

本資料は 年 月 日付けで登録区分、
変更する。 2001.6.20 [技術情報室]

使用済核燃料の処分 KBS-3 要約

Final Storage of Spent Nuclear Fuel - KBS-3 Summary

1985年11月

動力炉・核燃料開発事業団

東海事業所

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

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

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

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)
2001



訳 者 序

スウェーデンの法律によれば、原子炉の所有者は新しく炉を運転するに当って、運転に伴って発生する放射性廃棄物を安全に取扱い、安全に処分できることを論証しなければならない。

今回訳出した資料は、使用済燃料の処分システムがいかに設計され得るかを特に長期の安全評価に力を入れて要約しているもので、動燃事業団にて高レベル放射性廃棄物（ガラス固化体）の地層処分技術を開発する上で多いに参考になるものである。

翻訳は、東海事業所技術部内に設置されている地層処分研究ワーキンググループのメンバーが行った。このワーキンググループは、処分関係の研究開発について、今後主に技術部内で行うべきテーマ、手段等について検討するために60年5月に設けられたものである。

知識、経験ともに不十分なため訳に不適切な部分が認められるかもしれないが、その場合にはお許しを願い、ご指摘をいただきたい。

以 上

東海事業所 技 術 部

地層処分研究ワーキンググループ

主 査	佐々木憲明	リサイクル技術開発室
主査代理	石黒 勝彦	同 上
委 員	財津 知久	現在、本社地層処分対策準備室
	浅見 知宏	技術管理課
	和田 光二	分析技術開発室
	青瀬 晋一	同 上
	山田 一夫	高レベル放射性物質試験室
	富永 節夫	同 上
	園部 一志	リサイクル技術開発室
オブザーバ	広瀬 郁朗	高レベル放射性物質試験室
	河村 和廣	リサイクル技術開発室

序

Forsmarks KraftgruppAB と OKGAB によって所有されている Forsmark3 と Oskarshamn3 の原子炉は、それぞれ 1984 年中と 1984 / 85 年の変わり目に稼働させることが計画されている。これらの計画を履行するためには、炉に核燃料を装荷する前に、政府から特別の許可を得なければならないことがスウェーデン法により求められている。このような許可の条件は、炉の所有者が使用済燃料を安全な方法で取扱い、処分ができることを論証することである。これを達成する手段が、スウェーデン核燃料供給会社の KBS 部内で調査された。その結果が、Forsmark3 と Oskarshamn3 炉の燃料装荷のための許可申請用参考資料である「使用済核燃料の処分 - KBS3」という報告書にまとめられた。

KBS-3 で述べられた処分場の設計と取扱い手順の要約がここでとりあげられている。処分とその長期にわたる安全性評価に力点が置かれている。この要約の最後にある 22 節では、安全性全般に関する結論をまとめている。

Stockholm 1983 年 5 月

スウェーデン核燃料供給会社 (SKBF) KBS 部

目 次

要 約	
1	ま え が き 1
2	処分場における機能と取扱い手順 3
3	使用済核燃料 7
4	施設と設備 10
5	サイト調査 14
6	岩体中の地下水の移動 17
7	地下水の化学と割れ目系 19
8	岩床内の変化 20
9	緩衝材と埋め戻し材 22
10	キャニスタとキャニスタ腐食 24
11	燃料と燃料溶解 26
12	地下水環境における放射性核種の化学 27
13	ニアフィールドでの核種の分散 28
14	岩体中の放射性核種の分散 30
15	生物圏における分散と被曝 33
16	放 射 線 量 34
17	安全の原理 35
18	サイト特有のデータ 36
19	作業中の放射線安全 41
20	シールされた処分場の安全性 42
21	事故及び極端な事象 47
22	安全性全般に関する結論 50

使用済核燃料の処分 KBS - 3 要約

1 まえがき

スウェーデンの法律では、新しい原子炉は政府の特別な許可がおりたもののみ燃料装荷してもよいという規定になっている。このような許可を与えてもらうためには、原子炉の所有者は、この燃料から生ずる使用済核燃料、あるいは放射性廃棄物が、高度な安全に関する要求が達成されるような手段で処分されることを証明していかなければならない。

KBSプロジェクトの中で、スウェーデンの原子力の有用性については、それがいかに法律上の要求に合致されるかを調査研究してきている。その結果は2つのレポートの中で示されてきている。1つはガラス固化高レベル再処理廃棄物に関するKBS-1（1977年11月）レポートであり、もう1つは、再処理しない使用済核燃料に関するKBS-2（1978年9月）レポートである。KBS-1レポートおよびフランスのCOGEMA（核燃料公社）との再処理契約にもとづいて、政府は、4つの原子炉に対して、燃料装荷を認めた。スウェーデン政府の要求で、KBS-2レポートと同様KBS-1レポートは、スウェーデンおよび外国の専門家によって作られてきた。しかし、政府は、KBS-2レポートで示された方法を受け入れるかどうか声明を出していない。やがて必要になるForsmark 3号炉（1984年）およびOskarshamn 3号炉（1984/85年）の委任もまた、特別な燃料装荷の許可が必要である。許可に対する適用は、再処理しないで、使用済核燃料を処分するというKBS-2レポートの中で述べられている原則に基づいている。KBS-2レポートが発表され、4～5年が経過しているけれども、そのために近年の開発を考慮に入れた新しいレポートであるKBS-3レポートを編集しなければならないと考えられるようになった。

KBS-3レポートの説明は、以下に示す一般的に認められた基本的原則に基づいている。

- 短期間および長期間とも、非常に高いレベルでの安全性が必要とされる。
- 将来の世代の負担は、どこでも可能なかぎり避けられるべきである。
- 可能な限り国独自に必要な測定を行うことができること。

放射性廃棄物の処分に対する異なる概念的方法が、国際的に議論されてきている。深い安定な地層への処分を行う上で、より一層の努力の結集がなされてきた。スウェーデンにおいては、類似の地質状態を持つ他の国々と同様、結晶質岩への処分が実地的な解決法となっている。

KBS-3のレポートでは、現状の知識を基礎として、使用済核燃料の安全な処分システムが、いかに設計されるかを述べている。その意図は、使用済核燃料の処分場が、いかにして、また、どこで建設されるかということ厳密に定義することではない。現在の計画によると、処分場は、2010～2020年の間に建設されることになっている。この時までの期間において、多くの国々で遂行される広範囲な研究および開発は、最終設計の基礎となるさらに進んだデータを供給することになる。このレポートでは必要な取扱い段階については述べているが、主に処分に関連した長期の

安全評価に力点が置かれている。

スウェーデンの原子力施設の位置は図1に示されている。

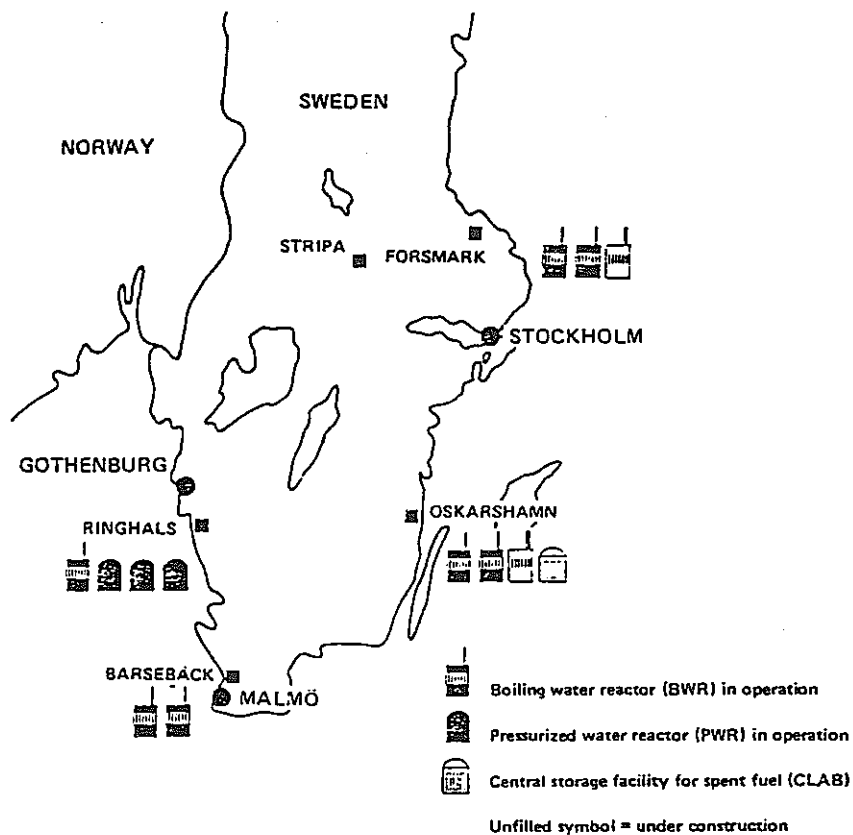


Figure 1. Location of Swedish Nuclear Power Facilities.

2 処分場における機能と取扱い手順

一般前提

いろいろな施設において採用されている装置や操作の大部分は原子力プラントと他の工業で用いられている経験に基づいている。ここで述べられているシステムの基本原則は、長期貯蔵の安全性が処分場を閉ざした後の監視に依存しないことである。高い安全性を得るためには、多重バリアの原則が処分場に適用される。これは、安全性が単一バリアだけに依存するのではなく、さらに可能な限り互いに独立な多種のバリア機能を要するということである。

取扱い手順

使用済核燃料の取扱い手順を図2に図解する。

1. 使用済核燃料は、最低6ヶ月以上原子力発電所内の貯蔵プールに保管される。
2. 上記の燃料は、発電所から中央中間貯蔵施設へ特別に設計されたカスク（2a）を使って輸送される。
3. この燃料は、中間貯蔵施設 CLAB（この施設はスウェーデンのすべての原子炉からの燃料に利用される）の水プールに40年間貯蔵される。

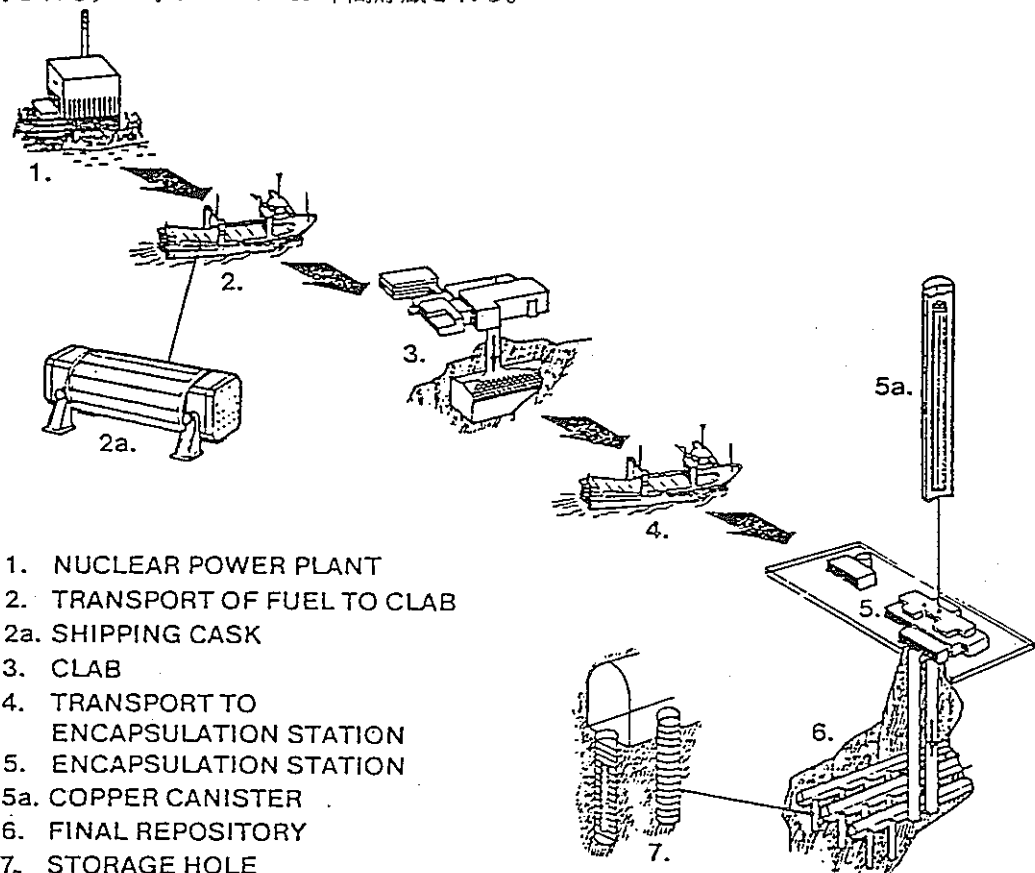


Figure 2. Handling Sequence for Spent Nuclear Fuel.

4. この燃料は、CLAB から処分場とつながった地上に位置するカプセル化施設へ輸送される。
5. カプセル化施設では、燃料が銅製キャニスタ（5a）に封じこめられる。
6. 燃料とともに銅製キャニスタは、深さ約 500 m の岩中にある処分場に輸送される。
7. 処分場では、キャニスタを、1 本ずつ、圧縮ベントナイトでできた緩衝材でとりまかわれている処分孔に処分する。すべてのキャニスタが処分された後、処分場は、すべてのトンネルと立坑を砂とベントナイトの混合物で満たすことにより封じられる。

処分場における機能

処分の時に使用済核燃料は、高い放射能と高い毒性を持っている。この放射能は、初め比較的急速に減衰する。しかし、時間がたつにつれ、ますますゆっくり減衰するようになる。処分後の放射能は、ほぼ次の割合で減衰する。

100 年後	1/10
1000 年後	1/100
10000 年後	1/400
100000 年後	1/3000
1000000 年後	1/8000
10000000 年後	1/40000

核燃料中の放射性物質が生物圏へ及ぼす影響を防ぐには 2 つの方法：封じ込め機構全体と高希釈で低率の分散があり、その結果、地下水とともに生物圏に到達しうる濃度は、受け入れられるぐらい低くなる。

封じ込め機構全体が永久に持ちこたえることはありえない。それゆえ非常に長期にわたる防御は、低溶解度、低分散、高希釈、放射線崩壊に依存しなければならない。ここで述べるシステムにおけるバリアは次の項目から成っている。

- 燃料そのもの－水に対し非常に低い溶解度を持つ。
- キャニスター－長期間にわたり環境から完全に使用済燃料を隔離する。
- 緩衝材、圧縮ベントナイト（図 11 参照）－地下水流がキャニスタと接触するのを防ぎ、キャニスタ貫通後は使用済燃料と接触するのを防ぐ。
- 岩－処分場をとりまき、岩中の地下水流が非常に少ない所が選ばれた。また、鉱物と放射性物質との間の化学反応により、大部分の放射性物質は岩中での移動速度が非常に遅くなる。このようにして放射性物質のほとんどが岩中を移動する間に崩壊してしまう。

バリアの基本機構を図 3 に図解する。

処分後、トンネルと立坑を封じることによって処分場の水路を断つ。すべてのすき間と細かい孔は、ゆっくりではあるが、水で満たされていく。その時しみ出た地下水によって、緩衝材と埋め戻し材中のベントナイトは水を吸収して膨れあがる。物体中の空孔が、ベントナイトで満たさ

れた後は、それ以上膨れあがらず、そのかわり圧力が増していく。このプロセスが平衡に達した時、緩衝材は少なくとも周囲の岩と同じくらいの不透水性になる。そして顕著な水流は、おこりえない。それゆえ水中に溶け出した物質は、ベントナイトまたはベントナイト／砂の混合物中を拡散によってのみ移動しうる。銅を侵す地下水中の物質は、キャニスタ表面に少量しか到達しないが、長期にわたり接するため腐食をおこす。非常に長い間に、腐食は封じ込めた燃料にまで到達する。それから燃料中に混ざっている放射性物質の浸出が始まる。低水量と物質の低溶解度によって、浸出は非常にゆっくりとおこる。燃料から溶け出した物質は、緩衝材を通して拡散し、さらに地下水とともに移動していく。大部分の物質は、いろいろな化学的、物理的プロセスをへて動きが妨害される。そして放射性物質の大部分が生物圏へ到達する前に崩壊し、安定な物質に変わる。しかしながら、ある非常に長半減期の放射性物質は、移動しにくい環境下でも非常に長期間の後、生物圏へ到達する。それらは地下水とともに井戸や水路、海に出てくる。それゆえ、それらの濃度が非常に低くて、天然の放射線環境をほとんど変えないことが必要となる。

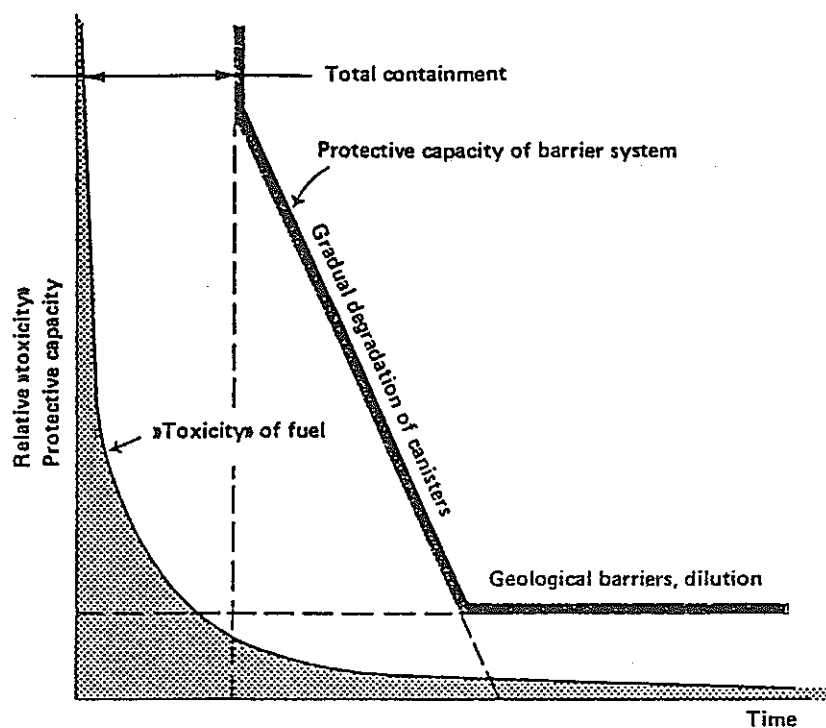


Figure 3. Schematic Function of the Barrier System.

