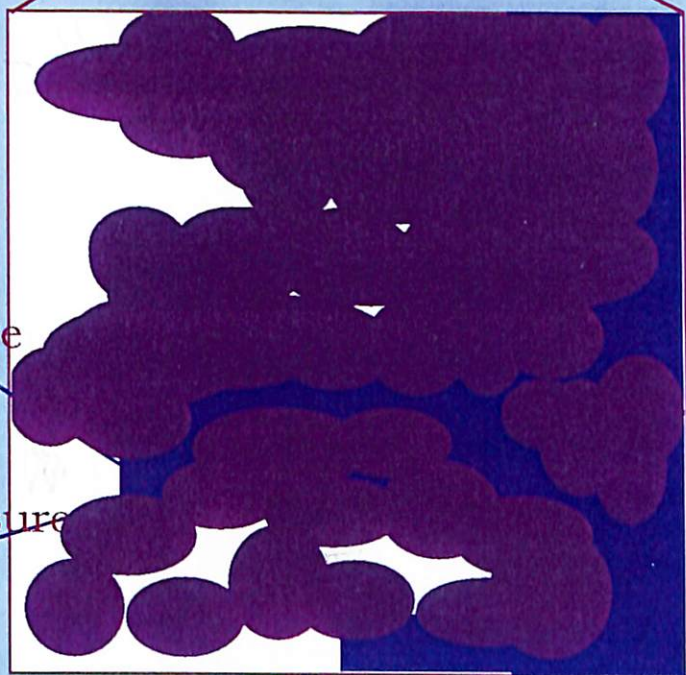
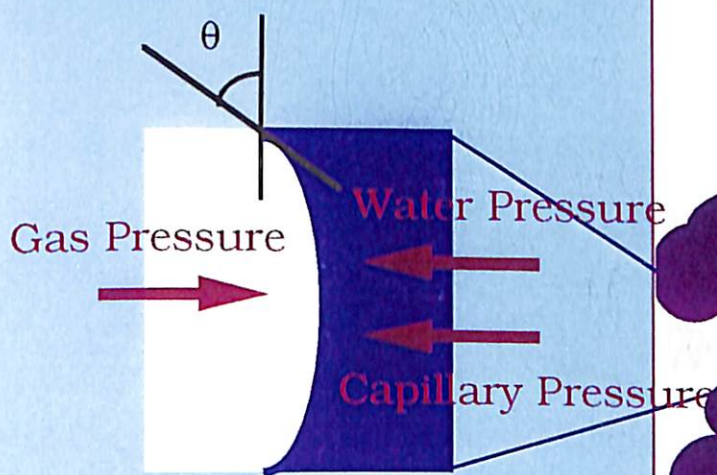
JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences



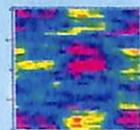


明瞭な気液界面の存在
及び界面における力学

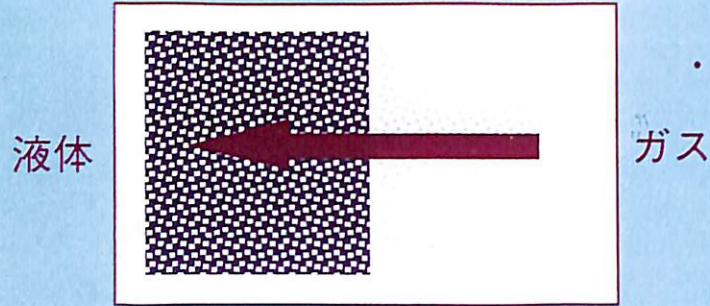


多孔質媒体中のガス輸送についての微視的現象理解

JGC Corporation
Engineering meets Environmental Sciences

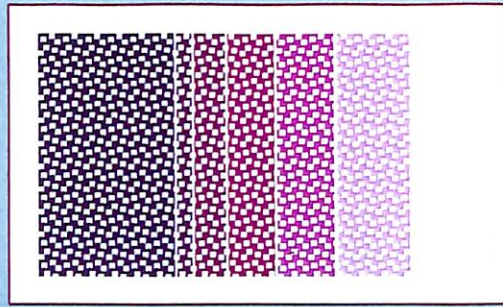


Interface Model



- ・全体として一つの界面を仮定。

Two-phase Darcy Model



- ・界面の存在を無視し、バルクの平均飽和度を考える。

Capillary Bundle Model

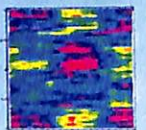


- ・系を微小な毛管の束と考え、個々の毛管内に気液界面を考える。

巨視的現象についてのモデリングオプション

JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences

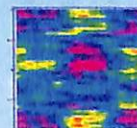


Capillary Bundle Models の開発状況

- (1) 1D Capillary Bundle Model
- (2) 2D Capillary Network Model
"GARNET"
- (3) 3D Percolation Model
"The Dynamical Network Model"
- (4) 2D Self-Affine Fractal Model
"RAPPORT"

JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences



1D Capillary Bundle Model

半径 r の capillary 内の水の移動フラックス

$$\Phi = \frac{(P_{\text{cap}} + P_{\text{water}} - P_{\text{gas}})}{R} \frac{\pi r^4}{8\mu}$$

気液界面 R についての常微分方程式

$$\frac{dR_{(t,r)}}{dt} = \frac{1}{R_{(t,r)}} \left\{ \frac{r\sqrt{2}\sigma + r^2(P_{\text{water}} - P_{\text{gas}(t)})}{8\mu} \right\}$$

定水圧、可変ガス圧についての解析解

$$R_{(t,r)} = R_{(0,r)} + \sqrt{t} \frac{\left\{ r\sqrt{2}\sigma + r^2 \left(P_{\text{water}} - \int_0^t P_{\text{gas}(\tau)} d\tau \right) \right\}}{2\sqrt{\mu}}$$

半径の分布 $g(r)$ の capillary bundle の飽和度

$$S_{(x,t)} = \int_0^{r_{\text{max}}} H[R_{(t,r)} - x] g_{(r)} dr$$



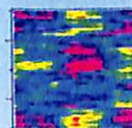
$S(x,t)$

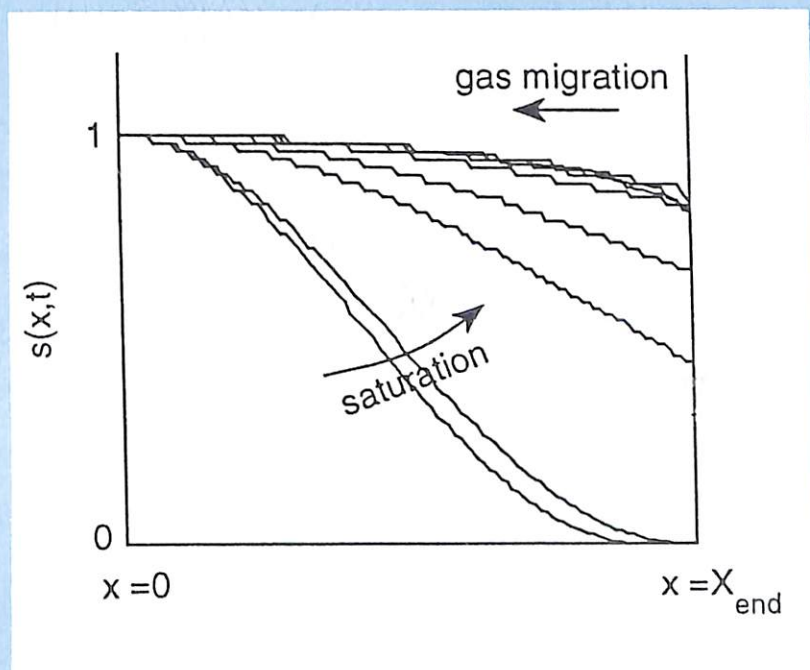
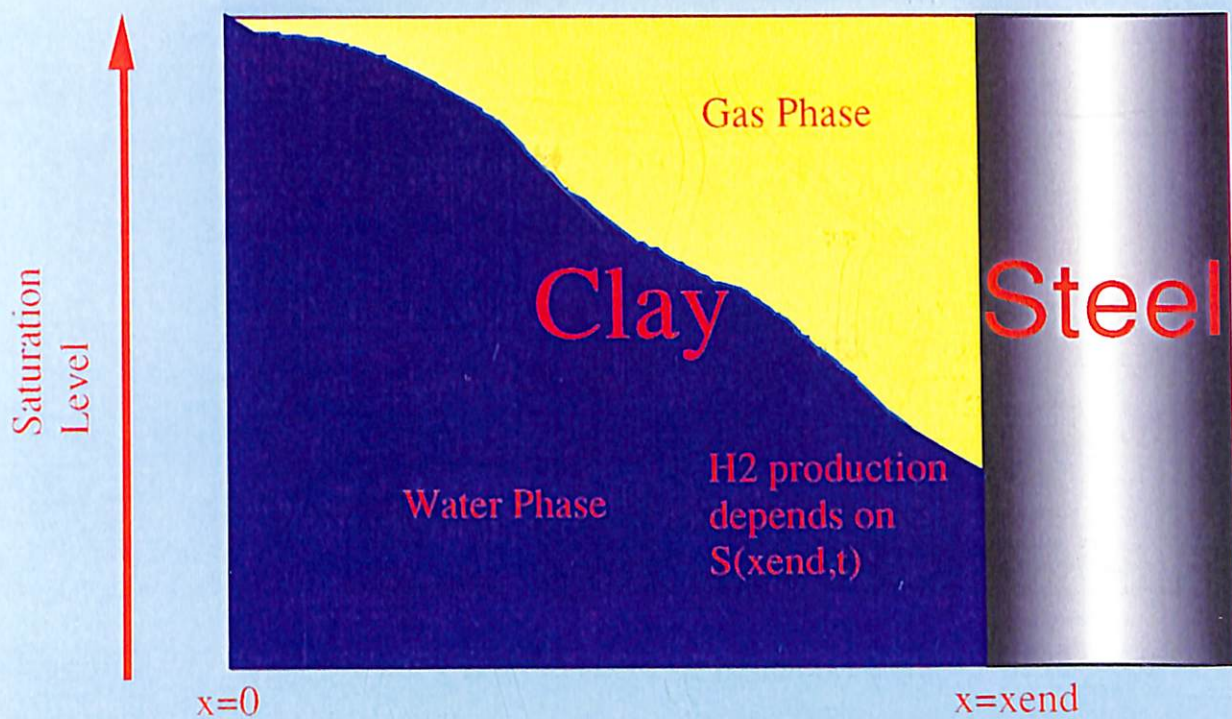