サイト状況

処分場は、十分に大きな岩盤が形成されていて、適切な地質学的、水理学的、地球化学的の性質を持った場所に建設される。さらに処分場のサイトは、経済性や社会的要因によっても決められる。現在の計画では、サイトの決定は1990年代末までに行うことになっている。

使用済核燃料がカプセルに入れられる取扱い施設は、実用上の理由で処分場と同じ場所に設置される。

処分場の深さ

処分場は長期にわたり浸食（例，氷河による結果），井戸掘り，地下工事などのような地表での出来事によって影響されないような十分な深さに設置されなければならない。また，充分低い透水係数と好ましい化学的状态を得るためには，ある深さが必要である。一方，処分場は，深すぎると高い岩圧により岩床の安定性を危うくしたり，温度が高くなったりするので，あまり深い所に設置すべきでない。また，非常に深い所では地表から調査を行うのがより難しくなる。

スウェーデンの良い岩床では，処分場を400～500 mの深さに置くことにより安全性が保たれる。しかしながら約1000 mまでの処分場の深さでは，あまり大きな技術的問題とはならない。

3 使用済核燃料

前 提

スウェーデン議会によって採択された決議によると、スウェーデンの原子炉は、2010年以降は、運転しないことになっている。処分されるであろう使用済核燃料のトータル量は、個々の原子炉が運転される長さにかかっている。国の機関へSKBFより1982年に提出されたレポート、これは廃棄物料金を決定する目的で出された「使用済核燃料 - プラン82 -」として提出されたものであるが、このレポートは、各々の原子炉の運転期間を25年とすることに基づいていた。

この計算の前提、つまり、それは生産KWh当りの料金が、安く見積もられないように決定されたものであるが、その前提は約6000tのウランに相当する使用済燃料の総量に相当しているものである。もし、全ての原子炉が2010年も含めて運転中であれば、燃料のトータル量は7000tを少し超えるであろう。6000～7500tの範囲内での変動は、ここで報告された基本的なシステムあるいは安全評価にとって、さほど重要なことではない。

図4および図5は、スウェーデンの原子炉において使用されている燃料タイプを示している。燃料集合体は、4mの長さを少し超える。63の燃料ロッドを含むBWRの集合体は、横巾139mm、重さ約300kgである。264の燃料ロッドを含むPWRの集合体は、横巾214mm、重さ約700kgである。

使用済燃料は、95%の二酸化ウラン、3～4%のFPおよび約1%のプルトニウムと他のアクチニドから成っている。

使用済核燃料における放射能と残余熱

図6は、使用済燃料における種々の元素の放射能が、時間とともにいかに減衰していくかを示している。残余熱は、最初の1000年の間に処分時の約1/10に減衰する。

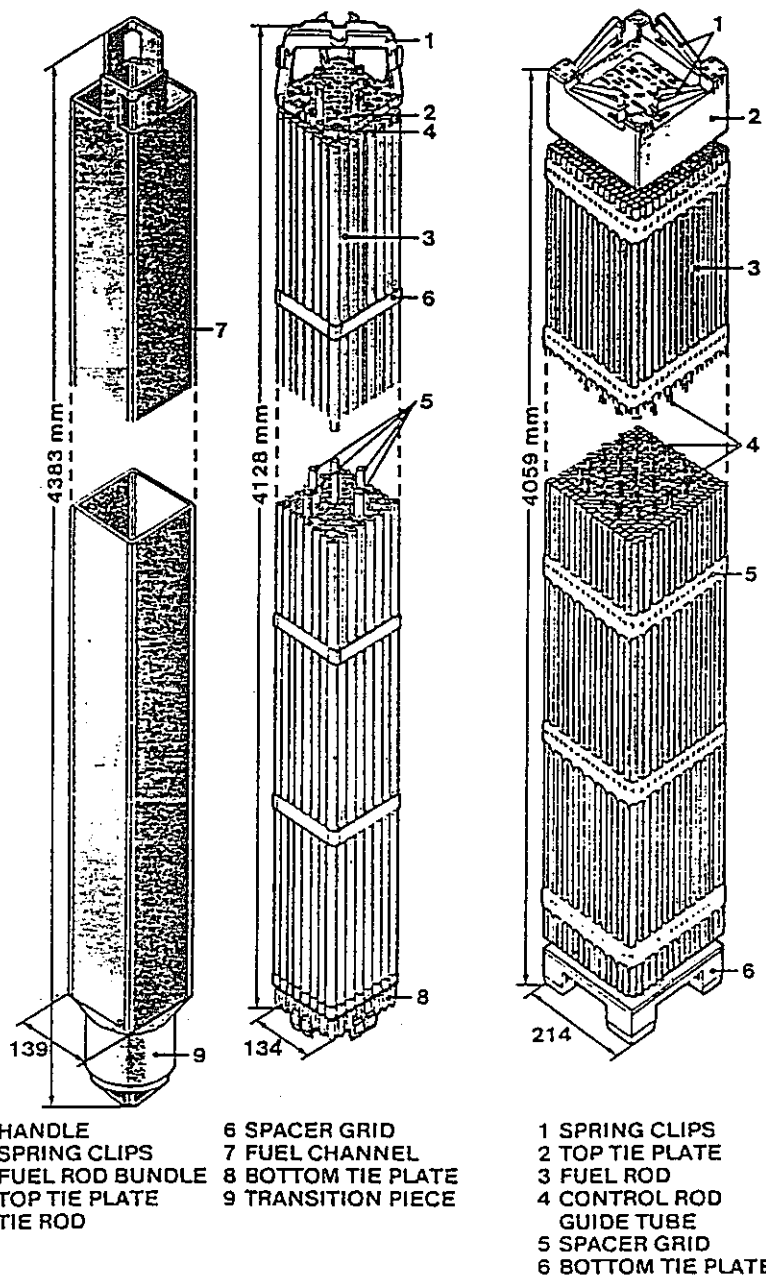


Figure 4. BWR Fuel.

Figure 5. PWR Fuel.

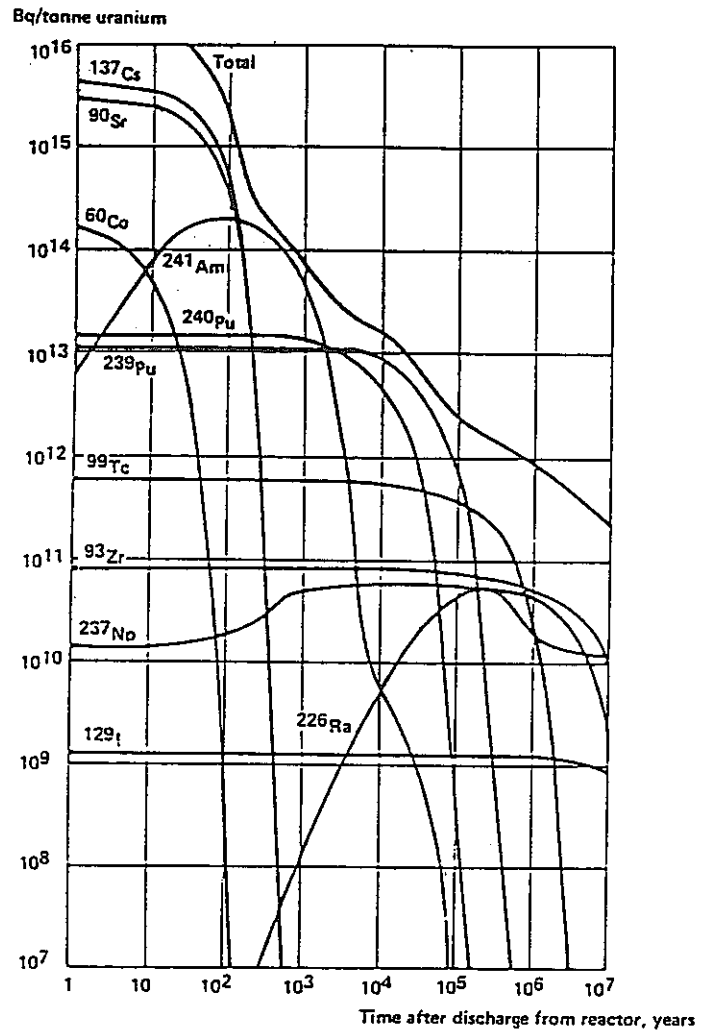


Figure 6. Radioactivity in Spent Fuel.

4 施設と設備

概要

処分に関連した仕事に必要なとされる施設は、図2に、概要が描れている。

輸送システム

放射性廃棄物のための輸送システムは、SKBFの援助のもとで、開発されてきている。全てのスウェーデンの原子炉は、沿岸に位置しているため、そのシステムは海上輸送に基づいている。主な構成としては、特別に設計された輸送船、使用済燃料の輸送キャスクおよび輸送車である（図7を参照）。1982年に運転にとり入れられた輸送システムは、今後他のタイプの放射性廃棄物に対しても同様な輸送キャスクを用いて増強される。

使用済核燃料のための中央貯蔵施設 CLAB

スウェーデンの全ての原子炉の使用済燃料のための中央貯蔵施設は、Oskarshamn原子力発電所の敷地に建設中である。そのプラントは、CLABと呼ばれ、図8に示されているが、ここでは1985年より使用済燃料を受け入れる準備をしている。

CLABは、第1段階で3000tの燃料の貯蔵を計画している。その施設は、更に貯蔵能力を拡張する準備をしている。

カプセル化施設

処分の前に、燃料は銅製のキャニスタに封入される。これは、処分場と連なって建てられているカプセル化施設の中で行なわれる。

銅製キャニスタ組み立てに関する2つの異なる方法が研究されてきている（10節を参照）。

BWR燃料の箱およびPWR燃料のホウ素ガラス棒もまた、カプセル化施設で取り扱われている。それらは、コンクリートの中に埋め込まれそれから特別な処分場へ輸送される。

使用済燃料のための処分場

カプセル化された燃料は選定された岩盤に埋め、処分される。処分場の位置と構造は、岩床の局所的な地質特性に合わせて考えられるであろう。図9は、処分場が2つの深さでいかに設計されうるかの例を示している。

処分場は、垂直の処分孔（図10）をもった、平行なトンネルのシステムからなっている。処分孔中でキャニスタは、圧縮ベントナイトの緩衝材で取り囲まれる（図11を参照）。処分が終了すると、トンネルおよび立坑は、ベンナイトと砂の混合物で埋戻される。

処分トンネルの間隔として1つの深さの処分場の場合 25 m, 2つの深さの処分場の場合 33 m, そして個々の処分孔の間隔として 6 m という間隔は処分場における温度がどこでも十分に 100°C 以下となるように選定されている。

この温度限界は、ベンナイトが、長期間にわたりその機能に影響を与えるような化学変化を受けないことを保証する意味がある。

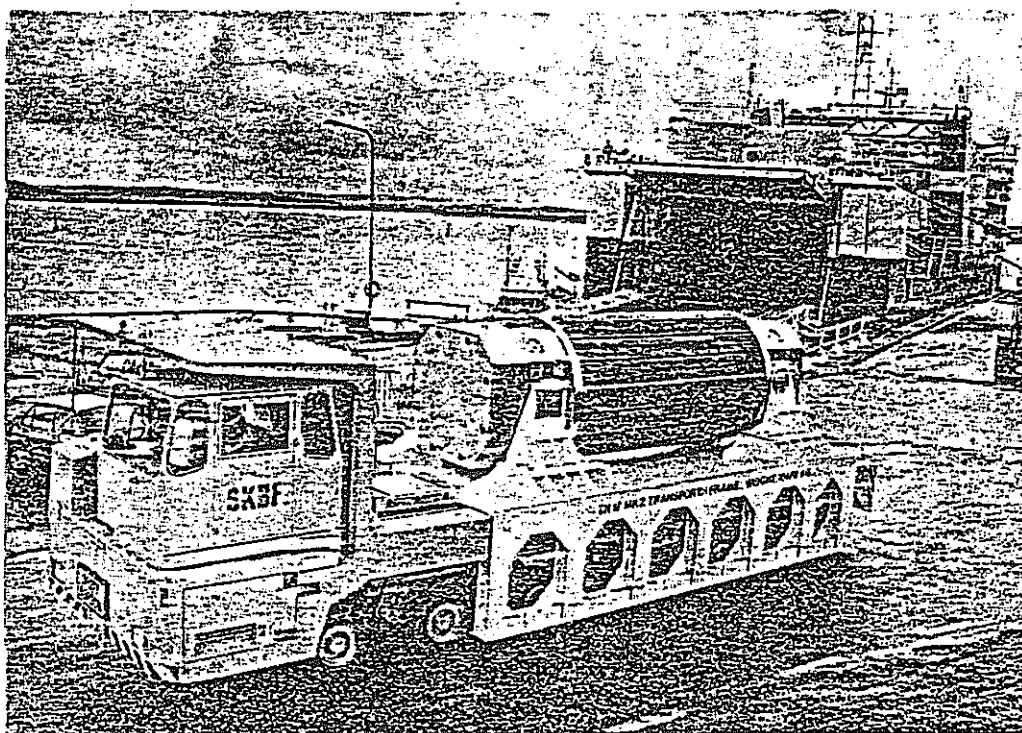


Figure 7. Vehicle, Transport Cask and Ship for Transport of Spent Nuclear Fuel.

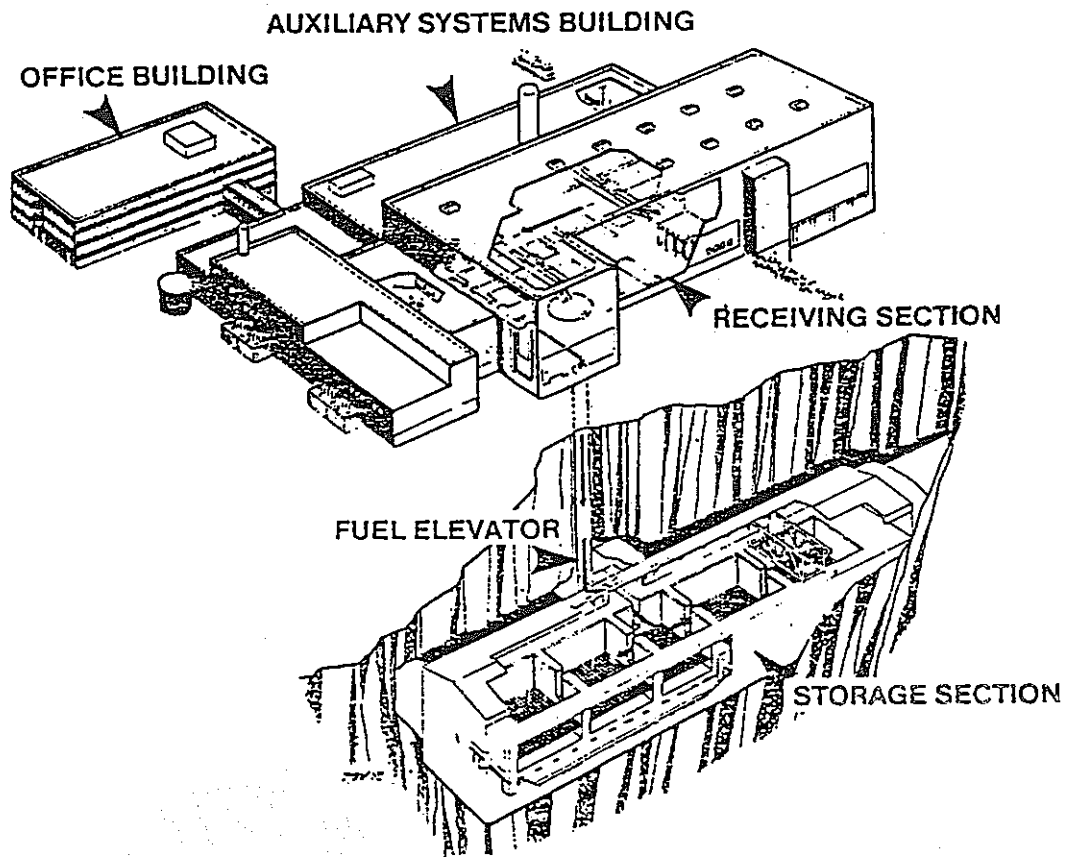


Figure 8. Perspective Drawing of the CLAB.

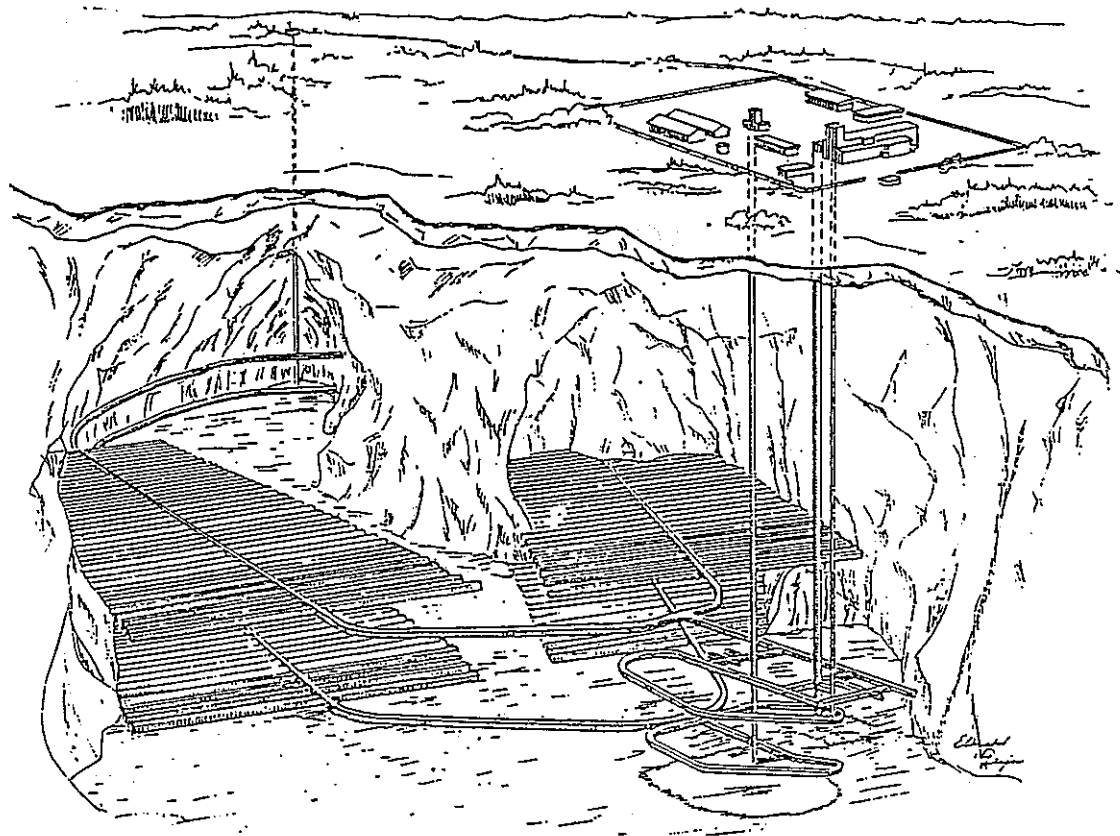


Figure 9. Perspective Drawing of Final Repository.

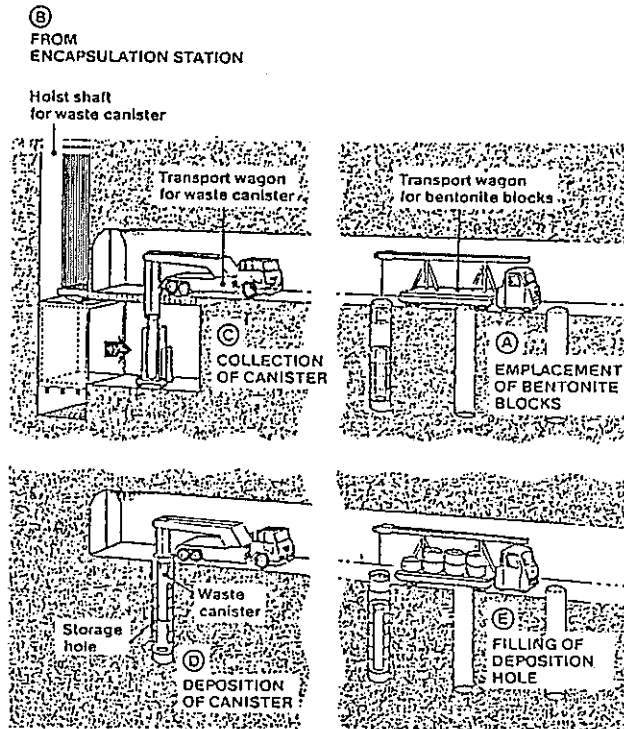


Figure 10. Canister Deposition in Final Repository.

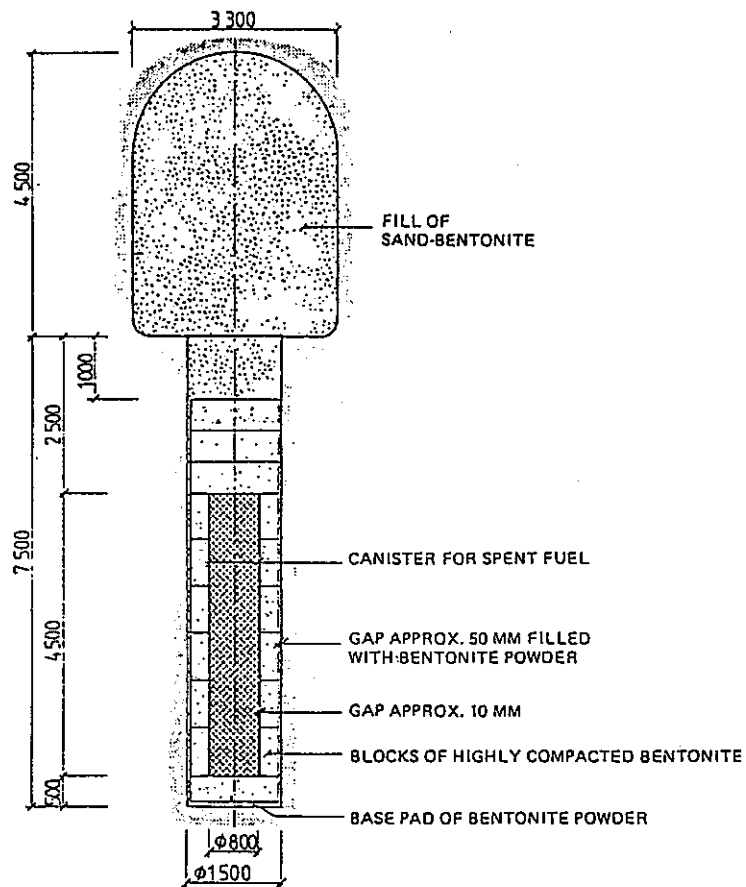


Figure 11. Deposition Hole with Canister, Buffer Material and Backfill.

5 サイト調査

あるサイトに対して処分場としての安全解析を行うためには、岩床の水理特性、破碎帯、割れ目帯、地下水の化学的特性に関する知見が必要である。ここ数年、このような原位置での種々のパラメータを測定するための手法、装置を改良するため、かなりの努力がはらわれてきた。

処分場サイトの最終決定は1990年代の終りごろになされることになっている。広範かつ信頼度の高いデータが、この決定に利用できるようにするため、1980年代に比較的多くのサイトが調査の対象となるであろう（図12参照）。最近調査した Fjällveden, Gideå, Kamlunge, Svartboborget（図13）における結果については本文にも述べられている。

調査は局所的条件を考慮した標準プログラムに基づいている。このプログラムは以下の4つの段階に分けられる。

1. 調査サイト選定のための踏査
2. 地表からの調査
3. 試掘孔による調査
4. 評価とモデルの作成

ここで、調査サイトの選定にあたっては、地形、主な破碎帯の存在、岩体の分布・構造、鉱脈の有無、近傍の井戸における地下水容量等が考慮されている。

探査段階には、有望と目されるサイト内での深い探査孔の掘削も含まれる。

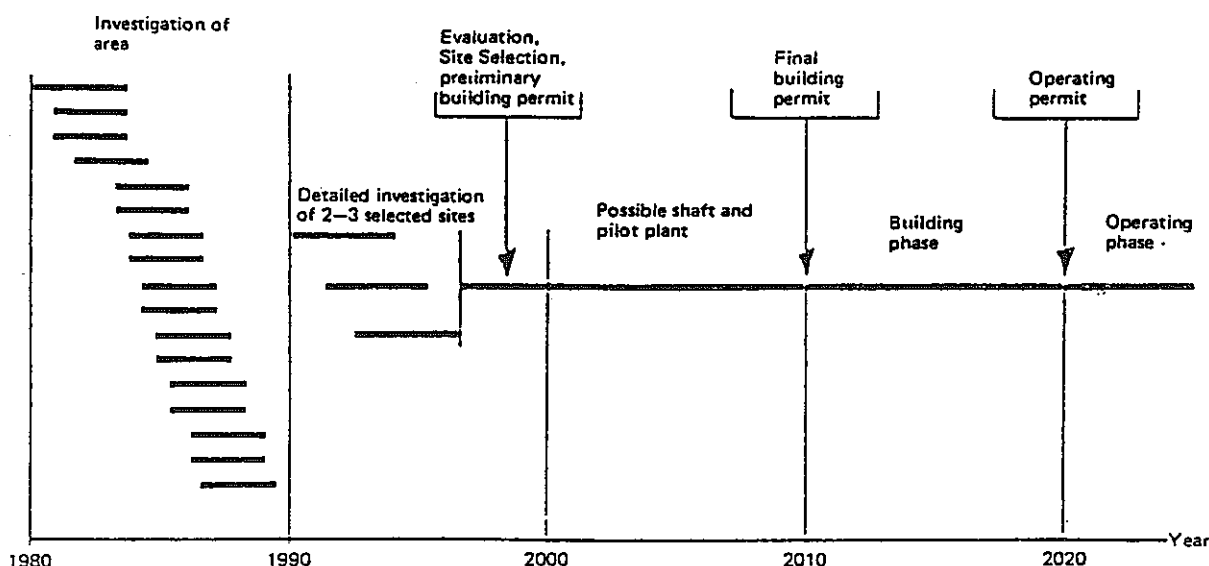


Figure 12. General Timetable for Final Repository.

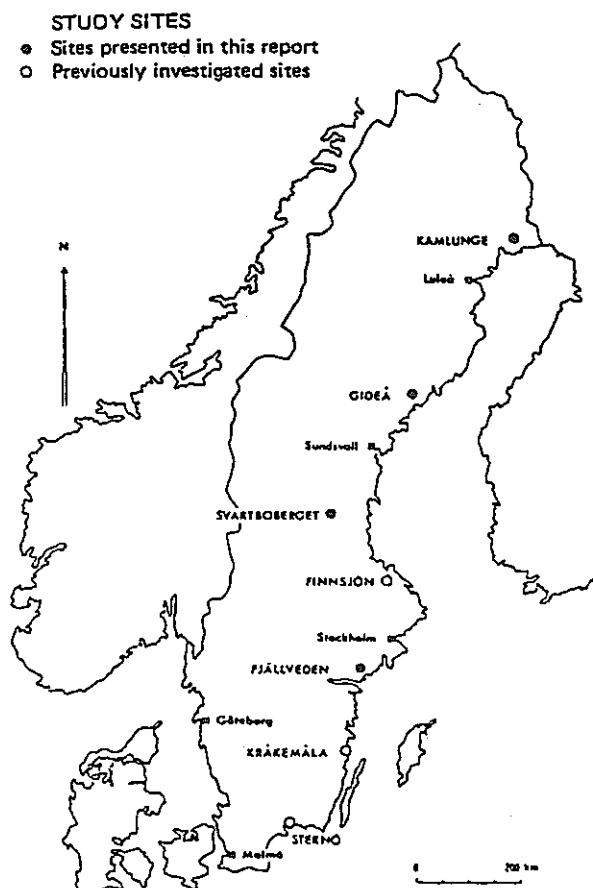


Figure 13. Investigated Sites.

更に詳細な調査のために選ばれたサイトは4～5 km²に及ぶ領域である。地表探査では、岩種、割れ目、破碎帯などの調査が含まれる。同時に、例えば、粘土層の下にある破碎帯やその傾斜の度合などに関する情報を得るために、種々の手法を用いた地球物理学的調査が行なわれる。

深さ方向の調査では、ハンマ掘削型とダイヤモンド掘削型の試掘孔とを用いている。ハンマ試掘孔は比較的浅いが(～200 m)、破碎帯の特性と方向の調査を目的とするものである。

500～700 mに及ぶより深い試掘孔は直径56 mm コアボアホールの型で掘削が行なわれる。そのような孔は15本まで各サイトに掘削される。コアボアホールの位置と方向は、深部岩体の地質学的、水理学的特性や破碎帯の特性や含水量に関する情報が得られるよう設定される。

岩体の透水係数は水の注入試験によって決定される。このとき水は、試掘孔の上部、下部がシールされた部分に注入される。このシールはゴム製のパッカが孔の壁を膨張により押えつけることによつてなされる(図14参照)。

水の注入試験とならんで、自然水圧も試掘孔内の種々の深さで測定される。

地下水の化学的特性とその変化に関する情報を得るため、特定の試掘孔について、異なる深さでの採取水を分析している。水のサンプリングには、水の注入試験で用いられたのと同様のパッカ型シール具を使い、シールで区分された領域からのポンピングによつてなされる。

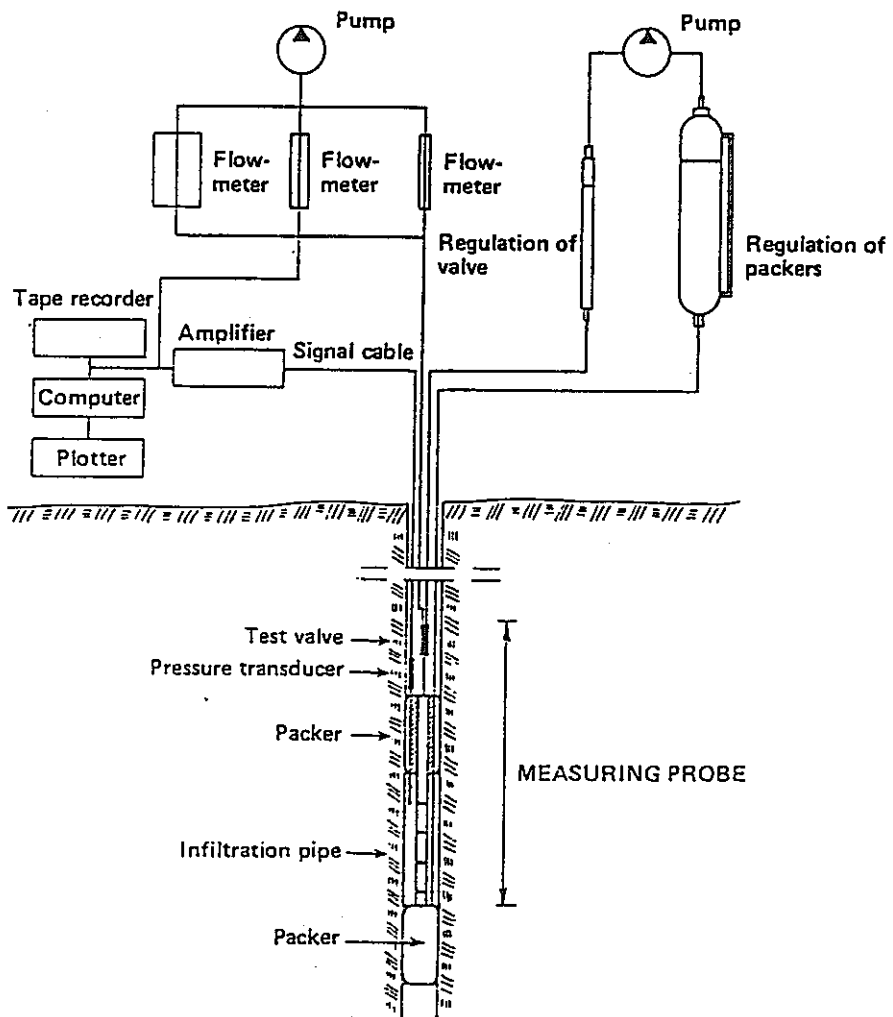


Figure 14. Equipment for Measurement of Hydraulic Conductivity of the Rock.

6 岩体中の地下水の移動

透水媒体としての岩床

岩体中の地下水の移動は、その中の割れ目系の特性に依存する。割れ目の幅、岩体の透水係数は、通常深さが増加するに従って周囲岩体の負荷が増加するために減少する。

マクロ的に見れば、結晶質岩は多孔質媒体とみなされる。ここで地下水の流量（ q ）と圧力勾配（ i ）との関係は Darcy の法則によって以下のように表される。

$$q = Ki$$

このとき係数 K は岩体の透水性に対する一つの尺度である。

ドリルコアで見つかった割れ目の部分のみが透水性があるとする。調査サイト内の測定では、割れ目の 15～30% が透水性があることがわかった。一部の割れ目が透水性を示さない理由は、割れ目の充てん物が割れ目をシールしたり、割れ目の幅が小さすぎたり、割れ目系としての連続性がなかったりすることによるものと考えられる。

透水単位

種々の透水要素が調査サイトにおける地下水移行の研究に用いられている。

1. 大型岩盤中の比較的大領域に及ぶ破碎帯
2. ある限定された範囲の破碎帯
3. 通常の割れ目を含む岩体

異なる要素から成る透水性を評価するためには“実効”透水係数なる概念が必要となる。これは、試掘孔で測定される個々の透水係数の平均値から成り、地表からの深さの関数としては図 15 のように表わされる。

動水勾配

地下水移行の駆動力となるのは、岩体中の異なる地点間に存在する圧力差、すなわち動水勾配である。湿潤的気候であれば動水勾配は、主として地形より決められる。すなわち地下水面が地表近くにある場合である。水頭の違い（水圧の違い）は、深さに大きく依存し、処分場あたりの動水勾配は地表付近に比べると著しく小さい。

モデル計算

主な割れ目系の幾何学的構成、測定による透水係数・動水勾配に基づいて、各サイトに対するモデル的記述が可能となる。

地下水流の大きさと方向計算するために、サイトは多くの三次元的要素に分割される。既知の

関係に基づくコンピュータ計算によって1つの全体図をサイト内の水頭の変化として得ることができる。地下水の流れ、方向、流れの経路はこれらの結果から計算することができる。

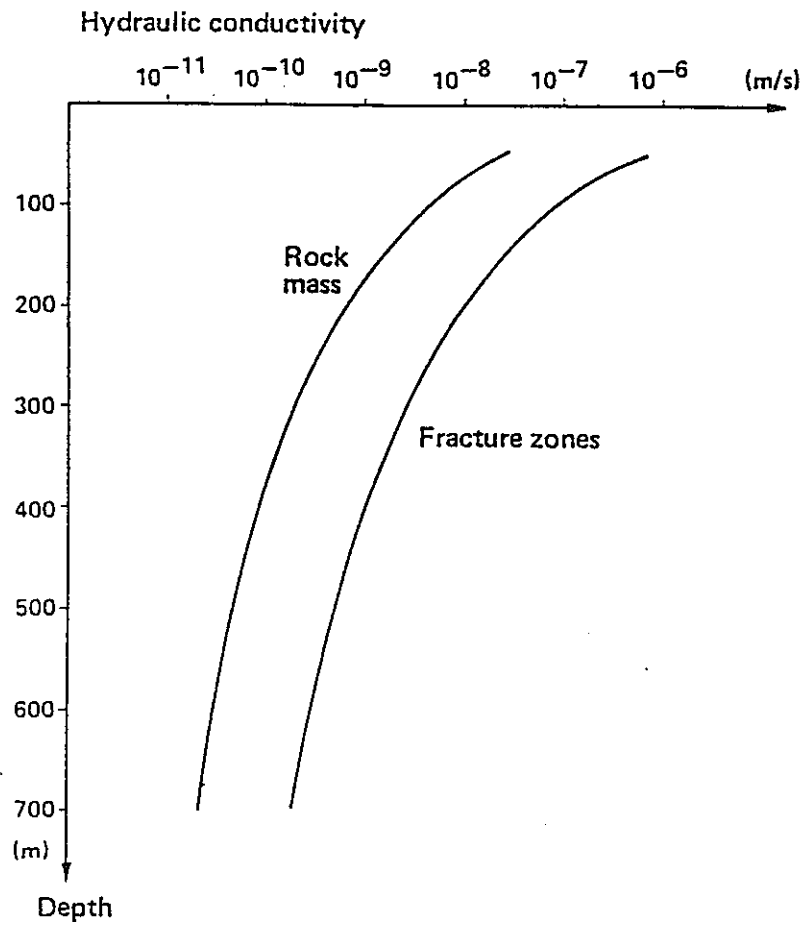


Figure 15. Example of Variation of Hydraulic Conductivity with Depth.