破過した capillary を通じたガス輸送を解析

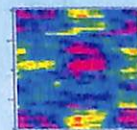
JGC Corporation

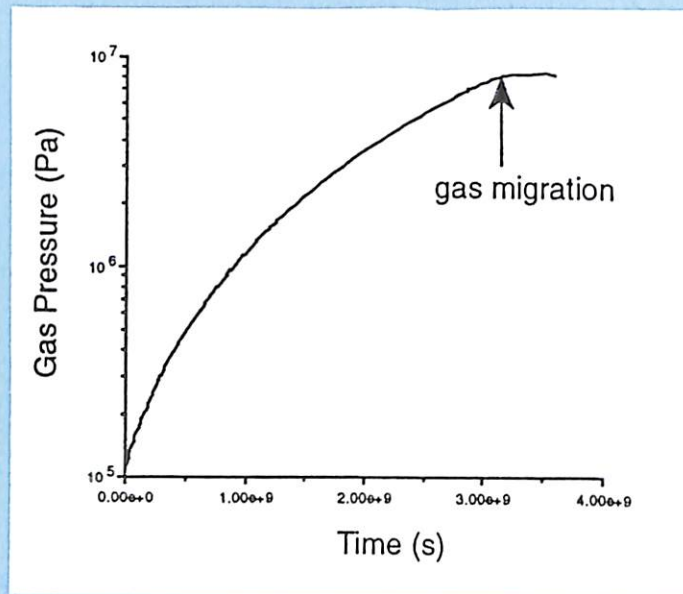
Engineering meets Environmental Sciences





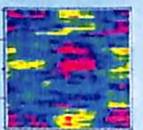
JGC Corporation
 Engineering meets Environmental Sciences



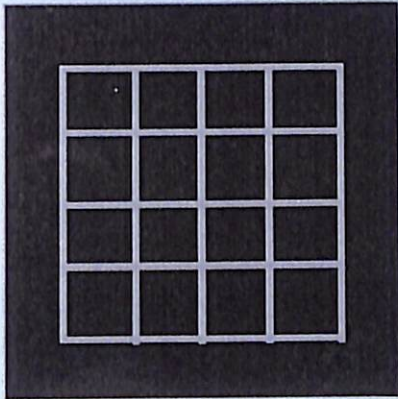


JGC Corporation

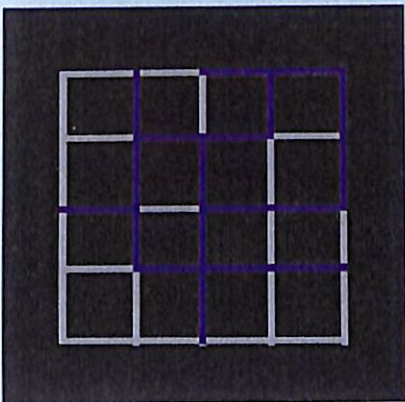
Engineering meets Environmental Sciences



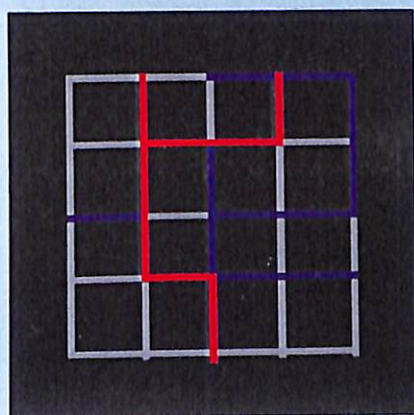
2D Capillary Network Model "GARNET"



所定のサイズ分布を持つ
二次元 capillary network を
統計的に作成



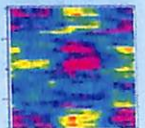
ガス圧に応じて
潜在的に脱水され得る
capillary を同定し、
分岐しない移行経路
(path legs) に分解

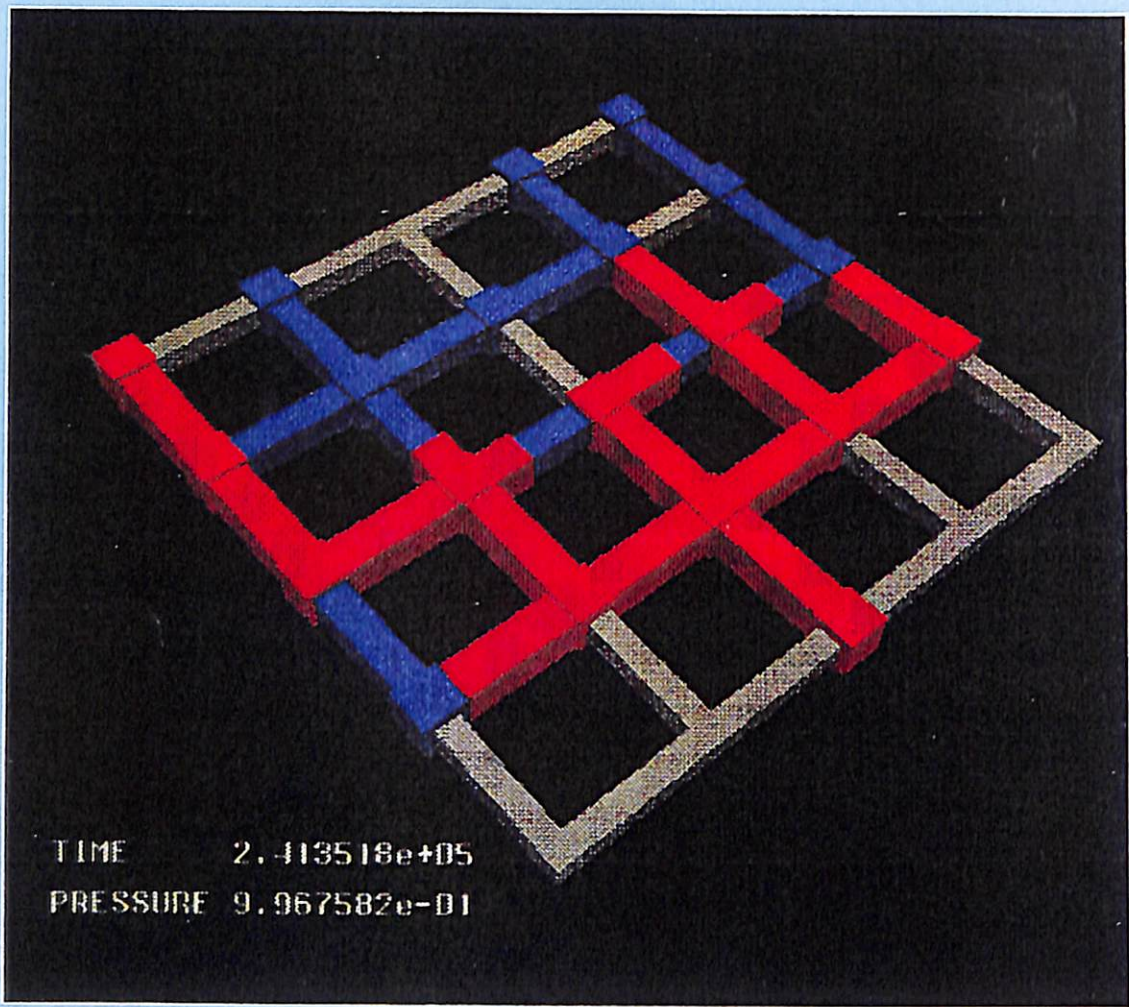


path legs に沿って
気液界面の移動を計算し、
破過した経路を通じた
ガス輸送を解析

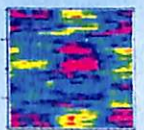
JGC Corporation

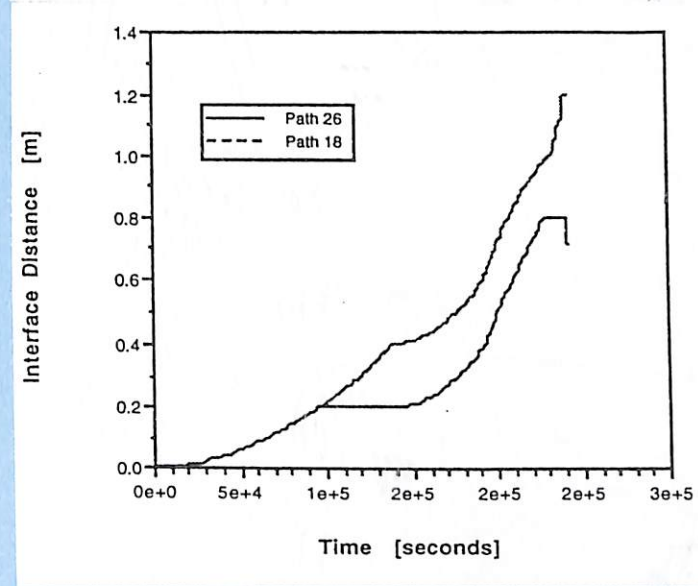
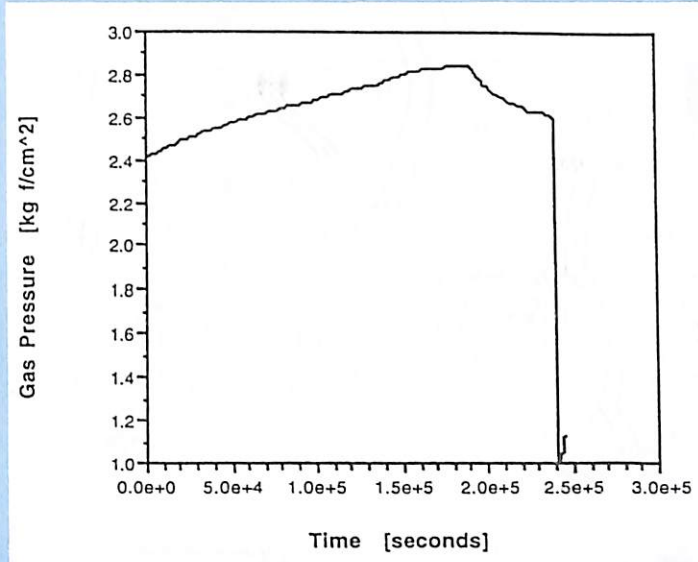
Engineering meets Environmental Sciences



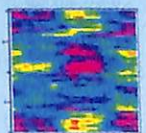


JGC Corporation
Engineering meets Environmental Sciences





JGC Corporation
 Engineering meets Environmental Sciences



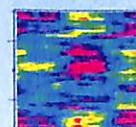
3D Percolation Model

" The Dynamical Network Model "

- (1) 立方体セルによって構成される 3次元半無限媒体を考え、各セル（空隙）のサイズをランダムに分布
- (2) ガスによる加圧面から n 段離れた面の任意のセルの破過確率 P_n を非線形の漸化式として表現
- (3) P_n について Poincare 写像を作成し、各段での飽和度を算出
- (4) 各段における脱水された（ガス輸送に寄与し得る）capillary を通じたガス輸送を解析

JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences

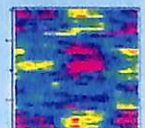


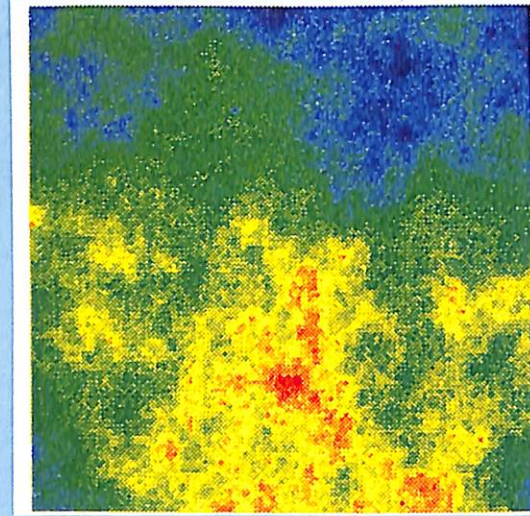
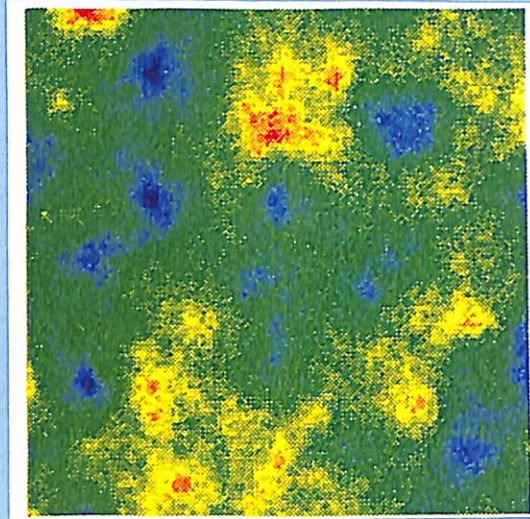
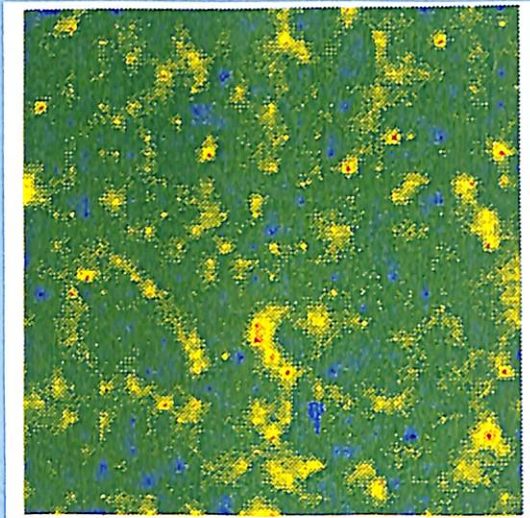
2D Self-Affine Fractal Model " RAPPORT "

人工材料（ベントナイト等）における混合・施工の不完全性や、天然の岩体の示す不均質性の相関構造を統計的に自己アファインなフラクタルモデルによって表現し、この”場”のモデルにおける水・ガス移動挙動を解析することにより、この不均質性に起因したガス破過・輸送挙動の空間的偏りを分析

JGC Corporation

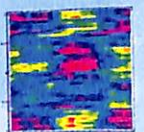
Engineering meets Environmental Sciences





JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences



今後の研究開発の方向性

(1) シナリオ解析による critical mode の同定

- ・ 処分場仕様、バリア構成への依存性
- ・ モデル開発、データ取得へのフィードバック

(2) 地下水移行シナリオとのカップリング

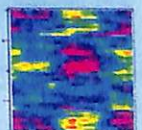
- ・ 保守的仮定逆転の可能性
- ・ ガス発生とガス輸送のカップリング

(3) 多次元、不均質媒体への対応

- ・ 繰り込み群の利用による GARNET の適用性の向上
- ・ 不均質性の相関構造を考慮した Percolation Model の作成
- ・ RAPPORT の 3次元化、path legs 追跡機能の改良

JGC Corporation

Engineering meets Environmental Sciences



SATURATION AND GAS MIGRATION WITHIN CLAY BUFFERS

Peter Grindrod¹, Michael Impey¹,
Syra Saddique¹ and Hiroyasu Takase²

¹Intera Information Technologies Ltd.
Environmental Division
Chiltern House, 45 Station Road
Henley-on-Thames, Oxfordshire, RG9 1AT, UK
Telephone +44 491 410474.

²JGC Corporation
Engineers and Constructors
14-1 Bessho 1-chome, Minami
Yokohama, 232 Japan
Telephone +81 45 721 7154.

Abstract

In this paper we consider the behaviour of gas within partially saturated compacted clay. Owing to the size of individual pores and the low connectivity of flow paths we propose a conceptual and mathematical model allowing for dynamic saturation phenomena to be discussed by distributing the porespace with respect to capillary size, and hence spatially distributing gas water interfaces. In particular this approach allows for hysteresis effects by having a continuous distribution of flow paths which respond differently to changes in applied fluid and gas pressures. Thus wetting and nonwetting behaviours are naturally asymmetric. We model the resaturation of a compacted clay buffer having one face exposed to water, whilst the opposite face is adjacent to an iron/steel overpack. A gas phase forms due to anaerobic corrosion and this is shown to desaturate the largest most permeable pores, resulting in a small increase in the gas filled volume, a ceiling on the gas pressure, and subsequent escape of gas through the clay layer.

I. Introduction

The importance of saturated compacted clays, such as bentonite, within the design of a deep geological repository for the disposal of radioactive waste, stems first and foremost from their low permeability to fluid flow, though secondary effects such as the ability of the medium to chemically buffer the environment are also of interest.

Within most repository designs, following excavation, waste canisters and their overpacks will be emplaced surrounded by relatively dry clay blocks. Following emplacement the repository will resaturate, the ambient water pressure being perhaps 2MPa. The

compacted clay buffer swells as it becomes wet, sealing any preferential escape paths. Once the clay becomes saturated, aerobic and anaerobic corrosion of the metal surfaces will commence.

In this paper we consider the saturation and desaturation behaviour of compacted clay. We present a conceptual and mathematical model allowing for dynamic saturation phenomena to be discussed by distributing the porespace with respect to capillary size, and hence spatially distributing gas water interfaces. In particular this approach allows for hysteresis effects by having a continuous distribution of flow paths which respond differently to changes in applied fluid and gas pressures. Thus wetting and nonwetting behaviours are naturally asymmetric.

As an application we shall model the resaturation of a compacted clay layer having one face exposed to water, whilst the opposite face is adjacent to an iron/steel overpack. Gas production via anaerobic corrosion will be assumed to take place at a rate proportional to the saturation of the clay/overpack interface. Thus a gas phase will form and this is shown to desaturate the largest most permeable pores, resulting in a small increase in the gas filled volume, a ceiling on the gas pressure, and subsequent escape of gas through the clay layer. It is the stage of gas migration and release which is most important in considering repository performance, since extremely high gas pressures may result in micro-fracturing of the clay layer, and a consequent degradation of its barrier properties.

Our approach, set out below, is to describe the clay mass as a bundle of locally independent pores, paths, or capillaries. For each individual path we can build a microscopic model based on standard capillar-

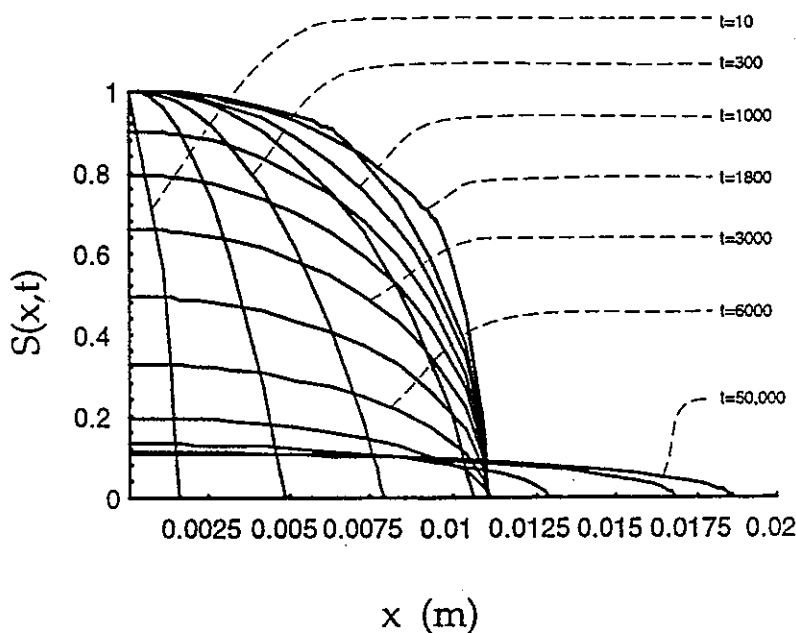


Figure 1. The saturation profile as different times t in seconds.

ity, and the slow flow (and viscous drag) in the wetted phase.

II. A CAPILLARY BUNDLE MODEL

Consider first a single uniform capillary of radius r . One end of the capillary is exposed to water at fixed pressure P_{wat} . Water invades the capillary as far as a water/gas interface, at the other side of which the gas pressure, P_{gas} , is assumed to be uniform throughout the remaining gas filled region (equivalent to assuming that the gas viscosity is negligible), but depends on the total mass of gas, the total gas volume, and hence upon time, t . Capillarity moves the water-air interface along the capillary. Let z denote the distance along a capillary from the submerged end (at $z = 0$). At the interface, we have $z = R(t, r)$, say, and the water pressure is given by $P_{gas} - P_{cap}$, where P_{cap} is the capillary pressure (which depends upon r). Assuming slow flow within the water filled portion of the capillary, the flux at time t is given by

$$\Phi = \frac{(P_{cap} - P_{air} + P_{wat}) \pi r^4}{R(t) 8\mu}$$

The average water velocity is given by

$$u = \frac{(P_{cap} - P_{gas} + P_{wat}) r^2}{R(t) 8\mu}$$

Here we shall use

$$P_{cap} = \frac{2\sigma \cos \theta}{r}$$

where σ is the surface tension, θ , the angle of contact ($\approx \pi/4$), μ is the viscosity.

The interface moves with the mean water velocity, so

$$\frac{dR(t, r)}{dt} = u = \frac{1}{R(t, r)} \left\{ \frac{r\sqrt{2}\sigma + r^2(P_{wat} - P_{gas}(t))}{8\mu} \right\}$$

Hence

$$4\mu(R(t, r)^2 - R(0, r)^2) = t \left\{ r\sigma\sqrt{2} + r^2 P_{wat} \right\} - r^2 \int_0^t P_{gas}(s) ds. \quad (1)$$

The microscopic notions applied above can also be extended to non-uniform flow paths.