7 地下水の化学と割れ目系

岩盤から成る地層処分場は、定常的な固相（岩石中の鉱物、割れ目充てん物質、緩衝材、埋め戻し材）と可動的な液相（地下水）とから成る化学系と見なすことができる。

銅製キャニスタの腐食や燃料中の核種の溶解・分散に特に重要な要因は、地下水中の腐食性物質や複合体をはじめとして pH や酸化還元条件である。

サイト調査においては、約 100 m ～ 700 m の深さにおける試掘孔中の 80 にも及ぶサンプル点から採取した地下水の化学分析を行っている。地下水に対する分析は以下の表に示すようなデータを与えている。（全測定値のほとんどは以下の表の範囲内の値を示した）

pH	7 - 9
Eh	0 - (-0.45) V
HCO ₃ ⁻	90 - 275 mg/ℓ
SO ₄ ²⁻	0.5 - 15 mg/ℓ
Cl ⁻	4 - 15 mg/ℓ
HS ⁻	0 - 0.5 mg/ℓ
Ca ²⁺	10 - 40 mg/ℓ
Na ⁺	10 - 100 mg/ℓ
Fe ²⁺	0.02 - 5 mg/ℓ

2, 3 の場合にかかなり高い塩濃度（NaCl）が観察されている。特定領域においてこのように高、低両方の塩度の水が存在することは隣接する帯水層間における水の交換が非常に遅いことを示すものであろう。

割れ目の鉱物は、調査サイトからコアドリル抜きされた試料を用いて研究されている。割れ目形成の履歴に焦点をあて、割れ目自身の収着能力を評価することは興味深い試みである。割れ目鉱物の収着容量は母岩よりも大きい場合も少ない場合もある。一般には割れ目鉱物の収着能力は母岩より大きいのが普通である。

8 岩床内の変化

一般に岩床は放射性物質を含んでおり、放射性物質は他の物質が形成された時から数学的に決まった割合で時間と共に崩壊していくという特徴を持っている。これらの関係はある岩体又は鉱物が形成されてから、どの位時間が経たかの決定に利用でき、一般的に地質学的歴史の基礎をつくる。最も古いスウェーデンの結晶岩盤は約 20 億年前にできたもので、最も新しいものでも 9 億年は経ている。

約 6 億 5 千万年前までは、一般的な岩床の最表層部での削剝が起こり、分解生成物は砂岩が形成されるような低地に沈積した。

6 億 5 千万年から 3 億年前までのスウェーデンの岩盤の状態は、スカンジナビア山脈付近で大きな岩盤の移動や変形があったのにもかかわらず比較的安定であった。

3 億年から 5 千万年前までは、岩床の移動が最初に増加し、スカンジナビアの多くの地点で火山活動が起ったようであった。続く 300 万年前までは、大きな岩床の移動はなく、主に火山活動は、Skåne北部や Norwegian 海岸側でみられたようである。しかしながら多くの土地隆起期間が存在した事が知られている。

300 万年前から現在に至るまでに、11 の異なる氷河作用の跡が見られる。最も新しい大陸氷板は 2～3 km にも及ぶことが推定されている。それは、ストックホルム地域を約 1 万年前に離れたものである。地盤の反跳 - 隆起はまだ続いている。ある地域、特に Norrbotten の上部側では、氷の後退に関連すると思われる局所的な岩床の移動が観察されている。

現在のスウェーデンの岩床は、それが形成された 10 億～20 億年前から起っているすべての変化を集約した様相を与えている。この状況と時間スケールをもとに、次の 100 万年の間に岩床に影響するような類似の現象がどれくらい存在するかを予測することができる。スウェーデンの結晶質母岩はいくつかの明らかな破碎帯によって囲まれた堅固な岩の“塊”から成っているという特徴を持っている。これらの破碎帯は大部分が 6 億 5 千万年以上前の地質学的により激動的な期間に生じたものである。それ故岩床中の一般的な割れ目パターンが次の 100 万年間に大きく変化する可能性は無視できる程度であると言えよう。一方、地質学的な時間スケールの最近においても起っている岩盤の局所的な変動が時折起こる可能性は除外できない。当然そのような変動は、前もって破碎し弱体化した部分にそって起こる傾向があるが、もちろんそのような地域は最終処分場に対するサイト選定時に避けることができる。

将来の岩盤の変位が処分孔を切断しキャニスタを損傷する危険性は、露頭における割れ目の変位の研究により評価されている。これらの観察の統計的解析結果は、100 万年の間に処分場の中のたった 1 本の処分孔が岩盤の小さな変位によって影響をうけるにすぎないというものであった。キャニスタは可塑性を持つ緩衝材に保護されているので、少しの変位ぐらいでは損傷されないであろう。

初期の段階で損傷し、核種を放出し始めたキャニスタの影響については、安全解析によって評価されている。

9 緩衝材と埋め戻し材

図11に示すように、処分孔中の圧縮ベントナイトの緩衝材はキャニスタ周辺の機械的、化学的保護領域として構成され、地下水からキャニスタ表面への腐食性物質の内部移行を制限している。後の段階において、これは貫通したキャニスタから周辺の岩石への放射性物質の外部漏洩を制限する。ベントナイトと砂の混合物から成る、トンネルと立坑の埋め戻し材は掘った空間における機械的安定性の効果が増すとともに、この地域における水理状態を回復する。

圧縮ベントナイトは

- 良好な支持能力ーキャニスタは処分孔においてその位置が保たれる。
- 良好な熱伝導性
- 良好な長期化学的安定性

を持っている。

圧縮ベントナイトは水を吸収した時大変膨張する。スエリングが拘束されたならば、かわりに高スエリング圧力が引起される。この特性はベントナイトに自己シーリング能力と材料の中の水通路の創成を妨げる性質をあたえている。スエリング圧力はまたベントナイトを処分孔の壁に存在すると思われる小さな割れ目に入り込む力をあたえる。それによって、割れ目はシールされる。

ベントナイトの特性について広範囲に渡る研究が行われている。とりわけ、密度が約 2 t/m^3 である純粋なベントナイトは $10^{-13} \sim 10^{-14} \text{ m/s}$ の透水性であることがわかり、ベントナイトは周辺の岩石より透水性が小さいことを意味している。これは岩の割れ目の地下水が処分孔へ流れ込まず処分孔のまわりを流れることを意味している。緩衝材を通した種々の物質の移行は、単に拡散によって起こる。トンネルと立坑の埋め戻し材として使用されている砂、ベントナイト混合物における透水係数は最大 10^{-9} m/s であり、通常の低透水係数岩石と同等である。 $2.0 \sim 2.1 \text{ t/m}^3$ の密度の純粋なベントナイトのスエリング圧力は、ストリッププロジェクトの中の研究室実験と大規模実験において水がしみ込んだ状態で約 10 MPa になると計測された。自然環境で観測した結果、もし温度が約 100°C を超えないならば 100 万年以上、処分場の環境下で化学的安定性を保つことがわかった。処分場はゆえにベントナイト温度を 80°C 以下に保つ設計がされた。図 16 と 17 に示すように圧縮ベントナイトは、調査孔をつめたりトンネルと立坑におけるシール隔壁として使用することが計画されている。

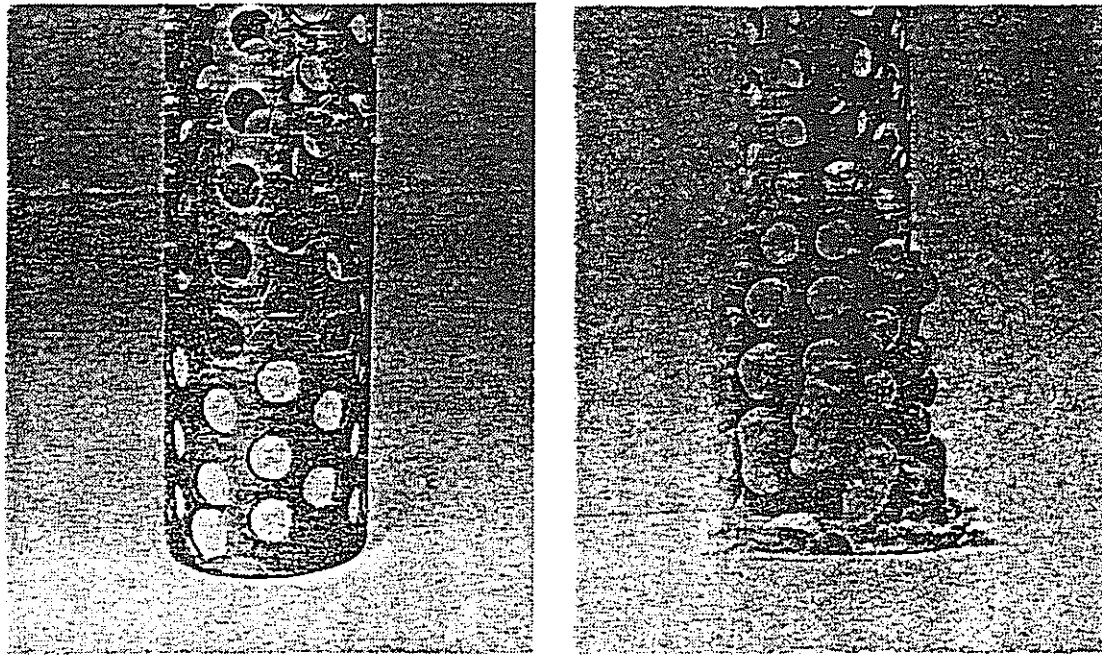


Figure 16. Perforated Tube with Pressed Bentonite Pellets for Sealing of Boreholes.

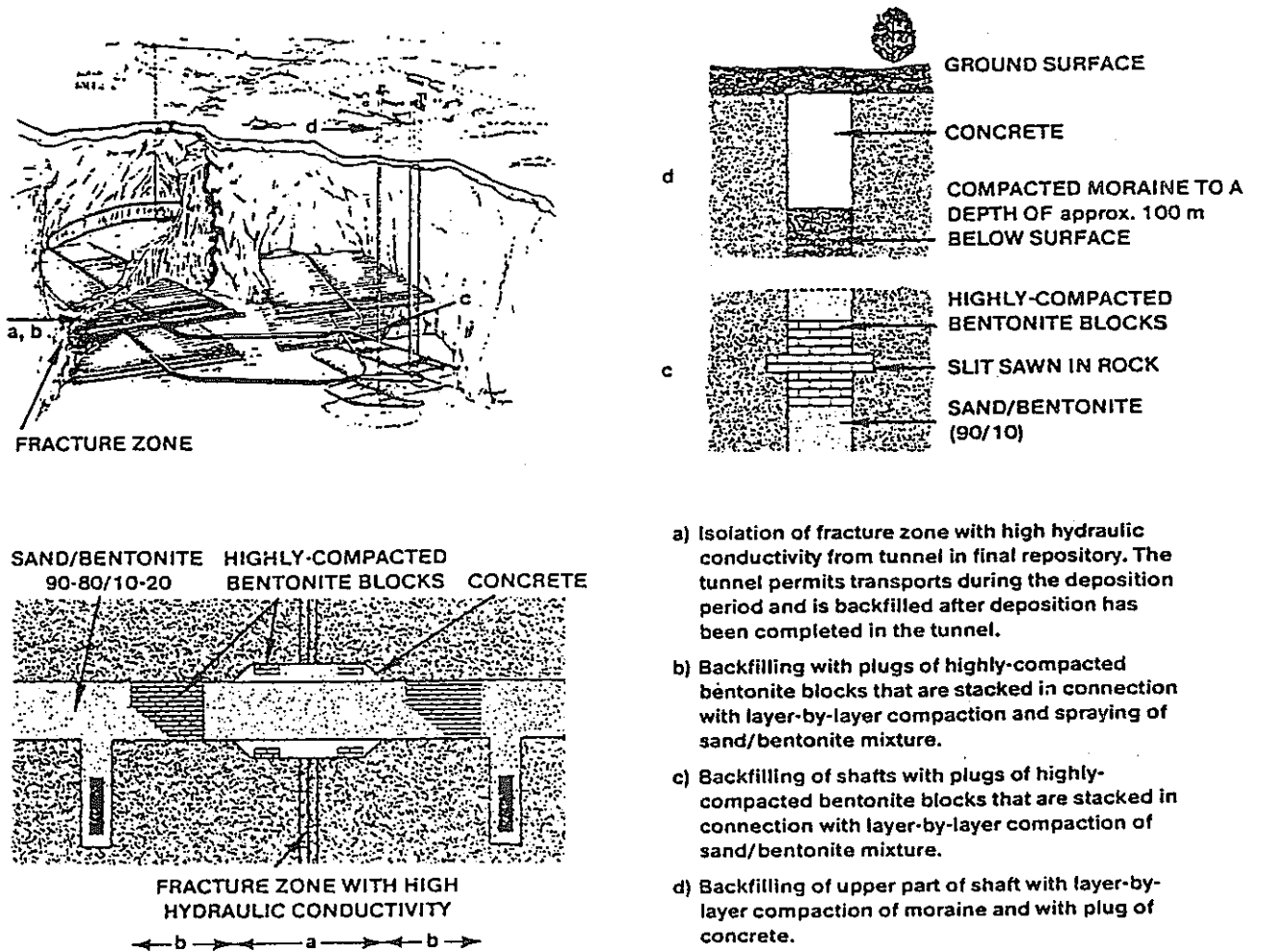


Figure 17. Plugs of Highly-compacted Bentonite for Sealing of Tunnels and Shafts.