Next consider a clay plug composed of a tortuous bundle of such capillaries. Let $g(r)$ denote the distribution of the porespace available to flow with respect to capillary radius, r . So $\delta r g(r)$ is the proportion of available pore space accounted for by capillaries with radii in $(r, r + \delta r)$. g completely describes the relation between porespace and flow path geometry which is at the heart of the model.

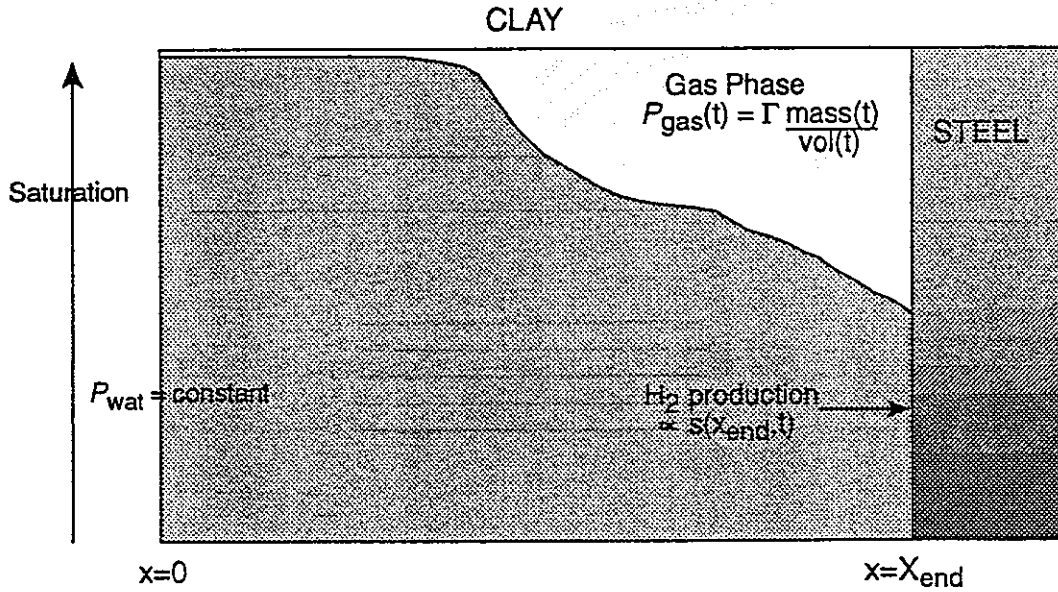


Figure 2. Schematic picture of the problem.

Let x represent the measured distance along the plug, with $x = 0$ at one end, which is exposed to water, at pressure P_{wat} . We write $\tau x = z$, where z is the distance measured from the wetting end along the individual capillaries and τ is a tortuosity factor.

Now let $s(x, t)$ denote the fraction of the pore space available to the flow which is wet at position x and time t .

Within each capillary the water/gas interface is at $z = R(t, r)$, so we have

$$s(x, t) = \int_{R(t,r) > \tau x} g(r) dr.$$

Measurements of capillary pressures and clay grain sizes, as well as saturation experiments, suggest that capillary radii are generally of the order of a few nanometers: say less than 20 nm.

Although simply stated, the capillary bundle model displays a sophisticated range of behaviour. If we vary the gas pressure with time, then we can control both saturating and desaturating behaviour. The wetting phase can displace the gas through all sufficiently narrow pores with sufficiently high capillarity (to overcome any deficit in the pressures), yet if the air pressure is increased then the air can only displace the wetting phase through sufficiently large pores with sufficiently low capillary pressures.

That these two processes are initiated at opposite ends of the pore size range results in hysteresis: the desaturating mechanism is not the reverse of the saturating mechanism.

For example, choosing values $\tau = 1$, $\sigma = 7 \times 10^{-2} \text{Nm}^{-1}$, $\mu = 10^{-3} \text{kg/ms}$ and setting

$$P_{\text{gas}}(t) = \begin{cases} P_{\text{wat}} + 10^4 t & \text{for } 0 < t < 10^4 \\ P_{\text{wat}} + 10^8 & \text{for } 10^4 \leq t, \end{cases}$$

together with

$$g(r) = \begin{cases} 10^8 & \text{for } 0 < r \leq 10^{-8} \\ 0 & \text{for } 10^{-8} < r, \end{cases}$$

we obtain the evolution shown in Figure 1.

Notice that for $t > 10^4$ seconds, $P_{\text{gas}} - P_{\text{wat}} = 10^8$ Pa which is sufficient to overcome the capillary pressure in pores of radius $< \sqrt{2.7} \times 10^{-10}$ m. Hence in this example $\approx 10\%$ of the porespace continues to saturate even as the remaining 90% is desaturating.

III. A FULLY COUPLED MODEL

Here we consider a further application of the above model in which the gas pressure is not given, but is a function of the mass of H_2 released due to steel corrosion and the volume occupied, both of which depend upon time. This requires the coupling of all capillaries: the total gas volume changes as the interfaces evolve,

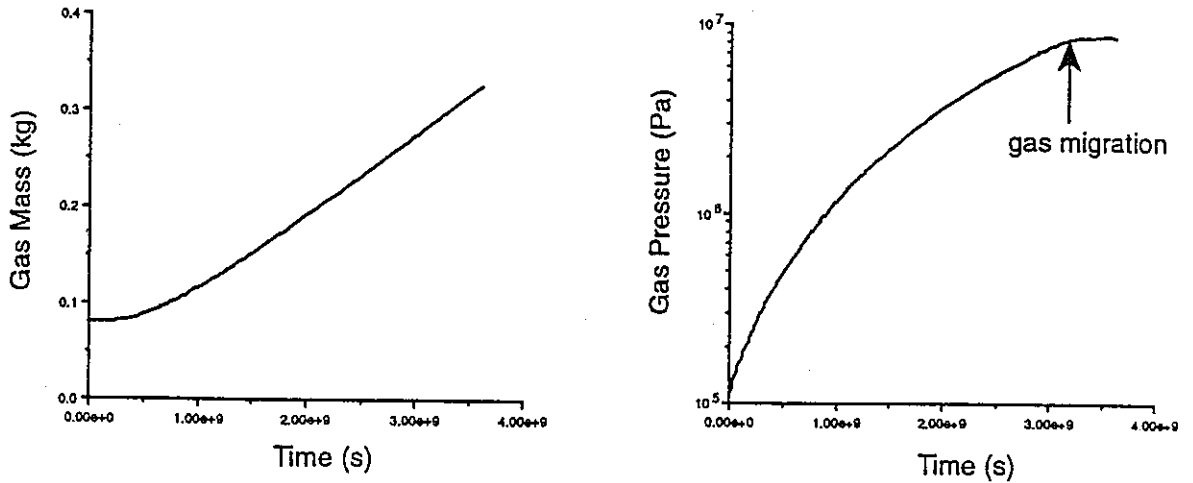


Figure 3: Gas mass and pressure evolution.

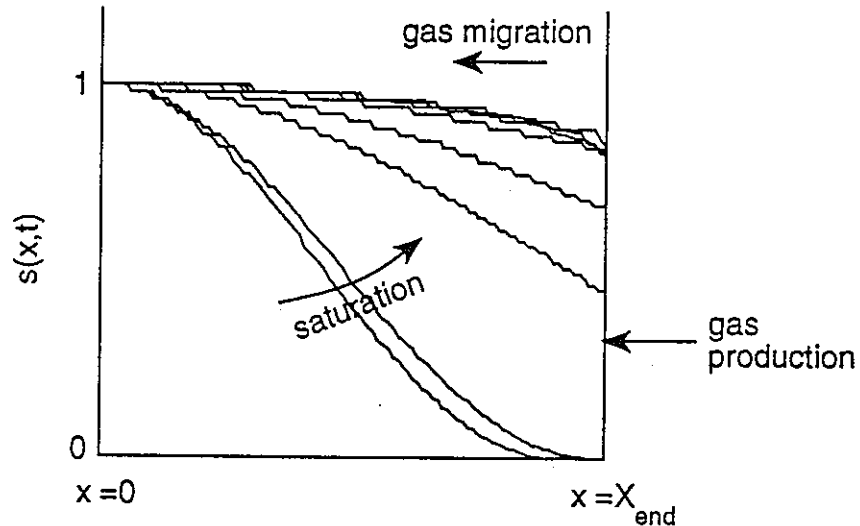


Figure 4: Saturation profiles at times $t=1.1 \times 10^7$ s, 1.4×10^8 s, 5.4×10^8 s, 1.0×10^9 s, 2.2×10^9 s, 3.0×10^9 s, 3.4×10^9 s, 3.6×10^9 s.

whilst the release of gas is proportional to the saturation of the clay-overpack interface. A gas phase is formed and we wish to estimate the pressure and extent of gas migration as functions of time. We allow for

- the saturation of a dry bentonite layer;
- ambient external water pressure at the outer face;
- saturation limited anaerobic corrosion of steel at the inner face;

- formation of a high pressure gas phase;
- desaturation and subsequent gas breakthrough within the most permeable flow paths.

The situation is depicted in Figure 2. We consider a layer of width X_{end} , and unit cross sectional area available to the flow; $\frac{1}{\theta}$ cross sectional area in total, where θ is the porosity.

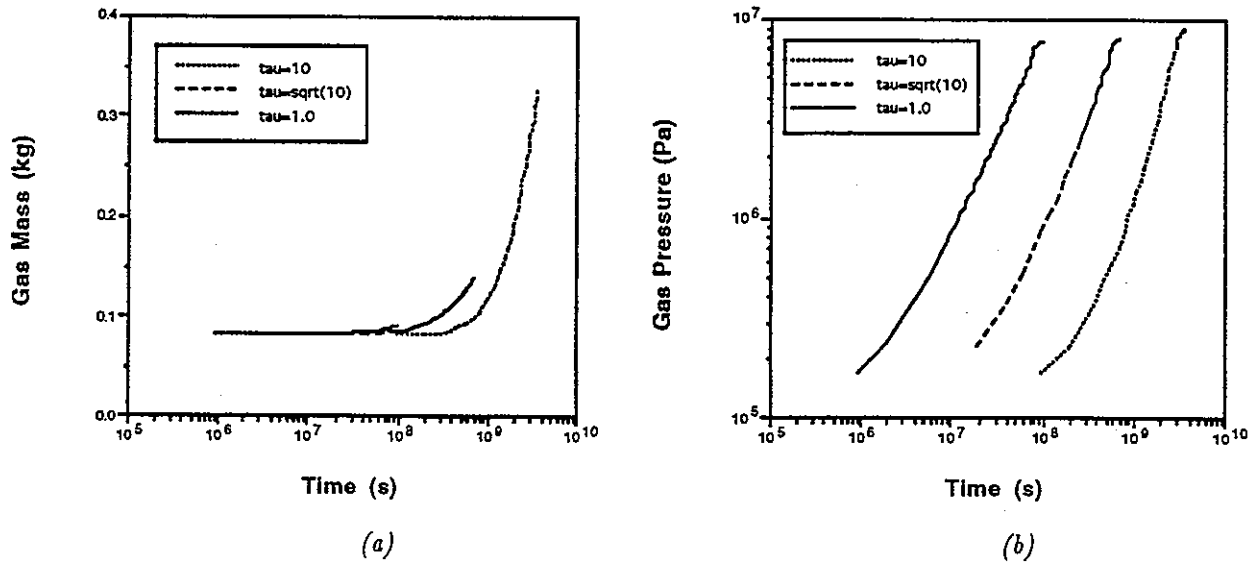


Figure 5. Evolution of total gaseous mass and pressure.