10 キャニスタとキャニスタ腐食

キャニスタの目的は、使用済燃料を完全に封じ込め、放射性物質の分散を防ぐことである。

KBS-3の中で述べたキャニスタは、肉厚10 cmの銅で作られている。銅は、純水によって侵されず、水の中に溶けこんでいると思われる腐食性の物質のみ侵される。銅製キャニスタのために2つの違った製造方法が、研究された。最初の方法(図18を参照)では使用済核燃料は、予め製作されたキャニスタの中に置かれ、すき間が溶融した鉛で満たされる。その後蓋が、電子ビーム溶接法によって溶接される。2番目の方法(図19を参照)ではキャニスタ中のすき間は、銅の粉末で満たされる。その後、蓋がのせられ全体のユニットは、均質の物体になるまで高圧(150MPa)高温(500°C)の特別な炉の中でプレスされる(等圧ホットプレスHIP)。実規模試験では、両方の方法共に良い結果が得られた。

処分場で銅製キャニスタを侵しうる主要な物質は、酸素と硫化物である。それらの物質は、地下水中と同様に緩衝材やトンネルの埋めもどし材中に存在している。さらに、薄い壁や貫通キャニスタを通した放射線照射により水が放射線分解される。それによって、腐食性の物質が形成される。キャニスタに接触しうる腐食性物質の全体は、それらの濃度と水の流量がわかれば計算することができる。これらのデータから、腐食される銅の最大量を計算することができる。しかし、銅製キャニスタの腐食は、一様にキャニスタの表面全体におこるのではなく、あちらこちらに、深い腐食孔が作られる。数10年の間土の中に置いてあった電気良導体としてのアース電極と同様に、数千年までの期間における銅や銅合金製の考古学的物品の研究によると最も深い腐食孔が、物体全体にわたる腐食の平均深さより5倍深いということを示している。その同じ割合は、見つけられた場所に少くとも8000年の間置かれていた純銅片でも観察された。

外国の研究所では、銅の腐食が違った土壤中で研究されており、腐食孔が、平均腐食深さの25倍以上であるものが見つかった。この場合の化学的環境は、処分場の環境よりずっと不利な条件にあたるであろう。けれども極端に不利な条件の結果を試算するために孔食効果を25倍として計算した。

キャニスタ腐食を調査した専門家たちは、肉厚を変えて銅製キャニスタの有効寿命について計算した。これらの計算では、キャニスタ中に満たした鉛あるいは銅粉末は、保護効果がないとしている。

専門家グループの結論は、ありうる孔食効果を5倍として約1 cmの肉厚を持ったキャニスタは、100万年以上の間完全なままだろうということである。孔食効果を25倍とすると同じキャニスタの有効寿命は少くとも10万年ということがわかった。孔食効果を25倍として6 cmの肉厚を持ったキャニスタは、100万年以上の有効寿命を持つだろう。

計算をするに当たっては、キャニスタの有効寿命を過大評価しないために、調査したサイト内で存

在し計測しうるような値よりも、かなり不利な条件での地下水流、水化学などの数値を基に実行した。

地下水流と地下水中の腐食性物質の量は処分場サイト内でも変化があるという事実から各々のキャニスタの腐食貫通は、同時に起こらず、非常に長い期間にわたって起こるだろう。

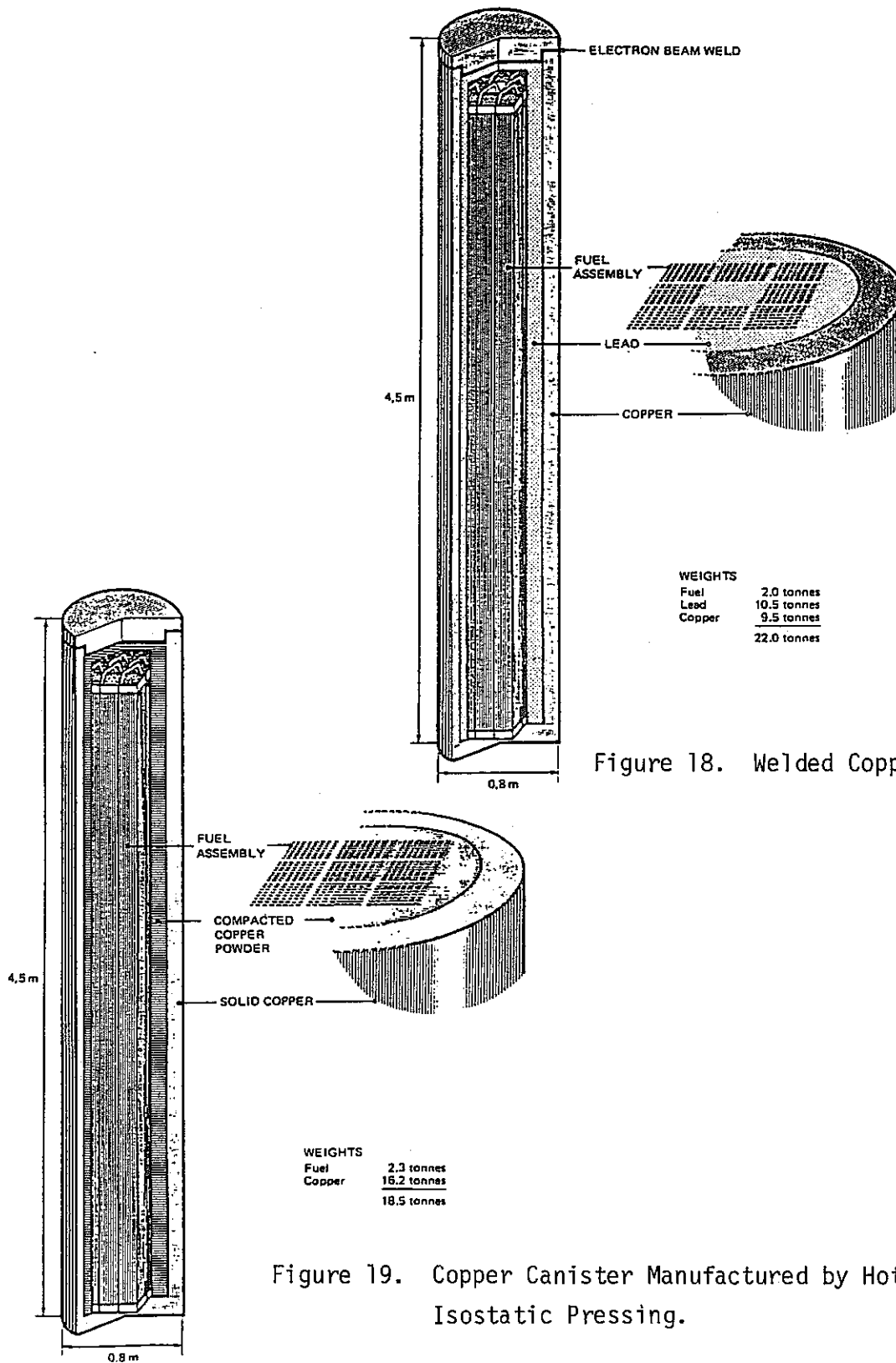


Figure 18. Welded Copper Canister.

Figure 19. Copper Canister Manufactured by Hot Isostatic Pressing.

11 燃料と燃料溶解

使用済核燃料自身は、処分場のバリアシステムに含まれるバリアの内、最も内部を構成する。遠い将来、腐食によって銅製キャニスタが貫通した時、燃料の溶解が始まる。処分場ではそれらの低い溶解度と低流量の地下水流のおかげで、残っている長寿命放射性物質が非常にゆっくりした割合で溶かされ分散していく。

スウェーデン、カナダ、アメリカでは、使用済燃料の溶解率を確定するため研究室試験が行われている。けれども、それらの試験の結果は、解釈するのがむずかしい。ある結果は、非常にゆっくりした溶解の傾向を示しており、処分場の燃料全体量は、数億年ぐらいで溶解されると予想される。他の結果は、数万年の時間で溶解することを示している。したがって安全評価は、処分場での水の流量データと、その化学的環境における種々の物質の限界溶解度を基に行った。

12 地下水環境における放射性核種の化学

使用済核燃料中には長半減期 RI であるトリウム、プロトアクチニウム、ウラン、ネプチニウム、アメリシウムが存在する。これらは長期安全性評価において最も重要となる。これらの核種はアクチニドと呼ばれる元素集団に属し、類似した化学的性質を示す。アクチニドは様々な酸化状態を呈し、複合体を形成する傾向が強い。地下水の酸化還元状態、pH、炭酸塩量が処分環境におけるアクチニドの化学的挙動をおおよそ決定する。スウェーデンにおける深地部の地下水中ではアクチニドの溶解度は低く（アクチニド全体で $10 \text{ mg}/\ell$ 以下）、岩石中の鉱物表面に吸着される傾向が強い。二酸化ウランの形で燃料マトリクスを形成しているウランの溶解度は、特に重要である。というのは、ウランに包まれた物質の放出がウランの溶解率に関係しているからである。天然水中におけるウラン濃度の試験と調査が示すように、ウランは岩体の深部で支配的な還元雰囲気、非常に低い溶解度を持つ。使用済核燃料のすぐ近傍では水の放射線分解によって酸化状態が作られる。そして、ウランの溶解度は著しく増加し、地下水中の炭酸塩の濃度がどれだけ多くのウランが溶出するかを決定するようになる。そしてネプチニウムの溶解度も激しく増加する。一方、プルトニウムは溶けにくくなり、他のアクチニドは変わらない、もしくは低い溶解度を示す。使用済核燃料中の放射性核分裂生成物や崩壊生成物は多くの異なる元素から成っている。これらのいくつかはランタン系列の一員であり、アクチニドの様に水酸化物と炭酸塩複合体を地下水中で形成する。金属元素のいくつかは、たとえばセシウム (Cs^+) ストロントニウム (Sr^{2+}) の様に自由な陽イオンの形で存在する。ヨウ素は陰イオン (I^-) の形でかなり溶出する。ヨウ素イオンは事実上まったく鉱物表面には吸着されない。しかしながら、他の溶解した放射性核種の様にヨウ素は岩石中の微小孔中に拡散し、動きが妨げられる。テクネチウムは酸化状態で高い溶解度を示し、鉱物表面に吸着される傾向は極めて低い。還元性の地下水中でテクネチウムは低い溶解度を示し、鉱物表面にはセシウムと同程度吸着される。使用済核燃料に含まれる金属部分の中にはジルコニウム、コバルト、ニッケル、ニオブ、炭素といった放射性同位元素が含まれる。金属部分はコンクリートに埋めこまれて貯蔵されるであろう。このコンクリートは高 pH の環境を形成する。そのため、ニッケル、ニオブ両者とも極めて低い溶解度を示す。放射性元素と結合してコロイドや有機複合体を形成することによって、さらに速く岩石の割れ目を移行できるようになる。これらの効果は安全解析で考慮されて来た。

13 ニアフィールドでの核種の分散

“ニアフィールド”とはキャニスタが貫通した後、実際の処分場とその構成物が放射性核種の分散に直接影響を与えうるキャニスタまわりの範囲を意味する。ここで述べる10 cm 厚の銅製キャニスタは、100 万年以上の寿命が考えられている。しかしながらニアフィールドの状態の研究では最初のキャニスタの貫通が10 万年後起こると仮定されている。これにより将来のキャニスタ設計の単純化、又は代りに岩床の質の要求度をより低くすることになる。

使用済核燃料は95%まで二酸化ウランの結晶でできている。他の放射性核種もこれらの結晶中に混合している。例外は希ガス類、水素、ヨウ素、セシウムで、それらは炉の運転中に拡散し、燃料から離れている。他の物質は二酸化ウランが溶ける割合で解け出していく。それゆえ二酸化ウランの溶解率は本質的に他の物質の放出率を決めている。

二酸化ウランは水中である飽和点まで溶解する。もし溶解したウランが移動しなかったならば、溶解は、飽和限界に到達した時に終わる。しかしながら実際はウランがベントナイトの緩衝材を通して拡散し、溶解過程は続く。同じことが、他の放出物質にも適用される。プルトニウムを含んだいくつかの核種はウランより溶けにくく、それゆえ、よりゆっくり溶解する。

ある放射性物質がベントナイトの緩衝材中を拡散していくのにかかる時間は非常に長く、それらは岩石の割れ目にある地下水に到達する前に完全に崩壊してしまう。他の非常に長寿命の物質は、まだかなりの割合で放射能が残っている。

ニアフィールドのプロセスで重要な現象の1つは水の放射線分解である。キャニスタが貫通された時、燃料中に残っている長寿命放射性核種からの照射が水を水素と酸化物質に分ける。水素はより速く拡散するので、キャニスタの近くを酸化性物質過剰の状態にする。それでその環境は、酸化状態となり、ある長寿命放射性物質はかなり水に溶け易くなる。酸化された地下水が処分孔から動くにつれ、酸化剤は、鉱物中に存在する二価の鉄と反応することにより消費される。この範囲外では天然の還元状態は影響されない。

その状態を図20に図示した。

酸化と還元の状態間の境界領域は、酸化還元面と呼ばれるが、100 万年の期間以上でもキャニスタから10 m 以上は動かないだろう。ガボンのオクロで発見された“天然の原子炉”のまわりの状態の研究では、放射線分解の影響がこれらの計算が示すものよりもずっと少ないことを示している。オクロでは、二酸化ウランが自然に蓄積し、自己で保持できる原子核連鎖反応が起こるような状態であった。そこでは二酸化ウランのうち、ほんの小さな割合分が、数億年の期間で“ニアフィールド”から幾分か動いた。

放射性物質の分散で重要な他の効果は放射性コロイドと有機複合体の形成の可能性である。それらは、溶解した放射性物質よりも速く地下水と共に移動できる。

ニアフィールドの研究は、放射性物質がまわりの岩体に広がる割合と量に関する情報を与える。

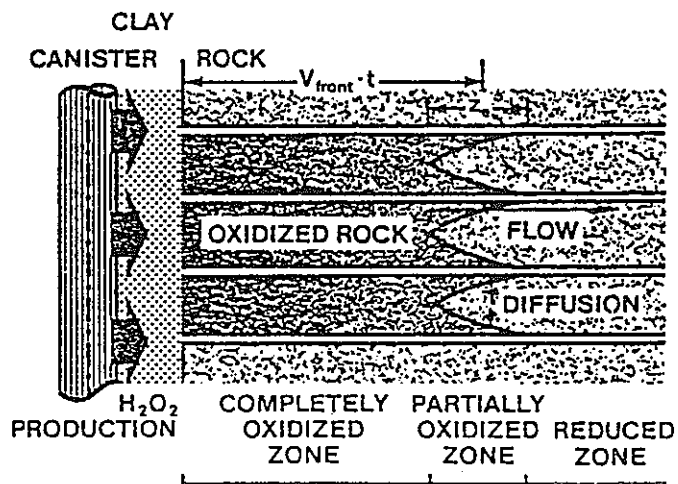


Figure 20. Propagation of the Radiolysis Front from a Penetrated Canister.

14 岩体中の放射性核種の分散

放射性核種は、最初に地下水に溶け移動する。それらは、岩石の割れ目に沿ってゆっくりと動く。動きの状態は図 21 に図示する。ヨウ素を除く全ての重要な放射性物質は、割れ目面に存在する鉱物と物理的・化学的に反応を起こす。

これらの反応は、総称して収着と呼ばれ、平衡定数を用いて定量化することができる。一般に平衡を論ずる際、平衡とは、水中での物質濃度と割れ目面におけるその濃度との割合が平衡状態に到達しようとすることを意味する。水中に溶解した物質は、地下水の動きよりさらに遅い速度で動く。これは“遅延係数”と呼ばれており、鉱物と放射性物質の異なる組み合わせによってこの数値は変化する。生物圏への放射性物質の流入は、処分場から発生する流出と同じではない。岩石中を移動してゆく段階で、放射能は減衰する。よって生物圏に到達する放射能は、処分場から放出される放射能よりもはるかに小さい。その他のメカニズム例えば分散もまた、考慮しなければならない。分散は、放射性物質が地下水や割れ目系中でさまざまな経路を移動するという事実由来している現象である。種々の原位置試験によって研究されてきたこれらの分散効果によって、処分場から出た放射性物質の“パルス”は長期間にわたり広がり、生物圏へ到達する。分散は、生物圏へ流入する放射性物質の最高濃度を減少させる。しかし、放射能の第 1 陣は、分散が存在しないときに比べると速く生物圏へ到達するだろう。異なった物質が岩体中をいかに移動するかを記述する数学モデルの開発が続けられている。このモデルや、収着等に関する既知のデータにより、生物圏に到達可能な放射性物質の量が計算されている。放射性物質の化学的特性に基づく相互関連の結果 - 特に低い溶解度、半減期、岩体中への収着 - として、たとえ不利な環境に於いてさえも全放射性物質量のうちほんのわずかな分は、生物圏に到達できる。スウェーデンの岩盤のような結晶質岩には、結晶間に顕微鏡的な微細な割れ目が存在する。これらの割れ目は、水を含んだ連続した細孔系を構成している。水に溶出した物質（イオン）は微細な割れ目の幅よりもずっと小さく、それゆえ細孔系へ拡散でき、そこで結晶表面に収着される。

これらのプロセスを図 22 に図示する。

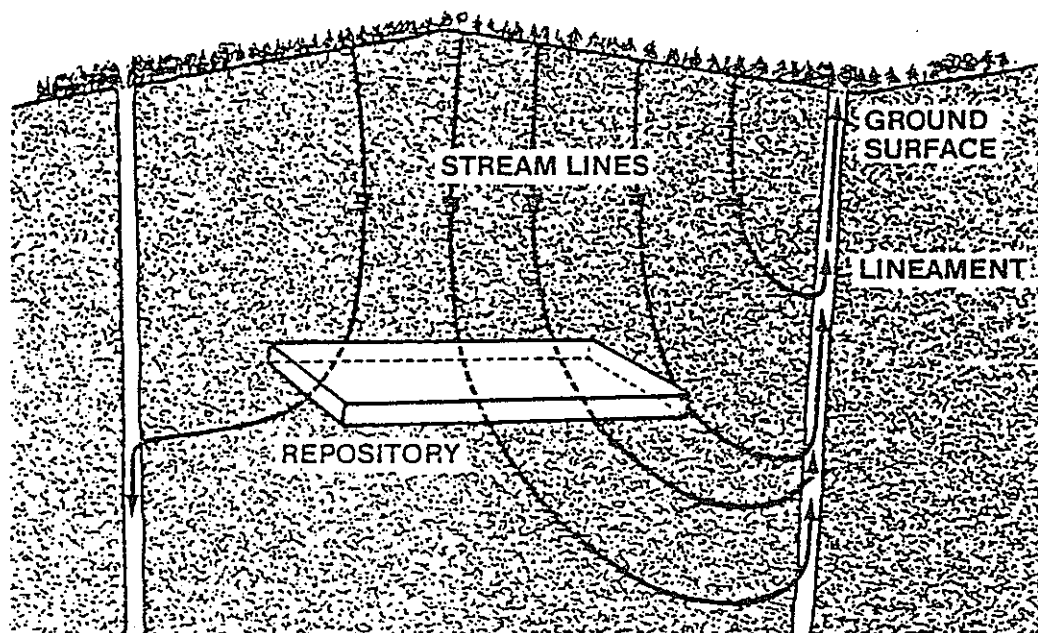


Figure 21. Schematic Illustration of Groundwater Flow.

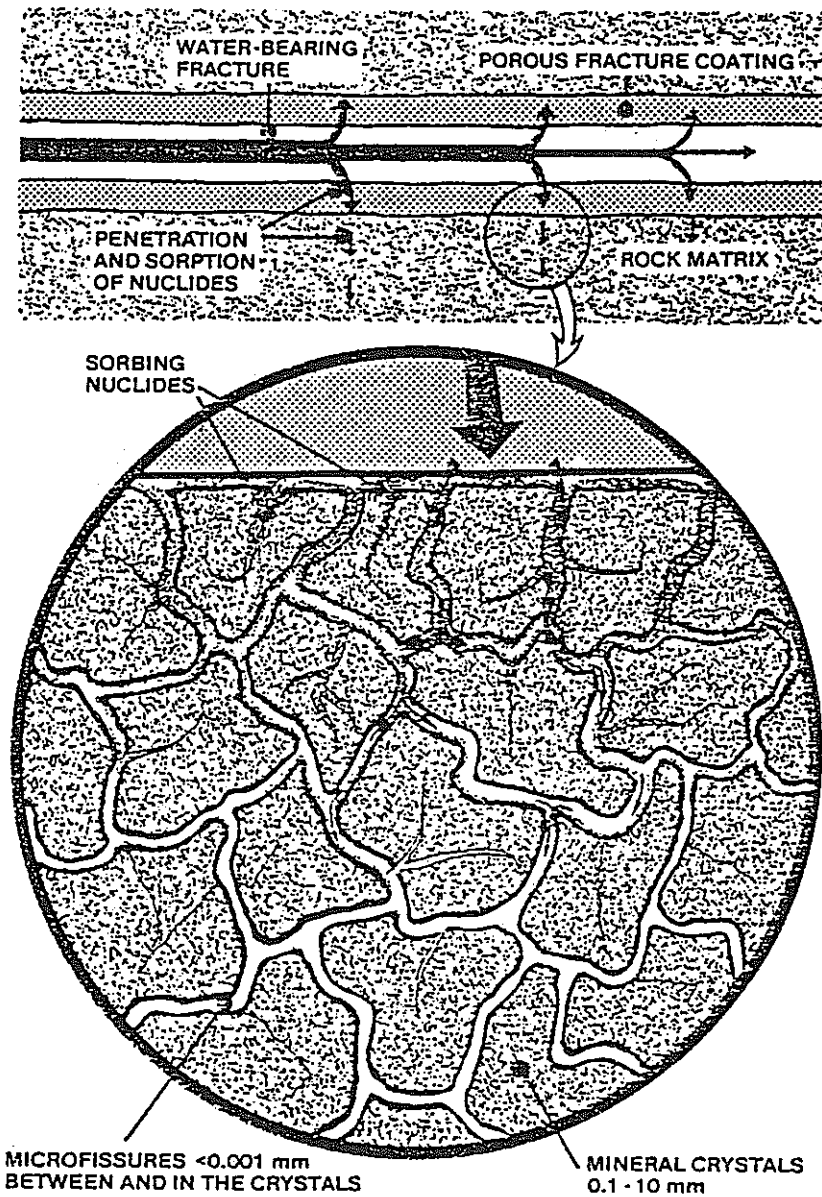


Figure 22. Schematic Illustration of Sorption and Penetration of the Radionuclides in the Microfissures in the Rock.

15 生物圏における分散と被曝

もし放射性物質が処分場から生物圏へ地下水によって運ばれるならば、環境中の個人は放射線による被曝を受ける。放射性物質は、水や食料品の摂取により人に到達する。

最も高い被曝を受ける人々（“クリティカルグループ”）が受ける吸収線量は種々のモデルの助けを借りて計算することができる。

BIOPATH と名付けられたスウェーデンのモデルがここで用いられた。モデルは、いかに放射性物質が生物圏の各部分に連続的に分散していくかを記述している。計算中で使われたデータは、国際的文献の多数からとられた。

計算は現在の気象、人口構成、飲食習慣を基にしている。我々は遠い将来に適用できるような条件にあるかもしれないが、現在の条件がかなり変化するかもしれないのである。飲食習慣や人類自身さえも今予言できない仕方に変化するかもしれない。これはすべての長期吸収線量計算の避けることができない不確定さとなる。しかしながら、処分場だけの影響は自然のバックグラウンドの放射線のうち無視できる小部分であるので、この不確定さはあまり重要でない。

16 放射線量

個人または集団に放射線が照射された場合、彼らはある放射線量を受けることになる。処分場近傍に住むクリティカルグループへの個人線量と、全世界の人々又は一部の人々に対する集積線量とは区別される。放射能から線量に変換するのに用いられている線量換算係数は、ICRP（国際放射線防護委員会）によって勧告されているデータや指針に大部分を基づいている。それは、胸、甲状腺、肺、骨髄、骨、生殖腺に与える放射性物質の影響についても考慮している。ICRPの勧告に従えば異なる器官に対する影響は、重み付けがなされ“重み付け全身線量”として与えられる。2（Sv）以上の高放射線量を特に短期に受けた場合、非常に大きな危険を招くことになる。放射線作業に従事している人々のため、スウェーデン放射線防護規則は、1年間当りに受ける最大全身線量を0.05（Sv）としている。尚、スウェーデンの天然放射線量は0.7～1.4 mSv/yearに相当する。

低放射線量によって起こる障害に対する知識は限られている。これは、そのような障害が他の原因で起こる数多くの同じタイプの障害と統計的に区別できないからである。ICRPは放射線障害の危険性が受けた線量に比例すると考えることを勧告している。しかし、この仮定は、慎重を要する。なぜならば、低線量から受ける障害に対し、過大評価する恐れがあるからである。ICRPは、照射による遺伝的損傷に属する危険因子を公表した。しかしながら、広島、長崎の原爆で多くの線量を受け生き残った多数の人々の子孫の中に、遺伝的障害がより高い発生率で現われる兆候はみられていない。このことは、次に示すような事実によると思われる。それは、多くの集団の中に他の原因で起こる非常に多くの遺伝的障害と区別できないということである。

17 安全の原理

処分前の使用済核燃料の取扱いは、他の原子力施設間で行なわれている燃料取扱いとほとんど同じである。それゆえ原子力に一般的に適用されている基本的な規則、指針、制限値は使用済核燃料の最後の取扱いにも適用し得る。処分場の長期間の安全性に関する限りは、別問題である。確立された規準、指針は今だ存在していない。個々のバリアあるいはバリア系に対する定量的な許容規準を確立しうるか、いくつかの国において議論されている。例えばキャニスタの最少有効寿命、地下水の最少到達時間、あるいは処分場からの放射性物質の最大許容分散速度について要求項目を明記することは可能である。ここではこのような試みは行なわない。すなわち現段階で、これを行う事は将来の研究・開発を抑制することになりかねず、また処分場システムの別の部分の機能に対して、公平でかつ包括的な評価を欠くおそれがあると判断されるからである。

現在の知見に照らしてみると、最も良い代替としては、特性のわかったサイトに適用された既存の、はっきりと定まったバリアシステムに対して行った徹底的な解析を基に処分場の安全評価を行う事のように思われる。

放射線防護の現在の基準及び指針は、処分場の放射線安全の必要要件の発布に対して、次の立場をとっている。

- 最大ひばくグループに対する放射線量への寄与は 0.1 mSv/y 以下と予想される。(スウェーデンの原子力施設に対して、スウェーデンにある国立放射線防護研究所によって規定された設計目標)
- 最大ひばくグループに対する放射線量への処分場の寄与は好ましからざる環境においてさえも 1 mSv/y 以下である。(ICRP による推奨限界)

他方、放射線防護要件を明記する上での、さらに客観的方法は、それらを自然放射線レベルに基づかせることである。このような要件は次のように形式化されうる。

- 最大ひばくグループに対する放射線量への寄与は、大部分が自然放射線からのもので、天然の変動範囲内である。

18 サイト特有のデータ

地質学的、水理学的及び地球化学的調査が Fjällveden, Svartboberget, Gideå, Kamlunge の選定サイト (図 13 参照) において、ここ数年実施されてきた。調査には、岩床地質学、現存の破碎帯、岩体の割れ目、水理・気象条件、岩の透水係数、地下水化学、感受性条件が含まれている。調査結果は Svartboberget を除いた上記サイトの想定処分場の安全解析、安全評価に使われている。Svartboberget の岩床は東方向に向いており、経済的には適していない数ヶ所に、処分場を分散しなければならない状態で分布している。それゆえこのサイトに対しての解析は完全にはまだ終了していない。

Fjällveden

15 のコアボアホールが、サイトにおいて最大 700 m の深さまで掘られている。コアボアホールの全長は約 7600 m である。

調査サイトは想定最終処分場の位置も含めて図 23 に示してある。

サイトは平な地形によって特徴づけられている。主に脈のある片麻岩より成っている岩体は、一般的には局部破さい帯にもあてはまる低透水係数を有している。岩体の約 3% は、垂直に向いた花こう岩と片麻岩の層より成っておりこれらは高い透水係数を有している。

処分場の深さ地点での地下水の流れは、上記の花こう岩と片麻岩の層の存在を考慮に入れて、 $0.01 \sim 0.05 \ell/m^2y$ と推定されている。

現在の破さい帯を考慮して、想定処分場は、それぞれ 500 m と 600 m の深さの地点に設置されるべきである。図 23 に示した処分場として有効な地域は 1.85 km^2 の全面積を有し、核燃料 6000 トンのニーズに対して 90% の過剰マージンを有している。高い透水係数を有した垂直帯の影響はさらに研究をしなければ完全には予想できない。それゆえサイトが処分場の位置として適当であると考えられるかどうかは、現時点では不明である。

Gideå

13 のコアボアホールが、サイトにおいて最大 700 m の深さまで掘り下げられた。コアボアホールの全長は約 8250 m である。

調査サイトは、想定処分場の位置も含めて図 24 に示してある。サイトは平らな地形によって特徴づけられており岩体は低透水係数の脈状の片麻岩で占められている。局部破さい帯内の透水係数は岩体中よりもわずかに高い。Fjällveden のように高透水係数の花こう岩と片麻岩が層として岩体を突き抜けて走っている。しかしながら Gideå では、これらの層は東側の方向に垂直に向いており、それらの透水係数は主岩と比較してわずかしき変わらない。岩中の輝緑岩のみぞは、

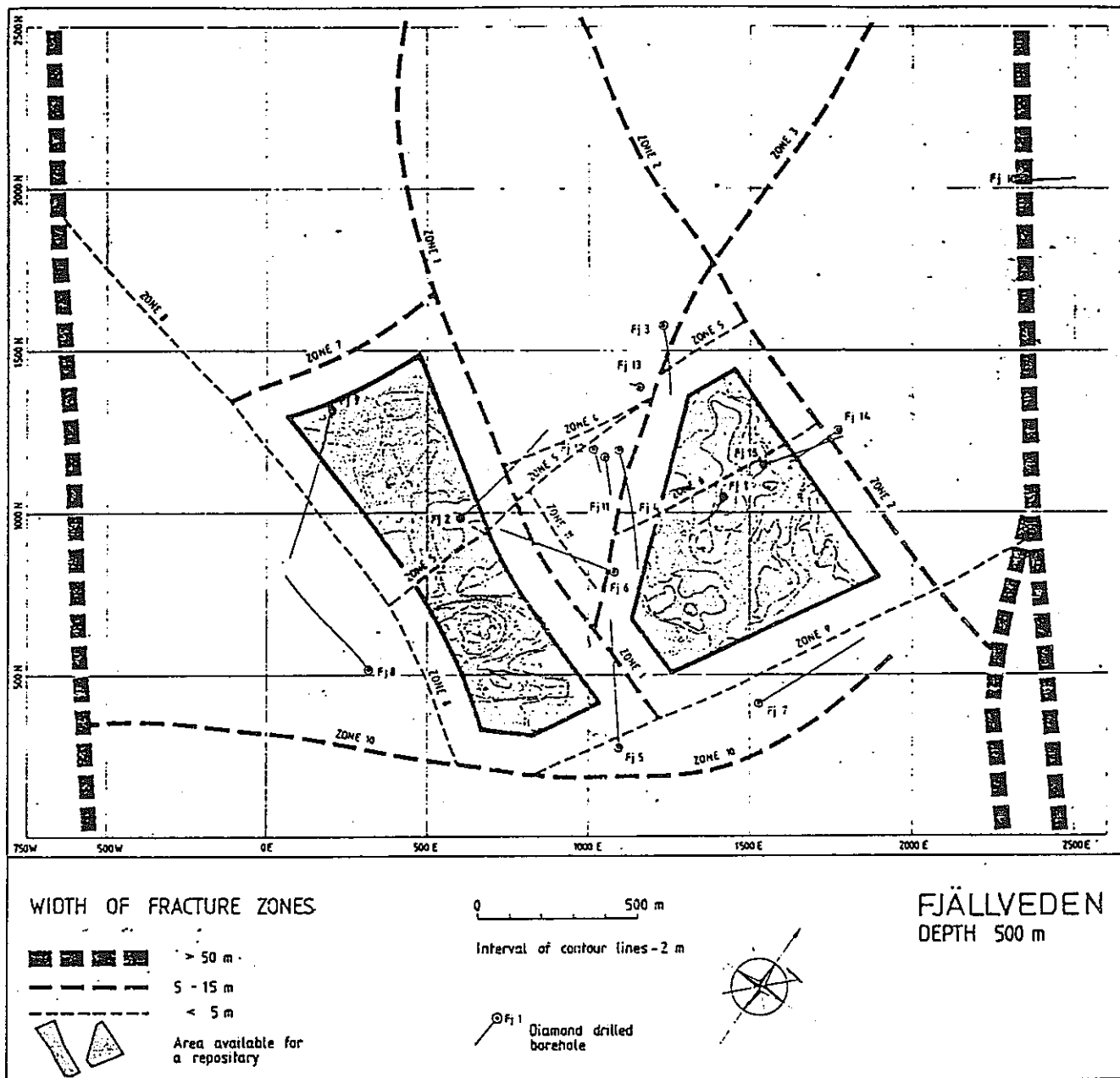


Figure 23. Study Site at Fjällveden.

主岩と同じ低透水係数である。

不浸透岩中の処分場深さにおける地下水の流れは、高透水係数の水平帯の影響を考慮に入れるか入れないかにかかわらず、 $0.004 \sim 0.02 \text{ l/m}^2 \text{ y}$ と推定されている。

Gideå サイトのあるレベルにおいて、処分場としての適当なスペースが存在しているだろう。しかしながら、さらに研究して、これを実証する必要があるだろう。良く調査された地域内の 500 m と 600 m の 2 つのレベルでの処分場が図 24 に示されている。印のついた地域は 2 km^2 の全面積を有し、燃料 6000 トンに対して約 120 % の過剰マージンを有している。

Kamlunge

16 のコアボアホールが、サイトにおいて 670 m の最大深さまで掘り下げられている。コアボアホールの全長は約 7800 m である。

調査サイトは想定処分場の位置も含めて図 25 に示してある。サイトは局部的には約 30 m の起伏を有する台地上に位置している。周囲の谷への起伏は約 100 m である。岩床は主に片麻岩と赤色花こう岩によって占められている。また岩床は角閃岩や花こう岩質の閃緑岩の岩のタイプも含んでいる。

岩体は低透水係数を有し、その岩体を、遠くに位置して細く険しく傾斜している破砕帯が横切っている。

高透水係数を有する水平破砕帯は、地表下約 550 m の深さにある。このゾーンには、4 つのコアボアホールが貫通しており、その厚さは約 4 ~ 14 m であることがわかっている。

処分場深さ約 450 m 地点での地下水の流れは $0.003 \sim 0.06 \text{ l/m}^2 \text{ y}$ であることが推定されている。

図 25 で印のついた地域はあるレベルにおいては処分場として有効なところであり、 1.1 km^2 の面積があり、燃料 6,000 トンに対して約 50 % 以上の過剰マージンを有する。深さ 550 m の地点で見られる水平破砕帯を考慮に入れると、処分場は地下 450 m、ゾーンの上 100 m の地点に建設されると想定されている。

Svartboberget

処分場の位置として Svartboberget の適性についての完全な解析はまだ成しとげられてはいない。今までの調査によれば、局部破砕帯が約 300 m のところに位置し、約 45° の傾斜を有していることがわかっている。この意味するところは、処分場を多数の小ユニットに分割しなければならないことであり、非実用的とみなされる。

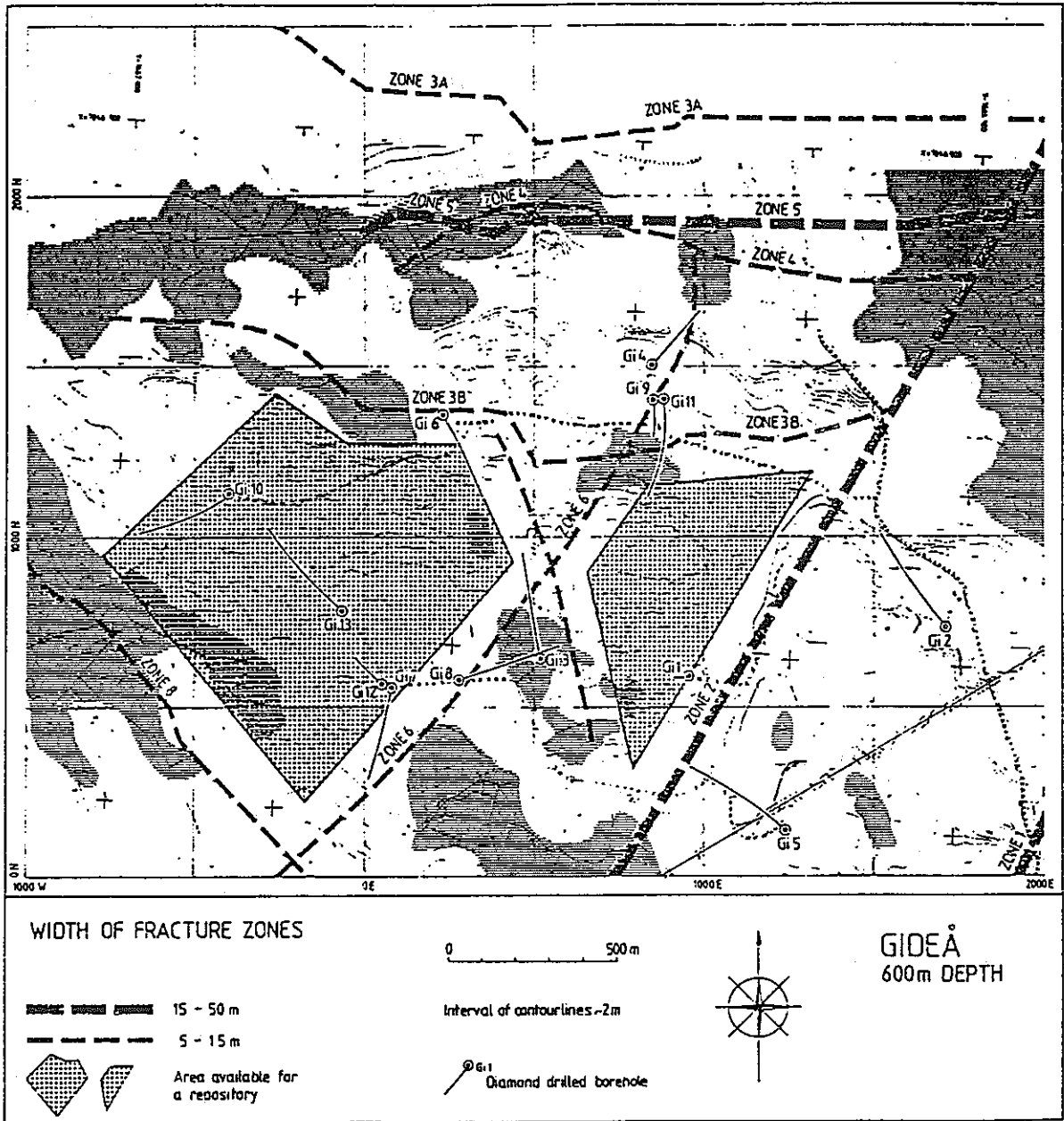


Figure 24. Study Site at Gideå.