The mathematical model is described via the system

$$\frac{dR(t, r)}{dt} = \frac{1}{R(r, t)} \left\{ \frac{r\sqrt{2}\sigma - r^2(P_{\text{wat}} - P_{\text{gas}}(t))}{8\mu} \right\},$$

subject to the constraint $R(r, t) \leq \tau X_{\text{end}}$.

Assuming an ideal gas we have

$$P_{\text{gas}}(t) = \Gamma \frac{\text{mass}(t)}{\text{vol}(t)}, \quad \Gamma \text{ is constant (m}^2/\text{s}^2)$$

where $\text{mass}(t)$ is the mass of gas and $\text{vol}(t)$ is the volume occupied by the gas. So we have

$$\text{vol}(t) = \int \left(X_{\text{end}} - \frac{R(r, t)}{\tau} \right) g(r) dr \quad (\text{m}^3)$$

$$\frac{d\text{mass}(t)}{dt} = s(X_{\text{end}}, t) \frac{W}{\theta} \quad (\text{kg/s})$$

where W is the release rate of gas per unit surface area of the wetted/clay-steel interface.

At $t = 0$ we have the initial conditions $R(0, r) \equiv 0$, and atmospheric pressure, so

$$P_{\text{gas}}(0) = 0.1 \text{ MPa}$$

$$\text{vol}(0) = X_{\text{end}} (\text{m}^3) \quad (\text{since the flow paths fill a unit area in cross section}).$$

$$\text{Thus } m(0) = \frac{X_{\text{end}}}{10^5 \Gamma} (\text{kg}).$$

We solved this problem using a variable time stepping method for $X_{\text{end}} = 1 \text{ m}$, $\Gamma = 1.24 \times 10^6 \text{ m}^2/\text{s}^2$, $\tau = 10$, $W/\theta = 3.53 \times 10^{-13} \text{ kg/s}$, $\mu = 10^{-3} \text{ kg/ms}$, $\sigma = 7 \times 10^{-2} \text{ Nm}^{-1}$ and $P_{\text{wat}} = 2 \times 10^6 \text{ Pa}$.

We are taking $g(r)$ to be a "triangle" distribution:

$$g = \begin{cases} \left(1 - \frac{r}{r_{\text{max}}}\right) \frac{2}{r_{\text{max}}} & r \leq r_{\text{max}} \text{ (m)} \\ 0 & r > r_{\text{max}} \text{ (m)} \end{cases}$$

Here $r = r_{\text{max}}$ is the maximum capillary radius, which we set to be $2 \times 10^{-8} \text{ m}$.

Then we may solve this system numerically using an adaptive timestep algorithm, by uniformly discretizing the pore distribution as a function of r . Results for gas mass and gas pressure are shown in Figure 3. Saturation profiles are plotted in Figure 4.

The clay-steel interface becomes partially wet at around time $t = 1.5 \times 10^8 \text{ s}$ (4.8 years). The larger capillaries start to desaturate at time $t = 3.2 \times 10^9 \text{ s}$ (101.5 years), becoming completely desaturated resulting in gas breakthrough at time $t = 3.6 \times 10^9 \text{ s}$ (114 years). Even then the porespace is largely saturated everywhere.

During the initial saturation phase the gas mass remains constant as the airspace becomes compressed. Once the clay-steel interface is wet (at $t = 1.5 \times 10^8 \text{ s}$), both the mass and pressure increase. Only when gas starts to migrate, displacing fluid in the largest pores,

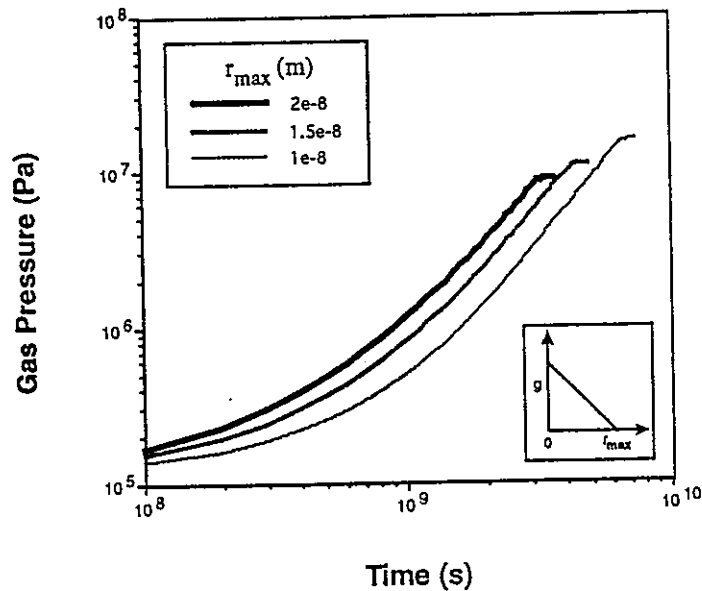


Figure 6. Evolution of gas pressure as r_{\max} varies.

can the pressure rise be arrested.

These results depend upon the tortuosity, τ , which rescales the R values in their relation to the x scale. Consider Figure 5(a,b) which depict the gas mass pressure behaviour for similar calculations as τ is varied from its value of 10 in Figures 3 and 4. We shall see that the maximum gas pressure achieved while the time taken to achieve breakthrough scales approximately quadratically, as may be expected from the equation for a single capillary, (1) (with $R = \tau r$).

Next we consider the sensitivity of the maximum gas pressure to the assumption of the porespace distribution, $g(r)$.

Fixing the form of g to be as above, a linear function decreasing to zero at $r = r_{\max}$, we vary r_{\max} . Heuristically, since the capillary pressure is inversely proportional to the capillary radius, we may expect that a decrease in r_{\max} may increase the maximum gas pressure. Figure 6 shows results as r_{\max} decreases to 10nm. The corresponding increase is less than the rise in capillary pressure owing to the small volume fraction of porespace occupied by the largest pores.

In all of these examples gas breakthrough was achieved within a small fraction of the porespace.

It is straightforward to include gas dissolution into the model, although since the diffusivity of solutes is

low it is not expected that a large fraction ($> 10\%$) of the mass escapes in this way.

IV. DISCUSSION

The capillary bundle model presented here assumes a distribution of uniform independent tortuous pores; an approximation which is almost certainly an underestimation of the flow path connectivity. This is acceptable though in considering desaturation, since the gas displaces fluid within such a small fraction of the porespace. It may lead to a reduction in the wetting behaviour modelled during resaturation.

In future work we will extend these calculations to incorporate nonuniform capillaries. Thus each capillary will be stochastically variable: even allowing for paths through multi barriers by changing the local geometry stepwise. Hence our numerical solution to the analytical problem will be replaced via a simulation approach in which a large number of capillaries are generated (as a bundle) and coupled via the gas pressure.

This kind of model provides a strong alternative to two-phase models,¹ which are sensitive to assumptions when applied to clays, where pores are small and connectivity is low. In both types of model, capillarity effectively controls breakthrough behaviour for gases: yet the saturation profiles in two phase models

are sensitive to the behaviour relative permeabilities in two phase models. These are based on the concept of REV's² which may be only achieved at large spatial scales, given the low connectivity.

Experimental evidence, for example,³ indicates how, when gas displaces water in clays, only a tiny fraction of porespace is evacuated prior to breakthrough. Indeed, it is often almost impossible to detect the key flow path except by X-ray tomography.

In future work we shall employ both capillary bundle and two phase concepts in modelling gas breakthrough experiments on various sand-clay plugs.

REFERENCES

1. M. D. Impey, K. J. Worgan, G. Volckaert and P. DePreter, "Modelling Gas Migration Experiments in Repository", High Level Radioactive Waste Management, Proceedings of the Fourth Annual International Conference, vol. 1, pp. 387-392, OECD, April 1993.
2. G. de Marsily, *Quantitative Hydrogeology: Groundwater Hydrology for Engineers*, Academic Press, Inc., (1986).
3. P. De Cannière, V. Fioravante, P. Grindrod, P. Hooker, M. Impey and G. Volckaert, "MEGAS: Modelling and Experiments on Gas Migration in Repository Host Rocks", Proceedings of a Progress Meeting held in Brussels 11 and 12 June 1992, Nuclear Science and Technology Report EUR 14816 EN, pp. 142-156, ECSC-EEC-EAEC, 1993.

A CAPILLARY NETWORK MODEL FOR GAS MIGRATION IN ENGINEERED BARRIERS

M D Impey
Intera Information Technologies
Chiltern House
45 Station Road
Henley-on-Thames
Oxon. RG9 1AT. (+44) (01491) 410474.

P Grindrod
Intera Information Technologies
Chiltern House
45 Station Road
Henley-on-Thames
Oxon. RG9 1AT. (+44) (01491) 410474.

H Takase
JGC Corporation
Engineers and Constructors
14-1 Bessho 1-chome Minami
Yokohama 232
Japan. (+81) 45 721 7254.

K J Worgan
Intera Information Technologies
Chiltern House
45 Station Road
Henley-on-Thames
Oxon. RG9 1AT. (+44) (01491) 410474.

SUMMARY

Gas may be generated in a waste repository by a number of mechanisms including anaerobic corrosion of metals and microbial degradation. This gas can dissolve and diffuse in pore-water, but scoping calculations indicate that a free gas phase will probably form.¹ Here attention is focused on two hazards this may pose. First, a gas pressure build-up may damage the engineered barriers. Secondly, migrating gas may displace contaminated pore-water. In previous studies of the impact of these hazards on repository safety, Darcy two-phase flow models have been used to calculate gas pressures and pore-water displacement.

A Darcy two-phase flow model is a generalization of the classical Darcy model for fluid flow in a porous media and is based on the concept of there being a representative elementary volume over which flow properties can be averaged. There is however, some debate about the validity of using Darcy two-phase models to simulate gas migration in very low permeability media, such as the engineered barriers of a repository. The results of gas injection experiments (where gas is injected at one end of an initially water-saturated core) show that gas breakthrough fluxes in low permeability media can be intermittent² and suggest that gas migrates along a relatively small number of preferential pathways, in which case the Darcy assumptions noted

above are not applicable. The question thus arises of what alternative models are available.