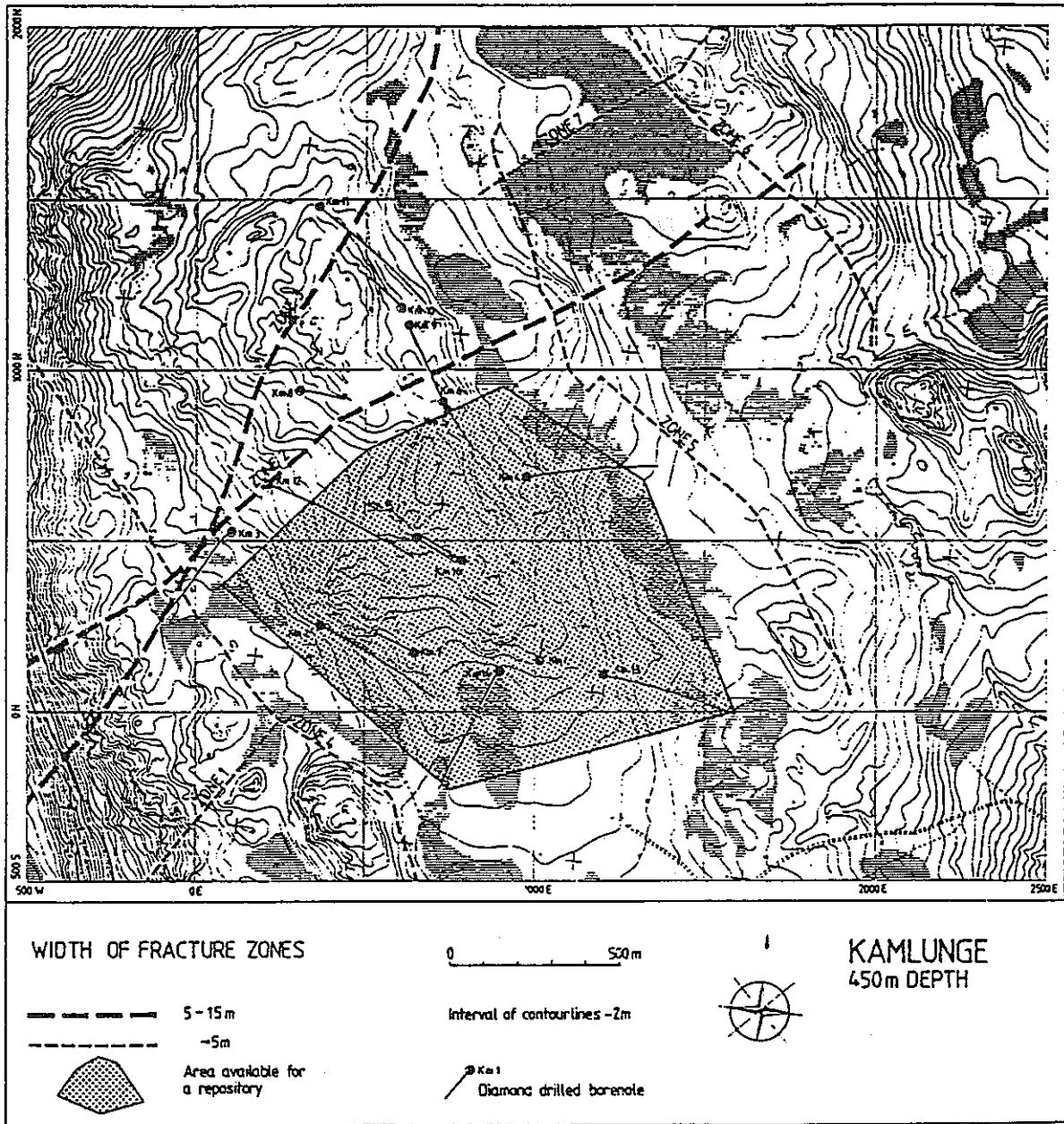


Figure 25. The Study Site at Kamlunge.

19 作業中の放射線安全

原子力プラントから処分場に至る核燃料の取扱い・輸送にともなって、種々の機能喪失及び事故が考えられ、起こり得る。それゆえこのような事象の危険性と起り得る結果に制限を加えるため、各種の処置が採用されねばならない。

輸送システムと同様に、CLABにおける作業に対して詳細な安全解析が記述されており、その処置が基本的な点についてオーソリティによって認められている。他方、カプセル化施設及び処分場での作業については、管理側のオーソリティーによってはレビューされていない。

カプセル化及び処分手順中の重要なステップについては調べられている。施設を適切に設計し、一般的に原子力分野で適用されている型と範囲において品質の監視と管理を行えば、重大な放射能放出の危険性は管理化におくことができる。

20 シールされた処分場の安全性

概要

このレポートの主目的は、使用済核燃料の処分が、過去の技術評価では考慮していないタイムスパンにわたって安全であるという高い要求を満たし、現在の技術でスウェーデンの岩床において実現できることを証明することである。

根拠は現時点での知見をベースにしている。現在の知見が完全でないところはどこでも、不利な方向に前提を置いたり、まだ完全には確めることができない有利な環境を無視することによって補なわれている。

処分サイトの選定（2000年頃）、建設開始（2010年頃）、処分開始（2020年頃）の前に、かなりの開発研究が行なわれるであろう。それゆえ最終的に選定される解決策は現時点で出されるものよりももっと最適のものであらうと考えられる。

起りうる事象のシーケンス

KBSによって行なわれたサイト調査結果は、スウェーデン内に多数の低透水係数岩の連続体の存在を示しており、約500m深さの地下水流は、 $0.002 \sim 0.1 \ell / \text{m}^2 \text{y}$ である。これらサイトの深部地下水は、銅を侵しうる物質を非常に低濃度含んでいる。腐食研究所の専門家グループが用いたものと同じ計算原理を使用し、しかも安全マージンなしで測定値をそのまま用いた場合、肉厚10cmの銅製キャニスタに対して、数億年オーダーの有効寿命が得られる。このような長時間の予想は、本来、非常に不確実なものである。がしかし計算は大部分のキャニスタが数100万年間そのまま存在し、貫通は数100万年を超えた時に分布するであろうことを示している。このような長期間の隔離後、処分された燃料は天然に存在するウラン及びその娘核種とおよそ同じ核種組成を有するであろう。

スウェーデンの岩は1kg当り平均約5mgのウランを含んでいる。このことは処分場周囲の岩体には、処分された燃料と同じオーダーのウラン量があることを示している。

スウェーデンの深部地下水のウラン濃度は $0.1 \sim 10 \text{ mg} / \ell$ の範囲である。高濃度側の数値は、どれだけのウランが深部地下水に溶解しうるかの上限に相当すべきものである。それゆえ地下水中のウラン量は岩中のウラン量ではなくむしろ岩床を通過する水中に溶解しうる最大可能量に依存する。

岩からの天然ウランの溶解を制限するのと同じメカニズムが使用済核燃料中のウランから導き出されうる濃度を制限する。処分場を流れるすべての地下水（ $0.1 \ell / \text{m}^2 \text{y}$ ）が飽和限（ $10 \text{ mg} / \ell$ ）までウランを溶解するなら処分場のすべてのウランが溶解するのに必要な時間は数十億年であろう。それゆえ天然の観察に基づいた最も起り得る事象のシーケンスは、腐食による銅製キャ

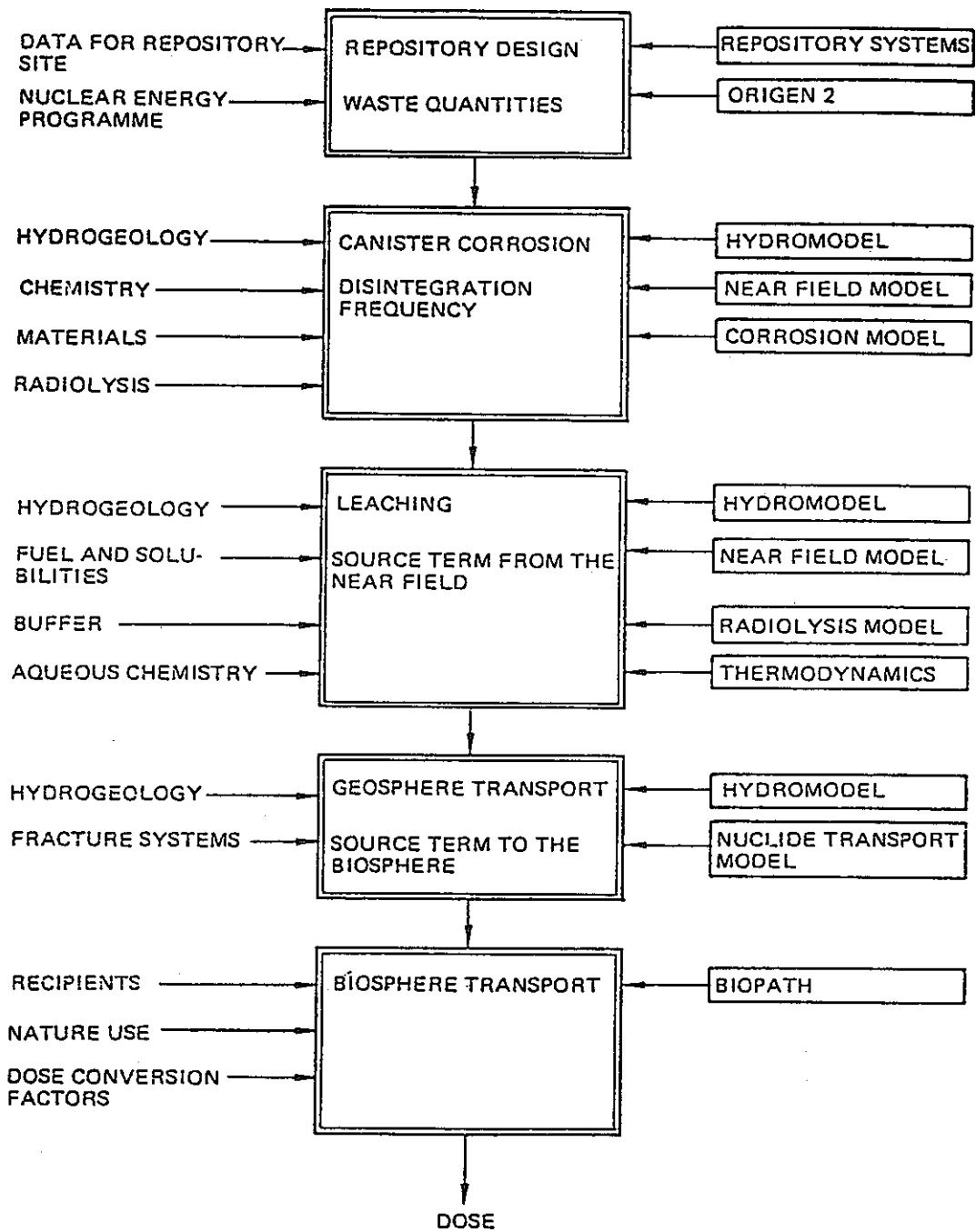


Figure 26. Scheme for Scenarios in the Safety Analysis.

ニスタの貫通の可能性とウランの溶解度に対する天然の制限の両方により処分場の使用済核燃料が地下水中の自然放射能にまったく影響を与えないといったゆっくりとしたプロセスになる。

シナリオ

前節で示した様に長時間をカバーする予想は絶えず不確定要素と結びつけて考えなければならぬ。それゆえ多くのシナリオがさらに不利な前提をバリアの機能として選ぶよう仮定されている。これらシナリオに対する計算は、図 26 に示す図式に従って実施された。

シナリオ A

このシナリオは“中心”のシナリオとして選択されたもので、次の前提をベースにしている。

- キャニスタは 10 万年から 100 万年の期間に継続して貫通する。
- 深さ 500 m 地点での地下水の流量は $0.1 \ell / \text{m}^2 \text{y}$ である。
- 燃料中のウランマトリックスは $360 \text{ mg} / \ell$ の濃度まで地下水に溶解すると仮定する。 $360 \text{ mg} / \ell$ は酸化条件下における最大可能溶解度と深部地下水中で測定された、炭酸塩の濃度とに相当する。
- 還元条件は、ある放射性物質の溶解と収着に対して重要な意味を持つ不亂状態の岩に分布していると仮定する。
- 例えばウランは、その時 $10 \text{ g} / \ell$ の溶解度を持つ。

処分場は岩中の破碎帯までの最短距離が 100 m のところに位置している。

以上の異なる様々の前提の結果への影響の仕方は次のシナリオに対して説明する。

シナリオ B

あるキャニスタはその処分時時点でリークすると仮定する。

シナリオ C

酸化条件は全処分エリアと、近接破碎帯の方向に分布すると仮定する。

シナリオ D

放射性核種の一部はコロイドとなって生物圏へ急速に移行すると仮定する。

シナリオ E

生物圏への放出は泥炭沼に向って起こり、そこではウランは高濃縮されうる。

異なる放射性物質の生物圏への放出による、周辺住民のひばく線量が計算されている。例として、シナリオ A に対して異なる時間で計算されたひばく線量が図 27 に示されている。ひばく線量値は低く、異なる時期においてそれぞれ I - 129, Ra - 226 によって支配されている。異なるシナリオに対して得られた周辺住民の最大ひばく線量が図 28 に示されている。

以上述べた様に異なるシナリオの結果は不利な仮定に基づいている。高度の知識をもってすれば、さらに現実的な解析を行うことが可能で、結果はさらに低いひばく線量値になるであろう。このことは厳しい安全要件を犠牲することなくしてさらに最適の方法で処分場の設計を可能なら

このことは厳しい安全要件を犠牲することなくしてさらに最適の方法で処分場の設計を可能ならしめるであろう。

前提を特に不利に選定するステップは次のとおりである。

- キャニスタの有効寿命はおそらく非常に過少評価されている。さらに加えて、キャニスタの全バリア機能は、キャニスタがある一点で貫通すると同時にストップし、その後、地下水が侵入してキャニスタ内の全燃料と接触すると仮定する。実際には形成された腐食生成物は地下水が大部分の燃料と接触する可能性を制限するであろう。
- 中心シナリオに対する地下水の流量は、 $0.1 \text{ l/m}^2 \text{ y}$ と仮定した。調査サイトに対して計算された地下 500 m の流量は $0.003 \sim 0.1 \text{ l/m}^2 \text{ y}$ になる。

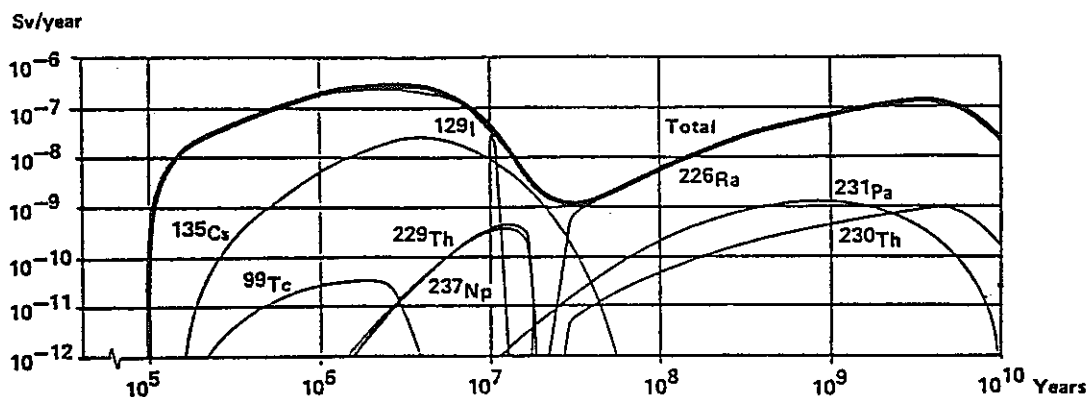


Figure 27. Doses to Nearby Residents for Scenario A.