One alternative is to use a capillary bundle approach, in which an ensemble of straight, constant radius capillaries is used to provide an idealized representation of a transport medium.³ A natural extension to is to consider a capillary network. This provides a more realistic topological representation of the pathways available for gas migration in a medium, and allows for interactions between the gas migration pathways.

A two-dimensional capillary network model has been developed and implemented in a numerical code, GARNET (GAs in a Random capillary NETwork).⁴ Example calculations of the migration of gas from a point source have been undertaken to demonstrate its functionality, and indicate how phenomena, such as the intermittent gas fluxes, may be modelled.

A square lattice of capillaries is initially constructed using capillaries each of constant radius, but with the radii randomly distributed. Gas is considered to be injected at a single node on one edge of the lattice. Even on a small lattice, the number of pathways from a single point can be very large, so simplification is necessary. The approach taken is to identify a gas-flow network. This is found by quantizing the

capillary radii, and tracing how far paths from the gas entry point, consisting only of connected capillaries of the largest radius, penetrate into the lattice. If none of these allowed paths reaches the far side of the lattice ("breakthrough"), allowed paths consisting of capillaries of the two largest radii are traced in the same manner. The process of adding narrower capillaries to the allowed paths is continued until a path achieves breakthrough. The set of allowed paths is taken as the gas-flow network. This approach is similar to that taken in.⁵ The gas pressure required for gas to enter capillaries not in the network is greater than that required to enter capillaries in the network, and if gas does enter any capillaries outside the network it will displace water much more slowly than in network capillaries.

The migration of injected gas through the network from the injection point to the breakthrough face is computed by tracking the progress of gas/water interfaces. The network is decomposed into non-branching constituent paths.

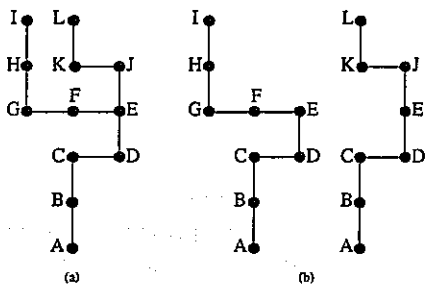


Figure 1: Decomposition of a network into non-branching paths: (a) the full network; (b) the two constituent non-branching paths. Note that the two constituent paths have some common parts.

For an interface in a given capillary, the interface velocity is computed for each constituent path containing the capillary, by solution of steady-state Navier Stokes equations for tubular flow.⁶ The interface is assumed to move along the capillary with the fastest of these velocities: it is as if water is displaced only along the network path, called the **active path**, which has the greatest interface velocity. An active path is identified for each gas/water interface in the network (there may be more than one gas/water interface since the number of interfaces changes at network junctions). The active paths are independent pathways for gas migration, and they may change only when an interface reaches a network node. A time-stepping algorithm is used to track the motion of the interfaces along active paths and, when necessary, recompute the active

paths. The gas pressure (constant throughout the network) is recomputed at each time step by reference to the gas volume and the mass of gas injected.

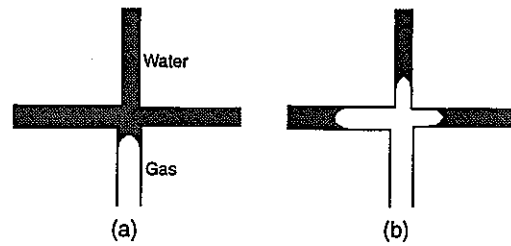


Figure 2: Divergent junction of gas/water interfaces: (a) before interfaces reach junction; (b) after interfaces reach junction.

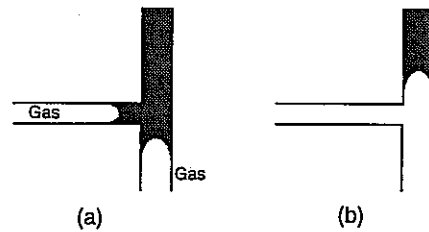


Figure 3: Convergent junction of gas/water interfaces: (a) before interfaces reach junction; (b) after interfaces reach junction.

Simulations of gas injection experiments in low permeability media have been undertaken using GARNET on networks in lattices of 50×25 nodes, representing 2m of engineered barrier with capillary radii between 1×10^{-6} m and 2.5×10^{-6} m. Gas is assumed to be generated at a constant mass-rate in a reservoir at one side of the network. The gas enters the network via the widest capillary on the reservoir side of the network when the gas pressure exceeds the capillary pressure in that capillary. The ambient pressure at the opposite side of the network (the breakthrough side) is set equal to 1 kg f/cm^2 . The other two sides of the network are assumed to be impermeable to gas.

The results of one calculation are shown in Figures 4-5. The gas pressure rises steadily from its original entry pressure until about 1.7×10^5 seconds at which point the pressure slowly drops, due to the gas entering a number of wide capillaries, causing a relatively rapid rise in gas volume (Figure 4). Gas breakthrough occurs along one active path shortly after at a time of approximately 2.5×10^5 seconds. At breakthrough, the gas pressure drops very sharply to close to the ambient pressure at the breakthrough side of the network. The gas pressure quickly rises again, and a "pulsing" behaviour, with a period of about 6×10^5

seconds, is seen. The explanation for the pulsing behaviour is as follows. At the first instance of gas breakthrough, the gas pressure drops sharply, which causes the direction of the interface motion to be reversed in some paths. Water reinvades the gas breakthrough path, blocking it. Since gas is being injected into the system, this will cause the gas pressure to rise again, until the pressure is sufficient to displace the blocking water, and so gas escape will occur a second time. The resulting gas pressure drop may restart the process of water invading the gas breakthrough pathway. The higher gas pressure reached before the second breakthrough is caused by the fact that nearly 60% of the active paths become blocked during the phase after the first breakthrough when there are backward moving interfaces. Therefore gas moves along fewer paths and the available volume for gas is reduced. Figure 5 shows the distance of an interface in one active path as a function of time. It clearly indicates backward interface motion and periods when the interface is stationary due to water reinvading the path from other active paths. Additional calculations have shown that the period of the pulsing is controlled by the rate of gas injection, with the period decreasing as the injection rate is increased.

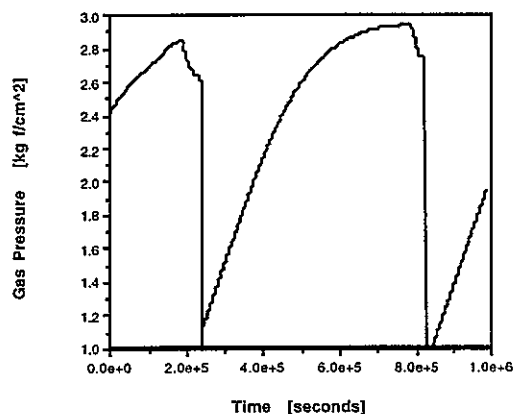


Figure 4: The gas pressure history showing initial gas breakthrough followed by successive closure, rises in pressure and further breakthrough.

These results indicate that the capillary network model reproduces behaviour observed in gas migration through low permeability media, and is a viable alternative to Darcy two-phase flow models. Future studies will focus on modelling line sources of gas, the characterization of media in terms of capillary networks and further comparison with experimental results.

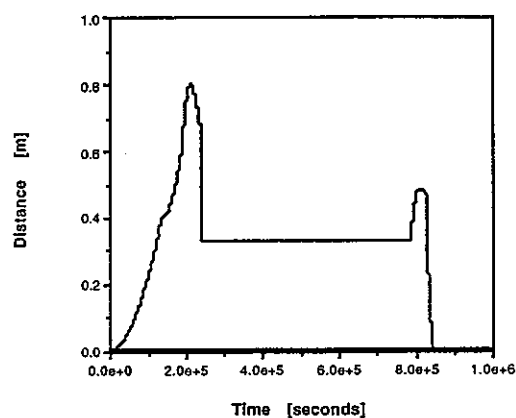


Figure 5: The position of the interface along one active path as a function of time. Note the backward motion of the interface corresponding to decreasing pressure, and the period when the interface is stationary (due to another interface entering the active path).

REFERENCES

1. M.D. Impey and H. Takase. Scoping calculations for gas migration in the Rokkasho-mura shallow land burial Phase II facility. Intra Report ID3577-6 Version 1, September 1993.
2. G. Volckaert, P. de Canniere, P. Hooker, V. Fioravante, P. Grindrod and M.D. Impey. MEGAS: Modelling and experiments on gas migration in repository host rocks. In "Project on effects of gas in underground storage facilities for radioactive waste (Pegasus project)", ed. B. Haijnk and T. McMnamin, CEC Report EUR 14816 EN.
3. P. Grindrod, M.D. Impey, S. Saddique and H. Takase. Saturation and gas migration within clay buffers. Conf. Proc., "High Level Radioactive Waste Management", Las Vegas, Nevada, May 22-26, 1994.
4. M.D. Impey and K.J. Worgan. GARNET (Version 1.0): a prototype code for gas migration in a two-dimensional capillary network. Intra Report ID4052-2 Version 1, September 1994.
5. F.A.L. Dullien. Porous Media Fluid Transport and Pore Structure. Academic Press, New York, 1979.
6. G.K. Batchelor. An Introduction to Fluid Dynamics. Cambridge University Press, Cambridge, 1983.

A DYNAMICAL NETWORK MODEL FOR PERCOLATION PROBLEMS IN PERFORMANCE ASSESSMENT OF RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT

HIROYASU TAKASE*, M. INAGAKI*, M. D. IMPEY** AND P. GRINDROD**

*JGC Corporation, 1-14-1 Bessho, Minami-ku, Yokohama, 232 Japan

**Intera Information Technologies, Chiltern House, 45 Station Road, Henley-on-Thames, RG9 1AT, UK

ABSTRACT

A semi-analytical model for percolation problems, called the Dynamical Network Model, is developed. Because of its semi-analytic nature, the model is more efficient than the existing numerical techniques especially for three dimensional problems and, thus, can be used to a wide range of percolation-like problems in performance assessment of radioactive waste disposal.

INTRODUCTION

For media which consist of two or more different materials, drastic changes of the bulk property at a critical mixing ratio have been widely observed. In performance assessment of radioactive waste disposal, quantitative treatment of these changes could be important. This is particularly true if the phenomena related to changes from closed systems to open systems or from impermeable media to permeable media are considered. For example, hydrogen gas produced by metal corrosion in a repository may accumulate inside barriers, such as a clay buffer, until it desaturates the pores in the buffer and, eventually, physically damages the clay barrier and/or generates fractures[1][2][3]. At the early stages of gas accumulation, when the gas pressure is lower than the capillary pressure of the largest pores, all the pores are impermeable to gas. As the gas pressure increases, it exceeds the capillary pressure of a small fraction of the pores and these pores become potentially permeable[4]. However, since the number of potentially permeable pores is still limited, these pores are not connected to one another. Thus the buffer, as a whole, remains impermeable to gas. If the gas pressure increases further, the ratio of potentially permeable pores reaches a threshold value and (at least) one chain of permeable pores is formed throughout the region. This makes the media permeable to gas. This type of change in the property of a material is best addressed by percolation theory[5]. Percolation theory is also applicable to a number of similar issues related to the performance assessment, e.g., stress corrosion cracking of the canister[6], fracturing of chemically degraded concrete materials[7] etc., since these phenomena can be viewed as the permeation of gas, water or solutes through a mixture of permeable and impermeable constituents.

Application of percolation theory to these problems may be done using numerical simulations which require the generation of an array of stochastic realizations of the medium[8]. This is a time consuming process, particularly if one wishes to analyze three dimensional problems. The purpose of this study is to provide an alternative, more efficient approach to the problems described above. To do this, we have developed a semi-analytical model called the Dynamical Network Model, which is based on dynamical systems theory.

MATHEMATICAL FORMULATION

Consider a three dimensional problem, where a mixed medium is conceptualized as a cubic grid structure, with levels of cubic cells, whose size is equal to the average size of the large particle, perpendicular to the direction of possible permeation of gas or water. Figure 1 shows the two dimensional representation of a conceptualized mixed medium and the relevant grid structure. Here we assume that the size of pores between the large particles and the density of the small particles filling these pores vary randomly from cell to cell and, thus, the probability of the pores to be permeable to the intruding fluid is also randomly distributed. This assumption corresponds to the situation where the medium is completely mixed. If the mixing is incomplete, distribution of the probability should be assumed to have an appropriate correlation structure.

Let r and P_n denote the probability of an arbitrary cell in the n^{th} level being open and connected to the top surface respectively. Then trivially,

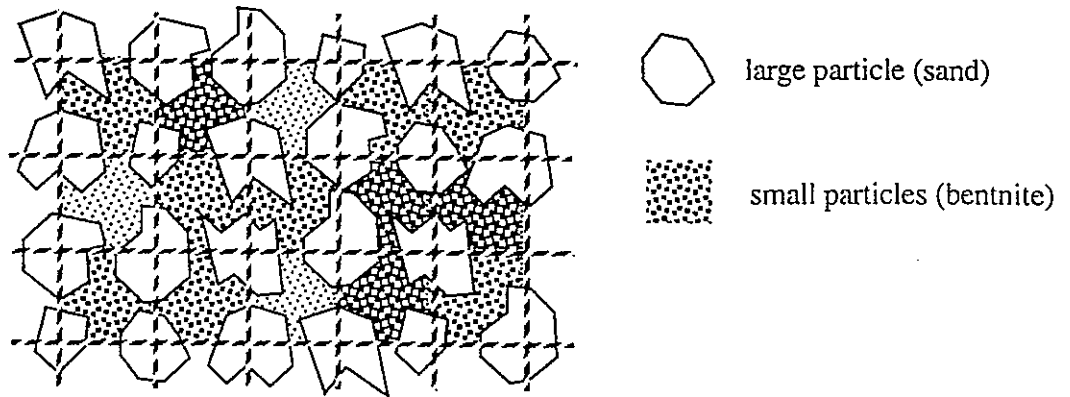


Figure 1 Conceptual model for mixed material

$$P_1 = r, \quad (1)$$

since it is connected to the top surface if and only if it is open. For an arbitrary cell in the n^{th} level ($n \geq 2$) to be connected to the top surface, the cell itself must be open and, at least, one of the cells adjacent to it must be connected to the top surface. Hence, supposing P_n is known, the probability P_{n+1} of a given cell in level $n+1$ being connected to the top surface can be expressed as follows;

$$P_{n+1} = r P_{(r, P_n, P_{n+1})}^*, \quad (2)$$

where,

P^* : probability of one of the adjacent cells being connected

Let $C_{n+1}(i,j)$ be an arbitrary cell in n^{th} level and $C_n(i,j)$ the cell above it. Let $C_{n+1}(i-1,j)$, $C_{n+1}(i+1,j)$, $C_{n+1}(i,j-1)$ and $C_{n+1}(i,j+1)$ be the cells in $n+1^{\text{th}}$ level and adjacent to $C_{n+1}(i,j)$. In order to formulate P^* , we partition it into mutually exclusive cases assuming $C_{n+1}(i,j)$ is open ; (a) $C_n(i,j)$ is connected, (b) closed, (c) open but not connected.

Case (a)

It is sufficient for $C_{n+1}(i,j)$ to be connected to the top surface if $C_n(i,j)$ is connected. Hence we have for P_a^* (probability of at least one of the adjacent cells to be connected to the top surface in the case (a)),

$$P_a^* = P_n. \quad (3)$$

Case (b)

By assumption, $C_n(i,j)$ is closed. Thus, for $C_{n+1}(i,j)$ to be connected to the top surface, at least one of the adjacent cells in the level $n+1$ ($C_{n+1}(i-1,j)$, $C_{n+1}(i+1,j)$, $C_{n+1}(i,j-1)$, $C_{n+1}(i,j+1)$) must be connected. We put these four cells in an arbitrary order and let $P_b^*(k)$ be the probability that the k^{th} cell, in this ordering, is connected but none of the preceding cells are connected. Then P_b^* is formulated as follows;

$$P_b^* = (1-r) \sum_{k=1}^4 P_b^*(k). \quad (4)$$

Assuming that the effect of setting $C_n(i,j)$ to be closed is negligibly small, we have,

$$P_b^*(1) = P_{n+1}. \quad (5)$$

For $P_b^*(k)$, $k=2,3,4$, the preceding cell(s) must be closed rather than not connected. Since it is impossible that one of the preceding cell is open but not connected and, at the same time, the k th cell is connected (these two cells are connected via $C_{n+1}(i,j)$, which is open by assumption). Thus we have,

$$P_b^*(k) = (1-r)^{k-1} P_{n+1}, \quad (k=2,3,4). \quad (6)$$

Case (c)

By assumption, $C_n(i,j)$ is open but not connected. In a way similar to case (b), we have the following formulation for P_c^* ,

$$P_c^* = (r - P_n) \sum_{k=1}^4 P_c^*(k). \quad (7)$$

However, in this case, none of the cells adjacent to $C_n(i,j)$ can be connected to the surface, since $C_n(i,j)$ must be connected otherwise. Thus, the probability of one of the adjacent cells in the level $n+1$ ($C_{n+1}(i-1,j)$, $C_{n+1}(i+1,j)$, $C_{n+1}(i,j-1)$, $C_{n+1}(i,j+1)$) to be connected is $P_{n+1} - r P_n$ instead of P_{n+1} . For $P_c^*(k)$, we have;

$$P_c^*(k) = (1-r)^{k-1} (P_{n+1} - r P_n), \quad (k=1,2,3,4). \quad (8)$$

Substituting equations (3), (6) and (8) into (2), we have finally;

$$P_{n+1} = r \left\{ P_n + \sum_{k=1}^4 (1-r)^k P_{n+1} + (r - P_n) \sum_{k=1}^4 (1-r)^{k-1} (P_{n+1} - r P_n) \right\}. \quad (9)$$

By solving (9) with regard to P_{n+1} , we have a difference equation;

$$P_{n+1} = F(P_n). \quad (10)$$

Given $P_1 (= r)$, F can be iteratively applied to give P_2, P_3, \dots .

POINCARÉ MAP AND PERCOLATION THRESHOLD

Consideration of a Poincaré map[9] provides a geometrical interpretation of the iterative steps described above. Figure 2 shows an example of $F(P_n)$ for $r = 0.5$. Starting with $P_1 = 0.5$, successive iterations of F result in P_n approaching the equilibrium point 0.43. For small r , $P_n = 0$ is the only equilibrium and, thus, sufficiently apart from the top surface no cells are connected by a permeable path to the top surface. For r larger than the critical value, the relevant Poincaré maps possess a non-zero equilibrium and a medium of any thickness is permeable. This corresponds to change of material properties at the percolation threshold.

The ratio of open and connected cells at the percolation threshold (r_{pc}) can be calculated by using the model described above. At an equilibrium,

$$P_n = P_{n+1} = P_{eq}, \quad (11)$$

must hold. Substituting (11) into (10) and solving it with regard to P_{eq} , we have;

$$P_{eq} = \frac{r^5 - 3r^4 + 2r^3 - r + 1}{r^4 - 4r^3 + 6r^2 - 4r}. \quad (12)$$

At the percolation threshold, P_{eq} is equal to 0 and, thus, by numerically solving the resulting equation of r ;

$$r^5 - 3r^4 + 2r^2 - r + 1 = 0, \quad (13)$$

we have $r_{pc} = 0.305$. This shows a good agreement with the value obtained by a large number of numerical simulations ($=0.312$)[8]. The small difference between these two values results from the assumption that the probability of an adjacent cell in the level $n+1$ to be connected to

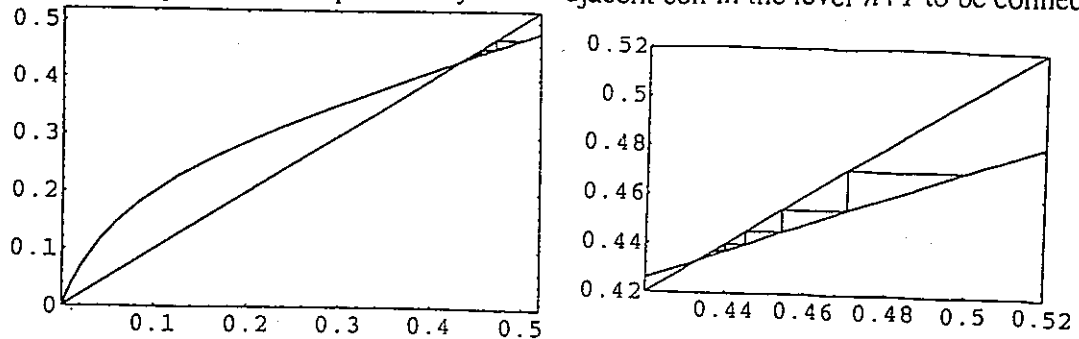


Figure 2 Poincaré map for $r = 0.5$

the surface is P_{n+1} in case (b-1). In fact this is a conditional probability and should be slightly smaller than P_{n+1} .

PROFILE OF CONNECTIVITY

In many cases, estimation of the number of the cells in every level connected to the top surface is required for the purpose of performance assessment. Unlike other semi-analytical methods, e.g. Renormalized Group Theory[5], the Dynamical Network Model provides this information efficiently since P_n in this model is directly related to the number of the cells in the level n to be connected.