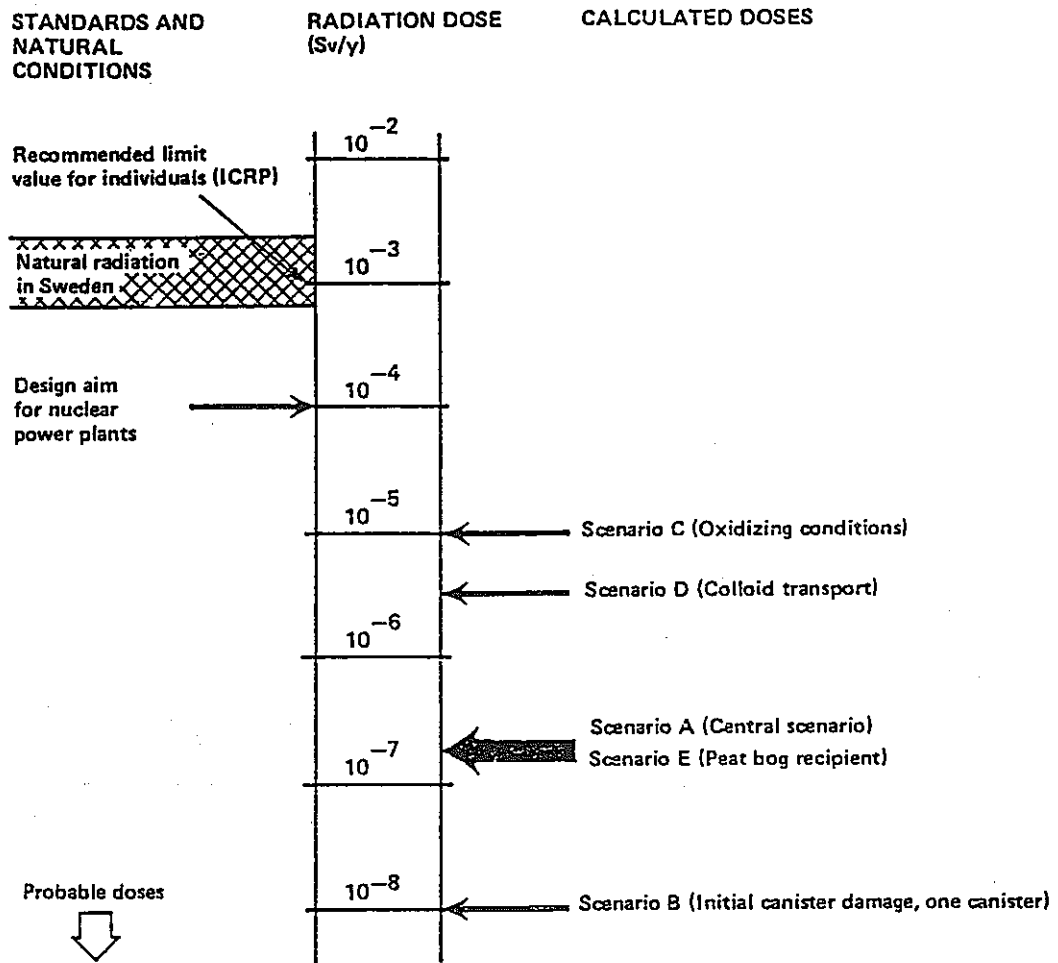


Figure 28. Calculated Doses to Nearby Residents for Different Scenarios.

21 事故及び極端な事象

概要

処分場から放射性物質の分散を生ずるようなゆっくりした変化については、前章で取扱った。これまでの解析に適用した前提ではカバーしきれないような極端な事象や特殊事象の結果によっても、放射性物質が漏洩することは考えられる。そのような事象は自然界に起因するものと、人間の活動の結果起こるものがある。自然界に起因するものとしては、処分場における岩床移動や氷結及び臨界のような異なる種類のものを含んでいる。処分場の安全性に影響を与えるような人の活動としては、戦争とか、処分場への計画的または無意識の侵入のような破壊行為である。

岩床移動

岩床移動は、おそらく新しい地下水流の通路を作ったり、キャニスタを破壊することによって、処分場を壊すであろう。

スウェーデンの岩床は10億年から20億年が経過している。岩床内に存在する放射性物質は、この全期間を通して、岩床の進化に伴っている。このような図式は、地質学的に非常に長期間にわたる劇的事象として特色づけられる。また、スウェーデンの岩床が、一般的には、地質学的観点からは非常に低活動の進化と見なせることを意味している。これは、特に岩床にかかる荷重が氷結の最終状態で除かれる時に、岩床移動が起こらないことを必ずしも意味するものではない。自然界の常識からすれば、そのような岩床移動はすでに弱められた部位、すなわちすでに押しつぶされた地帯に起こり易い。それ故に、押しつぶされた地帯で囲まれたような健全な岩塊中に存在する処分場は、それら押しつぶされた地帯により防護されるであろう。

これら地質学的検討の結論としては、処分場域における水理的条件が次の百万年の間に重大な変化を起こすような見通しは非常に低いということである。

今日の岩床に見られる割れ目の形状は、岩床が10億年あるいはそれ以上の期間ずっと支配されてきた全圧力と岩石の変成作用の集積された結果である。たとえ割れ目の数が、この期間の千分の一、すなわち次の百万年の間に倍になると仮定しても、地下水流に本質的な変化は起こらないであろう。

処分孔が、キャニスタに剪断力を与えるような断層と交差する危険性は、これまでの断層や現出している露頭の頻度の観察の結果から評価される。それら観察の統計解析では、百万年の間にそのような移動によりおそらく1つの処分孔が影響を受けることを示している。緩衝材や銅の柔軟性及び弾力性は、微小な岩床移動からキャニスタの損傷を防ぐであろう。個々のキャニスタへの損傷の結果は、安全解析と関係している。(シナリオB)

処分場における臨界性

処分場に存在する核分裂性同位元素 Pu - 239, U - 235 は非常に長期間隔離されており、自己連鎖反応を起こすような幾何学的配置で蓄積していくことが、理論的には考えられる。物理的な理由から考えて、このような一連の事象は、筋の通ったありえる範囲をこえているとみなされるにちがいない。

それにもかかわらず、もし臨界量が増加すると仮定すると、その反応は水が沸騰して蒸発した時に停止するので、その結果は局部的なものとなる。

戦争及び破壊行為

長期的見通しとして、戦争を“極端な事象”と見なすかどうかは疑しい。一方、戦争が地下500メートルの岩中に存在する密閉された処分場に厳しい損傷を与える可能性は非常に程遠いものである。10～50メガトンの地下核爆発でさえ、100～200メートル以上の深さのクレーターを作らないであろう。これは地質学的バリアを弱めることはあっても、全く破壊することはないであろう。そのような状況下では、処分場からの放射能の放出は、爆弾からの放射能片のみであり、相対的には重要でなくなる。

破壊行為者にとって、処分場は主要な興味ある標的とはならないであろう。合理的で安全な処置が処分場を密閉するまでとられる。

処分場への侵入

将来の世代は、彼ら自身の意識的行動に対し責任を負わねばならない。これに関連して、重要なことは、彼らの決定の基礎となる最良の情報を彼らのために用意しておくことである。すなわち、処分場の位置、設計、機能に関する情報が注意深く記録され、保存されていることをはっきりとさせておくことである。もし、将来ある時期に、人々が処分場にある銅や使用済核燃料を回収し、取りもどすことを望んだ場合には、それらの情報により放射線の危険性に十分注意して対処することができよう。

処分場に関する情報が失われることは考えられる。例えば、人類が絶滅する程の世界戦争のような破局的出来事や、氷河期のように人類がその土地に住めなくなり、その後、再び人が住み始めたような時が考えられる。その後、処分場の存在を知らずに、たとえば地球物理的方法によってそこに金属鉱床が見つけれられた場合には、人々が金属採掘のため、そこに入ることは考えられることである。しかし、それ程進歩した技術的ノウハウを有している人々であるならば、その放射能の検出とともに、その危険性についても検知する能力を持っているであろう。

また、次の千年ぐらいの間には、処分場周辺の岩体に蓄積した熱エネルギーが、魅力的発見となることも考えられる。しかし、新氷河期の後までには非常に長期間が必要であり、燃料から発生する熱は、それまでには消費されてしまっているので、この可能性はなからう。

処分場は、有用な鉱物のない場所が選定されるので、そのような地域が資源開発のために利用される危険性はない。

22 安全性全般に関する結論

概要

スウェーデン法によると、原子力生産者は原子力発電所から発生する放射性廃棄物の安全な処分に対して責任を有している。原子力の事業は、共同所有している Svensk Kärnbränsleärförsvärning AB（スウェーデン核燃料供給会社）と、その必要な方策に関して責任を持つことを契約している。これは長期計画に基づいて行なわれており、年々改訂している。

この業務の重要な点は、使用済核燃料の最終かつ安全な処分システムを開発することである。スウェーデン法では、原子炉所有者は、原子炉に最初の燃料を装荷するまでに、使用済核燃料が安全な方法で取扱われ、かつ、最終的に処分されることを示さなければならない。

使用済核燃料の放射能は時とともに、段々減衰する。しかし、燃料中のある種の放射性物質は非常に長い半減期を有しており、非放射性的の有毒物質と実質的に同等と考えることができる。今のところ、そのような物質が非常に長期にわたって、どの程度環境に影響を与えるかについて計算を要求している法律はない。従って、非常に長期間にわたり環境へ影響を与えるような安全性の問題について社会がどのような一般的考えを持つかといった観点から、使用済核燃料処分場の安全性をこの報告書で評価することはできなかった。

本報告書に述べられている計算は、1983年初めに得られた情報を基にしている。

取扱い手順における安全性

使用済核燃料の処分に先行して行われる取扱い及び処理の工程は、工業と原子力プラント運転の写しである。それ故に、安全性に係わる必要な処置は十分な経験に基づいている。安全性及び防護上厳しく要求されるような技術的難しさはない。

処分場の長期安全性

時間的見通し

使用済核燃料中の放射能は、最初、急激に減少する。原子炉から取り出し後10年で、使用済核燃料中の放射能は、当初の100分の1になる。10年経過した燃料の放射能が更に100分の1に減衰するには、一万年が必要である。更に、引継ぎ放射能が100分の1に減じるには、一万年から一千万年が必要となる。

ここで考えているような長期間の間には、我々の環境に多くの変化が起こるのであろう。

- 100年程度の期間では、湖の富栄養化のような自然変動が起こるのであろう。
- 1万年程度の期間では、新しい氷河作用に至るような、重要な気候的変動が起こるのであろう。
- 百万年オーダーの期間では、新種の発生やある種の絶滅のような進化が起こるのであろう。

- 数千万年オーダーの期間では、大きな地質学的変動が起こるのであろう。

通常、期間が長期になる程、予測とか将来の評価に当って、その不確実性は大きくなる。しかし、使用済核燃料に関する処分場の安全性評価を完全に行うためには、非常に遠い将来の予測しうる状況に光を当てる必要がある。処分場に選定される岩層と工学バリアに含まれる物質の特性は、非常に長期の地質学的時間にわたり、存続し続けるということで特徴付けられる。それ故、たとえ、数百万年の見通しでも処分場におけるバリア機能の評価を行うことは、意味あることである。数百万年にわたる見通しによると、使用済核燃料中の同位体組成は、スウェーデンの岩床中で自然に生ずるウランの組成と大概同様となる。

処分サイト

スウェーデンの結晶質岩床は地質学的に非常に安定であり、今後の百万年程度を考えても、数百メートルの深部における岩床の水理学的、地球化学的状态での大きな変化は期待されないであろう。

安全解析は、スウェーデンの他地域における広範な調査の結果得られた地質学的、水理学的及び地球化学的データを基にしている。地域により状況は幾分異なるが、安全解析では観察された変動のほとんどをカバーしている。

地域調査と安全解析の結果は、安全な処分場の建設に適した岩床がスウェーデンには数地域在ることを示していた。最近調査された Gideå, Kamlungekölen 地域や、おそらく Fjällveden 地域も以前調査された Sternö 地域と同様、そのような地域の一つであろう。解析結果によると、上述の地域より相対的に高い地下水流を有している Finnsjön 地域も同様に、安全性の観点からは許容できることを示している。

処分サイトは 1990 年代末までのある時期に最終決定されよう。それまでに、更に他地域が調査され、十分な量のデータが最適な地域選定に利用されるであろう。

安全性

使用済核燃料は、処分場において異なるバリアによって囲まれている。バリアは、非常に長期間、環境から燃料を完全に隔離するように設計選択されている。また、どんなに長期間でも処分場から漏洩する放射性物質を減じ、かつ、希釈するように設計、選択されている。

壁厚数センチメートルの銅製キャニスタは、少なくとも、百万年たぶんそれ以上長い間変化せず、密封性を有していることが期待される。

処分孔中のベントナイトは、キャニスタと岩体との間の機械的、化学的緩衝材として、密閉層を構成している。地質学的調査によると、ベントナイトは、温度が 100℃以下であれば、少なくとも、数百万年間その特性を保持し得るような耐久性の高い自然に存在する物質である。

自然界及び実験室での地球化学的調査によると、使用済核燃料中のウラン及び他のアクチノイ

ドは水に非常にわずかながら溶解する。処分場における地下水流は非常に低流量なので、キャニスタに侵入した時に燃料から放出される放射性物質の溶解は非常にゆっくりしている。

岩石中の地下水に広がっている化学的環境では、放射性物質は非常にゆっくりと移動している。岩石中の微細な割れ目への吸着が、放射性物質の移動を遅らせている。

ここで述べたバリアシステムの機能の解析と、自然界における岩石中でのウランの移動法に関する情報によると、処分場は環境に全く影響を与えないであろう。しかし、絶対に確実な方法でこれを証明するような十分な知見とデータは得られていない。

それ故、分散計算が、いくつかの仮定し得るケースで行われている。例えば、キャニスタの寿命や岩石中の流量や化学的遅延効果に関して不利な（悲観的な）前提が種々の計算に使われている。それにもかかわらず、計算結果の線量は自然の放射線のおよそ 1000 分の 1 から 100 分の 1 といったささいなものであり、その線量は遠い将来まで増加していない。ここに述べられている処分システムは、一般的な放射線に関する標準と比較しても、安全性に対し非常に裕度を持っている。

本解析においては、考慮に入れるべきこととして、継続的研究開発を通じて高い安全性への要求を妥協させることなく、更にもっと経済性や資源の有効利用の点を大切にした解決を図るべきであるという事を述べている。

結論

スウェーデンの原子力プラントから出る使用済核燃料は、非常に高い安全性と放射線防護の要求を満足するような方法で取扱われ、最終的に処分されよう。この取扱い方法と処分は、スウェーデンにおいて一般的に知られ、かつ、利用されている技術を用いて行うことができる。スウェーデンにあるいくつかの場所の岩床は、安全な処分場として要求される特質を有している。

ここで述べられた処分方法は柔軟性があり、場所の条件に適合させることができる。さらに経済性と資源の有効利用に関して多くの改善を図るための基礎研究を継続していくことが期待される。

KBS-3 の和訳に使用した訳語

KBS-3 中の用語	訳 語	KBS-3 中の用語	訳 語
final storage	処分	geophysics	地球物理学
final repository	処分場	packer	パッカ
intermdiate storage facility = CLAB	中間貯蔵施設	hydraulic units	透水単位
encapsulation station	カプセル化施設	hydraulic gradient	動水勾配
copper canister	銅製キャニスタ	ground water head	水 頭
deposition hole	処分孔	redox condition	酸化還元条件
compacted bentonite clay	圧縮ベントナイト	salinity	塩 度
biosphere	生物圏	aquifer	帯水層
containment	封じ込め機構	sorption	収 着
barrier	バリア	mother rock	母 岩
buffer material	緩衝材	crystalline	結晶質の
backfill material	埋め戻し材	basement rock	岩 盤
geology	地質学	denudation	削 剝
hydrology	水理学	depression	低 地
geochemistry	地球化学	land uplift	土地隆起
site	サイト	glaciation	永河作用
treatment facility	取扱い施設	continental ice sheet	大陸氷板
corrosion	腐 食	exposed outcrop	露 頭
erosion	浸 食	bearing capacity	支持能力
hydraulic conductivity	透水係数	swelling	スエリング
bed rock	岩 床	hot isostatic pressing = HIP	等圧ホットプレス
rock stress	岩 圧	service life	有効寿命
National Board	国の機関	hydroxide	水酸化物
Swedish Nuclear Fuel Supply Company	SKBF (スウェーデン核燃料供給会社)	carbonate complex	炭酸塩複合体
terminal vehicle	輸送車	dispersal	分 散
nuclear power station	原子力発電所	diffusion	拡 散
rock formation	岩 盤	radiolysis	放射線分解
shaft	立 坑	retention factor	遅延係数
keconnaissance	踏 査	field test	原位置試験
bore hole	試掘孔	critical group	クリティカルグループ
fracture	割れ目	radiation dose	放射線量
fracture zone	破碎帯	collective dose	集積線量
topography	地 形	dose conversion factor	線量換算係数
rock mass	岩 体		

KBS - 3 中の用語	訳 語
International Commission on Radiological Protection	ICRP (国際放射線防護委員会)
thyroid	甲状腺
bone marrow	骨 髄
gonad	生殖腺
weighted whole-body dose	重み付け全身線量
guideline	指 針
criteria	規 準
standard	基 準
core borehole	コアボアホール
gneiss	片麻岩
granite	花崗岩
diabase	輝緑岩
amphibole	角閃岩
diorite	閃緑岩
peat bog	泥炭沼
bedrock movement	岩床移動
criticality	臨 界
rock displacement	断 層
eutrophication	富栄養化
extermination	絶 滅
chemical retardation effects	化学的遅延効果