To verify the model, we also conducted a number of simple random simulations (Figure 3) and compared these results with the estimation by the Dynamical Network Model. Figure 4 depicts the result of comparison for $r = 0.2$. It is clear from the figure that the dynamical network model is not only efficient but also an accurate method to calculate the profile of the connectivity.

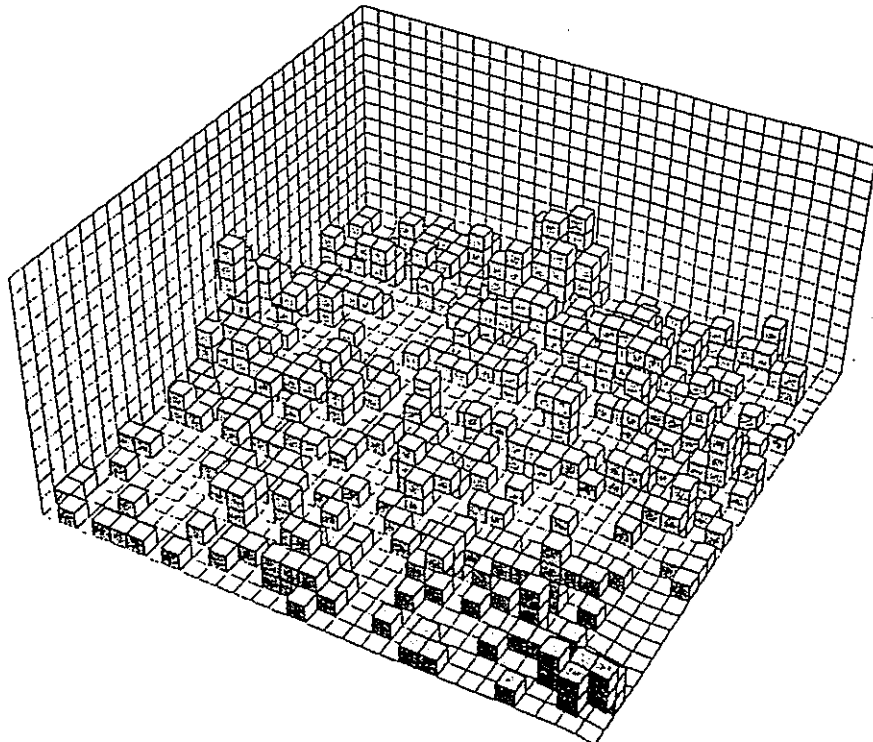


Figure 3 Example of simple random simulations; cubes represent pores between large particles permeable to the intruding fluid.(200 cells x 200 cells x 200 cells, $r = 0.2$)

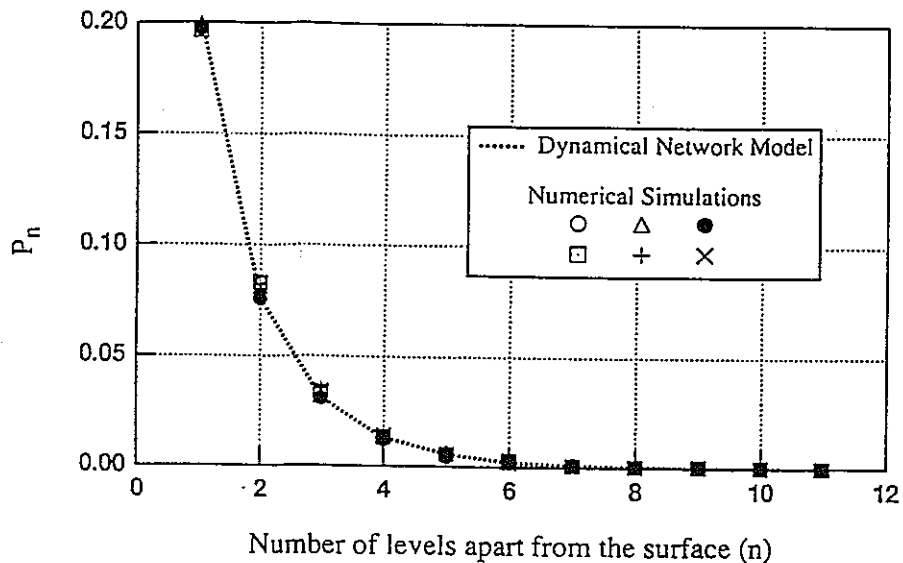


Figure 4 Comparison between the dynamical network model and simple random simulations

APPLICATION TO THE GAS PERMEATION PHENOMENA

The threshold gas pressure for gas to breakthrough is one of the key parameters in the assessment of possible impact of the gas accumulation in the low and intermediate level waste repositories[1][3]. Since the value of this parameter determines whether the gas pressure build up is large enough to damage the facility physically and whether to evacuate significant amount of contaminated water out of the facility.

In the experiments, the threshold gas pressure is measured by pressurizing one surface of a water-saturated bentonite/sand sample with gas and increasing the pressure until the gas breakthrough is observed. However the breakthrough behaviour may depend upon the thickness and the results for the small samples used in the experiments may not be valid for the full scale repository barriers. Thus the questions "Does the representative elementary volume (REV) for this phenomena exist?" and "Is the size of the samples large enough?" become critical. To answer these questions, we applied the model described above concentrating on the evaluation of the scaling effect.

For the gas to permeate pores which are initially saturated with water, the gas pressure must overcome the capillary pressure which depends on the size of the pores between sand particles and also on the density of the bentonite in these pores. Thus r in the Dynamical Network Model can be interpreted physically as the probability of a pore having a capillary pressure less than the gas pressure acting on the medium. In this context, an increase of the gas pressure in the experiments is represented by increasing r in the model. Figure 5 shows the profile of P_n / r (probability of cells in n^{th} level to be connected, normalized by r) computed by the Dynamical Network Model for $r = 0.1, 0.2, \dots, 0.9$. For all the r 's except 0.3 , P_n approaches an equilibrium point after 10 iterations. This implies that if we observe gas breakthrough for a sample thicker than 10 times the cell size (= average size of the sand particles) then the gas should break through the larger medium at the same pressure. This is consistent with the results obtained for the samples of various thickness[10] and also with the experience for various materials. For $r = 0.3$, even after 10 iterations P_n is still non-zero although this is smaller than r_{pc} . This is because r is very close to the threshold value $r_{pc} = 0.305$. In order to avoid the resulting possible under-estimation of the breakthrough pressure, it is helpful to check if the profile of P_n is flat at the end either by measuring the profile of water saturation or by measuring the gas conductivity after the breakthrough for samples of different thickness. Thus, for general cases, we can define the REV for the gas breakthrough as ten times the average size

of the sand particles for the well mixed material, although this requires additional experimental verification mentioned above.

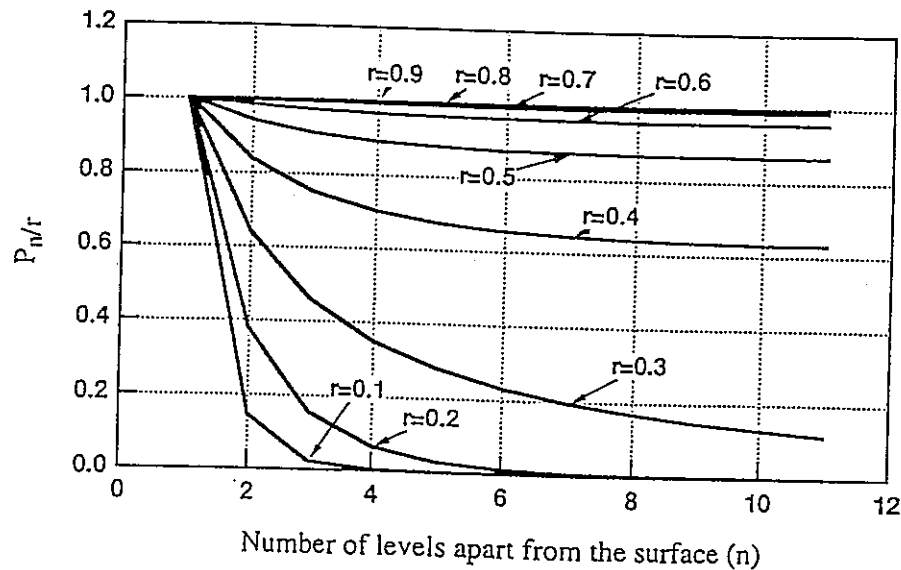


Figure 5 Profile of connectivity for various r 's

CONCLUSION

A semi-analytic model for three dimensional percolation problems called the Dynamical Network Model has been developed. The model has been verified by comparison with a number of simple random simulations both in terms of percolation threshold and profile of connectivity. Application of the model to gas permeation through a bentonite - sand mixture revealed that the representative elementary volume (REV) for the phenomena can be defined as 10 times the average size of the sand particle for the well mixed material except the special case where r is very close to the threshold value r_{pc} . For a poorly mixed material, the effect of the spatial correlations due to incompleteness of the mixing should be taken into account.

REFERENCES

1. H.A. Grogan, K.J. Worgan, G.M. Smith and D.P. Hodgkinson. Post disposal implications of gas generated from a repository for low and intermediate level wastes, NTB 92:07, NAGRA, 1992
2. P.Biddle, D.J. McGahan, J.H.Rees and P.E. Rushbrook, Gas generation in repositories, UKAEA Report AERE R12291, 1987
3. G. Volckaert, P. de Canniere, P. Hooker, V. Fioravante, P. Grindrod and M.D. Impey, Megas: Modelling and experiments on gas migration in repository host rocks, In "Project on gas in underground storage facilities for radioactive waste (Pegasus project)", ed. B. Haijink and T. McMenamin, CEC Report EUR 14816 EN
4. J. Bear, Dynamics of Fluids in Porous Media, Elsevier, New York, 1972
5. M. Sahimi, Applications of Percolation Theory, Taylor & Francis, London, 1993
6. D.B.Wells, J. Stewart, A.W. Herbert, P.M. Scott and D.E. Williams, The Use of Percolation Theory to Predict the Probability of Failure of Sensitised, Austenite Stainless Steels by Intergranular Stress Corrosion Cracking, Proceedings of Corrosion 88; the Association of Corrosion Engineers Annual Conference, Paper number 289, 1988
7. K. Brodersen and K. Nilsson, Pores and Cracks in Cemented Waste and Concrete, CEMENT and CONCRETE RESEARCH. vol.22, pp.405-417, 1992

8. D. Stauffer, Introduction to Percolation Theory, Taylor & Francis, London, 1985
9. S. Wiggins, Introduction to Applied Nonlinear Dynamical Systems and Chaos, Springer-Verlag, New York, 1990
10. M.D. Impey and H. Takase, Analysis of Scaling Effects in Sand-Bentonite Mixtures, Intera Report ID3577-12, 1994